

容り法の費用便益分析

山口研究会容器包装リサイクル班

細山田海人 足立知之

宮崎容子 米井小織

目次

はじめに

．なぜ費用・便益分析か

．容器包装リサイクル法とは

．容り法はやってよかったのか～費用便益分析

1 分析対象

2 計算方法

特定事業者

市町村

社会的便益

3 結果・考察

．環境の金銭価値を加味した費用便益分析（ペットボトルについて）

1 分析の前提

排出原単位

生産・廃棄・再商品化の流れ

2 容り法導入によるCO₂排出削減量

中間処理施設・再商品化工場への投入量増加

バージンPET樹脂の製造量減少

廃棄処分回避

3 CO₂の排出削減便益～外部費用の金銭評価

4 電力購入増加額

5 試算結果

．環境の金銭価値を加味した費用便益分析（ガラスびんについて）

1 分析の前提

排出原単位

生産・廃棄・再商品化の流れ

2 容り法導入によるインベントリーデータの変化

中間処理施設・再商品化工場への投入量増加

- バージンガラスびん製造減少
- 埋め立て処分回避
- 3 CO₂の排出削減便益～外部費用の設定
- 4 電力購入増加額
- 5 試算結果

・その他の環境汚染物質に関する分析

・分析を終えて

・分析の問題点

・終わりに

参考文献

- Annex 1 特定事業者の内部コスト推計方法
- Annex 2 インベントリーデータ作成方法
- Annex 3 Fankhauser & Pearce (1994) の CO₂の外部費用算出について
- Annex 4 CO₂の外部費用と便益の関係

はじめに

2001年5月、経済産業省は容器包装リサイクル法の費用便益分析を発表した。費用便益分析とは、法律の施行によって追加的に発生した社会全体の費用と便益を比較して法律を評価しようというものであり、法律の一つの評価方法として有効である。しかしその分析・計算は極めて複雑で困難を伴う。社会全体で発生した追加的な費用と便益をどのように計算するか、また、何を費用や便益として捉えるべきか、など論点は多岐にわたる。私達は、より正当な評価が行われるように、上述の観点を含め、様々な角度から経済産業省の分析方法を見直してみた。その結果、大きく分けて2点改善すべき点があると判断し、実際に改善を試みた。この論文はその分析過程・結果を記したものである。

1点目は、分析の前提となる数値の修正である。分析にはある程度前提や仮定を置くことはやむを得ないのだが、その前提や仮定はできる限り現実的な値を設定する必要がある。そこで私達は、経済産業省が分析の前提にしている旧厚生省の30万人都市モデルの数値を、独自の調査から得た数値に変更して（分析手法は経済産業省のままで）分析を試みた。先にその結論を述べると、当初の経済産業省の分析でプラスとなっていたネット費用（費用 - 便益）が減少した（詳細は 章を参照願う）。

2点目は、経済産業省の分析では考慮されていなかった、環境や電力使用量への影響の考慮である。環境への影響を考慮するというのは、二酸化炭素（CO₂）の排出増加による地球温暖化を通しての社会への被害を費用として捉え、計上するということである（排出減少となれば便益と捉える）。電力使用量への影響を考慮するというのは、使用量の増加を電力購入のための費用の増加として捉え、計上するものである（使用量減少となれば便益となる）。こちら結論だけ先に述べると、ペットボトルについてCO₂と電力を考慮すると、容り法導入によってCO₂は減少するが電力使用量が増加し、ネット費用は増加することが判明した。一方ガラスびんについては、容り法導入によってCO₂は増加するが電力使用量が減少し、ネット費用は減少することが判明した。上記2点を総合した最終的な結果は、当初の経済産業省の分析結果よりはネット費用は減少することになった（詳細は 章以降を参照願う）。

私達は以上の観点から修正を試みたが、現時点では費用が便益を上回っているという結果は変わらなかった。しかし、論文中でも述べるが、数値化が困難であったため計上していない便益要因や将来に増大すると考えられる便益要因などが存在するので、本来のネット費用は更に小さくなると言える。やがてはネット便益が生じる可能性もあるだろう。いずれにせよ分析には様々な観点を考慮する必要がある。幅広い視点を持ち、計算手法の洗練された分析に基づいた政策評価が行われることに期待したい。

．なぜ費用・便益分析か

「費用と便益を比べ、便益が費用を上回るのであれば実行すべき」という考え方がある。法律が施行され、その評価を行う際、この費用・便益分析は有効な手段である。しかし、これまで日本ではこのような分析があまり行われてこなかった。

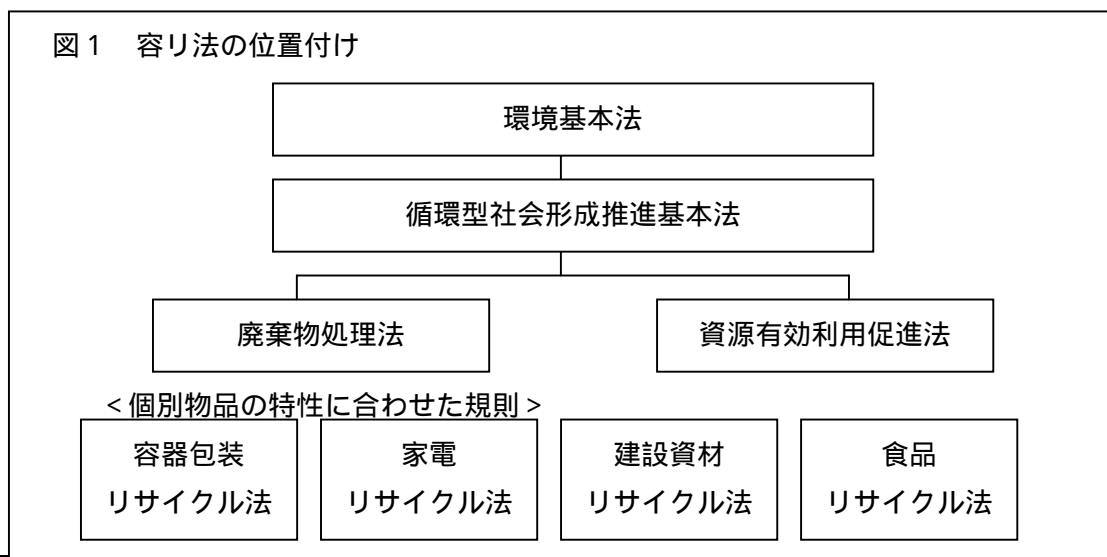
容器包装に係る分別収集及び再商品化の促進等に関する法律（通称容器包装リサイクル法、以下容リ法とする）が平成9年に施行されて以来、対象となっているガラスびん、ペットボトルの分別回収量、再商品化量は共に上がってきている。しかし、それに伴い市町村や特定事業者には費用が発生している。これらの費用を差し引いても、容リ法を実施することは社会にとってプラスだったのだろうか。そこで私達はそれを確かめるべく、経済産業省による分析¹を基に、容リ法の費用便益分析の方法論の確立を試みた²。

．容器包装リサイクル法とは

1 位置付け

近年、日本では最終処分場が逼迫してきている一方、新規建設は困難な状況にある。そこで、大量生産・大量消費・大量廃棄という経済システムからの脱却のため「循環型社会」の概念が生まれた。法体系としては環境基本法の理念の下に、平成13年1月に廃棄物政策の基本的枠組法となる循環型社会形成推進基本法が施行された。さらに、廃棄物の適正処理の面では廃棄物の処理及び清掃に関する法律（通称廃棄物処理法）が改正され、リサイクルの面では再生資源の利用の促進に関する法律が改正され、資源の有効な利用の促進に関する法律（通称資源有効利用促進法）として、いずれも平成13年4月から施行されている。

具体的な規制は製品の寿命や市場構造、再生原料の価格などの特性に合わせて作られる必要があるが、容リ法は家庭から排出されるごみの容積比約56%を占める容器包装廃棄物の減量・リサイクルを促進することを目的として、真っ先に制定された規制の1つであり、上記の法体系の下に位置付けられている（図1参照）。



¹ 経済産業省（2001）

² ただし、本稿においてはデータの制約等からプラスチック等は対象とせず、ペットボトルとガラスびんに絞った。

2 役割分担～その基礎となる考え方、EPR

容り法では、消費者は分別排出、市町村は分別収集する役割を担い、また、特定事業者（特定の容器・包装を利用する事業者、特定の容器を製造する事業者または輸入業者）は再商品化の義務を負う、という役割分担による仕組みになっている。

なぜこのような役割分担になったのか、その根拠は、生産者が自ら生産する製品について使用後段階まで一定の処理責任を負う「拡大生産者責任（EPR）」の考え方に探ることができる（このEPRの考え方は循環型社会形成推進基本法にも発生抑制、再使用、再生利用、熱回収、適正処分、という優先順位の規定と共に、一般原則として示されている）。ここでいう生産者は、容り法上では特定事業者にあたる。

ペットボトルとアルミ製のショットボトル（ボトル缶）の例でEPRの効果を考えてみよう。生産者に責任がない時はどちらも140円で販売されている。仮にペットボトルは1本あたり10円の処理費用がかかるが、アルミは有償で取引されているため処理費用は0円であるとする。ここで、生産者に責任が移ったとすると処理費用が価格に上乗せされ、ペットボトルは150円、ショットボトルは140円で販売されることになり、需要はよりリサイクルしやすいショットボトルの方へシフトしていくことが予想される。また、価格が上がると売れ行きが悪くなることから、生産者には処理費用を安くするような製品設計を行うインセンティブが与えられる。つまりEPRとは、廃棄物発生抑制とリサイクル率向上に最も影響力をもちうる生産者に処理責任を拡大することで、それらを達成し環境負荷軽減・社会的費用削減を図ろう、という考え方である。この考え方に基づいて、現行の役割分担が定められたのである。

容り法はしばしば部分的EPRであるといわれるが、その理由は2点指摘できる。1つは市町村と生産者が使用後段階の責任を分け合っている点、もう1つは排出量全量につき特定事業者が処理責任を負っていない、つまり生産者の再商品化義務は市町村の収集量または再商品化可能量のどちらか少ない方に対して課されるが、これは排出量の一部であるに過ぎないという点である。³

3 お金の流れとモノの流れ

今回は容り法のメインのリサイクルルートであり、また、比較的信頼性のあるデータが得られるという2点の理由から、指定法人ルートについて分析を行うこととした⁴。

ペットボトルを例に取り、お金とモノの流れを確認しながらそのルートを説明しよう（図2参照）。まず、ボトルメーカー（容器メーカー）の製造したペットボトルに飲料メーカー（容器包装利用事業者）が飲料を充填し、消費者に販売する。そして、不要になったペットボトルは消費者により分別排出され、市町村が分別収集・運搬し、その後市町村の施設で選別・圧縮・保管する（これを中間処理という）。このときにかかる費用は市町村が負担、

³ ちなみにこの割合は1999年の値ではペットボトル13.9%、ガラスびんは12.34%である。（容器包装リサイクル協会2001）

⁴ 容り法ではこの指定法人ルートの他に、独自ルート、自主回収ルートを認めている。独自ルートは指定法人を通さずに特定事業者が自ら、または再商品化事業者に直接委託する形で再商品化を行うもの、自主回収ルートは主にリターナブルびん等の回収について、その回収方法が主務省令で定める回収率を達成するために適正であるとの旨の認定を受けた上で、特定事業者が自らの販売ルート等を通じて回収・リサイクルするものである。

つまり、住民である消費者（や地元企業）からの税収で賄われる。この点を反映して図2ではお金の流れも消費者から市町村へとになっている。

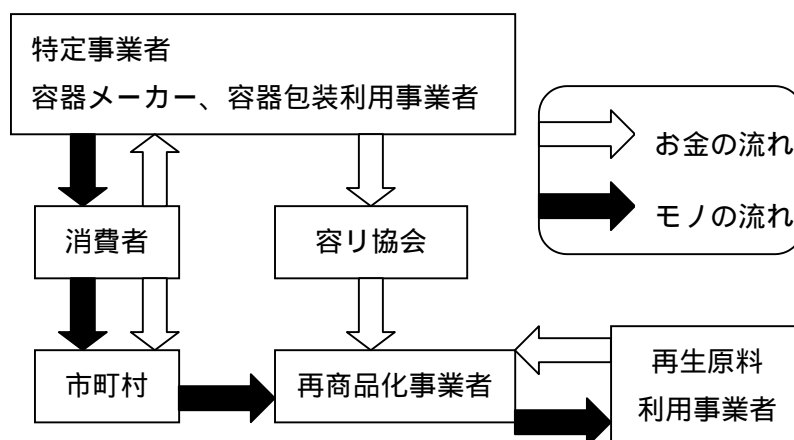


図2

圧縮されたペットボトルの塊（ベール）は再商品化事業者が引き取り、フレークやペレットに加工して再び商品として売れる状態にする。このときの費用は、再商品化義務を負う特定事業者が各々のペットボトルの利用または製造、輸入量に応じて支払うことになっているが、現実には市町村、特定事業者、再商品化事業者は多数存在するため複雑になってしまう。そこで、スムーズかつ的確にお金とモノの受け渡しを行うため、財団法人容器包装リサイクル協会（以下容リ協会）が指定法人として設置されている。容リ協会は申し込みのあった市町村からベールを引き取り（後述するが、実際には落札した再商品化事業者が市町村の保管場所まで引き取りに行く）、特定事業者からの委託により特定事業者に代わって再商品化を行う。委託費用の単価は毎年、再商品化処理量や引き取り運賃、容リ協会の運営費用、市町村からの引き取り予定量等を考慮して設定され、主務5省（財務省・厚生労働省・農林水産省・経済産業省・環境省（当時は主務4省））の審議を経て決定される。

また、実際の再商品化は容リ協会が再商品化事業者に委託する形で行われるが、こちらの委託費用は競争入札によって決まる。すなわち、ある市町村のベールに対して、最も安く再商品化を行うと申請した事業者から落札していき、その費用とそのベールを渡し、委託するという仕組みになっている。

出来上がったフレークやペレットは再生原料利用事業者の手によって、繊維としてユニフォームやカーペット、シートとして卵パック、その他洗剤のボトル等に生まれ変わる。最近ではモノマー化の技術が発展し、技術面、食品衛生面で困難といわれていたPET to PET（ペットボトルをペットボトルに戻すリサイクル）も可能になったという。平成15年には株式会社アイエス⁵や株式会社帝人⁶がこれを開始する模様だ。

