

## ■ 研究論文 ■

# 溶融飛灰からの重金属回収がエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量に与える効果

Effect of Heavy Metal Recovery from Fly Ash of Ash Melting Furnace on Energy Consumption and CO<sub>2</sub> Emission

藤原健史\*・武田信生\*\*・河端博昭\*\*\*

Takeshi Fujiwara Nobuo Takeda Hiroaki Kawabata

伊藤正\*\*\*\*・片山学\*\*\*\*\*・樺田榮一\*\*\*\*\*

Tadashi Ito

Manabu Katayama

Eiichi Kunugida

(原稿受付日1998年11月2日, 受理日1999年4月14日)

## Abstract

Since fly ash obtained by melting incineration ash is rich in heavy metals, it is said that the metal recovery from the fly ash is valuable from view points of recycle of heavy metals and risk reduction of heavy metal leachate at landfill site. However, when building and running a metal recovery plant and transporting of intermediate products to a smelter, large energy is required and a large amount of CO<sub>2</sub> emission is released.

In this paper, we estimated changes in energy consumption and CO<sub>2</sub> emission under an assumption that a recovery plant of lead and zinc is built and operated in a certain city. Then, we considered increment factors (building and running a metal recovery plant and transporting intermediate products to a smelter) and decrement factors (transporting less amount of virgin ores by sea, disposing of less amount of the fly ash). As a result, the energy consumption and CO<sub>2</sub> emission lowered because less amount of the fly ash was needed to be solidified by using cement. Moreover, it was found that the energy consumption and CO<sub>2</sub> emission are reduced even if remelting of recovery residual, which consumes much electric power, is selected as a disposal method.

## 1. はじめに

焼却灰の溶融処理は、最終処分場の逼迫により求められている焼却灰の減量化、灰中ダイオキシンの分解、埋立地における重金属の溶出防止、といった灰の処理・処分における課題を一挙に解決できることから、自治体において採用され始めている。焼却灰の溶融によって生じる飛灰には、亜鉛、鉛、銅、カドミウムなどの重金属が高濃度に濃縮されるため、そのまま埋立処分することが禁止されている。セメントやキレート剤で重金属を固定化することによって埋立処分が可能となるが、それよりも重金属を回収して残渣だけを処分す

る方が、処分場での重金属溶出リスクの低減や、金属の再資源化の点で有利である。さらに、残渣を溶融炉に戻せば、スラグ以外を環境中に戻さない理想的な循環プロセスとなる。

廃棄物の溶融処理と組み合わせる重金属回収プロセスは、再資源化プロセスとして期待されているが、薬剤や用水を多量に使用するプロセスでもある。重金属回収プロセスが金属資源の回収に貢献しても、回収のために多量のエネルギーを消費し、また環境に影響を与えるようであれば、資源回収プロセスとしては片手落ちである。

そこでわれわれは、鉱物資源の埋蔵量がそれほど多くない重金属<sup>1)</sup>の中で、溶融飛灰に高濃度で含有され(表1)、分離回収を簡単な湿式法で実現でき、かつ再生市場がすでに整っている亜鉛、鉛に注目し、溶融飛灰から亜鉛と鉛を回収するプロセスがエネルギー消費や環境影響の点で適正なプロセスであるかどうかを調べるために、具体的な都市を仮定して重金属回収プロセスの建設、運転に係わるエネルギー消費量ならびにCO<sub>2</sub>排出量を推定した<sup>2)</sup>。それを踏まえて本研究では、

\* 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻助教授  
\*\* " " " 教授

〒606-8501 京都市左京区吉田本町

\*\*\* 神戸製鋼所 都市環境カンパニー環境エンジニアリングセンター開発部長

\*\*\*\* " " " 開発部課長

\*\*\*\*\* " " " 総務部係長

〒657-0845 神戸市灘区岩屋中町4-2-15

\*\*\*\*\* 大阪大学名誉教授

〒545-0035 大阪市阿倍野区北島1-27-3

表1 溶融飛灰の元素組成  
(ストーカ炉混合灰の例)

