第5章 火葬場における放射性物質及び六価クロムの調査と作業環境調査

第1節 研究の背景及び目的

これまで、すでにダイオキシン、水銀、ばいじん、HCl、SOx などの排ガス中有害物質の 調査は行われてきた^{1,2,3,4})。また、残灰、煙道灰についても重金属、六価クロムについてもそ の実態調査は行われてきた^{3,4)}。今回の調査の対象は、医療用の放射性物質の存在の有無と六 価クロムである。

近年、放射線療法の一種として組織内照射療法というものがあり、密封線源を直接腫瘍の 内部あるいは周辺に留置し、治療する方法がある。特に前立腺癌の治療にシード線源が用い られている。近年、年間43,000人の患者が新たに前立腺がんであると診断され、永久密封小 線源治療の潜在的適応患者は20,000人と見込まれている⁵⁾。このことから、平成23年2月に 日本放射線腫瘍学会、日本泌尿器科学会、日本医学放射線学会から、「シード線源による前立 腺永久挿入密封小線源治療の安全管理に関するガイドライン」が発行されている⁵⁾。この中 では1年以内に死亡された場合は、摘出が必要であるとされている。ガイドラインでは 1300MBqの¹²⁵Iシード線源で前立腺がんを治療した患者が1年後に死亡し、即日火葬された 場合の関係者の被ばく線量が見積られている。いずれも年間1mSv以下の追加被ばくであり、 治療後1年経過すれば、放射線防護の特別な措置は必要ないと考えられている。しかしなが ら、過去に12年間の治療患者数約33000人のうち、1年以内の死亡例は96(約0.3%)その うち12例(約0.04%)がシード線源を摘出することなく火葬されたと報告されている⁶⁾。

また、骨転移の疼痛緩和を目的として開発された治療用放射性医薬品メタストロン(塩化 ストロンチウム)の使用においても⁸⁹Sr が骨に残留し、火葬への影響が想定される。残留量 は投与量と投与後の時間に依存するが、国際原子力機関は 2006 年に Nuclear Medicine Resources Manualを発行しており、その中で、遺体に含まれる放射能が⁹⁰Y、¹³¹I 及び⁸⁹Sr の 場合は 1000MBq 以下、³²P の場合は 400MBq 以下であれば、火葬にあたって特別な注意を必 要としないことが記載されている⁷⁾。メタストロン自体は 1 回あたり 200MBq 以下の投薬で あることから現時点では火葬従事者、家族、公衆への曝露は低いとみられている。また、従 来より火葬炉内での爆発などの懸念があり、火葬不適物とされた心臓ペースメーカーの電源 として、最近ではリチウム電池が使用されているが、1960 年代頃にはプルトニウム 238 が利 用された例がある。

このように、医療器具として放射性物質の利用は過去から行われてきているが、現在の実 態がよくわかっていないことから調査する必要がある。今後の医療の進展に伴い、放射性物 質による治療も増加する可能性がある。

したがって、本研究では、残灰及び飛灰について、各組成を明らかにしたのち、まず、各 灰の放射性物質濃度を調査することを目的とした。また、残灰、飛灰には六価クロムが含ま れており、溶出濃度も高いことが知られているが、実態調査の件数は少なく、データの蓄積 が必要である。したがって、六価クロムについては土壌汚染対策法にならい、組成データか らクロム濃度が分散するようにサンプルを選択し、六価クロムの含有量と溶出量を調査し、 組成の違い等の要因について検討した。 次に、放射性物質の濃度だけでなく、空間線量の測定を行い、実際、火葬炉周りではどの 程度の線量があるのかを調査した。これは、対象とする物質の放射性物質の検知が難しく、 ご遺体からの放射性物質の未取り出しに関する事故はめったにない可能性があり、実際の残 灰、飛灰の調査では検知するのが難しい可能性が高いと判断される。したがって、比較的火 葬件数の多い施設において、施設内に常時モニタリング装置行う装置を設置し、空間線量の 変化を調べ、最終的に、シード線源からの被ばく量を再評価するとともに、耐火レンガから の追加線量も評価した。

さらに、ご遺体を動かすデレッキ操作や火葬後の整骨、収骨、収骨後の清掃作業などがあ る。したがって、作業によっては粉じん曝露の危険性がある。しかしながら、火葬時の作業 環境測定のデータは多くない。したがって、火葬炉施設における室内に浮遊する粒子状物質 の定量評価を実施することを目的とした。具体的には、3施設において粉じん則に基づく作 業環境測定と、粉じんより小さな粒径を示すナノオーダー粒子(粒径が 300 nm 以下)の個数 濃度を計測した。炉の開閉を通じ、粒子状物質がどれほど室内に放出されるかを、労働安全 衛生法(作業環境測定法、粉じん)に基づき計測した。また、粒子状物質に含まれるもしく は粒子として存在する金属類に着目し、これらをフィルターに捕集することで金属元素量を 定量し、調査対象エリアで働く作業者に与えるリスクを評価することも目的とした。これに 加え、全粒径のフィルター捕集と、粒子の大きさ毎に分級したフィルター捕集を実施するこ とで、重量濃度や、含有元素量を定量した。

参考文献

1) 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)

- 2) 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)
- 3) 武田信生(主任研究者):火葬炉から排出される有害物質の実態調査とその抑制対策、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)総括・分担研究報告

書 (2008)

4) 武田信生(研究代表者): 火葬場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,厚生労働科学研究費補助金,健康安全・危機管理対策総合研究事業,平成 20 年度~21 年 度総合研究報告書 (2010)

5)日本放射線腫瘍学会、日本泌尿器科学会、日本医学放射線学会:シード線源による前立腺永久 挿入密封小線源治療の安全管理に関するガイドライン 第五版 (2011)

6)シード線源を使った遺体の火葬研究(ヒアリング資料)、萬 篤憲(日本アイソトープ協会医学・薬学部会放射線治療専門委員会、前立腺癌永久刺入治療推進ワーキンググループ主査、国立病院機構東京医療センター)

7)医薬品医療機器総合機構:医薬品医療機器情報提供ホームページ、審議結果報告書(メタストロン)

<u>http://www.info.pmda.go.jp/shinyaku/P200700035/34103700_21900AMG00003_Q100_2.pdf</u> (2013.7.1 閲覧) 第2節 火葬場における残灰・飛灰中の放射性物質及び六価クロム

1. サンプリングと方法

1.1 サンプリング

煙道灰、残灰ともに、上記でターゲットとした放射性物質を含む事象にぶつかる可能性は 高くない。したがって、多くの数を対象にする必要がある。そのため、比較的火葬数が多い 2施設において、残灰、飛灰をサンプリングした。以下に具体的な手順について示す。

1) 残灰のサンプリング法

A 施設においては、サンプリングする炉は、2 炉を対象とした。また、B 施設においては、 1 炉を対象とした。

残灰の掃除用のトレーより、100g程サンプリングをし、粉砕機(ワンダーブレンダー:大 阪ケミカル)で粉砕後、サンプリングボトル(300mlのポリビン)に入れる。 ラベルは、





掃除用のトレー

とし、マジックで直接記入するものとする。 サンプリングは、斎場側の炉裏担当者に行って いただいた。

サンプリング日は、A 施設については、11 月初旬~12 月末の約2か月、B 施設は10月末~11月。当日の該当炉の、全ての火葬でサンプ

リングを行う。(開始時は変動の可能性有り)

サンプリングの対象ご遺体は、性別・年齢を 記録した。

2) 飛灰のサンプリング法

飛灰はバグフィルタの点検口よりサンプリン グした。サンプリング日は、10月○+1日~12 月 ○+1日の毎日とし、当日の朝一、火葬前に 行った。(1. による)



バグフィルタの点検ロ

100g程サンプリングし、ラベルは1. に準

じるものとした。サンプリングは斎場側の炉裏担当者に行っていただいた。

1.2 組成分析

組成分析は蛍光 X 線分析装置を用いて行った。蛍光 X 線分析は測定装置内の真空試料室で 試料にロジウム管球からの蛍光 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。

本実験では波長分散式(WD)蛍光 X 線分析装置(島津製作所製、XRF-1800)を使用した。 試料は高速振動試料粉砕機(島津製作所製、CMT TI-1100、容器はタングステンカーバイド 製)により2分間乾式粉砕し、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 25 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 6 の C(炭素)から元素番号 92 の(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。

1.3 放射性物質の測定法

Ge 半導体検出器を用いて、できるだけ多くの種類の放射性物質を測定し、自然起源以外の 放射性物質の存在量を測定する。自然起源放射性物質の存在量に比べて無視できる量となる 可能性も高い。本測定では、検出効率の導出にかなりの時間を要することが想定されるため、 サンプル採取後、Ge 半導体検出器によって、ますは試料の測定を行ってその検出結果を考慮 しながら、検出効率の導出を行うための測定を行うことが予想される。サンプルは U8 容器 などに移し替えて、測定に供した。

1.4 六価クロム含有量・溶出試験

含有試験は平成 15 年 3 月環境省告示第 19 号付表に掲げる方法に基づいて、行った。溶出 試験は S48 環境庁告示第 13 号第 1.1「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」に基づいて 行った。六価クロムの濃度の測定は、JIS K 0102 65.2.1 ジフェニルカルバジド 吸光光度法 で行った。サンプルは A 施設、B 施設ともにそれぞれ残灰は 10 サンプル、飛灰 10 サンプル とした。サンプルの選定は濃度、性別、炉を考慮した。

2. 結果及び考察

2.1 男女構成・年齢分布・測定数

施設 A および B で採取したサンプルの女構成・年齢分布・測定数等の各種統計情報を表 5-1 に示す。施設 A の採取期間は 2014 年 11 月 7 日 ~ 12 月 30 日、残灰総数は 191、飛灰総数 は 95、男女構成は男性 91 人、女性 100 人、平均年齢は 83 才であった。施設 A は、A-1 と A-2 の 2 炉に分けて試料を採取したが、男女構成や年齢分布に大きな違いはなかった。この 内、残灰および飛灰の元素組成測定数は 191 および 95、放射性物質測定数は複数人分をひと まとめとし 29 および 27 であった。一方、施設 B の採取期間は 2014 年 10 月 30 日 ~ 12 月 7 日、残灰総数は 136、飛灰総数は 34、男女構成は男性 70 人、女性 66 人、平均年齢は 78 才で あった。この内、残灰および飛灰の元素組成測定数は 136 および 34、放射性物質測定数は複 数人分をひとまとめとし 21 および 9 であった。

施設		A-1	A-2	В
期間(Y/M/D)		2014/11/7-12/30	2014/11/7-12/30	2014/10/30-12/7
男女構成	男性 (人)	39	52	70
	女性 (人)	54	46	66
年齢分布	21-30 (人)	0	0	1
	31-40 (人)	0	0	1
	41-50 (人)	0	0	5
	51-60 (人)	3	2	5
	61-70 (人)	9	7	23
	71-80 (人)	28	27	30
	81-90 (人)	31	40	44
	91-100 (人)	20	20	26
	101-110 (人)	1	2	1
	不詳 (人)	1	0	0
平均年齢(才)		82	84	78
残灰数		93	98	136
残灰測定数	元素組成	93	98	136
	放射性物質	29(2-12,	人分混合)	21(4-10人分混合)
飛灰数		46	49	34
飛灰測定数	元素組成	46	49	34
	放射性物質	27 (1-10言	试料混合)	9(1-8試料混合)

表5-1 男女構成・年齢分布・測定数

2.2 組成分析結果

残灰の元素組成を表 5-2 に示す。以下、表中の小文字アルファベット a, b, c は多重比較に よって有意差有り (p < 0.05)の場合、異なるアルファベットで示し、有意差がない場合、同 じアルファベットを用いて示した。加えて、a > b > cの順番で比較した群の代表値が有意に 大きいことを示す。なお、abは a, b どちらとも有意差がないことを意味する(他のアルファ ベットについても同様)。

A 施設においては 2 炉からサンプリングを行った A-1 炉のサンプルは 93 サンプル、A-2 炉 は 98 サンプルを分析した。元素濃度が A-1 炉より A-2 炉で統計的に有意に 2 倍以上高かっ た元素は Cr、Ni であり、逆の傾向が Sr でみられた。江口は、火葬炉の残骨灰及び飛灰の調 査によりクロム及び六価クロムの起源がステンレス製架台であることを指摘している¹⁾。A-1 炉ではステンレス鋼の代わりにセラミック材料が使用されていることから、その違いが大き く現れたと考えられた。Pb は元々検出頻度が低く、A-1 および A-2 間での差も見られず、材 質の影響とは考えにくかった。一方、B 施設においては 136 サンプルを分析した。元素濃度 が A-1 炉より B 炉で統計的に有意に 2 倍以上高かった元素は Cr、Ni、Mg であり、A-2 炉と 同様の結果を示した。B 炉においても A-2 炉同様にセラミック材料が使用されていると考え られ、それによる違いが大きく現れたと考えられた。

飛灰の組成を表 5-3 に示す。A-1 炉、A-2 炉のサンプルはそれぞれ 46 および 49 サンプルを 分析に供した。傾向としては、残灰と同様に Cr、Ni において、A-1 炉と A-2 炉において大き な差が現れた (p < 0.05)。一方、B 炉は 34 サンプルを分析に供した。傾向としては、残灰と 同様に Cr、Ni において、A-1 炉と B 炉において大きな差が現れた (p < 0.05)。以上の理由は 残灰と同様と考えられた。

本調査から A-2 炉では耐熱鋳鋼 (SCH11) ASTM327 相当が使用されており、これは Ni が

4.00~6.00%、Cr が 24.00~28.00%、Mn が 1.00%以下使用されているものである。当該の耐 熱鋳鋼における元素比 Ni: Cr: Mn = 5: 26: 1 に着目する。残灰に関して、A-2 では 0.04: 0.16: 0.02 = 2: 8: 1、B では 0.05: 0.13: 0.02 = 5: 13: 2、A-1 では 0.01: 0.07: 0.03 = 1: 7: 3 であっ た。これより残灰における Ni: Cr: Mn 比は炉の耐熱鋳鋼の組成由来の影響で、Ni および Cr が Mn より相対的に高値になったものと考えられる。一方、Mn が相対的に多く含まれている A-1 に関しては、異なる材料の影響によるものと推察される。

飛灰に関して、A-2 では 0.05: 0.15: 0.03 = 5: 15: 3、B では 0.02: 0.14: 0.01 = 2: 14: 1、A-1 では 0.01: 0.04: 0.03 = 1: 4: 3 であった。この結果からも、残灰における考察と同様に A-2 および B と A-1 では異なる材料の影響があるものと考えられる。

