

Title	環境標準とその経済分析
Sub Title	Environment standard and its economic analysis
Author	大沼, あゆみ(Onuma, Ayumi) 山本, 雅資(Yamamoto, Masashi)
Publisher	慶應義塾経済学会
Publication year	2005
Jtitle	三田学会雑誌 (Keio journal of economics). Vol.98, No.2 (2005. 7) ,p.295(157)- 326(188)
JaLC DOI	10.14991/001.20050701-0157
Abstract	<p>環境政策にとって「標準」の果たす役割は小さくない。本稿では、環境標準とその経済効果について論じる。はじめに、環境標準の概要と定義を述べ、この定義に沿って、既存の環境標準の類型化を試みる。さらに環境標準の導入によって企業の生産量がどのように影響を受けるのかを理論的に分析する。最後にCGE モデルによるシミュレーション分析で具体的な2つの環境標準導入についての経済効果の検証を行う。</p> <p>"Standards" play a significant role in an environmental policy.</p> <p>This study discusses environmental standards and their economic impacts.</p> <p>As an introduction, we discuss the overview and definition of environmental standards.</p> <p>Moreover, we perform a typology of existing environmental standards.</p> <p>In addition, we theoretically analyze the effects of introducing environmental standards on company production.</p> <p>Finally, we perform a simulation analysis using computable general equilibrium (CGE) models to validate the economic effects of two practical introductions of environmental standards.</p>
Notes	小特集：環境政策のフロンティア
Genre	Journal Article
URL	https://koara.lib.keio.ac.jp/xoonips/modules/xoonips/detail.php?koara_id=AN00234610-20050701-0157

慶應義塾大学学術情報リポジトリ(KOARA)に掲載されているコンテンツの著作権は、それぞれの著作者、学会または出版社/発行者に帰属し、その権利は著作権法によって保護されています。引用にあたっては、著作権法を遵守してご利用ください。

The copyrights of content available on the KeiO Associated Repository of Academic resources (KOARA) belong to the respective authors, academic societies, or publishers/issuers, and these rights are protected by the Japanese Copyright Act. When quoting the content, please follow the Japanese copyright act.

環境標準とその経済分析

Environmental Standard and Its Economic Analysis

大沼 あゆみ(Ayumi Onuma)

山本 雅資(Masashi Yamamoto)

環境政策にとって「標準」の果たす役割は小さくない。本稿では、環境標準とその経済効果について論じる。はじめに、環境標準の概要と定義を述べ、この定義に沿って、既存の環境標準の類型化を試みる。さらに環境標準の導入によって企業の生産量がどのように影響を受けるのかを理論的に分析する。最後に CGE モデルによるシミュレーション分析で具体的な2つの環境標準導入についての経済効果の検証を行う。

Abstract

“Standards” play a significant role in an environmental policy. This study discusses environmental standards and their economic impacts. As an introduction, we discuss the overview and definition of environmental standards. Moreover, we perform a typology of existing environmental standards. In addition, we theoretically analyze the effects of introducing environmental standards on company production. Finally, we perform a simulation analysis using computable general equilibrium (CGE) models to validate the economic effects of two practical introductions of environmental standards.

環境標準とその経済分析*

大沼 あゆみ
山本 雅資

要 旨

環境政策にとって「標準」の果たす役割は小さくない。本稿では、環境標準とその経済効果について論じる。はじめに、環境標準の概要と定義を述べ、この定義に沿って、既存の環境標準の類型化を試みる。さらに環境標準の導入によって企業の生産量がどのように影響を受けるのかを理論的に分析する。最後に CGE モデルによるシミュレーション分析で具体的な 2 つの環境標準導入についての経済効果の検証を行う。

キーワード

標準化, 規格, 環境標準, CGE モデル

1. はじめに

歴史的にみて、最初の標準化は、王朝の権威を示す巨大な建造物の工事に不可欠な「単位」をめぐってであると考えられている。その後も我々の身近なものだけでも、ネジや電球ソケットの形状など数多くの標準が定められてきた。こうした標準が存在しないことによる混乱を想像してみれば、標準化というものがあるが我々の日常にとっていかに必要不可欠なものであるかが認識できる。

現代社会においては、ビデオにおける VHS・ベータ戦争やウィンドウズのデファクト・スタンダード化といった例からもわかるように、標準化のもつ意味はさらに重要性を増し、産業政策や貿

* 本稿の一部は、2004 年 4 月 19 日経済産業省「標準化経済性研究会」、及び 2005 年 3 月 17 日「慶應環境会議」での報告内容をもとにしている。出席者の方々の有益なコメントに感謝する。また、本論文作成の過程で、山口光恒教授、細田衛士教授、帝人ファイバー株式会社鈴木章黄氏、新井直樹氏、北道佳久氏、太平洋セメント株式会社仙波裕隆氏、長野健一氏、及び株式会社価値総合研究所山崎清氏より貴重なコメントを頂戴した。記して謝意を表したい。当然のことながら、有り得べき誤りはすべて筆者に帰するものである。

(1) 大島ほか(1992)より。当時は、長さ・重さ・体積といったものの計測単位としては、人間の身体の一部を基準として用いることが多かったことから、呼称は同一でも実際の長さ・重さなどは異なるといった例が数多くみられた。

易政策で重要な役割を果たしてきている⁽²⁾。本稿ではこれらの標準を「従来型標準」と呼ぶ。その一方で環境改善のための標準化の動きも広がっていることから、本稿ではこの「環境をめぐる標準化」に関する考察を行う。

今日、環境問題に対する関心の高まりを背景にして、企業の経済活動に対する環境面での制約が課せられつつある。経済活動を環境保全的なものに方向付ける手段として「経済的手段」及び「直接規制」の2つの類型化を行う場合が多い。一方、環境政策の手段として標準を用いるケースも少なくなってきた。この直接・間接的に環境改善を目的とする標準を、本稿では「環境標準」と呼ぶ。環境標準を企業が適切に採用することで、規制・経済的手段によらない環境改善を実現する可能性があるのである。

環境標準の代表的な例は、DfE（環境配慮製品設計）を統一化することである。たとえば、製品材料や飲料容器を再使用・再資源化しやすいように、その材質や形態を製品横断的に統一することは、環境標準化として考えることができる。このような環境標準と従来型標準との差異を明確にするための分類も行われつつある。「環境 JIS」および「環境・資源循環規格」はその中心的なものである。

「環境 JIS」とは、環境・資源循環に関する日本工業規格（JIS）をいい、この「環境 JIS」に国際規格を加えたものを「環境・資源循環規格」と呼ぶ⁽³⁾。以上の規格は、いわゆるデジュリ（公的）標準である。これに、デファクト標準、自主（合意）標準、環境規制も加えたものを「環境標準」と呼ぶことにする⁽⁴⁾。

従来型標準の分類はこれまでもいくつか試みられている。例えば、Grindley（1995）は、従来型標準を、大きく「インターフェース標準」と「クオリティ標準」に分類している⁽⁵⁾。

それによれば、「クオリティ基準」とは製品そのものの特徴を扱うもので、さらに「ミニマム品質（minimum attribute）標準」と「製品特性（product characteristics）標準」に分類することができる。「ミニマム品質」とは、（広義の）製品の最低限の品質を定めるものである。具体的には、JIS 認

(2) 土井（2001）によれば、規格は、技術的なフォーマットを指し、標準は市場で支配的・標準的な規格と定義される。

(3) この「環境・資源循環規格」は、分野横断的な環境問題に対応するために 2001 年に日本工業標準調査会標準部会の下に設置された環境・資源循環専門委員会が審議を行っている。さらに「環境・資源循環規格」を「環境配慮規格」と「環境測定規格」とに分類し、以下のように定義している。

1. 「環境配慮規格」は環境側面（資源循環を含む）を導入した製品の規格及びそれらの試験・評価方法等の規格とする。
2. 「環境測定規格」とは大気・水質などの環境を汚染する物質等の環境中の濃度又は排出濃度の測定方法、及び化学物質等が環境・生物に及ぼす影響に係る試験方法等の規格とする。

同委員会は環境 JIS の円滑な策定を進めるために年度ごとにアクションプランを策定してきた。その結果、平成 14 年度の年度当初の総規格数は 129 であったのに対して、平成 17 年度は 219 と 2 倍近くの規格が策定されるにいたっている。詳しくは、日本工業調査会のホームページを参照のこと。

(4) デファクト標準と自主（合意）標準をまとめて、土井（2003）では自主標準と呼んでいる

(5) このような定義の概観は、土井（2003）に依拠している。具体的な例をあげれば以下ようになる。

定のセメントである以上は最低限満たさなければならない強度基準などがこれに当たる。また、いわゆる安全や健康に関する規制なども含む。一方、「製品特性」とは製品をおおまかにくくるもの、あるいはある製品のもつ支配的な特性をさす。例えば、テレビの画面サイズでは「インチ単位」が支配的であることは、製品製法上の製品特性標準であり、電話機の押しボタンの配列においても支配的なパターンが存在することは製品構造上の製品特性標準であるといえる。

一方、「インターフェース標準」とは、利用者に対して製品やサービスをシステムの中に組み込むことができることを保証するものである。例としては、VHSで録画されたビデオであれば、他のVHS機でも再生が可能であるし、あるOS上で作成したファイルは同一のOSユーザーであれば利用可能であるといったものがあげられる。

環境標準においても、クオリティ型やインターフェース型の分類が妥当する場合もある。たとえば、エコセメントや古紙の標準化には、品質保証の側面があり、クオリティ型であろう。また、ビール瓶の規格統一は生産者間で容器再利用の互換性を高めるためのものであり、インターフェース型である。

しかしながら、本稿では、環境標準の機能をより明確にするために、従来型標準とは必ずしも足並みを合わせて定義せず、いくつか独自の定義を行う。具体的には、「製品規格型」および「基準設定型」という視点、さらに「動脈型」および「静脈型」の視点を導入して定義する。これらの定義に基づき、環境標準の効果を検証することが目的である。まず、われわれの定義に基づき、環境標準が生産者に与える影響と導入インセンティブを考察し、いくつかの政策的含意を導出する。さらに理論モデルと実証モデルを用い、環境標準を導入することの経済効果を分析する。

本稿での主な結論は以下の通りである。環境標準の導入による企業への効果を考察した結果、自発的な環境標準の導入は従来型標準に比して容易ではなく、政策的工夫が必要であることが論じられる。そして、環境標準導入をより効果的にするためには、環境基準と環境規格のセット導入が有効であることが論じられる。さらに、経済理論に基づく分析から、生産水準に負の影響を与えない動脈規格の使用義務率の諸条件が明らかにされた。最後にシミュレーション分析により、環境JISの例であるエコセメントと容器リサイクル法の影響により開発されたボトル to ボトルリサイクルという2つの例による便益を導出した。その結果、本モデルにおける前傾条件のもとではBtoBリサイクルの方が消費者にもたらす便益が多いことが明らかになった。

