

の方法は、以下の(1)式により御遺体一体あたりのダイオキシン類排出量を算出した。なお乾き排ガス量はO₂12%換算した値を用いた。

$$\begin{aligned} & \text{一体あたりのダイオキシン類排出量 (ng-TEQ/人)} \\ & = \text{ダイオキシン類毒性等量 (ng-TEQ/m}^3\text{)} \\ & \times \text{乾き排ガス量 (m}^3\text{/h)} \times \text{火葬時間 (h/人)} \quad (1) \end{aligned}$$

推定の結果を、表-4に示した。今回の測定結果からは0.096～3,800ng-TEQ/人の範囲でダイオキシン類が排出されていることがわかった。算術平均値は1,000ng-TEQ/人となった。

平成9・10年度の厚生科学研究における調査結果を基にすると、算術平均値は4,800ng-TEQ/人と算出される⁴⁾。これらの値と本研究での値を比較すると、現状は、約10年前の排出原単位よりも、算術平均値で約1/5まで低減されていると推定された。

平成17年度の火葬炉からのダイオキシン類排出インベントリーは2.4～5.3g-TEQ/年⁶⁾で報告されているが、本研究結果と平成17年度(2005年)の火葬件数の実績1,112,178体/年⁷⁾とをかけ合わせ、幾何平均～算術平均の範囲で表すと、ダイオキシン類排出インベントリーは0.13～1.1g-TEQ/年まで低減されている結果となった。

これらの結果は、「火葬炉からのダイオキシン類排出抑制ガイドライン」により、適切に施設が運営されるとともに、燃焼・排ガス設備の高度化がなされてきた効果を示唆すると考えられるが、今後、より多くの火葬場での調査を行って、排出量原単位、排出インベントリーの検証を行っていく必要がある。

表-4 ダイオキシン類の排出原単位推定結果

項目	測定時間	ダイオキシン類毒性等量	乾き排ガス量(O ₂ 12%換算)	ダイオキシン類排出原単位	
		分	ng-TEQ/m ³ _N	m ³ _N /h	ng-TEQ/人
A	A-1	42	0.11	3200	234
	A-2	46	0.00012	1000	0.096
B	B-1	68	0.0059	2100	14
	B-2	61	0.014	2900	41
C	C-1	71	1.2	1800	2600
	C-2	66	0.72	1700	1300
D	D-1	90	1.18	2200	3800
	D-2	71	0.096	2100	240
最大値					3800
最小値					0.096
中央値					240
算術平均値					1000
幾何平均値					120

(3) 水銀

a) 排ガス中水銀濃度

各施設における、水銀濃度測定結果を表-5に示す。定量下限値(<6.0μg/m³_N)を超えたものについては施設Aの1件(8.0μg/m³_N)だけであった。水銀濃度は被火葬物中に含まれる水銀に大きく依存するが、火葬時間にも依存する。すなわち、今回の測定時間は1火葬あたりとしている(主燃焼室の着火から消火まで)ので、A-1の条件はもっとも短い時間(38分)であったことも影響していると考えられる。仮に、施設Dのように、施設Aの約2倍の時間を要していれば、濃度はおおよそ半分となり、定量下限値を下回る。本測定はJIS法にしたがって行っているが、今後、火葬炉において水銀についてガイドライン等の行政指導する場合はサンプリングを含めた分析方法・結果の示し方についても言及する必要があると考えられる。

火葬炉は特に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あり、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とならない。O₂12%換算濃度とした場合、各施設の酸素濃度によりその値は大きく異なった。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、<9.0～<54μg/m³_Nとなった。

表-5 排ガス中水銀濃度測定結果(JIS法)

単位	測定時間	O ₂ 12%換算濃度		
		実測濃度	μg/m ³ _N	
A	A-1	42	8.0	23
	A-2	46	<6.0	<54
B	B-1	68	<6.0	<42
	B-2	61	<6.0	<30
C	C-1	71	<6.0	<21
	C-2	66	<6.0	<23
D	D-1	90	<6.0	<9.0
	D-2	71	<6.0	<9.0
最大値			8.0	<54
最小値			<6.0	<9.0
中央値			6.0	23
算術平均値			6.3	26
幾何平均値			6.2	22