以上から、火葬炉で使用されている材料が残灰および飛灰中における元素組成に影響を与 えている可能性が示された。とりわけセラミック材料を使用している場合は、残灰や飛灰中 におけるクロム濃度の増加が懸念される。

施設		A-1			A-2			В		
元素	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差	
С	93/93	5.40	3.11 b	98/98	7.08	6.46 ab	136/136	6.32	1.44 a	
0	93/93	42.29	1.25 a	98/98	40.95	3.70 b	136/136	40.34	1.14 b	
Na	93/93	4.45	1.66 a	98/98	3.60	1.50 b	136/136	3.28	1.12 b	
Mg	93/93	2.00	0.95 b	98/98	1.65	1.10 b	136/136	6.32	5.63 a	
Al	93/93	9.17	5.35 a	98/98	5.28	3.21 b	136/136	0.40	0.41 c	
Si	93/93	1.30	0.71 a	98/98	0.99	0.85 b	136/136	1.02	0.85 b	
Р	93/93	8.97	3.02 c	98/98	11.67	3.32 a	136/136	10.60	3.14 b	
S	93/93	0.21	0.13	98/98	0.22	0.45	136/136	0.22	0.11	
CI	93/93	0.19	0.21	96/98	0.50	2.23	136/136	0.23	0.25	
K	92/93	1.51	0.60 b	98/98	1.23	1.31 b	136/136	1.86	0.87 a	
Ca	93/93	22.80	3.12 c	98/98	25.29	5.68 b	136/136	28.00	6.25 a	
Ti	91/93	0.73	0.66 a	96/98	0.45	0.35 b	134/136	0.48	0.48 b	
Cr	93/93	0.07	0.17 b	98/98	0.16	0.12 a	136/136	0.13	0.11 a	
Mn	88/93	0.03	0.08	84/98	0.02	0.02	123/136	0.02	0.02	
Fe	93/93	0.64	0.54 ab	98/98	0.70	0.38 a	136/136	0.56	0.40 b	
Ni	41/93	0.01	0.02 b	98/98	0.04	0.02 a	136/136	0.05	0.04 a	
Cu	90/93	0.03	0.04 b	97/98	0.05	0.06 a	111/136	0.02	0.05 b	
Zn	93/93	0.07	0.10	98/98	0.08	0.15	136/136	0.06	0.10	
Sr	93/93	0.02	0.01 a	96/98	0.01	0.00 b	135/136	0.02	0.00 ab	
Pb	5/93	0.05	0.08	7/98	0.02	0.01	2/136	0.10	nc	

表5-2 残灰の元素組成(%)

Games-Howell検定, nc: 計算不可, a > b > c の順に有意差有り(p < 0.05), 空欄: 有意差なし

残友

飛灰									
施設		A-1			A-2			В	
元素	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差
С	46/46	17.11	7.05 b	49/49	32.37	4.97 a	34/34	17.89	5.88 b
0	46/46	26.14	3.46 a	49/49	22.98	1.85 b	34/34	25.09	1.82 a
Na	46/46	10.80	1.43 a	49/49	8.94	0.77 b	34/34	11.20	0.90 a
Mg	46/46	0.81	0.43 a	49/49	0.42	0.13 b	34/34	0.32	0.11 c
AI	46/46	1.57	1.25 a	49/49	1.01	0.24 b	34/34	0.15	0.11 c
Si	46/46	0.70	0.14 ab	49/49	0.81	0.31 a	34/34	0.67	0.21 b
Р	46/46	1.05	1.37	49/49	0.70	0.10	34/34	0.76	0.14
S	46/46	3.03	0.54 c	49/49	3.54	0.30 b	34/34	3.83	0.31 a
CI	46/46	18.24	3.61 b	49/49	13.76	1.90 c	34/34	21.66	2.25 a
K	46/46	10.78	2.04 b	49/49	8.62	1.11 c	34/34	15.11	1.77 a
Ca	46/46	6.88	3.81 a	49/49	3.13	1.07 b	34/34	1.47	0.90 c
Ti	46/46	0.34	0.10 a	49/49	0.25	0.06 b	34/34	0.15	0.11 c
Cr	46/46	0.04	0.02 c	49/49	0.15	0.03 a	34/34	0.14	0.02 b
Mn	46/46	0.03	0.01 a	49/49	0.03	0.01 a	34/34	0.01	0.01 b
Fe	46/46	1.68	0.90 b	49/49	2.47	1.70 a	34/34	0.73	0.74 c
Ni	44/46	0.01	0.01 c	49/49	0.05	0.01 a	34/34	0.02	0.01 b
Cu	46/46	0.03	0.01 a	49/49	0.02	0.00 b	34/34	0.02	0.00 c
Zn	46/46	0.59	0.14 b	49/49	0.65	0.13 ab	34/34	0.68	0.09 a
Sr	46/46	0.01	0.00 a	49/49	0.01	0.00 b	15/34	0.01	0.00 b
Pb	45/46	0.04	0.01 a	49/49	0.03	0.00 b	34/34	0.02	0.00 c

表5-3 飛灰の元素組成(%)

Games-Howell検定, a > b > c の順に有意差有り(p < 0.05), 空欄: 有意差なし

2.3 放射性物質の種類及び濃度

表 5	- 4	残灰および飛灰の放射性核種濃度
100	_	

残灰							
施設	A			В			
放射性核種	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差	
Cs-134(Bq/kg)	0/29	nd	nc	0/21	nd	nc	
Cs-137(Bq/kg)	0/29	nd	nc	0/21	nd	nc	
K-40(Bq/kg)	10/29	590	183	17/21	758	575	
nd: 不検出, nc: 計算不可							

飛灰						
施設						
放射性核種	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差
Cs-134(Bq/kg)	3/27	3.54	0.717	4/9	22.1	4.72
Cs-137(Bq/kg)	5/27	65.5	22.4	9/9	248	67.0
K-40(Bq/kg)	25/27	4348	1591	9/9	9443	1589
施設		A-1		A-2		
放射性核種	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差
Cs-134(Bq/kg)	2/9	3.89	nc	1/9	2.83	nc
Cs-137(Bq/kg)	4/9	70.6	22.2	1/9	45.1	nc
K-40(Bq/kg)	9/9	3838	1934	7/9	4005	953

nc: 計算不可

残灰および飛灰の放射性核種濃度を表 5-4 に示す。残灰の放射性物質濃度は低いため、A-1 炉と A-2 炉も合わせて分析した。Cs-134、Cs-137 ともに A、B 両施設から検出されず、カリウム 40 のみ検出された。このことから、混合による 100 検体ほどの分析においても Sr や I といった医療用の放射性物質の検出はなかった。

A 施設の飛灰試料の内、1 サンプルを用いて A-1 炉および A-2 炉が区別できるものがそれ ぞれ9サンプルあったため、それらについても表 5-4 中に示した。これら以外は A-1 炉およ び A-2 炉の複数サンプルが混合した状態で分析した。飛灰については、ごくわずかに Cs-134、 Cs-137 が検出された。しかしながら、合わせて 300Bq/kg 以下であった。都市ごみ焼却灰等 では現在、Cs-134 は Cs-137 に対して 1/4 程度あるが、本調査ではやや Cs-134 が低い結果で あった。検出下限に近いレベルであることも影響していると考えられる。残灰と同様、医療 用の放射性物質の検出はなかった。K-40 のレベルは A 施設で 4400Bq/kg 程度、B 施設で 9400Bq/kg 程度であった。K-40 は天然に存在する代表的な放射能で、太陽系がつくられた時 から存在している。同位体存在比は 0.0117%で、カリウム 1g に放射能強度が 30.4 ベクレルの K-40 が入っている¹⁾。つまり、この計算では残灰には 300~470Bq/kg 程度、飛灰には 2670Bq/kg ~2950Bq/kg 程度含まれることになる。測定値はやや大きいが同じオーダーであった。なお、 A 施設の K-40 の検出数は 25 であり、A-1 炉および A-2 炉合計の検出数 16 よりも9 サンプル 多い。これは上記理由で A-1 炉と A-2 炉の区別がつかない試料によるものである。K-40 の平 均値、標準偏差の違いも同様の理由による。

本研究では、医療用の放射性物質が検出されなかったが、事故が起こりうることを想定す ると、サーベイメータなどによりスキャンすることはありうる。放射性物質のモニタリング ポストが反応することもあることから、サーベイメータで十分検出されうるものであると考 えられる。

2.4 六価クロム含有濃度および溶出濃度

六価クロムの含有濃度(含有)、六価クロム溶出濃度(溶出)の結果を表 5-5 に示す。各サ ンプルを3回測定し、平均値および標準偏差を同表に示す。溶出濃度は、残灰の1サンプル のみ<0.05mg/L となり、環境基準(0.05mg/L)を満たしたが、残りのサンプル19サンプルは すべて環境基準を超えるデータが検出された。飛灰と残灰を比べると、残灰でばらつきが大 きい傾向が見られた。

	炉	性別	年齢(才)	溶	溶出試験(mg/L)			含有試験(mg/kg)			
				平均	標準偏差	変動係数 (%)	平均	標準偏差	変動係数 (%)		
残灰	A-1	男	71	14	1.7	12	130	10	7.7		
		男	82	36	1.2	3.2	257	64	25		
		女	95	0.18	0.11	63	570	36	6.3		
		女	74	61	3.6	5.9	440	96	22		
		男	66	0.22	nc	nc	5.3	0.91	17		
	A-2	女	80	36	3.5	9.6	427	38	8.9		
		男	79	<0.05	nc	nc	147	15	10		
		女	60	0.05	nc	nc	107	32	30		
		男	81	2.3	0.12	5.1	200	10	5.0		
		女	86	0.14	0.08	53	44	13	29		
飛灰	A-1			2.1	0.64	30	29	12	40		
				5.6	0.42	7.4	48	10	21		
				1.1	0.0	0.0	12	1.2	9.9		
				2.6	0.15	5.8	34	12	34		
				3.6	0.80	22	9.1	2.5	28		
	A-2			36	3.1	8.6	187	47	25		
				33	1.2	3.5	227	31	13		
				13	1.0	7.7	210	36	17		
				21	2.1	10	170	10	5.9		
				17	1.7	10	101	25	25		

表5-5 六価クロム含有量及び溶出濃度

nc: 計算不可

全量 VS 含有、全量 VS 溶出、含有 VS 溶出の関係を図 5-1 に示す。全量 VS 含有、含有 VS 溶出の相関係数は R²=0.30 で正の比例関係があった。相関係数は高くないが、六価クロム量 は大きくはクロム全量に比例することを示している。つまり、その変換割合が濃度によらず、 ほぼ同じであることを示している。また、含有 VS 溶出についても同様で、六価クロムとし て含有されるとある比例関係で溶出することを意味している。しかしながら、全量 VS 溶出 では相関係数は小さく、関係性は薄かった。

また、よく見ると、飛灰については六価クロムが含有されるとほぼ溶出すると言えるが、 残灰については必ずしもそうではなく、六価クロムとして飛灰同様にほぼ全量が溶出するも のがあるが、逆に数%以下の溶出というサンプルもあった。

そこで、B 炉の残灰 20 サンプルについて 2 mm のふるいで分級し、それぞれ元素組成を分 析した。粒径別の結果を表 5-6 に示す。Mg や P は 2 mm より大きい粒径で有意に高く、Cr や Fe は 2 mm より小さい粒径で有意に高い値を示した。上述の通り飛灰中の六価クロムは溶 出性が数%~30%と高いが、残灰中の六価クロムは検出下限値以下のものから 30%程度のも のまでばらつきが大きくなっていた。この原因として、残灰中の粒径の小さな粒子中に含ま れる Cr は溶出しやすく、逆に粒径の大きな粒子中の Cr は溶出しにくくなっているため、飛 灰中の Cr は一様に溶出性が高く、残灰中 Cr の溶出性にばらつきが出たものと考えられる。 今回の測定結果では、残灰中では粒径の小さなものの Cr 濃度が高かったため、残灰を取り扱 う作業員の吸引リスクについても留意する必要があると考えられる。



図5-1 クロム全量、含有量、溶出量の関係

残灰								
施設		B, < 2 m	m		B, > 2 mm			
元素	検出数	平均	標準偏差	検出数	平均	標準偏差		
С	20/20	8.19	3.12	20/20	4.94	1.15	#	
0	20/20	41.99	1.43	20/20	40.45	1.04	*	
Na	20/20	4.40	1.50	20/20	1.84	1.19	*	
Mg	20/20	5.30	7.15	20/20	14.18	9.15	#	
A	20/20	0.70	0.37	20/20	0.32	0.41	*	
Si	20/20	2.08	1.40	20/20	1.23	1.42	ns	
Р	20/20	7.73	2.38	20/20	12.58	2.96	*	
S	20/20	0.32	0.10	20/20	0.14	0.10	*	
CI	20/20	0.25	0.17	20/20	0.13	0.11	#	
K	18/20	2.45	1.26	20/20	1.16	0.98	*	
Ca	20/20	24.02	4.55	20/20	22.34	6.17	ns	
Ti	20/20	1.30	1.17	19/20	0.32	0.98	*	
Cr	20/20	0.22	0.19	20/20	0.06	0.04	#	
Mn	20/20	0.04	0.03	15/20	0.03	0.04	ns	
Fe	20/20	0.78	0.41	19/20	0.20	0.15	#	
Ni	20/20	0.06	0.04	20/20	0.03	0.02	#	
Cu	18/20	0.01	0.00	10/20	0.04	0.04	#	
Zn	20/20	0.07	0.06	20/20	0.03	0.02	*	
Sr	20/20	0.02	0.01	20/20	0.01	0.00	#	
Pb	1/20	0.01	nc	0/20	nd	nc		

表5-6 施設B残灰の粒径別の元素組成

t検定, nd: 不検出, nc: 計算不可, ns: 有意差なし, 空欄: 検定不可

*: 等分散で有意差有り,[#]: 等分散なしで有意差あり(p < 0.05)

3. 結論

火葬場における放射性物質及び六価クロムについて、残灰、飛灰中の実測を行った結果、 以下の知見が得られた。

2 施設において、残灰および飛灰中の放射性物質の調査を行ったところ、残灰 327、飛灰 129 検体において、医療用器具や投与薬に起因する放射性物質は検出されなかった。一方で 事故由来放射性物質である Cs-134、137 及び天然由来の K-40 が検出される施設はあった。 Cs-134 と Cs-137 の濃度は合わせて 300Bq/kg 以下であった。