また、本稿の構成は次のとおりである。第2節では、環境標準に関する定義を設定し、既存の環境

	タイプ	例
クオリティ標準	ミニマム品質	検査・計量方法 パッケージング 社会的規制
	製品特性	ガソリンのオクタン価 電話・電卓の数字配列 家電製品のサイズ
インターフェース標準		電話の規格 ビデオの形式 車のパーツ

標準の類型化を試みる。さらに、この定義に基づいて環境標準の経済効果について論じ、いくつかの政策的含意を示す。第3節では、動脈規格の経済効果を、経済理論に基づいて分析する。第4節では、エコセメントとBtoBリサイクルの2つの例について、応用一般均衡モデルを使ったシミュレーション分析で具体的な経済効果を計算する。

2. 環境標準の定義

本節では、従来型標準と環境標準の差異について考察し、新たな環境標準の定義を提案するとともに既存の環境標準をこの定義に基づいて類型化する。また、この定義に基づいて環境標準の経済効果について概観した後、最後に政策的含意を述べる⁽⁶⁾。

2.1 環境標準の類型化

環境標準を以下の2つに定義しよう。それぞれに対して、いわゆる「環境JIS」の2つの定義が関連している⁽⁷⁾。

1. **基準設定型標準**：財サービスの生産消費・廃棄の過程で発生する環境負荷の許容上限を規定し、遵守目標を定めるもの。
2. **製品規格型標準**：環境負荷の軽減につながるような、財サービスの形態を規定するもの。また、財・サービスのミニマム品質を定めるもの。

第一の標準である基準設定は、罰則が明示されている法的規制から、罰則のない努力目標としての基準設定まで存在する。基準設定型標準は、財・サービスの生む直接的な「外部費用」を制御するものと考えてよい。第二の標準が、製品そのもののデザインと品質に関わるものであり、いわゆる「製品規格」として各企業が製品生産で使用する同一のデザインとミニマム品質を規定する。製品規格型標準には、互換性などのインターフェース型に加えて、品質保証などのクオリティ型も含まれる。

環境標準という概念からは、製品規格型をイメージするケースが多いただろう。しかし、環境標準化政策では、基準設定型も重要な役割を担っている。本稿で、基準設定型を独立したものとして扱っているのは、そうした理由からである。基準設定型標準は、環境負荷あるいは負の外部性という側面での製品の「機能」に関わるものであり、一方で、製品規格がデザイン・品質に関わるものであることから、広い意味で両標準が財・サービスを低負荷型に誘導するために主要な役割を果たす。以

(6) 本節の内容は大沼(2005)を大幅に加筆したものである。

(7) 基準設定型のうち、測定方法を定めたものが環境JISにおける環境測定規格に対応する。また、製品規格型は環境JISにおける環境配慮規格を含む。

下では、基準設定型標準を「環境基準」、製品規格型標準を「環境規格」と呼ぶ。

以上の視点を別の観点から捉え、上記の分類に、「動脈」と「静脈」の視点を導入することが便利である。

1. 動脈型標準：財の生産プロセスから、流通消費までの部分で定められる標準。
2. 静脈型標準：生産・消費からの廃棄物の収集、処理、再生・再資源化に関わる標準。

以上の類型化から、4つのタイプの環境標準が定義できることになる。すなわち、動脈基準設定型環境標準（以下、動脈基準）、静脈基準設定型環境標準（静脈基準）、動脈製品規格型環境標準（動脈規格）および静脈製品規格型環境標準（静脈規格）である。

動脈基準の代表的なものは、生産・消費プロセスでの排出規制である。動脈基準の設定により、さまざま排出処理技術の性能が統一化される。動脈基準はそれ自体環境保全的である。一方、動脈規格は、製品のインプットとして使用されることで直接・間接に環境効果を生むものである。たとえば、エコセメントは、廃棄物を利用して生産されることから、廃棄物処理の軽減に貢献する。生産でエコセメントの使用義務率（あるいは使用目標）を定めることは、動脈基準とみなすことができる。このように、動脈基準・規格は、セットとして導入することで環境保全に対する効力を増加させることができる。

一方、静脈基準の代表的なものは、廃棄物の処理や再資源化に関わる規制や目標のことである。たとえば、容器リサイクル法の再商品化率の義務付けはこれに当たる。静脈規格は、換言すれば、統一された DfE（環境配慮製品設計）のことである。静脈規格を採用することで、廃棄物処理や再資源化が容易になる。動脈標準と同様に、静脈基準と静脈規格化をセットで導入することが効果的である。

現状の環境標準が、以上の類型化のどこに当たるか、表 1 にまとめてある。⁽⁸⁾

	基準設定型	製品規格型
動脈型	自動車の排ガス規制	エコセメント
	污水处理規制	再生紙
	大気汚染排出規制	再生骨材
	グリーン購入法	エナジースター
静脈型	焼却時のダイオキシン濃度	リターナブル容器
	最終処分時の廃棄規制	ガラスカレット
	容器リサイクル法	PET ボトル協会自主規制
	家電リサイクル法	PC グリーンラベル
	自動車リサイクル法	エコマーク

表 1 環境標準の類型化

(8) 一部の標準については、2つ以上に該当するものがある。その場合はどちらか代表的な類型に分類している。

2.2 従来型標準の経済効果と環境規格

伝統的な標準化の議論では、David (1985) が指摘しているタイプライターの QWERTY、ビデオの VHS、コンピュータ OS の Windows などに見られるように、同一標準が組み込まれた製品規格を用いることによるネットワーク外部性をベースにして、消費需要拡大や産業内での優位性の確立などのポジティブな効果の観点から標準化の経済効果を評価する。先に述べたように、これらの標準を、環境標準との差異を明確にさせるために、「従来型標準（従来型規格）」と呼ぶ。

同一の従来型標準をすべての企業が導入した場合、市場規模が拡大することが期待される。また、このことが従来型標準の主要目的の 1 つである。この拡大は、まず、消費需要の増大を通して行われる。これは、製品使用の利便性が向上するためである（ネットワーク外部性）。続いて、需要拡大に伴い、大量生産が可能となるため、さまざまな面で費用低下が起きる（マーシャルの外部経済）。これが更なる需要の拡大をもたらす。個々の企業にとっても経済全体にとっても標準の利益が生じる。さらに、従来型標準では、他企業が同一の標準を採用している状況下では、ある企業にとってその標準を採用することが一般には合理的である。他の製品規格を採用してもネットワーク外部性が働かず、限定的な需要しか得られない可能性があるからである。

これに対し、環境標準の主要目的は「環境改善」である。では、環境標準を採用するとき、従来型標準と同様の効果、とりわけ利潤面での効果が期待できるのであろうか。これは、企業が環境標準を採用するかどうかを決定する際、きわめて重要な点である。以下では、環境規格の導入インセンティブを中心に、この点を考察する。

2.3 環境規格の経済効果

一般に、従来型標準と異なり、環境標準は直接消費者に製品使用時の利便性を与えないものとみてよい。環境標準が、生産者の生産活動および廃棄の環境負荷を緩和することで、公共財としての環境の質を向上させ、間接的に消費者の便益に資するものとなることを目的としているからである。以下では、とくに動脈規格・静脈規格の企業に対する効果を考察する。

2.3.1 静脈規格の導入インセンティブと効果

他企業が DfE を導入していない場合、ある企業にとって、製品に DfE を採用する（あるいは基準を満たすようにする）ためのインセンティブが存在するだろうか？ DfE 導入は、生産費用を一般に上昇させると考えられる。しかし、一方では、DfE 採用による需要拡大の効果が生じる可能性がある。それは、DfE は、消費者に対し、環境配慮製品であることの情報を的確に伝達することで、購入を促進するからである。とりわけ、グリーンコンシューマーに対しては、その効果は小さくないと考えられる。しかしながら、グリーンコンシューマーの市場における比率は限られており、しかも生産費用上昇により製品価格も上昇すると考えられることから、需要の拡大による収入増加は限

定的である可能性が高い。したがって、この場合、収入増加を DfE 導入による費用上昇が上回るだろう。このことより、複数の企業と競争し、他企業が DfE を導入していない場合、自身だけが DfE を導入することは短期的に利益を低下させるであろう。すなわち、すべての企業が DfE 非導入の状況はナッシュ均衡であると考えられる。

したがって、DfE の広範な導入は、政策的な工夫から行われる必要がある。企業の経営面での環境配慮要求は社会的に強まってきている。たとえば、EPR（拡大生産者責任）の導入などによるリサイクルの義務付けが政策的に求められてくるとき、企業は DfE の導入を行うことになる。そして、市場に参加している他の企業が DfE を導入しているときに、自身が非環境配慮的な行動をとることは合理的ではなくなる。近年、重要視されつつある CSR（企業の社会的責任）の視点が、DfE から逸脱することが合理的な行動でないことを後押しする。したがって、すべての企業が DfE を導入する状況もナッシュ均衡となる可能性がある。以上から、とりわけ政策的变化が、環境標準の発展にとってきわめて重要な前提となる。DfE 導入の状況の下では、さらに環境標準の導入が合理的な選択となる可能性があるからである。

では、各企業が独自にとる DfE を標準化する利点は何であろうか。標準の使用者としての企業にとって、従来型標準のようなネットワーク外部性は一般には存在しないだろう。また、個別の最適 DfE から他の DfE をとることは生産費用をさらに上昇させるだろう。しかし、製品規格を共通化することで、2つの費用低下が生じる。

1つは、採用された共通規格の投入コストが低下する可能性がある。これは、同一規格の大量生産が平均費用の下落を促進する。一方で、規格を利用することにより、リサイクル等の再生・再資源化費用も低下することが考えられる。これは、マーシャルの外部経済を実現するものである。環境規格が合理的になるためには、こうした側面での効果が、共通規格をとることの費用上昇を上回ることが条件となる。

他方、共通規格を利用することは、製品に独自のデザインを発揮できる可能性を小さくする。デザインが財の需要に重要な役割を果たしている場合、環境標準導入には負の効果があるかもしれない。もし、このような効果も十分小さく、費用軽減面での条件も満たされた場合、共通規格をすべての企業が導入している状況は、ナッシュ均衡として特徴付けられるだろう。ある企業だけにとって DfE を導入しない行動、あるいは、製品規格を用いない DfE を導入する行動は、以上述べた理由から逆に利潤を減らすことになるからである。さらに、1つの市場・産業で環境標準が採用されている状況の下では、他の DfE をとって市場に参入する企業は、費用面で大きな不利益を蒙ることになるだろう。その意味で、DfE 導入が一旦行われれば、その状態は各企業およびその産業で持続可能であるものと考えられる。

以上、静脈規格に関しては、3つのナッシュ均衡が考えられる。しかし、個別の DfE を導入している状況から静脈規格を複数の企業が導入する新たな均衡に移るためには、何らかの政策的な「プッ

