

目 次

緒 論

参考文献

第1節 廃棄物の処理技術

第2節 廃棄物の焼却処理

第3節 廃棄物の焼却処理における問題点

参考文献

第1章 廃棄物の組成が影響する環境汚染物質の排出挙動

第1節 都市ごみの焼却時における重金属類の排出挙動

1. 1 実験用プラントによる燃焼実験

1. 2 実稼働炉における重金属類の排出挙動

第2節 産業廃棄物の焼却時における重金属類の排出挙動

2. 1 汚泥焼却炉における水銀の排出挙動

2. 2 医療廃棄物焼却炉における重金属類の排出挙動

参考文献

第2章 廃棄物の燃焼条件が影響する環境汚染物質の排出挙動

第1節 都市ごみの焼却時における PAHs の排出挙動

1. 1 実験用プラントによる燃焼実験

1. 2 実稼働焼却炉における PAHs の排出挙動

第2節 産業廃棄物の焼却時における PAHs の排出挙動

2. 1 医療廃棄物焼却時における PAHs の排出挙動

2. 2 汚泥、廃油等の産業廃棄物焼却炉における PAHs の排出挙動

参考文献

第3章 廃棄物の組成および燃焼条件が影響する環境汚染物質の排出挙動

第1節 都市ごみの焼却時における NO_x の排出挙動

1. 1 実験用プラントによる燃焼実験

1. 2 実稼働炉における NO_x の排出挙動

第2節 産業廃棄物の焼却時における NO_x の排出挙動

2. 1 汚泥焼却炉における NO_x の排出挙動

2. 2 廃油・廃液焼却炉における NO_x の排出挙動

第3節 下水汚泥の焼却時におけるN₂Oの排出挙動

3. 1 電気による燃焼実験

3. 2 実稼働の汚泥焼却炉におけるN₂Oの排出挙動

第4節 都市ごみの焼却時におけるN₂Oの排出挙動

4. 1 調査方法

4. 2 調査結果と考察

参考文献

第4章 廃棄物の最適処理システムの確立

第1節 最適化処理システムにおける評価

1. 1 評価の方法

1. 2 都市ごみの広域処理における最適処理システムの評価

第2節 廃棄物の最適な焼却システムにおける評価

2. 1 都市ごみ、産業廃棄物の混合焼却と焼却廃熱の地域利用システムにおける評価

2. 2 都市ごみ、下水汚泥の混合焼却による熱エネルギー有効利用システムにおける評価

参考文献

第5章 まとめと今後の課題

参考文献

結 語
謝 辞

緒 論

現在の日本における廃棄物処理の事情は、廃棄物発生量の継続的な増加、組成の多様化と有害物質含有の可能性のほか、処分場の確保がますます困難となっていることから、今後とも社会的に対策が求められる大きな問題である。一般廃棄物（以下、都市ごみとする）、産業廃棄物との区別なく、廃棄物処理の問題を解決するためには、再利用の積極的な活用による廃棄物の減量化に加えて、安定的な中間処理技術について検討するとともに、処理技術の適切な評価を進めることが重要であると考えられる。

廃棄物の再利用や最終処分を視野に入れた中間処理技術には、焼却、破碎、圧縮、分別、堆肥化、固化などがあげられる。このうち焼却処理は、その役割と目的において、“毎日排出される都市ごみを焼却によって減量化し、衛生的に安定化、無害化して埋立処分するための施設であり、健康で文化的な市民生活を営む上で欠かすことのできない都市施設である¹⁾”と位置づけられており、衛生的で安定的な減量化施設であるといえる。

歴史的にみて、わが国におけるごみ処理システムに大きな転機をもたらしたのが、コレラ・チフスなどの伝染病である。海外との交流が活発になるにつれて伝染病がまん延化し、年間十数万人の死者を出すほどの猛威をふるうようになった。こうした事態を背景に、汚物掃除法が 1900 年に成立し、ごみ処理が独立した体系となり、「市は掃除義務者の蒐集したる汚物を一定の場所に運搬し、塵芥はなるべく焼却すべし」とされて、日本も焼却の時代に入った。当初、ごみ組成は厨芥類・水分が多く、焼却するにはカロリー不足であったが、厨芥類・水分が多いごみを焼却処理することの衛生的な役割は大きかった。その後、焼却炉は私設炉も含めて全国各地で設置されたが、そのごみ焼却施設が第 1 級の迷惑私設になったことは今も昔も変わらない。

このように焼却処理については、武田²⁾が述べているように、国土が狭く高温多湿である日本の地域性を反映して発展を遂げてきたことを理解し、他のプロセスと同様にプラス面とマイナス面を持ったプロセスであることを認識して評価することが重要である。

都市ごみの焼却処理を考えた場合、組成が多様化してきたことや重金属等の有害物質が含まれている可能性が大きいことなどから、焼却処理にともなって深刻な大気汚染や水質汚濁が生じることがある。これらの対策として、焼却施設には従前からばい煙処理装置、水処理施設等が設置されていた。しかし、ばいじんの捕集や有害物質の除去・処分の過程で、新たな廃棄物の発生をもたらしていることから、燃焼管理を積極的に行い、ばいじんや有害物質の発生を極力抑制することは環境汚染を低減し廃棄物発生量を減らす方策として重要であると考えられる。

一方、現在 20 種類の廃棄物が指定され、排出量が都市ごみの約 8 倍ときわめて多い産業廃棄物についても、組成の多様化と有害物質の含有は都市ごみと同様に大きな問題となっている。したがって、これまで系統的な研究があまり行われてこなかった産業廃棄物について、燃焼管理の徹底による環境汚染物質の発生抑制の研究は意義があるものと考えられる。

廃棄物の焼却処理にともなって排出される環境汚染物質の中には、単純に燃焼条件だけに影響されるもののほか、組成が原因となるものや組成と燃焼条件の両方に影響されるものがある。このため、燃焼管理等による環境汚染物質の排出抑制を検討する場合、原因となる因子別に整理して研究する必要がある。また、特に廃棄物に関する燃焼管理の研究では、焼却施設の方式や処理能力が変動した場合に燃焼状態が大きく変わるため、実験用プラントだけではなく炉形式別に実稼働の大型施設についても類似の条件下で燃焼実験を実施し、燃焼管理による抑制効果を実証する必要がある。

廃棄物の焼却処理における燃焼管理については、都市ごみを含めて系統的な研究が少ない分野であることから、本論文で検討した燃焼管理による環境汚染物質の定量的な排出抑制は、その基礎を提供することにあたる。

もとより、廃棄物の組成は多様化しているため、燃焼管理の実験で条件を設定できるのはその一部分であり、特に対象となる廃棄物の種類が多い産業廃棄物では、さらに条件が限定される。そのため、筆者が本論文で記述する内容は網羅的ではなく、全体の一部ではあるが、都市ごみと産業廃棄物の両方に関して、焼却処理にともなう環境汚染物質の排出挙動について得られた知見を示すのが本論文の主題である。また研究の対象とした廃棄物は、有害性や社会的な影響度が大きいと考えられるものを選択した。

さらに、焼却処理には二次汚染などのマイナス面も無視できないことから、条件によっては別の処理技術を採用したほうがいい場合がある。都市ごみの処理について、従前の地方自治体による自区内処理の枠を取り払って広域処理を考えた場合、最適な処理システムを評価する必要性は今後ますます増えるものと考えられる。また、都市ごみと産業廃棄物の混合処理を広域的に検討する必要性も同様であろう。

筆者はこの点についても注目し、本論文では2, 3の例について検討した結果を記述した。

参 考 文 献

- 1) (社)全国都市清掃会議：ごみ焼却施設環境アセスメントマニュアル、1(1986)
- 2) 武田信生：“特集にあたって”、環境技術、**27**, 169(1998)

第1節 廃棄物の処理状況

我が国において、自治体による廃棄物行政の始まりは今から約100年余り前の1900年（明治33年）に汚物掃除法が成立した後のことである。当初は、有価物の回収が処理方法の中心になっており、清掃事業はこのときから市町村の義務となって今日まで続いている。

明治時代以降に都市ごみの処理あるいはごみ焼却を推進した動機は、衛生問題と関係がある。明治時代におけるコレラなどの伝染病の蔓延により、死者が急激に増加したことで、公衆衛生上の要請を背景に廃棄物の焼却処理が推奨された。この傾向は今日にも受け継がれており、焼却処理は廃棄物処理の主体となっている。

1.1 都市ごみの排出状況¹⁾

平成12年度における都市ごみの排出量は、図-1に示したように、5,236万トン、1人1日当たりの排出量は1,132グラムであり、排出量は増加する傾向にある。

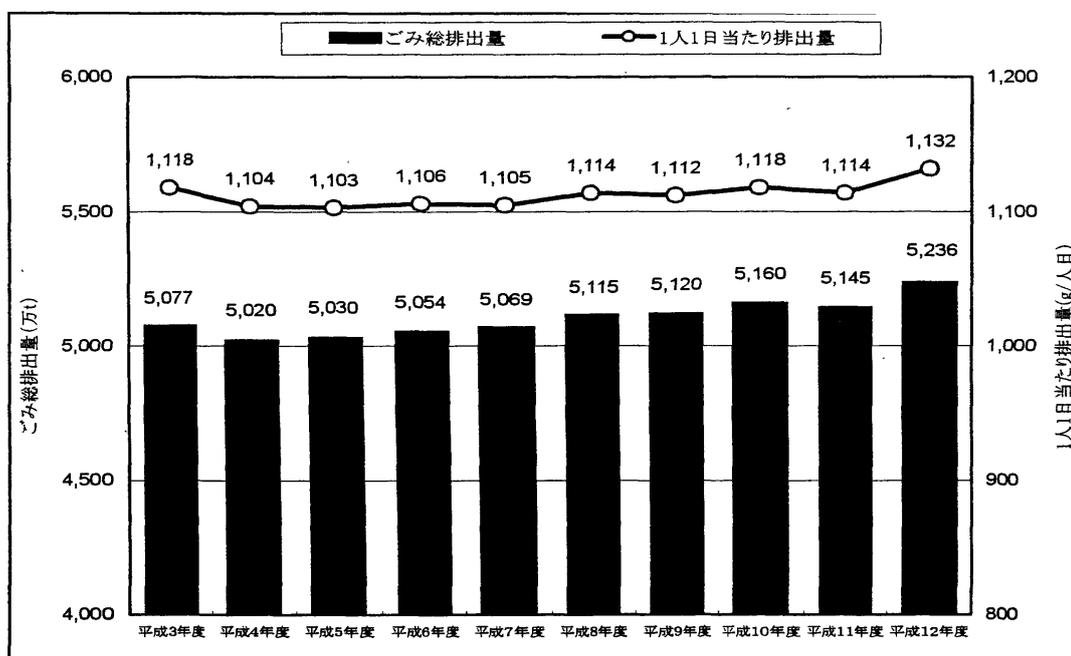


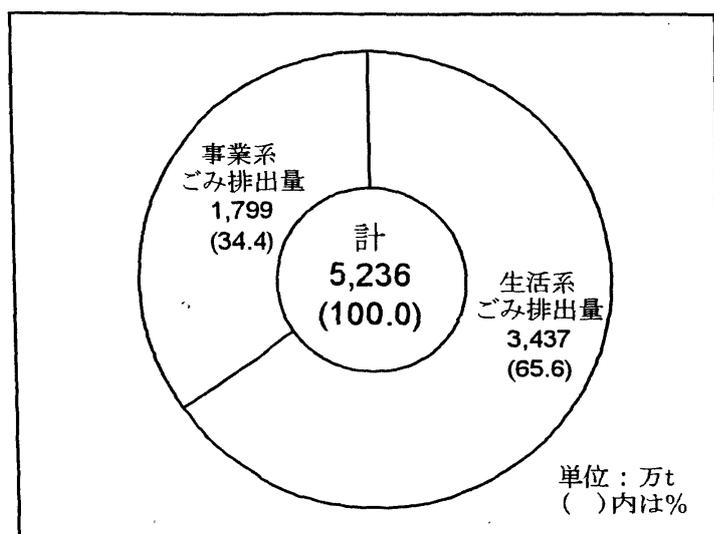
図-1 ごみ排出量の推移

また、都市ごみ排出量を排出形態別にみると、図-2から明らかなように、生活系ごみが3,437万トン、事業系ごみが1,799万トンであり、生活系ごみが約66%を占めている。

1.2 都市ごみ処理の状況¹⁾

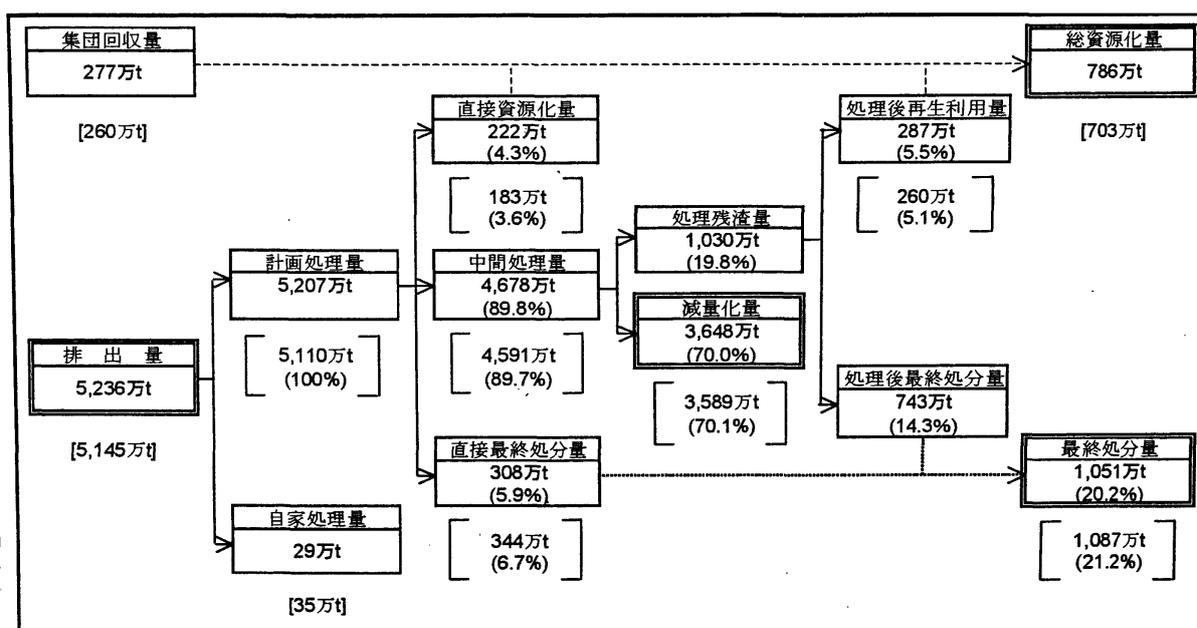
都市ごみの総処理量のうち、焼却・破碎・選別等により中間処理されるごみは4,678万トン、再生業者へ直接搬入されたごみは222万トンで、両者で総処理量全体の94.1%を占めている。中間処理施設に搬入されるごみ4,678万トンは、処理の結果、287万トンが再生利用されている。これに直接資源化量と集団回収量を合計した総資源化量は786万トンである。

図-3に示したように、中間処理されずに直接最終処分されるごみは308万トンであり、中間処理により減量化される量は3,648万トンである。図-4から明らかなように、中間処理量のうち、直接焼却されているごみの量は4,030万トンで全体処理量の77.4%となっている。



図一2 生活系ごみと事業系ごみの排出割合

(平成 12 年度)



図一3 全国のごみ処理のフロー

(平成 12 年度)

直接最終処分量と中間処理後に最終処分されるものを合計した最終処分量は 1,051 万トン、1 人 1 日当たりの最終処分量は 227 グラムであり、減少傾向が続いている (図一 5)。

1. 3 産業廃棄物の排出状況²⁾

平成 12 年度における全国の産業廃棄物の総排出量は約 4 億 600 万トンとなっており、都市ごみの約 8 倍にもなる。また、これらの排出量は平成 8 年度以降やや減少傾向であったが、今回増加がみられた (図一 6)。

産業廃棄物の排出量を種類別にみると、汚泥の排出量が最も多く、約 1 億 8,918 万トン (全体の

46.5%) であり、次いで、動物のふん尿が約 9,049 万トン (同 22.3%)、がれき類が約 5,883 万トン (同 14.5%) となっており、この 3 品目で全排出量の約 8 割を占めている (図-7)。

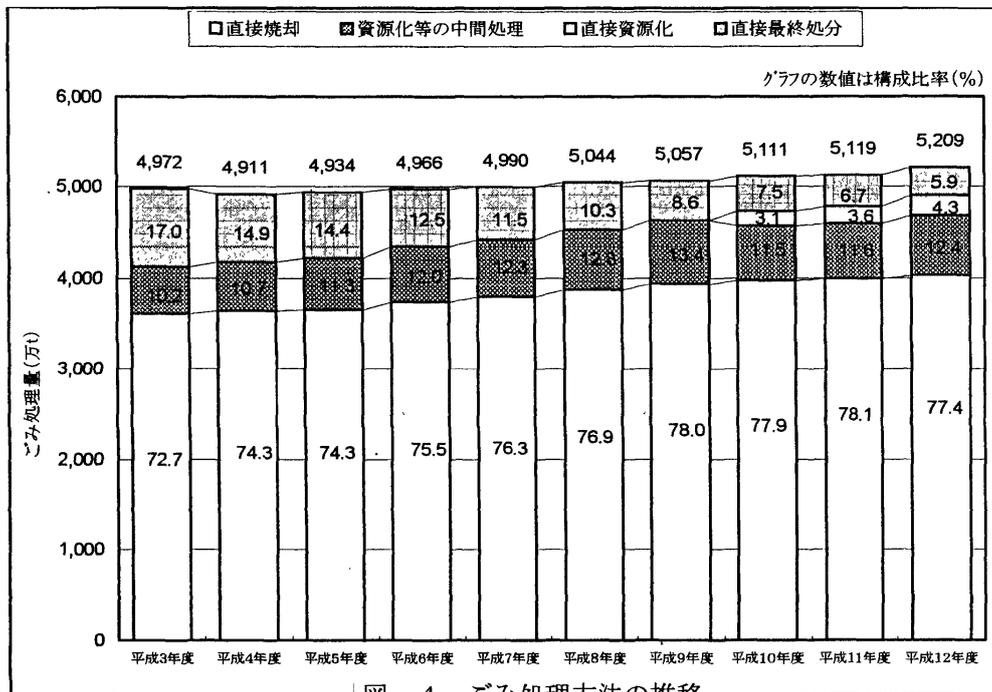


図-4 ごみ処理方法の推移

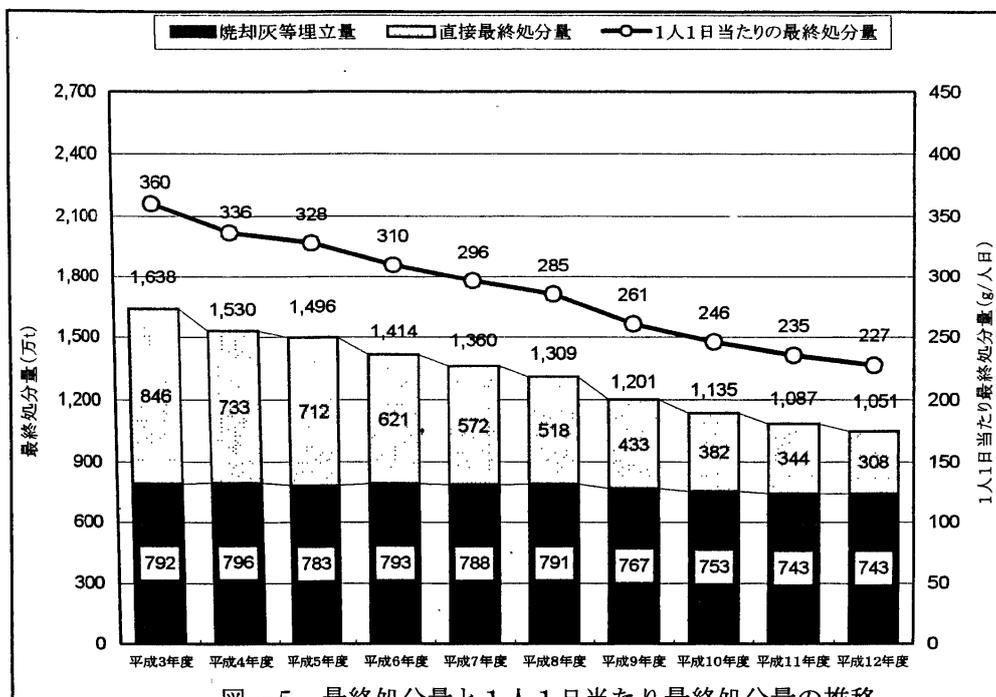
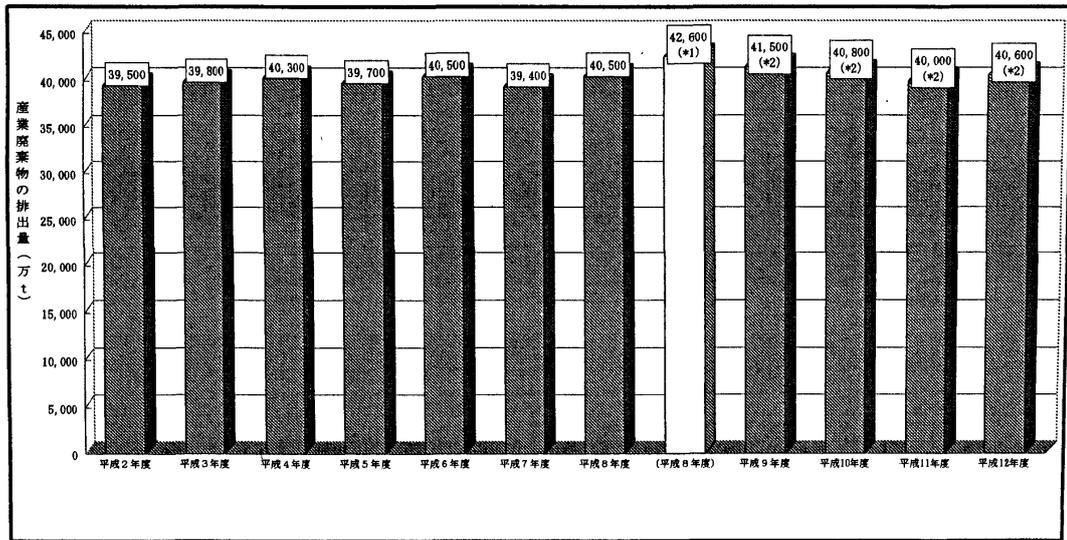


図-5 最終処分量と1人1日当たり最終処分量の推移

1. 4 産業廃棄物の処理状況²⁾

総排出量約 4 億 600 万トンのうち、中間処理されたものは約 3 億 300 万トン (全体の 75%)、直接再生利用されたものは約 8,000 万トン (同 20%)、直接最終処分されたものは約 2,300 万トン (同 6%) となっている。また、中間処理された産業廃棄物はこの段階で、約 1 億 2,600 万トンまで減量

化された上で、再生利用（約1億400万トン）又は最終処分（約2,200万トン）されている。

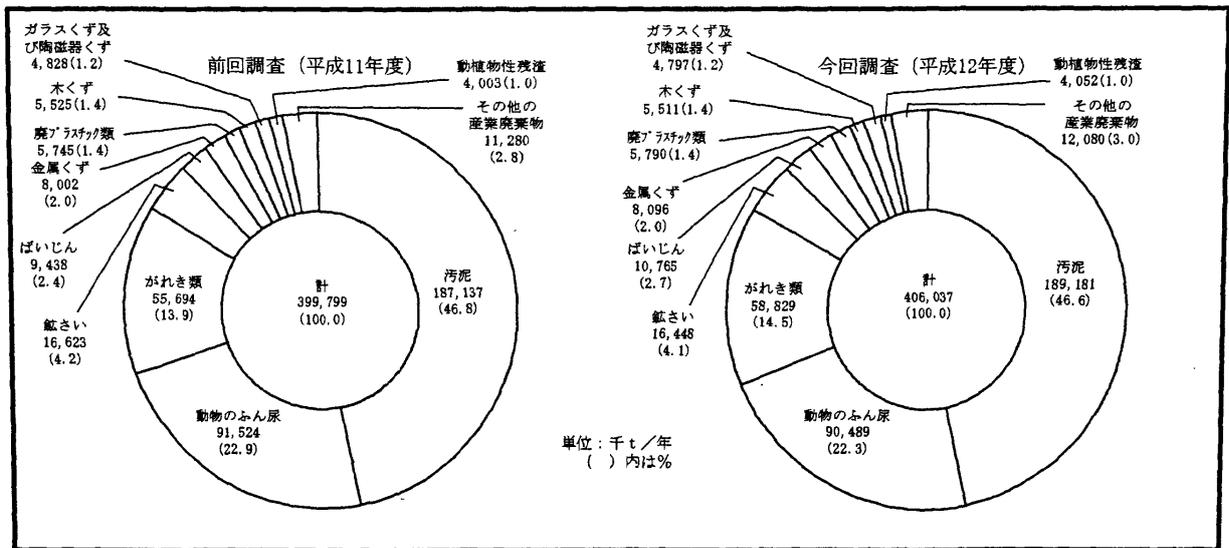


*1 ダイオキシン対策基本方針（ダイオキシン対策関係閣僚会議決定）に基づき、政府が平成22年度を目標年度として設定した

「廃棄物の減量化の目標量」（平成11年9月28日政府決定）における平成8年度の排出量を示す。

*2 平成9年度以降の排出量は*1と同様の算出条件を用いて算出している。

図一六 産業廃棄物排出量の推移

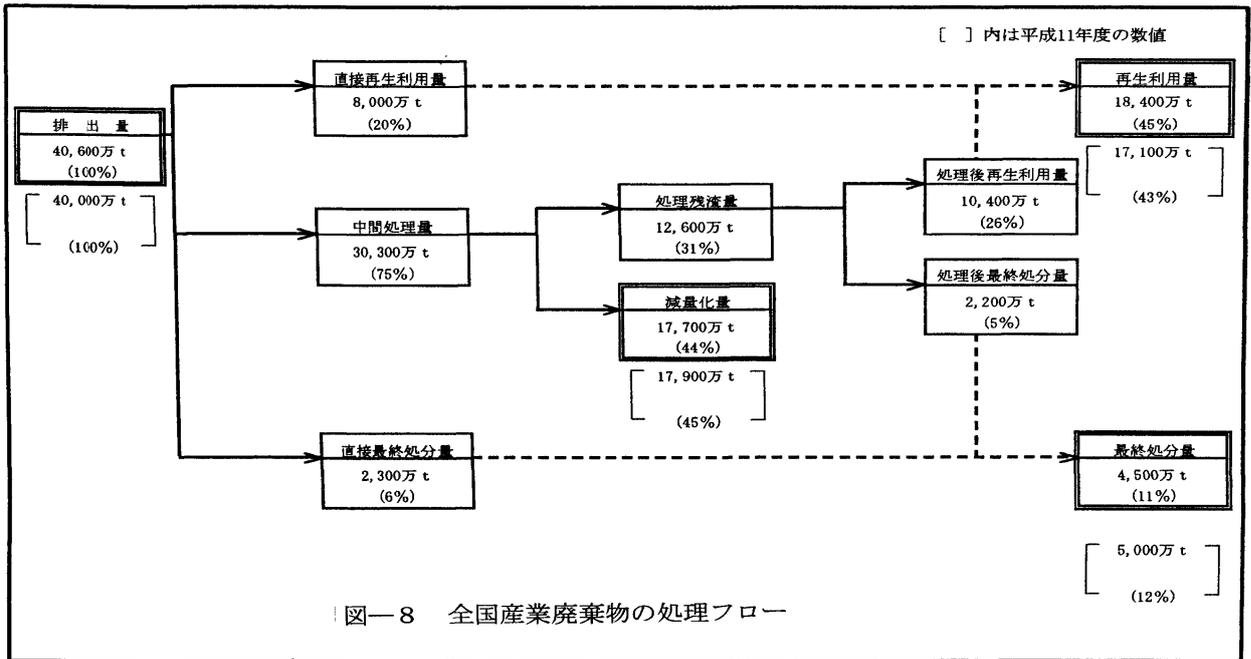


図一七 産業廃棄物の種類別排出量

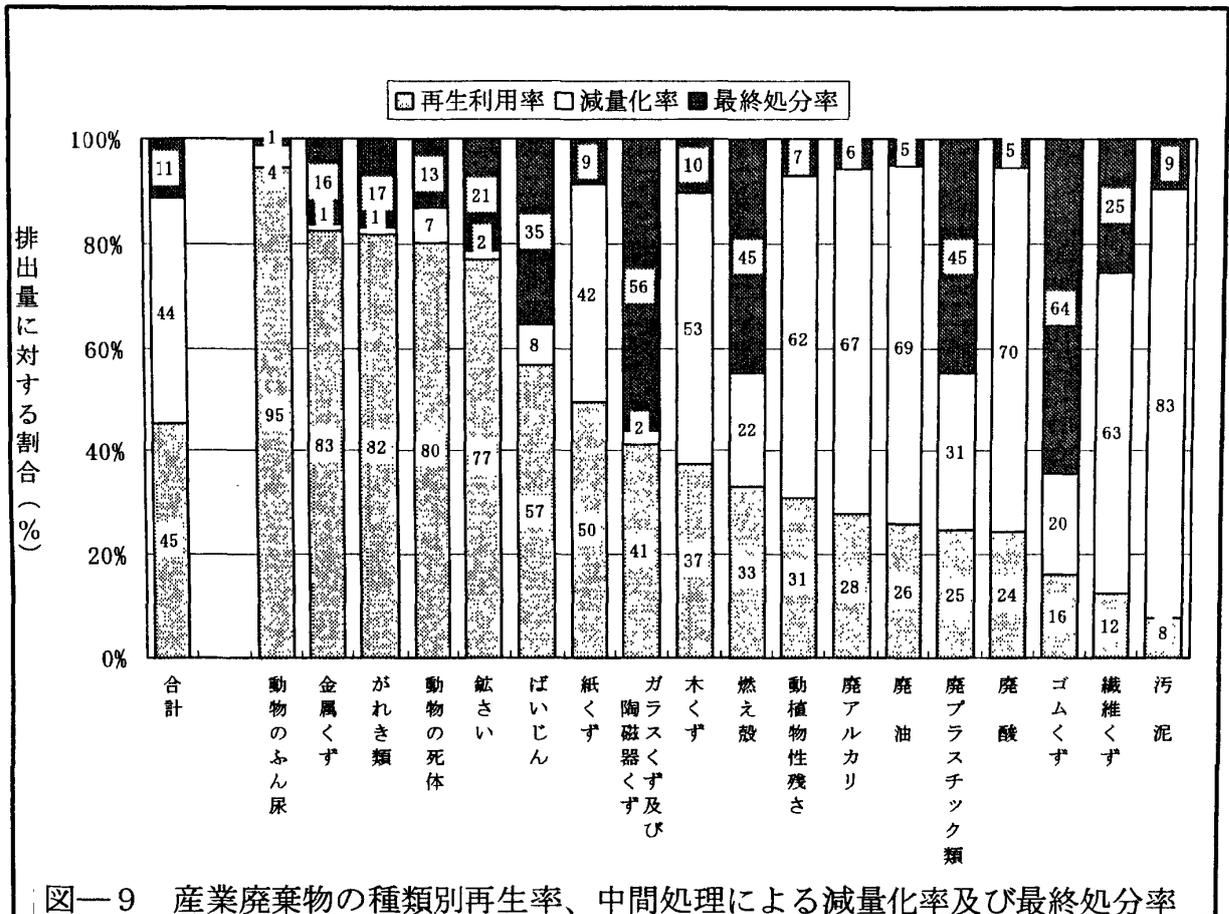
最終的には、図一八に示したように、排出された産業廃棄物全体の45%にあたる約1億8,400万トンが再生利用され、11%にあたる約4,500万トンが最終処分されている。

産業廃棄物の種類別にみると、再生利用率が高いものは、動物ふん尿（95%）、金属くず（83%）、がれき類（82%）、動物の死体（80%）等であり、逆に再生利用率が低いものは、汚泥（8%）、繊維くず（12%）、ゴムくず（16%）等である。

最終処分の比率が高い廃棄物は、ゴムくず（64%）、ガラスくず及び陶磁器くず（56%）、燃え殻（45%）、廃プラスチック類（45%）等である（図一九）。



(平成 12 年度)



(平成 12 年度)

第2節 廃棄物の焼却処理

ごみ焼却処理技術は、都市ごみを迅速に処理し、都市の公衆衛生の向上を確保する切り札としての役割が与えられ、これまでに多くの技術革新がなされてきた。これらにより、ごみ焼却処理は、消費の多様化の進行、金額で表示された生活水準の著しい向上の中で、都市ごみの効果的な減量化を実現することにより、一定の貢献をしてきたことは指摘できよう。

わが国は国土が狭いこともあり、最終処分場を確保することがきわめて難しい状況にあるため^{1),2)}、このことが将来にわたるごみ処理の不安材料となっている。ごみ焼却処理は、焼却による減量化の後、最終的には埋立処分しなければならないが、焼却減量による埋立容量の減少効果は大きく³⁾、焼却による減量化を図らなければ容量で10~20倍の埋立処分量とならざるを得ない。したがって、ごみの焼却処理は、わが国の地域性にあった処理技術といえよう。

2.1 都市ごみ焼却施設の整備状況¹⁾

図-10に示したように、平成12年度末現在の都市ごみ焼却施設数（着工ベース）は1,715施設である。このうち、間欠燃焼方式（固定バッチ式、機械化バッチ式および准連続式）が全施設数の約7割を占めているが、これらの施設数は減少する傾向にあり、代わって全連続式（24時間燃焼方式）の焼却施設が増加している。日本では処理能力の小さい小型焼却炉が多いため、大型焼却炉が主流である欧米に比べて焼却炉の数が際だって多いのが特徴である。

小型焼却炉を用いた都市ごみの焼却では、炉内の熱容量が小さいため、熱容量に余裕のある大型炉に比べて都市ごみの組成や発熱量の変動による影響を受けやすく、燃焼が不安定になりやすい。このため、燃焼にともなう環境汚染物質の排出量を抑制するには、適正な燃焼管理を把握しておく必要がある。

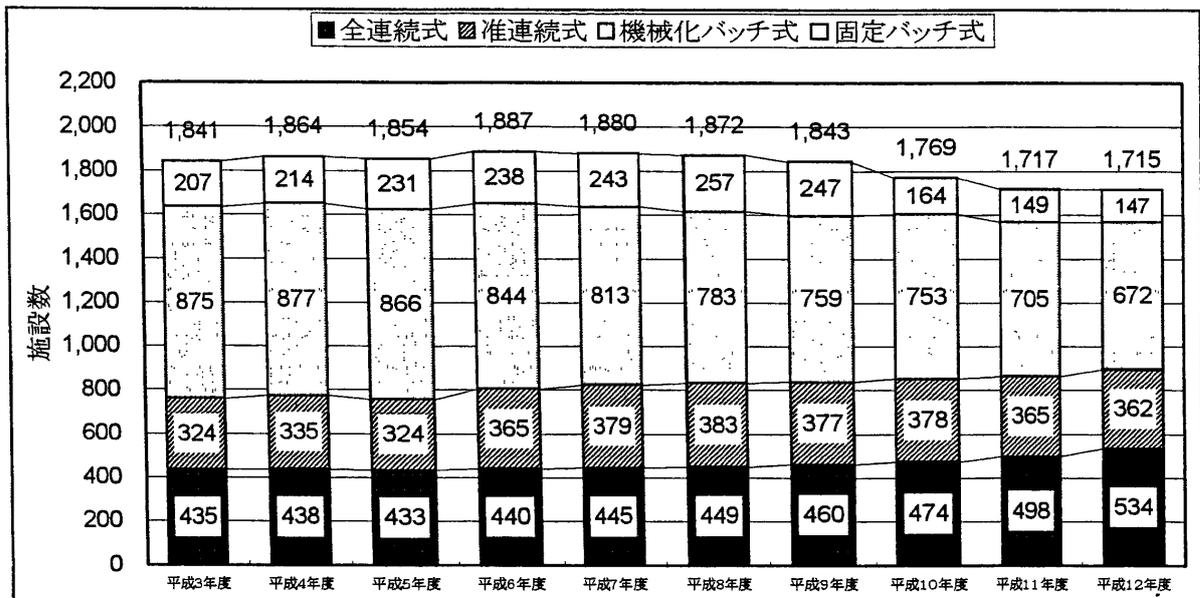


図-10 ごみ焼却施設数（着工ベース）の推移

2.2 産業廃棄物の焼却処理

産業廃棄物の焼却施設については、都市ごみのように全国規模での整備状況が把握されていない。

産業廃棄物は 20 種類あるが、これらのうち有機性汚泥、廃油、油性スラッジ、廃プラスチック類、木くず、紙くずなどの可燃性産業廃棄物が焼却処理されている。焼却量は不明であるが、都市ごみと同程度かやや多いと推定されている。

産業廃棄物は種類によって発熱量が大きく変わるため、対応した焼却炉の型式や燃焼管理のやり方が異なる。産業廃棄物の種類別における焼却炉の対応表を表一 1 に示した⁴⁾。表から明らかなように、単一の産業廃棄物に対して適当な焼却炉を対応させることは容易であるが、この場合は炉の能力が小さくなり、系列が増えて著しい処理コスト高を招いてしまう。このため、通常は数種類の産業廃棄物を組み合わせた混合焼却が行われている。

混合焼却では、対象となる廃棄物の組成や発熱量がたえず変化するため、対応する焼却炉の選定とともに、適正な燃焼管理の把握は環境汚染物質の排出を抑制する上でもきわめて重要である。

表一 1 焼却炉と産業廃棄物の対応表

適用項目		形式	火格子炉	流動床炉	多段炉	ロータリー キルン	シャフト炉	ボックス炉
熱方 処理法	熱 分 解	×	◎	○	○	○	○	×
	焼 却	○	○	○	○	×	○	○
廃 棄 物 (主 と し て 焼 却 の 場 合)	動 植 物 残 渣	△	○	△細 碎	◎	○	○	○
	熱可塑プラスチック	△10[%] 以内	○	×	○中 碎	△30~50 [%]以下	◎	○
	ゴ ム 熱 硬 化 プ ラ ス チ ッ ク	△	○	△細 碎	○	○	○	○
	ペ ン キ か す	△	◎	○	◎	△30[%] 位まで	×	×
	廃白土など無機物の多いスラッジ	×	◎	○	△	△30[%] 位まで	×	×
	油 性 ス ラ ッ ジ	△	△	○	◎	○	○	○
	余剰活性汚泥類	×	◎	◎	○	△50[%] 位まで	×	×
	一 般 木 く ず	◎粗 碎	△細 碎	×	○中 碎	○粗 碎	×	×
	パ ー ク 類	△	△細 碎	×	○中 碎	○	×	×
	紙	◎粗 碎	△細 碎	×	○中 碎	○粗 碎	×	×
繊 維 く ず	◎	○	×	○中 碎	○	×	×	
主要な故障と復旧所要日数の大小		火格子損傷 大	砂の溶着 (ほとんど起らない) 中	スクレーパ の損傷 大	内張りレン ガ剥落(パ ッチは特に ひどい) 大	特になし (火止なし で復旧) 小	な し	

注 ◎最適(その廃棄物の単独処理の場合)
○支障なし
△混入制限または前処理によるコスト高を前提にすれば可
×少量しか混入できないまたは不適

第 3 節 廃棄物の焼却処理における問題点

廃棄物の焼却処理では、800℃以上の高温で処理するため、廃棄物の組成と相まって熱化学反応により有害な汚染物質が生成されやすい条件となる。このため、焼却処理のもたらす環境・公衆衛生へ

の悪影響として、以下の点が指摘されている⁵⁾。

- ① 特定の毒性物質、重金属、多環芳香族炭化水素類、ダイオキシン類、窒素酸化物等のガス類の放出
- ② 焼却施設からの排水、焼却灰、飛灰からの溶出水中の金属、有機物等による汚染
- ③ 焼却炉からの環境汚染物質排出にともなう土壌や生物への影響

このため、これら汚染の抑制⁶⁾は焼却が今後とも中間処理技術における選択肢の一つとして認知されるうえで不可欠な条件である。

(1) 燃焼排ガスからの汚染物質の排出抑制

- ① ごみの分別収集、前処理の徹底
- ② 適正な燃焼管理の徹底
- ③ 排ガス処理施設の機能高度化
- ④ 廃熱利用などによる温室効果ガスの排出抑制

(2) 焼却灰等による環境負荷の低減

- ① ボトムアッシュの安定化、無害化
- ② 飛灰の安定化、無害化

(3) 施設からの排水による環境負荷の低減

- ① 水の循環利用
- ② 排水の無害化

(4) 省エネルギー、省資源化

- ① エネルギー消費の最小化
- ② 省資源化対策

1983年11月にゴミ焼却炉からダイオキシン類が検出されたとの報道を契機に焼却炉におけるダイオキシン問題がにわかに注目されるようになった。これらの問題に対処するため、厚生省（当時）は1997年1月に「ゴミ処理に係わるダイオキシン類発生防止等ガイドライン（新ガイドライン）」を発表するとともに、複数の市町村による都市ごみの広域処理化を図り、焼却炉の集約化と大型化・高度化を推進するとした。

ダイオキシン問題により、焼却施設に対する国民の不信は増幅し、明治以来、強力に進められてきた焼却主義に異議が唱えられるようになった。このため、ゴミ処理の広域化では単に焼却施設の改善だけではなく、複数組み合わせた処理システム全体において環境負荷を低減するための方策を検討する必要性が叫ばれている。

そこで、本論文では燃焼管理による環境汚染物質の定量的な排出抑制のほかに、都市ごみの広域処理における最適処理システムと広域的な廃棄物混合焼却システムに関して環境負荷の低減化を主目的とした評価について検討した。

参 考 文 献

- 1) 環境省：一般廃棄物排出・処理状況（平成12年度実績）、平成14年度報告

- 2) 環境省：産業廃棄物排出・処理状況（平成 12 年度実績）、平成 14 年度報告
- 3) 高木 泰：“ごみ焼却処理による減量化の効果”、環境技術、**27**, 175 (1998)
- 4) (財) 日本環境衛生センター：廃棄物処理施設技術管理者認定講習「産業廃棄物焼却施設」第 2 編 廃棄物処理技術特論、41 (2000)
- 5) D. J. Lisl：“Environmental Implications of Incineration of Municipal Solid Waste and Ash Disposal”, *Sci. Total Environ.*, **74**, 39 (1988)
- 6) 川端博昭：“ごみ焼却における新処理技術のありよう”、環境技術、**27**, 210 (1998)

第1章 廃棄物の組成が影響する環境汚染物質の排出挙動

廃棄物の焼却処理にともなって排出される環境汚染物質のうち、廃棄物の組成が原因となって排出挙動が影響されるものとして、硫黄酸化物（SO_x）、塩化水素（HCl）などのガス成分およびカドミウム（Cd）、鉛（Pb）、水銀（Hg）等の重金属があげられる。廃棄物の燃焼では通常 800℃以上の高温で処理されているため、廃棄物に含まれている塩素、硫黄、金属類などがそれぞれ SO_x、HCl および金属化合物として焼却灰、飛灰、排ガス中に含まれている。このうち、特に重金属類は都市ごみ中に含まれているものの種類が多く、その物理的性状が種類により大きく異なっているため、燃焼過程での排出挙動が複雑である。また、重金属類のうち Cd、Pb、Hg、As、Se、Sb など健康に影響を及ぼす元素は燃焼の際に揮散しやすく、焼却飛灰に濃縮されやすい性質がある。焼却飛灰は最終的に埋立処分されているが、飛灰に濃縮された金属化合物の多くは水に溶出されやすい。このため、中間処理が不十分のまま埋立処分された場合には処分場からの浸出水に重金属が溶出されるため、二次公害を発生するおそれがある。

廃棄物焼却炉からは有害な重金属が排出されているため、欧米では Cd、Pb、Hg、As、Se、Sb など多くの金属に対して厳しい排出規制を行っている。しかし、日本では現段階においても Cd、Pb など一部の金属についてのみ規制しているだけであり、規制値も欧米に比べて緩い基準値をとっている。

以上のように、重金属の排出は人の健康に重大な影響を与え、かつ排出規制も十分ではない状態にあることから、発生源における排出抑制対策は重要な課題である。したがって、廃棄物焼却炉について重金属類の排出挙動と排出量の把握が強く求められている。しかし、都市ごみ中には重金属を含む製品等が多数含まれているため、実稼働炉では焼却される重金属の量や種類を特定できない。このため、マス・バランスを基にした重金属の挙動や排出寄与率の把握が難しい状況にある。そこで、手選別により組成を調整した実験用の都市ごみと燃焼条件を一定に操作できる実験用プラントを用いて燃焼実験を行い、重金属の定量的な排出挙動を検討した。また、実稼働の焼却炉についても同様の調査を行い、燃焼実験の結果との整合性などについても検討した。本章では、これらの実験研究および実稼働炉に関する調査の内容、結果ならびに考察について述べる。

第1節 都市ごみの焼却時における重金属の排出挙動

乾電池中にはHgをはじめ各種の重金属が含まれている¹⁾³⁾。したがって、廃乾電池が焼却炉内で都市ごみと一緒に燃焼されると、これら重金属が多量に排出される可能性が高い。乾電池類は、種類によって含まれている金属の種類や量に差があり、その密閉構造も異なる。このため、乾電池の種類と焼却炉の燃焼条件（主に燃焼温度）との組み合わせにより、乾電池の焼却時に排出される重金属の挙動が異なるものと考えられる。

これまでの研究から、水銀電池などを焼却炉内に投入した場合、その直後から排ガス中の水銀濃度が高くなることが確認されている⁴⁾。また、使用後の乾電池を焼却あるいは埋立処分したときの重金属汚染の可能性についても検討されているが⁵⁾⁶⁾、これらは国内消費量と処分状況から間接的に推測したものであり、焼却時における重金属の排出挙動まで言及している報告例はきわめて少ない。特に、将来はカドミウム汚染の主原因になると指摘されている⁷⁾、ニッケル・カドミウム電池に関しては生産量が急増しているにもかかわらず、焼却された際のCd等の排出挙動について、ほとんど報告例がない。現在、家庭で使用されているニッケル・カドミウム電池の 80%強が家庭ごみと一緒に排出さ

れているため⁸⁾、焼却されている割合は高いと考えられる。Cdは焼却時に揮散されやすく毒性も強いことから、焼却にともなう排出挙動の把握はCdによる環境汚染を防止する観点から重要であると考えられる。

そこで、実験用プラントを用いて燃焼実験を行い、乾電池の投入前後における重金属濃度を計測し、定量的な重金属排出挙動の把握を試みた。

1. 1 実験用プラントによる燃焼実験

実験用プラントの概略図を図 1-1 に示す。

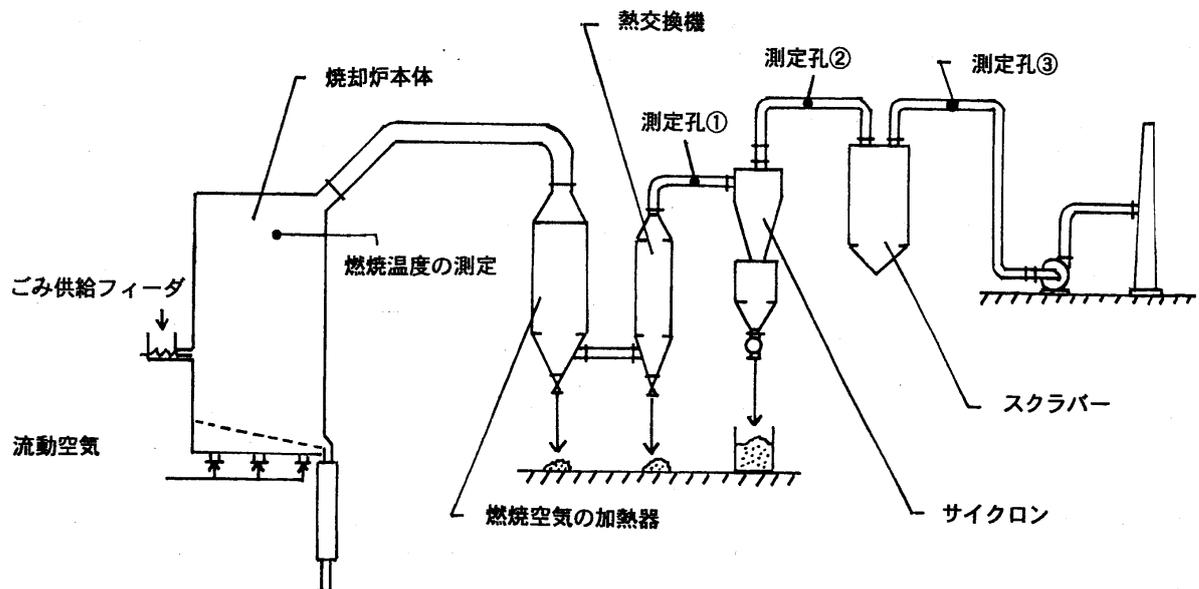


図 1-1 実験用プラントの概略図

実験用プラントは流動床式の焼却炉で、焼却能力が 400kg/hである。プラントの内容積は 7.5m³、平均ガス滞留時間は約 1 秒であった。ごみは図 1-1 に示した位置からスクリーフィーダにより定量的に投入した。燃焼空気は流動空気とともに炉の下部から送風されており、炉内で旋回流となって廃棄物との混合が良好となるように設計されている。

なお、この実験では炉の立ち上げ時のみ助燃料を使用した。

1.1.1 燃焼実験用の都市ごみ

この燃焼実験では、表 1-1 に示したように、「紙・布類」、「木・竹・わら類」、「厨芥類」、「廃プラスチック類」などの都市ごみを人工的に調整して実験用の都市ごみ 6 種類を作成した。ごみ中の塩素分については、廃プラスチック類、厨芥類を含まない No. I が 0.12%で最も低く、次いで廃プラスチック類をほとんど含まない No. II が 0.26%と低くなっている。

表 1-1 燃焼実験に使用したごみの組成

(Dry-base %)

実 験 No.	I	II	III	IV	V	VI
紙、布類	81	43	54	44	37	38
廃プラスチック類	0	1	9	17	24	17
木、竹、わら類	12	29	16	15	18	23
厨芥類	0	1	11	15	12	11
不燃物類	7	16	10	9	9	11
水分	23	48	40	43	44	51
灰分	12	10	10	8	9	7
可燃分	65	42	50	49	47	42
Cl 分	0.12	0.26	0.32	0.55	0.37	0.31
低位発熱量(kcal/kg)	3,000	2,100	2,600	2,400	2,500	2,500

1.1.2 実験に使用した乾電池類

(1) 電池の種類

炉内に投入した乾電池類は全て家庭用のものであり、マンガン電池単 I 型 (SUM-1)、アルカリ・マンガン電池単 I 型 (AM-1)、単 III 型 (AM-3) およびニッケル・カドミウム電池単 I 型 (KR-D) の 4 種類であった。

(2) 電池中の重金属含有量

重金属の排出挙動を定量的に把握するため、投入した乾電池に含まれている重金属を分析した。分析は、王水に乾電池類を全て溶解させた後、原子吸光法により行った。分析結果を表 1-2 に示す。SUM-1 型は水銀含有量は少なかったが、マンガン、亜鉛の濃度が高かった。AM 型は水銀に加えマンガン、亜鉛の含有量が多い。KR-D 型はカドミウム、ニッケル含有量がほかの乾電池に比べて際だって多い。

表 1-2 乾電池一個に含まれている重金属の量

乾電池の種類	Hg (mg)	Cd (mg)	Pb (mg)	Mn (g)	Zn (g)	Ni (g)
マンガン電池単 I 型 (SUM-1)	3	10	30	12.6	25	0
アルカリ電池単 I (AM-1)	750	10	30	30	18	0
アルカリ電池単 III (AM-3)	140	2.7	8.1	4.1	2.8	0
ニッケル・カドミウム電池単 I 型(KR-D)	0	50,000	0	0	0	100

1.1.3 燃焼実験の条件

流動床炉による都市ごみの焼却では 700~900℃の温度範囲で燃焼することが多いことから、実験用プラントによる燃焼実験は 6 種類の実験用都市ごみについてそれぞれ燃焼温度 730℃、900℃の 2 条件で合計 12 回行った。燃焼温度は図 1-1 に示したように、フリーボード上部で測定した値を用いた。この燃焼実験では、炉の立ち上げ→昇温→730℃での燃焼実験 (2 時間) →昇温→900℃での燃

焼実験（2時間）→埋火の順で行った。各燃焼温度における測定時間は60分であり、前半の30分が都市ごみだけの燃焼、後半の30分は各種乾電池を炉内に投入して測定した。燃焼実験における実験No.ごとの諸条件を表1-3に示す。この燃焼実験では、1日2回の実験で組成を調整したごみ約2トン（湿ベース）を燃焼した。

表 1-3 燃焼実験における諸条件 (Dry-base)

実験 No.	ごみ投入量(kg/h)	乾電池の投入	燃焼温度 (°C)	排ガス量 (m ³ N/h)
I-1-1 -1-2	250	なし KR-D, 10 個	740	1,700
I-2-1 -2-2	260	なし KR-D, 10 個	900	1,800
II-1-1 -1-2	300	なし SUM-1, 15 個	730	1,700
II-2-1 -2-2	250	なし SUM-1, 15 個	850	1,600
III-1-1 -1-2	190	なし SUM-1, 15 個	750	1,800
III-2-1 -2-2	180	なし SUM-1, 15 個	870	1,800
IV-1-1 -1-2	250	なし SUM-1, 15 個	740	1,700
IV-2-1 -2-2	260	なし SUM-1, 15 個	840	1,700
V-1-1 -1-2	210	なし AM-3, 10 個	720	1,800
V-2-1 -2-2	210	なし AM-3, 10 個	860	1,800
VI-1-1 -1-2	160	なし AM-1, 15 個	730	1,600
VI-2-1 -2-2	210	なし AM-1, 5 個	900	1,900

1.1.4 試料採取と分析方法

ばいじんは JIS Z 8808 による平衡型ばいじん採取装置で捕集した。ろ紙は円筒ろ紙 (Whatman 88RH) を用いた。ろ紙に捕集したばいじんを JIS K 0097 に準じて処理を行い、原子吸光法で各種重金属を分析した。また、ガス状水銀は図 1-2 に示した装置を用いて連続測定を行った。

ばいじん、ガス状水銀の試料採取は、サイクロンの入口側と出口側でそれぞれ行った。

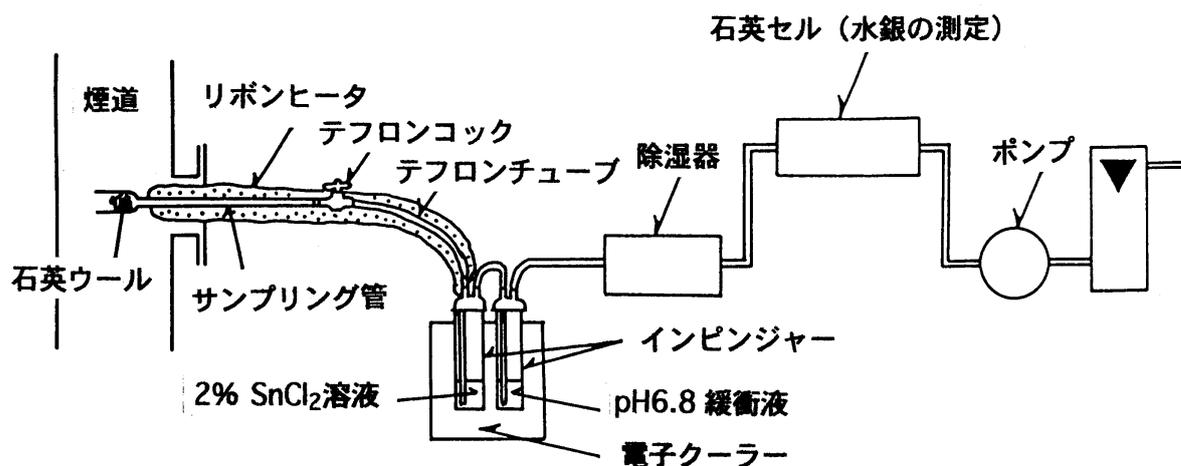


図 1 - 2 ガス状水銀の測定装置

1.1.5 実験結果と考察

各実験で計測された重金属排出濃度の結果を表 1-4 に示す。重金属の種類別における排出挙動は以下のとおりであった。

1) 水銀の排出挙動

- (1) 廃乾電池、蛍光灯を含まない都市ごみの焼却では、図 1-3 に示したように Hg 濃度が $0.03 \sim 0.05 \text{ mg/m}^3$ であり、濃度変動もほとんどなかった。この濃度は、国内における実稼働炉での測定値と比較して $1/5 \sim 1/10$ に相当していた。

