

表 3.6 コプラナーPCBs の定性、定量に用いた標準物質

標準物質 (Native Standards)		内標準物質 (Internal Standards)	
IUPAC No.		IUPAC No.	
# 81	3,4,4',5-T4CB★	# 81	¹³ C ₁₂ -3,4,4',5-T4CB★
# 77	3,3',4,4'-T4CB★	# 77	¹³ C ₁₂ -3,3',4,4'-T4CB★
# 105	2,3,3',4,4'-P5CB★★	# 105	¹³ C ₁₂ -2,3,3',4,4'-P5CB★★
# 114	2,3,4,4',5-P5CB★★	# 114	¹³ C ₁₂ -2,3,4,4',5-P5CB★★
# 118**	2,3',4,4',5-P5CB★★	# 118	¹³ C ₁₂ -2,3',4,4',5-P5CB★★
# 123	2',3,4,4',5-P5CB★★	# 123	¹³ C ₁₂ -2',3,4,4',5-P5CB★★
# 126	3,3',4,4',5-P5CB★	# 126	¹³ C ₁₂ -3,3',4,4',5-P5CB★
# 156	2,3,3',4,4',5-H6CB★★	# 156	¹³ C ₁₂ -2,3,3',4,4',5-H6CB★★
# 157	2,3,3',4,4',5'-H6CB★★	# 157	¹³ C ₁₂ -2,3,3',4,4',5'-H6CB★★
# 167	2,3',4,4',5,5'-H6CB★★	# 167	¹³ C ₁₂ -2,3',4,4',5,5'-H6CB★★
# 169	3,3',4,4',5,5'-H6CB★	# 169	¹³ C ₁₂ -3,3',4,4',5,5'-H6CB★
# 180**	2,2',3,4,4',5,5'-H7CB★★★	# 180**	¹³ C ₁₂ -2,2',3,4,4',5,5'-H7CB★★★
# 170	2,2',3,3',4,4',5-H7CB★★★	# 170	¹³ C ₁₂ -2,2',3,3',4,4',5-H7CB★★★
# 189	2,3,3',4,4',5,5'-H7CB★★	# 189	¹³ C ₁₂ -2,3,3',4,4',5,5'-H7CB★★

(★: non-ortho-PCBs ★★: mono-ortho-PCBs ★★★: di-ortho-PCBs **:major-PCBs)

他に commercial PCBs である カネクロール混合物(KC-300:KC-400:KC-500:KC-600 1:1:1:1)を定性用に用いた。

4. 結果および考察

本結果を示す前に、ダイオキシン類およびコプラナー PCBs の毒性等価係数 (TEF) の扱いについて触れておく。これまで、ダイオキシン類の毒性等価係数は 1988 年の NATO/CCMS の提案した値 (I-TEF) が、コプラナー PCBs については 1993 年の WHO/ICPS の提案した値が広く採用されてきた。しかし、WHO により毒性等価係数 (WHO1997-TEF) の見直しがなされ、1997 年にダイオキシン類、コプラナー PCBs とともに新たな値が提案された。日本においては WHO1997-TEF への移行が現在のところされておらず、大気汚染防止法などの規制やガイドラインが、I-TEF で計算されていることから、本研究ではダイオキシン類に関しては 1988 年の I-TEF を採用することとし、コプラナー PCBs については、1993 年と 1997 年の値を表においては併記し、図示する際は 1997 年の値を採用することとした。また排ガスにおいては、酸素換算濃度に TEF をかけたものを「毒性等量 (ng-TEQ/m³N)」と表記した。

調査結果の一覧を表 4.1 に示した。さらに、各異性体ごとの詳細な結果は表 4.2-(a) ~ (i) に示した。なお、ダイオキシン類濃度およびダスト濃度、一酸化炭素濃度、窒素酸化物濃度、塩化水素濃度については、特に断らないかぎり、残存酸素濃度を 12% に換算した濃度を使用した。また、No.5、No.13 は排ガス温度が高く、煙突出口濃度を反映しているとはいえないが、その後に集じん装置がないことや No.13 については再燃焼室のない唯一の施設であることもあり、以下では含めて結果を示し、考察を行った。

4.1 排ガス中のダイオキシン類濃度

排ガス中のダイオキシン類濃度は、酸素 12% 換算濃度 (以下、酸素換算濃度と表記する) で 4.9~1200ng/m³N、毒性等量で 0.064~24 ng-TEQ/m³N の範囲であった。それぞれ算術平均では 120ng/m³N、2.4 ng-TEQ/m³N、中央値で 43ng/m³N、1.1 ng-TEQ/m³N、幾何平均で 53ng/m³N、1.0 ng-TEQ/m³N となった。各施設におけるダイオキシン類毒性等量を図 4.1 に示した。最も高かったのは施設 No.3 の 2 回目で、最も低かったのは施設 No.9 の 1 回目であり、0.1ng-TEQ/m³N 以下であったのはこの 1 サンプル限りであった。1 回目および 2 回目ともに 1ng-TEQ/m³N 以下であった施設は、17 施設中 6 施設 (No.1、No.8、No.9、No.11、No.14、No.17) のみであった。5ng-TEQ/m³N 以上の排出があった施設は、No.2、No.3、No.4 の 3 施設であった。No.2、No.3 は、複数の主燃焼室に対して 1 つの再燃焼室を設置しており、集じん装置が未設置で、ダスト濃度、一酸化炭素濃度も高いことが共通していた。しかし、No.4 の施設は 1 つ

の主燃焼室に対して 1 つの再燃焼室が設置され、集じん装置も設置されていた。ダスト濃度からすると、集じん装置は有効に機能しているとはいえないが、一酸化炭素濃度はかなり低く管理されていた。また、同じ火葬炉においても、火葬される御遺体によりかなり状況が異なることから、1 回目と 2 回目において大きく濃度が異なる施設が散見され、火葬場ような固体バッチ燃焼特有の現象の一つであると考えられた。各指標とダイオキシン類の関係については、後述する。

各施設の 2 回の測定結果を単純に算術平均し、施設ごとのダイオキシン類毒性等量度数分布を作成し、図 4.2 に示した。濃度範囲の設定は、「ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドライン」に示されたごみ焼却施設排ガス度数分布の場合と同様にした。濃度が高くなるにつれ、施設数は減少しており、最も多いのが 0.10～0.50ng-TEQ/m³N の範囲の施設で 5 施設であった。しかし、火葬場においてはごみ焼却施設の新設施設の基準である 0.1 ng-TEQ/m³N を達成している施設はなかった。

ダイオキシン類濃度に対する毒性等量の関係を図 4.3 に示した。火葬炉の場合、毒性等量はダイオキシン類濃度の約 2%と見積もられた。この値は昨年度の調査においては 2.1%であり、同等の値であった。都市ごみ焼却の場合は約 1.6%であり、火葬炉の方がやや高い値を示した。これは後述する同族体・異性体分布と密接な関係があり、火葬炉の場合、毒性換算係数の大きい低塩素化のダイオキシン、フランの排出が相対的に大きかったことによると考えられた。

図 4.1 を見てもわかるように、ダイオキシン (PCDDs) とフラン (PCDFs) の濃度比ついてみると、ややフランの方が濃度が大きく、60～70%程度を占める施設が多かった。各サンプルでの同族体分布および 17 種類の異性体分布について図 4.4～図 4.20 に示した。

