



JP0750051

不燃性雑固体廃棄物の溶融処理技術開発 —雑固体溶融固化体特性試験—

Research and Development on the Melting Test of Low-level Radioactive
Miscellaneous Solid Waste

中塩 信行, 亀尾 裕, 星 亜紀子, 中島 幹雄

Nobuyuki NAKASHIO, Yutaka KAMEO, Akiko HOSHI and Mikio NAKASHIMA

東海研究開発センター
原子力科学研究所
バックエンド技術部

Department of Decommissioning and Waste Management
Nuclear Science Research Institute
Tokai Research and Development Center

February 2007

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

JAEA-Review

本レポートは日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ (<http://www.jaea.go.jp/index.shtml>)
より発信されています。このほか財団法人原子力弘済会資料センター*では実費による複写頒布を行つております。

〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4
日本原子力研究開発機構 研究技術情報部 研究技術情報課
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920

* 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2 番地 4 日本原子力研究開発機構内

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,
Japan Atomic Energy Agency
2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920

不燃性雑固体廃棄物の溶融処理技術開発
—雑固体溶融固化体特性試験—

日本原子力研究開発機構東海研究開発センター

原子力科学研究所バックエンド技術部

中塩 信行・亀尾 裕⁺・星 亜紀子・中島 幹雄⁺

(2007年1月10日受理)

日本原子力研究所東海研究所（現 日本原子力研究開発機構原子力科学研究所）は、研究開発で発生した低レベル放射性雑固体廃棄物を対象として、高い減容比と安定性が得られる溶融処理及び高圧縮処理を行う高減容処理施設を平成15年2月に建設整備した。

バックエンド技術部廃棄物処理技術試験室（現 バックエンド推進部門技術開発ユニット廃棄物確認技術開発グループ）では、高減容処理施設の溶融処理設備稼働に先立って、模擬雑固体廃棄物と放射性トレーサー (⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ¹⁵²Eu) を小型プラズマ加熱溶融炉で溶融する雑固体溶融固化体特性試験を行ってきた。特性試験では、様々な溶融条件での溶融廃棄物の粘性、溶融固化体の化学組成、物理的特性及び放射能分布を調べた。

溶融廃棄物の粘性は、溶融体化学成分を調整することで制御可能であることが分かった。放射性トレーサーの固化体内の分布はほぼ均一であり、¹³⁷Cs の残存率に溶融固化体の塩基度 (CaO/SiO₂) 依存性が見られた。また、溶融固化体は十分な圧縮強度を有しており、化学的安定性については塩基度が 0.8 以下で高レベルガラス固化体と同等以上の耐溶出性を有していることが分かった。

本レビューは、これまでに報告した特性試験の成果をとりまとめて、実機で予定されている低レベル放射性固体廃棄物溶融処理の実施・最適化に資するための検討を行った。

本報告書の一部は、特別会計による科学技術庁（現 文部科学省）からの受託研究(平成 7-12 年度)として実施したものである。

原子力科学研究所：〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根 2-4

+ バックエンド推進部門 バックエンド技術開発ユニット

Research and Development on the Melting Test of Low-level Radioactive Miscellaneous Solid Waste

Nobuyuki NAKASHIO, Yutaka KAMEO⁺, Akiko HOSHI and Mikio NAKASHIMA⁺

Department of Decommissioning and Waste Management, Nuclear Science Research Institute
Tokai Research and Development Center, Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received January 10, 2007)

The Nuclear Science Research Institute of the Japan Atomic Energy Agency* constructed the Advanced Volume Reduction Facilities (AVRF) in February 2003 for treatment of low-level radioactive miscellaneous solid waste (LLW). The waste volume reduction is carried out by a high-compaction process or melting processes in the AVRF.

In advance of operating the melting process in the AVRF, melting tests of simulated LLW with RI tracers (⁶⁰Co, ¹³⁷Cs and ¹⁵²Eu) have been conducted by using the plasma melter in pilot scale. Viscosity of molten waste, chemical composition and physical properties of solidified products and distribution of the tracers in each product were investigated in various melting conditions.

It was confirmed that the viscosity of molten waste was able to be controlled by adjusting chemical composition of molten waste. The RI tracers were almost uniformly distributed in the solidified products. The retention of ¹³⁷Cs depended on the basicity (CaO/SiO₂) of the solidified products. The solidified product possessed satisfactory compressive strength. In the case of basicity less than 0.8, the leachability of RI tracers from the solidified products was less than or equal to that of a high-level vitrified waste.

In this review, experimental results of the melting tests were discussed in order to contribute to actual treatment of LLW in the AVRF.

Keywords: Volume Reduction, Melting, RI tracers, Plasma Melter, Viscosity, Chemical Composition, Homogenization, Basicity, Compressive Strength, Leachability

A part of this work was performed under a contract with the former Science and Technology Agency of Japan (the present Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology) from 1995 to 2000.

+ Nuclear Cycle Backend Technology Development Unit, Nuclear Cycle Backend Directorate

* The former Tokai Research Establishment of the Japan Atomic Energy Research Institute (June 15th, 1956 - Sep.30th, 2005).

目次

1. はじめに	1
2. 小型プラズマ加熱装置を用いた雑固体溶融特性試験	1
2.1. 溶融試験	2
2.1.1. 溶融試験装置	2
2.1.2. 溶融試験手順	2
2.2. 溶融特性	3
2.2.1. 溶融炉の熱効率	3
2.2.2. 固化体組成と融点及び粘性の関係	3
2.3. 雜固体溶融固化体性能評価	4
2.3.1. 溶融固化体の製作	4
2.3.2. 溶融固化体の性能評価	5
2.4. 難処理廃棄物の溶融処理	9
2.4.1. 溶融試験	9
2.4.2. 効率的な溶融方法の検討	11
3. まとめと今後の課題	11
謝辞	13
参考文献	13
付録 I 50 L 規模溶融廃棄体製作試験について	27
付録 II 図表	32

Contents

1. Introduction	1
2. Melting tests of miscellaneous solid wastes by using a plasma melter in pilot scale	1
2.1. Melting test	2
2.1.1. Melting System of the plasma melter	2
2.1.2. Procedure of melting test	2
2.2. Melting characteristics of miscellaneous solid waste	3
2.2.1. Heat efficiency of the plasma melter	3
2.2.2. Chemical composition of solidified product and melting property (melting point and viscosity)	3
2.3. Characterization of solidified products of miscellaneous solid waste	4
2.3.1. Melting tests of miscellaneous solid waste(pilot scale)	4
2.3.2. Characterization of solidified products	5
2.4. Melting tests of crucibles, ceramic filter elements, asbestos, and fly ash	9
2.4.1. Melting test	9
2.4.2. Discussion on effective melting	11
3. Conclusion and future subjects	11
Acknowledgement	13
References	13
Appendix I Melting test of miscellaneous solid waste for making 50 L-scale Solidified Products	27
Appendix II Tables and Figure	32

Table and Figure Captions

Table 1	Heat balance of plasma heating method	16
Table 2	Chemical composition of simulated wastes	16
Table 3	Composition of simulated wastes prepared for melting tests and expected basicity of molten products	16
Table 4	Chemical composition of solidified products (slag)	17
Table 5	Retention of radionuclides of solidified products	18
Table 6	Retention of ^{60}Co in solidified products	19
Table 7	Chemical composition of solidified products for leaching tests	19
Table 8	Test condition for melting test of crucible, ceramic filter, asbestos, and fly ash	20
Table 9	Coefficient of variation in measured values for chemical composition of solidified products (slag)	20
Fig.1	Schematic diagram of chamber of melting system	21
Fig.2	Relationship between concentration of FeO and meltable area of $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-CaO-FeO-SiO}_2$ slag at 1200°C; $B_2=(\text{CaO}+\text{FeO})/(\text{SiO}_2+\text{Al}_2\text{O}_3)$	22
Fig.3	Estimated viscosity of molten slag of miscellaneous solid wastes at 1200°C (FeO 20wt%); $B_2=(\text{CaO}+\text{FeO})/(\text{SiO}_2+\text{Al}_2\text{O}_3)$	23
Fig.4	Basicity dependence of the retention of ^{137}Cs in solidified products; $B_1=\text{CaO}/\text{SiO}_2$	24
Fig.5	NL_i values as a function of basicity in deionized water after leaching time of 56 days	25
Fig.6	Relative concentration of main components of solidified product as a function of sputtering time; (a) as-prepared, (b) after leaching time of 56 days in deionized water, (c) after leaching time of 56 days in mortar water	26

Table and Figure Captions (Appendix II)

Table A1	Chemical composition of simulated wastes	32
Table A2	Combination of simulated waste in melting test	32
Table A3	Chemical composition of slag layer of solidified products	33
Table A4	Trace components in metallic layer of solidified products	33
Table A5	Distribution and retention of radionuclides in solidified products	34
Fig.A1	Schematic diagram of melting system for miscellaneous solid wastes	35

This is a blank page.

1. はじめに

放射性廃棄物の溶融処理は、減容比が大きく、放射性核種を固化体内部に閉じ込めて安定化できることから、処分を考慮した廃棄体を製作するための有望な処理法として注目されている。日本原子力研究所東海研究所[†]においても、研究開発で発生した低レベル放射性廃棄物を効果的に減容し、処分に適した安定した廃棄体を製作することを目的に、高減容処理施設の建設・整備が進められ、平成15年2月に全施設が完成した。この施設では、研究用原子炉施設から発生する放射能評価が容易な金属廃棄物は高圧縮装置で、その他の金属廃棄物は高周波誘導加熱方式の金属溶融設備で、難燃性・不燃性の非金属廃棄物はプラズマ加熱方式の焼却・溶融設備で、それぞれ減容処理することになっている。

バックエンド技術部廃棄物処理技術試験室[‡]では、高減容処理施設の溶融処理設備の稼働に先立って、模擬雑固体廃棄物と小型のプラズマ加熱溶融炉を用いた雑固体溶融固化体特性試験を行ってきた。特性試験では、均質で安定な溶融固化体を製作するために必要な技術的要件の把握と最適化を目的として、様々な溶融条件での放射性核種挙動の把握、製作した溶融固化体の性能評価等を行った。

本レビューは、これまでに報告した雑固体溶融特性試験の成果をとりまとめて、実機で予定されている低レベル放射性固体廃棄物溶融処理の実施・最適化に資することを目的としている。

2. 小型プラズマ加熱装置を用いた雑固体溶融特性試験

国内外で様々な溶融処理技術が開発されているが、加熱手段としては高周波加熱を用いる方法¹⁻³⁾とプラズマ加熱を用いる方法⁴⁻⁶⁾の二つに大別される。これまでに国内の原子力発電所では、導電性るつぼを用いる高周波誘導加熱方式⁷⁾と回転炉床式のプラズマ溶融加熱方式⁸⁾が導入されている。

高減容処理施設では、金属廃棄物は高周波誘導炉で、金属以外の雑固体廃棄物は非移行式の直流プラズマトーチでそれぞれ別々に溶融処理される⁹⁾。金属溶融については、鉄鋼・金属メーカーをはじめとしてかなりの経験と技術の蓄積があり、金属廃棄物の溶融処理に対処できるだけの技術的基盤は確立されていると考えられる。一方、金属以外の雑固体廃棄物については、コンクリート、焼却灰を主体とするほか、様々な難燃物・不燃物が対象となる可能性があり、これらの廃棄物を効果的に溶融し、品質・性能に優れた溶融固化体を製作する技術が放射性廃棄物に限らず検討されている¹⁰⁻¹²⁾。

プラズマ溶融技術による放射性廃棄物の処理については、溶融条件の設定、溶融時の放射性核種移行挙動、溶融固化体の放射性核種閉じ込め性能等、検討すべき課題は多い。雑固体溶融固化体特性試験では、小型プラズマ加熱装置を用いて、1バッチあたり約3kgの溶融固化体を製作し、放射性核種閉じ込め性能に優れ、物理的・化学的に安定な溶融固化体の製作条件、高融点廃棄物

[†]現 日本原子力研究開発機構 東海研究開発センター 原子力科学研究所

[‡]現 バックエンド推進部門 バックエンド技術開発ユニット 廃棄物確認技術開発グループ

や有害廃棄物等の難処理廃棄物の溶融・安定化手法、廃棄物の組み合わせにより溶融体の化学成分を調整する溶融条件の緩和策等の検討を行った。

2. 1. 溶融試験

2. 1. 1. 溶融試験装置

溶融試験装置は、溶融炉チャンバ内に収められた小型のプラズマ溶融炉部分を除き、50L規模溶融廃棄体作製試験[§]に用いたものと同じ構成である¹³⁻¹⁵⁾。プラズマトーチは50 kW(100 V, 500 A)の非移行式アークプラズマトーチである。陰極にタングステンロッド、陽極に銅製ノズルを備えた水冷式で、作動ガスはアルゴンと窒素を使用した。Fig.1 に溶融炉チャンバ部分の構成を示す。溶融炉内に模擬廃棄物を装荷した高アルミナ製るつぼ (Al_2O_3 約 99%、内径 220-230 mm、高さ 200 mm) を設置し、プラズマトーチを上方から挿入した後、アルミナ製の蓋で覆い、溶融を開始する。溶湯の温度はるつぼ底部に埋め込んだ 4 本のB型熱電対で測定することが出来る。溶融中は炉内及びチャンバ内をそれぞれ排気し、排ガス処理装置を通して排気した。炉内温度、排ガス温度についても熱電対でモニターした。

2. 1. 2. 溶融試験手順

溶融試験の基本的な手順は以下の通りである。高アルミナるつぼに模擬廃棄物を装荷し、50 L/min のアルゴンガスを流しながらプラズマを点火した。5 分後にプラズマが安定したところで窒素ガスに置換した。溶湯の温度はるつぼ底に埋め込んだ 4 本の B 型熱電対のいずれかが 1650°C に達した時点でプラズマ加熱終了とした。これは、使用した加熱装置では定温保持ができないこと、及び B 型熱電対の常用温度が 1700°C 以下であることに因る。プラズマ加熱を停止したのち、トーチをるつぼから引き抜き、そのまま放冷した。

まず、用いたプラズマ溶融炉の最適溶融条件を把握するために、コンクリートを廃棄物として予察試験を行った¹⁶⁾。プラズマの温度分布は、陰極や陽極の形状、ガスの種類や流量等の種々の条件により影響されるが、るつぼの形状や照射条件等によっても溶融特性が異なる。試験に用いた溶融炉では、トーチとるつぼについては固定条件となるため、プラズマの照射角度とトーチの位置の最適化を図った。その結果、内径 220 mm、高さ 200 mm の高アルミナるつぼの中央に垂直にプラズマトーチをセットし、トーチノズル先端はるつぼ底から約 190 mm の位置に来る条件を選定した。斜め照射の場合はプラズマ照射方向のるつぼ壁が損傷を受け、反対側ではコンクリートの溶け残りも観察されたが、垂直照射の場合は十分に溶融しておりるつぼの損傷もほとんど認められなかった。本試験で用いたような試験装置では、高温の熱プラズマが直接るつぼ壁を照射しないようにトーチの配置を決める必要がある。

実機においては、炉内監視カメラで炉内の溶融状況を確認しながら、2 本の非移行式のプラズマトーチをジョイスティックで操作する⁹⁾。炉内耐火物の必要以上の損傷を防ぐためにも、プラズマトーチ位置、トーチ先端部と耐火物との距離の相関関係を予め確認しておくことが重要である。

