# 福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムによる 汚染物の処理・処分方法の総合的比較(第1報) 焼却残渣の熱処理・灰洗浄を含む減容化プロセスの 定量的評価方法の開発

有馬 謙一1\*、 山田 一夫2、 大迫 政浩1、 保高 徹生3、 芳賀 和子4

1国立研究開発法人国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター (〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2)

2 国立研究開発法人国立環境研究所 福島支部 (〒 963-7700 福島県田村郡三春町深作 10-2)

3国立研究開発法人産業技術総合研究所 地質調査総合センター(〒305-8560 茨城県つくば市東1-1-1 中央第1)

4株式会社太平洋コンサルタントソリューション営業部(〒103-0004東京都中央区東日本橋 2-27-8 アサノビル)

# Comprehensive Comparison of Treatments and Disposal Methods of Radioactively Contaminated Materials from the Accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: Part I.

# Development of Evaluation Methods for the Volume Reduction Process to Incineration Residue Including Thermal Treatment and Ash Washing

Kenichi ARIMA<sup>1\*</sup>, Kazuo YAMADA<sup>2</sup>, Masahiro OSAKO<sup>1</sup>, Tetsuo YASUTAKA<sup>3</sup>, and Kazuko HAGA<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Center for Material Cycles and Waste Management Research, National Institute for Environmental Studies (16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan)

<sup>2</sup>Fukushima Branch, National Institute for Environmental Studies (10-2 Fukasaku, Miharu, Tamura-gun, Fukushima 963-7700, Japan)

<sup>3</sup>Research Institute of Geo-resources and Environment, National Institute of

Advanced Industrial Science and Technology

(AIST Tsukuba Central 7, 1-1-1 Higashi, Tsukuba, Ibaraki 305-8567, Japan) <sup>4</sup>Solution Sales Department, Taiheiyo Consultant, Co. Ltd

(Asano Building, 2-27-8 Higashi-Nihonbashi, Chuo-ku, Tokyo 103-0004, Japan)

### Summary

Among the waste and removed soil, which were contaminated by radio-cesium from the accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, incineration residue produced from temporary incinerators in the Special Decontamination Area is scheduled to be treated in Volume Reduction Facilities from March of 2020, where thermal treatment to evaporate and concentrate radio-cesium is performed. The main product of thermal treatment is molten slag with a limited concentration of radiation and is planned to be reused. The by-product is highly radioactive fly ash and various researches have been made for its treatment. However, since the final disposal method is not decided yet, it is necessary to compare and evaluate quantitatively the mass / volume and radioactivity of the products, in order to study the effect of further volume reduction and the suitable treatment methods.

Therefore, a calculation method for the mass balance of volume reduction process was developed and some trial calculations were made. For example, feeding 460,000 tons of incineration residue with 33,000 Bq/kg and using operation parameters obtained from literature investigation, 960 tons of disposal waste with 15 million Bq/kg was produced, which was 1/500 of mass reduction. Further mass reduction may be expected if higher performance adsorbent is used. As for lower radioactive materials, 560,000 tons of molten slag with 1,400 Bq/kg from thermal

\*Corresponding author: E-mail: arima.kenichi@nies.go.jp

treatment, 20,000 tons of washing residue with 36,000 Bq/kg from washing treatment, and 580,000 tons of wastewater with 260 Bq/L from adsorption treatment were produced. When the target radioactivity was set as 8,000 Bq/kg to washing residue and 90 Bq/L to waste water, the required cesium elution percent and cesium adsorption percent were 99% and 99.6% respectively.

Key Words: Cesium, Incineration residue, Volume reduction, Mass balance, Thermal treatment, Adsorption

# 1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故により飛散した放射性セシウ ムに汚染された廃棄物や除染作業に伴う除去土壌のうち、福 島県内で発生し中間貯蔵施設に搬入される量は現時点で 1335万m<sup>3</sup>と予想されている<sup>1)</sup>。除去土壌については 2017年 10月より中間貯蔵施設内の土壌貯蔵施設への貯蔵が開始され ており、放射能濃度の低いものは再生資材としての活用が予 定されているが、放射能濃度の高いものは分級処理し、濃度 の低い粗粒分は再生利用し、濃度が高い微粒分は化学処理、 熱処理などを行うことが検討されている<sup>1,2)</sup>。一方、除染特 別地域内の仮設焼却戸から発生する除染廃棄物などに由来 する焼却残渣(主灰とばいじん)については、2020年3月より 減容化施設に搬入され、熱的に溶融してセシウムを揮散させ る減容化(以下熱処理)が行われる予定である<sup>3,4)</sup>。その際に 発生する放射能濃度の低い生成物(以下スラグ)については 再生利用が想定されているが、 副生物であるばいじん (以下 飛灰)は放射能濃度が高く、最終処分に向けた様々な研究が 進められている。その中心となるのは飛灰中の放射能セシウ ムをさらに濃縮して減容化する技術であり、例えば洗浄によ り放射性セシウムを水中に溶出させ、その放射性セシウムを 吸着剤により選択的に吸着させ、その吸着剤を固化して廃棄 体とする方法であり、そのための基礎的な研究が進められて いる6-20)

ところが、現在再生利用と処分の方法が未定であるため減 容化の目標を明確に設定することが難しく、また、減容化に より発生する生成物、濃縮物、処理に伴う廃水などの二次廃 棄物の量と放射能濃度を定量的に評価する手法も未確定で あるため、再生利用と処分の検討が難しい。このような状況 においては、複数の減容化プロセスを設定し、各種発生物 の量と放射能濃度などを概略で定量的に把握し、これらを総 合的に比較することにより、適切な処分シナリオの検討が可 能となる。また、再生利用と処分においては放射能濃度に上 限値が設定されるため、発生物ごとに必要となる処理技術の 検討も可能となる。

そこで、本研究では焼却残渣の減容化プロセスの各処理 における発生物の量と放射能濃度の収支(マスバランス)を 定量的に計算する手法を開発した。本報告では、焼却残渣の 熱処理により発生した飛灰をさらに減容化するプロセス(熱処 理→洗浄処理→吸着処理→固化処理)を対象として、そのマ スバランスを試算した。さらに、各処理における発生物を再 利用や処分する際に放射能濃度に基準値が設定されることを 想定し、各処理における主要な運転パラメータがマスバラン スに与える影響を定量的に評価し、放射能濃度の目標値を設 定した場合に必要とされる運転パラメータの値を試算した。

