

高炉吹込み用使用済みプラスチック微粉化技術の開発

Development of Waste Plastics Pulverization for Blast Furnace Injection

浅沼 稔 ASANUMA Minoru JFE スチール スチール研究所 環境プロセス研究部 主任研究員 (副部長)
寺田 周雄 TERADA Kaneo JFE スチール 環境・リサイクル部 主任部員 (課長)
井ノ口孝憲 INOBUCHI Takanori JFE スチール 東日本製鉄所 (京浜地区) 製鉄部原料工場長
高島 暢宏 TAKASHIMA Nobuhiro JFE スチール コークス技術部 主任部員 (部長)

要旨

JFE スチールでは、省資源、CO₂ 排出量削減を目的に家庭から排出される使用済みプラスチックを高炉での鉄鉱石補助還元材としてリサイクルしている。従来、使用済みプラスチックは 10 mm 以下に造粒し、利用していたが、そのガス化特性は微粉炭に比較して劣る。そこで、1 mm 以下に粉碎が困難であった使用済みプラスチックを加熱溶解・混合・急冷することで、従来使用している粉碎机にて常温で容易に微粉碎する技術を開発した。これにより、従来、鉄鉱石の補助還元材として利用されている微粉炭 (0.1 mm 以下) と同等の性能を達成し、高炉での使用済みプラスチックを高効率に利用することが可能になった。各種検討結果を基に、2007 年 3 月に 8 000 t/y の使用済みプラスチック微粉化設備を建設し、実用化に成功した。

Abstract:

Successful recycling of waste plastics is critical to save natural resources and reduce CO₂ emissions. Since 1996, waste plastics have been utilized in JFE Steel for reducing agent of iron ore by injection into blast furnace. Waste plastics used in the blast furnace are coarse particles, because of the difficulty to crushed into fine particles. Considering the utilization efficiency of waste plastics in the blast furnace, fine particles are better in performance. Therefore, the technology for fine pulverization of waste plastics has been developed. It has been successfully applied in actual blast furnaces, contributing to lowering the reducing agent rate.

1. はじめに

使用済みプラスチック (以下、使用済みプラ) の排出量は年間約 1000 万トンと推計されている。そのリサイクルの推進のために一般使用済み廃棄物を対象とする容器包装リサイクル法 (以下、容リ法) が 2000 年に施行され、使用済みプラスチックのリサイクル率は着実に向上した (2000 年には 50%, 2011 年には 78% が有効利用)¹⁾。現在、容リ法で認定されているリサイクル手法としては、プラスチック製品に戻すマテリアルリサイクル、高炉原料化、コークス原料化、ガス化、油化などのケミカルリサイクルがある¹⁾。

一方、日本の鉄鋼各社は過去数十年に渡って、省エネルギー、省資源、CO₂ 排出量削減に取り組んでおり、鉄鋼製品を生産するための必要エネルギーは世界的にも最少である。しかしながら、さらなる省資源、CO₂ 排出量削減のために、一般社団法人日本鉄鋼連盟は地球温暖化防止対策の自主行動計画として、2008~2012 年の平均におけるエネルギー消費量を 1990 年比 10% 削減する目標を掲げた (粗鋼生産量 1 億トン前提)。また、追加的に使用済みプラなどの集荷シ

ステムの確立を前提に 100 万トンの使用済みプラなどの使用を見込んでいる²⁾。

以上のような観点から、JFE スチールでは容リ法施行に先立ち 1996 年より使用済みプラ高炉原料化事業を実施している。同技術は、分別収集された容器包装プラスチックを破碎し、約 10 mm に造粒後、高炉下部羽口より熱風とともに吹込み、鉄鉱石還元材に利用する方法である³⁾。本技術は高炉特有の送風により炉下部に形成されるコークスに囲まれた空間 (レースウェイ) で利用される。造粒プラスチックは粗粒であることから、ガス化速度が微粉炭に比べて遅いものの、粗粒子であるがゆえにレースウェイ内で循環滞留し、ガス化するものと推定された³⁾。10 mm 以下の粗粒プラスチックは、この滞留効果により還元ガスに変換されるが、使用済みプラ由来の灰分 (ash) 成分などによる高炉内圧損上昇 (通気性悪化) などの課題も明らかとなり、種々の改善研究を実施した^{4,5)}。また、昨今の高炉での高生産性、CO₂ 排出量削減での低還元材比操業においては、より使用済みプラのガス化効率を向上させる必要がある。

さらに、粗粒プラスチックは微粉炭 (補助還元材) とは粒径が大幅に異なることから、設備 (貯留、吹込みなど) を共用することができず、別途吹込み設備を設置し、高炉の