[§] 付録 I、II 参照

2. 2. 溶融特性

2. 2. 1. 溶融炉の熱効率¹⁶⁾

本試験を行うに当たり、用いた小型のプラズマ溶融炉の熱効率を把握するために、模擬廃棄物としてコンクリート 3 kg とステンレス鋼 9 kg をそれぞれ単独で溶融し、熱収支を推算した。熱効率は、効果的な溶融処理を行うために重要であるが、溶融対象物の熱伝導率等の熱物性、炉型や溶融条件等の様々な因子に影響されるので、ここで得られた結果は本システムに固有のものである。推算方法は「JIS Z9202 熱勘定方式通則」に準じた。Table 1 にコンクリート溶融の場合の熱収支を示す。トーチ陽極、陰極及び排ガス系への出熱が入熱量の約 53%を占めており、廃棄物溶融に関わる熱量を上回っている。また、廃棄物溶融に関わる熱量についても、廃棄物への直接加熱は 4.9%であるのに対して、廃棄物への間接加熱源となる炉（るつば）への蓄熱量は約 8 倍の 42.4%となっていた。プラズマ溶融処理においては、廃棄物への直接加熱と炉への蓄熱を有效地に利用して、正味の熱効率を向上させることが重要である。

プラズマトーチ電力の規模、プラズマガスの違いはあるが、非移行式プラズマトーチによる表面加熱溶融という点において、本試験装置と実機は同じである。実機の運転においては、加熱パターン、廃棄物の投入方法、排ガス流量制御等で十分に蓄熱できるように工夫する必要がある。

2. 2. 2. 固化体組成と融点及び粘性の関係¹⁷⁾

均質で品質の良い溶融固化体を製作するためには、流動性の良い溶融体を作る必要がある。流動性の向上は、熱対流による溶湯の攪拌を促進し、溶融体の均質性を向上させる。また、溶融体の出湯を容易にするばかりでなく、出湯時のガスの巻き込みを抑制し、気泡、空隙等の少ない溶融固化体の製作に効果があると考えられる。一般に、溶湯の流動性を向上させるためには、溶融温度を上げたり、粘度を下げるための溶融助剤を添加する等の方法が考えられる。しかし、溶融炉の耐久性の観点からは出来るだけ低い温度での運転が望ましく、減容効果の点からは廃棄物以外の助剤の添加は避けたい。そこで溶融体の化学組成をコントロールすることによって粘度を下げる検討した。

雑固体廃棄物を溶融した際の溶融スラグは、ネットワーク構造（例えば、Si-O-Si 結合）を形成するガラス網目形成体(NWF, network former)とネットワーク構造を切断する網目修飾体(NWM, network modifier)から構成される。NWF としては SiO_2 等の酸性酸化物、NWM には Na_2O 、 K_2O 、 CaO 、 MgO 、 FeO などの塩基性酸化物が挙げられる。一般に NWM 濃度が高くなると、ネットワーク構造が切断され、溶融スラグの融点や粘性が低下することが知られている。例えばケイ酸塩ガラスの場合、 SiO_2 の濃度が高くなると粘度と共に融点が高くなり、 CaO が多くなると粘度は小さくなるが結晶化しやすくなる^{18,19)}。また、鉄鋼分野においては FeO 等を主成分とする溶融スラグはシリケイト系溶融スラグに比べてはるかに粘性が低いことが知られている²⁰⁾。

そこで本研究では NWM を流動性向上成分と位置づけ、雑固体廃棄物をドラム缶や金属廃棄物を一括処理した際に共存すると考えられる FeO に着目し、 $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$ の三元系と $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}\text{-FeO}$ の四元系の溶融体について、融点・粘度に関する文献データ^{21,22)}を基に FeO 共存による融点降下、粘度低下に関する検討を行った。

金属酸化物（スラグ）の塩基度とは、スラグに含まれる NWF と NWM の比率を示しており、

スラグの化学的特性を表す重要な指標の一つである。塩基度は、その対象とする酸化物の組合せによって、様々に定義される経験式が多い。一般に(1)式で示される塩基度 B1 を用いることが多いが、ここでは FeO 濃度をパラメータとしてスラグ物性評価を行うので、塩基性酸化物の FeO と中性酸化物である Al₂O₃ も考慮し、(2)式で示される塩基度 B2 を用いた。

$$\text{塩基度 B1 : CaO / SiO}_2 \text{ at wt\%} \quad (1)$$

$$\text{塩基度 B2 : (CaO+FeO) / (SiO}_2+\text{Al}_2\text{O}_3 \text{) at wt\%} \quad (2)$$

ある融点以下となる各成分の濃度領域（以下、融点領域という）を整理するために、融点に関する四元系スラグ相図のデータ²¹⁾を基に、横軸に Al₂O₃ 濃度、縦軸に塩基度をとった Al₂O₃-塩基度関係図を作成し、FeO 濃度による融点降下の効果を検討した。ここで、融点の基準値を 1200、1300、1400°C と設定した。Fig.2 に FeO 濃度が 20、30wt% のスラグの 1200°C における融点領域を一例として示す。融点領域は塩基度と Al₂O₃ 濃度に大きく依存しており、塩基度範囲を広くとるために最適な Al₂O₃ 濃度範囲が存在することが分かった。また、FeO 濃度の増加とともに融点領域は広がり、Al₂O₃ 濃度が高くなると融点領域は低塩基度側に広がり、FeO 濃度が高いと低 Al₂O₃ 濃度でも融点領域への調整が可能になることも分かった。

粘性についても、ある粘度以下となる成分（塩基度）を整理するために、粘性に関する四元系スラグ相図のデータ^{21,22)}を基に、横軸に塩基度 B2、縦軸に粘度を取った塩基度-粘度関係図を作成し、NWM のスラグ粘性低下に及ぼす効果を検討した。ここで、出湯時における溶融スラグの粘性の基準値を 10 Pa·s (100 poise) と設定した。Fig.3 に FeO 濃度が 20wt%、温度 1200°C のスラグの粘度変化を一例として示す。図中の一点鎖線で囲まれた領域は、コンクリート、焼却灰、モルタル等の廃棄物のみの溶融物に、FeO が 20wt% 混合されたスラグの粘度範囲を推定したものである。スラグ粘度は、塩基度が高くなるにつれて小さくなり、四成分系では極小値を示した後、塩基度の増加に伴い粘度が大きくなること、また Al₂O₃ 濃度の粘度への影響は比較的小さいこと等が分かった。FeO 濃度及び Al₂O₃ 濃度に関わらず、塩基度 B2 が 0.5 以上であれば 1300 °C で 10 Pa·s (100 poise) 以下、塩基度 B2 が 0.6 以上であれば 1200 °C で 10 Pa·s 以下となる傾向がある。

雑固体廃棄物を想定した場合、廃棄物の化学組成から溶融体の化学組成を推定し、流動性向上の観点から考察すると、ドラム缶や金属廃棄物との一括処理により FeO 濃度 20 % 以上であれば、1200 °C で 10 Pa·s 以下を達成できると予想される。FeO が共存しない場合には保温材等の塩基性成分の多い廃棄物の投入により低粘度領域に調整が可能であると考えられる。これまでの結果を総合すると、塩基度 B2 が 0.5-0.6 以上となるように溶融体を調整することで融点領域を 1400 °C 以下に、粘度を 1200 °C で 10 Pa·s 以下に保てると考えられる。

文献調査によって溶融体流動性の向上条件について検討した。今後、実機のコールド試運転において得られるスラグの粘性を測定することにより、安定操業可能な条件（溶融温度、スラグ組成、塩基度等）を確立する必要があると思われる。

2. 3. 雜固体溶融固化体性能評価^{23,24)}

2. 3. 1. 溶融固化体の製作

プラズマ溶融処理により製作される溶融固化体の性能評価のために、様々な組合せの模擬廃棄物を溶融し、溶融固化体の性状と添加した放射性核種の分布・揮発挙動を調べた。Table 2 に試験

に用いた模擬廃棄物の組成を、Table 3 に溶融試験の Run No.、模擬廃棄物の組成及び組成から期待される塩基度を示す。塩基度は最も簡便な塩基度 B1 を用いた。廃棄物は主にコンクリートを中心とした不燃物で、一部金属を含むものも溶融した。また、塩基度の高い固化体を模擬するために酸化ケイ素、酸化アルミニウム、酸化カルシウムの混合物を溶融した。放射性核種トレー サーとして ^{60}Co 、 ^{137}Cs 、 ^{152}Eu をそれぞれ約 0.3 MBq 添加したコンクリートと一緒に溶融した。模擬廃棄物総重量は約 3 kg であり、ノズルと模擬廃棄物の間は溶融開始時に約 100 mm の間隔があつた。製作した溶融固化体は、るつぼごと中央で縦に切断し、断面観察を行うとともに、固化体性能評価のための試料を採取した。コンクリートを主体とした廃棄物ではガラス状の固化体が得られ、試薬調整により製作した高塩基度固化体では岩石状のものが得られた。

2. 3. 2. 溶融固化体の性能評価

(1) 均一性

均質で物理的・化学的に安定な溶融固化体を製作することは、雑固体廃棄物の溶融処理の主要な目標である。中でも、放射能分布の均一な溶融固化体を製作することは、放射能検認の簡易・迅速化を図るうえで極めて重要である。RI・研究所等廃棄物は様々な放射性核種を含んでいるが、放射性核種の均一分布が確保されれば、廃棄体に含まれる放射性核種濃度を代表サンプルにより決定できるだけでなく、より簡易な測定法の開発も可能である。そこで、作製した溶融固化体の均質・均一性を化学組成と放射能分布により調べた。測定用サンプルは円形の溶融固化体の中心部上下、及び周辺部中程の深さの辺りからそれぞれ 2 試料ずつを採取した。採取試料の一部を溶解し、ICP-AES で化学組成を分析した。放射性核種濃度については、採取試料を粉碎しポリエチレン試料瓶に詰めて Ge 半導体検出器で γ 線測定を行うことにより求めた。なお、均質・均一性を評価するために、各データにおける標準偏差をその平均値で除した変動係数を用いることとする。変動係数については、他の溶融に関する報告^{1,5)}を参考にして、10%程度を均一性の目安とする。

Table 4 に、作製した溶融固化体（スラグ）の化学組成と模擬廃棄物の化学成分から予測したスラグ化学組成の比較を示す。全体的に見れば、スラグ化学組成は予測された値から大きく外れることはなかった。しかし、 Al_2O_3 と K_2O については、若干注意が必要である。 K_2O は分解しやすく、溶融温度では容易に揮発してしまうことが分かった。一方 Al_2O_3 については、スラグ溶湯によるアルミナの浸食が無視できない場合があり、予想より濃度が大きくなることがあった。また、溶融条件によっては、アルミナや保温材等の高融点の廃棄物が溶け残る場合が見られたが、溶融条件を最適化することで溶融可能であると思われる。各溶融固化体中の放射性核種濃度についても、一部を除いて変動係数は小さく(10%程度以下)、ほぼ均一な放射性能分布が得られた²³⁾。変動係数の大きい固化体については、溶け残りによる影響で放射性核種の均一分布が達成されなかつたものと考えられる。なお、後述する酸化鉄 (FeO) 濃度と塩基度をパラメータとした溶融試験でも、変動係数が小さくほぼ均一な放射能分布を持つ溶融固化体が得られた²⁴⁾。

以上の結果から、プラズマ溶融処理により均質で放射能分布の均一な溶融固化体を製作することが可能であることが示された。実機による溶融処理では、装置特有の運転条件等を考慮しながら、出来るだけ低温で、流動性の良い溶湯を得ることが、均質・均一性のよい溶融固化体の製作

に繋がる。

(2) 機械的強度

溶融固化体の機械的強度についての情報を与える指標として、比重、Vickers 硬度、圧縮強度を測定した。溶融固化体の比重は、塩基度 B1 が 0.15-3.24 の範囲で 2.5 から 3.0 まで塩基度の増加とともに大きくなつた²³⁾。これは NWM である CaO の増加によりシリケイト網目構造が破壊され、固化体密度が大きくなつたことと、より重い元素である Ca が増加したことによる²⁵⁾。Vickers 硬度は局所的な圧縮応力に対する抵抗性の大きさを示す。Vickers 硬度は塩基度 B1 の増加とともにわずかに大きくなつた²³⁾。得られた実験値は、ガラスの硬度が弾性変形、塑性流動、高密度化に由来すると仮定した Yamane らの式によって求めた推算値と良い一致を示した^{23,26)}。

圧縮強度は「JIS M0302 岩石の圧縮強さ試験方法」に準じて測定した。塩基度 B1 が 0.18-3.24 までの溶融固化体の圧縮強度は、特別な塩基度依存性は示さず 85-310 MPa までばらついたが、溶融固化体は十分な強度を有していることが分かった²³⁾。なお参考までに、現行の均質・均一固化体の廃棄体の埋設基準値は 1.5 MPa とされている。

(3) 放射能分布と残存率

一般に、Fe を主成分とする金属層とスラグ層が共存する溶融体において、ある元素が金属層もしくはスラグ層に分布するかは、その元素の酸化物生成自由エネルギー (ΔG_{ox}) と金属層主成分の Fe の ΔG_{ox} の相関関係による。すなわち、その元素の ΔG_{ox} が Fe の ΔG_{ox} より大きい場合は金属層へ、小さい場合はスラグ層へ分布する傾向がある。また、揮発性の高い元素は排ガス中へ飛散しやすい。高周波誘導炉を用いた金属溶融試験では、Co、Ni 等は金属層に、Cs、Sr はスラグと排ガス中のダストへ分布することが報告されている²⁷⁾。金属を含む雑固体廃棄物をプラズマ溶融した例では、Co、Ni、Re が金属層に、Sr、Nb、Cs、Ce がスラグ層に分布することが示された⁵⁾。小型プラズマ加熱炉を用いた本溶融試験では、一部の試験を除いて金属を含まない模擬廃棄物を溶融したので金属層が形成されないが、溶融固化体中に存在する ^{60}Co 、 ^{137}Cs 、 ^{152}Eu はほぼ均一に溶融固化体中に分布した²³⁾。

溶融固化体中の各放射性核種の残存率（溶融前の廃棄物に含まれる放射能量に対する溶融後の固化体中の放射能量を百分率で表したもの）は、溶融条件の設定や放射能インベントリー評価において重要である。Eu はほぼ全部がスラグ層に残存することが分かっているので¹⁶⁾、 ^{152}Eu の残存率を 100 % として ^{60}Co 、 ^{137}Cs の残存率を補正した。結果を Table 5 に示す。

1) ^{60}Co について

金属を多く含む溶融固化体では、 ^{60}Co は金属層に分布するが、本試験では一部を除いてスラグ層のみなので、多くの場合、スラグ層に 90% 以上の ^{60}Co が残存した。100 % にならない理由は、スラグ層中に偏在していた微小金属粒によるものと思われる。本試験では窒素プラズマを用いたため、還元雰囲気下での溶融となっており、スラグ中の酸化鉄成分が一部還元されて金属粒を生じたものと考えられる。金属粒には ^{60}Co が含まれていたが、その濃度は不均一で定量的に評価するのは困難であったため測定から除外した。なお、スラグ成分が一部還元されたと思われる微小金属粒は、他の溶融試験においても観察された^{28,29)}。FeO 濃度と塩基度をパラメータとした溶融

