電炉ダストからの亜鉛回収の ライフサイクルインベントリ分析*

成 田 暢 彦¹ 匂 坂 正 幸² 稲 葉 敦³

Life Cycle Inventory Analysis of the Recycling of Electric Arc Furnace Dust to the Zinc Metal

by Nobuhiko NARITA¹, Masayuki SAGISAKA² and Atsushi INABA²

1. Nippon Steel Technoresearch Corporation, Hon-machi 4-40, Naka-ku, Yokohama 231-0005

2. National Institute for Resources and Environment

CO₂ emission from the zinc production by recycling of the Electric Arc Furnace dust (EAF dust) was quantitatively evaluated using Life Cycle Assessment (LCA) technique. EAF dust is used as one of the raw materials in pyrolytic zinc for the smelter. So, inventories for this study such as fuel consumption of unit process and in-house electricity were established based on literatures and the public statistical data. The analysis of Life Cycle Inventory (LCI) has been conducted and as a result, the followings have been observed.

- (1) The amount of CO₂ emission from the pyrolytic zinc production is about 3.4 kg / kg-zinc. 40 % of the whole CO₂ emission is originated by the coke combustion in the smelting furnace. And, 20 % of the whole CO₂ emission is attributable to the separation process of EAF dust.
- (2) If recycling of EAF dust to pyrolytic zinc is accelerated, the amount of CO₂ emission from zinc production is increased under the assumption that the energy consumption in the stabilization process of EAF dust is negligible. This is attributable to the difference of the energy consumption to convert to the roasted ore from the raw materials.

As a result, the present zinc recycling system from EAF dust has disadvantage from the viewpoint of the CO₂ emission. Hence, the projected recycling systems of metal recovery in the steel industry are expected to reduce the energy consumption. However, the recycling of the EAF dust must be evaluated from not only the CO₂ emission, but also impact assessment based on the resources exhaustion, the global warming, the land use and so on. Impact assessment methodology must be developed to evaluate the validity of the recycling of EAF dust.

KEY WORDS: Recycling, Life Cycle Assessment, Zinc, Sulfuric Acid, Dust

1. は じ め に

ライフサイクルアセスメント (Life Cycle Assessment : LCA) は、製品やサービスの①生産から廃棄まで (ライフサイクル) での物質とエネルギーの流れを一貫して計量し (ライフサイクルインベントリ分析 : LCI)、②環境への影響を評価する (影響評価) 手法であり、環境への負荷の少ない生産へ移行することを促進するための製品・技術の評価手法として注目されている。

著者らは、現代社会を支える基礎素材の一つである鉄鋼製品について前報¹⁾で製品ごとの CO₂ 排出とその影響因子を LCA 手法を用いて、明らかにした。基礎素材の中でも非鉄金属は資源枯渇が懸念されており²⁾、リサイクルなどの有効活用による資源循環が緊迫の課題となっている。特に、耐用年数が約 20 年と短い亜鉛³⁾は主にメッキによる鉄鋼製品の耐食性向上を目的として、我が国では年間 600 千 t が生産されている⁴⁾。しかし、亜鉛メッキは自己犠牲型の耐食性向上技術であり、また自動車等の製品に用いられ輸出される量も多いので、そのリサイクル率は低く、20 % といわれている⁵⁾。

自動車などに用いられた亜鉛メッキ鋼板は製品の寿命で鉄スクラップとして回収され、鉄鋼業 (電炉) で主に建材用の鉄鋼製品に再生される。この際、鉄スクラップに含まれる亜鉛は、高揮発性を有するので、電炉ダスト中に凝集することが知られている⁶⁾。そこで、電炉ダストの一部は排出源である鉄鋼業 (電炉) から、ダスト処理メーカー等で亜鉛生産の中間体である粗 ZnO (以下、酸化物) に分離された後、亜鉛メーカーにより亜鉛に再生されている⁷⁾。

これらのリサイクル技術は、現行の亜鉛生産プロセスと地球温暖化、資源枯渇影響などの観点から比較・評価した上で推進する必要があるので、現行の亜鉛生産までの環境負荷に加え、リサイクルに要する環境負荷などを LCA 手法により評価することが必要である。

しかし、過去の亜鉛の環境負荷に関する研究では、併産物としての硫酸が考慮されておらず、亜鉛製錬のみのエネルギー消費に着目しているので、電炉ダストの分離時のエネルギー消費が考慮されていない。そこで、本研究では、亜鉛回収で大きな位置づけを占めている電炉ダストの亜鉛へのリサイクル (回収) に要するエネルギー消費が環境負荷に与える影響を明らかにすることを目的に、エネルギー消費量と密接な関係がある CO₂ 排出のライフサイクルインベントリ (LCI) 分析を実施した。本研究では副生物および亜鉛製錬以外のエネルギー消費を考慮したうえで、製品ごとの CO₂ 排出を定量的に評価した。なお、亜鉛精鉱に付随する硫

* 2000年2月18日受付 5月18日受理

1. (株)日鐵テクノリサーチ研究開発部 技術主管

2. 正会員 工博 資源環境技術総合研究所エネルギー資源部評価研究室長

3. 工博 資源環境技術総合研究所企画室長

【著者連絡先】FAX 0298-61-8415 (資源研・エネルギー資源部)

