高炉への還元剤吹込による鉄鋼製品の CO₂ 排出削減効果

成田 暢彦¹ 匂坂 正幸² 稲葉 敦²

¹株式会社日鐵テクノロジーサーチ(現：(株)産業環境管理協会)

²産業技術総合研究所 ライフサイクルアセスメント研究センター

J. Japan Inst. Metals, Vol. 65, No. 7 (2001), pp. 589-595
Special Issue on Ecomaterials Selection
© 2001 The Japan Institute of Metals

Reduction Effects of CO₂ Emission from Steel Products by Reduction Agent Injection into Blast Furnace

Nobuhiko Narita¹, Masayuki Sagisaka² and Atsushi Inaba²

¹*Nippon Steel Technoreserach Corporation, Yokohama 215-0013 (Present Address: Japan Environmental Management Association for Industry)*

²*National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, Tsukuba 305-8569*

The reduction effects of CO₂ emission from typical steel products by the reduction agent injection into blast furnace were analyzed by Life Cycle Assessment methodology, using the statistical data.

As the results, the reduction effects by pulverized coal injection and waste plastic injection were estimated to be 0.07 kg and 0.16 kg-CO₂ at the point of 0.1 kg/kg-HM of injection, respectively. As the coke is replaced with pulverized coal on the equivalent in carbon content, the CO₂ emission from the coke manufacturing is reduced. And the reduction effect of CO₂ emission by waste plastic injection is higher than that by pulverized coal injection, because the replacement ratio of coke with waste plastics is higher. The injection ratio of waste plastics would not be raised to the same ratio as the pulverized coal in the viewpoint of the material balance of waste plastics.

(Received January 22, 2001; Accepted March 2, 2001)

Keywords: life cycle assessment, CO₂ emission, steel products, pulverized coal injection, waste plastics

1. は じ め に

我が国の鉄鋼業は、1973 年の石油危機以降省エネ技術を積極的に導入・改善し、先進各国と比べてもエネルギー消費原単位は低く、優位に立っている¹⁾。しかし、鉄鋼製品は年間約 1 億トンが生産され、エネルギー多消費産業の一つであると共に温室効果ガスの排出の多い産業部門の一つであるので²⁾、エネルギー消費量削減に伴う CO₂ 排出の低減を目的とした鉄鋼業の取り組みを評価することは、重要である。ライフサイクルインベントリ (Life Cycle Inventory: 以下, LCI) 分析は、単に鉄鋼製品のみならず、それに誘発される CO₂ 排出量をも考慮する手法であり、製品の環境負荷を検討する手法として近年注目されている。

LCI 分析による各種鉄鋼製品の CO₂ 排出量は、既に未踏科学技術協会により、1991 年の統計データをもとに試算されている³⁾。また、著者らは 1995 年の統計データに基づき、鉄鋼製品の CO₂ 排出に及ぼす電力構成の影響や鉄鉱石還元工程での CO₂ 排出が支配的であることなどを明らかにした⁴⁾。しかし、1995 年以降、廃プラスチックの処理技術として高炉への吹き込みが実施されており、この技術の

CO₂ 排出削減効果を評価する必要がある。

そこで、本研究では先の研究⁴⁾と同様に、素工程を積み上げることによって環境負荷を算定する「積み上げ法」を用いて、高炉への廃プラスチック吹込の CO₂ 排出削減の効果を明らかにすることを目的とし、それを従来から行われている微粉炭吹き込みと比較した。

