

カスケード利用を含むプラスチック製容器包装のリサイクルシステムへの環境効率の適用

奥野 亜佐子¹・中谷 隼²・山本 和夫³・中島 典之⁴

¹非会員 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻博士課程（〒113-8656 東京都文京区本郷七丁目3-1）
E-mail:okuno@env.t.u-tokyo.ac.jp

²非会員 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻助教（〒113-8656 東京都文京区本郷七丁目3-1）

³正会員 東京大学環境安全研究センター教授（〒113-0033 東京都文京区本郷七丁目3-1）

⁴正会員 東京大学環境安全研究センター准教授（〒113-0033 東京都文京区本郷七丁目3-1）

リサイクルは廃棄物の処理である一方で製品の製造でもあるが、製品（再生製品）の価値の向上が望ましいという視点からのリサイクルの評価事例は確認されていない。本稿では、環境効率の概念のリサイクルシステムへの適用を試みた。環境負荷に化石資源消費量とCO₂排出量を、製品の価値に販売価格を用いて、製品素材のライフサイクルを対象とした環境効率の評価方法を提案した。繰り返し利用を含むプラスチック製容器包装のリサイクルについて9シナリオを設定し、各シナリオの環境効率を評価した。各シナリオにおいて価値をもつ製品が複数あるため、それらの製品の製造毎にシナリオを複数の段階に分け、各段階までに積算された化石資源消費量もしくはCO₂排出量と製品の販売価格を図示した。

Key Words : environmental efficiency, recycling system, plastic containers and packaging, fossil resources consumption, carbon dioxide emission, product sales price

1. はじめに

容器包装リサイクル制度で分別収集の対象となっている『その他のプラスチック製容器包装（以下、「容リプラ」と略す）』は指定PETボトル（しょうゆ、乳飲料等、清涼飲料、酒類）以外のプラスチック製の容器包装であり、PE（ポリエチレン）やPP（ポリプロピレン）、PS（ポリスチレン）、PET（ポリエチレンテレフタラート）、PVC（ポリ塩化ビニル）等の様々な樹脂が含まれる。容リプラの再商品化手法として、材料リサイクルと4種類のケミカルリサイクル（コークス炉化学原料化・ガス化・高炉還元剤化・油化）が認められており、材料リサイクルが優先的に実施されている。なお、サーマルリサイクルについては固形燃料化が緊急避難的・補完的に認められているのみである¹⁾。

容器包装リサイクル制度で分別収集の対象となっている容器包装のうち、特定事業者（容器包装の製造・利用事業者）が再商品化の義務を負う4種類の容器包装（ガラスびん・PETボトル・紙製容器包装・容リプラ）は、主として特定事業者が再商品化費用を負担しており、再商品化事業者は選別保管施設毎の落札によって容リプラのペールを引き取ることになるため、再商品化費用を低く

抑える動機は働いている。ただし、材料リサイクルについては、落札単価は容リプラ1 kgあたり75円前後で高止まりしている一方で²⁾、再生製品の販売価格は容リプラ1 kgあたり5円程度であることから³⁾、再商品化事業者の収入の大部分が指定法人からの委託費用で占められ、再生製品の販売収入への依存度は低く、再生製品の価値を高める動機が小さいことが示唆される。材料リサイクル事業者間においては、平成20年度より再商品化製品が一定の品質基準を満たす場合に限り材料リサイクル手法を優先的に取り扱うことになり⁴⁾、また平成22年度からは材料リサイクル事業者の総合的評価の実施が始まり、評価結果が優先枠内での落札可能量に反映されることとなり、評価項目の候補の一つとして製品売価も挙げられているが、評価の実施は未定とされている⁵⁾。

リサイクルによる環境負荷の削減効果を評価する手法として、ライフサイクルアセスメント（LCA）がある。LCAでは、「製品」以外に廃棄物処理を含む「サービス」も対象になる。なお、リサイクルのLCAを行う場合は、「リサイクルに係る環境負荷」を「再生製品により代替された新規製品の製造に係る環境負荷」および「リサイクルされずに廃棄物処理された場合の環境負荷」と比較し、処理される廃棄物の量と製造される製品の機能を揃

えるようにシナリオを組む「システム拡張」の方法が一般的である⁶⁾。ただし、再生製品と新規製品の品質や価値の差を考慮して機能を設定することは容易ではなく、再生製品は等量の新規製品を代替すると仮定されることが多い。再生製品と新規製品の代替率を設定することで機能を揃える方法⁸⁾もあるが、合理的な代替率の設定は困難である。

これまでに、LCAを用いて国内の容リプラのリサイクルを評価した事例¹⁰⁾¹⁴⁾は存在し、海外における家庭系プラスチック容器廃棄物の事例¹⁵⁾¹⁶⁾も存在するが、各再商品化手法の環境負荷の比較に留まっており、再生製品と新規製品の価値の差は考慮されていない。また、環境負荷に加えて経済的負担を考慮した事例⁸⁾も存在するが、ここでの経済的負担は再商品化事業者の平均落札単価の値を用いているため、再商品化費用の低いリサイクルを望ましいとする評価であり、再生製品の価値とは異なる観点の評価である。

ここで、リサイクルは廃棄物の処理である一方、製品(再生製品)の製造でもある。製品の製造の評価に関して、製品の価値を製造時の環境負荷で除した環境効率という概念があり、これは『製品の環境負荷の低減を図りつつ、製品の価値を向上させる』という概念である¹⁷⁾。製品の環境効率については国内における事例¹⁸⁾¹⁹⁾だけではなく、海外における事例²⁰⁾²¹⁾も数多く存在するが、リサイクルに適用された事例は確認されていない。