シユ」があることが必要であろう。静脈規格導入の根拠である費用軽減の便益は、一企業が導入しただけでは実現しないからである。

2.3.2 動脈規格の導入インセンティブと効果

動脈規格は、生産者のインプットに関わるものである。生産者にとって、従来のインプットを、環境配慮型インプットに変更する理由はあるだろうか。1つは、政策的にインプットの一定割合を環境配慮型にすることを義務付けられる状況が考えられる。もう1つは、企業が DfE 導入を進めるのとまったく同様に、グリーンなインプット（エコセメントや古紙など）を製品の一部に利用することで、企業イメージを環境保全的なものとする効果が生じ、グリーンコンシューマーからの需要拡大が期待できる場合である。この側面の効果が大きい場合は、他企業が動脈規格をインプットとしているとき、自身だけがそうではない行動をとることは不利益になるだろう。その意味で、動脈規格をインプットとして利用することは、DfE 導入と同一の経済行動としてみなすことができる。ただし、需要の増大が限定的である場合は、このことは成立しない。

環境配慮型インプットとして多様なものが存在する状況と比べて、環境規格として統一されることの重要な利点の1つは、その品質が明確となり、使用リスクが大きく低下することであろう。また、このような環境配慮型インプットは、通常のインプットに比して割高であることが多いが、規格化することで、マーシャルの外部性にに基づき費用低減を実現することになり、通常のインプットと費用面での差が縮小されていくことが考えられる。ここに動脈製品規格の重要性があるものと考えられる。

以上、環境規格導入に関する考察を行った。これらの考察をもとに環境標準の政策的含意について述べる。

2.4 政策的含意

環境改善のために、環境規格の導入は重要な役割を果たすことが期待される。以下では、重要な政策的含意について簡潔に述べる。

(1) **デジュリ環境規格の重要性** 環境規格がデファクト規格として市場発生する可能性は、従来型標準のケースよりかなり小さいであろう。環境規格は、企業利潤に直接貢献するものではないからである。さらに、たとえ企業利潤に資する点が存在しても、環境改善のために最適な規格に合意するとは限らない。したがって、環境改善を目的とすると、環境規格はデジュリ規格として導入されるのが適切である。ただし、企業間に技術的格差が存在する場合、政府がどの技術水準を基準として規格を設定すべきかという問題は残る。トップ水準に基準を置けば、もっとも環境改善が進むが、採用される企業が少なくなったり、規格導入コストが甚大なものとなったりする恐れがあるからである。この問題の考察は、本稿では行わないが、今後の研究の重要な課題である。

(2) 規格・基準設定とのセット導入の有効性 これまでも述べたように、環境規格の導入インセンティブをすべての企業に与えることは容易ではない。政策当局は、環境基準の導入とセットとして導入することにより、環境規格の導入を促進することができる。

基準設定とセット導入として環境規格を採用することで、企業の遵守費用は、環境基準を独立で導入するケース（いわゆる直接規制のケース）と比較して、小さいものとなることが考えられる。これは、これまで述べてきたように、環境規格が個別規格と比較して、導入費用を低下させる可能性があるからである。

(3) 環境改善効果を経済的に還元 環境規格の導入インセンティブを高めるためには、環境改善の効果が経済的に導入企業に還元される枠組みを構築することが有効である。たとえば、環境規格の導入がCO₂削減効果をもたらすとすれば、それを経済的に還元することは、排出権取引制度により可能となるであろう。

以上、簡単に政策的含意を述べた。次に、理論・実証分析に移る。

3. 動脈規格の経済効果：理論分析

本節では、環境標準の経済効果を理論的に考察する。 m だけの企業が存在し、生産活動を行っている。各企業は、それぞれの生産関数 f_i のもとで価格が P である同一の財の生産を行っている。この生産関数は、 $f' > 0, f'' < 0$ を満たしている。本節で考察を行う環境標準は動脈規格である。これは、前節で定めたように、各企業の環境配慮型インプットである規格である。本節では、政府が生産者に環境配慮型インプットの使用を義務付ける状況を想定する。この使用義務付けを行うといかなる経済効果があるか、また、環境配慮型インプットを規格化することによる効果、さらに生産水準に与える影響を、簡単なモデルで考察する。

政府が各企業が用いるインプットに関し、一定の比率で環境配慮型インプットを使用するよう義務付けるものとする。このインプットを、 X^g 、その価格を v と記し、そうでない従来の非環境配慮型インプットを X^v 、その価格を q とする。したがって、

$$X_i = X_i^v + X_i^g, \quad \forall i \quad (1)$$

である。環境配慮型インプットは規格導入以前は複数が存在するものとする。また、環境配慮型インプットに関しては、 θ の割合で品質の劣るものが存在するものと仮定する。品質の劣るインプットを用いることでの損失を $d_i X^g$ とする。これにより、企業の期待利潤は、

$$\pi_i = P f_i(X_i) - q X_i^v - v X_i^g - \theta d_i X_i^g, \quad \forall i \quad (2)$$

である。ここで、政府の政策的介入で X_i の一定割合 λ を X^g にしなければならないものとする。すると、上式は

$$\pi_i = Pf_i(X_i) - q(1 - \lambda)X_i - \lambda v X_i - \theta \lambda d_i X_i, \quad \forall i \quad (3)$$

利潤最大化行動により、

$$Pf'_i(X_i) - q(1 - \lambda) = \lambda(v + \theta d_i), \quad \forall i \quad (4)$$

以下では、上付添字の $0, 1, *$ を、それぞれ、環境配慮インプット使用義務付けを行わない場合、行方が規格がない場合、そして規格としてインプットが統一されている場合のそれぞれを表すものとする。したがって、

$$q < v + \theta d_i, \quad \forall i \quad (5)$$

が成立する場合、 $f'' < 0$ より $X_i^1 < X_i^0$ となり、次の性質が導かれる。

結論 3.1 $q < v + \theta d_i$ が成立するならば、環境配慮型インプットの使用義務付けにより $Y_i^1 < Y_i^0$ が成り立つ。 $Y_i^0 - Y_i^1$ は λ が大きくなるほど大きなものとなる。

すなわち、 $v \leq q$ であったとしても、期待損失 θd_i の大きさが十分大きい場合は、企業は全体のインプットを減らし、生産量を減少させることになる。また、減少の大きさは、環境配慮型インプット比率の増加関数となる。

ここで、環境標準である動脈規格を導入しよう。この規格は、生産者にインプットの品質保証を行うとともに、インプット生産を同一の技術で行うことで規模の経済が働き、単位価格が低下する役割を果たすものとしよう。すなわち、このもとでの v, θ を $\bar{v}, \bar{\theta}$ とすると、

$$\bar{v} < v \quad (6)$$

$$\bar{\theta} < \theta$$

となる。さらに、 $\bar{v}, \bar{\theta}$ に対する生産者の主体的均衡において

$$q \geq \bar{v} + \bar{\theta} d_i, \quad \forall i \quad (7)$$

が成立するならば、動脈規格の導入により、生産量は増加することになる。

とりわけ、動脈規格導入により品質リスクがゼロとなる時、 $\bar{\theta} = 0$ となり、動脈規格を備えたインプットの価格のみが、生産を増加させるかどうかのポイントとなる。では、次にこの価格の決定について見てみよう。動脈規格であるインプットの需要量 D_g は、 $\lambda \sum_{i=1}^m X_i$ である。このインプットの生産について、次のように仮定する。

- 動脈規格インプットの生産は、廃棄物 W を用いて行われるものとする。
- 原材料 W は、無料で調達することができる。
- 生産要素は労働のみである。
- 利潤はゼロである。したがって、平均費用が動脈規格インプットの価格となる。

最初に、物質収支原則より、

$$\lambda \sum_{i=1}^m X_i = W \quad (8)$$

が成立する。一方、 W の処理に必要な労働量 L は、

$$L = h(W), h' > 0 \quad (9)$$

と決定されるものとする。 h は逆S字型の関数であると仮定する。すなわち、ある \bar{W} までは $h'' < 0$ 、それを超えると $h'' > 0$ である。さらに、このインプットの生産者の利潤がゼロであることより、

$$v\lambda X = wh(W) \quad (10)$$

が成立しなければならない。ここで、 w は賃金率を表す。以上より、 v は、次のように表される。

$$v = \frac{wh(W)}{W} \quad (11)$$

言うまでもなく v は $h(W^*)/W^* = h'(W^*)$ が成り立つ W^* で最小値をとる。この値を $v^* = h(W^*)/W^*$ と記す。したがって、直ちに次の結論が得られる。

$v^* > q$ である場合、いかなる λ のもとでも $Y_i^* < Y_i^0$ となる。また、 $v^* = q$ である場合、 $W = W^*$ となるように λ を定めた場合のみ、 $Y_i^* = Y_i^0$ である。したがって、 $v^* \geq q$ の場合、環境規格を導入しても生産量は増大することはない。以上を次のようにまとめる。

結論 3.2 $v^* \geq q$ ならば、 $Y_i^* \leq Y_i^0 (\forall \lambda)$ である。 $Y_i^* = Y_i^0$ となるのは、 $W = W^*$ となるよう λ を定めた場合に限る。

次に、 $v^* < q$ である場合は、 λ の大きさが、その効果に影響を与える。この場合、次の $\bar{W}_1 < W^* < \bar{W}_2$ である \bar{W}_1, \bar{W}_2 が存在して、

$$\frac{h(\bar{W}_1)}{\bar{W}_1} = q = \frac{h(\bar{W}_2)}{\bar{W}_2} \quad (12)$$

が成立する。ここで、次のような $\bar{\lambda}_j (j = 1, 2)$ を特定化する。まず、 $v = q$ のもとでは、いかなる λ に対しても、

$$X_i^* = X_i^0, \forall i \quad (13)$$

が成立することに注意する。したがって、 $\bar{W}_j = \lambda \sum_{i=1}^m X_i^0$ を満たす λ を $\bar{\lambda}_j$ とすると、 $\lambda = \bar{\lambda}_j$ と設定することで ($\bar{\lambda}_1 < \bar{\lambda}_2$)、

$$\sum_{i=1}^m \bar{\lambda}_j X_i^* = \bar{W}_1 \quad (14)$$

$$v = q$$

が均衡の1つとして成立する⁽⁹⁾。

生産量に負の影響を与えないためには、 $\bar{\lambda}_1$ 以上の $\lambda (\leq \bar{\lambda}_2)$ の λ を義務付けることが有効である。実際、以下が均衡として成立する。

$$\bar{W}_2 > \bar{\lambda}_j \sum_{i=1}^m X_i^* > \bar{W}_1 \quad (15)$$

$$v < q$$

次に、 $q \geq v > wh'$ である場合、 λ を増加させることで、生産量を増加させる（あるいは生産量の減少を小さくすることができる）ことが示される。このことは、次のように確認できる。(4) および (11) より、次が得られる。

$$\frac{dX_i^*}{d\lambda} = \frac{-q + wh'}{Pf'' - \frac{w\lambda}{X_i} \left(\frac{h(\lambda X_i)}{\lambda X_i} - h' \right)}, \quad \forall i \quad (16)$$