試験では、スラグ層には約 80% の ^{60}Co が残存したが、残存率についてのスラグ化学組成依存性は観察されなかった²⁴⁾。

金属層を含む固化体では明らかにスラグ層への残存率が減少し、 ^{60}Co が金属層にも分布していた。そこで、スラグ層と金属層の体積比、 ^{60}Co の添加化学形及び還元剤の添加が ^{60}Co の分布に与える影響について、小型プラズマ加熱装置を用いて調べた。Table 6 に廃棄物組成をパラメータとした溶融試験²³⁾ と、後述する難処理廃棄物の溶融試験³⁰⁾の結果の一部を合わせて示す。ステンレス鋼(SUS304)のみを溶融した場合には、塩化物水溶液として試料に塗布された ^{60}Co のほぼ全てが金属層に移行した(PMS-1)。これは、生成されたスラグの量が金属層に比べて非常に少なかったために CoO の還元反応が促進されたためと思われる。次に、スラグ／金属の体積比が約 0.5 となるような廃棄物組成で、 ^{60}Co の添加化学形を変えて試験を行った。 ^{60}Co を塩化物溶液として添加した場合、少量はスラグ層にも残存したが、88 %以上の ^{60}Co は金属層に分布した(PMS-2)。 ^{60}Co が均一に分布している金属板を添加した場合、ほぼ全ての ^{60}Co が金属層にとどまった(PMS-3)。また、スラグ／金属の体積比が約 5.0 以上の場合、カーボンを添加した試験を除き、 ^{60}Co の大部分はスラグ層に分布しており、金属層に移行した量は 10-30 %であった。カーボンを添加した場合、CoO の炭素との還元反応が促進されたために 60 %以上の ^{60}Co が金属層に移行したと考えられる(FA-4)。本試験では、試料容器（アルミナるつぼ）の形状、大きさの制限のため、作製した溶融固化体の体積は 0.9-1.3 L 程度の範囲となった。限られた体積の固化体に対して、スラグ／金属層の体積比を変化させたので、スラグ／金属の体積比が 0.5 の場合、体積比 5.0 程度の場合に比べて、金属層の底面積が約 2 倍以上、スラグ層の厚みが 1/2-1/3 程度となっていた。

以上のことから、Co は拡散や対流による溶湯の攪拌等によりスラグ層を移動し、金属層との界面で還元されると考えられるので、スラグー金属界面面積が大きく、スラグ層が小さいほど（単位面積あたりの移行距離が短い）、効果的に金属層への移行が進むことが確認できた。また、カーボン等の還元剤が含まれる場合には金属層への移行が進みやすい傾向も確認できた。これらの知見は、実機の金属溶融設備（高周波誘導加熱）の運転における ^{60}Co のスラグー金属層分布挙動を考察する上で参考になると思われる。

2) ^{137}Cs について

揮発性の高い ^{137}Cs の残存率はスラグ塩基度 B1 に大きく依存する。塩基度 0.3 辺りでは約 90 % の残存率を示したが、塩基度が高くなるに従って残存率は減少し、塩基度 3.2 では約 90 % が揮散した²⁴⁾。この塩基度依存性は他の報告でも見られており、NWM である CaO がスラグを構成するシリケイト網目構造を破壊することにより、Cs がスラグ中を移動しやすくなるためと考えられる。これは塩基度増加によりスラグ粘度が減少することと密接に結びついている。試験に先立って実施した文献調査において、スラグに含まれる FeO も粘性を低下させる成分であることを確認している¹⁷⁾。実機において、ドラム缶に封入した放射性廃棄物をドラム缶ごと一括溶融処理⁹⁾するので、取り扱うスラグに FeO が含まれることが予想される。そこで、FeO 濃度（3.4 - 41.0wt%）と塩基度（B1、0.15 - 1.83）をパラメータとする溶融試験を実施した²⁴⁾。Fig.4 に ^{137}Cs 残存率の塩基度依存性を、廃棄物組成をパラメータとした溶融試験の結果²³⁾と共に示す。塩基度増加に伴つて減少する傾向を有する ^{137}Cs の残存率に対して、FeO はほとんど影響を及ぼさないことが分かった。これは、NWM である CaO と FeO がシリケイト網目構造の破壊に及ぼす効果の違いを反映

しているものと思われる²⁴⁾。

以上のことから、揮発性の高い¹³⁷Csはできるだけ低い塩基度の溶湯を維持することにより、固化体への残存率を向上させることができることが分かった。もちろん¹³⁷Csの残存率を支配する因子は溶融スラグの塩基度だけではなく、溶湯の温度、加熱時間、溶湯の表面積等が重要な因子であることは言うまでもない。また、¹³⁷Csの残存率に影響することなく、溶湯スラグの粘度をFeO濃度により調整可能であることは重要である。スラグ粘度を下げることは溶湯の均一性を高め、出湯操作を容易にする。従って廃棄物組成の調整により溶湯の塩基度とFeO濃度を制御することは性能の良い溶融固化体を製作する上で基本的な留意点の一つである。

(4) 放射性核種の溶出特性³¹⁾

金属以外の雑固体廃棄物の溶融処理によって製作された溶融固化体の化学的安定性を調べる目的で、固化体成分元素と放射性核種の溶出特性を調べた。Table 7に溶出試験に用いた溶融固化体の組成を示す。試験方法は、粉碎試料を攪拌しながら行うMCC-3S(agitated Powder Leach Test Method)法³²⁾に準拠して行った。MCC-3S法は高レベルガラス固化体等の化学的安定性を評価するための試験法である。75-150 μmに粉碎した溶融固化体試料約2gに溶出液20mlを加えて(比液量(SA/V)152 cm⁻¹)、40℃において12±0.5回転/分で攪拌し、溶出試験を行った。溶出液には、脱イオン水、モルタル平衡水、Ca(OH)₂水溶液、KOH水溶液を用いた。モルタル平衡水とCa(OH)₂水溶液は、廃棄物処分場の環境水を、KOH水溶液は高pH水を模擬したものである。結果は次式によって導かれる規格化質量損失(NL_i)によって評価した。

$$NL_i = (V/SA) \cdot (c_{Ri}/C_{Ri}) \quad (3)$$

ここで、NL_i:i成分の規格化質量損失(g/cm²)

V:溶出液量(ml)

SA:表面積(cm²)

c_{Ri}:溶出液中のi成分の濃度(Bq/mlまたはg/ml)

C_{Ri}:溶融固化体中のi成分の濃度(Bq/mlまたは重量分率)

¹³⁷Csの溶出率NL_{Cs}について脱イオン水、モルタル平衡水、Ca(OH)₂水溶液、KOH水溶液の各溶出液の比較を行った試験では、脱イオン水が最も低い溶出率を示し、モルタル平衡水が最も大きな溶出率を示した。また溶出率に及ぼす溶融固化体化学組成の効果については、FeO濃度に比べ塩基度B1の影響が大きいことが分かった。Fig.5に溶出液が脱イオン水、溶出期間56日における塩基度と溶出率の関係を一例として示す。放射性核種(⁶⁰Co、¹³⁷Cs、¹⁵²Eu)と固化体成分元素(Na、Si、Ca、Al、Fe)の溶出率を比較すると、アルカリ金属の溶出率(NL_{Cs, Na})の対数は溶融固化体の塩基度と良い相関を示し、塩基度の増加とともに直線的に増加することが分かった。一方それ以外の元素の溶出率は、塩基度0.8辺りまでは直線関係が認められるが、塩基度1.3を超えると飽和しているように見えた。溶出液がモルタル平衡水の場合でも同様の結果を示した。ここで試験に用いた溶融固化体は、塩基度0.8以下では均質であったが、塩基度1.3以上では主にAlとFeを主成分とする析出相が生じたことが確認されている²⁴⁾。このことは、塩基度の増加により、スラグの網目構造を形成している領域の減少と、NWMによって網目構造が破壊された領域の増加を示唆している。また、本試験では、廃棄物組成の塩基度が高くなると、溶融時につぼから

の Al の溶け込みが多くなり、溶融固化体中の Al 濃度が高くなつた。Al は Si とともにスラグ中で網目構造を形成する成分であるが、Al と Si の相対濃度が大きく変化したことにより、スラグ構造が低塩基度領域と高塩基度領域で変化していると思われる。このようなスラグ構造の変化がアルカリ金属とそれ以外の元素の溶出傾向の差を生じさせているものと思われるが、詳細については今後さらに調査を行う必要がある³¹⁾。

溶融固化体の化学的安定性について高レベルガラス固化体と比較した。高レベルガラス固化体の溶出に関しては SA/V を 0.1 cm^{-1} に設定した MCC-1P 試験法³²⁾ (溶出液温度 90 °C) による報告が多く、本試験結果と直接比較は出来ないので、報告されている数値から本試験条件における NL_i を推算して比較したところ³³⁻³⁵⁾、塩基度 B1 が 0.8 以下の溶融固化体は高レベルガラス固化体と同等以上の耐溶出性を有していることが示された。また、高レベルガラス固化体では、溶出試験後の固化体表面に溶出層（浸出層）が形成され、この層が溶出速度に影響を与えることが知られているので³³⁾、溶融固化体についても X 線光電子分光法 (XPS) によって固化体表面の分析を行つた。Fig.6 に塩基度が 0.4 の試料における(a)切断及び研磨後、(b)脱イオン水に 56 日間浸漬、(c)モルタル平衡水に 56 日間浸漬したものの深さ方向に対する成分濃度元素プロファイルを示す。溶出試験後の溶融固化体表面では Si 濃度が高く、Ca 濃度が低くなる傾向が見られた。Fig.6 の(b)、(c) より、溶出層と溶融固化体の界面がスパッタリング時間で 15s とすると、固化体表面に形成された Si の濃縮した層は、20 nm 程度と算出される。この層の厚さは、文献値³⁶⁾を基に推定した高レベルガラス固化体の溶出層厚さ(0.9-1.3 μm)に比べ非常に小さい。これらの結果から、溶融固化体成分の溶出は、非常に薄い Si 濃縮溶出層が固化体表面に形成されるものの、比較的均一に固化体全体が溶解していくと推定される。すなわち、溶出層における拡散より固化体の溶解が律速となる溶出機構に基づくと考えられる³¹⁾。

2. 4. 難処理廃棄物の溶融処理³⁰⁾

前節で述べたように、コンクリートを主体とした不燃物・難燃物の溶融については、プラズマ溶融炉により溶け残りが無く、十分に均質な溶融固化体を製作できることを示した。プラズマ溶融の特徴のひとつは、高いプラズマ温度を利用して、他の方法では溶融が難しい高融点廃棄物等も溶融が可能であるという点であるが、高減容処理施設のプラズマ溶融炉では、耐火物やセラミックフィルタ等の高融点廃棄物は溶融の対象になつてない。これは、溶融炉に与える負荷が大きくなるためであるが、処分の観点からは、将来的にはこれらの廃棄物も溶融処理によって減容・安定化することが望ましい。また、アスベスト、焼却飛灰（焼却処理で排ガス系に移行する灰）等の廃棄物は、それぞれハンドリング時の人体への影響、低沸点成分の安定化が問題となるので、実機での溶融に先立つて基本的な挙動を調べておくことは重要である。そのため、本節ではこれらの難処理廃棄物についてプラズマ溶融方法の検討を行つた結果を述べる。

2. 4. 1. 溶融試験

模擬廃棄物はコンクリートを主体とし、耐火材、セラミックフィルタ材、アスベスト材、模擬焼却飛灰（試薬にて調製）を加えた。各溶融試験に用いた模擬廃棄物の重量を Table 8 に示す。廃棄物としての耐火物は、中性耐火物の高アルミナつぼ材と塩基性耐火物のマグネシアスピネルのつぼ材を用いた。焼却飛灰の溶融では金属も共存下の処理を前提とした。アスベストは単独の

溶融処理も試みた。なお、アスベスト材は厚さ 3 mm の石綿ジョイントを 100 mm×100 mm 程度に切断したものを用いた。また、溶融固化体の均一性と放射性核種の移行挙動を調べるために、放射性核種トレーサーをコンクリートの小片に添加して加えた。廃棄物の装荷方法によって溶融状態に違いが生じる可能性を考慮して、主廃棄物であるコンクリートに対して上部、下部等の相対的な装荷位置を定める、あるいはランダムに混合する等の方法で処理を行った。また、焼却飛灰は飛散防止のためにステンレス缶に入れて装荷した。溶融は小型プラズマ加熱装置を用いて、2. 1. 2. で示した方法とほぼ同様に行つた。冷却後、解体し、溶融状態の目視観察、化学組成分析、放射能分布測定を行い、溶融方法の検討を行つた。

Table 9 に各試験における溶融物の化学成分の変動係数を示す。アルミナるつぼ材を塊状でプラズマ直下に装荷した場合(AC-1)には、溶け残りなく溶融されており均質な固化体が形成された。るつぼ材を塊状でコンクリートの下部に装荷した場合(AC-2)には、るつぼ材の一部は溶融されたが、かなりの部分が底部に溶け残つただけでなく、溶融した部分の変動係数も大きかった。るつぼ材を粉末状で下部に装荷した場合(AC-3)には、一部しか溶けなかつたが、溶融した部分は均質であった。

マグネシアスピネルるつぼを塊状でコンクリートの上部又は下部に装荷した場合(MC-1, -2)、固化体はいずれもガラス質状の上層と岩石状の下層に分離した。塊状のるつぼ材をプラズマ直下に装荷した場合(MC-1)、化学成分の変動係数は非常に小さく均質であることを確認した。上層と下層が形成された原因としては、冷却過程の違いが挙げられると思われるが詳細については不明である。塊状のるつぼをコンクリートの下部に装荷した場合(MC-2)、るつぼの主成分である CaO、MgO のガラス質層における変動係数は 30.4%、36.4% と大きかつたので、アルミナるつぼの場合と同様に溶け残つたるつぼ材の一部が不均一に分布したと思われる。しかしながら、るつぼ(アルミナ、マグネシアスピネル)とコンクリートを溶融した時の固化体における ¹³⁷Eu の変動係数は最大でも 11% 程度であり、溶融した部分ではおおむね均一に分布していた³⁰⁾。

セラミックフィルタ材をコンクリートの上部に装荷した場合には、昇華した SiC と思われる粉末により排ガス系が閉塞した。底部に装荷した場合には、プラズマ直下はガラス質であったが、底部にセラミックフィルタ材が溶け残つていた。ガラス質層の主成分の変動係数は 4.0-13.0% であり、溶融した部分についてはほぼ均質であると考えられる。

アスベスト材とコンクリートを溶融した場合は、溶け残り無く均質なガラス質の固化体が形成された(AS-2)。アスベスト材単独では、アスベスト材に含まれる有機成分の燃焼による CO ガス等の発生によると考えられる多数の空隙のある固化体が形成された(AS-1)。

焼却飛灰はいずれの場合にも溶け残り無く溶融され、固化体底部には円盤状の金属層が形成された。均質性については FA-3、-4 のスラグ層主成分の変動係数がそれぞれ 8.7%-16.0%、5.7-26.6% であり、やや不均質であった。これはプラズマ照射停止時の熱電対の指示温度が、FA-1、-2 では 1600-1800°C であったのに対して、FA-3、-4 は 1300-1700°C、1100-1500°C 程度であったことから溶融スラグの粘性が高く十分に攪拌されなかつたためと考えられる。しかしながら、るつぼを溶融した時の溶融固化体と同様に、¹³⁷Eu の変動係数は最大でも 11% 程度であり、溶融した部分ではおおむね均一に分布していた³⁰⁾。なお、放射性物質のスラグ、金属層残存率は、⁶⁰Co の場合は 2. 3. 2 で示したとおりであり、¹³⁷Cs の場合はスラグ層に 68-84% 分布した。

2. 4. 2. 効率的な溶融方法の検討

溶融試験の結果から、それぞれの模擬廃棄物についての効率的な溶融方法を検討した。融点の高い耐火物の溶融では、プラズマ熱を最大限利用することが効果的であることが分かった。るつぼ上部に耐火物を装荷することにより、プラズマ熱による直接溶融が可能である。コンクリート等の下部に装荷した場合には、プラズマによる直接溶融より、溶融コンクリートスラグによる浸食溶解が主な溶融機構であると考えられるので、耐火物を粉碎して溶融スラグとの接触面積を大きくすることが有利となる。また、浸食溶解では、酸性耐火物（主成分は SiO_2 、 ZrO_2 等）は塩基性スラグに、塩基性耐火物（主成分は MgO 、 CaO 等）は酸性スラグに浸食されやすいことから、廃棄物組成による溶融スラグの調整が有効であろう。

