

2018 年度 博士論文

都市ごみ焼却残渣の資源化に関する研究

飯野成憲

2018 年 9 月

首都大学東京

都市ごみ焼却残渣の資源化に関する研究

目 次

第 1 章 序論	1
第 1 節 廃棄物処理から循環型社会, SDGs への社会の変化	1
第 2 節 都市ごみ焼却残渣の資源化の現状	5
第 3 節 本研究の目的と構成	17
参考文献	20
第 2 章 都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法	22
第 1 節 緒言	22
第 2 節 調査方法	26
第 3 節 各分析法による結果及び考察	35
第 4 節 結言	43
参考文献	44
第 3 章 塩類及び金属資源を考慮した都市ごみ焼却主灰の資源化	46
第 1 節 緒言	46
第 2 節 分析方法	48
第 3 節 結果及び考察	54
第 4 節 焼却残渣の資源化を目指した総合的な考察と提案	67
第 5 節 結言	70
参考文献	71

第4章 都市ごみ焼却主灰のセメント原料化システムの最適化	74
第1節 緒言	74
第2節 焼却主灰の化学成分を考慮した既存セメント工場における受入可能量.....	76
第3節 焼却主灰のセメント原料化コストの試算	79
第4節 既存セメント及びエコセメントの組み合わせによる主灰処理計画モデル分析.	84
第5節 次世代型の効率的な主灰処理システムの提案	88
第6節 結言	92
参考文献	94
第5章 前処理による都市ごみ焼却残渣のセメント原料化システムの最適化	96
第1節 緒言	96
第2節 前処理後の焼却残渣の化学成分を考慮した既存セメント工場における受入可 エネルギー	97
第3節 前処理施設の配置及びエコセメント工場の新設を検討するためのデータ	102
第4節 前処理を考慮した都市ごみ焼却残渣セメント原料化モデル.....	105
第5節 結言	112
参考文献	113
第6章 結論	115
付録1 元素記号, 元素名一覧.....	118
付録2 処理量別の最適な主灰輸送計画 (第4章 第4節)	119
謝辞	120

第1章 序論

第1節 廃棄物処理から循環型社会, SDGs への社会の変化

我が国では人口の急増に伴い、1950年代からの急速な大量生産・大量消費・大量廃棄の時代が長く続いた。国民や事業者が排出した大量の廃棄物はその処理方法を誤ることにより生活環境や自然環境に悪影響をもたらしてきた。

こうした背景から、1970（昭和45）年の公害国会において「廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃棄物処理法）が制定され、以来数度にわたる改正が行われている。法の目的は、「廃棄物の排出を抑制し、及び廃棄物の適正な分別、保管、収集、運搬、再生、処分等の処理をし、並びに生活環境を清潔にすることにより、生活環境の保全及び公衆衛生の向上を図ること」としている。同法において「廃棄物」とは、ごみ、粗大ごみ、燃え殻、汚泥、ふん尿、廃油、廃酸、廃アルカリ、動物の死体その他の汚物又は不要物であって、固形状又は液状のもの（放射性物質及びこれによって汚染された物を除く。）をいい、さらに一般廃棄物と産業廃棄物に分かれる。産業廃棄物は事業活動により生じる廃棄物であり、燃え殻、汚泥、廃油、廃酸、廃アルカリ、廃プラスチック類等、20種類が指定されている。産業廃棄物に該当しない事業系一般廃棄物と家庭系一般廃棄物を合わせて一般廃棄物といい、通常「ごみ」もしくは「都市ごみ」と呼ばれる。都市ごみにはし尿や雑排水も含まれるが、本研究においては扱わないこととする。

同法における国民の責務は、「廃棄物の排出を抑制し、再生品の使用等により廃棄物の再生利用を図り、廃棄物を分別して排出し、その生じた廃棄物をなるべく自ら処分すること等により、廃棄物の減量その他その適正な処理に関し国及び地方公共団体の施策に協力しなければならない。」とされており、主に廃棄物の抑制、再生、分別、減量、適正処理に重きが置かれているといえる。

1990年前後にはダイオキシン類発生、廃棄物の不法投棄や不適正処分、埋立処分場による公共用水域の汚染といった問題が大きな社会問題となった。こうした事件により産業廃棄物でも、一般廃棄物でも、廃棄物処理施設、特に焼却施設や埋立処分施設の建設が住民の設置反対により極めて困難となった。特に埋立処分場の設置ではそれが顕著であり、埋立地の残余容量に余裕がなく、また埋立地を持たない地域があるなど、きわめて深刻な状態となった。施設の安全性や安心感を高めるために技術やシステムが高度化し、多額の費用が必要になったことも廃棄物問題の抜本的な解決を必要とする要因となった¹⁾。

上述のダイオキシン類の対策を基本として、1997（平成9）年5月には、当時の厚生省から都道府県宛てに「ごみ処理の広域化計画について」が通知された²⁾。この通知は、ダイオ

キシン削減対策、焼却残渣の高度処理対策、マテリアルリサイクルの推進、サーマルリサイクルの推進、最終処分場の確保対策、公共事業のコスト縮減の6項目を踏まえた広域化計画の策定を都道府県に対し求めるものであり、地理的条件、社会的条件を勘案しつつ、市町村の広域ブロック区割りの作成が行われた。荒井らは、東京都多摩地域をモデルとして、埋立処分量の削減目標レベルに応じた地区の統合・再編化に関する適正規模を財政的効率性の観点から検討するなど³⁾、広域化による最終処分場の確保、公共事業のコスト縮減は重要であることを再認識できる。

「大量生産・大量消費・大量廃棄」型の経済社会から脱却し、生産から流通、消費、廃棄に至るまで物質の効率的な利用やリサイクルを進めることにより、資源の消費が抑制され、環境への負荷が少ない「循環型社会」を形成することが急務となっていたことから、2000（平成12）年に循環型社会形成推進基本法が制定され、同法と一体的に廃棄物処理関係では廃棄物処理法等の改正が、リサイクル関係では再生資源利用促進法の改正、建設資材リサイクル法、食品リサイクル法、グリーン購入法の整備が行われた。

循環型社会形成推進基本法において重要となる点は、第一に、目指すべき循環型社会の姿を、①廃棄物等の発生抑制、②循環資源の循環的な利用及び③適正な処分が確保されることによって、天然資源の消費を抑制し、環境への負荷ができる限り低減される社会として明確化している点である。第二に、法の対象となる廃棄物等のうち有用なものを「循環資源」として位置づけ、その循環的な利用を促進することが明確化された点である。第三に、処理の優先順位を①発生抑制、②再使用、③再生利用、④熱回収、⑤適正処分と法定化した点である。第四に、循環型社会の形成に向け、国、地方公共団体、事業者及び国民が全体で取り組んでいくため、これらの主体の責務を明確にし、特に、生産者が自ら生産する製品等について使用され廃棄物となった後まで一定の責任を負う「拡大生産者責任」の一般原則を確立した点である。

現代の大量生産、大量消費、大量廃棄型の社会経済活動の仕組みを根本から見直し、循環型社会を構築するため、循環型社会形成推進基本法に基づき、循環型社会形成推進基本計画の第1次計画が2003（平成15）年3月、第2次計画が2008（平成20）年3月、第3次計画が2013（平成25）年5月、第4次計画が2018（平成30）年6月に閣議決定された。循環型社会形成推進基本計画では、日本が目指す循環型社会の具体的イメージ、数値目標、各主体が果たすべき役割等について定められており、同計画に基づいて廃棄物・リサイクル対策等が総合的かつ計画的に推進されている。計画の着実な実行を確保するため、毎年度点検を実施し、計画に定められた指標の進捗状況を把握し、定量的な評価が行われている。

循環型社会形成推進基本計画では、発生抑制、再使用、再生利用、適正処分等の各対策がバランス良く進展した循環型社会の形成を図るために、物質フローの異なる断面である「入

口]、「出口]、「循環]」を代表する指標として、「資源生産性 (= GDP/天然資源等投入量)」、「循環利用率 (= 循環利用量 / (循環利用量 + 天然資源等投入量))」、「最終処分量」について目標を設定している。

資源生産性は、2000 (平成 12) 年度の 24.8 万円/t から 2014 (平成 26) 年度には 37.8 万円/t と約 52%増加したものの、近年は横ばい傾向が続いており、2020 (平成 32) 年度の目標値である 46 万円/t の達成は厳しい状況にある。循環利用率は、2000 (平成 12) 年度の 10.0%から 2014 (平成 26) 年度には 15.8%と着実に増大している一方で、近年は横ばい傾向が続き、2020 (平成 32) 年度の目標値 17%には届いていない。廃棄物の最終処分量は 2000 (平成 12) 年度の約 5,600 万トンから 2014 (平成 26) 年度には約 1,480 万トンと大幅に低減し、既に 2020 (平成 32) 年度の目標値 1,700 万トンを達成している⁴⁾。

ここで、世界に目を向けると、2015 (平成 27) 年 9 月の国連総会で採択された「持続可能な開発のための 2030 アジェンダ」の中核となる「持続可能な開発目標 (SDGs)」では、経済、社会、環境の諸課題を統合的に解決することの重要性が示されている。SDGs には 17 のゴールが示され、そのうちのゴール 12 (持続可能な生産・消費) では、持続可能な生産消費形態を確保するとしている。ゴール 12 では、生産と消費の過程全体を通して、天然資源や有害物質の利用及び廃棄物や汚染物質の排出を最小限に抑えることを目指しており、例えば、製品の原材料となる鉱物資源の採掘に当たっては、地表の直接的な破壊、資源採取や精錬作業に伴う水質汚濁、大気汚染、土壌汚染、大量の捨石・不用鉱物の発生等の環境影響が生じ、廃棄物発生量の増加は、最終処分場の逼迫、有害物質の環境への流出等の様々な環境問題を引き起こす。持続可能な生産・消費の実現には、これらの環境負荷を最小限に抑えることが必要であるが、過去約 40 年の間に、世界の資源採掘及び使用は急激に拡大し続けている⁵⁾。

こうした SDGs の流れを受けて、2018 (平成 30) 年 4 月に閣議決定された環境基本法に基づく第 5 次環境基本計画⁶⁾では、目指すべき社会の姿として、地域循環共生圏を創造し、世界の範となる日本を確立することを通じ、持続可能な循環共生型社会の実現を目指している。計画のアプローチとしては、SDGs の考え方も活用し、環境・経済・社会の統合的向上を具体化し、6 つの重点戦略 (①持続可能な生産と消費を実現するグリーンな経済システムの構築、②国土のストックとしての価値の向上、③地域資源を活用した持続可能な地域づくり、④健康で心豊かな暮らしの実現、⑤持続可能性を支える技術の開発・普及、⑥国際貢献による我が国のリーダーシップの発揮と戦略的パートナーシップの構築) を設定している。

このうち、⑤「持続可能性を支える技術の開発・普及」においては、資源の安定的な確保と循環的な利用を挙げている。資源の安定的な確保を図りつつ、ライフサイクルを踏まえ、

第1章 序論

資源生産性と循環利用率を向上させ最終処分量を抑制した持続的な循環型社会を実現するため、廃棄物資源等からの資源の回収・分離・再生技術の研究開発を推進している。

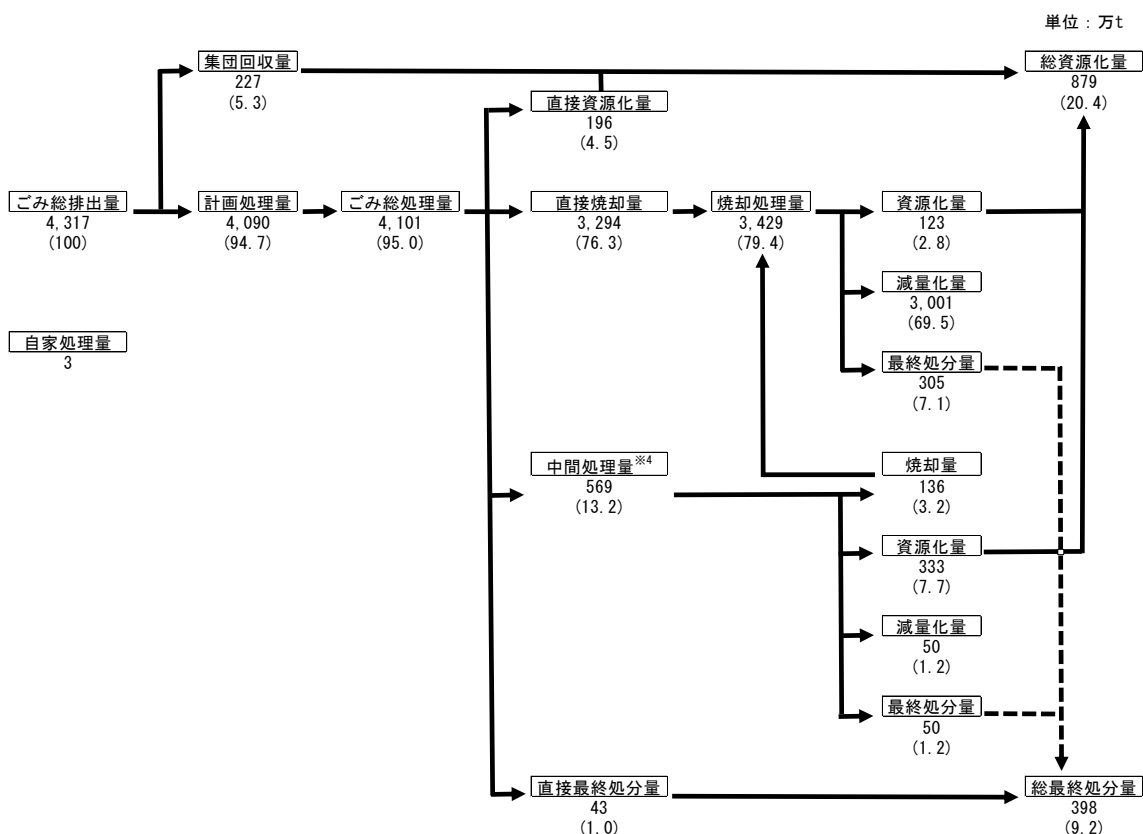
第2節 都市ごみ焼却残渣の資源化の現状

(1) 都市ごみの流れと推移

前節では、廃棄物処理の時代から循環型社会、さらには SDGs の時代への変化について概説した。ここでは、都市ごみの処理の流れ（図 1-1）について述べる。

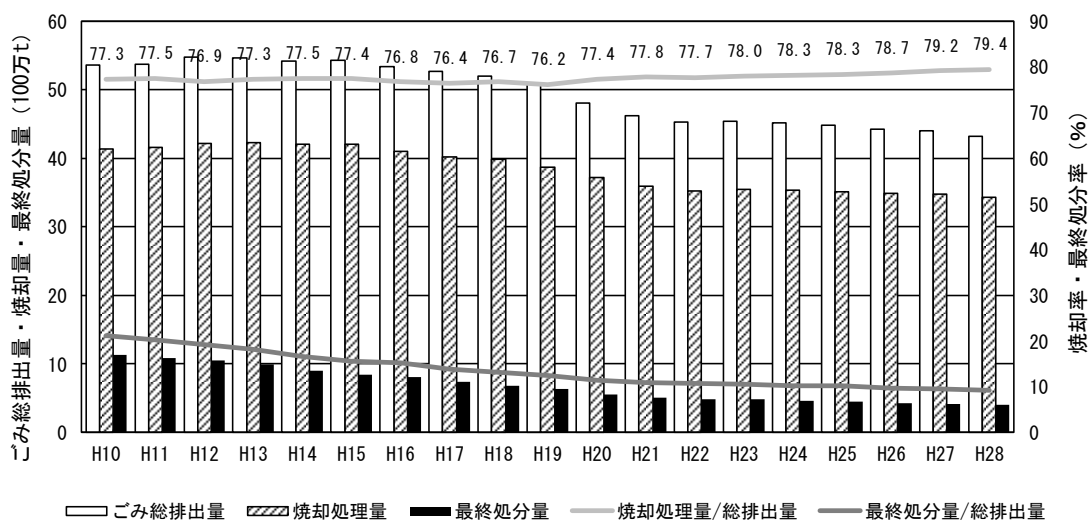
2016（平成 28）年度におけるごみ総排出量は、4,317 万 t、ごみ総処理量は 4,101 万 t であり、このうち直接資源化量が 196 万 t、直接焼却量が 3,294 万 t、焼却処理を除く中間処理量が 569 万 t、直接最終処分量が 43 万 t となっている。中間処理のうち、焼却する量は 136 万 t であり、直接焼却と合わせて 3,429 万 t が焼却処理されている。焼却処理量のうち、資源化量は 123 万 t、減量化量は 3,001 万 t、最終処分量は 305 万 t であり、減量化量が最終処分量の削減に大きな効果をもたらしている。一方で、資源化量に対して最終処分量は約 2.5 倍とまだまだ最終処分に依存しているといえる。

図 1-2 は都市ごみの総排出量、焼却処理量、最終処分量の推移である。都市ごみの総排出



※1 環境省一般廃棄物処理実態調査結果⁷⁾より作成。
 ※2 数値は四捨五入しているため合計値が一致しない場合がある。
 ※3 ()内は、ごみ総排出量に占める割合を示す。
 ※4 中間処理量は、焼却処理以外の処理量（粗大ごみ処理、不燃ごみ選別、堆肥化、飼料化、メタン化、ごみ燃料化）を指す。
 ※5 計画誤差等により、「計画処理量」と「ごみ総処理量」(=直接資源化量+直接焼却量+中間処理量+直接最終処分量)は一致しない。

図 1-1 都市ごみの処理の流れ（2016（平成 28）年度）



※環境省一般廃棄物処理実態調査⁷⁾より作成

図 1-2 都市ごみ排出量・焼却処理量・最終処分量の推移

量は 1998 (平成 10) 年には 5,361 万 t であったのに対し、2016 (平成 28) 年度には 4,317 万 t と約 19% 減少しているが、2010 (平成 22) 年度頃からは大きな減少とはなっていない。このことは、環境省が推進する 3R (Reduce, Reuse, Recycle) のうち、少なくとも Reduce の部分については限界に近いことを示しているといえる。また、同期間において、ごみ総排出量に占める焼却処理量は 76~79% と高い割合で推移していることから、中間処理のほとんどを焼却処理が担っていることがわかる。これは、海外では直接埋立が多いのに対して、我が国では狭小な国土により埋立処分場の確保が困難である点、また、公衆衛生の確保を最優先させる観点から、焼却処理が必要とされてきたことに由来するものである。

図 1-3 は最終処分量の推移を示している。1998 (平成 10) 年度に 1,135 万 t であった最終処分量は、2016 (平成 28) 年度には 398 万 t と約 65% 減少している。この大幅な減少はごみ総排出量の減少だけでなく、直接最終処分量が 1998 (平成 10) 年度の 382 万 t が、2016 (平成 28) 年度には 43 万 t と約 89% 減少していることが大きい。この結果、最終処分量のうち、焼却残渣が占める割合が年々増加し 2016 (平成 28) 年度には 77% にまで上昇していると見る事が出来る。また、焼却以外の中間処理残渣、主なものとして粗大ごみ処理施設、メタン化施設等から排出される処理残渣の最終処分量も 1998 (平成 10) 年の 177 万 t から 50 万 t に大幅に減少し、減少率は約 72% である。一方で、同期間における焼却残

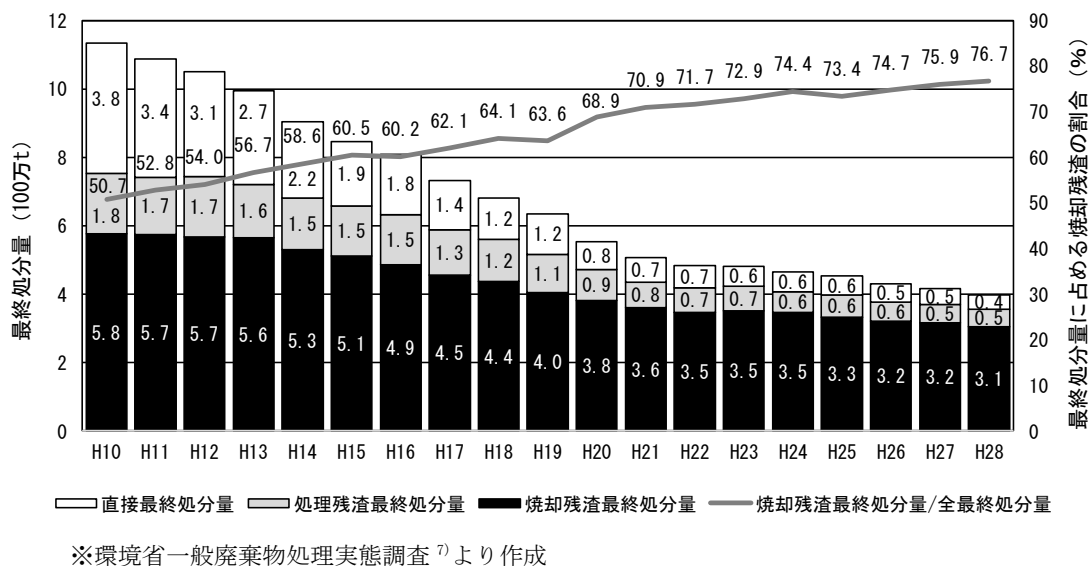


図 1-3 最終処分量の推移

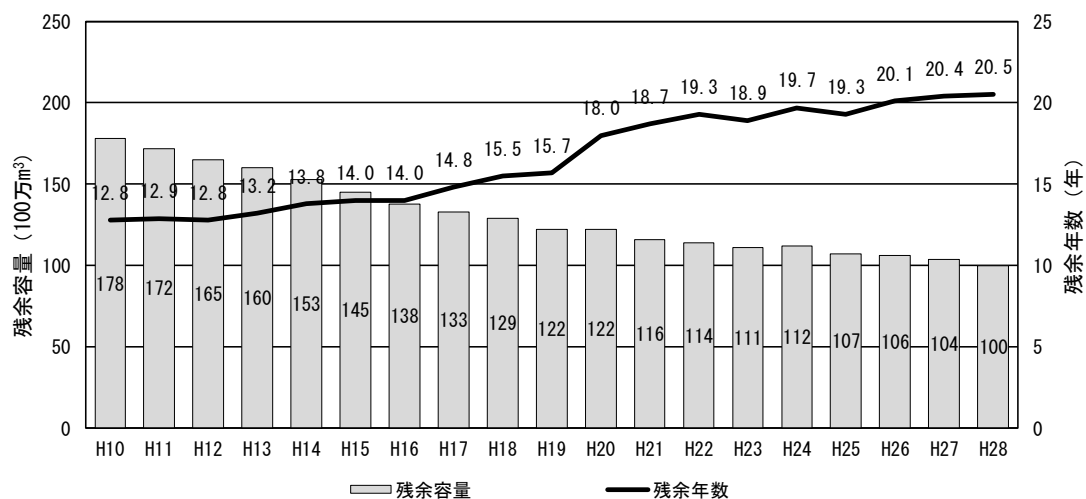


図 1-4 最終処分場の残余容量と残余年数の推移

渣の最終処分量も着実に減少してはいるものの、直接最終処分量や処理残渣最終処分量の減少率と比較すると47%と低い。また、直接最終処分量、焼却残渣最終処分量、処理残渣の最終処分量のいずれにおいても、2010（平成22）年度頃からは大きな減少は見られない。

最終処分場は現在も住民にとって迷惑施設であるという認識が強く、今後も最終処分場の建設が一層困難となることが予想される。年々最終処分量が減少し、図1-4に示すとおり残余年数は2016（平成28）年度には20.5年まで増加してはいるものの、最終処分場の残

余容量の減少は続いている。埋立を続ける限り持続可能な循環型社会の実現は遠い。今後高い確率で起こるとされる南海トラフ巨大地震や首都直下型地震等、がれきが大量に発生する場合に備え、仮置場等として最終処分場を活用し、平常時は極力使用しないことを検討すべきと考える。

そのためにはまず、最終処分量の 77%を占める焼却残渣を資源化し、有効利用していくことが重要である。

(2) 都市ごみ焼却残渣の種類

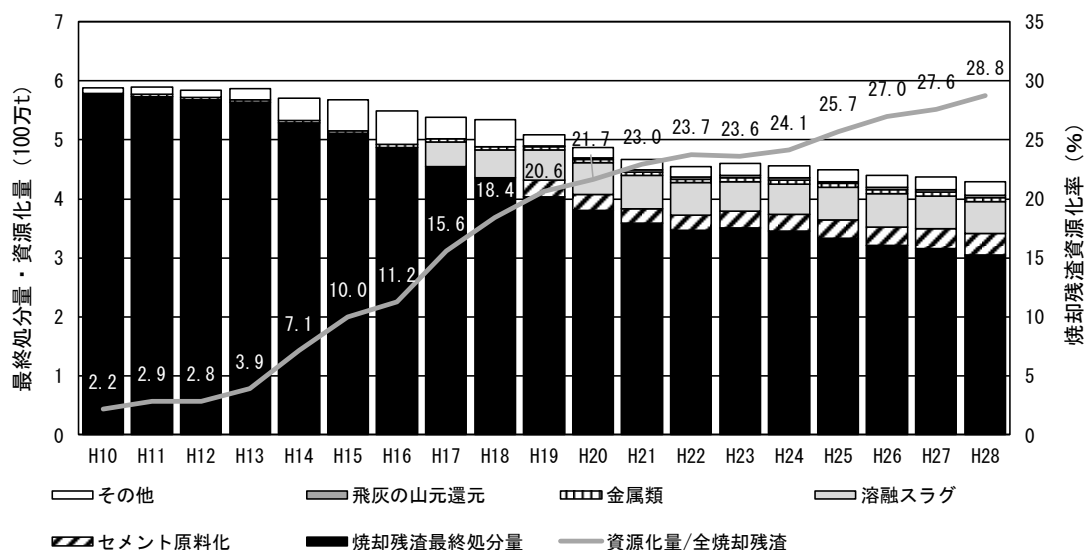
ここで、都市ごみ焼却残渣について説明する。都市ごみを焼却施設で焼却すると C, H 等の有機成分はガス化し、無機成分を主成分とする焼却残渣が残る。わが国で主流であるストーカー式焼却炉の場合、焼却残渣のうち、およそ 70~80%が焼却炉底部から排出される焼却主灰（又は単に「主灰」という）である。また、焼却主灰のうち、ストーカー式焼却炉の火格子下に落下する灰（以下、「落じん灰」という）には高濃度の有用金属資源が含まれていることが明らかになっており⁸⁾、通常は焼却主灰と混合されて排出されている。粒径が小さく揮発しにくいものの多くはバグフィルタと呼ばれる集じん器で捕集され、その捕集された灰を焼却飛灰（又は単に「飛灰」という）という。バグフィルタでは酸性ガス除去のために消石灰等のアルカリ剤を噴霧するため、焼却飛灰には Ca が多い。また、都市ごみに含まれる Cl の多くが焼却処理工程で揮発し、バグフィルタで濃縮されることから、Cl の含有量は焼却主灰の約 10 倍と高い。

焼却主灰や焼却飛灰を 1,200°C 以上で熔融し急冷すると、砂状の熔融スラグが生成する。容積は焼却主灰の約 1/2 となることから、最終処分量の削減効果が高い。また、焼却主灰に含まれるダイオキシン類が分解され、重金属を封じ込めることができることから、地盤改良材、アスファルト舗装材、埋戻材等として利用できる。熔融処理の副生成物として、集じん器で捕集される熔融飛灰が発生する。熔融飛灰は重金属や塩類が濃縮しており、重金属に関しては一部で山元還元が行われているものの、多くの場合溶出の抑制のためにキレート等の固化剤を加え最終処分されている。なお、熔融炉の底には Fe や Cu、貴金属類を含む重金属がたまり、定期的に取り出され、熔融メタルとして製錬事業者等に有価で売却されている。

本研究では、焼却主灰、落じん灰、焼却飛灰、熔融スラグ、熔融飛灰、熔融メタルを総称して「焼却残渣」と呼ぶこととする。

(3) 都市ごみ焼却残渣の処理及び資源化の現状

図1-5に都市ごみ焼却残渣の利用量及び処分量の推移を示す。2004（平成16）年度までは溶融スラグ利用，2006（平成18）年度までは，セメント原料化，飛灰の山元還元の項目がないが，当時はアンケート調査項目に入っておらず，これらは「その他」として集計されていたためである。1998（平成10）年は都市ごみ焼却残渣のうち再利用されている割合は約2%に過ぎなかったが，2016（平成28）年には約29%が再利用されている。これは，同期間において都市ごみの排出量が約19%減少したにもかかわらず，新たな最終処分場の確保が困難なことから，各自治体が溶融スラグ利用や焼却残渣のセメント原料化を進めた結果であると考えられる。



※環境省一般廃棄物処理実態調査⁷⁾より作成

図1-5 都市ごみ焼却残渣の利用量・処分量の推移

以下に，焼却残渣の利用技術について概観する。

「溶融スラグ」は，自治体の溶融施設によるものであり，現在の焼却残渣の資源化量として最も多い。溶融スラグは焼却主灰や焼却飛灰からさらに減容することが出来ることから，最終処分場の逼迫度が高い地域では重要性が高いといえる。しかしながら，東日本大震災を契機としたエネルギー不足，需要の減少から溶融炉の停止を決定した一部事務組合も存在し⁹⁾，また自治体が溶融施設を新設するためには多額の費用がかかることから，今後の新設は多くないと考えられる。

「飛灰の山元還元」は，自治体の溶融炉から発生する溶融飛灰から既存の製錬プロセスにより亜鉛や鉛等を回収するものである。上記のとおり溶融炉の新設が見込めない場合には

発生量も増加しないことから、熔融スラグ利用と同様、今後の大幅な増加の可能性は大きくないと考えられる。

「その他」には、民間施設を活用した熔融・焼成処理、焼却残渣の混合材料化等が含まれると考えられる。民間施設を利用した熔融・焼成処理は件数が少なく、情報が少ない。焼却残渣の混合材料化は、異物を除き粒度調整しセメント等を混合して土木資材化するもので、国内での実施例は少ない。熔融や焼成と比較してエネルギー使用量が少ない反面、重金属の溶出等のリスクがある。なお、混合材料化の前処理技術として活用されることがあるエージングは、焼却残渣に適度な水分を与え静置し、金属類の溶出を減少させる技術であり¹⁰⁾、自然降雨による洗い出しやCO₂ガスを利用し難溶性の炭酸塩を生成させて不溶化を図る手法である¹¹⁾。混合材料化と同様にエネルギー使用量が少ないという利点がある。ただし、重金属含有量を減らすのではなく、化学形態を変化させることで溶出リスクを低減させることに主眼が置かれていることから、pHの変動による重金属の溶出リスクは一定程度残る。

「セメント原料化」は、「熔融スラグ」に次いで多く、近年の利用量は微増である。焼却残渣の化学成分がセメントの主要化学成分と似ていることから、通常セメント工場で他の廃棄物や副産物とともに原料として利用される。セメントはコンクリート原料であることから、需要が大きく、焼却残渣を原料化した場合には最終処分量の削減効果が大きい。セメント協会へのヒアリングによれば、2002（平成14）年度の時点で5.1万tの焼却残渣を受け入れている。一般的なポルトランドセメントの原料とする場合には既存施設を活用できる。ただし、塩類や重金属は忌避元素となっており、特に塩類の含有量が多い飛灰の場合、水による脱塩が必要である。一方、都市ごみ焼却残渣を主原料としたエコセメントを製造する場合には塩類による制約はない。脱塩やエコセメント原料化に伴うCO₂排出量については、佐野らにより詳細な研究が行われている^{12,13)}。

「金属類」の多くは清掃工場で焼却残渣から回収される鉄屑やアルミであると考えられる。欧州では、鉄屑やアルミだけでなく、焼却残渣から金属資源を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、近年は特に金属等の選別処理の高度化がめざましい。金属回収には磁力選別、粒度選別、比重選別、渦電流選別等の物理選別が行われている¹⁴⁾。導入設備の種類、規模にもよるが、こうした選別技術の多くは水を使用しない乾式で行われることから、水処理が不要となり、コストも低いと考えられる。我が国においても、鉄やアルミだけでなく、金属回収を徹底することにより残渣の環境安全性が高まることから、更なる金属回収の徹底が望まれる。

上記の技術の将来性、最終処分量の削減の観点から考えると、セメント原料化、金属回収、焼却残渣の混合材料化、エージングが有望であるといえることから、これらの資源化及び前処理技術を表1-1にまとめた。いずれも鉄くず、大塊物等の異物の事前除去が必要である。

表 1-1 焼却残渣の資源化・前処理技術の特徴

	概要	留意点	初期コスト	運用コスト (処理委託コスト)	環境リスク	CO ₂ 排出量
セメント原料化	1450℃以上で焼成 飛灰は通常脱塩が必要	・鉄、大塊物等の事前除去 ・塩素、重金属	普通セメント：低い エコセメント：高い	高い	低い	高い（主に焼成段階）
金属回収	磁選、比重選別、渦電流選等により金属を濃縮	・鉄、大塊物等の事前除去 ・焼却残渣の乾燥	導入設備による	導入設備による	低い	乾式：低い 湿式：水処理分
混合材料化	セメント等により重金属の溶出を防止	・鉄、大塊物等の事前除去 ・pH, 酸化還元電位	低い	低い	高い	薬剤分のみ
エージング	雨水、CO ₂ 吹込等により重金属溶出を抑制	・鉄、大塊物等の事前除去 ・pH, 酸化還元電位	低い	低い	高い	水処理分のみ