キーワード: リサイクル, ライフサイクルアセスメント, 亜鉛, 硫酸, ダスト

黄は硫酸や石膏として固定化され、我が国では SO_2 排出基準が遵守されているので、本研究の対象から除外した。

2. 現状のリサイクル状況

2・1 亜鉛の需給

我が国での亜鉛の供給量は、資源統計年報⁴⁾によれば国内で年間約 600 千 t、輸入亜鉛が 140 千 t の総計 740 千 t である(1996 年、以下省略)。一方、亜鉛の需要の約 50 % は亜鉛メッキ鋼板であり、その他のメッキを加えれば需要の 6 割は耐食性確保に用いられている。資源統計年報⁴⁾で示される「再生亜鉛」もリサイクルの面では重要であるが、生産量は約 50 千 t と少ないので、本研究では溶鉱炉により生産される亜鉛を対象としたリサイクルを検討する。

2・2 亜鉛生産プロセス

亜鉛は、Fig.1 のように基本的には硫化鉱(閃亜鉛鉱)を原料としており⁸⁾、硫化鉱を酸化焙焼し、成分調整された酸化物(以下、焼結鉱)とした後、溶鉱炉、電気分解の 2 つの製造法で製錬される。我が国では溶鉱炉を用いる蒸留・精留亜鉛、硫酸浸出後電気分解される電気亜鉛の生産量は各々 186 千 t (全体の 3 割)、413 千 t (7 割)である⁴⁾。

また、蒸留亜鉛は Pb、Cd などを約 1 % 含有しているので、これらの蒸気圧差を利用して蒸留分離し、高純度の精留亜鉛を最終製品とする場合もある。蒸留亜鉛と精留亜鉛の生産量は各々 154 千 t、32 千 t である⁴⁾。

2・3 電炉ダストの供給

電炉ダストは電炉粗鋼 t 当たり 15 kg 発生しており⁹⁾、1996 年の電炉粗鋼生産量約 33 百万 t から、年間約 50 万 t の電炉ダストが発生していると推定される。このうち、約 65 % が亜鉛回収に用いられ、残りは無害化処理後最終処分場に埋め立てられている³⁾。電炉ダストは、Table 1 のように種々の金属元素等が混在した複合酸化物となっているので、電炉ダストは Fig.1 に示すウェルツ法などで鉄分を分離し⁷⁾、得られた酸化物が蒸留亜鉛の原料として用いられる⁶⁾¹⁰⁾。ここで、電炉ダストに含有される塩素は、酸化物生産前後の工程で水洗、焼成などにより除去された後、亜鉛メーカーに供給されている¹⁰⁾。

我が国の電炉ダスト処理業のダスト処理能力は約 385 千 t / 年で¹¹⁾、そのうち 335 千 t / 年が蒸留亜鉛の原料となるダストに相当する。Table 1 に示すようにダスト中には亜鉛が 20 % 含有され、その回収率(歩留)は約 90 % であるので¹²⁾、文献に示されているように³⁾、次式からダスト処理によって回収されている Zn は 60 千 t と推定される。

Fig. 1 Material flow for producing Zinc metals. * ; Electric Arc Furnace

Table 1 Metal contents of primary and secondary ore for Zinc production.

Material	primary ore			secondary ore		
	EAF dust	Zn concentrate	Pb concentrate	Oxide (EAF dust)	Sinterd ore for distilled Zn	Sinterd ore for electrolytic Zn
Zn	20%	51%	12%	51%	45%	65%
Pb	3%	2%	60%	11%	20%	2%
Fe	34%	10%	4%	—	10%	10%
CaO	4%	0%	0%	—	4%	0%
SiO ₂	4%	2%	2%	—	4%	2%
others	Cl: 4%					
Ref.	12,15	13,14	13,14	4	13,14	25

$$\begin{aligned} \text{ダスト量} \times \text{Zn 品位} \times \text{回収率} &= 335 \times 0.2 \times 0.9 \\ &= 60 \text{ 千 t-Zn / 年} \quad \cdots \cdots (1) \end{aligned}$$

ここで、資源統計年報では蒸留・精留亜鉛の Zn 原料として、精鉱、スクラップ以外の酸化物、鉱滓、残さなどが「その他原料」として集計されており、その年間消費量は 123 千 t (62 千 t-Zn) である⁴⁾。また、蒸留亜鉛製錬各社において精鉱以外の酸化鉱が全体の約 30 % という原料構成⁶⁾¹³⁾¹⁴⁾であるので、酸化物由来の Zn は次式に示すように 56 千 t と考えられる。

$$\begin{aligned} \text{蒸留・精留亜鉛生産量} \times \text{酸化鉱比率} &= (154 + 32) \times 0.3 \\ &= 56 \text{ 千 t-Zn} \quad \cdots \cdots (2) \end{aligned}$$

これらの推測値は、先に示した統計値(62 千 t-Zn)とほぼ等しいので、「その他原料」のほとんどは電炉ダスト由来の酸化物であると仮定することができる。また、資源統計年報で示されている「その他原料」の Zn 品位は Fig.2 に示したように、1976 年以来徐々に向上し、現在では輸入亜鉛の Zn 品位と同等の 50 % に達している。この推移も「その他原料」の主体が低品位の鉱滓、残さから電炉ダスト由来の酸化物に変化してきたことを示している。

上記の検討から、現状の蒸留・精留亜鉛のうち、約 1 / 3 (= 60 / (154 + 32)) は電炉ダスト由来の亜鉛がリサイクルされたものと考えられる。

さらに、上記のマテリアルフローは、製錬各社が酸化物を外部調達していることを意味しているので、亜鉛製錬のエネルギー消費には電炉ダスト処理にかかるエネルギーが加算されていないことを示している。

なお、統計データと式(1)との差である 2 千 t-Zn (= 62 - 60) は鉱滓、残さなどに相当すると考えられるが、「その他原料」に含まれる Zn 量の 3 % (= 2 / 62) と小さいので、LCI 分析を実施するうえで大きな誤差にはならない。

電炉ダストは、Table 1 に示すように鉛を含有しているため「特定有害産業廃棄物(ばいじん)」に該当する¹¹⁾ので、鉛などの溶

Fig. 2 Zn content transition of Zn ore.