2. 調査方法および主要工程の入出力データ

本研究では我が国で製造される平均的な鉄鋼製品の CO₂ 排出を評価するので、鉄鋼製品製造にかかる原燃料消費量を網羅している鉄鋼統計年報⁵⁾に基づいて、LCI 分析を実施した。なお、本研究は還元剤吹込技術に着目しているので、電炉で生産される鉄鋼製品は分析の対象外とし、一貫製鉄所で生産される代表的な鉄鋼製品である熱延鋼板、冷延鋼板および表面処理鋼板を対象とした。先の研究ではシステム境界から、海外での鉄鉱石採掘などのエネルギー消費や、造滓材である石灰石の採掘、加熱分解に伴う CO₂ 排出が除外されていた⁴⁾。そこで、鉄鋼業で消費される石灰石の採掘は、資源統計年報⁶⁾、石油等消費構造統計表⁷⁾の生産量・エネルギー消費量から、石灰石鉱業におけるエネルギー構造を反映させ

たエネルギーバランスを設定した。また、鉄鉱石などの一次原料に加え、フェロアロイをはじめとする中間製品(二次原料)を我が国は輸入しているので、鉄鉱石、石炭などの一次原料およびフェロアロイなどの中間製品の輸入物質量を、日本貿易月表⁸⁾などから把握し、我が国の鉄鋼業のマテリアルバランスの実態に近い LCI 分析を実施した。

LCI 分析は、素工程のとらえ方、エネルギーバランスの評価手法に加え、併産物がある場合には当該工程で消費された原燃料消費を各製品に配分(アロケーション)するので、ISO 14040(JIS Q 14040)⁹⁾では、データの作成方法を明示することが重要であると規定されている。以下に、データ作成の方法を明示する。

2.1 システム境界

LCA の検討結果は、対象とするシステム境界により左右されるが、本研究では「鉄鉱石等資材の海外における採掘」から「鉄鋼製品製造」までを検討の対象とした。したがって、システム境界内の工程は、コークス炉、焼結、高炉、転炉などから構成されている。ただし、先の研究⁴⁾で一つの工程として取り扱った高炉は、実際には熱風炉と高炉で構成されているので、それぞれに分けて入出力を設定した。

2.2 共通データ

鉄鋼業で消費される原料は、鉄鉱石、石炭以外に、造滓材となる石灰石などの非金属鉱物、さらには表面処理鋼板に用いられる亜鉛などがあげられる。

このうち、主に輸入に依存している鉄鉱石、石炭の採掘は、産業環境管理協会の報告しているデータ¹⁰⁾を採用した。また、亜鉛については、著者が既に報告した電気亜鉛の CO₂ 排出原単位¹¹⁾を採用した。

以下には、国内で採掘が実施されている石灰石などの非金属鉱物の採掘や加熱分解のエネルギーバランスを示す。

2.2.1 非金属鉱物の採掘

石灰石は我が国での国内需要をほぼ賄うことができる数少ない原料の一つである。鉄鋼業では、石灰石、ドロマイト、珪石などが造滓材として年間約 22 百万トン消費されるので⁵⁾、その採掘に要するエネルギー消費を正確に把握することが重要である。我が国における商鉱工業のエネルギー消費量は、日本標準産業分類ごとにデータ収集がなされており、その結果は石油等消費構造統計表⁷⁾として、公表されている。そこで、本研究ではエネルギー消費量を統計⁷⁾から、また各鉱業での非金属鉱物生産量を資源統計年報⁶⁾から求め、各鉱物の生産に要するエネルギー原単位を算定した。その結果、採掘には石灰石 1 kg あたり、軽油エネルギー 0.02 MJ および電力 0.002 kWh のエネルギーが消費される。

2.2.2 加熱分解

鉄鋼業で消費される石灰石原料は加熱分解により、「工業プロセスからの排出」として CO₂ を排出する。そこで、この加熱分解に伴う CO₂ 排出は次のように設定した。

我が国で採掘される石灰石(CaCO₃)の平均品位を 95%と仮定して、入出力のカーボンバランスから CO₂ 排出量を算定し、石灰石の焼成などに要するエネルギー消費量は石灰製

造業のエネルギーバランス⁷⁾から、作成した。その結果、生石灰 1 kg あたり電力 0.065 kWh、軽油エネルギー 4.015 MJ が消費される。また、同時に 0.75 kg の CO₂ が排出される。