(4) 都市ごみ焼却残渣のセメント原料化技術

第2節(3)で述べたように、最終処分場の残余容量の減少という課題に対して、最も効果が大きく、実績も多い技術はセメント原料化であると考えられる。そこで、都市ごみ焼却残渣のセメント原料化技術について述べる。焼却残渣のセメント原料化には既存セメント工場を利用する場合と、エコセメント工場を利用する場合の2種類の方法があり、通常それぞれ普通ポルトランドセメント（以下、「普通セメント」）、普通エコセメント（以下、「エコセメント」）が生産される。

a) 既存セメント工場を利用する場合

既存セメント工場を利用して焼却残渣をセメント原料化するポルトランドセメントの製造工程を図1-6に示す。

セメントの製造工程は、クリンカーを製造する工程とクリンカーにせっこう、混合剤なら

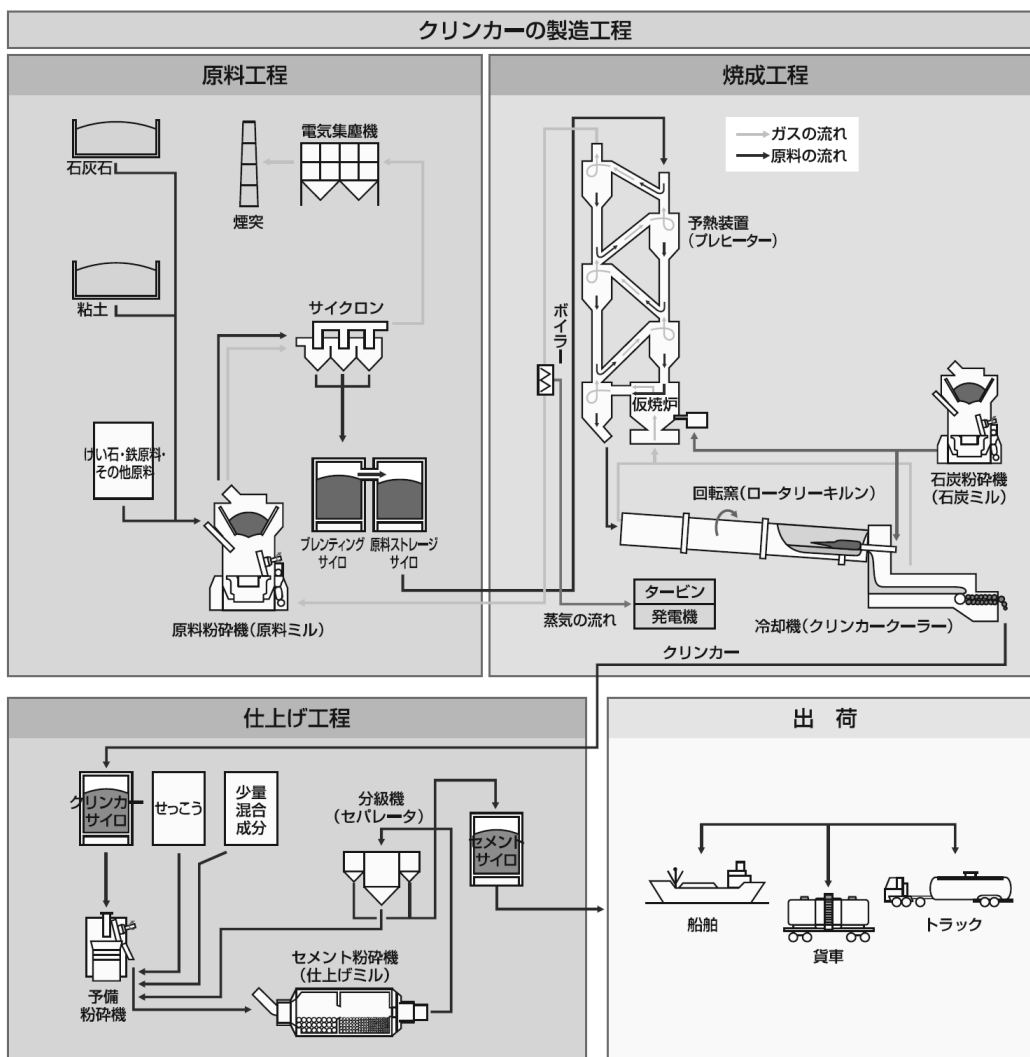


図1-6 ポルトランドセメントの製造工程¹⁵⁾

びに少量混合成分を加えセメントに仕上げる工程（仕上げ工程）からなる。クリンカーを製造する工程は原料工程と焼成工程からなる。原料工程では、石灰石類、粘土類、けい石類、鉄原料等を所定の化学組成となるよう調合する。調合した原料は、原料粉砕機（原料ミル）で乾燥され細かく粉砕される。原料工程で得られた調合原料は焼成工程でクリンカーとなる。日本のセメント工場では、焼成効率を向上させるために、調合原料を直接回転窯（ロータリーキルン）に送りこむのではなく、予熱装置（プレヒーター）を通過させてから送り込む方式を採用しているのが一般的である。予熱装置を経て仮燃焼された調合原料は、ロータリーキルンに入り、クリンカーが焼成された後冷却機に入り、急激に冷却される。仕上げ工程ではクリンカーにせっこう、混合材、及び少量混合成分を加えセメントに仕上げる。粉砕され、分級機で粗粉と微粉に分けられ、粗粉は再び粉砕機に戻し、微粉は所定の粒度を持つ完成したセメントとして取り出される。

セメントクリンカーの製造には主要な化合物を構成する **Ca, Si, Al, Fe** を多く含んだ原料が必要であり、かつてはそのほとんどを天然原料に依存してきた。しかし、これらの成分を含んでいれば廃棄物や副産物を天然原料の代替として利用することが可能である¹⁵⁾。2015（平成 27）年度にはセメント 1t あたり 475kg の廃棄物・副産物が使用されている¹⁶⁾。廃棄物・副産物には、高炉スラグ、石炭灰、汚泥、焼却残渣、廃油、廃タイヤ等があり、原料としてのみならず燃料代替としても利用され、生産されたセメントの多くはコンクリート原料となる。

焼却残渣のセメント原料化における課題の 1 つに、焼却残渣の高い塩素濃度がある。塩素がキルン炉の高温部分で揮発してプレヒーターで凝縮してしまうことにより、プレヒーター内の塩素濃度が上昇する。それに伴い原材料の粘度が上昇し、サイクロンの閉塞を招く。この問題を回避するために、多くのセメント工場で塩素を除去するための塩素バイパスと呼ばれる設備を導入しているが、それでも高濃度の塩素を含む原料が投入された場合には閉塞を起こしてしまう。この設備は、プレヒーターの下部に設置され、濃縮したガスを数パーセント抽気し、塩素を塩化カルシウムなどの塩化化合物の形で抽出するものである¹⁷⁾。こうした背景から、セメント中の塩素の許容量は JIS 規格により 350ppm と定められている¹⁸⁾。焼却残渣には多くの塩素が含まれることから焼却残渣の受入量を制限せざるを得ない。

この問題の解決策として、焼却残渣の脱塩処理が挙げられる。水洗による脱塩処理を行うことにより、塩素が除去でき、セメント原料としての利用量を増加させることが出来る。通常は塩素濃度が高い焼却飛灰のみ水洗脱塩し、比較的塩素濃度の低い焼却主灰は脱塩処理することは少ない。

塩素のみならず **Na, K, SO₃, MgO** は、JIS 規格で含有量の制約がある。また、**Pb** や

Cr⁶⁺といった重金属はセメント原料としては忌避元素である。JIS 規格としての基準値はないものの、セメント会社の顧客からの製品品質に関するニーズ等から、各社が自主基準を設け、含有量を厳しく管理することで環境安全性を担保している。微量に含まれる Au, Ag, Pt, Pd といった貴金属類は忌避元素ではないものの、有用性の高いこうした金属がセメントに混入することは、資源の散逸、希釈を招き、多くの資源を輸入に頼る我が国において資源戦略、天然資源使用量の削減という点において大きな問題である。

b) エコセメント工場を利用する場合

エコセメント工場を利用する場合、一般的には普通エコセメントの原料として用いられる。エコセメントは、1994（平成 6）年に経済産業省（旧通商産業省）の事業である「生活産業廃棄物等高度処理・有効利用技術研究開発」の中で取り上げられ、「都市型総合廃棄物利用エコセメント生産技術」の研究開発として実証試験がスタートした。1997（平成 9）年にエコセメントの製造技術が確立し、2001（平成 13）年 4 月に世界で初めてのエコセメントの製造工場である市原エコセメント㈱が操業を開始した。2006（平成 18）年 7 月には、東京たまエコセメント製造施設が稼働を開始している。この間、2002（平成 14）年 7 月にはエコセメントの JIS が制定され、社会に認知されることとなった¹⁹⁾。

エコセメントは JIS 規格（JIS R 5214）より、「都市部などで発生する廃棄物のうち主たる廃棄物である都市ごみを焼却したときに発生する灰を主とし、必要に応じて下水汚泥などの廃棄物を従としてエコセメントクリンカーの主原料に用い、製品 1 t につきこれらの廃棄物を JIS A 1203 に規定される乾燥ベースで 500 kg 以上用いてつくられるセメント」として定義されている²⁰⁾。エコセメントは、その特徴によって普通エコセメント及び速硬エコセメントの 2 種類に分類される。普通エコセメントは、エコセメントの製造過程で脱塩素化させ、塩化物イオン量がセメント質量の 0.1% 以下のものであり、普通ポルトランドセメントに類似する性質をもつセメントである²⁰⁾ことから、都市ごみ焼却残渣を利用する場合には、通常、普通エコセメントが製造される。

エコセメント製品からの重金属類溶出に関する安全性は、廃棄物学会において、エコセメント製品の重金属類溶出試験に関する検討委員会が設置され、わが国の試験と併せて諸外国の溶出試験法を適用し様々な試験が実施された。2000（平成 12）年 3 月に「エコセメント製品の重金属類溶出試験に関する検討委員会報告書」としてまとめられ、重金属類の溶出は、土壌の汚染に係る環境基準（環境省告示第 19 号）をいずれも満足しており、問題ないレベルであることが確認されている²¹⁾。

エコセメント製造工程では普通セメントと異なり、サスペンションプレヒーターを設置せず、都市ごみ焼却残渣を含む原料は約 800℃ のキルンエンド部分に直接送入される。こ

れにより、原料中のダイオキシン類は直ちに炭酸ガス・塩化水素ガス・水蒸気ガスに分解される。さらに、クリンカーは1350℃以上の高温で約1時間かけて焼成されるため、この工程でダイオキシン類は完全に分解され、クリンカー中にダイオキシン類が残存することはない。また、エコセメント製造設備では、キルン中で分解されたダイオキシン類が300～400℃の温度領域で再合成されることを防止するために、サスペンションプレヒーターの代わりに冷却塔が設置されている。これにより、800℃のキルン排ガスを水と空気により一気に200℃まで冷却してダイオキシン類の再合成を防止し、排ガス中のダイオキシン類は、規制値を十分に下回るレベルに保たれている¹⁹⁾。

都市ごみ焼却残渣に含まれる重金属類は、塩化揮発法を用いてエコセメントから除去されている。この技術は、都市ごみ焼却残渣に含まれる塩素を利用して、重金属類を沸点の低い重金属塩化物の形態で揮発させるものである。塩化揮発法により揮発した重金属塩化物は、バグフィルタで捕集回収され、酸及びアルカリ処理によって鉛・銅・亜鉛が抽出される。抽出された重金属は、有用な人工鉱石として再資源化される。アルミニウム、カルシウムといったそれ以外のセメント成分も回収され、エコセメントの原料として再利用される。塩素含有量を普通ポルトランドセメントに近いレベルまで低減した普通エコセメントでは、上記塩化揮発法による塩素揮発分を考慮した上で、目標とする塩素含有量になるように原料中の塩素／アルカリ比を調整することにより、余分な塩素を適切に除去している¹⁹⁾。

現在、国内で稼働しているエコセメント工場は、東京たま広域資源循環組合が管理する東京たまエコセメント製造施設1箇所のみであり、日平均300t/日の焼却主灰及び焼却飛灰を処理し、日平均430tのエコセメントを製造している。製造したエコセメントは、ほとんどが首都圏で消費されている。2007（平成19）年3月には、エコセメント製品の利用促進を目的として、エコセメントを100%使用するコンクリート二次製品（東京たまエコセメント製品）を認証する制度を設けている。更に、2008（平成20）年4月には、東京都が2008（平成20）年度に施行する公共工事のうち、起工額が500万円以上の建設工事等に対し、東京都環境物品等調達方針（公共工事）を適用し、エコセメントを使用したコンクリート二次製品の原則使用を規定しているなど、エコセメント製品の利用促進を図っている¹⁹⁾。

第3節 本研究の目的と構成

第2節で示したように、都市ごみ焼却残渣の資源化率は約29%に上っているが、このことはすなわち約71%の焼却残渣は資源化されず最終処分されていることを表していることから、焼却残渣の資源化の取り組みが重要である。

ここで、第1節で示したとおり、SDGsや第5次環境基本計画で求められる環境・経済・社会の統合的な取り組みについて、焼却残渣の問題を考えてみる。

第一に、環境の問題として、焼却残渣に含まれる塩類によりセメント原料化できる量が制約を受けること、焼却残渣を混合材料化する場合やエージングでは焼却残渣に含まれるPbやCrといった重金属の含有量は殆ど変わらず溶出リスクが残存するという環境安全性の問題として捉えることが出来る。一方で、焼却残渣に含まれる重金属を環境安全性の問題としてのみ捉え、循環資源として捉える視点が十分でないという問題も大きい。しかし、循環資源の資源性の評価方法は、環境省告示法等では定められておらず、これまで焼却残渣を対象に行われた事例は多くない。また、欧州で行われている焼却主灰からの金属資源の回収はわが国ではほとんど実施されていない。したがって、実試料を用いた焼却残渣の環境安全性及び資源性の総合的評価が必要である。具体的なアプローチとして、環境分野及び製錬分野で活用されている分析方法を焼却残渣に適用し、自治体等での資源循環分野における活用可能性を検討する。この分析方法を焼却残渣の資源性評価に活用し、焼却残渣から金属資源や塩類を篩い等の簡易な方法で分離回収し、残渣の土石成分をセメント原料化したり、必要に応じてエージングにより重金属の溶出を抑えた上で混合材料化したりする方策が考えられる。回収した金属資源は製錬業の原料として利用し、塩類を水洗脱塩等により除去することで、残渣成分はセメントの忌避元素が減少し、セメント原料化量の増加に繋がることから、最終処分量を大幅に減少させることも出来る。

第二に、経済及び社会の問題として、自治体の財政が厳しさを増す中で、処理施設の建設や運用、処理委託に必要なコスト負担が大きく、コストを抑えた上で最終処分量を大幅に削減する必要性が高いという問題がある。最終処分場を新たに確保することが極めて困難な状況において、こうした焼却残渣を大量に資源化する上で、現状で大きな可能性があるのはセメント原料化であると考えられる。しかしながら、中長期で見た場合の広域化、集約化処理による既存セメント工場の利用、塩類処理が不要であるエコセメント工場の新設等を選択するための検討は行われていない。すなわち、自治体から発生する焼却残渣のセメント原料化の社会システムが最適なものになっていないという問題がある。したがって、広域化や集約化により処理コストを低減すると同時に、自治体の処理システムを最適化する方策を提案していく必要がある。

以上より、焼却残渣の資源化における環境・経済・社会の関係を図1-7のようにまとめることが出来る。焼却残渣の資源性評価は環境及び経済に、最終処分量の削減は環境及び社会に、広域化・集約化は経済及び社会に関連し、環境の問題である環境安全性の評価、経済の問題である処理コストの低減、社会的な問題である自治体の処理システムの最適化と併せた方向性を示すことで、焼却残渣の資源化の推進に寄与できるものとする。

上記の内容を踏まえ、「焼却残渣等の資源性、環境安全性の評価」という実験的研究と、「焼却残渣のセメント原料化の経済性及び社会システムの評価」というシステム研究を2つの柱として研究し、都市ごみ焼却残渣の資源化のあるべき方策について提案する。

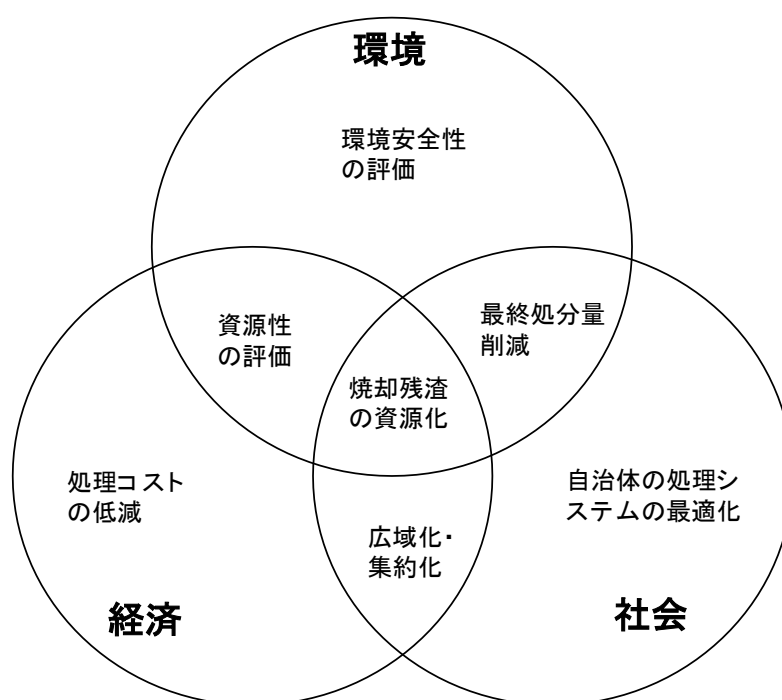


図1-7 焼却残渣の資源化における環境・経済・社会の関係

以下、本研究の構成について述べる。

第1章「序論」は本章で、研究の背景、目的と構成について述べた。

第2章、第3章では「焼却残渣等の資源性、環境安全性の評価」という実験的研究を進める。

第2章「都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法」では、熔融メタル等を分析試料として用い、環境省告示第19号（環告19号）、レアメタル等暫定分析法、及び非鉄金属製錬分野において資源性の評価方法として利用されているマツ融解法による各分析値の比較を行う。各分析方法について、スクリーニング試験や資源性評価として活用できるか、また、その再現性がどの程度得られるかについて検討する。これにより、環告19号やレア

メタル等暫定分析法などの活用により、今後の自治体等での資源循環分野における分析方法として活用が期待できるか考察する。

第3章「塩類及び金属資源を考慮した都市ごみ焼却主灰の資源化」では、焼却主灰や有用金属含有量が高いとされる落じん灰の粒径の違いによる金属濃縮、溶出・脱塩挙動、塩素の除去率の分析により、資源性、環境安全性を総合的に評価することを試みる。粒径により分級することにより低コストに焼却残渣のセメント原料化や混合材料化が可能となるか検討する。

第4章、第5章では、最終処分量の削減に大きな影響をもたらす可能性のある「焼却残渣のセメント原料化の経済性及び社会システムの評価」というシステム研究に話題を転じる。

第4章「都市ごみ焼却主灰のセメント原料化システムの最適化」では、大都市をケーススタディーとし、広域処理も念頭に置いた数理計画モデルによるごみ焼却主灰のセメント原料化システムの最適化を検討する。セメント原料の化学成分を考慮し、既存セメント工場への主灰受入可能量を推計した上で、既存セメント工場、新設エコセメント工場で資源化した場合の主灰処理計画モデルを提案する。また、次世代型のエコセメント工場として他県との共同運営を検討し、既存工場とともに費用便益分析を行うことにより、広域処理化の検討を行う。

第5章「前処理による都市ごみ焼却残渣のセメント原料化システムの最適化」では、将来の焼却主灰の脱塩前処理等の必要性、飛灰との同時脱塩による効率性も勘案し、焼却主灰及び焼却飛灰の脱塩処理を考慮した都市ごみ焼却残渣のセメント原料化モデルを構築する。脱塩後の都市ごみ焼却残渣を含むセメント原料の化学成分を考慮し、既存セメント工場の焼却残渣受入余力を推計した上で、受入余力を変化させ、清掃工場、既存セメント工場、リサイクルポート、エコセメント工場で脱塩処理する4パターンにおいて、経済性及び社会システムの最適化を目指したセメント原料化モデルを提案する。

第6章「結論」では、第2章から第5章の研究を総括するとともに、本研究で得られた実験的研究及びシステム研究による成果が、今後の無機系資源のリサイクル分野においてどのような役割を果たすのか、また、今後の研究課題について述べる。

参考文献

- 1) 田中信壽編著：リサイクル・適正処分のための廃棄物工学の基礎知識，pp.1-2 (2003)
- 2) ごみ処理の広域化計画について，衛環 173 号（平成 9 年 5 月 28 日）
- 3) 荒井康裕，稲員とよの，小泉明：ごみ処理システムの広域化計画に関する最適化モデル分析，環境システム研究論文集，Vol.31，pp.267-276 (2003)
- 4) 環境省：循環型社会形成に向けた数値目標の進捗状況 (2017)
- 5) 環境省：平成 29 年版環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書 (2017)
- 6) 環境省：第 5 次環境基本計画 (2018)
- 7) 環境省：一般廃棄物処理実態調査結果
- 8) 山本浩，横山隆，大下和徹，高岡昌輝，武田信生：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，Vol.18，No.5，pp.314-324 (2007)
- 9) 東京二十三区清掃一部事務組合：一般廃棄物処理基本計画 (2015)
- 10) 篠崎かおり，恩田啓一，白子定治，曾山照明：エージングによる焼却灰の改質について，平成 9 年度 東京都清掃研究所研究報告，第 27 号，pp.97-100 (1999)
- 11) 藤川拓朗，佐藤研一，古賀千佳嗣，平川裕也，肴倉宏史：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講演原稿 2016，pp.189-190 (2016)
- 12) 佐野奨，市川牧彦，玉重宇幹，松藤敏彦，田中信壽：都市ごみ焼却灰および廃プラスチックの処理・有効活用技術に関する環境負荷の定量化，廃棄物学会論文誌，Vol.13，No.3，pp.131-140 (2002)
- 13) 佐野奨，市川牧彦，辰市祐久，四河秀雄：都市ごみ焼却灰処理に伴う環境負荷の定量化，資源環境対策，Vol. 36，No.10，pp.874-880 (2000)
- 14) 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：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・事例発表会講演論文集，pp.226-228 (2017)
- 15) 一般社団法人セメント協会：セメントの常識 (2013)
- 16) 一般社団法人セメント協会：セメントハンドブック 2016 年度版 (2016)
- 17) 原卓也：東京大学大学院博士論文 セメント産業を中心とする廃棄物のマテリアルリサイクルシステムに関する研究 (2006)
- 18) JIS R 5210 : 2009. ポルトランドセメント
- 19) 仙波裕隆：エコセメント，コンクリート工学，Vol. 45，No.5，pp.51-55 (2007)
- 20) JIS R 5214 : 2009. エコセメント

- 21) 廃棄物学会：エコセメント製品の重金属類溶出試験に関する検討委員会報告書，pp.35-48 (2000)

第2章 都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法

第1節 緒言

近年、廃棄物の有効利用に関する評価の必要性が急務となっている。特に、金属資源の有効利用については、焼却残渣の1つである熔融メタルの製錬事業者への売却の他、廃電子機器のリサイクル等、自治体において金属系資源の有効利用のための取り組みが進んでいる。一方、これらの有価取引が可能な金属資源については、環境省告示による分析法は存在しないものの、資源である以上、適切な資源性の評価のためには含有量の推定が必要である。

一般土壌、埋立廃棄物、建設系再生製品については、土壌の汚染に係る環境基準（環境庁告示第46号）、産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法（環境庁告示第13号）、スラグ類の化学物質試験方法—第1部 溶出量試験方法（JIS K 0058-1）等の溶出量試験、又は土壌含有量調査に係る測定方法（環境省告示第19号）（以下、「環告19号」）、スラグ類の化学物質試験方法—第2部 含有量試験方法（JIS K 0058-2）等の含有量試験により重金属の環境安全性の評価を行っている^{1,2)}。なお、環告19号は含有量試験と記載されるものの、実際には1M塩酸による溶出試験である。これは、中央環境審議会が土壌汚染対策法に係る技術的事項についての答申において、「土壌中の対象物質の含有量の測定方法については、土壌環境中での化合物の形態の変化及び土壌からの対象物質の体内での摂取等の実態を考慮して、一定の安全性を見込むがアルカリ熔融法やふっ酸混酸分解法といった分解力の非常に強い方法による完全分解による全量分析までは行わない³⁾という、いわばヒトの直接摂取等によるリスクを評価する分析法である⁴⁾。環境安全性を確保するための分析法であるがゆえに、分析結果が含有量基準値を超えた場合、土地の価値低下や汚染除去費用負担の発生等、極めて大きな社会・経済的なインパクトをもつ場合があるという特徴がある⁵⁾。

レアメタル等の戦略的利活用と廃製品からのリサイクル促進という社会的課題を背景に、2010（平成22）年に廃棄物資源循環学会物質フロー研究部会により、製品中のレアメタル等の暫定分析方法が作成された^{6,7)}。この方法は、欧州の有害物質測定法（IEC 62321）がベースのため⁸⁾、安全性の評価という視点で試験法が検討されたと考えられるが、製品中のプラスチック、金属類、電子部品等に含まれる微量元素を含む多元素同時分析が可能な全含有分析であるという点において、資源性の評価を可能とし、製錬分野との橋渡しの試験法と捉えることができる。製品中の金属に限らず、例えば焼却主灰や不燃ごみ残渣等、金属資源の評価にも活用できれば、今後の金属資源リサイクルに極めて有効と考えられる。

製錬分野における金属資源の分析方法としては、マット融解法がある。マット融解法は、硫化鉄精鉱とともに試料を加熱融解し、融解物を冷却後、微粉碎して分析試料とする方法で

ある。試料を多量に処理することができ、試料の均質性が高くなり正確度が上昇する。Au, Ag, Cu等の貴金属類等に対しては多くの知見もあり、正確な分析結果が得られるが、融解時での挙動がよく知られていない元素や含有率の低い元素では、フラックスとして多量の硫化鉄精鉱を混合することから、硫化鉄精鉱中に含まれている成分の分析には適さず、また、融解中に他の成分と不溶性の化合物を形成もしくは融解中に揮散する可能性もある⁹⁾。マット融解法については、JISで規定されているものの、マット融解用炉として特殊な設備が必要であることなどから、一般の分析機関による実施が困難であることは課題といえる。

上記、環告19号、製品中のレアメタル等の暫定分析方法、マット融解法の各分析方法及び定量方法を比較したものを表2-1に示す。

なお、環境省による告示法ではないものの、日本の環境行政において採用されている含有量試験の公定法として、底質調査方法がある。この方法は、人為的汚染量を評価する観点から、自然物である岩石成分（酸分解により溶解しない）を除き、酸分解されるものを対象と

表 2-1 分析方法の比較

分析方法		環告19号	製品中のレアメタル 暫定分析方法 (v.2)	マット融解法 (JIS M 8082)
用途		土壌含有量	電子部品等に含まれる金属含有量	値づけ、製錬工程管理
採取試料量		6g以上	正確に1g	500g～3,000g
試料サイズ		2mm以下	0.25mm以下 (0.10mm以下が○)	5mm以下 (0.15mm以下が○)
溶出	試験有無	○	×	×
	振とう時間	2時間	規定なし	規定なし
酸処理		1M塩酸	王水、ふっ化水素酸、 塩酸、硝酸、硫酸	規定なし
定量		ICP発光分析法 ICP質量分析法 原子吸光法 吸光光度法	ICP発光分析法 ICP質量分析法	規定なし (Au, Agは重量法、その他 白金族元素はICP発光法、 ICP質量分析法が一般的)
定量対象金属		Cd, Hg, Se, Pb, As, B, Cr ⁶⁺	Ni, Cr, W, Co, Mo, Mn, V, Pd, Pt, Nb, Sb, Zr, Sr, Ta, Ga, In, Sc, Y, L a, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy , Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Ag, Au, Al, F e, Cu, Cd, Pb	規定なし
ろ過	フィルターサイ ズ	0.45μm メンブレンフィルター	5種Bろ紙	規定なし
乾燥	乾燥温度	105℃	乾燥なし (約550℃で灰化)	規定なし
	乾燥時間	4時間	規定なし	規定なし

した環境関係では日本で唯一の含有量試験であり、廃棄物にも適用されることが多い。ただし、酸分解を用いており、全含有試験とは異なる¹⁰⁾。一般の分析機関や自治体等が金属の資源性の評価を迅速に行うには、多種類の金属含有量を一斉に行う必要があると考えられるが、底質調査方法において一斉分析が可能なICP質量分析法、もしくはICP発光分光分析法を採用している金属は、Cd, Pb, Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Be, V, Uに限られる¹¹⁾。また、全含有分析の一つであるアルカリ熔融による分析値に対する底質調査方法による分析値の割合^{10, 12)}や、底質調査方法による分析値に対する環告19号による分析値の割合¹³⁾が低いことなど、これまでの研究で明らかになってきている。

一方、焼却残渣等に含まれるFeやCu, Al等のベースメタルの含有量の目安を迅速に把握する必要性も高い。これまでと比べ、廃棄物を対象とした選別技術の向上により、各素材の濃度を高めることが可能であり、そのための技術開発が求められている¹⁴⁻¹⁶⁾。その一つに、廃棄物や土壌の調査で主にスクリーニングに使用され、近年技術向上の著しい蛍光X線分析法がある。高岡ら¹⁷⁾、森ら¹⁸⁾はICP発光分析法と蛍光X線分析法による分析値の比較を行い、蛍光X線分析法の適用性について評価している。分析が迅速である点、融解で揮発してしまう元素の測定が可能である点、ClやBr等のハロゲンの情報が得られる点が長所である。一方、表面に存在する元素を高めに評価する点、一般的に解析でファンダメンタル・パラメータ法を用いるため、測定できない元素を除いて検出された元素の合計を100%とすることにより、全体に高めの評価をしてしまう点、ならびに軽元素や微量成分の定量が困難である点が短所である。

自治体が金属系資源のリサイクルの施策を立案する上では、正確な分析値よりもオーダーが違わない程度の概算値として簡易で利用しやすい分析方法による金属資源の評価が必要と考えられる。

環告19号については、前述のとおり含有量試験という名称ではあるものの、実際には1Mの塩酸による溶出試験である。しかし、試料の種類により、分析値が他の分析法による含有量の数分の1であるなど、元素ごとに一定の法則性がわかれば、最も簡易な分析方法で金属含有量のオーダー値を予測できる可能性がある。

レアメタル等暫定分析法は、廃電子機器中の金属含有量を把握することを当初の目的としていたが、これを廃電子機器に限らず、例えば焼却残渣や不燃ごみ残渣等にも適用できれば、それほどデータの正確性は必要とせず、自治体は資源化手法の選択や、輸送コストを含めた最適化の検討を行うことが可能となると考える。すなわち、金属資源の受入先である鉄鋼業や非鉄製錬業側のみならず、排出側としても資源性を評価することで、一層の金属系資源のリサイクルの促進が期待できる。

従来、環境安全性の観点からは微量成分に注目するため、逆に有効利用の観点からは主要

成分に注目し、両者を合わせて記載した分析データは少ない¹²⁾。基準となる分析値が存在しないため、簡易な方法で基準となる分析値を決定していく必要がある。そこで、環境安全性の評価方法である環告19号、製錬分野における資源性の評価方法であるマツト融解法、その中間と考えられる製品中のレアメタル等暫定分析法により、焼却残渣等の金属含有量の比較を行い、環告19号、及びレアメタル等暫定分析法の適用可能性の評価を行った¹⁹⁾。

第2節 調査方法

(1) 試料及び測定元素

焼却残渣として有価売却が行われている都内清掃工場から採取した溶融メタル 2 検体、都内不燃ごみ処理センターから採取し破碎処理した残渣の中で、金属を除いた後ふるいを通過した比較的比重の大きい不燃物 1 検体、廃電子機器として携帯電話、PC 基板、リモートコントローラー（以下、リモコンと言う。）計 3 検体、総計 6 検体を使用した。各試料を(株)大達精工場 粉碎機 W280 により 5mm 以下に破碎したものを(2) c)に示すマット融解用試料とした。これを縮分した後さらに(株)シーエムティー 高速振動粉碎機 TI200 により粉碎したものを環告 19 号用及び製品中のレアメタル等の暫定分析方法用試料とした。ただし、溶融メタルのみおおむね 5mm 以下であったため、破碎前の試料をマット融解用試料とした。測定元素は、貴金属として Au, Ag, Pt, Pd, ベースメタルとして Cu, Fe, Al, Zn, Ni, 有害金属として Cr, Pb, Hg とした。ただし、マット融解法については、前述のとおり硫化鉄精鉱中の Fe の影響があるため、Fe は測定対象外とした（表 2-2）。

表 2-2 分析対象金属

分析	分析機器	対象金属	マット融解法	環告19号	レアメタル等 暫定分析法
定量	ICP-AES	Au	○	○	○
		Ag	○	○	○
		Pt	○	○	○
		Pd	○	○	○
		Cu	○	○	○
		Fe	-	○	○
		Al	○	○	○
		Zn	○	○	○
		Ni	○	○	○
		Cr	○	○	○
		Pb	○	○	○
	HG-AAS	Hg	○*	○**	○***

※ 融解試料を底質調査法により定量

※※ 分取したろ液を使用

※※※ 試料を底質調査法により定量

(2) 分析方法

Hgを除く元素については、以下のa)～c)による分析方法を採用した。Hgは、環告19号については下記のa)ア)で得たる液を分取し、分析に供した。レアメタル等暫定分析法については(1)で粉碎した試料3gを、マツト融解法については下記のc)において融解後粉碎、縮分した試料2gを、それぞれ底質調査方法¹⁾硝酸－硫酸－過マンガン酸カリウム還流分解法に準拠して分析に供した。

a) 環告19号

ア) Hgを除く元素

ポリエチレン容器に試料6gと1mol/Lの塩酸200mLを混合し、振とう幅4～5cm、200回/分の速度で2時間振とう、10～30分静置した後、3000rpmで20分間遠心分離を行った。0.45μmメンブレンフィルターでろ過後、一部はHg測定用に分取し、1mol/L塩酸で定容した(図2-1)。

イ) Hg

ア)で得たる液を1mL分取し、硝酸及び硫酸を加え静置後、50g/L過マンガン酸カリウム溶液を1mL加えた。赤紫色が15分間持続するまで過マンガン酸カリウム溶液を加え、50g/Lペルオキシ二硫酸カリウム溶液0.5mLを加え2時間加熱した。約40℃まで冷却後、100g/L塩化ヒドロキシルアンモニウム溶液を赤紫色が消えるまで滴下した(図2-1)。