※中央値、算術平均値、幾何平均値は、定量限界以下の値は、定量限界値として算出。

表-6 形態別水銀連続測定結果のまとめ
火葬件数：44件（男性24件、女性20件）

	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 (%)
算術平均値	84	81	2.6	0.4	3.0	66
標準偏差	12	10	12	0.7	12	31
最大値	107	99	83	2.7	83	100
最小値	60	52	0.0	0.0	0.0	0.0
中央値	83	82	0.4	0.1	0.8	75
3月5日 男性	97	77	5.4	0.4	5.7	94
3月22日 女性	78	66	83	1.5	84	98

b) 連続分析による排ガス中水銀濃度

形態別水銀連続分析装置による測定結果は、合計44件の火葬について得られ、御遺体の年齢分布は52歳～99歳、男性24検体、女性20検体であった。測定結果のまとめを表-6に示す。

44件の平均は総濃度で $3.0\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。この値は、上記の調査結果から、JIS法では $6.0\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であったこととも合致する。

また、燃焼時間におけるO₂連続分析計における酸素濃度は平均で約18%程度であったことから、O₂12%換算濃度値は約3倍の値、つまり $9\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。この値は2005年度の別の火葬炉での調査結果¹⁵⁾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。また、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¹⁶⁾。

しかし、調査で得られた平均水銀濃度： $3.0\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ (O₂12%換算濃度：約 $9\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)は、3月22日のきわめて大きな水銀排出濃度($83\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$)の影響を大きく受けている。表-6に3月22日の結果を追記した。このデータは、O₂12%換算しなくとも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¹⁷⁾。この検体を除く総水銀濃度は、 $0.1\sim 5.7\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ であった。この3月22日のデータについて経時変化を、図-1(a)に示す。特徴としては火葬開始後約10～20分に0価水銀(Hg⁰)の大きなピークが現れ、最大 $2,500\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$ まで達していた。また、2番目に高い濃度を示した3月5日の経時変化を同じく図-1(b)に示す。なお、このデータについても表-6に追記した。図より水銀濃度の最大値は1/10程度であるが、図-1(a)とほぼ同様の推移を示している。この水銀の由来は歯科充填材中の水銀アマルガム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とされる^{18), 19)}。

ここで、1体あたりの総水銀排出量： M_{T-Hg} ($\mu\text{g}/\text{人}$)に対する、ピーク時の総水銀排出量： MP_{T-Hg} ($\mu\text{g}/\text{人}$)の寄与率： $D(\%)$ を図-1(a), (b)のケースにおいて以下の