セラミックフィルタの主成分の炭化珪素(SiC)は高温酸化雰囲気で酸化され、比較的高酸素分圧下でのパッシブ酸化 ($2\text{SiC}[s]+3\text{O}_2=2\text{SiO}_2[s]+2\text{CO}[g]$) と、比較的低酸素分圧下でのアクティブ酸化 ($\text{SiC}[s]+\text{O}_2=\text{SiO}[g]+\text{CO}[g]$) が知られている³⁷⁾。セラミックフィルタ材をスラグ化するには、 SiO ガスが発生しないように酸化性のプラズマガスを用いるか、溶融スラグ中の酸素により液相酸化する方法が考えられる。また、 SiC は 2200 °C以上で昇華が始まるので、本試験のような還元性雰囲気の溶融炉で SiC を昇華させることなく溶融するためには、プラズマが直接とどかない底部にセラミックフィルタを装荷して SiC の揮発を抑え、酸化剤を添加して積極的に SiC を SiO_2 と CO ガスに分解する必要がある。酸化性の溶融炉では炉内の酸素分圧を制御して、性状の良い溶融固化体を製作した報告がある³⁸⁾。

アスベストについては、単独で溶融した場合は良好な固化体は出来なかつたが、コンクリート共存下では均質で性状の良い固化体が製作できた。代表的なアスベスト鉱物であるクリソタイルの融点は 1521°C であることからプラズマ溶融の適用性は高いと思われる¹¹⁾。また、焼却飛灰については特に溶け残り等の問題なく溶融処理されたが、低沸点重金属酸化物(ZnO 、 PbO)を効果的に還元して金属層中に安定化することはできなかつた。

3. まとめと今後の課題

廃棄物処理技術試験室で行ってきた雑固体溶融固化体特性試験について、実機での溶融処理の実施、最適化に資する観点から、これまで報告してきた成果をまとめた。詳細については個々の文献を参照して頂きたい。

溶融固化体に期待される性能のうち、均一性は最も重要なものの一つである。RI・研究所等廃棄物は、含まれる放射性核種の種類と量が多様であるという特徴があり、処分に当たって必要な廃棄体放射能確認をどのように行うかが重要な課題である。これまでのところ、処分の安全評価を行う上で考慮すべき核種（以下、重要核種という）を選定したうえで、発電所廃棄物で採用されているスケーリングファクター法等の簡易法の適用を検討する方向で技術開発を進めているが、重要核種の多くは非破壊 γ 線測定法を適用出来ない α ・ β 線放出核種であるため、放射性核種の測定には放射化学分離を伴う破壊測定は避けられない。このため、溶融固化体では代表サンプルによる放射性核種濃度測定を行うことを前提としているので、溶融固化体の均一性確保は最優先課題と言つて良い。

溶融固化体の均一性を確保するためには、溶湯の温度と化学組成をコントロールし、低粘度で流動性の良い溶融体を得ることが重要であり、このための溶融条件の最適化が溶融処理技術開発の主たる目的の一つである。高減容処理施設の運転においては、実廃棄物溶融を行う前に実規模コールド運転を実施し、固化体の均一性を保証する溶融条件を確立するとともに、その根拠となる運転データの蓄積を図ることが肝要であると思われる。また、溶湯の化学組成、温度をその場で迅速に測定する遠隔測定技術の確立等、溶融処理の高度化に向けた技術開発も行っていく必要がある。

雑固体溶融固化体特性試験の成果を基に、均質で性能の優れた溶融固化体の廃棄体を製作することにより、安全で効率的な研究所廃棄物の処分に向けた技術開発の進展が期待される。

謝辞

溶融固化体特性試験の実施及び本報告書の作成にあたり、貴重なご助言そしてご協力をいただいた平林孝園氏、福井寿樹氏（現 石川島播磨重工業株式会社）、磯部元康氏（現 三菱原子燃料株式会社）、涌井拓治氏（現 日本アドバンストテクノロジー）、大竹敦志氏（故人）、金沢勝雄氏、岩田圭司氏（現 石川島播磨重工業株式会社）、木林辰行氏（現 日本ガイシ株式会社）、旧バックエンド技術部廃棄物処理技術試験室に所属された各氏、並びに村田実氏を始めとする三菱マテリアル株式会社那珂研究所溶融技術開発グループに所属された各氏に感謝の意を表する。

参考文献

- 1) 小畠政道, 手嶌孝弥, 倉橋隆文, 他：“高周波誘導加熱方式による溶融体製作時の核種挙動”, 原子力バックエンド研究, 4[2], 21 (1998).
- 2) 大浦雅人, 上田清隆, 谷藤康雄, 他：“連続処理による放射性雑固体廃棄物の減容・固型化システムの開発”, 火力原子力発電, 52[4], 437 (2001).
- 3) 河口一郎, 松本武志, 西村元彦, 他：“放射性固体廃棄物の高周波溶融処理システム開発”, FAPIG, 162, 18(2002).
- 4) 進行人：“回転炉床式プラズマ炉を用いた低レベル放射性廃棄物の溶融処理”, プラズマ・核融合学会誌, 73[9], 949 (1997).
- 5) 安井晋示, 天川正士, 足立和郎：“低レベル放射性雑固体廃棄物処理へのプラズマ溶融法の適用性評価 溶融固化体の物性と溶融時の核種挙動に与える炉内雰囲気ガス条件の影響”, 日本原子力学会誌, 41[1], 39 (1999).
- 6) 山崎誠一郎, 山口昇, 高橋範明, 他：“放射性廃棄物プラズマ減容設備の開発”, 火力原子力発電, 50[11], 1442 (1999).
- 7) 満田安正, 竹内祐介, 南達蔵, 他：“美浜発電所における不燃性雑固体廃棄物の溶融処理”, 日本原子力学会「2003年秋の大会」要旨集, 静岡大学, 2003年9月24日-26日, I66 (2003).
- 8) 浜中祐一, 山崎克男, 土屋明夫, 他：“回転炉床式プラズマ溶融設備：実証試験と設備概要”, 日本原子力学会「1998年秋の大会」要旨集, 福井工業大学, 1998年9月28日-30日, L14 (1998).
- 9) N. Nakashio, H. Higuchi, T. Momma, et al. : "Trial Operation of the Advanced Volume Reduction Facilities for LLW at JAEA", J. Nucl. Sci. Technol., 44[3], in press (2007).
- 10) 古角雅行：“都市ごみ処理と灰溶融技術”, 資源と素材, 113, 1018 (1997).
- 11) 森田一成：“トーチプラズマによるアスベストの無害化・減容処理技術”, 放電研究, 166, 109 (2000).
- 12) 村田光也、長田守弘、高橋正光, 他：“PCB汚染物等のプラズマ溶融分解処理技術”, 新日鉄技報, 382, 28 (2005).
- 13) 磯部元康, 龜尾裕, 中塩信行, 他：“雑固体溶融固化体製作装置の性能確認試験と溶融炉耐火れんがの耐食性試験”, JAERI-Tech 2000-049 (2000).
- 14) 中塩信行, 磯部元康, 涌井拓治, 他：“模擬雑固体廃棄物の溶融挙動と固化体の特性”,

- JAERI-Research 2001-001 (2001).
- 15) 中塙信行, 中島幹雄, 平林孝圏：“50 L 規模の雑固体廃棄物溶融固化体の性能と放射能分布の均一性評価”, 日本原子力学会和文誌, 3[3], 279 (2004).
 - 16) 福井寿樹, 中塙信行, 磯部元康, 他：“低レベル放射性雑固体廃棄物のプラズマ溶融処理技術－プラズマ加熱方式の溶融特性－”, 日本機械学会第7回動力・エネルギー技術シンポジウム2000講演論文集, 東京, 2000年10月31日-11月1日, B208, 356 (2000).
 - 17) 福井寿樹, 中塙信行, 磯部元康, 他：“雑固体廃棄物の溶融固化体製作条件に関する調査・検討”, JAERI-Review 2000-033 (2001).
 - 18) 佐多敏之：“ファインセラミックス工学”, 朝倉書店, 東京, pp.25-28 (1990).
 - 19) 荒井康夫：“セラミックスの材料化学 [改訂3版]”, 大日本図書, 東京, pp.78-85, pp.207-209 (1985).
 - 20) 日本金属学会：“鉄鋼製錬”, 日本金属学会, 仙台, pp.60-61 (1979).
 - 21) Verein Deutscher Eisenhüttenleute : "Slag Atlas, 2nd ed.", Verlag Stahleisen GmbH, Düsseldorf, (1995).
 - 22) A.A. Gimmelfarb : "Viscosity of Slags of Four-Componental System CaO-SiO₂-FeO-Al₂O₃", Izv. Akad. SSR Metally, 2, 59 (1968) [In Russian].
 - 23) M. Nakashima, T. Fukui, N. Nakashio, et al. : "Characterization of Solidified Products Yielded by Plasma Melting Treatment of Simulated Non-Metallic Radioactive Wastes", J. Nucl. Sci. Technol., 39[6], 687 (2002).
 - 24) M. Nakashima, N. Nakashio, Y. Kameo, et al. : "Effects of basicity and FeO concentration on the retention of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co in slag made from non-metallic radioactive wastes", Radiochim. Acta, 91, 45 (2003).
 - 25) 山根正之、安井至、和田正道, 他：“ガラス工学ハンドブック”, 朝倉書店, 東京, pp.69-71 (1999).
 - 26) M. Yamane and J. D. Mackenzie : "Vickers hardness of glass", J. Non-Cryst. Solids, 15, 153 (1974).
 - 27) H. Nakamura and K. Fujiki : "Melting tests for recycling slightly radioactive metallic wastes arising from decommissioning", Nucl. Technol., 117, 195 (1997).
 - 28) Y. Nakayama, K. Obara, Y. Tsuji, et al. : "Cobalt and Cesium volatility test in plasma arc centrifugal treatment", Proc. Incineration Conf., Bellevue, WA, USA, May 8-12, 1995, 427 (1995).
 - 29) M. Obata, T. Teshima, Y. Kanagawa, et al. : "Radionuclides behavior in melting process and its products of non-combustible solid waste by induction heating melting", Proc. Int. Conf. Radioactive Waste Manag. and Env. Remed. 1995(ICEM '95), Berlin, Germany, Sep. 3-7, 1995, 1071(1995).
 - 30) 星亜紀子, 中塙信行, 中島幹雄：“プラズマ加熱による耐火物、セラミックフィルタ、アスペスト、焼却飛灰の溶融処理”, 原子力バックエンド研究, 10 [1-2], 93 (2004).
 - 31) 亀尾裕, 原賀智子, 中塙信行, 他：“雑固体廃棄物をプラズマ溶融して製作した溶融固化体の化学的安定性”, 日本原子力学会和文誌, 3[4], 354 (2004).
 - 32) Materials Characterization Center (MCC) : "Nuclear waste materials handbook -waste form test methods", DOE/TIC-11400, Pacific Northwest Laboratory (1981).
 - 33) 前田敏克, 稲垣八穂広, 馬場恒孝, 他：“ガラス固化体の浸出挙動に及ぼす酸化還元雰囲気の

影響”, JAERI-Research 95-019 (1995).

- 34) B. Grambow, W. Lutze, R. Muller : "Empirical dissolution rate law for the glass R7T7 contacting halite- and silica-saturated brines", Scientific Basis for Nuclear Waste Management XV, Ed. C. G. Sombret, Materials Research Society, Pennsylvania, pp.143-150 (1992).
- 35) E. Y. Vernaz, JL. Dussossoy, S. Fillet : "Temperature dependence of R7T7 nuclear waste glass alteration mechanisms", Scientific Basis for Nuclear Waste Management XI, Ed. M. J. Apted, R. E. Westerman, Materials Research Society, Pennsylvania, pp.555-563 (1987).
- 36) D. M. Strachan : "Results from long-term use of the MCC-1 static leach test method", Nucl. Chem. Waste Manage., 4, 177 (1983).
- 37) T. Narushima, T. Goto, T. Hirai : "High-temperature passive oxidation of chemically vapor deposited silicon carbide", J. Am. Ceram. Soc., 72, 1386 (1989).
- 38) 安井晋示, 天川正士, 足立和郎: “低レベル放射性廃棄物のプラズマ溶融技術の開発（その4）－C/F エレメント, ステンレス, アルミニウムのプラズマ溶融特性－”, 電力中央研究所報告書 W94018 (1995).

Table 1 Heat balance of plasma heating method.

		Heat balance[MJ/kg]		Thermal efficiency[%]	
	Input	Electric energy	43.4	100	
Output	Loss	Exhaust gas	1.2	2.8	
		Cathode of torch	1.9	4.4	
		Anode of torch	19.7	45.5	
For passive heating	Melter		18.4	42.4	
	Molten concrete		2.1	4.9	

Table 2 Chemical composition of simulated wastes.

Non-metallic waste	Chemical components [wt%]					
	Al ₂ O ₃	CaO	SiO ₂	FeO	Na ₂ O	Others ^{a)}
Heat insulator	1.6	46.1	47.0	0.9	1.1	4.0
Glass	1.6	10.4	74.3	<0.1	11.7	2.0
Concrete	7.2	11.8	73.5	2.5	2.1	3.0
Simulated ash	10.2	15.3	38.9	20.3	-	16.0
Mortar	6.9	32.5	55.3	2.0	1.2	3.0

Metallic waste	Chemical components ^{b)} [wt%]				
	C	Si	Mn	Cr	Ni
Carbon steel	0.12	0.16	c)	c)	c)
Stainless steel	0.07	0.72	1.65	18.4	8.72
Cast iron	3.56	2.68	0.17	0.04	0.01

^{a)} Others are MgO, K₂O, TiO₂ and ZnO^{b)} Component except for iron.^{c)} Not analyzed.

Table 3 Composition of simulated wastes prepared for melting tests and expected basicity of molten products. (文献[23]より引用)

Run No.	Simulated wastes ^{a)} [wt%]		Expected B1 ^{b)}
	Concrete	Others	
PM-1	[100]	-	0.18
PM-2	[70]	Glass [30]	0.17
PM-3	[70]	Heat insulator [30]	0.35
PM-4	[70]	Simulated ash [30]	0.22
PM-5	[70]	Carbon steel [30]	0.22
PM-6	[70]	Stainless steel [30]	0.18
PM-7	[70]	Aluminum board [30]	0.18
PM-8	[60]	Heat insulator [30] and Alumina crucible [10]	0.39
PM-9	[50]	Heat insulator [50]	0.50
PM-10	-	Mortar [100]	0.59
PM-11	-	Heat insulator [80] and Alumina crucible [20]	0.98
PM-12	-	Al ₂ O ₃ [49], CaO [34] and SiO ₂ [17]	2.00
PM-13	-	Al ₂ O ₃ [42], CaO [48] and SiO ₂ [10]	4.80

^{a)} Total weight: 3kg^{b)} B1, Basicity: CaO / SiO₂ at wt%

Table 4 Chemical composition of solidified products (slag). (文献[23]より引用)

Run No.	Chemical components [wt%]											
	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	FeO	SiO ₂	TiO ₂	ZnO	Cr ₂ O ₃	Cr ₂ O ₃	
Est.	Meas.	Est.	Meas.	Est.	Meas.	Est.	Meas.	Est.	Meas.	Est.	Meas.	
PM-1	7.1	10.3	12.9	12.8	1.2	2.0	1.9	2.3	0.0	2.5	72.0	71.4
PM-2	5.5	7.3	12.1	10.7	1.1	2.0	5.0	1.9	0.0	1.8	72.7	73.3
PM-3	5.5	7.9	22.9	19.0	1.7	1.1	1.7	1.7	0.1	2.0	64.5	68.6
PM-4	8.1	12.2	13.6	12.9	2.4	2.7	1.4	1.4	0.6	7.8	62.1	59.0
PM-5	7.1	12.7	12.7	11.6	1.2	2.0	1.8	2.2	0.0	3.2	71.6	69.4
PM-6	6.8	9.5	12.3	12.0	1.1	1.0	1.9	1.7	2.2	0.1	2.4	3.2
PM-7	7.1	11.6	12.9	11.9	1.2	1.9	2.0	1.6	2.3	0.1	2.5	70.1
PM-8	14.9	13.5	21.6	22.0	1.5	0.9	1.5	1.1	1.5	0.9	1.8	1.9
PM-9	4.4	6.6	29.3	26.4	2.0	0.9	1.6	1.1	1.4	0.2	1.7	1.8
PM-10	6.9	9.8	32.5	32.7	1.7	1.1	1.2	1.2	0.4	2.4	2.0	2.1
PM-11	21.3	19.0	36.9	35.8	2.2	0.7	0.9	0.1	0.4	0.1	0.7	0.7
PM-12	51.6	45.4	33.5	27.8	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.5	0.7
PM-13	42.3	46.1	47.6	39.9	0.2	0.6	0.3	0.2	0.3	0.1	0.3	0.9

Est.: Estimated value
Meas.: Measured value

Table 5 Retention of radionuclides of solidified products.