以上がお金とモノの流れであるが、留意すべき点を付け加えておく。それは、市町村は分別収集を行うとしても、収集した容器包装を容リ協会に引き渡さないこともあるという

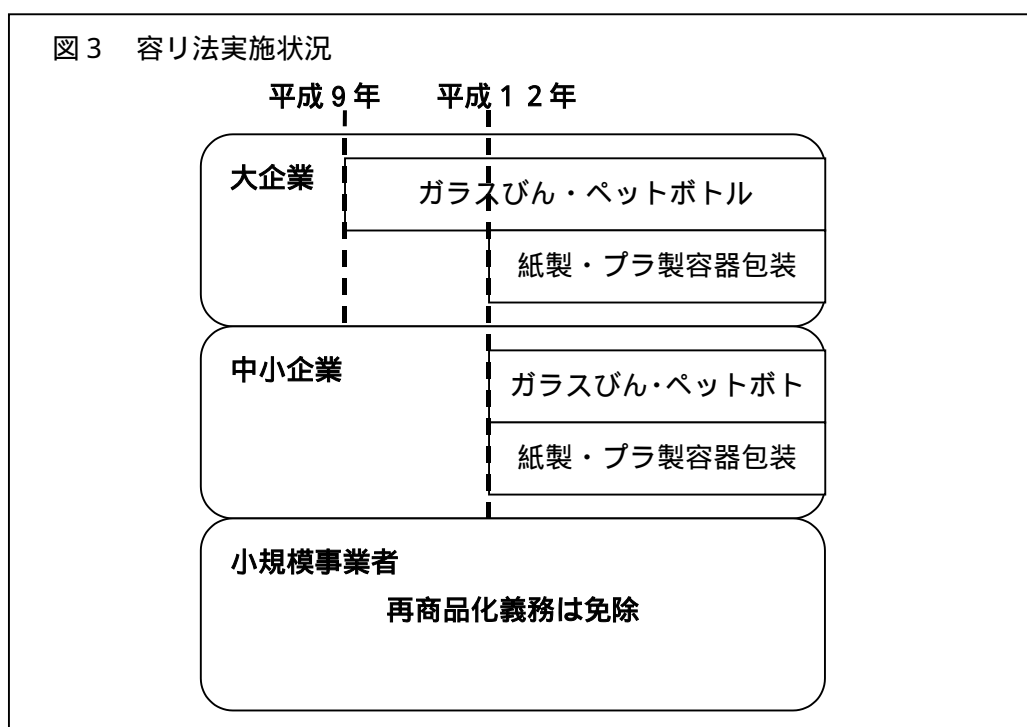
⁵ 日本車輛ヒアリングより

⁶ 2001年12月21日付朝日新聞朝刊13面より

ことである。市町村はそれぞれ独自の事情を抱えていて、有償または無償で譲渡できるルートを持っているために自ら再商品化を行う場合や、逆有償であるにもかかわらず地元産業の活性化等のために、自ら（地元企業に委託して）再商品化を行う場合がある⁷。

4 実施状況

図3のとおり、平成9年4月からガラスびん、ペットボトルを再商品化の対象として、また再商品化義務を有する事業者を大企業に限定してスタートし、平成12年4月から対象に紙製・プラスチック製の容器包装を加え、中規模事業者まで適用を拡大して完全施行となった。（但し小規模事業者は義務を負わず、彼らの生産分は自治体が処理責任を負っている。この点は後述する）。



⁷ 1999年度においては、全国3229の市町村のうち、分別収集計画を策定した市町村数が1449、そのうち容リ協会に引取りを委託した市町村数が981となっている（容器包装リサイクル協会 2001）。

・容り法はやってよかったのか～費用便益分析

以下本章においては経済産業省が実施した費用便益分析の手法とその結果について検討する。尚、この過程において同じ手法によりつつ一部我々独自の分析も行うが、特段の断りがない限り数字等も含めて経済産業省の分析結果である。

1 分析対象

経済産業省はガラスびんとペットボトルに関して、容り法導入による特定事業者及び市町村の追加的費用と社会的便益を算出している。私達もそれを踏まえて分析対象を絞ることとした。まず対象品目であるが、平成12年度から追加された紙製・プラスチック製容器包装については分別収集を行っている市町村がわずかであるという現状⁸を踏まえて、分析対象としない。また対象主体については、以下の理由で消費者、指定法人、再生原料利用事業者、再商品化事業者は分析から外している。消費者は分別排出が面倒等の負担が考えられるが、金銭的負担はない。指定法人、つまり容り協会は営利目的ではなく、収支のほとんどは特定事業者からの受託料と再商品化事業者への委託料となっているので損益はないものとする⁹。再生原料利用事業者は容り法導入前後で処女原料を使うか、再生原料を使うかの違いが出る。ヒアリングの結果、再生原料は処女原料に比べ2～3割安い傾向があるようである。しかし、処女原料のほうが加工しやすく、大量生産しているため、製品としては処女原料から造られたもののほうが安くなるそうである¹⁰。しかしながら、これは企業、製法、質、需要によって変わってくるため、数値化するのは非常に困難である。よって現段階では考慮しない。そして再商品化事業者は競争入札によって再商品化の受託単価が決まるため、再商品化のための費用を受け取るといっても、競争入札に負けないようにできる限り低い金額で応札するので、経営に余裕ができるわけではないと思われる。また、再商品化事業の拡大に伴い雇用機会が増える等の社会的便益も考えられるが、金銭評価が難しい。したがって分析対象及び主体は経済産業省のそれと同様とした。

2 計算方法

続いて分析の具体的算出方法についてだが、経済産業省の方法論及び結果は次の通りである（使用データは1999年度）。

特定事業者

経済産業省では特定事業者のコストを再商品化費用、内部コストの2種類として計算している。内部コストとは、容り法に対応するための社内体制整備や容器包装の使用削減等にかかる費用のことで、具体的には素材構造に配慮した製品開発や独自リサイクルシステム構築費（たとえば、容器収集専用の箱の設置など）、情報管理システム構築費、帳簿の整備などの年間コストなどである。内部コストは特定事業者へのアンケート調査（容り協会へ支払っている委託費用に対する内部コストの割合を尋ねたもの）によって推計している

⁸ 2000年度においては、全国3241の市町村のうち、分別収集計画を策定した市町村数が803、そのうち容り協会に引取りを委託した市町村数が83となっている（容器包装リサイクル協会2001）。

⁹ 容り協会ヒアリングより。

(推計方法詳細はAnnex 1参照)。推計結果は表1の通りである。平成12年度に急激に高くなっているのは、同年より比較的内部コストの割合が高い中小企業が対象になったためである。しかし、この推計方法はアンケートによるもので正確なデータに基づくものではなく、信憑性の面でかなり問題がある。実際、対象となる事業者が拡大するだけで、ここまで内部コストが急上昇するとは考えにくい。そこで、経済産業省では比較的データに信頼の置ける(容り法上の)大企業のアンケート結果を用い(大企業ならばある程度正確に内部コストを把握できるだろう)内部コストは平成10年以降一定であるとして分析に取り入れている。

表1 内部コスト推計値(百万円)

10年度	11年度	12年度
972	1468	9490

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企画ワーキンググループ参考資料(2001)、「容り法の効果、市町村の追加的費用、社会的費用の削減効果の算定根拠」より

市町村

市町村の費用に関する経済産業省の考え方は次の通りである。即ち、市町村には分別収集の導入により収集運搬費用、中間処理費用が発生する。ただし、分別収集を行うことで不燃ごみの回収量が減少し、不燃ごみの収集運搬費用、中間処理費用および最終処分費用が削減されるため、市町村の費用はこれらを相殺したものとなる。また、再商品化義務を免除されている小規模事業者の生産した容器包装については、法律上再商品化する必要はないが、現実には区別して回収することは困難であり、市町村の収集した容器包装の中に混ざってしまう。容り協会はこれらを引き取る義務はないが、分別収集してしまったものが市町村の元に残っても困るので、市町村が委託料を払えば引き取っているという¹¹。そこで、市町村の費用として再商品化委託料(小規模事業者分)も考慮しなければならない。市町村の合計費用は、全ての市町村のデータを集計すれば計算できるが、データの制約上困難であるため、経済産業省ではある標準的な都市を想定してトンあたり費用を求め、その値を全国の総収集量に掛け合わせるという方法をとる。標準的な都市については、旧厚生省の30万人都市モデルを基礎とし、検証を加えたものとする。具体的な算出方法は表2に、30万人都市モデルの仮定は表3・4に詳述してある。また、最終処分場については、既設の場合と、2004年に新設する場合の2ケースで検討している。既設のケースは最終的に埋め立てるごみを、将来も現存する処分場で処分することが可能な場合であり、新設のケースは現存する処分場で処分しきれず、新たに最終処分場を建設する場合である(この場合は容り法導入で新設の必要がなくなるので便益が大きくなる)。新設処分場の建設費用は、処分場費用高騰を勘案して、現在の処分場の6.6倍になる¹²ものとしている。厚生省は

¹⁰ よのペットボトルリサイクル株式会社ヒアリングより

¹¹ 容り協会ヒアリングより。

¹² 厚生省(2000)、処分場は15年で建替えると仮定している。具体的には現在の処分場は1989年に設置し、新設処分場は15年後の2004年に設置すると設定。1989年から1998年までのペースで最終処分場費用が高騰すると、2004年には建設費用は1989年の6.6倍になる。

その推計を基に減価償却費¹³を算出して、最終処分費用を試算している。

費用の種類	分別収集開始前	分別収集開始後
収集運搬費用	収集運搬に車は何台必要か計算	
	一台当たり車輛費用(減価償却費・維持管理費・燃料費及び人件費の合計)	
	収集運搬費用(= ×)を計算	
中間処理費用	1トン当たりの処理費用と処理量から不燃ごみ処理費用を計算	ガラスびんは選別施設、保管施設の減価償却、維持管理費及び人件費を計算
		ペットボトルは選別・圧縮施設、保管施設の減価償却費及び人件費を計算
		不燃ごみの処理量の減量に伴う処理費用の減少を計算
最終処分費用	1トン当たりの処分費用と処分量から埋立処分費用を計算	最終処分量の減量に伴う処分費用(維持管理費)の減少を計算
		最終処分量が減り使用可能年数が延びることによる処分費用(減価償却費)の減少を計算
		最終処分費用の減少分(= +)を計算

経済産業省(2001)

容器包装種別	分別収集開始前	分別収集開始後
ガラスびん	不燃ごみとして収集し、破碎、資源物回収などの処理後、埋立処分	専用の荷台つきトラック(平ボディ車)で収集
		選別施設で色別に選別
		専用の保管施設で保管
ペットボトル	不燃ごみとして収集し、破碎、資源物回収などの処理後、埋立処分	専用の収集車(パッカ-車)で収集
		選別・圧縮施設で不純物を選別・除去、ペットボトルを圧縮
		専用の保管施設で保管

厚生省(2000)

・一人年間ゴミ排出量を340kg (408kg)
・可燃ごみ全体ごみ量の73%
・不燃ごみ全体ごみ量の27%
・ガラスびん全体ごみ量の5%
・ペットボトル全体ごみ量の0.7%
・分別収集により、家庭排出容器包装の70%が回収 (ガラスびん88.9%、ペットボトル26.7%)
・分別収集されない場合、ガラスびん・ペットボトルは不燃ごみとして処理されるものとする
厚生省(2000)、ただしカッコ内は1999年実績(全国ベースの実績値が30万都市に当てはまると仮定した)

上記の通り市町村の費用に関する経済産業省の推算は厚生省(2000)に大きく依存している。この時点では推測であった数字の一部の実績値が分かっており、我々はその実績値が30万人都市モデルに当てはまると仮定して、経済産業省と同じ手法で実績値を使ってみた。具体的には、一人当たり排出量、容器包装回収率にそれぞれ平成11年度実績値を使用した(表4のかっこ内の数字)。また、収集運搬に使用される車輛の一回当たりの積載量と一日当た

¹³ 既設最終処分場の1tあたりの処分費用を14.19千円/tと設定して、うち3分の1を維持管理費、3分の2を減価償却費と仮定。最終処分場の1tあたりの処分費用は、既設処分場の建設費用分の減価償却費(3分の2)が6.6倍になるとして計算している。具体的には $14.19 \div 3 \times 2 \times 6.6 + 14.19 \div 3 = 67.17$ となり、最終処分場の1tあたりの処分費用67.17千円/tが算出される。

りの収集回数については西ヶ谷信雄（2001）¹⁴の値を用いた。この方が実際に近い数値と思われるためである¹⁵。ただし、いずれの用途の車輛も、その1年間の稼働日数は経済産業省モデルと同じと仮定する（240日/年）。稼働日数は定数として固定し、それに基づいて各用途の車輛の必要台数を計算し、収集運搬の費用を推計するものとする。

経済産業省モデルの仮定との比較については表5参照。

表5 モデルの車輛の一回当たりの積載量と一日当たりの収集回数

	経済産業省			西ヶ谷（2001）		
	車種	積載量 （t）	収集回数 （回/日）	車種	積載量 （t）	収集回数 （回/日）
不燃ごみ	4tパッカ-車	2.5	2	2tパッカ-車	1	4
ガラスびん	4t平ボディ車	4	1	2t平ボディ車	1.2	3
ペットボトル	4tパッカ-車	0.8	2	2tパッカ-車	0.35	3

左欄：厚生省（2001）、右欄：西ヶ谷（2001）

社会的便益

経済産業省では社会的便益として、再生PET樹脂等の再商品化物の利用や軽量化などの使用削減による枯渇性資源の採取削減効果、そして、処分場延命効果を数値化し経済分析に取り入れている。枯渇性資源の採取削減効果とは、本来は使われるはずだった処女資源を容り法によって使用しないで済むことによって得られる便益で、例えばペットボトルをペットボトルへリサイクルしたとき、リサイクルした分だけペットボトルを生産するのに使用されるはずだった石油などの資源節減相当の便益を得ることが出来る。

金銭評価が困難であるが、本来は上記の便益以外にも容り法施行によって焼却回避による二酸化炭素や有害物質排出抑制、電力・エネルギーの節約、資源採取にかかる環境汚染、リサイクルビジネスの利点などの便益も分析に含めるべきであろう¹⁶。

3 結果・考察

こうして得られた、分析の結果が表6である。経済産業省のモデル（表6の左側）及びその方法論を用いつつ実績値等を使って若干仮定の数字を変更した我々のモデル（表6の右側）ともに現段階では費用が便益を上回っている。経済産業省は将来的に処分費用の高騰、枯渇性資源の採取削減効果の増大（資源価格の上昇と再商品化率の向上）、再商品化委託費用の低下によって便益が費用を上回るだろうとの見通しを立てている。

我々のモデルは経済産業省モデルと比べ、費用が減少している。表4で示した通り、仮

¹⁴ 西ヶ谷信雄（2001）の値は東京を中心とした30弱の自治体のヒアリングから収集運搬に使用される車輛の一回当たりの積載量と一日当たりの収集回数を算出しており、経済産業省モデルのペットボトルとガラスびんの積載量を批判している。つまり、実際の積載量は経済産業省モデルほど多くないとしている。

¹⁵ 我々の港区へのヒアリングでも同様の値が得られた。

¹⁶ 経済産業省の分析手法ではこうした便益は加算されていないが、我々は本論文の後半でこの点も含めた分析を行った（第 章参照）。そこで明らかになるが、これらの全てが必ずしも便益になるとは限らなく、逆に費用となる場合もあった。

定の変更点は 一人年間ごみ排出量、 ガラスびんとペットボトルの回収率、トラックの一回当たり積載量と一日あたりの収集回数、の3点である。 の仮定の変化により、不燃ごみの収集量は増加した。また内訳については、 の仮定の変化によりガラスびん収集量は増加し、ペットボトル収集量は減少している。そして の仮定の変化により、容り法がある場合、ない場合ともにトラックの必要台数が増えた。ここで注目すべきは、仮定を変化させたことで、容り法がある場合とない場合のトラック台数の差が小さくなったことである。これは、小型のトラックでこまめに収集運搬を行うことによりロスが減ったことを意味する。その結果、容り法を実施することによる追加的費用は仮定を変化させたモデルの方が小さくなった。またトラックの用途の内訳を見ると、仮定を変化させたモデルの場合、ガラスびんの割合が増え、不燃ごみ・ペットボトルの割合が減少している。ガラスびんの収集運搬については外部委託が前提とされており、1台あたりの費用が安くなっている。そのため、ガラスびんの割合が増えたことも費用減少の要因となっているといえる。

