

が行われた。活性炭吸着塔は3系列（No.1～3）に分かれており、各系列に異なる4種類の活性炭を充填し、ある一定期間ごとに系列を変えて活性炭種類による水銀除去効果を測定した。充填活性炭には、薬品処理炭（MA-G）、石炭系活性炭（PG-1Z）、ヤシガラ活性炭（PG-1A）、バイオ炭（下水汚泥より作成）を用いた。活性炭吸着塔はヒーターで保温を行い、吸着反応塔壁面温度を薬品処理炭では55℃、石炭系活性炭では180℃あるいは250℃、ヤシガラ活性炭では180℃、バイオ炭では250℃に保った。実験中の実際の活性炭層温度については火葬炉の主燃焼炉に着火した後15-20分後の値を記録した。表B.2.3に、実験条件として、各火葬に対する活性炭種類、保温温度、活性炭層の温度を示した。

表 B.2.3 実験条件と活性炭層の温度

日時	No.1	No.2	No.3	使用系列	活性炭
3月5日	47.3	79.8	97.0	No.1(55℃)	薬品処理炭
3月7日	45.0	78.3	93.7		
3月9日	78.4	77.7	96.3		
3月10日	79.5	78.5	96.2	No.3(250℃)	バイオ炭
3月11日	78.1	76.9	95.7	No.1(180℃)	石炭系
3月13日	78.4	77.3	96.3		
3月14日	81.2	80.5	99.4		
3月16日	80.1	79.9	98.5	No.2(180℃)	ヤシガラ炭
3月17日	78.8	76.1	96.5		
3月18日	79.9	77.0	97.5		
3月19日	79.2	78.4	73.5	No.1(180℃)	石炭系
3月20日	79.4	80.5	97.9		
3月21日	79.2	80.5	98.4		
3月22日	80.2	79.8	98.4		
3月23日	80.5	76.5	95.0		
3月24日	113.0	78.0	97.0		
3月25日	113.9	84.4	103.0		
3月28日	111.7	77.2	97.7		
3月29日	111.3	77.2	95.8		
3月30日	115.5	82.5	100.3		
3月31日	114.5	79.3	98.8	No.1(250℃)	石炭系
4月1日	113.2	79.4	99.2		
4月2日	113.0	80.1	99.0		
4月5日	113.3	78.7	97.6		
4月6日	114.5	81.8	99.8	No.2(180℃)	ヤシガラ炭
4月10日	118.8	81.3	101.3		
4月11日	114.9	78.2	99.0		
4月12日	113.7	78.4	98.7		
4月13日	114.9	78.1	100.6		
4月14日	116.8	80.8	101.0	No.3(250℃)	バイオ炭
4月15日	114.6	78.9	100.0		
4月16日	114.8	80.8	101.1		
4月17日	112.5	82.3	100.1		

2.5 排ガス中クロムの排出濃度、および挙動調査

施設2009-A～2009-Cの3施設を対象に、1箇所の火葬場につき施設2009-Aでは1体、施設2009-B、2009-Cでは各2体、計5体の火葬に対し、排ガス中クロムのサンプリングを行った。排ガスサンプリングの対象となった火葬について表B.2.1に示したとおりである。施設2009-B、2009-Cにおける各2回のサンプリングは、同一日に実施した。排ガス中クロム

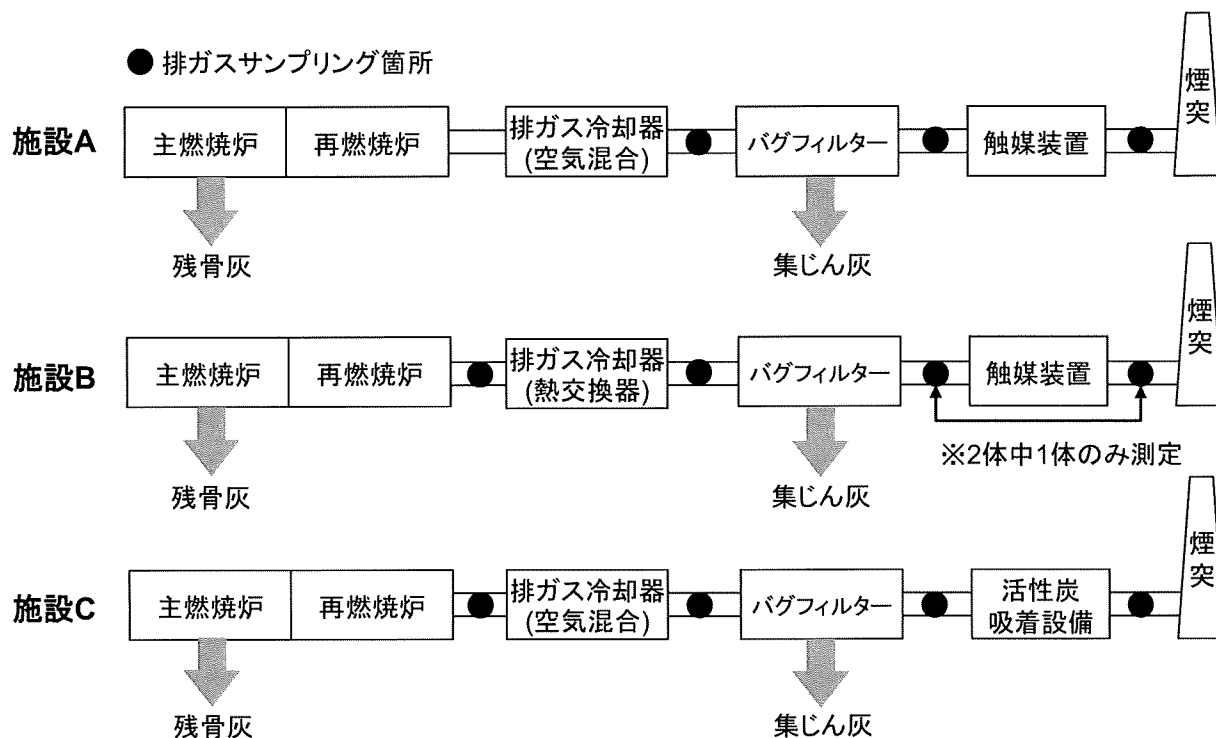


図 B.2.5 2009年排ガス中クロムの除去挙動調査における各火葬場のフローと排ガス中クロムのサンプリング箇所

のサンプリング箇所を3施設の火葬場のフロー図とともに、図 B.2.5 に示した。

全ての火葬場で、少なくともバグフィルターの前後段、煙突の前段（触媒装置、あるいは活性炭吸着設備の後段）でサンプリングを行うとともに、施設2009-B、2009-Cでは再燃焼炉の後段（排ガス冷却器入口）でサンプリングを行った。なお、施設2009-Bにおけるバグフィルター後段（触媒装置入口）、煙突の前段（触媒装置出口）の2箇所は、サンプリングの都合により2体の火葬のうち最初の1体のみでの測定とした。実施は、各サンプリングポイントにおける測定孔にサンプリングチューブを挿入し実施した。測定孔がない場合は工事を行って増設した。

排ガス中のクロムの測定は、公定法がないため、JIS Z 8808におけるばいじんの測定と同様に、円筒ろ紙に、排ガス試料を採取した後、ろ紙を過塩素酸・硝酸による酸分解を実施して、ろ過した液をICP発光分析することにより実施した。具体的な測定フローを図 B.2.6 に示した。

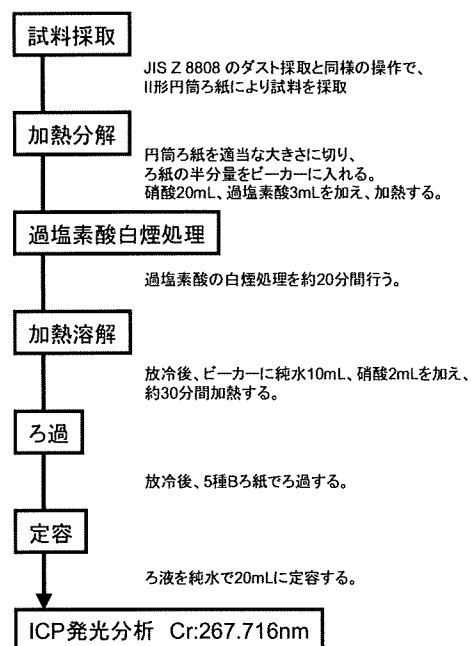


図 B.2.6 排ガス中クロムの分析方法

サンプリング時間は一火葬工程の燃焼時間の内、主燃焼バーナの点火時から、消火時までとし統一した。施設 2009-B、2009-C では、排気系列が 2 炉 1 系列となっているが、この場合、2 炉以上は同時に稼働させず、1 炉のみの稼働とした。酸素は連続分析計により測定した。また、あらかじめ、各サンプリングポイントにおける排ガス温度を熱電対により測定するとともに、排ガス中水分、流速を測定し、排ガス流量（湿り、乾き）を求めた。

