

環境研究総合推進費補助金
循環型社会形成推進研究事業
総合研究報告書

有用・有害金属挙動に着目した
都市ごみ焼却残渣の循環資源化トータルスキームの構築
(3K143007)

平成 26 年度～平成 28 年度

Strategic Optimization of Incineration Residues in Recovery
and Disposal Focusing on Behaviors of Valuable and Toxic Metals

平成 29 年 5 月

国立研究開発法人国立環境研究所 着倉 宏史

有用・有害金属挙動に着目した
都市ごみ焼却残渣の循環資源化トータルスキームの構築
(3K143007)

I. 成果の概要 i
1. はじめに (研究背景等)	
2. 研究目的	
3. 研究方法	
4. 結果及び考察	
5. 本研究により得られた主な成果	
6. 研究成果の主な発表状況	
7. 研究者略歴	
II. 成果の詳細 要旨 1
1. はじめに 1
2. 研究目的 3
3. 研究方法 3
4. 結果及び考察 3
5. 本研究により得られた成果 9 3
6. 国際共同研究等の状況 9 4
7. 研究成果の発表状況 9 4
8. 引用文献 9 7
研究概要図 9 8
英文概要 9 9

補助事業名 環境研究総合推進費補助金循環型社会形成推進研究事業（平成 26 年度～平成 28 年度）

所管 環境省

研究課題名 有用・有害金属挙動に着目した都市ごみ焼却残渣の循環資源化トータルスキームの構築

課題番号 3K143007

研究代表者名 肴倉宏史（国立研究開発法人国立環境研究所）

国庫補助金 71,277,000 円（うち平成 28 年度：17,644,000 円）

研究期間 平成 26 年 5 月 30 日～平成 29 年 3 月 31 日

本研究のキーワード 焼却残渣、金属、環境安全性、資源回収、土木資材

研究分担者 倉持 秀敏（国立研究開発法人国立環境研究所）
佐藤 研一（福岡大学）
藤川 拓朗（福岡大学）
水谷 聡（大阪市立大学）
門木 秀幸（鳥取県衛生環境研究所）
成岡 朋宏（鳥取県衛生環境研究所）

研究概要

1. はじめに（研究背景等）

焼却処理により一般廃棄物中の有機物はガス化されて焼却残渣となるため、衛生的観点からの取扱いが容易となり、また、重量は約 1/10 に減少するため、最終処分される廃棄物量を節減できる。しかし、不適正な最終処分場や不法投棄廃棄物による環境保全上の支障の顕在化などにより、自治体によっては最終処分場の新規建設が極めて困難な場合がある。発生抑制や再使用の推進により最終処分場の残余年数は増加傾向にあるものの、最終処分場を持たない自治体、あるいは最終処分場の残余容量が少ない自治体にとっては、廃棄物処理全体の持続性を確保するために、焼却処理に伴い発生する焼却残渣リサイクルの選択肢を一つでも多く確保することが極めて重要な課題となっている。

焼却残渣リサイクルの選択肢としてはセメント原料化や溶融処理が従来から実施されている。一方で、焼却残渣中の有用金属回収は、海外、特にヨーロッパや東アジアで積極的に推進されている。日本は溶融飛灰の山元還元技術は確立しているが、新たに熱エネルギーを加えずに、焼却残渣の時点で薄く存在する有用金属（特に貴金属）を回収する取組はほとんど無い。この実現に向けては、まず、我が国の廃棄物の燃焼から排ガス処理までの一連の工程の中で捕集される各残渣中の金属濃度と存在形態を把握することが重要と考えられる。

また、既に、オランダ、ドイツ、台湾、シンガポールなどでは焼却残渣を路盤材や埋立材へ利用する、あるいは利用に向けた検討が進められているが、環境安全性をより担保するために、エージングや固化・不溶化等による改質や、焼却残渣利用状況の管理等が必要と思われる。

さらに、土木資材利用（焼却主灰を想定）と最終処分（焼却飛灰を想定）のいずれも、長期的な環境安全性の適切な評価は信頼確保のために必須である。現在、我が国では簡単なバッチ溶出試験によって環境安全性の評価が行われているが、より様々な観点の試験法でバッチ溶出試験を補完し科学的根拠を高めることが重要である。

2. 研究開発目的

そこで本研究は、現在、最終処分される廃棄物量の約 3/4 を占める都市ごみ焼却残渣について、焼却残渣中の有用・有害金属の挙動と回収可能性を実炉調査と熱力学計算によって示し（サブテーマ 1）、有害金属の少ない焼却主灰の土木資材利用性を実証し（サブテーマ 2）、有効利用と最終処分の各シナリオでの長期環境安全性に関する試験を適用し各焼却残渣を評価する（サブテーマ 3）ことにより、循環型社会に相応しい、焼却残渣の有効利用と最終処分のトータルスキームを構築する（サブテーマ 4）ことを研究の目的とした。

サブテーマ 1 では、焼却工程で発生する各焼却残渣を採取して金属等約 50 元素の含有量分析を行い、各焼却残渣への元素分配挙動を明らかにした。また、焼却ごみの種類ごとに元素組成を把握し焼却残渣中金属の由来となるごみ種の解明を試みた。さらに、小型家電収集の影響を焼却残渣中金属量の変化から考察した。焼却工程における各残渣への金属分配挙動と化学形態を推定できるマルチゾーン平衡熱力学モデルを開発し、各金属の挙動と化学形態の変化について考察した。

サブテーマ 2 として、最終処分場内に設置したヤードにて焼却主灰のエイジングを行い、環境安全性や資材特性を評価した。また、エイジング時の締固め度等の影響についても検討した。焼却主灰改質用の資材として、セメントまたは酸化マグネシウム系固化剤によって処理を行い、固化剤添加量や養生条件が有害金属の溶出量や強度発現に及ぼす影響を検討した。

サブテーマ 3 では、有効利用シナリオに基づき、エイジング処理した焼却主灰に上向流カラム通水試験と pH 依存性試験を適用し、重金属溶出特性の変化を評価した。また、最終処分場から採取した焼却残渣に逐次抽出試験を適用し、長期的な重金属形態の変化を考察した。さらに、最終処分シナリオに基づき薬剤処理された焼却飛灰の散水カラム試験等による重金属溶出挙動について検討した。

サブテーマ 4 として、国内、欧州、台湾のそれぞれにおける焼却残渣リサイクルの実態調査を行った。さらに、焼却主灰改質資材リサイクルに向けたトレーサビリティシステムを提案し、焼却主灰改質資材の有効利用ガイドラインの素案を作成した。以上の全ての成果に基づき、循環型社会に相応しい焼却残渣の循環資源化スキームを提示した。

3. 研究方法

(サブテーマ 1) 焼却工程における金属分配挙動調査と推算モデルの開発

ストーカ式焼却施設 2 施設および流動床式焼却施設 1 施設を対象に、焼却工程で発生する各焼却残渣を採取して金属等約 50 元素の含有量分析を行うとともに、各焼却残渣の発生量を把握することにより、各焼却残渣への金属分配挙動を明らかにした。焼却炉へ投入される焼却ごみについても種類ごとに元素組成を把握することにより、焼却残渣中の金属の由来となる焼却ごみの種類を明らかにすることを試みた。特に、小型家電投入の回避による金属量低減の可能性について、回避前後の焼却残渣中金属量の変化から考察した。焼却工程における各残渣への金属分配挙動と化学形態を推定できるマルチゾーン平衡熱力学モデルを開発し、これを用いて、各金属の挙動と化学形態の変化についてモデル計算を行い、実データと比較評価した。さらに、都市ごみ焼却飛灰の金属含有量データベースを作成した。

(サブテーマ 2) 土木資材利用に適した焼却残渣の改質資材化の検討

まず、焼却主灰ならびに落じん灰からの金属粒子の分離選別法について検討した。続いて、浸出水処理が確実にできる観点から最終処分場内に設置した焼却主灰エイジングヤードにて焼却主灰のエイジングを行い、有害金属の溶出性低減とセメント処理における強度発現特性等を評価した。エイジングは厚さ 1 m の焼却主灰層に自然降雨のみと自然降雨+人工散水の 2 条件で最大 2 年間実施した。また、エイジング時の締固め度等の影響についても検討した。焼却主灰の改質剤として酸化マグネシウム系固化剤によって処理を行い、固化剤添加量や養生条件が有害金属の溶出量や強度発現に及ぼす影響を検討した。

(サブテーマ 3) 焼却残渣の長期安定性評価手法の開発と適用

焼却飛灰の最終処分シナリオに基づき、薬剤処理された焼却飛灰の散水カラム試験による重金属溶出挙動について検討を行うとともに、拡散溶出試験による評価も試みた。また、実際の最終処分場から採取した焼却残渣を用いて逐次抽出試験を適用し、長期的な重金属の安定性について評価を試みた。焼却主灰の有効利用シナリオに基づき、上向流カラム通水試験と pH 依存性試験を適用し、エイジングによる重金属溶出特性の変化を比較評価した。

(サブテーマ 4) 都市ごみ焼却残渣の適正な循環利用・最終処分スキームの提案

国内、欧州、台湾のそれぞれにおける焼却残渣リサイクルの実態調査を行った。焼却主灰改質資材リサイクルに向けたトレーサビリティシステムを設計した。さらに、焼却主灰改質資材の有効利用ガイドラインの素案を作成した。以上の全ての成果に基づき、セメント原材料化や集約溶融も考慮した、循環型社会に相応しい焼却残渣の循環資源化スキームを提示した。

4. 結果及び考察

1) 概要

図1にストーカ式焼却施設の例を、写真1に焼却残渣の写真を示す。焼却施設では、各所から様々な特性を持った焼却残渣が排出される。本研究では4つのサブテーマに分けて研究を遂行した。図2に、3年間の成果に基づき提示した循環資源化トータルスキームを示す。各課題の詳細は総合研究報告書に示し、ここでは各知見に基づき、各残渣に対する考え方を述べる。文章中のカッコ書きの数字（【1】～【20】）は該当する知見が得られた総合研究報告書4章の節番号を表すので参照されたい。なお、以下の内容は総合研究報告書【21】にも示している。

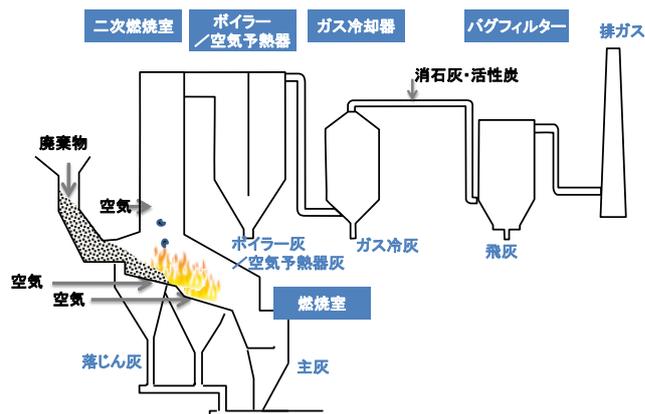


図1 ストーカ式焼却施設の例

2) トータルスキームの基本方針

焼却残渣中には有害重金属が含有され、非常に微細な粒子を含むものが多い。したがって溶出や粉じん飛散により周辺環境を汚染しないように取り扱わなければならない。例えば焼却主灰を土木資材として有効利用する場合には、有害金属をあらかじめ可能な限り分離選別し、残存する有害金属に対しては長期的な安全性を高める必要がある。また、有効利用された場所の記録と管理により有害金属の散逸を防止する仕組みが必要である。最終処分を行う場合も、長期的な溶出抑制や最終処分場負荷の観点から前処理や処分方法を見直す必要がある。一方で、焼却残渣中には都市ごみに由来する有用金属が含有されていることから、状況によってはこれらの有用金属を積極的に回収することが望ましい。

3) 焼却残渣へ移行する金属量の管理

一般廃棄物の焼却により金属等の無機物は濃縮され、物理的な大きさや化学形態等によって落じん灰、焼却主灰、ボイラー灰や減温塔灰等の煙道灰、および、集じん灰等の各焼却残渣へ分配される【1】【2】。例えば、鉛の分配割合は落じん灰、焼却主灰、煙道の灰、焼却飛灰の順に16、16、2、66%であった【1】。化学形態としては、金属粒子や金属片（以下、金属粒子等と言う。）、酸化物（燃烧による酸化も考えられる）、塩化物等、様々であり、複雑に変化していることが推察された【6】。

落じん灰へ移行する金属については、粉碎による分離選別を試みた結果、粉碎が困難な金属粒子として多く残存したこと、小型家電回収量の増加に伴い落じん灰中の鉛、亜鉛、銅の含有量（mg/kg）が低下する傾向を示したこと等から、小型家電等に含まれる金属粒子等は落じん灰中に移行する金属の一つの大きな由来と考えられる【7】。

一方で、厨芥や木・竹・わら等の種類別にごみを灰化して金属組成の調査を行った結果、例えば鉛の由来はビニール・樹脂類が70%程度を占める結果となり、各焼却残渣の金属組成と分配割合の調査結果とも良く一致した【3】。また、落じん灰に適用できた粉碎法による金属粒子等の選別は焼却主灰には十分な効果が得られなかった【7】。モデル計算【6】だけでなくこれらの結果からも、焼却主灰には金属粒子等以外（例えば酸化物）の形態で多く含まれている可能性を示している。このように金属は小型家電等に由来する金属粒子等だけではなく、



写真1 採取試料（施設Bの一部）

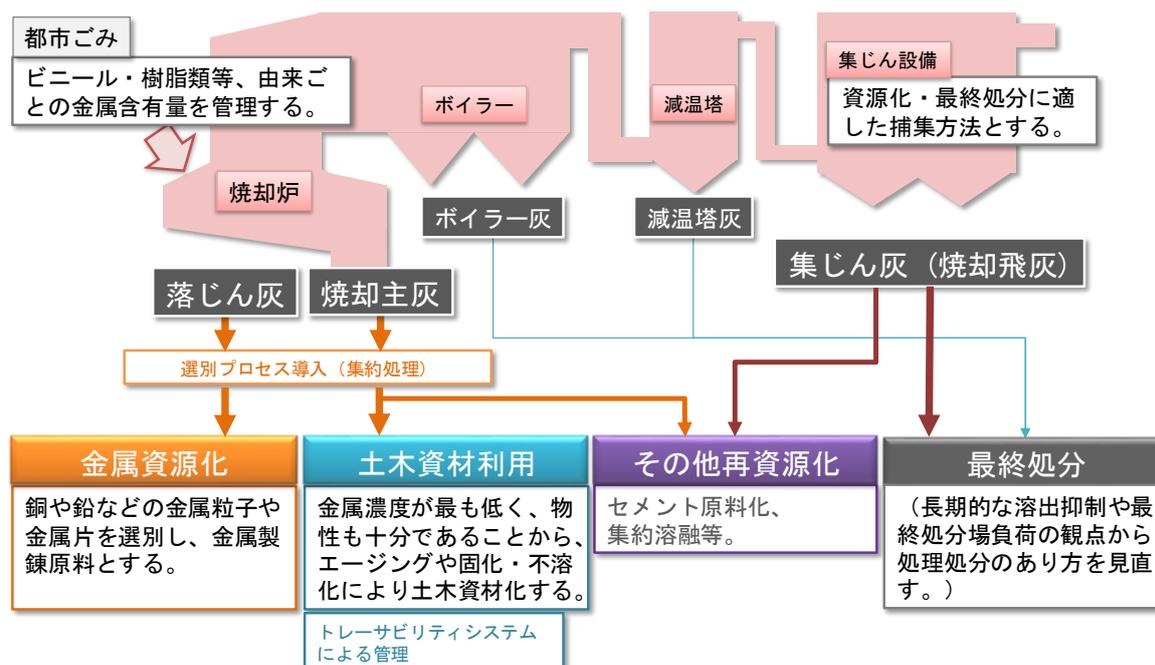


図2 有用・有害金属に着目した各焼却残渣の循環資源化トータルスキーム

可燃ごみにも多く由来していると推察されるため、焼却主灰や焼却飛灰を含む焼却残渣全体への金属の移行をコントロールするためには、可燃物中の金属含有量の管理も重要である。

4) 落じん灰（ストーカ式焼却施設）、不燃物（流動床式焼却施設）の金属資源化

ストーカ式焼却施設における落じん灰の発生割合は焼却主灰に対して非常に小さい【1】。一般には、焼却主灰に混合して排出されている。ただし、落じん灰中には有用金属が金属片や金属粒子のまま高濃度で含有されているため、分離排出し、さらには鉄分や非鉄金属を分離選別することによって金属資源として回収することが可能である。したがって、既存のストーカ式焼却施設において落じん灰の焼却主灰との混合を比較的容易に回避できる場合には落じん灰の金属資源化を進めることが望ましい。本研究課題では金属粒子等の分離選別方法の一例として粉碎法について検討を行った【7】。また、欧州で多く実機化されている焼却残渣からの金属粒子等の回収技術は大いに参考になるとと思われる【18】。

なお、流動床式焼却施設で分離される不燃物についても金属粒子等を多く含んでいることが確認された【2】。このことから、流動床式焼却施設の不燃物についても金属粒子等を選別し資源化を検討する価値は高い。

その他として、上述のように小型家電の回収が進むにしたいが落じん灰中の鉛、亜鉛、銅等の含有量の低下が認められた点には留意しておく必要がある【4】。課題として、金属回収後の残渣については有害性が比較的高いことも考えられるため、最適な取扱い方法について再度検討を行うことも必要と思われる。

5) 焼却主灰（ストーカ式焼却施設）

焼却主灰は現在、落じん灰やボイラー灰等と混合排出され、最終処分される場合が多い。焼却主灰は焼却残渣全発生量の約2/3を占め、有害金属の含有量（mg/kg）としては、焼却残渣の中で最も低い傾向にある。また、有用金属に着目すると、含有量は低いものの、絶対量が多いため分配率も高い場合が多い【1】。落じん灰やボイラー灰は、含まれる有用／有害金属の特性が焼却主灰とは異なることから【1】、これらとの混合排出、原則、避けるべきである。

焼却主灰からの金属粒子等の分離選別は欧州において排出者責任に基づく経済原理に則って、近年、導入が極めて盛んとなっている【18】。このことは、焼却主灰の処理処分費用の削減や金属資源確保戦略面から極めて有用であることを示している。粉碎法の結果からは、金属粒子は落じん灰に多く含まれるが焼却主灰には少ないと推察される【7】。しかし、量的に最も主要な部分を占めることから、選別回収性について検討を着手すべきである。また、欧州のシステムを参考に、焼却施設で排出された焼却主灰を粗選別した後に、集約施設での高精度選別を行うシステムの検討も重要と思われる。

焼却主灰（金属粒子等の選別後の残渣を含む）の取扱いとして、最終処分は、長期的な管理下に焼却主灰が置かれ安定な状態が保たれることから【12】、環境汚染防止の観点からは適当である。また、セメント製造業者への引き渡しによるセメント原材料化や、集約溶融業者への引き渡しによる溶融スラグ化も、最終処分場確保の将来見通しが厳しい自治体にとっては重要な選択肢となる。ただし、山間部等、地理的条件によってはこれら引き渡しが困難な場合も予想される。また、自治体が主体的に取り組むことのできる、最終処分以外の選択肢の確保も、廃棄物処理責務の全うという観点から重要である。本研究で取り組んだ焼却主灰改質資材化【8】【9】【10】は地理的条件にあまり依らず、自治体が自ら取り組み可能という観点から重要な選択肢になると考えられる。

焼却主灰改質資材化とは、焼却主灰中の有害物質による環境汚染の可能性を低減するとともに、資材としての特性を確保できるように改質し、土木資材として有効利用しようとするものである。改質資材化方法として、本研究課題ではエージングヤードによるエージング処理と酸化マグネシウム系固化剤による固化・不溶化の2種類について検討を進め、どちらの方法も路盤材や地盤材料として利用可能であることを示した【8】

【9】【10】【11】。エージングヤードについては、浸透水の確実な処理が必要であり、最終処分場内の利用は合理的である。焼却主灰は SiO_2 、 CaO 、 Al_2O_3 等の主成分がセメントと類似しており、水と反応して自ら硬化する性質を有する。本研究ではエージングマウンド密度を管理するとともに、数ヶ月間のエージングにより自硬化反応を終結させてから解砕することにより、セメント等との反応性が増して発現強度は高くなることを明らかにした【9】。石炭灰等の他の灰も含めた実態調査から、すでに一部では改質資材化による有効利用が行われていることが確認されたが【16】、改質による特性変化のさらなる理解のため、本研究課題では焼却主灰改質資材化ガイドライン（案）を作成し、今後の公表に向けて取組を続けることとしている【20】。

しかしながら、焼却主灰中には有害重金属が残存しているため、その散逸を防止するために焼却主灰改質資材は天然資材とは別に管理システムを整備して利用を進める必要がある。台湾では焼却主灰資源化物の有効利用のための電子登録システムが既に稼働している【19】。本研究課題でもトレーサビリティシステムを具体的に設計し提案を行った【17】。システム導入費用を考慮して、ある程度のまとまり（例えば県単位）での管理システムの実現が期待される。

6) ボイラー灰、減温塔灰等（ストーカ式焼却施設）

ボイラー灰や減温塔灰等の、炉出口から集じん装置に至るまでの間に付着、落下し捕集される灰（煙道灰）については、その発生量や資源性／有害性についての情報はこれまで乏しかった。法律上は特別管理廃棄物には該当せず焼却主灰として排出することが可能であるが、近年は集じん灰側へ混合して排出する施設も多く見られる。本研究課題により、煙道灰の発生割合は全焼却残渣の2～7%程度であり、金属含有量は焼却主灰と焼却飛灰の中間的なものであることがわかった【1】【2】。鉛やカドミウムなどの含有量が焼却主灰よりも有意に高いことを考慮すると、焼却主灰の改質資材化を目指す場合は、煙道灰の焼却主灰への混合は避けておくべきである。集じん装置で捕集される焼却飛灰とは粒径や元素組成が異なるため、集じん灰の資源化や最終処分等の取扱い方に応じて、混合処理や分離排出の工程を検討する必要がある。

7) 集じん灰（ストーカ式焼却施設）

集じん灰（焼却飛灰）は、焼却炉で発生した微細な灰粒子、焼却炉で揮発した低沸点化合物の凝縮物、および、酸性ガス中和のために集じん機手前で吹き込まれた消石灰など中和剤と酸性ガスとの反応物や余剰の中和剤から成る（乾式処理の場合。湿式処理は洗塩により酸性廃ガスを中和するので中和剤は含まれない）。焼却飛灰は重金属含有量の高い粉体であるため、特別管理一般廃棄物に指定され、重金属の無害化の観点から溶融固化、焼成、セメント固化、薬剤処理等を行い、最終処分、または可能な場合はリサイクルが行われている。

トータルスキームとして、まず、最終処分について検討する。乾式処理された集じん灰は未反応消石灰の残留により高アルカリ性を示す場合が多い。このため、最終処分する場合には高アルカリ性条件でも昭和48年環境庁告示13号溶出試験（バッチ試験）に確実に合格できる有機キレート剤を混練する場合が多い。キレート処理された集じん灰の長期安定性については、散水カラム試験では未処理集じん灰よりも重金属溶出濃度は低いものの、散水条件が影響し、間欠散水条件でより高濃度で鉛が溶出する現象が確認された【13】。このような再溶出現象を抑制するためには空気になるべく接触しないよう、処分場搬入後は速やかに覆土や他の埋立物でカバーすることが必要と考えられる。キレート剤は最終処分場浸出水の有機汚濁成分（COD源）や硝化脱窒処理阻害要因であることも明らかにされている。また、高反応消石灰についても有機汚濁成分を溶出する可

能性が明らかとなった【15】。長期・大局的な視点で、溶出試験での埋立可否判定という制度も含めて、集じん灰の処理処分のあり方を見直す必要がある。

最終処分量の削減徹底のためリサイクルを目指す場合は溶融固化や焼成（セメント原料化）が選択肢となる。さらには有用・有害金属を分離して資源化し、無害な残渣をリサイクルまたは最終処分する方策についても検討すべきである。しかし、現在最も一般的な集じん灰、すなわち、灰粒子・揮発凝縮物と乾式処理による中和剤・中和反応物との混合物は、リサイクルにおいてマイナスの要因が大きい。例えば溶融処理では揮発凝縮物である NaCl や KCl 等が溶融炉から再び揮発して炉の損傷やダスト付着につながり、セメント原料化では塩素濃度がセメント品質に影響する。そのため、溶融処理やセメント原料化のためには水洗による脱塩処理が要求される場合が多い。また、金属資源化を目指す場合であっても、中和剤等との混合捕集は目的金属を希釈していることになり【5】、目的にそぐわない。これらの課題解決のためには、焼却飛灰を混合物とせず、灰粒子・揮発凝縮物と、中和反応物に分けて取り扱うことが必要である。従来、処理水の下水放流が可能な場合は中和剤を吹き込まずに灰粒子のみを集じんし、続いて洗塩によって酸性廃ガスを中和する処理（湿式処理）が選択可能である。下水放流ができない場合であっても、集じん装置を二段式とし、一段目で灰粒子を除去した後には中和剤を吹き込み、二段目で中和反応物を集じんする方法が選択可能である。

最終処分とリサイクルのどちらを選択する場合でも、最新の知見を集約して、先入観にとらわれずに、焼却飛灰の捕集・処理・処分のあり方について見直す必要がある。

8) 流動砂、ボイラー灰、減温塔灰、集じん灰（流動床式焼却施設）

流動床式焼却施設の各所で捕集される流動砂、ボイラー灰、減温塔灰ならびに集じん灰については、集じん灰中の塩素、臭素、水銀等の揮発性のものを除いて、元素組成はお互いに良く類似していることが明らかとなった【2】。通常、流動砂は焼却炉の運転開始以来交換されることなく使用され、また、差圧管理により所定量を抜き出し不燃物と鉄分を選別後に炉に戻されるが、一部が系外に排出される（排出される全焼却残渣の約 12%を占める）ことから、流動砂は焼却された廃棄物に由来すると考えられる。

このことから、流動砂ならびに金属粒子等を選別回収後の不燃物（選別回収プロセスでは破碎処理が必要であり、粒径は 10 mm 程度以下に整っているものと予想）については、ストーカ式焼却施設の焼却主灰と同様に改質資材化も十分に考えられ、今後の研究開発が期待される。

さらに、流動床式焼却施設の集じん灰の主要元素組成は流動砂と良く類似していることから、二段式集じん機の導入による低沸点化合物の分離や水洗による有害金属の低減等の適切な前処理によって土木資材（例えばコンクリート二次製品の細骨材）としての有効利用も検討の価値があると考えられる。そのためには、特に環境安全性についても、今後より詳細な評価を行う必要がある。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

焼却工程における金属分配挙動調査と推算モデルの開発では、ストーカ式焼却施設 2 施設と流動床式焼却施設の 1 施設について、各所から発生する焼却残渣の元素組成を分析し、各元素の分配挙動を約 50 元素にわたって明らかにした。また、焼却される廃棄物についても種類ごとに灰化して元素組成を分析し、焼却炉への投入から排出までの物質収支を示した。このような基礎データの取得例は極めて少なく、学術的に非常に貴重である。また、マルチゾーンの熱力学平衡計算により、廃棄物の炉内における挙動をよく踏まえて計算することで、廃棄物の熱処理時における元素の分配挙動と残渣中の存在化学形態が推定可能であることが示された。本計算結果と灰の各種分析による結果を比較することで、実測・理論の両面から焼却灰における元素の存在形態に関する知見を深めることができる。

土木資材利用に適した焼却残渣の改質資材化の検討では、3 年間の研究期間を有効に活かしたモニタリングを行い、エージングや不溶化剤による重金属溶出量の低減や土木資材としての強度発現の関係を明らかにした。さらに、焼却主灰や焼却飛灰にカラム通水試験や pH 依存性試験等を適用し、長期安定性について評価を試みた。先行して国際標準化が進められている上向流カラム通水試験のみならず、散水式のカラム試験を開発することで、資材評価に不可欠と言われる不飽和帯における長期安全性試験評価法の標準化に資するデータを蓄積することができた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

都市ごみ焼却技術は燃焼制御の視点では十分に成熟した技術であるが、本研究課題では焼却残渣の資源化と最終処分の視点から、適切な投入廃棄物の選択、適切な焼却残渣の分離、そして各焼却残渣に対する処理・利用・最終処分方法の最適化を試みたものであり、得られた知見の全てが行政で活用可能と言っても過言ではない。

本研究課題では、落じん灰やボイラー灰を含めた各焼却残渣中の金属含有量や化学形態の基礎データを獲得し、さらには化学平衡モデルも用いて検討し、その成果に基づきながら、各残渣に対して、金属資源化、土木資材化、最終処分等の最適な選択肢を“トータルスキーム”として提案した。トータルスキームは既存の枠組を大きく変えずに部分的な採用も容易であり、今後、実践的な検討が進められることが期待される。

ストーカ式焼却施設における落じん灰や焼却主灰や流動床式焼却施設における不燃物に含まれる金属片や金属粒子は選別処理によって資源化が大いに期待され、一部自治体では既にその検討に入っている。

土木資材利用に適した焼却残渣の改質資材化については、焼却主灰の土木資材化の可能性を拓くことにより、廃棄物最終処分場の消費容量を大きく節減できる可能性がある。国内の資源化施設調査では改質資材化を既に行っている自治体もあるが、信頼性を高めるための方策として台湾で既に導入されているトレーサビリティシステムを本研究から提案した。

環境安全性の評価では環告13号等のバッチ試験のみに依らず、散水カラム試験等により焼却残渣の長期的な安定性についての知見や評価法に関する課題を得ることができた。最終処分や有効利用などのシナリオに基づく評価法を導入すべきことを本研究では唱えており、その検討が開始されることを期待する。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 誌上发表

<論文(査読あり)>

- 1) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) エージング処理した一般廃棄物焼却主灰の地盤材料としての性能評価, 第11回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, No.185, 231-234
- 2) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2016) エージング処理した一般廃棄物焼却主灰の土木資材利用に向けた検討, 第12回地盤改良工学シンポジウム発表論文集, 373-376.
- 3) Fujikawa T., Sato K., Koga C., Sakanakura H (2017) Effective Utilization of Incineration Bottom Ash from Municipal Solid Waste using Aging Method, Geo-Environmental Engineering, pp.273-278.
- 4) Sato K., Fujikawa T. (2017) Mechanical characteristics and insolubilization effect of incineration bottom ash from MSW using aging method, Tenth International Conference on the Bearing Capacity of Roads, Railways and Airfields, pp.1143-1146.

<その他誌上发表(査読なし)>

- 1) 成岡朋弘, 門木秀幸 (2014) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化(その3), 鳥取県衛生環境研究所報, 第55号, 9-13.
- 2) 成岡朋弘, 門木秀幸 (2015) 一般廃棄物焼却残渣中の金属成分の変化, 鳥取県衛生環境研究所報, 第56号, 46-47.

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) Mizutani S., Ueda Y., Sakanakura H., Kanjo Y. (2015) Evaluation of stabilized effects of heavy metals in MSWI fly ash by column leaching test. Resource Efficiency in Construction (WASCON 2015), Abstracts, 30-31.
- 2) Naka A., Sakanakura H. (2015) Municipal solid waste incineration ash aging mechanisms: a state of the art review. Resource Efficiency in Construction (WASCON 2015), Abstracts, 70.
- 3) Naka A., Sakanakura H. (2015) Weathering mechanisms of municipal solid waste incineration air pollution control residues: A state of the art review. The 26th Annual Conference of JSMCWM, Abstracts, 562-563.

- 4) 平川裕也, 宮田省吾, 佐藤研一, 藤川拓朗, 賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) 土木資材利用を考慮したエージング処理焼却主灰の環境安全性評価. 第 50 回地盤工学研究発表会, 同予稿集, 2393-2394.
- 5) 三上貴士, 縄田大輔, 井上陽仁, 肴倉宏史 (2015) 焼却残渣リサイクル施設の受入基準と製品品質基準の実態調査. 第 26 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 189-190
- 6) 中島和希, 上田智幸, 成岡朋弘, 門木秀幸, 肴倉宏史, 縄田大輔, 井上陽仁 (2015) 既存の最終処分場に設置したヤードにおける焼却灰のエージング (その 2). 第 26 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 203-204
- 7) 成岡朋弘, 門木秀幸, 中島和希, 縄田大輔, 井上陽仁, 上田智幸, 肴倉宏史 (2015) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その 3) 実証試験による検証. 第 26 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 431-432
- 8) Fong C.L., Sakanakura H., Takahashi F. (2015) Mercury Immobilization by Chelate-complexation for MSWI Fly Ash: Its Dependency on Chelate/Mercury Ratio, Chelate Storage Time, and Effect of Co-existing ions. The 26th Annual Conference of JSMCWM, Abstracts, 615-616
- 9) 成岡朋弘, 門木秀幸, 上田智之 (2015) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その 3) 実証試験による検証, 第 58 回鳥取県公衆衛生学会.
- 10) 成岡朋弘, 門木秀幸, 上田智之 (2015) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その 3) 実証試験による検証, 第 61 回中国地区公衆衛生学会.
- 11) 二瓶秀星, 水谷聡, 貫上佳則, 肴倉宏史 (2015) 文献調査に基づく我が国の都市ごみ焼却灰中の金属類濃度の変遷, 第 15 回環境技術学会年次大会, 予稿集, 56-57
- 12) 植田祐太郎, 水谷聡, 肴倉宏史, 貫上佳則 (2015) 下向流式カラム試験によるキレート薬剤処理飛灰と水混練飛灰の比較, 廃棄物資源循環学会平成 27 年度春の研究発表会.
- 13) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史, 宮田省吾 (2015) 一般廃棄物焼却主灰のエージング日数が力学特性に及ぼす影響, 土木学会第 70 回年次学術講演会, 391-392.
- 14) 平川裕也, 田畑航希, 長谷川遼, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) 一般廃棄物焼却主灰のエージング処理マウンドの試験施工, 平成 27 年度土木学会西部支部研究発表会, 347-348.
- 15) 長谷川遼, 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) エージング処理焼却主灰の路盤材への適用性, 平成 27 年度土木学会西部支部研究発表会, pp. 343-344.
- 16) 田畑航希, 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣 (2015) マグネシウム系固化材を用いた焼却主灰の固化・不溶化効果の検討, 平成 27 年度土木学会西部支部研究発表会, pp. 349-350.
- 17) 肴倉宏史, 由井和子, 倉持秀敏, 成岡朋宏, 門木秀幸 (2016) ストーカ式都市ごみ焼却施設における各焼却残渣への金属分配挙動調査, 第 37 回全国都市清掃研究・事例発表会, 同講演論文集, 245-247.
- 18) 由井和子, 倉持秀敏, 肴倉宏史, 大迫政浩 (2016) ごみ焼却炉における重金属の挙動に関する熱力学平衡計算を用いた予測. 第 37 回全国都市清掃研究・事例発表会, 同講演論文集, 98-100.
- 19) Yui K., Kuramochi H., Sakanakura H., Osako M. (2016) Development of a multizonal thermodynamic equilibrium calculation model to predict the fate and speciation of inorganic elements in municipal solid waste incineration facilities. ACS 251st National Meeting
- 20) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2016) エージング実証実験による焼却主灰の不溶化効果に関する研究. 第 51 回地盤工学研究発表会, 同予稿集, 51, 2225-2226
- 21) Sakanakura H., Yui K., Kuramochi H., Naruoka T., Mongi H. (2016) Concentration and distribution of 56 elements in residues from stoker-type municipal solid waste incineration. The 9th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis, Emission and Climate Change (9th i-CIPEC), Abstracts
- 22) Mizutani S., Ueda Y., Matsudaira S., Sakanakura H., Kanjo Y. (2016) Basic study of heavy metals and chelating agent behaviour from chemical-treated incineration fly ash in leaching test, Proceeding of the 9th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis, Emission and Climate change (i-CIPEC 2016)
- 23) Ueda Y., Mizutani S., Sakanakura H., Kanjo Y. (2016) Heavy metal leaching behavior from chemical-stabilized fly ash by column test under three kinds of flow rate condition, Proceeding of the

9th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis, Emission and Climate change (i-CIPEC 2016)

- 24) 平川裕也、佐藤研一、藤川拓朗、古賀千佳嗣、肴倉宏史 (2016) マグネシウム系固化材により固化・不溶化した焼却主灰の土工材料に向けた検討, 土木学会第 71 回年次学術講演会, pp.385-386.
- 25) 藤川拓朗、平川裕也、佐藤研一、古賀千佳嗣、肴倉宏史 (2016) エージング処理を施した一般廃棄物焼却灰の路盤材としての適用性評価, 土木学会第 71 回年次学術講演会, pp.395-396.
- 26) 平川裕也、佐藤研一、藤川拓朗、古賀千佳嗣、肴倉宏史 (2016) 密度の異なるマウンドでエージング処理した焼却主灰の力学・溶出特性, 平成 28 年度土木学会西部支部研究発表会, pp.289-290.
- 27) 三上貴士, 縄田大輔, 井上陽仁, 肴倉宏史 (2016) 焼却残渣混合材料を対象とした情報管理システムの構築とニーズの把握. 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 27, 187-188
- 28) 藤川拓朗, 佐藤研一, 古賀千佳嗣, 平川裕也, 肴倉宏史 (2016) エージング処理を施した一般廃棄物焼却主灰の地盤環境影響評価. 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 27, 189-190
- 29) 水谷聡, 植田祐太郎, 肴倉宏史, 貫上佳則 (2016) キレート処理飛灰と水混練飛灰からのカラム試験溶出液中の TOC, 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集, 465-466
- 30) Hirakawa Y., Sato K., Fujikawa T., Koga C., Sakanakura H. (2016) Insolubilization Effect of Incineration Bottom Ash from MSW by Aging Method, The 8th Asian Joint Symposium on Geotechnical and Geoenvironmental Engineering (JS-Tainan2016) CD-ROM.
- 31) Hasegawa R., Sato K., Fujikawa T., Koga C., Sakanakura H., Hirakawa Y. (2016) Mechanical Characteristics of Incineration Bottom Ash from MSW sing Aging Method, The 8th Asian Joint Symposium on Geotechnical and Geoenvironmental Engineering (JS-Tainan2016), CD-ROM.
- 32) 肴倉宏史, 大迫政浩, 佐藤研一, 藤川拓朗, 近藤守, 小野義広, 山本浩, 高宮健, 谷田克義, 谷垣信宏 (2017) 欧州における焼却残渣からの金属回収と資源化に関する技術調査. 第 38 回全国都市清掃研究・事例発表会, 同予稿集, 226-228
- 33) Mizutani S., Matozaki K., Sakanakura H., Kanjo Y. (2017) Total organic carbon in the leachate from municipal solid waste incineration fly ash in Japan, Proceeding of the 4th 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management (3RINCS2017)

7. 研究者略歴

研究代表者：肴倉 宏史

博士（工学）、現在、国立研究開発法人国立環境研究所 室長

研究分担者

1) 倉持 秀敏

博士（工学）、現在、国立研究開発法人国立環境研究所 室長

2) 佐藤 研一

博士（工学）、現在、福岡大学工学部 教授

3) 藤川 拓朗

博士（工学）、現在、福岡大学工学部 助教

4) 水谷 聡

博士（工学）、現在、大阪市立大学大学院工学研究科 准教授

5) 門木 秀幸

博士（工学）、現在、鳥取県衛生環境研究所 リサイクルチーム長

6) 成岡 朋宏

博士（工学）、現在、鳥取県衛生環境研究所 主任研究員

3K143007 有用・有害金属挙動に着目した都市ごみ焼却残渣の循環資源化トータルスキームの構築

[要旨]

本研究課題では、今日、一般廃棄物最終処分量の約 3/4 を占める焼却残渣について、循環型社会に相応しい有効利用と最終処分のトータルスキームの構築を目指し、以下の 4 つのサブテーマから成る研究に取り組んだ。

サブテーマ 1 では、焼却工程で発生する各焼却残渣を採取して金属等約 50 元素の含有量分析を行い、各焼却残渣への元素分配挙動を明らかにした。また、焼却ごみの種類ごとに元素組成を把握し焼却残渣中金属の由来となるごみ種の解明を試みた。さらに、小型家電収集の影響を焼却残渣中金属量の変化から考察した。焼却工程における各残渣への金属分配挙動と化学形態を推定できるマルチゾーン平衡熱力学モデルを開発し、各金属の挙動と化学形態の変化について考察した。

サブテーマ 2 として、まず、落じん灰や焼却主灰からの金属粒子の選別方法を検討した。最終処分場内に設置したヤードで焼却主灰のエイジングを行い資材特性の変化を評価した。エイジング時の締固め度等の影響についても検討した。また、セメントまたは酸化マグネシウム系固化剤によって焼却主灰の改質処理を行い、固化剤添加量や養生条件が有害金属の溶出量や強度発現に及ぼす影響を検討した。

サブテーマ 3 では、有効利用シナリオに基づき、エイジング処理した焼却主灰に上向流カラム通水試験と pH 依存性試験を適用し、重金属溶出特性の変化を評価した。また、最終処分場から採取した焼却残渣に逐次抽出試験を適用し、長期的な重金属形態の変化を考察した。さらに、最終処分シナリオに基づき薬剤処理された焼却飛灰の散水カラム試験等による重金属溶出挙動について検討した。

サブテーマ 4 として、国内、欧州、台湾のそれぞれにおける焼却残渣リサイクルの実態調査を行った。さらに、焼却主灰改質資材リサイクルに向けたトレーサビリティシステムを提案し、焼却主灰改質資材の有効利用ガイドラインの素案を作成した。以上の全ての成果に基づき、循環型社会に相応しい焼却残渣の循環資源化スキームを提示した。

1. はじめに

本研究は、一般廃棄物の焼却処理により発生する焼却残渣（焼却主灰や焼却飛灰の総称）について、循環型社会に相応しい有効利用と最終処分のあり方を提示することを目的とする。

焼却処理により一般廃棄物中の有機物はガス化されて焼却残渣となるため、衛生上の取扱いが容易となり、また、重量は約 1/10 に減少するため、最終処分される廃棄物量を節減できる。しかし、不適正な最終処分場や不法投棄廃棄物による環境保全上の支障の顕在化などにより、関係する住民から賛同を得ることは難しくなり、最終処分場の新規建設はますます困難なものになっている。そこでわが国は最終処分場への負荷量を減らし廃棄物処理を持続可能なものとするために、循環型社会の形成を推進している。すなわち廃棄物の発生抑制、分別、リサイクルを進めており、その成果として、表 1 に示すように、一般廃棄物の排出量と最終処分量は、排出量が最大となった 2000 年度と比較して 2015 年度ではそれぞれ 10,853 千トン（19.8%）ならびに 2,519 千トン（44.3%）減少しており、国レベルでは明らかな減少段階に移行している。また、表 1 より、焼却処理（熔融などの熱処理を含む）された廃棄物の量は、対 2000 年度比で 17.4% 減少したものの、総排出量の減少率（19.8%）よりもやや少なく、その結果、総排出量に対する焼却量の割合は 76.9%から 79.2%へ上昇している。すなわち、焼却などの熱処理は 3R の優先順位としては発生抑制、再利用、リサイクルの次に位置づけられるものの、廃棄物処理における重要性は依然として高いことがわ

かる。その間、最終処分された焼却残渣の量は2,519千トン（44.3%）減少したものの、最終処分量に占める焼却残渣の割合は54.0%から75.9%へ大きく上昇している。

表1 一般廃棄物の排出量、焼却量および最終処分量の変化（災害廃棄物を除く）^{1, 2)}

		2000(平成12)年度	2015(平成27)年度 対2000年度比	
排出・焼却	総排出量(千トン)	54,834	43,981	-19.8%
	焼却量(千トン) (直接+処理残渣)	42,149	34,813	-17.4%
	総排出量に対する焼却量の割合	76.9%	79.2%	+2.3ポイント
最終処分	最終処分量(千トン)	10,514	4,165	-60.4%
	最終処分された焼却残渣量(千トン)	5,682	3,163	-44.3%
	最終処分量に焼却残渣が占める割合	54.0%	75.9%	+21.9ポイント
備考		<ul style="list-style-type: none"> ・総排出量が最大 ・循環基本法公布 		

減少段階とはいえ、廃棄物は今後も発生し続けるため、処理責任を負う自治体は廃棄物処理を持続しなければならない。また、最終処分量の減少に伴い最終処分場の残余年数は増加傾向にあるものの、その地域的な偏りは非常に大きい。そのため、最終処分場を持たない自治体、あるいは最終処分場の残余容量が少ない自治体にとっては、廃棄物処理全体の持続性を確保するために、焼却処理に伴い発生する焼却残渣リサイクルの選択肢の一つでも多く確保することが極めて重要な課題となっている。焼却残渣リサイクルの選択肢としては、熔融処理やセメント原料化が従来から実施されている。熔融処理は焼却残渣を再加熱して熔融するためのエネルギーを多く消費するため、個々の自治体では処理施設を維持することが困難になりつつある。民間施設への熔融処理委託やセメント工場でのセメント原料化は施設の立地関係から制約を受ける場合がある。これらの課題を踏まえた、循環型社会に相応しい焼却残渣の新たな管理戦略が必要である。

まず、焼却残渣中の有用金属である鉄、銅、アルミ、金、銀等の回収は、ヨーロッパや東アジアでも積極的に推進されている。日本は熔融飛灰の山元還元技術は確立しているが、焼却残渣の時点で薄く存在する有用金属に対する回収のための取組はほとんど無い。そこで、この取組の実現に向けて、廃棄物の燃焼から排ガス処理までの一連の工程の中で捕集される各残渣中の金属濃度と存在形態を解明する意義は大きい。

また、金属を多く含む画分を選別することで、環境安全性の観点から、残された焼却残渣の土木資材利用可能性が高まる。既に、オランダ、ドイツ、台湾、シンガポールなどでは路盤材や埋立柱材への利用や利用の検討が進められているが、日本でこれを行うためには国内法との整合や、環境安全管理上の制約条件の検討が必要である。

さらに、土木資材利用（焼却主灰を想定）と最終処分（焼却飛灰を想定）のいずれも、長期的な環境安全性の適切な評価は信頼確保のために必須である。現在、我が国では簡単なバッチ溶出試験によって環境安全性の評価が行われているため、長期的な観点について、バッチ溶出試験を補完する試験評価法を確立し、科学的根拠を確固とすることが重要である。

2. 研究目的

上記「1. はじめに」を受けて、本研究は、4つのサブテーマを設定した。すなわち、焼却残渣中の有用・有害金属の挙動と回収可能性を実験調査と熱力学計算によって示し（サブテーマ1）、有害金属の少ない焼却主灰の土木資材利用性を実証し（サブテーマ2）、有効利用と最終処分各シナリオでの長期環境安全性に関する試験を適用し各焼却残渣を評価する（サブテーマ3）ことにより、循環型社会に相応しい、焼却残渣の有効利用と最終処分のトータルスキームを構築する（サブテーマ4）ことを研究の目的とした。

3. 研究方法

（サブテーマ1）焼却工程における金属分配挙動調査と推算モデルの開発

ストーカ式焼却施設2施設および流動床式焼却施設1施設を対象に、焼却工程で発生する各焼却残渣を採取して金属等約50元素の含有量分析を行うとともに、各焼却残渣の発生量を把握することにより、各焼却残渣への金属分配挙動を明らかにした。焼却炉へ投入される焼却ごみについても種類ごとに元素組成を把握することにより、焼却残渣中の金属の由来となる焼却ごみの種類を明らかにすることを試みた。特に、小型家電投入の回避による金属量低減の可能性について、回避前後の焼却残渣中金属量の変化から考察した。焼却工程における各残渣への金属分配挙動と化学形態を推定できるマルチゾーン平衡熱力学モデルを開発し、これを用いて、各金属の挙動と化学形態の変化についてモデル計算を行い、実データと比較評価した。さらに、都市ごみ焼却飛灰の金属含有量データベースを作成した。

（サブテーマ2）土木資材利用に適した焼却残渣の改質資材化の検討

まず、焼却主灰ならびに落じん灰からの金属粒子の分離選別法について検討した。続いて、浸出水処理が確実にできる観点から最終処分場内に設置した焼却主灰エージングヤードにて焼却主灰のエージングを行い、有害金属の溶出性低減とセメント処理における強度発現特性等を評価した。エージングは厚さ1mの焼却主灰層に自然降雨のみと自然降雨＋人工散水の2条件で最大2年間実施した。また、エージング時の締固め度等の影響についても検討した。焼却主灰の改質剤として酸化マグネシウム系固化剤によって処理を行い、固化剤添加量や養生条件が有害金属の溶出量や強度発現に及ぼす影響を検討した。

（サブテーマ3）焼却残渣の長期安定性評価手法の開発と適用

焼却飛灰の最終処分シナリオに基づき、薬剤処理された焼却飛灰の散水カラム試験による重金属溶出挙動について検討を行うとともに、拡散溶出試験による評価も試みた。また、実際の最終処分場から採取した焼却残渣を用いて逐次抽出試験を適用し、長期的な重金属の安定性について評価を試みた。焼却主灰の有効利用シナリオに基づき、上向流カラム通水試験とpH依存性試験を適用し、エージングによる重金属溶出特性の変化を比較評価した。

（サブテーマ4）都市ごみ焼却残渣の適正な循環利用・最終処分スキームの提案

国内、欧州、台湾のそれぞれにおける焼却残渣リサイクルの実態調査を行った。焼却主灰改質資材リサイクルに向けたトレーサビリティシステムを設計した。さらに、焼却主灰改質資材の有効利用ガイドラインの素案を作成した。以上の全ての成果に基づき、セメント原材料化や集約溶融も考慮した、循環型社会に相応しい焼却残渣の循環資源化スキームを提示した。

4. 結果および考察

(1) ストーカ式焼却施設における各焼却残渣への金属分配挙動調査（サブテーマ1・第1部）

1) はじめに

一般廃棄物の焼却施設は、焼却炉、二次燃焼室、排ガス冷却設備、バグフィルター等の集塵器から構成される。一般的なストーカ式焼却施設の概要を図1に示す。焼却炉では、廃棄物が燃焼して焼却灰（焼却主灰）となり、炉で発生したガスは灰の一部とともに二次燃焼室に送られて燃焼した後に、排ガス冷却設備において冷却され、バグフィルター等の集塵器においてばいじんが回収される。