ところで、前述の数値化されていない社会的便益を考慮すれば、さらに便益は大きくなると思われる。この点を次章で検証する。

表6 容り法施行による追加的費用

経済産業省モデル					仮定を変化させたモデル					
コスト	事業者	再商品化委託費用	1999年(百万円)		事業者	再商品化委託費用	1999年(百万円)			
			既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合			既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合		
コスト	市町村	ガラスびん	1,070	1,070	市町村	ガラスびん	1,070	1,070		
		ペットボトル	4,021	4,021		ペットボトル	4,021	4,021		
	内部コスト		972	972	内部コスト		972	972		
	市町村	分別収集	ガラスびん	6,020	6,020	市町村	分別収集	ガラスびん	3,497	3,497
		導入等費用	ペットボトル	6,846	6,846		導入等費用	ペットボトル	8,266	8,266
小計A			18,929	18,929	小計A			17,826	17,826	
便益	市町村	埋立処分量削減便益	ガラスびん	1,451	6,868	市町村	埋立処分量削減便益	ガラスびん	1,450	6,864
		ペットボトル	676	3,202	ペットボトル		676	3,200		
	社会的費用(枯渇性資源の採取)削減	ガラスびん	305	305	社会的費用(枯渇性資源の採取)削減	ガラスびん	305	305		
		ペットボトル	6,961	6,961		ペットボトル	6,961	6,961		
	小計B			9,393	17,336	小計B			9,392	17,330
ネットコスト(=A-B)			9,536	1,593	ネットコスト(=A-B)			8,434	496	

表7 ごみ種類別収集運搬コスト

経済産業省モデル											
		収集量(t/年)	車種	積載量(t)	一日の回収回数	必要台数(回)	車両費(千円/台年)	人件費(千円/台年)	費用合計(千円/台年)	収集運搬費用(円/年)	tあたり費用(円/t)
容り法なし	不燃ごみ	27441	4t	2.5	2	23	2577	19800	22377	514671	18755.55
容り法あり	不燃ごみ	23374	4t	2.5	2	21	2577	19800	22377	469917	20104.26
	ガラスびん	3563	4t	4	1	4			14921	59684	16751.05
	ペットボトル	504	2t	0.8	2	2	2577	19800	22377	44754	88797.62
	合計	27441				27				574355	20930.54
経済産業省(2001)											
仮定を変化させたモデル(トラックの車種と積載量を変化)											
		収集量(t/年)	車種	積載量(t)	一日の回収回数	必要台数(回)	車両費(千円/台年)	人件費(千円/台年)	費用合計(千円/台年)	収集運搬費用(円/年)	tあたり費用(円/t)
分別収集なし	不燃ごみ	33053.67	2t	1	4	35	1894	19800	21694	759290	22971.43
容り法あり	不燃ごみ	27380.372	2t	1	4	29	1894	19800	21694	629126	22977.26
	ガラスびん	5444.4958	2t	1.2	3	7			12698	88889	16326.36
	ペットボトル	228.80189	2t	0.35	3	1	1984	19800	21694	21694	94815.65
	合計	33053.67				37				739708.8	22379.02
経済産業省(2001)を基に作成											

環境の金銭価値を加味した費用便益分析（ペットボトルについて）

上述の通り、経済産業省の費用便益分析方法では、まだ数値化されていない社会的便益がいくつか存在する。そこで、ここではそのうちペットボトルを対象を限定して、二酸化炭素（CO₂）排出削減便益と電力購入増加費用¹⁷を試算し、それらを上記の表6の中のペットボトルの計算結果に加算してみる（ガラス容器の分析は 章参照）。計上するのは、PET樹脂製造工程及び清掃（焼却）工場内燃焼工程でのCO₂排出削減便益と電力購入回避便益、中間処理・再商品化工程での電力使用増加に伴う発電時でのCO₂排出増加と電力購入増加による費用、そして輸送に伴うCO₂排出量の削減便益である。

1 分析の前提

まず分析の前に、前提となる排出原単位とペットボトル生産・廃棄・再商品化の全体の流れを示す。

排出原単位

排出原単位とは、燃料や電力を1単位使用、或いは生産する際にどれだけCO₂が排出されるかを示す値である。以下表8と9が、今回の分析に用いた排出原単位である（容器間比較研究会（2001）から引用）。

例えば、C重油を1kg消費（燃焼）すると約3.2kgのCO₂が排出されることを表している。また蒸気と言えば、蒸気1kgをC重油を使って製造するとした時のCO₂排出量が約0.21kgである事を表している。20万tタンカーは、24000km航行すれば2030万kgのCO₂が排出され、2tトラックは200km走行すれば64.6kgのCO₂が排出されることを意味している。

表8 エネルギー種類別排出原単位

	C重油 (/kg)	軽油 (/kg)	蒸気 (/kg)	都市ガス (/kg)	日本電力 (/kwh)
CO2(kg)	3.219437751	3.186354983	0.211752933	2.1395	0.33

容器間比較研究会（2001） LCA手法による容器間比較報告書＜改訂版＞より

表9 輸送排出原単位

	20万tタンカー（中東） 往復24000km輸送	2500tタンカー（国内） 往復800km輸送	10tトラック 往復200km	4tトラック 往復200km	2tトラック 往復200km
CO2(kg)	20304000	12680	148.4	94.4	64.6

容器間比較研究会（2001）

ここで、表8の「日本電力」について付け加えておく。この値については、容器間比較研究会（2001）では0.3795kgとなっている。しかしこの値は1990年の発電端の排出原単位であり¹⁸、一方私達の分析年度は1999年であるので、より正確な分析を行うため1999年の発電端の排出原単位0.33kg（電気事業連合会の公表値）を使用した¹⁹。

¹⁷

ペット再商品化工程は他の工程に比べると、より多くの電力を必要とするので、電力は最終的に増加する。詳しくは本文 - 4 電力購入増加額で述べる。また経済産業省モデルでは電力購入費用の増減は考慮していないという事は、当省ヒアリングで確認済み

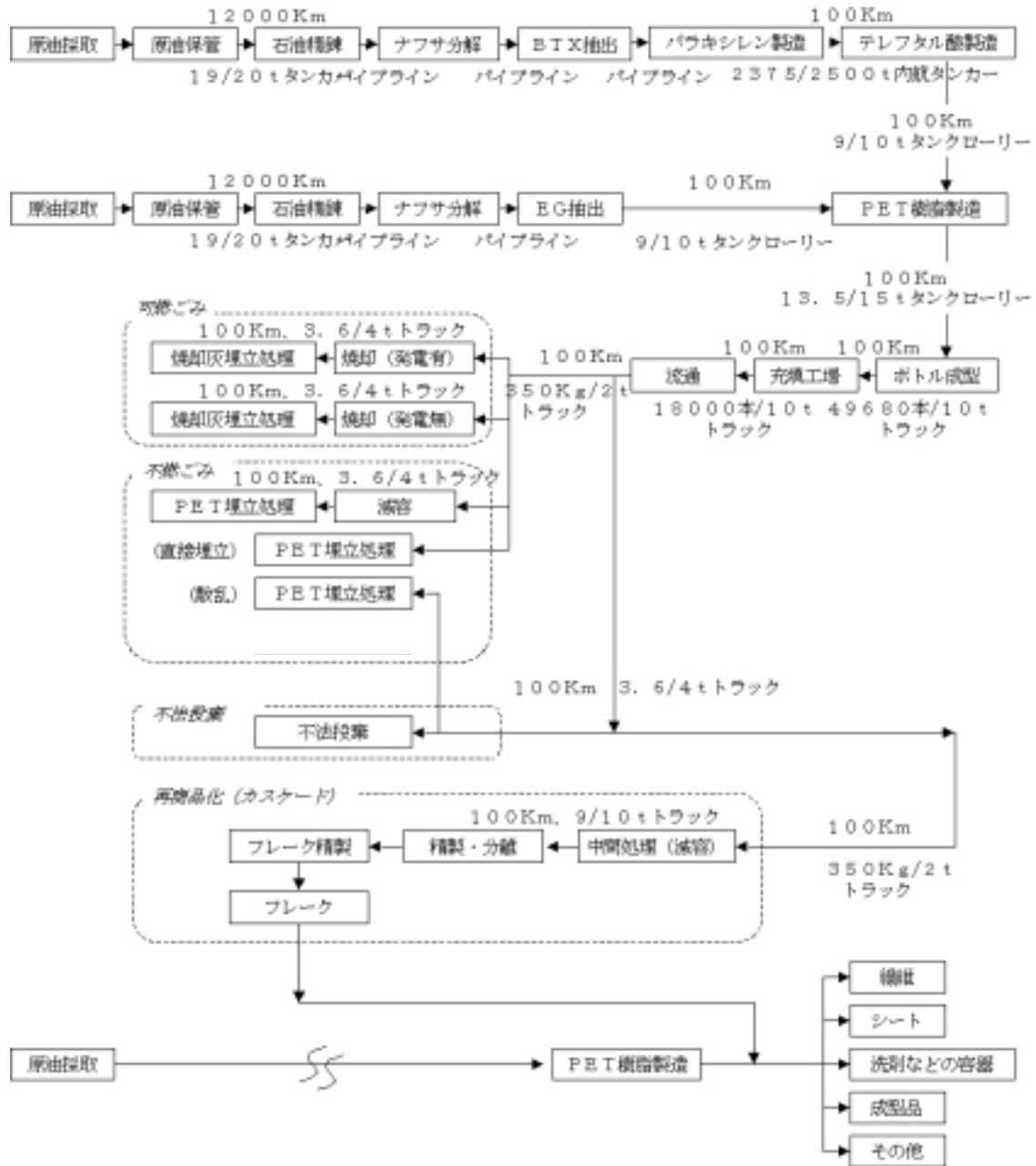
¹⁸ 容器間比較研究会の使用している、1990年の発電端の排出原単位（0.3795kg）は環境省の計算によるものである。東京大学安井至研究室ヒアリングより。

¹⁹ 電力の排出原単位は発電端と使用端の二種類あるが、私達の研究では発電端を使用した方がよいと考えた。発電端の

生産・廃棄・再商品化の流れ

次に前提の第二として図4²⁰に全体のフローを示す。

図4 ペットのボトルの材料フロー図



容器間比較研究会（2001）を基に作成

原単位の計算方法は（一年間の日本の発電によるCO₂排出量）÷（発電電力量）であり、一方使用端は（一年間の日本の発電によるCO₂排出量）÷（電力会社以外の経済主体が使用した電力量）である。つまり発電端の方が、1kwhの電力量のCO₂排出への寄与をより正確に表しているのである。

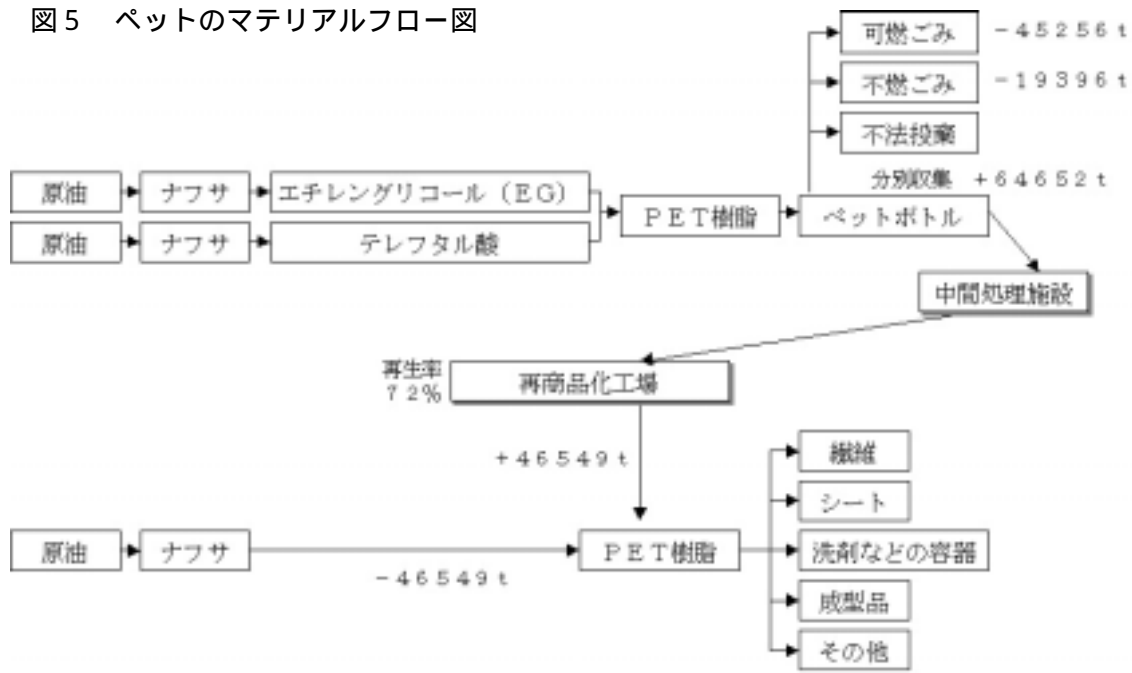
20

- ・矢印は輸送を示す。「19/20tタンカー」とあれば20tタンカーに19t積載する事を表す。
- ・輸送車の積載量・輸送距離については容器間比較研究会報告書の値に基づいている。東京大学安井研究室の方のお話や我々のヒアリングから、この報告書の値は比較的現実的であると判断した。

2 容り法導入による CO₂ 排出削減量

まず容り法導入によるマテリアルフローの変化を整理する。図 5 を参照願う。

図 5 ペットのマテリアルフロー図



容器間比較研究会（2001）を基に作成

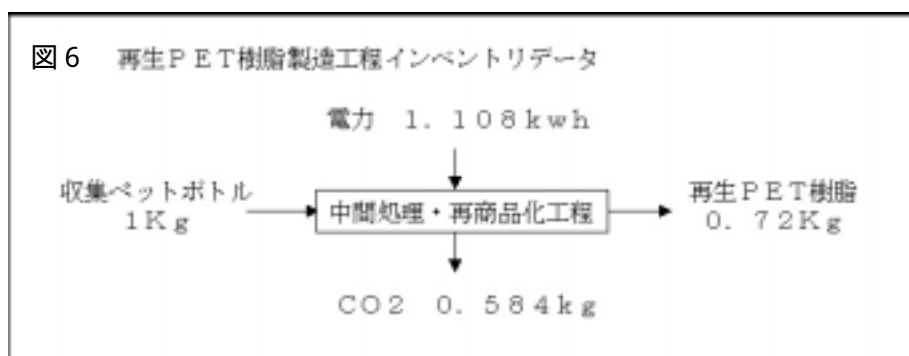
この図はPET樹脂を原料とする製品の流れを描いたもので、上半分はペットボトルを製造する流れ、下半分はペットボトル以外の製品を造る流れである。整理すべき点は3つある。経済産業省は容り法導入によって1999年度の分別収集量が64652トン²¹増加したと推計している（経済産業省2001）。それを踏まえると、その分がより多く中間処理施設・再商品化工場に投入される、そして再生PET樹脂として生まれ変わったフレークやペレットが46549トン（64652トン×再生率²²72%）分多く投入されるので、その分バージョンPET樹脂を製造する必要がなくなる。さらに、64652トンがより多く分別収集されたことで廃棄処分（焼却・埋立など）を回避したことになる、という3点がモノの流れの変化として指摘できる。そして同時にその3箇所それぞれにおいて輸送量の増減があることも付け加えなければならない。では次に、それぞれの変化に伴う環境負荷の増減を、容器間比較研究会（2001）をもとに検証する。

²¹ ペットボトル1999年分別収集量 - 容り法がなかった場合の1999年度分別収集量 = 75811 t - 11159 t = 64652 t
経済産業省(2001)

²² ここでいう「再生率」とは、再商品化工程にかけた量のうち再生PET樹脂として生まれ変わる量の割合である。再生率72%は容り協会の実績値の数字を勘案したもののだが、我々のヒアリングによると、残りの約30%については、うち10%は緑色のペットボトルからなるもので主に土木用材等としてなんとか有価で売られている状態であるとのことである。残りの約20%弱はPET樹脂のくずと、ラベルやキャップのくずであり、ほとんど値がつかないような金額で売れるものもあれば、売れないものもあるようだ。用途としてはRDF（Refuse Derived Fuel [ごみから得られる燃料]）等があるが、その20%弱全てがRDFとなるわけではなく、ケースバイケースである。結局全く用途がなく埋め立て廃棄処分されるのは1%弱であり、収集PETペールのほとんどは何らかの形で有効利用されるということである。いずれにしても、この約30%分は既存の需要に代替的なものではなく、ペットボトルが分別収集されることによって初めて使用される用途なので、便益に考慮しない。