まず、同族体分布の傾向であるが、PCDFs については全てのサンプルで 4 塩化のフラン (T4CDFs) の濃度が最も高く、高塩素化物になるほど濃度が低くなる傾向が見られた。PCDDs については、PCDFs 同様に 4 塩化のダイオキシン (T4CDDs) が高く、高塩素化物になるほど濃度が低くなる傾向を示したサンプルが 34 サンプル中 26 サンプルで最も多く、全体の 75%以上を占めた。これは、都市ごみ焼却などで見られる燃焼パターンの中では希な例と考えられ、火葬炉特有のパターンといえるようである。この原因については今回の調査では分からなかった。残りは 6 塩素化物 (H6CDDs) が T4CDDs よりも高く、山型の分布を示した。これは都市ごみ焼却でもよく見られるパターンであった。各施設において、同族体分布はよく似ており、異なっていたのは No.8 と No.16 のみであった。火葬される御遺体の状態 (年齢、性別、副葬

品等)によらず、火葬炉の構造や運転条件の影響が強いことが示唆された。

次に、異性体分布の傾向であるが、PCDDsでは低塩素化物よりも、1234678-H7CDD、OCDDの濃度が高い傾向にあった。PCDFsについては、昨年同様に2378-T4CDF、12378-P5CDF、23478-P5CDF、1234678-H7CDFなどが高い傾向にあった。しかし、昨年度の調査のように2378-T4CDFの検出が特別顕著であるという傾向はなく、今回の調査ではほとんどの異性体において検出された。また、同族体分布同様に各施設においては1回目、2回目ともによく似通った傾向を示した。

ダイオキシン類の毒性等量における異性体分布を図4.21に示した。この図からは、23478-P5CDFの寄与が最も大きく、約30~40%程度を占めていた。ついで、12378-P5CDD、2378-T4CDD、2378-T4CDFなどが大きな寄与をもたらしていた。これら4つの異性体によって約70~80%程度の毒性等量を占めていた。

表4.3に1997年WHOによって提案されたTEF(WHO1997-TEF)に基づいた毒性等量をまとめた。この表より従来からのI-TEFに基づいた毒性等量との関係を図4.22に示した。非常に高い相関関係(相関係数1.00、ただし線形近似)を示し、WHO1997-TEFで換算すると、I-TEFでの換算より16.5%ほど値が大きくなることがわかった。これは、火葬炉排ガスの主たる異性体の一つとして12378-P5CDDが挙げられることから、この12378-P5CDDの毒性換算係数が0.5から1.0に変わったことによると考えられた。

4.2 排ガス中のコプラナー PCBs 濃度

表4.4にコプラナー PCBsの測定結果の一覧表を、表4.5-(a)~(i)には各異性体ごとの詳細な結果を示した。コプラナー PCBsについては、各同族体の濃度の測定を行っていないため、酸素換算濃度よりも毒性等量に関して結果を示し、ダイオキシン類への毒性負荷の割合を考察した。図4.23に各施設におけるコプラナー PCBsの毒性等量を示した。コプラナー PCBsは1993年に提案されたTEF(WHO1993-TEF)と1997年のTEF(WHO1997-TEF)があり、WHO1997-TEFの方がごくわずかに低い値を示す傾向があったが、両者はほぼ同等とみてよかった。上記にもことわったように、以下ではWHO1997-TEFにより換算した毒性等量で議論した。コプラナー PCBsは、毒性等量で0.000034~1.2 ng-TEQ/m³Nの範囲であった。それぞれ算術平均では0.093ng-TEQ/m³N、中央値で0.032ng-TEQ/m³N、幾何平均で0.028 ng-TEQ/m³Nとなった。最も高かったのは施設No.3の2回目で、最も低かったのは施設No.8の1回目であった。No.2、No.3、No.4、No.6、No.15、No.16の施設から得られたサンプルでは0.1ng-TEQ/m³Nを超えているものがあつた。ダイオキシン類の毒性等量とコプラ

ナー PCBs の毒性等量の関係を図 4.24 に示した。コプラナー PCBs はダイオキシン類と高い相関（相関係数 0.96、ただし、線形近似）があり、ダイオキシン類に対して約 4.4%に値した。また、WHO1997-TEF に基づいたダイオキシン類の毒性等量に対しては 3.8%とややその寄与率は減少した。ごみ焼却施設における排ガス中のコプラナー PCBs は毒性等量でダイオキシン類の約 3~5%に値するとの報告があることから^{7)、8)、9)}、火葬炉排ガスについても同等であることがわかった。これより、コプラナー PCBs は、ダイオキシン類と同様の排出傾向があり、約 4.4%の寄与率でコプラナー PCBs の影響を考えればよいことがわかった。

コプラナー PCBs の毒性等量の異性体分布を図 4.25 に示した。この結果より、ほとんどのサンプルでは 95%以上が P5CB#126 の寄与であった。ついで H6CB#169 であり、この 2 つでほとんどの毒性等量を占めた。例外的に No.9-1、No.8-2 の排ガスでは他の異性体（P5CB#118、H6CB#156、P5CB#105、T4CB#77）が分布しているが、これらは全て非常に濃度が低いサンプルであり、定量下限とのかねあいから P5CB#126、H6CB#169 が検出されず、特定異性体のみが検出されたためであった。

4.3 集じん灰・残骨灰中のダイオキシン類・コプラナー PCBs 濃度

集じん灰は 5 施設、残骨灰は 4 施設において測定した。集じん灰については、ダイオキシン類分析のために十分な量を確保する必要があることから、排ガス測定時を含め、すでに貯留された灰を採取した。ただし、No.4 のサンプルについては、1 回目および 2 回目の火葬で発生した集じん灰をそれぞれ採取したが、分析は 1 回目の集じん灰のみおこなった。また、No.2 の集じん灰は主燃焼室から再燃焼室へつながる煙道中に付着した重力沈降灰であり、厳密には集じん灰ではないが、今回は集じん灰に含めて解析した。集じん灰中のダイオキシン類の濃度範囲は実測濃度で 0.51~2700ng/g、毒性等量で 0.0046~62ng-TEQ/g であった。図 4.26 にごみ焼却施設の集じん灰中ダイオキシン類毒性等量の度数分布を示し、今回の測定結果が値する濃度範囲にプロットした。非常に濃度が低い集じん灰（No.1、No.2）もある反面、ごみ焼却飛灰に比べてもかなり高い濃度範囲に位置するものがあった。No.4 の施設では一酸化炭素濃度は非常に低く、集じん器出口での排ガス温度が 230℃であったことから、やや高い温度で集じん装置が運転されており、冷却、集じん過程における再合成が主たる原因と推定された。集じん灰の同族体分布、異性体分布を図 4.27~31 に示した。No.1 は例外的で図 4.4 に示された排ガスの同族体分布とは PCDDs において全く異なり、T4CDDs が最も高い濃度を示した。No.9 についても図 4.12 に示された排ガスの同族体分布と

異なっていたが、高塩素化物の濃度が高くなっており、集じん装置での温度低下によるダストへの凝縮、吸着による除去効果を考えると分布が変化する可能性があった。No.4、No.8 については PCDFs が排ガスと比べて高塩素化物の濃度が高くなっている以外は、よく似た分布を示していた。これら 4 施設についてはすべて排ガスに比べると集じん灰では、PCDDs の濃度が高くなっている傾向があった。No.2 については主燃焼室の横から採取したこともあり、排ガスの分布と全く同様に PCDFs が高かった。

残骨灰中のダイオキシン類の濃度範囲は実測濃度で 0.019～0.093ng/g、毒性等量で 0.00017～0.0021ng-TEQ/g であった。この値は非常に低いといえる。集じん灰に比べると濃度差は 10 倍以内に収まっており、ばらつきが小さかった。これは、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な残骨などがほぼ同じ状態になるためと考えられた。

