

Title	動学的最適化モデルによる二酸化炭素の経済活動へのインパクトの内生的評価に関する研究
Author(s)	増井, 利彦
Citation	大阪大学, 1997, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://doi.org/10.11501/3132533
rights	
Note	

Osaka University Knowledge Archive : OUKA

<https://ir.library.osaka-u.ac.jp/>

Osaka University

動学的最適化モデルによる二酸化炭素の経済活動への
インパクトの内生的評価に関する研究

1997年

増井 利彦

目次

第1章 序論	1
第1節 研究の背景	1
第1項 地球環境問題の登場とその解決への手掛かり	1
第2項 本研究の位置づけ	2
第2節 本論文の構成	3
【参考文献】	6
第2章 環境問題の推移と持続可能な発展	7
第1節 環境問題に対する経済学的アプローチの系譜	7
第1項 環境問題と外部不経済	7
第2項 環境経済システムの認識	8
第3項 環境政策の基礎としての環境経済学	9
(1) 環境政策としての経済的手法	9
(2) 環境資源の価値評価	11
(3) 環境経済システムに向けた勘定体系の修正	12
(4) 経済指標の修正	13
第4項 本研究における環境経済学的アプローチ	14
第2節 『持続可能な発展』の系譜	14
第1項 持続可能な発展の定義	14
第2項 公平性と効率性	17
第3項 意思決定の倫理基準	18
【参考文献】	19
第3章 地球温暖化の環境経済モデル分析	23
第1節 環境問題を対象とするモデルの類型	23
第1項 モデル分析の有効性	24
第2項 経済モデルの分類	24
(1) ボトムアップモデルとトップダウンモデル	24
(2) 最適化モデルと計量経済モデル	24
(3) 一般均衡モデルと部分均衡モデル	24
(4) 静学モデルと動学モデル	25
第3項 統合評価モデル	25
第4項 本研究におけるモデル分析の枠組み	29
【参考文献】	30
第4章 環境資源の劣化による外部費用を経済活動に内部化した社会のモデル化と その評価	33
第1節 環境経済システムの表現のための環境配慮型経済指標の導入	33
第1項 現状の経済システムの問題点	33
第2節 Global2100の構造とその変更点	35

第1項	Global2100の基本構造	35
第2項	持続可能な所得の導入とそれによる最適解の変化	37
第3項	持続可能な所得を評価するために導入する要素	38
	(1) 化石燃料の減耗	39
	(2) 汚染物質排出の防除費用	39
	(3) 汚染物質の排出に伴う外部費用	41
	(4) 放射性廃棄物を処理するための費用	42
第4項	植林オプションのモデル化	42
	(1) 森林のもつ炭素固定能力	42
	(2) 植林面積	43
	(3) 植林費用	44
	(4) 生育後の森林	44
第3節	シミュレーション結果とその分析	44
第1項	現在の経済指標体系下における結果	45
	(1) 現状推移シナリオ	45
	(2) 二酸化炭素制約シナリオ	46
	(3) 高エネルギー効率改善シナリオと低経済成長シナリオ	48
第2項	環境配慮型経済指標（グリーンアカウント）の導入による効果	48
	(1) 外部費用標準シナリオ	49
	(2) 外部費用高位シナリオ	50
	(3) 外部費用低位シナリオ	51
	(4) 二酸化炭素排出量の安定化に向けた外部費用の設定	52
第3項	植林施策導入による二酸化炭素排出削減の効果	53
	(1) 現状の勘定体系下における植林	53
	(2) グリーンアカウント下における植林	54
第4節	本章の分析に対する結論	55
	【参考文献】	57
	【付録4-1】 Global2100の制約条件	60
	【付録4-2】 自然資産の枯渇の国民所得上の取り扱い	62
	【付録4-3】 非更新性資源の経済的評価	63
	(1) ユーザーコストによる評価方法	63
	(2) 総ホテリングレントによる評価方法	63
	(3) ストックの価値変化による評価方法	63
	(4) 純レントによる評価方法	64
	(5) 持続可能性基準による評価方法	64
	【参考文献】	64
第5章	日本国内の炭素排出削減施策の評価のための長期多部門モデル	65
第1節	二酸化炭素の排出削減をめぐる動き	65
第2節	わが国の経済発展と二酸化炭素排出量のあゆみ	65
	第1項 わが国の経済活動の推移	66
	第2項 わが国のエネルギー需給構造の変化	67
	第3項 わが国の二酸化炭素排出量の推移	68

第3節 わが国を対象とした多部門モデルの概要	68
第1項 多部門モデルにおける最適解の特性	68
第2項 日本モデルの設定	70
(1) 対象期間	71
(2) 部門分割	71
(3) 効用関数	71
(4) 生産関数	72
(5) エネルギー供給	74
(6) 家計におけるエネルギー需要	76
(7) 固定資本形成と投資	76
(8) 貿易と海外投資	77
第3項 多部門モデルの予備的シミュレーション	77
第4項 シナリオの設定	78
第4節 シミュレーション結果とその分析	80
第1項 現状推移シナリオ	80
第2項 日本全体の二酸化炭素排出量を削減するシナリオ	81
第3項 産業部門全体の二酸化炭素排出量を削減するシナリオ	82
第4項 各産業部門個別の二酸化炭素排出量を削減するシナリオ	84
第5節 本章における結論	85
【参考文献】	86
【付録 5-1】 多部門モデルの構造	88
第6章 地球温暖化問題における世代間・地域間の公平性	92
第1節 世代間の公平性	92
第1項 世代間の公平性に関する議論	92
第2項 世代重複モデル	92
第3項 世代重複モデルの構築とデータ設定	93
(1) 対象期間と世代	93
(2) 部門分割と生産関数	93
(3) 財の配分と効用関数	94
(4) エネルギー供給	95
(5) 貿易	95
第3項 世代重複モデルによる結果とその評価	95
第2節 地域間の公平性	97
第1項 地域間公平性を分析するための2国モデル	97
第2項 日中モデルの構築	98
(1) 対象期間	98
(2) 部門分割	98
(3) 生産関数	99
(4) エネルギー供給	99
(5) 日中間の取引と両国の貿易	99
第3項 日中モデルの結果とその分析	100
(1) 現状推移シナリオにおける結果とその分析	101

(2) 日本二酸化炭素排出量安定化シナリオにおける結果とその分析	101
(3) 日中二酸化炭素排出量削減シナリオ 1 における結果とその分析	102
(4) 日中二酸化炭素排出量削減シナリオ 2 における結果とその分析	102
第 3 節 本章の結論と今後の課題	103
【参考文献】	104
【付録 6-1】 排出権取引・共同実施の理論	106
【参考文献】	107
第 7 章 廃棄物・リサイクルの経済活動への内生化による最適経路の評価	108
第 1 節 廃棄物処理とリサイクルの経済的評価の試み	108
第 2 節 わが国における廃棄物の発生と処理の実態	108
第 1 項 廃棄物の定義とその発生	108
第 2 項 廃棄物の処理とリサイクル	110
第 3 節 廃棄物の発生とその処理・リサイクルの内生的評価	112
第 4 節 廃棄物モデルの日本への適用	115
第 1 項 各部門における廃棄物の発生	115
(1) 産業部門における廃棄物の発生	115
(2) 家庭部門における廃棄物の発生	116
(3) 廃棄物処理部門における廃棄物の発生	116
第 2 項 生産部門における廃棄物と生産活動	116
第 3 項 廃棄物処理部門における生産活動	116
(1) リサイクル処理	117
(2) 焼却処理	117
(3) 最終処分	118
第 5 節 シミュレーション結果とその分析	118
第 1 項 廃棄物処理に関連するシナリオ	118
第 2 項 シミュレーション結果とその分析	118
(1) 現状推移シナリオ	118
(2) 環境中に排出される廃棄物の最終処分量に対する制約による 廃棄物処理形態の変化	119
(3) リサイクル技術の改善による経済水準への影響	120
(4) 二酸化炭素制約時における廃棄物処理形態の変化	121
第 6 節 本章の結論	122
【参考文献】	123
【付録 7-1】 多部門モデルから廃棄物・リサイクルモデルへの変更点	125
第 8 章 環境便益を導入した社会評価関数による経済活動の評価	132
第 1 節 経済成長と環境保全のトレードオフ	132
第 2 節 環境を導入した最適化モデル	133
第 1 項 汚染を考慮に入れた最適化問題に関する既存研究	132
第 2 項 汚染制御の最適化問題	136
(1) 汚染物質の除去による制御と経済活動	138

(2) リサイクルによる汚染制御と経済活動	138
(3) 生産工程の改善による汚染制御と経済活動	140
第3節 環境を社会評価関数で評価したモデルによる大気汚染の評価と 二酸化炭素の削減	141
第1項 日本を対象にした経済便益に対する環境便益のウェイト評価モデル ...	141
第2項 大気汚染に伴う環境便益のウェイトの推定	143
第3項 社会評価関数の修正による二酸化炭素排出量の削減	145
第4節 本章における結論	146
【参考文献】	147
第9章 本研究の結論と今後の課題	149
第1節 本研究の総括と結論	149
第2節 本研究の課題	151
謝辞	153

第1章 序論

第1節 研究の背景

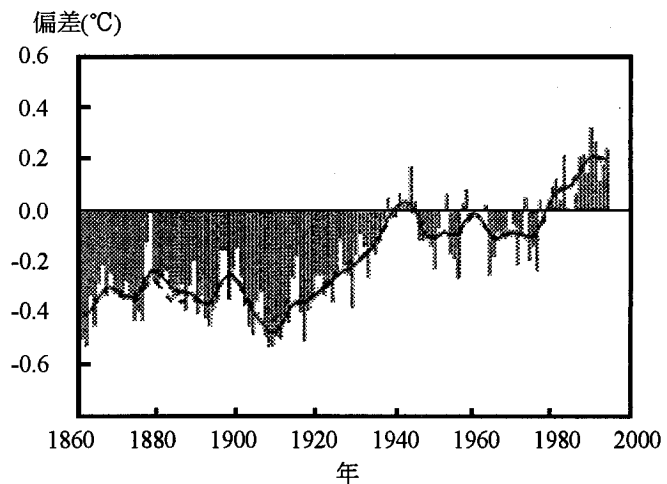
第1項 地球環境問題の登場とその解決への手掛かり

産業の発達や経済の成長に伴って様々な環境問題が顕在化し、社会的に認知されるようになった。わが国においては高度経済成長期に四大公害をはじめ様々な公害を経験してきた。それらに対しては、公害防止投資などを通じて部分的にはあるが克服してきた。これに対して、近年では地球環境問題という新たな課題に直面している。IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change: 気候変動に関する政府間パネル) の第2次報告書によると、地上気温解析の結果、図1-1-1に見られるように過去100年間に全球平均で0.3°Cから0.6°Cの温暖化があったと報告されている¹。また、南極では巨大な棚氷が崩壊する²など、気候変動による影響の兆しが見られ始めており、地球温暖化をはじめとする環境問題の解決が急務となっている。

末石らは戦後の環境問題と環境価値の意識変化を表1-1-1のようにとらえている³。この表から、環境問題が公害から生活環境、さらには地球環境へと因果関係が複雑化、多様化し、その影響もより広範囲かつ長期間に及ぶようになるとともに、

人々の環境に対する認識も防御姿勢から自ら環境に働きかける姿勢へと変化していることがわかる。また、1960年代の公害問題時においては被害者対加害者という対立構造が明確であったのに対して、近年の地球環境問題においては、そうした被害者と加害者の区別が明確でなくなりつつあるという特徴がみられる。このほか、地球環境問題においては、環境システムの持つ不可逆性も問題となっている。これは、公害問題時において成功した対症療法的な対策、すなわち問題が発生してから対策を講じるという方法は、地球環境問題においては不可逆性という特性から必ずしも最も有効な手だてとはならず、予防的な手段が必要であることを示唆する。

今後も世界的な経済発展と発展途上国を中心とする人口増加により、環境問題はさらに深刻化することが予想されており、国際連合をはじめとする様々な場において環境保全に関する議論が行われている。こうした環境問題を対症療法的ではなく予防的に解決するには、様々な施策や活動による経済便益だけを議論するのではなく、そうした活動による環境への影響についても併せて評価する必要がある。すなわち、経済活動に環境資源を内生的に評価することにより、環境への影響も考慮に入れた経済活動の実現が可能となる。本研究においては、こうした経済活動の評価において環境資源を内部



棒グラフは偏差を、実線は10年以下の時間スケールの変動を除くために平滑化したものを、破線はIPCC第1次報告書での結果に相当するものをそれぞれ示す。
 図1-1-1 1961年～1990年を基準とした1861年～1994年の陸上気温と海面水温をあわせた偏差の推移

表1-1-1 戦後の環境問題と環境価値の意識の変化

	環境問題の構図	環境意識	個人の行動規範
自然災害 (1950年代)	自然の脅威	人命の尊重 生命の保証	自らの生命保持
公害激化 (1960年代)	企業対生活者	生命と生活の尊重	企業反対行動
開発保全問題 (1970年代)	事業対自然	自然の保全	自然保全行動
生活環境悪化 (1980年代)	集住の様態	快適環境の維持	行政への働きかけ
地球環境問題 (1990年代)	地球上の生命 全体の生存の危機	地球への責任と 配慮	生活行動の見直し

化するために、従来の経済モデルに二酸化炭素の削減をはじめとする環境資源の変化をサブモデルとして組み入れた環境経済モデルを構築する。こうして構築したモデルに対して様々な政策シミュレーションを行い、それらの施策による環境資源の保全に対する効果と経済活動への影響を評価し、環境資源の経済活動への内部化が、環境保全のみならず経済的な便益に対しても有効であることを定量的に評価する。

第2項 本研究の位置づけ

公害や環境問題を引き起こしてきた直接の原因物質は、地球温暖化問題の場合は二酸化炭素をはじめとする温室効果ガス、オゾン層破壊問題の場合はフロン、酸性雨問題の場合は窒素酸化物や硫黄酸化物のような酸性物質と、各問題において異なる。しかしながら、その背景には今日の経済活動が環境から受ける便益をあたりまえのものと思ひ、生活の豊かさ、利便性を追求するあまり環境への負荷が過剰になってきたという共通した要因がある。こうした点は、伝統的な経済理論の多くが無限の自然を前提に無限の経済成長を論じている⁴ことから推測できる。経済学という学問領域だけでなく、経済活動の評価において環境資源を対象としていない事例として、各国の経済水準を示すとされるGDP（Gross Domestic Product：国内総生産）では環境資源の劣化は対象とされず、むしろ汚染被害の回復に要する費用がGDPを押し上げる⁵という指摘が挙げられる。また、各国の経済活動の記録を示すSNA（System of National Accounts：国民経済計算）においても環境資源の劣化は対象とされておらず、近年になってようやく、SEEA（System for Integrated Environmental and Economic Accounting：環境経済統合勘定）の枠組みにおいて一部の環境資源がサテライト勘定として勘定体系の中に取り込まれるようになった段階である⁶。つまり、今日までの経済活動は、図1-1-2に示すように、環境から資源を採取し、最終的には廃棄物を環境へ放出しているにもかかわらず、生産と消費という限定された、しかも開いた系を対象に評価されてきた。その結果、評価の対象外である系に存在する環境に対して過剰な負荷をかけ、公害や地球環境問題を引き起こしてきたといえる。

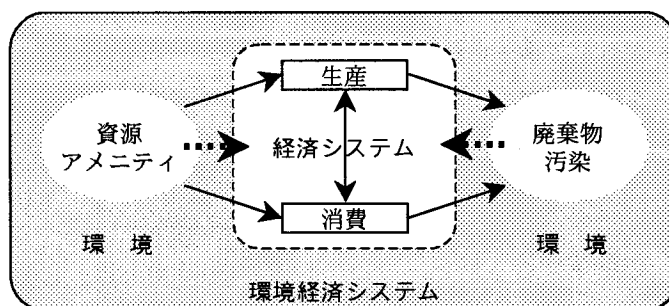


図1-1-2 従来の経済システムにおける対象と
本研究の環境経済システムにおける対象

こうした環境問題を根源的に解決するには、社会を評価する枠組みを、現在の開いた系を対象としている経済システムではなく、環境にまで拡張した閉じた環境経済システムにおいて、環境問題の解決に向けた議論を行う必要があるという立場を本研究ではとる。そこで、本研究では、経済活動を表現する数理モデルの対象領域を、従来の環境を無視した経済システムから、環境資源を含めた閉じた体系である環境経済システムに拡張し、この環境経済システムのモデル化を行う。こうした環境資源を経済活動に内部化したモデルに対して、様々な政策シナリオ下における経済便益と環境影響を評価する。ここでいう環境資源の経済活動への内部化とは、従来の経済分析では取り扱われていない環境資源を経済活動とともに評価することである。本研究では環境資源の経済活動への内生化的方法を整理するとともに、様々なかたちで環境資源を定量的に評価することにより、資源の過剰採取や汚染・負荷の増大に伴う経済活動への影響とその対応策の環境面、経済面への効果を定量的に評価する。

本研究では、以上に示したようにマクロな経済システムに対して、環境資源を経済活動に内部化することで、二酸化炭素排出量の削減や植林、リサイクルといった環境保全に寄与する活動のマクロ経済上における評価がどのように変化するかについて評価する。このため、本研究において取り扱う環境保全活動は、例えばリサイクルにおいて「廃棄→収集→保管→運搬→…」といった財もしくは活動についての詳細なフローに沿って分析を進めるものではないことをあらかじめ断っておく。

第2節 本論文の構成

本論文は9章より構成されている。研究のフローを図1-2-1に示す。

第1章では、経済活動の評価において環境資源の劣化が無視されてきた点を指摘し、環境資源を経済活動に内生的に評価することを本研究の目的として提示するとともに、本論文の構成についてとり

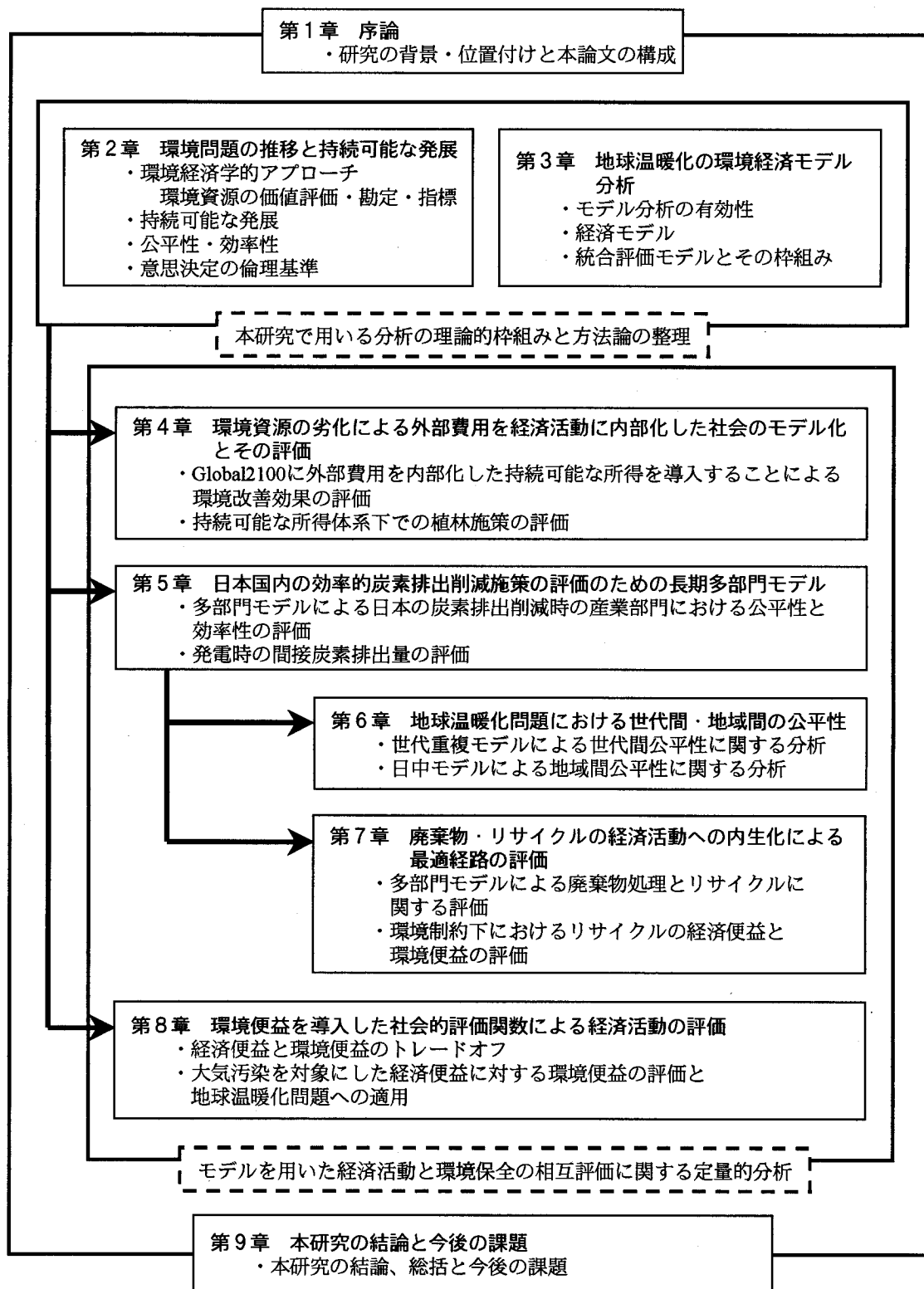


図1-2-1 本研究における分析の枠組みと研究のフロー

まとめを行う。

第2章では、本論文においてモデル分析とその評価を行う前に、そうした分析の理論的枠組みを提供する環境経済システムと意思決定等に関する整理を行う。はじめに、従来の経済システムを環境経済システムに拡張させるのに有効な手引きとなる環境経済学の示す理念を、外部不経済に関する議論を中心に整理する。そして、対症療法ではなく予防的な手段としての環境政策に対する基礎として、環境経済学がどのような役割を担うのかについてとりまとめる。次に、環境経済システムを構築するにあたって重要なコンセプトとなる『持続可能な発展』の概念について過去における様々な定義の整理を行ったうえで、本研究における持続可能性を定義する。また、公平性の概念についても、効率性の概念と関連づけながら、既存研究にみられる議論をまとめ、本研究での位置づけを明示するとともに、公平性を議論するための意思決定基準の整理を行う。

本研究では、地球環境問題という不確実性の高い問題を対象としている。第3章では、こうした不確実性の高い問題に対して、「不確実な要因がどの程度不確実であるのかについて感度解析が可能であり、種々の政策を導入した場合にみられる要因間の相互関係の変化を定量的にとらえ、政策と将来におけるその影響を示したシナリオを提示し、代替案の評価を行うことが可能である」というモデル分析の特徴を示す。さらに、モデルの類型化と各モデルの特徴を整理する。また、近年、政策決定においても注目されるようになった統合評価モデルを取り上げ、環境資源と経済活動の統合評価の方法について、環境資源の劣化に対して、①劣化の直接的制約、②生産活動への影響、③支出の増大、④効用の減少、という4つの視点に立って整理を行い、本研究におけるモデル分析の位置づけを明確化する。

第4章では、代表的なマクロ経済モデルの1つである『Global2100』に対して、大気汚染や地球温暖化に関する外部費用を従来のGDPから差し引いたグリーンGDPを、経済活動を評価する基準としてシミュレーションを行い、外部費用を考慮に入れた環境経済システム下における最適経済成長経路について評価を行う。Global2100はManne and Richelsが開発した米国、その他先進国、旧ソ連、中国、その他発展途上国の5地域からなる世界モデルであるが、本研究を行うにあたり、その他先進国から日本を分離するなどの拡張を行う。第4章で対象とする環境資源は、化石燃料起源の汚染である地球温暖化と大気汚染であり、それらの外部費用を内部化する。つまり、第3章で示す環境資源と経済活動の統合方法のうち、環境資源の劣化による支出の増大をモデル化するものである。外部費用の評価にあたっては、二酸化炭素、窒素酸化物、硫黄酸化物の排出による外部費用原単位を既存文献によりシナリオとして設定し、その感度解析を行う。こうした分析により、経済的に評価された環境資源を内部化した環境経済システム下においては、実質的な経済水準を下げることなく汚染を削減することが可能になることを明らかにする。続いて、この外部費用を内生的に評価したGlobal2100に植林サブモデルを付加し、環境経済システムにおける植林事業を評価する。

第4章の世界モデルでは、各国もしくは各地域において経済活動を1つに統合した生産関数を用いて、各国の経済活動を評価している。ところが、実際には各国の産業部門ごとに二酸化炭素排出量の削減に対する影響が異なり、その結果、産業構造が変動する可能性がある。そこで、第5章では日本を対象に産業部門を9部門（農林水産部門、鉱業部門、素材軽工部門、加工軽工部門、素材重工部門、加工重工部門、建設部門、業務部門、エネルギー転換部門）に分割し、各部門の相互関係を内生的に決定するモデルを構築する。これにより、1国を対象とした分析ではあるが、第4章のGlobal2100では取り扱うことができない各産業の生産特性と部門間の関連を考慮した上での最適な二酸化炭素排出量の削減政策について議論を行う。ここでは、第4章で示すような外部費用を内部化したモデルではなく、その双対関係にある二酸化炭素排出量の直接規制をもとに、二酸化炭素排出制約の変化に対して生じる経済的損失を評価する。つまり、第3章で示す環境資源を経済活動に内部化する方法のうち、従来から最も一般的にとられてきた環境資源の劣化に対する直接的制約をもとにした統合によるものである。第5章のモデルでは、直接規制方法として各部門の二酸化炭素排出量を、排出実績による配分方法、粗生産額に対する二酸化炭素排出量を考慮に入れた配分方法により配分し、二酸化炭素排出

量の配分方法（各部門における二酸化炭素の排出許容量）の違いによる各部門の経済影響を分析する。また、各部門に対して個別に二酸化炭素排出削減を課すのではなく、産業全体の経済水準が最も高くなるように産業部門全体の二酸化炭素排出量の上限だけを設けたシナリオを設定し、先の各部門に対して二酸化炭素排出量を配分する際にみられる生産活動への影響と比較する。さらに、発電時において発生する二酸化炭素の帰属先を、エネルギー転換部門ではなく電力の最終需要部門に課すことにより生じる各部門への影響を分析する。

第6章においては、第5章で構築したモデルをもとに、地球温暖化対策に対する公平性について議論を行う。ここで対象とする公平性は「世代間の公平性」と「地域間の公平性」である。世代間の公平性に関する議論においては、第5章で構築したモデルの生産構造の一部を簡略化し、評価関数（効用関数）において世代を明示的に分割させた世代重複モデルへと拡張する。世代重複モデルの適用により、各世代間における財の配分が明示的に示されるようになることから、各世代の効用水準を定量的に把握することが可能となる。二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させる施策の実施により、各世代の効用の変化をとらえ、各世代における二酸化炭素排出量の抑制のための費用を評価する。また、この二酸化炭素排出量安定化時に将来の特定の世代の効用水準を補償する、すなわち、従来のベンサム流功利主義的意思決定基準にパレート流自由主義的意思決定基準を考慮した意思決定基準を用いたときに見られる各世代の効用の変化について分析する。地域間の公平性に関する議論では、第5章で構築したモデルの一部を簡略化したモデルに、新たに中国モデルを付加した2国モデルを構築し、先進国と発展途上国間の公平性に関する問題を日本と中国を対象に議論する。ここでは、日本の二酸化炭素排出量の抑制政策や、日中が協力して行う効率的な地球温暖化対策としての排出権取引が、中国の経済活動にどのような影響を及ぼすかについて定量的に分析し、地球温暖化問題の解決に向けた排出権取引等の活動が、日中間における公平性に対してどのような影響を及ぼすかについて評価する。

第4章では環境保全活動として植林を取り上げるが、第7章では環境保全活動として、個別の処理方法での研究は進められているが、マクロ経済的な視点からの分析がほとんど行われていない廃棄物のリサイクルを取り上げる。第5章で構築した多部門モデルを用いて、各部門における廃棄物発生量を評価するとともに、各部門で発生した廃棄物に対して追加的費用が生じるようにモデルを再構成する。そして、発生した廃棄物を処理するサブモデルを付加し、素材軽工部門と素材重工部門、加工軽工部門、エネルギー転換部門においてリサイクル財の供給を可能とすることで、廃棄物に関する環境経済システムをモデル化する。つまり、第7章におけるモデル化は、第3章で示す統合評価モデルにおける環境資源と経済活動の統合方法のうち、環境資源の劣化による支出の増大をモデル化するものであり、環境経済システムではリサイクル財の供給を、こうした支出の増大を緩和させる活動と見なす。このモデルをもとに、現状の経済システムにおいては様々な制約により活動が停滞しているリサイクル活動の経済的便益を定量的に評価する。特に、廃棄物の最終処分量の削減や、地球温暖化防止に向けた二酸化炭素排出量の削減施策導入時において、サーマルリサイクルを含めたりサイクル活動が重要になることを明らかにする。

第4章から第7章の各モデルでは、最適化問題における社会的評価関数（目的関数）として、消費もしくは付加価値という従来の経済分析に用いられてきた因子をそのまま適用し、環境は1つのサブシステムとして経済活動とともに評価してきた。第4章で示す環境資源を内部化したモデルを実社会に適用する際の一番の課題は、環境資源をいかにして経済的に評価するかという点にある。これに対して第8章では、「社会的な意思決定（評価関数）を規定する因子として経済的な便益以外に環境という因子が存在し、これが環境問題の解決に寄与してきた」という仮説を設定し、日本の環境対策（公害防止投資や環境保全活動）の実績をもとに、意思決定において経済便益に対する環境便益のウェイトを実証的に評価、分析する。つまり、第3章における環境資源を経済活動に内部化する方法のうち、環境資源の劣化が効用に影響を及ぼすことをモデル化するものである。第8章では、環境を目的関数（効用関数）で評価した既存研究を整理するとともに、環境資源を導入した最適化問題における最適解の特性を示し、わが国を対象に、経済便益に対する環境便益のウェイトを評価するためのモデルを

構築する。このモデルでは、目的関数において消費による効用を評価する経済便益と汚染による不効用を評価する環境便益の2つの因子を線形結合により併せて評価し、経済便益に対する環境便益のウェイトを変化させることで汚染物質の削減がどの程度実現されるかについて分析を行う。第8章で対象とする環境問題は、汚染の排出－削減構造の把握しやすさという観点から大気汚染（硫黄酸化物と窒素酸化物）とし、大気汚染物質の削減実績とモデル上の計算値の比較から、わが国における経済成長の軌跡が経済便益に対して環境便益をどのようなウェイトで評価してきたのかについて推定する。また、この結果を将来における二酸化炭素の排出に適用し、社会的評価関数に環境便益を取り入れることで見られる二酸化炭素排出量の削減に対する効果を定量的に評価し、意思決定において環境資源を取り上げることの重要性を示唆する。

第9章では、第4章から第8章で分析した環境資源を経済活動に内生的に評価したモデル分析の結果を踏まえ、環境経済システム下における経済活動と環境資源を定量的に評価した本研究の成果をとりまとめる。環境経済システム下では、二酸化炭素排出量をはじめとする様々な環境負荷の削減がすみ、環境保全に寄与するだけでなく、同時に経済的な便益ももたらすことを提示し、従来の経済分析では無視されてきた環境資源を、経済活動に内部化して評価することの有効性を明らかにする。また、本研究で用いたモデル分析を発展させるための課題や、環境経済システムへの移行に向けた課題について整理を行う。

【参考文献】

- ¹ Houghton, J.T., Filho, L.G.M., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., and Maskell, K. (1996) *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change*, Cambridge University Press (気象庁編(1996) 地球温暖化の実態と見通し, 大蔵省印刷局, p.57, p.186).
- ² 毎日新聞, 1997年2月24日.
- ³ 末石富太郎・環境計画研究会(1993) 環境計画論, 森北出版, pp.2-4.
- ⁴ 中村修(1995) なぜ経済学は自然を無限ととらえたか, 日本経済新聞社, pp.i-iv.
- ⁵ 都留重人(1987) 経済の常識と非常識, 岩波書店, pp.24-27.
- ⁶ United Nations(1993) *Handbook of National Accounting, Integrated Environmental and Economic Accounting*, United Nations.

第2章 環境問題の推移と持続可能な発展

第1節 環境問題のあゆみと経済学的アプローチの系譜

第1項 環境問題と外部不経済

経済学では、環境問題や汚染の発生を、市場の失敗、特に外部不経済の存在ととらえてきた¹。

外部不経済とは「ある者から他の者に対して、市場を経由しないで、従って対価なしに（無料または補償なしに）与えられる不利益である」と定義されている²。これは、公害や環境問題を生産者と消費者、生産者相互間の非市場的依存関係としてとらえる考え方である。すなわち、汚染というマイナスの生産が伴っているにもかかわらず、それが考慮されていないため、企業にとって私的な費用と真の社会的な費用の間に差異が生じる。その結果、汚染を考慮に入れた社会的に最適な産出量以上に財が生産され、資源の最適配分が実現されなくなるというものである³。

汚染を伴って財を産出する生産者を考える。この生産者が汚染により生じる外部不経済を費用として考慮に入れないとき、この生産者の最適な生産の状態は、生産者の私的限界費用と私的限界利益が一致する図2-1-1の点Aで示され、このときの汚染水準はPとなる。その一方で、汚染による外部不経済が発生し、図2-1-1中の▲で表されるだけの社会的損失が発生する。これに対して、生産者が汚染による外部費用を考慮するようになると、生産者は社会的限界費用と私的限界利益の均衡する点Bで生産を行うようになり、汚染の水準はP*に低減し、社会的利益が最大になるというものである⁴。

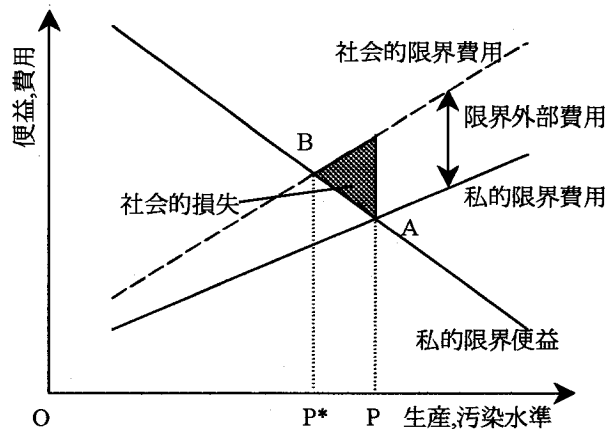


図2-1-1 社会的に最適な汚染水準

社会的に最適な水準に汚染を制御するための手法として、法律等で汚染排出量の上限を定める直接規制の他に、税や補助金など経済メカニズムを利用して汚染の排出量を抑制しようという経済的手法がある。直接規制は、わが国の公害防止において効果がみられたように、汚染者が特定できる場合に有効な政策である。しかしながら、地球温暖化問題のように汚染者が不特定多数の場合、法律的規制は困難であり、この場合には、経済的手法が有効である。汚染制御のための政策手段として表2-1-1の

表2-1-1 汚染物・廃棄物を削減するための政策手法とその特徴

	定義	長所	短所
直接規制	汚染物の排出量を直接規制する。	汚染物質の排出を緊急に抑制できる。	不特定な汚染源に対して適用が困難となる。
課徴金制度	汚染物の排出に対して課徴金を課すことで排出量を削減する。生産物に課す方法と排出された汚染物に課す方法がある。	汚染対策の財源の確保が可能。汚染排出抑制の技術開発を促進させる。	最適税率決定のための情報が必要。課徴金徴収の費用が必要。
補助金制度	汚染物の排出量削減に対して補助金を賦与する。	汚染排出抑制の技術開発を促進させる。	補助金の財源が必要。汚染排出企業を増やす可能性がある。
預託金制度	汚染を引き起こす可能性のある財に対して課徴金を賦課し、汚染が発生しない場合にはそれを返却する。	リサイクルを促進させる。	預託金の水準と廃棄物の価格のバランス決定に問題。
排出権取引制度	汚染物の初期排出量を与えた上で各汚染排出主体が取引を行う。	汚染排出抑制の技術開発を促進させる。所得の再配分が同時に行われる。	排出権の初期配分が困難。

各手法が挙げられる。

なお、公害・環境問題に対する経済学からのアプローチとして、公害の発生に着目している外部不経済論以外に、環境問題を公共財の存在ととらえる考え方がある。この場合は、汚染をマイナスの公共財（汚染による被害を否応なく受ける）とみなすもので、環境問題の影響プロセスに着目したものである⁵。

このほか、植田らは、環境経済学のアプローチとして上記に挙げた外部不経済論のほか、物質代謝論、環境資源論、社会的費用論、経済体制論の5つを挙げている⁶。これらの5つのアプローチの特徴を表2-1-2に示す。

表2-1-2 植田らにみる環境経済論の5つの類型

アプローチ	特 徴
物質代謝論アプローチ	「自然と人間との間の物質代謝過程」のあり方の問題として環境問題をとらえる。広義の経済学やエントロピー経済学が含まれる。
環境資源論アプローチ	環境問題を環境資源をめぐる経済問題としてとらえる。例えば、ストックとしての環境資源の持続可能な合理的利用とそこから生み出されるフローとしての環境サービスの最大化との関係をどうとらえるかなど。
外部不経済論アプローチ	市場経済がもつ欠陥を「市場の失敗」として社会が認識し、その是正のために公共介入を正当化する理論を組み立てたもの。厚生経済学特有の規範分析の妥当性と外部不経済の社会的帰属に問題はあるが、現実の環境問題に対する政策提言という点で重要である。
社会的費用論アプローチ	社会的費用の発生は私企業体制のもとでは不可避であるとする政治経済学的思考をもつKappにみられるアプローチ。Kappは貨幣評価できない環境財のもつ固有の潜在的価値を評価することの重要性を環境の社会的評価として提起。
経済体制論アプローチ	経済体制の相異により公害の発生やその対応の効果が異なりうるとみなす立場からのアプローチ。

以上に示す多様なアプローチのうち、本研究では、環境問題を主に外部費用の問題としてとらえ、現在では外部化されている環境資源を経済活動に内部化して評価する環境経済システムをモデル上で表現する。こうして構築したモデルに対して様々な政策シナリオを導入し、環境経済システムへの移行による環境資源の保全に対する寄与と経済水準への影響について分析を行い、環境資源の経済活動への内部化の有効性を評価する。

第2項 環境経済システムの認識

従来の公害問題においては、『経済発展対環境保全』という二律背反的にとらえられてきた環境問題に対して、環境資源を保全しつつ経済発展も行うためには社会にどのようなルールが必要かということを経済学の立場から探ろうとするのが環境経済学の立場である。つまり、従来の経済学が、生産－消費という開いた経済システムでの分析であったのに対して、環境経済学では、資源採取－生産－消費－廃棄という閉じた環境経済システムを対象としている点に特色がみられる。

こうした環境経済システムへの転換が必要となった背景には、現状の経済システムの評価による種々の弊害がある。現在用いられているSNAと呼ばれる国民所得勘定体系は、20世紀最大の発明ともいわれている⁷。この勘定体系を用いて算出されるGDP等の経済指標は、国家の政策決定に大きな影響を与えており、先進国では4半期ごとにこれらの指標が推計され、これが下がると国家の経済に関する政策が非難される。発展途上国においてはGDPの増加が国家目標にすらなっているのが現状である⁸。その反面、これらの指標は数多くの欠陥を有している。1993年度におけるわが国の1人当たりGDPは33,764ドルとなり、スイスを抜いてOECD諸国の中で最高となった⁹が、これを実感できる日本人は何人いるだろうか。また、世界資源研究所が1971年から1984年のインドネシアを対象に行った試算によると、GDPでは毎年約7.1%の平均成長率を示したのに対して、GDPより天然資源（石油・森林・土壌）の減耗分を差し引いたNDP（Net Domestic Product：国内純生産）から年平均成長率を算出すると約4.0%に減少する¹⁰。現在の経済活動、経済成長が、自然資本をはじめ市場で評価されない様々な財やサービスの犠牲の上に成り立っていることが、これらのことから明らかになる。環境経済システム

では、こうした経済活動に伴う環境資源の劣化についても経済活動とともに評価しようとするものであり、先に挙げた経済的手法は、現在のシステムにおいては外部化されている環境資源を内部化することで、環境経済システムを表現しようとする1つの手段である。表2-1-3はOECD各国における経済的手法の活用状況を示したものである¹¹。こうした経済的手法は、先進国のみでなくアジア、東ヨーロッパ諸国においてもみられ、水質保全（ドイツ、オランダにおける排水課徴金など）、大気保全（スウェーデンにおける窒素酸化物排出課徴金、フランスにおける大気汚染物質排出課徴金、米国における酸性雨防止を目的とした排出権売買など）、廃棄物（デンマークにおける廃棄物税、ギリシアにおける廃車に係る預託金制度など）、騒音（ドイツにおける航空機に対する課税など）、エネルギー（北欧諸国、オランダにおける炭素税など）、農業（ノルウェーにおける人工肥料税など）等多岐にわたって適用されている¹²。わが国においても硫黄酸化物排出に係る課徴金、航空機の重量及び騒音レベルに係る課徴金、伊達市や守山市など地方公共団体におけるゴミ収集手数料、公害防止設備や自然環境保全のための寄付に対する税制上の優遇措置などがみられる¹³。

以上示した経済的手法の導入は、必ずしも環境経済システムの構築を意識したものではないが、これらの施策を通じて環境経済システムへの認識が少しずつ深まるといえる。

第3項 環境政策の基礎としての環境経済学

ここでは、前項までにみてきた経済的手法が環境経済システムにおいて果たす役割を示すとともに、環境経済システムを評価する上で重要になる環境資源の評価方法や勘定体系、指標体系の修正について既存研究や実績をもとにとりまとめを行う。

(1) 環境政策としての経済的手法¹⁴

課税制度や課徴金制度は、図2-1-1の外部費用に相当する費用を税や課徴金として汚染発生者もしくは生産時に汚染を発生する財の利用者に負担させるものである。こうした汚染の排出削減を考えたのがPigouであり、こうした課税をピグー税と呼ぶ。しかし、最適な汚染水準を実現させるために最適な税率をいくらに設定すればよいかという問題が残されている。最適水準より低い税率では汚染の排出量を社会的に望ましい水準にまで削減させることができず、最適水準よりも高い税率を課した場合には、汚染の排出量は削減されるが、生産活動が滞ってしまい社会的にみて非効率となる。つまり、理論通りのピグー税を導入することは非常に困難であり、実際に導入されている税も、ピグー税とは異なる性質をもつものである。これに対して、最適な汚染水準の達成を目標とするのではなく、最小の社会的費用で望ましい汚染物の排出水準を達成させるという意味での効率性を実現させる税は、ポーモル=オーツ税と呼ばれる。ポーモル=オーツ税においては最適な税率は試行錯誤的に税率を変更することで決定される。現在の課税による汚染物の削減は、このポーモル=オーツ税の考え方に沿ったも

表2-1-3 各国における経済的手法の活用状況(1992年1月時点)

国名	排出課徴金	製品課徴金	預託金	排出権取引
米国	5	6	4	4
スウェーデン	3	11	4	
カナダ	3	7	1	2
デンマーク	3	10	2	
フィンランド	3	10	2	
ノルウェー	4	8	3	
オーストラリア	5	1	3	1
ドイツ	5	3	2	1
オランダ	5	4	2	
オーストリア	3	4	3	
ベルギー	7	2	1	
ポルトガル	4	3	3	
フランス	5	2		
スイス	3	2	1	
イタリア	3	2		
アイスランド	1	1	2	
日本	3	1		
アイルランド	2	1		
ギリシア		2	1	
スペイン	3			
英国	1	1		
ニュージーランド	1			
トルコ				1

のである。ただし、このボーモル=オーツ税においても税率を変更することは制度上困難であるという問題点が残されている。なお、最適な水準より低率を課した税と次に示す補助金を組み合わせることで、最適な水準と同等の汚染物の削減効果が得られることも示されている¹⁵。これは、低い水準に抑えた税による収入を技術開発や補助金に充当することで、低率の課税時には実現されない汚染削減を最適な水準にまで抑えようというものである。

補助金政策は、汚染排出量の削減を排出者に求めるが、その際に生じる費用を政府が補助金として負担するものである。経済理論上は、補助金による汚染排出量の削減は税制と同じ効果を生み出す。しかしながら、補助金政策の場合、汚染者が汚染削減に対して直接費用を負担するものでないことから汚染削減に対するインセンティブが作用しない、補助金を目当てに市場がより大きくなり結果的に汚染物の排出量が増大するなどの弊害が指摘されている。また、汚染者負担の原則（PPP：Polluter Pays Principle）に反しており、補助金だけの政策は環境政策上好ましい政策であるとはいえない。

排出権取引制度は、汚染の排出に関する新たな市場を創設し、汚染物を排出する主体が汚染排出分だけ排出権を購入して排出するというものである。この場合、排出権の価格は、排出権に対する需要と供給により決定されるので、事前に価格を決定する必要がなく、より効率的な汚染排出量の削減が実現できるとされている。排出権取引制度として、オフセット（：基準値以上に排出量を削減した場合、その超過達成量の範囲内で新しい排出源の設置を認める）、バブル（：1つの工場あるいは地域をバブルと定義し、その領域内では総量基準のみを設け、個々の排出源別の基準は設けない）、ネットティング（：新設備と旧設備の排出量の差が小さい場合に、新規排出源の審査義務が免除される）、バンキング（：基準以上の排出削減を行った場合、その超過分を保管し、将来における自社での使用または他社への譲渡を認める）等の仕組みがある。ただし、この制度においても、排出権量（排出権の供給量）の設定や配分、汚染物排出量の監視など問題となる点もある。

地球温暖化問題の解決に向けたこの排出権取引制度の第一段階として、共同実施という政策が提案されている。地球温暖化問題における共同実施とは、各国が有する地球温暖化防止に関する技術、ノウハウ、資金等を組み合わせることにより世界全体として地球温暖化防止対策を費用効果的に実施することを目的として、気候変動枠組条約（日本は1993年5月28日に21番目に締結、条約は1994年3月21日に発効）の交渉段階において提案されたものである。具体的には、発展途上国においてエネルギー効率の劣る施設により二酸化炭素が多く排出される場合、先進国の資本や技術を導入することでエネルギー効率の改善を図り、温室効果ガスの排出量を削減しようとするものである。この共同実施の主たる意義としては、温室効果ガスの全世界的かつ費用効果的な削減、技術及び資金の利用可能性の増進、共同実施受入国における持続可能な発展への寄与、地球温暖化対策への様々な主体の参加が挙げられている¹⁶。その一方で、削減された温室効果ガス排出量をどのように評価するのか、評価できた温室効果ガスの削減量を共同実施の供与国に帰属させるのか、受入国に帰属させるのか、といった課題もある。このため、気候変動枠組条約の第1回締約国会議において、共同実施は気候変動枠組条約の付属書Iの締約国の温室効果ガス抑制に関する約束を果たすものではなく、2000年以降に見直しを行うことなどの整理のもとで、「共同実施活動」という新たな概念に組みかえられ、わが国においても共同実施活動ジャパン・プログラムとして活動が進められている¹⁷。共同実施活動として、米国によるコスタリカでの森林保全事業、森林管理事業や風力発電所建設事業、オランダによる6カ国との植林プロジェクト、ノルウェーによるメキシコでの高効率照明普及プロジェクト等が行われている¹⁸。