2 施設における調査では、残灰、飛灰ともにクロムはすべての試料で検出された。炉内の 架台について、ステンレス鋼が使用されている炉はセラミック素材の炉に比べて有意に2倍 以上残灰及び飛灰中クロム濃度が高かった。

残灰 10 サンプル及び飛灰 10 サンプルについて、六価クロムの含有量及び溶出濃度を測定 すると、残灰の4サンプルが含有量の環境基準(250mg/kg)を超え、溶出試験では、全 20 サンプル中 19 サンプルが環境基準(0.05mg/L)を超えた。飛灰の場合、六価クロムが含まれ るとほぼすべてが溶出する傾向があったが、残灰は必ずしもそうではなかった。

参考文献

1)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、2007
 2)原子力資料情報室、カリウム-40、http://www.cnic.jp/knowledge/2584 (2015.3 閲覧)

第3節 火葬場作業者らの放射線被ばく量に関する検討

1.シード線源からの被ばく量の再評価

「シード線源による前立腺永久挿入密封小線源治療の安全管理に関するガイドライン」(日本放射線腫瘍学会、日本泌尿器科学会、日本医学放射線学会,平成23年)(以下、ガイドライン)では、火葬場作業者の前立腺永久挿入密封小線源に含まれる I-125(病院退出時1,300MBq)による被ばく量を、1.87µSv/年と評価している¹⁾。これは以下の仮定に基づく値である。

- 仮定1)永久挿入線源(ヨウ素125:1,300MBq(退出時) 半減期59.4日)を挿入された 患者が、挿入されてから1年後に死亡し、即日火葬される場合を考える。(永久挿入 密封小線源治療を受けて1年以内に患者が死亡した場合、剖検にてシード線源を取り 出し、病院の貯蔵施設にて保管しておく必要がある。このことについて、あらかじめ 患者や家族の同意を文書で得ておき、これが必ず守られる。)
- 仮定2)線源は、火葬により燃えまた飛散することはなく、密封性を保ったまま骨壺にすべ て納められるものとする。または、火葬場での骨灰は火葬場作業者により、骨灰の回 収業者に渡され、もう一度骨灰業者により再び焼かれ埋設されることとする。この場

合、線源は上記密封性等を保ったまますべて骨灰中に存在しているものとする。

これらの結果、火葬場作業者の被ばく量は以下のように計算される。

(1年に1回遭遇すると仮定)

 $E=18.4 \times 0.0124 \times 2.0 \div 0.5^{2}=1.83 \ \mu Sv$

- E : 実効線量(µSv)
- 18.4 :永久挿入線源(I-125:1,300MBq(退出時))の1年後の放射能(MBq)
 0.0124 :実効線量率定数(µSv·m²·MBq⁻¹·h⁻¹)
- 2.0 :作業時間 (h)
- 0.5 : 永久挿入線源から作業者までの距離 (m)

この計算条件を「標準条件」と呼ぶこととし、上記の仮定が崩れた場合についての被ばく量 を評価してみる。まず、仮定1が崩れた場合の被ばく量は表1のようになる。(ここでは、作 業時間、作業距離については標準条件としている。)

表5-7 患者が 1-125 線源を取り出さずに火葬された場合の火葬場作業者の被ばく量(µ

	,			
退院後火葬までの期間	归应 1 ~ 日後	追防でに日後	退院1年後	
1年間に遭遇する回数	巡院「ケ月夜	返院0ヶ月夜		
1回	90.9	15.4	1.83	
2回	182	30.8	3.66	
3回	273	46.2	5.49	

Sv)

また、仮定2が崩れた場合の被ばく量として、表 5-7 での被ばくに加え、火葬後、密封小 線源が床に落ち、1週間程度、作業場に留まっていた場合を考える。これはガイドラインが 対象とする密封小線源は「I-125 が米粒大のカプセル(直径約 1mm×長さ約 4.5mm)に密 封されたもの」であることから、灰清掃作業などにおいて、床などに落下したまま見逃して しまう事態が発生する可能性があると考えたことによる。このとき、1週間内での放射線壊 変による減衰を無視し、作業者は1週間に 48 時間作業し、線源から 1m の距離で1日に 8 時間被ばくし続ける場合を仮定すると、被ばく量は表 5-8 のようになる。

退院後火葬までの期間	泪腔 1 ~ 日後	追防とと日後	追院1 年後	
1年間に遭遇する回数	巡院「ク月夜	返院 0 り 月 夜	返阮十午夜	
1回	636	108	12.8	
2 回	1270	215	25.6	
3 回	1910	323	38.3	

表5-8 I-125 線源が床などに落ち、1週間被ばくし続ける場合の火葬場作業者の被ばく 量(µSv)

このように、いささか可能性が低い仮定ではあるが、線源が挿入されたまま、患者が1年以 内に火葬され、なおかつ線源が骨灰中からきちんと回収されなかった場合は1mSv/年を超え る被ばく量となる場合もあり得なくはない。これらの値は放射線業務従事者の年実効線量限 度(50mSv/年)よりもずっと低い値ではあるが、火葬場作業者が放射線被ばくを想定した作 業者ではないことから、一般公衆に対する年実効線量限度(1mSv/年)を適用する方が妥当 だと考えると、この線量限度を超える可能性もあり得なくはない、という結果となったこと から、退院後1年間は火葬されない、という条件が厳密に守られる必要があることがわかる。

なお、ここではガイドライン同様、密封小線源は火葬場作業において、密封が破壊される ことはなく、I-125 が外気中に出ることはないと仮定している。これは一般に密封小線源が チタン(融点: 1,668)製のカプセルに密封されており、高温化でもカプセルの密封が破 壊されることはない、と仮定しているためであるが、もし密封が破壊された場合は体内被ば くの可能性も考慮する必要が生じるため、密封小線源の耐熱性については、十分な検証が求 められる。

2.耐火レンガからの被ばく量評価

ジルコン(ZrSiO₄)サンドには U-238 で 0.5Bq/g 以上、Th-232 で 0.5Bq/g 以上の放射性 物質が含まれており、ジルコンサンドは耐火レンガの原料等として用いられる²⁾。また、人 形峠のウラン残土が耐火レンガに加工され、一般に販売されていることも有名な話である(人 形峠レンガ加工場におけるレンガ製造運転報告書, JAEA-Technology 2012-049,日本原子力 研究開発機構, 2013)。これらのことから、耐火レンガにはウラン・トリウム系列の放射性物 質が含まれることが多いと考えられ、実際に、A 斎場において耐火レンガを積んだ場所、お よび主燃焼炉の周囲は図 5-2 のような空間線量分布であった(測定装置、Aloka TCS-172)。 図1で灰色四角は主燃焼炉、白色四角は前室、黒色四角は耐火レンガを積んだものである。 炉や前室の壁の上の数字は、炉や前室の外側壁表面での1m 高さでの空間線量(µSv/hr) 前室内の数字は炉内台車上 10cm での空間線量(µSv/hr)、ただし、耐火レンガを積んだ場 所で、0.24µSv/hr はレンガを積んだ上表面での値、0.38µSv/hr はレンガで囲まれた隙間に 測定プローブを入れた時の値である。



図5-2 A 斎場の主燃焼炉周辺の空間線量分布(µSv/hr)

バックグラウンドの空間線量が 0.07 µ Sv/hr 程度であるとすると、耐火レンガ周辺におけ る火葬場作業に伴う追加線量は、主燃焼炉周辺での作業において、0.02 µ Sv/hr(図1におい て、通路側主燃焼炉壁近辺での値からバックグランドを引いたもの) 主燃焼炉壁周辺や炉内 台車近辺での作業による追加線量として、0.10 µ Sv/hr(図5-2において、主燃焼炉壁側面や 炉内台車近辺での代表値を 0.17 µ Sv/hr と仮定し、この値からバックグランドを引いたもの) を仮定し、主燃焼炉周辺で年間 2,085 時間(変形労働時間制における1年間の総労働時間の 上限)労働するとして、その内、主燃焼炉周辺での労働が9割、主燃焼炉壁近辺や炉内台車 近辺での労働時間が1割だとすると、火葬場作業による年間追加線量は次のように見積もら れる。

0.02×2085×0.9+0.10×2085×0.1=58.4 µ Sv/年

これは一般公衆に対する年実効線量限度(1mSv/年)と比べても1桁以上小さい値であり、 健康上問題となる値ではないと考えられる。また、実際の作業者の年間被ばく量は「1.シ ード線源からの被ばく量の再評価」で評価した値と、ここで評価した耐火レンガによる被ば く量を合計して評価する必要があるが、退院後1年間は火葬されない、という条件が厳密に 守られる場合は、一般公衆に対する年実効線量限度を超えることはないと推定される。

ただし、ここでも耐火レンガの摩耗や劣化によるレンガ含有放射能の飛散を考慮しておらず、よって、体内被ばくについては考慮していない。耐火レンガ周辺での火葬場作業に起因 するウラン・トリウム系列核種による体内被ばくの可能性の有無については、別途調査する必 要がある。

3.火葬炉におけるご遺体近傍での空間線量変化のモニタリング

昨年度の分析結果では、対象とする物質の放射性物質の検知はなかったため、ご遺体から の放射性物質の未取り出しに関する事故はめったにない可能性があり、この方法では検知す

るのが難しい可能性が高いと判断される。したがって、比較的 火葬件数の多い施設において、施設内に個人線量計を複数箇所 設置し、累積増加量をモニターすることにより、放射性物質の 存在可能性について当初検討しようとしたが、それでは検知が 難しいと判断し、下記に示す装置を火葬炉の前室に設置して、 ご遺体を連続的にモニターすることとした。

使用機器:

・スケーラ-(図 5-3 写真左上):
Ludlum Measurements 社製 Model 2241-2
16.5cm(高)×8.9cm(幅)×21.6cm(長)
・線検出プローブ(図 5-3 写真右上): Model 44-2
5.1cm(径)×18.5cm(長)
・検出器コリメータ(図 5-3 写真下): Model L-4002-227
6.0cm(径)×7.6cm(長)
・ノートパソコン

スケーラとRS-232C-USB ケーブルで接続





図 5 - 3 用いた測定装置

様々な医療用 RI の使用が考えられるが、ここでは前立腺癌治療の永久挿入線源として使 用する I-125 と Pd-103 を仮定。これらから放出される主たる光子は、I-125 が 27.4keV, 31.1keV, 35.5keV、Pd-103 が 20.1keV と 22.8keV なので、低エネルギーの X 線が測定でき るプローブを使用することが必要だが、Model 44-2 型はエネルギー測定範囲が X 線・線 20keV ~ 1.5MeV なので、使用可能である。なお、バックグラウンドを抑えるために、Model 44-2 型プローブの先端に検出器コリメータ (Model L-4002-227 型)を接続する。測定プロ ーブは図 3-2 に示すように、前室に炉内台車を置いた時、炉内台車の真上に位置する排気口 内に、前室の扉口からは見えないように設置し、排気口に穴を開けてケーブルを出し、スケ ーラ-、そしてパソコンへと接続した。Model 2241-2 スケーラーが持つ RS232C への測定値 ダンピング機能を用い、2 秒ごとの計数値をパソコンに転送し、記録していった。測定は 2015 年 11 月 30 日から 2016 年 1 月 7 日まで実施したが、ダンピングデータ記録ソフトの容量オ ーバーや電池の電圧低下などがあり、合計で 22 のご遺体からの放射線量を記録するにとど まった。



図5-4 測定装置の設置状況

習得阪神違う

測定結果を全モニタリング期間について図 5-5 に、各連続したモニタリング期間について 図 5-4~図 5-10 に示す。これらの図では2秒毎の測定値を1分間での平均値に変換してプロ ットしている。なお、この線量値については、ご遺体からの異常放射能を検出するために排 気口にコリメーターを付けたプローブを設置して測定した値であり、作業者の被ばく管理に おける線量値として用いる性質のものではなく、被ばく量評価においては、あくまでも参考 値程度に考える性質のものであることに注意する必要がある。各図において多くの時間帯は 0.3~0.4 µ Sv/h の放射線量を示しているが、時々30分から1時間ほど放射線量が0.1 µ Sv/h 程度に低下するときがある。これは不定形耐火材を打った炉内台車が炉本体に入ったため、 あるいは前室から外に出されたため、耐火物からの放射線が低下した時間帯である。A 斎場 では毎朝7時頃に始業前点検と清掃のため炉内台車を前室から出すので、この時間帯にも放 射線量が低下するが、それ以降の操業時間内の放射線量の低下は、ご遺体の焼却のための炉 内台車の移動によるものであり、この低下の前後に異常な放射線量の上昇があれば、ご遺体 からの線量によるものと考えられる。「1.シード線源からの被ばく量の再評価」の計算過程 で示したように、退出時に 1,300MBg の I-125 の永久線源の 1 年後の放射能である 18.4MBg の I-125 線源から 0.5m の距離での実効線量は、0.91 µ Sv/h 程度、1m の距離でも 0.23 µ Sv/h 程度となるので、このような条件でご遺体中にシード線源などが残されていた場合は、ご遺 体からの異常な放射線を検出することは可能であったと考えられる。

上述した炉内台車の動きと放射線量との関係から、ご遺体が乗せられた炉内台車が炉本体 に入れられ、放射線量がほぼ一定値に減少した時の前5分間の放射線量の平均値Ab、炉内台 車が炉本体に完全に入れられ再び出されるまでの期間の放射線量の平均値Adとその標準偏 差Sd、燃焼後に炉内台車が炉本体から出されて前室で冷却していると考えられる最初10分 間の放射線量の平均値Aa、そして、各測定日において最後にご遺体を焼却した30分後から 翌日の始業前点検の30分前までの期間での放射線量の平均値Anと標準偏差Sn、加えて、 AdとSdそれぞれの平均値とその平均値から求めた変動係数(=標準偏差/平均値)Anと Sn それぞれの平均値とその平均値から求めた変動係数を表5-9に示す。これらの結果より、 まず、AbやAaには特にAnに比べて大きな値が観測されなかったことから、今回測定した 22 のご遺体には、問題となるような放射線源は含まれていなかったと考えられる。また、燃焼中で炉内台車が無いときの前室の放射線量 Ad は 0.11~0.12 µ Sv/h 程度で安定しており、 炉内台車が静置されている時の放射線量である An の値も 0.34~0.35 µ Sv/h 程度の値で安定 している。それぞれの場合の変動係数は放射線量の値が小さい焼却中については 6%程度で あり、放射線量値が比較的高くなる炉内台車が静置されている時間帯では 13%と高くなるが、 この違いは使用した測定器の特性によるものと考えられる。