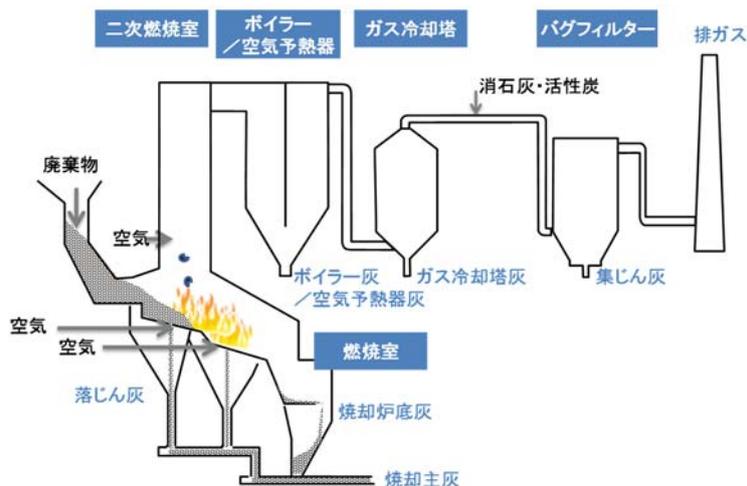


図1 ストーカ式焼却施設の例

図2に、ストーカ式焼却施設で発生する焼却残渣の種類を示す。大きくは、焼却残渣は焼却主灰（もえがら）と焼却飛灰（ばいじん）に分類される。焼却主灰は①落じん灰と②焼却炉底灰が含まれる。③～⑥の灰は熱回収等の工程で煙道に付着し、落下して捕集される残渣で、施設ごとの工程によって種類は様々である（本報告では、これらを総称して「煙道灰」と呼ぶ）。集じん装置では、焼却ごみを由来とする灰、酸性ガス中和等の焼却廃ガス処理のために噴霧された薬剤等（消石灰や活性炭）ならびに薬剤等と焼却廃ガスとの反応物が捕集されるが、⑦全てを一括して捕集する場合や、集じん装置を二段階で設け先に⑧焼却ごみ由来の灰を捕集し後段で⑨薬剤等と反応物を捕集する（もしくは湿式処理する）場合等があり、その方式は焼却飛灰の性状に大きく影響する。

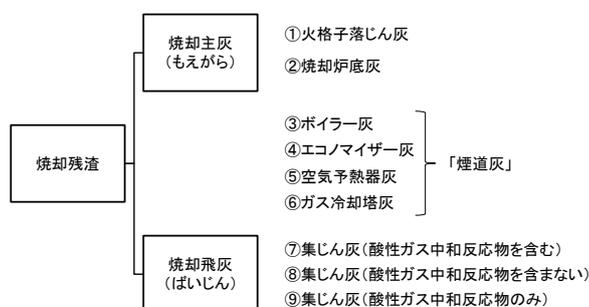


図2 ストーカ式焼却施設で発生する焼却残渣の例

注) 炉形式、熱回収、集じんの工程によるため、各施設によって発生しない灰がある。

2) 方法

ストーカ式都市ごみ焼却施設 2 施設について、各灰の発生量と特性を調査した。各施設の概要と採取試料を表 2 に示す。同一日において、各工程から排出される焼却残渣を採取した。その際、①落じん灰や③～⑥煙道灰は落下箇所や施設運転条件（ハンマリング、スートブロー）の異なるものも採取し、合計 33 試料を得た。採取試料写真の一部を写真 1 に示す。

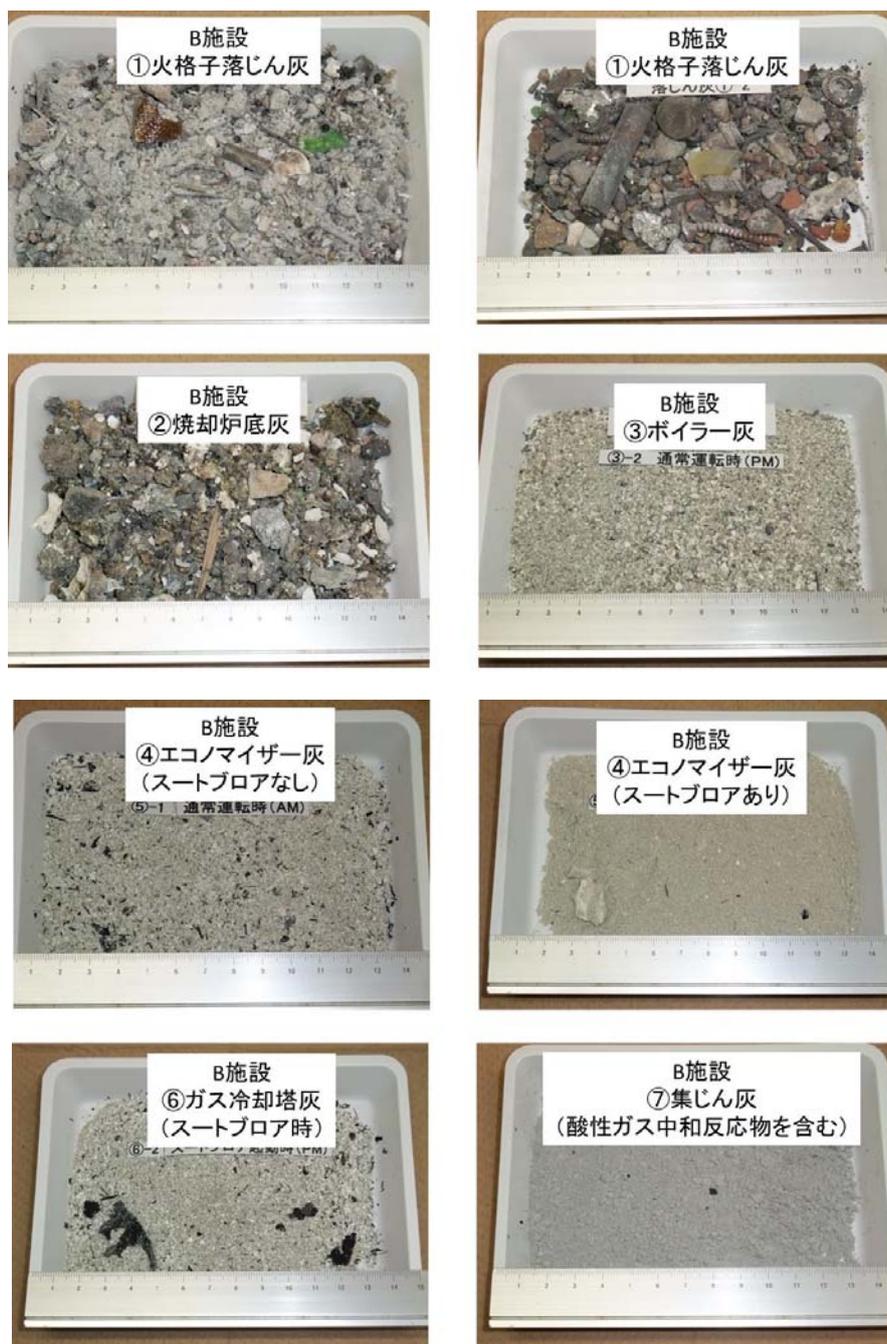


写真 1 採取試料（施設 B の一部）

各灰の発生量については、比較的発生量の少ない①落じん灰と③～⑥煙道灰は一定時間の発生量を実測した。また、B施設については②炉底灰も実測した。それら以外の灰は日報等のデータを用いた。採取した試料は粒径 250 μm ふるいを通過するように粉碎し、王水抽出とアルカリ溶融の 2 段階で分解を行い、各段階で得られた抽出液中の元素濃度を ICP 発光または ICP-MS で定量した。この分解操作は 1 試料につき 3 検体ずつ行った。ただしケイ素、リン、硫黄、塩素、臭素については粉碎物を波長分散型蛍光 X 線分析装置を用いて、水銀は水銀分析装置で、それぞれ定量した。

表 2 調査対象施設の概要と採取試料

	A 施設	B 施設
1 炉処理能力	約 100 t/d	約 300 t/d
燃焼ガス 冷却方式	水噴射	廃熱ボイラ +水噴射
公害防止装置	消石灰噴霧 +バグフィルタ	消石灰噴霧 +バグフィルタ
採取試料	①②⑤⑥⑦	① ②③④⑥⑦

3) 結果と考察

a. 重量収支

各施設で発生する焼却残渣の発生割合を表 3 に示す。ここで、集じん灰の発生量は酸性ガス反応物を含まない状態 (図-1 中の⑧) として推計している。表から、焼却残渣全体のうち②焼却炉底灰が主たる部分を占め、⑧集じん灰がそれに続いており、①落じん灰は 0.7-2.5%、③～⑥の煙道灰は 2.2-6.9%であった。

b. 元素組成

分析結果を表 4 に示す。条件を変えて複数採取した試料は発生割合を乗じた加重平均によって計算した。この表から、ある施設内で発生する焼却残渣の元素組成は、その発生箇所によって異なることがわかる。表に示した 4 種類の分類で見れば、落じん灰に多い場合、あまり変わらない場合、集じん灰に多い場合があり、その傾向は A 施設と B 施設で大きくは変わらないことがわかった。

表 3 各焼却残渣の発生割合 (%)

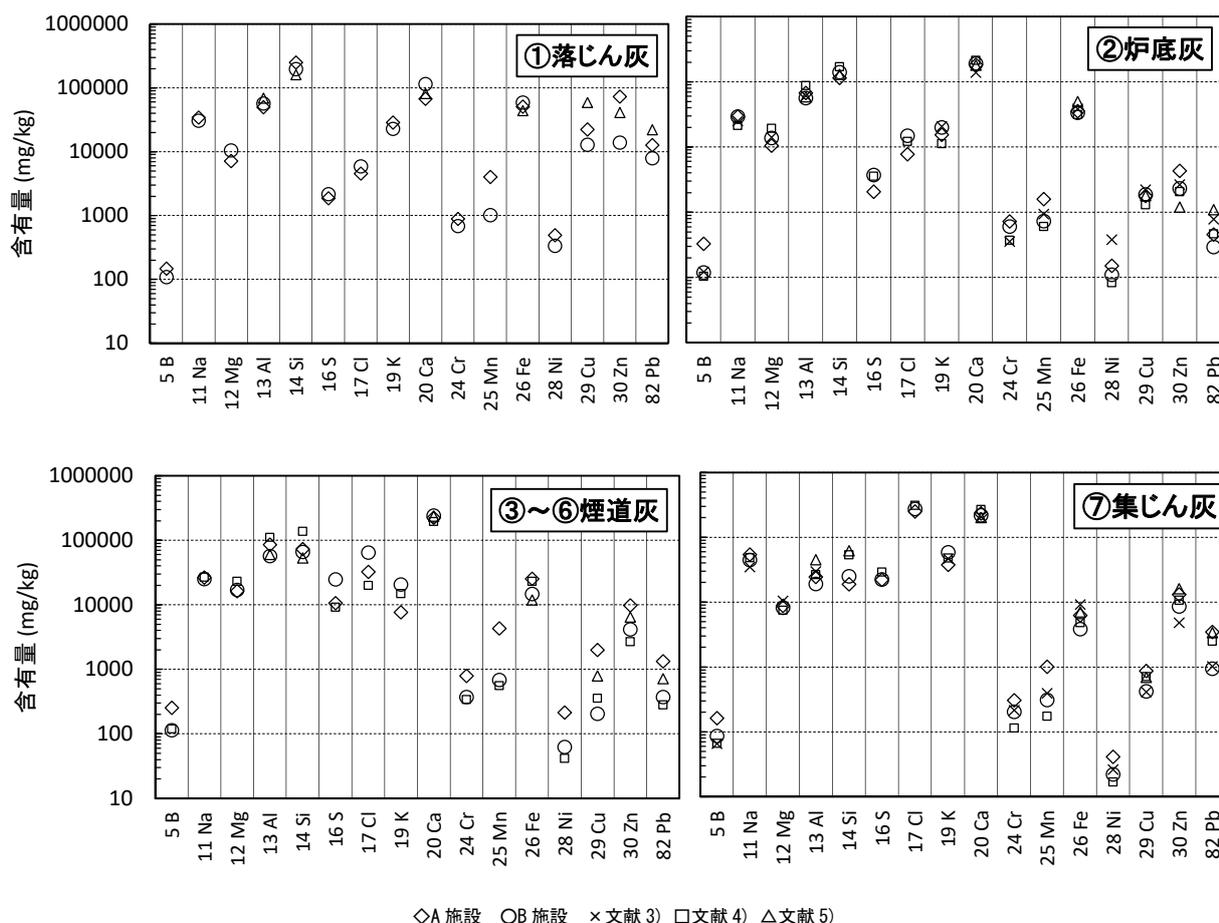
	A 施設	B 施設
①落じん灰	2.5	0.7
②炉底灰	66.6	81.9
③～⑥煙道灰	2.2	6.9
⑧集じん灰	28.7	10.5
合計	100.0	100.0

表4 各焼却残渣の元素組成 (単位: mg/kg)

		A 施設				B 施設			
		①	②	⑤~⑥	⑦	①	②	③~⑥	⑦
		落じん灰 n=4	炉底灰 n=1	煙道灰 n=2	集じん灰 n=1	落じん灰 n=5	炉底灰 n=1	煙道灰 n=10	集じん灰 n=1
3	Li	15.8	15.7	33.6	33.8	18.6	34.0	31.4	36.5
4	Be	0.97	0.54	0.53*	0.23*	0.77	0.59	0.41*	0.25*
5	B	148	328	255	162	109	119	114	85.8
11	Na	34400	29300	26500	54200	30400	29400	25100	44700
12	Mg	7160	10500	16400	8820	10500	13800	17000	8220
13	Al	49800	67700	85400	24300	57200	56400	56800	18900
14	Si	249000	115000	72800	18800	197000	141000	66100	24900
15	P	5860	15500	18000	3980	6960	13400	9710	2720
16	S	1870	2070	10600	22100	2150	3730	24700	22200
17	Cl	4570	7740	32500	248000	5920	14800	64800	274000
19	K	28800	15300	7640	37700	22800	20000	20700	58500
20	Ca	67200	183000	223000	233000	114000	191000	241000	217000
21	Sc	3.0	2.8	3.3	1.4	5.3	4.9	3.94	1.4
22	Ti	3370	6810	14000	6740	6000	7400	5970	2810
23	V	27.9	28.5	32.6	13.0	49.8	42.4	33.7	11.8
24	Cr	885	719	793	307	683	601	370	203
25	Mn	4010	1600	4290	1010	1020	733	683	309
26	Fe	50600	35400	25430	6240	58600	33600	14700	3830
27	Co	50.6	70.1	108	21.7	24.9	52.4	27.3	11.9
28	Ni	490	151	213	41.1	334	109	62.4	22.0
29	Cu	22300	1780	2000	870	12900	1870	205	418
30	Zn	72600	4280	9760	13000	13900	2310	4170	8590
31	Ga	11.1	13.2	14.9	6.47	12.6	12.2	12.4	6.5
33	As	18.2	7.0	10.4	14.5	10.0	5.2	10.1	21.7
34	Se	<1.0	<1.0	<1.0	2.1*	<1.0	<1.0	2.4*	6.7*
35	Br	<50	<50	138	2300	<50	<50	246	1490
37	Rb	73.9	29.5	12.2	65.4	43.8	31.4	34.5	111
38	Sr	493	454	557	321	432	540	318	235
39	Y	22.1	13.2	76.7	19.1	13.5	13.9	10.2	6.4
40	Zr	71.4	21.8	14.1	6.9	44	16.2	13.3	11.3
41	Nb	11.2	3.0	2.2	1.41	2.7	1.8	2.3	3.9
42	Mo	11.5	16.5	22.5	10.3	671	16.7	43.5	26.3
44	Ru	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
46	Pd	0.05*	<0.01	<0.01	<0.01	0.53*	<0.01	0.14*	<0.01
47	Ag	165	18.0	14.2	19.2	219	21.5	7.7	22.4
48	Cd	5.8*	2.7*	18.4	107	1060	2.6	11.6	54.0
49	In	0.38*	0.18*	0.53*	1.9	0.88*	0.10	0.26*	0.75*
50	Sn	438	99.6	297	469	681	91.8	106	267
51	Sb	233	58.0	408	871	134	47.4	428	478
52	Te	<0.2	<0.2	<0.2	0.73*	0.21*	<0.2	<0.2	0.28*
55	Cs	2.9	1.5	0.52	3.8	1.64	0.96	1.0	3.9
56	Ba	3180	1050	2130	737	1230	1360	909	269
57	La	22.3	21.1	43.9	15.8	24.2	21.8	20.5	9.1
58	Ce	37.1	33.2	47.8	16.2	34.1	33.8	31.7	12.0
60	Nd	15.1	14.4	14.4	6.1	13.8	14.2	10.9	4.6
63	Eu	1.38	0.61*	6.2	1.3	0.62*	0.57*	0.54*	0.27*
66	Dy	1.82	1.08*	1.6	0.74	2.0	1.5*	1.5	0.75
73	Ta	0.75	0.51	0.65	0.20	0.44	0.28	0.47	0.23
74	W	130	6.9	12.7	9.1	144	173	29.4	19.3
75	Re	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
78	Pt	<0.05	<0.05	0.07*	0.059	<0.05	<0.05	0.09*	0.053*
79	Au	0.95*	0.51*	1.3*	<0.05	1.3*	0.07*	0.37*	0.11*
80	Hg	0.098	<0.0005	0.054	10.9	0.014	0.0063	0.070*	23.9
81	Tl	0.30*	<0.1	<0.1	0.25*	0.30*	<0.1	<0.1	<0.1
82	Pb	12700	460	1330	3480	7930	294	372	942
83	Bi	7.9	1.0	4.4	8.6	6.8	1.6	4.1	11.6

注) 次のいずれか1つ以上に該当するデータは、引用にあたって注意が必要である(すべて斜体で示した)。(1) 右肩に記号「*」付のデータ: 試料または検体に定量下限未満の値が含まれたため、平均値算出時に定量下限値を使用している。(2) 灰色網掛け部のデータ: 平均値算出時の変動係数が10%以上とばらつきが大きい。

得られた結果について、文献値³⁻⁵⁾と比較した結果を図3に示す。なお文献³⁾と⁵⁾は100 t/d規模、文献⁴⁾は300 t/d規模である。文献³⁻⁴⁾は①落じん灰は分析されておらず、②炉底灰に含まれている。また文献³⁾は③～⑥煙道灰の分析も行っていない。さらに、文献によっては分析を行っていない元素もあることに留意する必要がある(図4で確認されたい)。この図から、炉底灰や集じん灰は、異なる施設の間でも元素組成はあまり大きくは変わらないことがわかる。ただし、ニッケル、銅、亜鉛、鉛などの重金属はやや幅広い結果となっている。



◇A施設 ○B施設 ×文献3) □文献4) △文献5)

図3 元素組成：文献値³⁻⁵⁾との比較

c. 元素分配挙動

図4に、各灰の発生量と元素組成をそれぞれ乗じて得た、各灰への元素分配挙動の計算結果を示す。この図から、元素の各灰への分配挙動は、施設によらずおおむね同様であることがわかる。ただし、詳細に見るとA施設は⑦集じん灰への移行割合がやや多い傾向が見られる。このことについて、⑦集じん灰の発生割合とともにより詳細な検討が重要である。また、銅、亜鉛、鉛等は落じん灰と集じん灰の両方へある程度移行しているが、金属粒子の落下と揮発成分の凝縮といった化学形態の相違が関与しているものと予想される。

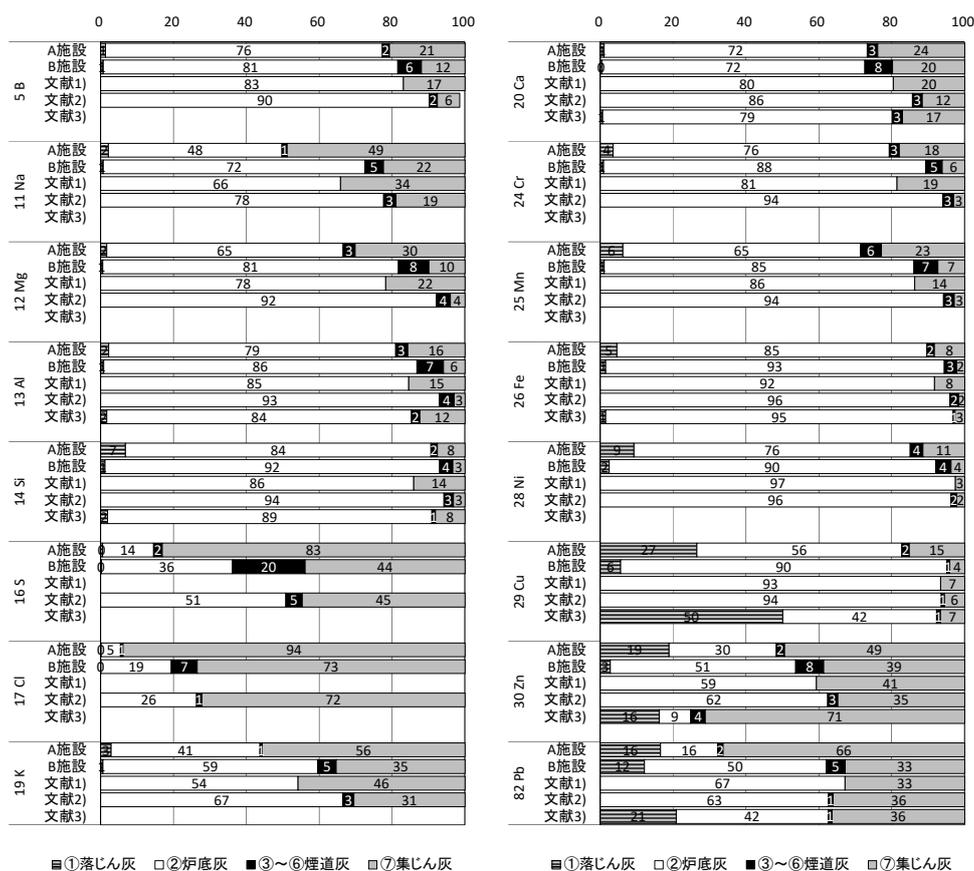


図4 元素分配挙動：文献値¹⁻³⁾との比較

(2) 流動床式焼却施設における各焼却残渣への金属分配挙動調査 (サブテーマ1・第2部)

1) はじめに

流動床式焼却施設における各焼却残渣への金属分配挙動調査を行った。流動床式焼却施設の概要を図5に示す。ストーカ式との大きな違いは火格子を持たず炉底部からの押し込み空気によって砂を流動させて廃棄物を連続的に燃焼させる構造であることが挙げられる。焼却炉底部からは砂、鉄分、不燃物を連続的に抜き出した後、振動ふるいによって砂と鉄分・不燃物を選別し、砂を炉内へ再び投入する。廃熱ボイラーや焼却廃ガスの処理方式はストーカ炉のものと同様である。

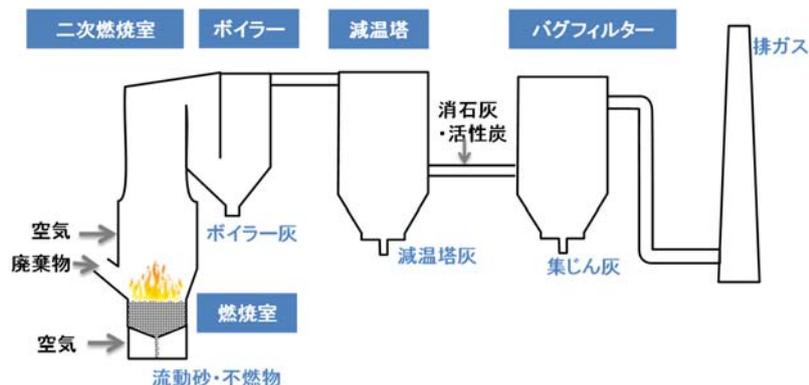


図5 流動床式焼却施設の概要

2) 方法

150 t/d 規模の全連続流動床式焼却施設を対象に調査を実施した。試料採取は2回実施し(第1回:7月、第2回:8月)、不燃物、流動砂、ボイラー灰、減温塔灰、集じん灰を得た。鉄分は第1回(7月)のみ採取した。第2回(8月)はボイラー灰と減温塔灰はスートブロー前後のそれぞれについて採取を行い、合計13種類の試料を採取した。各残渣の発生量の直接測定は困難であったため、重量収支については施設運転データや他施設からの情報に基づき推定した。推定結果を図6に示す。採取試料のうち、不燃物と鉄分については材料組成ごとに分類を行い、4.75 mm 以上画分はハンディタイプの蛍光X線装置を用いて、4.75 mm 以下画分は王水抽出により元素組成を求めた。流動砂、ボイラー灰、減温塔灰、集じん灰については(1)ストーカー式焼却施設の焼却残渣と同じ2段階抽出により元素組成分析を行った。

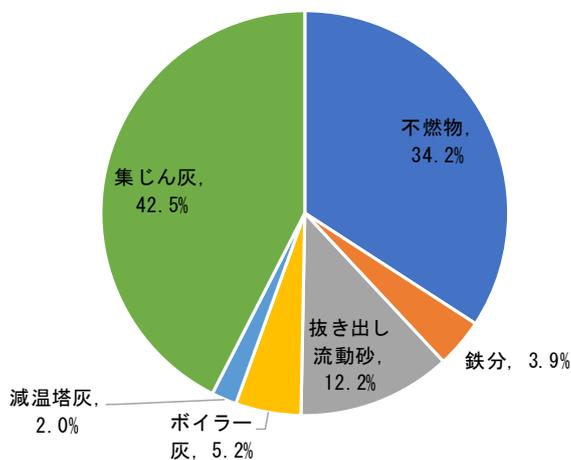


図6 各残渣の発生割合推定結果

3) 結果と考察

a. 不燃物の材料組成

不燃物の材料組成分析結果を図7に示す。不燃物の材料組成は7月試料と8月試料で大きな差異は見られず、4.75 mm 以下の分別困難なものの割合が40%前後であった。4.75 mm 以上の画分では礫類(石)が薬25%、ガラスが薬13%、陶磁器が約9%であった。磁着物も約3%、非磁着金属は約7%含まれていた。

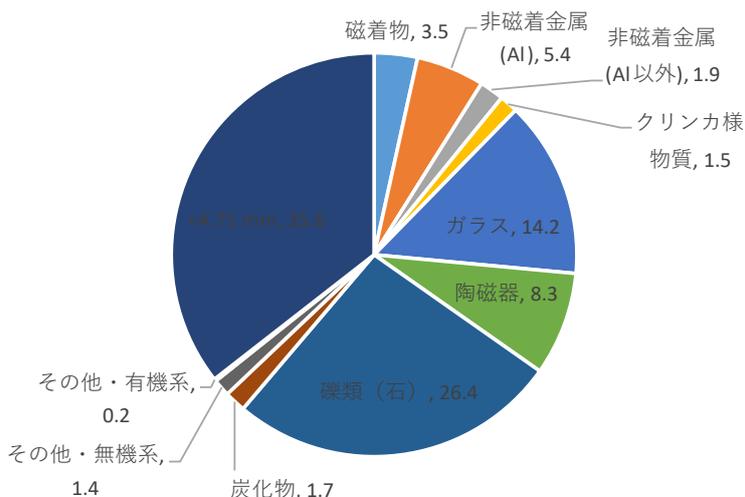


図7 不燃物の材料組成 (第1回 (7月))

b. 元素組成

図8に元素組成分析結果を示す。不燃物の主要元素(含有量約 10000 mg/kg 以上)は Si、Ca、Al、Fe、K、Cu であった。粒子の光沢等から、Al や Cu は非磁着金属には多くの金属形態のままのものも含むものと推察された。この他、Zn が 4000-6800 mg/kg、Pb が 800-1000 mg/kg 程度含まれている。鉄分は Fe が 91.6% を占め、その他主要元素として Mn (3.5%)、Zn (1.5%)、Ni (0.9%)、Cu (0.7%) が多い結果となった。一方、不燃物と鉄分を除く、流動砂、ボイラー灰、減温塔灰、集じん灰については、Cl、Br、Au、Hg 以外の元素の含有量の差異は 10 倍以内に収まっており、元素組成は比較的類似していることが明らかとなった。流動砂は炉底から抜き出された後に鉄や不燃物を分離して炉内へ再投入が行われているが、その組成は他の灰に非常に近いものとなっている。流動砂は外部から砂(例えば、川砂)を追加投入することなく毎日抜き出しが行われていることも踏まえると、流動砂は焼却残渣を由来とし、粒径が大きく煙道へ飛散していない粒子の集合体であることが推察される。ボイラー灰と減温塔灰については、8月採取試料のストープロア前後で含有量にあまり大きな違いは見られなかった。

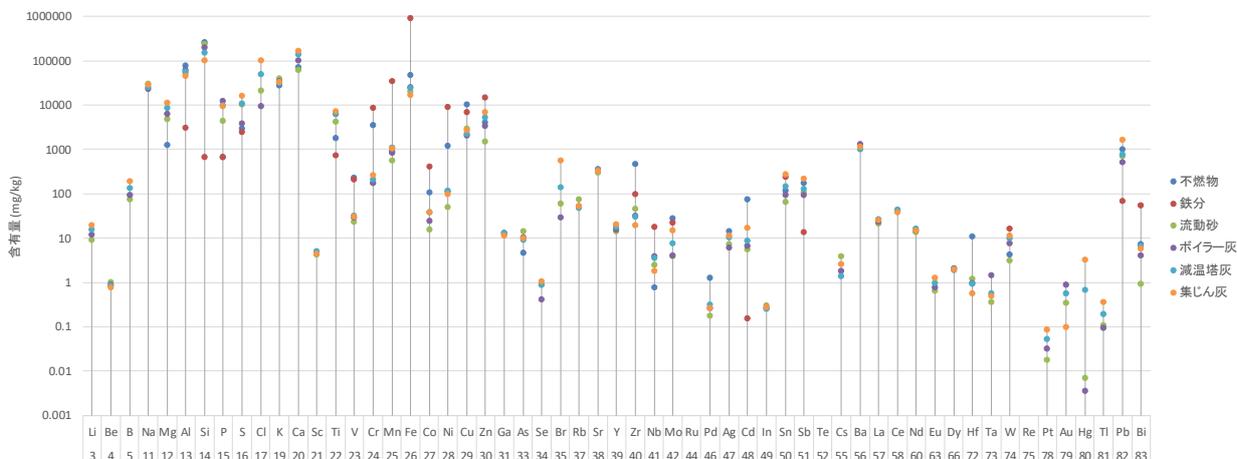


図8 元素組成分析結果 (7月採取試料)

c. 元素分配挙動

図 9 に元素組成分配率の計算結果を示す。ただし、不燃物・鉄分と流動砂・ボイラー灰・減温塔灰・集じん灰は分析方法が異なるため注意が必要である。V、Cr、Cu、Zr、Pd、Cd、Hf は不燃物への分配率が 70% 以上と高く、Mn、Fe、Ni は鉄分への分配率が 40% 以上、Mg、P、S、Cl、Ti、In、Sn、Cs、Hg は集じん灰への分配率が 60% 以上と高い結果となった。

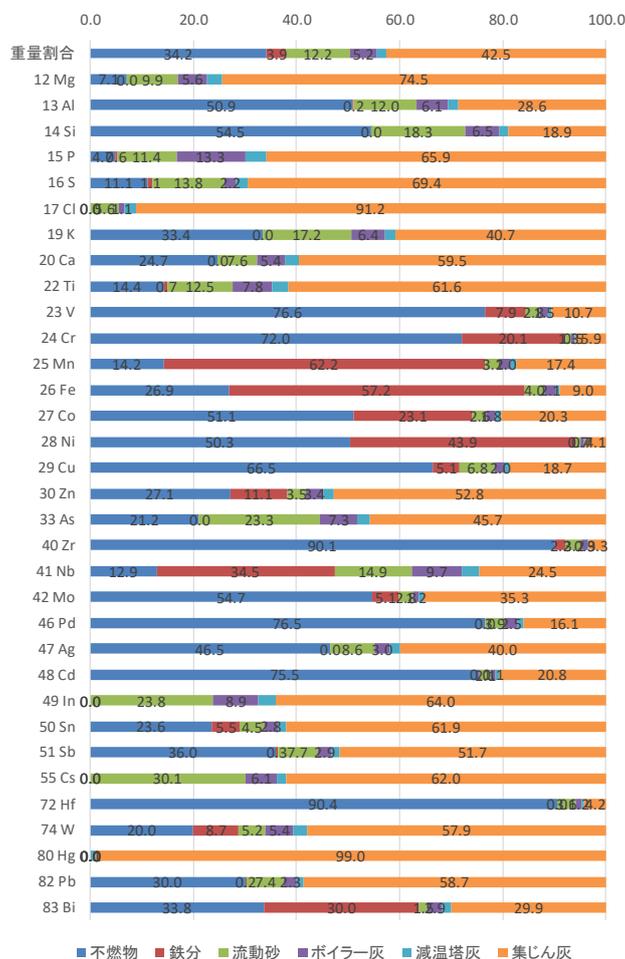


図 9 元素分配率（2015 年 7 月採取試料、単位：重量%、留意点：不燃物と鉄分は XRF 主体のデータに基づく。重量割合のうちボイラー灰と減温塔灰は他施設の情報に基づく参考値である。

(3) 焼却残渣中金属の由来となるごみ組成の分析（サブテーマ 1・第 3 部）

1) はじめに

焼却残渣の元素組成の大部分は、焼却されるごみの組成に由来するため、有用または有害元素の由来探求を試みることにした。具体的には、ストーカ式焼却施設 A の調査にあたって、試料採取と同日に焼却ごみの組成調査を行うとともに、採取したごみを縮分して材料組成ごとに分類し、材料ごとに強熱して得られた灰について分析を行うことにより、各材料の元素組成と焼却残渣に対する割合を計算した。

2) 方法

表 5 に示すごみ組成調査結果（不燃物を除く）の可燃物類および「その他（5 mm 以下）」（以下、各可燃ごみ等という。）の各分類について、650℃にて恒量となるまで加熱することにより各灰を得た。それぞれの灰について、(1)ストーカ式焼却施設の焼却残渣と同じ 2 段階抽出により元素組成分析を行った。

表 5 ごみ組成分類結果（施設 A）

分類		重量割合 %		
可燃物類	厨芥類	8.4	8.4	
	紙・布類	紙類	31.9	39.3
		布類	7.3	
	木・竹・わら類	11.2	11.2	
	ビニール・合成樹脂類	ビニール類	22.9	35.9
		プラスチック類	6.1	
		PET	2.3	
		おむつ類	4.7	
ゴム・皮革類	1.3	1.3		
その他(5 mm 以下)	3.9	3.9		
合計	100	100		

3) 結果と考察

a. 元素組成

図 10 に各試料の元素組成分析結果を示す。元素組成は試料によって様々であるが、多くの元素でその他（5 mm 以下）の含有量が高い傾向にある。その中で、Zn と Cd はゴム・皮革類に最も高い濃度で含まれていることがわかる。有害金属として特に注目される Pb は 20~400 mg/kg で含まれており、その他（5 mm 以下）の 380 mg/kg に次いでビニール・樹脂類とゴム・皮革類の含有量がそれぞれ 230 mg/kg、190 mg/kg と高い値であった。

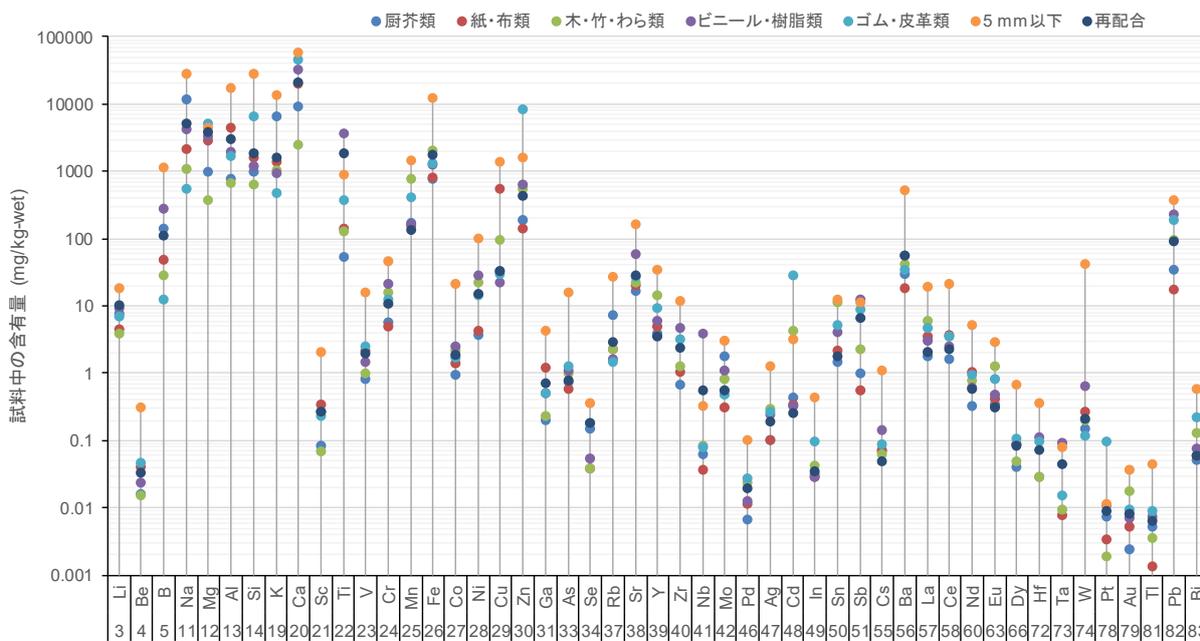


図 10 各試料の元素組成（乾燥・灰化前、mg/kg）

図 11 に、表 5 のごみ組成と図 10 に示した元素組成の結果を用いて焼却ごみの灰分組成を計算した結果と、表 3 および表 4 の結果を用いて計算した施設 A における全部の灰を混合した場合の元素組成の相関関係を示す。図中には 0.1 倍、0.3 倍、1 倍 ($y=x$)、3 倍、10 倍となる直線を併せて示している。この図から、両者の間の元素組成の誤差は 0.1 倍から 10 倍の範囲内であり、多くは 0.3 倍から 3 倍に収まっていることがわかる。

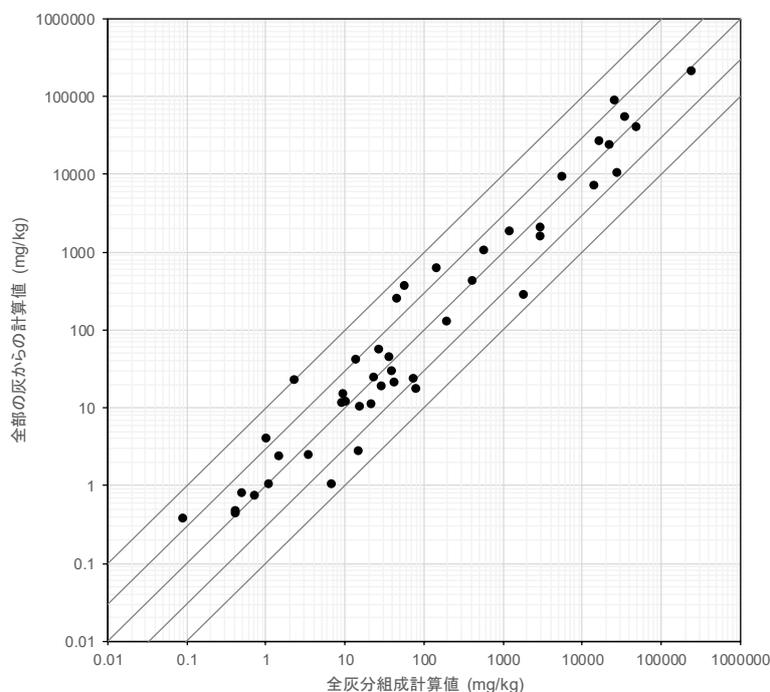


図 11 焼却ごみの灰分元素組成の加重平均値と焼却施設採取灰の加重平均値の相関

図 12 に、各可燃ごみ等に含まれる元素の焼却残渣への寄与率の計算結果を示す。重量割合は紙・布類とビニール・樹脂類が多いものの、寄与率は元素によって様々であることがわかる。環境基準等が設定されている有害元素に着目すると、B、Cr、Pb はビニール・樹脂類の寄与率が高く、特に Pb は 68%を占めている。Cd は木・竹・わら類 (38%) とゴム・皮革類 (29%) の割合が高い。As はその他 (5 mm 以下) が 44%、次いでビニール・樹脂類が 27%であった。Se への寄与率が 30%を超える分類は見られず、様々な廃棄物を由来とすることがわかる。次に有用金属に着目すると、Cu は 74%が紙・布類に由来し、Zn は 43%がビニール・樹脂類に、20%がゴム・皮革類に由来している。Pd、Ag、Pt、Au の貴金属はビニール・樹脂類の割合が各分類の中では最も高い結果となっている。分類ごとに見ると、厨芥類は K への寄与率 (26%) が最も高く、次いで Na、Se、Rb、Mo の順でいずれも 17%以上を占めている。紙・布類は Cu (74%) に続いて Ga (55%) と Al (53%) の割合が高く、そのほか、Mg、Nd、Sc、Be、Ce が 39~42%寄与している。他の元素は 20%前後かそれ以下のものが多い。木・竹・わら類は Cd (38%) の他、Mn と Sn が 30%前後、Au、Eu、Y が 22~24%の寄与率で、重量組成 11.2%に対して比較的高い値であった。ビニール・樹脂類は重量組成 36%を超える組成のものも多く、Nb、Ti、Ta、Sb は 80~97%を占め、次いで Pb、Zr、Hf、B、Cr、Ni、Sr が 50%以上、Pt、Ca、Li、Tl、Mo、Mg などが 36% (重量組成) を超える寄与率となっている。ゴム・皮革類は重量組成 1.3%に対して Zn : 20%、Cd : 29%、Pt : 17%と際だって高い。その他 (5 mm 以下) はほとんどの元素が重量組成 3.9%

を超える寄与率となっており、中でも W : 82%、Si : 46%、As : 44%、Ba : 37%、In : 36%などが高いことが明らかとなった。

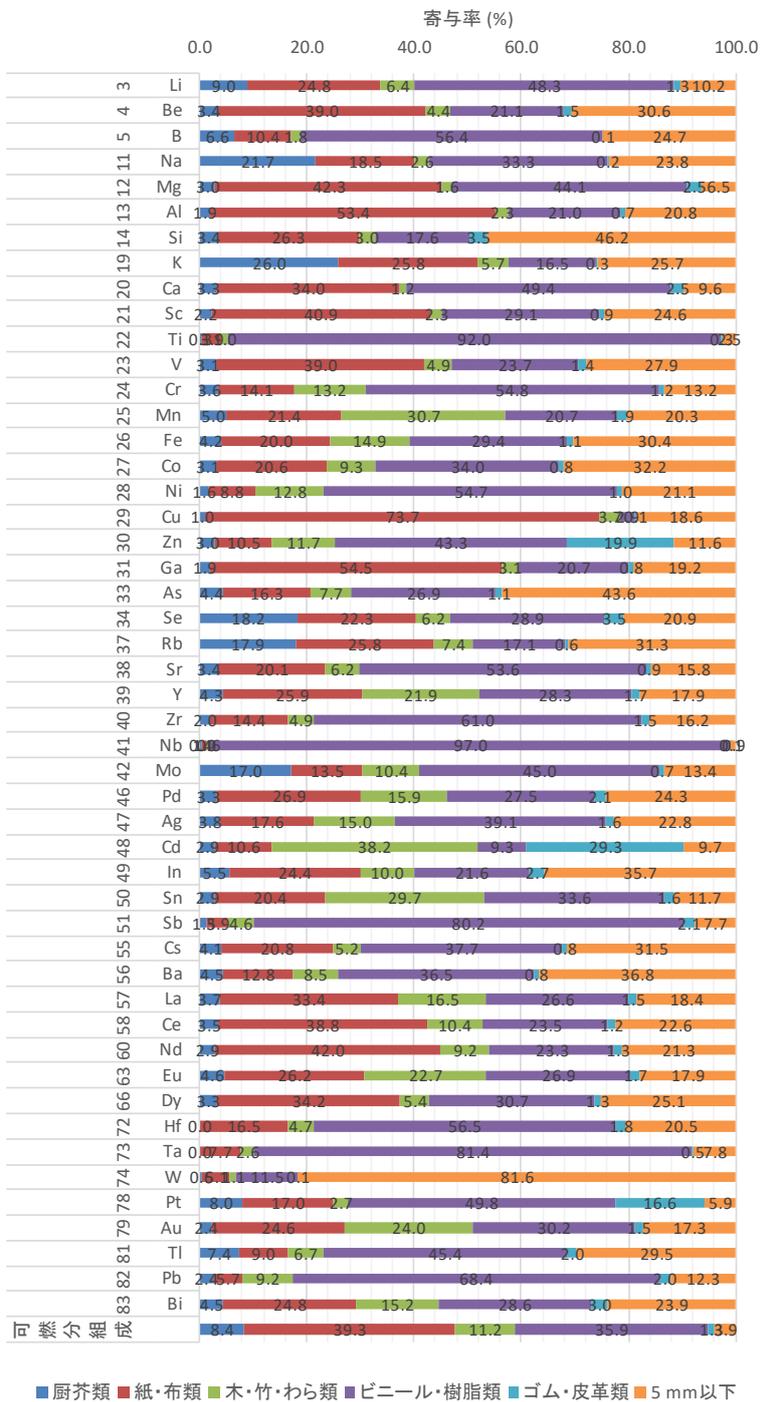


図 12 各可燃ごみ等中の元素の焼却残渣への寄与率

(4) 発生する焼却残渣性状の長期モニタリングによる変動要因の検討 (サブテーマ 1・第 4 部)

1) はじめに

発生する焼却残渣の性状は焼却ごみ質や焼却炉の運転条件等によって変動する可能性がある。そこで焼却残渣の資源化を想定して、施設 A から排出される焼却残渣のモニタリングを行い変動要因を検討した。

モニタリングの対象試料は、焼却炉の灰押出機から排出される「焼却灰」、焼却炉底面の火格子下に排出される「落じん灰」、燃焼用空気予熱器、排ガス減温塔および集じん器において捕集される「集じん灰」とした。

2) 方法

試料は 2014 年 4 月より焼却炉の運転が安定している際に月に一度の割合で採取し、それぞれ、環告 13 号溶出試験 (JLT13) および環告 19 号溶出試験 (JLT19) を行った。落じん灰については、さらに、ふるいを用いて、 >5 mm (5 mm ふるい上)、2-5 mm (5 mm ふるい下、2 mm ふるい上)、1-2 mm (2 mm ふるい下、1 mm ふるい上)、0.5-1 mm (1 mm ふるい下、0.5 mm ふるい上)、 <0.5 mm (0.5 mm ふるい下) に分級し、それぞれの分画について重量測定を行い、5 mm 未満の分画については王水分解による含有量分析を行った。

3) 結果および考察

焼却残渣の JLT13 による電気伝導率および pH の結果を図 13 および図 14 にそれぞれ示す。焼却灰および落じん灰の電気伝導率は 1,000mS/m 前後を推移していたが、焼却灰については 2015 年 3 月から 200~300mS/m 程度の低い値をとることもあった。集じん灰の EC は概ね 5,000mS/m から 6,000mS/m 程度を推移していたが、2015 年 12 月の試料では 4,000mS/m 程度と低い値を示した。

pH については、2015 年 1 月までは、焼却灰および集じん灰は 13.3~13.4 前後、落じん灰は 12.7~13.1 程度で安定していたが、2015 年 4~6 月にかけて 12 前後まで急激に低下し、その後は 12.5 前後の値をとった。

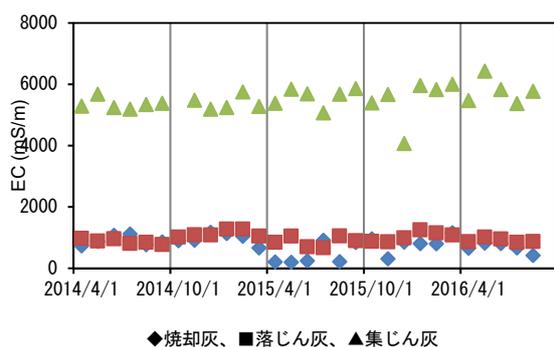


図 13 焼却残渣の JLT13 による電気伝導率

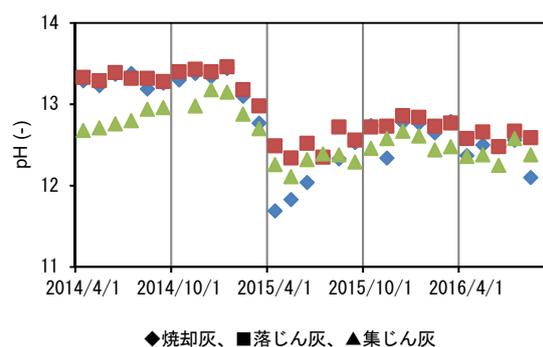


図 14 焼却残渣の JLT13 による pH

焼却残渣の JLT13 による鉛溶出量の結果を図 15 に示す。鉛溶出量については、焼却灰は 0.1~4.5 mg/L、落じん灰は 13~260 mg/L、集じん灰は 7~58 mg/L の値を示し、落じん灰および集じん灰で著しく高い値を示した。また、焼却灰については、pH が低下した 2015 年 1 月から比較的低い値を示した。

焼却施設 A では、2015 年 1 月から、し尿処理汚泥を一般廃棄物とともに焼却処理している。施設 A へのし尿汚泥の搬入量を図 16 に示す。2015 年 1～2 月は 60 トン/月程度、2015 年 3 月からは 80 トン/月程度の汚泥が搬入され、焼却処理された（2015 年 7 月以後のデータは入手待）。し尿処理汚泥について JLT13 による溶出試験を行った結果、電気伝導率は 30 mS/m、pH は 9 であり、鉛溶出量は検出下限未満であった。図 16 には JLT13 による焼却灰の pH を合わせて示すが、焼却灰の pH の低下は、汚泥の搬入と調和的であり、焼却残渣と比較して pH が低い汚泥が原因となっていることが示唆された。

