

$$\text{Blood: } Q \frac{dC_{bl}}{dt} = \sum_i^{\text{tissue}} Q_i \left(\frac{C_i}{P_i} - C_{bl} \right) \quad (\text{B.3.5})$$

ただし、

V_i : 組織*i*の容積 (L),

Q_i : 組織*i*への移動係数 (L/min),

Q : 総血流量 (L/min),

C_i : 組織*i*中の水銀濃度 (mg/L),

P_i : 組織*i*における分配係数(-),

K_{ku} : 腎臓からの排出に関する係数,

K_{bu} : 血中からの排出に関する係数,

K_{lf} : 肝臓からの排出に関する係数,

ki : 腎臓を示す添字,

bl : 血液を示す添字,

li : 肝臓を示す添字,

br : 脳を示す添字,

ot : その他の組織を示す添字

本研究で構築したモデルのパラメータを表 B.3.3 に示す。具体的なシミュレーション計算は、後退差分法によって実施した。

表 B.3.3 PBPK モデルのパラメータ値

Tissue Volume(fraction of body weight)		
Kidney	V_{ki}	0.4
Others	V_{ot}	87.4
Brain	V_{br}	2.0
Liver	V_{li}	2.6
Partition Coefficient		
Kidney	P_{ki}	600
Others	P_{ot}	0.45
Brain	P_{br}	0.8
Liver	P_{li}	11.5
Fraction of cardiac output (%)		
Kidney		19
Others		62.5
Brain		6.5
Liver		12
Transport rate(L/min)		
Kidney	Q_{ki}	0.0049
Others	Q_{ot}	0.016
Brain	Q_{br}	0.000011
Liver	Q_{li}	2.5
Excretion rate(min^{-1})		
Kidney to urine	K_{ku}	0.0000048
Blood to urine	K_{bu}	0.000022
Liver to feces	K_{lf}	0.0000027
Cardiac output (L/min)		
6.5		
Body weight (kg)		
73		

4. 火葬場における低煙突が拡散に与える影響に関する調査

火葬場からの排ガスの拡散シミュレーションは、主としてMETI-LISモデルを用い、委託により実施した。METI-LISモデルは、経済産業省が開発し、低煙突からの有害物質の拡散予測が可能なプログラムである。排出源と近傍の建屋の位置関係によりダウンウォッシュを生じる場合はダウンウォッシュを考慮できる拡散モデルになっている²⁰⁾。

火葬場の設置条件は、火葬炉の構造や、その立地条件も含めると多岐にわたるため、本研究では、モデル火葬場を設定し、有害物質の拡散の状況を推定することとした。特に、2007年の4施設、2008年の7施設、計11施設における、22件の火葬の調査の結果^{11)、12)}、ダイオキシン類や六価クロムの大気への排出は、集じん器としてバグフィルターが設置され、その後段に触媒反応塔や、活性炭吸着設備が設置された新型の炉と、集じん器が設置されていない旧型の炉とで、大きく異なり、前者の方が、大幅に排出量が削減されている傾向が見られた。

そこで、新型火葬場（モデル火葬場A）と旧型火葬場（モデル火葬場B）をこれまでの調査結果、および火葬場の建設・維持管理マニュアル²¹⁾から建物レイアウトや、その構造を含め設定した。火葬炉の構造的な設定値を表B.4.1に、排ガス性状については、2007年の4施設、2008年の7施設、計11施設における、22件の火葬の調査の結果^{11)、12)}、を用いることとし、その具体的な値を表B.4.2に示した。一日の火葬スケジュールは、建物レイアウト等から決定した。

表 B.4.1 火葬炉の構造的な設定値

項目	単位	モデル火葬場A	モデル火葬場B
火葬数	体/年	2400	2400
炉数	台	8	8
一日火葬数	体/日	8	8
一炉火葬数	体/台/日	1	1
主燃焼炉:再燃焼炉の比	—	1:1	1:1
火葬炉:排ガス処理系統の比	—	2:1	2:1
集じん器	—	バグフィルター	なし
高度排ガス	—	触媒装置	なし
煙突数	本	4	4
煙突数あたり火葬数	体/本/日	2	2
煙突内径	mφ	0.97	0.63
煙突断面積	m ²	0.74	0.31
煙突高さ	m	15, 30	10, 30
煙突の間隔	m	6	6
煙突遮蔽物	—	有、無	有、無
煙突遮蔽物の煙突出口からの高さ	m	0.4	0.4
煙突遮蔽物の径	mφ	1.97	1.63
屋上コンクリートフェンス高さ	m	1.5	2.2

表B.4.2 排ガス性状の設定値

項目	単位	モデル火葬炉A	モデル火葬炉B
流速	m/s	6.5	11
静圧	kPa	-0.03	-0.03
水分量	%	2.5	5
温度	°C	120	350
排ガス量(湿り)	m ³ _N /h	12011	5409
排ガス量(乾き)	m ³ _N /h	11710	5139
火葬時間	min/体	60	70
ダイオキシン類	ng/m ³ _N	2.26	41.36
水銀	μg/m ³ _N	8.1	6.0
六価クロム	μg/m ³ _N	0.29	23.28

火葬場は、近隣に住宅のない山間に設置される場合もあれば、都市部では住宅地に設置される場合もあり、その地理的な条件は様々である。そこでまずは、火葬場のまわりには何も無い理想的な平面を考え、煙突高さの高低による有害物質の拡散への影響を把握することとした。気象条件については、本研究で対象とした11ヶ所の火葬場において、できるだけ多くの火葬場から近くなるような気象台のデータを用いた

これまでの設定を基に対象となるケース数についてまとめたものを表B.4.3に示す。

まず、有害物質の拡散シミュレーションの基本ケースとして、火葬場自体の建物を考慮せず、設定した各条件で単独煙突から排ガスが放出されたケースを想定し、ダイオキシン類、水銀、六価クロムについて、モデル火葬場A、Bの煙突高さを変えた場合の排出状況をシミュレートした。

次に、火葬場自体の建物レイアウトにしたがって、建物自体のダウンウォッシュ等を考慮したケースを想定し、特にダイオキシン類について、モデル火葬場A、Bの現状の平均的な煙突高さにおいて、煙突遮蔽物の有無を考慮した場合をシミュレートした。この建物の影響を評価する場合には、METI-LISモデルでは、建物に非常に近い領域については未検証の部分があるため、その部分に関しては、計算を除外することとした。なお、煙突遮蔽物により、煙流は分割され