今回、前室で測定された放射線量は 0.3~0.4 µ Sv/h 程度であり、この前室に毎日短時間入ったとしても、「2.耐火レンガからの被ばく量評価」で推定した被ばく量と大きく変わるものではなく、一般公衆に対する年実効線量限度(1mSv/年)と比べて1桁以上小さい値と考えられるため、耐火レンガからの放射線は問題となるレベルではないと考えられる。



図 5 - 5 11 月 30 日~12 月 29 日の前室モニタリング結果



図5-6 11月30日~12月2日の前室モニタリング結果



図5-7 12月5日~12月6日の前室モニタリング結果



図 5 - 8 12月12日~12月14日の前室モニタリング結果



図5-9 12月19日~12月21日の前室モニタリング結果



図5-10 12月26日~12月29日の前室モニタリング結果

					-	•	-
ご遺 体番 号	観測 日	燃焼前 5 分 間の線量平 均値	燃焼中線 量の平均 値	燃焼中線 量の標準 偏差	燃焼後10分間 の線量平均値	時間外の 線量平均 値	時間外の線 量標準偏差
1	11/30	0.156	0.112	0.005	0.296		
2		0.126	0.113	0.006	0.304	0.336	0.058
3	12/1	0.178	0.116	0.008	0.285		
4		0.209	0.116	0.008	0.244	0.339	0.041
5	12/2	0.131	0.113	0.005	0.321		
6		0.158	0.113	0.005	0.292		
7	12/6	0.194	0.117	0.008	0.210		
8		0.171	0.114	0.007	0.258	0.342	0.043
9	12/12	0.185	0.114	0.005	0.238		
10		0.205	0.116	0.008	0.268	0.342	0.042
11	12/13	0.210	0.115	0.010	0.274	0.342	0.041
12	12/14	0.202	0.116	0.009	0.273		
13	12/19	0.138	0.115	0.009	0.284		
14		0.255	0.113	0.006	0.258	0.343	0.040
15	12/20	0.209	0.113	0.005	0.130		
16		0.203	0.114	0.005	0.275	0.350	0.041
17	12/26	0.238	0.114	0.005	0.304	0.353	0.045
18	12/27	0.223	0.117	0.008	0.256		
19		0.207	0.114	0.006	0.271		
20		0.220	0.114	0.005	0.270	0.344	0.044
21	12/28	0.213	0.112	0.005	0.300		
22		0.232	0.113	0.006	0.275		
		平均 =	0.114	0.007	平均 =	0.343	0.044
		変動係数 =	0.057		変動係数 =	0.128	

表5-9 前室モニタリング結果の統計値(表中の線量の単位は µ Sv/h)

4.結論

シード線源からの被ばく量を再評価するとともに、耐火レンガからの追加線量も評価した 結果、前立腺永久挿入密封小線源治療患者が退院後1年間は火葬されない、という条件が厳 密に守られる場合は、一般公衆に対する年実効線量限度を超えることはないと推定され、特 段の処置をとる必要はないと考えられる。しかし、この条件が厳密に守られない場合は、放 射線作業従事者ではない火葬場作業者の被ばく量が一般公衆に対する年実効線量限度を超え る場合も考えられることから、できれば、骨灰の放射能をモニタリングすることが望ましい。 なお、I-125 から放出される光子のエネルギーは比較的低く(27.4keV, 31.1keV, 35.5keV)、 一般によく用いられるシンチレーションサーベイメータでは測定できない場合があるので注 意が必要である。また、これらの評価においては体内被ばくの可能性が無視されていること から、その可能性の有無について、さらなる調査が必要だと考えられる。

A 斎場の前室でご遺体を連続測定した結果、測定された 22 のご遺体からの異常な放射線 は検出されなかったが、主燃焼炉や炉内台車に用いられている耐火レンガからと推定される 放射線のため、通常環境の放射線量の数倍程度の放射線量が前室において観測された。この 耐火レンガ近くにおいて、毎日作業することによる追加被ばく線量は、数十µSv/年程度であ り、これは一般公衆に対する年実効線量限度(1mSv/年)と比べても1桁以上小さい値であ ることから、健康上問題となる値ではないと考えられる。

参考文献

1)日本放射線腫瘍学会、日本泌尿器科学会、日本医学放射線学会:シード線源による前立腺永久 挿入密封小線源治療の安全管理に関するガイドライン 第五版 (2011)

2) 平成 15 年度文部科学省委託調査研究「自然起源の放射性物質等を含む物に関する調査報告書」原子力安全技術センター,平成 16 年, p.10 (2004)

第4節 火葬場における作業環境測定

- 1. 調査方法
 - 1.1 サンプリング

単位作業場所*での計測を実施した。

- 1.1.1 炉の裏側でご遺族が不在時のみに連続運転
 - () ハイボリュームサンプラーによる^{**} 全粒径の粒子状物質の捕集を、就労時間に実施した。
 - () ロープレッシャーインパクターによる粒径毎の粒子状物質の捕集を、就労時間に 実施した。
- 1.1.2 炉の表側でご遺族が不在時のみに連続運転
 - () デジタル粉じん計により、作業環境測定法による A 測定を実施した。同一測定 箇所にて、温湿度計を設置した。
 - ()単位作業場における作業中に、粒度分布計測器(SMPS + OPS)にて個数濃度を モニタリングした。
- 1.1.3 炉の表側でご遺族が不在時に随時測定
 - ()作業場での気流を調査するために、発煙装置、熱線風速計を用いて風向や風速を 測定した。
 - () 作業者の行動範囲、従事時間、作業内容を調査、ヒアリングした。
 - * 単位作業場所は、粒子状物質が高いと予測される炉の周辺を想定している。
 - **「作業環境測定ガイドブック 2 電離放射線関係」(社団法人日本作業環境測定協 会)、「廃棄物等の放射能調査・測定法暫定マニュアル」(独立行政法人国立環境研 究所)に従い測定を行った。
- 1.2 持込み装置

主な大型装置は下の7項目で、これに加え温湿度計などの小型機器を持参した。

()ハイボリュームサンプラー(HVS:HVC-500N、柴田科学)1点 全粒径の粒子状物質を石英フィルターに捕集する。捕集時間と積算流量が記録で きるため、これらの値から体積当たりの重量濃度を求める。



【サイズ・容量】 W530×D160×H230 mm、質量:9.5 kg ()ロープレッシャーインパクター(LP-20、東京ダイレック)1点
 全粒径粒子をインパクターで分級し、各ステージで一定の粒径幅の粒子をフィル
 ターに捕集する。分級範囲は、粒子径が 0.06~12µm。



【サイズ・容量】 W350×D177×H450mm、質量:12.5 kg

() LP-20 用真空ポンプ(MSV-380、東京ダイレック)、1点
 上のインパクターに接続されるオイルフリーポンプ。計測時にポンプ稼働の騒音が発生する。



【サイズ・容量】

W600×D235×H300mm、質量:34 kg

() SMPS3910(TSI)1点

粒子径が 10~300 nm の個数濃度を、一定の粒径毎に測定する。約1分間で個数濃度を計測可能。バッテリー駆動により電源は不要。



【サイズ・容量】 W450×D230×H390 mm、質量:8 kg

() OPS3330(TSI) 1点

粒子径が 0.3 ~ 10 µm の個数濃度を、一定の粒径毎に測定する。約 30 秒間で個数 濃度を計測可能。バッテリー駆動により電源は不要。



【サイズ・容量】 W210×D220×H130 mm、質量:2 kg

()デジタル粉じん計(LSDC:LD-3、柴田科学)3点

サブミクロンからミクロンサイズの粒子数をカウント値として計測する装置。カ ウント値は換算計数(K値)を用いて、質量濃度に変換できる。



【サイズ・容量】 W70×D105×H185 mm、質量:1.2 kg

() FMPS3091(TSI), 1点

粒子径が 5.6nm~560nm の個数濃度を、一定の粒径毎に測定する。約 1 秒間で個 数濃度を計測可能。



【サイズ・容量】

W704×D343×H439mm、質量:32 kg

- 1.3 調査地点
 - 1.3.1 A調査地
 - 1.3.1.1 見取図と調査エリアの状況

A調査地の見取図と測定項目とその場所を図 5-11 に示す。また、調査地の状況や作業環境に関する情報を下に記す。

- a タイプの異なる2系統が10炉稼働。
- b 冷却および整骨を行うための前室がある。
- c 炉と前室を格納している対象作業場は換気システムが整備された室内。
- d 燃焼に従事していた作業者は2名。
- e 保護メガネ、保護面の着用がなされていた。
- f 飛灰を回収するフィルターが設置されており、これらのメンテナンス業務も行っている。
- 1.3.1.2 調査スケジュールと状況

調査内容と炉の運転スケジュールを図 2 に示す。HVS、LPI は観測の始めから終わ りまで上図の位置に固定し、サンプリングを実施した。粉じん計は時間と作業工程を 踏まえた上で 15 分間の観測を各粉じん計毎に 7 回ずつ、炉の奥と手前とで前後に移動 させて行なった。粉じん計の設置高さは人の呼吸時の高さに相当する 120~150 cm に 設定した。

また、FMPS と OPS は発生源近くで測定を行うため、単位作業中に近傍へ移動させ、 台座の冷却および整骨、清掃作業時における飛散粒子を測定した。炉の燃焼が終わる と台座は局所排気装置であるコンパートで仕切られた前室に移動し、冷却後の整骨作 業時には、前室の扉を開けて作業を開始する。作業が終わると前室の扉を閉じ、収骨 へと移行する。その後、前室の扉を再び開けて清掃作業を行った後、台座は再び炉へ と戻る。清掃作業時には、マグネットによる金属の回収、ステージの回収、骨などの 回収が行なわれ、掃除機をかけた後に台座の保護材としてアルミナを撒く。

整骨作業と清掃作業はそれぞれ数分間で行うため、平均粒度分布としては炉ごとに 一括して求めた。また作業別の濃度の経時変化も示す。炉の作業は同時並行で行われ るため、計測は整骨のみを観測した炉と整骨と清掃を通して観測した炉とに分かれた。 図の数字の順に計測を行った。



図 5 - 1 1 A調査地の見取図と測定項目とその場所 番号:炉の番号、青:新型炉、他:旧型炉



図5-12 炉の運転スケジュール

図 5-12 のグレーは運転時間帯を示し、濃いグレーは B 測定を実施した炉を示す。 2、3、4、7、8 号炉は旧型、9、10 号炉は新型炉であった。

1.3.1.3 測定機器の設置場所

B 測定の実施に伴って観測器 (FMPS と OPS)を作業中に計測炉付近へ移動させた。 粉じん計による測定では、作業場の面積をおおよそ均等に割り振り、3 機を火葬炉 の手前と奥に移動させることによって6 点観測を行った。

1.3.2 C調査地

1.3.2.1 見取図と調査エリアの状況

C調査地の見取図と測定機器の配置場所を図 5-13、5-15 に示す。C調査地は2年連続で調査を行った。また、調査地の状況や作業環境に関する情報を下に記す。

- a 炉は40年近く稼働しており、前室の無い構造のみ。
- b 灯油によるバーナーで燃焼し、燃焼条件などは作業員の経験から判断。
- c 遺族不在時でも、マスクなどの保護具の着用は無い。
- d 炉の前の部屋は、換気などの装置は無い。
- e A測定は炉の前の部屋での燃焼前、燃焼時、整骨、清掃時を対象とした。
- f B測定は全て作業を通じて最も高い濃度を示した値を用いた。

1.3.2.2 調査スケジュールと状況

測定内容と炉の運転スケジュールを図 5-14、5-16 に示す。この他の運転に関する情報を下に記す。

- a 炉の運転は昼を挟んだ2回であった。
- b 燃焼中の炉裏は、目視で確認ができる程度の煙濃度であった。
- c 燃焼直後の冷却開始時と、清掃時の灰をスコップで集める作業時にも、煙濃度 が高い。



図 5 - 1 3 C 調査地の見取図と測定機器の配置場所(2014 年度)

Time	Operation	粉じん計	OPS	SMPS	HVS	LPI
11:25	\wedge	Measurement points	∱11	↑ 8	\wedge	\uparrow
11:35	炉稼働 前	↑ 1, 2, 3	12	9	14	15
11:50 	¥	√ 4, 5, 6	\downarrow	\checkmark	\downarrow	
14:30	炉稼働中		•	٨		
14:40	\mathbf{v}		\uparrow			
14:50		٨	12	9		
15:00	整骨	1, 2, 3				
15:10	\checkmark	4, 5, 6	\checkmark	\checkmark		
15:20	\wedge	* 1, 2, 3	\wedge	\wedge		
15:30	清掃	4, 5, 6	12	9		
15:40	\checkmark	V 7	√13	10		

図 5-14 2014 年度の測定内容と炉の運転スケジュール



図 5-15 C調査地の見取図と測定機器の配置場所(2015年度)

Time	Operation	粉じん計	OPS	SMPS	HVS
10:00	\wedge	Measurement poi	nts		
10:10		↑ 1, 2, 3	\uparrow	\uparrow	\uparrow
10:20	柿奈崎前(2早枯)		11	8	
10:30	∦~174 (315 %~) ↓	4, 5, 6	\downarrow	\downarrow	
			·	•	
11:35	\uparrow	↑ 1, 2, 3	\wedge	\wedge	
11:45	炉稼働中(3号炉)	4, 5, 6	11	8	
11:55		\checkmark	\checkmark	\checkmark	14
12:40	X	∧ 1, 2, 3	Λ	\wedge	
12:50	整骨(3号炉)	4, 5, 6	11	8	
	\vee	V	v	V	
13:10	\wedge	↑ 1, 2, 3	\wedge	\wedge	
13:20	↓ 清掃(3号炉)	4, 5, 6	11	8	
13:30	Ť		12	9	
13:40	│ 整骨(4号炉)	J 7	13	10	
13:50	\checkmark	¥	V	V	*