JLT13 による焼却灰の pH および鉛溶出量を図 17 に示すが、焼却灰の pH が低下した 2015 年 1 月以後に、鉛溶出量が比較的低い値をとるようになり、図 18 に示すように、基準値である 0.3mg/L を下回る月もみられた。鉛はアルカリ側の領域と酸性側の領域で双極的に溶出量が増加することから、焼却灰の pH が低下して中性側にシフトしたことによって鉛の溶出量が低下したことが示唆された。

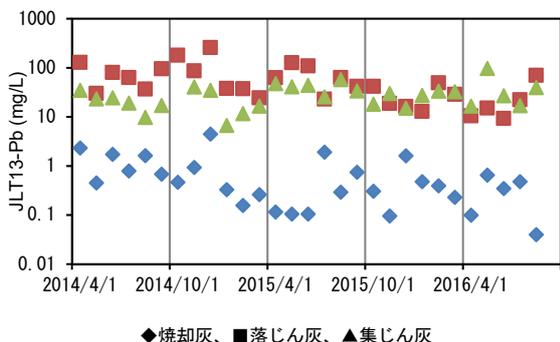


図 15 焼却残渣の JLT13 による鉛溶出量

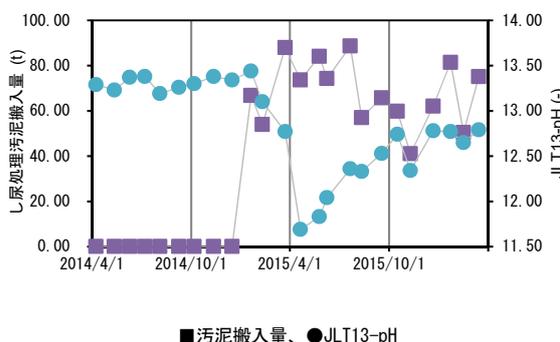


図 16 し尿処理汚泥搬入量および JLT13 による焼却灰の pH

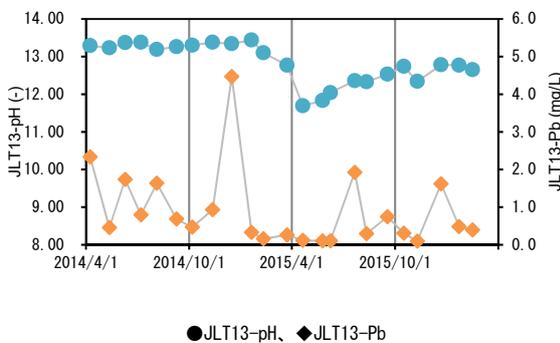


図 17 JLT13 による焼却灰の pH および鉛溶出量

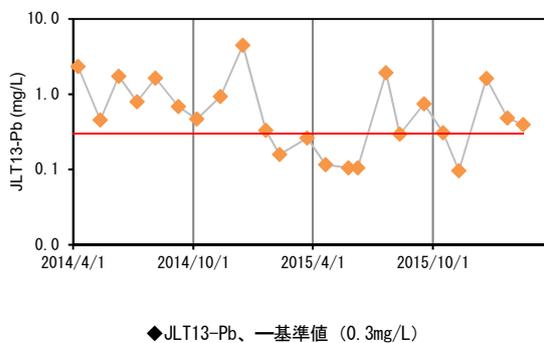
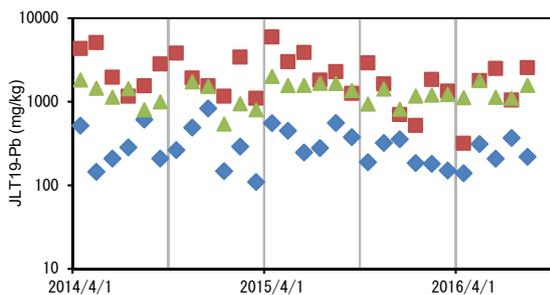


図 18 JLT13 による焼却灰の鉛溶出量

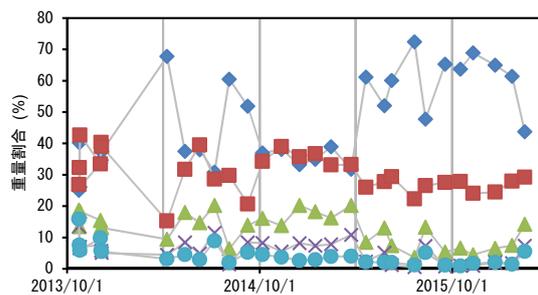
図 19 に JLT19 による焼却残渣の鉛含有量を示す。鉛含有量については、焼却灰は 110～830 mg/kg、落じん灰は 520～5900 mg/kg、集じん灰は 540～2000 mg/L であり、落じん灰および集じん灰が高い値を示した。

次に、分級した落じん灰のそれぞれの分画の重量割合を図 20 に示す。2013 年 10 月および 12 月に遡って結果を示すが、調査期間中における重量割合の平均値は、>5 mm が 47%、2～5 mm が 30%、1～2 mm が 13%、0.5～1 mm が 6%、<0.5 mm が 4%であったが、2 mm 未満の分画については、調査期間を通じて徐々に低下していた。



◆焼却灰、■落じん灰、▲集じん灰

図 19 焼却残渣の JLT19 による鉛含有量

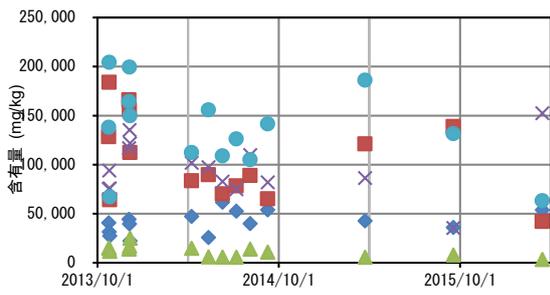


◆>5mm、■2-5mm、▲1-2mm、×0.5-1mm、●<0.5mm

図 20 落じん灰の粒径組成

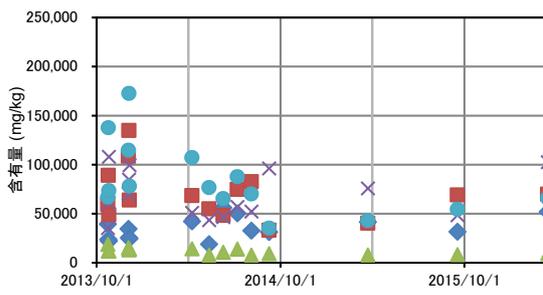
図 21 から図 24 に落じん灰の各分画の主要な金属の含有量を示す。2-5 mm および 1-2 mm の分画においては銅、亜鉛および鉄の含有量が高く、0.5-1 mm および<0.5 mm の分画においては鉄の含有量が高かった。なお、施設 A 焼却ごみ収集区域では 2013 年 12 月から小型家電のボックス回収が開始されたため、それまでは破碎されて焼却炉に投入されていた小型家電がリサイクルされているが、銅および亜鉛については、2013 年 10 月および 12 月と比較して、2014 年 4 月以後では低い値を示していたことから、小型家電のボックス回収によるリサイクルの影響がうかがえた。一方で、鉄、アルミニウムおよび鉛については、変化はみられず、これらの金属については別の起源であることが示唆された。

図 25 に 5 mm 以下に分級した落じん灰の鉛含有量の平均値を示す。落じん灰の鉛含有量は、調査開始から明らかに低下する傾向にあった。図 26 に施設 A 焼却ごみ収集区域における毎月の小型家電回収量の推移を示す。ボックス回収が開始される 2013 年 11 月以前は、小型家電は不燃物として回収され、破碎選別の後、残渣が焼却されていた。ボックス回収が開始された 2014 年 7 月以降は、2016 年 3 月までに 249 トンの小型家電が回収され、その内の 242 トンが資源として搬出された。それともなって、小型家電に由来する残渣が減少したため、焼却残渣に寄与する小型家電由来の鉛が減少し、落じん灰中の鉛含有量が低下したものと推測された。



◆Al、■Zn、▲Pb、×Fe、●Cu

図 21 落じん灰 (2-5 mm) の金属含有量



◆Al、■Zn、▲Pb、×Fe、●Cu

図 22 落じん灰 (1-2 mm) の金属含有量

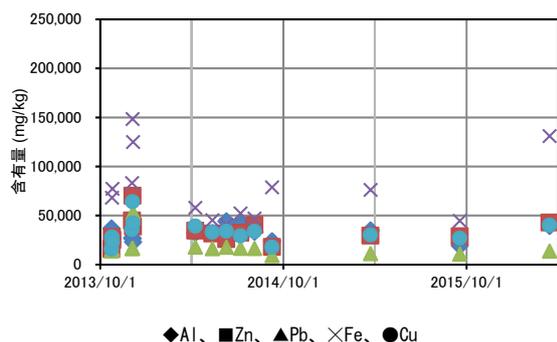


図 23 落じん灰 (0.5-1 mm) の金属含有量

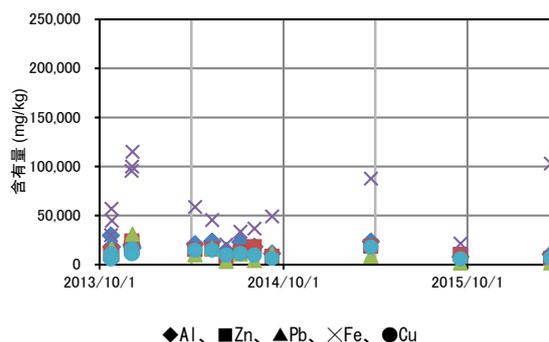


図 24 落じん灰 (<0.5 mm) の金属含有量

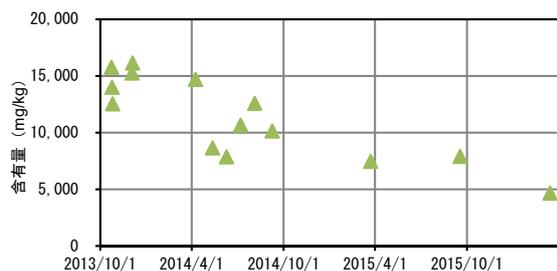


図 25 落じん灰 (<5 mm) の鉛含有量の推移

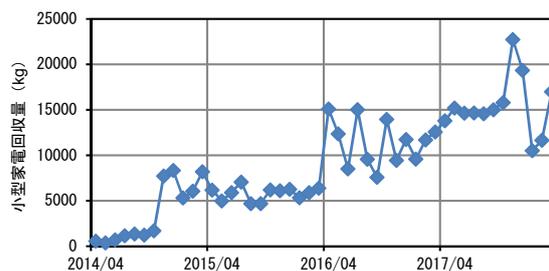


図 26 毎月の小型家電回収量の推移

(5) 文献調査に基づく我が国の都市ごみ焼却灰中の金属類濃度の文献調査 (サブテーマ 1・第 5 部)

1) はじめに

都市ごみ焼却飛灰は、高濃度に含まれる重金属の有害性と飛散性などから 1991 年に特別管理一般廃棄物に指定され、公定 4 法 (熔融処理、セメント固化、薬剤処理、酸その他の溶媒による抽出、その後、焼成処理が追加され、公定 5 法となった) により、最終処分前に処理されることになり、安定化処理に対する多くの知見が蓄積されることとなった。一方で、有害性を下げるための社会的政策 (家電製品などで重金属を出来るだけ減らすための対策) や、各種リサイクル法の整備などによって家電製品などが焼却処理されなくなったことなどを踏まえると、飛灰中の重金属類の濃度が低下していることが考えられるが、そのデータは十分に検証されていない。そこで本章では、焼却残渣中の金属濃度の文献調査を行った。

2) 方法

わが国で最も多くの報告があると考えられる廃棄物資源循環学会 (2005 年以前は、廃棄物学会) の第 1 回 (1990 年) ~ 第 16 回 (2005 年) の研究発表会講演論文等を対象として、焼却残渣中の金属類の濃度が報告されている文献を総てリストアップし、Pb・Cd などの重金属を中心とした 30 元素について、灰中の含有量を発表年度・焼却炉形式 (ストーカ/流動床)・酸性ガス処理方式 (湿式/乾式)・集塵装置 (EP/BF) ごとに整理した。ただし、Pb と Cd に関しては整理段階で誤りと思われるデータは排除した。

3) 結果と考察

都市ごみ焼却飛灰に含まれる全金属の含有量データの平均値、最大値、最小値を表6にまとめた。200以上の報告がある元素は、Pb・Zn・Cl・Ca・Na・Kであった。ただし学会研究発表会での報告値であるため、継続的な研究など、同じ試料のデータが複数回にわたって報告されている可能性があることには注意を要する。これらの値を1997年に欧州で出版された文献の飛灰(Fly ash)での値と比較すると、平均値は報告値の範囲内にあったが、最大値/最小値で範囲を超えているデータも散見された。

表6 金属類の含有量まとめ(単位: mg/kg)

	Pb	Cd	Ca	K	Na	Fe	Zn	Al	Cl	Mg	Cu	Cr	Hg
平均値	3155	105	191062	35532	41372	30912	8949	89763	84372	44949	1918	328	4
最大値	22900	900	538000	251000	410000	279100	69400	365000	390000	321000	38600	4900	89.54
最小値	45	0.01	59	5	30	39	4	75	100	35	1	0.01	0.01
データ数	251	181	253	248	242	225	215	194	184	171	164	128	108
	Mn	As	P	Ti	Ni	Sb	Se	F	B	Co	Sr	Li	W
平均値	11915	28	20723	12919	509	394	2	671	131	476	826	97	22000
最大値	60300	270	190000	57100	5440	3440	6	2300	430	1080	2990	194	48000
最小値	1	1	600	32	1	2	0.15	50	26	4	9	28	5000
データ数	103	71	63	39	32	26	20	17	10	8	6	3	3

各金属含有量の経年変化について、Pb・Cdの例を図27に示す。縦軸は飛灰中の金属含有量(mg-金属/kg-飛灰)とし、各年度の平均値をプロットし、最大値と最小値の範囲を併せ、箱ひげ図で示した。また横軸には年度とデータ数を示した。経年による含有量の上昇/低下などの傾向は確認できなかった。これは炉形式、排ガス処理方式などの情報を分離できていないこと、データ数にばらつきがあること、研究報告・事例報告としては、例外的に高い濃度を示した飛灰についても報告される傾向があり、必ずしも平均的な濃度を示していないこと、などが原因として考えられ、更なるデータの精査が必要である。

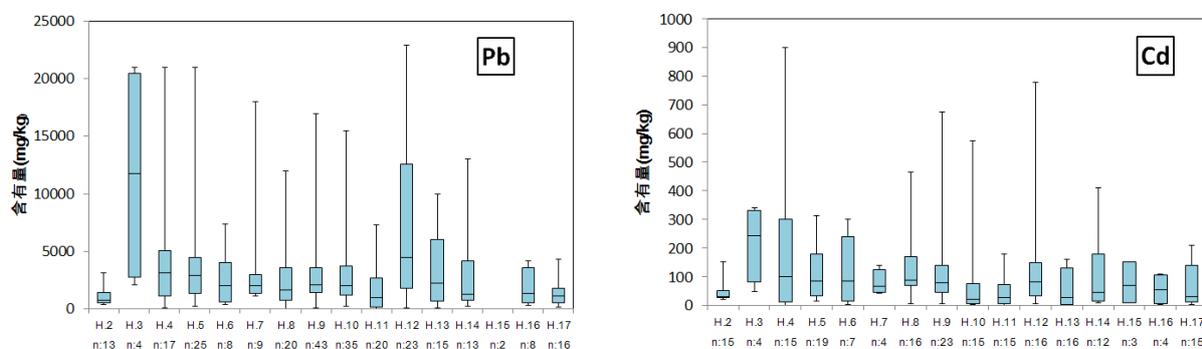


図27 飛灰中の金属濃度の経時的な変遷

鉛の濃度について、焼却炉形式、酸性ガス処理方式、集塵装置がそれぞれに何を用了か確認出来たデータをまとめ、処理方式別にデータを図28に示す。焼却炉形式はストーカをS・流動床をF、酸性ガス処理方式は湿式をW・乾式をD、集塵装置はEPをE・BFをB、情報の無いものを”?”と記号を付した。形式別に整理するとデータ数が限られるので、断定しにくい面もあるが、湿式では乾式よりも高いことが確認できた。

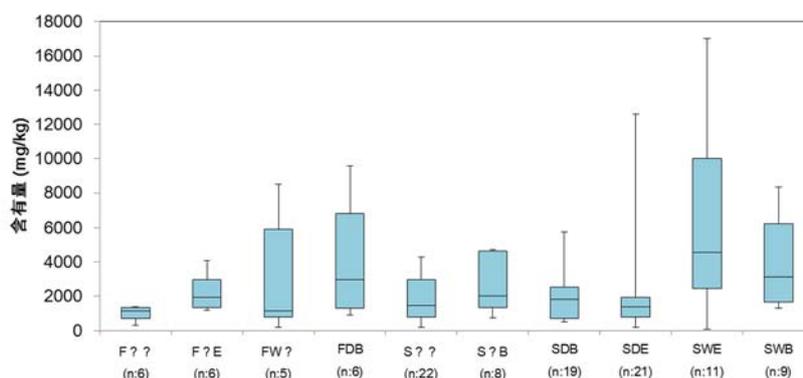


図 28 飛灰処理方式別の Pb 濃度

(6) マルチゾーン熱力学平衡計算モデルの構築 (サブテーマ 1・第 6 部)

1) はじめに

焼却施設における元素分配挙動のモデル化を目指して、焼却炉、ボイラー、ガス冷却塔など温度の異なるゾーンで逐次熱力学平衡計算を行うマルチゾーン熱力学平衡計算 (以下、マルチゾーン計算) のプログラムを作成し、施設調査を行ったストーカ式焼却施設における元素の挙動を計算した。これにより、各灰からの有用金属回収を検討する際に有用な、焼却工程における金属分配挙動と焼却灰における金属の化合物形態を考察した。

なお施設調査より、落じん灰に鉛、銅、金が比較的多く分配されることが分かっており、また最近の論文でも金属のアルミニウムや銅の硫化物が焼却主灰に含まれるとの報告があることから、計算ではストーカ部の燃焼帯を 2 層に分割し、燃焼用空気と灰分が接触する層と、灰分が還元雰囲気または空気と接触しないで加熱される層があるものとした。それぞれの層への元素の分配割合は想定されるごみに合わせて調整した。具体的には、金属塊 (アルミ箔、銅パイプ等) の溶融が起こると想定されるときにはそれらの金属の一部は空気と接触しない層に分配するものとした。なお本計算ではストーカ上の固体の温度・反応率とも推定値であるが、ストーカ上の灰分が火格子から落ちて落じん灰となる割合は、実際の落じん灰の発生量 (灰分中 0.7%) に合うように調整した。その他中間で捕集される灰 (中間灰という。) についても、実測発生量から灰の析出・沈着率を算定して計算に含めた。

2) 計算プログラムの設計方針

焼却炉のような高温の熱処理プラントを数値シミュレーションによって再現する場合、数値流体力学計算 (CFD)、化学反応解析 (Chemical Kinetic Analysis)、熱力学平衡計算等が用いられるが、化学的に雑多な成分から構成される廃棄物中の灰分の変化を推定できるものは、熱力学平衡計算である。熱力学平衡計算とは、与えられた条件のなかで、物体の化学的・物理的変化が完全に終了した際の、気相・液相・固相それぞれの量と化合物組成を計算するものである。具体的には、液体水と水蒸気の割合 (気液平衡) から、与えられた灰分組成のものを加熱した際の生成物の組成まで広く適用可能である。ただし熱力学平衡計算は、原則として、与えられた温度・圧力における組成を計算するため、そのみでは焼却工程の一部しか扱えない。そこで、Ginsberg らはストーカ式焼却炉の各設備を 1 つあるいは 2 つ以上のゾーンとして

扱い、それぞれのゾーンにおいて熱力学平衡計算を行うマルチゾーン熱力学平衡計算（以下、マルチゾーン計算）を提唱した。

マルチゾーン計算の概念図を図 29 に示す。具体的には、まず最初のゾーン（ゾーン1）について、流入物（廃棄物と燃焼用空気を合わせたもの）がゾーンの設定温度におかれたときの平衡化合物組成を市販の熱力学平衡計算のソフトを用いて計算し、計算結果は反応率 100%のときの組成に該当するため、反応率 100%でない場合はそれを補正する。次に、ゾーン1 から2 番目以降のゾーンへの固体、液体、気体の分配を考慮しながら、他所からの空気や薬剤投入量も含めた2 番目以降のゾーンへの流入物の組成を決定する。そして、次のゾーンにおいて再び熱力学平衡計算を行う。この操作を最終ゾーンまで繰り返すものがマルチゾーン計算である。

本研究では、市販のエクセル用アドイン（ChemSheet、GTT-technologies）と市販の熱力学データベース（FactSage7.0、GTT-technologies）を用いて、エクセルのマクロ機能を用いたマルチゾーン計算のプログラムを作成した。さまざまなタイプの炉に対応させるためゾーン数を任意に設定できるようにし、廃棄物、燃焼用空気、薬剤などはどのゾーンから入っても可（消石灰吹き込みに対応）とし、気体・液体・固体別にゾーン間の物質移動や反応率を記述した。本プログラムを実際の施設に適用する際には、①ゾーンをどのように分割し、排ガスや灰などの設備間の移動をどのように設定すれば実際に合うようにできるのか、②ゾーンの温度や反応率をどう設定するのが妥当か、③それぞれのゾーンにおいて計算で使う熱力学データとしてどれを選ぶのか、などが重要事項であった。プログラムの評価と修正は、計算で得られた金属元素の挙動を実際の挙動と比較しながら行った。対象とする施設は、本課題で調査した施設とした。

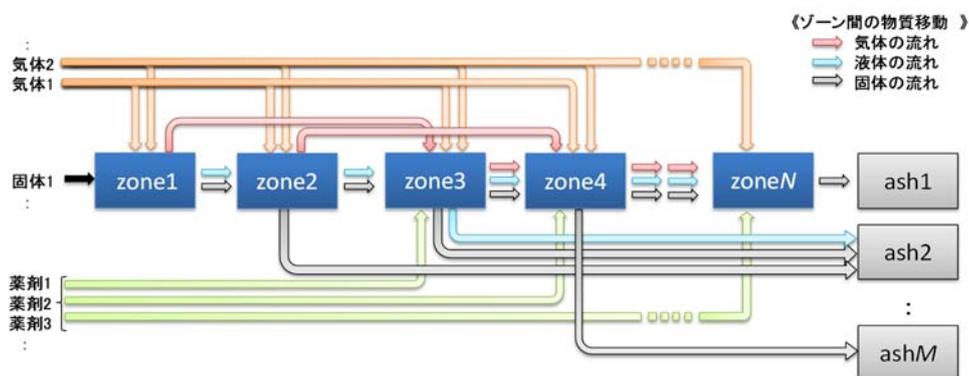


図 29 マルチゾーン計算の概念図

3) 計算方法

a. 施設データ

計算で使用した施設データ、一般廃棄物の性状と元素組成表 7~9 に示す。施設の温度条件の詳細は不明であり、仮値とした。

b. 熱力学データ

平衡計算において使用する金属化合物の熱力学データベースは FactSage 7.0 のものを用いた。本計算では、一般廃棄物の主要元素を含むすべての純物質の化合物と、ケイ酸塩化合物の熔融相、硫酸塩および塩化物の熔融相を計算に含めた。詳細は表 10 に示す。重金属化合物に関しては、まだ十分な熱力学データが

測定されていないことが多く、計算結果の評価には注意が必要である。元素ごとに熱力学データの有無をまとめたものを表 11 に示す。

表 7 施設データ

	焼却施設 A
燃焼方式	ストーカ式 (800~1000℃)
二次燃焼室	炉上部 (850~1000℃)
処理量	3.64 ton/h
消石灰吹込み量	25kg/h
空気比	一次空気 1.2、二次空気 0.5

表 8 廃棄物の性状と元素組成*

(水分以外乾ベース、廃棄物あたり重量%)

%	一般廃棄物
水分	40
灰分	7.3
可燃分	52.7
C	25.3
H	3.56
O	15.9
N	0.64

*水分量、C、H、N、O 組成は他の測定値を用いた。

表 9 廃棄物の灰分組成* (廃棄物あたり乾ベース重量%)

S	Cl	Na	K	Ca	P	Mg	Si	Fe
0.54	0.44	0.26	0.12	1.8	0.051	0.18	0.6	0.16
Al	P	Cu	Pb	Zn	Hg	Cd	As	Cr
0.22	0.051	0.0033	0.015	0.022	1.1e-7	1.2e-5	9.2e-5	0.00084

*金属および P、B、Cl、S の組成はの炉底灰、落じん灰、バグフィルター灰等の組成 (分析値) と灰の発生量から逆算した。

表 10 平衡計算で用いた熱力学データベース

	選択した成分	
FactPS	全て*	純物質の固相、液相、気相
FTsalt	ACL_A KCO_、KNSO、KSO、SCSO、 LCSO	塩化物の固溶体 硫酸塩固溶体 溶融した硫酸塩
FToxid	SPINA、MEO_A WOLLA、BC2SA、Mel_A、 C2SP、C3Pa、C3Pb、M3Pa、CMPc、M2P、 slag-H	鉄酸化物 wollastonite、larnite、melilite 固溶体 Ca、Mg-リン酸塩 (固溶体) 溶融アルミノシリケート相

*原則として FactPS、FToxid、FTsalt に含まれる純物質は全て選択したが、同じ物質に対して複数の熱力学データが存在する場合は、FToxid > FTsalt > FactPS の順に優先的にデータを選択した。

表 11 重金属化学種の熱力学データについて

各元素について、(上) FactSage7.0 のデータベースにあるもの (下) データベースにはないが生成可能性があるもの

	固相	液相	気相	溶体相
Pb	酸化物、塩化物、硫酸塩、炭酸塩、水酸化物 アルミノシリケート、シリケート	Pb, PbO, PbCl ₂ , PbS, PbSO ₄ , PbSiO ₃ , Pb ₂ SiO ₄ , Pb ₄ SiO ₆	Pb, Pb ₂ , PbO, PbCl, PbCl ₂ , PbCl ₄ , PbH, PbS	酸化物スラ グ相、鉱物固 溶体、溶融塩
	-	-	PbOH	-
Zn	酸化物、塩化物、硫酸塩、炭酸塩、水酸化物 アルミノシリケート、シリケート	Zn, ZnCl ₂ , ZnO, ZnS,	Zn, KZnCl ₃ , NaZnCl ₃ , Zn ₂ Cl ₄ , ZnCl ₂	酸化物スラ グ相、鉱物固 溶体、溶融塩
	-	ZnSO ₄	ZnO, ZnOH	-
Cu	酸化物、塩化物、硫酸塩、炭酸塩、水酸化物、アルミノシリケート、シリケート	Cu, CuO	Cu, Cu ₂ , CuCl, (CuCl) ₃ , CuO, CuS	酸化物スラ グ相
	-	CuCl ^a , CuCl ₂ ^b , Cu ₂ S ^c CuSO ₄	CuO, CuOH	溶融塩
Cd	酸化物、塩化物、硫酸塩、炭酸塩、水酸化物	Cd, CdCl ₂ ,	Cd, CdO, CdOH, Cd(OH) ₂ , CdS,	-
		CdSO ₄ ^d	CdCl ₂ ^e , CdCl?	酸化物スラ グ相、鉱物固 溶体、溶融塩
As	酸化物、ヒ酸化合物、硫化物	As, As ₂ O ₃ , AsCl ₃ , As ₂ S ₂ , As ₂ S ₃ , As ₄ S ₄	As, As ₂ , As ₃ , As ₄ , AsO, As ₄ O ₆ , AsCl ₃ , As ₄ S ₄ , AsS,	酸化物スラ グ相
	シリケート	-	AsCl, AsOH?	鉱物固溶体、 溶融塩
Cr	酸化物、塩化物、硫酸塩、クロム酸化合物	Cr, CrO, Cr ₂ O ₃ , CrO ₃ CrCl ₂ , CrCl ₃ , CrO ₂ Cl ₂ , K ₂ CrO ₄ , Na ₂ CrO ₄ ,	Cr, CrO _n (n=1-3), Cr(OH) _n (n=1-6), CrO(OH) _n (n=1-4), CrO ₂ (OH) _n (n=1-2), CrCl _n (n=1-6), CrOCl _n (n=1-4), CrO ₂ Cl _n (n=1-2), CrS	酸化物スラ グ相、鉱物固 溶体
	-	-	CrOH?	溶融塩
Hg	Hg ₂ Br ₂ , Hg ₂ Cl ₂ , Hg ₂ SO ₄ , HgBr ₂ , HgCl ₂ , HgO, HgS, HgSO ₄	Hg, HgCl ₂ ,	Hg, Hg ₂ , HgCl, HgCl ₂ , HgH, HgO, HgS,	-
	-	HgO, HgS	HgOH, Hg(OH) ₂	酸化物スラ グ相、溶融塩

^a融点 430°C, ^b融点 498°C, ^c融点 1,130°C, ^d融点 1000°C, ^e沸点 964°C

c. 計算のフロー

作成したマクロによる計算のフローを図 30 に示す。はじめに図 31 のように①エクセルシート上に計算で用いるパラメータ（ゾーンの数と各ゾーンの温度、廃棄物および薬剤の組成と投入量、どのゾーンに投入するのかの情報、ゾーンの出口から別のゾーン入口への気体・液体・固体の分配のされ方、計算に用いる熱力学データベースに関する情報）を記載しておき、②Excel マクロでその情報を読みこむ。次に、③読み込んだ情報を基に、ChemSheet が読み込むためのシートを作成し、④ChemSheet に情報を読み込ませて計算を実行する。計算が開始されると、⑤各ゾーンにおける平衡化合物組成がシート上の指定した領域に順次書き込まれるが、これは化学反応などによる変換効率が 100%のときの組成であるので、Excel の計算機能を用いて反応率による補正をしておく（③のシート作成の段階で反応率を補正するためのセルも作成するようにする）。最後に、全てのゾーンで平衡計算が完了した後、⑥元素別に化学形態を表示し、焼却主灰・飛灰などの主成分の組成を表示するようにデータ解析を実行することにより、計算結果が得られる（図 32）。

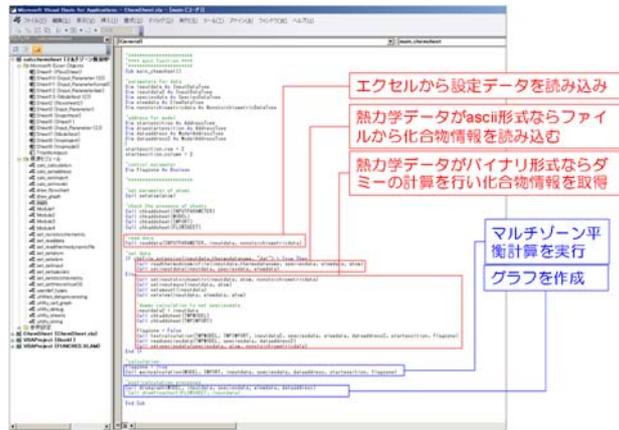


図30 作成したマクロによる計算のフロー

図31 入力データの設定

図32 計算結果の出カイメージ (例)

4) ストーカ式焼却炉のモデル化

a. Ginsberg モデル

図 33 に本研究におけるマルチゾーンの設定を示す。ストーカ炉をモデル化するために Ginsberg らはストーカ式焼却施設をストーカゾーン（4つのゾーン）＋二次燃焼室＋冷却部ゾーンの6つのゾーンに分割した⁶⁾。ストーカ炉は便宜的に、乾燥帯、熱分解帯、燃焼帯、おき燃焼帯に分割されており、本解析でもストーカを4つ以上のゾーンに分割し、それぞれに温度、反応率、燃焼用空気流量を以下のように設定した。

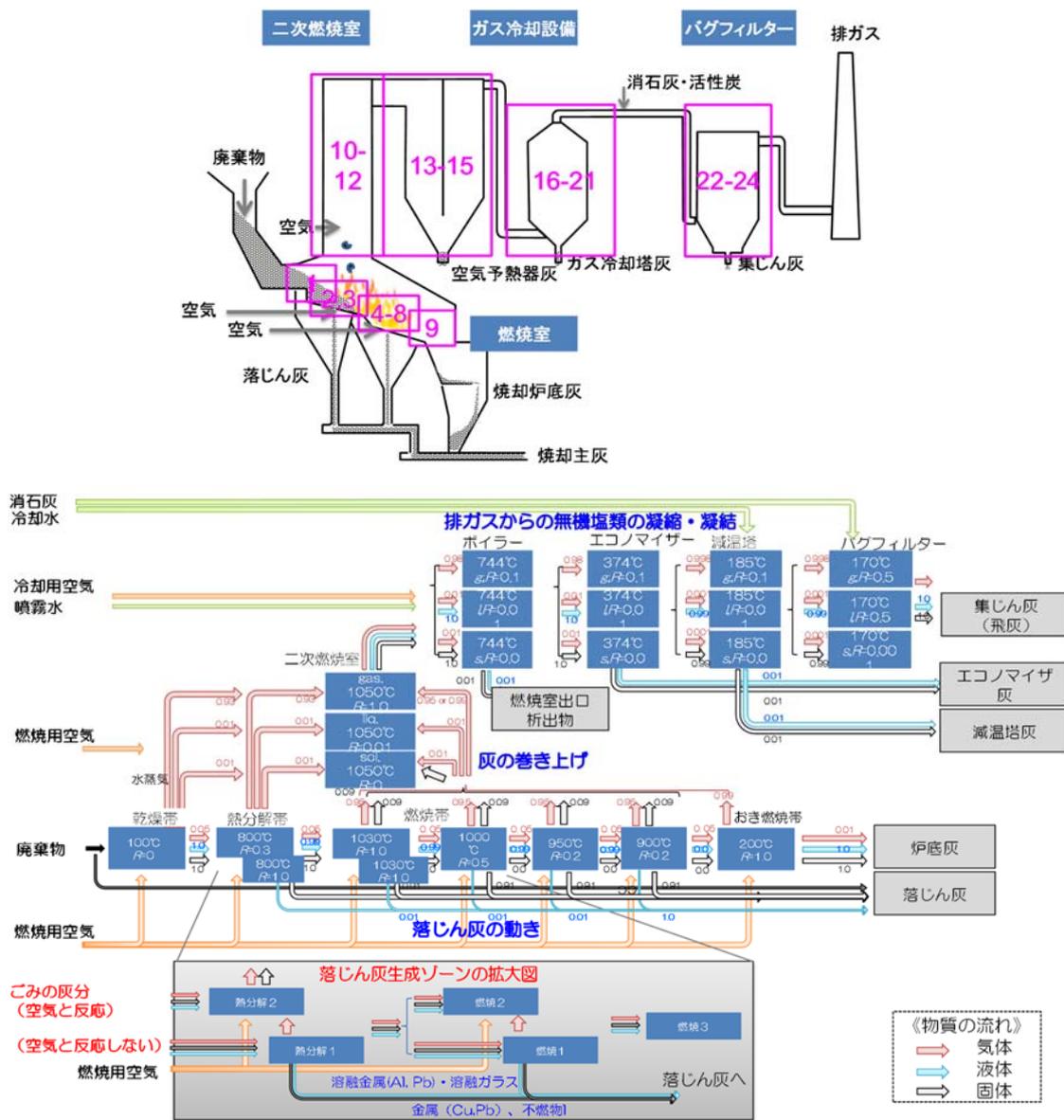


図 33 ストーカ炉のマルチゾーン計算における設定

乾燥帯 温度は 100℃とし、廃棄物中の水蒸気のみがガス化するとした。

熱分解帯 後述するように2つのサブゾーンに分割した。熱分解帯に相当する部分から落じん灰に一度溶解したような形態の金属アルミニウムが見られたため、温度はアルミニウムの融点（660℃）以上である 800℃とし、反応率は仮値として 30%とした。

燃焼帯 既存の文献より主灰の一部は非晶質のガラス相であるとの報告があるため、燃焼帯の温度は灰分の半分程度が溶融する温度 1030℃とし、後述するように溶融相からの晶析を表すために 5 つのサブゾーンに分割した。最高温度の部分のみ反応率を 100%とし、晶析を表すためのゾーンの反応率は不明のため、仮値で数%程度とした。

おき燃焼帯 概算で 200℃とした。反応率は、気体についてのみ 100%とした。燃焼帯で生成した炉底灰（ケイ酸塩鉱物固体と溶融相を主とする）は、固体は冷却時に変化しないと思われるため反応率は 0%とし、主灰に非晶質相が見つかることから、アルミノシリケート溶融相はそのまま非晶質相になると考えて溶融相の反応率も 0%とした。なおアルミノシリケート溶融相からは wollastonite、melilite 等の鉱物が析出することが考えられ、これについては次の「b. 本研究において改良した点」にて検討した。

二次燃焼室 炉底灰の二次燃焼室への混入は、ケイ素、アルミニウムの飛灰分配率が実測で 10%程度であったため、混入率 10%とした計算した。温度は実測の 1000℃程度とし、ここでは気体のみ反応率 100%と仮定し、溶融相や固体の反応率を 0%とした。

排ガス冷却 後述するように、排ガス冷却工程における設備数に合わせて、3-4 個のサブゾーンに分割した。飛灰と中間灰の化学形態を考察するため、ゾーンの温度をそれぞれの施設の温度とし、気体の反応率を 100%、その他の反応率を 0%程度とした。

b. 本研究において改良した点

排ガスの冷却 焼却炉において、アルカリ金属や鉛などの重金属から塩化物や酸化物などのガスが発生するが、金属化合物のガスは、冷却とともに、液体もしくは固体の無機塩として析出する。硫酸塩の方が塩化物よりも蒸気圧が低いため、高温では硫酸塩が析出し、より低温で塩化物が析出すると考えられる。設備ごとの析出塩の化合物組成を予測することができれば、腐食防止や、灰のリサイクル利用などにおいて役立てられる可能性がある。そこで、Ginsberg モデルではひとつにまとめていた冷却部について、設備ごとにゾーンを細かく分割し、アルカリ金属や重金属の高温の排ガスからの析出を表すための改良を行った。温度は実際の施設の値を用い、反応率は飛灰の組成を再現するように調整した。さらに、中間灰の各設備における沈着割合は、実測発生量を再現するように決定した。

焼却主灰の性状を再現 既往の研究より、実際の一般廃棄物の焼却主灰には非晶質相と鉱物相が含まれており、その主な成分はアルミニウム、ケイ素、鉄、カルシウム、酸素、その他アルカリ金属およびアルカリ土類金属であることが報告されている。したがって、炉内でケイ酸塩化合物の溶融相の生成と凝固が起こっていると考えられるため、ストーカ内での溶融相の生成とその凝固過程を表せるようにゾーンを改良した。なお、現在、重金属のケイ酸塩溶融相への取り込みに関係するような熱力学データは十分ではないため重金属の挙動はまだ正しく表せていない可能性が高いが、廃棄物中の他の主要元素についてはデータがあるため、そうした元素の挙動を本改良で表せるかどうか検討した。

落じん灰の性状を再現 施設調査より、落じん灰にアルミニウム、鉛、銅、金が比較的多く分配されることが分かった。特に落じん灰の性状分析では、5mm オーバーの大塊に表面のみ酸化して内部は変化していない溶融物から固化したような形状のアルミニウムが見つまっている。そこで、ストーカ炉のゾーンの修正として、ストーカ部の熱分解帯と燃焼帯の一部をそれぞれ 2 層に分割し、燃焼用空気と固体が十分に接触する層と、灰分があまり空気と触れない還元雰囲気層または空気と接触しないで加熱される層があるものとした。それぞれの層への元素の分配割合は、落じん灰の組成をあらわせるように調整した。ストーカ上の灰分が火格子から落ちて落じん灰となる割合は、実際の落じん灰の発生量（灰分中 0.7%）に合うように調整した。その他中間灰に関しても、実測発生量から灰の析出・沈着率を算定して計算に含めた。

5) ストーカ式焼却炉モデルの計算結果

a. 排ガス成分の組成

図 34 にゾーン毎のガス組成の計算結果を、表 12 に排ガスの組成を実測と比較したものを示す。NOx 以外の成分については、排ガスの分析結果を良好に再現しており、計算は妥当であることが確認された。NOx が合わない原因については、排ガスに含まれる NOx は燃料由来のものであるといわれており、熱力学では表せないことが知られているためと考えられる。

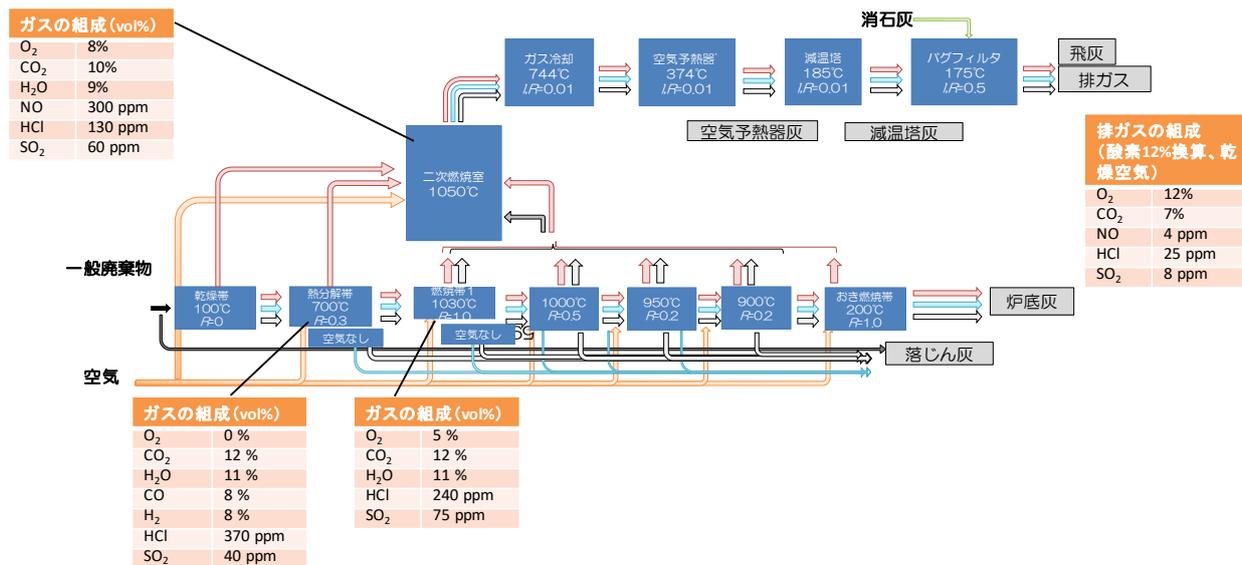


図 34 排ガスの主要成分の組成

表 12 排ガスの組成

	計算値 (酸素 12%換算)	施設測定値
O ₂	12 %	11.5 %
CO ₂	7 %	-
NO	4 ppm	114 ppm
HCl	25 ppm	30 ppm
SO ₂	8 ppm	9 ppm

b. 主要元素の焼却灰における性状

図 35 に各灰の主要鉱物組成の計算結果を、表 13 に機器分析より得られた灰の成分 (XRD 分析) との比較を示す。計算によると主灰はおもにアルミノシリケートの非晶質相とケイ酸塩鉱物であり、落じん灰は主灰成分+アルミニウム溶融相であり、飛灰は塩化物・硫酸塩とカルシウム塩と主灰成分であった。実測とおおまかには合致したが、実際の主灰では石英があり、中間灰には CaCO₃(calcite)、CaO(lime)、CaSO₄(anhydrite)があり、飛灰中のアルカリ金属は計算では硫酸塩もある程度みられるが、実際はほとんどが塩化物でありアルカリ金属の硫酸塩は見つからない等の違いもあった。この違いの原因であるが、一般廃棄物には土砂などによる不燃分が含まれ、その細粒分はストーカへ送られて未反応のまま搬出されることが考えられ、石英は不燃分由来の可能性もある。また不燃分が反応に関与しないとすると、ごみの灰化による平均組成に比べ、灰の生成に自由にかかわれるシリカ分は少ないと予想され、主灰に水酸化カルシ

ウムなどケイ酸塩ではないカルシウムがあることも説明できる。また、飛灰でアルカリ金属が主に塩化物であったのは、アルカリ金属塩化物から硫酸塩が生成する反応が遅いため、反応が十分に進行しなかったためと考えられる。さらに、ごみの組成は均一ではないため、ストーカ炉内の場所毎に反応が進行したため、ごみの平均組成をもとに平衡計算を行うのでは表せない現象も起こっているのではないかと考えられるが、計算はごみの組成、空気比および、ゾーンの反応率と温度に大きく依存するため、以上のことが原因と言い切れるわけではない。様々な要因を調整しながらの再検討が必要と思われる。

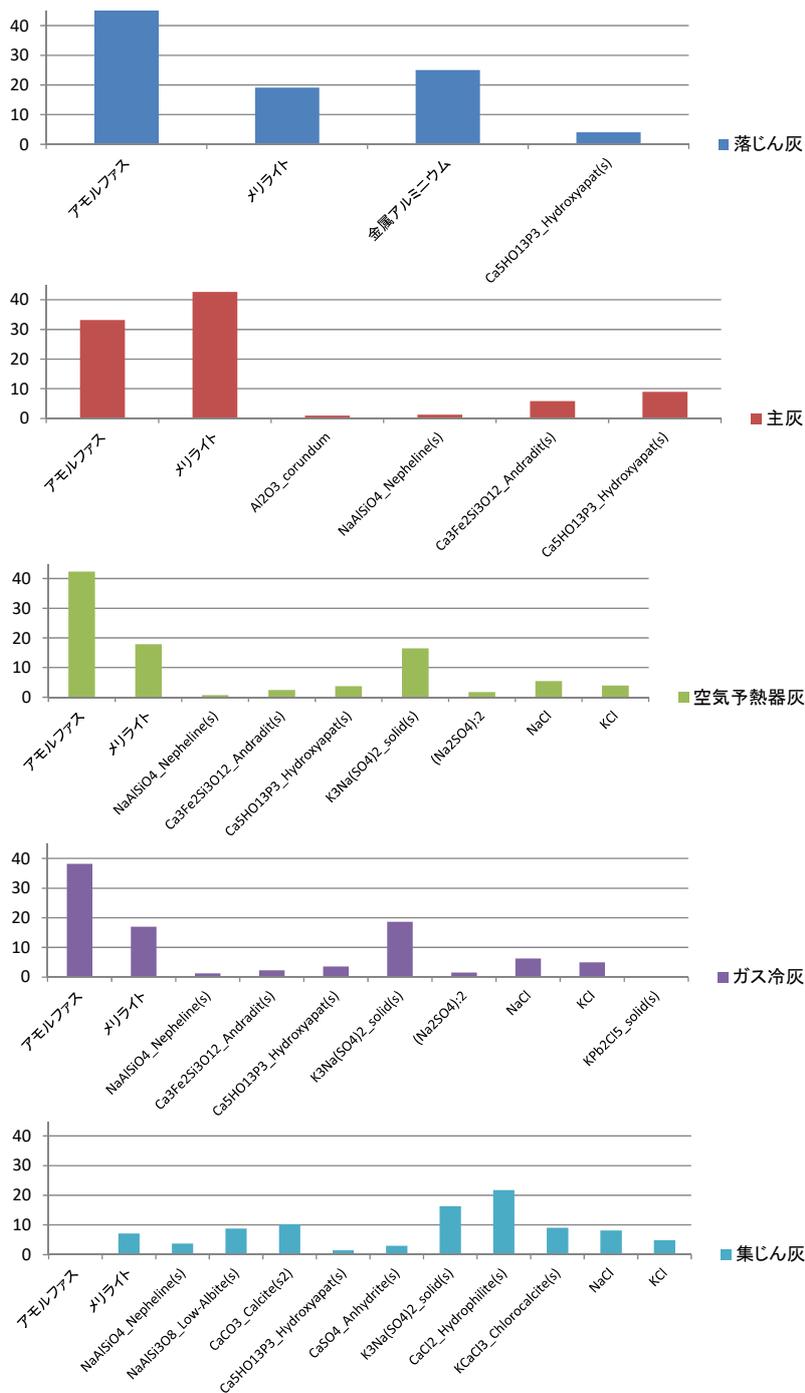


図 35 焼却残渣の化合物組成計算結果 (縦軸は重量%を表す)

表 13 各焼却残渣の主要成分

	計算値	施設測定値
落じん灰	金属アルミニウム 非晶質、メリライト、アパタイト	金属アルミニウム 磁着物 その他（分析なし）
炉底灰	非晶質、メリライト、アルミノシリケート、 アパタイト	ゲーレンナイト、Mg-Fe 系の炭酸塩、ケイ酸塩、長石、石英、水酸化 カルシウム、NaCl、KCl
空気予熱 器灰	主灰成分、硫酸塩、NaCl、KCl	ゲーレンナイト、長石、石英、 CaO(lime)、Ca(OH) ₂ (portlandite)、CaCO ₃ (calcite)、CaSO ₄ (anhydrite)
減温塔灰	主灰成分、硫酸塩、NaCl、KCl	ゲーレンナイト、長石、石英、 CaO(lime)、Ca(OH) ₂ (portlandite)、CaCO ₃ (calcite)、CaClOH
集じん灰	主灰成分、硫酸塩、NaCl、KCl CaCl ₂	KCl(sylvite)、NaCl(halite)、CaO(lime)、Ca(OH) ₂ (portlandite)、 CaClOH、CaCO ₃ (calcite)、CaSO ₄ (anhydrite)、ケイ酸塩

c. 元素分配挙動

図 36 に灰の発生量割合を、図 37 に金属元素の分配挙動を、それぞれ実測値とともに示す。灰の発生量割合および各灰への元素の分配挙動は概ね良好に再現できたが、一部の重金属元素で挙動が実測を再現できないケースもあった（亜鉛(Zn)など）。

d. 推定された重金属の化合物形態

図 38 にゾーン毎の Pb、Cu、Al、Hg、Zn の化合物形態の計算結果を示す。今回注目している落じん灰に関しては、金属態の鉛 (Pb)、銅 (Cu) が還元雰囲気では生成することが確認された。しかし、アルミニウム (Al) は排ガスや水蒸気と接触する場合はアルミナの方が熱力学的に安定であるため、還元雰囲気というだけでは落じん灰に熔融 Al は生成されないという結果が得られた。そこで Al と Cu の熔融を表すために空気と全く接触しないで加熱されるゾーンを作って計算したところ、Al の熔融をはじめて表すことができた。図 8 より、空気と接触しないゾーン (2 番目のゾーン) において熔融 Al、Pb および金属態 Cu が、空気比が 1 以下の弱還元雰囲気のゾーン (3 番目のゾーン) では Cu₂S が生成する様子がみられる。以上より、今回対象としている施設の焼却灰中の Al が一度熔融したものなのかどうかは現段階では分からないが、仮に熔融した Al が含まれるとすると、熔融物ができるときには空気や排ガスと反応しないで落じん灰となるような過程があることがわかった。