表B.4.3 シミュレーションケースのまとめ

項目	内容		ケース数
基本 ケース	対象物質	ダイオキシン類、水銀、六価クロム	3
	煙突の条件	モデル火葬場A: 15m、30m(煙突遮蔽物なし) モデル火葬場B: 10m、30m(煙突遮蔽物なし)	4
	計		12
建物影響 評価 ケース	対象物質	ダイオキシン類	1
	煙突の条件	モデル火葬場A: 15m(煙突遮蔽物なし、あり) モデル火葬場B: 10m(煙突遮蔽物なし、あり)	4
	計		4

る想定とした。風速によりその効果は異なるはずではあるが、ここでは単純化のため2分割されることとした。

出力としては、ダイオキシン類、水銀、六価クロムについて、火葬場を中心に10km四方について、最小10mメッシュでの地上での濃度分布、最大着地濃度を、1年間の平均値として求めた。

(倫理面への配慮)

本研究のうち、火葬炉の実態調査に関しては、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、調査を行った。

また、アマルガム充填物の採取、ヒアリング、および治療時のデータ収集については、ヒトの組織を対象としたものであるため、大阪歯科大学医の倫理委員会の承認を得た上で実施した。具体的な調査は、要抜去と診断された歯科用アマルガム充填歯を有する患者で、説明文章(分担研究報告書3 資料4)により研究の主旨を説明し、同意書(分担研究報告書3 資料5)に了解を得られた方のみについて実施した。

C. 研究結果、および考察

1. ダイオキシン類等の実態調査

ダイオキシン類と関連項目の調査結果一覧を表 C.1 に示した。

(1) 排ガス中のダイオキシン類濃度

各施設における、排ガス中のダイオキシン類濃度と、その毒性等量を図 C.1.1 に示す。また、ダイオキシン類濃度について、各施設における排ガス処理による除去率 R_{DXN} (%) を以下の式で定義し、表 C.1.1 に示した。

$$R_{DXN} = \left(1 - \frac{C_{DXN\ out}}{C_{DXN\ in}} \right) \cdot 100 \tag{C.1.1}$$

ただし、 C_{DXNin} : 各排ガス処理プロセスに流入するダイオキシン類濃度 (O_2 :12% 換算)

C_{DXNout} : 各排ガス処理プロセスから流出するダイオキシン類濃度 (O_2 :12% 換算)

まず、表 C.1 から、各施設における煙突手前 (A-1-SCR 後、B-1-SCR 後、C-1-AC 後、C-2-AC 後に対応) における排ガス中のダイオキシン類濃度は、毒性等量で $0.021 \sim 0.17 \text{ ng TEQ-WHO}_{06}/\text{m}^3_N$ の範囲であり、算術平均では $0.1 \text{ ng TEQ-WHO}_{06}/\text{m}^3_N$ となった。平成 12 年に提示されたダイオキシン類削減対策指針における新設炉における指針値は $1.0 \text{ ng TEQ-WHO}_{06}/\text{m}^3_N$ で⁹⁾、これらの施設ではその値を大幅に下回る結果となった。施設 A ~ C はダイオキシン類削減対策指針後に設置された比較的新しい施設であり、集じん機としてバグ

