

AESJ-SC-F022:201X



日本原子力学会標準

ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度 決定に関する基本手順：201X

公衆審査版

201X年XX月

一般社団法人 日本原子力学会

公眾審查版

まえがき

この標準は、一般社団法人日本原子力学会が標準委員会原子燃料サイクル専門部会 LLW 放射能評価分科会、同専門部会、同委員会での審議を経て制定したもので、原子力発電所の運転及び解体に伴い発生するピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法について、基本的な手順をまとめたものです。

原子力発電所の運転に伴い発生するピット処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法については、平成 4 年に原子力安全委員会が了承した基本的な方法に基づいて、実際に運用されております。そこで使用されているスケールリングファクタ法をはじめとする放射能濃度決定方法は、実際に埋設する廃棄体中の放射能濃度を決定するための主たる方法として検討が行われてきたとともに、十分な知見が得られたため、標準化の形で整理し、“放射性廃棄物の放射能濃度決定方法—原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物の放射能濃度決定方法に関する基本手順：2007—浅地中ピット処分廃棄物について—”（AESJ-SC-F010：2007）として発行しております。

その後、原子力発電所の解体に伴い発生する放射性廃棄物の放射能濃度決定方法についても検討が行われ、さらにトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法も、十分な知見も得られてきました。このため、新たに埋設処分する廃棄物の放射能濃度決定方法の検討に、これらの知見を反映していくことは有意義かつ合理的であると考え、上記の標準を改定し、“ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定に関する基本手順：2011”（AESJ-SC-F022：2011）として発行しております。

その際の主な改定内容は、解体廃棄物中の放射性核種には、放射化による生成物が含まれており、放射化計算を用いて放射能評価を行う方法を加えたこと、解体廃棄物の場合、廃棄体になる前に放射能測定を行うことが有効なので、これを加えたことです。この標準の制定の経緯や放射能評価方法の検討の背景については、解説に記載しました。

上記の改定後、運転廃棄物の放射能濃度決定方法について、新たな実例や知見が加えられ、新たに埋設処分する廃棄物の放射能濃度決定方法の検討に、これらの知見を反映していくことは有意義かつ合理的であると考え、上記の標準を改定し、“ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定に関する基本手順：201X”（AESJ-SC-F022：201X）として発行することとしました。

主な改定内容は、以下の内容を加えたことです。

- スケールリングファクタ等の継続使用方法の規定化
- 新たな主要な核種である ^{36}Cl に対する放射能濃度評価方法
- 原廃棄物分析法などに関して発行された JNES レポートで示された新たな知見
- クリアランスの検認制度で採用された方法に基づくスケールリングファクタ法及び平均放射能濃度法の適用方法
- 解体廃棄物の放射能測定方法の具体化
- 理論計算法の適用方法の見直し

この標準の制定の経緯や放射能評価方法の検討の背景については、解説に記載しました。

Foreword

This standard has been established by the Atomic Energy Society of Japan (AESJ) through deliberations by its Subcommittee on the Radioactivity Verification Method for Low-Level Radioactive Waste, Nuclear Fuel Cycle Technical Committee, and Standards Committee, and describes a basic procedure for determining the radioactivity of low-level radioactive wastes generated at nuclear power plant operation and decommissioning, which are subject to near-surface pit disposal or trench disposal.

The method for determining the radioactivity of the low-level radioactive wastes from nuclear power plant operation subject to near surface pit disposal was based on procedures approved by the Nuclear Safety Commission in 1992. The scaling factor method and other methods of determining radioactivity were then developed on the basis of various investigations conducted, drawing on extensive accumulated knowledge. Since the application of accumulated knowledge to future radioactive waste disposal is considered to be rational and justified, such body of knowledge has been standardized and published as **AESJ-SC-F010:2007** “Method to Determine the Radioactivity of Radioactive Waste Packages - Basic Procedure of the Method Used to Determine the Radioactivity of Low-Level Radioactive Wastes Packages generated at nuclear power plants : 2007”.

After that, the method of determining the radioactivity concentration of radioactive waste generated by demolishing of nuclear power plants was also considered, and accumulated knowledge on the method of determining the radioactivity concentration of the trench disposal has also been obtained. For this reason, we considered that it is meaningful and reasonable to reflect these knowledges in this study of the method of determining the radioactivity of the waste to be buried and disposed. We have revised the standard and published **AESJ-SC-F022 : 2011** “Basic Procedure of the Method Used to Determine the Radioactivity of the Pit and Trench disposal : 2011”.

The main revision points of the **AESJ-SC-F022 : 2011** are as follows; adding nuclides in dismantling waste activated under irradiation and calculation methods for their activities, and adding measurement methods of activities before dismantling. The background of this revision was described in the commentary of the **AESJ-SC-F022 : 2011**.

After the former revision, as actual cases and new knowledge of activity measurement or evaluation had been cumulated, we decided to publish the **AESJ-SC-F022 : 201X** to reflect them. The main revision points of the **AESJ-SC-F022 : 201X** are as follows;

- a) Prescription of continuous use method such as scaling factor
- b) Addition of evaluation method of radioactivity concentration for new major nuclide ^{36}Cl
- c) Incorporation of the JNES (Japan Nuclear Energy Safety Organization) report on raw waste analysis method etc
- d) Addition of application method of scaling factor method and average radioactivity concentration method based on the method which are adopted in the clearance evaluation method
- e) Concretization of the method of measuring radioactivity of dismantled waste
- f) Review of application method for theoretical calculation method

The background to this standardization effort, the reasoning behind the determination method as applied to the measurement of radioactivity are described in the commentary of this standard.

制定 : 201X 年 X 月 X 日

この標準についての意見又は質問は、一般社団法人日本原子力学会事務局標準委員会担当（〒105-0004 東京都港区新橋 2-3-7 TEL 03-3508-1263）にご連絡ください。

公衆審査版

免責条項

この標準は、審議の公正、中立、透明性を確保することを基本方針とした標準委員会規約に従って、所属業種のバランスに配慮して選出された委員で構成された委員会にて、専門知識及び関心を有する人々が参加できるように配慮しながら審議され、さらにその草案に対して産業界、学界、規制当局を含め広く社会から意見を求める公衆審査の手続きを経て制定されました。

一般社団法人日本原子力学会は、この標準に関する説明責任を有しますが、この標準に基づく設備の建設、維持、廃止などの活動に起因する損害に対しては責任を有しません。また、この標準に関連して主張される特許権及び著作権の有効性を判断する責任もそれらの利用によって生じた特許権や著作権の侵害に係る損害賠償請求に応じる責任もありません。そうした責任は全てこの標準の利用者にあります。

なお、この標準の審議に規制当局、産業界の委員が参加している場合においても、この標準が規制当局及び産業界によって承認されたことを意味するものではありません。

Disclaimer

This standard was developed and approved by the Standards Committee of AESJ in accordance with the Standards Committee Rules, which assure fairness, impartiality and transparency in the process of deliberating on a standard. The Committee is composed of individuals who are competent or interested in the subject and elected, keeping the balance of organizations they belong in the subject, with their professional affiliations well-balanced as specified in the Rules. Furthermore, the standard proposed by the Committee was made available for public review and comment, providing an opportunity for additional input from industry, academia, regulatory agencies and the public-at-large.

AESJ accepts responsibility for interpreting this standard, but no responsibility is assumed for any detriment caused by the actions based on this standard during construction, operation or decommissioning of facilities. AESJ does not endorse or approve any item, construction, device or activity based on this standard.

AESJ does not take any position with respect to the validity of any patent rights or copyrights claimed in relation to any items mentioned in this document, nor assume any liability for the infringement of patent rights or copyrights as a result of using this standard. The risk of infringement of such rights shall be assumed entirely by the users.

The committee acknowledges with appreciation the participation by regulatory agency representatives and industry-affiliated representatives, whose contribution is not to be interpreted that the government or industry has endorsed this standard.

著作権

文書による出版者の事前了解なしに、この標準のいかなる形の複写・転載も行ってはなりません。
この標準の著作権は、全て一般社団法人日本原子力学会に帰属します。

Copyright

No part of this document may be reproduced in any form without the prior written permission of the AESJ.

Copyright © 201X Atomic Energy Society of Japan

All Right Reserved.

公衆審査版

日本原子力学会における原子力標準の策定について

標準委員会は、原子力安全の確保を目指して公平、公正、公開の原則のもと、学术界、産業界及び国の機関等に広く所属する幅広い分野の専門家の参加を得て、活動を進めています。東京電力福島第一原子力発電所の事故からの多くの教訓を踏まえて、原子力安全の向上を最も重要な目標として、国際的なエクセレンスに学び、我が国の社会経済的環境、国民性、産業構造の変化や技術の発達等を十分勘案し、原子力発電所など原子力に係るシステムや製品、仕組みに関連する基準を原子力標準として随時制定し、それを新たな知見を随時反映して改定していくことが、標準委員会の使命です。原子力標準は安全性向上に資する最新の知恵の体系であり、真摯な議論を踏まえて、国民が最新の知見を迅速に活用することを可能としています。また原子力安全を最優先として市場競争を行っている産業界は、当該技術が標準化されたことを前提として、比較優位性を生み出す技術開発等に努力を傾け、ひいては原子力安全をより確実にする活動に注力することが可能となります。

我が国においてはこれまで、国民の生活の質を確保し、経済社会の安定な発展を支えるため、国の規制機関が要の基準を国家標準として制定し、行政判断に使用してきました。さらに近年では、機能性化として標準策定の活動を学会に委ねる方向が進展してきました。しかしながら今後は、早期に体系化を整えることに加えて、新知見の取入れをより迅速に行うようにすることで、技術やニーズの変化に合わせて標準を適正化していく作業を加速し、原子力安全の確保の観点で決して陳腐化が起こらないように努めなければなりません。学会における標準の策定活動を通じて、福島第一原子力発電所事故の再発を防ぐことはもちろんのこと、いわゆる安全神話が復活することがないように努めていきたいと考えます。標準委員会としては、原子力安全を担う原子力規制委員会とも緊密な協働の下で、学会が中核となって、全てのステークホルダーから専門家が参画して真摯に議論を深め、優先度を明らかにしつつ、原子力安全の目標を達成するため適正な原子力標準を迅速に策定する役割を担っていきます。

このような精神に則り、標準委員会においては構成する委員一人ひとりが専門家として学会の倫理規程を遵守し、公平、公正、公開の原則のもとに原子力安全の向上に資する原子力標準を策定していきます。公衆審査を経て制定される標準を規制機関と産業界が安全性向上を図るために利用していくことになれば、新しい技術的知見を迅速に、また国民の利用に供することになります。さらに、これらを国際的な標準として提示していく努力を行うことも学会の役割であり、その実現は我が国の国際技術戦略に加え、福島第一原子力発電所事故後の国際社会における原子力安全に対して重要な貢献となると考えます。

201X年XX月

標準委員会
委員長 関村 直人

原子力標準の位置付けについて

“ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定に関する基本手順：201X”は、1999年9月22日に設置された日本原子力学会標準委員会（Standards Committee of AESJ）が、原子力施設の安全性と信頼性を確保してその技術水準の維持・向上を図る観点から、原子力施設の設計・建設・運転・廃止措置などの活動において実現すべき技術のあり方を、原子力技術の提供者、利用者、専門家の有する最新の知見を踏まえ、影響を受ける可能性のある関係者の意見をパブリックコメントをも通じて聴取するなど公平、公正、公開の原則を遵守しながら審議し、合意したところを文書化した原子力標準の一つです。

標準委員会は、専門家集団の果たすべきこのような役割と責任を意識しながら、原子力施設の安全性と信頼性の達成に必要なニーズに対応する標準策定活動を行うために、公平、公正、公開の原則に則って定めた運営規則に従い、原子燃料サイクル専門部会での標準の原案を作成しました。この標準が標準委員会設置の趣旨を踏まえて各方面で活用されることを期待します。

なお、この内容については、常に最新知見を原子力標準に反映すべく、原則として5年ごとに改定することとしておりますので、本委員会はこの標準の利用に際してのご質問や改定に向けてのご提案をいつでも歓迎します。

201X年XX月

標準委員会
委員長 関村 直人

原子燃料サイクル専門部会の活動について

原子燃料サイクル専門部会（以下、本専門部会という。）は、標準原案作成の任務を一般社団法人日本原子力学会標準委員会から与えられ、2000年4月以来、活動を行っています。

本専門部会は、“原子燃料サイクル施設（燃料加工施設、使用済燃料貯蔵施設、再処理施設、及び廃棄物処理処分施設）と核物質の輸送に供する設備などに関わる事項及びそれらの施設に特有の安全設計や運用、放射性物質の取り扱い”の標準原案作成を担当しています。

原子燃料のリサイクル路線をとっている我が国の原子力が、エネルギー源としての重要な役割を果たしていくためには、商業用原子炉とその周辺に展開される原子燃料サイクルとが一体となって、安全かつ経済的な発展を遂げていく必要があります。

しかし、我が国においては、これらの原子力施設において二つの重大な事故が発生した歴史があります。一つは茨城県東海村にあるウラン加工工場において1999年9月30日に発生した臨界事故であり、もう一つは、2011年3月11日の津波被災に起因する福島第一原子力発電所の事故です。現在、原子燃料サイクルに関わる教育・研究機関、学協会及び関連事業者は、このような事故が二度と起こらないようにすることはもちろんのこと、安全性の確保を最優先にさまざまな事故や不具合を防止する方策の構築を、民間再処理工場の運転・建設、混合酸化物燃料の軽水炉利用、放射性廃棄物の処理・処分などの原子燃料サイクルの確立に関連した分野において進めているところです。

このような状況の中にあって、本専門部会は、原子燃料サイクルに関連する施設的设计・建設・運転及び放射性廃棄物の埋設終了後の安全性と信頼性を確保し、その技術水準の維持向上を図るために必要な民間標準の原案を、公平、公正、公開の原則に立ち、学会活動の一環として作成しております。

本専門部会の下には、必要に応じて分科会が設置され、個々の標準原案の作成のための詳細な検討が行われています。また、本専門部会は公開で行われていますので、事前に連絡して下されば、傍聴することができます。その審議の過程は議事録として残し、ホームページにも掲載されていますので、これまでの活動状況をご確認いただくことができます。

標準は、新技術の開発状況や新たに得られた知見にもとづいて改定されていくことによって、その利用価値が維持できるものです。そのため、少なくとも年に一度は本専門部会で見直しの検討を行い、原則として5年ごとに改定版を作成していき、その都度、忌憚のない意見を広く求め、適切に改定版に反映させてまいりたいと考えております。

201X年XX月

標準委員会
原子燃料サイクル専門部会
部会長 新堀 雄一

標準委員会，専門部会，分科会 委員名簿 標準委員会

(順不同，敬称略)
(2018年1月4日現在)

委員長	関村 直人	東京大学	委員	高橋 久永	三菱重工業(株)
副委員長	越塚 誠一	東京大学	委員	竹山 弘恭	中部電力(株)
幹事	伊藤 裕之	(一社)日本原子力技術協会	委員	多田 伸雄	(一社)日本電機工業会
委員	青柳 春樹	元日本原燃(株)	委員	寺井 隆幸	東京大学
委員	姉川 尚史	東京電力ホールディングス(株)	委員	中井 良大	(国研)日本原子力研究開発機構
委員	井口 哲夫	名古屋大学	委員	中村 武彦	(国研)日本原子力研究開発機構
委員	上田 真三	三菱マテリアル(株)	委員	成宮 祥介	関西電力(株)
委員	上田 親彦	九州電力(株)	委員	新堀 雄一	東北大学
委員	岡本 孝司	東京大学	委員	西野 祐治	原子燃料工業(株)
委員	尾崎 博	富士電機(株)	委員	萩原 剛	東芝エネルギーシステムズ(株)
委員	小原 徹	東京工業大学	委員	松井 哲也	日立 GE ニュークリア・ エナジー(株)
委員	河井 忠比古	(一社)日本原子力技術協会	委員	山口 彰	東京大学
委員	酒井 俊郎	(一財)電力中央研究所	委員	吉原 健介	関西電力(株)
委員	清水 直孝	日本原子力保険プール	委員	渡邊 宏	日揮(株)

旧委員

制定後に見直し

常時参加者

原子燃料サイクル専門部会

(順不同, 敬称略)
(2017年12月6日現在)

部会長	新堀 雄一	東北大学	委員	小山 正史	(一財)電力中央研究所
副部会長	高橋 邦明	(国研)日本原子力研究開発機構	委員	斉藤 拓巳	東京大学
幹事	加藤 和之	原子力損害賠償・廃炉等支援機構	委員	坂下 章	三菱重工業(株)
委員	上田 真三	三菱マテリアル(株)	委員	白井 茂明	リサイクル燃料貯蔵(株)
委員	大久保 和俊	原子燃料工業(株)	委員	田中 忠夫	(国研)日本原子力研究開発機構
委員	大間 知行	日本原燃(株)	委員	田村 明男	(一社)日本原子力技術協会
委員	小畑 政道	東芝エネルギーシステムズ(株)	委員	中島 健	京都大学
委員	片岡 秀哉	関西電力(株)	委員	深澤 哲生	日立 GE ニュークリア・ エネルギー(株)
委員	川上 泰	(公財)原子力安全研究協会	委員	藤田 智成	(一財)電力中央研究所
委員	木倉 宏成	東京工業大学	委員	古谷 誠	電気事業連合会
委員	久保 美和	日揮(株)	委員	柳原 敏	福井大学
委員	熊崎 隆啓	中部電力(株)	委員	山本 正史	(公財)原子力環境整備促進・資 金管理センター

旧委員(所属は委員会参加当時)

制定後に見直し

常時参加者

LLW 放射能評価分科会

(順不同, 敬称略)
(2018年1月30日現在)

主査	川上 泰	(公財)原子力安全研究協会	委員	田中 雄司	日本原燃(株)
副主査	岩崎 智彦	東北大学	委員	田辺 秀憲	日本原子力発電(株)
幹事	北島 英明	(一社)日本原子力技術協会	委員	新津 茂彦	東京電力ホールディングス(株)
委員	池戸 康樹	中部電力(株)	委員	伴場 滋	(公財)日本分析センター
委員	泉田 龍男	(公財)原子力研究バックエンド 推進センター	委員	廣内 崇幸	東芝エネルギーシステムズ(株)
委員	尾崎 弘和	日揮(株)	委員	松居 祐介	(株)テプロシステムズ
委員	亀尾 裕	(国研)日本原子力研究開発機構	委員	見上 寿	富士電機(株)
委員	佐々木 道也	(一財)電力中央研究所	委員	三宅 裕介	三菱重工業(株)
委員	高橋 浩之	東京大学	委員	脇 寿一	関西電力(株)

旧委員 (所属は委員会参加当時)

制定後に見直し

常時参加者

標準の利用に当たって

標準は対象とする技術、活動又は結果の仕様についての関係者のコンセンサスを規定しているものです。標準にはこうあるべきという義務的事項の他、こうあってもよいとして合意された非義務的な事項も含まれています。しかし、標準は、対象としている技術、活動又は結果の仕様について、規定している以外のものを排除するものではありません。

また、標準が規定のために引用している他の規格・標準は、記載された年度版のものに限定されます。標準は全体として利用されることを前提に作成されており、公式な解釈は標準委員会が行います。標準委員会はそれ以外の解釈については責任を持ちません。標準を使用するに当たってはこれらのことを踏まえてください。

なお、標準委員会では、技術の進歩に対応するため、定期的に標準を見直しています。利用に当たっては、標準が最新版であることを確認してください。

公衆審査版

目次

	ページ
序文.....	1
1 適用範囲.....	1
2 引用規格.....	1
3 用語及び定義.....	1
4 放射能濃度決定方法の選定.....	4
5 放射能濃度決定方法の適用.....	6
5.1 放射能濃度決定方法の具体的な適用方法.....	6
5.2 放射能濃度決定時期を考慮した放射能濃度決定方法.....	13
5.3 数値の丸め方.....	13
5.4 放射能濃度の評価における裕度.....	13
附属書 A (参考) 理論計算法による放射能濃度の決定方法(1)―放射化物に対する理論計算法の適用方法―... 15	
附属書 B (参考) 理論計算法による放射能濃度の決定方法(2)―放射化物に対する理論計算法―..... 64	
附属書 C (参考) 理論計算法による放射能濃度の決定方法(3)―汚染物に対する理論計算法―..... 87	
附属書 D (参考) スケーリングファクタ法による放射能濃度の決定方法..... 111	
附属書 E (参考) 平均放射能濃度法による放射能濃度の決定方法..... 129	
附属書 F (規定) スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用について..... 135	
附属書 G (参考) 非破壊外部測定法による放射能濃度の決定方法..... 144	
附属書 H (参考) 原廃棄物分析法による放射能濃度の決定方法..... 178	
附属書 I (参考) 廃棄体破壊分析法による放射能濃度の決定方法..... 192	
附属書 J (参考) Key 核種の放射能濃度の基本的な測定方法の例..... 193	
附属書 K (参考) 運転廃棄物に対する放射能濃度決定方法の適用例..... 196	
附属書 L (参考) 解体廃棄物に対する放射能濃度決定方法の適用例..... 205	
解説.....	222
1 制定の趣旨及び経緯.....	222
2 国内外の動向.....	225
3 適用範囲について.....	229
4 ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の概要.....	229
5 放射能濃度決定方法の概要.....	230
6 主要な改定内容.....	232
7 放射能濃度の評価における裕度.....	234
8 審議中問題となった事項及び懸案事項.....	236

公眾審查版

日本原子力学会標準

ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度 決定に関する基本手順：201X

Basic procedure to determine the radioactivity concentration
of near-surface disposal waste:201X

序文

この標準は、原子力発電所（BWR、PWR 及び GCR）から発生する低レベル放射性廃棄物のうち、ピット処分又はトレンチ処分を行う放射性廃棄物の放射能濃度を決定するための基本的な手順を示すことを目的としている。

1 適用範囲

この標準は、原子力発電所の運転中及び解体時に発生する低レベル放射性廃棄物のうち、ピット処分又はトレンチ処分を行う放射性廃棄物について、第二種廃棄物埋設事業許可申請書に記載される放射性廃棄物に含まれる放射性物質の種類ごとの放射能濃度を決定する基本的な手順を規定する。

2 引用規格

次に掲げる規格及び標準は、この標準に引用されることによって、この標準の規定の一部を構成する。これらの引用規格のうちで、西暦年を付記してあるものは、記載の年の版を適用し、その後の改訂版（追補を含む。）は適用しない。

なお、引用規格とこの標準の規定に相違がある場合は、この標準の規定を優先する。

JIS Z 4001：1999 原子力用語

JIS Z 8101-1：2015 統計用語と記号（第1部：一般統計用語及び確率で用いられる用語）

JIS Z 8101-2：2015 統計用語と記号（第2部：統計の応用）

JIS Z 8401：1999 数値の丸め方

AESJ-SC-F005：2005 クリアランスの判断方法：2005

AESJ-SC-F015：2017 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順：2017

3 用語及び定義

この標準で用いる主な用語及び定義は、**JIS Z 4001**：1999による。また、統計上の用語は**JIS Z 8101-1**：2015及び**JIS Z 8101-2**：2015に従う。その他、この標準に使用する用語及び定義は次による。

3.1 ピット処分

地上又は地表から深さ 50 m 未満の地下に設置された廃棄物埋設地において、放射性廃棄物を次のいずれかの方法によって最終的に処分すること。

- 外周仕切設備を設置した廃棄物埋設地に放射性廃棄物を定置する方法
- 外周仕切設備を設置しない廃棄物埋設地に放射性廃棄物を一体的に固型化する方法

3.2 トレンチ処分

地上又は地表から深さ 50 m 未満の地下に設置された廃棄物埋設地において、放射性廃棄物をピット処分以外の方法によって最終的に処分すること。

3.3 申請核種

放射性廃棄物の第二種廃棄物埋設事業許可申請書に記載する放射性核種。

注記 この標準での評価対象核種である。日本原燃株式会社の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター廃棄物埋設事業変更許可申請書（2号廃棄物埋設施設の増設及び1号廃棄物埋設施設の変更 平成9年1月）には、廃棄物埋設を行う放射性廃棄物に含まれる主要な放射性物質の種類として次の放射性核種が記載されている。

^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{90}Sr , ^{94}Nb , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{137}Cs , 全 α

また、新たに、 ^{36}Cl が主要な放射性核種として検討がなされている。

一方、日本原子力発電株式会社の東海発電所の廃棄物埋設事業許可申請書（平成27年7月）には、廃棄物埋設を行う放射性廃棄物に含まれる主要な放射性物質の種類として次の放射性核種が記載されている。

^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{41}Ca , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , 全 α

3.4 起源元素

中性子照射によって評価対象核種を生成する元素。

3.5 廃棄体

容器に封入し、又は容器に固型化した放射性廃棄物。

3.6 コンクリート等廃棄物

容器に封入しておらず、又は容器に固型化していない固体状の放射性廃棄物。

注記 核燃料物質によって汚染されたコンクリート、金属、及びその他これらに類するものをいう。

3.7 運転廃棄物

原子力発電所の運転、定期検査などに伴い発生した放射性廃棄物。

注記 放射化によって生じた放射能が含まれる放射性廃棄物（以下、“放射化物”という。）、原子炉水などの系統水が含まれる又はこれによって汚染した放射性廃棄物（以下、“汚染物”という。）、及び放射化と汚染とが混在する放射性廃棄物がある。

3.8 解体廃棄物

原子炉施設の解体に伴い発生した放射性廃棄物。

注記 運転廃棄物と同様に、放射化物、汚染物、及び放射化と汚染とが混在する放射性廃棄物がある。

3.9 原廃棄物

固型化処理前の放射性廃棄物、コンクリート等廃棄物とする前の放射性廃棄物又は放射性廃棄物にしようとする解体前の対象物。

注記 放射性廃棄物にしようとする解体前の対象物とは、原子炉施設の解体前の機器、配管及び建屋構築物であって、解体後に放射性廃棄物にしようとするものをいう。

3.10 難測定核種

廃棄体、コンクリート等廃棄物、又は原廃棄物の外部からの非破壊測定が困難な放射性核種。

3.11 Key 核種

廃棄体、コンクリート等廃棄物、又は原廃棄物の外部からの非破壊測定が可能な γ 線を放出し、難測定核種と相関関係をもつ放射性核種。

3.12 代表試料

廃棄体、コンクリート等廃棄物、又は原廃棄物からサンプリングし、処分する放射性廃棄物を代表する試料。

3.13 コンポジット試料

複数の異なる試料の代表として分析を行うために作製した試料。

注記 一般に、複数の試料を収集割合などで重み付けして作成する。

3.14 放射化学分析など

放射化学分析、放射化分析、質量分析、又はこれらの組合せによって放射性核種の放射能又は元素の質量を定量すること。

3.15 CP 核種

原子炉施設を構成している機器、装置、配管などの構成材料の腐食物に含まれる放射化によって生成した放射性核種。

注記 1 腐食生成物とも呼ばれる。

注記 2 六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター廃棄物埋設事業変更許可申請書（2号廃棄物埋設施設の増設及び1号廃棄物埋設施設の変更）の申請核種のうち、 ^{60}Co 、 ^{59}Ni 、 ^{63}Ni 、 ^{94}Nb 及び ^{99}Tc がCP核種に該当する。

なお、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター廃棄物埋設事業変更許可申請書（2号廃棄物埋設施設の増設及び1号廃棄物埋設施設の変更）の申請核種のうち、 ^{99}Tc はFP核種でもあるが、構成材料中のMoの放射化によって生成したCP核種が主である。

注記 3 原子炉施設の構造材料の腐食物ではないが、原子炉水中に不純物として含まれる物質が放射化して生成する放射性核種も存在する。これに該当する核種として ^3H 、 ^{14}C 、 ^{36}Cl がある。

3.16 FP 核種

核分裂によって直接生じる放射性核種及びその放射性壊変によって生じる放射性核種（JIS Z 4001:1999 参照）。

注記 1 核分裂生成物とも呼ばれる。

注記 2 六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター廃棄物埋設事業変更許可申請書（2号廃棄物埋設施設の増設及び1号廃棄物埋設施設の変更）の申請核種のうち、 ^{90}Sr 、 ^{129}I 及び ^{137}Cs がFP核種に該当する。

3.17 α 核種

α 線を放出する放射性核種。

注記 α 線を放出する放射性核種に対して、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターでは全 α として申請している。

3.18 均質・均一固化体

原子力発電所の運転、定期検査、解体などに伴って発生した廃液、使用済樹脂などの放射性廃棄物を、セメント、アスファルト、プラスチックなどの固型化材料を用いて容器に固型化したものであり、次の条件のいずれかを満たすもの。

- 固型化材料若しくは固型化材料及び混和材料と、放射性廃棄物とを均質に練り混ぜること。
- あらかじめ均質に練り混ぜた固型化材料若しくは固型化材料及び混和材料と、放射性廃棄物とを均一に混合させること。

注記 使用済樹脂とは、イオン交換樹脂、フィルタスラッジその他粉状又は粒状の放射性廃棄物。

3.19 充填固化体

あらかじめ均質に練り混ぜたモルタルなどの固型化材料若しくは固型化材料及び混和材料と、ドラム缶などの容器内にあらかじめ収納された固体状の放射性廃棄物とを、一体となるように充填して固型化したもの。

注記 固体状の放射性廃棄物としては、原子力発電所の運転、定期検査、解体などに伴って様々な場所から発生した取替えた機器、配管、シート類、フィルタ類、コンクリートなどを必要に応じて切断、圧縮、熔融処理などを行ったものが該当する。

3.20 放射化計算

中性子照射で生じた放射能（放射化量）を計算によって求めること。

注記 次の2種類の方法が、放射化金属等の評価対象物の放射能濃度の評価に適用できる（AESJ-SC-F015：2017参照）。

- **点推定法** 評価対象物の特定の部位又は代表的な部位の放射能濃度を計算するために適用する方法。
- **区間推定法** 評価対象物について、代表的な放射能濃度の分布又は範囲の評価によって、評価対象物の平均放射能濃度などを計算する方法。点推定法を発展させた方法で、同様の廃棄物特性、照射状態にあった放射化金属等に適用できる。

4 放射能濃度決定方法の選定

放射能濃度決定方法は、表1に示す方法の中から、評価対象の放射性廃棄物に含まれる放射性核種の種類及び特性から、図1に示す考え方を参考に選定する。

放射化物の場合は理論的方法を基本的に適用する。ただし、放射性廃棄物の測定を行う実証的方法、又は理論的方法と実証的方法とを組み合わせた方法を適用することもできる（例参照）。

汚染物の場合は実証的方法を基本的に適用するが、理論的方法と実証的方法とを組み合わせた方法も適用することができる（例参照）。

例 濃度比を理論計算によって求め、その濃度比と非破壊外部測定法又は原廃棄物分析法とを組み合わせる方法。

放射化物と汚染物が混在している放射性廃棄物の場合は、放射化物及び汚染物それぞれの放射能濃度決定方法を組み合わせた方法を適用する。

表 1－放射能濃度決定方法

放射能濃度決定方法		内 容
理論的方法	理論計算法	原廃棄物ごとに計算条件を設定して放射化量の計算を行い原廃棄物ごとの放射能濃度を決定する方法，又は原子炉燃焼計算などによって理論的に得られる放射性核種の濃度比及び他の手法で求めた放射性核種濃度を用いる方法
実証的方法	スケーリングファクタ法	代表試料の放射化学分析などの結果から得られる難測定核種と Key 核種との相関関係と，個々の廃棄体，コンクリート等廃棄物又は原廃棄物における Key 核種の実測結果とを組み合わせる方法
	平均放射能濃度法	代表試料の放射化学分析などの結果から得られる平均的な放射能濃度を用いる方法
	非破壊外部測定法	廃棄体，コンクリート等廃棄物又は原廃棄物の外部から非破壊測定する方法
	原廃棄物分析法	原廃棄物から試料をサンプリングし，放射化学分析などを行う方法
	廃棄体破壊分析法	廃棄体又はコンクリート等廃棄物から試料をサンプリングし，放射化学分析などを行う方法

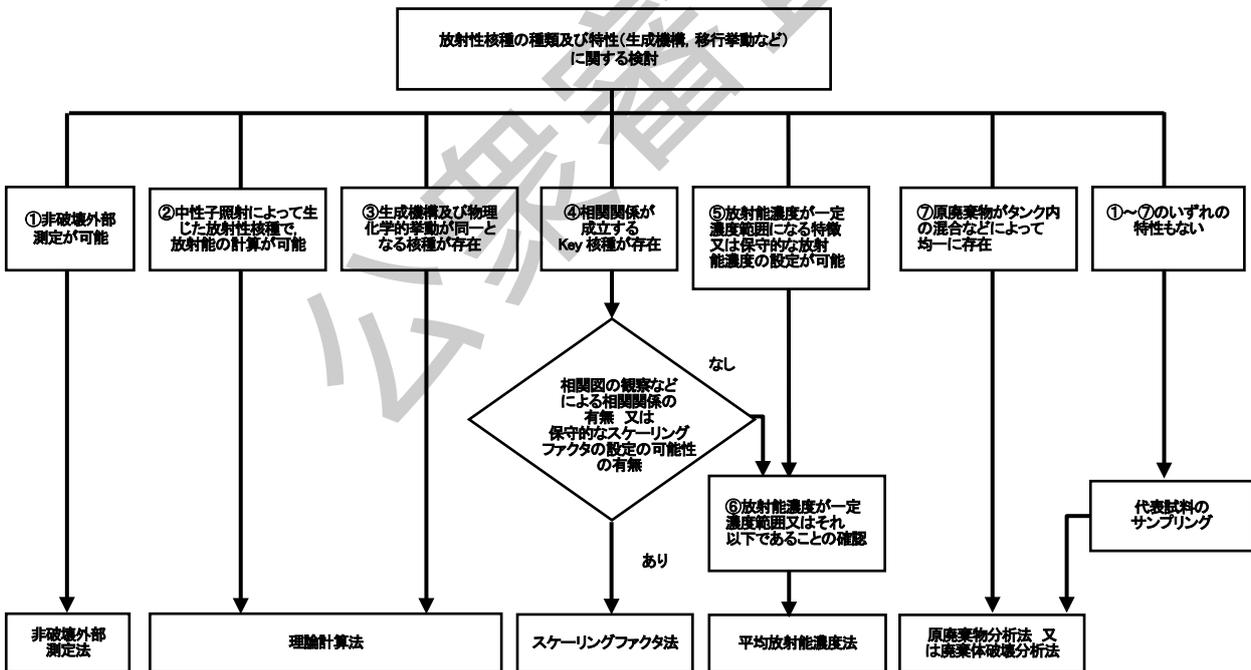


図1－放射能濃度決定手順の基本的考え方

5 放射能濃度決定方法の適用

5.1 放射能濃度決定方法の具体的な適用方法

5.1.1 理論計算法（放射化物）

評価対象の原廃棄物ごとに計算条件を設定して放射化量の計算を行う方法は次のとおりとする（**附属書 A** 及び**附属書 B** 参照）。

a) **放射化計算の条件の設定** 評価対象の原廃棄物ごとに、次の**1)～3)**を設定する。

1) 起源元素の成分条件 起源元素の成分条件（以下，“元素成分条件”という。）を設定するために、起源元素を選定し、評価対象の原廃棄物の元素成分データを収集する（**1.1)～1.3)**参照）。

1.1) 起源元素 起源元素は、評価対象である原廃棄物の材料の種類ごとに次の観点から選定する。

- － 評価対象物である材料の化学組成（不純物などの微量成分を含む）から選定する。
- － 評価対象核種（評価対象核種と相関関係をもつ **Key** 核種を含む）を生成する元素は、起源元素として抽出する。

なお、起源元素は、次のステップ（全て又はいずれか）によって、対象からスクリーニングアウトすることができる。

- － 原子炉内で放射化によって生成する放射性同位体は、起源元素から除外できる。ただし、天然に広く存在する放射性同位体は除外しない。
- － 評価対象核種を生成しない元素は、起源元素ではないとして除外できる。
- － 材料の精錬時などに、揮散する可能性が高いと判断できる元素は、起源元素から除外できる。ただし、対象物の範囲及び評価によっては、完全に除去されず、放射化計算に考慮した方がよい元素もある。
- － 評価対象核種の総生成放射能に対する寄与が小さい元素は、起源元素から除外できる。

1.2) 元素分析データの収集方法 評価対象の原廃棄物の種類及び材料を考慮した上で、次のいずれかの方法で元素分析データを収集する。

- － 評価対象の原廃棄物自体の品質試料又は同じ材料種類の試料の化学分析を行う方法。
- － 評価対象の原廃棄物と同じ材料種類の試料の化学分析を行った文献データ及び材料証明書を収集する方法。
- － 評価対象の原廃棄物と同じ材料種類の試料に関する材料規格の化学成分データを収集する方法。

1.3) 元素成分条件の設定方法 元素成分条件は、次のいずれかの方法で設定する。

- － **代表値を設定する方法** 評価対象核種の起源元素ごとの複数の濃度の、代表値を起源元素ごとに決定する。
- － **濃度分布を設定する方法** 収集した起源元素の元素成分データの濃度分布を踏まえ、起源元素ごとに複数の代表的濃度を設定する。
- － **濃度範囲を設定する方法** 収集した起源元素の元素成分データの濃度範囲を踏まえ、最大、最小濃度を設定する。

2) 中性子条件 放射化計算のための中性子条件として、中性子フルエンス率、中性子スペクトル、及び評価対象核種に対する放射化断面積を設定する。

2.1) 中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの設定方法 燃料条件、評価対象の原廃棄物の位置及び中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの変化に寄与する事項を考慮して設定する。

2.2) 放射化断面積の設定方法 2.1)の条件を考慮して、次のいずれかの方法で設定する。

- － 使用する放射化計算コードに内蔵又は付属されている放射化断面積ライブラリ又は公開されている放射化断面積から選択する。

— 中性子フルエンス率の評価結果から、放射化範囲の中性子スペクトルの特性を考慮して放射化断面積を設定する。

3) **照射条件** 評価対象の原廃棄物に対する原子炉供用期間中の照射時間及び照射停止時間、並びに運転終了後の経過時間を設定する。

— **個別に照射履歴を設定する方法** 評価対象物ごとに、中性子の照射履歴に基づき、保守的に代表する照射条件を設定する。

— **代表照射履歴を設定する方法** 中性子の照射履歴に基づき、評価対象物全体を保守的に代表する照射条件を設定する。

なお、区間推定法を適用する場合は、代表する照射条件の範囲又は分布を設定してもよい。

b) **放射能濃度の決定方法** a)の計算条件を基に、適切な放射化計算コードを選定した上で放射化計算を行い、放射能濃度を決定する。

点推定法で決定する場合は、評価対象物ごとに元素成分条件、中性子条件、照射条件を設定して計算する (A.2～A.4 参照)。

一方、区間推定法には、放射化計算の条件を変えて、複数の放射化計算を行い、濃度比、換算係数、濃度分布を求める方法があり、次の3種類が典型的なものである。

1) **濃度比法** 同じ種類の複数の放射化金属等における複数の部位の元素成分条件、中性子条件及び照射条件を網羅する放射化計算によって、評価対象とする放射化金属等全体の難測定核種の放射能濃度と同時に生成する Key 核種の放射能濃度との相関関係の評価し、難測定核種と Key 核種との濃度比を算定しておき、測定又はその他の方法によって評価された Key 核種の放射能濃度とその濃度比を乗じることによって、放射化金属等の内部に含まれる各評価対象核種の放射能濃度を評価する方法 (B.5 及び AESJ-SC-F015 : 2017 の**附属書 I** 参照)。

2) **換算係数法** 管理指標 (例 燃料の燃焼度など) と放射化金属等の内部の放射能濃度との関係を、管理指標が取り得る範囲を網羅する放射化計算によって評価することで、管理指標に対する放射能濃度への換算係数を求め、管理指標に換算係数を乗じることによって放射化金属等の内部の放射能濃度を評価する方法 (AESJ-SC-F015 : 2017 の**附属書 J** 参照)。

3) **濃度分布評価法** 放射化金属等の各照射部位の中性子フルエンス率を網羅する放射化計算によって、放射化金属等全体における放射性核種の放射能濃度の分布を評価し、この分布に基づき、放射化金属等の内部に含まれる平均放射能濃度などを評価する方法 (AESJ-SC-F015 : 2017 の**附属書 K** 参照)。

理論計算法の妥当性確認は、適用する計算方法の結果に関する正確さ及び適用性を確認することであり、近似の正確さ及び適正さ、相関の妥当性などで評価できる (AESJ-SC-F015 : 2017 の**6.3.1** 参照)。

5.1.2 理論計算法 (汚染物)

汚染物にも理論計算法を適用することができる (**附属書 C** 参照)。対象とする難測定核種に関し、生成比率が燃焼度によらず一定であり、生成機構及びプラント内の物理化学的挙動が同一とみなせる他の放射性核種が存在する場合には、燃焼計算コードなどを用いて濃度比を導出することによって当該難測定核種の放射能濃度を決定することができる (C.2 及び C.3 参照)。

また、原子炉水中の腐食生成物及び不純物について放射化計算を行うこと (C.4 及び C.5 参照) によって、放射性核種間の濃度比又は平均的な放射能濃度が計算できる。

5.1.3 スケーリングファクタ法

スケーリングファクタ法は、評価対象を代表できる個数の試料をサンプリングし、この放射化学分析などの測定結果によって廃棄体中の放射能濃度を間接的に決定する。この方法は、難測定核種と Key 核種との両者の放射能濃度間に原則として相関関係（スケーリングファクタ）が成立する場合又は評価結果が保守性を有する濃度比の設定が可能な場合に採用できる。Key 核種の放射能濃度は 5.1.9 によって定量し、これと相関関係を利用して難測定核種の放射能濃度を決定する（附属書 D 参照）。

スケーリングファクタ法を適用するためには、次を考慮することが必要である。

- 難測定核種及び Key 核種の生成機構、物理化学的挙動
- 放射化学分析などによるデータ（相関図の観察）

補足的に、難測定核種と Key 核種との放射能濃度間に相関関係が成立することを統計学的な計算で確認してもよい。

なお、放射化学分析による難測定核種の放射能濃度の検出データが少ない、又は統計解析などが困難な場合であっても、十分な理論考察及び統計学の観点などから保守性への考慮がなされていれば、スケーリングファクタ法を適用できる（g 参照）。

a) 放射能濃度データの取得方法 スケーリングファクタは、試料の放射能濃度データなどにに基づき決定する。このため、スケーリングファクタを決定するために必要となる試料のサンプリング方法について、基本的には次のとおりとする。

1) 代表試料のサンプリング 評価対象を代表する放射性廃棄物から試料をサンプリングするための方法には、一般的に、次の 2 種類がある。

1.1) 均一サンプリング サンプリング前又はサンプリング中に放射性廃棄物を十分に混合し、放射能濃度が均一に分布した放射性廃棄物からサンプリングを行う。廃棄物貯蔵タンク内などで均一にかくはん（攪拌）されている放射性廃棄物からのサンプリング、コンポジット試料の作成時のサンプリングなどがある。均質・均一固化体など放射能が均一に分布している放射性廃棄物に適用できる。

1.2) 蓄積サンプリング 評価対象を代表できる試料数及び方法を考慮してサンプリングを行う。均質・均一固化体など放射能が均一に分布している放射性廃棄物、又は充填固化体（固体状廃棄物）など放射能が不均一に分布している放射性廃棄物のいずれにも適用できる。一般に、放射能濃度データのデータベースの構築が必要となる。

2) 放射能濃度範囲 蓄積サンプリングの場合、難測定核種と Key 核種との相関関係を確認するためには、広範囲な放射能濃度をもつ放射性廃棄物からサンプリングを行うことが必要である。

なお、効率的な放射性廃棄物からのサンプリング又は放射化学分析などを行うためには、各申請核種の検出性を十分考慮しておく必要がある。

3) 外れ値¹⁾の棄却 解析結果に外れ値が見受けられた場合、原因を確認した上で、データの分布及び起源に基づき、外れ値は訂正又は棄却する。外れ値の原因が特定できない場合は、外れ値の棄却に統計的手法を適用してもよい。

注¹⁾ 観測値の集合のうち、異なった評価対象からの観測値又は計測の過ちの結果である可能性を示す程度に、他と著しくかけ離れた観測値^{[1],[2]}。

4) 試料の記録 個々の試料ごとに、放射化学分析などの結果とあわせて、放射性廃棄物発生履歴などの記録（D.6 参照）の保管及び管理を行う。

b) **スケーリングファクタ法の適用の確認** スケーリングファクタ法の適用は、難測定核種と Key 核種との間に相関関係がある、又は相関関係が推定できることが前提となるため、スケーリングファクタ法を適用する場合には、次の 1) を基本とし 2) を補足的に用いた方法によって確認する必要がある。

1) **理論考察** 難測定核種及び Key 核種の生成機構、物理化学的挙動及び相関図の観察に対する考察を行うこと。

2) **統計解析** 難測定核種と Key 核種との相関関係を統計解析で確認すること。

c) **スケーリングファクタ法の適用** スケーリングファクタ法では、式(1)に示すとおり、Key 核種の放射能濃度とスケーリングファクタを掛け合わせることで難測定核種の放射能濃度を計算する (D.2 参照)。

$$A_{DTM} = SF \times A_{KN} \cdots \cdots \cdots (1)$$

ここに、 A_{DTM} : 難測定核種の放射能濃度 (Bq/kg)

SF : スケーリングファクタ(-)

A_{KN} : Key 核種の放射能濃度 (Bq/kg)

式(1)で示したスケーリングファクタの算出には、難測定核種と Key 核種との放射能濃度比の分布に対数正規性がデータの観察又は統計学的な手法によって認められるなど、幾何平均の成立に必要な条件がある場合は、式(2)に示す幾何平均を適用する。

$$SF = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n (y_i / x_i)} \cdots \cdots \cdots (2)$$

ここに、 x_i : Key 核種の放射能濃度 (i=1...n) (Bq/kg)

y_i : 難測定核種の放射能濃度 (i=1...n) (Bq/kg)

n : 試料数

一方、下記のように、式(3)に示す算術平均を適用することもできる²⁾。

$$SF = \sum_{i=1}^n (y_i / x_i) / n \cdots \cdots \cdots (3)$$

ここに、 x_i : Key 核種の放射能濃度 (i=1...n) (Bq/kg)

y_i : 難測定核種の放射能濃度 (i=1...n) (Bq/kg)

n : 試料数

注²⁾ この標準で扱う放射能濃度領域では、式(3)が、実際に適用されている場合が多い。

d) **Key 核種の選定** スケーリングファクタ法適用時の Key 核種の条件は、次の基本特性が合致していることと、少なくとも付加的な特性の一つが合致していることが望ましい (D.3 参照)。すなわち、一般的に、⁶⁰Co を CP 核種及び原子炉水中の放射化生成物の Key 核種として、また、¹³⁷Cs を FP 核種及び α 核種の Key 核種として適用するが、燃料損傷程度の差異によるプラント分類を行うことなどによって、⁶⁰Co を FP 核種及び α 核種の Key 核種として適用することも可能である。

1) **基本特性** γ 線放出核種であること。

1.1) 検出下限値以上の濃度があること。

1.2) 難測定核種との相関があること。

1.3) 比較的半減期が長いこと。

2) **付加的な特性**

2.1) 放射性核種の生成機構が難測定核種と類似していること。

2.2) 化学的性質が難測定核種と類似していること。特に溶解性が類似していること。

e) **スケーリングファクタの分類及び統合** 次に示す場合は、複数の評価対象を **1)**又は **2)**に示すような分類を行いグループとして集め、各々のグループ内でスケーリングファクタを決定することもできる。

- － 放射能移行経路に有意な差異がないことが明らかな評価対象が複数ある場合。
- － **b)**の方法でスケーリングファクタ法の適用性を確認できない場合。
- － より合理的な範囲でスケーリングファクタを決定する必要がある場合。

一方、既に決定したスケーリングファクタについても、各々のグループの放射能濃度データにおいて、傾向に大きな差異がない、又は原子炉などの運転状態に大きな変化がないことが明確であれば、放射能濃度データを統合し、新たに共通のスケーリングファクタを決定することも可能である。ただし、この場合は、各々のグループ内で共通のスケーリングファクタを使用できることを、統計解析手法によって確認する必要がある。

1) CP 核種 CP 核種は、原子炉構成材料の腐食物が放射化されて生成されるため、難測定核種と Key 核種との相関は、原子炉構成材料に大きく依存する。このため、CP 核種は、一般的に、原子炉型式 (BWR, PWR 又は GCR) が異なる場合はグループ分類を行い、同一炉型式でも、原子炉構成材料に大きな差異があるプラント間では、各々のプラントグループでスケーリングファクタを決定する必要がある。

一方、多くの CP 核種は、プラント内で共通の生成機構及び移行挙動を示す。このため、廃棄物種類及び発生系統などの観点からのグループ分類は必ずしも必要ではない。

2) FP 核種及び α 核種 FP 核種は燃料である U 及び Pu の核分裂、又はそのような核分裂片の放射性崩壊によって、また、 α 核種の大部分は U の熱中性子捕獲及びその壊変によって生成する。このため、FP 核種及び α 核種と Key 核種との相関関係は、燃料被覆管状況 (損傷の程度) などに依存して変化する。したがって、FP 核種及び α 核種は、燃料被覆管状況などに大きな差異があるプラント間では、各々のグループ分類でスケーリングファクタを決定する必要がある。また、FP 核種及び α 核種と Key 核種との間で溶解性に大きな差異がある場合は、プラント内の移行経路によっては、廃棄物種類及び発生系統などの観点からのグループ分類が必要となる。

f) **スケーリングファクタの精確さ**²⁾ スケーリングファクタの精確さは、代表試料の妥当性及び放射化学分析の方法などの要因を考慮して確認する。このうち、代表試料の選定に関しては、少なくとも、次のいずれかの方法で確認する。

なお、試料の代表性の確保は、5.1.7 を参考にしてもよい。

1) 均一サンプリングの場合 スケーリングファクタの精確さを考慮した均一サンプリングを行うこと。

2) 蓄積サンプリングの場合 次の3種類の方法のうち、いずれか一つの方法で、スケーリングファクタの精確さを確保すること。

- － スケーリングファクタの不確かさ³⁾への考慮
- － 試料数の取得
- － サンプリング方法

注²⁾ 観測値又は測定結果と真の値との一致の程度。スケーリングファクタの場合、精度を表したものととなる。

注³⁾ 測定結果に付与される、真の値が含まれる範囲の推定値。

g) **保守的なスケーリングファクタの設定** 難測定核種と Key 核種との両者の放射能濃度間に相関関係が成立することが明らかな場合で、放射化学分析による難測定核種の放射能濃度が検出下限値未満となるなどによって放射能濃度データ数が少ない場合でも、統計学的な計算などによって、保守的な濃度比の設定が可能となる場合には、これをスケーリングファクタに相当するものとして用いることができる。

5.1.4 平均放射能濃度法

平均放射能濃度法は、Key 核種の放射能濃度に依存せず、放射性核種の放射能濃度が一定の範囲にある場合又は一定の範囲以下となることが明らかでその範囲以上の濃度設定を行う場合に適用できる。この方法では廃棄体個々の放射能濃度を測定しないため、放射性核種の放射能濃度は規制の対象となる放射能濃度（埋設処分施設の最大放射能濃度など）に対して裕度がある場合に適用できる。次に示すとおりに適用する（**附属書 E** 参照）。

- a) **放射能濃度データの取得方法** 平均放射能濃度法を適用する評価対象に対し、代表性を考慮したサンプリングを行うこととする（5.1.3a参照）。ただし、平均放射能濃度に裕度を与えて設定する場合は、必ずしもサンプリング時に保守性を考慮する必要はない。
- b) **平均放射能濃度の決定方法** 平均放射能濃度は、式(4)によって求まる算術平均放射能濃度として導出する。ただし、放射化学分析による難測定核種の放射能濃度が検出下限値未満となるなどによって、放射能濃度データ数が少ない場合でも、統計学的な計算法の適用などによって、保守的な放射能濃度の設定が可能となる場合には、これを平均放射能濃度に相当するものとして用いることができる。

$$C_{av} = \sum_{i=1}^n y_i / n \cdots \cdots \cdots (4)$$

ここに、 C_{av} : 平均放射能濃度 (Bq/kg)
 y_i : 放射性核種の放射能濃度 ($i=1\dots n$) (Bq/kg)
 n : 試料数

- c) **廃棄体の放射エネルギーの計算** 廃棄体の放射エネルギーは b) で算出した平均放射能濃度を利用し、式(5)で算出する。

$$C = C_{av} \times W \cdots \cdots \cdots (5)$$

ここに、 C : 廃棄体の放射エネルギー (Bq)
 W : 廃棄体質量又は廃棄物充填量 (kg)

式(5)の廃棄体質量又は廃棄物充填量 (W) については、均質・均一固化体のように平均放射能濃度を廃棄体の放射能濃度データで決定した場合は廃棄体質量を、また、充填固化体のように平均放射能濃度を原廃棄物（固形状廃棄物）の放射能濃度データで決定した場合は廃棄体への廃棄物充填量を適用するなどの考慮が必要である。

5.1.5 スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用について

スケーリングファクタ及び平均放射能濃度が既に設定されている場合、次に示す方法によって確認することで、設定されている値を継続して使用できる（D.7 参照）。

- a) **放射化学分析などによって確認する方法** 代表試料のサンプリング、放射化学分析などを実施し、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用ができることを確認する。このため、代表試料のサンプリング方法及び放射化学分析などの測定結果が、既に設定されているスケーリングファクタ及び平均放射能濃度を算定した時のサンプリング方法及び測定結果と有意な差異がないことを確認する。スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用の判断方法は**附属書 F**に規定する。
- b) **影響因子を確認する方法** スケーリングファクタ及び平均放射能濃度に影響を及ぼす可能性がある因子について、変更がなかったこと、又は変更があってもスケーリングファクタ及び平均放射能濃度に与える影響が小さいことを確認する。

なお、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度に影響を及ぼす因子には、次の3項目が該当する。

- － 大規模な原子炉構成材料の交換
- － 燃料損傷
- － 固化処理装置の変更

5.1.6 非破壊外部測定法

非破壊外部測定法は、Ge 検出器などを使用した γ 線スペクトロメトリを基本とする。ただし、放射化による放射性廃棄物の場合などで γ 線放出核種の核種別濃度割合が把握できる場合は全 γ 線などを適用してもよい。

非破壊外部測定法の適用に当たり、測定対象物に適した放射線の測定方法とし、放射能換算係数を設定する（附属書 G 及び AESJ-SC-F005 : 2005 参照）。

a) **放射線の測定方法** 次の1)~3)に示す測定対象物の形状、寸法、材質及び汚染性状に応じて、測定する放射性核種から発生する放射線の種類に適した放射線測定機器を用いた測定方法を選定する。

1) **形状・寸法** 測定対象物の形状・寸法に応じた測定方法を選定する。例えば次の測定方法を選定する。

- － 建屋構築物、大型機器などの解体前に放射線測定を行う場合は、サーベイメータなどによる測定
- － 小型機器などを解体後に放射線測定を行う場合は、トレイ型、バスケット型などに収納したプラスチックシンチレーション検出器などによる測定

2) **材質** コンクリート類の骨材中に含まれる天然放射性核種によるバックグラウンドへの影響など金属類又はコンクリート類などの材質を考慮する。

3) **汚染性状** 測定対象物の表面のみが汚染、測定対象物の内部まで放射化、配管の内面など測定対象物の内部が汚染、コンクリートなどに浸透している汚染、これらが混在しているなどの汚染性状を考慮した測定方法とする。

b) **放射能換算係数の設定** 放射線測定器の計数率測定から放射能 (Bq) への換算に用いる換算係数は、次の1)又は2)によって設定する。

1) 標準線源を用いた測定、測定対象物の形状を考慮した補正計算によって設定する。

2) 測定対象物の性状（形状、密度又は汚染性状）に応じて測定対象物をモデル化し、計算で設定する。

非破壊外部測定する対象物の放射能分布及び密度分布が一様ではない場合には、必要に応じて、平均密度、光電ピーク計数値、散乱線計数値などで補正し、シミュレーション計算などを利用して、対象物の放射能濃度評価の観点から、精度であることを確認する。

5.1.7 原廃棄物分析法

原廃棄物から試料をサンプリングし、当該試料の γ 線スペクトロメトリ又は放射化学分析などの結果から廃棄体などの対象物の放射能濃度を決定する（附属書 H を参照）。このため、この方法を適用する評価対象物からサンプリングする試料は、次の5.1.7.1 から5.1.7.3 のいずれかによって、その代表性を担保する（5.1.3f参照）。

なお、原廃棄物分析法によって、評価対象核種と Key 核種との濃度比を求め、廃棄体の Key 核種の濃度は非破壊外部測定法などによって求めることで、評価対象核種の濃度を決定することもできる。

5.1.7.1 対象物の均一性による担保

対象物の均一性を、理論計算結果又は対象物の均一混合によって担保する。

5.1.7.2 対象物の代表箇所を選定による担保

理論計算結果又は事前の放射線測定結果から対象物の代表箇所を選定することによって担保する。

5.1.7.3 複数の試料又は箇所を選定による担保

対象物から代表的な複数の試料又は箇所を選定することによって担保する。

タンク内の汚染物から試料をサンプリングする場合は **5.1.7.1** 又は **5.1.7.3** とする場合は基本となり、**AESJ-SC-F015** : 2017 の **6.2.1b)**による。また、タンク内の液体状の原廃棄物を均一に混合する場合は、**5.1.7.1** となり、**H.3** を参照する。

解体又は運転に伴って発生する原廃棄物から試料をサンプリングする場合で **5.1.7.2** 又は **5.1.7.3** の方法を基本とする場合は、**H.4** を参照する。

5.1.8 廃棄体破壊分析法

廃棄体又はコンクリート等廃棄物から当該廃棄体などを代表できる方法で試料をサンプリングし、この試料の γ 線スペクトロメトリ又は放射化学分析などを行うことで、当該廃棄体など、又は放射性核種の濃度比及び当該廃棄体と同等であると評価される廃棄体などの放射能濃度を決定する (**附属書 I** を参照)。このため、この方法を適用する廃棄体などに対し、代表性のある試料をサンプリングする。

5.1.9 Key 核種の放射能濃度の決定方法

Key 核種の放射能濃度は非破壊外部測定法、原廃棄物分析法、廃棄体破壊分析法、又は放射化計算を適用する (**附属書 J** を参照)。

5.2 放射能濃度決定時期を考慮した放射能濃度決定方法

放射能濃度の決定は、原廃棄物、廃棄体又はコンクリート等廃棄物のいずれの状態でも実施可能であり、放射能濃度を決定する時期に応じて、**5.1.1** から **5.1.4** の放射能濃度決定方法を適用する (運転廃棄物における廃棄体の状態での適用方法及び事例については、**附属書 K** を参照)。特に、廃棄体又はコンクリート等廃棄物となる前の固体状の放射性廃棄物であれば、表面に存在する汚染の放射能濃度を表面汚染密度として把握することも可能である。

解体廃棄物の場合、廃棄体などとなる前の状態を考慮して、放射能濃度決定方法を適用することで、評価対象物全体の放射エネルギーを求めることも可能である。また、放射化物の表面に無視できない放射能濃度の汚染が生じている場合も、放射性核種の特性及び解体するまでの状態を考慮して放射能濃度決定方法を適用することが可能である (**附属書 L** を参照)。

5.3 数値の丸め方

計算結果の整理及び数値の丸め方は **JIS Z 8401** : 1999 に従う。ただし、放射能濃度評価結果が保守的となるように数値を丸めてもよい。

5.4 放射能濃度の評価における裕度

埋設される廃棄体の放射能濃度が、規制の対象となる最大放射能濃度 (第二種廃棄物埋設事業許可申請書に記載される放射性物質の種類ごとの最大放射能濃度など) を超えることがないように、**5.1.1** から **5.1.4** の放射能濃度決定方法によって評価した放射能濃度には裕度を考慮する (理論計算法を適用する場合は **AESJ-SC-F015** : 2017 の **附属書 M**, スケーリングファクタ法を適用する場合は **D.2.4** 参照)。

参考文献

- [1] 岩崎学, 中西寛子, 時岡規夫, "実用統計用語辞典", オーム社, (2004).
- [2] 石村貞夫, "入門はじめての統計解析", 東京図書, (2006).

公衆審査版

附属書 A (参考) 理論計算法による放射能濃度の決定方法(1) —放射化物に対する理論計算法の適用方法—

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

A.1 概要

この附属書は、放射化物に対する理論計算法の基本的な放射化計算の条件である元素成分条件の具体的な設定方法、中性子条件及び照射条件の設定例などについて示す。

放射化物に対する理論計算法の適用方法及び手順は AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 A**、放射化計算の入力条件の設定例は AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 G** のとおりであるが、ピット処分及びトレンチ処分対象の放射化物に適用するに当たっては次の点に留意する。

- 元素成分条件の設定では、ピット処分及びトレンチ処分対象の放射化物となる代表的な材質としてステンレス鋼、炭素鋼及びコンクリートに着目する必要がある。
- 中性子条件（中性子フルエンス率、中性子スペクトル、及びこれらによって求まる放射化断面積）の設定では、中深度処分対象の放射化物の場合は中性子条件の変化が緩やかな原子炉压力容器内又はその周辺の領域が主体となるが、ピット処分及びトレンチ処分対象の放射化物の場合は中性子条件の変化が大きい原子炉压力容器外又はその周辺の領域となるため、中性子条件の相違を考慮する必要がある。

また、放射化計算に利用する放射化計算コードについては、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**A.3** に示されるように、次のとおりとする。

- 放射化計算コードを使用する場合は、放射化範囲の中性子条件の特徴を勘案し、一般的に使用されている（ORIGEN, DCHAIN2 などがある。）ものを使用する。ただし、超ウラン元素のような核種間の崩壊系列が複雑なものを除き、使用する基本データ（例えば、放射化断面積及び崩壊データ）を整備して、放射化計算コードを使用しないで放射化計算を実施することもできる。
- ORIGEN コードシリーズのうち、ORIGEN79 及び ORIGEN-S は、熱中性子、共鳴領域中性子及び高速中性子の中性子フルエンス率の比を入力することによって、中性子スペクトルを反映できる放射化計算コードである。ORIGEN-S は 3 群実効核反応断面積ライブラリがあらかじめコードとともに準備されている。
- ORIGEN2 コードシリーズ（ORIGEN2, ORIGEN2.1, ORIGEN2.2 など）は、原子炉型及び燃料の組合せに対する 1 群実効核反応断面積ライブラリが、あらかじめコードとともに準備されているが、計算では、これらから適切なライブラリを選択するか、評価対象廃棄物の照射中性子の中性子スペクトルを反映した断面積をユーザーが準備して使用する。あらかじめ準備されたライブラリを選択する場合は、評価対象廃棄物の照射位置の中性子スペクトルの特徴について事前に把握し、ライブラリの適用性を確認する。

なお、公開されている放射化断面積を利用する場合は、別に公開されている値と比較するなどによって、適用性を確認する。ORIGEN-S で、1 群実効核反応断面積ライブラリを選択して計算することもできる。

クリアランスの検認制度で適用されている放射化物に対する理論計算例を図 A.1^[2]に示す。放射化計算は、中性子条件に加えて、元素成分条件の設定、照射条件の設定を受けて実施する。中性子条件の設定で示すようにこの標準で扱う原子炉压力容器外又はその周辺の不均一な中性子領域では、金箔などによって中性子フルエンス率を測定し、中性子の輸送計算などと組み合わせて中性子条件（中性子フルエンス率と断面積）を評価すること、また、放射化計算によって評価対象核種と **Key** 核種濃度との濃度比（核種組成）を求め、**Key** 核種濃度は別途測定によって求めることが多い。

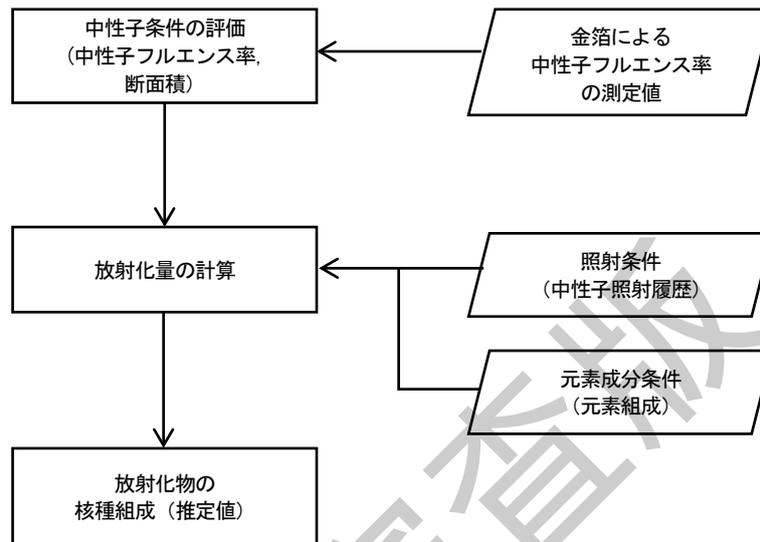


図 A.1—放射化物に対する理論計算例

A.2 元素成分条件の設定

A.2.1 評価対象核種の起源元素の選定例

評価対象核種の起源元素の選定を行う。ここでは、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の G.1 に示される選定の考え方に従い、4 段階 (A.2.1.1c)参照) に分けて実施した選定例を示した。

A.2.1.1 前提条件

- a) **原廃棄物の想定** 原子力発電所から発生するピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物は、主に金属によって構成される放射性廃棄物及びコンクリートによって構成される放射性廃棄物である。このため、原廃棄物としてはこれらを想定し、この代表的な主材料として、ステンレス鋼(ここでは SUS304 を代表例とした。)、炭素鋼及びコンクリートを想定した。
- b) **評価対象核種の想定** 日本原燃株式会社の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおけるピット処分、及び(国研)日本原子力研究開発機構 原子力科学研究所(旧日本原子力研究所東海研究所)における JPDR 解体廃棄物のトレンチ処分の申請核種を参考にして、次の放射性核種を評価対象核種として想定した。
 ${}^3\text{H}$, ${}^{14}\text{C}$, ${}^{36}\text{Cl}$, ${}^{41}\text{Ca}$, ${}^{59}\text{Ni}$, ${}^{60}\text{Co}$, ${}^{63}\text{Ni}$, ${}^{90}\text{Sr}$, ${}^{94}\text{Nb}$, ${}^{99}\text{Tc}$, ${}^{129}\text{I}$, ${}^{137}\text{Cs}$, ${}^{152}\text{Eu}$, ${}^{154}\text{Eu}$, 全 α
- c) **起源元素の選定の考え方** 原廃棄物の材料の種類ごとに次の考え方を踏まえ、選定する。
 - 原子炉内で放射化によって生成する放射性同位体は、起源元素から除外できる。ただし、天然に広く存在する放射性同位体は除外しない(以下、“一次スクリーニング”という。)
 - 評価対象核種を生成しない元素は、起源元素から除外できる(以下、“二次スクリーニング”という。)

- － 材料の精錬時などに揮散する可能性が高いと判断できる元素は、起源元素から除外できる（以下，“三次スクリーニング”という。）。
- － 評価対象核種の総生成放射能に対する寄与が小さい元素は、起源元素から除外できる（以下，“四次スクリーニング”という。）。

A.2.1.2 評価対象核種の起源元素の選定

a) **一次スクリーニング（材料共通）** AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の G.1.1.3 と同様に、全 103 元素のうち、天然に広く存在し、種々の核種の起源元素となる U 及び Th を除く次の 21 の放射性元素については、放射化計算における最初の起源ではないとして、評価対象核種の起源元素から除外した。

Tc, Pm, Bi, Po, At, Rn, Fr, Ra, Ac, Pa, Np, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es, Fm, Md, No, Lr

b) **二次スクリーニング（材料共通）** AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の G.1.1.3 と同様に一次スクリーニングで残された 82 元素について、それぞれ放射化計算を実施した結果によって評価対象核種の生成の有無を確認し（表 A.1 参照）、次の 57 元素は、評価対象核種を生成しない元素として評価対象核種の起源元素から除外した。
B, F, Ne, Na, Mg, Al, Si, P, S, Ar, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Ga, Ge, As, Se, Br, Kr, Rb, Sr, Y, Zr, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, I, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb

c) **三次スクリーニング（材料別）** 二次スクリーニングで残された 25 元素について、ステンレス鋼 (SUS304)、炭素鋼及びコンクリートにおいて、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の G.1.1.3 に示されているとおりに、各元素が材料の精錬時などに揮散する可能性を評価した。AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の中では SUS304 について検討されており、SUS304 の検討結果は、同様に精錬などが行われる炭素鋼にも適用した。三次スクリーニングによって、表 A.2 に示すとおりに、希ガスの He 及び Xe、並びにステンレス鋼及び炭素鋼から精錬時に揮散する元素として H, Be, O²及び Te を起源元素から除外した。

注²⁾ O は炭素鋼に添加する場合もあるので、炭素鋼での評価を行う場合には残すことが望ましい。

d) **四次スクリーニング（材料別）** 三次スクリーニングで残された元素（SUS304 は 19 元素、炭素鋼は 20 元素、コンクリートは 22 元素）は、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]に従い、次に示す手順によって生成比の評価を行い、評価対象核種の総生成放射能に対する寄与率の評価を行った。

- 1) 放射化計算の条件を設定するために事業者が原廃棄物（材料中）の元素分析を実施した分析結果と文献データとを利用して、各元素の推定存在濃度レベル（オーダー）を評価した（表 A.3 参照）。
- 2) 各元素の推定存在濃度レベル（表 A.3）及び b) の二次スクリーニングで実施した放射化計算結果（表 A.1）を利用して、評価対象核種ごとに各起源元素の総生成放射能に対する寄与率を生成比として評価した（表 A.4～表 A.6 参照）。
- 3) 生成比の評価結果に基づき、生成比 0.01 %未満の元素をスクリーニング対象（評価対象元素から除外）とした。ただし、生成比 0.01 %未満が理由で四次スクリーニングされた元素であっても分析データなどがある場合には、起源元素として追加してもよい。

なお、生成比のスクリーニングの判断指標は、放射化計算結果で算出する放射能濃度又は濃度比の最終的な値の有効数字が 2 桁（3 桁目を切り上げ）であると想定し、これに推定存在濃度レベル評価の不確定性を考慮（1 桁を想定）し、生成比 0.01 %未満（有効数字 5 桁以下に影響）とした。

A.2.1.3 評価対象核種の起源元素の選定結果

A.2.1.2 の選定後に残った次の元素を、評価対象核種の起源元素とした。

- SUS304 : Li, N, Cl, K, Ca, Co, Ni, Cu, Nb, Mo, Nd, Sm, Eu, Gd, Th, U (16 元素)
炭素鋼 : Li, C, N, Cl, K, Ca, Co, Ni, Cu, Nb, Mo, Nd, Sm, Eu, Gd, Th, U (17 元素)
コンクリート : Li, C, N, O, Cl, K, Ca, Co, Ni, Cu, Zn, Nb, Mo, Te, Sm, Eu, Th, U (18 元素)

公眾審查版

表 A.1-放射化計算による核種生成の有無の評価（二次スクリーニング評価結果）(1/2)

起源元素 (1次SLa)後	評価対象核種														全α
	³ H	¹⁴ C	³⁶ Cl	⁴¹ Ca	⁶⁰ Co	⁵⁹ Ni	⁶³ Ni	⁹⁰ Sr	⁹⁴ Nb	⁹⁹ Tc	¹²⁹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	
H	8.06 × 10 ⁰	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
He	1.50 × 10 ⁵	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Li	9.01 × 10 ⁸	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Be	8.00 × 10 ²	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
B	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
C	—	5.44 × 10 ⁰	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
N	—	1.58 × 10 ⁵	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
O	—	3.51 × 10 ¹	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
F	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ne	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Na	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Mg	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Al	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Si	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
P	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
S	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Cl	—	—	1.53 × 10 ⁴	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ar	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
K	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ca	—	—	—	6.11 × 10 ²	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Sc	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ti	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
V	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Cr	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Mn	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Fe	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Co	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ni	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Cu	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Zn	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ga	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Ge	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
As	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Se	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Br	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Kr	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Rb	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Sr	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Y	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Zr	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Nb	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
合計	9.01 × 10 ⁸	1.58 × 10 ⁵	1.53 × 10 ⁴	6.11 × 10 ²	1.46 × 10 ⁸	4.15 × 10 ³	4.10 × 10 ⁵	9.66 × 10 ⁴	5.65 × 10 ⁴	9.32 × 10 ²	4.81 × 10 ⁰	1.18 × 10 ⁵	1.15 × 10 ⁹	6.28 × 10 ⁸	1.14 × 10 ⁵

注1 上記は、一次スクリーニング実施後の元素(安定同位体核種が存在する元素)に対して放射化計算を実施した結果である。
 注2 放射化計算条件は、計算コード：ORIGEN-S、放射化断面積：ORIGEN-SIC内蔵の3断面面積、照射時間：60y、中性子束：1.00×10⁸cm⁻²/s、元素量：各元素とも等量(0.001kg)
 注3 ORIGEN上の断面(Cu000)は、3.7Bqとした。(ただし、⁶⁰CoのうちのFeは誤差積とSUS304で主成分となること、¹²⁹Iは生成量が少ないのでUの等与を考慮した)
 注⁴ 1次SLaは、「一次スクリーニング」を意味する。

単位: Bq

表 A.1-1 放射化計算による核種生成の有無の評価 (二次スクリーニング評価結果) (2/2)

起輝元素 (1次SLa)後)	評価対象核種														単位: Bq
	³ H	¹⁴ C	³⁶ Cl	⁴¹ Ca	⁶⁰ Co	⁵⁹ Ni	⁶⁵ Ni	⁹⁰ Sr	⁹⁴ Nb	⁹⁹ Tc	¹²⁹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	
Mo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.01 × 10 ⁻²	-	-	-	-	-
Ru	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rh	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ag	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
In	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Te	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.78 × 10 ⁰	-	-	-	-	-
I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.60 × 10 ⁴	-	-	-
Xe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
La	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ce	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.15 × 10 ²	-	-
Sm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.25 × 10 ³	4.49 × 10 ⁵	-
Eu	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.15 × 10 ⁹	6.28 × 10 ⁸	-
Gd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.34 × 10 ²	-
Tb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ho	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Er	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lu	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
W	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Re	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Os	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ir	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Au	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Th	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U	1.74 × 10 ²	-	-	-	-	-	-	9.66 × 10 ⁴	-	3.03 × 10 ¹	0.36 × 10 ⁻¹	1.02 × 10 ³	1.47 × 10 ⁰	1.84 × 10 ⁰	4.74 × 10 ⁴
合計	9.01 × 10 ⁸	1.58 × 10 ⁵	1.53 × 10 ⁴	6.11 × 10 ⁴	1.46 × 10 ⁸	4.15 × 10 ³	4.10 × 10 ⁵	9.66 × 11 ⁴	5.65 × 10 ⁴	9.32 × 10 ²	4.81 × 10 ⁰	1.18 × 10 ⁵	1.15 × 10 ⁹	6.28 × 10 ⁸	1.14 × 10 ⁵

注1 上記は、一次スクリーニング実施後の元素(安定同位体核種)が存在する元素に対して放射化計算を実施した結果である。
 注2 放射化計算条件は、計算コード: ORIGEN-S, 放射化断面種: ORIGEN-Sに内蔵の3群断面種, 照射時間: 60y, 中子束: 1.00×10¹⁰cm⁻²s, 元素量: 各元素とも等量(0.001kg)
 注3 ORIGEN上の同位体(CMO0)は、3.7Bqとした。(ただし、⁶⁰CoのうちのFeは炭素鋼とSUS304で主成分となること、¹²⁹Iは生成量が少ないのでUの寄与を考慮した)
 注⁴ 1次SEは、"一次スクリーニング"を意味する。

表 A.2—三次スクリーニング対象元素

	スラグとして除去	低沸点による揮発	希ガス	希少元素	還元性雰囲気による除去	用途が限定される
三次スクリーニング対象元素	SUS304 炭素鋼	SUS304 炭素鋼	SUS304 炭素鋼 コンクリート	SUS304 炭素鋼 コンクリート	SUS304 炭素鋼	SUS304 炭素鋼 コンクリート
	原料である鉍石に含まれるが、高炉などで原料を溶解分離した場合のスラグとして大半は除去。	高炉の温度が2000℃近くとなることを考慮すると、揮発する可能性が高い(括弧内は代表的な沸点)。	岩石・鉍物に微量含まれるが、希ガスが不純物として金属に混入する可能性は、低い。	希少性が高く、不純物として金属に混入する可能性は、低い。	高炉における還元性雰囲気によって、精錬過程で除去。ただし、酸素を吹き付けて脱炭する場合もある。	特定の用途に利用する場合のみ含まれる。
H	—	○ (100 °C)	—	—	—	—
He	—	—	○	—	—	—
Be	○	—	—	—	—	—
O ^{a)}	—	—	—	—	○	—
Te	○	○ (1390 °C)	—	—	—	—
Xe	—	—	○	—	—	—
注記	“○”は三次スクリーニング対象元素を示す。					
注 ^{a)}	炭素鋼の元素のうち、○は酸素を吹き付けて脱炭する場合もあるため、評価対象(三次スクリーニング対象外)とした。					

表 A.3—評価対象核種の起源元素の推定存在濃度レベル

SUS304						
元素	分析データ ^{a)}		文献データ ^{b)}		成分管理目標値 (質量分率%) (JIS G 4305 ⁹⁾)	推定存在濃度 レベル (質量分率%)
	データ数	平均値 (質量分率%)	データ数	平均値 (質量分率%)		
Li	0 (9)	(1.0 ×10 ⁻⁵)	1 (0)	1.3 ×10 ⁻⁵	—	1.0 ×10 ⁻⁵
C	21 (0)	4.9 ×10 ⁻²	13 (3)	5.9 ×10 ⁻²	≤ 0.08	5.0 ×10 ⁻²
N	21 (0)	4.6 ×10 ⁻²	5 (0)	6.9 ×10 ⁻²	—	5.0 ×10 ⁻²
Cl	0 (9)	(7.3 ×10 ⁻⁴)	1 (0)	7.0 ×10 ⁻³	—	1.0 ×10 ⁻³
K	0 (4)	(1.0 ×10 ⁻⁴)	0 (1)	(3.0 ×10 ⁻⁴)	—	1.0 ×10 ⁻⁴
Ca	10 (2)	1.7 ×10 ⁻³	1 (0)	1.9 ×10 ⁻³	—	2.0 ×10 ⁻³
Fe	9 (0)	7.2 ×10 ¹	4 (0)	7.0 ×10 ¹	—	7.0 ×10 ¹
Co	21 (0)	1.2 ×10 ⁻¹	3 (0)	7.7 ×10 ⁻²	—	1.0 ×10 ⁻¹
Ni	21 (0)	8.7 ×10 ⁰	18 (0)	9.4 ×10 ⁰	8.00 ~ 10.50	1.0 ×10 ¹
Cu	0 (0)	—	5 (0)	1.8 ×10 ⁻¹	—	1.0 ×10 ⁻¹
Zn	0 (0)	—	1 (0)	4.6 ×10 ⁻²	—	5.0 ×10 ⁻²
Nb	15 (0)	2.0 ×10 ⁻²	2 (0)	9.5 ×10 ⁻³	—	1.0 ×10 ⁻²
Mo	15 (6)	1.6 ×10 ⁻¹	5 (0)	1.8 ×10 ⁻¹	—	1.0 ×10 ⁻¹
Nd	0 (0)	—	0 (0)	—	—	2.0 ×10 ⁻³
Sm	6 (2)	3.0 ×10 ⁻⁵	1 (0)	~ 1.0 ×10 ⁻⁵	—	3.0 ×10 ⁻⁵
Eu	0 (9)	(6.7 ×10 ⁻⁷)	1 (0)	~ 2.0 ×10 ⁻⁶	—	1.0 ×10 ⁻⁶
Gd	0 (0)	—	0 (0)	—	—	5.0 ×10 ⁻⁴
Th	0 (9)	(5.0 ×10 ⁻⁷)	0 (1)	(1.0 ×10 ⁻⁴)	—	1.0 ×10 ⁻⁷
U	0 (9)	(5.0 ×10 ⁻⁷)	0 (1)	(2.0 ×10 ⁻⁴)	—	1.0 ×10 ⁻⁷
炭素鋼(マンガンモリブデン鋼及びマンガンモリブデンニッケル鋼)						
元素	分析データ ^{a)}		文献データ ^{b)}		成分管理目標値 (質量分率%) (JIS G 3120 ¹⁰)	推定存在濃度 レベル (質量分率%)
	データ数	平均値 (質量分率%)	データ数	平均値 (質量分率%)		
Li	0 (12)	(1.0 ×10 ⁻⁶)	1 (3)	(8.3 ×10 ⁻⁶)	—	2.8 ×10 ⁻⁶
C	12 (0)	1.8 ×10 ⁻¹	0 (0)	—	≤ 0.25	1.8 ×10 ⁻¹
N	12 (0)	9.6 ×10 ⁻³	4 (0)	8.1 ×10 ⁻³	—	9.2 ×10 ⁻³
O	0 (0)	—	3 (0)	1.0 ×10 ⁻³	—	1.0 ×10 ⁻³
Cl	0 (12)	(1.0 ×10 ⁻⁴)	0 (1)	4.0 ×10 ⁻³	—	4.0 ×10 ⁻⁴
K	0 (2)	(1.0 ×10 ⁻⁴)	1 (1)	(1.2 ×10 ⁻³)	—	6.3 ×10 ⁻⁴
Ca	6 (6)	3.7 ×10 ⁻⁴	1 (1)	(2.1 ×10 ⁻²)	—	5.1 ×10 ⁻⁴
Fe	0 (0)	—	13 (0)	9.7 ×10 ⁻¹	—	9.7 ×10 ⁻¹
Co	12 (0)	5.8 ×10 ⁻²	5 (0)	6.6 ×10 ⁻³	—	4.3 ×10 ⁻²
Ni	12 (0)	8.4 ×10 ⁻¹	12 (1)	7.0 ×10 ⁻¹	0.40 ~ 0.70 ^{c)}	7.7 ×10 ⁻¹
Cu	0 (0)	—	10 (0)	1.3 ×10 ⁻¹	—	1.3 ×10 ⁻¹
Zn	0 (0)	—	5 (5)	1.4 ×10 ⁻²	—	1.4 ×10 ⁻²
Nb	0 (12)	(1.0 ×10 ⁻⁴)	8 (5)	2.1 ×10 ⁻³	—	2.1 ×10 ⁻³
Mo	12 (0)	4.8 ×10 ⁻¹	10 (0)	5.6 ×10 ⁻¹	0.45 ~ 0.60	5.2 ×10 ⁻¹
Nd	0 (0)	—	0 (0)	—	—	2.8 ×10 ⁻³
Sm	0 (2)	(1.0 ×10 ⁻⁵)	1 (1)	(5.4 ×10 ⁻⁶)	—	7.7 ×10 ⁻⁶
Eu	0 (12)	(1.0 ×10 ⁻⁶)	1 (4)	5.2 ×10 ⁻⁶	—	2.2 ×10 ⁻⁶
Gd	0 (0)	—	0 (0)	—	—	5.4 ×10 ⁻⁴
Th	0 (12)	(1.0 ×10 ⁻⁶)	1 (1)	(2.1 ×10 ⁻⁴)	—	3.1 ×10 ⁻⁵
U	0 (12)	(1.0 ×10 ⁻⁶)	2 (3)	(4.4 ×10 ⁻⁵)	—	1.4 ×10 ⁻⁵

表 A.3—評価対象核種の起源元素の推定存在濃度レベル（続き）

元素	コンクリート					
	分析データ ^{a)}		文献データ ^{b)}		成分管理目標値 ^{d)} (質量分率%)	推定存在濃度 レベル (質量分率%)
	データ数	平均値 (質量分率%)	データ数	平均値 (質量分率%)		
Li	—	—	21 (0)	2.1×10^{-3}	—	2.1×10^{-3}
C	—	—	17 (0)	9.2×10^{-1}	—	9.2×10^{-1}
N	—	—	23 (0)	1.8×10^{-2}	—	1.8×10^{-2}
O	—	—	29 (0)	4.8×10^1	—	4.8×10^1
Cl	—	—	49 (0)	9.3×10^{-3}	— ^{e)}	9.3×10^{-3}
K	—	—	41 (0)	1.3×10^0	—	1.3×10^0
Ca	—	—	62 (0)	1.2×10^1	—	1.2×10^1
Fe	—	—	62 (0)	2.4×10^0	—	2.4×10^0
Co	—	—	52 (0)	9.6×10^{-4}	—	9.6×10^{-4}
Ni	—	—	52 (1)	4.0×10^{-3}	—	4.0×10^{-3}
Cu	—	—	22 (0)	2.9×10^{-3}	—	2.9×10^{-3}
Zn	—	—	24 (0)	8.5×10^{-3}	—	8.5×10^{-3}
Nb	—	—	36 (7)	9.1×10^{-4}	—	9.4×10^{-4}
Mo	—	—	43 (0)	7.0×10^{-4}	—	7.0×10^{-4}
Te	—	—	0 (11)	(1.1×10^{-5})	—	1.1×10^{-5}
Nd	—	—	27 (4)	1.6×10^{-3}	—	1.6×10^{-3}
Sm	—	—	48 (0)	3.0×10^{-4}	—	3.0×10^{-4}
Eu	—	—	51 (0)	7.2×10^{-5}	—	7.5×10^{-5}
Gd	—	—	12 (0)	3.2×10^{-4}	—	3.2×10^{-4}
Th	—	—	40 (0)	5.4×10^{-4}	—	5.4×10^{-4}
U	—	—	49 (0)	2.1×10^{-4}	—	2.1×10^{-4}

注記1 上記は、分析データ及び文献データの平均値から、各元素の推定存在濃度を評価した結果である。

注記2 データ数は、検出値のデータ数と、その横に括弧書きで検出下限値未満のデータ数も合わせて記載した。

注記3 平均値は、検出データの平均値を記載した。ただし、検出下限値未満データしか存在しない元素は、括弧書きで検出下限値データの平均値を記載した。(炭素鋼の文献データのうち、Li, K, Ca, Sm, Eu, Th及びUは検出データ+検出下限値データの平均値を括弧書きで記載した。)

注記4 推定存在濃度レベルは検出データ+検出下限値データの平均値から求めた。存在濃度レベルの推定が困難な元素(SUS304及び炭素鋼のNd, Gd)は、地殻存在割合^[5]を利用して推定存在濃度レベルを評価した。

注^{a)} 分析データ:放射化計算条件を設定するために事業者が評価対象廃棄物(材料)中の元素分析を実施した結果^{[6][7]}

注^{b)} 文献データ:一般公開文献情報^{[8]~[32]}

注^{c)} マンガンモリブデンニッケル鋼の場合

注^{d)} JIS A 5308:2014レディーミクストコンクリートでは、コンクリートの材料である、セメント、骨材、混和材及び化学混和剤について、化学成分又は鉱物組成の管理上限値がある。

注^{e)} JASS 5N 2001^[33]においては、コンクリートに含まれる塩化物量は、塩化物イオンとして 0.20kg/m^3 以下とされている。

表 A.4—四次スクリーニング評価結果（生成比の評価）（SUS304 の場合）（1/2）

起源元素	評価対象核種に対する各起源元素の生成比（％）						
	³ H	¹⁴ C	³⁶ Cl	⁴¹ Ca	⁶⁰ Co	⁵⁹ Ni	⁶³ Ni
Li	100.000 00 (◎)	—	—	—	—	—	—
C	—	0.003 43 (△)	—	—	—	—	—
N	—	99.996 57 (◎)	—	—	—	—	—
Cl	—	—	99.971 73 (◎)	—	—	—	—
K	—	—	0.028 27 (○)	—	—	—	—
Ca	—	—	—	100.000 00 (◎)	—	—	—
Fe	—	—	—	—	0.000 23 (△)	—	—
Co	—	—	—	—	99.707 87 (◎)	—	—
Ni	—	—	—	—	0.290 56 (◎)	100.000 00 (◎)	99.836 31 (◎)
Cu	—	—	—	—	0.001 33 (△)	—	0.162 72 (◎)
Zn	—	—	—	—	—	—	0.000 97 (△)
Nb	—	—	—	—	—	—	—
Mo	—	—	—	—	—	—	—
Nd	—	—	—	—	—	—	—
Sm	—	—	—	—	—	—	—
Eu	—	—	—	—	—	—	—
Gd	—	—	—	—	—	—	—
Th	—	—	—	—	—	—	—
U	2. ×10 ⁻⁷ (△)	—	—	—	—	—	—
合計	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00
<p>注記1 生成比は、評価対象核種ごとに、各起源元素0.001kg当たりの生成量（Bq）（表A.1）×推定存在濃度（％）（表A.3）を算定したものである。</p> <p>注記2 生成比の右欄（括弧内）は、生成比の程度を、“◎：0.1%以上”，“○：0.01%以上”，“△：0.01%未満”で示した。</p>							

表 A.4—四次スクリーニング評価結果（生成比の評価）（SUS304 の場合）（2/2）

起源元素	評価対象核種に対する各起源元素の生成比 (%)							
	⁹⁰ Sr	⁹⁴ Nb	⁹⁹ Tc	¹²⁹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	全α
Li	—	—	—	—	—	—	—	—
C	—	—	—	—	—	—	—	—
N	—	—	—	—	—	—	—	—
Cl	—	—	—	—	—	—	—	—
K	—	—	—	—	—	—	—	—
Ca	—	—	—	—	—	—	—	—
Fe	—	—	—	—	—	—	—	—
Co	—	—	—	—	—	—	—	—
Ni	—	—	—	—	—	—	—	—
Cu	—	—	—	—	—	—	—	—
Zn	—	—	—	—	—	—	—	—
Nb	—	100.000 00 (◎)	—	—	—	—	—	—
Mo	—	—	100.000 00 (◎)	—	—	—	—	—
Nd	—	—	—	—	—	0.037 30 (○)	—	—
Sm	—	—	—	—	—	0.005 85 (△)	2.099 36 (◎)	—
Eu	—	—	—	—	—	99.956 85 (◎)	97.843 38 (◎)	—
Gd	—	—	—	—	—	—	0.057 26 (○)	—
Th	—	—	—	—	—	—	—	41.745 36 (◎)
U	100.000 00 (◎)	—	3. × 10 ⁻⁶ (△)	100.000 00 (◎)	100.000 00 (◎)	1. × 10 ⁻⁸ (△)	3. × 10 ⁻⁸ (△)	58.254 64 (◎)
合計	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00

注記1 生成比は、評価対象核種ごとに、各起源元素0.001kg当たりの生成量 (Bq) (表A.1) ÷ 推定存在濃度 (%) (表A.3) を算定したものである。

注記2 生成比の右欄（括弧内）は、生成比の程度を、“◎：0.1%以上”、“○：0.01%以上”、“△：0.01%未満”で示した。

表 A.5—四次スクリーニング評価結果（生成比の評価）（炭素鋼の場合）（1/2）

起源元素	評価対象核種に対する各起源元素の生成比（%）						
	³ H	¹⁴ C	³⁶ Cl	⁴¹ Ca	⁶⁰ Co	⁵⁹ Ni	⁶³ Ni
Li	99.999 91 (◎)	—	—	—	—	—	—
C	—	0.067 34 (○)	—	—	—	—	—
N	—	99.930 25 (◎)	—	—	—	—	—
O	—	0.002 41 (△)	—	—	—	—	—
Cl	—	—	99.560 16 (◎)	—	—	—	—
K	—	—	0.439 84 (◎)	—	—	—	—
Ca	—	—	—	100.000 00 (◎)	—	—	—
Fe	—	—	—	—	0.000 76 (△)	—	—
Co	—	—	—	—	99.942 91 (◎)	—	—
Ni	—	—	—	—	0.052 35 (○)	100.000 00 (◎)	97.373 18 (◎)
Cu	—	—	—	—	0.003 97 (△)	—	2.623 36 (◎)
Zn	—	—	—	—	—	—	0.003 46 (△)
Nb	—	—	—	—	—	—	—
Mo	—	—	—	—	—	—	—
Nd	—	—	—	—	—	—	—
Sm	—	—	—	—	—	—	—
Eu	—	—	—	—	—	—	—
Gd	—	—	—	—	—	—	—
Th	—	—	—	—	—	—	—
U	0.000 09 (△)	—	—	—	—	—	—
合計	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00

注記1 生成比は、評価対象核種ごとに、各起源元素0.001kg当たりの生成量（Bq）（表A.1）×推定存在濃度（%）（表A.3）を算定したものである。

注記2 生成比の右欄（括弧内）は、生成比の程度を、“◎：0.1%以上”，“○：0.01%以上”，“△：0.01%未満”で示した。

表 A.5—四次スクリーニング評価結果（生成比の評価）（炭素鋼の場合）（2/2）

起源元素	評価対象核種に対する各起源元素の生成比 (%)							
	⁹⁰ Sr	⁹⁴ Nb	⁹⁹ Tc	¹²⁹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	全α
Li	—	—	—	—	—	—	—	—
C	—	—	—	—	—	—	—	—
N	—	—	—	—	—	—	—	—
O	—	—	—	—	—	—	—	—
Cl	—	—	—	—	—	—	—	—
K	—	—	—	—	—	—	—	—
Ca	—	—	—	—	—	—	—	—
Fe	—	—	—	—	—	—	—	—
Co	—	—	—	—	—	—	—	—
Ni	—	—	—	—	—	—	—	—
Cu	—	—	—	—	—	—	—	—
Zn	—	—	—	—	—	—	—	—
Nb	—	100.000 00 (◎)	—	—	—	—	—	—
Mo	—	—	99.999 91 (◎)	—	—	—	—	—
Nd	—	—	—	—	—	0.023 31 (○)	—	—
Sm	—	—	—	—	—	0.000 67 (△)	0.244 26 (◎)	—
Eu	—	—	—	—	—	99.976 02 (◎)	99.727 61 (◎)	—
Gd	—	—	—	—	—	—	0.028 12 (○)	—
Th	—	—	—	—	—	—	—	61.554 17 (◎)
U	100.000 00 (◎)	—	0.000 09 (△)	100.000 00 (◎)	100.000 00 (◎)	8. ×10 ⁻⁷ (△)	2. ×10 ⁻⁶ (△)	38.445 83 (◎)
合計	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00

注記1 生成比は、評価対象核種ごとに、各起源元素0.001kg当たりの生成量 (Bq) (表A.1) ×推定存在濃度 (%) (表A.3) を算定したものである。

注記2 生成比の右欄（括弧内）は、生成比の程度を、“◎：0.1%以上”、“○：0.01%以上”、“△：0.01%未満”で示した。

表 A.6—四次スクリーニング評価結果（生成比の評価）（コンクリートの場合）(1/2)

起源元素	評価対象核種に対する各起源元素の生成比 (%)						
	³ H	¹⁴ C	³⁶ Cl	⁴¹ Ca	⁶⁰ Co	⁵⁹ Ni	⁶³ Ni
H	0.000 29 (Δ)	—	—	—	—	—	—
Li	99.999 70 (◎)	—	—	—	—	—	—
Be	1. ×10 ⁻⁵ (Δ)	—	—	—	—	—	—
C	—	0.205 83 (◎)	—	—	—	—	—
N	—	66.755 62 (◎)	—	—	—	—	—
O	—	33.038 55 (◎)	—	—	—	—	—
Cl	—	—	73.592 24 (◎)	—	—	—	—
K	—	—	26.407 76 (◎)	—	—	—	—
Ca	—	—	—	100.000 00 (◎)	—	—	—
Co	—	—	—	—	99.981 14 (◎)	—	—
Ni	—	—	—	—	0.015 15 (○)	100.000 00 (◎)	91.716 60 (◎)
Cu	—	—	—	—	0.003 72 (Δ)	—	7.983 05 (◎)
Zn	—	—	—	—	—	—	0.300 35 (◎)
Nb	—	—	—	—	—	—	—
Mo	—	—	—	—	—	—	—
Te	—	—	—	—	—	—	—
Nd	—	—	—	—	—	—	—
Sm	—	—	—	—	—	—	—
Eu	—	—	—	—	—	—	—
Gd	—	—	—	—	—	—	—
Th	—	—	—	—	—	—	—
U	2. ×10 ⁻⁶ (Δ)	—	—	—	—	—	—
合計	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00

注記1 生成比は、評価対象核種ごとに、各起源元素0.001kg当たりの生成量 (Bq) (表A.1) ×推定存在濃度 (%) (表A.3) を算定したものである。