Run No.	Retention of radionuclides (%)	
	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs
PM-1	87	90
PM-2	94	95
PM-3	95	91
PM-4	83	78
PM-5	59 (19) ^{a)}	89 (0.3) ^{a)}
PM-6	78 (11) ^{a)}	75 (0.3) ^{a)}
PM-7	53 (6) ^{a)}	89 (0.2) ^{a)}
PM-8	86	64
PM-9	79	72
PM-10	92	68
PM-11	96	30
PM-12	94	68
PM-13	61	8

^{a)} The values in parentheses are for metal layers.

Table 6 Retention of ^{60}Co in solidified products.

Test No.	Non-metallic waste				Simulated solid waste [wt%]			Metallic waste			Slag/Metal ratio[-]	Retention of ^{60}Co [%]
	Concrete ^{a)}	Fly ash	Carbo n	FeO	Stainless steel rod	Carbon steel rod	Cast iron disc	Volume	Slag phase	Metallic phase		
PMS-1	12.5			100 ^{a)}				0.02	0.0	111		
PMS-2	12.5				87.5			0.53	5.6	88.2		
PMS-3	12.5				87.5 ^{b)}			0.37	0.1	100		
PM-5	70				30			6.64	60.5	19.3		
PM-6	70				30			7.40	79.0	11.2		
FA-2	49	21			30			6.07	73.3	31.8		
FA-4	48	21	2		29			4.96	33.9	63.6		
FA-1	65	28			7			6.53	74.6	21.3		
FA-3	50	21	20		9			11.2	89.7	21.6		

a) ^{60}Co Chloride solution was added dropwise to the surface of material except for PMS-3.
b) ^{60}Co was distributed uniformly in the disc.

Table 7 Chemical composition of solidified products for leaching tests. (文献[31]より引用)

Run No.	Al_2O_3	CaO	Chemical components [wt%]			Others ^{a)}	Basicity ^{b)}
			FeO	SiO_2	Na_2O		
SP-1	10.0	12.3	2.4	68.9	1.8	4.6	0.18
SP-2	9.5	9.3	10.6	60.3	1.5	9.0	0.15
SP-3	7.9	8.2	18.4	55.1	1.2	9.1	0.15
SP-4	8.7	8.1	23.6	50.6	1.2	7.8	0.16
SP-5	9.6	6.7	33.4	33.9	2.0	14.4	0.20
SP-6	6.8	6.8	38.6	39.5	0.9	7.6	0.17
SP-7	8.8	17.8	13.3	50.0	1.1	9.0	0.36
SP-8	7.9	18.1	17.7	46.9	0.8	8.6	0.39
SP-9	8.1	26.3	3.3	54.5	1.1	6.8	0.48
SP-10	12.8	27.6	19.9	33.2	0.5	5.9	0.83
SP-11	33.1	27.6	13.9	20.4	0.2	4.9	1.35
SP-12	37.4	29.2	12.7	15.9	0.1	4.8	1.83

a) Others: Cr_2O_3 , K_2O , MnO , PbO , TiO_2 , ZnO , MgO .

b) Basicity— $\text{CaO}(\text{wt}\%)/\text{SiO}_2(\text{wt}\%)$

Table 8 Test condition for melting test of crucible, ceramic filter, asbestos, and fly ash.
(文献[30]より引用)

Run No.	Weight of Simulated Wastes (g)		Weight of Addition (g)		Radioactivity ^{a)} (MBq)			Heating Time (min)
	Concrete	Others	C	FeO	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	
CN-0	3000	-	-	-	-	-	0.3	44
AC-1 ^{b)}	2400	Alumina Crucible [600]	-	-	-	-	0.3	45
AC-2 ^{c)}	2400	Alumina Crucible [600]	-	-	-	-	-	34
AC-3 ^{d)}	2400	Alumina Crucible [600]	-	-	-	-	0.3	40
MC-1 ^{b)}	2100	Magnesia Spinel Crucible [900]	-	-	-	-	0.3	45
MC-2 ^{c)}	2100	Magnesia Spinel Crucible [900]	-	-	-	-	0.3	42
CF-1 ^{b)}	2100	Ceramic Filter [900]	-	-	-	-	-	45
CF-2 ^{c)}	2100	Ceramic Filter [900]	-	-	-	-	-	50
AS-1	-	Asbestos [4500]	-	-	-	-	-	39
AS-2	2100	Asbestos [1300]	-	-	-	-	-	35
FA-1	2100	Fly Ash [900], SUS [240]	-	-	0.3	0.3	0.3	42
FA-2	2100	Fly Ash [900], SUS [1370]	-	-	0.3	0.3	0.3	38
FA-3	2100	Fly Ash [900], SUS [360]	-	830	0.3	0.3	0.3	50
FA-4	2100	Fly Ash [900], SUS [1540]	90	-	0.3	0.3	0.3	49

^{a)} Radioisotope tracer solution was added dropwise to the surface of concrete.

^{b)} Pieces of others were set on pieces of concrete.

^{c)} Pieces of concrete were set on pieces of others.

^{d)} Pieces of concrete were set on crucible powder.

SUS : Stainless steel rod.

Table 9 Coefficient of variation in measured values for chemical composition of solidified products (slag).
(文献[30]より引用)

Run No.	Coefficient of variation [%]				
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	FeO
CN-0	0.7	1.0	2.3	-	3.9
AC-1	4.3	6.2	2.7	-	4.3
AC-2	19.4	54.1	22.9	-	22.4
AC-3	1.2	7.5	7.0	-	5.8
MC-1	0.5	0.6	1.6	0.3	-
MC-2	6.9	13.3	30.4	36.4	-
CF-1	1.1	6.6	5.8	-	-
CF-2	5.1	4.0	13.0	-	-
AS-1	1.6	7.8	-	1.1	-
AS-2	1.2	0.4	1.5	2.4	-
FA-1	0.4	1.5	1.9	1.0	0.9
FA-2	0.9	0.9	2.0	3.4	0.9
FA-3	16.0	11.1	11.2	8.7	13.8
FA-4	5.7	25.5	7.2	26.6	17.8

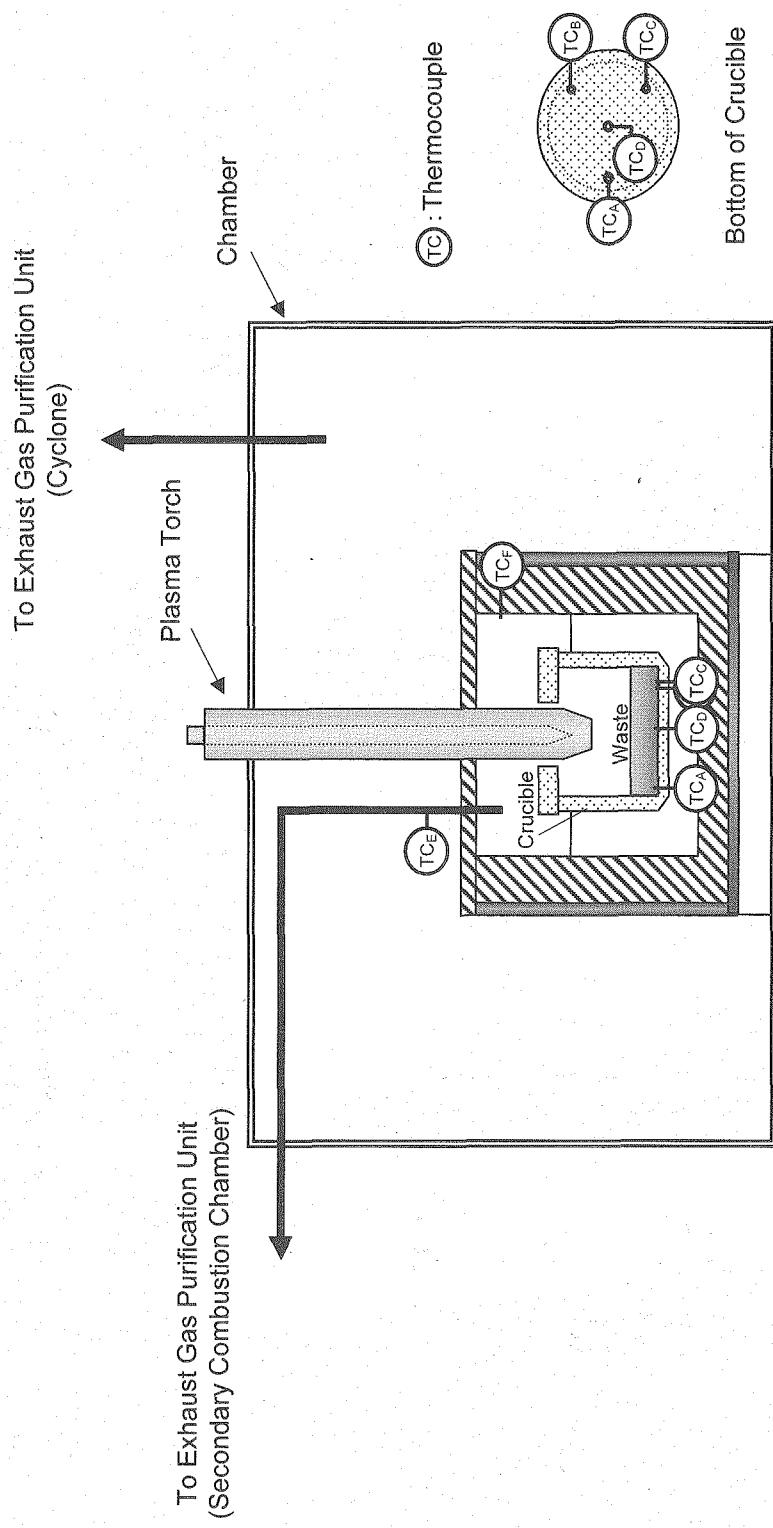


Fig.1 Schematic diagram of chamber of melting system

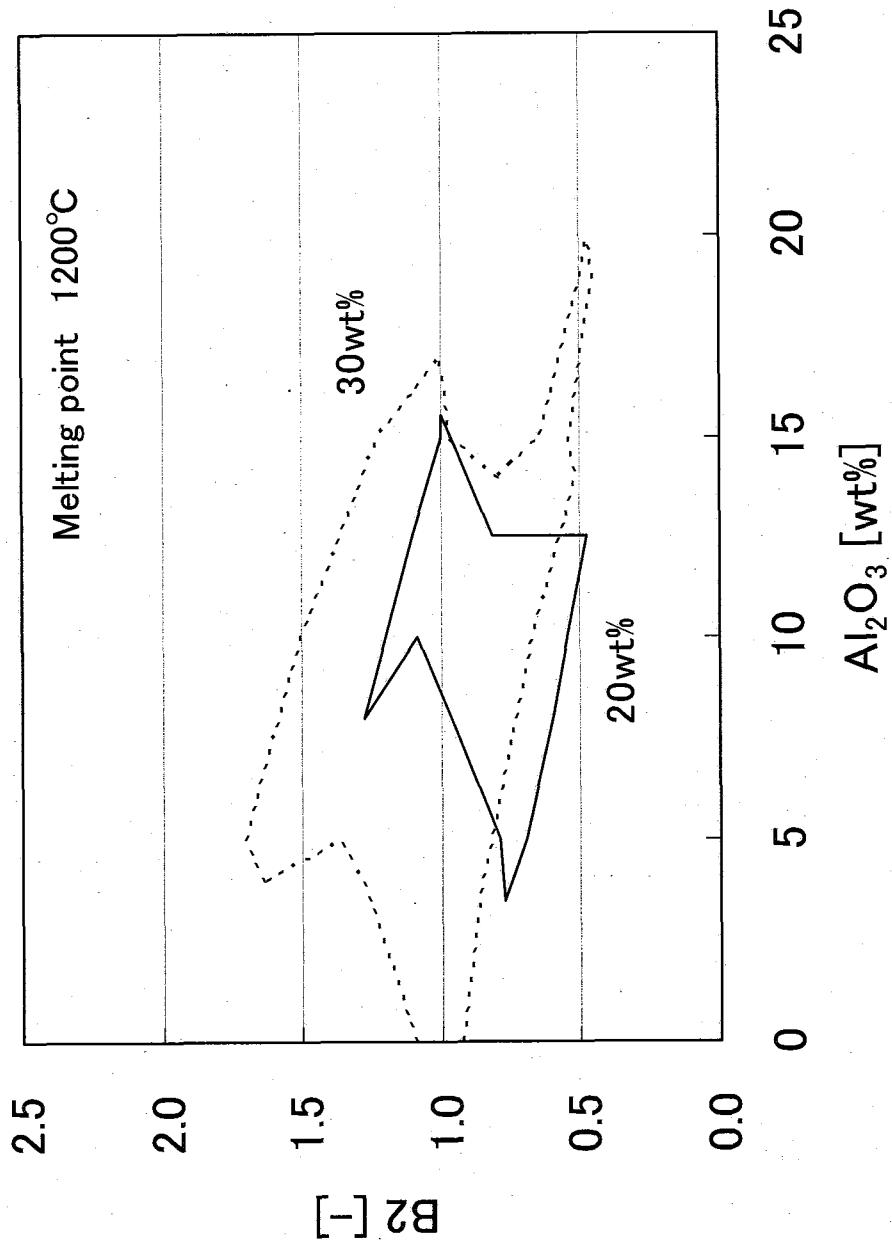


Fig.2 Relationship between concentration of FeO and melttable area of
 $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-CaO-FeO-SiO}_2$ slag at 1200°C; $B_2=(\text{CaO+FeO})/(\text{SiO}_2+\text{Al}_2\text{O}_3)$
(文献[17]より引用)