#### 2. 減容化プロセスとマスバランス計算

まず処理対象物と減容化プロセスについて説明し、次に減 容化プロセスを構成する各処理の概要とマスバランスの計算 方法を示す。

#### (1) 処理対象物

処理対象物は、熱処理の対象である焼却残渣 34万m<sup>3</sup>と 除去土壌から分別された可燃性除染廃棄物の焼却残渣 4万 m<sup>3</sup>の合計 38万m<sup>3</sup>とした<sup>1)</sup>。表1に示すように主灰と飛灰 の混合割合、かさ密度、放射能濃度を与えると<sup>4)</sup>、全体質量 46万t、平均放射能濃度 3.3万 Bq/kgとなる。

なお、廃棄物や土壌に含まれる放射性物質は主に放射性 セシウム(<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Cs)であり、放射性物質汚染対処特措法 では放射性セシウムを対象としているため<sup>5)</sup>、本研究でも放 射性セシウムのみを考慮する。セシウムは自然界にも安定セ シウム(<sup>133</sup>Cs)として存在し処理対象物にも数ppm含まれて いるが<sup>6)</sup>、処理における挙動はほぼ同じであるので<sup>6,10)</sup>、本 報告では両者を合わせてセシウム(以下Cs)と記載する。

#### 表1 マスバランス計算において設定した処理対象物の 質量と放射能濃度

対象物	設定値	
体積	万 m <sup>3</sup>	38
主灰:飛灰	-	5:1
かさ密度	kg/m <sup>3</sup>	1,200
含水率	%	0
放射能濃度 (主灰 / 飛灰)	万 Bq/kg	2/10
質量 Mf (合計)	万t	46
放射能濃度 Rf (平均)	万 Bq/kg	3.3

#### (2) 減容化プロセス

本研究では、焼却残渣を熱処理し、Csが濃縮された飛灰 を洗浄してCsを水中に溶出させ、そのCsを吸着剤に選択的 に吸着させ、その吸着剤を固化して廃棄体とするプロセスを 対象とした。その減容化プロセスを図1に示すが、各々の概 要は次の通りである。

#### a) 熱処理

処理対象物にCa (OH)<sub>2</sub>、CaCl<sub>2</sub> などの添加物を加えたう えで 1400°C程度に加熱して溶融させ、CsをCsCl (沸点: 1295°C)などとして他のアルカリ金属(Na、K)とともに揮散さ せ、飛灰側に濃縮して回収する<sup>6,7)</sup>。Csが揮散した後の処理 対象物は放射能濃度の低い溶融スラグとして排出され、再生 利用される。一方、Csが濃縮され放射能濃度の高い飛灰は 洗浄処理に移送される。熱処理を行う減容化施設には、「シャ フト炉式ガス化溶融炉+回転式表面溶融炉」と「焼却炉+ コークスベット式高温溶融炉」の2方式が採用されており、 2020年3月に処理開始の予定である<sup>3)</sup>。図2に回転式表面 溶融炉の例を示す<sup>6)</sup>。

#### b)洗浄処理

熱処理の飛灰には、アルカリ金属(Na、K、微量のCs)の 塩化物に加えて、熱処理の添加物由来のCaCO<sub>3</sub>、燃焼ガス とともに飛散したAl<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、SiO<sub>2</sub>、バグフィルタで捕集する際 の剥離剤であるCaCO<sub>3</sub>などが含まれる<sup>6)</sup>。この飛灰に洗浄 水を加えて洗浄し、アルカリ金属の塩化物などの可溶成分を 水中に溶出させる<sup>8-10)</sup>。CaCO<sub>3</sub>、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、SiO<sub>2</sub>などは洗浄水 に溶解せずに残渣となるが、処分方法は未定であり、熱処理 への再投入も検討されている。洗浄溶液はCsの吸着処理に 移送される。

# c)吸着処理

洗浄溶液にはアルカリ金属(Na、K、微量のCs)などのイ オンが含まれているが、Csを選択的に吸着する吸着剤により Csを濃縮して回収する。洗浄溶液中にはK、NaがCsよりも 多量に含まれるため<sup>14)</sup>、Csの選択係数が大きい吸着剤が必 要であり、フェロシアン化物、ケイチタン酸塩などが使用さ れる<sup>8-15)</sup>。Csを吸着した吸着剤(以下使用後吸着剤)は固化 処理に移送される。Csが除去され放射能濃度の低下した洗



図1 減容化プロセスとマスバランスの概念図



図2 熱処理のための回転式表面溶融炉 注:下記出典の図2を転載(転載許可済み) 釜田陽介ら,環境放射能除染学会誌,3(2),49-64(2015) 浄廃液の処分方法は未定であるが、重金属類などの有害成 分を除去して基準値以下としたうえでの放流、あるいは水分 を蒸発させ固化塩類としての処分などが考えられる。

#### d)固化処理

使用後吸着剤に固化材を加えて固化し、処分可能な形態 (以下廃棄体)とする。固化方法としては、福島県内の8,000 Bq/kg超え100,000 Bq/kg以下の焼却飛灰の固化処理で実 用化されているセメント固化<sup>16,17)</sup>のほか、ジオポリマー固 化<sup>18)</sup>、ガラス固化<sup>19,20)</sup>などがある。フェロシアン化物では、 一旦熱分解して無機物とした後に固化する方法<sup>19,20)</sup>も研究さ れている。

#### (3) 各処理のマスバランス

減容化プロセスを全体として把握するために、各処理にお いて投入物、添加物、生成物を一括りにして定式化した。各 処理の詳細のマスバランスを作成する際には、構成する物質 や元素ごとに化学反応も考慮した定式化が必要である。

ここで、記号と添え字は次の通りである。

( ⇒		. ١
(首	亡万	-)

M	:固体の質量	[t]
W	:液体の質量	[t]
R	:放射能濃度	[Bq/kg]
α	:質量比	[ - ]
β	:セシウム質量百分率	[%]
(添え	字)	

- a :吸着剤
- c :熱処理の添加物
- f :熱処理の対象物
- d :熱処理の飛灰
- i :固化材
- m :熱処理の溶融スラグ
- r :洗浄処理の残渣
- s :洗浄処理の洗浄溶液
- t :吸着処理後の洗浄廃液
- w :洗浄処理の洗浄水
- z :固化後の廃棄体

### a)熱処理

熱処理における質量と放射能量の処理前後のバランスを それぞれ式(1)と式(2)に示す。式(1)は処理対象物に添加 物を加えて熱処理するとスラグと飛灰が生じることを、式(2) は処理対象物の放射能量が熱処理によりスラグと飛灰に分 配されることを示す。なお、処理対象物はほとんどが灰分 であり、熱処理において排ガスとして大気放出される未燃炭 素や結晶水の割合は小さいとして無視した。また、溶融炉 内で発生した溶融スラグを水中に落下させて冷却すると、生 成物であるスラグには水分が付着するが、その割合は小さい として無視した。