そこで本稿では、環境負荷と製品の価値を考慮した評価として、リサイクルシステムへの環境効率評価の適用方法を提案した。本稿での評価は、システム拡張によるLCAでの『再生製品がどんな新規製品を代替するか』という観点とは異なり、『リサイクルが製品製造としてどれだけの環境負荷をかけてどれだけの価値を生み出すか』という観点からの評価である。そのため、評価範囲は、容リプラの製品素材の原料採掘から製造、リサイクル、再生製品のリサイクルや廃棄を経て、最終的にCO₂となるまでの製品素材のライフサイクルであり、再生製品による新規製品の代替は考慮していない。また、本稿では『リサイクルにより生産された製品の価値』に絞った評価であり、『リサイクルに費やされたコスト』については考慮していない。評価対象として、容リプラのリサイクルについて、再生製品の繰り返しリサイクルを含む9種類のシナリオを設定した。これらの評価シナリオにおける容リプラの製品素材のライフサイクルの化石資源消費量とCO₂排出量を算出し、各リサイクル手法での再生製品の販売価格を調査した。そして、環境負荷に化石資源消費量およびCO₂排出量を、製品の価値に販売価格を用いて、各シナリオにおける環境効率を評価した。

2. リサイクルに適用するための環境効率

(1) 環境効率の概念

環境効率(eco-efficiency)の概念が最初に紹介されたのは1990年のStefan S.氏とAndreas S.氏によるものである²²⁾。その後、1992年にリオデジャネイロの国連環境開発会議において、WBCSD(当時BCSD, World Business Council for Sustainable Development)によって提示され広く普及し、WBCSDは、製品やサービスの環境負荷の低減を図りつつ、それらの価値を向上させる概念の下に式(1)のような定義式を提案した¹⁷⁾。

$$\text{環境効率} = \frac{\text{製品・サービスの価値}}{\text{環境負荷}} \quad (1)$$

環境効率は、環境負荷を減らす環境保全活動と資源投入量から最大限の産出を求める経済活動を結合する考えである。したがって、より少ないエネルギーと資源の投入によってより多くの産出が得られるように資源生産性を高めること、環境負荷を減らしながら消費者価値を高めた新しい製品とサービスを作り出すことである。従来、経済的成果を追求する経済と環境保全を求めるエコロジーは、トレードオフの関係にあると考えられてきたが、環境効率は両者を結合して同時に追求する考え方である²³⁾。

リサイクルは廃棄物の処理である一方で製品の製造でもあるため、リサイクルについても環境負荷を減らしつつ製品の価値を高める努力が必要だと考えられる。そのため、リサイクルシステムに環境効率を適用することで、そのような視点を導入した評価が可能となる。

(2) 環境負荷

環境効率に導入する環境負荷をどのように設定するかは、LCAと同様に目的に応じて決めることができる。現状ではCO₂、廃棄物、エネルギー、資源消費量などが多く用いられており、統合化指標を使用している企業もある。評価したい事柄に合致した環境負荷物質を対象とする必要があり、対象としている物質を明確に記述する必要がある²⁴⁾。

本稿では、容器包装リサイクル制度の趣旨である「資源の有効活用・環境負荷の削減」²⁵⁾の効果を評価するために、環境負荷の指標として化石資源消費量とCO₂排出量を用いた。

(3) 製品・サービスの価値

価値の評価、指標化については、合理的、汎用的でコンセンサスが得られている手法は存在しておらず、価値の指標化は、品質工学、価値工学、設計学などの分野でも永遠の課題として解決されていない課題である²⁶⁾。現

在、環境効率において価値を指標化する方法は、経済価値（売上高、利益、付加価値）を用いる方法と、価値そのものを何らかの手段で指標化する方法の二つに大別できる²⁰。主となる機能が共通の製品を比較する際は、その主機能を価値と捉えて何らかの手段で定量化することで、価値そのものを指標化することが可能となる²¹。しかし、本稿では各再商品化手法で製造される様々な再生製品（つまり機能の異なる製品同士）を比較し、それらの製品間に共通の機能が存在しないため、価値そのものを指標化するのではなく、経済価値（付加価値）を用いることとした。各生産段階での付加価値は、生産物の価格から購入した原料等の中間投入物の価格を差し引いたものとして表されるが、それらの合計は最終生産物の価値額に等しくなる²²。そして、有用性の異なった諸商品の交換を可能とするために多種多様な諸財の価値を表示したものとして価格が存在し²³、製品においては、価格を価値に導入することができるとされている²⁴。そのため、本稿では価値の指標として製品の販売価格を用いることとした。リサイクルプロセスについては、無価値となった廃棄物を原料としていることから、廃棄物として排出されてから再生製品が生産されるまでの付加価値の合計は、再生製品の価格に等しくなるといえる。

（4）評価の範囲

環境効率の評価では、ライフサイクル全体の環境負荷と価値を比較することが望ましい²⁵。そこで、本稿では、容リプラの製品素材の原料採掘から製造に、リサイクルおよび再生製品の廃棄やリサイクルを加え、製品素材が最終的にCO₂になるまでのライフサイクルを包括するよう評価範囲を設定した。その際、『リサイクルが製品製造としてどれだけの環境負荷をかけてどれだけの価値を生み出すか』という観点からの評価であるため、LCAのシステム拡張による『再生製品がどんな新規製品を代替するか』という観点の評価とは異なり、再生製品による新規製品の代替は考慮しない。また、従来の環境効率はライフサイクル全体で一つの製品を対象としてきたため価値をもつ製品は一つであるが、本稿では新規製品を使用後、リサイクルして再生製品を製造するため、価値をもつ製品が複数含まれることとなり、その点は従来の環境効率と異なる点となる。なお、ライフサイクルを括する評価範囲を設定しているため、プラスチック（新規製品・再生製品）の製造においては樹脂の製造だけでなく製品の加工・使用まで評価に含めるべきである。しかし、新規製品である容器包装や再生製品の種類は非常に多く、全ての製品の加工・使用データの把握が困難であったため、本稿ではプラスチック製品の加工・使用を評価範囲から除外した。