図 5-16 2015 年度の測定内容と炉の運転スケジュール

1.3.2.3 測定機器の設置場所

粉じん計は3台あり、これらを炉の奥から手前に移動させることで、6点(等間隔抽出)の観測を行った。また、SMPSとOPSによる計測(発生源近傍のB測定)は火葬中に炉の表と裏で行った。なお、火葬終了後の作業は、収骨前に御骨を整える作業(整骨)と収骨終了後の清掃作業が行われた。B測定は、それぞれの作業に対して台座に近づき、その両側に装置を移動させて実施した。粉じん計の設置高さは人の呼吸

時の高さに相当する 120~150 cm に設定した。

1.3.3 D調查地

1.3.3.1 見取図と調査エリアの状況

D調査地の見取図と測定機器の配置場所を図 5-17 に示す。また、調査地の状況や作業環境に関する情報を下に記す。

- a 炉は、タイプの異なる2系統が7炉設置。
- b 収骨は燃焼後冷却したのちの状態でそのまま行う。清掃は翌日に全ての炉を一 括して行う。
- c 炉を格納している対象作業場は換気システムが整備された室内。
- d 作業の際、マスクの着用がなされていた。

1.3.3.2 調査スケジュールと状況

測定内容と炉の運転スケジュールを図 5-18 に示す。HVS は測定の始めから終わりま で図 5-17 の位置に固定した。粉じん計は作業工程を踏まえた上で 10 分間の測定を炉 の奥と手前とで前後に移動させて行なった。その設置高さは、人の呼吸時の高さに相 当する 120~150 cm に設定した。

また、SMPS と OPS は発生源近くで測定(B測定)を行うため、単位作業場へ移動 させ、燃焼中の炉の前、清掃作業時の台座近傍における飛散粒子を測定した。清掃作 業時には、マグネットによる金属の回収、ステージの回収、骨などの回収が行なわれ、 掃除機をかけた後、台座に保護材を撒いていた。



Time Operation 粉じん計 OF	PS SMPS HVS
9:00 Measurement points	
9:10 ↑ 清掃(2号炉) ↑ 1,3 ↑1	1 ↑7 ↑
9:20 清掃(7号炉)	
9:30 4, 5, 6 12	2 8
9:40 🗸 1.	3 9
9:50	\checkmark
12:30	▲ 15
12:40 (炉稼働中(3号炉) 1,2,3 14	4 10
12:50 $\sqrt{4, 5, 6}$ $\sqrt{13}$	3 🗸 9
13:00	
15:00 \uparrow \uparrow 1, 2, 3 \uparrow	\wedge
15:10 収骨後(3号炉) 14	4 10
$15:20 \forall \qquad \qquad$	$\downarrow \downarrow$

図 5-18 測定内容と炉の運転スケジュール

1.3.3.3 測定機器の設置場所

B測定の実施に伴って観測器(SMPSとOPS)を稼働中の炉付近へ移動させた。粉 じん計による測定では、作業場の面積をおおよそ均等に割り振り、3台の機器を火葬 炉の手前と奥に移動させることによって6点観測を行った。

1.4 粉じん計による作業環境測定

<u>1.4.1 A 測定評価方法</u>

<u>1.4.1.1 粉じん計による管理濃度導出</u>

粉じん作業場において、相対濃度計を用いて測定して得られた相対濃度(粉じん計では1分間の当たりのカウント数 (cpm))から質量濃度を求めるには相対濃度値に 質量濃度変換係数 K 値を乗じて質量濃度を算出する。

$$K = C / (R_D - D) \tag{1-1}$$

C: 質量濃度 [mg/m³]

R_D:粉じん計によるカウント数 [cpm]

D:バックグラウンド値

測定現場から得られた値を使用して K 値を計算した。K 値を用いて粉じん計の測定 結果を質量濃度に変換し、作業環境評価を行った。

作業環境評価は、第一評価値 EA₁(5%相当の推定濃度)と第二評価値 EA₂(平均 濃度からの推定濃度)を算出することで、これらを境界とした 1~3の管理区分として 評価する。なお、各区分の解釈は、第1管理区分(作業環境管理が適切であると判断 される状態)第2管理区分(作業環境管理になお改善の余地があると判断される状態) 第3管理区分(作業環境管理が適切でないと判断される状態、再測定と改善措置が必 要)となっている。作業環境測定における管理区分は表 5-10の通りである。

表 5 - 1 0 作業環境測定における管理区分表

		A測定		
		第1評価値 < 管理濃度	第2評価値 管理濃度 第1評価値	第2評価値 > 管理濃度
В	B測定値 < 管理濃度	第1管理区分	第2管理区分	第3管理区分
測	管理濃度 B測定値 管理濃度×1.5	第2管理区分	第2管理区分	第3管理区分
定	B測定值>管理濃度×1.5	第3管理区分	第3管理区分	第3管理区分

各サンプル点の測定値に対する幾何平均を次の式により求める。

$$\log M = (\sum \log C_i) / n \tag{1-2}$$

また幾何標準偏差 σ は、

$$\log \sigma = \{ \sum (\log C_i)^2 - n(\log M_i)^2 \} / (n-1)$$
(1-3)

求める EA₁は、次の式で求めた。

$$\log M_{AI} = \log M + 1.645 \log \sigma \tag{1-4}$$

粉じんの管理濃度の式は、

$$E = 3.0 / (1.19 Q + 1) \tag{1-5}$$

E:管理濃度 [mg/m³]

Q:遊離けい酸含有率 [%]

粉じんの管理濃度値は、粉じんの遊離珪酸が100 %含まれたとすると0.025 mg/m³、 0 %とすると3 mg/m³となる。

1.4.1.2 遊離けい酸含有率計測

施設内に設置した HVS を用いて、フィルター上に捕集した浮遊粉じんに対する遊離 けい酸含有率(石英、トリジマイト、クリストバライト)を、X線回折分析により求め た。計測に用いた機器は、XRD-6100(島津製作所製)を使用した。定量分析では、標 準資料石英、トリジマイト、クリストバライトの検量線を作製し、検量線の定量下限 値(検量線勾配と10σの積)を設定した。

表 5 - 1 1 X線回折測定器による分析条件

測定法	定性分析	定量分析		
X線源	Cul	Kα 40 kV-30 mA		
モノクロ	湾曲グラファイトモノクロメータ使用			
走査条件	連続走査 2°/min	ステップ走査 0.02 ° 毎 4秒積分		
	0.02° 毎 0.6秒積分			
走査範囲	20:5 - 70 °	石英:26.6°;26-27°		
		トリジマイト: 20.6 °; 20 - 21.2 °		
		クリストバライト: 22.1 °; 21 - 22.5 °		
スリット	DS:1°、	SS:1°, RS:0.3 mm		

1.4.2 B測定評価方法(発生源に対する作業環境測定評価方法)

評価は、質量濃度で行うため、粉じん計で計測した全ての作業を通じ、最も高い値を 示した作業近傍での濃度を評価値とした。また、SMPS と OPS を用いて、発生源近傍で 作業における粒径ごとの個数濃度の測定、作業に対する継時変化の分析を行った。

1.4.3 建築物環境衛生管理基準との比較

建築物衛生法に規定される管理基準値(浮遊粉じん)と本調査場での粉じん計測による結果を比較し、空気環境の評価を行った。浮遊粉じんに対する建築物環境衛生管理基準値は、0.15 mg/m³以下と定められている。

1.5 電子顕微鏡による観察と元素分析

作業環境中に発生した粉じんに対し、HVS よる全粒径に対する捕集と、LPI による粒径 別捕集を行った。また粉じん捕集に用いたガラス繊維フィルターに対して、走査型電子顕 微鏡(Scanning Electron Microscope; SEM, JEOL JSM-5600T)を用いて、捕集した粉じんの 形態を観測した。同時に、未使用のフィルターをブランクフィルターとして比較すること で、フィルター表面に堆積した粉じんに対し、元素の定性分析と簡易的な定量分析を行っ た。元素の同定には蛍光 X 線を使用した。

- 1.6 誘導結合プラズマ質量分析(ICP-MS)による粉じん中に含有する総クロムと六価ク ロムの定量分析
 - <u>1.6.1 ICP-MS による総クロムの定量</u>

HVS を使用し、浮遊粉じんの捕集に用いた石英繊維フィルターを 8 等分割し、そのう ち 3 片に酸を加え、マイクロウェーブ分解装置にて分解し、検液を調整した後、ICP-MS (Thermo Scientific X series 2)による定量分析を行った。以下にその詳細を示す。ICP 分 析試料液作製の前処理は、濃硝酸(60%)、超純水、過酸化水素(30%)をそれぞれ 3: 3:2の比で調合し、その溶液 10 ml を当該フィルターに混合した。その混合溶液をマイ クロウェーブ分解装置(Mars OneTouch Technology, CEM)を用いて分解を行なった。 分解条件は 180~200 において 3 段階に温度を上昇させ、約 1 時間半かけて加熱分解 した。その後、超純水を加えて硝酸の濃度を 1 N に調整した。また内標準液はイットリ ウム(Y)を使用した。希釈標準系列を測定することで検量線を作成し、検出下限値は ブランクフィルターに対する定量標準偏差 σ の + 3σ、定量下限値を + 10σ とした。ブラ ンクフィルターは、異なる 3 枚のフィルターを同様に前処理し、ICP-MS を用いて定量し、 平均を求めた。

検液から検出した捕集粉じん中の⁵²Cr の重量濃度を求め、フィルター1 枚分に捕集したクロム質量に換算した。この値に対し、HVS の稼働時間分を積算した吸入量で除することで大気流量中に対する濃度に換算した。

1.6.2 ICP-MS による六価クロムの定量

六価クロムは土壌の溶出試験(JIS K0102:65.2)に従って溶出させた。8等分割したフィ ルター試料 2 片に対し、溶媒液(超純水に炭酸ナトリウム0.005 mol及び炭酸水素ナトリ ウム0.01 molを溶解させ1 Lに調整)に、重量体積比3 %の割合で混合した。その試料液を 室温(25)、常圧(1気圧)で振とう機(毎分200回、振とう幅4 cm以上 5 cm以下) を用いて、2 時間連続して振とうさせた。振とう容器は、ポリエチレン製容器を用いた。 十分攪拌分離した後、孔径0.45 μm のメンブランフィルターでろ過してろ液を採り、こ れを検液とした。この検液をICP-MS (Thermo Scientific X series 2)を用いて定量分析を 行った。

1.7 六価クロムに対するヒト健康リスク評価

1.7.1 非発がん性の有害影響リスク評価

クロム化合物を取り扱う作業者で吸入曝露に伴う影響として、非発がん性の有害影響 と発がん影響が見られるが、六価クロム化合物による非発がん性の影響は、呼吸器系で は鼻出血、鼻中隔潰瘍、鼻粘膜萎縮などが見られ、それぞれに閾値が存在する。非発が ん性に対する有害影響は、吸入参照濃度(*RfC*)で示され、この値は当該物質を生涯にわ たり、吸入してもヒトの健康に影響がない大気濃度とされる。呼吸器系における最小毒 性レベル(*LOAEL*)、または、無毒性レベル(*NOAEL*)のいずれかを用い、不確定係数 (*UF*)で除すことで、*RfC*は算出される(式 1-6)。

$$RfC = LOAEL/UF \tag{1-6}$$

六価クロムの非発がん性に対する有害影響の *LOAEL* は 2 μg/m³ である。本調査施設に おいて、作業者の曝露時間が 8 時間/日、5 日/週であることを考慮して連続曝露時の値に 補正すると、式 1-7 より、*LOAEL* の値は 0.5 μg/m³となる。

$$LOAEL = 2 \ \mu g / m^3 \times \frac{8 \ \text{Bell}}{24 \ \text{Bell}} \times \frac{5 \ \text{H}}{7 \ \text{H}} = 0.5 \ \mu g / m^3$$
(1-7)

*UF*は、*LOAEL*から*NOAEL*の外挿と影響の感受性の個人差に安全側のデフォルト値で ある 10 をそれぞれ用い、積の 100 を設定した。

これらの値を代入することで、リスク評価の吸入参照濃度である RfC の値 5 ng/m³を得た。

1.7.2 発がん性リスク評価

発がん影響については、閾値は存在しないが、ユニットリスク(基準量の発がん性物 質が含まれる空気を生涯吸引した際の発がん確率:単位(μg/m³)⁻¹)の値は存在する。

吸入に伴って罹患する肺がんによる死亡に対するユニットリスク(UR)は、P₀を人口 における推定肺がん死亡率、RRをコホートの肺がんによる死亡の相対リスク、dを作業 者の曝露量とすると式 1-8 により表される。

$$UR = P_0 \times \frac{RR-1}{d} \tag{1-8}$$

Mancuso の疫学研究によると P_{θ} は 0.036、 RR は 7.2、 d は 15.5 $\mu g/m^3$ であった。上式に 代入して計算するとユニットリスクの値は 1.4×10^{-2} ($\mu g/m^3$)⁻¹ となる。本調査において この疫学調査の値を用いた。求めたユニットリスクの値に対し、 10^{-5} のリスクレベルに 相当する濃度を求めると 0.71 ng/m³となる。

2. 結果及び考察

2.1 X線回折分析による各調査場に対する遊離けい酸含有率 各調査地で捕集したフィルター上の粉じんに対し、それぞれ XRD による定性評価を行 った。結果を図9に示す。それぞれの調査場から採取した遊離粉じんは、どちらも石英、 トリジマイト、クリストバライトを示すピークは検出されなかった。



図 5-19 X線回折による定性分析結果(縦軸:吸光強度、横軸: -2 度) (a):A調査地、(b):D調査地、(c):C調査地(2014年度)、(d):C調査地(2015年度)

次に、同じ捕集サンプルに対し、検量線を作製し、定量分析を行った結果を表 5-12 に示 す。

いずれのサンプルにおいても三種類標準試料による遊離けい酸の定量値は下限値以下で あった。よって、本調査による管理濃度は、どちらも遊離けい酸含有率は0%として計算 し、3 mg/m³となる。

Sample		定量値(µg)		検量	≣線の定量下限値(μ	ıg)
Sample	トリジマイト	クリストバライト	石英	トリジマイト	クリストバライト	石英
(a)	4.8	0.8	1.1			
(b)	5.1	1.3	2.9	24.2	7 0	10.2
(c)	4.3	1.2	1.4	24.2	7.8	10.2
(d)	3.9	1.0	1.2			