$M_{\rm f} + M_{\rm c} = M_{\rm m} + M_{\rm d} \cdots$	·	•	·	·	·	·	·	·	•	•	•	•	•	•	·	•	·	·	(1)
$R_f \cdot M_f = R_m \cdot M_m + R_d \cdot M_d$																			(2)

ここで、処理対象物に対する添加物の質量比を $a_c$ 、(対象 物+添加物)に対する飛灰の質量比を $a_d$ 、Csの揮散率を $\beta_d$ とすると、スラグと飛灰の質量(それぞれ $M_m \ge M_d$ )、放射能 濃度(それぞれ $R_m \ge R_d$ )は、対象物の質量 $M_f \ge 放射能濃度$  $R_f$ により式(3) ~式(6)で与えられる。

$$M_{\rm m} = (1+\alpha_{\rm c}) \cdot (1-\alpha_{\rm d}) \cdot M_{\rm f} \cdots (3)$$

$$M_{\rm d} = (1+\alpha_{\rm c}) \cdot \alpha_{\rm d} \cdot M_{\rm f} \cdots (4)$$

$$R_{\rm m} = (1-\beta_{\rm d}/100) \cdot R_{\rm f} \cdot M_{\rm f}/M_{\rm m}$$

$$= (1-\beta_{\rm d}/100)/(1+\alpha_{\rm c})/(1-\alpha_{\rm d}) \cdot R_{\rm f} \cdots (5)$$

$$R_{\rm d} = \beta_{\rm d}/100 \cdot R_{\rm f} \cdot M_{\rm f}/M_{\rm d}$$

$$= \beta_{\rm d}/100/(1+\alpha_{\rm c})/\alpha_{\rm d} \cdot R_{\rm f} \cdots (6)$$

運転パラメータの数値としては、文献<sup>1)</sup>のマスパランス計算 では、添加物比 $\alpha_c$ 、飛灰発生比 $\alpha_d$ に対してそれぞれ0.35、 0.2を与えている。文献<sup>6)</sup>の実証試験では、添加物として処 理対象物とともに投入される揮散剤と融剤、パグフィルタ前 に吹き込まれる剥離剤として、それぞれ投入物に対して30% ~55%、2~4%であるため添加物比 $\alpha_c$ は0.3~0.6であり、 飛灰発生比 $\alpha_d$ は0.05~0.09、Cs揮散率 $\beta_d$ は88~99% の範囲にある。これらを整理すると、添加物比 $\alpha_c$ は0.3~ 0.6、飛灰発生比 $\alpha_d$ は0.05~0.2、Cs揮散率 $\beta_d$ は88~ 99%の範囲にある。

#### b)洗浄処理

洗浄処理における質量と放射能量の処理前後のバラン スをそれぞれ式(7)と式(8)に示す。式(7)は飛灰に洗浄 水を加えて洗浄処理すると洗浄残渣と洗浄溶液へ変化す ることを、式(8)は飛灰中の放射能量が洗浄処理により洗 浄残渣と洗浄溶液へ分配されることを示す。 なお、洗浄 溶液の質量は飛灰の数倍であるが<sup>8-10)</sup>、飛灰からアルカリ 金属塩化物などが溶出した後の洗浄残渣の質量は飛灰の 数分の1程度であるため<sup>6)</sup>、洗浄残渣に付着して残留する 洗浄溶液の割合は洗浄溶液全体に対しては小さいとして無 視した。洗浄残渣では洗浄直後の含水率が数十%となる 可能性もあるが、現時点では十分なデータが無く、経時 的に乾燥して含水率が減少する可能性もあるため、水分の 付着は無いものとした。これにより、洗浄残渣の放射能濃 度は dry base の質量で計算されることになり、実際の処理 における水分を含むwet baseの質量で計算した場合に比 べると高くなり、厳しめの評価となる。今後含水率に関す るデータを取得して反映する必要がある。また、洗浄残渣 の表面に付着した洗浄溶液中のCsは洗浄残渣内部のCs と合わせて放射能濃度に寄与するため、計算上はこの2種 類のCsは区別せず、この2種類のCsを除いた飛灰中の Csが洗浄溶液中に溶出するものとした。

$M_{\rm d} + W_{\rm w} = M_{\rm r} + W_{\rm s} \cdot \cdot \cdot \cdot$	• •	·	•	• •	•	·	•	•	•	•••	•	·	·	•	•	•	(7)
$R_{\rm d} \cdot M_{\rm d} = R_{\rm r} \cdot M_{\rm r} + R_{\rm s} \cdot W_{\rm s}$					•				•						•		(8)

ここで、熱処理飛灰に対する洗浄水の比を $a_w$ 、熱処理飛 灰の洗浄水への溶出比を $a_s$ 、Csの洗浄水への溶出率を $\beta_s$ と すると、洗浄残渣と洗浄溶液の質量(それぞれ $M_r$ と $W_s$ )、放 射能濃度(それぞれ $R_r$ と $R_s$ )は、a)項で得られた飛灰の質量  $M_d$ と放射能濃度 $R_d$ を用いて、式(9)~式(12)で与えられる。

$M_{\rm r} = (1 - \alpha_{\rm s}) \cdot M_{\rm d} \cdot \cdots \cdot $	(9)
$W_{\rm s} = \alpha_{\rm w} \cdot M_{\rm d} + \alpha_{\rm s} \cdot M_{\rm d}$	
$= (\alpha_{\rm w} + \alpha_{\rm s}) \cdot M_{\rm d} \cdot \cdots \cdot $	(10)
$R_{\rm r} = (1 - \beta_{\rm s}/100) \cdot R_{\rm d} \cdot M_{\rm d}/M_{\rm r}$	
$= (1 - \beta_{\rm s}/100) / (1 - \alpha_{\rm s}) \cdot R_{\rm d}  \cdots \qquad \cdots$	(11)
$R_{\rm s} = \beta_{\rm s} / 100 \cdot R_{\rm d} \cdot M_{\rm d} / W_{\rm s}$	
$= \beta_{\rm s}/100/(\alpha_{\rm w}+\alpha_{\rm s})\cdot R_{\rm d}  \cdots $	12)

運転パラメータの数値としては、文献<sup>8)</sup>の一般廃棄物焼却 施設で発生した飛灰の洗浄装置のベンチ試験では、洗浄水 比 $a_w = 5 \sim 10$  でCs溶出率 $\beta_s = 90 \sim 95\%$ が得られている。 文献<sup>9)</sup>の基礎試験では、洗浄装置での洗浄水比 $a_w = 4$ とし て試験を実施している。文献<sup>10)</sup>の放射性物質に汚染された 植物の焼却飛灰のベンチ試験では洗浄水比 $a_w = 5$  でCs溶 出率 $\beta_s = 86\%$ が得られている。文献<sup>6)</sup>の実証試験では、飛 灰はアルカリ金属の塩化物が主成分で飛灰中のNaとKの溶 出率は70%から90%であるため飛灰溶出比 $a_s$ は0.7 ~ 0.9 程度と推定され、Cs溶出率 $\beta_s$ は85 ~ 99%である。これら を整理すると、洗浄水比 $a_w$ は4 ~ 10、飛灰溶出比 $a_s$ は0.7 ~ 0.9、Cs溶出率 $\beta_s$ は85 ~ 99%の範囲にある。

