Technical Paper

Evaluation of Waste Plastics Particle for Blast Furnace Injection

Minoru ASANUMA^{*1}, Masahiko KAJIOKA^{*2}, and Hidekazu TSURUTA^{*1}

(Received June 22, 2011)

高炉吹込み用廃プラスチックの粒度評価

浅沼 稔^{*1}, 梶岡正彦^{*2}, 鶴田秀和^{*1}

Comparison of combustion and gasification behavior of waste plastics with pulverized coal is necessary to increase the replacement rate of waste plastics to coal. The combustion and gasification behavior of these materials were observed by use of rapid heating experiment and laminar flow furnace. The experimental results showed that the ignition of waste plastics was faster than that of pulverized coal when the size of these materials was same, and the combustibility of waste plastics, which size is less than 1.4 mm, was almost same as the coal. The crushability of waste plastics was studied by experiment using extruder and impact mill. The results showed that the crushability of waste plastics improved by melting and mixing of various kinds of plastics. And moreover an increase of impurity also improved it. The mechanism seems as follows. The dechlorinated residues produced by PVC dechlorination during heating process are dispersed in melting waste plastics. And the residues become the origin of the destruction during cooling process.

Key Words

Waste plastics, Pulverization, Dechlorination, Combustion and gasification

1. 緒 言

プラスチックはその優れた特性から、様々な分野で幅広く使用されている。その生産量は至近では約1100万tであるが、リーマンショック前には約1400万tに達している¹⁾。一方、廃棄されるプラスチックは生産量増に伴い約1000万tに達している。廃棄されるプラスチックは複数のプラスチックあるいは他の素材との複合材・混合物であり、分離・分別することが難しく、1995年当時でのリサイクル率は25%であった。そのため、2000年4月には容器包装プラスチックの再商品化に関する法律（容リ法）が全面施行され、リサイクル率は大幅に向上し、現在では79%（2009年）に達している¹⁾。

廃プラスチックの利用方法はマテリアル、ケミカル、サーマルリサイクルに分類されている。新品同様に再生する材料へのリサイクルには膨大なエネルギーを投入する必要があるが、パレット等に再生利用されているのが現状である。ケミカルリサイクルとしては、高炉原料化²⁾、コークス原料化³⁾、ガス

化⁴⁾、油化⁵⁾がある。

筆者らが開発した使用済みプラスチックの高炉原料化技術は、分別収集された容器包装プラスチックを破碎し、約10mmに造粒後、高炉の鉄鉱石還元材に利用する方法である。本技術は高炉特有の炉下部機能（送風エネルギーにより発生するコークスに囲まれた空間：レースウェイ）により利用することができるが、通常鉄鉱石の還元材に利用されている微粉炭（補助還元材）とは粒径が大幅に異なることから、設備（貯留、吹込み等）を共用できず、特殊な吹込み設備を必要とする。また、基本的に塩ビを除去する必要があるが、物理的に除去された塩ビは高炉に利用できない。造粒プラスチックは粗粒であることから低比表面積で、ガス化速度が微粉炭に比べて遅く、その分をレースウェイ機能が補足しているが、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い。そのため、適正な粒径に廃プラスチックを微粉化する技術が必要となる。廃プラスチックを安価に微粉化できれば、高炉に

* 1 Steel Research Laboratory, JFE Steel Corporation
1-1, Minamiwatarida-cho, Kawasaki-ku, Kawasaki-shi,
Kanagawa 210-0855, Japan

* 2 Solution Division (Kawasaki), JFE Techno-Research
Corporation
1-1, Minamiwatarida-cho, Kawasaki-ku, Kawasaki-shi,
Kanagawa 210-0855, Japan

* 1 JFE スチール(株) スチール研究所
〒210-0855 神奈川県川崎市川崎区南渡田町1番1号

* 2 JFE テクノリサーチ(株) ソリューション本部 (川崎)
〒210-0855 神奈川県川崎市川崎区南渡田町1番1号

限らず他のプロセスでも高効率に利用可能と考えられる。

プラスチック粒子のガス化挙動としては、Panagiotouら⁶⁾、戸松ら⁷⁾の報告がある。いずれも市販のプラスチックかつ粒径の揃った粒子の評価であり、廃プラスチック単一粒子の評価ではない。また、石炭との比較については検討されていない。