2.3 鉄鋼製品生産のエネルギーバランス

鉄鋼製品生産までには、一貫製鉄所内外でのコークス生産から圧延、表面処理まで種々の工程を経る。本研究では、鉄鋼統計年報⁵⁾で区分されている基本的なフローに従い、原燃料消費原単位を設定した。各工程における原燃料の入出力は先の報告⁴⁾と同様であるので省略する。しかし、高炉工程の原燃料の入出力は実態に近い「熱風炉」と「高炉」に区別したので、下記にエネルギーバランスの考え方を示す。また、本研究で着目する還元剤吹込に伴う操業条件の変化を、統計データの消費量の推移から仮定した。なお、高炉、転炉で副生されるスラグは、副生物であるので製品とは見なさないと仮定した。これは、銑鉄、粗鋼製造に伴う CO₂ 排出を全て鉄鋼製品に負荷したことに相当する。また、表面処理鋼板には、非鉄製錬から調達される亜鉛、錫などの非鉄金属がメッキされるが、本研究では表面処理鋼板の約 75%を占める亜鉛メッキ鋼板を表面処理鋼板の代表例とした。資源統計年報⁶⁾より亜鉛消費量は 0.03 kg/亜鉛メッキ鋼板とした。

2.3.1 高炉および熱風炉

高炉には鉄源として主に焼結鉱が、還元剤としてコークスが装入され、羽口から熱風を吹き込むことによって、鉄鉱石が還元され、銑鉄が生産される。さらに、炉内での還元反応後の高炉ガス(Blast Furnace Gas: 以下、BFG)が得られる。近年は、コークス炉の寿命延長などを目的に、コークス比が削減され、微粉炭吹込比が急激に増加している。

先の研究⁴⁾では、高炉および熱風炉をまとめて一つの工程として取り扱ったので、高炉から CO₂ が排出され、BFG の燃焼時の CO₂ 排出係数は一定と仮定した。しかし、実際には、高炉では BFG が発生・回収され、CO₂ を排出するのは熱風炉であるので、熱風炉と高炉では各々別の入出力を設定

Fig. 1 Energy balance for hot stove.

Fig. 2 Material and energy balance for the blast furnace.

する必要がある。熱風炉における入出力を Fig. 1 に、高炉における入出力を Fig. 2 に示す。ここで、熱風炉の加熱燃料の燃焼による CO₂ が熱風炉から排出された後、置換された 1 m³/kg-HM の熱風が高炉に吹き込まれると仮定した。

2.3.2 微粉炭吹込 (Pulverized Coal Injection, 以下 PCI という.)

PCI は、1998 年には我が国の全ての高炉に設備化され、急速に普及が進められた。この技術は、老朽化が進んでいるコークス炉の炉命を延長でき、コークス製造工程のエネルギー消費を削減できるなどの利点がある。ここでは、1986～1996 年の鉄鋼統計年報⁵⁾のエネルギー収支から、高炉での PCI による操作条件の変化を、微粉炭比(以下、PC 比という)を変数としてモデル化した。その他の各工程での原燃料消費、製品構成などは 1995 年の統計データから得られたマテリアル・エネルギーバランスを採用した。

(1) 微粉炭のコークスとの置換

過去のコークス比と PC 比の推移⁵⁾を統計から求めた結果、微粉炭はコークスと Fig. 3 のように 0.84 kg/kg-微粉炭の比で置換される。また、微粉炭の炭素含有量は文献¹²⁾か