Fig. 3 Inventory for the production of crude ZnO originated from EAF dust.

出基準を達成できない場合には、逼迫している遮断型最終処分場への埋め立てることと定められている。また、薬剤処理等により無害化処理を施し溶出基準を達成した場合には、管理型最終処分場への埋め立てができるとされている。これら最終処分場への廃棄が高騰していることも、電炉ダストのリサイクルを促進させる駆動力の一つになっていると考えられる。

本研究では電炉ダストは、鉄鋼業により副生される廃棄物であり、鉄鋼製品（電炉）に鉄鋼製造工程のすべての CO₂ 排出を配分している¹⁾、ダスト自体の CO₂ 排出はない(「0」)と仮定して、以下の LCI 分析を実施した。

2・4 電炉ダストからの酸化物生産

電炉ダストは、Table 1 のように鉄分等を含有しているので、ダストを石炭コークスで還元するとともに、蒸発した亜鉛を再酸化し、酸化物を得ている。このとき、酸化物とともに、鉄を含有するスラグが副生され、セメント原料などに用いられているが、本研究では主要生産物である酸化物にすべての原燃料を配分した。この工程のインベントリはエネルギー効率が比較的高い⁷⁾ ウェルツ法の文献¹²⁾ から入出力のマスバランス、亜鉛品位、エネルギー消費を設定し、Fig.3 のように仮定した。この図から酸化物が 123 千 t 生産される場合には、335 千 t の電炉ダストが消費される。また、電炉ダスト中の金属の還元に必要なコークス消費が大きいことが分かる。この工程で生産された酸化物は蒸留亜鉛用の原料として溶鉱炉に装入される。

3. 亜鉛生産のインベントリ

亜鉛生産までの CO₂ 排出を定量的に評価するため、1996 年の統計データ⁴⁾ に基づき亜鉛生産までの各プロセスにおける環境負荷を計量する「積み上げ法」による LCI 分析を実施した。したがって、本研究では我が国で生産される亜鉛の平均的な CO₂ 排出量を評価していることに相当する。

3・1 システム境界

LCA の検討結果は、システム境界により大きく左右される。本研究では「世界各国から輸入される鉱石等資材の採掘」から「我が国における亜鉛生産」までを検討対象とした。

3・2 分析手法

亜鉛生産までの CO₂ 排出原単位は、以下の 2 つの手法で評価できる。

第一に、製品亜鉛のみを対象に、統計データの原燃料消費量⁴⁾ を原単位に換算し、Table 2 に示す各原燃料の CO₂ 排出原単位を累計することにより CO₂ 排出量が算定できる。この手法は原燃料消費量と製品生産量から評価が可能な簡便法であるが、亜鉛製造までの素工程における入出力が不明なので、複数の製品を生産する場合にはすべての製品の CO₂ 排出が等しくなるという欠点がある。これは、本研究では蒸留亜鉛と精留亜鉛の分別ができないことを意味する。この分析手法を以下では、シナリオ A (簡易積み上げ法) という。

第二に、亜鉛生産までの素工程の入出力を設定し、素工程の連鎖によって LCI 分析する手法があげられる。この手法では、複数の製品の CO₂ 排出量を製品ごとに評価できるという利点があるが、素工程の入出力データの入手や分析が困難である。この分析

Table 2 Unit value of CO₂ emission for fuels and electricity.

	unit	Production	Combustion	Total	Ref.
Heavy oil	kg-CO ₂ /kg	0.12	3.22	3.34	16
LPG	kg-CO ₂ /kg	0.12	3.01	3.12	16
Coke	kg-CO ₂ /kg	1.12	3.25	4.37	1
BFG	kg-CO ₂ /m ³	0.00	0.88	0.88	1
Grid electricity	kg-CO ₂ /kWh	0.42		0.42	17

手法を以下では、シナリオ B (素工程積み上げ法) という。

本研究では、上記の 2 つの手法により亜鉛の CO₂ 排出量を試算し、比較を実施した。

3・3 簡易積み上げ法

3・3・1 精鉱生産 亜鉛の原料となる精鉱の海外依存率は高まっているが、国内精鉱も亜鉛製錬に用いられている。そこで、国内で生産される亜鉛精鉱生産のインベントリは、石油等消費構造統計表¹⁸⁾ および資源統計年報⁴⁾ のエネルギー消費、精鉱生産量データから、Fig.4 のように作成した。ここで、上記の統計では銅、亜鉛、鉛精鉱の各々のエネルギー消費は得られなかったため、これら精鉱の生産に必要なエネルギー消費を代表している。なお、この工程のインベントリはシナリオ A、B に共通に用いた。

また、亜鉛精鉱を輸出しているオーストラリア、ペルーなど海外における採掘、選鉱にも Fig.4 に示すエネルギーが消費されていると仮定した。ただし、電力については採掘国の電源構成を反映させた CO₂ 排出原単位を適用した。