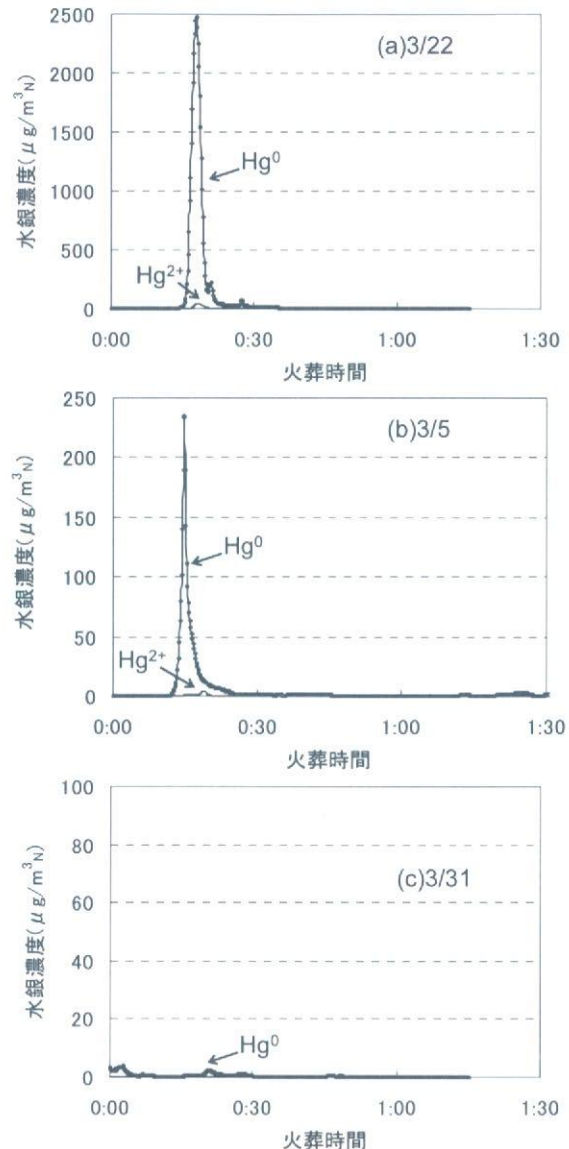


図-1 3/22, 3/5, および3/31における水銀濃度の経時変化

(2)～(4)式にて算出した。

$$M_{T-Hg} = \sum_{i=0}^{t_c} (C_{T-Hg}(i) \cdot \Delta t) \cdot Q \quad (2)$$

$$MP_{T-Hg} = \sum_{i=tp1}^{tp2} (C_{T-Hg}(i) \cdot \Delta t) \cdot Q \quad (3)$$

$$D = \frac{MP_{T-Hg}}{M_{T-Hg}} \cdot 100 \quad (4)$$

$C_{T-Hg}(t)$: 時間 t における排ガス中水銀濃度,

Q : 排ガス流量 (m^3/h),

Δt : 微小時間 (h), tc : 火葬時間 (h),

$tp1$: ピーク開始時間 (h), $tp2$: ピーク終了時間 (h)

その結果, 図-1(a), (b)のピークにおける寄与率は99%, および86%であり, ピークの寄与がそのほとんどを占め, 総水銀排出量の観点からもピーク由来の水銀が大きく影響していた。

このような特徴的な変化を示したものは, 14 検体/44 検体であった。図-1(c)に, 大きなピークが見られなかった3月31日のデータを示す。30 検体/44 検体はこのような傾向であり, 火葬炉からの水銀排出トレンドは大きなピークの有無により2つに分けることができた。2005年の調査事例¹⁹⁾でも同様にピークの有無により2つのパターンを示していたが, ピークの出現頻度を比較すると, 本研究は約1/2から1/3へ減少していた。

今回の排ガス中水銀濃度が他施設よりも低かった理由としては3つのことが考えられる。一つ目は, 御遺体のアマルガム含有量が低かったことである。これは, 施設D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D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。本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 $\mu g/m^3_N$)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約1時間程度であったことから¹⁹⁾, 表-6より, 本施設では約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)が同程度

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。

c) 連続分析による水銀形態について

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-6に示す。0価水銀の平均濃度は $2.5\mu g/m^3_N$, 2価水銀の平均濃度は $0.4\mu g/m^3_N$ 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80%を超えるが, これは, 3月22日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65.8%であったことから, 3月22日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。歯科充填材の水銀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-6における3月5日, 3月22日のデータから0価水銀が圧倒的に大きいことが明らかであり, 問題となるような排出濃度である場合は0価水銀が主たる形態であるといえる。

d) 残骨灰, 集じん灰における水銀溶出量, 含有量

表-7に各施設における残骨灰および集じん灰中水銀の溶出・含有量結果を示した。まず, 水銀の溶出量は, 残骨灰はすべて $0.0005mg/L$ 未満であり, 土壤環境基準($0.0005mg/L$)を下回っていたが, 集じん灰は $0.090mg/L$, $0.0027mg/L$ と上回っていた。特にA集じん灰については基準の180倍であった。