ら 0.74 kg-C/kg-微粉炭と設定した。また、高炉に入力される炭素量は Fig. 4 に示すように、ほぼ一定であるので、コークスと微粉炭は炭素量等価で置換されていると仮定した。なお、高炉から発生する BFG の炭素含有量(CO₂ 排出係数)は高炉内での炭素バランスにより決定されると仮定し、併産される BFG 燃焼の CO₂ 排出係数は下記の式を用いて算出した。

$$C_{in} - C_{out} = Q \times \%C \times 12/22.4 \quad (1)$$

ここで、 C_{in} ；高炉へのインプットカーボン、 C_{out} ；銑鉄中のカーボン、 Q ；BFG 発生量、 $\%C$ ；BFG 中のカーボン含有量

(2) PCI により変化する操業要因

統計データ⁵⁾の推移から、Fig. 5, 6 に示すように、PC 比と共に高炉での酸素消費量、BFG 発生量および電力消費量は増加している。高炉に吹き込まれる微粉炭を十分に燃焼させるために酸素が消費され、微粉炭の粉碎および高炉へ搬送する送風機などで電力が消費されるので、これらの消費量は

Fig. 3 Relationship between coke ratio and the PC ratio.

Fig. 4 Transition of the carbon input into blast furnace.

Fig. 5 Relationship between generated BFG, oxygen consumption and the PC ratio in blast furnace.

Fig. 6 Relationship between electricity consumption and the PC ratio in blast furnace.

PC 比と共に増大している。鉄鋼業で消費される酸素は、深冷分離法を用いて、消費量の約 4 割が自家生産されており、酸素製造には $0.75 \text{ kWh/m}^3\text{-O}_2$ の電力を消費すると仮定した¹³⁾。

(3) 副生ガスバランス

一貫製鉄所の電力構成は、主要燃料である副生ガスの需給と密接な関係がある。PC 比の増加と共にコークス生産量が減少するので、コークス炉ガス(Coke Oven Gas: 以下、COG という)供給量は減少し、一方 BFG 発生量は増大する。したがって、自家発電および共同火力発電の燃料構成が変化する。そこで、本研究では、自家発電への COG 供給量が削減され、供給が増加する BFG がその代替燃料として消費されると仮定した。しかし、自家発電への BFG 供給量は、BFG バランスから限界があり、COG から供給されていた熱量の減少が大きいので、1995 年の自家発電の発電量を維持するためには、自家発電における副生ガス全体の発熱量は不足する。そこで、自家発電の発電効率が 34% (1995 年実績⁴⁾) となるように、石炭が代替燃料として追加されると仮定した。なお、PC 比がさらに高まると、COG 供給量が減少し、自家発電に COG を供給することができなくなる。そこで、それ以上の PC 比では共同火力発電に供給される COG が削減され、共同火力発電の発電効率が 38% (1995 年実績⁴⁾) で、1995 年の共同火力発電の発電量が維持されるように、代替燃料として重油が追加されると仮定した。

2.3.3 廃プラスチック吹込(以下、廃プラ吹込という)

年間 830 万トン排出される廃プラスチックは、微粉炭に比べ単位重量当たりの炭素量、水素量が高く、還元剤としての機能を有しているので、その一部は高炉で微粉炭と同様に吹き込まれている¹⁴⁾。本研究では、文献から廃プラスチックはコークスと 1.20 kg/kg -廃プラの比で置換され¹⁵⁾、廃プラスチックの成分は生産量の多いポリエチレン相当と設定した。また、酸素消費、電力消費、BFG 発生量は PCI と同様に、吹込比に対して増加すると仮定した。

3. 結 果

前項で示した還元剤吹込に伴う操業変化および電力構成の変化を反映した鉄鋼製品の LCI 分析を実施し、代表的な 3 種類の鉄鋼製品の CO_2 排出量を試算した。計算には、資源環境技術総合研究所が開発した LCA ソフト「NIRE-LCA Ver. 3」¹⁶⁾を用いた。