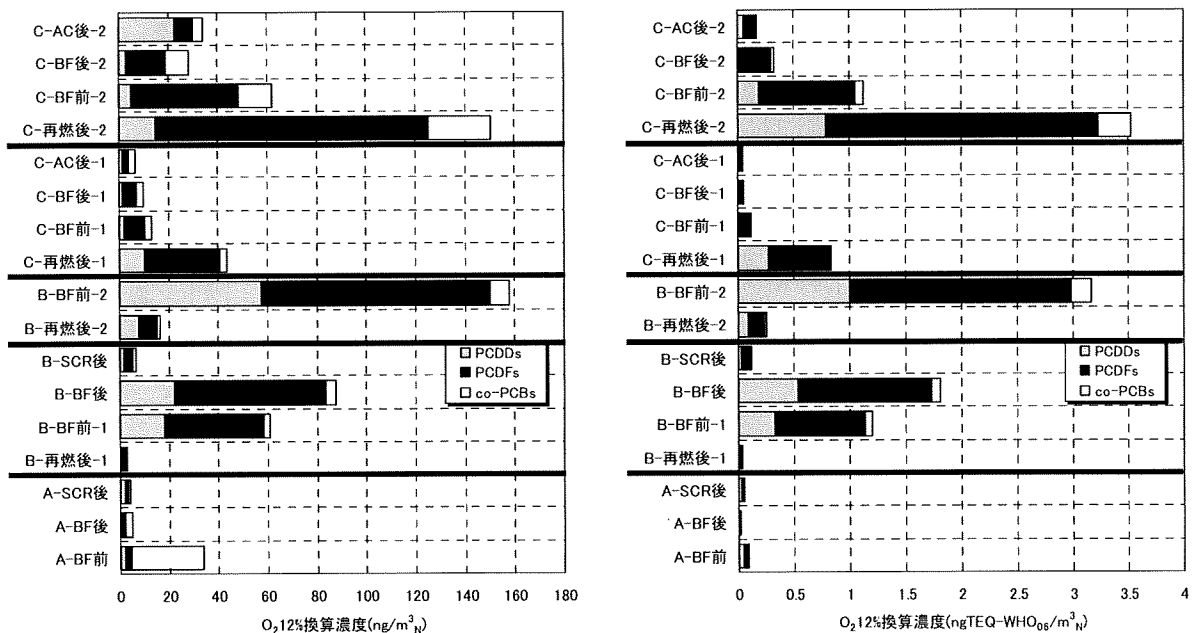


図 C.1.1 各施設における排ガス中ダイオキシン類の濃度と毒性等量

表C.1 測定結果一覧

項目	火葬 時間	排ガス 温度	排ガス 流量		ダイオキシン類 (PCDDs/DFs+co-PCBs)				残骨灰				ばいじん	
			湿り	乾き	排ガス		残骨灰		ばいじん	CO	集じん灰			
					実測濃度	O ₂ 12% 換算濃度	実測濃度	毒性等量			実測濃度	毒性等量		
単位	分	°C	m ³ /h	m ³ /h	ng/m ³ N	ng/m ³ N	ng TEQ-WHO ₀₆ /m ³ N	ng/g	ng TEQ-WHO ₀₆ /g	ng/g	ng TEQ-WHO ₀₆ /g	g/m ³	ppm	%
A	A-1-BF前	62	180	9,480	9,060	6.65	33.8	0.095	0.000033	0.040	0.000033	0.090	<3	19.2
	A-1-BF後		162	21,200	20,400	0.97	4.93	0.021				<0.005	<6	19.2
	A-1-SCR後		125	6,960	6,610	0.93	4.23	0.056				<0.005	<8	19.0
	B-1-再燃後	45	825	3,000	2,600	3.77	3.0	0.038	0.0068	0.64	0.0068	0.055	17	9.7
	B-1-BF前		196	1,150	1,070	34.5	60.7	1.2				0.099	<10	15.9
	B-1-BF後		134	2,650	2,470	47.1	86.9	1.8				<0.002	9	16.2
B	B-1-SCR後		103	2,930	2,730	3.26	6.4	0.12				<0.002	8	16.5
	B-2-再燃後	45	780	3,120	2,730	18.4	16.2	0.25				0.054	<10	10.9
	B-2-BF前		199	1,150	1,080	73.8	158	3.2				0.180	<10	16.8
	C-1-再燃後	85	635	—	—	39.8	44.0	0.84	0.0000056	0.024	0.0000056	0.090	46	12.9
	C-1-BF前		151	6,290	5,980	2.49	12.6	0.12				0.110	<30	19.3
	C-1-BF後		130	—	—	1.73	9.79	0.051				0.023	38	19.4
C	C-1-AC後		88	16,900	16,300	1.27	6.70	0.049				0.032	40	19.3
	C-2-再燃後	61	526	—	—	91.2	155	3.5				0.087	430	15.5
	C-2-BF前		164	7,600	7,430	10.4	61.8	1.1				0.072	250	19.5
	C-2-BF後		142	—	—	3.75	28.5	0.33				<0.008	240	19.8
	C-2-AC後		130	19,800	19,200	5.23	34.1	0.17				<0.007	270	19.6

再燃：再燃焼炉、BF:バグフィルター、AC:活性炭吸着設備、SCR:触媒装置
 ばいじん、COについてはO₂12%換算値

フィルターが設置された上、施設A、Bでは触媒装置、施設Cでは活性炭吸着設備が設置されていることによるものと考えられた。

次に、表C.1.1から各排ガス処理におけるダイオキシン類除去率をみると、まず、施設Aでは、バグフィルターによるダイオキシン類除去率は85%であり、ある程度除去されている傾向が伺えた。しかし、後段の触媒装置では、除去率は14%程度であり、毒性当量では-167%となり逆に毒性が増加する傾向が見られた。施設A、Bで使用されている触媒はV₂O₅系触媒であり、触媒入口のダイオキシン類濃度が極端に低い場合など、逆にダイオキシン類が生成され、触媒出口でのダイオキシン類が増加する可能性があることが指摘されている²²⁾⁻²⁴⁾。施設Aでは触媒入口のダイオキシン類濃度が0.021 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nと低く、同様の現象が生じている可能性が考えられた。

施設Bでは、排ガス冷却器の熱交換器部分で、ダイオキシン類除去率は-880~-1,900%、毒性当量として-1,200~-3,100%となり、熱交換器でダイオキシン類が大きく増加している傾向が見られた。表C.1より、熱交換器部分での温度は、195~825°Cの範囲にあることが考えられることから、熱交換器部分で、ダイオキシン類の再合成が生じていると考えられた。後段のバグフィルターにおいては、ダイオキシン類の除去率は-43%、毒性当量として-50%であり、ほとんど除去されていなかった。このバグフィルターにおけるばいじんの除去率は98%以上であり、バグフィルター入口ではダイオキシン類のほとんどがガス状で存在し、集じんとともに除去されることなく、通過したものと推測される。結果として、バグフィルターで除去されなかったダイオキシン類はその93%が触媒装置で除去されており、触媒装置出口におけるダイオキシン類濃度は、実濃度で3.26 ng/m³_N、毒性当量で0.12 ng TEQ-WHO₀₆/m³_N程度に抑えられた。ただし、この値は、同施設の再燃焼炉出口のダイオキシン類濃度3.77 ng/m³_N、0.038 ng TEQ-WHO₀₆/m³_Nに比較してほとんど除去されておらず、熱交換器での再合成の影響を受けて、バグフィルターがダイオキシン類の除去に効果的に作用していないことが明らかである。火葬炉における熱交換器の使用には、設備をコンパ

表C.1.1 各排ガス処理プロセスでのダイオキシン類除去率(%)

	排ガス冷却器	バグフィルター	触媒装置 活性炭吸着設備
A		85(78)	14(-167)
B-1	-1900(-3100)	-43(-50)	93(93)
B-2	-880(-1200)		
C-1	71(86)	22(58)	32(3.9)
C-2	60(69)	54(70)	-20(48)

斜線部分は前後のダイオキシン類を測定していないため、除去率が算出できない場合を指す。

()内の値は、毒性当量としての除去率を示す。

クトにできる利点があるものの、ばいじんの堆積や、その温度管理に注意する必要がある。熱交換器での再合成により増加したダイオキシン類はバグフィルターでも除去できない可能性があり、セーフティネットとしての触媒装置を併用することが望ましいと考えられる。

施設Cにおいては、再燃焼炉出口のダイオキシン類濃度が $39.8 \sim 91.2 \text{ ng/m}^3_{\text{N}}$ であり、施設A、Bよりも高い傾向にあった。CO濃度についても施設Cでは高く、2回目は約300ppmにも達する傾向にあったことから、主燃焼炉、再燃焼炉における燃焼状態が施設A、Bに比較して良くなかったものと考えられる。次に、施設Cでは、排ガス冷却は空気混合により行っており、排ガス冷却器部分で施設Bの熱交換器の場合のようなダイオキシン類の再合成はみられなかった。むしろダイオキシン類は実濃度で60～71%、毒性当量で69～89%除去されていた。また後段のバグフィルターにおいても実濃度で22～54%、毒性当量で58～70%除去されていた。さらに後段の活性炭吸着設備においては、大きく値がばらついたが、実濃度で-20～39%、毒性当量で3.9～48%の除去であった。都市ごみ焼却施設における活性炭吸着設備（充てん塔式）においては、 150°C におけるダイオキシン類の除去率は毒性当量で80%以上であるとされる²⁵⁾。