中間処理施設・再商品化工場への投入量増加

ここでは、上述の通り 64652 トンのペットボトルが追加的に中間処理施設に運ばれ、そこで減容されてペールとなったものが追加的に再商品化工場に運ばれフレークやペレットになるまでの過程を扱う。追加的に投入されるので電力使用量とそれに伴う CO₂ 排出量は増加する。私達はこの増加量を算出するのに、収集ペットボトル 1 kg を輸送・中間処理・再商品化に投入した時のインベントリーデータに収集量を乗じるという方法を採用した（、でも同様の方法を採用）。インベントリーデータは上述の通り容器間比較研究会（2001）より作成した（具体的な作成方法は Annex 2 参照）。また PET 樹脂の再生率 72% は注 22 の通り容器協会の実績値データを勘案している。詳細を図 6 に示す²³。



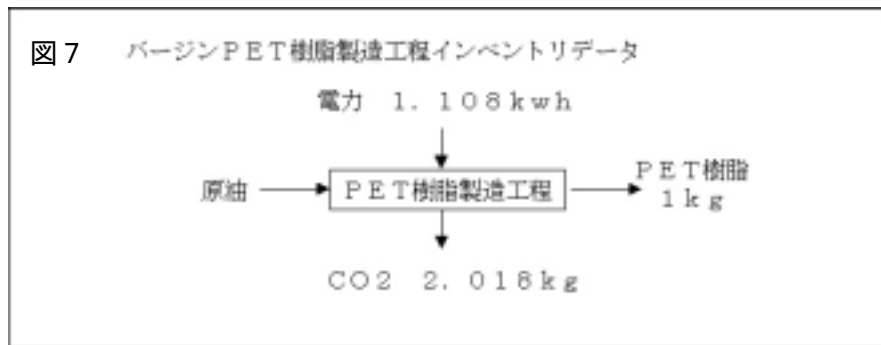
容器間比較研究（2001）を基に作成

バージンPET樹脂の製造量減少

続いてバージンPET樹脂の製造工程であるが、ここでは再生PET樹脂が追加されることにより、バージンPET樹脂はその分製造量を減らすことになる。したがって工程内の燃料消費（燃焼）により排出される CO₂ と使用される電力量、そして工程間の輸送により排出される CO₂ がそれに応じて削減されることになる²⁴。追加的に投入される再生PET樹脂量は先述の通り 46549 トンであるので、これと同量のバージンPET樹脂を製造するのに伴う CO₂ 排出量（工程内燃料消費と各工程間の輸送によるもの）と使用電力量が削減されることになる（再生PET樹脂の製造工程に伴う増加分は上記で考慮済み）。よって、原油採掘からバージンPET樹脂製造までのインベントリーデータ（図 7）に、この 46549 t を乗じることで、CO₂ 排出量と電力使用量の削減量が求められる。

²³ 図 6 から 9 のインベントリー図の CO₂ 排出は、電力・重油など工程や廃棄処分過程で使用されるエネルギーと輸送のエネルギーを全て考慮している。

²⁴ PET 樹脂製造工程内での CO₂ 排出としては、この他に化学反応によるものが考えられる。我々のヒアリングによると、理論的には化学反応式では CO₂ 排出はありえないのだが、実際には若干の排出があるようである。しかしその量は無視できるほど少ないようであるため、分析にあたっては考慮しない。



容器間比較研究(2001)を基に作成

廃棄処分回避

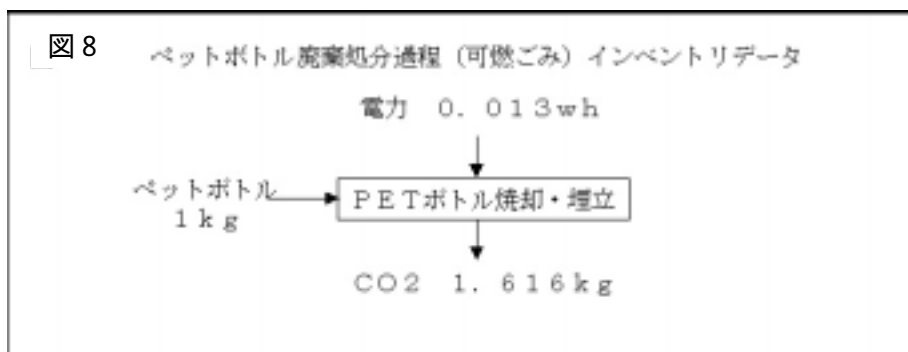
最後にペットボトルの廃棄処分回避についてである。廃棄処分回避とは、容リ法がなければ分別収集されず可燃ゴミや不燃ごみとして集められ、処分されていたであろうが、容リ法導入により分別収集が進んだことでそれを回避できたということである。したがってここでは焼却や埋め立て、減容に伴うCO₂の排出と電力の使用(焼却に際し発火、施設内運搬設備の稼働などで電力を必要とする)を回避・削減したと言える。経済産業省(2001)は、もし分別収集されなければペットボトルは7割が可燃ゴミとして、3割が不燃ゴミとして集められると推計しているの、それを踏まえると、

$$\text{可燃ごみ } 64652 \text{ t} \times 0.7 = \underline{45256.4 \text{ t}}$$

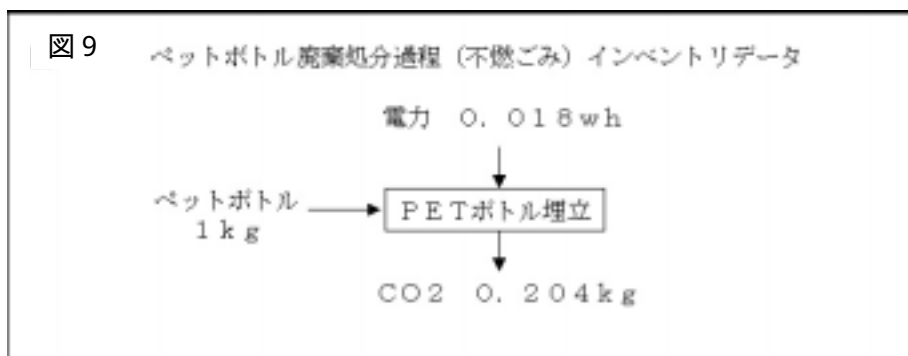
$$\text{不燃ごみ } 64652 \text{ t} \times 0.3 = \underline{19395.6 \text{ t}}$$

とすることができる。また図6のように容器比較研究会(2001)によれば、可燃ごみの処理は、「焼却の際に発電をする処理」(可燃ごみのうち43%)と「焼却の際に発電をしない処理」(可燃ごみのうち57%)の2つに分けられる。同様に、不燃ごみの処理は、「減容処理 埋立」(不燃ごみのうち49%)、「直接埋立」(不燃ごみのうち49%)、また、一度不法投棄されたペットを回収して直接埋め立てる「散乱」(不燃ごみのうち2%)の3つに分けられる。それぞれの処理のインベントリを処理量の割合を掛けたものを足し合わせて、可燃ごみと不燃ごみの廃棄処分過程インベントリデータを求める事が出来る。そして、

と同様に、廃棄処分過程のインベントリデータに上記の可燃ごみと不燃ごみの廃棄処分回避量を乗じて、CO₂排出量と電力使用量の回避量が求められる。インベントリデータは図8、9に示す。



容器間比較研究(2001)を基に作成



容器間比較研究（2001）を基に作成

以上の過程を経て電力節約を考慮した、再商品化工程・処女原料使用回避・焼却回避の排出削減量合計を求めることができる。その過程は表10に、そうして得られたCO₂排出削減量の合計は表11に示した。

再商品化工程のCO₂排出増加量			
収集PETペール1kgを再生フレークにした時に使用される電力	1.108	kwh/kg	
収集PETペール1kgを再生フレークにした時のCO ₂ 排出量	0.567	kg	
再商品化工場に運ばれてくるPETの量	64,652.000	t	
再商品化工程のCO ₂ 排出増加量合計	36,636.814	t	x = A
処女原料回避量分のCO₂排出減少量			
石油からPET樹脂1kgを生産した時に使用される電力	1.108	kwh/kg	
石油からPET樹脂1kgを生産した時のCO ₂ 排出量	2.021	kg	
再商品化工場に運ばれてくるPETの量	64,652.000	t	
再生率	72.000	%	
追加的に投入される再生PET樹脂量	46,549.440	t	x =
処女原料回避量分のCO ₂ 排出減少量合計	94,054.516	t	x = B
廃棄処分回避量分のCO₂排出減少量			
<i>可燃ごみ</i>			
PETボトル1kgを可燃ごみとして処理した時に使用される電力	0.013	kwh/kg	
PETボトル1kgを可燃ごみとして処理した時のCO ₂ 排出量	1.616	kg	
再商品化量増加分	64,652.000	t	
うち可燃ごみの割合	70.000	%	
可燃ごみ量	45,256.400	t	x =
廃棄処分回避(可燃ごみ)量分のCO ₂ 排出減少量合計	73,129.485	t	x =
<i>不燃ごみ</i>			
PETボトル1kgを不燃ごみとして処理した時に使用される電力	0.018	kwh/kg	
PETボトル1kgを不燃ごみとして処理した時のCO ₂ 排出量	0.203	kg	
再商品化量増加分	64,652.000	t	
うち不燃ごみの割合	30.000	%	
不燃ごみ量	19,395.600	t	x =
廃棄処分回避(不燃ごみ)量分のCO ₂ 排出減少量合計	3,943.588	t	x =
廃棄処分回避量分のCO ₂ 排出減少量合計	77,073.074	t	+ = C

表 10 を整理すると下表の通りとなる。CO₂の排出減少分が増加分を上回り、トータルでは排出量は減少している。

CO2排出増加 再商品化工程分 A	CO2排出減少		CO2排出削減量 合計 B+C-A=D
	処女原料回避量分 B	廃棄回避分 C	
36,637	94,055	77,073	134,491

上記の通り、容り法の導入による 1999 年度の CO₂排出削減量は 10 万トンを上回るものと推定される。これは金銭換算するといくらになるのか。以下この点の検討を行う。

3 CO₂の排出削減便益～外部費用の金銭評価

次に CO₂排出削減便益の価格の算出である。PET樹脂製造工程及び清掃(焼却)工場内での CO₂排出削減、発電時の CO₂排出増加の量はすでに求められているので、CO₂を 1 トン排出する外部費用を金銭価値で表す必要がある。ここでいう外部費用とは、CO₂を排出することで地球温暖化が進行し、温暖化が将来に亘って我々にもたらす被害の総額を CO₂の排出 1 トン分に換算し、割引現在価値で表したものである。簡単に言えば、CO₂を 1 トン排出することによって将来受けるであろう損害額を現在の価値で表したものである。私達は今回の分析では、Fankhauser & Pearce (1994) の算出した 20.4 (\$ / t -C) を採用することとした²⁵。Fankhauser は、先進国や途上国別に、そして世界全体で、CO₂の大気中濃度が産業革命前の 2 倍になった場合に考えられる損害(農業、漁業、海岸防御、乾燥地・湿地帯の減少、水資源など)を考慮し、その被害額やコスト増を踏まえて CO₂を 1 トン排出する場合の外部費用を算出している。また CO₂の排出による温暖化効果はあくまでフローではなくストックとして捉えられるので、CO₂の排出が蓄積され、年月を経るほどに外部費用は遡増する。具体的には 1991～2000 年は 20.4 \$ / t -C、2001～2010 年は 22.9 \$ / t -C、次の 10 年間は 25.4、その次は 27.8 としている。私達の採用するのはこのうち 1991～2000 年の値である。したがってこの値に 12/44 を乗じて炭素トンから CO₂トンに引き直しこれを直近の換算率で円にした値を CO₂排出削減量(105965 トン)に乗じて CO₂排出削減便益とする。

²⁵ その他に 3 つの外部費用の候補があったが、それぞれ以下の理由で今回は採用しなかった。

- ・ 7468 円 / t - C (栗山浩一 2000)

これは国内での CVM (仮想評価法) による調査であり、個人の価値観が大きく反映されており、環境の非利用価値を含んでしまい、その値は外部不経済による被害額を過大に見積もってしまう。上記の Fankhauser & Pearce (1993) の値はその意味で比較的現実的な被害額を勘案している。

- ・ 7000 円 / t - C (全国地球温暖化防止推進センター 2000)

これはオランダの BSO 社の環境報告書に用いられている、環境負荷を金銭評価する手法を用いて算出した

CO₂ 排出の外部費用である。しかし、その計算根拠が不明確であるため今回は採用しない。

- ・ 20000 円 / t - C (寺園淳、日引聡 1998)

この値は炭素税の値をそのまま外部費用とみなしている。基本的に炭素税は外部費用とは異なるものだと私達は考える。またどのようにして求めた炭素税であるかが不明なので今回はこの値は採用しないことにした。

4 電力購入増加額

最後に容り法施行によって、増加した電力料金を算出する。ペット再商品化の際に電力購入増加量はインベントリー分析により得られているので、1 kwh あたりの電力の価格を求める必要がある。私達は各電力会社の業務用電力の価格の中間値を採ることにした。概ね 12 円 / kwh という値²⁶を得ることができたので、この値を電力購入増加量（合計 19 万 kWh）に乗じて全体の増加額を算出した（表 12 参照）

表12 ペットボトル電力購入増加額

	各工程に必要な電力 (kwh/kg)		各工程でのPETの増減 (t)		電力量 (kwh)	電力の値段 (円/kwh)	電力購入増加 (円)	
	<i>E</i>		<i>F</i>		$E \times F = G$	<i>H</i>	$G \times H$	
再商品化工程での電力増	1.108		64,652		71,629,894	12	859,558,728	w
処女原料回避での電力減	1.108		46,549		51,565,870	12	618,790,443	x
焼却回避での電力減	0.013		45,256		588,333	12	7,060,000	y
埋立回避での電力減	0.018		19,396		347,131	12	4,165,569	z
合計					19,128,560	12	229,542,716	w-x+y+z=l

5 試算結果

以上の計算をまとめた試算結果を下の表に示す。

表13 容り法試行によるCO₂排出削減便益 (PETボトル)

1tあたりのCO ₂ の値段(万円/ t)		CO ₂ 減少量合計(t)	CO ₂ 排出削減による便益合計 (百万円)	電力購入増加額合計 (百万円)	便益合計 (百万円)
<i>J</i>		<i>D</i>	$D \times J = K$	<i>I</i>	$K - I = L$
Fankhauser and Pearce, 1994	0.0751	134,491	101	230	-129

1ドル = 135円 (2002/2/27)

この結果を加えてペットボトルにつき費用便益分析をやり直したところ表6の数字は下記の表14の通りとなり、既設・新設の両ケースとも経済産業省モデルの分析結果よりはネット費用は減少しているが、その額は、表6の仮定を変化させたモデルよりも大きい。つまりCO₂削減便益を考慮するとかえってネット便益はマイナスに働くのである。この理由は、CO₂排出削減による便益は増加するが、これに伴い必然的に考慮すべき電力購入量が増加してしまい、その費用がCO₂削減便益を上回っているからである。因みにペットボトルだけで計算すると、表15の通り、経済産業省モデルよりも仮定を変化させたモデルの方が、さらに仮定を変化させたモデルよりも外部費用等を考慮したモデルの方がネット費用は大きくなる（ただし後述の通りガラスびんについては結果は逆になっている）。