2.6 残骨灰、および集じん灰中の重金属、フッ素、ホウ素の調査

残骨灰、集じん灰中の重金属、フッ素、ホウ素の調査に関しては、施設 2008-D、2008-H を除く全ての火葬場で、上記の排ガス中水銀（JIS 法）あるいは排ガス中クロムの測定を実施した日の全ての排ガスサンプリングが終了した約 1 時間後に、残骨灰、および集じん灰を採取した。

まず、残骨灰、集じん灰についてはともに、“供養の対象”、“宗教的感情を持って処理する場合”は、廃棄物にはならないが、単に廃棄するのであれば、廃棄物に該当する。したがって、必ずしも最終保管場所が周辺環境への影響を考慮されているかどうかはわからないため、土壌汚染対策法に基づいた溶出試験、含有量試験で評価した。具体的には、採取した火葬灰に対して、土壌対策基本法の環境省告示 18 号に基づく溶出量試験と環境省告示 19 号に基づく含有量試験を行い、溶出量および含有量を評価した。測定対象は水銀、六価クロム、フッ素、ホウ素、カドミウムとした。2009 年に実施した試験では、対象を、水銀、六価クロムに限定し、溶出量試験においては検液の pH を測定した。

また、2009 年にサンプリングした試料の元素分析を行い、キャラクタリゼーションを実施した。元素組成は主たる元素については、蛍光 X 線分析、重金属については ICP 発光分析、および水銀については、加熱気化法により測定した。特に火葬灰中のクロムについては、その形態を推定するために、X 線吸収微細構造 (XAFS) を測定した。

最後に、火葬灰中のクロム源を探索するため、クロム源としてステンレス粉を加えた模擬灰を作成し、管状炉で加熱実験を行い、土壌汚染対策法に基づいた溶出試験、含有量試験を実施するとともに、Cr の形態変化を XAFS 測定にて評価した。以下に各測定の詳細を示す。

(1) 蛍光 X 線分析法 (XRF)

蛍光 X 線分析は測定装置内の真空試料室で試料に管球からの蛍光 X 線を照射し、試料から発生する蛍光 X 線を複数の分光結晶を用いて分光し、試料中に含まれる元素組成を定量するものである。

本実験では走査型蛍光 X 線分析装置(リガク製: ZSX PrimusII)を使用した。試料は高速振

動試料粉碎機（島津製作所製、TI-1100、容器はタングステンカーバイド製）により2分間乾式粉碎し、粉末状にしたものをアルミキャップ（39.7mmφ×11.3mmH）にとり、ブリケットプレス機（島津製作所製MP-35）によりシリンダ内圧140kgf/cm²（表示35t）、加圧時間10秒で成型したものを測定した。本研究では、蛍光X線分析法の測定対象元素である元素番号4のBe（ベリリウム）から元素番号92のU（ウラン）までを100%として規格化して構成比を算出するFundamental Parameter法（FP法）により濃度を換算した。測定は各試料につき、2回おこない、これを平均した値を採用した。

(2) ICP 発光分析法（ICP - AES）

ICP 発光分析法は、高周波誘導結合アルゴンプラズマを光源とした発光分析法であり、ネブライザーで霧状にした溶液試料を、アルゴンのキャリアーガスでプラズマ中に送り込むことで、試料中の原子を励起し発光した原子スペクトルの波長データから定性分析を、また標準溶液を測定して得られた検量線との比較から定量分析をおこなう方法である。

ICP-AES分析による元素組成分析の前処理である試料の溶液化には、マイクロウェーブ抽出装置（CEM製、MARS5）を用いて以下に示す条件で抽出をおこなった。100mgの試料に対して5mLのフッ化水素酸、3mLの硝酸、2mLの塩酸の混酸を用い1,240kPa（180psi）、15minの条件で溶解させた後、フッ化水素酸のマスクングのために飽和ホウ酸溶液30mLを加え、再度マイクロウェーブ抽出装置で690kPa、5minの条件で加熱し、最後に孔径が0.2μmのメンブランフィルターで吸引ろ過した。

測定はICP発光分析装置（Thermo Electron社製：ICP IRIS Intrepid Duo）を使用し、5点検量線によるイットリウム（Y）固定内標準法により定量分析をおこなった。測定元素は、Fe、Ni、Cu、Cd、Mn、Pb、Znとし、あらかじめ、内標準元素として標準試料溶液、実試料溶液のすべてにYを、5mg/Lの濃度となるように添加し、1mol/Lの硝酸で100mLにメスアップしたものを試料とした。1試料につき2回測定し平均値を求めた。

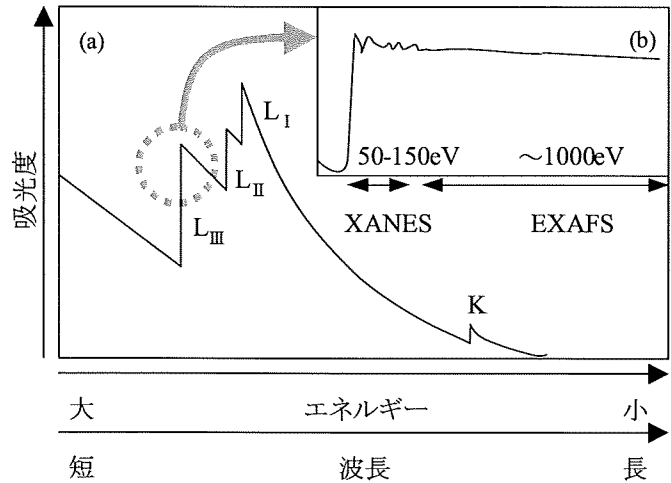
(3) 加熱気化水銀測定

灰サンプル中の水銀濃度測定には加熱気化水銀測定専用装置（日本インスツルメンツ社製：マーキュリー/SP-3D）を用いて測定を行った。この装置は試料前処理装置と水銀検出装置から構成されており、加熱気化させた水銀の捕集法として金アマルガム法、検出法として冷原子吸光法を用いて測定を行っている。測定は1サンプルにつき少なくとも2回は測定を行い、その平均値を結果とした。

(4) X線吸収微細構造 (XAFS)

(a) 測定原理¹⁾

原子にX線があたると、弾性散乱(Thomson散乱)、回折、非弾性散乱(コンプトン散乱、ラマン散乱)といった現象が観察される。これらのうち内殻電子励起に伴うエネルギー損失であるラマン散乱を利用した測定法が、X線吸収分光(XAS; X-ray Absorption Spectroscopy)である。X線吸収スペクトルは、**図B.2.7(a)**のように、内殻準位での急激な立ち上がりと以降の緩やかな減衰を繰り返す。このうち、各吸収端付近の微細構造をX線吸収微細構造(XAFS)と呼ぶ(**図B.2.7(b)**)。



図B.2.7 X線吸収スペクトル模式図

低エネルギー側から高エネルギー側へとエネルギーを徐々に変化させながらX線を対象元素に照射すると、元素固有の波長で急激に吸収が起こり(このときのX線のエネルギーを特性吸収端と呼ぶ)、それより短い波長側(高エネルギー側)にかけてゆっくりと減少する。本研究で対象元素としたCrのK殻における特性吸収端は5,989eVである。吸収端近くに現れる比較的鋭い吸収をX線吸収端微細構造(XANES: X-ray absorption near edge structure)と呼ぶ。それよりも高エネルギー側で1000eVの広い範囲にわたって周期的吸収が出現する。この吸収が広域X線吸収微細構造(EXAFS: extended X-ray absorption fine structure)である。この2つを総称してXAFS(X-ray absorption fine structure)という。