集じん灰における I-TEF による換算濃度と WHO1997-TEF による換算濃度の関係を図 4.32 に、残骨灰における関係を図 4.33 に示した。集じん灰においては約 28.4%、残骨灰においては約 19.9%ほど値が大きくなることがわかった。これは、12378-P5CDD の増加が原因であるが、排ガスに比べると集じん灰、残骨灰ともに大きくなっていた。

集じん灰中のコプラナー PCBs の毒性等量は 0.00015～1.3ng-TEQ/g の範囲であった。異性体分布を図 4.34～38 に示した。No.4、No.8、No.9 の排ガスの場合 P5CB#118 の濃度が高かったが、集じん灰の場合は T4CB#77、P5CB#126 が高い濃度を示していた。ごみ焼却飛灰のコプラナー PCBs の denovo 合成実験において、T4CB#77、P5CB#126 が P5CB#118 よりも優先的に生成することが報告されていることから¹⁰⁾、冷却、集じん過程で再合成が生じていることが裏付けられた。No.1、No.2 については、分布が排ガスとほぼ同じであり、上記の施設とは異なった。集じん灰におけるコプラナー PCBs のダイオキシン類毒性等量に対する寄与率は 2.1%と排ガスより低かった。残骨灰中のコプラナー PCBs の濃度範囲は毒性等量で 0.00000039～0.00011ng-TEQ/g であった。

以上の結果より、残骨灰中のダイオキシン類、コプラナー PCBs の濃度は低く、環境に与える負荷は大きくないといえるが、集じん灰はごみ焼却と比べても高いものが存在するため、別途ダイオキシン類の分解処理を検討する必要がある。

4.4 他のガス濃度とダイオキシン類濃度の関係

本節では、ダイオキシン類と排ガス中に共存する他のガス成分などとの関係を把握し、排出抑制対策を検討することを目的に、結果の解析を行った。なお、ダイオキシ

ン類、ダスト、一酸化炭素、窒素酸化物は、酸素 12%換算濃度に実測濃度を換算し直し、結果の表記および考察に用いた。

4.4.1 ダスト濃度

表 4.6 にダスト濃度の測定結果を、図 4.39 に集じん装置の有無によるダスト濃度とダイオキシン類濃度の関係を示した。ダスト濃度が 0.2g/m³N を超えるところはややダイオキシン類濃度が高く、逆にダスト濃度が 0.01g/m³N を下回る施設ではダイオキシン類濃度が低かった。このように、ダスト濃度が高くなるとややダイオキシン類濃度が高くなるように見えるが、集じん装置の有無に関係なく相関係数は低かった。ダスト濃度が高いと一般に不完全燃焼が生じている可能性が高く、ダイオキシンの生成も多いと考えられる。このことから、ダスト濃度を低減させることがダイオキシン類の排出を抑制できると考えられ、より一層のダスト濃度の低減が望まれる。以下、ダスト濃度とダイオキシン類の関係については 4.5.3 の集じん装置の影響について詳述する。

4.4.2 一酸化炭素、酸素、窒素酸化物濃度

一酸化炭素（実測、換算）、酸素、窒素酸化物（実測、換算）の連続測定結果を図 4.40～図 4.73 に示した。一酸化炭素濃度については、その施設ごとに濃度のスパンを変えたことおよび変動が激しいことから、左の縦軸の濃度目盛りは図によって表示を変えることとした。また、平均濃度、最大濃度、最小濃度などの測定結果を表 4.7-(a)、(b)に示した。

一酸化炭素濃度は着火直後に不完全燃焼のピークが見られた施設がほとんどであった。最も高いところで約 30000ppm (3%) のピークが見られた。しかし、この点火直後の一酸化炭素濃度のピークとダイオキシン類濃度には関係が見いだせなかった。施設、あるいは御遺体によって運転方法が変化するが、火葬途中で主燃バーナや再燃バーナを点火・消火する場合に一時的に一酸化炭素濃度が上昇するところが見られた。同じ施設の 1 回目と 2 回目を比べると、再燃バーナを消火後に一酸化炭素濃度が上昇している方が、ダイオキシン類の濃度が高い傾向がある施設 (No.1、8、10、16) があつた。この他に一酸化炭素濃度が上昇する傾向を見せたのは、デレッキの使用（御遺体を動かす）時であるが、今回の調査では、明確な対応は見られなかった。付録として付表 I-1～I-34 に測定時の火葬状況および運転状況を示した。図 4.74 に測定時間内の一酸化炭素の平均濃度とダイオキシン類の関係を示した。両者には、やや弱い正

の相関があるようにもみえるが、相関係数は低く、一酸化炭素濃度とダイオキシソ類の今回の結果からははっきりとした傾向は見られなかった。また、No.4 のように一酸化炭素濃度が低く保たれていた施設においても、ダイオキシソ類濃度は高かった。また、現状の施設においては、No.11 の施設のように火葬のかなり前（30 分程度）から再燃焼炉を点火し、常に一定の高温（800℃以上）にしているようなところでも、火葬序盤の一酸化炭素のピークは 1000ppm を超える。ゆえに、火葬炉の場合、固体バッチ燃焼であるために、一酸化炭素の濃度とダイオキシソ類の関係を明確にするのは難しいと考えられる。

酸素濃度は比較的高く、No.5、No.10、No.13 の施設を除いて概ね 18%前後の値であった。No.5、No.13 の施設は A 重油を使用しており、燃料による違いも大きく影響していると考えられた。酸素濃度が火葬全般を通して高い値を示す炉があり、過剰な冷却用空気量が吹き込まれていると考えられた。乾き排ガス流量は火葬炉の構造により、また再燃焼炉の使用状況により大きく変化するが、今回の調査では 1020～16500m³N/h であった。火葬炉には、有機分を完全に燃やし切るために十分な空気を供給する必要があるが、いくつかの施設では、御遺体の体内の水分量、固体バッチ燃焼の困難さを考慮してもかなりの空気量が吹き込まれていたことになる。図 4.75 に酸素濃度とダイオキシソ類酸素換算濃度の関係を示したが、はっきりとした相関は読みとれなかった。

窒素酸化物濃度は 53～163ppm で、施設によるばらつきがあまり無かった。また、そのトレンドをみても酸素濃度と連動していたが、火葬開始から終了まで大きな濃度変化がないところが多かった。図 4.76 に窒素酸化物濃度とダイオキシソ類濃度の関係を示したが、全く関係がなく、ダイオキシソ類制御の指標とはなり得ない。

4.4.3 塩化水素濃度

塩化水素濃度は、主に棺および副葬品が燃焼する最初の 20 分間に高くなることが想定されたため、最初の 20 分間と以降火葬終了時までの 2 回に分けて測定した。結果を表 4.8 に示した。その結果、ほとんどの施設で最初の 20 分間の方が濃度が高かったが、5 サンプルについては 20 分間以降の方が塩化水素濃度が高く、時間により大きな差のない施設が多かった。つまり、御遺体の火葬からも低い濃度ながら塩化水素が発生することがわかった。また、高くとも 150mg/m³N 程度であり、ごみ焼却施設と比較すると低濃度であった。最初の 20 分間の濃度とそれ以降の濃度を単純に算術平均したものを平均濃度として、ダイオキシソ類濃度との関係を図 4.77 に示した。