廃プラスチックの粉碎方法としては、回転刃により破碎するか、衝撃により粉碎し、破碎機あるいは粉碎機の下部に設置したスクリーンにより所定粒径の粉碎品を得るのが一般的である。いずれも、破碎等により発生する熱により、熱可塑性のプラスチックが軟化溶融することから数mm程度が限界である。廃プラスチックを1mm以下に微粉碎する方法としては、プラスチックを冷却しつつ粉碎する方法⁸⁾が報告されているが、冷却にエネルギーを投入する必要があること、大型化が困難であること等が考えられる。また、粉碎方法、機種を種々選択し、プラスチックの粉碎を検討した技術報告書⁹⁾も知られている。しかしながら、これらはプラスチックの粉碎手法の検討であり、粉碎挙動、メカニズムを扱ったものではなく、単一成分の粉碎についての報告である。

本論文では、廃プラスチックから物理的に塩ビを除去せずに高炉でリサイクルすることを目的とし、従来利用されている微粉炭と比較検討することで、微粉炭と同程度のガス化特性となる使用済みプラスチックの粒径を明確にするとともに、廃プラスチックの粉碎挙動およびメカニズムについて検討した。

2. 微粉プラスチックのガス化特性検討

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する。粒径が小さいものほどガス化は速い¹⁰⁾。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、粒径を小さくするためには前述したように、冷却等の操作が必要となり、経済的ではない。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にする必要がある。

2.1 単一粒子のガス化挙動

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（フォトン社製FASTCAM-PCI）により観察した。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20Wの出力可変型、ビーム径は約2mm）を照射し、高速度カメラ（250fps）により粒子の状態を撮影した。

試験に用いたプラスチックは加熱溶融した廃プラスチック（揮発分：84.4wt%，固定炭素：8.2wt%，灰分：7.4wt%）を小型の粉碎機で冷却しながら粉碎し、篩にて分級したものである。また、比較のために石炭として、揮発分濃度の異なるJ炭（揮発分：31.2wt%，固定炭素：58.7wt%，灰分：10.2wt%）とY炭（揮発分：10.8wt%，固定炭素：77.4wt%，灰分：11.8wt%）を用いた。

Fig. 1にJ炭、Y炭および微粉プラスチック（200～250 μ m, 500 μ m）のガス化状況を示す。J炭およびY炭は、石炭中揮発分放出による粒子膨張と揮発分燃焼、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、揮発分が高いものほど燃焼終了が速い傾向を示す。一方、微粉プラスチック粒子（200～250 μ m）については、石炭と同様な傾向を示すものの表面からの揮発分を放出・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 μ m）では、昇温に伴い、粒子が溶融しながら揮発し、残った一部のプラスチックがニードル上に付着して表面燃焼することが分かった。

Fig. 2には、粒子画像面積から算出したガス化前粒子の円相当粒径と着火から燃えきりまでのガス化完了時間の関係を示す。石炭の場合、粒径が大きくなるに従い、ガス化に要する時間が顕著に増加する。揮発分が多い石炭の方が、ガス化完了時間が短くなる傾向を示す。一方、プラスチックの場合は

Atmosphere: Air, Laser intensity: 3.5W

Fig. 1 High speed photograph of plastics and pulverized coal

Fig. 2 Influence of completion time of the combustion and gasification on particle diameter

ガス化完了時間に及ぼす粒径の影響は大きくない。これは石炭の場合、揮発分燃焼後に残留する固定炭素のガス化が律速であり、プラスチックの場合はほとんどが揮発分であるためと考えられる。