| 項目      | 単位    | 元素     |
|---------|-------|--------|
| Si      | %     | 0.17   |
| Ca      | %     | 39.73  |
| Al      | %     | 0.14   |
| Fe      | %     | 0.19   |
| K       | %     | 2.85   |
| Na      | %     | 1.59   |
| P       | %     | 0.58   |
| Mg      | %     | 0.15   |
| Ti      | %     | 0.015  |
| Total-S | %     | 3.73   |
| Cl      | %     | 5.34   |
| Pb      | mg/kg | 15,900 |
| Cr      | mg/kg | 200    |
| Mn      | mg/kg | 100    |
| Cu      | mg/kg | 1,800  |
| Zn      | mg/kg | 10,600 |
| Ni      | mg/kg | 100    |
| Cd      | mg/kg | 150    |
| As      | mg/kg | 41.3   |
| Hg      | mg/kg | 0.06   |
| Se      | mg/kg | 2.24   |
| Sn      | mg/kg | 1,200  |
| Fe      | mg/kg | 2,200  |
| SO4     | %     | 6.53   |

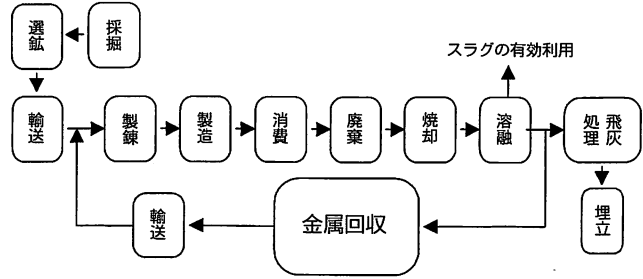


図1 重金属ライフサイクルにおける溶融飛灰からの重金属回収ループ

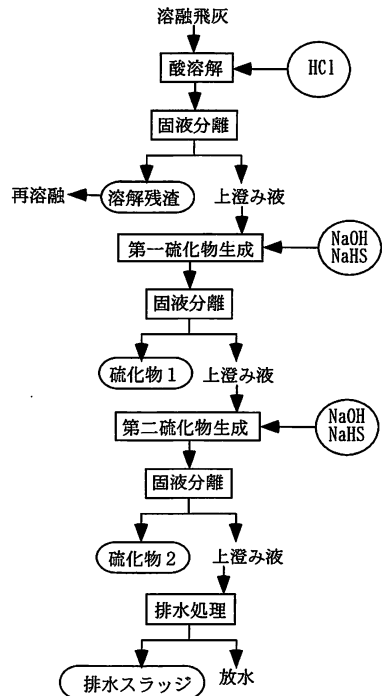


図2 重金属回収プロセスのフロー

図1に示すように、重金属の製錬、製造、消費、廃棄、焼却、溶融、埋立という、生産-消費-処理-処分の流れに、消費量を変えないまま金属回収-山元還元というリサイクル・ループを新たに付加した場合の全体のエネルギー消費量、CO<sub>2</sub>排出量の変化を求めた。すなわち、リサイクルループの上流側においては重金属を回収した分だけ鉱石の輸入量を減らせること、下流側では重金属回収後の残渣のみを埋立処分あるいは再溶融することになるため無害化処理の量を減らせること、ループ内では回収プラントの建設と運転が新たに必要になること、を考慮してエネルギー消費量およびCO<sub>2</sub>排出量の削減（あるいは増加）量を推算した。

## 2. 製錬と重金属回収

### 2.1 鉛と亜鉛の製錬

鉛、亜鉛の鉱石は、主として方鉛鉱（PbS）とせん亜鉛鉱（ZnS）である。わが国での採掘量は少なく、オーストラリア、カナダ、ペルーなどの国々からの輸入に依存している。鉛の鉱石品位は2～5%程度であり、選鉱されて50～70%含有の鉛精鉱になり、また亜鉛の鉱石品位は3%内外で、選鉱されて約50%含有の亜鉛精鉱となる<sup>3, 4)</sup>。この選鉱工程は産出国で行われ、先進国へ運んで製錬されることが多い。わが国では鉛鉱山、亜鉛鉱山が数少なく、また内陸の山中にあることから、多くは海外から精鉱の形で輸入し、臨海にあ