塩化水素濃度とダイオキシン類濃度の関係はほとんどみられなかった。

4.5 火葬状況と運転条件・設備による影響

4.5.1 性別および年齢

火葬された御遺体の性別および年齢とダイオキシン類濃度との関係について考察した。性別とダイオキシン類の関係について図 4.78 に示した。やや、全般的に女性の方が濃度が高い傾向を示していた。データ数が少ないが、今回の調査では、女性と男性の火葬数がほぼ同数程度であった。さらに表 3.1 に示したように 17 施設中 9 施設が、2 回の測定で男女に分かれたため、施設の構造による差がやや薄れ、性別の差が出やすくなったと考えられた。次に男女別の年齢とダイオキシン類の関係を図 4.79 に示した。2 体以上を同時に火葬しているところは省いて図示した。死亡年齢が若いほどデータのばらつきが大きく、男性においては加齢の影響がほとんどないといえる。しかし、女性においては若いほどダイオキシン類濃度は高く、年齢とは負の相関（相関係数 0.63、ただし線形近似）がみられた。しかし、年代による食生活の変化や加齢に伴う体内脂肪率の変化などが考えられるが、データ数が少なく、結論づけることはできない。

4.5.2 温度の影響

測定時の温度の変化については図 4.80～4.96 に示した。付録の付表 I-29、I-30 に示したように、No.15 の施設については主燃焼室および再燃焼室温度表示が実際の値とはかけ離れている可能性があったので、排ガス温度との関係のみ考察の対象とした。各施設ともに 800℃程度までは 10 分くらいで昇温させているところが多かった。また主燃焼室温度については温度計が設置されていないところが多く、データ数は少なかった。主燃焼室温度とダイオキシン類濃度の関係について図 4.97 に、再燃焼室温度との関係を図 4.98 に、排ガス温度との関係について図 4.99 に示した。

主燃焼室平均温度、最大温度ともに、No.4 のデータを除くと高温になればなるほどダイオキシン類濃度が低いという傾向（相関係数 0.67、ただし指数近似）が現れた。平均温度が 830℃程度のダイオキシン類濃度は約 40～50ng/m³ となった。特に注目すべき点は、全ての火葬炉で最大温度は 900℃を超えていることで、少なくとも火葬中は炉内温度を常時 800℃以上を保つことが重要であることが示唆された。No.4 については 4.5.4 の炉構造の影響において詳述する。

再燃焼室の温度計はほとんどの炉で設置されているため、データ数は主燃焼室温度

よりも多かった。再燃焼室平均温度、最大温度とダイオキシン類濃度の関係についても、再燃焼室温度が高くなればなるほどダイオキシン類濃度が低くなる傾向が現れた。平均温度との相関係数は 0.65、最大温度との相関係数は 0.75 であった（ただし指数近似）。再燃焼室温度についても、火葬中、常時 800℃以上に保つことによって、ダイオキシン類濃度が低く抑制できると考えられた。この最もよい例が、No.11 の施設でダイオキシン類濃度が低いことであり、集じん装置がないにもかかわらず、火葬のかなり前から再燃焼炉を常時 800℃を保つことがその一つの大きな要因と考えられる。

排ガス温度とダイオキシン類濃度の関係は、図 4.99 からは認められないが、集じん装置の影響を考えることにより、排ガス温度とダイオキシン類の関係が明らかとなり、集じん装置の影響において詳述した。

4.5.3 集じん装置の影響

集じん装置の影響について、まず、ダスト濃度への影響から考察する。ダスト濃度は燃焼条件および集じん装置の有無により大きく異なる。ゆえに、ダスト濃度も各施設により大きくばらつくが、今回の調査において集じん装置がある場合（高度の集じん装置のある No.8、No.9 を除く）の平均濃度は 0.104g/m³N、集じん装置が無い場合は 0.142g/m³N であり、簡易的な集じん装置ではダストの除去効果はあまり期待できないことがわかった。No.8、No.9 のように高度な集じん装置を設置している施設ではダスト濃度は 0.0089g/m³N と極めて低い濃度まで低減できることが示された。仮に、No.8、No.9 の施設において集じん装置がなく、集じん灰中のダイオキシン類濃度がそのままガス濃度に上乘せされると考えると、No.8 の 1 回目は $7.5+0.142 \times 420=67\text{ng/m}^3\text{N}$ 、No.9 の 1 回目は $4.9+0.142 \times 610=92\text{ng/m}^3\text{N}$ となる。この試算から集じん装置で捕集されるダイオキシン類の割合が非常に大きいことがわかる。さらに、再燃焼室の平均濃度とダスト濃度の関係を図 4.100 に示した。これによると集じん装置のある施設はその傾向が明確ではないが、集じん装置の無い施設においてはダスト濃度と再燃焼室平均温度の間には弱い負の相関が認められた。これは、再燃焼室温度を高く保つことによってもダスト濃度は低減できる可能性を示していた。しかし、再燃焼室温度を高く保つことによる低減には限界があり、高度な集じん装置の設置が必要不可欠である。

次に、集じん装置の有無により整理した再燃焼室平均温度とダイオキシン類濃度の関係を図 4.101 に、排ガス温度との関係を図 4.102 に示した。図 4.101 より、集じん装置がある場合は再燃焼室平均温度とダイオキシン類濃度の間に明確な傾向が見られ

なかった。しかし、集じん装置が無い場合は、再燃焼室平均温度が高いほどダイオキシン類濃度が低くなる傾向が明確となった。これは集じん装置が無い場合は再燃焼室温度を上げることによって排出抑制するしか対策がないことをよく表している。また、集じん装置がある場合に傾向が明瞭でないのは、集じん装置自体が de novo 合成の場を提供しているためと考えられた。このことは図 4.102 をみるとよくわかる。図 4.102 によると集じん装置が無い場合は逆にダイオキシン類濃度との関係がはっきりしない。これはサンプリング位置も若干影響しているとは考えられるが、集じん装置がある場合は排ガス温度が高くなるにつれてダイオキシン類濃度が高くなる弱い正の相関が認められた（相関係数 0.58、ただし指数近似）。つまり、排ガスサンプリングは集じん装置がある場合は、ほとんどの場合集じん装置直後にて測定した。排ガス温度が集じん装置温度とほぼ同じであると考えれば、200℃を超えると集じん装置内での de novo 合成が生じやすくなり、その結果集じん装置の設置されている施設では、排ガス温度が高くなるとダイオキシン類濃度が高くなる傾向が認められたと考えられた。

したがって、ダイオキシン類の排出を抑制するには、高度な集じん装置の設置および集じん装置の低温化が必要である。さらに今回の調査では、集じん灰中のダイオキシン類濃度は高かったため、集じん灰の別途分解処理も検討が必要である。

4.5.4 炉構造の影響

今回の調査対象施設では、No.13 の施設以外はすべて再燃焼炉が付設されていた。再燃焼室がない No.13 では、測定位置の関係で排ガス温度が高かったため、正確には煙突出口濃度を反映していない可能性があるが、今回の対象施設の中ではやや高い部類に入る程度であった。測定位置以降で de novo 合成が生じる可能性はあるが、煙突出口までの距離があまりないために排ガス温度の降下が著しくなく、最終的なダイオキシン類濃度もさほど高くはなっていないと推測された。No.4 では 1 回目においては火葬前半の不完全燃焼が生じやすい時期に再燃焼炉を使用しておらず、発煙が生じてからのみ再燃焼炉を使用していた。さらに、2 回目においては再燃焼炉を使用していなかった。No.4 において、非常に濃度が高かったのは再燃焼炉が存在するにもかかわらず使用しないことで、逆に再燃焼室の空間が de novo 合成の場になっていたと考えられた。これは図 4.82 の温度の経時変化をみても 300℃付近の温度に保たれていることから指摘される。このような状態であると、主燃焼室の温度をいくら高く設定してもダイオキシン類の排出抑制は不可能で、再燃焼炉の適切な使用が不可欠と考えられる。