2.2 粒子群のガス化挙動

実際の燃焼炉においては、単一粒子のみのガス化ではなく、各粒子の燃焼熱が近接する粒子に伝熱し、ガス化を促進する。また、粒子の周囲環境は高温場であり、ガス化には極めて有利に働く。そこで、縦型電気炉（内径：42 mm φ、炉有効長さ：1150 mm）⁹⁾を用いて、ガス化試験を行った。粉体供給速度は約 5 g/h とし、1200℃に保持されている炉内に 400℃に予熱した空気（12 L/min, 1200℃条件で 0.71 m/s）とともに供給した。粒子は炉内を下降し、ガス化反応が進行する。炉下部より挿入したサンプリングプローブを用いてガス化途中の粒子を捕集し、粒子中の残存する灰分を分析し、未燃率を算出した。0.075 mm以下に粉砕分級した微粉炭は揮発分の異なる 2 炭種（平均粒径 D50：0.029 mm (Y 炭), 0.044 mm (J 炭)) を、プラスチックは -0.5 mm（平均粒径 D50：0.095 mm）と -1.4 mm（平均粒径 D50：1.08 mm）（装置の制約上）とした。さらにサンプリングプローブの位置を変えることで粒子滞留時間を変えて未燃率を測定した。

未燃率 (%)

$$= \frac{(\text{燃焼前サンプルの灰分} \times \text{採取サンプルの未燃分})}{(\text{採取サンプルの灰分} \times \text{燃焼前サンプルの可燃分})}$$

なお、採取サンプルの未燃分および燃焼前サンプルの可燃分は揮発分と固定炭素を示す。

Fig. 3に滞留時間と未燃率の関係を示す。単一粒子のガス化試験の結果と同様に、原料中揮発分濃度が高いものほど、未燃率が低い傾向を示した。すなわち、ガス化率が高いことを示す。-0.5 mmのプラスチックの場合、微粉炭の1/50～1/250

Fig. 3 Influence of particle residence time on unburned char

の未燃率であり、極めてガス化率が高いことを示した。粒径が -1.4 mm のプラスチックにおいても微粉炭と同程度の未燃率を示した。

以上の結果から、廃プラスチックを 1.4 mm 以下（平均粒径：約 1.0 mm）に粉砕することにより、実炉において微粉炭と同等のガス化特性を有するものと推定された。

3. 廃プラスチックの微粉砕の考え方

単一粒子およ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、廃プラスチックを 1 mm 前後に粉砕可能な粉砕方法を選択すれば良い。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砕する場合、前述したように粉砕にともなうプラスチック自身の軟化溶解を抑える必要があり冷却による粉砕が一般的である。

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を混合したり、衝撃エネルギーを吸収するゴムなどの弾性体を混合することが知られている¹²⁾。相容化剤あるいは弾性体が混合されなければ、単純に種類の異なる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。廃プラスチックは Fig. 4 に示すように性質の異なるプラスチック（ポリエチレン：PE、ポリプロピレン：PP、ポリスチレン：PS、塩ビ樹脂：PVC、ポリエチレンテレフタレート：PET 等）および収集過程で混入する不純物の混合物である。そのため、この廃プラスチック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、PE などのオレフィン系プラスチックは炭素-炭素結合が切断され、低重合化されたり、200℃以上で塩ビ樹脂では脱塩素反応¹³⁾が起これ、炭素質の塩ビ脱塩素物（ポリエン構造）¹⁴⁾が生成する。

従って、廃プラスチックを加熱熔融混合することで、従来

Fig. 4 Concept of waste plastics pulverizing

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. 廃プラスチックの微粉碎方法検討

4.1 試験材

試験に用いた廃プラスチックは容り法で収集された廃プラスチックから、不適物（ガラス、金属等）を除去し、リングダイ造粒機により円柱状（10 mm ϕ ）に熔融造粒したものであり、見掛密度は 0.83 g/cm³ である。

また、加熱熔融による廃プラスチックの粉碎性を明確にするために、プラスチック加熱熔融条件にて、物理的、化学的に変化の少ない物質を同時に供給し、4.3 の粉碎試験に用いた。使用したプラスチックは市販の PP（日本ポリプロ製 ノバテック PP (MA1B)）であり、添加した物質は 0.5-0.6 mm に粉碎・分級したコークスを用いた。なお、PE はプラスチック生産に占める割合が高いものの、低密度、高密度等の種類があり、単一種類として多い PP を選択した。それらの工業分析および元素分析結果を Table 1 に示す。なお、廃プラスチックの組成は¹⁾H-NMR により測定し、PE:31.4%, PP:22.4%, PS:16.9%, PET:12.9%, PVC:1.6%, その他プラスチック:13.8% であった。