亜鉛については、実際の揮発率を計算で再現できなかった。計算では亜鉛はメリライトに多く含まれるが、実際は炉内で多くがガスとして揮発して飛灰に多く移行する。この不一致の原因はおそらく、ごみにおける亜鉛等の化学形態によるものと思われ、つまり亜鉛が電子機器の基盤（酸化物としてプラスチックに埋め込まれた形態）などであったとすると、燃焼中に亜鉛は他と比較して高温・還元雰囲気になるため、より揮発しやすい条件であった等のことが考えられる。しかし明確に答えを出すためには、灰における亜鉛の化合物形態を実際に調べて現象を検討することが必要である。

本計算では、重金属の燃焼ゾーンから二次燃焼ゾーンにかけてのガス態の化合物の形態は主に PbO、PbCl₂、CuCl、金属 Zn、Pb であり、冷却に伴い塩化物の割合が増えるという結果が得られた。なお、Cu について図 8 の挙動をみると、ガス態は CuCl であったが飛灰では CuO の固体となるという結果が得られた。単なる相変化が起こるのであれば塩化銅の固体も析出すると予想されるため、モデリングの上では、物理的相変化と化学変化を分けて扱うようにプログラムを変更する必要があることが示唆され、また実際の飛灰中の Cu 等の形態について分析結果と比較して何が起こっているのか把握することがモデリングにおいても現象把握のためにも重要と思われる。同様に、水銀 (Hg) に関しては、炉内では気体の金属 Hg であり、バグフ

イルタゾーンではHgCl₂となるという結果が得られたが、排ガスの冷却は高速であり、その速さは施設によって異なると考えられるため、水銀のすべてが塩化物態になるのかどうかを正確に把握するためには、速度論的扱いが必要であり、また実際の施設における水銀の化合物形態の分等を行って確認する必要がある。なお計算では活性炭への吸着を含めていないため、水銀はほとんど排ガスに含まれる結果となっている。

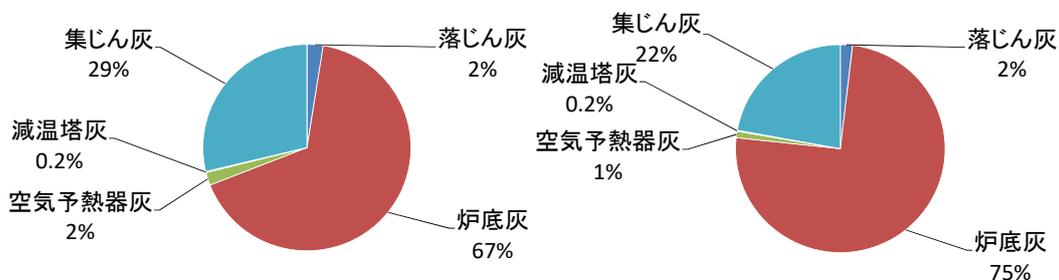


図 36 焼却残渣の発生量割合 (左：実測値、右：計算結果)

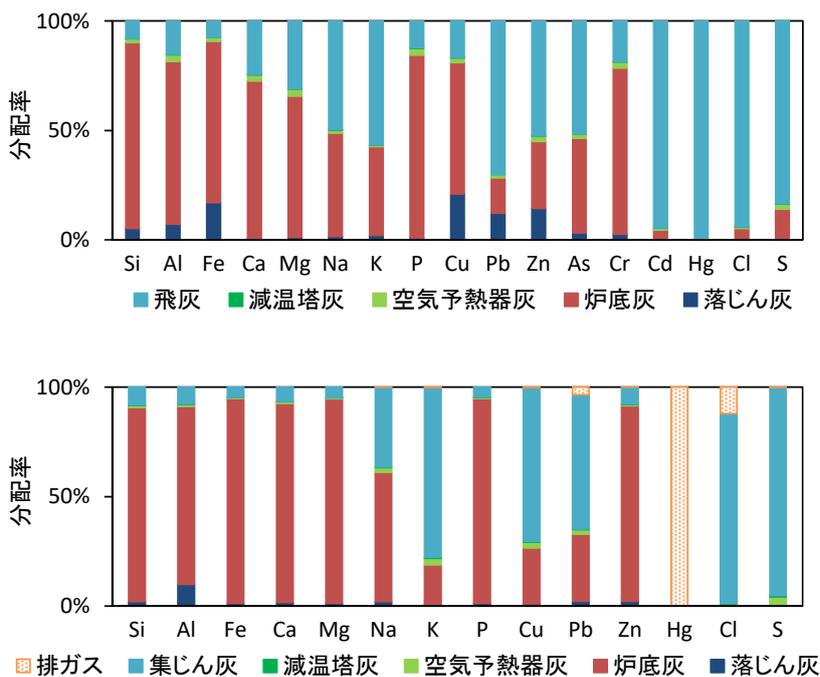


図 37 主要元素と重金属の分配挙動 (上：実測値、下：計算結果)

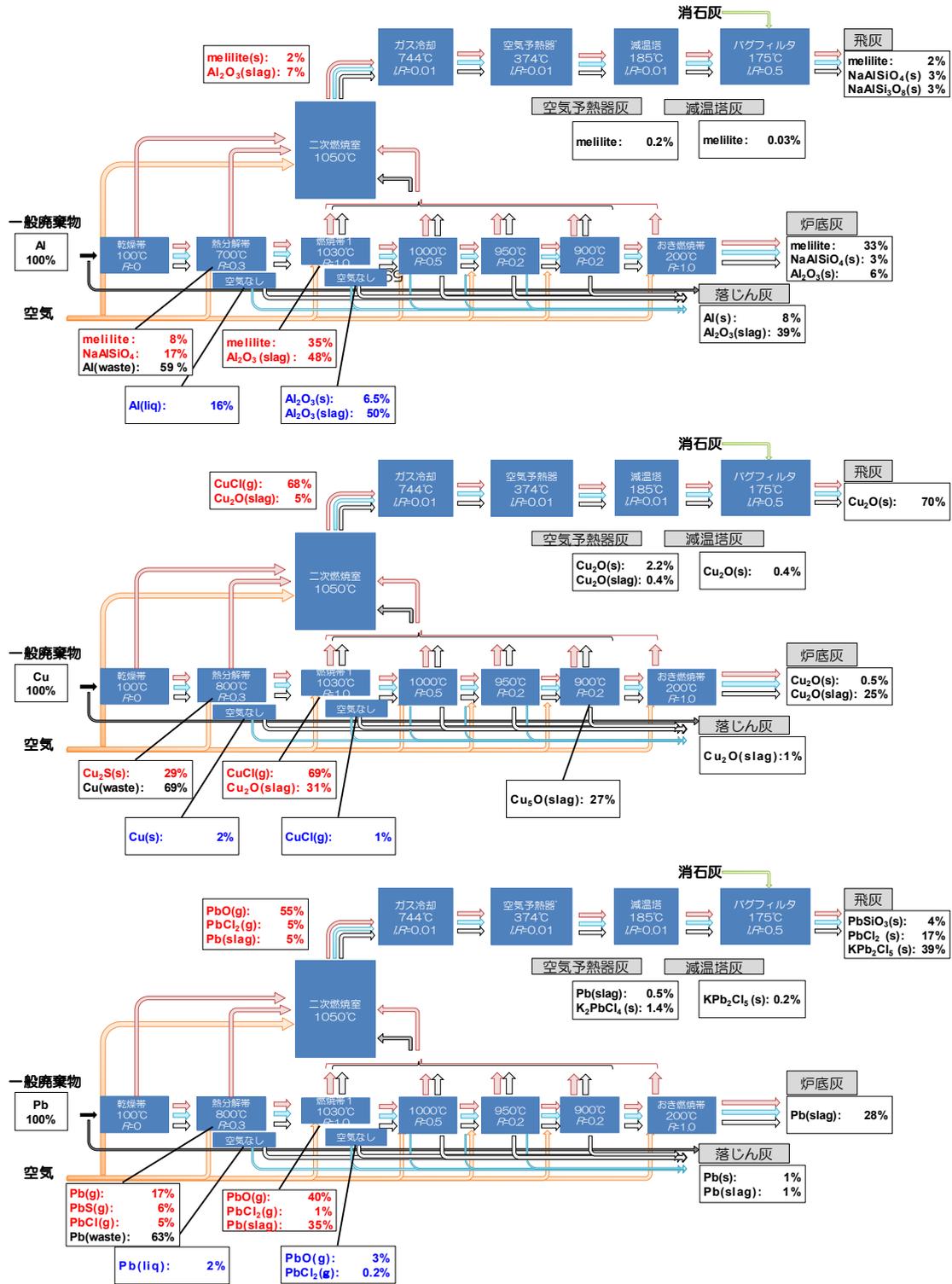


図 38 マルチゾーン平衡計算による都市ごみ焼却における Al、Cu、Pb、Zn、Hg の挙動の計算結果 (g:気体, s:固体, slag:スラグ相) 700°Cの下層ゾーンでは空気と接触しないで加熱される Al の 8 割と他の金属の 1 割が空気と接触しない層に含まれるとして計算

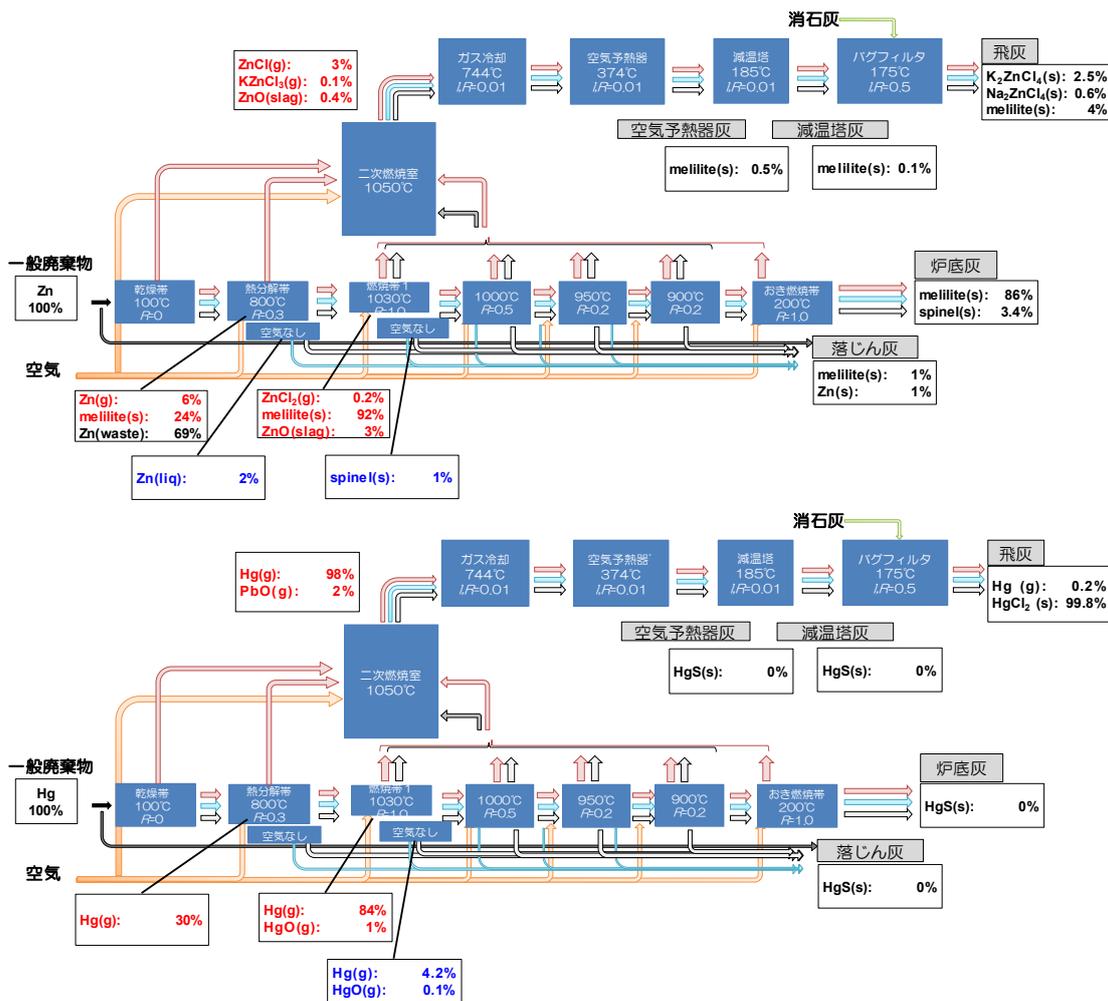


図 38 マルチゾーン平衡計算による都市ごみ焼却における Al、Cu、Pb、Zn、Hg の挙動の計算結果（つづき）
 (g:気体, s:固体, slag:スラグ相) 700°Cの下層ゾーンでは空気と接触しないで加熱される
 Al の 8 割と他の金属の 1 割が空気と接触しない層に含まれるとして計算

6) まとめ

本研究ではマルチゾーン平衡計算を市販のエクセル用アドインを用いて行うための汎用プログラムを開発し、一般廃棄物のストーカ式焼却炉に本プログラムを適用した。以下に成果と課題を以下に示す。

- 主成分の挙動に関しては、焼却灰の鉱物相ならびに炉内におけるガス化の割合、元素の灰とばいじんへの分配などを表すことができた。
- 重金属に関しては、熱力学データが十分にそろっていると思われる鉛の挙動は良好に再現できているようであったが、一部の金属については実際と異なる挙動が見られた。
- 今後、このプログラムを他の廃棄物処理施設や産業廃棄物等の都市ごみと異なる組成をもつものに適用する場合、処理対象物の性状や化合物組成、不燃分の有無などをよく把握し、実施施設の調査と計算結果を照らし合わせながら、得られた結果について評価していく必要がある。また重金属については、熱力学データベースの充実が望まれる。

(7) 焼却灰の粉砕処理による金属の分離・選別特性 (サブテーマ2・第1部)

1) はじめに

焼却残渣からの有価金属回収と土木資材としての環境安全性向上を目指して、焼却灰（焼却主灰または焼却炉底灰とも言う。）と落じん灰を対象に、金属の分離・選別特性について検討を行った。

2) 方法

a. 材料

一般廃棄物焼却施設から採取した焼却灰、落じん灰を目開き2mmのふるいでふるい分けし、風乾と105℃、3時間による乾燥を行った。

b. 粉砕

アルミナ製ミル（容量1L）にφ20mmのアルミナ製ボールを60個入れ、試料を150g入れた。ボールミルを回転架台に置き粉砕を行った。粉砕時間は落じん灰は0時間、1時間、2時間とし、焼却灰は0時間、1時間とした。

粉砕した試料を取り出し、まず、目開きが1mmのふるいでふるい分けを行った。ふるい下を目開き500μmのふるいでふるい分けを行い、以後、同様に250μm、125μmのふるいでふるい分けを行った。また125μmのふるい下は、約20gを分取し、さらに目開き45μm、20μmふるいで分画した。各分画の重量を計測した。(図39)

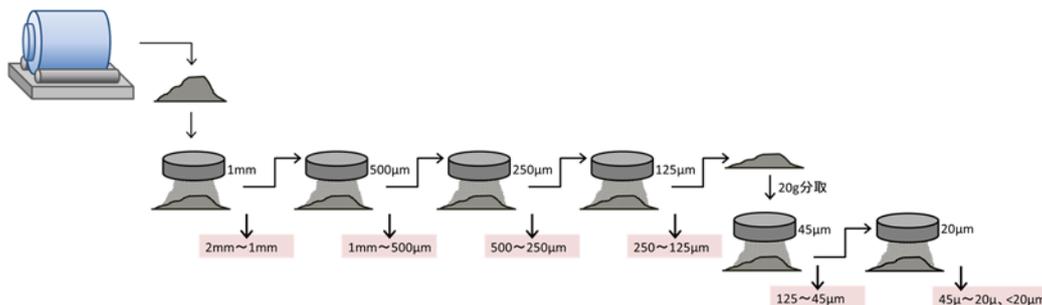


図39 粉砕、ふるい分けの手順

c. 含有量分析

各分画の試料を、王水で加熱分解した。分解液について、Cu、Fe、Zn、Ni、MnはICP発光分光分析装置により、PbはICP質量分析装置により分析し、金属元素の含有量を式(1)により求めた。

$$C_{\text{Total}} \text{ (mg/kg)} = \Sigma (C_i \times m_i) / \Sigma m_i \quad (1)$$

ここで、

C_{Total} 落じん灰中の金属元素Mの含有量 (mg/kg)

C_i : 分画*i*中の金属元素Mの含有量 (mg/kg)

m_i : 分画*i*の重量 (kg)

3) 結果

a. 落じん灰

表 13 に、式(1)により求めた落じん灰および焼却灰中の金属含有量の結果を示す。粉砕を行うことにより含有量の分析値が高くなる傾向を示したが、これは落じん灰を粉砕することにより表面積が増え、王水によって抽出され易くなったためと考えられる。ただし、その傾向は元素によって異なり、Fe、Zn、Mn については、粉砕を行わない試料と粉砕した試料とでは含有量の分析値にあまり大きな差はなかった。

表 13 落じん灰中の金属元素の含有量の分析結果

粉砕時間 / 時間	Cu	Fe	Zn	Ni	Mn	Pb
0	9400	72000	22	240	4400	3300
1	13000	66000	26	470	4900	3000
2	21000	71000	26	610	4800	4800

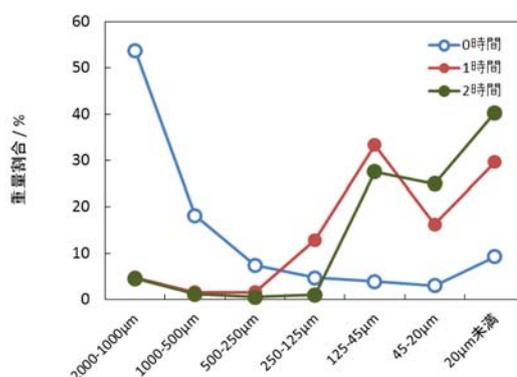


図 40 落じん灰の粉砕試験における各分画の重量割合

図 40 に落じん灰をボールミルで粉砕し分級した試料の各分画の重量割合を示す。未粉砕の試料(0 時間)では、1000～2000 µm の分画が約 54%、500～1000 µm が 18%であった。1 時間粉砕した結果、125µm 未満の割合が 79%、2 時間の粉砕により、125µm 未満の割合が 93%となった。

図 41 に落じん灰をボールミルで粉砕し分級した試料について、各分画中の元素含有量の結果を示す。Cu については、ボールミルの粉砕により 1000～2000 µm、1000～500 µm、500～250 µm、250～125 µm の分画中の含有量が粉砕により上昇した。Cu はボールミルにより粉砕が困難な形態（主に金属態と推定）として含有しているために粉砕処理により分離濃縮された。同様に、Zn、Pb、Ni についても、粉砕により 125 µm より大きい分画の含有量が増加した。

図 42 に全体の落じん灰に含まれる金属元素量に対する各分画中の金属元素の分配割合を示す。Cu、Zn、Pb、Ni は粉砕を行っても各元素の分配はほとんど変化しないで粒径の大きい分画に選択的に残留する。一方、Mn は 125 µm より大きい分画の分配割合は減少し、粉砕により微細化されることが確認された。

写真 2 に粉砕物の外観を示す。2 時間の粉砕処理を行った 1～2mm の分画は、元の廃棄物に含まれる金属製品の形状が残ったものが多く得られた。

以上の結果から、ボールミルでの粉砕によっても落じん灰中の金属製品は粉砕されにくく、また、Cu、Zn、Pb、Ni は各分画に残留する傾向にあることから、ボールミル粉砕によってこれらを分離回収できる可能性が示唆された。

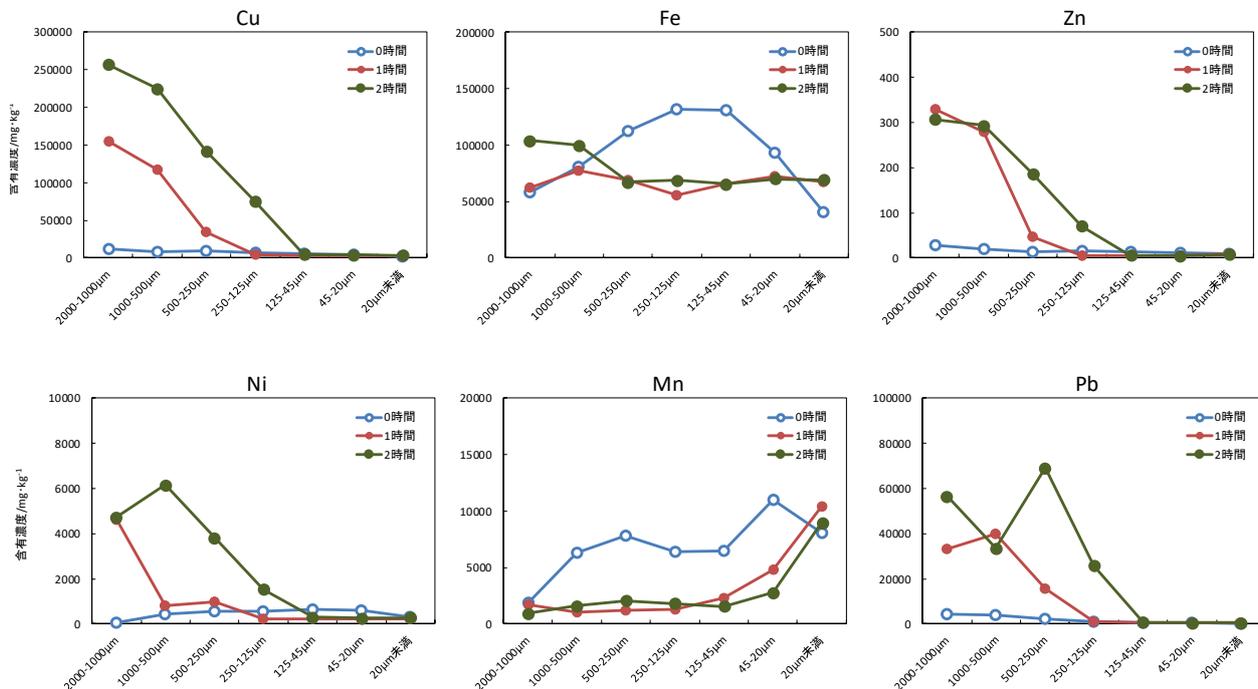


図 41 落じん灰の粉砕試験における各分画の金属含有量

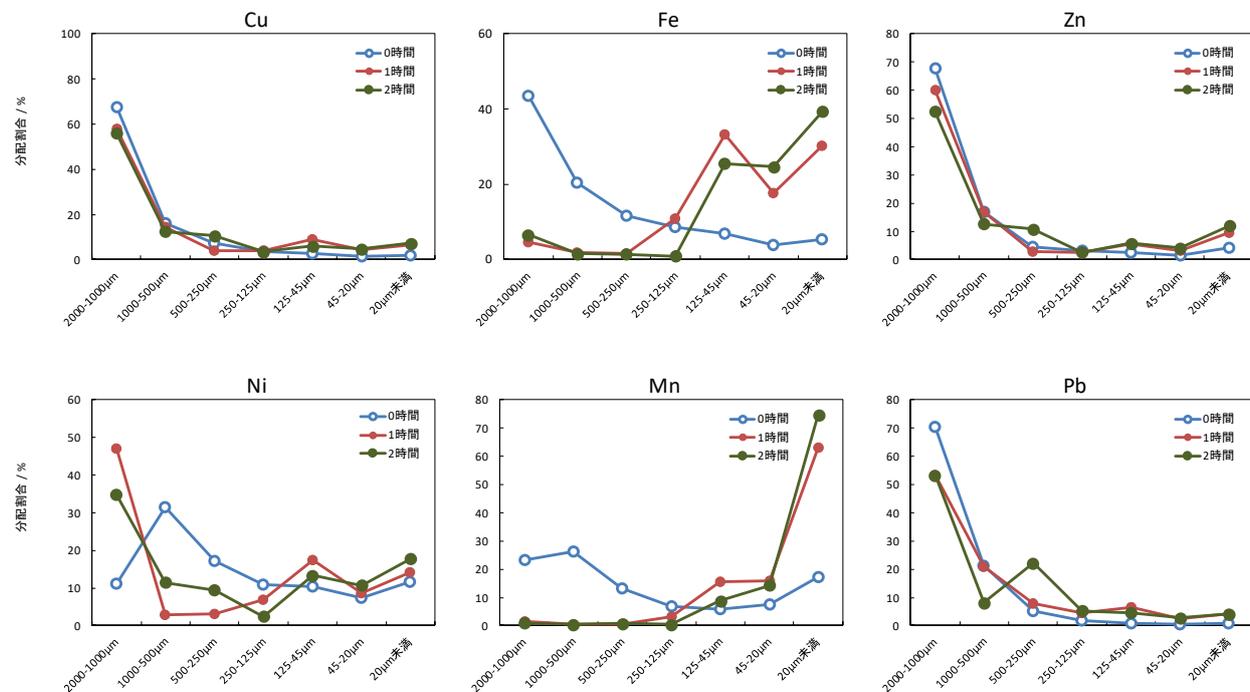


図 42 落じん灰の粉砕試験における各分画の金属の分配割合

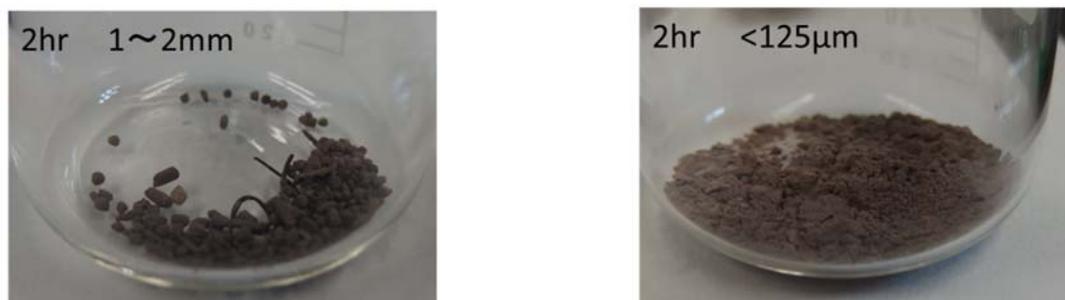


写真2 落じん灰の粉碎試験における粉碎物の外観

b. 焼却主灰

表 14 に、式(1)により求めた焼却灰中の金属含有量の結果を示す。落じん灰と同様に、粉碎により Cu、Ni、Pb の含有量の分析値が高くなった。焼却灰を粉碎することにより王水による抽出される成分が多くなっているためと考えられる。一方、Fe、Zn、Mn は分析値の差は小さかった。

表 14 焼却灰中の金属元素の含有量の分析結果 (mg/kg)

粉碎時間 (時間)	Cu	Fe	Zn	Ni	Mn	Pb
0	1700	29000	3400	85	1000	220
1	2300	31000	3500	130	1100	320

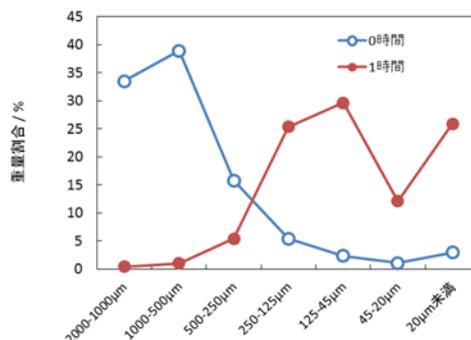


図 43 焼却灰の粉碎試験における各分画の重量割合

図 43 に焼却灰をボールミルで粉碎し分級した試料の各分画の重量割合を示す。未粉碎の試料 (0 時間) では、1000～2000 μm の分画が約 34%、500～1000 μm が 39%であった。1 時間粉碎した結果、125 μm 未満の割合が 68%となった。

図 44 に焼却灰をボールミルで粉碎し分級した試料について、各分画中の元素含有量の結果を示す。Cu については、ボールミルの粉碎により 1000～2000 μm 、1000～500 μm の分画中の含有量が粉碎により上昇した。ボールミルにより粉碎が困難な形態 (主に金属態と推定) として含有している成分が存在するために粉碎処理により分離濃縮された。同様に、Zn、Pb、Ni についても、粉碎により 500 μm より大きい分画の含有量が増加した。

図 45 に全体の焼却灰に含まれる金属元素量に対する各分画中の金属元素の分配割合を示す。いずれの金属元素も粉碎処理により 250 μm より大きい分画の分配割合は減少し、ほとんどの成分が粉碎により微細化されることが確認された。しかし、Cu、Pb、Zn については一部が粉碎困難物として残留する。特に Cu につ

いては、粉碎困難物の割合が高く、約 52%が 125 μm より大きい分画に分配した。以上の結果から、焼却灰は落じん灰と異なりボールミル粉碎によって Cu、Zn、Pb、Ni についても粉碎されるため、ボールミル粉碎によるこれらの金属の分離回収は困難であることが示唆された。

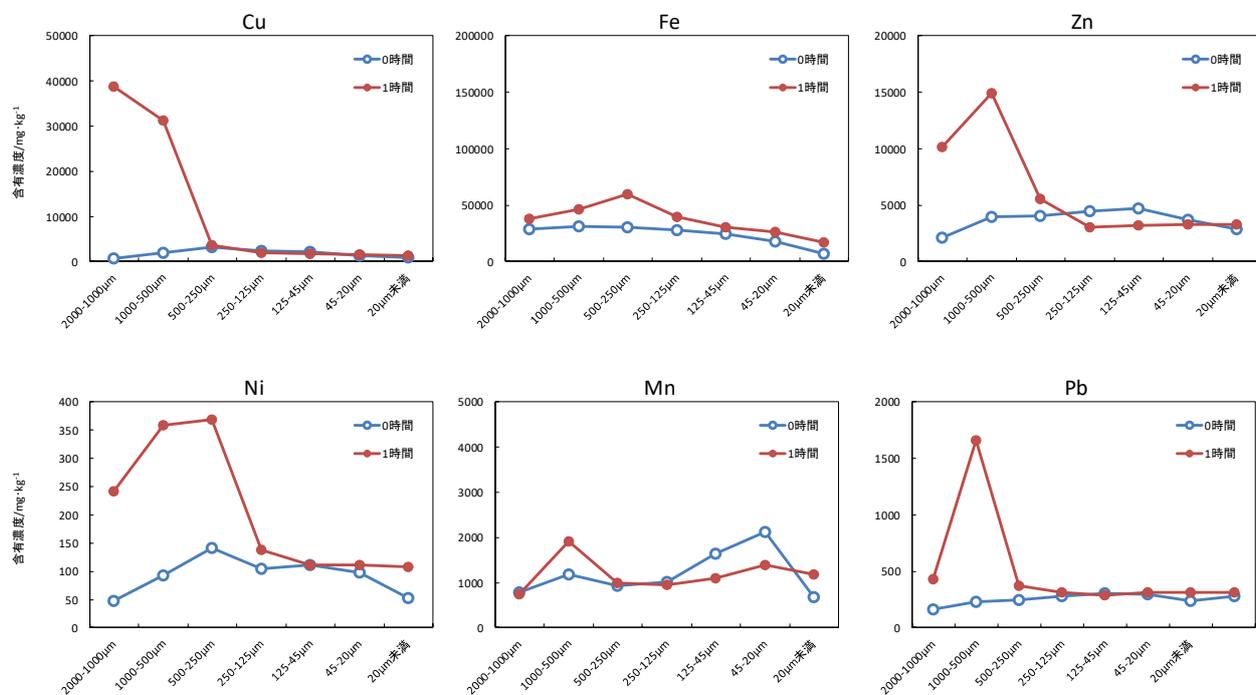


図 44 焼却灰の粉碎試験における各分画の金属含有量

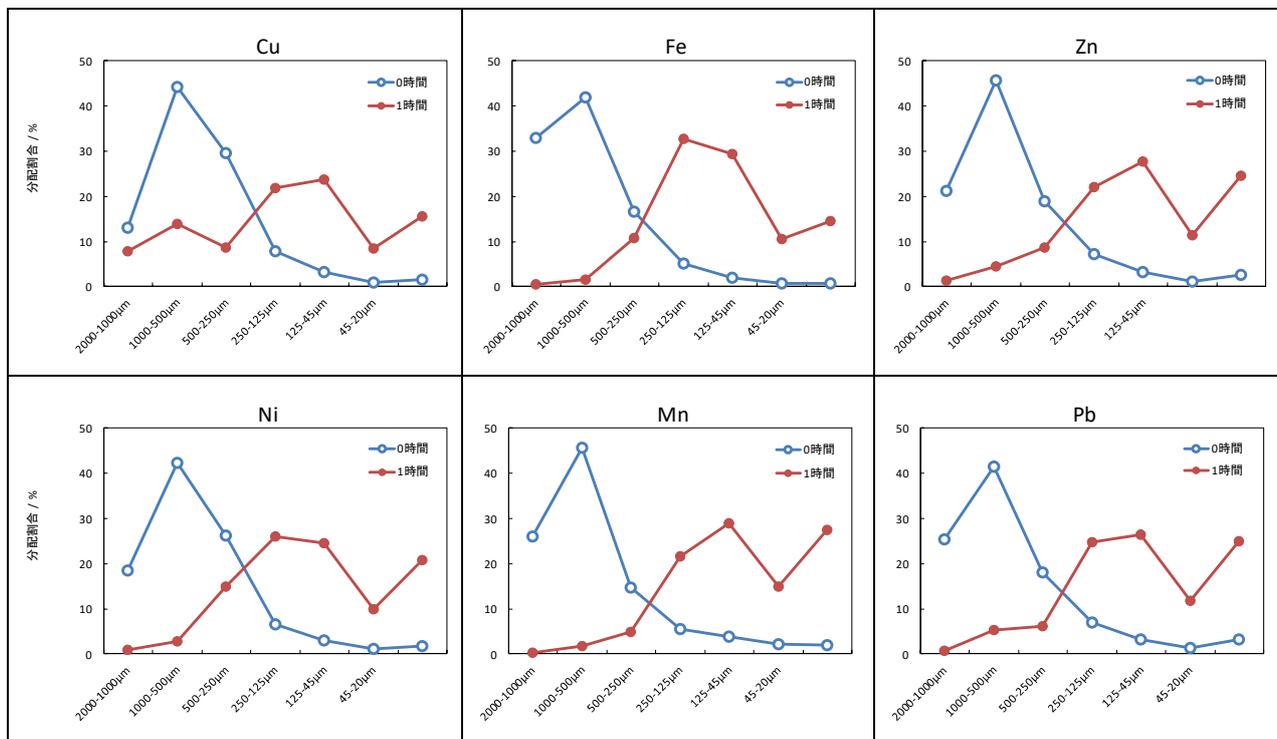


図 45 焼却灰の粉碎試験における各分画の金属の分配割合

(8) 焼却灰の環境安全品質向上に向けたエージングヤード実証試験—その 1. 環境安全性の向上
(サブテーマ 2・第 2 部)

1) はじめに

焼却灰を土木資材等としてリサイクルするためには、焼却灰に含まれる鉛等の有害物質の溶出を抑える必要がある。一般的な処理方法としては、キレート剤等の薬剤を用いる方法が挙げられるが、薬剤が高価であるため処理コストがかかる。一方で、薬剤を使わない方法としてエージングの効果が従来から報告されてきた。成岡らは実験室内における小規模なカラム試験 ($\phi 5 \text{ cm} \times H30 \text{ cm}$) および屋外におけるライシメータ試験 ($\phi 60 \text{ cm} \times H70 \text{ cm}$) を行い、鉛の不溶化による溶出抑制、六価クロムおよびホウ素等の可溶成分の洗い出しによる溶出量低減について有効性を確認した⁶⁻⁷⁾。

本研究では、焼却灰のエージングの実用化を目指して、試験規模を更にスケールアップさせた実規模による実証試験によってエージングの効果および有効性を検証した。

2) 方法

a. エージング期間の影響

焼却灰のエージングについて実証試験を行うエージングヤードを一般廃棄物最終処分場の埋立地内に設置した (サイト A、写真 3 および図 46)。焼却灰を搬入する試験区画を 6 区画設け、各試験区画の規模は、幅 6.8 m、奥行き 29.8 m、堤体高さ 1.5 m とした。A 区画および B 区画には、2013 年 9 月 2 日から 11 月 6 日にかけて焼却灰を搬入した。また、C 区画および D 区画には、2014 年 1 月 17 日から 3 月 5 日にかけて同施設の焼却灰を搬入した。搬入した焼却灰は、埋立高さ 1 m とし、表面をマサ土で覆土した。各試験区画には降水を通水するとともに、A 区画および C 区画においては、処分場水処理施設の処理水 (放流水) を導水し、毎平日に 60 mm 程度 (年間 1500 mm 程度) 散水した。

試料は、0 日目 (試験開始時)、15 日目、30 日目、以後 30 日間隔で、A 区画および B 区画は 420 日目まで、C 区画および D 区画は 330 日目まで採取し、溶出試験等の分析に供した。エージングヤードに搬入した試料の 0 日目 (試験開始時) の概要を表 15 に示す。なお、これまでの先行研究⁷⁻⁸⁾によって、焼却灰のエージングにおける注視すべき項目として、リサイクル事業者が受入れの目安としている環告 13 号溶出試験 (JLT13) では鉛、土壤環境基準である環告 46 号溶出試験 (JLT46) では鉛、六価クロムおよびホウ素、土壤汚染対策法による含有量基準である環告 19 号 (JLT19) では鉛が抽出されたので、ここではそれら項目について議論する。



写真 3 エージングヤード (サイト A)



図 46 エージングヤード (サイト A)

表 15 実証試験試料

区画	JLT13 Pb (mg/L)	JLT46 Pb (mg/L)	JLT46 Cr (VI) (mg/L)	JLT46 B (mg/L)	JLT19 Pb (mg/kg)	埋立期間	散水
A	4.0	0.59	0.08	1.5	280	H25.09.02~H25.11.06	○
B	4.0	0.59	0.08	1.5	280	H25.09.02~H25.11.06	
C	0.37	0.02	0.14	1.3	370	H26.01.17~H26.03.05	○
D	0.09	0.01	0.12	0.88	310	H26.01.17~H26.03.05	

b. エージングマウンド密度の影響

エージング効果（洗い出し効果や炭酸化効果）を促進させるためには、マウンドの密度を小さくし、間隙を大きくすることが重要であると捉えている。そこで焼却主灰エージングマウンド密度の違いが不溶化効果に及ぼす影響を把握するために、F市最終処分場（サイトBと呼ぶ）にて、バックホウの転圧により密に締固めたマウンドと転圧を加えていない緩いマウンドの2つからエージング促進効果について検討を行った。図47にF市のエージングマウンドの概略図を示し、写真4には密度の異なる2種類のマウンドの外観を示す。両者のマウンド密度については、表16に示すとおりである。処理日数は、マウンド作製前に採取した焼却主灰をエージング0日（Age0）と定義し、作製後にエージング処理を30日（Age30）、90日（Age90）、365日（Age365）施した試料を採取し、平成3年環境庁告示第46号試験（以下、環告46号試験）を行った。また、エージングマウンド中の上層部と下層部の密度の違いが不溶化効果に及ぼす影響を把握するため、図47に示す各層（上層、中層、下層）から採取した焼却主灰の鉛（Pb）の溶出濃度を測定した。

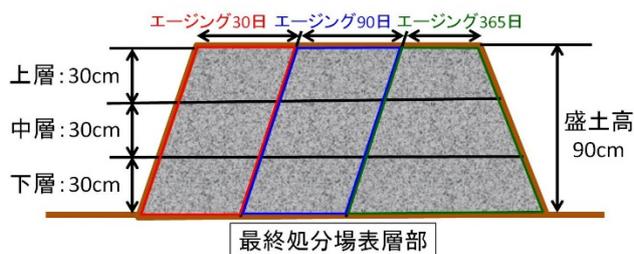


図 47 F市エージングヤード (サイト B)



写真 4 密度の異なる 2 つのマウンドの外観

表 16 エージングマウンドの初期状態

試料	マウンドの種類	焼却主灰質量 (t)	体積 (m ³)	湿潤密度 ρ _t (g/cm ³)	乾燥密度 ρ _d (g/cm ³)	自然含水比 w(%)
F市焼却主灰	密なマウンド	13.4	7.54	1.777	1.336	33.0
	緩いマウンド	11.0	7.21	1.524	1.146	33.0

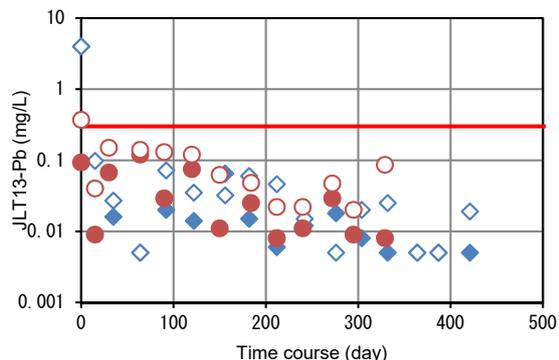
3) 結果および考察

a. エージング期間の影響

焼却灰のエージングによる鉛溶出量 (環告 13 号および環告 46 号) および鉛含有量 (環告 19 号) の変化を図 48 から図 50 に示す。環告 13 号による鉛溶出量は、試験開始時は基準値を超過していたが、エージングの結果、15 日目には基準値である 0.3 mg/L を下回り、以後継続的に低下した (図 48)。この結果、リサイクル事業者が受入れの目安としている環告 13 号による基準値は、エージングによって速やかにクリアできることが明らかとなった。

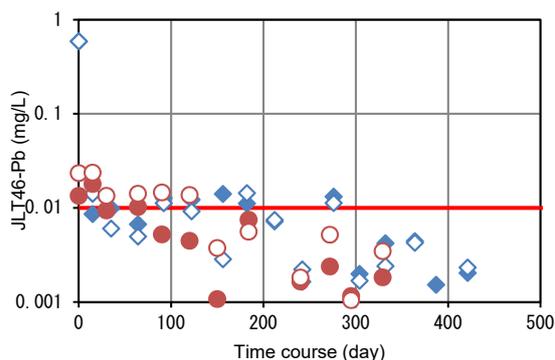
環告 46 号による鉛溶出量については、試験開始時は基準値を超過していたが、エージングにより徐々に低下し、200~300 日程度で基準値である 0.01mg/L を下回った (図 49)。

土壌汚染対策法の含有量基準である環告 19 号による鉛含有量は、試験開始時は基準値を超過していて、エージングによっても変化はみられなかった (図 50)。これは、エージングは重金属類の溶出を不溶化によって抑制する手法であり、含有量を下げる手法ではないためである。



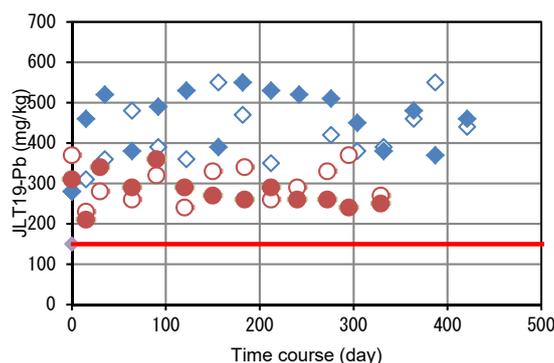
◆A 区画、◇B 区画、●C 区画、○D 区画、—基準値 (0.3mg/L)

図 48 鉛溶出量の変化 (JLT13)



◆A 区画、◇B 区画、●C 区画、○D 区画、—基準値 (0.01mg/L)

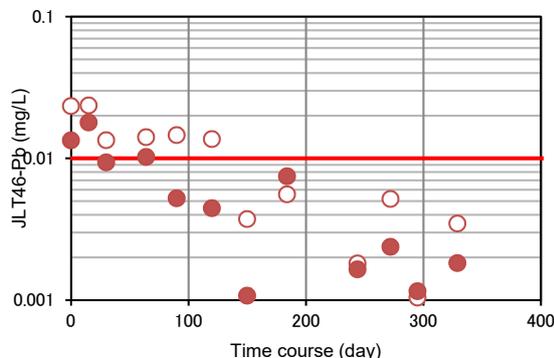
図 49 鉛溶出量の変化 (JLT46)



◆A区画、◇B区画、●C区画、○D区画、—基準値 (150mg/kg)

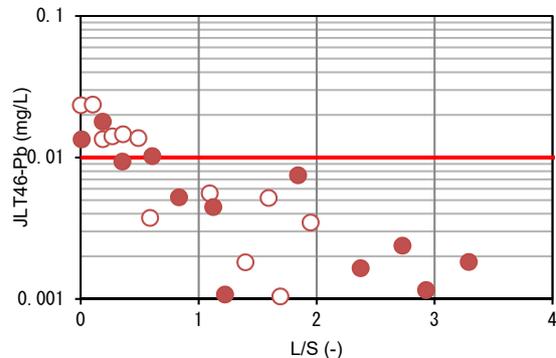
図 50 鉛含有量の変化 (JLT19)

C区画およびD区画について、環告46号による鉛溶出量のエージング期間との関係(図51)および通水量との関係(図52)を示す。前述のとおり、試験開始時の鉛溶出量は基準値である0.01 mg/Lを超過していたが、エージングによって溶出量は低下し、200日目までに基準値をクリアした(図51)。通水量の影響についてみると、散水を行ったC区画と比較して、散水を行っていないD区画においてC区画と同等に鉛溶出量が低下していた(図52)。このことから、エージングによる鉛の不溶化においては、通水量の多少の影響はないことが示唆され、降水のみで効果的なエージングができることが明らかとなった。



●C区画、○D区画、—基準値 (0.01mg/L)

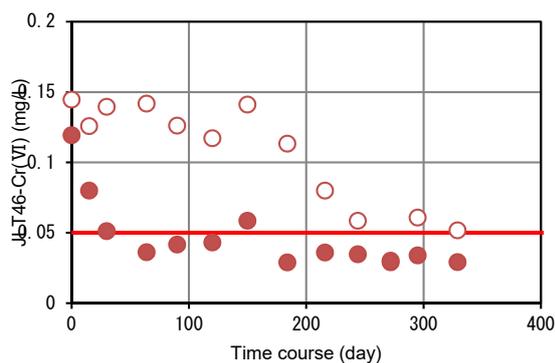
図 51 エージング期間に対する鉛溶出量の変化 (JLT46)



●C区画、○D区画、—基準値 (0.01mg/L)

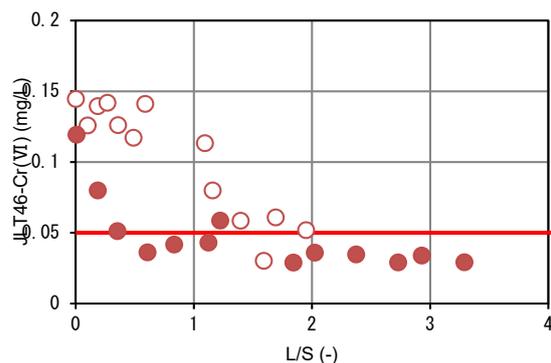
図 52 通水量に対する鉛溶出量の変化 (JLT46)

C区画およびD区画の環告46号による六価クロム溶出量の変化を図53および図54に示す。六価クロム溶出量については、試験開始時は両区画ともに基準値である0.05 mg/Lを超過していたが、散水を行ったC区画においては溶出量が速やかに低下し、200日以後は基準値未満となった。D区画については、溶出量は徐々に低下し、300日程度で基準値付近まで低下した。このことから、六価クロム溶出量については、散水によって通水量を増加させることで効果的に低減できることが示唆された。



●C区画、OD区画、一基準値 (0.05mg/L)

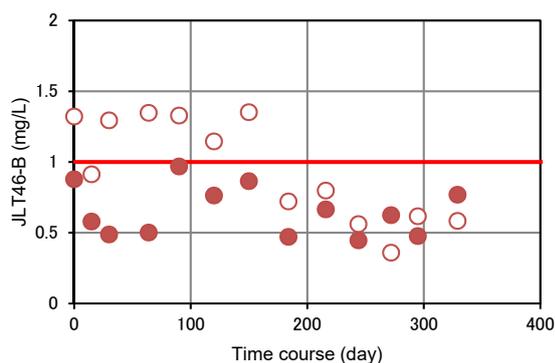
図 53 エージング期間に対する六価クロム溶出量の変化
(JLT46)



●C区画、OD区画、一基準値 (0.05mg/L)

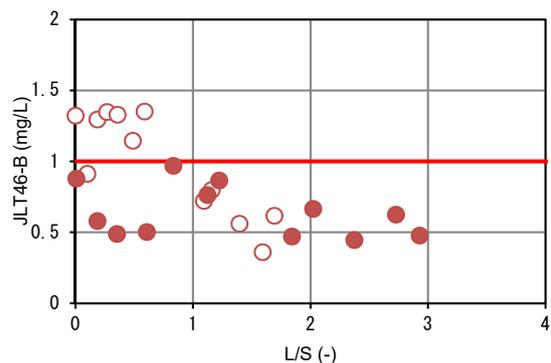
図 54 通水量に対する六価クロム溶出量の変化
(JLT46)