注記2 生成比の右欄 (括弧内) は、生成比の程度を、“◎ : 0.1%以上”, “○ : 0.01%以上”, “Δ : 0.01%未満”で示した。

表 A.6—四次スクリーニング評価結果（生成比の評価）（コンクリートの場合）（2/2）

起源元素	評価対象核種に対する各起源元素の生成比（%）							
	⁹⁰ Sr	⁹⁴ Nb	⁹⁹ Tc	¹²⁹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	全α
H	—	—	—	—	—	—	—	—
Li	—	—	—	—	—	—	—	—
Be	—	—	—	—	—	—	—	—
C	—	—	—	—	—	—	—	—
N	—	—	—	—	—	—	—	—
O	—	—	—	—	—	—	—	—
Cl	—	—	—	—	—	—	—	—
K	—	—	—	—	—	—	—	—
Ca	—	—	—	—	—	—	—	—
Co	—	—	—	—	—	—	—	—
Ni	—	—	—	—	—	—	—	—
Cu	—	—	—	—	—	—	—	—
Zn	—	—	—	—	—	—	—	—
Nb	—	100.000 00 (◎)	—	—	—	—	—	—
Mo	—	—	99.059 26 (◎)	—	—	—	—	—
Te	—	—	—	99.996 51 (◎)	—	—	—	—
Nd	—	—	—	—	—	0.000 42 (△)	—	—
Sm	—	—	—	—	—	0.000 83 (△)	0.302 56 (◎)	—
Eu	—	—	—	—	—	99.998 75 (◎)	99.696 86 (◎)	—
Gd	—	—	—	—	—	—	0.000 58 (△)	—
Th	—	—	—	—	—	—	—	61.146 64 (◎)
U	100.000 00 (◎)	—	0.940 74 (◎)	0.003 49 (△)	100.000 00 (◎)	4. × 10 ⁻⁷ (△)	9. × 10 ⁻⁷ (△)	38.853 36 (◎)
合計	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00	100.000 00

注記1 生成比は、評価対象核種ごとに、各起源元素0.001kg当たりの生成量（Bq）（表A.1）×推定存在濃度（%）（表A.3）を算定したものである。

注記2 生成比の右欄（括弧内）は、生成比の程度を、“◎：0.1%以上”、“○：0.01%以上”、“△：0.01%未満”で示した。

A.2.2 元素成分条件の設定における考慮事項

A.2.2.1 概要

AESJ-SC-F015：2017^[1]の G.1.2 に示される考慮事項を参考に、元素分析データを収集し、元素成分条件を設定する。同標準に示される選定フロー（図 A.2 参照）に従い、評価対象核種の起源元素の元素成分条件の具体的な設定方法の考え方、保守性の考慮方法などについて、次に整理した。

A.2.2.2 元素分析データの収集

元素成分データは、評価対象とする放射化金属等の種類、原材料の品質を考慮した上で、評価対象とする放射化金属等を代表できる方法で収集することがある。この場合の評価対象とする放射化金属等の代表性の考慮事項としては、評価対象とする放射化金属等の種類、品質、製造工程などがある。

コンクリートの場合、使用材料（セメント、骨材、混和材、化学混和剤など）の種類及び調合が原子炉施設で異なることから、次のサンプルの元素分析を行うことを基本とする。

- 評価対象廃棄物からの採取試料
- 評価対象廃棄物が発生した原子炉施設から採取した代表試料

ただし、上記試料の分析が困難な場合などは、次を収集する。

- － 製作条件が同様である試料の元素分析値
- － コンクリート使用材料の元素分析値及び調合割合からの評価値
- － 同一種類（普通コンクリートなど）のコンクリートに関する文献データ

A.2.2.3 評価対象物の元素成分条件の選定

A.2.2.3.1 元素成分条件の設定方法の選定

評価対象廃棄物の元素成分条件の設定方式は、収集した元素分析データ及び放射能濃度決定方法の種類に応じて、次のいずれかが選択できる。

- a) **代表値を設定する方法** 評価対象廃棄物の代表的な元素分析データ（評価対象核種の起源元素ごと）を設定する。また、設定した濃度分布から各元素の代表値（評価対象核種の起源元素ごと）を設定することもできる。
- b) **濃度分布から複数の値を設定する方法** 評価対象廃棄物の元素分析データの濃度分布（濃度分布の基本形状は元素分析データから統計的な変数などを用いて設定）などから、複数の元素濃度を設定する。

評価対象廃棄物の元素成分条件は、表 A.7 及び図 A.2 に示すとおり、収集する元素分析データの種類（代表分析値又は分析データ群）、元素成分条件の設定方式（代表値又は濃度分布）、及び適用する放射能濃度決定方法の種類に応じて、適用することが必要となる。

A.2.2.3.2 各元素の濃度分布基本形状の設定

AESJ-SC-F015：2017^[1]によると、各材料中に含まれる各元素の濃度分布の基本形状は、製造時の各成分の管理条件を考慮して、次表の各元素の濃度分布基本形状の設定例に基づき、次の例のように設定できるとされている。

- － 各元素の濃度分布の基本形状には、材料製造時の主成分元素としての成分の管理目標値などの有無によって、正規分布又は対数正規分布のいずれかが選択できる。
- － 主成分元素については、保守的に一様分布を適用してもよい。
- － 収集した元素分析データの濃度分布を考慮して、最終的に各元素の濃度分布の基本形状を設定する。

例

成分管理条件	主成分	不純物成分	微量成分
	管理範囲がある	管理上限がある	管理値なし
基本的な考え方	特定の工場で、ロット管理が行われて製造される材料の主成分である。規格範囲内の目標値での成分の調整が行われる元素で、存在範囲（濃度分布）が比較的狭い。	製造される材料中の不純物として一定の製造過程で低減又は管理される成分である。濃度が比較的低い管理値以下である元素で、自然での濃度分布が材料中の各元素の濃度分布にも反映される。	管理されていない元素であり、自然での存在濃度分布が、材料中の各元素の濃度分布にも反映される。
各元素の濃度分布	正規分布	対数正規分布	対数正規分布

ただし、主成分であっても対数正規分布で保守的に設定できる場合は、対数正規分布を適用してもよい。

この標準で扱う代表的な材質であるコンクリートに含まれる元素成分（微量成分）の濃度分布が対数正規分布となることを確認するため、コンクリートなどの天然系の鉱物資源は、地質中の濃度分布に近いと考え、産業技術総合研究所地質調査総合センターが提供するデータ^[34]に示されている日本全国の3,024地点での地質分析結果から得られている元素から、放射化物の代表的な起源元素として次の3核種について、その頻度分布を整理した。

- － Co：代表的な Key 核種である ^{60}Co の起源元素
- － Ni：代表的な CP 核種である ^{63}Ni の起源元素
- － U：燃料中に含まれる代表的な元素

図 A.3 及び図 A.4（対数正規確率紙にプロット）に示すように、全体に対数正規分布の傾向を示しており、地質中の濃度分布に近いと考えられるコンクリートなどの元素成分（微量成分）の濃度は、対数正規性を示していると考えられる。

公衆審査版

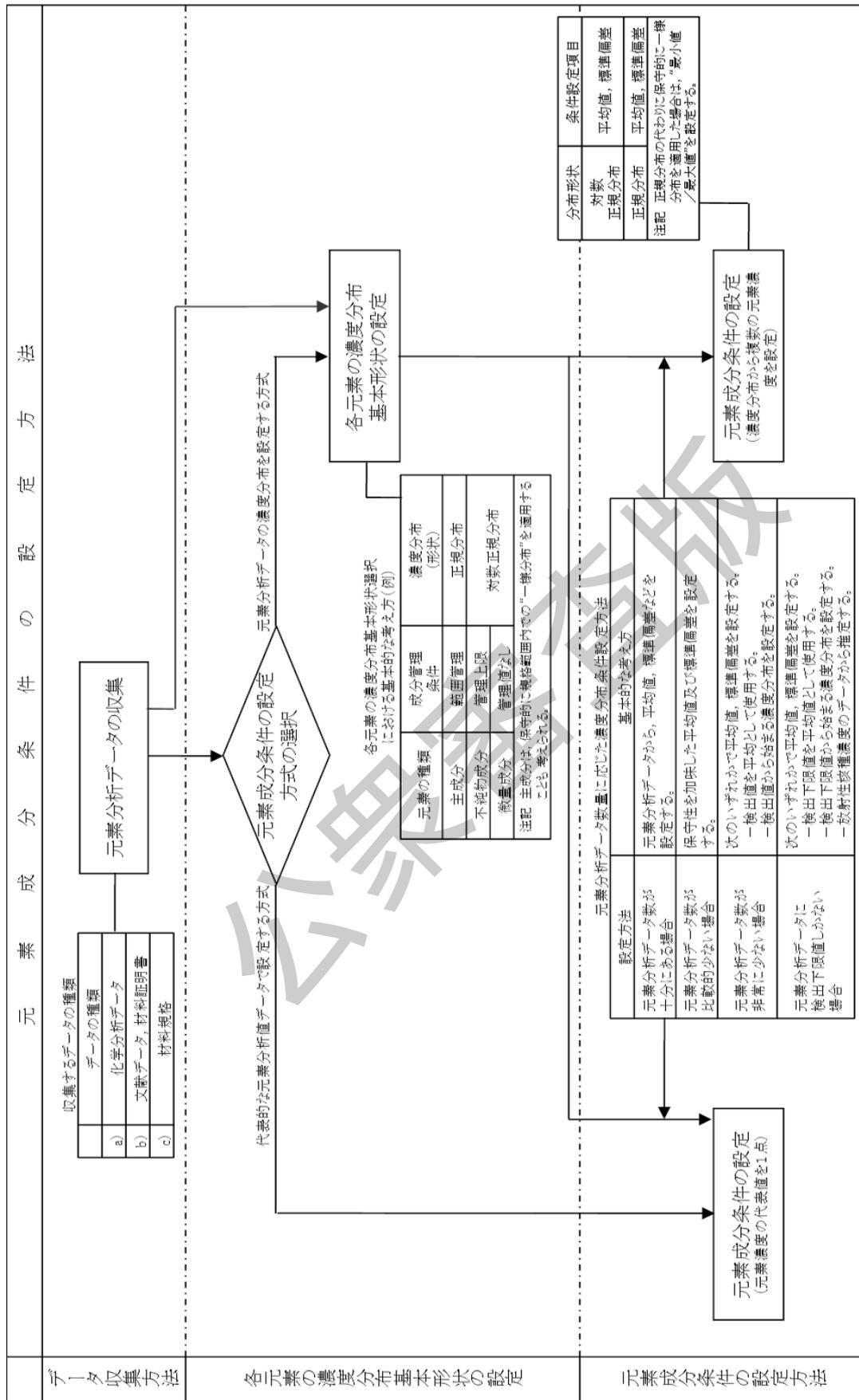


図 A.2-1 元素成分条件の設定方法概念フロー

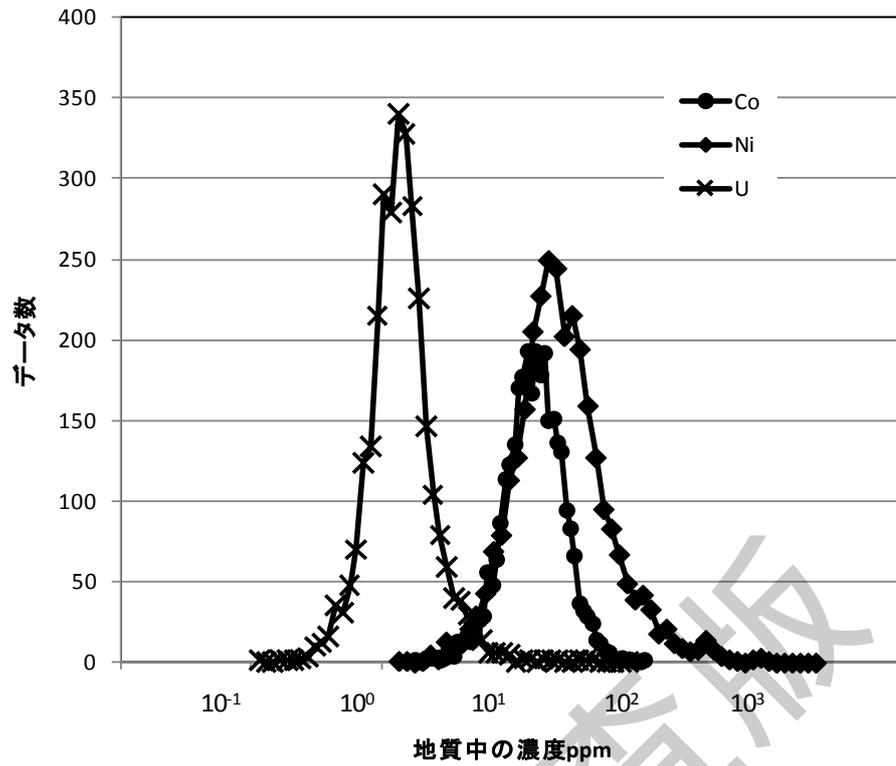


図 A.3—地質中の元素成分の濃度分布

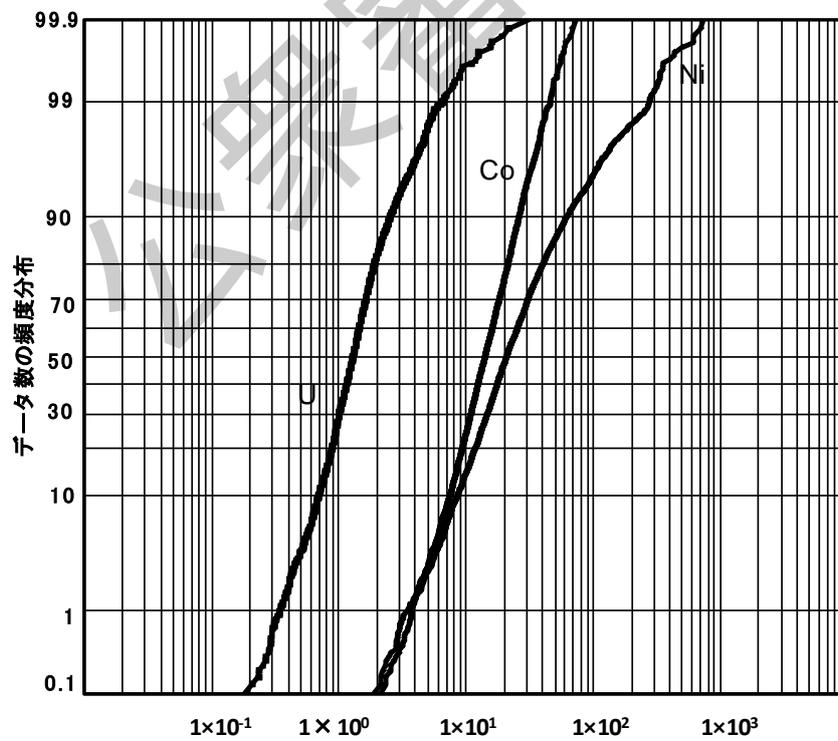


図 A.4—地質中の元素成分の濃度分布（対数正規確率紙）

AESJ-SC-F015 : 2017^[1]では、製造工程に基づくステンレス鋼の元素成分条件の設定例について検討されているので、これを参照する。

炭素鋼については、ステンレス鋼と同様に精錬などの製造工程を経ていることから、**AESJ-SC-F015** : 2017^[1]を参考にできる。ステンレス鋼と同様に炭素鋼及びコンクリートについても、ミルシートなどに記載されている成分管理目標値があれば、これを利用できる。また、炭素鋼の鋼種が、ステンレス鋼における SUS304 のように特定されている場合は、同一の鋼種について文献データなどを用いて元素成分条件を設定してもよい。

コンクリートの製造では、所定の強度などを満足するよう、使用材料（水、骨材、セメント、混和材及び化学混和剤）を選定し調査が定められる。原子力発電所に使用されるコンクリートに関しては、元素濃度の管理として、現在は“JASS 5N 原子力発電所施設における鉄筋コンクリート工事 2001”^[33]において、“コンクリートに含まれる塩化物量は、塩化物イオンとして 0.20 kg/m³以下”（コンクリートの乾燥単位重量を 2 100kg/m³ とすると、9.5×10⁻³%）とされている。

塩素以外の元素に関しては、コンクリートの使用材料であるセメント、骨材などについて、**表 A.8～表 A.11** のような化学成分や鉱物組成の品質管理が求められている。

コンクリートでは、**AESJ-SC-F015** : 2017^[1]で対象としている SUS304 などと異なり、主成分元素について管理範囲はなく、また、コンクリートの使用材料である骨材は天然の砕石、砕砂などであるとともに、セメントの原材料である石灰岩、粘土、けい石なども天然に産するものであることから、基本的には自然での濃度分布がコンクリート中の各元素の濃度分布に反映されると考えられる。よって、基本的にコンクリート中の各元素の濃度分布は対数正規分布になると考えられる。ただし、評価対象廃棄物の発生した原子炉施設のコンクリートから複数の試料を採取して濃度分布を設定する場合には、元素分析データの分布は狭くなると考えられるため、正規分布での設定が考えられる。

鋼種及び成分管理目標値が特定されていない炭素鋼及びコンクリートの場合は、原材料などに応じて元素成分条件が変化する可能性があるため、評価対象廃棄物自体、又は評価対象廃棄物を代表する試料の化学分析結果に基づき元素成分条件を設定することを基本とする。ただし、元素成分条件を設定するためのデータ数を合理化するために、文献データなどを参考にしてもよい。

表 A.7—元素成分条件の設定方式及び放射能濃度決定方法，元素分析データの種類の組合せ

		元素分析データの種類	
		代表分析値	分析データ群
元素成分条件の設定方式	代表値 ^{a)}	廃棄物ごとの放射化計算 ^{a)} 金属：同一ロットの品質試料 又は実物の元素分析値 コンクリート：実物又は評価 対象廃棄物が発生した 原子炉施設で採取した 代表試料の元素分析値 など	廃棄物ごとの放射化計算 ^{a)} 金属：複数の同一種類及び品質の元 素分析データの平均値など コンクリート：評価対象廃棄物が発 生した原子炉施設から採取 した複数試料の元素分析デ ータの平均値，文献データ ^{c)} など
	濃度分布 ^{b)}	—	濃度比及び換算係数を用いる場合 ^{d)} 並 びに複数の計算結果から決定する場合 金属：複数の同一種類及び品質の元 素分析データの濃度分布 コンクリート：評価対象廃棄物が発 生した原子炉施設から採取 した複数試料の元素分析デ ータの平均値，文献データ ^{c)} など

注 ^{a)} 放射性廃棄物（廃棄物単一又は単一廃棄物グループ）の放射化計算に使用する元素ごとの濃度の代表値を一つ設定することを意味する。また，濃度比などを用いる場合，設定した濃度分布から各元素の代表値（評価対象核種の起源元素ごと）を設定することもできる。

^{b)} 放射化計算を複数実施し，評価対象廃棄物の放射能濃度，又は濃度比の分布を把握するために，評価対象廃棄物の元素濃度分布を実態の範囲を考慮して，元素ごとに複数の成分濃度（放射化計算条件）を設定することを意味する。

^{c)} 文献データを用いる場合には，コンクリートの種類に留意する。コンクリートの種類は，大きくは，骨材の種類によって普通コンクリート，重量コンクリートなどに分けられる。

^{d)} 換算係数を用いる場合は，設定した濃度分布から各元素の代表値（評価対象核種の起源元素ごと）を設定する。

表 A.8—セメントの品質

品質		種類							
		普通ポルトランドセメント ^{a)}	中庸熱ポルトランドセメント ^{a)}	低熱ポルトランドセメント ^{a)}	耐硫酸塩ポルトランドセメント ^{a)}	高炉セメント A ^{b)}	高炉セメント B ^{b)}	フライアッシュセメント A ^{c)}	フライアッシュセメント B ^{c)}
化学成分 %	酸化マグネシウム	≤5.0	≤5.0	≤5.0	≤5.0	≤5.0	≤6.0	≤5.0	≤5.0
	三酸化硫黄	≤3.5	≤3.0	≤3.5	≤3.0	≤3.5	≤4.0	≤3.0	≤3.0
	強熱減量	≤5.0	≤3.0	≤3.0	≤3.0	≤5.0	≤5.0	≤5.0	—
	全アルカリ	≤0.75	≤0.75	≤0.75	≤0.75	—	—	—	—
	塩化物イオン	≤0.035	≤0.02	≤0.02	≤0.02	—	—	—	—
鉱物組成 %	けい酸三カルシウム	—	≤50	—	—	—	—	—	—
	けい酸二カルシウム	—	—	≤40	—	—	—	—	—
	アルミン酸三カルシウム	—	≤8	≤6	≤4	—	—	—	—
注 ^{a)} JIS R 5210 : 2009 ^[35]									
注 ^{b)} JIS R 5211 : 2009 ^[36]									
注 ^{c)} JIS R 5213 : 2009 ^[37]									

表 A.9—骨材の品質

品質	種類	
	粗骨材	細骨材
塩化物 (NaCl として) %	—	≤0.02
注記 JASS 5N 2001 ^[33]		

表 A.10—混和材の品質

品質	種類		
	フライアッシュ I 種 ^{a)}	フライアッシュ II 種 ^{a)}	コンクリート用膨張材 ^{b)}
二酸化けい素%	≥45.0	≥45.0	—
湿分%	≤1.0	≤1.0	—
全アルカリ%	—	—	≤0.75
強熱減量%	≤3.0	≤5.0	≤3.0
酸化マグネシウム%	—	—	≤5.0
塩化物イオン%	—	—	≤0.05
注 ^{a)} JIS A 6201 : 2015 ^[38]			
注 ^{b)} JIS A 6202 : 2017 ^[39]			

表 A.11—化学混和剤の品質

品質	種類	
	化学混和剤 I 種	化学混和剤 II 種
塩化物イオン量 (kg/m ³)	≤0.02	0.02～0.20
全アルカリ量 (kg/m ³)	≤0.30	
注記 JIS A 6204 : 2011 ^[40] をこの標準の他の部分の表現に合わせて一部修正した。		

A.2.2.4 材料, 元素ごとの元素成分条件の設定

A.2.2.4.1 代表値を設定する方法を適用する場合

評価対象廃棄物（代表又はグループ単位）の放射化計算を実施するための元素成分条件の代表値を 1 点設定するために、各元素の濃度の代表値（評価対象核種の起源元素ごとの濃度の代表値を 1 点）で設定する場合は、適用する元素分析データ（代表分析値又は分析データ群）を考慮した上で条件設定（分析データ群の場合は、平均値など）をする。

なお、評価対象核種の最大放射能濃度などを決定する場合には、統計的な保守性を考慮することが必要な場合もある。

A.2.2.4.2 濃度分布から複数の値を設定する方法

濃度比を用いる場合及び複数の計算結果から決定する場合において、廃棄物グループ単位での複数回の放射化計算を実施するために必要となる元素成分条件（評価対象核種の起源元素ごとに複数の濃度を設定）を設定する場合は、適用する元素分析データで評価した各元素の濃度分布の条件（平均値、標準偏差又は最小値／最大値）に基づき、方法（例えば、擬似乱数の利用）で、各元素の濃度（放射化計算の条件）を必要数量設定する。また、換算係数を用いる場合においては、同様の方法で元素成分条件を設定した上で、各元素の代表値を設定（評価対象核種の起源元素ごとの平均値など）する。

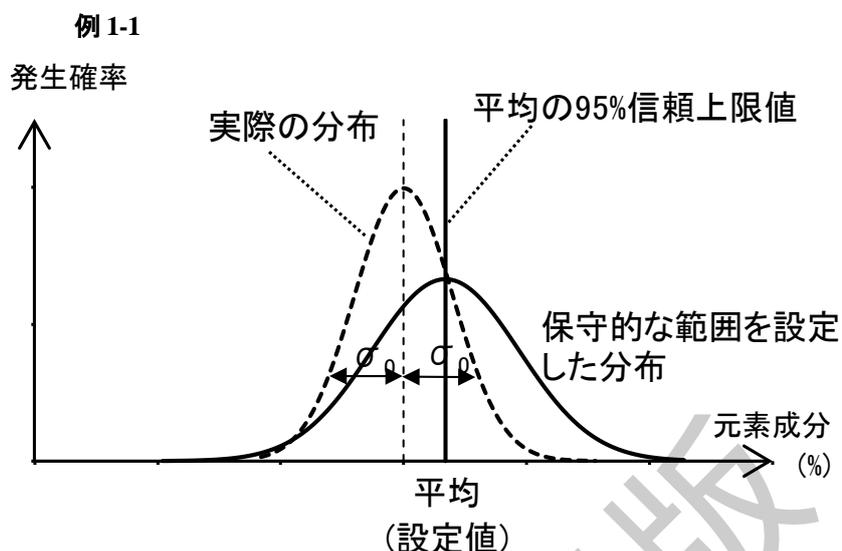
A.2.2.4.3 元素分析データ数量に応じた濃度分布条件設定

A.2.2.4.1 及び A.2.2.4.2 の元素濃度分布条件の設定には、評価対象廃棄物の材料のロット及び収集した元素分析データの数量に応じて、代表性又は保守性に鑑みたと、次の a)～d) の濃度分布条件設定方法が適用できる（AESJ-SC-F015 : 2017^[1] D.4 及び検出困難元素については AESJ-SC-F015 : 2017^[1] の附属書 H 参照）。

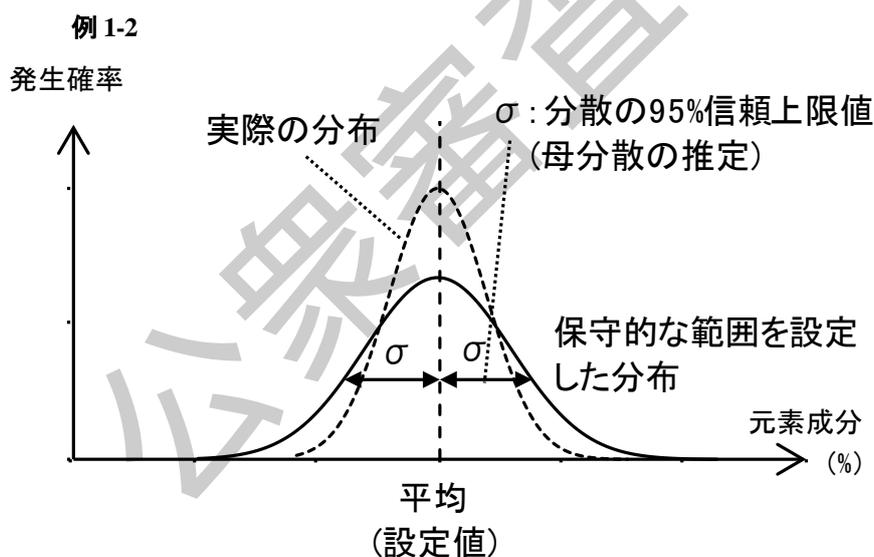
なお、標準偏差は次のように設定する（AESJ-SC-F015 : 2017^[1] の D.4 参照）。

- 標準偏差は、平均値の設定における保守性を考慮した上で値を設定すればよい。
 - 不純物成分元素又は微量成分元素であれば、同一の元素又は化学的性質が類似した元素の分布を参考にして標準偏差を設定する方法も適用できるが、この場合、参考とする元素成分データを収集した上で、参考とした同一の元素の標準偏差に濃度依存性がないこと、及び参考とした化学的性質が類似した元素との間で標準偏差に差異がないことを評価する必要がある。
- a) **元素分析データ数が十分にある場合** 評価対象廃棄物（材料）の元素分析データ数が十分にあり、元素分析データとしての代表性を十分もっている場合は、元素分析データの平均値、標準偏差、最小値、最大値などを用いて評価対象とする元素成分濃度分布を設定できる。
- b) **元素分析データ数が比較的少ない場合** 評価対象廃棄物（材料）の元素分析データ数が十分でない場合もある。この場合、データ数の少なさを考慮し、元素分析データの平均の信頼上限を適用するなどの方法によ

って、次の例 1-1 のように、保守性を加味した平均値を適用して、評価対象とする元素成分濃度分布を設定できる。この際、例 1-2 のように分散（標準偏差）も保守的に設定する方法がある。

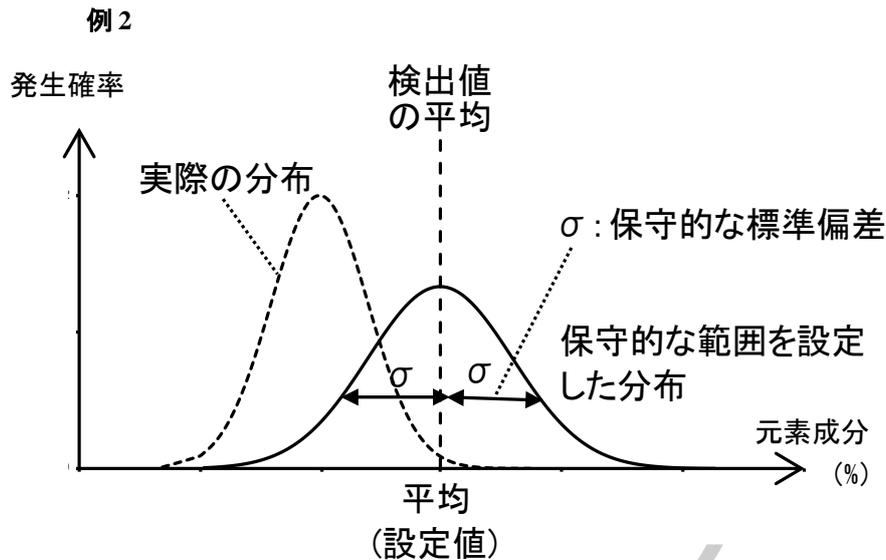


データ数が少ない場合の濃度分布の設定例 (AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の D.4 参照)



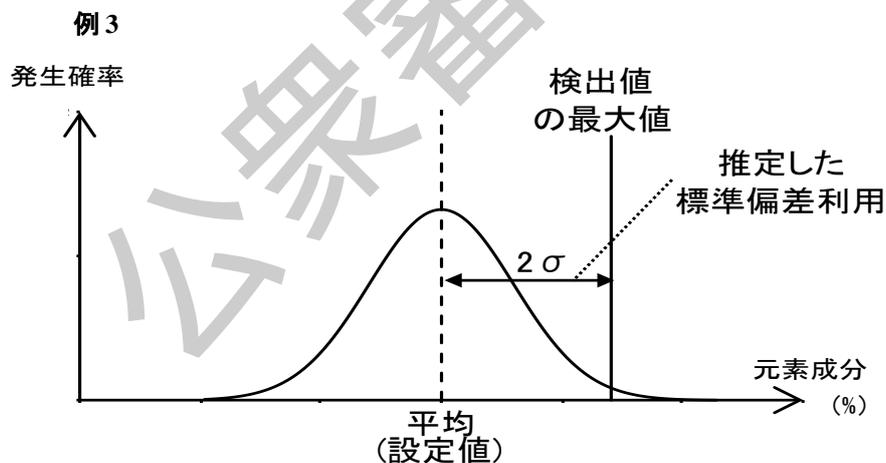
データ数が少ない場合の分散（標準偏差）の設定例

- c) **元素分析データ数が非常に少ない場合の設定方法** 評価対象廃棄物（材料）の元素分析データ数が 1～2 点（残りは、検出下限値未満の場合）と非常に少なく、標準偏差などを算出できない場合は、次のいずれかの方法で平均値及び標準偏差を設定する。
- 1) 次の例 2 のように、元素分析データの検出値（複数の場合はこれらを平均する。）を濃度分布の平均値と仮定し、保守的な標準偏差を適用して、濃度分布を設定する。検出値を濃度分布の平均値とすることで保守性を考慮している。なお、保守的な標準偏差は、例えば、検出値の多い元素の濃度分布を比較し、保守的となる値を設定する。



検出値を平均値として使用した濃度分布の設定例

- 2) 元素分析データの検出値の最大値から始まる濃度の低い領域で濃度分布を設定する。例えば、次の例 3 のように検出値の最大を濃度分布の $+2\sigma$ (標準偏差を推定する。)として、濃度分布の平均値を逆算して設定する。なお、標準偏差の推定は、例えば、化学的性質が類似した検出値の多い元素の濃度分布を参考に設定する。

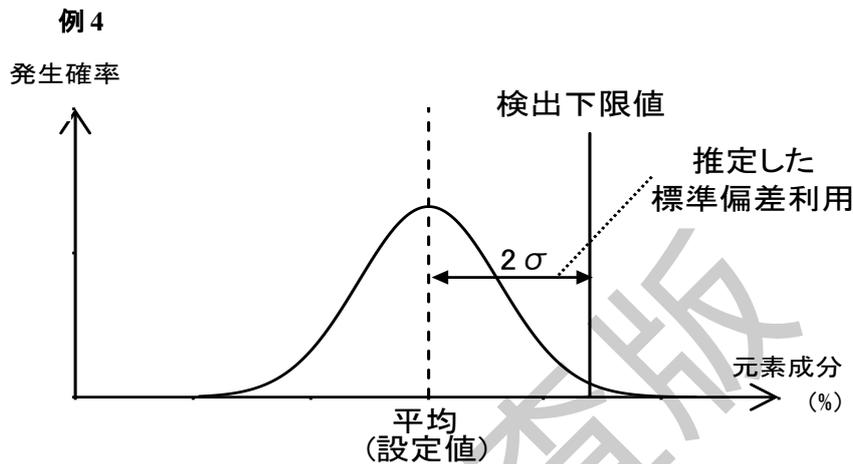


検出値より低い領域での濃度分布の設定例

- d) **全ての元素分析データが検出下限値未満の場合** 評価対象廃棄物 (材料) の元素分析データが全て検出下限値未満の場合は、次のいずれかの方法で平均値及び標準偏差の設定ができる。
- 1) 元素分析データの検出下限値を濃度分布の平均値とし、保守的な標準偏差を適用して、濃度分布を設定する。検出下限値を濃度分布の平均値とすることで保守性を考慮している。なお、保守的な標準偏差は、例えば、検出値の多い元素の濃度分布を比較し、保守的となる値を設定する。

- 2) 元素分析データの検出下限値より濃度の低い領域で濃度分布を設定する。例えば、次の**例4**のように検出下限値（複数の場合はこれらを平均する。）を濃度分布の $+2\sigma$ （標準偏差を推定する。）として、濃度分布の平均値を逆算して設定する。

なお、標準偏差の推定は、例えば、化学的性質が類似した検出値の多い元素の濃度分布を参考に設定する。検出下限値未満の分析データ数が十分多い場合には例4のような設定も可能と考えるが、検出下限値未満の分析データ数が少ない場合、特に検出下限値未満の分析データ数が1~2点の場合は、**d)1)**の保守的な設定とすることも考えられる。



元素分析データの検出下限値より低い領域での濃度分布の設定例

- 3) 照射履歴が明確な評価対象物の核種の放射能濃度データから、起源元素の濃度を推定する。起源元素の濃度が検出されていない場合でも、この起源元素から発生する核種の放射能濃度が検出されている場合に適用できる。

A.2.3 元素成分条件が放射能濃度に与える影響の評価例

起源元素の元素成分条件の変動は、その条件によっては、放射能濃度及び難測定核種と Key 核種との濃度比の各々に対する影響が異なる場合もあるため、適用する放射能濃度決定方法の種類に応じて、放射能濃度評価結果が大きくなるように条件の設定を行う必要がある。このため、起源元素の元素成分条件について、AESJ-SC-F015：2017^[1]の**附属書B**の基礎解析結果を適宜参考にすることが推奨される。

AESJ-SC-F015：2017^[1]の**附属書B**の基礎解析結果をまとめると次のとおりであり、この標準で対象とする放射化物にも共通して成立する。

- 母材の放射化で発生する放射性核種の放射能濃度は、その他の放射化計算の条件が同一の場合、元素成分条件のうち評価対象核種の起源元素の濃度に比例して変動する。このため、元素成分条件は、放射能濃度及び濃度比のいずれに対しても影響の比較的大きい条件である。

A.3 中性子条件の設定

A.3.1 概要

中性子条件は、中性子フルエンス率及び中性子スペクトル並びに放射化断面積に大別され、AESJ-SC-F015：2017^[1]の**G.2**に従い、次のとおりに設定する。

- a) **中性子フルエンス率及び中性子スペクトル** 中性子フルエンス率及び中性子スペクトルは、炉型、燃料条件、照射される評価対象廃棄物、評価対象廃棄物の部位などによって変化する。このため、中性子フルエンス率及び中性子スペクトルを計算で求めるには、実際の状況に基づいた計算モデルを作成し、必要な精度、中性子場の形成状況などを考慮した上で、目的に合った計算コード及び群定数を用いて計算する必要がある。
- なお、ピット処分及びトレンチ処分対象の放射化物に該当する原子炉圧力容器外等の中性子条件の設定方法については、A.3.2に示す。
- b) **放射化断面積** AESJ-SC-F015：2017^[1]で対象とする炉心近傍の放射化物については、基本的に、放射化計算コードに内蔵されている既存の断面積ライブラリを使用してもよいが、中性子条件の評価結果などによる放射化範囲の中性子スペクトルの特性から固有の断面積を作成してもよい。一方、ピット処分及びトレンチ処分対象に相当する放射化物についても、同様であるが、計算コードに内蔵されている既存の断面積ライブラリを使用する場合も、放射化範囲の中性子スペクトルの特性を考慮する必要がある。ここで、既存の断面積ライブラリを使用する場合には、1群又は3群などの実効断面積の作成に影響を与える中性子スペクトルの特性については、あらかじめ把握しておく必要がある。断面積ライブラリ（核データ）としては、例えば、日本原子力研究開発機構のJENDL、アメリカブルックヘブン国立研究所のENDF/Bなどがある。
- c) **中性子条件の設定方法** 中性子条件（中性子フルエンス率及び中性子スペクトル並びに放射化断面積）は、放射能濃度決定方法に応じ、次のいずれかの方法で設定する（AESJ-SC-F015：2017^[1]のD.5参照）
- 1) **個別に条件設定する方法** 照射履歴に基づき、評価対象廃棄物ごとに、中性子条件を詳細に設定する方法。
- なお、放射化断面積については、中性子スペクトルの代表性を確認した上で、値を設定することもできる。
- 2) **代表条件を設定する方法** 照射履歴に基づき、複数の評価対象廃棄物を適切又は放射能濃度評価結果が大きくなるように代表する中性子条件を設定する方法。
- なお、濃度比を用いる場合などでは、個別の条件の代わりに、複数の評価対象廃棄物を代表する条件範囲を設定することもできる。
- d) **中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの計算に利用するコード及び群定数について** 中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの計算に利用するコード及び群定数は、利用の目的を十分考慮した上で、手法（信頼性のある計算コード）を適用することが必要である。中性子計算は、燃料周辺の場合は、炉心核的性能計算（単位燃料集合体核特性計算コード、3次元核熱水力解析）、燃料周辺から離れる場合は、ボルツマンの中性子輸送方程式を解く手法が主流であり、Sn法（微分型中性子輸送方程式）、モンテカルロ法、直接積分法などが該当する。これらの計算手法に加えて、外挿計算法、アルベド輸送計算法などを、それぞれの特徴に合わせて使用することとなる。また、計算コードとしては、例えば、Sn法を用いた輸送計算コードに、アメリカオークリッジ国立研究所のANISN^[41]、DOT^[42]、TORT^[43]などが、モンテカルロ法を用いた輸送計算コードに、アメリカロスアラモス国立研究所のMCNP^[44]などがある。

A.3.2 原子炉圧力容器外等の中性子条件の設定

ピット処分及びトレンチ処分対象の放射化物に該当する原子炉圧力容器外等の不均一な中性子領域における中性子条件は、A.3.1に加えて、次のa)～f)を考慮して設定する^[45]。

- a) **原子炉施設の幾何形状のモデル化** 評価する原子炉施設の構造図及び組立図に基づいて、その幾何形状をモデル化する。原子炉施設を単純な円柱形状とするようなモデル化では、中性子フルエンス率の評価精度が十分とはならない場合があり、この場合には、中性子のストリーミング、中性子が透過する時の遮蔽、中性子漏れなどの効果を安全側に考慮してもよい^[45]。ただし、これらの効果で中性子スペクトルが変動したとしても、**A.2.1.1b)**で摘出した評価対象核種の濃度比については、変動は小さい(**A.3.3.2** 参照)。
- b) **中性子輸送計算の適用** a)の幾何形状、主成分などで設定した元素成分条件に基づき、中性子輸送計算によって中性子フルエンス率及び中性子スペクトルを設定する。この中性子輸送計算は、**A.3.1d)**で示したようにボルツマンの中性子輸送方程式に基づく輸送計算コードの使用が主流であり、対象領域のモデル化に応じた輸送計算コードを用いる。これら計算コードの種類と炉心内等のほぼ均一な中性子領域におけるこれらの適用例については**AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の附属書 C**に示されている。原子炉圧力容器外等の不均一な中性子領域におけるこれらの適用例については、**AESJ-SC-F005 : 2005^[46]の附属書 8**が参考となる。中性子条件の設定に用いる輸送計算コードは、対象位置の中性子条件を評価できるものを選択する。中性子輸送計算の計算コードには、**A.3.1d)**に示すように、空間的な中性子条件の変化を数学的に近似して移動方程式によって解く決定論的な方法と、モンテカルロ法などを使用する確率論的な方法とがある。一般的に、単純な形状ではANISNなどの1次元コード、複雑な形状ではDOTなどの2次元コードを使用することが基本であり、特別に複雑な形状の場合にはTORTなどの3次元コードを使用することができ、更に、決定論的な計算ではモデル化が難しいような複雑な形状の場合、MCNPのようなモンテカルロ法を使用することができる。ただし、このような複雑な形状となる場合には、**c)**で示す測定を併用する場合もある。
- 輸送計算の入力条件である線源の中性子発生数及び分布は、運転時の熱出力に依存した計算をする^[47]か、炉内の実測値を参考に設定する。ここで、線源の中性子発生数及び分布を計算するときの燃料特性(濃縮度、燃焼度など)は複雑に変化しているため、実用上は単純化した入力条件とする場合が多い。例えば、定格出力に達してからの中性子による照射が主体となる解体廃棄物の場合は、評価に要求される精度を勘案した燃料特性で近似することもできる^[47]。また、**AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の附属書 J**のように、燃焼度などを管理指標として評価することもできる。
- c) **測定を併用する場合** 中性子条件は基本的に中性子輸送計算によって評価できるが、炉心から遠ざかるに従い、計算評価のみでは精度が十分でない場合もある。また、原子炉施設には¹⁷Nから発生する中性子も存在するので、考慮する必要がある。このため、中性子フルエンス率などの測定を併用してもよい。中性子フルエンス率などの測定は、中性子測定器や放射化はく(箔)を用いて行う。中性子フルエンス率などの測定方法は、対象範囲の測定条件(例えば、測定のアクセシビリティ、中性子フルエンス率及び放射化はく(箔)設置の容易性)を考慮して選択する。中性子フルエンス率などの測定手法としては、**表 A.12**に示すものがある(**AESJ-SC-F005 : 2005^[46]の附属書 8**から引用)。

表 A.12—中性子フルエンス率などの測定手法^[46]

測定器又は測定方法	測定可能なエネルギー領域
BF ₃ 比例計数管	熱エネルギー領域 (0.025 eV 程度を中心) 熱領域から数 MeV (2 種類の減速材を用いる場合。ただし、中性子エネルギー分布評価は 3 群であって、精度は高くない。)
³ He 計数管	0.001 eV～0.04 MeV
中性子シンチレータ (Li ガラス検出器)	熱エネルギー領域 (0.025 eV 程度を中心) ～10 keV
ボナー球中性子検出器	熱エネルギー領域 (0.025 eV 程度を中心) ～10 keV
核分裂計数管	熱エネルギー領域 (0.025 eV 程度を中心)
放射化はく (箔)	放射化はく (箔) の選択に応じて、熱エネルギー領域から高速エネルギー領域まで

- d) **設定の空間的区分例** 炉心から遠ざかるに従って中性子フルエンス率は減衰し中性子スペクトルも変化することから、中性子条件の計算精度が低くなる傾向にある。したがって、中性子条件の計算精度を勘案し、c)で述べた測定を併用する場合など、中性子条件を計算で設定する場合に、適用する設定方法を空間的に区分するのが適切である。中性子条件を設定するための空間的区分の考え方の例を次の**1)～3)**に示す。
- 1) **計算で設定** 炉心近傍などでストリーミング経路がない場合は中性子発生源から近くかつ単純な構造体としてモデル化できる領域であり、全ての中性子条件を計算で設定する (**B.2** 及び **B.3** に計算例を示す)。
- 2) **代表的な中性子フルエンス率などを測定して設定** 炉心からのストリーミング経路を経た中性子などが支配的な領域及び原子炉冷却材中の ¹⁷N からの中性子発生がある領域については、中性子フルエンス率などを精度よく計算することは難しい。このような領域では、放射化はく (箔) などによる中性子測定、線量当量率の空間分布などの測定結果を併用して中性子フルエンス率などの中性子条件を設定する (**B.4** に計算例を示す)。
- 3) **エネルギー別に中性子フルエンス率を測定して設定** 複数の経路を経由した中性子がある場合などで、中性子フルエンス率及び中性子スペクトルを計算によって求めるのが困難な領域では、中性子エネルギー別に中性子フルエンス率を測定できるボナー球中性子検出器などの中性子測定器による測定結果から中性子フルエンス率及び中性子スペクトルなどの中性子条件を設定する (**B.4** に計算例を示す)。
- e) **放射化断面積の設定** b)の中性子輸送計算又は測定によって設定した中性子スペクトルに応じて、放射化断面積を設定する。放射化計算コードにあらかじめ準備されている放射化断面積ライブラリを利用する場合は、中性子スペクトル条件からその適用性を確認する。例えば、中性子スペクトルが炉心近傍に類似している場合など、ORIGEN2 コードシリーズなどに準備されている断面積ライブラリで代表できる場合にはこれを利用することができ、また、熱中性子、共鳴領域中性子及び高速中性子に中性子フルエンス率を分けて設定して、ORIGEN-S コードに準備されている断面積ライブラリを用いることができる。更に、中性子スペクトルから、断面積処理コードを用いて核データから 1 群、又は 3 群などに縮約して断面積を設定することができる。
- f) **計算範囲の設定** 中性子条件を計算して設定する範囲は、原子炉圧力容器周辺から、クリアランス又は放射性廃棄物でない廃棄物とみなされる領域までであり、基本的には格納容器内までではあるが、この領域に至る前に想定される汚染量に対して無視できる領域となる場合には、その領域までとしてよい。

A.3.3 中性子条件が放射能濃度を与える影響の評価例

中性子条件の変動は、その条件によっては、放射能濃度及び難測定核種とKey核種との濃度比の各々に対する影響が異なる場合もあるため、適用する放射能濃度決定方法の種類に応じて、放射能濃度評価結果が大きくなるように条件の設定を行う必要がある。このため、放射化計算の条件である中性子フルエンス率及び放射化断面積の中性子条件について、AESJ-SC-F015:2017^[1]の**附属書B**の基礎解析結果を適宜参考にすることが推奨される。ここでは、この標準で扱う想定条件における基礎解析を行い、中性子条件が放射化計算結果に与える影響の程度について例示する。

A.3.3.1 中性子フルエンス率の影響

a) **概要** AESJ-SC-F015:2017^[1]の**附属書B**の基礎解析結果をまとめると、次のとおりである。

- 中性子フルエンス率の変化に伴い放射性核種の生成量が増えるため、中性子フルエンス率の大小は、放射能濃度に対して影響の大きい放射化計算の条件である。影響の程度としては、1桁程度の差異とされている。
- 一方、その他の放射化計算条件が同一であれば、放射性核種の生成量は中性子フルエンス率に比例するため、放射性核種間の生成量の比は変化しない。したがって、中性子フルエンス率の大小は、放射性核種の生成量には影響するが、放射性核種の濃度比への影響はない。濃度比への影響の程度としては、2倍～3倍程度以内の差異とされている。

AESJ-SC-F015:2017^[1]の**附属書B**の基礎解析結果は、中性子フルエンス率の変動幅が大きい炉心近傍での条件を想定したものである。一方、この標準で対象とする炉心外及びその周辺の領域では、炉心から離れるに従い、中性子フルエンス率が大きく減少し、放射能濃度はこれに応じて大幅に減少する。中性子フルエンス率の大きさに応じて、放射能濃度が大きく変動することはAESJ-SC-F015:2017^[1]の**附属書B**の基礎解析結果などからも自明であることから、ここでは、放射性核種の濃度比への影響について、基礎解析によって確認した。

- b) **基礎解析条件** ここでは、評価対象核種をA.2.1.1b)で選定される15核種とし、選定した評価対象核種は、熱中性子による生成量が比較的大きいことから、代表的な中性子として熱中性子を用いて、熱中性子の中性子フルエンス率に対する濃度比への影響を、ORIGEN2.2による(熱中性子に対する内蔵断面積を用いた)放射化計算で求めた。評価対象廃棄物はSUS304(A.2.1.1参照)を想定し、照射時間は60年連続、照射停止時間は0年とした。
- c) **基礎解析結果** ⁶⁰CoをKey核種として、濃度比の影響の度合いを比較した評価結果を図A.5に示す。

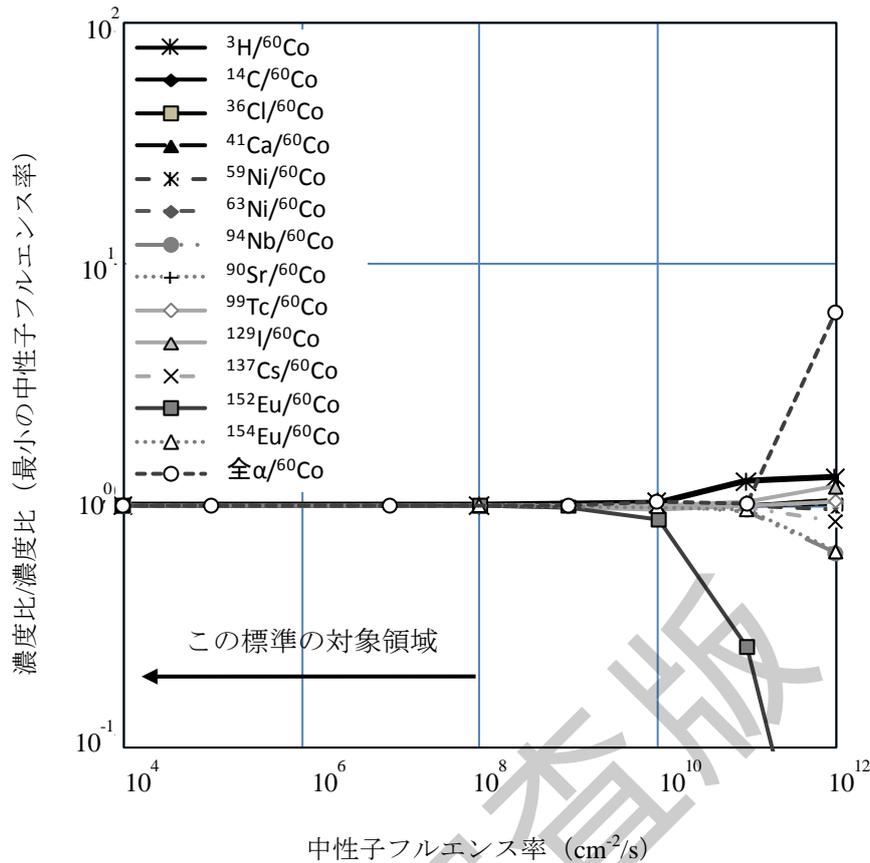


図 A.5—中性子フルエンス率に対する濃度比の変動度合い

図 A.5 から、中性子フルエンス率が $1 \times 10^{10} \text{ cm}^2/\text{s}$ 以下の場合、濃度比の影響はほとんどないことが分かる。これは、中性子照射による全 α 以外の放射性核種の生成反応は、 (n, γ) , (n, α) , (n, p) のような中性子との 1 回反応、又は生成した放射性核種の β 崩壊などが支配的となることから、中性子フルエンス率が $1 \times 10^{10} \text{ cm}^2/\text{s}$ 以下では、放射性核種の生成量が、中性子フルエンス率に比例するためである。また、図 A.5 で“全 α ”として示した ORIGEN コードで計算される α 核種の α 放射能の積算値については、次の特徴がある。

- 中性子フルエンス率が比較的低い場合（約 $1 \times 10^8 \text{ cm}^2/\text{s}$ 以下）には起源元素である U 又は Th による α 放射能の寄与が支配的となるが、このような天然にある α 放射能は評価の対象には含めていない。
- α 核種は、起源元素である U 又は Th から複雑な過程を通して生成することから、中性子フルエンス率に比例するとは限らないが、ここでの基礎解析条件によって評価した結果においては、 $1 \times 10^{10} \text{ cm}^2/\text{s}$ 以下ではほぼ比例するといえる。

この標準で対象とする生体遮蔽体の中性子フルエンス率は約 $1 \times 10^8 \text{ cm}^2/\text{s}$ 以下であるため、ここでの基礎解析結果を考慮すると、この標準で対象とする中性子フルエンス率の大きさでは、中性子フルエンス率に対する濃度比の影響はほとんどないことが示される。

A.3.3.2 放射化断面積の影響

a) 概要 AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の附属書 B は炉心近傍での感度解析例が示されており、これによると、熱中性子エネルギーで主に生成される放射性核種が評価対象核種の場合、放射化断面積の差異の影響は、放射能濃度及び濃度比のいずれに対しても小さく、影響の程度としては、2 倍～3 倍程度以内とされている。

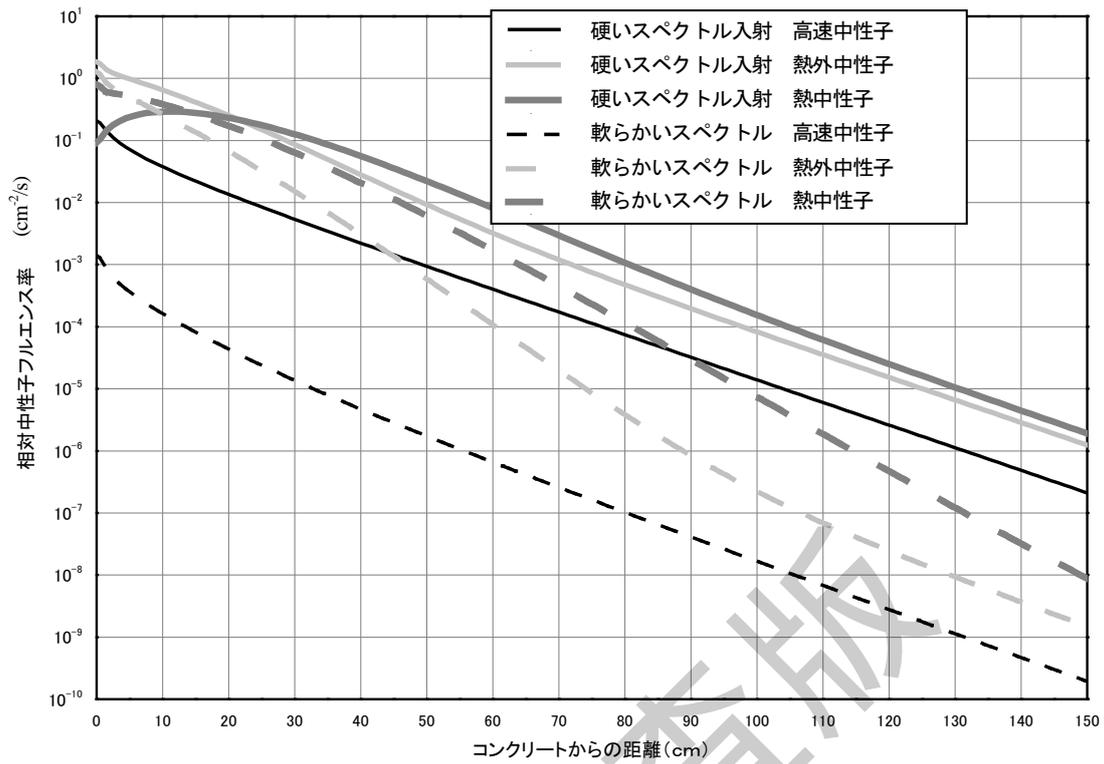


図 A.6—各入射スペクトルでの生体遮蔽コンクリート内における中性子束分布

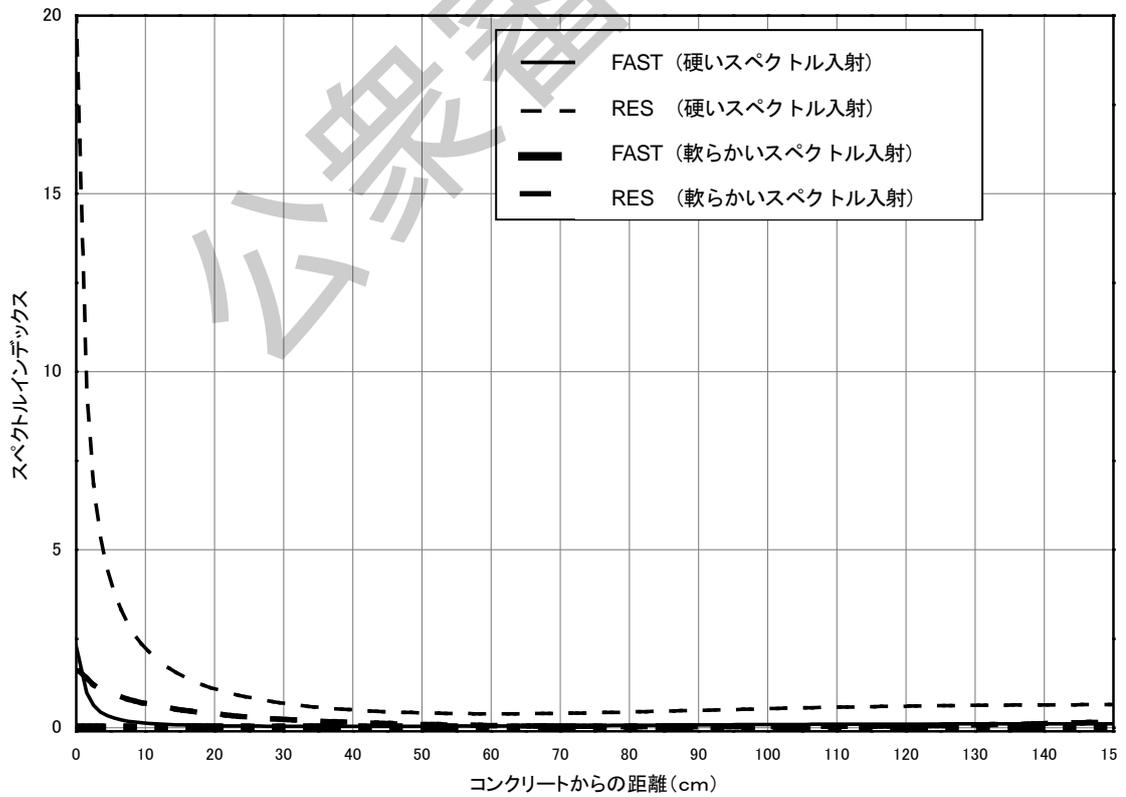


図 A.7—各入射スペクトルでの生体遮蔽コンクリート内におけるスペクトルインデックス

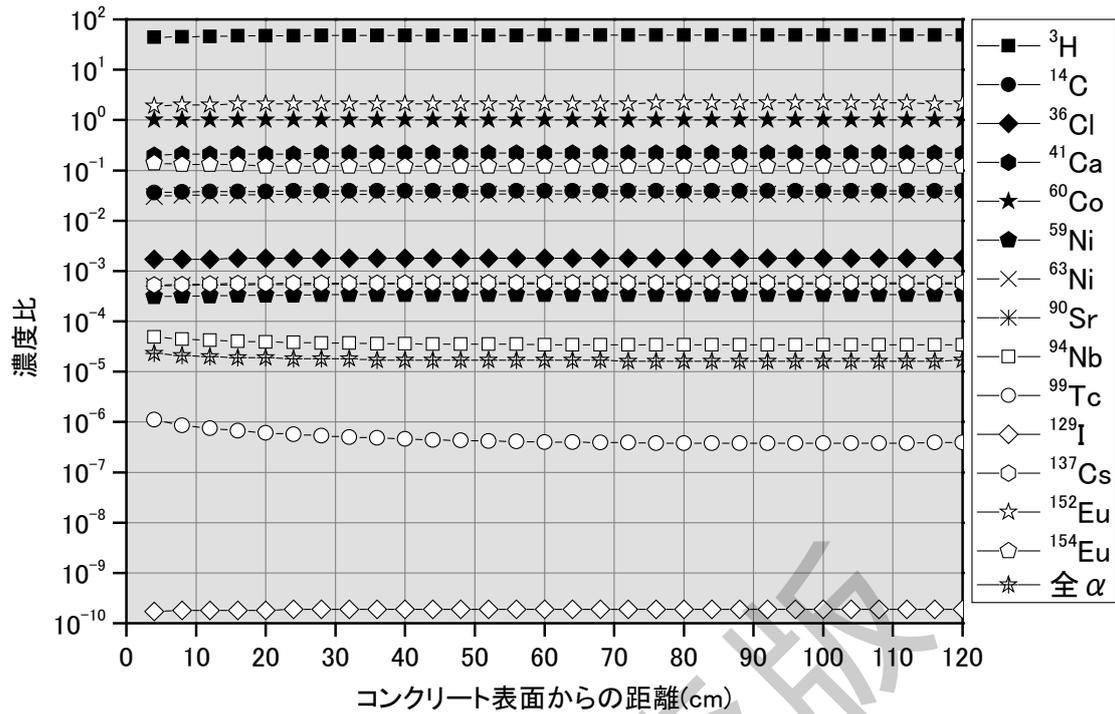


図 A.8—濃度比の生体遮蔽コンクリート表面からの変化（入射中性子スペクトルが軟らかい場合）

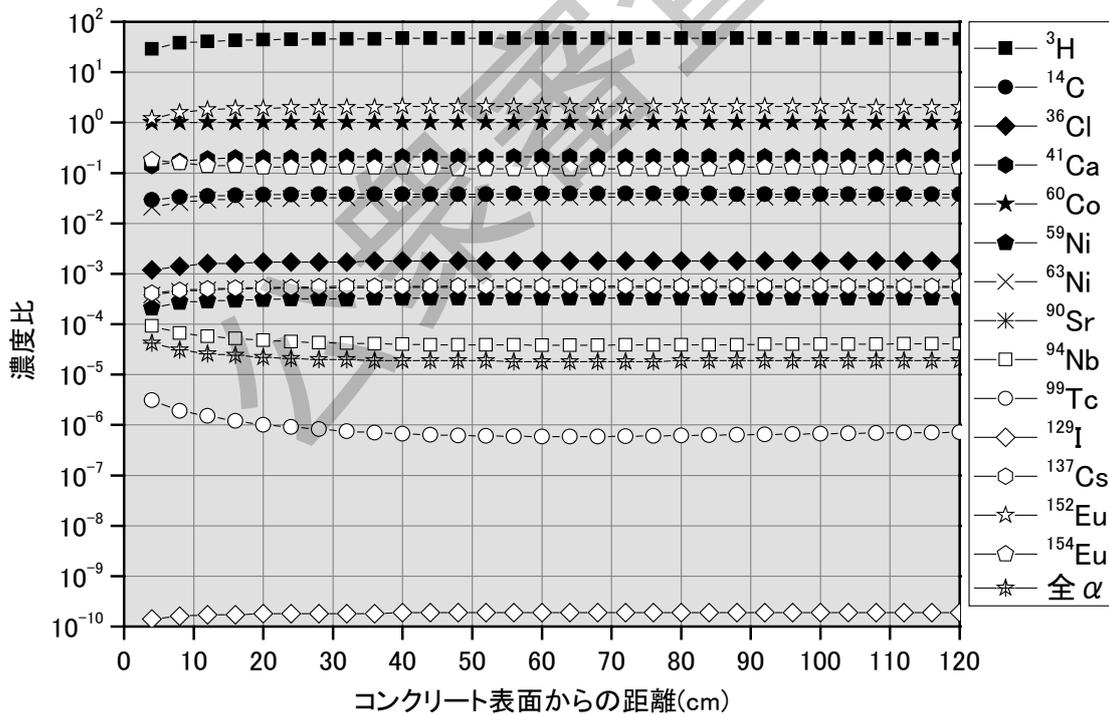


図 A.9—濃度比の生体遮蔽コンクリート表面からの変化（入射中性子スペクトルが硬い場合）

表 A.13—入射する中性子スペクトルを変えた場合の生体遮蔽コンクリート中の濃度比
(コンクリート表面から 0 cm~120 cm)

	入射 最も硬いスペクトル			入射 最も軟らかいスペクトル			濃度比の幅 (最大/最小)
	濃度比の 最大値	濃度比の 最小値	濃度比の幅 (最大/最小)	濃度比の 最大値	濃度比の 最小値	濃度比の幅 (最大/最小)	
³ H	4.7×10 ¹	2.9×10 ¹	1.6	4.9×10 ¹	4.4×10 ¹	1.1	1.7
¹⁴ C	3.9×10 ⁻²	2.9×10 ⁻²	1.4	3.9×10 ⁻²	3.6×10 ⁻²	1.1	1.4
³⁶ Cl	1.8×10 ⁻³	1.2×10 ⁻³	1.6	1.8×10 ⁻³	1.7×10 ⁻³	1.1	1.6
⁴¹ Ca	2.1×10 ⁻¹	1.4×10 ⁻¹	1.5	2.2×10 ⁻¹	2.0×10 ⁻¹	1.1	1.6
⁶⁰ Co	1	1	-	1	1	-	-
⁵⁹ Ni	3.3×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻⁴	1.6	3.4×10 ⁻⁴	3.1×10 ⁻⁴	1.1	1.6
⁶³ Ni	3.3×10 ⁻²	2.1×10 ⁻²	1.6	3.2×10 ⁻²	3.0×10 ⁻²	1.1	1.6
⁹⁰ Sr	5.4×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁴	1.4	5.5×10 ⁻⁴	5.0×10 ⁻⁴	1.1	1.5
⁹⁴ Nb	9.2×10 ⁻⁵	3.8×10 ⁻⁵	2.4	4.9×10 ⁻⁵	3.4×10 ⁻⁵	1.4	2.7
⁹⁹ Tc	3.1×10 ⁻⁶	5.9×10 ⁻⁷	5.3	1.1×10 ⁻⁶	3.8×10 ⁻⁷	2.8	8.3
¹²⁹ I	1.9×10 ⁻¹⁰	1.4×10 ⁻¹⁰	1.3	1.9×10 ⁻¹⁰	1.7×10 ⁻¹⁰	1.1	1.3
¹³⁷ Cs	5.7×10 ⁻⁴	4.1×10 ⁻⁴	1.4	5.8×10 ⁻⁴	5.3×10 ⁻⁴	1.1	1.4
¹⁵² Eu	2.1×10 ⁺⁰	1.2×10 ⁺⁰	1.7	2.2×10 ⁺⁰	1.9×10 ⁺⁰	1.1	1.7
¹⁵⁴ Eu	1.8×10 ⁻¹	1.2×10 ⁻¹	1.5	1.4×10 ⁻¹	1.2×10 ⁻¹	1.1	1.5
全 α ^{a)}	4.2×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁵	2.3	2.3×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁵	1.4	2.5
注 a) ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴¹ Am 及び ²⁴³ Am							

ここでの評価は、プラント全体の生体遮蔽体に対して想定される熱中性子の存在割合が最大及び最小となる中性子スペクトルを想定していることから、実際の適用に当たっては、同一の代表的中性子スペクトルにて評価する生体遮蔽体の大きさを区分することで、中性子スペクトルの変動幅を小さくし、濃度比の変動幅を数倍以内とすることが可能である。

A.3.4 プラント内の中性子スペクトル変動による濃度比の評価例

A.3.4.1 概要

A.3.3.1にて、中性子スペクトルが大きく変動しても、これによる放射化断面積の濃度比に与える影響は、比較的小さいので、事前に濃度比の変動範囲を評価し、必要に応じて、この変動範囲に応じて評価対象物を区分し、濃度比を設定すればよいことが示されている。これを裏付ける評価例として、A.3.3.1では、生体遮蔽コンクリート内部の中性子スペクトルの変化による濃度比への影響を示しているが、ここではプラント全体の評価例を示す。

A.3.4.2 プラント全体の評価例

A.3.4.2.1 中性子輸送計算

プラント全体の中性子輸送計算によって、中性子スペクトルの変動幅を算出した。

a) 基礎解析条件

- 1) 対象プラント 代表例として 110 万 kWe 級の BWR プラントを対象とした。

- 2) **対象領域** BWR プラントの場合は、格納容器内が考慮すべきストリーミング領域となる。図 A.10 に対象領域を示す。
- 3) **計算コード** 2次元中性子輸送計算コード DORT で計算した。断面積は軽水炉遮蔽計算用ライブラリ BUGLE96 を用いた。
- b) **基礎解析結果** 対象領域とした RPV～RSW の内側で中性子スペクトルが最も硬いポイント (A 点)、その外側の領域で最も硬いポイント (B 点)、及び最も軟らかいポイント (C 点) の概略位置を図 A.10 に、中性子スペクトルを図 A.11 に示す。また、ストリーミング領域における熱中性子フルエンス率 (<0.625 eV) の分布、熱外中性子フルエンス率 ($1 \text{ MeV} > E > 0.625$ eV) の熱中性子フルエンス率に対する比 (スペクトルインデックス: RES) の分布及び高速中性子フルエンス率 ($E > 1 \text{ MeV}$) の熱中性子フルエンス率に対する比 (スペクトルインデックス: FAST) の分布を図 A.12 に示す。

A.3.4.2.2 放射化計算

プラント全体の中性子スペクトルの変動幅による濃度比の変動幅を放射化計算によって算出した。

a) 基礎解析条件

- 1) **評価対象核種** 評価対象核種は、A.2.1.1b) で選定される 15 核種とし、このうち全 α として ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am 及び ^{243}Am を対象とした。
- 2) **元素成分条件** ここでは、照射対象をステンレス鋼とし、この濃度比への影響を評価することとした。この元素成分条件は(財)原子力環境整備センターの資料集^[25]から設定した。
- 3) **中性子条件**
- 3.1) **中性子フルエンス率** RSW 内側 (炉心高さ) における熱中性子フルエンス率を丸めて $1 \times 10^8 \text{ cm}^{-2}/\text{s}$ を設定した。
- 3.2) **放射化断面積** 放射化計算コード ORIGEN-S に準備されている放射化断面積を使用した。
- 4) **照射条件** 代表的な一例として 51 EFPY (60 年運転の稼働率 85 %), 照射停止時間 6 年 (廃止措置工程) を設定した。
- 5) **計算コード** 放射化計算コード ORIGEN-S を用いた。
- 6) **スペクトルインデックス** 放射化計算に用いる中性子のスペクトルインデックスは A.3.3.2c) の定義による。対象領域とした格納容器内は中性子スペクトルの変化が比較的大きいため、ここでは格納容器内を図 A.13 に示すように 4 領域に区分して核種濃度比を計算した。図 A.14 に各領域でのスペクトルインデックス (RES, FAST) の変化を示す。核種濃度比計算では各領域における RES, FAST の最大値と最小値を設定し、この条件で計算した。

- b) **基礎解析結果** 格納容器内の各領域において ^{60}Co を Key 核種とした濃度比を表 A.14 に、濃度比の変動幅 (最大値/最小値) を表 A.15 に示す。

これらの表に示したように、プラント全体の中性子スペクトルの変化を想定した場合でも、 ^{60}Co を Key 核種とした濃度比の変動幅について、 ^{99}Tc は最大で約 5 倍、これ以外の放射性核種は最大でも 2 倍以内の変動となっている。

すなわち、プラント全体でみると中性子スペクトルは大きく変動するが、これによる放射化断面積の濃度比に与える影響は、比較的小さいので、この変動範囲に応じてプラント内を区分し、濃度比を設定すればよいことが示されている。

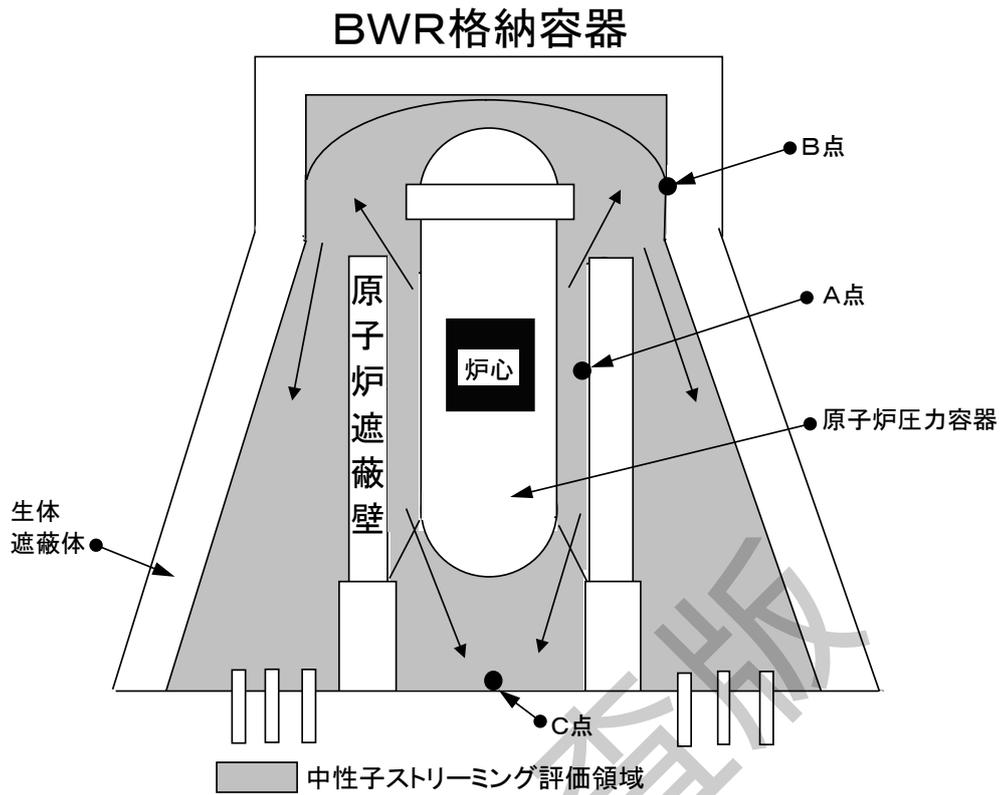


図 A.10—対象とした中性子ストリーミング領域

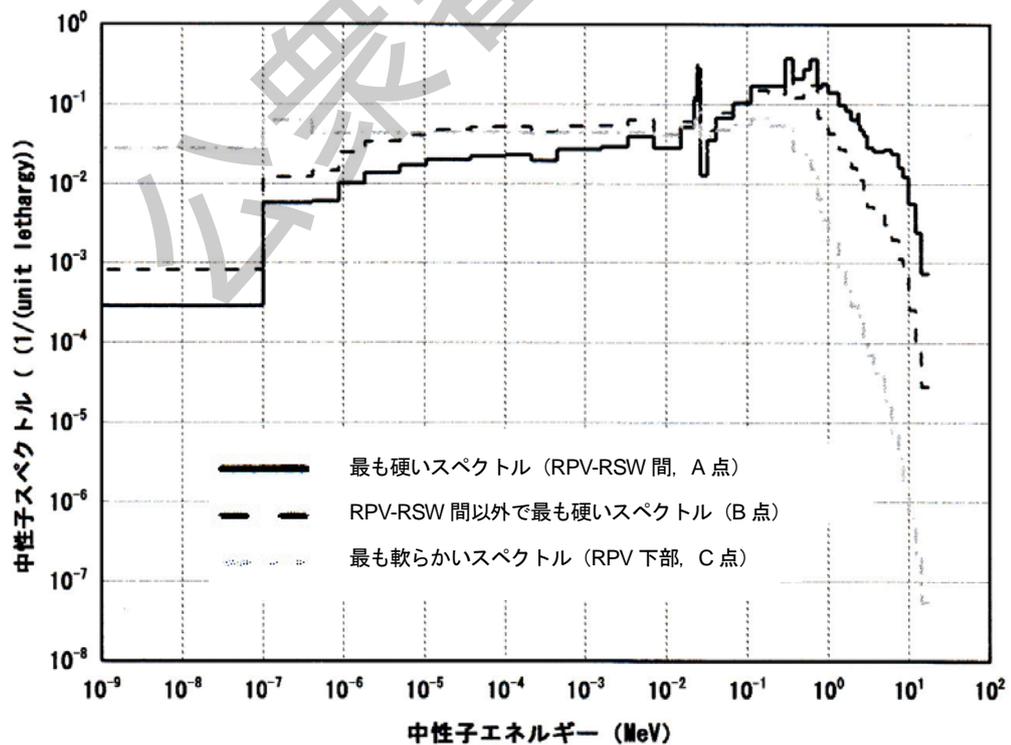


図 A.11—主な位置における中性子スペクトル

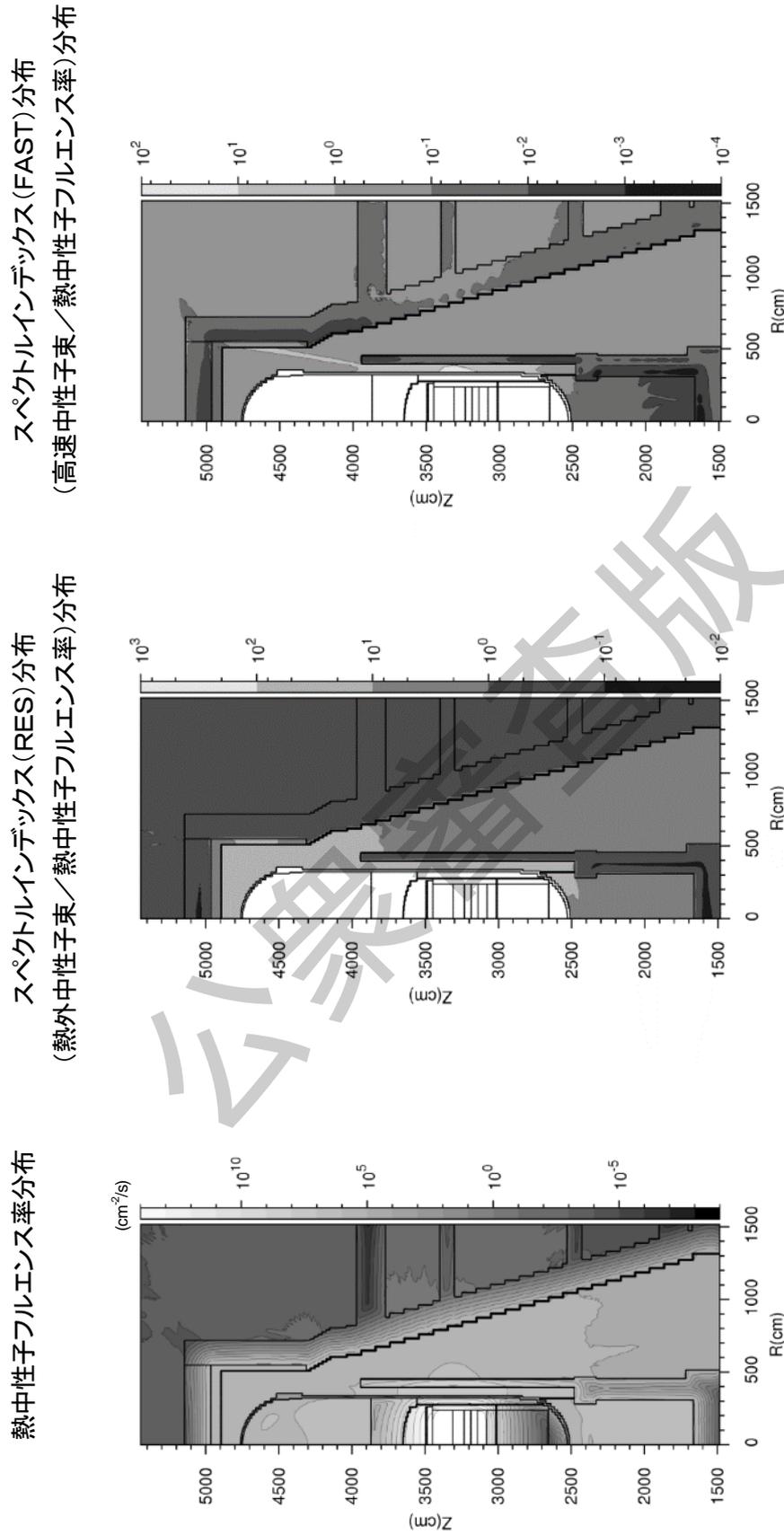


図 A.12—格納容器内の熱中性子フルエンス率とスペクトルインデックスの分布

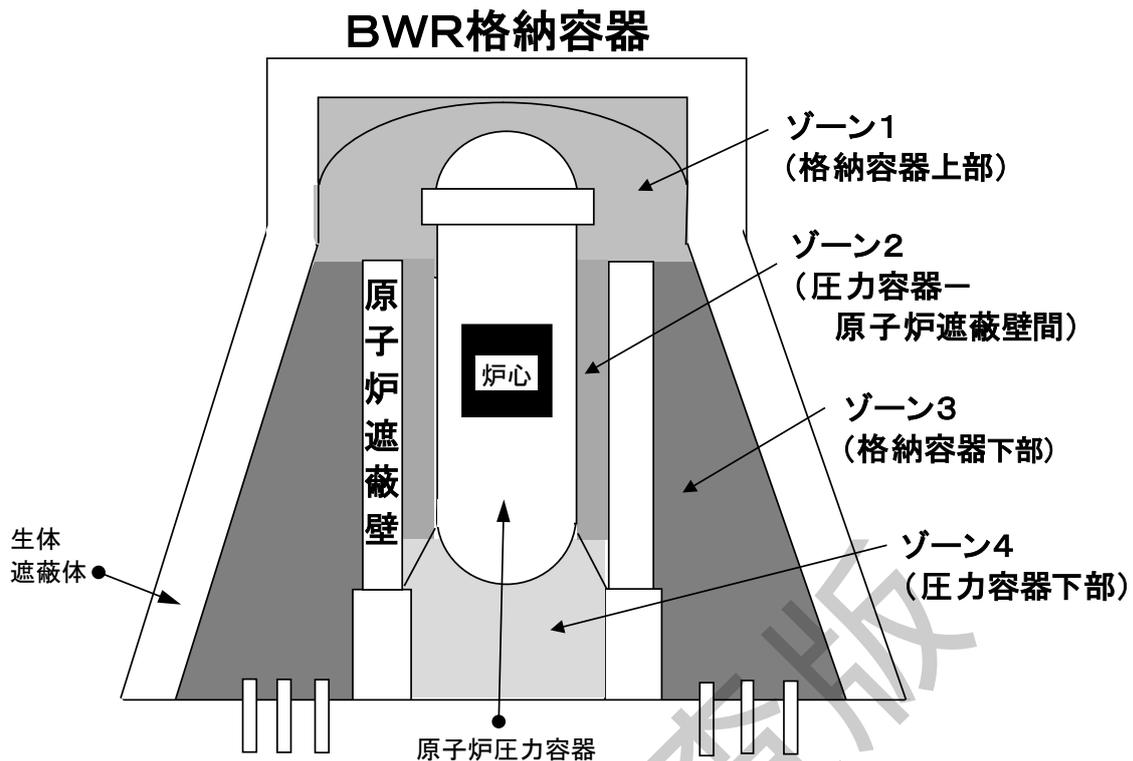


図 A.13—格納容器内の領域（ゾーン）の分割例

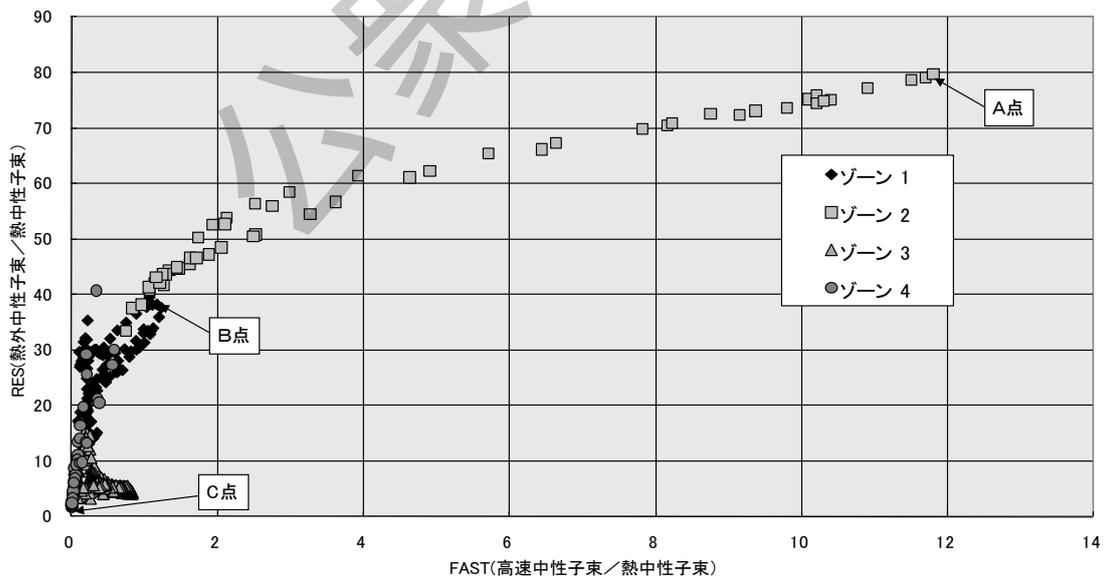


図 ゾーン毎のスペクトルインデックス

図 A.14—各ゾーンの中性子スペクトルインデックス(FAST, RES)の変化

表 A.14—各領域での⁶⁰Co を Key 核種とした場合の濃度比

	⁶⁰ Co を Key 核種としたときの濃度比							
	ゾーン1		ゾーン2		ゾーン3		ゾーン4	
	FAST,RES 最大 B 点	FAST,RES 最小	FAST,RES 最大 A 点	FAST,RES 最小	FAST,RES 最大	FAST,RES 最小	FAST,RES 最大	FAST,RES 最小 C 点
FAST	1.2	0.04	11.8	0.6	0.8	0.1	0.6	0.003
RES	39.6	3.2	79.7	33.4	15.4	3.1	40.7	1.8
³ H	7.2×10^{-4}	1.7×10^{-3}	5.6×10^{-4}	7.7×10^{-4}	1.1×10^{-3}	1.7×10^{-3}	7.1×10^{-4}	1.9×10^{-3}
¹⁴ C	3.3×10^{-4}	7.2×10^{-4}	3.0×10^{-4}	3.5×10^{-4}	4.7×10^{-4}	7.2×10^{-4}	3.3×10^{-4}	7.8×10^{-4}
³⁶ Cl	5.8×10^{-6}	1.5×10^{-5}	4.4×10^{-6}	6.3×10^{-6}	8.9×10^{-6}	1.5×10^{-5}	5.8×10^{-6}	1.6×10^{-5}
⁴¹ Ca	5.8×10^{-8}	1.3×10^{-7}	4.8×10^{-8}	6.2×10^{-8}	8.2×10^{-8}	1.3×10^{-7}	5.8×10^{-8}	1.4×10^{-7}
⁶⁰ Co	1	1	1	1	1	1	1	1
⁵⁹ Ni	2.2×10^{-3}	5.0×10^{-3}	1.7×10^{-3}	2.3×10^{-3}	3.1×10^{-3}	5.0×10^{-3}	2.1×10^{-3}	5.5×10^{-3}
⁶³ Ni	2.0×10^{-1}	4.9×10^{-1}	1.5×10^{-1}	2.1×10^{-1}	3.0×10^{-1}	4.9×10^{-1}	1.9×10^{-1}	5.4×10^{-1}
⁹⁰ Sr	1.1×10^{-6}	2.3×10^{-6}	1.2×10^{-6}	1.2×10^{-6}	1.6×10^{-6}	2.3×10^{-6}	1.1×10^{-6}	2.5×10^{-6}
⁹⁴ Nb	1.9×10^{-5}	9.3×10^{-6}	2.1×10^{-5}	1.9×10^{-5}	1.6×10^{-5}	9.3×10^{-6}	1.9×10^{-5}	7.6×10^{-6}
⁹⁹ Tc	8.7×10^{-6}	2.9×10^{-6}	9.6×10^{-6}	8.4×10^{-6}	6.8×10^{-6}	2.9×10^{-6}	8.7×10^{-6}	2.0×10^{-6}
¹²⁹ I	4.3×10^{-13}	8.1×10^{-13}	6.0×10^{-13}	4.3×10^{-13}	5.9×10^{-13}	8.1×10^{-13}	3.9×10^{-13}	8.7×10^{-13}
¹³⁷ Cs	1.2×10^{-6}	2.5×10^{-6}	1.4×10^{-6}	1.2×10^{-6}	1.7×10^{-6}	2.5×10^{-6}	1.2×10^{-6}	2.7×10^{-6}
¹⁵² Eu	1.5×10^{-4}	4.2×10^{-4}	1.1×10^{-4}	1.7×10^{-4}	2.4×10^{-4}	4.2×10^{-4}	1.5×10^{-4}	4.7×10^{-4}
¹⁵⁴ Eu	5.8×10^{-5}	3.9×10^{-5}	6.1×10^{-5}	5.7×10^{-5}	5.1×10^{-5}	3.9×10^{-5}	5.8×10^{-5}	3.5×10^{-5}
全 α^a)	3.0×10^{-7}	1.5×10^{-7}	3.3×10^{-7}	3.0×10^{-7}	2.5×10^{-7}	1.5×10^{-7}	3.1×10^{-7}	1.3×10^{-7}

注 a) ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am 及び ²⁴³Am

表 A.15—各領域での濃度比の変動幅（最大値／最小値）

ステンレス鋼

核種	ゾーン1	ゾーン2	ゾーン3	ゾーン4	ゾーン1~4
³ H	2.4	1.4	1.6	2.7	3.4
¹⁴ C	2.2	1.2	1.5	2.4	2.6
³⁶ Cl	2.5	1.4	1.7	2.8	3.7
⁴¹ Ca	2.2	1.3	1.6	2.4	2.9
⁶⁰ Co	1	1	1	1	1
⁵⁹ Ni	2.3	1.3	1.6	2.6	3.2
⁶³ Ni	2.5	1.4	1.7	2.8	3.5
⁹⁰ Sr	2.1	1.0	1.5	2.3	2.3
⁹⁴ Nb	2.1	1.1	1.7	2.5	2.7
⁹⁹ Tc	3.0	1.1	2.3	4.4	4.9
¹²⁹ I	1.9	1.4	1.4	2.2	2.2
¹³⁷ Cs	2.0	1.1	1.5	2.3	2.3
¹⁵² Eu	2.8	1.5	1.7	3.1	4.3
¹⁵⁴ Eu	1.5	1.1	1.3	1.6	1.7
全 α ^{a)}	2.0	1.1	1.7	2.4	2.6
注 a) ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴¹ Am 及び ²⁴³ Am					

A.4 照射条件の設定

A.4.1 照射条件の設定における考慮事項

照射条件である照射時間及び照射停止時間については、原子力発電所の運転履歴データなどにに基づき設定する。AESJ-SC-F015:2017^[1]の G.3 によると、照射条件は、照射履歴に基づき、放射能濃度決定方法の種類に応じて、評価対象廃棄物ごとに照射条件を詳細に、又は複数の評価対象廃棄物を代表する条件（又は放射能濃度評価結果を大きめにする保守的な条件）の設定が必要となる。また、濃度比を用いる場合などでは、個別の条件の代わりに、複数の評価対象廃棄物を代表する条件範囲を設定することもできるとされている。

照射条件を設定する場合に考慮すべき基本的な事項は次のとおりである（AESJ-SC-F015:2017^[1]の D.6 参照）。

- a) **照射時間** 放射能濃度に直接的な影響を与えるため、評価対象廃棄物の放射能濃度を直接的に決定する場合は、評価対象廃棄物の放射能濃度を代表できる照射時間又は放射能濃度評価結果が大きくなるよう照射時間を設定する。

一方、照射時間が濃度比に与える影響は、原子力発電所の供用期間中に発生する放射性廃棄物の照射時間（～10年連続照射）程度であれば比較的小さいが、解体時などに発生する放射性廃棄物の照射時間（長

期照射) になると半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種の放射能濃度に対して大きな影響が生じる。そのため、評価対象廃棄物の照射時間に応じて放射化計算の条件設定を変えるなど、考慮する必要がある。ここで、通常の解体廃棄物などの照射時間は、プラントの運転記録から把握でき、放射性核種の生成量が照射期間におおむね比例する場合は、照射期間中の減衰量は、式(A.4)にて補正できる。このため、⁶⁰Co など半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種については、式(A.4)で補正することによって、照射時間の相違する同一材料の放射化物も同一の濃度比にて評価することができる場合がある (A.4.2.1 参照)。

$$K_a = \frac{1 - e^{-\lambda t_a}}{\lambda t_a} \dots \dots \dots (A.4)$$

ここに、 K_a : 照射期間中の減衰補正係数
 λ : 崩壊定数(1/s)
 t_a : 照射時間(s)

b) **照射停止時間 (照射停止後)** ⁶⁰Co のような半減期と比較して照射停止後の時間が長くなる放射性核種は、照射停止後の核種減衰の影響を受けるため、減衰時間を考慮した放射能濃度評価結果の補正を行う必要がある。ただし、減衰結果の補正を行わないほうが放射能濃度評価結果が大きめの値となる場合は、照射停止時の放射化計算結果をそのまま適用してもよい。

一方、通常の解体廃棄物などの照射停止時間は、プラントの運転記録から把握できるので、照射停止期間中の減衰は式(A.5)で補正でき、⁶⁰Co など半減期と比較して照射停止後の時間が長くなる放射性核種については、式(A.5)で補正することによって、照射停止時間の相違する同一材料の放射化物も同一の濃度比にて評価することができる。

$$K_b = e^{-\lambda t_b} \dots \dots \dots (A.5)$$

ここに、 K_b : 照射停止期間中の減衰補正係数(1/s)
 t_b : 照射停止時間(s)

c) **照射停止時間 (供用期間中)** 照射停止時間の合計が同一であれば、稼働率が 70 %程度の場合、原子炉供用期間中の各照射停止時間の長短は、⁶⁰Co のような半減期と比較して照射停止後の時間が長くなる放射性核種であっても、放射能濃度及び濃度比のいずれに対する影響も基本的に小さい。このため、放射化計算の条件を設定する場合は、実態に合わせた照射停止時間の合計を設定した上で、これを照射期間中に均等に配置するなどの措置を行うことが考えられる。ただし、照射停止時間の合計が同一であっても、長時間の照射停止時間が含まれる場合は、長期照射停止期間終了直後には減衰後による放射能濃度低下の影響が大きい場合もあるため、長期照射停止直後に照射時間が終了する場合には、配慮する必要がある。

以上から、この標準で対象とする解体廃棄物などについては、照射時間、照射停止時間などが比較的長い時間になることから、照射条件は原子炉施設の全運転履歴に基づき運転パターン (運転及び停止期間に応じた出力の大きさ) として設定することが必要である。このとき、評価に要求される精度を勘案し、例えば、運転パターンを一定期間で区分し、区分した中では平均的又は保守的な一定出力として設定してもよい¹⁴⁷⁾。

濃度比を用いる場合において、Key 核種と難測定核種との組合せに、半減期と比較して照射時間又は照射停止後の時間が長くなる放射性核種と比較的長半減期な核種との組合せを利用する場合は、Key 核種の非破壊外部測

定を行った場合の濃度比と放射化計算結果で算定した濃度比とに差異が生じないような減衰補正を考慮する必要がある。例えば、解体廃棄物の場合で Key 核種に ^{60}Co を適用する場合には、非破壊外部測定で実施した ^{60}Co の放射能濃度を照射停止日に減衰補正し、これに放射化計算結果で算定し照射時間の補正を行った濃度比を乗じて照射停止日での難測定核種濃度を算定した上で、これを難測定核種の半減期で非破壊外部測定日の放射能濃度に減衰補正するなどの考慮を行うことができる。

A.4.2 照射条件が放射能濃度に与える影響の評価例

照射条件の変動は、その条件によっては、放射能濃度及び難測定核種と Key 核種との濃度比の各々に対する影響が異なる場合もあるため、適用する放射能濃度決定方法の種類に応じて、適切に又は放射能濃度評価結果が大きくなるように条件の設定を行う必要がある。このため、中性子の照射条件について、AESJ-SC-F015:2017^[1]の**附属書 B**の基礎解析結果を適宜参考にすることが推奨される。ここでは、この標準での想定条件における基礎解析を行い、照射条件が放射化計算結果に与える影響の程度について例示する。

A.4.2.1 照射時間

a) **概要** AESJ-SC-F015:2017^[1]の**附属書 B**の基礎解析結果をまとめると、次のとおりであり、放射性核種の生成量が照射時間におおむね比例すること、放射性核種の減衰率は放射能濃度に依存しないことから、この標準で対象とする放射化物にも共通して成立する。

- 解体時に発生する長時間照射された放射性廃棄物（連続照射相当で数10年程度の放射性廃棄物）について、比較的長半減期の放射性核種である ^{63}Ni （半減期100年）などを評価する場合は、照射時間の影響は小さいが、 ^{60}Co （半減期5.27年）など半減期と比較して照射時間が長くなる場合は、照射時間の影響は、比較的大きい。
- このことから、Key 核種を ^{60}Co など半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種とし、比較的長半減期の放射性核種の濃度を濃度比によって評価する場合、照射時間が濃度比に与える影響は、比較的大きいことになる。

この標準で対象とする解体廃棄物などの照射条件は、通常、プラントの運転記録から把握できる。このため、照射期間中の減衰も影響する ^{60}Co など半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種については、式(B.4)にて減衰に対する補正ができる（A.4.1 参照）。すなわち、この補正によって、照射条件が相違する放射化物についても、同一の濃度比を設定できる場合がある。

b) **基礎解析条件** 照射期間中の減衰補正の妥当性を確認するため、ここでは、A.2.1.1b)で選定される中から8核種を選び、照射停止時間を0とし、代表的な中性子として熱中性子を想定し、照射時間に対する ^{60}Co との濃度比を ORIGEN2.2（熱中性子の内蔵断面積）によって計算して求めた。

なお ^{63}Ni については、半減期の補正をする場合としない場合で比較した。評価対象物は SUS304（A.2.1.1 参照）を想定し、中性子フルエンス率は図 A.4 で濃度比がほぼ一定となる上限である $1 \times 10^{10} \text{ cm}^{-2}/\text{s}$ とした。

c) **基礎解析結果** 照射時間に対する濃度比の変動の度合いを比較した評価結果例を図 A.15 に示す。中性子照射中に減衰する ^{60}Co などの放射性核種について式(A.4)にて補正すると濃度比はほぼ一定になり、補正の妥当性が裏付けられる。ただし、全 α との濃度比については、照射時間が100日より短い場合には、補正しても、濃度比が一定しない傾向があるので、留意が必要である。

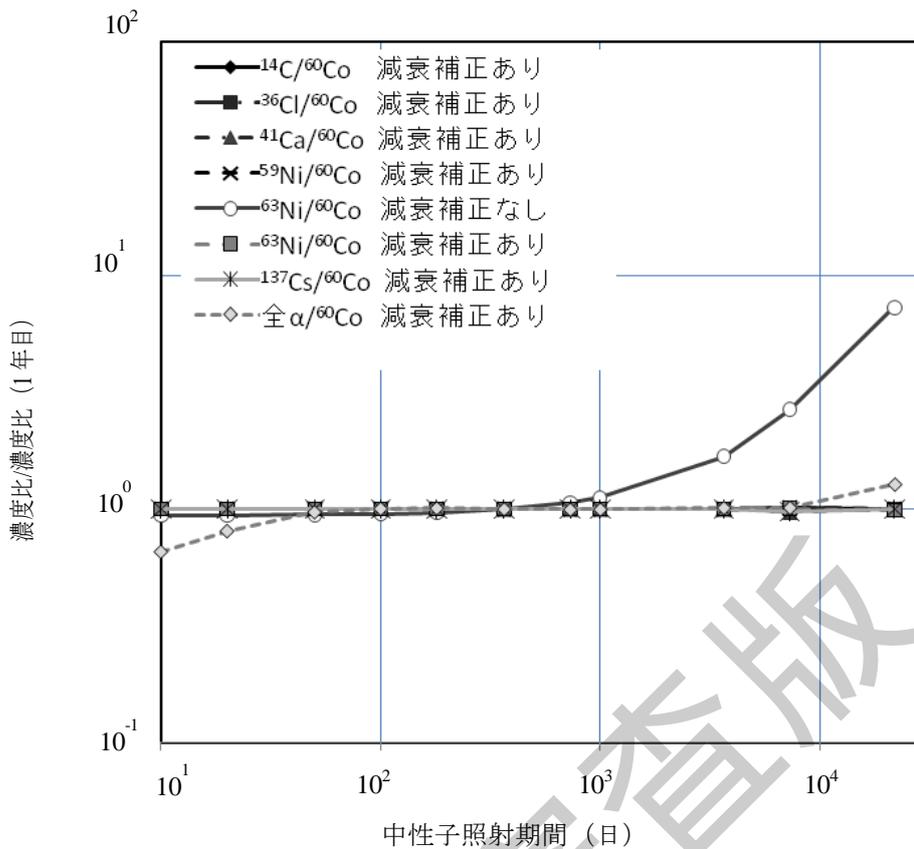


図 A.15—照射期間に対する濃度比の変動度合い

A.4.2.2 照射停止時間（照射停止後の放射性核種の減衰）

AESJ-SC-F015：2017^[1]の**附属書 B**の基礎解析結果をまとめると、次のとおりであり、生成する放射性核種の減衰率は放射能濃度に依存しないことから、この標準で対象とする放射化物にも共通して成立する。

- 比較的長半減期の放射性核種については、照射停止時の放射性核種の放射能濃度に対する冷却期間終了後の放射能濃度の差異は、比較的小さく、放射性核種の減衰の影響は、ほとんど受けない。
- 一方、⁶⁰Co など半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種については、照射停止時の放射性核種の放射能濃度に対する冷却期間終了後の放射性核種の放射能濃度の差異は、比較的大きく、照射停止後の放射性核種の減衰の影響を受ける。

この標準で対象とする解体廃棄物などの照射条件は、通常、プラントの運転記録から把握できるので、照射停止期間中の減衰は式(A.5)で補正ができる（A.4.1 参照）。すなわち、この補正によって、これらが相違する放射化物についても、同一の濃度比を設定できる場合がある。

A.4.2.3 照射停止時間（供用期間中の放射性核種の減衰）

AESJ-SC-F015：2017^[1]の**附属書 B**の基礎解析結果をまとめると、次のとおりであり、生成する放射性核種の減衰率は放射能濃度に依存しないことから、この標準で対象とする放射化物にも共通して成立する。

- 原子炉供用期間中の照射停止時間の影響については、照射時間に対して比較的長半減期の放射性核種については、照射時間の合計が同一であれば、各照射時間の大小は、放射能濃度及び濃度比のいずれに対してもほとんど影響しない。

- 照射時間に対して⁶⁰Coなど半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種については、停止時間の減衰によって若干影響があるものの、照射停止時間の有無については、基本的に、放射能濃度及び濃度比のいずれに対しても影響は小さい（ただし、稼働率は70%を考慮している）。

A.5 放射化計算の条件による評価結果への影響について

この標準で扱う条件に基づいた各放射化計算の条件が放射化計算結果に及ぼす影響の程度を整理した結果を表 A.16 に示す。

元素成分条件については、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 B**と同じように、評価対象核種の起源元素の濃度が放射能濃度に直接的な影響を与えるため、評価対象廃棄物の放射能濃度を直接決定する場合は、評価対象廃棄物の放射能濃度を代表できる適切又は放射能濃度評価結果が大きくなるよう放射化計算の条件の設定が必要となる。一方、難測定核種及びKey核種の濃度比は、各々の起源元素の濃度比のばらつきの影響を受けるため、濃度比を用いる場合には、各元素の濃度及び濃度比のばらつきを考慮した放射化計算の条件（元素成分条件の範囲）の設定が必要となる。

AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 B**によると、中性子条件のうち、中性子フルエンス率が放射能濃度を与える影響については、1桁程度の差異と比較的大きいため、評価対象廃棄物の放射能濃度を直接決定する場合は、評価対象廃棄物の放射能濃度を代表できる適切又は放射能濃度評価結果が大きくなるよう放射化計算の条件の設定が必要とされている。この標準で対象とする放射化物は、部位によってオーダーで変わる場合もあることから、放射能濃度を与える影響は、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 B**の場合よりも大きくなり、放射化計算の条件の設定には同様のことが必要とされる。一方、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 B**によると、中性子フルエンス率が濃度比に与える影響は比較的小さいため、放射化計算の条件として代表値（又は範囲）を設定すればよいとされている。これは、中性子フルエンス率は大きく変動するが、中性子フルエンス率の大きさが比較的小さいこの標準で対象とする放射化物にも同様に成立する。

一方、AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 B**によると、中性子条件のうち、中性子スペクトルに依存する放射化断面積については、放射能濃度及び濃度比のいずれに対する影響も比較的小さいため、いずれの方法を適用する場合でも、放射化計算の条件として代表値（又は範囲）を設定すればよいとされている。一方、この標準で対象とする放射化物では、中性子スペクトルが大きく変動する場合があります。この場合、放射能濃度は大きく変動する。しかしながら、中性子スペクトルが大きく変動しても濃度比の変動は大きくなりませんので、あらかじめ濃度比の変動範囲を評価し、この変動範囲に応じて評価対象物を区分して、濃度比を設定すればよい。

AESJ-SC-F015 : 2017^[1]の**附属書 B**によると、照射条件のうち、照射時間については、放射能濃度に直接的な影響を与え、放射性核種の減衰については、⁶⁰Coなど半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種は、照射停止後の放射性核種の減衰の影響を受けるため、照射条件については、放射能濃度決定方法の種類に応じ、放射化計算の条件設定、放射化計算結果の減衰補正などの評価が必要となるとされている。これは、この標準で対象とする放射化物でも同様であるが、この標準で主たる対象となる解体廃棄物などでは、照射条件が把握できる場合が多く、照射停止時間（供用期間中の放射性核種の減衰）の影響は大きくないことから、照射時間及び照射停止時間（照射停止後の放射性核種の減衰）の減衰を補正することで、照射条件が相違する放射化物についても、同一の濃度比を設定できる場合がある。

表 A.16—放射化計算の条件の放射化計算結果に対する影響の程度

放射化計算の条件		放射化計算結果への影響の程度 ^{a)}		
		放射能濃度	濃度比	
元素成分条件		b)	c)	
中性子条件	中性子フルエンス率	大	小	
	放射化断面積	大	小	
照射条件	照射時間	～10y 程度 ^{d)}	小	
		長期照射 ^{e)}	小 ^{g)} (～中 ^{h)})	
	照射停止 (放射性核種減衰)	照射停止後	小 (～大 ^{f)})	小 ^{g)} (～大 ^{h)})
		原子炉供用期間中	小 ⁱ⁾	小 ⁱ⁾
<p>注 a) 影響の程度は、基礎解析結果において“大：1桁程度以上の差異を生む”，“中：1桁程度の差異を生む”，“小：2～3倍程度以内の差異を生む”を意味する。</p> <p>b) 評価対象核種の起源元素の濃度のばらつきによる。</p> <p>c) 難測定核種及びKey核種の起源元素の濃度比のばらつきによる。</p> <p>d) 連続照射。主に原子炉内で原子炉供用期間中に発生する廃棄物の照射条件に相当。</p> <p>e) 解体時などに発生する廃棄物の照射条件に相当。</p> <p>f) 半減期と比較して照射時間又は照射停止後の時間が長くなる放射性核種の場合。(照射時間に対しては、減衰によって放射平衡になる。)</p> <p>g) 照射時間及び照射停止後の時間を補正する場合。</p> <p>h) 半減期と比較して照射時間又は照射停止後の時間が長くなる放射性核種と比較的長半減期の放射性核種との組合せの場合。</p> <p>i) 稼働率が70%までの場合。</p>				

参考文献

- [1] (一社)日本原子力学会, “日本原子力学会標準 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”, AESJ-SC-F015 : 2017, (2017) .
- [2] 日本原子力研究開発機構, “原子炉廃止措置研究開発センターにおいて用いた資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請書”, (2015年2月13日申請, 審査中)
- [3] JIS G 4305 : 2015 冷間圧延ステンレス鋼及び鋼帯
- [4] JIS G 3120 : 2018 压力容器用調質型マンガンモリブデン鋼及びマンガンモリブデンニッケル鋼鋼板
- [5] 日本化学会, “化学便覧 基礎編 I (改訂4版)”, 丸善, I-51, (1993) .
- [6] 日本原子力発電株式会社, “放射化金属の放射能濃度評価における照射材料中の微量元素に関する検討について”, (平成22年8月) .
- [7] “Spent Fuel Disassembly Hardware and Other Non-Fuel Bearing Components Cost Estimates, and Proposed Repository Acceptance Requirements”, PNL-6046/UC-70, (1986) .
- [8] 日本金属学会, “金属便覧 (改定6版)”, (2000) .
- [9] U.S.NRC (United States Nuclear Regulatory Commission), “Long-Lived Activation Products in Reactor Materials”, NUREG/CR-3474, (1984) .
- [10] 石野葉, “原子力工学シリーズ8 照射損傷”, 東京大学出版会, (1979) .
- [11] 宮健三, 矢川元基, “原子力工学シリーズ1 原子炉構造工学”, 東京大学出版会, (1976) .
- [12] 太田・土肥・黛・草薙・鈴木, “ステンレス鋼の照射誘起偏析に及ぼす純度の影響”, 電力中央研究所報告, CODEN:DCKHDL ISSN:1340-4652, (1997年6月) .