4.2 プラスチック加熱熔融試験

4.2.1 廃プラスチックの加熱熔融試験

試験は Fig. 5 に示す 4 分割電気加熱（ダイスの加熱部も含む）の 2 軸押し出し機（東洋精機製作所製ラボプラストミル、スクリー径:20 mm ϕ 、ダイス径:10 mm ϕ 、スクリー

Fig. 5 Experimental apparatus for waste plastics granulation

長さ/スクリー直径 (L/D) = 20, 混練ブロック無) を用いて行った。試験条件は処理温度:180~350℃, 廃プラスチック供給量:0.50 kg/h (滞留時間:15 min), 0.25 kg/h (滞留時間:30 min), 0.17 kg/h (滞留時間: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。

4.2.2 モデルプラスチックによる加熱熔融試験

プラスチックの粉碎性（メカニズム）を確認するための試験については、PP に添加物としてコークスを 10~30wt% の割合で混合し、Fig. 5 と同様の 7 分割電気加熱の 2 軸押し出し機（パーカーコーポレーション社製 HK25D, スクリー径:25 mm ϕ 、ダイス径:10 mm ϕ ）を用いて熔融混合した。但し、PP とコークスの混合を強化するために、 $L/D=41$ とするとともにスクリー内に 2 箇所混練ブロックを設置した。処理温度は PP の低分子化を極力抑えるために 200℃ とし、供給量は 6 kg/h で行った。

4.3 加熱熔融プラスチックの評価

4.3.1 微粉碎試験

加熱熔融により得られた廃プラスチックを 200~300 g (約 3 cm にカット) 程度採取し、Fig. 6 に示す 2 mm ϕ スクリーン（パンチングメタル）付粉碎機（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、粒径毎に重量測定を行い、それぞれの粒径の重量をもとに Rosin-Rammler 線図より平均粒径を求めた。これを基準としてそれぞれの 4.2 の試験条件における粉碎性への影響を評価した。

4.3.2 加熱熔融プラスチックの強度評価

コークスが混合した PP の機械的強度を評価するために、3 mm ϕ 程度に延伸し、円柱状のペレットとした後、長さ 80 mm, 幅 4 mm, 厚み 8 mm に射出成型し、ノッチ（ノッチ深さ:2 mm）加工後アイゾット衝撃強度の測定（JIS K7110 準拠、東洋精機製作所製ユニバーサル衝撃試験機 DG-UB 型）

Table 1 Composition of samples tested

Sample	Proximate analysis (dry-wt%)			Ultimate analysis (dry-wt%)				
	VM	FC	Ash	C	H	N	O	Cl
Waste plastics	-	-	3.47	75.80	10.25	0.22	8.80	1.46
Polypropylene	-	-	-	85.71	14.29	-	-	-
Coke	0.70	88.10	11.20	86.80	0.25	1.11	0.22	0.00

Fig. 6 Experimental apparatus for pulverizing of plastics

を行った(試験片数:10)。アイゾット衝撃強度は衝撃に対する強さ(靱性)を評価する衝撃試験の方法であり,合成樹脂の機械的性能の評価によく用いられている。

4.4 結果と考察

4.4.1 加熱溶融廃プラスチックの粉碎性

Fig. 7 に加熱溶融により得られた廃プラスチック(滞留時間:30 min)の外観と断面写真を示す。処理温度が200℃の廃プラスチックでは,内部に多くの空孔が存在するとともに未溶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℃では空孔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,廃プラスチック中にはゴムやアルミナなどの成分も認められた。廃プラスチックの粘度を測定(島津製作所製フローテスター CFT-500)したところ,200℃は3000~5000 Pa·s,320℃は400~560 Pa·sとなり,200℃で未溶融のプラスチックが320℃では溶融し,粘度が低下したことによると考えられる。また,処理温度が高いものほど溶融混合が促進され,得られた溶融プラスチックを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。

加熱溶融後プラスチックをFig. 6の粉碎機で粉碎処理を行った。粉碎機には2 mmのスクリーンを設置しているため,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。Fig. 8には,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以下収率は処理温度が高くなるにともない増加した。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℃まで処理温度の影響は認められず,280℃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。