C区画およびD区画の環告46号によるホウ素溶出量の変化を図55および図56に示す。ホウ素溶出量については、D区画においては、試験開始時に基準値である1mg/Lを超過していたが、200日目までに基準値を下回った。D区画においては、試験開始時に既に基準値を下回っていたが、時間経過ともなっておりより低い値をとるようになった。



●C区画、OD区画、一基準値 (1mg/L)

図 55 エージング期間に対するホウ素溶出量変化(JLT46)



●C区画、OD区画、一基準値 (1mg/L)

図 56 通水量に対するホウ素溶出量変化 (JLT46)

以上の結果から、焼却施設Aから排出される焼却灰は、エージングによって、リサイクル事業者による受入れの目安となる環告13号の基準値は速やかにクリアできることが明らかとなった。更に、土壤環境基準(環告46号)についても、散水をすることによって200日程度のエージングで達成できることが明らかとなった。

b. エージングマウンド密度の影響

図57(a)、(b)にF市の各マウンドから採取した焼却主灰のpH測定結果、図58(a)、(b)にF市の各マウンドから採取した焼却主灰のPb溶出結果を示す。マウンド密度・採取層に関わらず、焼却主灰のpHはエージング日数の増加に伴って減少傾向にあったが、Age365では緩いマウンドの方がpHの低下幅が大きくなること分かる。マウンド密度の違う焼却主灰においてもエージング処理日数が増加すると共にPb溶出濃

度も低下しており、密なマウンドでも不溶化効果が得られることが示唆された。しかし、どちらのマウンドにおいても Pb の溶出濃度を土壤環境基準値以下まで不溶化させるためには 365 日以上の日数を要する可能性がある。このことから、焼却主灰の Pb 初期溶出濃度によって不溶化するまでの日数が異なることが分かる。また図 58 の試料採取層の違いに着目してみると、上層から採取した焼却主灰の Pb 溶出濃度が最も高い値を示しており、下層に進むと共に溶出濃度も減少していることが分かる。これは、表 17 に示す現場密度試験と Pb 溶出濃度の関係より、上層部よりも下層部の方が乾燥密度は小さいため通気性がよくなり、エージング効果が促進したと考えられる。さらにマウンド密度の観点から、密なマウンドよりも緩いマウンドの方がエージング 30 日の時点において不溶化効果に差が現われていることから、エージング効果を促進させるためには、マウンドの密度が重要であると考えられる。

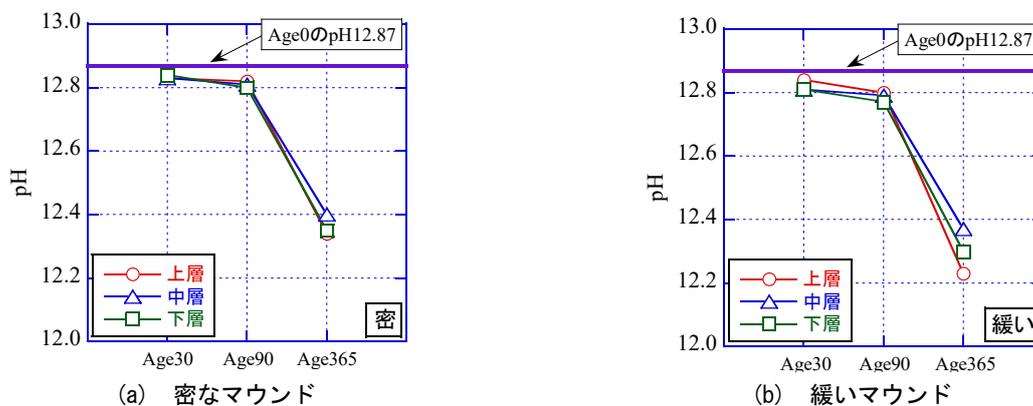


図 57 各マウンドから採取した焼却主灰の pH 測定結果 (F 市焼却主灰)

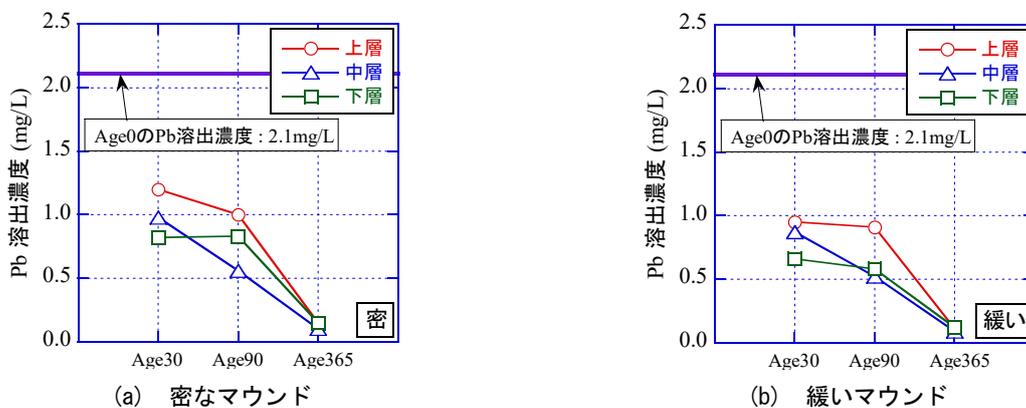


図 58 各マウンドから採取した焼却主灰の Pb 溶出結果 (F 市焼却主灰)

表 17 現場密度試験と Pb 溶出濃度の関係 (F 市焼却主灰)

試料	F 市焼却主灰																	
	30						90						365					
エージング日数 (日)	30						90						365					
マウンド密度	密			緩い			密			緩い			密			緩い		
試料採取層	上層	中層	下層	上層	中層	下層	上層	中層	下層	上層	中層	下層	上層	中層	下層	上層	中層	下層
現場乾燥密度 (g/cm ³)	1.433	1.305	1.296	1.208	1.185	1.039	1.268	1.198	1.148	1.141	1.103	1.035	1.443	1.414	1.393	1.080	1.142	1.200
pH	12.83	12.83	12.84	12.84	12.81	12.81	12.82	12.81	12.80	12.80	12.79	12.77	12.34	12.40	12.35	12.23	12.37	12.30
Pb 溶出濃度 (mg/L)	1.20	0.98	0.82	0.95	0.87	0.66	1.00	0.56	0.83	0.91	0.52	0.58	0.15	0.10	0.15	0.11	0.09	0.12

(9) 焼却灰の環境安全品質向上に向けたエージングヤード実証試験—その 2. 土木資材としての適用性 (サブテーマ 2・第 3 部)

1) はじめに

本テーマでは、エージング処理（焼却主灰を屋外暴露して大気接触や雨水浸透により安定化を図る手法）が焼却主灰の力学特性に及ぼす影響を把握し、路盤材や盛土材等の土木資材としての適用性について検討することを目的とした。

2) 方法

a. 試料

発生地域の異なる 2 種類の焼却主灰をエージング処理し、発生地域やエージング日数が不溶化効果に及ぼす影響について検討を行った。使用した試料は、前章のサイト A およびサイト B でエージング処理を行った 2 種類の焼却主灰とした。それぞれ、K 市焼却主灰および F 市焼却主灰と呼ぶ。エージング処理はいずれも高さ 90 cm のマウンドを作製し実施した。図 59 にサイト A におけるマウンドの概略図を示す。サイト A では、所定のエージング日数経過後に上層 30 cm を掘削し、中層部分から採取した焼却主灰を使用した。サイト B（図 60：図 47 の再掲）ではエージング日数ごとに、簡易支持力測定器による簡易支持力試験と砂置換法による現場密度試験を各層（上・中・下層）の上層部分で行い、マウンドの経時的な状態についても記録した。処理日数は、マウンド作製前に採取した焼却主灰をエージング 0 日（Age0）と定義し、作製後にエージング処理を 30 日（Age30）、90 日（Age90）、365 日（Age365）施している。K 市焼却主灰はさらに 365 日が経過した 730 日（Age730）処理した焼却主灰を用いた。各試料について、物理組成、粒子密度、粒度分布、最大乾燥密度、最適含水比等の物理特性に関する各試験を実施した。

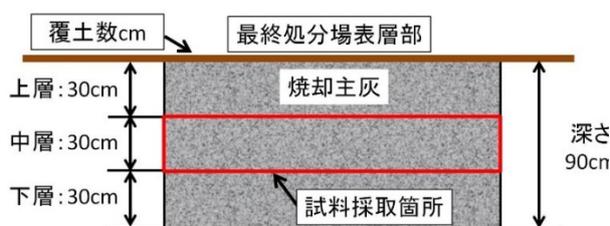


図 59 K 市エージングヤード（サイト A）

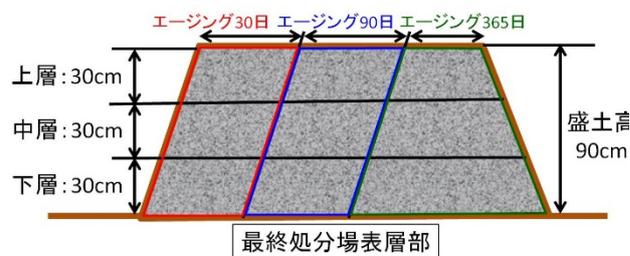


図 60 F 市エージングヤード（サイト B）

b. 路盤材としての適用性

エージング処理した焼却主灰（以下、焼却主灰改質資材という。）を路盤材として適用するために修正 CBR 試験（JIS A 1211）を行い、締固め度 90、95% に締固めた焼却主灰の修正 CBR 値の把握を行った。実験条件を表 18 に示す。供試体作製は E-b 法で求めた最適含水比で試料の含水比調整を行い、各層それぞれ 17、42、92 回突き固めを行った。その後、吸水膨張試験と貫入試験を行い、修正 CBR 値を求め、表 19 に示す材料規定⁹⁾より評価を行った。

表 18 実験条件（修正 CBR 試験）

試料	最適含水比 W _{opt} (%)	突き固め 回数(回)	最大粒径 (mm)	供試体個数 (個)
焼却主灰 改質資材	最適含水比	17	13	3
		42		
		92		

表 19 修正 CBR に関する材料規定⁹⁾

機関	日本道路協会	東・中・西日本 高速道路(株)	鉄道総合技術 研究所
区分	一般道路	高速道路	鉄道舗装
路盤	上層	80%以上	80%以上
	下層	アスファルト舗装 30%以上 コンクリート舗装 20%以上	アスファルト舗装 30%以上
路床	上層	-	10%以上
	下層	-	5%以上

c. 盛土材としての適用性

本検討では焼却主灰改質資材の盛土材としての適用性の把握を行うために定圧一面せん断試験を行い、得られる強度定数より盛土材としての適用性評価を行った。表 20 に実験条件を示す。供試体作製方法は、A-b 法で最適含水比および最大乾燥密度を求め、締固め度 (D_c) が 90、95%になる様に 2.5kg ランマーで突き固めて密度調整を行い、直径 20cm、高さ 7 cm の不飽和状態の供試体を作製している。本検討で用いた中型一面せん断装置は、最大せん断荷重および最大垂直荷重はそれぞれ 50、30kN まで測定可能である。また本試験の載荷応力は $\sigma_v=50、100、150\text{kPa}$ の三段階で行っており、せん断速度は 0.3mm/min としている。

表 20 実験条件（定圧一面せん断試験）

試料	エージング 日数	マウンド 状況	試料採取層	最適含水比 w _{opt} (%)	最大粒径 (mm)	締固め度 D _c (%)	載荷圧力 (kPa)			
K市焼却主灰	Age0	-	中層	29.1	13.0	90	50			
	Age30			29.8						
	Age90			27.7						
	Age365			28.3						
	Age730			32.1						
F市焼却主灰	Age0	-		25.7				13.0	95	100
	Age30	密		27.7						
		緩い		29.5						
	Age90	密		29.3						
		緩い		33.3						
	Age365	密	31.2							
緩い		32.6								

3) 結果

a. 物理特性

図 61 (a)、(b) に各地域から採取した焼却主灰の物理組成を示す。どちらの焼却主灰とも灰分、鉄含有物、ガラス類等から構成されており、その中でも灰分が約 85~90%と多く含んでいる材料であることが分かる。

図 62 (a)、(b) に各試料の粒径加積曲線を示す。粒度試験は、採取時に焼却主灰を 13mm 以下に粒度調整したものをを用いて行っている。焼却主灰は礫・砂分に細粒分が付着しているため、洗い試験 (JIS A 1103) を行い、その後、ふるい分析と沈降分析を行った。焼却主灰は発生地域やエージング処理時のマウンド密度に関わらず、エージング処理が粒度分布に及ぼす影響は小さく、比較的粒径幅が広い試料であることが

分かる。表 21 に各試料の物理特性を示す。焼却主灰の最適含水比 w_{opt} は、いずれも A-b 法で約 30%前後、E-b 法で約 20%の値を示している。

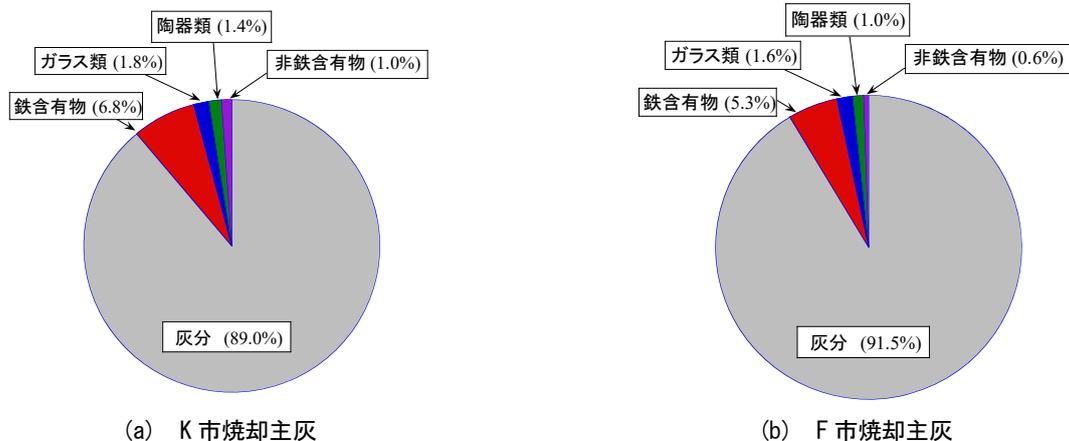


図 61 各地域から採取した焼却主灰の物理組成

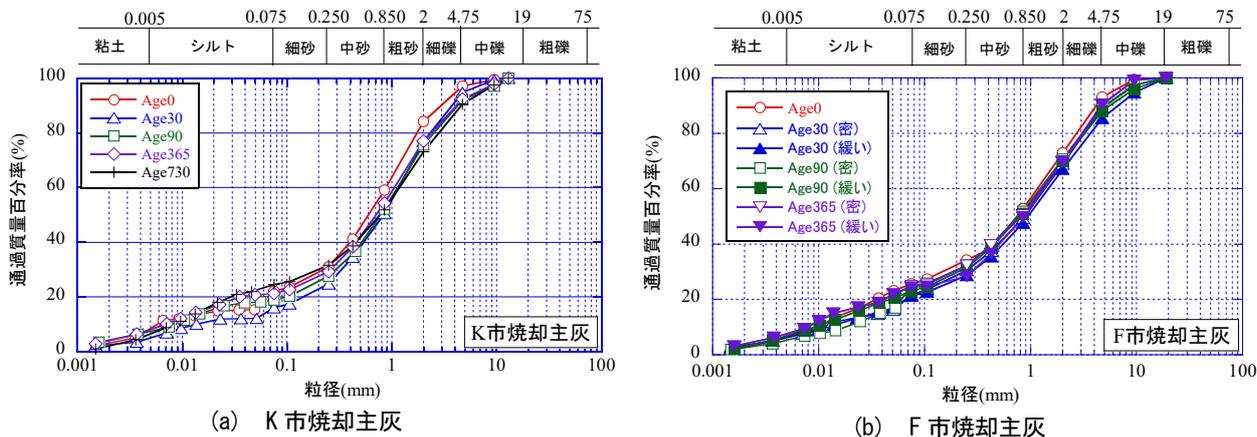


図 62 粒径加積曲線

表 21 物理特性

試料	エージング 日数 (日)	マウンド 密度	粒子密度 ρ_s (g/cm ³)	均等係数 U_c	曲率係数 U'_c	細粒分含有率 F_c (%)	A-b法	
							最大乾燥密度 (13mm以下) ρ_{dmax} (g/cm ³)	最適含水比 (13mm以下) w_{opt} (%)
K市焼却主灰	0	-	2.608	122.9	9.2	22.0	1.361	29.3
	30		2.594	85.7	6.4	16.0	1.379	29.8
	90		2.575	143.8	10.5	18.9	1.410	27.7
	365		2.565	145.9	8.8	21.2	1.352	28.3
	730		2.537	120.0	3.7	24.6	1.291	32.1
F市焼却主灰	0	-	2.507	109.6	1.9	25.9	1.390	25.7
	30	密	2.604	112.8	3.4	21.7	1.355	27.7
		緩い	2.609	112.8	4.1	21.2	1.313	29.5
	90	密	2.607	62.5	1.4	24.9	1.288	29.3
		緩い	2.480	129.0	3.4	23.0	1.224	33.3
	365	密	2.517	155.3	3.6	24.7	1.297	31.2
緩い		-	-	-	24.4	1.203	32.6	

b. 路盤材としての適用性

図 63(a)、(b)に各焼却灰主の修正 CBR 試験結果を示す。図 63(a)より、K 市焼却主灰はエージング処理を施しても、最大乾燥密度と最適含水比はほぼ同様の値を示していることが分かる。一方、F 市焼却主灰においては、エージング日数が増加すると共に、最大乾燥密度は減少し、最適含水比は増加する傾向を示した。また、密なマウンドより、緩いマウンドの方がその傾向が顕著に現れている。図 64(a)～(c)には、各試料のエージング日数と修正 CBR 値の関係を示す。締固め度 (D_c) 95%に締固めた K 市と F 市の焼却主灰は、エージング日数の増加に伴い、修正 CBR 値は減少傾向を示しており、処理日数が増加することで上層路盤材としての品質基準¹⁾ (80%以上) を下回る可能性がある。処理日数の増加と共に修正 CBR 値が減少する理由として、図 65 に示すエージングマウンドの経時的な簡易支持力試験結果より、エージングマウンドは処理中に焼却主灰が持つ自硬性の効果¹⁰⁾によってマウンドが固結していることが分かる。そのため、マウンドから主灰を採取する際には、つるはしやバックホウ等でマウンド掘削を行い試料の採取をする。採取された試料は写真 5 のように大きな塊となっており、供試体作製は固結した試料を一度解砕した後、再度突固めを行い供試体の作製を行うため、この解砕によって生じる粒度分布の変化や粘着力の減少が修正 CBR 値の低下する要因になったと考えられる。しかしながら、 $D_c=90$ 、95%に締固めた焼却主灰改質資材は発生地域・エージング日数に関わらず、下層路盤材 (品質基準: 30%以上) として有効利用できることが示された。

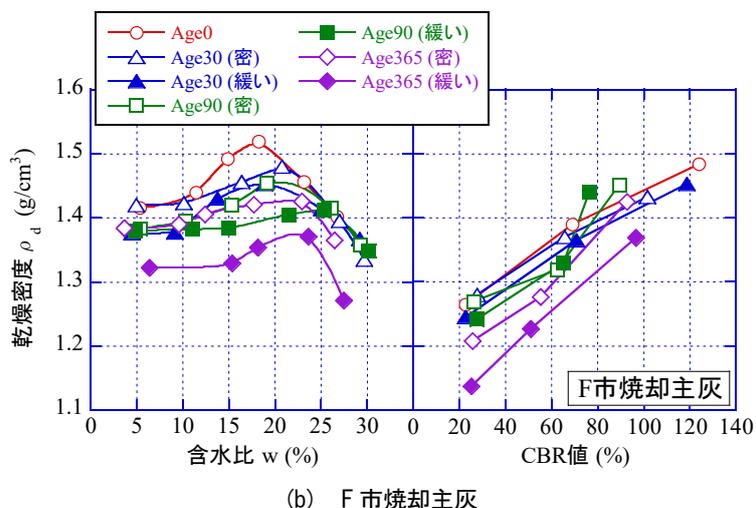
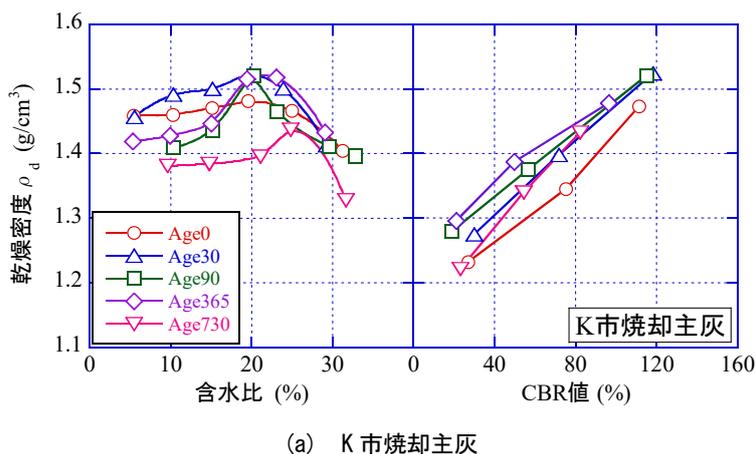
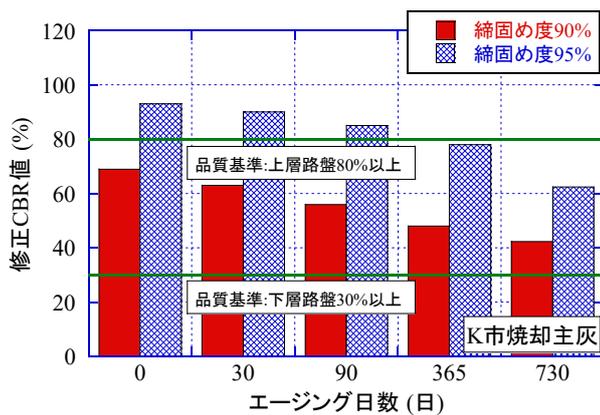
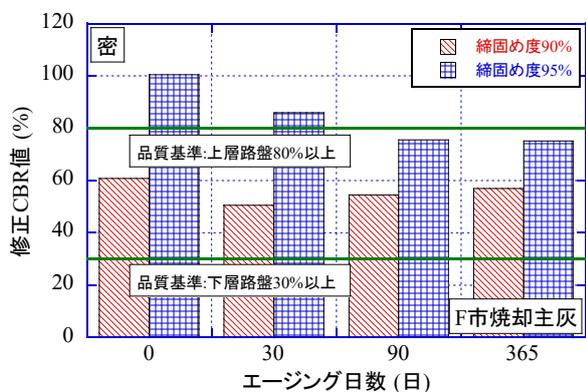


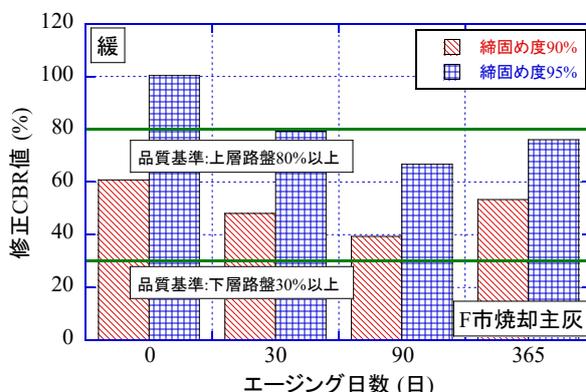
図 63 修正 CBR 試験結果



(a) K市焼却主灰



(b) F市焼却主灰 (密なマウンド)



(c) F市焼却主灰 (緩いマウンド)

図 64 エージング日数と修正 CBR 値の関係



写真 5 エージングマウンドから採取した焼却主灰

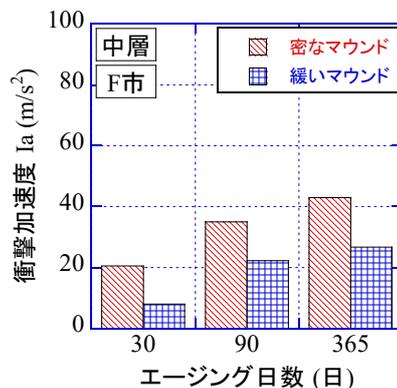


図 65 エージング日数と衝撃加速度の関係

c. 盛土材としての適用性

図 66 (a)、(b) に定圧一面せん断試験より得られた締固め度 95% 時のエージング日数と強度定数の関係を示す。焼却主灰改質資材の強度定数において、エージング日数やマウンド密度の違いがせん断抵抗角に及ぼす影響は小さいことが分かる。その一方で、粘着力は処理日数の経過に伴い減少する傾向を示した。これは、エージング処理時に十分に水和反応が進み固結した試料を解砕して採取するため、焼却主灰自身が

持っていた粘着力成分が失われたことが要因と考えられる。しかしながら、いずれの試料も盛土材料としての目安となる強度定数よりも高い値を示しており、有効利用が可能なことを示唆している。

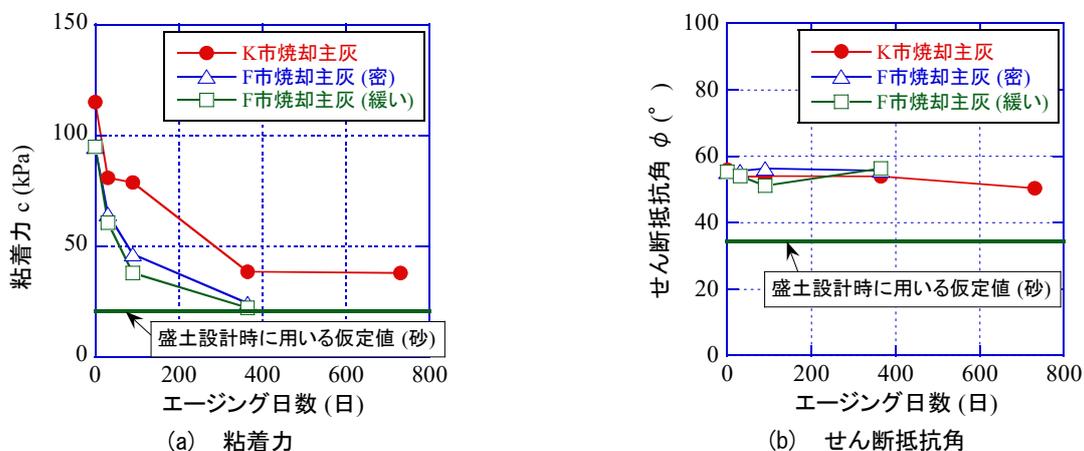


図 66 エージング日数と強度定数の関係 ($D_c=95\%$)

d. 焼却灰の自硬性

焼却灰には Ca などの無機系化合物を含有しており、時間の経過と共に固結する効果を有している²⁾。表 22 に K 市焼却主灰の化学組成を示す。焼却主灰の化学組成は、 SiO_2 、 CaO 、 Al_2O_3 を多く含有しており、セメントの化学組成とよく似ている。このことから、ガラス状の SiO_2 や Al_2O_3 が、 CaO の水和反応によって生成される水酸化カルシウム ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) と徐々に反応して、カルシウムシリケート水和物等 ($n\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2 \cdot m\text{H}_2\text{O}$) を生成する。この反応をポズラン反応といい、このポズラン反応が発現することで自硬性が発現するのではないかと考えられる。今回、実験に用いたエージング処理焼却主灰の化学組成をみると、Age0 の焼却主灰と比べてエージング処理を施すことで Al_2O_3 、 CaO 等の量が減少しており、これは降雨による洗い流し効果が影響したと考えられる。そのため、エージング処理した焼却主灰は固結能力が低下することが考えられる。

表 22 化学組成 (K 市焼却主灰 : 2015 年 9 月採取)

項目	単位	試料			
		Age0	Age30	Age90	Age365
SiO_2	%	28.9	31.8	54.0	46.6
CaO	%	25.8	24.0	16.0	17.8
Al_2O_3	%	13.4	13.0	7.8	11.7
Fe_2O_3	%	5.0	8.2	2.9	4.1
MgO	%	2.9	2.3	1.0	1.1
Na_2O	%	2.4	1.1	2.6	1.8
K_2O	%	3.3	3.0	2.3	4.0
ZnO	%	0.3	0.7	0.5	0.8
TiO_2	%	2.1	1.2	4.3	1.1
CuO	%	0.1	0.4	0.1	0.1
PbO	%	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満

焼却灰の自硬性による強度発現は、将来的に焼却灰を地盤材料として利用する場合の設計強度をはじめ、材料定数、安定化材添加量、長期的な耐久性や安全性を考える上で非常に重要な因子となる。そこで本研究では、エージング処理により改質した焼却主灰の長期的な強度特性を把握するため、一軸圧縮試

験 (JIS A 1216) を行って評価した。また、今回、固化材混合による固化効果の変化も確認するため、焼却主灰単体だけでなく、高炉セメント B 種 (以下、BB) を焼却主灰の乾燥質量に対して重量比で 3% 添加したもので供試体の作製を行った。図 67(a)、(b) に K 焼却主灰のエージング日数と一軸圧縮強さの関係を示す。まず、固化材を添加していない (BB=0%) 焼却主灰改質資材の結果を見ると、いずれのエージング日数においても養生日数増加に伴い一軸圧縮強さは大きくなるのが分かる。また、いずれのエージング日数においても養生 28 日まででは水和反応が十分に進行していないため一軸圧縮強さに大きな差は見られなかった。しかしながら、養生 91 日以降においては、エージング処理を施していない未処理の焼却主灰の一軸圧縮強さが顕著に増加し、エージング処理を施した焼却主灰の強度発現は小さいことが分かる。エージング処理した焼却主灰の一軸圧縮強さが小さかった理由として、写真 5 に示すエージングマウンドからの試料採取状況を見ると、十分に水和反応が進んで固化した焼却主灰を掘削した場合、個々に掘削された焼却主灰の単粒子自体は強固な塊状を呈するものの、その後の粒子間の膠着力が失われるため、再度突固めて供試体を作製しても強度発現は小さくなったと考える。次に、図 67(b) に示す BB=3% 添加した焼却主灰改質資材の結果を見ると、いずれのエージング日数においても養生日数増加に伴い一軸圧縮強さが大きくなるのが分かる。また、エージング日数が増加するほどセメントとの反応が改善され、強度が増加する傾向が見られた。この理由の一つとして、セメントの凝結を阻害する銅、鉛、亜鉛などの化合物が洗い流されたことや不溶化されたことによって、セメントとの反応が促進された可能性等が考えられる¹¹⁾。

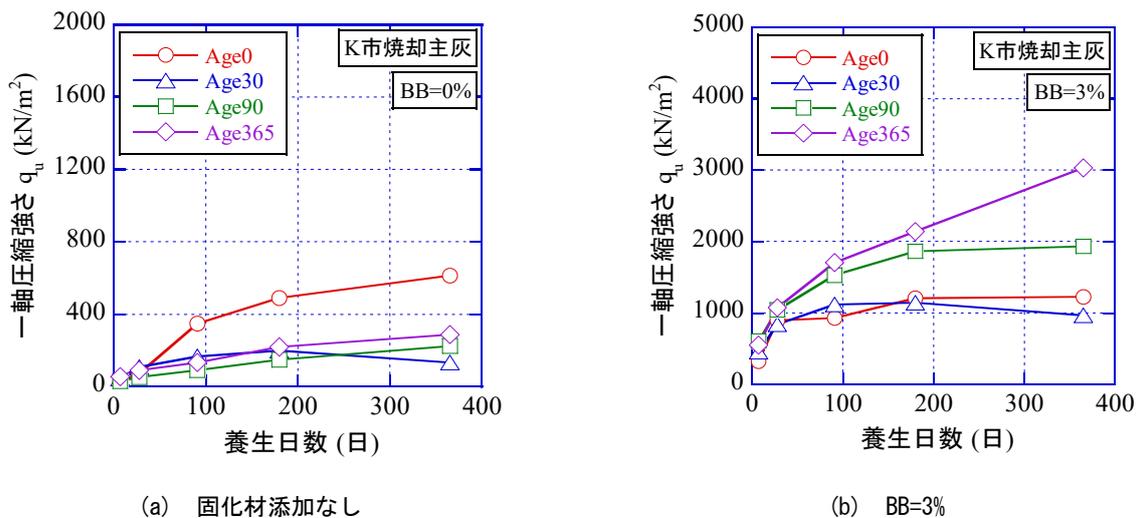


図 67 エージング日数と一軸圧縮強さの関係 (K 市焼却主灰)

(10) 固化・不溶化と解砕処理による焼却主灰の改質 (サブテーマ2・第4部)

1) はじめに

本章では、汚染土壌の不溶化対策として用いられているマグネシウム系固化材 (以下、MgO という。) に
 なる固化・不溶化処理を焼却主灰に適用して改質する手法を検討した。MgO による固化・不溶化処理では、図
 68 に示すように MgO を混合し締固めることによって地盤材料として利用する方法 (固化・不溶化処理とい
 う。) と、一旦焼却主灰を固化した後に解砕処理を施す方法 (解砕処理という。) が考えられることから、
 それぞれの状態について地盤材料の適用性および環境安全性の評価を行った。



図 68 固化解砕処理の流れ

2) 方法

a. 試料

固化・不溶化処理では、2015年6月にF市の清掃工場で採取した焼却主灰A、および、2013年5月に同
 じ清掃工場で採取した焼却主灰Bの2種類の焼却主灰を用いた。解砕処理では、焼却主灰Bを13mm以下に
 粒度調整したものを使用した。図69に粒径加積曲線、表23に化学組成をそれぞれ示す。

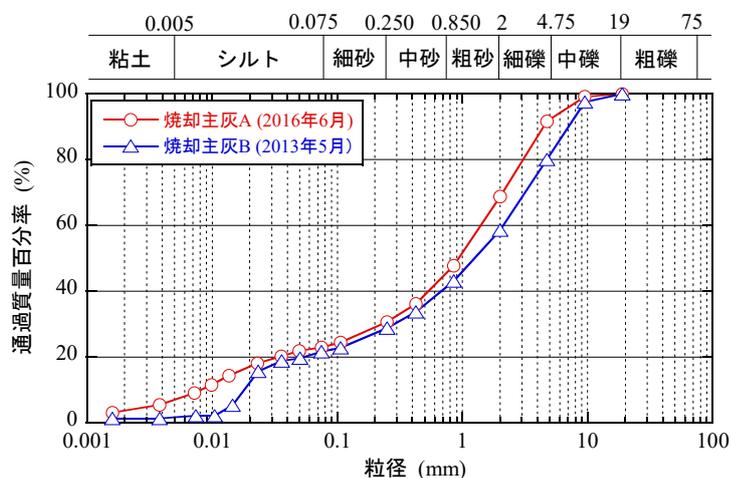


図 69 粒径加積曲線 (F市焼却主灰)

表 23 化学組成 (F市焼却主灰)

項目	単位	試料	
		焼却主灰A	焼却主灰B
SiO ₂	%	30.5	49.8
CaO	%	24.6	15.2
Al ₂ O ₃	%	11	8.2
Fe ₂ O ₃	%	5.4	1.9
MgO	%	2.7	0.9
Na ₂ O	%	2.3	2.4
K ₂ O	%	2.9	3.2
ZnO	%	0.4	0.8
TiO ₂	%	1.3	1
CuO	%	0.2	0.6
PbO	%	0.1 未満	0.1 未満

b. 固化・不溶化処理

MgO は特性が異なる4種類のものを用いた。各MgOの特性を表24に示す。表25に固化・不溶化処理条件
 を示す。供試体作製においては、焼却主灰を9.5mm以下に粒度調整したものを使用した。焼却主灰を最適
 含水比に調整後、表に示す添加率のMgOを焼却主灰の乾燥質量に対して重量比で添加した。その後、ホバ
 ートミキサーで攪拌し、モールド(φ=5cm、h=10cm)に突き固め層数3層となるように試料を入れ、1.5kgラ

ランマーを用いて落下高さ 20cm とし、各層 12 回突き固めた。このとき供試体密度は MgO 添加量の増加に伴わずかに減少したが、ほぼ同一であった。供試体作製後、ラップで密封して 20°C 一定の恒温室で 7、28 日間気中養生させたものについて一軸圧縮試験を行い、さらに、一軸圧縮試験後の試料について環告 46 号溶出試験を行った。

表 24 各 MgO の特性

	MgO(a)	MgO(b)	MgO(c)	MgO(d)
主成分	軽焼マグネシア	軽焼マグネシア	Ca/Mg/Fe/Al系複合材	特殊無機系化合物
対象物質	Pb, Cd, As, F, B	Pb, Cd	Pb, Cd, As, F, B, Ag, Cr ⁶⁺	Pb, As, F, Cr ⁶⁺
pH	9~10	9~10	9~11	中性
不溶化の種類	封じ込め	封じ込め	吸着、封じ込め	吸着
比表面積(cm ² /g)	14000~16000	9000~11000	4200±500	-
適用範囲	<ul style="list-style-type: none"> ・自然由来汚染土壌 ・重金属類が溶出するトンネル掘削ズリ ・高アルカリ性でない土壌(水和反応を促進させるため) 			<ul style="list-style-type: none"> ・有害物質に汚染された焼却灰

表 25 実験条件 (F 市焼却主灰)

試料	最適含水比 W _{opt}	MgOの種類	添加率 (%)	養生条件	養生日数 (日)
焼却主灰A	23.3	MgO(a)	3, 5, 7	気中養生	7
		MgO(b)			10, 15, 20
		MgO(c)	3, 5, 7		
		MgO(d)			7
焼却主灰B	29.2	MgO(d)	3, 5		7

c. 解砕処理

表 26 に示す配合条件に従って MgO (d) を含水比 w=30%(最適含水比付近)に調整した F 市焼却主灰の乾燥重量に対して重量比で添加した。その後、ホバートミキサーで 4 分間攪拌し、モールド(直径 φ=12.7cm、高さ h=10cm)に突き固め層数が 3 層となるように試料を入れ、2.5kg ランマーを用いて落下高さ 30cm とし、各層 25 回突き固めた。なお、突き固め回数は、突き固めエネルギー $E_c \approx 550 \text{kJ/m}^3$ となるように調整している。供試体作製後に脱型を行い、ラップで密封して 20°C 一定の恒温室で一定期間気中養生させ、初期固化焼却主灰を作製した。一定の養生期間を置いた後、回転式破砕混合混練機¹²⁾により、最大粒径が 13mm 以下になるように解砕した。作製した試料の物理特性を表 27 に示す。解砕までの養生日数は 7 日および 28 日とし、修正 CBR 試験、一面せん断試験、環告 46 号溶出試験を実施した。

表 28 に一面せん断試験条件を示す。本研究では、様々な材料を含み、粒径が大きい解砕処理焼却主灰においても適用可能な中型一面せん断試験を用いた。密に締固めた解砕処理焼却主灰に適用した。供試体の作製は、専用モールド内に最適含水比に調整した試料を 2.5kg ランマーを用いて締固め法により行った。せん断試験は、圧密定圧試験法により、せん断速度 0.3mm/min にて実施した。

表 26 解砕処理焼却主灰作製に用いた配合条件 (F 市焼却主灰)

試料	試料混合条件					
	主材	設定 含水比 (%)	MgO (%)	養生日数 (日)	最大粒径 (mm)	一軸圧縮強さ q _u (kN/m ²)
解砕処理焼却主灰	F市焼却主灰	30	3	7, 28	9.5	755.3 (7days) 874.2 (28days)

表 27 各試料の物理特性

試料	粒子密度 $\rho_s(\text{g/cm}^3)$	均等係数 U_c	曲率係数 U_c'	細粒分含有率 $F_c(\%)$	最大乾燥密度 $\rho_{dmax}(\text{g/cm}^3)$		最適含水比 $w_{opt}(\%)$	
					A-b法	E-b法	A-b法	E-b法
					A-a法	E-a法	A-a法	E-a法
F市焼却主灰	2.581	69.6	2.1	21.6	1.370	1.505	29.2	16.2
解砕処理焼却主灰 (7日解砕)					1.423	1.503	25.1	19.8
解砕処理焼却主灰 (28日解砕)					1.406	1.488	26.9	21.4
K市焼却主灰-0day	2.608	122.9	9.2	22.0	1.361	1.481	29.3	19.6
K市焼却主灰-30day	2.594	85.7	6.4	16.0	1.379	1.523	29.8	19.8
K市焼却主灰-90day	2.575	143.8	10.5	18.9	1.410	1.521	27.7	20.3

表 28 一面せん断試験条件

試料	解砕までの養生日数(日)	最大粒径(mm)	供試体作製方法	試料の状態	載荷圧力(kPa)
解砕処理焼却主灰	7, 28	13mm以下	2.5kgランマー法	最適含水比	50, 100, 150

3) 実験結果および考察

a. 固化・不溶化処理焼却主灰の一軸圧縮特性

図 70(a)～(d)に各添加率における一軸圧縮強さと養生日数の関係を示す。MgO(a)～(c)は、焼却主灰に添加することで、一軸圧縮強さは増加することが分かる。また、いずれも養生を7日から28日に増加させると、一軸圧縮強さが増加傾向にある。しかし、MgO添加率を単純に増加させても、焼却主灰の強度増加には繋がっていない。したがって、焼却主灰に対するMgOの添加には最適な添加率が存在することが示唆される。また、MgO(a)、(b)においては、比表面積は異なるが同じ主成分であることから、養生28日、添加率15%において一軸圧縮強さ $q_u=600\text{kN/m}^2$ と同値かつ最大値を示した。MgO(c)においては、養生28日、添加率7%で一軸圧縮強さは最大を示している。しかし、MgO(a)、(b)と比較すると強度増加は小さいことが分かる。これは、固化作用が発生する際、焼却主灰の非結晶質成分(SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3)がMgOと結合して硬化物を形成するが、比表面積の小さいMgO(c)が最も結合しにくく、強度増加が小さくなったと考えられる。一方、MgO(d)は、本来焼却灰への適用を目的とした固化・不溶化材であることから、どちらの焼却主灰においても、他のMgOと比べて少量の添加で、非常に高い強度発現が見られた。以上の結果より、MgO(d)と比較して、MgO(a)～(c)添加による固化効果はあまり望めないが、一軸圧縮強さ $q_u=98\text{kN/m}^2$ を必要とする盛土材料¹³⁾や $q_u=80\text{kN/m}^2$ (コーン指数 $q_c=400\text{ kN/m}^2$)を必要とする河川堤防¹⁴⁾などへの有効利用の可能性が示唆される。

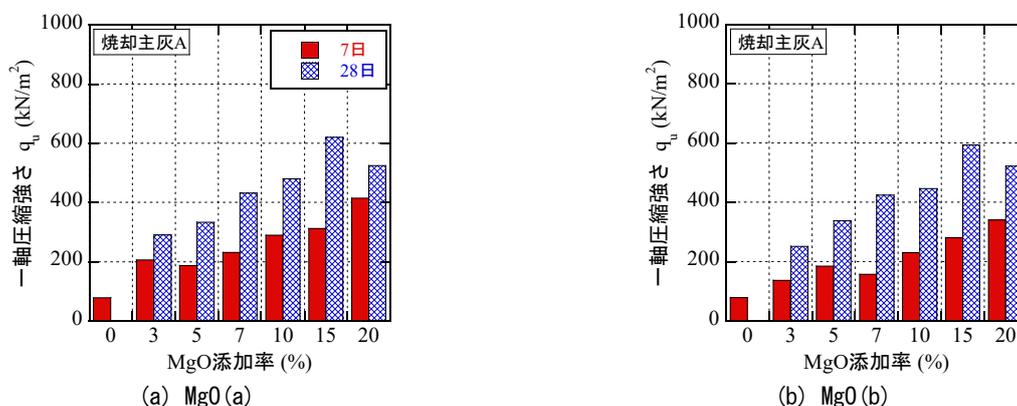


図 70 一軸圧縮試験結果(F市焼却主灰)

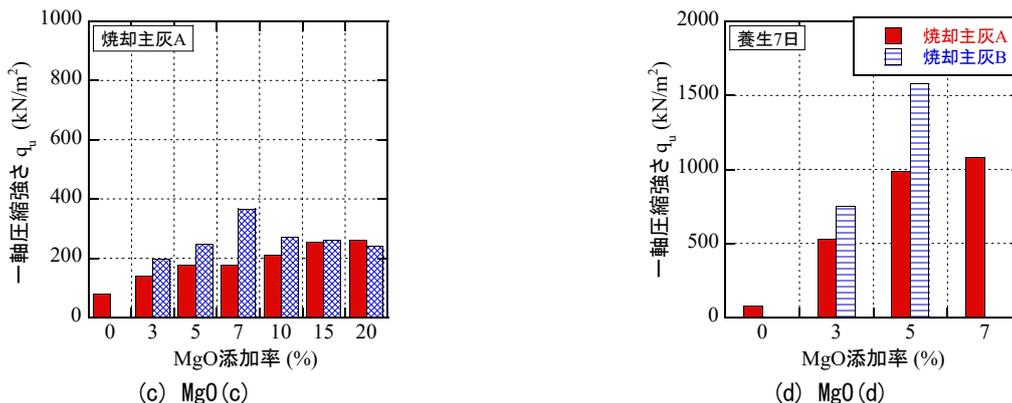


図 70 一軸圧縮試験結果 (F市焼却主灰) (つづき)

b. 固化・不溶化処理焼却主灰の重金属類溶出濃度

表 27 に環告 46 号法試験結果を示す。pH 測定の結果、単味の状態と比べて MgO を添加することで、pH は低下傾向にあるが、いずれも高アルカリ域を示す結果となった。本実験に用いた焼却主灰からは、Cr (VI) は検出されなかった。次に焼却主灰 A の Pb 溶出濃度は、いずれも MgO 添加率が増加するに伴い、Pb 溶出濃度が抑制されていることが分かる。また、MgO(a)、(b)を比較すると、同様の主成分だが、MgO(a)の方がより不溶化効果が期待できることが分かる。これは比表面積が MgO(a)の方が大きいため、多量の水酸化物鉱物が形成され、封じ込め効果が促進されたと考えられる。また、MgO(c)が最も不溶化効果がみられた要因として、MgO(c)は不溶化の種類として封じ込め効果に加え Fe₂O₃ や Al₂O₃ がもたらす吸着効果があるため、主灰中の Pb²⁺が Fe(OH)₃、Al(OH)₃などの水酸化物鉱物の表面の OH に吸着されたと考えられる。MgO(d)は、他の MgO と比べて少量しか添加しなかったにも関わらず、最も不溶化効果が現われた。しかし、焼却主灰 B では N.D. が得られたが、焼却主灰 A では土壤環境基準値以下まで不溶化することができなかった。焼却主灰 A は、未処理の際の溶出濃度が 3.1 mg/L と非常に高いことが一つの原因と考えられる。

c. 解砕処理焼却主灰の路盤材としての適用性

図 71 に修正 CBR 試験結果、表 28 に修正 CBR 値を示す。日本道路協会⁹⁾における規定では上層路盤は 95%修正 CBR 値 80%以上、路床や下層路盤は 30%以上で使用可能とされている。解砕処理焼却主灰の 95%修正 CBR 値は、解砕日数の違いに関係なく 100%以上となり路盤材としての基準値を満たしていることが明らかとなった。

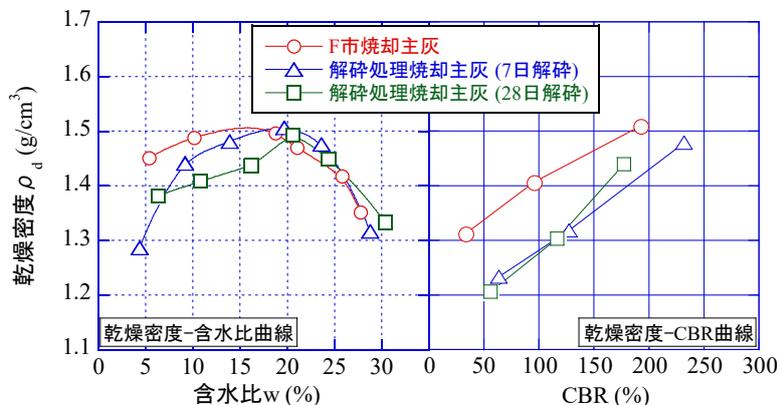


図 71 修正 CBR 試験結果 (解砕処理焼却主灰)

表 27 環告 46 号法試験結果 (F 市焼却主灰)

試料	MgO	添加率 (%)	養生日数 (日)	pH	Pb (mg/L)	
焼却主灰A	-	0	7	12.68	3.10	
	MgO(a)	10		12.74	0.55	
		15		12.72	0.51	
		20		12.68	0.40	
	MgO(b)	10		12.61	0.91	
		15		12.59	0.62	
		20		12.59	0.42	
	MgO(c)	10		12.72	0.91	
		15		12.70	0.58	
		20		12.67	0.35	
	MgO(d)	3	12.31	0.83		
		5	12.31	0.58		
		7	12.30	0.43		
	焼却主灰B	MgO(a)	10	28	12.61	0.53
			15		12.57	0.27
			20		12.48	0.20
		MgO(b)	10		12.59	0.69
			15		12.59	0.33
			20		12.59	0.32
		MgO(c)	10		12.52	0.82
15			12.47		0.53	
20			12.37		0.17	
焼却主灰B		-	-		-	12.70
	MgO(d)	3	7	11.76	N.D.	
5		11.38		N.D.		
土壌環境基準	-	-	-	-	0.01	

表 28 修正 CBR 値
(解砕処理焼却主灰)