3・3・2 亜鉛製錬 亜鉛生産のインベントリは、蒸留・精留亜鉛、電気亜鉛の 2 つの生産方式の原燃料消費の統計⁴⁾ に基づき作成できる。亜鉛生産では粗鉛が併産される場合も多いが、統計では素材ごとに原燃料消費が分別されているので、本研究では亜鉛生産のみの原燃料消費量を採用した。Table 3 には、蒸留・精留亜鉛および電気亜鉛生産の原燃料消費原単位を示す。この表から蒸留・精留亜鉛生産では酸化物還元のためのコークス消費が大きく、電気亜鉛生産では電気分解に伴う電力消費が大きいことが分かる。また、この表は、国内での亜鉛生産に必要な「酸化焙焼から各亜鉛生産」までの原燃料消費に相当し、ダスト処理メーカーで実施されている酸化物生産の燃料消費は除外されている。ここで、電炉ダスト由来の酸化物は Table 3 中の蒸留・精留亜鉛の「その他原料」に相当するので、LCA 手法では「その他原料」の上流に Fig.3 の分離工程の入出力を連鎖させることになる。

なお、統計データ⁴⁾ 中の BFG (溶鉱炉ガス) は石炭コークスが転化して発生し、自家燃料として消費されている。したがって、

Fig. 4 Inventory for producing the non-ferrous concentrate in Japan.

Table 3 Unit value of material and energy consumption.

	unit	Pyrolytic Zn	Electrolytic Zn
Zn concentrate (Domestic)	kg	0.000	0.374
Zn concentrate (Imported)	kg	1.237	1.566
Scrap	kg	0.069	0.003
The other ore	kg	0.658*	0.116
Heavy oil	kg	0.027	0.004
LPG	kg	0.039	0.000
Coke	kg	0.343	0.057
BFG	m ³	0.497	0.000
Electricity	kWh	0.712	3.826

* ; Originated from EAF bust

CO₂ 排出量のダブルカウントを避けるため、表では統計から得られたコークス消費量から BFG 相当炭素量を差し引いた。また、後述する自家発電用燃料消費量も、統計で得られた燃料消費量から差し引いた。ここで、亜鉛製錬時に発生する BFG の特性は公表されていないので、一貫製鉄所の高炉で発生する BFG と等しい¹⁾と仮定した。(発熱量:800 kcal / Nm³, 炭素排出係数:0.24 kg - C / Nm³)

非鉄金属製錬では、溶鉱炉に吹き込む熱風の酸素富化などにより、炉内炭素の燃焼性を向上させている場合も多いが、酸素消費量は統計から得られなかったため、酸素消費のデータは欠損している。

以上の仮定の下で、各亜鉛生産までの CO₂ 排出量を積算した。

3・4 素工程積み上げ法

3・4・1 蒸留・精留亜鉛 蒸留・精留亜鉛の主な生産工程は、Fig.1 に示すように焙焼・焼結、溶鉱炉での揮発還元、精留工程で構成されるが、資源統計年報⁴⁾には Table 3 のようにこれらが合計された原燃料消費量しか示されていない。電気亜鉛についても、焙焼・焼結、電気分解工程の原燃料は分別されていない。したがって、各工程での原燃料消費を以下の考え方にもとづいて算定し、原燃料消費量を各工程に割り振った。

(1) 焙焼・焼結：酸化焙焼される硫化鉱中の硫黄は、酸化焙焼工程で製錬ガス (SO₂) として除去され、主に硫酸原料となる。また、硫化鉱は溶鉱炉での反応に適した焼結鉱に転換される。したがって、この工程では 2 つの中間製品が併産されるので、焙焼・焼結に要する原燃料消費をそれぞれの製品に配分する (アロケーション) 必要がある。本研究では、併産される製錬ガスを原料とする硫酸の生産量は、日本全体の硫酸のマスバランスを化学統計年報など⁴⁾¹⁹⁾で確認し、以下のように仮定した。

銅、亜鉛などの製錬ガスを原料とする硫酸は、我が国で生産される硫酸全体の約 6 割を占める¹⁹⁾。非鉄製錬では国内外の種々の鉱石が消費されるが、代表的には Fig.5 に記載した鉱石が該当する⁸⁾。ここで、各金属の品位は、統計⁴⁾から得た。

これら鉱石に含まれる硫黄が、製錬ガスを経て、転化率が 100 % に近い接触式硫酸製造法により硫酸に回収される歩留 (回収率) は、化学統計年報¹⁹⁾の硫黄バランスから 90 % と設定した。鉱石に含有される残りの 10 % の硫黄は製錬ガスを経て、石膏 (CaSO₄・2H₂O) の原料となったり、脱硫装置により固定化されているが、その量は硫酸原料となる製錬ガスの約 1 / 10 と少ないので、硫酸原料となる製錬ガスのみを併産物と仮定した。

これらのデータから製錬ガスを原料とする硫酸の年間生産量は、Fig.5 に示すように 3,879 k t と推定され、統計実績の 4,022 k t¹⁹⁾ とほぼ合致することが確認できた。したがって、本研究で

Fig. 5 Estimated production of H₂SO₄ originated from non-ferrous industry.