特定の羽口のみには吹込み還元材として利用している。リサイクル量拡大のためには、可能な限り微粉炭と同程度のガス化特性を有することが好ましく、適正な粒径に使用済みプラを微粉化し、微粉炭と同様に高炉に吹き込む必要がある。

本稿では、使用済みプラの基本的なガス化特性に関する知見および微粉化のための各種試験結果について述べ、その検討結果を基に建設した使用済みプラ微粉化設備に触れる。

2. 高炉吹込みに適したプラスチック粒径設計

石炭のガス化特性は組成にもよるが、一般的にその粒径に依存し、粒径が小さいものほどガス化は速い⁶⁾。プラスチックも石炭と同様に、粒径を小さくすることでガス化特性は向上すると考えられる。しかしながら、プラスチックを微粉にするためには、冷却などの操作が必要となり、よりエネルギーを必要とする。そこで、まず微粉炭と同程度のガス化特性を有するプラスチック粒径を明らかとする必要がある。

高炉は高炉下部羽口から約 1200℃の熱風を送風し、上部から降下するコークスを還元ガスに変換し、鉄鉱石を還元、溶解し、溶銑を製造する。コークスを削減するために、微粉炭を補助還元材として羽口より吹き込み、微粉炭を還元ガスに変換する。羽口より吹き込んだ補助還元材は、図 1 に示すように高炉内で活用される。羽口先のガス速度は約 200 m/s であることから、羽口先にはレースウェイが形成され、吹き込まれた微粉炭はレースウェイ内にて送風中酸素により還元ガスに変換される。レースウェイ内の固体の滞留時間は数十ミリ秒と極めて短時間であることから、未燃焼チャー（炭素：以降、チャー）が生成し、レースウェイから炉内に供給される。このチャーは鉄鉱石の還元により生成した CO₂ あるいは H₂O と反応し、還元ガスに変換されるが、降下するコークスも同様に反応することから、その消費量には限界がある。チャーが炉内に残存した場合、炉内ガスの通気阻害、溶銑・スラグ滴の通液阻害をきたし、高炉操業が不安定となる。したがって、補助還元材の選定に際しては、

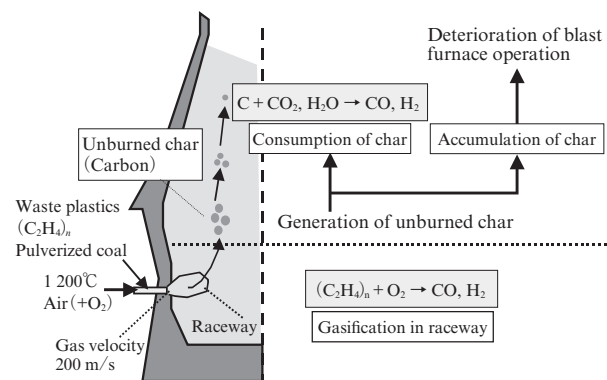


図 1 高炉に吹込まれた補助還元材の炉内挙動
Fig. 1 Solid reducing agent behavior in blast furnace

レースウェイ内のガス化効率が極めて重要であり、また、チャーが生成した場合にはその反応性が高いことが望まれている。

2.1 単一粒子のガス化挙動

2.1.1 実験方法

プラスチック単一粒子のガス化特性を評価するために、レーザー急速加熱により燃焼させ、高速度 CCD カメラ（(株) フォトロン製 FASTCAM-PCI）により観察した⁷⁾。粉碎した各試料より採取した単一粒子をニードルに接着し、レーザーヒータ装置にセット後、常圧、大気雰囲気条件においてレーザー（最大出力 20 W の出力可変型、ビーム径は約 2 mm）を照射し、高速度カメラ（250 フレーム/秒）により粒子の状態を撮影した。

供試プラスチックは加熱溶融した使用済みプラ（揮発分 VM：84.4 mass%，固定炭素 FC：8.2 mass%，灰分 Ash：7.4 mass%）を小型粉碎機で冷却しながら粉碎し、ふるいにて分級したものである。また、比較のために石炭として、VM 濃度の異なる J 炭（VM：31.2 mass%，FC：58.7 mass%，Ash：10.2 mass%）と Y 炭（VM：10.8 mass%，FC：77.4 mass%，Ash：11.8 mass%）を用いた。