第2章 都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法

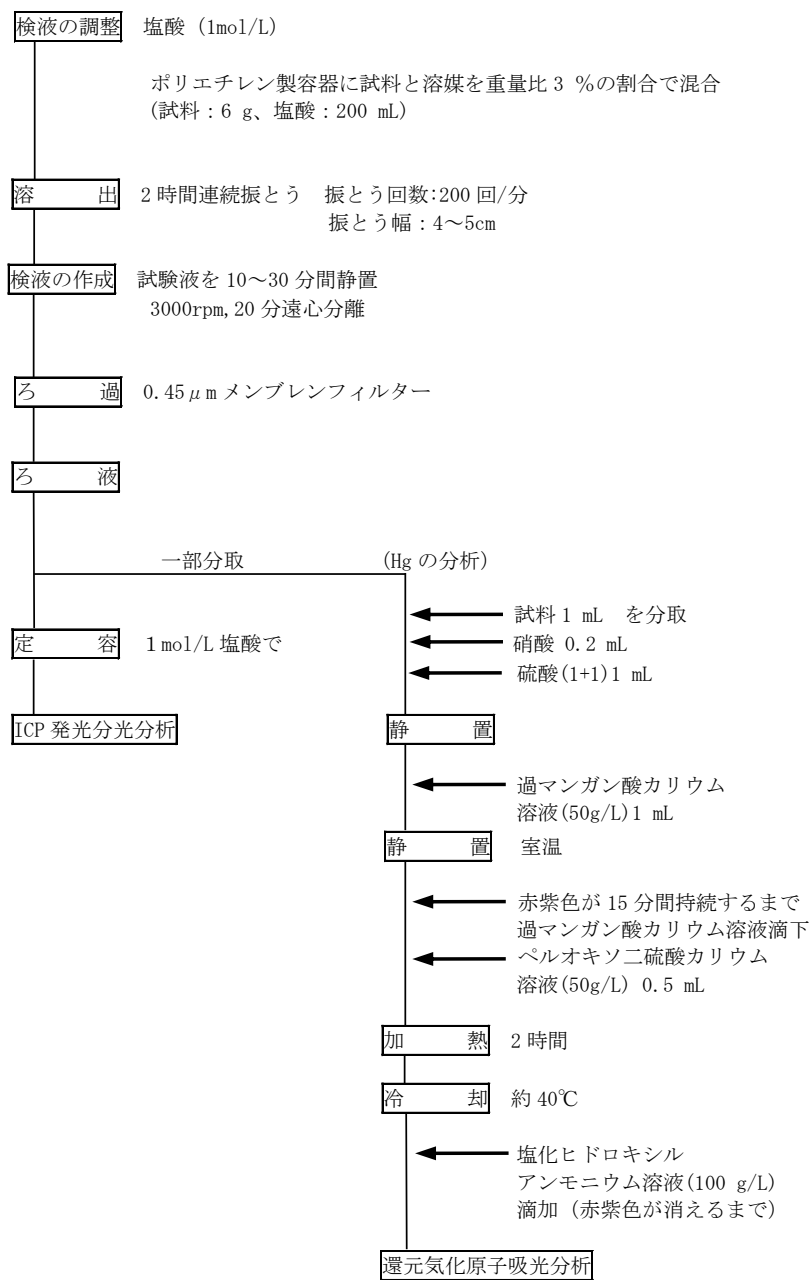


図 2-1 環告 19 号分析フロー

b) 製品中のレアメタル等の暫定分析方法（暫定B法）

製品中のレアメタル等の暫定分析方法にはA, B, C法の3種類がある。分析試料のうち、不燃物、携帯電話、PC基板及びリモコンは、有機物及びケイ酸塩を多く含み不均一な試料といえる。これらの特性に適合し、かつ電気炉の損傷が少ない方法はB法である。このため、製品中のレアメタル等の暫定分析方法のうち、B法に統一して実施した。以下、「暫定B法」と呼ぶこととする。ただし、Hgについては底質調査方法に準拠して分析を実施した。

ア) Agを除く元素

試料1.0gを水で湿らし、試料のうち有機物を多く含有する不燃物、携帯電話、PC基板、リモコンについては硫酸、硝酸により有機物を分解し、加熱乾固した後王水10mLを加えて加熱溶解した。溶融メタルは王水10mLを加え、加熱分解した。

いずれの試料も5Bろ紙でろ過、温水で洗浄後、ろ液については定容し、王水10mL、内標準物質を加え検液とし、残渣については、約550°Cで乾燥、灰化、放冷後、水で湿らし、硫酸、フッ化水素酸により加熱乾固し、放冷した。さらに炭酸ナトリウム、ほう酸により融解、放冷後、(1+1)硝酸により加熱溶解し、定容、分取後、(1+1)硝酸、内標準物質を加え検液とした（図2-2）。

イ) Ag

試料1.0gを水で湿らし、試料のうち、有機物を多く含有する不燃物、携帯電話、PC基板、リモコンについては硫酸、硝酸により有機物を分解し、加熱乾固した後6M塩酸10mLを加えて加熱溶解した。溶融メタルは6M塩酸10mLを加え、加熱分解した。

いずれの試料も5Bろ紙でろ過、6M塩酸で洗浄後、残渣は廃棄し、ろ液については、6M塩酸で定容し、内標準物質を加え検液とした。

第2章 都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法

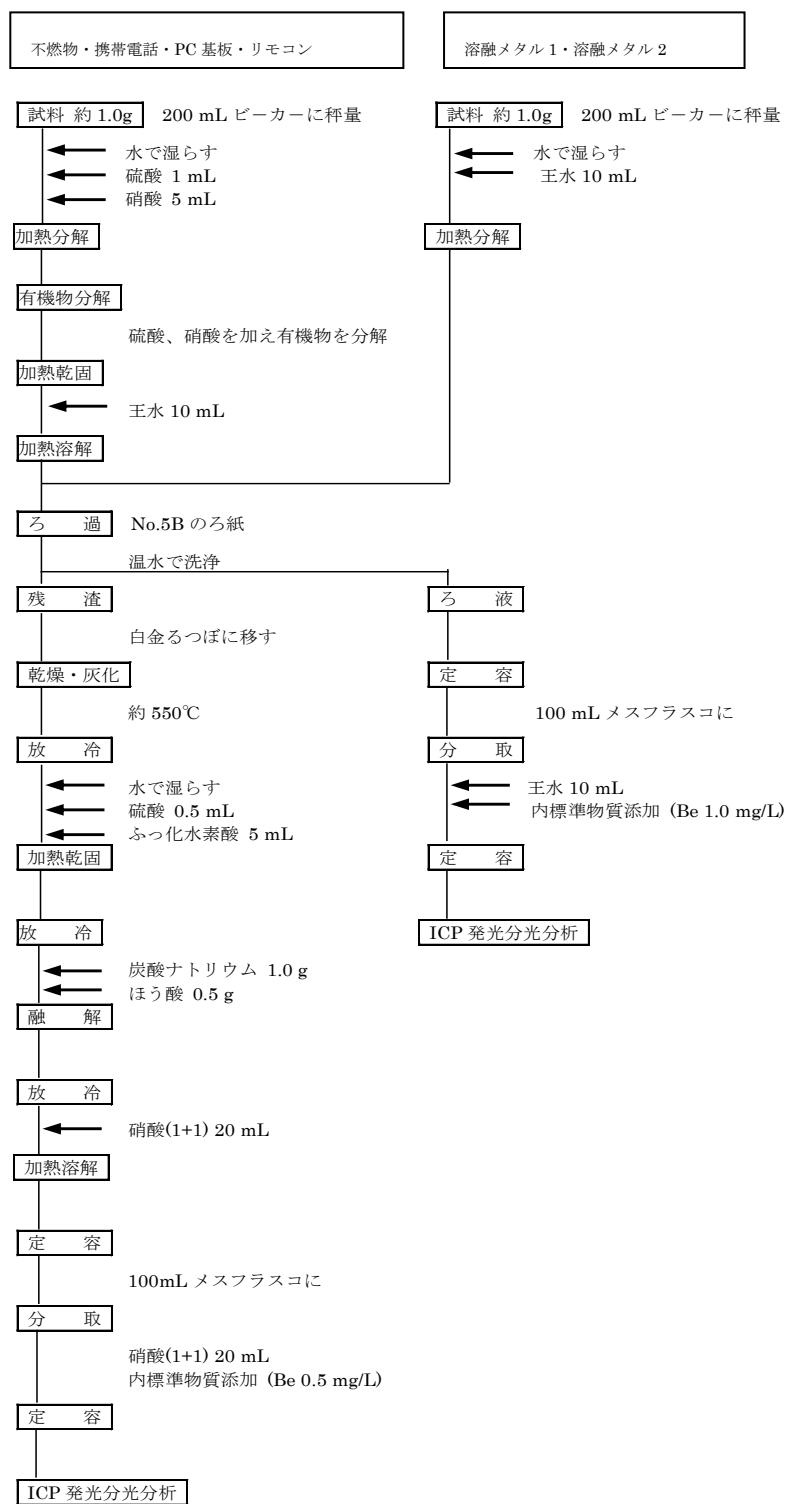


図 2-2 暫定 B 法フロー (Ag 及び Hg 除く)

c) マット融解法

JIS M 8082（銅製錬用スクラップ—サンプリング，試料調製及び水分決定方法）²⁰⁾に準拠して前処理及び分析を行った。融解する試料約 500g を黒鉛るつぼに移し入れ，これに硫化鉄精鉱を融解試料の 2 倍以上量りとして加え，混合した後に約 1200℃に加熱して融解した。JIS M 8082 では融解用試料として 500g 以上を使用することになっているが，リモコンは試料量が少なかったため，407g でマット融解を実施した。

融解が完了したのち放冷し，融解物を取りだし，150 μ m 以下に微粉碎し，縮分した。マット融解後の Au や Ag は乾式分析で評価することが一般的だが，本試験ではマット融解により融解し，粉碎した粉末を使用して湿式分解による化学分析を実施した。塩酸，硝酸，過塩素酸を加え加熱分解し，乾固後さらに塩酸，硝酸を加えた。5B ろ紙にてろ過し，6M 塩酸で洗浄した後，残渣は乾燥・灰化後，硫酸，硝酸，ふっ化水素酸，過塩素酸を加え加熱分解し，乾固後さらに塩酸，硝酸を加え，再度 5B ろ紙にてろ過した。残渣を乾燥，灰化，放冷後，二硫酸カリウムを加えて融解し，放冷後(1+1)塩酸を加えて加熱溶解し，ろ液とともに 6M 塩酸で定容した（図 2-3）。

第2章 都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法

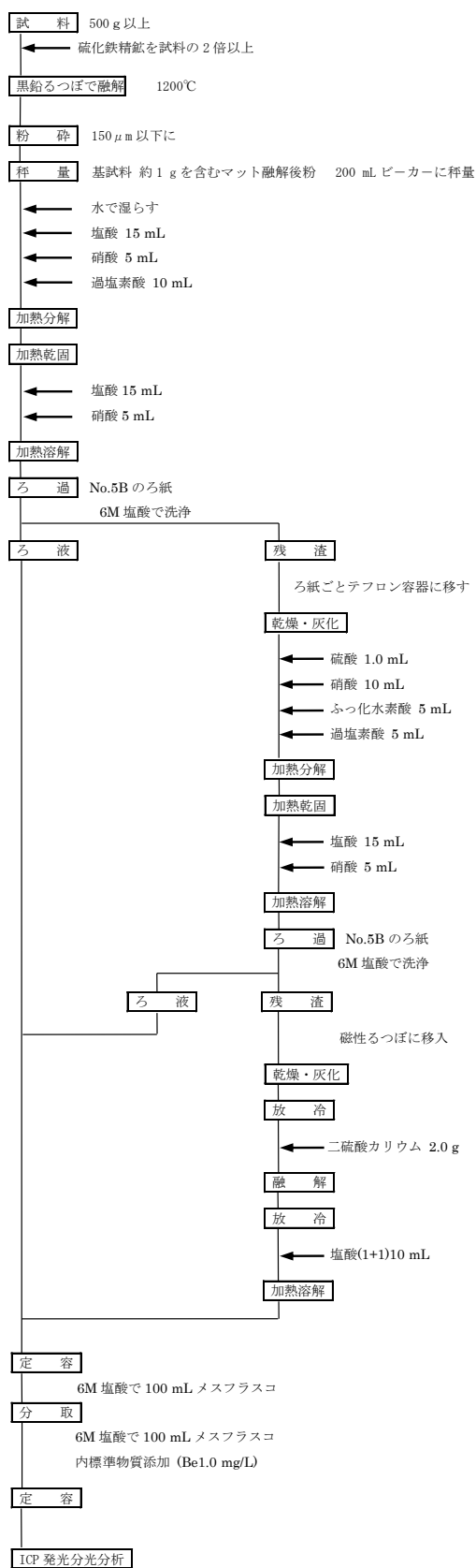


図 2-3 マット融解法分析フロー (Hg 除く)

(3) 定量方法

(2)にて前処理した溶液（Hg 分析用を除く）を、(株)島津製作所 ICP 発光分光装置 ICAP8100 に導入し、各元素を測定した。測定においては、物理干渉を補償するため内標準として Be, Y, Bi, Tl, Rh を検討し、Be が最適であると判断し、Be による内標準法により定量した。測定をする際、原子吸光分析用標準液を用いて 4 段階の濃度の標準試料を作成し、ブランクとあわせて測定して検量線を引いた。0.5mg/L を超えた場合は、検液の希釈を行い、再度測定を実施した。

底質調査方法により処理した Hg 用試料は日本インスツルメンツ(株)還元気化原子吸光装置 RA-3 に導入し、Hg 濃度を測定した。

(4) 定量値算出方法

環告 19 号の Hg は 4 検体，その他はすべて 2 検体分析し，平均値を分析値とした。

定量下限値は JIS K 0116 発光分光分析通則 4.8.4.5 の方法定量下限 (MLOQ) ²¹⁾ に従って算出した式(2.4.1)に従い，空試験溶液を 10 回連続して測定し，測定強度の標準偏差と検量線の傾きから定量下限値を算出した。

$$\text{方法定量下限値} = \sqrt{2} \times 10 \times Sd/k \dots\dots\dots (2.4.1)$$

Sd : 標準偏差

k : 検量線の傾き

暫定 B 法では濃度を求める際，ろ液と残渣の濃度の和を使用しているため，下記の式(2.4.2)に従って定量下限値を計算した ²²⁾。

$$\text{暫定 B 法の定量下限値} = \sqrt{(i^2 + r^2)} \dots\dots\dots (2.4.2)$$

i : ろ液の方法定量下限値

r : 残渣の方法定量下限値

マット融解法も同様の考え方で定量下限値を計算した。

第3節 各分析法による結果及び考察

表 2-3 に分析結果の一覧を示す。全体的な傾向として、マット融解法、暫定 B 法と比較して環告 19 号により得られた分析値は低かった。これは前者では硝酸やふっ化水素酸等の強酸で全分解処理を実施しているのに対し、後者では 1M の塩酸であるため固体表面部分のみの溶出に留まっているためと考えられる。Hg については、分析法による差が特に大きく、マット融解法では 1200℃で融解する際に揮発したものと考えられた。一方、不燃物の Hg については、暫定 B 法による分析値が環告 19 号によるものの 100 倍を超えた。

表 2-3 環告 19 号，暫定 B 法，マット融解法による定量結果

					単位 (mg/kg)				
元素	試料	環告19号	暫定B法	マット融解法	元素	試料	環告19号	暫定B法	マット融解法
Au	溶融メタル1	<0.5	590	520	Al	溶融メタル1	700	910	3100
	溶融メタル2	<0.5	75	70		溶融メタル2	4400	7800	9100
	不燃物	<0.5	<13	<11		不燃物	9700	44000	40000
	携帯電話	<0.5	460	340		携帯電話	14000	27000	23000
	PC基板	<0.5	120	92		PC基板	48000	54000	59000
	リモコン	<0.5	15	9.5		リモコン	5800	6100	8900
Ag	溶融メタル1	5.0	2700	4600	Zn	溶融メタル1	2000	24000	24000
	溶融メタル2	4.4	240	610		溶融メタル2	460	2900	4200
	不燃物	2.0	14	97		不燃物	3400	3600	5600
	携帯電話	140	1200	1400		携帯電話	1900	5300	6500
	PC基板	<0.2	340	380		PC基板	3700	27000	29000
	リモコン	110	580	270		リモコン	16000	17000	7900
Pt	溶融メタル1	<0.5	<37	<37	Ni	溶融メタル1	740	5900	6100
	溶融メタル2	<0.5	<37	<38		溶融メタル2	580	9200	9300
	不燃物	0.7	<37	<30		不燃物	71	200	510
	携帯電話	0.5	<37	<29		携帯電話	1500	8400	10000
	PC基板	2.4	180	<33		PC基板	330	1800	2300
	リモコン	<0.5	<37	<24		リモコン	110	690	470
Pd	溶融メタル1	<0.8	120	100	Cr	溶融メタル1	400	5400	5000
	溶融メタル2	<0.8	<22	<29		溶融メタル2	250	11000	11000
	不燃物	<0.8	<22	<23		不燃物	64	440	320
	携帯電話	<0.8	44	37		携帯電話	270	7000	6700
	PC基板	<0.8	35	<26		PC基板	49	110	200
	リモコン	<0.8	<22	<18		リモコン	20	900	<28
Cu	溶融メタル1	40000	460000	500000	Pb	溶融メタル1	2500	16000	14000
	溶融メタル2	13000	120000	140000		溶融メタル2	140	650	1000
	不燃物	620	2900	15000		不燃物	3500	11000	5100
	携帯電話	29000	88000	97000		携帯電話	1600	2300	1100
	PC基板	22	240000	270000		PC基板	330	16000	14000
	リモコン	2000	23000	14000		リモコン	5700	7700	170
Fe	溶融メタル1	48000	310000	—	Hg	溶融メタル1	<0.003	0.0003	<0.0003
	溶融メタル2	44000	620000	—		溶融メタル2	<0.003	<0.0002	<0.0003
	不燃物	5400	18000	—		不燃物	0.018	2.1	<0.0003
	携帯電話	12000	33000	—		携帯電話	0.008	0.034	<0.0003
	PC基板	5500	25000	—		PC基板	<0.003	0.026	<0.0003
	リモコン	1400	16000	—		リモコン	0.018	0.37	<0.0003

(1) 環告19号及び暫定B法による分析値の比較

図2-4に、環告19号及び暫定B法による分析値の比較を示す。定量下限値未満であった分析結果は全てゼロとして表示しているが、環告19号、暫定B法のいずれも定量下限値未満であった場合は表示していない。暫定B法による分析値を基準とした場合、環告19号ではAu、Pt、Pd等のイオン化傾向の小さい金属はほとんど溶出していない。一方、AlやZn等のイオン化傾向の大きい金属では、おおむね溶出していることがわかった。その他の金属とイオン化傾向の大小については明確な関連性はみられなかった。これは、イオン化傾向の大小にかかわらず、表面上での酸化皮膜の形成等、金属表面における複雑な化学形態等の影響によるものと推測される。

試料、金属により、環告19号の分析値はかなりの幅があるものの、暫定B法のおおむね同等～数百分の一の分析値を示すことが確認された。環告19号と暫定B法の分析値の関係を以下に示す（詳細分析値は表2-3参照）。溶融メタル1では、Agは540倍、Cuは12倍、Alは1.3倍、Znは12倍、Pbは6.4倍となった。溶融メタル2では、Agは55倍、Cuは9.2倍、Alは1.8倍、Znは6.3倍、Pbは4.6倍となった。不燃物では、Agは7.0倍、Cuは4.7倍、Alは4.5倍、Znは1.1倍、Pbは3.1倍となった。携帯電話では、Agは8.6倍、Cuは3.0倍、Alは1.9倍、Znは2.8倍、Pbは1.4倍となった。PC基板では、Agは定量下限未満のため未定、Cuは11,000倍、Alは1.1倍、Znは7.3倍、Pbは48倍となった。リモコンでは、Agは5.3倍、Cuは12倍、Alは1.1倍、Znは1.1倍、Pbは1.4倍となった。オーダー的な視点で見ると、Cu、Al、Znについては、ある程度の関連性があるといえる。溶融メタル1及び2のAgについては、他と比較して極端に大きな値となる結果となった。これは、Agが1M塩酸では溶解しにくいためである。また、PC基板のCuについても、他と比較して極端に大きな値となったが、サンプリング誤差によるものと考えられた。

結果として今回の試料数の範囲では、試料の種類・金属ごとに一定の法則性はみられなかった。なお、環告19号で検出される場合には、ほとんど暫定B法においても高い含有量が測定されていることから、多くの種類の非鉄金属が銅製錬、亜鉛製錬、鉛製錬を經由して循環利用されることを考慮すると、有害物質の管理を目的として実施した環告19号の分析結果が、資源性の評価のためのスクリーニング試験としても一定程度は活用できる可能性が確認された。課題としては、環告19号でほとんど検出されなかったAu、Pt、Pd等の場合について、検討が必要なことが考えられた。

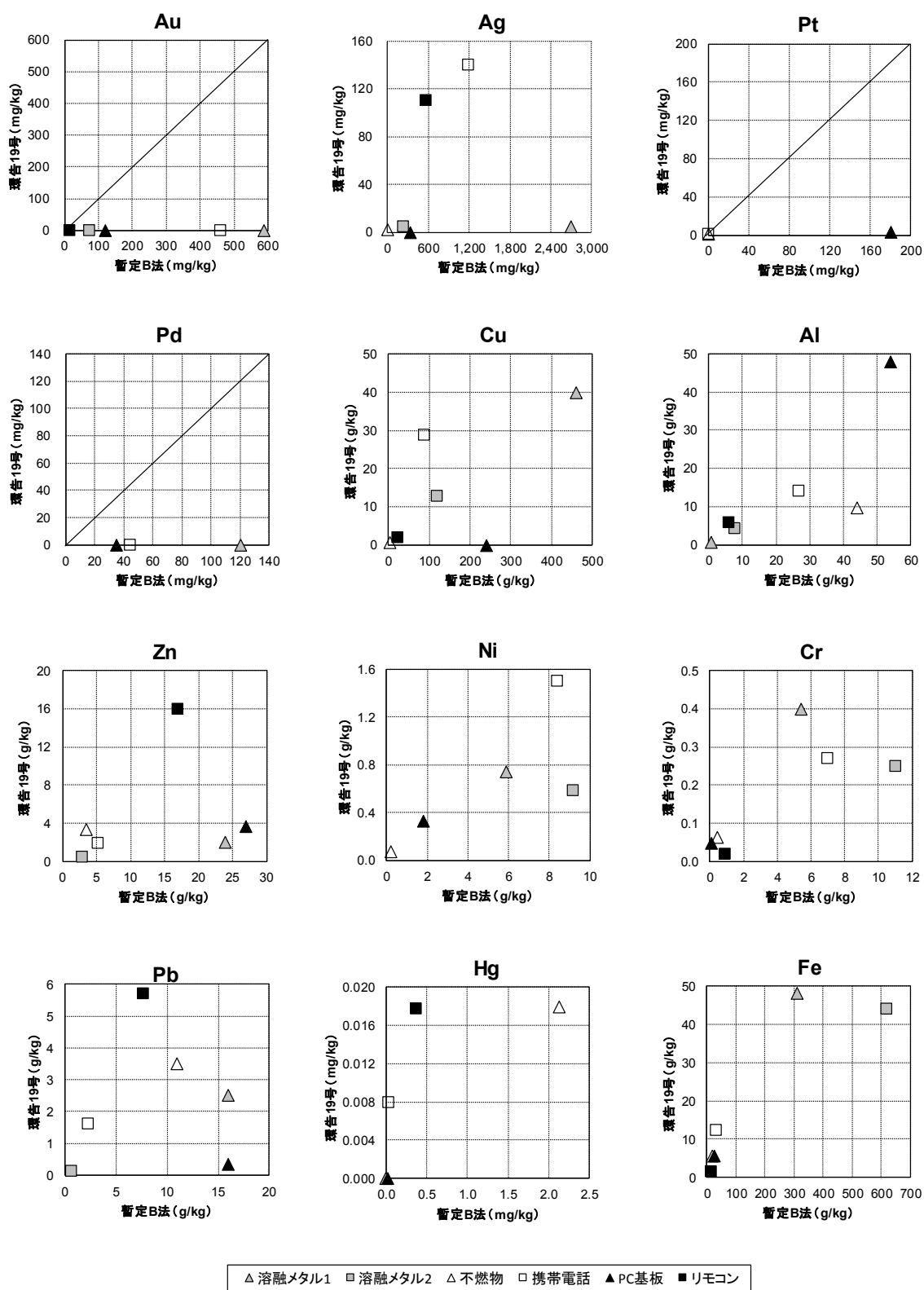


図 2-4 環告 19 号及び暫定 B 法による分析値の比較

(2) 暫定B法及びマット融解法による分析値の比較

図2-5はマット融解法及び暫定B法による分析値の比較である。(1)と同様に、定量下限値未満であった分析結果は全てゼロとして表示しているが、暫定B法、マット融解法のいずれも定量下限値未満であった場合、及び定量対象外のFeは表示していない。Ag、Pdの一部、Pt、前述のHgを除き、どの元素においてもおおむね同様の値であった。Agについては暫定B法に比べ、マット融解法のほうが全体的に高い値となった。これは、暫定B法のフローにおいて、ろ過後に残渣分を廃棄することとしているが、実際には残渣中にAgが含まれていたことによるものと推察される。Pdについては、PC基板において暫定B法による分析値は35mg/kg、マット融解法では定量下限値未満のため、参考値ではあるが野帳データよりマット融解法では17mg/kgの値を得たため、これは、オーダー値としては大きな差ではないと考えられた。Ptについては、暫定B法によるPC基板のみ定量値が得られた。暫定B法によるPtの分析には白金るつぼを使用することから、本来の数値は定量下限値未満であっても、るつぼからの汚染がある場合も考えられた。

また、リモコンのZn、Pb、携帯電話のPb、不燃物のPbでは暫定B法に比べ、マット融解法の値が大幅に小さくなっており、特にリモコンのPbは顕著であった。この原因は塩化揮発によるものと考えられ、詳細については(3)にて後述する。

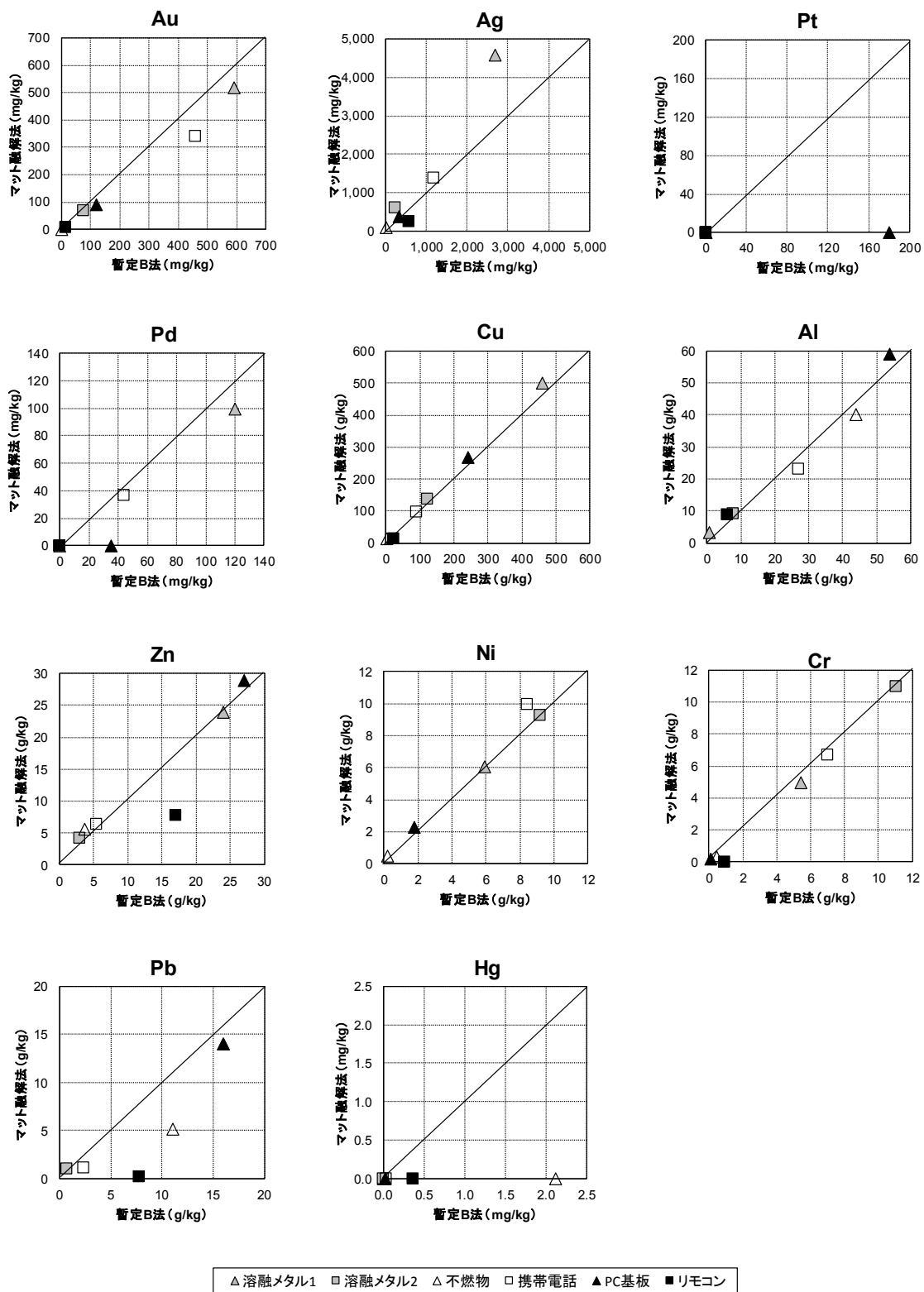


図 2-5 暫定 B 法及びマット融解法による分析値の比較

(3) 塩化揮発によるマット融解法による分析値の減少

PbとZnはClと反応して塩化揮発を起こすことが知られているため(PbCl₂:沸点 950°C, ZnCl₂:沸点 732°C²³⁾), (株)日立ハイテクサイエンス エネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 SEA1200VX で粉碎試料のCl濃度を測定した。リモコン及び不燃物は約0.3%, 携帯電話は0.1%であった。よって, リモコン, 不燃物, 携帯電話については, マット融解法の融解時にPbやZnとClによる塩化揮発により, 濃度が低くなったと考えられた。これは, 強熱により試料中の揮散しやすい物質がなくなるおそれがあり, 特に塩素を多く含む試料では注意が必要¹²⁾という, 廃棄物学会廃棄物試験・検査法研究部会の報告書内容と整合がとれていると考える。

しかしながら, リモコン及び不燃物はCl濃度が同等にもかかわらず, リモコンのほうが暫定B法による分析値に比べ減少度合が大きい。基板に含まれる炭素分の関与²⁴⁾, 塩素分圧と酸素分圧の関係²⁵⁾, または試料中のPbやZnの存在形態の違い等, 複数の要因が考えられる。

(4) 再現性の比較

各分析法による再現性を評価するため、1回目及び2回目の測定結果を図2-6に示す。全体として、環告19号、暫定B法では測定結果が大きく異なる試料もあったが、マット融解法では、いずれの金属においても2回の測定結果がほぼ同程度であった。これは、試料の不均一性の違いによるものと考えられる。次に、各分析法の全測定結果について、高濃度の分析値を低濃度の分析値で割った値の度数分布の割合を図2-7に示す。マット融解法、環告19号、暫定B法の順に再現性が高いことがわかる。これは、暫定B法の試料使用量が原則として1g、環告19号が同6gであるのに対し、マット融解法では融解に供する試料が原則として500g以上であり、更にマットを作成して150 μ mまで微粉碎することによるものと考えられる。いずれの分析法においても8割以上が2回の測定結果で2倍以内の数値に収まっており、暫定B法による測定結果ではいずれの試料、金属においてもオーダー単位で異なることはなかった。よって、十分な縮分と暫定B法が推奨する100 μ mを上回る微粉碎を行うことにより、限られた試料量でも、資源性の評価には十分利用できる可能性はある。なお、今回2検体での評価を行っているが、自治体等での実試料の資源性評価においては精度の向上のため、検体数の増加を検討することも考えられる。

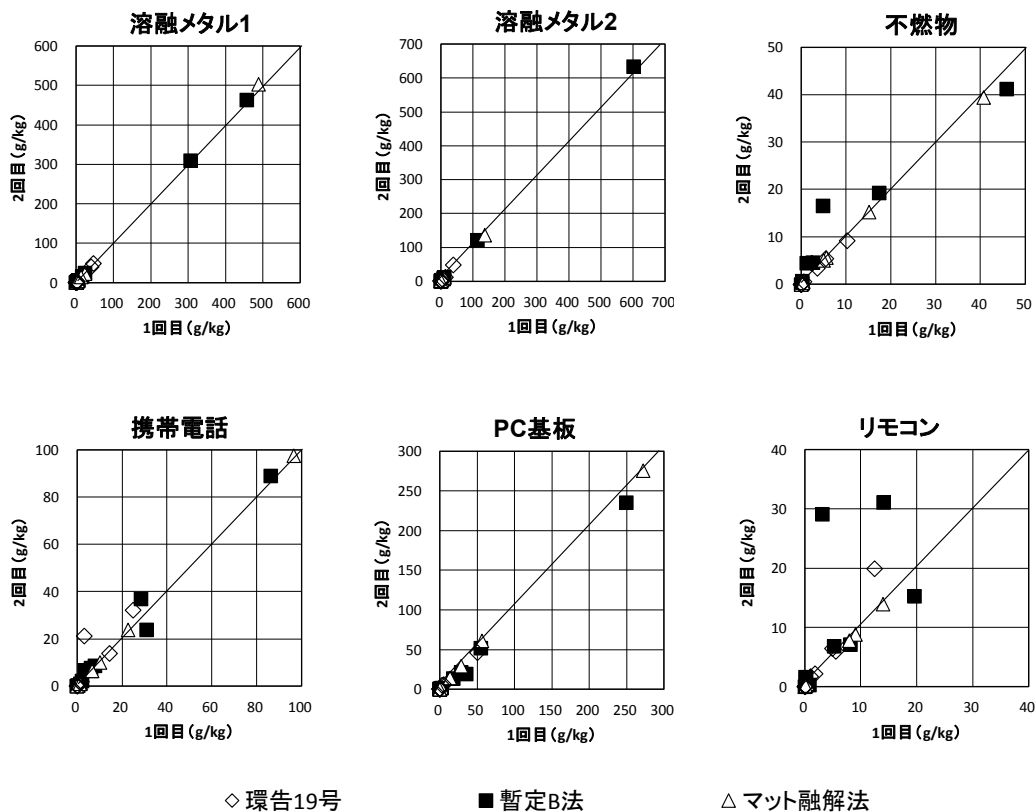


図2-6 環告19号, 暫定B法, マット融解法による分析精度

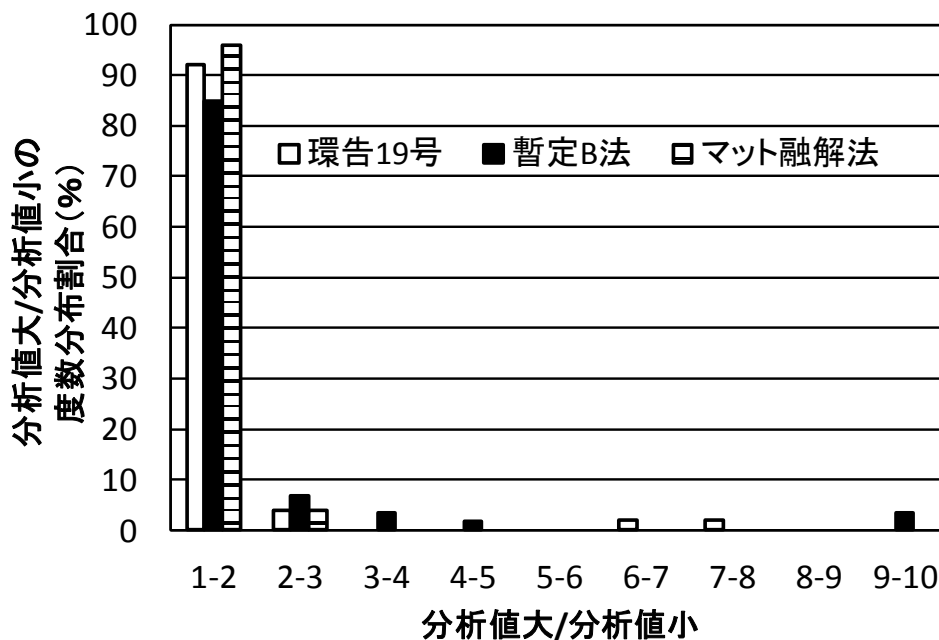


図2-7 環告19号, 暫定B法, マット融解法による度数分布割合

第4節 結言

本章では、環境、製錬分野における資源性の評価方法について、焼却残渣等への適用可能性を検討するため、環告19号、レアメタル等暫定分析法、マット融解法による分析を行い、金属含有量の比較を行った。本研究では検体数が少なく、ばらつきの評価については必ずしも十分とはいえないが、限られた検体数で明らかになった点を以下に示す。