- [13] M. Seo, N. Sato, "Surface Characterization of Stainless Steel Prepared with Various Surface Treatments", Transaction of Japan Institute of Metals, Vol.21, No12, (1980) .
- [14] P. Prakash, T. Mohandas, P. Dharma Raju, "Microstructural characterization of SiCeramic and SiC-metal active metal brazed joints", Scripta Materialia 52, (2005) .
- [15] 高久・後河内, "原子炉冷却系配管用ステンレス鋼の応力腐食割れ挙動", 火力原子力発電, Vol. 28, No.11, (1977) .
- [16] Y. Lu, K. Sakaguchi, T. Shoji, "Stress corrosion cracking of stainless steel pipe weldments in BWR environment. A system safety benchmark facility for evaluation of crack growth rates under different flow rate conditions.", Key Engineering Materials, (2004) .
- [17] M. Ghosh, S. Chatterjee, "Characterization of transition joints of commercially pure titanium to 304 stainless steel.", Materials Characterization, (2002) .
- [18] 藤野・松本・前原, "エネルギー分散連続 X 線回折法による集合組をもつ鋼の相定量分析", 鉄と鋼, (1981) .
- [19] H. I. Shaaban, F. H. Hammad, "Investigation of diffusion-bonding between Zircaloy-4 and 304 stainless steel", Journal of Nuclear Materials, (1978) .
- [20] J. Kirschner, K. J. Dietz, F. Waelbroeck, "On the dependence of composition and depth profiles of stainless steel and inconel surfaces on pretreatment", Proceedings of the 9. Symposium on fusion technology. Commission of the European Communities, (1976) .
- [21] A. Boschi, C. Ferro, G. Luzzi, L. Papagno, "Surface composition of some austenitic stainless steels after different surface treatments", The Journal of Vacuum Science and Technology, (1979) .
- [22] M. Ahmad, K. A. Shoaib, M. A. Shaikh, J. I. Akhtar, "Identification of surface carbides and spinels in welded austenitic stainless steels", Journal of Materials Science, (1994) .
- [23] X. He, T. DebRoy, P. W. Fuerschbach, "Alloying element vaporization during laser spot welding of stainless steel", Journal of Physics. D, Applied Physics, (2003) .
- [24] J. Y. Park, S. Danyluk, D. E. Busch, "Scanning Auger electron spectroscopy studies of grain-boundary segregation in Type 304 stainless steel", Conference: 5. Bolton Landing conference, Lake George, NY, USA, 27-30, (1978) .
- [25] (財) 原子力環境整備センター, "平成 11 年度 放射性廃棄物処理システム開発調査報告書 (第 1 分冊) - 原子力発電施設解体放射性廃棄物基準調査-", (2000) .
- [26] U.S. Atomic Energy Commission: Division of Technical Information, "Reactor physics constants 2d ed", ANL-5800, (1963) .
- [27] S. May, D. Piccot, L. Bergemann, W. Harbecke, G. Loercher, "Activation of Biological Shields", Decommissioning of Nuclear Power Plants Proc. European. Conf, Luxembourg, May 22-24, (1984) .
- [28] 金野正晴, 石川敏夫, "遮蔽用コンクリートの熱中性子放射化実験", 日本原子力学会 昭和 61 年会, 京都, 1986 年 3 月 26 日~29 日, E59, (1986) .
- [29] (社) 日本原子力学会, "ガンマ線遮蔽設計ハンドブック", (1988) .
- [30] (財) 原子力環境整備センター, "原子力発電施設解体放射性廃棄物基準調査報告書平成 10 年度", (1999) .
- [31] 日本原子力発電株式会社, "東海発電所廃止措置認可申請書", (2006) .
- [32] (財) 原子力安全技術センター, "平成 21 年度エネルギー対策特別会計委託事業成果報告書 試験研究炉等廃止措置安全性実証等 (研究開発段階炉の調査)", (2010) .
- [33] 日本建築学会, "建築工事標準仕様書・同解説 JASS 5N 原子力発電所施設における鉄筋コンクリート工事", (2001) .

- [34] 産業技術総合研究所 地質調査総合センター, “海と陸の地球化学図[オンライン]”.
入手先 : < <http://riodb02.ibase.aist.go.jp/geochemmap/index.htm> >
- [35] **JIS R 5210** : 2009 ポルトランドセメント
- [36] **JIS R 5211** : 2009 高炉セメント
- [37] **JIS R 5213** : 2009 フライアッシュセメント
- [38] **JIS A 6201** : 2015 コンクリート用フライアッシュ
- [39] **JIS A 6202** : 2017 コンクリート用膨張材
- [40] **JIS A 6204** : 2011 コンクリート用化学混和剤
- [41] W. A. Engle, Jr. , “A User’s Manual for ANISN, A One-Dimensional Discrete Ordinates Transport Code with Anisotropic Scattering”, Union Carbide Corp. Report K-1693, (1967) . .
- [42] F. R. Mynatt, et al., “The DOT-III Two-Dimensional Discrete Ordinates Transport Code”, ORNL /TM-4280, (1973) .
- [43] W. A. Rhoades and R. L. Childs, “The TORT Three-Dimensional Discrete Ordinates Neutron/Photon Transport Code”, ORNL-6268, (1987) .
- [44] Los Alamos Monte Carlo Group, “MCNP-A General Purpose Monte Carlo Code for Neutron and Photon Transport”, LA-7396-M (Rev.) Version 2B, (1981) .
- [45] IAEA, “Radiological Characterization of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes”, TECHNICAL REPORTS SERIES No. 389“, (1998) .
- [46] (社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 クリアランスの判断方法”, **AESJ-SC-F005** : 2005, (2005) .
- [47] 助川武則, 畠山睦夫, 柳原敏, “原子力発電所の廃止措置における残存放射能の検討”, JAERI-Tech 2001-058, 日本原子力研究開発機構, (2001) .

附属書 B (参考) 理論計算法による放射能濃度の決定方法(2) —放射化物に対する理論計算例—

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

B.1 概要

放射化物である PWR の原子炉容器上蓋つりピース (B.2)、GCR の一次生体遮蔽コンクリート (B.3)、及び PWR の蒸気発生器壁コンクリート (B.4) について理論計算を実施した例を示す。理論計算の精度を高めるため、測定を併用する場合があります。蒸気発生器壁コンクリートの理論計算例では、ボナー球中性子検出器の測定結果を用いている。さらに、ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物に、理論計算法を利用した放射能濃度決定方法のうち、濃度比を用いる場合の基本的な考え方及び計算例を示す (B.5)。

B.2 原子炉容器上蓋つりピースを対象とした計算例

B.2.1 概要

理論計算法を用いた放射化計算結果について、PWR の原子炉容器上蓋つりピースの例を示す。PWR の原子炉容器上蓋つりピースの放射化計算は、図 B.1 の放射化計算フロー図に示すとおり、中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの評価によって、中性子フルエンス率及び放射化断面積の値を設定した。また、放射化計算コードは ORIGEN2 を用いた。

放射化計算の結果については、実機からサンプリングした試料の核種分析を実施し精度を検証した。精度検証のための評価対象核種は ^{60}Co とした。

B.2.2 核種分析

- a) **分析対象試料** 核種分析は、図 B.2 に示すとおり原子炉容器上蓋つりピースからサンプリングした試料について実施した。
- b) **分析方法** サンプリングした試料の表面に付着している可能性がある放射性核種は、水洗浄及び希酸洗浄によって取り除いた後に、試料片の母材部分を切り出した。この母材部分を酸で完全に溶解して、測定対象物試料を調整した。酸溶液として均質化した試料を Ge 検出器にかけて γ 線スペクトルを測定し、 ^{60}Co の放射能濃度を定量した。

B.2.3 放射化計算

理論計算法を用いて放射化計算を実施する。放射化計算条件は、次のとおり設定した。また、計算条件を表 B.1 にまとめた。

- a) **元素成分条件** 原子炉容器上蓋の材質は炭素鋼 (SQV2B Q) であり、“平成 11 年度放射性廃棄物処理システム開発調査報告書 (第 1 分冊) —原子力発電施設解体放射性廃棄物基準調査—”^[1]の表 2.4.2-2(1)に示される“炭素鋼中の元素分析結果”を用いた。評価対象核種である ^{60}Co の起源元素は Fe、Co 及び Ni とした。

b) 中性子条件

1) 中性子フルエンス率 評価対象部の中性子フルエンス率は, 対象領域を2次元でモデル化し2次元中性子輸送計算コードDORTで計算した。中性子フルエンス率の分布を図B.3に示す。

2) 放射化断面積 2次元中性子輸送計算によって求めた評価対象部の中性子スペクトルを用いてORIGEN2用の1群放射化断面積を設定した。

c) 照射条件 原子炉容器上蓋つりピースは19サイクル照射されたものである。運転データに基づき, 照射時間を設定した。冷却時間は照射直後の0日を設定した。なお, 運転中の冷却時間は, 計算の簡便性を考慮して, 0日とした。

B.2.4 核種分析値と放射化計算結果との比較

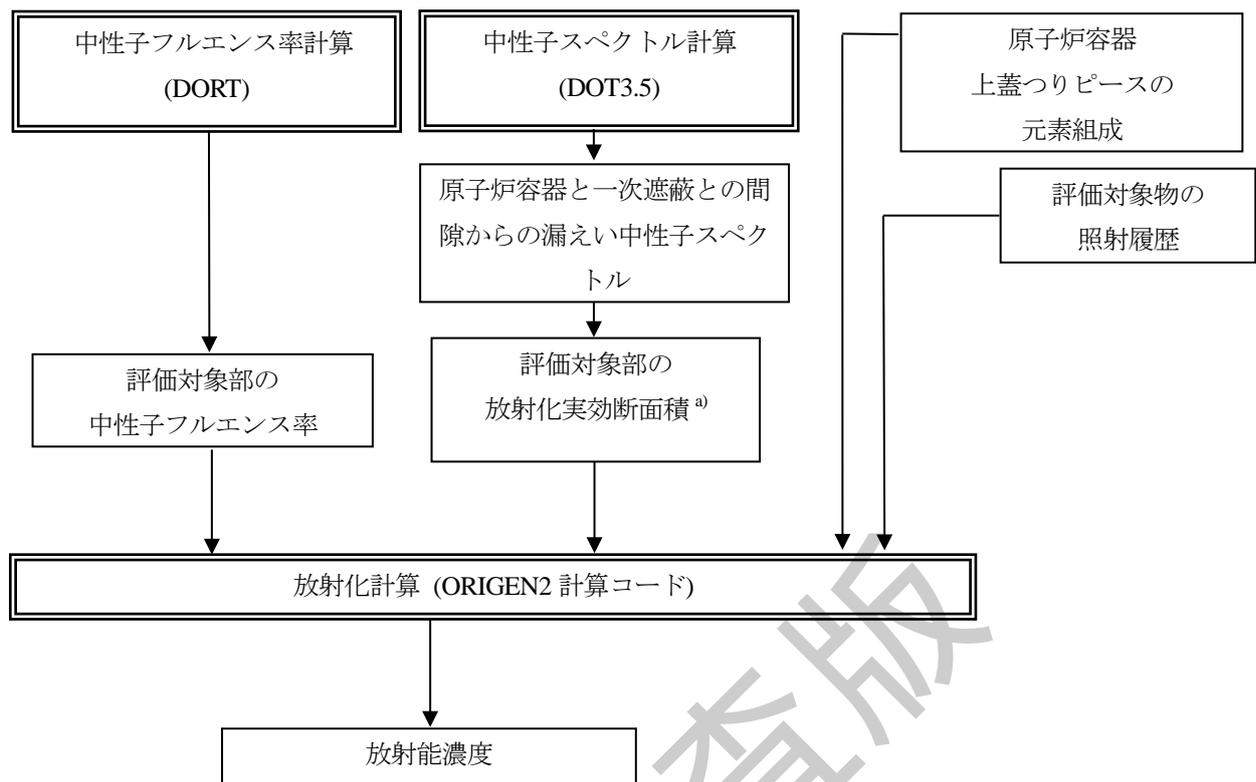
原子炉容器上蓋つりピースの核種分析値と放射化計算結果とを比較した結果を, 次の例に示す。この結果から, 炉心に近い箇所の放射化は計算のみでも精度良く放射能濃度を決定できることがわかる。

例

放射性核種	核種分析値 ^{a)} (Bq/kg)	放射化計算結果 ^{b)} (Bq/kg)
⁶⁰ Co	1.5×10^8	3.2×10^8
<p>注^{a)} 核種分析値の計数値の統計変動(計数誤差)は, “±12.3%”であった。 ^{b)} 運転中の冷却時間を100日(各サイクル間の定期検査期間の合計をサイクル数で割って算出した平均の定期検査期間(冷却時間)を短い方に丸めた日数)と仮定すると, これよりも2割ほど小さい結果となる。</p>		

表B.1-放射化計算の計算条件

条件	計算条件	備考
元素成分	Fe濃度: 質量分率 $9.8 \times 10^{-1} \%$ Co濃度: 質量分率 $2.7 \times 10^{-3} \%$ Ni濃度: 質量分率 $7.0 \times 10^{-1} \%$	炭素鋼の文献値 ^[1]
中性子フルエンス率	対象位置の中性子フルエンス率を設定した。	中性子フルエンス率は, 2次元中性子輸送計算コードDORTで計算した。
照射条件	照射及び冷却時間は運転履歴に基づき, 次のとおりとした。 照射時間: 16.76 EFPY 冷却時間: 0日	運転中の冷却時間は, 計算の簡便性を考慮して, 0日とした。
放射化断面積	対象位置の中性子スペクトルを用いて1群に縮約した放射化断面積を作成した。 核データ: JENDL-3.2 ^{a)}	別途2次元中性子輸送計算コードDOT3.5によって事前に計算した原子炉容器と一次遮蔽との間隙からの漏えい中性子スペクトルを, 対象位置の中性子スペクトルとした。
計算コード	ORIGEN2コード	ORIGEN2は公開コードであり, 許認可ではキャスク及び高燃焼度化における使用済燃料の線源強度計算で実績がある。
<p>注^{a)} JENDL-3.2とは, 日本で開発し日本の標準として利用できる評価済み核データライブラリである。</p>		



注^{a)} 放射化実効断面積については、事前に代表位置で求めておいた放射化断面積を用いる。

図 B.1—原子炉容器上蓋つりピースの放射化計算フロー図

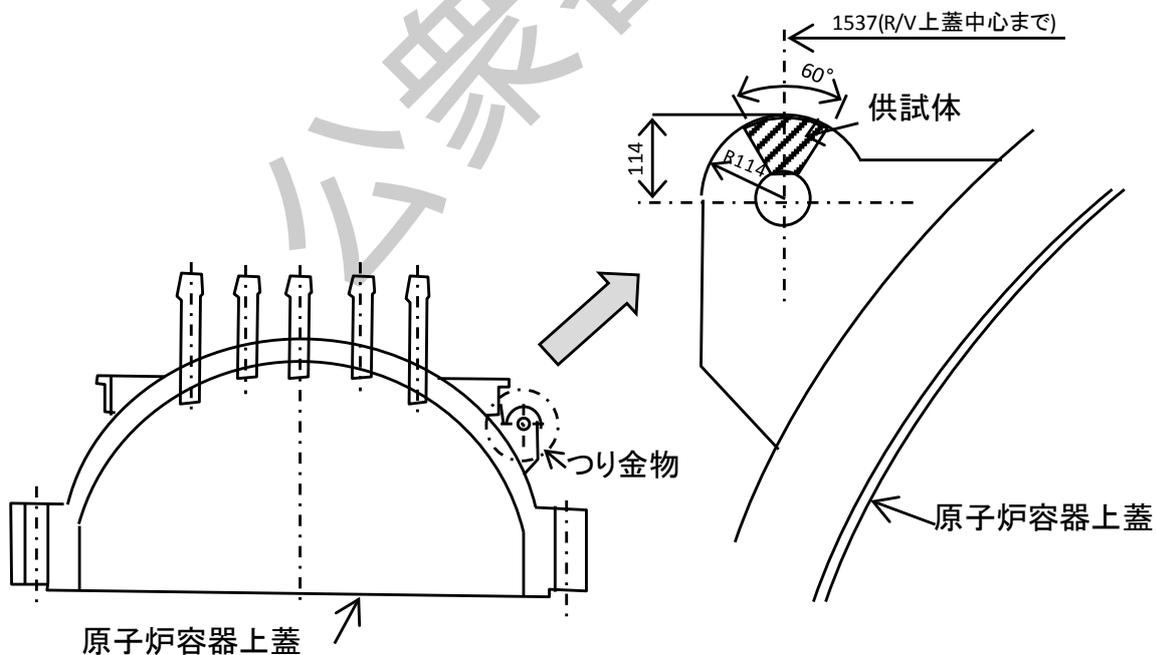


図 B.2—原子炉容器上蓋つりピースの分析試料のサンプリング位置

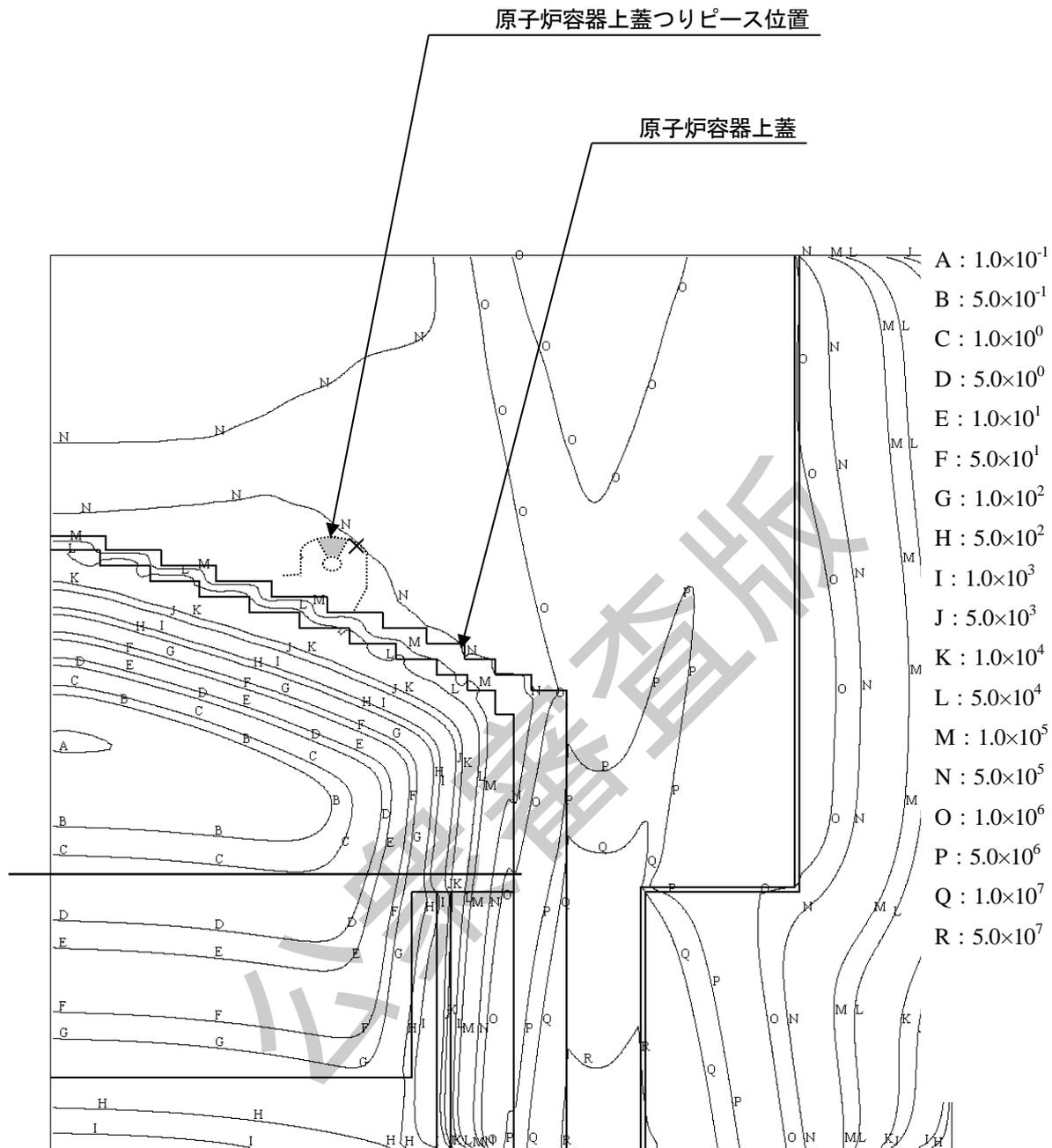


図 B.3—原子炉容器上蓋つりピース位置の中性子フルエンス率の分布 (cm²/s)

B.3 一次生体遮蔽コンクリートを対象とした計算例

B.3.1 概要

理論計算法を用いた放射化計算結果について、GCRの一次生体遮蔽コンクリートの例^[2]を示す。

放射化計算は、図 B.4 の放射化計算フロー図に示す手順で実施した。一次生体遮蔽コンクリートにおける中性子フルエンス率は場所によって異なるため、対象位置での値を使用した。また、放射化計算コードは、ORIGEN2を用いた。

放射化計算の結果については、一次生体遮蔽コンクリートからサンプリングした試料の核種分析を実施し精度を検証した。精度検証のための評価対象核種は⁶⁰Co及び¹⁵²Euとした。

B.3.2 核種分析

a) **分析対象試料** 核種分析は、**図 B.5** に示すとおり一次生体遮蔽体（コンクリート）からサンプリングした試料について実施した。

なお、当該一次生体遮蔽体は GCR にて全運転期間を通して照射されたものである。

b) **分析方法** 一次生体遮蔽体の表面高さ方向及び深さ方向について採取した複数の試料に対し、分析対象核種である ^{60}Co 及び ^{152}Eu について、Ge 検出器を用いて γ 線スペクトル測定を実施した。

B.3.3 放射化計算

理論計算値法を用いて放射化計算を実施する。放射化計算条件は、次のとおり設定した。また、計算条件を**表 B.2**にまとめた。

a) **元素成分条件** ^{60}Co 及び ^{152}Eu の生成に関わる主な起原元素は、 ^{60}Co の場合は Fe, Co 及び Ni であり、 ^{152}Eu の場合は Sm 及び Eu である。これらの核種の元素成分条件は、コンクリートの未照射部の複数の測定データにおける最大値を設定した。

b) **中性子条件**

1) **中性子フルエンス率** 2次元中性子輸送計算によって求めた試料採取位置での中性子フルエンス率を設定した。

2) **放射化断面積** 対象領域の中性子スペクトルを用いて ORIGEN2 用の 1 群放射化断面積を設定した。

c) **照射条件** 一次生体遮蔽体は、全運転期間にわたり原子炉内の同一位置に設置されているため、**表 B.3** に示す運転履歴を用いた。

B.3.4 核種分析値と放射化計算結果との比較

一次生体遮蔽コンクリートの核種分析値と放射化計算結果とを比較した。一次生体遮蔽コンクリートの表面高さ方向及び深さ方向の比較結果を、**図 B.6** 及び**図 B.7** に示す。

一次生体遮蔽コンクリートの表面高さ方向の放射能濃度分布については、計算値/分析値が 0.8~1.5 である。また、深さ方向の放射能濃度分布については、表面近傍でのピークが計算で再現され、計算値/分析値が 0.3~0.9 である。

この結果から、一次生体遮蔽コンクリートの表面高さ方向及び深さ方向の放射能濃度分布は、計算のみで精度良い結果を得ることができると考えられる。

表 B.2—放射化計算の計算条件

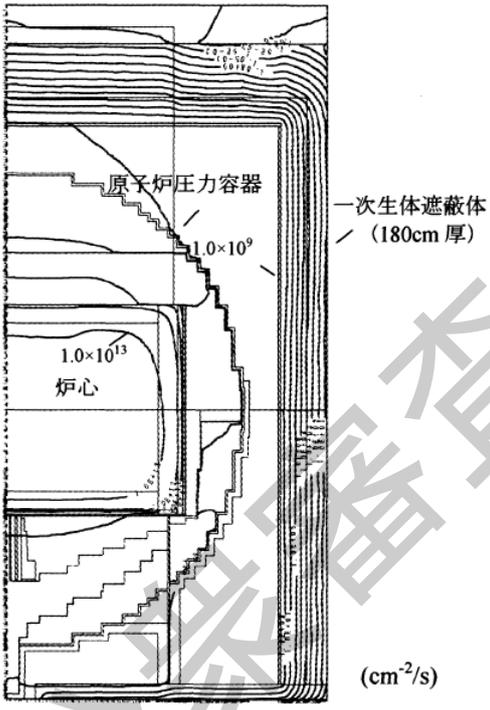
条件	計算条件	備考
元素成分	Fe 濃度：質量分率 $2.2 \times 10^0 \%$ Co 濃度：質量分率 $8.0 \times 10^{-4} \%$ Ni 濃度：質量分率 $1.2 \times 10^{-3} \%$ Sm 濃度：質量分率 $2.5 \times 10^{-4} \%$ Eu 濃度：質量分率 $6.0 \times 10^{-5} \%$	コンクリートの分析値
中性子フルエンス率照射条件	一次生体遮蔽体（コンクリート）位置での中性子フルエンス率とした（下図 ²⁾ 参照）。  一次生体遮蔽体中の全中性子束分布 一次生体遮蔽体は、全運転期間にわたり原子炉内の同一位置に設置されているため、照射条件は原子炉の運転履歴とした。	中性子フルエンス率は、2次元輸送計算コード DOT3.5 で求めた。
放射化断面積	JENDL-3.1 ^{a)} 他に基づき、一次生体遮蔽体の中性子エネルギースペクトルを用いて 1 群放射化断面積を作成した。	一次生体遮蔽体の中性子スペクトルは、1次元輸送計算コード ANISN で求めた。
計算コード	ORIGEN2 コード	ORIGEN2 は公開コードであり、許認可ではキャスク及び高燃焼度化における使用済燃料の線源強度計算で実績がある。
注^{a)} JENDL-3.1 とは、日本で開発し日本の標準として利用できる評価済み核データライブラリである。		

表 B.3—GCR の運転履歴

運転区分	運転期間	運転日数 (d) ^{a)}	停止日数 (d) ^{b)}
1	昭和40年5月4日～昭和41年7月24日	125	0
2	昭和41年7月25日～昭和41年8月1日	8	1
3	昭和41年8月3日～昭和41年9月8日	37	3
4	昭和41年9月12日～昭和41年10月29日	48	40
5	昭和41年12月9日～昭和42年2月23日	77	3
6	昭和42年2月27日～昭和42年3月10日	12	23
7	昭和42年4月3日～昭和42年4月18日	16	71
8	昭和42年6月29日～昭和42年11月7日	132	2
9	昭和42年11月10日～昭和42年11月18日	9	7
10	昭和42年11月26日～昭和42年12月28日	33	95
11	昭和43年4月2日～昭和43年9月16日	168	63
12	昭和43年11月19日～昭和44年4月26日	159	96
13	昭和44年8月1日～昭和44年10月9日	70	5
14	昭和44年10月15日～昭和45年3月15日	152	85
15	昭和45年6月9日～昭和46年3月31日	296	0
16	昭和46年4月1日～昭和46年4月4日	4	41
17	昭和46年5月16日～昭和46年7月3日	49	1
18	昭和46年7月5日～昭和46年9月23日	81	2
19	昭和46年9月26日～昭和47年5月23日	241	40
20	昭和47年7月3日～昭和47年8月19日	48	5
21	昭和47年8月25日～昭和47年10月15日	52	1
22	昭和47年10月17日～昭和48年6月18日	245	41
23	昭和48年7月30日～昭和49年8月30日	397	42
24	昭和49年10月12日～昭和49年12月5日	55	8
25	昭和49年12月14日～昭和50年9月12日	273	42
26	昭和50年10月25日～昭和51年10月2日	344	43
27	昭和51年11月15日～昭和52年10月1日	321	57
28	昭和52年11月28日～昭和53年10月4日	311	47
29	昭和53年11月21日～昭和54年5月23日	184	48
30	昭和54年7月11日～昭和55年2月3日	208	1
31	昭和55年2月5日～昭和55年3月2日	27	48
32	昭和55年4月20日～昭和56年2月15日	302	45
33	昭和56年4月2日～昭和57年3月10日	343	72
34	昭和57年5月22日～昭和57年12月12日	205	7
35	昭和57年12月20日～昭和58年5月27日	159	57
36	昭和58年7月24日～昭和59年5月2日	284	69
37	昭和59年7月11日～昭和59年9月22日	74	9
38	昭和59年10月2日～昭和60年5月21日	232	67
39	昭和60年7月28日～昭和60年8月9日	13	12
40	昭和60年8月22日～昭和61年8月16日	360	48
41	昭和61年10月4日～昭和61年10月10日	7	22
42	昭和61年11月2日～昭和61年11月25日	24	5
43	昭和61年12月1日～昭和62年4月3日	124	5
44	昭和62年4月9日～昭和62年9月26日	171	117
45	昭和63年1月22日～昭和63年7月1日	162	6
46	昭和63年7月8日～昭和63年12月20日	166	222
47	平成1年7月31日～平成2年2月4日	189	5
48	平成2年2月10日～平成2年9月8日	211	62
49	平成2年11月10日～平成3年3月26日	137	8
50	平成3年4月4日～平成3年5月10日	37	20
51	平成3年5月31日～平成3年11月17日	171	64
52	平成4年1月21日～平成4年9月26日	250	1
53	平成4年9月28日～平成5年3月1日	155	456
54	平成6年6月1日～平成6年7月8日	38	3
55	平成6年7月12日～平成7年8月28日	413	52
56	平成7年10月20日～平成7年10月24日	5	42
57	平成7年12月6日～平成9年1月9日	401	52
58	平成9年3月3日～平成10年3月31日	394	—

注^{a)} 各運転期間の運転開始から終了までの日数を示す。
^{b)} 次の運転期間までの停止日数を示す。

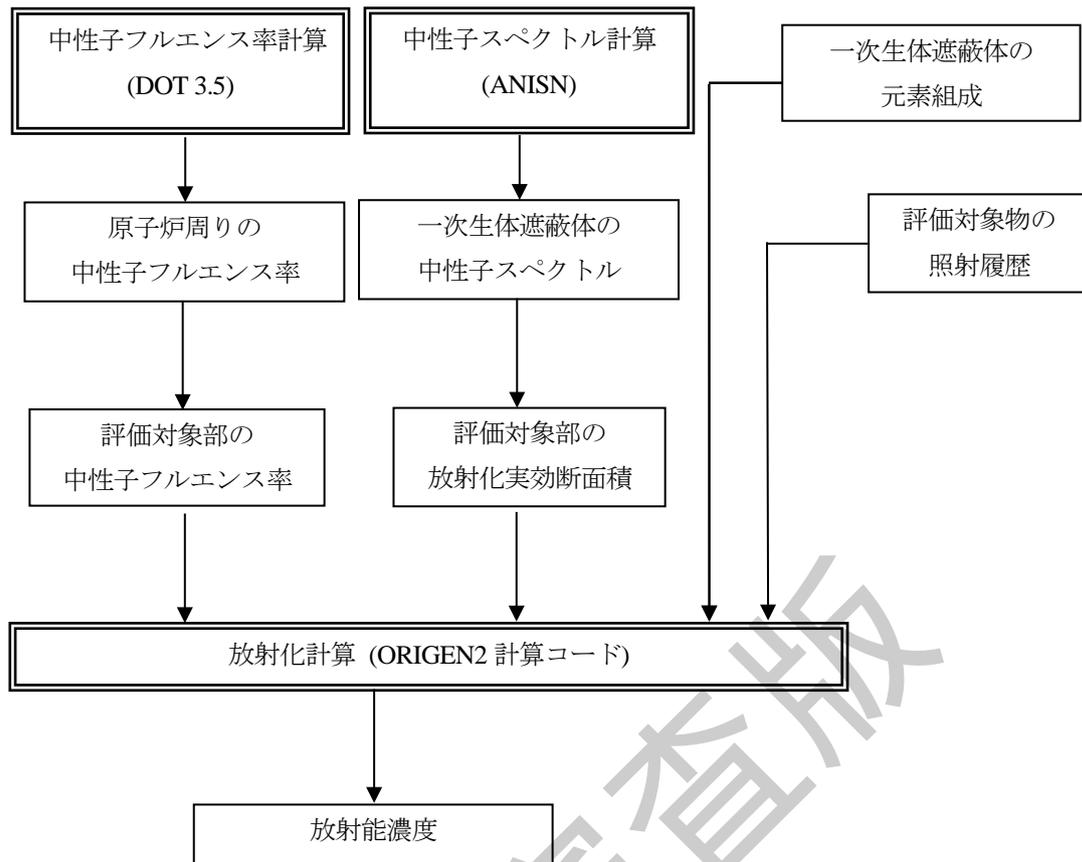


図 B.4—一次生体遮蔽コンクリートの放射化計算フロー図

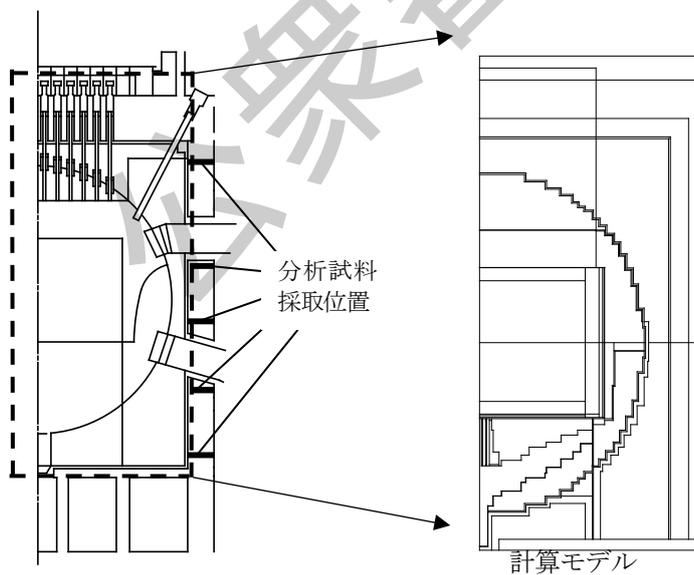


図 B.5—分析試料のサンプリング位置及び中性子フルエンス率の計算モデル

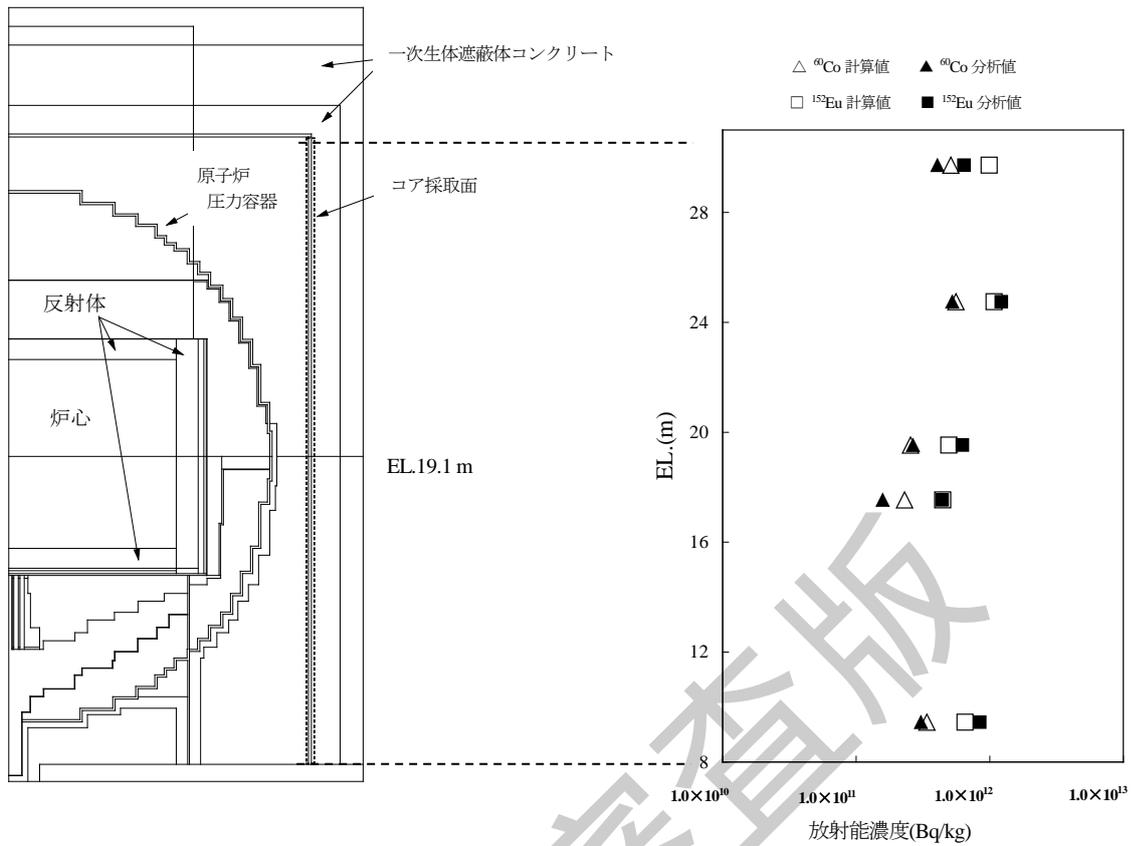


図 B.6—表面高さ方向の分析値と計算値との比較結果^[2]

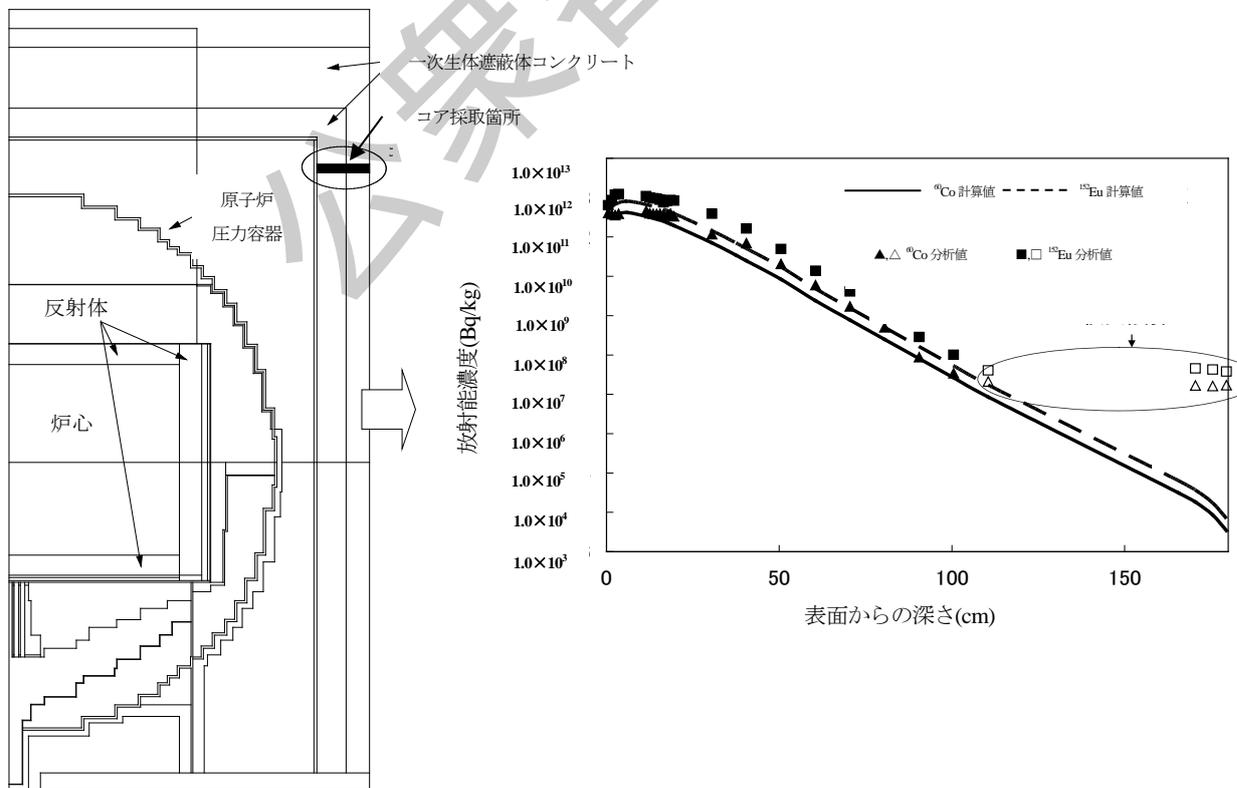


図 B.7—深さ方向の分析値と計算値との比較結果^[2]

B.4 蒸気発生器壁コンクリートを対象とした計算例（測定を併用する場合）

B.4.1 概要

理論計算法を用いた放射化計算結果について、PWRの蒸気発生器壁（以下、“SG壁”という。）のコンクリートの例^[3]を示す。

SG壁コンクリートの放射化計算では、**図 B.8**の放射化計算フロー図に示すとおり、中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの評価によって、中性子フルエンス率及び放射化断面積の値を設定した。また、放射化計算コードは、ORIGEN2を用いた。

放射化計算の結果については、実機からサンプリングした試料の核種分析を実施し精度を検証した。精度検証のための評価対象核種は⁶⁰Co及び¹⁵²Euとした。

B.4.2 核種分析

- a) **分析対象試料** 核種分析は、**図 B.9**に示すとおり SG壁コンクリートからサンプリングした試料について実施した。
- b) **分析方法** サンプリングしたコンクリート試料は、粉碎及び均質化処理し Ge 検出器にかけて γ 線スペクトルを測定し、⁶⁰Co 及び ¹⁵²Eu の放射能濃度を定量した。

B.4.3 放射化計算

理論計算法を用いて放射化計算を実施する。放射化計算条件は、次のとおり設定した。また、計算条件を**表 B.4**にまとめた。

- a) **元素成分条件** 対象プラントからサンプリングされたコンクリートの分析値及び文献値を用いた。評価対象核種である⁶⁰Coの起源元素はFe、Co及びNiとし、¹⁵²Euの起源元素はSm及びEuとした。
- b) **中性子条件**
 - 1) **中性子フルエンス率** 当該位置のSG壁に対する中性子源は、一次冷却材中の¹⁷Nを起源とした運転床の開口部からのストリーミング中性子である。運転床における¹⁷Nからの中性子スペクトルを1次元中性子輸送計算コードANISNで計算し、それを線源として、対象領域のSG壁を1次元でモデル化し、SG壁内の中性子フルエンス率及び中性子スペクトルをANISNで計算した。計算の境界条件として、別途SG壁外面で実施したボナー球中性子検出器による中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの測定値を、SG壁外面における境界条件として用いた。計算手法について**図 B.10**に示す。
 - 2) **放射化断面積** 1次元中性子輸送計算によって求めた評価対象部の中性子スペクトルを用いてORIGEN2用の1群放射化断面積を設定した。
- c) **照射条件** 運転データに基づき、照射時間を設定した。冷却時間は、運転履歴に基づき、30日を設定した。なお、運転中の冷却時間は、計算の簡便性を考慮して、0日とした。

B.4.4 分析値と計算結果との比較

SG壁コンクリートの分析値と計算値との比較の結果を**表B.5**に示す。その結果、良い一致を示した。この結果から、炉心から離れた位置であり計算で十分な中性子条件が得られない箇所の放射化については、中性子測定値を用いて計算することで精度良い結果を得ることができると考えられる。

表 B.4—放射化計算の計算条件

条 件	計 算 条 件	備 考
元素成分条件	Fe 濃度：質量分率 $3.3 \times 10^{-4} \%$ Co 濃度：質量分率 $1.1 \times 10^{-3} \%$ Ni 濃度：質量分率 $2.3 \times 10^{-3} \%$ Sm 濃度：質量分率 $2.5 \times 10^{-4} \%$ Eu 濃度：質量分率 $7.0 \times 10^{-5} \%$	コンクリートの分析値
中性子フルエンス率	対象位置の中性子フルエンス率を設定した。	対象位置の中性子フルエンス率を ^{17}N の中性子スペクトルを線源とし、ボナー球中性子測定値を境界条件として用いて1次元中性子輸送計算コードANISNを用いて計算。
照射条件	照射及び冷却時間は運転履歴に基づき、次のとおりとした。 照射時間：14 EFPY 冷却時間：30 日	運転中の冷却時間は、計算の簡便性を考慮して、0 日とした。
放射化断面積	対象位置の中性子スペクトルを用いて1群に縮約した放射化断面積を作成した。 核データ：JENDL-3.2 ^{a)} など	1次元中性子輸送計算コードANISNによって計算したSG壁内の中性子スペクトルを、対象位置の中性子スペクトルとした。
計算コード	ORIGEN2 コード	ORIGEN2 は公開コードであり、許認可ではキャスクや高燃焼度化における使用済燃料の線源強度計算で実績がある。

注^{a)} JENDL-3.2 とは、日本で開発し日本の標準として利用できる評価済み核データライブラリである。

表 B.5—SG 壁コンクリートの分析値と計算値の比較^[3]

核種	核種分析値 ^{a)} (Bq/kg)	放射化計算結果 ^{b)} (Bq/kg)
^{60}Co	2.2×10^6	3.7×10^6
^{152}Eu	3.6×10^6	3.1×10^6

注^{a)} 核種分析値の計数値の統計変動(計数誤差)は、 ^{60}Co が“±16.2%”， ^{152}Eu が“±21.9%”であった。
注^{b)} 運転中の冷却時間を100日(各サイクル間の定期検査期間の合計をサイクル数で割って算出した平均の定期検査期間(冷却時間)を短い方に丸めた日数)と仮定すると、これよりも ^{60}Co は2割ほど、 ^{152}Eu は1割程度小さい結果となる。

^{17}N の中性子スペクトルはボナー球中性子測定値によって規格化している

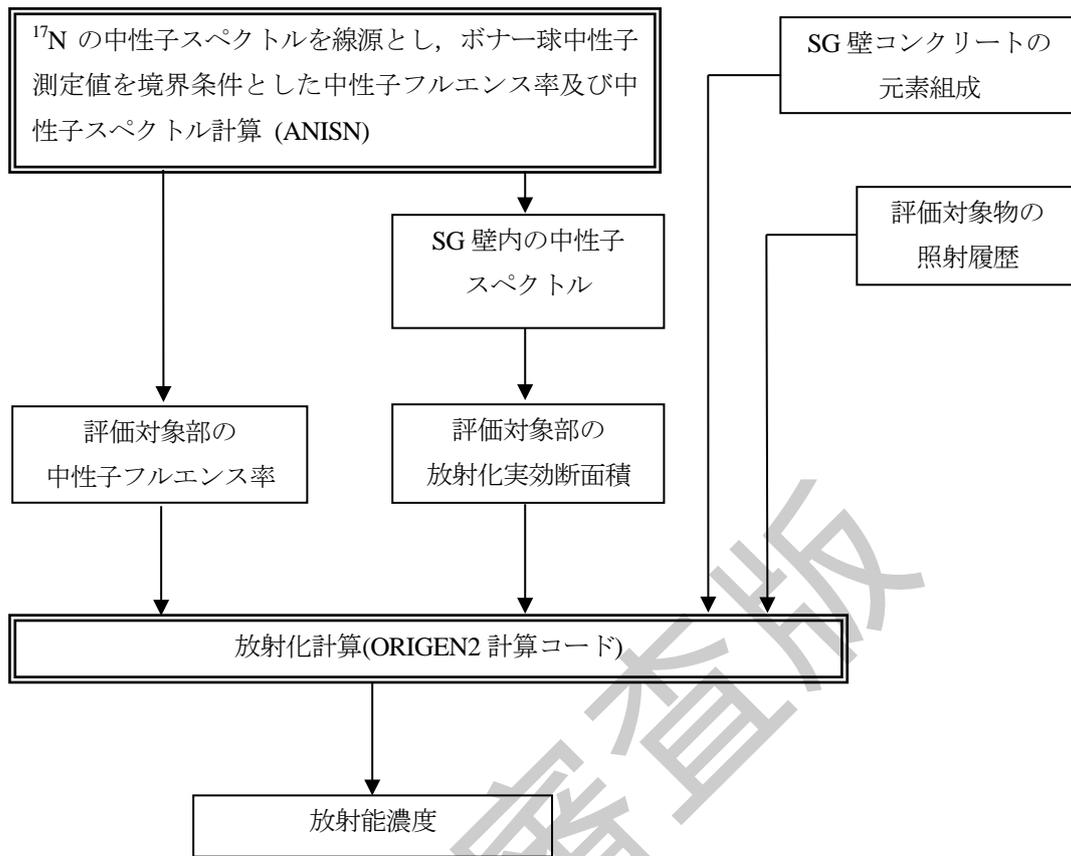


図 B.8—SG 壁コンクリートの放射化計算フロー図

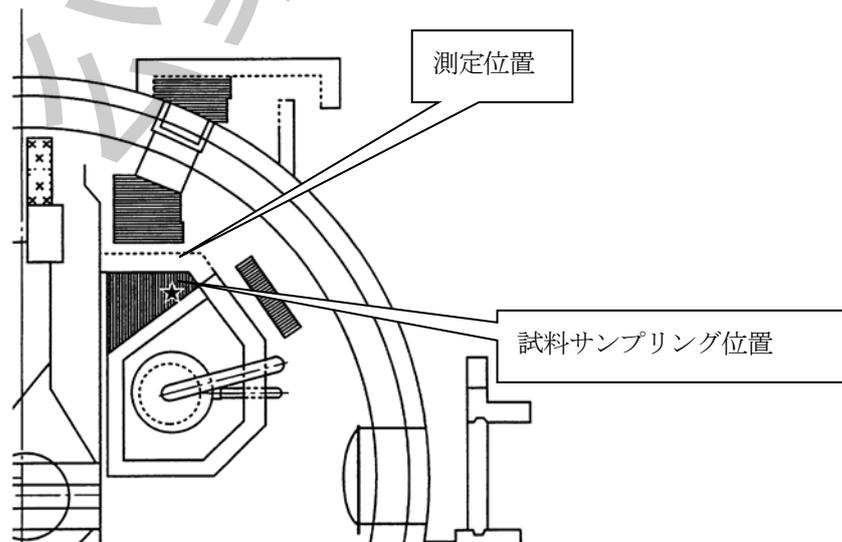


図 B.9—中性子フルエンス率の測定位置及び試料のサンプリング位置^[3]

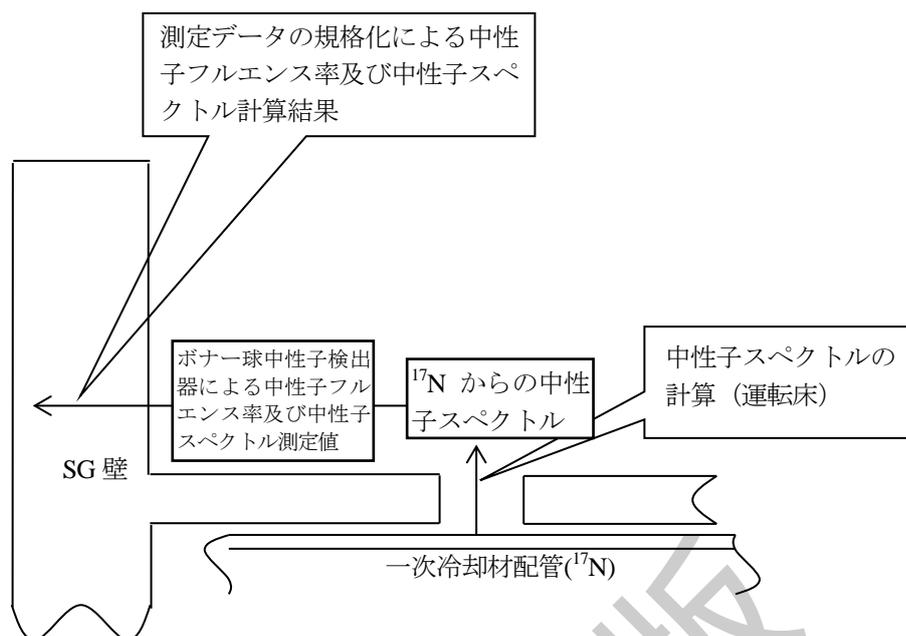


図 B.10—中性子フルエンス率及び中性子スペクトルの計算手法^[3]

B.5 濃度比を用いる場合の計算例

B.5.1 概要

ここでは、ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物に、理論計算法を利用した放射能濃度決定方法のうち、濃度比を用いる場合の基本的な考え方及び計算例（放射化計算の条件の設定、放射化計算の実施及び濃度比の算出）を示す。

B.5.2 基本的な考え方

B.5.2.1 濃度比を用いる場合の考え方

AESJ-SC-F015 : 2017^[4]の附属書 I にあるように、濃度比を用いる場合とは、複数の放射化計算結果などから算定した難測定核種と Key 核種との濃度比、及び非破壊外部測定法などで定量した Key 核種の放射能濃度から、評価対象となる廃棄物などの放射能濃度を決定する方法である。このため、適用対象とする廃棄物グループを代表できる放射化計算の条件（照射履歴など）の範囲が明確であることが適用の前提条件となる。

B.5.2.2 放射化計算の条件の設定

ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物についても、AESJ-SC-F015 : 2017^[4]の I.2.2 に示される方法に従い、放射化計算の条件の設定をするが、元素成分条件、中性子条件及び照射条件に対して、次のような考慮が必要となる。

- a) **元素成分条件** 評価対象廃棄物ごとに、評価対象核種の起源元素を選定し、元素成分条件を設定する。この標準で対象とする評価対象物は、ステンレス鋼、コンクリート又は炭素鋼が主たる材質となる。これらは、A.2.2 で述べたように、材質名が特定されている場合、又はミルシートなどで成分管理目標値がある場合には、同一の材質名の文献データや購入時の記録などを用いて元素成分条件を設定することが可能である。ただし、材質名が特定されていない場合、又はミルシートなどで元素成分条件が確認できない場合には、

原子炉施設内で実際に使用されているものなどから試料をサンプリングし、分析などを行い、変動幅も考慮して、元素成分条件を設定することが必要である。

- b) **中性子条件** 評価対象物の照射位置ごとの中性子フルエンス率、中性子スペクトル及び放射化断面積を設定する。炉心周辺の場合は、評価対象物の形状、設置方向及び配置位置を考慮した照射位置を設定し、設定した評価対象物の照射位置ごとに中性子条件を選定する（AESJ-SC-F015：2017^[4]の I.1.2 の例 1 及び例 2 が参考となる）。一方、炉心から離れた位置で照射される中性子は、透過、散乱などの過程を経てくることから、炉心周辺と比較すると、中性子フルエンス率及び中性子スペクトルが大きく変化するため、濃度比を設定する場合に考慮が必要である。ただし、A.3.3 で示したように、評価対象物内部の中性子スペクトルの変動幅及びこれによる濃度比の変動幅を理論計算によって把握することができ、濃度比の変動幅は大きくない。すなわち、必要に応じて、評価対象核種の濃度比の変動幅が許容される大きさとなるまで評価対象物の内部を区分することで、代表的な中性子条件を設定することができる。
- c) **照射条件** 評価対象廃棄物の照射時間及び原子炉供用期間中の照射停止時間を設定する。
 なお、⁶⁰Co など半減期と比較して照射時間が長くなる場合は、照射期間中の核種減衰の影響を考慮する必要がある。

B.5.2.3 放射化計算

放射化計算の実施手順は、次による。

- a) **放射化計算用データの設定** B.5.2.2 で示した放射化計算の条件（元素成分条件、中性子条件及び照射条件）について、放射化計算用データ（放射化計算コードへの入力条件）を設定する。
- b) **放射化計算の実施** a) で設定した放射化計算用データに基づき、放射化計算を実施する。

B.5.2.4 適用方法

濃度比を用いる場合（B.5.2.3 の放射化計算結果を利用）の基本的な適用方法は、次による。

- a) **Key 核種の選定** Key 核種は、基本的には、 γ 線放出核種であり、次に適合するものから選定する。
 - 1) 外部から検出が比較的容易な程度の濃度を有していること
 - 2) 比較的半減期が長いこと
- b) **放射能濃度の決定方法** 式(B.1)を適用して、評価対象廃棄物の放射能濃度を決定する。
 なお、放射能濃度を決定する場合は、次を考慮する。
 - 1) Key 核種濃度を放射化計算で設定した日又は期間に減衰補正する。
 - 2) ⁶⁰Co など半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種に対して適用する場合、照射時間が適用範囲にあること、照射期間中の減衰補正を行うなどの補正を行うこと。

$$A=R \times B \cdots \cdots (B.1)$$

ここに、A： 難測定核種の放射能濃度 (Bq/kg)
 R： 濃度比
 B： Key 核種の放射能濃度 (Bq/kg)

- c) **濃度比の決定方法** 式(B.1)に示す濃度比 R の決定手順は、次による。

1) **濃度比の算出方法** 次のいずれかによって算出する。

1.1) 十分な数の条件で放射化計算を行う場合は、式(B.2)を使用して、式(B.1)の濃度比 R を算出する。

$$R = \sqrt[n]{(y_1/x_1 \times y_2/x_2 \times \dots \times y_n/x_n)} \quad \dots \dots \dots (B.2)$$

ここに、 x_i : Key 核種の放射能濃度 ($i=1\dots n$) (Bq/kg)
 y_i : 難測定核種の放射能濃度 ($i=1\dots n$) (Bq/kg)
 n : 放射化計算結果の数

1.2) 代表条件による放射化計算を行う場合は、放射化計算結果の濃度比をそのまま適用する。なお、中性子条件及び照射条件は代表条件とし、起原元素は濃度分布から複数個設定して、計算する場合もあり、この場合の濃度比は、式(B.2)を使用して算出する。

d) **濃度比決定のための放射化計算結果（評価データ）の充足性** 上記で十分な数の条件で放射化計算を行う場合、評価対象廃棄物中の難測定核種及びKey核種の濃度比の値を決定するための放射化計算結果の数が、十分であるかどうかの判断は、ISO 21238:2007^[5]に示されているデータ数の取得の考え方を踏まえた次の判断を適用できる (AESJ-SC-F015 : 2017^[4]の**附属書 I** 参照)。

- 得られた放射化計算結果の数に応じた放射化計算結果群（データベース）が示す統計値の安定性に関して、放射化計算の追加によって統計値の安定性に明確な向上が見込めなければ、十分と判断してよい。

B.5.3 計算例

B.5.3.1 計算例における条件設定

a) **濃度比の算出方法の設定** AESJ-SC-F015 : 2017^[4]の**附属書 I** には、中深度処分の対象廃棄物であるチャンネルボックス及び制御棒について、これらの元素成分条件、中性子条件及び照射条件の放射化計算条件に対して、乱数を用いた出現頻度を考慮し、**B.5.2.4 c) 1.1)**に示す十分な数の条件で放射化計算を行い、濃度比の分布を算出する例が示されている。この方法は、放射化計算条件の代表的な条件が設定できない場合などにも適用可能な適用範囲が広い方法であり、この方法を適用する場合にはAESJ-SC-F015 : 2017^[4]の**附属書 I**に従うとよい。

一方、この標準で対象とする原子炉施設の解体時に発生する生体遮蔽コンクリート、原子炉压力容器、炉外の構成材などは、建設から廃棄するまでに位置が移動することがない場合が多い。このような場合などでは、照射位置などの中性子条件に影響する条件がほぼ一定であり、また、照射時間などの照射条件が違うものが混在しないことから、**B.5.2.4 c) 1.2)**の“代表条件による放射化計算を行い、濃度比を算出する”ことができる。代表条件としては、例えば、第二種埋設事業許可申請における総放射エネルギーの評価には、評価対象物の平均的な条件を、埋設事業許可申請における最大放射能濃度の評価には、評価対象物の変動性を考慮した条件とすることができる。

ここでは、AESJ-SC-F015 : 2017^[4]の**附属書 I**には適用例が示されていない**B.5.2.4 c) 1.2)**に示す代表条件による放射化計算によって濃度比を算出する場合の例を示す。

b) **評価対象物の選定** 原子力発電所から発生する代表的なピット処分対象又はトレンチ処分対象廃棄物である生体遮蔽コンクリートを対象とした。

- c) **評価対象核種の選定** 評価対象核種については、**A.2.1.1** の起源元素の選定と同様に、次の放射性核種を評価対象核種として選定した。

^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{41}Ca , ^{59}Ni , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{90}Sr , ^{94}Nb , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , 全 α ¹⁾

注¹⁾ **A.3.3.2 b) 3)**参照。

- d) **放射化計算コードの選定** 放射化計算コードには、広く使用されて実績のある放射化計算コードである ORIGEN-S を選定した。

B.5.3.2 放射化計算の条件の設定

B.5.3.2.1 元素成分条件

B.5.3.2.1.1 評価対象核種の起源元素の選定

評価対象核種の起源元素については、**A.2.1.3** にてコンクリートについて選定した次のとおりとした。

Li, C, N, O, Cl, K, Ca, Co, Ni, Cu, Zn, Nb, Mo, Te, Sm, Eu, Th, U

B.5.3.2.1.2 元素成分条件の設定

- a) **元素成分データの収集** 生体遮蔽コンクリートにおける各元素の元素分析データについては、“評価対象廃棄物自体の品質試料”及び“同じ材料種類の試料の化学分析を行う方法”によって収集した元素分析データが現時点では存在しないことから、ここでは、一例として、**表 B.6** に示す“評価対象廃棄物と同じ材料種類の試料の化学分析を行った文献データ”で収集した文献データから、分析データ群を作成した。
- b) **起源元素の成分条件の設定** 起源元素の成分条件の設定方法は、a) で作成した分析データ群を使用し、**A.2.2.3.2** に従って濃度分布の基本形状を設定した。すなわち、a) で作成した分析データ群から各元素分析データの収集状況を考慮し、正規分布又は対数正規分布になるとして、平均値及び標準偏差を算出した (**AESJ-SC-F015** : 2017^[4]の **I.2.2.1.2** 参照)。ここでは、一例として、**表 B.6** にて整理したコンクリートの元素成分データに対する平均値及び標準偏差 (幾何標準偏差など) を用いて評価することとした。ただし、**表 B.6** にて整理したものは様々な仕様のコンクリートに対するデータであるが、実際の生体遮蔽コンクリートとは相違していることから、ここで求められる濃度比はあくまで参考値となる。また、ここでは、濃度比の算定における起源元素濃度の代表値の設定方法を例示することを目的とし、上記で設定した起源元素の濃度分布から、仮に次の 2 とおりで設定することとした。

例 1 平均的な代表値及び変動性を考慮した代表値となる起源元素の濃度を設定し、放射化計算して濃度比を求める場合。

例 2 起源元素の濃度分布から複数個の濃度を設定し、放射化計算して平均及び変動性を考慮した濃度比を求める場合。

表 B.6—各元素の元素分析データの収集結果（コンクリート）

元素	データ数	文献データ ^{a)}					
		対数正規分布		正規分布（実数）		一様分布	
		平均値 (質量分率%)	標準偏差 (平均値+1σ)	平均値 (質量分率%)	標準偏差	最小値 (質量分率%)	最大値 (質量分率%)
Li	21 (0)	2.1 ×10 ⁻³ (-2.7)	2.4 ×10 ⁻³ (0.1)	2.1 ×10 ⁻³	3.0 ×10 ⁻⁴	1.6 ×10 ⁻³	2.7 ×10 ⁻³
C	17 (0)	4.1 ×10 ⁻¹ (-0.4)	1.2 ×10 ⁰ (0.5)	9.2 ×10 ⁻¹	1.6 ×10 ⁰	1.0 ×10 ⁻¹	5.6 ×10 ⁰
N	23 (0)	1.7 ×10 ⁻² (-1.8)	2.4 ×10 ⁻² (0.2)	1.8 ×10 ⁻²	6.9 ×10 ⁻³	1.1 ×10 ⁻²	3.5 ×10 ⁻²
O	29 (0)	4.7 ×10 ¹ (1.7)	4.9 ×10 ¹ (0.02)	4.8 ×10 ¹	1.9 ×10 ⁰	4.4 ×10 ¹	5.3 ×10 ¹
Cl	49 (0)	6.2 ×10 ⁻³ (-2.2)	1.4 ×10 ⁻² (0.4)	9.3 ×10 ⁻³	1.0 ×10 ⁻²	1.1 ×10 ⁻³	4.9 ×10 ⁻²
K	41 (0)	1.1 ×10 ⁰ (0.0)	2.6 ×10 ⁰ (0.4)	1.3 ×10 ⁰	6.6 ×10 ⁻¹	4.7 ×10 ⁻²	2.6 ×10 ⁰
Ca	62 (0)	1.0 ×10 ¹ (1.0)	1.8 ×10 ¹ (0.2)	1.2 ×10 ¹	7.7 ×10 ⁰	4.3 ×10 ⁰	3.5 ×10 ¹
Co	52 (0)	6.8 ×10 ⁻⁴ (-3.2)	1.6 ×10 ⁻³ (0.4)	9.6 ×10 ⁻⁴	8.9 ×10 ⁻⁴	1.1 ×10 ⁻⁴	4.0 ×10 ⁻³
Ni	52 (1)	1.9 ×10 ⁻³ (-2.7)	5.2 ×10 ⁻³ (0.4)	4.0 ×10 ⁻³	7.9 ×10 ⁻³	6.1 ×10 ⁻⁴	3.9 ×10 ⁻²
Cu	22 (0)	2.5 ×10 ⁻³ (-2.6)	4.4 ×10 ⁻³ (0.2)	2.9 ×10 ⁻³	1.5 ×10 ⁻³	1.0 ×10 ⁻³	6.5 ×10 ⁻³
Zn	24 (0)	6.5 ×10 ⁻³ (-2.2)	1.5 ×10 ⁻² (0.4)	8.5 ×10 ⁻³	6.4 ×10 ⁻³	8.4 ×10 ⁻⁴	3.4 ×10 ⁻²
Nb	36 (7)	6.8 ×10 ⁻⁴ (-3.2)	1.5 ×10 ⁻³ (0.3)	9.1 ×10 ⁻⁴	8.5 ×10 ⁻⁴	1.3 ×10 ⁻⁴	4.7 ×10 ⁻³
Mo	43 (0)	5.5 ×10 ⁻⁴ (-3.3)	1.1 ×10 ⁻³ (0.3)	7.0 ×10 ⁻⁴	6.3 ×10 ⁻⁴	1.0 ×10 ⁻⁴	3.6 ×10 ⁻³
Te	0 (11)	(1.1 ×10 ⁻⁵) (-5.0)	(1.3 ×10 ⁻⁵) (0.1)	(1.1 ×10 ⁻⁵)	3.0 ×10 ⁻⁶	(1.0 ×10 ⁻⁵)	(2.0 ×10 ⁻⁵)
Nd	27 (4)	1.5 ×10 ⁻³ (-2.8)	2.1 ×10 ⁻³ (0.2)	1.6 ×10 ⁻³	6.3 ×10 ⁻⁴	7.2 ×10 ⁻⁴	3.2 ×10 ⁻³
Sm	48 (0)	2.7 ×10 ⁻⁴ (-3.6)	4.6 ×10 ⁻⁴ (0.2)	3.0 ×10 ⁻⁴	1.4 ×10 ⁻⁴	4.2 ×10 ⁻⁵	6.4 ×10 ⁻⁴
Eu	51 (0)	6.4 ×10 ⁻⁵ (-4.2)	1.1 ×10 ⁻⁴ (0.2)	7.2 ×10 ⁻⁵	2.9 ×10 ⁻⁵	1.1 ×10 ⁻⁵	1.2 ×10 ⁻⁴
Th	40 (0)	4.6 ×10 ⁻⁴ (-3.3)	8.4 ×10 ⁻⁴ (0.3)	5.4 ×10 ⁻⁴	2.7 ×10 ⁻⁴	7.5 ×10 ⁻⁵	1.2 ×10 ⁻³
U	49 (0)	1.9 ×10 ⁻⁴ (-3.7)	3.0 ×10 ⁻⁴ (0.2)	2.1 ×10 ⁻⁴	1.1 ×10 ⁻⁴	7.6 ×10 ⁻⁵	5.0 ×10 ⁻⁴

注記1 上記は、文献データの平均値、標準偏差などを評価した結果である。また、集計結果のうち、対数正規分布の標準偏差は、“平均値+標準偏差(1σ)”で表示し、下段(括弧内)に対数値の平均と標準偏差(1σ)を表記した。

注記2 データ数は検出値のデータ数と、その横に括弧書きで検出下限値データ数を合わせて記載した。

注記3 平均値、標準偏差などの収集結果のうち、括弧書きは、検出下限値データで集計した結果を意味する(ただし、括弧書きがない場合は、検出値データだけで集計した結果である。)

注^{a)} 一般文献情報^{[5]~[11]}

B.5.3.2.2 中性子条件

B.5.3.2.2.1 中性子スペクトルの設定

実際の適用では、生体遮蔽内部の中性子スペクトルの変化による濃度比への変動幅を評価し、目的とする評価精度を勘案して、代表的な中性子スペクトルを設定することになる。ここでは、評価例を示すことを目的として、**A.3.3.2 b)**で設定したスペクトルが硬い場合について評価することとした。なお、放射化断面積はORIGEN-Sの計算コードの中にあらかじめ準備されているものを使用した。

B.5.3.2.2.2 中性子フルエンス率の設定

中性子フルエンス率の濃度比への影響が小さい (**A.3.3.1**参照)。このため、代表的な中性子フルエンス率として、 $1 \times 10^8 \text{ cm}^{-2}/\text{s}$ を設定した。

B.5.3.2.3 照射条件

通常の生体遮蔽の照射条件は、プラントの運転記録から把握できる。 ^{60}Co など半減期と比較して照射時間が長くなる放射性核種については、照射期間中の減衰が影響するため、ここでは、いったん60年照射で放射化計算し、式(A.4)にて補正することとした (**A.4.1**参照)。

B.5.3.3 適用例

B.5.3.3.1 Key核種の設定

ここでは、AESJ-SC-F015 : 2017^[4]の**附属書I**に合わせて、測定性の観点などを考慮し、 ^{60}Co をKey核種として選定した (Key核種の選定の考え方については、**B.5.2.4a**)参照)。

B.5.3.3.2 濃度比の計算方法

ここでは、上記で設定した代表的な中性子条件及び照射条件にて、評価対象核種及びKey核種の各起源元素の単位元素量 (0.001 kg) に対する核種生成量 (Bq) を放射化計算によってあらかじめ求め、各起源元素に対して設定する濃度の代表値から、評価対象核種及びKey核種 (^{60}Co) の放射能濃度を比例計算して濃度比を求めることとした。

B.5.3.3.3 元素成分条件の計算方法

濃度比を計算するための起源元素の濃度は次のように計算した。

例 1 平均的な代表値又は変動性を考慮した代表値となる起源元素の濃度を設定し、放射化計算して濃度比を求める場合。

- a) **平均的な代表条件で計算する場合** (総放射エネルギーの評価などに適用) 総放射エネルギーの評価などを想定して、平均的な条件で計算する場合、ここでは、起源元素の濃度の代表値は、起源元素の濃度分布から求まる算術平均値とした。ただし、起源元素の濃度分布に対数正規性が認められるなど、幾何平均の成立に必要な条件を考慮して、幾何平均値としてもよい。
- b) **変動性を考慮した代表条件で計算する場合** (最大放射能濃度の評価などに適用) 最大放射能濃度の評価などを想定して、変動性を考慮した条件で計算する場合、ここでは、起源元素の濃度の代表値として、起源元素の濃度の幾何平均値に幾何標準偏差から想定される変動分を考慮した値を設定することとした。

AESJ-SC-F005 : 2005^[12]に示されている**図B.11**に基づけば、幾何標準偏差を数学的に加算することができる。例えば、評価対象核種の起源元素の濃度が対数正規分布となる場合、Key核種 (⁶⁰Co) の起源元素との濃度比及びその幾何標準偏差は式(B.3)及び式(B.4)で求められる。

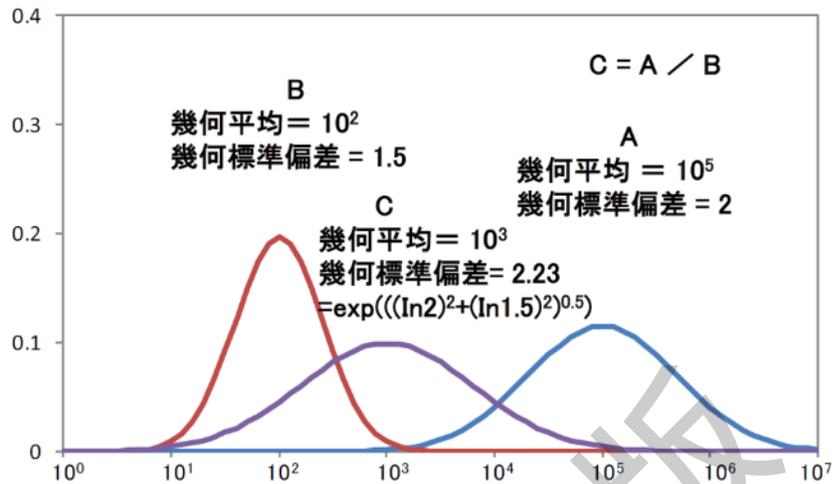


図 B.11—対数正規分布関数の乗算のイメージ図

$$AM_C = \frac{AM_A}{AM_B} \dots \dots \dots (B.3)$$

ここに、 AM_A : ⁶⁰Co となる最大起源元素 (Co) の濃度の幾何平均(kg/kg)から計算される ⁶⁰Co 濃度 (Bq/kg)

AM_B : 評価対象放射性核種となる最大起源元素の濃度の幾何平均(kg/kg)から計算される評価対象放射性核種の濃度 (Bq/kg)

AM_C : 評価対象核種と Key 核種 (⁶⁰Co) の起源元素の濃度比

$$SD_C = \exp\left\{\left((\ln(SD_A))^2 + (\ln(SD_B))^2\right)^{0.5}\right\} \dots \dots \dots (B.4)$$

ここに、 SD_A : ⁶⁰Co となる最大起源元素 (Co) の濃度の幾何標準偏差 (Bq/kg)

SD_B : 評価対象となる最大起源元素の濃度の幾何標準偏差 (Bq/kg)

SD_C : 評価対象核種と Key 核種 (⁶⁰Co) の最大起源元素同士の濃度比の幾何標準偏差

式(B.3)及び式(B.4)から、評価対象核種とKey核種 (⁶⁰Co) との濃度比の幾何標準偏差を求め、ここでは、一例として幾何標準偏差の3σの変動幅とし、放射化計算して求めている各起源元素の単位元素量 (0.001 kg) に対する核種生成量 (Bq) の濃度比に乗じることとした。ただし、式(B.3)及び式(B.4)を用いるため、次のように設定した。

- 標準偏差を式(B.3)及び式(B.4)のように数学的に加算するため、評価対象核種と Key 核種を生成する起源元素の中で生成比が最大となる起源元素の標準偏差を考慮した。

- 主成分である Ca の濃度は、正規分布として設定されるが、Ca が支配的な起源元素となる $^{41}\text{Ca}/^{60}\text{Co}$ の濃度比の計算では、Ca の濃度は対数正規分布を仮定した。

例 2 起源元素の濃度分布から複数個の濃度を設定し、放射化計算して平均及び変動性を考慮した濃度比を求める場合（中性子条件及び照射条件のみが代表条件となる場合）。

上記**例 1**のように起源元素の濃度の代表値を求める代わりに、起源元素の濃度分布を主成分は正規分布、微量成分は対数正規分布として設定し、乱数を用いて、各起源元素の濃度を算出することができる。ここでは、この乱数発生して求めた濃度を用いて、上記で設定した代表的な中性子条件及び照射条件にて、放射化計算して求めた各起源元素の単位元素量 (0.001 kg) に対する核種生成量 (Bq) の計算結果から、比例計算して評価対象核種及び Key 核種の放射能濃度を求め、濃度分布を算定することとした。平均的な濃度比 R は前述の式(B.2)で求め、変動性を考慮した濃度比は、ここでの一例として、標準偏差の $+3\sigma$ となる値を求めた。

B.5.3.3.4 濃度比の計算結果

中性子条件及び照射条件（照射時間の減衰補正を実施）は上記の代表条件とし、元素成分条件を上記の**例1**又は**例2**の2とおりにして濃度比を計算した結果を次に示す。

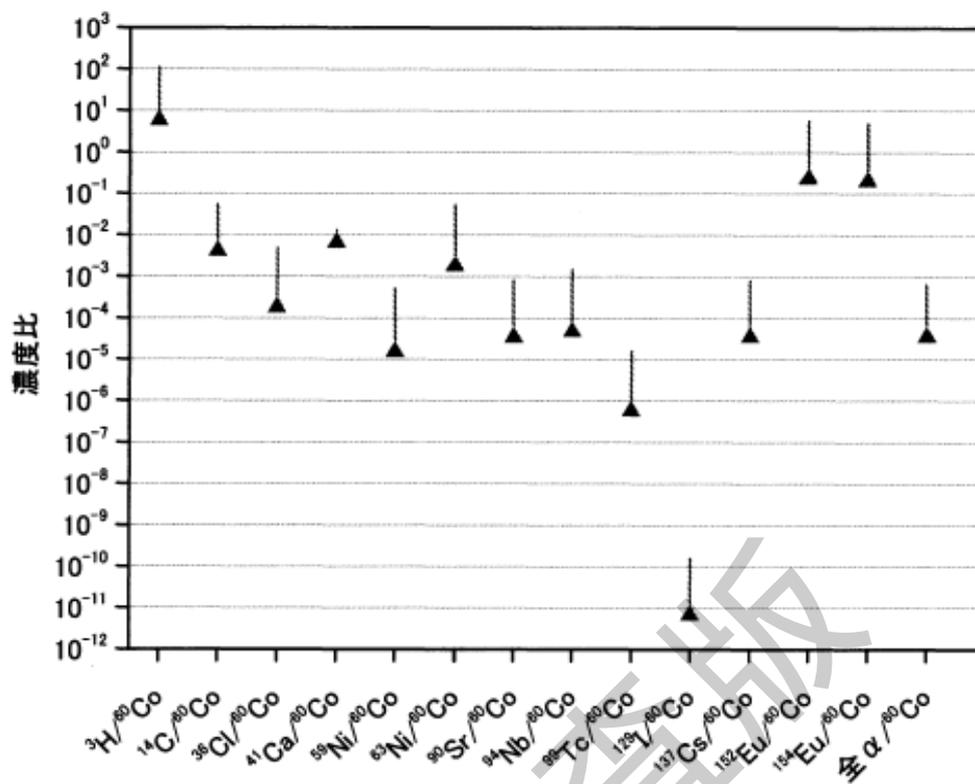
- **例 1 の場合** 計算結果を、**図 B.12** に示す。
- **例 2 の場合** 代表的な計算結果を**図 B.13** に示す。
- **例 1 及び例 2** の濃度比の計算結果をまとめて**表 B.7** に示す。

起源元素の濃度の代表値を設定して評価する場合、**例1**のような方法を適用することができる。又は、起源元素の濃度分布を設定して評価する**例2**のような方法を適用してもよい。

表 B.7—濃度比の計算結果

	例 1		例 2	
	平均的 ^{a)}	保守的 ^{b)}	平均的 ^{a)}	保守的 ^{b)}
$^3\text{H}/^{60}\text{Co}$	5.9×10^0	1.0×10^2	9.7×10^0	1.6×10^2
$^{14}\text{C}/^{60}\text{Co}$	4.1×10^{-3}	5.1×10^{-2}	6.8×10^{-3}	1.1×10^{-1}
$^{36}\text{Cl}/^{60}\text{Co}$	1.8×10^{-4}	4.7×10^{-3}	2.8×10^{-4}	6.5×10^{-3}
$^{41}\text{Ca}/^{60}\text{Co}$	6.6×10^{-3}	6.7×10^{-3}	6.4×10^{-3}	9.3×10^{-1}
$^{59}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$	1.5×10^{-5}	5.0×10^{-4}	1.2×10^{-5}	8.5×10^{-4}
$^{63}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$	1.8×10^{-3}	5.1×10^{-2}	1.7×10^{-3}	8.1×10^{-2}
$^{90}\text{Sr}/^{60}\text{Co}$	3.4×10^{-5}	7.6×10^{-4}	4.6×10^{-5}	8.6×10^{-4}
$^{94}\text{Nb}/^{60}\text{Co}$	4.7×10^{-5}	1.5×10^{-3}	7.8×10^{-5}	2.5×10^{-3}
$^{99}\text{Tc}/^{60}\text{Co}$	5.8×10^{-7}	1.5×10^{-5}	9.2×10^{-7}	2.5×10^{-5}
$^{129}\text{I}/^{60}\text{Co}$	6.8×10^{-12}	1.5×10^{-10}	9.2×10^{-12}	1.7×10^{-10}
$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	3.5×10^{-5}	7.8×10^{-4}	4.8×10^{-5}	8.9×10^{-4}
$^{152}\text{Eu}/^{60}\text{Co}$	2.3×10^{-1}	5.6×10^0	3.1×10^{-1}	5.5×10^0
$^{154}\text{Eu}/^{60}\text{Co}$	2.0×10^{-1}	4.7×10^0	2.7×10^{-1}	4.7×10^0
全 $\alpha/^{60}\text{Co}$	3.6×10^{-5}	6.1×10^{-4}	5.0×10^{-5}	1.2×10^{-3}

注 ^{a)} 起源元素濃度の算術平均値に基づいて計算した濃度比
^{b)} 起源元素濃度の幾何平均濃度から計算される濃度比に、濃度比の標準偏差の 3 倍を上乗せした値



注記1 ▲は平均値，線は+3σまでの変動幅を示す。

注記2 濃度比は，起源元素濃度の算術平均値に基づいて計算した。

図 B.12-1 例 1 の方法で起源元素濃度を設定した濃度比の計算結果

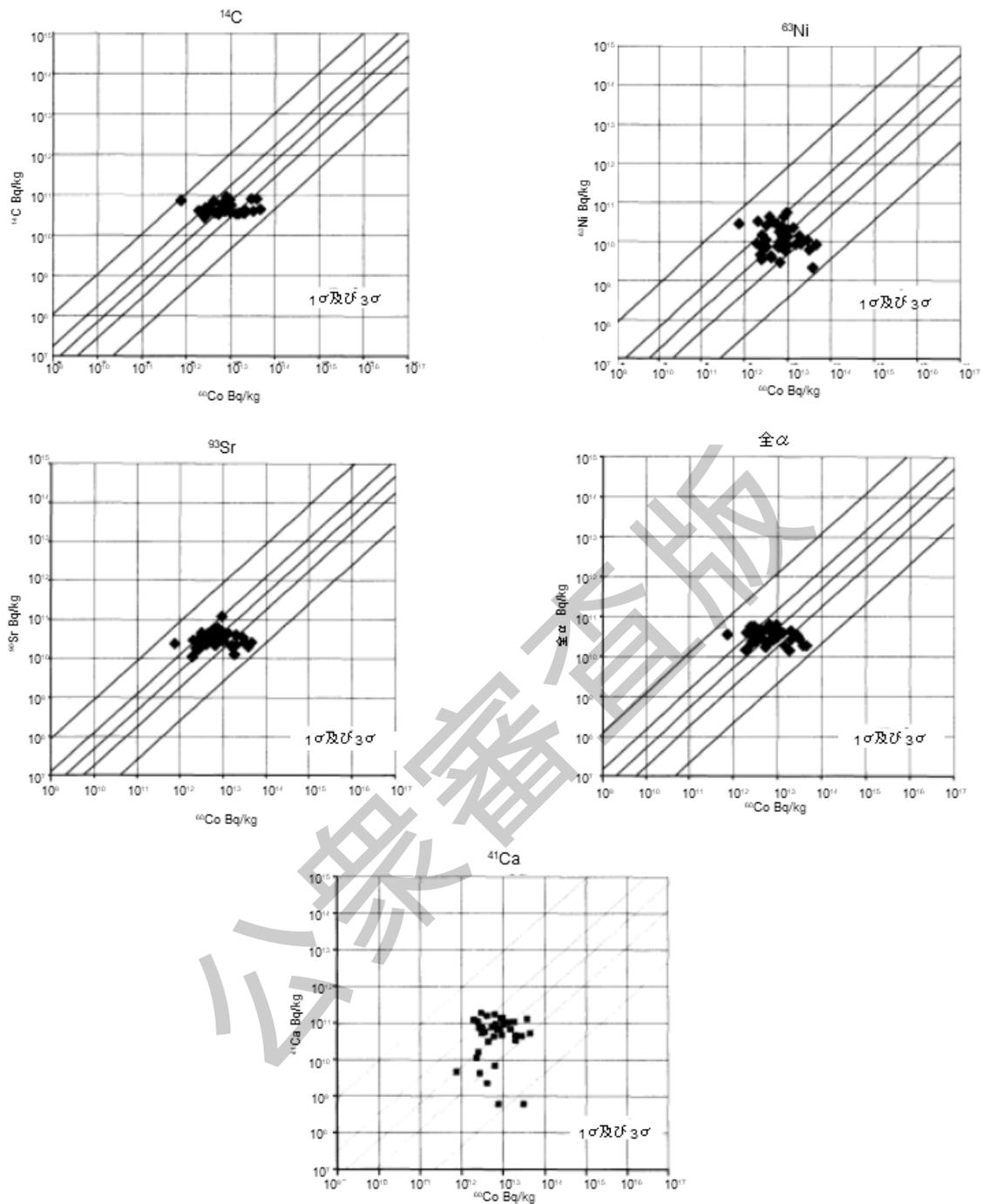


図 B.13—例 2 の方法で起源元素濃度を設定した濃度比の計算結果

B.5.4 分析結果との比較

理論計算に基づき設定する濃度比の妥当性を B.4 における ^{60}Co 及び ^{152}Eu の分析結果と比較して検証した。

ここでは、B.4 の計算に用いられている起源元素の濃度 (表 B.1) を平均値とし、各起源元素には表 B.6 に示される標準偏差が適用できると仮定して、起源元素濃度の平均値からの変動幅が $\pm 1\sigma$ になるとした場合の $^{152}\text{Eu} / ^{60}\text{Co}$ 濃度比の計算値を式(B.3)及び式(B.4)を用いて求めた。分析結果と計算結果の濃度比とを比較したものを表 B.8 に示す。

起源元素の濃度が 1σ 程度は変動することを考慮すると、分析結果は計算結果の変動範囲の中にある。このことから、理論計算に基づき濃度比を求めることの妥当性が検証される。

表 B.8—濃度比の計算結果

	$^{152}\text{Eu}/^{60}\text{Co}$		
	分析結果	計算結果	
		起源元素濃度の 平均値	起源元素の濃度変動考慮 (平均値 $\pm 1\sigma$)
B.4 の計算例	1.6×10^0	8.4×10^{-1}	$3.2 \times 10^{-1} \sim 2.2 \times 10^0$

参考文献

- [1] (財) 原子力環境整備センター, “平成 11 年度 放射性廃棄物処理システム開発調査報告書 (第 1 分冊) — 原子力発電施設解体放射性廃棄物基準調査—”, (2000) .
- [2] K. Tokuhara, M. Shirakawa, S. Suzuki, T. Yamamoto, “Comparison of Calculated Radioactivity and Core Sample Analysis of Biological Shield Concrete Required for Study on Decommissioning of Tokai Power Station”, P-5-308, 10th International Congress of The International Radiation Protection Association, (2000).
- [3] M. Nakata, T. Muramatsu, “Development of Induced Activity Estimation Method for PWR Containment“, The Tenth International Symposium on Reactor Dosimetry: Radiation Metrology and Assessment, (2001) .
- [4] (一社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”, AESJ-SC-F015 : 2017, (2017) .
- [5] ISO 21238:2007, ISO/TC85/SC5, Nuclear energy - Nuclear fuel technology - The scaling factor method to determine the radioactivity of low- and intermediate-level radioactive waste packages generated at nuclear power plants, (2007).
- [6] “Long-Lived Activation Products in Reactor Materials”, NUREG/CR-3474, (1984) .
- [7] S. May, D. Piccot, L. Bergemann, W. Harbecke, G. Loercher, “Activation of Biological Shields”, Decommissioning of Nuclear Power Plants Proc. European. Conf, Luxembourg, May 22-24, (1984) .
- [8] 金野正晴, 石川敏夫, “遮蔽用コンクリートの熱中性子放射化実験”, 日本原子力学会 昭和 61 年会, 京都, 1986 年 3 月 26 日~29 日, E59, (1986) .
- [9] (社) 日本原子力学会, “ガンマ線遮蔽設計ハンドブック”, (1988) .
- [10] 日本原子力発電株式会社, “東海発電所廃止措置計画認可申請書”, (2006) .
- [11] U.S. Atomic Energy Commission, “Reactor physics constants 2nd ed”, ANL-5800, Division of Technical Information, (1963) .
- [12] (社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 クリアランスの判断方法”, AESJ-SC-F005 : 2005, (2005) .