したがって、活性炭吸着設備において、活性炭が吸着破過状態に近かったため、除去率が低くなった可能性が考えられた。

以上の結果からは、熱交換器を設備として有している場合、ダイオキシン類の再合成に注意することが必要であり、再合成されたダイオキシン類はバグフィルターでの除去が望めないことから、触媒装置等を設置することが重要である。また、熱交換器のない設備ではバグフィルターにてダイオキシン類は毒性当量として、58%以上除去できる。触媒装置においても90%以上のダイオキシン類の除去が期待できるが、触媒入口のダイオキシン類濃度が低い場合濃度が逆転するケースがあるため注意する必要がある。活性炭吸着設備においては、本来高いダイオキシン類除去率が期待できるが、活性炭の吸着破過状況を把握し、適切に交換することが重要であると考えられた。

(2) 残骨灰、集じん灰中のダイオキシン類濃度

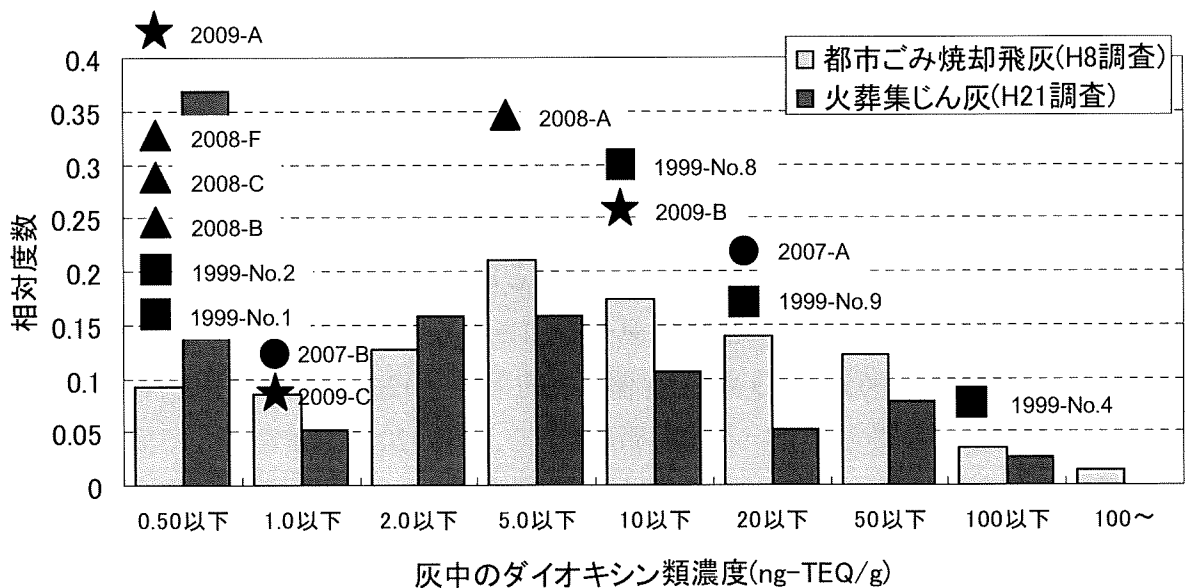
残骨灰、集じん灰は全ての施設において採取し、ダイオキシン類を測定した。

残骨灰中のダイオキシン類の濃度範囲は、毒性等量で $0.00000056 \sim 0.0068 \text{ ng TEQ-WHO}_{06}/\text{g}$ であった。2007～2008調査結果^{11)、12)}では10施設における残骨灰中のダイオキシン類の濃度範囲は、毒性当量 $0 \sim 0.042 \text{ ng TEQ-WHO}_{06}/\text{g}$ であった。本研究での調査結果はこの範囲に含まれているとともに、全体として非常に低いといえた。主燃焼室では御遺体を完全燃焼せねばならないことから、最終的に残る残骨灰中のダイオキシン類濃度が低くなったものと考えられる。

次に、集じん灰中のダイオキシン類の濃度範囲は、毒性等量で0.047～6.3 ng TEQ-WHO₀₆/gであった。

上記の厚生労働省健康局生活衛生課が実施した火葬場のアンケート結果¹⁰⁾にて、集じん灰中のダイオキシン類測定値として回答のあった38施設、および平成8年度に厚生省が実施した都市ごみ焼却施設の飛灰中ダイオキシン類毒性等量の相対度数分布²⁶⁾を図C.1.2に示すとともに、対応する濃度範囲に本研究の結果(2009 調査結果)をプロットし、比較を行った。また、2007、2008 調査結果^{11)、12)}、および1999 調査結果^{3)、4)}についても、WHO2006-TEFにより換算し、対応する濃度範囲にプロットした。ただし、都市ごみ焼却飛灰については、その毒性等量はPCDDs/DFsのみを対象にしていることや、毒性等価係数として1988年にNATO/CCMSが提唱したI-TEFを用いており、火葬炉集じん灰における毒性等量とは10～20%程度値が低く見積もられていることに注意が必要である。

図C.1.2において、まず、厚生労働省アンケート結果と、都市ごみ焼却飛灰とを比較すると、0.50以下の部分で、火葬集じん灰の相対度数が高いものの、それ以外の部分では、ほぼ同様の分布となった。本研究における集じん灰中ダイオキシン類濃度は、都市ごみ焼却飛灰の濃度範囲にあり、施設A、Cは1.0 ng TEQ-WHO₀₆/g以下の比較的低い範囲、施設Bに関しては5.0～10.0 ng TEQ-WHO₀₆/gで、比較的高い濃度範囲に位置しているといえる。1999 調査の場合と、2007～2008 調査および本研究の場合とを比較すると、1999-No.4のような50～100 ng TEQ-WHO₀₆/g程度の非常に高い濃度は発現されていないが、依然として、2007-A、2008-A、2009-Bのように5.0 ng TEQ-WHO₀₆/g以上を示す集じん灰が見受けられて



※ ただし、棒グラフ: 都市ごみ焼却飛灰: I-TEQベース
 ■、●、▲、★: 火葬炉集じん灰: TEQ-WHO06ベース

図C.1.2 都市ごみ焼却施設における飛灰中ダイオキシン類濃度度数分布と本研究の比較

いる。これらの3施設に関しては、2007～2008調査結果^{11)、12)}、および表C.1より、CO濃度は比較的低いレベルで保たれていたことから、火葬中における燃焼状態は良好に保たれていたと考えられる。これら2つの施設は、ともに再燃焼後の排ガスの冷却に、熱交換器を用いた冷却方式が採用されており、2007～2008調査、および本調査で他の火葬炉は全て空気混合による冷却方式であった。また、排ガス中のダイオキシン類濃度の測定結果より、本研究における施設B(2009-B)では、熱交換器部分でダイオキシン類の再合成が生じていることが明らかとなっている。したがって、熱交換器を用いた冷却方式を採用する場合には、ダイオキシン類の再合成により、灰中のダイオキシン類濃度が高くなる傾向にあり、注意する必要があると考えられる。