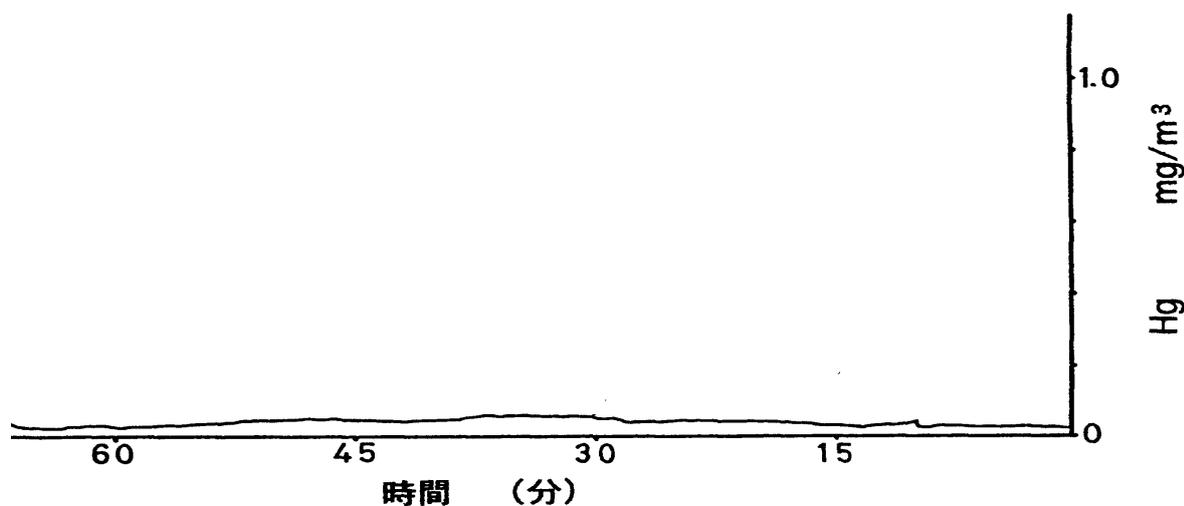


図 1 - 3 人工調整したごみを燃焼したときの水銀測定チャート

- (2) 粗大ごみの破砕物を燃焼した場合、図 1-4 に示したように(1)の時に比べて変動が大きく、濃度も $0.20 \sim 0.40 \text{ mg/m}^3$ と約 8 倍高かった。これは、粗大ごみを破砕する際に Hg を含む乾電池や蛍光

灯が混入していたためと考えられる。

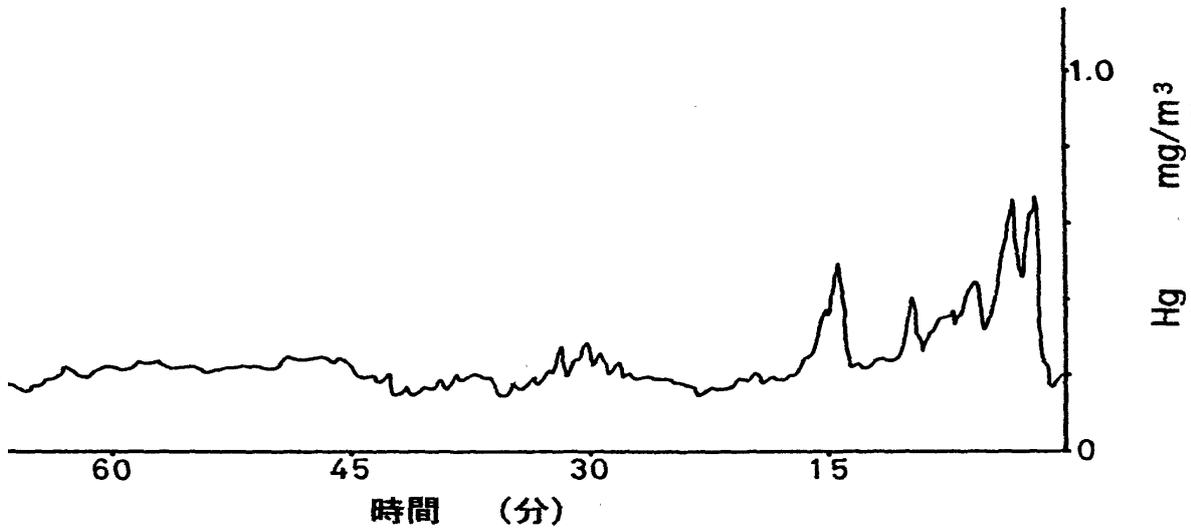


図 1 - 4 粗大ごみの破砕物を燃焼したときの水銀測定チャート

(3) AM-1 型を 5 個投入した場合、図 1-5 に示したように直後における Hg の瞬間濃度は投入前の 20 ~100 倍となり、濃度が 1mg/m³を超えることがあった。乾電池は密閉構造となっていることから、Hg の全量が急激に排出されるのではなく、炉内で乾電池が破壊される過程で徐々に排出されていることが確認された。

なお、SUM-1 型 (15 個)、KR-D 型 (10 個) を投入しても Hg 濃度は投入前後で変化しなかった。

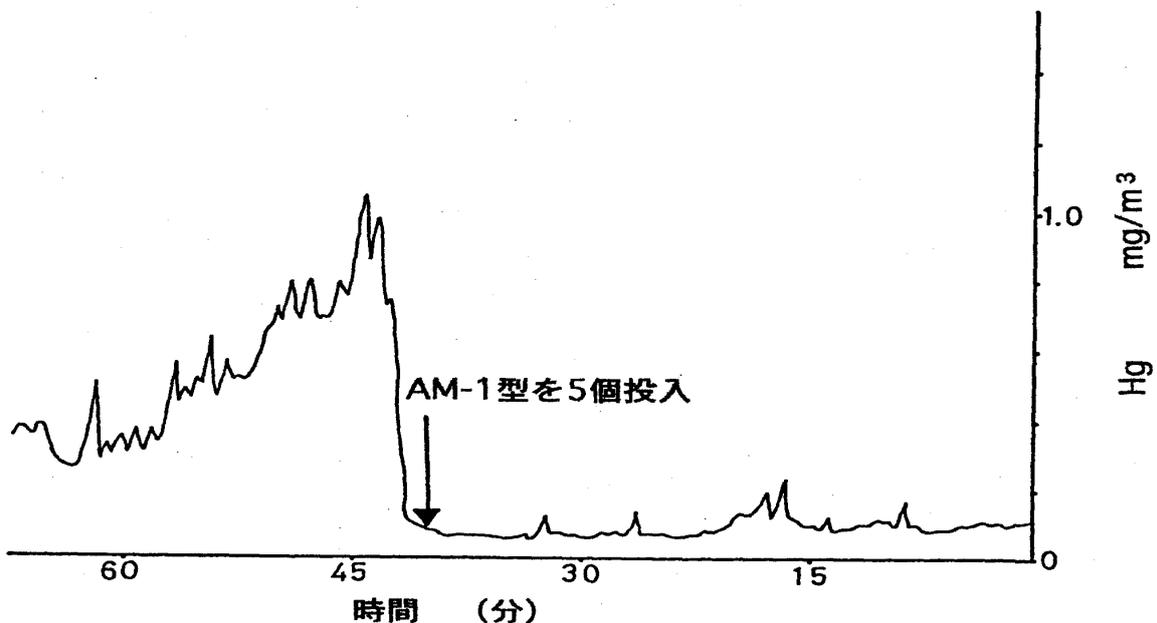


図 1 - 5 調整ごみの燃焼時に乾電池 (AM-1型) を投入した際の水銀測定チャート

2) 水銀以外の重金属の排出挙動

乾電池の投入にともなう重金属濃度の増加について、燃焼温度別にそれぞれ図 1-6、1-7 に示す。ここで濃度の増加分は、乾電池投入後の濃度から投入前の濃度を引いた分に相当する。

- (1) KD-R 型を 10 個投入した場合（実験 No. I）、Cd 濃度は投入前の 6～10 倍となり、Ni 濃度も同 1.2～1.4 倍であった。これらの排出濃度は燃焼温度に比例しており、900℃の燃焼実験における Cd 濃度は 730℃の時の濃度より約 3 倍高くなった。また、燃焼の際に乾電池から揮散された重金属の割合は、表 1-5 に示したように、900℃の条件で最大 0.5%となった。Ni の場合は Cd に比べて揮散されにくいいため、この割合は同じ条件で 0.04%と 1/10 以下であった。

なお、そのほかの金属（Hg,Pb,Mn,Zn）については、投入前後で濃度変化はなかった。

表 1-4 重金属等の排出濃度

実 験 No.	ガス状 Hg (mg/m ³)	ばいじん濃度*		ばいじん中の重金属濃度* (mg/m ³ N)				
		O ₂ (%)	g/m ³ N	Cd	Pb	Mn	Zn	Ni
I-1-1	0.03～0.04	11.2	11	0.24	16	13	44	1.1
-1-2	0.03～0.04	11.9	12	1.3	14	13	39	1.2
I-2-1	0.03～0.04	13.0	12	1.3	11	9.1	52	1.1
-2-2	0.03～0.04	12.3	12	4.4	15	8.7	62	1.4
II-1-1	0.04～0.05	11.9	7.8	0.14	13	20	47	1.0
-1-2	0.04～0.05	9.1	7.4	0.12	12	43	58	0.7
II-2-1	0.03～0.05	7.7	7.5	0.15	21	18	46	0.8
-2-2	0.03～0.05	10.1	6.5	0.14	42	44	71	0.6
III-1-1	0.05～0.23	12.4	8.2	0.17	15	16	39	0.7
-1-2	0.15～0.23	12.1	6.9	0.16	12	45	79	0.7
III-2-1	0.15～0.23	10.5	6.6	0.27	18	18	34	0.6
-2-2	0.15～0.23	9.5	8.3	0.59	28	86	77	0.7
IV-1-1	0.04～0.05	10.4	9.1	0.27	9.1	16	46	0.9
-1-2	0.04～0.05	10.3	8.8	0.27	16	86	98	0.9
IV-2-1	0.04～0.05	10.8	6.5	0.27	11	12	36	0.7
-2-2	0.04～0.05	8.5	9.1	0.57	27	70	79	0.9
V-1-1	0.06～0.08	11.7	8.8	0.19	8.8	24	54	0.9
-1-2	0.31～1.50	10.9	6.8	0.21	9.5	19	42	0.6
V-2-1	0.06～0.08	10.6	5.7	0.35	13	8.2	31	0.5
-2-2	0.37～1.06	11.6	7.1	0.47	27	13	43	0.8
VI-1-1	0.04～0.05	10.7	6.0	0.11	24	21	42	0.6
-1-2	0.20～2.40	10.7	6.2	0.13	20	31	45	0.7
VI-2-1	0.04～0.05	11.8	7.0	0.23	29	18	61	0.7
-2-2	0.20～4.60	10.2	7.8	0.34	41	21	69	0.7

注) * O₂ 12%換算値

- (2) SUM-1 型 15 個投入した場合（実験 No. II～IV）、Mn、Zn はそれぞれ投入前の 2～6 倍、1.2～2.2 倍濃度が高くなった。これらの揮散量は、それぞれ乾電池中に含まれている総量の 22～30%、10%に相当しており、Cd と同様に燃焼温度が高くなるほど量が増加する傾向が見られた。また

Cd、Pb については、炉内温度が高いとき（図 1-7）に濃度が高くなった。

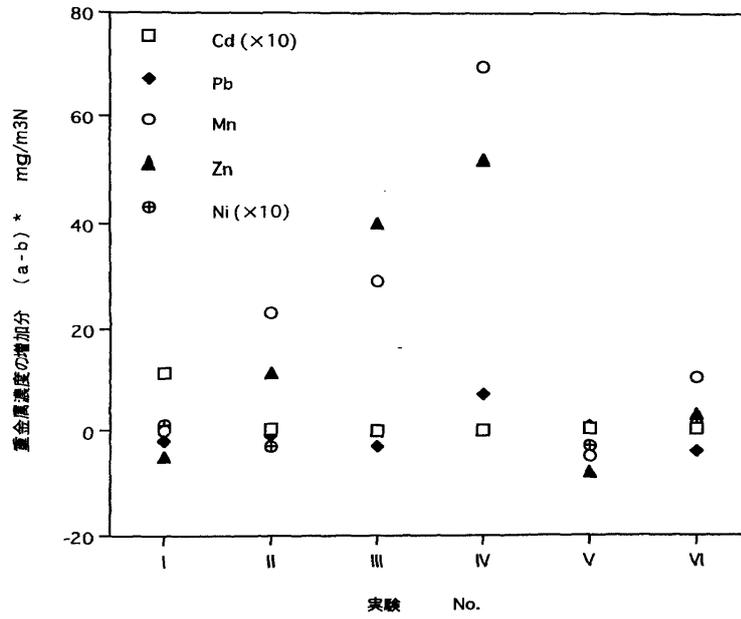


図 1-6 乾電池の投入にともなう重金属濃度の増加
(燃焼温度 720~740°C)

* a…乾電池投入後の重金属濃度
* b…乾電池投入前の重金属濃度

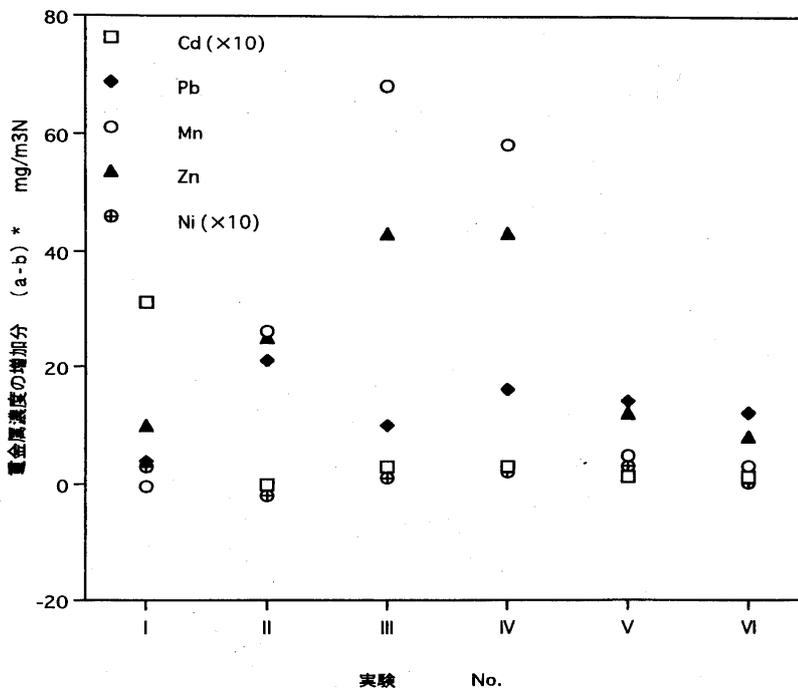


図 1-7 乾電池の投入にともなう重金属濃度の増加
(燃焼温度 850~900)

* a…乾電池投入後の重金属濃度
* b…乾電池投入前の重金属濃度

(3) AM-1 型、AM-3 型を投入した場合（実験 No.V、VI）、Mn 濃度は投入の前後でほとんど変化はなかった。しかし亜鉛については、燃焼温度が高い条件（図 1-7）で高濃度となった。この時の揮散量は乾電池中に含まれている総量の 22～32%に相当しており、SM-1 型の場合より多かった。

表 1-5 乾電池から揮散された重金属の割合 (%)

実験 No.	C d	P b	M n	Z n	N i
I-1	0.2	0	0	0	0
I-2	0.5	>100	0.2	>100	0.04
II-1	0	>100	16	6.4	0
II-2	0	>100	11	3.7	0
III-1	0	0	14	10	0
III-2	>100	>100	43	14	0
IV-1	0	>100	37	14	0
IV-2	>100	>100	37	16	>100
V-1	0	>100	0	0	0
V-2	>100	>100	9.3	32	0
VI-1	0	0	1.9	1.1	0
VI-2	>100	>100	4.6	22	0

3) ごみ質と重金属排出挙動との関係

ここでは、3種類のごみ質についてSM-1型の乾電池15個を投入した実験No. II～IVで得られた結果をもとに考察した。表 1-4 および図 1-6、1-7 から明らかなように、排ガス中のHCl濃度が最も低いNo. II にはいずれの燃焼温度の時でも乾電池の投入前後におけるMn、Zn濃度の増加分がより少なかった。また、燃焼温度が730～750℃と低い条件では、Mn、Zn、Pb濃度の増加分が排ガス中のHCl濃度に比例していた。これに対して、850～870℃の高温燃焼では、No. IIIとNo. IVの結果に示されているように、濃度の増加分は必ずしもHCl濃度に比例していなかった。これはWangら⁹⁾が指摘しているように、重金属類の揮散量は低温燃焼の時ほど有機塩素の影響を受けやすいためと考えられる。

以上のように、乾電池類が都市ごみと一緒に焼却される場合、廃プラスチック類や厨芥類の混入率が高いごみほど乾電池中の重金属類が揮散されやすくなる。

4) 乾電池類の焼却にともなう重金属の汚染負荷

乾電池類にはこれまで問題になったHg以外にCd、Ni、Mn、Zn等の重金属が含まれている。このうちHgについては、1991年からアルカリ・マンガン電池中の含有量をゼロにするなど、乾電池に使用されている量は毎年減少している^{10,11)}。ただし、Mn、Znについては含有量はほとんど変化していないが、乾電池の製造量が年々増加しているため、乾電池に使用される量も増加している。このため、乾電池類が焼却されている場合には、Mn、Znの汚染源として無視できない。

日本国内におけるCdの主な用途は、平成5年で約84%がニッケル・カドミウム電池用であり、年間2,400トンあまりとなっている¹¹⁾。ニッケル・カドミウム電池の製造量はここ数年増加しており、

平成 9 年度で約 7 億個が出荷されている¹²⁾。このため、家庭ごみ中に含まれているカドミウムの製品としては、ニッケル・カドミウム電池が飛び抜けて多い。現在、民生用のニッケル・カドミウム電池の回収量は約 20%程度⁸⁾であるため、消費されたニッケル・カドミウム電池の大部分は焼却あるいは埋立処分されているものと考えられる。

乾電池に使用する量が毎年減少している Hg について、都市ごみ焼却炉における排ガス中の Hg 濃度が減少していることから^{13),14)}、その効果が確認された。これに対して、ニッケル・カドミウム電池は焼却炉が原因となる Cd 汚染負荷の 85%を占めていると指摘されており⁶⁾、将来は Cd 汚染の主原因になるとの報告もある⁷⁾。燃焼実験の結果、焼却時の Cd 揮散率は 0.2~0.5%程度であるため、ガスとして大気中に放出される量は少ないが、大部分が焼却灰や飛灰中に残留しているため、最終処分場における Cd 汚染源としての寄与率は高い。また、Mn、Zn も Cd と同様に含有量が多いことから、乾電池を回収しないで処理・処分した場合、周辺環境への重金属汚染が問題となる。

以上のことから、重金属汚染を未然に防止し、かつ金属資源の循環利用を進めるためにも、乾電池類の回収は有効である。特に、有害性の強い Cd が大量に使用されているニッケル・カドミウム電池の 100%回収は急務である。

1. 2 実稼働炉における重金属の排出挙動

都市ごみの焼却にともなって排出される重金属はごみ組成、焼却炉の燃焼条件により大きく変動する。また、重金属の種類や化合物の形態によっても融点、沸点などが異なるため、それぞれの種類や運転条件によって排出される重金属の挙動についても差が出るものと考えられる。

そこで、まず燃焼実験から得られた水銀に関する基礎データが大型炉においても適用可能であるかを実証するため、実稼働の焼却炉についてごみ組成、燃焼条件等と水銀排出挙動との関係について調査検討した。次いで、水銀以外の重金属について焼却炉の立ち上げ、通常燃焼および炉の埋火時における排出挙動を検討した。

1.2.1 ごみ組成、燃焼条件と水銀排出挙動との相関に関する研究

1.2.1.1 調査対象施設

炉形式、処理能力が異なる実稼働の都市ごみ焼却炉 9 施設を調査した。表 1-6 に調査施設の概要と各施設におけるごみの収集方法等を示す。

なお、調査施設には各種排ガス処理装置が設置されている。

1.2.1.2 焼却されている都市ごみの組成

調査した施設では、表 1-6 に示した方法で都市ごみを収集しているため、集められたごみの組成が異なっている。そこで、焼却されている都市ごみ組成の把握を目的として、調査期間中に各施設で 3 回ごみ組成の調査を行った。この 3 回の測定結果を平均して、水銀測定時における平均的なごみ組成とした。結果を表 1-7 に示す。

表 1-7 から明らかなように、廃プラスチック類に混入率は混合収集している施設で平均 13.8%、不燃物のみを分別収集している施設では平均 14.4%であった。また、不燃物の混入率は粗大ごみの破砕物を焼却している施設 No.4 が 22.5%と一番高く、このほかでは混合収集を行っている No.3(20.2%)、No.6 (18.1%) などが高い。No.9 では工場、事業所から排出される紙くず・段ボール類などを焼却

しているため、紙・布類の混入率が60%と、ほかの施設に比べて特に高くなっている。

なお、表1-7に示した「その他」は、孔眼寸法約5mmのふるいを通じた微細なものを指している。

表 1-6 調査施設の概要

施設 No.	炉形式	処理能力 (t/24h)	排ガス処理設備	ごみの収集方法
1	階段火格子 (連続)	75	電気集じん装置	分別収集 (廃プラスチック類、不燃物)
2	移動床 (連続)	120	電気集じん装置	分別収集 (不燃物)
3	階段火格子 (連続)	75	電気集じん装置	混合収集
4	階段火格子 (連続)	90	電気集じん装置	粗大ごみの破砕物、家庭ごみ
5	階段火格子 (連続)	150	電気集じん装置	分別収集 (不燃物)
6	移動床 (連続)	200	マルチサイクロン 湿式電気集じん装置	混合収集
7	階段火格子 (連続)	90	電気集じん装置	分別収集 (不燃物)
8	階段火格子 (機械化バッチ)	60	スクラバー マルチサイクロン	分別収集 (不燃物)
9	固定床 (機械化バッチ)	25	スクラバー	紙くず、段ボール類、 厨芥類のみ焼却

表 1-7 調査期間中のごみの組成

施設 No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
紙、布類	41.4	43.9	30.6	22.4	49.0	41.9	30.1	46.6	60.0
廃プラスチック類	7.7	13.2	10.3	22.9	13.9	17.3	14.8	15.5	7.0
木、竹、わら類	24.1	5.0	23.1	13.0	1.6	3.0	3.3	10.6	4.2
厨芥類	9.4	18.9	6.3	12.8	27.4	13.4	38.1	10.4	24.0
不燃物類	10.1	10.8	20.2	22.5	4.9	18.1	11.0	10.1	2.3
その他	7.3	8.2	9.5	6.4	3.2	6.3	2.7	6.8	2.5
水分	58.0	51.7	48.3	40.7	52.4	48.4	56.3	61.1	35.1
灰分	8.9	9.9	15.4	21.8	12.4	15.6	8.9	8.2	4.9
可燃分	33.1	38.4	36.3	37.5	35.2	36.0	34.8	30.7	60.0
低位発熱量 (kcal/kg)	1,340	1,550	1,620	1,020	1,400	1,790	1,350	1,100	1,950

1.2.1.3 試料採取と分析方法

(1) ごみ組成

昭和52年11月4日環整第95号別紙2.1 ごみ質の分析方法に従って行った。

(2) 水銀

排ガス中の水銀濃度は、JIS K 0222 に準じて測定し、還元気化原子吸光法で分析した。この時の

試料採取時間は1回当たり30分であり、1施設につき4回連続測定（合計2時間）した。また、可燃物中の水銀分析は、(1)の方法で分析した組成別のごみを粉砕した後、試料の量 0.02～0.09g (dry-base) によりセラミックス管燃焼・金アマルガム法で行った (n=3)。

(3) O₂

排ガス中のO₂濃度は、JIS K 0301 磁気力方式により連続測定した。

1.2.1.4 結果および考察

(1) 水銀の排出挙動

各焼却炉からの Hg 排出状況を表 1-8 に示す。この調査は乾電池中の水銀含有率をゼロにした 1991 年以前の 1981 年に行ったものであるため、全体的に濃度が高い。

表 1-8 水銀の排出状況

施設 No.	焼却量 (t/h)	燃焼温度 (°C)	乾き排ガス量 (m ³ N/h)	O ₂ (%)	Hg 排出濃度 (mg/m ³ N)	Hg 排出量 (g/h)	Hg 排出割合 (g/t-ごみ)
1	2.46	850-970	14,500	12.0	0.20	2.9	2.8
2	4.58	850-990	25,000	14.8	0.32	8.0	3.6
3	2.46	840-960	14,200	12.5	0.31	4.4	3.5
4	2.40	840-940	15,000	17.3	0.26	3.9	2.7
5	4.80	850-980	23,000	15.0	0.40	8.4	3.7
6	8.00	750-900	29,000	8.4	0.45	13	3.2
7	3.40	950-1000	16,000	13.8	0.36	5.8	3.9
8	2.50	860-1000	22,500	18.6	0.14	3.2	3.2
9	2.10	700	20,100	17.5	0.02	0.4	0.3

施設No.1～7の連続炉におけるHgの排出濃度は0.02～0.45mg/m³Nであり、No.8、9のバッチ炉での0.14、0.02mg/m³Nに比べて高濃度であった。これは、バッチ炉における排ガス中のO₂濃度が高いことから、バッチ炉の空気過剰率が連続炉よりも大きかったためと考えられる。

次に、ごみの収集方法とHg排出割合との関係を見てみると、混合収集および不燃物のみを分別収集している施設 (No.2、3、5～8) では、排出割合は3.16～3.88g/tの間でばらついており、収集方法の違いによる排出割合の差は認められなかった。また、燃焼不適物として廃プラスチック類と不燃物の両方を分別している施設No.1や粗大ごみの破砕物に家庭ごみを混入したものを焼却している施設No.4では、排出割合がそれぞれ2.81、2.74g/tであった。しかし、工場、事業所から排出される紙くず・段ボール類を主に焼却している施設No.9は排出割合が0.29g/tであり、ほかの施設の約1/10程度と特に小さかった。

さらに、水銀は不燃物中に高濃度に含まれていると報告されているが¹⁶⁾、表1-7、1-8に示した結果から、不燃物の混入率とHg排出割合の間には明白な相関は認められなかった。したがって、不燃物中にHgが高濃度に存在するとすれば、占部ら¹⁶⁾も認めているように、その中の特定なものに偏在している可能性が高いと考えられる。

(2) ごみ組成別（可燃物）における水銀濃度

ごみ組成のうち、可燃物中 Hg 濃度の分析結果を表 1-9 に示す。ここで、Hg 分析用の試料採取は、都市ごみは 4 施設から、粗大ごみの破砕物は 2 施設からそれぞれ行った。

表 1-9 各ごみ組成中における水銀濃度

試料	都市ごみ (ng/g)					粗大ごみの破砕物+家庭ごみ ($\mu\text{g/g}$)			
	No.1	No.2	No.3	No.4	平均	No.5	No.6	No.7	平均
紙、布類	76	270	410	140	220	2.7	2.8	1.2	2.2
廃プラスチック類	65	140	140	180	130	2.2	6.7	2.1	3.7
木、竹、わら類	340	130	320	380	290	0.6	0.4	0.7	0.6
厨芥類	270	42	100	510	230	—	—	2.3	2.3
その他	640	250	590	—	490	8.5	6.2	—	7.4

都市ごみの中では、「その他」が平均 490ng/g と一番高く、ついで木・竹・わら類の 290ng/g、紙・布類の 220ng/g となり、廃プラスチック類が 130ng/g と一番低かった。また、粗大ごみの破砕物については、各組成とも Hg 濃度が都市ごみに比べて約 10 倍も高かった。これは以下の理由によるものと考えられる。

まず、Hg を高濃度に含む廃棄物が破砕の過程で破壊され、内部に含まれていた Hg が揮散されやすい状態になる。一方、ごみピットには Hg の含有量が低い廃棄物も一緒に貯留されているため、ごみの貯留中に揮散した Hg がほかの廃棄物に吸着することなどにより、可燃物中の Hg 濃度が上昇する。

表 1-9 に示した組成別における Hg 平均濃度を基に、各焼却炉について可燃物からの Hg 排出寄与率を検討した。結果を表 1-10 に示す。都市ごみでは、可燃物からの Hg 排出寄与率は 4.1~6.5% の範囲内（施設 No.1~3、5~8）であった。ただし、粗大ごみの破砕物では、可燃物中の Hg 濃度が高いこともあり、Hg 排出寄与率は 50% と約 10 倍も高くなった。

さらに、工場、事業所からの廃棄物（紙くず、段ボール類）を焼却している施設 No.9 は、紙・布類の混入率が 60% と極めて高かったため、Hg 排出寄与率は 70% にもなっている。

表 1-10 可燃物からの水銀の排出寄与率

施設 No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
可燃物からの Hg 排出量 (g/h)	0.19	0.38	0.19	2.0	0.36	0.54	0.23	0.16	0.28
排出寄与率(%)*	6.5	4.7	4.3	50	4.3	4.1	4.1	5.2	71

(3) 水銀の排出源

前記したように、都市ごみでは可燃物からの Hg 排出寄与率は 5% 程度であった。したがって、残りの 95% については不燃物から排出されることになる。

不燃物のうち Hg 含有量が多いものとしては、実験用プラントによる燃焼実験で明らかになったように、アルカリ電池、マンガン電池等である。これらの乾電池類は、携帯用のオーディオ機器、小型

計算機などの急激な普及により、一般家庭での消費量が毎年増加しており、使用後に大部分がごみと一緒に捨てられている。

乾電池中のHg含有率は、1991年以降から順次ゼロにしており、これとともに乾電池に使用されるHgの量も毎年減少した^{10),11)}。また、1991年の前後に計測された焼却炉排ガス中のHg濃度の結果から、この間に乾電池類の消費量が増加しているにもかかわらずHg濃度が減少していることが明らかとなっている^{13),14)}。

以上のことから、乾電池中のHg含有率がゼロとなる1991年以前では、都市ごみ焼却炉からのHg発生源としては、その大部分が乾電池類であったと考えられる。

1.2.2 焼却炉の運転条件と重金属（Hg 以外）排出挙動との相関に関する研究

1.2.2.1 調査対象施設

炉形式および燃焼法に違いによる排出挙動を調べるため、実験用プラントと炉形式が同じ流動床炉（連続式）と階段火格子炉（連続式）の併せて2施設を調査した。表 1-11 に調査施設の概要および運転条件を示す。運転条件については、炉の立ち上げ、通常燃焼および埋火の3条件を検討した。

なお、調査施設には集じん装置のほかに脱塩装置も設置されている。

表 1-11 調査施設の概要および運転条件

施設 No.	炉 形 式	処理能力 (t/24h)	排ガス処理設備	調査時の運転条件
1	流動床（連続）	98	消石灰噴霧 電気集じん装置	炉の立ち上げ 通常燃焼 炉の埋火
2	階段火格子（連続）	150	消石灰噴霧 バグフィルタ	炉の立ち上げ 通常燃焼 炉の埋火

1.2.2.2 試料採取と分析方法

(1) ばいじん、ばいじん中の重金属

ばいじんは JIS Z 8808 による平衡型ばいじん採取装置で捕集した。ろ紙は円筒ろ紙（Whatman 88RH）を用いた。ろ紙に捕集したばいじんを JIS K 0097 に準じて処理を行い、原子吸光法で各種重金属を分析した。

なお、ばいじんの測定は集じん装置の入口側で行った。

(2) O₂、CO

排ガス中のO₂、CO濃度は、それぞれJIS K 0301 磁気力方式とJIS K 0098 赤外線吸収法により連続測定を行った。

1.2.2.3 結果および考察

調査結果を表 1-12 に示す。調査した2施設のうち、比較的燃焼が不安定な流動床炉（施設 No.1）

では、炉温が低い立ち上げ初期を除き、立ち上げ時など排ガス中の CO 濃度が高い時に、ばいじん中に含まれている金属のうち Cd、Pb、Cu、Zn、Mn 濃度がそれに比例して高くなった。

この理由としては、第一として高濃度となった金属類が燃焼の過程で揮散されやすく、排ガスの冷却時に飛灰中に濃縮されるグループに分類されている^{16),17)}ことが原因と考えられる。さらに、同施設では通常排ガス中の塩化水素濃度が除去前で 1,000mg/m³N前後であることから、第二としては、D. Verhulstら¹⁸⁾が報告しているように、排ガス中のCO濃度が高くなる還元雰囲気中での燃焼では、高濃度の塩化水素が共存した場合にこれら金属類が塩化物となって揮散されやすくなるためと考えられる。

これに対して、排ガス中のCO濃度が低く、流動床炉に比べて燃焼が安定している階段火格子炉（施設No.2）では、同じく排ガス中の塩化水素濃度が 1,000mg/m³N前後であるにもかかわらず、運転条件によるCd、Pb、Cu、Zn、Mn濃度の変動は認められなかった。

以上のように、燃焼の過程で揮散されやすい金属類に関しては、現在使用されている焼却炉では排ガス中の塩化水素濃度が高いことから、還元雰囲気が生じやすい燃焼では飛灰への濃縮が加速される可能性が高い。塩化物の状態では飛灰に濃縮された金属類は、溶出されやすくなっているため、飛灰の後処理を含めて考えると、燃焼の安定化は重要な課題である。

1.2.3 実稼働中の都市ごみ焼却炉におけるヒ素（As）の排出状況

（1） 試料採取と分析方法

この調査では、粒子状とガス状の両方について測定した。まず、粒子状の As については、JIS Z 8808 準じて試料採取（2回）を行い、JIS K 0097 に準じて硝酸一過酸化水素で処理後、JIS K 0102 によるジエチルジチオカルバミン酸銀法で分析した。この場合、捕集用ろ紙としては集じん装置入口側において石英製円筒ろ紙（東洋ろ紙製 88RH）、出口側はテフロン製円形ろ紙（住友電工製 AF07P）をそれぞれ用いた。

また、ガス状 As の測定は、JIS K 0221 に準じて試料採取（ろ過材の充填厚さ 2～3cm）し、粒子状の As と同様に分析した。ここでは、試料採取時間を 30 分間とし、4 回連続測定して平均値を求めた。

（2） 調査結果と考察

調査結果を表 1-13 に示す。調査した焼却炉（8 施設）にはすべて電気集じん装置が設置されており、方式は施設 No.5 が湿式、そのほかが乾式であった。

表から明らかなように、集じん装置入口側における粒子状As濃度は 0.01～0.60 mg/m³Nとかなりばらついていた。また同出口側では、施設No.4 で微量（0.02 mg/m³N）検出されたほかは、全て不検出であった。

この原因としては、第一としてAsもCd、Pbなどと同様に燃焼時に揮散された後、飛灰に濃縮する^{16),17)}ため粒子状で排出されており、しかも設置されている集じん装置による飛灰の捕集効率が99%以上と高いためと考えられる。さらに第二は、分析上の問題として、ガス状Asの検出感度がほかの金属に比べて低い（例えば、Asの検出感度はCdの 1/50、Pbの 1/5）ことも理由としてあげられる。

表 1-12 都市ごみ焼却炉における運転条件別のばいじん中重金属濃度

施設 No.	運転条件	炉内温度 (°C)	O ₂ (%)	ばいじん濃度 (g/m ³ N)	ばいじん中の重金属濃度、g/m ³ N (実測値)						CO 濃度 (ppm)	
					Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Ni		Zn
1	炉の立ち上げ	280	18.6~21.0	5.95	0.05	5.0	15	36	4.1	0.17	20	0~2,500
		345	11.0~17.0	15.1	0.33	32	50	91	9.5	0.51	48	100~2,720
	通常燃焼	736	13.7~17.0	11.6	0.22	28	34	120	5.7	0.51	41	50~ 430
		765	15.0~17.5	10.0	0.19	28	33	75	5.8	0.46	41	55~ 330
		760	12.3~16.8	11.2	0.24	24	38	98	6.5	0.46	47	50~ 560
	炉の埋火	740	11.7~16.8	16.1	0.27	27	50	120	11	0.91	58	150~4,600
		771	14.8~21.0	18.9	0.01	4.7	11	1.0	3.7	0.26	21	50~ 500
2	炉の立ち上げ	360~530	15.5	0.22	0.17	42	6.4	53	4.2	0.72	62	50~ 620
		440~560	15.6	1.14	0.12	13	0.4	4.4	0.3	0.07	18	100~ 580
		500~755	15.0	2.16	0.55	91	6.0	37	2.5	0.36	40	70~ 725
	通常燃焼	760~830	12.7	1.67	0.57	68	4.1	19	1.5	0.26	40	100~ 520
		750~850	12.5	2.10	0.56	89	5.2	27	1.9	0.31	58	80~ 260
	炉の埋火	550~740	14.5	3.85	0.41	68	7.6	55	4.5	0.47	38	80~1,500
		320~460	18.1	3.34	0.14	26	1.4	15	1.0	0.30	45	400~1,250

表 1-13 運転条件別の電気集じん機捕集灰中に含まれている金属濃度

施設 No.	運 転 条 件	金 属 濃 度 (%)																	
		Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Ti	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	炉の立ち上げ	4.7	2.3	7.4	6.6	0.96	2.0	12	3.2	20	1.3	0.04	0.10	2.7	0.01	0.62	0.70	0.05	0.40
	通常燃焼	5.3	0.6	6.9	7.8	1.60	1.6	13	3.2	17	1.1	0.03	0.06	2.7	0.01	0.45	0.60	0.03	0.34
	炉の埋火	7.4	2.0	5.1	5.4	0.83	3.0	17	5.1	17	1.0	0.04	0.07	1.7	0.01	0.88	0.71	0.06	0.80
2	炉の立ち上げ	1.9	1.7	4.0	4.1	0.38	3.2	16	2.1	29	0.9	0.04	0.09	1.4	0.01	0.11	2.2	0.10	1.20
	通常燃焼	4.5	1.3	2.8	2.8	0.31	2.0	24	3.2	28	0.6	0.03	0.05	0.8	0.01	0.11	2.1	0.14	0.55
	炉の埋火	3.9	1.5	3.0	3.7	0.35	3.3	20	3.6	27	0.8	0.04	0.04	1.3	0.01	0.11	1.6	0.12	0.87
3	炉の立ち上げ	2.6	2.1	5.8	8.2	1.10	1.0	10	2.5	25	0.9	0.03	0.12	3.6	0.01	0.24	0.35	—	0.12
	通常燃焼	2.3	1.9	5.3	7.0	1.10	0.8	11	2.2	29	0.8	0.02	0.09	3.0	0.01	0.29	0.34	—	0.15
	炉の埋火	2.8	2.4	6.9	9.1	1.30	1.0	10	2.6	23	1.0	0.02	0.09	3.4	0.01	0.21	0.35	—	0.13

第2節 産業廃棄物の焼却時における重金属の排出挙動

産業廃棄物の中には、都市ごみと同様に多くの重金属類が含まれている物が多く、しかも排出量が都市ごみの約5倍もあることから、これらの焼却時における重金属汚染対策は重要な課題である。

そこで、産業廃棄物としての排出量が非常に多く、焼却処理されるケースが増えている下水汚泥などの有機性汚泥および組成の変動が大きく、HgやCrなどの有害性の高い重金属を多く含む医療廃棄物について、焼却処理時におけるHg等の排出挙動について調査した。

2. 1 汚泥焼却炉における水銀の排出挙動

活性汚泥法による都市下水、工場排水の処理および廃油などの処理過程からは沈殿汚泥、余剰汚泥、油分を含む汚泥（以下、含油汚泥とする）などが発生する。これら汚泥の処理は、都市ごみの場合と同様に熱回収および灰の埋立処分を前提とした減量化、安定化の手段として、焼却処理が広く行われている。

しかし焼却処理では、汚泥中の重金属類の含有量によっては、ばい煙による重金属汚染が発生する。この重金属汚染については種々の検討がなされているが^{19)~23)}、Hgに関しては都市下水汚泥の焼却にともなう排出（排出濃度、排出量）を検討しているにすぎず^{19),20)}、下水汚泥以外の汚泥からの排出および汚泥の種類別における排出係数の相違などについては、ほとんど検討されていない。

そこで、ここでは汚泥（下水汚泥、工場排水からの余剰汚泥、含油汚泥など）を焼却した際のHgの排出量を測定すると同時に、汚泥の種類別におけるHg排出係数の相違について検討した。

2.1.1 調査対象施設

種類の異なる汚泥を焼却している9施設の焼却炉について調査を行った。施設の概要を表1-14に示す。

表 1-14 調査施設の概要

施設 No.	焼却物 (含水率,wt%)	炉形式	焼却能力(t/h)	補助燃料	集じん装置 (洗浄液)
1	下水汚泥 (74.3)	多段式炉 (連続)	2.1	灯油	スクラバー (水)
2	下水汚泥 (41.0)	回転床炉 (連続)	1.0	灯油	スクラバー (水)
3	下水汚泥 (76.2)	流動床炉 (連続)	2.1	A重油	スクラバー(NaOH)
4	下水汚泥 (51.0)	回転式炉 (連続)	1.7	灯油	電気集じん装置 スクラバー(NaOH)
5	含油汚泥 (42.5)	固定床炉(バッチ)	0.5	灯油	マルチサイクロン
6	含油汚泥 (42.2)	回転式炉 (連続)	5.0	A重油	電気集じん装置
7	余剰汚泥 (65.0)	回転式炉 (連続)	0.9	灯油	スクラバー(NaOH)
8	塗料カス汚(36.0) 余剰汚泥 (67.2)	回転式炉 (連続)	1.9	灯油	マルチサイクロン スクラバー (水)
9	余剰汚泥 (61.4)	回転式炉 (連続)	2.5	廃油	マルチサイクロン ベンチュリー・スクラバー (NaOH)

2.2.2 試料採取と分析方法

汚泥、焼却灰および集じん装置で捕集された飛灰中の Hg 分析は、各試料を 50～100g 採取し、それぞれ 0.10～0.30g、0.75g、0.40g（乾重量）について石英管燃焼、金アマルガム法で 3 回行い平均値を求めた。

スクラバー洗浄液中の Hg 分析は、洗浄液約 2L を採取し、それらのうち各 100ml について JIS K 0102 の工場排水試験方法による気化還元循環法で 3 回行った。

また、排ガス中の Hg 濃度は、JIS K 0222 に従い、還元気化原子吸光法で分析した。

2.2.3 結果および考察

(1) 下水汚泥の焼却における Hg の排出挙動

Billings²⁴⁾は石炭を燃やすと、Hg の 90% までがガス状で大気中に放出されると報告している。また、Kaakinen²⁵⁾および Klein²⁶⁾は、集じん装置（スクラバー、電気集じん装置）付き石炭ボイラで Hg の分配について調査を行っている。これらによると、石炭燃焼時に排出される Hg は、集じん装置に 2～3%、放出ガス中では 94～96% に分配されている。

そこで、下水汚泥焼却時における Hg の分配を検討するために、各種汚泥焼却炉からの Hg 排出挙動を調査した。調査結果を表 1-15 に示す。調査した 4 施設（No.1～4）には、表 1-14 に示したように、ばい煙処理装置としてすべてスクラバーが設置されており、施設 No.1, No.2 では洗浄液に水を使用（放流）し、No.3, No.4 には苛性ソーダ溶液を循環使用していた。

表 1-15 下水汚泥焼却炉における水銀の物質収支

施設 No.	IN PUT	OUT				PUT					
	下水汚泥 (g/h)	焼却灰 (g/h)	(%)	飛灰 (g/h)	(%)	洗浄液 (g/h)	(%)	排ガス (g/h)	(%)	不明分 (g/h)	(%)
1	0.91	測定不可		対象外		<0.05	0.0	0.72	79	0.19	21
2	1.53	測定不可		対象外		0.01	0.7	1.51	99	0.01	0.3
3	0.81	0.003	0.4	対象外		0.12	15	0.68	84	0.01	0.6
4	0.83	測定不可		0.07	8.4	測定不可		0.75	91	0.01	1.2

調査した施設 No.1～4 で焼却している汚泥中の Hg 濃度は、それぞれ 0.54、1.53、0.49、0.55 μ g/g（湿重量）であり、施設 No.2 において Hg 濃度がほかの汚泥に比べて約 3 倍高いのは、この汚泥は熱処理した後に脱水するため含水率が低いこと、および消石灰などの脱水助剤を使用していないためと考えられる。

表 1-15 において、IN PUT では汚泥中の Hg 濃度（ μ g/g）に 1 時間あたりの汚泥焼却量を掛けて求めたものを全 Hg 量（g/h）としており、補助燃料の燃焼によって排出される微量の Hg については無視した。また OUT PUT では、それぞれ汚泥焼却時における Hg の残留量、集じん装置による Hg 捕集量、環境大気中への Hg 排出量を示している。

表 1-15 に示したように、施設 No.3 において焼却灰中に残留している Hg の量が IN PUT された Hg 量の 0.4% であることから、汚泥中に含まれている Hg は、焼却時にほぼ全量が揮散されるものと考えられる。D. Verhulst¹⁸⁾は、廃棄物中に含まれている Hg は 700℃ 以上の温度で焼却した場合、金属水銀として揮散されると報告している。今回調査した焼却炉の炉内温度は 680～900℃ であることからみて、揮散された Hg は金属水銀であると考えられる。

調査した4施設でのHg分配をみると、施設No.1を除くほかの3施設は不明分がきわめて少なく、よくマテリアル・バランスがとれている。No.1で特に不明分が多くなった理由としては、第一にスクラバーで多量の洗浄液(54m³/h)を使用しているため、洗浄液中のHg濃度が検出限界以下と低くなり、OUT PUTにおける洗浄液の項目が0%とされたためであり、第二には、No.1は排ガスの試料採取用測定孔の関係から、ほかの3施設の場合と異なり、煙道の屈曲部分の直後で排ガスの流速を測定しているため、排ガス量が実際よりも少なめであった、ことなどが考えられる。

次に、ばい煙処理装置として設置されている電気集じん装置(乾式)やスクラバーなどによるHg捕集率をみると、電気集じん装置で10%弱、スクラバーでも15%弱と低く、これらの装置によるHgの捕集はあまり期待できないことが明らかとなった。

(2) Hgの排出状況

各種汚泥焼却炉からのHg排出状況を表1-16に示す。ここで、表1-15に示した排ガス中のHg濃度は、試料採取時間がNo.1~4, 8, 9については1試料20分間で5回連続測定し、No.5~7は30分間で4回連続測定したものの平均値である。また、表1-16に示した排出係数は汚泥1tあたりのHg排出量のことであるが、汚泥の脱水時に使用する助剤の量が施設間でかなり差があり、そのため施設間での条件が異なってしまうため、条件を統一する必要がある。そこで排出係数は、脱水助剤中にHgは含まれていないものと仮定し、汚泥の全重量から脱水助剤の重量を差し引いた残りの重量を基準に求めた。さらに、汚泥および余剰汚泥等の含水率が表1-14に示したように41.0~74.3%と施設によって大きく変動しているため、条件を統一するため排出係数の算定は乾重量で行った。

表 1-16 水銀の排出状況

施設 No.	焼却量 (t/h)	燃焼温度 (°C)	乾き排ガス量 (m ³ N/h)	Hg 排出濃度 (mg/m ³ N)	Hg 排出量 (g/h)	Hg 排出係数 (g/t-汚泥)
1	1.71	760~890	3,540	0.21	0.7	2.3
2	1.00	810~900	3,600	0.42	1.7	2.6
3	1.45	750~850	2,100	0.32	0.7	2.0
4	1.49	730~800	3,300	0.23	0.8	2.0
5	0.60	700~750	18,700	0.09	1.7	4.8
6	3.30	710~800	24,200	0.36	8.6	4.5
7	0.55	680~940	3,890	0.05	0.2	0.9
8	1.70	700	7,500	0.02	0.2	0.3
9	2.17	450~480	10,500	0.12	1.3	1.6

表1-16から明らかなように、下水汚泥(No.1~4)およびスカム、含油汚泥(No.6)を焼却している施設では、Hgの排出濃度が0.20~0.42 mg/m³Nと比較的高かった。

下水汚泥の焼却によるHgの排出係数は、汚泥中に含まれているHgの量および焼却炉の型式によって若干変動しており、2.00~2.56g/tであった。この値は、都市ごみ焼却炉における排出係数¹⁹⁾の3.16~3.88g/tに比べて30%程度小さい。

含油汚泥等を焼却している施設No.5, 6では、排出係数が4.49~4.84g/tと特に大きく、下水汚泥の場合の約2倍であった。これは、含油汚泥が原油、重油などの残留物を処理したものであるため、油に含まれていたHgが汚泥中に濃縮された可能性が高い。ちなみに、原油および日本で市販されている重油50点におけるHg含有濃度は²⁷⁾、それぞれ0.014、0.044ppm(以上原油)、0.031~0.048ppm(平

均 0.022ppm) である。

また、余剰汚泥を焼却している施設 No.7～9 では、排出係数が 0.26～1.55g/t と小さく、下水汚泥の場合の 1/10～3/5 であった。

2. 2 医療廃棄物焼却炉における重金属の排出挙動

特別管理廃棄物に指定されている感染性廃棄物については、オートクレーブ等による滅菌および焼却処理などの中間処理を行う必要がある。これらの中間処理技術は、必ずしも完成されたものではないことから、現在も適正処理に向けた取り組みが精力的になされている。

そこで、ここでは感染性廃棄物の中間処理方法の核になる焼却処理について適正化を検討するため、実炉を用いた燃焼実験により重金属の排出挙動を把握し、これらの排出抑制方法に関する評価を行った。

2.2.1 調査対象施設

調査した焼却炉は処理能力 190kg/h のバッチ式固定床炉であり、燃焼温度を通常 750～800℃に設定しているが、最大で 950℃付近まで温度が上昇する。また焼却炉には、ばい煙処理装置としてサイクロン、スクラバーが設置されているが、助燃バーナーは使用していない。焼却炉のフローシートを図 1-8 に示す。

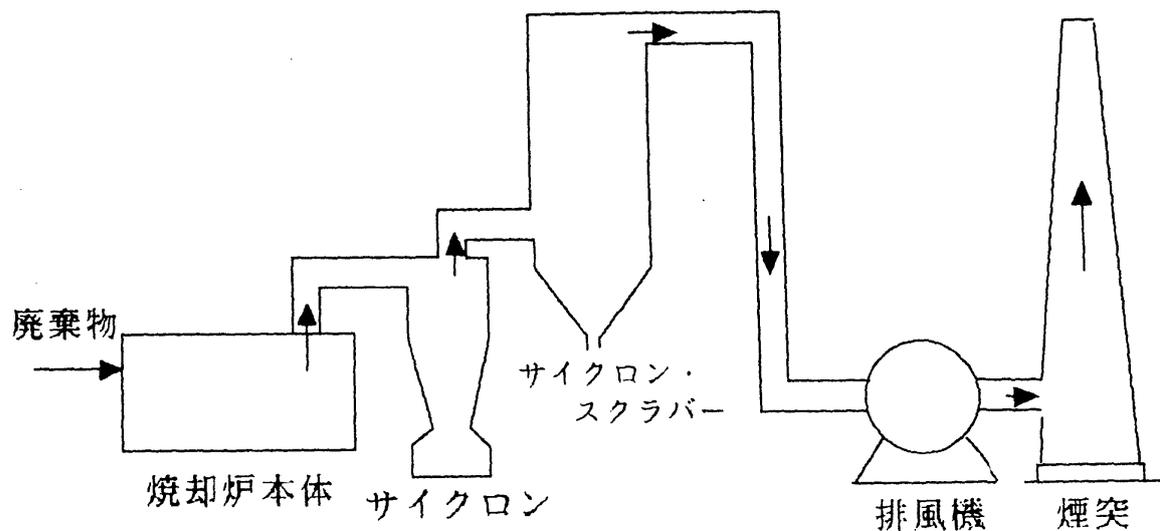


図 1-8 焼却施設のフローシート

2.2.2 燃焼実験

廃プラスチック類、透析器具および試験管類の混入率など、組成の異なる医療廃棄物を燃焼したときの排ガス成分等を測定した。また、測定は投入量などを変えて合計 2 回行ったが、焼却炉の燃焼温度など他の条件は 2 回とも同じであった。

また、燃焼実験で焼却した医療廃棄物の種類および焼却量を表 1-17 に示す。これらの廃棄物はビニール袋あるいは段ボール箱に梱包された状態で搬入されており、カテーテルや手術用のナイフなどのステンレス製品も中に含まれている。

表 1-17 燃焼実験で投入した医療廃棄物の種類と量

単位：kg

	RUN 1		RUN 2	
	午 前	廃プラスチック類	234	廃プラスチック類
	注射針	102	注射針、試験管類	103
午 後	廃プラスチック類	115	廃プラスチック類	252
	透析器具	107	透析器具	46

2.2.3 試料採取と分析方法

ばいじん、ばいじん中の重金属類および水銀の測定・分析方法は、1.2 実稼働炉における重金属の排出挙動 の調査で行った方法と同様である。

また試料の採取位置は、ばいじん類がサイクロンおよびスクラバーの出口側であり、重金属類はこのほかにスクラバー排水、焼却灰、汚泥についても分析した。

2.2.4 結果および考察

(1) 焼却灰、汚泥および排水中の重金属濃度

測定結果を表 1-18 に示す。全項目を合計した Total の排出量では、全 Cr がきわめて高い値を示した。また、RUN 1 と RUN 2 の比較では、透析器具の焼却量が多い RUN 1 でポリ塩化ビニールの添加剤に使用されている Cd、Pb の各濃度が高くなった。

表 1-18 焼却灰、汚泥および排水中の重金属濃度

	焼却灰 (mg/kg)		汚泥 (mg/kg, dry-base)		スクラバー排水 (mg/L)	
	RUN 1	RUN 2	RUN 1	RUN 2	RUN 1	RUN 2
Cd	1.32	0.56	2.98	2.37	<0.005	<0.005
Pb	120	51.5	210	130	<0.05	<0.05
Cr	1,290	1,420	320	240	0.08	0.02
As	1.49	0.86	4.46	4.47	<0.01	<0.01
Hg	0.50	<0.01	61.7	87.1	0.0045	<0.0005

揮散されにくい全Crについては^{16),28)}焼却灰中の濃度が高かったが、スクラバー中から排出された汚泥では、焼却時に揮散されやすいHg、As、Cd、Pb^{16),28)}の濃度が高くなった。

Borouskyら²⁹⁾によると、医療廃棄物を焼却した際に排出される重金属としてSb、As、Cd、Cr、Pb、Mn、Hg、Niなどがある。これら重金属の排出状況は医療廃棄物の組成によって大きく影響されており、特にステンレス製品、乾電池、体温計、血圧計、プラスチック類の混入率が影響する^{30),31)}。したがって、全Crの濃度が高くなったのはステンレス製品の混入が原因であると考えられる。

医療廃棄物は、この調査における排ガス中の塩化水素濃度が最大 4,900mg/m³Nであるなど塩素含有量が高いので、燃焼の過程で重金属が比較的低い温度で揮散される塩化物となっている。このため、ほとんどの金属は燃焼の過程で揮散し、排ガス温度の低下に伴って表面積が大きい微小粒子（粒径 2 μm以下）の表面に凝縮する^{29),32),33)}。このことから、スクラバーから排出される汚泥中で含有率の高かったHg、As、Cd、Pbなどの重金属類についても、微小粒子に濃縮されていると考えられる。

この調査では、全Crについてのみ分析を行ったので 6 価Crの割合は不明である。しかし、塩素の共存化でCrは燃焼中に 6 価Crの塩化物になり、かつ生成量は塩素含有量、酸素分圧に比例し、炉内

温度に反比例するとの報告³²⁾があることから、焼却灰等の取り扱いには注意が必要である。

(2) 排ガス中の水銀等重金属

排ガス中の重金属濃度の測定結果を表 1-19、1-20 に示す。表 1-19 から明らかなように、排ガス中の Hg 濃度は 0.1 mg/m³N 以下と低かった。しかし、水銀は廃棄物の種類によって含有量が大きく異なることから、調査した施設による排出濃度が変動している。事実、国内のほかの施設における調査では、Hg 濃度が 0.2~0.6 mg/m³N^{34),35)}であり、最大濃度が 10 mg/m³N 以上との報告もある³⁶⁾。

表 1-19 排ガス中の Hg 濃度

単位：mg/m³N

測 地 場 所	測 定 時 間	Hg 濃 度	除 去 率 (%)
サイクロン出口	RUN 1 午 前	0.059	—
	午 後	0.016	—
スクラバー出口	RUN 1 午 前	0.034	38.0
	午 後	0.012	13.7
サイクロン出口	RUN 2 午 前	0.064	—
	午 後	0.006	—
サイクロン出口	RUN 2 午 前	0.045	31.9
	午 後	0.012	—

表 1-20 排ガス中の重金属濃度

単位：mg/m³N

測 定 場 所	測 定 時 間	Cd	Pb	Cr	As
サイクロン出口	RUN 1 午 前	0.082	0.019	<0.005	<0.01
スクラバー出口	RUN 2 午 後	0.005	0.12	0.011	<0.01
	(除去率 %)	(93.8)	(36.8)	(—)	(—)
サイクロン出口	RUN 1 午 前	0.004	0.10	<0.005	<0.01
スクラバー出口	RUN 2 午 後	0.003	0.06	0.009	<0.01
		(35.9)	(42.0)	(—)	(—)

水銀以外の重金属についても、表 1-20 に示したように、排ガス中の濃度は低かった。ただし、スクラバーによる重金属除去率は Cd における一つの例外を除いて、最大 40%程度とあまり高くなかった。これは、燃焼時に排出される重金属の多くが微小粒子に濃縮されているためと考えられる。

金属類の排出を抑制する方法としては、①Hg、Cr等の含有量が多い医療廃棄物をできるだけ分別し、焼却をさける、②微小粒子の除去率を増加させる などが挙げられる。医療廃棄物焼却炉からのばいじん濃度は都市ごみ焼却炉の場合よりも低い、微小粒子の割合が全体の 80%以上を占めているとの報告もある³²⁾。さらに、医療廃棄物焼却炉では、塩化水素やHgなどの重金属類が高濃度に排出されることも多い。このため、設置する排ガス処理装置としては、酸性ガスおよびばいじん中の微小粒子を高い効率で除去できるものが必要である。