附属書 C (参考) 理論計算法による放射能濃度の決定方法(3) —汚染物に対する理論計算法—

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

C.1 概要

C.1.1 生成機構が難測定核種と同一であるとみなせる同位体が存在し、その濃度比率が普遍的に一定である場合

難測定核種と生成機構が同一であるとみなせる同位体が存在し、その濃度比率が普遍的に一定である場合に理論計算法を採用できる。この理論計算法を適用する場合は、放射化計算などによって難測定核種と他の手法で求める放射性核種との濃度比を決める必要がある。

汚染物に含まれる ^{59}Ni と ^{63}Ni は、主に Ni の中性子捕獲によって生成するため、その濃度比を代表的な条件での燃焼計算によって求めると、 ^{59}Ni と ^{63}Ni は同位体なので、プラント内での濃度比率は普遍的にほぼ一定に保たれる。一方、 ^{63}Ni の濃度はスケーリングファクタ法などで求められるので、これらから ^{59}Ni の濃度を求めることができる (C.2 参照)。

また、核分裂で生成する ^{129}I と ^{131}I の濃度比を代表的な条件での燃焼計算によって求めると、生成後、減衰による影響が小さい時間内では、 ^{129}I と ^{131}I は同位体なので、これら核種の濃度比率は普遍的にほぼ一定に保たれる。このことから、発電所内の原子炉水の定期的な分析によって ^{131}I の濃度が既知の場合、原子炉水中の ^{129}I の濃度を推定することができる (C.3 参照)。

C.1.2 原子炉水に存在する評価対象核種の起源元素の濃度又は濃度比が推定できる場合

原子炉水に存在する評価対象核種の起源元素の濃度又は濃度比が推定できる場合、これから、評価対象核種の濃度又は濃度比を代表的な条件での燃焼計算によって求めると、汚染物の汚染源は原子炉水であることから、汚染物における評価対象核種の濃度又は濃度比を推定することができる。

クリアランスの検認制度における評価核種の選定で適用されているタービン系における汚染物に対する理論計算フロー図を **図 C.1**^[1] に示す。評価は、CP 核種と FP 核種に分けて、CP 核種は ^{60}Co 、FP 核種は ^{137}Cs を Key 核種として、原子炉構成材料の元素組成及び炉心内での照射履歴などを考慮した放射化計算（燃料の燃焼計算を含む）を行い、評価対象核種と Key 核種との濃度比（核種組成）を求め、Key 核種は別途測定によって求めることが多い。また、濃度比を求める場合、評価対象核種と Key 核種との間に、原子炉構成材料への付着率、浄化による捕捉率、及び原子炉水から主蒸気への移行率などに大差がない場合には、沈着・剥離挙動は考慮する必要はない。

例えば、 ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{94}Nb 、 ^{99}Tc などの CP 核種の主要な起源元素となる Co、Ni、Mo、Nb などの濃度比は、原子炉水に接触しているこれら起源元素の供給源となる原子炉構成材料の比率などから推定ができるので、汚染物における ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{94}Nb 、 ^{99}Tc の濃度比を推定することができる (C.4 参照)。また、原子炉水の不純物から生成する ^{36}Cl の原子炉水中などの放射能濃度を推定することができる (C.5 参照)。

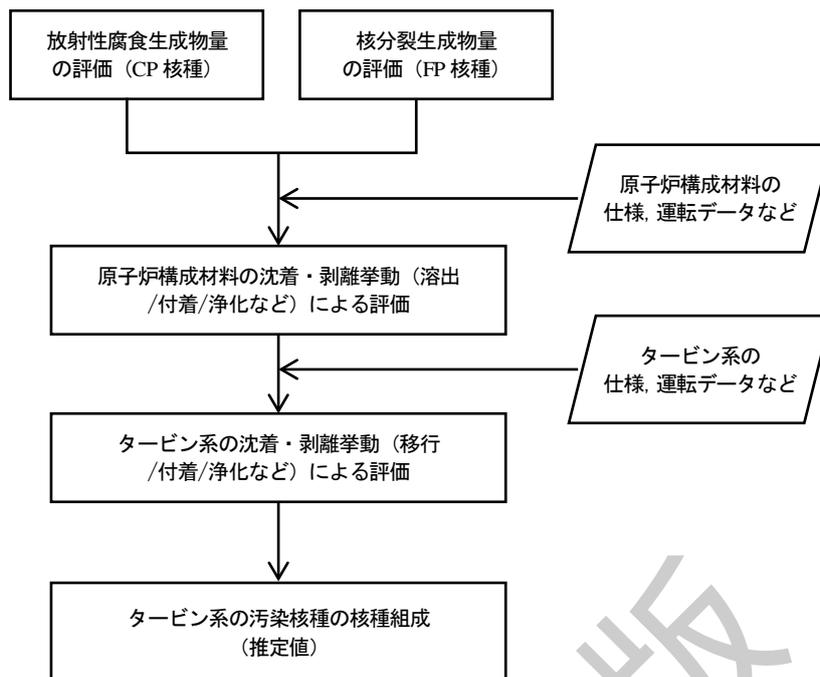


図 C.1—汚染物に対する理論計算フロー

C.2 ^{59}Ni と ^{63}Ni の濃度比の計算例

^{59}Ni の起源元素は Ni であり、 ^{63}Ni の起源元素は Ni が主たるものであるが、Cu、Co、Zn の寄与もある。ただし、原子炉水に接触している構造材の主たる化学成分は Ni となる (C.4 参照) となるので、Ni からの生成量を考慮するとよい。

このため、Ni から生成する ^{59}Ni と ^{63}Ni の放射能濃度の比を理論的に計算でき、熱中性子による生成断面積を ^{59}Ni は 4.6b ($=4.6 \times 10^{-28}\text{m}^2$)、 ^{63}Ni は 14.2b ($=1.42 \times 10^{-27}\text{m}^2$) とする (JENDL4.0) と、 $^{59}\text{Ni}/^{63}\text{Ni}$ は 8.1×10^{-3} となる。現在の廃棄体確認の放射能評価では、 8×10^{-3} が適用されている (JNES-SS-0801)。

C.3 ^{129}I と ^{131}I の濃度比の計算例

六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの申請核種の中で、 ^{129}I は放射化学分析などを実施しても検出が困難であることから、発電所内の原子炉水の分析によって ^{131}I の濃度が既知の場合、これと同等の生成源である ^{129}I の濃度を推定することができ、このような措置の適用方法例を次に示す。

a) **原子炉水中の ^{131}I 濃度を使用した算定方法** 原子炉水中の ^{131}I 濃度を使用すると、濃縮廃液中の ^{129}I 濃度を次の手順で算定することが可能である。

- 1) 原子炉水中における ^{131}I と ^{129}I との濃度比の算定
- 2) 原子炉水中ヨウ素に対する濃縮廃液中ヨウ素の濃縮度の設定
- 3) 原子炉水中の ^{131}I 濃度領域から、1)と2)の設定値による、濃縮廃液中の ^{129}I 濃度領域の算定

上記 1)の算定方法及び2)の設定方法、及び濃縮廃液中の ^{129}I 濃度の試算例を b)以降に示す。

b) **原子炉水中の ^{131}I と ^{129}I の濃度比の算定方法** 燃料棒内の ^{131}I 存在量に対する ^{129}I の存在量の比は、ORIGEN2などの計算コードを使用して求めることができる。

燃料損傷が発生し、燃料棒内に蓄積されていた ^{131}I 及び ^{129}I の一部が原子炉水中に放出される場合には、 ^{131}I と ^{129}I とは同位体なので、燃料棒内から同じように原子炉水中に漏えいするとみなせる。このことから、原

子炉水へのヨウ素の供給が、主に燃料棒からの漏えいによると考えられる場合には、計算で求めた燃料棒内の¹³¹I存在量に対する¹²⁹Iの存在量の比を原子炉水中の濃度比として設定できる。

一方、燃料損傷がない場合には、原子炉水中には、主に燃料棒表面にわずかに付着したウランの核分裂によって¹³¹I/¹²⁹Iが供給され、これらは原子炉冷却材浄化系によって速やかに除去されていると考えてよい。したがって、原子炉水中の¹³¹I/¹²⁹Iの濃度比は、²³⁵Uの核分裂による¹³¹I/¹²⁹Iの核分裂収率の比によって決まると考えられる。

なお、燃料棒内に蓄積された¹³¹Iは減衰するため、通常、燃料棒内の¹²⁹I/¹³¹I存在量比は²³⁵Uの核分裂による¹³¹I/¹²⁹Iの単純な収率の比よりも大きくなる。

c) **原子炉水中ヨウ素に対する濃縮廃液中ヨウ素の濃縮比の設定方法** 原子炉水から濃縮廃液に至るまでのヨウ素の濃縮比は、次のいずれかの方法で設定できる。

- 1) プラントの設計又は評価において定められている濃縮比を用いる。
- 2) プラントの運転記録などから設定する。

なお、濃縮操作におけるヨウ素の残存率が既知の場合には、濃縮比に残存率を乗ずることによって、より正確に評価できる。

d) **濃縮廃液中の¹²⁹I/¹³¹I濃度比の試算例** 燃料棒内の¹³¹I存在量に対する¹²⁹Iの存在量の比について、ORIGEN2による試算例を示すと表C.1のとおりである。ここでの試算では、保守的に、表C.1の燃焼度100%の場合の濃度比算定値を使用する。

表 C.1—ORIGEN2 による¹²⁹I/¹³¹Iの存在量比の試算例^{a)}

	燃焼度 50 %	燃焼度 100 %
BWR	2.6×10^{-8}	5.2×10^{-8}
PWR	2.1×10^{-8}	4.3×10^{-8}
注 ^{a)} 試算条件 BWR：濃縮度 3.4%，比出力 26.2 MWt/tU，100%燃焼度 39.5 GWD/t PWR：濃縮度 4.1%，比出力 38.5 MWt/tU，100%燃焼度 48.0 GWD/t		

原子炉水から濃縮廃液に至るまでの濃縮度について、ここでの試算では、原子炉設置許可申請書に基づき、BWRプラントでは100倍、PWRでは30倍（濃縮操作に関わる設定パラメータからの計算値）と設定する。ここで、濃縮操作におけるヨウ素の残存率は保守的に100%とする。

近年のプラントにおける原子炉水中の¹³¹I濃度は表C.2のとおりである。ここで、PWRの値は近年の運転中プラントにおける原子炉水中の最大の¹³¹I濃度である。

表 C.2—通常運転中の原子炉水中¹³¹Iの放射能濃度

	¹³¹ I濃度 (Bq/kg)	備考
BWR	$1 \times 10^2 \sim 1 \times 10^3$	文献 ^[2] 参照
PWR	$\sim 1 \times 10^3$	

以上の設定値を用いると、濃縮廃液中の¹²⁹Iの濃度領域はBWRでは 4×10^4 Bq/kg $\sim 4 \times 10^3$ Bq/kg、PWRでは最大 1×10^3 Bq/kg程度と試算できる。濃縮廃液中の¹²⁹I濃度の検出下限値は、放射化学分析などの方法によっても変動するが、従来用いられている分析方法の場合はおよそ 10^1 Bq/kg $\sim 10^0$ Bq/kg程度である。

したがって、この試算で得られた濃縮廃液中 ^{129}I の濃度は、検出下限値近傍の濃度と比較して、およそ 1/100 以下であることが分かる。 ^{131}I 及び ^{129}I の原子炉水中の濃度比、及び濃縮廃液の濃縮度などにどの程度の保守性を見込むかによってこの差は変動するが、この試算結果は、近年の通常運転中における濃縮廃液中 ^{129}I 濃度の分析結果が検出下限値を超えない事実と合致しているといえる。

C.4 CP 核種の濃度比の計算例

汚染物の汚染源は原子炉水であり、原子炉水における CP 核種の起源元素の主な供給源は原子炉構成材料の腐食生成物である。このため、原子炉構成材料を交換することによる、CP 核種のスケーリングファクタへの影響を推定することができるので、この計算方法例を次に示す。

なお、CP 核種の濃度比を求めることが目的なので、これらの供給源となる腐食生成物の吸着性及び剥離性は類似していると仮定し、これらの値は設定しないで評価を行っている。

C.4.1 原子炉施設構成材料を交換することによるスケーリングファクタへの影響評価

原子炉構成材料の大規模な交換を実施した場合には、スケーリングファクタに対する有意な影響の有無を確認することによって、既に設定されているスケーリングファクタの継続使用の妥当性を確認する方法を示す。

- a) **評価対象核種の設定** 六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの申請核種の事例を参考に、代表的な CP 核種として、 ^{60}Co 、 ^{63}Ni 、 ^{94}Nb 及び ^{99}Tc を選定する。
 - b) **評価方法** CP 核種は、原子炉構成材料中の安定元素が原子炉水中に溶出し、これが放射化されることで生成する。このため、原子炉構成材料中の成分量（評価核種の生成源ごと）、原子炉構成材料ごとの接水面積の割合及び原子炉構成材料ごとの規格化した溶出率から求めた安定元素量について放射化計算を実施し、CP 核種の生成量を算出する。なお、放射化計算には ORIGEN2 を適用することとした。
 - c) **スケーリングファクタへの影響評価** 2) で示す評価結果を参考に、原子炉構成材料の交換に伴う核種濃度比の変動の程度を計算することで、原子炉構成材料の交換がスケーリングファクタに与える影響を評価する。次の検討における原子炉構成材料の組成成分、接水面積及び溶出率については C.4.2 にて説明する。
- 1) **計算条件の設定** 原子炉構成材料から生成する核種の量は ORIGEN2 を利用して評価するが、計算条件として、原子炉構成材料の種類、接水面積、評価対象核種の生成源ごとの原子炉構成材料中の成分量、及び溶出率を設定する必要がある。

BWR では、制御棒ピン、ローラなどのコバルト基合金、燃料支持ばねのニッケル基合金、原子炉内及び原子炉外の各種機器、構造材、給水加熱器などのステンレス鋼を評価上の主要構成材料として選定し、これらの材料について、主に低コバルト化の観点から実施される機器交換を想定したものへの変更を想定し、各々の接水面積を設定した。PWR では、同様に、制御棒案内管などのコバルト基合金、蒸気発生器のニッケル基合金、及び配管などのステンレス鋼を選定するとともに、各々の接水面積を設定した。

なお、燃料被覆管に使用されるジルコニウム合金は、Co などの不純物の濃度が低く、溶出率も低いので、検討の対象とはしていない。

原子炉構成材料の種類及び接水面積の計算条件の設定値を表 C.3 及び表 C.4 に示す。

また、評価対象核種の発生源については、 ^{60}Co を Co、 ^{63}Ni を Ni、 ^{94}Nb を Nb、 ^{99}Tc を Mo とし、表 C.5 及び表 C.6 に示した原子炉構成材料ごとに、原子炉構成材料中の成分量を設定した。

なお、幾つかの BWR においてシュラウド及び原子炉冷却材再循環系配管の材料を交換した実績があるが、これらの部材の接水面積比率は両方合わせておよそ 5 % 程度であり、スケーリングファクタに及

ばす影響は小さいと考えられる。一方、PWRでは、被ばく低減などの観点から、プラント設置時から原子炉構成材料に低コバルト材料を主に使用していたことを想定して設定した。

溶出率については、原子炉構成材料ごとに、代表的な材料で規格化して、表 C.7 に示す計算条件を設定した。

2) **影響評価結果** 1)の計算条件に基づき、ORIGEN2 計算を行い、原子炉構成材料の交換が各核種濃度比に与える影響を評価した。

ORIGEN2 による計算では、表 C.8 及び表 C.9 に示すとおり、BWR 又は PWR ごとに原子炉構成材料交換の程度を変更した。

BWR では、図 C.2～図 C.4 に示すとおり、ケース 1～ケース 4 の極端な条件変更を行った場合においても、 $^{63}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$ 、及び $^{94}\text{Nb}/^{60}\text{Co}$ は3倍程度の変動しか生じていない。実際の原子力発電所の原子炉構成材料は、プラントごとに異なるため明確な定義は困難であるものの、ケース 2～ケース 3 の範囲が平均的な条件であると仮定すれば、 $^{63}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$ 、及び $^{94}\text{Nb}/^{60}\text{Co}$ の変動は1.2倍～1.6倍程度と小さい。一方、 $^{99}\text{Tc}/^{60}\text{Co}$ については、ケース 4 のように、原子炉内のステンレス鋼を全て交換 (SUS304 から SUS316 に) するような極端な変更を行った場合は、原子炉構成材料中の Co 減少と Mo 増加との相乗効果で、核種濃度比も1桁程度上昇する傾向にある。

一方、PWR では、図 C.2～図 C.4 に示すとおり、いずれの核種濃度比についても、ケース 5 とケース 6 との差異は1.7倍程度と小さい。これは、PWR では、当初から低コバルト化が図られていたため、更なる低コバルト化を目的とした材料交換を実施しても、核種濃度比に与える影響は小さかったものと考えられる。

また、難測定核種が原子炉構成材料交換の影響を受けず、Key 核種 (^{60}Co) のみ原子炉構成材料交換の影響を受けるような状況も想定し、ケース 1～ケース 6 の条件における Key 核種 (^{60}Co) の変動の程度を図 C.5 に整理したが、いずれのケースにおいても変動の程度は非常に小さく、原子炉構成材料の交換が核種濃度比に与える影響は小さいものである。

この結果から、BWR の原子炉内のステンレス鋼を全て交換するような極端な条件を除けば、いずれの核種濃度比も、原子炉構成材料の交換に伴う影響は基本的に小さいことが分かった。

このため、CP 核種を対象としたスケーリングファクタの継続使用の確認における“大規模な原子炉構成材料の交換”としては、BWR の原子炉内のステンレス鋼の交換のみに留意しておけば問題ない。

表 C.3—BWR で想定した原子炉構成材料及び接水面積 (設定値)

	鋼材の種類	交換を想定した材料		接水面積割合
		交換前	交換後	
原子炉内	コバルト基合金	ステライト®	ステライト®代替材	40.0 %
	ニッケル基合金	NCF600, NCF750	NCF600, NCF750 (低コバルト材料)	
	ステンレス鋼	SUS304	SUS316 (低コバルト材料)	
原子炉外	ステンレス鋼	SUS304	SUS304 (低コバルト材料)	60.0 %

表 C.4—PWR で想定した原子炉構成材料及び接水面積（設定値）

	鋼材の種類	交換を想定した材料		接水面積割合
		交換前	交換後	
制御棒案内管など	コバルト基合金	ステライト®	ステライト® (変更なし)	0.1 %
蒸気発生器	ニッケル基合金	NCF600 (低コバルト材料)	NCF690 (低コバルト材料)	93.3 %
配管など	ステンレス鋼	SUS304	SUS304 (低コバルト材料)	6.6 %

表 C.5—BWR 原子炉構成材料中の成分量（設定値）

評価核種	発生源 (成分)	鋼材の種類	鋼材中の成分量		
			交換前	交換後	
⁶⁰ Co	Co	コバルト基合金		50 %	0.35 %
		ニッケル基合金	NCF750	0.25 %	0.05 %
			NCF600	0.25 %	0.05 %
		ステンレス鋼	SUS304	0.25 %	0.05 %
			SUS316	0.05 %	0.05 %
⁶³ Ni	Ni	コバルト基合金		10 %	変更なし
		ニッケル基合金	NCF750	73.5 %	変更なし
			NCF600	75.5 %	変更なし
		ステンレス鋼	SUS304	10.5 %	変更なし
			SUS316	12.5 %	12.5 %
⁹⁴ Nb	Nb	コバルト基合金		0 %	変更なし
		ニッケル基合金	NCF750	1.05 %	変更なし
			NCF600	2.44 %	変更なし
		ステンレス鋼	SUS304	0.009 %	変更なし
			SUS316	0.009 2 %	0.009 2 %
⁹⁹ Tc	Mo	コバルト基合金		0 %	変更なし
		ニッケル基合金	NCF750	0.06 %	変更なし
			NCF600	0.03 %	変更なし
		ステンレス鋼	SUS304	0.26 %	変更なし
			SUS316	2.5 %	2.5 %

表 C.6—PWR 原子炉構成材料中の成分量（設定値）

評価核種	発生源 (成分)	鋼材の種類	鋼材中の成分量	
			交換前	交換後
⁶⁰ Co	Co	コバルト基合金	62 %	変更なし
		ニッケル基合金	0.1 %	0.02 %
		ステンレス鋼	0.25 %	0.05 %
⁶³ Ni	Ni	コバルト基合金	2 %	変更なし
		ニッケル基合金	75.5 %	60 %
		ステンレス鋼	10.5 %	変更なし
⁹⁴ Nb	Nb	コバルト基合金	0 %	変更なし
		ニッケル基合金	2.44 %	変更なし
		ステンレス鋼	0.009 %	変更なし
⁹⁹ Tc	Mo	コバルト基合金	1 %	変更なし
		ニッケル基合金	0.03 %	変更なし
		ステンレス鋼	0.26 %	変更なし

表 C.7—原子炉構成材料の規格化した溶出率（設定値）

原子炉構成材料		溶出率 ^{a)}	
		BWR	PWR
ステライト®鋼		12.0	4.6
ニッケル基合金	NCF750	12.2	—
	NCF600	3.1	2
	NCF690	—	1
ステンレス鋼	SUS304	1	0.94
	SUS316	1	—

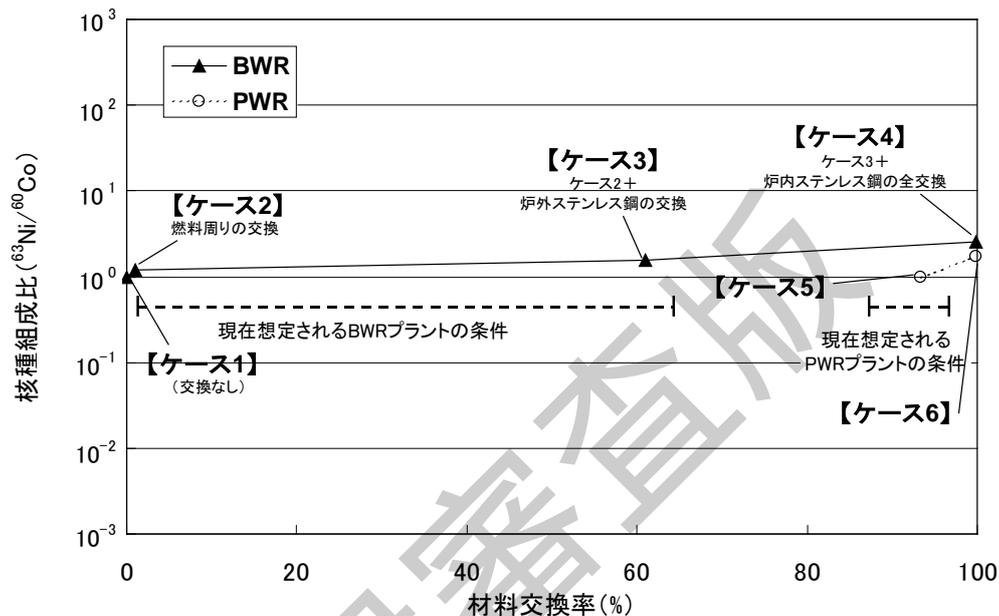
注^{a)} BWR は SUS304 で、PWR は NCF690 で規格化している。

表 C.8—BWR の原子炉構成材料交換ケース

	構成材料	原子炉構成材料交換ケース			
		ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
原子炉内	コバルト基合金	交換前	一部, 交換	一部, 交換	一部, 交換
	ニッケル基合金	交換前	一部, 交換	一部, 交換	一部, 交換
	ステンレス鋼	交換前	交換前	交換前	交換
原子炉外	ステンレス鋼	交換前	交換前	交換	交換
想定した条件		初期プラント	燃料周り (交換部位) の低コバルト化	ケース 2+ 給水熱交換器のステンレス製チューブの低コバルト化	ケース 3+ 原子炉内の全てのステンレス鋼の低コバルト化

表 C.9—PWR の原子炉構成材料交換ケース

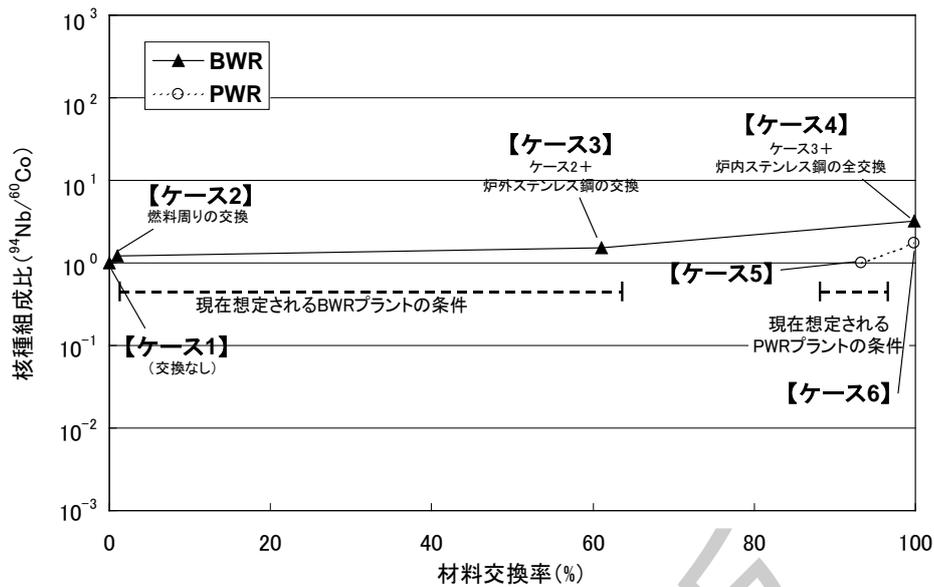
	構成材料	原子炉構成材料交換ケース	
		ケース 5	ケース 6
制御棒案内管など	コバルト基合金	(交換なし)	(交換なし)
蒸気発生器	ニッケル基合金	交換前	交換
配管など	ステンレス鋼	交換前	交換
想定した条件		従来のプラント条件	更なる低コバルト化



注記 1 核種濃度比は、最小値=1.0として規格化した。

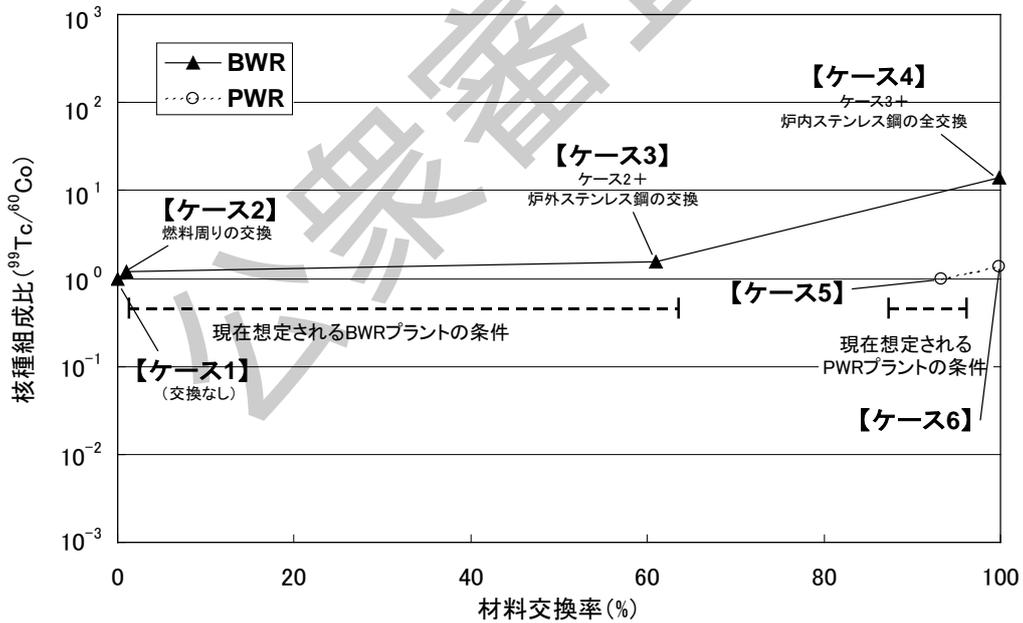
注記 2 材料交換率は、交換後の原子炉構成材料の接水面積を示した。ただし、PWRのニッケル基合金は材料交換前後でのCo含有量をほとんど変えていないことから、交換済み(後)として扱うこととした。

図 C.2—低コバルト材料への交換が核種濃度比に与える影響 ($^{63}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$)



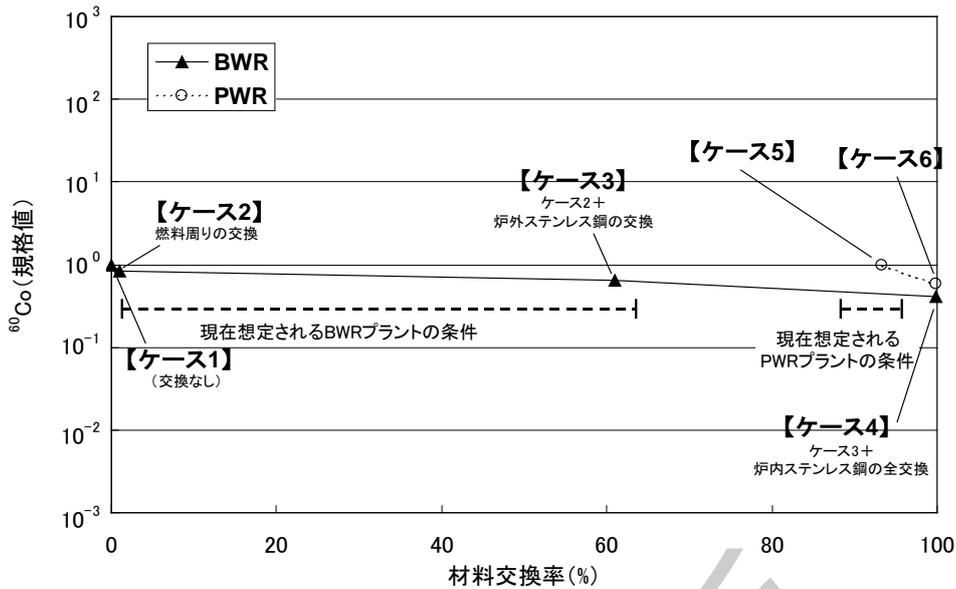
- 注記 1** 核種濃度比は、最小値=1.0として規格化した。
注記 2 材料交換率は、交換後の原子炉構成材料の接水面積を示した。ただし、PWRのニッケル基合金は材料交換前後でのCo含有量をほとんど変えていないことから、交換済み(後)として扱うこととした。

図 C.3—低コバルト材料への交換が核種濃度比に与える影響 ($^{94}\text{Nb}/^{60}\text{Co}$)



- 注記 1** 核種濃度比は、最小値=1.0として規格化した。
注記 2 材料交換率は、交換後の原子炉構成材料の接水面積を示した。ただし、PWRのニッケル基合金は材料交換前後でのCo含有量をほとんど変えていないことから、交換済み(後)として扱うこととした。

図 C.4—低コバルト材料への交換が核種濃度比に与える影響 ($^{99}\text{Tc}/^{60}\text{Co}$)



注記 1 核種濃度比は、最小値=1.0 として規格化した。

注記 2 材料交換率は、交換後の原子炉構成材料の接水面積を示した。ただし、PWR のニッケル基合金は材料交換前後での Co 含有量をほとんど変えていないことから、交換済み(後)として扱うこととした。

図 C.5—低コバルト材料への交換が ^{60}Co 生成量に与える影響

C.4.2 原子炉構成材料の組成成分、接水面積及び溶出率について

C.4.2.1 全般

ここでは、C.4.1 で示したスケーリングファクタの継続の妥当性を確認する方法に資するために、原子炉構成材料の組成成分、接水面積及び組成成分の溶出率について評価する。

C.4.2.2 構成材料及びその組成成分

C.4.2.2.1 BWR

BWR プラントの概要と主要機器の構成材料を図 C.6^[3]及び表 C.10 に示す。表 C.10 には原子炉水中への腐食溶出の観点から原子炉水に接する主要材料をまとめた。

表 C.10 に示すように、ステンレス鋼としては SUS304 及び SUS316 が主である。ステンレス鋼以外ではニッケル基合金が使用されている。原子炉圧力容器には低合金鋼が用いられているが、接水面である胴部内面にはステンレス鋼が、下部の下鏡内面にはニッケル基合金が肉盛溶接されている^[4]。配管系統では原子炉冷却材再循環系配管はステンレス鋼が用いられているが、給水系配管及び原子炉冷却材浄化系配管には炭素鋼が用いられている。一方、主要原子炉構成材料には含まれないものの Co 発生の観点から着目すべき材料として、制御棒に用いられるピン、ローラ及び弁の一部に用いられるコバルト基合金のステライト®がある^[5]。

なお、ステライト®については Co 含有量低減の観点から代替材が用いられるようになってきている^[6]。

構成材からの腐食生成物のスケーリングファクタに及ぼす影響について評価する場合に対象となる鋼種は、コバルトの発生源であるステンレス鋼及びニッケル基合金（ともに不純物として 0.2%~0.3% の Co が含有される）、弁シート、制御棒ピン、ローラなどに用いられるコバルト基合金のステライト®である^[2]。炭素鋼については、Co、Mo、Ni 及び Nb の含有量が低いこと、原子炉冷却材浄化系配管からの溶出物は原子炉冷却材浄化系の設備で除去されてしまうこと、また、ジルコニウム合金についても Co、Mo、Ni 及び Nb の含有量が少なく耐食性が良好なことから放射能発生源の評価対象からは除いた^[7]。

評価する系統としては、復水脱塩器下流の給水系と原子炉の一次冷却系である。原子炉内以外では給水加熱器のステンレス鋼製チューブの接水面積が評価対象システム全体の 60 %程度と大きいために Co 発生源としては無視できない^{[2], [8]}。

上述した対象鋼材の成分表を**表 C.11** にまとめた^{[2], [5]~[7], [9]~[13]}。**表 C.11** にはスケーリングファクタを評価するのに必要な成分を示してある。交換前はプラント建設初期の材料であり、Co 含有量が低減されていない鋼材を示しており、その含有量は 0.2 %~0.3 %とされている。ここでは中間値として 0.25 %とした。交換後は、被ばく低減の観点から含有される Co 含有量の低減がなされた材料を示しており、0.05 %以下の含有量である。

なお、SUS316 については SUS304 の代替材として用いられており、Co 含有量の低減がなされてきている。また、SUS316 には SUS304 と異なり Mo が添加されている。交換前の制御棒のピン及びローラについては Co 含有量の多いステライト®が用いられていたが、代替材の開発が進みステライト®代替材として Co の含有量が少ない材料が用いられるようになってきた。

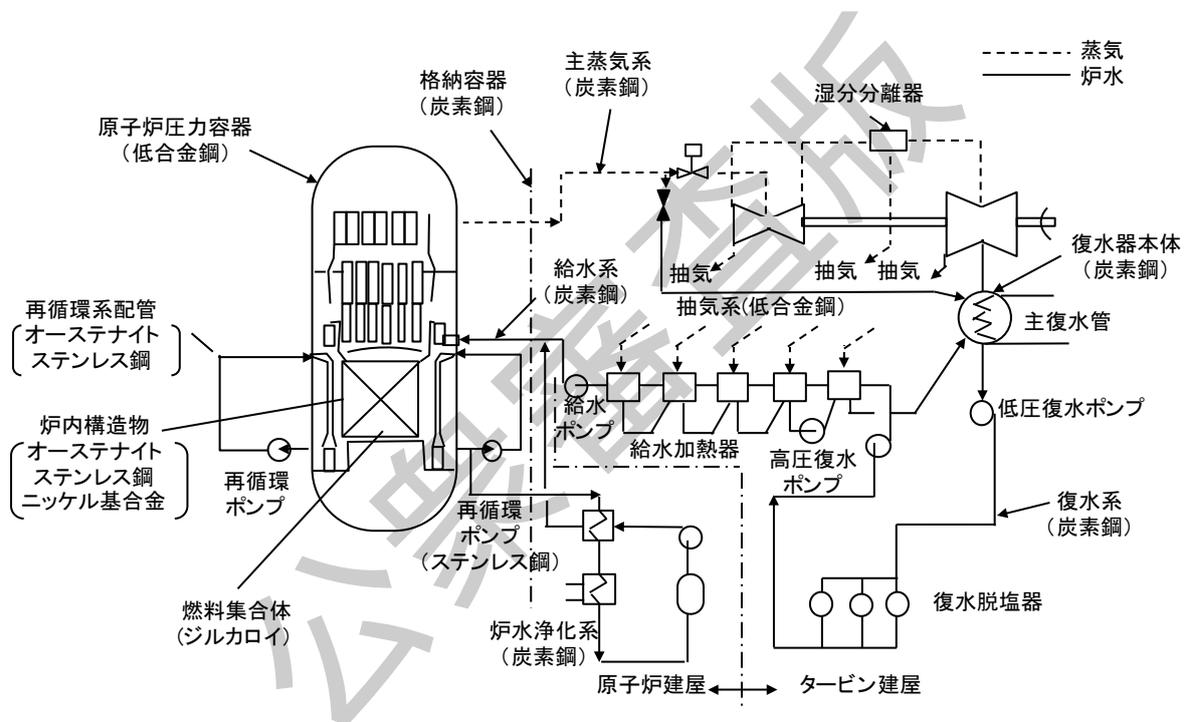


図 C.6—BWR プラントの概要と主要機器の構成材料^[3]

表 C.10—BWR プラントの主要構成材料

機器又は部品名	主要構成材料	代表的鋼種
炉心燃料集合体	ジルコニウム合金	ZrTN802D (ジルカロイ 2)
		ZrTN804D (ジルカロイ 4)
炉内構成物	ステンレス鋼	SUS304
		SUS316
	ニッケル基合金	NCF600
		NCF750
原子炉冷却材再循環系配管	ステンレス鋼	SUS316

表 C.11—BWR に用いられている鋼材の成分

	材料	Co(%)	Mo(%)	Ni(%)	Nb(%)
交換前	ステライト®	50	0	10	0
	ステンレス鋼 SUS304	0.25	0.26	10.5	0.009
	ステンレス鋼 SUS316	0.05	2.5	12.5	0.009 2
	ニッケル基合金 NCF750	0.25	0.06	73.5	1.05
	ニッケル基合金 NCF600	0.25	0.03	75.5	2.44
交換後	ステライト®代替材	0.35	0	10	0
	ステンレス鋼 SUS304	0.05	0.26	10.5	0.009
	ステンレス鋼 SUS316	0.05	2.5	12.5	0.009 2
	ニッケル基合金 NCF750	0.05	0.06	73.5	1.05
	ニッケル基合金 NCF600	0.05	0.03	75.5	2.44

C.4.2.2.2 PWR

PWR の構成材料は蒸気発生器に用いられているニッケル基合金、配管などに用いられているステンレス鋼、燃料被覆管に用いられているジルコニウム合金とコバルト基合金のステライト®である。このうち燃料被覆管のジルコニウム合金は Co, Mo, Ni 及び Nb の含有量が少なく耐食性が良好なことから放射能発生源の評価対象からは除き、ニッケル基合金、ステンレス鋼及びステライト®を対象とした。スケーリングファクタを評価する場合に用いる各鋼材の成分を表 C.12 にまとめた。

ニッケル基合金 NCF600 の Co 含有量については原子炉水化学ハンドブック^[2]では 0.02 %～0.1 %の幅が示されているが、ここでは上方の 0.1 %とした。一方 NCF690 の Co 含有量は同様に 0.02 %～0.04 %と幅が示されていたが、ここでは下方の 0.02 %とした。このことは NCF600 と NCF690 とを用いた場合の Co 発生量の差を最大にするために設定したものであり、これは Co 含有量の変更（低下）を伴う材料変更を実施した場合のスケーリングファクタの違いが最大になる場合を設定しているものである。

表 C.12—PWR に用いられている鋼材の成分

材 料	Co (%)	Mo (%)	Ni (%)	Nb (%)
ステライト®	62	1	2	0
ステンレス鋼 SUS304 (交換前)	0.25	0.26	10.5	0.009
ステンレス鋼 SUS304 (交換後)	0.05	0.26	10.5	0.009
ニッケル基合金 NCF600	0.1	0.03	75.5	2.44
ニッケル基合金 NCF690	0.02	0.03	60	2.44

C.4.2.3 接水面積

C.4.2.3.1 BWR

接水面積として対象とする部位は、放射能の発生の観点から、系統としては復水脱塩器下流の給水系と原子炉一次系である。対象材料はステンレス鋼（SUS304及びSUS316）、ニッケル基合金（NCF750及びNCF600）及びステライト®（Co含有量の低い代替材を含む）とした。評価する系統のうち原子炉内以外では給水熱交換器のステンレス製チューブの接水面積が評価対象系統全体の60 %程度と大きい^{[2], [8]}。残りの40 %は原子炉内の構成材でありそのうちニッケル基合金は1 %程度、ステライト®は0.02 %程度である。給水熱交換器のステンレス製

チューブについては金属成分の溶出率の観点から低温部と高温部とに大別した。高温部は原子炉に近い第1ヒータ及び第2ヒータであり、温度は160℃程度から220℃程度である。その他のヒータについては低温部とした。高温部の接液面積は20%、低温部は40%程度である。スケーリングファクタの継続の妥当性を評価するに当たり、構成材料の変更を次のように設定した。

- － **ケース1** BWRの初期のプラントを想定。ステンレス鋼はSUS304を使用し、Co含有量が低減されていない材料を用いている。
 - － **ケース2** 取替えが適宜実施される燃料及び制御棒の部位が全てCo含有量の低い材料に交換された設定。燃料支持ばねのニッケル基合金NCF750はCo含有量の低い材料、制御棒のピン及びローラはCo含有量が低い代替材を用いている。
 - － **ケース3** ケース2に加えて全ての給水熱交換器のステンレス鋼製チューブがCo含有量の低い材料に変更された設定。
 - － **ケース4** ケース3に加えて全ての原子炉内のステンレス鋼がSUS304からCo含有量が低いSUS316に変更された設定。ニッケル基合金NCF600についてもCo含有量が低い設定。
- それぞれのケースの設定を**表 C.13**に示した^[14]。

表 C.13—各ケースでの接水面積の設定：BWR(%)

構成材料	ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
コバルト基合金ステライト®	0.02	0.015	0.015	0.015
ステライト®代替材	0	0.005	0.005	0.005
ニッケル基合金 NCF750 (交換前)	1	0	0	0
ニッケル基合金 NCF600 (交換前)	0.2	0.2	0.2	0
ニッケル基合金 NCF750 (交換後)	0	1	1	1
ニッケル基合金 NCF600 (交換後)	0	0	0	0.2
炉内ステンレス鋼 SUS304	38.78	38.78	38.78	0
炉内ステンレス鋼 SUS316 (交換後)	0	0	0	38.78
給水ステンレス鋼 SUS304	60	60	0	0
給水ステンレス鋼 SUS304 (交換後)	0	0	60	60
合計	100	100	100	100

C.4.2.3.2 PWR

PWRの接水面積でもっとも大きな比率を占める部位は蒸気発生器である。燃料被覆管を除くと接水面積比は約90%以上になる。コバルト基合金のステライト®の接水面積は0.1%以下とされており^[2]、ここでの設定は0.1%とした。**表 C.14**にはスケーリングファクタを評価する各ケースでの接水面積比を示した^[14]。ケース5は蒸気発生器がニッケル基合金NCF600で、配管に使用されるステンレス鋼配管はSUS304鋼で、Co含有量の低減がなされていない材料とした。ケース6は蒸気発生器にはCo含有量の低いニッケル基合金NCF690を用い、ステンレス配管はCo含有量が低減されたSUS304を用いる場合とした。

表 C.14—各ケースでの接水面積の設定 PWR(%)

構成材料	ケース 5	ケース 6
ニッケル基合金 NCF600	93.3	0
ニッケル基合金 NCF690	0	93.3
ステンレス鋼 SUS304	6.6	0
ステンレス鋼 SUS304 (交換後)	0	6.6
コバルト基合金ステライト®	0.1	0.1
合計	100	100

C.4.2.4 原子炉構成材料からの金属成分の溶出

C.4.2.4.1 BWR

原子炉構成材料からの腐食による金属成分の溶出については、実験室や原子力プラントでの調査によってその溶出率が検討されてきている。次にそれぞれの鋼種に対する溶出について述べる。BWR においては通常の水質と、構成材料の応力腐食割れ低減のための水素注入水質に大別される。

a) 通常水質における溶出について

1) ステンレス鋼 ステンレス鋼の溶出率については原子炉水質を模擬した環境での腐食試験がなされ評価されている。Hemmi らの試験では、試験後の SUS304 の詳細分析を実施し腐食溶出速度を式(C.1)で表している^[15]。

$$\text{腐食溶出速度 } (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 300 t^{-1/2} + 1180 t^{-1/2} \dots \dots \dots \text{(C.1)}$$

ここに、 t : 腐食溶出時間 (s)

ここで、右辺の第一項は腐食による金属の溶出率を示しており、第二項は腐食によるステンレス鋼表面の酸化皮膜生成速度を表している。原子炉水中への溶出は第一項に相当する。他の鋼種との比較をする上で、1 サイクル程度の運転後である 1 年後の溶出率を算出した。式(C.1)の第一項から 1 年後の溶出率は、1.40 mdm と算出される (mdm=mg/dm²・month)。

一方、同様の試験がガンマ線照射場でも実施されており、その腐食溶出速度は式(C.2)で表されている。

$$\text{腐食溶出速度 } (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 400 t^{-1/2} + 1550 t^{-1/2} \dots \dots \dots \text{(C.2)}$$

式(C.1)と同様に 1 年後の溶出率を算出すると 1.87 mdm となる。ステンレス鋼の溶出率については上記 2 種類の試験の平均として 1.64 mdm とした。

ステンレス鋼からの Co の溶出率の温度依存性について、その調査結果を図 C.7 に示す^[16]。給水加熱器チューブからの溶出率については、この試験結果を基に設定した。高温部 (約 160 °C~約 220 °C) からの溶出率は、原子炉水温度に近い 270 °C の試験結果を包含する溶出率であることから、原子炉水条件と同じ溶出率の設定とした。一方 160 °C 以下の低温部ではその溶出率は小さくなり、図 C.7 からは 270 °C の 1/4 程度となっている。よって低温部のステンレス鋼からの溶出率は 1.64 mdm の 1/4 として 0.41 mdm とした。

なお、SUS316 についても、SUS304 と同様の溶出率とした。

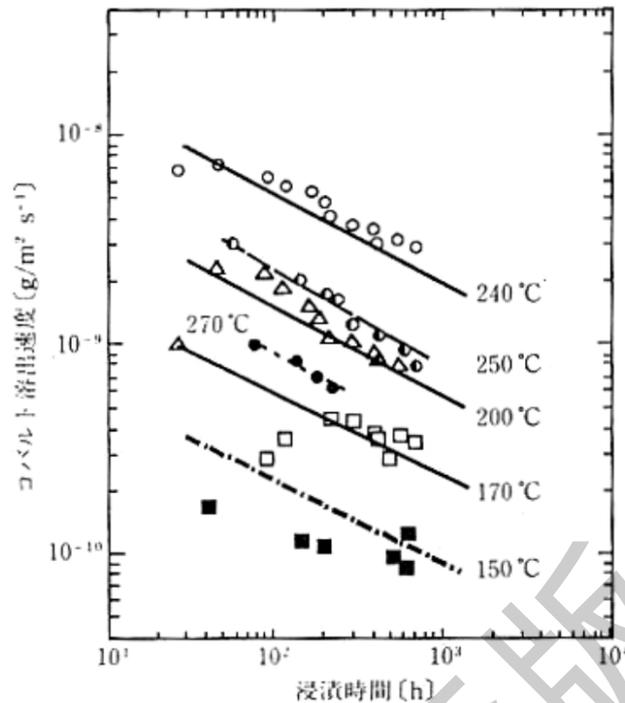


図 C.7—ステンレス鋼からの Co 溶出率の温度依存性^[16]

- 2) **ニッケル基合金** ニッケル基合金 NCF750 は燃料棒周りに位置しており放射能生成に重要な部位である。ニッケル基合金 NCF750 については原子炉の炉心水質を模擬した条件で腐食試験がなされており腐食溶出速度が求められている^[17]。炉心水質を模擬する場合は水中に過酸化水素が含まれることが特徴である。腐食溶出速度を式(C.3)に示した。

$$\text{腐食溶出速度 } (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 240 t^{-1/3} + 190\,000 t^{-1} \dots \dots \dots \text{(C.3)}$$

ステンレス鋼と同様に1年後の溶出率を算出すると 20.0 mdm となる。

一方、ニッケル基合金 NCF600 の腐食については Hermansson^[18]らの試験結果から溶出率は次の式(C.4)で表される。

$$\text{溶出率 } (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 60 t^{-1/3} \dots \dots \dots \text{(C.4)}$$

Hermansson らは溶出率の評価のみであり1年後の値は、5.0 mdm となる。

- 3) **コバルト基合金** コバルト基合金のステライト®の BWR 水質条件における溶出率は Lin らによって試験がなされ評価されている^[19]。式(C.5)に溶出率を示した。この式も Hermansson らと同様に溶出率を表したものであり、かつ Co のみに着目している。

$$\text{溶出率 } (\text{mgCo}/\text{dm}^2 \cdot \text{month}) = 45 t^{-1/2} \dots \dots \dots \text{(C.5)}$$

ここに、 t : 腐食溶出時間 (h)

式(C.5)から1年後の溶出率を算出すると13 mdmとなる。この試験に用いられたステライト®のCo含有量は66%であり、この結果からステライト®の溶出率を算出すると19.7 mdmとなる。

各鋼種の溶出率の検討結果を表C.15にまとめた。原子炉水条件でのステンレス鋼の溶出率を1とした場合のそれぞれの鋼種の比を表したものである。

表 C.15—各鋼種からの溶出率 BWR (通常水質)

鋼 種	溶出率比
SUS304 (原子炉内)	1
SUS316 (原子炉内)	1
SUS304 (給水高温部)	1
SUS304 (給水低温部)	0.25
ニッケル基合金 NCF750	12.2
ニッケル基合金 NCF600	3.1
コバルト基合金ステライト®	12.0

- b) **水素注入水質における溶出について** 国内のBWRではIGSCC(粒界型応力腐食割れ)の防止のために水素注入^[20]が実施されてきている。また、一部のプラントでは貴金属注入がなされてきている^[21]。原子炉水は水素注入によって、溶存酸素や放射線分解生成物である過酸化水素の濃度が減少し、構成材料に対しては酸化性から還元性への水質に変化する。貴金属注入についても同様であり、構成材料に付着した貴金属が注入された水素と反応して構成材料の電位を卑な方向へ移行させ還元性の環境となる。このような環境下での難測定核種の生成に影響する構成材料成分の溶出挙動について検討する。

水素注入を実施した場合は放射線場における水の放射線分解反応の変化によって原子炉水中の溶存酸素濃度が低下する。通常水質(給水水素濃度0 ppm)の場合、原子炉水中の溶存酸素濃度は200 ppb~300 ppbであるが、水素注入によってその濃度は低下する。水素注入量にもよるが10 ppbからそれ以下になる場合もある^[4]。このような水素注入条件の水質を模擬した腐食試験が実施されており通常水質との溶出率の違いが議論されている。

- 1) **ステンレス鋼** ステンレス鋼の水素注入条件における腐食溶出試験の結果からステンレス鋼からの溶出率は式(C.6)で表されている^[15]。

$$\text{溶出率} (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 2\,280 t^{-1/2} \dots \dots \dots \text{(C.6)}$$

1サイクル程度の運転後である1年後の溶出率を式(C.6)から算出すると10.7 mdmと算出される。また、同様の試験がγ線照射場でも実施されておりその溶出率は式(C.7)で表されている。

$$\text{溶出率} (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 1\,580 t^{-1/2} \dots \dots \dots \text{(C.7)}$$

1年後の溶出率を算出すると7.40 mdmとなる。原子炉内でのステンレス鋼の溶出率は上述の2点を平均して9.05 mdmとした。給水系は放射線場ではなく酸素濃度の低減が起きない部位であることから、給水熱交換器チューブの溶出率は通常水質の条件と同様とした。

- 2) **ニッケル基合金** 燃料棒周りに位置するニッケル基合金 NCF750 についての原子炉炉心の水素注入水質を模擬した腐食試験結果から式(C.8)のように溶出率が求められている^[17]。

$$\text{溶出率 } (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 29 t^{-1/3} \dots \dots \dots \text{(C.8)}$$

ステンレス鋼と同様に1年後の溶出率を算出すると 2.41 mdm となる。なお、NCF600 については試験結果がないが、NCF750 と同等とした。

- 3) **コバルト基合金** コバルト基合金のステライト®の水素注入条件における溶出率は式(C.9)のように求められている^[15]。

$$\text{溶出率 } (\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = 3\,300 t^{-1/2} \dots \dots \dots \text{(C.9)}$$

ステンレス鋼と同様に1年後の溶出率を算出すると 15.4 mdm となる。

ここでの調査結果を表 C.16 にまとめた。それぞれの速度は水素注入時の水質でのステンレス鋼からの成分の溶出率を 1 とする比で表した。

表 C.16—各鋼種からの溶出率比 BWR (水素注入)

鋼種	溶出率比
SUS304 (原子炉内)	1
SUS316 (原子炉内)	1
SUS304 (給水高温部)	0.18
SUS304 (給水低温部)	0.045
ニッケル基合金 NCF750	0.27
ニッケル基合金 NCF600	0.27
コバルト基合金ステライト®	1.7

- 4) **溶出成分の水質依存性について** ステンレス鋼からの成分の溶出に及ぼす溶存酸素濃度の影響を図 C.8 に示した。通常の原子炉水質は溶存酸素濃度が 200 ppb~300 ppb である。水素注入を実施することによって溶存酸素濃度が減少する方向になる^[22]。

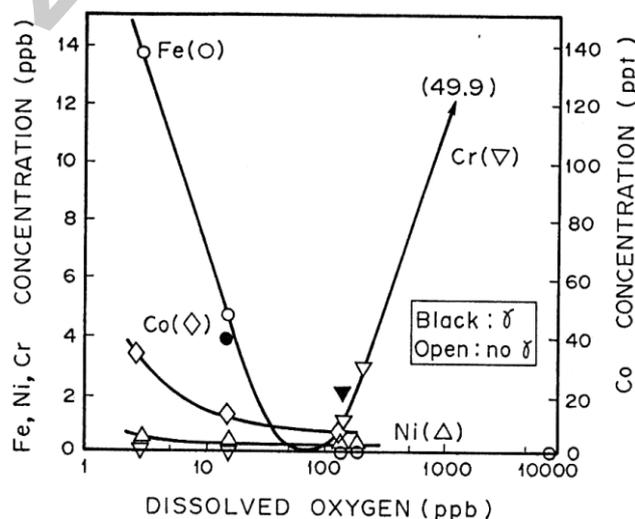


図 C.8—ステンレス鋼からの成分の溶出に及ぼす酸素濃度の影響^[22]

図 C.8 からステンレス鋼からの成分の溶出には酸素濃度依存性があること、Fe、Ni 及び Co は酸素濃度の低下によって溶出が増加する傾向にあることが分かる。一方、Cr については減少する傾向にあり、成分によってその挙動の異なることが示されている。ここでは Co、Ni、Mo 及び Nb の挙動について検討する。

- 4.1) **Co の溶出** 図 C.8 から、ステンレス鋼からの Co の溶出率は水素注入による溶存酸素濃度の低下によって増加する傾向になる。一方、式(C.3)及び式(C.8)から水素注入水質によってニッケル基合金の溶出率が低下するために、ニッケル基合金からの Co 溶出率は減少する可能性がある。ステライト®からの溶出率も式(C.5) 及び式(C.9)から若干減少する可能性がある。
- 4.2) **Ni の溶出** ステンレス鋼からの Ni の溶出は微量であるが増加する傾向が図 C.8 から分かる。一方、式(C.3)及び式(C.8)からニッケル基合金からの溶出率は Co と同様に減少する可能性がある。
- 4.3) **Mo の溶出** BWR 環境における Mo の溶出そのものについての知見は現在のところ得られていない。Mo は Co 及び Ni とは異なり水中への溶出はモリブデン酸の形態をとる。電位-pH 線図では加水分解による Mo の溶解が式(C.10)及び式(C.11)によって示されている^[6]。



ここに、A : pH の値

B : MoO₄²⁻溶解濃度

式(C.11)から明らかなように、電位が低下すると溶解するモリブデン酸の濃度が低下する。このことから、水素注入による構成材料の電位低下は Mo の溶出を低下させることが考えられる。このような挙動をとると考えられる成分としては Cr があげられる。Cr も Mo と同様に式(C.12)に示す加水分解によってクロム酸の形態で原子炉水中へ溶解する^[7]。



水素注入時の原子炉水中の Cr 挙動については国内プラントで調査された例がある^[23]。通常水質では Cr は CrO₄²⁻として検出されているが、水素注入中は原子炉水中のクロム濃度が極端に低くなっており溶出が抑制されることが示されている。このことから同様の挙動を示すと考えられる Mo についても水素注入による原子炉水が還元雰囲気に変化することによって溶出は低減すると考えられる。

- 4.4) **Nb の溶出** BWR 環境における Nb の溶出についても知見はほとんどない。ここでは電位-pH 線図の考え方に基づいて検討する。Nb の変化について表 C.17 に示した^[24]。Nb の溶解形態については明確ではないが、溶解は Mo と同じように酸化物の形態をとるとされている。また、その酸化状態は高く（酸化数が高い）、原子炉水が酸化状態では溶解が促進され、水素注入のような還元状態では抑制されると考えられる。

表 C.17—Nb の状態^[24]

	Oxidation number (Z)	Considered	Not considered	$\mu^0(\text{cal.})$	Name, colour, crystalline system
Solid substances	-1	-	NbH	-	Niobium hydride
	0	Nb	-	0	Niobium, steel grey, rhomb.
	+1	-	Nb ₂ O?	-	Niobium sub-oxide
	+2	NbO	-	-90 500	Niobium monoxide, grey-black, cub.
	+3	-	Nb ₂ O ₃ ?	-	Niobium sesquioxide
	+4	NbO ₂	-	-176 000	Niobium dioxide, grey-black, quad.
	+5	Nb ₂ O ₅	-	-422 000	Niobium pentoxide, white
	»	-	Nb ₂ O ₅ htdr.	-	Hydrated niobium pentoxide or niobic acid Nb ₂ O ₅ .nH ₂ O, white
Dissolved substances	+7	-	Nb ₂ O ₇ htdr.	-	Hydrated perniobic oxide or perniobic acid HNbO ₄ .nH ₂ O, yellow-green
	+5	-	NbO ₃ ⁻	-	“Metaniobate” ion
	»	-	NbO ₄ ⁻⁻⁻	-	“Orthoniobate” ion
	+7	-		-	Perniobate ion

水素注入水質への変化による各成分の溶出率についての概要を表 C.18 にまとめた。Ni 及び Co の溶出挙動はほぼ同じと考えられるが、水素注入水質によってニッケル基合金の溶出率がコバルト基合金のステライト®の溶出率に比べ大きく低減されることから、Co 溶出との比率では低減される可能性がある。

表 C.18—水素注入水質への変化による溶出変動について

成分	水素注入による変動	通常水質時の Co 溶出との関係の比較 ^{a)}
Co	ステンレス鋼の溶出に伴い上昇 ステライト®の溶出抑制によって若干低下	—
Ni	ステンレス鋼の溶出に伴い上昇 インコネル®の溶出抑制によって低下	若干低下
Mo	還元水質によって低下	低下
Nb	還元水質によって低下	低下

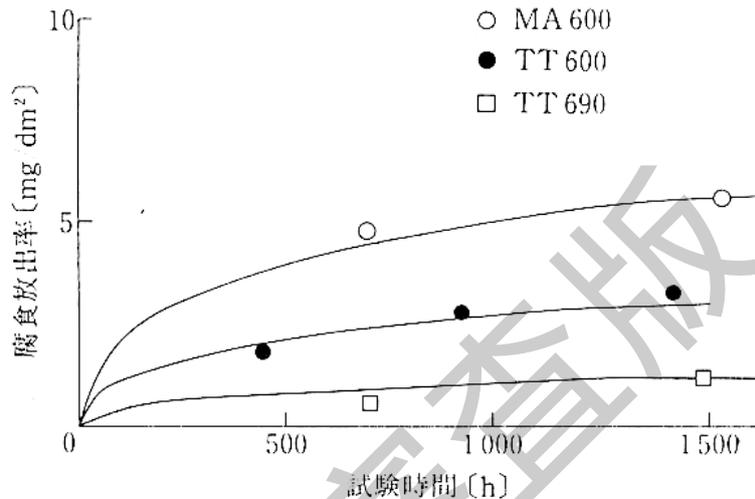
注^{a)} 通常水質の (成分溶出/Co 溶出) の比との比較である。

C.4.2.4.2 PWR

- a) **ニッケル基合金及びステンレス鋼** PWR の構成材料からの腐食溶出については、蒸気発生器材料のニッケル基合金について試験がなされている。ニッケル基合金の溶出について図 C.9 に示した^{[2], [25]}。ニッケル基合金 NCF600 (図 C.9 では MA600, TT600 は熱処理が施されている) に比較してニッケル基合金 NCF690 (図 C.9 では TT690) は腐食放出率が低減することが分かる。また、1 か月後の溶出率は同じ熱処理材で比較するとニッケル基合金 NCF600 (TT600) が 2.5 mdm, ニッケル基合金 NCF690 (TT690) が 1.2 mdm となることも分かる。

P. Beslu らの結果でも^[26], ニッケル基合金 NCF690 の溶出率はニッケル基合金 NCF600 の 1/2 程度になることが示されている。L. Guinard^[27]らの試験結果ではニッケル基合金 NCF690 の溶出率としては約 1.8 mdm

である。また、別途実施された試験結果^[28]の平均ではニッケル基合金 NCF690 は 1.7 mdm, ニッケル基合金 NCF600 は 3.8 mdm と示されている。いずれの場合においてもニッケル基合金 NCF690 はニッケル基合金 NCF600 に比較して溶出率が 1/2 程度になる結果が得られている。上述の各試験データから、ニッケル基合金 NCF690 は平均値を用いて 1.6 mdm, ニッケル基合金 NCF600 の溶出率は 3.2 mdm とした。ステンレス鋼の溶出率については、アメリカでの調査結果があり、1.5 mdm とされている^{[29], [30]}。また、高温ほう酸水中のニッケル基合金 NCF600 及びステンレス鋼の腐食速度を長期間にわたり調査した例があり、その結果としてはステンレス鋼の溶出率はニッケル基合金 NCF600 の 1/2 程度であるとの報告があり^[31]ここでの調査結果とも一致している。



注記 MA : Mill Annealed 材, TT : Thermal Treatment 材 (700 °C, 15 時間)
図 C.9—PWR 環境でのそれぞれの構成材料からの腐食放出率^{[2], [25]}

- b) **コバルト基合金** コバルト基合金のステライト®の溶出率についてはニッケル基合金の 10 倍^{[30], [32]}, 並びに 5 mdm 及び 10 mdm^[29]の報告がある。C. A. Bergmann らの調査によれば、バルブ部材からの Co の溶出率を検討し、腐食による溶出及び摩耗による溶出があり合計としては 1.7 mdm~6.5 mdm となっている^[33]。これは Co の溶出率換算で表してあり、ステライト®の Co 含有割合を考慮すると溶出率は約 3 mdm~約 11 mdm となり平均値は 7.3 mdm である。

上述した溶出率について表 C.19 にまとめた。ニッケル基合金 NCF690 を 1 としてそれぞれの溶出率の比を示したものである。

表 C.19—各鋼種からの溶出率比 PWR

鋼 種	溶出率比
ニッケル基合金 NCF690	1
ニッケル基合金 NCF600	2
SUS304	0.94
コバルト基合金ステライト®	4.6

C.4.2.5 構成材料や水質の変更がスケーリングファクタに及ぼす影響について

ここでは原子炉構成材料及び水質の変更がスケーリングファクタに及ぼす影響について、上述の調査結果を基に整理する。

原子炉構成材料の変更の目的は、Co 含有量の低い材料を用いた被ばく低減、BWR における SUS304 から SUS316 への変更による耐 SCC 性向上、PWR における、ニッケル基合金 NCF600 からニッケル基合金 NCF690 への変更による腐食低減などがある。Co の含有量低減については ^{60}Co 発生に直接寄与し、 ^{60}Co を Key 核種とするスケーリングファクタは増加する傾向となる。SUS304 から SUS316 への変更は、SUS316 には Mo が含有されるために、Mo から生成される ^{99}Tc の生成が増加する可能性があり、 ^{99}Tc のスケーリングファクタが増加する。PWR において、ニッケル基合金 NCF600 からニッケル基合金 NCF690 への変更は、耐食性の向上によって Ni の発生量が低減され ^{63}Ni のスケーリングファクタが減少する可能性がある。

BWR においては水素注入又は貴金属注入による原子炉水質環境の還元性化による原子炉構成材からの成分溶出の変化が推定される。還元性雰囲気においてはニッケル基合金の溶出が低減されること、Mo 又は Nb の酸化物形態としての溶出が低減されることによって、いずれの放射能についてもスケーリングファクタは低下すると予想される。

上記の検討結果を表 C.20 にまとめた。原子炉構成材料の変更によるスケーリングファクタへの影響については、放射能生成の観点からの評価を D.2.2 にて実施した。BWR の水素注入水質についてはスケーリングファクタが減少する方向と考えられるので放射能生成の観点からは評価しない。

表 C.20—スケーリングファクタの変動の可能性

炉型	変動要因	Co の発生量	SF の変動方向の可能性		可能性の根拠
BWR	材料変更による Co 含有量低減, SCC 低減 (SUS316 へ)	減少	^{63}Ni	増加	Co 濃度の減少
		減少	^{94}Nb	増加	Co 濃度の減少
		減少	^{99}Tc	増加	Co 濃度の減少, SUS316 への変更は Mo の増加
	水質変動：予防保全水質 (水素注入, 貴金属注入)	増加	^{63}Ni	減少	Co 溶出の増加
		増加	^{94}Nb	減少	Nb 溶出の低減
		増加	^{99}Tc	減少	Mo 溶出の低減
PWR	材料変更による Co 含有量低減	減少	^{63}Ni	増加	Co 濃度の減少
		減少	^{94}Nb	増加	Co 濃度の減少
		減少	^{99}Tc	増加	Co 濃度の減少
	材料変更による溶出低減	減少	^{63}Ni	変化なし又は減少	Co 濃度の減少及び成分溶出の減少
		減少	^{94}Nb	変化なし又は減少	Co 濃度の減少及び成分溶出の減少
		減少	^{99}Tc	変化なし又は減少	Co 濃度の減少及び成分溶出の減少

C.5 原子炉中に不純物として含まれる安定塩素による ^{36}Cl の生成量の理論計算について

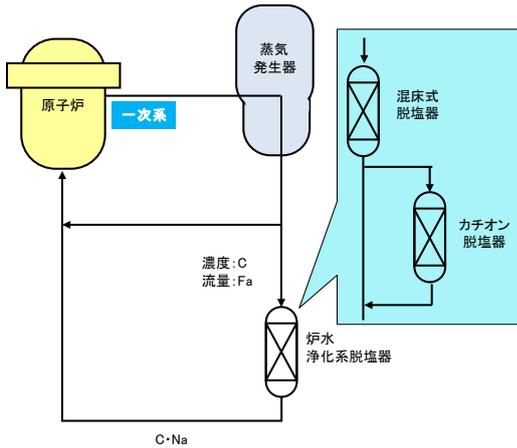
原子炉水中には、不純物として、溶解性の安定塩素が含まれており、これが有効炉心内で放射化して、 ^{36}Cl が生成すると考えられる。

また、原子炉水中の安定塩素濃度は、定期的に測定されている。

このため、図 C.10 のようにプラント内をモデル化し、評価に必要なパラメータを保守的に設定することで、原子炉水から移行する濃縮廃液中の ^{36}Cl 濃濃の上限値を理論計算で推定することができる。

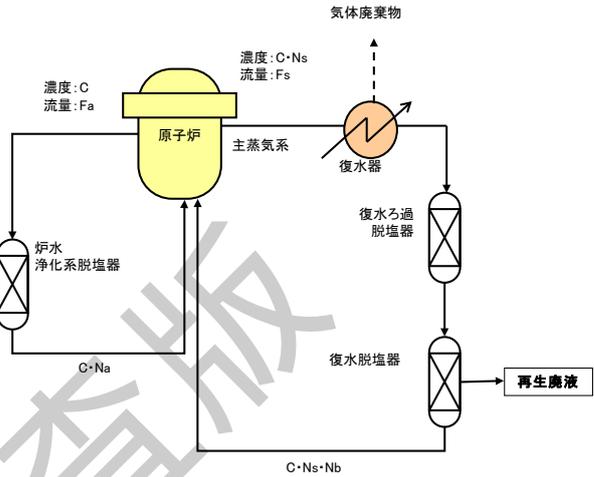
低レベル放射性廃棄物埋設センターの線量評価に係る第4回意見聴取会の参考資料1^[34]によると、このような理論計算によって、PWRでは濃縮廃液中³⁶Cl濃度の実測値 $1.83 \times 10^1 \sim 4.64 \times 10^2 \text{Bq/kg}$ に対して、プラントごとに得られた計算結果は $2.87 \times 10^1 \sim 1.66 \times 10^3 \text{Bq/kg}$ 、BWRでは濃縮廃液中³⁶Cl濃度の実測値 $1.25 \times 10^0 \sim 1.33 \times 10^2 \text{Bq/kg}$ に対して、プラントごとに得られた計算結果は $1.44 \times 10^1 \sim 3.09 \times 10^3 \text{Bq/kg}$ となり、実測値に対して、保守的な計算ができることを示している。

【PWR】



$$C = \frac{R}{M \left\{ \lambda + N_a \frac{F_a}{M} \right\}}$$

【BWR】



$$C = \frac{R}{M \left\{ \lambda + N_a \frac{F_a}{M} + N_s \cdot N_b \cdot \frac{F_s}{M} \right\}}$$

C : 炉水中の³⁶Cl濃度(Bq/kg)
R : ³⁶Clの発生量(Bq/y)←ORIGEN計算コードによって計算
M : 炉水保有量(kg) F_a : 炉水浄化系流量(kg/y) N_a : 炉水浄化系の除去率
 N_b : 復水浄化系の除去率(BWRのみ) λ : 崩壊定数(1/y) F_s : 主蒸気流量(kg/y)(BWRのみ)
 N_s : キャリーオーバー率(BWRのみ)

図 C.10—³⁶Clの原子炉水中濃度の計算モデル^[35]

参考文献

[1] 日本原子力研究開発機構, “原子炉廃止措置研究開発センターにおいて用いた資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請書”, (2015年2月13日申請)
[2] 日本原子力学会編, “原子炉水化学ハンドブック”, コロナ社, (2000).
[3] 菱田護, “原子力発電プラント”, 防錆管理 Vol.34, No.10 (1990).
[4] 火力原子力発電技術協会, “やさしい原子力発電”, (1995).
[5] 原子力安全研究委員会, “軽水炉発電所のあらまし”, (2008).
[6] 有井他, “低コバルト耐摩耗材料の開発”, Toshiba Review, 34巻10号, (1979).
[7] 原子力安全研究委員会 燃料安全特別専門委員会, “軽水炉燃料のふるまい”, (1981).
[8] S. Uchida, et al., “Corrosion product release rate from structural materials and its effects on shutdown dose rate in the primary cooling system of light water reactors”, Water chemistry of Nuclear Reactor Systems 2. (1980).

- [9] “Long-Lived Activation Products in Reactor Materials”, NUREG/CR-3474, (1984) .
- [10] 伊藤他, “BWR 型機器材料”, 火力原子力発電 Vol.3 4 No.10 (1993) .
- [11] 矢島正美, “原子力発電プラントへの新素材適用 プロジェクトへの期待”, 原子力工業 第 32 巻, 第 1 号, (1986) .
- [12] ASTM International ed., “Standard Specification for Precipitation-Hardening Nickel Alloy Bars, Forgings, and Forging Stock for High-Temperature Service”, ASTM B637, (2006) .
- [13] 日本原子力発電他, 共同研究報告書, “放射化金属の放射能評価のための微量元素データ整備等に関する研究 平成 13 年 3 月”, (2001) .
- [14] 川上泰, 金子悟, 本山光志, 市川長佳, “標準委員会Ⅲ 総合講演・報告 原子燃料サイクル専門部会の標準策定”放射性廃棄物の放射能濃度決定方法—原子力発電所から発生する浅地中ピット処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法に関する基本手順”の標準化内容について“, 日本原子力学会 2007 年春の大会, (2007) .
- [15] Y. Hemmi, et al., “General Corrosion of Materials under Simulated BWR Primary Conditions”, Journal of Nuclear Science and Technology, 31 (5) pp443, (1994) .
- [16] Y. Ozawa, et al., “Temperature Dependence of Cobalt Release Rate from Stainless Steel in Neutral Water”, J. Nucl.Sci.Technol.20, p.1039, (1983) .
- [17] Y. Hemmi et al., “Protective Oxide Film on Alloy X750 Formed in Air at 973K” Journal of Nuclear Science and Technology, 31 (5) , pp552, (1994) .
- [18] Hermansson, H.P et al., “Release Rate of Cobalt from Inconel 718 and X750 in Oxidizing Nuclear Reactor Water Environment”, Scand J. Metall., 14, 209, (1985) .
- [19] Lin, C. C et al., “Measurements of Cobalt Release Rate From Stellite-6 and Transport on Stainless Steel Tubing in High Temperature Water Test Loops”, NEDO-30047, (1983) .
- [20] J. Takagi, et al., “Long term Verification program on hydrogen water chemistry at a Japanese BWR”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 7, (1996) .
- [21] S. Hettiarachchi, et al., “First application of NOBLECHEMT™ to an operating BWR”, JAIF conference on water chemistry, Kashiwazaki, (1998) .
- [22] N. Ichikawa, et al., “Effect of Dissolved Oxygen on Corrosion Behavior of Stainless Steel in Gamma Ray Irradiation Environment”, Proc. of the 3rd Int. Symp. on Environmental Degradation of Materials in Nuclear Power Systems – Water Reactors, NACE, (1987) .
- [23] A. Fujimori, et al., “Variation of water chemistry parameters under HWC conditions”, JAIF conference on water chemistry, Kashiwazaki, (1998) .
- [24] M. Pourbaix, “Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions”, Pergamon Press, (1966) .
- [25] S. Oshima, et al., “Evaluation of corrosion product release using CRSEC code”, JAIF conference on water chemistry, Tokyo, (1988) .
- [26] P. Beslu, et al., “Elemental release rate measurement of Inconel 600 and Inconel 690 in PWR primary coolant”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 4, (1986) .
- [27] L. Guinard, et al., “Effect of surface passivation of Inconel 690 on oxidation in primary circuit conditions”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 8, (2000) .
- [28] L. Guinard, et al., “Influence of the initial surface condition on the release of nickel alloys in the primary circuit”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 7, (1996) .

- [29] E. Schuster, et al., “Influence of co-hardfacing materials inside reactor pressure vessels on the ^{60}Co contamination of PWR primary circuits”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 5, (1989) .
- [30] H. Weitze, et al., “Dose rate build-up investigations and modeling for Goesgen and Neckarwestheim”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 4, (1986) .
- [31] D. Van Rooyen, et al., Corrosion Vol.25, No.5, May, (1969) .
- [32] W. Ruhle, et al., “Overview of activity build up in the later West German PWRs”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 5, (1989) .
- [33] C. A. Bergmann, “Evaluation of selected parameters on exposure rates in Westinghouse designed nuclear plant”, Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems 5, (1989) .
- [34] 原子力・安全保安院 六ヶ所低レベル放射性廃棄物の線量評価に係る第4回意見聴取会 参考資料1 平成24年3月(2012) .
- [35] 日本原子力発電株式会社, “放射化金属の放射能濃度評価における照射材料中の微量元素に関する検討について”, (平成22年8月) .

公衆審査版

附属書D (参考) スケーリングファクタ法による放射能濃度の決定方法

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

D.1 スケーリングファクタの設定方法について

本項では、スケーリングファクタの設定に関する基本的事項を記述し、スケーリングファクタの算出方法、Key核種の選定方法、及びスケーリングファクタを今後適用する方法（既に設定されているスケーリングファクタを継続的に使用する方法を含む）に関しては、D.2以降に記述する。

- a) **放射能濃度データの取得方法** スケーリングファクタ法を適用する場合の放射能濃度データの取得方法の基本的な考え方は、5.1.3a)に記載したとおりであるが、評価対象とする廃棄物の状況を十分考慮した上で、均一サンプリング又は蓄積サンプリングを選定する。蓄積サンプリングする場合、難測定核種と Key 核種の相関関係を確認するために、広範囲の放射能濃度をもつ廃棄物をサンプリングする必要があるが、放射能濃度範囲は廃棄物種類によっても異なるため、放射能濃度の範囲は別途検討を行った上で、範囲を設定する必要がある。また、D.1 c)に記載したとおり、新たにスケーリングファクタ法を適用するプラント又は廃棄物であっても、従来のスケーリングファクタ法の適用時と同等の放射能濃度の範囲であれば（知見が得られていれば）、その放射能濃度比の濃度分布に差異がないことを相関図で確認した上で、従来のスケーリングファクタを適用することも可能であるため、これらを考慮した上で代表試料を検討及び選定すればよい。

なお、解析結果に外れ値が見受けられた場合、原因を確認した上で、その外れ値は訂正又は棄却すべきである。外れ値の判断としては、Smirnov-Grubbs（スミルノフ・グラブズ）の検定^[2]などを適用してもよい。

- b) **スケーリングファクタ法の適用の確認** スケーリングファクタ法の適用は、難測定核種と Key 核種の間に相関関係があること、又は相関関係が推定できることが前提となるため、全ての核種の組合せに適用できるわけではない。このため、まず、相関性が存在するか、すなわち、スケーリングファクタ法が適用できるかどうかを決定することが重要である。

難測定核種と Key 核種へのスケーリングファクタ法の適用性を保証するためには、まず、生成機構、物理化学的挙動及び相関図の観察に対して考察を行うことが重要である。また、相関関係があることについては、Pearson（ピアソン）などの相関係数による判断（0～1の間で、1に近いと相関性が高いことになる）又はこれを利用した無相関検定（式(D.1)に示すt検定を用いた統計手法^[2]）によって確認することもできる。ただし、理論的にスケーリングファクタ法が適用可能な核種であって、廃棄物の放射能濃度が極めて低いことなどの影響によって十分な放射能濃度データが得られず統計解析などが困難な場合は、十分な理論考察及び保守性などの検討を行った上で、統計解析を行わずにスケーリングファクタを決定してもよいと考えられる。

- 3) **サンプリング方法** 放射能濃度分布、廃棄物種類及び廃棄物発生系統などを考慮し、母集団を代表できる試料をサンプリングすることで、スケーリングファクタの精確さは保証される。

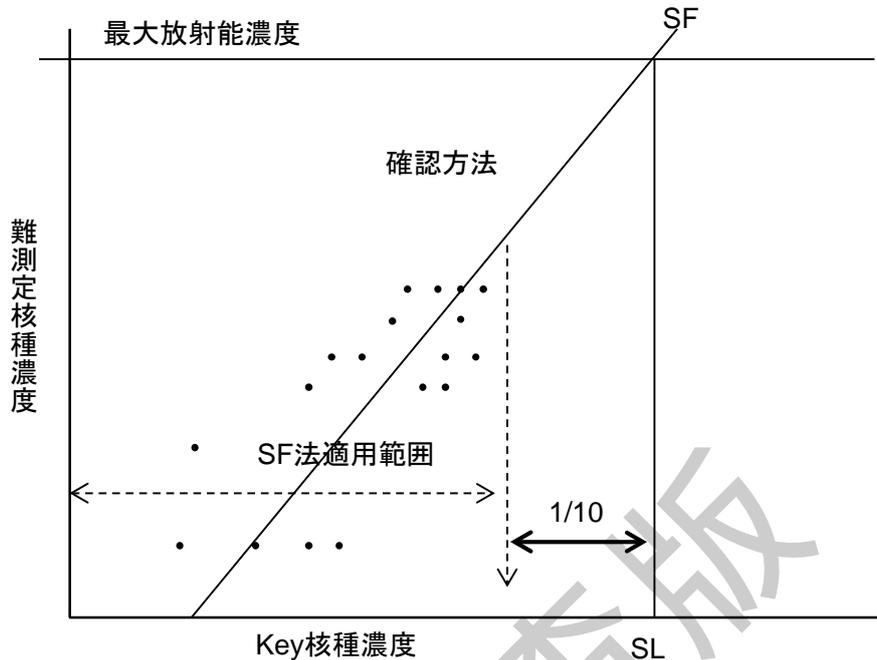


図 D.1—難測定核種と Key 核種濃度の関係

D.2 スケーリングファクタの算出方法について

D.2.1 全般

我が国では、原子力発電所から発生した低レベル放射性廃棄物（均質・均一固化体及び充填固化体）の放射能濃度を、主にスケーリングファクタ法で算定しているが、そのとき、スケーリングファクタの算出には“算術平均”を適用している。

一方、国際標準（ISO 21238^[6]）では、スケーリングファクタの算出（ただし、線形モデルの場合）には“幾何平均”を適用している。

スケーリングファクタの算出方法を整理した。結果を次に示す。

D.2.2 スケーリングファクタの算出式

放射能濃度決定方法の主たる手順であるスケーリングファクタ法は、代表試料の放射化学分析などの結果から得られる難測定核種と Key 核種との相関関係と、個々の廃棄体に対する非破壊外部測定結果とを組み合わせ、廃棄体、コンクリート等廃棄物又は原廃棄物（以下、“廃棄体など”という。）の難測定核種の放射能濃度を算定する方法であり、5.1.3 の式(1)を利用する方法である。

このとき、平均値としてスケーリングファクタを算出する方法としては、“算術平均”及び“幾何平均”の2種類が考えられる。

“算術平均”は、5.1.3 の式(3)で定義されるように、最も広範に使用されている平均値の算出方法であり、単に“平均”といえば算術平均を指しているとまでされた方法である。これは数値のグループの重心を表すのに適した方法ではあるが、外れ値の影響や分布の山にゆがみがある場合（左右対称から大きくズレている場合）には、平均値の代表性は弱くなり、算術平均値は過大な評価となる場合がある。式の意味からも、算術平均は“正規分布”に従う変数に対して望ましい平均値であることが分かる。

一方，“幾何平均”は 5.1.3 の式(2)に示すとおりであるが，両辺の対数をとると式(D.2)となる。すなわち，幾何平均は変数を対数に変換した場合の算術平均であることが分かる。さらに，幾何平均式の意味からも，幾何平均は，“対数正規分布”に従う母集団を代表する平均値となる。

$$\log SF = \frac{1}{n}(\log \frac{y_1}{x_1} + \log \frac{y_2}{x_2} + \dots + \log \frac{y_n}{x_n}) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \log \frac{y_i}{x_i} \dots \dots \dots (D.2)$$

ここに， x_i ： Key 核種の放射能濃度 ($i=1\dots n$) (Bq/kg)
 y_i ： 難測定核種の放射能濃度 ($i=1\dots n$) (Bq/kg)
 n ： 試料数

幾何平均は，比率（倍率）を平均する場合の合理的な方法であり，物価指数，人口増加率，貯蓄の平均利回り，GNP の平均成長率などを評価する場合に適用されている。

なお，一般に，算術平均は幾何平均と等しい又は大きくなるという性質がある。さらに，幾何平均式の意味からも，幾何平均は，“対数正規分布”に従う変数に対して望ましい平均値であることが分かる。

ここで，実際の運転廃棄物は原子力発電所の様々な系統や場所から発生し，様々な種類があるため，廃棄物の放射能濃度は数桁にわたる広範囲に分布しており，放射能濃度分布は基本的に“対数”で評価されている。このため，難測定核種と Key 核種との放射能濃度比の分布にデータの観察又は統計学的な手法によって対数正規性が認められる場合，これらの対数値に対して，乱数を用いた評価（図 D.2 参照）などから，幾何平均にて求めたスケーリングファクタが，想定される真の放射能量を過小評価しないことが確認できる場合には，放射能量の算出には“幾何平均”を適用することなどが適切であるといえる。

なお，Key 核種の放射能濃度データ，難測定核種の放射能濃度データ，及びこれらの濃度の比が対数正規分布などに従うことは Kolmogorov-Smirnov 検定 (KS 検定) 又は Shapiro-Wilk 検定 (SW 検定) などによって，統計学的に検定することができる^[7]。

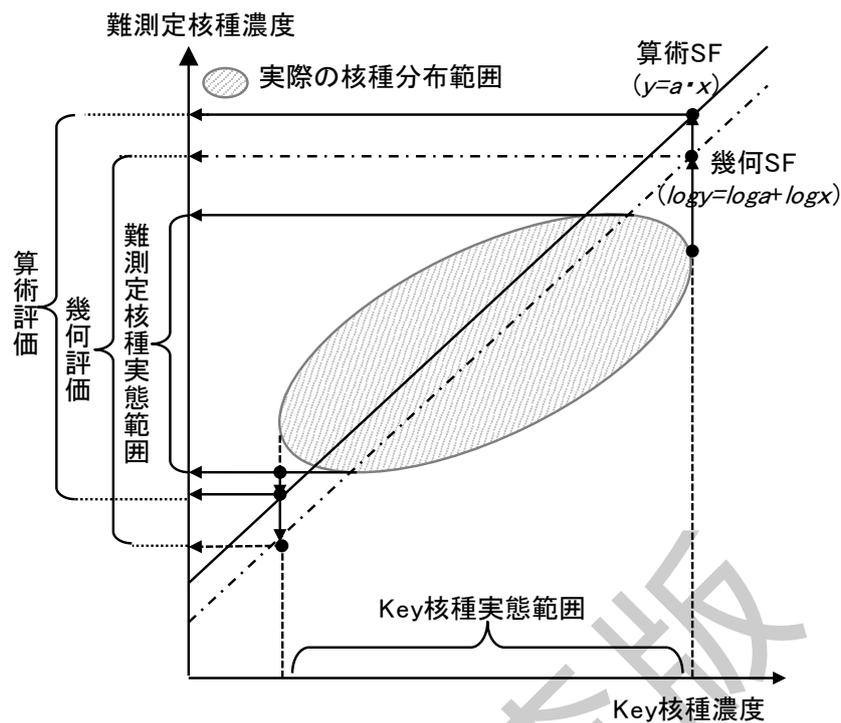
D.2.3 算出式が放射能濃度評価に与える影響

廃棄体などの放射能算定の観点から，“算術平均”及び“幾何平均”の特徴を整理した結果を図 D.2 に示す。

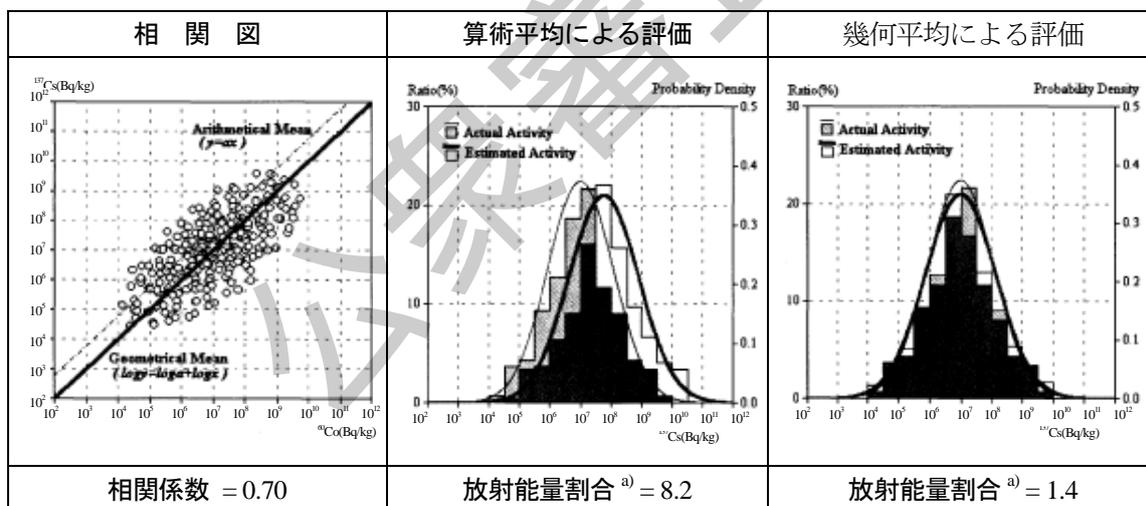
“算術平均”は実際の難測定核種放射能濃度分布が対数正規分布する場合，実際の範囲に対して評価する放射能濃度範囲を放射能濃度の高い領域に移行させる方法である。このため，スケーリングファクタを保守的に評価できると考えられる。

一方，“幾何平均”は放射能濃度分布の中心を基準に濃度範囲を広く（高濃度のものはより高く，低濃度のものはより低く）評価する方法である。特に“幾何平均”で算出する廃棄体などの放射能量は，難測定核種と Key 核種の相関性にもよるが，低濃度領域で過小評価する放射能量よりも高濃度領域で過大評価する放射能量の方が大きくなるため，保守性を損なうことなく実態を評価できることが知られている^{[8], [9], [10]}。

さらに，図 D.3 に示すとおり，相関係数=0.7 の仮想化したデータを使用し，仮想的なデータで求めた真の放射能濃度の難測定核種濃度分布(仮想化データの真値)と仮想化したデータの Key 核種濃度に“算術平均”又は“幾何平均”で算出したスケーリングファクタを乗じて算出した放射能濃度分布評価結果を比較した結果から，幾何平均を適用した方が実態を評価できる場合があることが分かる。



図D.2—スケーリングファクタ算出式の考え方



注^{a)} 放射エネルギー割合=スケーリングファクタで算出した¹³⁷Csの放射エネルギー (Estimated Activity) /規格化データの真値 (Actual Activity)

図 D.3—スケーリングファクタ算出方法の違いが放射エネルギー評価に与える影響^[9]
(規格化データを利用した評価例)

D.2.4 スケーリングファクタ算出式の適用性

前述のとおり、廃棄体などの放射エネルギーを算定するためのスケーリングファクタには、“幾何平均”を適用した方が、より実態に近い評価が可能である場合が多くあると考えられる。

一方、既に埋設が実施されている六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターでの廃棄体（均質・均一固化体及び充填固化体）中の放射能濃度評価では、スケールリングファクタの算出に（保守的な）“算術平均”を適用している。

ここで、核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物の第二種廃棄物埋設事業に関する規則（以下“第二種廃棄物埋設規則”という。）に基づき行われている、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターに放射性廃棄物を埋設する時の廃棄体の放射能濃度などに関する確認は、表 D.1 に示すとおり、“廃棄体ごとの放射能濃度が最大放射能濃度を超えないこと”及び“埋設された放射性廃棄物は放射性物質の種類ごとの総放射エネルギーを超えないこと”に対して実施される。

表 D.1—六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおける
第二種廃棄物埋設規則上の確認内容

技術基準	最大放射能濃度	埋設総放射エネルギー
第二種廃棄物埋設規則	第八条第二項第二号	第六条第一項第一号
確認対象	廃棄体又はコンクリート等廃棄物	廃棄物埋設施設
対象範囲	廃棄体ごと又はコンクリート等廃棄物ごと	放射性廃棄物全体
確認内容	放射能濃度が申請書などに記載した最大放射能濃度を超えないこと。	埋設を行うことによって、廃棄物埋設施設を設置した事業所に埋設された放射性廃棄物に含まれる放射性物質の種類ごとの放射エネルギーの総量が申請書などに記載した放射性物質の種類ごとの総放射エネルギーを超えないこと。
補 足	スケールリングファクタ法の場合、Key 核種濃度がスクリーニングレベルを超えないことが確認される。	事業許可申請書上の条件から、次の確認も合わせて受ける。 “廃棄物埋設を行う放射性物質の濃度に極端な片寄りがないこと”

最大放射能濃度は廃棄体ごと又はコンクリート等廃棄物ごとに確認するものであるのに対し、埋設総放射エネルギーは埋設施設全体のものであるため、埋設施設の被ばく線量評価条件などを考慮し全体で平均的に評価ができればよい。

六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの現状の廃棄体の放射能濃度などに関する確認では、最大放射能濃度及び埋設総放射エネルギーのいずれの確認に対しても、“幾何平均”に対して保守的な評価結果となる傾向にある“算術平均”で算定したスケールリングファクタを適用している。

5.1.3 では、スケールリングファクタ算出方法として、上記の“算術平均”に加えて、国際標準 (ISO 21238^[6]) にも従い、難測定核種と Key 核種との放射能濃度比の分布に対数正規性が認められるなど、幾何平均の成立に必要な条件を考慮することを前提に、“幾何平均”の適用ができることを示している。

すなわち、全体で平均的に評価できていればよい埋設総放射エネルギーの確認には、難測定核種と Key 核種との放射能濃度比の分布に対数正規性が認められるなど、埋設総放射エネルギーの実態を評価できることを確認した上で、“幾何平均”で算定したスケールリングファクタを適用してもよいと判断される。

なお、国際標準 (ISO 21238^[6]) では、“幾何平均”以外にも”対数回帰直線（非線形性による評価）”によるスケールリングファクタ算出方法についても記載されている。

D.2.5 スケールリングファクタの算出式における保守性について

実際に適用するスケーリングファクタは、データのばらつき、データの数を考慮した保守性を含んで設定することが必要である。

なお、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの現状の廃棄体の放射能濃度などに関する確認では、データのばらつきから、保守性を考慮した算術平均を適用したスケーリングファクタが設定されている。

また、データの分布状態が確認できない場合又はデータ数が少ない場合など、算術平均によって求めたスケーリングファクタの保守性が担保できない場合には、放射能濃度比の対数値を用いて、95%などの信頼区間で評価することで、平均放射能濃度法と同様に統計学的に保守的なスケーリングファクタを算出すること（E.2参照）ができる。例えば、放射能濃度比のデータに対して、ノンパラメトリックな方法としてリサンプリングによる手法（Bootstrap法）、対数正規性が確認される場合にはLand法、対数正規性などが確認できない場合で、データが少ない場合は、保守性が大きくなるがChebyshevの不等式の適用が考えられる。ふげんの廃止措置時には金箔の放射化放射能濃度測定値を測定するためChebyshevの不等式が用いられた^{[11][12]}。