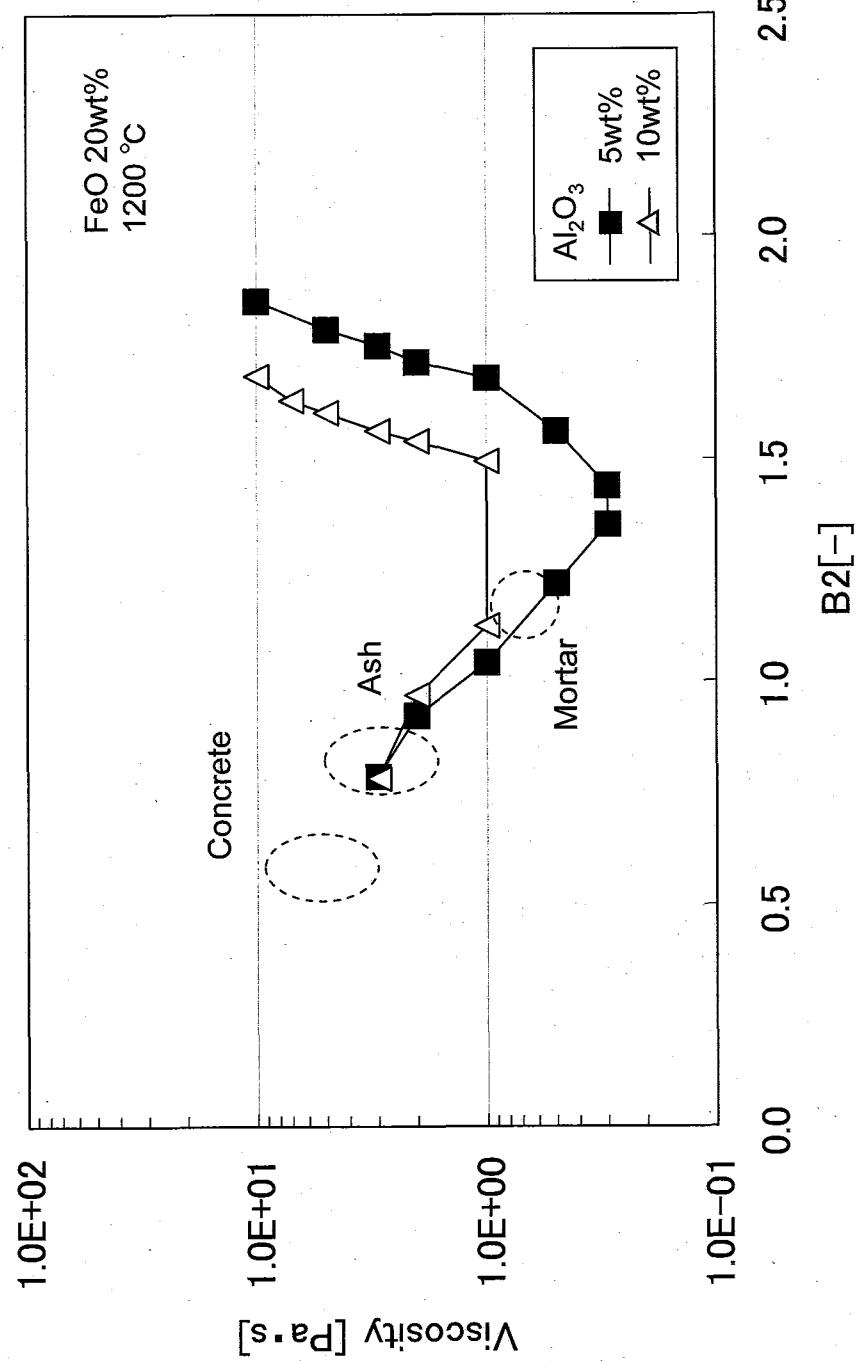


Fig.3 Estimated viscosity of molten slag of miscellaneous solid wastes at 1200°C
(FeO 20wt%); B2=(CaO+FeO)/(SiO₂+Al₂O₃)

(文献[17]より引用)

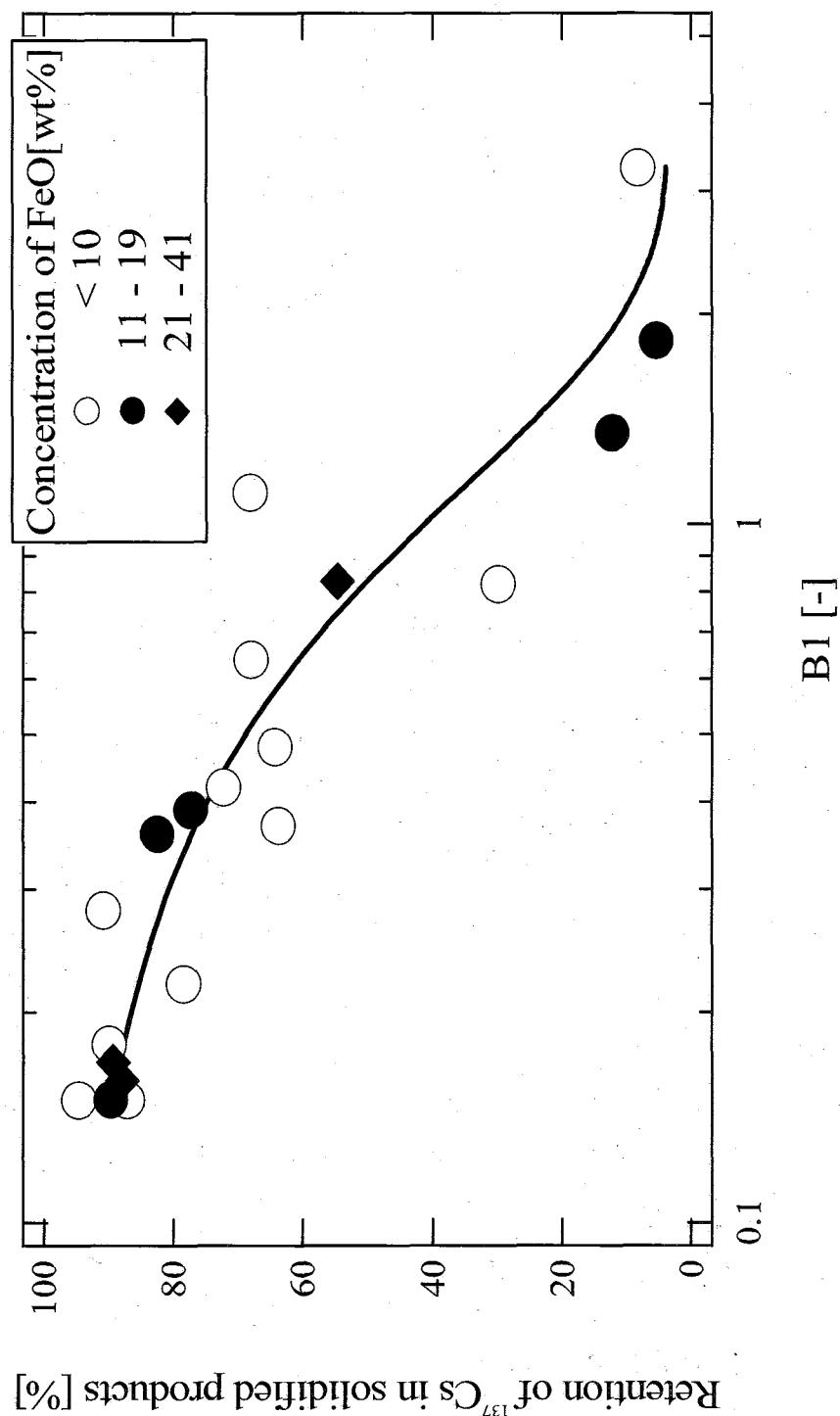


Fig.4 Basicity dependence of the retention of ^{137}Cs in solidified products; B1=CaO/SiO₂

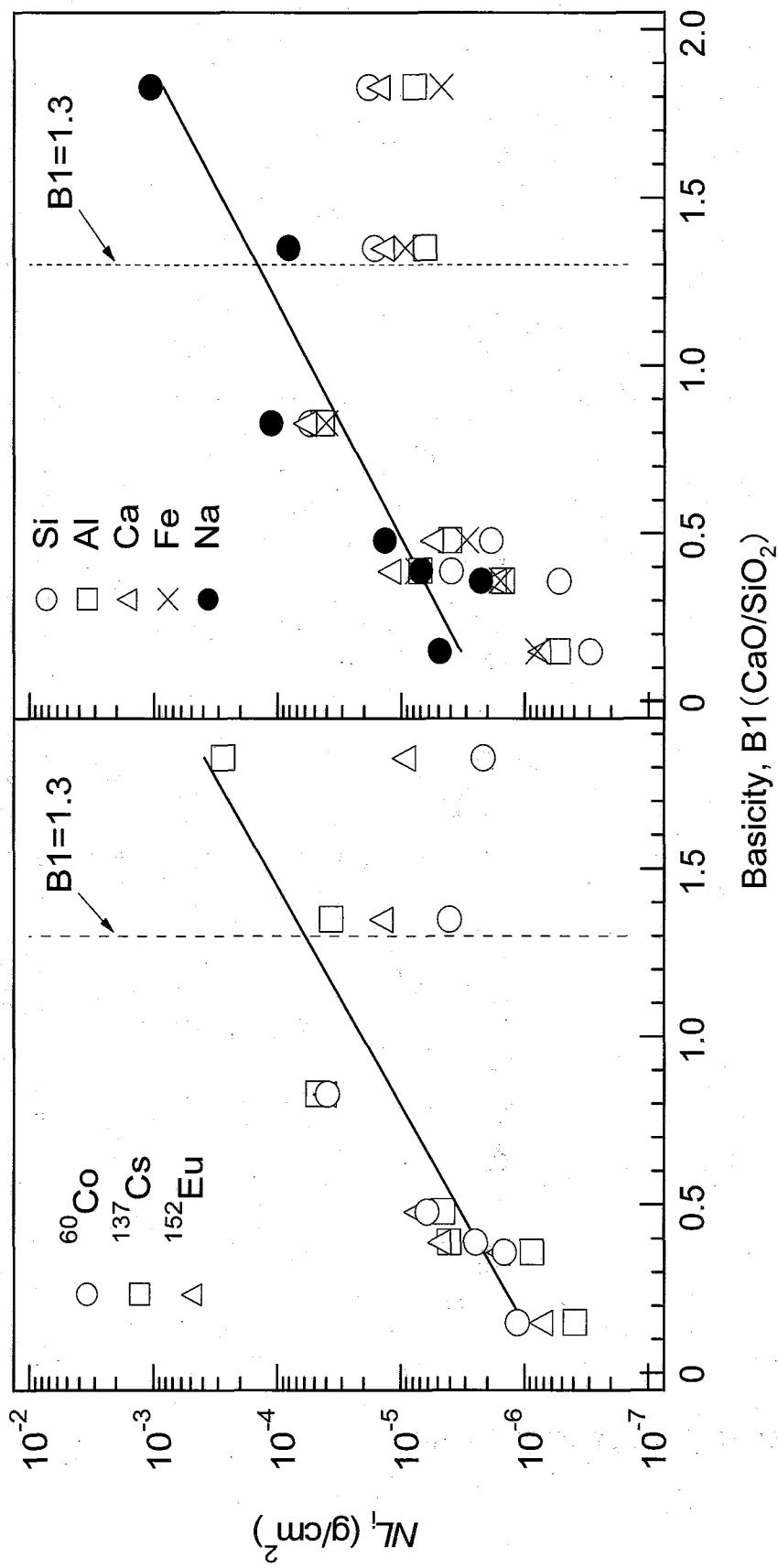


Fig.5 $N_L i$ values as a function of basicity in deionized water after leaching time of 56days
(文献[31]より引用)

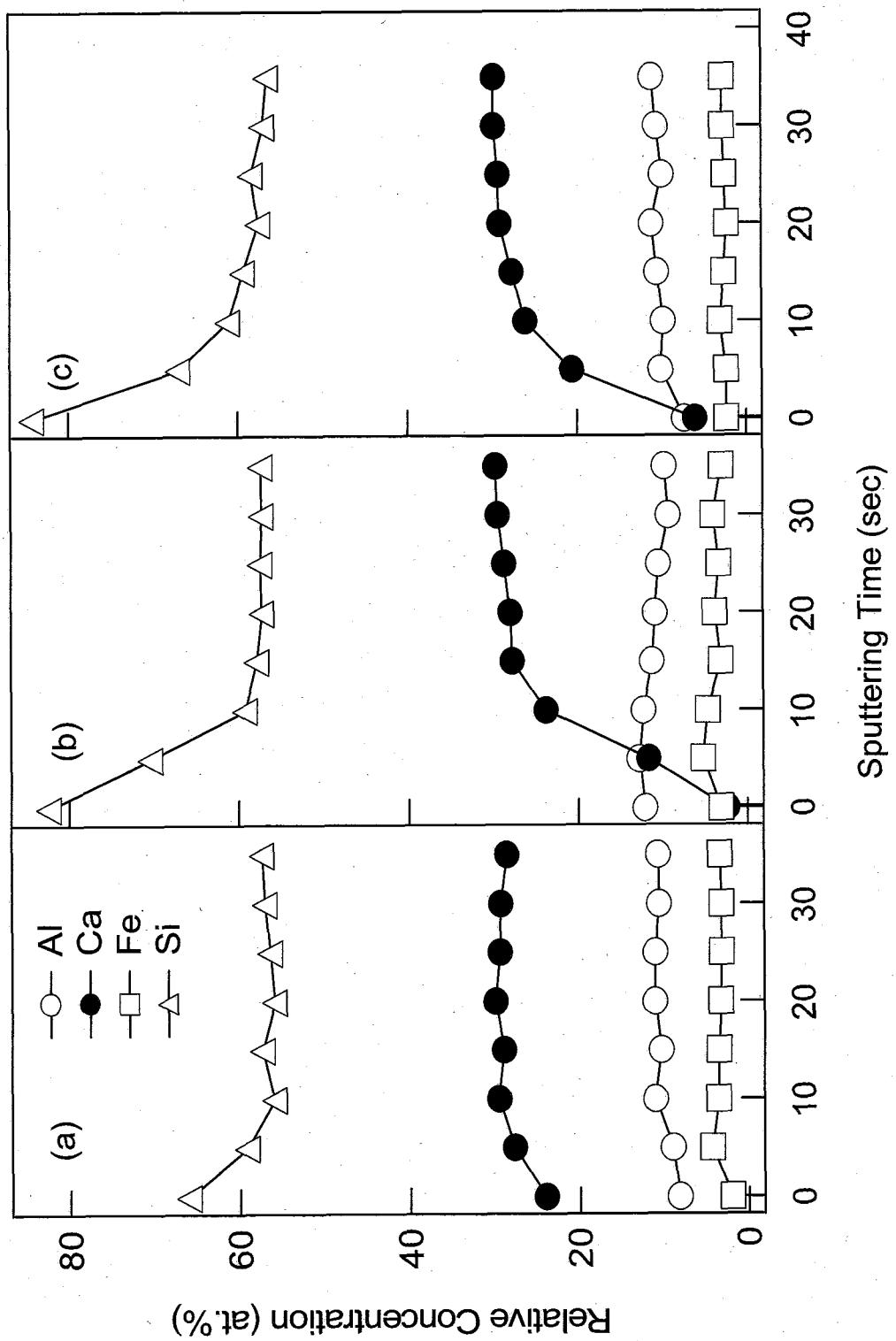


Fig.6 Relative concentration of main components of solidified product as a function of sputtering time;
 (a) as-prepared, (b) after leaching time of 56 days in deionized water, (c) after leaching time of 56
 days in mortar water
 (文献[31]より引用)

付録 I 50 L 規模溶融廃棄体製作試験について

50 L 規模溶融廃棄体製作試験では、均一な溶融固化体の製作手法の確立に資することを目的として、高周波誘導加熱とプラズマ加熱を併用するハイブリッド加熱方式及び導電性るつぼを用いる高周波誘導加熱方式の二つの溶融方式によって 50 L 規模の溶融固化体の廃棄体を製作し、廃棄体からの ^{60}Co 、 ^{137}Cs の浸出試験に供するとともに、浸出試験前後に廃棄体の性能評価試験を行い、モルタル充填状況や放射性核種の分布状態及び溶融固化体性状の変化を調べた^{A1-A3)}。なお、浸出試験については別に報告されており^{A4,A5)}、本稿では取り上げない。

A1. 溶融試験装置^{A1)}

装置は溶融炉を主体とした溶融装置と、溶融時に発生する有害ガスや放射性核種の大気環境中の放出を抑制するための排ガス処理装置から構成されている。溶融装置のうち溶融炉、造塊装置、作業用自動装置は溶融炉チャンバ内に設置されており、溶融炉チャンバは運転時にはチャンバ排気系により常時排気される。作業用自動装置は、溶融炉内への廃棄物装荷、溶融廃棄物のサンプル採取等に用いる。排ガス処理装置は二次燃焼装置、排ガス洗浄装置等を備え、溶融炉内を排気する装置である。概念図を Fig.A1 に示す。