#### c) 吸着処理

吸着装置として、粒子状の吸着剤を吸着塔に充填して洗浄 溶液を通過させ、複数の吸着塔を吸着の進んだ順番に入口 側から直列に配置して、吸着量が飽和近くに達した吸着塔か ら順番に新しい吸着塔に交換する場合を想定した。吸着剤 が最終的に処理する洗浄溶液の質量比(吸着剤の特性と運転 条件に依存し式(13)で定義される)である吸着処理比を $a_a$ 、 洗浄溶液中Csの吸着率を $\beta_a$ とすると、吸着処理後の吸着剤 と洗浄廃液の放射能濃度(それぞれ $R_a \ge R_t$ )は、b)項で得ら れた洗浄溶液の質量 $W_s \ge 放射能濃度 R_s$ によりそれぞれ式 (14)と式(15)で与えられる。なお、洗浄溶液中のCsは数 ppmであり<sup>9)</sup>、吸着剤のCs吸着による質量増加は数%程 度<sup>13,15)</sup>(フェロシアン化物ではさらに大きい可能性もある<sup>14)</sup>) であるため、Cs吸着処理の前後での洗浄溶液、吸着剤の質 量変化は小さいとして無視した。

$M_{\rm a} = W_{\rm s}/\alpha_{\rm a}$	(13)
$R_{\rm a} = \beta_{\rm a} / 100 \cdot R_{\rm s} \cdot W_{\rm s} / M_{\rm a}$	
$= \beta_{\rm a}/100 \cdot \alpha_{\rm a} \cdot R_{\rm s} \cdot \cdots \cdot $	(14)
$R_{\rm t} = (1 - \beta_{\rm a}/100) \cdot R_{\rm s}  \cdots  \cdots  \cdots  \cdots  \cdots  \cdots  \cdots  \cdots  \cdots  $	(15)

運転パラメータの数値としては、文献<sup>9-15)</sup>では平衡条件で の固液間のCsの分配比(いわゆる分配係数であるが、濃度 依存性があるため比とした)が与えられている。文献<sup>9</sup>の基礎 試験では、セシウム濃度 2.6 ppmの飛灰洗浄の模擬溶液に 対する分配比は、ケイチタン酸塩で2,600~3,500が得ら れている。文献<sup>11)</sup>の基礎試験では、セシウム濃度1~10 ppmの海水に対する分配比は、ケイチタン酸塩で約2,500、 フェロシアン化物では約 100,000 が得られている。文献<sup>12)</sup> の基礎試験では、焼却灰の洗浄溶液にセシウムを添加してセ シウム濃度 25 ppmとした模擬液に対する分配比は、フェロ シアン化物で20,000が得られている。文献13)のラボ試験で は、0.2 ppmの模擬液に対する分配比は 80,000、Cs 吸着 率β<sub>a</sub>は99.5%が得られている。文献<sup>15)</sup>では、フェロシアン 化物としてイオン交換容量 0.35 meq/g、KとNaに対する選 択係数がそれぞれ 50,000、1,500,000 と与えられいるが、 文献14)にはこれらの数値から分配比を計算する式が示されて おり、これをもとに文献<sup>9)</sup>と同じ模擬溶液における分配比を 計算すると27,000が得られる。これらを整理すると分配比 は2,500~100,000の範囲にある。吸着処理比α,は、吸 着塔における吸着剤の破過吸着量、時定数を考慮した洗浄 溶液の線速度や空間速度などの設計条件について実証的な 研究を行ったうえで決定する必要があるが、現時点では文献 での分配比を参考にして 2,000 ~ 20,000 の範囲とした。Cs 吸着率 $\beta_a$ は99%以上である。

#### d)固化処理

吸着剤に対する固化材の比を $\alpha_i$ とすると、廃棄体の質量  $M_z$ と放射能濃度 $R_z$ は、c)項で得られた吸着剤の質量 $M_a$ と 放射能濃度 $R_a$ によりそれぞれ式(16)と式(17)で与えられる。

$M_z =$	$M_{\rm a}$ + $M_{\rm i}$	
=	$(1+\alpha_i)\cdot M_a$	 (16)
$R_z =$	$R_{\rm a} \cdot M_{\rm a}/M_{\rm z}$	
=	$R_{\rm a}/(1+\alpha_{\rm i})$	 (17)

運転パラメータの数値としては、文献<sup>17)</sup>のセメント固化の 基礎試験では固化体(セメント、水、焼却灰の混合物)におけ る焼却灰の充填率は20~40%の範囲で試験が行われてお り、a<sub>i</sub>としては1.5~4である。文献<sup>18)</sup>のジオポリマー固化 の基礎試験では、模擬飛灰:メタカオリン:5M NaOH:水ガ ラス=1:1:1:1で配合されておりa<sub>i</sub>は3となるが、養生後に 水分が除去されることを考慮するとやや減少して2.5程度に なると推定される。これらを整理すると、a<sub>i</sub>は1.5~4の範 囲にある。

#### (4) 全体のマスバランス

処理対象物の質量 $M_f$ と放射能濃度 $R_f$ をもとに表2に示 す合計9種類の運転パラメータを与えると、(3)節で示したよ うに、熱処理でのスラグと飛灰、洗浄処理での残渣と洗浄溶

		÷1 F	<b>本</b> 赴佐	計算条件						
处理	連転ハフメータ	記万	又瞅胆 -	変化範囲	代表値					
	添加物比	αc	0.3 - 0.6	-	0.45					
熱処理	飛灰発生比	$\alpha$ d	0.05 - 0.2	-	0.15					
	セシウム揮散率	$eta_{ ext{d}}$	88%-99%	-	95%					
	洗浄水比	$lpha_{ m w}$	4 - 10	4 - 10	5					
洗浄処理	飛灰溶出比	$\alpha_{\rm s}$	0.7 - 0.9	-	0.8					
	セシウム溶出率	$eta_{ m s}$	85% - 99%	85% - 100%	95%					
四美加理	吸着処理比	α <sub>a</sub>	(2,500 - 100,000)	2,000 - 20,000	2,500					
败有处理	セシウム吸着率	$eta_{ ext{a}}$	99% 以上	95% - 100%	99%					
固型化処理	固化材比	α <sub>i</sub>	1.5 - 4	1 - 5	3					