X線のエネルギーが対象原子のK殻、L殻の電子を飛び出させるに十分な値より大きくなると、X線は共鳴吸収され光電子が球面波として放出される。吸収原子から直接放出される球面波(直接波)と、その波が周辺の原子(散乱原子)により散乱される散乱波との間に干渉が起こり、吸収端から高エネルギー側約50-1,000eVの領域に、この干渉に由来するEXAFSの振動が観測される。

一方、吸収端から約50eV以内に観測される鋭い振動がXANESである。この領域では光電子の運動エネルギーが小さいため、光電子は周囲の原子から強い散乱を受け、直接波と多重散乱波との干渉が重要になる。また、XANESは内殻電子がフェルミレベル近傍の空準位に励起される過程に対応するため、吸収原子の電子状態に関する情報を含んでいる。

(b) 測定施設の概要

本研究のXAFS測定は(財)高輝度光科学研究センターのSPring-8 (Super Photon ring-8GeV) 内のビームラインBL01B1、および高エネルギー加速器研究機構 物質構造科学研究所 放射光利用施設 Photon FactoryのビームラインBL-12Cにて行った。SPring-8での代表的な測定条件を、表B.2.4に示す。SPring-8における蓄積リングの電子のエネルギーは8GeVであり、臨界エネルギーは28.9keV、Photon Factoryにおける蓄積リングの電子のエネルギーは2.5GeV、臨界エネルギーは4keVである。

表B.2.4 灰中クロムのXAFS分析条件

Element	Cr
Edge	K
Monochromator	Si(111)
Mirror (mrad)	5.5
Initial angle (deg)	20.04231
Final angle (deg)	18.02647
Step (deg)	0.001-0.06141

(c) 測定条件とサンプル準備

本研究では、サンプル上流および下流の電離箱 (ionization chamber)でのカウントの比を用いる透過法、光源と90°の向きに設置したライトル検出器(Lytle detector)または19素子Ge半導体検出器(SSD、Solid State Detector)を用いた蛍光法の2法を用いた。基本的に標準試料は透過法、Crとして1wt%を含む模擬試料(後述)はライトル検出器を用いた蛍光法、火葬灰は19素子SSDを用いた蛍光法によって測定した。透過法用サンプルは、吸収係数調整用の窒化ホウ素BNを加えめのもつでよく混合し、FT-IR用の錠剤機でディスク状に成形後、ポリエチレンバックに入れて作成した。ディスク中の試料量は、サンプルの元素組成から目的元素の吸収端直前直後のX線吸収(μ : 吸収係数 μ と試料厚さ t の積)を算出し、 μt が3-4以下の範囲で $\Delta\mu t$ が1に近づくように設定した。ディスク重量は、およそ100-200mgであった。蛍光法用のサンプルはめのもつで粉碎後、ポリエチレンバックに入れて作成した。サンプル重量は、およそ300-1000mgであった。

(d) 解析

火葬灰ではEXAFS領域の微細振動はノイズが多く解析が不可能であったため、XANES解析のみを行った。計測されたX線吸収スペクトルには、注目している核電子による吸収以外に、他の元素や他の核電子による吸収などが含まれるため、まずこれらを除去する必要がある。この「バックグラウンド除去」は、吸収端よりも低いエネルギー側(pre-edge)の区間を選んで適当な式で表し、吸収端より高エネルギーの領域へ外挿したものを差し引くことにより行う。次に対象となるスペクトルを定量的に扱うため「規格化」を行い、およそ吸収端後50eV前後の高さを1とする。

こうして得た測定試料のスペクトルを標準試料のスペクトルと比較し、測定試料のスペクトルが標準試料のスペクトルの和によって表されると考え、指紋的な解析(パターンフィッティング)を行った。以上の解析は、XAFS解析用ソフトREX-2000 Ver.2.5(理学電機社製)を用いて行った。

(5) 模擬火葬灰の加熱実験

(a) 模擬火葬灰の作成

模擬火葬灰は、主成分と考えられる SiO_2 、 Al_2O_3 、 CaO の混合物を母材 (Base matrix) として、それぞれ40.4、19.2、40.4wt%となるように混合した (CaO/SiO_2 :塩基度=1.0)。これに、Cr化合物としてステンレス粉(SUS303L)を添加した、Cr化合物添加量については、化学的挙動をより明確に測定できるように、Crとして、1wt%とした。

(b) 加熱条件

加熱温度は火葬炉の主燃焼炉内の温度を想定して、 800°C 、 1000°C とし、さらに低い 700°C の3条件とした。雰囲気ガスは $\text{O}_2 10\% + \text{N}_2 \text{balance}$ とした。加熱処理時間は、平均的な火葬時間を想定し、60minとした。

(c) 実験方法

本実験では熱処理実験に管状炉を使用した。管状炉は処理できる試料量は少ないが雰囲気ガスの制御、急熱・急冷処理が可能である。

管状炉は光洋サーモシステム製のチューブ炉KTF-045(炉長650mm)を用い、直径40mm、長さ1100mmの石英管を挿入して使用した。容器は相互理化学硝子製作所製のポート($20 \times 15 \times 100\text{mm}$)を用い、ポート1個あたり約4-5gの試料を入れて飛散防止のため軽く表面を押さえ、1条件につきポート1個を石英管に挿入した。雰囲気ガスは $50\text{ml}/\text{min}$ で石英管に導入した。ガスの出入りがなく雰囲気を正確に制御し、かつ急熱・急冷処理を行うために管状炉自体を移動させ、試料を加熱する方法をとった。このとき、管状炉の移動開始からの時間を加熱保持時間と定義した。また、移動開始から設置地点が所定温度まで昇温するのに約5分要した。以下に加熱方法を記す。

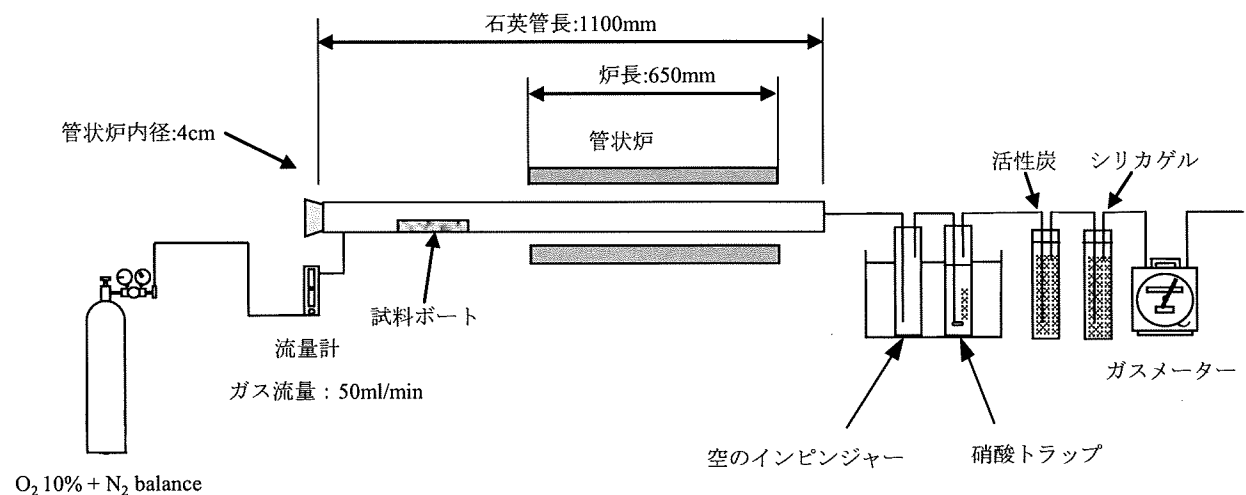


図 B.2.8 模擬火葬灰加熱実験装置

管状炉の昇温前に石英管内の雰囲気を置換するため、30分間ガスを流した。このとき、試料ポートは石英管内部で、かつ管状炉の炉外にあらかじめ設置した。管状炉を所定温度まで加熱した後、ポートが位置する石英管が、炉に入るように炉本体を移動させ所定時間加熱した。炉の昇温中に、試料設置場所も数十度の温度上昇がみられたが、加熱温度に比べて影響を無視できる範囲であると考えた。加熱後、急冷するため再びポートが炉外に出るように管状炉を移動させ、蓋を開けた状態で30分放置した。このとき、排ガスは1N硝酸トラップを通して揮発した重金属の回収を行った。実験装置の概要を図B.2.8に示す。

