

ゴミ焼却時における放射性セシウムの排ガスへの漏れ： 精密測定法およびベイズ統計による回収率の評価

岩見億丈^a、笹井康則^a、永田文夫^b

^a 岩手県宮古市 ^b 岩手県盛岡市

Radioactive cesium leakage through bag filters as the grasses contaminated by the fallout from Fukushima Daiichi are incinerated: evaluation with precise measurement and Bayesian statistics.

Okujou IWAMI, Ph.D.^a, Yasunori SASAI^a and Fumio NAGATA^b

^a Miyako Japan, ^b Morioka Japan

Abstract The leakage of incinerated radioactive cesium through bag filters is evaluated with the data which were obtained by the precise measurement. With Bayesian approaches, the cesium recovery ratio into the ashes is calculated by regression model. It is estimated that 16% of the radioactive cesium in the grass was not recovered. The data confirmed the previous report which showed about 20% radioactive cesium leaked into the atmosphere through bag filters. Reviewing papers suggests that the poor recovery ratio is due to the existence of the fine particles with a diameter of less than $0.1 \mu\text{m}$ which are generated in incinerators.

This article is published with open access at “Reprocessing of nuclear fuel, Iwate environment & Radioactive waste” <http://sanriku.my.coocan.jp> 5 January 2014

要旨

2013年2月に、宮古市が放射性物質に汚染された農林業系副産物の試験焼却を4日間行った際に得られた、ゲルマニウム半導体検出器を用いた放射能濃度値から、放射性セシウムの焼却灰中回収率を算出した。ベイズ統計による直線回帰モデルの傾きから回収率を算出すると、焼却された牧草に含まれた放射性セシウムの84%が灰に残り、16%は大気に排出されていると推定される。この結果は、NaIシンチレーションスペクトロメーターによる簡易測定法の結果とほぼ一致し、焼却炉で発生した非常に小さい微粒子状態の放射性セシウムをバグフィルターが十分除去できていないことが再確認された。文献的考察から、ゴミ焼却時に発生する粒径 $0.1 \mu\text{m}$ 以下の超微小粒子の存在が回収率を低下させる要因である可能性を指摘した。

はじめに

笹井らは、宮古市で行っている「放射性物質に汚染された農林業系副産物の焼却処理」に伴う放射性物質の収支を解析し、19%の放射性セシウムが焼却後の灰に回収されておらず、この19%の放射性セシウムはバグフィルターを通り抜け、大気中に漏出したと考えられると報告している[1]。これはNaIシンチレーションスペクトロメーターによる簡易測定法の精度と妥当性を検証し、簡易測定法の放射性物質濃度値から漏出率を求めた報告である。今回、我々は、ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定した放射性物質濃度に基づき放射能に汚染された農林業系副産物焼却に伴う大気への放射能漏出率を評価した。

目的

精密測定法によるデータから放射性物質の収支を解析し、ゴミ焼却施設から排気ガス中に放出された放射性物質量を評価し、笹井らの報告との整合性を調べる。また、ベイズ統計により、一般ゴミ中の放射性物質濃度の変動を考慮した回帰モデルを用いて、焼却灰への放射性物質回収率の確率分布を求める。

方法

宮古市が住民に公開してきた資料、および、情報開示請求により得られた資料に基づき、焼却前後の放射性物質の収支を計算した。解析に用いたデータは、2013年2月27日、宮古市住民説明会で公表された試験焼却の結果と、宮古地区広域行政組合公表の放射性濃度等モニタリング結果である[2,3]。焼却物全重量、および、主灰と飛灰の重量のデータは情報公開請求による[4,5]。測定物重量と放射能濃度を表1, 2に示す。提示したデータの測定は、すべてゲルマニウム半導体検出器を用いている。同市ゴミ焼却施設における一日の最大処理能力は、炉数1機の場合には93ton、炉数2機の場合には186tonである。焼却炉は流動床式で、焼却温度は800℃から850℃となっており、集塵器はバグフィルターを使用している。焼却は週明けの午前10時前後から行われ、週末の午前8時前後で終了する。1号炉および2号炉から出た灰は、ともに一箇所の回収容器に集められている。