表2 減容化プロセスにおける運転パラメータと計算条件 (網掛けは変化させた運転パラメータを示す)

液、吸着処理での洗浄廃液と使用後吸着剤、固化処理での 廃棄体について、質量と放射能濃度が順次計算される。

#### 3. 解析方法

2章で説明したマスバランス計算手法をもとに、各運転パ ラメータを代表値に設定し、減容化プロセス全体の計算を実 施した。また、各運転パラメータが発生物の質量と放射能濃 度に与える影響を評価するための計算を実施した。

#### (1) 運転パラメータの設定

運転パラメータは、例えば熱処理において添加物比α。を 増加させると飛灰発生比α<sub>d</sub>、Cs 揮散率β<sub>d</sub>も増加するなど相 互関係があり独立ではないが、本報の目的は図1に示す減 容化プロセスにおける各処理における運転パラメータの影響 を個別に評価することであるため、変化させる運転パラメー タ以外は代表値として固定した。各処理における運転パラメー タの考え方とその変化範囲の設定を以下に示すが、これらを 纏めると表2のようになる。

#### a)熱処理

現在熱処理施設が建設中であり、2020年3月には処理が 開始され実機データが得られるため、本報告では運転パラ メータは変化させず、添加物比 $\alpha_c$ 、Cs揮散率 $\beta_d$ にはそれぞ れ文献値の中心値である0.45、95%を、飛灰発生比 $\alpha_d$ には 文献値の中心値よりも減容化の観点からはやや保守的な値 である0.15を代表値として与えた。

#### b)洗浄処理

飛灰溶出比α。は飛灰の組成、特にアルカリ金属塩化物の 含有率でほぼ決まると考えられるため、変化させずに文献の 中心値である0.8を代表値として与えた。洗浄水比αwは洗 浄溶液の量と放射能濃度への影響が大きいため、文献値をも とに4から10まで変化させ、代表値は都市ごみ焼却飛灰の 塩素除去装置の実績から5を与えた<sup>21)</sup>。Cs溶出率β。も洗浄 溶液と残渣の放射能濃度への影響が大きいため、文献での 最小値である85%から理想的条件である100%まで変化さ せ、代表値は都市ごみ焼却飛灰の塩素除去装置の実績から 95%を与えた<sup>21)</sup>。

#### c)吸着処理

吸着処理比 $\alpha_a$ は使用後吸着剤(固化処理後に廃棄体となる)の質量と放射能濃度への影響が大きいため、文献値をもとに 2,000 から 20,000 の範囲で変化させ、代表値としては小さい側の値として 2,500 を与えた<sup>9)</sup>。Cs吸着比 $\beta_a$ は文献値よりも広い範囲で 95%から理想的条件である 100%まで変化させ、代表値としては文献値である 99%を与えた<sup>13,15)</sup>。

#### d)固化処理

固化処理の方法は、使用後吸着剤の形態や放射能濃度、 最終処分方法、さらには安全評価の基準によって異なり、今 後の研究開発における課題である。そのため、本研究では 処理方法を具体的には想定せず、固化材比*a*iを文献値よりも 広い範囲で1から5まで変化させ、代表値としては中心値で ある3を与えた。

#### (2) 解析手順

表2に示すように、各処理の運転パラメータを代表値とし て全体を通した処理プロセスの解析を実施した。次に、洗浄 処理、吸着処理、固化処理において、制御可能であり影響 が大きいと考えられる運転パラメータを独立に変化させ、発 生物の質量と放射能濃度への影響を評価した。 さらに、発 生物の処分においては放射能濃度に着目する必要があるた め、仮に設定した目標値を満足するための運転パラメータの 数値を算出した。

#### (3) 放射能濃度の目標値

再利用あるいは処分が必要となるスラグと洗浄残渣、洗浄 廃液に対して、それぞれ次のように仮の放射能濃度の目標値 を設定した。

- 8,000 Bq/kg:放射性物質汚染対処特措法において、取り扱う作業者の年間被爆線量が1mSv(自然放射能による被ばくと同等)以下となる放射能濃度であり、この放射能濃度を超えると指定廃棄物となる<sup>5)</sup>。この値は発生物が再利用可能となる一つの目安でもある<sup>1)</sup>。
- 90 Bq/L:放射性物質汚染対処特措法において、公共水域 への放流が可能となる<sup>137</sup>Cs相当での放射能濃度である<sup>5)</sup>。

#### (4) かさ密度の設定

マスバランスは質量基準で計算されるが、再生利用、処分 は体積基準であるため、質量(t)を体積(m<sup>3</sup>)に換算するため のかさ密度を次のように設定した。

- スラグのかさ密度は 1,600 から 1,800 kg/m<sup>3</sup>であり<sup>7)</sup>、その中央値である 1,700 kg/m<sup>3</sup>とした。
- 洗浄残渣のかさ密度は、表1に示す焼却残渣と同じく 1,200 kg/m<sup>3</sup>とした。
- 廃棄体の形態は未定であるが、ドラム缶詰めのセメントを 想定し、セメント固化体の見掛け密度を1,500 kg/m<sup>3</sup>とし<sup>22)</sup>、処分場(ピットを想定)における俵積みのドラム缶の 充填率を70%として、処分場内全体でとらえたセメント固 化体のかさ密度を1,100 kg/m<sup>3</sup>とした。
- 洗浄溶液の塩分濃度は洗浄水比a<sub>w</sub>=5、飛灰溶出比a<sub>s</sub>=
   0.8 のとき 100・a<sub>s</sub>/(1+a<sub>w</sub>)=13%となるため、洗浄溶液の密度は 1,100 kg/m<sup>3</sup>とした。

#### 4. 解析結果と考察

まず全体を通した減容化プロセスの解析を実施し、次に洗 浄処理、吸着処理、固化処理において運転パラメータを変 化させる解析を実施した。

# (1) 全体マスバランス

各運転パラメータを代表値としたときの全体マスバランス を図3に、生成物の一覧を表3に示すが、処理対象物46万 t(3.3万Bq/kg)に対して廃棄体920t(1,500万Bq/kg)が 発生し、1/500の減量化となった。一方、放射能濃度が低 い側として、熱処理からスラグ、洗浄処理から洗浄残渣、吸 着処理から洗浄廃液が、それぞれ56万t(1,400Bq/kg)、2.0 万t(3.6万Bq/kg)、58万t(240Bq/kg=260Bq/L)が発 生した。スラグの放射能濃度は仮の目標値である8,000Bq/ kg以下となったが、質量は処理対象物の1.2倍に増加した。 洗浄残渣では質量は飛灰の1/5となったが、放射能濃度が 仮の目標値である8,000Bq/kgを超えた。また、洗浄廃液 も放射能濃度が仮の目標値である90Bq/Lを超え、質量も 処理対象物の1.2倍となった。