3.1 BFG 燃焼の CO_2 排出係数の変化

炭素量等価でコークスが微粉炭と置換される PCI では、Fig. 7 に示すように、式(1)から BFG 中のカーボン含有量が PCI と共に減少する。これは、PC 比と共に微粉炭などに含まれる水素が高まるので、BFG を燃料とする自家発電、共同火力発電の CO_2 排出原単位が PC 比と共に減少することを意味している。

3.2 電力の CO_2 排出原単位の変化

鉄鋼業では PC 比と共に COG 供給量が減少するので、副

生ガスバランスから PC 比 0.18 kg/kg-HM で COG は自家発電に供給できなくなると試算された。一方、自家発電では PCI と共に、 CO_2 排出係数が COG よりも大きい⁴⁾ BFG の消費量が増加し、さらに石炭が追加される。その結果、Fig. 8 に示すように、BFG 燃焼の CO_2 排出係数が PC 比と共に低減されるにもかかわらず、自家発電の CO_2 排出原単位は増大する。また、共同火力発電の CO_2 排出原単位は、BFG 燃焼の CO_2 排出量が PC 比と共に減少するので、Fig. 8 のように低下する。一方、購入電力の CO_2 排出原単位は、PCI に拘わらず、 $0.42 \text{ kg-CO}_2/\text{kWh}$ で一定である¹⁷⁾。これらから、一貫製鉄所で消費される電力平均の CO_2 排出原単位は、Fig. 8 のように PC 比と共に徐々に増加する結果となった。

3.3 鉄鉄の CO_2 排出

鉄鉄の生産に伴う CO_2 排出量と PC 比の関係を工程別に Fig. 9 に示す。PC 比と共にコークス消費量が減少するの

Fig. 7 Estimated emission factors of BFG from carbon balance in blast furnace.

Fig. 8 Relationship between CO_2 emission from electricity generation and the PC ratio.

Fig. 9 Relationship between CO₂ emission from pig iron production and the PC ratio.

Fig. 10 Comparison of the CO₂ emission from pig iron and the injection ratio.

で、コークス生産の CO₂ 排出量は減少する。また、熱風炉からの CO₂ 排出は、BFG の CO₂ 排出原単位が低減されるので、PC 比と共に若干削減される。焼結、ペレット工程では BFG 消費量が少ないので、CO₂ 排出量はほぼ一定である。一方、PC 比と共に、高炉での電力消費量が増加することに加え、電力の CO₂ 排出原単位が増加するので、電力誘発の CO₂ 排出は増大する。以上の効果の総和として、銑鉄の CO₂ 排出量は PCI により削減される結果となった。

Fig. 10 には、銑鉄の CO₂ 排出量と廃プラ吹込比との関係を、PCI と比較して示す。その結果、廃プラ吹込はコークスとの置換率が PCI よりも大きいと設定したので、廃プラ吹込は PCI よりも CO₂ 排出削減効果大きい。

3.4 鉄鋼製品の CO₂ 排出

Fig. 11 には、代表的な 3 種の鉄鋼製品の CO₂ 排出量と吹込比の関係を示す。銑鉄の CO₂ 排出が減少するので、各鉄

Fig. 11 Comparison of the total CO₂ emission from steel products and the injection ratio.

鋼製品の CO₂ 排出量は吹込比と共に、削減される。廃プラ吹込による銑鉄の CO₂ 排出削減効果は PCI よりも高いので、廃プラ吹込による各製品の CO₂ 排出削減効果は大きい。また、表面処理鋼板の電力消費量は熱延鋼板のそれより大きいので、表面処理鋼板の CO₂ 排出削減効果は、熱延鋼板のそれより小さいことが判る。なお、一貫製鉄所で生産される鉄鋼製品平均では、PC 比が「0」のオールコークス操業に相当する 2.64 kg から吹込比 0.1 kg/kg-HM で、PCI では 0.07 kg、廃プラ吹込では PCI の 2 倍以上の 0.16 kg の CO₂ 排出削減効果がある結果となった。