預託金制度は、汚染物質の削減を目的とするのではなく、廃棄物管理のための経済的手法として注目されている。これは財の販売時にあらかじめ預託金を上乘せしておき、使用済みになったその財が一定の場所に返却されたときに預託金を返却するというものであり、この制度は税と補助金を組み合わせた制度であるといえる。また、この制度においては排出者が廃棄物を環境中に排出しなかったことを、廃棄物の返却により自発的に証明することになるので、効果的なモニタリングシステムにもなり、正確なモニタリングが必要で廃棄物の有効な回収が求められる分野において有効であるとされている。

このほか、市場メカニズムを利用した汚染物質の削減施策ではないが、環境管理の標準化、国際化等を目的としたISO14000の導入による環境保全の推進も期待されている。ISO14000は、環境監査、環境ラベリング、LCA（Life Cycle Assessment）といった各種制度を盛り込んだ環境保全を念頭に置いた国際的枠組みである¹⁹。この制度は、法による強制的な制度ではなく、民間機関による自主的な制度であるが、ISO14000を取得していない企業、いかえると環境配慮を怠っているとみなされる企業は社会的に淘汰される可能性がある。わが国では、1997年1月で134件の企業がこのISO14000を取得しており²⁰、その数は今後も増大するものと見込まれている。汚染に金銭的なシグナルを与えることで汚染物を削減することを目的とする経済的手法に対して、ISO14000では環境負荷に関する情報を提示することにより汚染削減を誘導するということから、これら2つの制度は、原理的には同等、もしくは補完的な制度であるといえる。

(2) 環境資源の価値評価²¹

(1)に示したような汚染の排出削減を目的とした政策とは異なり、現在までは価値のないものにとらえられてきた環境資源に対して価値付けを行い、これを経済活動に取り込んで評価しようとする試みも行われている。

市場化されていない多くの環境資源の価値評価の方法として、擬制的市場法（CVM：Contingent Valuation Method）、旅行費用法（TCM：Travel Cost Method）、ヘドニック価格法等が挙げられる。

CVMは、市場で直接取り引きされていない環境に関して、擬制的に市場を設定する。その仮設的な市場において、アンケート等を用いて当該環境資源に対するWTP（Willingness To Pay：支払意思額）やWTA（Willingness To Accept：受入意思額）を引き出し、これを環境資源の価値とするものである。この方法は、統計データのない環境資源を含むあらゆる便益に対して計測可能であるという利点をもつ一方、質問方法によりバイアスが発生するなど評価方法において改善すべき課題もある²²。

TCMは、環境サービスへのWTPを、その環境サービスを供給する地点までのアクセス費用で代替して測定する方法である。アクセス費用は、交通費だけではなくアクセスに要する時間と滞在時間に對する機会費用を含んだ費用で評価する。

ヘドニック価格法は、土地固着性を有する環境資源の性質に着目したもので、環境条件の違いが地価にどのように反映されているのかを観察し、それをもとに環境資源の価値を土地等の不動産価格によって測定するものである。この計測方法は、環境改善の便益は地価の上昇に反映されるというキャピタリゼーション仮説に基づいたものであり、一定の留保条件付きながらも地価の観測により環境資源の便益を推定することが可能となる。

表2-1-4 国連の環境経済統合勘定に示される有形資産の環境機能と経済的機能

使用の種類	量的使用（財のフロー、ストックの消耗）	質的使用（サービスのフロー、固定資産の劣化）	質的使用（処分サービス、廃物のフロー、環境媒体の劣化）	
人為起源資産の使用	経済的に生産された財で、次の生産への投入または家計消費に使用されるもの	生産手段としての建造物、機械、装置など、審美的な使用としての歴史的記念物		
自然資産	生物	人間や動物にとっての食物、衣類の原材料、木材製品など	廃物の分解者	
	土地（生態系を含む）	栄養塩のフロー	廃物を蓄積・吸収するための土地・土壌	
	地下	経済的生産の原材料 エネルギー資源		放射性廃棄物を蓄積するための鉱坑
	水	飲料水、冷却水、洗浄や通運の水、生産工程用水、灌漑用水	レクリエーション、航海、動植物の棲息地、水力発電	廃物の蓄積・吸収
	大気	生理学的目的（人間や動植物の生命）	感覚的認識（聴覚、嗅覚、視覚）、エネルギー資源としての風、熱	廃物の蓄積・吸収、熱放射、音の拡散

表2-1-5 有形資産の評価と使用

評価方法の種類		市場評価法	直接的非市場評価法	間接的非市場評価法
人為起源資産の使用		市場価格（ストックの減少）、買い換え費用（固定資産の使用）	歴史的記念物の使用者及び非使用者の評価	
自然資産	生物	市場価格（経済的に生産された生物）、純収益の市場評価（野生生物）	動植物の存在価値	減耗と自然成長とをバランスさせるのに必要な費用
	土地（生態系を含む）	市場価格	景観の審美的用途及びレクリエーション用の価値、生態系の存在価値	汚染ないし農業またはレクリエーション目的の使用による土地の劣化防止に要する費用
	地下	市場評価法（開発の純収益）		代替的な収入源を提供するために必要な費用
	水	市場価格（直接的水使用）、純収益の市場評価法（利水）	水質低下に対する評価（支払意志額）、水域生態系の存在価値	平均的な貯水を保持するための費用、汚染による水質の低下を防止するための費用
	大気		大気質の低下に対する評価（支払意志額）	大気質の低下による実際の被害費用、汚染による大気質の低下を防止するための費用

表2-1-4と表2-1-5に国際連合統計局が示す対象とすべき環境資源の機能とその経済的使用の評価方法を示す²³。

なお、こうした環境資源の価値の貨幣評価が試みられる一方で、Kappは、環境資源の市場価格による価値評価方法をいかに洗練させても異質の価値を貨幣表示で数量化する方法では、交換価値を基礎とする限りにおいて完全に満足すべき解決法を見いだすことはできず、形式的な市場価格による計算から離れて人間の実際的な必要物や公共の福祉を増進させるための資源の動員方法や手段を考へることが、環境資源や外部費用の評価にあたっての前提になる²⁴と指摘している。こうした指摘から、先に挙げた方法による環境資源の価値をいかに市場や政策に反映させるかが今後の課題であるといえる。本研究では、こうした指摘を踏まえ、環境資源の劣化に伴う外部費用をいかに内部化すべきかについて考察を行う。

(3) 環境経済システムに向けた勘定体系の修正²⁵

既存の経済勘定に、環境資源の劣化や負荷を物量単位や(2)の評価方法を用いて貨幣単位に換算したものを付加することで、経済活動と環境資源を併せて評価する新たな勘定体系の構築が、国際連合をはじめ、ノルウェーやフランス、オランダ等で試みられている。

国際連合を中心に研究されている勘定体系²⁶は、従来の勘定体系にサテライト勘定の形式で自然資源勘定の導入を図ったものであり、SEEAと呼ばれている。SEEAの特徴は、フローとならんでストックを明示している点、貨幣勘定と並び物的勘定でも構成される点、等が挙げられ、パプアニューギニアやメキシコにおいてSEEAの適用に関する研究が実施されている。

ノルウェーの資源勘定²⁷は、自然資源を物的資源と環境資源に分類しており、物的資源勘定はさらに鉱物資源、生物的資源、流入資源に分かれている。物的資源勘定は様々な鉱物、魚介類、森林、エネルギーについて、資源ベース、総ストック、保有量、資源利用に関するデータをもとに構成されており、物量単位で記述されるが価格に関する情報により補足される。環境資源勘定は大気への排出勘定と土地利用勘定の2つがあり、廃棄物や騒音等についての研究が行われている。

フランスにおける勘定体系²⁸は、要素勘定（ノルウェーの物的資源勘定に相当）、エコゾーン勘定（地域ごとに資源収支を記載）、作用勘定（経済活動や国民経済計算と結びつく勘定）の3つの勘定から構成されている。そして、これら3つの勘定を結びつける各種の周辺勘定によって人間活動と自然資源との関係を表現する体系を目指している。

環境資源を勘定マトリクスに組み入れて評価する研究もオランダを対象に行われている²⁹。NAMEA（National Accounting Matrix Including Environmental Accounts）と呼ばれるこの勘定体系は、従来の勘定体系に環境勘定を付属したマトリクス構成となっている。環境勘定は地球温暖化、オゾン層破壊な

どの個別の地球環境問題に対応したものとなっており、地球環境問題に対する政策目標と現状の格差、各経済主体に対する地球環境問題への寄与度といったことも計算することができる。

本研究においては、こうした勘定体系を構築することが直接の目的ではないが、環境資源と経済活動の相互連関を評価するために、これらの勘定体系を参考に簡略化した勘定体系を構築し、環境資源を経済活動の枠組みにおいて評価する。

(4) 経済指標の修正

GDPは市場の規模を評価しているという点において有用であるが、その欠点も認識されていることは本章のはじめにおいて既に述べた。そうした不備を改善するために、福祉指標としてもしくは持続的発展のための修正が1970年代はじめから試みられている。その先駆けがNordhaus and TobinのMEW (Measure of Economic Welfare: 経済福祉指標) である³⁰。わが国においても経済企画庁を中心にNNW (Net National Welfare: 国民福祉指標) が作成された³¹。現在までに試みられている改良指標の一例を表2-1-6に挙げる³²。

表2-1-6 現在までに提唱されている環境を考慮に入れたマクロ経済指標

提唱者	指標体系の特徴
Nordhaus, W.D. Torbin, J. 1972	MEW: Measure of Economic Welfare 最終消費の修正、家庭内労働(非市場的労働)・余暇の評価、都市のディスアメンティを考慮し、GNPから国民福祉を示す指標を導出
経済企画庁 1973	NNW: Net National Welfare =GNP-政府の汚染防除関連支出-公害防止コスト+レジャー・市場外活動評価
Zolotas, X. 1981	EAW: Economic Aspects of Welfare MEWとの違い: 財・サービスのフローにより焦点をあてる 資本蓄積や持続性の問題を考慮していない
Peskin, H.M. 1981	環境特性(環境サービス・環境ダメージ)を勘定体系に導入することによる修正 GNP1=GNP-ED, ED: 環境ダメージ GNP2=GNP+ES, ES: 環境サービス GNP3=GNP+NEB, NEB=ES-ED: 環境純便益
Leipert, C. 1986	ENP: Eco National Product=NNP-補償費用 補償費用: 生産・消費の成長により生じる外部費用、工業化によるリスクの増大、空間・生産の集中と都市化の外部費用、自動車輸送による外部費用、非健康的消費・貧弱な生活環境による費用の増大
El Selaify, S. 1988	ユーザーコストで評価したストックの減価量を総収入(GDP)から差し引く ユーザーコスト: 有限な資源の売却による収益から無限の収益を得るための費用
Daly, H.E. Cobb, J.E. 1989	ISEW: Index of Sustainable Economic Welfare MEWの流れを受け継ぐ持続可能な福祉を示す指標 家計労働、自動車事故、騒音、非更新性資源の枯渇等19項目を1人あたりの消費に考慮する
Repetto, R. 1989	ストックの価値変化を国民勘定に付加し、経済レントにより自然資源を貨幣評価 ストック価値の純変化=ストックの追加-ストックの減少+資源の価格変化
Daly, H.E. 1989	SSNNP: Sustainable Social Net National Product=NNP-DE-DNC NNP: 国民純生産 DE: 環境保全費用支出 DNC: 自然資本減耗
Huetting, R. 1991	国内活動をもとにしたアプローチ 環境負荷=国内の生産による負荷+国内の消費による負荷 環境機能ごとに負荷基準を設定し環境機能を貨幣価値に換算して国民所得を補正

これらの指標は、環境変化を考慮するという点で重要であるが、実際に利用されないことからわかるように問題点も数多く抱えている。その例として、環境被害、資源枯渇、地球温暖化など、市場外の現象を帰属計算などにより修正すると、市場を経由した経済活動の大きさを示すGDP本来の役割が損なわれる点が挙げられている³³。つまり、これらの指標は、現状の国民所得体系の中では単なる参考指標としての意味を持つにすぎないという指摘である。こうした新たな指標を実際に運用するためには、「経済のここをこういじればこうした環境に配慮したマクロ経済指標はこう動く」というような『理論』が必要となる³⁴。

第4章においては、こうした指標体系の修正が実在社会の資本フローと整合するように、環境資源の劣化に伴う外部費用を所得から控除する社会をモデル上で表現し、これらの指標体系の修正による環境保全への有効性と経済活動への影響を評価する。

第4項 本研究における環境経済学的アプローチ

本節では、経済学の立場からみた環境問題の発生についてみるとともに、環境問題の解決に向けて同じく経済学からの取り組みとして環境資源の価値評価、勘定体系の修正、経済指標の修正をとりあげて、その理念を示すとともに、現在までに取り組みられている事例、既存研究を紹介してきた。本研究では、こうした考えを社会に適用することを評価するために、虚構の世界ではあるが現在の社会経済活動をモデルで表現し、こうした経済システムに環境資源の価値を内生的に評価する枠組みを取り入れ、経済システムを環境経済システムへと拡張し、環境資源を経済活動に内部化した社会における環境資源の保全に対する評価を試みる。特に、本研究では環境経済学において提示されている勘定体系や経済指標体系を修正し、環境資源の劣化を経済活動に内生的に評価することが、環境資源の劣化を未然に防止するという点において効果的であり、環境負荷の少ない経済的發展を実現させることが可能となることを、モデルという分析ツールをもとに明らかにする。

第2節 『持続可能な発展』の系譜

第1項 持続可能な発展の定義

『持続可能性 (Sustainability)』、『持続可能な発展 (Sustainable Development)』という言葉は、地球環境問題を語る上で1つの重要なキーワードとなっており、本研究においても持続可能な発展を理念の1つとしている。その一方で、この『持続可能性』という言葉の持つ意味の曖昧さ、便利さゆえに本質的な意味とは離れ、言葉だけが一人歩きしている感がある。そこで、分析を行う前に、この『持続可能性』が過去にどのような形で用いられてきたかについて整理するとともに、本研究で用いる『持続可能性』について定義する。

『持続可能な発展』は、環境と開発に関する世界委員会において「将来世代の欲求を充たしつつ、現在の世代の欲求も満足させるような開発をいう³⁵⁾」と提唱されて以来、環境問題の解決におけるキーワードとして広く使われるようになった。そこには、世界の貧しい人々にとって不可欠な必要物の概念と、技術・社会的組織のあり方によって規定される現在及び将来の世代の欲求を満たせるだけの環境の能力の限界についての概念という2つの概念が含まれている。また、この委員会においては持続可能な発展を実現させる国内的な政策目標として、①成長の回復、②成長の質の変更、③雇用、食糧、エネルギー、水、衛生等の基本的欲求の充足、④持続可能な人口水準の確保、⑤資源基盤の保護と強化、⑥技術の方向転換とリスク管理、⑦環境と経済を考慮に入れた意思決定を挙げている。また、国際関係においても持続可能な世界経済に向けて、環境に配慮し、かつ発展途上国の成長を促す方法により経済的側面と生態学的側面の両面を取り扱うことが必要であるとしている。

B. Brown et al.は表2-2-1のように、生物資源、農業、環境容量、エネルギー、社会・経済、開発の各カテゴリーごとに持続可能な状態を示している。また、社会的、生態的、経済的な持続可能性についてそれぞれ定義を試みている。それによると、社会的持続可能性とは、「安全・自由といったより高次な社会文化的必要条件と同様に、基本的な人間のニーズを満たすことである」と定義している。また、生態的持続可能性は、「自然生態系の過程や永続的生産性、機能に着目した」定義となっている。それに対して、経済的な持続可能性の定義は明確化されていない。これは、現在の経済学者の多くが経済成長を避けられないものとしているためであり、経済的な持続可能性の問題を扱うようになれば、経済成長の限界、生態系の非市場価値や非定量的評価についても取り扱わなければならないためとしている。これら3つの観点から、持続可能性の研究においては、異なる時間、空間を評価する必要がある。

表2-2-1 B.Brown et al.による持続性の概念

カテゴリー	定義・概念
持続可能な生物資源利用	森林管理における最大伐採可能量 (MAC) 漁業における最大維持可能漁獲量 (MSY) 更新性資源の維持に基づく最大継続収量の管理
持続可能な農業	農業生産の長期的な維持
環境容量	環境が維持できる最大人口の概念 (最適な環境容量はこれより小さい)
持続可能なエネルギー	更新性資源をもとにしたエネルギー、無尽蔵なエネルギー資源の利用
持続可能な社会・経済	人口増加率が0で、財が公平に分配される定常状態の経済
持続可能な開発	福祉を増大させる財の管理に関する開発

あるとしており、持続可能な社会を定義する際の要素として、①人間生活の継続的維持、②生物資源ストック・農業生産性の長期的維持、③人口の安定化、④制限された経済成長、⑤小規模・自己完結の強調、⑥環境・生態系の質の維持を挙げている³⁶。

L. Brown et al.は、持続可能な社会の枠組みとして、再生可能なエネルギーに支えられる社会であり、すべての面において効率が大幅に改善され、使い捨て社会からリサイクル社会へと移行し、人口規模の安定化を含む生物学的基盤を回復した社会であるとしており、持続可能な世界経済は、より公正で安定したものであるとしている。さらに、こうした社会へと移行させるにあたり、物質至上主義、消費至上主義に代わる新しい価値観への転換を求めている³⁷。

一方、Turnerは、資本ストックの面から持続可能性を定義、分類している。Turnerによると、資本は自然資本と人工資本、人的資本に分類される。そして、表2-2-2に示すように、自然資本と人工資本の代替可能性と、資本に関する持続可能性指標を定義し、資本の状態によって4つの持続可能性基準を設けている³⁸。

この他にも、『持続可能な発展』に関する意見は、現在までに様々なかたちで表現されてきている。森田らはそうした持続可能な発展の定義を表2-2-3のように、「自然資源を重視して規定された概念」、「世代間の公平性を強調した定義」、「社会的正義、生活の質等のより高次の観点から展開する持続可能な発展論」の3つに類型化している³⁹。自然資源を重視して規定された概念は、生物の多様性の保護、環

境容量の制約、天然資源の保全等の自然環境的制約下での人間生活の営みを規定したものであり、B. Brown et al.の生態的持続可能性と同じカテゴリーに分類される。世代間の公平性を強調した定義は、経済成長という目標設定において、現世代の経済成長だけでなく、将来世代の経済成長をも保証しようというものであり、B. Brown et al.の経済的持続可能性を示唆したものであるといえる。社会的正義や生活の質等のより高次の観点から展開する持続可能な発展論は、絶対的貧困を減らすことや基本的な人間のニーズの問題、生活の質の向上など発展の中身、発展の質を問題とした定義であり、B. Brown et al.の社会的持続可能性に相当する。

こうした過去の持続可能性に関する定義を踏まえ、本研究では持続可能な経済社会を、「環境への

表2-2-2 持続可能性基準と4つの持続可能性

持続可能性基準	判断基準	資本の代替可能性	経済状態
弱持続可能性	$s/y - \delta K/y > 0$	↑ Kn, Kmは完全代替 ↓	↑ 成長経済 ↓
微弱持続可能性	WSI > 0 $\lambda > h$ $K_n > Z$ $\delta K_n^* \leq 0$		
微強持続可能性	WSI > 0 $\delta K_n \leq 0$ $\delta K_n^* \leq 0$ $\delta K_c \leq 0$		
強持続可能性	WSI > 0 $\delta K_n \leq 0$ $\delta K_n^* \leq 0$ $\delta K_c \leq 0$ $\delta K_e \leq 0$		

Kn: 自然資本
Kn*: 代替不可能自然資本
Km: 人工資本
Kh: 人的資本
Kc: 文化的資本
Ke: 倫理的資本
K: 総資本=Kn+Km+Kh

s: 貯蓄
y: 所得
 λ : 技術進歩
h: 人口増加率
Z: 生態系維持ストック限界
WSI: 持続可能性指標
 $= s/y - \delta K_m/y - \delta K_n/y$

表2-2-3 持続可能な発展の類型化

持続性の視点 評価項目 出典[発表年]	自然条件			世代間公平性		より高次の観点		
	生物の 多様性	環境容 量内 での 生活	天然資 源保 全	環境と経 済の予見 的な配 慮	永続的な 経済成 長	世代間の 公平性	南北問 題・生活 水準の向 き	社会・人権・ 文化等の 価値・活動
Coomer[1979]		*			*			
Howe[1979]			*			*		
Allen[1980]						*	*	
IUCN et al.[1980]	*		*	*				
Tietenberg[1984]						*		
Brundtland[1986]			*	*	*		*	*
Clark&Munn[1986]				*			*	
Repetto[1986]			*			*		
Barbier[1987]			*		*	*	*	*
Brown et al.[1987]				*	*		*	*
Goodland&Ledoc[1987]			*			*	*	
Pearce[1987]						*		
Redclift[1987]				*			*	*
Tolba[1987]		*		*	*		*	*
Allaby[1988]			*		*			
Brown[1988]			*				*	*
Conway&Barbier[1988]					*			
Markandya&Pearce[1988]			*					
Meisaari-Polsa[1988]				*	*			
Norgaard[1988]						*		*
Pearce[1988]		*	*					
Pearce[1988]			*	*		*	*	
Pearce et al.[1988]		*	*		*		*	
Thatcher[1988]			*		*			
Turner[1988]			*		*	*		
WCED[1988]	*	*				*	*	*
Barbier[1989]			*	*	*			*
Haverman[1989]					*		*	
Pearce et al.[1989]			*		*	*	*	*
Pezzey[1989]						*		
Munn[1990]								*
OECD[1990]			*	*		*		
Pearce&Turner[1990]		*	*		*			
Brown et al.[1990]+		*	*			*	*	*
Caldwell[1991]		*		*	*			
IUCN et al.[1991]		*					*	*
McCormick[1991]		*	*		*		*	*
Munasinghe&Lutz[1991]			*			*	*	
Verbruggen&Kuik[1991]		*	*			*		
Braat[1991]		*			*			
Norgaard[1992]						*	*	*
UNSO[1992]	*		*		*			
Clarke[1995]++			*	*		*		

参考文献38)に、+で示す以下の文献の定義を付加している。

+ Brown,L.R., Flavin,C. and Postel,S.(1990) Picturing a Sustainable Society, In Brown,L.R.(ed.) State of the World, Worldwatch Institute (松下和夫監訳(1990) 地球白書'90-'91, ダイヤモンド社, pp.280-309).

++ Clarke,J.I.(1995) The Interrelationship of Population and Environment, In Cooper,D.E. and Palmer,J.A.eds., Just Environment, Routledge, pp.34-45.

負荷を永続的に最小限に抑えた循環を基調とした経済社会で、かつ将来世代・他地域の経済水準に対する公平性にも配慮した社会」と定義する。こうした持続可能な社会を定義する背景として、従来の局地的な公害に対しては有効であった解決方法が、地球環境問題に対しては必ずしも有効な解決策と

はなりえず、むしろ世界各国の協調による解決策の導出が有効となりうる点が挙げられる。これは、内藤が図2-2-1に示すように、地球環境問題においては、その空間的、時間的影響が公害と比較して広範囲に及び、問題の原因がより根源的になっている⁴⁰ためである。つまり、地球環境問題を解決するには、影響の及ぶ範囲や原因に対して、より広い視野を持つことが必要であり、そうした広い視野を持って環境資源の劣化を最小限に抑える社会を『持続可能な社会』としている。

本研究では、図2-2-1に示す地球環境問題のうち、影響が最も広範囲に及び、人間活動そのものに原因があり、解決が最も困難であるとされる地球温暖化問題の原因物質である二酸化炭素を中心に様々な汚染物質、環境資源をとりあげ、上記に示した持続可能な社会を目指す環境経済システムの実現に向けた社会的、経済的な誘導施策について、動学的最適化モデルを用いて検討する。

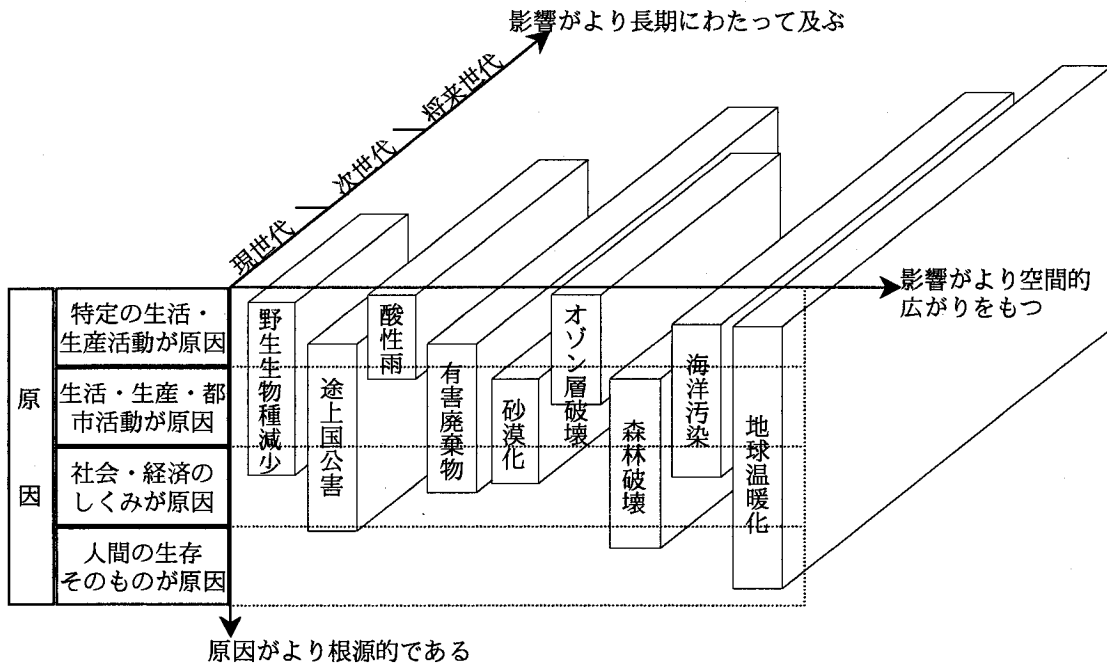


図2-2-1 3つの基軸による環境問題の整理

第2項 公平性と効率性

第1項では、過去における持続可能性の概念を整理するとともに、本研究における持続可能な社会を定義した。定義から明らかなように、持続可能な社会においては公平性という概念が重要な役割を担う。その一方で、公平性実現のために効率性を犠牲にすると、地球温暖化問題をはじめとする様々な環境問題は、費用上昇等の原因により解決不可能となる。つまり、公平性と効率性をいかに使い分け、融合させるかということが、環境問題の解決に向けて重要な課題となる。

Samuelson and Nordhausは、「経済学とは様々な有用な商品を生産するために社会がどのように稀少性のある資源を使い、異なる集団の間にそれら商品を配分するかについての研究である⁴¹」と述べている。近代経済学の1つの基本分野であるマイクロ経済学は、企業における利潤最大化や消費者における効用最大化という経済行動の分析がもととなっている⁴²。つまり、経済主体の目的をいかに最小の費用や資源で達成させるか、与えられた費用や資源のもとで経済主体の目的をいかに最大にするか、という効率性の問題が分析の中心となっており、経済学においては効率性に関する分析が中心的課題の1つであるといえる。また、規範分析の1つである新厚生経済学の基礎とされる仮説的補償原理（ある経済的变化によって利益を得る人々と損失を被る人々の間で、損失もしくは逸失利益に対する補償の仮設的な支払いが行われるという理論的虚構を導入して、パレート原理の適応限界を利害対立の状況に拡張する）では、経済の持つ潜在的な能力を予備的に判定するための部分的基準である効率性基準

をもとにしており、これを補完する公平性基準を新たに導入する必要があるとされている⁴³。つまり、パレート最適を満たす資源配分は、効率的な配分であるが、必ずしも公平な配分とはいえないことを示している。

公平性に関する議論は、RolesがTheory of Justiceの中でその理論を展開している⁴⁴。しかしながらその一方で、最も不遇なランクをまるで独裁者のように持ち上げるということで、極端なアプローチとの指摘もある⁴⁵。

公平性と効率性に関する議論は、IPCCにおいても行われている。IPCC第2次報告書によれば、効率性を達成するためにとられる個別手段のそれぞれについて、社会的配慮や社会的影響を含む公平性に関する含意を分析することは価値があるとしている⁴⁶。つまり、効率的な地球温暖化防止施策を実行すると同時に、そうした施策を公平性の面から検討するというものである。IPCCでは公平性の問題として、国際交渉の場において意思決定がどのように行われているかに関する手続き面の問題と、気候変動の帰結として起こる問題に関する結果面の問題という2つの側面があるとしている⁴⁷。手続き面の公平性は、気候変動に関する国際交渉手続きの過程と参加に関する公平性が対象である。結果面の公平性は、損害又は適応費用の公平な分担と気候変動を緩和させる手段の公平な費用負担の2つの構成要素からなる。また、公平性の議論の対象として、将来世代と損害の発生する地域という2つが考慮に入れている。本研究で取り扱う公平性は結果面の公平性が中心であり、公平性の議論の対象は世代間と地域間の2つとする。

地球温暖化問題における公平な費用負担の議論の中心となっているのが、各国に対して温室効果ガスの排出量をいかに配分するか（各国の費用負担をいかに配分するか）という課題である。IPCCにおいては、1人当たりの等分排出量を基礎とする配分方法と、各国の排出基準量（現在の排出実績量もしくは見通しに基づく将来の排出量）からの乖離を配分する方法が中心となっている⁴⁸。Grubb et al.は、地球温暖化防止に向けた公平な温室効果ガスの排出量の割当量を分析するために、土地面積やGDP、GNPといった基準による配分以外に、公平性を考慮に入れた合理的な基準（規範的基準）として、汚染者負担による配分、人口比による配分、支払意思額による配分、被害額に応じた配分、以上の配分の組み合わせによる配分、現状の排出による配分、生活水準を保証する配分を挙げ、公平な負担割当ての分析を行っている⁴⁹。このほか、Burtraw and Tomanは二酸化炭素排出削減とその費用配分の方法として、支払い能力に応じた負担、汚染者負担、定率の削減、人口比率配分の排出権取引を挙げ、それらを比較している⁵⁰。また、川島は、生活に必要な最低限の二酸化炭素排出量を、公平性の観点から1人当たり排出量、GDPあたり排出量、炭素強度、気温、国土面積の5つの基準から設定し、それを超過する排出量に比例させて削減量を割り当てる方法により、先進各国の二酸化炭素排出量の削減割合を算出しているが、基準が実際の排出量を求める際の説明変数のように作用するために、基準を増やすと現状の排出量に比例した削減に近づくとしている⁵¹。

第3項 意思決定の倫理基準

前項において、地球温暖化問題を中心に公平性と効率性がどのように取り扱われているのかについてみてきたが、公平性に関する明確な基準は提示されていない。ここでは、意思決定における倫理基準を取り上げ、これらが公平性、効率性とどのように関係するかについて示すとともに、本研究におけるモデル分析の倫理基準を説明する。

社会における倫理基準とその考え方を以下に示す。d'Arge et al.は、地球温暖化政策 x に対し、現在世代の効用 U_1 と将来世代の効用の期待値 $E(U_2)$ を取り上げた4つの倫理基準を挙げている⁵²。

① ベンサム的基準： $\text{Max}\{U_1+E(U_2)\}$

主体1と主体2の効用の和を最大にするような政策 x_1 をとるもので、最大多数の最大幸福を目指す功利主義的基準。

② ロールズの基準： $\text{Max Min}\{U_1,E(U_2)\}$

主体1もしくは主体2の効用のうち、小さい方の効用を最大にするような政策 x_2 をとる啓蒙主

義的人道主義の立場に立った平等主義的基準。

③ ニーチェ的基準： $\text{Max Max } \{U_1, E(U_2)\}$

主体1と主体2の効用のうち、大きい方の効用を最大化する政策 x_3 をとるエリート主義的基準。

④ パレートの基準： $\text{Max } U_1 \text{ such that } E(U_2) \geq U_0$

主体2の期待効用水準を一定レベルの U_0 に維持するという条件下で主体1の効用を最大にするような政策 x_4 をとる自由主義的基準。

上記は世代間の問題をとらえたものであるが、地域間の問題をとらえる場合には、主体1を先進国、主体2を発展途上国とし、発展途上国の効用を期待値ではなく効用 U_2 で評価すればよい。

①の功利主義的基準は理論モデルで表現しやすいため、既存研究の多くがこの基準を採用したものとなっている。次章で説明する経済モデルの多くが、この基準を採用したものとなっている。この基準では、現世代が我慢しても現世代以上に将来世代が便益を受けるのであれば是とする政策であるが、この考え方がどの程度受け入れられるかが問題となる⁵³。②の基準は、公平性の視点からは望ましいといえるが、現実的には先進国及び現世代にとって不利な政策となる。また、この平等主義的基準は、あらゆる実行可能な政策のうち、全主体について同一かつ最高の効用水準を与える政策となり⁵⁴、世代間の問題の場合には現在の経済水準を維持し、地域間の問題の場合には世界全体の経済水準を最も経済水準の低い状態に合わせる結果となる。逆に③の基準は、将来世代や発展途上国を顧みない政策となり、公平性という観点から、発展途上国や将来世代（実際には将来世代の代弁者）には支持されない政策となる。④の基準を選択する場合、現実的な基準であるが、基本的に現世代や先進国の立場に立った価値規範であり、全体的な合意が得られるとは限らない。また、一定レベルの効用をどの水準に設定するかが課題となる⁵⁵。

本研究では、既存研究の多くの経済モデルと同様に基本的には①の功利主義的立場でモデルを構築している。ただし、公平性の議論においては、必要に応じて④で示したパレートのシステムを考慮に入れた基準を用いるものとする。つまり、対象とする各主体に対して公平性に関する基準をあらかじめ設定したうえで、功利主義的な全体の効用水準を最大にするものであり、新たに設定した基準を満たすことが公平性を確保することであるとの立場をとるものである。

【参考文献】

- ¹ 新開陽一・根岸隆・藤田晴・宮沢健一・渡部福太郎編(1978) 近代経済学の基礎知識, 有斐閣, p.98.
- ² 新開陽一他編(1978) 前掲書, p.97.
- ³ 新開陽一他編(1978) 前掲書, p.98.
- ⁴ 新開陽一他編(1978) 前掲書, p.98.
- ⁵ 新開陽一他編(1978) 前掲書, p.98.
- ⁶ 植田和弘・落合仁司・北畠佳房・寺西俊一(1991) 環境経済学, 有斐閣, pp.20-26.
- ⁷ Repetto, R., Magrath, W., Wells, M., Beer, C., and Rossini, F. (1989) Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts, World Resources Institute, p.1.
- ⁸ 森田恒幸(1993) 地球環境保全のための政策研究の新展開—環境経済学を中心として—, 計画行政第16巻第2号, pp.70-92.
- ⁹ 日本経済新聞 1994年12月16日.
- ¹⁰ Repetto, R. et al. (1989) op. cit., p.4.
- ¹¹ 環境庁編(1994) 環境白書平成6年版総説, 大蔵省印刷局, p.245.
- ¹² 総合研究開発機構(1995) 地球環境政策のあり方に関する研究, NIRA研究報告書No.950065, pp.43-55.
- ¹³ 総合研究開発機構(1995) 前掲書, pp.41-43.
- ¹⁴ 末石富太郎・環境計画研究会(1993) 環境計画論, 森北出版, pp.117-129.

- 天野明弘(1994) 世界経済研究, 有斐閣, pp.219-269.
- 植田和弘(1996) 環境経済学, 岩波書店, pp.117-137.
- ¹⁵ 環境庁地球温暖化経済システム検討会(1996) 地球温暖化経済システム検討会報告書(第3回報告), pp.56-60.
- ¹⁶ 環境庁・共同実施活動推進方策検討会編(1996) 地球温暖化防止のための国際協力ハンドブック, 大蔵省印刷局, pp.1-2.
- ¹⁷ 環境庁・共同実施活動推進方策検討会編(1996) 前掲書, pp.3-13.
- ¹⁸ 環境庁・共同実施活動推進方策検討会編(1996) 前掲書, pp.58-59.
- ¹⁹ 矢部浩祥(1995) 環境管理と環境監査, 慶應義塾大学経済学部環境プロジェクト編, 地球環境経済論下, 慶應通信, pp.120-128.
- ²⁰ 毎日新聞1997年3月29日.
- ²¹ 植田和弘(1996) 前掲書, pp.81-88.
- ²² 末石富太郎・環境計画研究会(1993) 前掲書, pp.80-82.
- ²³ 経済企画庁経済研究所国民所得部(1996) 国民経済計算ハンドブック 環境・経済統合勘定, 経済企画協会, pp.12-21.
- ²⁴ Kapp,K.W.(1963) Social Costs and Social Benefits -A Contribution to Normative Economics, In Environmental Disruption and Social Costs (柴田徳衛・鈴木正俊訳(1975) 環境破壊と社会的費用, 岩波書店, pp.105-119) .
- ²⁵ 細野宏(1989) 自然資源勘定—ノルウェー等における取り組みについて—, 季刊環境研究, No.73, pp.23-31.
- 細野宏(1991) 自然資源勘定に関する最近の動向について, 季刊環境研究, No.83, pp.87-105.
- 森口祐一(1993) 意志決定のための環境情報に関する最近の国際的動向, 季刊環境研究, No.90, pp.4-13.
- 森田恒幸(1994) 環境資源勘定—レビューと今後の展開方法, 藤崎成昭編, 環境資源勘定と発展途上国, アジア経済研究所, pp.29-59.
- ²⁶ 経済企画庁経済研究所国民所得部(1996) 前掲書, pp.1-158.
- ²⁷ Alfsen,K.H.(1993) Natural Resource Accounting and Analysis in Norway, In National Accounts and the Environment, pp.39-53.
- ²⁸ Weber,J.L.(1993) Environmental Statistics and Natural Resource (Patrimony) Accounting, In National Accounts and the Environment, pp.279-301.
- ²⁹ Hann,M.D., Keuning,S.J., and Bosch,P.R.(1993) Integrating Indicators in a National Accounting Matrix Including Environmental Accounting (NAMEA): An Application to the Netherlands, In National Accounts and the Environment, pp.79-102.
- ³⁰ Nordhaus,W.D. and Tobin,J.(1973) Is Growth Obsolete?, In Moss,M.(ed.) The Measurement of Economic and Social Performance: Studies in Income and Wealth, No.38, National Bureau of Economic Research, pp.509-564.
- ³¹ 経済審議会NNW開発委員会(1973) 新しい福祉指標, 大蔵省印刷局.
- ³² Nordhaus,W.D. and Tobin,J.(1973) op cit.
- 経済審議会NNW開発委員会(1973) 前掲書.
- Peskin,H.M.(1981) National Income Accounts and the Environment, Natural Resources Journal, Vol.21, pp.511-537.
- Leipert,C.(1986) Social Costs of Economic Growth, Journal of Economic Issues Vol.20, No.1, pp.109-131.
- El Serafy,S.(1989) The Proper Calculation of Income from Depletable Resources, In Ahmad,Y.J., El Serafy,S., and Lutz,E.(eds.), Environmental Accounting for Sustainable Development, World Bank, pp.10-18.

- Repetto,R., Magrath,W., Wells,M., Beer,C., and Rossini,F.(1989) Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts, World Resources Institute.
- Daly,H.E.(1989) Toward a Measure of Sustainable Social Net National Product, In Ahmad,Y.J. et al.(eds.), op. cit., pp.8-9.
- Huetting,R. et al.(1992) Methodology for the Calculation of Sustainable National Income, WWF International (WWF Japan訳(1994) 持続可能な国民所得計算の方法論, WWF Japan) .
- 森田恒幸・川島康子・イサムイノハラ(1992) 地球環境経済政策の目標体系ー「持続可能な発展とその指標ー, 環境研究, No.88, pp.pp.124-145.
- 森田恒幸・川島康子(1993) 「持続可能な発展論」の現状と課題, 三田学会雑誌, 第85巻第4号, pp.4-33.
- Daly,H.E. and Cobb,J.B.(1994) For the Common Good (2nd ed.), Beacon Press, pp.443-507.
- ³³ 鶴野公郎(1994) 「グリーンGNP」の可能性, 産業と環境, 1994.2, pp.37-42.
- ³⁴ 岡敏弘(1992) グリーンGNPは何のために必要か, 経済セミナー, No.449, pp.30-34.
- ³⁵ World Commission on Environment and Development(1987) Our Common Future, Oxford University Press (大来佐武郎監修(1987) 地球の未来を守るために, 福武書店, p.66) .
- ³⁶ Brown,B.J., Hanson,M.E., Liverman,D.M. and Merideth Jr.,R.W.(1987) Global Sustainability: Toward Definition, Environmental Management, Vol.11, No.6, pp.713-719.
- ³⁷ Brown,L.R., Flavin,C. and Postel,S.(1990) Picturing a Sustainable Society, In Brown,L.R.(ed.) State of the World, Worldwatch Institute (松下和夫監訳(1990) 地球白書'90-'91, ダイヤモンド社, pp.280-309) .
- ³⁸ Turner,R.K.(1993) Sustainability: Principles and Practice, In Turner,R.K. ed., Sustainable Environmental Economics and Management, Belhaven Press, pp.3-36.
- ³⁹ 森田恒幸・川島康子・イサムイノハラ(1992) 前掲論文.
森田恒幸・川島康子(1993) 前掲論文.
- ⁴⁰ 内藤正明編(1992) 地球時代の新しい環境観と社会像, エッソ石油, p.16.
- ⁴¹ Samuelson,P.A. and Nordhaus,W.D.(1989) Economics 13th Edition, McGraw-Hill (都留重人訳(1992) サムエルソン経済学原書第13版, 岩波書店, p.4) .
- ⁴² 金森久雄編(1980) 経済学基本用語辞典, 日本経済新聞社, pp.171-172.
- ⁴³ 奥野正寛・鈴木興太郎(1988) ミクロ経済学II, 岩波書店, pp.347-348.
- ⁴⁴ Rawls,J.(1971) A Theory of Justice, Harvard University Press.
- ⁴⁵ Sen,A.(1982) Choice, Welfare and Measurement, Basil Blackwell (大庭健・川本隆史訳(1989) 合理的な愚か者, 勁草書房, pp.168-224) .
- ⁴⁶ IPCC(1996) Climate Change 1995, Cambridge University Press (IPCC編, 環境庁地球環境部監修(1996) IPCC地球温暖化第二次レポート, 中央法規, pp.106-108) .
- ⁴⁷ IPCC(1996) op.cit. (IPCC編, 環境庁地球環境部監修(1996) 前掲書, pp.37-38) .
- ⁴⁸ IPCC(1996) op.cit. (IPCC編, 環境庁地球環境部監修(1996) 前掲書, p.38) .
- ⁴⁹ Grubb,M., Sebenius,J., Magalhaes,A., and Subak,S.(1992) Sharing the Burden, In Mintzer,I.M.(ed.), Confronting Climate Change, Cambridge University Press, pp.305-322.
- ⁵⁰ Burtraw,D. and Toman,M.A.(1992) Equity and International Agreements for CO2 Containment, Journal of Energy Engineering, Vol.118, No.2, pp.122-135.
- ⁵¹ 川島康子(1996) 国家利益と地球的な利益を求めて, かんきょう, Vol.21, No.9, pp.18-20.
- ⁵² d'Arge,P.C., Schulze,W.D. and Brookshire,D.S.(1982) Carbon Dioxide and Intergenerational Choice, American Economic Review, Vol.72, No.2, pp.251-256.
- ⁵³ 松原望・森田恒幸(1990) 南北間・世代間の利害調整問題, 大来佐武郎編集, 講座地球環境3, 地球環境と経済, 中央法規, pp.75-84.

⁵⁴ 時政勗(1993) 枯渇性資源の経済分析, 牧野書店, pp.80-89.

⁵⁵ 松原望・森田恒幸(1990) 前掲書.