2.1.2 実験結果

写真 1 に J 炭、Y 炭及び微粉プラスチック（200～250 μm、500 μm）のガス化状況を示す。J 炭および Y 炭は、石炭中 VM 放出による粒子膨張と VM 燃焼、チャー生成、チャー着火、チャー燃焼という石炭の一般的な燃焼過程を示し、VM が高いものほど燃焼終了が早い傾向を示す。一方、微粉プラスチック粒子（200～250 μm）は、石炭と同様な傾向を示すものの表面からの VM を放出・燃焼し、粒径が小さくなる傾向を示した。また、微粉炭よりガス化完了時間はかなり短く、良好なガス化特性を示した。微粉プラスチック粒子（>500 μm）では、昇温に伴い、粒子が溶融しながら揮発し、残った一部がニードル上に付着して表面燃焼するこ

	Elapsed time (ms)					
	0	40	80	100	300	400
J Coal						
Y Coal						
Plastics (200~250 μm)						
Plastics (500 μm)						

Atmosphere: Air Laser intensity: 3.5 W
J Coal: Volatile matter: 31.2 mass%, Fixed carbon: 58.7 mass%, Ash: 10.2 mass%
Y Coal: Volatile matter: 10.8 mass%, Fixed carbon: 77.4 mass%, Ash: 11.8 mass%

写真 1 単一粒子の高速度カメラ撮影結果
Photo 1 High speed photograph of plastics and pulverized coal

とが分かった。

2.2 粒子群のガス化挙動

2.2.1 実験方法

実高炉の下部を模擬した試験装置³⁾を用いて微粉プラスチックのガス化特性を検討した。試験は炉上部よりコークスを供給するとともに、羽口より高炉と同条件の熱風を送風する。送風中酸素によりコークスが消費されるが、炉上部の装入面が一定となるようにコークスを供給する。羽口と対向するプローブを用いてレースウェイ内羽口軸上の任意の位置における温度、ガス組成の測定が可能である。補助還元材のガス化率は以下の式より算出した。なお、ガス化率はレースウェイ内での補助還元材の還元ガスへの変換効率を示す。

$$(\text{ガス化率}) = \{(\text{補助還元材無時コークス供給速度 (kg/h)}) - (\text{補助還元材吹込み時コークス供給速度 (kg/h)})\} \times (\text{コークス中 C 濃度 (mass\%)}) / \{(\text{補助還元材吹込み速度 (kg/h)}) \times (\text{補助還元材中 C 濃度 (mass\%)})\}$$

試験条件は、送風温度 1200℃、O₂ 濃度 24%、補助還元材吹込み速度 (原単位) 21 kg/h (70 kg/t-溶銑相当)、羽口

先ガス速度 (1200℃で、炉内に吹き込まれる実ガス速度) 150 m/s、O₂ 過剰率 ((送風 O₂) (補助還元材のガス化 (CO₂, H₂O) に必要な酸素)) 2.0 の条件で行なった。なお、本装置は主にレースウェイ内の補助還元材のガス化特性を評価するものである。比較のために各種粒径に分級した微粉炭 (Ash: 8.8 mass%, VM: 23.2 mass%, FC: 68.0 mass%, C: 77.1 mass%, H: 3.9 mass%, O: 8.3 mass%) を用いた。

2.2.2 実験結果

(1) 微粉プラスチックの炉内挙動

図 2 に、レースウェイ内のガス組成分布 (500 mm 位置は本試験での排ガス組成を示す) を示す。送風中、O₂ は補助還元材のガス化に使用され、徐々に消費されるとともに CO₂、H₂O が生成する。CO₂ 生成ピークは燃焼焦点を示し、ガス化が最も活発である位置を示す。生成した CO₂、H₂O は炉内のコークスと反応し、CO、H₂ に変換される。ガス化特性の良い補助還元材は O₂ の消費が速い。ガス化特性の良い補助還元材が望まれるが、速すぎると燃焼焦点が羽口先に近づきすぎ、羽口への熱負荷が大となり、好ましくはない。