次に含有量であるが, ここでいう含有量は土壤汚染対策法で規定されている方法によるもので1N塩酸により溶出する量を示している。水銀の残骨灰中の含有量は, すべて $0.05mg/kg$ 未満であった。集じん灰中の水銀含有量はそれぞれ, 2.2, $6.2mg/kg$ であった。土壤汚染対策法における含有量基準は $15mg/kg$ であることから, 残骨灰については問題ないと考えられる。集じん灰については基準値以下であったが施設によっては超過する場合もあり得る濃度であった。

以上のことから, 特に集じん灰における水銀の溶出量に関して, 留意する必要があることが示唆された。

表-7 残骨灰, 集じん灰中水銀の含有量, 溶出量試験結果

	含有量(mg/kg)		溶出量(mg/L)	
	残骨灰	集じん灰	残骨灰	集じん灰
A	<0.05	2.2	<0.0005	0.090
B	<0.05	6.2	<0.0005	0.0027
C	<0.05	—	<0.0005	—
D	<0.05	—	<0.0005	—

※水銀の土壤環境基準

含有量: $15mg/kg$, 溶出量: $0.0005mg/L$

「土壤汚染対策法施行規則」

環境省令第29号(平成14年)

(4) 六価クロム、フッ素、ホウ素

a) 溶出量

表-8 に溶出量試験の結果を示す。まず、六価クロムに関しては、全ての残骨灰、集じん灰で、土壤汚染対策法により規定されている溶出量基準の180～1,200倍の濃度が検出された。フッ素、ホウ素に関しては、残骨灰では、一部ホウ素が1.8mg/Lで溶出量基準を超過していたが、それ以外は全て溶出量基準以下であった。しかし集じん灰では、フッ素で2.6mg/L、6.4mg/L、ホウ素で2.1mg/L、2.6mg/Lであり、溶出量基準を全て超過していた。

したがって、残骨灰、集じん灰にかかわらず、六価クロムに関しては何らかの対策が必要であるといえ、フッ素、ホウ素に関しては集じん灰について対策を講じなければならないことが示唆された。

b) 含有量

表-9 に含有量試験結果を示す。集じん灰中のフッ素、ホウ素含有量は、各350～1,300mg/kg、および69mg/kg以下であった。土壤汚染対策法でのフッ素、ホウ素の含有量基準はともに4,000mg/kgであることから、これらの元素に関しては問題ないと考えられる。しかし、六価クロムに関しては、A残骨灰、D残骨灰、B集じん灰の3サンプルで、含有量基準(250mg/kg)を超過するケースが見られた。したがって、六価クロムに関しては、溶出量と同様に対策が必要であろうと考えられる。

これら六価クロムの由来について、江口は、火葬

炉から排出される残骨灰、集じん灰中六価クロムの調査を行い、クロムの由来は主に、棺桶を乗せるステンレス製(SUS310S)架台であると推測している¹⁰⁾。SUS310Sのようなステンレス鋼では表面にCr₂O₃のような不動態膜が形成され、これにより高温・酸化雰囲気中で内部構成元素の酸化が防がれ強度が保持されているが²⁰⁾、高温・酸化雰囲気下で塩基性のアルカリ土類金属化合物により、Cr₂O₃は容易に酸化され、塩酸可溶の六価クロム化合物を形成するとされる²¹⁾。人骨には主成分であるヒドロキシapatite(Ca₁₀(PO₄)₆(OH)₂)に加え、マグネシウム、炭酸イオンなどが含まれており²²⁾、高温・酸化雰囲気下で六価クロム生成能を有すると考えられる。また火葬炉内における耐火物には、Cr₂O₃が含まれる可能性があり、これが六価クロムの由来になっていることも否定できない。

具体的な対策としては、六価クロムを生成させないように燃焼温度、あるいは酸素濃度を下げることが考えられるが、我が国の火葬の習慣上、あるいはダイオキシン類生成の観点から燃焼制御による対策は非現実的である。また、残骨灰とステンレス材、耐火物の直接接触が回避できるような構造的な対策も考えられるが、炉構造の根本的な見直しが必要であり困難であると考えられる。したがって、クロムを含まない代替架台や耐火物の開発などの対策が第一であると考えられる。