Fig. 9には,処理温度と得られた廃プラスチック中の塩素濃度の関係を示す。処理温度が250℃以上において,塩ビ樹脂の脱塩素反応により塩素濃度は低下した。Fig. 8結果と併せて考えると,粉碎性が向上した主要因は廃プラスチックの塩ビ樹脂の脱塩素により生成する脱塩素物の存在と考えられる。脱塩素物はポリエン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^{14) 15)}。生成した脱塩素物が溶融混合により廃プラスチック中に均一分散し,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¹⁶⁾。

Fig. 8 Influence of treatment temperature on average particle diameter and yield of -2mm of waste plastics

Fig. 9 Relationship between Cl concentration and average particle diameter of crushed waste plastics

Fig. 7 Cross section of granulated waste plastics

- 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廃プラスチック中にはアルミ、紙、木などの不純物が含まれることから、廃プラスチック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。

4.4.2 添加物混合によるプラスチック粉碎性への影響

廃プラスチックを加熱溶融混合することで、粉碎性が向上した。そこで、市販のPPに物理的・化学的に変化の少なく、プラスチックとの相互作用が少ないコークスを添加して粉碎性を評価した。

Fig. 10 にはコークス添加率が10～30wt%のPPの断面写真をそれぞれ示す。写真断面にはPP中のコークスならびに断面を研磨する過程でコークスが脱落した気孔が観察される。コークス添加率が増加するにともない断面に観察されるPP中のコークス粒子間の距離も短くなっている。また、各コークス添加のPPは、ほぼ均一に分散していることが観察される。

Fig. 11 にはコークスの添加率を変えたPPをFig. 6の装置により粉碎した場合の2 mm以下粒子収率と2 mm以下粒子の平均粒子径をそれぞれ示す。コークスを添加しないPPでは2 mm以下粒子の収率は約10 wt%であるのに対して、コークスを添加することで2 mm以下粒子の収率は著しく増加し、30 wt%添加で約70 wt%が2 mm以下に粉碎された。また、2 mm以下粒子の平均粒子径もコークスの添加率を増加することで低下した。添加したコークス粒子は0.5～0.6 mmであることから、コークス粒子のみが粉碎過程で分離されて2 mm

Fig. 10 Cross section of PP doped coke particles (0.5-0.6 mm)

Fig. 11 Influence of coke content on polypropylene crushability

以下スクリーンを通過した場合、同図の点線となり、30 wt%添加で約40 wt%（添加無しで約10 wt%の収率）の収率となるはずである。しかしながら、2 mm以下粒子の収率はそれより多い。これはコークス粒子を添加することにより、PP単独に比較して粉碎性が向上したことを示唆する。Fig. 12に今回試験で得られたコークス添加率の異なる2 mm以下粒子の平均粒子径とコークスが均一分散したと仮定した場合のコークス粒子間距離（コークス粒子径0.55 mmと仮定）を示す。PP中のコークスの粒子間距離が短くなる（コークス添加率が高くなる）ほど、実測の平均粒子径は低下する傾向となった。

Fig. 13 にはコークスを添加したPPのアイゾット衝撃強度測定結果を示す。アイゾット衝撃強度はコークス添加率が増加するに伴い低下する傾向を示した。この結果はPP中のコークス粒子の増加にともないコークス粒子間距離が短くなったこと、およびPPとコークス粒子界面の増加により、マトリックスであるPPの機械的強度が低下したためと考えられる。以

Fig. 12 Relationship between average particle diameter and calculated distance of coke particles

Fig. 13 Influence of impurity on izod impact strength of polypropylene

上の結果は、Fig. 11 のコークス添加による 2 mm 以下収率増加および 2 mm 以下粒子の平均粒子径低下を裏付けるものと考えられる。

本モデル実験から、廃プラスチックの加熱溶融混合での粉碎性の向上は、廃プラスチック中に含有されるアルミ、紙、木等および塩ビ脱塩素より得られた脱塩素物が、溶融混合過程で分散し、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ったものと考えられる。また、さらに廃プラスチックの粉碎性を向上させるためには、本モデル実験で添加したようなプラスチックとは異なる物性の物質を添加すれば良いことが明らかとなった。