試料	修正95%CBR値	修正90%CBR値
F市焼却主灰	118	62.1
解砕処理焼却主灰 (7日解砕)	195	150
解砕処理焼却主灰 (28日解砕)	165	130

d. 解砕処理焼却主灰の土工材料としての適用性

図 72 (a)～(c)に未処理の F 市焼却主灰、不溶化固化養生日数 7、28 日解砕処理焼却主灰のせん断試験結果を示す。未処理および固化・解砕処理焼却主灰のせん断挙動は、低垂直応力において、解砕処理焼却主灰の方がピーク強度も大きく、ピーク時のせん断変位も小さく剛性も大きいことがわかる。しかし、垂直応力の増加に伴い、明確なピーク強度を示さなくなっていることがわかる。これは、焼却主灰粒子の破碎¹⁰⁾がせん断時に生じたことがその理由である。また、一旦固化処理を行った解砕処理後において破碎性が大きく、その傾向はわずかに強いことがわかる。一方、せん断時の体積変化は、いずれの焼却主灰も垂直応力の増加の増加とともに膨張傾向が小さくなり、灰の粒子破碎の影響が現われ、膨張傾向から収縮傾向に転じていることがわかる。また、その傾向は未処理の焼却主灰の方が顕著である。これは、一旦固化処理したことによって灰粒子強度が強くなった影響と考えられる。表 29 にこれらの結果から得られた各灰の強度定数と同じ装置で行ったまさ土の結果を示す。各処理主灰の強度定数は、まさ土より大きく、解砕処理された灰の方が僅かながらせん断抵抗角が大きいことがわかる。今回のせん断試験の結果、解砕処理主灰は強度定数からみると一般の土質材料以上の強度特性を有している。しかしながら、解砕処理主灰は拘束

圧依存性があり、灰粒子の破碎が生じる材料であるため、土工材として利用する際にはこの点に配慮が必要である。

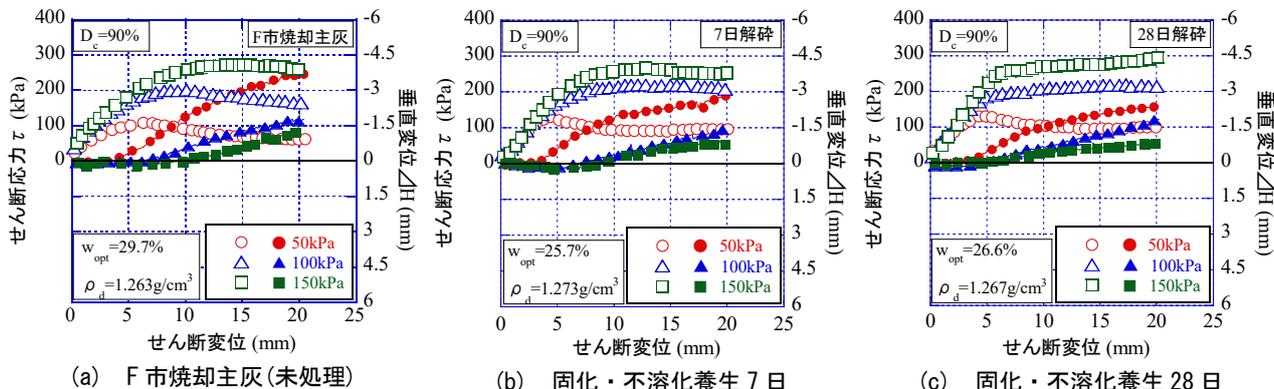


図 72 一面せん断試験結果 (解砕処理焼却主灰)

e. 解砕処理焼却主灰の環境安全性

表 30 に解砕処理焼却主灰の溶出試験結果を示す。未処理の焼却主灰は pH が高アルカリ性を示し、Pb の溶出は土壤環境基準値を満たしていないことがわかる。しかし、MgO によって不溶化固化し解砕処理した焼却主灰は解砕までの養生日数の違いに関係なく pH は低い値を示し、Pb の溶出は見られなかった。Cr(VI) の溶出についても土壤環境基準値以下であることがわかる。以上の結果から、解砕処理により高品質化した焼却主灰は環境安全面においても、地盤材料として十分に有効利用できる材料であることが示唆された。

表 29 強度定数 (解砕処理焼却主灰)

試料	強度定数	
	せん断抵抗角 ϕ (°)	粘着力 c (kPa)
F市焼却主灰	55.4	46.5
解砕処理焼却主灰 (7日解砕)	59.3	34.3
解砕処理焼却主灰 (28日解砕)	61.4	32.3
まさ土	46.7	22.7

表 30 溶出試験結果 (解砕処理焼却主灰)

試料	pH	Pb (mg/L)	Cr(VI) (mg/L)
F市焼却主灰	12.70	0.40	N.D
解砕処理焼却主灰 (7日解砕)	11.76	N.D	0.02
解砕処理焼却主灰 (28日解砕)	11.76	N.D	0.02
土壤環境基準値	—	0.01	0.05

4) エージング処理との比較

図 73 に各不溶化方法により高品質化させた焼却主灰の修正 95%CBR 値を示す。いずれの不溶化方法においても修正 95%CBR 値は 80%以上であり日本道路協会で規定されている上層路盤の品質基準を満足している。特に解砕処理焼却主灰の修正 95%CBR 値は未処理の焼却主灰に比べて最大で 80%程大きくなっており、解砕処理の有用性が示唆された。図 74 に各不溶化方法により高品質化させた焼却主灰の強度定数を示す。各不溶化方法により処理された焼却主灰は未処理の焼却主灰の強度定数と比較してもほぼ同程度の値を有している。さらに一般的な土質材料として用いたまさ土より大きな値となっており、固化解砕処理およびエージング処理による高品質化の有用性が示唆された。

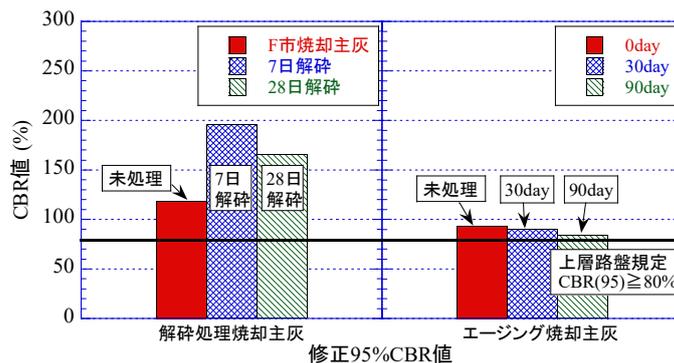


図 73 解砕処理焼却主灰の修正 95%CBR 値

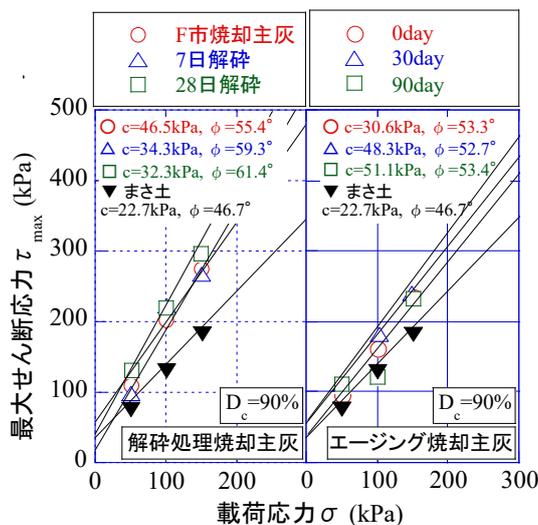


図 74 解砕処理焼却主灰の強度

焼却主灰改質資材の評価を表 31 に示す。固化解砕処理は特に路盤材としての性能が優れている。また、不溶化に要する時間もかからないので震災時の復興に伴う土木資材不足など緊急時の代替材としても有効利用可能である。その反面で不溶化を行う際のコストや作業の手間がかかる。エージング処理は、不溶化処理を行うコスト面で優れているが不溶化させるまでに時間がかかる。そのため、各不溶化方法は焼却主灰の利用用途または情勢状況に合わせた適切な対処が必要である。

表 31 焼却主灰改質資材の評価

項目		試料名		
		解砕処理焼却主灰	エージング焼却主灰	一般廃棄物焼却主灰
土木資材としての品質	路盤材	◎	○	△
	土工材料	○	○	△
環境負荷		○	○	×
早期不溶化		◎	△	
経済性		△	◎	
作業効率性		△	○	
仮置き場の必要性		△	△	
材料供給態勢		△	△	

◎: (土木資材・その他:そのまま使用可能・特に優れている)
 ○: (土木資材・その他:適切な対策を行えば使用可能・優れている)
 △: (土木資材・その他:○に対して対策の時間及びコスト等がかかる)
 ×: (土木資材・その他:使用不可・見直しが必要)

(1 1) カラム通水試験と pH 依存性試験によるエージング処理した焼却主灰の長期安定性の検討 (サブテーマ 3・第 1 部)

1) はじめに

エージング処理を適切に実施することにより、土壤環境基準を参照するための溶出試験方法である環告 46 号に合格できることが明らかとなった。ただし、環告 46 号からは 1 回の試験実施につき 1 データしか得られず、路盤材や地盤材料の実際の環境条件を十分に模擬しているとは考え難い。そこで有効利用シナリオとして、雨水や地下水との連続的な接触を想定した上向流カラム通水試験と、酸性雨やアルカリ資材接触水との接触による pH 条件の変化を想定した pH 依存性試験を適用し、エージング処理した焼却主灰の長期安定性について検討を行った。

2) 方法

a. カラム通水試験

図 75 に示す上向流カラム通水試験を用いて経時的な溶出挙動の把握を行った。本研究では、ISO/CEN 規格¹⁵⁾に基づき試験を行った。試料を 5 層に分け、最終充填高さが 30 ± 5 cm になるように充填した。突固めは直径 3 cm、重さ 125 g のランマーを高さ約 20 cm から各層 3 回落下させて供試体作製後、カラムの下端から通水速度約 20 mL/min で飽和させ、2 日間以上静置させている。飽和過程終了後通水速度が 12 ± 1.6 mL/h となるように調整を行い、通水を開始し、所定の分画で浸出液を採取した。なお、採水タンク内は空気に接触して浸出液の pH に影響を与えることがないように、窒素で封入している。採取した浸出液は吸引濾過を行い、EC (電気伝導度)、pH、Pb、Cr(VI) の測定を行った。

b. pH 依存性試験

図 76 に示す pH 自動調整装置を用いて、pH 依存性試験を実施した。本試験では、pH を 4 段階 (pH4、7、10、13) に変化させて重金属類の溶出挙動を測定した。pH 調整薬には硝酸 (5M HNO_3 、 1M HNO_3) と水酸化ナトリウム (5N NaOH) を用いている。試験方法は連続調整方式¹⁶⁾に倣い、事前に予備実験をして pH 調整薬の添加量を把握し、48 時間攪拌後の液固比が 10 となるよう純水と焼却主灰の分量を調整した。調整後、48 時間攪拌を行い、遠心分離する。その後濾過を行い、pH を測定した。その後、環告 46 号法試験と同様の方法で重金属の測定を行った。

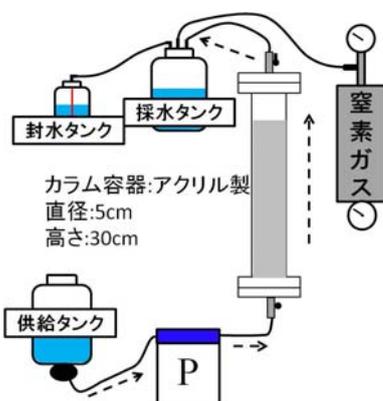


図 75 上向流カラム試験装置の概要

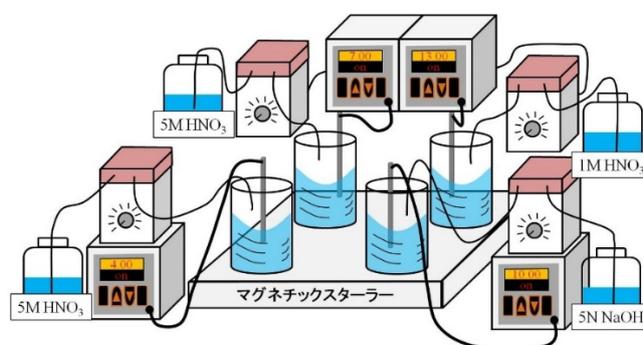


図 76 pH 自動調整装置の概要

3) 結果

a. カラム通水試験

図 77(a)～(d)にカラム試験結果を示す。浸出液の pH は、いずれも初期段階で減少し、その後、液固比の増加に伴い緩やかに低下する傾向にある。また、エージング日数の増加に伴い pH の初期値が低下しており、これはエージングの効果によるものと考えられる。鉛 (Pb) やホウ素 (B) は、pH の変化と同様に溶出初期の濃度が最も高く、低液固比領域において減少幅が大きく、その後は一定値に収束する傾向を示すことが分かる。カドミウム (Cd) は、いずれの液固比においても溶出が見られないことが分かる。以上のことから、エージング処理焼却灰は、いずれも初期段階の溶出濃度が高い点に注意を払う必要があり、長期的に溶出する可能性は低いと考えられる。

b. pH 依存性試験

図 78(a)～(c)に pH 依存性試験結果を示す。pH を 4 段階 (pH4、7、10、13) に変動させた場合、Pb (鉛) は両性金属であるため、いずれのエージング日数においても pH が酸性・アルカリ側へのシフトに伴って、Pb (鉛) 溶出量は増加傾向にあることが分かる。しかし、pH7、10 の中性域においてはエージング日数に関係なく、Pb (鉛) の溶出は見られなかった。一方、B (ホウ素) の溶出量は、いずれの pH 変動においても、溶出が確認され、エージング日数の違いに伴う不溶化効果はあまり見られなかった。しかし、pH13 であるアルカリ側においては、溶出量がエージング 0 日と比べてエージング処理を 90、365 日間施した焼却主灰の方が溶出量は抑制されており、エージング処理による効果と考えられる。また、Cd (カドミウム) は酸性域において溶出しやすい傾向にあり、本研究からもその傾向が顕著に現れていることが分かる。しかしながら、pH を変動させる前の pH12 付近では Cd の溶出は見られなかったことより、極端に pH が低くならない限り、Cd (カドミウム) 溶出の危険性は低いと言える。

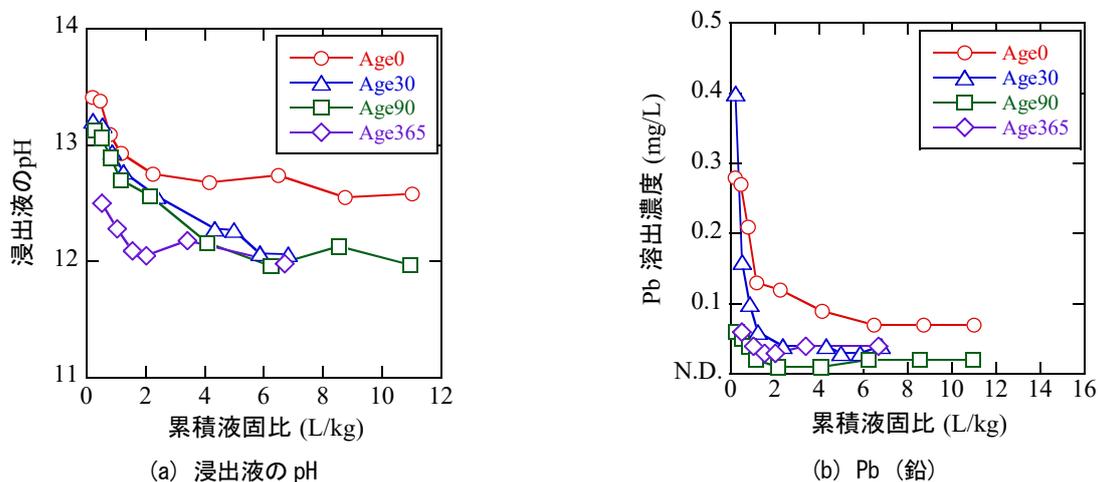


図 77 カラム試験結果 (K 市焼却主灰)

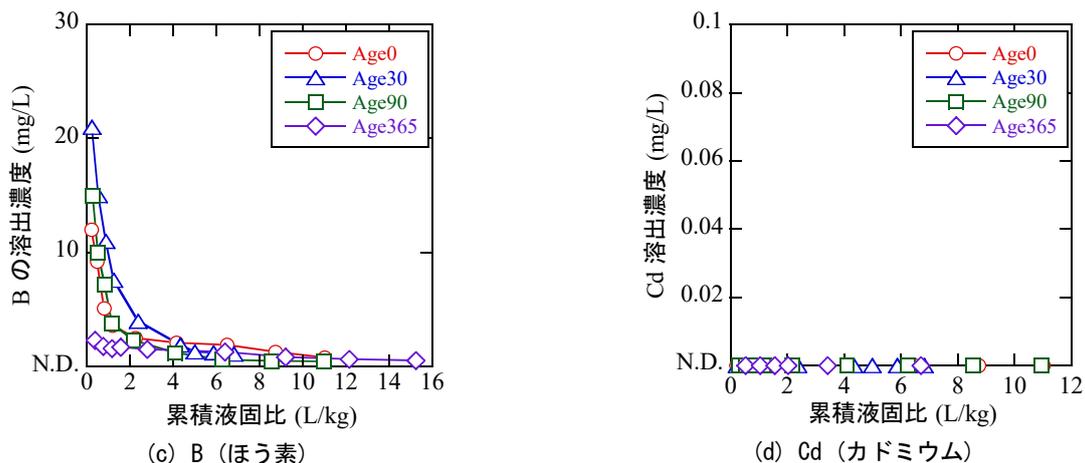


図 77 カラム試験結果 (K市焼却主灰) (つづき)

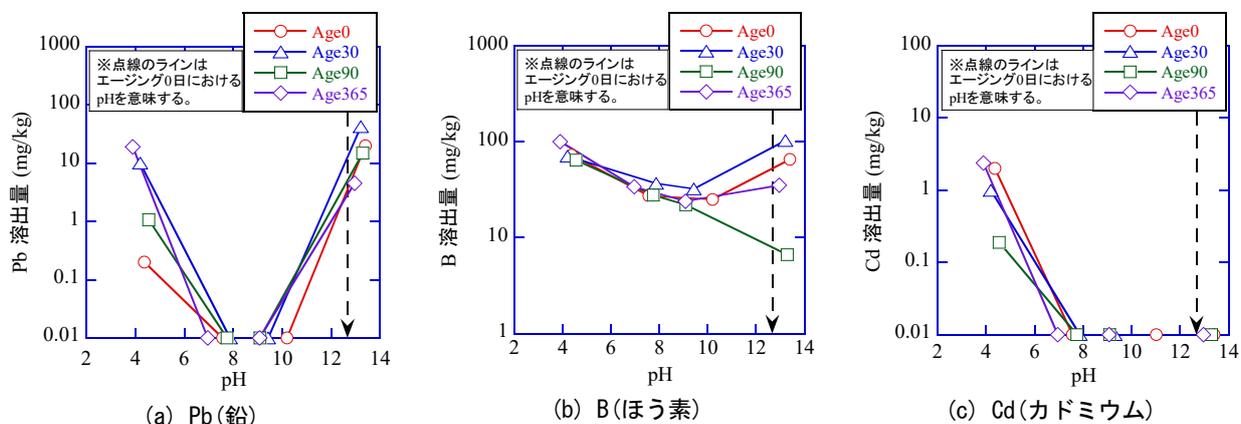


図 78 pH 依存性試験結果 (K市焼却主灰)

(1 2) 逐次抽出法による埋立地ボーリングコア試料の評価 (サブテーマ 3・第 2 部) (サブテーマ 3 の一部)

1) はじめに

焼却残渣中重金属の長期安定性について検討するため、最終処分場で採取したボーリングコア試料に逐次抽出法を適用した。逐次抽出法は 1 つの試料に対し抽出溶媒を変えて段階的に抽出を行うことにより、化学形態の異なる画分を抽出しようとする方法である。土壌試料を対象に開発された方法であるが、現在では汚泥や焼却灰といった廃棄物にも適用された報告¹⁷⁾がある。

2) 方法

最終処分場 A (エージングヤードサイト A を設置した最終処分場) において、深さ 2 m 地点のボーリングコアを採取して逐次抽出試験を実施した。ボーリングコア試料は焼却灰を主とする箇所と不燃残渣を含む箇所とが見られたが、このうち焼却灰様の部分を選んで試験を行った。また、採取当日に最終処分場に搬

入された焼却主灰を採取して同様の評価を行い、ボーリングコアの結果と比較を行った。逐次抽出試験方法の概要を表 32 に示す。試験の繰り返し回数は 3 回とし、平均値を採用した。

表 32 逐次抽出試験方法¹⁷⁾

	画分名	抽出操作方法
F1	水溶性	試料 10 g を秤量し、精製水 100 mL を入れ、6 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F2	イオン交換態	F1 の残渣と 1M 酢酸アンモニウム 100 mL を入れ、18 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F3	炭酸塩態	F2 の残渣を 105°C で 2-3 時間乾燥させ、酢酸で pH5 に調整した 1M 酢酸ナトリウム 100 mL を入れ、18 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F4	酸化物態	F3 の残渣を 105°C で 2-3 時間乾燥させ、体積で酢酸を 25% 含む 0.2M 塩酸ヒドロキシルアミン溶液 100 mL を入れ、約 85°C の恒温振とう機で 18 時間反復振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F5	有機物・硫化物態 (土壌のみに適用)	F4 の残渣を 105°C で 2-3 時間乾燥させ、30% 過酸化水素水 (0.02M 硝酸で pH 2 に調整したもの) 50 mL を入れ、約 85°C の恒温振とう機で 2 時間振とうする。冷却後、体積で硝酸を 11.1% 含む 1.78M 酢酸アンモニウム溶液 100 mL を加え、30 分室温で振とう後、遠心分離し、上澄み液と残渣をそれぞれ採取する。
F6	残留物態	F5 の残渣を 105°C で 2-3 時間乾燥させ、0.5 g を秤量し、濃硝酸 2.5 mL と濃塩酸 7.5 mL を順に加え、時計皿で覆い 120°C に加温し反応が終了するまで分解する。5B ろ紙で固液分離し上澄み液を採取する。

3) 結果と考察

図 79 および図 80 に、ボーリングコアと当日搬入された焼却主灰の逐次抽出試験結果をそれぞれ示す。ボーリングコア試料 (図 29) では、Cu、Zn、Ca、Cd がイオン交換態を 20-40% 程度含み、さらに酸化物態と有機物態を含む点が類似している。Ca は炭酸塩態の割合も 20% 程度と高く、また Cd は残留物にほとんど検出されなかった。Pb は酸化物態と残留物態が主な形態であった。Al、Fe、Cr、Ti は酸化物態、有機物・硫化物態および残留物態が多くを占めており、移動性は低いことが示唆される。この結果を当日搬入された焼却主灰と比較すると、データの得られた Cu、Zn、Ca についてはイオン交換態の割合がボーリングコアの結果よりも低い傾向が見られる。イオン交換態は溶出可能性としては水溶性画分について高いことから、今回の結果からは、溶解性がやや高まっていると見ることも可能である。また、いずれの元素についても有機物・硫化物態の割合が多くなっているようである。これは最終処分場内で還元環境に置かれていたことが理由の一つとして考えられるが、全体に占める割合は必ずしも高くはない。サンプル採取後に還元環境を可能な限り保持するなど試料保存方法についても留意する必要があると考えられる。

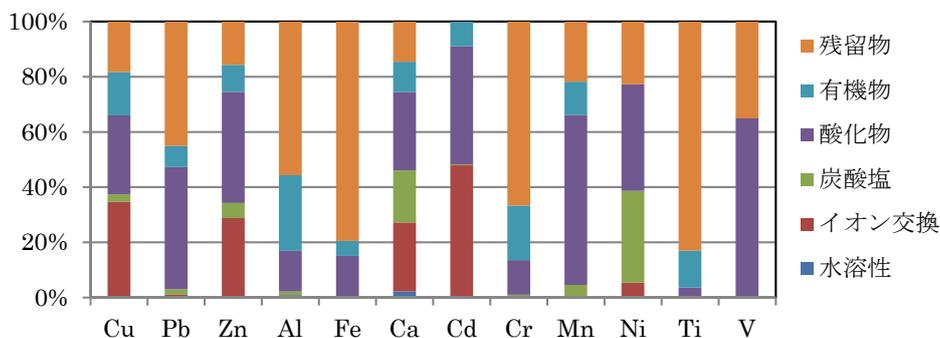


図 79 ボーリングコアの逐次抽出試験結果

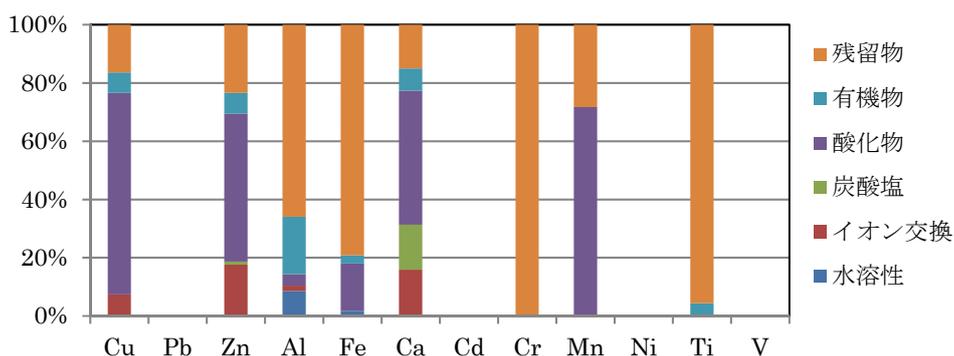


図 80 当日搬入された焼却主灰の逐次抽出試験結果

(13) 都市ごみ焼却飛灰薬剤処理物のカラム試験による長期安定性評価 (サブテーマ 3・第 3 部)

1) はじめに

焼却飛灰中重金属の溶出抑制処理方法として、キレート薬剤を用いた薬剤処理が主流であるが、埋立処分後のキレート剤の長期的な効果は明らかになっていない。そこで本研究では、焼却飛灰に対してキレート薬剤による薬剤処理を実際に行い、最終処分シナリオを想定したカラム試験を実施することにより、キレート処理飛灰の長期的な重金属溶出抑制効果について検討した。

具体的には、キレート処理飛灰および水混練飛灰に対してカラム試験を実施することで、埋立処分後の処理飛灰からの重金属等の溶出挙動を把握することとし、特に、カラム試験において異なる通水条件を設定することによって、降雨の影響（試料の乾湿状態、降雨の強さなど）による重金属等の溶出挙動の違いを評価した。

2) 方法

カラムに充填する試料は、A 市焼却処理施設で実際に焼却処理された際に発生した焼却飛灰を用いて、キレート剤と蒸留水を混練して薬剤処理したキレート処理飛灰（飛灰重量に対するキレート剤添加率 2.5%）と、蒸留水のみを混練した水混練飛灰を作成した。使用したキレート薬剤は、ジチオカルバミン酸基を有する有機系液体キレート剤である。キレート剤の詳細を表 33 に示す。

本研究で行ったカラム試験の試験条件を表 34 に示す。通水する溶媒は蒸留水とし、流量については、CEN/TS 14405 カラム通水試験を参考に、すべてのカラムで 288 mL/日となるようにした。連続通水、間欠通水については、定量送液ポンプを用いて流し、散水はカラム上端からシャワーリングした。カラム試験で採取した検液は、pH、EC、ORP を測定し、吸引濾過を行った後、重金属（Pb、Zn、Cr、Cu、Cd、As、Se）、可溶性塩類（Na、K、Ca）、アニオン類（Cl⁻、SO₄²⁻）、全有機炭素（TOC）を測定した。重金属、可溶性塩類は ICP 発光分光分析装置（SII ナノテクノロジー製、VISTA-MPX）、アニオン類はイオンクロマトグラフ、TOC は全有機炭素分析装置（TOC-V CSH/CSN SHIMADZU）を用いてそれぞれ測定した。

また 60 日間通水した後のカラムを一定期間常温で放置し、再度通水を再開した際の重金属類や TOC の溶出挙動も調べた。通水速度、溶出液の交換方法、各元素の測定は同条件とし、通水再開はカラム試験開始から 120 日後から 9 日間と 254 日後から 9 日間とした。写真 6 にカラム試験の実験装置図を示す。

表 33 カラム試験で使用したキレート薬剤の概要

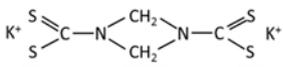
キレートの種類	ピペラジン系液体キレート薬剤
化学式	$K_2C_4H_4N_2S_4$
構造式	
分子量 (g/mol)	310.59
金属イオンとの反応比 (物質質量比)	1 : 1
質量パーセント濃度 (%)	40
密度 (g/mL)	1.25
飛灰重量に対する添加率 (%)	2.5
添加量 (mmol)	17.7

表 34 カラム試験の試験条件

使用カラム	内径 (cm)	5.0
	高さ (cm)	50
充填試料重量 (g)		700
充填高さ (cm)		30
ガラスビーズ層 (cm)		3.0
流し方		下向流
試験期間 (日)		60
通水時間 (/72h)	連続通水	72h
	間欠通水	6 h
	散水	約 25 min
通水速度 (mL/h)	連続通水	12
	間欠通水	144
	散水	—



写真 6 カラム試験装置

3) 結果と考察

a. pH、EC、ORP の挙動

カラム試験の溶出液の pH、EC、ORP の挙動を図 81 に示す。

pH は、3 つの通水条件で共通して pH が 11~14 と高く、焼却飛灰に噴霧されていた消石灰 ($Ca(OH)_2$) が残存していたためであると思われる。連続通水をした試料はキレート処理物・水混練物ともに、試験開始直後の 3 日間で上昇し、その後 pH12.5 付近を推移し、12 日後以降は pH13 付近を推移した。間欠散水の 2 試料は、試験開始 3 日後から 6 日後にかけて pH が下降し、その後 15 日後までは上昇し、18 日後以降は pH13 付近を推移した。散水条件の 2 試料は、他の通水条件と比べて試験開始 6 日後までの pH が高く、9 日後で下降し、それ以降は pH13 付近を推移した。

EC (電気伝導度) は、溶液中のイオンの総量を示す指標である。連続通水では試験開始 2 日後までが 50~60 S/m と高く、3 日後、6 日後で急激に減少し、12 日後以降は 0.80~0.90 S/m で横ばいとなった。間欠散水カ

ラムと散水カラムも試験開始直後の EC が最も高く、連続通水と同じような減少傾向が見られるが、散水の方が3日後から9日後にかけての EC の減少が緩やかであった。

ORP は、水混練飛灰では高く、キレート処理物で低く、キレート処理物が相対的に還元状態にあることが確認された。また、僅かではあるが、ORP は時間の経過とともに上昇傾向にあり、通水とともに酸化されている様子が確認できる。

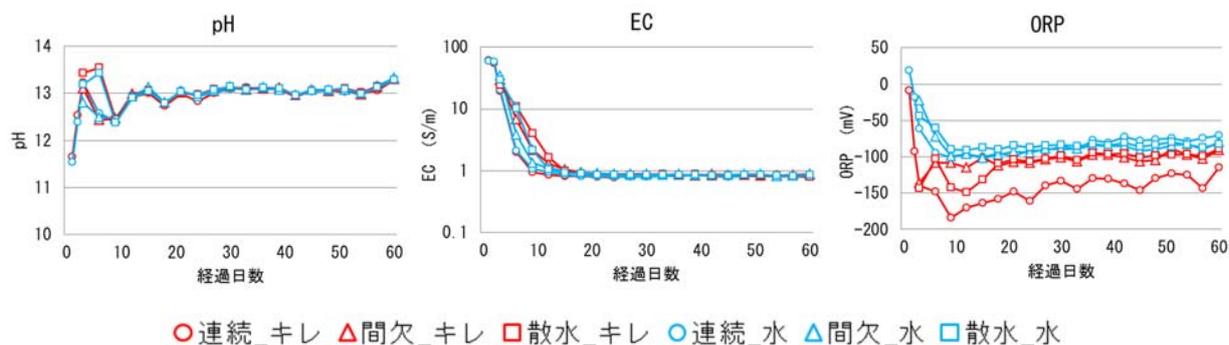


図 81 カラム試験溶出液の pH、EC、ORP

b. 各通水条件での Pb の溶出挙動

連続通水と間欠通水におけるキレート処理飛灰からの Pb の溶出濃度の経時変化を図 82 に示す。試験開始直後の連続通水において、埋立基準値 (0.3 mg/L) のおよそ 300 倍の濃度の Pb が溶出した。両通水条件ともに溶出濃度の増加傾向が見られるが、連続通水の溶出濃度が 0.1 mg/L を上回らなかったのに対し、間欠通水は 9 日後には埋立基準値を超え、試験終了時の溶出濃度は連続通水よりもおよそ 1 オーダー高かった。このことから、試料が常に湿潤状態にある場合に比べて、完全な湿潤状態を維持できない場合、Pb は溶出しやすくなると考えられた。

図 83 に間欠通水と散水における Pb の累積溶出量を示す。通水速度が大きい散水の溶出量の方が多くなると予想されたが、間欠通水の累積溶出量が散水のおよそ 2 倍の量となり、通水速度が大きい方が溶出量は少なくなった。

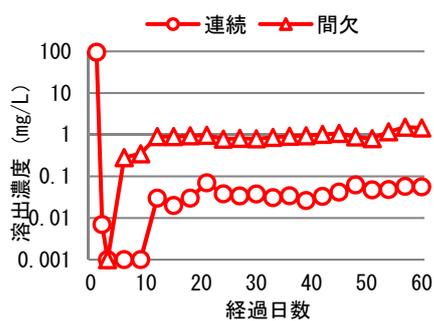


図 82 Pb の溶出濃度の経時変化
(連続通水 vs 間欠通水)

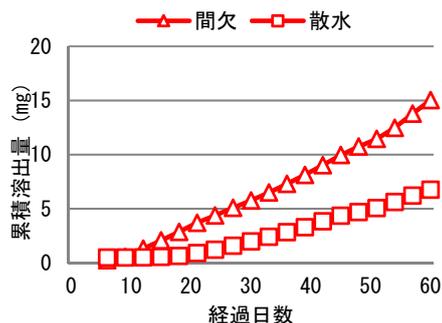


図 83 キレート処理飛灰からの鉛の累積溶出量
(間欠通水 vs 散水)

c. キレート処理飛灰と水混練飛灰からの Pb の溶出挙動

連続通水および間欠通水におけるキレート処理飛灰と水混練飛灰からの Pb 溶出濃度の経時変化を図 84 に示す。連続通水においては、キレート剤の有無に関わらず試験開始直後に溶出濃度が減少し、その後増加した。試験終了時の濃度は、水混練飛灰がキレート処理飛灰よりもおよそ 2 オーダー高かった。間欠通水の試験初期においてキレート処理飛灰の濃度は増加したが、水混練飛灰では逆に減少した。

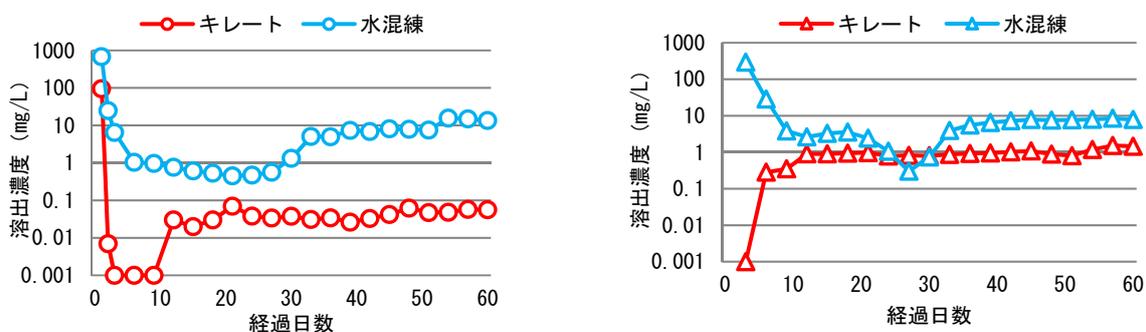


図 84 連続通水(左)および間欠通水(右)における Pb の溶出濃度 (キレート処理飛灰 vs 水混練飛灰)

d. Pb 以外の元素の溶出挙動

Pb 以外の元素の溶出挙動を図 85 に示す。

Zn は、連続通水では、キレート処理物、水混練物とも初期に高濃度の溶出を示し、その後減少した。連続通水では 45 日後以降の溶出濃度には、キレートの有無であまり差は見られないが、累積溶出量で比較すると水混練物ではキレート処理物のおよそ 2 倍になった。間欠通水でも試験開始直後から 60 日間を通してキレート処理飛灰では、水混練飛灰よりも溶出濃度が低かった。通水条件による溶出量の違いは、連続通水ではやや低く、間欠散水と散水ではほとんど違いがなかった。

Cr は、1 日後の連続通水カラムからの溶出濃度が最も高かったが、2 日後には基準値を下回り、その後は 0.02 mg/L 付近を推移した。Cr は Pb、Zn とは異なり、キレート処理飛灰と水混練飛灰での溶出濃度の挙動の差があまり見られなかった。累積溶出率はおよそ 1% 程度と低かった。通水条件の違いでは、間欠、散水、連続の順に溶出量が多かった。

Cu は、キレート処理飛灰については連続通水カラムの開始 1 日後 (0.53 mg/L) でのみ検出された。原因として、混練物中に未反応の Cu が存在した可能性が挙げられる。連続通水の水混練飛灰では、1 日後で 6.3 mg/L と最も高かったが、その後は変動しながら減少し、最終的には 0.01 mg/L まで低下した。累積溶出量では、連続カラムと散水カラムからの溶出量がほぼ等しく、間欠散水カラムではそのおよそ 2 分の 1 の量であった。

Cd、As、Se については、すべての検液で検出されなかった。

Na、K、Ca の可溶性塩類は、通水条件による違いはあまり見られなかった。3 つの元素間での違いは見られた。Na は、試験初期の濃度がおよそ 20000 mg/L と極めて高く、その後 21 日前後まで濃度が減少した後、以降は増減を繰り返した。K は、Na と同様に初期の濃度がおよそ 20000 mg/L と高く、15 日前後まで急激に減少し、以降は微減傾向を示した。Ca は、連続カラムではキレート処理物と水混練物とで、1 日後の濃度がそれぞれ 81000、90000 mg/L と Na、K の初期濃度と比べても極めて高く、変動しながら徐々に減少して最終的には横ばい状態となった。塩類の試験開始直後の急激な濃度の減少は、溶媒 (蒸留水) による洗い

出し効果によるものであると考えられる。Ca は初期の溶出量も多いものの、その後も継続して溶出し続けていた。これはCaの溶解度がNa、Kと比べて小さく、溶出するのに時間を要したためと思われる。

アニオンについては、Cl⁻はいずれの条件も試験開始12日後までには溶出量の増加はほとんどなくなり、その後はいずれの条件も溶出濃度は微減傾向を示した。ただし、濃度の減少はキレート処理物の連続カラムが最も大きく、水混練物の間欠カラムが最も緩やかになっており、通水条件によって若干の違いが見られた。SO₄²⁻も、いずれの条件も同じような濃度減少を示した。

TOCはキレート処理飛灰と水混練飛灰によって試験開始直後の濃度の違いは見られなかったが、6日後以降の濃度減少には差が見られた。6日後以降、水混練からの溶出量が低下したのに対してキレート処理飛灰からは試験期間の60日間を通して溶出し続けた。ジチオカルバミン酸基を有するキレート剤を添加したことによって、キレート処理物中のTOC含有量が増加したためであると考えられる。

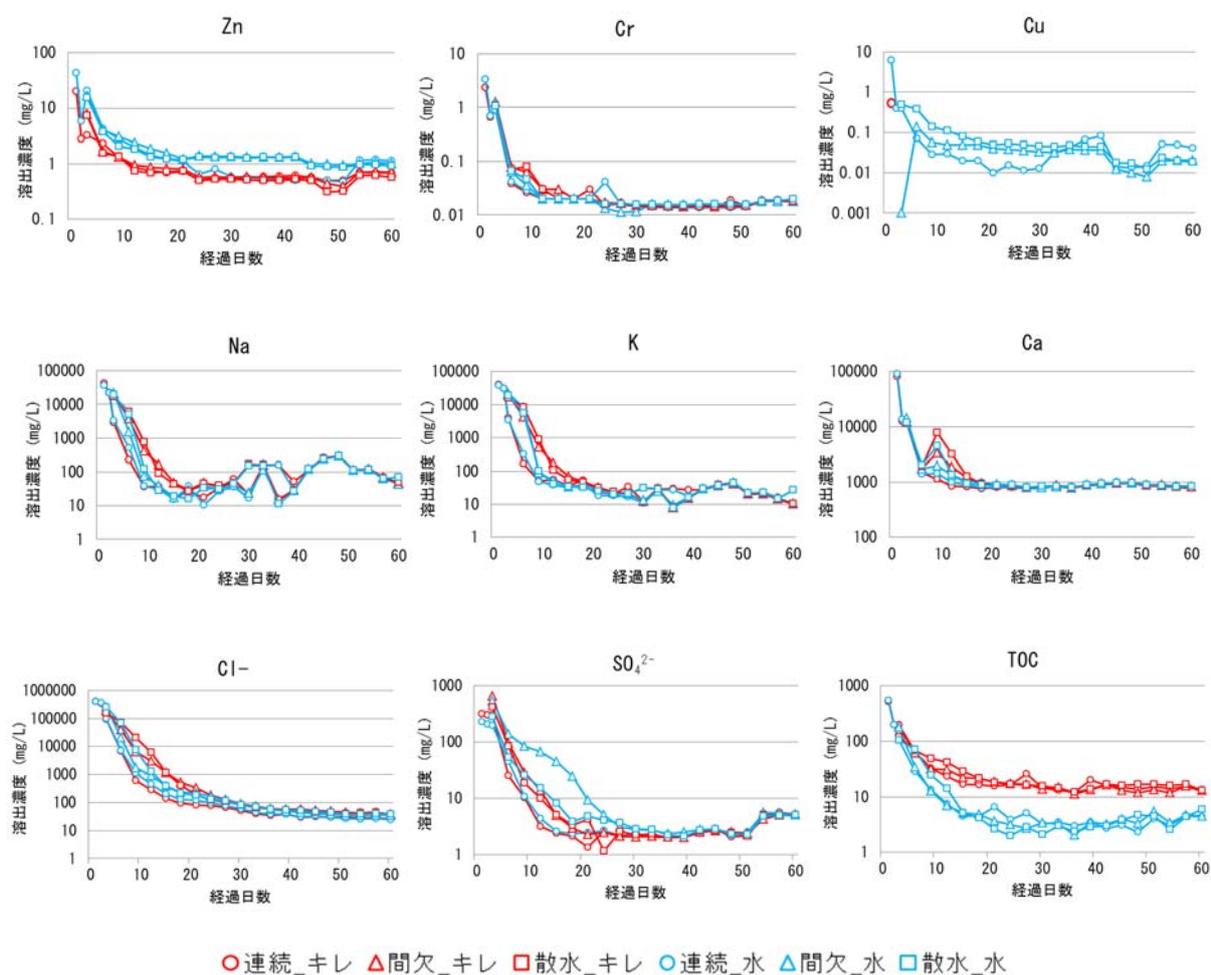


図 85 カラム試験結果 (Pb 以外の元素・化学種)

e. TOC 濃度とキレート薬剤濃度の関係からの考察

本試験で用いたキレート薬剤を異なる倍率で希釈した溶液の TOC を測定した。加えたキレート薬剤量から算出したキレート濃度と TOC 測定値の関係を図 1-7 に示す。キレート濃度と TOC 濃度には正の相関が見られ、TOC がキレート薬剤の指標となりうるものと思われた。そこで、カラム試験でのキレート処理飛灰と水混練飛灰からの TOC 累積溶出量の差をキレート薬剤由来の TOC とみなし、図 86 の相関式からキレート薬

剤量を算出し、焼却飛灰に添加したキレート剤量に対する累積溶出率の経時変化を図 87 に、累積溶出量のキレート換算値と添加量に対する割合を表 35 に示す。60 日間の試験期間を通しての溶出率は、連続通水では 19.8%、間欠通水では 17.9%、散水では 18.9% となり、連続通水、散水、間欠通水の順に溶出率が高かったが、累積溶出率の経時変化からは通水条件による差は見られなかった。総じて試料混練時に添加した量のうちおよそ 2 割のキレート剤がカラム試験溶出液中に溶出し、残りのおよそ 8 割については金属キレート化合物としてカラム内に残存したか、あるいはカラム試験溶出液をろ過した際のろ紙上に残ったものと考えられる。カラム試験溶出液中に溶出したキレート剤が、一度重金属と反応したキレート化合物が分解されて金属イオンを失った形態のものなのか、キレート化合物のまま $1.0 \mu\text{m}$ のろ紙を通過して溶出したものなのか、あるいは重金属と未反応のままのキレート剤が通水によって溶出したものなのかは本実験結果からは明らかにできなかった。カラム内の処理飛灰中に残存するキレート剤を定量すること、溶出液をろ過した際のろ紙上の残渣中のキレート剤を定量すること、あるいは金属キレート化合物の分子の大きさを把握することなどが今後求められる。

ここで、キレート処理飛灰と水混練飛灰からの重金属類の溶出量の違いからキレート剤の溶出を考える。カラムに充填した処理飛灰中に含まれる重金属量を物質量に換算したものを表 36 に示し、キレート処理飛灰と水混練飛灰からの重金属類の溶出量 (mmol) の差を通水条件ごとに分けて表 37 に示す。キレート処理飛灰と水混練飛灰の重金属類の溶出量の差を、キレート処理を行うことでカラムからの溶出が抑制され、カラム内にキレート化合物として残存した量とみなすと、連続通水、間欠通水、散水ではそれぞれ 0.97、1.71、1.78 mmol の重金属類 (Pb、Zn、Cr、Cu) がカラム内に残存したと考えられ、キレート剤が金属イオンと物質量比 1 : 1 で反応すると考えた場合、同量のキレート剤が金属キレート化合物としてカラム内に残存したと考えられる。図 88 に試料混練時に飛灰に添加したキレート剤量に対するカラム試験溶出液中のキレート剤およびカラム内に残存したと考えられるキレート剤の割合を示す。カラム内に残存したと考えられるキレート剤は、散水、間欠通水、連続通水の順に多く、連続通水カラムにおける残存キレートは間欠通水、散水のそれと比較しておよそ半分程度となった。以上のことから、飛灰に添加したキレート剤のうち、およそ 20% がカラム試験の溶出液中に移行し、5~10% 程度がカラム内に残存していると考えられた。また残りのおよそ 70% については、重金属と反応せずにカラム内に残存しているキレートや、溶出液のろ過の際にろ紙上に残ったキレート化合物などが考えられるが、本試験からは明らかにできなかった。

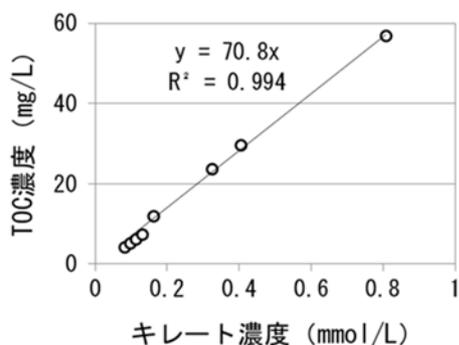


図 86 キレート剤濃度と TOC 測定値の関係式

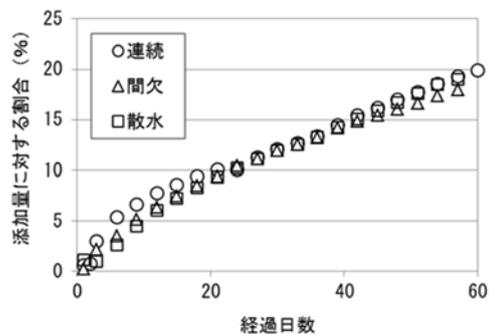


図 87 添加量に対するキレート剤累積溶出率

表 35 カラム試験における TOC 累積溶出量とキレート薬剤換算値

	連続通水	間欠通水	散水
キレート処理飛灰 (mg)	481	447	450
水混練飛灰 (mg)	233	222	213
キレート由来 TOC (mg)	248	225	237
キレート換算量 (mmol)	3.50	3.18	3.35
添加量に対する割合 (%)	19.8	17.9	18.9

表 36 カラム充填飛灰中の金属含有量

	Pb	Zn	Cr	Cu	Cd
全含有量 (mg/kg)	2200	10400	180	820	70
充填飛灰重量 (kg)	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55
カラム中に含まれる量 (mg)	1210	5720	99.0	451	38.5
カラム中に含まれる量 (mmol)	5.84	87.5	1.90	7.10	0.34

表 37 重金属類のキレート処理飛灰と水混練飛灰からの溶出量の差 (mmol)

	連続_Ch	連続_W	差	間欠_Ch	間欠_W	差	散水_Ch	散水_W	差
Pb	0.06	0.79	0.73	0.07	1.48	1.41	0.03	1.53	1.50
Zn	0.24	0.46	0.22	0.27	0.57	0.30	0.24	0.51	0.26
Cr	0.02	0.02	0.00	0.02	0.02	0.00	0.02	0.02	0.00
Cu	0.00	0.02	0.02	0.00	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02
合計	0.32	1.29	0.97	0.37	2.08	1.71	0.30	2.08	1.78

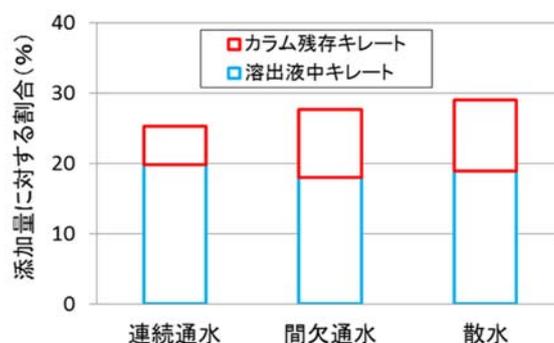


図 88 添加量に対するカラム残存キレートと溶出液中キレートの割合

f. 一定期間放置した後のカラム試験再開時の溶出挙動

前節で 60 日間通水した後のカラムを一定期間常温で放置し、再度通水を再開した。図 89 に pH、EC、ORP、図 1-11 に重金属類、可溶性塩類、TOC 濃度の経時変化を示す。