表1 対象物中放射性セシウム濃度と焼却量

2013年 月日	1号炉				2号炉			
	Cs134濃度 Bq/kg	Cs137濃度 Bq/kg	対象物重量 kg	焼却全重量 ton	Cs134濃度 Bq/kg	Cs137濃度 Bq/kg	対象物重量 kg	焼却全重量 ton
2月5日	500	860	970	88.27	390	730	1100	97.69
2月6日	520	900	1320	89.86	600	1100	1140	98.25
2月7日	381	694	1760	94.07	400	737	1760	97.90
2月8日	398	687	1760	92.43	395	700	1800	89.71

宮古市 H25 年 2 月 27 日住民説明会資料[2]、および、ごみ焼却施設ごみ処理実績表[4]に基づく。ゲルマニウム半導体検出器による濃度測定である。

表2 焼却後灰中放射性セシウム濃度と灰重量

2013年 月日	Cs134濃度Bq/kg		Cs137濃度Bq/kg		重量ton	
	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰
2月5日	ND	88	ND	130	5.44	12.45
2月6日	ND	93	13	170	3.29	15.11
2月7日	ND	100	17	200	3.76	17.54
2月8日	13	110	20	200	5.63	15.74

資料[2]、および、焼却灰等運搬業務月報[5]に基づく。ゲルマニウム半導体検出器による濃度測定である。NDは測定限界以下（10Bq/kg以下）であることを示す。

笹井らと同様に、一般ゴミ焼却灰中の放射性物質濃度は、2013年1月25日から2013年7月31日までデータ5組から決定する[1]。セシウム137の半減期は30.1年、セシウム134の半減期は2.06年であり、これら5組のデータを減衰率： $0.5^{(\text{期間}/\text{半減期})}$ により補正した2013年2月6日における一般ゴミに由来するセシウムの飛灰中濃度を求め、その平均値、標準誤差、95%信頼区間（t分布による）を算出し、表3に示す。

	Cs137濃度	Cs134濃度
2013年1月25日	54.0	23.7
2013年2月1日	57.0	26.9
2013年2月4日	47.0	27.9
2013年5月30日	58.4	33.3
2013年7月31日	65.7	35.3
平均値 Bq/kg	56.4	29.4
標準誤差	3.0	2.1
95%上限値 Bq/kg	64.9	35.3
95%下限値 Bq/kg	48.0	23.5

表3

放射性物質の減衰補正をし、2013年2月6日の濃度に換算した一般ゴミ焼却時の飛灰中放射性セシウム濃度（単位 Bq/kg）

ゲルマニウム半導体検出器を用いたモニタリング結果[3]に基づく。

回収率計算方法は以下である。主灰中の対象物由来放射エネルギーは、飛灰中の対象物由来放射エネルギーと一般ゴミ由来放射エネルギーの比を使って求める。

A：対象物中放射エネルギー：対象物重量×対象物中放射エネルギー濃度

B：飛灰中放射エネルギー：飛灰重量×飛灰中放射エネルギー濃度

C：主灰中放射エネルギー：主灰重量×主灰中放射エネルギー濃度

D₁：焼却ゴミ重量（対象物混合後）

D₂：対象物重量

D： $(D_1 - D_2) / D_1$

e：一般ゴミ焼却時飛灰中濃度

E：一般ゴミ由来飛灰中放射エネルギー

F：対象物由来飛灰中放射エネルギー

G：対象物由来主灰中放射エネルギー

R：放射エネルギー回収率

$$E = \text{飛灰重量} \times eD$$

$$F = B - E$$

$$G = C(F/B)$$

$$R = (F + G)/A = (B - E)(1 + C/B)/A$$

対象物中放射エネルギーは、1号炉と2号炉に投入された対象物中放射エネルギーの合計である。焼却ゴミ重量と対象物重量も同様である。表2におけるNDの値は、次のようにして数値を割り当てた。主灰ならびに飛灰中放射能濃度が測定された3日間で4つのデータより、主灰中濃度と飛灰中濃度の比を求め、その平均値0.095を得る。この平均値を飛灰中濃度に乘じて主灰中濃度とする。ただし、算出値が10Bq/kg以上の場合には、濃度値9.9を当てる。この方法で得た主灰中濃度を表4に示す。表4の値を用いて回収率を計算した。