²⁶ 各電力会社の高圧電力（主に工場で使われる電力）の価格は1 kwhあたりだいたい9円から15円の間にある（例えば北陸電力の高圧電力では9円～10円、東北電力の高圧電力の一つは約15円）ので、今回はその中間値を採用した。電力の価格は季節、時間帯、契約の種類、電圧などによって異なるが、その差は僅かである。

表14 仮定を変化させ、ペットボトルのみ
CO₂ 排出削減便益モデルを取り入れたモデル

				1999年(百万円)	
				既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合
コスト	事業者	再商品化委託費用	ガラスびん	1,070	1,070
			ペットボトル	4,021	4,021
	市町村	内部コスト		972	972
		分別収集導入等費用	ガラスびん	3,497	3,497
		ペットボトル	8,266	8,266	
		小計A	17,826	17,826	
便益	市町村	埋立処分量削減便益	ガラスびん	1,450	6,864
			ペットボトル	676	3,200
	社会的費用(枯渇性資源の採取)削減	ガラスびん	305	305	
		ペットボトル	6,961	6,961	
		CO ₂ 排出削減便益(=L)	ペットボトル	-129	-129
	小計B		9,263	17,201	
	ネットコスト(=A-B)			8,563	625

表15 容り法施行によるペットボトルだけの追加的費用

			経済産業省モデル		仮定を変化させたモデル		外部費用等を考慮したモデル			
			1999年(百万円)				1999年(百万円)		1999年(百万円)	
			既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合	既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合	既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合		
費用	事業者	再商品化委託費用	4,021	4,021	4,021	4,021	4,021	4,021		
		市町村	内部コスト	972	972	972	972	972	972	
		分別収集導入等費用	6,846	6,846	8,266	8,266	8,266	8,266		
		小計A	11,839	11,839	13,259	13,259	13,259	13,259		
便益	市町村	埋立処分量削減便益	676	3,202	676	3,200	676	3,200		
		社会的費用(枯渇性資源の採取)削減	6,961	6,961	6,961	6,961	6,961	6,961		
		CO ₂ 排出削減便益(=L)	0	0	0	0	-129	-129		
		小計B	7,637	10,163	7,637	10,162	7,508	10,033		
	ネット費用(=A-B)		4,202	1,676	5,621	3,097	5,750	3,226		

・環境の金銭価値を加味した費用便益分析(ガラスびんについて)

次に、ガラスびんについての更なる分析を行う。方法論はペットボトルと同様で、カレット製造工程及び埋立処分工程でのCO₂排出削減、輸送に伴うCO₂排出削減による便益から電力使用増加に伴う発電時でのCO₂排出増加、電力購入増加による費用を引く。

1 分析の前提

まず分析の前に前提となる排出原単位とガラスびん生産・廃棄・再商品化の全体の流れを示す。

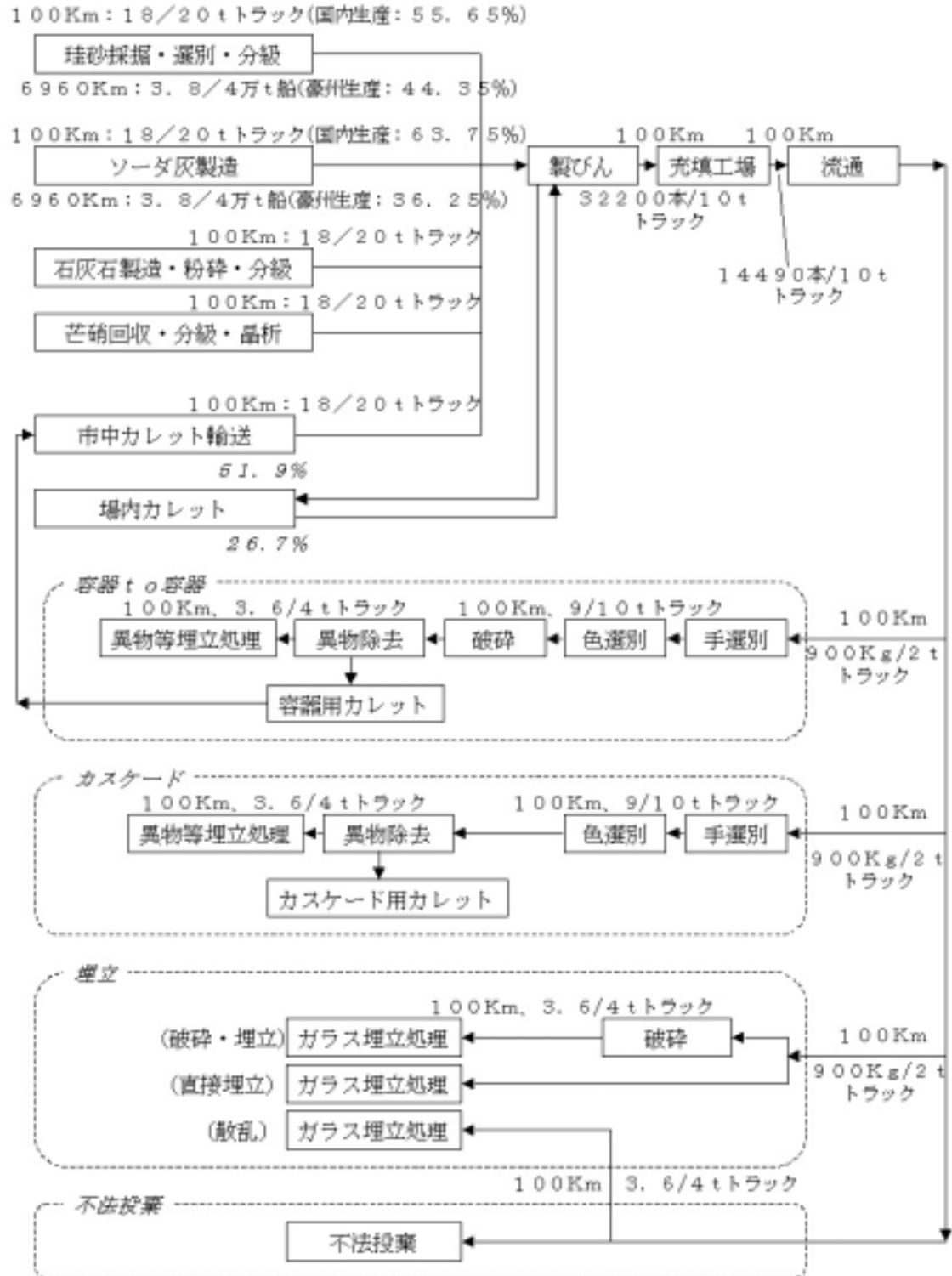
排出原単位

排出原単位についてはペットボトルと同様である。(表8, 9参照)

生産・廃棄・再商品化の流れ

次に前提の第二として図10全体のフローを示す。

図10 ガラスびんマテリアルフロー図

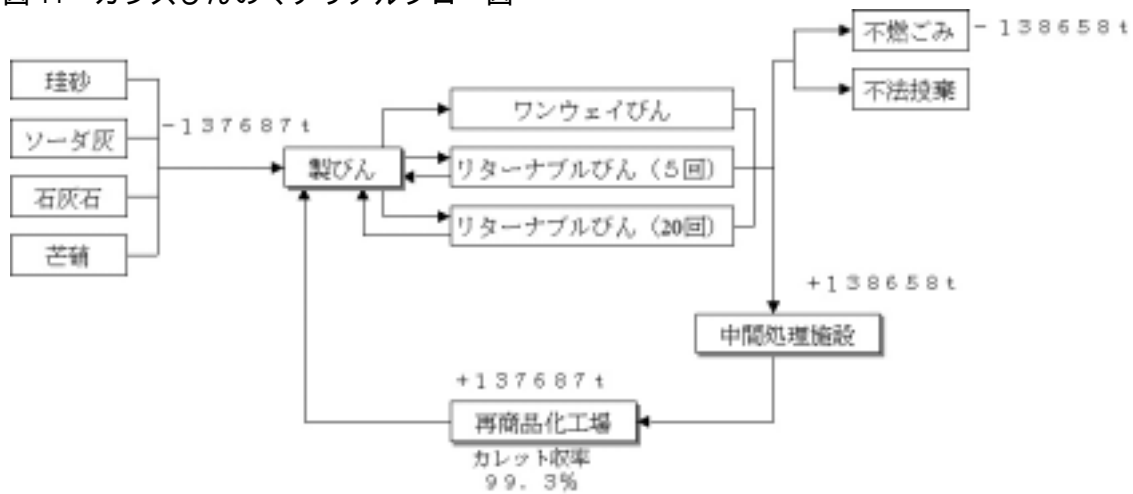


容器間比較研究会(2001)を基に作成

2 容り法導入によるインベントリーデータの変化

ではまず容り法導入によるマテリアルフローの変化を整理する。図 11 を参照願う。

図 11 ガラスびんのマテリアルフロー図



容器間比較研究会（2001）を基に作成

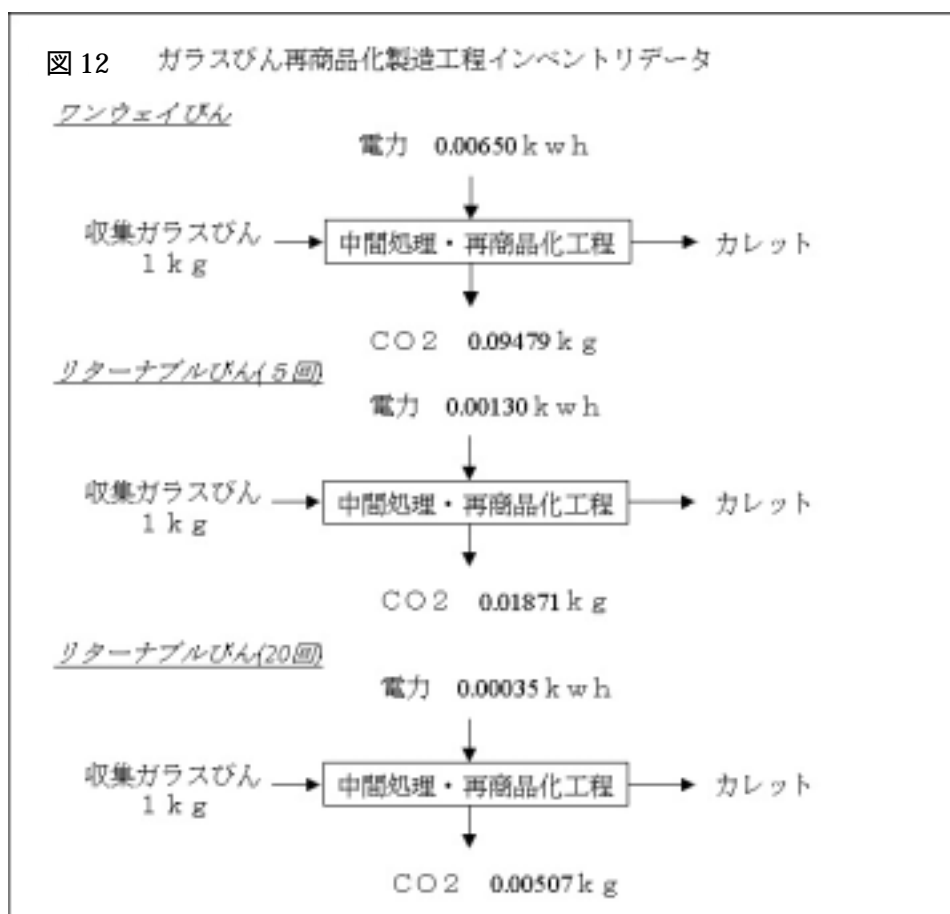
この図はガラスびんの製びんから廃棄されるまでの流れを描いたものである。リターナブルびんのリサイクルできる回数はびんの種類によってさまざまであるが、データ入手が困難であったため今回は容器間比較研究会（2001）のインベントリーデータと同じく 5 回と 20 回の 2 種類に大別して考える。リターナブルびん 5 回と 20 回の量の比率は同様にデータ入手困難であるため 1:1 であると仮定する。なお、ガラスびんの回収量²⁷については経済産業省と同様に、またガラスびん排出段階と製造段階のワンウェイびんとリターナブルびんの比率²⁸もガラスびんリサイクル促進協議会（1999）の推計値を用いている。整理すべき点は 3 つある。経済産業省は容り法導入によって 1999 年度の分別収集量が 138658 トン増加したと推計しているので（経済産業省 2001）それを踏まえると、まず、その分がより多く中間処理施設・再商品化工場に投入される、そして容器用カレットとして再商品化されたカレットが 137678 トン（138658 トン×カレット収集率 99.3%）分多く投入されるので、その分処女原料が回避される。さらに、138658 トンがより多く分別収集されたことで埋立処分を回避したことになる。以上の 3 点がモノの流れの変化として指摘できる。そして同時にその 3 箇所それぞれにおいて輸送量の増減があることも付け加えなければならない。では次に、それぞれの変化に伴う環境負荷の増減を、容器間比較研究会（2001）をもとに検証する。

²⁷ 容り法ありの場合 86.9%、容り法なしの場合 77.3%

²⁸ ガラスびん排出・埋立のうち、ワンウェイびん 90.4%、リターナブルびん 9.6%（うち 5 回 4.8%、20 回 4.8%）
ガラスびん生産のうち、ワンウェイびん 84.3%、リターナブルびん 15.7%（うち 5 回 7.9%、20 回 7.9%）

中間処理施設・再商品化工場への投入量増加

ここでは、上述の通り 138658 トンのガラスびんが追加的に中間処理施設に運ばれ、そこで減容されたものが追加的に再商品化工場に運ばれ容器用カレットになるまでの過程を扱う。追加的に投入されるので電力使用量と CO₂ 排出量は増加する。私達はこの増加量を算出するのに、先述のペットボトルの分析と同様に、収集ガラスびん 1 kg を輸送・中間処理・再商品化に投入した時のインベントリーデータに収集量を乗じるという方法を採用した（、でも同様の方法を採用）。インベントリーデータは上述の通り容器間比較研究会（2001）より作成した。またカレット収集率 99.3%は、容器間比較研究会報告書の仮定を勘案して設定した。詳細を図 12 に示す。