環告19号では1Mの塩酸で溶出させる前処理を用いた分析方法であることから、他の方法と比較して低濃度であった。このため、金属含有量の簡易試験としての適用は困難ではあるが、ベースメタルのスクリーニング試験としては活用できる可能性が示唆された。ただし、貴金属等の溶出しにくい元素への適用には注意が必要である。

レアメタル等暫定分析法ではマット融解法と比較してAgやPtの定量の他、再現性にやや問題があったものの、おおむね数値が一致すること、多種の金属資源に関する分析ができること、塩化揮発による金属の揮発が少ないことなどの利点がある。マット融解法は製錬業以外では実施が困難であるものの、レアメタル等暫定分析法であれば自治体の環境研究所等で実施可能であるため、今後自治体等での資源循環分野における活用が期待できる。自治体が原則として義務を負う一般廃棄物の処理において、焼却残渣等に含まれる金属の資源性を評価し、資源化手法の選択や輸送コストを含めた最適化の検討を行うなど、自治体の廃棄物処理計画の策定等にも役立つものと考ええる。すなわち、金属資源の受入先である鉄鋼業や非鉄製錬業側のみならず、排出側としても資源性を評価することで、計画的な金属系資源のリサイクルの促進が期待できる。

一方、今回詳細な検討は行っていないが、蛍光X線分析法においては、Clをはじめとしたハロゲンを迅速に測定できる点に注目し、焼却残渣や不燃ごみ残渣のセメント原料化のための脱塩処理の必要性の判断、塩化揮発によるPb、Zn等の回収への活用が考えられる。目的により、環告19号やレアメタル等暫定分析法と使いわけることで、今後の金属系資源のリサイクルの促進が期待できると考える。

参考文献

- 1) 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試験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, 第18巻, 第6号, pp.321-329 (2007)
- 2) 宮脇健太郎, 大迫政浩, 肴倉宏史: 都道府県等におけるリサイクル製品認定制度の現状と課題—制度調査と問題事例—, 廃棄物学会誌, 第18巻, 第3号, pp.182-193 (2007)
- 3) 環境省中央環境審議会: 土壌汚染対策法に係る技術的事項について (答申) (平成14年9月20日)
- 4) 小出貴夫, 坂井悦郎, 陣内浩, 長瀧重義: シリカフェームを用いたモルタルの微量成分溶出, セメント・コンクリート論文集, 第63巻, 第1号, pp.175-182 (2009)
- 5) 社, 現 (公社) 日本分析化学会「土壌分析技術セミナー」実行委員会: 環境省告示第19号によるJSAC土壌標準物質の鉛, カドミウム, ヒ素含有量測定共同実験, 分析化学, 第53巻, 第10号, pp.1177-1181 (2004)
- 6) 貴田晶子: 製品中レアメタル等の分析法の相互検証に関する中間報告, 廃棄物資源循環学会研究発表会 物質フロー研究部会「レアメタル分析手法相互検証の取り組み その2」 (2010)
- 7) (一社) 廃棄物資源循環学会物質フロー研究部会: 製品中のレアメタル等の暫定分析方法 (v.2) (2010)
- 8) 貴田晶子, 宮崎徹, 倉持秀敏: 製品中のレアメタルを含む多元素分析法, 廃棄物資源循環学会誌, 第22巻, 第1号, pp.19-27 (2011)
- 9) 経済産業省: 3R システム化可能性調査事業, 使用済みデジタル家電からの貴金属, レアメタルリサイクルネットワーク構築可能性調査 調査報告書, p.68 (2007)
http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/research/h18fy/180403-87_cjc/180403-87_k.pdf
- 10) 貴田晶子: 廃棄物の化学性状評価における試験方法, 廃棄物学会誌, 第11巻, 第6号, pp.417-426 (2000)
- 11) 環境省 水・大気環境局: 底質調査方法 (2012)
- 12) 廃棄物学会 (現, (一社) 廃棄物資源循環学会) 廃棄物・検査法研究部会: 2000年度報告書 (2001)
- 13) 真鍋潔司, 山本務, 六車満由美: 土壌含有量調査法を用いた廃棄物中の重金属濃度について, 香川県環境保健研究センター所報, 第2号, pp.164-169 (2003)
- 14) 大和田秀二, 古賀千香子, 影山創, 所千晴, 白鳥寿一, 湯本徹也: 新規粉碎と部品・紛体選別による廃携帯電話中のレアメタル濃縮, 環境資源工学, 第128巻, 第12号, pp.626-632 (2012)

- 15) 大木達也, 古屋仲茂樹, 西須佳宏, 林直人: 希少金属リサイクルのための物理選別技術開発, 環境資源工学, 第58巻, 第3号, pp.95-100 (2011)
- 16) 古屋仲茂樹: 資源リサイクリングにおけるセンサー選別技術の最近の動向, 環境資源工学, 第129巻, 第10, 11号, pp.615-625 (2013)
- 17) 高岡昌輝, 中塚大輔, 武田信生, 藤原健史: ごみ焼却飛灰中元素の定量に関する蛍光 X線分析法の適用性, 廃棄物学会論文誌, 第11巻, 第6号, pp.333-342 (2000)
- 18) 森美由紀, 占部武生: 蛍光 X線分析装置による焼却灰等の定量分析(検量線)法の検討, 第9回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.395-397 (1998)
- 19) 飯野成憲, 茂木敏, 宮脇健太郎: 環境・製錬分野における金属資源の分析方法に関する考察—環告19号試験, レアメタル等暫定分析法, マット融解法—, 廃棄物資源循環学会論文誌, Vol.27, pp.176-187 (2016)
- 20) JIS M 8082: 1999.銅製錬用スクラップ—サンプリング, 試料調製及び水分決定方法
- 21) JIS K 0116: 2014.発光分光分析通則
- 22) 濱口博, 分析業務の管理と技術, 産業図書, p.408 (1978)
- 23) 中山勝也: 塩化揮発法による焼却灰からの重金属の高効率分離・回収, 名古屋大学博士学位論文 (2007)
- 24) 細井明, 蛭田賢一, 高崎康志, 柴山敦: 塩化揮発法を利用した廃電子基板からの金属回収と揮発挙動の検討, 日本金属学会誌, 第76巻, 第2号, pp.155-163 (2012)
- 25) 柴山敦, 渡辺勝央, 芳賀一寿, 細井明, 高崎康志: 塩化揮発法を用いた廃電子基板中有価金属の回収と揮発挙動の熱力学的考察, 環境資源工学, 第61巻, 第2号, pp.90-99 (2014)

第3章 塩類及び金属資源を考慮した都市ごみ焼却主灰の資源化

第1節 緒言

わが国では一般廃棄物最終処分場の残余容量が年々減少する中¹⁾、処分場の逼迫状況、中間処理施設の立地特性に応じて、焼却残渣の熔融、焼成、セメント原料化等の高温処理、近年では高温処理を必要としない混合材料化による有効利用を行っている事例²⁾もある。

高温処理の一つであるセメント原料化では、焼却残渣中の塩類、特に飛灰中の高濃度の塩類による制約から、全てのセメント工場では、製造プロセス中から塩素を抽気しバイパスする塩素バイパス技術が採用され、一部の工場では水洗脱塩処理技術も併用されている。しかし、乾燥状態の焼却残渣からは、水との接触等により、およそ1日間にわたりフリーデル氏塩 ($3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) と呼ばれる不溶性塩素が生成され³⁾、脱塩効率を下げる大きな問題となっている。こうした中、雨水を積極的に受け入れ、効率よく焼却残渣中の塩素を溶脱させる循環型最終処分場も提案されている⁴⁾ものの、最終処分場において焼却残渣を長期保管する場合、焼却残渣に含まれるカルシウムが炭酸化された炭酸カルシウムスケールを生成し、埋立層内で固結し、通気、通水に支障を来したり、埋立層内が嫌氣的状態となり安定化が遅れたり、集水管内の閉塞問題などが顕在化するリスクがある⁵⁾。一方、埋立前処理として洗浄設備を付設して脱塩処理を行った後、満杯になるまで保管し輸送効率を確保してセメント工場に移送する提案⁶⁾もされているが、設備投資や多量の工業用水、廃水処理に高いコストがかかる⁷⁾。このため、可能な限りこうした施設では塩素含有量が高い焼却主灰のみを脱塩処理することにより、脱塩処理量を低減させる低コスト化が必要と考える。

これに対し、高温処理を必要としない混合材料化では、製品品質基準として環境庁告示第46号⁸⁾による溶出試験や、環境省告示第19号⁹⁾による含有試験の基準を設定している施設が存在している²⁾。また、環境省告示第19号は、一部の自治体研究機関ではエージングによる鉛の溶出抑制効果を見る手段として活用されている¹⁰⁾。焼却主灰は特別管理一般廃棄物である焼却飛灰とは異なり、溶出基準は定められていないが、溶出試験における高pHの焼却主灰からの鉛の高濃度溶出は我が国の焼却主灰でも頻繁に観察されることであり¹¹⁾、今後の直接的な有効利用を行う際の追跡管理の必要性¹²⁾も指摘されている。

一方、塩素や鉛といった忌避元素としてではなく、焼却主灰を金属資源と捉えることもできる。実際、近年、オランダ、デンマーク、ドイツ、オランダ等の欧州では、焼却主灰から物理選別により、金属資源を濃縮、回収する技術が急速に向上しており¹³⁾、国内においても関心が高まっている。高濃度の有用金属資源が含まれている落じん灰¹⁴⁾は、通常焼却主

灰と混合されるが、既に一部の自治体では、焼却主灰から落じん灰が分離されて資源化されている¹⁵⁾。

こうした中、本章では最も基本的な物理選別技術である分級に着目する。焼却主灰中の高濃度の塩類や金属資源のみを分級により分離回収することで、焼却主灰の脱塩処理量の低減によるセメント原料化の前処理の低コスト化、鉛をはじめとした重金属濃度の低減による混合材料化利用、金属の山元還元、ひいては最終処分量の低減につながると考えられる。このためには、欧州における焼却主灰の物理選別技術を参考としつつ、第2章のレアメタル等暫定分析法の活用による粒径に応じた金属の資源性評価のほか、不溶性塩素の分布等の科学的な情報の蓄積を図る必要がある。しかしながら、分級した焼却主灰の元素含有量¹⁶⁾や脱塩挙動¹⁷⁾、落じん灰の資源性評価や環境安全性の評価は一部に留まっており、これらを総合的に評価し、最適な資源化方策を提案した研究は少ない。

そこで本章では、焼却主灰や落じん灰の粒径の違いによる金属濃縮、溶出、脱塩、不溶性塩素の挙動を明らかにし、資源性、環境安全性を総合的に評価することを試みた。これにより、焼却主灰や落じん灰の化学特性に応じて最適な資源化方策を検討する基礎資料となり得る。

また、落じん灰の発生量は焼却主灰の1～3%程度^{18, 19)}に過ぎないが、前述のとおり貴金属やベースメタル等の有用金属含有量が高いことから、有価で取引が可能と考えられる。しかし、例えば、有用金属の引取先である亜鉛製錬や鉛製錬における金属や塩素の受入基準²⁰⁾を考慮すると、清掃工場あるいは中間処理施設等での有用金属の更なる濃縮、塩素の除去は必要となる可能性があることから、焼却主灰だけでなく落じん灰も併せて金属濃縮や溶出、脱塩の挙動を評価することとした。

第2節 分析方法

(1) 対象試料

焼却炉の模式図と試料採取箇所を図 3-1 に、調査施設の概要及び分析試料を表 3-1 に示す。可燃ごみは、入口側から乾燥帯、燃焼帯、後燃焼帯を経て、主灰排出装置で水冷後、熔融炉を有する A 工場では、熔融炉稼動時は乾燥され、熔融炉停止時は乾燥されることなく焼却主灰として埋立処分されている。A 工場の場合、乾燥帯落じん灰、燃焼帯落じん灰、後燃焼帯落じん灰は構造上の問題から採取できず、各帯シュートから落下し水冷されて集まった落じん灰（以下、「集合落じん灰」という。）、この落じん灰と混合し主灰排出装置で水冷された焼却主灰、及び熔融炉に投入するために乾燥された焼却主灰（以下、「乾燥焼却主灰」という。）を採取した。なお、乾燥焼却主灰は熔融炉停止の直前に採取済みの試料を受領した。

一方、B 工場では後段に熔融炉がないため、主灰排出装置以降に乾燥機はない。落じん灰は水冷されず、焼却主灰と混合された後、主灰排出装置にて水冷される。乾燥状態の乾燥帯落じん灰、燃焼帯落じん灰、後燃焼帯落じん灰、及び焼却主灰を採取した。

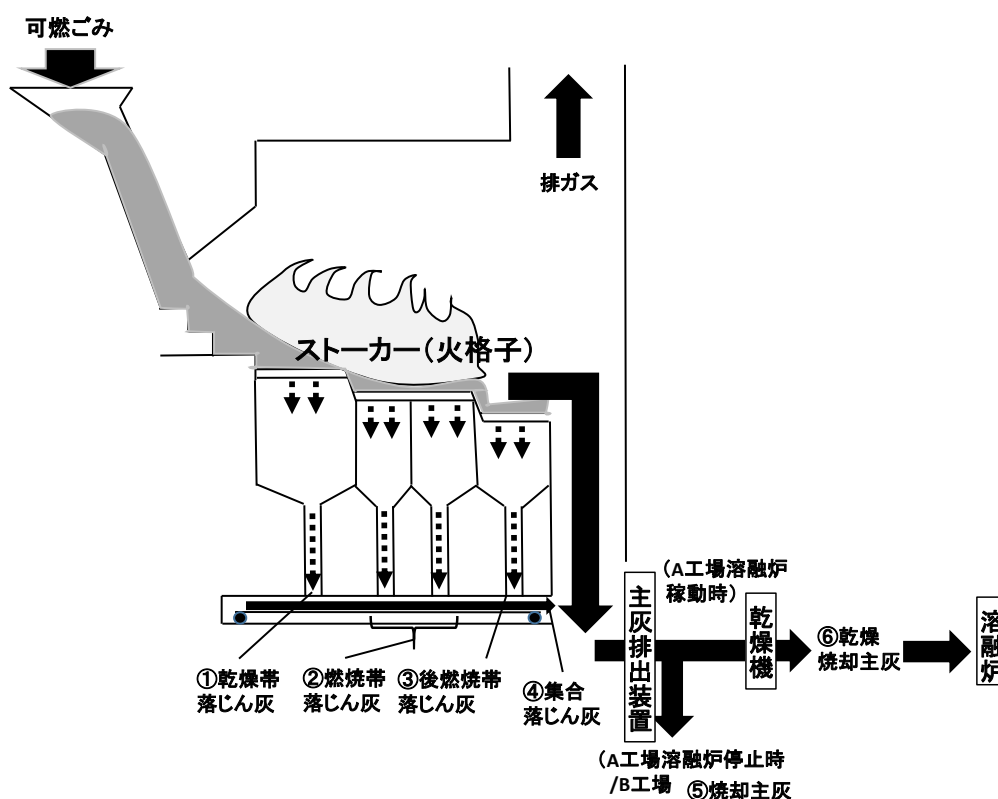


図 3-1 焼却炉模式図と採取箇所

表 3-1 調査施設の概要及び分析試料

清掃工場	A工場	B工場
炉形式	火格子	
熔融炉の有無	有	無
処理能力	250t/d×2炉	100t/d×3炉
試料採取回数	2回	3回
採取試料	④⑤⑥	①②③⑤

いずれの試料も 80℃で 2 時間乾燥後、金属片等を事前に除去し、二分器で数回縮分した全体試料、及び<0.5mm, 0.5-2.0mm, 2.0-4.75mm, 4.75-9.5mm, >9.5mm に分級した分級試料を使用した。なお、以下に示す 1M 塩酸抽出量試験、重金属溶出試験、脱塩試験については、A 工場のみ実施したが、A 工場の焼却主灰は 4.75mm 以上の試料が少なく分析していない。

(2) 全含有量試験

焼却残渣のセメント原料化における忌避元素の評価、焼却残渣からの金属回収における資源性評価のため、第2節(1)の分級試料をシーエムティー社 高速振動粉砕機 TI200 により微粉砕し、目開き 0.125mm の篩を通過したものを試料とし、含有量試験を行った。

a) 主要金属元素及び非金属元素

リガク社 エネルギー分散型蛍光 X 線装置 XL3t-950S を使用して、分級試料の Fe, Al, Ca, K, S, P, Si, Cl を定量した。定量は FP (ファンダメンタルパラメータ) 法により実施し、セメント原料化における受入基準と比較するため Cl を除き酸化物換算した数値を使用した。原則として A 工場では 2 回、B 工場では 3 回採取した試料について 3 回ずつ定量し、その平均値を求めた。

b) 微量金属元素

Hg については、底質調査方法²¹⁾硝酸-硫酸-過マンガン酸カリウム還流分解法に準拠して処理した。粉砕した試料 2.0g に硝酸 10mL, 硫酸(1+1), 50g/L 過マンガン酸カリウム溶液, ペルオキシ二硫酸カリウム溶液 5mL を加え、2 時間加熱し冷却後に 100g/L 尿素溶液 5mL, 200g/L 塩化ヒドロキシルアンモニウム溶液を滴下しガラス繊維ろ紙によりろ過した。ろ液を分取し、硫酸(1+1) 0.2mL, 100g/L 塩化スズ(Ⅱ)溶液 0.2mL を添加し、日本インスツルメンツ社 還元気化原子吸光装置 RA-3 に導入し測定した。

Hg を除く元素は、第2章にて資源性評価方法として活用可能であることが示された(一社)廃棄物資源循環学会により作成された方法(レアメタル等暫定分析法)²²⁾に準拠して分析した。当該試験方法には、A, B, C 法の3種類があるが、ケイ酸塩が多く含まれる焼却残渣には B 法が適していたため、B 法を採用し、以下のとおり、Ag と Ag を除く元素(Ti, Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, As, Sb, Bi, Sn, Ga, Pt, Pd, Au, Sc, V, Mn, Co, Ni, Rb, Sr, Y, Zr, Mo, In, Cs, Ba, Ta, W)に分けて分析に供した。なお、Ti についてはセメント原料化における焼却主灰受入基準と比較するため、得られた数値を酸化物換算した。

Ag については、試料 1.0g を水で湿らし、硫酸、硝酸により有機物を分解し、加熱乾固した後 6M 塩酸 10mL を加えて加熱溶解した。5B ろ紙でろ過、6M 塩酸で洗浄後、残渣は廃棄し、ろ液については、6M 塩酸で定容し、内標準物質を加え検液とした。

Ag を除く元素については、試料 1.0g を水で湿らし、硫酸、硝酸により有機物を分解し、加熱乾固した後王水 10mL を加えて加熱溶解した。5B ろ紙でろ過、温水で洗浄後、ろ液については定容し、王水 10mL, 内標準物質を加え検液とし、残渣については、約 550℃で乾燥、灰化、放冷後、水で湿らし、硫酸、フッ化水素酸により加熱乾固し、放冷した。さらに

炭酸ナトリウム，ほう酸により融解，放冷後，硝酸(1+1)により加熱溶解し，定容，分取後硝酸(1+1)，内標準物質を加え検液とした。アジレントテクノロジー社 ICP 質量分析装置 7500 及び 7700 により，原則として A 工場では 2 回，B 工場では 3 回採取した試料について 1 回ずつ定量し，その平均値を求めた。

(3) 溶出試験

焼却残渣の混合材料化の可能性を検討するため、下記に示す溶出試験を実施した。

a) 1M 塩酸抽出量試験

土壌汚染対策法における土壌含有量試験(環境省告示第19号法⁹⁾)に準拠して分析した。

分析元素は、Pb, Cd, Crとした。試料6g及び1M塩酸200mLを入れた振とう容器を振とう幅4~5cm, 毎分約200回で2時間振とうした。10分静置後, 毎分3000回転で20分間遠心分離し, 上澄み液を孔径0.45 μ mのメンブレンフィルターでろ過して検液とした。検液をアジレントテクノロジー社 ICP 発光分光分析装置 Varian 720-ES により, 各試料について3回塩酸抽出量を定量し, その平均値を求めた。

b) 重金属溶出試験

焼却残渣や再生製品の安全性の評価のための溶出試験方法はスラグ類を除いて定められていないが, 慣例的には環境庁告示第46号⁸⁾により行うことが多い。同方法は, 土塊, 団粒は粗砕し, 2mmの篩を通過させることとしているため, 原則として粒径ごとの評価は出来ない。また, 粉碎試料では現実的な環境下よりも溶出量が増加し, 本来の溶出量の評価が出来ないことから, 有姿での評価が望ましい。このため, JIS K 0058-1 スラグ類の化学物質試験方法—第1部:溶出量試験方法 5. 利用有姿による試験²³⁾に準拠して実施した。PFTE製の1L容器に試料を50g量りとり, 重量体積比10%となるように精製水500mLを加え, 回転速度毎分200回で6時間攪拌した。遠心分離後, 0.45 μ mメンブレンフィルターでろ過し, ろ液を検液とし, Pb, Cd, Crについてアジレントテクノロジー社 ICP 発光分光分析装置 Varian 720-ES により溶出量を定量した。定量は原則として3回実施し, その平均値を求めた。

(4) 脱塩試験

粒径毎の脱塩効果を確認するために、各分級試料について6時間の水溶出による脱塩試験を行なった。また、脱塩時間による脱塩効果を確認するために、全体試料について6, 24, 48, 72, 168時間と攪拌時間を変えて脱塩試験を行なった。溶出液中の Na^+ , K^+ , Cl^- を日本ダイオネクス社 イオンクロマトグラフ DX-500により定量した。また、脱塩試験前後の焼却残渣をシーエムティー社 高速振動粉碎機 TI200により微粉碎し、目開き0.125mmの篩を通過させ、全塩素をJIS A 1154 硬化コンクリート中に含まれる塩化物イオンの試験方法²⁴⁾により、可溶性塩素を同附属書B 硬化コンクリート中に含まれる温水抽出塩化物イオンの分析方法²⁴⁾により定量し、全塩素から可溶性塩素を差し引いたものを不溶性塩素とした。原則として各試料2回実施し、その平均値を求めた。

なお、リガク社 X線回折装置 RINT-Ultima+により線源 Cu, 走査速度 4 degree/min にて $2\theta = 11.32$ degree のピークより脱塩前後の不溶性塩素（フリーデル氏塩）等の鉱物を同定した。

第3節 結果及び考察

(1) 粒径分布

図3-2及び図3-3にA工場及びB工場の焼却残渣の粒径加積曲線をそれぞれ示す。焼却主灰はA工場とB工場で概ね同じ粒径分布を示していたが、落じん灰はA工場に比べB工場では大きい粒径の重量割合が多い傾向を示した。落じん灰の粒径分布の違いは火格子間の空気噴出口や隙間の大きさによるものと考えられる。また、B工場の落じん灰については、採取帯による分布の違いは少なかった。

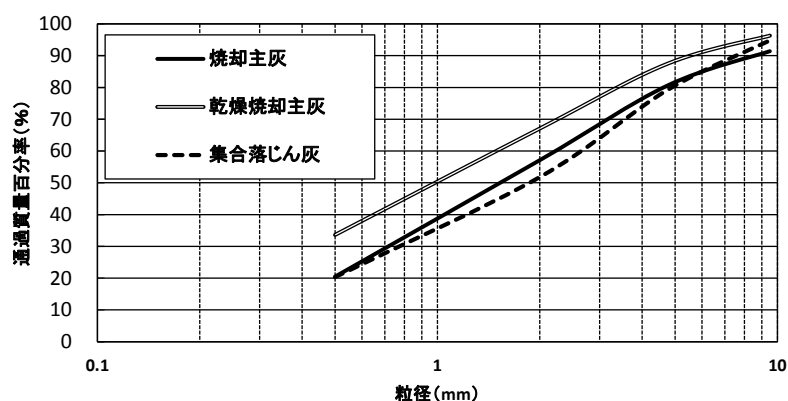


図3-2 焼却残渣の粒径加積曲線 (A工場)

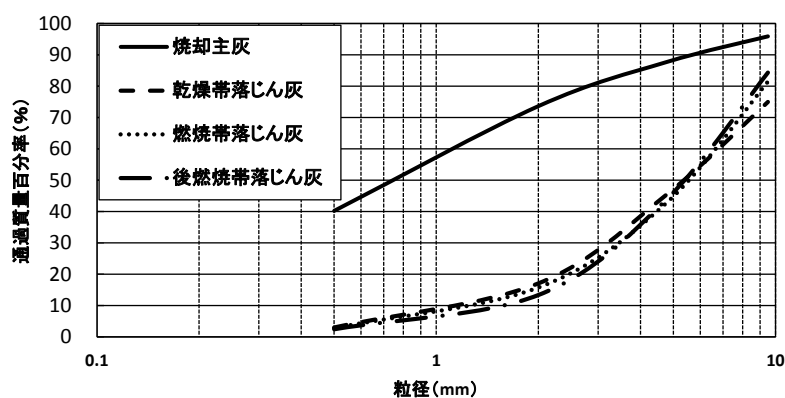


図3-3 焼却残渣の粒径加積曲線 (B工場)

(2) 全含有量試験

表 3-2 及び表 3-3 に A 工場, B 工場の焼却残渣の全含有量, 表 3-4 に都市ごみ焼却主灰のセメント原料化における受入基準²⁵⁾を示す。全含有量試験データはセメント原料化における受入基準に合わせ, 一部酸化物表記としている。セメント工場の原料調合は, 焼却残渣以外の廃棄物・副産物の量と化学成分にも左右されることから, 受入基準は絶対的な基準値ではなく, 目安として考慮すべきものといえる。

セメント原料化の検討においては, 受入量の大半を占め, A 工場, B 工場共通試料である焼却主灰に着目することとする。

Cl はほぼすべての粒径において受入基準を上回っており, 特に 2.0mm 以下の小粒径側では含有量が高い傾向であった。なお, Cl の受入基準については, 厳しすぎるとの指摘もある²⁵⁾。K₂O については, 粒径による含有量の違いは小さく全体的に受入基準と同等であり, 試料のばらつきによっては大きく超える可能性がある。SO₃については, B 工場焼却主灰では 2.0mm 以下の小粒径側で含有量が高く受入基準に近いが, 2.0mm を超える大粒径側では受入基準を大きく下回っていた。P₂O₅, TiO₂ はいずれの粒径においても受入基準を下回っていた。Pb は A 工場では 4.75-9.5mm, B 工場では 2.0-4.75mm において受入基準以上であった。Zn, Cr はほぼすべての粒径において受入基準を上回っていた。Cd, Hg はすべての粒径で受入基準以下であった。

次に有用金属の回収の観点より貴金属や主要ベースメタルに着目する。全体的にばらつきが大きいためデータの取扱いには注意が必要である。例えば表 3-2 の集合落じん灰の 9.5mm 以上の Pb では 2 検体分析し, 一方が 13,700mg/kg, 一方が 34mg/kg と大きく異なっている。

Au については, B 工場では焼却主灰と比較して 0.5mm 以下の落じん灰の含有量が高く, その含有量は一般的な金鉱石の品位を上回るものであった。Ag についてはいずれの焼却残渣も 0.5mm 以下もしくは 0.5-2.0mm の粒径において含有量が高く, B 工場では焼却主灰と比較して後燃焼落じん灰では 10 倍以上高かった。Pd についても B 工場では 0.5-2.0mm の粒径において後燃焼帯落じん灰では焼却主灰の 10 倍以上高かった。ベースメタルの Zn については, 0.5-2.0mm について比較すると, B 工場では焼却主灰に対して燃焼帯落じん灰, 後燃焼帯落じん灰では 10 倍高かった。

多くの金属元素は小粒径側で高濃度になるという報告があるが¹⁶⁾, Cu, Pb, Zn では, 必ずしも小粒径側で含有量が高くなるわけではなかった。なお, 連続式焼却炉における文献値^{14, 16, 19)}と比較したところ, 概ね数値は一致していた。その他のベースメタルや希少金属では, 焼却主灰と落じん灰でオーダー値としては大きな違いは確認されなかった。

表 3-4 セメント工場における焼却主灰受入基準

単位 : mg/kg

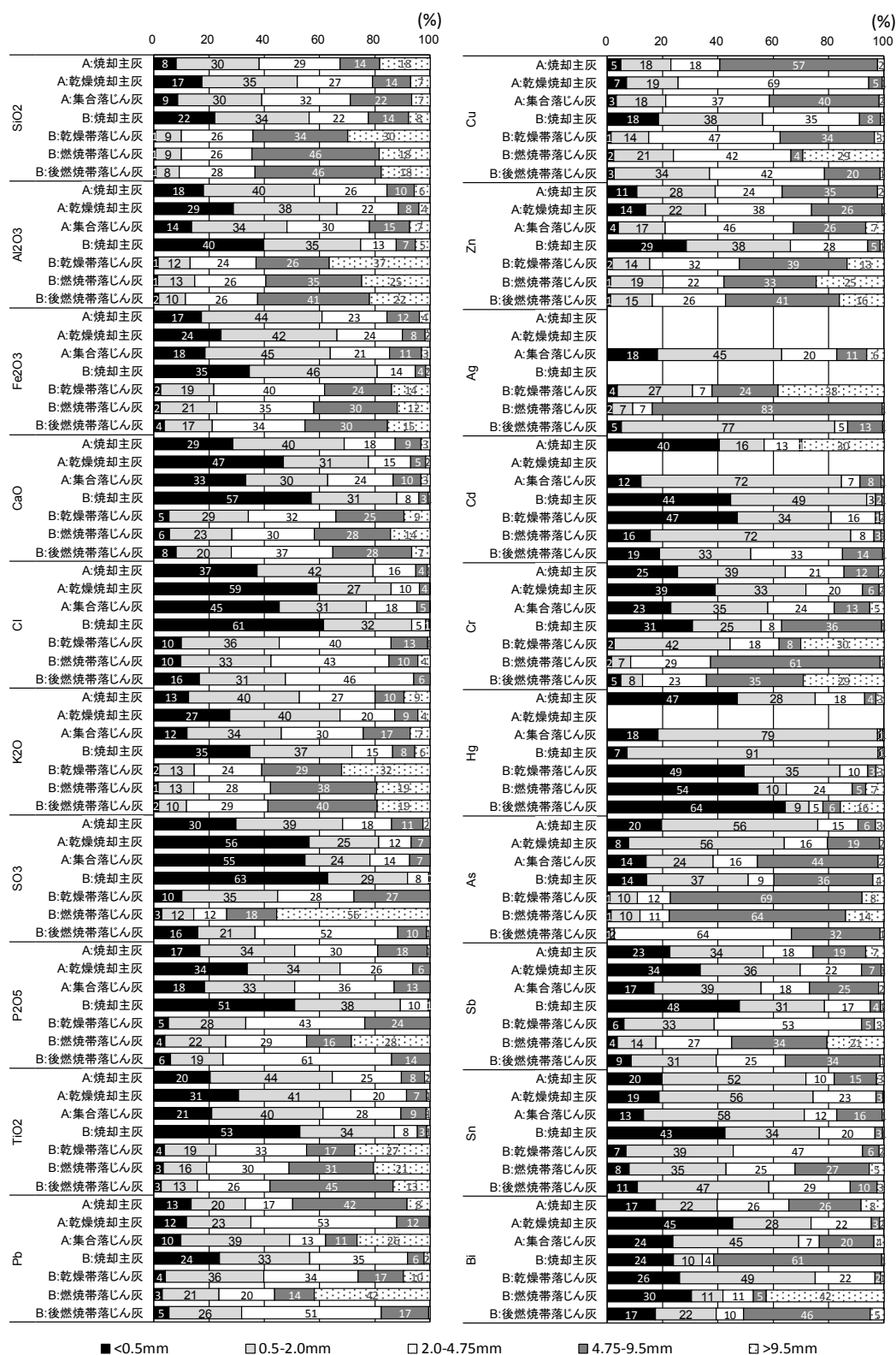
分析項目	受入基準
Cl	<1,000
K ₂ O	<20,000
SO ₃	<30,000
P ₂ O ₅	<50,000
TiO ₂	<20,000
Pb	<1,000
Cu	<1,300
Zn	<1,700
Cd	<20
Cr	<170
Hg	<1

図 3-4 は、図 3-2、図 3-3 の粒径加積曲線、表 3-2、表 3-3 の粒径別の全含有量より求めた元素分配率である。表 3-2、表 3-3 の元素のうち、表 3-4 のセメント受入基準に記載のある元素のほか、定量下限値以上のデータが得られた貴金属、有害金属、及び主なベースメタルを中心に記載している。

A 工場では焼却主灰や乾燥焼却主灰と集合落じんでは分配率に大きな違いが見られなかったのに対し、B 工場では焼却主灰と落じん灰では落じん灰の方が大粒径側に分配している傾向があった。これは、図 3-2 の A 工場では焼却主灰や乾燥焼却主灰と落じん灰で粒径分布が比較的近いのに対し、図 3-3 の B 工場では焼却主灰と落じん灰では落じん灰の方が大粒径側の重量割合が大きいことによるものと考えられた。

元素別により詳しく見てみると、A 工場焼却残渣では 2.0mm 以下の小粒径側には Cl, SO₃, Cd, Cr, Hg, Sb, Sn, Bi が比較的分配しやすい傾向が確認された。

第3章 塩類及び金属資源を考慮した都市ごみ焼却主灰の資源化



※1 A, Bは工場名を示している。

※2 空白行は、分析していない、もしくは定量下限値未満の含有量データを含んでいたため、分配率を計算できていないことを示している。

図3-4 焼却残渣の元素分配挙動

(3) 溶出試験

表 3-5 に A 工場焼却残渣の Pb, Cd, Cr の 1M 塩酸抽出量試験及び重金属溶出試験の結果を示す。

a) 1M 塩酸抽出量試験

1M 塩酸抽出量試験の基準値は Pb, Cd とともに 150mg/kg, Cr (VI) は 250mg/kg である。

1M 塩酸抽出量試験において, Pb では 4.75mm 以下の乾燥焼却主灰及び焼却主灰, 9.5mm 以下の集合落じん灰で基準値を上回っていた。図 3-2 の焼却主灰及び集合落じん灰より, 粒径分布の大きい 2.0mm 以下の小粒径の試料が代表試料と仮定した場合, オーダー値は既往研究²⁶⁾と概ね一致していた。Cd では基準値を大きく下回っているが, 全体として 2.0mm 以下の小粒径側の試料において高い傾向にあった。また, 乾燥焼却主灰, 焼却主灰と比較して落じん灰の塩酸抽出量は高い傾向がみられた。