表-8 残骨灰、集じん灰における六価クロム、フッ素、ホウ素の溶出量試験結果

単位:mg/L

	A残骨灰	B残骨灰	C残骨灰	D残骨灰	A集じん灰	B集じん灰	土壤環境基準 (溶出量)
六価クロム化合物	30	9	13	9	16	60	0.05
フッ素および その化合物	<0.1	0.17	0.13	0.1	6.4	2.6	0.8
ホウ素および その化合物	0.18	1.8	0.24	<0.01	2.6	2.1	1

※溶出量の基準は、「土壤汚染対策法施行規則」環境省令第29号(平成14年)による。

表-9 残骨灰、集じん灰における六価クロム、フッ素、ホウ素の含有量試験結果

単位:mg/kg

	A残骨灰	B残骨灰	C残骨灰	D残骨灰	A集じん灰	B集じん灰	土壤環境基準 (含有量)
六価クロム化合物	250	58	110	310	140	460	250
フッ素および その化合物	820	430	1300	1000	1200	350	4000
ホウ素および その化合物	12	48	<10	15	69	57	4000

※含有量の基準は、「土壤汚染対策法施行規則」環境省令第29号(平成14年)による。

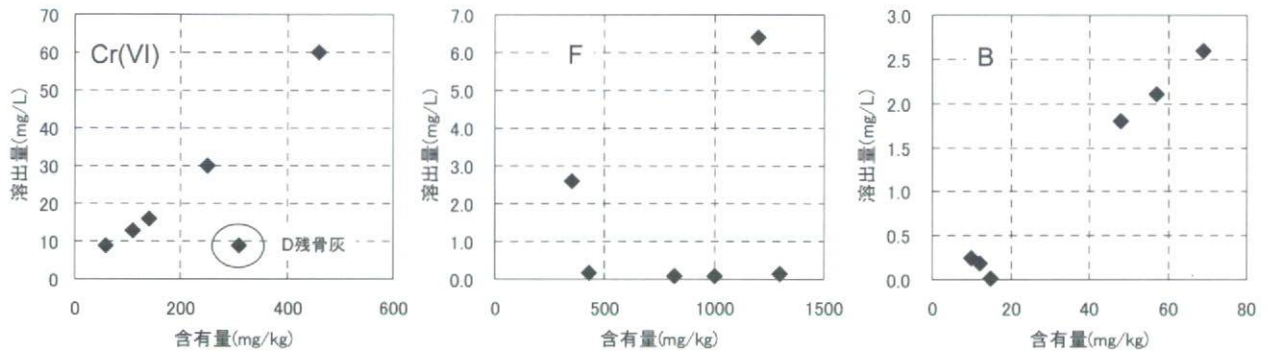


図-4 残骨灰、集じん灰における六価クロム、フッ素、ホウ素の含有量と溶出量との関係

c) 溶出量と含有量との関係

図-2に、六価クロム、フッ素、およびホウ素の含有量と溶出量の関係を示した。フッ素に関しては含有量と、溶出量に明確な関係性は見られなかったが、六価クロムに関してはD残骨灰を除いて、含有量が多くなるほど溶出量も多くなる傾向が見られた。このことは、サンプルにかかわらず、1N塩酸による抽出量と、蒸留水による溶出量とに関係性があることを意味しており、含有量に対し一定の割合で溶出性成分が生成されていることが示唆されるうえに、灰中のクロムの化学形態が類似していることが推察される。