加熱後のサンプルは、土壌対策基本法の環境省告示18号に基づく溶出量試験と環境省告示19号に基づく含有量試験を行い、六価クロムの溶出量および含有量を評価するとともに、XAFS測定を実施し、クロムの形態変化を調査した。

測定を行い、その平均値を結果とした。

(倫理面への配慮)

火葬現場での測定を伴う研究であり、火葬される遺体や遺族の尊厳を尊重し、慎重な対応により、実態調査を行った。

C. 実験結果および考察

1. 排ガス中水銀のJIS法による排出濃度調査

1.1 排ガス中の水銀濃度

各施設における、水銀濃度および関連項目の測定結果を表C.1.1に示す。実測濃度について、定量下限値($< 0.006 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$)を超えたものは2008-A-2($0.024 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$)、2008-C-2($0.007 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$)、2008-D-1($0.020 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$)であった。水銀濃度の範囲としては、 $< 0.006 \text{ mg/m}^3_{\text{N}} \sim 0.024 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ であった。

定量下限値以下の値を $0.006 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ と見なした場合の算術平均値は、 $0.0084 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ であり、定量下限値以下の値を $0 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ と見なした場合の算術平均値は、 $0.0036 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ であったことから、排ガス中水銀濃度の平均値は $0.0036 \sim 0.0084 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ の範囲にあると考えられる。

表C.1.1 水銀濃度(JIS法)、および関連項目の測定結果

項目	火葬 時間	排ガス 温度	排ガス流量		ばいじん	水銀		O ₂	
			湿り	乾き		実測	O ₂ 12%換算		
単位	分	°C	m ³ _N /h	m ³ _N /h	g/m ³ _N	mg/m ³ _N	mg/m ³ _N	%	
2008-A	A-1	58	144	9,540	9,160	<0.008	<0.006	<0.045	19.8
	A-2	57	147	8,010	7,780	<0.006	0.024	0.135	19.4
2008-B	B-1	66	86	14,300	13,900	<0.007	<0.006	<0.039	19.6
	B-2	59				<0.006	<0.006	<0.036	19.5
2008-C	C-1	64	88	14,600	14,200	0.005	<0.006	<0.028	19.1
	C-2	45				0.005	0.007	0.033	19.1
2008-D	D-1	48	166	11,500	11,200	0.032	0.020	0.090	19.0
	D-2	68	144	10,200	9,880	0.032	<0.006	<0.032	19.3
2008-E	E-1	60	290	4,760	4,560	0.130	<0.006	<0.019	18.1
	E-2	63	296	3,770	3,590	0.160	<0.006	<0.017	17.9
2008-F	F-1	59	247	3,890	3,700	0.150	<0.006	<0.015	17.4
	F-2	64	230	5,150	4,860	0.100	<0.006	<0.019	18.1
2008-G	G-1	84	400	4,440	4,130	0.190	<0.006	<0.010	15.8
	G-2	64				0.170	<0.006	<0.012	16.6
最大値	84	400	14,600	14,200	0.190	0.024	0.135	19.8	
最小値	45	86	3,770	3,590	0.005	<0.006	<0.010	15.8	
中央値	62	166	8,010	7,780	0.032	0.006	0.030	19.1	
算術平均値	61	203	8,200	7,910	0.072	0.0084	0.038	18.5	
幾何平均値	61	182	7,270	6,970	0.030	0.0073	0.029	18.4	

※定量下限値以下の値については、定量下限値とみなし、中央値、算術平均値、幾何平均値を算出

※ばいじんについてはO₂12%換算値

火葬炉は多くの場合で熱交換器などをもたず、空気吹き込みによる排ガス冷却を行っている施設がほとんどで、その影響で各施設により排ガス以外の空気による希釈効果が異なる。そのため、酸素換算を行わないと施設間の濃度の比較は公平でない。O₂12%換算濃度とした場合の水銀濃度は、各施設の酸素濃度によりその値は大きく異なった。一部は定量下限値以下の議論であるため、あまり意味をなさないが、 $<0.010 \sim 0.135 \text{ mg/m}_N^3$ となった。また、定量下限値以下の値を、最大で見積もった場合と 0 mg/m_N^3 と見なした場合から、排ガス中水銀濃度のO₂12%換算の平均値としては、 $0.018 \sim 0.038 \text{ mg/m}_N^3$ の範囲にあると考えられる。この値は、国内の都市ごみ焼却炉で、各自治体が独自に設定する自主目標値や現実的な要求値としての $30 \sim 50 \mu\text{g/m}_N^3$ を超える場合もある範囲にあった¹²⁾。特に、バグフィルターを有する施設 2008-A や施設 2008-C においても、比較的高濃度の水銀排出が見られたが、これまでの調査事例では通常のバグフィルターでは水銀の除去は不可能である。これはごみ焼却と異なり、ガス雰囲気異なること、ばいじん層が影響していることなどが考えられる¹³⁾。したがって、水銀除去には活性炭吸着技術などを用いたさらなる処理が必要となってくる。施設 2008-C においてはこの活性炭吸着設備を有しているが、ダイオキシン類除去を想定したものであることや、一般的に、ダイオキシン類よりも水銀の方が破過しやすいという報告もあることから^{14), 15)}、必ずしも効率的に除去できていない可能性がある。この点は水銀除去挙動の調査にて後述する。

また、本測定では、14 検体中 11 検体は定量下限値以下となったため、正確な水銀濃度、および排出量の見積のためには、定量下限値をさらに低くできるような方法を検討する必要がある。

排ガス排出口の直前での水銀濃度は、被火葬物中に含まれる水銀量が多いほど高くなり、逆に火葬時間×排ガス流量(1体あたりの排ガス総量)が多いほど低くなる。1体あたりの排ガス総量は、施設 2008-G が最も小さく $4,400 \sim 5,800 \text{ m}_N^3/\text{体}$ であったが、水銀濃度は定量下限値以下であった。一方、施設 2008-C の2回目では1体あたりの排ガス総量が最大の $16,100 \text{ mg}/\text{体}$ であったが、水銀は定量下限値以上で検出され 0.007 mg/m_N^3 であった。これらのことから、本質的には、1体あたりの排ガス総量よりも、被火葬物中に含まれる水銀の量の影響が大きいと考えられる。ただし、排出量が同じである場合、火葬が通常に比較して長時間かかる場合は、濃度は通常時よりも定量下限値を下回る可能性が高くなる。

総じて、今後、水銀についてガイドライン等の行政指導を検討する場合は、サンプリングを含めた分析方法について、定量下限値をさらに低くできるような方法を今後検討する必要がある、また結果の示し方について濃度をベースとするのか、または、1火葬での排出量をベースとするのかということに言及する必要があると思われる。

1.2 排出される水銀量およびその推定

水銀実測濃度に燃焼時間中の排ガス流量と火葬時間を乗じることによって、排出される総水銀量を算定した。この結果を、表C.1.2に示す。一部の水銀濃度が定量下限値以下であったため、正確な推定はできないが、定量下限値を最大に見積もった場合と、0 mg/m³_Nと見なした場合それぞれについて、算術平均を算出すると、その範囲は30.8mg/体～70.0mg/体となった。2005調査では、水銀排出量は51.8mg/体と見積られていることから⁹⁾、ほぼ合致していると考えられる。

イギリスでは火葬場からの水銀排出量が規制されようとしているが、規制値案は水銀排出量150mg/4体(37.5mg/体)である¹⁶⁾。今回測定した14検体では、2008-A-2、2008-C-2、2008-D-1について、この規制値案を大きく超過していた。また、定量下限値との関係から、明らかに超えていないといえるのは6検体だけであった。

表C.1.2 水銀排出量の算出結果
(JIS法)

