## Investigation of the Behavior during Incineration of Cesium Adsorbed in Vegetation Waste

崔		原	栄	技術開発本部基盤技術研究所熱 	博士(工学)
伊	藤	隆	政	技術開発本部基盤技術研究所熱 · 流体研究部	博士(工学)
熊	谷	安	造	技術開発本部基盤技術研究所熱 · 流体研究部	
須	$\mathbb{H}$	俊	之	技術開発本部基盤技術研究所熱 · 流体研究部	課長 博士(工学)
野	瀬	裕	之	技術開発本部基盤技術研究所応用理学研究部	博士(工学)

原子力発電所の事故によって流出した放射性セシウムが草木に付着および吸収され、その除染が問題になっている.本研究では、汚染されたこれらの廃棄物の焼却処理過程において放射性セシウムがどのような挙動を示すかについて実験を行った.本研究では非放射性の塩化セシウム(CsCl)を吸着させた植物試料(ヒマワリ・木質ペレット)を、ラボスケールの流動層を用いて燃焼させ、飛灰・主灰へのセシウムの移動特性を探った.実験結果、試料に吸着させたセシウムの約 30%は燃焼器に残留した主灰へ、約 70%は排気ガスと一緒に排出された飛灰へ移動した.飛灰の量は全灰の 20%未満であるため、飛灰のセシウム濃度は主灰の約 10 倍ほど高くなることが分かった.この結果は、灰の種類によって放射能濃度が変わるため、最終処理方法に留意する必要があることを意味する.

The decontamination of wood and grass contaminated by radioactive cesium released after a nuclear power plant accident is a significant problem. During this research, the behavior of radioactive cesium during incineration was investigated experimentally. Non-radioactive cesium chloride was adsorbed into sunflower and wood pellet samples, and was burned in a lab-scale fluidized bed combustor. Up to 70% of the cesium was transferred to fly ash, which is captured in the quartz filter of the exhaust line. The concentration of cesium in the fly ash is 10 times greater than in the bottom ash, as the amount of fly ash makes up approximately 20% of the entire ash content. Careful management is vital when handling and disposing of fly ash generated from the incineration of vegetation waste.

## 1. 緒 言

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震に 伴う原子力発電所の事故によって、セシウム(Cs)などの 放射性物質が流出した。特に放射性セシウム(Cs)などの なかで揮発性が高いため、流出量が多い<sup>(1)</sup>.さらに、 Cs-137の場合、半減期が約30年であるため、放射能に よる環境への影響は長時間持続される<sup>(1),(2)</sup>.放射性セ シウムは、降雨、降雪に伴って植物に付着し、また水溶性 であるため、土壌と河川へ移動し草木に吸収される。

草木に付着および吸収された放射性セシウムの処理方法 の一つとして焼却による減容化が検討されている.しか し、主な Cs 化合物の融点は 600℃程度であり、これは一 般的な焼却温度よりも 300℃程度低く<sup>(3),(4)</sup>、放射性セ シウムが揮発するため、大気へ拡散させないような対応が 求められる.第1図にセシウム(Cs)化合物とその融点、 沸点の比較を示す.

本研究では非放射性の塩化セシウム (CsCl)を吸収させ





た植物試料をラボスケール流動層で燃焼させ、主灰・飛灰 へのセシウムの移動特性を実験で明らかにした.

## 2. 実験方法

#### 2.1 実験装置

本研究で使用したラボスケール流動層実験装置の構造を 第2図に示す. 燃焼器として内径 26 mm, 長さ 550 mm の石英管を用い, 管の外部を透明電気炉(ヒータ)に よって加熱した. 管の内部はアルミナボールと流動媒体の 砂(けい砂)100gをあらかじめ充填しておいた.

流動化ガスおよび燃焼用空気として,管の下から空気を 供給した.燃料の植物試料は管の上から断続的に供給し た.排気ガスは円筒ろ紙・洗浄瓶・除湿瓶・排ガス分析器 を経由して系外に排出した.

## 2.2 植物試料の準備

本研究では試料としてヒマワリと木質(針葉樹)ペ レットを利用した. 第1表に熱天秤で測定した乾燥前の 各試料の水分・可燃分・灰分の割合を示す.

あらかじめ乾燥・粗粉砕した植物を塩化セシウム (CsCl)溶液に含浸し,吸収させた.再度試料を乾燥する と溶媒が蒸発し,試料に塩化セシウムが残る.ヒマワリの 場合は溶媒として水溶液を用いたが,木質ペレットは膨潤 を防ぐためメタノール溶液を使用した.ただし,メタノー ルに対する塩化セシウムの溶解度は水に比べて 10 倍以上 低いため,1 回の含浸で吸収されたセシウムの量が少なく, 上記の過程を繰り返した.**第3 図**に塩化セシウムを吸収 させた植物試料の様子を示す. 2.3 実験条件·方法

第2表に実験条件を示す.パラメタとして空気流量と 炉内温度を変化させ、最大4ケースの実験を行った.空

**第1表** 各試料の水分・可燃分・灰分の割合 **Table 1** Thermogravity analysis of the samples

44	42	割 合 ( wt%)				
茚凡	邗	水分	可燃分	灰 分		
ヒマ	ワリ	89.13	9.26	1.61		
木質ペ	レット	13.31	80.61	6.08		

(a) ヒマワリ

(b) 木質ペレット





#### 第3図 植物試料の様子 Fig. 3 Sunflower and wood pellet sample

	第	2	表	実験条件
Fable	2	E	Ixpe	riment conditions

$U_0/U_{mf}$			$3.5 \sim 4.0$		$1.8 \sim 2.0$	
炉内温度(℃)			550	850	550	850
4=	料	ヒマワリ	0	0	0	0
茚八		木質ペレット	0	0	-	-



Fig. 2 Schematics of lab-scale fluidized bed combustor (unit : mm)

気流量については流動層の主要なパラメタである空塔速度 ( $U_0$ )と最小流動化速度( $U_{mf}$ )の比率( $U_0/U_{mf}$ )で表した.