また、ホウ素に関しても、含有量が低濃度の範囲ではばらつきがあるものの、含有量が多くなるほど溶出量が多くなる傾向が見られた。柏倉らは、石炭フライアッシュ中のホウ素の存在形態の分析を行っており、石炭フライアッシュ中のホウ素は塩酸により速やかにほぼ全量が抽出されること、蒸留水により溶出する成分は、 $^{11}\text{B-NMR-MAS}$ スペクトルからフライアッシュ表面に偏在する $\text{Ca}_3\text{B}_2\text{O}_6$ が主たる形態であると推測している²³⁾。本研究ではホウ素の含有量は 69mg/kg 以下であったが、Caは人骨に由来するなどホウ素に対して十分に存在すると考えられ、 $\text{Ca}_3\text{B}_2\text{O}_6$ が一定割合で生成されている可能性がある。

今後、より効率的な抑制対策を考えていく上で、データを蓄積し、これらの推察を明らかにしていくことが必要である。

4. 結論

本研究では、4箇所の火葬炉において、ダイオキシン類、臭素化ダイオキシン類、水銀、六価クロム、フッ素、ホウ素に関する調査を行ってこれらの濃度、総量、排出形態などについて、その実態を明らかにした。得られた知見を以下に示す。

- ・火葬炉における排ガス中ダイオキシン類の濃度は、毒性等量の算術平均では $0.42\text{ng-TEQ/m}^3_{\text{N}}$ であり、新設火葬場のガイドライン指針値である ($1.0\text{ng-TEQ/m}^3_{\text{N}}$) を下回っていた。
- ・残骨灰中のダイオキシン類濃度は非常に低かったが、集じん灰は、 $1.6\sim 15\text{ng-TEQ/g}$ であり、10年前の調査結果と比較すると、排ガス中ダイオキシン類が低減されている一方で、あまり変化していないと考えられた。したがって、濃度の高いものに関しては別途処理を検討するなどの対策が必要であろう。
- ・排ガス中、および残骨灰、集じん灰中の臭素化ダイオキシン類は、同施設の塩素化ダイオキシン類と比較して $1/200$ 以下の値であり、その寄与は十分に低いものと考えられた。
- ・本研究の調査結果から、火葬炉からの排出インベントリーを試算した結果、現在の報告値： $2.4\sim 5.3\text{g-TEQ/年}$ に比較し、 $0.13\sim 1.1\text{g-TEQ/年}$ まで低減されている結果となり、「火葬炉からのダイオキシン類排出抑制ガイドライン」による効果がうかがえた。今後、より多くの火葬場での調査を行って、排出量原単位、排出インベントリーの検証を行っていく必要がある。
- ・4施設における水銀濃度実態調査では、排ガスにおいては、1サンプルのみ $8\mu\text{g/m}^3_{\text{N}}$ を示し、他の多くは定量下限値 ($< 6.0\mu\text{g/m}^3_{\text{N}}$) となった。本研究での水銀測定において、JIS法では定量下限値以下のデータが多かったため、サンプリングを含む分析方法の検討も必要であることがわかった。
- ・1か所の施設において水銀連続分析計を用いて経時変化を測定し過去の調査事例と比較した結果、濃度に関しては $1/3$ 程度であったが、挙動については同様の傾向であり、歯科アマルガム由来による Hg^0 の発生が大きな寄与を占めることが確認された。
- ・集じん灰中水銀について、含有量については土壤汚染対策法の基準以下であったが、溶出量は基準

値を超えており、取扱いに注意が必要であることがわかった。

- ・溶出量試験，含有量試験の結果から，六価クロムに関しては，含有量基準(250mg/kg)を超過するケースが見られるとともに，全サンプルで基準の180～1,200倍の溶出量が検出された。したがって，六価クロムに関しては何らかの対策が必要であろうと考えられる。

謝辞：本研究を遂行するにあたり，研究主旨を御理解いただき，実態調査に御協力いただいた4箇所の火葬場，および関係自治体の方々に深く感謝申し上げます。水銀の連続分析に関しては，株式会社日本インスツルメンツの方々に，現場の下見，立会，データの解析等に関しては，太陽築炉工業株式会社・江口正司氏をはじめとする関係各位に御協力いただいた。ここに記して深く感謝の意を表す。なお，本研究は平成19年度厚生労働科学研究費補助金(厚生労働科学特別研究事業)により実施された。