第3章 地球温暖化の環境経済モデル分析

第1節 環境問題を対象とするモデルの類型

今日、地球温暖化問題をはじめとする様々な環境問題を分析するツールとして、モデルが利用されている。モデルとは、『対象となる経験的事象（現実）または論理的形成物（理論）の諸属性に即して、研究者や調査者の認識主体が、その対象の含む様々な変数関係を選び取り、それと構造的に近似、相似、同型な構造物として単純化した物理的、論理的な模型である』と定義され、理念化・単純化したもの、想像的に構成したもの、わかりやすく類比的に描いたもの、特定の表現様式に移し替えたもの、実物模型として拡大・縮小したものに類型化される¹。環境問題の分析には、主に社会経済活動や気候変動等の物理現象を数式や関数関係を用いて表現した数理モデルが用いられる。これは、地球温暖化のように影響が長期間にわたる問題や不可逆的な環境変化を及ぼしうる汚染の影響を調査する場合、実在の社会を対象に実験を行い、有効な施策を評価することは、ほとんど不可能なためである。環境問題を対象とした数理モデルとして、二酸化炭素をはじめとする温室効果ガスの蓄積に伴う大気温度の上昇メカニズムやフロンによるオゾン層破壊のメカニズムを表現した物理モデル（表3-1-1にIPCCがとりまとめた大気と海洋の大循環を結合させた主なモデルとその計算結果を挙げる²）、経済活動に伴う環境負荷の蓄積や資源ストックの減耗とそれらの影響を表現する経済モデルがある。ここでは、環境資源の劣化の多くが経済活動に起因するということを踏まえ、経済モデルの説明を中心に類型化を行う。

表3-1-1 大気海洋結合モデルの枠組みとその結果

開発機関 (国名)	大気モデル		海洋モデル		海水			フラックス調整			地表面スキーム			地上気温				
	水平解像度*	鉛直解像度(層数)	水平解像度*	鉛直解像度(層数)	熱力学的海水モデル	力学的海水モデル	海水のフリードリフト	熱	淡水	風応力	海面水温	バケツモデル	修正バケツモデル	植生モデル	気孔抵抗含む植生モデル	12~2月(°C)**	6~8月(°C)**	炭素濃度倍増時の 気温上昇(°C)***
BMRC(豪州)	R21	9	3.2*5.6	12	*							*				12.7	16.7	1.35+
CCC(カナダ)	T32	10	1.8*1.8	29	*			*	*		*	*				12.0	15.7	
CERFACS(フランス)	T42	31	1*2	20								*						
COLA(米国)	R15	9	3*3	16	*									*	*	12.6	15.5	2.0+
CSIRO(豪州)	R21	9	3.2*5.6	12	*	*		*	*	*	*			*	*	12.1	15.3	2.0+
GFDL(米国)	R30	14	2*2	18	*	*		*	*			*				9.6	14.0	2.2+
GISS(米国)	4*5	9	4*5	13	*									*		13.0	15.6	1.4+
GISS(米国)	4*5	9	4*5	16	*									*				
IAP(中国)	4*5	2	4*5	20	*			*	*			*						2.5+
LMD/OPA(フランス)	3.6*2.4	15	1*2	20	*							*						
MPI(ドイツ)	T21	19	5.6*5.6	11	*			*	*	*	*	*				11.0	15.2	1.3++
MPI(ドイツ)	T21	19	2.8*2.8	9	*	*		*	*	*	*			*	*	11.2	14.8	1.5++
MRI(日本)	4*5	15	(0.5-2)*2.5	21	*	*		*	*			*				13.4	17.4	1.6+
NCAR(米国)	R15	9	1*1	20	*	*						*				15.5	19.6	3.8+
UCLA(米国)	4*5	9	1*1	15														
UKMO(英国)	2.5*3.8	19	2.5*3.8	20	*	*		*	*					*	*	12.0	15.0	1.7+

水平解像度のうち、○□は緯度幅○度、経度幅○度の格子点モデル、R△、T◇は地球を取り巻く波の数を最大△、◇まで取り扱うスペクトルモデルであることを示す。

**地上気温の観測値は12.4°C（12~2月）、15.9°C（6~8月）である（Jenneによる）。

***炭素濃度倍増時の気温上昇のうち、+は1%/年の増加率（70年後に倍増）を、++ではIS92a（95年後に倍増）をそれぞれ用いて計算されたものである。

第1項 モデル分析の有効性

モデル分析に対しては、不確実な状況において予測が当たらないという批判はあるが、考え方の筋道を明示でき、論点の相違を確認し、現在わかっている部分的な知識を積み上げていくことができるということから、その意義は大きいと森は指摘している³。また、松岡と森田は、地球環境問題のモデルは、時間的、空間的スケールが大きく、関連する知見のばらつきも大きいのが特徴であり、関連する雑多な情報を整理、体系化し、それらの帰結としての地球環境の将来像を描くところに主たる使命があるとしている⁴。その中で、モデルの示す世界像は将来予想ではなく、現在の経済、社会活動の論理的な外挿がどの程度の影響をもたらすのかについて、現在までに得られている知識の範囲内で求めるものであるとも指摘している。

以上の指摘より、地球環境問題に対するモデル分析では、単純に将来を予測するのではなく、様々な因果関係がどのような構造で関連しているのかについて明確化し、それが将来にわたってどのように影響するのかについて評価することが重要である。また、モデル分析においては、不確実な要因がどの程度不確実であるのかについての感度解析が可能であり、種々の政策を導入した場合にみられる要因間の相互関係の変化を定量的にとらえ、政策と将来におけるその影響を示したシナリオを提示し、代替案の評価を行うことができるという利点がある。こうした不確実性下において意思決定の判断基準の1つを提供するという点においてモデル分析は有効である。

第2項 経済モデルの分類⁵

経済モデルは、経済理論や経済現象に関係する様々な変数の関係を表す方程式の組をいう。経済モデルは、モデル構造から次のような分類が可能である。

(1) ボトムアップモデルとトップダウンモデル

ボトムアップモデルとは、対象システム（消費や供給のプロセス）を詳細に分類し、これらの結果を積み上げるモデルである。ライフスタイルや技術の変化など、過去のトレンドを超えた構造的変化を取り込みやすい、モデル構造の透明性が高く、政策や技術といった要素変化と計算結果の対応関係が明確になるなどの利点がある反面、詳細なデータベースが必要になるという短所もある。

トップダウンモデルとは、集計化されたデータを用いてデータの統計的処理を通してシステム全体をマクロ的に表現したモデルであり、システム全体を弾力性（ある変数が1%変化するとき、それと因果関係にある変数が何%変化するかを表したもの）のような理論的枠組みを用いて表現したモデルである。過去のトレンドを構造化するために、過去の統計データに反映されていない構造的変化を取り込みにくいという短所はあるが、モデル化に必要なデータが少なく済み、比較的容易にモデル化が行える、経済部門間の相互作用や経済部門とエネルギー部門などの相互作用の記述において秀でているなどの利点をもつ。

(2) 最適化モデルと計量経済モデル

最適化モデルとは、家計における効用最大化、企業における利潤最大化のように、ある目的（評価基準）が最大もしくは最小となるように各変数を制御するモデルであり、規範型モデルである。最適化モデルにおいては動的な最適経路を比較的簡便に求められることから、長期的な政策導入のシナリオや資源、政策の時間的配分の分析においてしばしば適用される。

これに対して、計量経済モデルとは、経済理論をもとに過去のデータを統計的に処理し、そのトレンドや法則を把握することで、将来を予測するモデルであり、予測型モデルともいわれる。過去の経済変数間の関係が続くことを前提としているために、長期的な予測には不向きである。

(3) 一般均衡モデルと部分均衡モデル

一般均衡モデルは、すべての財を対象とした市場に対して、財の需要と供給が価格調整により均衡

するように決定されるモデルである。計量経済モデルのように過去の経済諸変数間の関係を引きずることなく、ある均衡状態から別の均衡状態への移行をシミュレーションできることから、炭素税導入の効果分析など、政策分析に広く用いられる。

部分均衡モデルは、一部の財を取り出して、その財が市場において均衡するように需要と供給を決定するモデルである。地球温暖化を対象としたモデルのなかで、化石燃料の燃焼に伴って発生する二酸化炭素の排出が分析の中心となるために、経済活動に伴うエネルギー需要を外生的に与えた上でエネルギー費用の最小化を目標とした最適なエネルギーミックスを分析するモデルがある。こうしたモデルは、基本的にエネルギーのみを対象としているので、エネルギーに関する部分均衡モデルであるといえる。

(4) 静学モデルと動学モデル

静学モデルとは様々な変数の相互依存関係を1つの時点に限って考察するモデルであり、対象とする時点のモデル構造は他の時点とは独立して取り扱われる。

動学モデルとは複数の時点を対象としたモデルであり、ある時点の均衡が他の時点の均衡にどのような影響を及ぼしていくかが明示的に考察される。動学モデルにおいて異時点間の評価を同時に行う際には割引率を用いて現在価値に換算されることが多い。これは、資本の生産性や将来に対するリスク・不確実性により、現在の財1単位は将来の財1単位よりも高く評価されるために、将来の財は割り引いて評価する必要があるためである⁶。しかしながら、世代間の公平性の観点からこの割引率の値をどのように設定すればよいかについては様々な議論が行われている。

上記の類型化以外にも、消費者や企業など個々の経済主体の行動に関するマイクロモデルと、経済主体の総計としての経済全体を表したマクロモデルといった区分もある。このほか、『成長の限界』で用いられたシステムダイナミクスモデル⁷、産業連関表を用いたモデル⁸などがある。また、上記の類型化は厳密にモデルを区分したのではなく、最適化モデルの構造決定の際に計量経済モデルで用いられる推計方法が利用されたり、動学的最適化モデルのように動学モデルと最適化モデルが組み合わされたモデルが構築されるなど、互いに関連したものとなっている。

現在までに地球環境問題に関する様々なモデルが構築され、分析が行われている。こうしたモデルは分析対象や用途により、異なった理論に基づいて構築されており、また、外生的に与えられている前提条件も様々である。OECDではこれらのモデルのうち、主要モデルに対して外生パラメータに関する前提条件を同一にしてシミュレーションを行っている⁹。また、Morita et al.では、主要な世界モデルの前提条件と各モデルの現状推移シナリオの結果を整理しており¹⁰、森田らは日本を対象に分析したモデルの結果を比較している¹¹。

第3項 統合評価モデル

近年、統合評価モデル (Integrated Assessment Model) と呼ばれるモデルの開発がさかんに行われている。これは、幅広い学問分野から得られた知見を組み合わせることで、従来の分野別研究では得られなかった結果を提供するものである。地球温暖化問題に関する分析では、従来の経済モデルに大気循環モデルなど地球温暖化のメカニズムを表現した物理モデルを連結させ、地球温暖化による影響を経済活動に内生的にフィードバックさせることで、地球温暖化による影響だけでなく様々な地球温暖化対応施策の効果についても同時に評価しようというものである。この統合評価モデルは、実際の政策問題としてかつて経験したことがないほど巨大なシステムを有し、長期にわたって影響が及ぶ地球環境問題に対して、政策決定者と研究者の共通のプラットフォームとしての役割が期待されている¹²。

地球温暖化問題を対象とした様々な統合評価モデルの比較は、IPCCやEMF (Energy Modeling Forum) において行われている。IPCCではこうしたモデル比較・評価だけではなく、これらのモデルの前提となる様々な科学的知見 (地球温暖化のメカニズムとその影響) についても明らかにしつつある。例え

ば、地球の炭素循環においてかつてはmissing sinkと呼ばれていた二酸化炭素の吸収源の定量化（特に北半球における森林再生）、エアロゾルによる負の放射強制力の評価、大気中の二酸化炭素濃度倍増時における気温上昇や海面上昇に関する推定等を行っており、これらの研究成果は積極的に統合評価モデルに取り込まれている。

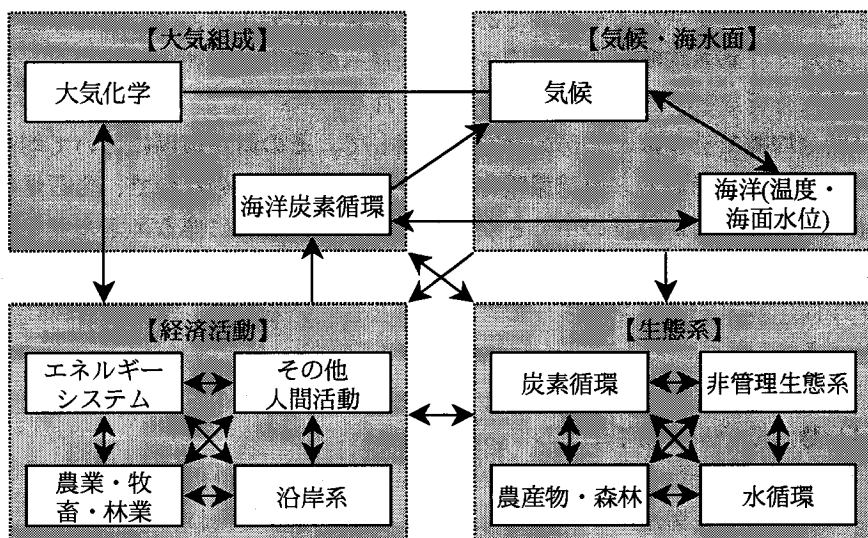


図3-1-1 統合評価モデルにおける構成要素とその関係

統合評価モデルの枠組みは図3-1-1に示す通り、経済活動モデル、大気組成モデル、気候・海水面モデル、生態系モデルの4つのサブモデルから成り立っている¹³。経済活動モデルは、経済活動とそれに伴う温室効果ガスの排出、地球温暖化に伴う経済影響を評価するモデルである。大気組成モデルは温室効果ガスの蓄積を示すモデルであり、気候・海水面モデルでこれら温室効果ガスによって引き起こされる地球温暖化とそれに伴う気候変動、海面上昇を評価する。これら

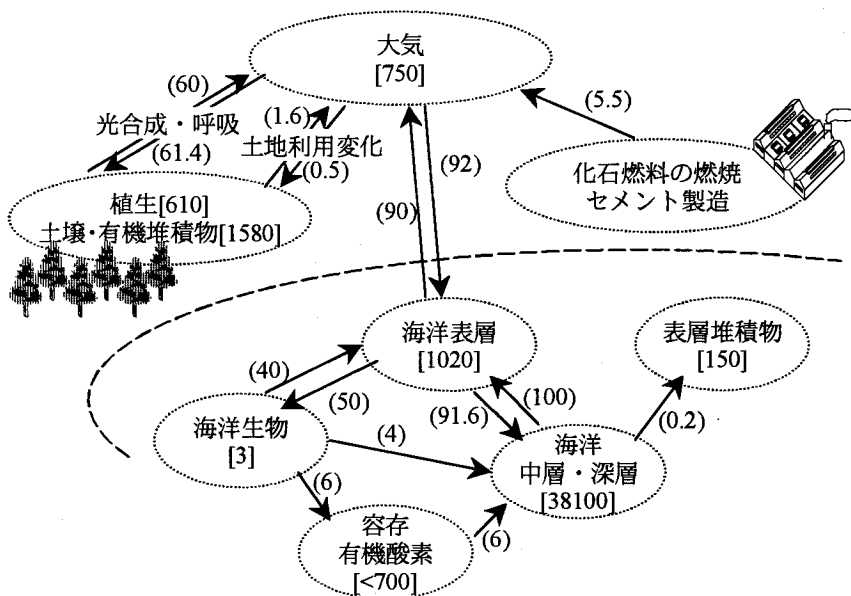


図3-1-2 1980～1989年における年平均の地球上の炭素循環
[]内の数値はストックGtCを示す。
()内の数値はフローGtCを示す。

ら大気組成モデルと気候・海水面モデルは、主に大気や海洋における気候過程を表現したモデルであり、図3-1-2に示す地球規模における炭素循環¹⁴や図3-1-3に示す地球の熱収支¹⁵、水循環を通じての各気候過程の結合を表現している。松岡は、11の主要な大気循環モデルに対して、二酸化炭素排出シナリオとしてIS92aを用いたときの濃度計算結果を比較している。それによると、1990年の二酸化炭素濃度は354ppmvであるが、2100年には629ppmvから731ppmv（標準偏差30.3ppmv）とばらつきが見られ、モデル構造が濃度の推定結果に大きく関わることを示している¹⁶。生態系モデルは、地球温暖化による生態システムへの影響を評価するモデルであり、ここでの評価が経済モデルにフィードバックされる。

こうした統合評価モデルは、費用便益的視点から長期間にわたる最適政策を導く最適化モデル、種々の政策を評価する政策評価モデルの2つがあり、それぞれ決定論的な枠組みのモデルと確率的なモデルがある。表3-1-2にIPCCがまとめた主な統合評価モデルと各モデルの枠組みを示す¹⁷。

表3-1-2をはじめとする統合評価モデルやその他のモデル分析において、環境資源を経済活動に内部

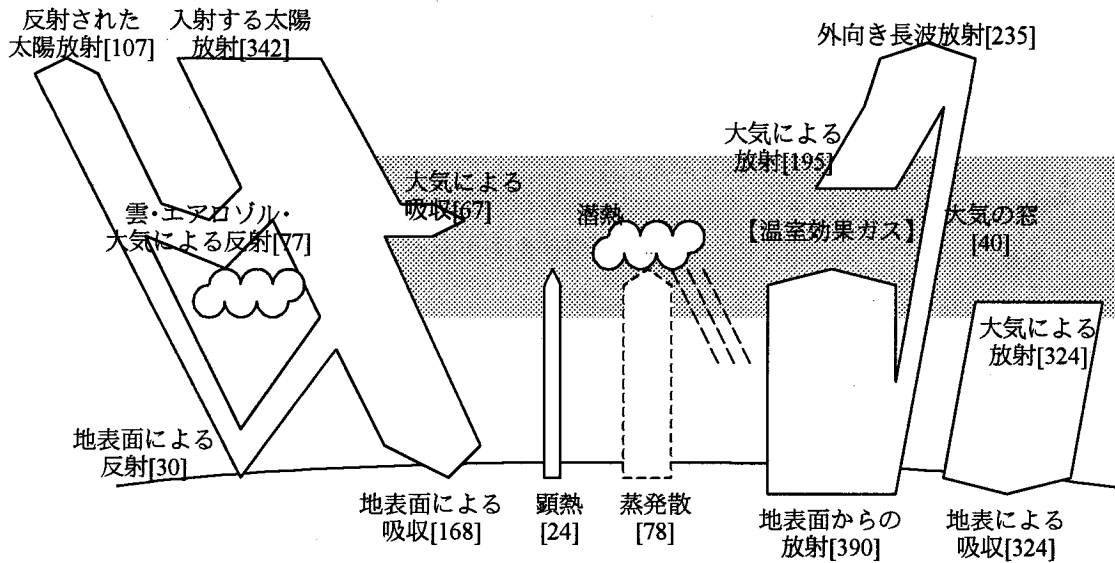


図3-1-3 地球の放射とエネルギー収支[単位:W/m²]

表3-1-2 主な統合評価モデルとその枠組み

モデル	対象				地域分割	社会経済モデル	循環モデル	影響評価モデル	不確実性			政策決定																				
	CO ₂	その他GHG	エアロゾル	土地利用	その他	世界全体	地域別	国別	グリッド	外生	経済活動	技術選択	土地利用	人口	全球モデル	一次元モデル	二次元モデル	二次元気候モデル	気温上昇	海面上昇	農業	生態系	健康	水循環	なし	不確実性	可変的	確率的	文化的展望	最適化	シミュレーション	適応政策をもつシミュレーション
AIM	*	*	*	*						*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
AS/ExM	*					*				*					*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CETA	*	*				*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Connecticut	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CRAPS	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CSERGE	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
DICE	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
FUND	*	*				*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
DIAM	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
ICAM-2	*	*	*	*		*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
IIASA	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
IMAGE2.0	*	*	*	*		*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MARIA	*					*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MERGE2.0	*	*				*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MiniCAM	*	*	*	*		*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MIT	*	*	*	*		*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
PAGE	*	*				*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
PEF	*	*				*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
ProCAM	*	*	*	*		*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
RICE	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SLICE	*					*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
TARGETS	*	*	*	*	*	*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

化して評価する方法は、次の4つに大別することができる。

① 環境資源の劣化の直接的制約

大気汚染物質の排出や騒音に対する直接規制など、環境資源の劣化に対して直接制約を課すことで環境資源を経済活動に内部化する方法である。環境資源を経済活動に内生的に評価する

方法として最も一般的な方法である。地球温暖化のモデルの場合、二酸化炭素をはじめとする温室効果ガスの排出規制がこれにあたる。

② 環境資源の劣化による生産活動への影響

環境資源の劣化が生産活動に影響を及ぼすフィードバックをモデル化することで、環境資源を経済活動に内部化する方法である。地球温暖化のモデルの場合、気候変動に伴って農産物の生育等に被害が生じ、その結果、農業部門を中心に生産額が減少するというモデル化がこの方法であり、損害パラメータという形で表現されることが多い。DICE¹⁸やCETA¹⁹の生産関数においてみられる。

③ 環境資源の劣化による支出の増大

環境資源の劣化により生じる追加的な費用の支出を明示することにより、その環境資源の劣化を経済活動に内生的に評価する方法である。地球温暖化のモデルの場合、その影響を緩和させるための支出（海面上昇を防止するための防波堤の建設や健康被害の補償などの費用）が増大することであり、最終需要項目に消費と投資以外に地球温暖化に伴う市場損失という項目を設けて評価される。MERGE²⁰がこの形式をとる。

④ 環境資源の劣化による非市場損失（効用）への影響

環境資源の劣化が効用に負の影響を及ぼすことをモデル化することで、環境資源を経済活動に内部化する方法である。地球温暖化に伴って生じる不快感や生態系への影響など経済的評価が行われていないものを効用の損失という形で表現される。効用の損失は、地球温暖化防止に対するWTP（支払意思額）などにより定量的に評価される。MERGEにおいてみられる。

なお、上記で示した地球温暖化による様々な損失は、大気中の二酸化炭素濃度倍増時の損害費用などに基づいており、表3-1-3に示すようにFankhauserをはじめ現在までに種々の推測が行われている²¹。

表3-1-3 地球温暖化（二酸化炭素濃度倍増時）における損害額の推定 [1988年価格10億ドル]

	Fankhauser							Cline ^{a)}	Nordhaus ^{b)}	Titus ^{b)}
	EU	米国	旧ソ連	中国	非OECD	OECD	世界	米国	米国	米国
海岸防備	0.1	0.2	0.0	0.0	1.0	0.4	1.4	1.0	7.5	5.7
乾地損失	0.3	2.1	1.2	0.0	5.9	8.1	14.0	1.5	3.2 ^{e)}	—
湿地損失	4.9	5.6	1.2	0.6	14.7	16.9	31.6	3.6	}	—
生態系・種損失	9.8	7.4	2.3	2.2	15.0	25.5	40.5	3.5		—
農業	9.7	7.4	6.2	7.8	16.0	23.1	39.1	15.2	1.0	1.2
林業	0.1	0.6	0.4	0	0.2	1.8	2.0	2.9	small	43.6
漁業 ^{a)}	—	—	—	—	—	—	—	—	small	—
エネルギー	7.0	6.9	-0.7	0.7	2.6	20.5	23.1	9.0	1.0	5.6
水利	14.1	13.7	3.0	1.6	11.9	34.8	46.7	6.1	}	11.4
その他部門	—	—	—	—	—	—	—	1.5 ^{d)}		—
アメニティ	—	—	—	—	—	—	—	—	}	—
生命 ^{b)}	13.2	10.0	2.3	2.9	14.8	34.4	49.2	>5.0		9.4
大気汚染	3.5	6.4	2.1	0.2	3.5	11.9	15.4	>3.0		29.7
難民	1.0	0.5	0.2	0.6	2.3	2.0	4.3	0.4		—
災害 ^{c)}	0.0	0.2	0.0	0.1	1.7	1.0	2.7	0.7	—	—
合計 (対GNP比%)	63.6 (1.4)	61.0 (1.3)	18.2 (0.7)	16.7 (4.7)	89.1 (1.5)	180.4 (1.3)	269.5 (1.4)	53.5 (1.1)	48.6 (1.0)	139.2 (2.5)

^{a)} 漁業における損失は湿地の損失に含まれている。 ^{b)} 厳密な区分はされていないが、合計でGNPの0.75%と

^{b)} 死亡のみ。 予測している。

^{c)} 台風（ハリケーン）による被害のみ。

^{b)} Cline、Nordhausは1990年価格で示されているものを1988年価格に換算している。

^{d)} 観光を示す。

^{b)} Titusについては、表中の分類項目が異なるため再分類している。

^{e)} 土地の総損失で湿地の損失を含む。

ただし、こうしたモデルの開発は現在のところ先進国中心であり、将来において温室効果ガスの増大が見込まれる発展途上国に対するモデル化はあまり行われておらず、発展途上各国特有の制度や習慣、統計に表れない経済活動の評価をどのように行うかといった点に多くの課題が残されている²²。また、本章で示してきたモデルの多くは、ある期間内の経済効用の合計を最大にするような経済的効率性の観点から、二酸化炭素の最適排出経路を求めるものであるが、これに対してリスク回避の観点から温度上昇の速度を一定の水準に抑えるような二酸化炭素の排出経路の範囲を求めた安全排出 corridor を提示する研究も行われている²³。

第4項 本研究におけるモデル分析の枠組み

最後に、本研究全体を通じたモデル分析の枠組みについて以下に示す。

本研究においては、世界全体を対象とした大規模な統合評価モデルは構築しておらず、そのため気候変動とそれに伴う経済活動へのフィードバックに関する評価は行っていない。このため、前項に挙げた統合評価モデルのように気候変動に伴う経済活動への影響を完全に内生化したものではなく、擬似的に表現したモデル構成となっている。しかしながら、本研究において構築するモデルにおいても、統合評価モデルに挙げられている環境資源を経済活動に内生的に評価した方法を反映したものである。

第4章では、表3-1-2にも挙げられている統合評価モデルの1つであるMERGEの原型であるGlobal2100をベースに、大気汚染物質（硫黄酸化物、窒素酸化物、二酸化炭素）の排出に伴う外部費用を経済活動に内部化することによる環境保全への効果と経済活動への影響を評価する。本研究で用いたGlobal2100では、米国を除くOECD地域から日本を分離することで、世界を6地域に分割したモデルとなっている。Global2100は、各地域の生産活動が1つに統合して評価されており、各地域ごとに計画期間全体の消費により規定される割引現在価値効用を最大化する最適化モデルである。また、Global2100に植林を行うサブモデルを付加し、外部費用を評価する社会において植林がどのように評価されるのかについて考察を行う。

このGlobal2100では、各地域の産業が1つに統合されており、二酸化炭素排出削減施策導入時において各地域内の個別の産業への影響が明確ではなく、各国の二酸化炭素削減施策に対して有効な施策を評価することは困難である。そこで、第5章においてわが国を対象に、国内の産業を9部門に分割した多部門モデルを構築する。この多部門モデルでは地球温暖化によるわが国への影響を評価することはできないが、わが国で二酸化炭素排出量の削減施策を実施する場合における各産業部門への影響について評価を行うことが可能となる。

続いて第6章では、公平性について議論を行うために、第5章の多部門モデルを拡張する。世代間の公平性に対しては、効用関数を世代毎に分離した世代重複モデルへと拡張し、二酸化炭素排出量の削減時に見られる各世代の効用の変化について評価する。一方、地域間の公平性については、日本モデルに中国モデルを付加した2国モデルへと拡張し、わが国の二酸化炭素削減施策による中国への影響と効率的な二酸化炭素排出削減策である排出権取引の効果について評価する。

第7章では、環境資源の分析対象として二酸化炭素以外に廃棄物を取り上げる。これらはともに排出物のストックによる影響が懸念されている問題であり、ストックの容量に関する制約という点では同じカテゴリーに属するものである。ただし、廃棄物についてはリサイクルという形態を通じて廃棄物の最終処分量を抑制することが可能であり、第7章ではこうした環境容量に対する制約がある場合のリサイクル処理を評価し、二酸化炭素排出量の削減と併せて考察を行う。

第8章で構築するモデルは、環境資源の経済活動への内部化を効用という概念のレベルで行うものである。これは、第7章までの分析では評価が困難な環境資源の評価を念頭においたものである。ただし、効用という概念を計量化する手法が確立されておらず、第8章では、意思決定において環境資源からうける環境便益のウェイトがどのように評価されてきたのかという考察にとどまっている。

以上で示した各章におけるモデルの関係を図示したものが、図3-1-4である。

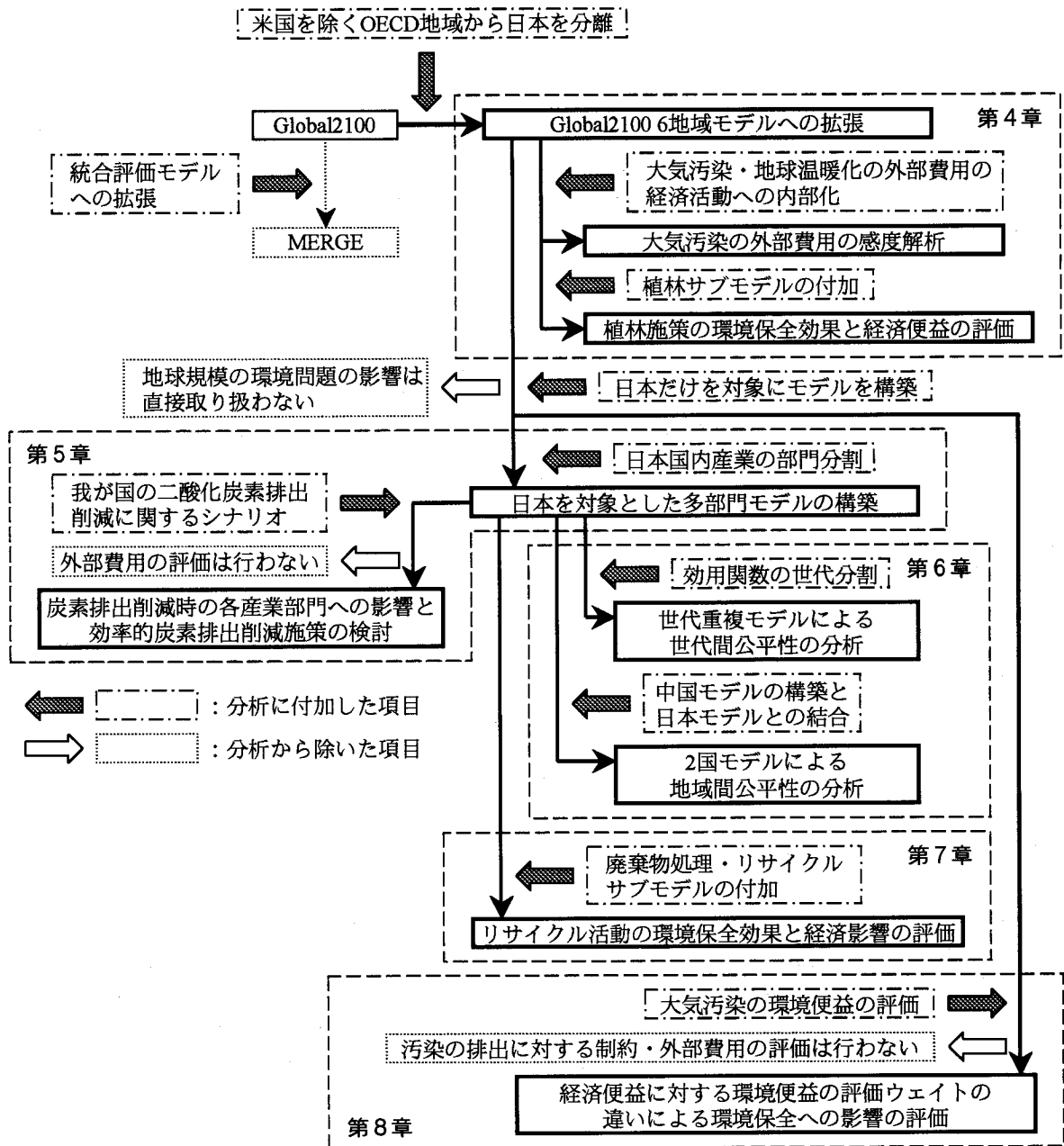


図3-1-4 本研究における全体構成と各モデルのつながり

【参考文献】

- 1 大阪大学工学部環境工学科『環境システム論』講義資料(1991).
- 2 Houghton, J.T., Filho, L.G.M., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., and Maskell, K. (1996) *Climate Change 1995 - The Science of Climate Change*, Cambridge University Press (気象庁編(1996) 地球温暖化の実態と見通し, 大蔵省印刷局, pp.292-293) .
- 3 森俊介(1992) 地球環境と環境資源, 岩波書店, pp.160-166.
- 4 松岡譲・森田恒幸(1992) 地球温暖化におけるモデルと予測, 計測と制御, Vol.31, No.5, pp.577-585.
- 5 金森久雄編(1980) 経済学基本用語辞典, 日本経済新聞社.

- 地球環境工学ハンドブック編集委員会編(1993) 地球環境工学ハンドブック, オーム社, pp.1047-1078.
山地憲治・藤井康正(1995) グローバルエネルギー戦略, 電力新報社, pp.106-128.
環境庁地球温暖化経済システム検討会(1996) 地球温暖化経済システム検討会報告書(第3回報告), pp.121-128.
- ⁶ 野口悠紀雄(1982) 公共経済学, 日本評論社, pp.190-191.
- ⁷ Meadows,D.H., Meadows,D.L., Randers,J., and Behrens III,W.W.(1972) *The Limits to Growth*, Universe Books (大来佐武郎監訳, 成長の限界, ダイヤモンド社) .
Meadows,D.H., Meadows,D.L., and Randers,J.(1992) *Beyond the Limits*, Chelsea Green Publishing Company (茅陽一監訳, 限界を超えて, ダイヤモンド社) .
- ⁸ Leontief,W.(1970) *Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach*, *The Review of Economic Statistics*, Vol.52, No.3, pp.262-271.
Kuroda, M. and Shimpo, K.(1993) *Reducing CO2 Emissions and Long Run Growth of the Japanese Economy*, *Journal of Applied Input-Output Analysis*, Vol.1, No.2, pp.1-28.
- ⁹ Dean,A.(1990) *Costs of Cutting CO2 Emissions: Evidence from "Top-Down" Models*, OECD/IEA International Conference on the Economics of Climate Change, June 14-16, 1993, Paris.
天野明弘(1993) 世界経済研究, 有斐閣, pp.242-244.
- ¹⁰ Morita,T., Matsuoka,Y., Penna,I., and Kainuma,M.(1994) *Global Carbon Dioxide Emission Scenarios and Their Basic Assumptions -1994 Survey-*, Center for Global Environmental Research, CGER-I011-'94.
- ¹¹ 森田恒幸・増井利彦・松岡譲(1994) 環境政策の経済への影響, 環境情報科学, 第23巻, 第4号, pp.20-27.
- ¹² 森田恒幸(1996) 政策科学の最新動向, 季刊環境研究, No.100, pp.34-39.
- ¹³ Bruce,J.P., Lee,H., and Haites,E.F.(1996) *Climate Change 1995 -Economics and Social Dimensions of Climate Change*, Cambridge University Press, p.377.
- ¹⁴ Houghton,J.T. et al.(1996) op. cit. (気象庁編(1996) 前掲書, p.117) .
- ¹⁵ Houghton,J.T. et al.(1996) op. cit. (気象庁編(1996) 前掲書, p.62) .
- ¹⁶ 松岡譲(1995) 地球環境の予測に係わるシミュレーションについて, 第3回地球環境シンポジウム講演集, pp.39-44.
- ¹⁷ Bruce,J.P. et al.(1996) op. cit., p.383.
- ¹⁸ Nordhaus,W.D.(1992) *The 'DICE' Model: Background and Structure of a Dynamic Integrated Climate-Economy Model of Global Warming*, Cowles Foundation Discussion Paper No.1009.
Nordhaus,W.D.(1992) *An Optimal Transition Path for Controlling Greenhouse Gases*, *Science* Vol.258, pp.1315-1319.
Nordhaus,W.D.(1994) *Managing the Global Commons*, The MIT Press.
- ¹⁹ Peck,S.C. and Tiesberg,T.J.(1992) *CETA: A Model for Carbon Emissions Trajectory Assessment*, *The Energy Journal*, Vol.13, No.1, pp.55-77.
- ²⁰ Manne,A. and Richels,R.(1995) *The Greenhouse Debate: Economic Efficiency, Burden Sharing and Hedging Strategies*, *The Energy Journal*, Vol.16, No.4, pp.1-37.
- ²¹ Cline,W.R.(1992) *The Economics of Global Warming*, Institute for International Economics, pp.81-138.
Fankhauser,S.(1992) *The Economic Costs of Global Warming: Some Monetary Estimates*, Paper Presented at the International Workshop on Costs, Impacts and Possible Benefits of CO2 Mitigation.
Cline,W.R.(1993) *Costs and Benefits of Greenhouse Abatement: A Guide to Policy Analysis*, OECD/IEA International Conference on the Economics of Climate Change, June 14-16, 1993, Paris.
Pearce,D.R. and Fankhauser,S.(1993) *Cost Effectiveness and Cost-Benefit in the Control of Greenhouse Gas Emissions*, Keynote Address to IPCC Working Group III .

-
- Pearce,D.R. and Fankhauser,S.(1993) The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions, OECD/IEA International Conference on the Economics of Climate Change, June 14-16, 1993, Paris.
- Fankhauser,S.(1995) Valuing Climate Change, Earthscan, pp.27-57.
- ²² Morita,T., Shukla,P.R., and Cameron,O.K.(1997) Epistemological Gaps between Integrated Assessment Models and Developing Countries, IPCC Asia-Pacific Workshop on Integrated Assessment Models, March 10-12 1997, Tokyo, Japan.
- Shukula,P.R.(1997) Socio-Economic Dynamics of Developing Countries: Some Ignored Dimensions in Integrated Assessment, IPCC Asia-Pacific Workshop on Integrated Assessment Models, March 10-12 1997, Tokyo, Japan.
- ²³ AIMプロジェクトチーム(1996) AIMモデルによる交渉可能な安全排出コリダ－の推定～予備的検討～, AIM Interim Paper, IP-96-03.

第4章 環境資源の劣化による外部費用を経済活動に内部化した社会のモデル化とその評価

第1節 環境経済システムの表現のための環境配慮型経済指標の導入

第1項 現状の経済システムの問題点

第3章で示したように、現在までに地球環境問題に関するモデル研究が数多く行われている。その数は国内外を含め70を超え、経済モデルだけでなく気候モデルを含めた統合評価モデルも開発され、様々なモデル形態・アプローチによる研究結果から、地球温暖化対策の実施による経済的影響や炭素税等の効果、モデルの前提条件の違いによる結果の相違等に関する分析も行われている¹。こうしたモデル分析のなかで、統合評価モデルの先駆けとしてNordhausのDICE（: Dynamic Integrated Climate-Economy Model）がある。DICEは、本章で用いるGlobal2100と同様にトップダウン型の動的最適化モデルであるが、世界を1つの地域に見立ててモデルが構成されている。このモデルでは、二酸化炭素の排出により地球の平均気温が上昇し、その結果、農業をはじめとする各種産業に被害が及び、その被害を総生産の減少というかたちで表現したモデルであり、二酸化炭素排出量の抑制に要する費用と地球温暖化によって生じる費用のトレードオフ関係から成長論的文脈で長期の最適政策経路の評価を可能にしている。Nordhausは、DICEから得られた結果より、地球温暖化防止の限界費用と限界便益を均等化させる最適政策経路は、規制措置を執らない経路に近いとしている²。これは、費用便益分析的な視点から地球温暖化問題をとらえると、積極的な温暖化防止対策は不要と受け止められかねない。こうした結論が導かれる背景として以下の4点が考えられる。

- ① 将来の費用と便益は割引いて評価されるために、現在の費用や便益と比較すると将来に対する重み付けが小さくなる。
- ② 気温上昇による総生産の減少分の見積もりが過小評価されている。
- ③ 環境資源の便益が評価されておらず、また、環境保全に対して不備のある現状のマクロ経済指標を用いて評価を行っている。
- ④ 地球温暖化問題だけを対象としており、温室効果ガスの削減に伴うその他の環境資源の保全に関する効果が捨象されている。

これらのうち、①の割引率に関する問題が最も大きな要因であると考えられるが、割引率に関しては第3章でも述べたように、世代間の公平性をはじめ様々な問題が内在しており、「将来世代のために割引率を0にする」という単純な理論は成立しない³。近年になって、IPCCにおいて地球環境問題の分析に適用すべき割引方法と割引率の大きさに関して意見の接近がみられるようになっており⁴、本研究においてもこうした割引率に関する理論の上で議論せざるを得ない。

②の地球温暖化による被害額の見積もりに関しては、前章の表3-1-3に示したように数例しか研究事例がなく、こうした結果をもとに評価せざるを得ない。しかしながら、これらの被害の見積もりは確実なものではなく、不確実性を考慮に入れた分析が必要となる。

一方、③と④に関する議論に対しては、経済活動だけでなく環境資源からの便益を評価したマクロ経済指標（グリーンGDP）を導入し、二酸化炭素だけでなく、対象を環境資源一般に広げたモデルを構築し、分析を行うことで、地球温暖化による費用のみを評価するのではなく、環境資源のもつ便益も併せて評価することが可能となる。本章では上記の②から④の課題について分析を行う。

こうした経済指標の転換と環境問題の包括化を分析するにあたり、現在の経済システム下での所得概念を環境経済システム下における所得概念に改める必要がある。これは、現在のGDPを代表とする所得概念では、環境資本の劣化や減耗といった要素は考慮されていないためである。そこで、本章ではHicksの所得概念を導入する。Hicksのいう所得とは、『人々が貧しくなることなしに消費できる額、いい換えるとある人がある期間のうちに消費し得て、しかもなお期末における彼の経済状態が期首における経済状態と同一であることを期待し得るような最大額』⁵を指す。つまり、固定資本の減価償却同様に、環境資源の減耗（枯渇性資源の採取など）や環境資源の劣化（大気環境の汚染など）を国民

所得から差し引くことで、持続可能な所得を評価するというものである。Hicksの所得概念を踏まえ、本章では第2章で挙げた表2-1-3を参考に、環境配慮型マクロ経済指標を次式のように定義する。

$$\begin{aligned} \text{環境配慮型マクロ経済指標} &= \text{GDP} \\ &- \text{自然資源枯渇・劣化の費用} \\ &- \text{汚染防除のための費用} \\ &- \text{環境修復・保全のための費用} \\ &- \text{環境汚染に伴う損失費用} \end{aligned}$$

本章では環境資源の価値評価そのものが主たる目的ではなく、環境資源の価値を取り込んだ環境経済システムにおいて見られる二酸化炭素を中心とする汚染物質の排出削減効果と経済活動への影響を分析の中心とする。しかしながら、環境資源を経済指標に取り込む際にはそれらを貨幣評価する必要がある。第2章で示した国際連合が提示する財・資産の経済的使用の評価手法（表2-1-4）より、環境資源の貨幣換算は次の3つに大別することができる。

- ① 市場で観察される評価額をもとに算出する方法
- ② 代替的な費用をもとに算出する方法
- ③ 代替・仮想市場を設定しその価値を評価する方法

これらのうち、環境資源は一般に市場で取引されていないので、②もしくは③の手法でその価値を評価しなければならない。③の手法では、アンケート等を用いた支払意思額（WTP）を基本に環境資源の価値を計測するものである。この手法は、米国のSARA（Superfund Amendments and Reauthorization Act：通称スーパーファンド法）等で便益測定法の1つとして認められる⁶など、環境資源の価値の決定そのものには有用である。しかしながら、第2章で示したようにWTPを引き出す際にバイアスが発生し、将来の人々の環境資源に対するWTPを評価することは不可能であるなどの問題点がある。また、WTPそのものには消費者余剰が含まれ、消費者余剰を含まない国民勘定体系にWTPを整合的に直接結びつけることができない⁷。これは、財の消費者余剰が、他の財の利用可能性に変化がないという部分分析の仮定の中にあって、静止した需要曲線を前提としてはじめて意味を持つ概念であり、すべての財を含む国民勘定体系の中には直接取り入れることができないためである⁸。そこで、本章では②の手法により環境資源の価値を評価する。こうして評価された環境資源のうち、現在市場及び取引のないものに関する評価（大気汚染物質の外部費用など）については、新たな市場、例えば、GEF（Global Environment Facility：地球環境基金）を創設することにより資本及び物質循環に関するフローの整合性を図るものとしている（図4-1-1）。これは、環境資源の価値を経済活動に反映させるためである。

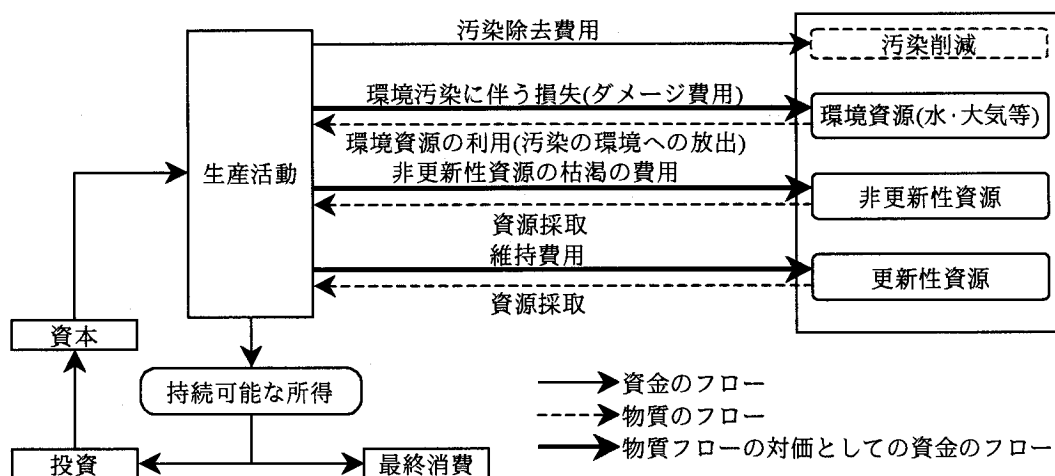


図4-1-1 環境を考慮に入れた持続可能な社会における財貨のフロー

第2節 Global2100の構造と変更点

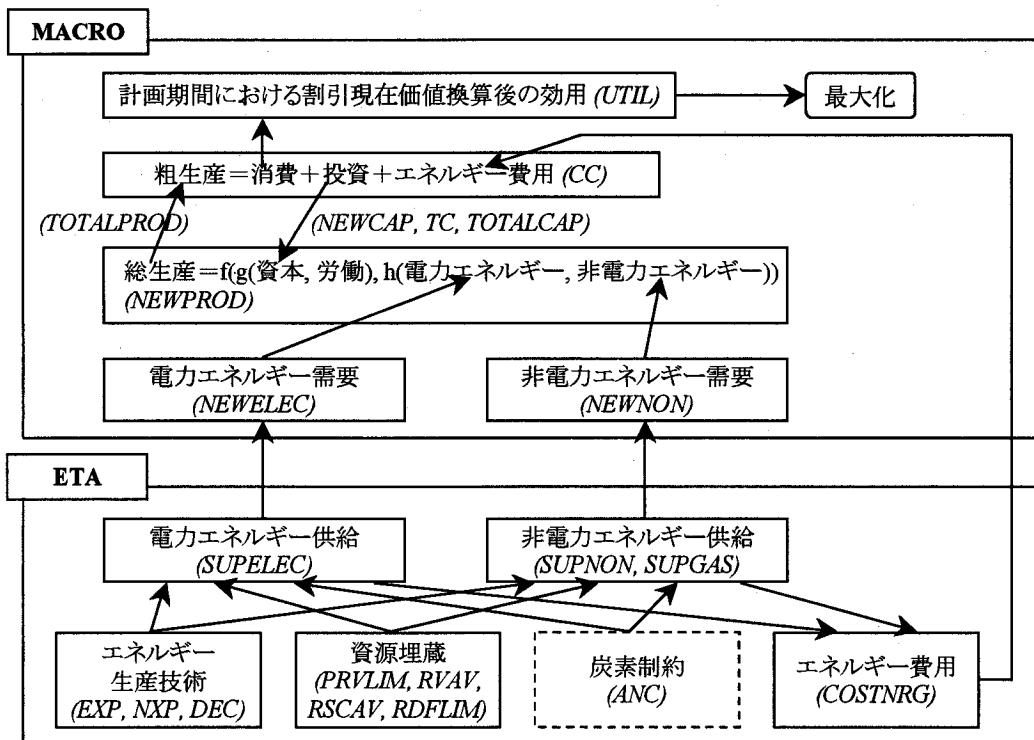
第1項 Global2100の基本構造⁹

本章では Alan Manne and Richard Richels が開発した動学的非線形最適化モデルである Global2100 をもとに分析を行う。Manne and Richels が作成したモデルでは、世界を米国 (USA)、日本を含むその他 OECD 諸国 (OOECD)、旧ソ連 (USSR)、中国 (CHINA)、その他地域 (ROW) の5地域に分割している。これに対して、本章で用いる Global2100 は、OOECD から日本 (JAPAN) を分離した6地域からなるモデルであり、日本を OOECD から分離することにより、モデル構造やパラメータの一部を修正している。以下で説明する Global2100 の基