ベイズ統計によるMCMC法はWinBUGSを用いて行った[6]。

2013年 月日	Cs134 Bq/kg	Cs137 Bq/kg
2月5日	8.4	9.9
2月6日	8.8	13
2月7日	9.5	17
2月8日	13	20

表4 補正主灰中放射性セシウム濃度

主灰中濃度と飛灰中濃度の比、0.095によるND値の推定値。

結果

日々の回収率値とその平均値、および、4日間に焼却された総放射エネルギーに対する回収率値を表5に示す。表5の95%上限下限値は、表3の一般ゴミ焼却時の飛灰中放射性セシウム濃度の下限上限値を用いて算出した値である。セシウム134の回収率は85.9%で、セシウム137の回収率は84.4%、2つの同位体の対象物中放射エネルギーで加重した平均回収率は84.9%である。

表5 放射エネルギー回収率

2013年 月日	Cs134			Cs137		
	最尤推定値	95%上限	95%下限	最尤推定値	95%上限	95%下限
2月5日	83.6%	91.8%	75.3%	58.3%	64.9%	51.7%
2月6日	72.0%	78.5%	65.4%	71.9%	77.2%	66.7%
2月7日	92.6%	100.2%	85.1%	102.5%	108.4%	96.6%
2月8日	94.3%	101.1%	87.6%	95.5%	101.0%	90.0%
4日間平均	85.6%	92.9%	78.4%	82.1%	87.9%	76.3%
総量回収率	85.9%	93.1%	78.7%	84.4%	90.1%	78.7%

次にベイズ統計を用いて回収率の確率分布を求める。

bを飛灰中放射能濃度と定義すると、 $R = (B - E)(1 + C/B)/A$ より、

$$b/D = e + R \times Ab / [(B+C)D]$$

という式が得られる。これは、一般ゴミ由来の灰に放射能がすべて移行したと考えて、一般ゴミの飛灰重量に換算したとき、放射能濃度が対象物を焼却することにより、どれだけ上昇するかを示した式である。従って、 $Ab / [(B+C)D]$ を説明変数、 b/D を目的変数にして、回帰分析を行えば、回帰直線の傾きが回収率 R を、 y 切片の値が一般ゴミ焼却時飛灰中放射能濃度 e を与える。用いたベイズ統計モデルは以下であり、一般ゴミ焼却時飛灰中放射能濃度 e には、表 3 のデータから求まる確率分布 $N(m, \sigma^2)$ を事前分布として与える。