次に、主燃焼室の数に対する再燃焼室の数の比によって結果を整理し、図 4.103 に主燃焼室数に対する再燃焼室数の比によるダイオキシン類濃度の違いを示した。比が 3 対 1 である施設は No.5 であり、排ガス温度が高いことから正確に煙突出口濃度を反映しているとはいえないとすると、再燃焼室に対する主燃焼室の数の比が 2 以上である構造の炉をもつ施設からの排出ダイオキシン類濃度は高い傾向にあった。ただし、No.11 のように 4 炉 1 系列の施設であっても、ダイオキシン類濃度が低く抑えられている施設もあり、データ数の少なさからはっきりとは断言できなかった。図 4.104 に 1 つの主燃焼室あたりの再燃焼室容積とダイオキシン類濃度の関係を示した。この図は、再燃焼室容積が大きくすれば、ダイオキシン類濃度の低減が可能であることを示唆していた。

ここで、No.4 と No.11 の施設を比較すると、両施設ともに 4 炉 1 系列で集じん装置もなく、構造はよく似ているが、再燃焼室容積は No.11 の方が小さかった。しかし、ダイオキシン類の排出濃度は 100 倍以上も異なった。これは、再燃焼室の使用方法の違いが顕著に現れている結果といえる。No.4 は再燃焼室を使用しておらず、No.11 は逆に火葬前から常時 800℃以上に温度を維持していた。このことから、主燃焼室と再燃焼室の比が決定的な違いを与えるというよりも、温度条件などの運転方法による影響の方が大きいと考えられた。ただし、複数の主燃焼室に 1 つの再燃焼室を組み合わせる場合、漏れ空気の吸引や火葬数に対応しにくくなり、燃焼制御が難しくなることが予想され、新たに作る場合は 1 つの主燃焼室に 1 つの再燃焼室を備え付ける方がよいと考えられた。

4.5.5 燃料の影響

燃料は A 重油、都市ガス、灯油と 3 つに分かれるが、A 重油については、使用していた施設が No.5、No.13 であり、測定位置の関係からダイオキシン類濃度との関係を言及できなかった。灯油は現状において最もよく使用されている燃料であり、ダイオキシン類濃度のばらつきが大きく、この影響は燃料種によるものではないと考えられた。燃料の違いによる一酸化炭素とダイオキシン類濃度の関係について図 4.105 に示した。都市ガスはサンプル数が少ないため、はっきりしたことがいえないが一酸化炭素濃度も低く、ダイオキシン類も低い傾向にあった。これは気体燃料であるため、液体燃料に比べて、燃料由来の一酸化炭素が生成しにくいことが 1 つの理由として考えられる。いずれにせよ、データ数が少ないためはっきりしたことがいえず、現時点では燃料の違いによる影響は小さいと考えられた。

4.5.6 排気方式

まず、ガスの排気方式については強制排気と自然排気の 2 つの方式があるが、今回は自然排気方式の方が 3 施設であった。図 4.106 に排気方式による違いを示した。強制排気と自然排気方式による差は基本的にはないと考えられた。また、主燃焼室に対する排気系列についてもダイオキシン類濃度との相関は見られなかった。

4.5.7 建設または改造年代

図 4.107 に建設または改造年代とダイオキシン類濃度の関係を示した。この図からは 1990 年代よりも 1980 年代までに建設または改造された施設からの排出が多いように見受けられた。1990 年代に建設または改造された炉については、低い濃度に抑制している施設もある反面 200ng/m³N 程度の排出濃度を示す施設もあった。これらの施設の中には、「ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止旧ガイドライン」が発表されてから建設または改造されたものもあり、再燃焼室容積などダイオキシン類抑制対策については多少なりとも考慮されていると推測されるが、再燃焼室容積が近似する施設間でも測定結果には大きな差違が生じている。このことから、1990 年代よりも 1980 年代までに建設または改造された施設からの排出が多いように見受けられるものの、同一年代の施設間の差違を考慮すると、建設または改造年代とダイオキシン類濃度との明確な関連性は見いだせなかった。

4.6 火葬炉からのダイオキシン類総排出量

今回の測定データより、火葬炉からのダイオキシン類排出量を推定した。推定の方法は、以下の (4.1)、(4.2) 式を使用して一体当たりのダイオキシン類排出量を算出した。なお、乾き排ガス量は酸素 12% 換算を考慮した値を用いた。

$$\text{ダイオキシン類排出量 (ng-TEQ)} = \text{毒性等量 (ng-TEQ/m}^3\text{N)} \times \text{乾き排ガス量 (m}^3\text{N/h)} \times \text{火葬時間 (h)} \quad (4.1)$$

$$\text{一体当たりのダイオキシン類排出量 (ng-TEQ)} = \frac{\text{ダイオキシン類排出量 (ng-TEQ)}}{\text{火葬遺体数 (人)}} \quad (4.2)$$

火葬遺体数は、再燃焼室、煙道が共通になっているものについては、その測定における一体当たりの平均火葬時間を求めたうえで、火葬の重なりについては測定時間内の各火葬時間を考慮して、何体分の火葬に相当するかを推定した。今回の測定では

No.4 以外は、2 体あるいは 3 体の火葬のすべての時間を測定時間としたため、火葬遺体数はそのままの数とした。No.4 の 2 回目のみ、2 号炉における火葬の最終までを測定時間としなかったため、No.4 の 2 回目においては測定時間内の一体目の火葬時間が 1 号炉では 60 分間で 2 号炉との重なりは 57 分であったため、No.4 の 2 回目の測定時間内の火葬遺体数は $(60+57)/60=1.95$ 体とした。

推定の結果を表 4.9 および図 4.108 に示した。今回の測定結果からは、120～24000ng-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。算術平均は 4000ng-TEQ/人、幾何平均は 1800ng-TEQ/人、中央値は 1700ng-TEQ/人となった。施設間により 200 倍程度の開きがあった。これを平成 9 年度の火葬件数の実績 967061 体とかけ合わせ、幾何平均から算術平均の範囲で表すと 1.8～3.8g-TEQ/年となった。現状のダイオキシン類排出量のインベントリーではごみ焼却 (1,340g-TEQ/年) の約 350～750 分の 1 の量であるといえた。

しかし、火葬場から排出されるダイオキシン類は、火葬件数によるので将来的な死亡者数の増加に伴い増加することを見込まねばならない。ここで、厚生省の人口問題研究所が日本の将来人口を推計しており、その中で死亡者数の予測もなされている。推計方法はコーホート要因分析法で、詳しくは文献を参照されたい¹¹⁾。図 4.109 に日本の将来人口、図 4.110 に日本の死亡者数の予測を図示した。火葬率は平成 9 年度の数値が 98.8%であったため、将来予測をする場合は一律 99%を用いることにした。中位推計に基づけば、日本の将来人口は平成 19 (2007) 年に 1 億 2778 万人でピークに達した後、以後長期の減少過程に入る。死亡者数は平成 8 年の 91 万人から一貫して増加を続け、平成 28 (2016) 年の 146.5 万人を経て、平成 48 (2036) 年にはピークの 175.6 万人に達する。これを火葬率 (99%) を考慮しながら、排出量原単位 (ng-TEQ/人) と死亡者数をかけ合わせて、火葬場から排出される将来排出量を求めると、平成 28 (2016) 年には 2.7～5.8g-TEQ/年、平成 48 (2036) 年には 3.2～6.9g-TEQ/年と試算された。ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドラインによると、排出抑制対策が進められていくと、20 年後 (平成 28 年) のごみ焼却からの排出量は 20g-TEQ/年と見積もられている。火葬炉については現状のまま排出抑制対策をとらないと、将来的には相対的に寄与はかなり大きなものになると予想される。今後、火葬炉についても早急な排出抑制対策の実施が必要である。