第 1 章 まとめ

廃棄物の組成が原因となって排出濃度が影響されるものの代表例として重金属類をとりあげ、廃棄物焼却炉からの排出挙動を調査検討した。ここでは、実験用プラントを用いた燃焼実験のほか、実稼働の焼却炉についても同様の調査を行い、燃焼実験の結果との整合性を検討した。また、重金属類の

発生源となりうる乾電池類の投入実験を行い、組成および燃焼温度を変えた場合の Hg 等重金属類の挙動と排出寄与率も研究した。

実験用プラントによる燃焼実験の結果、乾電池、蛍光灯を含まない都市ごみの焼却では、Hg 濃度は実稼働炉での測定値と比較して 1/5～1/10 ときわめて低いことが確認された。これに対して、水銀を含む乾電池類を投入した場合、直後における Hg の瞬間濃度は投入前の 20～100 倍となり、燃焼によりほぼ全量の Hg が排出されているものと考えられる。

Hg 以外の金属で、燃焼の過程で揮散されやすい Cd、Pb、Zn については、排出濃度が燃焼温度に比例しており、900℃の燃焼実験では 730℃の条件に比べて濃度が数倍高くなった。また、乾電池に含まれている Cd、Pb、Zn の揮散率は、乾電池の種類により値が変動しているが、総量の 20～30% に相当していた。

実稼働の都市ごみ焼却炉に関する調査結果から、紙・布類および廃プラスチック類など可燃物の燃焼による Hg 排出寄与率は 5%程度であり、Hg の排出源は 95%以上が不燃物の燃焼によることが判明した。不燃物のうち、Hg 含有量が多いものとしては、燃焼実験で明らかになった乾電池類がある。乾電池中の Hg 含有率は、1991 年以降から順次ゼロになっており、その後の焼却炉排ガス中 Hg 濃度が減少していることから、都市ごみ焼却炉からの Hg 発生源としては、その大部分が乾電池類であったと考えられる。

Cd、Pb、Zn 等については、炉の立ち上げ時など、排ガス中の CO 濃度が高く、還元雰囲気が生じやすい燃焼条件のときに揮散されやすくなり、最終的に集じん装置で捕集された飛灰に高濃度に濃縮されている可能性が高いことが確認された。

産業廃棄物として、焼却量が多い汚泥と血圧計など水銀を含む製品、ステンレス製品の混入率が高い医療廃棄物を燃焼している焼却炉について、Hg 等の重金属の排出挙動を研究した。その結果、下水汚泥の焼却時における Hg の分配から、汚泥中の Hg は焼却時にほぼ全量が揮散されており、ばい煙処理装置（スクラバーなど）による除去率も最大で 15%と低いことが確認された。また、実稼働の汚泥焼却炉では、Hg の排出係数が対象となる汚泥の種類により変動しており、特に油分を含む汚泥の焼却時に最大となった。

医療廃棄物焼却炉については、組成を変えた燃焼実験の結果から、ポリ塩化ビニール製の透析器具を焼却して HCl 濃度が高くなった際に、スクラバーで捕集された飛灰中における As、Cd、Pb の各濃度が高くなった。これらの傾向は、燃焼実験で確認されたこととほぼ同じであった。また、医療廃棄物に混入されているステンレス製品のため、焼却灰中の Cr 濃度がきわめて高くなった。

参 考 文 献

- 1) 村田徳治：“乾電池の科学—その成り立ちから処理まで—”、公害と対策、**20**, No.11, 58 (1984)
- 2) 村田徳治：“乾電池の科学（Ⅲ）—その成り立ちから処理まで—”、*ibid*, **21**, No.2, 69 (1985)
- 3) ごみ問題を考える会編：“あぶないゴミ—プラスチック、乾電池をどうする—”、三一書房、105-140 (1991)
- 4) 谷川 昇、岩崎好陽、中浦久雄：“ごみ焼却炉からの水銀の連続測定について（第 3 報）”、第 25 回大気汚染学会、846 (1984)
- 5) O. Olindqvist：“Environmental Impact of Mercury and Other Heavy Metals”, *J. Power sources*, **57**, 3 (1995)
- 6) M. Lemann and A. Schwyn：“Heavy Metals in Municipal Solid Waste Incineration residues”, *ibid*, **57**, 55 (1995)

- 7) U. S. EPA : "Characterization of Products Containing Lead and Cadmium in Municipal Solid Waste in the United States", 1970 to 2000, EPA/530-SW-89-015A(PB89-151039), 1-207 (1989)
- 8) 酒谷真佐彦 : "ニカド電池のリサイクル推進への取り組み"、月刊廃棄物、No.11, 96 (1992)
- 9) K. Wang, K. Chiang and W. Chu : "Fate and Partitioning of Heavy Metals Affected by Organic Chloride Content during Simulated Municipal Solid Waste Incineration Process, *J. Environ. Sci. Health*, **A32**, No.7, 1877 (1997)
- 10) 日本乾電池工業会 : "INFORMATION 乾電池"、No.7, 1-15 (1992)
- 11) 資源エネルギー庁長官官房鉱業課監修 : 鉱業便覧平成 8 年度版、90-91, 102-103 (1996)
- 12) 日本乾電池工業会 : "INFORMATION 乾電池"、No.13, 139 (1998)
- 13) 神田潤子、中村一夫、竹村敏彦、高月 紘 : "最近の水銀の排出動向について"、第 4 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、595 (1993)
- 14) 谷川 昇、立藺邦人、今井俊多、杉山 雄 : "清掃工場排ガス中の水銀の挙動"、第 15 回全国都市清掃研究発表会講演論文集、185 (1994)
- 15) 占部武生、秋山 薫、西澤千恵子、広田和幸 : "家庭系ごみ中の有害物質に関する調査"、都市と廃棄物、**9**, No.2, 17 (1979)
- 16) M. A. Fernandez, L. Martinez, M. Segarra, J. C. Carcla and F. Espiell : "Behavior of Heavy Metals in the Combustion Gases of Urban Waste Incinerators", *Environ. Sci. Technol.*, **26**, No.5, 1040 (1992)
- 17) R. M. Davidson and L. B. Clarke : "Trace Elements in Coal", *IEA Coal Research*, IEAPER/21, 40 (1996)
- 18) D. Verhulst, A. Buekens, P. J. Spencer and G. Eriksson : "Thermodynamic Behavior of Metal Chlorides and Sulfates under the Conditions of Incineration Furnaces", *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 50 (1996)
- 19) 安田憲二、大塚幸雄、金子幹宏 : "廃棄物の焼却に伴う重金属の排出挙動 (I) —都市ごみ焼却炉からの水銀の排出—"、大気汚染学会誌、**18**, 221 (1983)
- 20) 安田憲二、大塚幸雄、金子幹宏 : "廃棄物の焼却に伴う重金属の排出挙動 (II) —污泥焼却炉からの水銀の排出—"、*ibid.*、**18**, 286 (1983)
- 21) 岩崎好陽、中浦久雄、谷川 昇、朝来野国彦 : "ごみ焼却炉からの水銀の連続測定結果について"、第 24 回大気汚染学会講演要旨集、570 (1983)
- 22) 岩崎好陽、中浦久雄、谷川 昇 : "ごみ焼却炉からの水銀の連続測定結果について (第 2 報)"、第 25 回大気汚染学会講演要旨集、605 (1984)
- 23) 谷川 昇、岩崎好陽、中浦久雄 : "ごみ焼却炉からの水銀の連続測定結果について (第 3 報)"、*ibid.*、606 (1984)
- 24) C. E. Billings, A. M. Sacco, W. R. Matson, R. M. Griffin, W. R. Coniglio and R. A. Harley : "Mercury Balance on a Large Pulverized Coal-Fixed Furnace", *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **23**, No.9, 773 (1973)
- 25) J. W. Kaakinen, R. M. Jordan, M. H. Lawasani and R. E. West : "Trace Element Behavior in Coal-Fired Power Plant", *Environ. Sci. Technol.*, **9**, No.9, 862 (1975)
- 26) D. H. Klein, A. W. Andren, J. A. Carter, J. F. Emery, C. Feldman, W. Fulkerson, W. S. Lyon, J. C. Ogle, Y. Talmi, R. I. Van Hook and N. Bolton : "Pathways of Thirty-seven

- Trace Elements through Coal-Fired Power Plant”, *ibid.*, **9**, No.9, 973 (1975)
- 27) 喜多村正次、近藤雅臣、滝沢行雄、藤井正美、藤木素士：「水銀」、講談社、233, 236 (1976)
 - 28) H. G. Rigo : ”Effect of Metals in Waste Components on Incinerator Emission”, *Air & Waste Management Association, for presentation at the 87th Annual Meeting & Exhibition*, 94-TA40.06 (1994)
 - 29) A. R. Borowsky and M. G. Dennis : ”Evaluation of Control of Heavy Metals from Medical Waste Incinerators”, *Air & Waste Management Association, for presentation at the 85th Annual Meeting & Exhibition*, 92-40.08 (1992)
 - 30) E. Epner and J. Yackiw : ”Location and Estimating Air Toxic Emissions from Medical Waste Incinerators”, Draft Report, U. S. EPA (1991)
 - 31) H. Glasser and D. P. Y. Chang : ”Analysis of the State of California’s Biomedical Waste Incinerator Data-base”, *Air & Waste Management Association, for presentation at the 83th Annual Meeting & Exhibition*, 90-27.4 (1990)
 - 32) C. S. Volland : ”Emission of Volatile Heavy Metals from Medical Waste Incinerators”, *Air & Waste Management Association, for presentation at the 85th Annual Meeting & Exhibition*, 92-40.01 (1992)
 - 33) E. I. Kauppinen : ”Mass and Trace Element Size Distributions of Aerosols Emitted by a Hospital Refuse Incinerator”, *Atoms. Environ.*, **24**, 423 (1990)
 - 34) 安田憲二、高橋通正：“医療廃棄物の排出実態に関する調査研究”、医療廃棄物研究、**4**, 96 (1992)
 - 35) 名倉良雄、酒井伸一、高月 紘：“感染性廃棄物の二段燃焼に関する研究”、第3回廃棄物学会講演要旨集、555 (1992)
 - 36) 辰市祐久、岩崎好陽、中浦久雄：“医療系焼却炉からの大気汚染物質調査”、第29回大気汚染学会講演要旨集、601 (1988)

第2章 廃棄物の燃焼条件が影響する環境汚染物質の排出挙動

燃焼過程で排出される環境汚染物質のうち、燃焼条件により排出挙動が影響されるものとして、多環芳香族炭化水素類(PAHs)およびダイオキシン類(PCDD/PCDF)などの有機塩素系の有害物質があげられる。このうち、PCDD/PCDF は炉内における燃焼過程で生成されるほか、集じん装置で捕集された飛灰の表面で再合成(いわゆる”de novo synthesis”)される。燃焼の過程での生成量に再合成されたものを併せた Total の PCDD/PCDF 量は、焼却炉の燃焼条件、集じん装置の種類、温度および滞留時間などにより異なるが、これまでの実稼働の焼却炉における調査結果によると、再合成される量が生成量を大幅に上回ることが多い。このため、PCDD/PCDF では焼却炉の燃焼条件と排ガス測定で得られた測定値の間に相関が認められないことがある。

これに対して、PAHs は集じん装置における再合成がほとんどなく、大部分が燃焼過程で生成されているため、燃焼条件との相関性が高い。また、PAHs は発ガン物質としての歴史が長く、現在も排出状況について強い関心を持たれている。さらに、PAHs の生成は主として現在のエネルギー源の主役である化石燃料の燃焼や廃棄物の燃焼に由来するため、PAHs の排出量は今後とも増加する可能性を有している。したがって、発生源における PAHs の排出挙動を把握することは、PAHs の排出を抑制し、これらによる健康影響を防止するうえできわめて重要であると考えられる。

燃焼過程で生成される PAHs 量は、燃焼物質の種類だけではなく燃焼条件により大きく変化しており、特に不完全燃焼の時に生成量が多くなる。廃棄物焼却炉における燃焼では、ボイラなどの化石燃料を燃焼している施設に比べて不完全燃焼が生じやすいため、発生源における PAHs の排出寄与率が高いとの報告もある。しかし、廃棄物焼却炉での PAHs 測定については、30分から60分の測定時間を要するバッチ測定であるため、計測している間にごみ組成や燃焼条件が変化する。このため、実稼働炉で組成が未調整なごみを用いた調査では定量的な排出挙動を把握することは難しい。そこで、実験用プラントを用いて燃焼実験を行い、PAHs の定量的な排出挙動を調査検討した。また、実稼働の焼却炉についても同様の調査を行い、燃焼実験の結果との整合性について検討した。さらに、炉の立ち上げ、通常燃焼および埋火など、焼却炉の各運転サイクルにおける PAHs の排出寄与率も併せて検討した。本章では、これらの実験研究および実稼働炉に関する調査の内容、結果ならびに考察について述べる。

第1節 都市ごみの焼却時における PAHs の排出挙動

都市ごみ焼却に関わるPAHsの排出については、1976年にDavisら¹⁾が焼却炉からの飛灰中にPAHsが含まれていることを確認したのが最初である。これまでの研究から、都市ごみの焼却にともなうPAHsの排出は、廃棄物の組成や燃焼温度および空気比などの燃焼条件により変動することが明らかとなっている²⁾¹²⁾。この研究では、PAHsの排出挙動をより定量的に把握するため、燃焼実験を中心に検討した。

都市ごみの燃焼過程で生成される PAHs は種類が多い。これらには毒性が少ないものから発ガン性が強いものまで含まれている。ここでは、特に他のものと比較して発ガン性が強い、ベンゾ(a)アントラセン、ベンゾ(k)フルオランテン、ベンゾ(b)フルオランテン、ベンゾ(a)ピレンおよびベンゾ(ghi)ペリレン(以下、それぞれ BaA、BkF、BbF、BaP および BghiP とする)の5物質を取り上げた。

1. 1 実験用プラントによる燃焼実験

実験に使用したプラントは、第1章第1節に述べたものと同じ流動床式焼却炉である。ただし、燃焼実験では4種類の実験用都市ごみを用いた。

1.1.1 燃焼実験用都市ごみの組成

この燃焼実験では、主に不完全燃焼の時の PAHs 排出挙動を把握することが目的であるため、「紙・布類」、「廃プラスチック類」、「木・竹・わら類」、「厨芥類」などの都市ごみの中で、特に発熱量が高く不完全燃焼の原因になりやすい廃プラスチック類の混入率を変えて組成を調整した。実験用都市ごみの組成を表 2-1 に示す。表から明らかなように、廃プラスチック類の混入率は 0% から通常の都市ごみ中の混入率(10~18%)よりも高い 23.7% までの 4 段階に調整した。ただし、ごみの低位発熱量は 2,438~2,990 kcal/kg の範囲であり、4 種類ともほぼ同じであった。

表 2-1 燃焼実験に使用したごみの組成 (Dry-base %)

実験 No.	I	II	III	IV
紙、布類	81.0	53.8	44.1	37.3
廃プラスチック類	0.0	8.8	17.7	23.7
木、竹、わら類	12.1	16.5	14.7	17.7
厨芥類	0.0	11.0	14.7	11.8
不燃物類	6.9	9.0	8.8	9.5
水分	22.8	39.9	43.3	43.9
灰分	12.5	9.8	8.0	9.1
可燃分	64.7	50.3	48.7	47.0
低位発熱量 (kcal/kg)	2,990	2,580	2,440	2,450

1.1.2 燃焼実験における諸条件

燃焼温度を 700℃、900℃の 2 段階に変化させて PAHs の測定を行った。燃焼温度は炉内に水を噴霧することで制御したが、測定に 30 分から 60 分を要するため、この間の燃焼温度は多少とも変化した。燃焼実験の過程で計測された稼働条件を表 2-2 に示す。

表 2-2 燃焼実験における諸条件

試料 No.	1-1~4-1	1-2~4-2
燃焼温度 (°C)	730~750	850~900
焼却量 (kg/h)	313~437	300~450
測定孔での排ガス温度 (°C)	320~340	340~370
湿り排ガス量 (m ³ _N /h)	2,290~2,500	1,940~2,200
排ガス中の O ₂ 濃度 (%)	10.3~12.0	10.3~13.0
ガス滞留時間 (sec)	0.8~1.0	1.0

1.1.3 試料採取と分析方法

(1) PAHs

図 2-1 に示した試料採取装置を用いて、等速吸引によりガス状および粒子状の PAHs を捕集した。図に示したように、石英製の円筒ろ紙(Whatman 88RH)で粒子状の PAHs を捕集した後、リービッヒ冷却管を通過させ、さらに氷で冷却されたケルダールフラスコに導き、ガス中の水分を凝縮させた。次にグラスファイバー製のろ紙(GF, Whatman)と 2 つのポリウレタンフォーム(PUFP)を通過させたガス状の PAHs を捕集した。試料の採取時間は 30 分から 60 分であった。また、採取した試料ガスの量は 200ml から 260ml であった。なお、試料採取の間は、排ガス中の水分の凝縮を防ぐた

め、採取管の温度をリボンヒーターにより 150℃一定に保った。

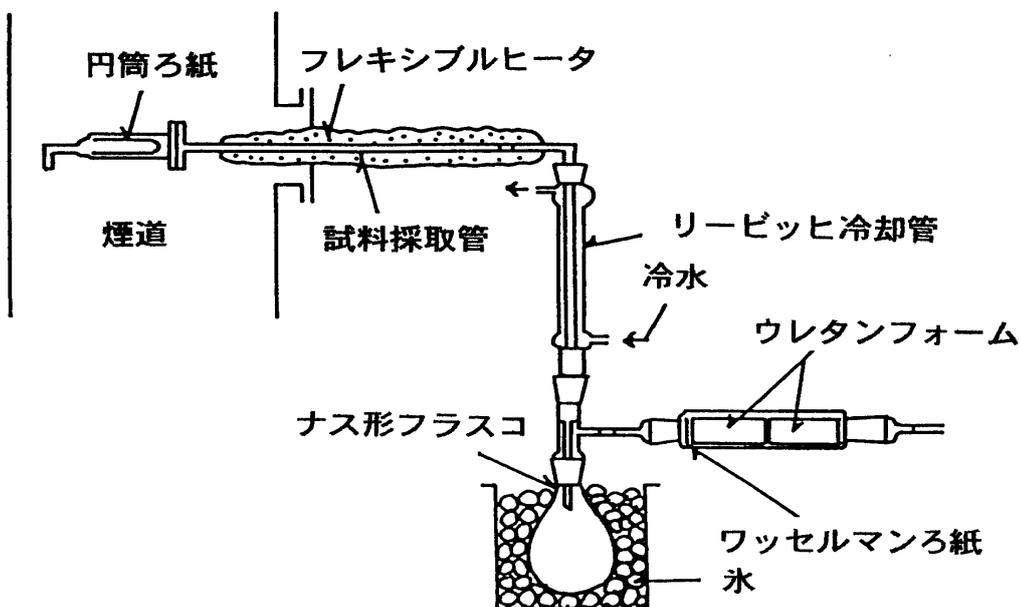


図 2 - 1 排ガス中のPAH採取装置

試料採取後の円筒ろ紙と GF+PUFP は、ソックスレー抽出装置によりアセトニトリルを溶媒として 4 時間抽出した。ケルダールフラスコに捕集された凝集液は、分液ロートを用いて試料の液量 1L に対して 250mL のシクロヘキサンにより 3 回抽出操作を繰り返した。抽出操作後の全ての試料溶液は、KD 濃縮により最終液量を 0.5mL とした。

試料溶液のPAHs分析は、高速液体クロマトグラフ(HPLC)を用いて行った。使用したカラムは 5 μ m polymeric C₁₈であり、アセトニトリル/水(8/2)の移動相により 1.5mL/minの流量で行った。分析に用いた検出器は蛍光分光光度計である。対象となる各PAHsの同定は、標準物質のクロマトグラフを基準にして決めた。また、検出感度は測定中に励起波長および蛍光波長を変えることで、最適な条件に設定した¹³⁾。試料のクロマトグラフと各波長の設定条件を、それぞれ図 2-2 および表 2-3 に示す。

なお、試料採取は、サイクロンの入口側で行った。

表 2 - 3 PAHs の分析に用いた蛍光分光光度計の分析条件

波 長 (nm)		定量分析した PAHs の種類
励 起 波 長	蛍 光 波 長	
λ_1 295	388	B(a)A ; ベンゾ(a)アントラセン
λ_2 295	410	B(k)F ; ベンゾ(k)フルオランテン
		B(b)F ; ベンゾ(b)フルオランテン
		B(a)P ; ベンゾ(a)ピレン
		B(ghi)P ; ベンゾ(ghi)ペリレン

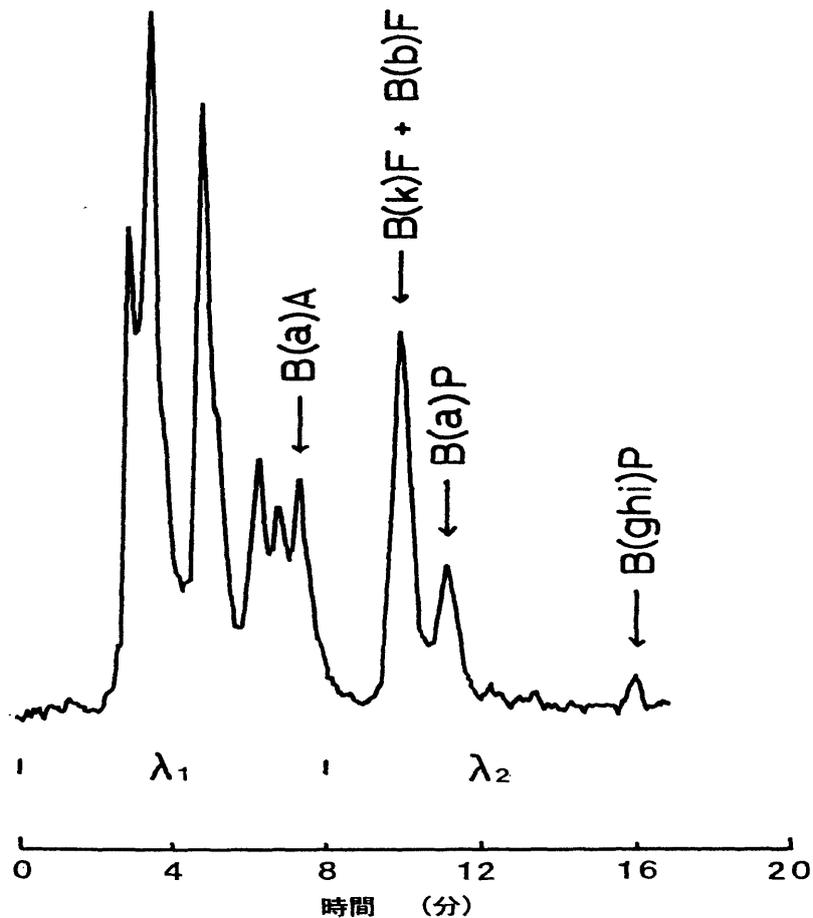


図 2-2 HPLCによるPAH分析例 (波長とピークの関係)

(2) O₂、ばいじん

排ガス中のO₂濃度は、JIS K 0301 に準じて磁気力方式の自動計測器により連続測定を行った。また、ばいじん測定はJIS Z 8808 で指定されている平衡型試料採取装置を用いて行った。ばいじん試料は、シリカ繊維の円筒ろ紙により採取した。O₂の試料採取はスクラバー出口側で、またばいじんはサイクロン入口側でそれぞれ行った。

1.1.4 PAHs 回収率の検討

回収率の実験を以下の要領で行った。まず、図 2-3 に示したように、1 枚の GF と 2 つの PUFPP を入れたガラス管を連続してつなぎ合わせ、一段目のガラス管にセットした GF に 4 種類の PAHs (B(a)A, B(k)F, B(a)P, B(ghi)P) をそれぞれ 500ng 添加した。次に、吸引流量が 10mL/min と 15mL/min の 2 条件においてガラス管内に清浄空気を 1 時間通過させた。また、清浄空気を得るため 2 つのガラス管の前に活性炭を詰めたガラス管を接続した。

実験の結果、表 2-4 に示したように、吸引により GF から揮散した各 PAHs は一段目の最初の PUFPP(PU-1)に全量捕集されており、二つ目の PUFPP(PU-2)および二段目にある GF, PU-1, PU-2 では PAHs が検出されなかった。PAHs の回収率は吸引流量が多くなると若干低下したが、平均では B(a)A のほかは約 90%と高かった。なお、B(a)A の回収率は 84.1%であった。

以上のことから、本実験で行った試料採取方法は適正であると判断した。

表 2-4 PAHs の回収率

実験 No.	空気の流量 (L/min)	試料の採取量 (m ³)	PAHs の捕集材	PAHs の検出量 (ng)				PAHs の回収量 (%)			
				B(a)A	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	B(a)A	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P
1	10	0.6	GF	363	433	443	462	86.2	93.0	94.0	92.4
			PU-1	67	32	27	< 50				
			PU-2	< 40	< 10	< 10	< 50				
			合計	430	465	470	462				
2	15	0.9	GF	336	373	380	437	82.2	84.2	82.0	87.4
			PU-1	75	48	30	< 50				
			PU-2	< 40	< 10	< 10	< 50				
			合計	411	421	410	437				

注) 1) GF に各 PAHs 500ng を添加した。

2) 表示した数値は 2 回の測定値を平均したものである。

3) GF=グラスファイバーフィルタ、PU-1=1 番目のポリウレタンフォーム、PU-2=2 番目のポリウレタンフォーム

表 2-5 PAHs の排出挙動 (1)

試料 No.	粒子状のPAHs ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)		ガス状のPAHs ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)				総 量 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	ばいじん濃度 ($\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)
	円筒ろ紙	%	凝縮水	%	GF+PUFP*	%		
1-1	<0.01	0.0	1.44	17.8	6.64	82.2	8.08	12.3
2-1	<0.01	0.0	0.90	8.6	9.60	91.4	10.5	7.7
3-1	0.07	0.3	2.37	11.8	17.7	87.9	20.1	12.0
4-1	<0.01	0.0	4.08	8.9	42.0	91.1	46.1	8.2

注) * グラスファイバーフィルタ+ポリウレタンフォーム
 ・ 燃焼温度 730~750°C、測定孔の排ガス温度 320~340°C

表 2-6 PAHs の排出挙動 (2)

試料 No.	粒子状のPAHs ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)		ガス状のPAHs ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)				総 量 ($\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)	ばいじん濃度 ($\text{g}/\text{m}^3\text{N}$)
	円筒ろ紙	%	凝縮水	%	GF+PUFP*	%		
1-2	0.08	1.8	1.21	27.8	3.07	70.4	4.36	9.8
2-2	<0.01	0.0	4.52	13.1	29.9	86.9	34.4	7.7
3-2	0.11	0.2	10.6	17.8	49.0	82.0	57.9	8.2
4-2	<0.01	0.0	5.79	6.6	81.5	93.4	87.3	6.4

注) * グラスファイバーフィルタ+ポリウレタンフォーム
 ・ 燃焼温度 850~900°C、測定孔の排ガス温度 340~370°C

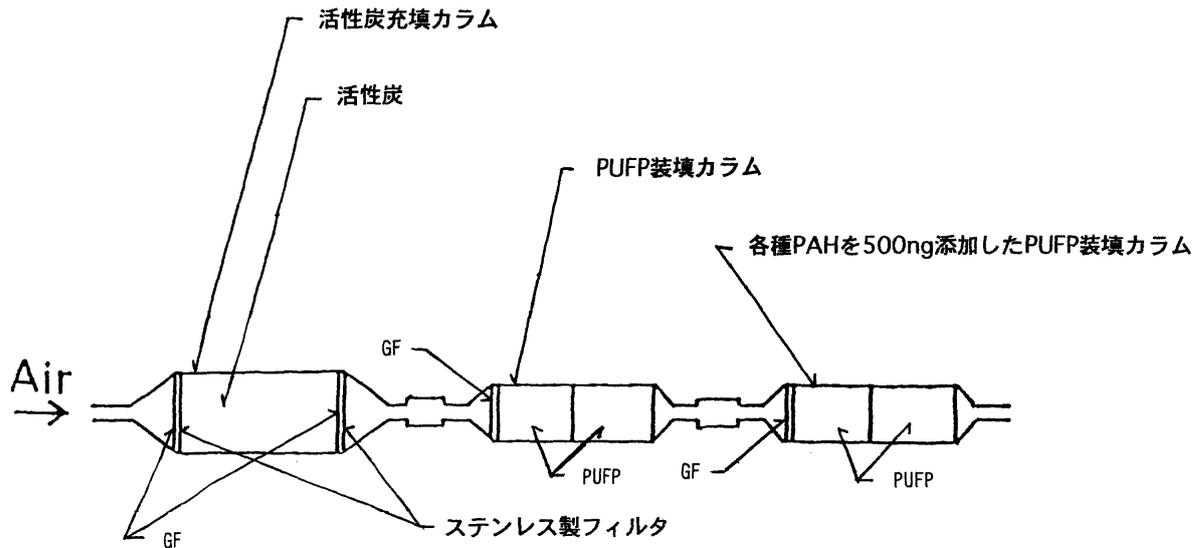


図 2-3 PAHの回収試験に使用した装置

1.1.5 結果および考察

(1) PAHs の排出形態

都市ごみの焼却にともなって排出されるPAHsの排出形態を調査した。結果を表 2-5、2-6 に示す。表から明らかなように、全ての燃焼条件において検出されたPAHsは 80%以上がガス状であった。この結果は、都市ごみ焼却炉から排出されるPAHsの排出形態を調査したDaviesら⁵⁾の得た結論とほぼ同じであった。原因としては、測定孔の排ガス温度がいずれの条件でも 300℃以上と高かったためと考えられる。

今回の実験で計測した各 PAHs の融点は全て 300℃以下であることから、ガス状の PAHs の排出割合は測定孔における排ガス温度に比例して高くなった。

(2) PAHs の排出挙動

燃焼が不安定で不完全燃焼が生じた場合、非常に高い濃度のPAHsが生成されることはよく知られている²⁾⁷⁾。都市ごみの組成は燃焼状態に大きく影響するため、不完全燃焼の原因となる。そこで、ごみ組成を人工的に変えて燃焼実験を行った。この実験では、特に不完全燃焼の原因となりやすい廃プラスチック類の混入率を変えて、PAHsとの関係を研究した。結果を図 2-4、2-5 に示す。

図 2-4 に示した燃焼温度が 730~750℃の場合、廃プラスチック類の混入率が 23.7%の時に PAHs 濃度の増加率が高くなるが、それ以下の混入率では PAHs の顕著な増加は認められなかった。これに対して、図 2-5 に示したように、燃焼温度が 850~900℃と高い条件では PAHs 濃度が廃プラスチック類の混入率に比例して急激に増加した。

これまでの研究から、焼却炉内で廃プラスチック類が燃焼する際に発生する可燃ガスの量は、ごみ中の廃プラスチック類の混入率と燃焼温度の双方に比例することが判明している³⁾⁶⁾。また、急激な可燃ガスの発生は炉内での燃焼空気の不足により不完全燃焼の原因となる⁶⁾。

以上のことから、高温燃焼の際に廃プラスチック類の混入率に比例して PAHs 濃度が増加した原因は、燃焼温度が高くなるほど廃プラスチック類の急速な分解により可燃ガスが発生しやすくなり、その発生量が混入率に比例して多くなることから、特に混入率が高いときに燃焼空気の不足により不

完全燃焼が生じやすくなるためと考えられる。

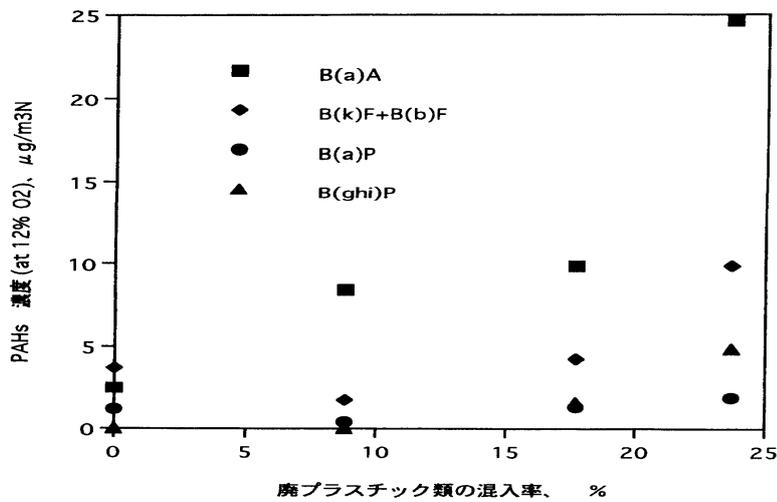


図 2 - 4 PAHsと廃プラスチック類混入率との相関 (1)
(燃焼温度 730~750°C)

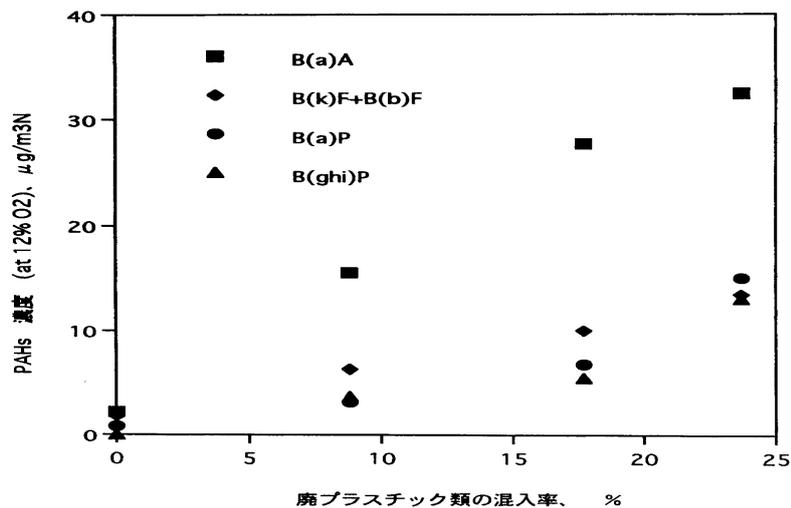


図 2 - 5 PAHsと廃プラスチック類混入率との相関 (2)
(燃焼温度 850~900°C)

(3) PAHsの排出割合

表 2-7 に示したように、PAHs の排出割合は廃プラスチック類の混入率が 0 から 24%に増加すると急激に大きくなった。廃プラスチック類の混入率が同じ場合、燃焼温度が 850~900°Cの時に排出割合は同じく 730~750°Cにおける値と比べて 2 倍から 3 倍大きくなった。このように、PAHs の排出割合は燃焼状態により変化していた。

PAHsの物質収支を調べた結果、排ガスから検出されたPAHsの量は焼却する前のごみに含まれていたPAHsの総量よりも約 100 倍多かった。したがって、PAHsは廃プラスチック類などの燃焼によって生成される^{14),15)}ため、不完全燃焼が生じやすくなる高温での燃焼になるほどPAHsの生成量が増加したものと考えられる。

以上のことから、ごみ焼却炉から排出される PAHs を効果的に低減する方法としては、①ごみの分別収集により廃プラスチック類の混入率を少なくする、②不完全燃焼が起こりにくい燃焼条件を設定する、などが有効である。

表 2-7 PAHs の排出割合

試料 No.	焼 却 量 (kg/h)	燃 焼 温 度 (°C)	酸 素 濃 度 (%)	PAHs の排出割合 (μg/kg)			
				B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P
1-1	322	740	11.2	2.49	3.75	1.18	<0.2
1-2	332	900	13.0	2.23	1.86	0.82	<0.2
2-1	313	750	12.0	8.35	1.72	0.38	<0.2
2-2	300	870	10.3	15.7	6.34	3.26	3.77
3-1	437	740	10.3	9.78	4.26	1.29	1.59
3-2	450	850	10.4	28.0	10.2	6.87	5.61
4-1	381	730	10.9	24.6	9.77	1.87	4.86
4-2	379	860	10.6	32.5	13.9	15.5	13.5

1. 2 実稼働焼却炉における PAHs の排出挙動

都市ごみの焼却にともなって排出される PAHs はごみ組成、焼却炉の規模および燃焼条件により大きく変動する。また、都市ごみ焼却炉の運転では炉の立ち上げ、通常燃焼および炉の埋火を一定の周期で繰り返しており、それぞれの運転条件の時に排出される PAHs の挙動についても差が出るものと考えられる。

そこで、まず燃焼実験から得られた PAHs に関する基礎データが大型炉においても適用可能であるかを実証するため、実稼働の焼却炉についてごみ組成、燃焼条件等と PAHs 排出挙動との関係について調査検討した。次いで、焼却炉の立ち上げ、通常燃焼および炉の埋火時における PAHs 排出挙動を検討すると同時に、焼却炉の稼働期間中における PAHs の排出量を調査し、各運転サイクルでの排出寄与率を把握した。

1.2.1 ごみ組成、燃焼条件と PAHs 排出挙動との相関に関する研究

1.2.1.1 調査対象施設

実験用プラントと炉形式が同じ流動床炉（連続式 1 炉）と階段火格子炉（連続式 1 炉、機械化バッチ炉 2 炉）の併せて 4 施設を調査した。表 2-8 に調査施設の概要と運転条件を示す。

なお、調査施設には集じん装置や脱硫装置などが設置されている。

表 2-8 調査施設の概要および運転条件

施設 No.	炉形式	処理能力 (t/24h)	排ガス処理設備
1	流動床 (連続)	130	ドロマイト投入 電気集じん装置
2	階段火格子 (連続)	120	消石灰噴霧 電気集じん装置
3	階段火格子 (機械化バッチ)	30	消石灰噴霧 電気集じん装置
4	階段火格子 (機械化バッチ)	40	消石灰噴霧 電気集じん装置

表 2-9 調査期間中のごみ組成

施設 No.	1	2	3	4	
紙、布類	30.9	26.6*	35.4	41.2	52.5
廃プラスチック類	16.9	22.8	21.0	19.2	16.7
木、竹、わら類	26.5	19.5	14.5	7.9	7.3
厨芥類	12.9	0.0	15.8	22.9	16.2
不燃物類	13.0	31.1	13.5	8.8	7.3
水分	53.1	45.4	53.4	46.0	49.2
灰分	9.7	22.3	8.0	4.5	5.3
可燃分	37.3	32.3	38.6	49.5	45.5
低位発熱量 (kcal/kg)	1,850	1,730	1,550	1,670	1,850

注) * 粗大ごみの破砕物

1.2.1.2 焼却されている都市ごみの組成

焼却されている都市ごみの組成を把握するため、調査期間中（10日間）に3回ごみ組成の調査を行った。この3回の測定結果を平均して調査期間中の平均的なごみ組成とした。結果を表2-9に示す。

表2-9から明らかなように、4施設とも廃プラスチック類の混入率が16.7%以上と高かった。特に粗大ごみの破砕物（施設 No.1）は、廃プラスチック類の混入率が22.8%と一番高かった。

1.2.1.3 焼却炉の稼働状況

燃焼条件を変えるため、ごみの投入量、燃焼温度および空気比を変動させて調査を行った。調査期間中における施設の稼働状況を表2-10に示す。

表 2-10 調査期間中における施設の稼働状況

施設 No.	1	2	3	4
焼却量 (t/h)	4.9~7.6	1.9~4.5	1.0~1.5	5.0~5.2
燃焼温度 (°C)	760~960	710~870	600~950	600~950
排ガス中のO ₂ 濃度 (%)	9.5~13.3	12.7~17.8	14.0~17.0	14.0~17.0
ガス滞留時間 (sec)	0.8~1	2	1~2	1~2

1.2.1.4 試料採取と分析方法

(1) PAHs

実験用プラントの場合と同様に、図2-1に示した試料採取装置により等速吸引でPAHsを捕集した後、HPLCを用いて分析した。

(2) CO, O₂

排ガス中のCO, O₂濃度は、それぞれJIS K 0098 赤外線吸収法とJIS K 0301 磁気力方式により連続測定を行った。

1.2.1.5 結果および考察

(1) 施設 No.1（流動床式連続炉）

測定結果を表2-11に示す。この施設では、排ガス中のO₂濃度が10%以下と低く、900°C以上の高い温度でごみを燃焼した際に高濃度のPAHsが検出されており、以下のような傾向が認められた。

① 図2-6に示したように、排ガス中のO₂濃度の低下にともなってPAHs濃度が高くなった。

② 図2-7に示したように、CO濃度の最大値とPAHs濃度との間に正の相関が認められた。

この施設では、図2-8に示したように、排ガス中のO₂濃度とCO濃度との間に負の相関があることから、燃焼用空気不足による不完全燃焼のためにPAHsが生成されたものと考えられる。

また、施設No.1では廃プラスチック類の混入率が異なる2種類のごみを用いて、ごみ組成の違いによるPAHsの変動についても検討した。その結果、図2-9に示したように、O₂濃度がほぼ同じような条件では廃プラスチック類の混入率が22.8%と高い粗大ごみの破砕物を焼却した場合（表2-11の試料No.7~12）、混入率が16.9%と低い家庭ごみ（試料No.1~3）の焼却時よりもPAHs濃度が若干高くなる傾向が認められた。これは、実験用プラントの実験で確認されたように、廃プラスチック類の混入率が高くなるほど不完全燃焼が生じやすくなるためと考えられる。

表 2-11 流動床式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No.1)

試料 No.	焼却量 (t/h)	燃焼温度 (°C)	CO (ppm)	O ₂ (%)	PAHs O ₂ 12% 換算濃度 (μg/m ³ N)				
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs
1	4.93 ^{a)}	780~820	80~280	11.2	<0.2	0.1	<0.1	<0.2	0.1
2	5.75	770~830	50~210	12.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
3	6.34	760~800	55~230	13.3	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
4	6.57	900~940	110~2,160	9.5	45.8	24.3	31.2	22.3	124
5	6.95	900~940	50~1,140	10.0	25.1	18.6	23.9	25.1	92.7
6	5.29	880~960	80~1,280	10.2	34.9	23.8	29.5	30.6	119
7	6.67 ^{b)}	880~920	100~370	11.3	2.9	1.2	0.1	0.7	4.9
8	5.83	860~920	80~160	11.3	1.5	1.1	0.1	0.4	3.1
9	6.02	880~920	45~180	11.0	0.7	0.8	<0.1	0.1	1.5
10	5.51	800~860	60~160	12.7	0.3	0.3	<0.1	<0.2	0.6
11	7.63	800~840	100~170	13.0	<0.2	0.2	<0.1	<0.2	0.2
12	5.71	780~800	120~140	13.0	<0.2	0.3	<0.1	<0.2	0.3

注) a) 家庭ごみ

b) 粗大ごみの破砕物

表 2-12 階段火格子式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No. 2)

試料 No.	焼却量 (t/h)	燃焼温度 (°C)	CO (ppm)	O ₂ (%)	PAHs O ₂ 12% 換算濃度 (μg/m ³ N)				
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs
1 3	2.45 ^{a)}	770~780	60~280	17.8	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
1 4	2.43	700~750	75~290	15.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
1 5	2.28	730~800	150~500	14.7	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
1 6	2.28	760~800	0~10	15.4	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
1 7	1.89	710~760	5~10	14.3	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
1 8	4.31	770~850	3~15	12.7	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
1 9	2.39 ^{b)}	700~730	150~500	16.6	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
2 0	2.16	740~800	180~640	15.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
2 1	2.88	700~750	350~1,000	16.7	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
2 2	4.45	730~800	0~5	15.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
2 3	3.64	800~870	3~10	14.2	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
2 4	3.03	790~860	0~10	14.6	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0

注) a) 電気集塵装置入口側で測定

b) 電気集塵装置出口側で測定

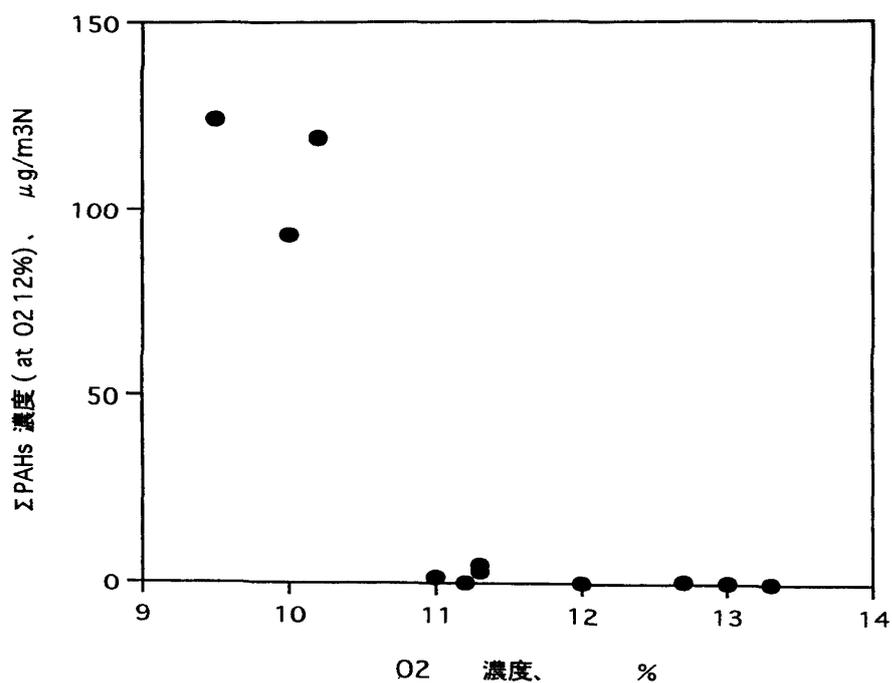


図 2 - 6 O₂ 濃度とPAHs濃度の相関 (施設 No.1)

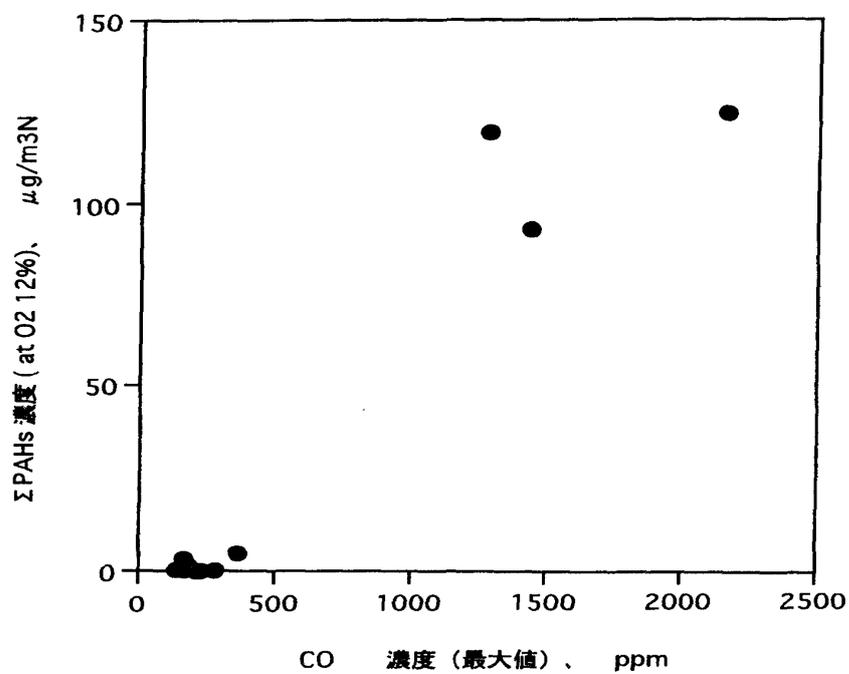


図 2 - 7 CO濃度とPAHs濃度の相関 (施設 No.2)

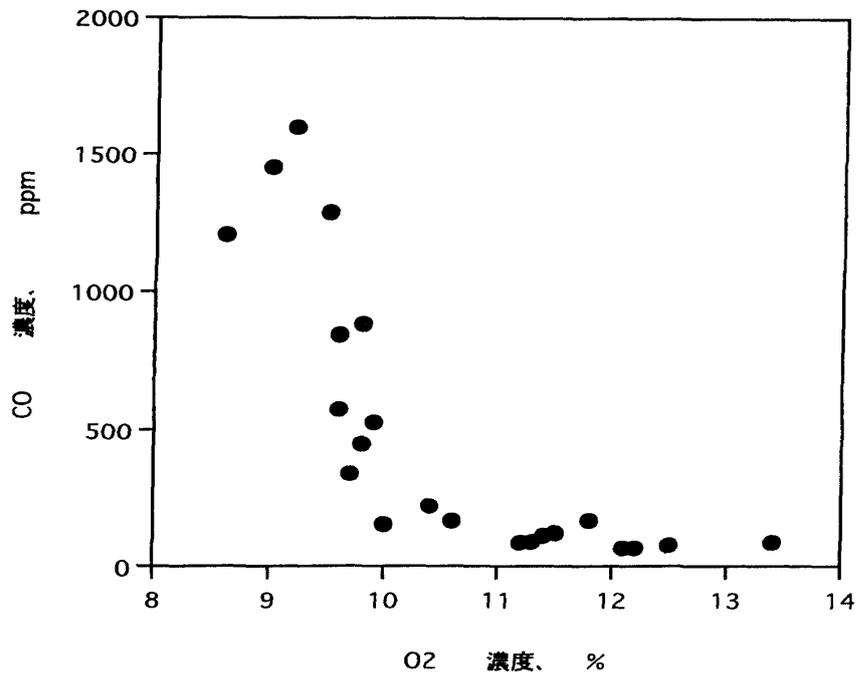


図 2 - 8 O₂ 濃度とCO 濃度の相関 (施設 No.1)

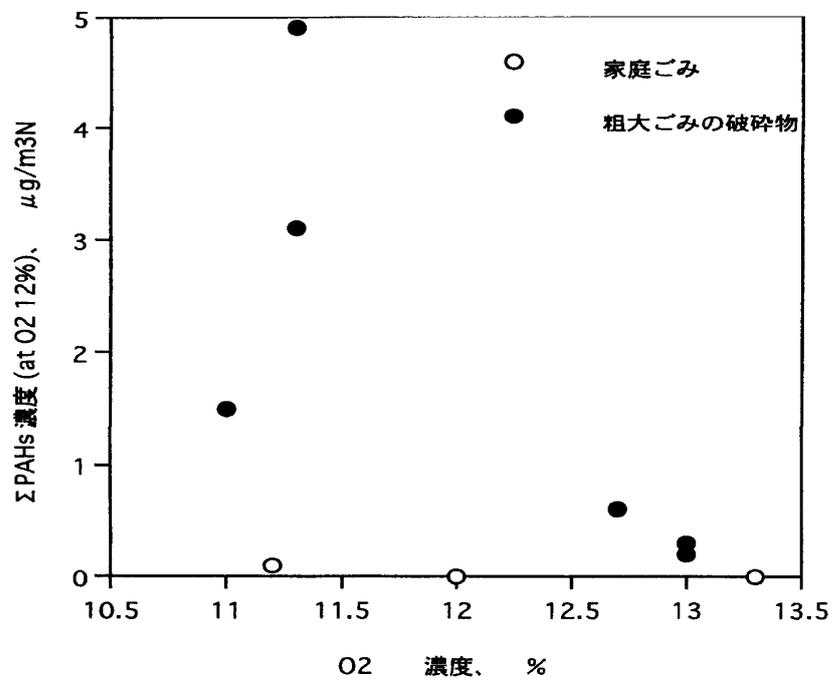


図 2 - 9 ごみの種類別におけるO₂濃度とPAHs濃度の相関 (施設 No.1)

(2) 施設 No.2 (階段火格子式連続炉)

測定結果を表 2-12 に示す。この焼却炉では、廃プラスチック類の混入率が高い都市ごみを焼却しているが、PAHs は全て不検出であった。この原因としては、

- ① 燃焼温度が施設 No.1 と比べて低い。
 - ② 焼却量が少なく、ごみ燃焼時における空気比 (O_2 濃度 12.7~17.8%) が比較的高い。
 - ③ 炉内の排ガス滞留時間が約 2 秒と、施設 No.1 の 0.8~1 秒と比べて 2 倍以上も長い。
- などが考えられる。

(3) 施設 No.3 (階段火格子式機械化バッチ炉)

測定結果を表 2-13 に示す。施設 No.1 と同様にほかの条件と比べて O_2 濃度が低く、 $900^{\circ}C$ 以上の高温燃焼した際に PAHs が検出された。ただし、PAHs の排出濃度は施設 No.1 の場合よりも低かった。これは、ごみ燃焼時の空気比 (O_2 濃度 15.0~16.8%) が施設 No.1 よりも高く、かつ排ガス滞留時間が 1~2 秒と比較的長いため、炉内で PAHs が熱分解されやすくなったためと考えられる。

排ガス中の O_2 濃度と PAHs 濃度との関係については、図 2-10 に示したように、 O_2 濃度の低下に伴って、PAHs 濃度が高くなる傾向が認められるなど、施設 No.1 の場合と同じ結果が得られた。

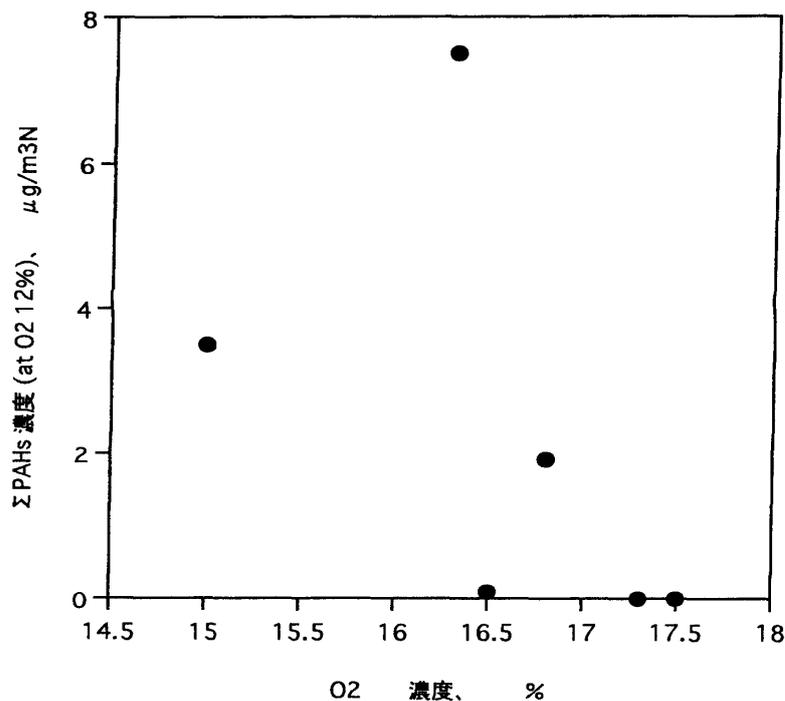


図 2 - 1 0 O_2 濃度と PAHs 濃度の相関 (施設 No.3)

(4) 施設 No.4 (階段火格子式機械化バッチ炉)

測定結果を表 2-14 に示す。この焼却炉では、施設 No.1 と同様に排ガス中の CO 濃度 (最大濃度) が高いときに PAHs が検出された。ただし、検出された PAHs 濃度は施設 No.1 に比べて、かなり低かった。

また、燃焼温度と PAHs 濃度との関係については、施設 No.1 とは逆に燃焼温度が $700^{\circ}C$ 前後と低く、空気比が高いとき (O_2 濃度 15%以上) に PAHs 濃度が高くなる傾向が認められた。これは、図 2-11

に示したように、施設No.3 では排ガス中のO₂濃度とCO濃度の間に正の相関があることから、ごみ投入口から炉内に流入した空気によって火炎濃度が急激に低下し、不完全燃焼が生じてPAHsが生成されたためと考えられる。

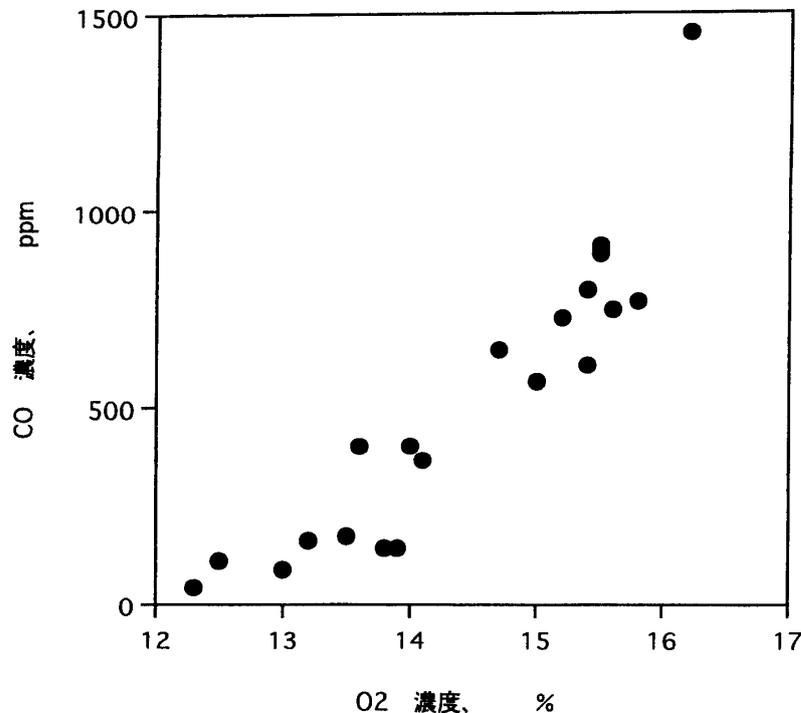


図 2 - 1 1 O₂ 濃度とCO 濃度の相関 (施設 No.4)