微粉プラスチックのガス化特性を微粉炭と比較すると、0.075 mm および 1.2 mm の微粉プラスチックは極

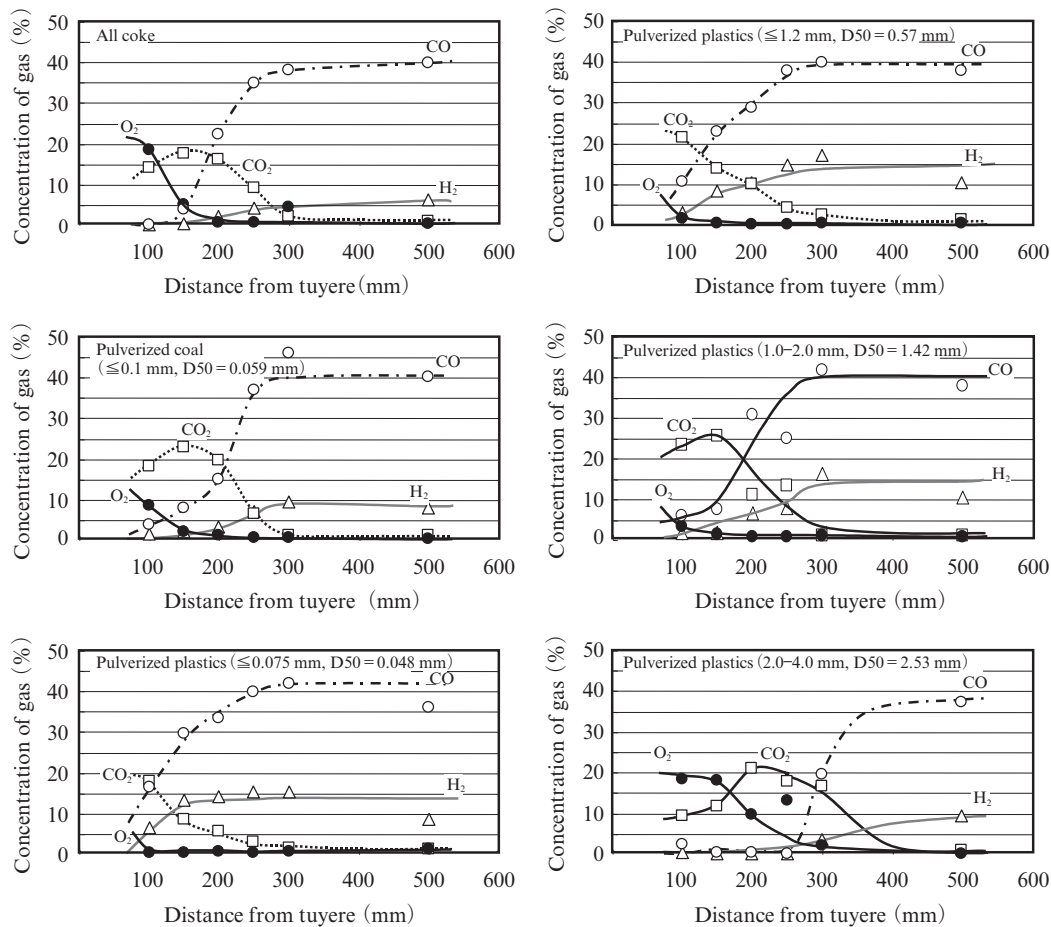


図 2 微粉プラスチック吹込み時のレースウェイ内ガス組成

Fig. 2 Change in gas composition of raceway during solid reducing agent injection

めてガス化が速く、羽口先から 100 mm 位置でほとんどの O₂ がガス化に利用されている。一方、2~4 mm では羽口先から 250 mm においても O₂ が残存し、ガス化が遅いことを示す。1~2 mm の微粉プラスチックで、微粉炭と同程度の傾向であった。燃焼焦点を示す CO₂ 濃度も同様の傾向を示した。このように、微粉プラスチックでは粒径が大になるに従い、O₂ 消費位置は炉内側に移行し、補助還元材を吹き込まないコークスと類似する。

(2) 微粉プラスチックのガス化率

図 3 に微粉プラスチック、微粉炭粒径とガス化率の関係を示す。両者とも粒径が大となるに従いガス化率は低下した。微粉プラスチックは微粉炭に比べて、粒径に対するガス化率の低下は大きい。微粉炭は急速昇温に伴い、粒子内部の VM が揮発し、細粒化することが報告されている^{8,9)}。そのため、粗粒微粉炭はレースウェイ内で微粒化し、微粒化した石炭がガス化するために粒径に対するガス化率の低下は小さかったものと考えられる。一方、供試した微粉プラスチックは種々形状のプラスチックを溶融造粒後、微粉化したものであり、緻密な粒子となっていることから、粒子近傍の熱が粒子に伝熱し、粒子表面から揮発したガスが着火し、ガス化すると考えられる。それゆえに、微粒プラスチックは粒子内伝熱が重要であり、粒径が大なるほど伝熱律速となり、粒径に対する低下幅が大きくなったものと考えられる。また、同一粒径でガス化率を比較すると、微粉プラスチックは微粉炭より全体的に高ガス化率を示す。これは微粉プラスチックが VM 主体であること、微粉炭は 70% が FC であるためである。VM のガス化が FC のガス化に比べて速いためと推定される。