図 1-10 より、pH については、通水条件による差はあまりなく、pH13 程度を維持した後、250 日後の 2 回目の通水再開時には pH12.7 から 12.5 まで低下した。EC は、2 回目の通水再開時にやや増加したものの、通水条件による違いはなく、60 日以降の通水再開による変化もあまり見られなかった。ORP は、すべての通水条件において、通水を再開した直後にやや低下し、その後は上昇する傾向を示した。

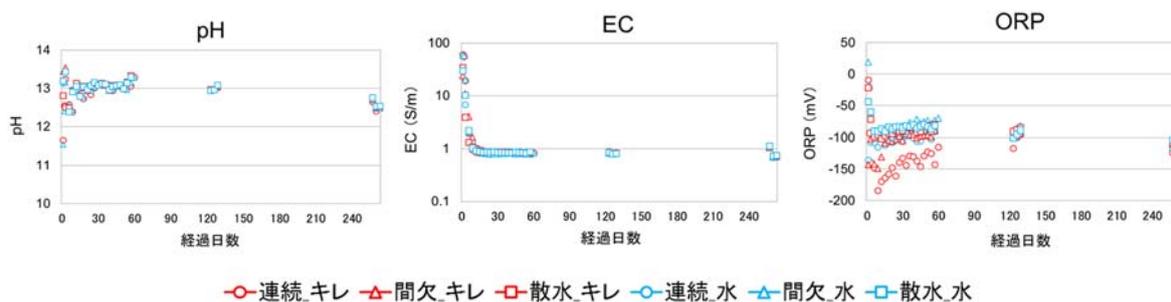


図 89 通水再開時の pH、EC、ORP の経時変化

図 90 より、Pb は通水再開による濃度増加が見られ、特にキレート処理物の連続通水で顕著に見られた。60 日後までは 0.1 mg/L 以下を保っていたのに対して、1 回目も 2 回目も 1 mg/L 以上の溶出濃度を示し、その後も増加傾向を示した。通水再開による濃度増加はキレート処理飛灰のみで見られ、水混練飛灰では濃度の減少が見られた。通水再開時のキレート処理飛灰からの Pb の溶出濃度を 3 つの通水条件で比較すると、通水条件によって増減の差はあるものの、その差は小さくなっている。これは長期間にわたる通水と放置期間における試料の乾燥によって、連続通水カラム内の状況が間欠通水、散水条件のそれに近づきつつあることに起因すると思われる。

Zn は、いずれの通水条件においても通水再開時は溶出濃度が減少し、2 回目の再開時において顕著な濃度減少が見られた。通水条件による差はあまり見られず、Pb と同様、ほぼ同じような値に近づいているように思われる。Na と K は、通水再開 1 回目、2 回目ともに直後に濃度が増加し、その後減少傾向を示した。またすべての通水条件で、通水せずに放置した期間が長いほど、通水を再開した直後の溶出濃度は高くなる傾向を示した。このことから、Na、K の通水再開後の溶出はカラム放置による時間経過あるいは空気との接触時間によって左右されると考えられる。

TOC については、キレート処理飛灰の通水再開直後において特に溶出濃度が高く、いずれの条件でも 2 回目の通水再開時で 300 mg/L 程度と高い値を示し、その後減少傾向を示した。水混練飛灰についても 2 回目の通水再開時の溶出濃度が最も高く、Na、K 同様、放置期間の長さが影響していると考えられる。ここで、キレート処理飛灰と水混練飛灰の TOC 溶出量の差をキレート薬剤由来の TOC とみなし、TOC 測定値とキレート薬剤濃度の関係式によりキレート処理飛灰からのキレート溶出量を算出し、試料混練時に添加したキレート薬剤量に対するキレート薬剤累積溶出率を図 91 に示す。60 日後までは添加量に対する溶出率が 20% 程度であったのに対し、2 回の通水再開によっておよそ 50% が溶出した結果となった。また、キレート処理飛灰と水混練飛灰の重金属類の溶出量の差を、キレート処理を行うことでカラムからの溶出が抑制され、カラム内にキレート化合物として残存した量とみなし、同量のキレート薬剤が金属キレート化合物としてカラム内に残存したと仮定すると、263 日間の累積で連続通水、間欠通水、散水それぞれで 1.13、1.78、1.84 mmol のキレートがキレート化合物としてカラム内に残存したと考えられる。図 92 に試験開始 263 日後における添加量に対するカラム残存キレートおよび溶出液中キレートの割合を 60 日後のそれと比較して示す。残存キレートについては、連続通水でやや増加したものの、総じて通水再開による増加はあまり見られなかった。それに対して溶出液中に移行したキレートについては、60 日後の 20% 程度から 50% と大きく増加したことから、添加したキレートの存在形態が不明瞭であった約 70% のうち 30% 程度が重金属と反応せずにカラム内に残存しているキレートであると思われる。また通水条件による溶出液中キレート割合については、連続通水、散水、間欠通水の順に大きく、60 日後のそれと一致した。溶出液中キレート薬剤

量が大きく増加した要因については、カラムを一定期間放置したことによるカラム内の乾燥や空気との接触によってキレート化合物の分解がさらに進んだことが考えられる。以上のことから、長期間のカラム試験によって、いずれの通水条件においても添加したキレート薬剤の一部が溶出し（263日間で添加量のおよそ50%）、金属キレート化合物の一部が分解された可能性が示唆された。

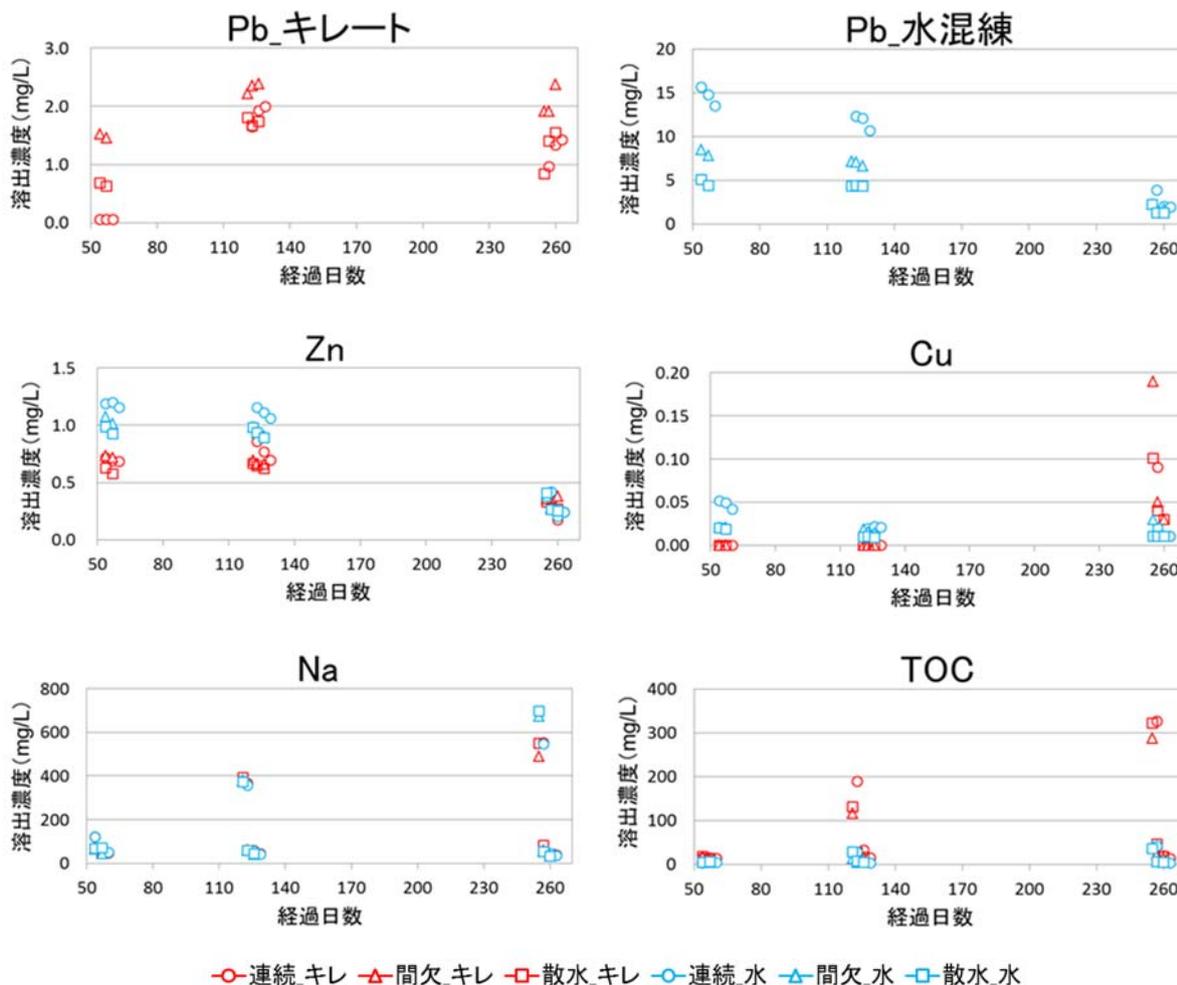


図 90 通水再開時の各元素の溶出濃度の経時変化

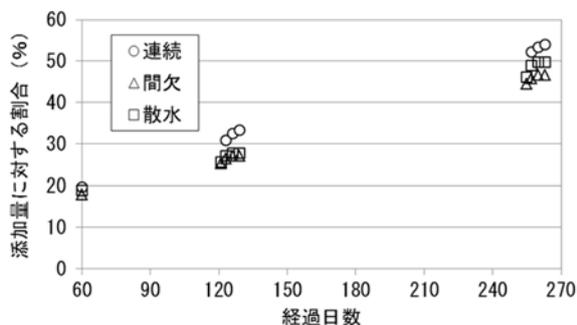


図 91 添加率に対するキレート薬剤累積溶出率（60日後から263日後）

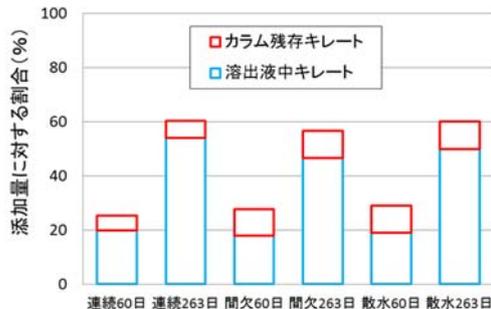


図 92 添加量に対するカラム残存キレートと溶出液中キレートの割合（60日後と263日後）

(14) 拡散溶出試験による都市ごみ焼却飛灰薬剤処理物の評価 (サブテーマ3・第4部)

1) はじめに

粉体状の廃棄物からの重金属等の溶出挙動を把握するための拡散溶出試験の1つであるCGLT (Compacted Granular Leaching Test) を行うことにより、拡散溶出に着目したキレート処理飛灰および水混練飛灰からの重金属類などの溶出挙動を検討した。特にカラム試験において元素ごとの溶出を支配する因子として、拡散現象と移流現象のどちらが支配的なのかについて把握することを目的とした。

2) 方法

a. 試料

本試験で使用した試料は、乾式排ガス処理をされた焼却飛灰である。焼却飛灰重量に対してキレート剤を0% (蒸留水のみ)、1%、2%、2.5%添加して薬剤処理を行った。飛灰乾燥重量に対するキレート添加率、水分添加率を表38に示す。水混練飛灰およびキレート処理飛灰の養生期間はいずれも2日間とした。

表38 キレート薬剤、水分添加率

キレート添加率 (%)	水分添加率 (%)	略記
水混練	0	水
ピペラジン系	1	PIP1%
	2	PIP2%
	2.5	PIP2.5%
ジエチルアミン系	1	DEA1%
	2	DEA2%
	2.5	DEA2.5%

b. 拡散溶出試験

本研究ではオランダのNEN7347を参考にCGLTを行った。以下に具体的な実験操作手順を示す。

表38に示した試料50gを上径4.5cm、下径3.7cm、高さ4.0cmのポリ容器の上端から5mm程度まで充填した。試料の上に直径1mmのガラスビーズ層を設けた (およそ1~2mm)。試料を充填した容器を一回り大きなポリ容器の中に静置し、試料を攪乱しないように静かに、試料から水面までの高さが1cm以上になるように蒸留水を200mL加えた。その後、規定日 (2、4、8、18、32、50日) ごとにシリンジを用いて溶液を静かに採取するとともに、新しい溶媒を静かに注いだ。採取した溶液のpHを速やかに測定した。その後、採取した溶液を孔径1.0μmのメンブランフィルター (ADVANTEC、A100A047A) で吸引ろ過したものを検液とした。検液は濃硝酸を滴下してpH2.0以下に調整した後、ICP発光分光分析装置で金属類 (Pb、Zn、Cr、Cu、Cd) 濃度と可溶性塩類 (K、Na、Ca) 濃度を、全有機炭素分析装置を用いてTOC濃度を測定した。試料は、再現性の確認のため同一条件の試料のものを3つ用意して実験を行い、結果は3つの平均値で示した。

3) 結果と考察

a. 拡散溶出試験における溶出量

Pb、Zn、K、Naについて、飛灰中含量に対する累積溶出量 (累積溶出率) を図93に示す。Pb溶出率は添加率の低い1%で高かったが、キレート薬剤の種類による差はなく、添加率2%と2.5%の差も見られな

かった。Znについては、溶出率が0.1%未満とPbと比較して極めて低く、ほとんど溶出しなかった。キレート添加率で比較すると、水混練、1%の順に溶出率が上がっているが、Pbと同様、キレートの種類や添加率2%と2.5%の間に明確な差は見られなかった。可溶性塩類であるKとNaは、8日後までにKは約80%、Naは約50%が溶出し、その後は横ばいとなっていることから、18日以降は溶出可能な成分がほぼなくなった状態であったと考えられる。処理飛灰、添加率による差はあまりなかったが、PIPの方がDEAに比べて溶出率は高くなった。K、Naの累積溶出率の挙動は1.1節で実施したカラム試験におけるそれとほぼ一致しており、拡散溶出試験においても可溶性成分が試験初期で溶脱されることが確認された。

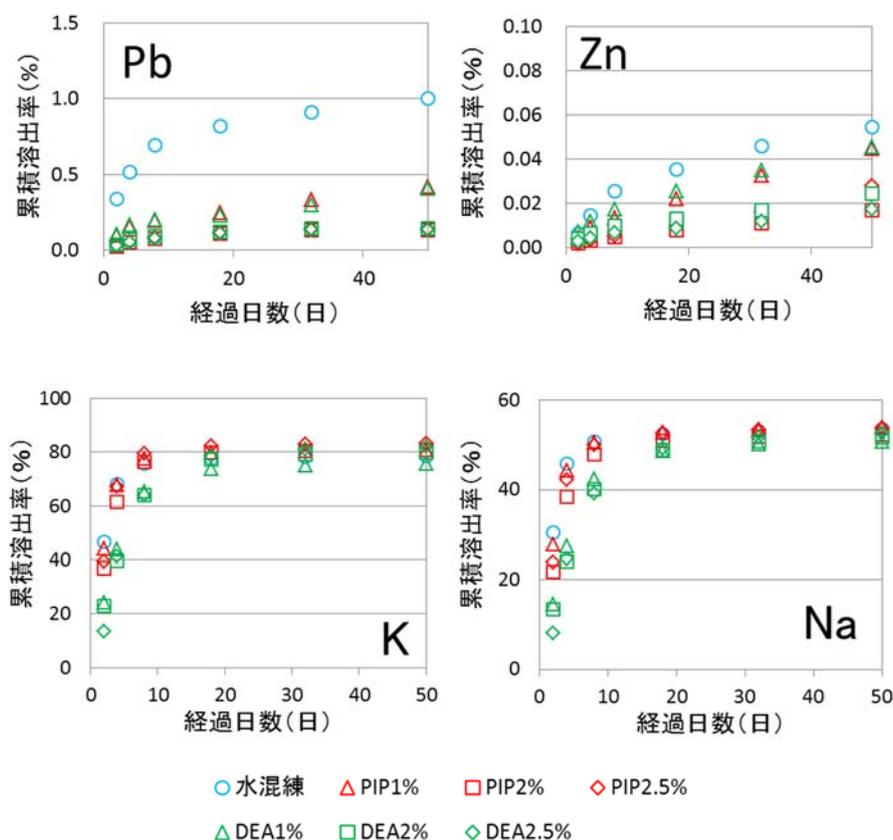


図 93 CGLT での重金属、可溶性塩類の累積溶出率

b. 拡散律速の判定

溶出濃度から溶出フラックス（単位表面積当たり、単位時間当たりの溶出量）を算出し、経過日数と溶出フラックスを両対数グラフにプロットした。KとPbの例を図94に示す。溶出現象が拡散に支配されている場合は、理論的にはこの傾きが -0.5 になることが知られている。各プロットの近似曲線の傾きが -0.35 ～ -0.65 の範囲にある場合を拡散状態にあると判断すると、本研究においてはZnを除いたほぼすべての元素において拡散律速とは判定されず、表面洗浄あるいは表面溶解が支配的となっていると考えられた。想定される要因としては、溶媒浸漬期間が十分ではなかったことで、拡散律速溶出の段階まで至らなかったことが挙げられる。また、薬剤処理を行った際に試料は5 mm程度の粒径を持つ粒子状になっており、それぞれの表層からの表面溶解の影響が大きく表れた可能性が考えられる。またKの溶出フラックスはPbのそ

れより数オーダー以上大きく、カラム試験においても溶解して移流によって溶出する割合が高いものと思われた。

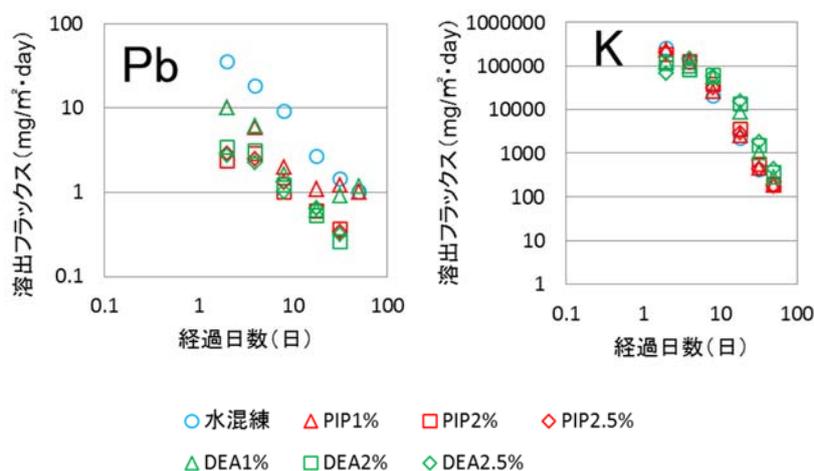


図 94 Pb、K の溶出フラックスの経時変化

(15) 都市ごみ焼却飛灰に含まれる有機汚濁成分に関する検討 (サブテーマ 3・第 5 部)

1) はじめに

(XX)で示したカラム試験の結果では、キレート剤が有機汚濁成分として溶出する可能性を示すと同時に、キレート剤を添加していない飛灰からも無視できない量の TOC の溶出が観測された。近年、酸性排ガス処理方式として乾式排ガス処理が広く採用されているが、その排ガス処理に用いられる消石灰に関して、反応性を高めた「高反応性消石灰」の採用が進んでいる。この高反応性消石灰は酸性ガス等との反応性を高めるために製造の際に有機化合物が添加されているとの話もある。そこで本節では、飛灰からのキレート剤由来以外の有機汚濁成分の溶出原因として高反応性消石灰に注目し、その有機成分について検討した。

2) 方法

a. 試料

対象試料は国内の焼却処理施設から集めた飛灰 13 種とし、これを飛灰 a~m とし、強熱減量を測定した。また、インターネットで検索して市販されている高反応性消石灰 21 種のうちから、16 種類を入手し A~M とした。また、JIS 特号消石灰として JIS 規格で規定されている等級である α 、 β 、 γ の 3 種、純粋な実験用消石灰試薬 ($\text{Ca}(\text{OH})_2$: 99.9%) として消石灰試薬 X の 1 種を用いた。なお、COD 分析の対象試料は 2、2 で使用した、高反応性消石灰 16 種類 (A~M)、JIS 特号消石灰 3 種類 (α 、 β 、 γ)、純粋な実験用消石灰試薬 1 種類 (X)、国内の焼却処理施設から集めたキレート処理前の飛灰 13 種のうち乾式排ガス処理飛灰 3 種 (a~c) とした。

b. 実験方法

飛灰から溶出する有機炭素成分の由来を究明するために、環境庁告示 13 号法に準じたバッチ試験を行い、溶出液の TOC を測定した。また消石灰からの有機成分について検討するために、蒸留水 100 mL に対して消

石灰を適量 (0.5 g、1 g、2 g、4 g、6 g、8 g、10 g) 添加して6時間振とうした後、孔径1 μm のメンブランフィルターで濾過した濾液の TOC と COD_{Mn} を測定した。 COD_{Mn} の測定は JIS K0102 17. 「100°Cにおける過マンガン酸カリウムによる酸素消費量」を参考に行った。

3) 結果と考察

a. 飛灰の強熱減量と TOC 溶出量

飛灰に対して行った強熱減量試験と TOC 溶出量試験の結果を図95に示す。強熱減量と溶出液の TOC には相関が見られなかった。このことから、飛灰溶出液の TOC は飛灰の未燃分由来ではないと考えられる。また、TOC 溶出量が高い飛灰と低い飛灰があることが確認された。各飛灰を採取した焼却処理施設の設備の調査を行ったところ、TOC が高かった飛灰 a、飛灰 b、飛灰 c を採取した焼却処理施設は乾式排ガス処理方式を採用しており、それ以外の飛灰は、湿式排ガス処理飛灰であった。乾式排ガス処理飛灰は排ガス処理用消石灰を含有することから、飛灰から溶出する TOC の原因に乾式排ガス処理に用いられる消石灰由来の有機炭素成分が寄与している可能性が示唆された。

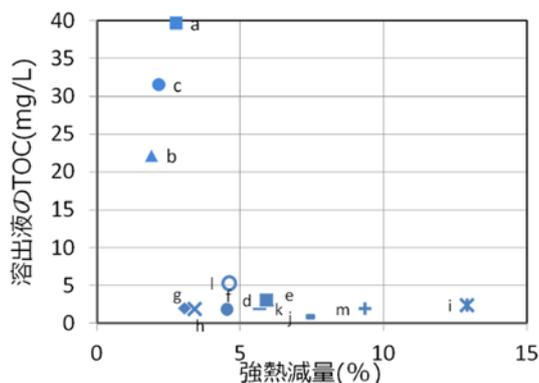


図 95 飛灰の強熱減量と TOC 溶出量

b. 排ガス処理用消石灰溶出液の TOC

JIS 特号消石灰、純粋な消石灰試薬からの TOC 溶出量を図96に、高反応性消石灰の蒸留水 100 mL への投入量と TOC 溶出量の関係を図97に示す。JIS 特号消石灰、消石灰試薬からは TOC として検出される有機炭素成分は溶出しなかった。これに対して高反応性消石灰からは TOC の溶出が確認された。また高反応性消石灰の種類により TOC 溶出量が大きく異なることも確認された。

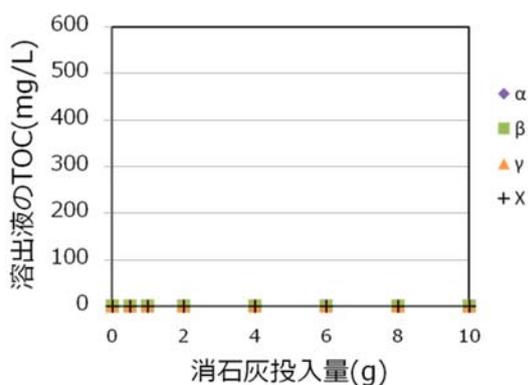


図 96 試薬・JIS 特号消石灰の TOC 溶出量

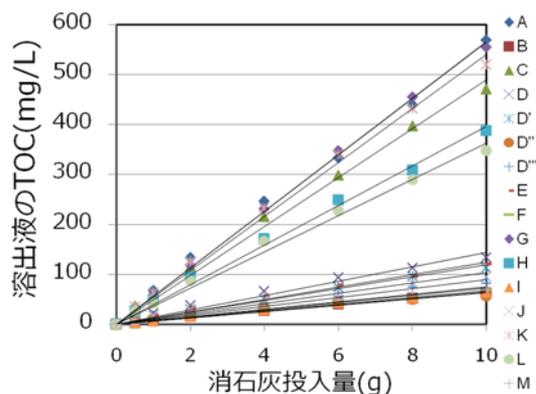


図 97 高反応性消石灰の TOC 溶出量

c. 消石灰由来の有機炭素成分の寄与割合の検討

飛灰bを採取した焼却処理施設では高反応性消石灰Eが実際に使用されている。飛灰bを採取した焼却処理施設の2016年1～10月の平均飛灰発生量（98、909 t/月）と消石灰使用量（15、874 t/月）から飛灰中の消石灰含有率を求めると16.0%であった。この値と、先の実験で得られた消石灰量とTOCの関係式 $y=12.5x$ (y :TOC溶出量(mg/L)、 x :消石灰Eの蒸留水100 mLへの投入量(g))から計算すると、飛灰bから溶出するTOCの90.3%は消石灰由来であると算出され、この飛灰に関しては乾式排ガス処理飛灰溶出液の有機炭素成分の約9割は消石灰由来であると考えられた。他の飛灰についても検討が必要であるが、飛灰からのTOC成分のかなり多くが消石灰に由来する可能性が示唆された。

d. 飛灰由来の TOC と COD_{Mn}

飛灰の COD_{Mn} とTOCの関係を図98に、乾式飛灰溶出液の COD_{Mn} とTOCの関係を図99に示す。

高反応性消石灰溶出液の COD_{Mn} とTOCの間には、強い正の相関がみられた。つまり、高反応性消石灰溶出液のTOCとして検出される有機炭素成分は COD_{Mn} として検出されるものであった。一方で消石灰A、消石灰G溶出液において、TOC測定値に対する COD_{Mn} 測定値は他の高反応性消石灰に比べ、相対的に低かった。したがって、消石灰A、消石灰Gの溶出液には過マンガン酸カリウムを酸化剤として分解できない難分解性の有機炭素成分が含まれる可能性が示唆された。今後は、具体的な有機化合物の定性調査が必要であると考えられる。

乾式排ガス処理飛灰溶出液の COD_{Mn} とTOCの間にも強い正の相関がみられた。したがって、乾式排ガス処理飛灰溶出液のTOCとして検出される有機炭素成分は COD_{Mn} として検出されることが示唆されたがサンプル数が少ないため、今後サンプル数を増やし、一般性を検討する必要がある。

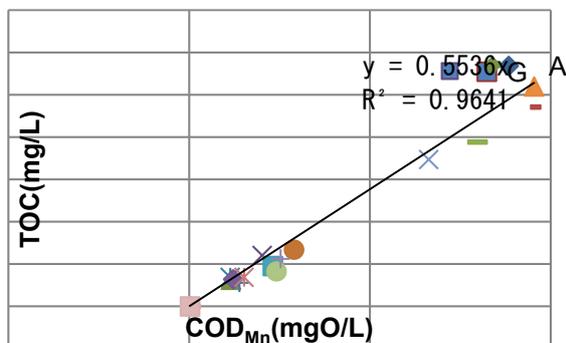


図 98 飛灰の COD_{Mn} に対する TOC

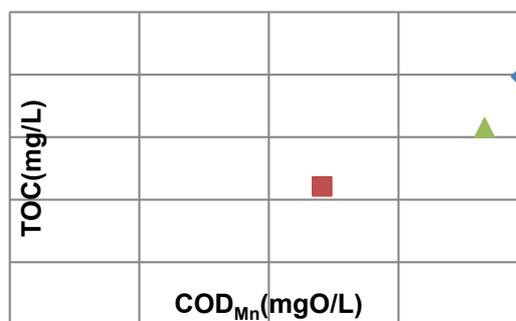


図 99 乾式処理飛灰の COD_{Mn} に対する TOC

(16) 焼却残渣リサイクル施設の受入基準と製品品質基準の実態調査 (サブテーマ4・第1部)

1) はじめに

本研究課題では、焼却残渣中の異物を除去し、粒度調整及び添加剤の混合、エージング等（改質資材化と言う。）を行うことによって地盤材料や路盤材等の建設材料としてリサイクルを行う検討を進めている。本テーマでは一般廃棄物のみならず産業廃棄物も含めた焼却残渣のリサイクルに着目し、受入基準や製品の品質基準等の実態を調査した。

2) 調査対象及び方法

a. 焼却残渣リサイクル施設の整備状況等

予備調査として、国内における焼却残渣リサイクル施設の整備状況及びNETIS（新技術情報提供システム）や都道府県のリサイクル製品認定制度への登録状況を整理した。

b. ヒアリング調査およびアンケート調査

改質資材化施設の実態を把握するため、ヒアリング調査及びアンケート調査を実施した。ヒアリング調査は4施設に実施した。それ以外の施設はアンケート調査を実施し、合計7施設から回答を得た。調査項目は、①焼却残渣の受入条件（受入基準、分析頻度等）、②製造した製品の品質基準（製品の安全品質基準、分析頻度、製品の用途等）、③その他（監督行政からの指導の内容、課題等）の主に3項目とした。

3) 調査結果及び考察

a. 焼却残渣リサイクル施設の整備状況等

結果を表39に示す。改質資材化施設は36施設と最も多く整備されており、次いでセメント原料化が27施設となった。改質資材化施設の内22施設は、NETIS（新技術情報提供システム）又は都道府県のリサイクル製品認定制度に登録しており、その割合は他のリサイクル施設と比較しても多い傾向がある。

b. 焼却残渣受入条件

表40に、改質資材化施設で受け入れを行っている焼却残渣の種類を示す。一般廃棄物焼却残渣を受け入れている事業者は7施設中2施設で、その内、飛灰を受け入れている事業者は1施設であった。一般廃棄物焼却残渣を受け入れている施設は、受入は自治体から相談や依頼があったためとの経緯が確認された。産業廃棄物の焼却残渣のみを受け入れている5施設については、製紙会社や火力発電所由来の性状が安定した焼却残渣の受入を主に行っている。

表39 焼却残渣リサイクル施設の整備状況等

	リサイクル 製品認定制度	NETIS	登録なし	施設数	
混合材料化	○	○		4	36
	○			2	
		○		16	
			○	14	
焼成	○	○		0	2
	○			0	
		○		1	
			○	1	
セメント原料化	○	○		0	27
	○			0	
		○		3	
			○	24	
溶融	○	○		0	7
	○			0	
		○		1	
			○	6	

○登録されている制度を示す。

表40 改質資材化施設で受け入れている灰の種類

	一般廃棄物		産業廃棄物		施設数
	主灰	飛灰	燃え殻	ばいじん	
全て	○	○	○	○	1施設
3種類	○	○	○		-
	○	○		○	-
	○		○	○	-
		○	○	○	-
2種類	○	○			-
	○		○		1施設
	○			○	-
		○	○	○	-
1種類			○	○	4施設
	○				-
		○			-
			○		1施設
			○	-	

表 41 受入条件の調査結果

		受入条件	施設数
受入基準	産業廃棄物の埋立基準 (環告13号) に準ずる項目	・アルキル水銀化合物	3/7施設
		・水銀又はその化合物	3/7施設
		・カドミウム又はその化合物	5/7施設
		・鉛又はその化合物	5/7施設
		・砒素又はその化合物	5/7施設
	土壌環境基準 (環告46号) に準ずる項目	・六価クロム化合物	5/7施設
		・セレン又はその化合物	5/7施設
		・ほう素	1/7施設
	その他	・ふっ素	1/7施設
		・ダイオキシン類	2/7施設
・粒径		1/7施設	
・熱しやく減量		1/7施設	
搬出者に要求する分析頻度	・実際に製品を製造して品質を確認して判断する	3/7施設	
	・契約時に提示するデータのみ	1/7施設	
	・1回/年	1/7施設	
自社での分析頻度	・1回/月	1/7施設	
	・数回/年	1/7施設	
	・適宜	1/7施設	

続いて、各施設における焼却残渣の受入条件の調査結果を表 41 に示す。受入基準は、金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める省令に定められる産業廃棄物の埋立処分に係る判定基準（環告 13 号）（以下、「産業廃棄物の埋立基準」という。）に準じて定められている場合が多かった。分析項目は施設ごとに異なっているが、鉛、カドミウム、六価クロム、砒素、セレンの 5 項目について定めている施設が 7 施設中 5 施設と多く確認された。また、ダイオキシン類については環境基本法で定める土壌の汚染に係る環境基準（環告 46 号）（以下、「土壌環境基準」という。）を採用している施設や、ほう素、ふっ素については産業廃棄物の埋立基準に定めはないが、独自で定めている施設も確認された。更に、搬入者の施設を視察し、処理工程などに問題がないか確認している施設や、焼却残渣のサンプルを入手して、実際に製品を作成後、環境安全品質基準を満たすこと確認し、受入の可否を判断している施設も確認された。一般廃棄物焼却残渣を受け入れている施設では、磁選機、手選別等により施設での異物除去の徹底や受入基準に粒径を設ける等の対策が講じられており、異物の混入が課題になっていることが確認された。

焼却残渣の分析頻度は、搬入者には契約時と 1 回/年のデータ提示を要求しているとともに、自社でも最低 1 回/年の頻度で分析している場合のあることが確認された。

c. 製品の品質基準

製造された製品の用途としては、路盤材や埋戻し材として利用されており、防草剤としての利用している施設も確認された。表 42 に、製造された製品の品質基準を示す。環境安全品質基準は、土壌環境基準に準拠して定められている場合が多かった。分析項目は施設毎に異なるが、鉛、カドミウム、六価クロム、砒素、セレンの 5 項目は全ての事業者に通じており、土壌環境基準の全ての項目を分析している施設も 2 施設確認された。また、ほう素やふっ素を環境安全品質基準に設定している施設も多く確認された。土壌汚染対策法で定める土壌含有量基準（環告 19 号）の基準も設定されていた。これら製品の品質基準については監督行政（県や市町村）との話し合いや調整によって取り決めるケースも確認された。

製造された製品の分析頻度については、最低でも土壌環境基準の全項目について 1 回/年分析が行われている場合が多く、重金属の主要項目については 1 回/日、1 回/搬出回数と分析頻度を多く設定している施設も確認された。また、一般廃棄物の焼却残渣は 4 回/年、産業廃棄物の焼却残渣は 2 回/年のように、受け入れている焼却残渣の種類の違いで分析頻度を変えている施設も確認された。産業廃棄物由来の焼却残渣は性状が安定していることから分析頻度が低く設定していると推察された。

表 42 製品品質基準の調査結果

製品品質基準		施設数	
製品の用途	・路盤材や埋戻し材	7/7施設	
	・防草剤	1/7施設	
安全品質基準	・アルキル水銀	2/7施設	
	・総水銀	2/7施設	
	・カドミウム	7/7施設	
	・全シアン	7/7施設	
	・鉛	7/7施設	
	・砒素	7/7施設	
	・六価クロム	7/7施設	
	・セレン	7/7施設	
	・ほう素	6/7施設	
	・ふっ素	6/7施設	
	・ダイオキシン類	2/7施設	
	・その他の項目(16項目)	2/7施設	
	土壌含有量基準 (環告19号) に準ずる項目	・全項目(9項目)	1/7施設
	分析 頻度	安全品質基準 で定めた個別項目	・1回/搬出回数 ・1回/日 ・1回/月 ・2回/年
土壌環境基準の全項目		・4回/年	2/7施設
		・2回/年	2/7施設
		・1回/年	1/7施設

d. 焼却残渣リサイクルに向けた課題等

表 43 に、焼却残渣リサイクルを推進する上での監督行政からの指導内容、課題や要望を示す。監督行政からは分析結果の報告に関する指導が多かった。焼却残渣の課題としては、販路の確保が多く挙げられ、都道府県のリサイクル製品認定制度や NETIS に登録することが有効であることが確認された。ただし、都道府県のリサイクル製品認定制度に登録する際には、各都道府県基準が異なっている現状があり、統一した基準の策定が望まれていた。また、一般廃棄物由来の焼却残渣を受け入れる際には、排出された自治体で積極的に利用してもらえらる仕組みづくりが重要であることが伺えた。

表 43 焼却残渣リサイクルへの課題等

項目	内容①	内容②	内容③
監督行政からの指導の内容	・定期的な頻度で製品を分析した結果の報告(5施設)	・受入れる焼却残さを判断する際の分析内容、分析頻度に関する指導(2施設)	-
焼却灰リサイクルに関する課題	・販路の確保が難しい(5施設) ・工事が少ない時期に販売が伸びない(2施設)	・焼却残さの品質の安定性(異物の有無、重金属の溶出量等)の確保が課題。(2施設)	-
その他の要望	・都道府県により基準や指導の内容がバラバラであるため統一した基準を定めてもらいたい。(2施設)	・混合材料化に使用する薬剤を国を挙げて開発を行ってほしい(1施設)	・一般廃棄物由来の焼却残さを受ける際には、排出した自治体で率先して利用してもらいたい。(1施設)

(17) 焼却残渣改質資材を対象とした情報管理システムの構築とニーズの把握 (サブテーマ4・第2部)

1) はじめに

本研究課題では焼却残渣のリサイクル方法の1つとして、焼却残渣中の異物を除去し、粒度調整、添加剤の混合、エージング等を行うことにより、地盤材料や路盤材等の建設材料へリサイクル（以下、「焼却残渣改質資材」という。）について検討を進めている。(XX)に示したように、いくつかの都道府県では、焼却残渣改質資材が都道府県のリサイクル製品認定制度等に登録され、資源の循環利用及び廃棄物の減量が推進されている。一方、焼却残渣改質資材の製品製造施設に対してヒアリングを実施した結果、焼却残渣改質資材に関して明確な基準がないことが大きな課題として挙げられた。また、焼却残渣は重金属類を含有するため、直接摂取経路や溶出経路による環境影響を生じさせないように製品化し、適切な用途を選定し、更には、トレーサビリティを考慮した使用実績等の情報管理が必要不可欠である。

そこで本検討では、焼却残渣改質資材を対象にした使用実績等の情報管理システムを構築するとともに、情報管理システムの運用者（都道府県等）を対象にヒアリングを実施し、今後の焼却残渣改質資材のニーズ等を確認した。

2) 情報管理システムの検討

a. 基本方針

情報管理システムとしては、「いつ」、「どこに」、「何が」といった位置情報や属性情報を一元に管理する必要となる。その手法の1つとして地理情報システム（以下、「GIS」という。）が挙げられ、土壤汚染関係や上下水道関係等で様々な用途において活用が進められている。そこで本情報管理システムにおいてもGISを活用することを想定し、焼却残渣改質資材の管理に必要な掲載内容及び管理運営方法について検討した。なお、情報管理システムの掲載内容及び管理運営方法については、後述する運用者（都道府県等）を対象としたヒアリング調査の際に妥当性について確認を行い、その結果を反映させた。

b. 掲載内容等

情報管理システムのイメージ及び掲載内容等を図100に示す。情報管理システムの適用範囲については、小規模自治体から財政難による情報管理システムを導入するための経費の確保や人口減少に伴う管理者の確保に課題があるといった意見が得られた。そのため、適用範囲としては、都道府県単位や政令指定都市単位で導入することを想定した。地図データについては、基本データとして都市計画図を使用することを想定した。また、焼却残渣改質資材には少なからず有害物質が含まれていることを踏まえ、「飲料水の利用区域」、「農業区域」等の位置状況の取り利用状況のデータも活用することを想定した。掲載内容については使用した製品の情報とともに、製品の製造業者の情報、施工業者の情報を掲載し、周辺環境への影響が生じた場合の責任者が特定できるようにし、事前対応や早期対応ができることを想定した。

c. 管理運営方法

情報管理システムの管理運営方法を図101に示す。情報管理システムの管理運営方法については、運営者（都道府県等）が焼却残渣改質資材の使用を促進する場合と事業者が自主的に製品を使用する場合で管理運営方法が異なることが想定された。そのため、管理運用方法については、運営者（都道府県等）、施工業者、製品製造業者の3者がアクセス可能な「参加型システム」と運営者（都道府県等）のみがアクセス可能な「単独型システム」の2種類を設定することとした。「参加型システム」は、事業者が自主的に製品を使用する場合を想定し、施工業者及び製品製造業者が入力を行い、運営者（都道府県等）が入力の手間

がかからないシステムであり、「単独型システム」は、運営者（都道府県等）が焼却残渣改質資材の使用を促進する場合を想定し、運営者（都道府県等）が入力を行い、施工業者及び製品製造業者が入力の手間がかからないシステムとした。ただし、「参加型システム」では施工業者に入力する手間が発生するため、焼却残渣を使用した製品の利用が抑制される可能性が想定され、製品の利用を促進させるメリットを付与することも考慮する必要がある。



図 100 情報管理システムのイメージ及び掲載内容等

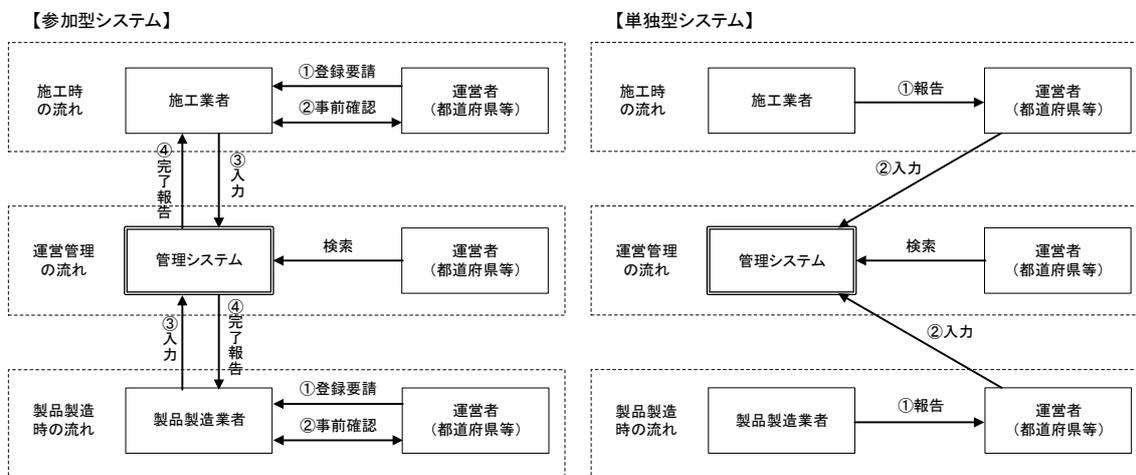


図 101 管理運営方法

3) 情報管理システムのニーズ調査

a. 調査対象及び方法

焼却残渣改質資材や情報管理システムの今後のニーズ等について把握するため、運営者（都道府県等）に対してヒアリングを行った。ヒアリング調査は表-2 に示すように、都道府県 1 団体、自治体 3 団体の計 4 団体とし、自治体については、人口規模の違いを考慮し、政令指定都市 1 団体、小規模自治体 2 団体とした。

b. 調査結果

焼却残渣改質資材については、いずれの団体においても焼却残渣改質資材を推進していきたいといった前向きな意見が得られた。ただし、明確な基準値がないことから製品を使用した後での安全性の確保に不安が残るといった意見も得られ、基準値の明確化が早急に求められている現状や情報管理システムのニーズが確認された。

ただし、小規模自治体では、財政難から情報管理システムを導入する経費の確保や人口減少に伴う管理者の確保に課題があることから国や県で一元的に管理してもらいたいといった要望が確認された。

4) おわりに

本検討では、焼却残渣改質資材化を対象とし、トレーサビリティを考慮した使用実績等の情報管理を行うことが可能な情報管理システムを構築した。また、焼却残渣改質資材の今後のニーズ等を確認した結果、製品の使用に対して前向きな意見が得られ、情報管理システムのニーズも確認された。今後は、焼却残渣改質資材の基準値を明確にするとともに、情報管理システムを活用することで、焼却残渣リサイクルの更なる推進と建設材料としての環境安全性の確保の両立が可能になると考えられる。

(18) 欧州における焼却残渣の資源化に関する技術調査（サブテーマ4・第3部）

1) はじめに

欧州では焼却主灰から金属等を選別回収した後に、最終処分もしくは土木資材としての有効利用が図られており、特に金属等の選別処理の高品位化がめざましい。そこで2015年9月と2016年10月の2度にわたって、欧州4カ国（ドイツ、スイス、オランダ、デンマーク）の都市ごみ焼却主灰資源化施設の現状を調査した。

2) 調査方法

表44に示す7施設について、現地見学、施設担当者や専門家からのヒアリングならびに資料¹⁸⁾による調査を行った。このうち、特にスイスのD施設は2015年の実証施設を見学後、2016年には実機が稼働する情報を得たことから2016年10月に再訪した。その他、インターネット等で入手した資料と併せて各国の状況についてとりまとめを行った。

表44 調査施設の概要

国名	施設	調査年	灰処理量
ドイツ	A	2015	1300 t/日
	B	2015	60 万 t/年
	C	2016	12 万 t/年
スイス	D	2015, 2016	10 万 t/年
	E	2016	12 万 t/年
デンマーク	F	2015	24 万 t/年
オランダ	G	2015	30 万 t/年

3) 調査結果

表45に、各国の焼却主灰の取扱い方の特徴を整理して示し、以下には施設ごとに概要を示す。なお、直接調査した4カ国も含めて、主灰の道路材料利用が行われている国はデンマーク、ベルギー、フランス、

ドイツ、オランダ、ポルトガル、英国、スペインの 8 カ国が認められた。また、イタリアでは焼却主灰が一部、コンクリート骨材に利用されている。

表 45 各国の焼却主灰取扱い方の特徴

国名	主灰の取扱い
ドイツ	資材リサイクルに関する統一的制度を準備中だが、現在は地方政府ごとに運用。天然資材が豊富な内陸部では規制は厳しく、資材が比較的乏しい北の平野部では利用に積極的する傾向にある。焼却主灰の有効利用率は公式には 90%（路盤材が 30%程度、最終処分場内の敷土材や覆土材に 45%程度）。
スイス	焼却主灰の土木資材利用は法律上許可されておらず、埋立処分しなければならない。
デンマーク	道路材料として長年利用され、自動車専用道路の路盤材として特に利用が進んでいる。99%がリサイクルされている。
オランダ	全ての都市ごみ焼却事業者と政府との間で” Green Deal Bottom Ash” を契約（内容：>6 mm 非鉄の 75%以上を回収する。2020 年以降、粒状物を全て利用できるようにクリーンにする）。自動車専用道路のジャンクションや防音壁にも利用。

a. ドイツ

ヒアリングによれば、ドイツには都市ごみ焼却施設が約 70 カ所、焼却主灰の資源化施設は、規模は様々であるが、約 40 カ所が稼働中である。ドイツは焼却主灰の土木資材利用に関する統一的な基準を作成中であり、汚染土壌や二次資材も含めて適用できる統一的制度を準備中とのことである。環境安全性に関する試験方法はバッチ試験（DIN 19529）またはカラム試験（DIN 19528）で決定しているが、材料や用途ごとの規制値、特に、 SO_4^{2-} の規制値について調整が続いている。このため、現在は地方ごとに運用方法を決めており、全体としては、天然の建設資材が豊富な内陸部では主灰利用に対する規制は厳しく最終処分し、建設資材が比較的乏しい北の平野部では積極的に利用する傾向にある。焼却主灰の有効利用率は 90%とされ、路盤材が 30%程度、最終処分場内の敷土材や覆土材に 45%程度利用されている。しかし、市場ベースで動向が変化するので実態は異なる可能性もあるとのことであった。

i. 施設 A

ドイツ北東部のベルリン近郊に位置し、2012 年から稼働を開始した。処理能力は 1,600 t/d で、調査時の処理量は 1,300 t/d であった。焼却主灰はドイツ国内だけでなく、オランダやルクセンブルグからも受け入れている。受入ヤードと処理施設はいずれも建屋内にある。焼却主灰は受入からなるべく速やかに、遅くとも 10 日以内に資源化処理プロセスに投入される。これは、受入時の主灰は 12-15%程度の含水率で、長期間放置すると灰分と金属との固結化が進むためとのことであった。施設の特徴として、50 mm 以下の分画を水槽に投入して金属と灰分（“ミネラル”と呼ばれる）の分離を図っている点が挙げられる。ミネラルは、隣接する Class 1（不活性廃棄物のみ埋立可）の最終処分場にて最終処分している。なお、2015 年 9 月時点で新施設を建設中であり、これが稼働すれば貴金属類の回収、ミネラルの建設資材利用等により、90%をリサイクルし、10%に相当する脱水ケーキのみを最終処分する予定とのことであった。

i i. 施設 B

ドイツ北東部のベルリン近郊に位置し、焼却主灰の年間処理量は 60 万トンである。その他、有害廃棄物処理、土壌改良、建設廃棄物の資材化等も行っている。焼却主灰は近郊の 10 施設から受け入れている。各施設との処理契約年数は 15-20 年とのことであった。屋外でエージング後、破碎、分級、磁選、渦電流選