表4-2-1 Global2100を構成する制約条件とその内容

制約条件名	制約条件の内容 [次元]
MACRO	
UTIL	効用の計画期間における割引現在価値の合計(目的関数) [-]
CC	総生産の各需要への配分 [tri. \$]
NEWCAP	エネルギー部門を除く新規資本ストック [tri. \$]
TC	投資と資本ストックの終端条件 [tri. \$]
NEWPROD	エネルギー部門を除く新ビンテージ総生産 [tri. \$]
TOTALPROD	エネルギー部門を除く総生産 [tri. \$]
TOTALCAP	エネルギー部門を除く総資本ストック [tri. \$]
NEWELEC	電力エネルギーの新ビンテージ需要 [TkwH]
NEWNON	非電力エネルギーの新ビンテージ需要 [EJ]
ETA	
SUPELEC	電力エネルギー供給 [TkwH]
SUPNON	非電力エネルギー供給 [EJ]
SUPGAS	ガス供給 [EJ]
EXP	電力生産技術の拡張上限 [TkwH]
NXP	非電力生産技術の拡張上限 [EJ]
DEC	電力生産技術の縮小上限 [TkwH]
PRVLIM	枯渇性化石燃料生産 [EJ]
RSVAV	確認済利用可能資源埋蔵量 [EJ]
RSCAV	未確認利用可能資源埋蔵量 [EJ]
RDFLIM	資源採取上限 [EJ]
ANC*	年間二酸化炭素排出上限 [bil. tC]
COSTNRG	エネルギー費用 [tri. \$]

注：*は二酸化炭素排出制約を課すときに有効な制約条件である。



[-----] は炭素排出制約時に用いる制約条件である。

() は表4-2-1の制約名に一致する。

図4-2-1 Global2100のモデル構造

本構造は、本章で用いた日本を分離したモデルを対象とする¹⁰。

Global2100では、1990年を基準年とし、2100年まで10年毎に、資源埋蔵量等の制約のもと、エネルギー等の需給を均衡させながら、期間全体を対象に消費の関数である効用の割引現在価値の合計を最大化するように最適化が図られている。

Global2100は、表4-2-1に示す各種の制約式からなり、これらの制約式が図4-2-1のようにモデルを構成している。モデル全体は、エネルギー供給部門であるETAとエネルギー供給以外の経済部門であるMACROからなり、この2つの部門は総生産の支出への配分（総生産を消費・投資・エネルギー費用に配分）とエネルギー需給で統合されている。

エネルギー供給部門であるETAでは、電力エネルギーと非電力エネルギーの2種類のエネルギーを供給する。各エネルギーを供給する技術とそれらの関係を図4-2-2に示すが、既存のエネルギー供給技術のほかに、バックストップ技術が用意されている。バックストップ技術とは、現在では経済性の面から競合する技術や資源に劣るが、将来は有望な代替技術や資源を意味する¹¹。また、エネルギー供給技術はAEEI（Autonomous Energy Efficiency Improvements：自律的エネルギー効率改善率）により毎年改善される。こうした各技術のエネルギー最大供給量やバックストップ技術導入年のシナリオ、既存技術のバックストップ技術への移行速度やエネルギー生産価格、二酸化炭素排出量、資源埋蔵量、エネルギー需要、それにエネルギーコストといった種々の制約下のもとで、各技術によるエネルギー供給量が決定される。

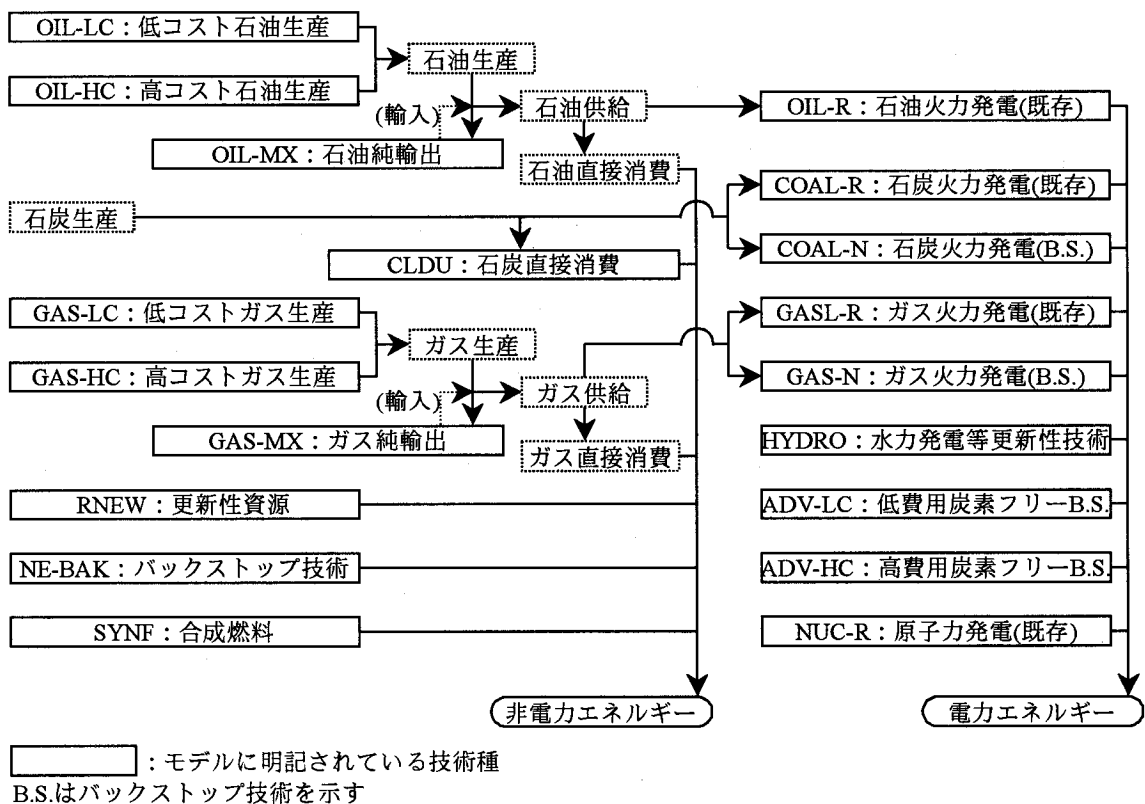


図4-2-2 Global2100のエネルギー供給技術とエネルギーフロー

Global2100ではパティ=クレイ型のCES生産関数を用いられており、資本・労働の投入要素グループと、電力エネルギー・非電力エネルギーの投入要素グループをもつ。パティ=クレイ型生産関数とは要素代替について事前的には代替可能であるが、事後的には代替不可能（固定）を仮定した生産関数である¹²。各グループ内の要素間代替と2つの投入要素グループ間の代替は可能となっている。また、生産量と各生産要素はともにビンテージで表現されている。ビンテージモデルでは、技術進歩の成果は既存の資本には何ら影響を及ぼすことはなく、専らそのときどきの新規投資の中に体化されてゆく

ものと考えられるから、資本設備はその製作年代（ビンテージ）の資本の違いによりその性質を異にし、その結果、総産出量はそれぞれのビンテージに固有の生産関数から得られる産出量の総計として与えられる¹³。労働以外の生産要素は、各々の制約式から決定されているが、労働は潜在的経済成長率をパラメータとして外生的に与えられる。

6つの各地域は、地域毎に独立してシミュレーションされるが、石油・ガスの取引（Manne and Richelsのモデルでは石油の取引のみ）と二酸化炭素の排出権取引（国際排出権取引を行うシナリオの場合のみ）は他地域とリンクした構造となっている。石油の国際価格は外生的にシナリオによって与えられており、その取引量は、先進国の輸入量と旧ソ連・中国の輸出量が各地域の最適化計算で先に決定される。その後で中東を含むROWが、世界全体の石油の取引量のギャップをできるだけ埋め合わせるように石油を輸出するように最適化が行われ、世界全体の石油取引が均衡される。これは、中東以外の地域が価格受容者（プライステイカー）として取り扱われているためである。ガスの貿易についても石油の取引に準じて行いが、ガスの取引については中国を輸入国として取り扱う。これに対して、二酸化炭素の排出権取引についてはあらかじめ各地域の二酸化炭素排出量に関するシャドウプライス等をもとにデコンポジションアルゴリズムを用いて国際排出権取引価格を決定しておき、その価格のもとで各国が炭素排出権を輸入もしくは輸出するという構造をもつ。また、本章の分析では、石炭の採取に関する制約も石油とガスに準じた形で新たに付加している。これは、石炭も他の化石燃料と比較すると埋蔵量は多いが枯渇性資源であり、その減耗を評価対象とするためである。

なお、本研究においても二酸化炭素排出量に関する制約を設定したシミュレーションを実施しているが、その場合はトロントタイプアグリーメントをもとに二酸化炭素排出量に関する制約条件を設定している。トロントタイプアグリーメントとは、日本をはじめとするOECD諸国は2010年以降、1990年における二酸化炭素排出量を20%削減した排出量で安定化させ、非OECD諸国の二酸化炭素排出量は2010年には1990年の二酸化炭素排出量の1.5倍まで認めるが、それ以後は安定化を図るというものである。これは、気候変動枠組条約第3回締約国会議においてEUが提案する2010年までに15%削減、同じく環境NGOが提案する2005年までに20%削減に準じたものとなっている¹⁴。なお、旧ソ連は気候変動枠組条約附属書I国に属するので、先進国と同様の二酸化炭素の排出制約が課されるものとする。

表4-2-1に示した各制約条件の詳細を【付録4-1】に示す。

第2項 持続可能な所得の導入とそれによる最適解の変化

本章のはじめにもみたように、GDPをはじめとする現在の所得概念には環境資源からの便益や汚染による損失は含まれないという欠点がある。本章では、現在用いられているマクロ経済指標に代えてHicksの持続可能な所得を基礎とする経済指標を用いてモデルを構築し、二酸化炭素排出量や経済活動の変化を定量的に分析する。ここでいうHicksの持続可能な所得とは、現在の所得に環境関連活動（大別すると、被害の発生を未然に防ぐ防止活動、自然そのものへの負担を取り除く復元活動、定住地の変更などの回避活動、修繕や浄化、健康サービスといった損害対処活動に分けられる¹⁵）に要した費用を従来の所得から明示的に控除した所得である。

本項では、こうした持続可能な所得の導入による意思決定が、従来の所得概念下での意思決定とどのように変わるのかについて、簡略化した概念モデルを用いて説明する。

資本とエネルギーを生産要素とする社会に対して、従来の最適化モデルは次のように表されてきた。

$$\begin{aligned} & \text{Max } \sum_t U(C_t) * udf_t \\ & \text{s.t. } f(K_t, E_t) = C_t + I_t + E_t * ep \\ & \quad K_{t+1} = K_t + I_t \end{aligned}$$

ここで、Cは消費、Iは投資、Kは資本ストック、Eはエネルギー投入を示す変数であり、U(・)、f(・)はそれぞれ効用関数、生産関数を表す。また、udfは割引因子、epはエネルギー価格を表すパラメータである。

このモデルに対して、ラグランジュ乗数を λ_t としてHを次のように定義する。

$$H = \sum_t \text{udf}_t * U(C_t) + \lambda_{t+1} [K_{t+1} - K_t - f(K_t, E_t) + C_t + E_t * ep]$$

このとき、このモデルが最適解をもつための必要条件は、Hを各変数で偏微分したものが0となることである。このうち、エネルギー投入Eに対しては、

$$\partial H / \partial E_t = \lambda_{t+1} [ep - \partial f(K_t, E_t) / \partial E_t] = 0$$

となり、最適解においてエネルギー価格（エネルギーの限界費用）がエネルギーの限界生産に等しくなるようにエネルギーが投入されることがわかる。

これに対して、エネルギーの消費に伴い汚染が発生し、それを補償すべき損失費用をh(E)で表すことができるものとする (h(E) $>$ 0, $\partial h(E) / \partial E_t >$ 0)。このとき、最適化問題は次のように修正される。

$$\text{Max } \sum_t \text{udf}_t * U(C_t)$$

$$\text{s.t. } f(K_t, E_t) = C_t + I_t + E_t * ep + h(E_t)$$

$$K_{t+1} = K_t + I_t$$

先と同様にラグランジュ乗数 λ_t を用いてHを以下のように定義する。

$$H = \sum_t \text{udf}_t * U(C_t) + \lambda_{t+1} [K_{t+1} - K_t - f(K_t, E_t) + C_t + E_t * ep + h(E_t)]$$

エネルギー投入Eに対して偏微分をとって整理すると、次のようになる。

$$\lambda_{t+1} [ep - \partial f(K_t, E_t) / \partial E_t + \partial h(E_t) / \partial E_t] = 0$$

この式から、エネルギーの限界生産は、エネルギー価格（エネルギーの限界費用）とエネルギー消費に伴う限界損失の和に等しくなる。

以上のことから、外部費用を所得に考慮することでエネルギー消費の限界費用が限界損失分だけ増大するようになり、社会的に最適な需要と供給が実現される。

第3項 持続可能な所得を評価するために導入する要素

本項では、前節で示した持続可能な所得を評価するために、本章で取り上げる環境資源の要素を示すとともに、それらの評価方法について説明する。図4-2-3にこれらの費用を勘案したHicksの所得を導入した場合におけるモデルの構造を示し、図4-2-4にこれらを表すために新たに付け加えた制約条件と変数、パラメータを示す。なお、こうしたモデル化は、第3章の環境資源を経済活動に内部化する

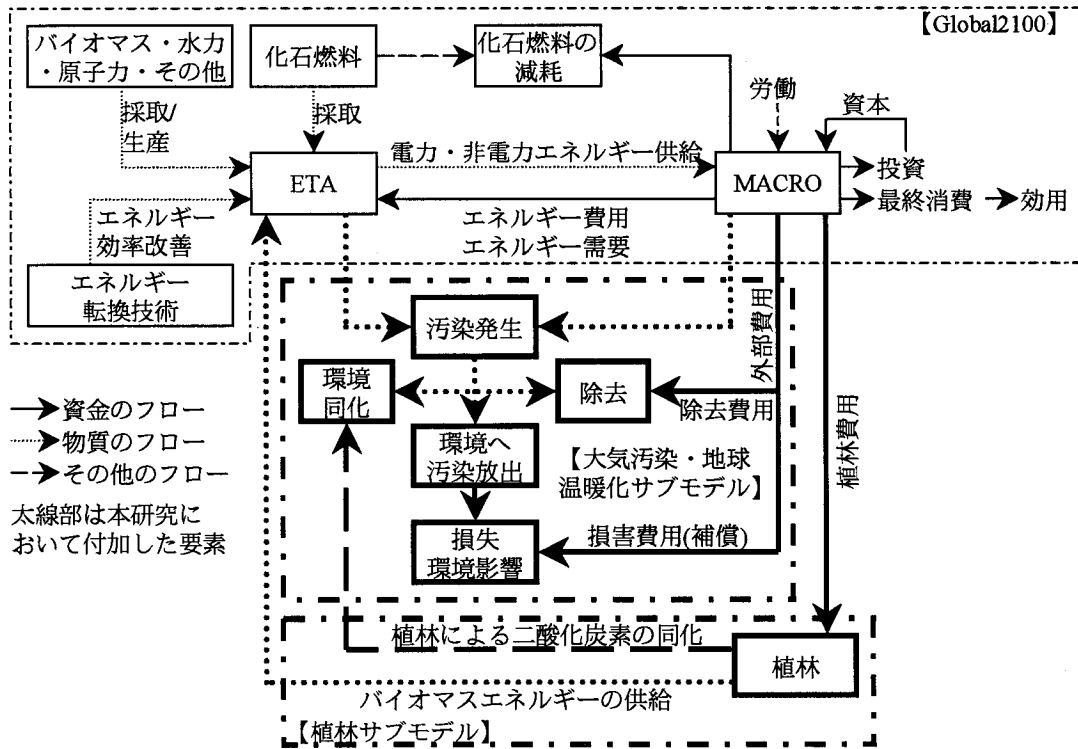


図4-2-3 持続可能な所得の枠組みにおけるGlobal2100の構造

方法のうち、環境資源の劣化による支出の増大を示すものである。

【制約条件】	
除去費用に関する制約	: $ABC(t) = \sum_{pol} (ENE(t) * ef(pol) * er(pol) * ac(pol))$
外部費用に関する制約	: $DAC(t) = \sum_{pol} (ENE(t) * ef(pol) * (1 - er(pol)) * dc(pol)) - AC(t) * dc("CO2")$
総植林済面積に関する制約	: $TAA(t+1) = TAA(t) + (NAA(t) + NAA(t+1)) * 5$
植林費用に関する制約	: $AFC(t+2) = (NAA(t) * 5 + NAA(t+1) * 10 + NAA(t+2) * 5) * aca$
二酸化炭素の吸収に関する制約	: $AC(t+2) = (NAA(t) * 5 + NAA(t+1) * 10 + NAA(t+2) * 5) * caa$
植林後の伐採に関する制約	: $RA(t+3) = RA(t+2) + (NAA(t) + NAA(t+1)) * 5 - (DA(t+2) + DA(t+3)) * 5$
【変数】	
ABC	: 除去費用
AC	: 植林による二酸化炭素吸収量
AFC	: 植林費用
DA	: 植林後伐採面積
DAC	: 外部費用
ENE	: エネルギー消費量
NAA	: 新規植林面積
RA	: 植林面積 - 植林後伐採面積
TAA	: 累積植林面積
【パラメータ】	
ac	: 単位汚染排出当たり除去費用
aca	: 単位面積当たり植林費用
caa	: 植林面積当たり二酸化炭素吸収量
dc	: 汚染排出当たり外部費用
ef	: エネルギー消費当たり汚染排出量
er	: 汚染物質除去率
t	: 期間(1期10年)
pol	: 汚染物質(CO ₂ , NO _x , SO _x)

図4-2-4 持続可能な所得を導くために新たに設定した制約条件、変数、パラメータ一覧

(1) 化石燃料の減耗

従来のSNAでは、化石燃料をはじめとする環境資源の減耗や枯渇により生じる将来世代の生産や消費への影響については考慮されていないが、持続的発展の観点から環境資源の減耗による将来世代への影響を考慮に入れて所得を評価する必要がある¹⁶。本章ではこうした考え方から、非更新性資源の枯渇を費用として所得から控除する要因ととらえる。ただし、【付録4-2】に示すように、Global2100のような資源ストックやエネルギー費用に関する制約条件を明示した定式化から得られる国民所得は概念上、将来の資源ストックの減耗が既に考慮されている。このため、Global2100で取り扱う非更新性資源（化石燃料）の減耗の所得からの控除はモデル化しない。なお、枯渇性資源の減耗の評価として【付録4-3】に示す各方法が考えられている。

(2) 汚染物質排出の防除費用

本章では、大気汚染物質である窒素酸化物（NO_x）と硫黄酸化物（SO_x）が化石燃料の燃焼に伴い発生し、これら除去するための費用を防除費用として従来の所得より差し引くものとしている。防除費用は、大気汚染物質の排出を未然に防止するために要する費用で、年間の汚染物質の排出量を各年時における大気環境資源の劣化ととらえた場合の維持費用に相当する。

維持費用を一定の環境基準を達成するために必要な費用と考え、環境基準の設定により維持費用は変化する。維持すべき環境基準として以下の設定方法が挙げられている。

- ① ある基準年次を定め、各年次の各汚染因子の排出量と基準年次の排出量との差を各年次における環境資源の劣化ととらえる。
- ② 年間の各汚染因子の排出量を各年次における環境資源の劣化ととらえる（汚染フローに着目）。
- ③ 科学的あるいは生態学的に望ましいと考えられる環境資源の状態を想定し、この望ましい環境資源の状態と各年次末における環境資源の状態との差を環境資源の劣化ととらえる（汚染ストックに着目）。

以上の方法のうち、本章では②の汚染のフローに着目した方法を採用している。これは、①の方法では基準年の取り方により環境資源の評価が異なり、③の望ましい環境水準として国や自治体の定める環境基準を想定した場合、地域により基準が異なっていたり、基準そのものが見直しにより変化する

るためである。

こうした費用は、現状の経済システムにおいても生産者が実際に負担している費用であるが、これを明示的にモデル化することにより、大気汚染物質の除去量の変化や除去技術の進歩により生じる経済的影響等に関する分析を可能にしている。

大気汚染物質の排出原単位は、化石燃料の種類だけでなく燃料の用途によっても大きく異なる¹⁷が、本章における分析では表4-2-2に示す排出原単位を用いるものとする。

表4-2-2 燃料別の汚染排出原単位

燃料	SOx[tSO2/EJ]	NOx[tNO2/EJ]	CO ₂ [tC/EJ]
石炭	2,200*10 ³	245*10 ³	24,120*10 ³
石油	480*10 ³	155*10 ³	19,940*10 ³
ガス	0	115*10 ³	13,740*10 ³

汚染物質除去に要する費用の原単位は、環境中への排出量が小さくなるほど大きくなる、

つまり、限界除去費用は大きくなるのが予測されるが、ここでは簡略化のため、汚染物質1単位当たりの除去に要する費用は一定であるとする。つまり、汚染物質の除去に要する限界費用は一定となり、汚染物質の削減量が増大する（環境資源が良好に維持される）場合に汚染物質の除去に要する費用を過小に見積もる可能性がある。本研究で用いる防除費用の原単位は、表4-2-3の値を参考に硫酸化物1トンあたり55万円（=3,793ドル/tSOx）、窒素酸化物1トンあたり125万円（=8,620ドル/tNOx）と設定する（為替レートは1990年の平均レートである1ドル=145円を使用）。なお、汚染防除に関する技術もエネルギー効率の改善と同様に進歩すると考え、防除費用当たりの汚染除去量位は、Global2100に設定されているAEEIと同じ水準で改善されるものとしている。

表4-2-3 わが国の火力発電プラントにおける環境対策費用

	石炭火力発電			LNG火力発電	
	硫酸化物	窒素酸化物	二酸化炭素	窒素酸化物	二酸化炭素
設備費 [億円]	4,282	1,242	12,694	2,327	24,695
年間対策費* [億円]	1,089	678	7,797	610	8,306
年間処理量 [万t]	19.6	5.1	1,328.0	5.0	1699.0
環境コスト* [万円/t]	55.7	132.9	5.9	122.0	4.9

* 環境コストは汚染物質を1t削減するために要する費用で、年間対策費÷年間処理量で求められる。年間対策費は、環境対策技術の導入による発電コストの増大を示したもので、年経費率を用いて1年あたりに換算した設備等への固定費用も含まれている。

環境コスト = {対策後発電コスト - 対策前発電コスト} [円/年] ÷ {対策前汚染物質排出量 - 対策後汚染物質排出量 (=年間処理量)} [t/年]

なお、本章の分析において除去費用と次に示す外部費用は一定としているために、これらの費用が異なる場合、低い費用の処理方法に集中する。こうしたことを防ぐために大気汚染物質の削減率を設定する。わが国の硫酸化物、窒素酸化物の削減率は1987年で各々71.2%、39.7%である¹⁸。先進国における汚染物質の削減率は、この数値を基準とする。将来の汚染物質の排出削減計画については、酸性雨に関する問題として欧米諸国を中心にいくつかの国際的同意が見られる¹⁹。1979年に成立した長距離越境大気汚染条約（越境大気汚染に関する国際条約）や、ヘルシンキ議定書（1985年採択、21カ国署名、各国の1980年時点の硫黄の排出量を1993年までに最低限30%削減）、ソフィア議定書（1988年採択、25カ国署名、窒素酸化物の排出量を1994年までに1987年時点のレベルに凍結）等がこれにあてはまる。また、1990年に制定された米国大気汚

表4-2-4 本分析で設定した窒素酸化物と硫酸化物の削減シナリオ

年	先進国		発展途上国	
	硫酸化物	窒素酸化物	硫酸化物	窒素酸化物
1990	70%	40%	0%	0%
2000	75%	45%	10%	5%
2010	75%	50%	20%	10%
2020	80%	55%	30%	15%
2030	80%	60%	40%	20%
2040	85%	65%	50%	25%
2050	85%	70%	60%	30%
2060	90%	75%	70%	35%
2070	90%	80%	70%	40%
2080	90%	85%	70%	40%
2090	90%	90%	70%	40%
2100	90%	90%	70%	40%

染浄化法の酸性雨計画では、2010年までに二酸化硫黄の排出量を1980年レベルの排出量より1,000万t減少させ、窒素酸化物の排出量についても2000年までに200万t削減することを目標としている²⁰。こうした国際的同意をもとに、先進国における汚染物質の排出削減率は表4-2-4のように段階的に引き上げるように設定している。一方、発展途上国の汚染物質の削減率については、現在0%である（汚染物質の排出対策は実施していない）が、2100年には現在の先進国並になるものと仮定して、表4-2-4に示す通り設定する。

(3) 汚染物質の排出に伴う外部費用

汚染物質を100%除去することは、技術的に可能となっても膨大な費用を要することが予想される。第2章でもみたように、社会的に最適な汚染水準とは、必ずしも0である必要はない。このため、現実には定められた基準値（環境基準）を超えない範囲で汚染物質の排出が行われており、今後もこうした排出形態がとられるものと考えられる。この場合、環境基準内の排出とはいえ汚染物質の排出は環境資源の劣化を招く。そこで、持続可能な所得を導入するために(2)において汚染物質を除去する費用を設定しているが、除去されずに排出される汚染物質が引き起こす様々な被害に対する損失費用も、所得から控除される対象としている。ただし、汚染物質の処理費用と同様に排出量あたりの外部費用の限界値（原単位）は汚染物質の排出量にかかわらず一定としている。このように汚染物質の除去に要する費用と汚染物質の排出に伴って生じる被害の費用を評価することで、汚染物質に対する社会的費用を評価する。

本章では、大気汚染物質である硫黄酸化物と窒素酸化物、及び温室効果ガスである二酸化炭素を対象としている。表4-2-5に大気汚染物質の被害額の見積もりに関して行われた既存研究の推定結果を示す。Alfsen et al.やPearceの研究より、窒素酸化物に対する損失の見積もりは0.1ドル/tNO_xから1.5ドル/tNO_x、硫黄酸化物に対する見積もりは0.6ドル/tSO_xから3.5ドル/tSO_xであるとされている²¹。一方、表4-2-6は地球温暖化により生じる社会的費用の推計に関する既存研究の結果である²²。本章で用いる大気汚染物質の外部費用は、表4-2-5に示す被害額を大気汚染物質の排出量あたりに換算したものである。ただし、窒素酸化物については100年における地球温暖化指数が320と、二酸化炭素をはるかに超えた能力を有する温室効果ガスである²³ので、二酸化窒素の排出による外部費用は、表4-2-5に示す大気汚染による被害額に、表4-2-6に示した地球温暖化の社会的費用を加えたものとしている。また、二酸化炭素の外部費用については、表4-2-6の数値のうち、30ドル/tCを標準ケースとする。

表4-2-5 窒素酸化物・硫黄酸化物の排出による損失

	損失総額 [bil.\$]	排出量[1000t]		損失原単位[\$/t]		出典
		硫黄酸化物	窒素酸化物	硫黄酸化物	窒素酸化物	
米国(1990)	53.5	21,060	19,380	1,570	1,050	Daly and Cobb
オランダ(1986)	0.5-0.8	262	576	770-1,240	520-830	Opschoor
ドイツ(1985)	19.3-21.5	7,785	3,565	1,900-2,120	1,270-1,410	Schulz
EU*	3.543	285	566	2,500	5,000	Fankhauser
米国*	6.420	422	1,073	2,500	5,000	
旧ソ連*	2.134	1,100	1,584	500	1,000	
中国*	0.178	258	227	250	500	
OECD*	11.898	873	1,943	2,500	5,000	
世界*	15.402	2,737	4,545	-	-	
本研究適用値**				先進国 : 1,520 中所得国 : 304 低所得国 : 152	先進国 : 1,020 中所得国 : 204 低所得国 : 102	

* Fankhauserの推定は、損失の増分、汚染排出量の増分、すなわち限界値を示す。

** 先進国はUSA、JAPAN、OECD、中所得国はUSSR、低所得国はCHINA、ROWをそれぞれ表す。

ただし、こうした外部費用、もしくは社会的費用の値は、表4-2-5、表4-2-6に見られるように地域や期間によりその額は大きく異なる。そこで、本章では外部費用の原単位として、表4-2-5や表4-2-6に示

された範囲をもとにいくつかのシナリオを設定し、外部費用を適切に評価し、これを費用として所得から控除することによる経済活動及び二酸化炭素排出量への影響をとら

表4-2-6 地球温暖化により生じる外部費用の推定

期間	1991-2000	2001-2010	2011-2020	2021-2030	出典
二酸化炭素 [\$/tC]	7.3(0.3-65.9)				Nordhaus
	30-35				Ayres and Walter
	5.30	6.80	8.60	10.00	Nordhaus
	10-12	12-14	14-18	18-22 (3.4-57.6)	Peck and Teisberg
	20.4 (6.3-47.7)	22.9 (7.2-53.8)	25.4 (8.1-60.3)	27.8 (8.8-66.2)	Fankhauser
本章における適用値: 30[\$/tC]					
窒素酸化物 [\$/tN]	2,940 (800-7,465)	3,433 (948-8,749)	3,925 (1,090-9,652)	4,571 (1,241-11,419)	Fankhauser
	本章における適用値: 1,200[\$/tNOx]				

えることを研究の目的とする。その際、表4-2-5でFankhauserが示しているように、中所得国(旧ソ連)、低所得国(中国とROW)における大気汚染による損失は、先進国のそのそれぞれ20%、10%としている。ただし、地球温暖化に対する外部費用は、地球温暖化が地球全体の問題であり、その影響が発展途上国にも強く及ぶことが懸念されていることから、地域による差別化は行わず、各地域とも共通の外部費用原単位を設定する。

こうした外部費用は、現在の所得体系では全く考慮されておらず、資金のフローも存在しないが、持続可能な所得を実現するには考慮に入れなければならない概念である。そこで、本章においては、ここで定量化した外部費用も資源の枯渇と同様に基金として留保しておき、実際に被害が生じた場合にこの基金から補償を行うような資金の流れを有する社会を想定したものである。

(4) 放射性廃棄物を処理するための費用

原子力発電は、“goods”である電力エネルギーを生み出すとともに“bads”である放射性廃棄物を生み出す。そこで、放射性廃棄物を処理する費用を(2)の防除費用と同様の考え方で所得より控除する。放射性廃棄物の処理費用の原単位に関する既存研究がないため、本研究では発電に要する費用と同額の費用が必要であるという仮定のもとで費用を算出している。

第4項 植林オプションのモデル化

前節で示した『環境配慮型のマクロ経済指標』の導入による二酸化炭素排出量の削減効果の分析とともに、本章では、二酸化炭素の吸収源を積極的に利用した場合にみられる二酸化炭素排出量の削減効果や経済活動への影響について分析を行う。このため、新たに二酸化炭素の固定に関するサブモデルを付加し、モデルを拡張する。二酸化炭素の固定技術として、深海底での貯留方法や生物的、化学的方法が提案・開発されている²⁴が、本研究では、森林(植林)を対象としている。これは、森林の二酸化炭素吸収や植林等に関するデータが比較的整備されている点、生育後の樹木はバイオマス燃料として利用可能であり、本研究で用いるGlobal2100との関連性が大きい点、森林(陸上生態系)のもつ二酸化炭素固定能力はIPCC等の調査・研究により明らかにされつつあり、その固定能力は予想を超える大きなものであることが確認されており²⁵、森林の保全は地球温暖化問題にとって非常に重要な地位を占めるものと考えられる点、等の理由によるものである。

植林により得られる効用として、木材・薪炭材としての財の供給のほかにアメニティの供給等さまざまな側面が考えられるが、ここでは、二酸化炭素の吸収とバイオマス燃料の供給という面だけを取りあげ、植林施策の有無による二酸化炭素純排出量(総排出量－植林による吸収量)の変化や植林に伴う経済活動への影響を分析する。

(1) 森林のもつ炭素固定能力

樹木には成長期において炭素を固定する能力が存在する。しかしながら、その炭素固定能力(炭素

吸収率)は図4-2-5に示すように樹齢に伴って変化し²⁶、こうした能力が持続する期間も表4-2-7に示すように樹種及び気候により異なる²⁷。また、各生態系の炭素固定能力そのものにも大きな違いが見られる。年平均成長量(MAI: Mean Annual Increment, 植栽後特定の林齢までに成長した人工林の幹材積をその林齢で割った値)で比較すると、早生樹種であるユーカリの場合、土地条件がよければ10年で15tC/ha/年もの炭素を吸収するのに対して、針葉樹のメルクシマツの炭素吸収量は、20年後で最大12tC/ha/年、最小6tC/ha/年となる。また、チークでは80年伐期のMAIが最高でも6tC/ha/年、最小では2.5tC/ha/年となる²⁸。

本章では、各地域における植林サブモデルの物理データに関する前提条件を表4-2-8のように設定する。また、モデルの簡略化のため炭素固定能力を有する期間(成長期)を一律20年とし、各地域における樹木の炭素固定能力についても成長期において一定と仮定する。

(2) 植林面積²⁹

1990年の各地域における潜在的植林可能面積は、表4-2-8のように推定されている。このうち、現実的に植林が可能な面積を潜在的植林可能面積の25%としている。また、1年間の最大植林面積を、潜在的植林可能面積の1%に設定している。なお、わが国の潜在的植林面積は、

OECDパシフィック全体の潜在的植林面積と各国の現在の森林面積等により推測したものである。こうして得られた世界全体の植林可能面積は、サウジアラビアの国土面積(約215万km²)に匹敵する。

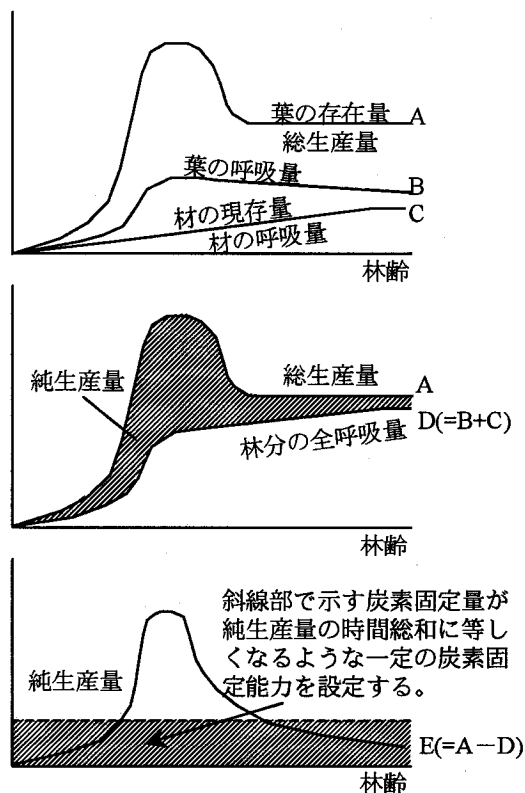


図4-2-5 一斉林(樹齢のほぼ等しい同種の木からなる林)における生産量(炭素固定量)と林齢の関係

表4-2-7 森林の炭素固定能力と生育期間

生態系	炭素固定量[tC/km ² /年]					固定時間[年]
	Whittaker and Likens	Woodwell	Ajay	Olsen	電力中央研究所	
熱帯多雨林	990	990	1,020	780	870(260-2,210)	20.8
熱帯季節林	720	(450-1,600)	710	550	550(160-1,080)	20.8
温帯常緑樹林	585	560	660	600	750(500-1,030)*1	26.0
温帯落葉樹林	540	(270-1,125)			910(350-1,260)*2	
亜寒帯林	360	360 (180- 900)	380	490	570(320- 850)*3 420(30- 950)*4	25.1
疎林・低木林	315	320	490	360		8.1
出典	Whittaker and Likens	Woodwell	Ajay	Olsen	電力中央研究所	小島紀徳

()内は炭素固定量の変動範囲を示す。

*1 ヒノキ *2 カシ *3 モミ *4 カラマツ

表4-2-8 本章において設定した植林に関する前提条件

	炭素固定率 [tC/km ² /年]	生育期間 [年]	潜在的植林可能面積 [km ²]	最大植林可能面積* [km ²]
米国	600	20	450,000	112,500
日本	600	20	26,500 **	6,625
その他OECD	400	20	1,543,500	385,875
中国	600	20	860,000	215,000
旧ソ連	360	20	1,220,000	305,000
ROW	990	20	3,970,000	992,500

* 潜在的植林可能面積の25%と仮定する。

** 土地利用等からOECD太平洋地域の5%と仮定する。

(3) 植林費用

植林費用は、植林に要する費用と保育に要する費用を含んだもので、年間の費用は割引率を5%として総費用を1年当りに換算したものである。本研究で用いた年間の植林費用は、表4-2-9に示す植林費用の変動幅（最大費用と最小費用）の平均値としている。なお、植林は実施しやすい（費用のかからない）地域から行われるので、単位面積あたりの植林費用は植林面積の増大とともに増加する。ここでは簡略化のため、植林面積が最大植林可能面積の70%を超えると、表4-2-9に示すように植林費用が1.5倍になるものと仮定する。

こうした植林に要する費用は、植林という環境資源を回復させるための費用として、所得から控除される対象となる。しかしながら、二酸化炭素の排出に伴って生じる社会的費用の負担が、植林により固定される二酸化炭素量だけ軽減される。さらに、後述するバイオマスエネルギー供給量の増大という便益が生じる。

表4-2-9 植林に要する費用とバイオマスエネルギー供給

	先進地域*	発展途上地域*
新植代	438-4,287 [\$ /ha]	337-3,293 [\$ /ha]
新植代+保育代**	1,752-17,148 [\$ /ha]	1,348-13,172 [\$ /ha]
年間植林費用***	138-1,351 [\$ /ha/年]	106-1,038 [\$ /ha/年]
本章での適用値 植林面積はじめの70%	750 [\$ /ha/年]	570 [\$ /ha/年]
植林面積残りの30%	1,125 [\$ /ha/年]	855 [\$ /ha/年]
単位面積当たりバイオマスエネルギー供給量	156 [t/ha]	205 [t/ha]
バイオマスのエネルギー供給量	15.0 [GJ/t]	

* 先進地域は[USA,JAPAN,OECD,USSR]を、発展途上地域は[CHINA,ROW]をそれぞれ表す。

** 保育代は新植代の3倍と仮定している。

*** 保育期間(植林費用回収期間)を20年、割引率を5%/年として計算している。

[参照] 1988年から1989年のインドネシアにおける産業造林の基準費用は571[ドル/ha]から950[ドル/ha]である。

(4) 生育後の森林

樹木は、成長期において二酸化炭素の吸収源としてとらえることが可能であるが、成育後はバイオマス燃料の供給が可能となる。二酸化炭素の固定を目的とした樹木を伐採し、燃料として燃焼させると、樹木に貯蔵された炭素が再び二酸化炭素として放出され、炭素固定の役割は果たせない。しかしながら、Global2100に用いられているバイオマス燃料は、バイオマス燃料収穫後の植林・植樹を前提としているため、バイオマス燃料の二酸化炭素排出原単位は0と設定されている。このため、生育後の樹木をバイオマス燃料として伐採した後も植林を実施することで、最大植林可能面積への新規植林に相当する炭素の固定量を上限に炭素の固定が可能になる。本章では、1年あたりのバイオマス燃料としての利用量（樹木の伐採量）は、最大で潜在的植林可能面積の0.5%と設定する。

森林密度は先進地域（旧ソ連を含む）で156t/ha、途上地域で250t/haと推測されており³⁰、バイオマス燃料の単位重量あたりの発熱量は15.0GJ/tから18.4GJ/tと推定されている³¹。これらの森林密度、発熱量（ここでは含水率20%における推定値である15.0GJ/tとしている）を用いて、表4-2-9で示したバイオマスエネルギーの単位発熱量あたりの費用を計算すると、先進地域で6.4ドル/GJ、途上地域で3.0ドル/GJとなり、先進地域においては、Global2100で設定されているバイオマスエネルギーの生産費用（6.0ドル/GJ）とほぼ同水準である。なお、植林地伐採から得られるバイオマスエネルギーの生産費用（再植林費用）は、Global2100で用いられている値を使用する。

第3節 シミュレーション結果とその分析

本節では、前節で示したHicksの『持続可能な所得』概念に従ってGlobal2100を拡張したモデルをも

とに行ったシミュレーションの結果とその分析についてまとめる。本章では、現在用いられている所得から環境資源の価値を評価した持続可能な所得体系（以下、グリーンアカウントと略す）に移行した場合に見られる二酸化炭素排出量、経済規模、外部費用の感度解析的分析、植林政策の導入状況の各項目について、日本及び世界全体を中心に分析する。また、グリーンアカウント体系と現状の所得体系の経済規模の大きさを比較する際の指標として、本研究では消費を取り上げている。これは、現状の所得体系から導かれるGDPとグリーンアカウント体系から導かれるグリーンGDPは概念が異なるので、これら2つの指標そのものを比較することは適切でないと考えためである。なお、シミュレーションはGlobal2100と同様に非線形最適化モデル用のソフトウェアであるGAMS³²を用いて行う。

第1項 現在の経済指標体系下における結果

(1) 現状推移シナリオ

まずは、本モデルの現状推移シナリオの結果を示す。ここでいう現状推移シナリオとは、経済指標体系・所得概念が現在の枠組のものをいう。ただし、大気汚染物質削減のための防除費用および放射性廃棄物の処理費用は現在の勘定体系においても費用として扱われているので、これらの費用は考慮に入れた指標・勘定体系である。また、動学的最適化モデルというモデルの性格上、将来の資源の枯渇も考慮に入れた指標体系でもある。なお、以下の各シナリオで得られた結果の比較対象としているシナリオは、断りがない限りこの現状推移シナリオである。

現状推移シナリオにおける世界各国の二酸化炭素排出量の合計は、図4-3-1に示すように2100年において362億tC/年と、現在の年間二酸化炭素排出量の約6倍に増大する。この結果は、現在までのモデル分析の結果と比べると高い値となっており、IPCCが示す6つの1992年排出シナリオIS92aからIS92fのうち、経済成長が比較的高く設定されているIS92eに近い軌跡となっている³³。

図4-3-2は消費水準の結果であり、1990年から2100年までに世界全体で8.9倍、日本では7.8倍の増大となる。参考までに、世界全体の総生産（GWP：Gross World Product）は2100年に191

兆ドルとなり、1990年の8.5倍となる。わが国においても、2100年における二酸化炭素排出量は1990年の5.5倍、総生産（GDP）は7.3倍にそれぞれ増大する。硫黄酸化物や窒素酸化物の排出量は21世紀半ばまで減少する傾向を示すが、それ以後は再び増加に転じる。21世紀半ばまでの減少は、これら汚染物質の削減シナリオによる。それ以後の増大は非電力エネルギー需要において大気汚染物質の排出原

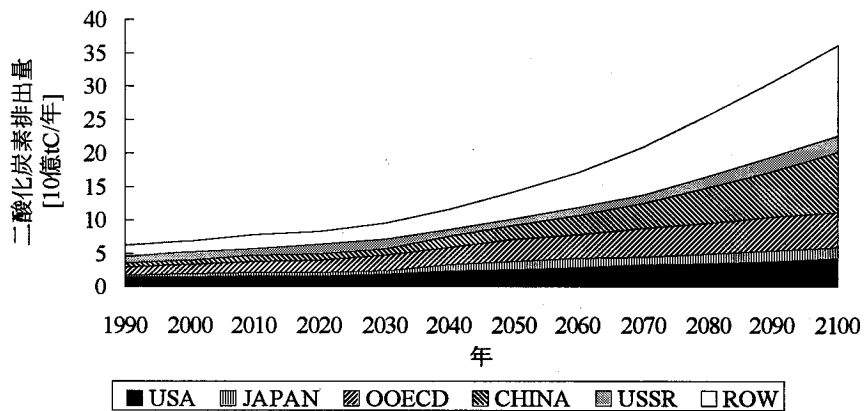


図4-3-1 現状推移シナリオにおける二酸化炭素排出量

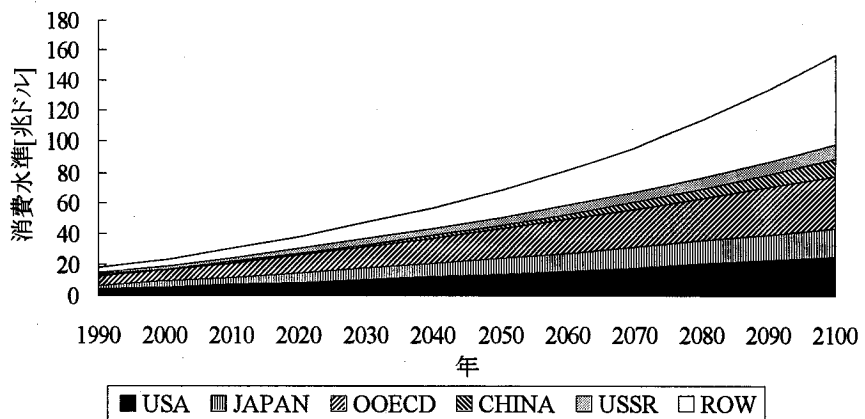


図4-3-2 現状推移シナリオにおける消費水準の推移

単位の大きいオイルサンド、オイルシェールから得られる合成燃料の需要が増大するようになり、発生量が大幅に増大するためである。その結果、大気汚染物質の除去に関する技術的な改善にもかかわらず総生産に対する大気汚染物質削減支出は、わが国において2100年までに約2倍に増大する。

(2) 二酸化炭素制約シナリオ

次に、各地域の二酸化炭素排出量を前節で示したトロントタイプアグリーメントに示された水準に抑制すると、各国・各地域とも消費水準は図4-3-3のように推移する。わが国では最高で2.1%