分母は、 λ を所与として企業が生産量を増大させたときの、限界利潤の変化を表している。再資源化の平均費用 v が限界費用 wh' を下回らない限り、分母は負である。また、同じ条件の下で $q \geq v$ であるときには、分子も負である。したがって、 $dX_i^*/d\lambda > 0$ ($v > wh'$ および $q \leq v$ のとき) が得られる。

以上より、次の結論がまとめられる。

結論 3.3 $q > v^*$ であるものとする。環境配慮型インプットの使用義務率 λ の水準により、均衡は次のようになる。

$$Y_i^* \begin{cases} < Y_i^0, & \lambda < \bar{\lambda}_1, \lambda > \bar{\lambda}_2, \\ = Y_i^0, & \lambda = \bar{\lambda}_1, \lambda = \bar{\lambda}_2, \quad \forall i \\ > Y_i^0, & \lambda \in (\bar{\lambda}_1, \bar{\lambda}_2), \end{cases} \quad (17)$$

(9) 任意の λ に対して、複数の均衡が存在する可能性は排除できない。ただし、

$$Pf'' - \frac{w\lambda}{X_i} \left(\frac{h(\lambda X_i)}{\lambda X_i} - h' \right), \quad \forall i$$

を仮定すると均衡は唯1つだけである。この条件は、 v の変化を考慮したもとの、限界利潤が X_i とともに減少することを表している。

次に、 Y^1 との比較において、 λ の変化の効果をまとめる。

結論 3.4 ある λ において、 $q \geq v > wh'$ であるものとする。このとき、 λ を増大させると生産量は増加する。すなわち、 $dY_i^*/d\lambda > 0$ である。とくに、 $\lambda = \bar{\lambda}_1$ である場合、 λ を増加させることで、 $Y_i^* > Y_i^0(v_i)$ となる。

以上より、 $v^* < q$ である場合は、使用義務率を適切に選択することで、各企業の生産量が増大（われわれのモデルでは利潤も増加）することが示された。

$v^* > q$ である場合、または $v^* < q$ ではあるが $\bar{\lambda}_1$ 以上の義務付けが困難である場合、環境改善の価値を利用して生産量の減退を小さくすることが可能である。

環境配慮型インプットを動脈規格化することで、環境改善が行われる。われわれのモデルでは、 W だけの環境改善が実現される。廃棄物処理削減や二酸化炭素の削減が実現すれば、経済的な利益が生じるものとしよう。 W 一単位あたりの環境改善による経済的利益の大きさを μ とする。いま、この総利益をすべて動脈規格インプットを使用した企業に補助金として還元するものとする。すると、均衡においては、次の補助金 s が得られることとなる。

$$\mu W = s \sum_{i=1}^m X_i^{g*} = s \lambda X^* \quad (18)$$

$W = \lambda X$ であるから、 $\mu = s$ である。 $v^* > q$ である場合、 $\mu \geq q - f(W^*)/W^*$ であれば、少なくともある λ に対して、 $q \geq v - s$ が実現できることになり、動脈規格導入が生産に負の影響を与えない状況が生まれる。さらに、 $v - s = q$ を実現する λ を、 $\tilde{\lambda}_1, \tilde{\lambda}_2$ とする。明らかに、

$$\tilde{\lambda}_1 < \bar{\lambda}_1 < \bar{\lambda}_2 < \tilde{\lambda}_2 \quad (19)$$

が成立するため、動脈規格の導入が生産に負の影響を与えない使用義務率の範囲が拡大することになる。 $\tilde{\lambda}_1$ が十分小さな値であれば、導入の抵抗も小さいものとなるだろう。

4. 環境標準の経済効果：シミュレーション分析

4.1 シミュレーション分析のフレームワーク

これまでに、環境標準とはどのようなものであり、いわゆる従来型標準とどのように異なるかを定義した。さらには理論的な分析により、環境配慮を規格化し使用率を義務付けることで、生産に負の影響を与えないための条件などが示された。

本節では、こうした条件が満たされ、環境標準が導入される状況を考え、具体的にどの程度の効果が期待できるのかをケーススタディによるシミュレーションにより計測する。一般に政策立案過

程における予算は十分でなく、常に優先順位をつけて多くの代替案の中から最も望ましい施策を実行することが求められているが、そのためにはどの環境標準がどの程度の効果をもたらすかという情報が不可欠となる。

そこで以下では2つの例についてシミュレーションを行い、その効果を測る。具体的には応用一般均衡モデル (Computable General Equilibrium Model: CGE)⁽¹⁰⁾ を用いるが、これにより環境標準導入の効果を消費者の厚生の変化として一義的にとらえることが可能となり、代替案間の評価が容易となる。また、産業別に生産への影響を評価することも可能であり、政策立案における全方位的な対応への指針を示すことが可能となる。

以下ではその枠組みを解説するが全体的な流れを記述することを優先し、具体的な定式化は appendix に掲載する⁽¹¹⁾。

4.1.1 モデルの構造

本モデルでは、消費者及び生産者の行動にその焦点を絞っており、それ以外の政府支出や貿易などについては外生的に与えている。

はじめに消費者について解説する。本モデルにおける消費者は、労働と資本を生産要素として提供し、それから得た所得⁽¹²⁾を財と余暇の消費にあてることで効用を得ている。消費者の意思決定は2段階の入れ子構造となっており、各段階の意思決定は他の段階の決定に影響を及ぼさない弱分離可能な効用関数 U を仮定する。

$$U = U [H(\bar{x}, l), C_F] \quad (20)$$

ただし、 $H(\cdot, \cdot)$ は現在消費を定める関数で、合成消費財 \bar{x} 及び余暇 l に依存している。また、 C_F は将来消費を示している。

第1段階では、総消費が現在消費 H と将来消費 C_F に分割され、将来消費は当該期の投資にあてられる。次に第2段階として現在消費が合成財の消費 \bar{x} と余暇 l に分けられ、余暇が増加すればその分労働提供が減少する。最後に残った合成消費財が支出シェアのウェイトパラメータにしたがって各財の消費量 x_i を決定する。第1段階と第2段階はCES型関数を用いているが、その代替の弾力性については先行研究を参考に表9(187頁)のように定めている。また、合成消費財はコブ・ダグラス型としている。

(10) CGEモデルの利用に関しては様々な議論がなされているが、Arrow (2005) は、“... one of today’s standard tools of policy analysis.”であり、利用には注意が必要であるが政策立案においては他に代替できるものはないと記している。

(11) 本稿で用いたCGEモデルはExcel VBAでプログラムされており、シミュレーションの前提条件を設定すれば、均衡計算と計算結果の集計及びグラフ作成が自動的に行われる。

(12) 余暇の価値も含めた拡張された予算制約のもとで効用最大化行動をとる。

次に生産部門について解説する。本モデルでは中間投入 x_{ij} と合成された生産要素 VA_j により生産 Q_j がなされるものとし、生産関数にはレオンチェフ型を仮定している。

$$Q_j = \min \left[\frac{VA_j(L_j, K_j)}{v_j}, \frac{x_{1j}}{a_{1j}}, \dots, \frac{x_{nj}}{a_{nj}} \right], \quad \forall j \quad (21)$$

ここで、合成された生産要素とは、労働と資本を合成したものであり、本モデルでは CES 型関数により合成される。すなわち、生産技術に対して、中間投入と付加価値の割合は変化しないが、付加価値を構成する生産要素間には代替を認めることを仮定したことになる。

生産者が完全競争市場で費用最小化行動をとるとすれば、(21) 式の定式化より、生産財価格が生産要素とパラメータのみに依存する関数として書き換えることができる。そのため、100 以上の財の需給の均等化、すなわち、一般均衡条件を、

$$EX_L = EX_K = 0 \quad (22)$$

に縮約することができる。ただし、 EX_L は生産要素のうち労働の超過需要を、 EX_K は資本の超過需要をそれぞれ示している。

4.1.2 厚生変化による環境標準化の評価

CGE モデルによる現況再現性が確認できれば、シミュレーションを行う準備が整ったことになる。現況で成立している均衡 (= 基準均衡) に対して、シナリオとして何らかのショックを与え、新たな均衡を模索することになる。

本節は環境標準の導入による効果計測を目的としているが、序盤の議論から明らかなようにその導入による効果は様々な側面をもっている。そこで、本稿では環境標準の成立により導入された新技術による CO₂ 排出量の減少分に限り、その効果を計測する。これを国際的な排出権取引市場で売却し、その売却益を消費者に帰属させることで、消費者の予算が増加し、均衡での効用水準もあわせて増加するというものである。このシミュレーションで取り上げる 2 例は「エコセメント」と「ボトル to ボトルリサイクル」⁽¹³⁾ であるが、これらに即して効果を解説すれば以下ようになる。

エコセメントは環境 JIS の 1 つであるが、この標準化はクオリティ標準のミニマム品質標準としての性格が強い。すなわち、JIS 化されることにより、強度面のリスクを敬遠する企業を説得する「品質保証」とすることができるのである。これは動脈製品規格型環境標準（動脈規格）の例であるが、この標準化の結果、エコセメントが完全に既存セメントを代替したと仮定して上記の CO₂ 排出量の削減を推計し、その環境標準の導入効果としている。

ボトル to ボトルリサイクルは、容器リサイクル法の再商品化義務への対応が大きな目的の 1 つである。すなわち、静脈基準設定型環境標準（静脈基準）の導入により誘発された技術であるという側

(13) その特徴は次節で概説する。

面をもっている。この技術の導入により削減可能な CO₂ を推計し、それを売却することで家計の効用が増加する。なお、エコセメントの例との比較を行いやすくするために、ボトル to ボトルリサイクルについてもすべての PET ボトルが新技術で置き換えられることを仮定して評価することで、その導入効果としている。

なお、基準均衡から新均衡へと変化で発生した効用変化の評価には以下で定義される等価変分 (Equivalent Variation: EV) を用いた。

$$EV = e(p^0, u^1) - e(p^0, u^0) \quad (23)$$

ただし、 e は支出関数、 p は価格ベクトルを示しており、添え字 0 は基準均衡を 1 は新しい均衡を意味する。すなわち、基準均衡時点での価格体系のもとで新均衡の効用水準 u^1 を達成するために必要な最小費用と基準均衡での所得との差額として定義される。これは基準均衡と新均衡の間で生じた変化はどれだけの所得の変化に等しいかを測っており、より大きな EV をもたらすシナリオの方が消費者にとっての効用はより増加していることになる。