溶融炉は高周波誘導炉とプラズマ加熱装置を備えている。高周波誘導炉は定格出力 350 kW (周波数 1000 Hz) の高周波誘導コイルを装備したサイリスタインバータ方式で、炉容積は約 70 L である。プラズマ加熱装置は出力 100 kW(200 V, 500 A) の水冷式直流熱陰極型トーチを備え、作動ガスは窒素またはアルゴンである。溶湯を鋳型に注ぎ、冷却して溶融固化体を製作する造塊装置、模擬廃棄物の装荷、溶湯の測温・サンプリング等を遠隔で行う作業用自動装置、溶融装置の運転・監視及びデータ収集のための計測装置を備えている。

排ガス処理装置は、二次燃焼装置、排ガス冷却装置、セラミックフィルタ、高性能フィルタ、排ガス洗浄装置等を備え、溶融炉から発生した排ガスを浄化し、放射性核種や有害ガスの一般環境への放出を抑制するためのものである。二次燃焼装置で未燃成分の燃焼及びダイオキシン類を分解した後、高温になった排ガスを排ガス冷却装置で後段フィルタの使用温度まで冷却し、セラミックフィルタ及び高性能フィルタで粉塵を除去、排ガス洗浄装置で HCl、SO_x 等の有害ガスを洗浄除去することが出来る。高性能フィルタの集塵効率は 99.97 %以上 (平均 0.3 μm の DOP 粒子に対して)、排ガス洗浄装置の HCl、SO_x に対する除去効率はそれぞれ 97 %と 95 %以上である。

A2. 溶融廃棄体製作^{A2,A3)}

A2.1. 模擬廃棄物組成

用いた模擬廃棄物の組成を Table A1 に示す。炭素鋼、ケイ酸カルシウム保溫材（以下、保溫材という）を主成分として、ステンレス鋼 (SUS304) 製ボルト、ケーブル類を模擬した銅線、HEPA フィルタを模擬したアルミニウム板、板ガラス、コンクリートを溶融した。模擬廃棄物の割合については、原子力発電所が保管している雑固体廃棄物の開缶調査の結果を参考にした^{A6)}。Table A2 に模擬廃棄物割合を示す。放射性核種トレーサーは、 ^{60}Co と ^{137}Cs (各 5 MBq) の塩化物水溶液を中和して保溫材の一部に含浸させたものを十分に乾燥し、炭素鋼製の容器に封入して溶融炉に投

入した。また、ハイブリッド加熱方式では固化体金属層のボイドを減少させるために、全廃棄物が完全に溶融した後に脱酸素剤 Ca-Si (Ca:Si=40:60)2 kg を添加した。

A2.2. 浸出試験用廃棄体製作

浸出試験用溶融固化体製作に先立って試作試験を行い、Co と Cs の安定同位体トレーサーの分布、均一性等を調べ、溶融温度、溶融時間、脱酸素剤の添加効果等について考察を行い^{A2)}、その結果に基づき予め溶融条件を設定した上で、浸出試験用廃棄体を製作した。

ハイブリッド加熱方式では、金属廃棄物、ガラス及びコンクリートの全てと保温材の一部を初期装荷し、1600 °Cまで昇温した後に残りを追装した。誘導加熱方式では、炭素鋼以外の金属とガラス及びコンクリートの全てと保温材の一部を初期装荷し、1550 °Cまで昇温した後に残りの保温材と炭素鋼を交互に追装した。溶湯温度は炉内あるいはるつぼに取り付けた B 型熱電対と消耗型測温プローブを用いて測定した。廃棄物が完全に溶融した後、RI トレーサーを含浸させた保温材を投入し、溶融温度を一定時間保持した（溶融保持時間、70 分を目標）。この間、RI トレーサー投入後約 40 分で分析用試料を溶湯から採取した。ハイブリッド加熱方式では溶湯を鋳型に出湯し、鋳型内で冷却固化し、誘導加熱方式ではるつぼ内でそのまま冷却固化した。冷却後、それぞれの固化体を鋳型からあるいはるつぼのまま取り出し、50 L ドラム缶内でモルタル充填し廃棄体を作成した。それぞれの方式で 4 体製作し、そのうち 1 体ずつを解体して性能評価を行うとともに、残りを浸出試験に供した。浸出試験では、ドラム缶の切断、剥離を行った廃棄体全体をイオン交換水に浸漬させ、所定期間にごとに浸漬液をサンプリングして液中の放射能濃度を測定した^{A4,A5)}。浸出試験終了後、各加熱方式の 1 体ずつを解体し性能評価を行った。なお、化学成分、放射能濃度及び比重等のデータから溶融固化体の均一性、均質性を評価するために、各データにおける標準偏差をその平均値で除した変動係数を用いることとする。変動係数については、他の溶融に関連する報告^{A7,A8)}を参考にして、10 %程度を均一性の目安とする。

A3. 溶融廃棄体性能評価

A3.1. 浸出試験前後の溶融廃棄体性状^{A3)}

浸出試験前後の各廃棄体を解体し、溶融状態、モルタル層の充填状態等を観察した。ハイブリッド加熱方式、誘導加熱方式のいずれの方法で製作した廃棄体とも、モルタル層の外観変化や劣化等は認められなかった。溶融固化体についても、金属層、スラグ層とも未溶融物や強度に影響を与えるような空隙はなく、良好な固化体であることを確認した。ただ、誘導加熱方式で製作された固化体のうち、浸出試験に供された固化体の金属層表面の酸化が進んでいることが確認された。この固化体は導電性るつぼ内で固化されたまま廃棄体化され、浸出試験に供されたものである。導電性るつぼ材はモルタルに比べて透水性が高いので^{A5)}、浸漬液に直に接しているるつぼ底部から浸漬液が浸透し、金属層表面と接触したために酸化が進んだものと考えられる。

A3.2. 溶融固化体化学組成

溶融固化体スラグ層の化学成分を Table A3 に示す。スラグ層の構成成分のうち、Al₂O₃、CaO、SiO₂ の三成分が全体の 90 %以上を占めており、化学成分分析値の変動係数も十分に小さく、均一

性は高いことが確認された。また、三成分のうち Al_2O_3 は実測値が廃棄物組成から予想した値より大きくなかった。これは溶融炉耐火材やるつぼに含まれる Al_2O_3 成分の溶け込みによると考えられる。溶融固化体金属層の微量化学成分 (Fe 以外) を Table A4 に示す。金属層に含まれる Fe 以外の成分は約 2wt%にもかかわらず、おおむね変動係数は小さくなっていた。金属層の 95%以上が Fe であることも考えると、金属層の化学組成はほぼ均一であると思われる。分析値が推定値よりも大きかった CR 固化体の C、Si、MR 固化体の Si 及び両固化体の Mn については、それぞれ、るつぼ材の溶け込み、脱酸素材(Ca-Si)の Si 未酸化分及び分析しなかった炭素鋼に含まれる Mn(0.3-0.8wt%)によるものと考えられる^{A3)}。

なお、1600°C付近における Mn と C の酸化物生成自由エネルギーの違いを考慮すると、るつぼ材溶け込みに起因する C を多く含む CR 固化体において、C よりも還元されやすい Mn がより多く金属層中に固定されたと思われる。

溶融体と耐火材等との相互作用はそれぞれの化学成分や溶融条件（温度、時間）により異なるので、溶融処理に当たっては処理対象廃棄物から予想される溶融体化学成分と耐火材成分の反応性を予め検討しておく必要がある。

A3.3. 溶融廃棄体放射能分布

溶融固化体スラグ層、金属層における放射能濃度、残存率（溶融前の廃棄物に含まれる放射能量に対する溶融後の固化体中の放射能量を百分率で表したもの）を Table A5 に示す。

溶融固化体中の放射性核種のうち ^{137}Cs はスラグ層のみに分布し、均一性も高いことが分かった。 ^{137}Cs 残存率は 70-90%であった。CR 固化体では、CR-0 と CR-1 の ^{137}Cs 残存率がほぼ同程度であったが、MR 固化体では、浸出試験に供した MR-1 中の ^{137}Cs 残存率が小さくなっていた。浸出試験では、加熱方式に関わらず溶融固化体からの浸出はないという結果^{A4,A5)}が得られているので、MR-1 では、溶融保持時間が長かったことにより、 ^{137}Cs の揮発が多くなったものと考えられる。

一方、大部分の ^{60}Co は金属層に、一部はスラグ層に分布した。全ての固化体スラグ層において ^{60}Co を含む微量の金属粒が偏在していたが、その濃度は不均一で定量的に評価するのは困難であったため、金属粒中の ^{60}Co は測定から除外した。金属層での ^{60}Co 濃度の均一性は高かったが、スラグ層では不均一な場合も見られた。本試験に先立って行われた試作試験では安定同位体の金属 Co をトレーサーとして加え、Co はほぼ 100 %が金属層に分布した^{A2)}。本試験では、 ^{60}Co は酸化物としてスラグ層に溶け込み、拡散や対流による溶湯の搅拌等によりスラグ層から移動し、Fe と Co の酸化物生成自由エネルギーの違いから、金属層とスラグ層の界面における CoO の還元反応 ($\text{CoO} + \text{Fe} \rightleftharpoons \text{Co} + \text{FeO}$) によって還元され、金属層に取り込まれていく過程をたどると考えられる。MR-1 固化体金属層中の ^{60}Co 残存率は MR-0 に比べて大きかったが、これは溶融保持時間の長さの違いによって、Co の金属層移行量が増加したことによると思われる。先に述べたスラグ層における ^{60}Co 濃度のばらつきは、スラグ層から金属層への ^{60}Co の移行反応が平衡状態に達していないことによるものと思われる。放射性廃棄物に含まれる ^{60}Co が酸化物の場合、 ^{60}Co の金属への移行を促進させ、均一な溶融固化体を製作する観点からも、実際の溶融処理においては十分な溶融保持時間を取る必要がある。ただし、最適な溶融保持時間は溶融方式、炉型、処理対象廃

棄物によって異なることに留意すべきである。また、MR 固化体に比べると、CR 固化体の溶融スラグにおける ^{60}Co 残存率ははるかに小さくなっていた。これは、るつぼ材の侵食による溶湯中の C 濃度の増加が ^{60}CoO の還元反応 ($\text{CoO} + \text{C} \leftrightarrow \text{Co} + \text{CO}$) による ^{60}Co の金属層への移行を促進したためと思われる。

CR 固化体るつぼ材には、溶融試験中に移行したと思われる ^{137}Cs が分布していた。CR-1 の 450 日間の浸出試験において、るつぼ材に捕捉されていたと思われる ^{137}Cs の浸出が観察されたが^{A4,A5)}、浸出試験後のるつぼ材に含まれる ^{137}Cs の分布傾向は CR-0 とほぼ同様であった。なお、 ^{60}Co については、るつぼ材からほとんど検出されなかった。

A3.4. 溶融固化体比重

固化体のスラグ層、金属層の比重については、加熱方式による大きな違いはなく、スラグの比重が 2.7 程度、金属の比重が 7.5 程度であった。それぞれの比重の変動係数は 6%以下であり、溶融固化体は十分に均質であるといえる^{A3)}。

A4.まとめ

金属廃棄物と非金属廃棄物を分別投入し、2 つの溶融方式によって溶融固化体を製作した。浸出試験前後に解体・分析することで、以下の結果を得た。

- (1) 溶融固化体には、強度を損なうような有害な空隙や溶け残りは見られず、浸出試験前後で固化体性状の変化も無く健全な状態が保たれていた。溶融固化体の化学成分分析、比重測定の結果、いずれの溶融方式でも溶融固化体は十分に均質であった。
- (2) 溶融固化体の放射能分析の結果、大部分の ^{60}Co は溶融固化体金属層に、 ^{137}Cs はスラグ層に均一に分布していた。高周波誘導加熱方式で製作した溶融固化体については、一部の ^{137}Cs がるつぼにも分布していた。
- (3) 金属廃棄物と非金属廃棄物を一括溶融処理するときに、RI トレーサーの ^{60}Co を酸化物として添加した場合、溶融金属層の C 濃度の増加が ^{60}CoO の還元反応による ^{60}Co の金属層への移行を促進することが分かった。

参考文献

- A1) 磯部元康, 龜尾裕, 中塙信行, 他：“雑固体溶融固化体製作装置の性能確認試験と溶融炉耐火
れんがの耐食性試験”, JAERI-Tech 2000-049 (2000).
- A2) 中塙信行, 磯部元康, 涌井拓治, 他：“模擬雑固体廃棄物の溶融挙動と固化体の特性”,
JAERI-Research 2001-001 (2001).
- A3) 中塙信行, 中島幹雄, 平林孝蔵：“50 L 規模の雑固体廃棄物溶融固化体の性能と放射能分布
の均一性評価”, 日本原子力学会和文誌, 3[3], 1 (2004).
- A4) 山本一雄, 中山真一, 小川弘道：“低レベル放射性廃棄物固化体の長期浸出試験(16)-充填固化
体の浸出挙動の検討-”, 日本原子力学会「2001年春の年会」要旨集, 武藏工業大学, 2001年3
月27日-29日, L3, p.601 (2001).
- A5) 小川弘道, 山本一雄, 三輪英章, 他：“低レベル放射性廃棄物固化体長期浸出試験”, JAERI-Conf
2001-015, 66 (2001).
- A6) 松村勝秀, 平井輝幸, 北島英明, 他：“原子力発電所雑固体廃棄物の廃棄体製作技術と課題”,
放射性廃棄物研究, 2[1&2], 153 (1996).
- A7) 小畠政道, 手嶌孝弥, 倉橋隆文, 他：“高周波誘導加熱方式による溶融体製作時の核種挙動”,
原子力バックエンド研究, 4[2], 21 (1998).
- A8) 安井晋示, 天川正士, 足立和郎：“低レベル放射性雑固体廃棄物処理へのプラズマ溶融法の適
用性評価 溶融固化体の物性と溶融時の核種挙動に与える炉内雰囲気ガス条件の影響”, 日本原
子力学会誌, 41[1], 39 (1999).

付録 II 図表

Table A1 Chemical composition of simulated wastes.

Non-metallic waste	Chemical components [wt%]				
	Al ₂ O ₃	CaO	SiO ₂	Na ₂ O	Others ^{a)}
Heat insulator	1.6	46.1	47.0	1.1	4.2
Glass	1.6	10.4	74.3	11.7	2.0
Concrete	7.2	11.8	73.5	2.1	5.4

Metallic waste	Chemical components ^{b)} [wt%]				
	C	Si	Mn	Cr	Ni
Carbon steel	0.12	0.16	c)	c)	c)
Stainless steel	0.07	0.72	1.65	18.4	8.72

^{a)} Others are FeO, MgO, and K₂O.^{b)} Component except for iron.

c) Not analyzed.

Table A2 Combination of simulated wastes in melting test. (文献[A3]より引用)

Heating mode Test series	Hybrid MR	Induction CR
Simulated waste [wt%]		
Carbon steel pipe	70	
Stainless steel bolt & nut	2	
Aluminum sheet	2	
Copper wire	1	
Calcium silicate heat insulator	12	
Glass	7	
Concrete	6	
Total weight [kg]	127.5	98.5

Table A3 Chemical composition of slag layer of solidified products. (文献[A3]より引用)

Test No.	Al ₂ O ₃	CaO	SiO ₂	FeO	Na ₂ O	MgO	K ₂ O	[wt%]
MR-0	19.6±0.4	26.2±0.6	47.3±0.8	1.4±0.2	3.8±0.1	1.7±0.0	<0.1	
MR-1	28.5±2.4	24.5±2.8	39.5±1.9	2.1±2.1	3.4±0.4	1.7±0.1	0.3±0.0	
MR-est. ^a	15.3 ^b	24.7 ^c	53.7 ^c	0.8	3.4	1.4	0.8	
CR-0	25.0±0.0	24.4±0.1	43.9±0.5	0.1±0.0	4.3±0.1	1.9±0.0	0.4±0.0	
CR-1	23.3±0.5	24.3±0.6	45.8±0.8	0.4±0.2	4.4±0.1	1.8±0.0	<0.1	
CR-est. ^a	17.0 ^b	24.0	51.8	0.9	3.8	1.6	0.9	

- a: Estimated value for MR (CR) solidified products.
 b: Estimated value in consideration of oxidation of aluminum sheet.
 c: Estimated value in consideration of oxidation of oxidizer (Ca-Si).