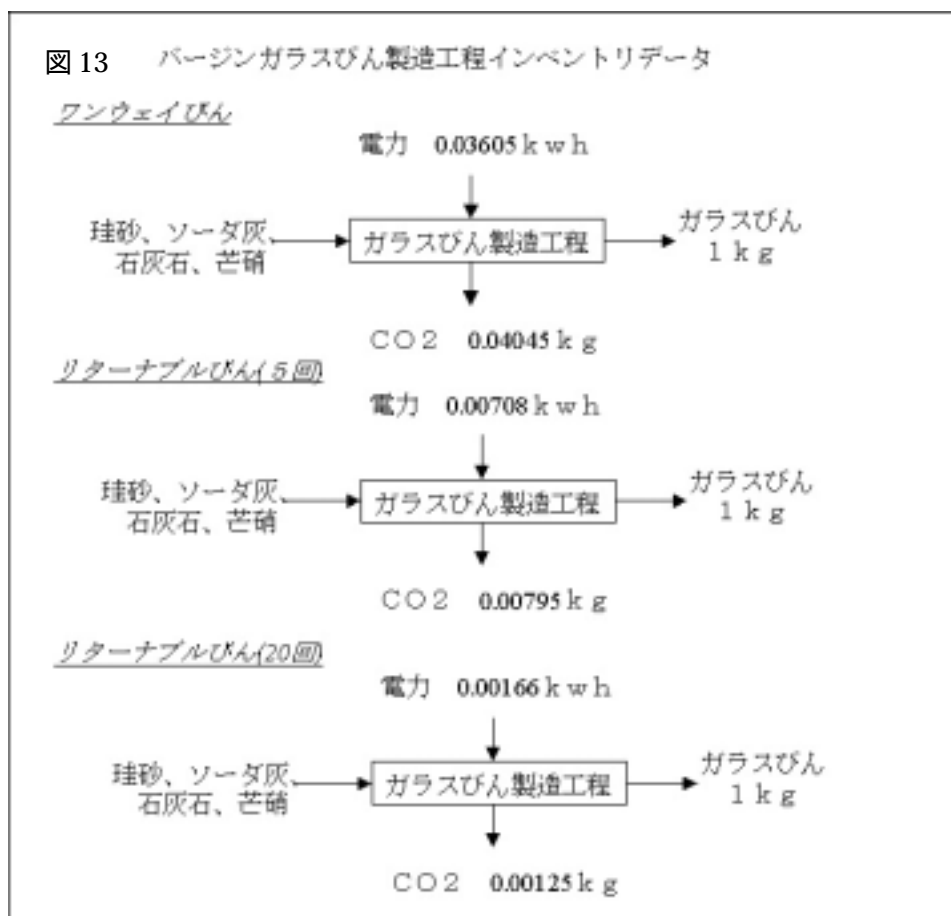


容器間比較研究（2001）を基に作成

バージンガラスびん製造減少

続いてバージンガラスびんの製造工程であるが、ここでは再生カレットが追加されることにより、バージンガラスびんはその分製造量が減ることになる。したがって工程内の燃料消費（燃焼）により排出される CO₂ と使用される電力量、そして工程間の輸送により排出される CO₂ はそれに応じて削減される。追加的に投入される再生カレット量は先述の通り 137678 トンであるので、これと同量のバージンガラスびんを製造するのに伴う CO₂ 排出量（工程内燃料消費と各工程間の輸送によるもの）と使用電力量が削減されることになる（再

生カレットの製造工程に伴う増加分は上記（で考慮済み）によって、バージンガラスびん製造までのインベントリーデータ（図 13）に、この 137678 t を乗じることで、CO₂ 排出量と電力使用量の削減量が求められる。

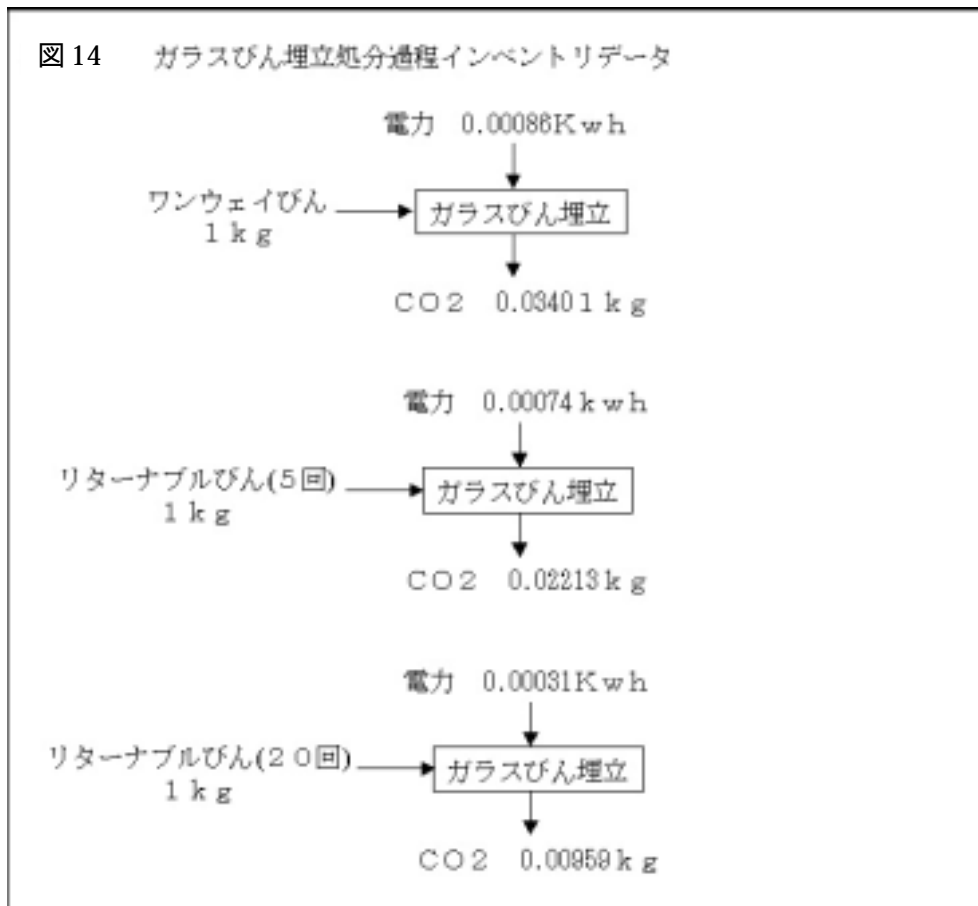


容器間比較研究（2001）を基に作成

埋め立て処分回避

最後にガラスびんの埋め立て処分回避についてである。埋め立て処分回避とは、容リ法がなければ分別収集されず不燃ごみとして集められ、埋め立てられていたであろうが、容リ法導入により分別収集が進んだことでそれを回避できたということである。したがってここでは埋め立てに伴うCO₂の排出と電力の使用(埋め立てに際し施設内運搬設備の稼働などで電力を必要とする)を回避・削減したと言える。不燃ごみの処理は、先述のとおり、「減容処理 埋め立て」、「直接埋め立て」、「散乱」3つの処理のインベントリーを処理量の割合を掛けたものを足し合わせて、埋め立て処分過程インベントリーデータを求める事が出来る。そして、と同様に、廃棄処分過程のインベントリーデータに不燃ごみの埋め立て処分回避量を乗じて、CO₂排出量と電力使用量の回避量が求められる。インベントリーデータは図 14 に示す。

図 14 ガラスびん埋立処分過程インベントリデータ



容器間比較研究(2001)を基に作成

以上の過程を経て電力節約を考慮した、再商品化工程・処女原料使用回避・埋め立て回避の排出削減量合計を求めることができる。その過程は表 16 に、そうして得られた CO₂ 排出削減量の合計は表 17 に示した

表16 各プロセスでのCO2排出減増算出の過程

再商品化工程のCO2排出増加量			
<u>ワンウェイびん</u>			
ワンウェイびん 1 k g を容器用カレットにした時に使用される電力	0.006500001	kwh/kg	
ワンウェイびん 1 k g を容器用カレットにした時のCO2排出量	0.095	kg	
ガラスびん分別収集の量	388,052.197	t	
ガラスびん分別収集のうちワンウェイびんの比率	90.385	%	
ガラスびん分別収集のうちワンウェイびんの量	350,739.486		x =
ワンウェイびん再商品化工程のCO2排出増加量	33,210.075	t	x =a
<u>リターナブルびん(5回)</u>			
リターナブルびん(5回) 1 k g を容器用カレットにした時に使用される電力	0.001	kwh/kg	
リターナブルびん(5回) 1 k g を容器用カレットにした時のCO2排出量	0.019	kg	
ガラスびん分別収集の量	388,052.197	t	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(5回)の比率	4.808	%	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(5回)の量	18,656.356		x =
リターナブルびん(5回)再商品化工程のCO2排出増加量	348.684	t	x =b
<u>リターナブルびん(20回)</u>			
リターナブルびん(20回) 1 k g を容器用カレットにした時に使用される電力	0.000	kwh/kg	
リターナブルびん(20回) 1 k g を容器用カレットにした時のCO2排出量	0.005	kg	
ガラスびん分別収集の量	388,052.197	t	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(20回)の比率	4.808	%	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(20回)の量	18,656.356		x =
リターナブルびん(20回)再商品化工程のCO2排出増加量	94.470	t	x =c
再商品化工程のCO2排出増加量合計	33,653.229	t	a+b+c=A
処女原料回避量分のCO2排出減少量			
<u>ワンウェイびん</u>			
ワンウェイびんを 1 k g を生産するために必要に使用される電力	0.036051608	kwh/kg	
ワンウェイびんを 1 k g を生産した時のCO2排出量	0.040	kg	
追加的に投入されるカレット	385,335.831	t	
ワンウェイに使用されるカレットの比率	84.305	%	
ガラスびん分別収集のうちワンウェイびんの量	324,857.113		x =
ワンウェイびん処女原料回避量分のCO2排出減少量	12,952.914	t	x =d
<u>リターナブルびん(5回)</u>			
リターナブルびん(5回) 1 k g を容器用カレットにした時に使用される電力	0.007	kwh/kg	
リターナブルびん(5回) 1 k g を容器用カレットにした時のCO2排出量	0.008	kg	
ガラスびん分別収集の量	385,335.831	t	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(5回)の比率	7.848	%	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(5回)の量	30,239.359		x =
リターナブルびん(5回)処女原料回避量分のCO2排出減少量	236.898	t	x =e
<u>リターナブルびん(20回)</u>			
リターナブルびん(20回) 1 k g を容器用カレットにした時に使用される電力	0.002	kwh/kg	
リターナブルびん(20回) 1 k g を容器用カレットにした時のCO2排出量	0.001	kg	
ガラスびん分別収集の量	385,335.831	t	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(20回)の比率	7.848	%	
ガラスびん分別収集のうちリターナブルびん(20回)の量	30,239.359		x =
リターナブルびん(20回)処女原料回避量分のCO2排出減少量	36.865	t	x =f
処女原料回避量分のCO2排出減少量合計	13,226.677	t	d+e+f=B

埋立処分回避量分のCO2排出減少量

ワンウェイびん

ワンウェイびん 1 k g を埋立処分した時に使用される電力	0.001	kwh/kg		
ワンウェイびん 1 k g を埋立処分した時のCO2排出量	0.034	kg		
ガラスびん処分量	388,052.197	t		
うちワンウェイびんの割合	90.385	%		
ワンウェイびん処分量	350,739.486	t		
ワンウェイびん埋立処分回避量分のCO2排出減少減少量	11,923.186	t	x =	=g

リターナブルびん(5回)

ワンウェイびん 1 k g を埋立処分した時に使用される電力	0.001	kwh/kg		
ワンウェイびん 1 k g を埋立処分した時のCO2排出量	0.022	kg		
ガラスびん処分量	388,052.197	t		
うちワンウェイびんの割合	4.808	%		
ワンウェイびん処分量	18,656.356	t		
リターナブルびん(5回)埋立処分回避量分のCO2排出減少減少量	412.531	t	x =	=h

リターナブルびん(20回)

ワンウェイびん 1 k g を埋立処分した時に使用される電力	0.000	kwh/kg		
ワンウェイびん 1 k g を埋立処分した時のCO2排出量	0.010	kg		
ガラスびん処分量	388,052.197	t		
うちワンウェイびんの割合	4.808	%		
ワンウェイびん処分量	18,656.356	t		
埋立処分回避量分のCO2排出減少減少量	178.690	t	x =	=i
埋立処分回避量分のCO2排出減少量合計	12,514.407	t		g+h+i=C

表 16 を整理したものが表 17 である。

表17 CO2削減合計(t)

CO2増加	CO2減少		CO2削減量合計 B+C-A=D
再商品化工程分 A	処女原料回避量 分	廃棄回避分 C	
12,025	4,728	4,472	-2,826

上記の通り、ペットボトルとは逆に容リ法の導入により、ガラスびんの1999年度のCO₂排出は再商品化工程における増加分の方が処女原料回避分とガラスびん埋立回避分のCO₂排出減少分を約3000トン上回っている。以下で、これを金銭換算して検討する。

3 CO₂の排出削減便益～外部費用の設定

CO₂排出削減便益の価格の算出については、先述のペットボトルと同様の値を用いて算出する。つまり、Fankhauser & Pearce (1994) の算出した20.4(\$ / t-C)を採用することとし、炭素トンからCO₂トンに引き直しこれを直近の換算率で円にした値をCO₂排出削減量(-2826トン)に乗じてCO₂排出削減便益とする。ガラスびんの場合はマイナスの便益、つまり損失となる。

4 電力購入増加額

これについてもペットボトルと同様に 12 円 / kwh という値を用いて、この値を電力購入回避量（合計約 1 万 kwh）に乗じて全体の増加額を算出した（表 18 参照）

表18 電力購入回避額

		各工程で必要な電力量 (kwh/kg) <i>E</i>	各工程でのガラスの増減量 (t) <i>F</i>	電力量 (kwh) $E \times F = G$	電力の値段 (円 / kwh) <i>H</i>	電力購入回避 (円) $G \times H$	
再商品化工程での電力増	ワンウェイびん	0.00650	125,326	814.616	12	9775.390	x
	リターナブルびん(5回)	0.00130	6,666	8.666	12	103.992	
	リターナブルびん(20回)	0.00035	6,666	2.317	12	27.807	
処女原料回避での電力減	ワンウェイびん	0.03605	116,077	4184.772	12	50217.265	y
	リターナブルびん(5回)	0.00708	10,805	76.502	12	918.021	
	リターナブルびん(20回)	0.00166	10,805	17.948	12	215.372	
埋立回避での電力減	ワンウェイびん	0.00087	125,326	108.885	12	1306.622	z
	リターナブルびん(5回)	0.00074	6,666	4.962	12	59.545	
	リターナブルびん(20回)	0.00031	6,666	2.064	12	24.768	
合計						42,834	$y+z-x=l$

5 試算結果

以上の計算をまとめた試算結果を下の表に示す。電力購入回避額が CO₂ 増加による便益減少額を上回り、結果的に便益が費用を上回る結果となっている。

表19 容り法試行によるCO₂排出削減便益(ガラスびん)

1tあたりのCO ₂ の値段(万円/t) <i>J</i>	CO ₂ 減少量合計(t) <i>D</i>	CO ₂ 排出削減による便益合計(百万円) $D \times J = K$	電力購入回避額合計(百万円) <i>I</i>	便益合計(百万円) $K - I = L$
Fankhauser and Pearce, 1994	0.0751	-2,826	-2	43

この結果を加えてガラスびんにつき費用便益分析をやり直したところ表 14 は下記の表 20 の通りとなった。CO₂ 排出削減便益が出ている理由は、ガラスびんの場合ペットボトルとは逆に CO₂ の排出が増加し費用増となるが、その費用の増加分を電力購入回避額が上回っているからである。電力購入が減少するのは処女原料からガラスびんを作る場合は再商品化工程より多くの電力が必要とされるからである。また、表 21 のようにガラスびんだけの費用便益を考えた場合、処分場新設の場合は便益が費用を上回っている。

				1999年(百万円)		
				既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合	
コスト	事業者	再商品化委託費用	ガラスびん	1,070	1,070	
			ペットボトル	4,021	4,021	
	市町村	内部コスト			972	972
		分別収集	ガラスびん	3,497	3,497	
		導入等費用	ペットボトル	8,266	8,266	
小計A				17,826	17,826	
便益	市町村	埋立処分量削減便益	ガラスびん	1,450	6,864	
			ペットボトル	676	3,200	
	社会的費用(枯渇性資源の採取)削減	ガラスびん	305	305		
		ペットボトル	6,961	6,961		
	CO2排出削減便益(=L)	ペットボトル	-129	-129		
ガラスびん		41	41			
小計B				9,304	17,242	
ネットコスト(=A-B)					8,522	584