$$X : Ab / [(B+C)D]$$

$$Y : b/D$$

$$e \sim N(m, \sigma^2)$$

$$y_i = e + R x_i + \delta_i$$

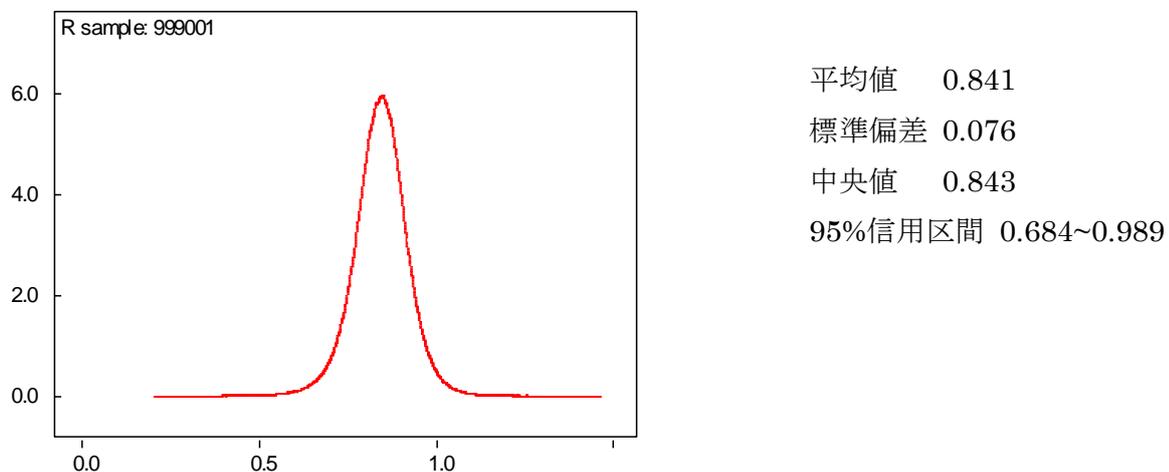
$$\delta_i \sim N(0, \sigma^2)$$

$$y_i \sim N(\mu_i, \sigma^2)$$

$$\mu_i = e + R x_i$$

WinBUGS による無情報事前分布を用いた MCMC 法の R の事後分布は、セシウム 134 が平均値 0.836、標準偏差 0.114、中央値 0.843、95%信用区間 0.616~1.019 であり、セシウム 137 が平均値 0.784、標準偏差 0.201、中央値 0.808、95%信用区間 0.194~1.093 である。セシウム 134 で得られた R の事後分布を、セシウム 137 の R の事前分布にして、MCMC 法をおこなうと、 R の事後分布は平均値 0.834、標準偏差 0.079、中央値 0.833、95%信用区間 0.677~0.991 である。逆に、セシウム 137 で得られた R の事後分布を、セシウム 134 の R の事前分布にして MCMC 法を行っても結果はほぼ同じで、事後分布は、平均値 0.841、標準偏差 0.076、中央値 0.843、95%信用区間 0.684~0.989 であり、 R の確率分布は図 1 の通りである。したがって、ベイズ統計による回収率の推定値は平均値が 84% であり、その 95%信用区間は 68%~99% である。

図 1 4 日間の試験焼却時、放射能回収率の確率分布



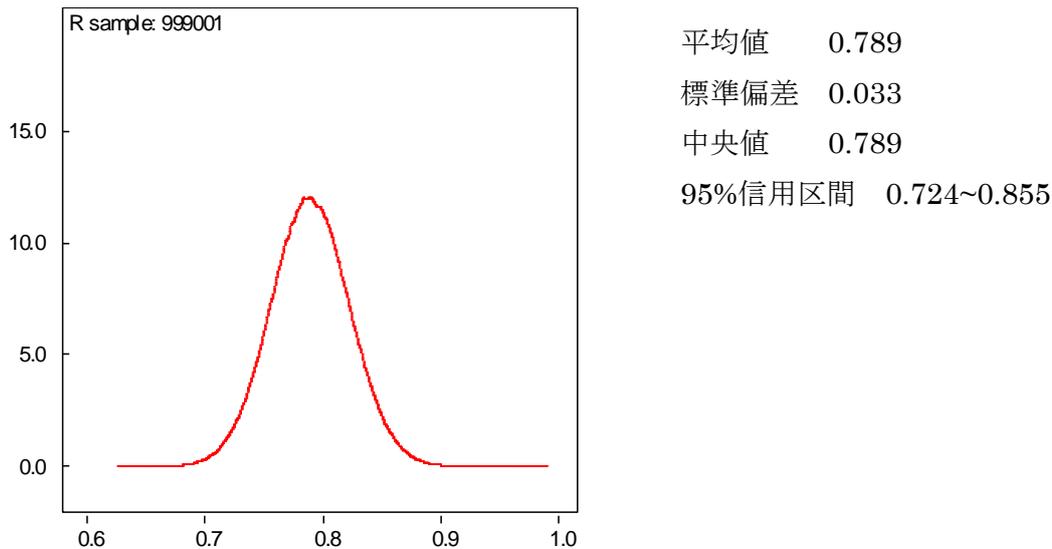
考察

笹井らが報告した本格焼却時の灰中放射能回収率と比べると、4日間の試験焼却時には日々の回収率値の変動が小さい。これはサンプリングが丁寧に行われたことと、精密測定法によって濃度が測定されていることによるものと考えられる。検査日が4日と少ないために、MCMC法で計算された信用区間の幅は大きい。回帰モデルによる回収率の最尤推定値は84%であり、代数的に求めた回収率84.9%とほぼ一致する。

笹井らは本格焼却処理中の主灰中放射能濃度を精密測定値と簡易測定値の結果から推定した[1]。主灰濃度の飛灰濃度に対する割合、すなわち、方法で算出した0.095を用いて、飛灰濃度から主灰濃度を決定し、笹井らの報告データの放射能回収率を再計算する。総量で見た回収率はセシウム137が80.5%、セシウム134が84.7%、対象物放射エネルギーでの加重平均値81.9%となり、笹井らの報告よりやや回収率が高くなっている。これは主灰中放射エネルギーの評価値が高くなったため、全灰放射エネルギーに占める主灰放射エネルギーの割合は2.34%である。