(3) 火葬炉からのダイオキシン類の排出量

(a) 大気へのダイオキシン類排出原単位の概算

ここでは、火葬炉から大気へのダイオキシン類排出原単位： A (ng TEQ-WHO₀₆/体)を推定した。推定の方法は、本研究での測定データ(2009)、および2007～2008調査結果^{11)、12)}(2007-2008)も含め、計14施設、26体分の結果を用いて、以下の(C.1.2)式により1体あたりのダイオキシン類排出量を算出した。なおダイオキシン類毒性等量はWHO2006-TEFを用いたO₂12%換算値を用い、乾き排ガス量についてもO₂12%換算した値を用いた。

$$\begin{aligned} & \text{大気へのダイオキシン類排出原単位 : } A \text{ (ng TEQ-WHO}_{06}\text{/体)} = \\ & \text{1体あたりのダイオキシン類排出量 (ng TEQ-WHO}_{06}\text{/体)} = \\ & \text{ダイオキシン類毒性等量 (ng TEQ-WHO}_{06}\text{/m}^3\text{N}) \times \text{乾き排ガス量 (m}^3\text{N/h)} \\ & \times \text{火葬時間 (h/体)} \end{aligned} \tag{C.1.2}$$

推定の結果を、各施設における火葬炉、排ガス処理の方式とあわせて表C.1.2に示した。

2007～2008調査結果、および本研究における調査結果からは0.041～16,000 ng TEQ-WHO₀₆/体の範囲でダイオキシン類が大気へ排出されていることがわかった。この排出原単位の算術平均値は1,400 ng TEQ-WHO₀₆/体、幾何平均は120 ng TEQ-WHO₀₆/体となった。

1999調査結果から得られている排出原単位⁹⁾を、WHO2006-TEFを用いて換算すると、算術平均値は4,200 ng TEQ-WHO₀₆/体、幾何平均値は1,900 ng TEQ-WHO₀₆/体と算出される。これらの値と、2007～2009の調査結果からの値を比較すると、現状は、約10年前の排出原単位よりも、算術平均値で約1/3、幾何平均値で約1/20まで低減されていた。

表C.1.2 大気へのダイオキシン類の排出原単位試算結果

項目		測定 時間	ダイオキシン類 毒性等量	O ₂ を考慮した 乾き排ガス量	ダイオキシン類 排出原単位	備考:集じん +高度排ガス 処理方式
			分	ng TEQ-WHO ₀₆ /m ³ _N	m ³ _N /h	
2007-A	A-1	42	0.10	3200	210	BF+SCR
	A-2	46	0.00005	1000	0.041	
2007-B	B-1	68	0.0059	2100	14	BF+AC
	B-2	61	0.012	2900	35	
2007-C	C-1	71	1.1	1800	2300	なし
	C-2	66	0.62	1700	1100	
2007-D	D-1	90	1.05	2200	3400	なし
	D-2	71	0.084	2100	210	
2008-A	A-1	58	0.011	1200	13	BF+SCR
	A-2	57	0.00018	1400	0.240	
2008-B	B-1	66	0.0036	2200	8.6	BF+SCR
	B-2	59	0.010	2300	23	
2008-C	C-1	48	0.025	3000	60	BF+AC
	C-2	68	0.0037	3000	13	
2008-D	D-1	64	0.062	2500	170	EP
	D-2	45	0.059	1900	83	
2008-E	E-1	60	0.089	1500	130	なし
	E-2	63	0.10	1200	130	
2008-F	F-1	59	11	1500	16000	SC
	F-2	64	1.7	1600	2800	
2008-G	G-1	84	1.6	2400	5300	なし
	G-2	64	1.7	2000	3700	
2009-A	A-1	62	0.056	1500	85	BF+SCR
2009-B	B-1	45	0.120	1400	120	BF+SCR
2009-C	C-1	85	0.049	3100	210	BF+AC
	C-2	61	0.170	3000	520	
最大値					16000	
最小値					0.041	
中央値					130	
算術平均値					1400	
幾何平均値					120	

※ ただし、BF：バグフィルター、EP：電気集じん機
 SC：スクリーン式集じん機、SCR：触媒装置、
 AC：活性炭吸着設備

(b) 詳細な大気へのダイオキシン類排出原単位の試算

表 C.1.2 において、各施設の集じん機の有無や、高度排ガス処理方式と、ダイオキシン類排出原単位の対応をみると、バグフィルターに触媒装置、あるいは活性炭吸着設備等の高度排ガス処理が組み合わされたケースにおいては、集じん機がない、あるいはスクリーン式等の集じん効率の低い集じん機のみが設置されたケースに比較し、排ガス中のダイオキシン類は高度に除去された結果、大気へのダイオキシン類の排出原単位も全体として低くなる傾向が伺えた。

したがって、(a)にて計 14 施設、26 検体分の結果より算出された大気へのダイオキシン類排出原単位は、火葬場の排ガス処理施設、ひいては選定された火葬場の構成に大きく依存することとなり、厳密には日本全国の火葬の状況を必ずしも表しているとは言い難い。本研究を含む一連の研究にて選定した火葬炉の組み合わせが、全国の火葬炉の統計に概ね合致していれば問題はないが、研究開始当初は、最新の全国の火葬場の統計値が明らかでなかったこと、施設の選定、サンプリング許可には、各自治体の判断に大きく左右されることから、実際はそのようになっていない。例えば、高度排ガス処理設備を有する火葬炉を、日本全国の採用状況に比較して、高い割合で対象とした場合、(a)における試算において、大気へのダイオキシン類排出原単位は、当然本来の値よりも低く見積もられることになる。

そこで、まず、厚生労働省健康局生活衛生課が平成21年に実施した火葬場のアンケート結果¹⁰⁾を基に、全国の火葬場を、ダイオキシン類排出原単位に大きく依存すると考えられる、排ガス冷却装置の種類、集じん機の種類、高度排ガス処理設備の有無により、火葬場の多い8つの類型に分け、その統計値と、本研究結果を用いて、以下の式により、大気へのダイオキシン類排出原単位の加重平均： A' を求めた。

$$\text{ダイオキシン類排出原単位 (ng TEQ-WHO}_{06}\text{/人)} = A' = \sum_{i=1}^8 \alpha_i D_i \quad (\text{C.1.3})$$