は、酸化焙焼に伴う製錬ガスの回収量は硫化鉱の硫黄バランスから設定した。

また、硫化鉱の酸化焙焼では、含有される硫黄の燃焼時に発熱反応を伴うので、燃料を必要としないことが知られている²⁰⁾。ここでは、亜鉛の焙焼・焼結工程の入出力を Zn 精鉱、Pb 精鉱および焼結鉱成分 (Table 2) の亜鉛バランスならびに文献²¹⁾に示されたエネルギー消費原単位を参考に、Fig.6(a) のインベントリを作成した。ここで、石灰石、珪石は国内で採掘されるとした。なお、焙焼に用いる酸素は空気から供給されると仮定したので、図中には記載していない。

この工程では前述したように焼結鉱と SO₂ ガスが併産されるので、もっとも一般的な重量基準のアロケーションを採用し、各中間製品の原燃料消費を割り振った。Fig.6(b) にその結果を示すが、Pb 精鉱は鉛生産のエネルギー消費として算定されるべきなので、Pb 精鉱の入力は () で記載し、CO₂ 排出には積算しないことにした。

(2) 溶鉱炉工程：溶鉱炉は、焼結鉱とともに電炉ダスト由来の酸化物、還元剤の石炭コークスなどが装入され、亜鉛が揮発・還元されるので、亜鉛製錬のなかでもエネルギー多消費の工程である。さらに、熱風を溶鉱炉に供給する熱風炉、亜鉛分離のコンデンサなどの付帯設備があるが、本研究ではまとめて溶鉱炉工程として取り扱った。溶鉱炉工程での燃料消費量は次の仮定に基づいて設定した。

蒸留・精留亜鉛のうち精留亜鉛は亜鉛精留炉により高純度化されるので、蒸留亜鉛よりもエネルギーを要することは明らかである。鉱業便覧²²⁾によれば、精留工程のエネルギーとして LPG が用いられ、他の工程では LPG の消費はない。そこで、LPG は精留工程で消費され、溶鉱炉工程では消費されないと仮定した。さらに、前項の焙焼・焼結工程で消費されるエネルギーを差し引いて、溶鉱炉工程のインベントリを、Fig.7 のように設定した。

(3) 精留工程：前項に示すように精留鉛工程では LPG のみが燃料として消費されると仮定した。さらに蒸留亜鉛には 1 % の他元素 (Pb など) が含有されていると考え、マスバランスを調整し、Fig.8 のインベントリを作成した。

(4) 硫酸生産工程：SO₂ ガスを転化して得られる硫酸生産に要するエネルギーは亜鉛生産の原燃料消費には加算されていない。本研究では銅鉱石を原料とする硫酸生産の電力消費量など²³⁾²⁴⁾から Fig.9 のインベントリを作成した。この電力消費は、送風機、集塵機などの電力消費に相当すると考えられる。なお、この工程で消費される酸素 (大気)、水分は、CO₂ 排出に無関係であるので、図では省略した。

Fig. 6 Inventory for the production of sintered ore for pyrolytic Zinc.

Fig. 7 Inventory for the production of distilled Zn.

* ; Originated from EAF dusts.

Fig. 8 Inventory for rectification process.

Fig. 9 Inventory for the production of H₂SO₄. Fig. 10 Material and energy balance for producing pyrolytic Zn and H₂SO₄.

Fig.10 には、前項までに示した工程での主要な原燃料のマスバランスおよびエネルギーバランスを示す。この図の上段は硫酸の生産に、下段は蒸留・精留亜鉛の生産に対応している。図中の斜体字の原燃料は、統計⁴⁾では亜鉛製錬の範囲外であるが、LCI分析では連鎖すべき工程に相当する。この図で斜体部を除く電力消費は 0.71 kWh で、Table 3 の電力消費量と等しく、エネルギーバランスは維持されていることが分かる。また、コークスは溶鋳炉工程での 0.34 kg に加え、ダスト分離工程でも 0.16 kg 消費される。

3・4・2 電気亜鉛 蒸留・精留亜鉛と同様に、焙焼・焼結、電気分解工程に原燃料消費を割り振った。

(1) 焙焼・焼結：電気亜鉛の焙焼・焼結に要する原燃料は蒸留亜鉛でのそれと同一であるが、電気亜鉛用の焼結鉱の亜鉛品位は 65 % であるので²⁵⁾、燃料消費量は硫化鉱量に比例すると仮定して補正した。(Fig.11(a)) このインベントリを焙焼鉱および SO₂ 生産量に対し、重量基準でアロケーションした (Fig.11(b))。

(2) 電気分解：全体の原燃料消費 (Table 3) から、焙焼、焼結工程での原燃料消費を差し引いて、電気分解工程のインベントリを Fig.12 のように作成した。

硫酸生産工程のインベントリは、Fig.9 と同じと設定した。

Fig.13 には、前項までに示した工程での主要な原燃料のマスバランスおよびエネルギーバランスを示す。Fig.10 と同様に上段は硫酸の生産に、下段は電気亜鉛の生産に対応している。この図で

(a)

Fig. 11 Inventory for the production of Sintered ore for electrolytic Zn.

Fig. 12 Inventory for Electrolysis process.

Fig. 13 Material and energy balance for producing electrolytic Zn and H₂SO₄.