(2020年)の減少がみられる。この二酸化炭素排出量に制約を課した場合、図4-3-4のように炭素税率が推移するという結果が得られた。ここでの炭素税は二酸化炭素の排出削減に関する制約条件のシャドウプライスとして計算されたものであり、最適化計算の結果から得られる二酸化炭素1tCを削減するのに必要な限界費用である。図4-3-4より、地域によってその値が大きく異なる。これは、各地域のエネルギー供給技術と二酸化炭素排出制約に起因する。また、わ

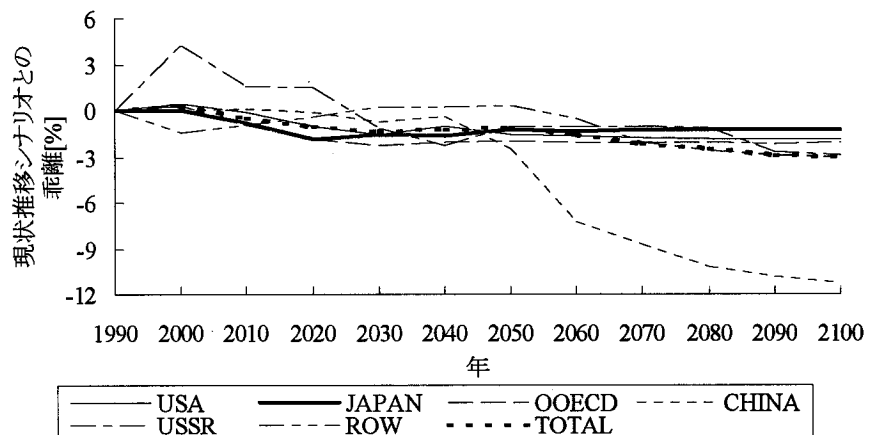


図4-3-3 二酸化炭素制約シナリオにおける消費水準の現状推移シナリオとの乖離

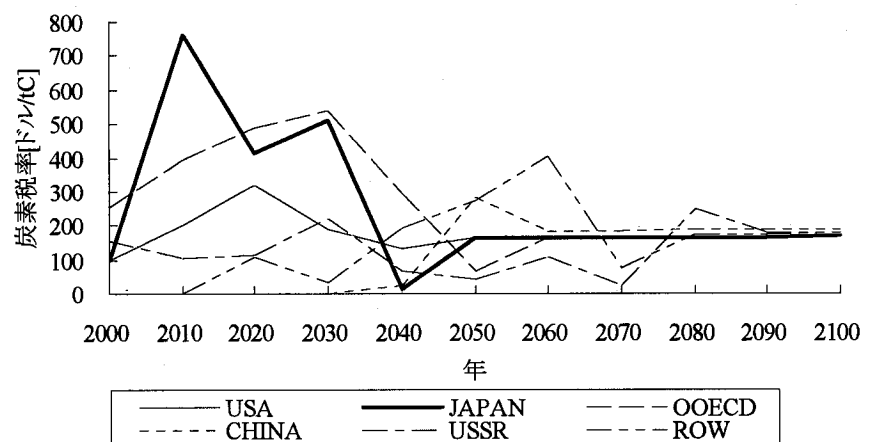
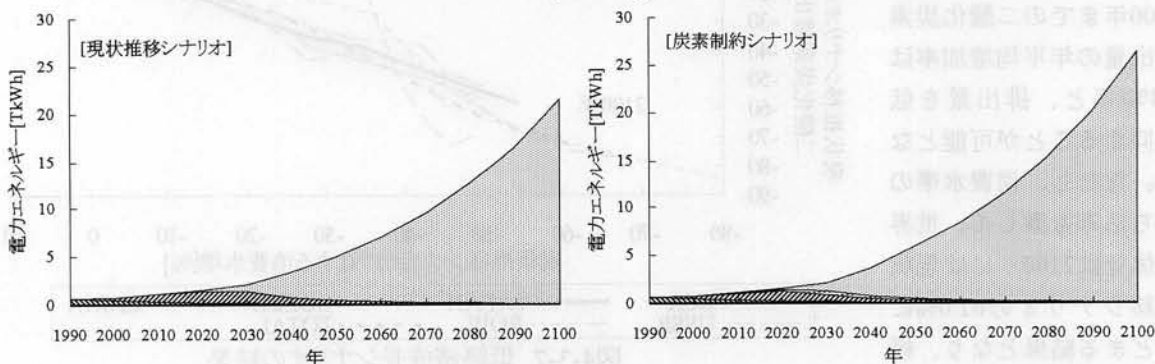
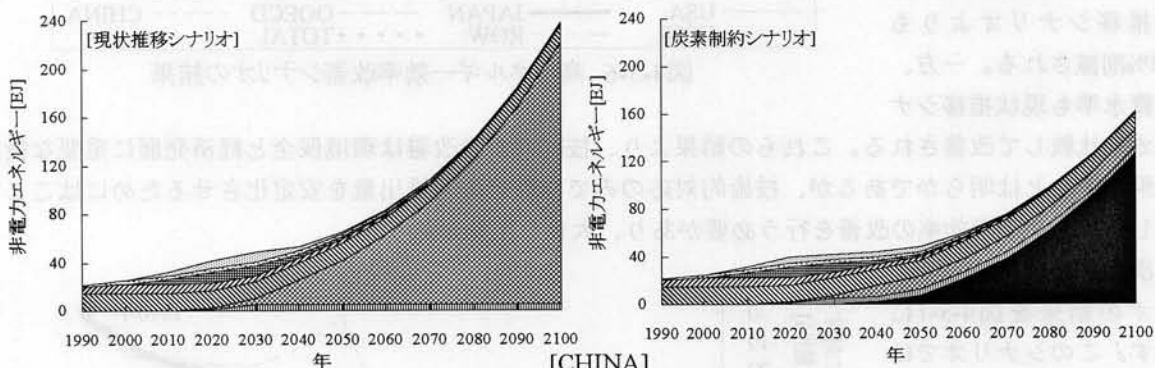
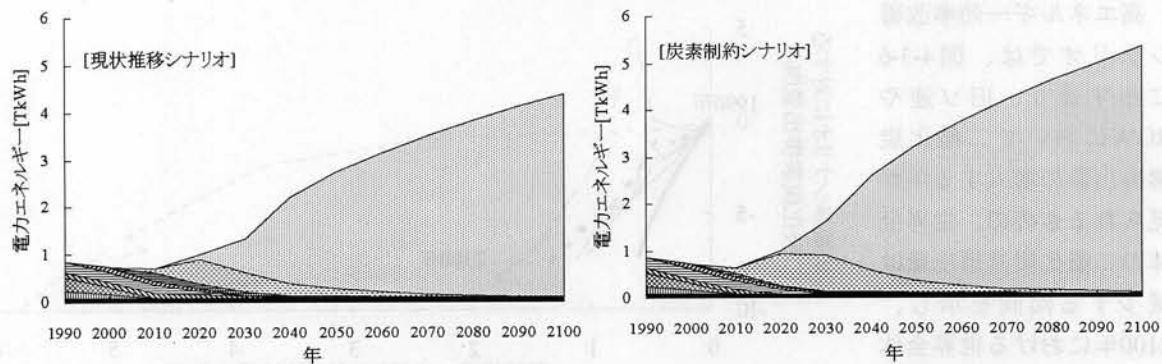
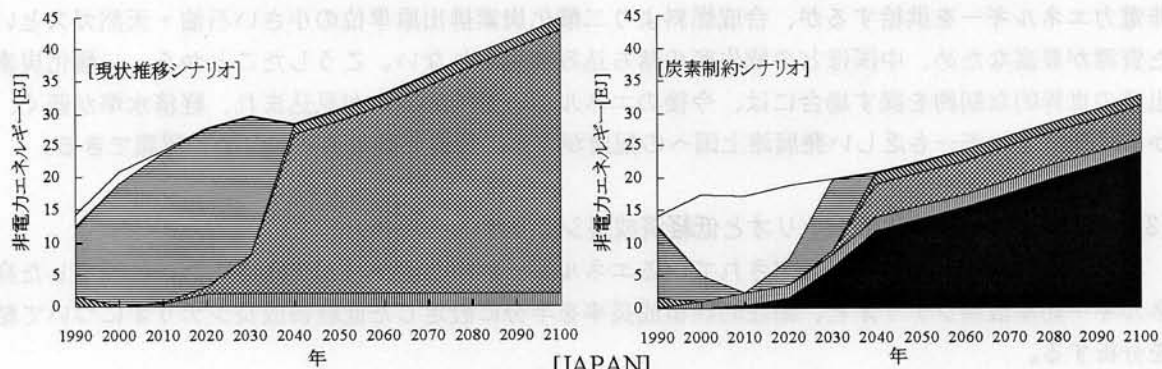


図4-3-4 二酸化炭素制約シナリオにおける炭素税率

が国の二酸化炭素排出量をトロントタイプアグリーメントの水準に抑えるには、21世紀はじめに100ドル/tCから760ドル/tC、21世紀の半ば以降は160ドル/tCの炭素税が必要となる。この160ドル/tCの炭素税とは、ガソリン1リットルに換算すると約15円（1ドル=145円を使用）となる。

図4-3-3より中国における消費水準の落ち込みが激しい。この理由として、現状推移シナリオにおける中国のエネルギー需要の急増と、エネルギーミックスにおいて石炭をはじめとする二酸化炭素排出原単位の大きいエネルギーが多く供給される結果、二酸化炭素排出量が他の地域と比較して急速に増大するようになるためである。図4-3-5はJAPAN（日本）とCHINA（中国）において二酸化炭素排出制約を課すことによって生じるエネルギー供給の変化を示す。現状推移シナリオにおける中国の非電力エネルギー供給のうち、合成燃料の占める割合が極めて高く、また他の地域と比較しても最も急激に増大する。その結果、二酸化炭素排出量の制約が課されることにより、中国以外の地域では比較的スムーズにおこる非電力エネルギーから電力エネルギーへの転換が、中国では行われにくくなっている。わが国も21世紀半ば以降合成燃料に依存するエネルギー構成となっているが、中国と比べて経済水準が高いため、合成燃料以外の価格の高い代替エネルギーへの移行が容易に進み、その結果、総生



非電力エネルギー凡例

- NE-BAK ■ RNEW ■ SYNf ■ CLDU ■ OIL-MX ■ OIL-LC ■ OIL-HC ■ GAS-LC ■ GAS-HC □ GAS-MX

電力エネルギー凡例

- HYDRO ■ GAS-R ■ OIL-R ■ COAL-R ■ NUC-R ■ GAS-N ■ COAL-N ■ ADV-HC ■ ADV-LC

図4-3-5 二酸化炭素排出量の制約による非電力エネルギー（上段）、電力エネルギー（下段）の供給技術の変化

産の減少は最小限に止まるものと考えられる。同じ発展途上国であるROWも中国以上に合成燃料から非電力エネルギーを供給するが、合成燃料より二酸化炭素排出原単位の小さい石油・天然ガスといった資源が豊富なため、中国ほどの総生産の落ち込みは見られない。こうしたことから、二酸化炭素排出量の世界的な制約を課す場合には、今後のエネルギー需要の拡大が見込まれ、経済水準が低く、しかも代替エネルギーも乏しい発展途上国への配慮が非常に重要であることが改めて認識できる。

(3) 高エネルギー効率改善シナリオと低経済成長シナリオ

次に、現状推移シナリオで設定されているエネルギー効率改善率（AEEI）を1.25倍に設定した高エネルギー効率改善シナリオと、潜在的経済成長率を半分に設定した低経済成長シナリオについて結果を分析する。

高エネルギー効率改善シナリオでは、図4-3-6に示す通り、旧ソ連やROWにおいて二酸化炭素排出量の増大する年が見られるものの、世界全体の二酸化炭素排出量は減少する傾向を示し、2100年における世界全体の二酸化炭素排出量は現状推移シナリオよりも7.5%削減される。一方、消費水準も現状推移シナリオと比較して改善される。

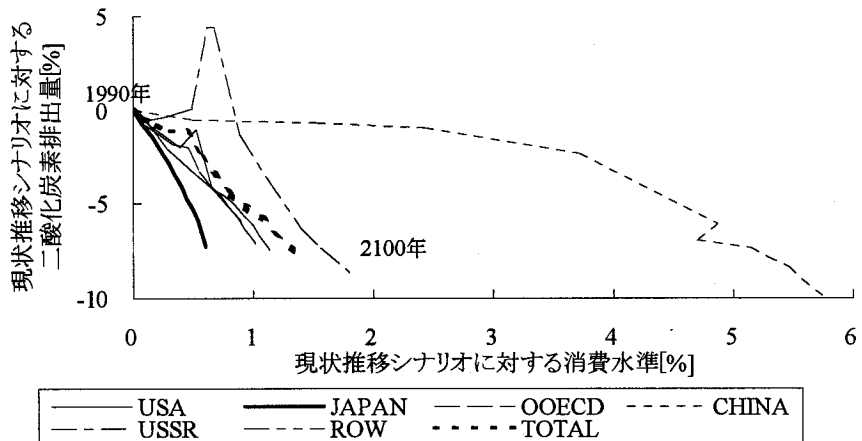


図4-3-6 高エネルギー効率改善シナリオの結果

これらの結果より、技術効率の改善は環境保全と経済発展に重要な役割を果たすことは明らかであるが、技術的対応のみで二酸化炭素排出量を安定化させるためにはここで示した以上の技術効率の改善を行う必要があり、大きな困難が伴う。

次に、低経済成長シナリオの結果を図4-3-7に示す。このシナリオでは2100年までの二酸化炭素排出量の年平均増加率は0.4%/年と、排出量を低く抑えることが可能となる。ただし、消費水準の落ち込みも激しく、世界全体では2100年には現状推移シナリオの61.0%にとどまる結果となり、経済成長率は1.1%/年という低い水準にとどまる。こうした結果から、二酸化炭素排出量を大幅に削減するには、経済成長の速度をゆるめる必要があるといえる。

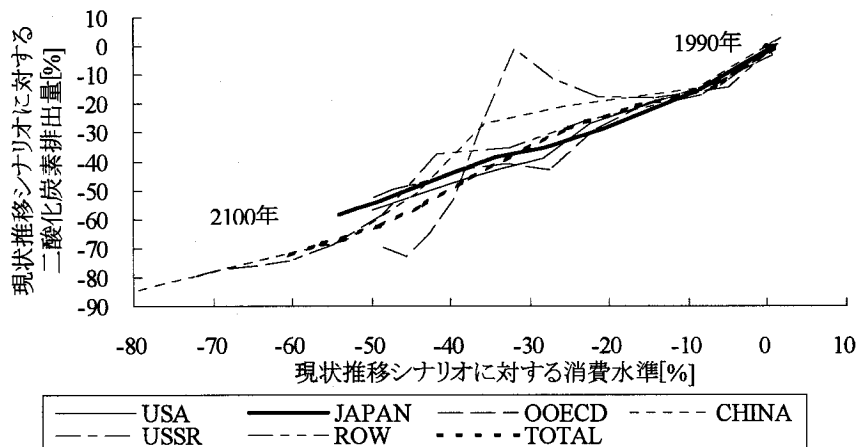


図4-3-7 低経済成長シナリオの結果

第2項 環境配慮型経済指標（グリーンアカウント）の導入による効果

次に、大気汚染物質と温室効果ガスの排出に伴う外部費用を所得に明示的に取り入れたグリーンアカウント体系を用いたシミュレーションの結果を分析する。なお、外部費用の推計には不確実な要因

が数多く含まれているため、この外部費用に対して感度解析が必要となる。そこで、前節で示した外部費用の水準を用いたシナリオを外部費用標準シナリオ、外部費用の水準を外部費用標準シナリオの2倍に設定したシナリオを外部費用高位シナリオ、外部費用標準シナリオの半分の水準に設定したシナリオを外部費用低位シナリオとし、これらのシナリオを中心に分析を行う。

(1) 外部費用標準シナリオ

現状推移シナリオに対する外部費用標準シナリオの世界全体の二酸化炭素排出量の削減率は、最高で11.3%(2010年)、2100年においては8.2%であり(図4-3-8)、先に示した高エネルギー効率改善シナリオよりも高い削減率を実現している。また、わが国における各年の二酸化炭素排出量の削減率も2100年までに現状推移シナリオと比較して最大で11.8%(2010年)、2100年には7.8%となる。図4-3-8のように、2030年以降の二酸化炭素排出量の削減率がほぼ安定化する理由として、21世紀半ばまでは様々な種類のエネルギー選択が可能で、エネルギーミックスにおいて汚染排出原単位の少ない天然ガスや石油の需要が増大することにより汚染削減が実現されるのに対して、21世紀後半にはそうしたエネルギー供給の多様性が失われ、石炭及びバックストップ中心のエネルギー供給に変わる点が挙げられる。

こうした二酸化炭素排出量の削減率に対し、わが国の現状推移シナリオに対する消費水準の減少率は2010年の0.6%が最高で、その後減少率は小さくなり、2100年には0.3%の減少にまで回復する。世界全体でも同様の傾向が見られるが、減少率は世界全体の方が大きい。特に、図4-3-9に示すように中国の消費水準の減少率が大きい。中国に対して高い潜在的経済成長率が設定されるなど、モデル構造に起因するものもあるが、前項の二酸化炭素排出量安定化シナリオで示したように、中国におけるエネルギー供給の中心が石炭であることがその主たる原因である。

次に、外部費用標準シナリオと現状推移シナリオの純消費を比較する。ここで純消費とは、外部費用シナリオで設定した損失が実際に発生すると仮定して、その損失分を消費から差し引いたものと定義する。外部費用シナリオの場合には、既に環境資源の損失が勘定されているので、純消費は消費に

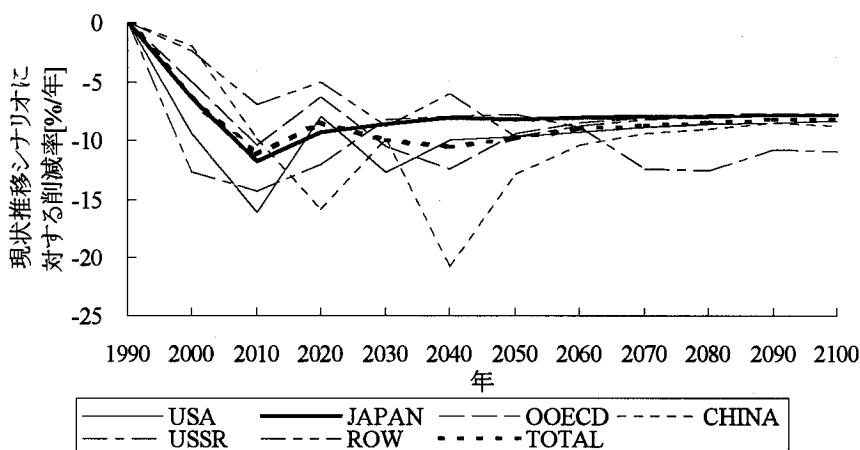


図4-3-8 外部費用標準シナリオにおける二酸化炭素排出量の削減

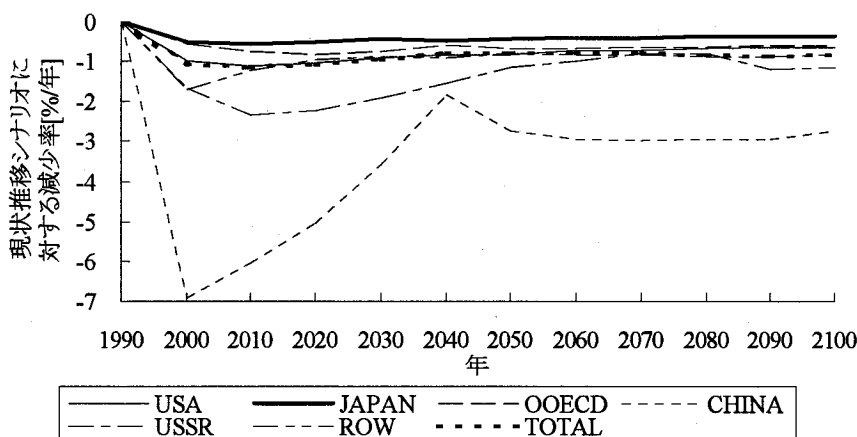


図4-3-9 外部費用標準シナリオにおける消費水準の減少

一致する。世界全体の純消費で2つのシナリオを比較すると、2020年以降は外部費用標準シナリオが0.1%小さいが、逆に2000年には0.4%、2010年には0.1%、外部費用標準シナリオの方が大きくなる。日本では現状推移シナリオの純消費が上回る場合でも0.04%以下であり、対象期間を通じた割引現在価値では外部費用標準シナリオの純消費が現状推移シナリオのそれを上回る。

二酸化炭素削減率あたりの消費水準の減少率、すなわち二酸化炭素の排出削減に対する消費水準の弾力性を評価する。この弾力性は、各年、各地域によりその傾向は異なるが、発展途上国と先進国を比較すると、発展途上国において低い外部費用が設定されているにも関わらず弾性値は大きくなる。この結果から、発展途上国においては高い経済成長と環境保全の両立が困難であり、先進国から何らかの援助が必要となることがわかる。

最後に、二酸化炭素以外の汚染物質の排出についても、二酸化炭素と同様に環境中への排出量は削減される。現状推移シナリオに対する削減率は、硫黄酸化物で6.4%から22.9%、窒素酸化物で7.3%であり、二酸化炭素の場合と同じように21世紀前半における削減率の方が高い。

(2) 外部費用高位シナリオ

外部費用を(1)の標準シナリオの2倍に設定した外部費用高位シナリオにおける二酸化炭素排出量と消費水準の変動を図4-3-10、図4-3-11に示す。

この外部費用高位シナリオにおいては、現状推移シナリオと比較して、最高で22.3% (2040年)、21世紀全体で17.0%の二酸化炭素排出量が削減される。その他の汚染物質についても外部費用標準シナリオにおいて見られた削減量以上に削減される。消費水準の現状推移シナリオに対する落ち込みも、世界全体で最高2.2% (2010年)、2100年において1.6%と、外部費用標準シナリオよりも2倍落ち込むという結果が得られた。(1)と同様に、中国における消費水準の落ち込みが激しい。先進国の外部費用は発展途上国よりも高く設定されているが、二酸化炭素排出削減量、消費の落ち込みともに発展途上国の方が大きくなる傾向にあり、外部費用の負担が発展途上国にとって非常に大きいものであることを示す。

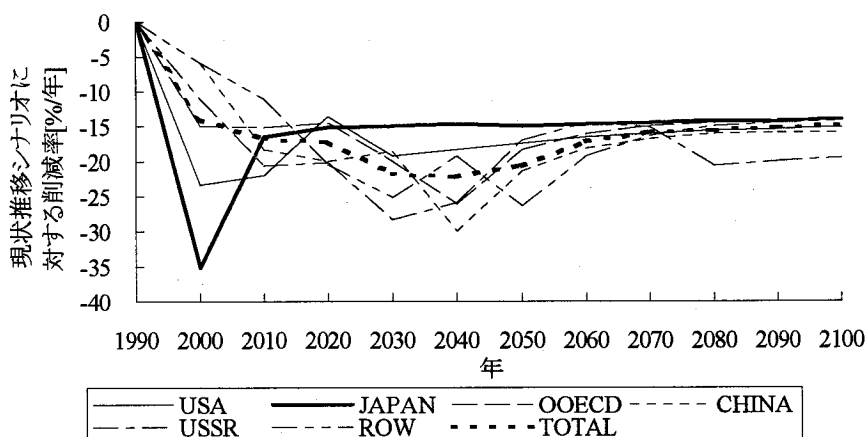


図4-3-10 外部費用高位シナリオにおける二酸化炭素排出量の削減

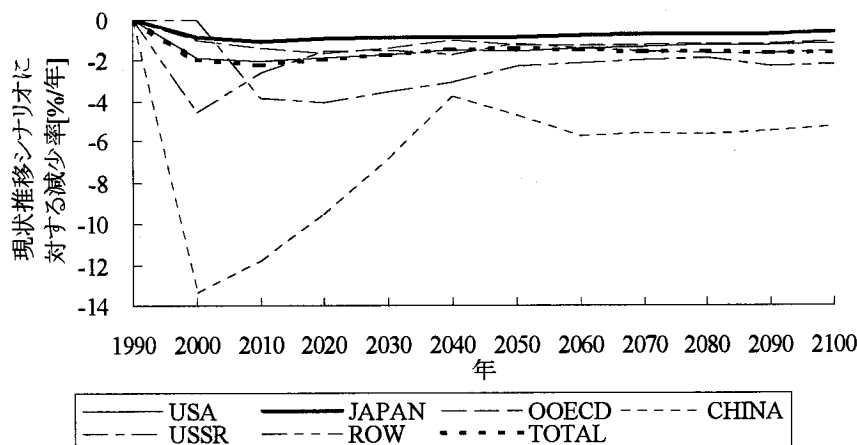


図4-3-11 外部費用高位シナリオにおける消費水準の減少

世界全体の純消費で現状推移シナリオと外部費用高位シナリオを比較すると、この外部費用高位シナリオの方が高くなる年が、外部費用標準シナリオのとき以上に見られる（2000年で1.0%、2010年で0.4%、2050年で0.1%それぞれ外部費用高位シナリオの純消費が高い）。現状推移シナリオの純消費の方が大きい年でもその格差は0.1%以下であり、この傾向は先進国、発展途上国ともに見られる。(1)と(2)の純消費に対する結果から、外部費用を内部化させた意思決定は、外部費用が発生してから対処する従来の意思決定よりも、その費用（損失）が大きい場合にはより大きな便益をもたらすことを示す。特に、地球温暖化問題のように不確実性が高く、その費用もかなりの高額になると推測されている問題に対しては、本章で示したような外部費用を所得に内部化した意思決定が有効であるといえる。

また、外部費用標準シナリオと外部費用高位シナリオの二酸化炭素排出削減に対する消費の弾力性を比較すると、21世紀前半に差が見られるが、21世紀後半にはほとんど差が見られない。こうした結果は、21世紀後半におけるエネルギー供給の中心がバックストップであることによる。

なお、21世紀前半までの二酸化炭素の排出量を安定化させるのに必要な外部費用の水準は、外部費用標準シナリオの5倍である。しかしながら、そのシナリオにおいても21世紀後半の二酸化炭素排出量は、発展途上国の排出量が大幅に増大する結果、現状の2倍近くまで増大する。期間全体の二酸化炭素排出量を安定化させるには外部費用標準シナリオの6倍も必要となる。

(3) 外部費用低位シナリオ

次に外部費用低位シナリオを用いると、中国の消費水準の減少率も最高で3.5%（2000年）に抑えることが可能となる。このシナリオにおける二酸化炭素排出量の現状推移シナリオに対する削減率は2100年で4.3%と低いが、2010年には7.9%となっている。こうしたことから、21世紀前半までは外部費用の水準は低くても、二酸化炭素排出量の削減に対する効果があるといえる。

現状推移シナリオとこの外部費用低位シナリオを純消費で比較すると、(1)と(2)と同様に期間全体の割引後の合計では外部費用低位シナリオにおける純消費がわずかであるが高くなる。

二酸化炭素排出量の削減に対する消費の弾力性について、先の2つのシナリオと比較すると、21

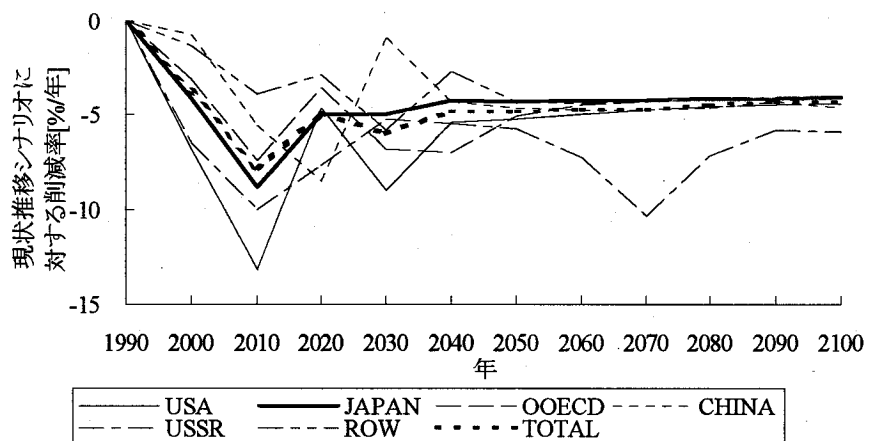


図4-3-12 外部費用低位シナリオにおける二酸化炭素排出量の削減

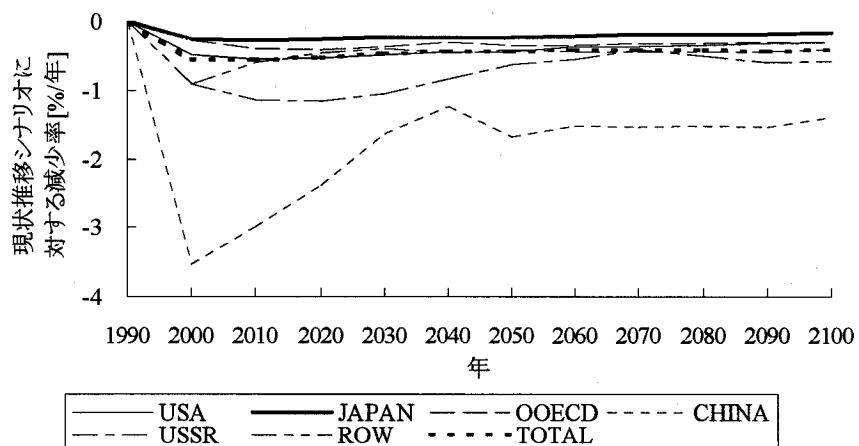


図4-3-13 外部費用低位シナリオにおける消費水準の減少

世紀前半には先のシナリオよりも小さくなる。このことから、21世紀前半では低い外部費用の水準において効率的な二酸化炭素排出量の削減が可能となる。

(1)から(3)の結果を踏まえると、現状の勘定体系においては外部費用として扱われてきた費用を内部化して評価することによる便益は、実際に生じた損失を事後的に評価した場合の便益よりも、その損失が大きいほど大きくなる傾向にある。また、たとえ生じる被害が小さい場合でも両者の便益は同等であり、地球温暖化問題のように不確実な問題に対して外部費用を経済活動に内部化させることが有効であるといえる。

上記の3つの外部費用の水準では、気候変動枠組条約における二酸化炭素排出量の削減やそれより厳しい排出抑制に対して満足な回答を与えるだけの二酸化炭素排出量の削減を実現させることはできない。しかしながら、地球温暖化をはじめとする地球環境問題に対する外部費用がさらに大きくなると評価されれば、本分析で設定した費用が増大し、そうした環境問題の発生を抑制するように経済活動が転換されると考えられる。すなわち、DICE等で示されている何ら対策をとらないシナリオの結果と環境資源を含めたパレート最適的な結果がほぼ一致するという結論は小さな損失に対するものであり、不確実性が高く、被害がより大きいと予想されている地球環境問題に対しては、より厳しい環境保全施策が選択されるようになり、二酸化炭素排出量も削減されるようになる。

(4) 二酸化炭素排出量の安定化に向けた外部費用の設定

ここでは、二酸化炭素排出量の安定化に向けて外部費用の水準を上昇させるシナリオを考える。(1)から(3)の結果を踏まえ、表4-3-1に示す外部費用の設定を行い、これを排出量安定化外部費用シナリオとする。なお、(1)から(3)の結果より中国における経済水準の落ち込みが他の地域と比べて激しいことから、中国における外部費用の設定は表4-3-1に示すように他の発展途上国よりもさらに低く設定する。このシナリオにおける二酸化炭素排出量と消費水準の結果を図4-3-14と図4-3-15にそれぞれ示す。この結果、世界全体の二酸化炭素排出量は、最高で1990年の水準の1.9倍(2060年)に抑えることが可能となる。また、消費水準の落ち込みも先の3つのシナリオのように21世紀はじめに大きな落ち込みを示すのではなく、二酸化炭素排出量の削減に応じて減少する。純消費でこのシナリオを現状推移シナリオと比較すると、外部費用、すなわち地球温暖化や大気汚染による損失が高まることが想定されているので、外部費用高位シナリオでみられた結果よりも大きな便益が得られるようになる。

表4-3-1 二酸化炭素排出量の安定化に向けた外部費用の設定

期間	～2000	～2020	～2040	～2050	～2070	～2100
CHINA	低位シナリオ*0.5	低位シナリオ	標準シナリオ	高位シナリオ	高位シナリオ*2.0	高位シナリオ*2.5
CHINA以外	低位シナリオ	標準シナリオ	高位シナリオ	高位シナリオ*2.0	高位シナリオ*2.5	高位シナリオ*3.0

以上の4つのシナリオに対して二酸化炭素排出量の削減に対する消費水準の弾力性の相違を分析する。図4-3-16にその結果を示す。排出量安定化外部費用シナリオの場合、固定した外部費用シナリオよりも21世紀後半における弾力性は小さく、最も効率的な経路を実現させる二酸化炭素制約シナリオの弾力値に近づくよ

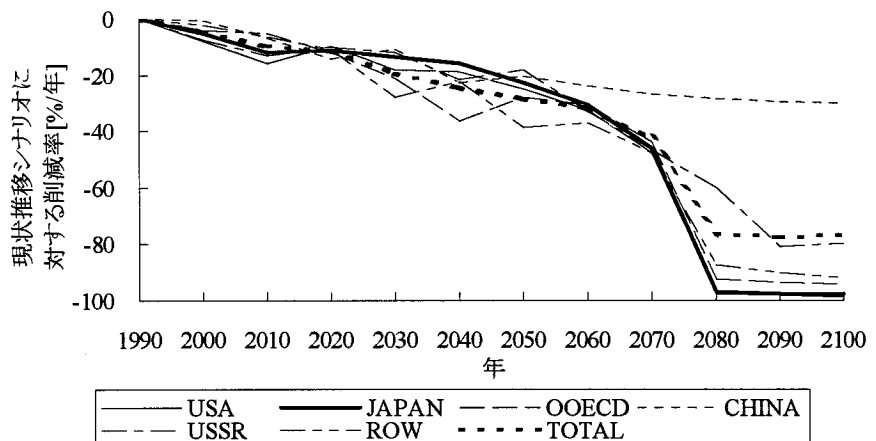


図4-3-14 排出量安定化外部費用シナリオにおける炭素排出量の削減

うになる。これは、外部費用の水準が高いために、(1)から(3)のシナリオで供給された炭素を含むバックストップによる経済活動よりも、炭素フリーのバックストップの供給が経済的に見て効率であると評価されるためである。その結果、二酸化炭素排出量の削減率に対して消費水準の減少が緩和されるようになり、効率的な二酸化炭素排出量の削減が行われるようになる。

ただし、図4-3-16からもわかるように、21世紀初頭において、最も効率のよい二酸化炭素制約シナリオと外部費用シナリオの弾力性の間には大きな差がみられる。この理由として、ガス等の二酸化炭素排出原単位の小さいエネルギーを有する旧ソ連等では、こうした資源

の世界的な需要増に伴う輸出の増大により経済水準が向上し、国内の生産活動においても二酸化炭素排出量の削減が容易であり、世界全体においても経済水準を損なうことなく二酸化炭素の削減が可能となるためである。これに対して、外部費用シナリオの場合、外部費用の賦課により経済活動への影響が生じることから弾力性の値は大きくなる。こうしたことから、経済的な効率性を損なわない外部費用の設定は、各地域の資源の保有状況等を考慮する必要があるといえる。

第3項 植林施策導入による二酸化炭素排出削減の効果

現状推移シナリオに植林サブモデルを付加しても植林は実施されず、二酸化炭素の吸収に関する効果は全く見られない。ところが、外部費用を評価するシナリオや、二酸化炭素排出量に制約を課すシナリオにおいては、植林は二酸化炭素排出量を削減するだけでなく、経済水準を向上させるようになり、効率的な二酸化炭素排出量の削減を行なううえで重要な役割を担うようになる。

(1) 現状の勘定体系下における植林

現状の所得体系下、すなわち現状推移シナリオにおいて植林サブモデルを付加しても、植林はほとんど実施されない。わずかに21世紀の後半に各地域で植林が実施されるが、これは二酸化炭素の吸収が目的ではなく、バイオマスエネルギーの供給が目的の植林となっている。

これに対して、二酸化炭素制約シナリオに植林サブモデルを付加すると、植林は21世紀はじめから実施されるようになる。この二酸化炭素制約シナリオに植林サブモデルを付加したシナリオにおける

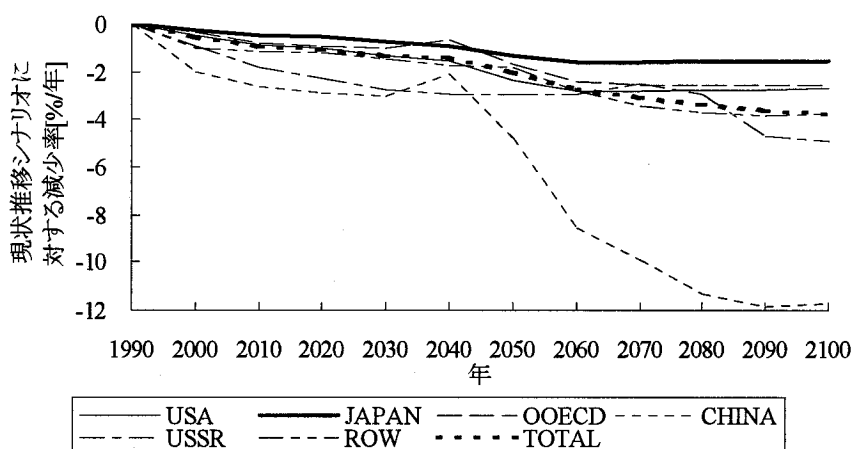


図4-3-15 排出量安定化外部費用シナリオにおける消費水準の減少

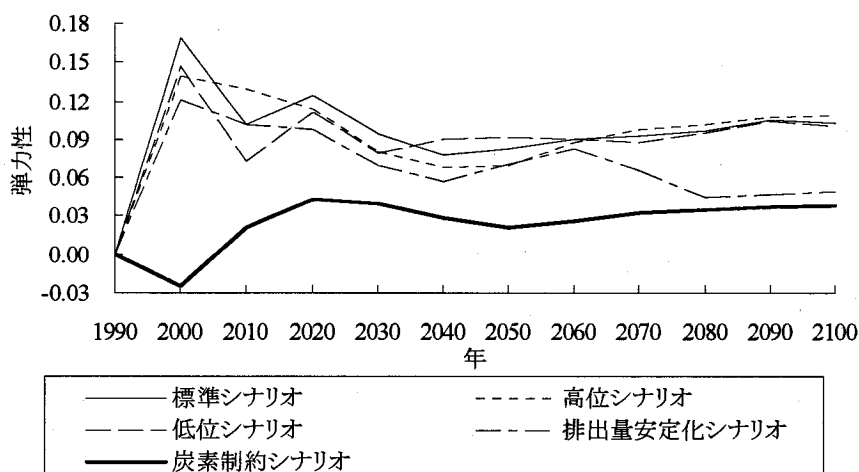


図4-3-16 世界全体における二酸化炭素排出削減に対する消費の弾力性の推移(植林なし)

植林面積の推移と、植林による消費水準の変化（二酸化炭素制約シナリオに対する消費水準の乖離の変化）を図4-3-17に示す。このシナリオにおいては、植林による二酸化炭素の吸収効果が評価され、旧ソ連を除く各地域において植林可能面積の上限まで植林が実施される。旧ソ連においても最大植林面積の60%で植林が行われる。その結果、二酸化炭素排出量に関する制約が緩和され、世界全体の消費水準は、二酸化炭素の制約の影響をあまり受けず、植林が行われない2000年を除いて0.01%から0.25%向上する。こうした消費水準の改善は、図4-3-17に示す通り二酸化炭素吸収期間だけでなく21世紀を通じて各地域で見られる。このシナリオにおける炭素

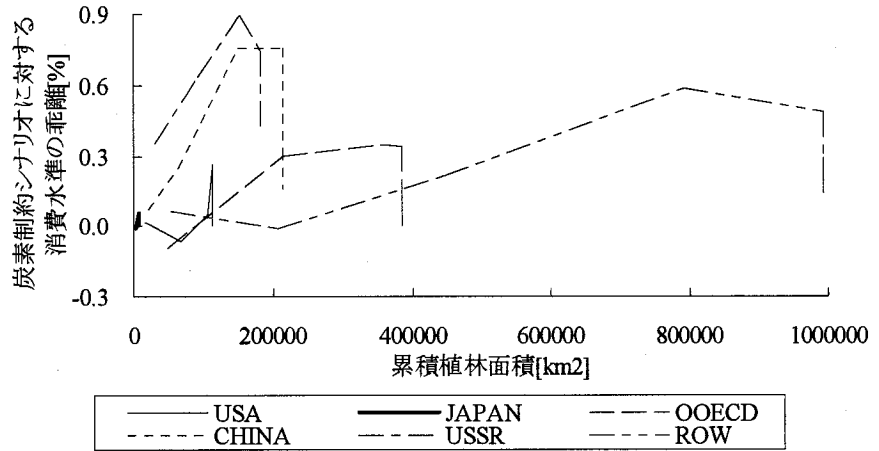


図4-3-17 炭素制約シナリオに植林を付加したシナリオにおける経済便益と植林の評価

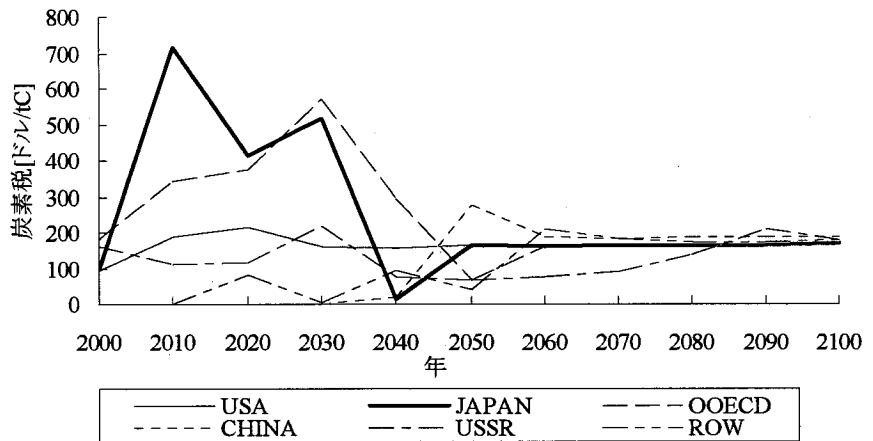


図4-3-18 炭素抑制シナリオに植林を付加したシナリオにおける炭素税率の推移

示す。21世紀後半における炭素税は植林の有無による違いはほとんど見られないが、日本やその他OECD諸国では植林により2000年の炭素税が50ドル/tC近く軽減されるようになる。

(2) グリーンアカウント下における植林

外部費用標準シナリオにおいて植林施策を導入したシナリオにおける現状推移シナリオに対する二酸化炭素排出量と消費水準の乖離を図4-3-19、図4-3-20に示す。このシナリオにおいても、各国とも植林が実施されるようになる。また、植林をしない場合に比べて最高で年間8.1億tC（2050年）の二酸化炭素排出量が削

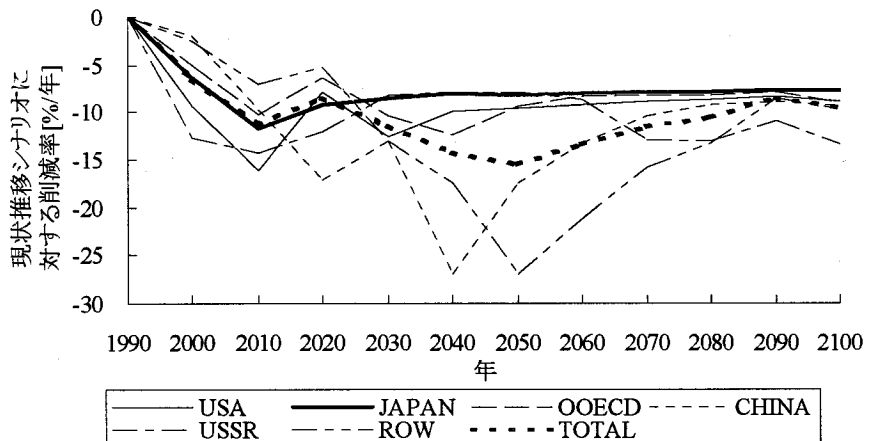


図4-3-19 外部費用標準シナリオに植林政策を内生化したときの炭素排出量の変化

減され、21世紀を通じて3.7億tC/年の二酸化炭素排出量が削減される。これは1990年のわが国の二酸化炭素排出量を上回る量である。しかも植林費用が総生産から控除されるにもかかわらず、ほとんどの年で消費水準は植林をしない場合と比べてわずかではあるが増大する結果となる。これは、植林により得られる便益（二酸化炭素の吸収による外部費用の軽減とバイオマスエネルギーの供給）が植林に要する費用を上回ることを示すものである。

このシナリオにおける植林の推移は、旧ソ連を含む先進国は21世紀後半に集中しているのに対して、中国とROWでは21世紀前半から後半にかけて継続して植林が実施されている。このことから、先進国は植林を主として21世紀後半の二酸化炭素排出量抑制手段として位置づけ、発展途上国では植林を二酸化炭素の吸収源とみなすことのほかに更新性資源（バイオマスエネルギー）の供給源とみなしていることがわかる。

外部費用が上昇するにつれて植林も早い段階から実施されるようになり、植林面積も増大する。また、経済便益との関係も外部費用標準シナリオと同様の効果が見られる。これらの結果から、植林はグリーンアカウント体系下では環境保全だけでなく経済的な便益も増進させるという重要な役割を担うことがわかる。

前項と同様に植林施策導入時における二酸化炭素排出削減に対する消費の弾力性を評価する。その結果を図4-3-21に示す。図4-3-21より、植林施策を導入することで弾力性が小さくなる傾向を示し、最も効率的な二酸化炭素排出制約シナリオの経路に近づく。また、外部費用の水準が高いシナリオほど、植林が21世紀の早い時期から実施され、弾力性においてもより効率的な経路に近づくようになる。