通常使用されている微粉炭は 75 μm 以下 80% であり、本試験結果ではガス化率が 50~70% の範囲である。微

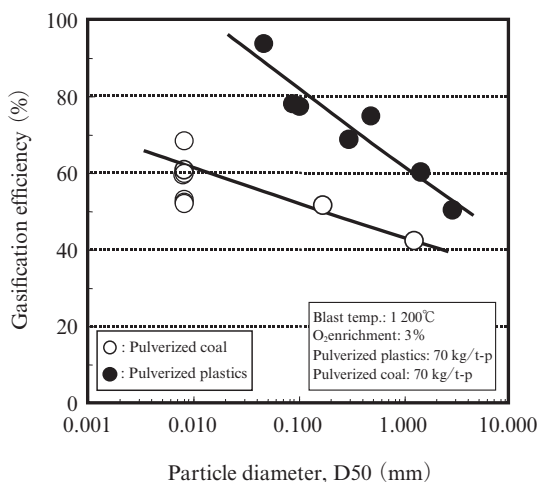


図 3 平均粒子径とガス化率の関係

Fig. 3 Relationship between particle diameter and gasification efficiency

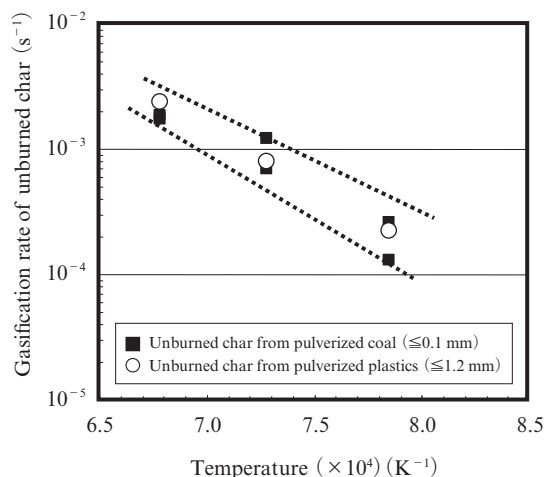


図 4 チャーの CO₂ 反応性

Fig. 4 CO₂ gasification of unburned char

粉炭と同程度のガス化率を有する微粉プラスチックの粒径は平均粒径 (D50) で、約 1 mm となった。

2.3 微粉プラスチック未燃焼チャー評価

1.2 mm 以下の微粉プラスチックは微粉炭と同程度のガス化特性を示した。しかしながら、100% のガス化率でないことから、チャーが生成し、炉内に供給され、その一部は CO₂ などによりガス化消費されるが、残りは炉内に蓄積し、通気・通液性の悪化要因となる。そこで、微粉プラスチックから生成するチャーの物性 (粒度分布など) および CO₂ 反応性について検討した。

1.2 mm 以下の微粉プラスチックおよび微粉炭チャーの CO₂ ガス化速度を熱天秤により測定した。図 4 に 1000℃~1200℃でのガス化速度を示す。CO₂ とのガス化挙動は、チャー 25 mg を不活性ガス中で昇温し、所定温度到達後 CO₂ 1.5 l/min を供給し、評価した。同図に示したように微粉プラスチックチャーは微粉炭チャーと同程度の反応性を示した。

以上の結果は、微粉プラスチックの粒径は平均粒径 (D50) で、約 1 mm とすれば、高ガス化率で利用可能と考えられる。

3. 使用済みプラスチック微粉化の考え方

単一粒子及び実炉に近い条件での結果から、微粉炭と同程度のガス化特性を示すプラスチック粒径は平均粒径で 1 mm 前後と推定され、使用済みプラを 1 mm 前後に粉碎可能な粉碎方法を選択すればよい。しかしながら、大規模に単一あるいは混合プラスチックを粉碎する場合、2章で述べたように粉碎にともなうプラスチック自身の軟化溶融を抑える必要があり冷却による粉碎が一般的である。