ただし、 α_i は、火葬場類型*i*における、年間火葬数の合計を年間全火葬数で除したもの：火葬割合

$$\alpha_1 + \alpha_2 + \alpha_3 + \cdots + \alpha_7 + \alpha_8 = 1$$

D_i は、火葬場類型*i*での、大気へのダイオキシン類排出原単位 (ng TEQ-WHO₀₆/体)
(実験結果より算出)

具体的な計算結果を、表 C.1.3 に示す。それぞれの火葬炉数、火葬件数は、厚生労働省の平成21年度アンケート結果から求めた。各類型のダイオキシン類排出原単位は、これまでの実験データを基に、算術平均値、幾何平均値として示し、これらを用い、C.1.3式に

表C.1.3 大気へのダイオキシン類の排出原単位試算結果(加重平均)

類型:i	排ガス冷却装置	集じん機	高度排ガス処理	アンケート結果からの統計値			ダイオキシン類排出原単位				備考(実データの根拠)
				火葬場数	火葬数	火葬割合 α_i	実データ:Di		計算値: $\alpha_i \times Di$		
							算術平均	幾何平均	加重原単位 (算術平均)	加重原単位 (幾何平均)	
				箇所	体	—	ng TEQ-WHO ₀₆ /体				
1	空気冷却	BF	あり	19	43,643	0.04	110	44	4.2	1.7	2007-B、2008-B~C、2009-A、C (N=9)
2	熱交換器	BF	あり	21	27,501	0.02	70	5.1	1.7	0.12	2007-A、2008-A、2009-B (N=5)
3	空気冷却	BF	なし	82	102,799	0.09	370	170	33	16	2009-A、C-BF後 (N=3)
4	熱交換器	BF	なし	37	45,313	0.04	1800	1800	72	72	2009-B-BF後データ (N=1)
5	空気冷却	EP	なし	53	161,898	0.14	120	120	18	17	2008-D (N=2)
6	空気冷却	その他	あり	35	20,423	0.02	110	44	2.0	0.81	2007-B、2008-B~C、2009-A、C (N=9)
7	空気冷却	その他	なし	567	418,190	0.37	3500	1400	1310	520	2007-C、D、2008-E~G (N=10)
8	空気冷却	なし	なし	577	305,991	0.27	3500	1400	960	380	2007-C、D、2008-E~G (N=10)
合計				1,391	1,125,758	1	—	—	2,390	1,000	

※ ただし、BF：バグフィルター、EP：電気集じん機

したがって、より厳密なダイオキシン類排出原単位: A' を求めた。その結果、算術平均値は2,390 ng TEQ-WHO₀₆/体、幾何平均は1,000 ng TEQ-WHO₀₆/体と算出された。これらの値は、(a)で求めた値よりも大きくなったが、一連の研究にて調査した火葬場の中で、高度排ガス処理設備を有する施設の割合が、全国統計に比較して多かったことによると考えられる。1999 調査結果から得られた排出原単位：算術平均値 4,200 ng TEQ-WHO₀₆/体、幾何平均値1,900 ng TEQ-WHO₀₆/体⁹⁾では、加重平均を行っていないので厳密には比較できないが、現状は、約 10 年前の排出原単位よりも、算術平均値、幾何平均値ともに、少なくとも約 57% 程度まで低減されていると推測された。

表 C.1.3 より本研究で求めたダイオキシン類排出原単位に寄与する成分として、その内訳を見ると、類型 7 および 8 の寄与が大きかった。すなわち、全体の集じん機のない、あるいは集じん効率の低い、その他の集じん機のための施設からの寄与が全体の 90% 以上を占めた。これは、類型 7 および 8 では、火葬割合が全体の 64% を占めており、かつ大気へのダイオキシン類の排出量も高いことが主たる原因である。したがって、この部分に如何に集じん機、あるいは高度排ガス処理設備が導入されるかということが、今後、排出原単位を減少させていく上で重要であると考えられた。

2. 水銀をはじめとする重金属等の実態調査

(1) 排ガス処理プロセスにおける水銀挙動

まず、水銀の排ガス処理プロセスでの挙動調査を3つの施設で実施したが、施設A～Cの全ての施設にてバグフィルター前後での水銀の挙動を、施設Bでは触媒装置前後での水銀の挙動を、および施設Cでは、活性炭吸着設備における水銀の挙動を調査した。

(a) バグフィルター

表C.2.1に施設A～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O₂12%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Hg⁰、Hg²⁺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Aにおいては、Hg²⁺の除去率が高く52～100%であり、Hg⁰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Hg⁰とHg²⁺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²⁷⁾。

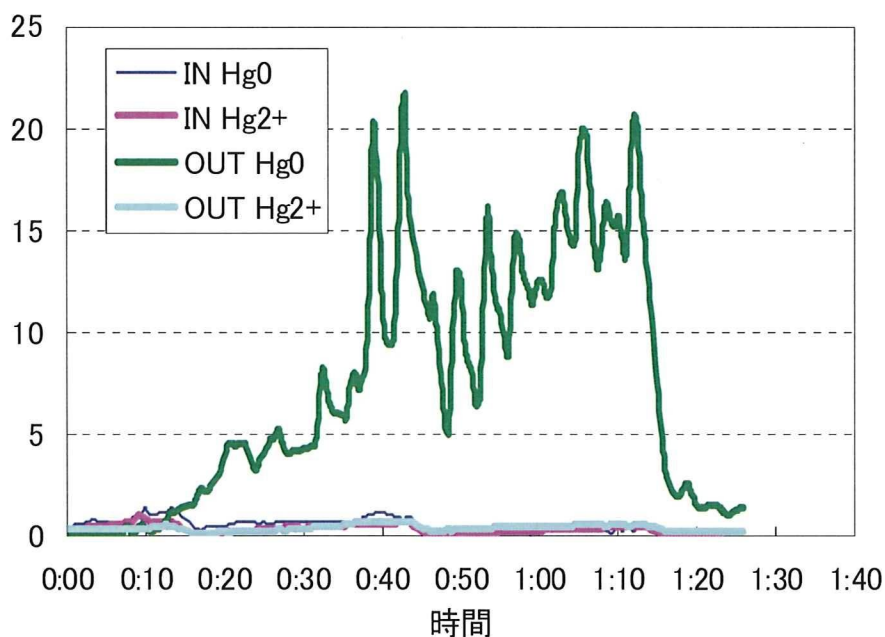
表 C.2.1 バグフィルター前後での排ガス中水銀濃度測定結果

	IN ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)			OUT ($\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)			除去率(%)		
	Hg ⁰	Hg ²⁺	総水銀	Hg ⁰	Hg ²⁺	総水銀	Hg ⁰	Hg ²⁺	総水銀
施設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
施設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	
施設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O₂12%換算