る製錬所で製錬している。

亜鉛と鉛の製錬方法として、本研究では両者を同時に精錬するISP法<sup>4)</sup>を取り上げた。ISP法では、焼結過程において鉛と亜鉛の硫化鉱を脱硫して焼結塊にし、それを熔鉱炉で溶解し、還元揮発した亜鉛蒸気をコンデンサで溶融鉛中に捕捉し、冷却して亜鉛を得る。一方、鉛を熔鉱炉下部より粗鉛として得る。

### 2.2 重金属回収プロセス<sup>5, 6)</sup>

本研究で想定する重金属回収プロセスは、図2に示すように、まず溶融飛灰を塩酸で浸出し、次の2段階の硫化物生成工程で溶解液に水酸化ソーダ（NaHS）と苛性ソーダ（NaOH）を加えて所定のpHに調整しながら、第一段では硫化鉛を、第二段では硫化亜鉛を

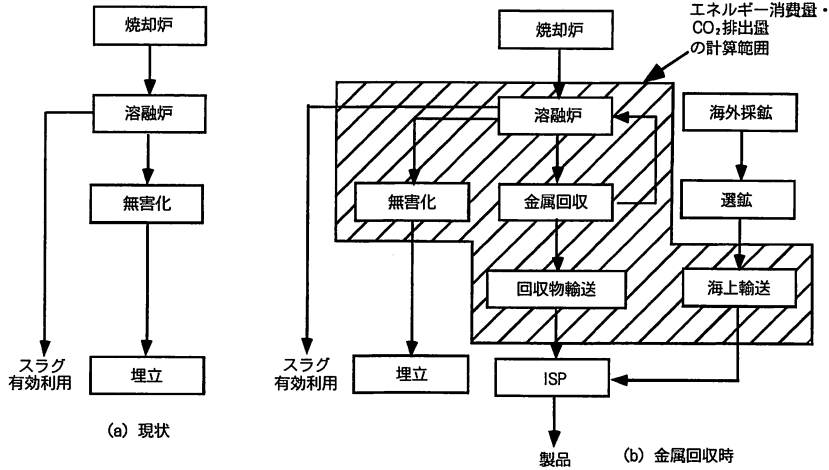


図3 計算の範囲

中心に沈殿分離する。回収工程からの排水は、排水処理工程で固形物が除去されて放流される。一方、溶解工程と排水処理工程で発生する溶解残渣と排水スラッジは、そのほとんどがスラグ移行率の高い成分であることから、再度溶融工程に戻すことができる。

### 3. エネルギー消費とCO<sub>2</sub>排出量の計算

#### 3.1 計算条件

本研究では、「関西のA市で発生する焼却残渣を1ヶ所の溶融炉で処理し、生成した溶融飛灰から鉛と亜鉛を回収し、製錬工場に陸上輸送してISP炉で製錬する」と仮定したときの、鉛・亜鉛の資源循環にともない新たに消費される（あるいは節約される）エネルギー量およびCO<sub>2</sub>排出量を計算する。

計算の範囲を図3に示す。現状において、焼却炉から焼却残渣が350トン（dry）/日で生成し、溶融炉から溶融飛灰が35トン（dry）/日で生成し、それが無害化（セメント固化）された後に埋め立てられているとする。その条件の下で重金属回収プラントを新たに建設・運転し、回収される重金属含有物を50km離れた製錬工場に陸上運輸しISP炉で製錬する。回収残渣は無害化するかあるいは溶融炉で再溶融する。

再利用によって節約される処女原料の鉛・亜鉛については、海外での採鉱にさかのぼってエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量を計算すべきであるが、海外における採鉱、選鉱、陸運に関するエネルギー消費とCO<sub>2</sub>排出量のデータを得ることは困難であるため、ここでは、計算の範囲を鉱石の海上輸送からISP炉までとした。