異種のプラスチックを混合した場合のプラスチックの衝撃強度を高めるためには相容化剤やゴムなどの弾性体を混

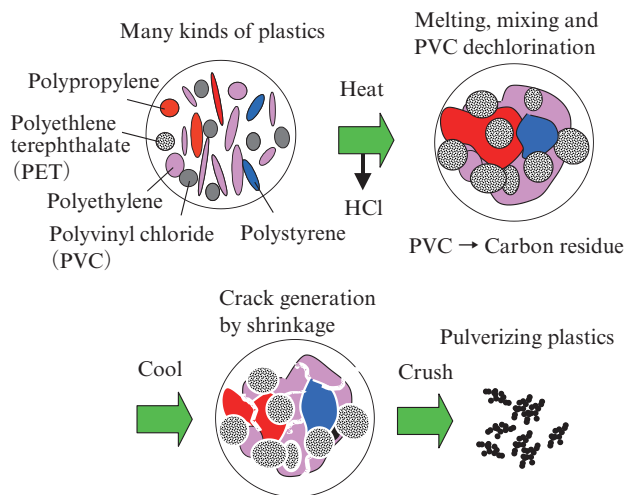


図5 使用済みプラスチック微粉化の考え方
Fig. 5 Concept of waste plastics pulverizing

合することが知られている¹⁰⁾。したがって、単純に異種のプラスチックを混合した場合、強度低下をきたすものと推定できる。使用済みプラスチックは、図5のように性質の異なるプラスチックおよび収集過程で混入するゴムやアルミニウムなどの混合物である。この使用済みプラを微細に熔融混合し、常温まで冷却すれば、そのプラスチック間の界面に応力が発生し、脆弱化するものと考えられる。また、加熱熔融に伴い、プラスチックはC-C結合が切断され、低重合化されたり、200℃以上で塩化ビニル樹脂(PVC)の脱塩素反応¹¹⁾が起り、炭素質の塩素物¹²⁾が生成する。したがって、使用済みプラを加熱熔融混合することで、従来使用している粉碎機においても常温で微粉とすることが可能と考えられる。

4. 使用済みプラスチックの微粉化の検証

4.1 実験方法

試験に用いた使用済みプラは容り法で収集された使用済みプラから、不適物(ガラス、金属など)を除去し、リングダイ造粒機により円柱状(10 mmφ)に熔融造粒したものであり、見掛密度は0.83 g/cm³である。元素分析結果はC: 75.8 mass%, H: 10.25 mass%, O: 8.80 mass%, Cl: 1.46 mass%, Ash: 3.47 mass%であった。また、使用済みプラ組成はプロトン核磁気共鳴(¹H-NMR)測定から、ポリエチレン: 31.4%, ポリプロピレン: 22.4%, ポリスチレン: 16.9%, ポリエチレンテレフタレート(PET): 12.9%, PVC: 1.6%, その他プラスチック: 13.8%であった。

試験は図6に示す4分割電気加熱(ダイス加熱部も含む)の2軸押し機((株)東洋精機製作所製ラボプラストミル, スクリュー径: 20 mmφ, ダイス径: 10 mmφ, スクリュー長/スクリュー直径比=20)で行なった。試験条件は、処理温度: 180~350℃, 使用済みプラ供給量: 0.50 kg/h(滞留時間:

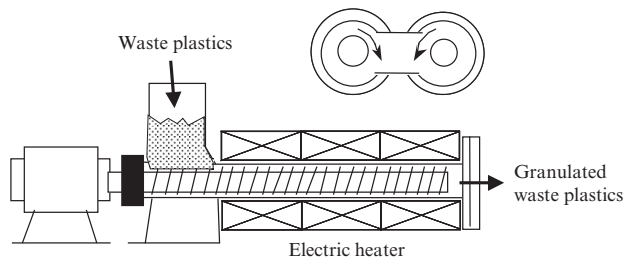


図6 使用済みプラスチック熔融・押し機

Fig. 6 Experimental apparatus for waste plastics granulation

15 min), 0.25 kg/h (30 min), 0.17 kg/h (45 min)とした。ダイスから排出された熔融プラスチックは空冷し、回収した。

加熱熔融により得られた使用済みプラを200~300 g(約3 cmにカット)程度採取し、2 mmφスクリーン(パンチングメタル)付粉碎機((株)ホーライ製, 型式: UM-280)を用い、15 min 粉碎処理(回転数: 695 rpm)した。得られた2 mm以下の試料を篩により分級し、粒径ごとに重量測定を行ない、Rosin-Rammler線図より平均粒径を求めた。

4.2 結果と考察

写真2に加熱熔融により得られた使用済みプラ(滞留時間: 30 min)の外観と断面写真を示す。処理温度が200℃の使用済みプラでは、内部に多くの空洞が存在するとともに未熔融のプラスチックが散見され、混合が不十分である。一方、320℃では空洞が減少するとともに、十分に混合されていることが観察された。また、使用済みプラ中にはゴムやアルミニウムなども認められた。使用済みプラの粘度を測定((株)島津製作所製フローテスター CFT-500)したところ、200℃は3 000~5 000 Pa・s, 320℃は400~560 Pa・sとなり、200℃で未熔融のプラスチックが320℃では熔融し、粘度が低下したことよると考えられる。また、処理温度が高いものほど熔融混合が促進され、得られた熔融プラスチックを2 mm以下に粉碎後、嵩密度(固め)を測定したところ、200℃処理では0.45 g/cm³であり、320℃処理では0.48 g/cm³であった。