調査した施設 No.4 では、焼却している都市ごみ中に PAHs が検出されなかった。したがって、焼却時に検出された PAHs は実験用プラントの場合と同様に、主にごみ燃焼時に生成されたものと考えられる。燃焼過程で生成される PAHs については、実験用プラントでの実験結果から不完全燃焼の時に高くなることが確認されている。

実稼働の焼却炉で不完全燃焼が起こる原因としては、以下の理由が考えられる。

- ① 燃焼温度が高く、可燃物の急激な分解により燃焼用空気が局部的に不足する。
- ② 空気比が低すぎて、燃焼用空気が不足している。
- ③ 冷空気が炉内に流入して火炎温度が低下する。

今回の調査結果から考察すると、施設No.1、No.3 にみられたように、O₂濃度が低く、900℃以上の高温で燃焼した場合に、高濃度のPAHsが生成される傾向にある。これは、実験用プラントにおける研究で明らかにされたように、高温燃焼時に可燃物のガス化が急激に起きるため、局部的な燃焼用空気の不足により不完全燃焼が生じやすくなるためと考えられる。ごみ中の廃プラスチック類の混入率とPAHs生成との関係については、実験用プラントで得られたような相関が確認できなかった。これは、調査した実稼働炉は高い空気比でごみを燃焼していたことと、大型炉では燃焼室が大きくて安定燃焼が確保しやすい構造になっており、燃焼に際してごみ質の影響を直接受けにくいと考えられる。

また施設 No.4 でみられたように、火炎温度の低下による不完全燃焼においても PAHs が生成され

表 2-13 階段火格子式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No. 3)

試料 No.	焼却量 (t/h)	燃焼温度 (°C)	CO (ppm)	O ₂ (%)	PAHs O ₂ 12% 換算濃度 (μg/m ³ N)				
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs
25	1.0	770~840	0~50	17.7	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
26	1.5	780~860	15~60	17.3	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
27	1.5	830~940	20~720	16.5	<0.2	0.1	<0.1	<0.2	0.1
28	1.5	900~970	0~50	16.8	0.9	0.7	0.3	<0.2	1.9
29	1.0	930~980	0~100	16.3	3.1	2.3	0.5	1.6	7.5
30	1.5	900~990	55~800	15.0	1.5	0.8	0.7	0.5	3.5

注) 電気集じん装置出口側で測定

表 2-14 階段火格子式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No. 4)

試料 No.	焼却量 (t/h)	燃焼温度 (°C)	CO (ppm)	O ₂ (%)	PAHs O ₂ 12% 換算濃度 (μg/m ³ N)				
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs
31	5.01 ^{a)}	700~750	320~1,000	15.0	0.3	<0.1	<0.1	<0.2	0.3
32	5.01	900~950	240~1,000	14.2	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
33	5.01	850~900	30~190	14.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
34	5.01	600~700	100~500	17.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
35	5.23 ^{b)}	800~850	30~600	14.3	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
36	5.23	800~850	40~500	14.0	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
37	5.23	800~850	40~330	14.8	<0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0
38	5.23	600~700	130~900	16.8	0.3	<0.1	<0.1	<0.2	0.3

注) a) 電気集じん装置入口側で測定

b) 電気集じん装置出口側で測定

る。ただし、この場合の PAHs 生成量は燃焼用空気の不足による PAHs 生成量の 1/400 程度と低かった。

炉形式別では、流動床炉から高濃度の PAHs が排出されていた。これは、流動床炉が火格子炉に比べて低い空気比で運転されることが多いので、特に高温燃焼（900℃以上）の際に不完全燃焼が生じやすくなるためと考えられる。

1.2.2 炉の運転条件と PAHs 排出挙動の相関に関する研究

1.2.2.1 調査対象施設

炉形式および燃焼方式の違いによる排出挙動の変動を調べるため、流動床炉（連続式 1 炉、バッチ式 1 炉）と階段火格子炉（連続式 2 炉）の併せて 4 施設を調査した。表 2-15 に調査施設の概要および運転条件を示す。調査施設には集じん装置や脱硫、脱硝装置などが設置されている。

なお、調査した 4 施設の全てが炉の立ち上げの際に補助バーナで予熱を行っていた。

表 2-15 調査施設の概要および運転条件

施設 No.	炉形式	処理能力 (t/24h)	排ガス処理設備	調査時の運転条件
5	流動床 (連続)	98	消石灰噴霧 電気集じん装置	炉の立ち上げ 通常燃焼 炉の埋火
6	流動床 (准連続)	30	消石灰噴霧 電気集じん装置	炉の立ち上げ 通常燃焼 炉の埋火
7	階段火格子 (連続)	200	消石灰噴霧 スクラバー 電気集じん装置	炉の立ち上げ 通常燃焼 炉の埋火
8	階段火格子 (連続)	150	消石灰噴霧 バグフィルタ アンモニア噴霧＋ 触媒脱硝装置	炉の立ち上げ 通常燃焼 炉の埋火

1.2.2.2 試料採取と分析方法

(1) PAHs

実験用プラントの場合と同様に行った。また測定は、集じん装置の入口側に測定孔があった施設 No.5、No.8 の 2 施設は入口側で行った。しかし、施設 No.6 と No.7 については、測定孔があった出口側でのみ測定した。

(2) ばいじん中の炭素含有率

集じん装置入口側で測定を行った施設 No.5、No.8 についてのみ、全炭素のほか、有機性炭素の含有量を測定した。全炭素は JIS M 8813 に準じて Yanako CHN CORDER(MT-5) を使用し、ヘリウムと酸素を流しながら 950℃ で燃焼する条件により分析した。また、有機炭素の測定は同一の装置を用

いて、ヘリウムだけを流しながら 630℃での熱分解により分析を行った¹⁶⁾。

(3) O₂、CO

前記したように、それぞれ JIS K 0098 の赤外線吸収法と JIS K 0301 の磁気力方式により連続測定を行った。

1.2.2.3 結果および考察

1) ばい煙中の PAHs 濃度

(1) 施設 No.5 (流動床式連続炉)

測定結果を表 2-16 に示す。この施設では、不完全燃焼が生じやすい炉の立ち上げ時に PAHs が高濃度となった。特に流動床炉では、排ガス中の CO 濃度が高くなるなど燃焼が不安定であったため、ごみ 1 トンあたりの PAHs 排出割合が 0.31~0.67g と高かった。この値は、CO 濃度が低く燃焼が安定している試料 No.3 の通常燃焼時と比べて 10~20 倍も高い。ただし、炉の埋火時における PAHs 排出割合は 0.03g/t と低かった。

(2) 施設 No.6 (流動床式バッチ炉)

測定結果を表 2-17 に示す。表 2-17 から明らかなように、同形式の連続炉に比べて PAHs が非常に高い濃度となった。これは、CO 濃度が 5,000ppm を超えているなど、連続炉の場合よりも燃焼が不安定であったためと考えられる。特に炉の立ち上げ時では、PAHs の排出割合が 2.51g/t となり、連続炉の時と比べて約 5 倍も高かった。施設 No.6 では、通常燃焼と埋火時における PAHs 排出割合がそれぞれ 0.29g/t、1.36g/t であり、この場合も連続炉に比較して 10 倍以上も高い値であった。

(3) 施設 No.7 (階段火格子式連続炉)

測定結果を表 2-18 に示す。この施設でも炉の立ち上げ時に PAHs が高濃度になった。ただし、階段火格子炉は流動床炉に比べて燃焼が安定しているため、CO 濃度が低かった。このため、PAHs 排出割合は 0.01~0.08g/t と低く、流動床炉の 1/10 以下であった。

通常燃焼時は燃焼が安定しているため、PAHs の排出割合は 0.4~0.9mg/t と低く、炉の立ち上げ時の 1/30~1/100 程度であった。また炉の埋火時では、ごみの投入を停止しているにもかかわらず、炉内温度の低下にともない PAHs 排出濃度が高くなった。これは、炉内で燃え残りのごみが燃焼した際に PAHs が生成されており、炉内温度が低下するほど低温燃焼による不完全燃焼が生じやすくなるためと考えられる。

(4) 施設 No.8 (階段火格子式連続炉)

測定結果を表 2-19 に示す。この施設では、炉の立ち上げと埋火時の初期に PAHs が高濃度となった。この時の PAHs 排出割合はともに 3.0g/t 以上で、流動床式バッチ炉の場合よりも高い値であった。施設 No.8 は施設 No.7 と同じ形式の炉であるが、施設 No.7 に比べて排ガス中の CO 濃度が高く、燃焼が不安定であったために PAHs 濃度が高くなったものと考えられる。

埋火時は、施設 No.7 と同様に排ガス中の CO 濃度がほかの運転条件と比較して高くなるため、ごみの投入を停止した後も長い期間にわたって高濃度の PAHs が排出されていた。また、通常燃焼時の PAHs 排出割合は 0.05~0.08g/t であり、施設 No.5 の流動床式連続炉と同程度であった。

表 2-16 流動床式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No.5)

試料 No.	運転条件	焼却量 (°C)	燃焼温度 (°C)	O ₂ (%)	PAHs 実測濃度 (μg/m ³ N)					CO (ppm)	PAHs 排出割合 (g/t)
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs		
1	炉の立ち上げ	2.1	0~240	18.6	26.1	8.1	0.7	4.6	39.5	0~2,500	0.67
2		2.9	240~350	14.0	14.6	3.8	6.4	8.7	33.5	100~2,700	0.31
3	通常燃焼	2.8	730~740	15.5	15.5	0.3	0.4	0.7	3.2	50~430	0.03
4	炉の埋火	2.0	750~780	18.5	18.5	0.6	0.5	2.6	3.7	50~500	0.03

注) 電気集じん装置入口側で測定

表 2-17 流動床式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No.6)

試料 No.	運転条件	焼却量 (°C)	燃焼温度 (°C)	O ₂ (%)	PAHs 実測濃度 (μg/m ³ N)					CO (ppm)	PAHs 排出割合 (g/t)
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs		
5	炉の立ち上げ	1.02	700~870	12.5	69.4	29.7	52.4	67.0	218.5	100~>5,000	2.51
6	通常燃焼	1.89	780~940	12.0	10.7	3.3	6.3	42.9	63.2	100~>5,000	0.48
7		2.07	750~860	14.5	13.5	1.5	<0.1	<0.2	15.0	50~>5,000	0.10
8		2.56	800~920	13.2	37.2	18.1	44.0	21.6	120.9	50~>5,000	0.55
9	炉の埋火	2.09	800~940	12.5	91.5	25.8	32.2	94.5	244.0	50~>5,000	1.36

注) 電気集じん装置入口側で測定

表 2-18 階段火格子式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No.7)

試料 No.	運転条件	焼却量 (°C)	燃焼温度 (°C)	O ₂ (%)	PAHs 実測濃度 (μg/m ³ N)					CO (ppm)	PAHs 排出割合 (g/t)
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs		
10	炉の立ち上げ	2.1	270~330	20.0	4.6	1.1	1.2	0.8	7.7	20~1,380	82.9
11		2.0	370~430	18.5	0.9	0.4	0.1	<0.2	1.4	400~700	20.5
12		1.7	430~560	16.3	0.8	0.1	<0.1	<0.2	0.9	200~340	12.9
13		1.8	660~730	15.7	0.6	0.2	0.1	<0.2	0.9	50~150	16.0
14		1.8	770~860	16.0	0.4	0.2	<0.1	<0.2	0.6	10~100	12.8
15	通常燃焼	7.0	800~860	10.0	<0.1	0.2	<0.1	<0.2	0.2	0~20	0.9
16		7.1	780~850	10.7	<0.1	0.1	<0.1	<0.2	0.1	0~5	0.4
17		7.0	750~800	9.8	<0.1	0.2	<0.1	<0.2	0.2	0~5	0.9
18	炉の埋火	0.0	430~530	16.0	<0.1	0.1	0.1	0.4	0.6	400~600	—
19		0.0	310~370	19.0	1.3	0.2	0.2	0.5	2.2	200~300	—

注) 電気集じん装置入口側で測定

表 2-19 階段火格子式焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度 (施設 No.8)

施設 No.	運転条件	焼却量 (°C)	燃焼温度 (°C)	O ₂ (%)	PAHs 実測濃度 (μg/m ³ N)					CO (ppm)	PAHs 排出割合 (g/t)	
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs			
20	炉の立ち上げ	2.61	300~530	15.5	97.8	23.0	53.6	74.2	243	50~620	3.24	
21		2.61	440~560	15.6	36.6	2.1	0.5	0.2	39.4	100~580	0.52	
22		2.20	500~760	15.0	21.4	1.0	0.1	1.1	23.6	70~730	0.34	
23		通常燃焼	7.00	760~830	12.7	13.3	<0.1	<0.1	<0.2	13.3	100~520	0.08
24			4.67	750~850	12.5	3.8	<0.1	<0.1	<0.2	3.8	80~260	0.05
25	炉の埋火	6.68	820~970	11.2	10.2	<0.1	<0.1	<0.2	10.2	60~500	0.05	
26		3.25	550~740	14.5	94.5	26.4	57.4	105	283	80~1,500	3.51	
27		2.00	320~460	18.1	47.5	9.3	16.0	29.6	102	400~1,250	1.38	

注) バグフィルタ入口側で測定

2) ばいじん中の炭素含有量

集じん装置の入り口側で PAHs を測定した施設 No.5、No.8 の 2 施設について、ばいじん中の炭素含有率を測定した。結果を表 2-20 に示す。ばいじん中の有機炭素含有率は、両施設とも炉の立ち上げ時が一番高く、ついで埋火時であり、通常燃焼時の時が最小であった。全炭素含有率も同様の傾向を示した。

表 2-20 ばいじん中の炭素含有量

施設 No.	運転条件	ばいじん中の炭素含有量 (%)	
		有機性炭素	全炭素
5	炉の立ち上げ	1.51	7.24
	通常燃焼	0.48	1.54
	炉の埋火	0.70	1.13
8	炉の立ち上げ	0.68	2.59
	通常燃焼	0.44	1.47
	炉の埋火	0.52	1.19

Eiceman¹⁷⁾は、燃焼過程におけるPAHsの生成メカニズムはばいじん中の有機炭素含有率と直接的な相関があると指摘している。またBenner¹⁸⁾も、燃焼が不安定な場合に有機炭素含有率が高くなることを確認している。この調査でも、炉の立ち上げ時に有機炭素の含有率が一番高くなっていることから、不完全燃焼によるPAHsの生成を裏付けているものと考えられる。

調査した炉の形式によって、有機炭素の含有率と PAHs 濃度が必ずしも比例していない。この理由としては、

- ① 炉形式によって、燃焼効率などに差がある。
- ② 炉形式によって立ち上げおよび埋火の経過時間に差があるため、流動床式連続炉（経過時間 30～1 時間）に比べて経過時間が長い階段火格子式連続炉（8 時間以上）ではサンプリングしたばいじんがより平均化されている。

などが考えられる。

調査した 4 施設では、いずれも炉の立ち上げ時にPAHsが高濃度となった。これらの施設は炉の立ち上げ時に補助バーナで予熱しているが、特に施設No.6、No.8において、同じ条件で測定しているBenestad¹⁹⁾の測定値と比較してもPAHs排出濃度が高かった。

今回の調査結果から考察すると、立ち上げ時の初期にPAHsが高濃度になっていること、さらに埋火時における時間の経過にともなってPAHs濃度が高くなったことから、Freman¹¹⁾が確認した低温燃焼が原因の一つであると考えられる。ただし今回の測定値は、補助燃料バーナを使用しない炉の立ち上げ時にPAHs濃度を測定したColmsjo²⁰⁾の測定値と比較しても高かった。このことから、低温燃焼以外に、立ち上げ時の過程で燃えやすいごみの一部が急激に燃えたことによる局所的な燃焼空気の不足なども原因となっている可能性がある。

3) 焼却炉の稼働期間中における PAH 排出量

施設別における稼働期間中の PAHs 排出量を表 2-21 に示す。1 時間あたりの PAHs 排出量で比較すると、稼働期間が長い施設ほど排出量が少なくなった。また、図 2-12 に示したように、1 日の PAHs 排出量に換算したもので見てみると、稼働期間が 1.5～3.0 ヶ月と長い施設 No.7、No.8 では、通常燃焼における排出寄与が大きい。これに対して、施設 No.6 のバッチ炉は毎日炉の立ち上げが繰り返

されるので、PAHs 排出量は立ち上げ時における排出寄与が大きくなる。したがって、PAHs の総排出量を減らすためには、通常燃焼時における排出濃度を下げるほかに、特にバッチ炉では立ち上げと埋火時の排出濃度を減らすことが重要なポイントとなる。

表 2-21 焼却炉の稼働期間中における PAHs 排出量

施設 No.	稼働期間	運転条件	排出割合 (g/t)	排出量 (g)	1 時間当たりの排出量(g/t)
5	1 週間	炉の立ち上げ	0.49	2.45	0.53
		通常燃焼	0.03	8.40	
		炉の埋火	0.01	0.04	
6	1 日	炉の立ち上げ	2.51	2.51	1.22
		通常燃焼	0.46	8.94	
		炉の埋火	1.36	1.36	
7	3.5 ヶ月	炉の立ち上げ	0.029	0.28	0.01
		通常燃焼	0.001	14.9	
		炉の埋火	0.025	0.15	
8	1.5 ヶ月	炉の立ち上げ	1.03	31.4	0.44
		通常燃焼	0.06	430	
		炉の埋火	0.82	10.7	

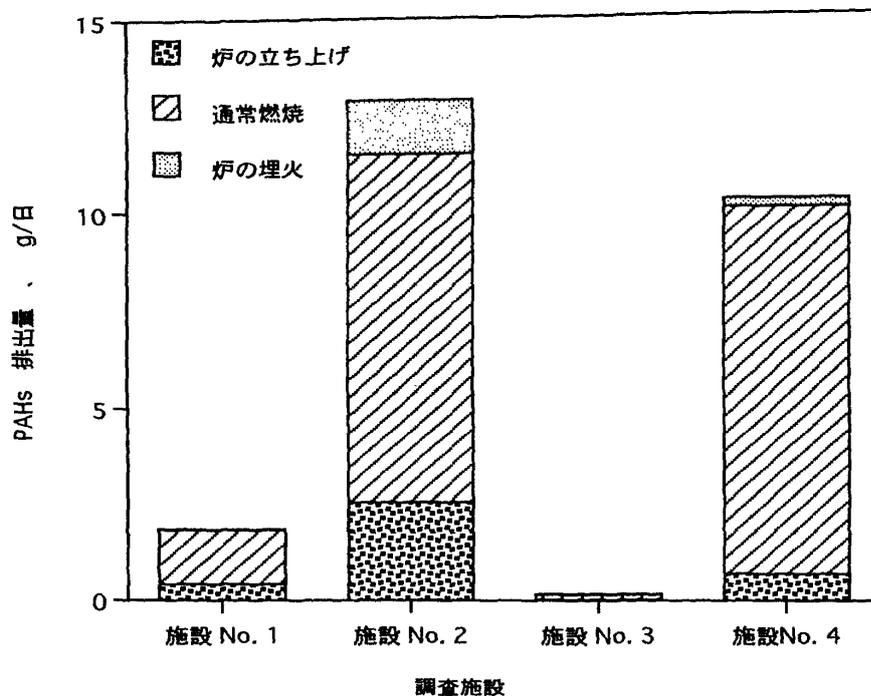


図 2-12 各調査施設における 1 日あたりの PAHs 排出量

表 2-23 医療廃棄物焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度

試料 No.	焼却量 (kg/h)	燃焼温度 (°C)	CO (ppm)	O ₂ (%)	PAHs 実測濃度 (μg/m ³ N)				
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs
1	250	700~900	50~1,600	14.7	9.16	3.15	2.31	4.37	19.0
2	250	700~900	200~2,100	14.0	7.25	2.83	1.35	3.99	15.4
3	250	700~850	150~250	17.0	0.99	0.56	<0.10	<0.50	1.55

注) バグフィルタ入口側で測定

表 2-25 汚泥、廃油等の産業廃棄物焼却炉の排ガス中における PAHs 濃度

試料 No.	焼却量 (kg/h)	燃焼温度 (°C)	CO (ppm)	O ₂ (%)	PAHs 実測濃度 (μg/m ³ N)				
					B(a)A	B(k)F+B(b)F	B(a)P	B(ghi)P	Σ PAHs
1	950	750~840	320~1,440	14.6	6.02	2.70	5.82	3.50	18.0
2	860	760~840	230~600	14.7	3.76	0.67	0.71	0.56	5.70

注) 湿式電気集じん装置の入口側（スクラバーの出口側）で測定

第2節 産業廃棄物の焼却時における PAHs の排出挙動

現在、多種類の廃棄物が産業廃棄物焼却炉で焼却されている。これら廃棄物の中には、都市ごみに比べて発熱量が高く、燃焼時に不完全燃焼が生じやすいものも含まれている。このような廃棄物を焼却している施設からは高濃度の PAHs が生成される可能性が高いため、効果的な抑制対策を講じる必要がある。

そこで、産業廃棄物焼却炉からの PAHs 発生特性および燃焼管理による効果的な排出抑制法を検討するため、廃プラスチック類の混入率が高い医療廃棄物および発熱量が高い廃油、廃液等を燃焼している2つの施設について PAHs の排出挙動を調査検討した。

2. 1 医療廃棄物焼却炉における PAHs の排出挙動

2.1.1 調査対象施設

この施設では病院から処理を委託された点滴セット、注射器、注射針、採血管、血液バッグ、および尿袋などの医療廃棄物を焼却している。廃棄物のほとんどが廃プラスチック類であった。施設の概要を表 2-22 に示す。

なお、PAHs、O₂、CO濃度の測定方法は都市ごみ焼却炉の場合と同様である。

表 2-22 調査施設の概要

焼却炉の形式	焼却能力 (kg/h)	焼 却 物	排ガス処理設備
固定床式	400	点滴セット、注射針、注射器、採血管、血液バック、尿袋、カテーテル、人工透析などの医療廃棄物	消石灰の噴霧 サイクロン バグフィルタ

2.1.2 調査結果と考察

調査結果を表 2-23 に示す。病院から排出されている医療廃棄物には、平均で約 30%の廃プラスチック類が含まれている²¹⁾。この混入率は米国における調査結果^{21),22)}とほぼ同じであり、都市ごみに比べて約 2 倍高い。病院が処理業者に委託する医療廃棄物は、大部分がプラスチック製のディスプレイ製品である。調査した施設では医療廃棄物を単独で焼却していたことから、調査時に焼却した廃棄物中の廃プラスチック類の混入率は 80%強であったと推測される。また、廃プラスチック類に占めるポリ塩化ビニル系樹脂の割合が約 20%との報告²⁴⁾もあり、燃焼時に不完全燃焼が生じやすい条件であった。

調査した施設では炉内に助燃バーナが設置されておらず、二次燃焼室内の助燃バーナもほとんど利用されていなかった。このため、表 2-23 に示したように、3 回の測定のうち 2 回は排ガス中の CO 濃度が 1,000ppm 以上と高く、不完全燃焼を起こしていた。この時に計測された PAHs 濃度は 15~19 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ であり、都市ごみ焼却炉からの排出濃度と比べて 10~100 倍程度高くなった。

以上のように、医療廃棄物の焼却では不完全燃焼により PAHs が高濃度で排出されることが多いため、適正な燃焼管理の確立が不可欠である。

2. 2 汚泥、廃油等の産業廃棄物焼却炉における PAHs の排出挙動

2.2.1 調査対象施設

この調査施設では、企業から処理を委託された有機性汚泥、廃油、廃液などの産業廃棄物を焼却している。施設の概要を表 2-24 に示す。

なお、PAHs、O₂、CO濃度の測定方法は都市ごみ焼却炉の場合と同様である。

表 2-24 調査施設の概要

焼却炉の形式	焼却能力 (kg/h)	焼 却 物	排ガス処理設備
ロータリーキルン	1,000	主に汚泥、廃油を焼却	脱臭炉 サイクロン スクラバー 湿式電気集じん装置

2.2.2 調査結果と考察

測定結果を表 2-25 に示す。この調査施設でも主に発熱量の高い有機系の産業廃棄物を焼却しているため、医療廃棄物と同様に不完全燃焼が生じやすい。このため、CO濃度が 1,000ppmを超えた試料No.1 ではPAHs濃度が 18 μg/m³Nと高かった。この施設では炉の出口側で脱臭炉として二次燃焼装置を設置しているが、燃焼温度が 800℃前後とあまり高くないため、PAHsに対する低減効果は小さいと考えられる。

第2章 まとめ

燃焼条件によって排出濃度が影響されるものの代表例として PAHs をとりあげ、廃棄物焼却炉からの排出挙動を調査研究した。ここでは、実験用プラントを用いた燃焼実験のほか、実稼働の焼却炉について同様の調査を行い、燃焼実験の結果との整合性を検討した。また、炉の立ち上げ、通常燃焼および埋火など、焼却炉の各運転サイクルにおける PAHs の挙動と排出寄与率も併せて研究した。

実験用プラントによる燃焼実験の結果、燃焼温度が 850～900℃と高い条件では PAHs 濃度が廃プラスチック類の混入率に比例して急激に増加することが確認された。また、廃プラスチック類の混入率が同じ場合、燃焼温度が 850～900℃の時の排出割合は同じく 730～750℃における値と比べて 2 倍から 3 倍大きくなった。これは、燃焼温度が高くなるほど廃プラスチック類の急激な分解により可燃ガスが発生しやすくなり、その発生量が混入率に比例して多くなることから、特に混入率が高いときに燃焼空気の不足により不完全燃焼が生じやすくなるためと考えられる。

実稼働の都市ごみ焼却炉に関する調査結果から、燃焼実験の場合と同様に O₂濃度が低く、900℃以上の高い温度でごみを燃焼すると、不完全燃焼により高濃度の PAHs が生成することが判明した。ただし、調査した施設では O₂濃度の高い状態で運転することが多かったため、廃プラスチック類の混入率と PAHs 生成との関係については、燃焼実験で得られた結果ほど明確な相関は認められなかった。炉の形式別に排出挙動を調査したところ、実験用プラントと同じ形式である流動床炉において、燃焼条件が顕著に影響することがわかった。

また、炉の運転条件と PAHs 排出挙動との相関に関する研究から、不完全燃焼が生じやすい炉の

立ち上げ時に PAHs が高濃度になることが判明した。この場合も流動床炉で PAHs 濃度が高くなる傾向が見られ、特に流動床式バッチ炉で濃度が最も高くなった。さらに稼働時間が長い連続炉では、PAHs 排出量は通常燃焼時における排出寄与率が大きいものに対して、バッチ炉の場合は炉の立ち上げおよび埋火時に排出寄与率が大きくなることがわかった。

産業廃棄物として、廃プラスチック類の混入率が高い医療廃棄物と発熱量が高い廃油・廃液等を焼却している 2 つの実稼働施設について PAHs の排出挙動を研究した。その結果、両施設とも CO 濃度が 1,000ppm 以上と高く、不完全燃焼を起こした際に PAHs 濃度は最大で $20 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ となり、都市ごみ焼却炉からの排出濃度に比べて 10~100 倍程度高くなった。このため、これらの産業廃棄物を焼却している施設では、二次燃焼装置の設置などを含めた、適正な燃焼管理の確立が不可欠である。

参 考 文 献

- 1) I.W. Davies, R.M. Harrison, R. Perry, D. Ratnayaka, R.A. Welling : "Municipal Incinerator as Source of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Environment", *Environ. Sci. Technol.*, **10**, 451(1976)
- 2) R.P. Hangebrauck, D.J. Von Lehmden, J.E. Meeker : "Emissions of Polynuclear Hydrocarbons and other Pollutants from Heat-generation and Incineration Process", *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **14**, 267(1964)
- 3) E.S. Wilkins, M.G. Wilkins : "Review of Pyrolysis and Combustion Condition Products of Municipal and Industrial Wastes", *J. Environ. Sci. Health*, **A18**, 747(1983)
- 4) F. Hasselriis : "Relationship between Municipal Refuse Combustion Conditions and Trace Organic Emissions!", *presented at the 78th Annual Meeting of Air Pollution Control Association*, 85-76A, 1(1985)
- 5) J.L. Graham, D.L. Hall, B. Dellinger : "Laboratory Investigation of Thermal Degradation of a Mixture of Hazardous Organic Compounds.1.", *Environ. Sci. Technol.*, **20**, 703(1986)
- 6) W.P. Linak, J.A. McSorley, J.O.L. Wendt, J.E. Dunn : "On the Occurrence of Transient Puffs in a Rotary Kiln Incinerator Simulator, II. Contained Liquid Waste on Sorbent", *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **37**, 934(1987)
- 7) M. Oehme, S. Mano, A. Mikalsen : "Formation and Presence of Polyhalogenated and Polycyclic Compounds in the Emission of Small and Large Scale Municipal Waste Incinerators", *Chemosphere*, **16**, 143(1987)
- 8) F. Hasselriis : "Optimization of Combustion Conditions to Minimize Dioxin Emissions", *Waste Management Research*, **5**, 311(1987)
- 9) J.D.T. Bergstorm, K. Warman : "Production and Characterization of Trace Organic Emissions in Sweden", *Waste Management Research*, **5**, 395(1987)
- 10) K. Victorin, M. Stahlberg, U.G. Ahlberg : "Emission of Mutagenic Substances from Waste Incineration Plants", *Waste Management Research*, **6**, 149(1988)
- 11) D.F. Freeman, F.C.R. Cattle : "Woodburning as a Source of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons", *Environ. Sci. Technol.*, **24**, 1581(1990)
- 12) I. Fangmark, B. Bavel, S. Marklund, B. Stormberg, N. Berge, C. Rappe : "Influence of

- Combustion Parameters on the Formation of Polychlorinated Dibenzo-dioxins, Dibenzofuranes, Benzene, Biphenyls and Polyaromatic Hydrocarbons in a Pilot Incinerator”, *Environ. Sci. Technol.*, **27**, 1602(1993)
- 13) W.E. May, S.A. Wise : “Liquid Chromatographic Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Air Particulate Extracts”, *Anal. Chem.*, **56**, 225(1984)
 - 14) R.A. Hawley-Fedder, M.L. Parsons, F.W. Karasek : “Products obtained during Combustion of Polymers under Simulated Incinerator Conditions, I. Polyethylene”, *J. Chromatography*, **314**, 263(1984)
 - 15) W.P. Linak, J.D. Kilgroe, J.A. McSorley, J.O.L. Wendt, J.E. Dumn : “On the Occurrence of Transient Puffs in a Rotary Kiln Incinerator Simulator, I. Prototype Solid Plastics Wastes”, *J. Air Pollut. Control Assoc.* **37**, 54(1987)
 - 16) H. Hayashi, Y. Inoue, T. Hayasaka, Y. Kurosawa, A. Satoh : “Analysis of Particulate Carbon and other Elements using Elemental Analyzer”, *Japan Society of Air Pollution*, **20**, 349(1985)
 - 17) G.A. Eiceman, R.E. Clement, F.W. Karasek : “Variations in Concentrations of Organic Compounds including Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Fly Ash from a Municipal Incinerator”, *Anal. Chem.*, **53**, 955(1981)
 - 18) B.A. Benner, N.P. Bryner, S.A. Wise, G.W. Mulholland, R.C. Lao, M.F. Fingas : “Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Emissions from the Combustion of Crude Oil on Water”, *Environ. Sci. Technol.*, **24**, 1418(1990)
 - 19) C. Benested, I. Hagen, A. Jebens, M. Oehme, T. Ramdahl : “Emissions of Organic Micropollutants from Discontinuously Operated Municipal Waste Incinerators”, *Waste Management Research*, **8**, 193(1990)
 - 20) A.L. Colmsjo, Y.U. Zebuhr, C.E. Ostman : “Polynuclear Aromatic Compounds in Flue Gases and Ambient Air in the Vicinity of a Municipal Incineration Plant”, *Atmospheric Environment*, **20**, 2279(1986)
 - 21) 安田憲二、高橋通正 : “医療廃棄物の焼却処理と問題点” 医療廃棄物研究、**4**, No.2(1992)
 - 22) R.M. Morrison, : “Hospital Waste Combustion Study-data Gathering Phase, Final Report. U.S.EPA PB Report (1988)
 - 23) J.H. Gibbons, et al. : “Issues in Medical Waste Management, Background U.S. Office of Technology Assessment, 1(1988)
 - 24) 高月 紘、酒井伸一、藤田泰行、 : “医療廃棄物の塩素素材について” 第 12 回全国都市清掃研究発表会講演論文集、225 (1991)

第3章 廃棄物の組成および燃焼条件が影響する環境汚染物質の排出挙動

廃棄物の焼却処理にともなって排出される環境汚染物質の中には、廃棄物の組成と燃焼条件の双方により排出挙動が影響されるものがある。これらの物質のうち、代表的なものとして窒素酸化物があげられる。従来、大気汚染物質とされている狭義の窒素酸化物として、一酸化窒素(NO)と二酸化窒素(NO₂)が取り上げられており、ラジカルで化学的にも反応性に富むため、それ自体の有害性と光化学スモッグや酸性雨の原因物質であることの両面から注目されてきた。これに対して、最近、亜酸化窒素(N₂O)はフロンガスと同様に成層圏オゾン層の破壊に重要な役割を果たしていることが明らかとなり、広義の窒素酸化物として挙動を明らかにするための調査が行われている。

NO、NO₂（以下、まとめてNO_xとする）については、昭和48年5月におけるNO₂の環境基準設定以降、廃棄物焼却炉を含めた発生源に対して排出規制を行っている。この排出規制は年々強化されており、昭和56年6月以降は東京特別区等、横浜・川崎等、大阪等の排出量が多い地域で総量規制も実施されている。しかし、未だに環境基準が未達成な地域が少なくないことから、発生源における排出抑制は今日的課題である。

一方、N₂Oは現在までのところ排出規制の対象とはなっていないが、成層圏のオゾン層破壊のほかに温室効果があることから、CO₂、CH₄とともに温室効果ガスとして注目を浴びている。N₂Oについては、物理的・化学的定数、大気中における化学反応や寿命などが明らかになりつつあるが、その発生源と発生源における排出挙動などは不明な点が多い。

以上のように、NO_xとN₂Oの排出は環境に重大な影響を与えるため、発生源における排出抑制技術の開発は重要な課題である。廃棄物の燃焼過程でもNO_x、N₂Oの両方が排出されることから、廃棄物焼却炉について、これら物質の排出挙動と排出量の把握が強く求められている。しかし、廃棄物の燃焼過程におけるNO_x、N₂Oの排出挙動は組成と燃焼条件の両方に影響されるため、排出挙動を定量的に把握することが難しい。そこで、実験用プラントおよび電気炉を使用して燃焼実験を行い、定量的な排出挙動を調査研究した。また、実稼働の焼却炉についても同様の調査を行い、燃焼実験の結果との整合性について検討した。本章では、これらの実験研究および実炉に関する調査の内容、結果ならびに考察について述べる。

第1節 都市ごみの焼却時におけるNO_xの排出挙動

燃焼過程で排出されるNO_xの大部分はNOであり、NO₂の排出量は全体の数%~10%程度と報告されていることから、都市ごみ焼却の場合も同様の傾向を示すものと考えられる。燃焼において生成されるNO_xは、廃棄物中の窒素分に由来するFuel NO_xと空気中の窒素が高温で酸化されて生成するThermal NO_xに大別される。したがって、発生源における排出抑制技術の開発には、まずFuel NO_xやThermal NO_xの排出挙動を把握することが必要とされる。

これまで、燃焼施設からのNO_xの定量的な排出挙動については、石炭、石油などの化石燃料を燃やしているボイラ等に関して報告されている²⁾⁸⁾。廃棄物燃焼燃焼にともなうNO_xの生成については、赤池⁹⁾が元素分析に使用するシェフィールド式燃焼管を用いた燃焼実験を報告している。しかし、電気炉で微量(0.5g)の廃棄物を燃焼した場合と実稼働の焼却炉内における大量燃焼では、その燃焼状態が著しく異なることから、電気炉で得られた結果をそのまま実稼働炉に適用することには難がある。また、実稼働の廃棄物焼却炉についてはNO_xを測定している間にごみの組成や燃焼条件が変わってしまうため、組成が未調整なごみを用いた調査では定性的な排出挙動の把握にとどまっている¹⁰⁾。

そこで、手選別により組成を調整した実験用の都市ごみと、燃焼条件を一定に操作できる実験用プラントを用いて実稼働炉の燃焼状態により近い条件で燃焼実験を行い、定量的な NOx 排出挙動の把握を試みた。

1. 1 実験用プラントによる燃焼実験

実験に使用したプラントは、第 1 章第 1 節に述べたものと同じ流動床式焼却炉であり、燃焼実験用都市ごみの調整（4 種類）、燃焼温度（730℃、900℃の 2 条件）および燃焼時間も同様の方法で行った。

1.1.1 燃焼実験用都市ごみ中の元素含有量

この燃焼実験では、Thermal NOxのほかにFuel NOxの変換率を把握することが目的であるため、窒素含有量が異なるように都市ごみを調整して実験を行った。「紙、布類」、「木・竹・わら類」、「厨芥類」、「廃プラスチック類」などの都市ごみの中で、特に厨芥類の窒素含有量が高い¹¹⁾。そこで、実験用に成分を調整した 4 種類の都市ごみのうち、表 3-1 に示したように、1 種類は全く厨芥類を含まないものを作成した。また表 3-1 には、このように調整した燃焼実験用都市ごみ中の元素含有率も示した。通常、都市ごみ中の窒素含有率は 0.4～0.7%の範囲にあるが¹²⁾、厨芥類を全く含まない実験 No. I のごみ中の窒素含有率は 0.16%であり、厨芥類を 10%以上含んでいる実験 No. II～IV の場合（同 0.57～0.66%）と比べて 1/4 程度と低かった。

表 3-1 燃焼実験に使用したごみの組成 (Dry-base %)

実 験 NO.	I	II	III	IV
紙、布類	81.0	53.8	44.1	37.3
廃プラスチック類	0.0	8.8	17.7	23.7
木、竹、わら類	12.1	16.5	14.7	17.7
厨芥類	0.0	11.0	14.7	11.8
不燃物類	6.9	9.0	8.8	9.5
C 分	39.9	45.4	50.1	42.0
H 分	6.27	6.41	7.05	7.19
N 分	0.16	0.66	0.65	0.57
水 分	22.8	39.9	43.3	43.9
灰 分	12.5	9.8	8.0	9.1
可 燃 分	64.7	50.3	48.7	47.0
低位発熱量 (kcal/kg)	2,990	2,580	2,440	2,450

(1) 都市ごみの調整方法

ごみの収集車で集めた住宅街等からの都市ごみを一カ所に集め、手選別で「厨芥類」などの種類別に分けて秤量した後、各実験 No.のごみ質にあわせて必要な量（湿ベースで合計約 2 トン）を貯留した。調整ごみは、燃焼実験を行う前に“ユンボ”を用いて性状が均一になるように十分に混ぜ合わせた。

なお、ごみを調整してから4～6日後に燃焼実験を行ったため、表3-1に示したように、貯留中で水分の蒸発などにより、通常の都市ごみと比べて水分量が若干低くなった。

(2) 調整ごみ中の窒素含有量の分析

調整ごみを混ぜ合わせる前に種類別にランダムサンプリングを行い、乾燥して粉砕した後、各実験No.の可燃分の比率にあわせて均一に混合し分析試料を作成した。サンプリング量は1試料あたり合計2kg(湿ベース)であった。窒素含有量の分析はJIS K 0102のケルダール方により行った。分析は1試料につき3回行い、表3-2に平均値を示した。分析値のバラツキは、いずれも平均値の±5%範囲内であった。

表 3-2 燃焼実験における諸条件 (Dry-base %)

実 験 No.	I	II	III	IV
At 730℃				
ごみ投入量 (kg/h)	249	188	248	214
ごみ中N分量 (kg/h)	0.39	1.24	1.61	1.22
排ガス量 (m ³ N/h)	1,730	1,780	1,710	1,760
At 900℃				
ごみ投入量 (kg/h)	256	180	255	213
ごみ中N分量 (kg/h)	0.14	1.19	1.66	1.21
排ガス量 (m ³ N/h)	1,780	1,800	1,730	1,780

1.1.2 燃焼実験の条件

流動床炉における都市ごみの焼却では700～900℃の温度範囲で燃焼することが多いことから、実験用プラントによる燃焼実験は、4種類の実験用都市ごみについてそれぞれ燃焼温度730℃、900℃の2条件で合計8回行った。燃焼温度はフリーボード上部で測定した値を用いた。この燃焼実験では、炉の立ち上げ→昇温→730℃での燃焼実験(2時間)→昇温→900℃での燃焼実験(2時間)→埋火の順番で行っており、このうち炉の立ち上げと最初の昇温は未調整のごみを使用した。各燃焼温度における実験No.ごとの諸条件を表3-2に示す。燃焼温度は、炉の上部から水を噴霧することで制御した。また、燃焼温度が一定になるようにごみを投入したため投入量は実験No.などにより異なっていたが、ごみ中の窒素含有量(kg/h)は実験No. Iと、No. II～IVとで明確な差が認められた。

この燃焼実験では、各実験No.における730℃と900℃の実験を同じ日に行った。1日2回の燃焼実験で組成を調整したごみ約2トン(湿ベース)を燃焼した。燃焼に際して破碎等の前処理は行わなかった。

1.1.3 試料採取と分析方法

排ガス中のNO_xはJIS K 0104の化学発光法で、酸素濃度は磁気式酸素計でそれぞれ連続測定した。また、排ガス量はJIS K 8808に準じた平衡型ばいじん採取装置で計測された値を用いた。

なお、試料採取は、スクラバーの出口側で行った。

1.1.4 実験結果と考察

(1) O₂濃度とNO_x濃度の関係

実験No. I～IVで測定したNO_xの測定結果をもとに、燃焼温度 730℃と 900℃における実験No. IでのO₂濃度とNO_x濃度 (O₂12%換算値、以下同じ) の相関をそれぞれ図 3-1、3-2 に示す。同じく、実験No. II～IVにおける相関を図 3-3、3-4 にそれぞれ示す。なお、図 3-1～3-4 には回帰直線と相関係数も示した。ここで、図 3-1～3-4 に示したNO_x濃度は 5 分間の平均値であり、この間ごみ供給量と送風空気量は一定に保たれていた。また、730℃および 900℃の燃焼実験では温度範囲がそれぞれ 720～740℃、860～900℃であったが、いずれも 730℃、900℃の出現頻度が多かったことから、これらを代表温度とした。

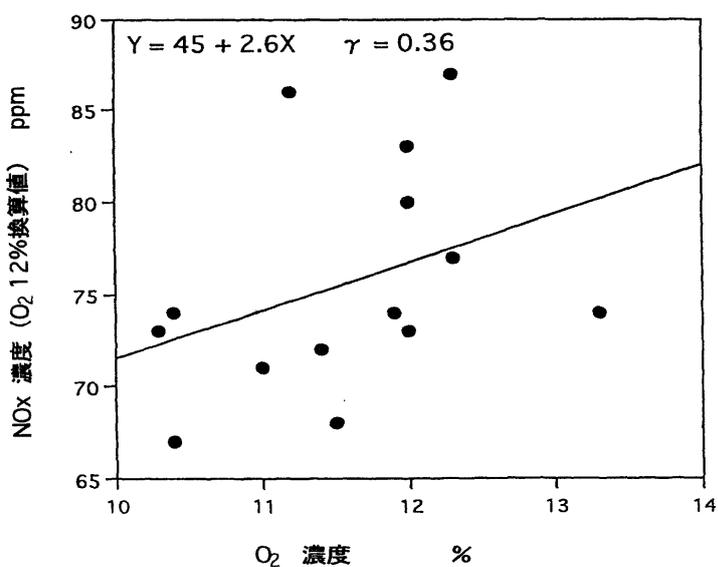


図3-1 実験 No. I におけるO₂濃度とNO_x濃度の相関 (730℃)

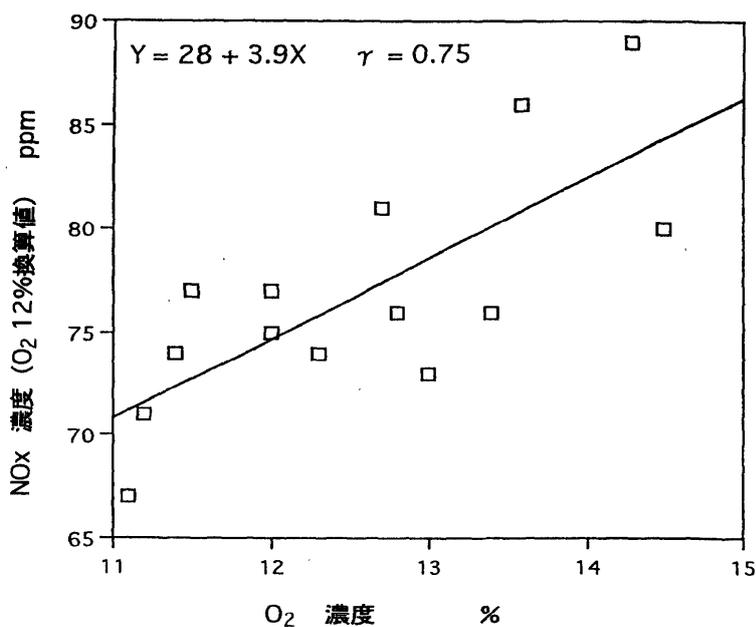


図3-2 実験 No. I におけるO₂濃度とNO_x濃度の相関 (900℃)

図から明らかなように、図 3-1 では相関係数が 0.36 と小さかったが、他はいずれも O₂濃度と NO_x濃度との間に正の相関が認められた。実験 No. II～IV では窒素含有量が比較的に近い値であったため、まとめて図 3-3 と図 3-4 に示したが、730℃ および 900℃ における相関係数はそれぞれ 0.79、0.86 であり、双方とも係数が大きかった。実験 No. が同じ場合でも、回帰直線の傾きが 730℃ に比べて 900℃ の時の方が大きくなることから、NO_x濃度は燃焼温度が高いほど O₂濃度に強く影響されることがわかった。また、いずれの実験でも燃焼温度が 730℃ の時の相関係数が 900℃ と比べて小さかった。これは、「燃焼実験条件」に記述したように炉の立ち上げと最初の昇温では未調整のごみを使用しているため、730℃ の燃焼実験では排ガスの計測時に未調整のごみが炉内に残っている可能性があることから、この影響により相関係数が小さくなったものと考えられる。

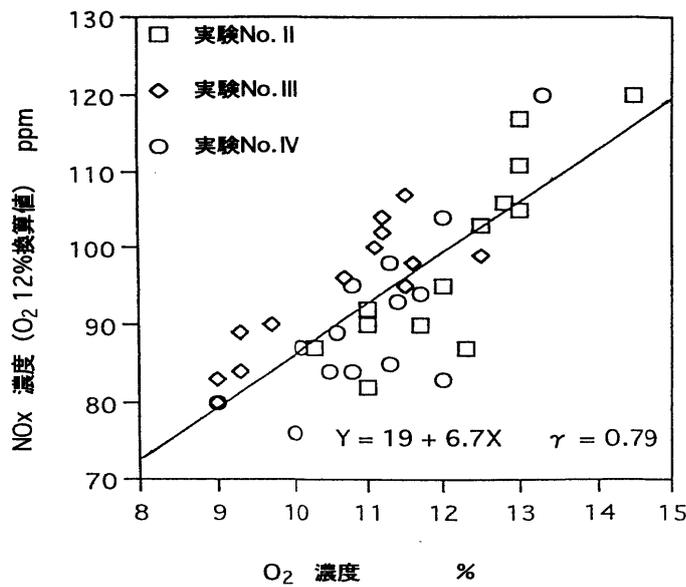


図3-3 実験No. II～IVにおけるO₂濃度とNO_x濃度の相関 (730℃)

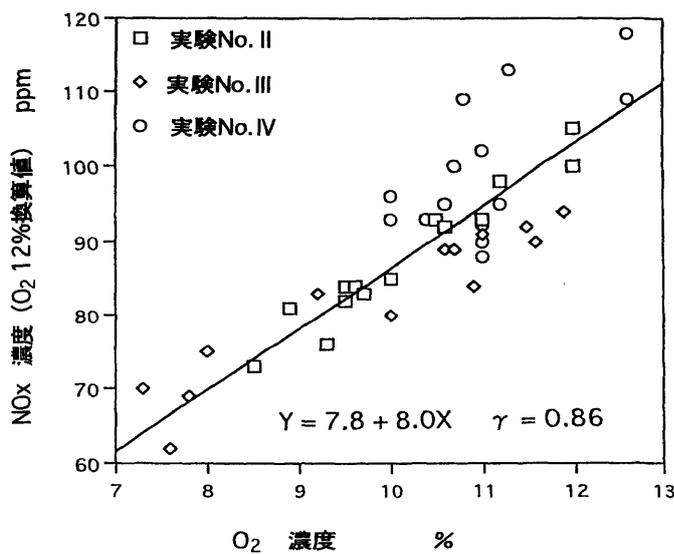


図3-4 実験No. II～IVにおけるO₂濃度とNO_x濃度の相関 (900℃)

さらに、燃焼温度が730℃と同じ条件においても、相関係数は実験 No. I が 0.36 (図 3-1) であるのに対して No. II～IV が 0.79 (図 3-3) と大きく異なっていた。この原因は、実験 No. II～IV が 3 回の実験結果を一緒にしたものであり、測定時間も合計すると No. I の 3 倍長いことから、No. II～IV では測定値がより平均化されたためと考えられる。また、No. I のごみ質は「厨芥類」の混入率が 0 であるなど No. II～IV の場合と大きく異なっているため、ごみの燃焼状態に若干の違いがあった可能性もある。

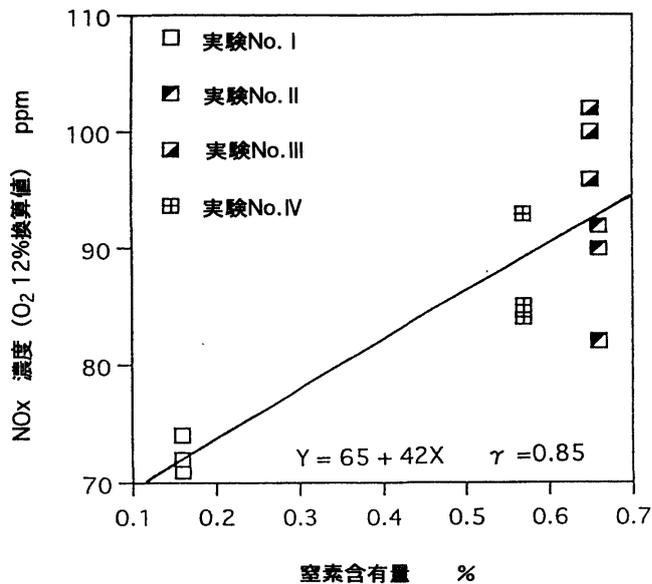


図3-5 ごみ中の窒素含有量とNOx濃度の相関 (730℃)

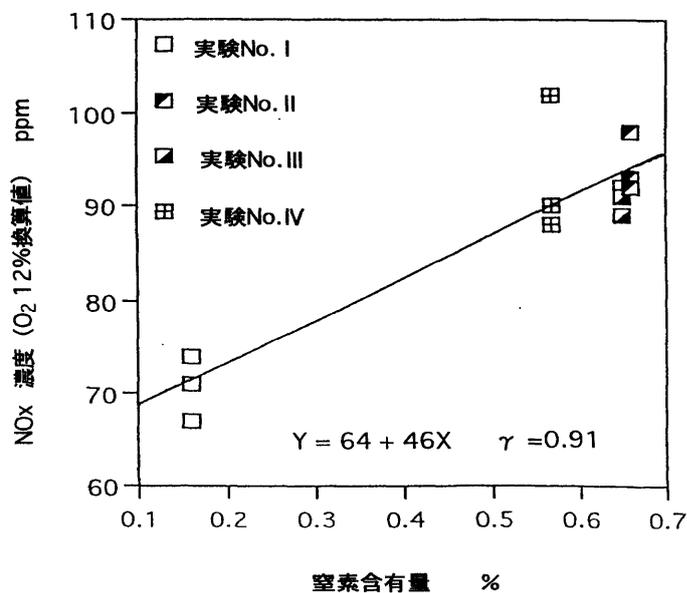


図3-6 ごみ中の窒素含有量とNOx濃度の相関 (900℃)

(2) Fuel NOx の変換率

各燃焼温度の実験No. I～IVに共通して出現頻度が多かったO₂ 濃度 11%の測定データを用いて、窒素含有量とNOx濃度 (O₂ 12%換算値) の相関を図 3-5、3-6 にそれぞれ示す。図から明らかなよ

うに、双方とも相関係数が 0.85、0.91 と大きく、正の相関が認められた。また、回帰直線から $X=0$ 、すなわち Thermal NO_x を求めると、730℃の時は 65ppm、900℃が 64ppmであった。順次O₂濃度を変えてThermal NO_xが得られればFuel NO_xの変換率を求めることは可能である。しかし、各実験No.において測定されたO₂濃度は変動しており、共通して出現頻度が多いO₂濃度は限られていたため、O₂濃度の広い範囲にわたってFuel NO_xの変換率を求めることはできなかった。

そこで、図 3-1～3-4 で示された各燃焼実験における回帰直線とそれぞれの窒素含有量の値を用い、①燃焼温度が同じ場合はThermal NO_x濃度も同じ、②実験 No. I に比べて実験No. II～IVで増加したNO_x濃度は全てFuel NO_xによる増加分とする、と仮定して以下の方法でFuel NO_x変換率を求めた。実験No. II～IVについては、図 3-3、3-4 に示したように一緒にまとめた相関係数が大きかったことから、No. II～IVの3つの測定データである窒素含有量と排ガス量は平均した値を用いた。計算例として燃焼温度 730℃、O₂濃度 11%の条件におけるFuel NO_x変換率の結果を示す。なお、燃焼で生成するNO_xの大部分がNOであるため、ここではFuel NO_xをFuel NOとして計算した。また、ごみ中の窒素分が全てNO_xに変換したと仮定した場合に対する実際の変換量の比をFuel NO_x変換率とした。まず、図 3-2、3-4 に示した回帰直線から 730℃におけるNo. II～IVとNo. I のNO_x濃度差を求めると 19ppmとなる。これを全てFuel NO_xと仮定しているので、以下の計算式により 19ppmに相当する窒素量(g)を求める。

$$19 \times (\text{No. II} \sim \text{IVの平均排ガス量}) \times \text{NOの質量} / 22.4 = 19 \times 1,750 \times 30 / 22.4 = 44.5 \text{ g/h}$$

次に、730℃での No. II～IVと No. I における 1 時間あたりの窒素含有量の差は $1.36 - 0.39 = 0.97 \text{ kg/h} = 970 \text{ g/h}$ となることから、Fuel NO_x 変換率は以下の式から求められる。

$$(44.5 / 970) \times 100 = 4.59\%$$

以下、同じ方法でO₂濃度 8～14%の範囲において各燃焼温度でのFuel NO_x変換率を求め、O₂濃度との関係を示したものが図 3-7 である。

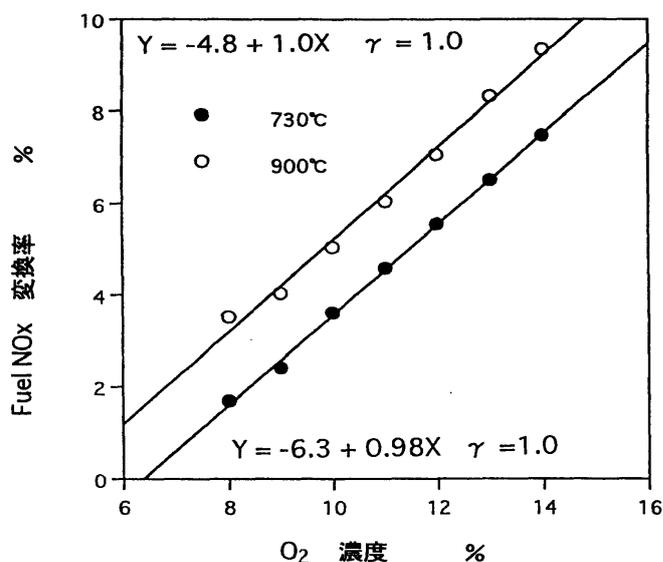


図3-7 O₂濃度とFuel NO_x変換率の相関

図 3-7 から明らかなように、Fuel NO_xの変換率は燃焼温度が高くなるほど、またO₂濃度が高くなるほど増大した。これは、加藤ら⁶⁾がCH₄+NH₃+空気を燃料として用いた予混合平面火炎による燃焼実験で得た結論と一致している。ただし、窒素含有率が0.5~0.6%の重油および微粉炭を燃焼している発電ボイラ（流動層以外）ではFuel NO_xの変換率が30%程度と報告されているが^{7,8)}、ごみの燃焼実験では、O₂濃度が8~15%の範囲で、変換率が1.7~9.3%と小さかった。Fuel NO_xは火炎帯内もしくはその近傍で急速に生成されるが⁶⁾、実験で使用した都市ごみは化石燃料と比べて組成が不均一で発熱量も2,500 kcal/kg前後と低いので、重油等の燃焼ボイラの場合よりも火炎帯内の温度が低く、また温度分布も不均一になりやすいため、Fuel NO_xの変換率も低くなったものと考えられる。