		経済産業省モデル		仮定を変化させたモデル		外部費用等を考慮したモデル		
		1999年(百万円)		1999年(百万円)		1999年(百万円)		
		既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合	既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合	既設最終処分場の場合	新設最終処分場の場合	
費用	事業者	再商品化委託費用	1,070	1,070	1,070	1,070	1,070	1,070
		市町村	内部コスト	972	972	972	972	972
		分別収集導入等費用	6,020	6,020	3,497	3,497	3,497	3,497
	小計A		8,062	8,062	5,539	5,539	5,539	5,539
便益	市町村	埋立処分量削減便益	1,451	6,868	1,450	6,864	1,450	6,864
		社会的費用(枯渇性資源の採取)削減	305	305	305	305	305	305
	CO2排出削減便益(=L)		0	0	0	0	41	41
		小計B	1,756	7,173	1,755	7,169	1,796	7,209
ネット費用(=A-B)		6,306	889	3,784	-1,629	3,744	-1,670	

．その他の環境汚染物質に関する分析

最後に容器比較研究会(2001)をもとに、・と同様の手法で容り法施行によって、CO₂と電力以外の環境汚染物質排出量及び枯渇性資源使用量がどのように変化するか可能な限り算出を試みた。ここで言う環境汚染物質とは具体的に、NO_x・SO_x・BOD²⁹・COD³⁰・SS³¹・残土・廃液・廃棄物を指し、枯渇性資源とはC重油・軽油・水である。これらの中には金銭評価が困難である物質もあるので、計算は排出及び使用量の変化に留めている。

結果は表22のように、全ての環境汚染物質排出量及び枯渇性資源使用量は容り法によって削減された。これらの金銭評価により、容り法施行による便益はより大きくなるといえる。

²⁹ Biochemical Oxygen Demand(生物化学的酸素要求量)の略。水中の汚濁物質が微生物によって分解される時に必要とされる酸素の量をいう。数値が大きいくほど、水が汚れていることを示す

³⁰ Chemical Oxygen Demand(化学的酸素要求量)の略。水中の汚濁物質が化学的に分解される時に必要とされる酸素の量をいう。数値が大きいくほど、水が汚れていることを示す。

³¹ Suspended Solidの略。水中に存在するプランクトンのような有機物や土粒子のような無機物などの包容性物質のことで懸濁物質ともいう。濁った汁や濁りの原因になると考えられる物質繊維、ほこり、ゴミなども含む。

表22 容り法施行による、その他環境汚染物質及び枯
 渇性資源の排出/使用削減量(単位 t)

		ペットボトルガラスびん	合計	
環境 汚染 物質	SOx	335	162	497
	NOx	81	8	89
	BOD	39	0	39
	COD	44	3	47
	SS	0	0	0(注)
	残土	0	34	34
	廃液	526724	0	526724
	廃棄物	223	0	223
枯渇性 資源	C重油	2	1501	1503
	軽油	0	265	266
	水消費	0	4812044	4812044

(注)・・・13.7kg

容器間比較研究会(2001)を基に作成

．分析を終えて

ここでは分析の結果を数値的な面から見ていく。

経済産業省の分析をもとに行った我々の三つの分析は全て、便益は出なかったものの、経済産業省のモデルに比べて費用が減少した。まず、経済産業省のモデル及びその方法論を用いつつ実績値等を使って若干数字を変更した我々のモデルを使用した分析では、経済産業省のモデルに比べ費用が約 1100 百万円減少した。次に、ペットボトルについて環境の金銭価値を加味した分析では費用が約 910 百万円減少した。そして三つ目のガラス瓶についての環境の金銭価値も加味した分析では約 1010 百万円費用が減少した。ここで、数字に注目してみると興味深いことに気がつく。費用が一番少なかった分析が一番初めの実績値を用いた分析であった。我々はこれに二酸化炭素排出削減便益や電力の節約によって生じる便益などの社会的便益を取り入れた方がより便益が上がるだろうと予想して更なる分析を行ったが、結果は予想と異なった。ペットボトルの場合は、リサイクルが行われることによって二酸化炭素が減り二酸化炭素排出削減による便益は上がる。しかし、電力購入費用の増加分が二酸化炭素排出削減便益の増加分を上回ったため、全体としては環境価値を加味しない場合よりも費用が増加した。また、ガラスびんの場合は逆にリサイクルが行われることによって二酸化炭素が増加するが、電力購入回避による便益の増加分が二酸化炭素排出削減便益の減少分を上回るので全体では便益がでる。そして、ペットボトルとガラスびんの両方について環境の金銭価値を加味した場合には、全体として環境価値を加味しない場合よりも費用がわずかに増加した。これらの結果より、環境の金銭価値(社会的便益)を加味することにより費用が増加して便益が減少していることがわかる。つまり、リサイクルすることで新たに電力使用が増加したり、二酸化炭素排出が増加したりしているのだ。 で明らかになったように、CO₂と電力以外の環境汚染物質排出量及び枯渇性資源使

用量は容り法施行によって削減されたが、リサイクルすることによって新たな環境負荷が生まれることも忘れてはならない。単なる費用対効果だけではなくてこういった新たな環境負荷などの数字も把握した上で、全体的な視点から本当にリサイクルが環境にとって良いことなのか考え直すことが重要であろう。この際にはリサイクル推進による人々の環境への関心の高まりというような直接数値化できないような点も勘案する必要があると考える。ただし、我々の分析の結果はCO₂の値段と容器間比較研究会のインベントリーデータの値の変化によって大きく変わってくることを一言付け加えておく。この分析ではCO₂の値段として20.4(ドル/t-C)を採用したが、この値段をいくらにするかによって費用、便益ともに変わってくる。(詳しくは後のAnnex 4参照)

分析の問題点

最後にこれまで行ってきた分析の問題点を述べる。我々が今後分析を進めるに当たって考えなければならない点である。まず、CO₂削減便益、電力使用削減便益算出方法に関する問題点について述べる。主に三つ挙げられる。一つ目は原油採取削減の社会的便益である。原油を採取することによっていくらか地球に負荷を与えている。どれだけ地球に負荷をかけているか測定するのは困難ではあるが正しい分析を行う上では負荷低減によって得られる便益を算出する必要がある。二つ目は、運搬全般の際の環境負荷(CO₂、NOx排出など)の信頼性である。運搬について市場価格で表せる費用については経済産業省でも計算しているが、我々はその他の市場価格では表せない費用(例えばCO₂がどれだけ削減されたのかなど)も含めて二つのインベントリーデータに基づいて算出した。しかし、プロセスの間の運搬距離を恣意的に仮定するなど信頼性の点で問題がある。我々が算出した値もまだ現実に近い値とは言えない。さらに現実の値に近づける必要がある。三つ目は資源節約便益である。経済産業省の分析の資源節約便益というのは「再生PET樹脂量×処女原料の価格」であるが、この値は処女原料の購入回避額である。しかし、市場価格に現れないシャドープライスも考慮して初めて資源節約便益が算出できると我々は考える。だが、シャドープライスは計算できないので、結局は経済産業省の方法を棄却することはできない。(しかしこの値を資源節約便益とするのには我々は疑問を感じる。)以上の三点について今後検討していく必要がある。そしてこの分析が現実的であるのか否かの検証を行う必要がある。

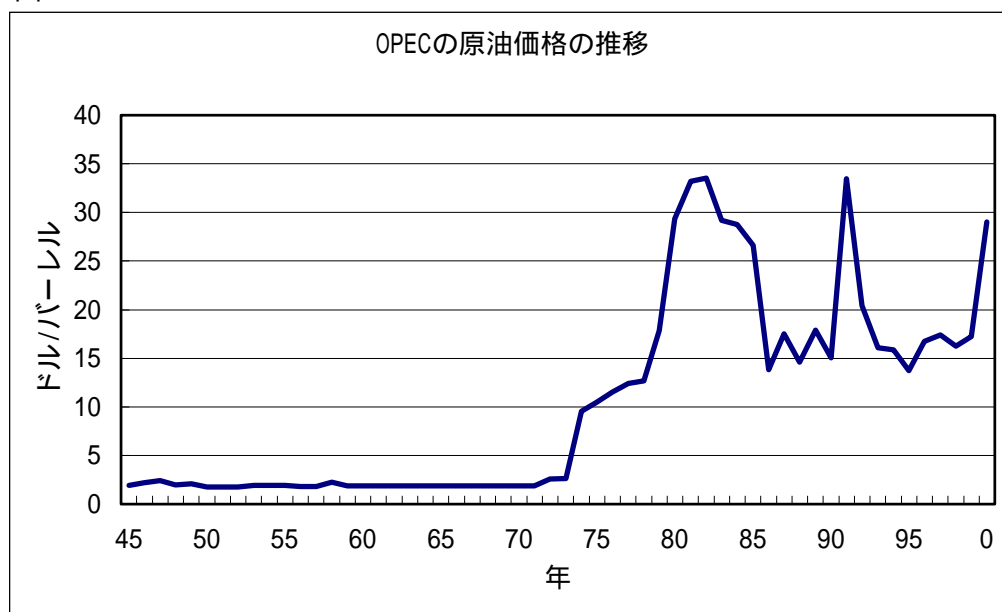
同時に経済産業省の30万人都市モデルの仮定も多くの部分で検討しなければならない点がある。まず、既設処分場ケースの最終処分費用については現実味がないという問題点がある。経済産業省のモデルでは新設処分場の場合は処分場費用の高騰を減価償却費として最終処分費用の価格に反映しているのだが、既設処分場の場合、最終処分費用は一定であるとして計算されている。(章2参照)つまり処分場費用の高騰を勘案していない。しかし実際、既設処分場は年々逼迫してきており、既設処分場の残余が少なくなれば当然最終処分費用も高騰するはずである。よってそれを一定であるとするのは現実味がないといえる。既設処分場ケースも新設処分場ケースのように考えるべきである。もしもそうした場合、既設処分場ケースについては埋立処分量削減便益が上がり、今回の分析結果よりも費用が下がるであろう。次に、ペットボトルの重量についての問題点だ。経済産業省の試算

では、ペットボトルの重量は容り法施行前では 70 g / 本であるのに対し、容り法施行後では 60 g / 本に削減されたと仮定して、もし容り法が施行されていなければ、使用削減努力は 65 g / 本であったと仮定している。しかし、我々の行った東洋製罐のヒアリングによると、実際ペットボトルの重量は容り法施行前後で変化していないという。実際の数値を正しく把握していないのでこの分析では経済産業省の方法のままで行っているが、もしも実際の数値を利用して分析を行うとおそらく便益は下がってしまうだろう。

しかし、便益自体は今後より上昇していくと思われる。その理由の一つは原油やナフサの価格の上昇である。図 15 のように原油の価格は年々上昇しており、またナフサの価格も原油と正の相関があるため、原油と同様に上昇する。近年はやや下降気味ではあるが、長いスパンで見ると上昇傾向にあり、また今後は OPEC が原油生産を調整的に減少させていくと思われるので価格は上昇すると考えられる。よって原油を利用しないで済んだ分の回避額も上昇するので便益が上がる。ナフサの価格も原油の価格と同様である。また外部費用が不明なので実際に計算することはできないが、CO₂と電力以外の環境汚染物質排出削減量及び枯渇性資源使用削減量も考慮すれば便益は更に大きくなると考えられる。そして経済産業省同様に、分別収集量の上昇、処分場の建設費の高騰を考慮すればさらに便益は上がる。

私達は、以上のような問題点について今回は考慮せずに分析を進めたが、今後それらも考慮しながら、更なる分析を深めていきたいと考えている。

図 15



十市勉(1987)「シリーズ世界の企業 石油産業」日本経済新聞社

瀬木弘太郎(1980)「石油はなぜあがる 新石油読本」毎日新聞社

石油連盟 北海道石油システムセンター

伊藤忠マネジメントコンサルティング株式会社 (IMC) 調査レポートホームページ より作成

．終わりに

容り法は1997年に施行されたばかりであり、まだ日が浅い。現時点では市町村の費用負担が非常に大きく多くの批判が出ているが、容り法を実施してよかったのかどうかということはもう少し経過を眺めてみないことには判断しにくい。分析についてはデータ不足という問題がある。よく言われている市町村のデータ不足に加え、特定事業者も内部コストのデータを明らかにしていない。正しい分析を行うにはこれらのデータを正しく把握することが重要である。よって、これから引き続き継続的な分析が必要であるといえる。そして私達はこの分析を家電リサイクル法にも応用してみるのも興味深いと考えている。経済産業省が行った家電リサイクル法の費用便益分析はリサイクルをすることによって大幅に便益が費用を上回るという結果になっている。容器包装リサイクル法の分析はリサイクル法を施行した場合としなかった場合とこのを比較しているのに対し、こちらの分析はリサイクル法の施行前と施行後を比較している、という時系列の違いがあるので単純に双方の結果を比較はできない³²。しかし、全面的EPRであるのか部分的EPRであるのかという違いが費用便益の結果に大きな影響を与えている。つまり、家電はリサイクル法によって民間に引取りから最終処分までほとんど任せているのに対し、容器包装の場合は既存のシステムを利用することで少ない費用でシステムを構築しようという考えのもと分別収集・保管は自治体に任せているので部分的EPRといえる。全面的EPRである家電の方が大幅に便益が出ているということは、これら二つの法律を比較することで自治体の効率性の問題にも迫ることができるのではないか。私達はこの比較を検討する必要があると考える。さらに、容器包装リサイクルの責任を全面的に民間に移した場合を考えることも興味深い。

謝辞

本論文のうちCO₂価格に関し慶應義塾大学経済学部大沼助教授から貴重な助言とご指導を頂いた。ここに記して感謝の意を表する次第である。

参考文献

³² 例えば、容器包装の場合はリサイクル法が施行されなくてもある程度までは企業による使用削減努力などがされるであろうと仮定しているのに対し、家電の場合はその点は考慮していない。つまり家電はリサイクル法がなくても行われたかもしれない使用削減努力もリサイクル法の効果として計算されるので、その分便益が多くなる。

- 熊本一規(1999)、「ごみ行政はどこが間違っているのか? リサイクル社会を問い直す」
合同出版
- 栗山浩一(2000)、「環境評価と環境会計」日本評価社
- 慶應義塾大学経済学部山口研究会(2001)、「ペットボトルリサイクル~モノマー化によるクローズド・ループを目指して~」容器包装リサイクルパート、月間廃棄物 2001年8月
- 経済産業省(2001)、「容り法の効果、市町村の追加的費用、社会的費用の削減効果の算定根拠」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企画ワーキンググループ参考資料4,7,8
- 厚生省(2000)、「容器包装リサイクルの実施による市町村の扶養負担に関する試算について」厚生省廃棄物処理部
- 厚生省(1996)、「容器包装リサイクル法 分別収集計画ガイドブック」1996年、株式会社ぎょうせい、厚生省生活衛生局水道環境部環境整備課
- 新エネルギー・産業技術総合開発機構(1995)、「化学工業製品におけるトータル・エコバランスの分析手法に関する調査()」
- 瀬木弘太郎(1980)「石油はなぜあがる 新石油読本」毎日新聞社
- 全国地球温暖化防止推進センター(2000)、「飲料容器のリターナブル化による地球温暖化防止効果の試算報告書」リターナブル化試算プロジェクト
- デポジット法制定全国ネットワーク(2000)「だれでもできるデポジット」合同出版
- 寺園淳、日引聡(1998)「ペットボトルのリサイクルにおける環境負荷と費用負担の評価」国立環境研究所 社会環境システム部
- 十市勉(1987)「シリーズ世界の企業 石油産業」日本経済新聞社
- 西ヶ谷信雄(2001)、「再商品化費用の事業者と市町村の負担費用」月間廃棄物 2001年8月
- 山口光恒(2000)、「地球環境問題と企業」岩波書店
- 容器間比較研究会(2001)、「LCA手法による容器間比較報告書<改訂版>」
- 容器包装リサイクル協会(2001)、「再商品化ニュース NO.14」
- David W Pearce(1998), Economics and environment: essays on ecological economics and sustainable development, Cheltenham : Edward Elgar , c1998
- Samuel Fankhauser and David W Pearce(1994), "The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions", The Economics of Climate Change OECD 1994
- 伊藤忠マネジメントコンサルティング株式会社(IMC)調査レポートホームページ
<http://www.imc-itochu.co.jp/index.html>
- 環境・社会情報データベースホームページ <http://ecosocio.tuins.ac.jp/ecosocio/>
- ガラスびんリサイクル促進協議会 <http://www.glass-recycle-as.gr.jp/index.htm>
- 新エネルギー・産業技術総合開発機構ホームページ <http://www.nedo.go.jp/>
- 石油連盟 北海道石油システムセンター <http://www02.so-net.ne.jp/paj-hkd/>
- 電気事業連合会ホームページ <http://www.fepec.or.jp/>