笹井らが最終の集計に用いた簡易測定27日分について、同様にMCMC法を無情報事前分布で行ったRの事後分布は、セシウム134が、平均値0.798、標準偏差0.0487、中央値0.798、95%信用区間0.703~0.895であり、セシウム137が、平均値0.779、標準偏差0.0466、中央値0.779、95%信用区間0.688~0.871である。MCMC法によるeの事後分布の平均値は、セシウム134が31.0、セシウム137が57.9となり、事前の平均値29.4、56.4より約1.5高値であり、確率分布も同様に右方移動している。これは回帰モデルの線形を示す確率分布により、MCMC法のサンプリングの影響を受け高値になったものである。直線性を重視するのであれば、eの事後分布が回帰モデルに適合する一般ゴミ中濃度の確率分布である。また、あくまでeの事前分布が保たれることを重視するのであれば、MCMC法を行うときのeの事前分布の平均値を約1.5小さくすればよい。以下では直線性を与える確率分布を重視する立場で評価を行うが、新たにMCMC法を行う際には、eの事前分布は $N(m, \alpha^2)$ に再設定する。セシウム134で得られたRの事後分布を、セシウム137のRの事前分布にしてMCMC法を行うと、Rの事後分布は、平均値0.789、標準偏差0.033、中央値0.789、95%信用区間0.724~0.855である。確率分布を図2に示す。逆に、セシウム137で得られたRの事後分布を、セシウム134のRの事前分布にしてMCMC法を行ったRの事後分布は、平均値0.789、標準偏差0.033、中央値0.789、95%信用区間0.724~0.854である。したがって、ベイズ統計による回帰モデルで評価した簡易測定27日分の回収率は、最尤推定値である平均値が79%であり、95%信用区間は72%~86%である。4日分の精密測定法と27日分の簡易測定法の放射能回収率結果は、ほぼ一致し再現性が得られており、宮古市の焼却施設における放射性セシウムの漏出率は16%から21%の間にあると推定される。

図2 27日間の牧草焼却時、放射能回収率の確率分布（簡易測定法による）



これまで報告されてきた焼却炉におけるバグフィルターの放射性物質除去率について、その測定法が粒径 $0.3 \mu\text{m}$ 以下の粒子中放射能を正確に測定していない問題があることは、笹井らが既に指摘したとおりである[1]。Linak らは、焼却炉中で一度気体状になった放射性物質は、しばしば $0.1 \mu\text{m}$ 以下の超微小粒子になり、どんな最新の除去方法を用いても、効率よく回収することは困難であると述べているが、 $0.1 \mu\text{m}$ 以下の超微小粒子の具体的な回収率の記載はない[7]。Roed らはチェルノブイリ原発事故により放射能に汚染されたベラルーシで、バイオマスおよび森林ゴミの焼却実験を行った[8]。焼却温度 1150°C での焼却時、サイクロンとバグフィルターにより、排ガス中セシウム 137 の 99.5%が除去されたと要約し報告している。しかし、選別されたデータに基づいて算出したバグフィルターの飛灰除去率は、集塵ろ紙による測定で 99.2%、カスケードインパクトによる測定で 98.5%、レーザースペクトロメトリーによる測定で 91.7%とも報告している。彼らの報告には、集塵ろ紙の性能が記載されておらず、どれくらい小さい粒子まで測定し除去率を算出したのか不明であり、また、現在、集塵ろ紙によりサンプルできる粒子は $0.1 \mu\text{m}$ 前後が限度である。くわえて、カスケードインパクトによる測定は、その測定原理を考慮すると、密度が小さい超微小粒子を捕捉検出する信頼性は低い。

非放射性のセシウム 133 を用いて、セシウムの灰中回収率を調べる実験をすれば、バグフィルターの性能に関する不要な議論を避けることができるだろう。セシウムは地殻中に平均およそ 3 ppm の濃度で存在していると考えられているが、ポルサイト鉱山やセシウム化合物を使う電子産業周辺以外の環境では通常検出されないと考えられている。一般ゴミ焼却時の灰中セシウム 133 の濃度を原子吸光法で測定し検出されないことを確認し、その後、焼却ゴミの中に試薬の塩化セシウムを加え、灰中に残存するセシウムを原子吸光法で測定すれば簡単に回収率を求めることができる。原子吸光法によるセシウムの測定限界は 0.1ppm 前後であるので、回収率 100%を仮定し、その百倍の 10ppm の原子吸光用液体資料ができるように焼却炉に加えるセシウムの量を決めればよいのである。