なお、図 3-7 に示した回帰直線の傾きは燃焼温度が730℃、900℃いずれの場合もほぼ同じであることから、この温度範囲ではFuel NO_xの低減効果はほとんど変わらないものと考えられる。

(3) Fuel NO_x と Thermal NO_x の割合

図 3-7 に示したFuel NO_x変換率と相関係数が大きかった実験No. II~IVのNO_x濃度を示した図 3-3、3-4 を用いて、以下の方法でFuel NO_x、Thermal NO_xを求めた。例として、730℃、O₂濃度 11%の条件における計算結果を示す。

図 3-7 から Fuel NO_x 変換率が 4.59 となるので、以下の式から相当する 1 時間あたりの NO_x 体積量(l/h)を求める。

$$(\text{No. II} \sim \text{IVの平均窒素含有量}) \times \text{変換率} \times 22.4/30 = 1,360 \times 4.59/100 \times 22.4/30 = 44.6$$

Fuel NO_xは、この値をNo. II~IVの平均ガス量で割った値、すなわち $44.6 \times 10^3 / 1,750 \approx 27\text{ppm}$ となる。したがって、同じ条件におけるThermal NO_xは図 3-3 の回帰直線から得られたTotal NO_x 93ppmから27ppmを引いた66ppmになる。このThermal NO_xの値は、図 3-5 で求めたO₂濃度 11%でのThermal NO_x 65ppmとほぼ一致していた。また、同じ方法で求めた900℃でO₂濃度 11%におけるThermal NO_xは61ppmであり、これも図 3-6 から得られたThermal NO_x 64ppmと3ppmしか差がなかった。このことから、上記した仮定に基づいてFuel NO_x変換率を算出する方法は、ほぼ妥当であったと考えられる。

同様にして求めた各燃焼温度におけるO₂濃度とFuel NO_x、Thermal NO_xの相関を図 3-8、3-9 にそれぞれ示す。Fuel NO_xとThermal NO_xの両方ともO₂濃度と正の相関が認められたが、O₂濃度の低下によるNO_x濃度の低減率はFuel NO_xの方がThermal NO_xに比べて2倍から5倍も高かった。ただし、燃焼温度との関係では、O₂濃度によるFuel NO_xの増加率が730℃と900℃で同じであったのに対して、Thermal NO_xは900℃の時の方が2倍以上も増加率が高くなるなど、より強い温度依存性を示した。これも加藤ら⁶⁾がメタンを燃料とした予混合平面火炎の燃焼実験で得た結論と同じであった。

Turnerら⁷⁾は、窒素分を0.2%含む重油を燃焼しているボイラでは排ガス中の全NO_x中に占めるFuel NO_xの割合は50%になると報告している。これに対して、都市ごみの燃焼では図 3-6、3-7 の回帰直線から計算するとO₂濃度が18%から19%以上でFuel NO_xの割合が50%になるなど、通常の燃焼（O₂濃度8~15%）では常にThermal NO_xの割合が50%以上を占めている。これは、化石燃料の燃焼ボイラにおけるFuel NO_x変換率が都市ごみに比べて高いためと考えられる。

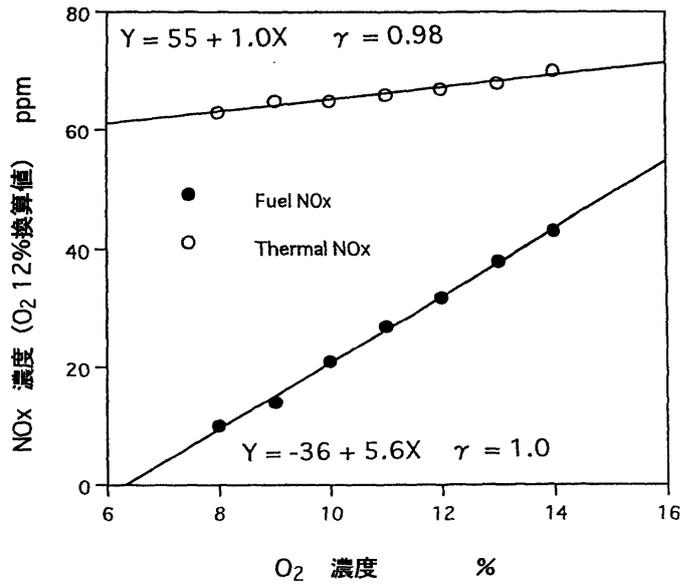


図3-8 O₂濃度とFuel NOx、Thermal NOxの相関 (730°C)

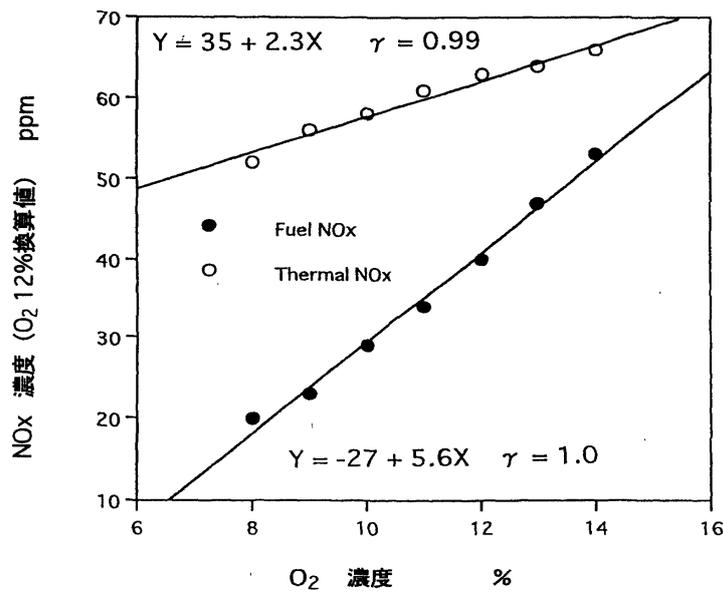


図3-9 O₂濃度とFuel NOx、Thermal NOxの相関 (900°C)

赤池ら⁹⁾はシェフィールド式燃焼管を用いて、空気またはアルゴン 79%、酸素 21%の混合気体により廃棄物試料 0.5gを燃焼させる実験を行い、その結果から燃焼で生成したNOxは変換率が 15~20%と高く、ほとんどがFuel NOxであると報告している。この実験では空気流量を 1.0~4.0 l/minの間で変化させたときのNOx変換率を図示しているが、O₂濃度が測定されていないためFuel NOxとO₂濃度の関係を定量的に考察できないことから、単純に結果を比較・検討することができない。また、ごみの燃焼時間が記載されていないため詳細は不明であるが、電気炉の実験では燃焼の初期に比べて末期は燃焼量が少なくなって空気比が大きくなるため、燃焼を通してのO₂濃度が焼却炉を用いた連続燃焼実験の場合よりも高くなる可能性があると考えられる。事実、赤池らの実験からも空気流量が 2.0 l/min以上でNOx変換率が飽和しており、変換率が極めて高い。

赤池らはまた、空気とアルゴン酸素混合ガス気流中での NO_x 変換率に差がないことから、生成した NO_x はほとんどが Fuel NO_x であると結論づけている。しかし、論文集に示された図から判断すると、双方の変換率は必ずしも一致しておらず、特に変換率が飽和しており、Fuel NO_x 変換率がきわめて大きい空気流量 2.0 l/min 以上の条件で空気-酸素燃焼の変換率がアルゴン-酸素における変換率よりも最大で 5%程度も大きいなど、Thermal NO_x の生成が無視できないと考えられるデータがあらわれている。

以上のことから、赤池らが行った実験結果のみから Fuel NO_x 変換率を定量的に評価することには問題があること、さらに燃焼実験の方法が大きく異なっており、特に Fuel NO_x 変換率に対する大きな影響因子であるごみの燃焼状態と燃焼時の O₂ 濃度に差があると考えられることから、現段階では本論文で得られた結果が赤池らのものと即矛盾していると判断できない。

都市ごみの燃焼では燃焼域での O₂ 濃度を低くすることによって Fuel NO_x だけでなく Thermal NO_x の排出も抑制できる。この場合、たとえば燃焼温度 730℃の時に O₂ 濃度を 12%から 9%に下げると Fuel NO_x は 32ppmから 14ppmへと 18ppm低減し、Thermal NO_x も 67ppmから 65ppmと 2ppm 下がるなど双方の低減効果が認められるが、特に Fuel NO_x の低減効果が大きい。また、燃焼温度が 900℃では Fuel NO_x の低減効果はほとんど変わらないが、Thermal NO_x の低減効果は 730℃の時の 2 倍となった。

したがって、焼却の対象となる廃棄物の組成に応じて NO_x 濃度の低減に有効な対策が選択できる。たとえば、廃棄物中の窒素含有量に比例して Fuel NO_x の排出割合が高くなると推定されることから、この場合は Fuel NO_x の低減率が高くなる低空気比燃焼が有効な方法となる。これに対して、窒素含有量がゼロまたは少ない廃棄物は、Thermal NO_x の生成量がより少ない低温燃焼が効果的な方法となる。ただし、低温かつ低空気比の燃焼では不完全燃焼が生じやすくなり、この際にダイオキシン類などの有機塩素系化合物や多環芳香族炭化水素などの有害大気汚染物質が生成されてしまう。したがって、NO_x 低減のための燃焼条件を決める場合、これら有害大気汚染物質の排出挙動を考慮して、双方の排出量が少なくなる最適燃焼条件を選ぶ必要がある。

1. 2 実稼働炉における NO_x の排出挙動

都市ごみの燃焼は使用する焼却炉の規模によって燃焼状態が変わる。そこで、実稼働の焼却炉について NO_x の排出挙動を調査研究し、実験用プラントで確認した結果との整合性のほかに、燃焼方式の違いによる差、NO_x 以外の汚染物質との関係などを検討した。

1.2.1 調査対象施設

実験用プラントと炉形式が同じ流動床炉と火格子炉の合計 2 施設を選定して調査した。施設の概要を表 3-3 に示す。調査施設のうち、施設 No.1 の流動床炉については、A、B の炉（焼却能力は各 2.5 t/h）が並列に設置されており、各炉からの排ガスは集じん装置の入口側で一緒になる。調査は、この 2 炉が同時に運転されている時に行った。

なお、対象施設で焼却していた都市ごみは、発熱量が低位で約 1,800 kcal/kg であり、その成分は水分 52%、可燃分 41%、不燃分 7%であった。

表 3-3 調査施設の概要

調査施設 No.	炉形式	焼却能力 (t/h)	補助燃料
1	流動床炉	5.0	使用せず
2	火格子炉	5.0	使用せず

1.2.2 調査施設の運転条件

種々の燃焼状態における NO_x の排出挙動を調べるため、表 3-4 に示したように、焼却量、燃焼温度、予熱空気温度および燃焼空気量の各因子について運転条件を変えて測定を行った。

1.2.3 測定項目と試料採取方法

ばい煙中の NO_x、O₂ 濃度のほかに、アンモニア、シアン化水素、一酸化炭素およびばいじんについても測定した。また、試料採取は以下の方法で行った。

NO _x	JIS K 0104	化学発光法 (連続測定)
O ₂		磁気式酸素計 (連続測定)
アンモニア	JIS K 0099	インドフェノール法
シアン化水素	JIS K 0109	ピリジン-ピラゾロン法
一酸化炭素		低電位電解法 (連続測定)
ばいじん	JIS Z 8808	動圧平衡型ばいじん採取装置

なお、試料採取は両施設とも集じん装置の入口側で行った。また、アンモニア、シアン化水素の分析は蒸留後に行った。

表 3-4 調査施設の運転状況

調査施設 No.	1	2
焼却量 (t/h)	3.17~6.12	2.5~5.0
燃焼温度 (°C)	760~830	750~1,000
予熱空気温度 (°C)	180~210	80~180
燃焼空気量 (m ³ /min)	一次空気量 90 二次空気量 40,50,60	—————
	一次空気量 70 二次空気量 40,50,60	
誘因通風機のダンパ開度 (%)	—————	20~70

1.2.4 調査結果と考察

調査施設について各燃焼条件における NO_x 等の排出状況を表 3-5、3-6 に示す。

(1) NO_x の排出挙動

各燃焼条件における O₂ 濃度と NO_x 濃度 (O₂ 12% 換算値 - 以下同じ) との相関を図 3-10 に示す。2 施設とも O₂ 濃度と NO_x 濃度の間に正の相関があり、実験用プラントでの実験結果と同じであった。

ただし、 O_2 濃度にともなう NO_x 濃度の変動は火格子炉より流動床炉の方がはるかに急激であり、燃焼方法の違いによる差が顕著にみられた。

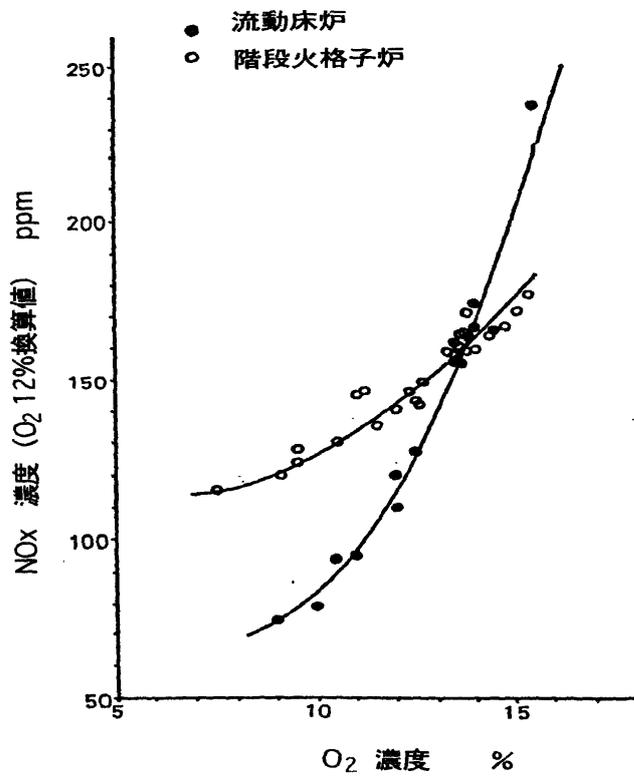


図3-10 O_2 濃度と NO_x 濃度の相関

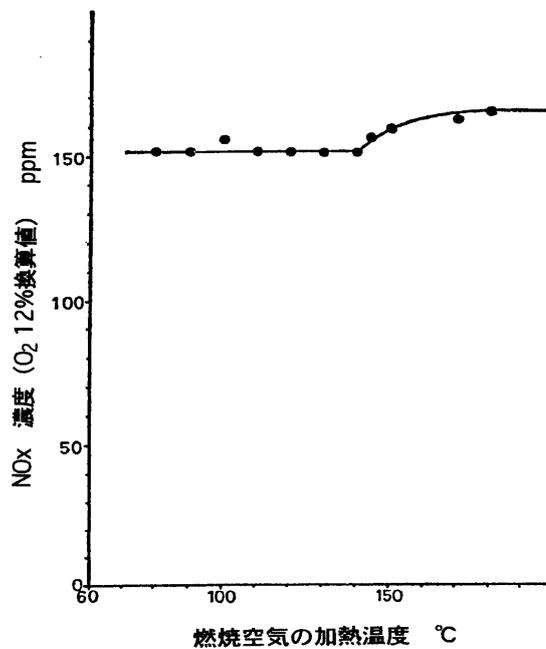


図3-11 予熱空気の加熱温度と NO_x 濃度の相関 (施設No.2)

予熱空気温度の変化によるNO_x濃度への影響については、流動床炉の場合、温度の変動幅が30℃と狭かったためにはっきりした傾向はつかめなかったが、火格子炉では図3-11に示したように、予熱空気温度が150℃以上になると15ppm程度NO_x濃度が高くなった。また、流動床炉では燃焼温度が760～830℃の範囲内においてNO_x濃度が変化することはなかった。しかし、火格子炉の場合は図3-12に示したように、燃焼温度が高温になるにしたがってNO_x濃度が高くなる傾向が認められた。

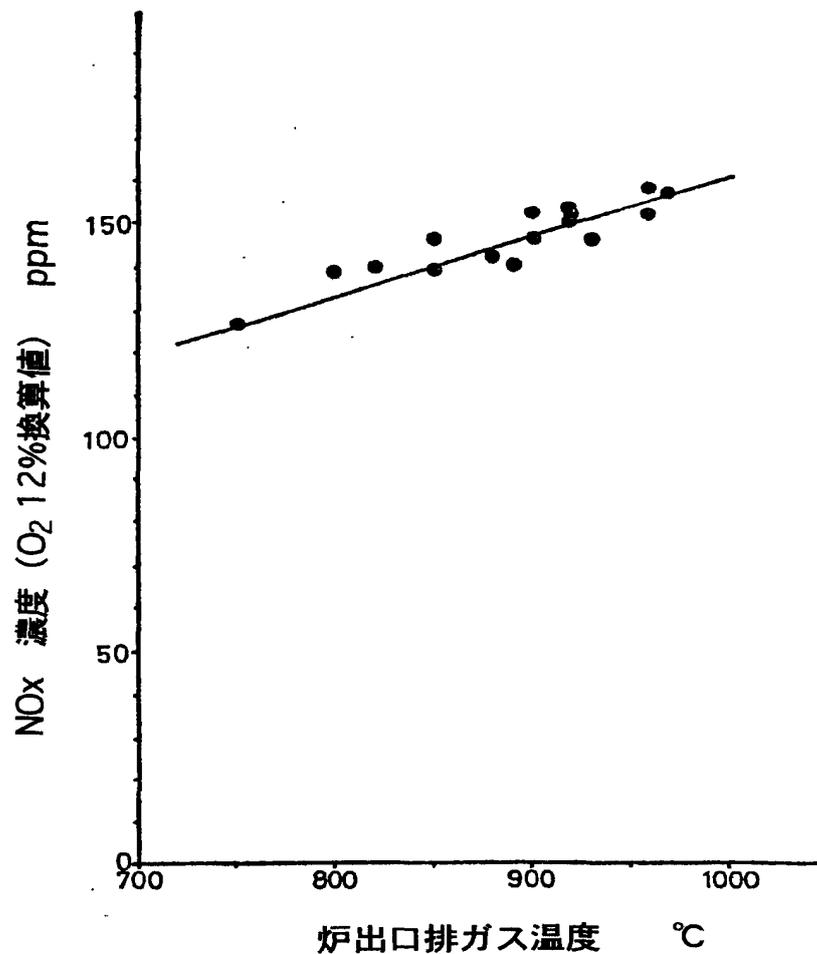


図3-12 燃焼温度とNO_x濃度の相関（施設No.2）

(2) アンモニア (NH₃)、シアン化水素 (HCN) の排出状況

NH₃、HCNは高温で分解されるため、表3-5、3-6に示したように、排ガス中のNH₃、HCNは低濃度であった。特に施設No.2は燃焼温度が高いため、HCNは全て不検出であった。このため、NH₃、HCN濃度とNO_x濃度との間に相関はなかった。

(3) 一酸化炭素 (CO) の排出状況

流動床炉の場合、図3-13に示したように、O₂濃度とCO濃度との間に負の相関があった。これに対して火格子炉では、表3-6に示されているように、燃焼条件が変化してもCO濃度はほとんど変わらなかった。

表 3-5 調査施設 No.1 における排ガス測定結果

試料 No.	O ₂ 濃度 (%)	NO _x 濃度(実測値) (ppm)	NO _x 濃度 (O ₂ 12% 換算値) (ppm)	NH ₃ (ppm)	HCN (ppm)	CO (ppm)	燃焼温度 (°C)		予熱空気温度 (°C)	
							A	B	A	B
1	16.5	135	270	—	—	800	700	700	190	195
2	12.0	110	110	—	—	1,600	800	800	200	200
3	14.0	135	174	1.92	<0.02	220	800	810	205	210
4	13.5	130	156	2.88	1.51	1,250	780	810	200	210
5	11.0	105	95	3.92	0.39	1,700	810	820	205	210
6	12.5	120	127	2.46	<0.02	320	740	780	190	190
7	9.0	100	75	27.4	0.05	2,000	820	830	195	195
8	13.5	135	162	25.9	<0.02	240	820	810	200	205
9	15.5	145	237	4.78	<0.02	120	770	760	195	200
1 0	14.0	130	167	2.51	<0.02	80	770	760	190	190
1 1	14.5	120	166	1.20	<0.02	120	800	770	200	200
1 2	17.0	140	315	—	—	600	700	670	180	170
1 3	12.0	120	120	—	—	400	650	700	170	180
1 4	10.0	97	79	2.72	6.44	800	780	780	180	185
1 5	10.5	110	94	0.85	<0.02	560	830	800	190	190

注) : NO_x、O₂、CO 濃度-----平均値

表 3-6 調査施設 No.2 における排ガス測定結果

試料 No.	O ₂ 濃度 (%)	NO _x 濃度(実測値) (ppm)	NO _x 濃度 (O ₂ 12% 換算値) (ppm)	NH ₃ (ppm)	HCN (ppm)	CO (ppm)	燃焼温度 (°C)	予熱空気温度 (°C)
1	14.3	115	155	1.73	<0.02	120	800	80
2	13.0	130	146	1.81	<0.02	30	920	70
3	13.5	123	148	<0.10	<0.02	50	940	150
4	14.0	127	163	1.30	<0.02	60	860	140
5	13.5	130	156	4.72	<0.02	60	920	140
6	12.5	136	144	3.17	<0.02	180	930	160
7	12.0	148	148	<0.10	<0.02	195	980	150
8	13.5	128	154	0.56	<0.02	120	940	140
9	12.5	—	—	<0.10	<0.02	195	930	80
10	10.4	—	—	<0.10	<0.02	200	1,000	140
11	13.0	—	—	0.40	<0.02	185	970	190

注 : NO_x、O₂、CO 濃度-----平均値

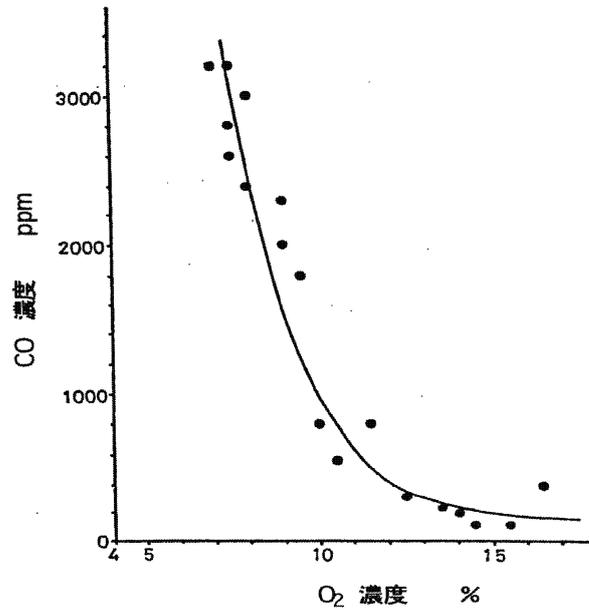


図3-13 O₂濃度とCO濃度の相関（施設No.1）

（4）ばいじんの排出状況

測定結果をそれぞれ表 3-7、3-8 に示す。両施設ともばいじん濃度と燃焼温度、予熱空気温度との間に相関はなかったが、図 3-14、3-15 に示したように、O₂濃度との間には負の相関が認められた。特に流動床炉では、O₂濃度が 12%以下になるとばいじん濃度が急激に高くなった。

表 3-7 調査施設 No.1 におけるばいじん濃度の測定結果

試料 No.	O ₂ 濃度 (%)	ばいじん濃度 (g/m ³ N)	燃焼温度 (°C)		予熱空気温度 (°C)	
			A	B	A	B
1	12.9	4.10	800	810	205	210
2	11.4	3.71	810	820	201	210
3	15.0	3.12	770	760	195	200
4	11.9	7.74	800	770	200	200
5	9.9	10.7	780	780	180	185
6	10.5	9.52	830	800	190	190

表 3-8 調査施設 No.2 におけるばいじんの測定結果

試料 No.	O ₂ 濃度 (%)	ばいじん濃度 (g/m ³ N)	燃焼温度 (°C)	予熱空気温度 (°C)
1	12.0	2.15	980	140
2	12.3	1.81	940	80
3	13.0	1.36	960	90

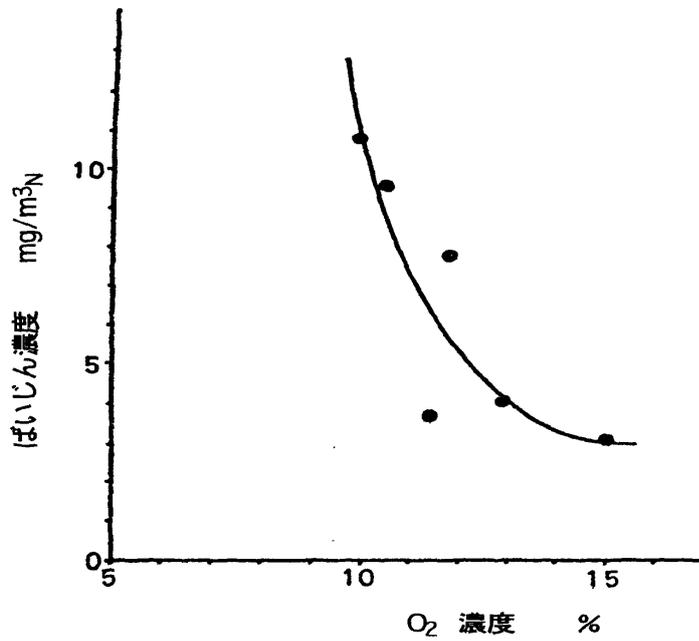


図3-14 O₂濃度とばいじん濃度の相関 (施設No.1)

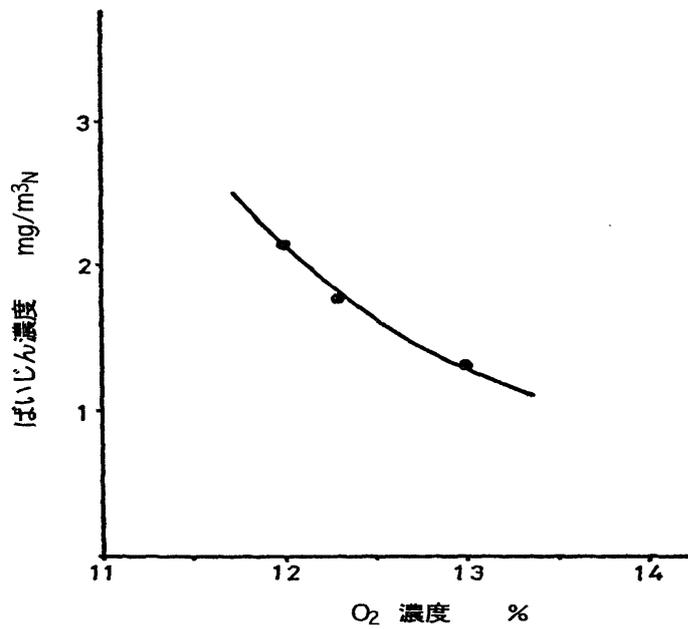
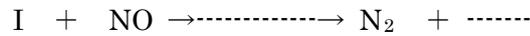
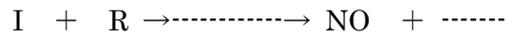


図3-15 O₂濃度とばいじん濃度の相関 (施設No.2)

(5) NO_x の生成機構

Fuel NO_xの生成機構として、Fenimoreら⁴⁾がThermal NO_x生成反応の一つとして提示した Prompt NO生成機構に類似した、次のような反応¹³⁻¹⁷⁾が推測されている。



ここで、IはNH₃、HCNなどを経て生じるNH₂、CN、NCO、Nなどであり、RはO、OH、O₂などが考えられる。

実稼働炉における調査では、NH₃、HCN濃度とNO_x濃度との間に相関は認められなかったが、燃焼温度が低かった施設No.1の流動床炉ではNH₃、HCNの検出される回数が多かった。また、燃焼温度が900℃以上になることが多かった施設No.2の火格子炉でもNH₃が検出されていることから、Fuel NO_xがNH₃、HCNを経由して生成されている可能性がある。

拡大Zeldovich機構により平衡計算から得られる Thermal NO_xの平衡濃度¹⁸⁾は、燃焼排ガス組成としてO₂濃度12%と仮定すると、900℃で約120 ppm、800℃で約50 ppm、600℃で約5 ppmとなる。施設No.1の燃焼温度は800℃前後であることから、平衡計算で得られた800℃でのThermal NO_x濃度(約50 ppm)と図3-10の示したO₂濃度とNO_x濃度との相関図を用いてFuel NO_xの変換率を求めた。施設No.1はごみ投入量(Dry-base)が平均で3.0 t/h、乾き排ガス量が平均で20,000 m³N/hであり、O₂濃度12%の時のNO_x濃度が図3-8から約110 ppmと読みとれる。したがってFuel NO_x濃度は差し引き約60 ppmであるから、ごみ中の窒素分を0.7%と仮定すると、Fuel NO_xの変換率は7.7%となる。この値は、実験用プラントの燃焼実験で得られた変換率より約1%高いが、実稼働炉ではごみの組成や燃焼条件が絶えず変化していることを考慮すれば、ほぼ一致しているとみなせる。

炉形式に関しては、火格子炉より流動床炉の方がO₂濃度に対する依存率が大きかった。これは、流動床炉はごみを浮遊、攪拌しながら燃焼するため燃焼効率が高く、火炎帯内の温度分布が火格子炉よりも均一になり、Fuel NO_xが生成されやすいためと考えられる。このため、O₂濃度を低くしたときのNO_x低減効果は流動床炉の方が大きくなった。

火格子炉で予熱空気温度および燃焼温度の低下によってNO_x濃度が減少したのはThermal NO_x単独の低減効果であり、最大30 ppm程度であった。これに対して、O₂濃度を下げることによるNO_x濃度の低下は約100 ppmであり、実験用焼却炉での実験結果と同様に、Thermal NO_x単独と比べて3倍以上も大きかった。ただし、図3-13、3-14、3-15に示したように、CO、ばいじん濃度はO₂濃度の低下によって急激に増大した。たとえば流動床炉の場合、O₂濃度を15%から10%に低下させると、NO_x濃度は200 ppmから85 ppmに減少したが、これとは逆に、ばいじん濃度は3 g/m³Nのものが11 g/m³Nとなり一挙に約4倍も高くなった。またCO濃度についても、200 ppmから1,000 ppmとなり、O₂濃度15%の時と比べて5倍も高濃度になった。

第2節 産業廃棄物の焼却時におけるNO_xの排出挙動

産業廃棄物焼却炉からのNO_x排出量が全発生量に占める割合は、自動車、工業炉、ボイラなどの発生源に比較してそれほど大きくはない。しかし、産業廃棄物の最終処分場の残余年数が全国平均で3.7% (2000年) という厳しい状況の中では焼却処理に頼らざるを得ないことから、NO_xの排出抑制に関する研究は可能な限り必要とされる。

そこで、産業廃棄物焼却炉からのNO_x発生特性および燃焼管理による排出抑制法を検討するため、

焼却処理されることが多い有機性汚泥、廃油・廃液の各焼却炉について NOx の排出挙動を調査研究した。

2. 1 汚泥焼却炉における NOx の排出挙動

2.1.1 調査対象施設

使用頻度の多いロータリーキルン式焼却炉を中心に、8施設について調査を行った。施設の概要を表 3-9 に示す。これらの施設では下水汚泥、廃水処理後の汚泥などを焼却していた。また、いずれの汚泥も水分含有量が多く低位発熱量が 900 kcal/kg 以下と自燃できないために、全ての施設でバーナによる助燃料（油、ガス）の燃焼を行っていた。

なお、NOx、O₂およびHCN濃度の測定方法は、都市ごみ焼却炉の場合と同じである。

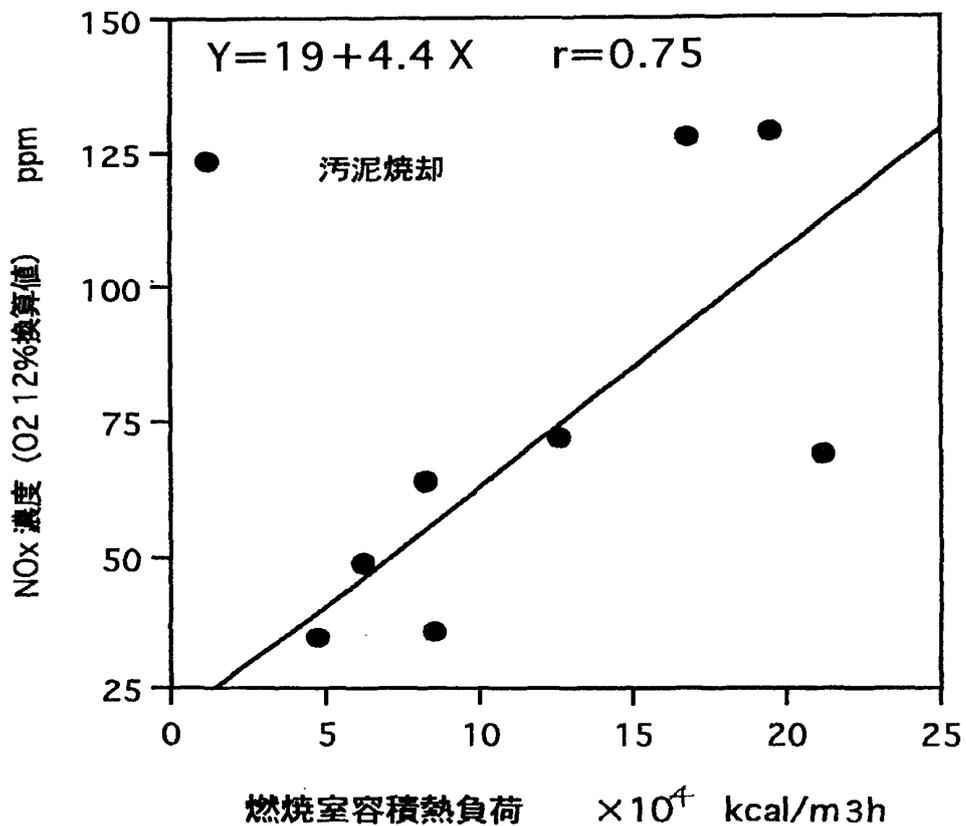


図3-16 燃焼室容積熱負荷とNOx濃度との相関

表 3-9 調査施設の概要

調査施設 No.	炉 形 式	処 理 能 力 (kg/h)	助 燃 料	乾き排ガス量 (m ³ N/h)
1	ロータリーキルン	1,100	A重油	25,000
2	ロータリーキルン	820	C重油	11,000
3	ロータリーキルン	500	C重油	10,000
4	ロータリーキルン	2,500	廃油	30,000
5	ロータリーキルン	1,900	灯油	16,600
6	ロータリーキルン	900	灯油	8,500
7	噴霧燃焼	450	オフガス	4,000
8	噴霧燃焼	1,500	A重油	5,300

表 3-10 施設の稼働状況と排ガス測定の結果

調査施設 No.	焼却量 (kg/h)	負荷率 (%)	炉内温度 (°C)	O ₂ 濃度 (%)	NOx 濃度 (ppm)	H C N濃度 (ppm)
1	500	45	700	14.5	46	1.38.
2	290	35	880	17.1	15	< 0.02
3	300	60	780	15.3	23	< 0.02
4	2,500	100	680	9.2	95	88
5	1,900	100	700	13.2	112	< 0.02
6	700	78	680	13.8	55	12.5
7	200	44	730	16.8	23	< 0.02
8	1,350	90	700	14.4	94	82

2.2.2 調査結果と考察

調査時における施設の稼働状況とNO_x、O₂濃度の測定結果を表 3-10 に示す。表から明らかなように、汚泥焼却の場合のNO_x濃度は予想したよりも低く、最高濃度は実測値で 112ppmであった。燃焼時に生成するNO_xのうち、Thermal NO_xの生成量は熱負荷に比例するが、Fuel NO_xはほとんどが影響を受けない¹⁹⁾。そこで、汚泥の燃焼時におけるNO_xの生成特性を把握するため、NO_x濃度（O₂ 12%換算値）と燃焼室容積熱負荷との関係を調査した。

図 3-16 に示したように、NO_x濃度が熱負荷に比例していることから、汚泥の燃焼で生成するNO_xは大部分がThermal NO_xで占められているものと考えられる。また、燃焼熱量の内訳を見てみると、表 3-11 に示したように、燃焼熱量の大部分が助燃料によるものであり、Thermal NO_xは助燃料の火炎によって生成されていることが示唆された。

表 3-11 燃焼熱量の内訳

(単位：10⁴ kcal/h)

調査施設 No.	汚泥の燃焼熱量	助燃料の燃焼熱量	合計
1	82	330	412
2	93	114	207
3	150	57	207
4	884	240	1,124
5	77	373	450
6	145	301	446
7	27	132	159
8	63	362	425

汚泥中には、3~10%の窒素分が含まれているので¹⁸⁾、焼却時にFuel NO_xやそのほかの窒素酸化物（たとえば、N₂Oなど）およびHCNなどが生成する可能性が高い。この調査結果から、Fuel NO_xの生成量は少ないことが明らかとなったが、表 3-10 に示したように、施設によっては高濃度のHCNが発生していた。

2. 2 廃油・廃液焼却炉におけるNO_xの排出挙動

噴霧燃焼式焼却炉を中心に5施設について調査を行った。施設の概要を表 3-12 に示す。調査した施設では、窒素分の含有量が多い廃油等を焼却している施設も含まれていた。また、低位発熱量が高く、燃焼時に助燃料を必要としない施設もあった。

2.2.1 調査結果と考察

調査時における施設の稼働状況とNO_x、O₂濃度の調査結果を表 3-13 に示す。廃油・廃液の焼却時に生成するNO_xは汚泥焼却の場合とは異なり、燃焼条件等によって高濃度となった。この原因としては、高温燃焼によるThermal NO_xの増加のほかに、廃油・廃液中の窒素分によるFuel NO_x生成量の増大などが考えられる。そこで、高濃度のNO_xが排出されていた表 3-13 の施設No.9、11 について、燃焼条件の変更時におけるNO_x濃度の増減を測定して、得られたデータからNO_xの排出状況を検討した。

表 3-12 調査施設の概要

調査施設 No.	炉 形 式	処理能力 (kg/h)	助 燃 料	乾き排ガス量 (m ³ N/h)
9	噴 霧 燃 焼	8,000	オフガス	40,000
10	噴 霧 燃 焼	1,400	灯 油	6,600
11	噴 霧 燃 焼	480	な し	3,500
12	噴 霧 燃 焼	500	A重油	3,200
13	噴 霧 燃 焼	860	な し	5,000

表 3-13 施設の稼働状況と排ガス測定の結果

調査施設 No.	焼却量 (kg/h)	負荷率 (%)	炉内温度 (℃)	O ₂ 濃度 (%)	NO _x 濃度 (ppm)
9	4,260	53	920	12.0	640~735
10	1,180	84	900	9.8	155~169
11	480	100	1,100	4.3	1,250~1,500
12	500	100	600	10.8	30~38
13	700	81	700	10.2	170~220

(1) 調査施設 No.9

この焼却炉では、表 3-14 に示したように、青酸ガス、有機ニトリルなど高濃度の窒素分を含む廃棄物を燃焼している。この施設では、バーナの噴霧位置およびバーナの改造によって燃焼条件を変えた。バーナ改造前後の噴霧位置等を図 3-17 に示す。バーナ改造の目的は、①排ガスである青酸ガスと助燃ガスを混合して燃焼し、青酸ガスの燃焼域を低酸素状態にすると同時に、青酸ガスの熱量を有効利用して省エネルギーを図る。②廃油（軽質油）バーナを新たに設置して分解効率を高めること、の 2 つである。なお、火炎温度はバーナの改造前後でほとんど変化がなく 1,000～1,100℃であった。

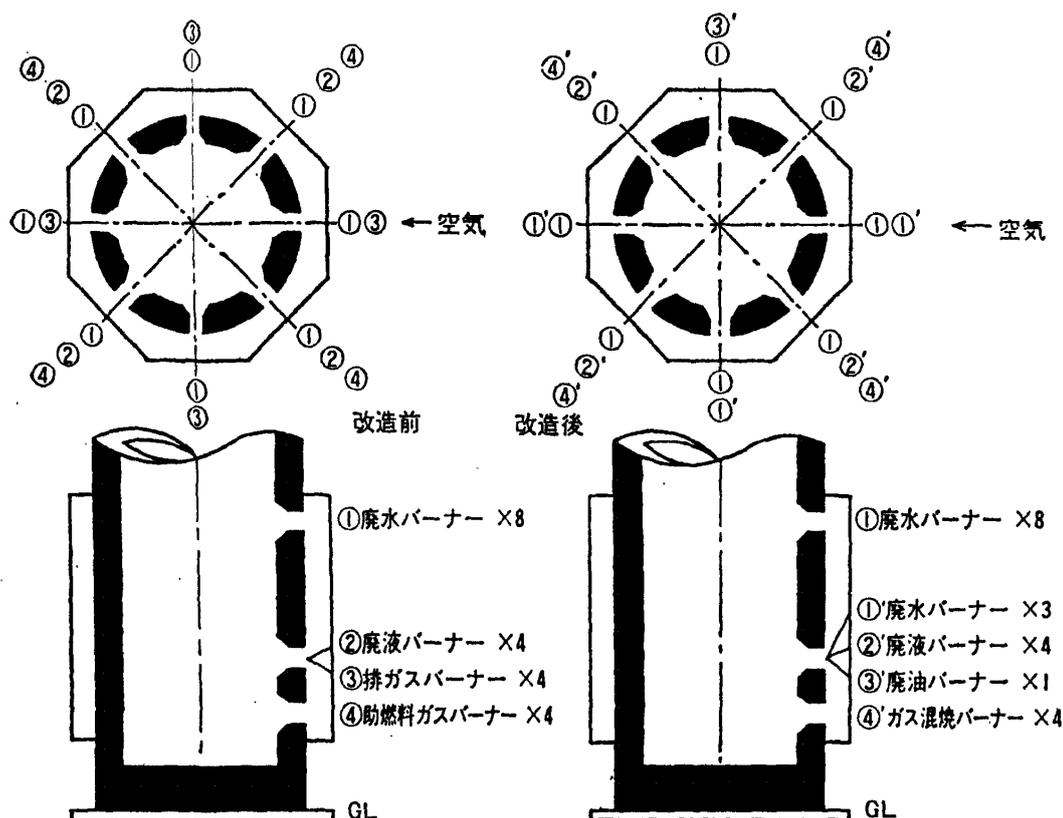


図3-17 バーナ改造前後における噴霧位置等の関係

表 3-14 調査施設 No.9 で焼却している廃棄物

焼却物質	容量*	組成	低位発熱量
助燃ガス	200 m ³ N/h	H ₂ 12% CH ₄ 72% C ₁ ~C ₃ 16%	8,360 kcal/ m ³ N
排ガス	400 kg/h	青酸 100%	5,670 kcal/kg
廃液	550 kg/h	有機ニトリル 25% 水 75%	1,300 kcal/kg
廃水	1,000 kg/h	有機化合物 20~30% 水 80~70%	700 kcal/kg

注：* バーナ1基当たりの最大容量

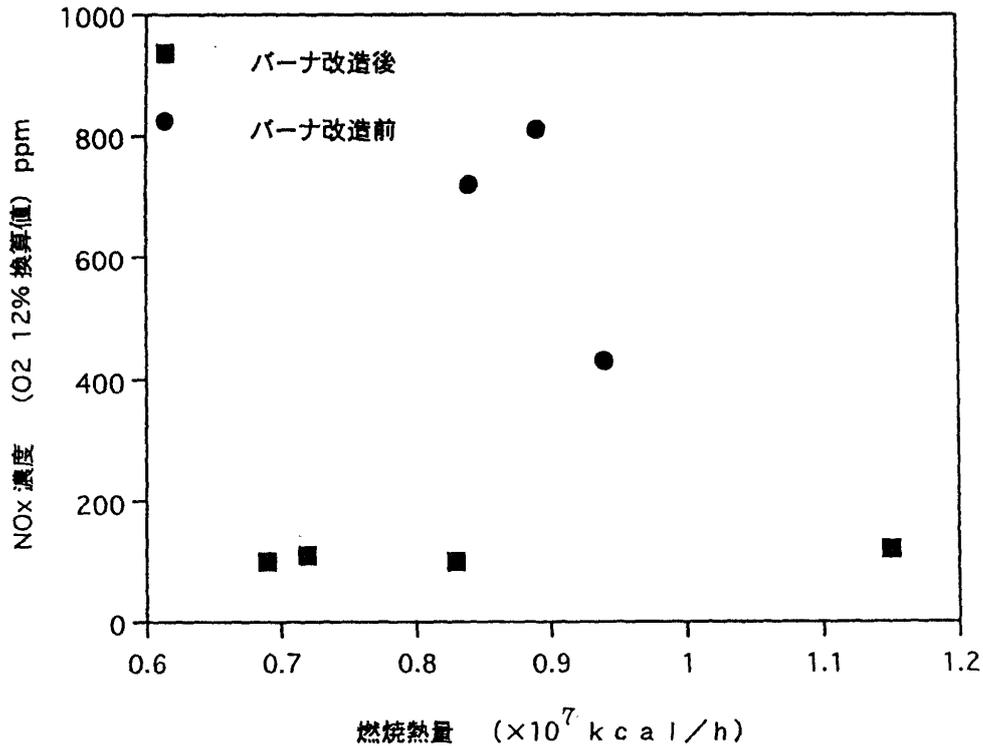


図3-18 バーナ改造前後における燃焼熱量とNOx濃度の関係

バーナ改造前後における燃焼熱量とNOx濃度（O₂ 12%換算値）の関係を図 3-18 に示す。図から明らかなように、バーナの改造によってNOx濃度（O₂ 12%換算値）が800 ppm前後から100 ppmに約90%も減少した。また、改造前後における排ガス中のO₂濃度は12.0%から9.0%になり、3%低くなった。ただし、燃焼熱量が増加してもNOx濃度は変わらなかった。

バーナの改造で変化した燃焼条件のうち、もっとも大きな変化は燃焼域がより低酸素状態になったことである。煙突上部で計測した排ガス中のO₂濃度が改造により3%低くなったが、青酸ガス等の燃焼域はさらに低酸素状態になっていると考えられる。都市ごみ焼却炉の基礎実験で明らかになったように、低酸素燃焼によってFuel NOxのほかThermal NOxの低減も生ずる。しかし、この施設ではNOx濃度と燃焼熱量の間に相関が認められなかったことから、Fuel NOxの低減によってNOx濃度が低下したものと考えられる。

なお、バーナの改造後にばいじん濃度の著しい増加は認められなかった。

(2) 調査施設 No.11

この焼却炉では、

- ① 水分を多量に含む廃液（窒素分 0%）-----自然不可能
- ② 水分を含まない有機系廃液（測定時窒素分 3%）-----自然可能

の2種類の廃液を燃焼している。そこで、表 3-15 に示したように、廃液の噴霧量および燃焼空気量を変更してNOx濃度を測定し、排出挙動を検討した。燃焼実験の期間におけるNOxの連続測定値を図 3-19 に示す。

表 3-15 調査施設 No.11 における燃焼条件の変更内容

条件の番号	I 1	I 2	I 3	I 4	II 1	II 2	II 3	III 1	III 2	IV 1	IV 2	V 1	V 2	V 3	V 4	V 5
含水系廃液の 焼却量 (L/h)	0	0	0	0	300	300	300	350	350	250	250	350	350	350	350	350
燃焼用空気量 (m ³ N/h)	1,100	900	700	500	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100	1,100
有機系廃液の 焼却量 (L/h)	450	450	450	450	300	300	300	250	250	350	350	200	200	200	200	200
燃焼用空気量 (m ³ N/h)	1,800	2,000	2,200	2,400	1,900	1,600	1,400	1,400	1,250	1,600	1,700	1,100	1,300	1,200	1,170	1,100

なお、この施設では廃液の燃焼過程で HCN、炭化水素が生成しないように、炉内温度を常に 1,100℃で一定にしている。

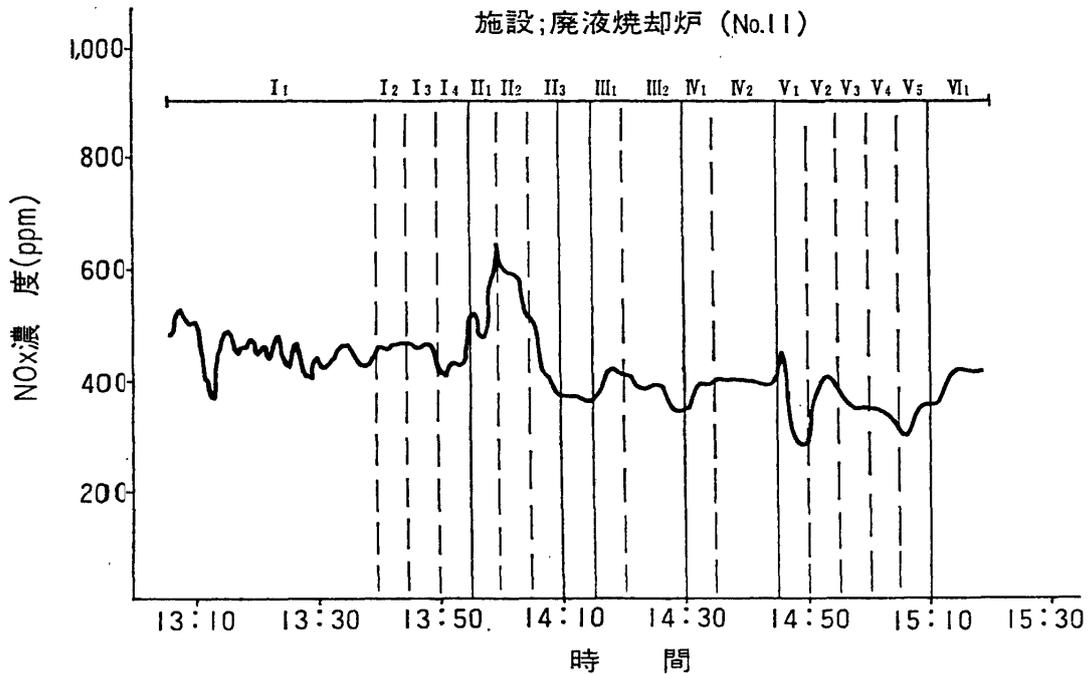


図3-19 燃焼実験期間におけるNOx濃度の連続測定値

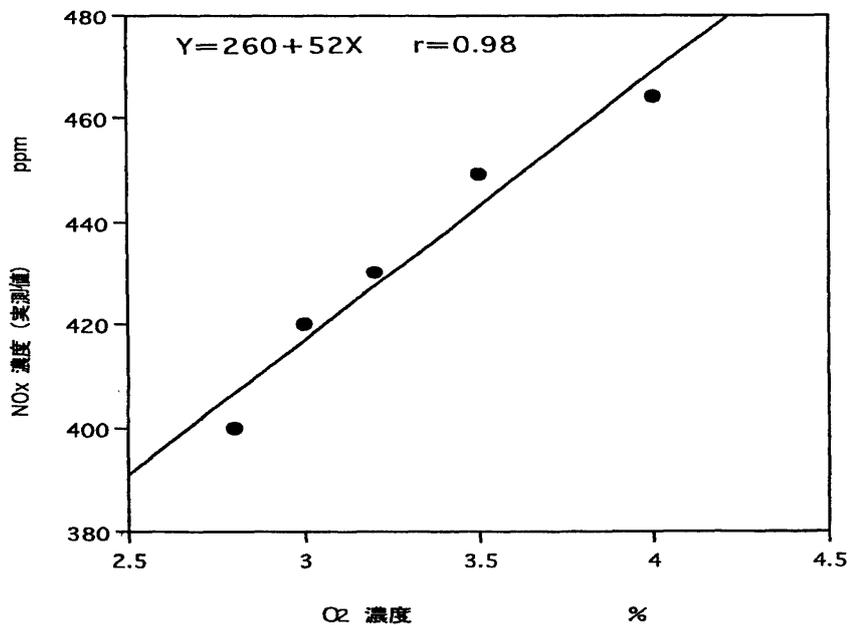


図3-20 O₂濃度とNOx濃度の相関

表 3-15 の I₁から I₄までの燃焼条件、すなわち燃焼用空気を変えて有機系廃液だけを燃焼したときのO₂濃度とNOx濃度の関係を図 3-20 に示した。この結果、低酸素燃焼により 100 ppm程度NOxが低減されることがわかった。次に、V₁から V₅までの燃焼条件、つまり水分を含む廃液の燃焼状態を一定にして、空気量および噴霧量を変えて有機系廃液を燃焼したときのO₂濃度とNOx濃度の関係

を図 3-21 に示した。この場合も、低酸素燃焼によってほぼ 100 ppm NO_x が低減された。したがって、この施設における NO_x の低減は有機系廃液の低酸素燃焼によるためと考えられる。また NO_x 濃度の低下は、燃焼している有機系廃液中の窒素分が 3% と高いことから、主に Fuel NO_x の低減効果によるものであろう。さらに、図 3-20 と図 3-21 との比較から、有機系廃液の単独燃焼に比べて両方の廃液を一緒に燃焼したときの方が NO_x 濃度は低かった。これは、水分を含む廃液の燃焼では蒸発潜熱が大きいので、燃焼域の火炎濃度が低下して Thermal NO_x が低減するためと考えられる。

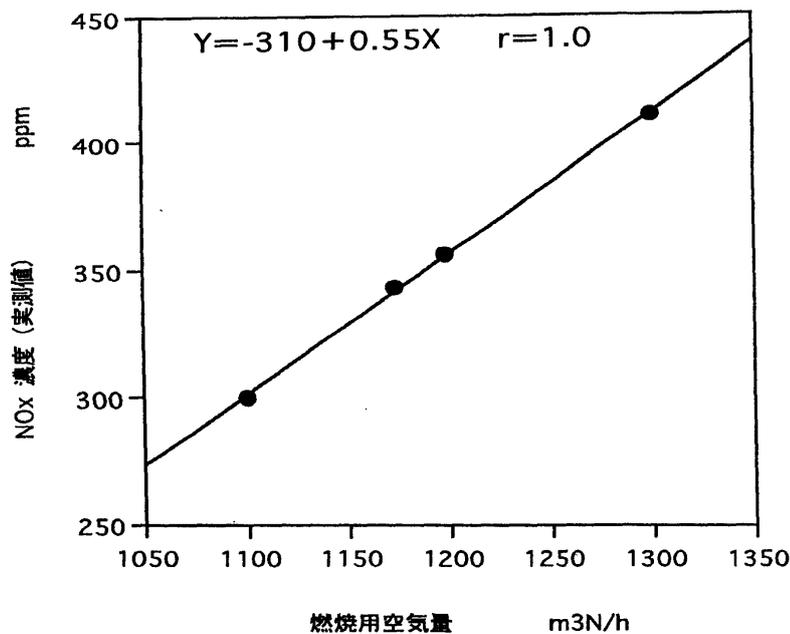


図3-21 有機系廃液燃焼用空気量とNO_x濃度の相関

第3節 下水汚泥の焼却時におけるN₂Oの排出挙動

人為的な発生源から排出されるN₂Oについては、これまでボイラ^{20,21}、自動車排ガス^{22,23}、火力発電所の発電ボイラ²⁴および廃棄物焼却炉²⁵⁻²⁷における測定結果が報告されている。また、Moritomiら²⁸は石炭の流動層燃焼におけるN₂Oの生成機構を検討し、N₂Oの生成には燃焼温度の寄与が大きいことを確認している。Hupaら²⁹およびSoete³⁰も燃焼過程におけるN₂Oの生成について実験的に論証している。

これまで、汚泥焼却炉、都市ごみ焼却炉などの廃棄物焼却炉関係については、N₂Oの排出挙動がほとんど検討されていない。特に、廃棄物焼却炉では性状や組成が不均一なことが多いため、燃焼過程が複雑となることから、これまで報告されているN₂Oの生成機構がそのまま適用可能かどうか明らかではない。

そこで、燃焼の過程で高濃度のN₂Oが生成される下水汚泥焼却に焦点を当て、電気炉を用いた基礎的な燃焼実験により、下水汚泥の焼却にともなうN₂Oの排出挙動を検討した。また、実稼働の下水汚泥焼却炉についてもN₂Oの排出挙動を調査研究し、燃焼実験で得られた結果との整合性についても検討した。

3. 1 電気炉による燃焼実験

ここでは、電気炉を用いて下水汚泥の燃焼時における N_2O の生成について検討した結果を報告する。

3.1.1 実験方法

図 3-22 に示した装置を用いた N_2O の生成実験では、乾燥した 3 種類の下汚泥(窒素分含有量 4.6 ~5.3%) 0.2 gを試料皿に入れ、温度 600、700、800、900°Cのいずれにかに保った燃焼管内に挿入し、純空気を 0.2~0.4 L/minの流量で流しながら、それぞれ 10 分間燃焼させ燃焼ガスを測定した。この場合、燃焼実験は同一条件で 2 回行った。