4.1.3 製品規格型の例：エコセメント

表 1 に示した環境標準の類型化のうち、製品規格型の例としてエコセメントを取り上げる。エコセメントとは従来のセメント原料の一部を焼却灰で代替するリサイクル製品を指す。これまで焼却灰はセメントにとって好ましくない塩素分を多く含んでいることから実用化に至らなかったが、1990 年代後半になって、太平洋セメント株式会社がそれらを除去し従来のセメントの原料を代替する資源とすることに成功した。その後、2002 年 7 月に経済産業省により環境 JIS (日本工業規格) 化され、品質、原材料、製造方法、試験方法、検査、表示、報告事項などが規定されるにいたっている。

エコセメントは、投入される焼却灰が逆有償で取引されていることもあり、JIS 化から間もない 2003 年に約 8 万トンが生産された。しかし、2003 年度のわが国のセメント需要は約 6,300 万トンであり、その 1% にも満たないことから今後の更なる需要増加が期待されている。⁽¹⁴⁾

4.1.4 基準設定型の例：ボトル to ボトル リサイクル

次に基準設定型規格の例として、ボトル to ボトルリサイクル (以下、BtoB と省略) を取り上げる。これまで PET ボトルのリサイクルは細かく裁断し、衣類をはじめとする繊維製品やシートといった形でリサイクルされていたが、株式会社帝人による BtoB リサイクルでは、その名が示すように PET ボトルを PET ボトルとして再生することができるようになった。この BtoB リサイクルは平成 12 年 4 月に完全施行された「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」(以下、「容器リサイクル法」) により、事業者に一定比率の再商品化義務が課されることに対応すべく開発が進められた。

(14) ただし、今後利用が促進されたとしてもインプットとして利用される都市ごみの制約から、全セメントの 1 割が上限と考えられている。

4.2 経済評価の前提条件

4.2.1 CO₂ 削減効果の考え方

環境規格を採用している環境配慮型の財は、通常財に比べて生産プロセスで使用するエネルギーが増加する場合もある。使用エネルギーの増加と CO₂ 排出は比例的關係にあるから CO₂ 排出量は生産プロセスだけをみれば増加することになる。しかし、環境配慮型の財は何らかの環境負荷低減の効果が期待されるものであるから、財のライフサイクル全体で考えれば、総環境負荷は必ず低下する。

ライフサイクル全体の環境負荷は、産業連関分析を応用した LCA が計測に適しているため、CO₂ 削減効果について産業連関分析に基づく LCA による評価を行う。産業連関分析の枠組みを用いると、部門 j の活動に伴う総環境負荷量は以下のように表される。

$$e_1x_{1j} + e_2x_{2j} + \cdots + e_nx_{nj} - (e_1x_{1j}m_1 + \cdots + e_nx_{nj}m_n) + d_j = e_jX_j, \quad \forall j \quad (24)$$

ただし、 X_j は生産者価格の国内生産額、 e_j は部門 j の単位生産当たりの直接、間接に誘発される環境負荷量、 d_j は直接環境負荷量、 x_{ij} は部門 j に対する部門 i からの投入額を示す。また、 m_i は輸入係数で $m_i = \frac{M_i}{\sum_{j=1}^n a_{ij}X_j + F_i}$ と定義される。ただし、 a_{ij} は投入係数、 F_i は国内最終需要である。これにより輸入品が除外され、国内生産のほとんどない石油や石炭等の産業における排出量により実体に近い水準となる。

(24) 式を国内生産額 X_j で割ると投入係数 a_{ij} 、単位生産額当たりの直接環境負荷 d_j を用いて以下のように表すことができる。

$$a_{1j}e_1 + a_{2j}e_2 + \cdots + a_{nj}e_n - (a_{1j}m_1e_1 + \cdots + a_{nj}m_ne_n) + d_j = e_j, \quad \forall j \quad (25)$$

これを輸入係数を対角成分とする行列 M を用いて標記すれば、最終的なバランス式は以下のようになる。

$$E = D(I - (I - M)A)^{-1} \quad (26)$$

以下ではこの (26) 式を用いて推計を行う。具体的には、BtoB リサイクルやエコセメントが導入されることによって、当該部門の直接環境負荷量 d_j が $d_j - \Theta_j$ ($\Theta_j > 0$) となるが、この Θ_j を BtoB リサイクルとエコセメントについて推計する。新たな直接環境負荷量ベクトル $\hat{D} = (d_1, \dots, d_j - \Theta_j, \dots, d_n)$ のもとで (26) 式をそれぞれ再計算した結果を \hat{E} としたとき、 $E - \hat{E}$ を計算することで当該技術による CO₂ 削減量とする。

4.2.2 使用するデータベースとその調整

本稿では、LCA による分析で基礎となる CO₂ 排出原単位として南斎他 (2002) によるデータベースを使用する。ただし、このデータベースは推計の対象年次が 1995 年であることからスケール変換

を行う必要がある。具体的には環境省（2003b）より1995年度から2000年度にかけてCO₂排出量が2.14%増加していることから、南斎他（2002）における総排出量を2.14%増加させた値にそのシェアを乗じることで産業別の排出量を設定した。⁽¹⁵⁾表2より明らかなように環境省（2003b）と南斎他（2002）の総排出量が合致していないことから、絶対値の比較を行う際には注意が必要である。

	1995年	2000年
環境省（2003b）の総CO ₂ 排出量	330.8	337.9
南斎他（2002）の総CO ₂ 排出量	343.4	350.7

（単位：（百万 t-C））

表2 CO₂ データの調整

4.2.3 BtoB リサイクル

BtoB リサイクルによるトン当たりの削減量をヴァージン原料から生産する場合と比較することでCO₂削減率を計算する。はじめに生産プロセスにおけるCO₂排出量を比較すると、ヴァージン原料からのPETボトル生産（含フィードストックエネルギー）では1.488 CO₂-t/DMT-t、コジェネを利用したBtoBでは1.477 CO₂-t/DMT-tとなっている。⁽¹⁶⁾よって、BtoB リサイクルの導入により単位当たりのPET生産において、約0.7%のCO₂排出削減が可能となる。⁽¹⁷⁾

また、BtoB リサイクルを導入することによって、これまで最終処分されていた使用済みPETボトルが焼却されないことになる。一般廃棄物処理における廃PETの焼却率は約78%と推計されていることから、最終処分時のCO₂排出削減は78%とする。

4.2.4 エコセメント

生産プロセスでは、エコセメントから排出されるCO₂は800kg-CO₂/t、通常セメントでは803kg-CO₂/tとなっており、削減率は0.4%でほぼ同一である。⁽¹⁸⁾しかし、エコセメントは焼却灰をインプットとして使用することから、トン当たり613kgの焼却灰を処分する必要がなくなる。そのため、既存のセメント製造と焼却灰処理の合計とエコセメントを比較すれば、単位当たりのエコセメント生産で7.9%のCO₂削減となる。

以上を整理するとCO₂削減量は以下ようになる。

(15) さらに、このデータベースは93部門分類であることから、いくつかの部門については生産額比により104部門へと按分配分を行った。ただし、帰属家賃についてはCO₂発生に関係していないと考えられることから配分しなかった。

(16) 株式会社帝人ファイバー資料による。以下、特に断りのない限り、BtoBに関するデータは同資料による。

(17) 現状ではコジェネではなく自家発電による生産が行われており、BtoBによる排出量は2.207 CO₂-t/DMT-tとなっているが、本稿における分析では当該技術が広く普及し、十分な規模の生産が行われることを前提としていることから最も効率的な生産がなされた場合を採用した。

(18) この節の数値は佐野・市川・辰市・四阿（2000）に基づく。

	エコセメント	ボトル to ボトル
生産プロセス	0.4 %	0.7 %
最終処分時	7.9 %	78 %

表3 単位生産量あたりのCO₂削減率

4.2.5 インプットデータへの変換

環境標準導入によりもたらされたCO₂排出の直接的な変化分は、表3のようにまとめることができた。しかし、各CGEモデルの産業分類が対象としている財とこれらの商品は1対1で完全に対応しているわけではないことから、何らかの方法で各産業分類に配分する必要がある。

配分方法にはいくつか考えられるが、ここでは基本分類の生産額を使って配分する。BtoBリサイクルは産業分類「プラスチック製品」に含まれる基本分類「プラスチック製容器」が該当するが、「プラスチック製容器」の生産額が「プラスチック製品」に占める割合が約10.7% (= 1,097,352百万円/10,247,750百万円)であることから、0.7% × 10.7% = 0.075%となる。さらに「プラスチック製容器」のうち、すべてがPETボトルではないことから、経済産業省(2004)に基づき、プラスチック製容器に占めるPETボトルの割合を55%と設定した⁽¹⁹⁾。これにより最終的にインプットとして用いられる値は、0.075% × 55% = 0.04%である。

一方、エコセメントが該当する産業分類は「セメント製品」であるがこれはすべてセメントからなるため、そのままの適用が可能である。しかし、日本中の焼却灰をすべて集めたとしても現状のセメント生産量の約1割しか代替できないことから、0.4% × 10% = 0.04%をインプットとする⁽²⁰⁾。

4.3 廃棄物処理に対する最終需要の変化

BtoBリサイクルが普及すると、地方自治体はその分PETボトルの最終処分を行わなくなることでなくなり、処分費用の一部が不要となる。その一方で容器リサイクル法の施行により、分別収集が義務化され、再商品化の委託を行う必要がある。これをCGEモデルの考え方で解釈すれば、地方自治体の「廃棄物処理」への最終需要が減少し、「プラスチック製品」への最終需要が増加することになる。エコセメントについても焼却灰が逆有償で取引されていることから、同じように政府部門の⁽²²⁾

(19) 具体的には2000年度に市町村で分別回収されたPETボトルが124,873トンでその他プラスチック容器が100,810トンであったことから、124,873/225,683=55%として算出した。このデータは容器リサイクル法の施行状況を確認するために把握されたものであり、本来であれば生産段階での按分が必要であるが適当なデータをみつけることができなかったため、この値を使用した。

(20) 太平洋セメント株式会社ヒアリングより。

(21) 本稿のCGEモデルでは政府部門として中央政府などを含めた部門として扱われる。そのため以下では地方自治体を「政府部門」と表記することもある。

(22) 『太平洋セメント：ゴミ活用に生き残りをかける』日経ビジネス2004年1月19日号、『テクノロジー最前線：エコセメント』日経エコロジー2004年9月号に基づく。

最終需要の構造が変化することになる。⁽²³⁾

本稿の CGE モデルでは最終需要 $F = (F_1, \dots, F_n)$ は

$$\begin{bmatrix} F_1 \\ \vdots \\ F_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} C_1 + IV_1 + G_1 + NEX_1 \\ \vdots \\ C_n + IV_n + G_n + NEX_n \end{bmatrix} \quad (27)$$

である。ただし、 C は家計消費、 IV は民間投資、 G は（フロー及びストックへの）政府支出、 NEX は純輸出である。このとき、「廃棄物処理」が第 m 部門、当該産業（BtoB リサイクルあるいはエコセメントが含まれる部門）が第 k 部門とすれば、変化後の政府部門の最終需要ベクトル \hat{G} は、

$$\hat{G} = [G_1, \dots, G_k + \Gamma, \dots, G_m - \Gamma, \dots, G_n]' \quad (28)$$