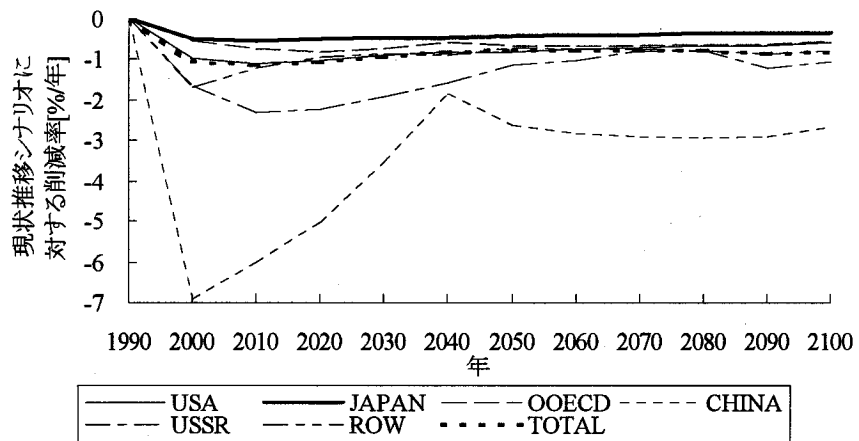


図4-3-20 外部費用標準シナリオに植林政策を内生化したときの消費水準の変化

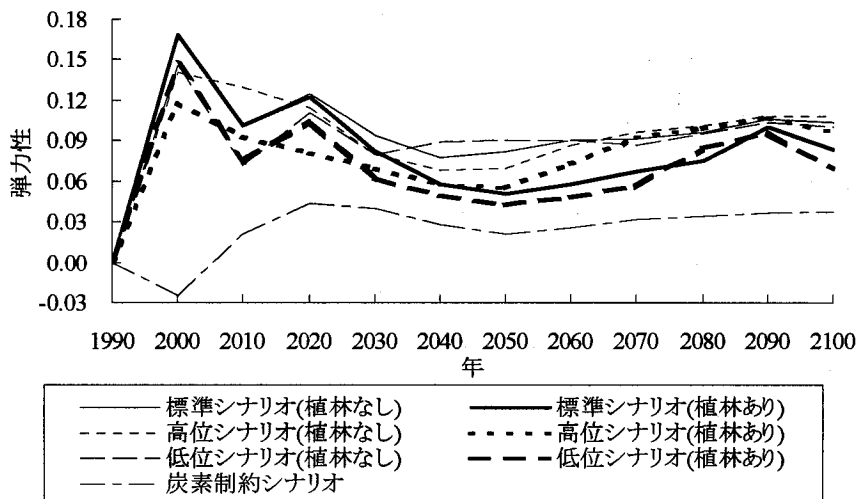


図4-3-21 植林導入時における世界全体の二酸化炭素排出量の削減に対する消費の弾力性の推移

第4節 本章の分析に対する結論

本章では、現状の所得体系を環境資源の価値を評価した持続可能な所得体系（グリーンアカウント）に変更し、このグリーンアカウントを最適化モデルで表現し、地球温暖化の元凶とされている二酸化

炭素の排出削減に対する効果と経済水準に及ぼす影響について、Global2100をもとに分析を行った。以下に、本章の分析で明らかになった結論と今後の課題をとりまとめる。

本章の分析により得られた結論は、以下の通りである。

- ① 本研究で設定した標準的な外部費用シナリオの場合、世界全体の二酸化炭素排出量は何も対策をとらない現状推移シナリオと比較して最大で11.3%削減され、外部費用の水準を上昇させることでさらに多くの排出量を削減させることが可能となる。
- ② グリーンアカウント体系で評価した消費は、現状の所得体系下での消費よりも小さく評価される。しかしながら、外部費用シナリオで設定した損失が実際に生じた場合の純消費（外部費用を差し引いた消費）で評価すると、外部費用を内部化したグリーンアカウント体系の方が高くなるか、下回ってもごくわずかである。この結果から、不確実性下において外部費用の内部化は環境保全だけでなく経済便益を高めるようになる。
- ③ 二酸化炭素排出量が安定化するよう外部費用の水準を低位シナリオから上昇させるシナリオを、外部費用を固定したシナリオと二酸化炭素排出削減に対する消費の弾力性で比較すると、21世紀後半に差が見られ、最も効率的な二酸化炭素制約シナリオにおける経路に近づくようになる。ただし、21世紀初頭において効率的な二酸化炭素制約シナリオと排出量安定化外部費用シナリオの弾力性の間には大きな差がみられ、経済効率を損なわないような外部費用の水準の決定は、地球温暖化による損失だけでなく、各地域に賦存するエネルギー種が影響を及ぼすものといえる。
- ④ 植林施策は現状の所得体系下ではほとんど導入されないが、グリーンアカウントや二酸化炭素排出量の抑制政策下においては積極的に実施される。その結果、グリーンアカウント体系（外部費用標準シナリオ）で植林を行うことにより、21世紀を通じて平均3.7億tC/年の二酸化炭素排出量の削減効果が見られる。また、植林導入時における消費水準は、植林を導入しない場合と比べて高くなる。これにより、植林を導入することで、二酸化炭素の排出削減に対する消費の弾力性は小さくなり、より効率的な二酸化炭素の排出削減が実現される。
- ⑤ グリーンアカウントにおける植林の役割は、先進国（21世紀後半における二酸化炭素吸収源）と発展途上国（二酸化炭素吸収源+バイオマスエネルギー供給源）で異なるものとなった。また、二酸化炭素排出量の制約下では、植林により21世紀はじめの日本とその他OECDにおける二酸化炭素排出に対する炭素税が約50ドル/tCも軽減される。

最後に、本章における研究をさらに発展させるために必要な課題を挙げる。

- ① 本章に用いたマクロ経済モデルはトップダウン型のモデルで、各国1つの生産関数により、その国の経済規模が決定されている。一方で、自動車からの窒素酸化物の排出と発電プラントからの窒素酸化物の排出では、それぞれの排出原単位が異なるだけでなく、その除去技術についても大きく異なる。このことから、グリーンアカウントの導入による効果をより厳密に分析するには、産業部門別、運輸部門の区別等を行ったモデルによる分析が必要になる。
- ② 本章では、モデル構造上、植林に要する費用は植林を実施する国が負担する構造としたが、共同実施の概念に基づいて、先進国が発展途上国への援助の一環として発展途上国に植林を行うようにモデル構造を改良してシミュレーションを行うと、発展途上国の経済水準がさらに改善されるものと予想される。ただし、この場合には、削減された二酸化炭素の帰属先の評価に関する課題が生じる。
- ③ 本章では地球温暖化や大気汚染に伴う損失を外部費用という形でモデル上に組み入れ、その外部費用による感度解析を行ったが、生産活動そのものに地球温暖化の影響がフィードバックされる構造とはなっていない。こうした外部費用の負担と損失に対する補償について詳細に分析を行うには、こうした生産活動における損失が発生し、それを外部費用で補填するといったモデル構造の拡張が考えられる。
- ④ 本章の分析では、汚染物質の防除費用を削減量にかかわらず一定としてきた。防除費用の推定において述べたように、削減量の増大により防除費用の限界費用は増加すると予想され、本章にお

いては汚染除去に対する費用を過小に見積もっている可能性がある。この課題は外部費用の推定（外部費用の場合は排出量の増大により費用が増加する）にもあてはまる。こうした点を改善するために、汚染物質の排出量、除去量とこれらの費用の関係をとらえ、モデル化する必要がある。

- ⑤ ここでは、貨幣換算可能な要素だけに着目したが、貨幣換算不可能な財も含めた包括的な評価が必要となる。この場合には、効用に直接反映させるなどの評価が考えられる。また、従来から指摘されてきたNNW等の福祉指標に取り上げられている余暇や家事などについての取り扱いに関する議論を本研究では行っておらず、持続可能な所得の定義に関するより包括的な議論も必要である。
- ⑥ 本章では、外部費用に関して不確実な要因が多いために外部費用に関する感度解析を行った。本章の枠組みを用いて外部費用に伴う経済損失を定量的に評価する場合、各国の環境被害の定量化を正確に行う必要がある。

以上の課題のうち、①については第5章から第7章のモデル構築とその分析において、グリーンアカウントの導入による効果を分析するものではないが、わが国を対象に産業部門を分割したモデルを構築し、二酸化炭素排出量の削減時における各部門への影響を評価する。②、③では、Global2100が世界モデルではあるが世界を分割した6つの地域モデルの集合体であるために、貿易等により世界各地域を結合した世界モデルへの拡張が必要となる。これについては、MERGEという統合評価モデルに拡張されており、Global2100の構造をベースにするのであれば、1回のシミュレーションで得られた結果（例えば地球平均気温の上昇）をもう一度パラメータとして再入力し、得られる結果（例えば損失の水準）が収束するまでこうした繰り返し計算を行うことが必要である。④から⑥の課題については、理論面及び実証面（データ整備等）でのより精緻な研究が必要となり、それらの成果をモデルに反映させることで、外部費用の水準、NNW等の福祉指標への対応に関する分析を発展させることが可能となる。

【参考文献】

- ¹ Morita,T., Matsuoka,Y., Penna,I. And Kainuma,M.(1994) Global Carbon Dioxide Emission Scenarios and Their Basic Assumptions -1994 Survey-, Center for Global Environmental Research, CGER-I011-'94.
- ² Nordhaus, W.D.(1994) Managing the Global Commons, The MIT Press, pp.77-97.
- ³ Pearce,D.W. and Turner,R.K.(1990) Economics of Natural Resources and the Environment, The Johns Hopkins University Press, pp.211-225.
- ⁴ (財)地球・人間環境フォーラム(1994) 地球温暖化の防止に向けて セミナー：IPCC最新情報 一予稿集一, pp.61-65.
- ⁵ Hicks,J.R.(1946) Value and Capital (2nd ed.) Oxford University Press (安井琢磨・熊谷尚夫訳(1951) 価値と資本 I, 岩波書店, p.249) .
- ⁶ 末石富太郎・環境計画研究会(1993) 環境計画論, 森北出版, pp.80-85.
- ⁷ Hueting,R.(1989) Correcting National Income for Environmental Losses: Toward a Practical Solution, In Ahmad et al. eds.(1989) op. cit.
- ⁸ 岡敏弘(1992) グリーンGNPは何のために必要か, 経済セミナー, No.449, pp.30-34.
- ⁹ Manne,A.S. and Richels,R.G.(1990) CO2 Emission Limits: An Economic Cost Analysis for the USA, The Energy Journal, Vol.11, No.2, pp.51-74.
- Manne,A.S. and Richels,R.G.(1990) The Global 2100 Model, In Wood,D.O. and Kaya,Y. eds., Proceedings of the Workshop on Economic/Energy/Environmental Modeling for Climate Policy Analysis, pp.181-198.
- Manne,A.S. and Richels,R.G.(1991) International Trade in Carbon Emission Rights: A Decomposition Procedure, The American Economic Review, Vol.81, No.2, pp.135-139.

- Manne,A.S. and Richels,R.G.(1991) Global CO2 Emission Reductions -The Impacts of Rising Energy Costs, The Energy Journal, Vol.12, No.1, pp.87-107.
- Manne,A.S. and Richels,R.G.(1992) Buying Greenhouse Insurance, The MIT Press.
- ¹⁰ 増井利彦・森田恒幸(1994) わが国の二酸化炭素の排出削減における国際協調策の経済的効果に関する研究, mimeo.
- ¹¹ 富舘孝夫・木船久雄(1994) 最新・エネルギー経済入門, 東洋経済新報社, p.33.
- ¹² 熊谷尚夫・篠原三代平編(1980) 経済学大辞典(第2版) I, 東洋経済新報社, p.192.
- ¹³ 熊谷尚夫・篠原三代平編(1980) 前掲書, p.390.
- ¹⁴ 毎日新聞, 1997年3月30日.
- ¹⁵ 日本総合研究所(1993) 国民経済計算体系に環境・経済統合勘定を付加するための研究報告書, p.15.
- ¹⁶ 日本総合研究所(1993) 前掲報告書, p.14.
- ¹⁷ 大気汚染研究協会編(1993) 地球大気環境問題とその対策, オーム社, pp.113-146.
- ¹⁸ 科学技術庁科学技術政策研究所編(1992), アジアのエネルギー利用と地球環境, 大蔵省印刷局, pp.177-180.
- ¹⁹ 環境庁長官官房総務課編(1992) 最新環境キーワード, 経済調査会, pp.70-71.
地球環境法研究会編(1993) 地球環境条約集, 中央法規, pp.384-389.
環境庁地球環境部編(1993) 改訂地球環境キーワード, 中央法規, pp.62-63.
- ²⁰ EPA Journal, Vol.17, No.1(1991).
EPA Acid Rain Program Overview, EPA.
- ²¹ Fankhauser,S.(1995) Valuing Climate Change, Earthscan, pp.48-49.
- ²² Cline,W.R.(1992) The Economics of Global Warming, Institute for International Economics, pp.130-133.
Pearce,D.W. and Fankhauser,S.(1993) Cost Effectiveness and Cost-Benefit in the Control of Greenhouse Gas Emission.
Fankhauser,S. and Pearce,D.W.(1993) The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions, International Conference on the Economics of Climate Change, OECD and IEA.
- ²³ (財)地球・人間環境フォーラム(1994) 前掲報告書, p.91.
- ²⁴ 小野晋也・進藤勇治(1991) 地球環境ビジネス読本, オーム社, pp.160-163.
日本経済新聞社科学技術部編(1992) 先端技術が地球を救う, 清文社, pp.22-44.
岡田健司他(1993) グローバルCO2排出権市場のシミュレーション解析ー植林によるCO2吸収オプションの導入ー, 電力中央研究所研究報告:Y92013.
地球環境工学ハンドブック編集委員会編(1993) 地球環境工学ハンドブック, オーム社, pp.473-552.
増田重雄(1994) 化学的CO2対策技術の開発と全体システムに関する将来展望, 化学工業会第27回秋季大会, pp.161-162.
- ²⁵ (財)地球・人間環境フォーラム(1994) 前掲報告書, pp.11-15.
- ²⁶ 小宮山宏監修(1990) 地球温暖化問題ハンドブック, アイビーシー, pp.471-503.
地球環境関西フォーラム国際環境協力分科会(1995) 「国別の実態・ニーズの把握と政策」研究グループ報告書, 地球環境関西フォーラム.
- ²⁷ 小宮山宏監修(1990), 前掲書, pp.471-474.
地球環境データブック編集委員会編(1993) ひと目でわかる地球環境データブック, オーム社, pp.46-47.
品田泰他(1993) 植物による炭素固定に関する文献調査ー森林樹木・海産植物・微生物の炭素固定量ー, 電力中央研究所調査報告:U91054.
- ²⁸ 熊崎実(1993) 地球環境と森林, 全国林業改良普及協会, pp.118-121.
- ²⁹ 岡田健司他(1993) 前掲報告書.

-
- ³⁰ 山本博巳・山地憲治(1994) 世界エネルギー・土地利用モデルによるバイオマス利用可能量の分析, 電力中央研究所研究報告:Y94004.
- ³¹ 山地憲治他(1994) 世界のエネルギー資源:資源量、需給、経済性と関連技術動向, 電力中央研究所調査報告:Y94001.
- ³² Brooke,A. et al.(1992) GAMS Release 2.25 A User's Guide, The Scientific Press.
- ³³ (財)地球・人間環境フォーラム(1994) 前掲報告書, pp.115-119.

【付録4-1】 Global2100の制約条件¹

ここでは、本研究で用いたGlobal2100のうち、表4-2-1に示した現状推移シナリオを構成するモデルの各制約式を示す。制約式中のエネルギー種については図4-2-2を、外部費用シナリオや植林シナリオにおける制約条件については図4-2-4を、それぞれ参照のこと。

[変数]

[—]	UTILITY : 効用
[10 ¹² ドル/年]	C : 消費, Y : 総生産, YN : 粗生産のピンテージ, I : 投資, K : 資本ストック, KN : 資本のピンテージ, EC : エネルギー費用
[10 ¹² TkWh/年]	E : 電力エネルギー需要, EN : 電力エネルギー需要のピンテージ, PE : 電力エネルギー供給, XPE : 電力エネルギーの標準以上の拡張
[10 ¹⁸ J/年]	N : 非電力エネルギー需要, NN : 非電力エネルギー需要のピンテージ, PN : 非電力エネルギー供給, XPN : 非電力エネルギーの標準以上の拡張, GN : ガス需要, RA : 化石燃料確認可採埋蔵量新規発見
[10 ¹⁸ J]	RSV : 化石燃料確認可採埋蔵量, RSC : 化石燃料究極埋蔵量
[10 ⁹ tC/年]	DC : 排出権の使用の将来への繰越, CARM : 排出権輸入量, CARX : 排出権輸出量

[パラメータ]

t : 期, T : 最終期, i : 電力エネルギー種, j : 非電力エネルギー種, x : 化石燃料種,
udf : 割引因子, udr : 割引率, depr : 減価償却率, grow : 潜在的経済成長率,
ln : 労働のピンテージ, ρ : 代替パラメータ, α : 資本シェア,
β : 電力エネルギーシェア, acei : エネルギー効率改善率, htrt : 発熱量原単位,
expf : 電力エネルギー供給拡張率, nxpf : 非電力エネルギー供給拡張率,
decf : 電力エネルギー供給減少率, prv : 化石燃料採掘率, rdf : 資源の枯渇率,
carlim : 二酸化炭素排出制約量, cece, cecn : 二酸化炭素排出原単位,
nenc : 非エネルギー起源二酸化炭素排出量, ecst : 電力エネルギー価格,
ncst : 非電力エネルギー価格, ogdp : 石油-ガスの価格差,
ecapfy : 電力エネルギー生産容量, ncapfy : 非電力エネルギー生産容量,
carp : 排出権取引価格, mxdif : 排出権取引費用

[制約式]

$$UTIL : UTILITY = \sum_{t=1}^{T-1} udf_t \cdot \log C_t \cdot 10 + udf_T \cdot \log C_T \cdot (5 + udr_T^{-1})$$

効用は消費により規定される。第1項は最終期を除く計画期間の効用を、第2項は最終期とそれ以後の効用をそれぞれ示す。

$$CC : Y_t = C_t + I_t + EC_t$$

生産された財は消費、投資とエネルギー費用に分配される。

$$NEWCAP : KN_{t+1} = 5 \cdot [(1 - depr)^{10} \cdot I_t + I_{t+1}]$$

ある期間における資本のピンテージ(増分)はその期間中の投資に等しくなる。

$$TC : K_T \cdot (grow_T + depr_T) \leq I_T$$

投資の終端条件。最終期における投資額はその期の資本の減耗と資本の生産性の合計を上回ることを示す。

$$\text{NEWPROD} : YN_t = [a * KN_t^{\rho \alpha} * \ln_t^{\rho(1-\alpha)} + b * EN_t^{\rho \beta} * NN_t^{\rho(1-\beta)}]^{1/\rho}$$

生産関数。ビンテージで表現されている。

$$\text{TOTALPROD} : YN_{t+1} = Y_{t+1} - Y_t * (1 - \text{depr})^{10}$$

ある期間における総生産のビンテージ。

$$\text{TOTALCAP} : KN_{t+1} = K_{t+1} - K_t * (1 - \text{depr})^{10}$$

ある期間における資本のビンテージ。

$$\text{NEWELEC} : EN_{t+1} = E_{t+1} - E_t * (1 - \text{depr})^{10}$$

ある期間における電力エネルギー供給のビンテージ。

$$\text{NEWNON} : NN_{t+1} = N_{t+1} - N_t * (1 - \text{depr})^{10}$$

ある期間における非電力エネルギー供給のビンテージ。

$$\text{SUPELEC} : \sum_i PE_{i,t} \geq E_t * \prod_{t=0}^{t-1} (1 - \text{aeei}_t)^{10}$$

電力エネルギーの需給バランス。

$$\text{SUPNON} : \sum_j PN_{j,t} + GN_t - PN_{\text{gas-ic},t} - PN_{\text{gas-hc},t} \geq \text{htrt}_{\text{oil-r}} * PE_{\text{oil-r},t} + N_t * \prod_{t=0}^{t-1} (1 - \text{aeei}_t)^{10}$$

非電力エネルギーの需給バランス（ガスを除く）。

$$\text{SUPGAS} : PN_{\text{gas-ic},t} + PN_{\text{gas-hc},t} \geq \text{htrt}_{\text{gas-r}} * PE_{\text{gas-r},t} + \text{htrt}_{\text{gas-n}} * PE_{\text{gas-n},t} + GN_t$$

ガスの需給バランス。

$$\text{EXP} : PE_{i,t+1} \leq PE_{i,t} * \exp^{f^{10}} + XPE_{i,t+1}$$

電力エネルギー供給技術における拡張の上限。

$$\text{NXP} : PN_{j,t+1} \leq PN_{j,t} * \exp^{f^{10}} + XPN_{j,t+1}$$

非電力エネルギー供給技術における拡張の上限。

$$\text{DEC} : PE_{i,t+1} \leq PE_{i,t} * \text{decf}^{10}$$

電力エネルギー供給技術における衰退の上限。

$$\text{PRVLIM} : PN_{x,t} = \text{prv}_x * \text{RSV}_{x,t}$$

確認可採埋蔵量と化石燃料の採掘の関係。

$$\text{RSVAV} : \text{RSV}_{x,t+1} = \text{RSV}_{x,t} + 5 * [(RA_{x,t+1} - PN_{x,t+1}) + (RA_{x,t} - PN_{x,t})]$$

確認可採埋蔵量の時間変化。採掘分だけ減少し、確認可採埋蔵量の新規発見分だけ増大する。

$$\text{RSCAV} : \text{RSC}_{x,t+1} = \text{RSC}_{x,t} - 5 * (RA_{x,t+1} + RA_{x,t})$$

究極埋蔵量の時間変化。確認可採埋蔵量の新規発見分だけ減少する。

$$\text{RDFLIM} : RA_{x,t} \leq \text{rdf}_{x,t} * \text{RSC}_{x,t}$$

確認可採埋蔵量の新規発見分の上限。

$$\text{ANC} : \sum_i \text{cece}_i * PE_{i,t} + \sum_j \text{cecn}_j * PN_{j,t} + DC_t - DC_{t-1} - \text{CARM}_t + \text{CARX}_t \leq \text{nenc} + \text{carlim}_t$$

二酸化炭素排出量の制約。左辺のはじめの2項は化石燃料の消費に伴う二酸化炭素排出量を、次の2項は排出権の利用の将来への繰越を、最後の2項は排出権取引量を示す。右辺は非エネルギー起源及びエネルギー起源の二酸化炭素排出量の上限を示す。

$$\begin{aligned} \text{COSTNRG} : 1000 * EC_t = & \sum_i \text{ecst}_i * PE_{i,t} + \sum_j \text{ncst}_j * PN_{j,t} + \text{ogdp} * GN_t \\ & + 0.5 * \sum_i (\text{ecst}_i / \text{ecapfy}_i * XPE_{i,t}^2) + \sum_j (\text{ncst}_j / \text{ncapfy}_j * XPN_{j,t}^2) \\ & + \text{carp}_t * (\text{CARM}_t - \text{CARX}_t) + 0.5 * \text{mxdif} * (\text{CARM}_t + \text{CARX}_t) \end{aligned}$$

エネルギー費用の算出。右辺のはじめの2項はエネルギー生産（採掘）に伴う費用を、次の項はガスの直接消費に伴う追加的な費用を、次の2項はエネルギーの標準以上の追加的生産

に伴う費用の増分を、次の2項は排出権取引に要する費用を、最後の2項は排出権取引を実施するための費用をそれぞれ示す。

【付録4-2】 自然資産の枯渇の国民所得上の取り扱い²

一般的な経済活動の最適化問題を考える。

$$\text{Max} \quad \int_0^{\infty} U(C)\exp(-rt)dt \quad (4-1)$$

$$\text{s.t.} \quad dK/dt=F(K,L)-C \quad (4-2)$$

U：効用 C：消費 K：資本ストック（dK/dtは投資Iを表す）

L：労働力（労働生産性はn%/年で成長） F：総生産 r：割引率

以上の最適化問題に対してラグランジュ乗数を用いてハミルトニアンを表すと以下ようになる。

$$H=U(C)+\lambda [F(K,L)-C] \quad (4-3)$$

(4-3)式の各項がもつ意味は以下のように表される。

U(C)：消費の効用価値

λ：効用単位で計測した投資財の価格で、投資が1単位限界的に増大したときに効用がどれだけ増大するかを示す。

F-C：投資量

λ[F-C]：投資の効用単位での価値評価

以上のことから、ハミルトニアンHは、効用単位で計測した国民所得（消費と投資の和）を表すことになる。

最大値原理より、(4-3)式が最大値をとる必要条件是、

$$\partial H/\partial C=0 \text{より、} U_c - \lambda = 0 \quad (4-4)$$

$$d\lambda/dt=r\lambda - \partial H/\partial K=r\lambda - \lambda F_k=U_c \quad (4-5)$$

$$\partial H/\partial \lambda=F(K,L)-C=dK/dt \quad (4-6)$$

ここで、線形近似：U(C)=U_c*Cを仮定し、U_c (=λ) でハミルトニアンの両辺を割ると、

$$H/U_c=U(C)/U_c+[F(K,L)-C]=C+dK/dt=C+I \quad (4-7)$$

と整理することができる。これは貨幣単位のGDPを表す。

次に、枯渇性資源を採取する場合を考える。Hartwickは、上の最適化問題をもとに、各種資源の採取に要する費用や外部不経済が発生した場合の費用を勘案した最適化問題とその場合に示される所得の経済的意義について考察している。以下では、枯渇性資源の採取と探査に要する費用を反映させた最適化問題とその経済的意義について示す。

$$\text{Max} \quad \int_0^{\infty} U(C)\exp(-rt)dt \quad (4-1)$$

$$\text{s.t.} \quad dK/dt=F(K,L,R)-C-f(R,S)-g(D,S) \quad (4-8)$$

$$dS/dt=-R+D \quad (4-9)$$

S：枯渇性資源のストック R：枯渇性資源の生産量

D：枯渇性資源の新発見量 f(・)：枯渇性資源の採取コスト

g(・)：枯渇性資源の探査コスト

このとき、ハミルトニアンはラグランジュ乗数φ、ψを用いて以下のように表すことができる。

$$H=U(C)+\phi [F(K,L,R)-C-f(R,S)-g(D,S)]+\psi [-R+D] \quad (4-10)$$

(4-10)式の最適化条件は、

$$[I] \quad \partial H/\partial C=0 \text{より、} U_c - \phi = 0 \quad (4-11)$$

$$\partial H/\partial R=0 \text{より、} [F_R - f_R] \phi - \psi = 0 \quad (4-12)$$

$$\partial H/\partial D=0 \text{より、} -g_D \phi + \psi = 0 \quad (4-13)$$

$$[II] \quad d\phi/dt=r\phi - \partial H/\partial K=\phi [r - F_K]=U_c \quad (4-14)$$

$$d\psi/dt=r\psi - \partial H/\partial S=\phi [f_s+g_s]+r\psi \quad (4-15)$$

$$[III] \quad \partial H/\partial \phi=F(K,L,R)-C-f(R,S)-g(D,S)=dK/dt \quad (4-16)$$

$$\partial H/\partial \psi=-R+D=dS/dt \quad (4-17)$$

先と同様に、線形近似： $U(C)=U_c \cdot C$ を仮定し、 $U_c=\phi$ でハミルトニアンを割る。

$$\begin{aligned} H/U_c &= \partial U(C)/\partial U_c + [F(K,L,R)-C-f(R,S)-g(D,S)] - \partial \psi/\partial U_c [R-D] \\ &= C + dK/dt - [F_R - f_R][R-D] = C + I - [F_R - f_R][R-D] = NNP \end{aligned} \quad (4-18)$$

ここで、 F_R は枯渇性資源の限界生産価格、 f_R はストックSからRを採取するための限界コストをそれぞれ表す。よって、 $F_R - f_R$ はホテリングレントを示し、 $[F_R - f_R][R-D]$ は総ホテリングレントを示す。(4-18)式より、所得はGDP (=C+I) から枯渇性資源のストックの縮小による総ホテリングレントが差し引かれている。つまり、枯渇性資源のストックを評価したモデルの所得には、枯渇性資源の減耗が考慮されていることがわかる。

【付録4-3】 非更新性資源の経済的評価

化石燃料をはじめとする非更新性資源（枯渇性資源）の経済的価値評価の方法として、次の5つがある。

(1) ユーザーコストによる評価方法³

El SerafyがHicksの持続可能な所得をもとに資源ストックの枯渇を評価したもので、鉱山から得られる有限のレント（純収入R）が無限の所得Xに等しいと考えるとき、この資源の枯渇の評価は、ユーザーコストとして $R-X$ で定義される。レントと所得の関係より、RとXは次の式を満たす。

$$R_t + \beta R_{t+1} + \beta^2 R_{t+2} + \dots + \beta^n R_{t+n} = X + \beta X + \beta^2 X + \dots + \beta^n X + \beta^{n+1} X + \dots$$

β ：割引因子 $=1/(1+r)$, r は割引率、 n ：t年に残された鉱山の採掘期間

各年におけるレントがRで一定と仮定すると、ユーザーコストは上式を整理して次のように算出できる。

$$R - X = R/(1+r)^{n+1}$$

実際には毎年のレントは変化し、採掘可能期間nも資源採取量の変化により一定には定まらないので、上記のように整理することは困難である。しかし、El Serafyは、nを「確認埋蔵量/今期の採取量」で見積もる方法によると、資源の減耗は現在のレント（利潤）と確認埋蔵量、採掘量のデータがあれば算出することが可能になり、各期における資源ストックのもつ価値を逐一定量化する必要がないとしている。

(2) 総ホテリングレントによる評価方法⁴

枯渇性資源の所有者は、資源を長期にわたり産出できるように『限界収入=限界費用』となる量以下の資源を採取し、限界レントを稼ぐ。このときの限界レントをホテリングレントとよび、ホテリングレントと資源採取量の積を総ホテリングレントとして枯渇性資源の枯渇の価値に等しいとする（図4-A-1）。

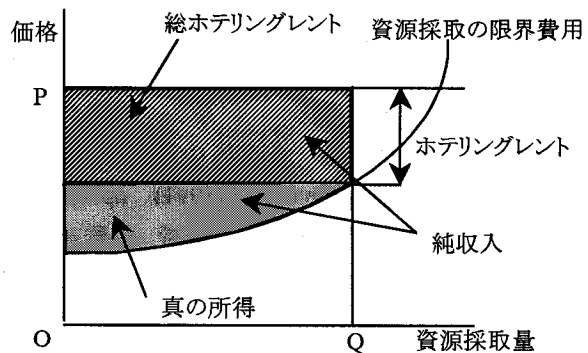


図4-A-1 総ホテリングレントによる資源の枯渇の評価

(3) ストックの価値変化による評価方法⁵

資源の最適利用が行われている場合、ある期間の資源ストックの枯渇は期首と期末の価値の差に等しい。この場合の各期の資源ストックの価値は資源の最適採取計画下における採取期間から得

られる純収入の割引現在価値に等しくなる。

(4) 純レントによる評価方法⁶

世界資源研究所がインドネシアで適用した方法で、資源の枯渇を純レント（＝資源の市場価値とそれを採掘・採取するのに必要な費用との差額）により評価する。

(5) 持続可能性基準による評価方法⁷

資源の枯渇を評価するものではないが、Huetingが提唱した方法で、枯渇性資源の採取に関する持続的採取基準（ $e(t) \leq d(t-1) * S(t)$ 、 $e(t)$ ：t年における資源の許容採取量、 $d(t-1)$ ：一定の活動水準のもとでの資源消費の削減率、 $S(t)$ ：t年の資源ストック）を定め、許容量以内に資源採取量を抑えるというものである。

【参考文献】

- ¹ Manne, A.S. and Richels, R.G. (1992) *Buying Greenhouse Insurance*, The MIT Press, pp.119-140.
- ² 西村清彦(1990) *経済学のための最適化理論入門*, 東京大学出版会.
Hartwick, J.M. (1990) *Natural Resources, Natural Accountings and Economic Depreciation*, *Journal of Public Economics*, Vol.43, No.3, pp.291-304.
吉田和男(1993) *経済学に最低限必要な数学*, 日本評論社.
北畠佳房(1994) *SEEAの厚生経済学的基礎について*, 「環境資源勘定体系の確立に関する研究」研究報告資料.
足立英之(1994) *マクロ動学の理論*, 有斐閣.
岩井克人・伊藤元重編(1994) *現代の経済理論*, 東京大学出版会.
- ³ El Serafy, S. (1989) *The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources*, In Ahmad, Y.J., El Serafy, S. and Lutz, E. eds., *Environmental Accounting for Sustainable Development*, The World Bank, pp.10-18.
El Serafy, S. and Lutz, E. (1989) *Environmental and Resource Accounting: An Overview*, In Ahmad, Y.J., El Serafy, S. and Lutz, E. eds, op. cit., pp.1-7.
Hartwick, J.M. and Hageman, A.P. (1991) *Economic Depreciation of Mineral Stocks and the Contribution of El Serafy*, *The World Bank Environmental Department Divisional Working Paper No.1991-27*, The World Bank.
日本総合研究所(1993) *国民経済計算体系に環境・経済統合勘定を付加するための研究報告書*, pp.45-47.
- ⁴ Hotelling, H. (1931) *The Economics of Exhaustible Resources*, *Journal of Political Economy*, Vol.39, No.2, pp.137-175.
室田泰弘(1984) *エネルギーの経済学*, 日本経済新聞社, pp.129-146.
Hartwick, J.M. and Hageman, A.P. (1991) op. cit.
時政勲(1993) *枯渇性資源の経済分析*, 牧野書店, pp.30-39.
- ⁵ Hartwick, J.M. and Hageman, A.P. (1991) op. cit.
- ⁶ Repetto, R. et al. (1989) *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*, World Resource Institute.
日本総合研究所(1993) *前掲報告書*, p.41.
- ⁷ Hueting, R., Bosch, P. and Bore, B. (1992) *Methodology for the Calculation of Sustainable National Income*, WWF International (WWF Japan訳(1994) *持続可能な国民所得計算の方法論*, WWF Japan).

第5章 日本国内の効率的二酸化炭素排出削減施策の評価のための長期多部門モデル

第1節 二酸化炭素の排出削減をめぐる動き

気候変動枠組条約の締結など、地球温暖化問題に対する関心はますます高まると同時に、日本の行動が世界的に注目を集めている。わが国においては地球温暖化経済システム検討会報告書¹にあるように、技術革新によっても二酸化炭素排出量の増大は避けられず、炭素税もしくは炭素税と二酸化炭素の排出削減技術導入への補助金により、二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させることが可能であるとされている。こうした報告は、第2章で提示した経済的手法と呼ばれる政策の導入により、産業活動を環境に配慮するように誘導し、環境経済システムへと転換していくものであるといえる。しかしながら、現実には、わが国の1995年度の二酸化炭素排出量は3.32億tCと過去最高を記録する²など、気候変動枠組条約での公約達成が困難な状況にある。

第2章や第4章でみたように、地球温暖化問題はわが国をはじめとする先進国だけの問題ではなく、発展途上国を含めた世界的な問題である。このため、発展途上国において将来予想される二酸化炭素排出量の増大を未然に防ぐ施策も念頭に置く必要がある。国際排出権取引や共同実施といった施策はこうした背景のもとに生じた考え方であり、今後は各国内の対策だけでなく国家間での協調した環境対策や環境施策の重要性が増大するものと考えられ、実際に共同実施活動として実現されているものもある。このとき、国家間の協調施策だけではなく、国家という枠組みを越えた産業間での協調といったよりミクロなレベルにおける協調施策も生まれる可能性がある。

こうした様々な協調施策を導入するにあたり、1997年に開催される気候変動枠組条約第3回締約国会議（地球温暖化防止京都会議）の議長国としての日本の果たすべき役割は、二酸化炭素排出量の削減においてリーダーシップをとるとともに、各国の利害関係や生産構造等を考慮に入れ、各国・各産業が主体的に協調施策に参加できるように調整を図ることである。本章では、そうした二酸化炭素排出量の削減と協調政策への第一歩としてわが国の産業部門を9つに分割した多部門モデルを構築し、気候変動枠組条約で表明されている二酸化炭素排出量の1990年の水準への安定化、もしくはEUや環境NGOが提案しているようなさらに削減するという目標を国内において実現するために、産業間における二酸化炭素排出量の許容量をどのように調整することが望ましいかについて考察する。

わが国においてこれまでに様々なモデル分析が行われているが、その多くは森³や伴⁴にみられるように産業部門を1つに集約させたモデルであり、産業部門を分割した多部門モデルでも後藤⁵や筑井⁶にみられるように産業間の関係を固定しており、産業連関構造が内生的に決定されるモデルは黒田・新保⁷などわずかである。二酸化炭素排出量の制約が課される場合、さらには産業間において二酸化炭素排出量を調整する場合、各部門の生産構造の違いにより生じる影響は大きく異なるものと予想される。その結果、わが国の産業構造そのものにも影響が波及するものと推測できる。このため、生産部門を分割して評価する場合には、産業間の連関構造を内生的に決定するモデルの構築が必要となる。

本章では、各産業部門の投入産出構造を内部化したモデルを構築し、二酸化炭素排出量に対して様々な制約を課したときに見られる各産業部門の生産活動の変化を分析し、効率的な二酸化炭素量の削減に向けた産業間の二酸化炭素排出削減の調整に関する考察を行う。なお、本章において構築するモデルは、第6章、第7章において世代間及び地域間の公平性や廃棄物の処理とリサイクルに関する議論において拡張して用いられる。

第2節 わが国の経済発展と二酸化炭素排出量のあゆみ

わが国は、第二次世界大戦以降、急速な経済発展を遂げる一方、その代償として二酸化炭素をはじめ多くの汚染物を排出するようになり、四大公害をはじめとする数々の課題に直面してきた。GDPを

尺度にわが国の経済規模を評価すると、1人あたりGDPは世界第1位（37613ドル/人；1994年）、GDPではアメリカ合衆国（6.650兆ドル；1994年）に次いで世界第2位（4.698兆ドル；1994年）と、世界全体の総生産の約18%を占めている⁸。これに対して二酸化炭素排出量は、米国、中国、ロシアに次ぐ世界第4位の排出量（世界全体の約5%）であり、国別二酸化炭素排出量の上位15カ国のなかでの1人あたり排出量は世界第9位となっている⁹（表5-2-1）。わが国は、経済規模に対する二酸化炭素排出量は小さいが、世界有数の経済大国であるために地球温暖化に対する負荷は非常に大きい国であるといえる。本節では、こうした経済活動や二酸化炭素排出量のこれまでの推移について整理を行う。なお、以下に示す部門分割は次節以降に示す多部門モデルの部門分割に従ったものである。表5-2-2に本章の多部門モデルにおける部門分割を示す。

表5-2-1 工業起源の二酸化炭素排出量の上位15カ国と各国の1人当たり二酸化炭素排出量(1992年)

	二酸化炭素排出量[1000tC]	1人当たり排出量[tC/人]
米国	1331277	5.22
中国	727631	0.62
ロシア連邦	573581	3.85
日本	298219	2.40
ドイツ	239492	2.99
インド	209847	0.24
ウクライナ	166730	3.20
イギリス	154431	2.67
カナダ	111781	4.09
イタリア	111191	1.92
フランス	98748	1.73
ポーランド	93243	2.43
メキシコ	90778	1.03
カザフスタン	81268	4.77
南アフリカ	79170	1.99
世界	6092566	1.12

表5-2-2 本章の多部門モデルにおける部門区分

記号	部門名	国民経済計算における分類区分	エネルギー統計における分類区分
AGR	農林水産部門	農林水産業	農林水産業
MIN	鉱業部門	鉱業	鉱業
LIP	素材型軽工部門	パルプ・紙、窯業・土石	紙・パルプ、窯業・土石
LIA	加工型軽工部門	食料品、繊維、その他製造業	食料品、繊維、その他製造業
HIP	素材型重工部門	化学・一次金属・金属製品	化学工業、鉄鋼、非鉄金属
HIA	加工型重工部門	一般機械・電気機械・輸送機械・精密機械	金属機械
CST	建設部門	建設業	建設業
SEV	業務部門	電気・ガス・水道業を除く第三次産業	民生部門・業務用、運輸部門
ENT	エネルギー転換部門	石油・石炭製品、電気・ガス・水道業	エネルギー部門自家消費
HLD	家計部門	家計部門	民生部門・家庭用

第1項 わが国の経済活動の推移¹⁰

わが国における部門別の国内粗生産の推移を図5-2-1に、国内総生産（GDP）の推移を図5-2-2にそれぞれ示す。

これらの図より、わが国の産業は第3次産業が中心であり、その比率はGDPで59.7%（1995年）を占めている。次いで加工重工部門、加工軽工部門の加工製造部門の占める比率が高い。

1955年から1995年までの粗生産の平均成長率は6.1%/年、GDPの年平均成長率は5.7%/年である。しかしながら、各部門が、

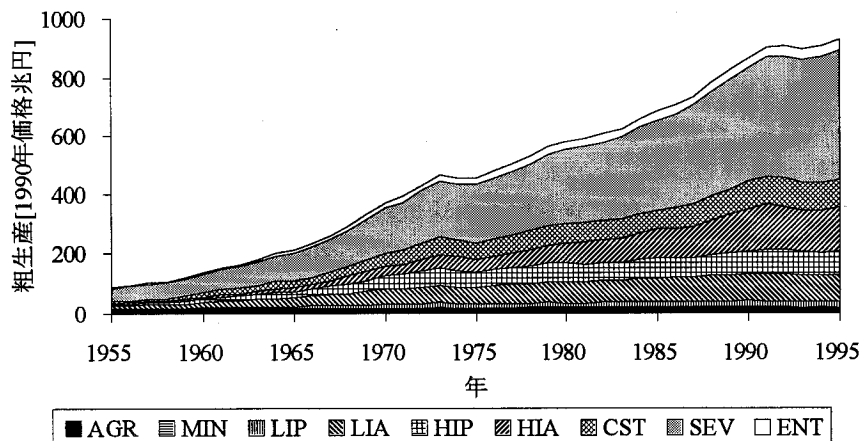


図5-2-1 わが国の国内粗生産の推移

各期間において一様に成長してきたわけではない。1955年以降における成長率の高い部門は加工重工部門（粗生産で11.4%/年、GDPで12.8%/年）であり、逆に低い部門は農林水産部門、鉱業部門、加工軽工部門である。特に農林水産部門と鉱業部門は近年、粗生産、GDPともに減少する傾向にあり、食糧資源及び鉱産資源の海外への依存が高まっていることがうかがえる。また、期間別にみると1970年代はじめの石油危機と1990年代はじめのバブル経済崩壊後の期間において経済活動が停滞してきたことがわかる。

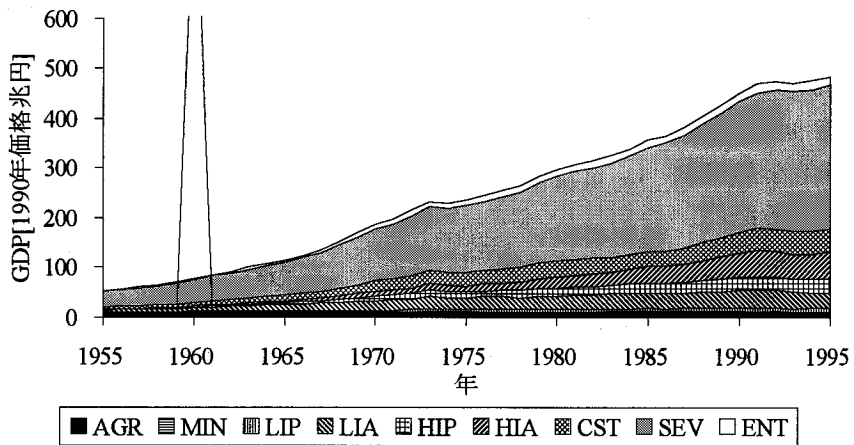


図5-2-2 わが国の国内総生産(GDP)の推移

また、期間別にみると1970年代はじめの石油危機と1990年代はじめのバブル経済崩壊後の期間において経済活動が停滞してきたことがわかる。

第2項 わが国のエネルギー需給構造の変化¹⁾

次に、わが国のエネルギー源別一次エネルギー国内供給量の推移を図5-2-3に示す。石油危機以前のエネルギー供給量は指数関数的な伸びを示している。1970年代はじめから1980年代半ばまでは目立った伸びは示していないが、それ以降再び増加する傾向を示している。

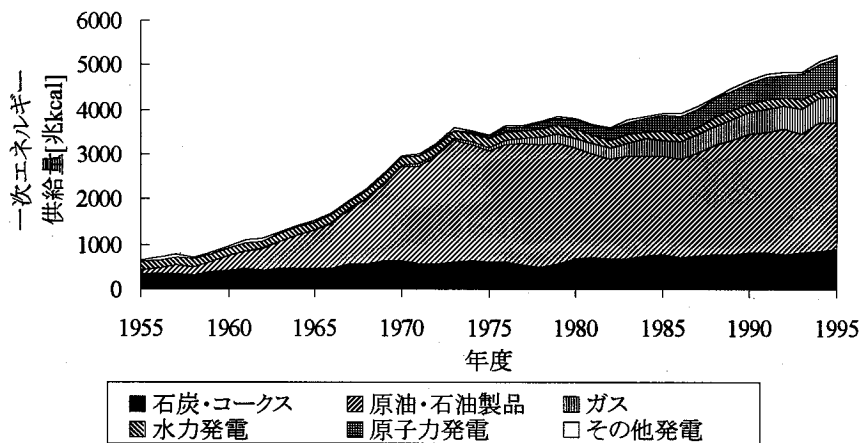


図5-2-3 一次エネルギー国内供給量の推移

エネルギー源別にみると、石油の供給が最も多く、1970年代までの一次エネルギー供給の伸びは石油供給の伸びによるものといえる。1970年代以降の石油の供給はほぼ横ばい状態で、近年の一次エネルギー供給の伸びはガスや原子力の伸びによるものである。なお、太陽光発電や廃棄物発電等の一次エネルギー供給全体に占める割合は、現在、ごくわずかである。