なお、この実験では燃焼にともなう排出割合、窒素 (N) バランスによる物質収支について検討した。

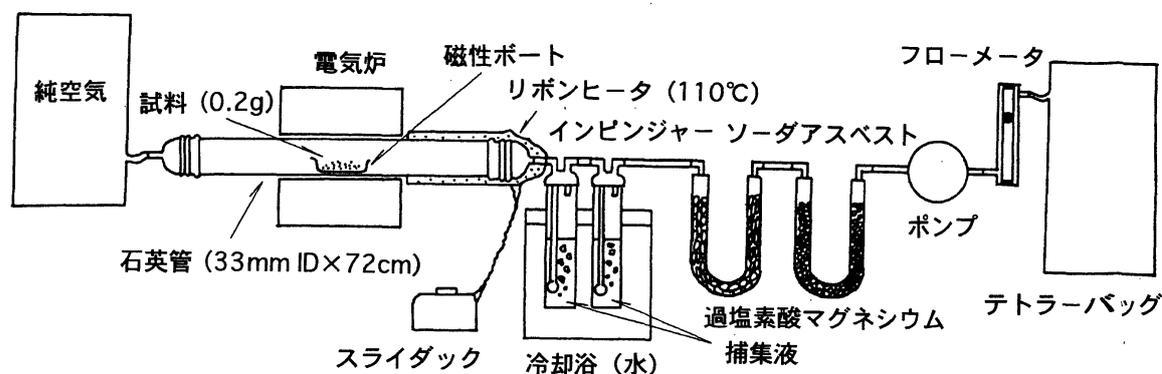


図3-22 燃焼実験装置の概略図

3.1.2 測定項目と試料採取方法

燃焼ガス中の N_2O 、HCNおよび NO_x を測定した。このうち N_2O の試料採取については、採取容器の中で排ガス中の NO_x 、 SO_x および水分により、二次的変性 (Artifact) で N_2O が生成してしまうことをMuzioら³¹⁾およびLyonら³²⁾が指摘している。そこで、試料採取ではArtifactによる N_2O の生成を防ぐため、前処理として過塩素酸マグネシウムとソーダアスベストをそれぞれU字管に詰めたものを使用して、燃焼ガス中の水分と SO_x を除去した後にマイラーバッグで捕集した。

なお、採取した N_2O はECD-GC装置により分析した。分析条件は以下のとおりである。

ガスクロ	島津 GC-14A
検出器	ECD ⁶³ Ni 10mCi
充填剤	Porapak-Q 80-100 mesh
カラム	Glass 3mm (I.D.)×2m
温度	Column 50°C De. 320°C
キャリア-ガス	N_2 20mL/min

また、 NO_x 、HCN の測定、分析方法はそれぞれ以下の方法で行った。

NO_x	JIS K 0104	化学発光法
HCN	JIS K 0109	4-ピリジンカルボン酸—ピラゾロン法

3.1.3 N₂Oの熱分解実験

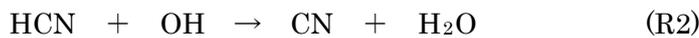
電気炉を用いた実験では、N₂Oの生成のほかに熱分解についても検討した。この実験では、図 3-22 に示した電気炉のほかに、燃焼管内におけるガスの滞留時間を変えるため、石英管の内径が 56mm (図 3-22 の 1.75 倍)、加熱ゾーンの長さが 90cm (同 3 倍) の電気炉を使用して行った。ここでは、既知濃度のN₂Oガス (N₂バランス) を 0.4 L/minの流量で 600~1,000°Cの各温度に保たれた電気炉の加熱ゾーンを通過させ、通過前後のN₂O濃度から分解率を算出した。

なお、熱分解実験も同一条件で 2 回行った。

3.1.4 実験結果と考察

(1) 汚泥の燃焼実験

Hupaら²⁹⁾は、630~1,000°Cの温度範囲では以下に示したガス層の均一反応により、燃焼炉内で生成したHCNからN₂Oが生成され、その生成量はHCN濃度と正の相関があると報告している。



また、Hulgaard³³⁾およびHulgaardら³⁴⁾によると、同じ温度範囲でHCNとNH₃の酸化を行った場合、HCNからN₂Oへの生成量はNH₃からの生成量よりも約 1 オーダー高くなること、さらにSoete^{30,35)}は、燃焼によるN₂Oの生成ではHCN濃度と強い相関があることを指摘している。

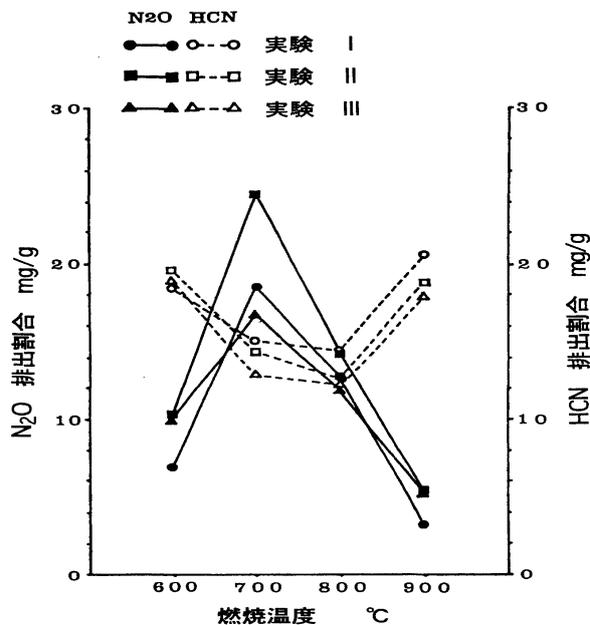


図3-23 各燃焼温度におけるN₂OとHCNの排出割合

表 3-16 燃焼実験の結果

実験 No.	燃焼温度 (°C)	空気比 (平均値)	HCN排出割合 (mg/g)	N ₂ O排出割合 (mg/g)	NO _x 排出割合 (mg/g)	N含有 (%)
I	600	約 1.5	18.4	6.85	未測定	5.29
	700		15.1	18.5	未測定	
	800		14.5	12.7	未測定	
	900		20.6	3.23	未測定	
II	600	約 2.0	19.6	10.3	1.20	4.65
	700		14.4	24.5	0.50	
	800		12.6	14.2	0.60	
	900		18.8	5.25	1.38	
III	600	約 2.0	18.9	9.90	1.50	4.61
	700		12.8	16.7	0.50	
	800		12.2	11.8	0.50	
	900		17.8	5.08	0.85	

そこで、汚泥の燃焼実験では汚泥焼却炉の燃焼温度範囲である 600～900℃において、 N_2O 、HCN および NO_x の排出割合を検討した。結果を表 3-16 に示す。また各排出割合のうち、 N_2O とHCNとの関係を図 3-23 に示す。図から明らかなように、HCNが 600℃と 900℃の時に排出割合が高くなるのに対して N_2O ではその逆になるなど、 N_2O とHCNの排出割合は負の相関を示しており、HCNからの N_2O 生成を示唆する結果が得られた。さらに、 N_2O の排出割合は 700℃の時に最大となった。この結果はSoete³⁵⁾が報告している温度 (725℃近辺) と同様であり、 N_2O の生成量が 700℃近辺の時に最大になることが推定された。

燃焼実験 (I～III) では、空気比 (平均値) を約 1.5 (実験 I) および約 2.0 (同II、III) の範囲で行ったが、Hulgaard³³⁾が行ったHCNの酸化実験と同様に、燃焼時の空気比が高いほど N_2O の排出割合が高くなる傾向が見られた。

次に実験II、IIIの結果から、汚泥中のN分含有率を 100%として、燃焼生成物であるHCN、 N_2O および NO_x (NO として計算) のN含有率 (平均値) を図 3-24 に示す。図 3-24 から明らかなように、700℃の時に N_2O のN含有率は 30%以上と最大値を示した。また、各燃焼温度における N_2O と NO_x を合計したN含有率は9～34%であった。

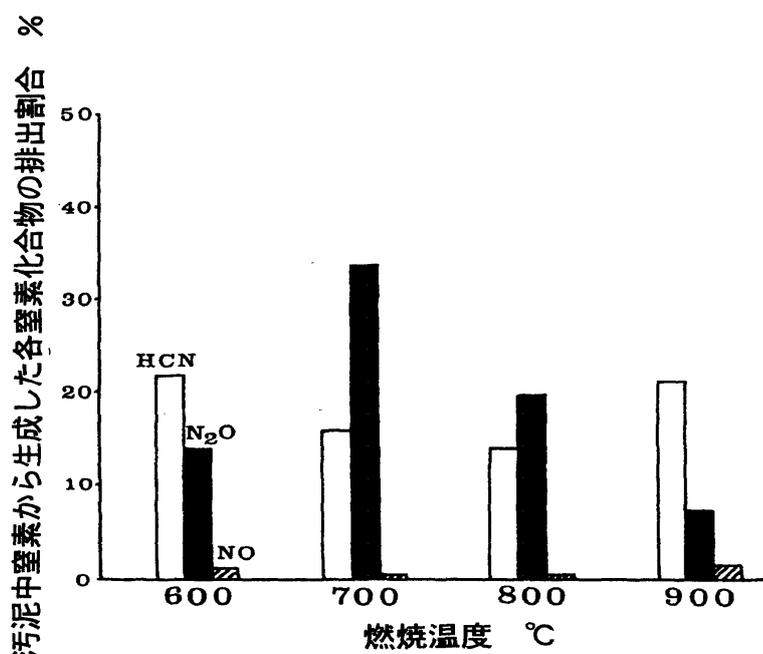


図3-24 各燃焼温度での汚泥中窒素含有量 に対する窒素化合物の排出割合

N_2O の生成経路として、石炭を用いた N_2O の燃焼生成実験から、これまでに以下の4つがあげられる^{29,30,35,36)}。

- ① 発分 N の HCN/NCO 経由の気相反応
- ② har-N からの HCN/NCO 経由の気相反応
- ③ har-N の酸化による直接生成
- ④ har-N と生成 NO による間接生成

ここでは、①、②については前記したR1～R4の気相における均一反応である。また③、④では、以

下に示したようにChar-Nが酸化される際にN₂Oが生成されるgas-solidによる不均一反応である。



このうちR6の间接生成では、図3-24に示したように、N₂Oが必ずしもNO_xの減少にともなって増加しているわけではないことから、生成寄与は小さいものと考えられる。R5の直接生成については、Soete³⁰⁾の行った実験から、Char-Nの酸化によるNO、N₂Oの生成寄与率の尺度となるNOとN₂Oを合計したN含有率が30~70%であったと報告されている。今回の汚泥燃焼実験ではNO_x濃度が低いこともあって、この値が9~34%であり、Soeteの場合の30~70%よりも値がかなり小さかった。

以上のことから、汚泥の燃焼にともなって排出されるN₂Oは、主にHCN/NCOを経由した均一反応とChar-Nの酸化による直接生成の両方により生成されている可能性が大きいと考えられる。

(2) N₂Oの熱分解実験

N₂Oガスの濃度、電気炉の温度およびガス滞留時間を変化させたときに熱分解されるN₂Oの割合を示したのが図3-25である。図から明らかなように、N₂Oの分解率は特に温度が800℃以上になると温度に比例して急激に高くなった。また、この分解率はガス滞留時間に比例しており、滞留時間が38秒以上では900℃でほぼ100%分解した。さらに、温度が900℃以下では、N₂Oガスの濃度が高いほど分解率が高くなった。

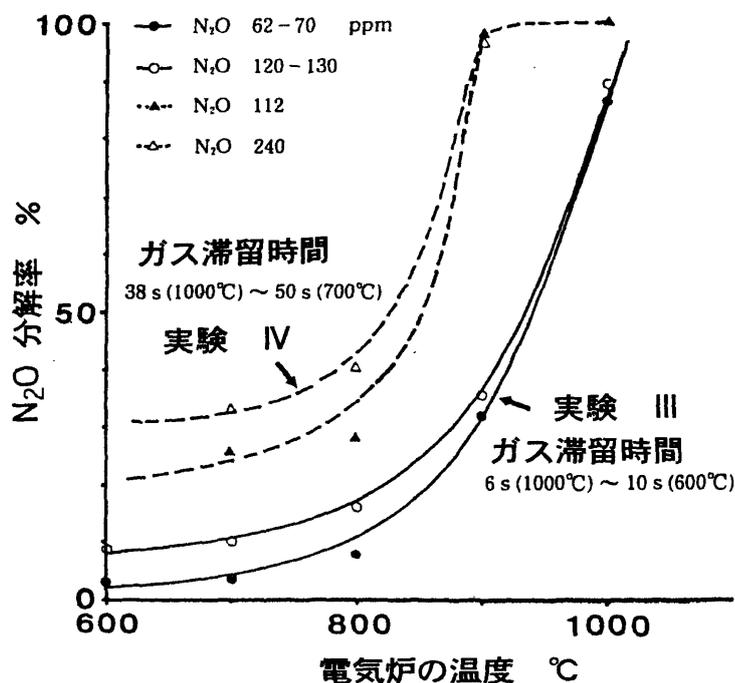


図3-25 各加熱温度におけるN₂Oの分解率

これまでの研究から、燃焼で生成したN₂Oは温度が800℃以上の高温になるとHおよびOHラジカルの濃度が高くなるため、以下の反応によりN₂Oが分解されると報告されている^{28,34)}。



HおよびOHラジカル濃度は温度に比例し、ガス滞留時間が長いほどR7とR8に反応が増進される。

したがって、 N_2O の熱分解は主にR7、R8の反応によって生ずるものと考えられる。

3. 2 実稼働炉の汚泥焼却炉における N_2O の排出挙動

ここでは、実稼働の汚泥焼却炉について N_2O の排出挙動を調査研究し、電気炉による実験で確認した結果との整合性のほか、 N_2O 以外の汚染物質との関係などを検討した。

3.2.1 調査対象施設

調査施設の概要を表 3-17 に示す。実稼働炉の排ガス測定では、特に焼却処理量が多い下水汚泥焼却炉について実施した。また炉の形式では、ほかの炉と比べて N_2O の排出濃度が高い²⁵⁾流動床炉を中心に行った。

表 3-17 調査施設の概要

調査施設 No.	焼却対象物	炉形式	焼却能力
1	し尿汚泥	回転炉床式	0.5 t/24h
2	下水汚泥	流動床式	100 t/24h
3	下水汚泥	流動床式	60 t/24h
4	下水汚泥	流動床式	120 t/24h
5	下水汚泥	流動床式	70 t/24h

施設 No.2、3 では、乾燥汚泥と脱水汚泥を混合して水分量を約 20%に調整した後、焼却を行っている。これに対して、施設 No.4、5 では高分子凝集剤を用いて汚泥の処理を行い、その後脱水して水分量を約 70%に調整して焼却している。

3.2.2 N_2O の測定方法

汚泥焼却炉からの試料採取は、施設No.1、2、4、5 は排ガス処理施設の前、施設No.3 では排ガス処理施設の後でダクトに付設したフランジより行った。また、 N_2O 排出濃度の測定は、連続測定値のクロスチェックを兼ねたグラブサンプリングと連続測定の両方で行った。

(1) グラブサンプリングによる測定

測定中にArtifactによる N_2O の生成を防ぐため、燃焼実験の場合と同様に、前処理として過塩素酸マグネシウムとソーダアスベストを使用して試料採取を行った。試料採取の概略フローを図 3-26 に示す。試料採取後の分析はECD-GC装置で行った。

(2) 連続測定

N_2O の連続測定は、UMT-1E型（大阪酸素工業）の赤外線吸収方式による N_2O 分析計を用いて行った。この方式では、 CO_2 、 CH_4 、 CO などの共存によって干渉される可能性があるため、これら干渉ガスを除外するための前処理方法について検討した。

N_2O 分析計について、 CO などの干渉ガスによる影響試験の結果を表 3-18 に示す。この分析計では、 CO 、 NO 、 C_3H_8 はほとんど影響を受けないが、特に CO_2 、 CH_4 によって強く影響されており、

指示値が大きくプラス側に変化した。

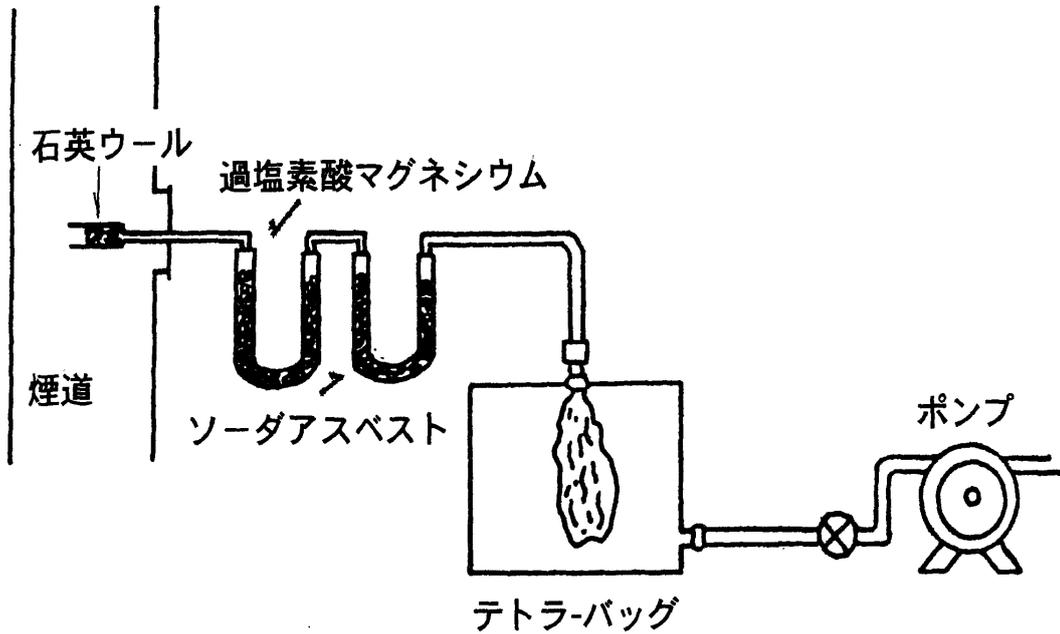


図3-26 グラブサンプリングの概略図

表 3-18 干渉ガスによる影響試験の結果

干 渉 ガ ス	濃 度	表 示 値 の 変 化
CO ₂ (窒素バランス)	5.14 %	+43.0 ppm
	9.98 %	+79.5 ppm
CO ₂ (N ₂ O 240ppm, O ₂ 10%)	10.0 %	+54.0 ppm
	(N ₂ O 240ppm, O ₂ 10%)	+66.0 ppm
	(N ₂ O 240ppm, O ₂ 10%)	+72.0 ppm
CO (窒素バランス)	404 ppm	+0.5 ppm
	990 ppm	+1.0 ppm
	4,050 ppm	+5.0 ppm
NO (窒素バランス)	95.8 ppm	0.0
	1,000 ppm	+0.5 ppm
CH ₄ (窒素バランス)	210 ppm	+3.0 ppm
	790 ppm	+11.0 ppm
	9.95 %	+430 ppm
C ₃ H ₈ (窒素バランス)	127 ppm	0.0

実稼働している汚泥焼却炉では、これまでの測定結果から排ガス中のCO₂濃度が10%前後であり、

CH₄については50ppm以下であることが多い。したがって、汚泥焼却炉でN₂Oを測定する場合には、前処理によりCO₂を除去する必要がある。そこで、N₂O分析計を用いた連続測定では、図3-27に示したように、前処理としてソーダライムとソーダアスベストをU字管に詰めたものを分析計の前に接続し、事前に排ガス中のCO₂を除去した。

なお、実際の連続測定では測定の前と終了時に10%のCO₂を含むN₂O標準ガスを用いて分析計のキャリブレーションを行い、前処理によりCO₂が除去されていることを確認した。

また、この調査ではN₂OのほかHCN、NO_x、O₂についても測定を行った。これらガスの測定方法は、これまでに報告した方法と同じである。

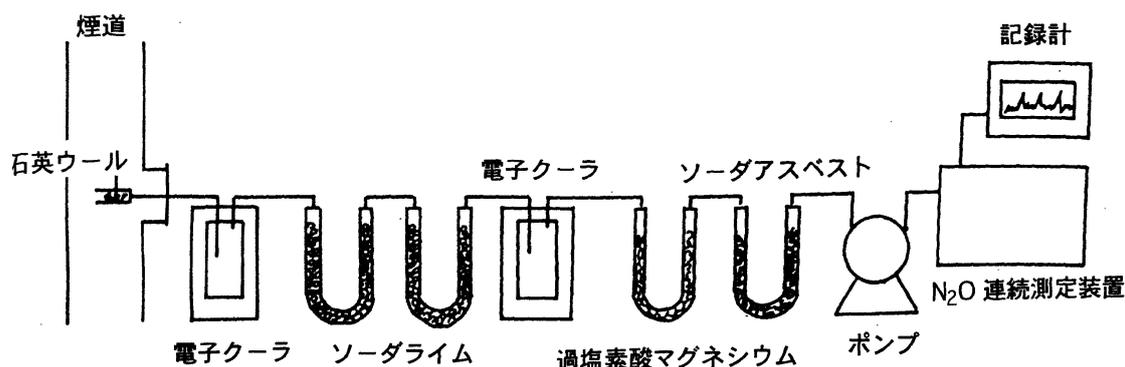


図3-27 N₂O連続測定の概略図

3.2.3 調査結果と考察

焼却炉の排ガス測定結果を表3-19に示す。また、N₂O、NO_x、O₂濃度を同時に連続測定した施設No.2、4について、N₂O、NO_x、O₂濃度の経時変化をそれぞれ図3-28、3-29に示す。ここで施設No.4においては、同じくN分量が約13 kg/t(汚泥)であった。

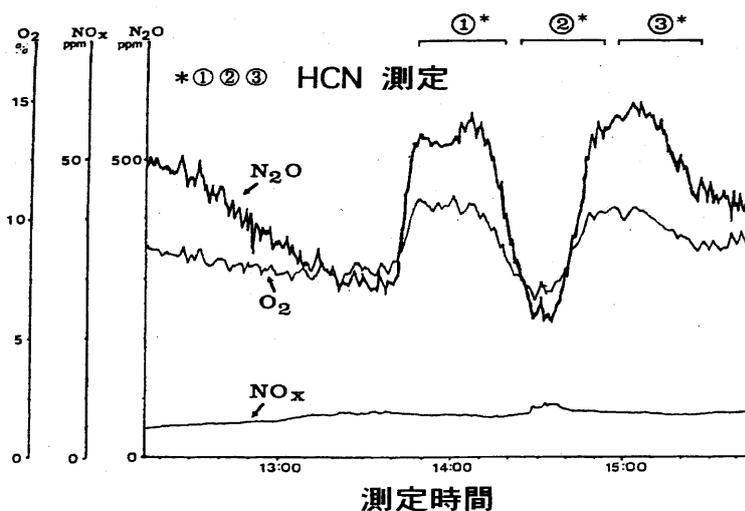


図3-28 施設No.2におけるN₂O、NO_xおよびO₂濃度の経時変化

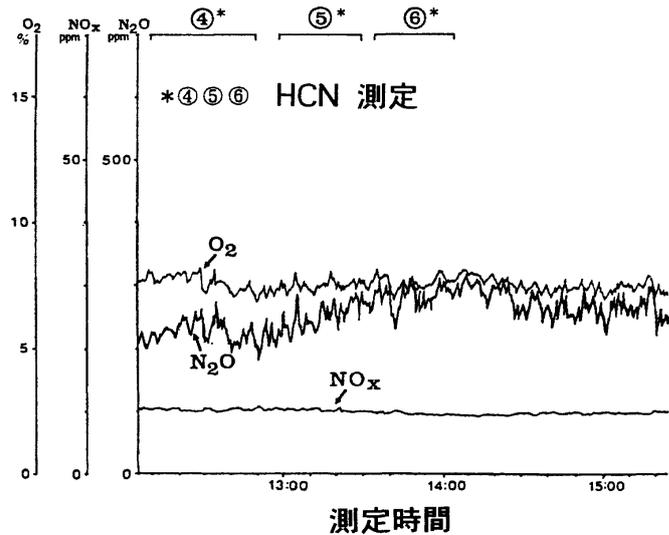


図 3 - 2 9 施設No.4におけるN₂O、NO_xおよびO₂濃度の経時変化

汚泥の焼却時におけるN₂O濃度等の経時変化をみてみると、含水率（約 20%）が低い汚泥を焼却している施設No.2の場合、炉内投入後ただちに燃焼が始まるため濃度変動が大きい。これに対して、施設 No.4 では含水率（約 70%）が高いために炉内で乾燥後に燃焼が始まり、燃焼が B 施設に比べて穏やかに行われるため、濃度変動が小さくなっている。ただし、NO_x 濃度については両施設ともほとんど変動がなかった。

この 2 施設の調査では、燃焼実験で得られたN₂O生成に関する知見について実稼働炉との整合性を確認するため、それぞれ 3 回ずつ（施設No.2 試料 1~3、施設No.4 試料 4~6）HCNの同時測定を行った。結果を表 3-20 に示す。HCNの試料採取は 30~40 分かけて行ったため、測定中にN₂O濃度が変動した。そこで、表 3-20 にはHCN測定時間内でのN₂O平均濃度と濃度変動範囲の両方を示した。

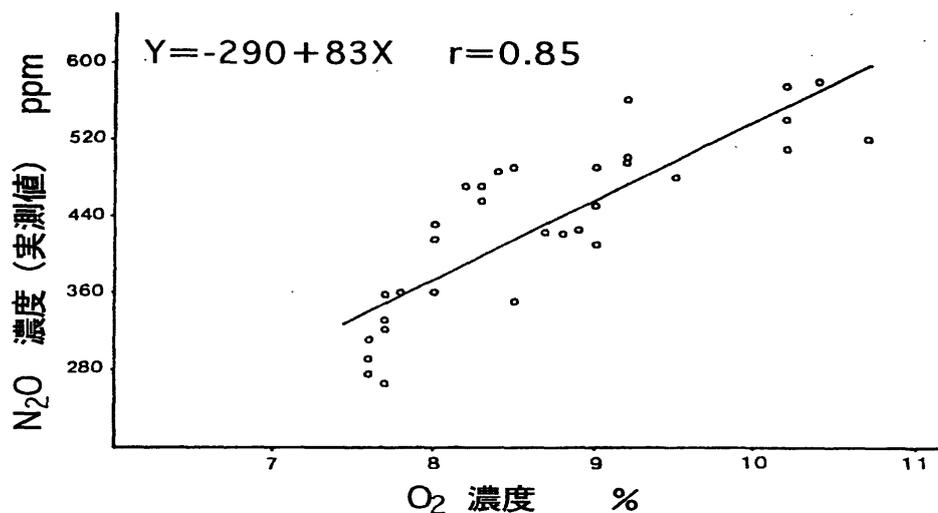


図 3 - 3 0 施設No.2におけるO₂濃度とN₂O濃度の相関

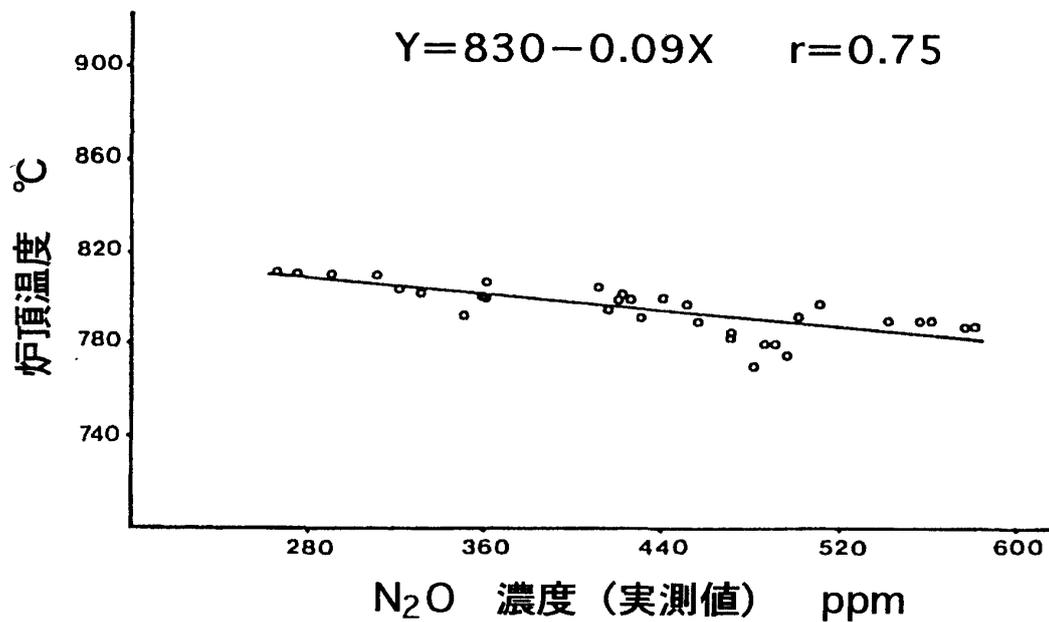


図 3 - 3 1 施設No.2におけるN₂O濃度と炉頂温度の相関

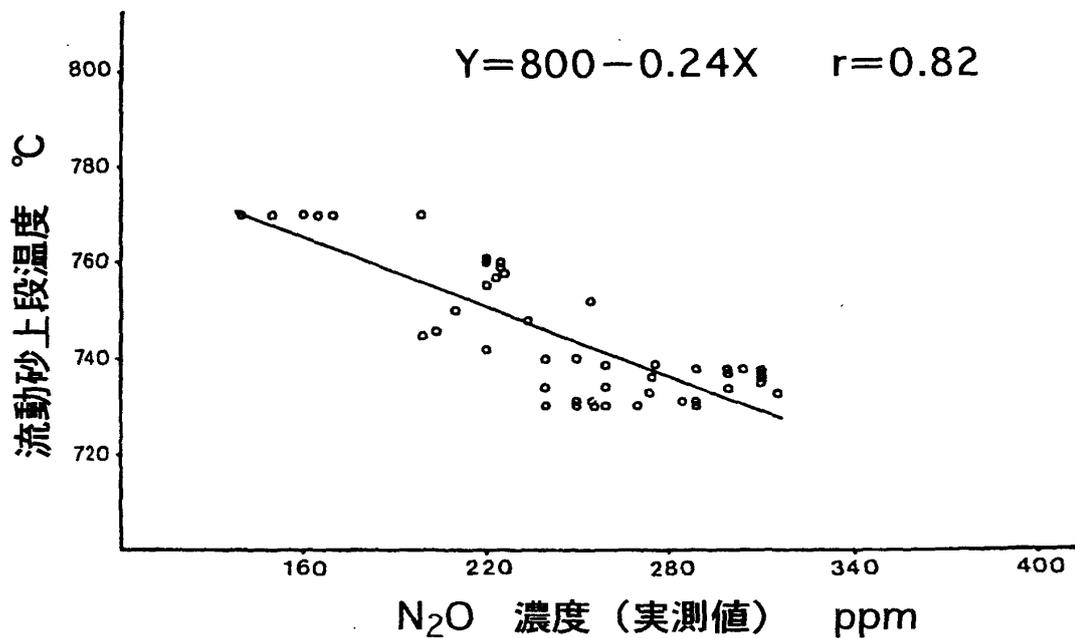


図3 - 3 2 施設No.4におけるN₂O濃度と流動砂上段温度の相関

表 3-19 排ガス測定の結果

調査施設 No.	燃焼温度 (°C)	炉頂温度 (°C)	N ₂ O濃度 (ppm)	NO _x 濃度 (ppm)	O ₂ 濃度 (%)	N ₂ O排出割合 (g/t)
1	750~850	——	50.7	未測定	未測定	227
2	710~770	770~810	270~600	7~9	7.0~10.5	580~1,530
3	760~790	840~850	140~290	8~25	12.3~13.7	684~1,510
4	730~780	830~840	100~320	9~11	6.8~8.3	275~886
5	780~820	850~890	45~150	7~10	8.0~9.0	101~307

表 3-20 汚泥焼却にともなうHCN排出濃度

試料 No.	燃焼温度 (°C)	HCN濃度 (mg/m ³ N)	N ₂ O濃度 (ppm)	
			平均値	範囲
1	790~800	0.08	540	515~600
2	800~820	4.60	390	275~560
3	790~800	4.13	510	440~600
4	840~850	0.30	225	190~280
5	840~850	0.32	240	210~290
6	830~840	0.22	280	230~320

図 3-28 に示したように、特に施設No.2 の試料No.2,3 はHCN測定時のN₂O濃度変動が大きいいため、計測されるHCN濃度はN₂Oの変動範囲内での平均値となる。加えて、N₂OおよびHCNの生成濃度は温度依存性が大きいが、今回調査した施設No.2、4 では測定期間中の温度が近接しており、測定時の濃度差がほとんどなかった。このため、N₂OとHCN濃度との相関が燃焼実験の時ほど明確にならなかったと考えられる。

また、図 3-30 に示したように、施設No.2 については燃焼時の空気比が高くなるほどN₂O濃度が高くなり、N₂OとO₂濃度との間に強い相関が認められた。さらに、両施設ともNO_x濃度がほとんど変化していない条件でN₂O濃度が増加することが多かった。

N₂O濃度と燃焼温度等との関係については、図 3-31,3-32 に示したように、施設No.2、4 とも強い負の相関があった。これは、生成したN₂OがHおよびOHラジカルとの反応により熱分解されたためと考えられる。

以上により、実稼働の汚泥焼却炉における測定結果から、実稼働炉においても燃焼実験で確認された汚泥中のN分によるN₂O生成プロセスなどの挙動を示すことが示唆された。

表 3-19 に示したように、下水汚泥の焼却にともなうN₂O排出濃度は、これまで調査された都市ごみ焼却炉での測定値（最大値 78ppm）²⁵⁾および石炭を燃料とした流動層燃焼発電ボイラにおける測定値（最大値 116ppm）³⁷⁾と比べて高濃度であった。特に施設No.2、4、5 の流動床炉による汚泥の還元二段燃焼では、NO_x濃度が 10ppm前後と低濃度であったが、逆にN₂Oは最大で 600ppmと極めて高濃度であった。

この原因としては、第一に燃料および焼却物中のN分含有率の違いが考えられる。まず、ごみ焼却炉で焼却される一般ごみ中のN分については根本ら³⁸⁾の調査によると平均で 0.46%となっており、さらに各種石炭に含まれているN分は 1~2%の範囲である³⁹⁾。これに対して、下水処理場での脱水汚泥は、平岡ら¹⁸⁾の調査結果によると平均で 3~10%とほかの燃料および焼却物と比べて非常に高い値となっている。これまでに計測された各種発生源からのN₂O排出濃度はN分含有率に比例しており²⁰⁻²⁷⁾、燃料および焼却物中のN分によるN₂O生成プロセスを裏付けている。

第二に汚泥の燃焼温度が上げられる。表 3-19 から明らかなように、焼却炉の燃焼温度の目安になる流動砂の上部温度が 712~815℃であり、N₂Oが生成されやすい温度で汚泥が焼却されている。特にB施設では、流動砂の上部温度が 712~765℃とN₂Oの生成量が最大となる温度にもっとも近く、しかも炉頂温度が最大で 812℃と低くて熱分解される割合が少ないために、高濃度のN₂Oが排出されたものと考えられる。

さらに、流動床式の下水汚泥焼却炉では、焼却にともなう汚泥中N分からのN₂Oへの変換率は 1.6~8.0%であった。これまで、流動層炉における石炭燃焼でのChar-Nへの酸化によるN₂Oへの変換はそれぞれ 1~6%⁴⁰⁾、5~10%⁴¹⁾および約 1.5%⁴²⁾と報告されており、汚泥中Nの変換率がChar-Nの酸化による変換率と同程度であった。燃焼過程におけるN₂Oの生成は、このChar-Nの酸化による直接生成のほかに、HCN/NCOを経由した均一反応によるものがある。しかし、Soete³⁰⁾によると、① Char-Nの酸化でN₂Oが生成される場合、HCN/NCOの均一反応によるN₂Oの生成が阻害される。② 500~1,000℃の温度範囲では、均一反応によるN₂Oの生成量は極めて少ないと予想される。ことなどから、汚泥焼却にともなうN₂Oの生成については、Char-Nの酸化による生成寄与が大きいと考えられる。

第4節 都市ごみの焼却時におけるN₂Oの排出挙動

現在処理されている各種廃棄物のうち、都市ごみは全国平均で排出量の約82%が焼却処理されているなど、その焼却量は下水汚泥よりも多い。また都市ごみ焼却では、使用する焼却炉の形式や燃焼方法が下水汚泥焼却炉に比べて多種多様で複雑であることから、焼却にともなうN₂Oの排出挙動も下水汚泥の場合とは異なっているものと考えられる。

これまで廃棄物焼却炉²⁵⁻²⁷⁾についてN₂O濃度測定の結果が報告されている。このうち岩崎ら²⁷⁾は、燃焼施設からのN₂O生成は燃料中のN含有率に依存していると報告した。また最近では、上野ら⁴³⁾が都市ごみ焼却炉から排出されるN₂O濃度は焼却炉の炉内温度に大きく依存していると報告しており、汚泥焼却炉に関する調査で得られた結果と類似した傾向が認められている。しかし、都市ごみ焼却炉については、焼却炉の燃焼条件や炉形式に関連したN₂Oの詳細な排出挙動およびその生成機構などが未だ不明である。そこで、都市ごみ焼却炉4施設について、炉の形式別に各燃焼条件におけるN₂Oの排出挙動を検討した。

4.1 調査方法

4.1.1 調査対象施設

階段火格子および流動床式の都市ごみ焼却炉4施設を調査し、各燃焼条件におけるN₂Oの排出挙動を検討すると同時に、排出割合も算出した。測定した施設の概要を表3-21に示す。

表 3-21 調査施設の概要

調査施設 No.	炉形式	焼却能力	ばい煙処理装置
6	階段火格子式（連続）	150 t/24h	消石灰噴霧 バグフィルタ 触媒式脱硝装置
7	階段火格子式（連続）	75 t/24h	消石灰噴霧 電気集塵装置 排ガス循環による脱硝
8	流動床式（連続）	98 t/24h	消石灰噴霧 電気集塵装置
9	流動床式（バッチ）	15 t/24h	消石灰噴霧 電気集塵装置

4.1.2 N₂Oの測定方法

N₂O排出濃度の測定は、汚泥焼却炉の場合と同様に、マイラーバッグを用いたグラブサンプリングおよび赤外線吸収方式による連続測定の両方で行った。

表 3-22 排ガス測定の結果

調査施設 No.	稼働条件	燃焼温度 (°C)	N ₂ O濃度 (ppm)	NO _x 濃度 (ppm)	O ₂ 濃度 (%)	CO濃度 (ppm)	N ₂ O排出割合 (g/t)
6	立ち上げ	360~760	4.4~20.0	33~111	11.6~17.8	10~730	115~523
	通常燃焼	750~970	3.0~10.0	87~143	9.3~11.4	60~250	36~119
	埋 火	740~320	3.0~16.2	90~136	11.9~19.0	80~1,500	66~357
7	通常燃焼	780~980	4.0~24.0	60~115	7.6~14.0	50~540	40~220
8	立ち上げ	340~350	11.2~30.5	18~60	13.2~20.0	700~1,100	241~552
	通常燃焼*	750~790	36.2~71.9	92~115	14.5~14.8	80~300	472~831
	埋 火	785	31.5	90	14.5	200	392
9	立ち上げ	800~850	7.0~78.0	63~100	10.0~18.0	100~>5,000	171~1,910
	通常燃焼	830~870	4.0~49.0	60~130	11.0~18.0	50~>5,000	99~1,210
	通常燃焼*	820~890	5.0~140	75~130	9.5~16.0	100~>5,000	53~1,580
	埋 火	750	5.0	75	18.0	2,000	62

注) * 都市ごみと汚泥の混焼

4. 2 調査結果と考察

都市ごみ焼却炉 4 施設の測定結果を表 3-22 に示す。

4.2.1 炉形式別における N_2O の排出状況

表 3-22 から明らかなように、炉形式別では、一般に燃焼温度が低い流動床炉の方が階段火格子式よりも N_2O 濃度が高くなる傾向が見られた。また、不完全燃焼が生じやすく排ガス中のCO濃度が高いバッチ式の流動床炉からの N_2O 排出割合は、連続式に比べて高かった。

なお、排ガス再循環を行っている階段火格子炉（施設No.7）では、通常燃焼時における N_2O 濃度および排出割合が、同型炉で燃焼温度等の条件が類似しており再循環を行っていない施設No.6 と比べて高くなった。

4.2.2 炉の運転条件別における N_2O の排出挙動

施設No.6 の連続式階段火格子炉について、炉の立ち上げ、通常運転および埋火時における N_2O 濃度を測定した。まず、通常燃焼では、図 3-33 に示したように燃焼温度が $800\sim 1,000^{\circ}C$ と比較的高いため、 N_2O 濃度は 10ppm 以下と低かった。これに対して、炉の立ち上げおよび埋火時は燃焼温度が $800^{\circ}C$ 以下となるため、 N_2O 濃度が $5\sim 20\text{ppm}$ と高くなった。特に立ち上げでは、図 3-34 に示したように $800^{\circ}C$ 以下の状態でごみ燃焼が継続されるため、炉内温度と N_2O 濃度の間に明確な負の相関が認められ、最大濃度である 20ppm を記録した。また、排出割合も通常燃焼時の $3\sim 5$ 倍高かった。これらは、 N_2O 濃度の温度依存性^{43,44}を示していると考えられる。

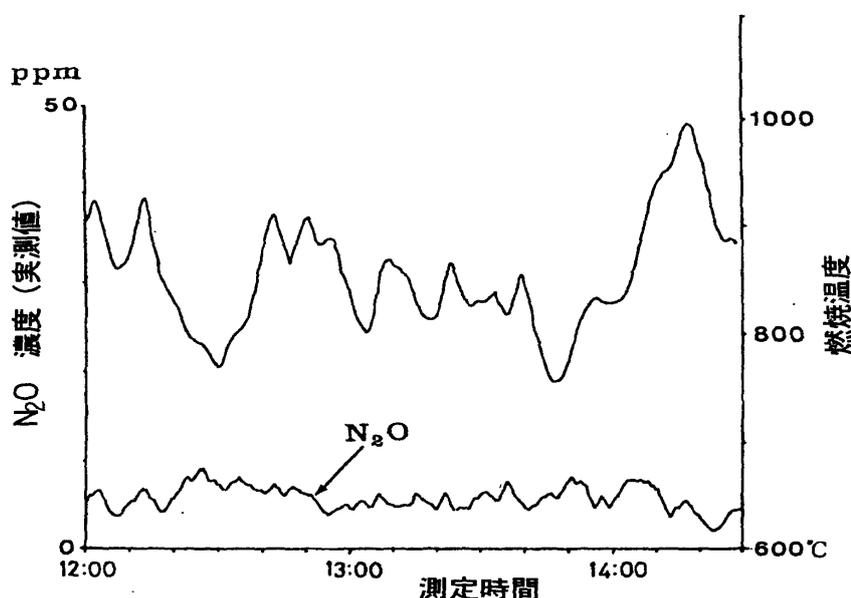


図 3 - 3 3 施設No.6の通常燃焼時における N_2O 濃度と燃焼温度との関係

4.2.3 燃焼にともなう N_2O の排出挙動

図 3-35 に示したように、施設No.9 のバッチ式流動床炉では、明確な相関は認められなかったが、 O_2 濃度の低下にともない N_2O 濃度が高くなる傾向がみられた。また同施設は、図 3-36 に示したようにCO濃度と N_2O 濃度の間に強い正の相関が認められることから、不完全燃焼による N_2O の生成を示

唆しているものと考えられる。

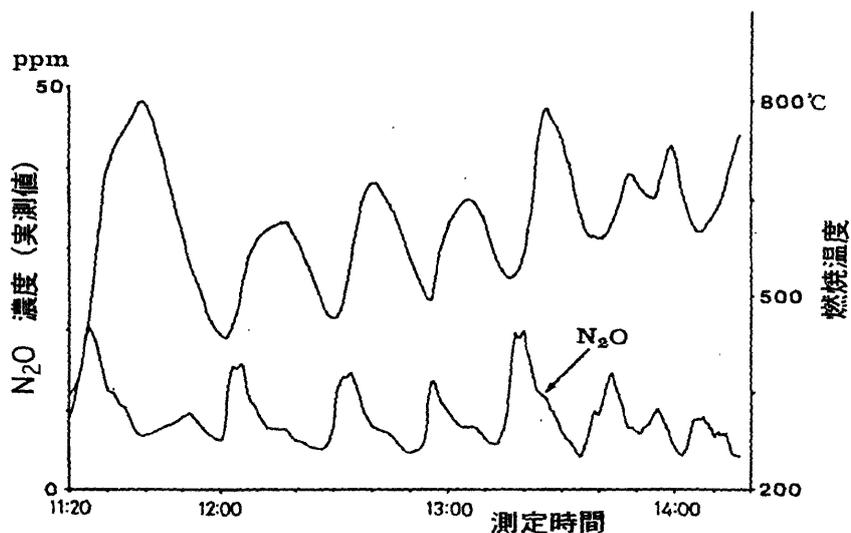


図 3 - 3 4 施設No.6の炉の立ち上げ時における
N₂O濃度と燃焼温度との関係

都市ごみ焼却炉では燃焼温度が通常 1,000°C以下であり、また不完全燃焼時にHCNおよびCO濃度がともに高くなる。したがって、都市ごみ焼却炉から排出されるN₂Oは、汚泥焼却炉の場合⁴⁾と同様に、HCNを經由して生成されている可能性が強いと考えられる。

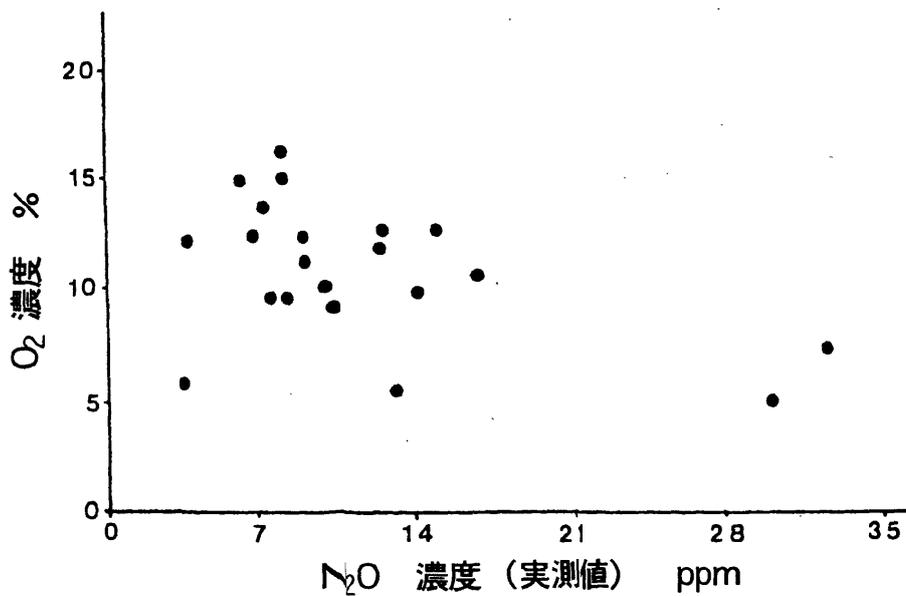


図 3 - 3 5 施設No.9におけるO₂濃度とN₂O濃度との相関

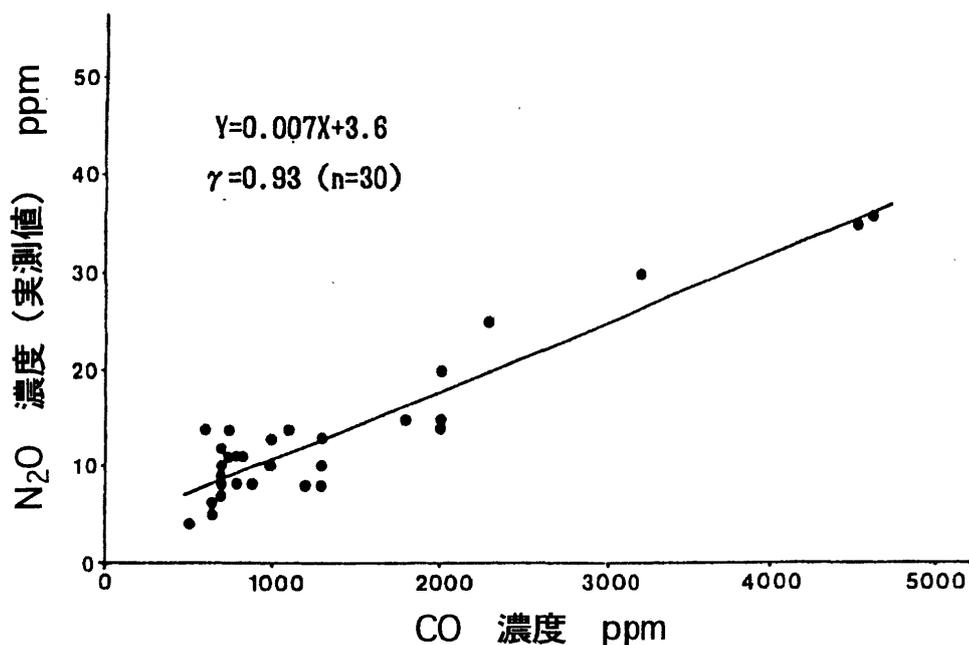


図 3-36 施設No.9におけるCO濃度とN₂O濃度との相関

さらに、都市ごみと汚泥を混焼している施設では、表 3-22 に示したように、混焼時のN₂O濃度は都市ごみの単独焼却の時と比べて高濃度となった。これは、汚泥中のN分含有率が都市ごみの約 10 倍も多いことから²⁷⁾、汚泥との混焼により焼却物のN分含有率が高くなり、HCNの生成量が増加したことなどが原因となっているものと考えられる。

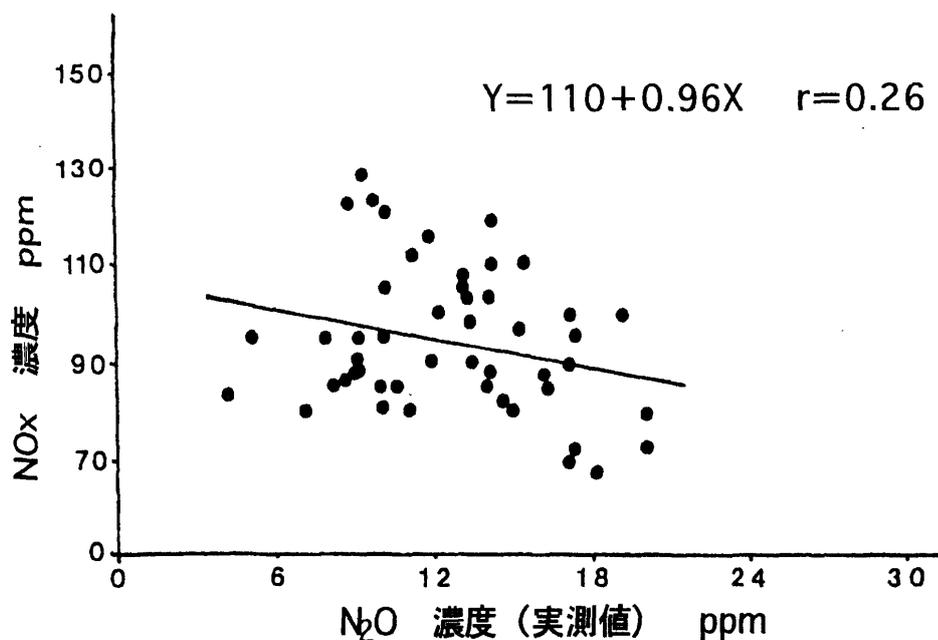


図 3-37 施設No.7におけるN₂O濃度とNO_x濃度との相関

図3-37、3-38に施設No.7と施設No.9における排ガス中のNO_x濃度とN₂O濃度との関係を示した。データのバラツキが大きいいため明確な相関は認められなかったが、通常時の燃焼温度が780~980℃とほかの3施設に比べて高い施設No.7の階段火格子炉では、NO_x濃度の低下にともないN₂O濃度が高くなる傾向（図3-37）を示した。

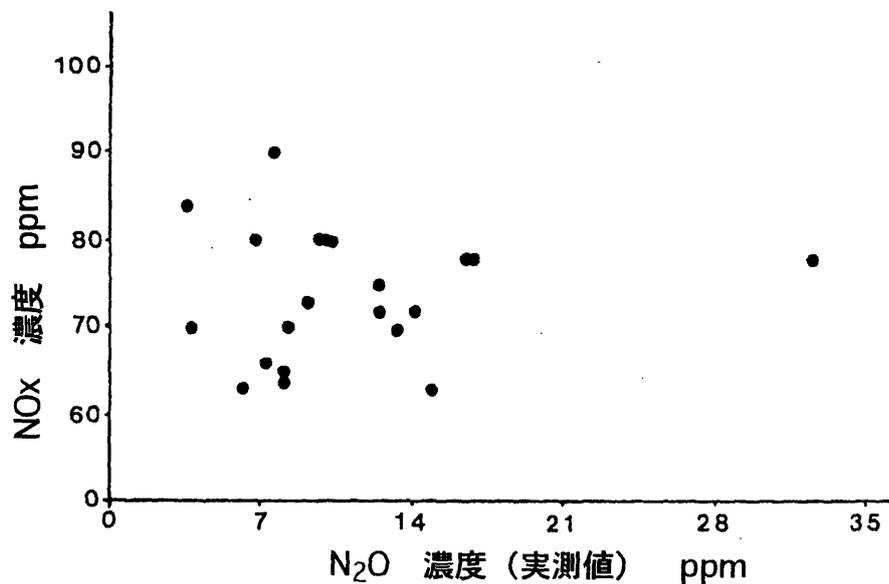


図3-38 施設No.9におけるN₂O濃度とNO_x濃度との相関

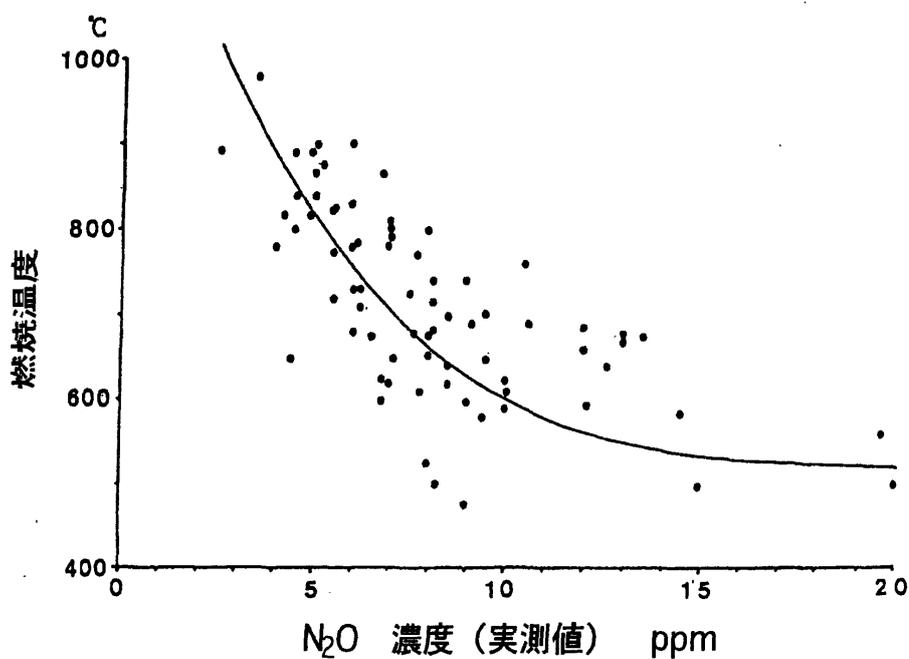


図3-39 N₂O濃度と燃焼温度の相関

NCOからN₂O、NOへの生成については、3.1.4 汚泥の燃焼実験の考察で示したR4の反応のほかに、R9の反応が提唱されている³⁵⁾。



このうちR4の反応については、燃焼温度が900℃以下の場合に優勢であるが、900℃以上の高温燃焼ではR9の反応の方がR4の反応より優勢となり、NOの排出濃度が高くなる²⁹⁾。

また、図 3-39 から明らかなように、燃焼温度とN₂O濃度との間に負の相関が認められ、800℃以上ではN₂O濃度が5ppm以下になっていた。これは、汚泥の燃焼実験で指摘したように、燃焼温度が800℃以上の高温になるとHおよびOHラジカルの濃度が高くなるため、N₂Oが分解されるためである。このことから、図 3-37 に示されたNO_x濃度とN₂O濃度の関係は、高温燃焼時におけるR9の反応と熱分解を示唆している可能性がある。ただし、焼却炉の運転では炉内の燃焼温度に幅があり、急激な温度変化も生ずることから、図 3-37 に示したNO_xとN₂Oの相関係数も0.26と低いため、さらに検証が必要と思われる。

N₂Oの生成経路の一つとなっている気-固反応^{29,30,35,36)}は温度による依存性が大きい。守富ら⁴⁵⁾は、627～727℃の比較的低い温度で作られたChar-Nによる気-固反応では、Char-NからN₂Oへの変換率が20%と大きな値となるが、800℃以上の高い温度で作られたChar-Nでは温度とともにN₂O変換率が減少することを確認した。このため、一般に流動床炉で焼却されることが多い下水汚泥焼却炉では、気-固反応によるN₂Oの生成寄与が大きい⁴⁴⁾。

これに対して、都市ごみ焼却炉では燃焼温度が800～1,000℃で運転されているため、汚泥焼却炉に比べて気-固反応による生成寄与は小さいと考えられる。また、CO、O₂およびNO_x濃度とN₂O濃度の相関がほぼ気相反応により説明できることから、都市ごみ焼却にともなうN₂Oの生成については、これまでに報告されている^{29,35)}発電ボイラなどの固定燃焼施設と同様に気相反応による生成寄与が大きいと考えられる。