次に、各処理において運転パラメータを変化させた解析を 実施し、放射能濃度が仮の目標値を超えた洗浄残渣や洗浄 廃液については目標値をクリアするために必要な条件につい て検討した。

表3 減容化プロセスの計算例 (網掛けは処分の対象となる発生物を示す)

処理	発生物	行先	発生量 (t)	放射能濃度 (Bq/kg)
(処理対	时象物)	熱処理	46万	3.3万
赤巾 石 工田	スラグ	再生利用	56万	1,400
烈火山生	飛灰	洗浄処理	9.9万	15 万
逃济加田	洗浄残渣	処分	2.0万	3.6万
优伊处理	洗浄溶液	吸着処理	58万	2.4 万
四羊加四	洗浄廃液	処分	58万	240
吸有処理	吸着剤	固化処理	230	5900万
固化処理	廃棄体	処分	920	1500万

注:表2の計算条件の代表値での計算例



図 3 減容化プロセスのマスバランスの計算例 (網掛けは処分の対象となる発生物を示す)

## (2) 洗浄処理

運転パラメータとして洗浄水比 $a_w$ とCs 溶出率 $\beta_s$ について、 洗浄残渣と洗浄溶液の質量(それぞれ $M_r$ と $W_s$ )と放射能濃 度(それぞれ $R_r$ と $R_s$ )に与える影響をそれぞれ図 4 (a)から図 4 (c)に示す。

図4(a)に示すように、飛灰溶出比 $a_s \& Cs$ 溶出率 $\beta_s \& e -$ 定として洗浄水比 $a_w \& 4$ から10まで増加させると、洗浄溶 液の質量 $W_s$ は( $a_s + a_w$ )( $a_s = 0.8$ )に比例して48万tから110 万tに増加した。一方、図4(b)に示すように放射能濃度 $R_s$ は( $a_s + a_w$ )に反比例して2.9万Bq/kgから1.3万Bq/kgに 減少した。洗浄残渣の質量 $M_r \& b h h \& e R_r \land o m \& W$ 

図4(c)に示すように、飛灰溶出比 $\alpha_s$ と洗浄水比 $\alpha_w$ を一 定としてCs溶出率 $\beta_s$ を85%から100%まで増加させると、 洗浄溶液放射能濃度 $R_s$ はCs溶出率 $\beta_s$ に比例して2.1万 Bq/kgから2.5万Bq/kgに増加した。一方、洗浄残渣放射 能濃度 $R_r$ は(100- $\beta_s$ )に比例して11万Bq/kgから0Bq/kg に減少した。この変化範囲では、Cs溶出率 $\beta_s$ の洗浄溶液放 射能濃度 $R_s$ への影響は小さいが、洗浄残渣放射能濃度 $R_r$ への影響は大きかった。

ー例として洗浄残渣放射能濃度 $R_r$ の仮の目標値を 8,000 Bq/kgとすると、代表値であるCs溶出率 $\beta_s$ =95%では 3.6 万Bq/kgと目標値を超過するが、 $\beta_s$ =99%以上とすることに より目標値以下となった。Cs溶出率 $\beta_s$ =99%は都市ごみ焼 却飛灰の塩素除去装置の実績である 95%よりも高く<sup>21)</sup>、新 たな開発が必要となる可能性がある。

洗浄残渣については、処分ではなく熱処理に再投入することも検討されている。その場合、洗浄残渣に応じて熱処理の 添加物が増加し、その結果熱処理の飛灰が増加して洗浄残 渣も増加することを繰り返すため収束計算となり、処理対象 物の質量 $M_f$ と放射能濃度 $R_f$ は次式のように変化する。

 $M_{\rm f}' = M_{\rm f} \cdot [1 + \sum_{1}^{\infty} \{(1 + \alpha_{\rm c}) \cdot \alpha_{\rm d} \cdot (1 - \alpha_{\rm s}/100)\}^n] \cdots (18)$  $R_{\rm f}' = R_{\rm f} \cdot M_{\rm f}/M_{\rm f}' \cdot [1 + \sum_{1}^{\infty} \{\beta_{\rm h} \cdot (1 - \beta_{\rm s}/100)\}^n] \cdots (19)$ 

表2の代表値の場合、処理対象物の質量 $M_f$ は1.05倍、 放射能濃度 $R_f$ は1.0倍となるため、スラグと飛灰の放射能濃 度は変化せずにスラグ質量 $M_m$ は56万tから59万tに、飛灰 質量 $M_d$ は9.9万tから10.4万に増加した。

#### (3) 吸着処理

吸着処理比 $\alpha_a$ 、Cs吸着率 $\beta_a$ が、洗浄廃液と吸着剤の質量 (それぞれ $W_s$ と $M_a$ )と放射能濃度(それぞれ $R_t$ と $R_a$ )に与え る影響を図5(a)から5(c)に示す。

図 5 (a) に示すように、Cs吸着率βaを一定として吸着処理 比αaを2,000 から20,000 まで増加させると、吸着剤質量 Maはαaに反比例して290 tから29 tまで1/10 に減少した。 一方、図 5 (b) に示すように、吸着剤放射能濃度Raは比例し





て4700万Bq/kgから4億7000万Bq/kgまで10倍に増加 した。洗浄廃液の質量 $W_s$ と放射能濃度 $R_t$ への影響はな かった。

図 5 (c) に示すように、吸着処理比 $\alpha_a \varepsilon$ 一定としてCs吸着 率 $\beta_a \varepsilon$  95%から100%まで増加させると、吸着剤放射能濃 度 $R_a$ は $\beta_a$ に比例して 5700万 Bq/kgから6000万 Bq/kgま で増加した。一方、洗浄廃液放射能濃度 $R_t$ は(100- $\beta_a$ )に 比例して 1,300 Bq/Lから0 Bq/Lに減少した。今回設定し た変化範囲では、Cs吸着率 $\beta_a$ は吸着剤放射能濃度 $R_a$ への 影響は小さかったが、洗浄廃液放射能濃度 $R_t$ への影響は大 きかった。

ー例として洗浄廃液放射能濃度 $R_t$ の仮の目標値を 90 Bq/ Lとすると、代表値であるCs吸着率 $\beta_a$ =99%では目標値を 超過するが、 $\beta_a$ =99.6%以上とすることにより目標値以下と なった。