Table A4 Trace components in metallic layer of solidified products. (文献[A3]より引用)

Test No.	C	Si	Al	Cu	Cr	Ni	Mn	[wt%]
MR-0	0.03±0.01	1.71±0.08	0.02±0.01	1.37±0.08	0.56±0.02	0.28±0.01	0.13±0.01	
MR-1	0.05±0.01	1.71±0.39	0.02±0.04	1.24±0.21	0.53±0.08	0.28±0.04	0.15±0.02	
CR-0	0.52±0.04	2.04±0.02	<0.01	1.41±0.04	0.39±0.00	0.30±0.01	0.28±0.01	
CR-1	0.41±0.01	1.97±0.03	0.01±0.01	1.30±0.01	0.46±0.02	0.26±0.00	0.25±0.01	
MR(CR)-est. ^a	0.11	0.17	<0.01 ^b	1.34	0.49	0.23	0.04	

- a: Estimated value for MR (CR) solidified products.
 b: Estimated value in consideration of oxidation of aluminum sheet.

Table A5 Distribution and retention of radionuclides in solidified products.

Test No.	Concentration [Bq/g]	^{137}Cs		RI tracers		Coefficient of variation [%]	Retention variation [%]	Retention [%]	Holding time ^a [min]
		Coefficient of variation [%]	Retention [%]	Concentration [Bq/g]	^{60}Co				
MR-0	Slag layer	142.3±9.2	6.4	90.0±5.8	14.0±3.0	—	21.2	8.9±1.9	—
	Metal layer	<0.5	—	<1.0	33.0±1.5	—	4.7	60.7±2.8	53
	Total	—	—	90.0±5.8	—	—	—	69.5±3.4	—
MR-1	Slag layer	111.1±7.6	6.9	70.0±4.8	27.1±11.2	—	41.0	17.1±7.0	—
	Metal layer	<0.5	—	<1.0	41.7±4.9	—	11.8	79.0±9.4	61
	Total	—	—	70.0±4.8	—	—	—	96.2±11.7	—
CR-0	Slag layer	173.4±2.6	1.5	83.5±1.3	6.8±2.3	—	34.0	3.3±1.1	—
	Metal layer	<0.5	—	<1.0	53.3±0.8	—	1.5	79.3±1.2	75
	Total	—	—	83.5±1.3	—	—	—	82.6±1.6	—
CR-1	Slag layer	168.5±3.0	1.8	80.9±1.4	8.4±0.2	—	2.5	4.1±0.1	—
	Metal layer	<0.5	—	<1.0	57.3±5.0	—	8.7	85.3±7.4	75
	Total	—	—	80.9±1.4	—	—	—	89.4±7.2	—

a: Heating time from addition of RI tracers to the molten product until shutdown of heating system.

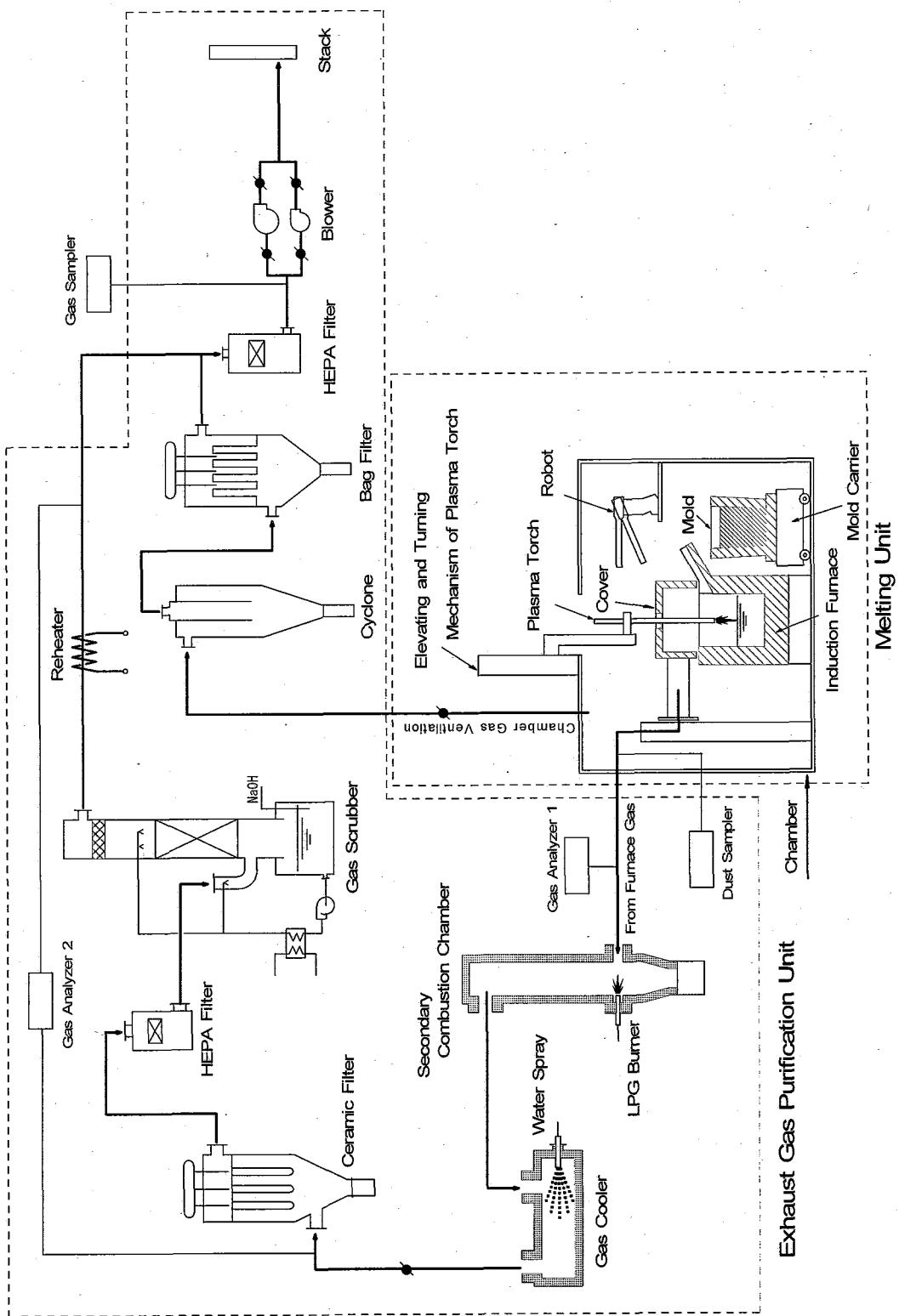


Fig.A1 Schematic diagram of melting system for miscellaneous solid wastes

This is a blank page.

国際単位系 (SI)

表 1. SI 基本単位

基本量	SI 基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質量	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表 2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 基本単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m^2
立体積	立方メートル	m^3
速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s^2
波数	メートル毎メートル	m^{-1}
密度(質量密度)	キログラム毎立方メートル	kg/m^3
質量体積(比体積)	立方メートル毎キログラム	m^3/kg
電流密度	アンペア毎平方メートル	A/m^2
磁界の強さ	アンペア毎メートル	A/m
(物質量の)濃度	モル毎立方メートル	mol/m^3
輝度	カンデラ毎平方メートル	cd/m^2
屈折率	(数の)1	1

表 5. SI 接頭語

乗数	接頭語	記号	乗数	接頭語	記号
10^{24}	ヨタ	Y	10^{-1}	デシ	d
10^{21}	ゼタ	Z	10^{-2}	センチ	c
10^{18}	エクサ	E	10^{-3}	ミリ	m
10^{15}	ペタ	P	10^{-6}	マイクロ	μ
10^{12}	テラ	T	10^{-9}	ナノ	n
10^9	ギガ	G	10^{-12}	ピコ	p
10^6	メガ	M	10^{-15}	フェムト	f
10^3	キロ	k	10^{-18}	アトト	a
10^2	ヘクト	h	10^{-21}	ゼット	z
10^1	デカ	da	10^{-24}	ヨクト	y

表 3. 固有の名称とその独自の記号で表されるSI組立単位

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	他のSI単位による表し方
平面角	ラジアン ^(a)	rad	$m \cdot m^{-1}=1^{(b)}$
立体角	ステラジアン ^(a)	sr ^(c)	$m^2 \cdot m^{-2}=1^{(b)}$
周波数	ヘルツ	Hz	s^{-1}
压力	ニュートン	N	N/m^2
応力	パスカル	Pa	$m^{-1} \cdot kg \cdot s^{-2}$
エネルギー、仕事、熱量	ジユール	J	$N \cdot m$
功率、放熱束	ワット	W	J/s
電荷、電気量	クーロン	C	$s \cdot A$
電位差(電圧)、起電力	ボルト	V	W/A
静電容量	ファラード	F	C/V
電気抵抗	オーム	Ω	V/A
コンダクタンス	ジーメンス	S	A/V
磁束密度	テスラ	T	Wb/m^2
インダクタンス	ヘンリイ	H	Wb/A
セルシウス温度	セルシウス度 ^(d)	°C	K
光照度	ルーメン	lm	$cd \cdot sr^{(c)}$
(放射性核種の)放射能吸収線量、質量エネルギー分与、カーマ	ベクレル	Bq	lm/m^2
線量当量、周辺線量当量、方向性線量当量、個人線量当量	シーベルト	Sv	$lm^2 \cdot cd$

(a) ラジアン及びステラジアンの使用は、同じ次元であっても異なる性質をもった量を区別するときの組立単位の表し方として利点がある。組立単位を形作るときのいくつかの用例は表 4 に示されている。

(b) 実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号“1”は明示されない。

(c) 測光学では、ステラジアンの名称と記号srを単位の表し方の中にそのまま維持している。

(d) この単位は、例としてミリセルシウス度 $m^{\circ}\text{C}$ のようにSI接頭語を伴って用いても良い。

表 4. 単位の中に固有の名称とその独自の記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	SI 基本単位による表し方
粘度	パスカル秒	Pa·s	$m^{-1} \cdot kg \cdot s^{-1}$
の分子数	ニュートンメートル	N·m	$N \cdot m$
表面張力	ニュートンメートル	N/m	$kg \cdot s^{-2}$
角速度	ラジアン毎秒	rad/s	$m \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}=s^{-1}$
角加速度	ラジアン毎平方秒	rad/s ²	$m \cdot m^{-1} \cdot s^{-2}=s^{-2}$
熱流密度、放射照度	ワット毎平方メートル	W/m ²	$kg \cdot s^{-3}$
熱容量、エントロピー	ジュール毎ケルビン	J/K	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
質量熱容量(比熱容量)、	ジュール毎キログラム	J/(kg·K)	$m^2 \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
質量エントロピー	一	-	-
質量エネルギー	ジュール毎キログラム	J/kg	$m^2 \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$
(比エネルギー)	-	-	-
熱伝導率	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m·K)	$m \cdot kg \cdot s^{-3} \cdot K^{-1}$
体積エネルギー	ジュール毎立方メートル	J/m ³	$m^{-1} \cdot kg \cdot s^{-2}$
電界の強さ	ボルト毎メートル	V/m	$m \cdot kg \cdot s^{-3} \cdot A^{-1}$
体積電荷	クーロン毎立方メートル	C/m ³	$m^{-3} \cdot s \cdot A$
電気変位	クーロン毎平方メートル	C/m ²	$m^{-2} \cdot s \cdot A$
誘電率	ファラード毎メートル	F/m	$m^{-3} \cdot kg^{-1} \cdot s^4 \cdot A^2$
透磁率	ヘンリー毎メートル	H/m	$m \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot A^{-2}$
モルエネルギー	ジュール毎モル	J/mol	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot mol^{-1}$
モルエントロピー	ジュール毎モルケルビン	J/(mol·K)	$m^2 \cdot kg \cdot s^{-2} \cdot K^{-1} \cdot mol^{-1}$
照射線量(X線及びγ線)	クーロン毎キログラム	C/kg	$kg^{-1} \cdot s \cdot A$
吸収線量	グレイ毎秒	Gy/s	$m^2 \cdot s^{-3}$
放射強度	ワット毎ステラジアン	W/sr	$m^4 \cdot m^{-2} \cdot kg \cdot s^{-3} = m^2 \cdot kg \cdot s^{-3}$
放射輝度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	W/(m ² ·sr)	$m^2 \cdot m^{-2} \cdot kg \cdot s^{-3} = kg \cdot s^{-3}$

表 6. 国際単位系と併用されるが国際単位系に属さない単位

名称	記号	SI 単位による値
分	min	1 min=60s
時	h	1h=60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86400 s
度	°	$1^{\circ}=(\pi/180) \text{ rad}$
分	'	$1'=(1/60)^{\circ}=(\pi/10800) \text{ rad}$
秒	"	$1''=(1/60)'=(\pi/648000) \text{ rad}$
リットル	L	$1 L=1 dm^3=10^{-3} m^3$
トン	t	$1 t=10^3 \text{ kg}$
ネーベル	Np	$1 Np=1$
ベル	B	$1 B=(1/2) \ln 10 (Np)$

表 7. 国際単位系と併用されこれに属さないSI単位で表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
電子ボルト	eV	$1 eV=1.60217733(49) \times 10^{-19} J$
統一原子質量単位	u	$1 u=1.6605402(10) \times 10^{-27} kg$
天文単位	ua	$1 ua=1.4959787069(30) \times 10^{11} m$

表 8. 国際単位系に属さないが国際単位系と併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
海里	里	1 海里=1852m
ノット	ト	1ノット=1 海里毎時=(1852/3600)m/s
アーチル	a	$1 a=1 dam^2=10^3 m^2$
ヘクタール	ha	$1 ha=1 hm^2=10^4 m^2$
バル	bar	$1 bar=0.1 MPa=100kPa=1000hPa=10^5 Pa$
オングストローム	Å	$1 Å=0.1 nm=10^{-10} m$
バーン	b	$1 b=100 fm^2=10^{-28} m^2$

表 9. 固有の名称を含むCGS組立単位

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
エルグ	erg	$1 erg=10^{-7} J$
ダイン	dyn	$1 dyn=10^{-5} N$
ポアズ	P	$1 P=1 dyn \cdot s/cm^2=0.1 Pa \cdot s$
ストークス	St	$1 St=1 cm^2/s=10^{-4} m^2/s$
ガウス	G	$1 G=10^{-4} T$
エルステッド	Oe	$1 Oe=(1000/4\pi) A/m$
マクスウェル	Mx	$1 Mx=10^{-8} Wb$
スチル	sb	$1 sb=1 cd/cm^2=10^4 cd/m^2$
ホタル	ph	$1 ph=10^4 lx$
ガル	Gal	$1 Gal=1 cm/s^2=10^{-2} m/s^2$

表 10. 国際単位に属さないその他の単位の例

名称	記号	SI 単位であらわされる数値
キュリ	Ci	$1 Ci=3.7 \times 10^{10} Bq$
レントゲン	R	$1 R=2.58 \times 10^{-4} C/kg$
ラド	rad	$1 rad=1 cGy=10^{-2} Gy$
レム	rem	$1 rem=1 cSv=10^{-2} Sv$
X線単位	γ	$1 X unit=1.002 \times 10^{-4} nm$
ガンマ	γ	$1 \gamma=1 nT=10^{-8} T$
ジャンスキ	Jy	$1 Jy=10^{-26} W \cdot m^{-2} \cdot Hz^{-1}$
フェルミ	fm	$1 fermi=1 fm=10^{-15} m$
メートル系カラット	Torr	$1 Torr=101325 Pa$
ト標準大気圧	atm	$1 atm=101325 Pa$
カリヨン	cal	$1 cal=1000 J=2 \times 10^{-4} kg \cdot m^2$
ミクロ	μ	$1 \mu=1 \mu m=10^{-6} m$