と表すことができる。ただし、 Γ は「廃棄物処理」への投入減少分（＝当該部門への移転支出）である。

続いて、この最終処分時の最終需要の具体的な変化 Γ を推計する。はじめに BtoB リサイクルの例について考える。産業連関表の「廃棄物処理」⁽²⁴⁾ のうち地方自治体及び家計最終消費からの投入がいわゆる一般廃棄物の処理であると考えられることができる。2000 年産業連関表ではこの値は、1,419,401 百万円であり、「廃棄物処理」に占める割合は、41.9 % である。

ここで、PET ボトルはすべて家庭から出る廃棄物であるとする、一般廃棄物のうち重量比で 10.3 % がプラスチック容器⁽²⁵⁾ であり、プラスチック容器のうち 55 % が PET であるとしたから、 $1,419,401 \times 10.3 \% \times 55 \% \times 78 \% = 62,719$ 百万円となる。これは「廃棄物処理」の 1.9 % に相当する。⁽²⁶⁾

同様にエコセメントについて推計する。エコセメントが代替的なインプットとして使用しているのは一般廃棄物の焼却灰である。環境省（2003a）を使って一般廃棄物の処理事業費のうち最終処分が占める割合を推計すると、11.8 % となった。⁽²⁷⁾ 単位あたり削減率は表 3 より 7.9 % であるから、 $1,419,401 \times 11.8 \% \times 7.9 \% = 13,213$ 百万円となる。これは「廃棄物処理」の 0.4 % に相当する。⁽²⁸⁾

これらの結果をもとに（26）式を使って総 CO₂ 排出量を推計し、BaU での総 CO₂ 排出量から引くことで、以下の CO₂ 削減量が得られる。

(23) 「廃棄物処理」への投入の減少額は再商品化に対する委託業務への入札落札額が等しくなるとは必ずしもいえないが、本モデルではこれらが同額であると仮定する。

(24) 基本分類である「廃棄物処理（公営）」、「廃棄物処理（産業）」を合計している。

(25) 環境省（2004）より。

(26) この値を BtoB リサイクルの場合の Γ とする

(27) 環境省（2003a）の P45 にゴミ処理事業経費が計上されている。このうち、投資部分は該当しないため考慮せず、「処理および維持管理費」だけを対象とした。「処理および維持管理費」のうち、「処理費」は「収集運搬費」「中間処理費」「最終処分費」に分類されている。この割合を「人件費」や「委託費」等にも適用して、最終処分の費用を推計し、総費用に占める割合が 11.8 % となった。

(28) この値をエコセメントの場合の Γ とする

	BtoB リサイクル	エコセメント
廃棄物処理への投入の削減額 ($= \Gamma_j$)	62,719 百万円	13,213 百万円
生産プロセスでの削減率 ($= \Theta_j^p$)	0.041 %	0.040 %
最終処分時の削減率 ($= \Theta_j^w$)	1.9 %	0.4 %
CO ₂ 削減量 (合計)	221,341t-C	65,203t-C

表 4 産業分類単位に修正したインプットデータ

4.3.1 CO₂ の金銭換算

本稿では、CO₂ 削減分は国際的な排出権取引市場で売却することが可能であるものとし、シミュレーション上の売却価格は、以下の 3 種類とする。

1. 実際の取引をベースとした価格
2. 既存研究の平均的価格
3. 既存研究のうち高めの価格

「実際の取引をベースとした価格」は、京都議定書が発効したとはいえ、中長期的には制度的にまだまだ不確実な要素があり、価格もそのリスクを反映しているとの考えから、低めの価格として採用した。そして、「既存研究のうち高めの価格」がその逆であり、予測されている高めの価格ということになる。これに既存研究の平均的価格を加えることで感度分析としての役割をもたせる。

「実際の取引をベースとした価格」は、欧州エネルギー取引所 (European Energy Exchange: EEX) による「CO₂ Price Index」に基づき、9.90 ユーロ / t-CO₂ とする。他のデータとの整合性をとるために炭素換算し、1 ユーロ = 140 円として変換すれば、 $9.90 \times \frac{12}{44} \times 140 = 378$ 円 / t-C となる。

表 5 は、CO₂ の排出権取引が京都議定書の Annex B の間でのみ行われる場合の限界削減費用に

限界削減費用		限界削減費用	
G-Cubed	53	MIT-EPPA	76
POLES	53	SGM	84
RICE	62	AoverlineE-GTEM	106
AIM	65	MERGE3	135

(単位：US ドル / t-C)

表 5 先行研究における CO₂ の限界削減費用

出所：van Kooten (2004)

(29) あるいは前節での議論と同様に削減に対して一定額の補助金が政府より支給されると考えることもできる

(30) CO₂ Price Index とは、EU 域内での実際の取引データを加工して作成したもので、2004 年 11 月より日次で更新されている。9.90 ユーロ / t-CO₂ は 2005 年 4 月末までの公表値の平均値である。

関する既存の研究成果の一部をまとめたものである⁽³¹⁾。これをみると、平均で 79 US ドル／t-C 前後であり、378 円／t-C という価格は実際に非常に控えめな評価であることがわかる。国際的な排出権取引市場では排出権価格＝限界削減費用が成立しているものとし、表 5 の平均値 79 ドルと最高額である 135 ドルを利用して、本分析における CO₂ 価格のシナリオを表 6 のように設定する⁽³²⁾。

	排出権価格
シナリオ 1：実際の取引をベースとした価格	378 円／t-C
シナリオ 2：既存研究の平均的価格	9,510 円／t-C
シナリオ 3：既存研究のうち高めの価格	16,200 円／t-C

表 6 CO₂ 価格のシナリオ

4.4 経済効果の推計

CO₂ 削減量が決定され、それを金銭換算することができたので、経済効果を推計する準備が整ったことになる⁽³³⁾。この売却益はすべて家計に帰属するものとし、その結果を CGE モデルに家計の所得増加としてインプットすれば、BaU と比較した厚生の変化分を EV として測ることができる。

4.4.1 推計結果

前節で導出した前提条件を CGE モデルに外生的ショックとして与え、生産要素市場が再度均衡する新しい生産水準及び価格水準を導くことで、EV を算出する。これは規格導入前と導入後の代表的消費者の厚生の変化分を評価することになるが、その結果をシナリオ別にまとめたものが表 7 である。

	BtoB リサイクル	エコセメント
シナリオ 1	201,401	166,901
シナリオ 2	197,375	165,715
シナリオ 3	194,425	164,846

(単位：百万円)

表 7 EV の推計結果

この結果によると、CO₂ 価格がどのような水準であろうと BtoB リサイクルの方が効果が大きいことになる。これはモデルの構造上、CO₂ 削減量の大小に結果が大きく依存していることによる。

(31) 表 5 の左側のアルファベットは推計に用いられたモデル名を示している。例えば、AIM は日本において開発されたモデルであり、エネルギー部門を詳細に組み込んだ CGE モデルである。

(32) 1 ドル = 120 円として計算した。

(33) CO₂ の削減率ではなく削減量を考えると、当該財がどの程度普及しているかが大きく影響することになる。この普及率を推計することは非常に困難であると同時に本稿は環境標準のもたらす効果を推計することを目的としていることから、対象としている財が最大限普及した場合を対象として推計を行った結果を比較することとする。

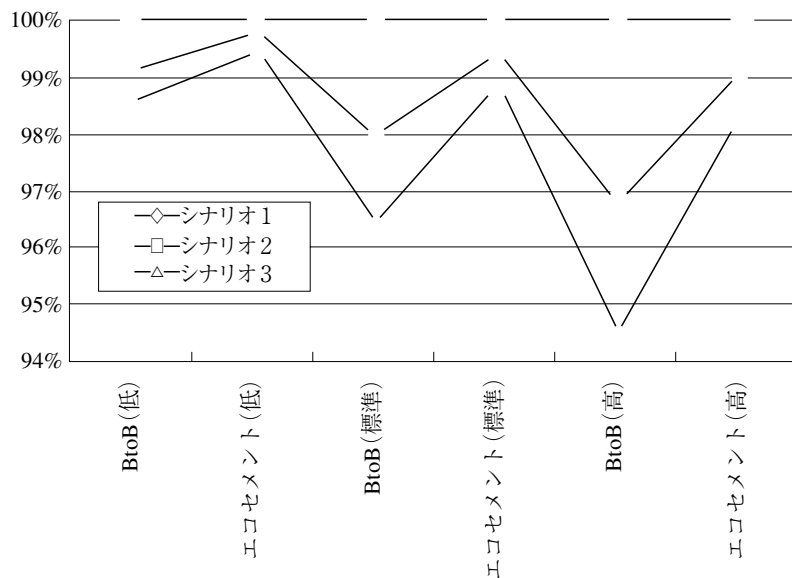


図1 感度分析の結果

注1：標準ケースは代替の弾力性が0.67，低いケースは0.33，高いケースは1である。

注2：シナリオ1のEVを100%とした場合のシナリオ2, 3の変化率をプロットしている。

シナリオ1が最も所得増加が少なく，シナリオ3が最も大きいとしたが，表7をみると，所得増加が大きければ大きいほど，EVが小さいという結果となっている。この理由としては，資本供給を一定としている制約により所得増加分の消費財需要が発生すると，財価格が上昇していくためと考えられる。これは図1からも確認できる。この図は，異なる生産要素の代替の弾力性値による感度分析を行ったものであるが，弾力性値が小さいほど，EVの低下率が小さくなっている。弾力性値が小さければ，資本を労働で代替する割合が減少し，労働は賃金率の上昇によりその供給量が変化する構造となっているためである。

CO₂ 価格及び弾力性値を変化させたとしても，2つのケースの間の順序は変化しないことから，優先順位付けの役割は果たすことができると考えられるが，一方で，その絶対値はパラメータ値に敏感に反応することから解釈には注意が必要である。⁽³⁴⁾

次に，新均衡での生産額の変化をみると，BtoB リサイクルの例では経済全体の生産額が基準均衡の生産額よりも約425億円上昇しているのに対し，エコセメントの例では，約233億円減少している。ただし，この変化額は生産額全体の0.01%以下であり，ほぼ生産額は変化していないというのが現状である。