5. 結 言

粒径の異なるプラスチックのガス化検討および廃プラスチック、モデル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 以下に粉碎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) 廃プラスチックの粉碎性を向上させるためには、廃プラスチックを塩ビ脱塩素温度以上で加熱溶融混合することが有効である。粉碎性は以下の要因により向上するものと推定された。
 - ① 廃プラスチック中のアルミ、紙、木などの不純物が、廃プラスチックの溶融混合過程で分散し、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。また、塩ビ脱塩素により生成した脱塩素物が溶融混合により廃プラスチック中に均一分散し、それが破壊の起点となる。
 - ② 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。

文 献：References

- 1) (社)プラスチック処理促進協会資料, <http://www.pwmi.or.jp/flow/flame04.htm> : Plastic Waste Management Institute
- 2) Asanuma, M., Ariyama, T., Sato, M., Murai, R., Nonaka, T., Okochi, I., Tsukiji, H., Nemoto, K., *ISIJ Int.*, **40**, 244(2000)
- 3) 福田耕一, 鉦取英宏, 加藤健次, 日エネ誌, **89**, 522 (2010) : Fukuda, K., Kuwatori, H., Kato, K., *J. Jpn. Inst. Energy*, **89**, 552(2010)
- 4) 大井信之, 井上正典, 日エネ誌, **89**, 516(2010) : Ooi, N., Inoue, M., *J. Jpn. Inst. Energy*, **89**, 516(2010)
- 5) 伊部英紀, 日エネ誌, **89**, 508(2010) : Ibe, H., *J. Jpn. Inst. Energy*, **89**, 508(2010)
- 6) Panagiotou, T., Levendis, T. A., *Combustion and Flame*, **99**, 53 (1994)
- 7) 戸松高基, 中間達彦, 田中修平, 平野祐樹, 石野洋二郎, 燃焼シンポジウム講演論文集, **45**, 192 (2007) : Tomatsu, T., Nakama, T., Tanaka, S., Hirano, Y., Ishino, Y., *Proc. Combustion Symposium*, **45**, 192(2007)
- 8) 谷口浩, 別冊化学工業, **29**, 360(1985) : Taniguchi, H., *Bessatsu Kagaku Kougyo*, **29**, 360(1985)
- 9) (社)プラスチック処理促進協会, 廃プラスチックの粉体燃料化の技術開発と実証実験報告書, 1994年3月 : Plastic Waste Management Institute, Technological development and demonstrative experiment reports on pulverized fuel of waste plastic., March 1994
- 10) 平野敏右, 燃焼学—燃焼現象とその制御—, (海文堂出版), p. 162(1986) : Hirano, T., *Nenshougaku - Nenshougenshou to sono Seigyo-*, (Kaibundou shuppan), p. 162(1986)
- 11) 浅沼稔, 有山達郎, 佐藤道貴, 村井亮太, 浅川幸彦, 鉄と鋼, **83**, 617(1997) : Asanuma, M., Ariyama, T., Sato, M., Murai, R., Asakawa, Y., *Tetsu to Hagane*, **83**, 617(1997)
- 12) 成澤郁夫, プラスチックの耐衝撃性, (シグマ出版), (1994) : Narisawa, I., *Purasuchiku no Taishougekisei*, (Shiguma shuppan), (1994)
- 13) プラスチックデータハンドブック, 旭化成アミダス株式会社編, 工業調査会(1999) :
- 14) 浅沼稔, 有山達郎, 家本勅, 日エネ誌, **79**, 210(2000) : Asanuma, M., Ariyama, T., Iemoto, M., *J. Jpn. Inst. Energy*, **79**, 210(2000)
- 15) Shin, S. M., Yoshioka, T., Okuwaki, A., *Proc. 1st Inter. Symp. on Feedstock Recycling*, Sendai, SV-9, 87(1999)
- 16) 平野勝巳, 岩崎晋久, 角田雄亮, 菅野元行, 廃棄物資源循環学会論文誌, **21**, 165(2010) : Hirano, K., Iwasaki, N., Kakuta, Y., Sugano, M., *J. the Japan Society of Material Cycles and Waste Management*, **21**, 165(2010)