Cr では Pb, Cd と異なり, 集合落じん灰は乾燥焼却主灰及び焼却主灰と比較して低い傾向が見られた。また, 粒径が小さいほど溶出量は多くなる傾向が確認された。

b) 重金属溶出試験

スラグの溶出量基準値²⁷⁾は土壌汚染対策法における基準値(環境庁告示第 46 号法)と同値であり, Pb, Cd とともに 10µg/L, Cr (VI) は 50µg/L である。Pb はほとんどの粒径, 焼却残渣において基準値を超えていた。Cr はばらつきが大きい, 全体的に粒径が小さいほど溶出量は多くなる傾向が確認された。Cd はすべて定量下限値(1µg/L)未満であった。

表 3-5 溶出試験結果 (A 工場)

試料種類	粒径(mm)	1M塩酸抽出量[mg/kg]			重金属溶出量[µg/L]		
		Pb	Cd	Cr	Pb	Cd	Cr
焼却主灰	<0.5	430	2.4	96	81	<1	580
	0.5-2.0	260	1.5	71	36	<1	440
	2.0-4.75	230	<0.1	56	<14	<1	420
乾燥焼却主灰	<0.5	410	3	150	280	<1	240
	0.5-2.0	380	<0.1	91	210	<1	290
	2.0-4.75	400	<0.1	65	<14	<1	100
	4.75-9.5	18	<0.1	62	50	<1	270
	>9.5	<5	<0.1	9.1	110	<1	32
集合落じん灰	<0.5	5600	17	62	2600	<1	54
	0.5-2.0	2100	23	35	3600	<1	38
	2.0-4.75	180	12	22	170	<1	120
	4.75-9.5	170	<0.1	13	17	<1	18
	>9.5	<5	<0.1	<0.01	<14	<1	16

(4) 脱塩試験

a) Na⁺, K⁺

表 3-6 に A 工場焼却残渣の Na⁺及び K⁺の粒径別の脱塩試験結果を示す。Na⁺, K⁺のいずれも、全体として小粒径側の溶出量が多く、乾燥焼却主灰と落じん灰では乾燥焼却主灰の方が高い傾向が確認された。蛍光 X 線装置により含有量を測定した K では、同一日に採取した試料で比較すると、溶出率 (= 溶出量 / 全含有量) は粒径が小さいほど高くなっており、表面積が大きい粒子表面では溶出が起りやすいことが確認された。K⁺の溶出率は 0.5mm 以下の乾燥焼却主灰及び焼却主灰では約 5%, 集合落じん灰では約 4%であった。

表 3-7 に脱塩時間別の脱塩試験結果を示す。Na⁺, K⁺のいずれも脱塩時間が長くなるにつれ溶出量は多くなり、溶出量は一定濃度に収束している傾向が確認でき、168h 経過後においても K⁺の溶出率は約 5%であった。以上より、Na⁺, K⁺といった塩類についても他の重金

表 3-6 粒径別脱塩試験結果 (A 工場)

試料種類	粒径(mm)	[mg/L]	
		Na ⁺	K ⁺
焼却主灰	<0.5	340	39
	0.5-2.0	200	18
	2.0-4.75	130	11
乾燥焼却主灰	<0.5	190	44
	0.5-2.0	80	35
	2.0-4.75	54	16
	4.75-9.5	17	7.6
	>9.5	36	34
集合落じん灰	<0.5	67	33
	0.5-2.0	29	6.9
	2.0-4.75	23	4.6
	4.75-9.5	10	2.8
	>9.5	4.3	2.2

表 3-7 脱塩時間別試験結果 (A 工場)

試料種類	粒径(mm)	[mg/L]	
		Na ⁺	K ⁺
焼却主灰	6h	73	29
	24h	110	42
	48h	86	41
	72h	100	48
	168h	110	55
集合落じん灰	6h	30	8.0
	24h	34	8.9
	48h	38	13
	72h	39	19
	168h	39	15

属と同様に表面から溶出するが、通常の水洗浄による溶出量には限界値があると予想された。

b) Cl

表 3-8、表 3-9 に A 工場焼却残渣の分級試料、全体試料の Cl 含有量及び除去率を示す。定量下限値はいずれの表も 0.001%である。なお、試料のばらつきにより、脱塩前よりも脱塩後の方が高い含有量であった場合には除去率を算出していない。

表 3-8 より、粒径別では、可溶性塩素の除去率は 10～80%程度、不溶性塩素の除去率は 0～50%程度、全塩素の除去率は 20～70%程度と幅があり、粒径の大小と除去率の関係性は確認されなかった。なお、脱塩前から全塩素含有量が低かった 4.75mm 以上の乾燥焼却主灰、9.5mm 以上の集合落じん灰を除いたいずれの粒径においても脱塩後に第 3 節 (2) の表 3-4 に示す受入基準である 1000mg/kg (=0.1%)を下回することは困難であることがわかった。

表 3-8 分級試料の Cl 含有量と除去率 (A 工場)

[%]

試料種類	粒径(mm)	可溶性塩素			不溶性塩素			全塩素		
		脱塩前	脱塩後	除去率	脱塩前	脱塩後	除去率	脱塩前	脱塩後	除去率
焼却主灰	<0.5	0.97	0.31	68.0	0.81	0.63	22.2	1.78	0.94	47.2
	0.5-2.0	0.61	0.23	62.3	0.42	0.34	19.0	1.03	0.57	44.7
	2.0-4.75	0.42	0.12	71.4	0.24	0.19	20.8	0.66	0.31	53.0
乾燥焼却主灰	<0.5	0.55	0.15	72.7	0.52	0.43	17.3	1.07	0.58	45.8
	0.5-2.0	0.28	0.10	64.3	0.16	0.21	-	0.44	0.31	29.5
	2.0-4.75	0.14	0.056	60.0	0.14	0.11	21.4	0.28	0.17	39.3
	4.75-9.5	0.064	0.024	62.5	0.076	0.074	2.6	0.14	0.098	30.0
	>9.5	0.014	0.009	35.7	0.008	0.015	-	0.022	0.024	-
集合落じん灰	<0.5	0.31	0.19	38.7	0.38	0.34	10.5	0.69	0.53	23.2
	0.5-2.0	0.086	0.044	48.8	0.144	0.12	16.7	0.23	0.16	30.4
	2.0-4.75	0.067	0.028	58.2	0.103	0.092	10.7	0.17	0.12	29.4
	4.75-9.5	0.038	0.033	13.2	0.040	0.17	-	0.078	0.20	-
	>9.5	0.036	0.007	80.6	0.015	0.008	46.7	0.051	0.015	70.6

一方、脱塩時間別では、表 3-9 より可溶性塩素の除去率は 50～70%程度、不溶性塩素の除去率は 30～70%程度、全塩素の除去率は 40～70%程度であり、6h で塩素の溶出はほぼ完了していることが示唆された。

表 3-9 全体試料の Cl 含有量と除去率 (A 工場)

試料種類	脱塩前/後		可溶性塩素		不溶性塩素		全塩素	
			含有量	除去率	含有量	除去率	含有量	除去率
	脱塩前		0.25	-	0.27	-	0.52	-
乾燥焼却主灰	脱塩後	6h	0.089	64.4	0.17	37.0	0.26	50.0
		24h	0.092	63.2	0.20	25.9	0.29	44.2
		48h	0.066	73.6	0.15	44.4	0.22	57.7
		72h	0.10	60.0	0.19	29.6	0.29	44.2
		168h	0.068	72.8	0.18	33.3	0.25	51.9
		脱塩前		0.084	-	0.21	-	0.29
集合落じん灰	脱塩後	6h	0.043	48.8	0.097	53.8	0.14	51.7
		24h	0.038	54.8	0.082	61.0	0.12	58.6
		48h	0.035	58.3	0.075	64.3	0.11	62.1
		72h	0.039	53.6	0.10	52.4	0.14	51.7
		168h	0.023	72.6	0.063	70.0	0.086	70.3
		脱塩前		0.084	-	0.21	-	0.29

表 3-8, 表 3-9 より, 脱塩後も可溶性塩素が残留していることは興味深い。この原因としては, 可溶性塩素は 50°C で抽出可能な塩素である²⁴⁾ことから, 本章で実験した室温条件 (約 20°C) では溶出ししないものの, 50°C では溶出する塩素化合物が存在することによると考えられる。

図3-5, 図3-6に脱塩前後における粒径別の乾燥焼却主灰及び焼却主灰のX線回折チャートを示す。Quartz (SiO₂), Calcite (CaCO₃), Gehlenite (Ca₂Al₂SiO₇) がほぼ全ての試料で検出された。フリーデル氏塩 (3CaO · Al₂O₃ · CaCl₂ · 10H₂O) は, 脱塩前後の0.5mm以下, 0.5-2.0mm, 2.0-4.75mmの乾燥焼却主灰及び焼却主灰において検出された。落じん灰は示していないが, 検出鉱物, ピーク強度はほぼ乾燥焼却主灰, 焼却主灰と同様であった。乾燥焼却主灰, 焼却主灰, 落じん灰ともに, 小粒径側で脱塩前にはフリーデル氏塩が存在していたが, いずれも脱塩後にはピーク強度は小さくなった。しかしながら, 図3-6よりピーク強度に着目すると, 脱塩前と比べ脱塩後には半分以下になっている粒径もあり, 厳密には表3-8で不溶性塩素の除去率がわずかであることと整合しない。この原因の一つとして, 不溶性塩素はフリーデル氏塩だけではなく, 成岡らが指摘するようにフリーデル氏塩以外の不溶性塩素, 例えばAlOClが新たに生成したため²⁸⁾と考えられる。すなわち, フリーデル氏塩の含有量は半量以下になったものの, 新たに安定なAlOClが生成したことから, 全体として不溶性塩素がわずかに減少した可能性がある。ただし, AlOClはフリーデル氏塩の回折角に近接しており, かつ, そのピーク強度は小さいことから, 今回の分析では特定できていない。

ここで, 不溶性塩素が分解すれば, かわりに別の鉱物が生成すると考えられる。島岡らは,

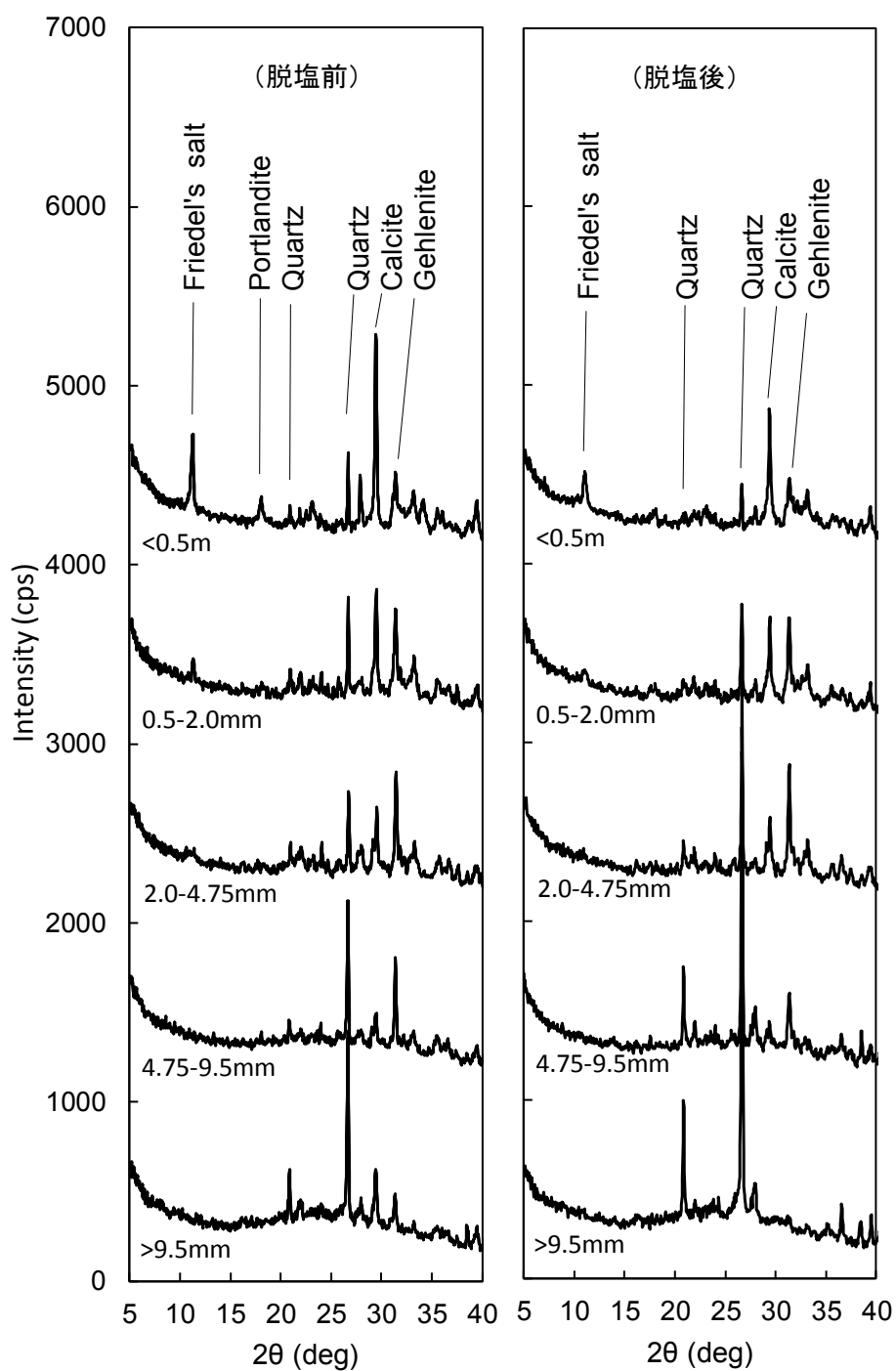


図3-5 脱塩前後の粒径別乾燥焼却主灰のX線回折チャート (A工場)

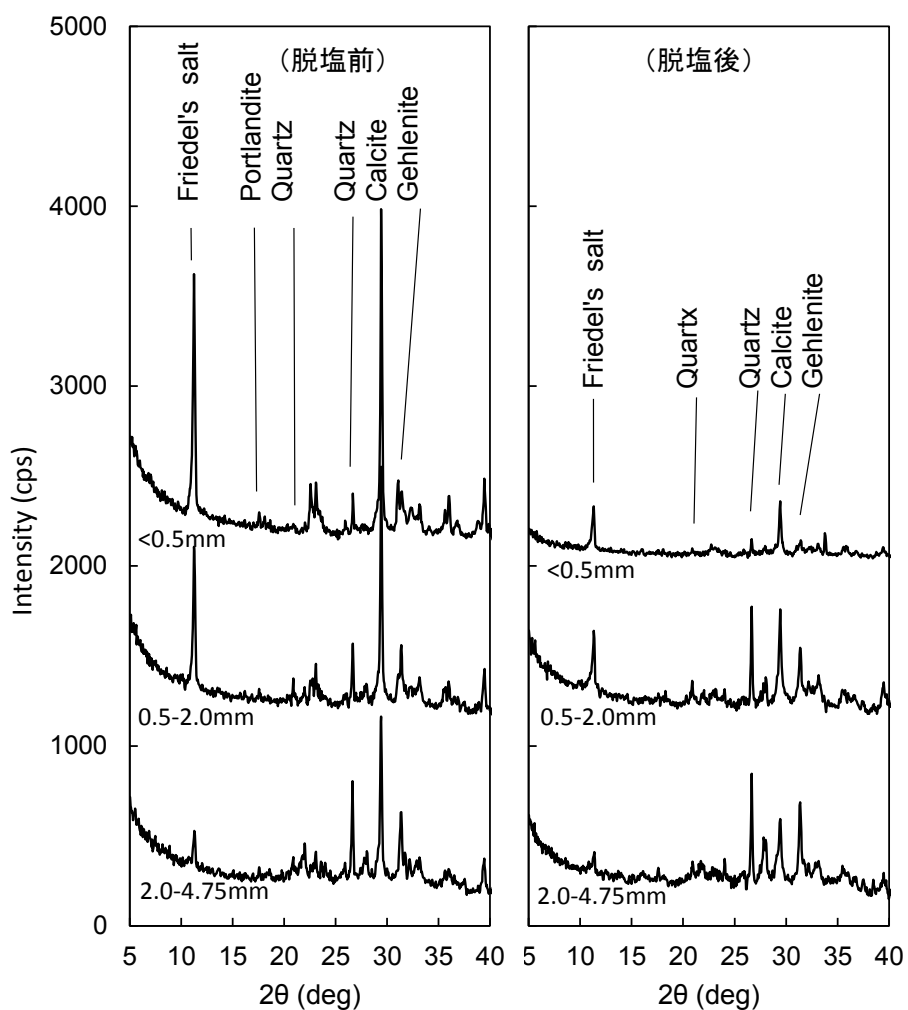


図 3-6 脱塩前後の粒径別焼却主灰の X 線回折チャート (A 工場)

フリーデル氏塩 ($3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) は炭酸ガス存在下で、 CaCO_3 、 $\text{CaCl}_2 \cdot \text{Al}(\text{OH})_3$ に分解するとしている²⁹⁾が、仮にこの反応が起こっている場合、 CaCO_3 のピークは脱塩後に増加し、 $\text{CaCl}_2 \cdot \text{Al}(\text{OH})_3$ のピークが新たに検出されるはずである。しかしながら、いずれの粒径においてもこうした挙動は見られず原因の特定には至らなかった。

また、Portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) が乾燥焼却主灰、焼却主灰、落じん灰の比較的小粒径側で検出されている。大迫らは、焼却主灰中の酸化物 lime (CaO) が加水分解によって水酸化物イオンを生成し pH を高くする¹¹⁾と報告しており、主灰排出装置での冷却過程で表面積の大きい小粒径の乾燥焼却主灰、焼却主灰、落じん灰において $\text{Ca}(\text{OH})_2$ が生成し、ピークが検出されたものと考えられた。

図 3-7 は、A 工場焼却残渣の 6h 溶出後の粒径別の溶出液 pH である。いずれの焼却残渣も 2.0mm 以下の小粒径側で 12 を超える高い pH を示しており、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ から OH^- が溶出していると考えられる。

フリーデル氏塩は pH11 以下で分解するという報告もある³⁰⁾。したがって、フリーデル氏塩が小粒径側で分解しにくい原因は、pH が高いことであると考えられた。

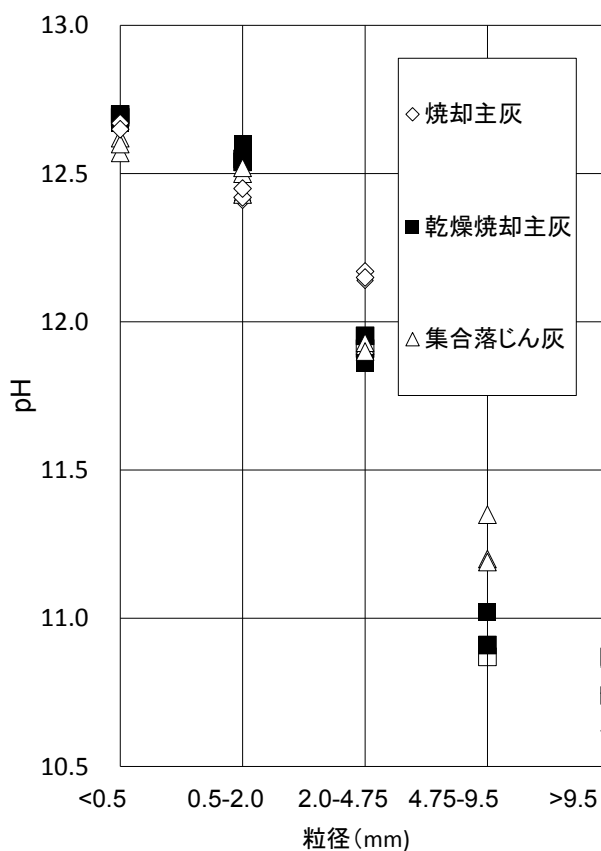


図 3-7 粒径別の溶出液 pH (A 工場)

第4節 焼却残渣の資源化を目指した総合的な考察と提案

本章では、焼却残渣の資源化を目指し、全含有量試験及び塩類の脱塩試験によるセメント原料化、全含有量試験による金属回収、1M 塩酸抽出量試験及び重金属溶出試験による混合材料化の可能性について検討した。含有量データのばらつきが大きく、試料の代表性の課題があること、また、A 工場と B 工場を比較しても元素含有量が異なる点は注意が必要であるが、本章にて分析した A 工場における全含有量試験、溶出試験、脱塩試験の結果から元素別の焼却残渣の資源化の可能性について表 3-10 にまとめた。評価の詳細は表 3-10 の欄外に示すが、セメント原料化及び混合材料化の評価については、それぞれセメント受入基準、土壤汚染対策法における環境省告示第 19 号及び環境庁告示第 46 号における基準値と比較している。なお、金属回収については、既往文献²⁰⁾の受入基準と比較した評価とした。

Cl 及び K については、焼却主灰、落じん灰ともに脱塩後においても含有量が高く、セメント原料化を推進するためには更なる脱塩処理が必要である。Pb 及び Cr については、分

表 3-10 元素別の焼却残渣の資源化の可能性評価

試料 元素	焼却主灰			落じん灰		
	セメント原料化	金属回収	混合材料化	セメント原料化	金属回収	混合材料化
Si	-	×	-	○	×	-
Al	-	-	-	○	-	-
Fe	-	○	-	○	○	-
Ca	-	-	-	○	-	-
Cl	△	×	-	△	×	-
K	○	-	-	△	-	-
S	○	-	-	○	-	-
P	○	-	-	○	-	-
Ti	○	-	-	○	-	-
Pb	△	×	△	△	×	△
Cu	×	-	-	×	-	-
Zn	△	×	-	×	×	-
Cd	△	-	○	△	-	○
Cr	△	-	△	×	-	△
Hg	○	-	/	△	-	/
As	-	-	/	-	-	/
Sb	-	-	-	-	-	-
Sn	-	○	-	-	△	-
Bi	-	-	-	-	-	-
Au	-	-	-	-	-	-
Ag	-	-	-	-	-	-
Pt	-	-	-	-	-	-
Pd	-	-	-	-	-	-

※1 ○: 全ての粒径で問題なし
 ※2 △: 一部の粒径で問題あり
 ※3 ×: 全ての粒径で問題あり
 ※4 -: 基準なし
 ※5 /: 分析していない

級のみではセメント原料化、混合材料化は困難である。Cu 及び Zn についても、分級のみではセメント原料化は困難である。焼却主灰の Cd については、混合材料化が可能であると考えられた。Hg については、焼却主灰では極めて含有量が低く、セメント原料化が可能な範囲といえる。ただし、セメント工場における焼却主灰受入基準²⁵⁾(表 3-4)は水俣条約発効前のものであることから、現代においては適切なモニタリングと確実な処理は必要である。その他、Sb, Sn, Bi, Au, Pt, Pd といった金属はセメント受入基準や混合材料化における基準はないが、こうした金属資源をリサイクルするためには金属回収が望まれる。

以上を概観すると焼却主灰中から金属を極力回収した上で混合材料化、もしくは金属回収後、塩類の脱塩を行った上でセメント原料化を行う、高度物理選別及び脱塩処理を組み合わせたフロー(図 3-8)が考えられる。焼却主灰の乾燥、磁選、分級、比重選別、渦電流選別といった高度物理選別フローは Bunge の報告³¹⁾を参考としているが、これに加え、セメント原料化を進めるために炭酸ガスによる脱塩を促進する³²⁾フローとしている。基本的に焼却主灰も落じん灰も同様のフローが考えられるが、有用金属含有量が多い落じん灰は焼却主灰とは別に回収する必要がある。ただし、発生量が少ないことから、清掃工場で一時的に保管した上で一定量集まったところで他工場と集約して処理することが望まれる。

焼却主灰は通常 20~30%程度の水分を含むことから、この状態では磁力選別は困難である。このため、乾燥した上で磁力選別を行い、Fe やステンレス等に含まれる Cr を回収する。乾燥にはエネルギーが必要なこと、前述のとおり水冷後放置させることにより不溶性のフリーデル氏塩が生成されてしまうことから、可能であれば清掃工場における冷却方式は空冷が望ましい。磁力選別後、後段の比重選別の効率を向上させるために分級し、粒径を揃える。金属回収効率を最大限求めるのであれば、小粒径側に Cl が多いことから、小粒径の焼却残渣については、図 3-8 の点線で示すように直接脱塩処理を行うことも有効である。近年は比重選別機や渦電流選別機の性能向上が著しく、運転条件によっては比重選別や渦電流選別により貴金属やベースメタルを回収できる可能性がある。また、比重選別と渦電流選別は順序を逆にすることも考えられる。比重選別や渦電流選別において元素分配挙動の予測には本章のデータが活用可能と考えられる。こうした金属を回収した後の残渣は酸化物の Al, Fe, Ca, Si, Cl, Na, K 等が残ることから、この段階において混合材料化の可能性もある。Pb 等が一定程度残る場合にはエージング処理等も検討する。さらに、水だけでなく炭酸ガスを併用することでフリーデル氏塩が生成しても直ちに分解させることができる。これにより Cl, Na, K を効果的に溶出させ、セメント原料化する。都市部においては脱塩処理が不要であるエコセメント原料化も検討する。

このように、高度な物理選別技術と脱塩技術を組み合わせることで、金属資源のリサイクル促進、天然資源利用量の削減、セメント工場の焼却主灰受入可能量の増加及び処理委託費

の削減、混合材料化における環境リスクの低減、最終処分量の減少等、極めて多岐にわたる効果をもたらすことが期待できる。物理選別装置は初期コストがかかるものの、乾式の装置であれば排水処理は不要であり、Pb, Cd, Hg等を回収することにより脱塩処理後の排水処理の負荷やコストを大きく下げることが出来る。物理選別技術の焼却残渣への適用はわが国において研究事例も少なく、今後は各選別技術の最適条件の探索等が求められる。

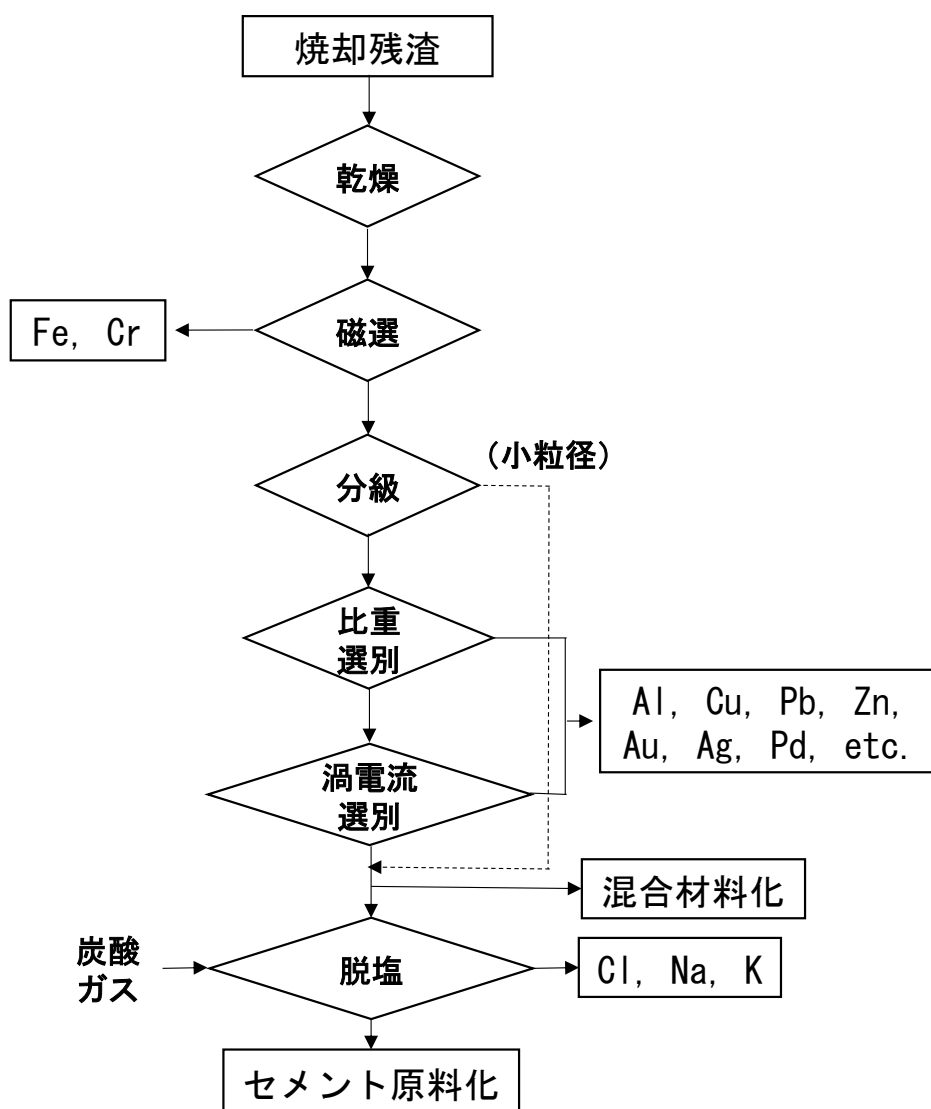


図 3-8 焼却残渣の資源化フロー案

第5節 結言

本章では、焼却主灰や落じん灰の粒径の違いによる金属濃縮、溶出、脱塩、不溶性塩素の挙動を明らかにすることにより、資源性、環境安全性を総合的に評価することを試みた。以下に、本章で明らかになった点を述べる。

- 1) 全含有量試験の結果、焼却主灰では Cl, Zn, Cr はほぼすべての粒径においてセメント受入基準を超えていた。Au, Ag, Pd, Zn は B 工場では焼却主灰と比較して 2.0mm 以下の小粒径側で落じん灰の含有量が高かった。元素分配率では、2.0mm 以下の小粒径側には Cl, SO₃, Cd, Cr, Hg, Sb, Sn, Bi が比較的分配しやすい傾向が確認された。
- 2) 1M 塩酸抽出量試験（環境省告示第 19 号）及び重金属溶出試験（スラグ類の化学物質試験方法－溶出量試験方法）の結果、乾燥焼却主灰、焼却主灰、落じん灰の Pb はほとんどの粒径において土壤汚染対策法における基準値を超えていた。Cd は乾燥焼却主灰、焼却主灰、落じん灰ともいずれの粒径においても問題になる数値ではなかった。Cr については、全体的に粒径が小さいほど溶出量が多い傾向が見られた。
- 3) 脱塩試験の結果、Na⁺, K⁺のいずれも、全体として小粒径側の溶出量が多く、表面積が大きいため粒子表面では脱塩が起りやすいことが確認された。全体試料の脱塩時間別の溶出量では、Na⁺, K⁺のいずれも脱塩時間が長くなるにつれ溶出量は多くなるが、K⁺は 168h 経過後においても脱塩率は約 5%であり、水洗浄のみによる溶出は限界値があると予想された。
- 4) Cl の脱塩試験の結果、粒径別の可溶性塩素の除去率は 10～80%程度、不溶性塩素の除去率は 0～50%程度、全塩素の除去率は 20～70%程度と幅があり、粒径の大小と除去率の関係性は認められなかった。一方、脱塩時間別の塩素除去率は、可溶性塩素が 50～70%程度、不溶性塩素が 30～70%程度、全塩素が 40～70%程度であり、6h で塩素の溶出はほぼ完了することが示唆された。
- 5) 焼却残渣の資源化を目指した総合的な考察と提案を行った。混合材料化を検討する場合 Pb, Cr が、セメント原料化ではさらに Cl, K, Cu, Zn が課題となるため、磁力選別、分級、比重選別、渦電流選別、脱塩を組み合わせた焼却残渣の資源化方法を提案した。

参考文献

- 1) 環境省：一般廃棄物の排出及び処理状況等（平成27年度）について（2017）
- 2) 三上貴士，縄田大輔，井上陽仁，肴倉宏史：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講演原稿2015，pp.189-190（2015）
- 3) 江藤次郎，都留真哉，崎田省吾，張瑞娜，島岡隆行：一般廃棄物焼却残渣埋立地における不溶性塩素の挙動と生成メカニズム，廃棄物学会論文誌，Vol.19，No.2，pp.131-140（2008）
- 4) 島岡隆行：循環型社会の形成に向けた廃棄物最終処分への取り組み，都市清掃，第55巻，第246号，pp.158-160（2002）
- 5) 樋口壯太郎：焼却残渣が埋立処分に及ぼす影響，都市清掃，第63巻，第297号，pp.427-430（2010）
- 6) 樋口壯太郎，石田泰之，花嶋正孝：資源保管型埋立システムに関する研究，第17回廃棄物学会研究発表会講演論文集2006，pp.598-600（2006）
- 7) 濱村研吾，志水信弘，土田大輔，永瀬誠，鳥羽峰樹，黒川陽一，高橋浩司，小淵祐二，末永朋則，成岡朋弘，江藤次郎，島岡隆行：焼却灰セメント原料化のための有機性コンポストを混合した都市ごみ焼却灰からの塩素溶出挙動の解明，廃棄物資源循環学会論文誌，Vol.20，No.1，pp.52-60（2009）
- 8) 土壤の汚染に係る環境基準について（平成3年8月23日環境庁告示第46号）
- 9) 土壤含有量調査に係る測定方法を定める件（平成15年3月6日環境省告示第19号）
- 10) 成岡朋弘，門木秀幸：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—，鳥取県衛生環境研究所報，第55号，pp.9-13（2014）
- 11) 大迫政浩，山田正人，井上雄三，金容珍，朴政九，李東勲，吉田 恵男，野村 稔郎：日韓の都市ごみ焼却主灰からの重金属類溶出特性に関する比較考察，廃棄物学会論文誌，Vol.12，No.6，pp.256-265（2001）
- 12) 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試験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）
- 13) 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：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・事例発表会講演論文集，pp.226-228（2017）
- 14) 山本浩，横山隆，大下和徹，高岡昌輝，武田信生：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，Vol.18，No.5，pp.314-324（2007）