加熱熔融後プラスチックを小型粉碎機で粉碎処理を行なった。粉碎機には2 mmのスクリーンを設置しているため、

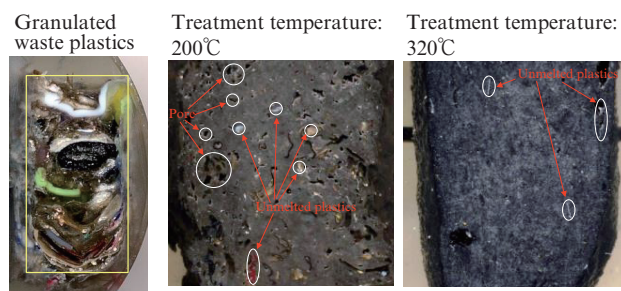


写真2 加熱熔融混合プラスチックの断面撮影

Photo 2 Cross section of granulated waste plastics

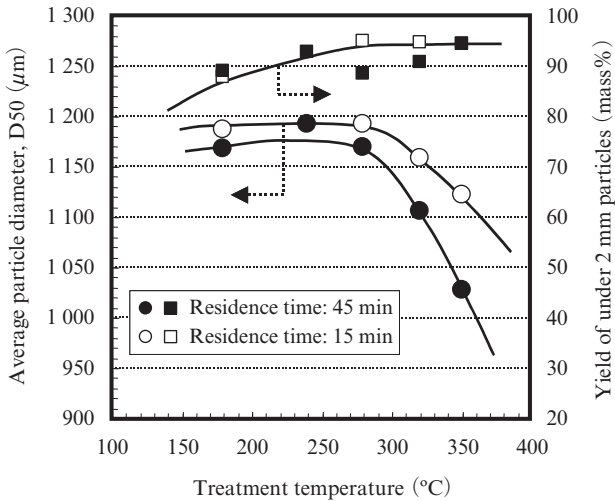


図7 処理温度と2 mm 以下粒子の平均粒径, 収率

Fig. 7 Influence of treatment temperature on average particle diameter and yield of >2 mm of waste plastics

粉碎性が極めて良好であれば、全量2 mm 以下の粒径となるが、粉碎性が劣る場合は、一部粉碎機内に残留する。図7に、処理温度と2 mm 以下プラスチック粒子の収率および平均粒径 (D50: 50%通過径) の関係を示す。2 mm 以下プラスチック粒子の収率は処理温度が高くなるにもない増加した。滞留時間の影響はほとんど認められない。一方、2 mm 以下プラスチックの平均粒径は、280°Cまで処理温度の影響は認められず、280°C以上で平均粒径は大幅に低下した。また、滞留時間を長くするとさらに平均粒径は低下する。

図8に、処理温度と得られた使用済みプラ中のCl濃度の関係を示す。処理温度が250°C以上において、PVCの脱塩素反応によりCl濃度は低下した。図7の結果と併せて考えると、粉碎性が向上した主要因は使用済みプラのPVCの脱塩素により生成する脱塩素物の存在と考えられる。脱塩素

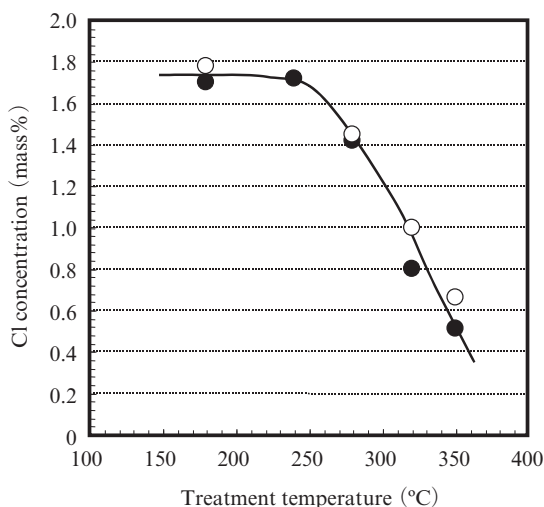


図8 処理温度と溶融プラスチック中塩素濃度

Fig. 8 Relationship between Cl concentration and average particle diameter of crushed waste plastics

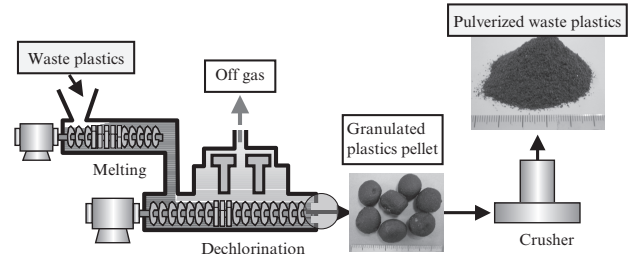


図9 使用済みプラスチック微粉化プロセス

Fig. 9 Schematic diagram for pulverization of waste plastics

物はポリエー構造を有する炭素質 (処理温度条件下) と考えられ、衝撃による粉碎が容易である^{12, 13)}。生成した脱塩素物が溶融混合により使用済みプラ中に均一分散し、それが破壊の起点となったものと考えられる。