4. 考 察

4.1 過去の研究との比較

鉄鋼製品の LCA に関するマテリアルおよびエネルギーバランスは、国内の種々の機関から報告されているが、粗鋼製造法として一貫製鉄および電炉の二プロセスを区別せずにデータを作成していたり、副生ガスのバランスを無視している場合も多い¹⁸⁾。ここでは、一貫製鉄所のエネルギーバランスを考慮している過去の研究と本研究結果を比較した。

Kusamichi, Onoye¹⁹⁾ は PCI を対象に一貫製鉄所の CO₂ 排出を定量的に LCI 分析している。彼らは、「鉄鉱石等の原料採掘」から「鉄鋼製品製造」までをシステム境界とした CO₂ 排出などの分析を実施し、銑鉄当たりの CO₂ 排出を試算している。また、Akiyama, Yagi²⁰⁾ は理論的にモデル一貫製鉄所における炭素排出を詳細に検討している。いずれの文献も銑鉄当たりの CO₂ 排出で結果をまとめているので、本研究結果の鉄鋼製品当たりの CO₂ 排出量を、銑鉄当たりに換算して比較した結果を Fig. 12 にまとめた。ここで、PC 比の差による CO₂ 排出の影響を避けるため、PC 比が約 0.1 kg/HM-kg の結果で比較した。また、各研究のシステム境界が異なるので、国内のみでの CO₂ 排出量を比較した。

その結果、本研究の CO₂ 排出量は、過去の研究結果よりも若干大きいことが判った。Kusamichi, Onoye¹⁹⁾ が調査対

象とした一貫製鉄所では線材、厚板、熱延鋼板、冷延鋼板、表面処理鋼板が製造されており、日本の典型的な製鉄所である。しかし、彼らは製鉄所以外でのフェロアロイ生産を検討の対象外としているので、フェロアロイ生産に伴う CO_2 排出が本研究よりも小さいと推測される。鉄鋼業で消費される原燃料を網羅した本研究では全ての CO_2 排出を鉄鋼製品に負荷しているので、Kusamichi, Onoye¹⁹⁾ よりも大きな CO_2 排出量が得られたと考えられる。なお、本研究結果で得られた海外および公海での CO_2 排出量は彼らの結果とほぼ等しい。

一方、Akiyama, Yagi²⁰⁾ は、高炉スラグなどの副産物に原燃料消費を配分していると推測されるので、本研究よりも CO_2 排出量が小さく試算されたと考えられる。

つぎに、還元剤吹込による CO_2 排出削減効果を比較した。Kusamichi, Onoye¹⁹⁾ は PCI 0.1 kg あたり 0.09 kg/kg-HM の CO_2 削減効果があると報告しているが、本研究結果では 0.05 kg/kg-HM (0.07 kg/kg 製品) と計算された。この差の主な理由としては、コークスと微粉炭の置換率を彼らは 0.95、本研究では 0.84 と設定していることが挙げられる。さらに、廃プラ吹込による CO_2 排出削減効果は、廃プラ吹込 0.1 kg あたり 6% の CO_2 排出削減効果があることが報告されている²¹⁾。本研究で得た 0.16 kg の CO_2 排出削減効果は、鉄鋼製品平均の CO_2 排出に対して 6% ($=0.16/2.64$) に相当し、この報告値と合致している。

日本鉄鋼連盟では、廃プラスチックを高炉での原料化をはじめ、コークス炉でのガス化・資源化などを通じて 2010 年には年間 100 万トン消費する体制を整備することを経団連環境自主目標の中で言及している²²⁾。鉄鋼業では年間 7000 万トン以上の銑鉄が生産されるので、100 万トンの廃プラ吹き込みは、鉄鋼業平均では 0.014 kg/kg-HM の吹き込み量に相当する。一方、廃プラ吹込比の限界は廃プラスチックの粒径にも依存するが、0.14~0.25 kg/kg-HM まで高めることが可能であると報告されている¹⁴⁾。また、PC 比は将来