項目		水銀排出量	
		最大値	最小値
単位		mg/体	mg/体
2008-A	A-1	53	0
	A-2	177	177
2008-B	B-1	92	0
	B-2	82	0
2008-C	C-1	91	0
	C-2	75	75
2008-D	D-1	179	179
	D-2	67	0
2008-E	E-1	27	0
	E-2	23	0
2008-F	F-1	22	0
	F-2	31	0
2008-G	G-1	35	0
	G-2	26	0
算術平均値		70	31

2. 水銀挙動調査

上記の調査では、各施設における水銀排出実態をJIS法により調査した。しかしながら、JIS法は火葬時間中の平均水銀濃度を示すだけでその経時変化を知ることはできない。そこで、施設2008-A～2008-D、施設2008-G～2008-Hにおいて連続分析計を用いて水銀排出挙動の経時変化を調査し、2005調査結果⁹⁾と比較し、新たな傾向があるかどうかを確認した。施設2008-A～2008-D、施設2008-Gについては、JIS法に対応させる形で各2件ずつ、施設2008-Hにおいては、2008年1月31日～4月17日までの44件、計54件の結果について報告する。

2.1 排ガス中水銀濃度

表C.2.1に水銀連続分析計による測定結果を、各火葬に関する時刻およびご遺体の年齢・性別とともに示す。御遺体の年齢分布は52歳～99歳であり、男性、女性ともに27検体ずつのデータが得られた。連続計のデータは負の値をすべて0に直し、補正した。

まず、施設2008-A～2008-D、および施設2008-GについてC.1.1におけるJIS法による測定結果と比較すると、2008-C-2、2008-D-1についてJIS法では7、20μg/m³_Nであったのに対し、連続分析では3、30μg/m³_Nであり、概ね対応がとれていた。またJIS法で定量下限値6μg/

表 C.2.1 排ガス中水銀の形態別連続分析測定結果

施設	日	性別	火葬時間 (分)	年齢 (歳)	Hg ⁰ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	Hg ²⁺ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	総水銀濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	Hg ⁰ の割合 (%)	O ₂ 濃度 (vol.%)
2008-A-1	11月12日	女性	58	64	0.1	0.1	0.2	50	19.8
2008-A-2	11月12日	女性	57	75	0.5	0.4	0.9	55	19.4
2008-B-1	11月21日	女性	66	91	0.2	0.1	0.3	63	19.6
2008-B-2	11月21日	女性	59	79	0.1	0.3	0.4	28	19.5
2008-C-1	11月25日	女性	48	98	0.3	0.1	0.4	74	19.1
2008-C-2	11月25日	女性	68	85	2.7	0.3	3.0	89	19.1
2008-D-1	11月28日	男性	64	66	30.1	0.3	30.3	99	19.0
2008-D-2	11月28日	女性	45	80	1.3	0.1	1.4	93	19.3
2008-G-1	12月2日	男性	84	60	2.7	0.1	2.8	96	15.8
2008-G-2	12月2日	男性	64	67	0.2	0.1	0.3	65	16.6
2008-H-1	1月31日	女性	100	64	4.6	0.1	4.7	98	—
2008-H-2	2月2日	男性	87	89	0.6	0.3	0.9	67	—
2008-H-3	2月5日	男性	85	69	1.2	1.5	2.7	44	—
2008-H-4	2月6日	女性	91	82	0.6	0.5	1.1	55	—
2008-H-5	2月11日	女性	74	90	0.9	0.3	1.2	75	—
2008-H-6	2月16日	女性	92	73	0.3	0.1	0.4	75	—
2008-H-7	2月20日	男性	105	61	0.6	0.1	0.7	86	—
2008-H-8	2月22日	女性	107	81	0.3	0.1	0.4	75	—
2008-H-9	2月23日	女性	78	84	0.1	0.1	0.2	50	—
2008-H-10	2月24日	女性	81	97	0.2	1.9	2.1	10	—
2008-H-11	2月25日	男性	76	85	0.4	0.3	0.7	57	—
2008-H-12	3月5日	男性	97	77	5.4	0.4	5.8	93	—
2008-H-13	3月7日	男性	71	79	0.8	0.6	1.4	57	—
2008-H-14	3月9日	女性	60	91	0.7	0.6	1.3	54	—
2008-H-15	3月10日	男性	107	82	0.3	2.3	2.6	12	18.0
2008-H-16	3月11日	男性	79	75	0.1	2.7	2.8	4	17.7
2008-H-17	3月13日	女性	88	74	0.1	1.3	1.4	7	17.8
2008-H-18	3月14日	女性	85	91	0.1	1.6	1.7	6	17.9
2008-H-19	3月16日	男性	100	92	0.1	0.4	0.5	20	18.2
2008-H-20	3月17日	女性	73	90	0.1	0.1	0.2	50	18.5
2008-H-21	3月18日	女性	80	88	0.1	0.1	0.2	50	18.7
2008-H-22	3月19日	女性	90	57	0.2	0.1	0.3	67	—
2008-H-23	3月20日	男性	80	80	0.2	0.1	0.3	67	—
2008-H-24	3月21日	男性	83	82	0.8	0.1	0.9	89	—
2008-H-25	3月22日	女性	78	66	81.2	1.5	82.7	98	—
2008-H-26	3月23日	男性	87	87	0.7	0.1	0.8	88	—
2008-H-27	3月24日	男性	85	80	0.1	0.1	0.2	50	—
2008-H-28	3月25日	女性	67	92	1.0	0.2	1.2	83	—
2008-H-29	3月28日	女性	81	80	1.4	0.1	1.5	93	—
2008-H-30	3月29日	男性	105	87	0.8	0.1	0.9	89	—
2008-H-31	3月30日	男性	80	87	0.1	0.1	0.2	50	—
2008-H-32	3月31日	男性	78	86	0.4	0.1	0.5	80	—
2008-H-33	4月1日	女性	77	92	0.1	0.1	0.2	50	—
2008-H-34	4月2日	男性	104	74	0.4	0.1	0.5	80	—
2008-H-35	4月5日	男性	85	84	1.3	0.3	1.6	81	—
2008-H-36	4月6日	男性	98	82	0.9	0.4	1.3	69	—
2008-H-37	4月10日	男性	85	72	0.7	0.8	1.5	47	—
2008-H-38	4月11日	男性	75	85	0.6	0.1	0.7	86	—
2008-H-39	4月12日	女性	66	52	0.1	0.1	0.2	50	—
2008-H-40	4月13日	男性	65	79	0.4	0.1	0.5	80	—
2008-H-41	4月14日	女性	82	82	0.2	0.1	0.3	67	—
2008-H-42	4月15日	男性	71	80	0.1	0.1	0.2	50	—
2008-H-43	4月16日	男性	70	99	1.4	0.1	1.5	93	—
2008-H-44	4月17日	女性	83	77	1.9	0.2	2.1	90	—
算術平均			80	80	2.8	0.4	3.2	64	18.5
最大値			107	99	81.2	2.7	82.7	99	19.8
最小値			45	52	0.1	0.1	0.2	4	15.8
標準偏差			15	11	11.6	0.6	11.8	26	1.1
中央値			80	82	0.4	0.1	0.9	67	18.7

m^3_{N} 以下となった場合についても、連続分析では、全て $6\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 以下の値を示しており、この点も矛盾はなかった。しかし、2008-A-2についてのみ、JIS法の $24\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ に対し、連続分析では、 $0.9\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。同時に同様の箇所から分析を実施しているため、これらの値はほぼ同様の値になるはずである。しかし、その値は大きく異なる結果となった。この点に関してはサンプリング時の状況に依存していると推測されるが、はっきりとわからなかった。今後、JIS法と連続分析を同時に行った場合において、より多くのデータを収集していくことが必要である。

全施設54回の平均濃度は総濃度で $3.2\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。この値は O_2 12%換算されていないが、燃焼時間における連続計における酸素濃度は各施設の平均で18.5%程度であったことから、 O_2 12%換算濃度値は約3.5倍の値、つまり $11.5\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。この値は、都市ごみ焼却炉煙突排ガスと比べると同程度かやや高い値であるといえる¹⁷⁾。2005調査⁹⁾では $29.2\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であったことから約1/3の濃度であった。