なお、製品素材となる化石資源については、天然資源

としての利用可能性を考え、資源採掘時に消費されたとした。また、CO₂については製品素材の燃焼時に排出されたとした。

3. 容リプラのリサイクルの環境負荷と製品の販売価格

（1）評価シナリオ

本稿では、材料リサイクルで製造した再生樹脂を使用後さらにケミカルリサイクルまたはサーマルリサイクル、ごみ処理に回す、製品素材の繰り返し利用を含めたシナリオの比較を行った。ケミカルリサイクルについては、コークス炉化学原料化・高炉還元剤化は再生製品（造粒プラスチック）の製造と利用が同一業者であり、再生製品の販売価格が得られなかったため、本稿では再生製品の販売価格の得られた油化を対象とした。サーマルリサイクルについても同様に、セメント原燃料化は再生製品の販売価格が得られなかったため、本稿では固形燃料化を対象とした。ごみ処理については、埋立処分は材料リサイクルの残渣の処理方法としてもH18年度から禁止され¹²、処理方法として採用される機会が減少したために、焼却発電を対象とした。また、材料リサイクルについては、製造される再生製品の違いを比較するために後述するタイプI及びタイプIIIの2種類を考え、さらに比較対象として材料リサイクルを行わずに容リプラをケミカルリサイクルまたはサーマルリサイクル、ごみ処理するシナリオも考えた。

これらの組み合わせとして、評価対象となるシナリオとして後述する9シナリオを設定した。全ての評価シナリオにおいて、自治体が分別収集もしくは混合収集（可燃ごみとして収集）した容リプラ1 kg（異物を含む）のリサイクルを機能単位とした。最初の、原料採掘から新規樹脂の製造までは共通とした。また、分別収集・混合収集はパッカー車収集とし、人口10万人以上の平均的な都市を対象とした。残渣や製品は平コンテナ車によって輸送されたとした。各シナリオのシステム境界を、図-1に示した。残渣等の焼却はすべて発電効率10%で発電も行うとした。

自治体が収集した容リプラを材料リサイクル（タイプI：容リプラを材質別に分離し、破碎・洗浄して材質別の原材料を製造³¹）により再生単一樹脂を製造し、製品として使用後、さらに使用済の再生単一樹脂を油化もしくは固形燃料化、焼却するシナリオをそれぞれ「MR(I) + 油化シナリオ」、「MR(I) + 固形燃料化シナリオ」、「MR(I) + 焼却シナリオ」とした。タイプIの材料リサイクルで製造される再生単一樹脂は、文献²²よりHDPE（高密度ポリエチレン）・LDPE（低密度ポリエチレン）・