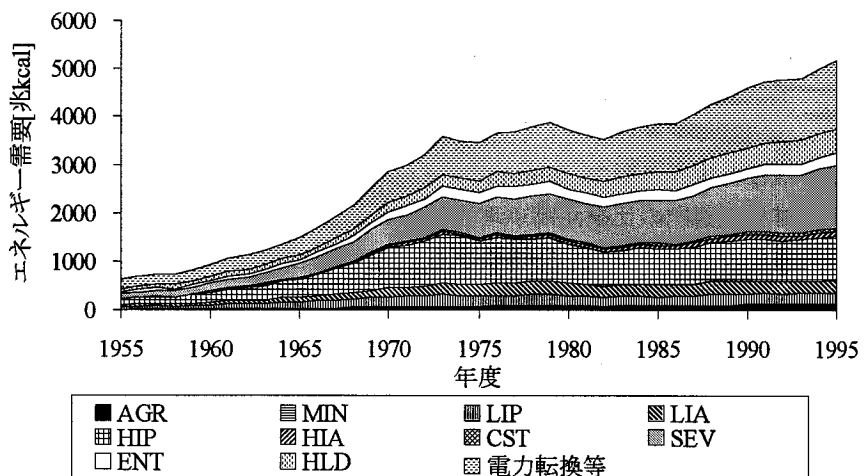


図5-2-4 わが国の部門別エネルギー需要量の推移

図5-2-4は各部門におけるエネルギー需要量（エネルギー転換部門はエネルギー統計のエネルギー部門自家消費）の推移を

示したものである。電力等への転換や業務部門、素材重工部門の需要量の比率が高いが、1970年以降の伸び率が高い部門は、業務部門、家計（家庭）部門であり、いわゆる民生部門におけるエネルギー需要の比率が高まってきていることがわかる。

図 5-2-5 に 1955年を基準とした各部門の粗生産とエネルギー需要量の推移を示す。この図より、エネルギー供給量に対する粗生産の生産性、いわゆるエネルギー効率は、農林水産、建設、鉱業の各部門

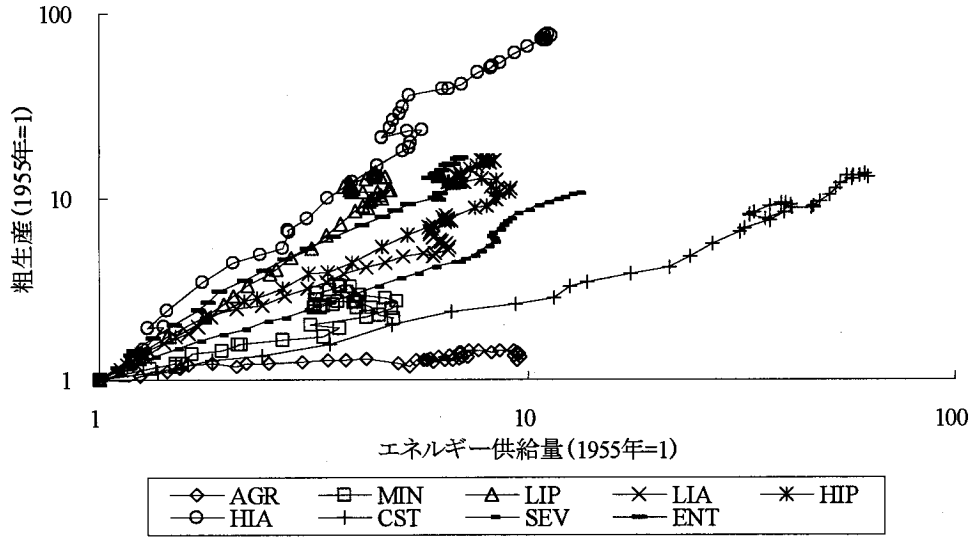


図5-2-5 各部門における粗生産とエネルギー供給量の推移

で低下しており、加工重工部門で最も高くなっていることがわかる。

第3項 わが国の二酸化炭素排出量の推移¹²

次に、わが国の各部門における二酸化炭素排出量の推移を図 5-2-6 に示す。

電力等への転換や業務部門の排出量が多い点については前項の部門別エネルギー需要と同様であるが、素材重工部門における二酸化炭素排出量の比率が高く、加工重工部門の比率が低くなっている点が部門別エネルギー需要の推移と大きく異なる。

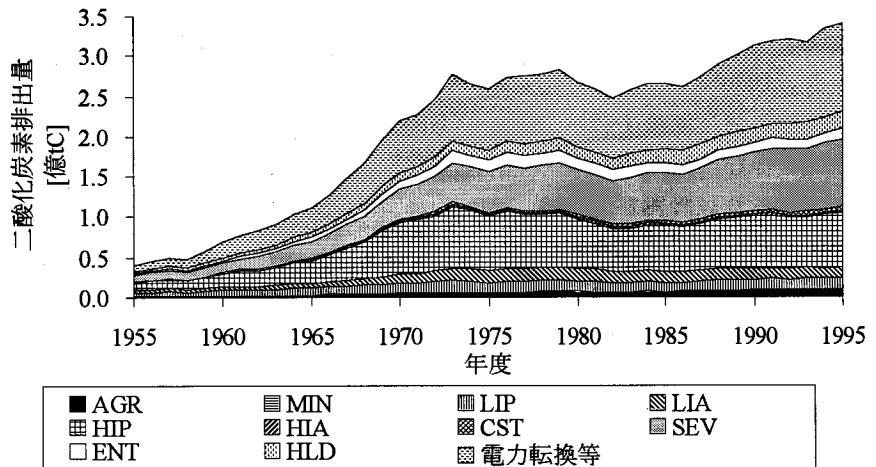


図5-2-6 わが国の部門別二酸化炭素排出量の推移

る。素材重工部門の比率が高い理由は、鉄鋼業におけるコークスの使用、化学工業における石油製品の利用といった産業部門の特性による。近年における二酸化炭素の排出傾向については、エネルギー供給と同様に民生部門（業務部門・家計部門）の伸びが高くなっている。

第3節 わが国を対象とした多部門モデルの概要

第1項 多部門モデルにおける最適解の特性¹³

国内産業を統合して表現した1部門モデルの場合、最適化の必要条件是資本の限界価値と消費の限界効用が等しいことである。これは、生産された財について、資本として来期以降の生産に供与する

ことによる将来の効用の増分と消費による今期の効用の増分が等しいことを示している。これに対し、本研究のような産業を複数に分割したモデルについて、その最適構造を議論するために、国内産業が部門1、部門2、エネルギー転換部門（以下、部門E）の3部門から成る簡略化した経済体系を考える。なお、簡略化のため、ここでは貿易等の海外との取り引きを行わない閉鎖経済を対象とする。

$$\text{Max } U = \sum_t U(C_1, C_2) \cdot \exp(-rt) \quad (5-1)$$

$$\text{s.t. } f_1(K_1, L_1, E_1, X_{11}, X_{21}) = C_1 + F_{11} + F_{12} + F_{1E} + X_{11} + X_{12} + X_{1E} \quad (5-2)$$

$$f_2(K_2, L_2, E_2, X_{12}, X_{22}) = C_2 + F_{21} + F_{22} + F_{2E} + X_{21} + X_{22} + X_{2E} \quad (5-3)$$

$$f_E(K_E) = E_1 + E_2 + E_E \quad (5-4)$$

$$dK_1/dt = F_{11} + F_{21} - \delta_1 \cdot K_1 \quad (5-5)$$

$$dK_2/dt = F_{12} + F_{22} - \delta_2 \cdot K_2 \quad (5-6)$$

$$dK_E/dt = F_{1E} + F_{2E} - \delta_E \cdot K_E \quad (5-7)$$

下付文字は各部門（i=1,2,E）を示す。

各変数に対して期間tは省略している。

【パラメータ】 r:割引率, δ :減価償却率, L:労働

【変数】 U:効用, C:最終消費, F:資本形成, K:資本ストック, E:エネルギー需要,
X:中間財（ X_{12} は部門1から部門2への中間財の移動を示す）

【関数】 $f(\cdot)$:生産関数, $U(\cdot)$:効用関数

以上の定式化においては、議論を簡略化するために家計のエネルギー需要や部門Eの中間需要に関する変数は省略している。また、固定資本形成についても部門間の移動が明確になるように記述している。また、各変数は非負の値をとるものとする。

効用関数Uは、各財1、2に対して二次微分可能で、限界効用が逓減するように、 $\partial U/\partial C_1 > 0$ 、 $\partial^2 U/\partial C_1^2 < 0$ 、 $\partial U/\partial C_2 > 0$ 、 $\partial^2 U/\partial C_2^2 < 0$ が成り立つものと仮定する。

部門1、部門2については、各部門に対して外生的に与えられる労働と、内生変数である資本、中間財、エネルギーを生産要素として粗生産を産出する。ここで、生産関数fの産出として付加価値（GDP）ではなく粗生産を用いる理由は、各部門の中間投入－産出を通じた連関構造をとらえることと、各部門においては付加価値と最終需要が必ずしも一致しないことによる。生産関数は各要素に対して二次微分可能な一次同次関数で、各生産要素に対する限界生産が正であるが、その生産性は逓減するという一般的なものを仮定する。一方、部門Eは資本（設備）を制約としてエネルギー供給を仮定する。これは、電力、石油、石炭、ガスといった二次エネルギーの生産については、一次エネルギー供給量と一次エネルギーから二次エネルギーへの転換設備の影響が最も大きいと考えるためである。

各部門でt期に産出される財は、(5-2)式から(5-4)式より中間消費、固定資本形成、最終消費の3つの用途に需要される。ここで、各部門において生産された財は、他の部門とは異質のもの（heterogenous）として評価される。つまり、部門1で生産された最終消費財と部門2で生産された最終消費財は明確に区分される。なお、各部門内においては、生産された財は同質（homogenous）であるとする。つまり、部門1で生産された財は中間財、固定資本形成、最終消費財のいずれの用途にも代替が可能である。

各部門は、(5-5)式から(5-7)式によりt+1期以後の生産を増大させるために投資を行う。一方、家計は(5-1)式で示された効用を最大化するように各財を消費する。

以上がモデルの全体構造であるが、これまで見てきたようにこのモデルでは、財の分配、すなわち産業連関表の横方向に対して定式化を行っており、所得分配（産業連関表の縦方向）についての定式化は行っていない。これは、産業連関表の横方向のバランス式においては単純に足し合わせる事が可能であるが、縦方向のバランス式においては各要素にそれぞれの価格を乗じる必要があるためである。なお、生産の投入要素に対する所得配分については、一次同次生産関数を仮定していることから、オイラーの定理により生産物は生産要素に対する支払いにより過不足なく配分し尽くされる¹⁴。また、上記のモデルにおいて、(5-2)式から(5-7)式のシャドウプライスに対して正の値が得られる場合、付加価値＝最終需要が成り立つ。

(5-1)式から(5-7)式の最適化問題をラグランジュ乗数 λ 、 μ を用いると、ハミルトニアンは以下のよう
に表すことができる。

$$\begin{aligned}
 H = & U(C_1, C_2) \\
 & + \lambda_1 * (f_1 - C_1 - F_{11} - F_{12} - F_{1E} - X_{11} - X_{12} - X_{1E}) \\
 & + \lambda_2 * (f_2 - C_2 - F_{21} - F_{22} - F_{2E} - X_{21} - X_{22} - X_{2E}) \\
 & + \lambda_E * (f_E - E_1 - E_2) \\
 & + \mu_1 * (F_{11} + F_{21} - \delta_1 * K_1) \\
 & + \mu_2 * (F_{12} + F_{22} - \delta_2 * K_2) \\
 & + \mu_E * (F_{1E} + F_{2E} - \delta_E * K_E)
 \end{aligned} \tag{5-8}$$

(5-8)式の λ は各部門で生産される財の効用単位で計測した価格、 μ は各部門における資本ストックの効用単位で計測したレントと解釈できる。このときの最適化の必要条件は、各制御変数の一次微分が0である。例えば、 C_1 と C_2 については、次の2式が最適解をもつための必要条件となる。

$$\partial H / \partial C_1 = \partial U / \partial C_1 - \lambda_1 = 0 \tag{5-9}$$

$$\partial H / \partial C_2 = \partial U / \partial C_2 - \lambda_2 = 0 \tag{5-10}$$

(5-9)式と(5-10)式は、財1の消費による限界効用と財2の消費による限界効用は、各部門で産出される財の価格に等しくなることを示す。つまり、最適解においては財1の消費による限界効用と財2の消費による限界効用の比は各財の価格に比例する。同様の操作を他の制御変数について行くと、自己部門の中間財に対する限界生産性は1に等しく、他の部門からの中間投入に対する限界生産物の価値はその中間財の価格に等しくなる。また、資本ストックの限界生産物の価値は資本ストックのレントに等しくなる。これらのことから、最適解が内点解のとき、財1の消費の限界効用と財2の消費の限界効用はともに等しくなる点で均衡するようになる。

一方、資本ストックのレントの時間変動は、次の式で表すことができる。

$$d\mu_1/dt = r\mu_1 - \partial H / \partial K_1 = r\mu_1 - \lambda_1 \partial f_1 / \partial K_1 + \mu_1 \delta_1 \tag{5-11}$$

$$d\mu_2/dt = r\mu_2 - \partial H / \partial K_2 = r\mu_2 - \lambda_2 \partial f_2 / \partial K_2 + \mu_2 \delta_2 \tag{5-12}$$

$$d\mu_E/dt = r\mu_E - \partial H / \partial K_E = r\mu_E - \lambda_E \partial f_E / \partial K_E + \mu_E \delta_E \tag{5-13}$$

(5-11)式から(5-13)式は、各部門における資本ストックのレントの時間変化は時間選好率（割引率）+資本減耗率-資本ストックの限界生産性に等しくなることを示している。

以上の経済活動を表現したモデルに対して、二酸化炭素排出量の抑制政策を導入すると、新たに次の制約条件が付け加わる。

$$\sum_i E_i * ce_i \leq CO_2 \tag{5-14}$$

ce_i : 二酸化炭素排出原単位 CO_2 : 二酸化炭素排出制約

(5-14)式に対するラグランジュ乗数を η とし、上記と同様の操作を行うと、各部門におけるエネルギー価格が $ce_i * \eta$ だけ増大する。これに伴い、財1,2の価格は増大し、(5-9)式、(5-10)式より財の消費による限界効用は増大する。限界効用は財の消費の増加に伴い逓減すると仮定しているため、限界効用の増大は効用の低下を意味する。また、二酸化炭素排出量の削減に対する限界費用が各部門において η に等しくなるように、各部門の二酸化炭素排出量が決定される。

第2項 日本モデルの設定

前項でみたように、本モデルは財の分配を中心にモデル化を行っており、各産業部門の費用や財の価格については、最適解におけるシャドウプライスとして計算される。つまり、社会全体が財の均衡価格をシャドウプライスに一致するように設定し、取引を行うという規範的なモデルである。また、本研究ではいわゆる省エネ機器の導入については設定していない。このため、地球温暖化経済システム検討会報告書にあるような省エネ機器の導入によりGDPが増大する可能性を示唆するものではなく、二酸化炭素排出量の削減により生じる経済的な不効用をどのように緩和させることが可能かということを示すシナリオ分析となっている。

本項では、日本を対象にシミュレーションを行うにあたり、必要となるパラメータの設定やモデルの仮定等について説明する。モデル全体の構造を図5-3-1に、モデルの変数の一覧を表5-3-1に、モデルを構成する制約式の一覧を表5-3-2にそれぞれ示す。なお、個々の制約条件については【付録5-1】に示す。

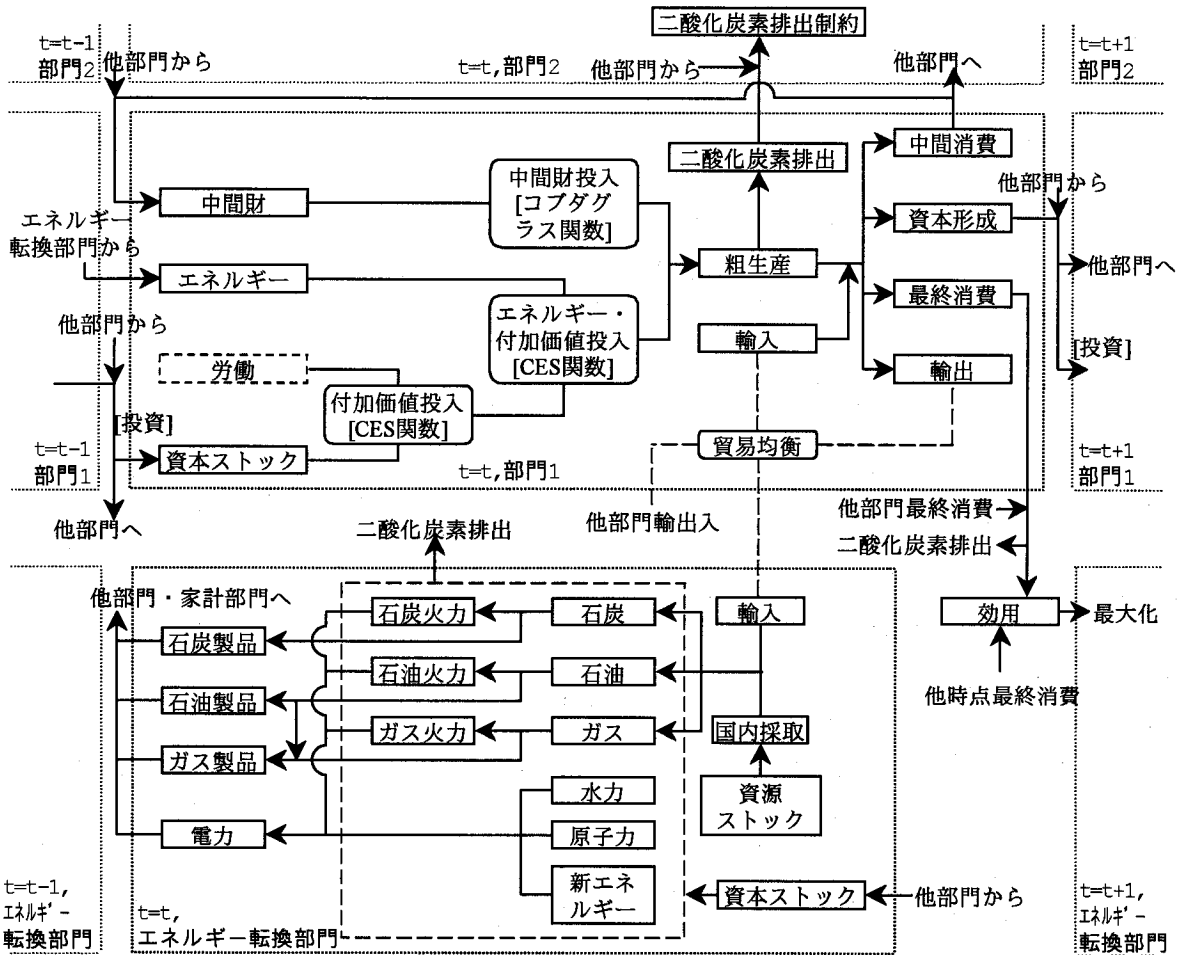


図5-3-1 本章の多部門モデルにおける財のフロー

(1) 対象期間

基準年を1990年とし、1期5年、2030年までを対象期間としている。

(2) 部門分割

本分析では、表5-2-2に示したように国民経済計算をもとに産業部門を9部門に分割し、この部門分割に合致するようにエネルギー統計の各部門も再構成している。なお、本研究では国民経済計算の家計部門とエネルギー統計の家庭を同一のカテゴリーとみなす。

(3) 効用関数

経済学においては、合理的な経済主体が予算制約のもとで、企業においては利潤最大化、消費者においては効用最大化を目標に行動するとされている。本章では、消費者の効用を目的関数とし、これを最大化するように各主体が行動するものとしている。

本章の多部門モデルの行動規範となる効用は、各期ごとにエネルギーを除く各部門の最終消費財を外生的に与えた人口で除した1人当たり最終消費をコブダグラス関数で結合した合成財で評価し¹⁵、こ

表5-3-1 日本を対象にした多部門モデルの変数一覧

変数名	内容	単位
Y(T,ST)	粗生産	兆円
K(T,ST)	資本ストック	兆円
X(T,IP,OP)	中間投入	兆円
STED(T,ENE,ST)	部門別二次エネルギー需要量	10 ¹⁴ kcal
COG(T,ST)	最終消費	兆円
ING(T,ST)	固定資本形成	兆円
INV(T,ST)	投資	兆円
EH(T)	家計エネルギー需要量	10 ¹⁴ kcal
HED(T,ENE)	家計二次エネルギー需要量	10 ¹⁴ kcal
PE(T,ENE)	化石燃料供給	10 ¹⁴ kcal
DP(T,ENE)	化石燃料国内産出量	10 ¹⁴ kcal
FFSDU(T,ENE)	化石燃料直接需要	10 ¹⁴ kcal
FFSEG(T,ENE)	化石燃料発電需要	10 ¹⁴ kcal
TPE(T)	一次エネルギー総供給	10 ¹⁴ kcal
RES(T,ENE)	埋蔵化石燃料	10 ¹⁴ kcal
NFE(T,ENE)	非化石燃料電力発電量	100万kW
ELECS(T)	電力供給	100万kW
FFEG(T,ENE)	火力発電所発電量	100万kW
EGCAP(T,ENE)	発電所発電容量	100万kW
EINV(T,ENE)	発電所投資	兆円
ETCS(T)	エネルギー転換資本ストック	兆円
ETCI(T)	エネルギー転換投資	兆円
CO2(T,ST)	部門別二酸化炭素排出量	億tC
CO2H(T)	家計二酸化炭素排出量	億tC
TCO2(T)	総二酸化炭素発生量	億tC
SECTCO2(T)	産業部門二酸化炭素発生量	億tC
FFNX(T,ENE)	化石燃料純輸出	10 ¹⁴ kcal
NETX(T,ST)	産業部門純輸出	兆円
TRCO2(T,ST)	産業部門二酸化炭素排出権取引量	億tC
UTILITY	効用(割引現在価値)	-

注:括弧内の記号は、T:期間、ST:部門 (IPは投入部門、OPは産出部門)、ENE:エネルギー種をそれぞれ示す。

れを各期の人口と割引率(3%/年と設定)によって重み付けした後に、すべて足し合わせたもので評価する。コブダグラス関数の設定により、各期における各最終消費財間の代替は可能であり、その代替弾力性は1となる。各最終消費財のシェアパラメータは1990年の実績値をもとにしている。また、建設部門からの最終消費は国民経済計算上は0であるが、本章では住宅投資を建設部門からの最終消費とする。なお、効用にエネルギー消費を含めない理由として、エネルギー消費は効用最大化の目的ではなく、むしろ他の財の消費に付随する派生需要と考えるためである。

(4) 生産関数

本研究では、トップダウン型の生産関数を用いたモデルとしている。これは、第3章でも述べたように、ボトムアップモデルと比較してパラメータの設定などモデルの構築が容易であることによる。各部門はそれぞれ各部門固有の財のみを生産するものとし、他の部門で生産される財を産出すること

表5-3-2 多部門モデルの制約式一覧

制約条件名	方程式の内容
TPRDG(T,ST)	資本・労働の統合
TPRDM(T,ST)	粗生産関数(CES生産関数)
DIST(T,ST)	粗生産の配分
FIXC(T)	固定資本需給
INGR(T,IP)	固定資本供給の関係
CAPS(T,ST)	資本蓄積
TC(T,ST)	投資の終端条件
HENEC(T)	家計エネルギー需要
EXTRCT(T,FF)	化石燃料産出
UPEX(T,FF)	化石燃料産出上限
FFS(T,FF)	化石燃料供給
PRIMES(T)	一次エネルギー供給
TRADEEQ(T)	貿易バランス
TFPDC(T)	石炭需給
TFPDO(T)	石油需給
TFFDG(T)	ガス需給
FFES(T,FF)	火力発電所発電量
ELECG(T)	電力供給量
EPGS(T,ENE1)	発電設備による発電量制約
EPGI(T,ENE1)	発電部門資本ストック蓄積
EGFFU(T,ENE)	火力発電電力供給増加上限
EGFFL(T,ENE)	火力発電電力供給減少下限
EGNFU(T,ENE)	非火力発電電力供給増加上限
EGNFL(T,ENE)	非火力発電電力供給減少下限
SELFEC(T)	エネルギー転換部門総エネルギー自己消費
SELFECLE(T,ENE2)	エネルギー転換部門化石燃料自己消費下限
SELFECLE(T)	エネルギー転換部門電力自己消費下限
ETCAP(T)	化石燃料精製設備による化石燃料供給制約
ETCF(T)	化石燃料精製資本ストック蓄積
ETINV(T)	エネルギー転換部門投資
ENEDFF(T,ENE2)	非電力二次エネルギー需給
ENEDE(T)	電力エネルギー需給
HEDEMF(T,ENE2)	家計化石燃料需要下限
HEDEME(T)	家計電力需要下限
HEDEM(T)	家計総エネルギー需給
STCO2(T,ST)	部門別炭素排出
ETCO2(T)	エネルギー転換部門二酸化炭素排出
HECO2(T)	家計二酸化炭素排出
INDC(T)	産業部門二酸化炭素排出
TOTCO2(T)	総二酸化炭素排出
TRADECO2(T)	産業部門間排出権取引
UTIL	効用関数(目的関数)

はなく、生産工程も1つとしている。

エネルギー転換部門を除く各産業部門は、資本、労働、エネルギー、非エネルギー中間財を投入要素として粗生産を産出し、産出された財と輸入された財を中間消費、最終消費、固定資本形成、輸出の各需要に供給するという生産構造を有する。これら投入要素のうち、資本は国民経済計算における民間企業資本ストックと一般政府及び対家計民間非営利団体の固定資産から、労働は国民経済計算の就業者数から、エネルギーは総合エネルギー統計から、非エネルギー中間財は産業連関表および国民経済計算から、それぞれ本章の部門分割に合うようにデータを修正する。

生産関数は、資本、労働、エネルギーからなるエネルギーを含む付加価値投入要素と非エネルギー中間財からなる中間投入要素の2つに分割し、これらがレオンチェフ型生産関数により結合されるものと仮定している。すなわち、粗生産をY、エネルギーを含む付加価値投入要素をG、中間投入要素をMとすると、以下のように表せる。

$$Y = \min(G/a_G, M/a_M)$$

a_G ：付加価値係数、 a_M ：中間投入係数

これは、投入要素のうち、資本・労働・エネルギーとそれ以外の中間財の間には代替関係がなく、補完的な関係であることを意味する。

エネルギーを含む付加価値要素は、資本・労働とエネルギーが弱分離可能であると仮定する。資本投入と労働投入はCES生産関数により付加価値投入要素に結合され、各エネルギー種（石炭・石油・ガス・電力）はコブダグラス関数によりエネルギー投入要素として結合される。そして、付加価値投入要素とエネルギー投入要素がCES生産関数によりエネルギーを含む付加価値投入要素に統合されるものとする。すなわち、エネルギーを含む付加価値投入要素をG、資本をK、労働をL、エネルギーをEとすると、次のように表すことができる。

$$G = g(f(K, L), h(E))$$

$$f(K, L) = a[(1-b)K^{-\rho_f} + bL^{-\rho_f}]^{-1/\rho_f}$$

$$h(E) = EC^p EO^q EG^r EE^s$$

$$g(f, h) = [xf^{-\rho_g} + yh^{-\rho_g}]^{-1/\rho_g}$$

$f(\cdot)$ ：付加価値投入要素生産関数、 $h(\cdot)$ ：エネルギー投入要素生産関数、

$g(\cdot)$ ：エネルギーを含む付加価値投入要素生産関数、

$1-b$ ：資本分配率、 b ：労働分配率、

ρ_f ：資本・労働間代替パラメータ（ $=1/(1+\sigma_f)$ 、 σ_f ：代替弾力性）、

EC：石炭投入、EO：石油投入、EG：ガス投入、EE：電力投入、

p：石炭シェア、q：石油シェア、r：ガスシェア、s：電力シェア、

ρ_g ：付加価値要素・エネルギー投入要素間代替パラメータ（ $=1/(1+\sigma_g)$ 、 σ_g ：代替弾力性）、

a, x, y ：パラメータ

資本・労働間の代替パラメータ ρ_f の推計は、以下のように行う。最適解において、労働の限界生産性は労働価格、すなわち賃金に等しくなることから、

$$\partial f / \partial L = w$$

w：賃金

が成り立つ。これを整理すると、

$$w = (f(K, L)/L)^{1+\rho_f} a^{-\rho_f} b$$

となる。両辺の対数を取り、過去における付加価値投入、労働、賃金から、資本・労働間の代替パラメータ ρ_f を回帰分析により推計する。推計結果を表5-3-3に示す。また、パラメータaは、初期年における資本分配率、労働分配率、回帰により得られた代替パラメータ ρ_f から決定する。

次に、エネルギー投入と付加価値投入間の代替パラメータ ρ_g の推計方法を示す。エネルギーを含む付加価値投入に関するデータの制約上、 $g(f, h) = Y$ として $g(f, h)$ の各パラメータの推計を行う。このとき、生産活動によるすべての売り上げは付加価値投入とエネルギー投入に配分されないため、 $g(f, h)$ のパラ

メータにおいては、各投入要素のシェアを用いるのではなく、別途計算を行う。投入要素間の代替パラメータ ρ_g は先の ρ_f と同様の方法による。最適解において、エネルギーの限界生産性はエネルギー価格に等しくなるという関係を整理することにより次式が導かれる。

$$ep = (Y/h(E))^{1+\rho_g} y$$

ep：エネルギー価格

この両辺の対数を取り、過去の粗生産、エネルギー投入、エネルギー価格をもとに回帰分析を行うことで ρ_g を推計する。代替弾力性の推計結果を表5-3-3に示す。なお、エネルギー価格は、エネルギー投入の生産関数の双対型である価格関数を用いる。パラメータyは推計した代替パラメータと初期年におけるエネルギー価格、粗生産、エネルギー投入を用いて上式より計算する。また、パラメータxはg(f,h)の定義式に各変数の初期年の値を当てはめることにより計算する。

表5-3-3 各部門における代替弾力性の推計結果

1. 資本-労働間代替弾力性

	AGR	MIN	LIP	LIA	HIP	HIA	CST	SEV
代替弾力性	0.78	2.56	1.64	0.90	2.08	2.33	0.67	0.74
t 値	13.84	16.41	19.47	92.26	37.42	28.74	23.31	48.09
重相関係数	0.84	0.88	0.91	1.00	0.97	0.96	0.94	0.98

2. エネルギー-付加価値間代替弾力性

	*AGR	MIN	**LIP	**LIA	HIP	HIA	***CST	***SEV
代替弾力性	1.02	0.44	0.42	0.83	0.45	0.28	0.44	0.18
t 値	3.79	2.58	8.29	1.36	9.14	10.52	2.49	5.63
重相関係数	0.54	0.20	0.72	0.03	0.76	0.80	0.19	0.55

注：表中の値は、資本-労働間代替弾力性の推計は1955年～1993年のデータの回帰から、エネルギー-付加価値間代替弾力性の推計は1965年～1993年のデータの回帰から得たものである。

エネルギーデータは『総合エネルギー統計』、経済データは『国民経済計算』を利用。

資本-労働間代替弾力性は、 $\ln(\text{実質賃金}) = a \cdot \ln(\text{実質付加価値}/\text{就業者数}) + b$ の1/aに相当。

エネルギー-付加価値間代替弾力性は、 $\ln(\text{実質エネルギー価格}) = a \cdot \ln(\text{実質粗生産}/\text{エネルギー投入}) + b$ の1/aに相当。

エネルギー価格はエネルギー投入関数の双対型である価格関数より算出している。

実質賃金は『国民経済計算』の国内総生産デフレーター(合計)により実質化している。

* 1980年以降のデータをもとに推計。

** エネルギー価格として各二次エネルギーのエネルギー価格をエネルギー需要により重み付けした価格を、エネルギー投入として各二次エネルギーの合計をもとに推計。

*** エネルギーの代わりに付加価値投入を用いて推計。付加価値価格は付加価値投入の双対型より算出。

なお、労働投入は各部門に対してパラメータとして外生的に与えている¹⁶。表5-3-4に本モデルにおいて設定した労働成長率を示す。なお、この労働成長率は、単なる労働供給量の増加を示すのではなく、技術進歩等も加味した潜在的経済成長率である。

表5-3-4 本分析で設定した労働成長率(%/年)

期間	AGR	MIN	LIP	LIA	HIP	HIA	CST	SEV	ENT
1990年～2000年	0.30	0.10	2.27	2.08	2.49	6.12	1.90	2.56	2.22
2000年～2010年	0.25	0.10	1.89	1.74	2.08	5.10	1.59	2.13	1.85
2010年～2020年	0.20	0.10	1.51	1.39	1.66	4.08	1.27	1.71	1.48
2020年～2030年	0.15	0.10	1.13	1.05	1.25	3.06	0.96	1.28	1.11

次に、中間投入要素は、エネルギー転換部門を除く各部門からの中間財をコブダグラス型生産関数により結合することで計算される。すなわち、各中間投入要素間の代替弾力性は1である。表5-3-5に1990年の投入産出表と1990年における変数の初期値を示す¹⁷。

(5) エネルギー供給

エネルギー転換部門における生産構造のモデル化は、化石燃料と水力、原子力、太陽光などの一次

表5-3-5 多部門モデルにおける初期パラメータ

	AGR	MIN	LIP	LIA	HIP	HIA	CST	SEV	ENT	中間消費計
AGR	3.06	0.00	0.03	11.30	0.12	0.03	0.22	3.89	0.00	18.65
MIN	0.00	0.01	1.22	0.12	1.72	0.04	1.21	0.02	7.64	11.97
LIP	0.24	0.00	5.29	3.85	1.11	1.75	8.29	2.34	0.03	22.90
LIA	2.13	0.06	1.18	22.45	1.91	7.71	7.69	21.94	0.32	65.38
HIP	1.00	0.07	0.99	8.22	33.66	15.36	14.00	8.84	0.21	82.35
HIA	0.31	0.20	0.34	1.21	1.49	52.40	3.76	8.34	0.95	68.99
CST	0.05	0.01	0.20	0.25	0.50	0.42	0.35	4.05	0.62	6.46
SEV	0.63	0.40	1.80	6.82	6.24	11.02	10.05	70.38	2.63	109.97
ENT	0.49	0.28	1.24	1.90	5.58	2.22	2.16	10.76	2.20	26.83
中間投入計	7.90	1.04	12.28	56.12	52.33	90.95	47.73	130.56	14.59	413.50
石炭投入	0.00	0.00	0.73	0.06	3.27	0.05	0.00	0.07	0.38	4.56
石油投入	1.14	0.04	0.67	1.70	3.63	0.20	0.53	8.88	0.96	17.74
ガス投入	0.00	0.00	0.05	0.07	0.21	0.12	0.00	0.36	0.09	0.89
電力投入	0.03	0.02	0.74	0.79	1.34	0.57	0.01	1.59	0.36	5.46
資本ストック	88.04	2.18	25.94	60.16	87.36	78.72	25.20	615.28	70.94	1053.81
労働	0.56	0.01	0.10	0.62	0.23	0.59	0.62	3.64	0.06	6.43
投資	5.21	0.19	2.61	6.41	8.77	12.24	3.93	65.19	5.76	110.29
粗生産額	23.19	3.50	23.84	126.15	89.05	165.56	86.06	312.95	35.14	865.44
輸入	2.96	8.49	0.84	9.71	5.70	6.20	0.00	7.11	2.06	43.07
総供給	26.15	11.99	24.68	135.86	94.74	171.76	86.06	320.06	37.21	908.51
中間消費計	18.65	11.97	22.90	65.38	82.35	68.99	6.46	109.97	26.83	413.50
最終消費	7.17	0.00	0.99	64.62	6.32	23.42	26.15	196.91	10.06	335.63
固定資本形成	0.28	0.00	0.00	3.23	0.45	48.68	53.45	6.39	0.00	112.47
輸出	0.05	0.02	0.79	2.64	5.63	30.67	0.00	6.79	0.32	46.91

単位：石炭投入～電力投入： 10^{14} kcal，労働：1000万人，その他：1990年価格兆円

エネルギーから石油、石炭、ガス、電力の二次エネルギーに転換される過程を対象としている。発電は石炭火力、石油火力、ガス火力、水力、原子力、新エネルギー発電の6つの発電設備を設定している。モデル化においては、他の産業部門と異なり、生産関数による評価ではなく、転換設備による最大二次エネルギー生産量を規定し、さらに一次エネルギー供給量の制約下で各種二次エネルギーを各産業部門及び家計に供給するものとしている。また、石油の一部はガスに転換されるものとしている。以上のことから、エネルギー転換部門については投入要素は資本ストック以外に評価されるものはない。つまり、資本ストック以外の投入要素についての制約がない状況では、中間投入やエネルギー自己消費が最適解において0と評価される。そこで、エネルギー転換部門における非エネルギー中間消費に関しては初期年における中間消費全体に対するエネルギー転換部門への配分比で、エネルギー転換部門におけるエネルギー自己消費量の合計は、総一次エネルギー供給量に比例するものとしている。自己消費の各二次エネルギー需要は、そのシェアに対する下限値が1990年における各二次エネルギーのシェアに対して5%/年ずつ、最大で25%まで下がることを許容し（電力に関しては1990年におけるシェアを下限とする）、これを満たすように各二次エネルギーを需要する。また、各発電設備における電力供給量の変動は、上限、下限をそれぞれ8%/年、5%/年と設定している。これは、各設備からの電力供給が非連続的に変動することを防ぐためである。

一次エネルギー供給に関する設定（資源埋蔵量、資源貿易量など）と、エネルギー転換部門における資本ストックと二次エネルギー生産量の関係（いわゆる資本係数に相当する）、発電効率、発電設備の施設利用率、送電ロスに関する各パラメータは1990年の実績値もしくは想定値に基づき、表5-3-6のように設定する¹⁸。なお、発電量の伸び率の上限及び最大発電量は長期エネルギー需給見通しを参考に設定している。また、化石燃料埋蔵量の新規発見分はないものとしている。

表5-3-6 電力供給に関するパラメータの設定

	石炭火力 (COAL)	石油火力 (OIL)	ガス火力 (GAS)	水力 (HYD)	原子力 (NUC)	新エネ (NEW)
既存容量[100万kW]*	23.00	70.50	35.50	37.80	31.60	14.00
効率[%]	39	39	39	—	—	—
設備単価[千円/kW]**	300	190	200	600	310	650
設備利用率[%]**	75	40	60	30	75	25
送電ロス[%]	5.7					
初期年投資[10億円]+	822	821	628	1335	1164	461
設備寿命[年]	15	15	15	40	16	20
発電量増加率上限[%/年]	—	—	—	1.50	3.00	3.00
最大発電量[100万kWh]++	—	—	—	134747	505693	—
	石炭 (COAL)	石油 (OIL)	ガス (GAS)			
輸入量[10 ¹⁴ kcal]	7.42	27.89	4.64			
国内産出量[10 ¹⁴ kcal]	0.63	0.06	0.21			
輸出量[10 ¹⁴ kcal]	0.13	1.42	0.00			
輸入増加率上限[%/年]	1.00	0.35	2.00			
埋蔵量[10 ¹⁴ kcal]	36.55	0.75	3.53			
炭素排出量[tC/10 ⁶ kcal]	0.10	0.08	0.06			

注：* 火力発電の既存容量については1990年の実績値をもとに、化石燃料の直接利用を含めた需給がバランスするように修正を加えている。また、新エネについては地熱・コージェネ等を含み、既存容量については1990年のエネルギー供給量と設備利用率から設定している。

** 新エネルギーの設備単価は2000年までは毎年10%ずつ安価になる(2000年で23万円/kW)が、それ以降は一定と仮定している。

*** 石炭火力とガス火力は最大設備利用率が70%になるまで毎年2%ずつ上昇させる。水力発電についても最大設備利用率が45%になるまで毎年2%ずつ増大させる。

+ 初期年投資は施設単価と設備更新実績をもとに設定している。

++ 最大発電量は、水力については年間可能発電電力量、原子力については現状の2.5倍としている。

(6) 家計部門におけるエネルギー需要

家計部門におけるエネルギー需要は、最終消費支出を所得とみなして所得弾力性を推定し、最終消費支出を説明変数として決定する。家計部門におけるエネルギー需要の推計結果を表5-3-7に示す。各二次エネルギー種の需要は、エネルギー転換部門におけるエネルギー自己消費と同様に、化石燃料のシェアに対する下限値は1990年における各シェアに対して5%/年ずつ最大で25%まで下がることを許容し、電力に関しては1990年におけるシェアを下限とし、各二次エネルギー需要の合計が最終消費から決定される家計全体のエネルギー需要を満たすように決定される。なお、家計部門における最終消費支出は、エネルギーを除く各財の最終需要を合計することで計算している。これは、エネルギー供給はカロリーベースで評価されているためである。

表5-3-7 家計におけるエネルギー需要の推計

所得弾力性	0.963
t値	33.852
重相関係数	0.97
推計期間	1955年～1992年

(7) 固定資本形成と投資

前項の簡略モデルにおいては、固定資本形成の部門間の移動も明確に記述したが、データ上の制約もあり、各部門の固定資本形成への需要は1つにまとめている。各部門の固定資本形成は、投資財として各部門に配分され、次期の資本ストックとして蓄積される。各部門で生産される固定資本形成の部門による違いを明確化するために、各年の固定資本形成の比率は初期年の50%を下限として設定する。これは、供給過剰な特定の部門の財だけが固定資本形成として供給されることを防ぐためである。

初期年における各部門の投資は、国民経済計算の進捗ベースの民間企業新設投資額と公的投資をも

とに設定している。なお、(3)の効用関数の項目でも説明したように、住宅投資は家計における建設部門からの最終消費とみなし、投資からは除外する。また、初期年における資本ストックは取付ベースの民間企業資本ストックと一般政府及び対家計民間非営利団体の固定資産から設定している。ただし、エネルギー転換部門の各設備については、表5-3-6に示すように、初期年における設備増を投資額に、設備を資本ストックにそれぞれ変換している。各年におけるエネルギー転換部門を除く各部門の投資は、1990年を基準に10%/年の増加率での伸びを上限としている。

この各部門における投資の総和が固定資本形成の各部門の総和を上回らないように、制約条件を設定する。これにより、最終消費の合計は付加価値投入に対する所得配分のうち投資以外の所得の合計に等しくなり、最終消費が内生的に決定されることになる。

(8) 貿易と海外投資

前項の簡略モデルでは貿易を無視したために完全な閉鎖経済となっている。本章におけるモデルは日本1カ国のみを対象としており、他の地域については取り扱っていない。しかしながら、わが国の経済活動は、他の国や地域と密接な関係を持ち、財の輸出入は総需要、総供給の5%近くを占めるにまでなっており、貿易黒字の問題が日米をはじめとする外交の場において取りざたされている。そこで、本章の多部門モデルにおいても貿易を取り入れる。

本来なら、貿易は日本国内だけでなくその相手国との関係で決定されるものであるが、本章においては日本のみを対象としていることからそうした貿易相手国を考慮に入れた分析を行うことは不可能である。そこで、貿易に対してはエネルギーを含めた各部門において、供給過剰な部門は財を海外に輸出し、代わりに需要超過な部門は財を輸入し、日本国内の貿易収支（Σ純輸出）と海外純投資（資本収支）及び海外への経済援助（移転収支）の実質値の合計が均衡するようにモデル化を行っている。化石燃料については物量単位で表されているが、わが国の発電設備における発電単価の算定に用いられている化石燃料価格の見通し¹⁹等から表5-3-8に示すように価格を設定している。なお、財の輸出入量は、1990年の輸出入の実績を基準に2%/年の増加を上限としている。

海外投資や経済援助は外生的に与えている。海外投資は、初期年において10.982兆円（1990年における純対外直接投資、純輸出延払信用、純対外借款、純対外証券投資の合計）とし、2%/年で増加するものとしている。また、海外への経済援助は初期年において0.777兆円（1990年の移転資本）とし、2010年までは12%/年、それ以降は

表5-3-8 化石燃料価格に関する設定

	石炭	石油	ガス
1990年価格 (円/1000kcal)	1.16	2.20	2.25
価格上昇率 (%/年)	1.4	2.3	2.6

5%/年で増加するものとしている。これは、わが国のODA（Official Development Assistance：政府開発援助）の10%削減方針に対して国際連合事務総長が是正を求めることを期待すると述べる²⁰など、わが国に対する海外援助への貢献がますます期待されているためである。また、このように、海外投資・経済援助を貿易に均衡させる理由は、国内における所得の三面等価を保証するためである。このため、海外投資や海外援助の増大は貿易黒字の増大を意味する。また、本章の分析においては取り扱っていないが、国際排出権取引を行う場合も排出権の購入を海外投資と同様に扱うことでモデル化が可能である。この点については次章の2国モデルにおいて取り扱う。

なお、貿易や海外投資を通じた環境負荷の移転に関する議論があるが、ここではそうした問題点については取り扱っていない。すなわち、貿易をわが国全体の経済水準を効率的に高める手段としてのみとらえる。

第3項 多部門モデルの予備的シミュレーション

将来におけるシミュレーションを行う前に、前項で構築したモデルがどの程度過去の実績を反映したものとなっているかについて予備的なシミュレーションを行う。ここでは、1970年を基準年とし、1995年までの5期25年間を対象にシミュレーションを行う。ただし、貿易に関する制約条件（TRADEEQ(T)）

は用いず、化石燃料を除く各部門の財の海外との取り引きは実績値を用いるものとする。これにより、国内において生じる超過需要は海外からの援助や投資を行い、超過供給は海外へ援助や投資を行うことで、そうした国内における財の需給の不均衡を解消してきたと解釈する。

シミュレーションの結果を図5-3-2と図5-3-3に示す。図5-3-2では、各部門における粗生産について1970年の値を基準に、計算値を横軸に、実績値を縦軸にそれぞれとったものである。実績値と計算値が一致していれば傾きが1の45度線に一致する。実績値と計算結果の比較より、本章のモデルでは農林水産部門や鉱業部門、素材軽工部門、素材重工部門、加工重工部門を過大評価していることがわかる。その理由として、これらの部門は資本と労働間の代替弾力性が高い部門であり、その影響による。特に、鉱業部門については1970年以降の生産実績がマイナスとなっているのに対して計算値では高い伸びとなっている。これは、モデルで設定されている生産構造では、鉱業部門も他の部門と同様に成長する必要があるためである。

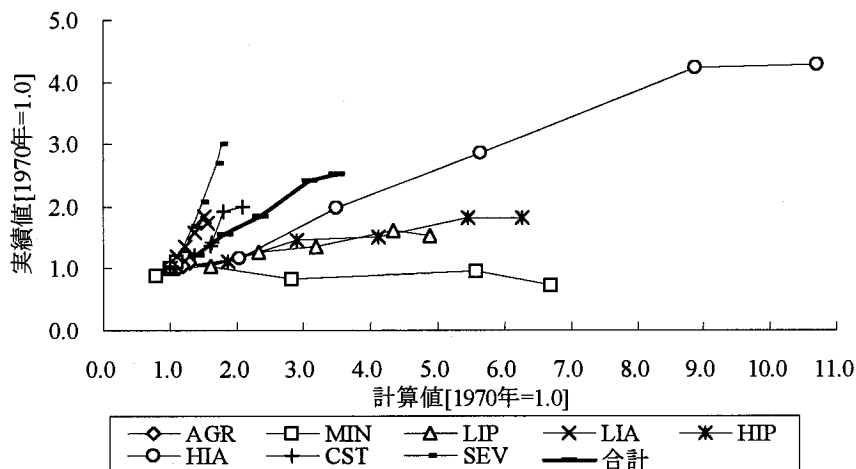


図5-3-2 粗生産における実績値と計算値の相違 [1970年～1995年]