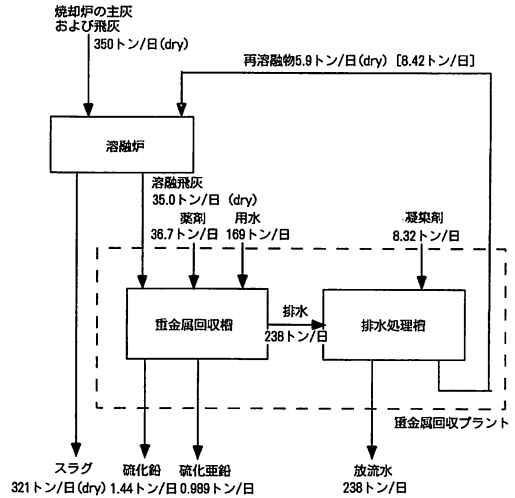


図4 溶融炉と金属回収プロセスの物質収支

#### 3.2 溶融炉

溶融飛灰は乾式処理（溶融排ガスの処理時に消石灰（Ca(OH)<sub>2</sub>）を添加）で発生したアルカリ飛灰で、バグフィルタで集塵されたものとし、溶融飛灰中の鉛、亜鉛の重金属濃度をそれぞれ1.6%、1.1%とした。

#### 3.3 重金属回収プロセス

重金属回収プロセスは、図4に示すように回収部と排水処理部に分かれており、前段の回収部では溶融飛灰に薬剤（水酸化ナトリウム、塩酸、水硫化ナトリウム）を加えて硫化鉛と硫化亜鉛を分離・回収する。このとき、飛灰を溶解するために溶融飛灰の約4.8倍の水を必要とする。飛灰中のカルシウム、ナトリウム、カリウム、塩素は溶けて水層に移行し、固形物の量が

表2 プラント建設・設備および輸送への投入（間接投入）

| 種類   | 項目     | 単位             | 数量<br>(15年) | エネルギー原単位<br>Mcal/単位 | エネルギー消費量<br>Mcal/年 | CO <sub>2</sub> 原単位<br>kg-C/単位 | CO <sub>2</sub> 排出量<br>kg-C/年 |
|------|--------|----------------|-------------|---------------------|--------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| 土木建設 | コンクリート | m <sup>3</sup> | 500         | 591                 | 19,689             | 126                            | 4,193                         |
|      | 鋼材     | t              | 80          | 5,826               | 31,071             | 454                            | 2,420                         |
|      | ALC    | m <sup>3</sup> | 80          | 683                 | 3,643              | 133                            | 711                           |
| 機械設備 | 鋼材     | t              | 180         | 5,826               | 69,908             | 454                            | 5,444                         |
| 合計   |        |                |             |                     | 124,310            |                                | 12,767                        |

表3 プラント運転への投入（直接投入）

| 種類  | 項目         | 単位             | 数量<br>(1年) | エネルギー原単位<br>Mcal/単位 | エネルギー消費量<br>Mcal/年 | CO <sub>2</sub> 原単位<br>kg-C/単位 | CO <sub>2</sub> 排出量<br>kg-C/年 |
|-----|------------|----------------|------------|---------------------|--------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| 用 役 | 電力（買電）     | kWh            | 38,913     | 2.25                | 87,553             | 0.124                          | 4,841                         |
|     | 工業用水       | m <sup>3</sup> | 6,187      | 0.212               | 1,312              | 0.0117                         | 73                            |
|     | 再利用水など     | m <sup>3</sup> | 55,567     | 0.436               | 24,227             | 0.0241                         | 1,339                         |
|     | NaOH (25%) | kg             | 2,763      | 2.98                | 8,232              | 0.169                          | 467                           |
|     | HCl (35%)  | kg             | 9,884      | 4.58                | 45,263             | 0.260                          | 2,570                         |
|     | NaHS (30%) | kg             | 739        | 2.96                | 2,189              | 0.43                           | 319                           |
|     | PAC        | kg             | 1,323      | 31.8                | 42,092             | 2.03                           | 2,687                         |
|     | 合計         |                |            |                     | 210,868            |                                | 12,295                        |

減る。排水処理ではPAC（ポリ塩化アルミニウム）を用いて排水中の浮遊性固形物を分離除去する。分離された固形物はセメント固化するか、溶融炉に戻し再溶融する。重金属回収プロセスは、現実的な規模として20トン/日の装置2系列とした。ベンチスケールの実験から推定して、硫化鉛（PbS）が1.44トン(wet)/日（0.581トン(dry)/日）、硫化亜鉛（ZnS）が0.989トン(wet)/日（0.516トン(dry)/日）、沈殿物として回収される。重金属回収後の残渣は8.42トン(wet)/日（5.9トン(dry)/日）となった。

以上のプラントの物質収支データを用いて、エネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の計算を以下のように行った。