斜体部を除く電力消費は 3.83 kWh で、Table 3 の電力消費量と等しく、エネルギーバランスは維持されている。

3・5 亜鉛製錬業の電力構成

エネルギー多消費産業の一つである素材産業では電力消費が一般的に大きいので、従来から自家発電の拡大などが進められてきた。したがって、電力会社から供給される国内平均の電力誘発の CO₂ 排出原単位を用いることは適切でない。そこで、蒸留・精留亜鉛、電気亜鉛に共通なインベントリとして、電力は次のように設定した。なお、設定した電力構成はシナリオ A, B に共通に適用した。

石油等消費構造統計表¹⁸⁾の亜鉛第一次製錬・精製業 (日本標準産業分類 ; 2713) のエネルギー消費、自家発電量および電力購入量から、自家発電および電力構成のインベントリが作成できる。Fig.14 に示した亜鉛製錬業の電力インベントリから、自家火力発電の発電効率は約 34 % であり、自家水力発電の比率が高い特徴がある。また、水力発電を含めた自家発電比率は 17 % である。

上記の仮定にも基づき、資源環境技術総合研究所の開発している LCA ソフト「NIRE-LCA Ver.3」²⁶⁾を用いて、各シナリオにおける製品生産までの CO₂ 排出原単位を試算した。なお、製品の CO₂ 排出原単位は、Table 2 に示した各種燃料の CO₂ 排出原単位と Fig.10,13 のマテリアルバランス、エネルギーバランスに基づいて、積算される。

Fig. 14 Electric configurations of primary Zinc manufacturing Industry.

4. 結 果

Fig.15 には、蒸留・精留亜鉛生産までの CO₂ 排出量を、シナリオごとに示した。

その結果、シナリオ A(簡易積み上げ法)では蒸留・精留亜鉛の平均として 3.58 kg-CO₂/kg の CO₂ 排出があると試算された。シナリオ A では溶鋳炉での還元に要するコークス由来の CO₂ 排出量が全体の 40 % を、電炉ダストからの酸化物生産までにもコークスを消費するので全体の 22 % の CO₂ を排出する。

シナリオ B(素工程積み上げ)では蒸留亜鉛、精留亜鉛および硫酸の CO₂ 排出量はそれぞれ 3.40, 4.13, 0.13 kg-CO₂/kg 各製品と試算された。シナリオ B の蒸留亜鉛では、シナリオ A の蒸留・精留亜鉛と同様にコークスの CO₂ 排出量が大きく (44 %), 電炉ダストの分離工程も大きな割合 (23 %) を占めている。さらに、精留亜鉛では蒸留亜鉛の CO₂ 排出に LPG に誘発された CO₂ 排出が加算される。また、硫酸生産までには採掘・選鉱、輸送、焙焼・焼結および硫酸への転化工程のエネルギーしか要しないので、CO₂ 排出が小さいことが分かる。

一方、電気亜鉛では、Fig.16 に示すようにシナリオ A の CO₂ 排出量 (2.59 kg-CO₂/kg) のうち電気分解に要する電力誘発の CO₂ 排出が全体の 73 % (1.90 kg) を占める。ここで、亜鉛製錬時に消費される電力誘発の CO₂ 排出原単位は、0.50 kg-CO₂/kWh であり、ほぼ購入電力のそれと等しい (Table 2)。電気亜鉛には、電炉ダストから得た酸化物は使用されないと設定したので、電炉ダスト由来の CO₂ 排出はない。また、シナリオ B の電気亜鉛の CO₂ 排出量は、焙焼・焼結工程の燃料消費の一部が SO₂ に割り振られるのみであるので、シナリオ A のそれとほぼ等しい。

また、Fig.15, 16 に示した蒸留・精留亜鉛と電気亜鉛の CO₂ 排

Fig. 15 Comparison of CO₂ emission in the production of pyrolytic Zn. Fig. 16 Comparison of CO₂ emission in the production of electrolytic Zn. Fig. 17 Comparison of CO₂ emission on emission area.

出量を比較すると、前者の CO₂ 排出量が大きいと試算された。これは、各亜鉛生産のエネルギー構造の差異に起因しており、蒸留・精留亜鉛では還元のコークスが用いられるので、CO₂ 排出量が大きい。

また、シナリオ B の下で各亜鉛の CO₂ 排出を地域ごとに分別すると、Fig.17 に示すように、いずれの亜鉛でもほぼ 90 % が日本国内で排出され、海外での採掘および精錬などの輸送時の CO₂ 排出は各々 0.15, 0.11 kg と比較的小さいことが分かった。ここで、海外での排出の 2/3 は、亜鉛鉱の過半数を輸入しているオーストラリアでの排出である。

5. 考 察

5・1 他の研究との比較

資源統計年報に基づく非鉄金属生産時の CO₂ 排出は、未踏科学技術協会により、精力的な研究がなされている²⁷⁾。この研究結果と、本研究結果とを比較して Table 4 にまとめた。

本研究と未踏科学技術協会では、電力の分析手法に違いがあり、また、近年の電力消費原単位削減などの操業変化があるが、本研究のシナリオ A と未踏科学技術協会の得た結果とは大きな差異はない。

また、伊坪らは石油等消費構造統計表および工業統計表を利用して、資源採掘から非鉄金属生産までの環境負荷を評価してお

Table 4 Comparison with other studies on CO₂ emission of Zinc metal.

Reference	SNTT ^{*27)}	Itsubo ²⁸⁾	This study	
year	1991	1995	1996	
			ScenarioA	ScenarioB
Distilled Zn	3.95	4.09	3.58	3.40
Rectified Zn				4.13
Electrolytic Zn	1.50		2.59	2.45

* : The Society of Non-Traditional Technology

り²⁸⁾、その結果を Table 4 に示した。彼らの研究と本研究とはシステムバウンダリーが異なるので、単純な比較ができないが、本研究結果のシナリオ A よりも大きな値を得ている。この理由の 1 つとしては、工業統計表では亜鉛生産量でなく、亜鉛取引量を用いて原単位を算定するので、燃料消費原単位が本研究よりも大きくなることがあげられる。