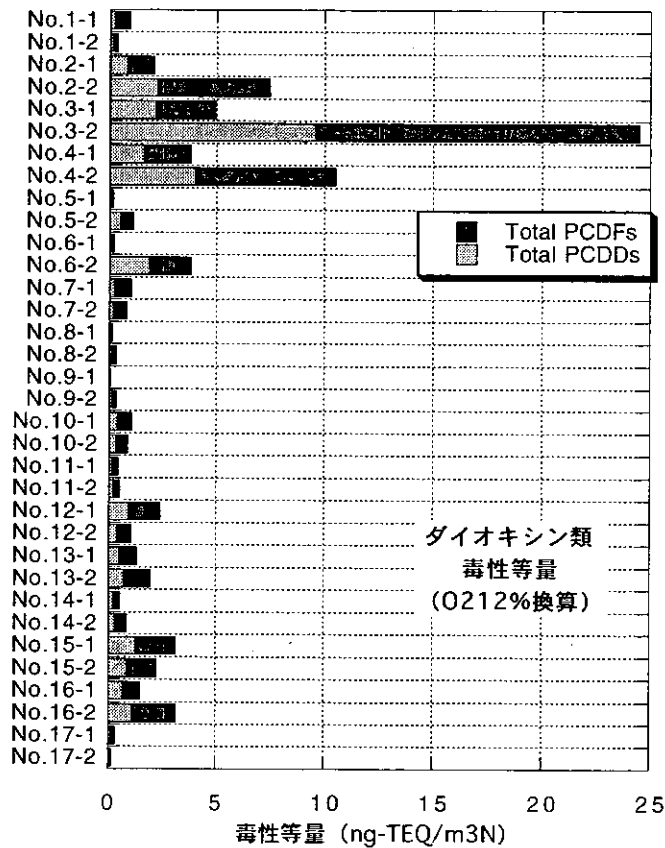
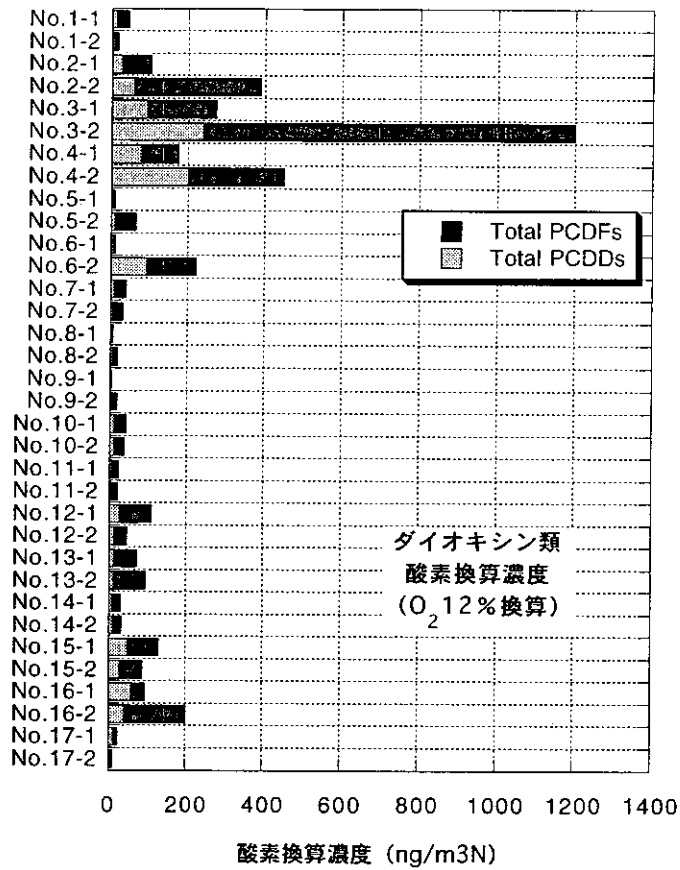