表 5-12 X線回折分析による標準試料を用いた定量分析結果

2.2 A調査地における結果

2.2.1 粉じん計による作業環境測定

()A 測定

粉じん計により6箇所のサンプリング測定を行い、それぞれ15分ずつ7回の測定

を行なった。K値は、HVSと並立させた粉じん計の値から 0.0027 を得た。またこの 値は文献の値 0.001 (mg/m³/cpm) に比べるとやや高く、文献値との比較も考慮し、 両値を使用して同様に計算した。この K 値を用いて粉じん計の測定結果を質量濃度 に変換し、作業環境評価を行った。

$$EA1 = 0.1362 \text{ mg/m}^3$$

 $EA2 = 0.0540 \text{ mg/m}^3$

遊離珪酸が気中に0%なので、管理濃度が3mg/m³となる。この値を求めた評価 地が超えないので、第一評価基準であった。

() B 測定

調査地の作業別空間サンプリング結果を表 5-13 に示す。

Operation	Point1	Point2	Point3	Point4	Point5	Point6
3号炉運転、整骨	21.0	12.6	18.1	16.6	12.8	16.8
7,9号炉運転中	15.5	15.6	14.3	11.5	16.9	14.9
7,9号炉整骨	6.7	21.1	16.9	-	-	-
10号炉運転、3号炉整骨(2回目)	-	-	-	18.3	13.0	13.7
10号炉整骨	16.7	15.6	25.8	-	-	-

表 5 - 1 3 粉じん計による作業別質量濃度計測結果 (μg/m³)

最も濃度の高かった10号炉整骨作業の際の、25.8 μg/m³をB測定の評価値とした。 この結果、B測定に関しては十分に管理濃度より低い値であったため、A、B測定の 結果から、第1管理区分に相当するとの結果が得られた。

()建築物衛生法に規定される管理基準値との比較

建築物衛生法では、浮遊粉じんに対する建築物環境衛生管理基準値を 0.15 mg/m³ 以下と定めている。本年度の調査では、すべての観測ポイントで管理基準濃度を下 回った。

2.2.2 FMPS、OPS による粒度分布



図5-20 各炉・作業における10 nm~10 µm 粒子の平均個数濃度とその信頼区間 (a):非作業時(N=19)(b):旧型8号炉の整骨と清掃作業(N=92) (c):新型10号炉の整骨作業(N=13)(d):新型9号炉の整骨と清掃作業(N=127)

各炉による整骨と清掃作業によって 100 nm 以下の粒径の粒子がピーク粒径において 平均 10⁵ (個/cm³) 前後を示した。施設内で作業が行われてない時の平均個数濃度(a) と比べると 5~6 倍の個数濃度増加を認めた。また粒径分布は概ね、どの炉の作業におい ても 40~50 nm 付近においてピークを示した。さらに新旧の炉の違いを、新型の9号炉 と旧型の 8 号炉とを比較したが、SMPS・OPS による新旧の差異はほとんど見られなか った。

<u>2.2.3 作業種毎の濃度変動</u>

台座の冷却および整骨作業と、収骨後の清掃作業において粒子濃度が増加していたため、これら単位作業中における濃度変動を図 5-21 ~ 図 5-24 に示す。



図5-21 3 号炉で整骨作業を行った際の個数濃度変化 (a): FMPS、(b): OPS

FMPS(図11a)とOPS(図11b)による測定では、各測定器で検出できる各粒径幅に おける個数濃度の累計(総個数濃度)の変動を示している。掃除作業を行うことによっ て3~4倍ほど個数濃度が増加したことが観測された。また作業が終了すると共に個数 濃度も作業前の状態に収束した。



以降の図 5-22、図 5-23、図 5-24 においても、同様に総個数濃度としてグラフを示す。

図 5 - 2 2 9 号炉で整骨と清掃作業を行った際の個数濃度変化 (a): FMPS、(b): OPS

新型の 9 号炉においては整骨作業と清掃作業を連続して計測を行なった。左図の FMPS による計測では、炉の扉が開いてから個数濃度が増加し、整骨が終了して扉を 閉め、収骨段階に入ると再び個数濃度が減少した。その後、清掃作業のため、扉を開 くと個数濃度が再び増加し、アルミナを使用すると作業中の最大ピークを観測した。 個数にして作業開始から最大の差は 2 倍程度であった。 また、300 nm 以上の粒径粒子測定に使用した OPS (図 5-22b) においても同様に整 骨作業、清掃作業の開始とともに粒子が増加し、作業が終了すると減少することが確 認できた。





10 号炉では整骨作業に対して計測を行った。左図から整骨作業が開始されたことに よりやや個数濃度が増加したことがわかる。OPS(図 5-23b)に関しては急激な濃度の 変化は観測されなかったものの、作業終了後の減少傾向が観測された。



図 5 - 2 4 8 号炉で整骨と清掃作業を行った際の個数濃度変化 (a): FMPS、(b): OPS

10 nmから 300 nmの粒径幅で計測を行う FMPS を用いた時間変動を図 5-24 に示す。 炉の扉を開けると共に個数濃度が 2 倍程度となり、掃き作業によって、さらに 2 倍程 度の個数濃度を示した。その後、掃除機による作業によって個数濃度が減少したが、 掃除機の使用を終了し、アルミナを投入したことにより気中の個数濃度が 2.5 倍程度 の値を示した。また作業の終了とともにふたたび個数が減少することが確認できた。 300 nm から 10 μm の個数濃度を測定する OPS は右図のような値を示した(図 5-24b)。 整骨作業時に 1.5 倍程度の値を示した個数濃度は、作業の終了とともに再び元の値に 戻り、清掃作業によってアルミナを投入することでふたたび増加を示す傾向にあった。

2.2.4 電子顕微鏡によるフィルターの観察と元素分析

HVS による捕集フィルターに対して定性分析と簡易的な定量分析を行った。その結果 を表 5-14 に示し、観察結果を図 5-25 に示す。

表5-14 フィルター簡易質量測定結果

Element	Collection (%)	Filterblank (%)
С	14.09	2.81
0	38.53	42.74
Na	7.3	7.82
Mg	0.98	1.05
Al	1.23	1.51
Si	28.32	33.65
Cl	1.01	0.06
Κ	1.73	1.93
Ca	6.79	8.42



図 5 - 2 5 HVS による捕集フィルターの電 子顕微鏡画像



図5-26 蛍光X線分析によるスペクトルの比較

左図:捕集したフィルター、右図:ブランクフィルター、赤丸:C(炭素)のK

表 5-14 の結果より、炭素の割合が増加していることを認めた。図 5-26 左中の赤丸が 炭素のピークを示している。捕集後のフィルターからは炭素に関するピークが観測され た。また図 5-26 左中の赤点線部分は塩素を示している。次に、フィルターに捕集した粉 じんの形態観測の画像を図 5-27 に示す。



図5-27 捕集フィルターの観察と炭素のマッピング像(5,000 倍)

電子顕微鏡による拡大画像において、視野内に観測されたダストが確認できた(図 5-27)。サイズ約10 μmのダストが認められ、元素マッピングの結果から特徴的な金属 元素は検出されず、炭素が主成分として検出された。また、これらの粗大ダストは細 かい粒子の凝集や堆積ではなく、10 μm以上の固体がそのまま観測されたと考える。



図5-28 顕微鏡による観察像および元素マッピング像

左上:100 倍観測像、右上:左上図と同エリアの 5000 倍像

左下: 左上図と同エリアの 10000 倍像、右下: 左下図の炭素元素マッピング像

図 5-28 の SEM による観察では、捕集粒径(130~220 nm)のフィルターにおいて顕 微鏡で確認できる大きさの極微小粒子が凝集か堆積している像を得た。これらの堆積 物は約数 10 µm サイズのものが多数存在した。その領域で蛍光 X 分析を行ったところ、 主要な金属が検出されず、炭素が主成分であることが示唆される。

2.2.4 ICP-MS による定量分析

ICP-MSによる各種フィルターに対する選定元素の定量結果を以下(表 5-15)に示す。

	Cr	Ni	Cu	Pb	Со	Cd
HV filter	0.125	0.115	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*
LPI filter (<60 nm)	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*

表5-15 ICP-MS による定量結果 単位 (μg/m³)

* N.D.; Not Detected、定量限界である 0.018 ppb 以下の濃度を示す。

労働安全衛生法に基づく作業環境測定基準で定める管理濃度は、クロム、カドミウム、鉛 50 µg/m³、ニッケル 100 µg/m³、コバルト 20 µg/m³、カドミウムであり、本調査において得られたこれらの値は、管理濃度以下を示した。環境省のモニタリング調査と比較すると、全てのこれらの調査値よりも低い値であった。

2.2.5 ICP-MS による粉じん中の総クロム、六価クロムに対する定量分析

フィルター上に捕集した粉じん中の総クロム量と六価クロム溶出処理を行った後のクロム量(六価クロム)を ICP-MS を用いて定量した結果を表 5-16 に示す。

	総クロム濃度	六価クロム濃度	六価クロムの割合
捕集総粉じん	N.D.*	N.D.*	-
			~

表 5-16 A調査地における作業時間平均濃度

* N.D.; Not Detected、定量限界である 0.095 ppb 以下の濃度を示す。

当該調査地において六価クロムは定量下限値以下であった。

2.2.6 六価クロムに対するリスクアセスメント

当該調査地では、六価クロム濃度が定量下限値以下であったことから、非発がん、発 がんともにリスクはないとの結果を得た。

2.3 C調査地における結果

2.3.1 粉じん計による作業環境測定

()A 測定

前述した計算に基づいて算出した。本施設において K値は 0.0062 を得た。第一評価値 EA₁と第二評価値 EA₂は下の通りとなった。

 $EA_1 = 0.20 \text{ mg/m}^3$ $EA_2 = 0.08 \text{ mg/m}^3$

粉じんの遊離けい酸率は本調査地において0%であった。この割合から管理濃度は 3 mg/m³と求まり、第一評価値は、管理濃度以下となった。

2014 年度(昨年度)の同施設における調査結果は、遊離けい酸含有率は0%であり 管理濃度は、本年度同様3mg/m³であった。*K*値は0.004、EA₁ = 1.20 mg/m³、EA₂ = 0.32 mg/m³であり、管理濃度以下との結果を得ている。2015 年(本年度)は昨年度比べ、 評価値は低い値を示した。

()B 測定

粉じん計による作業別質量濃度計測結果を表8に示す。

表 5 - 1 7 2015 年度の粉じん計による作業別質量濃度計測結果 (mg/m³)

Operation	Point1	Point2	Point3	Point4	Point5	Point6
炉運転前	0.07	0.06	0.06	0.05	0.04	0.04
炉運転中	0.06	0.05	0.05	0.05	0.04	0.04
整骨	0.08	0.07	0.06	0.05	0.04	0.05
清掃	0.16	0.12	0.09	0.06	0.06	0.07

B測定値は、表 5-17 において最も高い重量濃度である Point 1 の清掃時 0.16 mg/m³ を用いた。この値と管理濃度を比較すると、管理濃度を越えない値であった。

A、B 測定の結果から、本調査地での粉じんに対する管理区分は、第1管理区分で あることが認められた。

昨年度の粉じん計による作業別質量濃度計測結果を表 5-18 に示す。

表 5 - 1 8 2014 年度の粉じん計による作業別質量濃度計測結果 (mg/m³)

Operation	Point1	Point2	Point3	Point4	Point5	Point6
炉運転前	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
整骨	0.19	0.11	0.02	0.16	0.11	0.02
清掃	0.10	0.11	0.02	0.07	0.06	0.02

最も高い重量濃度は、Point 1 の整骨時 0.19 mg/m³であった。昨年度との比較では、 昨年度は、燃焼前はほとんど粉じんが計測されず、整骨時に際し、急激に濃度が高 まったが、本年度は、作業前からある程度粉じんが漂っており、清掃作業によって 粉じん濃度が急激に上がった。昨年度は、炉の燃焼が終了し、整骨作業に移る段階 で扉が開く瞬間に作業全体を通じて最大の個数が検出されたが、本年度は、扉の開 く瞬間の計測が困難であり、扉の開いた直後から計測が行われたため、昨年度に比 べ、濃度が低めに計測されたことが想定される。また、HVS の設置場所が前年度よ リ炉裏の入り口に近い位置に設置したため、捕集したダスト量は 10 分の 1 程度の量 となった。フィルターでの捕集量が少なかったため、K 値の誤差も大きいことが想 定される。2014 年度も 2015 年度同様、第 1 管理区分であった。

()建築物衛生法に規定される管理基準値との比較

建築物衛生法では、浮遊粉じんに対する建築物環境衛生管理基準値を 0.15 mg/m³ 以下と定めている。本年度の調査では、清掃時に Point 1 において基準値を上回った。 また、昨年度も清掃時に Point 1,4 において基準値を上回った。

<u>2.3.2 SMPS、OPS による粒度分布</u>

両粒子計数器は1分毎にデータを取得できるように設定し、10分間の計測を実施した。 その時の個数濃度の平均値と信頼区間(3g)のグラフを図 5-29 に示す。 2015 年度は 2014 年度と比べ、平均で大幅に個数濃度が下回った。最も高い個数濃度 を示した作業は、2014 年度、2015 年度ともに整骨作業であった。2015 年度は 2014 年度 と比べ、清掃作業を除いてほぼ当程度の個数濃度を記録した。2015 年度の清掃作業時の 総個数濃度は、炉の運転前の 1.5 倍ほどしか増加せず、炉の運転時に比べ 5 分の 1、整骨 作業に比べ 7 分の 1 の値であった。また、2014 年度の整骨時のピーク粒径は、平均で 25000 個/cm³(瞬間の最大値は、14 万個/cm³)計測した。周辺外気の値(図 5-30)と比較し、 著しく増加していた。2015 年度の清掃時の計測の値については、計測器を抱えて記録し たため、吸入部が塞がって正常な計測が行われなかった可能性が疑われる。また、2015 年度と 2014 年度において特徴的な違いは、粒度分布であった。2014 年度は、36.5 nm か ら 65 nm を中心にピークが計測されたが、2015 年度は、15 nm 付近の粒子が最も高い値 を示した。ただし、このサイズ付近の粒子成分には、揮発成分も含まれるとの報告があ り、実際に 15 nm の粒子が固体として浮遊しているかどうかは、さらなる検証が必要で ある。2015 年度は 2014 年度と比べ、炉の燃焼中に炉の 2 重扉の外扉を開けたままであ ったため、このような揮発成分由来の粒子が計測され、粒度分布に違いが生じたと想定 される。



図 5 - 2 9 各種作業における 10 nm ~ 10 µm 粒子の平均個数濃度とその信頼区間 (a):炉運転前(N=24(2015), N=13(2014)), (b):炉運転中(N=17, N=9)