Roed らのベラルーシにおける焼却実験から排ガス中の粒径分布を考察する。報告中の appendix E にある table E-1 中の 9:38am~9:53am 間に測定された 11 組のレーザースペクトロメトリーによる、サイクロン通過後バグフィルター通過前の粒径分布の平均値のデータ (表 7) から、粒径 $1\mu\text{m}$ 以下のデータで階級幅 $0.05\mu\text{m}$ の粒子分布を求め、粒子個数を自然対数変換して (表 8)、回帰分析を行う。

表 7 レーザースペクトロメトリーによるバグフィルター前、排ガス中粒子分布

粒径 μm	0.2-0.25	0.25-0.3	0.3-0.4	0.4-0.5	0.5-0.7	0.7-1.0	1.0-2.0
計測数	164197	52503	20140	14604	2013	1080	282

Roed らの報告中の TableE-1 の 11 組のデータの平均値 [8]

粒径 μm	粒径中央値 μm	計測個数	Ln(個数)
0.2-0.25	0.225	164197	12.0
0.25-0.3	0.275	52503	10.9
0.325-0.375	0.350	10070	9.2
0.425-0.475	0.450	7302	8.9
0.575-0.625	0.600	503	6.2
0.825-0.875	0.850	180	5.2

表 8 表 7 の粒径 $1\mu\text{m}$ 以下のデータを階級幅 $0.05\mu\text{m}$ に換算

表 8 の粒径中央値を説明変数、Ln(個数)を目的変数にすると、相関の有意性： $P=0.002$ 、相関係数 0.96 、寄与率 0.93 、回帰式 $\text{Ln}(\text{粒子数}) = 13.7 - 10.8 \times (\text{粒子径 } \mu\text{m})$ である。従って、粒径 $1.0\mu\text{m}$ 以下の粒子に対し、存在粒子個数は、 $0.05\mu\text{m}$ の区間に対して式 $\text{粒子数} = e^{[13.7 - 10.8 \times (\text{粒子径 } \mu\text{m})]}$

により推定でき、この式を用いて算出した階級幅 $0.05\mu\text{m}$ で分けした粒子径 $0 \sim 1\mu\text{m}$ までの排ガス中粒子の相対体積分布を図 3 に示す。

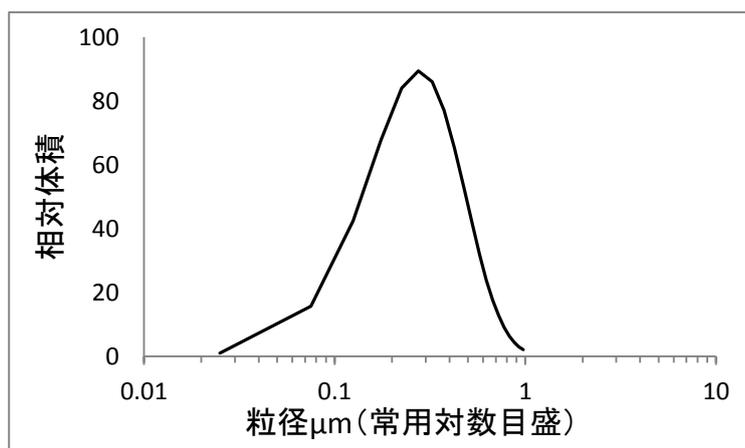


図 3 レーザースペクトロメトリーによる測定粒子数から算出した、バグフィルター通過前の排ガス中粒子の体積分布
Roed らの報告に基づく [8]。

大気中に存在する粒子状物質の研究は、1970 年代、Whitby らにより大きな成果を上げた [9]。Whitby は大気中に浮遊する粒子状物質を 3 つの形態に分類している。(A) 核形成モード；粒子径の体積による幾何平均値 $0.015 \sim 0.04\mu\text{m}$ 。(B) 蓄積モード；粒子径の体積による幾何平均値 $0.15 \sim 0.5\mu\text{m}$ 。(C) 粗大粒子モード；粒子径の体積による幾何平

均値 $5\sim 30\ \mu\text{m}$ 。環境省による微小粒子状物質健康影響評価検討会の報告書には、Whitbyらの報告を基に、大気粒子の粒径分布と組成の典型例が図4のように記載されている[10]。