## (4) 固化処理

固化処理における固化材比 $\alpha_i$ の廃棄体の質量 $M_z$ と放射 能濃度 $R_z$ への影響を図6に示す。図6に示すように、固化 材比 $\alpha_i$ を1から5まで変化させると、廃棄体質量 $M_z$ は (1+ $\alpha_i$ )(1は使用後吸着剤に相当)に比例して460 tから1,400 tまで3倍に増加する一方、廃棄体放射能濃度 $R_z$ は(1+ $\alpha_i$ ) に反比例して3000万Bq/kgから980万Bq/kgまで1/3に 減少した。



## (5) 減容化プロセスの考察

これまでは質量基準での評価であるが、再利用、処分は 体積基準であるため、減容化プロセスでの発生物に3(4)節 で与えたかさ密度を用いて体積に換算した結果を表4に示す。 熱処理で発生するスラグは焼却残渣に対して質量基準では

質量 質量比 放射能濃度 かさ密度 体積 体積比 行先 発生物  $(m^{3})$ (t) (-) (Bq/kg (Bq/L)) $(kg/m^3)$ (-) 焼却残渣 (処理対象) 46万 1 1,200 38万 1 3.3万 1.2 スラグ 再生利用 56万 1,400 1,700 33万 0.87 0.043 洗浄残渣 処分 2.0万 3.6万 1,200 1.7万 0.045 1,100 処分 58万 1.3 240 (260) 1.4 洗浄廃液 52万 920 1/500 1500万 840 1/450 廃棄体 処分 1,100 120 1/3,800 1億2000万 110 1/3,500

表4 再生利用あるいは処分の対象物の質量と体積

1.2倍(=56万t/46万t)と増加したが、体積基準では0.87倍 (=33万m<sup>3</sup>/38万m<sup>3</sup>)と減少した。また、廃棄体は吸着処 理比 $\alpha_a \delta 2,500$ 、固化材比を3としたときに質量基準では 1/500 (=920 t/46万t)の減量化となり、体積基準では 1/450 (=840 m<sup>3</sup>/38万m<sup>3</sup>)の減容化となった。廃棄体の 減容化では、(3)節で述べたように吸着処理比 $\alpha_a$ の大きい吸 着剤の使用が効果的であり、図7に示すように吸着処理比 $\alpha_a$ を20,000とすると廃棄体質量 $M_z$ は120 t (1億2000万 Bq/ kg)で1/3,800 (=120 t/46万t)の減量化となり、体積基準 では1/3,500 (=110 m<sup>3</sup>/38万m<sup>3</sup>)の減容化となった。今 後、放射線防護対策(放射能濃度が高いとより高度な対策が 必要)、固化処理方法、廃棄体の形態と処分に必要な容積な どを考慮して検討する必要がある。

洗浄残渣と洗浄廃液の処分では放射能濃度に着目する必要があり、(2)節と(3)節で例示したように、それぞれの放射 能濃度 $R_r$ 、 $R_z$ を仮の目標値である 8,000 Bq/kg、90 Bq/L とすると、Cs溶出率 $\beta_s$ =99%、Cs吸着率 $\beta_a$ =99.6%が必 要であると試算された。ただし、実機においては処理対象 物の性状などが変動するため、その変動を考慮した目標値の 設定が必要である。また、これらには焼却残渣に由来する



図7 吸着処理比の廃棄体の質量と放射能濃度への影響

重金属類が含まれているため<sup>23)</sup>、その濃度と挙動も把握した 上で処分に必要な処理技術を検討する必要がある。

# 5. まとめ

中間貯蔵施設では、2020年3月より焼却残渣を熱処理に より減容化する施設の運転が開始される。本研究では熱処 理で発生した飛灰をさらに減容化する処理プロセス (熱処理 →洗浄処理→吸着処理→固化処理)についてマスバランス の計算手法を開発し、発生物の物量と放射能濃度の定量的 な把握を可能とした。この手法をもとに、各処理における主 要な運転パラメータが発生物の物量と放射能濃度に与える 影響を定量的に評価し、処分における放射能濃度の目標値 を満足するための運転パラメータについて検討した。一例と して、熱処理に投入される処理対象物を3.3万Bq/kgの焼 却残渣46万tと想定し、文献値をもとに設定した運転パラ メータを用いてマスバランスを計算したところ、1500万Bq/ kgの廃棄体 920 tが得られ1/500の減量化、体積基準で は1/450の減容化となった。吸着剤の種類によってはさら に減容化できる可能性もあり、今後の検討が必要である。 一方、放射能濃度の低い二次生成物として、熱処理から 1,400 Bq/kgのスラグ 56 万t が発生し、焼却残渣に対して 質量基準では1.2倍であるが、体積基準では0.87倍に減少 した。また、洗浄処理から3.6万Bq/kgの洗浄残渣2.0万 t、吸着処理から260 Bq/Lの洗浄廃液が58万t発生した。 これらについて、処分のための放射能濃度の仮の目標値を それぞれ 8,000 Bq/kg、90 Bq/Lとすると、それぞれCs 溶出率 $\beta_s$ =99%、Cs吸着率 $\beta_a$ =99.6%が必要であると試 算された。

このマスバランス計算は、様々な処理方法への対応も可能 であり、本報告ではその一例を示した。今後、複数の処分 シナリオに対応する減容化プロセスについて発生物の物量と 放射能濃度のマスバランス計算を行い、さらに、その結果を もとにした経済性の試算と合わせて比較・検討を行う予定で ある。

## 謝 辞

本研究を進めるにあたり、国立環境研究所の倉持秀敏室 長から処理対象物と熱処理に関する有用な情報を提供頂くと ともに、種々のアドバイスを頂きました。ここに記載し深謝い たします。また、本研究の一部はJSPS科研費 18H04141 の 助成を受けて実施しています。