しかしながら、上記のいずれの研究も基本的には「簡易積み上げ法」を用いた分析であるので、併産物としての硫酸が考慮されていない。また、亜鉛製錬のみのエネルギー消費に着目しているので、電炉ダストの分離時のエネルギー消費が考慮されていないなどの欠点がある。一方、本研究のシナリオ B では副生物および亜鉛製錬以外のエネルギー消費を考慮したうえで、素工程でのエネルギー消費を分析しているので、製品ごとの CO₂ 排出を従来の研究よりも定量的に評価できる利点がある。

今後、ISO に規定されている LCA の目的、設定範囲などに応じて、簡易積み上げ法、素工程の積み上げ法などの LCI 分析手法を使い分けることも必要である。

5・2 電炉ダストからの亜鉛回収の意義

5・1 までは、電炉ダストの亜鉛へのリサイクル比が現状の 65 % での CO₂ 排出量を試算した。5・2 では、リサイクル比が変化した場合の蒸留亜鉛、精留亜鉛生産までの CO₂ 排出量に及ぼす影響を分析した。

Fig.15 に示した蒸留亜鉛、精留亜鉛の CO₂ 排出内訳から、電炉ダストからの酸化物生産の CO₂ 排出は大きな割合を占めており、電気亜鉛のそれよりも CO₂ 排出が大きな要因の一つとなっている。ここでは、電炉ダストから生産される酸化物が、海外から輸入される亜鉛精鉱に代替できると仮定し、LCI 分析を実施した。なお、リサイクル比が変化した場合でも、溶鉱炉に装入される亜鉛原料の重量は、現状に比±3 % 以内しか変化しないので、溶鉱炉の熱バランスはリサイクル比が変化しても維持されと考え、熱バランス確保のための燃料消費量の補正は実施しなかった。

Fig.18 には、蒸留亜鉛、精留亜鉛生産までの CO₂ 排出量と電炉ダストリサイクル比の関係をまとめた。この図から、電炉ダストのリサイクルとともに、蒸留亜鉛、精留亜鉛生産までの CO₂ 排出量が増大する。これは、電炉ダストから酸化物を生産する際、CO₂ 排出の大きなコークスを消費するのに対し、硫化亜鉛を酸化焙焼し、酸化物に転化する場合には SO₂ 生成の発熱反応が利用でき、エネルギー的にも有利であることに起因している。ここで、山口の示した下記のダスト分離の総括反応式²⁹⁾からは、酸化物単位重量当たり 0.22 kg のコークス消費が必要となる。

実際には、炭素還元に加え、水素還元も考慮する必要があるが、Fig.3 に示したコークス消費 (0.24 kg) はエネルギー効率が高く、これ以上の削減は困難であると考えられる。したがって、Fig.18 のリサイクル比に対する CO₂ 排出量増加の傾きは大きく変化することはない。

一方、リサイクルされない電炉ダストは鉄鋼業 (電炉) による

Fig. 18 Relationship between recycle ratio of EAF dust and CO₂ emission in the production of several types of Zinc metal.

無害化処理後、最終処分場に埋め立てられているので、鉄鋼 (電炉) と亜鉛生産を併せたシステム全体として CO₂ 排出量を評価することが必要である。無害化処理時の CO₂ 排出は Fig.18 に付加されていない。しかし、電炉ダストの無害化処理には鉄鋼業などで消費された「廃硫酸」が用いられていると報告されているので³⁰⁾、パージン硫酸の CO₂ 排出は消費先 (鉄鋼業) で加算されるべきである。したがって、無害化処理の CO₂ 排出は「0」と仮定すると、Fig.18 は電炉ダストリサイクルのシステム全体の CO₂ 排出と等しいと考えられる。

ここで、原田³¹⁾は無害化処理を含む廃棄段階の評価が重要であり、現在の LCA のレベルでは資源循環型社会構築に誤った評価を与える危険性があることを指摘している。本研究では、廃棄物処理時の CO₂ 排出を「0」と仮定したが、今後、廃棄物処理にかかるエネルギー消費、環境負荷のインベントリの実態を把握し、精度の高い LCI 分析を実施することが課題である。

リサイクルには、経済性があり、CO₂ 排出の削減が可能な鉄スクラップ、アルミスクラップの二次金属素材への再生が実施されている¹³⁾³²⁾。一方、CO₂ 排出の面から不利でも、埋め立てコストの高騰などのため、リサイクルが促進されている場合もあり、電炉ダストからの亜鉛回収はこれに相当すると考えられる。現状では、複合酸化物である電炉ダストは酸化物として亜鉛原料にリサイクルされた後、高純度の亜鉛に再生されるので、リサイクルとともに CO₂ 排出量が増大する。このように省資源化を目指したリサイクルの促進は、金属資源の枯渇防止には有効でも、地球温暖化の観点ではトレードオフの関係にある場合があることを考慮すべきである。

従来から、現状の電炉ダストからの亜鉛回収は処理方式が複雑であり、大きなエネルギーが必要であることが報告されている⁶⁾。そのため、電炉ダストの排出元である鉄鋼業 (電炉) では、「環境保全に関する自主行動計画 (日本鉄鋼連盟)」のなかでダスト処理の今後の在り方として以下の 2 点を掲げ、最終処分量の削減、資源化促進を目指している³³⁾。

① 溶融無害化処理による有価金属回収と土木材料化

② 電気炉工程内有価金属回収技術開発

具体的には、「省エネルギー型金属ダスト回生技術の開発」が平成 10 年度から 5 年計画で推進されており³⁾、今後省エネルギーの観点からも適切なリサイクルシステムの技術開発が期待される。