D.3 Key 核種の選定

スケーリングファクタ法適用時の Key 核種の条件は、次の基本特性が合致していることと、少なくとも付加的な特性の一つが合致していることが望ましい。現行の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターへの埋設対象廃棄体（均質・均一固化体及び充填固化体）では、これらの条件を踏まえた上で、Key 核種を選定している。（各申請核種の Key 核種選定結果は、表 K.1 参照。）

- a) **基本特性** Key 核種は廃棄物中に多く存在し、検出下限値以上の濃度を有している核種であることが重要である。
- 1) **検出下限値以上の濃度を有していること** Key 核種は廃棄物中に多く存在し、バックグラウンドに対して検出可能な核種であることが重要である。ただし、検出下限値を用いて保守的に評価を行うことも可能である。
 - 2) **難測定核種との相関を有していること** Key 核種は、スケーリングファクタ法を適用する難測定核種との間に相関関係が得られることを理論的考察又は統計解析などで確認できる必要がある。
 - 3) **比較的半減期が長いこと** Key 核種は、廃棄物が発生してから非破壊外部測定を実施するまでの期間を考慮し、半減期が比較的長いことが重要である。
- b) **付加的な特性**
- 1) **核種の生成機構が難測定核種と類似していること** Key 核種は、スケーリングファクタ法を適用する難測定核種と生成機構が類似していることが望ましい。
 - 2) **化学的性質（特に溶解性）が難測定核種と類似していること** Key 核種は、スケーリングファクタ法を適用する難測定核種と、化学的性質（特に溶解性）が類似していることが望ましい。これは、核種生成後の系統水への供給比、及び系統水から廃棄物への移行比が、Key 核種と難測定核種の間で一定であることを意味する。

一般的に、 ^{60}Co は CP 核種及び原子炉水中の放射化生成物の、また、 ^{137}Cs は FP 核種及び α 核種の Key 核種として適用される。ただし、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターへの埋設対象廃棄体（均質・均一固化体及び充填固化体）の全 α については、現在、 ^{137}Cs が Key 核種として選定されているが、D.4 に記載するとおり、現行の放射化学分析などのデータによれば、Key 核種を ^{60}Co とすることによって、より実態に近い放射能濃度を得ることができる。すなわち、 ^{60}Co の放射能濃度が高く、コンプトン効果の影響を受けて、 ^{137}Cs

の見かけの検出値が高くなる場合などについては、燃料損傷程度の差異によるプラント分類を行うなどによって、 ^{60}Co を Key 核種として選定することも可能である^[13]。

D.4 全 α の Key 核種への ^{60}Co の適用性について

ここでは、全 α の Key 核種として ^{60}Co の適用性について検討する。

D.4.1 全般

我が国では、原子力発電所から発生した低レベル放射性廃棄物（均質・均一固化体及び充填固化体）の全 α の放射能濃度は、Key 核種を ^{137}Cs としたスケーリングファクタ法で算定している。これに対し、国際標準（ISO 21238^[6]）では、FP 核種及び α 核種の Key 核種には ^{137}Cs 以外にも、 ^{60}Co 適用の可能性についても記載されている。

一般に Key 核種である ^{60}Co 及び ^{137}Cs の放射能濃度は廃棄体を非破壊外部測定して定量しているが、我が国では、図 D.4 に示すとおり、 ^{60}Co の γ 線によるコンプトン効果の影響を受けて ^{137}Cs の放射線の検出値が ^{60}Co 濃度の上昇に応じて見かけ上高くなる傾向にあり、この結果、廃棄体中の ^{137}Cs の見かけの検出値は高くなる。現行の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターでの運用では、この場合の ^{137}Cs 濃度は見かけ上高くなった検出値を用いて評価しており、これは実態の値よりも高いので、 ^{137}Cs 又は ^{137}Cs を Key 核種とする難測定核種の放射能濃度を保守的に評価している。

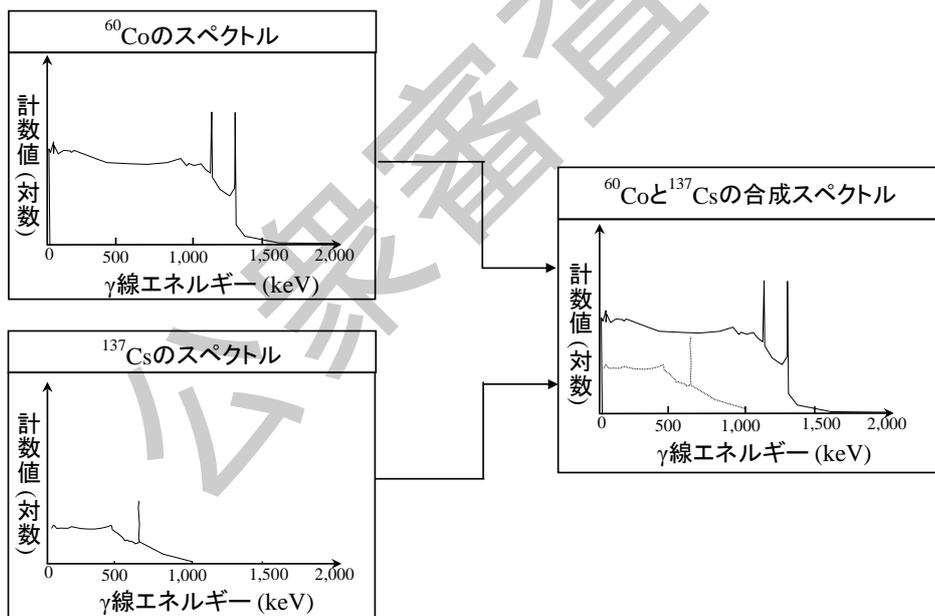


図 D.4— ^{137}Cs 検出に係る ^{60}Co のコンプトン効果の影響

上記に対する対策として、原子力発電所から発生した実際の廃棄物データを利用し、我が国における全 α の Key 核種として ^{60}Co を適用し、より実態に近い放射能濃度を得る方法について見通しを得たとの報告^[9]もある。

D.4.2 全 α の Key 核種への ^{60}Co の適用性

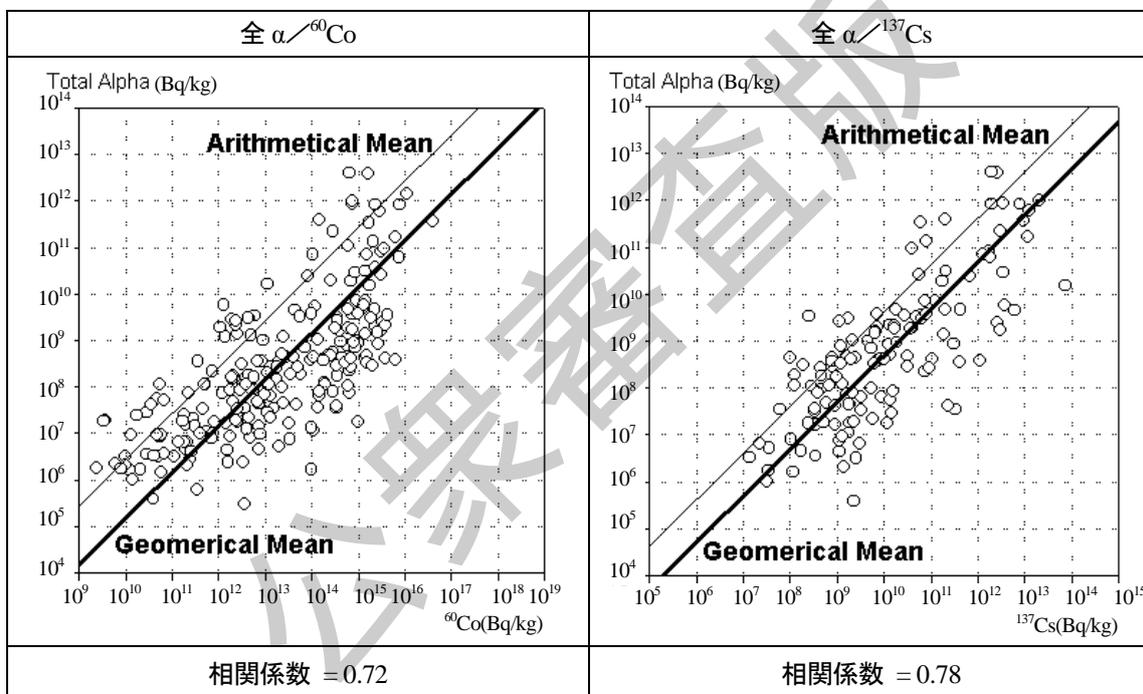
国際標準（ISO 21238^[6]）では、スケーリングファクタ法適用時の Key 核種の条件は、5.1.3 d) の基本特性が合致していることと、少なくとも付加的な特性の一つが合致していることが望ましいとある。

次に、実際に、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの埋設対象廃棄物である固体状廃棄物のデータで、全 α のKey核種を ^{60}Co 及び ^{137}Cs で評価した場合の例としての相関図を図D.5に示すが、 ^{60}Co をKey核種とした場合であっても良好な相関関係を確認することができ、この点においても ^{60}Co は基本特性を十分満足し得るといえる。

付加的な特性のうち、生成機構の観点からは、全 α は燃料を生成起源とし、 ^{60}Co は原子炉構成材料を起源とするため、生成源は異なる。このため、この観点からプラントの分類を適正に行うなどの対策を要する。

一方、付加的な特性のうち化学的性質（溶解性）の観点からは、 α 核種は不溶解性の傾向が強いことが知られており^[14]、^[15]不溶解性の傾向がある腐食生成物又は収着性の高いイオンとして存在する ^{60}Co の挙動に類似しているといえる。

上記に基づけば、我が国のデータにおいても、 ^{60}Co は全 α に対して国際標準（ISO 21238^[6]）の示す基本特性を十分満足する上に、かつ、少なくとも付加的な特性の一つは満足していることから、全 α のKey核種として適用できる可能性を十分有しているといえる。



注記 付加的な特性のうち、生成機構の観点からは、全 α は燃料を生成起源とし、 ^{60}Co は原子炉構成材料を起源とするため、生成源は異なる。このため、この観点からプラントの分類を適正に行うなどの対策を要する。 ^{60}Co の方が、検出しやくデータ数が多くなり利点となる。

図D.5—全 α とKey核種（ ^{60}Co 又は ^{137}Cs ）との関係^[9]

D.4.3 標準本体への記載について

D.4.2の検討に基づけば、 ^{60}Co は全 α のKey核種として基本的に適用可能であるといえる。しかしながら、実際の埋設などの運用を考慮すれば、全 α はプラントごとの燃料損傷の程度の違いによって存在量も異なるため、プラント分類を行った上で、 ^{60}Co のKey核種への適用性を評価することが望ましい。

したがって、5.1.3d)では、国際標準（ISO 21238^[6]）と同様に、少なくとも全 α のKey核種については、 ^{137}Cs 以外にも、 ^{60}Co 適用の可能性を記載している。

D.5 スケーリングファクタ法の適用性について

D.5.1 全般

スケーリングファクタ法は、難測定核種と生成機構、物理的挙動及び化学的挙動とが類似する Key 核種が存在し、両者の放射能濃度間に相関関係が成立する場合に適用できる。このため、スケーリングファクタを決定する場合には、スケーリングファクタの設定値に影響を及ぼす可能性のある因子に対し、十分な考慮を要する。

一方、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおける埋設処分が行われている現況では、スケーリングファクタ決定に関する多くの知見が集約及び整備されており、今後決定する全てのスケーリングファクタについて、均質・均一固化体及び充填固化体のように、相当数のデータを蓄積した上で生成機構、物理的挙動、化学的挙動、又はスケーリングファクタに影響を及ぼす因子について確認を行うことは必ずしも合理的でないと考える。

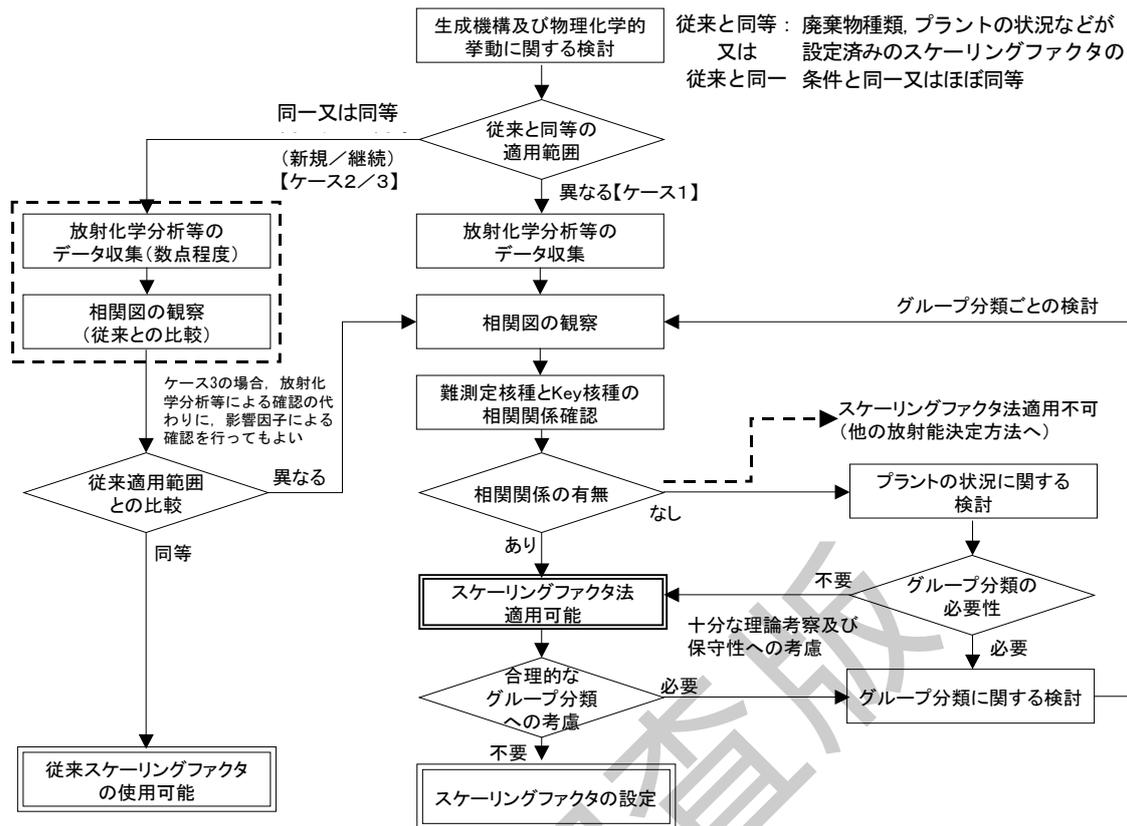
このため、今後、スケーリングファクタの適用が想定される表 D.2 の区分について、スケーリングファクタ法の適用性を判断するための一例を整理した。

表 D.2—今後想定されるスケーリングファクタ適用区分の考え方

ケース	適用区分	設定済みのスケーリングファクタとの比較	
		適用範囲	スケーリングファクタ
1	新規	廃棄物種類、プラントの状況などが設定済みのスケーリングファクタの条件と異なる	未設定 (新規に設定が必要)
2	従来と同等 (新規)	スケーリングファクタは未設定であるが、廃棄物種類、プラントの状況などが設定済みのスケーリングファクタの条件とほぼ同等である	未設定 (従来値の使用の可能性)
3	従来と同一 (継続)	スケーリングファクタは設定済みであるが、処分対象廃棄物の発生時期がスケーリングファクタ決定データの取得時期と異なる	設定済み (従来値の継続的使用の確認)

スケーリングファクタ法の適用性については、全ての場合において同等の検討が必要となるわけではなく、従来の知見が少ない条件と従来の知見などを反映できる条件とでは、スケーリングファクタ法の適用性の確認方法を別々にすべきである。特に、後者（ケース2及びケース3）のように、従来設定したスケーリングファクタと同一又は同等の範囲（廃棄物種類、プラントの状況など）でスケーリングファクタの適用性を確認する場合には、従来の知見などを十分に活用して、合理的な確認を行うことが望ましい。

これらの考え方に基づき、スケーリングファクタ法の適用性を確認する方法の一例を整理した結果を、図 D.6 及び次に示す。



注記 現時点では、実際に影響因子による確認のみを行った事例はないのでこの表からは削除した。

図 D.6—スケールリングファクタ法の適用性の評価

D.5.2 スケールリングファクタに影響を与える主な要因

スケールリングファクタ法の適用性を確認するためには、まず、核種の生成機構及び物理化学的挙動に関する検討を行った上で、スケールリングファクタを新たに適用する範囲の条件が従来と同等（又は従来と同一）か否かを判断する必要がある。

この判断には、スケールリングファクタに影響を与える因子を十分考慮する必要がある。既往の知見などに基づき、スケールリングファクタに影響を与える主な因子を整理した結果を、次に示す。

a) **原子炉の構成材料** CP核種のように、原子炉構成材料によってスケールリングファクタが異なる可能性がある場合、原子炉構成材料に大きな差異があるプラントへの考慮が必要である。

一般的には、原子炉型式（BWR, PWR 又は GCR）が異なる場合は、各々のグループでスケールリングファクタを決定する^{[16], [17], [18]}。また、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの埋設対象廃棄体（均質・均一固化体及び充填固化体）のうち、BWR から発生した廃棄体の CP 核種（⁶³Ni 及び ⁹⁴Nb）については、各プラントの原子炉構成材料の差異を考慮したグループ分類ごとにスケールリングファクタを決定している^{[9], [19]}。

b) **燃料被覆管の状況** FP核種又はα核種のように、燃料被覆管状況（損傷の程度）によってスケールリングファクタが異なる可能性がある場合には、燃料被覆管状況に大きな差異があるプラントへの考慮が必要である。

六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの埋設対象廃棄体（均質・均一固化体、充填固化体）のうち、BWR から発生した廃棄体の ^{90}Sr 及び全 α については、各プラントの燃料被覆管状況の差異を考慮したグループ分類ごとにスケーリングファクタを決定している^{[9], [19]}。

- c) **廃棄物発生系統** 核種の生成条件及び特性、並びに蒸発、濃縮及び廃液処理などのプラント内での運転操作条件を考慮した場合、プラントの廃棄物発生系統は、原子炉系、タービン系（BWRのみ）、又は廃棄物処理系に大別できるが、原子力発電所（BWR、PWR又はGCR）から発生する低レベル放射性廃棄物の場合、一般に、廃棄物発生系統の差異がスケーリングファクタに与える影響は小さいことが知られている^{[9], [18], [19]}。ただし、BWRでは原子炉内において原子炉水の蒸気発生過程があるため、 ^{14}C のように揮発性をもつ核種のKey核種に不揮発性の ^{60}Co などを選定している場合、両者のタービン系への移行率の差異が生じるため、考慮が必要である。

なお、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの埋設対象廃棄体（充填固化体）のうち、BWR から発生した廃棄体の ^{14}C については、原子炉系及びタービン系のそれぞれでKey核種との間に相関関係が成立したものの（廃棄物処理系は両者から発生した廃棄物が混在するため相関性が弱い。）、保守性を考慮し、タービン系のデータで決定したスケーリングファクタを適用している。

- d) **廃棄物種類** 原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物の場合、スケーリングファクタの分類の観点から廃棄物種類は、液体系廃棄物と固体状廃棄物とに大別できる。

- 1) **液体系廃棄物** 液体系廃棄物は、放射能濃度評価を行うときに主に液体中に存在する核種の特性を考慮する必要のある廃棄物を指し、ここでは濃縮廃液及び使用済樹脂が該当する。液体系廃棄物の場合、難測定核種とKey核種との間で廃棄物処理系への核種ごとの移行率及び固化処理過程における濃縮又は希釈率が類似していれば、基本的にスケーリングファクタへの影響を考慮する必要はない。
- 2) **固体状廃棄物** 固体状廃棄物は、主にプラントの定期検査及び改良工事などで発生する廃棄物であり、その汚染は定期検査又は工事を行った系統内の流体との接触によってもたらされるため、汚染形態への考慮が必要とも考えられるが、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの埋設対象廃棄体（充填固化体）の実績に基づけば、汚染形態の差異がスケーリングファクタに及ぼす影響は小さく、基本的に考慮する必要はないと考えられる^{[9], [18], [19]}。

なお、充填固化体の評価では、固体状廃棄物を、系統配管、機器などの常時直接的に系統流体に接触して汚染した“直接汚染物”と、定期検査時に系統を開放して点検するときに、直接汚染物と間接的に接触、又は一時的に系統流体と接触して汚染した“間接汚染物”とに分類し、各々に差異がないことを、統計解析によって確認している。

- e) **その他** ^{63}Ni 、 ^{94}Nb 、 ^{60}Co などのCP核種は、放射化された原子炉構成材料が腐食生成物として原子炉内に放出されるため、その物理化学的挙動は遷移元素同士、主に不溶解性としてプラント内を流体とともに移動する形で廃棄物中に移行する。このため、難測定核種及びKey核種ともに、原子炉内での生成比率を保ちながらプラント系統内又は廃棄物へ移行すると考えられるため、液体系廃棄物と固体状廃棄物とに共通のスケーリングファクタを設定できる可能性がある。

一方、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs などのFP核種及び α 核種は、燃料棒の表面汚染のU、燃料棒中のUの核分裂、又は熱中性子捕獲によって原子炉内で生成するため、その物理化学的挙動は、アルカリ金属、アルカリ土類金属、アクチノイドなど多岐にわたる。 ^{137}Cs は比較的溶解しやすい元素として挙動するが ^{90}Sr 及び α 核種は不溶解性や吸着性の傾向が強いので、特性も若干異なる。このため、 ^{90}Sr などのKey核種に ^{137}Cs を選択した場合、溶解成分及び不溶解成分の全体を含んだ流体として移行する液体系廃棄物と固体状廃棄物との間の溶

解特性に差異があることを踏まえた上で、放射化学分析データの観察及び評価などを行い、スケーリングファクタを決定する必要がある。

D.5.3 スケーリングファクタ法の適用性の判断例

D.5.2 に示した影響要因などに基づき、スケーリングファクタを新たに適用する範囲の条件が従来と同等（又は従来と同一）か否かを判断した後、スケーリングファクタ法の適用性を判断する方法の例を、各々のケースについて整理した。

a) 新たにスケーリングファクタ法の適用性を評価する場合（ケース1）

1) **相関図の観察に基づく考察** 代表試料の全ての放射化学分析などの測定結果を使用して、難測定核種と Key 核種との相関図を作成し、それを観察することによって、相関図にプロットした難測定核種及び Key 核種のデータの傾向が D.3.2 で検討した理論的な傾向に従っていることを検討する。

2) **難測定核種と Key 核種の相関性の確認** 難測定核種と Key 核種との相関性について確認する。

相関性は、統計解析による確認を行ってもよい。統計解析の結果、両者のデータに相関関係が成立する場合、スケーリングファクタ法を適用できる。

なお、統計解析結果で両者の相関関係が成立しない場合であっても、十分な理論考察及び保守性への考慮がなされていれば、スケーリングファクタ法を適用できる。

3) **グループ分類の考慮** b) の検討で、相関性が明確に確認できなかった場合や、より合理的な範囲でスケーリングファクタを設定する場合は、D.5.2 の要因などを考慮し、廃棄物分類、原子炉型式、廃棄物発生系統などを考慮したグループ分類を行い、各々のグループ内でスケーリングファクタを決定することも考えられる。

なお、グループ分類の確認については、濃度の平均値と濃度比の平均値との違いはあるが、E.2.2 d) ~f) に示す、平均放射能濃度法の確認方法と同様にすることができる。

b) **従来スケーリングファクタを使用する場合（ケース2）** スケーリングファクタを新たに設定する場合において、当該放射性廃棄物の種類、難測定核種と Key 核種との濃度比に変動を与える因子（原子炉構成材料の差異、燃料損傷の程度の違いなど）が、従来スケーリングファクタの適用範囲と同等であれば、新たな放射性廃棄物のみで相関関係などの検討を行う必要はなく、従来スケーリングファクタを決定したデータと、新たに収集した放射能濃度データ（数点程度、ただし、試料の代表性の検討は別途必要）とを相関図上で比較し、有意な差異がなければ、従来スケーリングファクタをそのまま使用することもできる。

c) **従来スケーリングファクタを継続的に使用する場合（ケース3）** 新たに放射能濃度データを取得せずにスケーリングファクタを設定する場合には、放射化学分析などのデータの収集が必要となるが、このデータにはスケーリングファクタ設定時まで発生した廃棄物のデータしか含まれていない。例えば、現行の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターで使用されているスケーリングファクタは、均質・均一固化体は平成2年度までに発生した放射性廃棄物（固化体、濃縮廃液など）のデータで、また、充填固化体は平成9年度までに発生した放射性廃棄物（固体状廃棄物）のデータで設定されている。

このため、従来スケーリングファクタを継続的に使用する場合には、D.7 に示すとおり、“放射化学分析などによって確認する方法”又は“影響因子を確認する方法”のいずれかによってスケーリングファクタを継続的に使用しても問題ないことを確認したうえで、従来スケーリングファクタを継続使用することができる。

なお、D.5.2に示すd)、e)に関してはスケーリングファクタの継続的に使用する場合には、基本的には変動しない要因である。

D.6 放射能濃度決定方法の継続的な使用の妥当性確認方法

D.6.1 全般

スケーリングファクタ及び平均放射能濃度が既に設定されている場合において、設定されている値を引き続き使用する場合には、既に設定されているスケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用の妥当性を確認する必要がある。これには、5.1.5a)に示した放射化学分析などによって確認する方法、及び影響因子を確認する方法の2種類が考えられ、核種ごとに、いずれかの方法又は併用して判断で、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用を確認できる。この附属書では、これら2種類の方法の考え方を示す。

D.6.2 スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用について

D.6.2.1 放射化学分析などによって確認する方法

- a) **基本的な考え方** 放射化学分析などによるスケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用の確認とは、対象の廃棄物などから代表試料を採取し、当該試料の放射化学分析などを実施して得られた結果が継続使用の対象となるスケーリングファクタ及び平均放射能濃度と有意な差異がないことを確認する方法である。このため、代表試料の採取方法、及び放射化学分析などの結果が継続使用の対象となるスケーリングファクタ及び平均放射能濃度と有意な差異がないことが重要となる。

代表試料の採取方法については、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度を継続使用する廃棄物を代表していることが重要である。

放射化学分析などの結果が継続使用の対象となるスケーリングファクタ及び平均放射能濃度と有意な差異がないことについては、放射化学分析などの結果が、継続使用の対象となるスケーリングファクタ及び平均放射能濃度を設定したデータがもつばらつきと同程度の範囲内にあること、又は保守性を有していることなどの観点から確認することが重要である。

- b) **六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおける事例** 六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターに埋設実績のある均質・均一固化体（濃縮廃液、使用済樹脂など）及び充填固化体（固体状廃棄物）のスケーリングファクタ及び平均放射能濃度については、旧独立行政法人原子力安全基盤機構による継続使用の確認が既に行われている。

これらの廃棄体のスケーリングファクタ及び平均放射能濃度は、均質・均一固化体では平成2年度までに発生した廃棄物の、充填固化体では平成9年度までに発生した廃棄物の放射化学分析などの測定結果に基づき設定されているため、これ以降に発生した廃棄物に当該スケーリングファクタ及び平均放射能濃度を継続的に使用しても問題ないことを確認するために、放射化学分析などによって確認する方法と同等の方法が適用されている^[20]。

当該スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用の確認における“代表試料のサンプリング方法”及び“放射化学分析などの結果が継続使用の対象となるスケーリングファクタ及び平均放射能濃度と有意な差異がないこと”の考え方をc)に示す。

c) 継続使用の判断方法

- 1) **基本的な考え方** 現在、均質・均一固化体及び充填固化体に対するスケーリングファクタは放射化学分析などの結果の算術平均にて算出している。このため、当該判断基準も算術平均で算出したスケーリングファクタを基準に考えられている。これは、放射化学分析などの結果がもつデータのばらつきの上限が、

算術平均で算出したスケーリングファクタを基準にした場合に、算術平均で求められるスケーリングファクタの10倍程度であったため、これを超えなければ従来のデータと同等の範囲に存在する（有意な差異がない）と判断したものと考えられる。

一方、スケーリングファクタの算出方法には幾何平均を採用することも考えられる。この場合の判断基準については、幾何平均で算出したスケーリングファクタを指標とした新たな判断基準を設定してもよいが、判断基準の指標は、スケーリングファクタの継続性を確認するために取得した放射化学分析などの結果と従来データとの間に有意な差異がないことである。このことを考えれば、従来データの算術平均で算出したスケーリングファクタの10倍を超えないことは、データの持つばらつきを考慮した母集団から逸脱していないことを示すので、これを判断基準として適用しても問題ない。

- 2) **JNES レポートに示されている判断方法** スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用に関しては、JNES レポートに体系的に整理して示され、現在、実用化されているので、これについては、**附属書 F**“スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用について”に規定する。
- 3) **濃縮廃液などの分析による方法** 上記2)のJNES レポートに示されているのは、濃縮廃液及び固体状廃棄物の分析による継続性の判断方法である。これ以外に原子炉水の分析によって継続性を判断することも可能である^[21]。
- d) **コンポジット試料による分析データの取得** 年度を代表する濃縮廃液から複数個の試料をサンプリングし、これらを均一に混合して、分析データを取得する場合、試料をサンプリングした濃縮廃液の重量に応じて、試料の量を混合することが考えられ、これをコンポジット試料と呼んでいる。このコンポジット試料で分析した結果から、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度を設定している放射性廃棄物の発生時に換算する場合、試料を採取した濃縮廃液が発生していた期間は、平均的な放射能濃度を有する濃縮廃液が発生していたと想定して減衰補正することが考えられる。ただし、この期間の放射能の減衰の寄与が無視できるほど小さい場合には、これを考慮しなくてもよい。
- e) **分析による不確かさの考慮** スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用を、放射化学分析によって確認する場合、分析による不確かさが分析結果に含まれていることに配慮する必要がある。分析した試料数が多く、これらの分析結果全体で評価する場合は、分析による不確かさは、試料数に応じて低減するが、年に1点や数点などの分析データで確認する場合は、分析による不確かさが低減していないことを考慮する必要がある。考慮方法の例としては、ほぼ同一の試料を用いた実際の分析を複数回実施して、不確かさを求めること、又は、分析手順から個々の主要な分析操作で生じる不確かさを想定し、これらを伝播式によって積算して求めることが考えられる。
- f) **検出困難な核種への措置** スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用の確認を、放射化学分析などによって確認する方法で実施する場合において、対象核種によっては、核種の存在濃度領域と放射化学分析などの精度の関係で、定常的な検出が困難な状況が生じることもある。このように、放射化学分析などを実施しても核種の検出が困難であることが明らかである場合には、核種の放射能濃度領域を推定することで、放射化学分析などを省略する措置を取ることもあり得る。
六ヶ所低レベル放射性廃棄物処理センターの申請核種の中では、¹²⁹I がこれに該当するため、この濃度を発電所の原子炉水で分析している ¹³¹I の濃度から理論計算法で推定することが考えられ、このような措置の適用方法例を、**C.3**に示す。

D.6.2.2 影響因子を確認する方法

原子炉構成材料、燃料被覆管状況などが異なる場合は、発生源において難測定核種と Key 核種間との放射能濃度比が変動するため、スケーリングファクタの分類の有無について総合的に判断する必要がある。また、平均放射能濃度は、廃棄物の種類又は固化処理ごとに固有に設定しているため、これに変更がある場合には、データを蓄積して新規に設定する必要がある。

したがって、大規模な原子炉構成材料の交換、燃料損傷及び固化処理装置の変更が、既に設定されているスケーリングファクタ及び平均放射能濃度に対して有意な影響を及ぼしていないことを確認することによって、既に設定されているスケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続使用の妥当性を確認できる。

a) **大規模な原子炉構成材料の交換** CP 核種は、原子炉構成材料の腐食によって生成するため、難測定核種と Key 核種との相関は、構成材料に大きく依存する。このため、代表的な原子炉構成材料の交換条件を設定し、当該設定条件に対する核種濃度比の変動の程度を、放射化計算によって評価することができる。この計算方法例を、C.4 に示す。

b) **燃料損傷** FP 核種は燃料である U 及び Pu の核分裂反応によって生成し、また、 α 核種は U の熱中性子捕獲及びその壊変によって生成する。このため、FP 核種及び α 核種に適用するスケーリングファクタは、燃料損傷が生じていなければ、基本的に変化しない。

燃料損傷があったとしても、軽微な損傷であれば、 ^{137}Cs などの揮発性核種が燃料内から原子炉水中に放出されるだけであるため、Key 核種を ^{137}Cs とするスケーリングファクタでは、同等又は保守側に変動するのみである。

したがって、FP 核種及び α 核種を対象としたスケーリングファクタの継続使用の確認における“燃料損傷”としては、燃料損傷がないこと、又は燃料損傷があっても軽微であることを確認しておけば問題ない。

なお、**附属書 F** に示した六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおけるスケーリングファクタの継続使用の確認方法（放射化学分析などによって確認する方法）を例にとれば、前提として、FP 核種及び α 核種の放射化学分析結果が検出下限値未満であった場合ではあるものの、原子炉水中の ^{131}I 濃度を指標にして、当該燃料損傷がスケーリングファクタに影響を与えないことを判断している^[20]。

c) **固化処理装置の変更** 固化処理装置を変更すると、固化処理装置における乾燥、蒸発、濃縮などの操作が変わることで、固化処理後の廃棄体中の揮発性核種の放射能濃度が変動する可能性がある。また、廃棄体中の放射能濃度の絶対値を決定する平均放射能濃度適用核種については、固化処理装置を変更することで、廃棄体中の存在量が変動する可能性がある。

このため、固化処理装置を変更した場合には、揮発性核種及び平均放射能濃度法を適用している核種について、乾燥、蒸発、濃縮などによる核種濃度比又は含有放射能への影響を別途確認することが重要である。

D.7 スケーリングファクタ決定に必要な記録管理項目

D.7.1 全般

スケーリングファクタを決定するために保管及び管理が必要な、試料及び放射化学分析などに関する記録管理項目について示す。

D.7.2 試料番号

a) **試料番号** 試料管理番号

D.7.3 試料に関する事項

分析対象とする試料に関する項目である。

- a) **発生日** 試料が発生した年月日
- b) **サンプリング日** 試料をサンプリングした年月日
- c) **発生履歴**
 - 1) **原子炉型式**
例 BWR
 - 2) **発電所 発電所名**
例 ○○原子力発電所
 - 3) **号機** 発電所の号機名（プラント No.）
例 1号機
 - 4) **発生場所** 発生建屋，発生系統，発生機器など
 - 5) **種類** 試料の種類
例 使用済樹脂，濃縮廃液，セメント固化体，金属など

D.7.4 分析に関する項目

分析に関する項目である。

- a) **分析実施日**
- b) **分析実施者（分析機関）**
- c) **核種ごとの放射能濃度** 分析によって検出された核種については，放射能濃度を記録し，その記録を保管及び管理する。
なお，放射能濃度は試料発生日に減衰補正する。
- d) **核種ごとの検出下限値** 分析によって検出されなかった核種については，検出下限値を記録し，その記録を保管する。
なお，検出下限値を利用してスケーリングファクタ算出などの評価を行う場合は，必要に応じて，放射能濃度を試料発生日に減衰補正するなどの措置もとる。
- e) **試料の含水率** ^3H の評価などの目的で試料の含水率を分析した場合は，試料の含水率を記録し，その記録を保管及び管理する。

参考文献

- [1] JIS Z 8402-2 : 1999 測定方法及び測定結果の精確さ（真度及び精度）—第2部：標準測定方法の併行精度及び再現精度を求めるための基本的な方法
- [2] 石村貞夫，入門はじめての統計解析，日本経済新聞社，東京，ISBN9784489007460（1994）。
- [3] JIS Z 9041-2 : 1999 データの統計的な解釈方法—第2部：平均と分散に関する検定方法と推定方法

- [4] M. Kashiwagi, W. Müller, B.Lantès, “Considerations on the Activity Concentration Determination Method for Low-Level Waste Packages and Nuclide Data Comparison between Different Countries”, International Conference on the Safety of Radioactive Waste Management 13-17, March 2000, Cordoba, Spain, IAEA-CN-78/43, (2000) .
- [5] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “クリアランス検認制度の整備に係る調査に関する報告書”, (2004年) .
- [6] ISO 21238:2007, ISO/TC85/SC5, Nuclear energy - Nuclear fuel technology - The scaling factor method to determine the radioactivity of low- and intermediate-level radioactive waste packages generated at nuclear power plants, (2007) .
- [7] 岩崎学, 中西寛子, 時岡規夫, “実用統計用語事典”, (2004) .
- [8] H. Fujihara, H. Masui, M. Kashiwagi, M. Motoyama, H. Ozaki, “Rationalization of Radioactivity Concentration Determination Method for Low-Level Radioactive Waste Generated at Japanese Nuclear Power Plants”, International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM), Buruges, Belgium, (2001) .
- [9] H. Masui, M. Kashiwagi, H. Ozaki, “Low-Level Radioactive Waste Radioactivity Evaluation Practice in Japan and Suggestion for Rationalization”, International Workshop on “Determination and Declaration of Nuclide Specific Activity Inventories in Radioactive Wastes”, organised and sponsored by ISTec GmbH and GNS mbH, Cologne, Germany, (2001) .
- [10] 藤原啓司, 増井秀企, 柏木誠, 本山光志, 尾崎弘和, “スケーリングファクタの算出式の合理化について”, 日本原子力学会 2001年秋の大会, (2001) .
- [11] U.S. Environmental Protection Agency, “CALCULATING UPPER CONFIDENCE LIMITS FOR EXPOSURE POINT CONCENTRATIONS AT HAZARDOUS WASTE SITES”, (2002) .
- [12] 日本原子力研究開発機構, “原子炉廃止措置研究開発センターにおいて用いた資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請書”, (2015年2月13日申請)
- [13] H. Fujihara, H. Masui, M. Kashiwagi, M. Motoyama, H. Ozaki, “Rationalization of Radioactivity Concentration Determination Method for Low-Level Radioactive Waste Generated at Japanese Nuclear Power Plants”, International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM), Buruges, Belgium, (2001) .
- [14] OECD/NEA, 翻訳: 天沼倞, 村野徹, “放射性廃棄物の地層処分に関する地球化学プロセス”, テクノ・プロジェクト, (1985) .
- [15] 星三千男, “マグネタイト及びフェライトへのプルトニウムの共沈”, RADIOISOTOPES. 35, (1966) .
- [16] 山崎克男, 阿久澤尚久, 大浦廣貴, 大浦正人, 木戸好浩, “ガス炉廃棄物(蒸発固化廃棄物)の放射能特性評価”, 日本原子力学会 2005年秋の大会, (2005) .
- [17] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 蒸発固化体に係る廃棄確認方法について”, JNES-SS-0603, (2006) .
- [18] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 日本原子力発電(株)東海発電所の充填固化体に係る廃棄確認方法について”, JNES-SS-0613, (2006) .
- [19] T. Sakai, H. Masui, T. Funahashi, M. Kashiwagi, A. Segi, “Radioactive Concentration Determining Method for Dry Active Waste Generated at Japanese Nuclear Power Plants”, International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM), Nagoya, Japan, (1999) .
- [20] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 平成10年度以降に発生する充填固化体に対するスケーリングファクタ等の継続使用について”, JNES-SS-0403, (2005) .
- [21] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 中部電力(株)浜岡原子力発電所における平成10年度以降に発生した充填固化体 SF 等の継続使用について—原子炉水サンプリング方式—” JNES-SS-0713 (2008).

附属書E (参考) 平均放射能濃度法による放射能濃度の決定方法

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

E.1 平均放射能濃度の設定方法について

E.1.1 データに基づく平均放射能濃度の設定方法について

平均放射能濃度法における平均放射能濃度の設定は、放射能濃度データのばらつきなどに対する裕度を考慮した算術平均で設定することが一般的である。

ただし、放射能濃度データは正規分布とはならず、対数正規分布となる場合が多い。また、評価対象廃棄物の放射能濃度が検出下限値未満となり、データ数が少なくなる場合、又はこれによって放射能濃度データの分布形態が不明となる場合がある。このような場合、放射能濃度データのばらつきを考慮した平均放射能濃度の設定を行うため、95%などの信頼区間を用いることが考えられる^[1]。これには、以下のような算出方法がある。

なお、このような統計学を用いた算出方法は、設定する値の妥当性を客観的に示す一つの方法であり、これ以外の方法の適用も可能である。

- a) **データが正規分布に従う場合** 算術上の t 分布を用いて算出する。
- b) **データが対数正規分布に従う場合** 以下のような方法で算出する。
 - 1) Land 法によって算出する。ただし、アメリカの EPA^[2]によると、分散が大きく、試料数が少ない場合は、Land 法ではなく、最小分散不偏推定量 (MVUE) を使用したパラメトリックな Chebyshev の不等式によって算出することが推奨されている。
 - 2) 対数正規分布となる計算機上のデータ分布からリサンプリングを行い算出する。例えば、計算機上で対数正規分布となる 1 万点のデータ群をランダムに準備して、両側 95% の信頼区間上限では、1 万点のデータ群の算術平均値の上から 250 番目を求めることで、信頼区間を算出する方法が考えられる。
- c) **データの分布形態を特定しないで算出する場合** データの分布形態を問わない以下のようなノンパラメトリックな手法で算出する。
 - 1) データ数が多い場合には、中心極限定理を想定して、算術上の t 分布を想定して算出する。なお、アメリカの EPA によって、これを補正して算出する方法が示されている。
 - 2) リサンプリングの手法 (Bootstrap 法など) によって算出する。Bootstrap 法は、実際のデータを用いて、計算機上でリサンプリングを行い、信頼区間を算出するもので、信頼区間の求め方に数学的な改良が施されている幾つかの方法がある。例えば、パーセンタイル (Percentile) 信頼区間、Bootstrap-t 信頼区間、BCa 法などで算出し、これらを比較して、設定することが考えられる^[3]。パーソナルコンピュータの性能向上に伴い、統計学の世界では、このような手法の適用例が多くなりつつある。
 - 3) 保守性が大きくなるがノンパラメトリックな Chebyshev の不等式によって算出する。これは、データ数が少ない場合のクリアランスの検認制度の検討で適用されている^{[4],[5]}。

E.1.2 検出下限値未満の分析データの取扱いについて

従来の平均放射能濃度の設定では、検出下限値未満の分析データは、用いられないことが多い。ただし、トレンチ処分対象などでは、検出下限値未満のデータが重要になることも考えられる。例えば、20～30点を分析した中で、数点しか検出されていない場合、平均放射能濃度は、検出下限値未満である可能性が高いことを意味しており、検出下限値未満のデータを用いないことは、適正な評価結果にはならない。

アメリカのEPA^[2]では、環境中の有害物質の測定などについて、検出下限値未満のデータを使用する場合があります、検出下限値の1/2として、検出されているデータに加えて信頼区間を算出する方法が例示されている。また、検出下限値未満のデータ数の割合が少ない場合（15%未満又は15～50%の場合）には、Cohenの方法などが提唱されている^[6]。さらに、データの分布形態から平均値と中央値に大差がないと推定される場合で、検出下限値未満のデータを含めた中央値が検出値である場合、中央値を平均値とすることも考えられる^[7]。

E.2 平均放射能濃度の設定方法の具体例について

E.2.1 全般

放射能濃度の測定結果に基づく平均放射能濃度の算出方法は5.1.4に示されているが、実際に平均放射能濃度を適用する際には、測定結果のばらつき、測定データの数を考慮して平均放射能濃度を設定することが適当である。

従来適用されている方法として、均質・均一固化体の場合には、放射能濃度の測定結果を算術平均し、これを1.2倍している場合がある（JNES-SS-0403）。また、充填固化体の場合は、放射能評価対象となる廃棄物の含水率などの特徴を考慮し、充填固化体個々の中の放射能（Bq/本）として、最大に近い値を設定し、これを保守的に全ての充填固化体に対して適用している場合もある（JNES-SS-0403）。

一方、統計学的に、E.1で示したように母平均の信頼区間上限で設定することも考えられる。この方法を適用すると、測定結果のばらつき、測定データの数を考慮した平均放射能濃度を設定することができる。

E.2.2 信頼区間によって平均放射能濃度を設定する方法

統計学における信頼区間によって平均放射能濃度を設定する方法例は以下のとおりである（設定の流れは、図E.1に示すとおりとなる）。

a) **データの分布形態の確認** 放射能濃度データの分布形態（正規分布、対数正規分布など）を確認する。

データ形態が正規分布又は対数正規分布となることは、正規確率紙又は対数正規確率紙上にデータをプロットした際の直線性から判断できる。また、統計的な検定方法として、Kolmogorov-Smirnovによる方法（KS検定、Lilliforsによる修正を適用する場合もある）又はShapiro-Wilkによる方法（SW検定）などがあり、これらの検定結果から判断することもできる。

なお、以下のb)～d)の確認は分布形態を特定し、パラメトリックな手法を適用するが多いが、分布形態を特定しないで、ノンパラメトリックな手法でf)の信頼区間の評価を行うこともできる。

b) **データの外れ値の確認** データの分布形態に応じて、統計的に外れ値を検定し、外れ値と検定されるデータは、これ以降の評価から外す、又は保守的な評価となることを確認して取り入れることができる。外れ値の検定としては、正規分布を仮定してSmirnov-Grubbsによる方法などがある。

c) **Key核種と無相関であることの確認** Key核種として可能性のある⁶⁰Co及び¹³⁷Csと無相関であることを確認し、平均放射能濃度法が適用できることを確認することができる。ここで、相関が認められる場合には、スケーリングファクタ法を適用することが推奨される。

無相関であることの統計学的な検定としては、Pearsonなどの相関係数又はこの相関係数を用いた無相関検定によって行うことができる（D.1b参照）。

- d) データのグループ分類の確認** 統計的に定量化するデータが、統計的に同一のデータ群（母集団）であることの検定が必要である。これには、統計的な検定を行うこともできるが、データが少ない場合には、理論的な考察（核種の化学的な特性上、一定濃度になるなど）で判断することもできる。

統計的な検定としては、別のグループとなる可能性のある因子で分類したデータ群を用いて、データのばらつき（標準偏差）が同等であることを検定し（等分散の検定）、これが同等である場合には、データの平均値に差異がないことを検定する（母平均の差の検定）ことになる。これらについては次に示す。

なお、グループが二つ以上に分かれる場合、各グループで **f)** の統計量を算出し、全体のデータを保守的なグループの平均放射能濃度で代表し、グループ分類をしないで評価することもできる。

- 1) 等分散の検定** データのばらつき（分散又は標準偏差）が同等であることを検定する。

別のグループとなる可能性のある因子で分けたデータ群を用いて、**F** 検定による等分散性の検定を行う。ここで等分散性が確認できない場合、**2)** で不等分散を仮定した検定を行うことも考えられるが、等分散性が確認できないグループを同一グループとして扱うことになるので、この妥当性には留意することが必要である。

- 2) 母平均の差の検定** データの平均に差異がないことを検定する。

別のグループとなる可能性のある因子で分けたデータ群を用いて、**t** 検定による平均値の差がデータのばらつきの範囲であることの検定を行う。なお、一元配置の **F** 検定でも同じ検定結果となる。

- e) 分類したデータでの分布形態の検定** **f)** で統計的な評価を行う前に、同一グループとして分類したデータでの分布形態（正規性又は対数正規性）を再度確認する。

- f) 分類したデータ群での母平均の評価**

- 1) データ数の検討** データのばらつきの大きさを表す標準偏差（分散）を求めるためのデータ数を、実際のデータの状況及び要求される精度などに応じて、設定することが必要である。従来を目安としては、20～30点以上としている場合が多い。ただし、測定対象物が同一発電所における同様な廃棄物である、又は要求される精度に対して、ばらつきが小さい場合などは、データ数が20～30点に至らない場合でも十分の場合もあると考えられる。また、データ数がかなり少ない場合は、**2)** において、ノンパラメトリックな Chebychev の不等式によって信頼区間を求めて評価を行うこともできる。

なお、上記 **d)** のデータのグループ分類の確認を行う上でもばらつきの大きさが必要であるが、比較したいグループに分けるとデータ数が少なく、十分な精度で検定ができない場合があり、この場合は、理論的な考察（特性が類似しておりデータ数が多い核種では、グループ分類が不要であることなど）の補足的な位置づけで検定を用いることが可能である。

- 2) 統計学的な平均放射能濃度の算出** データのばらつき、データ数、要求される信頼度の大きさに応じた統計学的な数値を算出する。信頼度の大きさ（有意水準）は通常 95% とする場合が多く、片側又は両側があり、後者の方が、信頼度が高くなる。また、データ数に応じた測定対象物全体の保守的な平均放射能濃度を設定する場合は、95% 信頼区間上限を適用することが考えられる。一方、測定対象物個々のばらつきを考慮した保守的な平均放射能濃度を推定する場合は、95% 予測区間上限を適用することも考えられる。

なお、分析データは、対数正規分布となることが多く、対数軸上での統計的な数値を示すことが妥当であるが、設定する平均放射能濃度は算術上の平均値であるため、**Land** 法によって算出する方法、又は計算機上でのデータ群からランダムにデータを抽出して算出する方法（リサンプリングによる手法）などから算出することができる。ただし、これらは、算出結果が大きくなる傾向にあり、データ数が比較的多い場合には、分布形態を特定しないノンパラメトリックな方法として、中心極限定理が成立するとして算術平均値として算出する方法、また、計算機の上で、リサンプリングによる手法（**Bootstrap** 法）

が考えられる。一方、データが少ない場合には、算出結果はかなり保守的になるが、ノンパラメトリックな Chebychev の不等式によって算出することも考えられる。

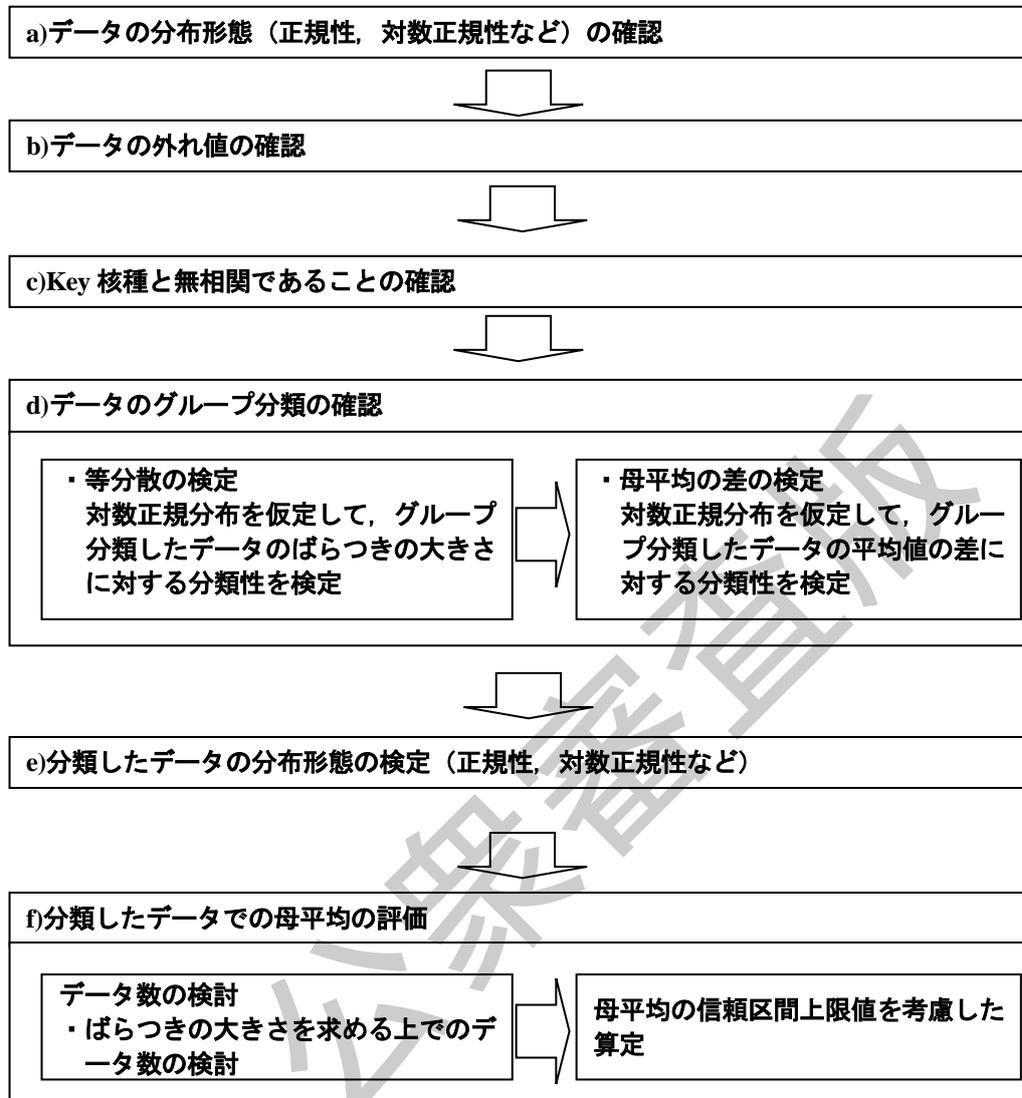


図 E.1—信頼区間によって平均放射能濃度を設定する方法（例）

E.3 平均放射能濃度の適用実績について

平均放射能濃度法は，基本的に，難測定核種の放射能濃度が Key 核種の放射能濃度に依存せず一定の範囲にある場合に適用されている。このため，保守性を考慮したサンプリングを行うか，又は決定した平均放射能濃度に保守的な裕度を設ければ，必ずしもスケーリングファクタ法のようなサンプリングを行わなくてもよいと考えられる。現行の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターへの埋設対象廃棄体（均質・均一固化体及び充填固化体）のうち，平均放射能濃度法を適用している核種の設定例を次に示す。

a) 均質・均一固化体

- 1) ^3H 並びに BWR 及び GCR の ^{14}C 廃棄物処理系を共有するプラントごとに分類し、かつ、同一プラント内において固化方法及び廃棄物種類が異なる場合には更に分類し、その代表試料の放射化学分析データの算術平均を算出している。
- 2) ^{99}Tc 及び GCR の ^{94}Nb 炉型ごと (BWR, PWR 又は GCR) の代表試料の放射化学分析データの算術平均値を算出しているが、当該データには ^{99}Tc の存在領域の不明瞭さを考慮し、保守的に検出下限値データも加算している。なお、GCR では ^{94}Nb の検出データが得られなかったため、検出下限値のデータで算出している。

b) 充填固化体

- 1) ^3H 廃棄体への ^3H の移行量は固体状廃棄物に含まれる水分量 (含水率) で決まるため、含水率の高い廃棄物を廃棄体に最も効率よく充填した場合を想定し、含水率の高い廃棄物の放射化学分析データから算出した算術平均値から廃棄体中の保守的な放射能濃度を算出している。
- 2) GCR の ^{99}Tc 及び ^{94}Nb GCR ではこれらの核種の生成量が少なく、代表試料の放射化学データがほとんど検出下限値未満のデータとなるため、検出下限値のデータも加算した算術平均値を算出している。

E.4 スケーリングファクタ法と平均放射能濃度法を組み合わせる方法

評価対象核種の生成源が、原子炉構造材の腐食生成物 (CP 核種) 起源及び原子炉水中の不純物起源の二つがある場合、前者はスケーリングファクタ法、後者は平均放射能濃度法を適用することが考えられる。この場合、二つの評価方法で放射能濃度を算定し、これを加算することが考えられる。

これに該当する放射性核種としては、充填固化体における ^{36}Cl が考えられる。理由は、 ^{36}Cl には陰イオンとして溶解している成分と、腐食生成物に同伴して溶解していない成分の存在が考えられ、前者は平均放射能濃度法、後者は ^{60}Co を Key 核種とするスケーリングファクタ法での評価が考えられるためである。なお、後者の腐食生成物に同伴して溶解していない成分の生成過程や化学形態は明確ではないが、元々溶解していたイオンが生成の過程で腐食生成物に電気化学的に取り込まれているのではないかと考えられている。

E.5 平均放射能濃度法の継続的な使用の妥当性確認方法

平均放射能濃度が既に設定されている場合において、設定されている値を引き続き使用する場合には、既に設定されている平均放射能濃度の継続使用の妥当性を確認する必要がある。これについては、スケーリングファクタ法と合わせて、D.7 及び附属書 F に記載されているので、参照すること。

参考文献

- [1] 日本原燃株式会社, “六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおける低レベル放射性廃棄物の線量評価と今後の対応について” 平成 23 年 8 月 31 日 (2011) .
入手先: <<https://www.jnfl.co.jp/press/pressj2011/110831besshi.pdf>>
- [2] Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency ” CALCULATING UPPER CONFIDENCE LIMITS FOR EXPOSURE POINT CONCENTRATIONS AT HAZARDOUS WASTE SITES” OSWER 9285.6-10 (2002)
- [3] 汪 金芳, 桜井 裕仁, 金 明哲, ブートストラップ入門 (R で学ぶデータサイエンス 4), 共立出版, 東京, ISBN 9784320110137 (2011)

- [4] JAEA 人形峠環境技術センター, 放射能濃度の測定及び評価の方法の認可申請書の一部補正について, 平成28年8月9日 (<http://www.nsr.go.jp/data/000160596.pdf>)
- [5] 原子炉廃止措置研究開発センターにおいて用いた資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請書
- [6] United States Office Environmental Protection Agency “Guidance for Data Quality Assessment Practical Methods for Data Analysis” EPA QA/G-9 QA00 Update. EPA/600/R-96/084 (2000)
- [7] 足立堅一, 実践統計学入門 篠原出版新社 (2001)

公衆審査版

附属書F (規定) スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用について

序文

この附属書は、本体に示すスケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用の妥当性を放射化学分析などによって確認する方法について、詳細を規定する。

F.1 概要

スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用の妥当性を、放射化学分析などによって確認する方法については、JNESレポート（“平成10年度以降に発生する充填固化体に対するスケーリングファクタ等の継続使用について” JNES-SS-0403, “固体状廃棄物の分析による充填固化体に対するスケーリングファクタの継続使用の確認方法について” JNES-RE-2013-2028, 及び“JNES-SSレポートI-129のスケーリングファクタの継続使用に係る判断方法について”, JNES-SS-0806）に体系的に示されていることから、この附属書に示す。^{[1], [2], [3]}

F.2 JNESレポートに示される継続的な使用の判断方法

JNESレポートによると、スケーリングファクタ（以下、この附属書内では“SF”という。）及び平均放射能濃度（SFと平均放射能濃度を合わせて、以下、この附属書内では“SF等”という。）の継続使用の妥当性を判断するために分析するに当たっては、濃縮廃液又は均質・均一固化体を対象とする場合、及び固体状廃棄物を対象とする場合がある。濃縮廃液は、均質・均一固化体だけではなく、充填固化体のSF等の継続的な使用の判断にも適用することができる。

なお、濃縮廃液又は均質・均一固化体の代わりに、これらの発生源となる原子炉水を分析対象とし、濃縮廃液などと同様の考え方でSF等の継続性を判断することもできる^[4]。ただし、SF等の継続的な使用の判断を行う前の原子炉水について分析を行い、原子炉水のSF等の傾向をあらかじめ把握しておくことが必要である。

F.2.1 濃縮廃液又は均質・均一固化体の分析による確認方法

濃縮廃液又は均質・均一固化体の分析による、均質・均一固化体及び充填固化体のSF等の継続使用の可否を確認する場合の具体的方法を次に示す。

F.2.1.1 SF等変動の3要素に変更がないことの確認

SF等変動の以下に示す3要素に変更がないことについて確認する。

- 大規模な原子炉構成材料の変更がないこと
- 燃料損傷がないこと
- 固型化处理装置の変更がないこと

F.2.1.2 代表試料の分析結果の確認

試料の採取方法、採取頻度、放射能濃度比などの算出方法及び判断方法は次のとおりとする。

- a) **試料採取方法及び採取頻度** 試料採取方法及び採取頻度は表 F.1 の廃棄体（均質・均一固化体）又は原廃棄物（濃縮廃液）を対象としたものとする。

表F.1—試料採取方法及び採取頻度

対象	採取方法	採取頻度
廃棄体	廃棄体中から直接試料を採取する。	1体/年（廃棄体が発生した時）
原廃棄物	固化処理直近のタンクなどから原廃棄物中（濃縮廃液など ^{a)} ）を採取する。	1個/年 又は 当該年度に発生した複数の処理バッチのコンポジット試料を1個/年
注^{a)} 使用済樹脂などを固化している廃棄体の場合は、該当する使用済樹脂など、充填固化体の確認は、濃縮廃液のみ		

- b) **放射能濃度比などの算出方法** 難測定核種と Key核種の放射能濃度比（以下，“核種比”という。）及び廃棄体の放射能濃度の算出方法は表 F.2 のとおりとする。

表F.2—核種比などの算出方法

対象核種	原廃棄物を分析する場合		廃棄体を破壊分析する場合
	原廃棄物を蒸発処理又は乾燥処理する場合（アスファルト固化体及びプラスチック固化体）	左記以外の場合（セメント固化体）	
³ H	廃棄体の ³ H濃度(Bq/kg) =原廃棄物中の ³ H濃度(Bq/kg) × ³ H移行率 ^{a)} (-)×1.2	廃棄体の ³ H濃度(Bq/kg) =原廃棄物中の ³ H濃度(Bq/kg) ×原廃棄物投入量(kg) /固化体重量(kg)×1.2	廃棄体の ³ H濃度(Bq/kg) =廃棄体中の ³ H濃度(Bq/kg)×1.2
¹⁴ C(BWR) ⁹⁹ Tc	廃棄体の難測定核種濃度(Bq/kg) =原廃棄物中の難測定核種濃度(Bq/kg)×原廃棄物投入量(kg) /固化体重量(kg)×1.2 又は =原廃棄物中の難測定核種濃度(Bq/kg) ×(粉体投入量(kg)/粉体化率 ^{b)} (-) /固化体重量(kg)×1.2		廃棄体の難測定核種濃度(Bq/kg) =廃棄体中の放射能濃度(Bq/kg)×1.2
¹⁴ C(PWR) ⁶³ Ni ⁹⁰ Sr ⁹⁴ Nb ¹²⁹ I 全α	核種比 = $\frac{\text{原廃棄物中の難測定核種濃度(Bq/kg)}}{\text{原廃棄物中のKey核種濃度(Bq/kg)}}$		核種比 $= \frac{\text{廃棄体中の難測定核種濃度(Bq/kg)}}{\text{廃棄体中のKey核種濃度(Bq/kg)}}$
注^{a)} 原廃棄物から廃棄体に放射能濃度が移行する割合 注^{b)} 濃縮廃液が粉体化することによる重量の変化率			

- c) **判断方法** SFが設定されている核種については、核種比を均質・均一固化体に対して設定されている従来SFと比較し、その10倍を超えなければSFの継続使用が可能と判断する。

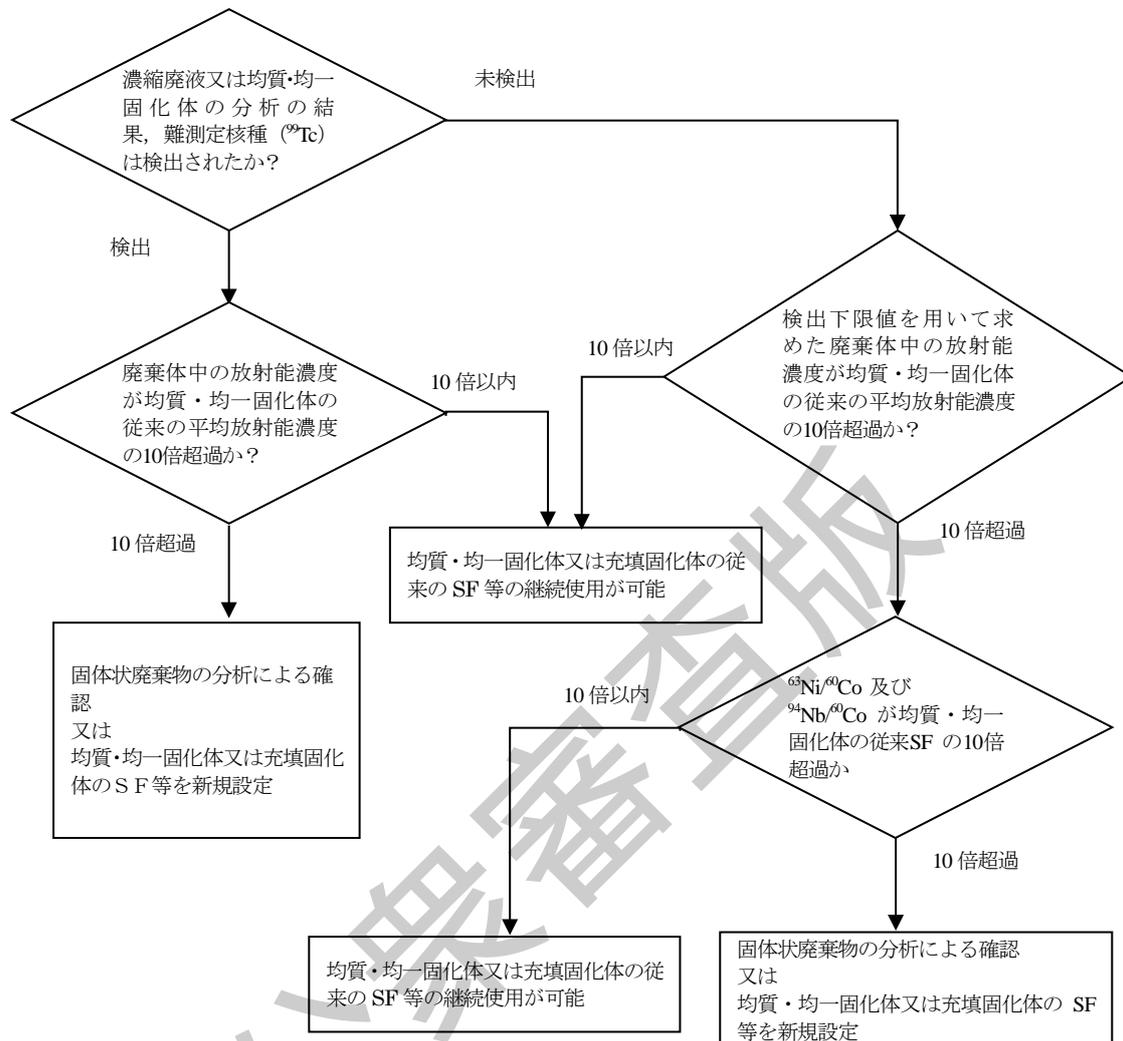
平均放射能濃度が設定されている核種については、当該核種の廃棄体の放射能濃度を均質・均一固化体に対して設定されている従来平均放射能濃度と比較し、その10倍を超えなければ平均放射能濃度の継続使用が可能と判断する。

また、充填固化体の SF 等継続使用の場合は、その特殊性を踏まえて考慮すべき事項は、次のとおりとする。

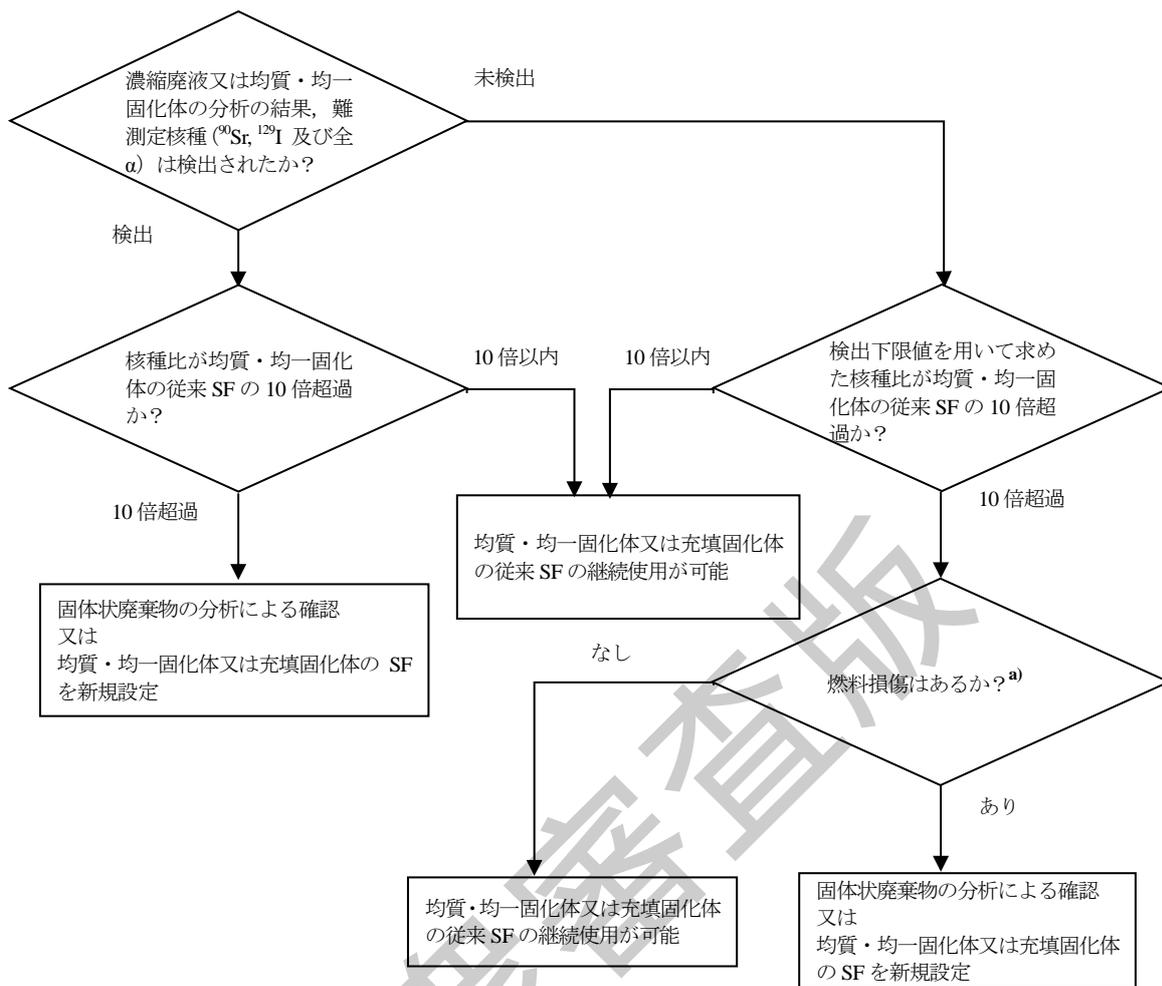
- 1) **充填固化体の ^3H** 充填固化体の ^3H の平均放射能濃度は含水率の高い廃棄物を容器に稠密に詰めた状態を想定して十分保守的な値が設定されているため、 ^3H の放射能濃度は参考値として把握することとし、従来の平均放射能濃度の 10 倍を超過した場合は、平均放射能濃度の新規設定が必要となる。
- 2) **充填固化体の ^{14}C (BWR)** 濃縮廃液又は均質・均一固化体の分析によって求めた廃棄体中の放射能濃度を均質・均一固化体に対して設定されている従来の平均放射能濃度と比較し、その 10 倍を超えなければ充填固化体の ^{14}C の SF が継続使用可能と判断する。
なお、充填固化体の ^{14}C の SF は保守的に $^{14}\text{C}/^{60}\text{Co}$ 比が原子炉系に比べて約 2 桁高いタービン系の廃棄物の分析結果から設定されているため、 ^{14}C の放射能濃度は参考値として把握することとし、従来の平均放射能濃度の 10 倍を超過した場合は、SF の新規設定が必要となる。
- 3) **充填固化体の ^{99}Tc** 濃縮廃液又は均質・均一固化体の分析によって求めた廃棄体中の放射能濃度を均質・均一固化体に対して設定されている従来の平均放射能濃度と比較し、その 10 倍を超えなければ充填固化体の ^{99}Tc の SF が継続使用可能と判断する。
- 4) **検出下限値から算出した値による判断** ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{129}I 及び全 α は、濃縮廃液又は廃棄体中の放射能濃度が極めて低く、放射化学分析では検出下限値未満となる場合がある。検出下限値から求めた核種比など（核種比及び放射能濃度）が従来 SF 等の 10 倍を超過した場合には、 ^{99}Tc については図 F.1, ^{90}Sr , ^{129}I 及び全 α については図 F.2 に基づき判断する。

均質・均一固化体と充填固化体の SF 等継続使用の場合については次に示す。

- 1) **検出下限値から算出した値による判断**



図F.1—⁹⁹Tcの判断フロー



注^{a)} 原子炉水の定期測定で求めた ^{131}I の放射能濃度が、均質・均一固化体のプラント区分に応じて次の値を超えないことを確認する。

- BWR のうち ^{137}Cs 高レベルプラント：サイクル平均値で $2 \times 10^5 \text{ Bq/kg}$ ($2 \times 10^6 \text{ Bq/kg}$ の 1/10)
- BWR のうち ^{137}Cs 中レベルプラント：サイクル平均値で $3 \times 10^4 \text{ Bq/kg}$ ($3 \times 10^5 \text{ Bq/kg}$ の 1/10)
- BWR のうち ^{137}Cs 低レベルプラント：定期測定の最大値で $2 \times 10^4 \text{ Bq/kg}$
- PWR: 定期測定の最大値で $3 \times 10^4 \text{ Bq/cm}^3$

図F.2— ^{90}Sr , ^{129}I 及び全 α の判断フロー

F.2.2 固体状廃棄物の分析による確認方法

固体状廃棄物の分析による充填固化体のSF等の継続使用の可否を確認する場合の具体的方法は、次に定めるとおりとする。

F.2.2.1 SF等変動の3要素に変更がないことの確認

固体状廃棄物の分析によって確認する場合は“固型化处理装置の変更”は対象外であるため、SF等変動の3要素のうち次の2要素を確認する。

- 大規模な原子炉構成材料の変更がないこと
- 燃料損傷がないこと

F.2.2.2 代表試料の分析結果の確認

試料の採取方法、採取頻度、放射能濃度比などの算出方法及び判断方法は次のとおりとする。

- a) **試料採取方法及び採取頻度** 試料採取方法及び採取頻度は表 F.3 のとおりとする。

表 F.3—試料採取方法及び採取頻度（固体状廃棄物の分析の場合）

対象	採取方法	採取頻度
固体状廃棄物	原子炉水に直接汚染 ^{a)} された固体状廃棄物から試料を採取する。	数個 ^{b)} ／年 又は 数個 ^{b)} ／運転サイクル ^{c)}
<p>注 a) 少なくとも 1 年以上、BWR では原子炉水系、PWR では一次系に直接接触していたものとする。</p> <p>b) 当面は 3 個以上とし、試料採取数は実績を踏まえて見直す（原文のまま^[2]。これは、基本は 3 個以上とするが、実績を積むことによって見直すことが可能と解釈できる）。ただし、既に代表性が確認されている発電所の場合^{[5], [6]}、制御棒駆動系のシールリング及びフィルタ、並びに試料採取系の金属フィルタの分析については、1 個／年又は 1 個／運転サイクルとする。</p> <p>c) 年間を通じて原子炉を運転したため定期検査が発生せず、代表性のある固体状廃棄物が発生しない場合には、運転サイクルごとの確認とする。</p>		

- b) **放射能濃度比などの算出方法** 核種比及び廃棄体の放射能濃度の算出方法は表 F.4 のとおりとする。

表 F.4—核種比などの算出方法（固体状廃棄物の分析の場合）

対象核種	溶融固化体の場合	左記以外の場合
³ H	$\begin{aligned} & \text{廃棄体の } ^3\text{H 濃度(Bq/本)} \\ & = \text{固体状廃棄物中の } ^3\text{H 濃度(Bq/kg)} \\ & \times \text{固体状廃棄物投入量(kg/本)} \\ & \times \text{残存率}^{\text{a)}} (-) \end{aligned}$	$\begin{aligned} & \text{廃棄体の } ^3\text{H 濃度(Bq/本)} \\ & = \text{固体状廃棄物中の } ^3\text{H 濃度(Bq/kg)} \\ & \times \text{固体状廃棄物投入量(kg/本)} \end{aligned}$
¹⁴ C ⁶³ Ni ⁹⁰ Sr ⁹⁴ Nb ¹²⁹ I 全 α	$\text{核種比} = \frac{\text{固体状廃棄物中の難測定核種濃度 (Bq/kg)}}{\text{固体状廃棄物中のKey核種濃度(Bq/kg)}}$	
<p>注 a) 固体状廃棄物が溶融固化することによる放射性核種が残存している割合</p>		

- c) **判断方法** SF が設定されている核種については核種比を充填固化体に対して設定されている従来 SF と比較し、その 10 倍を超えなければ SF の継続使用が可能と判断する。

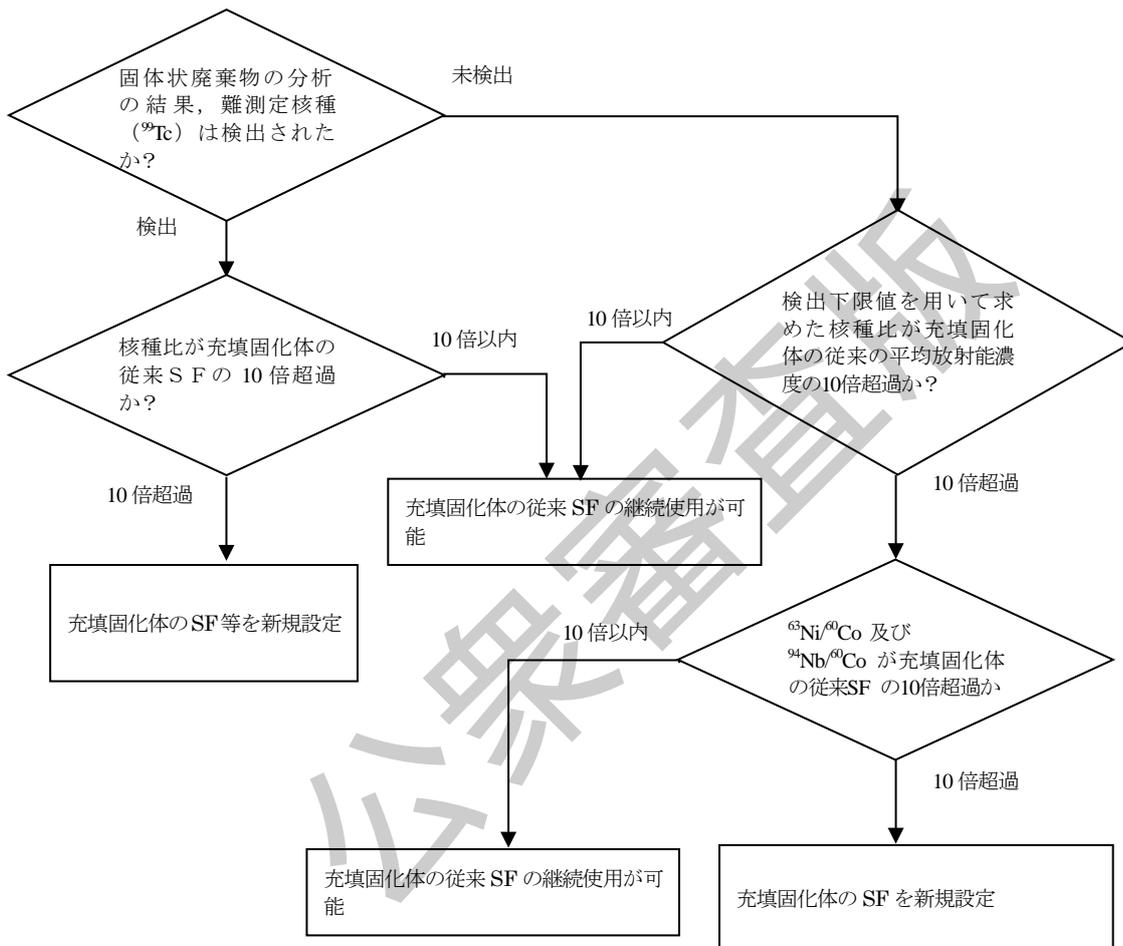
³H については廃棄体中の放射能濃度を充填固化体に対して設定されている従来の平均放射能濃度と比較し、その 10 倍を超えなければ平均放射能濃度の継続使用が可能と判断する。

なお、充填固化体の SF 等継続使用において特に考慮すべき事項は、次のとおりとする。

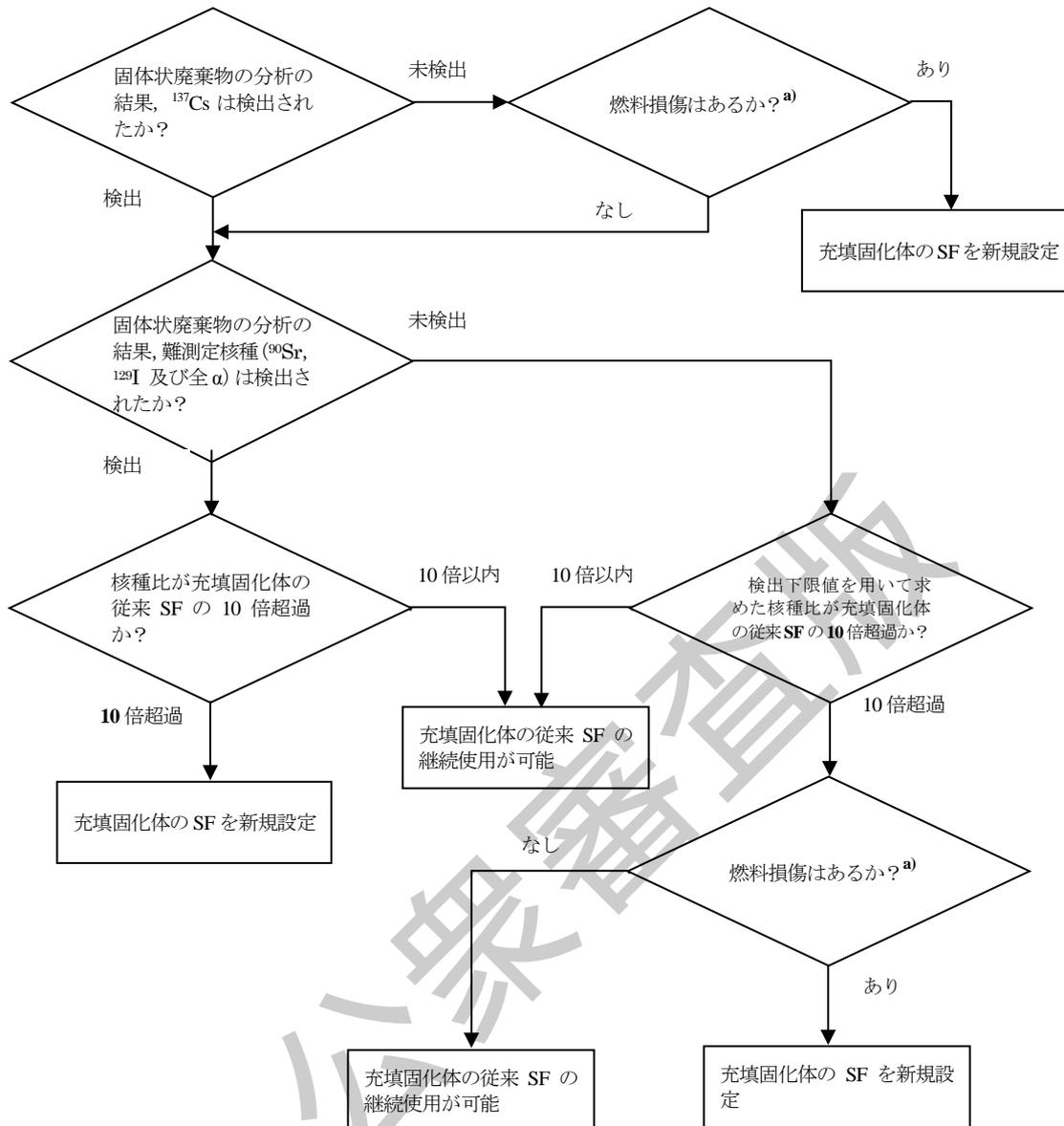
- 1) **¹⁴C について** BWR における ¹⁴C の SF の継続使用の確認については、原子炉系の固体状廃棄物を採取した場合には原子炉系の SF と、タービン系の固体状廃棄物を採取した場合にはタービン系の SF と比較する。

2) 検出下限値から算出した値による判断 ^{99}Tc は固体状廃棄物中の放射能濃度が低く検出困難な核種である。検出下限値を用いて求めた核種比が従来SFの10倍を超過した場合には、充填固化体のSF等を新規設定する。☒ F.3を参考にして判断する。

^{90}Sr , ^{129}I 及び全 α 並びにこれらのKey核種である ^{137}Cs は固体状廃棄物中の放射能濃度が低く検出困難な核種である。固体状廃棄物の分析の結果 ^{137}Cs が検出されない場合は、充填固化体のSF等を新規設定する。☒ F.4を参考にして判断する。



図F.3— ^{99}Tc の判断フロー



注^{a)} 原子炉水の定期測定で求めた ¹³¹I の放射能濃度が、均質・均一固化体のプラント区分に応じて次の値を超えないことを確認する。

- BWR のうち ¹³⁷Cs 高レベルプラント：サイクル平均値で 2×10^5 Bq/kg (2×10^6 Bq/kg の 1/10)
- BWR のうち ¹³⁷Cs 中レベルプラント：サイクル平均値で 3×10^4 Bq/kg (3×10^5 Bq/kg の 1/10)
- BWR のうち ¹³⁷Cs 低レベルプラント：定期測定の最大値で 2×10^4 Bq/kg
- PWR: 定期測定の最大値で 3×10^4 Bq/cm³

図 F.4—⁹⁰Sr, ¹²⁹I 及び全 α の判断フロー

参考文献

- [1] 独立行政法人原子力安全基盤機構，“JNES-SS レポート 平成 10 年度以降に発生する充填固化体に対するスクリーニングファクタ等の継続使用について”，JNES-SS-0403，（2005）。

- [2] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “固体状廃棄物の分析による充填固化体に対するスケーリングファクタの継続使用の確認方法について”, JNES-RE-2013-2028, (2013) .
- [3] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート I-129 のスケーリングファクタの継続使用に係る判断方法について”, JNES-SS-0806, (2008) .
- [4] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 中部電力(株)浜岡原子力発電所における平成 10 年度以降に発生した充填固化体 SF 等の継続使用について－原子炉水サンプリング方式－”, JNES-SS-0713 (2008).
- [5] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “平成 10 年度から平成 16 年度に発生した中国電力(株)島根原子力発電所 1 号機の充填固化体に対するスケーリングファクタの継続使用の妥当性評価について”, JNES-EV-2012-9006, (2013) .
- [6] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “平成 16 年度以降に発生した北陸電力(株)志賀原子力発電所 1 号機の充填固化体に対するスケーリングファクタの継続使用の妥当性評価について”, JNES-EV-2012-9001, (2012) .