図4.1 各施設における排ガス中のダイオキシン類毒性等量

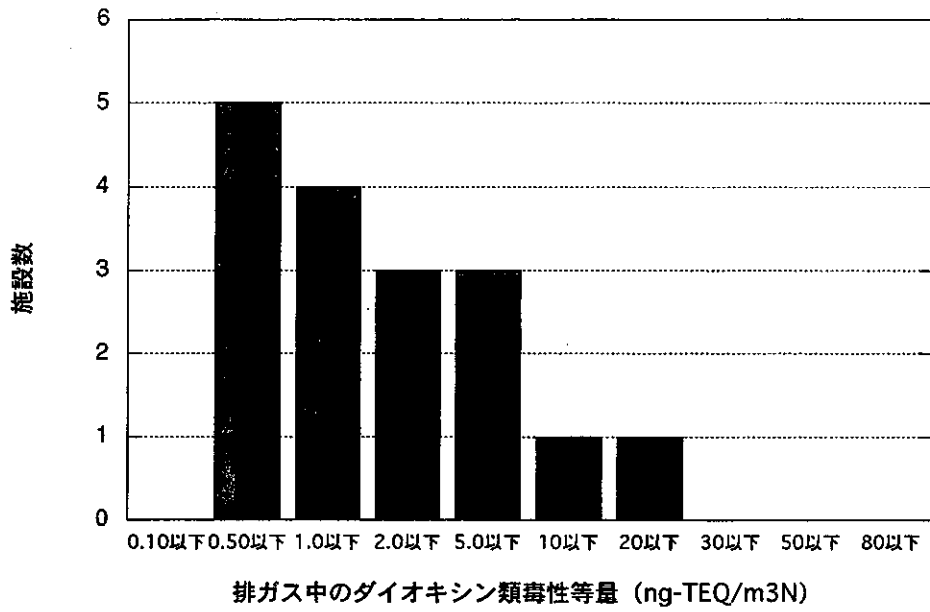


図4.2 火葬場排ガス中のダイオキシン類毒性等量度数分布

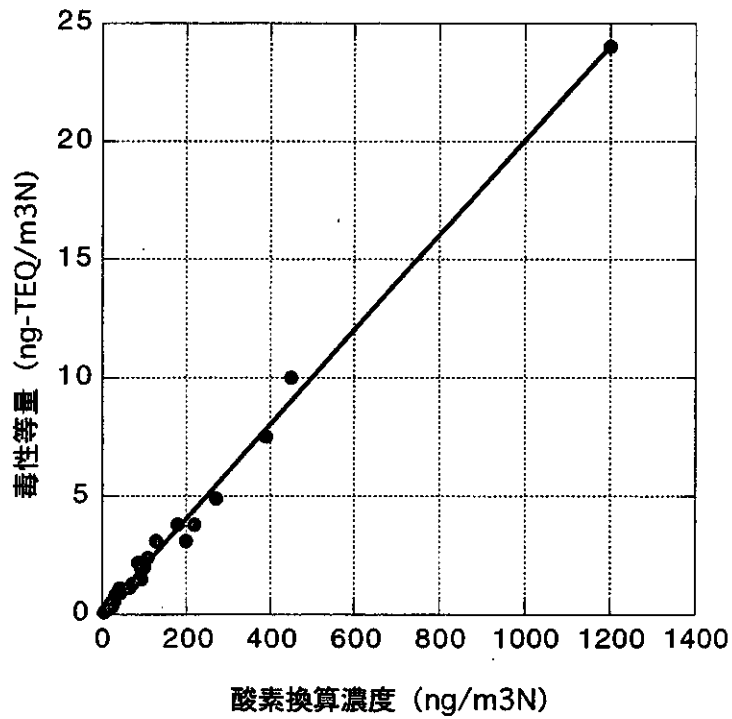


図4.3 排ガス中のダイオキシン類
酸素換算濃度に対する毒性等量の関係

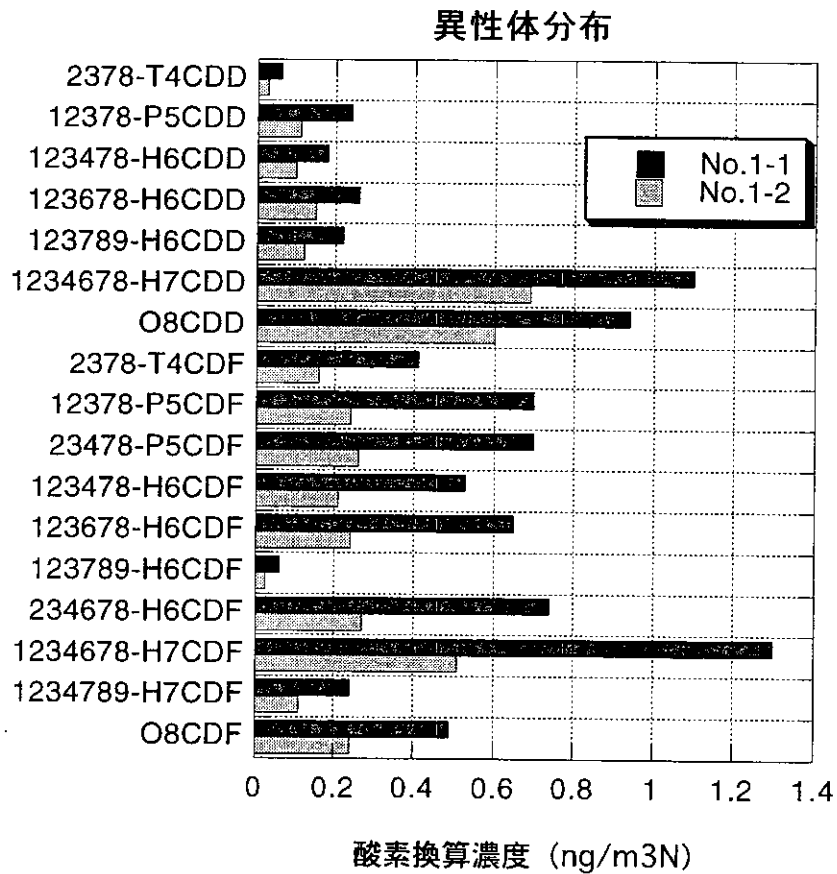
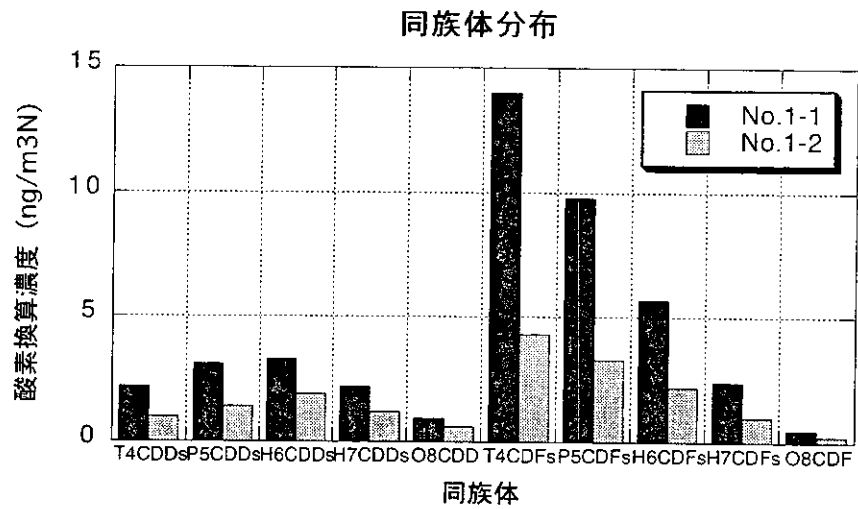


図4.4 No.1の排ガス中のダイオキシン類の同族体および異性体分布

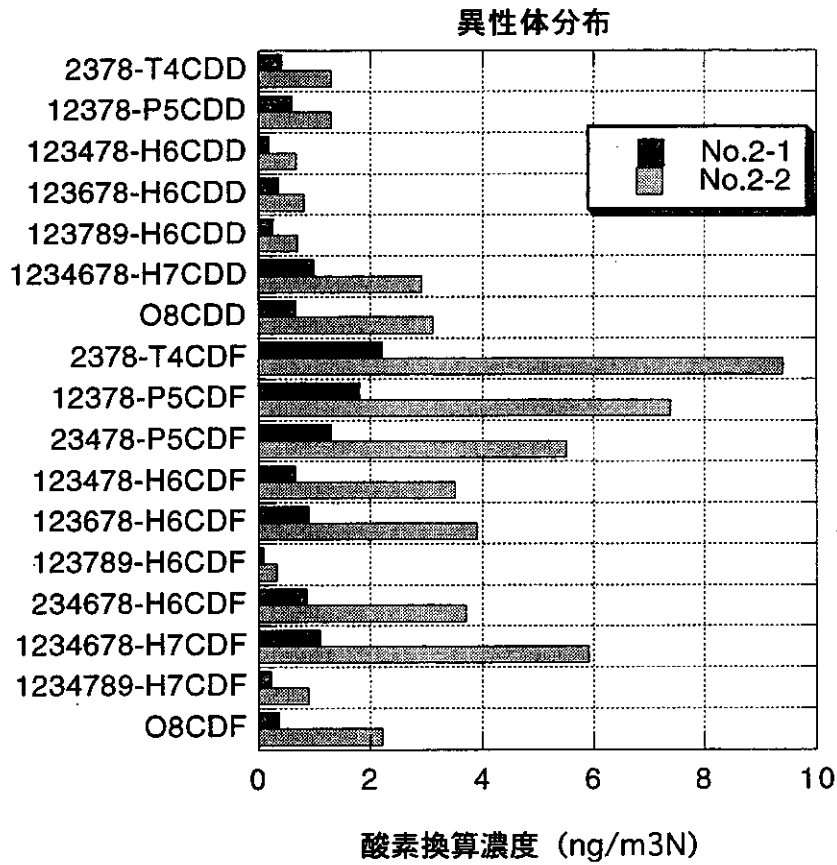
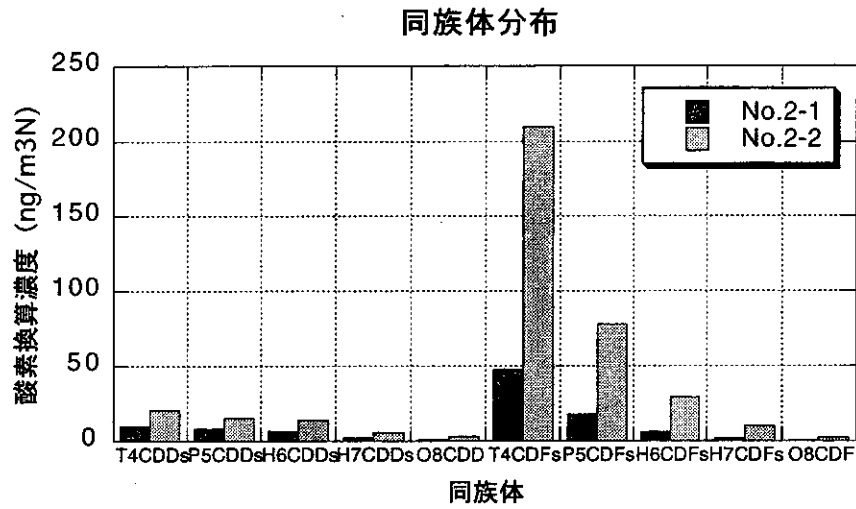