しかし、この値は、2008-D-1、2008-H-25にて出現したきわめて大きな水銀排出濃度2例($30.3\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、 $82.7\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)の影響を大きく受けている。この値は2005年調査⁹⁾における最大値($25.2\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)と比べて同程度、あるいは約3倍以上であった。これらの濃度の O_2 12%換算値は、それぞれ、 $137\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、 $257\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であり、国内の都市ごみ焼却炉で、各自治体が独自に設定する自主目標値や現実的な要求値としての $30\sim 50\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ を超えていた¹²⁾。これらの検体を除く総水銀濃度は、 $0.1\sim 5.8\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。

この2例における高濃度水銀排出の時間トレンドを、**図C.2.1**に示す。これらの2例については、水銀連続分析計の上限($1,000\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)を振り切っていた時間があり、その間についてはガウス関数によって補正し、データとした。図より、2008-D-1では最大約 $1,300\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ まで、2008-H-25では最大約 $2,500\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ まで達していたと推測された。また、参考までに2番目に高い濃度を示した2008-H-12の経時変化、および2005年調査時で同様の傾向を示した水銀排出の時間トレンド⁹⁾を**図C.2.1**に同時に示す。

これら4つのトレンドデータは、火葬開始後約10～20分に0価水銀(Hg^0)の大きなピークが現れることが特徴であった。これらの水銀の由来は歯科アマルガム中の水銀によるものと推測され、火葬開始後約10～20分程度で高濃度水銀が出始めるのが特徴である¹⁸⁾、¹⁹⁾。このような特徴的な変化を示したものは、19検体/54検体であった。歯科アマルガムを有する火葬対象者は、将来的な死亡者増加とともに2020年頃にピークを迎える予測があり⁹⁾、今後、このような高濃度の水銀排出が増加することが想定されるため、留意する必要があるろう。

前述したように、本研究での連続測定による排ガス中水銀濃度は、2005年調査における排ガス中水銀濃度よりも低い傾向にあった。この理由としては3つのことが考えられる。

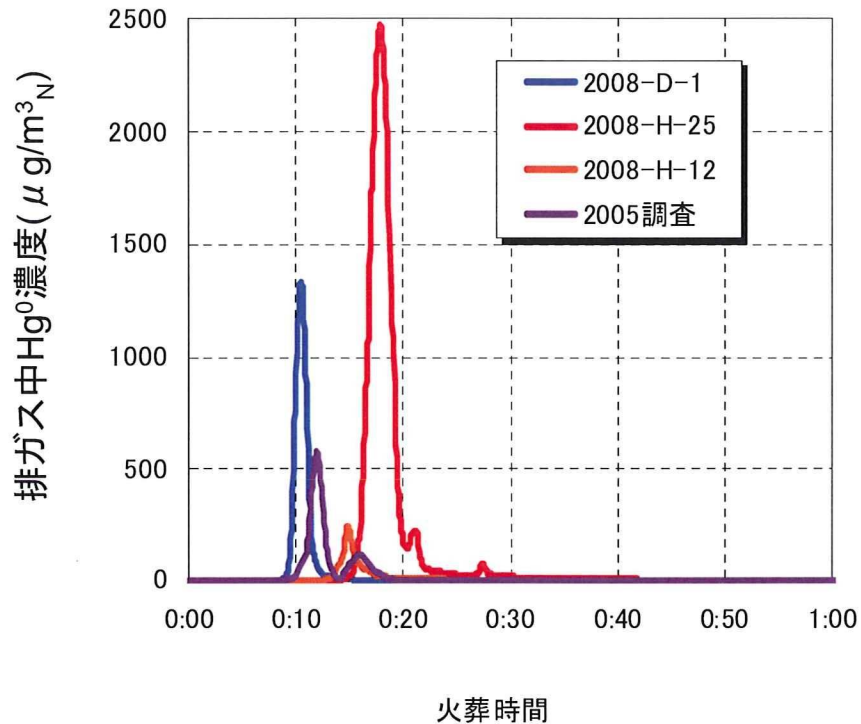


図 C.2.1 排ガス中0価水銀の連続分析測定結果（一部）

一つ目は、御遺体のアマルガム含有量が、本研究で調査した範囲では低かった、あるいは2005年調査時が高かったことである。これは、各施設を管轄とする地方自治体住民の歯科治療やアマルガム使用状況などに左右されるが、本調査では不明である。二つ目は、排ガスサンプリングにおいて損失があった可能性がある。これは、特に施設2008-Hにおいて、サンプリングの位置等の制約から加熱導管が10mでは不足したこと、施設2008-Hにおける排ガスはスが多かったことから、吸着等の損失が想定された。しかし、サンプリングラインにおいて吸着損失がある場合、次の測定時に温度の高い排ガスが導入された際に、ピークを生じることがしばしば認められる。施設2008-Hでの測定では再燃焼炉着火から主燃焼炉着火までの期間にピークが認められたこともあったが、それほど高い濃度ではなく(5～数十 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)程度が1分程度続く程度であったため、吸着損失の影響はそれほど大きくないと考えられる。三つ目は、平均濃度は火葬時間および排ガス流量に左右される。過去に調査した施設では平均火葬時間が1時間程度であったことから⁹⁾、表C.2.1より、本研究で対象とした施設、特に施設2008-Gや施設2008-Hでは約1.5倍かかっていることになる。したがって、総排出量(濃度×排ガス量×火葬時間)が同レベルであっても、火葬時間が長ければ濃度が低くなることが一因であるといえる。

2.2 水銀形態について

火葬排ガス中水銀の形態として、0価水銀濃度、2価水銀濃度、総水銀に占める0価水銀の割合を求めた結果を表C.2.1に示す。いくつかのデータについては平均濃度が $0.1\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 未満(検出下限値未満)であったため、計算上は $0.1\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ とした。0価水銀の平均濃度は $2.8\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、2価水銀の平均濃度は $0.4\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。それぞれの平均濃度を比較すると0価の割合は87%を超えるが、これは2008-D-1、2008-H-25のデータの影響が極めて大きいことによる。しかし、それぞれの日における総水銀に占める0価水銀の平均割合は4～99%でばらつき、算術平均で64%であったことから、上記2つのデータがなくとも平均的に水銀の形態は0価の水銀が主であることがわかった。過去の研究事例でもこの割合はかなりばらついているが、歯科アマルガム由来と考えられる大きなピークが認められる場合は、表C.2.1における2008-D-1、2008-H-25のデータから0価水銀の占める割合が圧倒的に大きいことが明らかであり、問題となるような高濃度排出である場合は0価水銀が主たる形態であるといえる。

2.3 排出される水銀量およびその推定

C.1.2におけるJIS法による水銀排出量の推定と同様に54件の火葬について、水銀排出量を計算した結果を表C.2.2に示した。排出水銀量の範囲は、 $0.72\text{mg}/\text{体}\sim 362\text{mg}/\text{体}$ となり、算術平均は $19.4\text{mg}/\text{体}$ となった。2005年調査結果⁶⁾($51.8\text{mg}/\text{体}$)と比べると低かった。

JIS法による排ガス中水銀濃度の実態調査においては、施設2008-Hを対象としていないため、施設2008-Hを除く5施設計10検体について、排出水銀量の算術平均を算出すると $46\text{mg}/\text{体}$ であり、JIS法からの排出水銀量の推算値が、 $30.8\text{mg}/\text{体}\sim 70.0\text{mg}/\text{体}$ にあることと合致した。また、概ね2005年調査結果と同レベルにあることが示された。