公衆審査版

附属書G (参考) 非破壊外部測定法による放射能濃度の決定方法

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

G.1 概要

非破壊外部測定法は、一般的には Ge 検出器などを用いて非破壊で γ 線放出核種の放射能濃度を決定する方法である。この附属書では、濃度比と測定とによる方法を用いる場合の Key 核種の放射能濃度を非破壊測定する場合を想定して、基本的な測定方法を示しているが、これを参考に Key 核種以外の γ 線放出核種 (^{152}Eu , ^{154}Eu など) の放射能濃度を決定することができる。

廃棄体全体からの透過 γ 線を外部から計測することによって、 ^{60}Co , ^{137}Cs など、主要な γ 線を放出する放射性物質の放射能濃度を測定する非破壊外部測定法には、 γ 線の減衰補正方式の違いによって幾つかの方式があるが、既往の事例では、各方式とも Ge 検出器を主体とした γ 線スペクトロメトリを基本としている。ここで、均質・均一固化体の場合、測定対象物となる廃棄体中の放射能濃度及び密度分布が均一であるため、基本的には、放射線計測器の校正がなされていれば、容易に廃棄体の放射能濃度を定量可能である。(放射線計測時の誤差(計数誤差)の影響は基本的に小さいと考えられる。)一方、充填固化体の場合、廃棄体中の放射能濃度及び密度分布が不均一であることから、平均密度、光電ピーク計数值、散乱線計数值などを利用したマトリックス誤差への補正が必要となるが、これらの補正方法が適切かどうかについては、シミュレーション計算(様々な形状、放射能分布を模擬した廃棄体の計算機上での測定)などを行い^[1]、各測定方式が測定性能を有していることを確認する必要がある。

なお、上記のいずれの場合においても、実際の測定体系において、原廃棄物又は廃棄体の放射能濃度を定量できることは、別途、確認する必要がある。

G.2 非破壊外部測定法の基本的な考え方

G.2.1 基本的な測定方法

非破壊外部測定法とは、固体状放射性廃棄物の状態又は容器に収納した状態にある測定対象物の外部から、 γ 線スペクトル及び Key 核種などの放出する γ 線線量を測定する方法である。測定対象物に含まれる γ 線放出核種に応じた放射能濃度の濃度比が事前に把握できる場合には、全 γ 線、線量当量率などを測定して、 ^{60}Co などの Key 核種濃度を把握することができる。また、二次的な汚染によって生じた放射性核種と放射化によって生じた放射性核種とが混在している場合で、測定対象物表面にある二次的な汚染によって生じた放射性核種だけの ^{60}Co 濃度を把握するため、測定対象物表面の線量当量率を測定してもよい。

Key 核種など測定対象核種の放射能濃度は式(G.1)又は式(G.2)によって求める。

$$C_0(\text{体積汚染}) = C_{ts} / \varepsilon_0 \times K_1 / W \cdots \cdots \cdots \text{(G.1)}$$

$$C_0(\text{表面汚染}) = C_{ts} / \varepsilon_0 \times K_2 \times S / W \cdots \cdots \cdots \text{(G.2)}$$

- ここに、 C_0 : 主要核種の放射能濃度(Bq/kg)
 C_t : 計数率(s^{-1})
 ϵ_0 : Key 核種に対する検出効率(-)
 K_1 : Key 核種に対する放射能換算係数(Bq/s^{-1})
 K_2 : Key 核種に対する表面密度換算係数[(Bq/m^2)/ s^{-1}]
 S : 測定対象物の表面積(m^2)
 W : 測定対象物の質量(kg)

解体時に発生する放射性廃棄物を事例とすると、解体する時期に応じて、様々な状態がありえるが、これらの基本的な測定方法を **a)~c)** に示す。

なお、廃棄体又はコンクリート等廃棄物となる前に測定する場合には、測定結果のトレーサビリティが必要となる場合があるので留意する。

非破壊外部測定法を適用する場合は、外部からの測定で得られた Key 核種からの γ 線などの計数率から、Key 核種の放射能 (Bq) に換算する放射能換算係数 (表面密度換算係数) を用いることになり、**a)~c)** の適用性は、この放射能換算係数の設定に必要な汚染性状 (**G.2.2.2c**) を考慮して判断することになる (**G.2.3** 参照)。

非破壊外部測定法を適用する場合、放射能を計測する時の計数誤差並びに測定対象物の放射能及び密度偏在に伴う放射能換算係数設定上の誤差 (マトリックス誤差) が、Key 核種の放射能濃度の誤差要因となる。

a)~c) に応じた放射線測定器の選定方法は **G.2.2** に示す。これらの概要を表 **G.1** に示す。放射線測定器は、測定する γ 線放出核種の種類、測定対象物の放射能の大きさなどに応じた γ 線エネルギーの分解能、放射能の感度などを考慮して選定する。例えば、 ^{60}Co 、 ^{137}Cs などの γ 線を区別して測定するためには γ 線スペクトロメトリを選定することが考えられる。

a) 解体前の生体遮蔽コンクリート、建屋コンクリート、大型の構造物、設置機器などの状態 解体前の状態で外部から測定して、解体時の放射性廃棄物の放射能濃度を求める。表面汚染が残っている状態で表面汚染密度を測定したい場合、又は内部の放射能分布が理論計算などで把握できる場合などに適している。

放射能の大きさなどを考慮した測定方法で測定する。また、コリメータ付きの Ge 検出器で測定する方法もある。

なお、表面の放射能のサーベイを非破壊外部測定法で行い、このサーベイ結果から、試料のサンプリング箇所を設定する (附属書 **H 4 a**) 参照)。

b) 解体したコンクリートブロック、構造物、機器などを容器などに収納する前の状態 解体後の状態で外部から測定し、解体時の放射性廃棄物の放射能濃度を求める。この方法は、次のような場合などに適している。

- 表面汚染が残っている状態で表面汚染密度を測定したい場合。
- 測定対象物を直接測定することで γ 線線量の低下や ^{60}Co などのコンプトン効果の影響を低減したい場合。
- 測定対象物ごとに測定することで汚染性状を把握して、測定精度を高くしたい場合。

測定する放射能を考慮した測定方法で測定する。

なお、 γ 線などの計数率を高めるために、測定対象物全体を一括して測定、又は、連続的に測定してもよい。

c) **解体したコンクリート片、構造材、機器などを容器などに収納した状態** 容器などに収納した状態での外部からの測定値に基づき、容器単位などで放射能濃度を求める。容器などに収納した状態とは、ピット処分及びトレンチ処分を行うために容器などに収納した状態の他、測定用に仮の容器に収納した状態などでもよい。

容器に収納することで、容器及び内容物が遮蔽してγ線線量が低下すること、⁶⁰Coなどのコンプトン効果の影響が大きくなること、測定対象物ごとに測定できないので個々の汚染状態が把握できないことなどが理由で、測定精度が著しく低くなる場合があるので留意することが望ましい。

容器などの外部から基本測定器を用いて測定を行うことも可能であるが、測定精度や作業効率の観点から、専用の測定器を用いる場合もある。専用の測定器を用いている例としては、ドラム缶内に固化されている運転廃棄物の測定及び角形容器に収納されたクリアランス対象物の測定がある。

表 G.1—放射線測定器の概要

測定対象物 (形状)	基本測定器	専用測定器
コンクリート類の平たん面	サーベイメータ (全γ線など) ・GM計数管式サーベイメータ ^{a)} ・比例計数管式サーベイメータ ^{b)} ・電離箱式サーベイメータ ^{c)} ・シンチレーションサーベイメータ ^{d)}	<ul style="list-style-type: none"> ・密着走査測定式大面積測定器 (全γ線など) ・コリメータ付きのGe検出器 (γ線スペクトルなど)
大型機器 (表面単純形状, 配管, 球状, 表面複雑)		
小型機器・物品 (平板, 棒状, 配管, 球状, 複雑形状, 小物物品の集合)	γ線スペクトロメトリなど	<ul style="list-style-type: none"> ・トレイ形などのプラスチックシンチレーション検出器 (全γ線など) ・上記とNaIシンチレーション検出器との組合せ (γ線スペクトルなど)
容器などに収納	<ul style="list-style-type: none"> ・可搬型のGe検出器 ・可搬型のNaIシンチレーション検出器 ・可搬型のCsIシンチレーション検出器 	<ul style="list-style-type: none"> ・Ge検出器 (比較的高い分解能が要求されるγ線スペクトルなど) ・NaIシンチレーション検出器 (γ線スペクトルなど) ・プラスチックシンチレーション検出器 (全γ線など)
<p>注記1 AESJ-SC-F005 : 2005^[2]を参考にしたが、この標準で想定される放射能が比較的高い場合、容器などに収納する場合も想定した。</p> <p>注記2 基本測定器は、測定しようとする放射線の種類及び強さ並びにバックグラウンドの影響を考慮して、測定対象物の線量を測定できるものを選択する必要がある。</p> <p>注 ^{a)} 高線量域では数え落とし及び窒息現象が発生する場合があるので留意する。 ^{b)} 低エネルギーβ線の測定も可能である。 ^{c)} 高線量域での測定に適している。 ^{d)} 低線量の測定も可能である。</p>		

G.2.2 非破壊外部測定法における放射能濃度の測定方法

G.2.2.1 概要

ここでは、非破壊外部測定法における放射能濃度の測定方法を検討する。

非破壊外部測定法における放射線測定器の選定方法は、この標準の測定対象物の特徴を考慮すると、次のとおりとなる。非破壊外部測定を行う場合の測定対象物の分類及び放射線測定器の選定フローの例を図 G.1 に示す。

G.2.2.2 測定対象物の分類方法

放射線測定器の選定及び放射能換算係数の設定を考慮して次の a)~c)に着目して測定対象物の分類を行う。

- a) **形状・寸法** 形状及び寸法は、放射能換算係数を決定する場合の重要な因子で、測定精度に直接的に影響するものである。このため、作業効率なども考慮し、解体前に可搬型の専用基本測定器などによって測定する建屋構築物及び大型機器、解体後にトレイ形の専用測定器又は容器などに収納して専用測定器などによって測定する小型機器などに分類することが想定され、例えば、次の**1)～5)**を考慮して分類する。
- 1)** 解体前の建屋構築物は、測定対象物の測定対象面積、表面の干渉物の有無、及び表面の平たん（坦）度を考慮し、床面、壁面などの表面汚染を効率的に測定するために開発された専用測定器を適用できるもの、可搬型の基本測定器を適用できるものなどに分類する。
- なお、専用測定器は平たん（坦）な汚染面で構成される大型機器でも使用できることから、この分類は大型機器にも適用される。
- 2)** 解体前の大型機器は、基本測定器を内部に入れて測定できるもの、測定者が内部に入って測定できるもの、又はそれ以外のものに分類する。この分類に応じ、表面汚染、放射化汚染又は内部汚染を測定する放射線測定器を選択することになる。
- なお、複雑な形状の大型機器で γ 線用基本測定器の適用が合理的でない場合には、解体などによって単純な形状にして小型機器と同じように測定することも考慮する。
- 3)** 小型機器を解体した測定対象物は、単品のまま測定できるもの、又は集合体として測定できるものに分類し、更に、基本測定器などで測定する、トレイ型などの専用測定器で測定する、又は容器などに収納して専用測定器で測定するものに分類する。
- 3.1)** 基本測定器などで測定する場合には、測定対象物の形状及び寸法に応じた放射能換算係数を設定するため、単純形状（例えば、平板、配管、棒など）、複雑形状、又はそれらの集合体に分類する。
- 3.2)** トレイ型などの専用測定器で測定する場合又は容器などに収納して専用測定器で測定する場合は、放射能換算係数の設定条件に合わせた形状などに分類する。ただし、保守的な放射能濃度と評価されるような放射能換算係数を用いることで、形状などの分類を不要にする場合もある。
- b) **材質** 材質によって放射能換算係数が変わることから、金属類、コンクリート類などの材質ごとに分類する。ただし、材質が混在する場合などで、保守的な放射能濃度と評価されるような放射能換算係数を用いることで、材質の分類を不要にする場合もある。
- c) **汚染性状** 汚染性状については、例えば、次の**1)～3)**に分類し、必要に応じこれらが混在する汚染に分類する。また、コンクリート類では、必要に応じ、浸透汚染も考慮する。
- 1) 表面汚染** 二次的な汚染によって生じた放射性核種が測定対象物の外表面にある汚染（汚染面の γ 線又は β 線を直接測定できる。）
- 2) 放射化汚染** 放射化によって生じた放射性核種による汚染（評価対象の外側から γ 線を測定する。）
- 3) 内部汚染** 二次的な汚染によって生じた放射性核種が放射性流体を内包する配管、機器などのような測定対象物の内面にある汚染（汚染面の γ 線又は β 線を直接測定できない場合は、外側から γ 線を測定する。）

G.2.2.3 放射線測定器の選定方法

放射線測定器は、G.2.2.2による測定対象物の分類、G.2.3で示す放射能換算係数の設定の合理性などを考慮して、測定する γ 線放出核種の種類及び測定対象物の放射能の大きさなどの観点から選定できる。例えば、次のとおり選定できる。

- a) **建屋構築物及び大型機器** 測定対象物の汚染性状などに応じて、**1)～5)**の放射線測定器を選定できる。

- 1) 表面汚染の場合で、全 β 線又は全 γ 線を高い検出性などで測定する場合は、GM計数管式サーベイメータ、比例計数管式サーベイメータなどの基本測定器が、 γ 線スペクトルなどを測定する場合は、可搬型のGe検出器、NaIシンチレーション検出器などの基本測定器が選定できる。原子力発電所での事例として、タービンロータのクリアランスの検認に可搬型のGe検出器及びNaIシンチレーション検出器が適用されている¹⁾。
 - 2) 放射化汚染の場合で、全 γ 線を測定する場合は、NaIシンチレーション式サーベイメータなどの基本測定器が、 γ 線スペクトルなどを測定する場合は、要求されるスペクトルの分解能に応じて可搬型のGe検出器、NaIシンチレーション検出器などの基本測定器が選定できる。
 - 3) 内部汚染の場合で、外部から γ 線スペクトルなどを測定する場合は、可搬型のGe検出器及びNaIシンチレーション検出器などの基本測定器が選定でき、内部から測定できる場合は表面汚染と同様の基本測定器及び配管内部に測定部を挿入可能な棒型のシンチレーション測定器が選定できる。
 - 4) 全 β 線又は全 γ 線によって表面汚染などを効率的に、又は高い検出性などで測定する場合は、密着走査測定式大面積検出器などの専用測定器が選定できる。また、汚染部位又は汚染分布などを把握するため、ガンマカメラを利用する場合がある。
 - 5) 汚染性状によらず外部から効率的に γ 線スペクトルなどを測定する場合は、コリメータ付きのGe検出器などの専用測定器が選定できる。
- b) **小型機器** 測定対象物の汚染性状又は単位（単品又は集合体）などによって**1)～3)**の放射線測定器を選定できる。集合体としての汚染性状が均一な場合、**c)2)**の容器などの外部から測定する専用測定器を選定してもよい。
- 1) 表面汚染の場合で、単品で全 β 線又は全 γ 線を高い検出性などで測定する場合は、GM計数管式サーベイメータ、比例計数管式サーベイメータなどの基本測定器が、 γ 線スペクトルなどを測定する場合は、可搬型のNaIシンチレーション検出器などの基本測定器が選定できる。**3)**のトレイ型などの専用測定器を選定してもよい。
 - 2) 放射化汚染の場合で、単品で全 γ 線を測定する場合は、NaIシンチレーション式サーベイメータなどの基本測定器が、 γ 線スペクトルなどを測定する場合は、要求されるスペクトルの分解能に応じて可搬型のGe検出器、NaIシンチレーション検出器などの基本測定器が選定できる。**3)**のトレイ型などの専用測定器を選定してもよい。
 - 3) 汚染性状によらず小型の測定対象物を集合体としてまとめることで、効率的に、又は高い検出性などで測定する場合には、測定対象物の質量、寸法などを考慮して、トレイ型などの専用測定器を選定できる。トレイ型などの専用測定器としては、高い検出性などで全 γ 線を測定する場合はプラスチックシンチレーション検出器が、 γ 線スペクトルを測定する場合はNaIシンチレーション検出器など、又はこれらを組み合わせたものを適用してもよい。
- c) **均一体** 測定対象物が均一な場合は、測定対象物の汚染分布が均一であるとして取り扱っても測定結果から放射能を評価できる。
- 1) 均一な固化体、大型ブロックなどの外部から γ 線スペクトルなどを測定する場合は、可搬型のNaIシンチレーション検出器、Ge検出器などの基本測定器が選定できる。
 - 2) 均一な固化体や容器などに収納された状態で効率的に測定する場合などには、容器などの外部から γ 線スペクトルなどを測定するGe検出器又はNaIシンチレーション検出器を持つ専用測定器が選定できる。全 γ 線を高い検出性などで測定するためにプラスチックシンチレーション検出器を持つ専用測定器を選定してもよい。これらの検出器を組み合わせたものを選定してもよい。

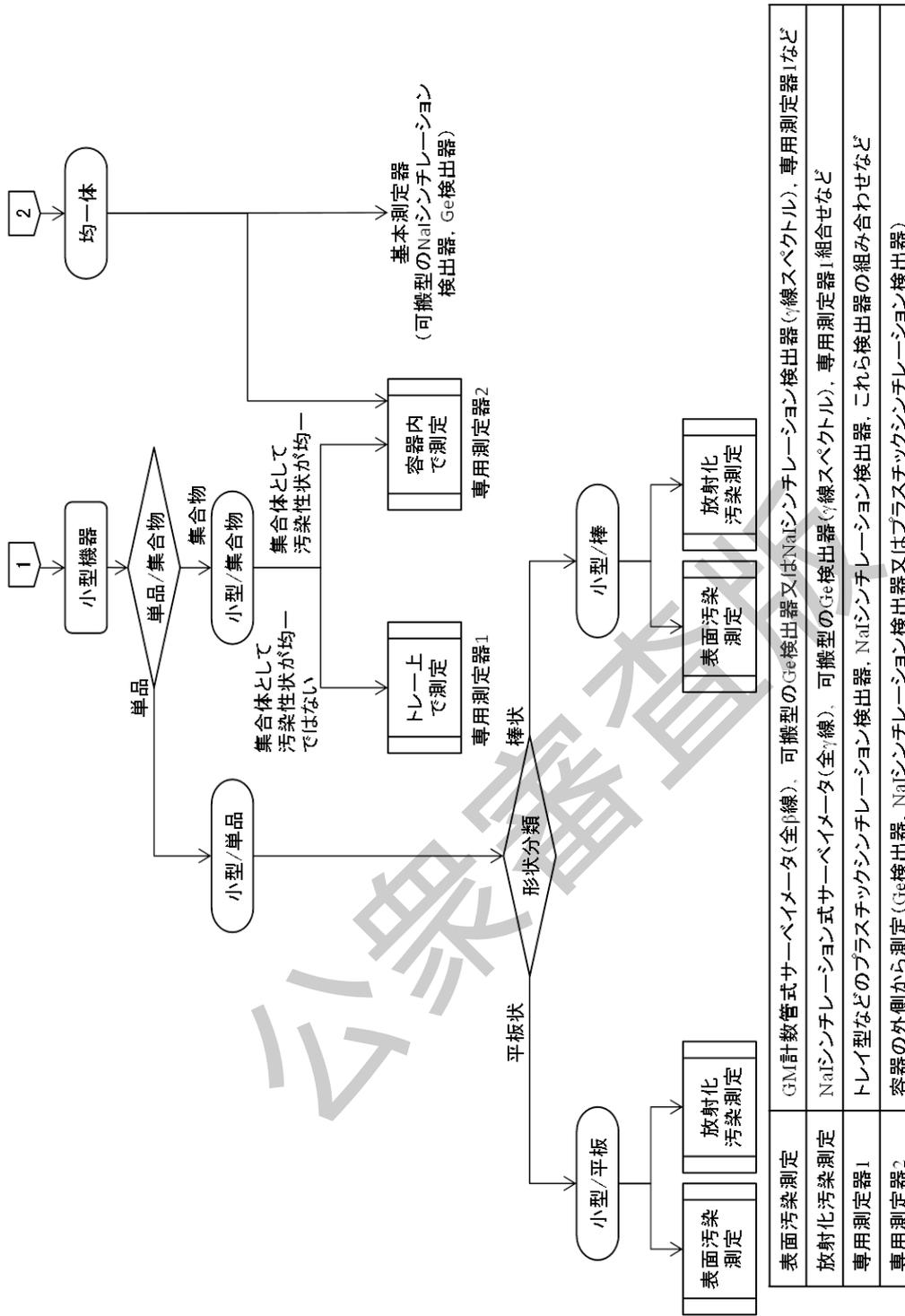


図 G.1—非破壊外部測定の測定対象分類及び放射線測定器選定フロー一例 (続き)

G.2.3 非破壊外部測定法における放射能換算係数の設定方法

G.2.3.1 概要

非破壊外部測定法における放射能換算係数の設定方法は、大別すると次の2とおりがある。

- a) **模擬線源などを測定して設定する方法** 放射能が既知の模擬線源などを実際に測定して放射能換算係数を求める。この方法は、測定対象物が模擬線源などで代表できる場合に適用できる。ただし、測定対象物を想定した補正又は検証のためにシミュレーション計算が必要となる場合がある。

放射能換算係数の設定方法は AESJ-SC-F005 : 2005^[2]が参考になる。例えば、表面汚染密度を測定する場合、基本測定器による模擬線源として標準線源 (y cm × y cm の板状線源) を用いた放射能換算係数の測定イメージは図 G.2 のとおりである。測定対象物と放射線測定器までの距離 (x) の補正を考慮する。

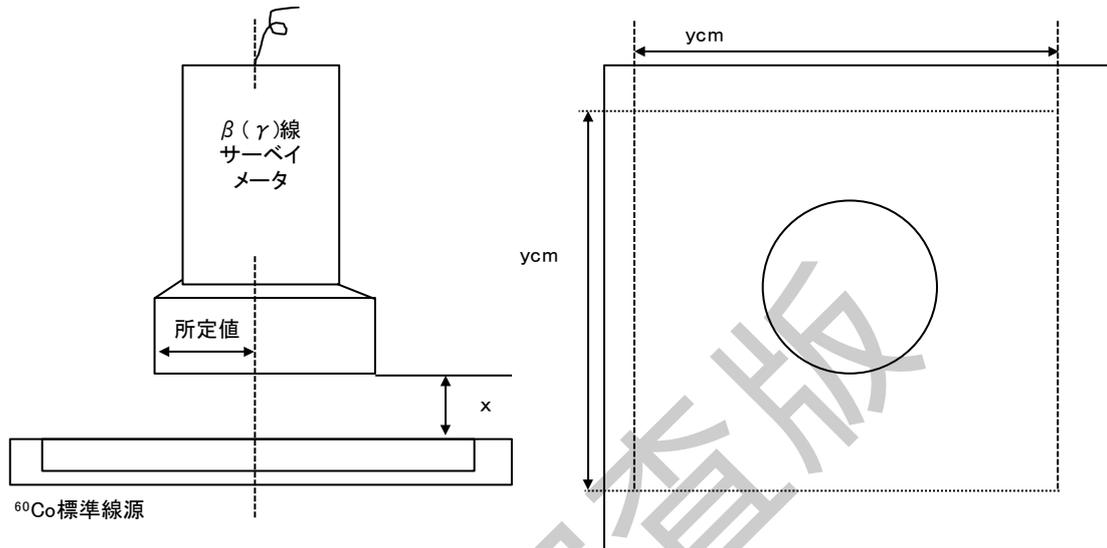


図 G.2—放射能換算係数の設定方法（概念図）

基本測定器である GM 計数管式サーベイメータについて、模擬線源を用いた放射能換算係数の設定例が、AESJ-SC-F005 : 2005^[2]解説 2 添付 1 に示されており参考となる。専用測定器で模擬線源を用いて放射能換算係数を設定する場合は、放射線測定器に応じて、その方法を定める。

- b) **測定対象物及び測定体系をモデル化してシミュレーション計算して設定する方法** 測定対象物及び測定体系をモデル化して、コンピュータなどでシミュレーション計算して放射能換算係数を求める。ただし、専用測定器などでは、測定対象物から得られる γ 線線量以外の情報なども利用して、別途の手法で放射能換算係数を設定し、この換算係数による測定誤差などをシミュレーション計算して算出してもよい。この方法では、測定対象物のモデル化が必要であり、G.2.3.2 にその方法を示す。

シミュレーション計算の方法は、AESJ-SC-F005 : 2005^[2]が参考となり、これによると、輸送計算コードを用いること、又は測定対象物の形状及び汚染性状によってはモンテカルロ法（例えば、MCNP コード、EGS コードなど）若しくは離散座標法である Sn 法（例えば、ANISN コード、DORT コード、TORT コードなど）を選択することとある。また、シミュレーション計算は、遮蔽計算コードである QAD コードを用いてもよい。計算においては、共通データとして考慮する物質の核反応断面積、放射線測定器のエネルギー応答関数などの設定を行う。核反応断面積は核データとしての公開データ（例えば、JENDL-3.3、ENDF/B-VI など）を用いる。

なお、測定対象物の形状が複雑な場合又は測定対象物からの放射線が測定器に到達するまでの過程が複雑な場合には、模擬線源などを実際に測定して、シミュレーション計算結果を補正、又は検証することが必要となる場合もある。

G.2.3.2 放射能換算係数を設定するためのモデル化方法

放射能換算係数をシミュレーション計算で求める場合、測定対象物のモデル化は次のように行うことができる。容器などに収納して測定する場合は、容器など全体をモデル化する以外に、容器などに収納される評価対象物をモデル化して計算してもよい。

- a) **測定対象物の形状** 測定対象物の形状を円筒、球、円板、板、立方体、円柱などにモデル化する。容器などに収納される評価対象物をモデル化する場合も、同様である。
- b) **測定対象物の密度及び材質（主要な元素成分濃度）** 測定対象物の密度及び材質などを考慮してモデル化する。測定対象物が不均一な場合でも、平均的な密度、材質などでモデル化してもよい。表面汚染密度を測定対象物の表面から測定する場合などでは不要となる。
- c) **測定対象物の汚染性状（放射化汚染、表面汚染、内部汚染などの性状）** 測定対象物の実際の汚染性状を考慮して、計算で想定する汚染性状としてモデル化する。具体的には、測定対象物の中で γ 線を放出している部分を“線源”とすると、この線源の形状、数、位置又は強度分布が該当し、これらに応じて、次のように設定する。

1) **線源の形状の設定** 測定対象物の形状及び汚染性状に応じて、線源の形状は体積、面又は点としてモデル化する。例えば、一様な汚染である場合には、汚染している面、面の中心にある点などでモデル化でき、均一体（一様に放射化した物質、熔融物、液体状廃棄物を固化した固化体など）、その破砕物などである場合は、測定対象物に応じた体積、体積の中心にある点などでモデル化できる。また、放射化物などで内部に濃度分布がある場合は、線源のモデル化において、濃度分布を考慮する、又は保守的な面及び点としてモデル化する。

2) **線源の数及び位置の設定** 測定対象物全体が線源とできる場合以外は、測定対象物中の線源の数及び位置を実際の状況を考慮して設定する。

3) **線源の強度分布の設定** 測定対象物中の線源強度が一様でない場合などには、これを考慮して、各線源の強度分布を設定する。

解体する時期に応じて、上記の放射能換算係数を設定するためのモデル化に必要な状態をまとめると次のとおりである。

3.1) **解体前の生体遮蔽コンクリート、建屋コンクリート、大型の構造物、設置機器などの状態** 大型の構造物などが対象となるので、測定対象物の形状、密度などは事前に把握できる。測定対象物の表面汚染は測定できるが、測定対象物の内部の放射能はほとんど測定できないので、表面だけに放射能がある状態、又は、内部の放射化汚染及び内部汚染の汚染性状（放射能分布など）を解体前に理論計算などで要求される測定精度の範囲内で把握できる場合に適用できる。AESJ-SC-F005 : 2005^[2]には大型機器の場合の放射能換算係数を求めるためのモデル例が示されており、イメージを表 G.2 に示す。原子力発電所での事例として、タービンロータのクリアランスの検認では、放射能測定器として、可搬型の Ge 検出器及び NaI シンチレーション検出器が適用され、事業者が放射能換算係数を設定して放射能濃度に計算し、規制側が模擬線源を用いて、この妥当性を確認している^[3]。

3.2) **解体したコンクリートブロック、構造物材、機器などを容器などに収納する前の状態** 測定対象物の密度は測定対象物の質量測定などによって把握できる。測定対象物個々を外部から測定するので、測定対象物の汚染性状が把握しやすい。また、測定対象物表面の汚染、内部に放射能分布などがある場合でも、例えば、測定対象物の全方向などから測定することで、表面又は内部の汚染性状（線源）を保守的にモデル化することによってモデル化することが可能な場合もある。AESJ-SC-F005 : 2005^[2]には中型機器、

小型機器，及び幾つかの複雑形状品の放射能換算係数を求めるためのモデル例があり，イメージを表 G.3～表 G.5 及び図 G.3 に示す。測定対象物を直接測定する場合の検討例は，G.2.4 に示す。

- 3.3) **解体したコンクリート片，構造物，機器などを容器などに収納した状態** 通常は，測定対象物の密度は容器単位などで質量測定して求める。汚染性状（線源）の代表的なモデル化方法の例については，G.2.3.3 にて示す。また，容器に収納して測定する非破壊測定法の適用性の検討は，G.3 に示す。

なお，容器内に収納する場合に，測定対象物の形状を判断し，放射能換算係数のシミュレーション計算に反映することで測定精度の向上を図ることも可能である。

公衆審査版

表 G.2—大形機器の放射能換算係数評価モデル例

	無限長配管	有限長配管	球状	平面
形状				
設定例	<p>検出器位置は内面，外面</p> <p>円筒形状とし，配管長は無限とし，配管長は無限とし，配管長及び厚さを設定する。</p>	<p>円筒形状とし，配管長，内径及び厚さを設定する。</p>	<p>検出器位置は内面，外面</p> <p>球形状とし，内径及び厚さを設定する。</p>	<p>円板形状とし，直径及び厚さを設定する。</p>
汚染性状	内面分布： ⁶⁰ Coなどが内面に均等に分布	内面分布： ⁶⁰ Coなどが内面に均等に分布	内面分布： ⁶⁰ Coなどが内面に均等に分布	内面分布： ⁶⁰ Coなどが表面に均等に分布

注記 AESJ-SC-F005：2005⁽²⁾をこの標準の他の部分の表現に合わせて一部修正した。

表 G.3—中・小形機器の放射能換算係数評価モデル例

	配管形状	平板形状	箱形状	円筒形状
形状				
設定例	円筒形状とし，外径，長さ及び厚さを設定する。	板形状とし，長さ及び厚さを設定する。	立方体形状とし，長さ及び厚さを設定する。	円柱形状とし，外径及び長さを設定する。
汚染性状	内面汚染： ⁶⁰ Coなどが内面に均等に分布 放射化汚染： ⁶⁰ Coなどの放射化汚染	放射化汚染： ⁶⁰ Coなどの放射化汚染	内面汚染： ⁶⁰ Coなどが内面に均等に分布 放射化汚染： ⁶⁰ Coなどの放射化汚染	放射化汚染： ⁶⁰ Coなどの放射化汚染

注記 AESJ-SC-F005：2005⁽²⁾をこの標準の他の部分の表現に合わせて一部修正した。

表 G.4—複雑形状機器(バルブ類)の評価体系及び評価条件の設定例

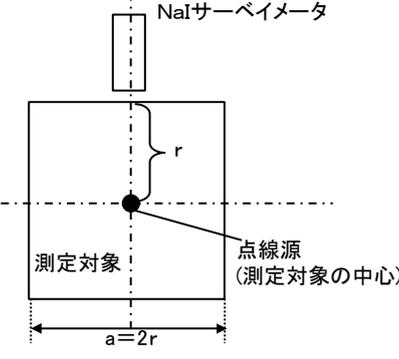
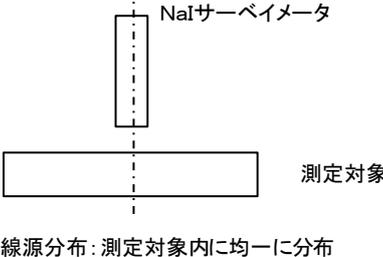
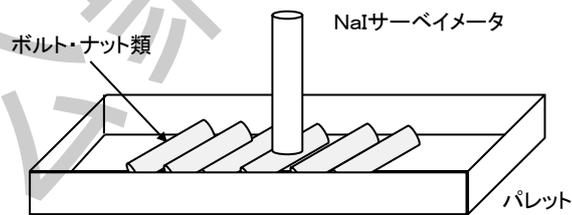
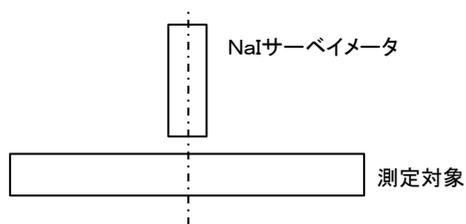
評価体系	評価条件例
 <p>NaIサーベイメータ</p> <p>測定対象</p> <p>点線源 (測定対象の中心)</p> <p>$a=2r$</p> <p>r</p>	<p>測定対象物のモデル化</p> <ol style="list-style-type: none"> 1)線源位置: 機器の中心 2)形状: 立方体など 3)組成: 鉄など 4)寸法: 一辺の長さ (r) 5)密度: 平均密度など
<p>注記 AESJ-SC-F005: 2005^[2]による。</p>	

表 G.5—複雑形状機器(小物一塊)の評価体系及び評価条件の設定例

評価体系	評価条件例
 <p>NaIサーベイメータ</p> <p>測定対象</p> <p>線源分布: 測定対象内に均一に分布</p>	<p>測定対象物のモデル化</p> <ol style="list-style-type: none"> 1)線源位置: 測定対象物内に均質分布 2)形状: 正方形の平版など 3)組成: 鉄など 4)寸法: 面積, 厚さ 5)密度: 平均密度など
<p>注記 AESJ-SC-F005: 2005^[2]による。図 G.3 に測定イメージ及び評価モデル体系例を示す。</p>	



(a) 機器の測定イメージ



(b) 評価モデル体系

注記 AESJ-SC-F005: 2005^[2]による。

図 G.3—複雑形状機器(小物一塊)の測定イメージ及び評価モデル体系例

G.2.3.3 容器などに収納した状態での放射能換算係数設定のためのモデル化方法の例

容器などで非破壊外部測定する場合の放射能換算係数は、容器などに収納されている評価対象物の形状、密度、材質又は汚染性状（線源）をモデル化し、シミュレーション計算によって算出又は検証することができる。この場合の代表的なモデル化方法を例示すると次のとおりである。

- a) **均一なモデルとして設定** 測定対象物の密度、材質及び汚染性状（線源）が均一な放射性廃棄物及び固化体の場合、容器などに評価対象物が小さな形状で整然又はランダムに収納した状態で、線源の数が比較的多い場合には、測定対象物を均一な線源とモデル化して放射能換算係数を設定できる。例えば、**図 G.4** のように粉砕されているコンクリート片などの粉粒物を集めて、容器に収納する場合は、密度偏在及び線源となる放射能に偏在がない状態であり、均一なモデルとして放射能換算係数を適用できる。

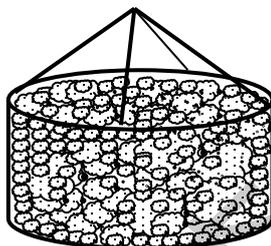


図 G.4—粉粒物がランダムに収納されている場合の概念図

- b) **ランダムなモデルとして設定** 評価対象物の放射能などを管理せずに容器などへ収納している場合には、測定対象物の放射能や密度の不均一性を考慮するため、線源の形状を **G.2.3.2 c)** のようにモデル化し、線源の形状や位置などをランダムとしてシミュレーション計算などを行い、放射能換算係数を設定する、又は、均一なモデルと仮定して、あらかじめ設定する放射能換算係数の適用性を検証することができる。この場合、容器などへ収納されている評価対象物は、容器全体を分割などしてモデル化する、又は容器内の評価対象物自体としてモデル化することができる。また、**図 G.5** のように、コンクリートのはつり片、小物の金属などがランダムに収納されている場合、又は**図 G.6** のように配管、板状及び塊状の金属、並びにコンクリートブロックが整然と収納されている場合は、評価対象物の事前調査などから、線源の数が 10~30 個以上などに設定できると、容器全体としては **a)** と同様に均一なモデルとして扱うことが可能な場合もある。この評価の適用性を判断する検討例を **G.2.3.4** に示す。

なお、除染などを適用し、線源の数が把握できない場合、線源の数を数個などと安全側にモデル化すると、放射能換算係数が過剰な値に設定されるので、容器に収納する前に線源の数などを測定した方が測定精度は高くなる場合があるので留意することが望ましい。

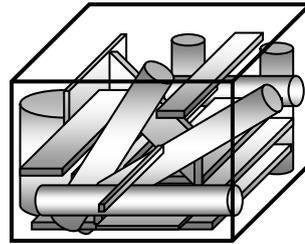


図 G.5—はつり片や小物がランダムに収納されている場合の概念図

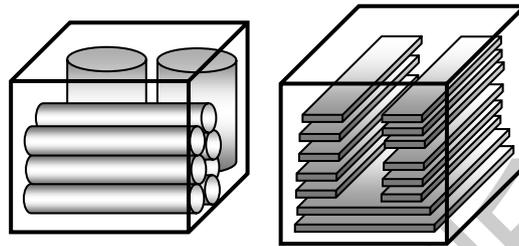


図 G.6—配管，金属板などが整然と収納されている場合の概念図

- c) **不均一なモデルとして設定** 相対的に放射能の高い塊を容器の中央部のみに収納する場合，モルタルを収納物の周囲に充填する場合など，放射能又は密度の偏在が避けられない場合には，想定される状態に応じて，測定対象物の密度，線源の形状，数，位置などをモデル化して放射能換算係数を設定することができる。この場合，線源の形状，数，位置などが特定できない場合は，保守的な設定とする。通常は，線源は小さな形状（点線源を想定するなど），数が少なく，計測点から遠い位置に設定する場合が保守的となる。
- 線源となりえる大きな塊を1個～2個収納して固化する場合などでは，線源の形状及び位置を保守的にモデル化すると，過剰に保守的な放射能換算係数を設定する場合があります，このような大きな塊は容器に収納する前に測定した方が測定精度は高くなる場合があるので留意することが望ましい。
- d) **線源に関する放射能の情報を利用する方法** b)で均一なモデルが設定できない場合及びc)の場合，測定対象物，放射能又は密度の偏在に関する，例えば，次のように外部から測定できる放射能の情報を利用して，放射能換算係数を適宜設定し，測定精度を高めてもよい。測定対象物の不均一性が大きくなる場合，容器の外周部の測定位置をコリメータで絞る方法もある。
- 1) **断面分割して測定** 容器などに収納されている状態を，例えばスライス分割して測定し，この結果から，密度の偏在性などの情報を把握して放射能換算係数のシミュレーション計算に反映する。
 - 2) **線源位置を空間的に特定して測定** 容器の外部から複数の検出器で放射能を測定することで，線源位置を特定して，放射能換算係数を設定し，放射能濃度を求めることが考えられる。その検討例は **G2.3.5** に示す。
 - 3) **^{60}Co のピーク計数値，散乱線計数値などの利用** γ 線が測定対象物内部を透過する場合に生じる ^{60}Co が放出する2本の光電ピークの計数値の差異， ^{60}Co の γ 線が測定対象物内部を透過する場合に生じるコンプトン効果による散乱線の計数値などの，容器内部の放射能や密度に関する情報を把握して放射能換算係数を定め，この適用性をシミュレーション計算で検証する。いずれも，現行の充填固化体で適用されている方法である。
 - 4) **測定対象物収納時に測定** 測定対象物を収納する場合に放射能の強度などを測定して線源の位置及び数を把握し，放射能換算係数のシミュレーション計算に反映する。例えば，測定対象物を容器などの底部

から順に収納する場合に、測定対象物が重なる前の段階ごとに、測定して線源情報を把握することができる^[4]。

G.2.3.4 線源位置がランダムな場合で均一なモデルが設定できる場合の検討例

放射性廃棄物は容器内などにランダムに収納された状態になる場合が多い。この場合、線源が容器の中心部に存在する場合と外周部に存在する場合とでは、容器外部に放出される γ 線の線量が相違する。このため、線源の数が少ない場合には、容器内を均一なモデルとして評価すると、実際の線源の位置によって、評価誤差が大きくなる。一方、線源の数が多き場合には、容器内を均一なモデルとして評価しても、線源が存在する位置はランダムであることから、評価誤差は大きくはならない場合がある。

角形容器に収納された状態で、線源が簡単なモデルで評価できる場合を想定して、これを判断するための検討例を次に示す。

a) **検討例として想定した条件** 検討例を示すために仮に想定した条件は次のとおりとした。

1) 角形容器内に金属系放射性廃棄物が整然又はランダムに収納されているとした。また、 γ 線線量の測定は、測定精度の観点から、固化前に実施するとし、測定対象物は金属（鉄）と空気との混合物質とした。ただし、ここでは計算を行う上で金属系の物質を想定しているが、容器内平均密度が同じであれば、物質がコンクリートなどの場合でも同程度の検討結果となる。各元素の質量比は表 G.6 のとおりに設定した。

2) 線源形状は点線源とし、容器内平均密度を 1 g/cm^3 、 2 g/cm^3 又は 3 g/cm^3 とした。ここで、密度 1 g/cm^3 は鉄が 12.8 %、密度 2 g/cm^3 は鉄が 25.6 %、密度 3 g/cm^3 は鉄が 38.5 % の体積割合で占めている状態に相当する。すなわち、通常のランダム収納の状態又は配管などを密に収納した状態では、容器内平均密度 1 g/cm^3 程度又はこれより小さくなるのが想定され、形状の一定な板又は立方体に近いものが整然と密に収納されている状態では容器内平均密度は 2 g/cm^3 以上となるのが想定される。

なお、参考までに、線源形状を体積線源とする場合も、容器内平均密度を 2 g/cm^3 とする場合で検討した。

3) ランダムな収納状態などを想定した容器内平均密度を 1 g/cm^3 とする場合の計算体系は図 G.7 に示すとおりにした。ここでは、計算の簡易性から、想定する容器の x-y 面は正方形とし、 γ 線線量の測定位置に相当する γ 線の線量の評価点は x-z 方向の容器表面 2 面とした。

なお、線源からの距離が最も短い評価点が支配的となることから、y-z 方向の面の評価点を考慮しても計算結果にほとんど影響しない。z（高さ）方向も計算結果にほとんど影響しないため、放射性廃棄物は途中まで収納するとして、それ以外は仮に空気層が存在するとした。

4) 整然とした収納状態などを想定した容器内平均密度を 2 g/cm^3 又は 3 g/cm^3 とする計算体系は、図 G.7 を用いて仮に次のとおりに想定した。

— 容器内平均密度 2 g/cm^3 の場合：放射性廃棄物が密に整然と収納されている状態が想定される。ここでは、仮に x-y-z 方向のメッシュとして $3 \times 3 \times 1$ ($21 \text{ cm} \times 21 \text{ cm} \times 7 \text{ cm}$) となる平板状のものが収納されている場合を想定し、メッシュの中心に点線源がある場合、及びメッシュ全体が体積線源である場合とした。

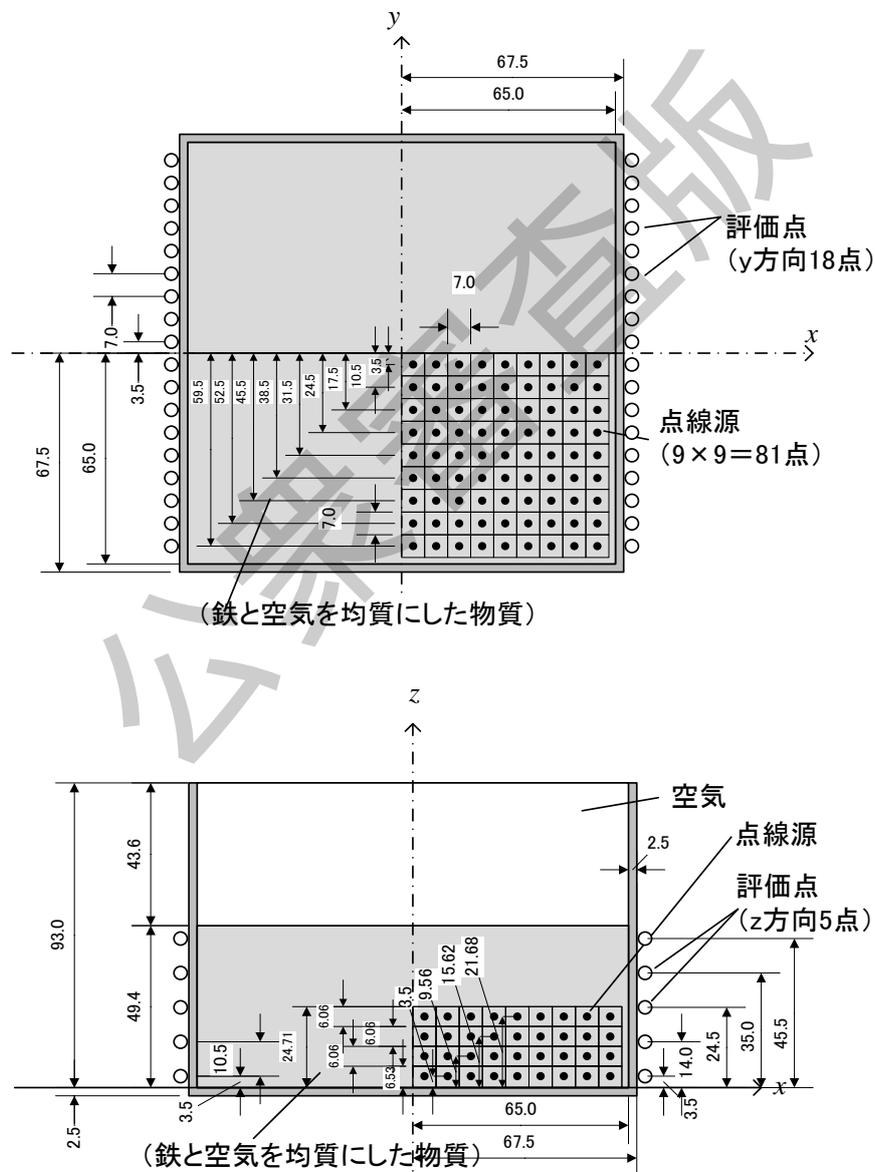
— 容器内平均密度 3 g/cm^3 の場合：上記よりも更に放射性廃棄物が密に整然と収納されている状態が想定される。ここでは、放射性廃棄物が仮に x-y-z 方向のメッシュとして $3 \times 3 \times 3$ ($21 \text{ cm} \times 21 \text{ cm} \times 21 \text{ cm}$) の立方体のものが収納されている場合を想定し、メッシュの中心に点線源がある場合とした。

上記を整理したものを表 G.7 に示す。

- 5) ^{60}Co が線源であるとし、各線源の強度は仮に等価であるとした。また、容器内平均密度 1 g/cm^3 の場合だけ ^{137}Cs が線源となる場合も想定した。
- 6) 使用コードは QAD-CGGP2R とした。また、体積線源の場合はメッシュが 2 mm の点線源の集合として計算している。

表 G.6—各元素の質量比の設定

元素	原子番号	質量比
Fe	26	1
N	7	2.4×10^{-4}
O	8	7.2×10^{-5}



単位 cm

図 G.7—計算体系 (容器内平均密度 1 g/cm^3 : 点線源の場合)

表 G.7—計算体系の設定

容器内平均密度	想定した収納状態	図 G.7 のメッシュ	線源形状
1 g/cm ³	ランダム	1×1×1	点線源
2 g/cm ³	整然	3×3×1	点線源 体積線源
3 g/cm ³	上記より更に整然	3×3×3	点線源

- b) **角型容器内の線源位置に応じた容器外部の γ 線線量の計算** a)の条件で角型容器内の各線源（324 個）からの容器外部における γ 線線量（ $\mu\text{Sv/h}$ ）を計算した。

この各線源からの γ 線線量の計算結果と、仮に線源が容器内に均質に存在するとした場合の容器外部における γ 線線量との比を求め、この比の個数分布（合計 324 個）を示すと表 G.8 のとおりになる。容器内の線源位置に応じて γ 線線量に大きな差異があることが分かる。

表 G.8 は線源数 1 個の場合に相当し、線源位置がランダムな場合でも、線源数が少ないモデルで評価することは、極めて過剰な評価結果を与える可能性がある。

- c) **角型容器内の線源位置をランダムとした容器外部の γ 線線量の計算** 想定される線源数に応じて、b)の計算結果からランダムに線源位置を選択し、各線源からの容器外部における γ 線線量を求めた平均値と全体が均質とした場合の容器外部における γ 線線量との比を求めた。これを324回繰り返して計算し、計算例として、線源数を 10 個とする場合の γ 線線量の比に対する個数分布を示すと、表 G.9 のとおりとなる。

線源数が 10 個以上になると、容器外部における γ 線線量のばらつきは小さくなり、全体が均質として評価する場合との差異が小さくなる。密度が小さい方が、容器内の線源位置（中心部又は外周部）における容器外部での γ 線線量の差異が小さくなるため、全体が均質として評価する場合との差異が小さくなる。また、¹³⁷Csの方が容器内部から容器表面までの減衰性が大きいので若干誤差が大きくなっている。

- d) **均一なモデルとして評価する場合の検討例のまとめ** 容器全体を均質とした放射能換算係数を用いて評価する場合の測定誤差を表 G.10 に示す。

通常のランダム収納状態での容器内平均密度は 1 g/cm³程度又はこれ以下となることが想定され、表 G.10 から、線源数 10 個以上などが想定される場合には、容器内を均一なモデルとして評価しても、ほぼ 30 % 以内の評価誤差になることが示される。また、容器内平均密度が 2 g/cm³以上となるように密に整然と収納される場合、容器内を均一なモデルとして評価しても、線源数 10 個以上ではほぼ 40 %、線源数 30 個以上では、30 % 以内の誤差になることが示される。

以上のことから、コンクリートのはつり片、小物の金属などがランダムに収納されている場合、又は、板状及び塊状の金属、並びにコンクリートブロックが整然と収納されている場合などで、線源数がおおよそ 10~30 個以上となる場合には、容器に収納した状態で非破壊外部測定し、容器内を均一なモデルとして評価することも有効な方法であることが分かる。

表 G.8-1 計算結果 (各線源からの γ 線線量/線源が均質とした場合の γ 線線量 : 線源数 1 個, ^{60}Co の場合)

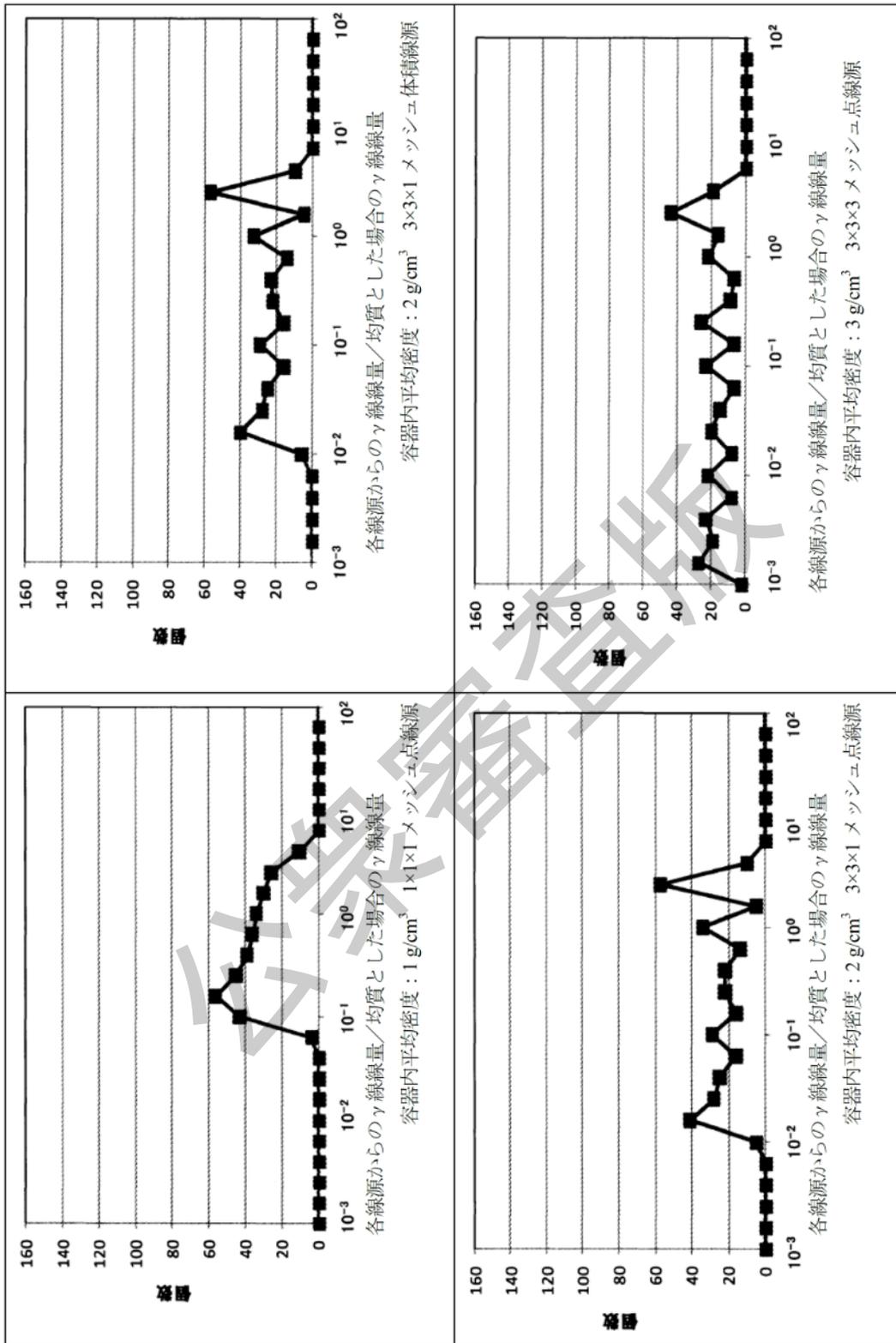


表 G.9—計算結果（位置をランダム化した線源からの γ 線線量/線源が均質とした場合の γ 線線量：線源数 10 個、 ^{60}Co の場合）

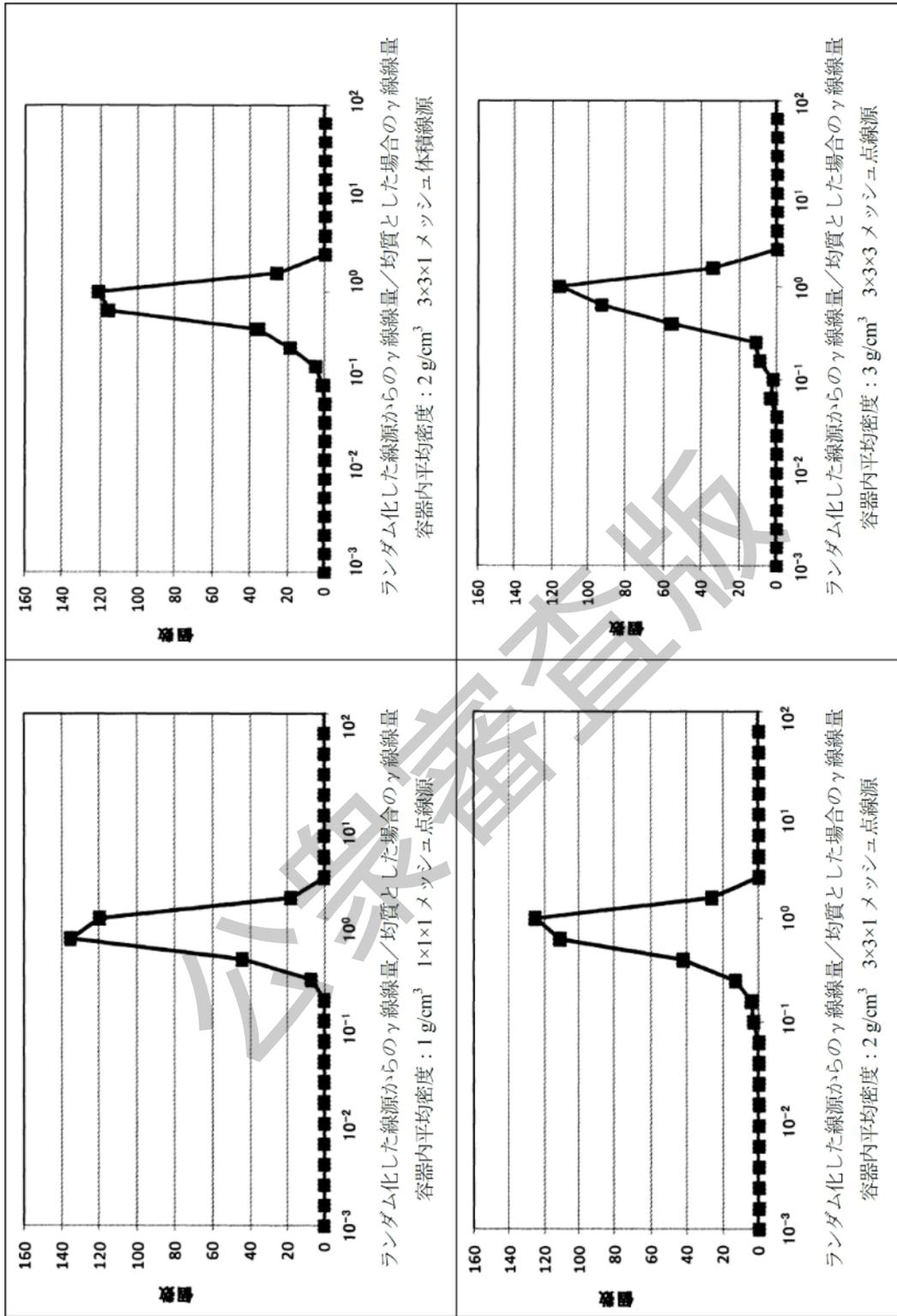


表 G.10—均一なモデルとして評価する場合の測定誤差の検討例

測定誤差 (=標準偏差 (1σ) / 平均値×100) %

計算条件			1 個	3 個	5 個	10 個	30 個
1×1×1 メッシュ 密度 : 1 g/cm ³	⁶⁰ Co	点線源	×	×	×	35	22
1×1×1 メッシュ 密度 : 1 g/cm ³	¹³⁷ Cs	点線源	×	×	×	41	26
3×3×1 メッシュ 密度 : 2 g/cm ³	⁶⁰ Co	点線源	×	×	×	42	26
3×3×1 メッシュ 密度 : 2 g/cm ³	⁶⁰ Co	体積線源	×	×	×	42	26
3×3×3 メッシュ 密度 : 3 g/cm ³	⁶⁰ Co	点線源	×	×	×	47	29

× : γ 線線量の比が正規性を示していない

G.2.3.5 線源位置を空間的に特定する場合の検討例

線源数が少ない測定対象物が容器内に収納されている場合、容器の外部から複数の検出器によって放射線量を測定することで、線源位置を特定して、放射能換算係数を設定し、放射能濃度を求めることができる。その検討例を以下に示す。

- a) **検討例として想定した条件** 角型容器に測定対象物を収納し、複数の検出器によって容器表面の放射線量を測定することで、線源位置を特定することを想定した。検討例として想定した条件は次のとおりである。
- 角型容器は鉄製容器とし、容量は約 1 m³と設定した。
 - 角型容器に金属系の測定対象物が収納されているとし、2.5 g/cm³の均一の密度とした。
 - 線量当量率の評価点は、容器から 1 cm の離隔をとり、天井と底面及び側面に均等の間隔で直線状に配置した (図 G.8 参照)。
 - 点線源の位置は、評価点の x 座標と z 座標から作られる格子の座標上とし、y 座標は評価点と同一となるように設定した。また、点線源の放射エネルギーは、複数の線源がある場合、均一とし、容器全体で放射能濃度が 100 Bq/kg となるように設定した。
 - 評価核種は ⁶⁰Co とした。

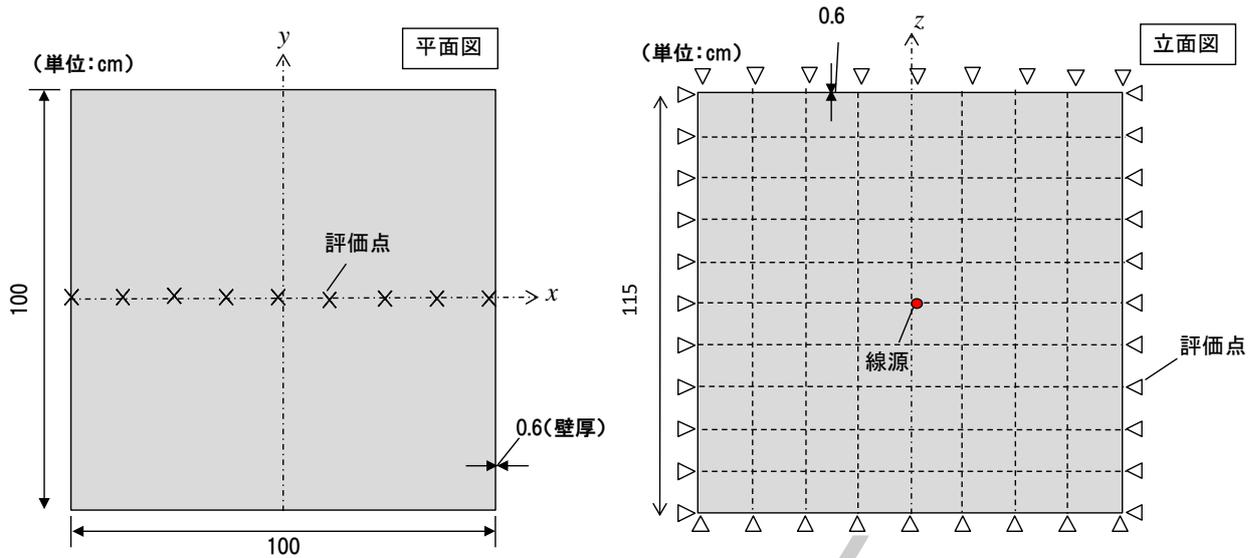


図 G.8—角型容器の評価モデル

- b) **線源が一つの場合の線量当量率の評価** 線源が容器内に一つ存在する場合は、容器中心部における線源からの放射線が観測できると、空間的に線源位置が特定できることになる。上記の条件の場合、バックグラウンドの線量当量率が $3 \times 10^{-3} \mu\text{Sv/h}$ 以下であれば、容器中心部における線源も特定できると計算される。
- c) **線源が二つの場合の線量当量率の評価** 線源が容器内に二つ存在する場合、線源位置による容器表面での線量当量率の分布を計算した。

二つの線源に離隔がある場合、線量当量率のピークは二つに分割され、線源は区別して認識される。この場合の点線源の位置と、線量当量率の分布を図 G.9 に示す。

なお、評価モデルは、図 G.8 に示したとおりである。

一方、二つの点線源が近接する場合の線量当量率の分布を図示したものを図 G.10 に示す。線量当量率のピークが一つとなり、測定上は、単一の線源と判断される可能性がある。

また、二つの線源に離隔がある場合でも、線源位置が容器の中心部にあると、線量当量率のピークが鈍くなり、線量率が低くなることから測定時のバックグラウンドレベルを低くする必要がある。この場合の線源位置の例と、線量当量率の分布を図 G.11 に示す。

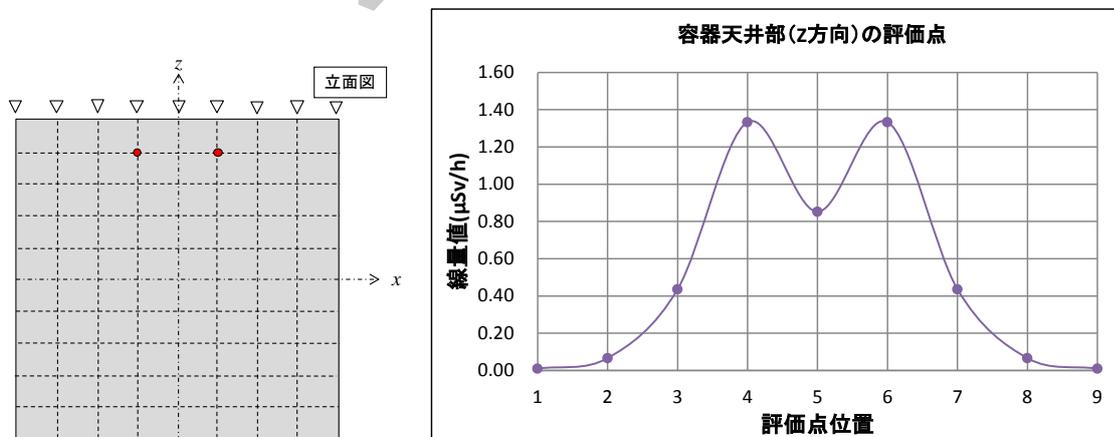


図 G.9—線源位置と線量当量率（二つの線源に離隔をとった場合）

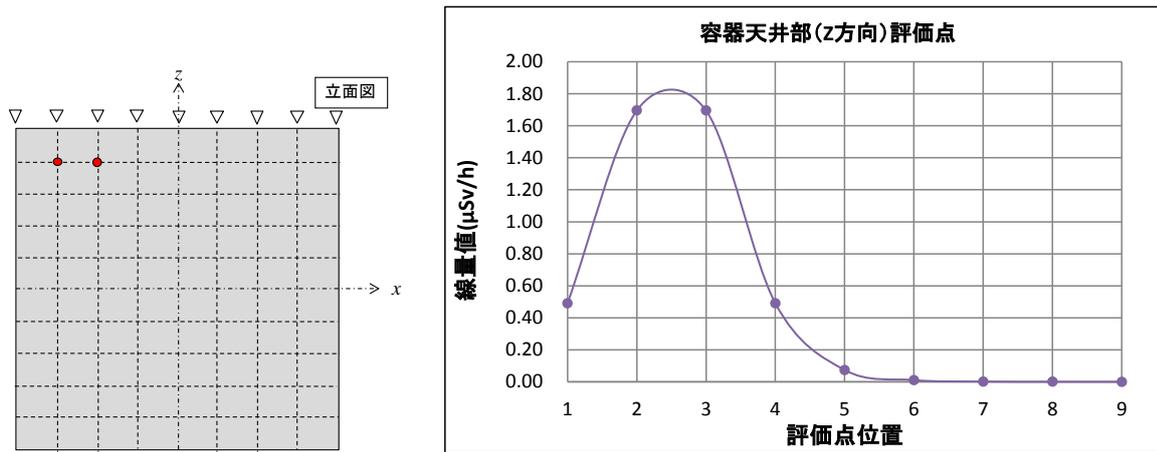


図 G.10—線源位置と線量当量率（二つの線源が近接した場合）

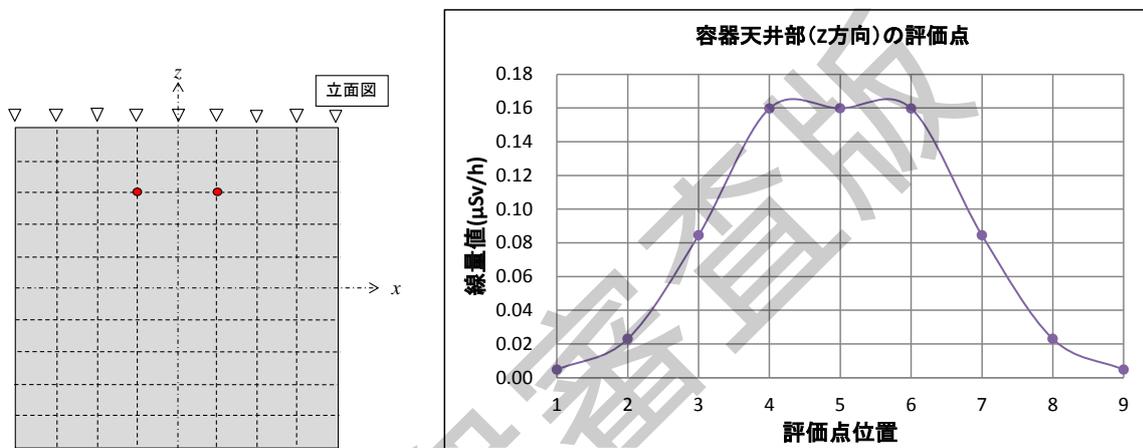


図 G.11—線源位置と線量当量率（線源が容器の内部にある場合）

d) **線源が区別出来ない場合の測定誤差の検討** 線源の離隔が小さく、容器の内部にある場合、線源位置が区別できず、複数の点線源がまとめて単一の体積線源として評価される可能性がある。その際に評価される放射能濃度の測定誤差の例を検討した。線源が区別できないケースの線源位置の例を図 G.12 に、評価点の線量当量率を図 G.13 に示す。

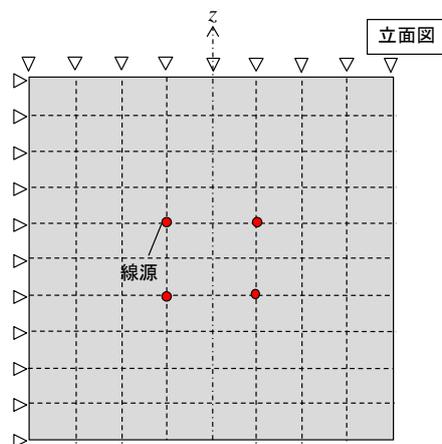


図 G.12—線源が区別できないケースの線源位置の例

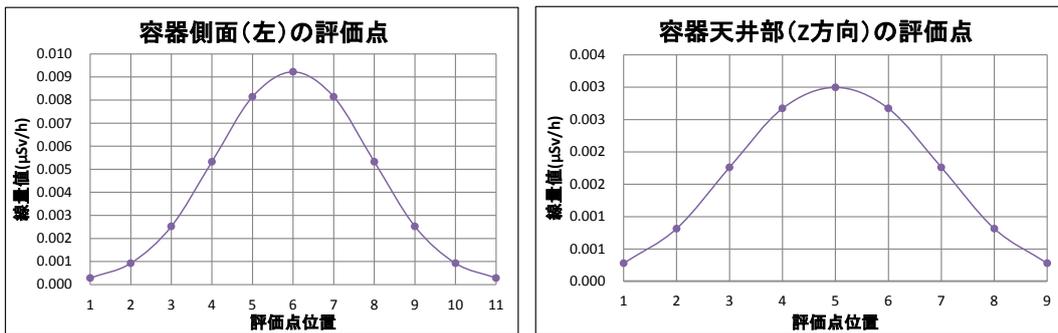


図 G.13—線源が区別できないケースの線量当量率のグラフ

上記のケースでは線量当量率の平均値は $3.92 \times 10^{-3} \mu\text{Sv/h}$ (100Bq/kg) となる。
これらの点線源が区別されずに体積線源と判断されると、図 G.14 のような体積線源となる。

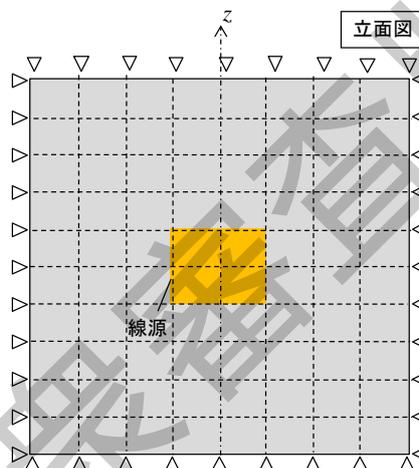


図 G.14—体積線源と判断される例

上記の体積線源での評価点ごとの線量当量率の平均値は $3.49 \times 10^{-3} \mu\text{Sv/h}$ となる。

二つめの以上から、点線源が区別できずに体積線源と判断された場合には、実際の放射能濃度よりも 1.12 倍大きく放射能濃度が評価されることになる。

上記までの検討から、事例として、線源数が少ない測定対象物が容器内に収納されている場合には、容器の外部から複数の検出器で放射能を測定することで、線源位置を特定することが有効であり、線源が固まって一つの体積線源と見なして評価されても、測定誤差は大きくないと考えられる。

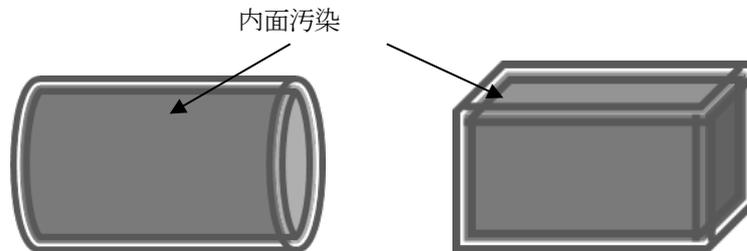
G.2.4 測定対象物を直接測定する場合の検討例

解体したコンクリートブロック、構造材、機器などを容器などに収納する前の状態で測定対象物を直接測定する場合が考えられる。この測定としては、サーベイメータなどを用いて人手によって測定することもできるが、一般的には、トレイ型の専用測定器が用いられる。

容器に収納してから測定する場合の測定精度は、汚染の偏在や不均一性によって影響を受けるので、この影響を低減したい場合は、測定対象物を個々に測定することが考えられる。このため、測定対象物を直接測定す

る方法は、付着汚染が一か所などに局在化していることが否定できない場合などに適用することが考えられる。ここでは、この測定について、測定可能な範囲の検討例を示した。

- a) **付着汚染の概念的な検討** 付着汚染で、内面汚染している測定対象物の概念図は次に示す。外面汚染は、内面汚染における肉厚が0となる場合である。



測定対象物の放射線が検出できる場合は、汚染状況が把握できる中で測定対象物の放射能濃度を得ることができるが、検出できない場合は、汚染の状況が把握できない中で、検出下限値から放射能濃度を推定することになる。付着汚染について、汚染状況によって、分類して次に示す。

- 1) **部分的な汚染の場合** 部分的な汚染（点状の汚染又は円周方向の線状の汚染など）の場合、**図 G.15** のとおりに示す測定対象物の長さによって重量が増加するので、見かけ上、測定精度は高くなる。



図 G.15—部分的な汚染の場合

- 2) **全面的な汚染の場合** 全面的に均一な汚染の場合又は長さ方向の線状の汚染の場合、**図 G.16** のとおりに示す測定対象物の長さによって放射能当たりの重量が増加しないため、測定精度が高くなることはない。

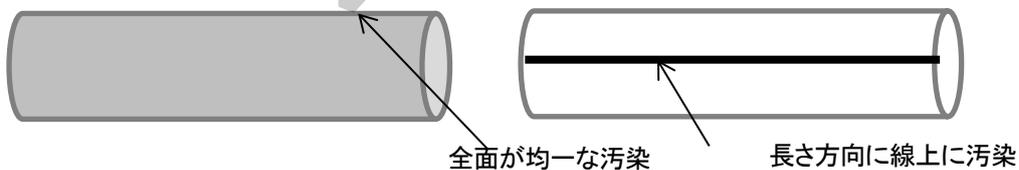


図 G.16—均一な面線源などの場合

以上から、測定対象物の放射線が検出できない場合で、事前の調査でも汚染状況が不透明な場合は、保守的に全面的な汚染であるとして、検出下限値から放射能濃度を推定することになると考えられる。このことから放射線の検出状況及び汚染状況による評価方法は**図 G.17** のとおりになる。

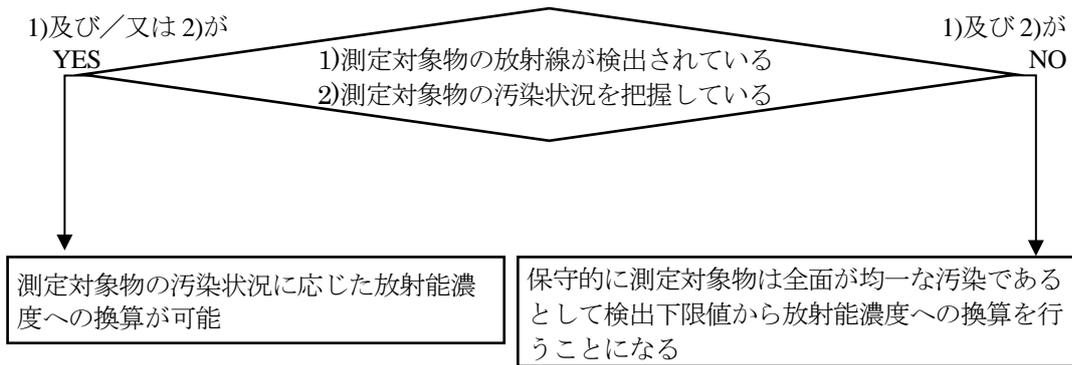


図 G.17—汚染状況による評価

- b) **外面汚染の場合** 外面汚染の代表的な事例として、形状は配管、材質は金属（比重7.9）として、均一な外面汚染が生じているとし、点で測定するとした場合の線量換算係数($\mu\text{Sv/h}$)/(Bq/cm^2)を求め、自然界のバックグラウンドレベル $0.05\mu\text{Sv/h}$ とし、これを超えて検出可能となる ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu の放射能濃度 (Bq/kg) を計算した。計算体系を図 G.18 に示す。

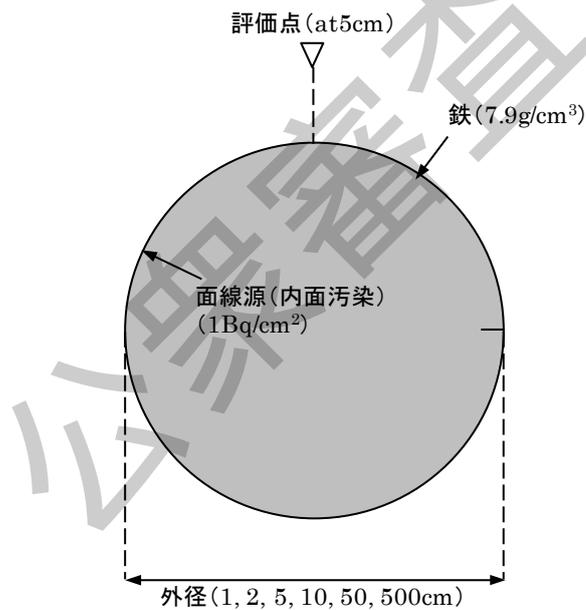


図 G.18—円筒面状に汚染している場合の計算体系

線量換算係数と検出可能な放射能濃度の計算結果は、図 G.19 のとおりとなる。外径の大きさに応じて、検出可能な放射能濃度が変化する。また、外径が大きいが方が検出可能な放射能濃度が低くなる傾向にある。

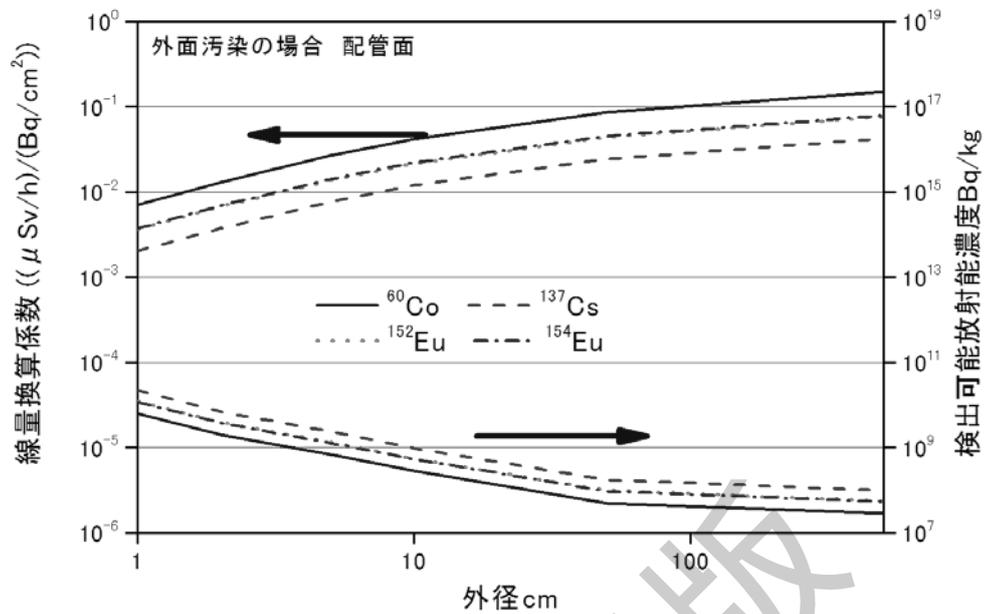


図 G.19—外径に応じた検出可能放射能濃度 (測定可能な線量を 0.05 μ Sv/h とする場合)
 ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu 外面汚染の場合 (配管を想定)

形状を平板から配管に変えて (計算体系は図 G.20), 上記と同じ条件で, 肉厚に応じた線量換算係数と検出可能な ^{60}Co の放射能濃度の計算結果は, 図 G.23 のとおりである。

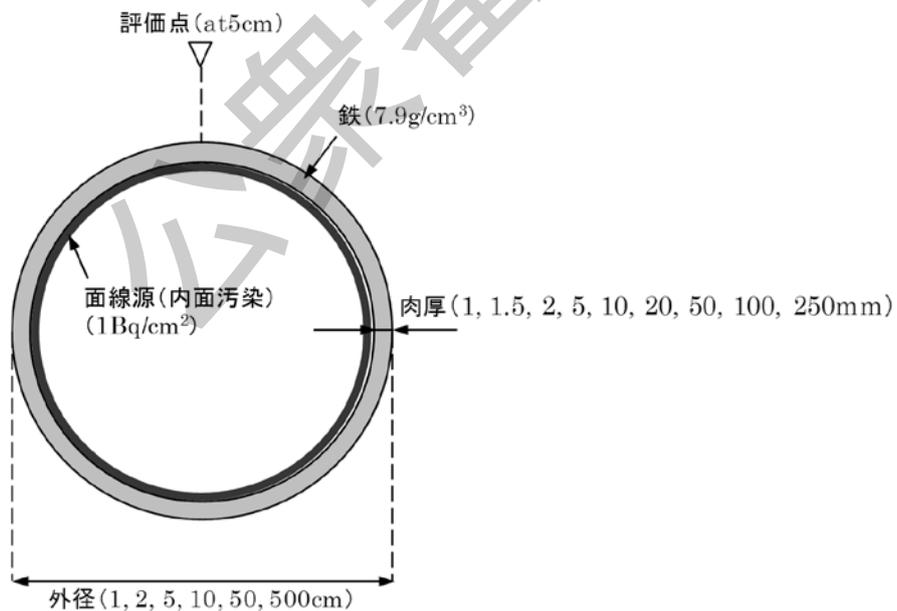


図 G.20—配管面状に汚染している場合の計算体系

上記から, 自然界のバックグラウンドレベルで測定する場合で, 例えば, 外面汚染の可能性のある測定対象物の放射能濃度が $1 \times 10^9 \text{Bq/kg}$ 以下であることを確認したい場合は, 測定対象物は外径が 4~10cm 以上の配管

であることが必要であることが示される。これより外径が小さい場合で、外面汚染の汚染状況が不明な場合は、遮蔽体の中でバックグラウンドレベルを下げて測定することが必要となる。

c) **内面汚染の場合** 内面汚染の場合は、測定対象物の肉厚が厚くなると、放射線の減衰が大きくなり検出可能な放射エネルギーが減少するが、肉厚が厚くなる分の重量が増加するため、見かけ上、検出可能な放射能濃度が増加する効果もある。

形状は平板、材質は金属（比重 7.9）、均一な内面汚染とし、肉厚に応じた線量換算係数($\mu\text{Sv/h}/(\text{Bq}/\text{cm}^2)$)を求め、バックグラウンドレベル $0.05\mu\text{Sv/h}$ を超えて検出可能となる ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu の放射能濃度 (Bq/kg) を計算した。計算体系を図 G.21 に示す。また、線量換算係数と検出可能な放射能濃度の計算結果は、図 G.22 のとおりである。

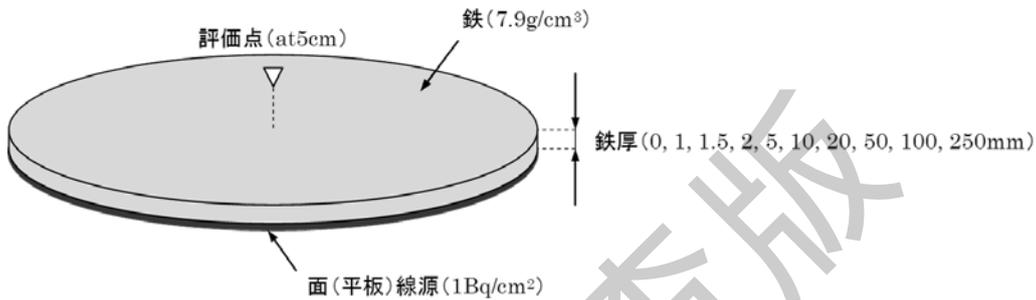


図 G.21—平板面状に汚染している場合の計算体系

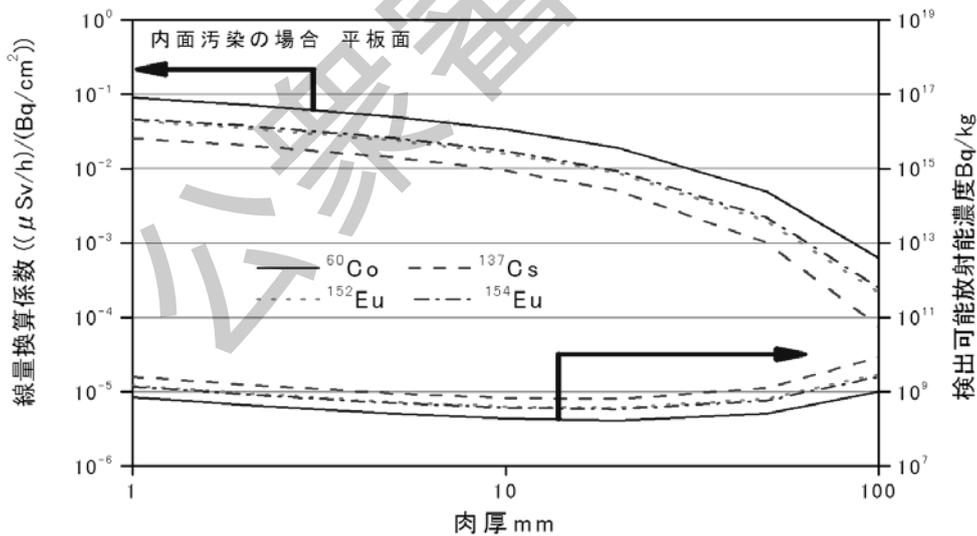


図 G.22—肉厚に応じた検出可能放射エネルギー（測定可能な線量を $0.05\mu\text{Sv/h}$ とする場合）
 ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu 内面汚染の場合（平板を想定）

図から、肉厚が薄くなると放射線の減衰が低減する効果、肉厚が厚くなると重量が大きくなる効果によって、肉厚が通常想定されるものよりも大きくならない限り、検出可能な放射能濃度は肉厚によらずほぼ一定となる傾向があることが分かる。

形状を平板から配管に変えて（計算体系は図 G.18 と同じ）、上記と同じ条件で、肉厚に応じた線量換算係数と検出可能な ^{60}Co の放射能濃度の計算結果は、図 G.23 のとおりである。

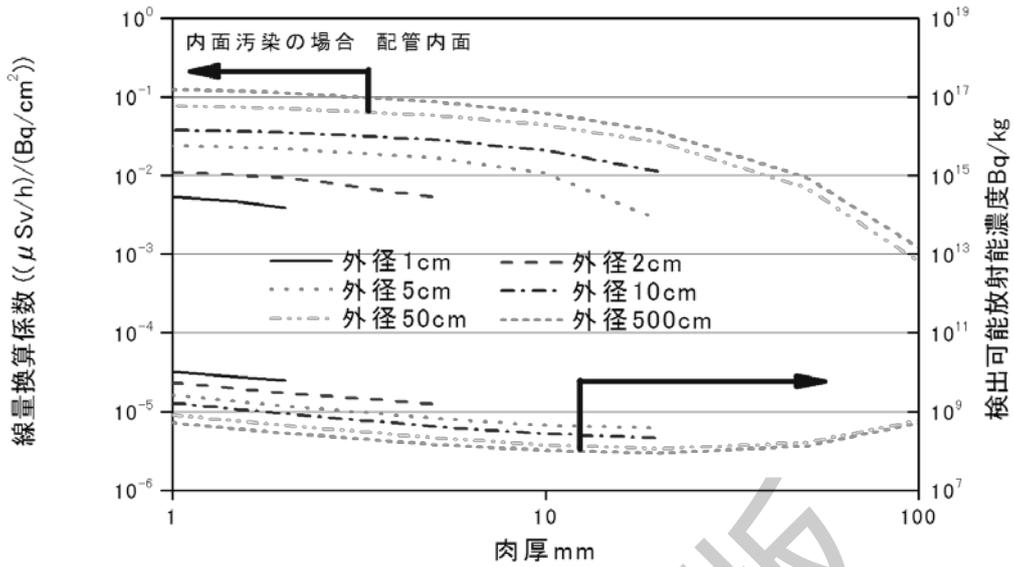


図 G.23—肉厚に応じた検出可能放射エネルギー (測定可能な線量を 0.05 μ Sv/h とする場合)
 ^{60}Co ・内面汚染の場合 (配管を想定)

配管の場合も、肉厚が薄くなると放射線の減衰が低減する効果、肉厚が厚くなると重量が大きくなる効果によって、肉厚が通常想定されるものよりも大きくならない限り、検出可能放射能濃度は肉厚によらずほぼ一定となる傾向があることが分かる。

また、外径と肉厚の関係が、Sch40 相当の配管となることを想定し、バックグラウンドレベル 0.05 μ Sv/h を超えて検出可能となる ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu の放射能濃度 (Bq/kg) を計算した結果は、**図 G.24** のとおりである。

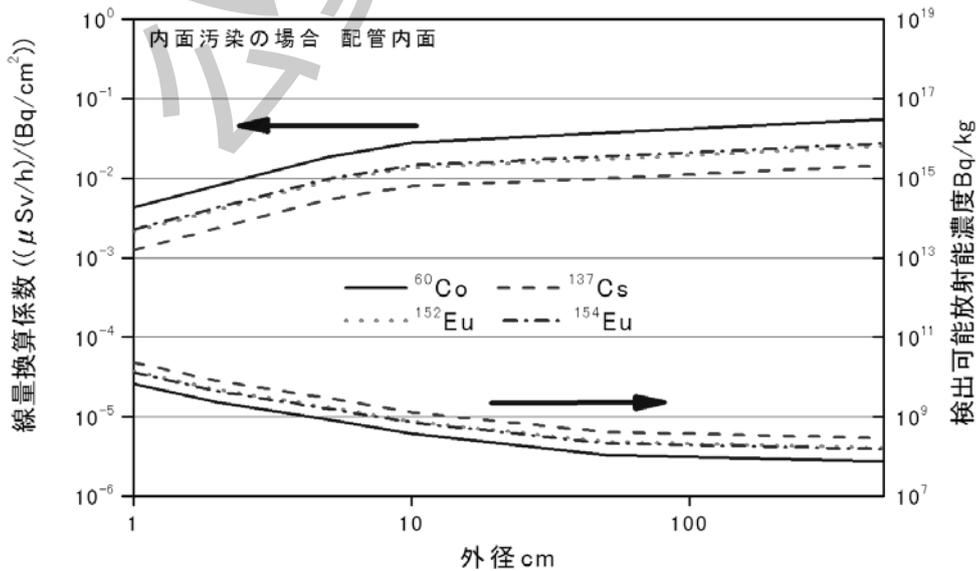


図 G.24—外径に応じた検出可能放射能濃度 (測定可能な線量を 0.05 μ Sv/h とする場合)
 ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu 内面汚染の場合 (配管を想定)

検出可能放射能濃度は肉厚によらず一定となる傾向が働き、上記の内面汚染の計算結果は、前述した外面汚染の計算結果とほぼ一致している。

上記の検討は、概念的な理解を得るために検討したものであり、実際の検出可能放射能濃度は、実際に適用する測定体系を考慮して検討することが必要である。

G.3 容器に収納して測定する場合の非破壊測定法の適用性

非破壊外部測定法は、測定対象物を容器に収納して測定する方法と直接測定する方法に大別される。解体前に測定する場合は、測定対象物を直接測定する方法となるが、既に測定対象物が廃棄物として発生している場合は、容器に収納して測定する方が、測定が容易になることが多いと考えられる。

ただし、次の観点から、容器に収納して測定する方法の適用性を検討することが必要である。

- a) 放射能濃度の検出精度（検出下限値）
- b) 測定対象物が不均一である場合の測定誤差（不確かさ）
- c) ^{60}Co などが同伴することによる散乱線の影響
- d) 放射化汚染と二次的な汚染が混在する場合の測定精度

上記の適用性によっては、測定対象物を直接測定する（G.2.4 参照）方が有効となる場合がある。

- 一 **放射能濃度の検出精度（検出下限値）** 放射能濃度の検出精度（検出下限値）は、測定環境（バックグラウンド）、検出器の種類、測定時間などによって変わる。バックグラウンドの影響を検討するため、G.2.3.4 で検討した計算体系を用いて、角型容器内の ^{60}Co の濃度を仮に $1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当とし、平均密度は 1, 2 又は 3g/cm^3 として、計算体系で示す Z 軸の最下段と中央部で、X 軸及び Y 軸に線源がある場合における、評価点への線量当量率を計算した。計算結果を対数値の等高線としたものを図 G.25～図 G.30 に示す。ここでこの計算結果と比較すると、平均密度 1g/cm^3 の時は全体が検出可能であり、平均密度 2 又は 3g/cm^3 の時は中心部では検出できない。 ^{60}Co の濃度が $1 \times 10^9 \text{Bq/kg}$ 相当となると、1 桁線量当量率が増加するので、平均密度 2g/cm^3 では全体が検出可能となるが、平均密度 3g/cm^3 では中心部では検出できない。また、この放射能濃度の検出精度を高めるためには、遮蔽体の中で測定することでバックグラウンドの影響を低減することが有効である。

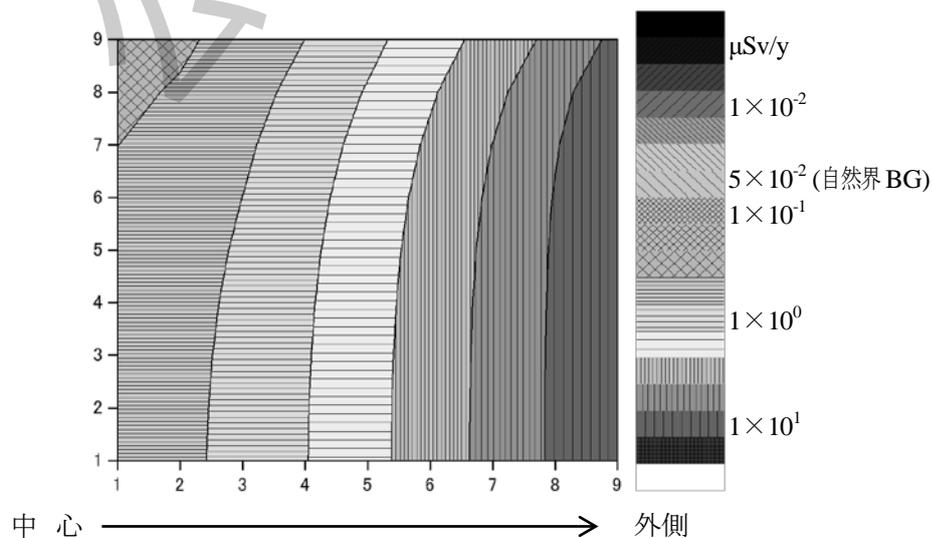


図 G.25—角型容器内線源位置の評価点における線量当量率の計算結果
中央段 ^{60}Co : $1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当, 平均密度 1g/cm^3

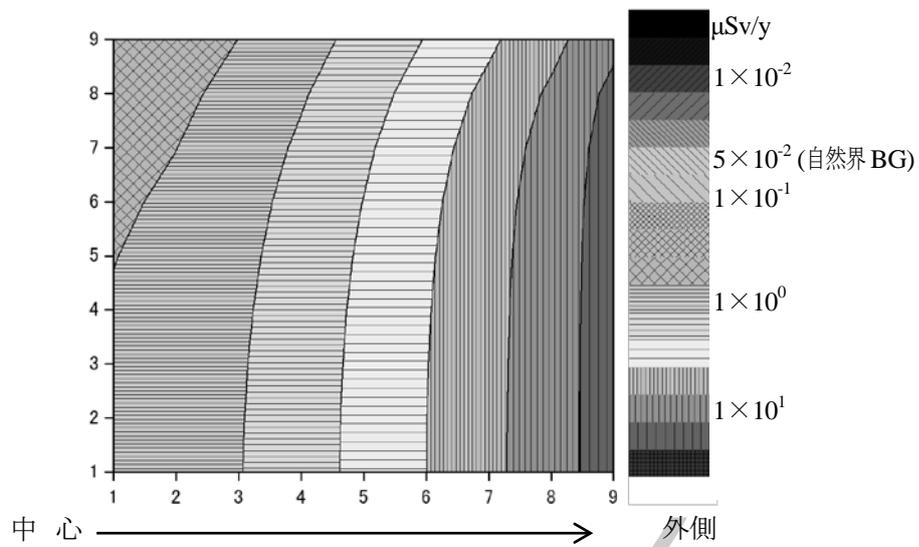


図 G.26—角型容器内線源位置の評価点における線量当量率の計算結果
最下段 $^{60}\text{Co} : 1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当, 平均密度 1g/cm^3

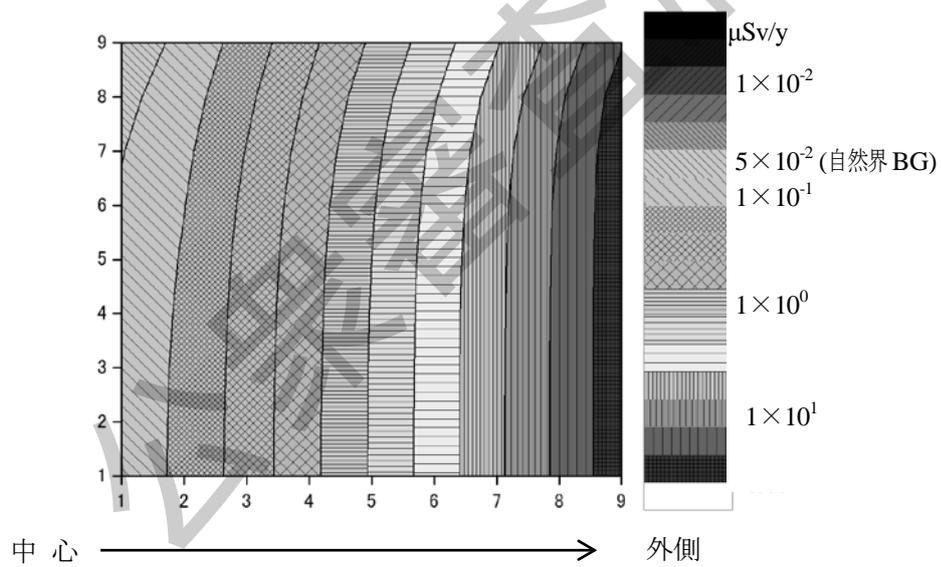


図 G.27—角型容器内線源位置の評価点における線量当量率の計算結果
中央段 $^{60}\text{Co} : 1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当, 平均密度 2g/cm^3

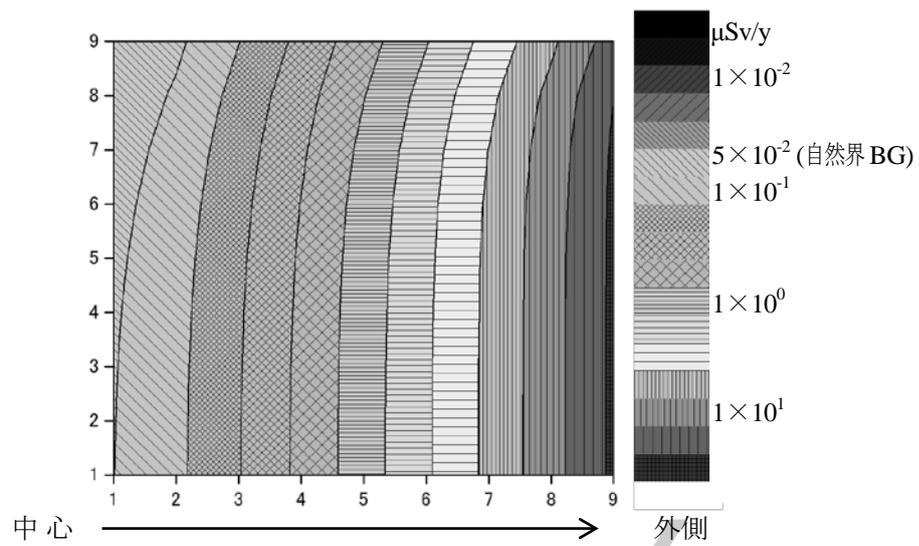


図 G.28 一角型容器内線源位置の評価点における線量当量率の計算結果
最下段 $^{60}\text{Co} : 1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当, 平均密度 2g/cm^3

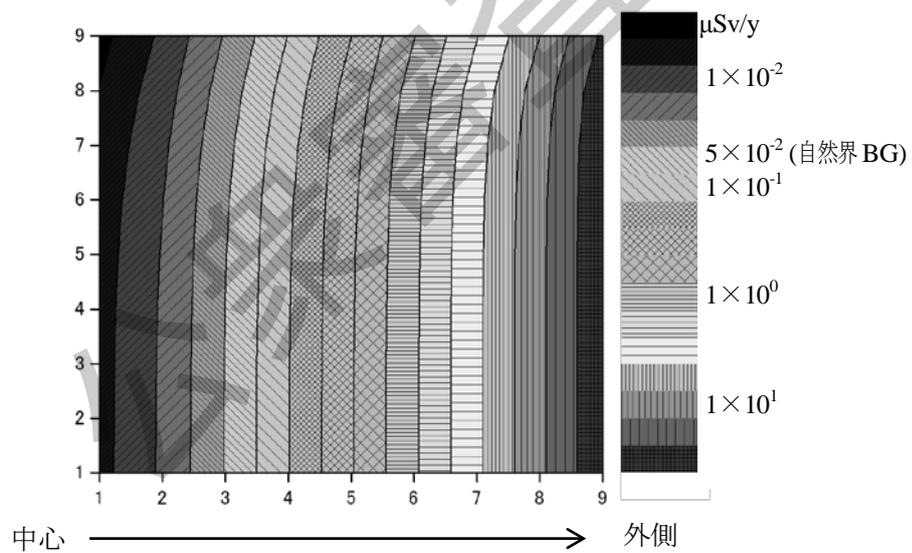


図 G.29 一角型容器内線源位置の評価点における線量当量率の計算結果
中央段 $^{60}\text{Co} : 1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当, 平均密度 3g/cm^3

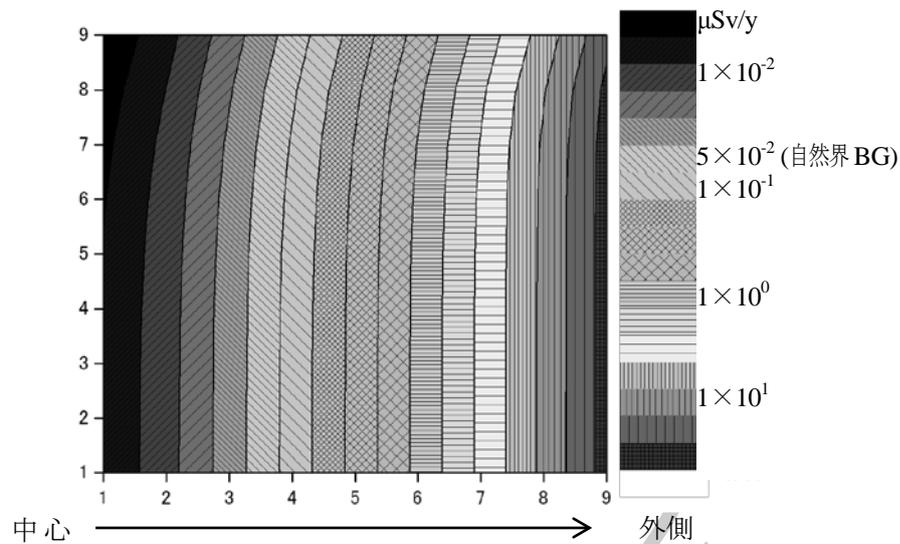


図 G.30—角型容器内線源位置の評価点における線量当量率の計算結果
最下段 ^{60}Co : $1 \times 10^8 \text{Bq/kg}$ 相当, 平均密度 3g/cm^3

- **測定対象物が不均一である場合の測定誤差（不確かさ）** 容器内の測定対象物の放射能分布が不均一の場合、測定対象物に想定される線源数に応じて測定誤差が変化する。この評価方法の一例は、**G.2.3.4** に示したとおりであり、容器内の線源数が多いほど、測定誤差は減少する。また、線源数が少ない場合は、容器の外側から放射線を複数点で測定し、**G.2.3.5** で示したように線源位置を空間的に特定することが考えられる。また、容器に収納する前に測定対象物の線量当量率などを直接測定して、汚染の状況を把握しておくことが考えられる。
- **^{60}Co などが同伴することによる散乱線の影響** ^{60}Co などが同伴することによる散乱線の影響 ^{60}Co などの放射性核種が同伴すると、これによって発生する散乱線によって ^{137}Cs などの測定に影響を受ける (**D.4.1** 参照)。しかし、 ^{152}Eu 及び ^{154}Eu は、 ^{60}Co より γ 線のエネルギーが高いので影響はほとんど受けない。 ^{60}Co が同伴することによる ^{137}Cs への影響について、**G.2.3.4** で検討した計算体系を用いて、角型容器（平均密度 2g/cm^3 ）について評価した。図 **G.31** は、容器中央（中心部）及び容器の端に ^{60}Co の点線源がある場合、更に均一に ^{60}Co が存在する場合の γ 線のエネルギースペクトルを、評価点を容器表面として、MCNP によって計算したものである。図 **G.31** の計算結果を、容器端の計算結果で規格化して、相対的に比較したものを図 **G.32** に示す。容器の端に点線源がある場合と均一に線源が存在する場合は、ほとんど計算結果が重なっているため、線が一本にしか見えない。一方、 ^{137}Cs の場合の計算結果は図 **G.33** のとおりである。これらの計算結果によって、中心部に線源があると、 ^{60}Co の放射線が散乱して、低エネルギー側の放射線が増加し、 ^{137}Cs の放射線の測定に影響を与えることが分かる。また、この計算例では、容器の端に線源が存在する及び容器内に均一に線源が存在すると ^{137}Cs に対する ^{60}Co の放射能の影響は約 4%である（ ^{60}Co の放射能濃度の約 4%が ^{137}Cs に上乘せられる）が、容器の中央部に線源が存在すると ^{137}Cs に対する ^{60}Co の放射能の影響は約 10 倍となる。これらのことから、 ^{60}Co の散乱による影響は、以下のとおりであることが分かる。
 - 線源数が少なく、容器中央部に線源が存在する場合、 ^{137}Cs は、 ^{60}Co の散乱の影響を強く受ける。
 - 線源数が比較的多く、外側にも線源が存在する場合、 ^{137}Cs は、 ^{60}Co の散乱の影響を大きく受けずに測定することが可能となる。

なお、測定対象物を直接測定する場合は、この影響はほとんど受けない。

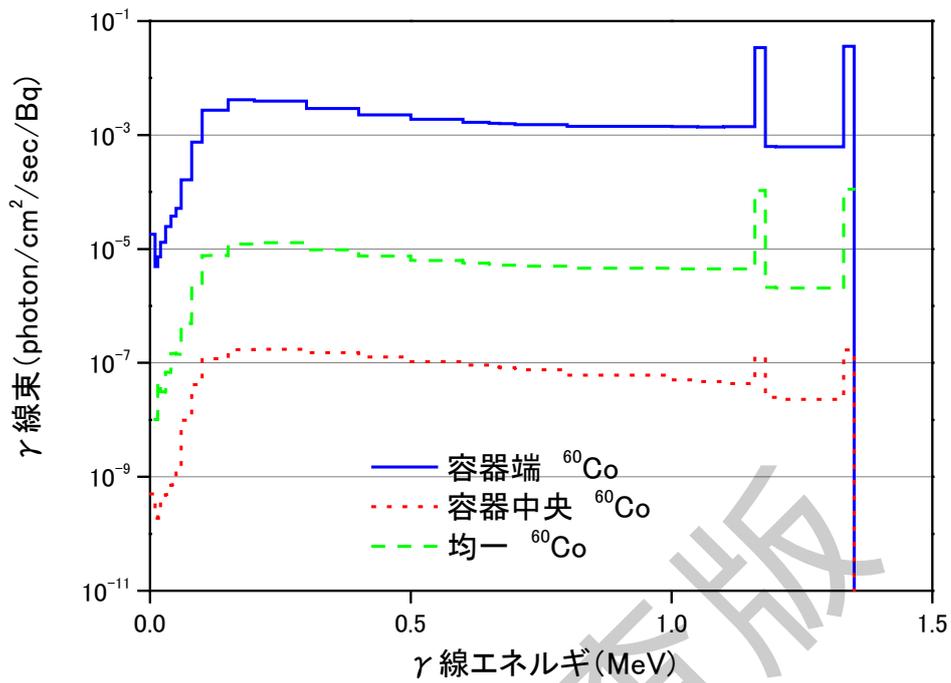


図 G.31— ^{60}Co 線源からの γ 線スペクトル計算値 (角型容器)

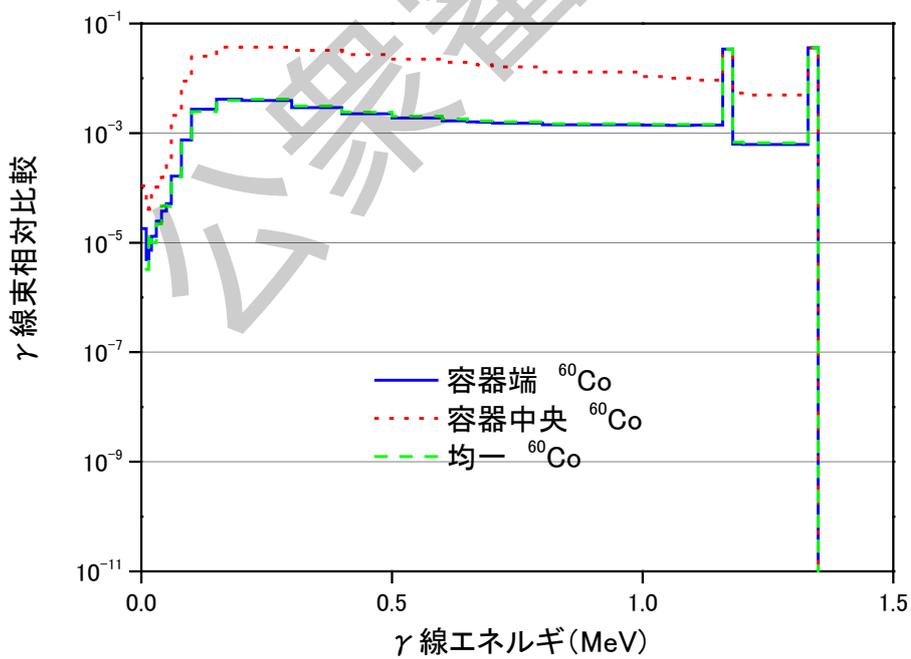


図 G.32— ^{60}Co 線源からの γ 線スペクトル計算値の相対比較 (角型容器)

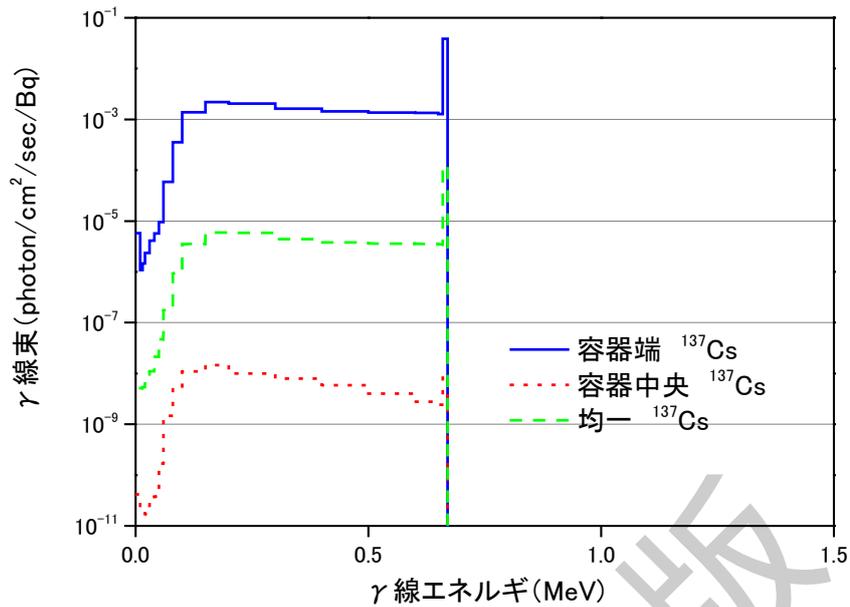


図 G.33—¹³⁷Cs 線源からの γ 線スペクトル計算値 (角型容器)

- 一 **放射化汚染と二次的な汚染が混在する場合の測定精度** 放射化によって生じた放射性核種と二次的な汚染によって生じた放射性核種とが混在する場合の対応方法については、L.3.2.5 に示す。基本的には、測定対象物を直接測定することが有効と考えられる。

参考文献

- [1] 酒井利明, 舟橋哲雄, 渡部清美, 小澤幸利, 柏木誠, “充填固化体の放射能評価について”, 原子力バックエンド研究, Vol.5, No. 1, P81-89, (1998) .
- [2] (社)日本原子力学会, “日本原子力学会標準 クリアランスの判断方法”, AESJ-SC-F005 : 2005, (2005) .
- [3] 独立行政法人原子力安全基盤機構核燃料廃棄物安全部 浜岡原子力発電所において用いた資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請の審査における技術協力作業結果報告書 平成 26 年 2 月
- [4] 佐々木道也, 荻野晴之, “低レベル放射性廃棄物中の放射能分布評価技術の開発 (その 2) -形状計測技術を活用した比放射能評価手法における標準不確かさと適用範囲-”, 電力中央研究所報告, (2009) .