参考文献

- 1) 厚生労働省統計表データベースシステム:衛生行政報告例(旧 厚生省報告例(衛生関係)),表 埋葬及び火葬の死体・死胎数並びに改葬数, <http://www.dobk.mhlw.go.jp/toukei/index.html>, 2008.3.21 情報取得。
- 2) 厚生労働省大臣官房統計情報部:平成19年人口動態統計の年間推計,第1表-人口動態総覧の年次推移, <http://www.mhlw.go.jp/toukei/saikin/hw/jinkou/suikou07/index.html>, 2008.3.21 情報取得。
- 3) 武田信生(主任研究者):火葬場から排出されるダイオキシン類の実態調査,平成9年度厚生科学研究費補助金(厚生科学特別研究事業)報告書,1998。
- 4) 武田信生(主任研究者):火葬場からのダイオキシン類の排出抑制対策の検討,平成10年度厚生科学研究費補助金(厚生科学特別研究事業)報告書,1999。
- 5) 火葬場から排出されるダイオキシン削減対策検討会:火葬場から排出されるダイオキシン削減対策指針,2000。
- 6) 環境省:ダイオキシン類の排出量の目録(排出インベントリー), p.2, p.8, 2006。
- 7) Department for Environment Food and Rural Affairs, UK.: Mercury emissions from crematoria, Second consultation, 2004。
- 8) Lesley Sloss: 国内外における微量成分の排出状況, *Trace Element Workshop 2000*, pp.47-59, 2000。
- 9) 読売新聞, 東京夕刊22面, 2006.12.8。
- 10) 江口正司:火葬炉の燃焼制御と環境負荷低減に関する研究, 京都大学博士論文, pp.117-125, 2007。
- 11) 日本財団:『葬斎・火葬船』構想調査委員会調査報告書, p.11, 2008。
- 12) 環境省水・大気環境局総務課ダイオキシン対策室:ポリプロモジベンゾパラジオキシン及びポリプロモジベンゾフランの暫定調査方法, 2007。
- 13) Alvin Chua, Koji Tanida, Masaki Takaoka, Naoki Noda: Development of Mercury CEMs for Emission Gases, *18th International Low-Rank Fuels Symposium*, pp.1-9, 2003。
- 14) Koji Tanida, Alvin Chua, Masaki Takaoka, Naoki Noda: The Development and Current Status of the Mercury CEM, *Air Quality IV*, pp.1-12, 2003。
- 15) 堂本真吾, 江口正司, 高岡昌輝, 松本忠生, 大下和徹, 武田信生:火葬炉における水銀の排出挙動調査, 大気環境学会誌, Vol.41, No.6, pp.309-319, 2006。
- 16) Masaki Takaoka, Nobuo Takeda, Takeshi Fujiwara, Masato Kurata, Tetsuo Kimura: Control of Mercury Emission from a Municipal Solid Waste Incinerator in Japan, *Journal of Air & Waste Management Association*, Vol.52, August 2002, pp.931-940, 2002。
- 17) 高岡昌輝:飛灰堆積層による都市ごみ焼却排ガス中の水銀除去機構の解明, 京都大学博士論文, p.19, 2001。
- 18) William Hogland: Usefulness of Selenium for the Reduction of Mercury Emissions from Crematoria, *Journal of Environmental Quality*, Vol.23, pp.1364-1366, 1994。
- 19) Allan Mills: Mercury and Crematorium Chimneys, *Nature*, 346, p.16, 1990。
- 20) 長倉三郎, 井口洋夫, 江沢洋, 岩村秀, 佐藤文隆, 久保亮五:岩波理化学辞典, 岩波書店, p.701, 1998。
- 21) 西野忠, 桜井正:含アルカリ土類複酸化物と酸化クロム(III)との反応(その1), 窯業協会誌, Vol.85, No.10, pp.496-500, 1977。
- 22) Rorert K. Murray, Daryl K. Granner, Peter A. Mayes and Victor W. Rodwell(上代淑人監訳):イラストレイテッドハーパー生化学, 丸善, p.563, 2003。
- 23) 柏倉俊介, 前川英己, 横山一代, 長坂徹也:MAS-NMRによる石炭フライアッシュ中のホウ素の存在形態解析, 第18回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.630-632, 2007。