- 15) 成岡朋弘, 門木秀幸: 小型家電の回収に伴う一般廃棄物焼却残渣中の金属含有率の変化, 鳥取県衛生環境研究所報, 第 57 号, pp.6-10 (2016)
- 16) 貴田晶子, 野馬幸生: 焼却灰の物理組成と粒径別金属元素濃度, 第 8 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.431-433 (1997)
- 17) 島岡隆行, 米津雄一, 堀井安雄: 焼却灰(乾灰および湿灰)の粒度と塩素の溶出特性の関係, 第 29 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.153-155 (2008)
- 18) 登石将士, 松下和正, 品川拓也, 山口宏, 辻俊昭: ごみ焼却灰構成粒子の基礎特性, 第 22 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.183-185 (2001)
- 19) 肴倉宏史, 由井和子, 倉持秀敏, 成岡朋弘, 門木秀幸: 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・事例発表会講演論文集, pp.245-247 (2016)
- 20) 岡田敬志, 松籐敏彦, 東條安匡: Ca, Si 含有量に基づく熔融飛灰からの Pb, Zn 回収方法選択に関する研究, 廃棄物学会論文誌, Vol.18, No.1, pp.8-19 (2007)
- 21) 環境省 水・大気環境局: 底質調査方法 (2012)
- 22) (一社)廃棄物資源循環学会物質フロー研究部会: 製品中のレアメタル等の暫定分析方法(v. 2) (2010)
- 23) JIS K 0058-1 : 2005. スラッグ類の化学物質試験方法—第 1 部: 溶出量試験方法
- 24) JIS A 1154 : 2011. 硬化コンクリート中に含まれる塩化物イオンの試験方法
- 25) 経済産業省: 都市ごみ焼却灰の国内広域処理システム構築に関する調査報告書, p.63, 65 (2004)
- 26) 成岡朋弘, 門木秀幸: 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, pp.46-47 (2015)
- 27) JIS A 5032 : 2016. 一般廃棄物, 下水汚泥又はそれらの焼却灰を熔融固化した道路用熔融スラッグ「環境安全品質基準」
- 28) 成岡朋弘, 竹本智典, 江藤次郎, 島岡隆行: 有機性脱塩促進剤による都市ごみ焼却灰中の難溶性塩素化合物の消長, 第 18 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.721-723 (2007)
- 29) 島岡隆行: 最終処分された焼却残渣の安定化と有効利用への取り組み, 都市清掃, 第 62 巻, 第 290 号, pp.306-312 (2009)
- 30) 津留真哉, 島岡隆行, 江藤次郎: 焼却残渣中のフリーデル氏塩の生成と分解に関する研究, 土木学会西部支部研究発表会講演概要集, pp. 885-886 (2005)
- 31) Rainer Bunge : Recovery of metals from waste incinerator bottom ash (2015)
- 32) 高橋寛昭, 丸田俊久, 栄一雅, 笠原勝: ごみ焼却飛灰の水洗によるセメント原料化,

無機マテリアル, Vol.5, pp.200-207 (1998)

第4章 都市ごみ焼却主灰のセメント原料化システムの最適化

第1節 緒言

第2章及び第3章では、焼却残渣の資源化においてSDGsや第5次環境基本計画で求められる環境・経済・社会の統合的な取り組みのうち、「環境」の問題に着目して「焼却残渣の資源性、環境安全性の評価」という実験的研究を進めてきた。

第4章からは主に、「経済」及び「社会」の問題について、特に最終処分量の削減に大きな寄与が期待できる「焼却残渣のセメント原料化の経済性及び社会システムの評価」というシステム研究を展開する。

焼却残渣のセメント原料化では、既存のセメント工場を利用する場合は、建設コストが少ないことがメリットである。主にセメント工場敷地内において前処理が行われ、焼却主灰は鉄くず等を除いた後、石灰石、粘土、けい石、鉄原料等の主原料、スラグや石炭灰等の産業廃棄物と調合され、高温下でセメントクリンカが製造される。セメントクリンカは、少量のせっこうと混合されセメントとなる。主灰の塩素濃度はおよそ1.3%¹⁾であり、原料全体に対する割合が少なければ、脱塩処理は不要となることが多い。一方、焼却飛灰は塩素濃度が約12%¹⁾と高く、前処理せずに原料として使用するとプレヒーターが閉塞を起こす。この対策として、一般的には水洗による脱塩が行われるが、排水処理、乾燥のためのエネルギーが必要となる²⁾ため、処理コストがかかることが課題である。このため、まずは焼却飛灰よりも比較的処理コストが低い主灰をどのようにセメント原料化していくかが優先課題と考えられる。

これに対し、一般的にエコセメント工場は都市部における廃棄物処理システムの1つとされる。東京都多摩地区において現在国内で唯一稼働しているエコセメント工場は、都市ごみ焼却残渣を原料として普通エコセメントを生産し、ほぼ首都圏で消費されている。セメント1tに対し、500kg以上の廃棄物を原料として利用しており、焼却残渣等は無害化し、さらに、製品としても安全な土木建築資材である^{3,4)}。主灰、焼却飛灰ともに大塊物の除去以外では特別な前処理を必要とせず、含有する塩素を塩素バイパスにより系外へ排出するのではなく、逆に利用することで塩化揮発による金属資源の回収が行われている。東京都多摩地区では、エコセメント工場の稼働により一部の不燃ごみを除きほぼゼロエミッションを達成している⁵⁾。エコセメントは、普通セメントと比べ製品中の塩素含有量の基準が緩和されており⁶⁾、主にコンクリートの二次製品に使用されている⁷⁾。一方、廃油や廃プラスチックといった、燃料に代替可能な廃棄物原料を受け入れないことから、キルンの運転に多量の重油を必要とするなど、運営コストが高いこと、天然資源の消費量が多いことがデメリット

である。

本章では、都市ごみ焼却主灰のセメント原料化システムに着目し、関東地方の南東部に位置する大都市（A都市）をケーススタディとして経済性及び社会システムの側面から、既存のセメント工場を利用した場合とエコセメント工場を新設した場合のベストミックスを考案するとともに、次世代型の主灰の集約処理システムを提案する⁸⁾。以下、第2節では、現状の主灰の化学成分を考慮し、数理計画法の生産計画問題として、既存のセメント工場における主灰受入可能量を推定する。第3節では、既存セメント工場を利用する場合は、主灰受入可能量の制約条件下におけるトラック、鉄道、内航船舶によるモーダルシフトの可能性、処理委託コストを試算し、エコセメント工場を新設する場合は、建設コスト、輸送コスト、運営コストを試算する。第4節では、既存セメント工場及び新設エコセメント工場のベストミックスを目的とした主灰処理計画モデルを提案する。第5節では、都市における次世代型の効率的な主灰処理システムを提案する。ただし、本章では脱塩前処理を伴う既存セメント工場の受入余力の増大は考慮せず、現行の主灰の化学成分による受け入れのみを主眼に置くものとする。

第2節 焼却主灰の化学成分を考慮した既存セメント工場における受入可能量

(1) 主灰の最大利用を目的としたセメント生産計画モデルと定式化

現状の主灰の化学成分を考慮し、全国の既存セメント工場における主灰の受入可能量を試算した。本モデルは、既存のセメント工場の運営に支障が出ないことを最優先とするため、次の2つの制約を設けることを大きな特徴としている。第一に、生産される普通セメントの化学成分としての制約は「JIS R 5210：ポルトランドセメント」で定める規格値ではなく、現状の平均的な濃度⁹⁾の範囲内に収まるとした。第二に、クリンカの品質を一定のものとするために各セメント工場において目標値が定められている水硬率(*HM*)、珪酸率(*SM*)、鉄率(*IM*)を一定範囲内に抑えることとした。

セメントの主原料は、石灰石、粘土類、けい石類、鉄原料、せっこうの5種類であるが、近年は多様な廃棄物・副産物を原料として受け入れている。平成25年度の実績ではセメント1tあたり486kgの廃棄物・副産物を使用しており、セメント生産高6,224万tのうち、3,026万tに相当する⁹⁾。スラグ、石炭灰等の比率が高い一方、セメント協会から受領したデータによれば、平成25年度の都市ごみ焼却主灰の使用量は22.1万tにとどまる。そこで、使用する廃棄物・副産物は、スラグ、石炭灰、主灰のみであると仮定した。また、化学成分は、主要成分であるSiO₂、Al₂O₃、Fe₂O₃、CaO及び品質上の制約から「JIS R 5210：ポルトランドセメント」で規格値が規定されている化学成分であるMgO、Na₂Oeq、Clを対象とした。さらに、本試算では、SO₃はクリンカを製造する焼成段階ではほとんど使用されず、仕上工程においてせっこう中の主成分として少量加えられるため、クリンカ成分とセメント成分は、同様の組成であると仮定した。主灰の化学成分は、A都市における全工場の主灰の上下限値のデータの平均値¹⁰⁾を使用し、これを合計100%となるように補正して求めた。表4-1にクリンカ原料及び生産物の化学成分を示す。

表4-1 クリンカ原料および生産物の化学成分

単位：[%]

クリンカ原料(<i>i</i>) ・生産物(<i>p</i>)			y^s	y^a	y^f	y^c	y^m	y^n	y^{cl}	文献
			SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ Oeq	Cl	
主原料	<i>i</i>	1 石灰石	1.1	0.3	0.3	54.2	0.5	0.03		11)
		2 粘土	64.3	14.1	5.1	2.7	1.7	2.63		
		3 けい石	91.1	4.1	1.5	0.1	0.5	0.69		
		4 鉄原料	16.4	5.3	54.4	9.4	1.5	0.53	0.189	
廃棄物 原料	<i>i</i>	5 スラグ	39.2	13.1	1.2	38.7	4.9	0.61	0.003	
		6 石炭灰	55.4	31.1	6.5	3.0	1.3	2.44		
		7 主灰	24.0	16.9	7.2	37.1	3.1	3.3	1.4	
生産物	<i>p</i>	1 クリンカ	20.7	5.3	2.9	64.3	1.4	0.54	0.015	6)

上記の化学成分に基づき、「主灰の使用割合の最大化」を目的とした場合の数理計画法の生産計画問題として定式化すると以下ようになる。

【目的関数】

$$\text{Maximize } x_7 \dots\dots\dots (4.1)$$

【制約条件】

$$\sum x_i = 1 \dots\dots\dots (4.2)$$

$$\sum x_i y_i^m \leq y_p^m \dots\dots\dots (4.3)$$

$$\sum x_i y_i^n \leq y_p^n \dots\dots\dots (4.4)$$

$$\sum x_i y_i^{cl} \leq y_p^{cl} \dots\dots\dots (4.5)$$

$$2.0 \leq \frac{y_p^c}{y_p^s + y_p^a + y_p^f} \leq 2.2 \dots\dots\dots (4.6)$$

$$2.4 \leq \frac{y_p^s}{y_p^a + y_p^f} \leq 2.8 \dots\dots\dots (4.7)$$

$$1.9 \leq \frac{y_p^a}{y_p^f} \leq 2.1 \dots\dots\dots (4.8)$$

ここで添え字 i 及び p はクリンカ原料 i (1,2,...7) 及び生産物 p を表す。また、添え字 s, a, f, c, m, n, cl はそれぞれ、化学成分 $\text{SiO}_2, \text{Al}_2\text{O}_3, \text{Fe}_2\text{O}_3, \text{CaO}, \text{MgO}, \text{Na}_2\text{Oeq}, \text{Cl}$ を表す。 x_i はクリンカ原料の使用割合 [-], y_i, y_p は、それぞれクリンカ原料及び生産物の化学成分の割合 [%] を表す。式(4.1)は、主灰の使用割合を最大化すること、式(4.2)は、クリンカ原料の使用割合の合計が 100%となることを示している。式(4.3)から式(4.5)は、多種類の原料を混合して焼成したクリンカの品質上の制約成分 $\text{MgO}, \text{Na}_2\text{Oeq}, \text{Cl}$ の各濃度が、現状のクリンカにおける濃度以下となることを示している。式(4.6)から式(4.8)は、生成したクリンカの水硬率 $HM (= \text{CaO} / (\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3))$, 珪酸率 $SM (= \text{SiO}_2 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3))$, 鉄率 $IM (= \text{Al}_2\text{O}_3 / \text{Fe}_2\text{O}_3)$ が上下限值¹²⁾の範囲内となることを示している。

(2) 既存セメント工場での主灰の受入可能量

試算の結果、全国で年間 50.3 万 t が受け入れ可能であることがわかった。第 2 節 (1) で示したとおり、全国で 22.1 万 t が既に受け入れられていることから、全国の既存セメント工場で新たに A 都市の主灰のみを受け入れると仮定すると、差引き 28.2 万 t が新たな受入余力と算出された。A 都市における年間埋立量 24.1 万 t¹³⁾のうち、7 割が主灰、さらに主灰のうち 1 割が鉄くず、大塊物等の異物等と仮定すると A 都市から発生する主灰は最大約 15 万 t (水分量を 20%と仮定すると乾燥状態では約 12 万 t) と想定される。従って、全国の主灰の化学成分が A 都市と同等であるとすれば、A 都市で発生する主灰発生量のおよそ 2 倍弱程度が受入余力であることが明らかとなった。この 28.2 万 t を以降の第 4 節で既存のセメント工場の受入余力に関する制約として用いることとする。

第3節 焼却主灰のセメント原料化コストの試算

既存セメント工場の利用，エコセメント工場の新設のどちらを選択すべきか，または両方を利用すべきかを検討するため，最適な主灰処理計画モデルを提案する。このため，まず既存セメント工場の利用，エコセメント工場の新設における総コストをそれぞれ試算した。

(1) 既存セメント工場を利用する場合のコスト

既存セメント工場を利用する場合のコストは輸送コストと処理委託コストのみとし，輸送に必要なコンテナ購入コストは試算対象外とした。また，既存セメント工場で原料化を行う場合でも，現状以上に受け入れを行う場合には，前処理設備の能力増強のための設備投資コストが必要と考えられるが，本章では当該コストについてはデータが不十分であったため，試算には含めていない。

a) 輸送コスト

既存セメント工場を利用する場合，首都圏から遠方まで輸送すると考えられる。ここで，モーダルシフトによる輸送効率向上の効果を検討するため，トラック，鉄道，内航船舶による輸送コストを比較する。なお，平成14年度より静脈物流の効率化を目的に国土交通省によるリサイクルポートの指定が開始されている。このため，内航船舶による輸送を行う場合には，リサイクルポートを活用するものとした。さらに，輸送コストは，空のコンテナを返送するものと仮定し，往復分を積算した。トラック輸送の場合，一般貨物自動車運送事業（貸切）関東運輸局12トン車までの上限・下限の平均値を用い，地区割増料の平均値を加算した¹⁴⁾。鉄道輸送の場合，私有コンテナを使用するものと仮定し，基本運賃料金に対し行き1割，帰り5割の割引，発送料・到着料を考慮し，付帯料金として貨物引換証料，移送料が発生するものとした¹⁴⁾。内航輸送の場合，文献^{14,15)}の輸送対象物の比重から，輸送運賃を計算し，鉄道輸送の場合と同様に帰りは5割の割引があるものと仮定した。いずれの輸送手段においても，積替を除き輸送時の中継は行わず，10tコンテナを使用するものとし，コンテナ1つあたり8.8tの主灰を輸送するものとした¹⁴⁾。

一般的には，トラック輸送に比べ，鉄道，内航船舶へのモーダルシフトにより，輸送コストの削減が可能であるが，鉄道，内航船舶の場合，それらのみでは輸送は不可能であるため，トラックへの積替コストが別途必要となる。このため，鉄道輸送の場合，清掃工場から鉄道貨物ターミナル駅まで，及び鉄道貨物ターミナル駅からセメント工場までを，内航船舶の場合，清掃工場からリサイクルポートまで，リサイクルポートからセメント工場までをトラックにより輸送すると考え，積替コストは鉄道，内航船舶側が負担するものとした。

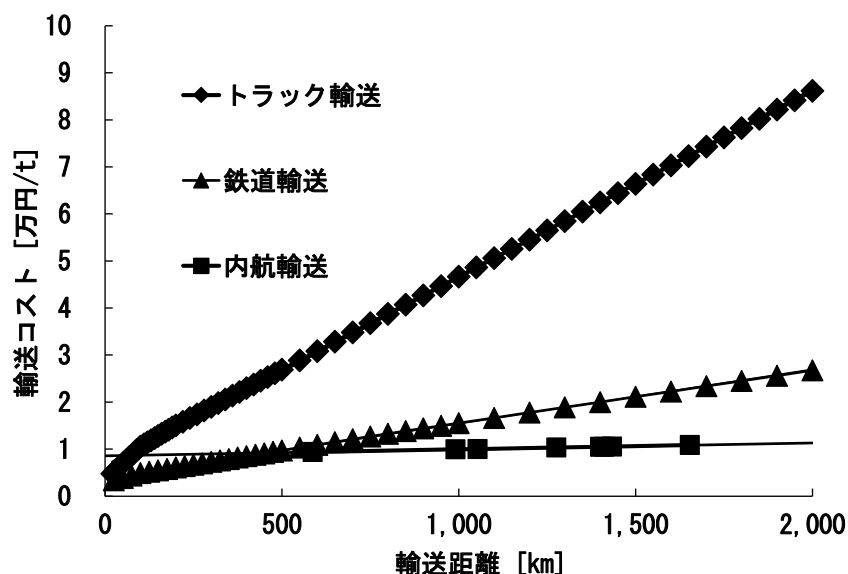


図 4-1 輸送距離と輸送コストの関係

以上に述べた試算方法に基づき、輸送距離と輸送コストの関係を図示した。

結果は図 4-1 となる。輸送距離 [km] は片道分、輸送コスト [万円/t] は往復分である。近似曲線を求めると、いずれの輸送手段においても、概ね輸送コスト [万円/t] は輸送距離 [km] の一次関数となった。輸送手段が 1 種類だけである場合、いずれの輸送距離においても、トラックによる輸送が最もコストが高く、鉄道及び内航輸送を比較すると、約 470km 以下では鉄道輸送が、約 470km を超える場合は内航輸送が有利であることが明らかになった。

このコスト関数を元に、各輸送手段による清掃工場から各既存のセメント工場までの輸送コストを算出した。なお、本章では、簡略化のため、清掃工場は A 都市の中心 1 箇所に存在するものし、清掃工場から最寄りの鉄道貨物ターミナル駅、又はリサイクルポートまでの道路輸送距離を 20km に固定した。鉄道貨物ターミナル駅間の鉄道輸送距離 [km]¹⁶⁾、リサイクルポート間の海上輸送距離 [km]¹⁷⁾ を求めた。清掃工場から国内のセメント工場（エコセメント工場を除く）30 工場までの道路輸送距離 [km]、及びセメント工場からセメント工場の最寄りの鉄道貨物ターミナル又はリサイクルポートまでの道路輸送距離 [km] は、Google Map により算出した。

b) 処理コスト

処理コストは、文献¹⁸⁾より主灰処理量あたりの処理委託費の予算額の半額と仮定し、一律 2.5 [万円/t] とした。一般的に、処理量が増えれば単位主灰あたりの処理コストは下がると考えられるが、各工場の受入余力を考慮すると現実には単独もしくは少数のセメント工場のみでの受け入れは困難と考え、一律の金額とした。

c) 総コスト

上記を踏まえ、表4-2にA都市から各セメント工場*j*までの主灰1tあたりの輸送及び処理コストを示す。地区名はセメント協会資料⁹⁾と同一とした。なお、セメント工場がトラック、鉄道、内航船舶では現実的に輸送出来ない立地の場合には、コストを試算していない。既に多くのセメント工場でセメント原料としての主灰の受け入れが行われていることから、全セメント工場で処理能力に比例して均等に主灰を受け入れるものと仮定し、各セメント工場における受入余力は第2節(2)より全国で28.2万tとして各セメント工場のクリンカ製造能力⁹⁾により按分して計算した。

表4-2 輸送手段別総コスト（既存セメント工場）

地区	セメント工場名 [<i>j</i>]	受入余力[t]	輸送+処理コスト[円/t]		
			トラック	鉄道+トラック	内航船舶+トラック
北海道	1	4,101	72,987	55,235	49,196
	2	17,909	65,662	53,266	56,241
東北	3	2,686	62,620	55,783	53,123
	4	5,906	57,936	50,347	48,680
	5	9,927	52,172	50,687	49,946
	6	2,466	49,851	48,974	52,180
関東一区	7	9,032	34,660	43,537	-
	8	4,826	35,240	45,601	-
	9	6,832	33,507	44,016	-
	10	3,916	32,578	42,794	47,695
関東二区	11	3,591	37,602	44,306	-
	12	3,781	35,520	44,851	-
北陸	13	8,352	45,567	48,480	49,508
	14	10,757	44,567	48,817	49,752
	15	2,996	49,931	50,897	52,909
東海	16	4,956	47,169	47,777	53,211
	17	9,377	46,888	48,337	52,531
近畿	18	15,894	55,815	51,741	49,932
四国	19	17,994	63,981	57,511	52,508
中国	20	23,886	67,263	57,570	48,696
	21	5,831	67,503	57,490	48,844
	22	7,262	69,985	55,188	48,790
	23	19,765	69,945	55,957	50,002
九州	24	3,376	72,747	55,820	48,928
	25	33,733	73,027	56,457	49,445
	26	8,027	73,147	56,569	49,545
	27	4,331	73,107	56,557	49,537
	28	6,286	73,988	57,669	50,553
	29	21,150	78,431	58,735	55,181
沖縄	30	3,046	-	-	51,791
合計	-	281,990	-	-	-

(2) エコセメント工場を新設する場合のコスト

エコセメント工場を新設する場合のコストは、既存のエコセメント工場を利用する場合と同様に、DBO方式による運営³⁾を想定し、既存のセメント工場を利用する場合の処理委託コストを運営コストに置き換えて考える。したがって、想定するコストは、輸送コスト、運営コスト、及び建設コストとする。なお、エコセメント工場の新設は、周辺環境の制約を考慮し、A都市の港湾地域とした。A都市の主灰を処理する場合として、年間0.5万t、3万t、5万t、10万t、15万tの5ケースを想定した。

a) 輸送コスト

新設するエコセメント工場への輸送コストは既存セメント工場を利用する場合と同様、清掃工場がA都市の中心1箇所が存在するものし、輸送手段はトラックを想定し、道路輸送距離を20kmに固定した。

b) 運営コスト

運営コストは、処理量の0.95乗に比例するという報告¹⁹⁾より、事業開始時点における既存のエコセメント工場の運営コスト³⁾と主灰処理量との比より算出した。

c) 建設コスト

建設コストは、プラント規模の0.6乗に比例するという化学プラント建設工事における経験則を利用し、事業開始時点における既存のエコセメント工場の建設コスト³⁾と主灰処理量との比より算出した。既存のエコセメント工場の建設コストは、耐用年数20年を償却期間とし、一定利率の元で毎年均等額の償却を行う場合の1年あたりの償却額として計算した。この場合の利率は、公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針²⁰⁾を参考に、10年もの国債の年平均利回り²¹⁾を最近10年間で平均して算出した1%を利用した。

d) 総コスト

上記を踏まえ、主灰1tあたりのA都市から新設エコセメント工場までの輸送、運営、及び建設にかかるコストを表4-3に示す。なお、建設されるエコセメント工場は処理能力ごとにk(=31~35)として割り振った。

表 4-3 総コスト（エコセメント工場）

エコセメント 工場名[k]	年間処理 能力(万t)	輸送(トラック) +運営+建設 コスト(円/t)
31	0.5	97,213
32	3	67,990
33	5	62,522
34	10	56,456
35	15	53,493

第4節 既存セメント及びエコセメントの組み合わせによる主灰処理計画モデル分析

(1) 主灰処理計画モデルの定式化

第3節(1), (2)で求めた主灰 1t あたりのコストから, 数理計画法を用いた主灰処理計画モデルを定式化すると以下ようになる。

【目的関数】

$$\text{Minimize } TC = \Sigma(a_{lj}m_{lj} + a_{tj}m_{tj} + a_{sj}m_{sj}) + \Sigma(a_{lk}m_{lk}z_k) \dots\dots\dots (4.9)$$

【制約条件】

$$z_k \in \{0,1\} \dots\dots\dots (4.10)$$

$$\Sigma z_k \leq 1 \dots\dots\dots (4.11)$$

$$\Sigma(m_{lj} + m_{tj} + m_{sj}) + \Sigma m_{lk}z_k = m_{total} \dots\dots\dots (4.12)$$

$$m_{lj} + m_{tj} + m_{sj} \leq m_{jmax} \dots\dots\dots (4.13)$$

ここで TC は総コストであり, 第1項は既存セメント工場を利用した場合の輸送及び処理コスト, 第2項はエコセメント工場を建設した場合の輸送, 運営, 建設コストを示す。添え字 l, t, s はそれぞれトラック輸送, 鉄道+トラック輸送, 内航船舶+トラック輸送を表す。添え字 j ($j = 1, 2, \dots, \sim 30$), k ($k = 31 \sim 35$) はそれぞれ既存のセメント工場名, 新設エコセメント工場名を表す。 a_{lj}, a_{tj}, a_{sj} は, 既存セメント工場 j への輸送及び処理にかかる単価 [円/t], a_{lk} は, 主灰のエコセメント工場 k へのトラック輸送及びエコセメント工場 k の運営, 建設にかかる単価 [円/t] を表し, それぞれ表 4-2, 表 4-3 の数値を使用した。 m_{lj}, m_{tj}, m_{sj} は各輸送手段 l, t, s による既存セメント工場 j への輸送量 (= 処理量) [t] を表す。 m_{lk} は, エコセメント工場 k へのトラック輸送量 (= 処理量) であり, 表 4-3 の処理能力 [t] を与えた。式(4.10)は, z_k はある規模のエコセメント工場 k を新設する場合を「1」, 新設しない場合を「0」とする 0-1 の整数変数であり, 式(4.11)はエコセメント工場 k は新設されないか, いずれかの規模で1工場のみ新設されることを示す。式(4.12)は, 各輸送手段による既存セメント工場 j への輸送量 (= 処理量) 及びエコセメント工場 k への輸送量 (= 処理量) の合計は, 目標とする総処理量 m_{total} (= 0.5 万 t, 3 万 t, 5 万 t, 10 万 t, 15 万 t) と等しいことを表し, 計算は総処理量ごとに行った。式(4.13)は, 各輸送手段により既存セメント工場 j へ輸送される主灰量 m_j [t] の合計は各既存セメント工場 j の受入余力 m_{jmax} [t] 以内であることを示す。なお, エコセメントの需要については, セメントの総販売量に占める無筋系用途セメントの販売量の割合が全国で 9.6%, 関東で 4.0%あり²²⁾, これは全国で 432 万 t, 関東で 180 万 t のエコセメント販売量に相当⁹⁾し, 十分に需要があることを確認している。以上より, 主灰の処理計画モデルを図 4-2 に示す。

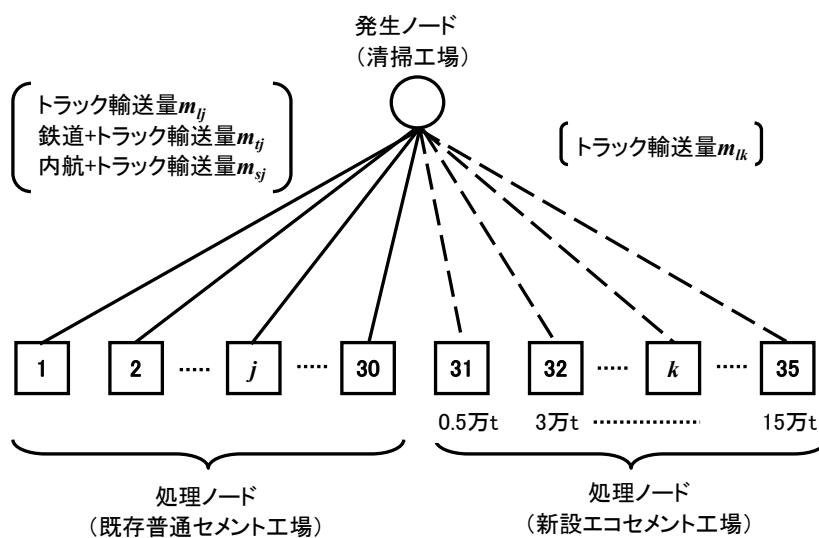


図 4-2 主灰処理計画モデル

(2) 輸送手段別の最適主灰処理状況

上記の提案モデルにより、総コストを最小にする条件のもとで、総処理量 0.5 万 t、3 万 t、5 万 t、10 万 t、15 万 t の 5 パターンでの最適解を求めた。この結果、処理量が少ない場合はトラック輸送により関東近郊に、処理量が多い場合は、主に内航船舶により遠方に輸送されることがわかった。

ここでは、A 都市において、比較的処理量が少ない 3 万 t 処理時と主灰の最大発生量である 15 万 t 処理時の状況を取り上げる。

図 4-3 は A 都市の主灰 3 万 t を処理した場合の最適解である。トラックにより関東地方にのみ輸送されていることがわかる。清掃工場からセメント工場までの陸上距離は最大で 150km 程度であった。

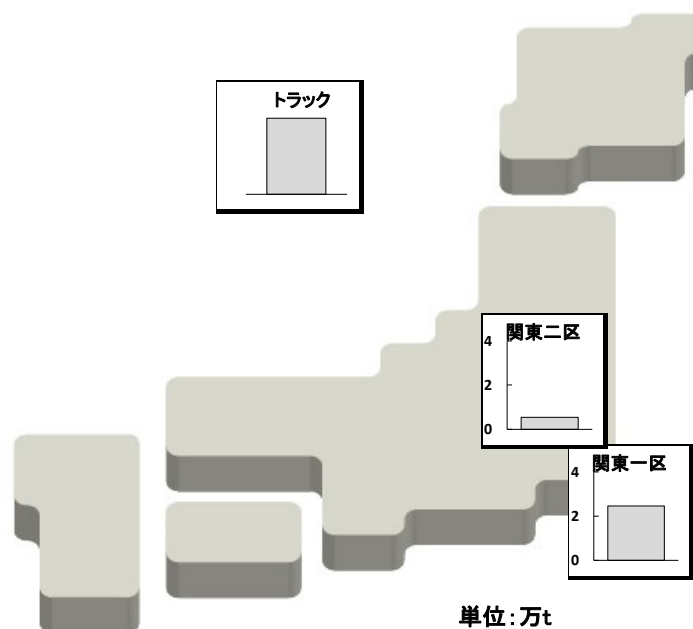


図 4-3 3 万トン処理時の最適解

図4-4はA都市の主灰15万tを処理した場合の最適解である。鉄道による輸送は、東北地方向けのみであった。これは、トラックへの積替コストが大きく、トラックのみによる輸送が有利となるためと考えられる。前述のとおり、輸送コストは、輸送距離約470kmまでは内航輸送に比べ鉄道輸送の方が小さいものの、積替コストを含めると比較的長距離の場合でもトラック輸送が有利となる結果、鉄道輸送が選択されにくかったものと考えられる。トラックのみにより輸送されるのは、セメント工場までの道路輸送距離が最大で400km程度までであった。400kmを超える場合はほとんど内航船舶が選択され、内航輸送距離が約800kmの東北地方、900kmの中国地方、1,000kmの北海道、九州地方まで輸送され、特に九州地方、中国地方等、セメント工場のクリンカ製造能力が高い地域への輸送量が大きいことが明らかになった。よって、主灰受入量の制約がなければ近距離のセメント工場での受け入れが可能と考えられるが、主灰受入量の制約がある場合には、コストを最小化した場合でも国内のほぼ全域に輸送する必要があることが明らかとなった。

なお、いずれの処理量においても、エコセメント工場は選択されなかった。これは、表4-3のとおり、処理能力が15万t程度の場合、集約処理によるスケールメリットを考慮しても、既存セメント工場の利用に比べ運営・建設コストがかかるためと考えられる。したがって、A都市単独による処理の場合には、遠方であっても既存セメント工場の利用が有利となることが明らかになった。

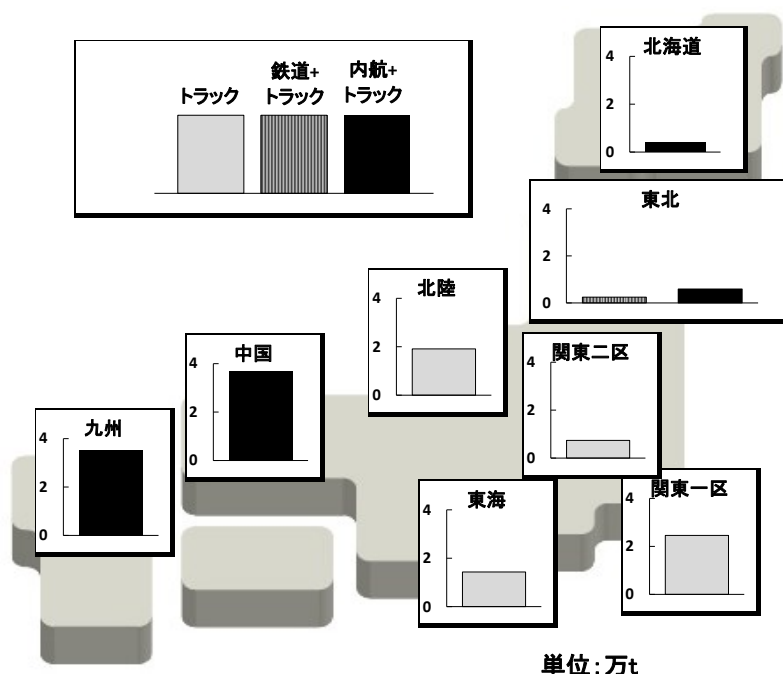


図4-4 15万トン処理時の最適解

第5節 次世代型の効率的な主灰処理システムの提案

(1) 共同運営による集約型エコセメント処理

前述のとおり、社会経済的には A 都市単独による処理の場合は、遠方であっても既存セメント工場の利用が有利である。しかしながら、エコセメントは塩素濃度が高い主灰でも前処理することなく受け入れが可能であるというメリットを考慮し、更にスケールメリットを追求した処理システムもあり得ると考える。

そこで、A 都市単独処理ではなく、周辺都市の主灰も受け入れた大規模なエコセメント工場の新設を提案する。具体的には、A 都市から発生する主灰 15 万 t に加え、近県、関東地方、更には本州全域からも主灰が輸送され、それぞれ年間合計 30 万 t、50 万 t、100 万 t を複数の自治体で共同運営する 3 ケースを想定した。30 万 t 処理のケースは近県 3 県から各 5 万 t ずつ、50 万 t 処理のケースは A 都市を除く関東地方から 35 万 t、100 万 t 処理のケースは A 都市を除く本州から 85 万 t 輸送され、輸送距離は A 都市の場合は、第 3 節 (1) a) と同様に、トラック輸送 20km で固定し、他県の場合は、それぞれ平均でトラック輸送 50km、トラック輸送 100km、内航船舶輸送 500km + トラック輸送 20km と想定し、輸送コストを試算した。運営及び建設コストは第 3 節 (2) b), c) と同様に計算し、A 都市と他県で処理量ベースで按分した。