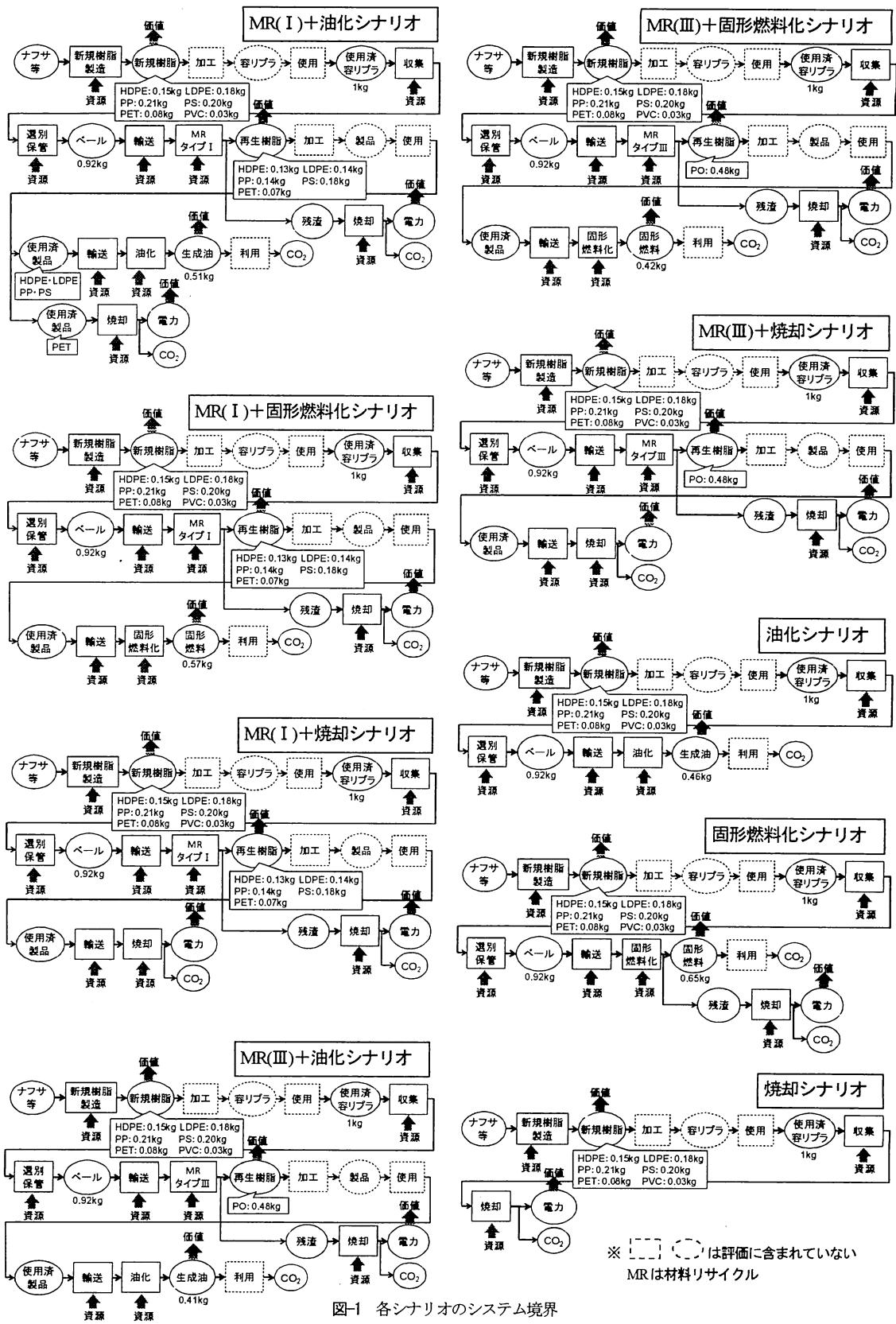


図-1 各シナリオのシステム境界

PP・PS・PETの5種類とした。材料リサイクル工場で排出される残渣は発電効率10%で焼却発電するとした。油化プロセスにおいて、PETは管路の閉塞を引き起こす原因となり、可能であれば分離が望ましいため、MR(I)＋油化シナリオでは使用済の再生単一樹脂のうちPET以外のHDPE・LDPE・PP・PSを油化に投入し、PETは焼却発電するとした。また、油化プロセスは大きく、前処理工程・脱塩工程・熱分解工程・蒸留工程に分けられるが、油化事業者のヒアリングより、塩素系樹脂の投入が免れれば前処理工程・脱塩工程は省略できるとの知見を得た。また、材料リサイクル事業者のヒアリングより、再生単一樹脂は塩素系樹脂と混合されることなく回収されるとして、使用済の再生単一樹脂製品を投入する際は前処理工程・脱塩工程を省略するとした。なお、前処理工程・脱塩工程は生成油を自家消費しているため、これらの工程を省略すると生成油の自家消費量が低減し、販売量が増加するものとする。MR(I)＋焼却シナリオでの使用済の再生単一樹脂も発電効率10%で焼却発電するとした。

自治体が収集した容リプラを材料リサイクル（タイプIII：容リプラを材質別や形状別に分離せずに混合したまま破碎・洗浄してPE、PPを主成分とする原材料を製造³⁰⁾により再生混合樹脂（PO（ポリオレフィン：PEとPP）混合樹脂）を製造し、製品として使用後、さらに使用済の再生混合樹脂を油化もしくは固体燃料化、焼却するシナリオをそれぞれ「MR(III)＋油化シナリオ」、「MR(III)＋固体燃料化シナリオ」、「MR(III)＋焼却シナリオ」とした。タイプIIIの材料リサイクル工場で排出される残渣とMR(III)＋焼却シナリオにおける使用済の再生混合樹脂は焼却発電するとした。MR(III)＋油化シナリオで油化に投入される。再生混合樹脂についても再生単一樹脂と同様に塩素系樹脂が含まれないため、前処理工程・脱塩工程を省略するとした。

自治体が収集した容リプラを直接、油化もしくは固体燃料化、焼却するシナリオをそれぞれ「油化シナリオ」、「固体燃料化シナリオ」、「焼却シナリオ」とした。容リプラには塩素系樹脂が含まれるため（表-1参照），油化シナリオでの油化は前処理工程・脱塩工程・熱分解工程・蒸留工程の全てが実施されたとした。固体燃料化シナリオにおいては、実施されているリサイクルを元に、投入されるプラスチックのうちPVC・PVDC（ポリ塩化ビニリデン）の塩素系樹脂を完全に除去するとした。その際、塩素系樹脂の除去に伴って他の樹脂が1割道連れに除去されるものとした¹²⁾。なお、ここで除去された塩素系樹脂と道連れに除去された樹脂は残渣として焼却発電されるものとした。焼却シナリオでの自治体の収集は混合収集とし、容リプラは選別・圧縮されずに焼却炉に投入されるとした。

各シナリオにおいて、文献^{8,14)}より、自治体の保管施設

表-1 容リプラと再生樹脂の組成（収集プラに対する割合）

| | 収集プラ | ペールプラ | 単一樹脂 (タイプI) | 混合樹脂 (タイプIII) |
|---------------|--------|-------|----------------|------------------|
| HDPE | 12.9% | 12.9% | 12.9% | |
| LDPE(LLDPE) | 8.5% | 8.5% | | 13.8% |
| PE-PA | 5.4% | 5.4% | | |
| PEアルミ蒸着品 | 1.3% | 1.3% | | |
| PE-PVDC、PET等 | 1.0% | 1.0% | | |
| PP | 10.3% | 10.3% | | 13.5% |
| PPタルク入り | 3.2% | 3.2% | | |
| PPアルミ蒸着品 | 2.2% | 2.2% | | |
| PP-PET、PA等 | 3.0% | 3.0% | | |
| PS | 14.2% | 14.2% | | |
| PS-PP | 2.4% | 2.4% | | 18.1% |
| PS-PE等 | 1.5% | 1.5% | | |
| PET | 6.5% | 6.5% | | |
| PET-PE等 | 0.6% | 0.6% | | 7.1% |
| PVC、PVDC | 2.6% | 2.6% | | |
| その他 | 9.3% | 9.3% | | |
| 異物(再商品化工場で除去) | 6.9% | 6.9% | | |
| 異物(選別保管施設で除去) | 8.2% | | | |
| 合計 | 100.0% | 91.8% | 65.5% | 47.7% |

*収集プラは自治体が収集した容リプラで選別する前の状態。ペール
プラは選別後の状態を指す

※容リプラの組成は文献³⁰⁾より引用

異物量は文献^{33,34)}を元に設定

PAはポリアミド

から材料リサイクル工場（タイプI・III）、固体燃料化工場までの容リプラの輸送距離は23.6km、油化工場までは100km、材料リサイクル工場から焼却炉までの残渣の輸送距離は23.6kmとした。

(2) インベントリデータ

ペールに含まれている容リプラ（異物以外）の組成を文献³²⁾より引用し、さらに容リプラ区分の収集物を100%とした際の、選別保管施設で除去される異物を8.2%，再商品化工場で除去される異物を6.9%と、文献^{33,34)}を元に設定した（表-1）。

新規樹脂の製造および分別収集、輸送、固体燃料化、焼却のユーティリティ使用量については文献およびデータベース^{12,34,35)}から引用した。焼却シナリオの混合収集の収集物あたりユーティリティ使用量は他のシナリオの分別収集と等しいと仮定した。選別保管および材料リサイクル、油化のユーティリティ使用量は現地調査から得た実データを用いた。材料リサイクルにおける再生樹脂製造量は表-1において、タイプIではHDPE 12.9%・LDPE 13.8%・PP 13.5%・PS 18.1%・PET 7.1%，タイプIIIではPO 47.7%とした。油化における生成油生成量は、投入プラスチック中のPE・PP・PSの合計と軽質油、中質油、重質油の重量比が実データと等しいと仮定して算出した。固体燃料化における固体燃料量は除去するプラスチックや異物以外の量と等しいとした。