また、加熱に伴い2 mm 以下粒子の収率が増加した要因は以下と考えられる。

- (1) 加熱に伴いプラスチックの主鎖が切断され、低分子化される¹⁴⁾。
- (2) 異種プラスチックを溶融混合することで、異種プラスチックの接触界面が増加し、冷却過程でこの界面に応力が発生し破壊の起点となる。
- (3) 使用済みプラ中にはゴム、アルミニウム、紙、木などが含まれることから、使用済みプラの溶融混合過程でこれらが分散し、冷却過程でこの不純物とプラスチックの界面に応力が発生し、この部位が破壊の起点となる。

5. 使用済みプラスチック微粉化プロセス

ガス化試験および使用済みプラ微粉化検討の結果を基に、図9に示すフローの使用済みプラスチック微粉化プロセスをJFEスチール 東日本製鉄所 (京浜地区) に2007年3月に建設した。同設備は異種プラスチックからなる使用済みプラを溶融し、均一に混合する溶融・混練工程、使用済みプラ中のPVCから塩素を塩化水素として除去する脱塩素工程、均一混練プラスチック内に亀裂 (応力) を生成する水冷工程、さらに衝撃式粉碎機で微粉砕する工程からなり、年間8000tの微粉プラスチック (平均粒径0.2~0.4 mm) を製造する。なお、現在はさらに改善を加え、加熱溶融のみで微粉化が可能との設備構成となった。また、2012年度に設備増強を行ない、年間1.6万トンの能力となり、天然資源であるコークスを削減することでCO₂排出量を削減するものである。

6. おわりに

粒径の異なるプラスチックのガス化検討および使用済みプラスチックの加熱溶融混合、粉碎方法について検討し、以下の結果が明らかとなった。

- (1) 単一粒子および粒子群のガス化挙動から、1.4 mm 以下に粉砕されたプラスチックであれば、微粉炭と同等の

ガス化特性を示すものと推定された。

- (2) 使用済みプラスチックの粉碎性を向上させるためには、使用済みプラスチックを塩ビ樹脂の脱塩素温度以上で加熱熔融混合することが有効である。
- (3) 本検討結果を基に、使用済みプラスチック微粉化プロセスを実用化し、現在、微粉プラスチックを高炉の鉄鉱石補助還元材として利用している。

参考文献

- 1) プラスチック処理促進協会資料. <http://www.pwmi.or.jp/flow/flame04.htm>.
- 2) 日本鉄鋼連盟ホームページ. <http://www.jisf.or.jp/business/ondanka/index.html>.
- 3) Asanuma, M.; Ariyama, T.; Sato, M.; Murai, R.; Nonaka, T.; Okochi, I.; Tsukiji, H.; Nemoto, K. ISIJ Int. 2000, vol. 40, p. 244.
- 4) Murai, R.; Asanuma, M.; Kashihara, Y.; Sato, M.; Ariyama, T.; Fukumoto, T.; Sakurai, M. CAMP-ISIJ. 2005, vol. 18, p. 97.
- 5) 浅沼稔, 梶岡正彦, 桑原稔, 福本泰洋, 寺田周雄. JFE 技報. 2008, no. 22, p. 67.
- 6) 平野敏右, 燃焼学—燃焼現象とその制御—. 海文堂出版, 1986, p. 162.
- 7) 谷口正行, Chen, John C. 橋戸清, 伊藤和行, 宮寺博, 工藤一彦. 化学工学論文集. 1994, vol. 20, p. 834.
- 8) Willmers, R. Ironmaking Conference Proceeding. 1989, p. 395.
- 9) 山口一良, 鞆野建夫, 出野正, 山根健司, 東野郁夫, 平川俊一. 鉄と鋼. 1998, vol. 84, p. 603.
- 10) 成澤郁夫. プラスチックの耐衝撃性. シグマ出版, 1994.

- 11) プラスチックデータハンドブック. 旭化成アミダス編. 工業調査会, 1999.
- 12) 浅沼稔, 有山達郎, 家本勅. 日エネ誌. 2000, vol. 79, p. 210.
- 13) Shin, S. M.; Yoshioka, T.; Okuwaki, A. Proc. 1st Inter. Symp. on Feedstock Recycling. Sendai, SV-9,1999, p. 87.
- 14) 平野勝巳, 岩崎晋久, 角田雄亮, 菅野元行. 使用済み棄物資源循環学会論文誌. 2010, vol. 21, p. 165.



浅沼 稔



寺田 周雄



井ノ口孝憲



高島 暢宏