### 参考文献

- 環境省:「中間貯蔵除去土壌等の減容・再生利用技術 開発戦略検討会(第9回)」、資料4 減容・再生利用 技術開発戦略\_進捗状況について、pp.43-53、環境省 (2018).
- 2) 環境省:「環境回復検討会(第20回)」,資料2 被災 地の復興・再生に向けた環境書の取組み(詳細版). pp.26-46,環境省(2019).
- 環境省:「平成29年度双葉町減容化施設(中間貯蔵 施設)における廃棄物処理その1業務,平成29年度 双葉町減容化施設(中間貯蔵施設)における廃棄物 処理その2業務要求水準書」、pp.1-1-1-16,環境省 (2017).
- 環境省:「除染・廃棄物技術協議会 第6回シンポジウム」, 資料6 減容・再生利用WG 熱処理(減容化) による生成物の再生利用に関する検討. p.12, 環境省 (2017).
- 5) 環境省:「廃棄物関係ガイドライン」,第二部 特定一般 廃棄物・特定産業関係ガイドライン 第2版(平成25 年3月). pp.2-9,環境省(2017).
- 6) 釜田陽介,阿部清一,川本克也,由井和子,倉持秀敏, 大迫政浩:溶融技術による土壌等からのセシウム熱分 離に関するプラント実証試験評価.環境放射能除染学 会誌,3(2),49-64 (2015).
- 7) 釜田陽介:溶融プロセスによる重金属及びアルカリ金属の分離と資源リサイクルに関する研究.岡山大学学位 論文,乙第4463号,p.4,pp.77-122 (2016).
- 8) 国立環境研究所:「放射性物質の挙動からみた適正な 廃棄物処理処分(技術資料 第四版)」,第8章 焼却 飛灰の水洗浄による放射セシウムの除去.pp.132-153, 国立環境研究所(2014).
- 9) 前原裕治,佐野義和,永山貴志,釜田陽介,上林史 朗:溶融飛灰中放射性セシウムの水溶解-吸着による 再減容化に関する基礎的検討.第28回廃棄物資源 循環学会研究発表会講演原稿,C6-11P, pp.365-366 (2017).
- 10) 伯田幸也,南公隆,高橋 顕,小川 宏,田中 寿, 川本 徹:可燃性焼却灰からのセシウム除去. 配管技 術,2014年8月,pp.5-11 (2014).
- 11) 三村 均:放射能高汚染水からの放射性物質の選択的

除去及び安定化処理. *RADIOISOTOPES*, **65**, 451-467 (2016).

- 12) 川本 徹, 高橋 顕, Durga Parajuli, 南 公隆, 田 中 寿:プルシアンブルー型錯体のナノ粒子を活用し た放射性 Cs 汚染焼却灰処理, pp.1-9, 産業総合研 究所材料化学領域 ナノ材料研究部門 (2017), Web 公 開 論 文 (https://unit.aist.go.jp/nmri/ja/results/ paper/1703.briefing%20paper%20Cs.Ash%20 decontamination.180330.pdf).
- 13) 宗澤潤一,西和俊:最終処分場での効率的保管のための放射性セシウム回収システムの開発.環境放射能除染学会誌,2(2),101-110(2014).
- T. Ichikawa, K. Yamada, M. Osako, K. Haga: Super volume reduction of <sup>137</sup>Cs-contaminated solid waste by ion chromatographic elimination of Cs from <sup>137</sup>Cs-enriched dust by pyroprocessing decontamination. *J. Soc. Remed. Radioact. Contam. Environ.*, 6 (2), 73–80 (2018).
- 15) E. Tusa, R. Harjula, P. Yarnell: Fifteen years of operation with inorganic highly selective ion exchange materials, WM'07 Conference, February25 March 1, Tucson, AM (2007).
- 16)「セメント固型化処理施設について」,特定廃棄物の埋 立処分事業情報サイト,環境省 HP (http://shiteihaiki. env.go.jp/tokuteihaiki\_umetate\_fukushima/cement\_ solidification\_plant/), 2019 年 8 月閲覧.
- 17) 川戸喜美,富岡 修,高橋邦明,目黒義弘,坂本浩幸, 芳賀和子:焼却灰のセメント固化試験1-模擬焼却灰の基本的固化特性-.JAEA-Technology, 2010-013, pp.1-38,日本原子力研究開発機構(2010).
- 18) 中村裕太,塩田憲司,大下和徹,藤森 崇,高岡昌揮: 除染廃棄物の減容化施設から生じる高濃度 Csを含有 した飛灰に対するジオポリマー固化処理.第29回廃 棄物資源循環学会研究発表会講演原稿,E1-4,pp. 487-488 (2018).
- 19) 稲葉優介, 針貝美樹, 高橋秀治, 内海和夫, 竹下健二, 堀内伸剛, 近沢孝弘, 宗澤潤一:金属イオン含有亜臨 界水による土壌分級物からの Cs の高速イオン交換回収 と高減容ガラス固化(3) 亜臨界処理水からの Cs 選択 回収による Cs ガラス固化. 第6回環境放射能除染研 究発表会要旨集, S8-3, p.36 (2017).
- 20) 稲葉優介、山下健仁、原 卓飛、針貝美樹、高橋秀治、 竹下健二、堀内伸剛,近沢孝弘:機能性多孔質ガラス によるセシウムの選択的回収及び固定化.第7回環境 放射能除染研究発表会要旨集,S2-2, p.6 (2018).
- 21) 笠原 勝, 高橋寛昭, 栄 一雅, 丸田俊久:都市ごみ焼 却飛灰の水洗脱塩によるセメント原料化. 秩父小野田

研究報告, 49 (2), 129-138 (1998).

22) 石森洋行,遠藤和人,山田一夫,山田正人:放射能汚 染飛灰セメント固型化物内部における無機物質の動態 解明. 第28回廃棄物資源循環学会研究発表会予稿 集,D7-9,pp.471-482 (2017).

23) T. Sekito, Y. Dote, H. Sakanakura, K. Naklamura:

Characteristics of element distribution in an MSW ash melting treatment system. *Waste Manage.*, **34**, 1637–1643 (2014).

2019 年 8月28日受付 2019 年 11月 8日受理

# 和文要約

福島第一原発事故に由来する放射性セシウムに汚染された廃棄物や除去土壌のうち、除染特別地域内の仮設焼却炉などから 発生する焼却残渣に対しては、熱的に溶融して放射性セシウムを揮散させる熱処理が2020年3月から開始される。その生成物 であるスラグは放射能濃度が低く再生利用が想定されているが、副産物である飛灰は放射能濃度が高く、最終処分に向けた様々 な研究開発が進められている。ところがその処分方法は未定であり、飛灰をさらに減容化する場合の処理技術や生成物の処分 方法を検討するためには、プロセス全体での発生物の物量と放射能濃度を定量的に把握する必要がある。そのため、熱処理と 飛灰洗浄を含む減容化プロセスのマスバランスの計算方法を開発した。例として、3.3万Bq/kgの焼却残渣46万tを処理対象物 として試算したところ、1500万Bq/kgの廃棄体920tが得られ1/500の減量化となった。一方、熱処理から1,400Bq/kgのス ラグ56万t、洗浄処理から2.0万Bq/kgの洗浄残渣3.6万t、吸着処理から260Bq/Lの洗浄廃液が58万t発生した。また、 洗浄残渣と洗浄廃液については放射能濃度の仮の目標値をそれぞれ8,000Bq/kg、90Bq/Lとすると、Cs溶出率99%、Cs吸 着率99.6%が必要との結果が得られた。

# ÷₽₽₽₽÷*∅*÷₽₽₽₽≠*∅*÷₽₽₽₽*÷∅*÷₽₽₽₽₽*↓*+₽₽₽₽₽