各ケースにおいて試料は約6gを燃焼器内に投入した. 試料の急激な燃焼を防ぐため1回の投入量は0.2~0.4g に設定し,着火後排気ガス中の酸素濃度が20%以上に なったことを確認したうえ,次の分を投入した.

灰は,排気ガスと一緒に排出される飛灰と流動層の中に 残る主灰に分離した.飛灰量は円筒ろ紙で捕集された灰量 とし,投入した試料の灰分量から主灰の量を逆算した.

主灰・飛灰・洗浄水中に残留したセシウムは, 誘導結合 プラズマ発光分光分析装置 (ICP-AES: Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy ) を用いて測定した.

#### 3. 結果および考察

#### 3.1 灰の生成特性

第4図に円筒ろ紙に捕集された飛灰の割合を示す.植物の種類にかかわらず,高温場(900℃付近)においては飛灰量の割合は全灰量の20%程度となり,より低温での結果(60~80%)に比べて低いことが分かる.また,高温の場合,主灰が凝集し流動媒体であるけい砂よりも大きな粒子を形成することが分かった.凝集した灰の様子を第5図に示す.この現象は低温で燃焼した主灰では発生しなかった.高温場では灰の凝集によって灰の飛散が抑制され,飛灰の割合が減ると考えられる.

一方, U<sub>0</sub>/U<sub>mf</sub> による確認では, 飛灰の割合は大きく変 化しなかった. この結果は飛灰の生成量に対して炉内温度 の影響の方がより大きいことを意味する.

### 3.2 セシウムの移動特性

第6図に飛灰へのセシウム移動率(飛灰に移動したセ





第5図 凝集した主灰の様子 Fig. 5 Agglomerated bottom ash in the combustor



シウム量の割合)を示す.飛灰の生成量とは対照的に, 温度が高くなるほど飛灰へのセシウム移動量は増加した. 特にヒマワリの場合,最大 70%のセシウムが飛灰へ移動 したことが分かる.高温によってセシウムが揮発しやすく なることが原因と考えられる.また,高温場では流速の増 加によって,飛灰へのセシウム移動率が増加することも確 認された.上記の結果は,焼却温度と流動状態を変化させ ることで,主灰と飛灰のセシウム濃度を制御できる可能性 を表している.

一方,洗浄水からはセシウムは検出されなかった.本 研究で使用した円筒ろ紙の最小空隙は 0.3 µm 以下である が,同等性能のフィルタ装置によって,セシウムが焼却処 理システム系外に排出されることを相当防ぐことが可能で ある.

## 3.3 焼却による放射性セシウムの移行挙動

実験結果から予測される,植物廃棄物の焼却処理にお ける放射性セシウムの移動(各段階の濃度予測値)挙動 を第7図に示す.仮に,植物の放射能濃度を X Bq/kg と



**第7図** 植物廃棄物の焼却処理における放射性セシウムの移動 (予測値)

Fig. 7 Transfer of radioactive cesium through incineration of vegetation waste

すると, 飛灰の放射能濃度は約 219X Bq/kg, 主灰は約 23X Bq/kg となり, 飛灰における放射性セシウムの濃度は 主灰の約 10 倍に達すると予想される. また, この結果は 災害廃棄物焼却時の傾向とほぼ同様になった<sup>(5)</sup>.

本結果は焼却手法や温度などの運転条件によって変化す るものと考えられるが、このような放射性セシウムの移動 挙動を考慮したうえでの焼却炉運転条件の設定や灰の管理 が重要である。

# 4. 結 言

本研究では、草木系廃棄物に付着した放射性セシウムの 挙動を確認するため、非放射性塩化セシウム(CsCl)を吸 収させた植物試料をラボスケール流動層で焼却した、焼却 実験後の流動層主灰、飛灰、排ガス洗浄水を ICP-AES を 用いて分析することによって、それぞれのセシウム含有量 を計測した.

本実験においては飛灰のセシウム濃度は主灰の約 10 倍 になり,飛灰の方が,より濃縮しやすくなることが分かっ た.また,移行率は温度や空塔速度などの運転条件を変え ることで変化することが分かった.主灰や飛灰の管理に当 たっては,このようなセシウムの移動挙動を考慮すること が重要である.

## 参考文献

- (1) D. A. Close and W. E. Draper : On-line, Real-time Measurements of Decontamination Factors for a Lowlevel Waste Incinerator Nuclear Instruments and Methods in Physics Reserch Vol. 201 Issues 2 - 3 (1982.10) pp. 451 - 456
- (2) M. Dubourg : Chernobyl-a solution for the clean up of highly contaminated forests and woodlands Nuclear Engineering and Design Vol. 166 No. 1 (1996.10) pp. 109 - 115
- (3) H. Miyazaki, K. Tanimoto, H. Wakui, K. Osada and F. Ishikawa : Demonstration Test of "Multi-Purpose Incinerating Melter System" Journal of Nuclear Science and Technology Vol. 31 No. 3 (1994. 3) pp. 240 - 247
- (4) M. Valkiainen and M. Nykyri : Incineration of Ion-exchange Resins in a Fluidized Bed Nuclear Technology Vol. 58 No. 2 (1982. 8) pp. 248 – 255
- (5) 廃棄物資源循環学会:災害廃棄物の燃焼試験に関する報告書 2011 年 8 月