(1) 間接投入

重金属回収プラントの土木建設、機械設備に係わるエネルギー消費量およびCO<sub>2</sub>排出量を求めた。

まず、プラントに使用されるコンクリート、鋼材、ALCの量からエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量を求め、プラントを15年間使用すると仮定して、年間当たりの消費量と排出量を計算した。また、機械設備についても鋼材の量から同様に計算した。結果を表2に示す。

また、施工については、ごみ焼却プラントの施工エネルギー<sup>7)</sup>を参考に、プラントに使用されるコンクリート量の比から推計して10,000Mcal/年とした。CO<sub>2</sub>排出量は施工時に使用される電力と軽油から計算して585kg-C/年となった。

(2) 直接投入

用役の年間使用量から、エネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量を計算した。用役には苛性ソーダ、塩酸、水酸化

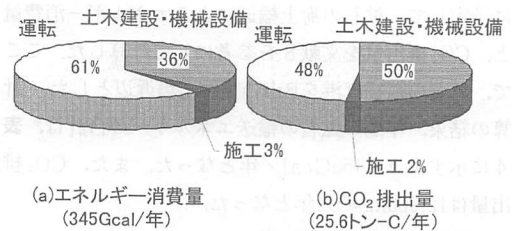


図5 重金属回収プラントに係わるエネルギー消費とCO<sub>2</sub>排出量

ソーダ、そして凝集剤が含まれるが、苛性ソーダ以外の薬剤はエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の原単位がほとんど報告されていない。そこで、薬剤原料の輸送時と薬剤製造時についてのエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量を積み上げて原単位とした<sup>2)</sup>。この原単位を用いて計算したエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の結果を表3に示す。

以上、重金属回収プラントの直接投入および間接投入によるエネルギー消費量を合計すると345Gcal/年となり、CO<sub>2</sub>排出量は25.6t-C/年となった。溶融飛灰1kg (dry) 当たりに換算すると、それぞれ27.0Mcal/kg (dry)、2.01kg-C/kg (dry)であった。図5に示すように、エネルギー消費量については運転時の消費量のウェイトが大きく、CO<sub>2</sub>排出量については土木建設・機械設備に係わる排出量と運転時の排出量がそれぞれ半分を占めていた。

3.4 重金属回収物の輸送

重金属回収物を製錬プラントへ陸上輸送するとして、輸送時のエネルギー消費量、CO<sub>2</sub>排出量を計算した。

A市の重金属回収プラントからB市のISP炉を持つ製鉄工場までの50km（往復100km）を輸送距離とした。1日1.5トンの回収物が生成し、輸送車の可積載量を10トンとし、燃費を3.5km/ℓ、軽油の発熱量を9,200kcal/ℓとして計算すると、年間の燃料消費量は1,560ℓ/年、エネルギー消費量は14,400Mcal/年となり、CO<sub>2</sub>排出量は1,110kg-C/年となった。

### 3.5 鉱石の海上輸送

重金属回収によって削減される鉛精鉱と亜鉛精鉱の輸入量は、鉱石中の鉛・亜鉛の含有量がそれぞれ1年間に回収量される金属量184, 126トンとなるように計算し、それぞれ225トン/年、163トン/年とした。

鉛精鉱の輸入元をオーストラリア、カナダ、ペルーとし、その輸入率をそれぞれ41%、37%、22%に設定し、亜鉛精鉱の輸入元をオーストラリア、ペルー、アメリカとし、その輸入率をそれぞれ70%、18%、12%に設定して、鉱石の海上輸送によるエネルギー消費量と、CO<sub>2</sub>排出量を文献8を参考にして計算した。ここで、鉱石の荷揚げ港をB市の製鉄工場近辺とした。計算の結果、年間の鉱石の輸送エネルギーの合計は、表4に示すように158Gcal/年となった。また、CO<sub>2</sub>排出量は12,900kg-C/年となった。