表 C.2.2 水銀排出量の算出結果

施設	年齢 (歳)	火葬時間 (分)	総水銀濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)	排ガス量 ($\text{m}^3_{\text{N}}/\text{h}$)	総排出量 ($\text{mg}/\text{体}$)
2008-A-1	64	58	0.2	9,160	1.8
2008-A-2	75	57	0.9	7,780	6.5
2008-B-1	91	66	0.3	13,900	4.1
2008-B-2	79	59	0.4	13,900	4.8
2008-C-1	98	48	0.4	14,200	4.4
2008-C-2	85	68	3.0	14,200	48.0
2008-D-1	66	64	30.3	11,200	362.4
2008-D-2	80	45	1.4	9,880	10.2
2008-G-1	60	84	2.8	4,130	16.3
2008-G-2	67	64	0.3	4,130	1.2
2008-H-1	64	100	4.7	3,250	25.5
2008-H-2	89	87	0.9	3,250	4.2
2008-H-3	69	85	2.7	3,250	12.4
2008-H-4	82	91	1.1	3,250	5.4
2008-H-5	90	74	1.2	3,250	4.8
2008-H-6	73	92	0.4	3,250	2.0
2008-H-7	61	105	0.7	3,250	4.0
2008-H-8	81	107	0.4	3,250	2.3
2008-H-9	84	78	0.2	3,250	0.8
2008-H-10	97	81	2.1	3,250	9.2
2008-H-11	85	76	0.7	3,250	2.9
2008-H-12	77	97	5.8	3,250	30.5
2008-H-13	79	71	1.4	3,250	5.4
2008-H-14	91	60	1.3	3,250	4.2
2008-H-15	82	107	2.6	3,250	15.1
2008-H-16	75	79	2.8	3,250	12.0
2008-H-17	74	88	1.4	3,250	6.7
2008-H-18	91	85	1.7	3,250	7.8
2008-H-19	92	100	0.5	3,250	2.7
2008-H-20	90	73	0.2	3,250	0.8
2008-H-21	88	80	0.2	3,250	0.9
2008-H-22	57	90	0.3	3,250	1.5
2008-H-23	80	80	0.3	3,250	1.3
2008-H-24	82	83	0.9	3,250	4.0
2008-H-25	66	78	82.7	3,250	349.4
2008-H-26	87	87	0.8	3,250	3.8
2008-H-27	80	85	0.2	3,250	0.9
2008-H-28	92	67	1.2	3,250	4.4
2008-H-29	80	81	1.5	3,250	6.6
2008-H-30	87	105	0.9	3,250	5.1
2008-H-31	87	80	0.2	3,250	0.9
2008-H-32	86	78	0.5	3,250	2.1
2008-H-33	92	77	0.2	3,250	0.8
2008-H-34	74	104	0.5	3,250	2.8
2008-H-35	84	85	1.6	3,250	7.4
2008-H-36	82	98	1.3	3,250	6.9
2008-H-37	72	85	1.5	3,250	6.9
2008-H-38	85	75	0.7	3,250	2.8
2008-H-39	52	66	0.2	3,250	0.7
2008-H-40	79	65	0.5	3,250	1.8
2008-H-41	82	82	0.3	3,250	1.3
2008-H-42	80	71	0.2	3,250	0.8
2008-H-43	99	70	1.5	3,250	5.7
2008-H-44	77	83	2.1	3,250	9.4
算術平均	80	80	3.2	4,550	19.4
最大値	99	107	83	14,200	362
最小値	52	45	0.20	3,250	0.72
標準偏差	11	15	12	3,192	67
中央値	82	80	0.9	3,250	4.3

3. 各排ガス処理プロセスにおける水銀の除去挙動調査

2009年においては、水銀の排ガス処理プロセスでの除去挙動調査を3つの施設で実施したが、施設2009-A～2009-Cの全ての施設にてバグフィルター前後、施設2009-Bでは触媒装置前後、および施設2009-Cでは、活性炭吸着設備前後における水銀の挙動を調査した。以下にそれぞれの結果について述べる。

3.1 水銀除去挙動

(1) バグフィルター

表C.3.1に施設2009-A～2009-Cにおけるバグフィルター前後での水銀の挙動を水銀連続分析計で測定した結果を示す。なお、水銀濃度は O_2 12%換算して示し、バグフィルター前後での濃度変化から除去率を Hg^0 、 Hg^{2+} について算出した。

表における除去率に着目すると、まず施設2009-Aにおいては、 Hg^{2+} の除去率が高く52～100%であり、 Hg^0 についてはほとんど除去できない結果となった。したがって、総水銀濃度の除去率は排ガス中の Hg^0 と Hg^{2+} の比率に依存する傾向が見られた。都市ごみ焼却排ガス中の水銀は、バグフィルターおよびそこに堆積した飛灰層により酸化・還元反応を

表C.3.1 バグフィルター前後での排ガス中水銀濃度測定結果

	IN ($\mu g/m^3_N$)			OUT ($\mu g/m^3_N$)			除去率(%)		
	Hg^0	Hg^{2+}	総水銀	Hg^0	Hg^{2+}	総水銀	Hg^0	Hg^{2+}	総水銀
2009-A	0.4	4.5	5.0	0.7	0	0.7	-56	100	86
	0.3	0.9	1.2	0.4	0	0.4	-12	100	69
	8.3	0.5	8.7	8.6	0	8.6	-4	100	1
	1.8	2.1	3.9	99.7	1.0	100.7	-5437	52	-2481
2009-B	8.2	0.1	8.3	0.5	0.3	0.8	93	-240	90
	6.1	0.2	6.3	0.9	0.6	1.5	85	-212	76
	21.3	3.4	24.7	12.4	0.7	13.1	42	78	47
	5.7	6.9	12.6	0.9	0.8	1.7	84	89	87
	5.0	1.9	6.9	0.5	0.8	1.3	90	58	81
	3.6	2.1	5.7	2.6	1.1	3.7	26	49	35
	6.4	2.5	8.9	1.1	1.0	2.1	83	60	76
	7.0	0.5	7.5	0.4	0.9	1.4	94	-76	82
	8.8	1.2	10.0	3.0	0.7	3.8	65	40	62
	6.8	1.3	8.1	1.3	0.4	1.7	80	71	79
25.1	3.0	28.0	12.1	0.7	12.7	52	77	55	
2009-C	3.0	2.3	5.3	46.2	2.9	49.1	-1426	-25	-824
	3.7	4.5	8.2	24.1	8.9	32.9	-546	-96	-299
	3.1	4.0	7.1	18.1	6.6	24.7	-493	-65	-251
	3.4	3.2	6.6	25.5	5.5	31.0	-658	-70	-370
	3.6	3.6	7.2	17.7	5.4	23.1	-396	-50	-222
	119.0	3.5	122.5	217.9	4.6	222.5	-83	-33	-82
	1.7	3.1	4.7	22.1	4.3	26.4	-1220	-39	-456
15.2	2.6	17.9	50.5	6.3	56.8	-232	-137	-218	

※ 水銀濃度は全て O_2 12%換算

伴って塩化第一水銀や、オキシ塩化第二水銀として吸着除去されるとされ、この結果は、これまでの都市ごみストーカ炉からの飛灰を集じんするバグフィルターの傾向と類似した傾向であった²⁰⁾。

また、施設2009-Aでの4つ目の検体では、バグフィルター後の Hg^0 濃度が $99.7 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ と極端に高いが、このケースは、火葬開始後約10分で $770 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 程度の非常に高濃度を示しており、典型的な歯科アマルガムによるピークが生じていた。しかし、このピークはバグフィルター前では見られなかった。この原因としては、火葬時間の開始から終了まで連続分析は継続しており、バグフィルター部分における排ガスのタイムラグによるとは考えにくい。施設2008-A年でも、火葬排ガス中の水銀測定において、JIS法と連続分析法の比較を実施した際、JIS法では比較的高濃度の $24 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ と検出されていたが、連続分析法では $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。これらのことから、連続分析法においては、サンプリングにおいて、高濃度の水銀のピークを捕捉できないことがある可能性が示唆された。ただし、表C.3.1において、施設2009-Bの3回目、11回目、施設2009-Bの6回目等、水銀のピークが生じた場合は、2つの水銀連続分析装置双方で捕らえることができしており、このようなケースは稀であると考えられる。