電力や化石燃料といったユーティリティについては、生産・供給段階のインベントリデータを文献およびデータベース^{12,35)}から引用し、それらの消費によるライフサイ

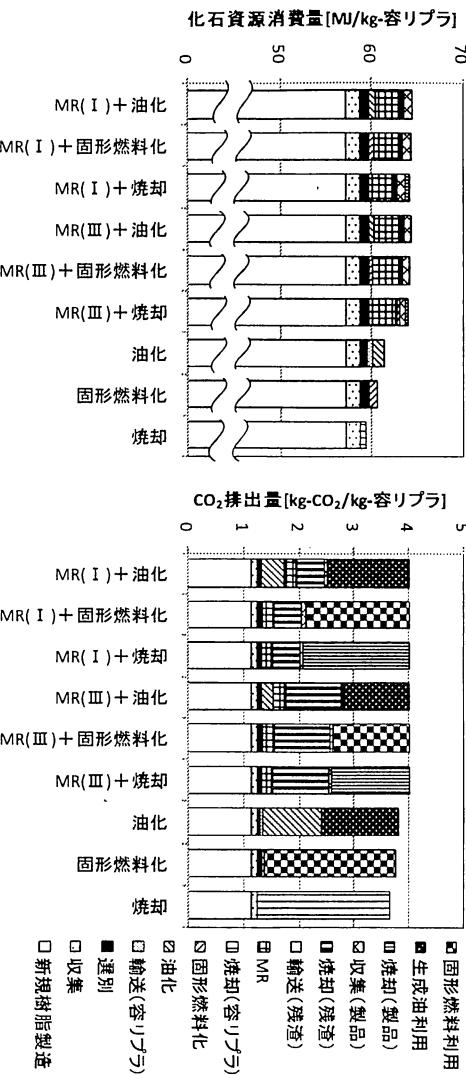
図-2 各評価シナリオにおける化石資源消費量とCO₂排出量(容リプラ1kgあたり)

表-2 各評価シナリオにおける製品の販売単価と製造量(容リプラ 1kgあたり)

| MR(I)+油化 シナリオ | 新規樹脂 HDPE:131[円/kg]×0.15[kg] | 再生単一樹脂 HDPE:35[円/kg]×0.13[kg] | 既設発電電力 中質油:39[円/kg]×0.16[kg] | 生成油 重質油:35[円/kg]×0.30[kg] |
|---------------------|---------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| MR(I)+固形燃料化 シナリオ | LDPE:169[円/kg]×0.18[kg] | HDPE:30[円/kg]×0.14[kg] | PE:56[円/kg]×0.05[kg] | PE:56[円/kg]×0.05[kg] |
| MR(I)+焼却 シナリオ | PS:130[円/kg]×0.20[kg] | PS:30[円/kg]×0.14[kg] | PE:22.5[円/kg]×0.07[kg] | PE:22.5[円/kg]×0.07[kg] |
| MR(II)+油化 シナリオ | PVC:121[円/kg]×0.03[kg] | 再生混合樹脂 PE:10.5[円/kg]×0.48[kg] | 既設発電電力 中質油:39[円/kg]×0.39[kW h] | 生成油 重質油:66[円/kg]×0.01[kg] |
| MR(III)+焼却 シナリオ | MR(IV)+焼却 シナリオ | 生成油 重質油:39[円/kg]×0.01[kg] | 生成油 重質油:35[円/kg]×0.44[kg] | 生成油 重質油:35[円/kg]×0.25[kW h] |
| 油化 シナリオ | 固形燃料化 シナリオ | 再生混合樹脂 PE:10.5[円/kg]×0.65[kg] | 既設発電電力 中質油:35[円/kg]×0.28[kW h] | 既設発電電力 中質油:35[円/kg]×0.65[kW h] |
| 焼却 シナリオ | | 発電電力 中質油:35[円/kg]×0.10[kW h] | 発電電力 中質油:35[円/kg]×0.28[kW h] | 発電電力 中質油:35[円/kg]×1.0[kW h] |

ケルの化石資源消費量・CO₂排出量の原単位を計算した。

(3) 化石資源消費量とCO₂排出量の評価結果

新規樹脂の製造からリサイクルプロセスについて、イニベントリデータを資源探掘まで遡及計算し、各シナリオにおけるライフサイクルでの化石資源消費量およびCO₂排出量を試算評価した。ただし、2(4)で述べたように、再生製品による新規製品の代替は考慮しない。評価結果は図-2に示した。

化石資源消費量については、全てのシナリオにおいて、リサイクルや処理処分に係る消費量に比べて新規樹脂製造に係る消費量(特に素材分)が大部分を占めていることが分かる。材料リサイクルを行うシナリオは、それ以外の3シナリオより材料リサイクルがあるため消費量は大きい。また、材料リサイクルを行わない3シナリオについては、焼却シナリオで自治体の選別保管がないことと、プロセスでの消費量に差があることから、シナリオ間で「油化>固形燃料化>焼却」の大小関係に

ある。一方で、タイプIの材料リサイクルを行う3シナリオ間やタイプIIIの材料リサイクルを行なう3シナリオ間では、材料リサイクルを行わない3シナリオ間に比べて、油化・固形燃料化・焼却の差が小さくなっている。これは、

繰り返し利用のために油化・固形燃料化・焼却に投入されるプラスチック量が少ないためである。

CO₂排出量については、全てのシナリオにおいて最終プロセス(生成油利用、固形燃料利用、焼却)が大きくなっている。これは製品素材分としての資源が最終プロ

セスで燃焼される際にCO₂として排出されるためである。また、化石資源消費量と同様に、材料リサイクルを行なう6シナリオは、材料リサイクルを行わない3シナリオよりCO₂排出量が大きく、材料リサイクルを行わない3シナリオ間の差はタイプIの材料リサイクルを行う3シナリオ間やタイプIIIの材料リサイクルを行なう3シナリオ間に比べて大きい。