### 3.6 回収残渣の無害化処理

溶融飛灰から重金属を回収することで節約される無害化処理のエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量を求めた。セメント固化による溶融飛灰処理では、飛灰の量に対して一定の割合のセメントを飛灰に添加して混練りし、乾燥させた上で埋立処分する。セメント/固形物比を実証プラントでの経験から30%と仮定すると、溶融飛灰12,800トン/年を処理するためのセメント量は3,830トン/年、そのエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量はそれぞれ4,070Gcal/年、842t-C/年となった。ただし、混練、成形の各過程での動力に関するエネルギー消費量は含まず、セメントの原単位は、製造時の燃料と電力<sup>9)</sup>から計算したエネルギー消費量1,060kcal/トン、CO<sub>2</sub>排出量234kg-C/トンを用いた。一方、金属回収後の残渣についてのセメント固化は、セメント/固形

物比を15%としてセメント量323トン/年、エネルギー消費量343Gcal/年、CO<sub>2</sub>排出量71.0トン-C/年と求めた。

### 3.7 再溶融

重金属回収後の残渣を全て溶融炉に戻せば、残渣の最終処分量はゼロとなるが、溶融炉において残渣を溶かすエネルギーが新たに必要となり、CO<sub>2</sub>排出量が増える。再溶融量は溶融炉投入量の1.69%にあたる5.9トン（dry）/日であり、溶融のための電力を700kWh/トン（固形物）とすると、エネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の増分はそれぞれ3,390Gcal/年、187t-C/年となった。

## 4. 考察

### 4.1 資源節約量

溶融飛灰から回収できる鉛・亜鉛の量は、それぞれ204トン/年、140トン/年となり、平成7年度の国内生産量の0.0915%、0.0212%に相当していた。

### 4.2 エネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量

重金属の回収に伴うエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の変化を図6に示した。重金属を回収すると、現状におけるセメント固化（溶融飛灰全量）と鉱石海上輸送に関する量が無くなり、代わって重金属回収プラントの建設と運転、回収物輸送、および回収残渣のセメント固化かあるいは再溶融に関する量が生じる。

同図より、現状における溶融飛灰のセメント固化が大きなエネルギー（4,070Gcal/年）を消費し、多くのCO<sub>2</sub>（842トン-C/年）を排出していることがわかる。再溶融は大きな電気エネルギーを消費するにもかかわらず、エネルギー消費量の合計は474Gcal/年の節約となった。

また、CO<sub>2</sub>排出量については、溶融飛灰のセメント固化が無くなることによるCO<sub>2</sub>削減量が、回収残渣の再溶融による増分よりもかなり多いことから、固化はエネルギー消費量よりもCO<sub>2</sub>排出量に大きく影響することがわかった。

回収残渣のみのセメント固化では、残渣処理量が少

表4 鉱石の海上輸送

| 項目              | 鉱石品位(-) |     | 精鉱量<br>ton/<br>year | 輸送エネルギー<br>原単位<br>Mcal/ton | 輸送エネルギー<br>Mcal/year | CO <sub>2</sub> 原単位<br>kg-C/ton | CO <sub>2</sub> 排出量<br>kg-C/年 |
|-----------------|---------|-----|---------------------|----------------------------|----------------------|---------------------------------|-------------------------------|
|                 | 鉛       | 亜鉛  |                     |                            |                      |                                 |                               |
| 鉛精鉱             | 0.6     | 0.2 | 225                 | 413                        | 92,906               | 33.9                            | 7,621                         |
| 亜鉛精鉱            | 0.3     | 0.5 | 163                 | 399                        | 64,930               | 32.5                            | 5,294                         |
| 回収量合計(ton/year) | 184     | 126 |                     | 合計                         | 157,836              |                                 | 12,914                        |