以上より、A 都市又は近県、関東、本州から各セメント工場までの輸送、運営、及び建設にかかる主灰 1t あたりのコストを表 4-4 に示す。なお、 k' (= 36~38) は共同による新設エコセメント工場名を表す。表 4-4 より、A 都市の場合は、処理量が増えるにつれ、スケールメリットによる建設コスト負担が減少することにより処理コストは低下した。一方、他県の場合は、処理量が 15 万 t から 35 万 t に増加する場合、建設コスト負担の減少と輸送コスト負担の増加が相殺されるが、わずかに建設コスト負担の減少の影響が大きく、15 万 t 処理の場合に比べ、35 万 t 処理の場合の方が総コストは低下した。ただし、処理量が 85 万 t に増加した場合は、長距離ではトラック輸送に比べて有利である内航船舶を利用しても、総コストは増加した。

表 4-4 輸送手段別総コスト（次世代型エコセメント）

エコセメント 工場名[k']	年間処理 能力(万t)	処理量 (万t)	輸送元	輸送+運営+ 建設コスト(円/t)	
				トラック	内航船舶 +トラック
36	30	15	A都市	49,222	-
		15	近県	50,423	-
37	50	15	A都市	46,597	-
		35	関東	49,799	-
38	100	15	A都市	43,592	-
		85	本州	-	52,856

(2) 既存セメント工場，エコセメント工場，次世代型エコセメント工場における費用便益分析

第5節(1)までは原料化コストのみを考慮してきたが，セメント原料化の事業を進める上では，便益についても考慮する必要がある。ただし，定量可能なコストを削減できるという意味での便益を計算する。例えば，最終処分場の新規確保は，周辺住民との合意形成など，コストだけではない多くの制約要件があり，これを回避できることは便益に相当するが，ここでは計上しないこととした。

具体的には，エコタウン補助事業の評価方法²³⁾を参考に，コスト最小化の条件下での各主体別の費用便益分析比を計算した。処理量は，第3節(2)と同様，A都市単独処理の場合，年間0.5万t，3万t，5万t，10万t，15万tとし，他県との共同運営の場合，さらにA都市と他県の合計で30万t，50万t，100万tとした。

a) 費用・便益の計上項目

費用項目は，既存セメント工場を利用する場合は輸送コスト及び処理コストを計上し，エコセメント工場を新設する場合は輸送コスト，運営コスト，及び建設コストを計上した。エコセメント工場の建設コストは，初年度の支出として，その他の費用及び便益は，割引率1%で計算した現在価値換算額の20年間の総額とした。エコタウン補助事業を想定し，建設コストの3分の1は国の補助金を活用することとした。その他の費用の計算条件は，第3節(1)，(2)と同様とした。

便益項目は，廃棄物の発生抑制便益として，直接的な効果としての最終処分費用の削減効果，間接的な効果としての既存の最終処分場の延命効果，最終処分場の新規確保の回避効果を試算した²³⁾。最終処分費用の削減効果は，処理量と処理単価により算出した。処理単価は，A都市から発生する主灰は^{13, 24)}より，エコセメント工場を共同運営する場合は²⁵⁾より30万t処理時は近県3県分を，50万t処理時はA都市を除く関東圏内分を，100万t処理時は全国合計のデータを使用した。既存の最終処分場の延命効果，最終処分場の新規確保の回避効果は，A都市と同じ海面埋立型の最終処分場²⁶⁾の建設単価を使用した。

b) 主灰処理量別の費用便益比率

図4-5は，A都市の既存セメント工場における現状のセメント原料化状況を基準とした場合の費用便益比率の変化を示すため，A都市が単独で既存セメント工場で0.5万t処理する場合を1.00としたときの，主灰処理量別の相対的な費用便益比率である。A都市では2015(平成27)年度に0.5万トンのセメント原料化を進めており，今後3万トン，5万トンと増量していく計画となっている²⁷⁾。従って2015(平成27)年度現在の状況に対して数

値がどのように変化するかをわかりやすく示すことを意図している。なお、A都市が単独で既存セメント工場で0.5万t処理する場合の便益/費用は0.59であった。

主灰処理量が15万tまで、すなわちA都市単独処理の場合はすべて既存セメント工場の利用が有利となっているものの、既存セメント工場を利用する場合、処理量が増加するに従い便益/費用は減少している。これは処理量が増加するに従い、遠方への輸送コストが増加するためである。

一方、エコセメント工場を新設する場合、処理量が増加するに従い、スケールメリットが働くことにより、処理量あたりの建設コストが低下するため、便益/費用は増加し、他県との共同による処理では更に増加する。ただし、エコセメント工場を共同運営する他県の場合、30万t処理時には、A都市と比べて便益/費用は高い。これは、両者の費用はほとんど差がないが、便益は他県の方が単位あたりの最終処分費用が高く、埋立費用削減効果も高くなったためと考えられる。また、処理量の増加とともに便益/費用は減少し、特に処理量が100万tでは処理量が50万tの場合に比べ4割近い減少がみられる。これは、長距離の輸送が必要となることから、遠方からの輸送コストが増加するためと考えられる。

よって、エコセメント事業を実施する場合には、A都市と他県の便益/費用がいずれも高い、30万t程度、若しくは50万t程度の処理規模が望ましいことが明らかになった。また、A都市としての便益/費用は、15万t程度を単独で既存セメント工場へ輸送する場合とほぼ同程度となり、さらに、他県としてもA都市以上に高い費用便益比率で事業を実施することが出来ることが明らかになった。

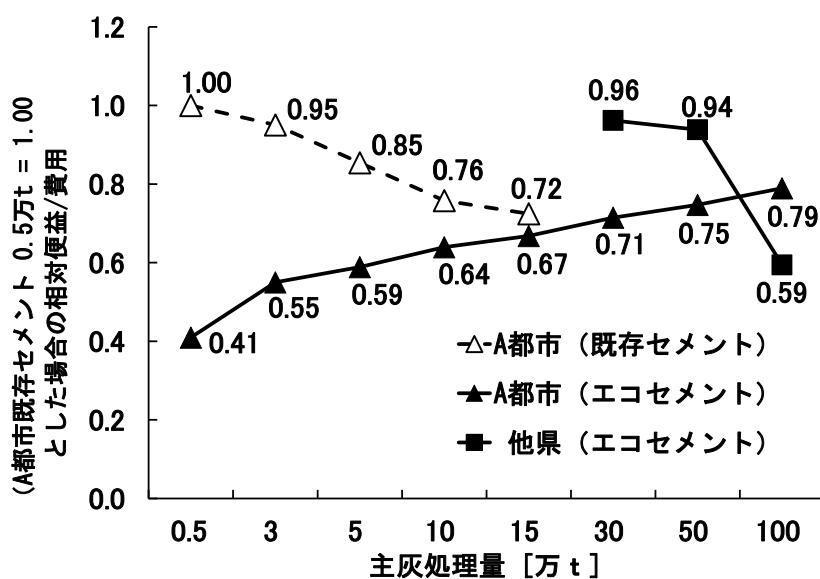


図 4-5 処理主体別の主灰処理量と費用便益の関係

第6節 結言

本章では、行政の意思決定を支援するため、経済性及び社会システムの視点から既存のセメント工場で資源化、エコセメント工場を新設する場合のコストを最小化した場合の輸送手段、処理方法について提案を行った。以下に、本章で得られた主要な成果を述べる。

数理計画法の生産計画問題として主灰の化学成分を考慮して計算した結果、主灰の受入可能量は全国で年間 50.3 万 t であり、A 都市の主灰のみを受け入れると仮定すると、このうち受入余力は 28.2 万 t と試算された。

コスト最小化を目的とした主灰処理計画モデルを提案した。この結果、処理量が少ない場合にはトラックのみによる A 都市近傍のセメント工場への輸送が選択され、処理量が多い場合には、内航船舶による輸送が優先的に行われることが明らかとなった。また、A 都市単独処理の場合、たとえ輸送コストが低くても、建設コスト、運営コストが高いことから、エコセメント工場の新設は選択されないことが明らかになった。

費用便益分析の結果、A 都市が単独で主灰のセメント原料化事業を実施する場合には既存セメント工場の利用が有利であるが、段階的に処理量を増加させる場合にはその便益/費用は小さくなり、共同でエコセメント事業を実施する場合、処理量が 30 万 t、若しくは 50 万 t 程度であれば、A 都市、他県ともに比較的有利となることが明らかになった。

本章では、定量的に評価可能なコストに着目したが、例えば、最終処分場の新規確保における周辺住民との合意形成、主灰輸送時の通過地域を含めた交通事情や環境負荷等、コスト以外の要因も含めた検討が必要となる。また、既存セメント工場に主灰処理を委託する場合にはセメント工場の受入余力の確認や定期的な性状試験等が、近県との共同によるエコセメント事業を行う場合においても、周辺住民への説明はもちろん自治体間の調整、関係部署への働きかけ、大規模災害の発生による工場の稼働停止に備えたリスク管理等が必要である。さらに、エコセメントの需要の拡大、普通ポルトランドセメント等との競合に対する対応のほか、廃プラスチックの受入拡大による使用燃料の削減を検討し、資源の循環的利用と未利用エネルギーの効率的利用を同時に進めるなど、エコセメントの価値をこれまで以上に高めていくことも肝要である。

本章では経済性及び社会システムの最適化を目的とした主灰の最適処理を考察したが、既存のセメント工場での受入余力はわずかに 28 万 t 程度である。しかも、これは A 都市及びその周辺地域で発生する主灰のみを受け入れるものと仮定した場合の数値であるため、実際の受入余力はそれより少なくなる。

エコセメントは普通セメントに比べ制約となる化学成分の規格値が緩和されているため、より受入量を増やし、最終処分量を削減するには有利である。A 都市が今後既存セメント工

場への処理量を増やす場合には、費用対効果は減少することを考慮すると、A都市は今後既存セメント工場での処理量を段階的に増やすのではなく、早期に他自治体とのエコセメント工場の共同運営を検討すべきであると考ええる。

参考文献

- 1) 貴田晶子, 野馬幸生: 焼却残渣中の易溶性元素の溶出特性, 廃棄物学会誌, Vol. 8, No.7, pp.500-509 (1997)
- 2) 経済産業省中国経済産業局: 平成 13 年度モデルリサイクルシステム調査 焼却灰をモデルとした瀬戸内海エリアにおけるリサイクルシステムの具現化と静脈物流の構築調査報告書 (2002)
- 3) 東京都三多摩地域廃棄物広域処分組合: エコセメント事業実施計画 (2002)
- 4) 廃棄物学会: エコセメント製品の重金属類溶出試験に関する検討委員会報告書 (2000)
- 5) 東京たま広域資源循環組合事業概要 (2014)
- 6) 一般社団法人セメント協会: セメントの常識 (2013)
- 7) 東京たま広域資源循環組合: ごみの最終処分から, 資源循環へ (2014)
- 8) 飯野成憲, 荒井康裕, 稲員とよの, 小泉明: 都市及び周辺地域におけるごみ焼却主灰のセメント資源化システムに関するモデル分析, 土木学会論文集 G (環境) (環境システム研究論文集), Vol.72, No.6 (第 44 巻), pp. II_35-II_44 (2016)
- 9) 一般社団法人セメント協会: セメントハンドブック 2015 年度版 (2015)
- 10) 平成 26 年度環境測定結果 閲覧日: 平成 28 年 3 月 3 日
<http://www.union.tokyo23-seisou.lg.jp/gijutsu/kankyo/toke/chosa/sokute/h26kekka.html>
- 11) (社)セメント協会 建設副産物利用促進専門委員会: 委員会報告 コンクリート塊から発生する微粉末の有効利用, セメント・コンクリート, No.621, pp.52-59 (1998)
- 12) 下坂建一: 埼玉大学大学院博士論文 クリンカーへの添加成分とセメントの諸物性に関する研究, pp.8-9 (2005)
- 13) 東京二十三区清掃一部事務組合: 清掃事業年報 (東京二十三区) 平成 24 年度 (2013)
- 14) 交通日本社: 2010 貨物運賃と各種料金表
- 15) 財団法人 国民経済研究協会: 平成 15 年度日本海運振興会支援事業 内航海運から見た素材型産業の物流コスト効率化に関する調査報告書 (鉄鋼) (石油・ケミカル) (セメント) (2003)
- 16) JR 貨物関東支社時刻表 閲覧日: 平成 28 年 3 月 3 日
<http://www.jrfreight.co.jp/common/pdf/time/2015Kanto.pdf>
- 17) 日本沿岸航海最短距離計算 閲覧日: 平成 28 年 3 月 3 日
<http://www.comship.co.jp/Jp/Inp.asp>
- 18) 東京二十三区清掃一部事務組合: 平成 27 年度 予算のあらまし (2015)
- 19) 荒井康裕・稲員とよの・小泉明: ごみ処理システムの広域化計画に関する最適化モデル

- 分析，環境システム研究論文集，Vol.31，pp.267-276 (2003)
- 20) 国土交通省：公共事業評価の費用便益分析に関する技術指針（共通編）(2009)
- 21) 財務省 閲覧日：平成 28 年 3 月 3 日
<http://www.mof.go.jp/jgbs/auction/calendar/index.htm>
- 22) 東京都三多摩地域廃棄物広域処分組合：エコセメント化施設導入基本計画 (1999)
- 23) 経済産業省：エコタウン補助事業に関する事後評価書 (2003)
- 24) 東京二十三区清掃一部事務組合：事業概要 平成 27 年版 (2015)
- 25) 環境省：一般廃棄物処理実態調査結果（平成 25 年度実績）
- 26) 川崎市：平成 27 年度 環境局事業概要－廃棄物編－かわさきチャレンジ・3R の推進に向けて
- 27) 東京二十三区清掃一部事務組合：一般廃棄物処理基本計画 (2015)

第5章 前処理による都市ごみ焼却残渣のセメント原料化システムの最適化

第1節 緒言

第4章では、焼却飛灰に比べ排水処理や乾燥等の処理コストが低いと考えられる焼却主灰について、セメント原料化の経済性、社会システムの最適化を検討した。一般廃棄物最終処分場の残余容量が減少傾向にある中¹⁾、自治体はコストを抑制しつつ、最適なセメント原料化を目指した社会システムを検討する必要がある。一方、焼却残渣の脱塩等の前処理に要するコストは自治体が最も重視すべき情報であるものの、こうした情報は一部^{2,3)}に限られている。

既存のセメント工場は都市部から離れていることが多く、人口が集中する首都圏から発生する焼却残渣は西日本へ輸送され、生産されたセメントの多くは首都圏で使用されることから、輸送コストにかかる負担が大きい。こうした状況は、地域で循環可能な資源はなるべく地域で循環させ、それが困難なものについては物質が循環する環を広域化させていく⁴⁾という国の方針にも反するとともに、社会システムとして最適なものになっていない可能性が高い。このため、既存セメント工場への広域輸送のみならず、エコセメント工場の建設による地域循環圏の構築の検討、さらには既存セメント工場が焼却残渣を受け入れやすくするための前処理施設の設置等の検討が必要と考える。また、今後の焼却残渣のセメント原料化の進展や、輸送、処理、建設コストも考慮した中長期的かつ、総合的な焼却残渣の資源化に関する社会システムを示していく必要がある。

そこで本章では、焼却残渣の資源化に関する自治体の将来計画に寄与することを目的に、前処理施設の配置を考慮した既存セメント工場の利用とエコセメント工場を新設する場合の、社会経済的に最適な焼却残渣のセメント原料化モデルを構築する⁵⁾。以下、第2節では、前処理後の都市ごみ焼却残渣の化学成分を考慮した既存セメント工場における受入可能量を試算する。第3節では、前処理施設の配置及びエコセメント工場の建設を検討するためのコストデータを整理する。第4節では、コスト最小化を目的とした脱塩処理を考慮した都市ごみ焼却残渣セメント原料化モデルを提案する。

第2節 前処理後の焼却残渣の化学成分を考慮した既存セメント工場における受入可能量

第4章より、主灰に含まれる塩素による制約から既存セメント工場の受入余力は前処理を行わない場合、全国でわずかに28.2万tとなっている。この受入余力を基に既存セメント工場と、エコセメント工場のどちらかコストの少ない方を選択する場合、エコセメント工場は選択されず、全て既存セメント工場に主灰を広域輸送し処理する計画案が選択されている。既存のセメント工場では平成25年度において3,027万tの廃棄物、副産物を受け入れている⁶⁾が、主灰の受入量は一般社団法人セメント協会へのヒアリングによればわずかに22.1万tである。鉄くず、大塊物等の異物10%を含む乾燥状態の主灰、飛灰の発生比率0.783:0.217⁷⁾を、含水率20%、異物割合10%の異物を含む主灰、飛灰の発生比率0.819:0.181に換算すると、飛灰は4.9万t、計27万tの焼却残渣が既に受け入れられていると推計される。焼却残渣受入量が限られている理由は、主灰、飛灰の塩素濃度がそれぞれ約1.3%⁸⁾、約12%⁸⁾と高く、前処理せずに原料として使用するとプレヒーターが閉塞すること、普通ポルトランドセメントの品質がJIS規格で0.035%と規定されていることによる⁹⁾。塩素以外にもNa、K等のアルカリ成分、MgO、SO₃等がセメント製造における制約成分となっている。

(1) 焼却残渣の前処理方法

焼却残渣をセメント原料化する場合、既存のセメント工場で主灰、飛灰の前処理を行い、普通ポルトランドセメントの原料とする場合と、エコセメント工場を新設し、エコセメントを製造する場合がある。

a) 既存セメント

既存のセメント工場で焼却残渣を原料化する場合、焼却残渣に含まれる塩素成分やアルカリ成分により受入量が制限される。こうした成分の濃度を減少させる前処理方法としては、水洗浄による脱塩処理が一般的である。水洗脱塩処理では、焼却残渣を水槽に入れ、脱水し、排水は無害化处理される。国内ではセメント工場敷地内や、セメント工場敷地近傍などで運用されている。

一般的に、主灰は飛灰に比べ塩素濃度が低いことから水洗脱塩処理をせずに鉄くずや大塊物を除去する一方、飛灰は塩素濃度が高いことから水洗脱塩処理が必要である。

b) エコセメント

エコセメント工場では、適量の塩素剤等を添加して塩化揮発反応を起こし、焼却残渣中の

塩素成分の多くをバグフィルタで分離除去することにより、エコセメントに取り込まれる塩素濃度を下げている。また、規格ではエコセメントは塩素に関する制約が普通ポルトランドセメントと比較して小さい¹⁰⁾。これらの塩素除去技術や緩和された規格基準により、主灰、飛灰ともに水洗脱塩処理することなくセメント原料化が可能となっている。

(2) 前処理後の焼却残渣を最大量利用するセメント生産計画モデルと定式化

焼却残渣全体の最終処分量を減少させるためには、将来的に主灰も水洗脱塩処理する必要があると考えられる。また、水洗脱塩処理する場合、飛灰と比較して発生量の多い主灰も併せて処理する方が後段の水処理施設を共用できるなど、社会経済的に効率がよいと考えられる。このため、水洗脱塩後の主灰、飛灰両方の化学成分を考慮した場合の、全国の既存セメント工場における焼却残渣受入可能量を試算した。

秋元らの提案する貯留脱塩処理方式は、焼却残渣を処理するのに散水・浸漬・排水のサイクルを1サイクルとして、7サイクル（7日間）を要する³⁾ことから、広大な敷地が必要であることが想定され、都市部における実現は困難と考えられる。このため、水洗脱塩後の主灰及び飛灰の化学成分は、首都圏で処理回転率の高いセメントメーカーの水洗脱塩処理施設の運転及び推計データ（国内セメントメーカーヒアリングにより取得）を採用した。焼却残渣 1t あたりの主灰及び飛灰の割合はそれぞれ 783 kg, 217 kg⁷⁾で一定であると仮定し、当該比率で主灰、飛灰両者を混合した場合の化学成分を推計した。第4章を参考に、表5-1に示す7種類の主原料、廃棄物原料の中で、水洗脱塩後の焼却残渣 x_7 の使用割合が最大となるような数理計画法の生産計画モデルを構築し、既存セメント工場における前処理後の焼却残渣受入可能量を試算した。

表 5-1 クリンカ及び生産物の化学成分

クリンカ原料 (i) ・生産物 (p)		y^b SiO ₂	y^a Al ₂ O ₃	y^f Fe ₂ O ₃	y^c CaO	y^m MgO	y^n Na ₂ Oeq	y^d Cl	参照		
主原料	1	石灰石	1.1	0.3	0.3	54.2	0.5	0.03	11)		
	2	粘土	64.3	14.1	5.1	2.7	1.7	2.63			
	3	けい石	91.1	4.1	1.5	0.1	0.5	0.69			
	4	鉄原料	16.4	5.3	54.4	9.4	1.5	0.53		0.189	
廃棄物原料	5	スラグ	39.2	13.1	1.2	38.7	4.9	0.61		0.003	
	6	石炭灰	55.4	31.1	6.5	3.0	1.3	2.44			
	7	前処理後焼却残渣	30.1	17.6	4.0	28.0	3.2	2.93		0.448	ヒアリング結果及び 7)
生産物	p	1	クリンカ	20.7	5.3	2.9	64.3	1.4	0.54	0.015	12)

【目的関数】

$$Maximize . x_7 \dots\dots\dots (5.1)$$

【制約条件】

$$\sum x_i = 1 \dots\dots\dots (5.2)$$

$$\sum x_i y_i^m \leq y_p^m \dots\dots\dots (5.3)$$

$$\sum x_i y_i^n \leq y_p^n \dots\dots\dots (5.4)$$

$$\sum x_i y_i^{cl} \leq y_p^{cl} \dots\dots\dots (5.5)$$

$$2.0 \leq \frac{y_p^c}{y_p^s + y_p^a + y_p^f} \leq 2.2 \dots\dots\dots (5.6)$$

$$2.4 \leq \frac{y_p^s}{y_p^a + y_p^f} \leq 2.8 \dots\dots\dots (5.7)$$

$$1.9 \leq \frac{y_p^a}{y_p^f} \leq 2.1 \dots\dots\dots (5.8)$$

ここで添え字 i 及び p はそれぞれクリンカ原料 (1, 2, ...7) 及び生産物 (クリンカ) を表す。また、表 5-1 に示す添え字 s, a, f, c, m, n, cl はそれぞれ化学成分 $\text{SiO}_2, \text{Al}_2\text{O}_3, \text{Fe}_2\text{O}_3, \text{CaO}, \text{MgO}, \text{Na}_2\text{Oeq}, \text{Cl}$ を表す。 x_i はクリンカ原料の使用割合 [-], y_i, y_p は、それぞれクリンカ原料及び生産物の化学成分の割合 [%] を表す。式(5.1)は、前処理後の焼却残渣の使用割合を最大化する目的関数、式(5.2)は、クリンカ原料の使用割合の合計が 100%となる制約条件を示している。式(5.3)から式(5.5)は、既存セメント工場の運営に支障が出ないことを最優先とするため、多種類の原料を混合して焼成したクリンカの品質上の制約成分 $\text{MgO}, \text{Na}_2\text{Oeq}, \text{Cl}$ の各濃度が、現状のクリンカにおける濃度¹²⁾以下となる制約を表現している。式(5.6)から式(5.8)は、それぞれ各セメント工場で目標値が定められているクリンカの水硬率、珪酸率、鉄率が上下限值¹³⁾の範囲内となる制約を表現している。

(3) 前処理後の焼却残渣の受入可能量の試算結果

第2節(2)より計算した各クリンカ原料の使用割合 x_i 及び各化学成分の割合を表5-2に示す。クリンカの水硬率，珪酸率，鉄率は，それぞれ2.2，2.8，2.1であった。なお，本章では制約条件としなかったが，クリンカの石灰飽和度は1.0以下となることを確認している。

表5-2より，前処理後の焼却残渣の使用割合3.0%とクリンカ生産量^④を参考に，全国での受入可能量を141万tとした。また，その内訳は，鉄くず，大塊物等の異物10%を含む乾燥状態の主灰，飛灰の発生比率0.783：0.217を異物除去後の乾燥状態の主灰，飛灰の比率に換算した0.759：0.241より，主灰107万t，飛灰34万tと計算された。よって，全国の既存セメント工場で新たにA都市の焼却残渣のみを受け入れると仮定すると，141万tから，第2節で推計された27万tを差し引いた114万tが全国における焼却残渣の受入余力である。本章ではこのうち，陸上輸送が不可能な北海道，沖縄を除く104万tを既存セメント工場の受入余力に関する制約として用いることとする。これは，2013年度における焼却残渣受入量のおよそ3.8倍であることから，本生産計画モデルにより，焼却残渣の前処理を行うことで既存セメント工場の焼却残渣の受入容量は増大することが示された。

表5-2 クリンカ原料の使用割合及び化学成分の割合

単位：[%]

クリンカ原料 (i) ・生産物 (p)		x_i	x_i^s SiO ₂	x_i^a Al ₂ O ₃	x_i^f Fe ₂ O ₃	x_i^c CaO	x_i^m MgO	x_i^n Na ₂ Oeq	x_i^{cl} Cl		
主原料	1	石灰石	77.5	0.9	0.2	0.2	42.0	0.4	0.02	0.000	
	2	粘土	13.1	8.5	1.9	0.7	0.4	0.2	0.35	0.000	
	3	けい石	3.2	2.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.02	0.000	
	4	鉄原料	0.8	0.1	0.0	0.5	0.1	0.0	0.00	0.002	
廃棄物 原料	5	スラグ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.000	
	6	石炭灰	2.3	1.3	0.7	0.2	0.1	0.0	0.06	0.000	
	7	前処理後焼却残渣	3.0	0.9	0.5	0.1	0.8	0.1	0.09	0.013	
生産物	p	1	クリンカ	100.0	14.5	3.5	1.7	43.4	0.8	0.54	0.015

第3節 前処理施設の配置及びエコセメント工場の新設を検討するためのデータ

前処理施設の最適配置及びエコセメント工場の新設について検討するため、輸送単価、処理単価、建設単価をそれぞれ試算した。

(1) 輸送単価

焼却主灰の輸送には、トラック、鉄道、船舶の3種類のいずれかの手段を用いる。飛灰は粉粒体であるため、ジェットパッカー車による輸送が一般的である。主灰の輸送単価は第4章のデータを参照し、ジェットパッカー車による飛灰の輸送単価はトラック輸送の1.5倍（国内セメントメーカーヒアリングより取得）とし、清掃工場とセメント工場の組み合わせごとに距離を算出した。また、第4章と同様、鉄道、船舶を利用する場合、トラック輸送コストを含めて輸送単価を算出した。なお、前処理の前後において、焼却残渣の輸送重量は異なる。主灰の場合、脱塩前の含水率を20%¹⁴⁾、異物混入率を10%¹⁴⁾、脱塩後の含水率を30%³⁾とし、飛灰の場合、キレート処理や固化処理は行わずセメント原料化することを想定するため清掃工場から排出された飛灰は乾燥状態であり、脱塩後は水分により重量が1.5倍（国内セメントメーカーヒアリングより取得）になると想定した。以上、水分及び主灰中の異物による重量変化率を、後述する乾燥状態の焼却残渣輸送単価に反映することで、各輸送工程における輸送単価を計算した。なお、輸送単価には除去した異物の輸送費用は考慮しないこととした。

(2) 処理単価

前処理及び既存セメント工場でセメント原料化する際の処理単価は、表 5-3 より、主灰が 45,000 (円/t)、飛灰が 35,000 (円/t) とした。いずれも前処理前の水分や異物を含む単位重量あたりの金額である。主灰は水洗脱塩処理、それに伴う水処理、セメント原料化に加え、異物除去工程が加わるため、飛灰より 10,000 円/t 高くなっている。エコセメント工場で処理する際の処理単価は、第4章と同様に、処理量の 0.95 乗に比例するという報告¹⁵⁾より、事業開始時点における既存のエコセメント工場の運営コスト¹⁶⁾と主灰処理量との比より試算した。

表 5-3 処理単価の根拠

		処理対象/処理工程	処理単価 (円/t)	計算方法 /文献
処理単価 算定結果	A	主灰 (異物除去+水洗脱塩+水処理+セメント原料化)	45,000	D+E
	B	飛灰 (水洗脱塩+水処理+セメント原料化)	35,000	A-(C-D)
算定根拠	C	主灰 (異物除去+セメント原料化)	25,000	5)
	D	主灰 (セメント原料化)	15,000	17)
	E	主灰 (異物除去+水洗脱塩+水処理)	30,000	17)

(3) 建設単価

脱塩施設の建設単価は現施設の建設コスト（国内セメントメーカーよりヒアリング）より、エコセメント工場の建設コストは既存のエコセメント工場建設費¹⁶⁾より、いずれも0.6乗則¹⁸⁾を用いてそれぞれの規模の脱塩施設建設費を試算した。また、建設コストは年価に換算し計上した。ここで、年価とは耐用年数（20年と設定）を償却期間とし、一定利率のもとでその期間に均等額の償却を行う場合の1年あたりの償却額を指す。年価 P 、償却期間 T 、利率 i 、投資額 M とした場合の年価の求める式は式(5.9)の通りである¹⁹⁾。なお、利率は、第4章を参考に、10年物国債の年平均利回りを最近10年間で平均して算出した1%とした。

$$P = iM / (1 - (1/(1+i))^T) \dots\dots\dots (5.9)$$

なお、本章で対象とする地域は、第4章と同様、関東地区の南東部に位置する人口密集地域のA都市である。平成27年度におけるA都市の20清掃工場から排出される焼却残渣発生量は、およそ27万t、A都市の埋立量の約75%を占める²⁰⁾。この27万tを、乾燥状態重量に換算し、各清掃工場の焼却能力²¹⁾により按分し、各清掃工場から排出される年間の焼却残渣量を求めた。当該地域では、流動床式焼却炉やガス化熔融炉のように主灰が発生しない清掃工場もあるが、20工場のうち、17工場が主灰、飛灰の両方を発生するストーカー式焼却炉であることから、すべての清掃工場で主灰と飛灰が同一比率⁷⁾で発生すると仮定した。また、飛灰はセメント原料化を想定するため、乾燥状態で輸送されるものと仮定した。なお、各セメント工場における受入余力は、既存セメント工場で都市ごみ焼却残渣を最大量受け入れる条件において、当該受入量はクリンカ製造能力に比例するという仮定のもと、第2節(3)で得られた104万tを各セメント工場のクリンカ製造能力⁶⁾により按分して計算した。

第4節 前処理を考慮した都市ごみ焼却残渣セメント原料化モデル

(1) 最適な脱塩処理に関するモデルの定式化

清掃工場, 既存セメント工場, 静脈物流ネットワークの拠点である臨海部のリサイクルポートを利用する場合, 及びエコセメント工場を利用する場合の計4つのパターン(表5-4)を考え, 最適なセメント原料化モデルの定式化を行った。パターン①から③では数理計画法に基づく最適化計算により, ④では積上げ計算によりそれぞれコストを試算した。なお, いずれのパターンも建設コストは第3節(3)で算出した年価データを使用している。モデル図を図5-1に示す。

表5-4 処理パターン

	脱塩処理施設の設置	資源化施設
パターン①	各清掃工場	既存セメント工場
パターン②	既存セメント工場	既存セメント工場
パターン③	リサイクルポート	既存セメント工場
パターン④	—	エコセメント工場

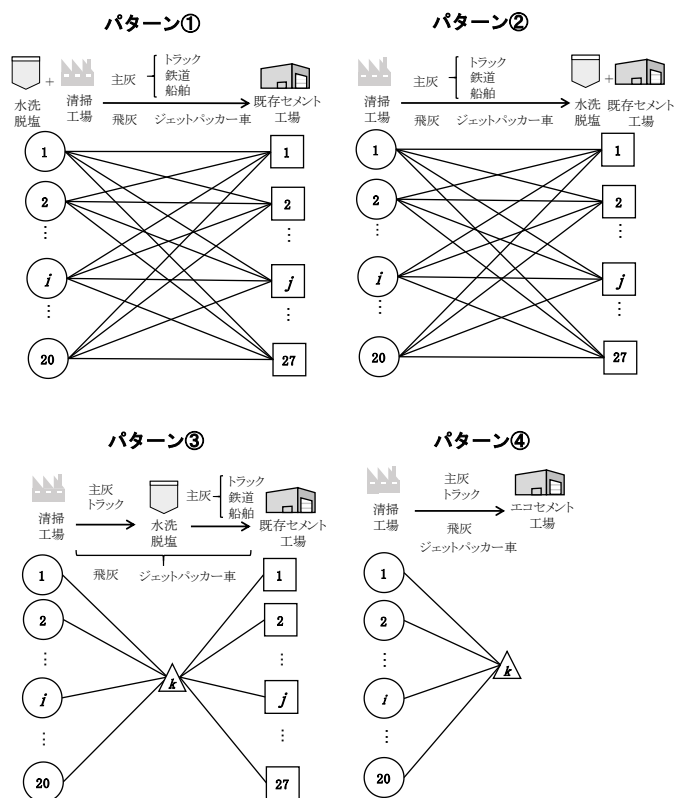


図5-1 処理パターンのモデル図

a) パターン① (清掃工場で前処理する場合)

パターン①は、各清掃工場に前処理施設を建設するケースである。主灰の輸送手段はトラック、鉄道、船舶の3種類、飛灰の輸送手段はジェットパッカー車のみ、受入施設は北海道、沖縄を除く全国27か所にある既存セメント工場として、輸送コスト最小となる最適輸送モデルを以下のように線形計画法により解く。

【目的関数】

$$\text{Minimize.TTC} : \sum_{ij} (c1_{ij} \cdot x1_{ij} + c2_{ij} \cdot x2_{ij} + c3_{ij} \cdot x3_{ij} + c4_{ij} \cdot x4_{ij}) \dots\dots\dots (5.10)$$

【制約条件】

$$\sum_j (x1_{ij} + x2_{ij} + x3_{ij}) = E_i \quad \forall i \dots\dots\dots (5.11)$$

$$\sum_j x4_{ij} = E'_i \quad \forall i \dots\dots\dots (5.12)$$

$$\sum_i (x1_{ij} + x2_{ij} + x3_{ij}) \leq M_j \quad \forall j \dots\dots\dots (5.13)$$

$$\sum_i x4_{ij} \leq M'_j \quad \forall j \dots\dots\dots (5.14)$$

$$x1_{ij}, x2_{ij}, x3_{ij}, x4_{ij} \geq 0 \quad \forall (i, j) \dots\dots\dots (5.15)$$