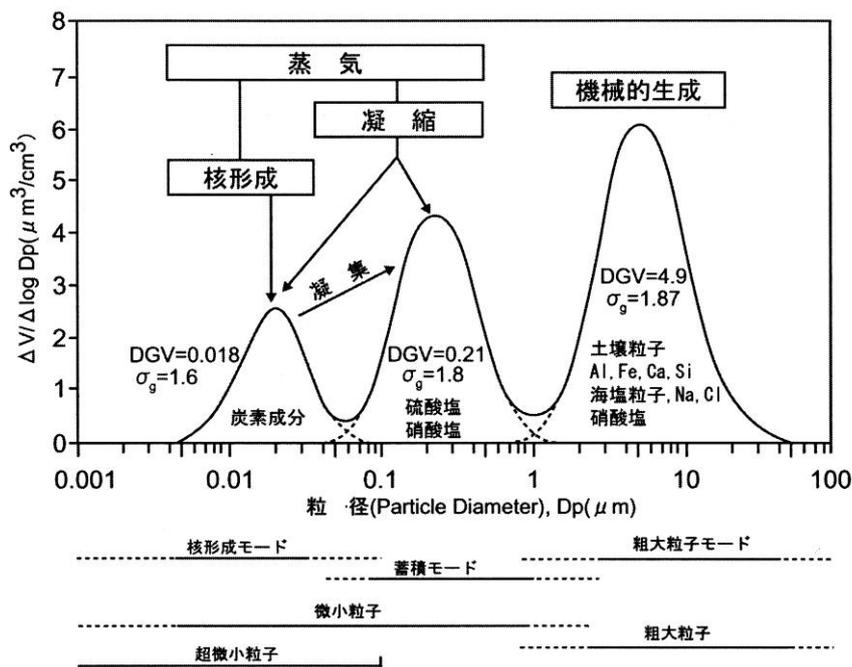


図 2.1.2 大気粒子の粒径分布及び代表的な組成例
(Whitby (1978)に基づき作図)

図 4

大気粒子の粒径分布

環境省 微小粒子状物質健康影響評価検討会報告書
平成 20 年 4 月より転載[10]

図 3 に示した焼却炉でのサイクロン通過後バグフィルター通過前の排ガスをレーザースペクトロメトリで測定した粒子体積分布と、図 4 の蓄積モードにおける粒子体積分布とは完全といえるほど一致する。大気粒子の生成過程等は表 9 のように考えられており、放射性物質を含む対象物を焼却する際にも、同様の機序により粒子分布が決定されると考えてよい[10,11]。Roed らによる排ガス中粒子のカスケードインパクターによる測定結果の詳細を調べると、蓄積モードと粗大粒子モードのピークは明らかに認められ、一部のデータで核形成モードのピークも認められている。図 4 の基になった Whitby らのデータグラフより体積を読み取り集計すると、測定された全粒子の体積のうち、 $0.1\ \mu\text{m}$ 以下の粒子の体積は約 19%である[9]。この数値は宮古市の焼却炉から漏出している放射性セシウムは、核形成モードに分布する超微小粒子状の放射性セシウムと、蓄積モードに分布する粒径 $0.1\ \mu\text{m}$ 以下の微小粒子状の放射性セシウムとの合計であることを示唆している。また、福島県鮫川村で行われた環境省による実証事業の確認運転結果の放射性セシウムの回収率が 75%以下と低いのは、実験焼却炉の規模が宮古市の焼却炉の 20 分の 1 であり、粒子の凝集が進まないうちに排ガスがバグフィルターを通過したためであると考えられる[12]。

バグフィルター前後の放射性物質濃度で放射性物質除去率を検討するのであれば、エアロゾルエレクトロメーター (EAA)や走査式モビリティパーティクルサイザー (SMPS) 等も用いて、排ガス中粒子の粒径分布測定を行う必要がある。