図2及び図3は，シナリオ2の例で産業別に生産額の変化をみたものである。これをみると，直

(34) 実証的な観点から生産要素の代替の弾力性値をはじめとする多くのパラメータに関する統計的検討を行うことは今後の課題としたい。

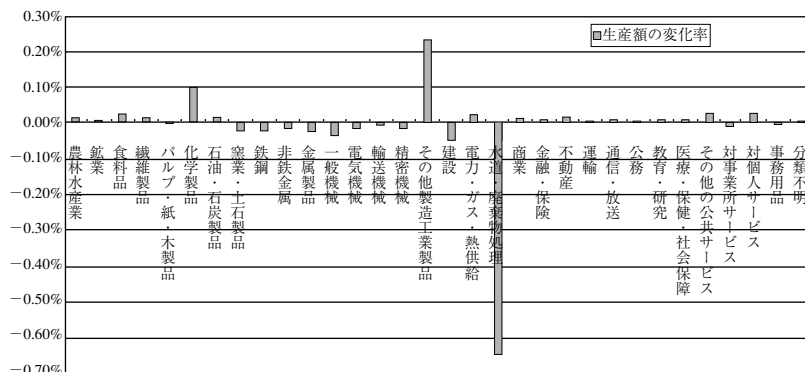


図2 BtoB リサイクル導入による生産額の変化 (シナリオ 2)

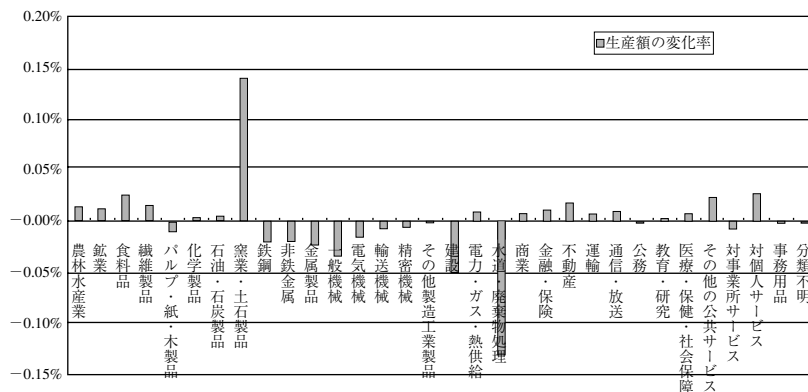


図3 エコセメント導入による生産額の変化 (シナリオ 2)

接的に最終需要を変化させた当該部門と廃棄物処理部門を除けば、サービス業に比べて製造業における減少傾向が目立つ。また、図を見比べると、BtoB リサイクルの方が各産業間の変化率のバラつきが大きい。実際、2つの例の生産額の変化について変動係数を計算すると、エコセメントでは⁽³⁵⁾-16.25、BtoB リサイクルでは25.93となっており、BtoB リサイクルの方が産業間での影響の格差が大きいことがわかる。こうした各産業への影響はエコセメントとBtoB リサイクルではその大きさだけでなく、増加・減少の方向性も異なるものとなった。今後、追加的施策が導入されることがあるとすれば、政策担当者はこうした情報を考慮して政策立案に望む必要があるであろう。

5. 終わりに

本稿では、環境標準の類型化を試みるとともに、その標準化政策における特徴付けを行った。類

(35) (32 部門に統合する前の) 104 部門中、14 部門で増加・減少の符号が逆転した。

型化に当たっては動脈・静脈の視点を加えて、新たな環境標準の定義を定めた。これにより、従来型標準と環境標準の差異を明確にし、基準設定型・製品規格型の2つをセットで導入することの重要性を指摘した。

また、理論分析では動脈規格が導入されるためのインセンティブについての分析を行い、生産水準を減少させない使用義務率の範囲を導出した。こうした条件のもとでは生産への負の影響が発生しないことから、企業による環境規格の導入が進むものと期待される。

最後にこうした条件が満たされ、環境標準が導入され新技術が広く浸透した場合の効果をCGEモデルによるシミュレーションで分析した。具体的にはエコセメントとBtoBリサイクルを対象としたが、最大限に技術が普及していることを前提とした結果、BtoBリサイクルの方が消費者に対する効果が大きいことが明らかになった。⁽³⁶⁾

本稿では、理論分析においてもシミュレーション分析においても、前半で整理した環境標準の効果のすべてを分析することはできなかった。例えば、理論分析では静脈規格に関する分析は行っていない。また、CGEモデルによるシミュレーション分析では、環境標準の導入によってもたらされる各種外部性のすべてを扱っているわけではない。これらは極めて重要な問題であり、今後の研究課題としたい。

(36) ただし、弾力性値や前提条件の各種統計からの引用値に大きく依存しており、こうしたデータの精査次第では異なる結果が得られる可能性もあることを指摘しておく。

A. 2000年産業連関表に基づくCGEモデル

以下のモデルは、基本的に Shoven and Whalley (1992) 及び市岡 (1991) に基づいた静学の応用一般均衡モデルである。モデルの基本的データベースとなる社会会計行列の作成には2000年産業連関表(104部門)を用いた。

A.1 モデルの構造

A.1.1 生産者行動

各産業 ($i = 1, \dots, n$)⁽³⁷⁾ は、資本 K と労働 L という2つの生産要素(いずれも家計にすべて保有されると仮定する)に加えて、産業連関表より与えられる中間投入を用いて、費用最小化のもとで生産を行うものとする⁽³⁸⁾。

各産業は規模に関して収穫一定の技術に従うと仮定し、第 j 産業の生産関数を以下のレオンチェフ型として定式化する。

$$Q_j = \min \left(\frac{VA_j(L_j, K_j)}{v_j}, \frac{x_{1j}}{a_{1j}}, \dots, \frac{x_{nj}}{a_{nj}} \right), \quad \forall j \quad (29)$$

ただし、 Q_j は第 j 産業の産出量、 x_{ij} は第 j 産業に対する第 i 産業からの中間投入、 a_{ij} は投入係数、 VA_j は付加価値額、 v_j は第 j 産業の付加価値率をそれぞれ示している。

(29) 式は中間投入と付加価値の間の代替と認めないことを意味しているが、付加価値額 VA_j については生産要素間の代替を認め、以下のCES型関数により形成されるものとする。

$$VA_j = \gamma_j \left(\alpha_j L_j^{-\rho_j} + (1 - \alpha_j) K_j^{-\rho_j} \right)^{-\frac{1}{\rho_j}}, \quad \forall j \quad (30)$$

ただし、 γ_j は第 j 産業の効率パラメータ、 α_j は生産要素の分配パラメータをそれぞれ示している。また、 ρ_j は σ_j を代替の弾力性としたとき、 $\rho_j = \frac{(1 - \sigma_j)}{\sigma_j}$ となるパラメータである。

労働と資本の粗要素価格をそれぞれ、 p_L , p_K とすると、規模に関する収穫一定の仮定より、費用関数 $c(p_L, p_K, Q) = c(p_L, p_K, 1)Q$ である。すなわち、生産者行動は単位費用の最小化として求めることができることを意味しており、付加価値1単位当たりの要素需要は下式より求めることができる。

(37) 上述のように104部門の産業連関表を用いるため、 $n = 104$ であるが、表記の便宜をはかるため、以下では n を用いる。

(38) 結合生産はないものとする。

(39) 労働税率及び資本税率を含んだ価格であるので、粗要素価格としている。

$$\begin{aligned} \min \quad & p_L L_j + p_K K_j \\ \text{s.t.} \quad & \gamma_j \left(\alpha_j L_j^{-\rho_j} + (1 - \alpha_j) K_j^{-\rho_j} \right)^{-\frac{1}{\rho_j}} = 1, \quad \forall j \end{aligned} \quad (31)$$

これを解くと、以下の労働及び資本の単位当たり要素需要関数を得る。

$$R_L = \frac{L_j}{VA_j} = \gamma^{-1} \left[\alpha_j + (1 - \alpha_j) \left(\frac{\alpha_j p_K}{(1 - \alpha_j) p_L} \right)^{\frac{\rho_j}{1 + \rho_j}} \right]^{\frac{1}{\rho_j}}, \quad \forall j \quad (32)$$

$$R_K = \frac{K_j}{VA_j} = \gamma^{-1} \left[\alpha_j \left(\frac{(1 - \alpha_j) p_L}{\alpha_j p_K} \right)^{\frac{\rho_j}{1 + \rho_j}} + (1 - \alpha_j) \right]^{\frac{1}{\rho_j}}, \quad \forall j \quad (33)$$

利潤最大化行動のもとでは「価格＝限界費用」という関係が成立する。また、生産技術の1次同次性より「平均費用＝限界費用」だから、生産財価格 p_j は以下の関係を満たす。

$$p_j = \frac{p_L L_j + p_K K_j + T_j + NEX_j + TX_j + \sum_i p_i a_{ij} Q_j}{Q_j}, \quad \forall j \quad (34)$$

ただし、 T_j は純生産物税、 NEX_j は純輸出入、 TX_j は関税を示している。生産物税の税率を t_j とすれば、(34) 式は以下のように書き換えられる。

$$p_j = \frac{(p_L L_j + p_K K_j)(1 + t_j) + NEX_j + TX_j + \sum_i p_i a_{ij} Q_j}{Q_j} \quad (35)$$

$$= v_j [p_L R_L + p_K R_K] (1 + t_j) + ROW_j + \sum_i p_i a_{ij}, \quad \forall j \quad (36)$$

ただし、 $ROW_j \equiv \frac{NEX_j + TX_j}{Q_j}$ である。これを p_j について解いて行列表示すると、以下を得る。

$$\begin{bmatrix} p_1 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ p_n \end{bmatrix}' = \begin{bmatrix} v_1 [p_L R_L + p_K R_K] (1 + t_1) + ROW_1 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ v_n [p_L R_L + p_K R_K] (1 + t_n) + ROW_n \end{bmatrix}' [I - A]^{-1} \quad (37)$$

ただし、 I は単位行列、 A は投入係数行列である。(37) 式より、財価格は税率等を所与とすると、生産要素価格が定まるとただちに決定されることがわかる。

A.1.2 消費者行動

家計は労働と資本からなる生産要素を提供すると同時に対価として得る所得を用いて消費財の購入と貯蓄に関する意思決定を（近視眼的に）行う。また、家計は同質的であるものとし、代表的個人の効用関数 U は（弱）分離可能な CES 型効用関数を仮定する。

(40) 産業連関表の定義と整合的となるように生産要素に対して課税されるものとする。

$$U = \left(\alpha^{\frac{1}{\mu}} H^\eta + (1 - \alpha)^{\frac{1}{\mu}} C_F^\eta \right)^{\frac{1}{\eta}} \quad (38)$$

ただし、 H は現在消費、 α はウェイト・パラメータである。また μ は現在消費と将来消費 C_F の代替の弾力性を、 τ は合成財 $C = \prod_j^n x_j^{\theta_j}$ と余暇 l の代替の弾力性を示しており、 $\eta = \frac{\mu-1}{\mu}$ 、 $\phi = \frac{\tau-1}{\tau}$ である。家計は、はじめに将来消費と（余暇と合成財から成る）現在消費に関する最大化を行うものとする。

$$\begin{aligned} \max \quad & \left(\alpha^{\frac{1}{\mu}} H^\eta + (1 - \alpha)^{\frac{1}{\mu}} C_F^\eta \right)^{\frac{1}{\eta}} \\ \text{s.t.} \quad & I = p_H H + p_F C_F \end{aligned} \quad (39)$$