(2008. 5. 23 受付)

Measures to Prevent Emissions of Hazardous Materials from Crematoriums in Japan

Nobuo TAKEDA¹, Masaki TAKAOKA² and Kazuyuki OSHITA²¹Eco-Technology Research Center, Ritsumeikan University²Department of Urban and Environmental Engineering, Graduate School of Engineering,
Kyoto University

This study measured hazardous materials, including dioxins, mercury, and hexavalent chromium compounds, in the flue gases, fly ash, and bottom ash from four crematoriums in Japan, to evaluate the emissions from crematoriums.

The toxic equivalent concentration (normalized by 12% O₂) of dioxins in the flue gases from crematoriums ranged from 0.00012 to 1.2 ng-TEQ/m³_N. The estimated maximum emission inventory of dioxins from crematoriums was 1.1 g-TEQ/year, which is less than one-fifth of the present emission inventory. Although mercury in flue gases from crematoriums was under the minimum limit of determination using the JIS K0222 method, Hg⁰ from dental amalgam contributed significantly to the total mercury emissions from crematoriums based on a continuous mercury speciation analyzer, as in our past study. The hexavalent chromium compounds leached from all ash samples exceeded the Japanese environmental quality standards for soil by 180 to 1,200 times. Therefore, countermeasures against hexavalent chromium compounds in the ash from crematoriums are required.

謝 辞

本報告書は平成20年度厚生労働科学研究費補助金（厚生労働科学特別研究事業）により行った「火葬炉における有害化学物質の排出実態調査および抑制対策に関する研究」の研究成果をまとめたものです。

まず、“火葬場から排出されるダイオキシン類等の実態調査”、および“火葬場から排出される水銀をはじめとする重金属等の実態調査”において、研究の主旨を御理解下さり、実態調査に御協力頂きました8箇所の火葬場、および関係自治体の方々に深く感謝いたします。

また、火葬炉におけるダイオキシン類や水銀の排ガス分析、残骨灰・集じん灰中の重金属、フッ素、ホウ素の含有量、溶出量試験につきましては、株式会社島津テクノロジー・前川勇氏、松下正和氏、松江努氏をはじめとする方々にお世話になりました。水銀の連続分析に関しては、株式会社日本インスツルメンツの方々にお世話になりました。ここに厚く御礼申し上げます。

現場の下見、立会、データの解析等に関しては、太陽築炉工業株式会社・江口正司氏をはじめとする皆様、ダイネン株式会社・河端博昭氏、向井明氏、桐山哲也氏をはじめとする皆様に御協力いただきました。ここに記して深く感謝の意を表します。

“火葬場から排出される水銀排出起源に関する調査”においては、まず、アマルガムの採取、ヒアリングに関連して、研究の主旨を御理解いただき、調査に御協力頂きました大阪歯科大学の患者の皆様には深く感謝いたします。また、歯科用アマルガムに由来する蒸気水銀の体内動態評価モデルの構築に関しては、京都大学工学部地球工学科環境工学コース4回生の真見一樹君にご協力頂きました。ありがとうございました。

報告書の取りまとめに関しては、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻環境デザイン工学講座 修士2回生の谷野佑太君、修士1回生の小笠原奨悟君にお手伝い頂きました。ありがとうございました。

研究者会議のバックアップ、および研究費の管理に関しては、立命館大学エコテクノロジー研究センター・吉田恵美子秘書、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻環境デザイン工学講座・大澤恵芳秘書にお世話になりました。ありがとうございました。

最後に、厚生労働省健康局生活衛生課管理係・吉田諭史氏には研究全体に対する、直接的なご意見、助言等を賜りました。ここに御礼申し上げます。