本研究では、電気亜鉛と蒸留・精留亜鉛の CO₂ 排出を比較することを目的としていないが、電炉ダストのリサイクル比が「0」の

場合には、蒸留亜鉛と電気亜鉛の CO₂ 排出量はほぼ等しいと推定された。しかしながら、これは亜鉛製錬・精製業の電力誘発の CO₂ 排出原単位が Fig.14 の電力構成を反映した結果であるので、自家火力発電が促進されれば電力誘発の CO₂ 排出原単位が増加し、CO₂ 排出量が増加することにも注意が必要である。

6. ま と め

1996 年の統計データに基づいたエネルギー消費を分析し、蒸留亜鉛、精留亜鉛生産までの CO₂ 排出に及ぼす電炉ダスト回収の影響を LCI 分析した。

その結果、蒸留亜鉛、精留亜鉛生産までの CO₂ 排出量は、それぞれ 3.40, 4.13kg / kg-各製品と試算された。また、電炉ダストの無害化処理時の環境負荷を「0」と仮定した場合、ダストのリサイクルとともに、現状の亜鉛回収方式では蒸留亜鉛生産までの CO₂ 排出量が増加する。これは、電炉ダストから酸化物を生産する際、CO₂ 排出の大きなコークスを消費するのに対し、硫化亜鉛では SO₂ 生成の発熱反応が利用でき、エネルギー的にも有利であることに起因している。

今後、鉄鋼業での有価金属回収システムの開発などにより、リサイクルが環境負荷の面からも循環型社会の構築に有益となることを期待したい。

本研究は亜鉛生産までの CO₂ 排出に着目して評価を実施したが、電炉ダストからの亜鉛回収の意義を明らかにするには、資源枯渇、地球温暖化および埋め立てによる土地の有効利用などの統合評価を踏まえて評価する必要がある³²⁾。リサイクルは CO₂ 排出の側面からのみの評価では不十分であるので、今後、我が国の実態を反映した統合評価を推進したい。

引 用 文 献

- 1) 成田暢彦・稲葉 敦：日本エネルギー学会誌，Vol. 77, p. 1148, (1998)
- 2) 西山 孝：資源経済学のすすめ，p. 19, 中央公論社，(1993)
- 3) 古川 武：ふえらむ，Vol. 4, p. 391, (1999)
- 4) 通商産業大臣官房調査統計部編：平成 8 年資源統計年報，(1997)
- 5) クリーン・ジャパン・センター：廃棄物減量化のための社会システムの評価に関する調査研究，p. 70, (1999)
- 6) 吉田卓司：資源と素材，Vol. 113, p. 967, (1997)
- 7) 中村 崇：金属，Vol. 66, p. 895, (1998)
- 8) 日本金属学会編：非鉄金属製錬，p. 13, 日本金属学会，(1980)
- 9) 今井卓雄：ふえらむ Vol. 4, p. 271, (1999)
- 10) 金属材料研究開発センター：金属系二次資源有効活用部会調査報告書，p. 144, (1996)
- 11) 長井寿編著：金属の資源・製錬・リサイクル，p. 109, 化学工業日報社，(1996)
- 12) 西関良夫・小川史朗：資源と素材，Vol. 109, p. 1109, (1993)
- 13) 西川昌輝：資源と素材，Vol. 109, p. 977, (1993)
- 14) 福島孝一：資源と素材，Vol. 109, p. 1018, (1993)
- 15) 竹脇正広・尾島康夫：資源と素材，Vol. 109, p. 1112, (1993)
- 16) エネルギー使用合理化手法国際調査小委員会：環境管理，Vol. 31, p. 616, (1995)
- 17) 松野泰也・稲葉 敦・Betz, M.・Schuckert, M.：日本エネルギー学会誌，Vol. 77, p. 1162, (1998)
- 18) 通商産業大臣官房調査統計部編：平成 8 年石油等消費構造統計表（商鉱工業），(1998)
- 19) 通商産業大臣官房調査統計部編：平成 8 年化学統計年報，(1997)
- 20) 日本金属学会編：金属製錬工学，p. 27, (1999)
- 21) Dove, W. T. and Boustead, I.：Proceedings of 3rd International Conf. on Ecobalance, p. 413, (1998)
- 22) 資源エネルギー庁長官官房鉱業課監修：鉱業便覧平成 7 年版，p. 353, (1995)
- 23) 阿島俊一：資源と素材，Vol. 109, p. 959, (1993)
- 24) 阿部幸紀・米川 寿・加藤政志：資源と素材，Vol. 108, p. 318, (1992)
- 25) 関口俊夫：資源と素材，Vol. 109, p. 1013, (1993)
- 26) 小林光雄：State-of-the-Art of LCA activities in Japanese Industry p. 39, (2000)
- 27) 未踏科学技術協会環境負担性評価調査委員会：環境負担性評価システム構築のための基礎調査研究調査報告書（別冊），p. 68, (1995)
- 28) 伊坪徳宏，山本良一：日本エネルギー学会誌，Vol. 77, p. 1080, (1998)
- 29) 山口 周：CAMP — ISIJ, 10, 10, (1997)
- 30) 新貝 元 他：電気製鋼，Vol. 68, p. 287, (1997)
- 31) 原田幸明：材料の環境配慮性評価と地球の有限性，p. 29, (1999)，未踏科学技術協会
- 32) Nakamura, T.：Proceedings of 4th International Conf. on Ecomaterials, p. 251, (1999)
- 33) 山中唯義編：CO₂・リサイクル対策要覧，p. 363，通商資料調査会，(1999)