0.15~0.25 kg/kg-HM にまで高まると言われている^{23,24)}。

このように、 CO_2 排出削減の観点からは、廃プラ吹込比の増加が期待されるが、廃プラスチックのマテリアルバランスを考慮すると、廃プラ吹込比は、鉄鋼業平均としては PC 比ほど高まらなると推測される。

4.2 副生スラグへの原燃料の配分

鉄鋼製品の副産物であるスラグは、高炉セメント、路盤材などの原料として広く利用されている²⁵⁾。そこで、原燃料消費を銑鉄、粗鋼に加え、スラグにも配分することにより、銑鉄、鉄鋼製品の CO_2 排出削減に及ぼす PCI の効果を検討した。

ここで、統計から高炉スラグ発生量は 0.3 kg/kg-HM、転炉スラグ発生量は 0.14 kg/kg-LD で PC 比にかかわらず、一定と仮定した²⁶⁾。

これらスラグに原燃料消費を重量基準で配分し、銑鉄の CO_2 排出量と PC 比の関係を試算した。その結果、Fig. 13 が得られた。この図からスラグに配分しない場合 (Fig. 9) に比べ CO_2 排出量が約 30% 削減されることが判る。この結果を反映して、鉄鋼製品の CO_2 排出の絶対値はスラグに配分しない場合 (Fig. 11) に比べ、Fig. 14 のように低減される。このように、鉄鋼製品の CO_2 排出の絶対値は、スラグに原燃料を配分したことにより大幅に低減されるが、PCI による CO_2 削減効果はほぼ半減し、鉄鋼製品平均では PCI 0.1 kg/kg-HM で、0.03 kg の CO_2 排出が削減される。

Akiyama, Yagi²⁰⁾ は、モデル製鉄所で製造される鉄鋼製品を対象に CO_2 排出量を銑鉄換算で評価しているので、本研究結果を彼らの採用した製品構成に修正し、さらに銑鉄換算した CO_2 排出量を求めた。その結果、鉄鋼製品の CO_2 排出量は、彼らの 1.89 kg に対し、本研究では 1.84 kg と試算され、ほぼ合致していた。彼らは電力、酸素が全て副生ガスを利用した自家発電で供給されると仮定しており、本研究と諸条件が異なるので、今後詳細な比較が必要である。

上記のように、スラグに原燃料を配分した場合には、スラ

Fig. 12 Comparison with other studies.

Fig. 13 Relationship between CO_2 emission from pig iron production and the PC ratio.

Fig. 14 Relationship between total CO₂ emission from steel products and the PC ratio.

グを原料として用いている高炉セメントや路盤材にも CO₂ 排出が配分されなければならない。我が国では高炉セメントの CO₂ 排出量は公表されていないが、欧州では高炉セメントの CO₂ 排出量は 0.4 kg/kg で、ポルトランドセメントの約 1/2 であると報告されている²⁷⁾。この分析結果は、高炉スラグには高炉で消費される原燃料を配分しない考え方に基づいている。しかし、高炉スラグに原燃料を配分した場合には、高炉セメントの CO₂ 排出量は、ポルトランドセメントのそれよりも大きくなり、鉄鋼製品の CO₂ 排出量は削減されることになる。ここで、鉄鋼製品およびセメント製品などを含めた生産システム全体での CO₂ 排出量はどのような配分手法を採用しても一定である。

5. ま と め

一貫製鉄所で生産される代表的な鉄鋼製品である熱延鋼板、冷延鋼板および表面処理鋼板を対象に、我が国全体の鉄鋼統計データなどを用いて、高炉への還元剤吹込が CO₂ 排出削減に与える効果を LCI 手法を用いて、試算した。