第3章 まとめ

廃棄物の組成と燃焼条件の双方により排出挙動が影響されるものとして窒素酸化物（NO_x、N₂O）を取り上げた。ここでは実験用プラントおよび電気炉を使用して燃焼実験を行い、廃棄物の燃焼過程におけるNO_x、N₂Oの定量的な排出挙動を調査研究した。また、実稼働の焼却炉についても同様な調査を行い、燃焼実験の結果との整合性についても検討した。

1) NO_xの排出挙動について

実験用プラントによる燃焼実験から、Fuel NO_xの変換率は燃焼温度が高くなるほど、またO₂濃度が高くなるほど増大することが判明した。ただし、この時のFuel NO_x変換率は1.7～9.3%であり、化石燃料を燃焼しているボイラの変換率（30%程度）と比べて1/3以下と小さかった。また、燃焼域でのO₂濃度を低くすることによりFuel NO_xだけでなくThermal NO_xの低減が可能となる。特にFuel NO_xの低減率はThermal NO_xに比べて2倍から5倍も高かった。

実験用プラントと炉形式が同じ流動床炉と火格子炉の合計2施設の実稼働炉を選定して調査した結果、実験用プラントでの実験結果と同様に、O₂濃度とNO_x濃度との間に正の相関が認められた。また、O₂濃度の変化にともなうNO_x濃度の変動は火格子炉より流動床炉の方がはるかに急激であり、燃焼方法の違いによる差が顕著に認められた。さらに実稼働炉の場合も、O₂濃度を下げることによるFuel NO_xとThermal NO_xを合計したNO_x低減効果は、Thermal NO_x単独の場合と比べて3倍以

上も大きかった。

汚泥、廃油・廃液などの産業廃棄物を焼却している実稼働炉に関する調査結果によると、N 分の含有量が多い廃棄物を高温で燃焼している施設では、NO_x 濃度が 800ppm 以上と高かった。これらの施設では、燃焼実験の場合と同様に、低酸素燃焼により Fuel NO_x が大幅に低減するため、効果的な NO_x 抑制対策が可能であることを確認した。

2) N₂Oの排出挙動について

電気炉を用いた汚泥の燃焼実験により、各種燃焼条件におけるN₂Oの生成、排出挙動を検討した。その結果、N₂Oは主にNCH/NCOを経由した均一反応およびChar-Nの直接転化による不均一反応の両方により生成されていると推測された。N₂Oの生成量は燃焼温度が 700°C近辺の時に最大となった。温度が 800°C以上になると、N₂Oの分解率は温度およびガスの滞留時間に比例して急激に高くなった。

また、実稼働の汚泥焼却炉についてN₂Oの排出挙動を調査した結果、汚泥中のN分によるN₂O生成プロセスなどを示すことが確認された。実稼働の汚泥焼却炉からのN₂O生成については、Char-Nの直接転化による寄与が大きいと推測された。

都市ごみ焼却炉 4 施設について、N₂Oの排出挙動および排出量を調査した。その結果、燃焼温度とN₂O排出濃度の間に負の相関が認められた。このため、炉の立ち上げや埋火時など、炉内温度が低いときにN₂O濃度および排出割合が高くなった。排ガス中のCO濃度が高い施設の場合、CO濃度とN₂O濃度の間に強い正の相関が認められた。また、燃焼温度が高い施設ではNO_x濃度と濃度との間に負の相関があった。これらのことから、都市ごみ焼却炉からのN₂O生成については、気相反応による生成寄与が大きいと推測された。

参 考 文 献

- 1) 日本熱エネルギー技術協会編：熱管理技術講義、丸善(1975)
- 2) G.A. Lovoie : *Combustion and Flame*, **15**, 97 (1970)
- 3) C.T. Bowman : *14th Symposium on Combustion*, 729 (1973)
- 4) C.P. Fenimore : *13th Symposium on Combustion*, 373 (1971)
- 5) 小笠原光信、高木敏美、藤井健一：“燃焼ガス中の NO および CO 生成とその低減法に関する基礎的研究”、日本機械学会論文集、**39**, No.327, 3472(1973)
- 6) 加藤幸三、藤井健一、蔵田親利、森 健二：“フューエル NO の生成とその低減に関する研究” 日本機械学会論文集、**42**, No.354, 582(1976)
- 7) D.W. Turner, R.L. Andrew and C.W. Siegmound : “Influence of Combustion Modification and Fuel Nitrogen Content on Nitrogen Oxides Emission from Fuel oil Combustion” , Esso Research and Engineering Company Report(1970)
- 8) 瀬間 徹、星沢欣二、石原義巳：“燃料中の窒素酸化物の生成に及ぼす影響”、電力中央研究所技術第一研究所報告、7205(1972)
- 9) (社) 日本機械学会：“窒素酸化物および残渣低減のためのごみ安定燃焼技術に関する研究”、厚生省委託研究、昭和 56 年度成果報告書 (1982)
- 10) 安田憲二、大塚幸夫、村上武弘：“都市ごみ焼却にともなう窒素酸化物の抑制” 大気汚染学会誌、**15**, No.1, 25(1980)
- 11) 宋 清生、松藤由紀子、佐藤幸世、羽染 久、土橋正二郎：“都市ごみの理論空気量について”、

- 生活と環境、**26**, No.3, 63(1981)
- 12) G.G. De Soete : *15th Symposium on Combustion*, 1093(1975)
 - 13) B.S. Haynes, D. Iverach and N.Y. Kirov : *ibid.*, 1103(1975)
 - 14) B.S. Haynes : *Combustion and Flame*, **28**, 81, 113(1977)
 - 15) C.P. Fenimore : *17th Symposium on Combustion*, 661(1979)
 - 16) C. Morley : *18th Symposium on Combustion*, 23(1981)
 - 17) Y.H. Song, D.W. Blair, V.J. Siminski and W. Bartok : “Staged Combustion and Selective Reduction of NO_x” , *ibid.*, 53(1981)
 - 18) 平岡正勝、武田信生 : “汚泥焼却にともなう窒素酸化物対策”、公害と対策、**14**, No.5, 504(1978)
 - 19) 大気汚染研究協会編 : 「改訂 大気汚染ハンドブック(4)燃焼編」、コロナ社、126(1984)
 - 20) R.F. Weiss and H. Graig : “Production of Atmospheric Nitrous Oxide by Combustion” , *J. of Geophys. Res.*, **3**, 751(1976)
 - 21) 藤井敏昭 : “ガスクロマトグラフによる排ガス中亜酸化窒素の分析”、大気汚染学会誌、**15**, No.1, 53(1980)
 - 22) 平木隆年、玉置元則、渡辺 弘 : “都市大気中N₂O濃度に及ぼす自動車排ガスの影響”、兵庫県公害研究所研究報告、第12号、1(1980)
 - 23) 金子幹弘、鈴木正明、中沢 誠、阿相敏明、牧野 宏 : “自動車排ガスおよび大気中の一酸化二窒素の挙動—ガス相関式赤外線吸収法の検討と実態調査—”、産業公害、**28**, No.1, 20(1992)
 - 24) 横山隆壽、松田裕光 : “火力発電所排ガス中のN₂Oに関する実態調査”、電力中央研究所研究報告、T89045(1990)
 - 25) K. Yasuda and M. Takahashi : “Emission of Nitrous Oxide from Waste Management System” , NIRE, IFP, EPA SCEJ, *5th International Workshop on Nitrous Oxide Emission*, Tsukuba, Japan, 3-2-1(1992)
 - 26) M. Watanabe, M. Sato, M. Miyazaki and M. Tanaka : “Emission rate of N₂O from Municipal Solid Waste Incineration” , *ibid.*, 3-4-1(1992)
 - 27) 岩崎好陽、辰市祐久、上野広行 : “固定発生源からのN₂O排出状況とその生成に関する考察”、大気汚染学会誌、**27**, No.2, 85(1992)
 - 28) H. Moritomi, Y. Suzuki, N. Kido and Y. Ogiso : “ N₂O Emission and Reduction from Circulating Fluidized Bed Combustors” , *The 3rd International Conference on Circulating Fluidized Beds*, Nagoya(1990)
 - 29) H. Hupa and D. Kilpinen : “Gas Phase Formation and Destruction of N₂O—Short Reviews” , *5th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions*, Tsukuba, Japan, KL-3-1(1992)
 - 30) G.G. de Soete : “Combustion Related Heterogeneous Reactions Involving N₂O” , *ibid.*, KL-4-1(1992)
 - 31) L.J. Muzio, M.E. Teague, J.C. Kramlich, J.A. Cole, J.M. McCarthy and R.K. Lyon : *J. of Air Pollution Control Association*, **39**, 287(1989)
 - 32) R.K. Lyon, J.C. Kramlich and J.A. Cole : “Nitrous oxide : Sources, sampling and science policy” , *Environ. Sci. Technol.*, **23**, 392(1989)
 - 33) T. Hulgaard : “Nitrous Oxide from Combustion” , ph.D. Thesis, Dept of Chemical Engineering, Denmark’s Technical University(1991)

- 34) T. Hulgaard, P. Glarborg and K. Dam-Johansen : “Homogeneous formation and destruction of N₂O at fluidized bed combustion” , *in the Proceeding of the 11th International Conference on Fluidized Bed Combustion in Montreal 1991*, ASME(1991)
- 35) G.G. de Soete : “Nitrous Oxide from Combustion and Industry” , Chemistry, Emissions and Control, For presentation at the International Workshop “Methane and Nitrous Oxide” , Amersfoort, The Netherlands(1993)
- 36) L.E. Amand and S. Anderson : “Emission of Nitrous Oxide from Fluidized Bed Boilers”, *Paper presented at the 10th International Conference on Fluidized Bed Combustion*, San Francisco(1989)
- 37) メタン等排出量分析調査結果報告書（平成元年度環境庁委託業務）、（財）日本環境衛生センター、108(1990)
- 38) 根本 弘、若林真盛、野口孝司：平成元年度ごみ質調査、平成元年度東京都清掃研究所研究報告、5(1991)
- 39) 池辺弘茂：石炭の燃焼技術、省エネルギー、第33号、14(1981)
- 40) G.G. de Soete : *23rd International Symposium on Combustion*, The Combustion Institute, Pittsburgh, 1257(1990)
- 41) M.A. Wojtcwicz, J.A. Oude Lohuis, P.J. Tromp and J.A. Moulijn : *11th International Conference on Fluidized Bed Combustion*, **2**, 1013(1991)
- 42) E.A. Bramer and M. Valk ; *ibid.*, 701(1991)
- 43) 上野広行、辰市祐久、岩崎好陽：“ごみ焼却炉からの亜酸化窒素排出に対する炉内温度の影響”、大気汚染学会誌、**26**, No.1, 24(1994)
- 44) 安田憲二、高橋通正、矢島 巖、金子幹弘：“下水汚泥焼却にともなう亜酸化窒素の排出挙動”、廃棄物学会誌、**5**, No.4, 10(1994)
- 45) 守富 寛、鈴木善三、池田道隆、鈴木康一、鳥飼欣一：“化石燃料燃焼における亜酸化窒素の生成機構”、化学工業論文集、**20**, No.6 (1994)

従来、わが国は最終処分場の確保が困難であることから、焼却を中心に廃棄物処理が行われてきた。1985年度以降の都市ごみの焼却率は70%以上となっており、2000年度も77%と効率であるなど、この傾向は現在も変わっていない。しかし、欧米では「持続可能な発展」に向けて廃棄物の減量化、資源化を優先させる政策を積極的に進めており、この過程で焼却処理の見直しが行われている。

2000年以降、わが国でも廃棄物処理の今後のあり方について、これまでのように廃棄物を単に焼却し埋め立てるのではなく、排出抑制と再使用・再利用を進めるとともに、廃棄物を安全かつ適正に処理する体制を整備することの重要性が認識されてきている。その結果、2000年度には既に制定されていた「容器包装リサイクル法」および「家電リサイクル法」に加えて、「循環型社会形成推進基本法」、「建設工事に係る資材の再資源化に関する法律（建設リサイクル法）」、「食品循環資源等の再生利用の促進に関する法律（食品リサイクル法）」、「資源の有効な利用の促進に関する法律（新リサイクル法）」など、廃棄物の排出抑制と資源化を推進するための法律が制定されている。

一方、ダイオキシン類問題に絡んで焼却処理に伴う環境汚染を危惧する声が大きくなり、これまでの焼却を中心とした廃棄物処理のあり方について再検討することが求められている。このため、ダイオキシン類の排出抑制を目的とした広域処理計画の策定に際しても、焼却以外に減量化、資源化などを含めて、環境負荷の最小化について評価することが必要とされる。また、広域処理計画については、家庭用パソコンを利用して廃棄物処理システムの最適化をシミュレーションできるソフトが開発されるなど、手順に検証できる体制が整いつつある。

以上のように、廃棄物処理における最適化を評価し、適切な処理システムを確立することは今後の重要な課題である。ここでは、評価の方法論に加えて、環境汚染、コストなどによる評価方法について、主に海外における取り組みを調査した。また、具体的な評価例として、都市ごみの広域処理を対象に、焼却、資源化、最終処分などを組み合わせた複数の処理システムを提案し、主に環境汚染物質を指標にした評価を行った。さらに、都市ごみと産業廃棄物を混合焼却した場合、それぞれの単独処理と比べた環境汚染物質排出量の増減についても比較検討した。本章では、これらの調査および検討の内容、結果ならびに考察について述べる。

第1節 最適化処理システムにおける評価

欧米では、この分野に関して20年ほど前から研究が始められており、評価内容も多方面にわたっている。そこで、ここでは海外で行われている廃棄物処理システムの最適化に関する取り組み状況を調査した。

また具体例として、現在、全国の自治体で行われている都市ごみの広域処理を対象に選び、各種処理方法を組み合わせた複数の処理システムについて、環境汚染物質を中心に比較評価した。

1.1 評価の方法

方法論に加えて、環境汚染およびコストなどを用いた評価法について、欧米での取り組み状況を調査した。

1.1.1 最適化の方法論

最適化は評価項目が多岐にわたるため、多変量解析などの数値計算を行うのが一般的である。これまでに報告されているものでは、総合的なものとしてマルチクライテリア評価(MCE)^{1)~4)}、混合積分

プログラム(MIP)^{5)~10)}で行われているほか、コスト評価に関して回帰分析(LRA)^{11),12)}も用いられている。このほか、ダイナミックプログラム(DP)¹³⁾、ファジー理論(GFLP)^{14),15)}などによる実施例もある。

これら一連の評価では、必要とされるプログラムの開発のほか、仮想のモデル地区における検討をもとに数値モデルの精度を評価しているものもある¹²⁾。また、廃棄物処理施設の建設は特定の地域に限定されることから、具体的なケース・スタディの検討に用いられることが多いが、国レベルでの政策モデルに使用するため、あえて施設の建設場所を特定しないで比較検討している方法も見受けられる²⁾。

1.1.2 評価基準等

最適技術の選択で取り上げられている評価基準としては、コスト（経済性）、処理効率、リサイクルおよび環境汚染などがある。これらの基準の中では、特にコストと環境汚染が重視される傾向が認められる。各評価基準に関連した評価項目の範囲は、評価の対象とした廃棄物処理技術の内容によって異なっている。これまで対象となった処理技術は、焼却のほか熱分解、ごみ燃料(RDF)、コンポスト、埋立があり、中間処理に絡めた収集ステーションの評価を行っているものもある¹¹⁾。

処理技術と評価基準の組み合わせでは、ごみの排出源における分別の有無が評価に大きく影響する場合が多い。これまでに報告されたもので、この点まで含めて検討しているものは数例^{2),4)}しかなかった。廃棄物処理技術と評価基準、評価項目の関係を図 4-1 に示す。

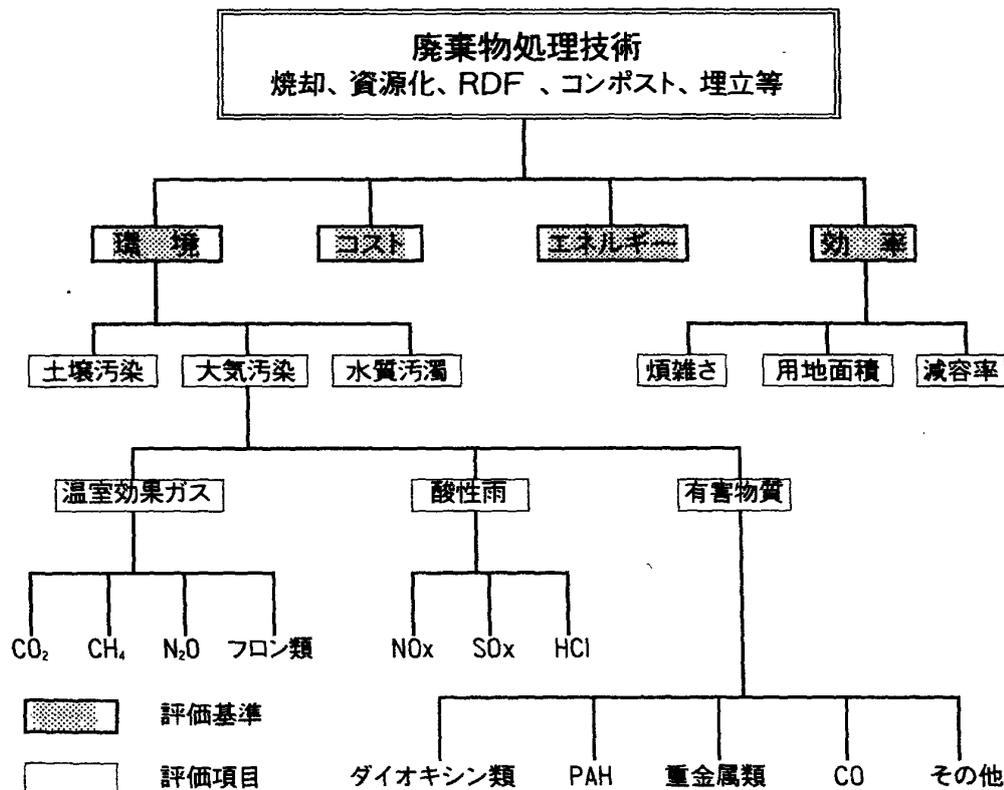


図 4-1 処理技術と評価基準等の関係

1.1.3 評価方法

評価方法は対象となる評価基準、項目によって大きく異なっている。ここでは、環境汚染、コストおよびリサイクルの評価について述べる。

(1) 環境汚染評価

基本的には、各種発生源からの汚染物質インベントリーをもとに、ライフサイクルアセスメント(LCA)の研究で提案されているインパクトアセスメント¹⁶⁾を用いて評価する。対象となる汚染物質は、温暖化ガス、オゾン層破壊物質、酸性雨、発ガン物質など数が多いため、横並びで比較するには重みづけ係数を乗じて単一数値化を行う必要がある。重みづけ係数の決め方は、排出基準値をもとに行うDtT法¹⁷⁾のほか、生態影響も考慮したエコインディケータ 95^{18),19)}などがある。表 4-1 にエコインディケータ 95 で用いられる重み付け係数を示す。

環境汚染物質は、該当する地域によって影響の程度が異なる。廃棄物処理施設の建設では、地域的な偏りがあることが多い。このため、環境評価を行う場合は、単に濃度だけではなく地域性を考慮した数値化が必要となる。

表 4-1 エコインディケータ 95 で用いられる重み付け係数

環境問題	特性分析（規準物質への等価換算の根拠）*1	規準物質など (kg)	重み付け係数	クライテリア
温暖化	CML (IPCC)	CO ₂	2.5	10年間当たり 1℃の上昇、5%の生態系破壊
オゾン層破壊	CML (IPCC)	CFC-11	100	100万人当たり 1人が致死となる確率
酸性化	CML	SO ₂	10	5%の生態系破壊
富栄養化	CML	P	5	河川および湖沼の水生態系における未知数の破壊
光化学スモッグ	CML	POCP	2.5	スモッグの期間発生、健康障害、農業被害の発生
冬期スモッグ	大気 GL	SO ₂	5	スモッグの期間発生、喘息患者や老年に対する健康障害
農薬	—	有効成分量	25	5%の生態系破壊
大気中の重金属	大気 GL	Pb	5	未知数の小児に余命と学習能力の低下を起こす血中の鉛レベル
水中の重金属	大気 GL	Pb	5	最終的に人間に影響を与える河川中のカドミウム量
発ガン物質	大気 GL	PAH	10	100万人当たり 1人が致死となる確率

注) *1 CML : ライデン大学環境科学センターによる特性分析

大気 GL : オランダ大気質ガイドライン (Air Quality Guidelines)

水 GL : WHO 飲料水質ガイドライン (Quality Guidelines for Drinking Water)

(2) コスト評価

評価の対象となる項目は、建設、設備、固定および運転コストなど種類が多い。相互に関連するものが少なくない。そこで、項目を要素別に細分化し、これまでに得られているデータをもとに回帰分析による直線近似法でコストを評価する^{11),12)}。

これまでの報告では¹⁰⁾、リサイクルの推進により焼却炉や埋立処分場の一部が不要となった場合におけるプラス面のコスト評価、およびケース・スタディに基づいた広域化に伴う収集コスト評価の検討例がある。また、既設炉を整理して広域化を行う場合、設置年度の差を評価する方法についても例示されている¹⁰⁾。

(3) リサイクル評価

リサイクル評価の対象としてはガラス、紙、鉄、アルミニウムなどの物質回収のほかに、メタンや焼却炉の廃熱を利用した発電等のエネルギー回収がある。この評価では、対象となる地域で排出される廃棄物の組成、発熱量、施設の規模などにより影響されるため、基礎データの収集が不可欠である。

リサイクルでは、ごみの分別と収集が経費の大部分を占めているので、発生源での分別の有無が評価に大きく影響する。したがって、リサイクル評価を行う際には、発生源分別を含め前もって条件を設定しておく必要がある。

(4) 評価の結果

ここでは、一例としてオランダで行われている主要な廃棄物処理・処分システムに関して、広範囲にわたる評価基準を用いて行った検討結果を表 4-2 に示す²⁾。この報告の特徴は、処理技術との組み合わせで、ごみの発生源分別が最大と最小の 2 条件を想定して評価していることである。

表 4-2 異なる評価基準における最適技術の選択

選択レベル	経済性を重視	国レベルの判断	環境重視
最適な技術	コンポスト+、-	コンポスト+、- 焼却+	コンポスト+ 埋立+ 焼却+
中間的な技術	焼却+、焼却- 埋立+、埋立-	なし なし	焼却-、コンポスト- 埋立-、RDF+
最悪な技術	RDF+、-	焼却- RDF+、- 埋立+、埋立-	RDF-

1.1.4 今後の検討課題

国としての施策、および各地域での最適化の評価を行う際に検討が必要であると考えられる項目を列挙する。

- ① 各評価基準の値を単一数値化して絶対評価すれば政策決定が容易になる。この場合、地域性を十分に考慮した合理的な根拠が必要になる。
- ② 複数の評価基準について、地域単位で重要度の順位をどのように決めるのか？ これまでのように、政策決定者と学識経験者との協議だけでなく、関係する住民も交えた検討が必

要ではないか。

- ③ 一般廃棄物と産業廃棄物では施設の設置に関する政策決定者が異なるため、両者を統合した評価が可能であるか？ 今後は両方の廃棄物を一緒に処理するケースも考えられることから、方法論の検討が必要である。
- ④ 最適化の評価では精度の高いデータベースが必要とされる。今のところデータの収集、整理は十分とは言えないので、基礎となるデータの整理を急ぐ必要がある。

1. 2 都市ごみの広域処理における最適処理システムの評価

現在、神奈川県内では政令市の横浜市、川崎市を含めた 9 ブロックでごみ処理広域化を検討している。ここでは、政令市を除いた 7 ブロックのうち、市、町の構成、ブロック内の総人口をベースに、特徴のある 3 ブロックについて最適な処理システムの評価を行った。

1.2.1 ブロックおよび比較した廃棄物処理モデルの概要

対象とした 3 ブロックについて、構成している市町の数、人口およびブロック内での平均的なごみ質を表 4-3 に示す。Aブロックは中核市を含むことから人口が一番多い。Cブロックは人口が最少であるが、構成する市町の数が一番多い。

表 4-3 各ブロックの概要

		A	B	C
ブロックの構成		4 市 1 町	3 市 2 町	2 市 8 町
人 口		7 4 万人	6 0 万人	3 7 万人
ごみの排出量 (トン/年)		260,000	180,000	150,000
ご み 質	紙・布類	36.2	45.4	44.4
	廃プラスチック類	16.9	22.0	20.5
	木、竹、わら	9.0	3.4	9.6
	厨芥類	26.7	24.3	16.7
	不燃物	6.6	1.9	5.3
	その他	4.6	3.0	2.5

評価対象として選んだ 4 つの処理モデルの概要を表 4-4 に示す。処理モデルは、既に確立された技術であり、これらを単独、あるいは複数組み合わせたシステムを対象としている。また、資源化を最大限進めることを目的として、焼却発電のほか、現在、日本ではあまり行われていないが、最終処分場からの発生ガスを利用した発電も考慮した。

1.2.2 評価項目および環境汚染物質の排出係数

この研究で取り上げた評価項目を表 4-5 に示す。ここでは、広域的な環境汚染の原因となる物質を中心に、環境汚染評価について検討した。具体的には、ダイオキシン類等の有害物質のほか、広域汚染の対象となっている二酸化炭素、メタンなどの温室効果ガスおよび酸性雨の原因となる窒素酸化物、硫黄酸化物、塩化水素を選んだ。この他にも、水質汚濁物質の BOD、COD、SS 等も対象とした。

表 4-4 選択した4つのモデルの概要

	内 容	処 理 条 件 等
モデルⅠ	全量埋立	処分場から発生するガスの50%を利用して発電を行う
モデルⅡ	コンポスト 資源回収 埋立	好気性のコンポスト処理 紙、容器包装材などを対象とする 発生ガスの50%を利用して発電を行う
モデルⅢ	全量焼却 焼却残渣の処分	主に大型焼却炉で焼却し、発電を行う 焼却残渣は全量熔融固化する（有効利用も視野に入れる）
モデルⅣ	コンポスト メタン発酵 資源回収 焼却 埋立	好気性のコンポスト処理 発生したメタンを利用して、ガスエンジンにより発電を行う 紙、容器包装材などを対象とする 主に小型焼却炉で焼却し、発電も行う 焼却残渣は全量熔融固化する

表 4-5 評価項目の内容

評価項目	内 容
有害物質等	ダイオキシン類(DXN)、多環芳香族炭化水素類(PAH)、ばいじん
温室効果ガス	二酸化炭素(CO ₂)、メタン(CH ₄)、亜酸化窒素(N ₂ O)
酸性ガス	窒素酸化物(NO _x)、硫黄酸化物(SO _x)、塩化水素(HCl)
水質汚濁物質	BOD、COD、SS、n-ヘキサン抽出物

環境汚染物質の排出係数については、これまでに文献等で報告されているもののほか、実稼働の施設における測定で得られた値を使用した。ダイオキシン類の排出係数は、埋立処分場、焼却施設および資源化施設についての文献値を、それぞれ表 4-6、4-7、4-8 に示す。これらのうち、焼却施設における排ガス中のダイオキシン類に関しては、恒久対策の基準値以下で運転することを前提として排出係数を決めた。

表 4-6 埋立処分におけるダイオキシン類等の排出原単位（排出係数）

	内 容
埋立ガスの発生量	120～240 m ³ /t—廃棄物 ²⁰⁾
発生ガスを利用した発電	発生ガス量の50%を利用し、ガスエンジンで発電 排ガス量は 10m ³ /m ³ (at O ₂ 11%) ²⁰⁾
浸出液の発生量	200～500 L/t—廃棄物 ²²⁾
発生ガス中の DXN 排出係数	0.34 ng-TEQ/m ³ (0.32～0.36ng-TEQ/m ³) ²¹⁾
ガス発電からの排ガス中の DXN 排出係数	0.50 ng-TEQ/m ³ (0.1～1.0 ng-TEQ/m ³) ²¹⁾
浸出液中の DXN 排出係数	0.05 ng-TEQ/L ²²⁾

温室効果ガスの排出係数を表 4-9 に示す。これらの排出係数は、全て実稼働施設から得られた測定

値をもとに決めた。酸性ガス等および水質汚濁物質の排出係数をそれぞれ表 4-10、4-11 に示すが、この場合も実稼働施設における測定値である。また、焼却施設及び最終処分場に関しては測定例が数十以上得られているが、コンポスト、メタン発酵施設等の資源化施設については数例程度しか測定例がないため、排出係数の精度は対象施設によって異なっている。

表 4-7 焼却処理におけるダイオキシン類等の排出原単位 (排出係数)

	内 容
排ガスの発生量	5,140 m ³ N/t—廃棄物 ²⁰⁾
焼却灰の発生量	300 kg/t ²³⁾
ボイラー灰の発生量	5 kg/t ²³⁾
飛灰の発生量	32 kg/t ²³⁾
排ガス中の DXN 排出濃度	
能力 100t/24h 以上の施設	0.1 ng-TEQ/m ³ N以下とする
能力 50t/24h	1.0 ng-TEQ/m ³ N以下とする
焼却残渣中の DXN 排出係数	
焼却灰	0.02 μg-TEQ/kg ²³⁾
ボイラー灰	0.05 μg-TEQ/kg ²³⁾
飛灰	0.30 μg-TEQ/kg ²³⁾

表 4-8 資源化におけるダイオキシン類等の排出原単位 (排出係数)

	内 容
コンポスト中の DXN 排出係数	5 ng-TEQ/kg-dry (5~32 ng-TEQ/kg) ²⁴⁾
金属溶解における DXN 排出係数	0.01 mg-TEQ/kg (0.005~0.035 mg-TEQ/kg) ²⁵⁾
ガラス溶解における DXN 排出係数	2.0 ng-TEQ/kg(2~5 ng-TEQ/kg) ²⁵⁾

表 4-9 温室効果ガスの排出係数

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
焼却施設	2,600 kg-CO ₂ /t	1×10 ⁻⁴ kg-CH ₄ /t	0.09 kg-N ₂ O/t
最終処分場	550 kg-CO ₂ /t	560 kg-CH ₄ /t	0.00004 kg-N ₂ O/t
コンポスト施設	5 kg-CO ₂ /t	0.1 kg-CH ₄ /t	0.02 kg-N ₂ O/t
資源化施設	29 kg-CO ₂ /t	0	0
メタン発酵施設	0	48 kg-CH ₄ /t	0

表 4-10 酸性ガス等の排出係数

	ばいじん	NO _x	SO _x	HCl	PAH
焼却施設	0.01 kg/t	0.33 kg/t	0.15 kg/t	0.23 g/t	0.01kg/t
最終処分場 (ガスエンジン)	0.0046 kg/t	0.00034kg/t	0.00002kg/t	0.00001kg/t	0
コンポスト施設	0	0	0	0	0
資源化施設	0	0	0	0	0
メタン発酵施設	0	0	0	0	0

表 4-11 水質汚濁物質の排出係数

	BOD	COD	SS	n-ヘキサン抽出物
焼却施設	16 mg/L	15 mg/L	11 mg/L	2.0 mg/L
最終処分場	6.4 mg/L	8.6 mg/L	7.1 mg/L	1.3 mg/L
コンポスト施設	3.0 mg/L	11 mg/L	1.0 mg/L	2.0 mg/L

1.2.3 モデル別における廃棄物の処理条件と処理量

A、B、Cの3ブロックについて、4つのモデル別における廃棄物の処理条件と処理量を表 4-12 に示す。各ブロックは、表 4-3 に示したように人口規模やごみの組成が異なっているため、資源化の割合および焼却施設の規模については、各ブロックにおける実績などをベースに決めた。特に、モデルⅢとモデルⅣの焼却施設能力はブロック間で大きく異なっている。

表 4-12 各ブロックにおけるモデル別の処理条件と処理量

単位：t/年

	A	B	C
モデルⅠ 全量埋立	260,000 (100%)	180,000 (100%)	150,000 (100%)
モデルⅡ コンポスト	52,000 (20%)	36,000 (20%)	30,000 (20%)
資源回収	26,000 (10%)	27,000 (15%)	15,000 (10%)
埋立 (残渣等)	182,000 (70%)	117,000 (65%)	105,000 (70%)
モデルⅢ 全量焼却	260,000 (100%) (300t/24h×3 炉) (100t/24h×3 炉)	180,000 (100%) (300t/24h×3 炉)	150,000 (100%) (300t/24h×2 炉)
焼却残渣の溶融	52,000	36,000	30,000
モデルⅣ コンポスト	26,000 (10%)	18,000 (10%)	15,000 (10%)
メタン発酵	39,000 (15%)	27,000 (15%)	22,500 (15%)
資源回収	26,000 (10%)	27,000 (15%)	15,000 (10%)
焼却	169,000 (65%) (200t/24h×2 炉) (100t/24h×1 炉)	108,000 (60%) (100t/24h×2 炉) (100t/24h×2 炉)	97,500 (65%) (100t/24h×2 炉) (50t/24h×2 炉)
焼却残渣の溶融	33,800	21,600	19,500

1.2.3 ブロック別における各モデルの環境汚染評価

(1) ダイオキシン類の排出量に関する評価

結果を表 4-13 に示す。表から明らかなように、ダイオキシン類の排出量はモデルⅠの全量埋立が

一番少なく、次いでモデルⅢの全量焼却の順であった。資源化が中心となるモデルⅡおよびⅣでは、排出量がモデルⅠ、Ⅲよりも4倍前後多かった。これは、表4-8に示したように、コンポストやビン、缶などの資源化でもダイオキシン類が生成されるためである。特に、缶など金属類の溶解過程におけるダイオキシン類の排出係数がほかと比べて非常に大きいことが原因となっている。

また、焼却施設については、能力の大型化により燃焼を原因としたダイオキシン類の発生抑制が容易となることから、モデルⅣにおいて50t/24hの小型焼却炉を導入するCブロック以外は、焼却炉からのダイオキシン類排出量が少なかった。

表4-13 ブロック別における各モデルのダイオキシン類排出量 単位：mg/年

	A	B	C
モデルⅠ			
全量埋立	130	89.7	62.4
総排出量	130	89.7	62.4
モデルⅡ			
コンポスト	195	135	113
資源回収	182	189	105
埋立	91	58	52
総排出量	468	382	270
モデルⅢ			
全量焼却	133	92	81
焼却残渣の溶融物	1.1	0.8	0.5
総排出量	134	92	82
モデルⅣ			
コンポスト	98	68	56
メタン発酵	98	68	56
資源回収	182	189	105
焼却	87	55	211
焼却残渣の溶融物	0.6	0.5	0.3
総排出量	466	381	428

(2) 温室効果ガス、酸性ガスおよび水質汚濁物質の排出量
各ブロックにおける結果を表4-14、4-15、4-16に示す。

温室効果ガスの排出については、焼却処理が組み込まれているモデルⅢおよびⅣで排出量が少なかった。これに対して埋立処分量が多いモデルⅠおよびⅡでは、排出量が2~3倍多くなった。焼却で

は、サーマルリサイクルによる発電で二酸化炭素の排出量が相殺されるが、埋立処分場からは大量のメタンが排出されるからである。これまで埋立処分の割合が高かったイギリス、ドイツ、アメリカなどの欧米諸国では、この割合が低くなり、逆に焼却する割合が微増しつつある。これには、温室効果ガスの排出を抑制することが理由の一つとしてあげられている。

表 4-14 Aブロックの各モデルにおける汚染物質の排出量 単位：t/年

	モデルⅠ	モデルⅡ	モデルⅢ	モデルⅣ
温室効果ガス				
二酸化炭素*	215,800	152,074	623,200	406,000
メタン	71,500	50,100	-0.48	2.68
亜酸化窒素	0.01	0.96	23.9	16
CO₂換算量**	1.29×10⁶	0.9×10⁶	0.63×10⁶	0.41×10⁶
酸性ガス等				
ばいじん	0.5	0.2	2.6	1.7
窒素酸化物	0.04	0.02	86	56
硫黄酸化物	0.002	0.001	39	25
塩化水素	0.001	0.001	60	39
多環芳香族類	0	0	2.6	1.7
水質汚濁物質				
BOD	0.58	0.41	1.14	0.72
COD	0.78	0.55	1.13	0.71
SS	0.65	0.45	0.85	0.53
n-ヘキサン抽出物	0.12	0.08	0.15	0.10

注：* CO₂排出量は、発電による削減量を差し引いた数値である。

** CO₂換算は、CO₂を1、CH₄を15、N₂Oを150として計算した。

酸性ガス等および水質汚濁物質に関しては、焼却処理を含むモデルⅢおよびⅣで多くなった。焼却炉排ガス中の酸性ガス濃度は、いずれも規制基準値以下ではあるが、濃度をゼロにはできないため、埋立等に比べて排出量が多くなった。対策としては、廃棄物の排出抑制により減量化を図り、焼却量を減らすことなどがあげられる。また、水質汚濁物質については、排出量がほかと比べて多い焼却施設における処理水の循環利用が課題となる。

以上のように、ごみの処理方式では、焼却で特に著しく環境汚染物質が多いとは言えない。条件によって、焼却処理が有効となることが評価の結果から読みとれる。

第2節 廃棄物の最適な焼却システムにおける評価

第1節での評価により、条件によって廃棄物の焼却処理がシステムとして有効であることが示されたので、ここでは都市ごみと産業廃棄物との混合焼却を想定し、環境負荷、コスト面等から評価し

た結果について報告する。

表 4-15 Bブロックの各モデルにおける汚染物質の排出量 単位：t/年

	モデルⅠ	モデルⅡ	モデルⅢ	モデルⅣ
温室効果ガス				
二酸化炭素*	149,400	98,000	432,800	259,700
メタン	49,500	32,200	-0.33	1.50
亜酸化窒素	0.01	0.67	16.6	10.2
CO₂換算量**	0.89×10⁶	0.58×10⁶	0.43×10⁶	0.26×10⁶
酸性ガス等				
ばいじん	0.3	0.1	1.8	1.1
窒素酸化物	0.02	0.01	59	36
硫黄酸化物	0.001	0.001	27	16
塩化水素	0.001	0.001	41	25
多環芳香族類	0	0	1.8	1.1
水質汚濁物質				
BOD	0.40	0.26	0.79	0.48
COD	0.54	0.35	0.78	0.47
SS	0.45	0.29	0.59	0.35
n-ヘキサン抽出物	0.08	0.05	0.11	0.06

注) * CO₂排出量は、発電による削減量を差し引いた数値である。

** CO₂換算は、CO₂を1、CH₄を15、N₂Oを150として計算した。

2. 1 都市ごみ、産業廃棄物の混合焼却と焼却廃熱の地域利用システムにおける評価

焼却能力が 50t/24h 以下の小規模な施設では、廃熱の回収量が少ないために、ごみ発電は不可能であり、立地条件と絡めて焼却廃熱の安定需要を確保することがきわめて難しい。このため、これら小規模な焼却施設について焼却廃熱の地域利用を効率的かつ経済的に行うためには、都市ごみと可燃性産業廃棄物を混合焼却して廃熱の回収量を多くしたり、工業団地周辺など熱エネルギーの需要が集中した地域周辺に焼却施設を建設するなど、新しい廃熱利用システムを開発することが必要となる。

また、廃棄物の焼却処理では、これまでに報告したように窒素酸化物、塩化水素などの有害ガス、ばいじんおよびカドミウム、鉛などの重金属が燃焼排ガス中に混入してくるために、種々の環境汚染を引き起こす可能性がある。この環境汚染を防止するためには、有害物質などに関する排出実態の調査や、排出量の事前予測などを行い、防止装置の設置等その排出抑制に万全を期することが必要である。

以上のことから、本研究では都市ごみ、可燃性産業廃棄物の混合焼却における焼却廃熱の地域有効利用システムにおける汚染負荷およびコスト評価について検討した。

2.1.1 調査方法

県内の人口約 3 万人のA町をモデル地域として選定し、そのモデルについて混合焼却による廃熱利用システムと環境負荷、コストを定量的に評価した。

なお、本研究で評価した数値は、昭和 53 年度のデータを基に算出した。

表 4-16 Cブロックの各モデルにおける汚染物質の排出量 単位：t/年

	モデルⅠ	モデルⅡ	モデルⅢ	モデルⅣ
温室効果ガス				
二酸化炭素*	124,500	87,700	359,200	232,600
メタン	41,300	28,900	-0.28	2.68
亜酸化窒素	0.01	0.56	13.8	16
CO₂換算量**	0.74×10⁶	0.52×10⁶	0.36×10⁶	0.24×10⁶
酸性ガス等				
ばいじん	0.3	0.1	1.5	1.0
窒素酸化物	0.02	0.01	50	32
硫黄酸化物	0.001	0.0004	23	15
塩化水素	0.001	0.0003	35	22
多環芳香族類	0	0	1.5	1.0
水質汚濁物質				
BOD	0.34	0.24	0.66	0.43
COD	0.45	0.32	0.65	0.42
SS	0.37	0.26	0.49	0.32
n-ヘキサン抽出物	0.07	0.05	0.06	0.06

注：* CO₂排出量は、発電による削減量を差し引いた数値である。

** CO₂換算は、CO₂を 1、CH₄を 15、N₂Oを 150 として計算した。

2.1.1.1 調査地点

- ① A町焼却場（機械化バッチ炉 30t/24h×1炉）
- ② N内陸工業団地（面積 234ha、98 事業所）

2.1.1.2 調査項目

- ① A町における都市ごみの処理状況および生ごみの組成
- ② N内陸工業団地内の工場、事業所から排出される可燃性産業廃棄物（廃油、廃プラスチック類、木くず、紙くず）の年間総排出量
- ③ N内陸工業団地内の工場、事業所に設置してあるボイラーの数と使用燃料の種類および使用量
- ④ 都市ごみ、可燃性産業廃棄物の混合焼却における焼却廃熱の地域利用システムと経済性
- ⑤ 廃棄物の混合焼却における環境負荷の比較

2.1.1.3 調査地点の地理的条件

A町焼却場とN内陸工業団地の所在地を図 4-2 に示す。図 4-2 から明らかなように、A町焼却場は内陸工業団地の北西約 4km の地点に位置しており、両者はあまり離れていないので、都市ごみと産

業廃棄物を一緒に処理する際に、廃棄物の輸送コストなどの点で有利となる。

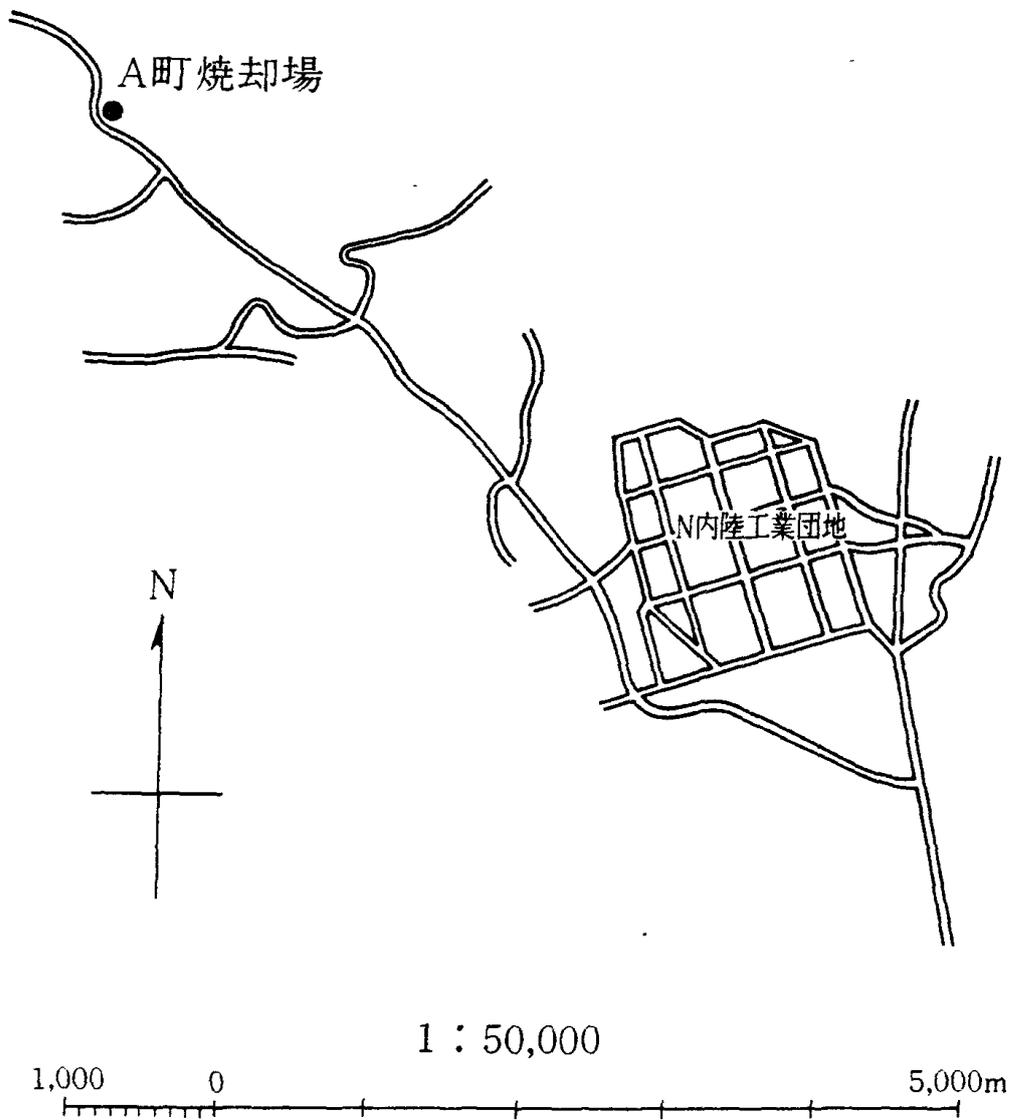


図 4-2 A町焼却場とN内陸工業団地の所在地

2.1.1.4 A町における都市ごみの処理状況等

A町における都市ごみの処理状況を表 4-17 に示す。また、都市ごみの組成を表 4-18 に示す。

A町焼却場では、これらの都市ごみを機械化バッチ炉（処理能力 30t/24h×1 炉）を用いて焼却処理している。しかし、焼却炉の処理能力が小さく、しかもバッチ式であるため、焼却廃熱はほとんど利用されていない。

表 4-17 A町における都市ごみの処理状況（1978 年度）

内 訳	処 理 量 (t/年)	構 成 比 (%)
焼 却	4,424	84.4
埋 立	523	10.0
そ の 他	292	5.6
総 排 出 量	5,239	—

表 4-18 生ごみの組成分析表

ごみの種類、組成	紙、布類	36.6 %
	ビニール、合成樹脂、ゴム、皮革類	19.2 %
	木、竹、わら類	3.8 %
	厨 芥 類	23.1 %
	不 燃 物 類	9.6 %
	そ の 他	7.7 %
ごみの成分	水 分	64.4 %
	可 燃 分	26.5 %
	灰 分	9.1 %
低 位 発 熱 量		970 kcal/kg

2.1.1.5 内陸工業団地内の工場、事業所から排出される可燃性産業廃棄物の総量
工業団地内における可燃性産業廃棄物の年間総排出量を表 4-19 に示す。

表 4-19 可燃性産業廃棄物の総排出量

廃 棄 物 の 種 類		年 間 排 出 量
廃 油	切削油 (油性)	245.32 m ³ /年
	潤滑油	73.836 m ³ /年
	洗浄油 (シンナー、その他)	1,824.24 m ³ /年
廃プラスチック類		888/0 t/年
木くず、紙くず類等		5,098.4 t/年

2.1.1.6 内陸工業団地内の工場、事業所に設置してあるボイラーの数と使用燃料の種類および使用量

工業団地内の工場、事業所にはボイラーが 50 基されており、用途別内訳としては、プロセス用 22 基、暖房用 23 基、両者兼用 5 基となっている。

また、ボイラーに関する使用燃料の種類および使用量と用途別の燃料使用量をそれぞれ表 4-20、4-21 に示す。

表 4-20 使用燃料の種類および使用量

燃 料 の 種 類	年 間 使 用 量
A 重 油	5,702 kL
B 重 油	939 kL
C 重 油	168 kL
灯 油	3,793 kL
L P G	191 t
総量（重油換算 HI=10,000kcal/kg）	9,206 t/年（平均比重=0.85 で計算）

表 4-21 用途別燃料使用量

用 途	年間使用量（t/年）	構成比（%）
プロセス用	6,978	75.8
暖房用	1,444	15.7
両者兼用	784	8.5

2.1.2 結果および考察

2.1.2.1 都市ごみと可燃性産業廃棄物の混合焼却における焼却廃熱の地域利用システムと経済性

(1) 省エネルギー効果

A町およびN内陸工業団地内の工場、事業所から排出される都市ごみ、可燃性産業廃棄物の年間総排出量とそれらの重油換算量（発熱量 10,000kcal/kg）を表 4-22 に示す。

表 4-22 都市ごみ、可燃性産業廃棄物の総排出量と重油換算量

廃 棄 物 の 種 類	年間排出量	低位発熱量 (kcal/kg)	重油換算 (t/年)
都 市 ご み	4,424 t	970	429
産業廃棄物			
廃 油	2,143 m ³	10,000	1,822
廃プラスチック類	888 t	7,500	666
木くず、紙くず類	5,098.4 t	4,100	2,090
総 量	—	—	5,007

表 4-20 に示したように、工業団地の工場、事業所がボイラーに使用する燃料の総量は重油換算で 9,206t/年であるから、両廃棄物の総量は重油換算で燃料使用量の 54.4%に相当する。従って、廃熱を利用する際に廃熱の回収量を 80%と仮定すると、節約される燃料の割合は、 $54.4 \times 0.80 = 43.5\%$ となる。

(2) CO₂の排出抑制効果

混合焼却で得られた廃熱を有効に利用することで、同地域で使用されている年間約 9,200 tの燃料

のうち、43.5%に相当する約 4,000 tが節約できる。この結果、同地域から排出されているCO₂の排出量が抑制されることになる。年間のCO₂排出抑制量は、節約される燃料の総量 4,000 t（重油換算）と環境省の施行令²⁶⁾に示されたCO₂排出係数 2.7 kg-CO₂/kg（重油）との積により求められる。

$$\text{CO}_2\text{の排出抑制量} = 4,000 \times 2.7 \times 10^3 \text{ kg-CO}_2 = 10.8 \text{ Tg-CO}_2/\text{年}$$

(3) 廃熱の利用方法

内陸工業団地近傍に都市ごみ、産業廃棄物の混合焼却施設を建設し、その処理場でA町および工業団地で排出される廃棄物の焼却処理を行う。当モデルケースでは、この処理場をエネルギーセンターとして位置づけ、廃熱ボイラーにより蒸気を発生させる。得られた蒸気は工業団地内の工場、事業所の熱源として利用する。

また、エネルギーセンターから各工場、事業所への蒸気輸送はパイプライン方式で行うが、工場内の蒸気配管は既存のものを使用する。蒸気の輸送距離は約 2km である。なお、蒸気輸送のレイアウトを図 4-3 に示す。

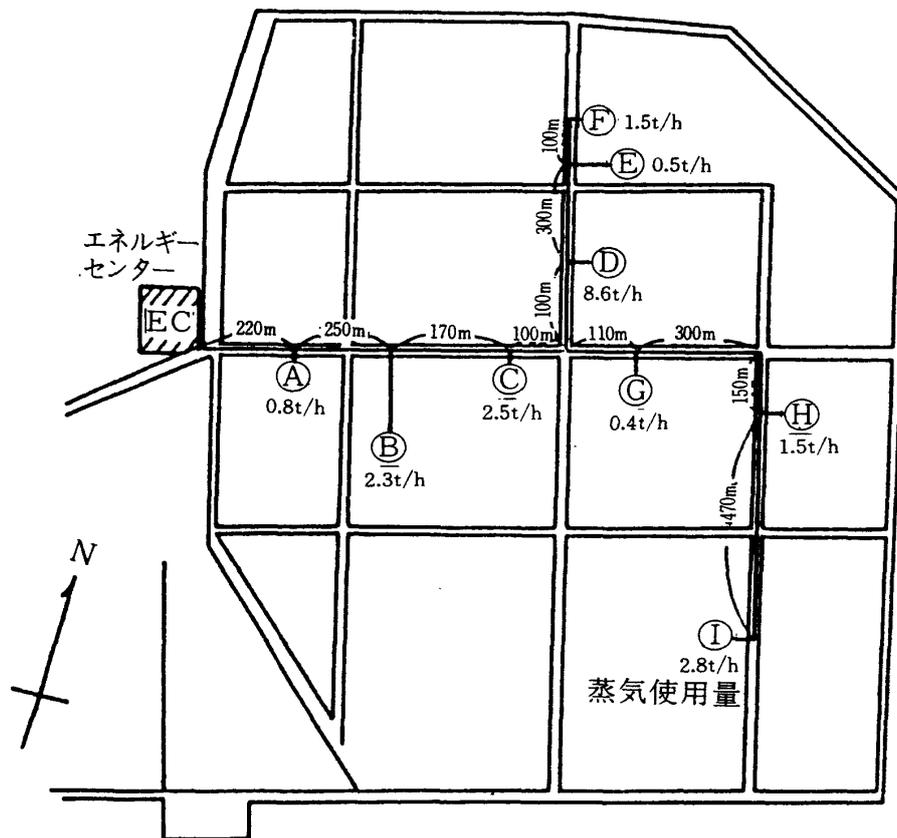


図 4-3 蒸気輸送レイアウト

(4) 蒸気の利用

廃熱ボイラーから得られた蒸気を利用する場合、蒸気の使用にあたって時間および季節変動が小さいほど利用効率が高くなり、経済的に有利となる。しかるに、プロセス用蒸気は他の用途に比べ時間および季節変動がきわめて小さい。また、表 4-21 に示したように、内陸工業団地では蒸気の 7 割以上がプロセス用に使用されている。したがって、このモデルケースではエネルギーセンターからの蒸

気を工業団地内の工場、事業所のプロセス用熱源として利用する。

エネルギーセンターからの蒸気を工業団地内で利用する場合、利用効率を考慮して蒸気使用量が比較的多い工場等を対象とした。対象に選んだ工場、事業所におけるプロセス用蒸気の使用状況を表 4-23 に示す。

表 4-23 のように、各工場、事業所における蒸気使用時間帯はほぼ 8:00～17:00 の 10 時間であり、定格の蒸気圧力も最高 16kg/cm²であることから、エネルギーセンターから供給する蒸気の圧力、蒸発量は以下のように設定する。

① 焼却物の平均発熱量

エネルギーセンターの運転時間を 8:00～17:00 の 10 時間とし、年間稼働日数が 250 日である場合、都市ごみ、廃プラスチック類、木くず、紙くず等固形物の混合焼却では焼却量が約 4t/h（発熱量は約 3,100kcal/kg）、廃油焼却では焼却量が約 860L/h（発熱量は 10,000kcal/kg）となる。したがって、焼却物の平均発熱量は約 4,166kcal/kg になる。

表 4-23 プロセス用蒸気の使用状況

工場 No.	蒸気圧力〈定格〉(kg/cm ² G)	蒸気使用量* (t/h)	使用時間帯
1	16	1.46	8:00～17:00
2	10	0.76	13:00～17:00
3	7	1.14	8:00～18:00
4	8	8.59	8:30～16:00
5	15	2.79	15:00～18:00
6	7	0.32	8:30～17:00
7	7	0.44	8:00～13:00
8	7	2.48	7:30～18:00
9	15	1.45	7:30～17:00
総 量		19.43	—

② 蒸気圧力および蒸気発生量

工業団地内の工場、事業所の蒸気使用実績から、発生蒸気の圧力を 16kg/cm²、蒸気温度は 204℃、蒸気の乾き度 0.98 とし、効率 80%の廃熱ボイラーで蒸気を発生させる条件とした場合、蒸気発生量は 5.23t/t・焼却物となる。したがって、上記の条件における 1 時間あたりの蒸気発生量は 24.7tにもなるので、表 4-23 に示した工業団地内で使用されているプロセス用蒸気を十分にまかなえる。