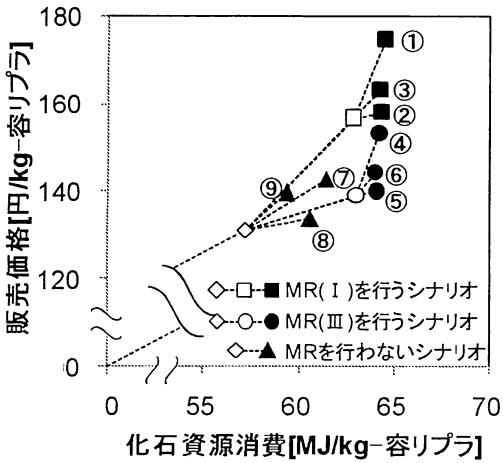


図-3 化石資源消費量と販売価格の関係
※シナリオの番号は表-3参照

表-3 容リプラを処理する時点から見た環境効率
(図-3～4で点◇を基準点とした場合)

| | 環境効率 | |
|--------------------------------|---------|---------------------|
| | 化石資源消費量 | CO ₂ 排出量 |
| ① MR(I)+油化 | 6.0 | 15.1 |
| ② MR(I)+固形燃料化 | 3.8 | 9.3 |
| ③ MR(I)+焼却 | 4.6 | 11.1 |
| ④ MR(III)+油化 | 3.1 | 7.7 |
| ⑤ MR(III)+固形燃料化 | 1.3 | 3.1 |
| ⑥ MR(III)+焼却 | 1.9 | 4.5 |
| ⑦ 油化 | 2.7 | 4.3 |
| ⑧ 固形燃料化 | 0.7 | 1.0 |
| ⑨ 焼却 | 3.9 | 3.3 |
| [円/MJ] [円/kg-CO ₂] | | |

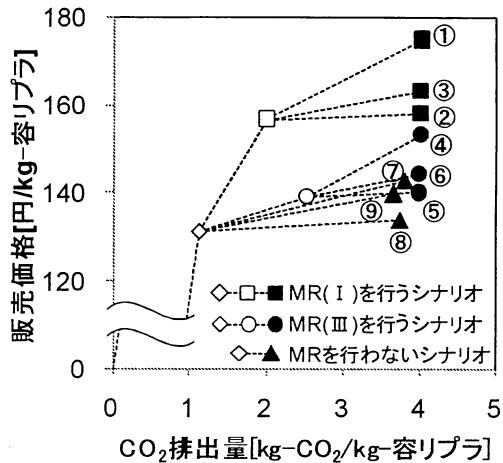


図-4 CO₂排出量と販売価格の関係
※シナリオの番号は表-3参照

表-4 再生単一樹脂を処理する時点から見た環境効率
(図-3～4で点□を基準点とした場合)

| | 環境効率 | |
|--------------------------------|---------|---------------------|
| | 化石資源消費量 | CO ₂ 排出量 |
| ① MR(I)+油化 | 11.2 | 9.1 |
| ② MR(I)+固形燃料化 | 1.0 | 0.7 |
| ③ MR(I)+焼却 | 4.8 | 3.3 |
| [円/MJ] [円/kg-CO ₂] | | |

表-5 再生混合樹脂を処理する時点から見た環境効率
(図-3～4で点○を基準点とした場合)

| | 環境効率 | |
|--------------------------------|---------|---------------------|
| | 化石資源消費量 | CO ₂ 排出量 |
| ④ MR(III)+油化 | 11.9 | 9.6 |
| ⑤ MR(III)+固形燃料化 | 1.0 | 0.7 |
| ⑥ MR(III)+焼却 | 5.3 | 3.6 |
| [円/MJ] [円/kg-CO ₂] | | |

(4) 製品の販売価格の調査と結果

新規樹脂製造、材料リサイクル、油化、固形燃料化、焼却において価値を計上する製品はそれぞれ新規樹脂、再生樹脂、生成油（軽質油・中質油・重質油）、固形燃料、電力とした。新規樹脂の販売価格には文献³⁷⁾より値を引用した。固形燃料の販売価格は文献³⁸⁾より、2005年の石炭価格³⁷⁾の1/3.5とした。電力は文献³⁹⁾よりごみ焼却発電の売電価格を用いた。再生樹脂、生成油の販売価格には現地調査で得た実データを用いた。

各シナリオで製造される製品の販売単価と製造量を表-2に示した。新規樹脂と再生単一樹脂の販売単価を比較すると、再生単一樹脂は新規樹脂の0.1～0.4倍の単価であることが分かる。再生混合樹脂の単価は再生単一樹脂よりもさらに低い。これらの価格差は品質が低下すること以外に品質や供給量が安定しないことが原因となっていることが、現地調査より示唆された。また、MR(I)+油化シナリオでは油化シナリオよりも油化に回るプラス

チック量が少ないのにも関わらず生成油の販売量が多いが、これはMR(I)+油化シナリオの油化で前処理工程・脱塩工程を省略できる分、生成油の自家消費量が減少し、販売量が増加しているためである。

4. 環境効率の適用

製品素材のライフサイクルで排出される環境負荷と产出される価値は、それぞれ素材のライフサイクルステージにより変化するものである。価値のないところもしくは価値を失ったところから新たな価値をもつ製品が製造されるところまでを一つの段階として、製品素材のライフサイクルを複数の段階に分割した。そして、各段階における環境負荷と製品の価値を算出し、横軸を環境負荷、縦軸を製品の価値としたグラフ上で、段階毎に追加されていく様子を図示した。