その結果、0.1 kg/kg-HM の微粉炭および廃プラスチックの吹込は、一貫製鉄所で生産される鉄鋼製品あたり、それぞれ 0.07 kg、0.16 kg の CO₂ 排出削減効果があると試算された。微粉炭の吹き込みは、炭素等量でコークスを置換するので、コークスの製造に要するエネルギー投入量分だけ CO₂ 排出量が削減される。また、廃プラスチックの吹込は、コー

クスの削減率が微粉炭吹き込みよりも大きく、CO₂ 排出量の削減率が大きい。

廃プラスチックの吹込比は技術的には拡大可能であるので、CO₂ 排出削減の観点からは、吹込比の増加が期待される。しかし、廃プラスチックのマテリアルバランスを考慮すると、廃プラスチックの吹込比は、鉄鋼業平均としては微粉炭比ほど高まらないと推測された。

文 献

- 1) A. Hayashi: *Ferrum* **2**(1997) 320-331.
- 2) Institute of Energy Economics, Japan: 1997 EDMC Handbook of Energy & Economic Statistics in Japan (1997) pp. 38.
- 3) Society of Non-Traditional Technology: Report on the basic survey for environmental-friendly system (Appendix), (1995) pp. 47.
- 4) N. Narita and A. Inaba: *J. Jpn. Inst. Energy* **77**(1998) 1148-1161.
- 5) MITI: 1995 Yearbook of Iron and Steel Statistics (1996).
- 6) MITI: 1995 Yearbook of Minerals and Non-ferrous Metals Statistics (1996).
- 7) MITI: The Structural Survey of Energy Consumption in Commerce, mining and Manufacturing, 1995 (1997).
- 8) Japan Tariff Association: Japan Exports & Imports 1995-12, (1996).
- 9) Japanese Standards Association: JIS Q 14040 (1997).
- 10) Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI): Report on the Life Cycle Assessment, NEDO (1999).
- 11) N. Narita, M. Sagisaka and A. Inaba: *SHIGEN-TO-SOZAI* **116**(2000) 674-681.
- 12) K. Yamaguchi, T. Deno and N. Kon-no: *TETSU-TO-HAGANE* **83**(1997) 545-550.
- 13) Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI): International Survey on Energy Conservation, NEDO (1995) pp. 115.
- 14) M. Asanuma, T. Ariyama, M. Sato, R. Murai, T. Nomura, I. Okochi, H. Tsukiji and K. Nemoto: *ISIJ Int.* **40**(2000) 244-251.
- 15) T. Ariyama: 38th Shiraishi Memorial Lectureship, (ISIJ 1999) pp. 83.
- 16) M. Kobayashi, A. Inaba and Y. Matsuno: Proceedings of 4th International Conference on EcoBalance (2000) pp. 703.
- 17) Y. Matsuno, A. Inaba, M. Betz and M. Schuckert: *J. Jpn. Inst. Energy* **77**(1998) 1162-1176.
- 18) Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI): International Survey on Energy Conservation, NEDO (1998) pp. 37.
- 19) T. Kusamichi and T. Onoye: Proceedings of 3rd international conference on EcoBalance (1998) 409-412.
- 20) T. Akiyama and J. Yagi: *ISIJ Int.* **38**(1998) 896-903.
- 21) NKK: <http://www.nkk.co.jp/360/index.html>.
- 22) H. Inoue: *Ferrum* **4**(1999) 357-362.
- 23) K. Nishioka: *J. Jpn. Inst. Energy* **75**(1996) 899-908.
- 24) *ISIJ: TETSU-TO-HAGANE* **81**(1995) pp. 271.
- 25) F. Tsukihashi: *SHIGEN-TO-SOZAI* **113**(1997) 989-994.
- 26) S. Banya: *Ferrous Process Metallurgy*, (Japan Inst. Metals, 2000) pp. 46.
- 27) Ph. Teller, S. Denis, A. Germain, Ph. Delaisse and H. d'Inverno: Proceedings of 8th LCA case studies symposium, (2000) 103-106.