施設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²⁸⁾。後述するが、施設Bの集じん灰の元素分析結果(表C.2.9)では、施設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Bの集じん灰は、施設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ものと推測される。

施設Cにおいては、施設A、施設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.2.1に、施設Cでのバグフィルター前後における水銀



図C.2.1 施設C(1回目)におけるバグフィルター前後の水銀の挙動

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.2.9）をみると、施設 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、前述した排ガス中のダイオキシン類を測定する際に、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。

(b) 触媒装置

施設 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.2.2 に示す。除去率に着目すると、 Hg^0 除去率は $85 \sim 98\%$ 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 $19 \sim 90\%$ 、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²⁹⁾。施設 B の触媒装置におけ

表 C.2.2 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(%)		
	Hg^0	Hg^{2+}	総水銀	Hg^0	Hg^{2+}	総水銀	Hg^0	Hg^{2+}	総水銀
施設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

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。

(c) 活性炭吸着設備

施設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.2.3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、活性炭吸着設備では、総水銀として平均70%以上除去でき、 Hg^0 除去率が高く、 Hg^{2+} 除去率が低い傾向であった。施設Cの活性炭吸着設備は、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³⁰⁾、³¹⁾、必ずしも効率的に除去できていない可能性があったが、例えば1回目には、非常に高い水銀濃度が、活性炭吸着装置に流入しているケースでも、活性炭吸着装置の出口では濃度は低く、高度除去がなされていると言え、現在は、吸着破過に達していないと考えられた。

表 C.2.3 活性炭吸着設備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(%)		
	Hg0	Hg2+	総水銀	Hg0	Hg2+	総水銀	Hg0	Hg2+	総水銀
施設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

(d) まとめ

以上の検討をまとめ、総水銀濃度としての排ガス処理の各プロセスにおける除去率をまとめたものを、表C.2.4に示す。水銀は、触媒装置、あるいは活性炭吸着設備にて70%以上の除去率が見込めることが明らかとなった。一方、バグフィルターにおいては、フィルターに堆積した集じん灰層、あるいはその組成により水銀が除去されるケースと、除去されない、もしくは増加するケースがみられ、安定性に欠けることが示唆された。したがって、火葬場における排ガス中の水銀を除去するためには、バグフィルターの後段に、触媒装置、あるいは活性炭吸着設備を設置することが望ましいと考えられる。ただし、触媒装置の場合は、ダイオキシン類の分解、脱硝を目的とするものであり、水銀を吸着除去する

ことにより、触媒の活性が低下することが懸念されるため、水銀の除去としては、活性炭吸着設備が最も望ましいと考えられた。

表 C.2.4 各排ガス処理設備での水銀の形態別除去率

	バグフィルター			触媒装置 活性炭吸着設備		
	Hg ⁰	Hg ²⁺	総水銀	Hg ⁰	Hg ²⁺	総水銀
A	-24	100	52	—	—	—
B	72	65	67	90	85	96
C	-630	-64	-340	78	14	72

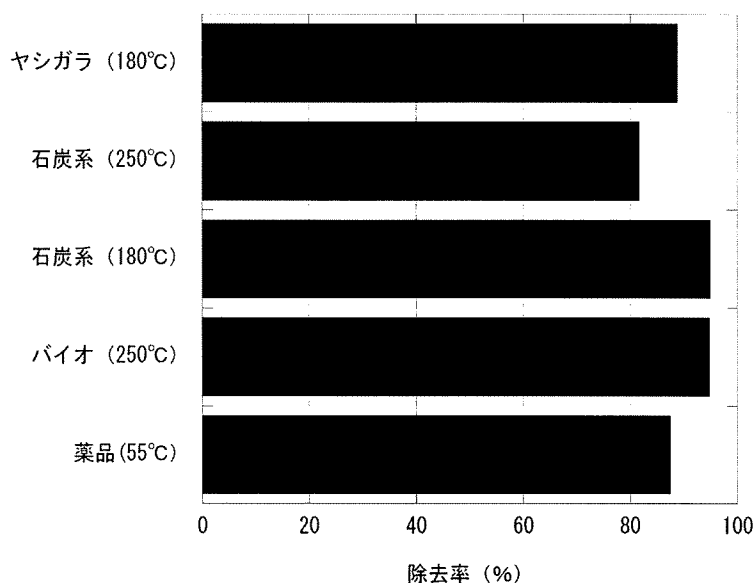
※ Hg²⁺の流入濃度が低いことによる濃度の逆転現象は考慮していない。

(2) パイロット式活性炭吸着実験装置による水銀除去実験

表 C.2.5 に、パイロット式活性炭吸着実験装置による水銀除去実験結果を示す。

まず、活性炭吸着塔後の水銀濃度は極めて低く、総水銀濃度では0.0～0.5 µg/m³_Nの範囲であった。入口側が極めて高かった排ガス条件に対しても総水銀濃度は0.1 µg/m³_Nであり、極めて高度に水銀が活性炭吸着塔で除去されていることがわかった。また、活性炭吸着塔出口では、0価水銀の平均濃度は0.1 µg/m³_N、2価水銀の平均濃度は0.1 µg/m³_Nであり、各火葬における総水銀に占める0価水銀の平均割合は47.6%であった。水銀濃度が極めて小さいため評価が難しいが、この結果より0価、2価ともにほぼ同量存在しているといえる。

活性炭吸着塔における水銀除去率としては、平均除去率は66.6%となった。3/18、4/12において除去率がマイナスになっているが、これは排気筒出口（活性炭吸着塔入口）濃度が