ただし、 I は家計の所得に対して余暇を加えた「拡張可処分所得」、 p_H は現在消費の価格、 p_F は将来消費の価格をそれぞれ示している。これを H 及び C_F について解くと現在消費と将来消費に関する需要関数が得られる。

$$H = \frac{\alpha I}{p_H^\mu \left[(\alpha p_H^{(1-\mu)} + (1-\alpha) p_F^{(1-\mu)}) \right]}, \quad C_F = \frac{(1-\alpha) I}{p_F^\mu \left[\alpha p_H^{(1-\mu)} + (1-\alpha) p_F^{(1-\mu)} \right]} \quad (40)$$

(40) 式は貯蓄 (= S) と考えられることから、 $p_F C_F \equiv p_S S$ とおく。ただし、 p_S は投資財の価格である。このとき、消費者は第 2 段階として現在消費 (H) を合成財消費 ($C = \prod_j^n x_j^{\theta_j}$) と余暇 (l) に配分する以下の最適化問題を解くことになる。

$$\max \quad \left[(1-\beta)^{\frac{1}{\tau}} C^\phi + \beta^{\frac{1}{\tau}} l^\phi \right]^{\frac{1}{\phi}} \quad (41)$$

$$\text{s.t.} \quad I - p_S S = p_x C + p_L l \quad (42)$$

ただし、 β はウェイト・パラメータである。これを解くと合成財及び余暇の需要関数が以下のように得られる。

$$C = \frac{(1-\beta)(I - p_S S)}{p_x^\tau \left((1-\beta) p_x^{(1-\tau)} + \beta p_L^{(1-\tau)} \right)}, \quad l = \frac{\beta(I - p_S S)}{p_L^\tau \left((1-\beta) p_x^{(1-\tau)} + \beta p_L^{(1-\tau)} \right)} \quad (43)$$

最後に、消費者は合成財 C を最大する n 種類の財の購入に関する以下の最適化問題に直面する。

$$\max \quad C = \prod_j^n x_j^{\theta_j} \quad (44)$$

$$\text{s.t.} \quad I - p_S S - p_L l = \prod_j^n p_j x_j^{\theta_j} \quad (45)$$

これを解いて、各消費財の需要関数が以下のように得られる。

$$X_j = \frac{\theta_j (I - p_S S - p_L l)}{p_j}, \quad \forall j \quad (46)$$

A.1.3 外生変数

貯蓄はすべて投資財の購入に当てられると仮定すると、前節までのモデルで家計消費額と投資額が決定したことになる。また、最終需要の残りの部門については基本的に基準均衡における構造をそのまま踏襲するものとする。すなわち、外国貿易と政府支出は基準均衡時の対生産額比より導かれる。政府は得られた税収のすべてを政府支出及び公共投資として支出し、必要であれば国債を発行してまかなうものとするが、本モデルでは国債市場は明示的には取り扱っていない。

また、家計の総所得を時間価値も含めた拡張可処分所得として定義するには余暇時間の算出が必要である。その際、総労働保有に占める労働供給の割合を、市岡（1991）に従い、 $\frac{1}{2.14}$ と仮定した。また、カリブレーションでは、総就業者数を6,446万人（労働力調査年報 2000年）、1人当たり平均年間総実労働時間数を1,859時間/人（毎月勤労統計調査年報 2000年）として、余暇時間を算出した。

A.2 均衡解の導出プロセス

A.2.1 産出量・最終需要の決定

すべてのパラメータをカリブレーション等により設定することができれば、以下の式で表される最終需要を求めることができる。

$$F = C + IV + G + NEX \quad (47)$$

投資 IV は家計の効用最大化行動における将来支出に等しいと仮定する。また、政府消費 G は政府支出と公共投資の合計を意味している。 NEX は純輸出であり、本モデルでは政府消費とともに基準均衡時の比率で配分される。

生産関数が(29)式により与えられていることから、最終需要が定まると投入係数行列 A を用いることによって以下のように産出量が決定される。

$$\begin{bmatrix} Q_1 & \dots & Q_n \end{bmatrix}' = (I - A)^{-1} \begin{bmatrix} F_1 & \dots & F_n \end{bmatrix}' \quad (48)$$

A.2.2 生産要素の決定

すでに導出した単位当たりの最適な生産要素需要に（産出量に付加価値率を乗じて求められる）付加価値額を乗じることで、家計の効用最大化行動から導かれた最終需要を満たすために必要な生産要素量 L_D , K_D が求められる。具体的には以下の式により決定される。

$$L_j = v_j Q_j R_L, \quad L_D = \sum_j L_j \quad (49)$$

$$K_j = v_j Q_j R_K, \quad L_D = \sum_j K_j \quad (50)$$

一方、労働供給は家計の効用最大化行動の結果導かれた余暇を総労働保有量 L_A から引いたものとして定義されている。また、資本の供給量 K_S は一定としていることから、労働と資本の超過需要 EX_L , EX_K が以下のように導出される。

$$EX_L = L_D - (L_A - l), \quad EX_K = K_D - K_S \quad (51)$$

A.2.3 均衡条件

(37) 式により財価格が決定される本モデルでは、労働市場と資本市場における超過需要がゼロとなれば、ただちに財市場も均衡する。よって、一般均衡条件は下式のように単純化される。

$$EX_L = EX_K = 0 \quad (52)$$

具体的には、駄田井（1989）によるワルラス模索の方法に従い、両生産要素の超過需要を算出し、超過需要が正である場合は要素価格を上げ、負である場合には下げるという操作を繰り返すことで収束させる。

B. 弾力性値について

本稿の CGE モデルに限らず多くの CGE モデルでは産業別の CES 付加価値関数などを用いているため、産業別の代替の弾力性値を与える必要がある。産業別の代替の弾力性を推計する研究は CES 関数が紹介された 1960 年代以降活発に行われてきたが、Shoven and Whalley（1992）の第 5 章にて論じられているように推計方法によって大きなバラつきがみられることが指摘されている。

以下の表 8 は、代表的な既存研究での弾力性値をまとめたものである。⁽⁴¹⁾

	生産要素間の弾力性	消費弾力性
Babiker et al. (2003)	1	1
Bovenberg and Goulder (1996)	0.7	0.5
市岡 (1991)	1	1.12
川瀬他 (2003)	1	0.2
鷲田 (2004)	0.6	0.6

表 8 既存研究の弾力性値

本稿では、これらを踏まえて、日本経済を対象とした CGE モデルの先駆的研究である市岡（1991）による弾力性値を基本とし、以下のように設定した。

(41) 生産要素間の弾力性は労働と資本の間の弾力性を示している。また、消費弾力性は、基本的に現在消費と将来消費の間の弾力性値を示しているが、鷲田（2004）は定式化が異なることから主効用関数における消費財とエネルギーの間の代替の弾力性値を掲載している。

	弾力性値
生産要素間の代替パラメータ (ρ)	0.5
生産要素間の代替の弾力性 (σ)	0.67
労働供給の弾力性 (ξ)	0.05
余暇と合成消費財の弾力性 (μ)	0.54
現在と将来の消費の弾力性 (η)	1.12

表 9 外生値として与えた弾力性

(経済学部教授)
(大学院経済学研究科 後期博士課程)

参 考 文 献

- PET ボトル協議会 (2004) 『PET ボトルのインベントリ分析』。
- 市岡修 (1991) 『応用一般均衡分析』有斐閣。
- 大島高正・金森房子・前川武也・八巻直一 編 (1992) 『くらしと標準 — ゆとりとゆたかさのために —』, 日本規格協会。
- 大沼あゆみ (2005), 「環境経営と標準化」, 経済産業省標準化経済性研究会。
- 川瀬晃弘・北浦義朗・橋本恭之 (2003) 「エネルギー税の CO₂ 排出抑制効果とグリーン税制改革」 日本経済学会報告論文。
- 環境省 (2003a) 『日本の廃棄物処理 平成 12 年度版』。
- 環境省 (2003b) 『2002 年度 (平成 14 年度) の温室効果ガス排出量について』。
- 経済産業省 (2004) 『容器リサイクル法実施状況について』。
- 厚生労働省 (2004) 『毎月勤労統計調査年報』。
- 坂倉省吾 編 (2005) 『世界の規格便覧 第 1 巻 国際編』, 日本規格協会。
- 佐野奨・市川牧彦・辰市祐久・四阿秀雄 (2000) 「都市ごみ焼却灰処理に伴う環境負荷の定量化」, 『資源環境対策』, 8 月号。
- 総務省統計局 (2004) 『平成 12 年 (2000 年) 産業連関表』。
- 総務省統計局 (2004) 『労働力調査』。
- 駄田井正 (1989) 『経済学説史のモデル分析』(経済工学シリーズ), 九州大学出版会。
- 土井教之 (2001) 『技術標準と競争: 企業戦略と公共政策』, 日本経済評論社。
- 土井教之 (2003) 「標準研究の課題—競争との関連で—」, 経済産業省標準化経済性研究会資料。
- 南斎規介・森口祐一・東野達 (2002) 『産業連関表による環境負荷原単位データブック (3EID) — LCA データとのインベントリとして —』 独立行政法人 国立環境研究所。
- 日本規格協会 (2004) 『JIS ハンドブック 55 国際標準化』。
- 日本工業調査会 (I2002) 『環境 JIS の策定促進のアクションプログラムについて—規格のグリーン化に向けて—』。
- 山本雅資 (2005) 「応用一般均衡分析による公共事業の環境負荷に関する考察」, 第 31 回土木計画学研究発表会講演集。
- 鷺田豊明 (2004) 『環境政策と一般均衡』, 勁草書房。
- Arrow, Kenneth (2005) “Personal Reflections on Applied General Equilibrium Models”, in *Frontiers in applied general equilibrium modeling: in honor of Herbert Scarf*, eds. by Timothy J. Kehoe, T.N. Srinivasan, John Whalley, Cambridge University Press, Cambridge.
- Babiker, Mustafa H. , Gilbert E. Metcalf and John Reilly (2003) “Tax Distortions and Global

- Climate Policy”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 46, pp269-287.
- Bovenberg, A. Lans and Lawrence H. Goulder (1996) “Optimal Environmental Taxation in the Presence of Other Taxes: General Equilibrium Analysis”, *American Economic Review*, Vol. 86, No.4, pp985-1000.
- David, Paul A. (1985) “Clio and the Economisc of QWERTY”, *American Economic Review*, vol. 75, pp 332-337.
- European Energy Exchange (2004) *European Carbon Index*, available from www.eex.de.
- Grindley, Peter (1995) *Standards, Strategy, and Policy: Cases and Stories*, Oxford University Press, New York.
- Shoven, John B. and John Whalley (1992) *Applying General Equilibrium*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- van Kooten, G. Cornelis (2004) *Climate Change Economics: Why International Accords Fail*, Edward Elgar, Cheltenham, UK.