附属書H (参考) 原廃棄物分析法による放射能濃度の決定方法

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

H.1 概要

原廃棄物分析法は、廃棄物そのものではなく原廃棄物を固型化する前に試料をサンプリングし、当該試料の放射化学分析などの結果から廃棄物の放射能濃度を決定する方法である。この方法を適用する場合、代表試料のサンプリング方法を定める必要がある。この附属書では、タンク内などに貯蔵されている液体状の原廃棄物を混合してサンプリングする方法、及び原子力発電所の解体前又は解体後の原廃棄物などからの試料のサンプリング方法について整理した。

H.2 原廃棄物分析法の基本的な考え方

原廃棄物分析法の適用においては、試料のサンプリングが適切であることが必要である。

タンクなどに貯蔵されている液体状の廃棄物は、タンク内などで均一になるように混合してサンプリングすることで、試料の代表性を確保することができる。

また、解体前のコンクリートなどは、放射能のサーベイ測定を行い、例えば、放射線の測定値が最も高くなるなどの代表的な箇所から試料をサンプリングすることで、保守的な分析結果となる試料とすることができる。

さらに、混合などによって均一にできない固体状又は粉粒状の廃棄物などは、評価対象全体を網羅できるように単位又は頻度で複数の試料をランダムにサンプリングし、これらを混合することで、試料の代表性を確保することができる。

原廃棄物分析法を適用する場合、試料の評価対象核種の濃度を求め、これから廃棄体に換算した濃度を求める方法、及び試料の評価対象核種とKey核種との濃度比を求め、廃棄体のKey核種の濃度は別途非破壊外部測定法によって求め、これらから評価対象核種の濃度を求める方法がある。前者と比較して、後者の方が、分析結果のばらつきが小さくなる傾向にあるため、分析結果のばらつきの影響を低減したい場合には、後者とするのが適切と考えられる。

H.3 タンク内などに貯蔵されている液体状の原廃棄物などからの試料のサンプリング方法

タンク内などに貯蔵されている液体状の原廃棄物は、タンク内などで均一に混合して試料をサンプリングする方法がある。この場合、タンク内が均一に混合されたことを確認する方法としては、タンクから実際に試料をサンプリングし、その中に含まれる分析が容易で、測定精度が高い⁶⁰Co濃度などを測定して確認することが考えられる。ただし、この測定結果にはばらつきがあることから、このばらつきに対して、原子力発電所での既往の事例から次の2とおりで対応することが考えられる。

- 一 混合を開始し、タンクから試料をサンプリングする時間を徐々に増加して、試料中の⁶⁰Co濃度などの経時的な推移を測定すると、測定結果のばらつきは徐々に減少し、ほぼ一定になることから、ほぼ一定になるまで混合し、この測定結果のばらつきを確認する^{[1],[2]}。

- 一 混合を開始し、タンクからサンプリングする時間を変え、サンプリングする容器数を複数にして容器ごとに試料をサンプリングする。また、ほぼ同じ濃度になるように良く混ぜた容器内から複数の試料をサンプリングして、試料中の⁶⁰Co濃度を求める。これらから、タンクからサンプリングする時間を変えたことによるばらつきが、試料を採取した容器からの試料のサンプリング及び⁶⁰Co濃度の分析に伴う不可避の本質的なばらつきに包含されていることを確認する^[2]。

前者の方法は、タンクからのサンプリングに伴うばらつきが収束しているため、難測定核種分析に伴うばらつき（不確かさ）を別途求め、両者のばらつきを加算して、放射能濃度又は濃度比の設定を行うことになる。後者の方法は、タンクからのサンプリングに伴うばらつきは、分析結果のばらつきの中に包含されているため、分析結果のばらつきだけを考慮して、放射能濃度又は濃度比の設定を行うことになる。

H.4 解体前又は解体後の原廃棄物などからの試料のサンプリング方法

H.4.1 概要

原子力発電所の解体前又は解体後の原廃棄物などからの試料のサンプリング方法は、放射能のサーベイ測定を行い、放射能濃度が最も高くなるなどの代表箇所から試料をサンプリングする、又は、評価対象全体を網羅できるような単位又は頻度で複数の試料をランダムにサンプリングすることが考えられる。

H.4.2 試料のサンプリングを行う場合

概要で示した試料のサンプリング方法は、例えば、次の場合に適用できる。

- a) **原廃棄物分析法で Key 核種又は評価対象核種の放射能濃度を決定するための試料のサンプリング** スケーリングファクタ法及び理論計算法の濃度比を用いる場合の Key 核種を測定する場合、又は、廃棄物の発生履歴が追えなくなるなどの理由で原廃棄物の放射化学分析などから直接放射能濃度を決定する場合が該当する。
- b) **理論計算で放射能濃度又は濃度比を求めるための元素成分を測定するための試料のサンプリング** A.2 に示す元素成分の濃度は、文献データ及び同じ材料種類の試料などの分析でデータを収集することがあるが、評価対象廃棄物自体に相当する試料から直接測定することもあり、この場合が該当する。
- c) **事前にスケーリングファクタなどを設定するための試料のサンプリング** 放射化廃棄物は、理論計算法で濃度比を求めることを基本とするが、代表試料の放射化学分析からスケーリングファクタ法又は平均放射能濃度法を適用することもできるので、この場合が該当する。

H.4.3 試料のサンプリング単位

試料のサンプリングに当たっては、試料のサンプリング単位（統計学的における“試料の大きさ（試料のサンプリング数に相当する）”を決める単位）を設定する必要がある。主要な測定対象物を想定すると、例えば、次のとおりである。

- a) **解体前の建屋構築物（コンクリート壁など）** 解体前の建屋構築物などを対象とする場合は、対象物全体を試料のサンプリング単位とすることも可能であるが、対象物をメッシュ（アメリカなどではグリッドともいわれる）状に分割して、これを試料のサンプリング単位にすることもできる。
なお、メッシュ内の濃度は一様であることを想定しているが、必要に応じて、この妥当性を確認する。
- b) **解体前後の測定対象物** 解体前後の測定対象物で、ほぼ同一の場所で、ほぼ同じ種類の対象物が、大きな塊（ブロック又は大型機器）、又は小さな塊（片又は小物）の集合体で存在するものと、これが試料の

サンプリング単位（単位は個数）となる。後述の産業廃棄物のサンプリングにおける JIS 規格（JIS K 0060 : 1992 産業廃棄物のサンプリング方法^[3]）では、この集合体を構成する全体をロットと呼んでいる。

- c) **タンクや容器などに収納した廃棄物** 大きなタンクなどに含まれるほぼ同一性状の溶液又は粉粒物全体を試料のサンプリング単位（単位は質量）とすることもできる。これは、タンクなどに含まれていない粉粒物の集合体でもよい。この場合、大きなタンク又は粉粒物の集合体がサンプリングとなる。このような場合は、ほぼ同じ場所から発生し、ほぼ同じ種類の廃棄物を小分けして収納した容器などをサンプリング単位とできる。

一方、容器などに含まれる廃棄物の発生場所、種類、発生履歴などが相違する場合において、これらから代表試料をサンプリングして原廃棄物分析法を適用する場合は、代表性が確保できる試料のサンプリング単位とすることが必要である。なお、容器などに含まれる廃棄物の発生場所、種類、発生履歴などが相違する場合において、これらから代表試料をサンプリングしてスケーリングファクタなどを設定する場合は、5.1.3a)及び5.1.7に従うことが考えられる。

H.4.4 試料の基本的なサンプリング方法

試料のサンプリング単位から測定対象物を代表できる試料をサンプリングする方法には、測定対象物の放射能レベルが高いため測定対象物の外部からのサーベイ測定によってサンプリング単位内の代表点を把握できる場合と、それ以外に分けられる。これらの方法には次のようなものがある。ただし、サーベイ測定ができる場合でも、b)を選択してもよい。

- a) **測定対象物の外部からサーベイ測定できる場合** 測定対象物の放射能レベルが比較的高い場合などで、外部から放射線が比較的精度良くサーベイ測定ができる場合には、試料のサンプリング単位で発生する放射能をサーベイ測定して、サンプリング単位内の代表点を把握し、試料をサンプリングすることができる。
- b) **測定対象物の外部からサーベイ測定できない場合** 例えばトレンチ処分対象の放射性廃棄物のように測定対象物の放射能レベルが比較的低い場合、バックグラウンドの影響で測定対象物の外部から放射線が精度良くサーベイ測定ができない場合、コンクリート内部の浸透汚染を把握する場合で放射線が外部にほとんど出ていない場合、又はほとんど放射化していない試料から元素成分の濃度などを測定する場合などには、H.4.1で設定した試料のサンプリング単位から、次に示すような統計学的方法を参考にして試料をランダムにサンプリングすること、又は JIS 規格（JIS K 0060 : 1992^[3]）を参考にして試料をサンプリングすることができる。

なお、上記の JIS 規格も基本的には統計学的方法に従ったものである。

- 1) **測定対象物の平均値を把握するために測定する場合** 測定対象物の総放射エネルギーは、測定対象物の濃度の平均値から求まる放射能濃度に廃棄物量を乗じて求めるので、この平均値を測定によらず安全側に設定すると、実態とは異なって総放射エネルギーが許容値を超える結果となるおそれがあり、平均値は測定して確認したい場合がある。一方、測定対象物の最大放射能濃度は、安全側に求めた放射能濃度と比較して超えないとよいため、例えば、測定対象物の濃度の標準偏差を文献データなどから安全側に設定し、濃度の平均値に標準偏差から求まる変動分を上乗せして放射能濃度を求めてもよい場合があると想定される。このような場合、1.1)又は1.2)のサンプリング方法によって、測定対象物の平均値を把握するために測定することが有効である。なお、これらの方法は、通常、算術平均値を求める場合に有効である。

- 1.1) 平均的な産業廃棄物の性状を把握するための試料のサンプリング方法を標準化した JIS 規格（JIS K 0060 : 1992^[3]）を参考にする。

1.2) 試料のサンプリング単位からランダムに試料をサンプリングすることとし、その試料のサンプリング数については、統計学的方法を参考に設定し、これらサンプリング試料を混合して測定する。

2) **測定対象物の平均値及び標準偏差を把握するために測定する場合** 1)とは相違して、測定対象物の濃度の平均値及び標準偏差を把握したい場合には、試料のサンプリング単位から、偏らないようにランダムに試料をサンプリングして、各々の試料の濃度を測定することにする。試料のサンプリング数は、既往の経験によって、又は、文献データなどから平均値及び標準偏差などを設定して統計学的方法によって、暫定的に設定する。この暫定的に設定したサンプリング数で、対象とする濃度を測定し、これら測定データの平均値及び標準偏差などの統計値を求める。暫定的な試料のサンプリング数が十分であったことは、例えば、これらの統計値の安定性で確認し、不足していれば、統計値が安定するまで、試料のサンプリングを継続する。統計値の安定性での確認方法は、AESJ-SC-F015：2017^[4]の**附属書 K**を参照する。

上記について、H.4.3 に、H.4.2 a)の放射線をサーベイ測定して代表点を把握する方法の例、H.4.2b)1)1.2)及びH.4.2b)2)に、H.4.2b)1) 1.1)の産業廃棄物についてのJIS規格のサンプリング方法を参考にする方法の例、H.4.5 に、H.4.2b)1)1.2)及びH.4.2b)2)の統計学的方法を参考にして試料のサンプリング数を設定する方法の例を示すが、ここで示す方法は一例であり、これ以外の方法を採用することも可能である。

H.4.5 サーベイ測定による試料のサンプリング方法

H.4.5.1 基本的な考え方

建屋構築物、構造材、機器などの汚染管理を行うことを目的に、これらから発生する放射線の線量当量率などをサーベイ測定して、代表点を選定し、そこから試料をサンプリングして、試料中の放射能を測定することは、原子力発電所などの原子力施設では一般的に行われている方法であり、基本的にはこれに従うとよい。この方法は、国内のJPDRを始め、海外でも原子力発電所の解体する対象物の放射能濃度を評価するために広く適用されている。

この方法でのサーベイ測定の目的は、測定対象物からサンプリングする代表点を定めるために、放射能の相対的な分布を把握するものである。

H.4.5.2 基本的な方法の例

理論計算から求めた測定対象物部位における放射化の分布、及び過去の測定記録などの調査によって把握した汚染などの分布の観点から、測定対象物を分類し、例えば、建屋構築物などの場合、放射化又は汚染の分布に応じたマッピングを行い、放射化又は汚染の一様性及び分布を考慮して、大きさのメッシュ状に分割することができる。建屋内をメッシュ状に分割するイメージを図H.1に示す。

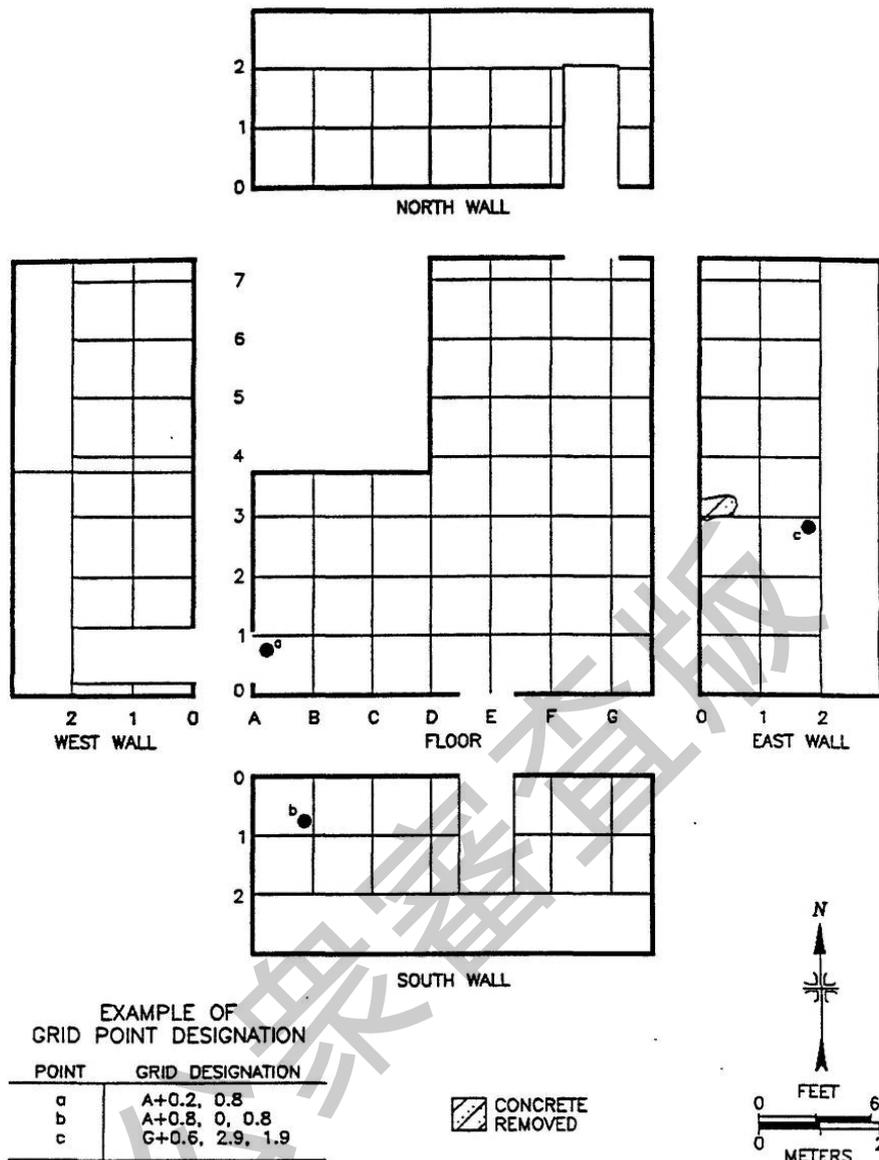


図 H.1—建屋内をメッシュ状に分割する場合のイメージ図^[5]

測定対象物から発生する放射線をサーベイ測定する。メッシュ状に分割した建屋構築物などの場合には、メッシュ単位で測定する。測定する放射線は、線量当量率、全 γ 線、表面汚染の場合には β 線などが選定でき、基本測定器又は専用測定器で測定する。メッシュ単位で測定した場合、測定結果から、実際の汚染の均一性及び大きさを考慮して、必要に応じて、メッシュの大きさを再分割する。

サーベイ測定に基づき試料をサンプリングする代表点は、例えば次のとおりとする。

- サーベイ測定結果が測定対象物全体（ロット）で一様となる場合には任意のメッシュとする。
- メッシュ内でのサーベイ測定結果が一様となる場合は、メッシュ内は任意の点とし、メッシュ単位は次に示す方法とする。
- メッシュ単位又はメッシュ内でサーベイ測定結果にばらつきがある場合、最大放射能濃度などを評価するため、安全側に放射能濃度を決定する場合には、メッシュ単位又はメッシュ内でサーベイ測定による放射

能が最大となるメッシュ内とする。一方、総放射エネルギーなどを評価するため、平均的に放射能濃度を決定する場合には、メッシュ単位又はメッシュ内でサーベイ測定による放射能がメッシュ単位の代表値の平均とする。

H.4.6 産業廃棄物のJIS規格を参考にした試料のサンプリング方法

H.4.6.1 概要

ここでは産業廃棄物の性状を把握するための試料のサンプリング方法のJIS規格であるJIS K 0060 : 1992^[3]を参考にした試料のサンプリング方法の例を示す。これは、クリアランスの判断において、適用するサンプリング方法を調査される中でも検討されている^[6]。

H.4.6.2 JIS規格の概要

JIS K 0060 : 1992^[3]で用いられている用語は表 H.1 のとおりである。

表 H.1—JIS K 0060 : 1992^[3]で用いられている用語の定義

ロット	各種の試験を行うときに、ほぼ同一の性状及び成分とみなせる同一発生源の廃棄物。ロットを構成する廃棄物の量をロットの大きさという。ただし、これらが混合されたものをサンプリングする場合は、混合されたもの全体を1ロットとする。
インクリメント	ロット又は副ロットから試料サンプリング器によって、原則として1動作でサンプリングした単位量の廃棄物。インクリメントの量を、インクリメントの大きさという。
小口試料	数個のインクリメントを集めた廃棄物。必要に応じてインクリメントを個々に粉砕、縮分した後にこれらを数個集めたものを小口試料ということもある。
大口試料	1ロットの平均性状を求めるために1ロットからサンプリングしたインクリメント又は小口試料全部を集めたもの。必要に応じて、インクリメントごと又は小口試料ごとに、粉砕、縮分した後に集めたものを大口試料ということもある。
縮分	集合体から試料をとる場合、集めた試料から、徐々に量を減らして測定用試料を作る操作。

JIS K 0060 : 1992^[3]では、試料をサンプリングする単位（塊、集合体など）をロットと呼び、これは、ほぼ同一の性状及び成分とみなせる同一発生源の廃棄物としている。このため、試料サンプリングの単位となる原廃棄物は、廃棄物の種類、発生場所などの観点から、同一性状であることが必要である。

JIS K 0060 : 1992^[3]に示された産業廃棄物のサンプリング方法の概要をフロー図で示すと図 H.2 のようになる。ここに示すように、産業廃棄物のサンプリング方法では、ロットから代表試料を選定する一次サンプリングを行い、ここから比較的多くの試料（インクリメント）をサンプリングし、これを集めて混合し、ここから、実際に測定する試料を抽出している。すなわち、基本的には、サンプリング数は多いが、測定数は少なくなるようになっている。

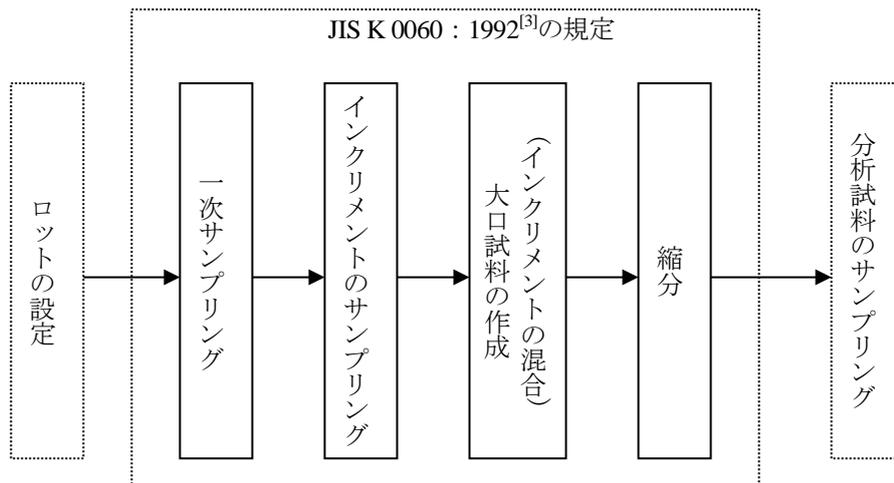


図 H.2—産業廃棄物のサンプリング方法（JIS K 0060 : 1992^[3]）の概要

H.4.6.3 JIS規格の適用例

この JIS 規格を適用する事例を検討するため、ここでは、具体的に次の 3 種類の廃棄物を想定した。他の廃棄物についても、同様の考え方で適用できる。

H.4.6.3.1 コンクリート構築物及び大きな塊（コンクリート固化物：粉碎困難な場合を想定）

コンクリート構築物や比較的大きな塊（コンクリートブロックなど）をコンクリート固化物で粉碎困難な場合に該当すると想定すると、表 H.2 に示す必要最小個数を満たす数の構築物上のメッシュ、又は大きな塊の集合体を一次サンプリング試料として選定し、それぞれの一次試料について、ランダムな 5 箇所からドリルなどを用いて 500g 以上の試料をサンプリングし、この試料を十分に混合して 1 試料とし、それぞれの一次試料についてこの操作を 2 回行って、それぞれの一次試料当たり 2 試料を得ることになる。

例 1 コンクリート構築物のメッシュ又はブロックが 51 個（メッシュ）以上の場合、一次サンプリングとして 10 個以上を選定し、10 個の各々のコンクリート構築物などの 5 箇所から偏らないように 2 試料ずつをサンプリングする。すなわち、ドリルなどで合計 100 箇所からサンプリングし、これを 20 試料とする。

表 H.2—コンクリート構築物やコンクリートブロックからの
一次サンプリングにおける必要個数

対象廃棄物の メッシュやブロックの数	最小必要個数
3 以下	全数
4 以上 10 以下	3
11 以上 20 以下	4
21 以上 30 以下	6
31 以上 50 以下	8
51 以上	10

H.4.6.3.2 コンクリート粉や金属かすなどの集合体（ストックパイルサンプリングを想定）

コンクリート粉や金属かすなどの集合体はストックパイルサンプリングが該当すると考えると、これらの量に応じて、表 H.3 に示す試料数をサンプリングする。

表 H.3—コンクリート粉など集合体の量とサンプリングする試料の必要個数

集合体の量 (単位 : kg)	試料の最小必要個数
1 000 未満	6
1 000 以上 5 000 未満	10
5 000 以上 30 000 未満	14
30 000 以上 100 000 未満	20
100 000 以上 500 000 未満	30
500 000 以上 1 000 000 未満	36
1 000 000 以上 5 000 000 未満	50
5 000 000 以上	60

例 2 コンクリート粉や金属かすなどの集合体が 2 000kg あった場合には、コンクリート粉などの集合体から 10 試料以上をランダムにサンプリングすることになる。

また、サンプリングする試料の大きさ（体積又は質量）は対象廃棄物に含まれるコンクリート粉などの大きさ（最大粒度）に応じて表 H.4 に基づき設定する。表 H.4 に示すようにコンクリート粉などでも、最大粒度が大きいと、サンプリングする試料の体積は大きくなる。このため、大きさが比較的大きい場合には、試料のサンプリング数は多くなるが H.4.4.3.1 の適用を考慮する（例 3 参照）。

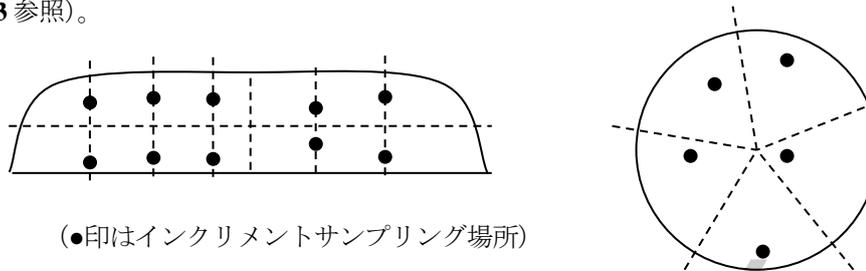
表 H.4—コンクリート粉などの最大粒度と試料の大きさ

最大粒度 mm	1	5	10	16	22.4	31.5	40	50	71	100	125	150
インクリ メントの 平均体積 mL	約 16	約 70	約 120	約 180	約 270	約 380	約 730	約 1600	約 3700	約 11 000	約 21 000	約 35 000
注記 その目合いのふるいでふるい分けたとき、ふるい上に残る量が約 5 % 未満であれば、その目合いの粒度を最大粒度とする。												

例 3 最大粒度 40 mm とは、ふるい目の大きさ 40 mm でふるい分けたとき、ふるい上に残る量が約 5 % となるロットのことで、試料のサンプリング体積は約 730 mL となる。

コンクリート粉などから試料をサンプリングする場合は、この高さを均一な状態にした後、高さが 1 m を超える場合は 3 層（上，中，下），1 m 以下の場合は 2 層（上，下）からサンプリングし、試料の個数に応じて区分し、この中のランダムな箇所から試料をサンプリングする（例 4 参照）。

例 4 2 000kg のコンクリート粉を 1 m 以下の山にした場合（10 試料のサンプリング）、コンクリート粉を 5 等分にして、各々を区分した後に、それぞれの区分の上下の層から 1 試料ずつをサンプリングする（図 H.3 参照）。



（●印はインクリメントサンプリング場所）

図 H.3—ストックパイルからのインクリメントサンプリングの例

H.4.6.3.3 液状又は粉状である容器又はタンク内収納物（容器サンプリングを想定）

容器、タンクに収納されている液状又は粉状の廃棄物は容器サンプリングが該当すると考えると、これらを収納した容器又はタンクの大きさに応じて、次に示す方法で一次試料及び試料のサンプリング数を求める。

複数の容器があり、体積が相違する場合には、体積の割合に応じた試料のサンプリング数とする。

コンクリート等の固体状廃棄物の場合、サンプリングする試料の大きさやサンプリング方法は H.4.4.3.2 に従う。液体の場合、サンプリングする試料の大きさは 100 mL 以上とし、内容物を十分にかくはん（攪拌）及び混合し、細い管を底まで差し込んで試料をサンプリングする。

a) **一つの容器の場合** 対象の容器を一次試料とし、容器の大きさ（体積）に応じて表 H.5 に示す個数の 1/2 の試料数をサンプリングする。

表 H.5—液などが入った容器の大きさとサンプリングする試料の必要個数

容器の大きさ (単位：kL)	試料の最小必要個数
1 未満	6
1 以上 5 未満	10
5 以上 30 未満	14
30 以上 100 未満	20
100 以上 500 未満	30
500 以上 1 000 未満	36
1 000 以上 5 000 未満	50
5 000 以上	60

b) **2 個～10 個の容器の場合** 対象の容器の全てを一次試料とし、表 H.5 に示す個数を一次試料の個数で除した数の試料数を各容器からサンプリングする（式(H.1)及び例 5 参照）。

$$n_i = n/m \dots \dots \dots (H.1)$$

ここに、 n_i ： 各一次試料から得る試料の必要個数（小数以下を切り上げた整数値）
 n ： 表 H.5 による必要個数
 m ： 一次試料数

例 5 200 L の容器に入った溶液 8 本（合計 1.6 kL）の場合、各容器から試料を一つずつ（ $6/8=0.75 \rightarrow$ 小数点以下を切り上げて 1 試料とする）サンプリングして 8 試料とする。

c) **11 個以上の容器の場合** 表 H.6 に応じて必要数を満たす数の容器を一次試料とし、各一次試料から 2 試料をサンプリングする（例 6 参照）。

表 H.6 ドロスなどが入った容器からの一次サンプリングにおける必要個数

対象廃棄物のドロスなどが 入った容器の数	最小必要個数
11 以上 20 以下	4
21 以上 30 以下	6
31 以上 50 以下	8
51 以上	10

例 6 200 L の容器に入った溶液 50 本の場合（合計 10 kL）、8 個の容器から試料を二つずつサンプリングし、全部で 16 試料とする。

H.4.7 統計学的方法を参考にした試料のサンプリング方法

H.4.7.1 概要

測定対象物（ロット）について設定した試料のサンプリング単位から、偏らないようにランダムに試料をサンプリングすることとし、この試料の大きさ（必要な試料のサンプリング数）を統計学的に決める場合、試料の対象とする濃度に対する統計値（平均値及び標準値）、要求する信頼度及び許容誤差から、例えば、式(H.2)又は式(H.3)を用いて試料の大きさを算出できる^[7]。この考え方はアメリカの解体廃棄物のサンプリングに適用されており^[8]、国内でもこのような統計学的方法がクリアランスの判断におけるサンプリング方法に適用されている^{[6], [9]}。

$$n \geq \frac{N}{\left(\frac{p \times \bar{x}}{Za}\right)^2 \frac{N-1}{\sigma_s^2} + 1} \dots \dots \dots (H.2)$$

$n \ll N$ となる場合には次の式で近似できる。

$$n \geq \left(\frac{Za \times \sigma_s}{p \times \bar{x}}\right)^2 \dots \dots \dots (H.3)$$

ここに、 n ： 試料の大きさ（必要なサンプリング数）
 N ： ロット（標本）に含まれるサンプリング単位の数
 p ： 許容誤差（例えば、NUREG/CR-2082^[8]では 10%としている）

Z_a : 要求する信頼度に対する数値 (95 %信頼度に対する値は 1.96 となる)
 σ_s : ロット (標本) 標準偏差
 \bar{x} : 測定値の平均

上記のパラメータは具体的には次のとおりである。

- a) **n (必要なサンプリング数や量)** ロット (標本) の標準偏差 (σ_s で示される) に対して, 要求する信頼度にてロット (標本) の平均値に対する許容誤差 ($\bar{x}-\mu$) の範囲で測定値を得るために必要な試料のサンプル数となる。
- b) **Z_a (要求する信頼度に対する数値)** Z_a は平均値からの隔たりが標準偏差の何倍に相当するかを示すものであり, 測定値が Z_a の範囲内にある確率を示す数値である。
 例えば, “ 3σ ” とは測定値の 99.73 %が含まれる範囲を示すことになり, この場合の σ の係数 3 が Z_a であり, 99.73 %が “信頼度” となる。
 信頼度と Z_a 値の関係は表 H.7 のようになる。NUREG/CR 2082^[8]では, この信頼度を 95 % (95 %に相当する Z_a 値は 1.96) とすることを例示している。

表 H.7—信頼度と Z_a 値の関係

信頼度 (%)	99.73	99.00	98.00	97.00	95.44	95.00	90.00	80.00	68.27
Z_a 値	3.00	2.57	2.33	2.17	2.00	1.96	1.64	1.28	1.00

- c) **σ_s (ロット (標本) の標準偏差)** ロット (標本) の標準偏差は, ロット (標本) のばらつきを示すものであり, 式 (H.4) で示される。

$$\sigma_s = \sqrt{\frac{\sum (x - \bar{x})^2}{n-1}} \dots \dots \dots (H.4)$$

ここに, x : 測定値

- d) **$\bar{x}-\mu$ (許容誤差, \bar{x} : 測定値の平均, μ : ロット (標本) の平均)** ($\bar{x}-\mu$) は平均値に対する許容誤差であり, NUREG/CR-2082^[8]では, 許容誤差は平均値の $\pm 10\%$ の範囲にすることを例示している。
 上記から, 例えば, 信頼度 95 %の範囲 (95 %の確率) で, 平均値に対する許容誤差が $\pm 10\%$ となる測定値を得るための試料のサンプリング数を求める場合には, $(1.96 \times \text{標準偏差} / (\text{平均値} \times 10\%))^2$ となる。
 なお, 上記は平均値を求めるための試料のサンプリング数で, 標準偏差を求めるためには直接関係しないので, この測定結果の妥当性は, 標準偏差の安定性などから確認する。

H.4.7.2 統計学的な試料のサンプリング方法の適用例

試料のサンプリング単位から, 偏らないようにランダムに試料をサンプリングする。この方法としては, 例えば, サンプリング単位に番号を付け, 乱数などを用いてランダムにこの番号を選定する方法がある。
 式(H.4)を参考にして, 試料のサンプリング数又は量を決める場合, H.4.2b)に示したように, 測定対象物の平均値及び標準偏差について, あらかじめ推定などができる場合とできない場合とで対応が変わる。

信頼性のある平均値や標準偏差などの統計値が推定できる場合又は信頼性が低くても保守的に設定できる場合で、測定対象物の平均値を測定して確認する場合（**H.4.2b)1.2)**に相当）には、式(H.2)又は式(H.3)に従い、試料のサンプリング数又は量を求め、サンプリングした試料を混合して、一つの試料として測定することができる。

一方、あらかじめ信頼性のある値などが推定できない場合（**H.4.2b)2)**に相当）には、例えば、次のようにする（**例7**参照）。

- 暫定のサンプリング数を既往の経験に基づき定める。
- 測定対象物の予備的な調査や測定対象物と同じ材料種類の文献データ又は測定データなどから、信頼性が低くとも平均値と標準偏差を仮に設定して、式(H.2)又は式(H.3)から、試料のサンプリング数を求める。ただし、計算したサンプリング数が30個以上などになる場合には、取りあえず30個などと設定する。また、計算した結果が10個以下となる場合には、統計的に有意なサンプリング数として少なくとも10個以上とすることが推奨される。

例7 元素成分の濃度の文献データとして、**表B.6**で示したコンクリート中のCoを例にすると、平均値は $9.6 \times 10^{-4} \%$ 、標準偏差は $8.9 \times 10^{-4} \%$ であることから、 σ_s をこの標準偏差と同じとすると、必要な試料数は約330個となる。ただし、この文献データは様々なコンクリートの分析データを集めたものであり、原子力発電所の解体で発生するようなほぼ均一なコンクリートの場合、仮にこの標準偏差の1/3になると仮定すると、必要な試料数は37個となる。

- 上記の暫定のサンプリング数で試料をサンプリングし、各試料の対象とする濃度を測定する。
- 測定結果から、測定データにおける平均値などの統計値の安定性を確認する。安定性を確認する方法は、**AESJ-SC-F015 : 2017⁽⁴⁾の附属書K**を参照すると、例えば、30個のデータで測定している場合、30個までの平均値と95%信頼上限の差が示す不確定性の減少の割合（収束性）について確認する。
- 上記から、新たに試料を追加して、測定しても、上記が収束してほとんど変化しないと判断できる場合、又は変化することがあっても、要求精度から許容される場合、サンプリング数は十分と判断する。
- 有意に変化する場合には、さらに、サンプリングを追加して、測定し、この変化が許容されるまで、試料のサンプリング及び測定を継続する。
- 上記から、測定対象物における平均値及び標準偏差を求め、上記の暫定の試料数が妥当であったことを、測定結果を用いて式(H.2)又は式(H.3)によって最終確認する。

測定対象物の濃度が対数正規分布となり、この自然対数の平均値及び標準偏差が求まる場合の試料のサンプリング数は、算術上の平均値及び標準偏差に換算して、上述の方法を適用するとよい（**例8**参照）。

例8 元素成分の濃度の文献データとして、**B.5**で示した、コンクリート中のCoを例にすると、自然対数の平均値及び標準偏差から算術上に換算した平均値は $1.292E-4$ 、標準偏差は $1.285E-4$ となることから、 σ_s をこの標準偏差と同じとすると、必要な試料数は約380個となる。

H.5 焼却灰を収納した容器からの試料のサンプリング方法の適用例

原子力発電所から発生する焼却灰は、廃棄物が発生した際の履歴情報が失われているため、廃棄物確認時の放射能評価を行う際に、スケーリングファクタ法が適用できない場合がある。このため、廃棄物化を行おうとする焼却灰全体を母集団とし、ここから、試料を採取して、難測定核種分析を行う原廃棄物分析法を適用することが考えられる。この適用方法を検討するため、国内のPWR及びBWRの原子力発電所にて、実際に発生し

ている焼却灰を用いて、放射能濃度のばらつきの大きさを測定した。この結果から、現状考えられる基本的な方法は、廃棄体化を行う前に、焼却灰を収納している容器内から複数サンプルをランダムに採取し、これらを均一に混合した後、難測定核種を分析し、難測定核種と Key 核種との濃度比を求め、これに安全係数を乗じた比を求めておき、廃棄体確認時に非破壊検査装置で測定する Key 核種濃度にこの比を乗じて難測定核種の濃度を算出する方法である。このような試料のサンプリング方法として、JIS K 0060 産業廃棄物のサンプリング方法があり、これを参考に、現時点で提案される焼却灰のサンプリング方法を整理したものを表 H.8 に示す^[10]。

なお、本手法は確立された手法ではない。

表 H.8—JIS K 0060 産業廃棄物のサンプリング方法と焼却灰のサンプリング方法案との比較・整理

段 階		JIS K 0060 のサンプリング方法	焼却灰のサンプリング方法案
サンプリングする焼却灰を収納したドラム（一次サンプリング）の選定		例えば、ドラムが 51 本以上であれば 10 本をランダムに選定する。 ただし、同一ロットであることが必要である。	ドラム単位の同一ロットの説明が難しい場合には、全ドラムから採取する
ドラムからの試料（インクリメント）のサンプリング	採取方法	原則はランダムに 2 試料／容器。	ランダムに 2 試料／容器。
	採取量	最大粒径が大きいと採取量が多くなり、例えば、最大粒径が 50mm の場合は、1600ml／容器。 この制約は試料の適正な採取方法（スコップの大きさ）によるものである。	粒径を例えば 10mm 以下に制限することで、120ml／容器とする。 粒径の小さいもののみでよい理由は、放射能濃度が粒径に依存しないためである。
分析用試料の作製	試料の調製方法	サンプリングした試料を 5mm 以下に粉碎し、均一に混合する。	サンプリングした試料を 5mm 以下に粉碎し、均一に混合する。 例えば、5 本分単位（600ml）で粉碎して、これを繰り返し、分析に必要な量を当量ずつ採取して混合する。
	安全係数	特に規定なし。	ドラム内の放射能濃度のばらつきに応じて、分析結果に安全係数を乗じることにする。 今回の分析結果から、総放射エネルギーの確認は 1.5 倍、最大放射能濃度の確認は 3.5 倍とすることが考えられた。

参考文献

- [1] 独立行政法人原子力安全基盤機構，“中部電力(株)浜岡原子力発電所で製作される均質・均一固化体の廃棄確認方法について”，（2014）。
- [2] 独立行政法人原子力安全基盤機構，“東京電力(株)柏崎刈羽原子力発電所で製作される均質・均一固化体の廃棄確認方法について”，（2014）。
- [3] JIS K 0060：1992 産業廃棄物のサンプリング方法
- [4] （一社）日本原子力学会，“日本原子力学会標準 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”，AESJ-SC-F015：2017，（2017）。
- [5] U.S.NRC（United States Nuclear Regulatory Commission），“Manual for Conducting Radiological Surveys in Support of License Termination”，NUREG/CR-5849，（1992）。
- [6] 独立行政法人原子力安全基盤機構，“クリアランス検認制度の整備に係る調査報告書 平成 16 年度”，（2005）。
- [7] R.E.Walpole, R.H.Myers, “Probability and Statistics for Engineers and Scientists”，MacMillan, New York,（1978）。
- [8] U.S.NRC（United States Nuclear Regulatory Commission），“Monitoring for Compliance with Decommissioning Termination Survey Criteria”，NUREG/CR-2082，（1981）。

- [9] 石神努, 立花光夫, 柳原敏, “サンプリング測定評価によるクリアランス検認のための標本数の設定方法”, 日本原子力学会和文論文誌, Vol. 9, No. 2, p. 199, (2010) .
- [10] 本山光志, 中村晃, 竹田安弘, 山崎裕司, 畔柳径, 池戸康樹, “原子力発電所から発生する焼却灰に対する原廃棄物分析法の適用性について” , 日本原子力学会 2018 年春の年会, (2018) .

公衆審査版

附属書I (参考) 廃棄体破壊分析法による放射能濃度の決定方法

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

I.1 概要

廃棄体破壊分析法は、廃棄体から当該廃棄体を代表できる方法で試料をサンプリングし、この試料の放射化学分析などを行うことで、当該廃棄体、又は放射性物質の組成及び放射能濃度が同等であると評価される廃棄体の放射能濃度を決定する方法である。この方法を適用する場合には、特に、廃棄体からの代表試料のサンプリング方法を定める必要がある。この附属書では、廃棄体破壊分析法の適用方法を示す。

I.2 試料のサンプリング方法

廃棄体破壊分析法における、廃棄体からの代表試料のサンプリング方法は、原廃棄物分析法と同様の方法が適用でき、次のとおりとする。

—廃棄体内の放射能濃度の均一性が担保できるときは、いずれの箇所からサンプリングしてもよい。この均一性の担保方法として、廃棄体表面における線量当量率をサーベイ測定することも考えられる。

—固化体の複数個所（ドラムの場合、垂直方向及び円周方向の複数個所）から、試料を採取し、これらを混合することが考えられる。

現在までのところ、定常的に実施される廃棄体確認における放射能濃度評価方法として、廃棄体破壊分析法を適用した事例はない。一方、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度を設定するため、又はこれらの値の継続的な使用の妥当性を確認するため、廃棄体破壊分析法を適用した事例はある。ただし、これらの事例は均質・均一固化体に限定されている。

附属書J (参考) Key核種の放射能濃度の基本的な測定方法の例

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

J.1 概要

この附属書は、放射能の濃度比と測定とによる方法を用いる場合のKey核種の放射能濃度の基本的な測定方法を示す。

J.2 Key核種濃度の基本的な測定方法

Key核種の放射能濃度を把握するための、 γ 線スペクトル、Key核種の放出する γ 線線量などの基本的な測定方法は、次のとおりである。特に解体時に発生する放射性廃棄物などの場合、測定対象物の表面が判別でき二次的な汚染が支配的な場合、表面汚染密度 (Bq/cm^2) を把握し、測定対象物の比表面積 (cm^2/g) を用いて、測定対象物の表面にある二次的な汚染によって生じた放射性核種の放射能濃度を求めてもよい。また、放射化汚染が支配的な場合は、中性子フルエンス率などを実測し、放射化計算によって求めることもできる。

a) **原廃棄物分析法（廃棄体破壊分析法）** 測定対象物から試料をサンプリングし、これを粉状又は溶液状にして、実験室などにある放射線測定器で γ 線スペクトルなどを測定する。この方法は、試料の量に依存するが、基本的には、測定精度が高く、 ^{60}Co などのコンプトン効果の影響も受け難い。 γ 線スペクトルなどの放射線測定器としては、Ge 検出器、NaI シンチレーション検出器などがあり、放射線測定器に応じて定められている方法に基づき、放射能濃度を求める。この方法の場合、測定対象物から試料をサンプリングする方法を定める必要があり、解体時に発生する放射性廃棄物を想定した場合のサンプリング方法は**附属書 H**を参考とする。また、タンク内の内容物のサンプリング方法については**附属書 H**及び **AESJ-SC-F015 : 2017^[1]**の**附属書 E**を参考とする。

なお、原廃棄物分析法の場合、放射能を測定する時の計数誤差及び測定対象物の放射能偏在に伴う試料サンプリング上の誤差がKey核種の放射能濃度の誤差要因となる。

b) **非破壊外部測定法** 固体状放射性廃棄物の状態又は容器に収納した状態にある測定対象物の外部から、 γ 線スペクトル及びKey核種の放出する γ 線線量を測定する方法である（**附属書 G**参照）。測定対象物に含まれる γ 線放出核種に応じた放射能濃度の濃度比が事前に把握できる場合には、全 γ 線、線量当量率などを測定して、 ^{60}Co などのKey核種濃度を把握することができる。また、**L.3.2**に示すように二次的な汚染によって生じた放射性核種と放射化によって生じた放射性核種とが混在している場合で、測定対象物表面にある二次的な汚染によって生じた放射性核種だけの ^{60}Co 濃度を把握するため、測定対象物表面の線量当量率を測定してもよい。

J.3 評価対象に応じたKey核種濃度の測定方法例

濃度比と測定とによる方法を用いる場合、代表的に想定される評価対象の状況に応じて、代表的なKey核種濃度の測定方法例をまとめると、**表 J.1**のとおりである。Key核種濃度の測定の作業性などを勘案すると、評価対象の性状に応じて、基本的な測定時期は次のように整理される。

- 評価対象が、ほぼ同じ材質で構成される大きな構造物であり、汚染性状が表面汚染である場合、又はほぼ一様な放射化汚染である場合などには解体前の状態で測定することが望ましい。
- 評価対象が、大きな塊、ブロックなどで容器に収納すると線源として不均一になるものは、解体後に容器に収納する前に測定することが望ましい。
- 評価対象が、小片及び小物の雑多なものである場合は、容器に収納後、均一な線源として測定することが望ましい。また、塊、ブロックなどを整然と収納する場合も、容器に収納後、均一な線源として測定することができる。

なお、除染などを行う場合など線源数が数個以下などになる場合には、容器に収納する前に測定することが望ましい場合があるので留意する。また、放射化によって生じた放射性核種と二次的な汚染によって生じた放射性核種とが混在している場合にも容器に収納する前に測定することが望ましい場合がある（**L.3.2.5**参照）。

公衆審査版

表 J.1－評価対象に応じた Key 核種濃度^{a)}の測定方法例

代表的に想定される評価対象			代表的な Key 核種濃度の測定方法例
対象	汚染性状	評価対象例	
コンクリート構造物	表面汚染＋放射化汚染 ^{b)}	放射化しているコンクリート構造物など	—表面汚染は解体前などに代表的な表層部をサンプリングしてγ線スペクトルなどを測定する。 ⁶⁰ Co濃度は表面のβ線を基本測定器などで測定してもよい。 —放射化汚染は解体後などのブロックの状態などで基本測定器などによってγ線を測定する。又は、内部の放射能分布を理論計算などで設定し、解体前に表面のγ線を測定する ^{c)} 。
	表面汚染	建屋コンクリート（壁、床など）	—解体前などに代表的な表層部（表面をサーベイなどとして設定）を採取してγ線スペクトルなどを測定する。又は、表面のγ線スペクトルなどを基本測定器などで測定する。 なお、浸透汚染はドリル採取してγ線を測定する。 —表面をコンクリート片としてから測定する（下記）。
	放射化汚染	生体遮蔽コンクリートなど	—解体後などにブロックの状態などで基本測定器などによってγ線を測定する。又は、内部の放射能分布を理論計算などで設定し、解体前に表面のγ線を測定する。
コンクリート片	表面汚染又は放射化汚染（混在なし）	解体時に発生するコンクリート片	—袋状の容器などに収納し、γ線スペクトルなどを専用測定器などにて測定する。 —代表サンプルをランダムなどにサンプリングして、γ線スペクトルなどを測定する。
	表面汚染＋放射化汚染 ^{b)}		—代表サンプルをランダムなどにサンプリングして、γ線スペクトルを測定する。この場合、必要に応じて、放射化によって生じた放射性核種に特有なγ線放出核種を測定して汚染と区別する。 —表面と放射化汚染を区別するため、解体前に測定する（上記）。
大型機器	表面汚染＋放射化汚染又は内部汚染 ^{b)}	除染していない大型機器	—表面汚染は解体前などに代表的な表層部を溶解し、γ線スペクトルなどを測定する。 ⁶⁰ Co濃度は表面のβ線を基本測定器などでお測定してもよい。 —放射化汚染及び内部汚染は解体前などに機器全体から発生するγ線を基本測定器などによって測定する ^{c)} 。
	表面汚染	放射化していない大型機器	—解体前などに代表的な表層部を溶解し、γ線スペクトルなどを測定する。 —表面のγ線スペクトルなどを基本測定器などで測定する。
	放射化汚染又は内部汚染	除染した大型機器	—解体前などに機器全体から発生するγ線スペクトルなどを基本測定器などによって測定する。
小型金属 小型機器	表面汚染又は放射化汚染（混在なし）	解体時に発生する機器、金属片など	—容器などに収納、又は、バスケットやトレイに入れて専用測定器などにて、γ線スペクトルなどを測定する。 —解体前などに機器全体から発生するγ線スペクトルなどを基本測定器などによって測定する。
	表面汚染＋放射化汚染又は内部汚染 ^{b)}		—代表的な表層部（表面をサーベイなどとして設定）をサンプリングしてγ線スペクトルなどを測定する。 ⁶⁰ Co濃度は表面のβ線を基本測定器などで測定してもよい。 —放射化汚染及び内部汚染は機器全体から派生するγ線スペクトルなどを基本測定器などによって測定する ^{c)} 。
ドロスなど	混在 ^{b)}	解体時の切断片、ブラスト除染など	—容器などに収納し、γ線スペクトルなどを専用測定器などで測定する。
<p>注 a) 測定するγ線は、表面汚染及び内部汚染は⁶⁰Co及び¹³⁷Cs、放射化汚染は⁶⁰Co又は放射化に予定生じた放射性核種特湯のγ線放出核種など。</p> <p>注 b) 表面汚染＋放射化汚染の場合は、L3参照。</p> <p>注 c) 表面汚染の寄与を表面のβ線の測定結果から把握し、除いてもよい。</p>			

参考文献

- [1] (一社)日本原子力学会, “日本原子力学会標準 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”, AESJ-SC-F015 : 2017, (2017) .

附属書K (参考) 運転廃棄物に対する放射能濃度決定方法の適用例

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

K.1 概要

この附属書は、現在、原子力発電所で運用されているピット処分対象の運転廃棄物に対する放射能濃度決定方法の種類と適用例を示す。トレンチ処分対象の運転廃棄物については、ここで示す方法と同様の方法を適用することが考えられる。

発電所の運転で発生する放射性廃棄物の大半は汚染物であることから、この附属書では放射化物は対象外とするが、中性子条件などが設定でき放射化汚染が支配的な場合は、放射化物に対する理論計算法 (A.1 参照) を適用することができ、**附属書 L** の解体廃棄物に対する放射能濃度決定方法を参考にする。

K.2 放射能濃度決定方法の種類

原子力発電所から発生するピット処分対象又はトレンチ処分対象の運転廃棄物における放射能濃度決定方法としては、**表 K.1** に示す 4 種類の方法を、状況に応じて、適用している。

K.3 運転廃棄物に対する放射能濃度決定方法の適用例

K.3.1 全般

現在、原子力発電所で運用されているピット処分対象の運転廃棄物に対する放射能濃度決定方法の適用例を示す。

各難測定核種はその生成機構及びプラント内の挙動に着目すれば、 ^3H 、 ^{14}C 、CP 核種及び FP 核種に大別できる。 ^3H 及び ^{14}C についてはその特性に応じた評価手法を採用する。CP 核種及び FP 核種などについては ^{60}Co 及び ^{137}Cs を Key 核種 (当該核種は廃棄体 1 体ごとに非破壊外部測定を実施) とすれば、両者間の生成比率及び廃棄物処理系への核種ごとの移行率はほぼ一定となることから、両者間には相関関係が成立する。

六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターに埋設実績のある均質・均一固化体 (濃縮廃液, 使用済樹脂など) と充填固化体 (固体状廃棄物) を例にとり、各申請核種 (ただし、非破壊外部測定法の適用が明らかな ^{60}Co 及び ^{137}Cs は除く) の生成機構及び具体的な放射能濃度決定方法を **表 K.1** に示す^{[1], [2], [3]}。核種ごとの詳細については次に示す。

なお、 ^{36}Cl が新たに主要な核種であることが分かり、この放射能濃度の評価方法が検討されているため、これについても示す。さらに、 ^{41}Ca 、 ^{152}Eu 、 ^{154}Eu は、トレンチ処分対象廃棄物中のコンクリートの放射化が要因となって発生するものであり、申請核種となることが想定されるため、これについても示す。

表 K.1—各申請核種の生成機構及び放射能濃度決定方法

申請核種	生成機構	半減期(年)	放射能濃度決定方法		Key核種
^3H	三体核分裂, $^2\text{H}(n,\gamma)$, $^{10}\text{B}(n,2\alpha)$, $^{10}\text{B}(n,\alpha)$, $^7\text{Li}(n,n\alpha)$	1.23×10^1	平均放射能濃度法		—
^{14}C	BWR, PWR : $^{17}\text{O}(n,\alpha)$ GCR : $^{14}\text{N}(n,p)$	5.73×10^3	BWR の均一, GCR の均一	平均放射能濃度法	—
			PWR の均一, 充填	スケーリング ファクタ法	^{60}Co
^{60}Co	$^{59}\text{Co}(n,\gamma)$	5.27×10^0	非破壊外部測定法		—
^{59}Ni	$^{58}\text{Ni}(n,\gamma)$	7.5×10^4	理論計算法		—
^{63}Ni	$^{62}\text{Ni}(n,\gamma)$	1.00×10^2	スケーリングファクタ法		^{60}Co
^{90}Sr	核分裂生成	2.88×10^1	スケーリングファクタ法		^{137}Cs
^{94}Nb	$^{93}\text{Nb}(n,\gamma)$	2.0×10^4	BWR, PWR	スケーリング ファクタ法	^{60}Co
			GCR	平均放射能濃度法	—
^{99}Tc	$^{98}\text{Mo}(n,\gamma)$, $^{99}\text{Mo}(\beta)$, 核分裂生成	2.14×10^5	均一, GCR の充填	平均放射能濃度法	—
			BWR の充填, PWR の充填	スケーリング ファクタ法	^{60}Co
^{129}I	核分裂生成	1.6×10^7	スケーリングファクタ法		^{137}Cs
^{137}Cs	核分裂生成	3.02×10^1	非破壊外部測定法		—
全 α	中性子多重捕獲	—	スケーリングファクタ法		^{137}Cs
$^{36}\text{Cl}^{\text{a}}$	$^{35}\text{Cl}(n,\gamma)$	3.0×10^5	均一	平均放射能濃度法	—
			充填	平均放射能濃度法とス ケーリングファクタ法 の加算	^{60}Co
注記 均一：均質・均一固化体 充填：充填固化体 注^{a)} ^{36}Cl が申請核種となる場合 放射能濃度決定方法は BWR 及び PWR を想定している					

K.3.2 ^3H の放射能濃度決定方法

a) 生成機構及びプラント内の挙動

1) BWR, PWR ^3H の主要生成機構は、燃料である U 及び Pu の三体核分裂及び原子炉冷却材中の重水素の熱中性子捕獲である。これに、PWR では炉心反応度制御に使用されているほう素及び pH 調整のために添加する LiOH の熱中性子捕獲による生成が加わる。このため、同一運転サイクル期間内において、BWR での ^3H 濃度はほぼ一定であるが、PWR での ^3H 濃度は一定の範囲内で変動する。

しかしながら、生成された ^3H はトリチウム水となり、廃棄物処理系を含む一次系を循環しつつ、蒸気及び余剰水として系外に排出されるため、生成量と放出量はバランスしており、BWR 及び PWR とも各運転サイクル間を通じて、一次系内の ^3H 濃度は一定である。また、 ^3H は上述のとおり、原子炉冷却材中の酸素と結合してトリチウム水になるため、プラント内においては水と同一の挙動を示し、脱塩塔及び濃縮器などにおいて吸着及び濃縮されることはなく、これと同様な挙動を示す放射性物質は存在しない。

2) **GCR** GCR は、中性子の減速材である黒鉛を炉心構造材とし、一次系冷却材に炭酸ガスを使用している。また、一次系冷却材の炭酸ガスは、純度とともに湿分を管理し水分量を少なくしている。このため、 ^3H の主要生成機構は黒鉛中に存在する Li の熱中性子捕獲であり、その一部が一次系冷却材に移行して水分及びダスト付着水として挙動するとともに、使用済燃料に付着したものが使用済燃料冷却池水中に移行し、トリチウム水として水と同一の挙動を示す。

b) 放射能濃度決定方法

1) **均質・均一固化体** BWR 及び PWR における原子炉冷却材中の ^3H 濃度は各運転サイクルを通じてほぼ一定であること、並びにトリチウム水としての挙動は水と同じであり、プラント内において吸着及び濃縮されることはない。さらに、各種廃棄体の廃棄物と固型化材料との配合比は一定値に設定されており、その含水率はほぼ一定している。したがって、廃棄体中の ^3H 濃度は、固型化方法及び廃棄物種類ごとに経時的な変動はなく、一定値とみなすことができる。

このため、廃棄体中の ^3H 濃度の決定方法としては、廃棄物処理系を共有するプラントごとに分類し、かつ、同一プラント内において固型化方法（セメント固化、アスファルト固化又はプラスチック固化）及び廃棄物種類（濃縮廃液、使用済樹脂、フィルタスラッジなど）が異なる場合には更に分類した固化体の代表試料の測定データを使用した平均放射能濃度法を適用している。

GCR においては、使用済燃料冷却池水中に移行したトリチウム水の挙動は水と同じであるため、燃料冷却池水を処理した廃液などを固型化した廃棄体中の ^3H 濃度は、含水率に依存する。

このため、廃棄体中の ^3H 濃度の決定方法としては、廃液を固化処理した固化体の代表試料の測定データを使用した平均放射能濃度法を適用している。

2) **充填固化体** BWR 及び PWR における原子炉冷却材中の ^3H 濃度は炉型式ごとにほぼ一定値を示し、また、各運転サイクルを通じてほぼ一定であること、並びにトリチウム水としての挙動は水と同じであり、プラント内において吸着及び濃縮されることはないことから、廃棄体への ^3H の移行量は固体状廃棄物に含まれる水分量（含水率）で決まる。

含水率は固体状廃棄物の種類ごとの含水特性によるため、含水率の高い廃棄物を代表試料として選定することで保守的に設定できる。また、これによって求めた廃棄体中の ^3H 濃度は六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの最大放射能濃度より十分低いため、廃棄体中の ^3H 濃度の決定方法として、代表試料の測定結果を使用した平均放射能濃度法を適用している。

GCR においては、一次系（冷却ガス系）では水分及びダスト付着水と、廃液系（使用済燃料冷却池系）では水と同一の挙動を示すことから、基本的には含水率及びダスト付着水量との相関関係が成り立つと考えられる。このため、廃棄体中の ^3H 濃度の決定方法としては、高含水率又はダスト付着水量が多い廃棄物を代表試料として選定し、その測定結果を使用した平均放射能濃度法を適用している。

K.3.3 ^{14}C の放射能濃度決定方法

a) 生成機構及びプラント内の挙動

1) **BWR, PWR** BWR 及び PWR における ^{14}C の生成は、燃料、原子炉構成材料、並びに原子炉冷却材中の酸素、窒素及び炭素の放射化によるものであるが、燃料及び原子炉構成材料内において生成した ^{14}C の原子炉冷却材への放出量は、原子炉冷却材中の酸素の放射化量に比較すれば、無視し得るほど少ない。また、原子炉冷却材中の窒素量は微量であるため、 ^{14}C の生成機構は原子炉冷却材中の酸素の放射化などによる $^{17}\text{O}(n,\alpha)^{14}\text{C}$ のような核反応が主であり、その生成量は原子炉出力に比例する可能性が高いと考え

られている。したがって、原子炉での生成時点では原子炉構成材料の熱中性子捕獲によって生成する⁶⁰Coとの濃度比はほぼ一定である。

しかしながら、BWRとPWRとでは原子炉冷却材の水質管理方法が異なり、BWRでは酸化性雰囲気、PWRでは還元性雰囲気であるため、¹⁴Cの化学形態がBWRではCO₂、HCO₃などの無機形態、PWRではCH₄、CH₃COOHなどの有機形態となり、物理化学的な挙動（揮発性、溶解度など）に違いが生じる。

1.1) BWR BWRでは生成した¹⁴Cの大部分がオフガス系から系外に放出され、その残りが復水浄化系に移行し、復水浄化系樹脂に捕捉される。このように、BWRでは原子炉水の蒸気発生過程があるため、揮発性をもつ¹⁴Cとそれ以外の核種で、蒸気発生系統（原子炉系又はタービン系）での核種移行に差が生じる。

一方、廃棄物処理系においては、廃液を中和処理するため、¹⁴Cも炭酸塩形態で存在し、液中の溶解度も大きく、濃縮操作を行っても多くは液側に残存し、⁶⁰Coとの濃度比の変動は少ないと考えられる。

1.2) PWR PWRにおいても¹⁴C生成量の大部分が系外に放出されることに変わりはないが、¹⁴Cの廃棄物処理系への主要移行経路は原子炉冷却材ドレンであり、BWRに比較して廃棄物処理系への移行経路が単純であるため、移行量はKey核種ともほぼ一定の関係が保たれる。また、PWRの場合には、不揮発性の¹⁴Cも存在し、濃縮器において¹⁴Cは⁶⁰Coと同様に濃縮されることから両者の濃度比の変動は少ないと考えられる。

2) GCR GCRにおける主要生成機構は、黒鉛中に存在する窒素の放射化（¹⁴N(n,p)¹⁴C）である。黒鉛中には¹³Cも存在するが、C中の¹³Cの存在比が小さく反応断面積も大きくないために主要な生成機構とはならない。

生成した¹⁴Cの一部は、気体又はダストの形態で一次系（冷却ガス系）へ移行し、更に、使用済燃料に付着した炉内ダスト中の¹⁴Cが燃料冷却池水に移行し廃液系に至るものと考えられる。

b) 放射能濃度決定方法

1) 均質・均一固化体 BWRでは、廃棄物処理系において原子炉系及びタービン系の廃液を一括処理するために双方の核種濃度比が混在すること、また、廃棄物処理系を共有するプラントごとの¹⁴C濃度はおおむね一定の範囲に収束することを考慮し、廃棄物処理系を共有するプラントごとに分類し、かつ、同一プラント内において固化方法及び廃棄物種類が異なる場合には更に分類し、その代表試料の測定データ（放射化学分析などの結果）を使用した平均放射能濃度法を適用している。

一方、PWRでは、廃棄物処理系への主要移行経路は原子炉冷却材ドレンであり、¹⁴Cの移行量は⁶⁰Coとほぼ一定の関係が保たれるとともに、不揮発性の¹⁴Cも存在し、濃縮器においては⁶⁰Coと同様に濃縮されることから、⁶⁰CoをKey核種とするスケーリングファクタ法を適用している。

GCRでは¹⁴Cは一次系（冷却ガス系）では気体又はダストの形態で存在し、使用済燃料に付着したダスト中から燃料冷却池水さらには廃液系に移行すると考えられるため、基本的にはダストとして移行する⁶⁰Coとの間に相関関係が成立するものと考えられるが、廃液を固化処理した固化体中の¹⁴Cと⁶⁰Coとの相関は低く一定の範囲の濃度に収束していることから、平均放射能濃度法を適用している。

2) 充填固化体 BWRでは、原子炉水の蒸気発生過程があることから系統間の核種濃度比の差異を考慮して評価すると各系統に¹⁴Cと⁶⁰Coとの相関関係が明確にあったため、BWR発電所の全廃棄物を保守的にタービン系で代表して評価する⁶⁰CoをKey核種とするスケーリングファクタ法を適用している。

一方、PWRでは、原子炉系及び廃棄物処理系による差異もなく¹⁴Cと⁶⁰Coとの相関関係が明確にあったため、均質・均一固化体と同様に⁶⁰CoをKey核種とするスケーリングファクタ法を適用している。

GCR では、冷却ガス系と廃液系による差異もなく ^{14}C と ^{60}Co とに相関が認められることから、 ^{60}Co を Key 核種とするスケーリングファクタ法を適用している。

K.3.4 ^{59}Ni の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** ^{59}Ni は、BWR, PWR 及び GCR とともに、原子炉構成材料に使用されているステンレス鋼、インコネル®などの中に存在する安定同位元素 ^{58}Ni の熱中性子捕獲によって生成し、その生成機構及び物理化学的挙動は ^{63}Ni と同一である。

したがって、 ^{59}Ni 放射能濃度は、 ^{63}Ni の放射能濃度から式(K.1)によって導出できる。

$$\frac{A_{\text{Ni}-59}}{A_{\text{Ni}-63}} = \frac{N_{\text{Ni}-58} \cdot \sigma_{\text{Ni}-58} \left(\frac{\ln 2}{T_{\text{Ni}-59}} \right)}{N_{\text{Ni}-62} \cdot \sigma_{\text{Ni}-62} \left(\frac{\ln 2}{T_{\text{Ni}-63}} \right)} \dots \dots \dots \text{(K.1)}$$

ここに、A：放射能濃度 (Bq/kg)
N：天然存在比 (%)
 σ ：熱中性子断面積 (barn)
T：半減期 (年)

- b) **放射能濃度決定方法** 廃棄体中の ^{59}Ni の放射能濃度決定方法としては、均質・均一固化体及び充填固化体とも、式(K.2)の放射化計算結果に基づき ^{63}Ni との濃度比を算出し、 ^{63}Ni の放射能濃度から推定する理論計算法を適用している。

K.3.5 ^{63}Ni の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** ^{63}Ni は、BWR, PWR 及び GCR とともに、原子炉構成材料に使用されているステンレス鋼、インコネル®などの中に含まれる、 ^{62}Ni の熱中性子捕獲によって $^{62}\text{Ni}(n,\gamma)^{63}\text{Ni}$ の核反応にて生成する。

Ni は周期表VIII族 (鉄族) に属し、物理化学的挙動が ^{60}Co と類似しているため、 ^{63}Ni 及び ^{60}Co はプラント内において同様な挙動を示し、測定データに基づく ^{63}Ni と ^{60}Co との相関関係は非常に良好であることが分かっている。

- b) **放射能濃度決定方法** 廃棄体の ^{63}Ni の放射能濃度決定方法としては、均質・均一固化体及び充填固化体とともに、 ^{60}Co を Key 核種としたスケーリングファクタ法を適用している。ただし、被ばく線量低減の観点から原子炉構成材料などに低コバルト材料を使用しているプラントにおいては、放射性物質発生源である原子炉構成材料中の ^{62}Ni と ^{59}Co との比率が従来材料使用プラントとは異なる。このため、BWR では、各プラントを従来材料プラントと低コバルト材料プラントとに分類し、それぞれのプラント分類ごとにスケーリングファクタ法を適用している (PWR では、プラントごとの原子炉構成材料の差異の影響は小さいと判断し、全プラント共通でスケーリングファクタ法を適用している)。

K.3.6 ^{90}Sr の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** ^{90}Sr は、BWR, PWR 及び GCR とともに、 ^{137}Cs との物理化学的挙動 (Sr は周期表IIa族のアルカリ土類金属、Cs は周期表Ia族のアルカリ金属) は多少異なるものの、生成機構は同

じ核分裂生成であり、生成比率はほぼ一定である。また、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の廃棄物処理系への移行率は同程度であると予想される。

- b) **放射能濃度決定方法** 廃棄体の ^{90}Sr の放射能濃度決定方法としては、均質・均一固化体及び充填固化体ともに、 ^{137}Cs を Key 核種としたスケーリングファクタ法を適用している。ただし、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の燃料内から原子炉冷却材への放出率が燃料被覆管の状況に依存するため、BWR では、各プラントを燃料被覆管の状況に応じて分類し（高 Cs プラント、中 Cs プラント、低 Cs プラント）、各々のプラント分類ごとにスケーリングファクタ法を適用している（PWR では、プラントごとの燃料被覆管の状況の差異の影響は小さいと判断し、全プラント共通でスケーリングファクタ法を適用している）。

K.3.7 ^{94}Nb の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** ^{94}Nb は、BWR、PWR 及び GCR とともに、原子炉構成材料中の ^{93}Nb の熱中性子捕獲及び燃料である U 及び Pu の核分裂によって生成する。しかしながら、原子炉冷却材中の存在量は、 $^{93}\text{Nb}(n,\gamma)^{94}\text{Nb}$ の核反応にて生成する前者が支配的である。

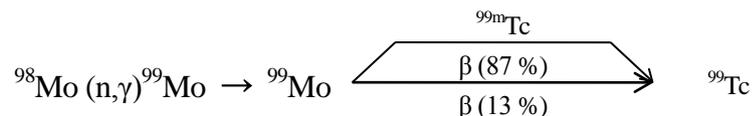
さらに、Nb は周期表 Va 族に属し、化学的に安定しており、酸及びアルカリ水溶液にも溶解しないため、プラント内では不溶解形態にて存在しており、廃棄物処理系への移行率は ^{60}Co と同程度であると予想される。

- b) **放射能濃度決定方法** 廃棄体の ^{94}Nb の放射能濃度決定方法としては、均質・均一固化体及び充填固化体とも、 ^{60}Co を Key 核種としたスケーリングファクタ法を適用している。ただし、 ^{63}Ni と同様に、被ばく線量低減の観点から原子炉構成材料などに低コバルト材料を使用しているプラントにおいては、放射性物質発生源である原子炉構成材料中の $^{93}\text{Nb}/^{59}\text{Co}$ の比率が従来材料使用プラントとは異なる。このため、BWR では、各プラントを従来材料プラントと低コバルト材料プラントとに分類し、それぞれのプラント分類ごとにスケーリングファクタ法を適用している（PWR では、プラントごとの原子炉構成材料の差異の影響は小さいと判断し、全プラント共通でスケーリングファクタ法を適用している）。

一方、GCR においては、 ^{94}Nb の検出データが得られなかった。その理由は、当該発電所においては主な原子炉構成材料が炭素鋼であるため、BWR 及び PWR と比べて、 ^{94}Nb の生成量が少なく、放射能濃度が非常に小さいためであると推察される。このため、検出下限値のデータを使用し、保守的な平均放射能濃度法を適用している。

K.3.8 ^{99}Tc の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** ^{99}Tc は、BWR、PWR 及び GCR とともに、原子炉構成材料中の ^{98}Mo の熱中性子捕獲又は U 及び Pu の核分裂反応によって、次の核反応にて生成するが、次の原子炉構成材料中の ^{98}Mo の熱中性子捕獲が支配的である。



さらに、 ^{99}Tc は遷移金属元素 VIIa に属し、酸化性雰囲気中の BWR の原子炉冷却材中では 7 価の TcO_4^- のイオンとして存在していると考えられ、また、還元性雰囲気中の PWR の原子炉冷却材中では 4 価の TcO_2 として不溶解性を示し、廃棄物処理系への移行も ^{60}Co と類似性が高いと考えられる。

一方、GCRにおいても原子炉構成材料から生成し、ダストの形態で冷却ガス系から廃液系へ移行することから、基本的には ^{60}Co との相関性が成立するものと考えられる。

以上から、BWR、PWR及びGCRともに ^{99}Tc のプラント内での生成機構及び移行は ^{60}C と基本的に同一であると考えられる。

b) 放射能濃度決定方法

1) 均質・均一固化体 ^{99}Tc は原子炉構成材料中のMoの熱中性子捕獲によって生成するが、 ^{99}Tc の存在濃度が低く、 ^{99}Tc 分析値そのものが得られにくかったことから、検出下限値のデータを含んだ放射化学分析データを使用し、保守的な平均放射能濃度法を適用している（ただし、放射化学分析データから、 ^{99}Tc の放射能濃度には経年変化は認められず、かつ、当該放射能濃度がおおむね一定の範囲に収束していることは、別途確認している）。

2) 充填固化体 BWR及びPWRについては、均質・均一固化体の放射能濃度決定時点より分析技術が向上したことなどもあり、Key核種を ^{60}Co としたスケーリングファクタ法を適用している。

一方、GCRについては、原子炉内の主な金属材料が炭素鋼であるため、BWR及びPWRと比べて ^{99}Tc の生成量が少なく、分析値そのものが得られにくかったことから、検出下限値のデータを含んだ放射化学分析データを使用し、保守的な平均放射能濃度法を適用している。

K.3.9 ^{129}I の放射能濃度決定方法

a) 生成機構及びプラント内の挙動 ^{129}I は、BWR、PWR及びGCRともに、燃料であるU及びPuの核分裂反応によって生成し、Key核種である ^{137}Cs との生成比率はほぼ一定である。

^{129}I 及び ^{137}Cs はプラント内においてともにイオン（Iはアニオン、Csはカチオン）として存在するため、その他の物理化学的挙動（Iは周期表VIIb族のハロゲン、Csは周期表Ia族のアルカリ金属）は異なるが、廃棄物処理系への移行率はほぼ同等であると予想される。

b) 放射能濃度決定方法 廃棄体の ^{129}I の放射能濃度決定方法としては、均質・均一固化体及び充填固化体ともに、 ^{137}Cs をKey核種としたスケーリングファクタ法を適用している。

K.3.10 全 α の放射能濃度決定方法

a) 生成機構及びプラント内の挙動 α 線を放出する放射性物質は広義に解釈すれば、原子力発電所から発生する放射性廃棄物に含まれる全ての α 線放出核種が対象となる。しかしながら、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの安全評価における重要な α 線放出核種を勘案した場合、次の6核種を確認しておけば、燃焼初期から後期の全期間において全 α の放射能濃度のほとんどを網羅できる。

^{241}Am , ^{242}Cm , ^{244}Cm , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu

BWR、PWR及びGCRともに、上記6核種はUの中性子多重捕獲及びその壊変によって生成し、その生成量は燃焼度に対して高次に比例するため、全 α / ^{137}Cs の生成量比率は燃焼度に応じて変化する。しかしながら、濃縮廃液は、基本的に運転を通じて平均化されたものとなり、特定の燃焼度の組成にはならない。また、全 α 及び ^{137}Cs のプラント内における挙動は必ずしも類似していないが、廃棄物処理系への移行に大きな差異はないと考えられる。さらに、固体状廃棄物の汚染も、濃縮廃液と同様の挙動となると考えられる。したがって、濃縮廃液及び固体状廃棄物ともに廃棄物の全 α / ^{137}Cs の濃度比については燃焼度に対する依存性は小さいと考えられる。

なお、D.4にも示したとおり、生成源は異なるものの、化学的性質（溶解性）の観点からは、不溶解性傾向が強い α 核種は、不溶解性傾向のある腐食生成物又は収着性の高いイオンとして存在する ^{60}Co の挙動とも類似しているといえる。

- b) **放射能濃度決定方法** 廃棄体の全 α の放射能濃度決定方法としては、均質・均一固化体及び充填固化体とも、 ^{137}Cs をKey核種としたスケーリングファクタ法を適用している。ただし、 ^{90}Sr と同様に、全 α 及び ^{137}Cs の燃料内から原子炉冷却材中への放出率が燃料被覆管の状況に依存するため、BWRでは、各プラントを燃料被覆管の状況に応じて分類し（高Csプラント、中Csプラント又は低Csプラント）、各々のプラント分類ごとにスケーリングファクタ法を適用している（PWRでは、プラントごとの燃料被覆管の状況の差異の影響は小さいと判断し、全プラント共通でスケーリングファクタ法を適用している）。

なお、D.4.2にも示したとおり、全 $\alpha/^{60}\text{Co}$ についても検討されている¹⁴⁾。

K.3.11 ^{36}Cl の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** 原子炉水中に不純物として含まれる安定塩素が、炉心内で放射化して ^{36}Cl を生成する。原子炉水中の安定塩素は、ほぼ一定濃度で存在していることから、原子炉水中の ^{36}Cl の放射能濃度もほぼ一定になると考えられる。また、原子炉水中の腐食生成物と同伴する ^{36}Cl も存在する。後者は、前者と比較すると存在量が小さいため、原子炉水が液体廃棄物として移行し、収集される濃縮廃液には、溶解性の ^{36}Cl が多くを占めるが、腐食生成物が沈積などによって移行する固体状廃棄物には、不溶解性の ^{36}Cl も有意な量で含まれる場合もあると考えられる。
- b) **放射能濃度決定方法** 均質・均一固化体の場合は、 ^{36}Cl は溶解性の成分が多く、放射能濃度がほぼ一定になると考えられるので平均放射能濃度法を採用する。一方、充填固化体の場合は、 ^{36}Cl は溶解性の成分と不溶解性の成分の両者が存在することから、前者は平均放射能濃度法、後者は ^{60}Co をKey核種とするスケーリングファクタ法を適用して、それらを加算することが考えられる。このため、充填固化体の場合は、 ^{60}Co の放射能濃度が低い場合は平均放射能濃度法、 ^{60}Co の放射能濃度が高い場合はスケーリングファクタ法の適用が適切である。

K.3.12 ^{41}Ca , ^{152}Eu , ^{154}Eu の放射能濃度決定方法

- a) **生成機構及びプラント内の挙動** ^{41}Ca , ^{152}Eu , ^{154}Eu は、コンクリート等に含まれるCa及びEuが放射化して生成する。
- b) **放射能濃度決定方法** ^{41}Ca はコンクリートに主成分として含まれるCaによる生成以外は、発生量は極めて少ないことから、 ^{60}Co をKey核種とするスケーリングファクタ法又は平均放射能濃度法のいずれを採用するにしても、保守的に評価することになると考えられる。

なお、放射化コンクリート中の ^{41}Ca は、放射化計算による理論計算法が適用される。一方、 ^{152}Eu , ^{154}Eu は、 γ 線放出核種なので非破壊外部測定法の適用が考えられる。

K.3.13 廃棄物処理方法を考慮した放射能濃度決定方法

- a) **核種の揮発の影響を考慮した放射能濃度決定方法** 廃棄物処理方法によっては、処理する時に放射性物質の一部又は大部分が揮発して、廃棄物から排ガス系に移行する。現行の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターへの埋設対象廃棄体では、固体状廃棄物を熔融処理して製作した充填固化体（熔融固化体）がこれに該当する。

このため、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターへ埋設する充填固化体（溶融固化体）の申請核種は、事前に検討及び設定した廃棄物処理時の残存率¹⁾を考慮した補正を行うことで、廃棄体の放射能濃度を決定することとしている。

注¹⁾ 試験などで得られる、排ガス中へ移行せず固化体に残存する核種の割合。

- 1) ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs 非破壊外部測定によって放射能濃度を決定する。
- 2) ¹⁴C, ⁶³Ni, ⁹⁰Sr, ⁹⁴Nb, ⁹⁹Tc, ¹²⁹I 及び全 α Key 核種の放射能濃度について残存率補正を行い、原廃棄物の放射能濃度を算定する。さらに固体状廃棄物のスケーリングファクタ法によって、難測定核種の放射能濃度を算定し、残存率で補正して放射能濃度を決定する。算出方法は式(K.2)による。

$$A_{DTM} = SF \times A_{KN} \times \frac{D_{DTM}}{D_{KN}} \dots \dots \dots (K.2)$$

ここに、 A_{DTM} : 難測定核種の放射能濃度(Bq/kg)
 SF : スケーリングファクタ
 A_{KN} : Key 核種の放射能濃度 (Bq/kg)
 D_{KN} : Key 核種の残存率
 D_{DTM} : 難測定核種の残存率

- 3) ⁵⁹Ni 理論計算法で放射能濃度を決定する。
 - 4) ³H 残存率で補正して放射能濃度を決定する。
- b) **固化処理工程の影響を考慮した放射能濃度決定方法** 固化処理前の原廃棄物における難測定核種の放射能濃度を用いて固化体の平均放射能濃度などを決定したい場合、必要に応じて、固化処理工程の影響を考慮する。例えば、³H の場合は、原廃棄物中の水分に占める ³H の放射能濃度から固化体の含水率を考慮して、固化体の平均放射能濃度を求める、また、¹⁴C などの核種を含む原廃棄物が、蒸発又は乾燥工程を経て固化処理される場合は、固化体への原廃棄物中放射性核種の移行率などを考慮して、固化体の平均放射能濃度を求める。

参考文献

- [1] 山崎克男, 阿久澤尚久, 大浦廣貴, 大浦正人, 木戸好浩, “ガス炉廃棄物（蒸発固化廃棄物）の放射能特性評価”, 日本原子力学会 2005 年秋の大会, (2005) .
- [2] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 蒸発固化体に係る廃棄確認方法について”, JNES-SS-0603, (2006) .
- [3] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “JNES-SS レポート 日本原子力発電(株)東海発電所の充填固化体に係る廃棄確認方法について”, JNES-SS-0613, (2006) .
- [4] H. Masui, M. Kashiwagi, H. Ozaki, “Low-Level Radioactive Waste Radioactivity Evaluation Practice in Japan and Suggestion for Rationalization”, International Workshop on “Determination and Declaration of Nuclide Specific Activity Inventories in Radioactive Wastes”, organised and sponsored by ISTec GmbH and GNS mbH, Cologne, Germany, (2001) .