3. (3)と(4)で示したデータを用いて、容リプラの製品素材のライフサイクルにおける化石資源消費量およびCO₂排出量と製品の販売価格を、2～3段階に分けて算出した。図-3に容リプラ1kgあたりの化石資源消費量と製品の販売価格の関係を、図-4に容リプラ1kgあたりのCO₂排出量と製品の販売価格の関係を示した。具体的には、MR(I)を行うシナリオは3段階に分割し、図-3～4において新規樹脂製造段階を点◇、材料リサイクル(タイプI)段階を点△に加えたものを点□、さらに再生単一樹脂リサイクル(繰り返し利用)段階を点□に加えたものを点■で表した。MR(III)を行うシナリオは3段階に分割し、新規樹脂製造段階を点◇、材料リサイクル(タイプIII)段階を点△に加えたものを点○、再生混合樹脂リサイクル(繰り返し利用)段階を点○に加えたものを点●で表した。また、材料リサイクルを行わないシナリオは2段階に分割し、新規樹脂製造段階を点◇、容リプラリサイクル段階を点△に加えたものを点▲とした。つまり、各点(点△以外)は一つの段階で排出される環境負荷と産出される価値を表すだけでなく、その段階より前段階を全て含む、製品素材の原料採掘時からその段階までの環境負荷と価値を積算した点を表している。

これらの図において、ライフサイクルにおける任意の時点を基準点とすることができます。基準点と、その時点において選択可能なシナリオの終点を結んだ傾きが、式(I)より、その時点から見た各シナリオの環境効率を表している。このことで、ライフサイクルの任意の時点から見た場合、環境効率の観点から、どのシナリオを選択することが最も望ましいかの判断が可能となる。

容リプラを処理するという時点から見た(点△を基準点とした)場合、9シナリオの環境効率(表-3)は、化石資源消費量もCO₂排出量もタイプIの材料リサイクルと油化を組み合わせた方法が最も効率のよい方法であるといえる。また、材料リサイクル(タイプI)を行う3シナリオと材料リサイクル(タイプIII)を行う3シナリオを比較すると、その後の使用済再生樹脂の処理方法によらず前者の方が環境効率がよい。これは、材料リサイクル段階(点△から点□および点○)で、前者が後者に比べて、化石資源消費量はほぼ等しくCO₂排出量は少ない一方で販売価格が高いために、基準点からの傾きが大きくなっていることの寄与が大きい。

また、再生単一樹脂を処理するという時点から見た(点□を基準点とした)場合、3シナリオの終点までの環境効率(表-4)は、化石資源消費量もCO₂排出量もタイプIの材料リサイクルと油化を組み合わせた方法が最も効率のよい方法であるといえる。再生混合樹脂を処理するという時点から見た場合(点○を基準点とした場合)も、同様のことがいえる(表-5)。

5. おわりに

環境負荷に化石資源消費量とCO₂排出量を、製品の価値に販売価格を用いて、製品素材のライフサイクルを対象とした環境効率を提案し、容リプラのリサイクルに適用した。その際、製品素材のライフサイクルは価値をもつ製品の製造毎に複数の段階に分割できるが、段階毎の環境負荷と価値を積み重ねていくことで、ライフサイクルにおける任意の時点を基準点とし、その基準点から選択可能なシナリオの終点までの傾きを算出することで、その時点において選択可能となるシナリオのうち、どのシナリオの環境効率がよいかの比較が可能となった。本稿では容リプラの処理を対象としていたが、図の原点を基準点とすることで、新規製品を製造する時点での判断、すなわち素材や量の選択を含めた容器包装の設計にも拡張可能となる。

今後の課題として、評価に関わる課題と現実の意思決定に適用する際の課題が挙げられる。

評価に関わる課題に関して、本稿ではプラスチック製品について樹脂までを範囲とし、製品の加工・使用を範囲外として考えているが、製品素材のライフサイクルを包括した評価を行うためには、今後、製品の加工・使用まで含めた評価が求められる。また、コークス炉化学原料化や高炉還元剤化といった再生製品の製造と利用が同一業者の場合の製品価格の設定方法も課題である。

現実の意思決定に適用する際の課題に関して、本稿で対象としたように、材料リサイクルで製造した再生樹脂を使用後さらにリサイクルする、製品素材の繰り返し利用を行う場合は、使用済再生樹脂の回収体制の整備が必要となる。また、再生製品の供給が必要を超えないことに留意すべきである。さらに、本稿は製品の価値を対象とした評価であるが、1.で述べたように、容リプラのリサイクルは再生製品の販売価格よりも処理委託のための落札価格の方が大きく上回っており、望ましいシナリオを判断するためには、環境効率の観点での評価に加えて、委託費用を含めたリサイクル費用も考慮する必要があるといえる。

謝辞：本研究を実施するにあたり多くの有意義な情報提供と貴重なご意見をいただいた再商品化事業者や自治体の方々に謝意を表する。本研究は、GCOE「都市空間の持続再生学の展開」の一環として行われた。

参考文献

- 1) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：容器包装プラスチックの再商品化手法、財団法人日本容器包装リサイクル協会 HP、2010.
<http://www.jcpa.or.jp/recycle/recycling/recycling13.html>