表9 微小粒子と粗大粒子の比較

	微小粒子		粗大粒子
	超微小粒子	蓄積モード粒子	
生成過程		燃焼、高温処理、大気反応	大きな固体/小滴の破壊
生成方法	核形成 凝縮 凝集	凝縮 凝集 粒子内又は粒子上での気体の反応 気体が溶けて反応した霧と雲滴の蒸発	機械的崩壊（破碎、粉碎、表面の擦過） しぶきの蒸発 粉じんの浮遊 粒子内外の気体の反応
成分	硫酸塩 元素状炭素 金属化合物 大気温度での飽和蒸気圧がきわめて低い有機化合物	硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩、酸性大気粒子 元素状炭素 多岐にわたる有機化合物 金属：Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe等の化合物 粒子結合水	浮遊土壌や街路の粉塵 石炭、油、木材の非管理状態の燃焼によるフライアッシュ HNO ₃ /HCl/SO ₂ と粗大粒子の反応からの硝酸塩/塩化物/硫酸塩 地殻元素の酸化物 (Si, Al, Ti, Fe) CaCO ₃ 、CaSO ₄ 、NaCl、海塩 花粉、カビ、真菌孢子 植物や動物の断片 タイヤ、ブレーキパッド、道路摩耗破片
水への溶解度	おそらく蓄積モードより溶けない	きわめてよく溶ける、吸湿性、融解性	ほとんど溶けない、非吸湿性
発生源	燃焼 大気での SO ₂ と一部の有機化合物の変化 高温による変化	石炭、オイル、ガソリン、ディーゼル燃料、精錬・製鉄等の人為起源 生物由来有機物（例：テルペン）等の自然起源	工場のばいじんと道路や街路土壌の再浮遊 廃棄した土からの浮遊（例：農業、鉱山、舗装してない道路） 生物起源
大気中での半減期	数分から数時間	数日から数週間	数分から数時間
除去過程	蓄積モードに成長 雨滴に拡散	雲滴を形成し、雨を降らす 乾性沈着	落下による乾性沈着 雨滴による洗浄
移動距離	< 1 km から数 10 km	数 100 km から数 1000 km	< 1 km から数 10 km

出典：Wilson と Suh (1997)から引用和訳・一部修正

環境省 微小粒子状物質健康影響評価検討会報告書平成 20 年 4 月より転載[10]

Conflict of interest The authors declare that they have no conflict of interest.

Open Access This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License which permits any use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original authors and the source are credited.

文献資料

1. 笹井康則、岩見億丈、永田文夫. 宮古市「放射性物質に汚染された農林業系副産物の焼却処理」に伴う放射性セシウムの大気への漏出.
再処理／岩手の環境／放射性廃棄物 12 December 2013.
<http://sanriku.my.coocan.jp> 内
<http://sanriku.my.coocan.jp/Miyakoshoukyaku.pdf>
2. 宮古市産業振興部農林課 農林業系副産物の試験焼却の状況について
<http://www.city.miyako.iwate.jp/norin/shikensyokyaku.html> 内
H25年2月27日住民説明会資料.pdf
3. 宮古地区広域行政組合 放射性濃度等モニタリング結果 宮古清掃センター・焼却灰等
検査結果 <http://www.miyako-kouiki.jp/osirase/hai.pdf>
4. 宮古市 ごみ焼却施設ごみ処理実績表 平成25年2月。(情報開示請求)
5. 宮古市 焼却灰等運搬業務月報 平成25年2月。(情報開示請求)
6. Medical Research Council and Imperial College of Science, Technology & Medicine.
WinBUGS PACKAGE. <http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/welcome.shtml>.
7. Linak W, Wendt JOL, Kerstein AR, Scheele A, Pearlstein A. Isolation of metals
from liquid wastes: reactive scavenging in turbulent thermal reactors. Final
report US DOE. Project#:EMSP 60326. 14 September 2004.
8. Roed J, Andersson KG, Fogh CL et al. Power production from radioactively
contaminated biomass and forest litter in Belarus - Phase 1b. Risø National
Laboratory, Roskilde. Risø-R-1146(EN) March 2000.
9. Whitby KT. The physical characteristics of sulfur aerosols. Atmospheric
Environment. 1978;12:135-159. Proceedings of the International Symposium.
Dubrovnik, Yugoslavia. 7-14 September 1977.
10. 環境省 微小粒子状物質健康影響評価検討会報告書 平成20年4月
<http://www.env.go.jp/air/report/h20-01/index.html>
11. Wilson WE & Suh HH Fine particles and coarse particles: concentration
relationships relevant to epidemiologic studies. Journal of Air & Waste
Management Association. 1997;47:1238-1249.
12. 環境省指定廃棄物対策チーム 農林業系副産物等処理実証事業の確認運転結果
(全体報告) 平成25年8月6日
http://www.vill.samegawa.fukushima.jp/cms/data/doc/1375945306_doc_1_1.pdf