図4.5 No.2の排ガス中のダイオキシン類の同族体および異性体分布

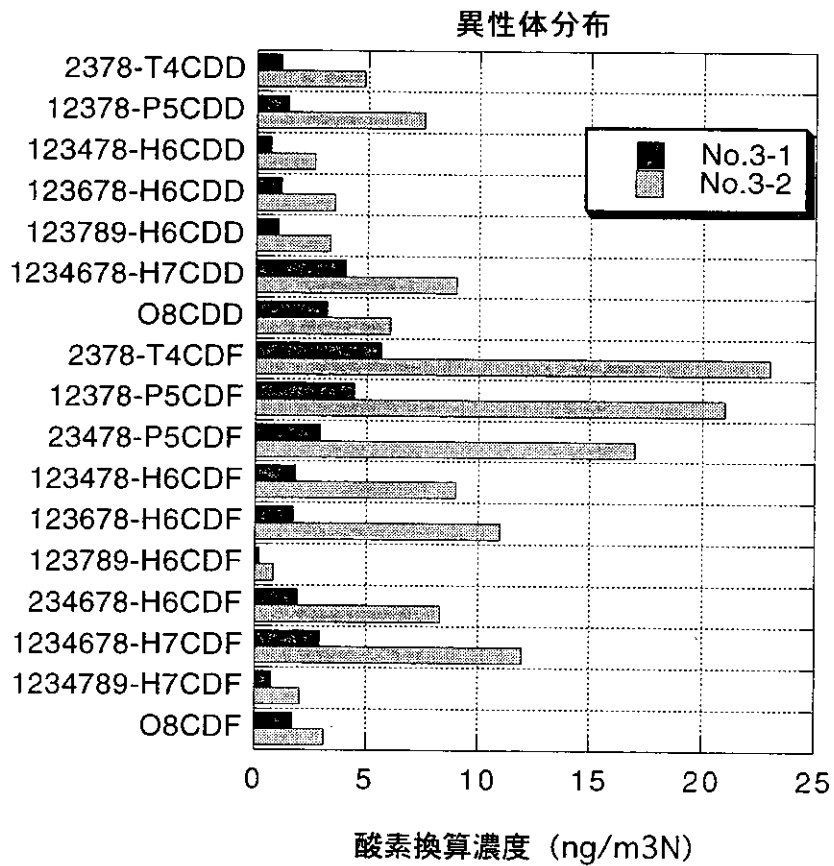
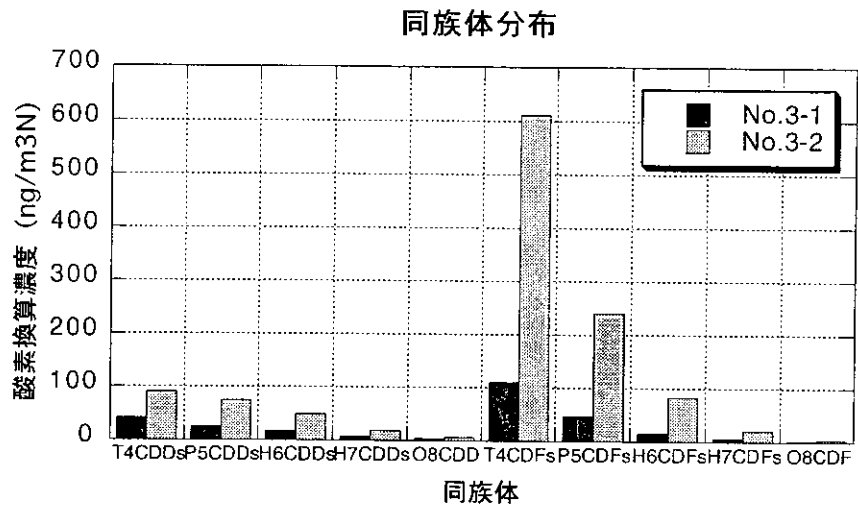


図4.6 No.3の排ガス中のダイオキシン類の同族体および異性体分布

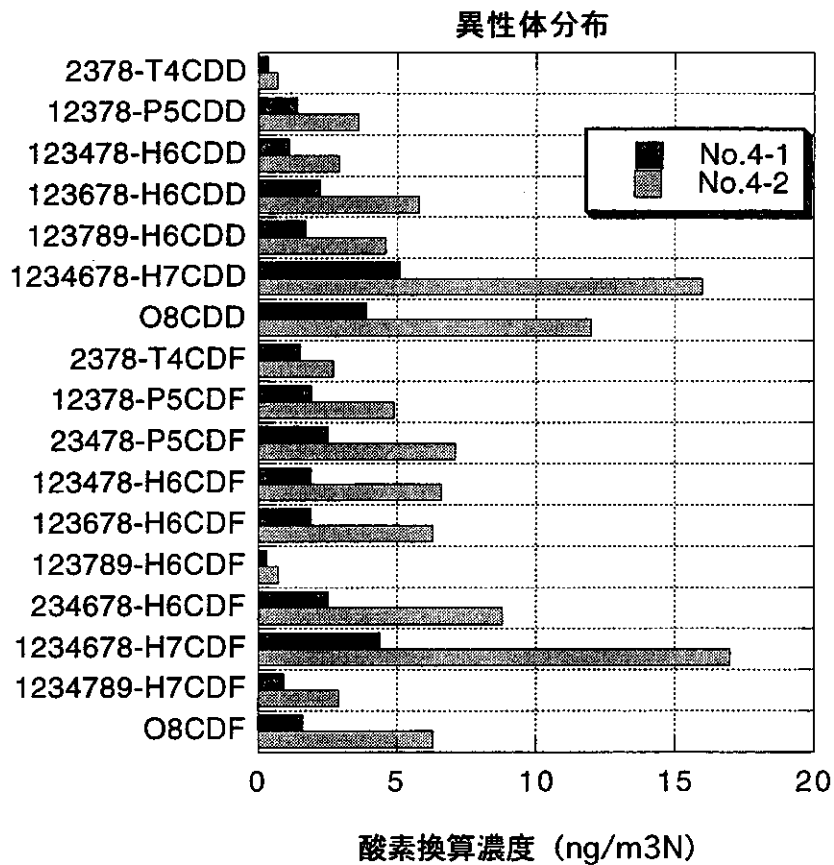
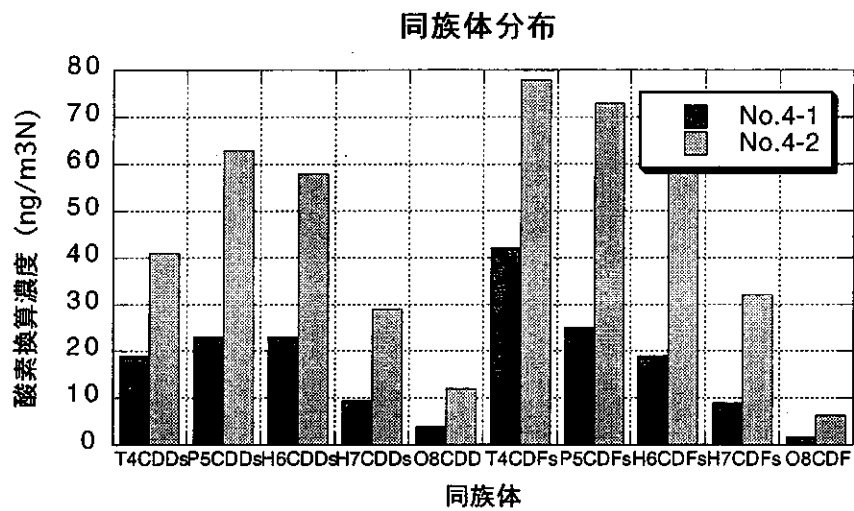


図4.7 No.4の排ガス中のダイオキシン類の同族体および異性体分布