東洋製罐ホームページ <http://www.toyo-seikan.co.jp/>

埼玉県工業技術センターホームページ <http://www.tech-lab.pref.saitama.jp/>

容器包装リサイクル協会ホームページ <http://www.jcpra.or.jp/>

安井至「各種プロセスのエネルギー消費原単位」

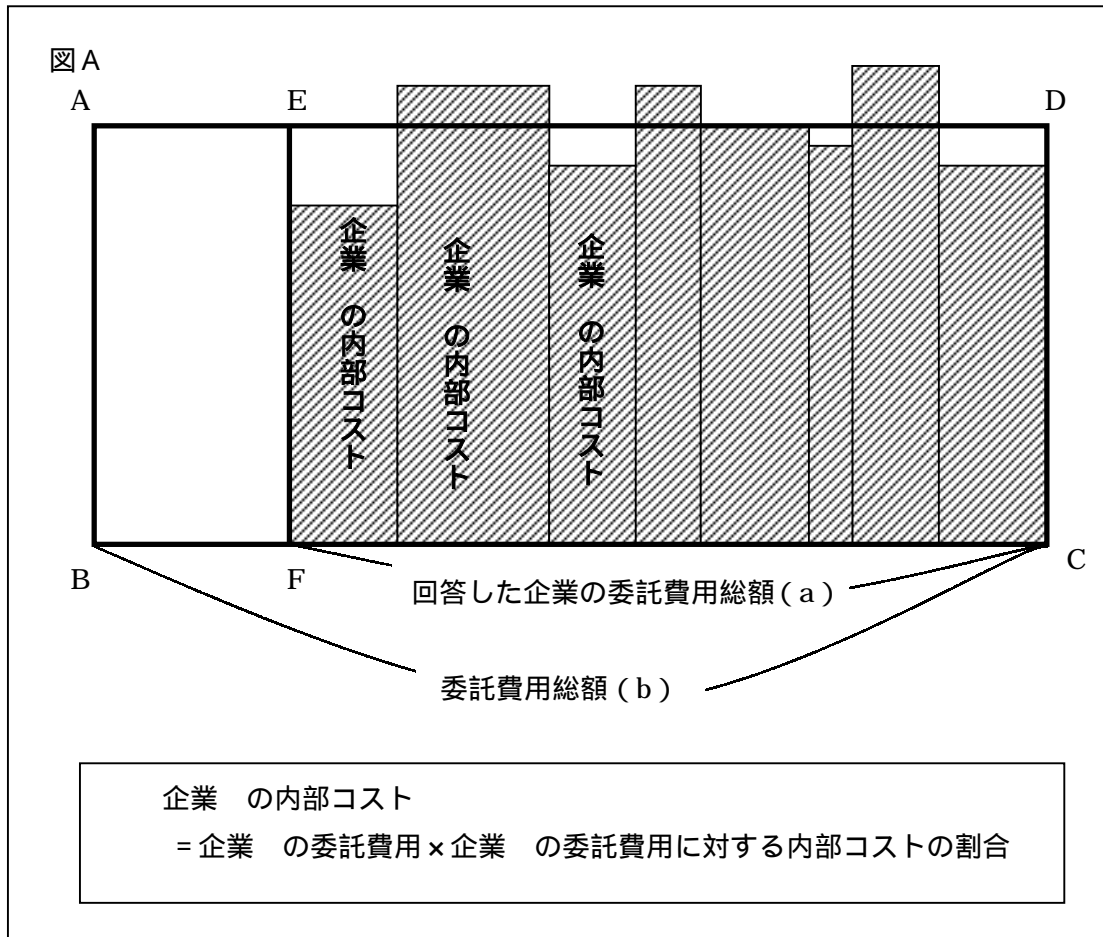
<http://crest.iis.u-tokyo.ac.jp/~yasui/EnergyUnit.xls>

安井至ホームページ http://plaza13.mbn.or.jp/~yasui_it/

Annex 1

特定事業者の内部コスト推計方法（以下は経済産業省の計算式を解説したものである）

内部コストは特定事業者へのアンケート調査（容り協会へ支払っている委託費用に対する内部コストの割合を尋ねたもの）によって推計している。図Aを見てほしい。横の長さは委託費用を、縦の長さは委託費用に対する内部コストの割合を示す。アンケートに回答のあった企業の委託費用（a）をFCに、委託費用総額（b）をBCにとっている。まず、個々の企業の実際に容り協会に支払っている委託費用と委託費用に対する内部コストの割合を乗じることで、それぞれの企業の内部コストを算出する。これらを足し合わせたもの（図の斜線部の面積）が、回答のあった企業の内部コスト総額になる。ここで、斜線部の面積と四角形EFCDの面積が等しくなるように高さcdを決めると、回答した企業の内部コスト総額（c）は四角形EFCDの面積で、内部コスト総額（d）は四角形ABCDの面積でそれぞれ表される。高さが同じ2つの四角形の面積の比は、底辺のc長さの比に等しい。つまり、 $(a):(b) = (c):(d)$ より、 $(d) = (b) \times (c) \div (a)$ で内部コスト総額が求められる。式でまとめると図Bの通りである。



図B

$$\text{全ての企業の委託費用総額} \times \frac{\text{回答した企業の内部コスト}}{\text{回答した企業の委託費用}} = \text{全ての企業の内部コスト}$$

Annex 2

インベントリーデータ作成方法

我々は二酸化炭素 (CO₂) 排出削減便益を試算するために、容器間比較研究会 (2001) よりインベントリーデータを作成した。以下で分別収集され再商品化されるペットボトルに関して具体的なインベントリーデータ作成方法を示す。

図 C はペットボトルの再商品化プロセスとその間の輸送における CO₂ 排出量と必要電力を示している。容器間比較研究会 (2001) のデータは容器一つあたり³³でインベントリーデータを算出しているので、我々がデータとして使用するためにそれを容器 1 kg あたりのデータに修正する必要がある。また、容器間比較研究会 (2001) は収集されたペットボトルのうち 31.8% がカスケード再商品化されるとしており、これも 100% 分に修正する必要がある。つまり、図 C はペットボトル 31.87 g の 31.8% 分のインベントリーデータなので、これに 1000/37.32) と (100/31.8) を掛けてペットボトル 1 kg、100% 分のインベントリーデータを作成する。また、本論で既述のとおり我々は日本電力の排出原単位は、容器間比較研究会 (2001) の 0.3795kg-CO₂/kwh ではなく、1999 年のデータで計算した 0.346kg-CO₂/kwh を使用しているため、CO₂ 排出量の計算をし直さなければならない³⁴。そうした過程を経て図 D が求まり、ペットボトル再商品化工程での必要電力量と、CO₂ 排出量が算出される。

図 C

本体37.32g 廃棄の31.8%分(本体+キャップ+パッキン+ラベル+塗料)					
プロセス		施設への輸送	減容	精製・分離	フレーク
	各プロセスでの必要電力 (Kwh)		0.000435	0.002077	0.010637
	各プロセスでのCO2排出量合計 (含む電力供給で排出されるCO2) (Kg)		0.000165	0.000788	0.004037
輸送	輸送	2tトラック	10tトラック	-	-
	積載量	240kg	9t	0	0
	距離	片道100km	片道100km	0	0
	輸送におけるCO2排出量 (kg)	0.003194	0.000196	0.000000	0.000000

容器比較研究会 (2001)

³³ 容器間比較研究会 (2001) は、500ml ペットボトル本体は生産段階では 31.87g だが、廃棄段階ではキャップ 2.87g やパッキン 0.29g、ラベル 1.29g、塗料 1.00g が加わり、それらは収集されても分別されないため、合計 37.32g であると考えている。現実には、再商品化工場に運ばれるすべてのペットボトルにキャップやラベルがついているわけではないが、データがないのでそれを計算に考慮することはできないので、計算の便宜上再商品化工場に運ばれるすべてのペットボトルにはキャップやラベルがついているものと仮定している。

³⁴ 具体的には、各プロセスでの CO₂ 排出量から、排出原単位 0.3795kg-CO₂/kwh で計算している電力供給での排出 CO₂ 排出量を引き、排出原単位 0.346kg-CO₂/kwh で計算した電力供給での排出 CO₂ 排出量を改めて加えた量 (図 D の) が

図 D

本体1kg廃棄		プロセス	施設への輸送	減容	精製・分離	フレーク
プロセス	各プロセスでの必要電力 (Kwh)	*				
	各プロセスでのCO2排出量合計 (含む電力供給で排出されるCO2) (Kg)	(1000/37.32) *	0.000000	0.036670	0.175000	0.896260
	電力供給での排出CO2排出量 (容器間比較研究会(2001) (kg-CO2/kwh)	*0.3795=	0.000000	0.013916	0.066413	0.340131
	各プロセスでのCO2排出量合計 (電力供給で排出されるCO2を 含まない) (kg)	- =	0.000000	0.000000	0.000000	0.000000
	電力供給で排出されるCO2 (1999年のデータで計算) (kg-CO2/kwh)	*0.346=	0.000000	0.012688	0.060550	0.310106
再計算した各プロセスでのCO2 排出量合計(電力供給で排出さ れるCO2を含まない) (Kg)	+ =	0.000000	0.012688	0.060550	0.310106	
輸送	輸送		2tトラック	10tトラック	-	-
	積載量		350kg	9t	0.00000000	0.00000000
	距離		片道100km	片道100km	0.00000000	0.00000000
	輸送におけるCO2排出量 (kg)	*1000/37.32=	0.184571405	0.016488874	0.00000000	0.00000000
小計						
	ペットボトル再商品化での必要 電力 (Kwh)	=A	1.107930			
	ペットボトル再商品化でのCO2 排出量合計 (kg)	+ =B	0.584404			

Annex 3

プロセスでの CO2 排出量合計となる。

Fankhauser & Pearce (1994) の CO₂ の外部費用算出について

ここで彼らの算出した外部費用の根拠となるデータを以下に示す。本文中で述べたように CO₂ の外部費用とは、CO₂ を排出することで地球温暖化が進行し、温暖化が将来に亘って我々にもたらす被害の総額を CO₂ の排出 1 トン分に換算し、割引現在価値で表したものである。その被害総額の推計値が図 E である。

図 E

2 × CO ₂ Damage by Region (BN \$)							
	EC	USA	EX-USSR	CHINA	NON-OECD	OECD	WORLD
Coastal Defences	0.1	0.2	0	0	0.9	0.5	1.4
Dryland loss	0.3	2.1	1.2	0	5.9	8.1	14
Wetland loss	4.9	5.6	1.2	0.6	15.7	15.9	31.6
Species loss	7.1	6.4	2.6	1.5	10.9	17.3	28.2
Agriculture	9.7	7.4	6.2	7.8	16	23.1	39.1
Forestry	(*4) -4.1	-1.8	-2.9	1.1	-0.8	-10	-10.8
Fishery (*1)	-	-	-	-	-	-	-
Energy	-	-	-	-	-	-	-
Water	14.1	13.7	3	1.6	11.9	34.8	46.7
Other Sectos	?	?	?	?	?	?	?
Amenity	7	6.8	-0.7	0.7	3	20.1	23.1
Life/morbidity	22	16.6	3.9	7.3	32	57.3	89.3
Air pollution	3.5	6.4	2.1	0.2	3.5	11.9	15.4
Migration	1	0.5	0.2	0.6	2.3	2	4.3
Natural Hazards (*3)	0	0.2	0	0.2	2.1	1.1	3.2
TOTAL(bn\$)	65.6	64.1	16.8	21.6	103.1	182.1	285.2
(% GNP)	1.5	1.3	0.7	6.1	1.8	1.4	1.5
Notes: (*1)Fishery loss is included in wetland loss.							
(*2)Mortality only							
(*3)Hurricane damage only							
(*4)Negative numbers denote benefits ("negative damage")							
Source: Fankhauser (1992)							

The economic of climate change(1994)

Fankhauser は、CO₂ の大気中濃度が産業革命前の 2 倍になった場合の被害額を、このように被害項目別に、かつ地域別に推計し、世界全体での総被害額を計算している。これを排出量一単位あたりに換算し、現在価値で表したものが図 F である。CO₂ の排出による温暖化効果はフローではなくストックなので、CO₂ の排出が蓄積され、年月を経るほどに外部費用が逡増していることも分かる。

☒ F

Study	The social costs of CO2 emissions (\$/t-C)			
	1991-2000	2001-2010	2011-2020	2021-2030
Nordhaus (1991a,b)		7.3 (*2) (0.3-65.6)		
Ayres & Walter (1991)		30-35		
Nordhaus (1992a)	5.3	6.8	(*1) 8.6	10
Peck & Teisberg (1992b)	(*1) 10-12	(*1) 12-14	(*1) 14-18	(*1) 18-22 (3.4-57.6)
CSERGE- -Fankhauser (1993)	20.4 (6.3-47.7)	22.9 (7.2-53.8)	25.4 (8.1-60.3)	27.8 (8.8-66.2)
Notes: (*1) Figures measured from graph.				
(*2) Figures in brackets denote 90 per cent confidence intervals (except for Nordhaus, 1991, which denote upper and lower bounds)				
Source: As indicated.				

The economic of climate change(1994)

Annex 4

CO₂の外部費用と便益の関係

この論文の一つの重要なポイントは、CO₂の外部費用の値である。この値によって費用・便益が大きく変わってくると言うことは記述の通りである。では、逆に、外部費用をいくりに設定した場合、純便益が出るのだろうか。

容り法導入によって、ペットボトルではCO₂の排出量は13万4491トンの削減、ガラスびんでは2826トンの増加になっている。両者を合わせれば13万1665トンの減少である。電力使用量の増加・減少に伴う費用・便益は固定であるとする、外部費用をより高く設定すればCO₂排出削減便益が大きくなり、全体としても便益が高くなる。以下に計算結果を示す。

まず、既設処分場の場合には、環境負荷を考慮したモデル(表20)では8522百万円のネットコストが出ていたが、外部費用の値として65476円/t-CO₂を代入すると費用=便益となった。1ドル135円(2002年2月27日)の為替レートで換算し、さらに炭素換算に直せば1778ドル/t-Cである。これは、私たちが使用した値(20.4ドル/t-C)のおよそ90倍にもなり、非常に現実離れしている値だと思われる。

また、新設処分場の場合には、環境負荷を考慮したモデルにおいて584百万円のネットコストが出ていたが、仮定を変化させただけのモデルの費用の値(496百万円)よりは費用が大きくなっていた。これは環境負荷(CO₂排出増減と電力増減)の部分がトータルで費用増となっている為だが、環境負荷の部分で便益=費用となるように、つまり、環境負荷を考慮した場合の純便益が、考慮しない場合の純便益と等しくなるようにCO₂の外部費用を計算すると1420円/t-CO₂、上記と同様に換算すれば38.56ドル/t-Cとなった。また、新設処分場の場合全体で便益=費用となるような外部費用の値は5187円/t-CO₂であり、炭素換算して140.88ドル/t-Cとなった。この値も既設処分場の場合同様に現実離れしていると考えられる。

なお、図GはこれらのCO₂の外部費用と純便益の関係をグラフで表したものである。

図G CO2価格と純便益の関係
(CO2が正になる価格)