附属書L (参考) 解体廃棄物に対する放射能濃度決定方法の適用例

序文

この附属書は、本体に関連する事柄を説明するものであり、規定の一部ではない。

L.1 概要

解体廃棄物では、汚染物に加え多くの放射化物が発生することが特徴である。

このうち、汚染物に対する放射能濃度決定方法は、基本的には、運転廃棄物における放射能濃度決定方法と同様になると考えられるので、**附属書 K** で示す方法を参考にして設定することが考えられる。

放射化物は、汚染物と同様の方法を適用する以外に、中性子条件などが設定できる場合は、放射化物に対する理論計算法 (5.1.1 参照) を適用することができる。

この附属書では、汚染物と放射化物の放射能濃度の決定方法の選定における考え方、及び放射化物の表面に汚染が生じている場合の放射能濃度の評価方法例を示す。

L.2 汚染物と放射化物の放射能濃度決定方法の選定における考え方

L.2.1 概要

ここでは、この標準で規定した原子力発電所から発生するピット処分対象廃棄物及びトレンチ処分対象廃棄物について、汚染物と放射化物の放射能濃度決定方法の選定における考え方を示す。

L.2.2 核種の種類に応じた放射能濃度決定方法

二次的な汚染及び放射化によって発生する放射性核種の分類及び基本的な放射能濃度決定方法の考え方は次のとおりである。

なお、発生メカニズムによる放射能濃度決定方法の違いから汚染核種と放射化核種とを区別する以外に、埋設処分側の要求から汚染核種と放射化核種とを区別して放射能濃度を決定することが要求される場合がある¹⁾。

注¹⁾ 放射性核種が地下水などによって移行する被ばく経路を評価する場合、放射化物中の放射化核種には溶出性を考慮できるが、表面に付着している汚染核種には溶出性が考慮できないことなどが理由となる。

a) 汚染核種 汚染核種は、主に原子炉施設内に流れる系統水に含まれるもので、CP 核種、FP 核種及び α 核種がある。固体状廃棄物の場合、これらを含む系統水が、プラント内を移行する過程で表面に付着し、放射性廃棄物として発生する。この表面汚染量を計算などで求めることは難しいので、放射能濃度決定方法は、次の方法を適用することを基本とする。**1)**については、スケーリングファクタ法などの放射能濃度決定方法が適用できる。

なお、一部の解体廃棄物は、代表試料のサンプリング及び分析を行って、放射能濃度を決定する。

1) 濃度比と測定とによる方法

2) 測定による方法

b) 放射化核種 放射化核種は、原子炉施設を構成する材料に含まれる元素が中性子の照射で放射化しているもので、CP 核種、FP 核種及び α 核種に該当する放射性核種も含まれ、放射化後も生成場所にとどまるものである。**a)**の汚染核種とは相違して、放射化量を元素成分条件、中性子条件、及び照射条件が分かる場合は計

算で求めることができるため、放射能濃度決定方法は、次による方法が適用できる。また、放射化物に含まれる核種の発生過程は、中深度処分対象として発生するものと同じであることから、AESJ-SC-F015：2017^[1]で示されている次の方法が適用できる。

なお、炉水などと常時接触している放射化物には、表面に汚染核種が発生している場合があり、埋設処分における被ばく線量評価上は汚染核種として区別される可能性もあるが、基本的には量が少ないなどの理由から、この標準では、考慮しないこととしている。

- 1) 計算による方法
- 2) 濃度比と測定とによる方法
- 3) 測定による方法

L.2.3 放射能濃度決定方法の分類

L.2.2 に示したように、この標準では放射能濃度決定方法を次の a)～c) に大きく分類して検討する。

- a) 計算による方法 理論計算法によって放射能濃度を決定する。
- b) 濃度比と測定とによる方法 測定によって Key 核種濃度を求め、理論計算、代表試料などの難測定核種などの放射化学分析などによって評価した評価対象核種と Key 核種との濃度比から評価対象核種の放射能濃度を決定する。
- c) 測定による方法 試料をサンプリングして難測定核種などの放射化学分析などによって評価核種の放射能濃度を決定する。

a)～c) を概略のフローとして整理したものを図 L.1 に示す。また、放射化物と汚染物とに分類して、放射能濃度決定方法を整理すると表 L.1 のようになる。表 L.1 に示すように、a)～c) に分類したものは、いずれも 5.1 で示した既に規定されている 6 種類の基本的な放射能濃度決定方法で対応できる。

表 L.1—放射能濃度決定方法の分類

評価方法の大分類		a) 計算による方法	b) 濃度比と測定とによる方法		c) 測定による方法 ^{a)}
評価対象		評価核種濃度	評価核種濃度	Key 核種濃度	評価核種濃度
定放射能濃度決定	放射化物	・理論計算法	・理論計算法（濃度比） ・スケーリングファクタ法	・非破壊外部測定法 ・廃棄体破壊分析法 ・原廃棄物分析法	・原廃棄物分析法 ・廃棄体破壊分析法
	汚染物	—	・スケーリングファクタ法 ・理論計算法 ・平均放射能濃度法		
注 ^{a)} 測定による方法は、例外的に適用される。					

L.2.4 放射能濃度決定方法の適用性

ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法は、プラント内の部位（領域）に応じて、図 L.2 に示すような特徴がある。

ピット処分及びトレンチ処分の対象となる放射化物の場合、炉外の様々な輸送過程を経た中性子による放射化で発生する放射性廃棄物がある。炉外の放射化物のように炉内から遠い領域で発生するものは、理論計算法のみで放射能濃度を決定する“a) 計算による方法”では十分な精度が確保し難くなる場合がある。したがって、そのような放射化物の場合、理論計算法によって“濃度比”を設定したうえで、Key 核種濃度を測定して放射能

濃度を決定する“b)濃度比と測定とによる方法”を適用される場合が多い。特に、炉外の中性子による放射化で発生する放射性廃棄物は、線量が低く、測定が比較的容易であることから、b)の評価方法の活用が有効となる。ただし、炉内から遠い領域であっても、中性子フルエンス率などを測定して、計算条件の精度を確保する方法もあり、これについても、この標準で示している。

ピット処分及びトレンチ処分の対象となる汚染による放射性廃棄物の場合、スケーリングファクタ法を主体とする上記“b)濃度比と測定とによる方法”が適用される。この場合、原子炉に近い場合で、炉水などが接触して発生する放射性廃棄物については、表面汚染密度として評価することが有効である。この場合、原子炉水などが接触する炉内又は炉内に近い領域では、ほぼ一定の表面汚染密度で存在し、放射化核種に対して無視小などになると想定される。また、汚染核種が有意に存在する場合は、廃棄体などの状態になる前の、汚染している面が分かる状態でKey核種などの放射能濃度を測定し、スケーリングファクタ法などを用いて放射能濃度を決定することが有効である。また、汚染による放射性廃棄物の場合も、5.1.2で示したように、計算による方法が適用できる場合がある。

図L.2に示すようにこの標準で扱うピット処分及びトレンチ処分とする対象の放射能濃度の領域は、AESJ-SC-F015：2017^[1]で放射能濃度の決定方法を規定している中深度処分対象とクリアランス処分対象との放射能濃度の領域の中間に位置する。

炉内に近い領域で発生するピット処分及びトレンチ処分の対象物は、上記の中深度処分の対象物と同じような状況で発生する。したがって、中深度処分の対象と同じような評価方法（“a)計算による方法”など）が適用できるため、この標準では、AESJ-SC-F015：2017^[1]の内容を参照して評価方法を示している。ただし、中深度処分の対象は、プラント運転中にローテーションなどして位置を変えるものがあり、複数の理論計算条件を考慮するような幾つかの評価方法が示されているが、この標準で取扱う対象物はほとんど位置を変えないため、代表的な理論計算条件でよい場合が多い。

一方、炉内から遠い領域で発生し、汚染核種が主体となるピット処分及びトレンチ処分の対象物は、クリアランスの対象物と同じような状況で発生する。ただし、AESJ-SC-F005：2005^[2]におけるクリアランスの検認では、⁶⁰Coなどの放射能がほとんど検出できない中で、クリアランスレベルを超えないことを判断するため、濃度比を用いて、評価対象核種の放射能濃度(D)をクリアランスレベル(C)で除して得られるD/Cとして、クリアランスレベルに対する判断方法を規定している。

このため、放射性核種の種類ごとに示される最大放射能濃度及び総放射エネルギーを確認することを目的とするピット処分及びトレンチ処分の対象物には、そのまま適用できない。ただし基本的には、クリアランスの判断でも“測定による方法”との組合せが主体となっており、この標準で示している内容と矛盾しない。また、解体前にKey核種濃度を測定する方法などは、この標準の対象にも適用できるので、AESJ-SC-F005：2005^[2]に示されている内容を参照している。

表 L.2—プラントの領域に応じた放射化物の放射能濃度決定方法の概要

	概要	主体となる方法
炉内に近い領域	<ul style="list-style-type: none"> 放射化核種が支配的であり、中性子は比較的一様であることから、中性子条件などの計算条件の整備が比較的高い精度で可能となる。 非常に強く放射化しており線量が高いため、人のアクセスが困難であり計測作業が困難である。 	a)計算による方法
炉内から遠い領域	<ul style="list-style-type: none"> 放射化核種は、中性子が一様とはならなくなり、中性子条件などの計算条件の整備が比較的低い精度となる。 放射化量が少ないことから線量が低く、人のアクセスが容易であり計測作業は可能である。 	b)濃度比と測定とによる方法

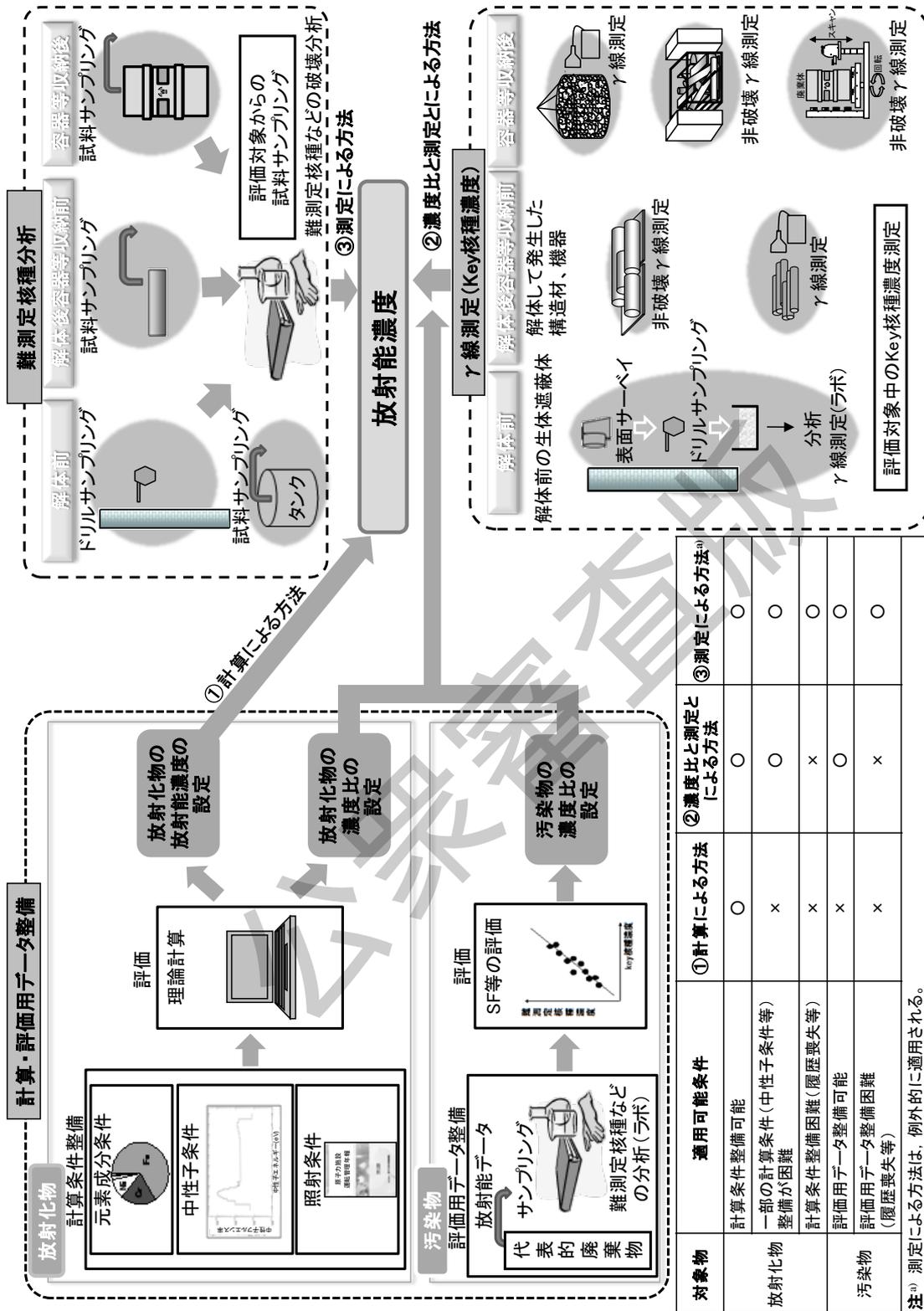


図 L.1-1 放射能濃度決定方法の概略フロー

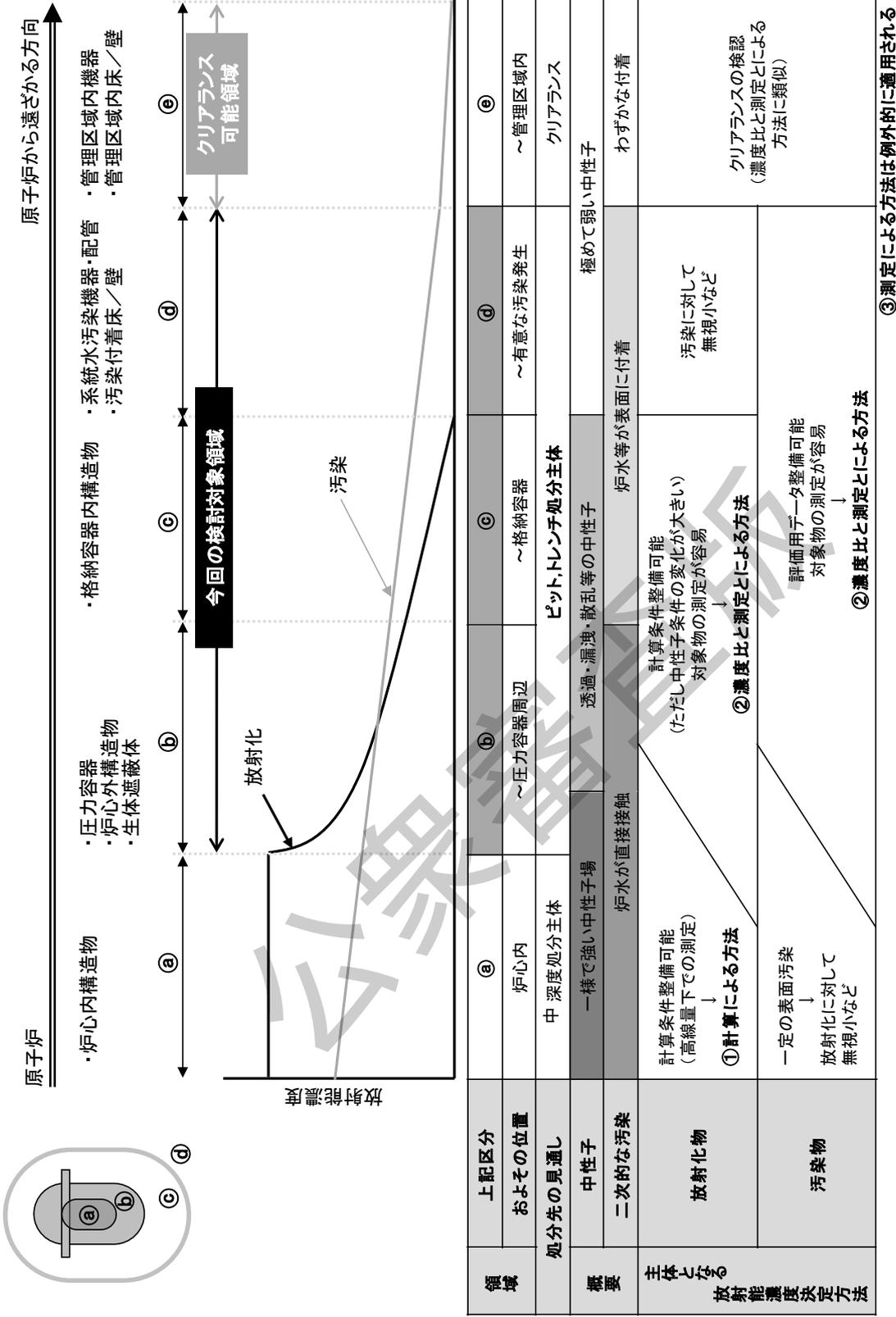


図 L.2-1 プラント内の放射能濃度決定方法の概略整理 (イメージ図)

L.2.5 Key核種濃度の測定について

L.2.5.1 Key核種選定の基本的な考え方

- a) **汚染による放射性廃棄物の場合** 5.1.3 d)では、二次汚染によって発生した放射性核種の放射能濃度決定においてスケーリングファクタ法を用いる場合の Key 核種の選定方法を示した。汚染による放射性廃棄物の放射能濃度の決定においてスケーリングファクタ法を用いる場合の Key 核種としては、 γ 線放出核種である ^{60}Co 及び ^{137}Cs が選定できる。その場合、CP 核種は ^{60}Co を選定し、FP 核種及び α 核種は基本的には ^{137}Cs を選定し、場合によっては ^{60}Co も選定できる。
- b) **放射化による放射性廃棄物の場合** 放射化によって生じた放射性核種の理論計算法による濃度比、又は、スケーリングファクタ法に用いる Key 核種の選定では、二次汚染によって生じた放射性核種と相違して、CP 核種、FP 核種又は α 核種の区別なく同じ中性子場で放射化し、放射性廃棄物として発生するまでにプラント内の移行がないことから、5.1.3d)に示す二次汚染によって生じた放射性核種における付加的な特性のうちの 2.2)は該当しない。このため、理論計算法による濃度比を用いる場合を示した B.5.2.4 では、Key 核種の選定として、基本的特性として、 γ 線放出核種であり、1)外部から検出が比較的容易な程度の濃度をもって、2)比較的半減期が長いこととしている。また、 ^{60}Co など共存する他の γ 線放出核種よりも弱い γ 線エネルギーを放出する核種の場合には、コンプトン効果などの影響を受ける場合があるので、留意することが望ましい。

放射化によって生じた放射性核種の Key 核種としては、 ^{60}Co 及び ^{137}Cs 以外の γ 線放出核種も選定でき、これらの主な適用性は、次のとおりである。

- 1) ^{60}Co は強い γ 線エネルギーを放出し、生成量が大いので、最も一般的な Key 核種の候補である。ただし、半減期と比較して照射後長期間経過している場合は、減衰して測定できない場合がある。また、二次汚染によって生じた放射性核種が混在していると、外部から γ 線を測定するだけでは、これと区別できない場合がある (L.3.2 参照)。
- 2) ^{137}Cs は、主たる起源元素 (天然 U) が同一である放射性核種 (^{90}Sr , ^{129}I , 全 α など) に対して有力な Key 核種であるが、附属書 A で設定した条件 (起源元素濃度は平均値とする) で理論計算し、放射化によって生じた放射性核種について $^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$ の濃度比を求めると、コンクリートの場合で 4×10^{-5} 、ステンレス鋼及び炭素鋼では 1×10^{-8} 以下になる。すなわち、 ^{137}Cs は生成量が小さく、 ^{60}Co よりも弱い γ 線エネルギーを放出するので、共存する ^{60}Co のコンプトン効果の影響を強く受ける場合が多く、適用性は低い。
- 3) ^{152}Eu などはコンクリートなどの放射化物に多く含まれている γ 線放出核種であり、二次汚染によって生じた放射性核種が混在し、これと区別したい場合には有効な Key 核種となる場合がある (L.3.2.4 参照)。ただし、 ^{152}Eu の起源元素である Eu は ^{60}Co の起源元素である Co よりも含有量が小さく、かつ含有量のばらつきが大きくなる傾向があり、留意することが望ましい。測定を行う場合は、エネルギー分解能の高い Ge 検出器を用いることが望ましい。
- 4) $^{108\text{m}}\text{Ag}$ などは ^{60}Co よりも弱い γ 線エネルギーを放出するが、 ^{60}Co よりも半減期が長いので、 ^{60}Co が減衰して測定できない場合には、 ^{60}Co の代わりに Key 核種にできる可能性がある。ただし、 $^{108\text{m}}\text{Ag}$ の起源元素である Ag は Co よりも含有量が小さく、かつ含有量のばらつきが大きくなる傾向があるため、留意することが望ましい。

L.2.5.2 Key核種の測定放射線について

Key核種濃度を測定する放射線は、Ge検出器、NaIシンチレーション検出器などによって γ 線スペクトルを測定することが一般的であるが、測定対象物に含まれる γ 線放出核種に応じた放射能濃度の濃度比が次の例のように

事前に把握できる場合には、全 γ 線又は全 β 線を測定して、Key核種濃度を把握することができる。このように濃度比（標準スペクトルと呼ばれている）を用いて、 ^{60}Co 及び ^{137}Cs の放射能濃度を求めることは、海外では適用されている事例が多くある。

なお、Key核種を ^{60}Co とする場合で、全 γ 線又は全 β 線の大半を ^{60}Co が放出する放射線が占める場合には、保守的に ^{60}Co が全 γ 線又は全 β 線を占めているとして評価してもよい。ただしコンクリート廃棄物の測定を行う場合において ^{60}Co の放射能濃度が低い場合には、コンクリート中の天然の ^{40}K の影響に留意することが望ましい。

例

γ 線放出核種	濃度比
^{54}Mn	○%
^{58}Co	○%
^{60}Co	○%
^{134}Cs	○%
^{137}Cs	○%
...	○%
...	○%
...	○%

L.2.5.3 評価対象物に応じたKey核種濃度の測定方法

解体廃棄物を解体の時期に応じて整理すると図L.3のとおりとなり、Key核種の分析及び測定方法の検討を行う評価対象物は、次のa)～d)の4種類に分類できる。なお、固体状廃棄物の性状は、運転廃棄物及び解体廃棄物ともにほぼ同じである。

- a) 解体前対象物
- b) 固化処理前の廃棄物
- c) 固体状廃棄物
- d) 廃棄体及びコンクリート等廃棄物（ここでは、トレンチ処分の対象となる廃棄物の形態を“コンクリート等廃棄物”とした。）

従来の浅地中埋設処分では、主に、“d) 廃棄体”に着目した検討がなされており、最近、原廃棄物分析法として“b) 固化処理前の廃棄物”のうちの濃縮廃液について検討がなされているので、これらの評価方法を記述した。この標準では、更に、“a) 解体前対象物”、“c) 固体状廃棄物”及び“d) 廃棄体及びコンクリート等廃棄物”のKey核種濃度の分析及び測定方法について示した。

なお、“d) 廃棄体及びコンクリート等廃棄物”以外を測定する場合には、測定してから処分されるまでの放射性廃棄物のトレーサビリティが必要となることが考えられる。

表L.1の中のKey核種濃度の測定方法は、評価対象物に対する測定方法に応じて表L.3のように分類される。表L.3に示すように、試料をサンプリングせず非破壊で γ 線の測定を行う方法、又は試料をサンプリングして γ 線の測定を行う方法の2とおりの方法が考えられる。表L.3には“測定による方法（試料をサンプリングして難測定核種分析）”の場合も示している。

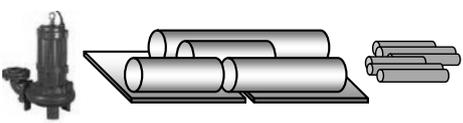
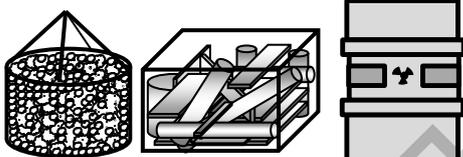
時期	評価対象物	解体廃棄物	参考：運転廃棄物
解体前	a) 解体前対象物 大型配管 コンクリート壁など 	解体前対象物 ・解体前の生体遮蔽体 ・建屋の床及び壁 ・配管，機器など	—
解体後容器など収納前	b) 固化処理前の廃棄物 	液体状廃棄物など ・除染廃液	液体状廃棄物など ・濃縮廃液 ・樹脂
	c) 固体状廃棄物 	解体工事に伴い発生する固体状廃棄物 ・コンクリートブロック ・切断した配管 ・機器	定検，改造工事などに伴い発生する固体状廃棄物 ・コンクリートブロック ・切断した配管 ・機器
容器など収納後	d) 廃棄体及びコンクリート等廃棄物 	上記を固化した廃棄体及びコンクリート等廃棄物 ・コンクリート等廃棄物 ・均質・均一固化体 ・充填固化体 ・封入廃棄物	上記を固化した廃棄体 ・均質・均一固化体 ・充填固化体 ・封入廃棄物

図 L.3—ピット処分及びトレンチ処分の評価対象物の分類

表 L.3—測定方法の分類

評価対象		Key 核種濃度		参考：評価核種濃度
測定方法		試料サンプリングせず非破壊でγ線測定	試料をサンプリングしてγ線測定（サンプリング試料のまま）	試料をサンプリングして難測定核種分析（破壊分析）
評価対象物	a) 解体前対象物	非破壊外部測定法	原廃棄物分析法	原廃棄物分析法
	b) 固化処理前の廃棄物	—	原廃棄物分析法	原廃棄物分析法
	c) 固体状廃棄物	非破壊外部測定法	原廃棄物分析法	原廃棄物分析法
	d) 廃棄体及びコンクリート等廃棄物	非破壊外部測定法	廃棄体破壊分析法	廃棄体破壊分析法
		非破壊外部測定法	c)による，又は廃棄体破壊分析法の一種とする	c)による，又は廃棄体破壊分析法の一種とする
注記 網掛け箇所は，現状の実績は少ないが，今後適用されると考えられる測定方法を示す。				

L.3 放射化物の表面に汚染が生じている場合の放射能濃度の評価方法例

L.3.1 放射化核種と汚染核種とが混在する場合の放射能濃度の評価方法の基本的な考え方

ここでは、放射化物の表面に無視できない放射能濃度の汚染が生じている場合の放射能濃度の評価方法の適用例を示している。

放射化核種に適用できる放射能濃度の評価方法は、次による。

- － 計算による方法
- － 濃度比と測定とによる方法
- － 測定による方法

また、汚染核種に適用できる放射能濃度の評価方法は、次による。

- － 濃度比と測定とによる方法
- － 測定による方法

放射化物に含まれる放射化核種及び放射化物の表面に存在する汚染核種の放射能濃度の評価方法の例を、組合せに応じて整理したものを、表 L.4 に示す。

放射化核種及び汚染核種ともに“濃度比と測定とによる方法”を適用する場合は、外部からγ線を測定するだけでは、放射化核種と汚染核種とを区別できない場合がある。これ以外は、いずれか一方は他方から影響を受けないで放射能濃度を決定できるので、混在していても基本的に適用できる。放射化核種及び汚染核種ともに“濃度比と測定とによる方法”を適用する場合の基本的な方法は、L.3.2 による。

表 L.4—放射化物の表面に汚染が生じている場合の評価方法の組合せに応じた適用例の整理

基本的な放射能濃度決定方法の組合せ		放射化物に存在する各々放射性核種への適用方法	
放射化核種	汚染核種	放射化核種側の評価	汚染核種側の評価
計算による方法	濃度比と測定とによる方法	評価核種濃度：計算で評価	Key 核種濃度 ＝測定値（全放射能） －放射化核種の計算値 評価核種濃度 ＝Key 核種濃度×濃度比
	測定による方法	評価核種濃度：計算で評価	全核種の放射能濃度： 表面近傍をサンプリングして破壊分析
濃度比と測定とによる方法	濃度比と測定とによる方法	L.3.2 参照	
	測定による方法	Key 核種濃度 ＝測定値（全放射能） －汚染核種の分析値 評価核種濃度 ＝Key 核種濃度×濃度比	評価核種濃度： 表面近傍をサンプリングして破壊分析
測定による方法	濃度比と測定とによる方法	評価核種濃度： 放射化部をサンプリングして破壊分析	Key 核種濃度 ＝測定値（全放射能） －放射化核種の分析値 評価核種濃度 ＝Key 核種濃度×濃度比
	測定による方法	評価核種濃度： 放射化部をサンプリングして破壊分析	全核種の放射能濃度： 表面近傍をサンプリングして破壊分析

L.3.2 放射化核種及び汚染核種ともに濃度比と測定とによる方法を適用する場合

L.3.2.1 放射化核種及び汚染核種のKey核種を区別しなくてもよい場合

L.3.2.1.1 基本的な考え方

埋設処分の事業申請書に示される最大放射能濃度又は埋設総放射エネルギーに、放射化核種と汚染核種の最大とが区別されていない場合、又は区別がされていてもほぼ同じ値である場合など、埋設処分のために決定する放射能濃度又は放射エネルギーには、放射化核種と汚染核種とを区別しなくてもよい場合がある。この場合でしかも、放射化核種及び汚染核種の濃度比を共通の値としても、要求される評価対象核種の決定に関する精度を満足できる場合には、放射化核種と汚染核種を区別しないで、Key核種の放射能濃度を測定し、共通の濃度比を乗じることで、評価対象核種の放射能濃度を決定することができる。また、一方の核種によっては濃度比が他方に比較して極めて小さい場合には、濃度比が小さい側は、Key核種の放射能濃度を区別しないで保守的に決定しても、ほとんど過剰評価にはならない。

L.3.2.1.2 共通の濃度比が設定できる場合

A.2.1.1b)で選定例として挙げた15核種のうち、Key核種及び次の核種を除いた核種について、共通の濃度比が設定できる事例について示す。

- 放射化コンクリートだけが主たる評価対象物となる ^{41}Ca , ^{152}Eu , ^{154}Eu
 - スケーリングファクタ法が適用できない汚染核種の ^3H
 - 評価方法が未定な ^{36}Cl
- a) ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{94}Nb , ^{99}Tc (CP 核種) 放射化核種は**附属書 A** で設定した条件で、起源元素濃度は平均値として理論計算し、汚染核種は既往のスケーリングファクタを用いて、 ^{60}Co を Key 核種とした放射化核種及び汚染核種の濃度比を比較したものを**表 L.5** に示す。汚染核種の ^{59}Ni , ^{63}Ni 及び ^{94}Nb が若干高くなる傾向もあるが、放射化核種及び汚染核種の濃度比はおおむね一致しており、全般的に汚染核種の濃度比で設定すると保守的となる傾向にある。このように濃度比がおおむね一致する理由は、汚染核種の生成源となる炉内構造物（ステンレス鋼などの金属）と、放射化核種を生成するステンレス鋼、炭素鋼の原材料は同じ金属系の鉱物資源であり、該当する核種の主たる起源元素である Co, Ni, Mo, Nb などの遷移金属が、類似した化学組成で含有しているためと想定される。コンクリートについても、この原材料であるセメントや骨材は、非金属ではあるが鉱物資源であり、金属系の鉱物資源同士ほどではないが、Co, Ni, Mo, Nb などの遷移金属がほぼ類似した化学組成で含有していると想定されるため、濃度比がおおむね一致する。ただし、汚染核種には Ni 及び Nb を比較的多く含む炉内構造物の一種である Ni 基合金からの寄与があり、Ni 及び Nb を起源元素とする ^{59}Ni , ^{63}Ni 及び ^{94}Nb の濃度比が若干高くなっている傾向がある。

表 L.5—放射化核種及び汚染核種の濃度比の比較(^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{94}Nb , ^{99}Tc)

核種	放射化核種			汚染核種		
	ステンレス鋼	炭素鋼	コンクリート	BWR 従来材料	BWR 低 Co 材料	PWR
$^{59}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$	3.6×10^{-4}	6.5×10^{-5}	1.9×10^{-5}	7.0×10^{-4}	1.8×10^{-3}	5.4×10^{-3}
$^{63}\text{Ni}/^{60}\text{Co}$	3.7×10^{-2}	6.9×10^{-3}	2.1×10^{-3}	8.7×10^{-2}	2.3×10^{-1}	6.7×10^{-1}
$^{94}\text{Nb}/^{60}\text{Co}$	4.9×10^{-6}	2.4×10^{-6}	5.5×10^{-5}	3.6×10^{-5}	2.6×10^{-4}	9.9×10^{-4}
$^{99}\text{Tc}/^{60}\text{Co}$	7.8×10^{-7}	9.5×10^{-6}	6.5×10^{-7}	4.7×10^{-6}	4.7×10^{-6}	1.5×10^{-6}

- b) ¹⁴C a)と同様に、汚染核種のスケーリングファクタが設定されている¹⁴C(原子炉系の場合)について、⁶⁰CoをKey核種とした放射化核種及び汚染核種の濃度比を比較したものを表L.6に示す。この汚染核種には、原子炉水中に構造材から溶解する元素成分に加えて、原子炉水に元々含まれる元素成分の寄与があり、⁶⁰CoをKey核種とすると、汚染核種の濃度比の方が放射化核種の濃度比よりも高くなる傾向があると想定される。

表L.6—放射化核種及び汚染核種の濃度比の比較(¹⁴C)

核種	放射化核種			汚染核種		
	ステンレス鋼	炭素鋼	コンクリート	BWR 従来材料	BWR 低Co材料	PWR
¹⁴ C/ ⁶⁰ Co	6.9×10^{-5}	2.9×10^{-5}	5.0×10^{-3}	1.8×10^{-3}	1.8×10^{-3}	2.2×10^{-1}

- c) ⁹⁰Sr, ¹²⁹I, ¹³⁷Cs, 全α(FP核種など) FP核種などについて、放射化核種のKey核種を汚染核種と同様に¹³⁷Csとした場合に、汚染核種側と共通の濃度比で放射能濃度を評価できるか検討を行った。a)と同様の方法で放射化核種について¹³⁷Cs/⁶⁰Coの濃度比を求めると、コンクリートの場合で 4×10^{-5} 、ステンレス鋼や炭素鋼では 1×10^{-8} 以下となった。これは、放射化核種に含まれる¹³⁷Csは、共存する⁶⁰Coのコンプトン効果の影響を強く受けることが懸念される。したがって、基本的に放射化核種側のKey核種は⁶⁰Coなどのγ線放出核種に、汚染核種側のKey核種は¹³⁷Csに設定することが有力であり、同じ濃度比で評価することはできない。

なお、放射化核種側は、FP核種などと⁶⁰Coとの濃度比が極めて小さいため、⁶⁰Coの放射能濃度を汚染又は放射化で区別しないで決定してもほとんど過剰評価にはならない。

L.3.2.1.3 まとめ

放射化核種と汚染核種とを区別しないで放射能濃度を決定しても、大きな過剰評価とならない可能性があるのは、⁶⁰CoをKey核種とする⁵⁹Ni, ⁶³Ni, ⁹⁴Nb, ⁹⁹TcなどのようなCP核種及び放射化核種側のFP核種であり、⁶⁰CoをKey核種とする¹⁴Cは汚染核種側が過剰評価になる傾向がある。汚染核種側には¹³⁷CsをKey核種とするFP核種は、放射化核種と汚染核種とを区別しないで放射能濃度を決定することは、基本的に困難である。このため、⁵⁹Ni, ⁶³Ni, ⁹⁴Nb, ⁹⁹TcなどのようなCP核種及び放射化核種側のFP核種は、放射化核種と汚染核種とを区別しなくても埋設処分上許容される場合には、容器などに収納した後で、両者を区別しないで⁶⁰Coを測定し、放射能濃度を決定することができる。

L.3.2.2 ¹³⁷CsをKey核種とする汚染核種の放射能濃度の決定方法

放射化核種と汚染核種とが混在している場合に特に留意すべきことは、汚染核種側のKey核種となる¹³⁷Csが、汚染核種に加えて、放射化核種側に含まれる⁶⁰Coによるコンプトン効果の影響も受けることである。このため、¹³⁷CsをKey核種とする汚染核種については、次のように放射能濃度を決定することが適切である。

- a) **保守的に評価できる場合** 放射化核種側の混在割合が少ない場合など、放射化核種側の影響を受けた¹³⁷Csの放射能濃度を用いて汚染核種側のFP核種などの放射能濃度を決定しても、要求される測定精度を満足できる場合には、このように保守的に評価できる。
- b) **⁶⁰Coを用いて評価できる場合** 二次的な汚染源となった系統水を測定するなどによって汚染核種の¹³⁷Cs/⁶⁰Coの濃度比をあらかじめ設定できる場合には、⁶⁰Coの放射能濃度はL.3.2.3以降に示す方法で放

射化核種と汚染核種とで区別して決定し、汚染核種側の⁶⁰Coの放射能濃度を用いて¹³⁷Csの放射能濃度を決定することができる。

- c) **¹³⁷Csの放射能濃度を測定することが必要な場合** 上記a)又はb)の場合ではなく、汚染核種の¹³⁷Csの放射能濃度を測定することが必要な場合には、容器に収納した後で、測定時間を長時間化するなどによって、⁶⁰Coによるコンプトン効果の影響を可能な限り低減して非破壊外部測定することもあり得るが、基本的には、解体前などで二次的な汚染が生じている表面などが把握できる段階において、次のような方法で、表面汚染密度を把握して放射能濃度を決定することが望ましい。

1) 二次的な汚染が生じている代表的な表層部から試料をサンプリングしてγ線スペクトルなどを測定する。これは、表層部をサンプリングすることで、放射化核種側の寄与を小さくできること、実験室にあるGe検出器などで測定することで⁶⁰Coのコンプトン効果の影響を低減できるためである。

なお、サンプリングする試料には放射化核種側の¹³⁷Csが混入するが、通常、この放射能濃度は極めて小さいので、影響は小さい。

2) 二次的な汚染が生じている代表的な表層部を非破壊外部測定によってγ線スペクトルなどを測定する。容器に収納した後で測定するよりは、⁶⁰Coによるコンプトン効果の影響は小さくなるが、1)に比較するとコンプトン効果の影響を強く受ける。

3) 1)のようにしても⁶⁰Coのコンプトン効果の影響を十分に低減できない場合には、試料中の¹³⁷Csと⁶⁰Coとを化学的に分離してからγ線スペクトルなどを測定することにする。

上記から、汚染核種側に多く存在するFP核種(⁹⁰Sr, ¹²⁹I)及び全αについては、これらのKey核種である¹³⁷Csが、放射化核種側の⁶⁰Coのコンプトン効果の影響を受けた放射能濃度となるため、この影響をできるだけ低減することが求められる場合には、容器などに収納する前に表層部をサンプリングして¹³⁷Csが放出するγ線を測定する原廃棄物分析法の適用が望ましい。

L.3.2.3 汚染核種側の表面汚染密度を把握する場合

放射化核種と汚染核種とが混在し、上記汚染核種側の¹³⁷Csの測定が必要な場合などには、汚染核種側は⁶⁰Co及び¹³⁷Csの表面汚染密度(配管の内面にある内部汚染でも内面の表面汚染密度とする)を把握することとし、放射化核種側は全体の放射能濃度から除去又は内部の⁶⁰Coなどの放射能濃度を測定して、汚染核種側及び放射化核種側の各々の濃度比を乗じて、評価対象核種の放射能濃度を決定する。このようにする場合の基本的な適用方法を次に示す。

- a) 汚染核種側の⁶⁰Co及び¹³⁷Csの表面汚染密度は、表面のサーベイ測定などから一定の表面汚染密度として扱える範囲を設定し、容器などに収納する前に、この代表的な表層部から試料をサンプリングしてγ線スペクトルなどを測定する原廃棄物分析法の適用を基本とする(附属書H参照)。表面汚染密度から放射能濃度への換算は評価対象物の比表面積を乗じることにする。
- b) 表層部をサンプリングした試料には放射化核種が混入するため、CP核種などはL.3.2.1、FP核種及び全αはL.3.2.2で示した考え方で影響が小さいことを確認する、又は、CP核種などは下記c)又はL.3.2.4で示すようにして区別する。
- c) 汚染核種側の¹³⁷Csの測定が必要ない場合などには、容器などに収納する前に、表面のβ線を測定することで、汚染核種側の⁶⁰Coの表面汚染密度を把握してもよい。これは、β線が測定できるのは、表面近傍に存在する⁶⁰Coなどの核種に限定される場合に適用できる。また、汚染核種がコンクリートなどの内部にまで浸透している場合は、β線では十分に測定できない場合もあるので留意する。この方法で基本測定器を用い

る場合の放射能換算係数の設定方法は AESJ-SC-F005 : 2005^[2]が参考になる。例えば、**図 L.4** に示すように模擬線源として標準線源 (y cm×y cm の板状線源) を用いて、測定器との間にアルミはく(箔)を挟みβ線をカットして測定することによって、アルミはく(箔)がない場合とアルミはく(箔)がある場合の測定値の差から、β線による放射能換算係数を求めることができる。

- d) 従来の運転廃棄物に含まれる汚染核種において平均放射能濃度法が適用されている³H及び¹⁴C、並びに³⁶Clなどの溶解性の高い汚染核種の場合、この表面汚染密度は、無視できるほど小さくなるか、無視できない場合でも一定値になりやすい。このため、これらの汚染核種は、容器などに収納する前に、あらかじめ、代表的な表層部から試料をサンプリングして、原廃棄物分析法などの適用によって、無視できる二次的な汚染であることを確認する又は一定の表面汚染密度として放射能濃度を決定することができる。また、あらかじめ、このようにして放射能濃度を設定し、容器などの収納前後にかかわらず、Key核種の表面汚染密度に依存しないで、放射能濃度を決定することができる。
- e) 放射化核種側は、評価対象物が金属系の場合には、全体のγ線を測定する、評価対象物がコンクリートの場合には、内部からサンプリングしてγ線を測定するなど、Key核種の放射能濃度を把握する。また、c)で示すように表面のβ線を測定して、汚染核種側の⁶⁰Coの寄与を把握し、評価対象全体の⁶⁰Coによるγ線を測定した結果から、この寄与を除いて、放射化核種側の⁶⁰Co濃度を把握することができる。
- f) この評価方法の代表的な適用例を**図 L.5**に示す。

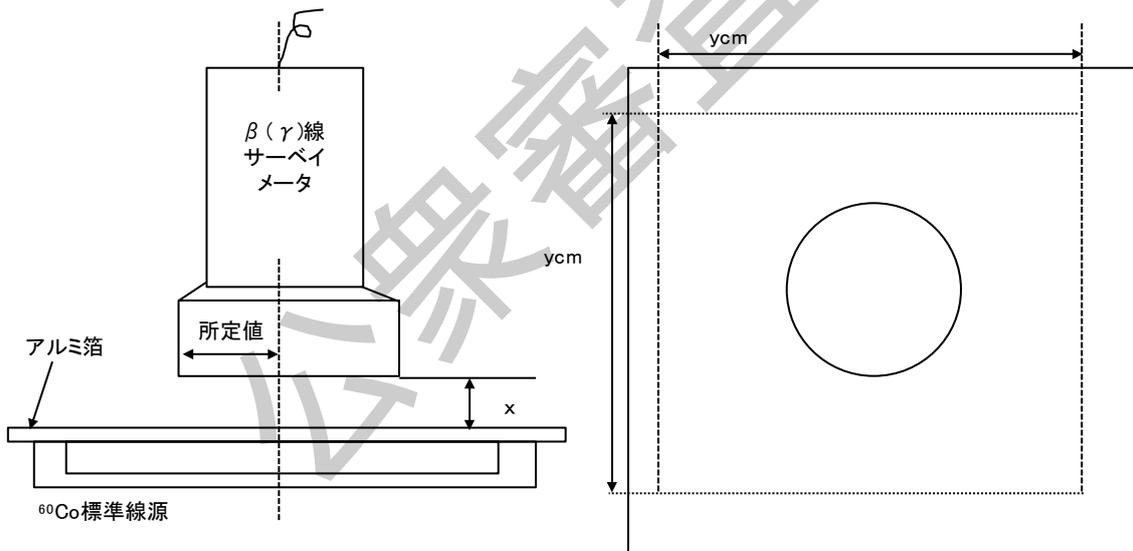


図 L.4—標準線源を用いた基本測定器のβ線による放射能換算係数設定のイメージ

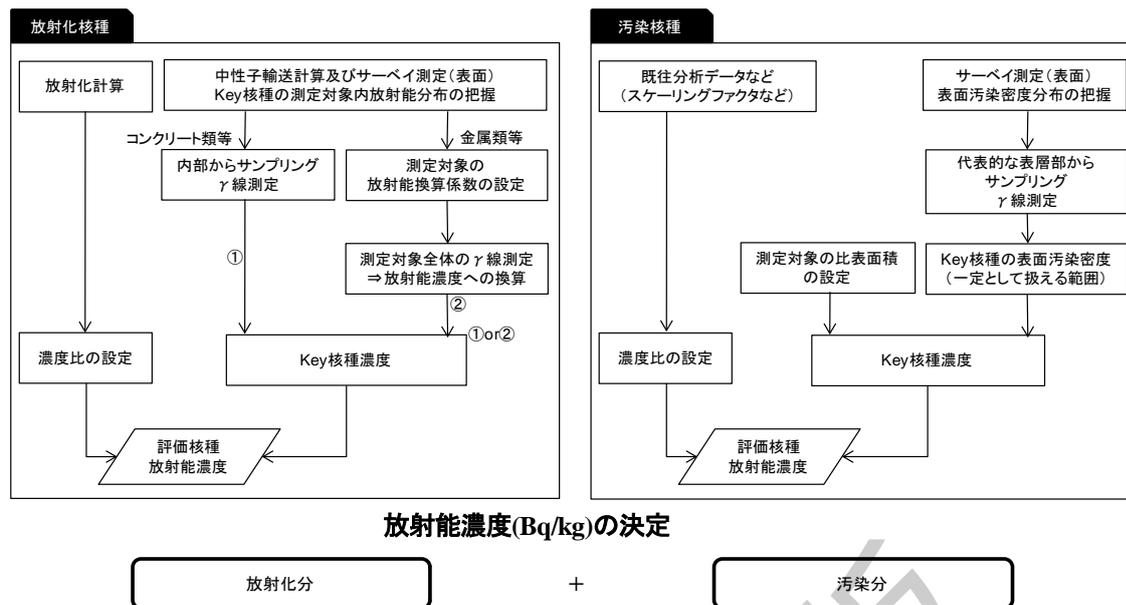


図 L.5—汚染核種側の表面汚染密度を把握して評価する代表的な適用例

L.3.2.4 Key核種の種類で区別して評価する場合

放射化核種又は汚染核種のいずれか一方だけから発生する γ 線放出核種が存在し、これが測定可能である場合には、それを一方の側のKey核種とし、その放射能濃度を非破壊外部測定法などで測定する。これによって、もう一方の側は、放射化核種及び汚染核種を含むKey核種濃度を非破壊外部測定法などで測定しても、必要に応じて、一方の側の寄与を除くことができる。これによって放射化核種又は汚染核種のKey核種濃度を区別して、各々の濃度比を乗じることで、放射能濃度を決定できる。

なお、一方の核種だけの寄与である可能性が高いが、他方の核種の寄与を含んでいる可能性が否定できない場合には、他方の核種だけであることが明らかな対象物の測定などから寄与を確認し判断する方法がある。

このように、Key核種の種類で区別して評価する方法の適用例は次のとおりである。

- a) **放射化核種側の固有の γ 線放出核種を測定する** 放射化核種側固有の γ 線放出核種がある場合、これをKey核種として選定することで、放射化核種側の放射能濃度を決定できる場合がある。汚染核種側は ^{60}Co をKey核種とし、放射化核種側からの ^{60}Co は理論計算で求めた濃度比を用いて算定し、これを差し引くことで、汚染核種側の放射能濃度を決定する。例えば、コンクリートなどの無機系の評価対象物の場合、 ^{152}Eu が測定される場合は、放射化核種側の γ 線放出核種である可能性が極めて高い。ただし、エネルギー分解能の高いGe検出器による測定が望ましい。
- b) **^{137}Cs が有意に測定される場合は汚染核種側のKey核種とする** 汚染核種側固有の γ 線放出核種としては ^{137}Cs がある。前述のように放射化核種について $^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$ を求めると、コンクリートの場合で 4×10^{-5} 、ステンレス鋼や炭素鋼では 1×10^{-8} 以下になり、 ^{137}Cs が有意に測定される場合には汚染核種側からの寄与が支配的であるといえる。また、FP核種である ^{90}Sr 、 ^{129}I 及び全 α について、 ^{137}Cs をKey核種とした放射化核種及び汚染核種の濃度比をL.3.2.1.2a)と同様に求め比較する(表L.7)と、ほぼ同等の値になる。このように濃度比が類似する理由は、これら核種の主たる起源元素は、汚染核種の場合は燃料に含まれるUであり、また、放射化核種の場合はステンレス鋼、炭素鋼、コンクリートなどの鉱物資源に含まれるUと共通

であるためである。このことから、 ^{137}Cs が有意な濃度で測定される場合には、これを汚染核種側の、FP 核種及び全 α の Key 核種濃度として評価することができる。

なお、放射化核種側は ^{60}Co を Key 核種とすることが有力であり、L.3.2.3 c) で示すように表面の β 線を測定して、汚染核種側の寄与を除いてもよい。

表 L.7—放射化核種及び汚染核種の濃度比の比較(^{90}Sr , ^{129}I , 全 α)

核種	放射化核種			汚染核種			
	ステンレス鋼	炭素鋼	コンクリート	高 Cs-137	中 Cs-137	低 Cs-137	PWR
$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	9.7×10^{-1}	9.7×10^{-1}	9.7×10^{-1}	7.7×10^{-1}	2.7×10^{-1}	1.3×10^0	6.3×10^{-1}
$^{129}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	1.9×10^{-7}	1.9×10^{-7}	5.4×10^{-3}	1.2×10^{-5}	1.2×10^{-5}	1.2×10^{-5}	3.1×10^{-6}
全 $\alpha/^{137}\text{Cs}$	6.0×10^{-1}	9.1×10^{-1}	9.1×10^{-1}	2.0×10^0	1.1×10^0	2.0×10^{-1}	4.1×10^{-1}

L.3.2.5 放射化汚染と二次的な汚染とが混在する場合の代表的な測定方法の例

放射化核種と汚染核種との混在がある場合で、放射化核種及び汚染核種ともに濃度比と測定とによる方法を適用する場合、Key 核種の測定方法を大きく次の3とおりに分類し、各々の代表的な適用例を評価対象核種ごとにまとめると、表 L.8 に示すとおりである。

- 容器などに収納する前に原廃棄物分析で測定する。
- 容器などに収納する前に非破壊外部測定する。
- 容器などに収納した後で非破壊外部測定する。

表 L.8 に示すように、基本的には、いずれの方法も適用可能であり、測定対象物の状況に応じて方法を選定するとよい。ただし、 ^{137}Cs を Key 核種とする汚染核種側の FP 核種及び全 α については、混在する放射化核種側の ^{60}Co からのコンプトン効果の影響を受けるため、“容器などに収納する前又は容器などに収納した後で非破壊外部測定する”のは対応が困難な場合があり、“容器などに収納する前に原廃棄物分析で測定する”ことが望ましい場合があるので留意する。

表 L.8—放射化核種と汚染核種との混在で、濃度比と測定とによる方法の代表的な測定方法例

核種	測定方法	放射化核種側の測定及び評価方法	汚染核種側の測定及び評価方法
⁵⁹ Ni ⁶³ Ni ⁹⁴ Nb ⁹⁹ Tc	容器などに収納する前に原廃棄物分析で測定する	⁶⁰ CoなどをKey核種とし、内部からサンプリングしてγ線を測定し、濃度比を用いて評価する。	⁶⁰ CoをKey核種とし、代表的な表層部をサンプリングしてγ線を測定し、表面汚染密度が一定になるなどとして濃度比を用いて評価する。
	容器などに収納する前に非破壊外部測定する	⁶⁰ CoをKey核種とし、このγ線を測定して、汚染核種側の寄与を除いて濃度比を用いて評価する ^{a)} 。放射化核種側固有のγ線放出核種をKey核種とし、このγ線を測定して、濃度比を用いて評価する。	表面のβ線を測定し、表面汚染密度が一定になるなどとして濃度比を用いて評価する。
	容器などに収納した後で非破壊外部測定する	両核種を区別しなくても埋設処分上許容される場合には共通のKey核種として、 ⁶⁰ Coを測定し、共通の濃度比で評価する。 放射化核種側固有のγ線放出核種をKey核種とし、このγ線を測定して、濃度比を用いて評価する。	⁶⁰ CoをKey核種とし、このγ線を測定し、放射化核種側からの寄与を除いて濃度比を用いて評価する。
⁹⁰ Sr ¹²⁹ I ¹³⁷ Cs 全α	容器などに収納する前に原廃棄物分析で測定する	⁶⁰ CoなどをKey核種とし、内部からサンプリングしてγ線を測定し、濃度比を用いて評価する。	¹³⁷ CsをKey核種とし、代表的な表層部をサンプリングしてγ線を測定し、表面汚染密度が一定になるなどとして濃度比を用いて評価する。
	容器などに収納する前又は容器などに収納した後で非破壊外部測定する	⁶⁰ CoをKey核種とし、このγ線を測定して、汚染核種の寄与を除いて濃度比を用いて評価する ^{a), b)} 。放射化核種側固有のγ線放出核種をKey核種とし、このγ線を測定して、濃度比を用いて評価する。	¹³⁷ CsをKey核種とし、このγ線を測定して、濃度比を用いて評価する。ただし、放射化核種側の ⁶⁰ Coからのコンプトン効果の影響が無視できない場合などには適用できない。
³ H ¹⁴ C ³⁶ Cl	容器などに収納する前に原廃棄物分析で測定する	⁶⁰ CoなどをKey核種とし、内部からサンプリングしてγ線を測定し、濃度比を用いて評価する。	あらかじめ表層部をサンプリングして測定し、 ³ Hなどの表面汚染密度が一定になるなどとして評価する。
	容器などに収納する前又は容器などに収納した後で非破壊外部測定する	⁶⁰ CoをKey核種とし、このγ線を測定して、汚染核種の寄与を除いて濃度比を用いて評価する ^{a), b)} 。放射化核種側固有のγ線放出核種をKey核種とし、このγ線を測定して、濃度比を用いて評価する。	あらかじめ ³ Hなどの表面汚染密度が一定になるとして、保守的な比表面積などを想定して、平均放射能濃度として評価する。
<p>注^{a)}：汚染核種の寄与を除く方法としては、表面のβ線を測定する方法がある。 注^{b)}：放射化核種側のFP核種など、汚染核種側のKey核種を含んで評価しても、ほとんど過剰評価にはならないので保守的に含んでもよい場合もある。</p>			

L.4 解体前に放射能評価を実施する場合の考え方

解体しつつ、適宜、原位置で放射能測定などを行い、解体前に放射能評価を実施することが考えられる。

埋設事業許可申請書には、最大放射能濃度及び総放射能量が記載されており、廃棄体確認においては、両者について、放射能評価を行うことが必要である。

a) 最大放射能濃度の確認 事前に放射能濃度の指標となる特性（線量当量率など）の基準値を設定し、これを超えないことを適宜確認する。ただし、確認単位に対して適用するプロセスから検討する必要がある。

b) **総放射エネルギーの確認** 確認対象物の発生状態を維持した状態で確認することによって、全数測定ではなく、代表点での測定で対応することが可能になると考えられる。また、確認対象の表層と内部の測定から、放射化核種と汚染核種の区分けに対応することも可能となる。

ここで、原子力発電所全体又は原子力発電所の大きな領域を一括で放射能評価する方法（以下、“全領域一括方式”という。）を適用する場合がある。例えば、確認対象個々に照射された中性子量は不明であっても、原子力発電所全体又は一定領域に照射された中性子量が把握できる場合は、その領域で生成した放射化核種の生成量を把握することができる。また、原子力発電所の廃止措置の計画認可申請時に、原子力発電所全体などの総放射エネルギーが設定されることになるが、全領域一括方式によって、この設定値の妥当性を、解体をいろいろ、適宜確認していくことができる。この確認結果によって、埋設事業の申請時に設定された放射エネルギーを確認する。

ただし、全領域一括方式だけでは、総放射エネルギーは確認できるが、最大放射能濃度の確認はできないので、上記 L.4 a)の解体前の放射線測定などを組み合わせることが必要である。

上記のような、解体前の放射能評価方法の概念は、図 L.6 で示すとおりである。

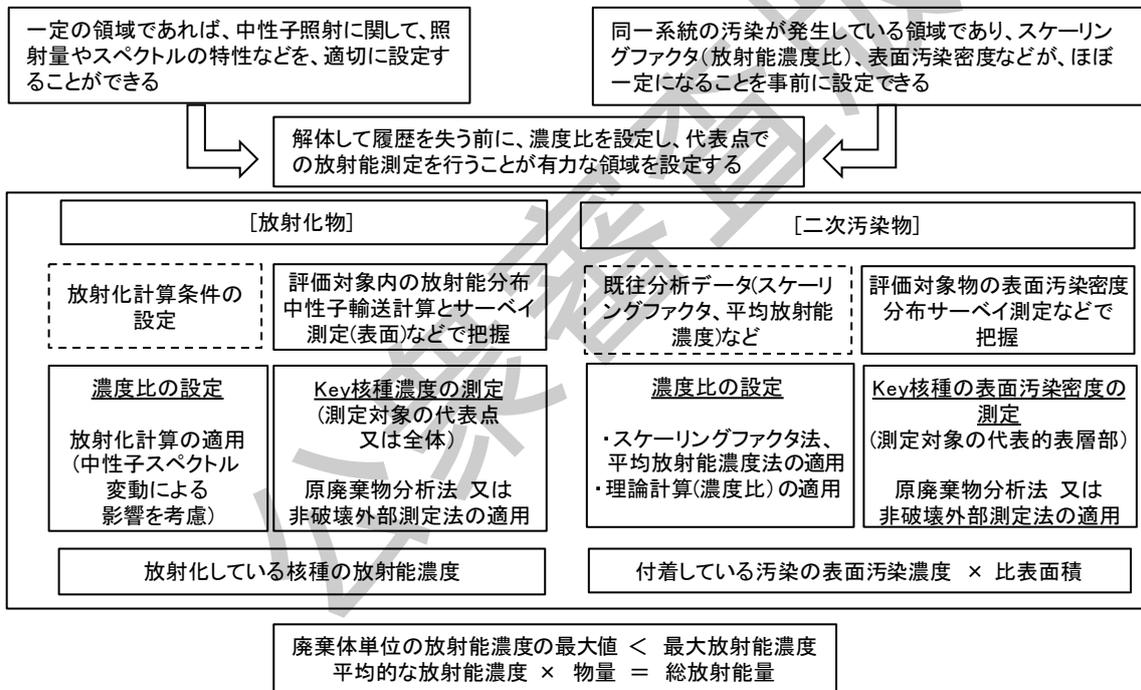


図 L.6—解体前に放射能評価する方法（事例）の概念

参考文献

- [1] (一社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”, AESJ-SC-F015 : 2017, (2017) .
- [2] (社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 クリアランスの判断方法”, AESJ-SC-F005 : 2005, (2005) .

AESJ-SC-F022:201X

ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度 決定に関する基本手順：201X 解説

この解説は、本体に規定した事柄及びこれらに関連した事柄を説明するもので、標準の一部ではない。

1 制定の趣旨及び経緯

1.1 2007年版：運転廃棄物への対応

原子力安全委員会 放射性廃棄物安全規制専門部会は、1985年10月に“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（以下、“基本報告書”という。）”^[1]と題する報告書を取りまとめ、原子力安全委員会に報告した。

同専門部会は引き続き、基本報告書において設定すべきとされていた浅地中処分による埋設事業の許可申請を行うことができる低レベル放射性固体廃棄物の放射能濃度上限値などのうち、原子炉施設の運転などに伴って発生する容器に固化された低レベル放射性固体廃棄物を、人工構築物（コンクリートピット）を設置した廃棄物埋設施設に浅地中処分する場合について検討を行い、その結論を昭和61年12月に“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（中間報告）”^[2]と題する報告書として取りまとめ、原子力安全委員会に報告した。また、これに続いて原子力安全委員会放射性廃棄物安全基準専門部会は、原子炉施設の供用期間中に発生する金属、塩化ビニルなどの不燃物及び難燃物を、固化材料を用いて容器に固化し人工構築物（コンクリートピット）を設置した廃棄物埋設施設に浅地中処分する場合、並びに原子炉施設の解体などに伴って発生する、容器に固化しない放射性コンクリート廃棄物（コンクリート等廃棄物）を人工構築物を設置しない廃棄物埋設施設に浅地中処分する場合の政令濃度上限値などについて検討を行い、その結論を平成4年2月に“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）”^[3]として取りまとめ、同年4月に原子力安全委員会に報告した。さらに、“原子炉施設の解体などに伴って発生するコンクリート（一体的に含まれる鉄筋類を含む）以外の放射性固体廃棄物であって容器に固化しないもの”を、人工構築物を設置しない廃棄物埋設施設に浅地中処分する場合についても、平成12年6月に“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3次中間報告）”^[4]として政令濃度上限値などを取りまとめ、原子力安全委員会に報告した。その後これらの検討を受け、放射性廃棄物・廃止措置専門部会は平成19年5月に“低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について”^[5]を原子力安全委員会に報告した。

これらの検討を踏まえて、その後平成21年3月に“核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物の第二種廃棄物埋設の事業に関する規則（第二種廃棄物埋設規則）”^[6]が改正され、さ

らに平成 22 年 8 月に“第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方”^[7]が原子力安全委員会において決定された。

埋設する廃棄体中の放射性核種濃度の決定方法については、平成 4 年 4 月に原子力安全委員会において、“日本原燃産業(株)六ヶ所事業所における廃棄物埋設の事業に係る重要事項（廃棄体中の放射性物質濃度の具体的決定手順について）”^[8]が了承され、均質・均一固化体の放射能濃度決定方法としてスケーリングファクタ法をはじめとする**解説表 1**に示す 6 種類の方法が示された。これを受け、均質・均一固化体の放射能濃度決定方法として、平成 4 年 10 月 22 日付け“廃棄確認の実施について[通達]”^[9]が、科学技術庁原子力安全局長（当時）から指定廃棄確認機関であった財団法人原子力安全技術センターに通達された。充填固化体についても同様の方法が適用できることを、平成 11 年 8 月に、日本原燃株式会社から科学技術庁原子力安全局（当時）に“廃棄体（充填固化体）中の放射能濃度の決定手順について”^[10]を報告しており、また、平成 11 年 9 月 27 日付け“充填固化体の廃棄確認の実施について[通知]”^[11]が、科学技術庁原子力安全局長（当時）から財団法人原子力安全技術センターに通達された。

日本原燃株式会社では、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターの操業を開始し、原子炉施設で発生する廃液、使用済樹脂及びスラッジをセメントなどで容器に固化化した均質・均一固化体の 1 号廃棄物埋設施設への受入を平成 4 年度から、また、固体状廃棄物を容器に封入してセメントで固化化した充填固化体の 2 号廃棄物埋設施設への受入を平成 12 年度から実施し、現在に至っている。

解説表 1—廃棄体中の放射能濃度決定方法

放射能濃度決定方法	内 容
非破壊外部測定法	廃棄体の外部から非破壊測定する方法
スケーリングファクタ法	代表試料の放射化学分析などの結果から得られる難測定核種と Key 核種との濃度比と個々の廃棄体外部からの非破壊測定結果とを組み合わせる方法
平均放射能濃度法	代表試料の放射化学分析などの結果から得られる平均的な放射性物質濃度を用いる方法
理論計算法	原子炉燃焼計算などによって理論的に得られる放射性物質の濃度比と他の手法で求めた放射性物質濃度とを用いる方法
廃棄体破壊分析法	廃棄体から試料をサンプリングし、放射化学分析などを行う方法
原廃棄物分析法	固化処理前の廃棄物から試料をサンプリングし、放射化学分析などを行う方法

このように、スケーリングファクタ法をはじめとする放射能濃度決定方法は、実際に埋設する廃棄体中の放射能濃度を決定するための主たる方法として、様々な検討が行われてきたとともに、十分な知見も得られた^{[12]~[21]}。このため、今後、新たに埋設処分する廃棄体の放射能濃度決定方法の検討に、これらの知見を反映していくことは有意義かつ合理的であると考え、原子力発電所

の運転中に発生し埋設処分が現在実施されているピット処分対象の放射性廃棄物については、その放射能濃度の決定方法については、AESJ-SC-F010：2007“放射性廃棄物の放射能濃度決定方法－原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物の放射能濃度決定方法に関する基本手順：2007－浅地中ピット処分廃棄物について－”^[22]が日本原子力学会標準として刊行され、運用されていた。

1.2 2011年版：解体廃棄物への対応

一方、日本原子力発電東海発電所を皮切りに、今後、原子力発電所の営業運転停止、及びその後の解体工事が行われる予定である。東海発電所では、既に先行工事が進行中であり、本格的な解体工事に入ると多量の放射性廃棄物が発生することになる。特に、解体工事によって発生する放射性廃棄物の放射能濃度の決定においては、解体工事段階における廃棄物の発生履歴に関する管理が重要と考えられる。さらに、放射能濃度の決定においては、処分用の容器などに収納した状態になると、様々な制約から、保守的な評価となることが考えられ、その場合は放射エネルギーが実際よりも多く評価される場合がある。したがって、解体する前の段階での合理的な放射能濃度の決定方法も考慮しておくべきである。これらのことから、解体廃棄物のための放射能濃度決定方法の標準化が早急に求められる状況にある。

解体工事に伴い、クリアランス対象として取り扱われる解体物などを除くと、放射性廃棄物としては、中深度処分対象、ピット処分対象及びトレンチ処分対象の三種類が存在する。このうち、中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法は、運転廃棄物及び解体廃棄物ともに、放射能濃度が比較的高いことを考慮し、計算を主体とする方法が検討され、その検討を取りまとめたものがAESJ-SC-F015：2010^[23]として発行された。一方、ピット処分対象及びトレンチ処分対象は、計算又は分析によって放射能濃度を決定することから、双方の検討を分けて進める理由が少ないため、統合して検討を行った。

なお、日本原子力研究開発機構の動力試験炉施設（Japan Power Demonstration Reactor：JPDR）において、トレンチ処分対象廃棄物の一部が実際に事業所の敷地内に埋設処分されている。その時に放射性廃棄物の放射能濃度の評価が実施されているが、対象とした放射性廃棄物の量が多くない状況であったので、ここで適用された方法を一般化して利用することは、必ずしも合理的ではないが、この標準における主要な参考事例として取り込んでいる。

以上のことから、解体工事に伴い発生するピット処分対象及びトレンチ処分対象の放射性廃棄物について、軽水炉及びガス炉の実用原子力発電所を対象として、その放射能濃度の標準的な決定方法をまとめるとともに、合せてAESJ-SC-F010：2007^[22]も取り込んでAESJ-SC-F022：2011^[24]としてまとめて発行した。

解説 1.1のように、運転廃棄物については既にAESJ-SC-F010：2007^[22]が発行され運用されていることから、これを取り込んで一本化し、AESJ-SC-F022：2011^[24]を発行することとした。

なお、スクレーピングファクタ法における幾何平均による放射エネルギー算定の適用性などについては、AESJ-SC-F022：2011^[24]では、AESJ-SC-F010：2007^[22]の内容をそのまま取り入れており、今後、これらの根拠データなどが公開された段階で、標準の改定の際に取り込みを行うこととなっている。しかしながら、現時点で、保守的な評価結果となる算術平均が使用されていることから、今

回の改定では、幾何平均が適用できる場合もあることを示しつつ、保守的な評価とする場合は算術平均とすることを 5.1.3 c)に記載した。

1.3 今回の改定：運転廃棄物及び解体廃棄物への対応

上記の標準 (AESJ-SC-F022 : 2011^[24]) 制定後、次の新たな知見が得られた。このため、日本原子力学会で定める原則 5 年ごとの既存標準の改定の審議に合わせ、これらの新たな知見をこの標準に反映することが適切と考えられたため、改定を行うこととした (解説 6.2 参照)。

- a) スケーリングファクタなどの継続使用方法の規定化
- b) 新たな主要な核種である ³⁶Cl に対する放射能濃度評価方法の追加
- c) 原廃棄物分析法などに関する発行された JNES レポートの取込み
- d) スケーリングファクタ法及び平均放射能濃度法の適用方法の追加
- e) 解体廃棄物の放射能測定方法の具体化
- f) 理論計算法の適用方法の見直し

また、2011 年版までの標準は、現行の適用されている評価方法に対して、新たに追加された知見に基づき、見直し又は追加を行いたい内容のみに着目した記載となっていたため、評価方法全般を把握したい観点からは読みにくい傾向にあった。このため、今回の改定 (AESJ-SC-F022 : 20XX) では、附属書を評価方法ごとに整理することで、評価方法全般が把握しやすいようにした (解説 1.4 参照)。

この標準は、放射能濃度を決定するための基本的な手順を示しているものであり、具体的な適用に当たっては、対象とする原子炉施設の状況を勘案し、適宜、詳細を定めていく必要がある。実用原子力発電所から発生する解体廃棄物への具体的適用実績が現れた段階で、系統除染、機器除染などの効果を取り込むなど、この標準の改定を考慮することとする。また、その場合、現段階では附属書 (参考) として扱っているものも、本文又は附属書 (規定) に修正することも考慮する。

1.4 この標準の構成

この標準では、本体で示した放射能濃度の決定方法について、標準本体で六つの評価方法に関する規定内容を記載した後、附属書 A, B, C, D, E, G, H, I にて六つの放射能濃度決定方法の適用例について示した。

なお、理論計算法については、放射化物に対する適用方法、この計算例、汚染物に対する適用方法の三つに分けて記述した。また、スケーリングファクタ及び平均放射能濃度の継続的な使用については、附属書 F (規定) とした。さらに、Key 核種の放射能濃度の基本的な測定方法の例を附属書 J、運転廃棄物及び解体廃棄物の観点から、六つの放射能濃度決定方法の組み合わせ方の例などを附属書 K, L に示した。

2 国内外の動向

本標準内容に関する国内外の動向を以下に記載する。

なお、本標準の改定の理由となった最近の知見は**解説 6**に示す。

2.1 スケーリングファクタ法をめぐる海外の動向

低レベル放射性廃棄物の埋設処分を既に実施しているアメリカ、スペイン及びドイツでは、スケーリングファクタ法を難測定核種の放射能濃度の決定方法として適用している。スケーリングファクタの算出式について、各国の状況を**解説表 2**に示す。基本的な考え方は”幾何平均”又はこれと同等な方法を適用しているものの、算出式は各国独自に選定している。

一方、Key 核種については次のような状況にある^[21]。

- a) ヨーロッパでは、Key 核種は評価核種との相関性を重視して評価されている。したがって、 α 核種でも相関性があれば、 ^{60}Co を Key 核種としている。
- b) アメリカでは、検出性を考慮して ^{137}Cs の代わりに ^{60}Co を Key 核種とする場合があり、また、全ての評価核種の Key 核種を ^{60}Co とする場合もある。
- c) 一部に Key 核種濃度を我が国と同様に Ge 検出器によって測定している国もある。その場合、 ^{137}Cs が検出下限値未満の時は原則として放射能濃度は0として扱っている。

これらの状況などに鑑み、平成 15 年 12 月より、国際標準化機構 (ISO International Organization for Standardization) の ISO/TC85/SC5/WG5 の会議において、スケーリングファクタ法のガイドラインとして国際標準 (ISO 21238^[25]) の作成が行われた。このガイドラインは、基本的に、**5.1.3** のスケーリングファクタ法の考え方と同等である。

解説表 2—諸外国の主なスケーリングファクタ算出式

	アメリカ	スペイン	ドイツ
算出式	対数平均 ^{a)}	幾何平均	対数回帰 ^{b)}
選定理由	<ul style="list-style-type: none"> ・データが広いレンジに渡る ・データが対数分布を示す 	<ul style="list-style-type: none"> ・廃棄物中の核種濃度は、対数正規分布に従う ・データの異常値の影響を低減する ・メディアンのよい近似を示す ・計算が簡単で理解が容易 	<ul style="list-style-type: none"> ・放射性物質の濃度分布が対数正規分布を示している ・幾何平均は濃度の高い範囲で過大評価となるため
<p>注^{a)}—結果は幾何平均と同じ 注^{b)}—難測定核種と Key 核種の関係が非線形の場合に適用：難測定核種の放射能濃度 = $a \times \text{Key 核種の放射能濃度}^b$ (a = 定数, b = 回帰係数)</p>			

2.2 解体廃棄物の放射能濃度評価方法をめぐる国内外の動向

2.2.1 国内の動向

国内における解体廃棄物の放射能濃度の評価事例としては、旧原子力研究所東海研究所で実施された JPDR の解体に伴い発生したコンクリート等廃棄物の埋設処分 (極低レベル固体廃棄物合理的処分安全性実証試験) 対象廃棄物がある。ここで適用されている放射能評価方法を概括すると、次のような特徴がある。

- － 汚染核種については、ドリルサンプリング（2 m 間隔）の全 γ 線測定によって最大点を選定し、最大点においてサンプリングして評価対象核種の放射化学分析を行っている。すなわち、原廃棄物分析法を適用している。
- － 放射化核種については、計算結果とコアボーリングの分析結果とを比較し、代表的な放射性核種の分析結果に基づき、深さ方向の計算結果に補正をしている。すなわち、理論計算による濃度比法を適用している。
- － 廃棄物が収納されている袋単位（約 1 000 kg）で、汚染核種の放射能濃度の最大と放射化核種の放射能濃度とを加算している。すなわち、解体前の状態で放射能濃度を決定している。

2.2.2 海外の動向

海外での原子炉解体廃棄物の放射能濃度評価としては、IAEA によって、ベルギー、カナダ、チェコ、フィンランド、フランス、ドイツ、イタリア、日本（JPDR）、ノルウェー、ロシア、スペイン、イギリス及びアメリカの経験を取りまとめた Technical Report Series No.389^[26]が参考になる。概要を次に示すように、この標準で記載した方法と同様に、解体のための放射能評価に合わせて、放射性廃棄物の放射能評価が実施されている。

- a) **放射能評価の手順** 放射能評価では、履歴情報の整備、中性子による放射化量の計算、統計的アプローチに基づいたサンプリング及び分析計画の策定、現位置測定、サンプリング及び分析の実施、スケーリングファクタ法（濃度比法）の適用、得られたデータのレビュー及び評価、並びに計算結果と測定データとの比較を実施する。すなわち、基本的に、放射化核種は理論計算又はスケーリングファクタ法、汚染核種はスケーリングファクタ法が適用され、Key 核種の放射能濃度は解体前の原位置での測定で求められる。
- b) **中性子による放射化量の計算** 中性子照射で生成する放射能は、系全体での中性子束の空間及びエネルギー分布の把握を行い、材料組成、放射化の断面積及び評価対象での平均中性子束を用いた、放射化計算によって算定される。この算定方法は、この標準で示した方法と同じであり、放射化計算で用いられる計算コードとこの算定方法は、この標準で参考として示している。また、計算結果の不確実性には、材料組成及び原子炉形状のモデル化の影響が大きいとしており、後者については、中性子の計測などで検証することが示されている。
- c) **解体前原位置での測定** 表面汚染密度及び内部からの放射能の測定は、解体前の原位置にて、線量率測定、表面汚染測定（スミアによる測定）及び γ 線などのスペクトル測定が実施されている。これは、廃止措置時の作業員の被ばく線量管理の観点から、空間の線量率及び表面の遊離汚染量を把握するために実施されている面があるが、これらの解体前の原位置で測定した結果に、スケーリングファクタ法を適用することで、難測定核種の放射能濃度を求めている。このことから、放射性廃棄物の放射能評価にも適用しているといえる。
- d) **サンプリング分析** サンプリング分析の目的は、c)の表面汚染密度の把握及びスケーリングファクタの把握である。スケーリングファクタは国内で適用されているのと同様に、実験室で個々の放射性核種を分離して、放出する放射線を測定する放射化学分析によって求められる。

サンプリングして分析する代表的なエリア及び対象は次が想定される。

- － 床で流出の可能性のあるエリア
- － 重量物輸送のエリア
- － 壁でダスト、水しぶき及び漏えい蒸気の付着しそうなエリア
- － ダストが付着しそうなその他の水平表面（配管の外表面、手すり、棚など）
- － 天井でダクトからの漏えい及び汚染大気の循環がありそうなエリア
- － 原子炉圧力容器
- － 炉内構造物
- － 生体遮蔽

サンプリング箇所は無作為の抽出かサーベイ測定によって決められており、この標準でも考慮している。

2.3 Key核種の測定方法に関する国内外の動向

2.3.1 概要

ここでは、国内外で適用されている Key 核種に相当する放射性核種の γ 線の測定例を示す。

2.3.2 国内の事例

現行の原子力発電所から発生するピット処分対象の運転廃棄物は、保管庫において容器に収納して貯蔵されており、容器の外部から非破壊で γ 線スペクトルを専用の測定器で測定している。

なお、東海発電所でのクリアランス対象物は検認として、角形容器に収納した状態で専用の測定器で外部から全 γ 線を測定している。

JPDR のトレンチ処分対象の解体廃棄物は、2.2.1 のように解体前の状態で、サーベイによって汚染性状を把握し、代表点でサンプリングして、原廃棄物分析法で γ 線スペクトルを測定している。

クリアランスの判断として AESJ-SC-F005 : 2005^[27] では、クリアランス対象の性格上、解体前の状態及び解体後容器に収納する前の状態での測定方法が示されている。放射性廃棄物でない廃棄物 (NR) についても、JNES-SS-0705 のレポート^[28] に解体前の状態での測定方法が示されている。

2.3.3 海外の事例

原子力発電所から発生する運転廃棄物は、容器に収納する前の状態で、代表試料をサンプリングして γ 線スペクトルを測定する場合がある。また、定期検査時に発生する雑多な放射性廃棄物を収納した大きな角形容器の外部から線量当量率を測定して、Key 核種の放射能濃度を求める場合がある。アメリカでは、放射性廃棄物の搬出時に、発生者は、処分者側に処分したい放射性廃棄物の放射能濃度を示して、受入れを認めてもらうことになる。この時、スケーリングファクタなどの放射能濃度の決定方法も示している。

解体廃棄物については、アメリカ及びドイツに実績が多くある。アメリカでは、解体時のインベントリ（放射能量）を算定するため、解体前の状態で試料をサンプリングして、原廃棄物分析

法で γ 線スペクトルを測定している場合があり、汚染物は、表面汚染密度を把握している場合がある。また、解体時のインベントリ算定以外に、NR領域の確認も兼ねて、NUREG/CR-5849^[29]に、解体前又は解体後の原廃棄物の状態で、放射能を測定する方法が規定されている。ドイツでも、解体時のインベントリ（放射能量）の算定及びNR領域を確認するため、解体前の状態で試料をサンプリングして、原廃棄物分析法で γ 線スペクトルを測定している場合がある。ただし、ドイツでは、処分場が長い期間稼働していなかったこともあり、クリアランスを積極的に行っている。したがって、クリアランスのために除染が積極的になされており、除染後の測定対象物の、専用の測定器による γ 線測定を行っている場合がある。

3 適用範囲について

この標準は、日本の原子力発電所（BWR、PWR及びGCR）から発生する低レベル放射性廃棄物のうち、ピット処分又はトレンチ処分を行う放射性廃棄物について、第二種廃棄物埋設規則^[6]第八条第二項第二号に定める廃棄体の放射能濃度が申請書などに記載した最大放射能濃度を超えないことを満足していることを確認するとともに、第二種廃棄物埋設規則^[6]第六条第一項第一号に定める事業所に埋設された放射性物質の放射能の総量が申請書などに記載した値を超えていないことを確認するための、放射能濃度を決定する基本的な手順を規定することを目的に作成されたものである。

なお、放射能濃度決定のときに使用される放射化学分析方法及び放射線測定機器（Ge検出器、サーベイメータなど）による測定方法については、この標準の適用範囲には含めていない。また、再処理施設を含む原子力発電所以外から発生する低レベル放射性廃棄物にも、基本的には、この標準で規定する放射能濃度決定手順を適用することは可能であるが、この標準の適用範囲には含めていない。

この標準における放射能濃度決定手順は、既に標準化されているAESJ-SC-F022：2011^[24]、AESJ-SC-F015：2017^[30]を踏まえている。特に、運転廃棄物の放射能濃度決定方法に対する基本的な考え方及び手順などについては、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターに埋設実績のある均質・均一固化体（濃縮廃液、使用済樹脂など）及び充填固化体（固体状廃棄物）の放射能濃度決定方法を参考にしている。

なお、旧原子力安全委員会などにおいてこの標準に関連する内容などの検討が行われ、その結果によって、この標準の記載内容に影響がある場合には、最新の法令などを確認した上で、この標準を使用する必要がある。

4 ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の概要

ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の主な材質は金属類及びコンクリートであり、主に次が挙げられる。

- － 原子炉圧力容器
- － 生体遮蔽
- － 格納容器内にある配管及び機器
- － 系統水で汚染した配管及び機器

- － 濃縮廃液
- － 使用済樹脂
- － 建屋の壁及び床

これらの放射性廃棄物は、運転廃棄物又は解体廃棄物に大別される。運転廃棄物には、原子力発電所の運転に伴い発生する液体状廃棄物（濃縮廃液、使用済樹脂など）、原子力発電所の定期検査、改造工事などに伴い発生する固体状廃棄物（取替えた機器、配管など）などがある。解体廃棄物には、解体の段階に応じて、解体前対象物及び解体工事に伴い発生する固体状廃棄物（機器廃材、コンクリートなど）がある。

これらの放射性廃棄物は、次の **a)**又は **b)**によって発生する。

a) 汚染による放射性廃棄物 汚染による放射性廃棄物（汚染物）とは、原子炉構造材などの腐食生成物などが炉内で放射化している核種（CP核種）及び燃料内で生成した核分裂性核種（FP核種及び α 核種）を含む系統水に起因して発生する放射性廃棄物である。汚染物の主な発生要因は次が挙げられる。

- － 廃液処理系への移行による液体状廃棄物など
- － 原子力発電所内の機器又は配管の表面への接触による固体状廃棄物
- － 原子力発電所内建屋の床又は壁への漏えい又は飛散などによる固体状廃棄物

代表的な汚染物は、系統水で汚染した配管、機器、濃縮廃液、樹脂、建屋の壁及び床などである。

b) 放射化による放射性廃棄物 原子炉圧力容器周辺から格納容器内に至る空間に存在する機器などが、原子炉運転中に炉心から発生する中性子によって放射化されたものである。代表的な放射化物は、原子炉圧力容器、生体遮蔽、格納容器内にある配管、機器などであり、代表的な材質は、コンクリート、炭素鋼及びステンレス鋼である。

ピット処分及びトレンチ処分対象に含まれる放射化物の特徴は、炉心内の一様で強い中性子による放射化によって生成するものだけではなく、炉心外の中性子による放射化で発生するものもあることである。

5 放射能濃度決定方法の概要

評価対象核種（難測定核種である場合が多い）の放射能濃度決定方法を適用するに当たっては、次に示す各方法の原理を考慮する必要がある。

“理論計算法”は、評価対象物である、廃棄体、コンクリート等廃棄物又は原廃棄物を集めたグループ（以下、“評価対象物グループ”という。）ごとに放射化計算条件を設定して放射化計算を行い、評価対象物ごとの放射能濃度が決定できる場合に採用できる。これには、例えば、次のような場合が含まれる。

- － 非破壊外部測定などが可能な核種を **Key** 核種とし、評価対象物グループの放射化計算条件の範囲から、各元素の濃度分布を考慮して複数の放射化計算などを行い、**Key** 核種と放射化によって生じた放射性核種との濃度比を設定し、**Key** 核種濃度に応じた放射能濃度が決定できる場合。

- 照射量と比例する核種生成因子（燃焼度など）を管理指標とし、評価対象物グループを代表する放射化計算の条件を用いた計算結果から、管理指標と放射化によって生じた放射性核種の濃度との換算係数を設定し、管理指標値に応じた放射能濃度が決定できる場合。
- 評価対象物グループの放射化計算の条件の変動範囲を考慮した複数の放射化計算を行い、計算結果から評価対象物グループの代表的な放射能濃度（例えば平均値）が決定できる場合。
- 生成機構が難測定核種と同一であるとみなせる同位体が存在し、その濃度比率が普遍的に一定である場合。

理論計算法は、放射化物については、全ての評価対象核種の放射能濃度又は評価対象核種と Key 核種との濃度比を放射化計算によって求める場合に適用されることが多い。一方、汚染物については、一部の評価対象核種について Key 核種との濃度比を放射化計算によって求める場合、又はスケーリングファクタなどの妥当性を検証する場合に適用されることが多い。

“スケーリングファクタ法”及び“平均放射能濃度法”は、評価対象から代表試料をサンプリングし、この代表試料の放射化学分析などの結果から、廃棄体などの放射能濃度を間接的に決定する方法である。難測定核種の生成機構及び物理化学的挙動などに応じて“スケーリングファクタ法”と“平均放射能濃度法”とを使い分ける。すなわち、“スケーリングファクタ法”は、難測定核種と Key 核種との放射能濃度間に相関関係が成立する場合に採用できる。Key 核種は廃棄体などの評価対象物からの透過 γ 線を外部から計測することによって定量し、これと濃度比（スケーリングファクタ）を利用して難測定核種の放射能濃度を決定する。一方、“平均放射能濃度法”は、物理化学的挙動の検討から評価対象核種と Key 核種との間に濃度比がない場合などで、代表試料の放射化学分析などの結果が一定の放射能濃度範囲に収束している場合に採用できる。

“スケーリングファクタ法”は、アメリカなどの諸外国においても実績のある方法であり、Key 核種を廃棄体などで個々に放射能測定装置にて非破壊外部測定し、これにスケーリングファクタを乗じて難測定核種の放射能濃度を決定できることから、廃棄体などで個々に評価対象核種の放射能濃度を決定できるものである。

“平均放射能濃度法”は、評価対象物グループからこれらを代表する廃棄物などを選定し、試料をサンプリングして放射化学分析などを実施することによって、これらのデータの平均値に基づき当該評価対象物グループの対象核種の放射能濃度を決定するものである。評価対象物グループの分類又は代表試料を選定することによって、評価対象核種の廃棄体などの中の放射能濃度を決定できる。

なお、放射化学分析結果が検出下限値未満となるなどの理由で、放射能濃度データ数が少ない場合でも、この放射能濃度データを用いて、データ数又はデータの分布形態に応じた統計学的な評価方法である信頼区間を用いることなどによって保守的な設定ができる場合には、この保守的な設定値を用いて、スケーリングファクタ法又は平均放射能濃度法が適用できる。

“非破壊外部測定法”は、個々の廃棄体などの評価対象物について Ge 検出器などを使用して外部から廃棄体などの中の放射能濃度を測定する方法である。この方法は、 ^{60}Co 、 ^{137}Cs など γ 線放出核種の測定に限定される。 ^{60}Co 、 ^{137}Cs などは非破壊測定しやすい γ 線を放出するため、廃棄体などの評価対象物全体からの透過 γ 線を外部から計測することによって定量できる。 γ 線

計測には原子力発電所において実績のある Ge 検出器, NaI シンチレーション検出器, プラスチックシンチレーション検出器などを組み合わせて使用することなどで ^{60}Co , ^{137}Cs などの放射能濃度を決定できる。

“原廃棄物分析法”は、廃棄体などの評価対象物そのものではなく、これを代表できる原廃棄物から試料をサンプリングし、当該試料の γ 線計測又は難測定核種の放射化学分析などの結果から、廃棄体などの評価対象物の Key 核種又は難測定核種の放射能濃度を決定する方法である。原廃棄物分析法によって、試料の評価対象核種の濃度を求め、これから廃棄体に換算した濃度を求めてもよいが、試料の評価対象核種と Key 核種との濃度比を求め、廃棄体の Key 核種の濃度は別途非破壊外部測定法によって求め、これらから評価対象核種の濃度を求めてもよい。

原廃棄物がタンク内の混合などによって均一に存在することが確認できる場合には、これからサンプリングした試料を用いた原廃棄物分析法が適用できる。このようにできない場合は、放射能濃度が最も高くなるなどの代表箇所から試料をサンプリングする、又は評価対象全体を網羅できる複数の試料をサンプリングすることが考えられる。

“廃棄体破壊分析法”は、廃棄体などから当該廃棄体などを代表できる試料をサンプリングし、これの放射化学分析などを行い、当該廃棄体など、又は放射性物質の組成及び放射能濃度が同等であると評価される廃棄体などの放射能濃度を決定する方法である。この方法は多数の廃棄体などを破壊分析の対象とする必要があり、試料サンプリング、放射化学分析などに多大な時間と労力を要するため、全ての廃棄体などにこの方法を適用することは現実的ではない。このため、原廃棄物がタンク内の混合などによって均一に存在することが確認できる場合には、この原廃棄物から製作されたいずれかの廃棄体を用いて廃棄体破壊分析法を適用するなど、原廃棄物分析法と同様の方法で代表試料を選定することが考えられる。

6 主要な改定内容

6.1 先行標準AESJ-SC-F022：2011の場合

この標準の最初に発行した標準である AESJ-SC-F010：2007^[22]において、日本の原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物のうち、ピット処分廃棄物中の申請核種の放射能濃度を決定するための基本的な手順が規定された。

さらに、中深度処分対象廃棄物のうち、炉内構造物などの放射化物が主体の放射化金属等の放射能濃度評価には、理論的方法が適用できる。このため、AESJ-SC-F015：2010^[23]では、理論計算法に、放射能濃度を放射化計算によって評価する方法を新たに追加し、規定していた。

AESJ-SC-F022：2011^[24]の標準では主に次の評価方法を新たに追加し、規定した。

- a) **計算による評価** AESJ-SC-F015：2010^[23]で標準化されている放射化計算による評価（理論計算法）が、この標準の廃棄物へも適用できることを規定した。この標準では、炉心外の中性子による放射化が主体となるものあることから、中性子のストリーミング、コンクリート内部への透過などの計算方法も示している。
- b) **濃度比と測定による評価** AESJ-SC-F015：2010^[23]で標準化されている放射化計算による濃度比の評価が、この標準の放射性廃棄物へも適用できることを規定した。また、

AESJ-SC-F010 : 2007^[22]で標準化されているスケーリングファクタ法などの実証的な評価方法が、トレンチ処分対象物にも適用できることも規定した。特に、解体廃棄物に適用する場合は、解体する前又は廃棄体化する前の状態での測定方法も取り入れる旨を示している。

- c) **測定による評価（難測定核種分析）** 固化処理前及びタンク内容物の原廃棄物分析法、並びに廃棄体破壊分析法は、既に **AESJ-SC-F010** : 2007^[22]で標準化されているが、その適用対象をこの標準の対象廃棄物である解体廃棄物全般に拡大できることを規定した。

以上から、**AESJ-SC-F022** : 2011^[24]の標準では、最初の標準である **AESJ-SC-F015** : 2010^[23]の放射能濃度決定方法から、主に**解説表 3**の下線に示す部分を新たに加えていた。

解説表 3—この標準で示した放射能濃度決定方法

放射能濃度決定方法		内 容
理論的方法	理論計算法	原廃棄物ごとに計算条件を設定して放射化量の計算を行い、原廃棄物ごとの放射能濃度を決定する方法、又は原子炉燃焼計算などによって理論的に得られる放射性物質の濃度比及び他の手法で求めた放射性物質濃度を用いる方法
	スケーリングファクタ法	代表試料の放射化学分析などの結果から得られる難測定核種と Key 核種との濃度比と、個々の廃棄体、コンクリート等廃棄物、又は原廃棄物における Key 核種の実測結果とを組み合わせる方法
実証的方法	平均放射能濃度法	代表試料の放射化学分析などの結果から得られる平均的な放射能濃度を用いる方法
	非破壊外部測定法	廃棄体、コンクリート等廃棄物、又は原廃棄物の外部から非破壊測定する方法
	原廃棄物分析法	原廃棄物から試料をサンプリングし、放射化学分析などを行う方法
	廃棄体破壊分析法	廃棄体又はコンクリート等廃棄物から試料をサンプリングし、放射化学分析などを行う方法
注記 旧原子力安全委員会が了承した“廃棄体中の放射性物質濃度の具体的な決定手順について” ^[8] では、“事業許可がなされている廃棄物埋設施設の埋設対象廃棄体である均質固化体”を対象とし、原廃棄物分析法では、“濃縮廃液及び使用済樹脂などの試料”を固型化する前に採取することとしている。一方、ここでは、ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物全般を想定したため、原廃棄物分析法の原廃棄物として、“固型化処理前の放射性廃棄物、コンクリート等廃棄物とする前の放射性廃棄物又は放射性廃棄物にしようとする解体前の対象物”としている。これは、原子力安全委員会が了承した原廃棄物分析法とは、廃棄体にする前に、廃棄体を代表できる試料を採取して測定することを意味していると判断されるため、その趣旨からは外れていないことによる。		

6.2 この標準の場合

この標準では、次のような知見を反映して改定した。

- a) **スケーリングファクタ等の継続使用方法の規定化** スケーリングファクタ等の継続使用方法について、規制側によって、体系的に整理された図書が発行された。
- “平成 10 年度以降に発生する充填固化体に対するスケーリングファクタ等の継続使用について” (**JNES-SS-0403**) 2005 年 3 月発行
 - “固体状廃棄物の分析による充填固化体に対するスケーリングファクタ等の継続使用の確認方法について” (**JNES-RE-2013-2028**) 2014 年 2 月発行

- b) **新たな主要な核種である ^{36}Cl に対する放射能濃度評価方法の追加** 新たな主要な核種として、 ^{36}Cl の取り扱いが旧原子力安全・保安院の意見聴取会で検討され、この中で放射能濃度の評価方法の検討がなされており、公開図書として提示された。
- 日本原燃株式会社: 日本原燃(株)六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおける低レベル放射性廃棄物の線量評価と今後の対応の報告について(2011) (原子力安全・保安院: 六ヶ所低レベル放射性廃棄物の線量評価に係る意見聴取会 2011年9月～2012年3月にて検討)
 - “放射性固体廃棄物となるステンレス鋼などにおける ^{36}Cl の付着係数評価” 原子力バックエンド研究 Vol. 22 (2015)
- c) **廃棄物分析法などに関する JNES レポートの発行**
- 中部電力(株)浜岡原子力発電所で製作される均質・均一固化体の廃棄確認方法について **JNES-EV-2013-9005** 2014年2月発行
 - 東京電力(株)柏崎刈羽原子力発電所で製作される均質・均一固化体の廃棄確認方法について **JNES-EV-2013-9006** 2014年2月発行
- d) **スケーリングファクタ法及び平均放射能濃度法の適用方法の追加** 最近のクリアランスの検認制度の適用事例を参考に、放射能濃度の分布形態が不明な場合の対応方法、相関性が確認できない場合の保守的なスケーリングファクタ法の適用、無相関であることが確認できない場合の保守的な平均放射能濃度法の適用方法、統計学的方法の取り込みなど、従来のスケーリングファクタ法及び平均放射能濃度法の適用方法に追記する。
- 日本原子力研究開発機構: 原子炉廃止措置研究開発センターにおいて用いた資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請書 (2015年2月13日申請, 審査中)
 - 浜岡原子力発電所において発生した資材等に含まれる放射性物質の放射能濃度の測定及び評価方法の認可申請書 (2013年5月31日申請, 2014年5月1日認可)
- e) **解体廃棄物の放射能測定方法の具体化** 原子力発電所の廃止措置が具体化する中、解体廃棄物の放射能測定について、より具体的な測定方法の検討が必要とされていること。
- 東海低レベル放射性廃棄物埋設事業所 第二種廃棄物埋設事業許可申請 (2015年7月申請)
- f) **理論計算法の適用方法の見直し** 新たな埋設施設の検討が進む中、廃棄物の放射能のインベントリを算定するために理論計算法が適用されており、これを参考に、従来の方法を見直す。
- さらに、AESJ-SC-F015:2017^[30]の制定を受けて、関連する内容(記録の作成, 理論計算結果の妥当性確認)の見直しを行う。

7 放射能濃度の評価における裕度

第二種廃棄物埋設規則^[6]に基づき、廃棄体及びコンクリート等廃棄物に関わる技術上の基準として、放射能濃度が申請書などに記載した最大放射能濃度を超えないことが求められている。また、廃棄物埋設施設などの技術上の基準として、廃棄物埋設施設を設置した事業所に埋設された放射性廃棄物に含まれる放射性物質の種類ごとの放射能の総量が、申請書などに記載した放射性物質の種類ごとの総放射能を超えないことが求められている。このため、最大放射能濃度及び廃棄物埋設施設を設置した事業所に埋設された放射性廃棄物に含まれる放射性物質の種類ごとの放射能の総量が、申請書などに記載した値を超えないために、最大放射能を超えないことを考慮する（理論計算法を適用する場合は AESJ-SC-F015 : 2017^[30]の**附属書 A**，スケールリングファクタ法を適用する場合は **D.2.4** 参照）。

ここで、放射能濃度の決定に求められる確認内容と濃度変動に対する要求を**解説表 4**に示す（**表 D.1** 参照）。すなわち、廃棄体及びコンクリート等廃棄物にする前に原廃棄物の状態で**解説表 5**に例示するようにして、放射能濃度を決定することが可能となる。

解説表 4—第二種廃棄物埋設規則上の確認内容^[6]

技術基準	最大放射能濃度	埋設総放射能量
確認対象	廃棄体又はコンクリート等廃棄物	廃棄物埋設施設
対象範囲	廃棄体ごと又はコンクリート等廃棄物ごと	放射性廃棄物全体
確認内容	放射能濃度が申請書などに記載した最大放射能濃度を超えないこと。	埋設を行うことによって、廃棄物埋設施設を設置した事業所に埋設された放射性廃棄物に含まれる放射性物質の種類ごとの放射能の総量が申請書などに記載した放射性物質の種類ごとの総放射能量を超えないこと。
濃度変動に対する要求	廃棄体単位などの濃度変動を考慮しても基本的には超えないこと	濃度変動は基本的には考慮する必要はなく、埋設する廃棄物全体などで総放射能量を超えないこと

解説表 5—廃棄体などの状態での放射能濃度決定方法の例

技術基準		最大放射能濃度	埋設総放射エネルギー
基本的考え方	評価した結果として求めるもの	廃棄体及びコンクリート等廃棄物単位などに相当する部位の放射能濃度	評価対象物全体としての放射エネルギー
	判断方法	放射能濃度の変動が安全側になるように設定して求めた上記の放射能濃度が最大放射能濃度を超えないこと (埋設しようとする放射性廃棄物などに係る廃棄物埋設に関する確認)	評価対象物全体を代表する平均的な放射能濃度に評価対象物の重量を乗じて求めた放射エネルギー (廃棄物埋設施設などに係る廃棄物埋設に関する確認)
評価例 1	解体前の放射化物質に理論計算法を適用する場合	<ul style="list-style-type: none"> 中性子条件及び照射条件 廃棄体及びコンクリート等廃棄物単位に相当する部位の変動幅を考慮して、これらを安全側に設定する。 元素成分条件 濃度分布の標準偏差などから濃度変動を安全側に考慮して設定する。 評価方法及び判断 上記の条件で理論計算し、廃棄体単位の放射能濃度として最大放射能濃度を超えないことを確認する。 	<ul style="list-style-type: none"> 中性子条件及び照射条件 評価対象全体を代表する平均値を設定する。 元素成分条件 濃度分布の平均値を設定する。 評価方法及び判断 上記の条件で理論計算し、評価対象全体の放射エネルギーを求める。
評価例 2	解体前の汚染物質にスケールリングファクタ法を適用する場合	<ul style="list-style-type: none"> Key 核種の放射能濃度の測定 サーベイ測定を行い、廃棄体単位などで放射能が最大となる代表部位を選定し、この部位の表面からサンプリングして、Key 核種濃度を測定する。 スケールリングファクタの設定 算術平均で求めたスケールリングファクタとする。 評価方法及び判断 上記の Key 核種濃度にスケールリングファクタを乗じ、廃棄体単位の放射能濃度として最大放射能濃度を超えないことを確認する。 	<ul style="list-style-type: none"> Key 核種の放射能濃度の測定 サーベイ測定を行い、評価対象全体の放射能として平均的となる代表部位を選定し、この部位の表面からサンプリングして、Key 核種濃度を測定する。 スケールリングファクタの設定 幾何平均で求めたスケールリングファクタとする。 評価方法及び判断 上記の Key 核種濃度にスケールリングファクタを乗じ、評価対象全体の放射エネルギーを求める。

8 審議中問題となった事項及び懸案事項

本標準の審議中に主に議論となった事項を以下に示す。

8.1 用語の使用に関して

本標準で使用している用語について幾つかの議論があり、追記を行ったもの（例えば、起源元素）もあるが、本標準の基本としているAESJ-SC-F015:2017と同様とすること（例えば、点推定法と区間推定法）、この分野において一般に理解されている用語の使用法に従うこと（例えば、放射化物質と汚染物質）、法律やJNESレポート等の用語に従うこと（例えば、放射能、¹³⁷Cs高レベルプラント）とした。

8.2 スケーリングファクタ法の算出方法

スケーリングファクタの算出方法として、幾何平均と算術平均の2種類の適用条件、スケーリングファクタの保守性について、様々な議論があり、審議した結果をD.2に記述した。

8.3 スケーリングファクタ等の継続申請

スケーリングファクタ等の継続申請の方法について、JNES レポートとして既に発行されている内容は、附属書規定として取り込むこととし、固体状廃棄物の分析数、原子炉水による分析などについて検討を行い、追記等を行った。

8.4 今後の懸案事項

本標準は、既に規制側から認められ、実運用されている内容を規定として取り込んでいるが、性能規定化の動向を受けて、実用化されていないものでも合理性が認められものは、規定化に取り込むことを目指した方が良いという意見もあり、この対応については、今後の課題とした。

また、今回は、既往標準を基本として、最新知見を追記することを主眼としたが、既往標準の部分について、数値の見直しなどが指摘され、新しい知見などによる既往標準及び参照している標準への反映については、今後の改定作業における留意すべき課題と考えられる。

なお、本標準改定では、放射能評価方法に応じた全体的な構成として修正したが、各章の構成、細分箇条の記載など、より読み易くなるように今後も検討していくことが必要という意見もあった。

参考文献

- [1] 原子力安全委員会 放射性廃棄物安全規制専門部会, “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) .
- [2] 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準値について(中間報告)”, (1987) .
- [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準値について(第2次中間報告)”, (1992) .
- [4] 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準値について(第3次中間報告)”, (2000) .
- [5] 原子力安全委員会, “低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について”, (2007) .
- [6] “核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物の第二種廃棄物埋設の事業に関する規則(昭和六十三年一月十三日総理府令第一号)”, 最終改正:平成三十年六月八日原子力規制委員会規則第六号
- [7] 原子力安全委員会, “第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方”, (2009) .
- [8] 原子力安全委員会, “日本原燃産業(株)六ヶ所事業所における廃棄物埋設の事業に係る重要事項(廃棄体中の放射性物質濃度の具体的決定手順について)”, (1992) .
- [9] 科学技術庁, “廃棄確認の実施について[通達](科技庁通達 4安局第205号)”, (1992) .
- [10] 日本原燃(株), “廃棄体(充填固化体)中の放射能濃度の決定手順について”, (1999) .
- [11] 科学技術庁, “充填固化体の廃棄確認の実施について[通知](科技庁通知 11安(廃規)第43号)”, (1999) .
- [12] M. Kashiwagi, W. Müller, B.Lantès, “Considerations on the Activity Concentration Determination Method for Low-Level Waste Packages and Nuclide Data Comparison between Different Countries”, International Conference on the Safety of Radioactive Waste Management13-17, March 2000, Cordoba, Spain, IAEA-CN-78/43, (2000) .
- [13] 藤原啓司, 増井秀企, 柏木誠, 本山光志, 尾崎弘和, “スケーリングファクタの算出式の合理化について”, 日本原子力学会 2001年秋の大会, (2001) .
- [14] T. Sakai, H. Masui, T. Funahashi, M. Kashiwagi, A. Segi, “Radioactive Concentration Determining Method for Dry Active Waste Generated at Japanese Nuclear Power Plants”, International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management(ICEM), Nagoya, Japan, (1999) .
- [15] 酒井利明, 舟橋哲雄, 渡部清美, 小澤幸利, 柏木誠, “充填固化体の放射能評価について”, 原子力バックエンド研究, Vol.5, No. 1, P81-89, (1998) .
- [16] Electric Power Research Institute, “Radionuclide Correlations in Low-Level Radwaste”, EPRI-NP-4037, (1985) .
- [17] M. Noé, W. Müller, et al., “Development of methods to provide an inventory of radiologically relevant radionuclides: Analytical methods and correlation of data”, EUR 17978. (1998) .

- [18] H. Masui, M. Kashiwagi, W. Müller, B. Lantès, “Suggestion to Waste Classification for Scaling Factor Method”, International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM) , Oxford, UK, (2003) .
- [19] H. Fujihara, H. Masui, M. Kashiwagi, M. Motoyama, H. Ozaki, “Rationalization of Radioactivity Concentration Determination Method for Low-Level Radioactive Waste Generated at Japanese Nuclear Power Plants”, International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM) , Buruges, Belgium, (2001) .
- [20] H. Masui, M. Kashiwagi, H. Ozaki, “Low-Level Radioactive Waste Radioactivity Evaluation Practice in Japan and Suggestion for Rationalization”, International Workshop on “Determination and Declaration of Nuclide Specific Activity Inventories in Radioactive Wastes”, organised and sponsored by ISTec GmbH and GNS mbH, Cologne, Germany, (2001) .
- [21] 藤原啓司, 増井秀企, 仲神元順, 柏木誠, 本山光志, “固体状廃棄物の放射能濃度評価方法の現状と展望について”, 日本原子力学会 2001 年春の大会, (2001) .
- [22] (社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 放射性廃棄物の放射能濃度決定方法—原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物の放射能濃度決定方法に関する基本手順書:2007—浅地中ピット処分廃棄物について—”, **AESJ-SC-F010** : 2007, (2008) .
- [23] (社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 余裕深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”, **AESJ-SC-F015** : 2010, (2011) .
- [24] (一社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 ピット処分及びトレンチ処分対象廃棄物の放射能濃度決定に関する基本手順:2011”, **AESJ-SC-F022** : 2011, (2012) .
- [25] **ISO 21238**:2007, ISO/TC85/SC5, Nuclear energy - Nuclear fuel technology - The scaling factor method to determine the radioactivity of low- and intermediate-level radioactive waste packages generated at nuclear power plants, (2007).
- [26] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, “Radiological Characterization of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes”, TECHNICAL REPORTS SERIES No. 389, (1998)
- [27] (社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 クリアランスの判断方法”, **AESJ-SC-F005** : 2005, (2005) .
- [28] 独立行政法人原子力安全基盤機構, “放射性廃棄物でない廃棄物に係る現地測定調査. に関する報告書”, **JNES-SS-0705**, (2007).
- [29] U.S.NRC (United States Nuclear Regulatory Commission) , “Manual for Conducting Radiological Surveys in Support of License Termination”, NUREG/CR-5849, (1992) .
- [30] (一社) 日本原子力学会, “日本原子力学会標準 中深度処分対象廃棄物の放射能濃度決定方法の基本手順”, **AESJ-SC-F015** : 2017, (2017) .