- (c): 台座冷却および整骨作業中、炉表 (N=17, N=16)
- (d):台座および床の清掃作業中、炉表(N=22, N=14)



図 5 - 3 0 火葬炉周辺屋外における 10 nm ~ 10 µm 粒子の平均個数濃度とその信頼区間 (N=5, N=4)

<u>2.3.3 作業種毎の濃度変動</u>

粉じん計の空間サンプリング結果より、収骨後の清掃作業において、個数濃度に明ら かな増加が認められた(表 5-17)。しかし、SMPS、OPSの計測結果では、個数濃度の計 測値の上昇が見られなかった。この結果から、清掃作業の詳細な濃度変動を解析した。 なお、比較のため、2014年度(整骨、清掃作業)2015年度(清掃作業)による粉じん 計、SMPS、OPSのそれぞれ計測した時系列濃度変動と計測点を図 5-31~5-33 に示す。



図 5 - 3 1 清掃時における粉じん計、SMPS、OPS による時系列解析結果(2015 年度)
 (a):粉じん計による濃度変動計測、(b):SMPS による濃度変動計測
 (c):OPS による濃度変動計測、(d):各機器の計測場所

粉じん計の結果は、掃除機を稼働させ、残骨灰を処理する際に高いピークを示し、6 倍ほど値が増加した。台座保護材の散布が終わり、清掃が終了すると値が徐々に低減し、 作業開始前の2倍の値で濃度変動が落ち着いた。これに対し、SMPSとOPSの計測結果 では、明確な濃度変動は観測されなかった。サンプリングポイントが異なった影響も考 えられるが、SMPS、OPSは近傍にて計測を行ったため、より激しい濃度変動の計測が 期待された。なお、昨年度(2014年度)の同施設の計測結果では、清掃作業時において 高い濃度変動が観測されている。



図 5 - 3 2 整骨時における粉じん計、SMPS、OPS による時系列解析結果(2014 年度)
 (a):粉じん計による濃度変動計測、(b):SMPS による濃度変動計測
 (c):OPS による濃度変動計測、(d):各機器の計測場所

図 5-32 中の炉扉開は、燃焼を終えた後に台座を炉外に引出し、扇風機で風冷して温度 を下げている状態である。台座に作業者が近づける程度まで温度が下がった段階で、整 骨作業を開始した(図 5-32 中の整骨開始)。この作業に入ると、300 nm までの粒子の個 数を計測する SMPS による経時変化では、個数濃度が 6×10⁶ (個/cm³)近くまで上昇を 示し(図 5-32b)、300 nm から 10 µm までをモニタリングできる OPS では 800 (個/cm³) まで上昇した (図 5-32c)。粉じん計による計測では、台座に最も近い粉じん計 Point 1 で、ベースラインに対して質量濃度換算で 10 倍程度の値まで急激な上昇が見られた(図 5-32a)。すべての計測器において、整骨作業が終了し、炉の扉を閉めた頃(図 5-32 中の 「炉扉閉」)から徐々に、濃度が減少する傾向にあった。



図 5 - 3 3 清掃時における粉じん計、SMPS、OPS による時系列解析結果(2014 年度)
 (a):粉じん計による濃度変動計測、(b):SMPS による濃度変動計測
 (c):OPS による濃度変動計測、(d):各機器の計測場所

台座の清掃開始時の濃度変化について図 5-33 に示す。清掃内容には、マグネットによ る金属の回収、金属ステージの回収と、比較的大きな残骨の回収、スコップ状器具によ る残灰の回収があり、最終的には残った粉状の灰などを掃除機で回収した(図 5-33 中の 「掃除機使用」)。掃除機を使用していた作業者は、炉内の残灰や台座の上、台座の床を 掃除機で吸引していた。もう1名の作業者が並行して、台座の保護材(消石灰)(図 5-33 中の「ライントップ投入」)を2回の作業に分けて(図 5-33 中の「ライントップ投入 2 回」)、台座の上に散布しこれを整形した。

SMPS と OPS は作業の直近で計測を行っていたため、1回目のライントップ投入に反応した。粉じん計では1回目のライントップ投入時は掃除機との並行作業のためか、急激な粉じん濃度上昇は確認できなかったが、掃除機終了後の2回目投入時には、SMPS、OPS、粉じん濃度とすべての計測器に上昇が認められた。

2.3.4 電子顕微鏡によるフィルターの観察と元素分析

HVS による捕集フィルターに対して定性分析と簡易的な定量分析を行った。その結果 を表 5-19 に示し、観察結果を図 24 に示す。

Element	Collection (%)	Blank (%)
С	6.85	2.81
0	42.98	42.74
Na	8.72	7.82
Mg	1.15	1.05
Al	1.45	1.51
Si	30.51	33.65
Cl	1.22	0.06
Κ	1.45	1.93
Ca	5.68	8.42

表5-19 フィルター簡易質量測定結果



図5-34 HVS による捕集フィルタ ーに対する電子顕微鏡画像

表 5-19 は、HVS を用いて捕集したフィルター表面の選定した元素種の重量パーセント濃度を示す(Collected 列)。ブランクフィルター(Blank 列)に対し、炭素の割合がやや増加し、これ以外の元素では特に高い値を示すものは無かった。燃焼由来の粒子が多く浮遊している可能性が考えられる。



図5-35 蛍光X線分析によるスペクトルの比較 左図:捕集したフィルター、右図:ブランクフィルター、赤丸:C(炭素)のK

図 5-35 の結果より、捕集したフィルターは、ブランクフィルターとほぼ同じピークを 示した。唯一、炭素(図 5-35 中の赤丸)のカウント値が増加しており、表 5-19 の値を 示した。次に、捕集した粉じんにフォーカスし、倍率を上げて形態観測とマッピングを 行った(図 5-36)。



図5-36電子顕微鏡による HVS によって捕集したフィルターの形態観測(倍率 5000倍) 左上:フィルターに捕集した粉じん1、右上:フィルターに捕集した粉じん2 左下:粉じん1の炭素元素マッピング像、右下:粉じん1のシリカ元素マッピング像

図 5-36 左上で観察した粉じんは、図 5-36 左下からも主成分がカーボンであることが 推測できた。また、図 5-36 右下からもシリカを多く含んでいることも分かった。図 5-36 右上の粉じん 2 においても、同様の分析を行ったところ、アルミニウムと塩素を検出し た。捕集したフィルターには、このような 10 µm 以上の粗大粒子やダストが多く観察で きた。

また、LPI による分級捕集したフィルターについても、同様に電子顕微鏡にて観察 を実施した(図 5-37)。観察対象としたフィルターは、個数濃度が高く目視による付着 が確認できたもの(捕集粒径は 130~220 nm)を選定した。



図 5 - 3 7 LPI による分級捕集フィルター (130~220 nm)の観察像 左図:100 倍像、右図:左図と同じエリアにおける 5,000 倍像

図 5-37 の右図から、分級捕集したフィルターでは極微小粒子が凝集、堆積しているこ とが分かる。HVS によるフィルター観察では、10 µm ほどの粗大ダストが多数確認でき たが、粒径別によるフィルター観察では、微粒子が無数に凝集して堆積した状態のもの が多く存在した。この領域でも蛍光 X 分析を行ったところ、特徴的な金属は検出されず、 炭素が主成分であった。

2.3.5 ICP-MS による定量分析

ICP-MS による各種フィルターに対する選定元素の定量結果(2014 年度)を以下(表 5-20)に示す。

表5-20 ICP-MS による定量結果 単位 (µg/m³)

	Cr	Ni	Cu	Pb	Со	Cd
HV filter	0.345	0.229	0.057	0.02	N.D.*	N.D.*
LPI filter (<60 nm)	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*

* N.D.; Not Detected、定量限界である 0.018 ppb 以下の濃度を示す。

労働安全衛生法に基づく作業環境測定基準で定める管理濃度は、クロム、カドミウム、 鉛 50 µg/m³、ニッケル 100 µg/m³、コバルト 20 µg/m³、カドミウムであり、本調査によっ て得られたこれらの値は、管理濃度以下を示した。環境省のモニタリング調査と比較す ると、全てのこれらの調査値よりも低い値であった。

2.3.6 ICP-MS による粉じん中の総クロム、六価クロムに対する定量分析

フィルター上に捕集した粉じん中の総クロム量と、六価クロム溶出処理を行った後の クロム量(六価クロム)を ICP-MS を用いて定量した結果(2015 年度)を表 12 に示す。

	総クロム濃度 六価クロム濃度 六価クロム割合(%
捕集総粉じん	53.3 (47.3-59.5) 7.7(7.6-7.7) 14.5

表 5 - 2 1 C調査地における作業時間平均濃度(ng/m³)

Mean(Min-Max)

六価クロムの総粉じん中の総クロムに対する含有率は 14.5 %であった。表 5-21 の結果 は、日本産業衛生学会の定めるクロム許容量度(0.05 mg/m³、六価クロム 0.01 mg/m³)を 大きく下回る値であった。2014 度の同施設による総クロム濃度は、345.0 ng/m³であり、 六価クロム濃度は定量下限値(1.7 ng/m³)以下であった。

<u>2.3.7 六価クロムに対するリスクアセスメント</u>

六価クロムにおける非発がん、発がんに対するリスク評価値を表 5-22 に示す。

表 5 - 2 2 六価クロムのリスク評価値 (ng/m³)

	リスク評価の参照値
 非発がん	5
発がん	0.71

捕集した総粉じん中の六価クロムの大気濃度 7.7 ng/m³は、表 5-22 のリスク評価参照値 と比べると、非発がん、発がんリスク評価の参照値を共に上回る結果となった。この結 果から、六価クロムに対するリスクは無視できないものの、実際の労働時間や、作業種 が異なる労働体系、換気状況の変化などから、早急に対策を求めるレベルでは無い可能 性が高い。また、六価クロムの測定法は、土壌からの溶出を想定した試験法であること から、フィルターからの溶出方法についても、検討の余地がある。しかしながらこれら を勘案しても、保護具の着用や、特に瞬発的に粉じん濃度が上がる作業時の保護具の徹 底、強制換気の運転、などに努める必要があると言える。なお、2014 年度は、定量下限 値以下であり、リスクはなしの結果を得た。

- 2.4 D調査地における結果
 - 2.4.1 粉じん計による作業環境測定
 - () A 測定

粉じん計により6箇所の測定を行い、それぞれ10分ずつ(燃焼中の計測だけ6分ずつ)炉の手前と奥に移動し測定を行なった。K値は、HVSと併設させた粉じん計の値から0.0047を得た。この値を用いて第一評価値、第二評価値を求め、下記の値を得た。

 $EA_1 = 0.33 \text{ mg/m}^3$ $EA_2 = 0.1 \text{ mg/m}^3$

遊離珪酸率は0%であった。この割合から管理濃度は3mg/m³と求まり、第一評価値は、管理濃度以下となった。

()B 測定

粉じん計による作業別質量濃度計測結果を表 14 に示す。

表 5 - 2 3 粉じん計による作業別質量濃度計測結果(mg/m³)

Operation	Point1	Point2	Point3	Point4	Point5	Point6
清掃	0.16	-	0.44	0.16	-	0.21
炉稼働	0.03	0.04	0.03	0.03	0.04	0.04
収骨後	0.04	0.04	0.04	0.03	0.03	0.04

B測定値は、表 5-23 において最も高い重量濃度である Point 3 の清掃時の 0.44 mg/m³ を用いた。この値と管理濃度を比較すると、管理濃度を越えない値であった。A、B の測定結果より、当調査施設は第1管理区分に相当する。

- ()建築物衛生法に規定される管理基準値との比較
 建築物衛生法では、浮遊粉じんに対する建築物環境衛生管理基準値を 0.15 mg/m³
 以下と定めている。本年度の調査では、清掃時の値において、すべての計測点で基準値を上回った。
- 2.4.2 SMPS、OPS による粒度分布

両粒子計数器は1分毎にデータを取得できるように設定し、10分間の計測を実施した。 その時の個数濃度の平均値と信頼区間(3g)のグラフを図 5-38 に示す。



図 5 - 3 8 各種作業における 10 nm ~ 10 µm 粒子の平均個数濃度とその信頼区間 (a):前日分の清掃(N=22)(b):炉裏の燃焼前(N=17) (c):燃焼中(N=11)(d):炉前の収骨後(N=22)

もっとも個数濃度の増加が観測された作業は炉の運転中であり、燃焼中に炉前で計測 した値である(図 5-38 c)。そして収骨が行われた後に計測した値も同様に上昇が見られ (図 5-38d) 施設内で作業が行われてない時の平均個数濃度(図 5-38 b)と比べると数 千の個数濃度の値を示した。計測した値は各作業中において 15 nm 付近に共通したピー ク粒子を確認した。燃焼時には、収骨後の状態と比べ、数十 nm 付近の個数濃度値の上 昇も見られた。これは、燃焼時に熱由来の粒子が発生したと考えられる。

2.4.3 作業種毎の濃度変動

粉じん計の空間サンプリング結果より、前日火葬した炉を一斉に清掃する作業の際、 質量濃度に明らかな増加が認められた(表 5-23)。しかし、SMPS、OPSの計測結果では、 個数濃度の計測値の上昇が他の作業に比べて見られなかった。この結果から、清掃作業 の詳細な濃度変動を解析した。粉じん計、SMPS、OPSのそれぞれ計測した時系列濃度 変動と計測点を図 5-39 に示す。



図 5 - 3 9 清掃時における粉じん計、SMPS、OPS による時系列解析結果
 (a):粉じん計による濃度変動計測、(b):SMPS による濃度変動計測
 (c):OPS による濃度変動計測、(d):各機器の計測場所

粉じん計の計測結果(a)から、掃除機が動き出し、計測場所によっては最大で5倍程度の 上昇が見られた。台座の露出によっても濃度が最大で5倍近く上昇した。OPSの個数濃度上 昇率も同様に5倍程度であった。SMPS、OPS は作業当初、3 号炉に対し、作業近傍での計測 が困難であったため、入口ドア近くで観測を行ったことから、数値の上昇が確認されなかっ た。しかし、7 号炉の作業時に近傍で計測が可能となり、その結果、最大で23,000 個/cm³ の値を計測した。このため、3 号炉の作業近傍で計測が当初から可能であった場合、図 5-38 a の値が他の作業同様に高い上昇を示したと推測される。