ここで式(5.10)における *TTC* は総輸送コストである。添え字 *i* (*i* = 1, 2, ..., 20) は清掃工場名を、添え字 *j* (*j* = 1, 2, ..., 27) は既存セメント工場名を表す。*c1_{ij}*, *c2_{ij}*, *c3_{ij}*, *c4_{ij}* はそれぞれ、トラック、鉄道、船舶、ジェットパッカー車を輸送手段として選択した場合の既存セメント工場への輸送単価 (円/t) を表しており、第3節(1)のとおり脱塩後の重量変化を考慮し、主灰は乾燥状態輸送単価×1/0.7、飛灰は乾燥状態輸送単価×1.5としている。*x1_{ij}*, *x2_{ij}*, *x3_{ij}* はそれぞれの輸送手段を選択した場合の既存セメント工場への乾燥状態に換算した主灰の輸送量 (t) を、*x4_{ij}* はジェットパッカー車で既存セメント工場へ輸送される乾燥状態換算した飛灰の輸送量 (t) を表す。また、*M_j* 及び *M'_j* は各既存セメント工場の主灰及び飛灰の受入余力 (t) を、*E_i* 及び *E'_i* は清掃工場における主灰及び飛灰の発生量 (t) である。

式(5.11)及び式(5.12)は、各清掃工場 *i* から排出される主灰及び飛灰は既存セメント工場へ輸送され、それぞれ全量が処理されること、式(5.13)及び式(5.14)は、各輸送手段により既存セメント工場 *j* へ輸送される主灰及び飛灰それぞれの合計量は各既存セメント工場 *j* の受入余力以内であることを示す。なお、処理コストは処理単価と焼却残渣発生量の積により、

建設コストは各清掃工場別の建設単価と焼却残渣排出量の積によりそれぞれ計算し、総輸送コストに加えることで総コストを計算している。

b) パターン② (既存セメント工場で前処理する場合)

パターン②は、前処理施設を受入側の既存セメント工場に建設するケースである。他の条件はパターン①と同様である。

焼却残渣を受け入れる既存セメント工場にのみ前処理施設を建設するとし、混合整数計画法の施設配置問題として定式化すると、以下のようなになる。

【目的関数】

$$\text{Minimize } TC : \sum_{ij} (c1_{ij} x1_{ij} + c2_{ij} x2_{ij} + c3_{ij} x3_{ij} + c4_{ij} x4_{ij}) + \sum_j f_j y_j \dots\dots\dots (5.16)$$

【制約条件】

$$\sum_j (x1_{ij} + x2_{ij} + x3_{ij}) = E_i \quad \forall i \dots\dots\dots (5.17)$$

$$\sum_j x4_{ij} = E'_i \quad \forall i \dots\dots\dots (5.18)$$

$$\sum_i (x1_{ij} + x2_{ij} + x3_{ij}) \leq M_j y_j \quad \forall j \dots\dots\dots (5.19)$$

$$\sum_i (x4_{ij}) \leq M'_j y_j \quad \forall j \dots\dots\dots (5.20)$$

$$x1_{ij}, x2_{ij}, x3_{ij}, x4_{ij} \geq 0 \quad \forall (i, j) \dots\dots\dots (5.21)$$

$$y_j \in \{0,1\} \dots\dots\dots (5.22)$$

式(5.16)における TC は輸送コストと建設コストの和であり、第1項は輸送コストを、第2項は各既存セメント工場に建設する前処理施設の建設コストを表している。第1項の輸送コストについては脱塩後の重量変化を考慮し、主灰は乾燥状態輸送単価×1/0.7 としているが、飛灰は乾燥状態でセメント工場に輸送することができるため、輸送単価は乾燥状態単価と同じ金額である。第2項の建設コストについては、式(5.22)に示すように、 y_j は前処理施設を建設する場合を「1」、しない場合を「0」とするバイナリ変数を使用し、式(5.19)、式(5.20)により主灰及び飛灰が輸送される場合にのみ前処理施設を建設することを示す。

処理コストは処理単価と焼却残渣排出量の積により計算し、輸送コスト及び建設コストに加算することで総コストを計算している。

c) パターン③ (リサイクルポートで前処理する場合)

パターン③は、A都市のリサイクルポートに前処理施設を建設するケースである。各清掃工場からリサイクルポートまでの距離は簡略化のためA都市の県庁所在地からリサイクルポートまでの距離と同じ一律20(km)とし、リサイクルポートから各既存セメント工場までの距離は各清掃工場から各既存セメント工場までの距離と同一とする。他の条件はパターン①と同様である。

よって、パターン③の輸送・処理コストは、パターン①の輸送・処理コストに各清掃工場からリサイクルポート k までの輸送コストを加算することで得られる。

d) パターン④ (エコセメント工場を利用する場合)

パターン④は、パターン③のリサイクルポートと同一敷地にエコセメント工場を新設するケースである。各清掃工場からエコセメント工場 k までの距離は一律20(km)とし、主灰、飛灰ともに脱塩処理せずに全量エコセメント原料として受け入れる。輸送手段として、主灰はトラック、飛灰はジェットパッカー車を用いることとする。

(2) 総コストが最小となる最適な脱塩方式の比較結果

第4節(1)で述べた計4つのパターンで計算を行い、それぞれの総コストを試算した。また、全国の既存セメント工場は、対象都市の焼却残渣のみを受け入れること、すなわちセメント工場の受入余力に制限を設けない場合を想定しているが、他地域の清掃工場から排出される焼却残渣の受入量が今後増加していくことも考慮し、設定した受入余力総量の75%、及び50%の場合の輸送計画についても計算した。

a) セメント工場の受入余力に上限を設けない場合の総コストの比較

図5-2に各パターンにおける総コストを示す。エコセメント工場を利用するパターン④は受入余力の上限の有無によらず一定であるため、最下段に示している。まず、上段のセメント工場の「受入余力上限なし」の場合について考察する。パターン①から③までを比較すると、パターン①では各清掃工場に前処理施設を建設するため、スケールメリットが働かず、最も建設コストが高くなった。一方、パターン③では大規模な前処理施設の建設により、スケールメリットが得られるものの、清掃工場から前処理施設へのトラック輸送コストが追加されることにより、総コストでは最も高くなった。パターン②では、飛灰を乾燥状態で既存セメント工場に輸送できることから、最も輸送コストが安くなった。また、複数のセメント工場に前処理施設を建設するため、1つの前処理施設を建設するパターン③に比べ建設コストが高くなるものの、総コストでは最も安くなることがわかった。

b) セメント工場の受入余力に上限を設ける場合の総コストの比較

次に、他地域の清掃工場からの焼却残渣受け入れを考慮し、図5-2の中段「受入余力75%」、下段「受入余力50%」の場合について考察する。

パターン別のコスト変化に注目すると、パターン①及びパターン③では受入余力の減少に伴い輸送コストのみが増加するが、パターン②では、前処理施設数が増加すると、輸送コストに加え建設コストも増加する。そのため、受入余力75%まではパターン②よりもパターン①の方が総コストは高くなっているが、受入余力50%になると、その関係が逆転した。よって、前処理施設の配置による総コストの大小関係は、受入余力の上限に影響を受ける。すなわち、パターン①～③においては、全国の既存セメント工場の受入余力と他地域からの焼却残渣受入状況により、有利となる計画代替案は異なることから、自治体の都市ごみ焼却残渣の中長期的な処理計画の策定にあたり、有意義であると考えられる。

なお、いずれの条件においても、全国の焼却残渣のセメント原料化の進展の影響を受けないパターン④では、最も総コストを抑えられることがわかった。これは、遠方のセメント工場への長距離輸送や前処理コストが必要ないことによると考える。

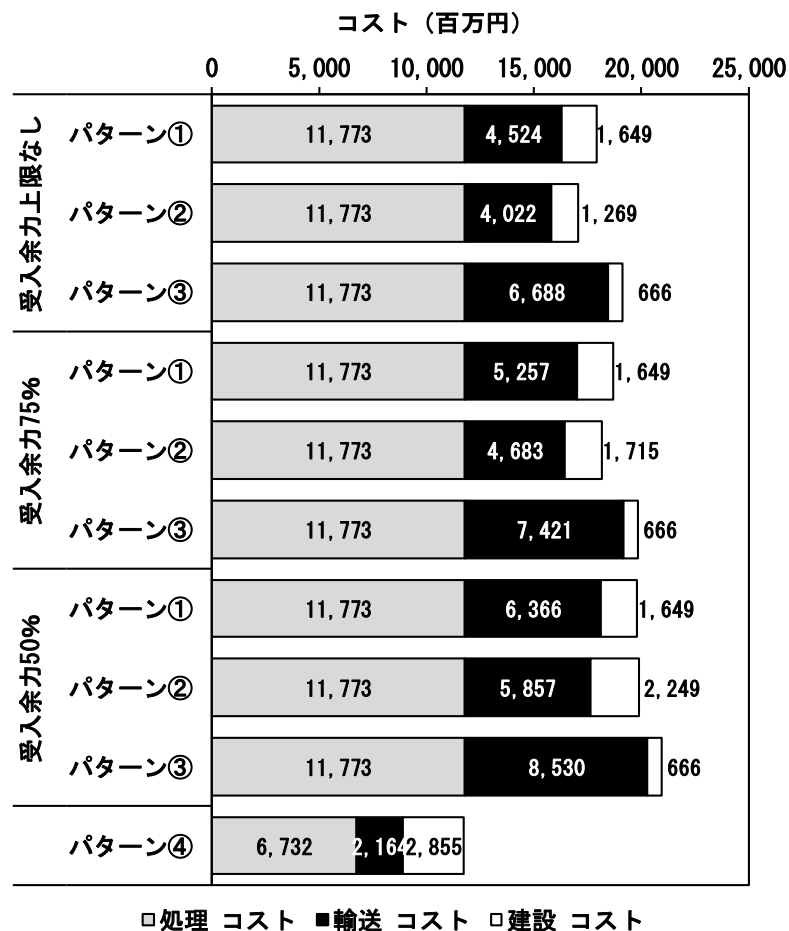


図 5-2 各パターンにおけるコスト

c) セメント工場の受入余力上限別の輸送計画

次に、受入余力の上限別の各セメント工場への輸送計画を表 5-5 に示す。セメント工場は清掃工場からの距離が近い順に上から並べている。受入余力上限なしの場合は、近隣地区を中心としたコンパクトな輸送計画であり、パターン①から③で輸送方法は同様であった。一方、図 5-2 及び表 5-5 より、受入余力が減少するほど、より広域的な全国展開の輸送計画となることがわかる。

また、各パターンの輸送先の違いに着目すると、受入余力 50%のときのパターン①、③では、輸送単価の小さな施設から順に輸送する計画になるが、パターン②では、遠方であっても、受入余力の大きな施設があればそこに輸送し、施設数が集約されている。これは、選択された施設のみに前処理施設を建設するというパターン②の戦略のため、受入余力の大きな施設に集約された計画になったと考えられる。

また、いずれのパターンも、広域的な輸送計画の場合は、トラック輸送のほかに、船舶に

よるモーダルシフトが行われることが分かった。一例として、パターン①、③における受入余力75%の施設選択の結果において、北陸3の次に選択された施設が、東北3ではなく東北2になっているのは、船舶によるモーダルシフトを選択した場合、東北2の輸送単価が北陸3の次に安価な輸送単価になるためである。

表 5-5 受入余力別の各セメント工場への焼却残渣輸送計画

セメント工場	清掃工場からの距離 (km)	受入余力 (t/年)	焼却残渣輸送量 (t)					
			パターン①、③			パターン②		
			受入余力上限なし	受入余力75%	受入余力50%	受入余力上限なし	受入余力75%	受入余力50%
関東一区4	28	15,815	15,815	11,861	7,908	15,815	11,861	7,908
関東一区3	51	27,591	27,591	20,694	13,795	27,591	20,694	13,795
関東一区1	80	36,478	36,479	27,359	18,239	36,479	27,359	18,239
関東一区2	94	19,491	19,492	14,618	9,745	19,492	14,618	9,745
関東二区2	101	15,270	15,270	11,453	7,635	15,270	11,453	7,635
関東二区1	153	14,502	14,502	10,876	7,251	14,502	10,876	7,251
北陸2	327	43,447	43,447	32,585	21,723	43,447	32,585	21,723
北陸1	352	33,731	33,166	25,298	16,866	33,166	25,298	16,866
東海2	385	37,872	0	28,404	18,936	0	28,404	18,936
東海1	392	20,017	0	15,012	10,008	0	15,012	10,008
東北4	459	9,958	0	1,796	1,198	0	0	0
北陸3	461	12,099	0	12	1,455	0	7,602	0
東北3	517	40,094	0	0	4,822	0	0	0
近畿	608	64,190	0	0	7,720	0	0	27,048
東北2	661	23,854	0	5,794	11,560	0	0	0
東北1	778	10,847	0	0	0	0	0	0
四国	812	72,674	0	0	0	0	0	0
中国1	894	96,467	0	0	36,631	0	0	46,608
中国2	900	23,551	0	0	0	0	0	0
中国4	961	79,824	0	0	0	0	0	0
中国3	962	29,328	0	0	10,270	0	0	0
九州1	1,031	13,634	0	0	0	0	0	0
九州2	1,038	136,238	0	0	0	0	0	0
九州4	1,040	17,492	0	0	0	0	0	0
九州3	1,041	32,418	0	0	0	0	0	0
九州5	1,062	25,389	0	0	0	0	0	0
九州6	1,173	85,419	0	0	0	0	0	0

第5節 結言

本章では、大都市における都市ごみ焼却残渣の資源化に関する意思決定に寄与するため、経済性及び社会システムの最適化を目的とした脱塩処理を考慮した都市ごみ焼却残渣のセメント原料化モデルを構築した。以下に、本章で得られた主要な成果を述べる。

数理計画法の生産計画問題として水洗脱塩処理後の焼却残渣の化学成分を考慮して計算した結果、既存セメント工場における焼却残渣の受入可能量は全国で年間 141 万 t であり、A 都市の焼却残渣のみを受け入れると仮定すると、陸上輸送が不可能な北海道及び沖縄を除く受入余力は 104 万 t と試算された。

経済性及び社会システムの最適化を目的とした脱塩処理を考慮した都市ごみ焼却残渣のセメント原料化モデルを提案した。清掃工場、既存セメント工場、リサイクルポート、エコセメント工場で脱塩処理する 4 パターンを想定した。また、受入余力の上限を 75 %、50 % とした場合の最適な輸送計画を示した。この結果、清掃工場、既存セメント工場、リサイクルポートで脱塩処理する場合、総コストの大小関係は、受入余力の上限に影響を受けることがわかった。なお、受入余力の上限にかかわらず、エコセメント工場を利用する場合、他の 3 パターンに比べ総コストを抑えられることがわかった。

本章では、経済性及び社会システムに着目して都市ごみ焼却残渣の脱塩処理を考慮した総合的な処理計画を提案し、エコセメント工場の利用が最適となることがわかった。しかしながら、エコセメント工場の建設においては、用地選定、住民との合意形成、焼却残渣輸送時の交通事情など、複雑な課題を調整していくことも別途必要となる。また、本章では、既存セメント工場が都市ごみ焼却残渣を最大量受け入れ、当該受入量はクリンカ製造能力に比例するという条件で計算したが、実際には各工場の都市ごみ焼却残渣の受入余力は、他の廃棄物や副産物の受入状況に左右されると考えられる。今後は各既存セメント工場の廃棄物・副産物の受入量や化学成分データを蓄積し、本モデルを活用していくことが課題である。

一方、エコセメントの需要については、第4章において十分に潜在的な需要があることが示されている。また、認証制度によるエコセメント製品の利用促進も図られている²²⁾。しかしながら、エコセメントは建築用途での使用において、平成 28 年まで個別に大臣認定が必要であった²³⁾等の理由により、需要が十分とはいえない状況にあった。このため、水硬率その他の物性を担保しつつ、塩素含有量の低い産業廃棄物等との最適な配合により都市ごみ焼却残渣を大量に受け入れることができる普通ポルトランドセメントの製造など、新たな視点によるリサイクル方法も今後検討していく必要がある。

参考文献

- 1) 環境省：一般廃棄物の排出及び処理状況等（平成 28 年度）について（2018）
- 2) 財団法人クリーン・ジャパン・センター：平成 19 年度（財）日本自動車振興会補助事業 新規資源循環社会システムの形成に関する調査研究 民間施設を活用したごみ焼却灰のリサイクルに関する調査研究報告書，pp.34-35（2008）
- 3) 秋元耕一郎，樋口壯太郎，大和竹史，小櫻義隆，津田敏，永田考，花嶋正孝：灰リサイクルシステムによる都市ごみ焼却灰の広域処理事業の提案，都市清掃，第 60 巻，第 278 号，pp.388-397（2007）
- 4) 環境省：平成 28 年版 環境・循環型社会・生物多様性白書，p.278（2016）
- 5) 飯野成憲，荒井康裕，岡田万由子，稲員とよの，小泉明：都市ごみ焼却灰の脱塩処理コストを考慮したセメント資源化モデル，土木学会論文集G（環境），Vol.73，No.6（環境システム研究論文集 第 45 巻），II_179-II_188（2017）
- 6) 一般社団法人セメント協会：セメントハンドブック 2015 年度版（2015）
- 7) 北海道大学大学院工学研究科廃棄物資源工学講座廃棄物処分工学分野：都市ごみの総合管理を支援する評価計算システムの開発に関する研究（1998）
- 8) 貴田晶子，野馬幸生：焼却残渣中の易溶性元素の溶出特性，廃棄物学会誌，Vol.8，No.7，pp.500-509（1997）
- 9) JIS R 5210：2009. ポルトランドセメント
- 10) JIS R 5214：2009. エコセメント
- 11) （社）セメント協会 建設副産物利用促進専門委員会：委員会報告 コンクリート塊から発生する微粉末の有効利用，セメント・コンクリート，No.621，pp.52-59（1998）
- 12) 一般社団法人セメント協会：セメントの常識，pp.19-20（2013）
- 13) 下坂建一：埼玉大学大学院博士論文 クリンカーへの添加成分とセメントの諸物性に関する研究，pp.8-9（2005）
- 14) 佐野奨，市川牧彦，中村朋道，福原吉和，松藤敏彦，田中信壽：灰水洗技術によるセメントへの都市ごみ焼却灰有効利用と二酸化炭素削減，第 23 回全国都市清掃研究発表会講演論文集，pp.168-170（2002）
- 15) 荒井康裕，稲員とよの，小泉明：ごみ処理システムの広域化計画に関する最適化モデル分析，環境システム研究論文集，Vol.31，pp.267-276（2003）
- 16) 東京都三多摩地域廃棄物広域処分組合：エコセメント事業実施計画，p.7（2002）
- 17) 経済産業省中国経済産業局：平成 13 年度モデルリサイクルシステム調査 焼却灰をモデルとした瀬戸内海エリアにおけるリサイクルシステムの具現化と静脈物流の構築調査報告書，pp.4 章 24-25（2002）

- 18) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部：廃棄物処理施設建設工事等の入札・契約の手引き, p.14 (2006)
- 19) 原卓也：東京大学大学院博士論文 セメント産業を中心とする廃棄物のマテリアルリサイクルシステムに関する研究, p.57 (2006)
- 20) 東京二十三区清掃一部事務組合：清掃事業年報(東京二十三区)平成27年度, p.7 (2016)
- 21) 東京二十三区清掃一部事務組合：ごみれば 23 2016 循環型社会の形成に向けて, p.24 (2015)
- 22) 東京たま広域資源循環組合 閲覧日：平成29年2月23日
http://www.tama-junkankumiai.com/eco_cement/attestation/index.html
- 23) 平成12年5月31日 建設省告示第1446号(最終改正：平成28年6月13日 国土交通省告示第814号)：建築物の基礎、主要構造部等に使用する建築材料並びにこれらの建築材料が適合すべき日本工業規格又は日本農林規格及び品質に関する技術的基準を定める件

第6章 結論

本研究では、実験的研究として焼却残渣等の資源性、環境安全性の評価（第2章、第3章）を行う一方、システム研究として数理計画モデルを適用したアプローチから焼却残渣のセメント原料化の経済性及び社会システムの評価（第4章、第5章）を行った。これにより、都市ごみ焼却残渣の資源化における「資源性」、「環境安全性」、「経済性」、「社会システム」について、有用な知見を提示することが出来た。以下に、各章で得られた結果を整理する。

第1章「序論」では、廃棄物処理から循環型社会、SDGs への社会の変化、焼却残渣の資源化の現状と課題を整理した上で、焼却残渣のセメント原料化、金属回収、混合材料化、エージングの各技術の詳細について論じた。SDGs が掲げる環境、経済、社会の統合的な取り組みを焼却残渣の資源化を対象に考察した。「環境」の問題として、焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法、環境安全性と資源性の統合的評価が必要であることを述べた。また、「経済」及び「社会」の問題として、大幅な最終処分量の削減が期待できるセメント原料化を取り上げ、「経済性」、「社会システム」の最適化を行う必要性を示した。

第2章「都市ごみ焼却残渣等に含まれる金属資源の分析方法」では、レアメタル等暫定分析法による含有量分析法は自治体の資源循環分野での活用が期待できることを示した。溶融メタルや廃電子機器等、循環利用が可能な金属資源については環境省告示による分析法は規定されていないが、資源である以上、適切な資源性の評価方法が必要である。このため、焼却残渣等を分析試料として用い、環境省告示第19号（環告19号）、レアメタル等暫定分析法、及び非鉄金属製錬分野において資源性の評価方法として利用されているマット融解法による各分析値の比較を行った。環告19号では、他の方法と比較して分析値は低濃度であったが、スクリーニング試験としての適用可能性が示唆された。一方、レアメタル等暫定分析法ではマット融解法と比較してやや分析の再現性は低かったものの、両者の分析値はおおむね一致していた。マット融解法は製錬業以外では実施が困難であるが、レアメタル等暫定分析法は自治体の環境研究所等で多種の金属分析が可能である。これにより、焼却残渣の資源化をはじめ、今後の自治体等での資源循環分野における分析方法として活用が期待できることを示した。

第3章「塩類及び金属資源を考慮した都市ごみ焼却主灰の資源化」では、焼却主灰や落じん灰の粒径の違いによる金属濃縮、溶出・脱塩挙動、塩素の除去率の分析により、資源性、環境安全性を総合的に評価することを試みた。全含有量試験では、焼却主灰のCl、Zn、Crはほぼすべての粒径においてセメント受入基準を超え、落じん灰のAu、Ag、Pd、Znは高い含有量であった。1M塩酸抽出量試験及び重金属溶出試験の結果、焼却主灰、乾燥焼却主灰、落じん灰のPbはほとんどの粒径において土壤汚染対策法における基準値を超えていた。

脱塩試験の結果、 K^+ は水洗浄のみによる溶出には限界値があると予想された。全塩素の除去率は20～70%程度と幅があり、粒径の大小と除去率の関係性は認められず、6hで塩素の溶出はほぼ完了することが示唆された。焼却残渣の混合材料化を検討する場合Pb, Crが、セメント原料化ではさらにCl, K, Cu, Znが課題となるため、磁力選別, 分級, 比重選別, 渦電流選別, 脱塩を組み合わせた焼却残渣の資源化方法を提案した。

第4章「都市ごみ焼却主灰のセメント原料化システムの最適化」では、最終処分量の削減に大きな影響をもたらす可能性のあるセメント原料化の経済性及び社会システムの評価を行った。この手段として、広域処理も念頭に置いた数理計画モデルによる大都市における都市ごみ焼却主灰のセメント原料化のシステム最適化を検討した。まず、セメント原料の化学成分を考慮し、既存セメント工場への主灰受入可能量を推計した。次に、既存セメント工場、新設エコセメント工場で原料化を実施した場合の主灰処理計画モデルを提案した。モデルによる分析の結果、主にトラック及び内航船舶による既存セメント工場への輸送が優先的に行われ、単独の自治体によるエコセメント工場は新設されることがわかった。次世代型のエコセメント工場として他県との共同運営を検討し、既存工場とともに費用便益分析を行ったところ、今後既存工場での処理量を段階的に増やすのではなく、早期に他自治体とのエコセメント工場の共同運営を検討するべきであることが示唆された。

第5章「前処理による都市ごみ焼却残渣のセメント原料化システムの最適化」では、将来の主灰の脱塩前処理等の必要性、飛灰との同時脱塩による効率性も勘案し、主灰及び飛灰の脱塩処理を考慮した都市ごみ焼却残渣のセメント原料化モデルを構築した。まず、脱塩後の都市ごみ焼却残渣を含むセメント原料の化学成分を考慮し、既存セメント工場の焼却残渣受入余力を推計した。次に、受入余力を変化させ、清掃工場、既存セメント工場、リサイクルポート、エコセメント工場で脱塩処理する4パターンにおいて、コスト最小化を目的とするセメント原料化モデルを提案した。モデルによる分析の結果、清掃工場、既存セメント工場、リサイクルポートで脱塩処理する場合、総コストの大小関係は、受入余力の上限に影響を受けることがわかった。また、受入余力の上限にかかわらず、エコセメント工場を利用する場合、他の3パターンに比べ総コストを抑えられることがわかった。

以上、本研究では実験的研究及びシステム分析研究による都市ごみ焼却残渣の資源化に関する有用な知見が得られたと考える。以下では本研究の結果が無機系資源のリサイクル分野において、どのような役割を果たすのかについて述べることにする。また、今後の研究の課題についても触れる。

まず、第2章におけるレアメタル等暫定分析法は、自治体の資源循環分野だけでなく、産業廃棄物の資源性評価としても応用可能である。通常、産業廃棄物の分野では、環境安全性の評価として、環境庁告示第13号試験や環境省告示第46号試験等、限られた条件下にお

ける安全基準を満たせるかに関心が向きがちである。しかしながら、環境リスクを把握する上では、より安全側にたった全含有量試験が望ましいと考える。また、廃棄物処理の分野では全含有量試験は規定されていないが、レアメタル暫定分析法により資源性評価、環境安全性評価のいずれの評価も可能と考えられる。

第3章の粒径の違いによる金属含有量評価は、今後無機系廃棄物の資源化で重要性が高まると予想される物理選別の基礎データとして有用と考えられる。特に、乾式比重選別や渦電流選別においては、粒径を揃える必要があることから、インプットの元素含有量データとして活用できる。また、そもそも粒径別の金属含有量データ、特に落じん灰のデータは貴重であるとともに、今後、焼却主灰との分離排出が進めば、基礎資料として活用出来ると考えられる。

数理計画モデルを廃棄物の資源循環分野に適用した第4章、第5章のモデルについては、社会の仕組みが複雑化した現代において、複数の制約条件下で求められる目標に応じた最適解を見出す上で有用と考えられる。例えば、無機系資源のマテリアルリサイクルでは、鉄鋼、非鉄製錬、セメント等の素材産業において、ある産業で必要である原料が他の産業では副生物として利用されず埋め立てに回ったり、最悪の場合には不法投棄等の大規模な社会問題に発展したりする恐れもある。しかし、各産業でのインプットデータ、アウトプットデータを可能な範囲で公表し、「生産計画問題」に帰着できれば、埋め立てられていた廃棄物が資源として他の産業で活用できるようになる可能性もある。加えて、既存の産業施設の立地をベースにした「輸送計画問題」や処理／資源化費用や環境負荷、施設の新設を考慮した「施設配置問題」を組み込むことで全体最適な地域循環共生圏の実現に活用できると考えられる。

一方で、環境分野においては循環型社会と生物多様性の統合、更に広く捉えれば、SDGsの時代に求められる環境・経済・社会等の統合的取り組みのうち、少子高齢化、災害対策、社会的受容性といった、より国民の生活に密着した「社会」の問題との統合的なモデル化は今後の課題といえる。しかしながら、各種統計値等のビッグデータを取り込み、未来を見越した最適解を得ることが出来れば、それをベースにした実用性の高い政策立案も可能になると考えられる。

最後に、都市ごみ焼却残渣の資源化に関する研究は、循環型社会からSDGsへの時代変化における様々な取り組みに対し、有益な情報を提供するものと考えられる。

付 録 1 元素記号, 元素名一覧

本研究において使用した元素記号と元素名の一覧表を表 7-1 に示す。

表 7-1 元素記号と元素名

原子番号	元素記号	元素名	原子番号	元素記号	元素名	原子番号	元素記号	元素名	原子番号	元素記号	元素名
1	H	水素	24	Cr	クロム	46	Pd	パラジウム	67	Ho	ホルミウム
4	Be	ベリリウム	25	Mn	マンガン	47	Ag	銀	68	Er	エルビウム
5	B	ホウ素	26	Fe	鉄	48	Cd	カドミウム	69	Tm	ツリウム
6	C	炭素	27	Co	コバルト	49	In	インジウム	70	Yb	イッテルビウム
8	O	酸素	28	Ni	ニッケル	50	Sn	スズ	71	Lu	ルテチウム
11	Na	ナトリウム	29	Cu	銅	51	Sb	アンチモン	73	Ta	タンタル
12	Mg	マグネシウム	30	Zn	亜鉛	55	Cs	セシウム	74	W	タングステン
13	Al	アルミニウム	31	Ga	ガリウム	56	Ba	バリウム	78	Pt	白金
14	Si	ケイ素	33	As	ヒ素	57	La	ランタン	79	Au	金
15	P	リン	35	Br	臭素	58	Ce	セリウム	80	Hg	水銀
16	S	硫黄	37	Rb	ルビジウム	59	Pr	プラセオジウム	81	Tl	タリウム
17	Cl	塩素	38	Sr	ストロンチウム	60	Nd	ネオジウム	82	Pb	鉛
19	K	カリウム	39	Y	イットリウム	62	Sm	サマリウム	83	Bi	ビスマス
20	Ca	カルシウム	40	Zr	ジルコニウム	63	Eu	ユウロピウム	92	U	ウラン
21	Sc	スカンジウム	41	Nb	ニオブ	64	Gd	ガドリニウム			
22	Ti	チタン	42	Mo	モリブデン	65	Tb	テルビウム			
23	V	バナジウム	45	Rh	ロジウム	66	Dy	ジスプロシウム			

付 録 2 処理量別の最適な主灰輸送計画（第 4 章 第 4 節）

本研究において第 4 章 第 4 節にて計算した結果を表 7-2 に示す。5 万 t までの処理量ではトラックのみ、10 万 t 処理時にはトラック及び内航船舶、15 万 t 処理時にはトラック、鉄道、内航船舶により各既存セメント工場に輸送するパターンが最適解となった。

表 7-2 処理量別既存セメント工場への最適な主灰輸送計画

地区	セメント工場名 ^(f)	受入余力 [t]	5,000t 処理時			30,000t 処理時			50,000t 処理時			100,000t 処理時			150,000t 処理時		
			トラック	トラック	トラック	トラック	トラック	トラック	トラック	内航船舶 + トラック	小計	トラック	鉄道 + トラック	内航船舶 + トラック	小計		
北海道	1	4,101													4,101	4,101	
	2	17,909															
	小計	22,010													4,101	4,101	
東北	3	2,686															
	4	5,906															
	5	9,927															
	6	2,466															
	小計	20,985													2,466	2,466	
関東一区	7	9,032															
	8	4,826															
	9	6,832	1,084														
	10	3,916	3,916														
	小計	24,606	5,000	24,606	24,606	24,606									24,606	24,606	
関東二区	11	3,591															
	12	3,781															
	小計	7,372															
北陸	13	8,352															
	14	10,757															
	15	2,996															
小計	22,105																
東海	16	4,956															
	17	9,377															
	小計	14,333															
近畿	18	15,894															
四国	19	17,994															
中国	20	23,886															
	21	5,831															
	22	7,262															
	23	19,765															
小計	90,631																
九州	24	3,376															
	25	33,733															
	26	8,027															
	27	4,331															
	28	6,286															
29	21,150																
小計	76,903																
沖縄	30	3,046															
合計		281,990	5,000	30,000	50,000	65,420	34,580	100,000	65,420	2,466	82,114	150,000					

謝 辞

本研究は、多くの関係者の皆様からご支援、ご鞭撻を賜り、まとめることができました。ここに心からお礼を申し上げます。

本研究を進めるにあたり、首都大学東京大学院都市環境科学研究科 荒井 康裕 准教授には多くのディスカッションを通じて論文構成の詳細まで丁寧にご指導を賜りました。学位論文の審査におきましては、同大学院都市環境科学研究科 宇治 公隆 教授、酒井 宏治 准教授、小泉 明 特任教授から有益かつ的確なご意見を数多く頂きました。稲員とよの 特任教授には、貴重なご助言を賜るとともに、研究者としてあるべき姿勢を示して頂きました。國實 誉治 特任准教授、山崎 公子 非常勤講師には、慣れない社会人学生である筆者に対し、親身にご助言、ご支援を頂きました。また、同学卒業生である李 小航氏、岡田 万由子氏には、数理計画モデルによる分析により研究を支えて頂きました。さらに、明星大学理工学部総合理工学科 宮脇 健太郎 教授には、本学位論文を構成する原著論文について懇切丁寧なご指導を賜りました。上記大学関係者の皆様に厚く御礼申し上げます。

筆者は、2013（平成 25）年度に東京都環境科学研究所に配属され、使用済小型電子機器の回収方策、最終処分場浸出水処理、廃石膏ボード処理、ガス状水銀の適正処理等、廃棄物処理・資源循環に関する多岐にわたる研究に従事してきました。2015（平成 27）年頃からは都市ごみ焼却残渣の資源化にかかる研究に携わるようになり、次第にこの分野の研究者として一人前になり、社会に貢献したいという気持ちが芽生えてきました。そして、筆者が社会人学生として首都大学東京大学院都市環境科学研究科に入学することを決心した 2016（平成 28）年当時、中村 豊 研究所長、上野 広行 環境資源研究科長には、業務と大学院での研究の両立を快く承諾頂きました。小泉 裕靖 主任研究員には、社会人学生の先輩として、多くの有益なアドバイスを頂きました。辰市 祐久 氏、寺嶋 有史 氏には、膨大な焼却残渣の化学試験を手伝って頂きました。その他、研究所の皆様方には、研究の相談の他、庶務、会計、調整等、様々な場面で支えて頂きました。上記研究所関係者の皆様に厚く御礼申し上げます。

また、筆者の前任者である茂木 敏氏（現 東京都環境局資源循環推進部）は、大学院博士後期課程へ入学する動機付けを頂きました。思い起こせば、東京都環境科学研究所に配属となった筆者と荒井先生との 5 年前の出会い、茂木氏が荒井先生や小泉先生との信頼関係により、既に共同研究の土壌を培って頂いていたお陰と認識しております。厚く御礼申し上げ

げます。

本研究を行うにあたっては、上記以外にも、試料を提供頂いた自治体職員の皆様、国立環境研究所 肴倉 宏史 室長、セメント協会 青木 直樹 様、セメント会社の皆様、製錬会社の皆様、プラントメーカーの皆様、リサイクラーの皆様、ゼネコン会社の皆様、コンサルティング会社の皆様、廃棄物資源循環学会企画運営委員会委員の皆様、同学会関東支部委員の皆様等、共同研究や勉強会、ヒアリング、学会活動等を通じて、研究に非常に大きな気づきを与えて頂きました。このような多くの方々との出会いに感謝申し上げます。

最後に、共働きで毎日忙しい中、子育てをしつつ、いつも支えてくれた妻 美由紀、2年間勉強や遊びの相手を十分に出来ない中で、文句も言わずに笑顔で励ましてくれた長男 湊真、次男 航生に心から感謝の意を表します。