- 2) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：落札単価（加重平均）の経年推移，財団法人日本容器包装リサイクル協会 HP, 2010.
<http://www.jcptra.or.jp/archive/cycledata/cycledata02.html>
- 3) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：プラスチック製容器包装のリサイクルのゆくえ，財団法人日本容器包装リサイクル協会 HP, 2010.
<http://www.jcptra.or.jp/recycle/recycling/recycling13/index.html>
- 4) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：材料リサイクル優先に関する考え方について，再商品化事業者入札説明会 平成 21 年度資料 資料 6, 2008.
- 5) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：材料リサイクル優先事業者の総合的評価について，再商品化事業者入札説明会 平成 22 年度資料 資料 6, 2009.
- 6) 藤井実, 橋本征二, 南齊規介, 村上進亮, 稲葉陸太, 大迫政浩, 森口祐一：マテリアルリサイクルの LCI 分析手法の整理と評価事例，日本 LCA 学会誌, pp.78-88, Vol.4, No.1, 2008.
- 7) 藤井実, 橋本征二, 南齊規介, 村上進亮, 稲葉陸太, 森口祐一：リサイクルの LCI 分析結果の表記法，土木学会論文集 G, pp.128-137, Vol.63, No.2, 2007.
- 8) 社団法人プラスチック処理促進協会：プラスチック製容器包装の処理に関するエコ効率分析 2006 年度, 2006.
- 9) 社団法人プラスチック処理促進協会：プラスチック製容器包装の処理に関するエコ効率分析, 2005.
- 10) Y. Sekine, K. Fukuda, K. Kato, Y. Adachi and Y. Matsuno : CO₂ reduction potentials by utilizing waste plastics in steel works, *Int. J. LCA*, pp.122-136, Vol. 14, 2009.
- 11) 社団法人プラスチック処理促進協会：LCA によるプラスチック製容器包装の材料リサイクル可能性調査, 2008.
- 12) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：プラスチック製容器包装再商品化手法に関する環境負荷等の検討, 2007.
- 13) 中谷隼, 荒巻俊也, 花木啓祐：プラスチックごみ処理の多侧面の影響評価—川崎市のケーススタディ，環境科学会誌, pp.181-194, Vol.20, No.3, 2007.
- 14) 稲葉陸太, 橋本征二, 森口祐一：鉄鋼産業におけるプラスチック製容器包装リサイクルの LCA—システム境界の影響—，廃棄物学会論文誌, pp.467-480, Vol.16, No.6, 2005.
- 15) Floriana, P., Maria, L. M. and Umberto, A. : A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes, *Environmental Progress*, pp.137-154, Vol. 24, No. 2, 2005.
- 16) Umberto, A., Maria, L.M. and Floriana, P. : Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system, *Int. J. LCA*, pp.92-98, Vol. 8, No. 2, 2003.
- 17) Stephan Schmidheiny : Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment, *The MIT Press*, 1992.
- 18) 松下電器産業株式会社：環境報告書, 2002.
- 19) 株式会社日立製作所：環境報告書, 2002.
- 20) Hunkeler, David : Return on environment, 1st International Conference on life cycle management, 2001.
- 21) Mark, J.G., Cees, J.G., Harry, R.M. and Peter J.M. : Product service systems, Ecological and economic basics, 1999.
- 22) Thomas Dyllick and Kai Hockerts : Beyond the business case for corporate sustainability, *Business Strategy and the Environment*, Vol.11, 2002.
- 23) 金原達夫, 金子慎治：環境経営の分析, pp.59-81, 白桃書房, 2005.
- 24) 田原聖隆：環境効率—Part 1：環境効率の概要, 日本 LCA 学会誌, pp.122-126, vol. 3, No.2, 2007.
- 25) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：容器包装廃棄物の分別収集及び分別基準適合物の再商品化の促進等に関する基本方針，財団法人日本容器包装リサイクル協会 HP, 2010.
<http://www.jcptra.or.jp/aboutlaw/kokujii001.html>
- 26) 梅田靖：環境効率—Part 3：価値の評価, 日本 LCA 学会誌, pp.265-269, Vol.3, No.4, 2007.
- 27) P. Park, K. Tahara and A. Inaba : Product quality-based eco-efficiency applied to digital cameras, *Journal of Environmental Management*, pp.158-170, Vol. 83, 2007
- 28) 島田章, 高木かおる, 深浦厚之：マクロ経済分析, pp.1-2, 九州大学出版会, 2004
- 29) 白川清：付加価値の経済学, pp.58-64, 筑波書房, 1988
- 30) 田原聖隆：環境効率への応用, 日本エネルギー学会誌, pp.554-559, Vol.82, 2003.
- 31) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：平成 18 年度プラスチック製容器包装再生処理ガイドライン, 2005.
- 32) 環境省中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会プラスチック製容器包装に係る再商品化手法専門委員会・経済産業省産業構造審議会環境部会廃棄物・リサイクル小委員会容器包装ワーキンググループプラスチック製容器包装に係る再商品化手法検討会合同会合（第 3 回）：配布資料，資料 5, 2007.
- 33) 公益財団法人日本容器包装リサイクル協会：市町村・一部事務組合保管施設毎の品質調査結果一覧表, 財団法人日本容器包装リサイクル協会 HP, 2006.
http://www.jcptra.or.jp/gather/municipal/municipal00/03/18/b_h18.html
- 34) 環境省廃棄物・リサイクル対策部：平成 15 年度容器包装廃棄物の使用・排出実態調査及び効果検証に関する事業報告書, 2003.
- 35) 社団法人産業環境管理協会：JLCA-LCA データベース 2004 年度 2 版, 2004.
- 36) 吳佶鐘：都市ごみの総合管理を支援する評価計算システムの開発に関する研究，北海道大学大学院工学研究科廃棄物資源工学講座廃棄物処分工学分野博士論文, 1998.
- 37) 経済産業省経済産業政策局調査統計部：化学工業統計年報, 2008.
- 38) 独立行政法人国立環境研究所：プラスチックと容器包装のリサイクルデータ集, 独立行政法人国立環境研究所 HP, 2010.
<http://www-cycle.nies.go.jp/precycle/kokei/about.html>
- 39) 独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構：二酸化炭素固定化・有効利用技術等対策事業 製品等ライフル二酸化炭素排出評価実証等技術開発 製品等に係る LCA 及び静脈系に係る LCA の研究開発 成果報告書, 2005.

APPLICATION OF ENVIRONMENTAL EFFICIENCY TO RECYCLING SYSTEM OF PLASTIC CONTAINERS AND PACKAGING INCLUDING CASCADE USE

Asako OKUNO, Jun NAKATANI, Kazuo YAMAMOTO and Fumiayuki NAKAJIMA

Recycling has double aspects, waste treatment and product manufacture. However, there exist no studies on evaluation of recycling considering the value of recycled products. In this paper, we apply the concept of environmental efficiency to recycling system. Environmental efficiency is evaluated for the life cycle of product materials. Either fossil resources consumption or carbon dioxide emission is used as an indicator of environmental burdens, and product sales price is used as an indicator of value of products. Environmental efficiency of nine scenarios for recycling of plastic containers and packaging including cascade use were evaluated and cumulative fossil resource consumption, CO₂ emission, and product sales price were illustrated for life cycle stages of product materials.