図C.2.2 活性炭種類および活性炭壁面温度別水銀除去率

表C.2.5 火葬炉排気筒出口および活性炭吸着塔出口の水銀濃度および除去率

	排気筒出口(活性炭吸着塔入口)				活性炭吸着塔出口				除去率 (%)
	Hg ⁰ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Hg ²⁺ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	総水銀濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Hg ⁰ の割合 (%)	Hg ⁰ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Hg ²⁺ 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	総水銀濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Hg ⁰ の割合 (%)	
3月5日	5.4	0.4	5.7	94	0.1	0.4	0.5	21	91
3月7日	0.8	0.6	1.4	59	0.0	0.2	0.2	18	84
3月9日	0.7	0.6	1.3	53	0.0	0.1	0.1	0	90
3月10日	0.3	2.3	2.6	10	0.0	0.1	0.1	0	97
3月11日	0.1	2.7	2.8	3	0.0	0.1	0.1	0	98
3月13日	0.0	1.3	1.3	1	0.0	0.1	0.1	25	94
3月14日	0.0	1.6	1.6	0	0.0	0.1	0.1	0	97
3月16日	0.0	0.4	0.4	0	0.0	0.1	0.1	0	83
3月17日	0.1	0.1	0.1	66	0.0	0.1	0.1	0	52
3月18日	0.0	0.1	0.1	6	0.1	0.1	0.2	43	-296
3月19日	0.2	0.1	0.3	74	0.0	0.1	0.1	13	74
3月20日	0.2	0.0	0.2	79	0.0	0.2	0.2	0	5
3月21日	0.8	0.0	0.8	100	0.0	0.0	0.0	0	100
3月22日	81.2	1.5	82.7	98	0.0	0.1	0.1	0	100
3月23日	0.7	0.1	0.8	90	0.1	0.0	0.2	87	81
3月24日	0.1	0.0	0.2	73	0.0	0.0	0.0	43	77
3月25日	1.0	0.2	1.1	87	0.3	0.1	0.4	74	63
3月28日	1.4	0.1	1.5	97	0.1	0.0	0.1	85	91
3月29日	0.8	0.0	0.8	100	0.1	0.0	0.1	80	87
3月30日	0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0.0	100	75
3月31日	0.4	0.1	0.4	88	0.2	0.1	0.2	74	47
4月1日	0.1	0.1	0.1	43	0.0	0.0	0.0	100	97
4月2日	0.4	0.0	0.4	92	0.0	0.0	0.0	100	99
4月5日	1.3	0.3	1.6	80	0.2	0.0	0.2	77	88
4月6日	0.9	0.4	1.3	69	0.2	0.0	0.2	81	85
4月10日	0.7	0.8	1.5	46	0.0	0.0	0.1	77	96
4月11日	0.6	0.1	0.7	80	0.0	0.0	0.1	60	93
4月12日	0.1	0.0	0.1	77	0.1	0.0	0.1	100	-23
4月13日	0.4	0.1	0.5	76	0.1	0.1	0.1	45	78
4月14日	0.2	0.1	0.3	77	0.0	0.0	0.0	100	85
4月15日	0.1	0.0	0.1	75	0.1	0.0	0.1	100	18
4月16日	1.4	0.0	1.4	100	0.0	0.0	0.0	0	100
4月17日	1.9	0.2	2.1	91	0.1	0.1	0.2	69	92
平均	2.5	0.4	3.0	65.8	0.1	0.1	0.1	47.6	66.6

0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ しかなく、濃度が逆転したことによる。0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ は定量下限付近であるため、経路への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がある。したがって、活性炭吸着塔入口濃度が 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上ある場合 (20 検体) についてかぎってみると 90.2% となり、極めて高度に除去されていることがわかった。この 20 検体について、活性炭種類および活性炭壁面温度別に分けたものを図 C.2.2 に示す。

この結果より、最も除去率の高かった条件は石炭系活性炭を活性炭壁面温度 180°C で運転した場合で、94.9% (検体数 6) の除去率であった。同じ条件のヤシガラ活性炭では、やや除去率が低く 88.9% (検体数 3) であった。実際の活性炭層温度はそれぞれ 79.6°C、79.2°C であった。また、石炭系活性炭については活性炭壁面温度を 250°C で運転した場合の除去率は 81.8% (検体数 4) と約 13% 減少した。実際の活性炭層温度は 112.9°C へ上昇しており、温度上昇に伴い吸着安定しにくくなったものと考えられた。バイオ炭については 250

℃で運転した場合の除去率は94.8%（検体数3）であり、同温度での石炭系活性炭より除去率が高かった。しかしながら、実際の活性炭層温度は98.4℃までしか上がっていなかった。薬品処理炭については、87.5%（検体数2）の除去率であった。

水銀の除去率には、活性炭の種類や温度だけでなく、入口水銀濃度や活性炭に含まれる不純物も影響される。したがって、一概にどの活性炭が良いとはいえないが、本調査結果からは、すべての活性炭で高度な除去が期待できること、活性炭の発火などの観点を考慮すると石炭系活性炭が望ましいと考えられた。

(3) 排ガス処理プロセスにおけるクロムの挙動

表C.2.6に、施設A～Cの各サンプリングポイントで、排ガス中のクロムを調査した結果を、排ガス温度、排ガス量、ばいじん濃度、酸素濃度とともに示す。

また、表C.2.7、表C.2.8においては、各排ガス処理プロセスにおけるばいじん、クロムの除去率を示した。

表 C.2.6 排ガス中クロム、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	クロム	O ₂	
			湿り	乾き				
単位	分	℃	m ³ _N /h	m ³ _N /h	g/m ³ _N	mg/m ³ _N	%	
A	A-1-BF前	62	180	9,480	9,060	0.090	0.20	19.2
	A-1-BF後		162	21,200	20,400	<0.005	<0.05	19.2
	A-1-SCR後		125	6,960	6,610	<0.005	<0.05	19.0
B	B-1-再燃後	45	825	3,000	2,600	0.055	0.08	9.7
	B-1-BF前		196	1,150	1,070	0.099	0.37	15.9
	B-1-BF後		134	2,650	2,470	<0.002	<0.02	16.2
	B-1-SCR後		103	2,930	2,730	<0.002	<0.02	16.5
	B-2-再燃後	45	780	3,120	2,730	0.054	0.05	10.9
	B-2-BF前		199	1,150	1,080	0.180	0.81	16.8
C	C-1-再燃後	85	635	—	—	0.090	0.03	12.9
	C-1-BF前		151	6,290	5,980	0.110	<0.06	19.3
	C-1-BF後		130	—	—	0.023	<0.06	19.4
	C-1-SCR後		88	16,900	16,300	0.032	<0.06	19.3
	C-2-再燃後	61	526	—	—	0.087	0.05	15.5
	C-2-BF前		164	7,600	7,430	0.072	<0.06	19.5
	C-2-BF後		142	—	—	<0.008	<0.08	19.8
	C-2-SCR後		130	19,800	19,200	<0.007	<0.07	19.6

※ばいじん、クロムについてはO₂12%換算値

※BF：バグフィルター、AC：活性炭吸着設備、SCR：触媒装置