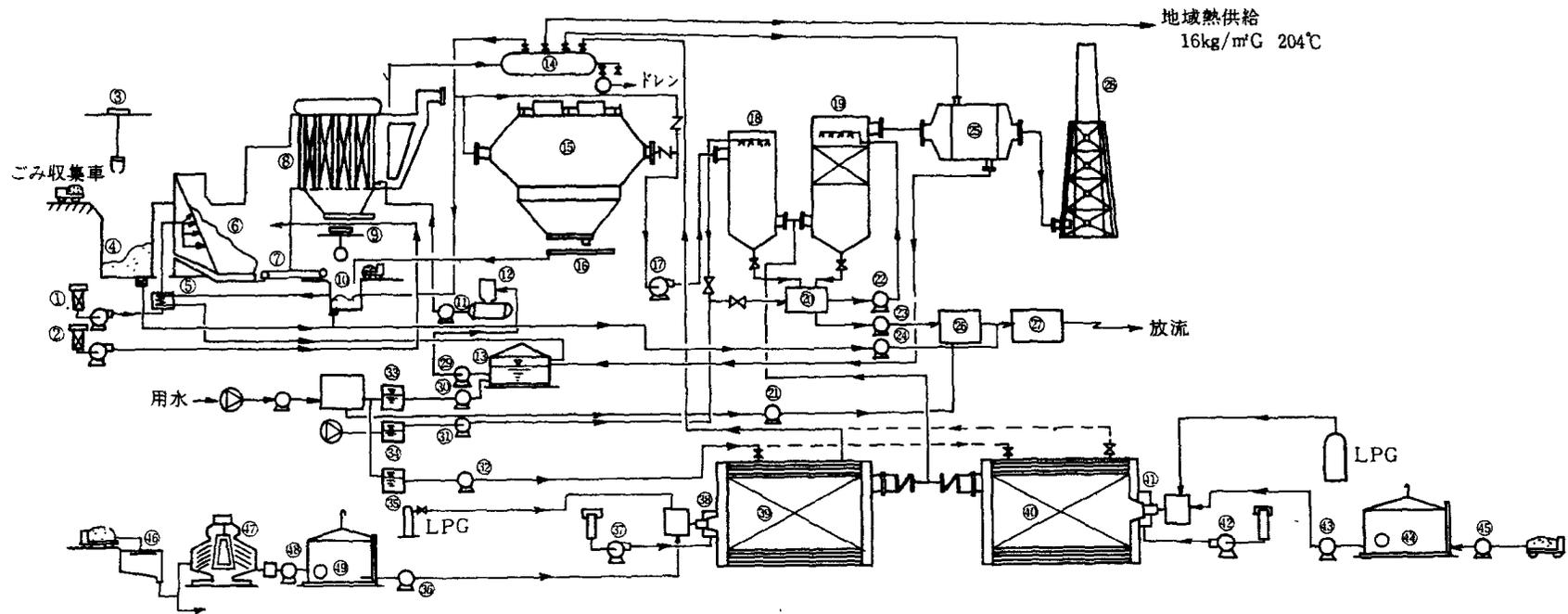
(5) エネルギーセンターの設備概要等

エネルギーセンターの設備フローシートおよび全体配置図をそれぞれ図 4-4、図 4-5 に示す。

(6) 経済性の検討

① 経済試算の前提条件

経済試算基準を表 4-24 に示す。



- | | | | |
|---------------|-------------|-------------|-------------------|
| ① 押込ブロー | ② 二次ブロー | ③ ごみクレーン | ④ ごみ (固型物) ピット |
| ⑤ 空気予熱器 | ⑥ 焼却炉 (固型物) | ⑦ 灰出コンベアー | ⑧ 廃熱ボイラー |
| ⑨ 灰出クレーン | ⑩ 灰ピット | ⑪ ボイラー給水ポンプ | ⑫ 脱気装置 |
| ⑬ 復水槽 | ⑭ スチームヘッダー | ⑮ 電気集じん装置 | ⑯ 集じん灰コンベアー |
| ⑰ 誘引ブロー | ⑱ 冷却塔 | ⑲ 洗浄塔 | ⑳ 冷却洗浄液受槽 |
| ㉑ 軟水排水ポンプ | ㉒ 洗浄液循環ポンプ | ㉓ 洗浄液排水ポンプ | ㉔ ごみピット排水ポンプ |
| ㉕ 再加熱器 | ㉖ 重金属除却装置 | ㉗ 排水処理装置 | ㉘ 煙突 |
| ㉙ 復水供給ポンプ | ㉚ 軟水給水ポンプ | ㉛ 洗浄液供給ポンプ | ㉜ 軟水供給ポンプ (ボイラーへ) |
| ㉝ 軟水給水槽 | ㉞ 洗浄液槽 | ㉟ 軟水給水槽 | ㊱ 廃油供給ポンプ |
| ㊲ 廃油ブロー | ㊳ パーナー・ユニット | ㊴ 廃油ボイラー | ㊵ 重油ボイラー (補助用) |
| ㊶ 重油パーナー・ユニット | ㊷ 重油ブロー | ㊸ 重油供給ポンプ | ㊹ 重油タンク |
| ㊺ 重油受取ポンプ | ㊻ 廃油ピット | ㊼ 遠心分離機 | ㊽ 廃油受ポンプ |
| ㊾ 廃油タンク | | | |

図 4-4 エネルギーセンター (設備フローシート)

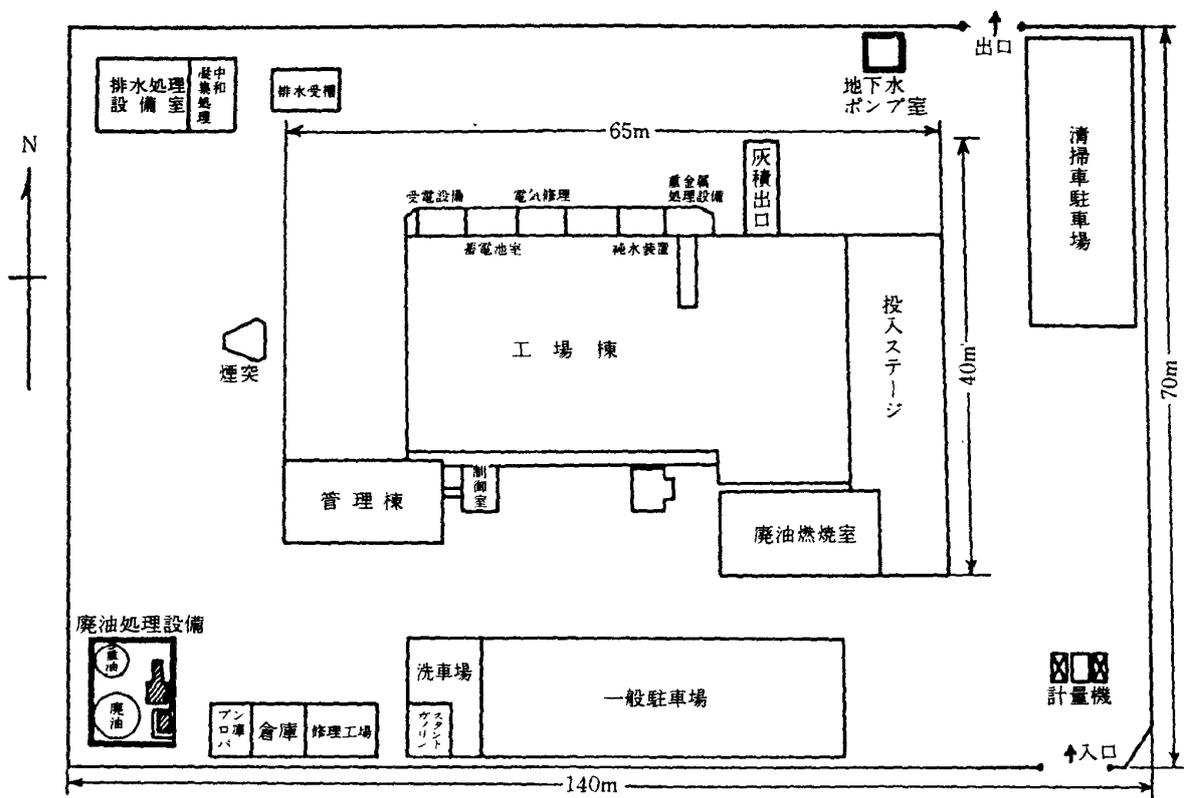


図 4-5 エネルギーセンター全体配置図

表 4-24 経済性試算算定基準

	算定基準
建設費	設備仕様概要による
減価償却費	装置 15 年、建家 45 年、残存価格 10%、定額法
支払利息	財源は国の補助金、起債、県予算などとする 年利 7%、20 年償還
租税課金	エネルギーセンターの運営は第三セクター方式とし、公共物に準ずるので税金は免除
保 險	建設費の 0.5%
人 件 費	管理部門 @700 万円、技能員 @400 万円
修 繕 費	設備取得後 1 年 1.1%、2 年 1.2%、3 年 1.3%、以後 n 年 $1.3^{(n-3)}\%$
用 役 費	重 油 @ 70 円/L (A 重油) 電 力 15 円/kwh 用 水 70 円/m ³ (地下水) 薬品代 1,000 万円/年

② 建設費の試算

設備仕様に基づき建設費の試算を行った。試算範囲は、廃熱回収系から輸送系までとした。輸送系の末端は、それぞれの需要側の入口までとし、需要側の配管、軽量設備、制御設備など利用系は含め

ていない。試算の結果を表 4-25 に示す。

表 4-25 建設費

単位：百万円

項 目	
機 器 費	
塔 槽 類	65.0
回 転 機 器 類	50.0
機 械 類	85.0
焼 却 炉	350.0
廃 油 ボ イ ラー	150.0
排 水 処 理	90.0
電 気・計 装	85.0
工 事 費	
土木基礎・建設工事	900.0
据 付 工 事	45.0
配 管 工 事	60.0
電 気・計 装 工 事	85.0
保 温 工 事	40.0
塗 装 工 事	30.0
そ の 他 の 工 事	50.0
蒸気供給系統費用	98.6
材 料 費	40.0
土 木 工 事	50.0
配 管 工 事	
用 地	400.0
合 計	2,673.6

③ 経済試算結果

経済試算の結果を表 4-26 に示す。

④ 発生蒸気の単価

発生蒸気の単価は、

$$\text{蒸気単価} = \frac{\text{(年間) 必要経費}}{\text{(年間) 発生蒸気量}} \quad (\text{円/トン})$$

で表される。ここで分子の必要経費は、

$$\text{必要経費} = \text{資本費} + \text{直接費} + \text{間接費}$$

であり、さらに次のように分かれる。

$$\text{資本費} = \text{減価償却費} + \text{利息} + \text{保険金}$$

$$\text{直接費} = \text{人件費} + \text{ユーティリティー費}$$

$$\text{間接費 (管理部門費)} = 0.12 \times \text{直接費}$$

したがって、表 4-26 に示した経済試算から、

$$\text{必要経費} = 428,400,000 \text{ 円}$$

となる。また年間蒸気発生量は 60,000 t であるから、発生蒸気の単価は、

$$\text{蒸気単価} = \frac{428,400,000}{60,000} = 7,140 \text{ 円/t}$$

となる。

工場、事業所における産業用ボイラーでの蒸気単価は、それぞれの設備設置時期により減価償却費の関係で同じではないが、工業団地内での平均蒸気単価は 8,400 円/t 程度であることから、エネルギーセンターの蒸気単価はそれよりも 1t あたり 1,000 円以上安いことになり、経済的に十分対抗していけることが分かった。

さらに、現在都市ごみの処理（収集・運搬、焼却、灰処理）および廃油、廃プラスチック類、木くず、紙くずの産業廃棄物処理（民間業者に委託）のために年間約 1 億 8,700 万円の経費が使われているが、廃熱回収にのみ係わる経費は、エネルギーセンターの年間必要経費から廃棄物の処理費を引いた分となる。従って、これを考慮した場合の蒸気単価は約 4,000 円/t とさらに安くなる。

表 4-26 経済試算の結果

単位：百万円

項	目		
建	設	費	2,673.6
減	価	償	136.4
支	払	利	78.2
保		險	11.4
人	件	費	115.0
修	繕	費	15.0
燃	料	費	28.0
電	力	費	11.0
用	水	費	1.7
薬	品	費	10.0

2.1.2.2 廃棄物の混合焼却における環境汚染問題

(1) 廃油焼却に伴う有害物質等の排出

内陸工業団地から排出される廃油を1ヶ所に集めて焼却する場合、集められる廃油中の有害物質等の平均濃度を表4-27に示す。表4-27に示した値を基に計算した、塩化水素、重金属の最大排出濃度を表4-28に示す。表から明らかなように、廃油焼却に伴う塩化水素、鉛の排出濃度は県公害防止条例の規制基準値（塩化水素：700mg/m³N (O₂ 12% 換算)、鉛：10mg/m³N) 以下となっている。

表 4-27 廃油中の有害物質等の平均濃度

元 素 (%)			重 金 属 (ppm)					
N	S	Cl	Cd	Pb	Ni	Cu	Zn	Hg
0.028	0.27	1.33	不検出	72.0	不検出	23.2	48.1	0.002

表 4-28 廃油焼却に伴う有害物質等の排出濃度

汚 染 物 質	排 出 濃 度
塩 化 水 素	554 mg/m ³ N (O ₂ 12% 換算)
重 金 属	
鉛	5.16 mg/m ³ N
銅	1.66 mg/m ³ N
亜 鉛	3.45 mg/m ³ N
水 銀	0.14 μg/m ³ N

(2) 固形物の焼却に伴う有害物質等の排出

都市ごみと産業廃棄物である廃プラスチック類、木くず、紙くず等を混合焼却する場合、廃プラスチック類の混入率は約16%となる。一般に、都市ごみでは廃プラスチック類の混入率が10~13%程度で、排ガス中の塩化水素濃度が1,000mg/m³N (O₂ 12%換算)前後の場合が多い。エネルギーセンターの固形物混合焼却では、廃プラスチック類の混入率が約16%とさらに高くなるため、排ガス中の塩化水素濃度は1,000mg/m³Nを超えるものと考えられる。

したがって、塩化水素の排出を抑制するため、排ガス洗浄装置を設置する必要がある。

また、重金属類については、固形物中の重金属混入濃度が不明であるため、排出濃度予測は行わなかった。

(3) 硫黄酸化物、窒素酸化物の排出量

A町焼却場および内陸工業団地の工場、事業所から排出された年間のSO_x、NO_xの総量を表4-29に示す。前記したように、A町および工業団地から排出される廃棄物の総量は重油換算で工業団地の工場、事業所におけるボイラー関係の燃料使用量の40%以上に相当している。そこで、このモデルケースでは工業団地の必要総熱量の40%をエネルギーセンターから熱供給するものとして、その場合におけるSO_x、NO_xの増減を比較検討した。その結果を表4-30に示す。

表 4-29 1978年度における SO_x、NO_x 排出量

汚 染 源	汚 染 質	排 出 量 (kg/年)
A町焼却場	SO _x	2,680
	NO _x	6,260
工業団地内の工場、事業所	SO _x	105,096
	NO _x	22,131

表 4-30 エネルギーセンター設立に伴う SO_x、NO_x 排出量の増減

汚 染 源	汚 染 質	排 出 量 (kg/年)	
		増 加 分	減 少 分
A町焼却場	SO _x	—	2,680
	NO _x	—	6,260
工業団地内の工場、事業所*1	SO _x	—	42,038
	NO _x	—	8,852
エネルギーセンター*2	SO _x	19,355	—
	NO _x	25,760	—

注) *1 燃料使用量が 40%削減されるものとして排出係数を用いて計算した

*2 類似した施設の実測値から排出量を推定した

表 4-30 から、エネルギーセンターを設立した場合、現状に対して SO_x、NO_x の排出量は、

$$\text{SO}_x \quad 19,355 \div 44,718 = 0.43 \text{ 倍}$$

$$\text{NO}_x \quad 25,760 \div 15,112 = 1.71 \text{ 倍}$$

となる。

ただし、現在工業団地内で排出されている産業廃棄物は、工場内又は民間の処理業者によってかなりの量が焼却処理されているので、エネルギーセンターの設立により、これらからの SO_x、NO_x 汚染負荷が軽減されることになるため、実質的な NO_x の排出量は現状とほぼ同じ程度と考えられる。

(4) 大気汚染防止装置

有害物質等に関する排出実態調査および排出量の予測結果などを考慮して、当エネルギーセンターでは図 4-4 の設備フローシートに示したように、電気集じん装置、排ガス洗浄装置を設置する。これらの防止装置の設置により、ばいじん濃度は 0.02 g/m³N 以下、HCl、SO_x および NO_x はそれぞれ 40ppm 以下、20ppm 以下、150ppm 以下にすることが可能となる。また、有害物質の排出濃度についてもすべて規制値以下にすることができる。

これらの仕様は昭和 53 年度の時点において提案したものであるが、昨今のダイオキシン類、NO_x 問題を考慮した場合、汚染防止装置としてバグフィルタ、触媒方式の脱硝装置が必要となる。この措置により、大気汚染問題は大幅に改善されるが、建設費が高騰するため、全体のコスト評価に影響する。ここでは、新たな要素を考慮した再評価は行わず、昭和 53 年度の時点における研究成果として報告する。

2-2 都市ごみ、下水汚泥の混合焼却による熱エネルギー有効利用システムにおける評価

近年、下水道整備に伴って下水処理場からの汚泥発生量が増大している。これらの処理・処分にあたっては焼却処理が減量化、安定化の手段として各所で採用されている。しかし、焼却処理は脱水汚泥中の含水率が高いこともあり、多量の助燃料油が必要となり、地方自治体にとって燃料費が大きな負担となっている。

一方、都市ごみ焼却施設では、都市ごみの発熱量が上昇しており、エネルギー過剰となっている。したがって、多くの焼却施設では廃熱を蒸気として回収して発電したり、蒸気や温水として地域還元している。しかし、現状では発電に関するエネルギー変換率が 20%程度であるから、蒸気利用と組み合わせれば総合的な熱回収率を上げることができる。

そこで本研究では、エネルギー不足型の下水処理設備と、エネルギー過剰型の都市ごみ焼却施設を組み合わせた混合焼却システムにおける熱エネルギー利用について検討した。

2.2.1 混合焼却システムの分類²⁷⁾

都市ごみの保有する余剰エネルギーを利用して、汚泥を処理する場合、大きく分類して次の2つの処理方式に分かれる。

2.2.1.1 同時焼却処理

脱水汚泥を都市ごみ焼却炉に直接投入し、都市ごみと同時に焼却処理するシステムであり、流動床式焼却炉および一部の熱分解炉などで行われている。

2.2.1.2 乾燥焼却処理

都市ごみ焼却炉の余剰エネルギーで脱水汚泥またはスラリー汚泥を乾燥した後、都市ごみ焼却炉あるいは汚泥専焼炉で焼却処理するシステムである。乾燥焼却システムには、下水処理場やし尿処理場から都市ごみ焼却施設に搬入された汚泥を、ごみ焼却炉の予熱で乾燥した後、ごみ焼却炉内で焼却処理する方式（1炉方式）と、乾燥処理後の汚泥を専焼炉で焼却処理する方式（2炉方式）の2つがある。

すでに金沢市²⁸⁾では気流乾燥・ストーカ上燃焼の形で混合焼却を行うための施設が稼働しており、京都市²⁹⁾および神戸市³⁰⁾においてもこの乾燥焼却処理システムが実用化されている。

2.2.2 混合焼却システムの経済性³¹⁾

流動焼却炉による混合焼却処理と分散処理（都市ごみは流動床焼却、下水汚泥は堅型多段炉熱分解）の処理炭化を比較すると、分散処理、混合処理のいずれの場合においても、熱利用方式としてはボイラ+背圧タービン方式の経済性をもっともよく、次いでボイラ単独による蒸気利用が有利となっている。分散処理と混合処理を比較すると、混合処理では約 20~40%も処理単価が低減される。これは後者の場合、用役費（とくに助燃料費）の節減が大きいためである。

次に堅型多段炉による混合熱分解システムの処理単価を比較すると、人口 10 万人~100 万人の間では、いずれの規模においても常に混合処理の方が汚泥単独処理よりも有利となっている。

2.2.3 神奈川県における事例

ここでは都市ごみ、下水汚泥の混合焼却による熱エネルギー利用システムに関して、神奈川県における事例検討結果と、それに付随する大気汚染問題について報告する。

なお、本研究で示した各数値は、昭和 55 年度のデータを基に算出した。

2.2.3.1 調査方法

1) 調査手順

県内の一地域をモデルケースとして選定し、そのモデルについて混合焼却による熱エネルギー有効利用システムと大気汚染問題を定量的に調査、検討した。

2) 調査地点

- (1) 平塚市大神衛生センター（連続式焼却炉 90t/24h×3 炉）
- (2) 茅ヶ崎市環境美化センター（連続式焼却炉 75t/24h×2 炉）
- (3) 四之宮下水処理場（相模川流域下水道右岸処理場）

3) 調査項目

- (1) 平塚市（人口約 22 万人）、茅ヶ崎市（人口約 18 万人）の両市における都市ごみの処理状況と生ごみの平均組成
- (2) 下水処理場における汚泥の排出量と電力使用実態
- (3) 都市ごみからの可燃物の分別方法
- (4) 都市ごみ（可燃物）の輸送方法
- (5) 都市ごみ（可燃物）・下水汚泥の混合焼却における熱エネルギー有効利用システムと経済性
- (6) 廃棄物の混合焼却における大気汚染問題

2.2.3.2 結果と考察

1) 調査地点の地理的条件

平塚市大神環境衛生センター、茅ヶ崎市環境美化センターおよび四之宮下水処理場の所在地を図 4-6 に示す。図から明らかなように、両市の焼却施設と四之宮下水処理場は最大 3 km 程度しか離れていないため、都市ごみと下水汚泥を一緒に処理する際に廃棄物の輸送コストなどの点で有利である。

2) 平塚市、茅ヶ崎の両市における都市ごみの処理状況等

昭和 55 年度の平塚市、茅ヶ崎市の両市における都市ごみの総焼却量および生ごみの平均組成を表 4-31 に示す。

両市の焼却施設における廃熱の利用状況は 10%前後ときわめて低い。

3) 下水処理場における汚泥の排出量と電力使用実態

昭和 55 年度の四之宮下水処理場における汚泥（脱水ケーキ）の年間総排出量は 16,371 トン（含水率 59%）であった。また、同年度での電力使用量は約 1,134 万 kWh/年であった。下水処理場では、

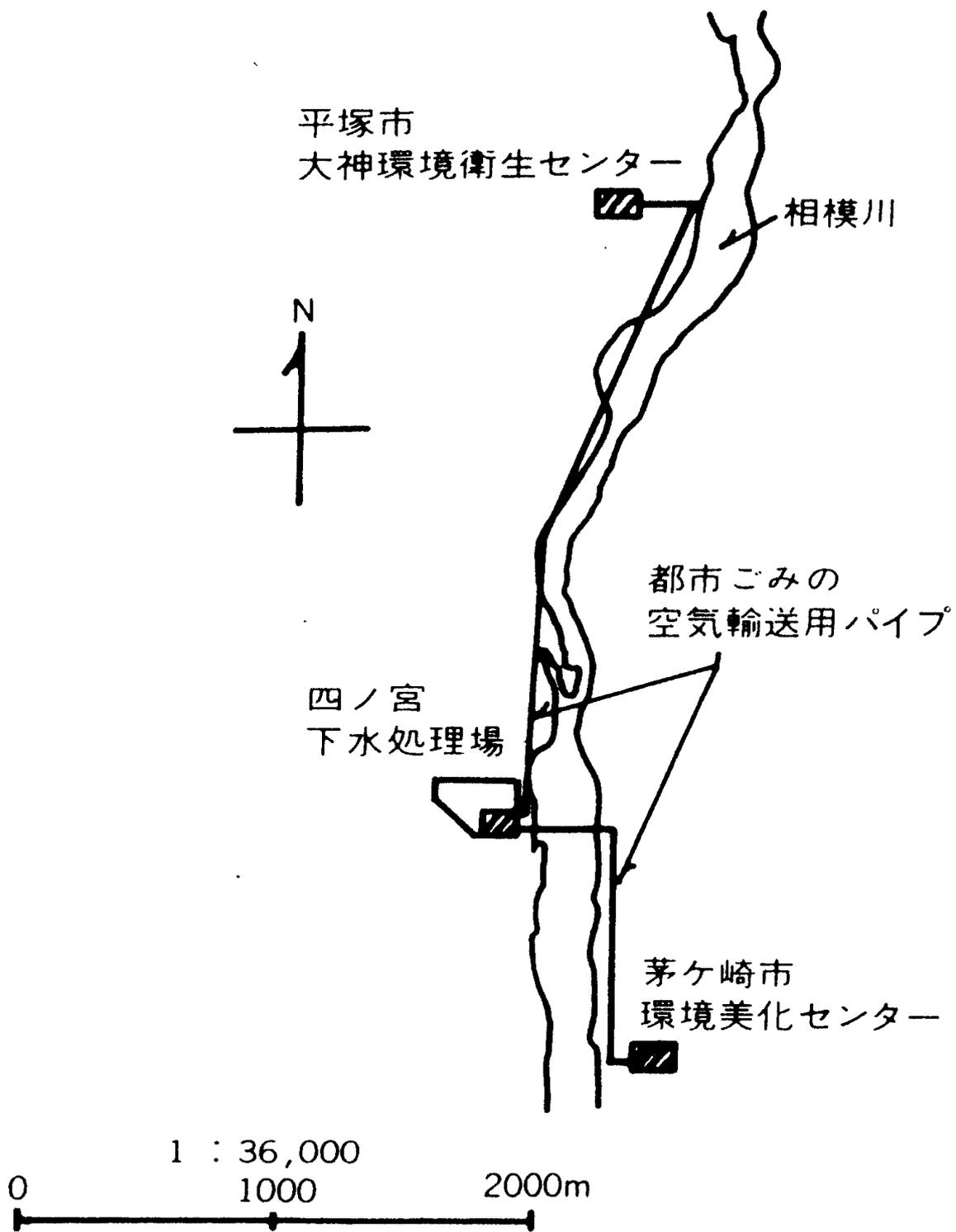


図 4-6 平塚市、茅ヶ崎市の両焼却場および四ノ宮下水処理場の所在地と都市ごみ空気輸送パイプの敷設状況

ポンプやブロワーを多数使用するため、当然ながら電力消費量がきわめて多い。

表 4-31 都市ごみの総焼却量および生ごみの平均組成

施設名	平塚市焼却施設	茅ヶ崎市焼却施設
総焼却量	56,095 t/年	37,407 t/年
ごみの種類・組成		
紙、布類	34.3%	44.9%
ビニール、合成樹脂、ゴム、皮革類	12.9%	12.1%
木、竹、わら類	3.2%	4.2%
厨芥類	36.3%	29.2%
不燃物類	10.4%	7.1%
その他	2.8%	2.5%
ごみの成分		
水分	64.7%	64.1%
可燃分	31.9%	25.7%
灰分	3.4%	10.2%
低位発熱量（計算値）	1,043 kcal/kg	772 kcal/kg
低位発熱量（実測値）	1,120 kcal/kg	1,405 kcal/kg

4) 都市ごみからの可燃物の分別方法

平塚市、茅ヶ崎の両市では、ごみ収集の過程で不燃物を分別している。しかし、表 4-31 に示したように、収集されたごみの中には、まだ 10%内外の不燃物が含まれており、しかも含水率の高い（従って発熱量の低い）厨芥類が多量に混入している。そこで、このシステムでは、分別装置により都市ごみ中から厨芥類、不燃物を分別し、残りの可燃物を燃料として利用する方法を採用した。また、分別した厨芥類はコンポスト歌詞、不燃物からは鉄を回収する。

これらの処理は、両市の現焼却施設の敷地内で個々に行うものとし、これらを都市ごみ資源化センターとして位置づける。

5) 都市ごみ（可燃物）の輸送方法

今回検討したシステムでは、燃料化した都市ごみを下水汚泥と混合焼却するため、都市ごみ（可燃物）を下水処理場まで輸送する必要がある。輸送方法としては、車両による輸送とパイプラインによる空気輸送の二つがあげられる。しかし前者の場合、一カ所（下水処理場）に多数の車両が集中するため、大気汚染、騒音、振動などの交通公害を引き起こす可能性がある。また、都市ごみの空気輸送は、大阪市や横浜市など複数の市で採用されているなど、技術的に実用化の段階にある。

そこで、このシステムではパイプラインによる空気輸送方式を採用した。

6) 都市ごみ、下水汚泥の混合焼却における熱エネルギー有効利用システムと経済性

(1) 混合焼却の方式

混合焼却の方式としては、

- ① 分別した都市ごみ（可燃物）を四之宮下水処理場に集めて一括処理する。
 - ② 都市ごみと下水汚泥を平塚市、茅ヶ崎市のどちらか一方の処理場に集めて一括処理する。
 - ③ 下水汚泥を両市の処理場へ別々に送るか、またはどちらか一方の処理場に送って個別に処理する。
- の3方式が考えられる。

前記したように、下水処理場では電力の消費量が多いので、廃熱の利用方法としては発電がもっとも効果的である。さらに、経済性からみると、輸送距離が短いほど有利となる。

以上の点を考慮して、図4-6の位置関係からみて輸送距離が一番短く、焼却能力のアップによる発電の増加が一番期待できる、①四之宮下水処理場での一括処理方式を採用した。

なお、廃熱の利用効率を高めるために、下水汚泥は蒸気を利用した汚泥乾燥機により含水率が25%になるまで乾燥し、低位発熱量を高めた後に都市ごみと混合焼却する。

(2) 省エネルギー効果

廃棄物が自燃するためには低位発熱量が1,000~1,200kcal/kg以上必要となる。しかし、下水処理場から排出される下水汚泥は低位発熱量が約440kcal/kgであるため、補助燃料を使用しなければ焼却処理ができない。混合焼却システムでは、補助燃料として化石燃料の代わりに都市ごみを利用するため、燃料の節約ができる。

汚泥の単独焼却の場合、燃焼排ガスの再加熱まで含めると、重油の消費量は約110L/t・汚泥となる。四之宮下水処理場から排出される汚泥の量は年間で16,371トﾝであるから、都市ごみとの混合焼却により年間約1,800kLの燃料が節約されることになる。

(3) CO₂の排出抑制効果

都市ごみと汚泥を混合焼却することにより、汚泥の単独処理の際に使用していた補助燃料を年間で約1,800kL節約できる。これにより、CO₂の排出量が抑制されるが、年間におけるCO₂抑制量は「2-1都市ごみ、産業廃棄物の混合焼却と焼却廃熱の地域利用システムにおける評価」で検討した方法により求めることができる。結果は、以下のとおりであった。

$$\text{CO}_2\text{の排出抑制量} = 1,800 \times 0.85 \times 2.7 \times 10^3 \text{ kg-CO}_2 = 4.13 \text{ Tg-CO}_2/\text{年}$$

(4) 熱エネルギーの利用方法

熱エネルギーの利用については、①都市ごみ、下水汚泥を混合焼却し、焼却廃熱により発電する、②都市ごみ、下水汚泥の混合物を熱分解し、生成したガスを用いてガスタービンにより発電を行う。の2つの方法を検討した。

① 都市ごみ、下水汚泥の混合焼却

(ア) 混合物の平均発熱量

焼却炉の年間稼働日数を300日、24時間運転とすると、1時間あたりの焼却量は都市ごみが8.11トﾝ（低位発熱量は約1,400kcal/kg）、下水汚泥（含水率が25%として）が1.3トﾝ（低位発熱量は約1,880kcal/kg）となる（混焼率は8.11:1.3=6.2:1）。したがって、焼却物の平均発熱量（低位）は、1,466kcal/kgになる。

(イ) 蒸気発生量

効率70%の廃熱ボイラーで圧力19kg/cm²、温度315℃の蒸気を発生させる場合、蒸気発生量は1.44t/t・混合物となる。したがって、上記の条件における1時間当たりの蒸気発生量は約14t/hである。

発生させた蒸気は全量発電に利用するが、タービン出口側の蒸気を使って下水汚泥の乾燥（含水率 59%→25%）を行う。この場合、水分の蒸発に必要な熱量は約 4.63 kcal/h である。

(ウ) 廃熱利用による発電

発電には背圧タービン（出口側蒸気圧力 1.5 kg/cm²）を使用するが、この場合の発電効率は 10% 程度であるから、1 時間当たりの発電量は約 1,600 kwh/h である。

また、混合焼却施設で消費する電力量は約 1,000 kwh/h であるから、発電による余剰電力は 600 kwh/h にもなる。

四宮下水処理場で消費する電力量は 1,295 kwh/h であるから、この余剰電力によって下水処理場で消費する電力の約 50%を賄うことができる。

なお、焼却施設の設備概要および設備フローをそれぞれ表 4-32、図 4-7 に示す。

表 4-32 混合焼却施設の設備概要

焼却炉の型式	流動床炉（廃熱ボイラー式）
焼却能力等	120 t/24h × 3 炉（1 炉は予備）
蒸気条件	19 kg/cm ² 、315 °C、蒸気量 14 t/h
余熱利用設備	1,800 kw、背圧タービン発電機、汚泥乾燥装置（余剰蒸気を利用）
排ガス処理	乾式電気集じん装置、脱硝設備（触媒方式）、スクラバー（NaOH 使用）
排水中の重金属処理	フェライト法
焼却残灰	埋立

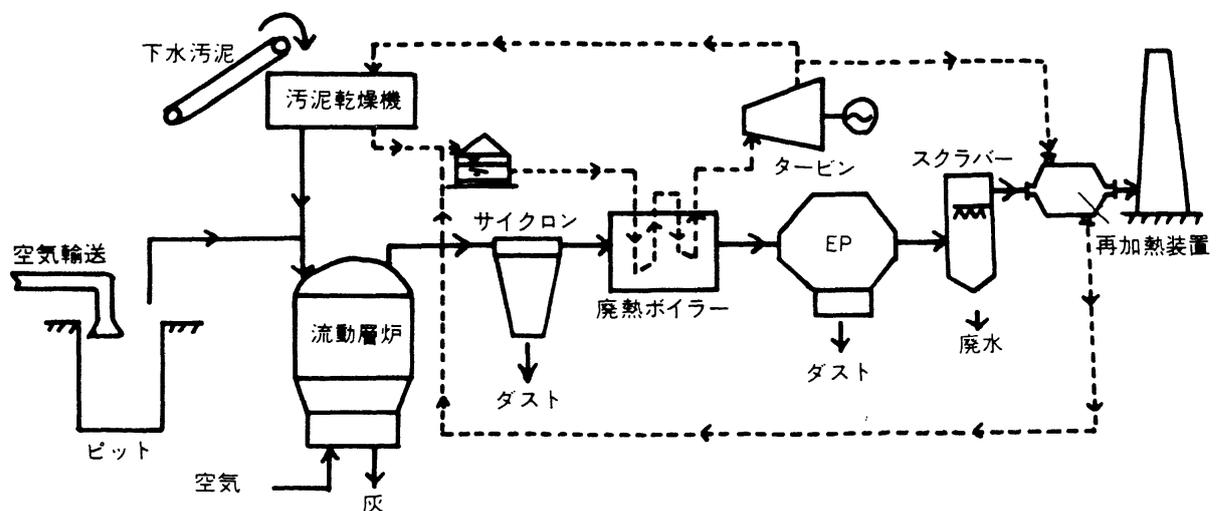


図 4-7 都市ごみ、下水汚泥の混合焼却施設の設備フローシート

② 都市ごみ、下水汚泥の熱分解

(ア) 生成ガスの総発熱量

混合物のガス化熱分解率は約 60% であるから、生成ガスの総発熱量は約 8.28×10^6 kcal/h となる。

(イ) ガスタービンによる発電

ガスエンジン発電の熱効率を 33% と仮定した場合、1 時間当たりの発電量は約 3,170 kWh/h であ

る。

また、熱分解施設で消費する電力量は焼却施設とほぼ同じであることから、発電による余剰電力は 2,170 kWh/h にもなり、下水処理場で消費する電力を 100% 賄ってなお余る。

さらに、この方式ではガスタービンの廃熱を利用して蒸気を発生させ、その蒸気を使って下水汚泥の乾燥（含水率 59%→25%）を行う。

(4) 経済性の検討

下水汚泥の単独焼却、混合焼却および混合物の熱分解の三方式について、建設費、運転費の算定（概算）を行った。結果を表 4-33 に示す。

表 3-33 各方式におけるコスト比較

処 理 方 式	汚泥単独焼却	混 合 焼 却	熱 分 解
建設費（百万円）	1,140	6,840	10,800
運転費（万円/日）	45	45	226

表から明らかのように、建設費、運転費とも熱分解方式が最も高くなっている。ただし、混合焼却、熱分解については、熱エネルギーの利用による発電で経費の節減が計れる。特に熱分解は、発電量が 3,170kW/h と一番多く、余剰電力の利用により混合焼却に比べてさらに 52.8 万円/日も経費が節約できる。しかし、これを考慮しても、熱分解は混合焼却に比べて運転費が約 4 倍高い。

7) 廃棄物の混合処理による大気汚染問題

(1) 混合焼却に伴う大気汚染

① 重金属の排出

各方式における重金属の排出データに基づいて、混合焼却した場合には現行方式（都市ごみ、下水汚泥の単独焼却）に対して、どの程度排出量が増減するのかを検討した。結果を表 4-34 に示す。表から明らかのように、現行方式よりも排出量が約 20%（水銀については約 80%）減少することが判明した。

表 4-34 混合焼却をした場合の重金属排出量の増減

重金属名	現行方式における排出量*	混合焼却による排出量	混合方式
	(g/h)	(g/h)	現行方式
総 水 銀	24.1	5.60	0.23
カドミウム	3.18	2.56	0.81
鉛	65.8	52.7	0.80
銅	9.92	8.39	0.85
亜 鉛	104	88.1	0.85
ヒ 素	0.31	0.26	0.84

注) * 都市ごみ、下水汚泥の単独焼却時における総排出量（合計した値）

なお、重金属の排出量を推測する際には、重金属の揮散率は表 4-35 に示した値³⁹⁾を、電気集じん

装置による除去効率については95%（ただし、水銀は10%³⁴⁾）の値をそれぞれ用いた。

表 4-35 重金属の揮散率³³⁾

重金属名	水 銀	カドミウム	鉛	銅	亜鉛	ヒ素
揮散率	96 %	60 %	30 %	25 %	60 %	80 %

② 有害ガス（NO_x、SO_x、HCl）の排出

重金属の場合と同様に、混合焼却による排出量の増減を比較検討したところ、表 4-36 に示したように、混合焼却では NO_x が 60%、SO_x および HCl が約 80%、それぞれ現行方式よりも排出量が減少する。

(2) 混合物の熱分解に伴う大気汚染

熱分解における分解温度は 650～750℃であり、焼却の場合（750～950℃）よりも低い温度で廃棄物を処理するため、重金属および NO_x の排出量は混合焼却の時よりも少なくなる。また、SO_x、HCl についても混合焼却の場合と同様に排ガス処理装置によって除去される。

したがって、熱分解の場合にも重金属および有害ガスの排出量が現行方式よりも減少するものと考えられる。

以上のことから、混合処理システムは大気汚染防止の面からも有効であることが確認された。

表 4-36 混合焼却をした場合の有害ガス排出量の増減

物 質 名	現行方式における排出量	混合焼却による排出量*	混合方式
	(g/h)	(g/h)	現行方式
NO _x	10.26	4.10	0.41
SO _x	3.72	0.81	0.22
HCl	22.91	5.06	0.22

注) * 脱硝装置による NO_x 除去率を 60%、また SO_x、HCl の除去率を 90%と仮定して求めた

第4章 まとめ

廃棄物の最適化処理システムにおける評価の方法論に加えて、環境汚染、コストなどによる評価方法について、海外での取り組み状況を整理した。また、ここで示された評価軸を参考に、神奈川県的事例を基に都市ごみの広域処理を対象として、焼却、資源化、最終処分などを組み合わせた複数の処理システムについて具体的に評価した。さらに、都市ごみと産業廃棄物を混合焼却した場合、それぞれの単独処理との比較により、環境汚染物質排出量を中心に評価を行った。

都市ごみの広域処理における評価事例では、ダイオキシン類および温室効果ガスの排出量に関して、大型施設による焼却処理がほかの方法と比べて優れていると評価された。また、酸性ガスおよび水質汚濁物質の排出量については、焼却処理による負荷が埋立処分等と比べて大きいと評価されたが、排出量等から判断すると、ダイオキシン類および温室効果ガスと比べて環境に与える影響度は小さい。以上のことから、廃棄物の処理処分問題を解決する方策のうち、焼却処理は選択肢の一つとして有効な方法であると考えられる。

都市ごみと産業廃棄物の混合焼却における事例では、可燃性産業廃棄物および汚泥との混合焼却を

想定した二つのシステムについて、省エネルギー効果、CO₂排出抑制効果、コスト面および環境汚染問題のいずれに関しても、混合焼却システムが単独焼却方式に比べて優れていると評価された。従って、混合焼却システムは広域的な都市ごみと産業廃棄物との混合処理システムとして有益であると考えられる。

参 考 文 献

- 1) M. M. Sobel, K. W. Hipel and G. J. Farquhar : "A Multicriteria Model for Solid Waste Management", *Journal of Environmental Management*, **12**, 97 (1981)
- 2) M. Maimone : "An Application of Multicriteria Evaluation in Assessing Municipal Solid Waste Treatment and Disposal Systems", *Waste Management & Research*, **3**, 217 (1985)
- 3) D. Diakoulaki and N. K. Koumoutsos : "Comparative Evaluation of Alternative Beverage Containers with Multiple Environmental Criteria in Greece", *Resources, Conservation and Recycling*, **3**, 241 (1990)
- 4) S. S. Chung and C. S. Poon : "Evaluation Waste Management Alternatives by the Multicriteria Approach", *Resources, Conservation and Recycling*, **17**, 189 (1996)
- 5) L. Jenkins : "Parametric Mixed Integer Programming:: An Application to Solid Waste Management", *Management Science*, **28**, 1270 (1982)
- 6) R. D. Perlack and C. E. Willis : "Multi-Objective Decision-Making in Waste Disposal Planning", *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, **111**, 373 (1985)
- 7) H. W. Gottinger : "A Computational Model for Solid Waste Management with Applications", *Applied Mathematical Modeling*, **10**, 330 (1988)
- 8) O. Kirca and N. Erskin : "Selecting Transfer Station Locations for Large Solid Waste Systems", *European Journal of Operation Research*, **38**, 339 (1988)
- 9) Z. Zhu and C. ReVelle : "A Cost Allocation Method for Facilities Sitting with Fixed-Charge Cost Functions", *Civil Engineering Systems*, **7**, 29 (1990)
- 10) N. B. Chang and S. F. Wang : "Solid Waste Management System Analysis by Multiobjective Mixed Integer Programming Model", *Journal of Environmental Management*, **48**, 17 (1996)
- 11) J. W. Everett and A. R. Modak : "Optimal Regional Scheduling of Solid Waste Systems: I : Model Development", *Journal of Environmental Engineering/September*, 785 (1996)
- 12) J. W. Everett and A. R. Modak : "Optimal Regional Scheduling of Solid Waste Systems: I: Model Solutions", *ibid*, 793 (1986)
- 13) B. W. Baetz : "Optimization/Simulation Modelling for Waste Management Capacity Planning", *Journal of Urban Planning and Development, ASCE*, **116**, 59 (1990)
- 14) G. H. Huang and B. W. Baetz : "A Grey Fuzzy Linear Programming Approach for Municipal Solid Waste Management Planning under Uncertainty", *Civil Engineering Systems*, **10**, 123 (1993)
- 15) G. H. Huang, B. W. Baetz and G. G. Patry : "Grey Chance-Constrain Programmings: Applying to Municipal solid Waste Management Planning", *Proceedings of Stochastic and Statistical Methods in Hydrology and Environmental Engineering*, Ontario, Canada,

115 (1993)

- 16) 寺園 淳：“ライフサイクルアセスメント—インパクトアセスメントにおける環境影響の重みづけ方法—”、安全工学、**35**, 399 (1996)
- 17) K. Habersatter：“Oekobilanz von Packstoffen”，Stand 1990, BUWAL, Bern (1991)
- 18) M. Goedkoop：“The Eco-Indicator 95, Final Report”，NOH Report 9523, Amersfoot (1995)
- 19) M. Goedkoop：“Manual SimaPro 3, Database Reference”，Pre Consultants, Amersfoot (1995)
- 20) G. H. Eduljee, P. Dyke and P. W. Cains：“PCDD/PCDF Releases from Various Waste Management Strategies”，*Organohalogen Compounds*, **24**, 125 (1995)
- 21) U. Lahl, M. Wilken, B. Keschmer-Lahl and J. Jager：“PCDD/PCDF Balance of Different Municipal Waste Management Method”，*Chemosphere*, **24**, 1481 (1991)
- 22) M. Hiraoka, M. Tanaka, Y. Miyaji, T. Kawanishi, S. Matsumoto, Y. Horii and H. Ihara：“Concentrations of PCDD/PCDF in Leachates from Disposal Sites and Their Removal Characteristics during Leachate Treatment”，*Organohalogen Compounds*, **11**, 409 (1993)
- 23) International Ash Working Groups：“An International Perspective on Characterization and Management of Residues from Municipal Solid Waste Incineration”，(1995)
- 24) H. Fiedler：“Formation and Sources of PCDD/PCDF”，*Organohalogen Compounds*, **11**, 221 (1993)
- 25) H. J. Bremmer, L. M. Troost, G. Kuipers, J. de Koning and A. A. Sein：“Emissions of Dioxins in the Netherlands Report No.770501018”，RIVM, Bilthoven, Netherlands (1994)
- 26) 環境省：「地球温暖化対策の推進に関する法律施行令」1999年4月
- 27) 国広武志、吹春峯男、宝角 公、掛田健二、藤井達宏：“ごみと汚泥の混合焼却処理技術”、PPM、**13**、38 (1982)
- 28) 金沢市生活環境部工場建設室：“都市ごみと下水汚泥の混合焼却について”、月刊廃棄物、**6**、82 (1980)
- 29) 米田 孝：“京都市における都市ごみと下水汚泥の混焼実験について”、日米下水処理技術委員会会議録、**8th**、33 (1981)
- 30) 中道民広：“下水汚泥処理はごみ焼却電力で”、月刊廃棄物、**8**、65 (1982)
- 31) 武田信生：“都市ごみと下水の混合処理システム”、循環資源と省エネルギー（エネルギー・資源研究会）、**35** (1981)
- 32) 安田憲二：“廃棄物の総合エネルギー利用システムに関する調査研究(1)”、廃熱の有効利用技術調査・研究、神奈川県、**4** (1980)
- 33) 斉藤幸雄、島田一成、野比舜介、西本義英：“都市固形廃棄物処理における重金属の挙動と処理条件”、環境技術、**9**、359 (1980)
- 34) 安田憲二：“汚泥焼却に伴う重金属の排出”、第18回大気汚染学会講演要旨集、456 (1977)

第5章 まとめと今後の課題

廃棄物の焼却処理にともなって排出される環境汚染物質の挙動について、

- ① 廃棄物の組成が原因となって排出挙動が影響される場合
- ② 燃焼条件によって排出挙動が影響される場合
- ③ 廃棄物の組成と燃焼条件の双方により排出挙動が影響される場合

に注目し、それぞれ重金属、PAHs および窒素酸化物を代表例として、実験用プラントを用いた燃焼実験のほか、実稼働の焼却炉について燃焼実験と同様の調査を行った。対象とした廃棄物は、都市ごみのほか、これまで系統的な研究があまり行われてこなかった産業廃棄物の両方である。

また、廃棄物の最適化処理システムの評価事例として、都市ごみの広域処理を対象として、焼却、資源化、最終処分などを組み合わせた複数の処理システムのほか、都市ごみと産業廃棄物の混合焼却システムについても、環境汚染物質の排出量等を中心に具体的な評価を行った。

第1章から第4章までの研究成果は、各章の末尾にまとめとして記述した。ここでは、これらの総まとめとして要約したものを記載した。

(1) 廃棄物の組成が原因となって排出挙動が影響される場合

実験用プラントによる燃焼実験の結果、燃焼によって廃棄物中に含まれていた Hg のほとんどが排出しているものと考えられた。実稼働の都市ごみ焼却炉に関する調査からも、ほぼ同様の結論が得られた。また、Hg 以外の金属のうち、燃焼の過程で揮散されやすい Cd、Pb、Zn については、排出濃度が燃焼温度に比例しており、900°C の燃焼実験では含有量の 20~30% が揮散されることを確認した。Cd、Pb、Zn 等は、炉の立ち上げ時など、排ガス中の CO 濃度が高く、還元雰囲気が生じやすい燃焼条件の時に揮散されやすいことも確認された。

産業廃棄物については、汚泥および医療廃棄物の燃焼している焼却炉を調査した。その結果、下水汚泥の焼却では、汚泥中の Hg は焼却時にほぼ全量が揮散されていた。また、医療廃棄物焼却炉では、排ガス中の HCl 濃度に比例して Cd、Pb の各濃度が高くなった。

(2) 燃焼条件によって排出挙動が影響される場合

実験用プラントによる燃焼実験の結果、燃焼温度が 850~900°C と高い条件では PAHs 濃度が廃プラスチック類の混入率に比例して急激に増加することが確認された。また、廃プラスチック類の混入率が同じ場合、燃焼温度が 850~900°C の時の排出割合は同じく 730~750°C における値と比べて 2 倍から 3 倍大きくなった。実稼働の都市ごみ焼却炉に関する調査結果からも、燃焼実験の場合と同様に O₂ 濃度が低く、900°C 以上の高い温度でごみを燃焼すると、不完全燃焼により高濃度の PAHs が生成することが判明した。

産業廃棄物では、医療廃棄物と発熱量が高い廃油・廃液等を焼却している 2 つの実稼働施設について調査した。その結果、両施設とも CO 濃度が 1,000ppm 以上と高く、不完全燃焼を起こした際に PAHs が高濃度になり、都市ごみ焼却炉からの排出濃度に比べて 10~100 倍も高くなった。このため、これら産業廃棄物を焼却している施設では、二次燃焼装置の設置などを含めた、適正な燃焼管理の確立が不可欠である。

(3) 廃棄物の組成と燃焼条件の双方により排出挙動が影響される場合

実験用プラントによる燃焼実験から、Fuel NO_xの変換率は燃焼温度が高くなるほど、またO₂濃度が高くなるほど増大することが判明した。ただし、この時のFuel NO_x変換率は1.7~9.3%であり、化石燃料を燃焼しているボイラの変換率(30%程度)と比べて1/3以下と小さかった。また、燃焼域でのO₂濃度を低くすることによりFuel NO_xだけでなくThermal NO_xの低減が可能となる。特にFuel NO_xの低減率はThermal NO_xに比べて2倍から5倍も高かった。さらに、流動床炉と火格子炉の合計2施設の実稼働炉を選定して調査した結果、実験用プラントでの実験結果と同様に、O₂濃度とNO_x濃度との間に正の相関が認められた。

汚泥、廃油・廃液などの産業廃棄物を焼却している実稼働炉に関する調査結果によると、N分の含有量が多い廃棄物を高温で燃焼している施設では、NO_x濃度が800ppm以上と高かった。これらの施設では、燃焼実験の場合と同様に、低酸素燃焼によりFuel NO_xが大幅に低減するため、効果的なNO_x抑制対策が可能であることを確認した。

電気炉を用いた汚泥の燃焼実験により、各種燃焼条件におけるN₂Oの生成、排出挙動を検討した。その結果、N₂Oは主にNCH/NCOを経由した均一反応およびChar-Nの直接転化による不均一反応の両方により生成されていると推測された。N₂Oの生成量は燃焼温度が700°C近辺の時に最大となった。温度が800°C以上になると、N₂Oの分解率は温度およびガスの滞留時間に比例して急激に高くなった。

また、実稼働の汚泥焼却炉についてN₂Oの排出挙動を調査した結果、汚泥中のN分によるN₂O生成プロセスなどを示すことが確認された。実稼働の汚泥焼却炉からのN₂O生成については、Char-Nの直接転化による寄与が大きいと推測された。

都市ごみ焼却炉4施設について、N₂Oの排出挙動および排出量を調査した。その結果、燃焼温度とN₂O排出濃度の間に負の相関が認められた。このため、炉の立ち上げや埋火時など、炉内温度が低いときにN₂O濃度および排出割合が高くなった。排ガス中のCO濃度が高い施設の場合、CO濃度とN₂O濃度の間に強い正の相関が認められた。

(4) 廃棄物の最適処理システムの確立

都市ごみの広域処理における評価事例では、ダイオキシン類および温室効果ガスの排出量に関して、大型施設による焼却処理がほかの方法と比べて優れていると評価された。また、酸性ガスおよび水質汚濁物質の排出量については、焼却処理による負荷が埋立処分等と比べて大きいと評価されたが、排出量等から判断すると、ダイオキシン類および温室効果ガスと比べて環境に与える影響度は小さい。以上のことから、廃棄物の処理処分問題を解決する方策のうち、焼却処理は選択肢の一つとして有効な方法であると考えられる。

都市ごみと産業廃棄物の混合焼却における事例では、可燃性産業廃棄物および汚泥との混合焼却を想定した二つのシステムについて、省エネルギー効果、CO₂排出抑制効果、コスト面および環境汚染問題のいずれに関しても、混合焼却システムが単独焼却方式に比べて優れていると評価された。従って、混合焼却システムは広域的な都市ごみと産業廃棄物との混合処理システムとして有益であると考えられる。

明治時代以来、高温多湿で国土が狭いわが国において、公衆衛生面における有効性から、ごみの焼却処理が強力に進められてきた。その後、ダイオキシン問題を契機に見直しに向けての議論が活発に行われてきた。本論文では、燃焼管理による燃焼改善と広域処理システムにおける環境負荷の低減について検討を行ったが、その結果、焼却処理の有効性が評価されたと考える。

2000年以降、わが国では廃棄物処理の今後のあり方について、これまでのように廃棄物を単に焼却し埋め立てるのではなく、排出抑制と再使用・再利用を進めるとともに、廃棄物を安全かつ適正に処理する体制を整備することの重要性が認識されてきている。その結果、2000年度には既に制定されていた「容器包装リサイクル法」および「家電リサイクル法」に加えて、「循環型社会形成推進基本法」、「建設工事に係わる資材の再資源化に関する法律（建設リサイクル法）」、「食品循環資源等の再生利用の促進に関する法律（食品リサイクル法）」、「資源の有効な利用の促進に関する法律（新リサイクル法）」など、廃棄物の排出抑制と資源化を推進するための法律が制定されている。

従って、今後は廃棄物の排出抑制とともに、リサイクル率が増加していくものと考えられる。しかし、日本に比べてリサイクル率が高い欧米において、最近では焼却施設の大型化とともに焼却量が増加する傾向にあり¹⁾²⁾、徐々にではあるが焼却処理の割合が増加している。また、廃棄物処理システムについて、処理コストや100年以上の長期間にわたる環境保全と資源保全効果を評価軸にしたオーストリアにおけるシステム評価³⁾では、廃棄物の機械的な生物分解処理や未処理なままでの埋立処分⁴⁾に比べて、廃熱を積極的に利用した大型施設による焼却のほうがより効果的な処理方法であると結論づけている。これは、第4章で得られた結論と一致している。このことから、廃棄物の焼却処理は今後とも廃棄物の中間処理における一つの選択肢として重要な役割を担うものと考えられ、焼却処理にともなう環境汚染物質の排出抑制に関する研究を継続する必然性は高い。

一方、日常生活で使用する耐久消費財等には多くの化学物質が使用されているが⁴⁾、これらの製品が廃棄された後、焼却処理やリサイクルの過程でそれらが有害性汚染物質として環境に排出される可能性がある。廃棄後の中間処理については、廃木材に関して酒井ら⁵⁾⁶⁾が報告しているが、リサイクルの過程で排出される残渣についても焼却処理されるケースが少なくないことから、今後はリサイクルと組み合わせた焼却処理について、環境汚染物質の排出挙動を把握することが重要な課題となろう。

参 考 文 献

- 1) ISWA Working Group on Thermal Treatment of Waste : "Energy from Waste State-of-the-Art Report", Statistics 4. Edition January 2002
- 2) K. A. Weitz, S. A. Thorneloe, S. R. Nishtala, S. Yarkosky and M. Zannes : "The Impact of Municipal Solid Waste Management on Greenhouse Gas Emissions in the United States", *J. Air & Waste Management Assoc.*, **52**, 1000 (2002)
- 3) G. Doberl, R. Huber, P. H. Brunner, M. Eder, R. Pierrard, W. Schonback, W. Fruhwirth and H. Hutterer : "Long-Term Assessment of Waste Management Options— a New, Integrated and Goal-Oriented Approach", *Waste Management Research*, **20**, 311 (2002)
- 4) 環境省：“化学物質の循環・廃棄過程における制御方策に関する研究”、総合研究報告書、平成14年3月
- 5) 酒井伸一、真名子一隆、平井康宏、浅利美鈴、高月 紘、中村一夫：“薬剤処理木材の循環処理に関する研究、第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1199 (2000)
- 6) 酒井伸一、浅利美鈴、高月 紘：“薬剤処理木材と残留化学物質の挙動”、安全工学、**40**, 411 (2001)

結 語

大量生産・大量消費・大量廃棄型の生活様式が広がることにより、発生量が継続的に増加している廃棄物について、その焼却処理にともなう環境汚染物質の排出挙動について検討した。対象とした廃棄物は都市ごみと産業廃棄物であり、排出挙動が単純に燃焼条件だけに影響されるもののほか、廃棄物の組成が原因となるものや組成と燃焼条件の両方に影響されるに環境汚染物質について、燃焼管理により効果的に排出抑制する方法を解析した。廃棄物に関する燃焼管理の研究では、焼却施設の方式や処理能力が変動した場合に燃焼状態が大きく変わるため、実験用プラントだけではなく炉形式別に実稼働の大型施設についても類似の条件下で燃焼実験を実施し、燃焼管理による抑制効果を実証した。廃棄物の組成は多様化しているため、燃焼管理の実験で条件を設定できるのはその一部分であることから、得られた結論は網羅的なものではなく、全体の一部ではあるが、これまで系統的な研究が少なかった産業廃棄物を含め、この分野における今後の発展の礎を提供するには十分なものであったと考える。

本研究を纏めるにあたり、終始、懇切な指導をいただき、かつ辛抱強く励ましていただいた京都大学教授 高月 紘博士に深甚の謝意を表します。京都大学工学研究科都市環境工学教授の武田信生博士、内山 巖博士の両博士におかれましては、懇切丁寧な論文指導をいただき、心からの謝意を表します。また、適切な助言とともに文献の蒐集などに配慮していただいた酒井伸一博士、渡辺信久博士に感謝の意を表します。