2.4.4 ICP-MS による粉じん中の総クロム、六価クロムに対する定量分析

HVS を使用し、フィルター上に捕集した浮遊粉じん中の総クロム量と六価クロム溶出 処理を行った後のクロム量(六価クロム)を ICP-MS を用いて定量した結果を表 5-24 に 示す。

表 5-24 D調査地における作業時間平均濃度

	総クロム濃度	六価クロム濃度	六価クロムの割合
捕集総粉じん	N.D.*	N.D.*	-

* N.D.; Not Detected、定量限界である 0.095 ppb 以下の濃度を示す。

当該調査地において六価クロムは定量下限値以下であった。

<u>2.4.5 六価クロムに対するリスクアセスメント</u>

当該調査地では、六価クロム濃度が検出下限値以下であったことから、非発がん、発 がんともにリスクはないとの結果を得た。

3. 作業環境調査のまとめ

六価クロムなど有害物質の所在、放射性物質の動向、粉じんの濃度を確認し、作業環境の 適否を把握するため、測定を行った。測定は、2年度にわたり、3か所の火葬場の火葬炉周り 及び台座周辺を作業工程に応じて工程数実施した。1か所は2年連続で調査を行った。今回 測定した2施設は、建設年次が1990年以前の古い施設で、旧型式の装置であり、規模も7 基以下で小規模のものであった。また、1施設は、新型の炉を備えた10基以上の規模である。 調査は、作業環境測定法、建築物衛生法に準拠して行い、粉じん曝露について評価した。

3.1 作業環境測定による結果

粉じん中の遊離ケイ酸はいずれの調査とも認められていない。

粉じん計による作業環境の測定からは、いずれの施設も第1管理区分(全作業時間を 通した作業場の幾何平均濃度とその幾何標準偏差から求めた評価値、瞬間的な高濃度 暴露が予測される単位作業に対する暴露濃度評価値ともに管理濃度基準値⁰を下回る 場合、作業環境測定法⁴⁾に基づき、作業環境管理が適切である)と判断される状態であ った。

A 調査地では、整骨と清掃作業が短時間で行われる。この作業時に粉じん計による質量濃度、SMPS、OPS による粒子個数濃度計測ともに最も高い濃度を記録した。本調査地では、火葬炉が多く、また新旧の炉が混在している。また作業は、複数の炉を同時

に行うため、炉の新旧に着目し、計測を行った。粉じん計による質量濃度計測の結果 は、2年度を通じて調査を行ったすべての施設の中で最も値が低い結果を得た。すべて の作業を通じ、6点の観測点での濃度差は、最大で4倍ほどの差異が観測された。次に、 作業別平均粒子個数濃度計測の結果、整骨、清掃作業時に開始前に比べ、ピーク粒径 の個数濃度は、4~5.5倍高くなった。新型は、4~5倍、旧型路では5~6倍増加し、作 業平均濃度で比較すると顕著な差異は観測されなかった。しかし、個数濃度の経時計 測結果から、その作業中の最大個数濃度差が旧型の3号炉、8号炉はそれぞれ3.5倍、 2.5倍の増加であったのに対し、新型炉9、10号炉は、それぞれ2倍、1.3倍程度であ った。新しい炉のほうが、瞬間的な放出量は少ない結果が得られた。粒径分布ついて は、新旧で差が見られなかった。まとめると、質量、個数濃度ともに、整骨、清掃作 業が最も高い濃度を示し、個数濃度計測では、一瞬の扉が開いた瞬間は、新型の炉の 暴露が少なかったが、作業全体を通じた平均暴露量では、その差は若干の差異として 現れた。粒径分布に差異は見られなかった。

D 調査地では、清掃時、炉運転中、収骨後に粉じん濃度が高くなる現象が認められた。 粉じん計による作業別平均質量濃度計測は、清掃時にもっとも濃度が高くなり、作業 全体を通じ、観測点で得た最も低い値に対し、最大で 10 倍に達した。また、SMPS、 OPS による粒子数濃度計測は、燃焼前の炉裏に比べ、ナノ、マイクロサイズの個数濃 度ともに 5 倍ほど上昇した。炉運転中が最大となり、燃焼前に比べ、10 倍増加した。 収骨後も個数濃度が高い状態が継続し、燃焼前の炉裏と比べ、粒子個数濃度は 8 倍ほ ど高い状態を維持した。

C 調査地は、2 年続けて調査を行った。2014 年度の結果について述べる。粉じん計に よる作業別平均質量濃度計測は、整骨作業時にもっとも上昇し、燃焼前に比べ、最大 で 19 倍濃度が高くなる観測点が存在した。清掃作業時では 11 倍の上昇を示した。経 時質量濃度計測結果から解析すると、燃焼終了後、整骨作業を行う際、炉の扉が開い た直後に急激に増加した。SMPS、OPS による作業別平均個数濃度計測では、燃焼時に 1.7 倍、整骨時に 40 倍増加した。清掃時は 6.9 倍計測された。

次に2015年度の調査結果について述べる。粉じん計による作業別平均質量濃度計測は、 炉運転中、整骨作業時は上昇せず、清掃作業時に2倍の上昇を示した。経時変化から 解析すると、整骨前に比べ、5~10倍ほど増加する瞬間が計測された。SMPS、OPSに よる作業別平均個数濃度計測では、燃焼前に比べ、燃焼時に8倍、整骨時に11倍増加 した。清掃時は増加がほとんど計測されなかった。これは抱えて計測を行ったため、 吸入口から粒子の捕捉が妨げられたことに起因した計測ミスが想定される。2015年度 は2014年度に比べ10 nm 付近にピークが存在する粒度分布となり、燃焼由来の1次粒 子が多く発生していたことが確認された。

3.2 建築物衛生法による結果

浮遊粉じんに対する建築物環境衛生管理基準値として1日の使用時間中の平均値を0.15 mg/m³以下と定めている⁵。A調査地の結果は、すべての計測場所において管理基準値を 下回った。C調査地の結果(2014年度)は、整骨作業時に2か所で管理基準を上回る観 測点が存在した。しかし、作業場における1日の幾何平均濃度は0.06 mg/m³であり、管理 基準を満たした。2015年度は、清掃時に台座近くの計測場所において1か所、基準値を 上回ったが、作業場における1日の幾何平均濃度は0.06 mg/m³であり、管理基準を満たし た。D調査地の結果は、清掃時に計測した4点すべてにおいて基準値を上回ったが、作業 場における1日の幾何平均濃度は0.09 mg/m³であり、管理基準を満たした。

3.3 六価クロムの非発がん性リスク、発がん性リスク評価

日本産業衛生学会の定めるクロム許容濃度(0.05 mg/m³、六価クロム 0.01 mg/m³)を基準 とし、本調査場の作業濃度はこれを下回った。許容濃度の定義は、労働者が1日8時間、 週間40時間程度、肉体的に激しくない労働強度で有害物質に暴露される場合の平均濃度が これ以下ならば、健康上悪い影響が見られないと判断される濃度である。

本調査では、呼吸器系への非発がんリスク(肺機能の低下)をスウェーデンのめっき工場 でインタビュー調査 1)¹⁾から報告を元に発症リスクを算出した。また発がんリスク(肺が ん)はアメリカのコホート研究²⁾からリスクを算出した。これらのリスク参照値は、非発 がんリスクが 5 ng/m³、発がんリスクが 0.71 ng/m³と算出された。2015 年度の C 調査地は、 リスクが否定できない結果となり、2014 年度の C 調査地、A、D 調査地はリスクなしの結 果を得た。産業衛生学会の定める許容暴露濃度の比較では、どちらの調査地も健康影響が ないと判断される。疫学調査の結果から参照した値を用いたリスクアセスメントを行った 場合、C 調査地では、非発がん、発がんともにリスクの可能性が示唆された。

参考文献

- 1) Lindberg E, Hedenstierna G (1983).Chrome planting: Symptoms, finding in the upper airways, and effects on lung function. Archives of Environmental Health 38(6):367-374.
- Mancuso TF (1975).Consideration of chromium as an industrial carcinogen. In : Hutchinson TC, ed., Proceedings of the international conference on heavy metals in the environment. Toronto, Canada : Toronto Institute for Environmental Studies, pp 343-356.
- 3) 環境省有害大気汚染物質モニタリング調査結果
- (https://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h24/index.html)
- 4) 労働安全衛生法第65条の2第2項
- 平成 26 年 9 月 29 日厚生労働省告示第 377 号第 2 条別表第 1
- 5) 建築物における衛生的環境の確保に関する法律施行令第2条

第5節 本研究の結論及び火葬場の運営維持管理上の留意点

本調査では、六価クロムなど有害物質の所在、放射性物質の動向、粉じんの濃度を確認し、 作業環境の適否を把握するため、測定を行った。以下の知見が得られた。

1) 火葬場における放射性物質

2 施設において、残灰および飛灰中の放射性物質の調査を行ったところ、残灰 327、飛 灰 129 検体において、医療用器具や投与薬に起因する放射性物質は検出されなかった。 一方で事故由来放射性物質である Cs-134、137 及び天然由来の K-40 が検出される施設 はあった。Cs-134 と Cs-137 の濃度は合わせて 300Bq/kg 以下であった。

2) 火葬場における六価クロム

2 施設における調査では、残灰、飛灰ともにクロムはすべての試料で検出された。炉内 の架台について、ステンレス鋼が使用されている炉はセラミック素材の炉に比べて有意 に 2 倍以上残灰及び飛灰中クロム濃度が高かった。

残灰 10 サンプル及び飛灰 10 サンプルについて、六価クロムの含有量及び溶出濃度を測定すると、残灰の4サンプルが含有量の環境基準(250mg/kg)を超え、溶出試験では、全 20 サンプル中 19 サンプルが環境基準(0.05mg/L)を超えた。飛灰の場合、六価クロムが含まれるとほぼすべてが溶出する傾向があったが、残灰は必ずしもそうではなかった。

3) 火葬場における空間線量率調査

火葬場の作業環境における空間線量率の調査では、火葬炉使用耐火レンガからもある一 定の天然の放射性物質が含まれ、その近傍ではバックグランド(0.07µSV/h)よりやや 高い空間線量率(0.1~0.38µSV/h)が検出された。内部被ばくについては考慮できないが、 外部被ばく量からの評価では、耐火レンガによる追加線量は58.4µSV/年と推定され、一 般公衆に対する年実行線量限度(1mSV/年)と比べても1桁低い値であり、健康上問題 のある値ではなかった。

火葬炉内空間線量率の変化をモニターした結果、医療器具及び投与薬を由来とする放射 性物質による変化は認められなかった。台車が前室に存在する状態では、耐火レンガ由 来の線量増加が認められ、空間線量率は前室内で 0.13~0.321 μSV/h であった。

4)シード線源からの被ばく量の再評価 前立腺永久挿入密封小線源治療患者が退院後1年間は火葬されない、という条件が厳密 に守られる場合は、一般公衆に対する年実効線量限度を超えることはないと推定され、 特段の処置をとる必要はないと考えられる。しかし、この条件が厳密に守られない場合 は、放射線作業従事者ではない火葬場作業者の被ばく量が一般公衆に対する年実効線量 限度を超える場合も考えられる。また、これらの評価においては体内被ばくの可能性が 無視されていることから、その可能性の有無について、さらなる調査が必要だと考えら れる。

現在把握されている1年以内に死亡し、シード線源を摘出することなく火葬された割 合が約0.04%であることを考慮すると、作業者のリスクが極めて高いということは考え にくい。しかし、今後の本手法の治療の拡大などの動向を注視する必要ある。

5) 作業環境測定

3 施設における火葬炉周りの作業環境測定調査より、粉じん曝露について評価した。粉 じん中の遊離ケイ酸含有率を測定した結果、遊離ケイ酸は認められず、粉じん計による 作業環境測定の結果からは、管理区分はいずれの施設も第一管理区分(作業環境管理が 適切であると判断される状態)となった。炉運転中及び台車における整骨・収骨作業中 に粉じん濃度が高くなる現象が認められた。また作業により、建築物衛生法に基づく遊 離粉じんの基準値を超える値が計測された。

六価クロムの非発がん性リスク、発がん性リスクを評価した所、1施設において、捕集 した総粉じん中の六価クロムの大気濃度が、リスク評価参照値と比べると、非発がん、 発がんリスク共に、上回る結果となった。この結果から、六価クロムに対するリスクは 無視できないものの、実際の労働時間や、作業種が異なる労働体系、換気状況の変化な どから、早急に対策を求めるレベルでは無い可能性が高かった。

以上の知見より、火葬場の運営維持管理上の留意点及び対策を述べる。

- 1)飛灰・残灰中の有害物質濃度を把握すること。有害物質としてダイオキシン類、水 銀、六価クロムなど多種のものがあるが、特に六価クロムについては環境基準を超 える頻度も高く、その実態を各火葬場が把握すべきである。また、その飛灰・残灰 の扱いは飛散防止に努めるなどし、一般の作業環境からは隔離して保管し、その後 の処理・処分を行うべきである。処理・処分に関しては有害物質が含まれることを 十分認識し、たとえ有価物が含まれているとしても特別管理廃棄物に準じた取り扱 いをすべきである。
- 2) 飛灰・残灰中には有害物質が含まれ、労働安全衛生法の有害な業務に準じるとの認 識に立ち、作業環境測定を年1回程度は実施すべきである。
- 3)火葬炉作業中及び残灰・飛灰の取り扱い時は六価クロムによる曝露リスクが小さい ながらも存在することがわかったことから、保護具の着用や、特に瞬発的に粉じん 濃度が上がる作業時の保護具の徹底、強制換気の運転などに努める必要がある。

- 4)作業環境では、サンプリング場所によって、発生源近くの粉じん濃度の高い場所が 存在するので、建築物環境衛生管理基準として判断する場合、作業環境測定に基づ く第一管理区分の作業現場であったとしても、局所的に基準値を超える値が予測さ れ、発生源の濃度を抑えるための局所排気などの対策が有効である。
- 5)放射性物質による外部曝露リスクは現時点では低いと推定されるが、内部曝露の評価はなされていない。内部曝露を防ぐ観点からは、3)と同様の保護具の着用や強制換気の運転、局所排気などの対策が有効と考えられる。
- 6)マスクの着用(DS3もしくはRS3以上を推奨)は、すべての施設において実施でき る対策であるが、強制換気(プッシュプル方式を推奨)・局所排気については設備の 整備に関連するものである。したがって、火葬炉建設あるいは改修時に対策として 盛り込むべきである。