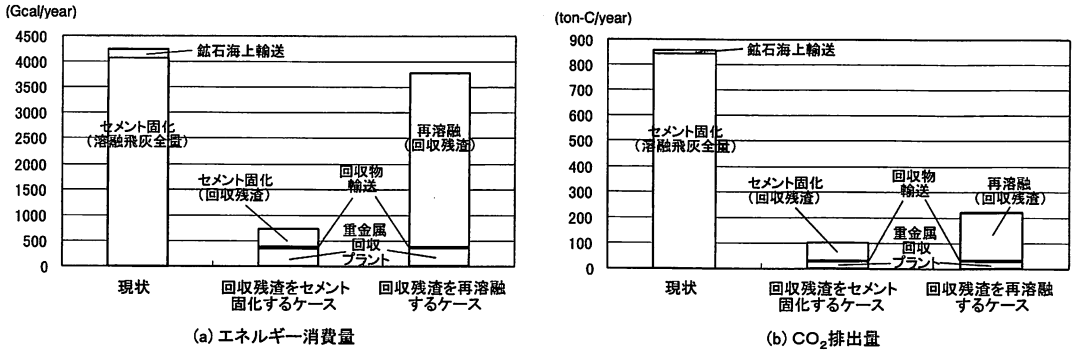


図6 エネルギー消費とCO<sub>2</sub>排出量の推定結果

ないこと、回収残渣の重金属濃度が低いことからセメント量が少なくて済み、そのエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量は、溶融飛灰全量をセメント固化した場合の8%程度であった。

資源回収による原料鉱石の節減効果は、鉱石海上輸送のエネルギー消費削減量に現れるが、それは重金属回収プラントと回収物輸送によるエネルギー消費増分の43%に相当していた。

回収物輸送の影響は非常に小さい結果となったが、これは重金属回収プラントと製錬所が50kmと近いためである。両施設が1,000km離れておりかつ回収残渣を再溶融する場合について計算すると、全エネルギー消費量が32Gcal/年の減量となることから、製錬所までの長距離輸送が必要な場合でも重金属回収は有効であると考えられる。

4.3 埋立削減量

水分/セメント比を、焼却飛灰の固化における値<sup>10)</sup>を参考にして290%と仮定し、セメント/固形物比、および水分/セメント比から回収残渣のみを固化する場合の埋立重量を計算すると、溶融飛灰を全量セメント固化した場合の埋立重量に対して12.3%まで減量される。再溶融した場合には、埋立重量は明らかにゼロとなる。

5. おわりに

本研究では、溶融飛灰からの重金属回収プラントが、鉛・亜鉛のライフサイクルで見たときに、エネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の点で有効であるかどうかを調べるために、ある都市に仮想的な重金属回収プラントを設けたときの増減するエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量を積み上げによって求めた。重金属回収プラントの建設・運転と回収物の輸送による増加分、鉱石海上輸送

量の削減による減少分を合わせた結果、エネルギー消費量およびCO<sub>2</sub>排出量はそれぞれ、211Gcal/年、12.7トン-C/年の増加となった。しかし、重金属を回収することで溶融飛灰の無害化处理（セメント固化）量が削減できるため、結果として重金属回収によりエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量が大幅に削減できることが明らかとなった。さらに、ゼロエミッションを達成するために重金属回収残渣を再溶融することが考えられ、その場合でもエネルギー消費量とCO<sub>2</sub>排出量の削減は可能と考えられた。

本研究は、(財)廃棄物研究財団の平成8年度、廃棄物処理に伴う除去物質の資源化・再生利用システム技術開発調査委員会の調査研究に関連して行ったものである。

参考文献

- 1) 西山 孝, 資源経済学の手ずめ (1993), 中央新書
- 2) 藤原健史, 武田信生, 樺田榮一, 河端博昭; 溶融飛灰を対象とした重金属回収プロセスのLCA, エネルギー・資源学会第17回研究発表会講演論文集, (1998), 275-280
- 3) 97/98資源エネルギー年鑑 (1997), 通産資料調査会
- 4) 非鉄金属精錬 (1986), (財)日本金属学会, 丸善
- 5) 伊藤正; 旋回流炉による飛灰の溶融固化, 廃棄物焼却残渣の循環処理技術に関するセミナー和文論文集, (1996), 56~64
- 6) 河端博昭; 溶融飛灰からの重金属分離回収技術, 廃棄物学会関西地区連絡会 溶融に関するセミナー, (1996), 43-46
- 7) 一瀬正寛, 河田 尚, 寺岡泰治, 児玉芳実; ごみ焼却工場のエネルギープラントとしての位置づけ, 都市清掃, 47巻, 203号 (1994), 623-628
- 8) 基礎素材のエネルギー解析調査報告書 (1993), 化学経済研究所
- 9) セラミック工学ハンドブック (1989), 日本セラミックス協会
- 10) 加藤秀平; ばいじんの中間処理技術, 都市清掃, 46巻, 193号 (1994), 117-132