施設2009-Bにおいては、 Hg^{2+} 除去率は、1回目、2回目、8回目で除去率がマイナスになっているが、これはバグフィルター前の濃度が $0.1\sim 0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ しかなく、濃度が逆転したことによる。この濃度域は定量下限付近であるため、排ガス経路へ付着している水銀の影響などにより除去率が逆転する場合は他の事例でも認められる。したがって、バグフィルター前濃度が $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 以上に限ると、概ね40%以上、平均で65%であった。また、 Hg^0 除去率は、少なくとも25%以上、平均で78%であり、 Hg^0 の除去率が高い傾向にあることがわかった。これは施設2009-Aのケースとは逆の傾向であった。高岡は、都市ごみ流動床炉からの飛灰を集じんするバグフィルターにおいては、都市ごみストーカ炉のケースと異なり、 Hg^0 のバグフィルターでの除去率が Hg^{2+} の除去率よりも高い傾向にあり、吸着される飛灰が、未燃炭素が少なく、金属酸化物を多く含む場合、 Hg^{2+} を還元するよりも、 Hg^0 の塩素化・酸化反応が優勢となり、 Hg^0 の除去率が高くなったものとしている²¹⁾。後述するが、施設2009-Bの集じん灰の元素分析結果(表C.6.1)では、施設2009-Cの集じん灰に比較して、Fe濃度が10%程度含まれており、10倍以上の値であった。また、ZnやCuについても高い傾向にあった。施設2009-Aの集じん灰を測定していないため直接的な比較はできないが、施設2009-Bの集じん灰は、施設2009-Aの集じん灰よりもFeをはじめとする金属を酸化物として多く含んでいる可能性が高い。したがって、施設2009-Bにおいて、高岡の報告と同様の現象が生じていることが推測された。ただし、火葬炉においては都市ごみ焼却施設に比較してHCl濃度は低いため、 Hg^0 については主として酸化反応が生じていると推測される。

施設 2009-C においては、施設 2009-A、施設 2009-B のケースとは異なり、全体として除去率は負となり、バグフィルターにて増加する傾向が見られた。特に Hg^0 の場合でその傾向は顕著であり、除去率は最小で -1220% となった。図 C.3.1 に、施設 2009-C でのバグフィルター前後における水銀の 1 回目の連続分析結果を示す。この図より、バグフィルター前の Hg^0 、 Hg^{2+} は比較的低濃度であり、バグフィルター後の Hg^{2+} も低濃度であったが、バグフィルター後の Hg^0 に関しては、火葬が進むにつれて、濃度が $20 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 以上まで幾つかのピークを伴って上昇した。これは、バグフィルターに捕集された集じん灰に吸着されていた水銀が脱着してきたものと推測される。後述する火葬灰の元素組成結果（表 C.6.1）をみると、施設 2009-C の集じん灰中の水銀濃度は極端に高く、集じん灰に水銀が濃縮されている傾向が伺え、これらの一部が脱着された可能性が高い。バグフィルター部分の排ガス温度は、後述する排ガス中のクロムを測定する際に、全ての施設で測定した結果、その範囲は、 $130 \sim 180^\circ\text{C}$ でありそれほど施設による差はなかった。したがって、捕集された集じん灰の組成を原因として、より蒸気圧が高く脱着し易い Hg^0 等の形態に変化した、あるいは、集じん灰の水銀除去能が飽和となった結果、火葬時のわずかな温度上昇により脱着が進行したものと推測された。

以上より、3 施設での火葬排ガス中の水銀は、3 施設ともに傾向が異なり、 Hg^{2+} が優先的に除去される場合、逆に Hg^0 が優先的に除去される場合、双方ともに除去されず逆に濃度が増加する場合が認められ、これは、バグフィルターに堆積された集じん灰の組成や、状態によるものと推測された。

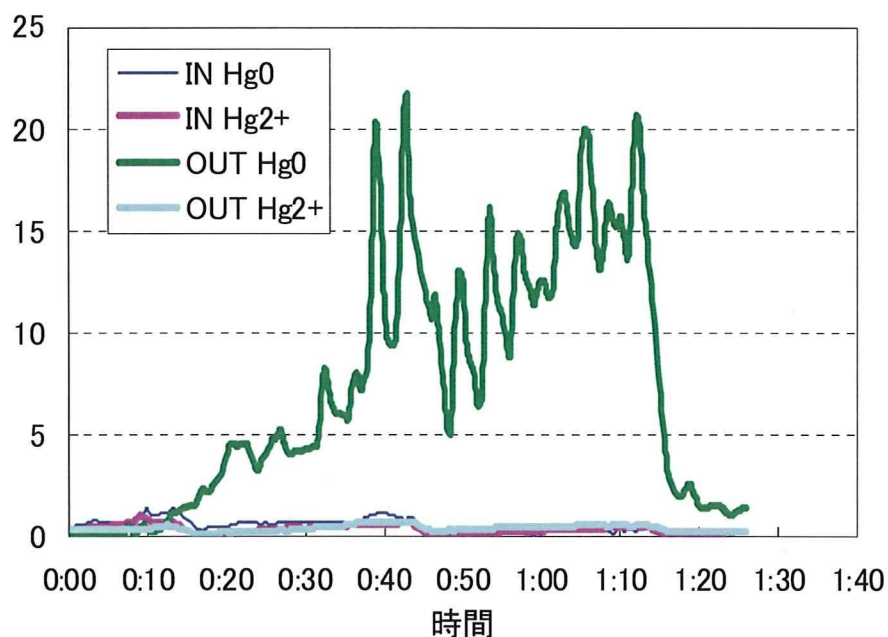


図 C.3.1 施設 2009-C (1 回目) におけるバグフィルター前後の水銀の挙動

(2) 触媒装置

施設2009-Bにおける、触媒装置前後での連続分析計を用いた水銀の分析結果を表C.3.2に示す。除去率に着目すると、 Hg^0 除去率は85～98%であった。 Hg^{2+} 除去率は、2～3回目が触媒前の濃度が、 $0.1 \sim 0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であり低いことから濃度が逆転しているが、この場合を除くと85%と高い傾向を示した。総水銀の除去率は結果として19～90%、平均で74%であった。すなわち、触媒装置では、総水銀として、ある程度除去でき、 Hg^0 除去率が高くなる傾向であった。

Sandraらは、 V_2O_5 を主体とする脱硝触媒上に、水銀を含むガスを供給する実験を行い、脱硝触媒にて、 Hg^0 は酸化され、 HgO の形態で吸着されるが、その一部は HCl により塩素化され、 HgCl_2 となり脱着する傾向があることを報告している²²⁾。施設2009-Bの触媒装置における触媒も、 V_2O_5 を主体とする触媒であることから、これと同様のことが生じている可能性が示唆された。すなわち、排ガス中の Hg^0 は酸化され触媒上に吸着されるため、触媒での Hg^0 除去率が高くなっており、その一部が塩素化され、 HgCl_2 の形で脱着すると考えられるが、火葬排ガス中の塩化水素濃度は低いため、脱着する割合は限定的であり、 Hg^{2+} の除去率もある程度高かったものと考えられた。

表 C.3.2 触媒装置前後での排ガス中水銀濃度測定結果

	IN ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)			OUT ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)			除去率(%)		
	Hg0	Hg2+	総水銀	Hg0	Hg2+	総水銀	Hg0	Hg2+	総水銀
2009-B	9.2	1.6	10.8	0.2	0.2	0.4	98	85	96
	5.5	0.1	5.6	0.3	0.7	0.9	95	-390	83
	1.0	0.3	1.2	0.1	0.9	1.0	85	-226	19
	2.1	0.2	2.3	0.3	0.6	0.9	84	-202	59

※ 水銀濃度は全て O_2 12%換算

(3) 活性炭吸着設備

施設2009-Cにおける、活性炭吸着設備前後での連続分析計を用いた水銀の分析結果を表C.3.3に示す。除去率に着目すると、 Hg^0 除去率は53～99%、 Hg^{2+} 除去率は-29～58%であり、総水銀の除去率は結果として43～98%、平均で72%であった。すなわち、活性炭吸

表 C.3.3 活性炭吸着設備での排ガス中水銀濃度測定結果

	IN ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)			OUT ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)			除去率(%)		
	Hg0	Hg2+	総水銀	Hg0	Hg2+	総水銀	Hg0	Hg2+	総水銀
2009-C	486.0	4.2	490.2	6.6	1.8	8.4	99	58	98
	75.9	3.2	79.1	5.8	2.1	7.9	92	33	90
	17.0	3.1	20.1	4.9	3.3	8.2	71	-7	59
	62.7	3.5	66.2	16.5	3.0	19.5	74	15	71
	25.1	3.4	28.5	11.8	4.4	16.2	53	-29	43

※ 水銀濃度は全て O_2 12%換算