別を組み合わせて処理を行っている。分級サイズは 0-8, 8-20, 20-55 mm としている。アルミと銅をそれぞれ 16, 4 t/d 回収しており、ミネラルは最終処分している。

i i i. 施設 C

ドイツ中西部のフランクフルト近郊の工業団地内にあり、2013 年に設立された。焼却主灰の処理能力は年間 25 万トンだが、政府許可量上限の年間 12 万トンの処理を行っている。焼却主灰は屋外の受入ヤード（写真 7）で 3 か月間養生して乾燥と化学反応により含水率を 20%以下としてからプロセスに投入される。受入ホッパーと一次破碎機は建屋内に、続く破碎機や各種選別機は屋外に設置されている。大塊物に対しては手選によりステンレスの回収も行っている。処理プロセスの詳細は論文¹⁾に詳述されているので参照されたい。渦電流選別後の非鉄金属は二次処理施設（建屋内、未確認）で比重選別され、高比重画分は銅を主体とする産物となっている（写真 8）。回収物は、鉄と非鉄金属がそれぞれ約 6%, 3%弱であり、残りはミネラルとして近隣の最終処分場にて最終処分されている。粒径 1.5 mm 以下の画分についても実証ラインを設置していたが、粉じんが多量に発生したため停止中とのことであった。

b. スイス

スイスの都市ごみ発生量は年間 3.6 百万トンである。2000 年に直接埋立が禁止され、焼却が主流であり、年間 70 万トンの焼却主灰が発生している。一方、焼却主灰の土木資材利用は法律上許可されておらず、埋立処分しなければならない。

i. 施設 D

チューリッヒ近郊の施設 D は、焼却施設に隣接し、2015 年見学時は実証施設を運転中であった。2015 年 12 月に実施設が稼働を開始したことから、2016 年 9 月に再訪した。以下では実施設の状況を報告する。施設 D では、隣接する 1 施設を含めて、5 施設から焼却主灰を受け入れている。これら 5 施設は施設 D を運営する会社の出資元でもある。処理量は年間約 10 万トン相当だが、20 万トンまで増加する計画である。隣接する焼却施設からはコンベアで焼却主灰が輸送・投入されている。他の施設からの受入は専用コンテナによる。最も遠い施設は 200 km 離れており、貨物列車を利用している。排出元の各焼却施設では焼却主灰を水浸せず、乾灰の状態で排出している。これにより、焼却主灰の固結化を防ぎ貴金属等の分離回収効率を高めている。乾灰は粉じんの発生が懸念されるが、コンテナからの処理プロセスへの投入（写真 9）から産物の回収まで全てカバーを設け、内部を引圧とすることで施設内の粉じん濃度を制御している。主灰は磁選により鉄分を分離し、破碎後、80 mm、30 mm、8 mm、1.5 mm、0.2 mm で篩別している。1.5-8 mm と 0.2-1.5 mm については、それぞれ渦電流選別が行われ非鉄金属とミネラルが分離された後に、非鉄金属分が振動式分級機により比重選別される。非鉄金属の高比重画分の金含有量は、一例として 95 mg/kg で、他の貴金属の価値も併せると日本の熔融メタルと同等レベルの資源価値を有している。ミネラルは現在最終処分されているが、土木資材として有効利用した場合環境安全性について、研究に取り組んでいる。

i i. 施設 E

施設 E はチューリッヒ近郊にあり、焼却主灰を受け入れる一次処理施設（最終処分場に隣接）と、シュレッダーダスト等の他廃棄物も受け入れ濃縮・品位向上させる二次処理施設から成る。焼却主灰処理量は、2015 年は約 12 万トンで、主な有価物として非鉄金属を約 2,500t 回収した。一次処理施設では焼却主灰（湿灰）の受入から最終工程まで全て建屋内で行っている。焼却主灰は破碎後、大塊物は手選別・再破碎を行い、40 mm、12 mm、3 mm、0.5 mm で篩別し、0.5 mm 以上のそれぞれについて磁選、渦電流選別、振動篩選別により、磁着物、非鉄主体（軽量）物、非鉄主体（重量）物に選別している。ただし、非鉄金属中にはミネラルが 20-50%程度含まれているため、二次処理施設へ搬送し、品位を精錬炉へ直接投入可能なレベル

まで高めている。二次処理施設は 2016 年稼働開始で、処理能力は 10 万 t/年である。ラインは 8-100 mm と 0-10mm の 2 ラインがある。ホッパーへ投入後のラインは全てカバーで覆われ引圧制御されており作業エリアの粉じん濃度は非常に低い。破碎、磁選、渦電流選別後に非鉄金属は振動篩機に投入され、低比重画分としてアルミニウムが、高比重画分として銅、亜鉛等が、いずれも 98%超の品位で回収されている（写真 10）。



写真 7 搬入直後の焼却主灰（施設 C）



写真 8 非鉄金属（高比重画分，施設 C）

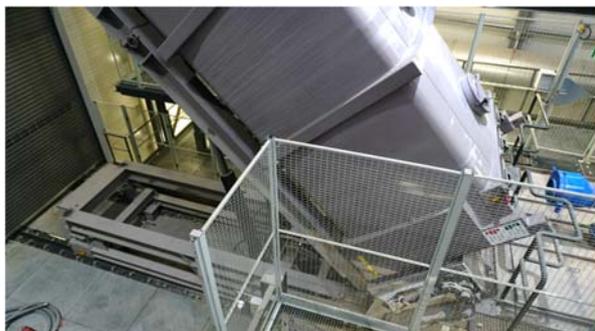


写真 9 コンテナによる乾灰投入（施設 D）



写真 10 二次処理施設の産物（施設 E）

c. デンマーク（施設 F）

デンマークには焼却施設が 37 カ所あり、焼却主灰の埋立処分は禁止されている。施設 F は 5 つの公営企業の出資により設立され、コペンハーゲン近郊の 6 つの焼却施設から年間 24 万トンの焼却主灰を受け入れている。焼却主灰は鉄類 6-7%、非鉄金属 1-2%、ミネラル 90%に選別され、ミネラルは道路用路盤材として逆有償で再利用されている。処理プロセスは全て屋外にあり、受け入れた焼却主灰は 3 ヶ月間エージングされ、含水率を 14-15%程度に低下させた後に選別プロセスに投入される。回収された鉄やアルミの品位はあまり高くないため、別施設で再処理されている。2015 年見学時は処理能力 100 t/h の新施設を建設中で、各機器の設置をほぼ終えていた。新施設は建屋内にあり、50, 18, 9, 4, 2, 1 および 0.5 mm で篩別する 6 系列のラインが組まれていた。特徴として、ステンレス回収のため「磁場センサー+エアガン」装置を備える一方、非鉄金属の選別装置は設置ない予定とのことであった。

d. オランダ（施設 G）

アムステルダム近郊にある施設 F は 2010 年に設立され、年間 30 万トンの焼却主灰を処理している。処理プロセスは関係者外秘のため見学できなかった。焼却主灰受入ヤードとミネラルのエージングヤードは、ともに屋外であった。焼却主灰は 7.0%が鉄、1.3%が非鉄（目視では品位はあまり高くなかった）、残りの約 90%がミネラルに選別されている。エージング期間は 30 週間程度を要している。これは、下水汚泥も年間

10万トン受け入れており、汚泥中のCuやミネラル中のSb, Mo, SO₄などの溶出濃度低減のためとのことであった。ミネラルは有効利用のために1万トンごとに検査を行っており、BRL2307に記載された試験項目、試験方法、基準値を満足することが必要とのことであった。

4) おわりに

欧州における焼却主灰からの金属回収と土木資材への有効利用の現状は、各国の社会背景や法的枠組等の要因によって様々であったが、概して、金属回収は注力して取り組まれている。金属回収を徹底することにより土木資材としての環境安全性は向上すると推察され、その両立を図ることは最終処分される廃棄物量の低減につながることから、わが国においても目指すべき方向であると思われる。

(19) 台湾における焼却残渣の資源化に関する調査（サブテーマ4・第4部）

1) はじめに

台湾では日本と同様に都市ごみの焼却処理が進められており、また、最終処分場容量の制約から焼却残渣のリサイクルが進められていることが知られている。そこで2014年12月に台湾を訪問し、台湾における焼却残渣リサイクルの現状について調査した。

2) 方法

焼却残渣リサイクル施設を訪問するとともに、コンサルタント会社の専門家にヒアリングを行った。

3) 結果

台湾では24カ所の焼却施設が稼働しており、年間約100万トンの焼却残渣が発生し、焼却主灰のうち約61万トンが再利用されている。各施設から発生した焼却主灰は8カ所の資源化施設に集約され、風力選別、磁力選別、渦電流選別、篩選別等によって未燃物、鉄分、非鉄金属類、および再生資材（篩下の粒状物）に選別され、未燃物以外は資源化されている（写真11）。再生資材は天然骨材やセメントと混合してスラリー材とし、管きよの埋戻し材として主に再利用されているとのことであった。



写真11 焼却残渣資源化施設の例

再生資材のリサイクルにあたっては公的なガイドラインが作成されており、再資源化施設に対しては前処理設備基準、貯留施設基準、監視基準が、再生資材については重金属等に対する環境安全品質基準や用途ごとの利用基準が示されている。さらに、再生資材の利用にあたっては再利用機構への電子申請登録が必要となっており、用途や使用量の他、利用場所の登録（併せて、対象地域が水道水源や自然保護区域等のため利用禁止となっていないか等の確認）や、再利用工事現場の施工前・施工中・施工後の写真の登録等が必須となっている。このようにして焼却残渣再生資材の管理が図られている（図 102）。



図 102 台湾における焼却残渣再生資材利用のための電子システム

（20）焼却主灰改質資材の製造および有効活用ガイドライン（案）の作成（サブテーマ4・第5部）

1) はじめに

本研究課題では、循環型社会に相応しい焼却残渣の有効利用と最終処分の方策について検討を進めてきた。その中で、量的に最も主要な部分を占める焼却主灰については、落じん灰やボイラー灰などの有害物質ポテンシャルの相対的に高い灰を焼却炉底灰に混合せず、エージングヤードでのエージングや、セメントや酸化マグネシウム系固化剤による固化・不溶化を行うことにより、「焼却主灰改質資材」としてリサイクルする方法を提案した。作成された焼却主灰改質資材は路盤材や地盤材料として十分な特性を備えている。しかしながら、焼却主灰改質資材は重金属が未だ含まれているため、天然資材と同様には取り扱うことは難しい。そこで、焼却主灰改質資材を実際に製造し、有効活用を行うための方法や留意点をガイドライン（案）にとりまとめることとした。

2) ガイドライン（案）の内容

ガイドライン（案）の構成を図 103 に示す。本ガイドラインは、焼却主灰改質資材を製造しようとする「資材製造者」、焼却主灰改質資材を利用しようとする「資材利用者」、さらには、焼却主灰改質資材の利用を推進しようとする全ての関係者に有用なガイドラインとなるように構成することとした。

第 1 章では、全ての関係者に向けて、本ガイドラインの目的、構成と使い方、用語の定義や関連法規等に加えて、焼却主灰改質資材リサイクルの意義と留意点を示すこととした。

第2章では、主に資材利用者に向けて、焼却主灰改質資材を適用可能な用途や部位を示すとともに、用途ごとの代表的な指針やガイドラインを引用して、設計や施工方法を示すこととした。

第3章では、主に資材製造者に向けて、焼却主灰改質資材の製造方法として、前処理方法、具体的な改質方法、改質後の焼却主灰の材料特性、さらには、粒度調整の方法について示すこととした。

第4章では、用途ごとの品質管理基準を整理して示すとともに、特に留意すべき項目として、環境安全品質の検査方法を述べ、さらに、検査の運用方法を提示することとした。

第5章では、焼却主灰改質資材の有効利用において重要となる、施工後のモニタリングとトレーサビリティについて示すこととした。

最後に付録として、欧州における焼却主灰の有効利用状況、焼却主灰の発生量や改質前の灰の物理・化学特性や国内の利用状況、ならびに、自治体におけるリサイクル製品認定やNETIS登録等の製品認定状況を紹介することとした。

ガイドライン（案）は本研究課題の成果に基づき、また、他の既存の循環資材（鉄鋼スラグ、石炭灰、災害廃棄物復興資材など）を参考にしながら作成したものである。学会等がオーソライズして公開できるように、今後は有識者やステークホルダーの意見を踏まえて内容の完成度を高めていく必要がある。

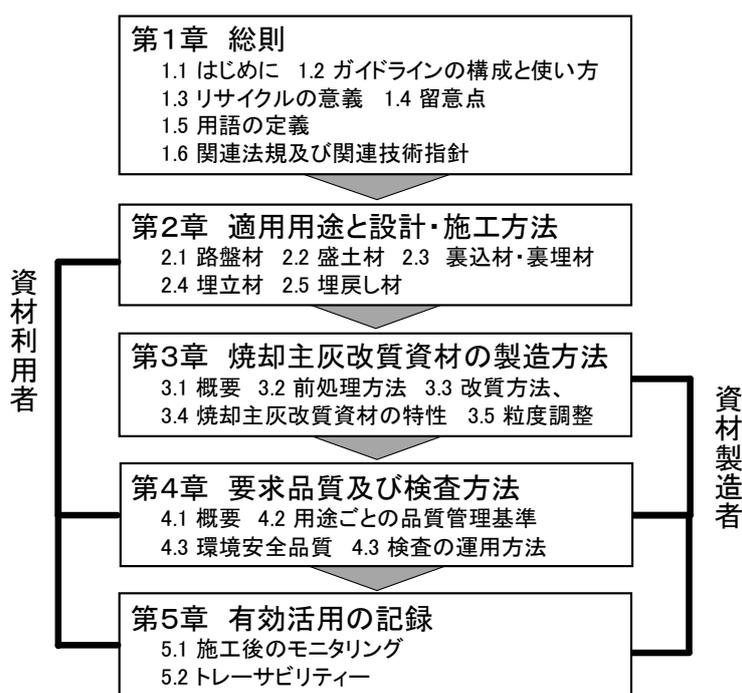


図 103 ガイドライン（案）の構成

（2 1）焼却残渣循環資源化トータルスキームの提案（サブテーマ4・第6部）

1) はじめに

本研究課題では循環型社会に相応しい焼却残渣の有効利用と最終処分の姿を“循環資源化トータルスキーム”と呼び、これについて提案することを目指して多くの課題に取り組んできた。そこで、本研究課題

の成果として、循環資源化トータルスキームと各焼却残渣の利用／処分のあり方、ならびに残された課題を述べる。

2) 基本方針

焼却残渣中には有害重金属が含有され、非常に微細な粒子を含むものが多い。したがって溶出や粉じん飛散により周辺環境を汚染しないように取り扱わなければならない。例えば焼却主灰を土木資材として有効利用する場合には、有害金属をあらかじめ可能な限り分離選別し、残存する有害金属に対しては長期的な安全性を高める必要がある。また、有効利用された場所の記録と管理により有害金属の散逸を防止する仕組みが必要である。最終処分を行う場合も、長期的な溶出抑制や最終処分場負荷の観点から前処理や処分方法を見直す必要がある。一方で、焼却残渣中には都市ごみに由来する有用金属が含有されていることから、状況によってはこれらの有用金属を積極的に回収することが望ましい。

3) 有用・有害金属に着目した各焼却残渣の利用／処分トータルスキーム

本研究で提案するスキームを図 104 に示し、以下に個別にその考え方を説明する。文章中のカッコ書きの数字（【1】など）は該当する知見が得られた本章の節番号を表す。

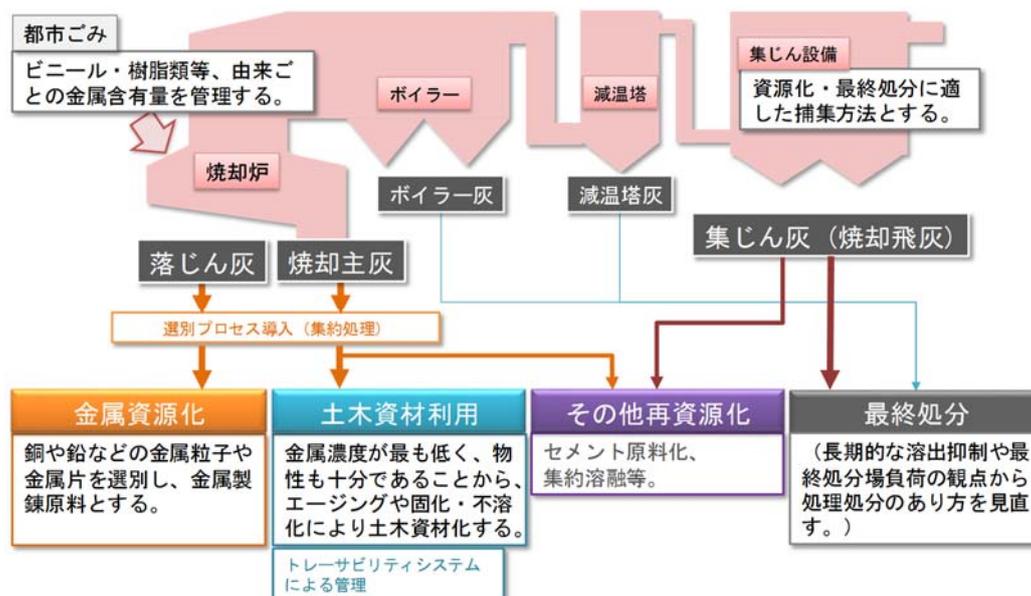


図 104 有用・有害金属に着目した各焼却残渣の利用／処分トータルスキーム

a. 焼却残渣へ移行する金属量の管理

一般廃棄物の焼却により金属等の無機物は濃縮され、物理的な大きさや化学形態等によって落じん灰、焼却主灰、ボイラー灰や減温塔灰などの煙道灰、および、集じん灰などの各焼却残渣へ分配される【1】【2】。例えば、鉛の分配割合は落じん灰、焼却主灰、煙道の灰、焼却飛灰の順に 16、16、2、66%であった【1】。化学形態としては、金属粒子や金属片（以下、金属粒子等と言う。）、酸化物（燃焼による酸化も考えられる）、塩化物等、様々であり、複雑に変化していることが推察された【6】。

落じん灰へ移行する金属については、粉碎による分離選別を試みた結果、粉碎が困難な金属粒子として多く残存したこと、小型家電回収量の増加に伴い落じん灰中の鉛、亜鉛、銅の含有量 (mg/kg) が低下する傾向を示したこと等から、小型家電等に含まれる金属粒子等は落じん灰中に移行する金属の一つの大きな由来と考えられる【7】。

一方で、厨芥や木・竹・わら等の種類別にごみを灰化して金属組成の調査を行った結果、例えば鉛の由来はビニール・樹脂類が70%程度を占める結果となり、各焼却残渣の金属組成と分配割合の調査結果とも良く一致した【3】。また、落じん灰に適用できた粉碎法による金属粒子等の選別は焼却主灰には十分な効果が得られなかった【7】。モデル計算【6】だけでなくこれらの結果からも、焼却主灰には金属粒子等以外（例えば酸化物）の形態で多く含まれている可能性を示している。このように金属は小型家電等に由来する金属粒子等だけではなく、可燃ごみにも多く由来していると推察されるため、焼却主灰や焼却飛灰を含む焼却残渣全体への金属の移行をコントロールするためには、可燃物中の金属含有量の管理も重要である。

b. 落じん灰（ストーカ式焼却施設）、不燃物（流動床式焼却施設）の金属資源化

ストーカ式焼却施設における落じん灰の発生割合は焼却主灰に対して非常に小さい【1】。一般には、焼却主灰に混合して排出されている。ただし、落じん灰中には有用金属が金属片や金属粒子のまま高濃度で含有されているため、分離排出し、さらには鉄分や非鉄金属を分離選別することによって金属資源として回収することが可能である。したがって、既存のストーカ式焼却施設において落じん灰の焼却主灰との混合を比較的容易に回避できる場合には落じん灰の金属資源化を進めることが望ましい。本研究課題では金属粒子等の分離選別方法の一例として粉碎法について検討を行った【7】。また、欧州で多く実機化されている焼却残渣からの金属粒子等の回収技術は大いに参考になると思われる【18】。

なお、流動床式焼却施設で分離される不燃物についても金属粒子等を多く含んでいることが確認された【2】。このことから、流動床式焼却施設の不燃物についても金属粒子等を選別し資源化を検討する価値は高い。

その他として、上述のように小型家電の回収が進むにしたがい落じん灰中の鉛、亜鉛、銅等の含有量の低下が認められた点には留意しておく必要がある【4】。また、金属回収後の残渣については有害性が比較的高いことも考えられるため、最適な取扱い方法について再度検討を行うことも必要と思われる。

c. 焼却主灰（ストーカ式焼却施設）

焼却主灰は現在、落じん灰やボイラー灰等と混合排出され、最終処分される場合が多い。焼却主灰は焼却残渣全発生量の約2/3を占め、有害金属の含有量 (mg/kg) としては、焼却残渣の中で最も低い傾向にある。また、有用金属に着目すると、含有量は低いものの、絶対量が多いため分配率も高い場合が多い【1】。落じん灰やボイラー灰は、含まれる有用／有害金属の特性が焼却主灰とは異なることから【1】、これらとの混合排出、原則、避けるべきである。

焼却主灰からの金属粒子等の分離選別は欧州において排出者責任に基づく経済原理に則って、近年、導入が極めて盛んとなっている【18】。このことは、焼却主灰の処理処分費用の削減や金属資源確保戦略面から極めて有用であることを示している。粉碎法の結果からは、金属粒子は落じん灰に多く含まれるが焼却主灰には少ないと推察される【7】。しかし、量的に最も主要な部分を占めることから、選別回収性について検討を着手するべきである。また、欧州のシステムを参考に、焼却施設で排出された焼却主灰を粗選別した後に、集約施設での高精度選別を行うシステムの検討も重要と思われる。

焼却主灰（金属粒子等の選別後の残渣を含む）の取扱いとして、最終処分は、長期的な管理下に焼却主灰が置かれ安定な状態が保たれることから【12】、環境汚染防止の観点からは適当である。また、セメント

製造業者への引き渡しによるセメント原材料化や、集約溶融業者への引き渡しによる溶融スラグ化も最終処分場確保の将来見通しが厳しい自治体にとっては重要な選択肢となる。ただし、山間部等、地理的条件によってはこれら引き渡しが困難な場合も予想される。また、自治体が主体的に取り組むことのできる、最終処分以外の選択肢の確保も、廃棄物処理責務の全うという観点から重要である。本研究で取り組んだ焼却主灰改質資材化【8】【9】【10】は地理的条件にあまり依らず、自治体が自ら取り組み可能という観点から重要な選択肢になると考えられる。

焼却主灰改質資材化とは、焼却主灰中の有害物質による環境汚染の可能性を低減するとともに、資材としての特性を確保できるように改質し、土木資材として有効利用しようとするものである。改質資材化方法として、本研究課題ではエージングヤードによるエージング処理と酸化マグネシウム系固化剤による固化・不溶化の2種類について検討を進め、どちらの方法も路盤材や地盤材料として利用可能であることを示した【8】【9】【10】【11】。エージングヤードについては、浸透水の確実な処理が必要であり、最終処分場内の利用は合理的である。焼却主灰は SiO_2 、 CaO 、 Al_2O_3 等の主成分がセメントと類似しており、水と反応して自ら硬化する性質を有する。本研究ではエージングマウンド密度を管理するとともに、数ヶ月間のエージングにより自硬化反応を終結させてから解砕することにより、セメント等との反応性が増して発現強度は高くなることを明らかにした【9】。石炭灰等の他の灰も含めた実態調査から、すでに一部では改質資材化による有効利用が行われていることが確認されたが【16】、改質による特性変化のさらなる理解のため、本研究課題では焼却主灰改質資材化ガイドライン（案）を作成し、今後の公表に向けて取組を続けることとしている【20】。

しかしながら、焼却主灰中には有害重金属が残存しているため、その散逸を防止するために焼却主灰改質資材は天然資材とは別に管理システムを整備して利用を進める必要がある。台湾では焼却主灰資源化物の有効利用のための電子登録システムが既に稼働している【19】。本研究課題でもトレーサビリティシステムを具体的に設計し提案を行った【17】。システム導入費用を考慮して、ある程度のまとまり（例えば県単位）での管理システムの実現が期待される。

d. ボイラー灰、減温塔灰等

ボイラー灰や減温塔灰等の、炉出口から集じん装置に至るまでの間に付着、落下し捕集される灰（煙道灰）については、その発生量や資源性/有害性についての情報はこれまでで乏しかった。法律上は特別管理廃棄物には該当せず焼却主灰として排出することが可能であるが、近年は集じん灰側へ混合して排出する施設も多く見られる。本研究課題により、煙道灰の発生割合は全焼却残渣の2~7%程度であり、金属含有量は焼却主灰と焼却飛灰の中間的なものであることがわかった【1】【2】。鉛やカドミウムなどの含有量が焼却主灰よりも有意に高いことを考慮すると、焼却主灰の改質資材化を目指す場合は、煙道灰の焼却主灰への混合は避けておくべきである。集じん装置で捕集される焼却飛灰とは粒径や元素組成が異なるため、集じん灰の資源化や最終処分等の取扱い方に応じて、混合処理や分離排出の工程を検討する必要がある。

e. 集じん灰

集じん灰（焼却飛灰）は、焼却炉で発生した微細な灰粒子、焼却炉で揮発した低沸点化合物の凝縮物、および、酸性ガス中和のために集じん機手前で吹き込まれた消石灰など中和剤と酸性ガスとの反応物や余剰の中和剤から成る（乾式処理の場合。湿式処理は洗塩により酸性廃ガスを中和するので中和剤は含まれない）。焼却飛灰は重金属含有量の高い粉体であるため、特別管理一般廃棄物に指定され、重金属の無害化の観点から溶融固化、焼成、セメント固化、薬剤処理等を行い、最終処分、または可能な場合はリサイクルが行われている。

トータルスキームとして、まず、最終処分について検討する。乾式処理された集じん灰は未反応消石灰の残留により高アルカリ性を示す場合が多い。このため、最終処分する場合には高アルカリ性条件でも昭和48年環境庁告示13号溶出試験（バッチ試験）に確実に合格できる有機キレート剤を混練する場合が多い。キレート処理された集じん灰の長期安定性については、散水カラム試験では未処理集じん灰よりも重金属溶出濃度は低いものの、散水条件が影響し、間欠散水条件でより高濃度で鉛が溶出する現象が確認された【13】。このような再溶出現象を抑制するためには空気になるべく接触しないよう、処分場搬入後は速やかに覆土や他の埋立物でカバーすることが必要と考えられる。キレート剤は最終処分場浸出水の有機汚濁成分（COD源）や硝化脱窒処理阻害要因であることも明らかにされている。また、高反応消石灰についても有機汚濁成分を溶出する可能性が明らかとなった【15】。長期・大局的な視点で、溶出試験での埋立可否判定という制度も含めて、集じん灰の処理処分のあり方を見直す必要がある。

最終処分量の削減徹底のためリサイクルを目指す場合は熔融固化や焼成（セメント原料化）が選択肢となる。さらには有用・有害金属を分離して資源化し、無害な残渣をリサイクルまたは最終処分する方策についても検討すべきである。しかし、現在最も一般的な集じん灰、すなわち、灰粒子・揮発凝縮物と乾式処理による中和剤・中和反応物との混合物は、リサイクルにおいてマイナスの要因が大きい。例えば熔融処理では揮発凝縮物であるNaClやKCl等が熔融炉から再び揮発して炉の損傷やダスト付着につながり、セメント原料化では塩素濃度がセメント品質に影響する。そのため、熔融処理やセメント原料化のためには水洗による脱塩処理が要求される場合が多い。また、金属資源化を目指す場合であっても、中和剤等との混合捕集は目的金属を希釈していることになり【5】、目的にそぐわない。これらの課題解決のためには、焼却飛灰を混合物とせず、灰粒子・揮発凝縮物と、中和反応物に分けて取り扱うことが必要である。従来、処理水の下水放流が可能な場合は中和剤を吹き込まずに灰粒子のみを集じんし、続いて洗塩によって酸性廃ガスを中和する処理（湿式処理）が選択可能である。下水放流ができない場合であっても、集じん装置を二段式とし、一段目で灰粒子を除去した後に中和剤を吹き込み、二段目で中和反応物を集じんする方法が選択可能である。

最終処分とリサイクルのどちらを選択する場合でも、最新の知見を集約して、先入観にとらわれずに、焼却飛灰の捕集・処理・処分のあり方について見直す必要がある。

f. 流動砂、ボイラー灰、減温塔灰、集じん灰（流動床式焼却施設）

流動床式焼却施設の各所で捕集される流動砂、ボイラー灰、減温塔灰ならびに集じん灰については、集じん灰中の塩素、臭素、水銀等の揮発性のものを除いて、元素組成はお互いに良く類似していることが明らかとなった【2】。通常、流動砂は焼却炉の運転開始以来交換されることなく使用され、また、差圧管理により所定量を抜き出し不燃物と鉄分を選別後に炉に戻されるが、一部が系外に排出される（排出される全焼却残渣の約12%を占める）ことから、流動砂は焼却された廃棄物に由来すると考えられる。

このことから、流動砂ならびに金属粒子等を選別回収後の不燃物（選別回収プロセスでは破碎処理が必要であり、粒径は10 mm程度以下に整っているものと予想）については、改質資材化も十分に考えられ、今後の研究開発が期待される。

さらに、流動床式焼却施設の集じん灰の主要元素組成は流動砂と良く類似していることから、二段式集じん機の導入による低沸点化合物の分離や水洗による有害金属の低減等の適切な前処理によって土木資材（例えばコンクリート二次製品の細骨材）としての有効利用も検討の価値があると考えられる。そのためには、特に環境安全性についても、今後より詳細な評価を行う必要がある。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

焼却工程における金属分配挙動調査と推算モデルの開発では、ストーカ式焼却施設 2 施設と流動床式焼却施設の 1 施設について、各所から発生する焼却残渣の元素組成を分析し、各元素の分配挙動を約 50 元素にわたって明らかにした。また、焼却される廃棄物についても種類ごとに灰化して元素組成を分析し、焼却炉への投入から排出までの物質収支を示した。このような基礎データの取得例は極めて少なく、学術的に非常に貴重である。また、マルチゾーンの熱力学平衡計算により、廃棄物の炉内における挙動をよく踏まえて計算することで、廃棄物の熱処理時における元素の分配挙動と残渣中の存在化学形態が推定可能であることが示された。本計算結果と灰の各種分析による結果を比較することで、実測・理論の両面から焼却灰における元素の存在形態に関する知見を深めることができる。

土木資材利用に適した焼却残渣の改質資材化の検討では、3 年間の研究期間を有効に活かしたモニタリングを行い、エージングや不溶化剤による重金属溶出量の低減や土木資材としての強度発現の関係を明らかにした。さらに、焼却主灰や焼却飛灰にカラム通水試験や pH 依存性試験等を適用し、長期安定性について評価を試みた。先行して国際標準化が進められている上向流カラム通水試験のみならず、散水式のカラム試験を開発することで、資材評価に不可欠と言われる不飽和帯における長期安全性試験評価法の標準化に資するデータを蓄積することができた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

都市ごみ焼却技術は燃焼制御の視点では十分に成熟した技術であるが、本研究課題では焼却残渣の資源化と最終処分視点から、適切な投入廃棄物の選択、適切な焼却残渣の分離、そして各焼却残渣に対する処理・利用・最終処分方法の最適化を試みたものであり、得られた知見の全てが行政で活用可能と言っても過言ではない。

本研究課題では、落じん灰やボイラー灰を含めた各焼却残渣中の金属含有量や化学形態の基礎データを獲得し、さらには化学平衡モデルも用いて検討し、その成果に基づきながら、各残渣に対して、金属資源化、土木資材化、最終処分等の最適な選択肢を“トータルスキーム”として提案した。トータルスキームは既存の枠組を大きく変えずに部分的な採用も容易であり、今後、実践的な検討が進められることが期待される。

ストーカ式焼却施設における落じん灰や焼却主灰や流動床式焼却施設における不燃物に含まれる金属片や金属粒子は選別処理によって資源化が大いに期待され、一部自治体では既にその検討に入っている。

土木資材利用に適した焼却残渣の改質資材化については、焼却主灰の土木資材化の可能性を拓くことにより、廃棄物最終処分場の消費容量を大きく節減できる可能性がある。国内の資源化施設調査では改質資材化を既に行っている自治体もあるが、信頼性を高めるための方策として台湾で既に導入されているトレーサビリティシステムを本研究から提案した。

環境安全性の評価では環告 13 号等のバッチ試験のみに依らず、散水カラム試験等により焼却残渣の長期的な安定性についての知見や評価法に関する課題を得ることができた。最終処分や有効利用などのシナリオに基づく評価法を導入すべきことを本研究では唱えており、その検討が開始されることを期待する。

6. 国際共同研究等の状況

1) 欧州における焼却主灰の資源化施設調査

Dr. Ute Kalbe, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM)、ドイツ

2) 台湾における焼却主灰の資源化施設調査

Dr. Pey-Horng Liu, Industrial Technology Research Institute (ITRI)、台湾

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) エージング処理した一般廃棄物焼却主灰の地盤材料としての性能評価, 第11回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, No, 185, 231-234
- 2) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2016) エージング処理した一般廃棄物焼却主灰の土木資材利用に向けた検討, 第12回地盤改良工学シンポジウム発表論文集, 373-376.
- 3) Fujikawa T., Sato K., Koga C., Sakanakura H (2017) Effective Utilization of Incineration Bottom Ash from Municipal Solid Waste using Aging Method, Geo-Environmental Engineering, pp.273-278.
- 4) Sato K., Fujikawa T. (2017) Mechanical characteristics and insolubilization effect of incineration bottom ash from MSW using aging method, Tenth International Conference on the Bearing Capacity of Roads, Railways and Airfields (論文掲載予定)

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 成岡朋弘, 門木秀幸 (2014) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化(その3), 鳥取県衛生環境研究所報, 第55号, 9-13.
- 2) 成岡朋弘, 門木秀幸 (2015) 一般廃棄物焼却残渣中の金属成分の変化, 鳥取県衛生環境研究所報, 第56号, 46-47.

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) Mizutani S., Ueda Y., Sakanakura H., Kanjo Y. (2015) Evaluation of stabilized effects of heavy metals in MSWI fly ash by column leaching test. Resource Efficiency in Construction (WASCON 2015), Abstracts, 30-31.
- 2) Naka A., Sakanakura H. (2015) Municipal solid waste incineration ash aging mechanisms: a state of the art review. Resource Efficiency in Construction (WASCON 2015), Abstracts, 70.
- 3) Naka A., Sakanakura H. (2015) Weathering mechanisms of municipal solid waste incineration air pollution control residues: A state of the art review. The 26th Annual Conference of JSMCWM, Abstracts, 562-563.
- 4) 平川裕也, 宮田省吾, 佐藤研一, 藤川拓朗, 賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) 土木資材利用を考慮したエージング処理焼却主灰の環境安全性評価. 第50回地盤工学研究発表会, 同予稿集, 2393-2394.
- 5) 三上貴士, 縄田大輔, 井上陽仁, 肴倉宏史 (2015) 焼却残渣リサイクル施設の受入基準と製品品質基準の実態調査. 第26回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 189-190
- 6) 中島和希, 上田智幸, 成岡朋弘, 門木秀幸, 肴倉宏史, 縄田大輔, 井上陽仁 (2015) 既存の最終処分場に設置したヤードにおける焼却灰のエージング(その2). 第26回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 203-204

- 7) 成岡朋弘, 門木秀幸, 中島和希, 縄田大輔, 井上陽仁, 上田智幸, 肴倉宏史 (2015) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その 3) 実証試験による検証. 第 26 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 431-432
- 8) Fong C.L., Sakanakura H., Takahashi F. (2015) Mercury Immobilization by Chelate-complexation for MSWI Fly Ash: Its Dependency on Chelate/Mercury Ratio, Chelate Storage Time, and Effect of Co-existing ions. The 26th Annual Conference of JSMCWM, Abstracts, 615-616
- 9) 成岡朋弘, 門木秀幸, 上田智之 (2015) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その 3) 実証試験による検証, 第 58 回鳥取県公衆衛生学会.
- 10) 成岡朋弘, 門木秀幸, 上田智之 (2015) エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化 (その 3) 実証試験による検証, 第 61 回中国地区公衆衛生学会.
- 11) 二瓶秀星, 水谷聡, 貫上佳則, 肴倉宏史 (2015) 文献調査に基づく我が国の都市ごみ焼却灰中の金属類濃度の変遷, 第 15 回環境技術学会年次大会, 予稿集, 56-57
- 12) 植田祐太郎, 水谷聡, 肴倉宏史, 貫上佳則 (2015) 下向流式カラム試験によるキレート薬剤処理飛灰と水混練飛灰の比較, 廃棄物資源循環学会平成 27 年度春の研究発表会.
- 13) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史, 宮田省吾 (2015) 一般廃棄物焼却主灰のエージング日数が力学特性に及ぼす影響, 土木学会第 70 回年次学術講演会, 391-392.
- 14) 平川裕也, 田畑航希, 長谷川遼, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) 一般廃棄物焼却主灰のエージング処理マウンドの試験施工, 平成 27 年度土木学会西部支部研究発表会, 347-348.
- 15) 長谷川遼, 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2015) エージング処理焼却主灰の路盤材への適用性, 平成 27 年度土木学会西部支部研究発表会, pp. 343-344.
- 16) 田畑航希, 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣 (2015) マグネシウム系固化材を用いた焼却主灰の固化・不溶化効果の検討, 平成 27 年度土木学会西部支部研究発表会, pp. 349-350.
- 17) 肴倉宏史, 由井和子, 倉持秀敏, 成岡朋宏, 門木秀幸 (2016) ストーカ式都市ごみ焼却施設における各焼却残渣への金属分配挙動調査, 第 37 回全国都市清掃研究・事例発表会, 同講演論文集, 245-247.
- 18) 由井和子, 倉持秀敏, 肴倉宏史, 大迫政浩 (2016) ごみ焼却炉における重金属の挙動に関する熱力学平衡計算を用いた予測. 第 37 回全国都市清掃研究・事例発表会, 同講演論文集, 98-100.
- 19) Yui K., Kuramochi H., Sakanakura H., Osako M. (2016) Development of a multizonal thermodynamic equilibrium calculation model to predict the fate and speciation of inorganic elements in municipal solid waste incineration facilities. ACS 251st National Meeting
- 20) 平川裕也, 佐藤研一, 藤川拓朗, 古賀千佳嗣, 肴倉宏史 (2016) エージング実証実験による焼却主灰の不溶化効果に関する研究. 第 51 回地盤工学研究発表会, 同予稿集, 51, 2225-2226
- 21) Sakanakura H., Yui K., Kuramochi H., Naruoka T., Mongi H. (2016) Concentration and distribution of 56 elements in residues from stoker-type municipal solid waste incineration. The 9th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis, Emission and Climate Change (9th i-CIPEC), Abstracts
- 22) Mizutani S., Ueda Y., Matsudaira S., Sakanakura H., Kanjo Y. (2016) Basic study of heavy metals and chelating agent behaviour from chemical-treated incineration fly ash in leaching test, Proceeding of the 9th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis, Emission and Climate change (i-CIPEC 2016)

- 23) Ueda Y., Mizutani S., Sakanakura H., Kanjo Y. (2016) Heavy metal leaching behavior from chemical-stabilized fly ash by column test under three kinds of flow rate condition, Proceeding of the 9th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis, Emission and Climate change (i-CIPEC 2016)
- 24) 平川裕也、佐藤研一、藤川拓朗、古賀千佳嗣、肴倉宏史 (2016) マグネシウム系固化材により固化・不溶化した焼却主灰の土工材料に向けた検討, 土木学会第 71 回年次学術講演会, pp. 385-386.
- 25) 藤川拓朗、平川裕也、佐藤研一、古賀千佳嗣、肴倉宏史 (2016) エージング処理を施した一般廃棄物焼却灰の路盤材としての適用性評価, 土木学会第 71 回年次学術講演会, pp. 395-396.
- 26) 平川裕也、佐藤研一、藤川拓朗、古賀千佳嗣、肴倉宏史 (2016) 密度の異なるマウンドでエージング処理した焼却主灰の力学・溶出特性, 平成 28 年度土木学会西部支部研究発表会, pp. 289-290.
- 27) 三上貴士, 縄田大輔, 井上陽仁, 肴倉宏史 (2016) 焼却残渣混合材料を対象とした情報管理システムの構築とニーズの把握. 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 27, 187-188
- 28) 藤川拓朗, 佐藤研一, 古賀千佳嗣, 平川裕也, 肴倉宏史 (2016) エージング処理を施した一般廃棄物焼却主灰の地盤環境影響評価. 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 同予稿集, 27, 189-190
- 29) 水谷聡, 植田祐太郎, 肴倉宏史, 貫上佳則 (2016) キレート処理飛灰と水混練飛灰からのカラム試験溶出液中の TOC, 第 27 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集, 465-466
- 30) Hirakawa Y., Sato K., Fujikawa T., Koga C., Sakanakura H. (2016) Insolubilization Effect of Incineration Bottom Ash from MSW by Aging Method, The 8th Asian Joint Symposium on Geotechnical and Geoenvironmental Engineering (JS-Tainan2016) CD-ROM.
- 31) Hasegawa R., Sato K., Fujikawa T., Koga C., Sakanakura H., Hirakawa Y. (2016) Mechanical Characteristics of Incineration Bottom Ash from MSW sing Aging Method, The 8th Asian Joint Symposium on Geotechnical and Geoenvironmental Engineering (JS-Tainan2016), CD-ROM.
- 32) 肴倉宏史, 大迫政浩, 佐藤研一, 藤川拓朗, 近藤守, 小野義広, 山本浩, 高宮健, 谷田克義, 谷垣信宏 (2017) 欧州における焼却残渣からの金属回収と資源化に関する技術調査. 第 38 回全国都市清掃研究・事例発表会, 同予稿集, 226-228
- 33) Mizutani S., Matozaki K., Sakanakura H., Kanjo Y. (2017) Total organic carbon in the leachate from municipal solid waste incineration fly ash in Japan, Proceeding of the 4th 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management (3RINCS2017)

(3) 知的財産権

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センターオンラインマガジン「環境」(2015年6月号)にて研究紹介「ごみの組成から化学性状を予測する」
- 2) 国立環境研究所 科学技術週間に伴う一般公開「春の環境講座」(2016年4月23日、国立環境研究所 大山ホール)にてポスター発表「一般廃棄物焼却灰のリサイクルと処分方法を最適化する」(参加者約100名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

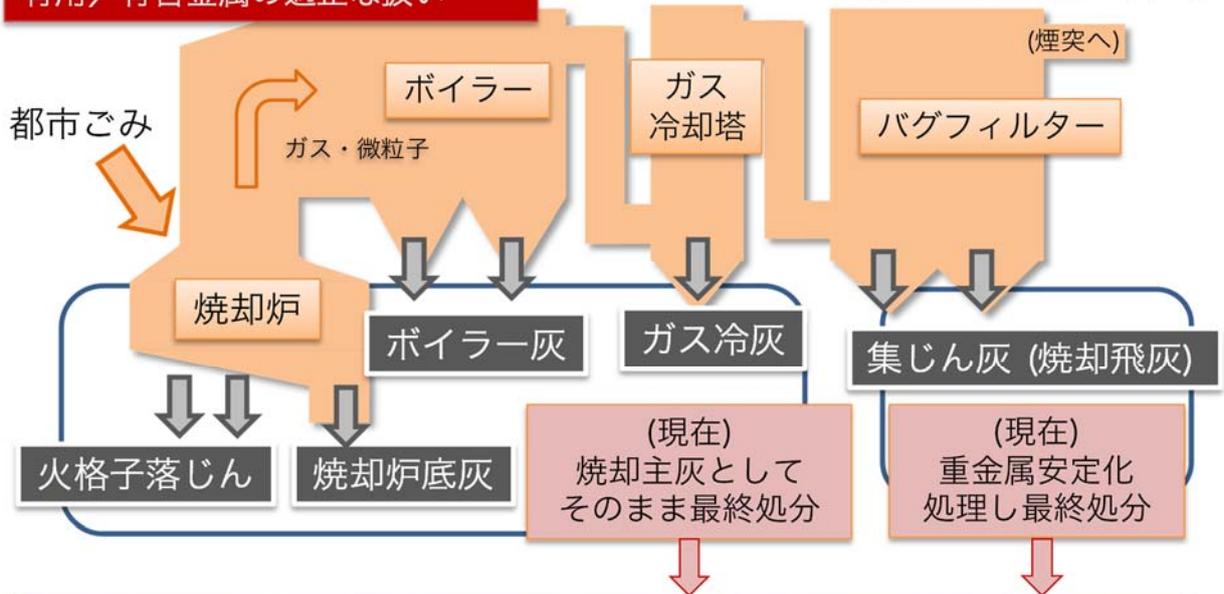
- 1) 環境省 日本の廃棄物処理（平成 12 年度版）
- 2) 環境省 日本の廃棄物処理（平成 27 年度版）
- 3) 肴倉 宏史、小口 正弘、寺園 淳（2010）焼却・熔融実処理プロセスにおける希少金属等 54 元素の分配と変動、第 21 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、407-408.
- 4) 小畑博一、田中朝都、西垣正秀、島岡隆行（2003）都市ごみ焼却プラントにおけるごみおよび焼却残渣に関する物質収支、第 24 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集、186-188.
- 5) 山本浩、横山隆、大下和徹、高岡昌輝、武田信生（2007）一般廃棄物焼却プロセスにおける有価金属の落じん灰への移行挙動の解明、廃棄物学会論文誌、18（5）314-324.
- 6) Ginsberg T., Liebig D., Modigell M., Sundermann B. (2012) Proc. Safety Environ. Protect., 90, 38-44.
- 7) 成岡朋弘、門木秀幸（2012）エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化、鳥取県衛生環境研究所報、第 53 号、10-14
- 8) 成岡朋弘、門木秀幸（2013）エージングによる一般廃棄物焼却灰の無害化（その 2）、鳥取県衛生環境研究所報、第 54 号、10-14（2013）
- 9) 地盤工学会：地盤材料試験の方法と解説、p. 402、2009.
- 10) 島岡ら：埋立廃棄物の力学的特性と埋立構造物の安定性に関する研究、土と基礎、vol. 45、No. 7、pp. 24-26、1997.
- 11) 川戸ら：「焼却灰のセメント固化試験 I -模擬焼却灰の基本的固化特性-」、日本原子力研究開発機構、JAEA-Technology、2010.
- 12) 中島ら：回転式破碎混合（ツイスター）工法の地盤環境分野への適用について、第 7 回地盤改良シンポジウム論文集、pp. 159-162、2006.
- 13) 公益社団法人 日本下水道協会：「下水汚泥の建設資材利用マニュアル」、p. 20、2001.
- 14) 独立行政法人 土木研究所：「建設発生土利用技術マニュアル 第 3 版」、p. 63、2004.
- 15) ISO/TS 21268-3 Soil quality—Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials、Part3:Up-flow percolation test.
- 16) 肴倉宏史、大迫政浩：建設系再生製品を対象とした環境安全性評価システムの廃棄物学会規格化への取り組み、廃棄物学会誌、vol. 18、No. 6、pp. 321-329、2007.
- 17) 高岡昌樹、蔵本康宏、武田信生、藤原健史（2001）逐次抽出法による飛灰中亜鉛、鉛、銅およびカドミウムの化学形態推定、土木学会論文集、(685) 79-90
- 18) Confederation of European Waste-to-Energy Plants (2011), Environmentally Sound Use of Bottom Ash, www.cewep.eu

[研究概要図]

3K143007 有用・有害金属挙動に着目した
都市ごみ焼却残渣の循環資源化トータルスキームの構築

焼却残渣（主灰・飛灰）の課題：
年間約400万トン発生、含有する
有用／有害金属の適正な扱い

(独)国立環境研究所 ©肴倉 宏史・倉持 秀敏
鳥取県衛生環境研究所 門木 秀幸・成岡 朋宏
福岡大学 佐藤 研一・藤川 拓朗
大阪市立大学大学院 水谷 聡



研究目的：循環型社会に相応しい
焼却残渣の処理～利用／処分トータルスキームを構築・提案

焼却工程における金属分配挙動調査と推算モデルの開発

- ストーカ炉、流動床炉の各灰の発生量、有用・有害金属（レアメタルを含む50元素を予定）の含有量を詳細に調査し、着目金属のバランスを解明
- 焼却ごみの種類ごとに元素組成を分析し焼却灰への由来ごみ種を推定
- 金属分配挙動を科学的に説明するためのマルチゾーン平衡熱力学モデルを開発して金属形態を考察

土木資材利用に適した焼却主灰の改質

次の改質処理を焼却主灰に適用し、路盤材や地盤材料としての性能を評価 ●最終処分場に設置の実証ヤードにて焼却主灰のエイジングを実施 ●酸化マグネシウム等の固化材で焼却主灰を処理

焼却残渣の長期安定性評価

以下により、長期安定性を担保できる焼却残渣の評価法を構築し、焼却飛灰重金属安定化処理物、改質焼却主灰に適用・評価。●上向流カラム試験、散水カラム試験、●キレート処理等された焼却飛処理物への試験を適用

[英文概要]

Strategic Optimization of Incineration Residues in Recovery and Disposal Focusing on Behaviors of Valuable and Toxic Metals

Principal Investigator: Hirofumi SAKANAKURA
Institution: National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba-City, Ibaraki 305-8506, JAPAN
Tel: +81-29-850-2185 / Fax: +81-29-850-2091
E-mail: sakanakura@nies.go.jp
Cooperated by: Tottori Prefectural Sanitary and Environmental Research Institute,
Fukuoka University, Osaka City University

[Abstract]

Key Words: Incineration residue, Metal, Environmental safety, Resource recovery, Construction material

In this research project, we aim to create a total scheme of effective use and final disposal suitable for a recycling-oriented society with respect to incineration residues, which accounts for about 3/4 of the amount of final waste to be disposed of. Four research themes were conducted as follows.

Each incineration residue generated in the incineration process was collected to analyze the content of about 50 elements, and the element distribution behavior to each incineration residue was clarified. In addition, we tried to understand the element composition for each kind of feed waste to elucidate the contribution of metals to incineration residues. Small household appliance collection was discussed from the change in metal content in incineration residue. We developed a multizone equilibrium thermodynamic model which can estimate the metal distribution behavior and chemical form to each residue in the incineration process.

For recycling of main bottom ash as a construction material, the ash was aged at the yard set in a landfill, and environmental safety and material properties were evaluated. We also examined the influence of compaction degree etc. at aging. As a material for bottom ash reforming, cement or magnesium oxide agent was also investigated.

From the environmental views, up-flow column test and pH dependence test were applied to aged ash to evaluate change in leaching characteristics of heavy metals. Besides, we investigated the leaching behavior of heavy metals by the sprinkling column test etc. of incineration fly ash treated with chemical agent based on the final disposal scenario.

We conducted a survey on the incineration residue recycling in Japan, Europe and Taiwan respectively. In addition, we proposed a traceability system for recycling of bottom ash, and prepared a draft of effective use guidelines for bottom ash. Based on all the above results, we presented a total scheme for incineration residues suitable for a recycling society.