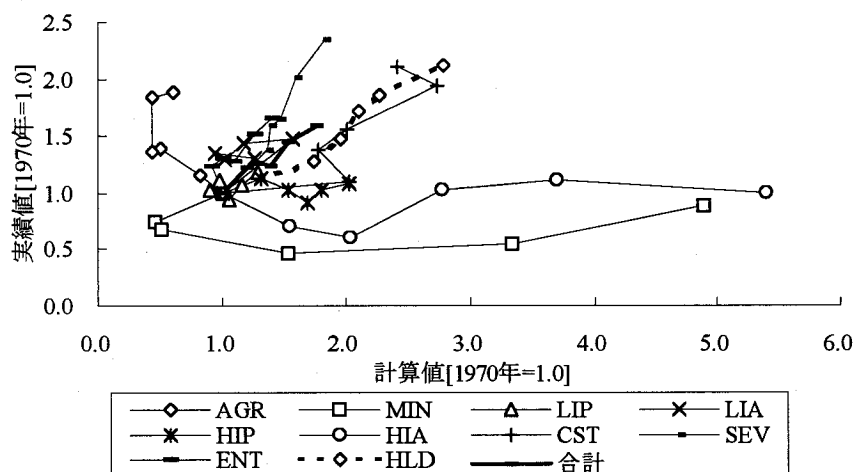


図5-3-3 二酸化炭素排出量における実績値と計算値の相違 [1970年～1995年]

一方、図5-3-3は各部門における二酸化炭素排出量について、図5-3-2と同様の結果を示したものである。先の粗生産と同じ傾向を読みとることができるが、こちらの方がばらつきは大きい。

これらの結果は、第3章において示した「モデル分析においては構造の大きな変化をとらえることができない」という問題点を示すものである。なお、わが国全体の経済活動では計算値と実績値においてそれほど大きな相違は見られず、経済活動全体を評価するという点においては問題ないといえる。

第4項 シナリオの設定

本研究では上記の最適化モデルを計算するにあたり、二酸化炭素排出量に関して以下に示すシナリオを設定している。

- ① 現状推移シナリオ：二酸化炭素排出量の削減に対して何ら対策をとらないシナリオで、他のシナリオの結果と比較する際の基準となる。
- ② 日本全体の二酸化炭素排出削減シナリオ：日本全体の二酸化炭素排出量を抑制するシナリオである。産業部門だけでなく家計部門における二酸化炭素排出量もその対象となり、各部門

に対して個別に二酸化炭素排出量の制約を課すのではなく、わが国の経済的効用が最大となるように、意思決定者が家計を含む各部門の二酸化炭素排出量の上限を決定するシナリオである。このため、(5-14)式の制約条件の左辺に家計からの二酸化炭素排出量を加えた制約条件を標準シナリオに付加した構造となる。二酸化炭素排出量の上限として、

- a) 1990年の水準に安定化させるシナリオ
 - b) 2000年から2020年まで二酸化炭素排出量を0.5%/年ずつ削減するシナリオ
 - c) 2000年から2020年まで二酸化炭素排出量を1.0%/年ずつ削減するシナリオ
 - d) 2000年から2020年まで二酸化炭素排出量を1.5%/年ずつ削減するシナリオ
- の4つのシナリオを想定している。

③ 産業部門二酸化炭素排出削減シナリオ：産業部門全体の二酸化炭素排出量を抑制するシナリオであり、各産業部門に対する個別の排出制約は考えないシナリオである。つまり、意思決定者が全体の効用が最大となるように各部門の排出上限を配分するものである。この場合、家計に対する制約は考慮に入れない。このシナリオについても②と同じa)からd)の4つのシナリオを想定している。

④ 各部門別二酸化炭素排出削減シナリオ：このシナリオは、各産業部門に二酸化炭素排出量の上限を設定するものである。このシナリオについても②、③と同様にa)からd)のシナリオを想定している。なお、このシナリオでは各部門間の排出権取引は行わない。また、このシナリオでは、a)からd)の二酸化炭素排出量の削減率の各シナリオに対して、各部門への二酸化炭素排出量の配分シナリオとして、次の2つを設定する。

- i) 1990年の二酸化炭素の排出実績に応じて配分するシナリオ
- ii) 1990年の粗生産あたりの二酸化炭素排出量が最も少ない部門に一致するように炭素を各部門に配分し、残りの二酸化炭素排出量を各部門の1990年の排出実績に比例させて配分するシナリオ

このうち、ii)の配分方法は第2章で示したIPCCが議論している排出量の配分方法のうち、排出基準量からの乖離を配分する方法に相当するものである。

⑤ 発電時における間接的二酸化炭素排出量考慮シナリオ：③、④の二酸化炭素排出量に関する制約は、各部門の化石燃料の直接消費量に基づく二酸化炭素排出量であり、エネルギー転換部門において電力等に転換される際に排出される二酸化炭素は、各部門が電力を消費するにもかかわらず各部門の二酸化炭素排出量に含まれず、エネルギー転換部門の二酸化炭素排出量に含まれる。このシナリオは、③、④のシナリオそれぞれに対してエネルギー転換部門の発電時の二酸化炭素排出量を、各部門の電力消費量に比例して配分し、各部門の二酸化炭素排出量を化石燃料の消費による直接排出量と発電時の間接排出量の合計で評価する。このシナリオで表現した配分では、電力生産時の炭素税を各最終需要部門に負担させることに相当する。なお、④-ii)の排出実績と排出効率の乖離分を配分する方法に対しては、

表5-3-9 シナリオ別炭素排出制約（2000年，単位：億tC/年）

シナリオ	AGR	MIN	LIP	LIA	HIP	HIA	CST	SEV	ENT	HLD
①現状推移	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
②日本全体	3.1108									
③産業全体	2.9296									
④-i)産業別/実績	0.0885	0.0029	0.1308	0.1429	0.6352	0.0270	0.0412	0.7199	1.1412	—
④-ii)産業別/粗生産基準	0.0880	0.0033	0.1284	0.1566	0.6191	0.0527	0.0532	0.7363	1.0920	—
⑤-0)産業全体	2.6838									
⑤-i)産業別/実績	0.0928	0.0060	0.2365	0.2555	0.8260	0.1081	0.0430	0.9461	0.1698	—
⑤-ii)産業別/粗生産基準	0.0894	0.0068	0.2103	0.2773	0.7375	0.1734	0.0790	0.9500	0.1600	—

注：—は制約がないことを示す。

②～⑤のシナリオのb)～d)では、表中の制約量が2020年までに0.5%/年、1.0%/年、1.5%/年ずつ減少する。

発電時の間接排出量を加えた実績値をもとに計算している。また、③、④のシナリオにおける二酸化炭素の制約量には、家計部門の電力消費に伴う二酸化炭素排出分が含まれているが、このシナリオにおいては家計部門の電力消費に伴う間接的二酸化炭素排出量は除いたものとなっている。

表5-3-9に、各シナリオにおいて設定した二酸化炭素排出量の制約条件の一覧を示す。

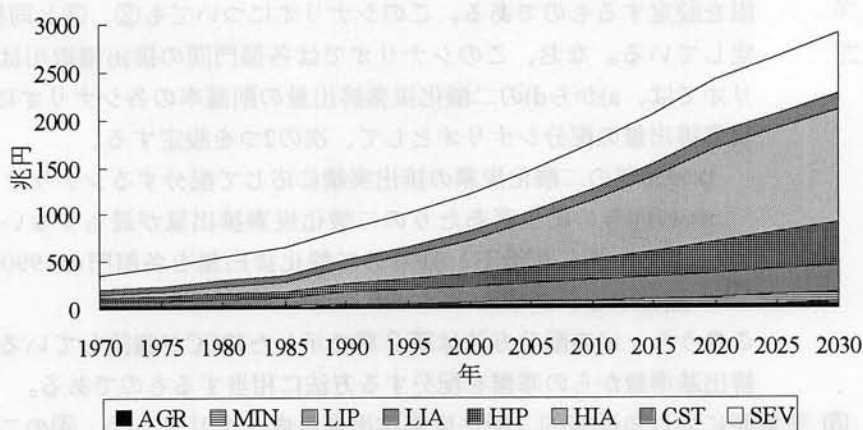
第4節 シミュレーション結果とその分析

前節に示したモデルの計算結果をシナリオ別に以下に示す。なお、エネルギー転換部門における生産は物量単位で定式化しているため、粗生産など貨幣単位で評価する項目においては除外している。

第1項 現状推移シナリオ

はじめに現状推移シナリオの結果を図5-4-1から図5-4-4に示す。なお、図中の1970年から1990年の値は実績値である。

エネルギー転換部門を除く産業全体の粗生産は平均3.3%/年ずつ増大する。しかしながら、各産業の粗生産の増加は一様ではなく、HIAにおける増加率が5.2%/年と最も高く、AGR、CST、SEVの増加率が0.9%/年から2.0%/年と低い水準に止まっている。HIAの生産が他の産業部門と比較して伸び率が高くなる背景には、モデルで設定している貿易バランス式より、潜在的経済成長率の高いHIAを多く産出し、これを輸出することで、化石燃料や潜在的経済成長率の低いAGR等の部門で産出される財を輸入するためである。二酸化炭素排出量の増加率は平均



注：1970年から1990年は実績値を表す。

図5-4-2、図5-4-4についても同様。

図5-4-1 現状推移シナリオにおける粗生産の推移

0.8%/年で、2030年には4.3億tCに増大する（図5-4-2）。部門別ではMINのほかHIAやHLDでの増加率が高くなっている。一方、AGR、LIA、ENTでは、二酸化炭素排出量が減少する傾向がみられる。産業部門全体の二酸化炭素排出量では1995年までほぼ横ばいで推移するが、期間全体においては0.6%/年で増大する。

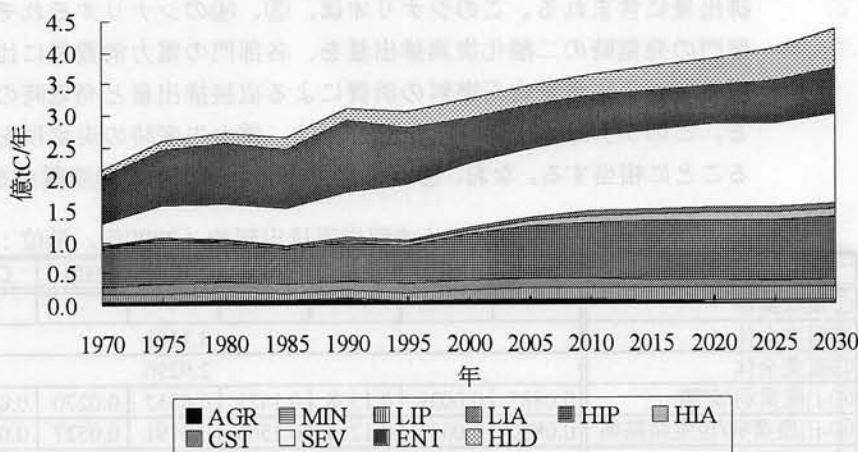
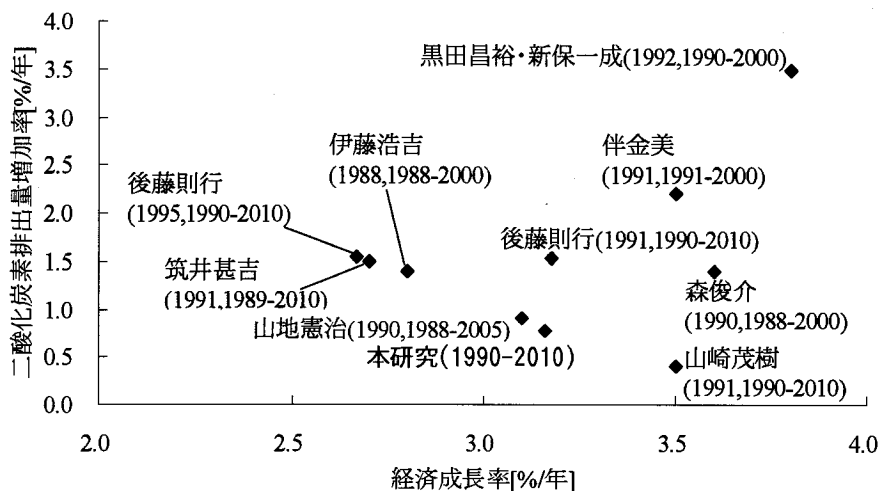


図5-4-2 現状推移シナリオにおける炭素排出量の推移

こうした経済活動と二酸化炭素排出量の結果を、図5-4-3において他の既存研究と比較する²¹。図5-4-3では他の研究との比較から、現状推移シナリオの結果のうち、2010年までの二酸化炭素排出量増加率と経済成長率（GDPで計算）を示している。こうした既存研究と比較して、本研究の二酸化炭素排出量の増加率は低い値を示



注：凡例は「モデル作成者(作成年,増加率対象期間)」を示す。

図5-4-3 現状推移シナリオにおける既存研究との比較

している。こうした結果が得られた背景として、各モデルにおけるエネルギー供給のシナリオ設定等の違いのほか、本研究で定義した粗生産関数においてエネルギー投入のシェアが付加価値投入のシェアよりも小さく、粗生産の産出においてエネルギー投入の寄与が小さくなった結果、二酸化炭素排出量の増加率も低くなったと考えられる。

図5-4-4に一次エネルギー供給量の推移を示す。わが国のエネルギー供給は1.1%/年ずつ増大するが、ガスや電力の供給が大幅に増大するのに対して石炭や石油の供給量の伸びは小さい。なお、発電の内訳では新エネルギーや原子力の伸び率が高く、火力発電は化石燃料の直接需要が増大するために伸び率はそれほど高

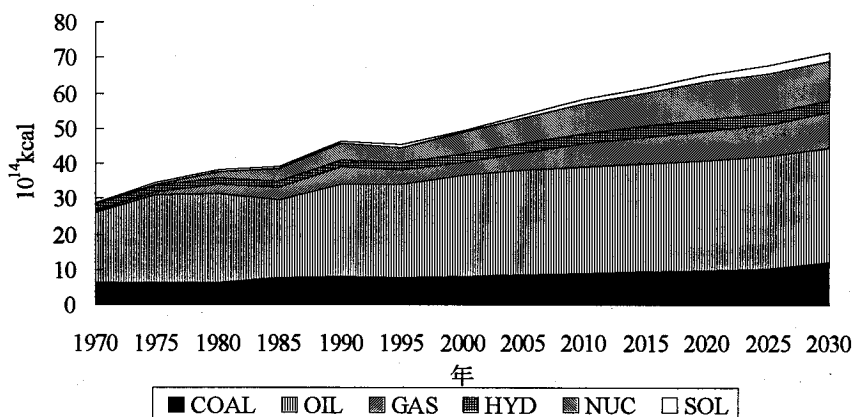


図5-4-4 現状推移シナリオにおける一次エネルギー供給の推移

くない。また、現状推移シナリオにおいても二酸化炭素排出量の少ないエネルギーへの代替が進展するが、家計を含む2000年以降の二酸化炭素排出量を1990年レベルに安定化させることは不可能であり、特に2000年以降の二酸化炭素排出量に対して何らかの対策を講じる必要があるといえる。

第2項 日本全体の二酸化炭素排出量を削減するシナリオ

次に、家計を含めた日本全体の二酸化炭素排出量に対して制約を課すシナリオの結果を以下に示す。

図5-4-5に現状推移シナリオに対する粗生産の推移と二酸化炭素削減の限界費用すなわち炭素税の推移を示す。なお、ニューメレール（価値尺度財）を貿易財とし、制約式TRADEEQのシャドウプライスを価格の基準としている。現状推移シナリオと比較して、産業全体の粗生産は、②-a)から②-d)のいずれのシナリオにおいても減少し、二酸化炭素排出量の削減率が大きくなるほど粗生産の落ち込みも大きくなる。部門別では、特に、LIPやHIPといった素材型製造業での粗生産の減少が著しく、次いでHIAの減少が大きい。炭素税率も二酸化炭素削減率の増大に伴い高くなる。

次に、天野²²に従い、GNP、GDP減少率（二酸化炭素排出量に対するGNP、GDPの弾力性）と炭素

税比率（二酸化炭素排出量を1%削減するのに必要な炭素税）の関係を示したものが図5-4-6である。本研究は安定化シナリオであるシナリオ②-a)の2010年の結果をもとに計算したものを示している。図5-4-6より、本研究ではGDP減少比率が低い割に炭素税比率が比較的高い結果となっている。炭素税比率が高い理由は、炭素フリーのエネルギー供給技術（水力発電や新エネルギー）が現状推移シナリオにおいても多く需要され、二酸化炭素排出量の制約時において化石燃料から炭素フリーエネルギーへの転換が困難であり、生産活動を縮小することで二酸化炭素排出量を削減するためである。また、

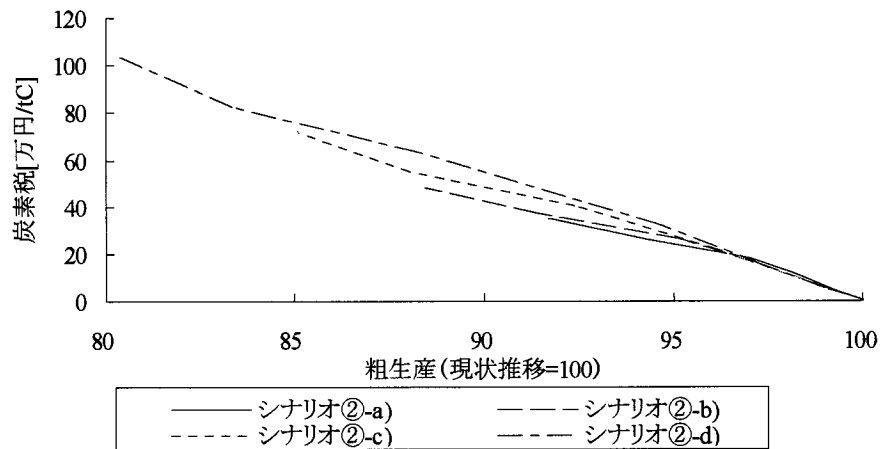


図5-4-5 わが国全体の二酸化炭素排出量制約シナリオにおける炭素税と現状推移シナリオに対する粗生産の減少の推移

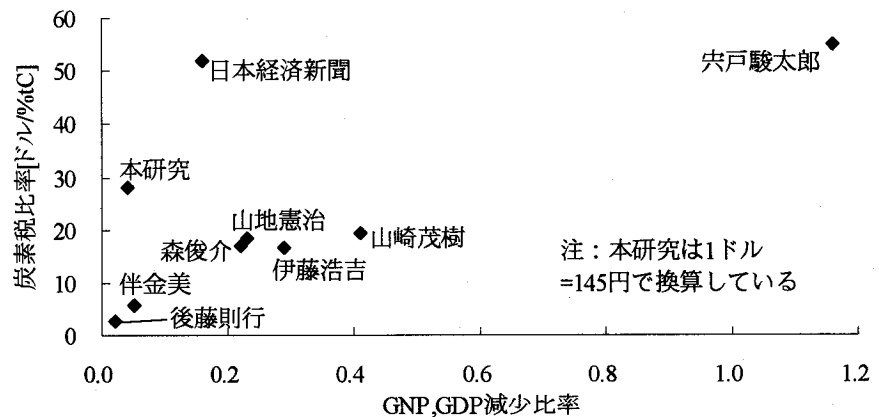


図5-4-6 GNP,GDP減少比率と炭素税比率における既存研究との比較

GDP減少率が低い理由は、長期的な時間視野をもつ分析であるという本モデルの特性のほか、前項の二酸化炭素排出量の分析において述べたように、生産に対するエネルギー投入の寄与が小さいために、他の既存研究と比較して炭素税比率に対してGDP減少は低くなったと考えられる。

なお、本項の結果を第4章の二酸化炭素制約シナリオにおける日本の結果と炭素税の水準と比較すると、本章の結果において税率が高く、また、その経年変化も異なる。炭素税の水準が本章のモデルにおいて高くなる理由は、先に示した既存研究の結果と比較した際の理由と同様である。経年変化の違いについては、Global2100においては多様なエネルギー供給技術が設定されているために、2010年以降に炭素税率が減少するようにエネルギー種が選択されるのに対して、本章のモデルでは既存のエネルギー種しか設定されていないためである。

第3項 産業部門全体の二酸化炭素排出量を削減するシナリオ

ここでは家計部門を除く、産業部門全体の二酸化炭素排出量を削減するシナリオについて結果を分析する。このシナリオにおいては発電時の間接的二酸化炭素排出量を各部門に帰属させるか否かによる結果の違いを中心に分析する。このシナリオでは個別の産業部門に対しては制約を課さず、産業全体の二酸化炭素排出量に対する制約を課す。すなわち、各産業部門が排出権取引等により最も効率的な二酸化炭素配分を実現させた場合のシナリオに相当する。

はじめに、シナリオ③とシナリオ⑤-0)における炭素税率の推移を図5-4-7に示す。前項と同様に、二酸化炭素排出量の制約が厳しくなるにつれて炭素税率が高くなる。また、ほとんどの期間において、

同じ二酸化炭素排出削減率を課した場合に、発電時の間接的な二酸化炭素排出量を考慮に入れたシナリオ⑤において税率が高くなるという結果が得られた。しかも、その差は二酸化炭素排出量の制約が厳しくなるにつれて大きくなる。これは、発電時の間接的な二酸化炭素排出量を各部門に帰属させることにより、産業部門全体の二酸化炭素排出量の上限が、家計部門における電力消費の寄与分だけ減少するためである。その一方で、家計部門からの二酸化炭素排出量の増加により、わが国全体の二酸化炭素排出量はシナリオ⑤の方が増加するようになる。

次に、2020年における現状推移シナリオに対する二酸化炭素排出量の変化率と粗生産の変化率を図5-4-8と図5-4-9に示す。図5-4-8は直接排出量のみ、図5-4-9は発電時の間接排出量を各部門に帰属させたシナリオの結果であり、グラフの傾きが二酸化炭素削減に対する粗生産の弾力性を示す。いずれのシナリオにおいても素材型製造業の弾力性が他の部門と比較して大きいことがわかる。また、発電時の間接的な二酸化炭素排出量を各部門に帰属させることで、弾力性は小さくなる傾向にある、すなわち、二酸化炭素排出量

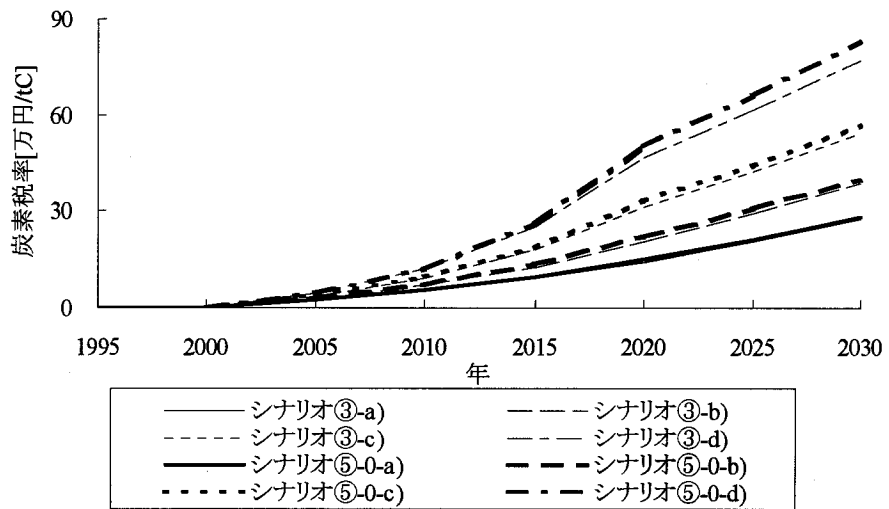


図5-4-7 産業部門二酸化炭素制約シナリオにおける炭素税率の推移

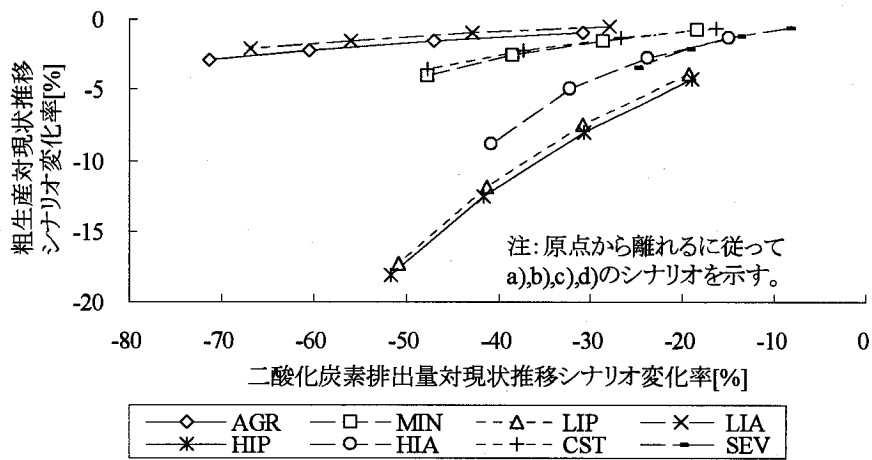


図5-4-8 各部門における粗生産と二酸化炭素排出量の対現状推移シナリオ変化率の推移 (2020年/シナリオ③)

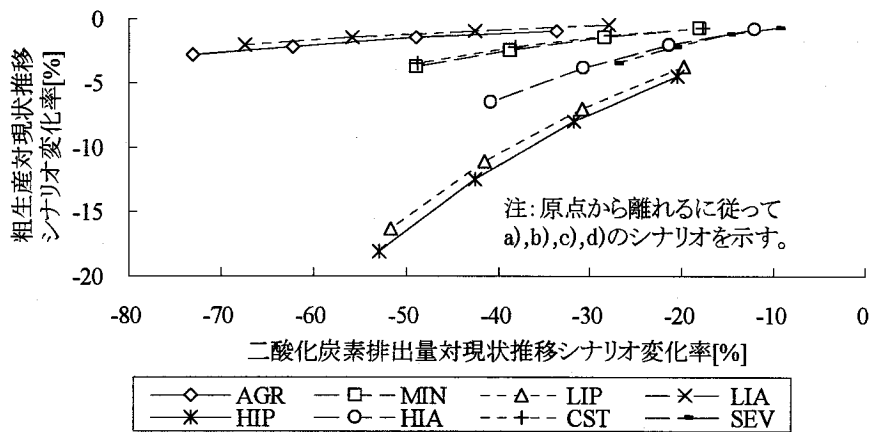


図5-4-9 各部門における粗生産と二酸化炭素排出量の対現状推移シナリオ変化率の推移 (2020年/シナリオ⑤-0)

の削減に対して粗生産が回復する傾向を示す。これは、家計部門における二酸化炭素排出量の増大に対する影響が緩和されていることを示すものである。

なお、家計からの二酸化炭素排出量は制約を課していないために増大する傾向を示す。その結果、日本全体の二酸化炭素排出量は削減率を1%/年以上としない限り増加するようになる。

第4項 各産業部門個別の二酸化炭素排出量を削減するシナリオ

最後に、各産業部門に対して個別に二酸化炭素排出量の制約を課すシナリオの結果を示す。なお、このシナリオにおいては、部門間における二酸化炭素排出量の取引は行わないものとしている。図5-4-10、図5-4-11に、2020年における二酸化炭素排出量安定化シナリオと二酸化炭素排出量1%/年削減シナリオの各部門での現状推移シナリオに対する粗生産の変化をそれぞれ示す。

図5-4-10より、産業部門の二酸化炭素排出量を安定化させる場合に見られる産業全体の総生産への影響は、効率的な配分方法であるシナリオ③-a)やシナリオ⑤-0)-a)において最も小さく、シナリオ④-ii)-a)やシナリオ⑤-ii)-a)の粗生産基準、1990年の排出実績による配分であるシナリオ④-i)-a)やシナリオ⑤-i)-a)の純に大きくなる。しかしながら、各部門における影響は一様ではなく、LIAのように1990年の実績配分において生産が増大する部門が見られる。また、HIAやSEVでは、実績配分では粗生産の落ち込みが激しいが、生産性を考慮に入れることで生産が回復するようになる。これは、HIAやSEVの二酸化炭素排

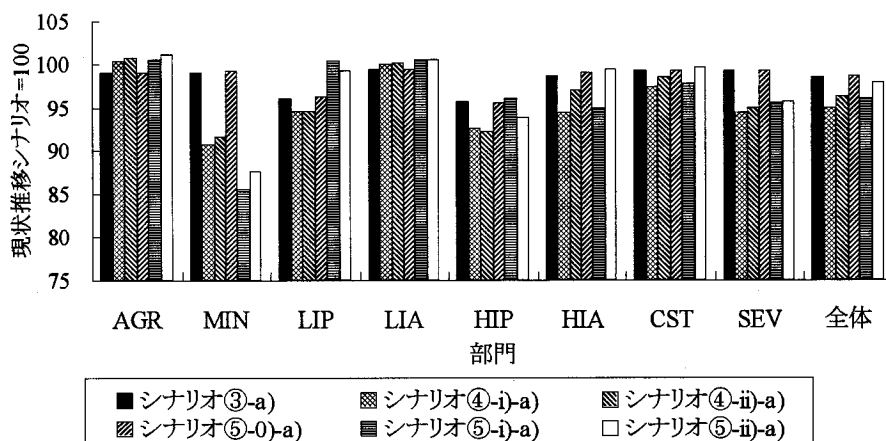


図5-4-10 二酸化炭素排出量安定化時における現状推移シナリオに対する粗生産の変化(2020年)

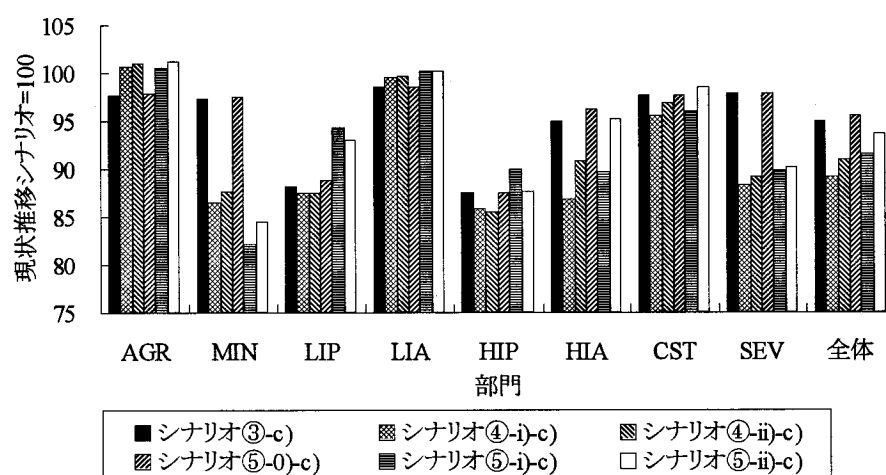


図5-4-11 二酸化炭素排出量1%/年削減時における現状推移シナリオに対する粗生産の変化(2020年)

出量あたりの粗生産額が高い水準にあり、二酸化炭素排出制約の実績配分では非常に厳しい制約を受けるが、生産性を考慮に入れることでその制約が緩和されることを示すものである。逆に、LIPやHIPでは生産性を考慮に入れた二酸化炭素配分の場合、粗生産が減少する。これはLIPやHIPにおいて二酸化炭素排出量あたりの生産性が低いことを示すものである。

こうした傾向は、図5-4-11に示す二酸化炭素排出量削減シナリオにおいても見られるが、二酸化炭素排出量に対する制約が厳しくなる結果、粗生産の落ち込みも安定化シナリオと比較して大きくなる。

これらの結果から、二酸化炭素排出量の各産業部門への割当て方法に対して、生産活動に顕著な差

がみられる。これは、二酸化炭素排出量の削減を効率的に実施する場合において大きな損失を被る部門に対してどのように補償を行うか、また、部門間において排出権取引制度を行う場合、いかに初期排出権を割り当てるかという課題を明らかにしている。

第5節 本章における結論

本章では産業部門を9つに分割した多部門モデルを構築し、経済活動の推移と様々な二酸化炭素排出量の制約を課した場合の影響について分析を行った。以下に本研究で明らかになったことを挙げる。

- ① 二酸化炭素排出量の削減に対し、何ら対策をとらない場合、わが国の二酸化炭素排出量は2030年までに0.6%/年で増加する。
- ② わが国全体の二酸化炭素排出量を1990年レベルに安定化させる政策と、2020年までにさらに30%削減する政策では、2030年において二酸化炭素削減の限界費用すなわち炭素税は3.0倍の差が生じる。
- ③ 産業部門全体の二酸化炭素排出量安定化の場合、家計部門の二酸化炭素排出量の増大によりわが国全体の排出量は、1990年の水準を超過する。産業部門だけの対策により、家計部門からの二酸化炭素排出量も含めた排出量を安定化させるには、2020年に20%の二酸化炭素を削減する必要がある。
- ④ 産業部門の二酸化炭素排出量を安定化させる場合、異なる産業部門間で二酸化炭素排出量の調整（取引）を認めることにより、わが国全体の粗生産は2020年において6.3%改善される。特に業務部門や加工重工業、建設部門においてこうした粗生産の改善は顕著である。
- ⑤ 産業部門全体に対して二酸化炭素排出量の制約を課した場合には、最も効率的な二酸化炭素排出量の削減に必要な炭素税の水準が導かれるが、これに伴う各部門の生産への影響は一様ではなく、二酸化炭素削減率、粗生産減少率とも素材製造業に大きな影響が及ぶ。
- ⑥ 産業部門全体から排出される二酸化炭素を制限する場合、発電に伴う二酸化炭素排出量を電力需要に応じて各部門に割り振る、すなわち発電時の炭素税を各最終需要に負担させることにより、各部門における粗生産の減少は緩和される傾向にある。これは家計部門におけるエネルギー需要の増大に起因するものである。一方、家計部門の電力需要に起因する二酸化炭素排出量だけ制約が厳しくなる結果、炭素税は上昇する。
- ⑦ 以上の結果から、内包されている二酸化炭素排出量を勘定に入れるか否か、対象を産業部門とするのか家計部門にまで広げるのかなどにより、想定される費用が大きく異なる。公平かつ効率的な二酸化炭素削減施策を議論する際には、対象とする主体や経済活動による影響の範囲を分けて議論する必要がある。

今後のモデル及び分析の拡張に関する課題として、以下のことが挙げられる。

- ① 今回のモデル化では家計のエネルギー需要については所得のみに依存するという非常に簡略化したものを用いた結果、家計部門のエネルギー消費及びそれに伴う二酸化炭素排出量が、生産の拡大に伴って増大し、二酸化炭素削減の限界費用の増大という形で産業部門に影響を及ぼすことが確認された。これに対して、価格のような家計のエネルギー需要を抑制させる要因を取り入れ、家計に対する二酸化炭素抑制施策の検討が課題である。価格を導入する場合には、エネルギー価格を最適化から得られるシャドウプライスにより定義し、このエネルギー価格が均衡するまで繰り返し計算を行うようにモデルを改良することが考えられる。
- ② 本章では、二酸化炭素排出量の制約を満足させるための選択肢として、生産規模の縮小もしくはエネルギー投入の資本や労働投入への代替を対象とした。実際には、このほかに省エネルギーを実現するための資本投資や技術開発などの選択が重要視されている。そこで、省エネルギーへの投資を表現するサブモデルを構築し、その結果が、本研究の結果とどのように異なるかについて

検討し、省エネルギーへの投資の有効性を評価する必要がある。このほか、経済審議会計量委員会の長期多部門モデル²³に見られるように、生産工程をいくつか分割し、エネルギー需要に関連する行程についてその効率を向上させるといった拡張や、後藤²⁴に見られるように省エネ投資に応じてエネルギー消費量がある割合で節約されるといった拡張が考えられる。

- ③ 本研究の分析においては、最適解より得られた二酸化炭素削減の限界費用を課税することにより、最も効率的な各産業部門の二酸化炭素排出量の配分が決定されるという効率を重視した配分と、1990年の二酸化炭素排出実績による配分、その中間にあたる粗生産に対する二酸化炭素の排出効率を考慮に入れた配分という3つのシナリオを設定したが、本研究からも明らかのように、これらの基準の違いによる各部門の生産への影響は大きく異なる。実際に二酸化炭素排出削減を実行する場合には、こうした異なる基準に対する結果の見積もりだけでなく、対立した意見を調整する評価モデルを構築する必要がある。
- ④ 本章で構築したモデルを他地域に拡張することで、国際排出権取引や共同実施といったより広い枠組みでの議論が可能になる。この点については、次章において日本と中国を対象とした2国モデルとして分析を行う。また、第4章で用いた世界モデルとのリンクにより、本章の分析では簡略化してとらえた貿易等に関する項目について、より詳細な影響の分析が可能となる。この点については、日本モデルと世界モデルを直接リンクさせるほか、日本モデルの結果を世界モデルに反映させ、さらにその結果を日本モデルのパラメータとして利用するというように、互いに結果をフィードバックさせることも考えられる。
- ⑤ 本章における分析結果を世界的な視点からとらえると、効率性を無視して実績や経済規模に応じて一律に二酸化炭素排出量の削減を設定することは、わが国にとって大きな損失であると推測できる。そこで、対象地域を拡張し、効率的な二酸化炭素排出量の削減を行うための国際排出権取引の実現に向けた課題等を整理する必要がある。この課題については次章の地域間の公平性において取り扱う。

【参考文献】

- ¹ 環境庁地球温暖化経済システム検討会(1996) 地球温暖化経済システム検討会報告書(第3回報告)。
- ² 1997年5月20日, 毎日新聞。
- ³ Mori, S.(1992) An Energy/Economy Model for the Evaluation of Energy Technologies and Policy Options in Japan, Amano, A.(ed.), Global Warming and Economic Growth, CGER-I001-'92, pp.46-68.
- ⁴ Ban, K.(1996) Economics Development and CO2 Emissions, Amano, A.(ed.), Global Warming, Carbon Limitation and Economic Development, CGER-I019-'96, pp.61-70.
- ⁵ 後藤則行(1995) CO2排出量安定化のマクロおよび部門別経済的影響分析, 金沢大学経済論集, 第32号, pp.47-75.
- ⁶ 経済企画庁総合計画局編(1991) シミュレーション2010年の産業経済, 大蔵省印刷局, pp.109-146.
- ⁷ Kuroda, M. and Shimpo, K.(1993) Reducing CO2 Emissions and Long Run Growth of the Japanese Economy, Journal of Applied Input-Output Analysis, Vol.1, No.2, pp.1-28.
- ⁸ 経済企画庁編(1996) 平成8年度国民経済計算報告, 大蔵省印刷局。
- ⁹ 世界資源研究所(1996) 世界の資源と環境, ダイヤモンド社。
- ¹⁰ 経済企画庁編, 国民経済計算報告, 大蔵省印刷局(各年版)。
経済企画庁編(1996), 長期遡及主要系列国民経済計算報告—平成2年基準—, 大蔵省印刷局。
- ¹¹ 資源エネルギー庁長官官房企画調査課編(1996) 総合エネルギー統計(平成7年度版), 通商産業研究社。
日本エネルギー経済研究所エネルギー計量分析センター編(1997) EDMC/エネルギー・経済統計要覧

(1997年版), 省エネルギーセンター。

- ¹² Global Environmental Department, Environment Agency(1992) The Estimation of CO2 Emission in Japan.
- ¹³ Dorfman,R., Samuelson,P.A. and Solow,R.M.(1958) Linear Programming and Economic Analysis, McGraw-Hill (安井琢磨・福岡正夫・渡部経彦・小山昭雄共訳(1959) 線形計画と経済分析 II, 岩波書店, pp.387-390) .
- 新飯田宏(1968) 多部門成長理論の応用: 展望, 筑井甚吉・村上泰亮編 経済成長理論の展望, 岩波書店, pp.119-146.
- 室田泰弘(1984) エネルギーの経済学, 日本経済新聞社, pp.57-104.
- 後藤則行(1995) 前掲論文.
- ¹⁴ 今井賢一・宇沢弘文・小宮隆太郎・根岸隆・井上泰亮(1971) 価格理論 I, 岩波書店, pp.148-150.
- ¹⁵ 市岡修(1991) 応用一般均衡分析, 有斐閣, pp.72-77.
- ¹⁶ 後藤則行(1995) 前掲論文, pp.47-75.
- ¹⁷ 経済企画庁編(1997), 国民経済計算年報平成9年版. 大蔵省印刷局.
経済企画庁経済研究所国民所得部編(1996) 季刊国民経済計算, 平成8年度第1号, 大蔵省印刷局.
資源エネルギー庁長官官房企画調査課編(1996) 総合エネルギー統計(平成7年度版), 通商産業研究社.
- ¹⁸ 資源エネルギー庁長官官房企画調査課編(1996) 前掲書.
資源エネルギー庁公益事業部編 電力需給の概要各年度版, 中和印刷.
世界資源研究所編(1994) 世界の資源と環境1994-1995, 中央法規, pp.354-355.
- ¹⁹ 資源エネルギー庁長官官房企画調査課編(1996) 前掲書, pp.425-426.
- ²⁰ 毎日新聞1997年9月10日.
- ²¹ 森田恒幸・増井利彦・松岡譲(1994) 環境政策の経済への影響, 環境情報科学, 第23巻, 第4号, pp.20-27.
- ²² 天野明弘(1994) 世界経済研究, 有斐閣, pp.249-255.
- ²³ 経済審議会計量委員会編(1996) 中・長期経済分析のための多部門計量モデル—計量委員会第10次報告一, 大蔵省印刷局, 295-335.
- ²⁴ 後藤則行(1995) 前掲論文.

【付録 5-1】多部門モデルの構造

ここでは、第 5 章で示した多部門モデルの制約条件を示す。

以下に示す制約式とその説明で、変数、パラメータを除く指標は以下の通りである。

T : 時間, TLAST : 最終期, ST : 産業部門, NENT : ENT 以外の産業部門,
 IP : 産業部門 (投入側), OP : 産業部門 (産出側),
 ENE1 : 一次エネルギー種 (石炭, 石油, ガス, 水力, 原子力, 新エネルギー),
 FF : 化石燃料 (石炭, 石油, ガス),
 NF : 非化石エネルギー (水力, 原子力, 新エネルギー)
 ENE2 : 二次エネルギー種 (石炭, 石油, ガス, 電力),

なお、各変数については表 5-3-1、各パラメータについては説明文中をそれぞれ参照のこと。

$$\text{TPRDG}(T, \text{OP})_{\text{OP} \in \text{NENT}} \quad Y(T, \text{OP}) \leq [y1(\text{OP}) * g1(\text{OP})^{-\text{dpy}(\text{OP})} * [\text{kvs}(\text{OP}) * K(T, \text{OP})^{-\text{dpg}(\text{OP})} \\ + (1 - \text{kvs}(\text{OP})) * l(T, \text{OP})^{-\text{dpg}(\text{OP})}]^{\text{dpy}(\text{OP})/\text{dpg}(\text{OP})} \\ + y2(\text{OP}) * [\prod_{\text{ENE2}} \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{OP})^{-\text{es}(\text{ENE2}, \text{OP}) * \text{dpy}(\text{OP})}]^{-1/\text{dpy}(\text{OP})}$$

付加価値 (資本と労働を結合) とエネルギーを投入要素とする粗生産関数。

y1, y2, g1 : パラメータ, l : 労働投入, kvs : 資本シェア, dpg : 資本-労働間代替弾力性,
 dpy : 付加価値-エネルギー間代替弾力性, es : エネルギーシェア

$$\text{TPRDM}(T, \text{OP})_{\text{OP} \in \text{NENT}} \quad Y(T, \text{OP}) \leq (\prod_{\text{IP} \in \text{NENT}} X(T, \text{IP}, \text{OP})^{\text{ms}(\text{IP}, \text{OP})}) / \text{mshare}(\text{OP})$$

非エネルギー中間投入からの粗生産関数。

TPRDG と TPRDM において、粗生産 Y を不等号で示すことで、エネルギーを含む付加価値投入要素と中間投入要素はレオンチェフ型生産関数で粗生産を産出することになる。

ms : 中間投入シェア, mshare : 中間投入係数

$$\text{DIST}(T, \text{IP})_{\text{IP} \in \text{NENT}} \quad Y(T, \text{IP}) = \sum_{\text{OP} \in \text{NENT}} X(T, \text{IP}, \text{OP}) + \text{TPE}(T) * \text{xe}(\text{IP}) + \text{ING}(T, \text{IP}) + \text{COG}(T, \text{IP}) \\ + \text{NETX}(T, \text{IP})$$

粗生産を中間消費、最終消費、固定資本形成、純輸出へと配分する。

xe : 一次エネルギー供給量に対する中間需要 (ENT における中間消費)

$$\text{FIXC}(T) \quad \sum_{\text{ST} \in \text{NENT}} \text{INV}(T, \text{ST}) + \sum_{\text{ENE1}} \text{EINV}(T, \text{ENE1}) + \text{ETCI}(T) \leq \sum_{\text{ST}} \text{ING}(T, \text{ST})$$

各部門の投資の合計は固定資本形成の総和を上回らないことを示す制約式。

$$\text{INGR}(T, \text{IP}) \quad \text{ING}(T, \text{IP}) \geq \text{ing0}(\text{IP}) / \sum_{\text{ST}} \text{ing0}(\text{ST}) * \sum_{\text{ST}} \text{ING}(T, \text{ST}) * 0.5$$

固定資本供給の関係。各部門からの固定資本形成の比率は初期年の 50% を下回らない。

ing0 : 固定資本形成の初期値

$$\text{CAPS}(T+1, \text{OP})_{\text{OP} \in \text{NENT}} \quad K(T+1, \text{OP}) = K(T, \text{OP}) * (1 - \text{depr}(\text{OP}))^{\text{ts}} \\ + (\text{INV}(T, \text{OP}) * (1 - \text{depr}(\text{OP}))^{\text{ts}} + \text{INV}(T+1, \text{OP})) * (\text{ts}/2)$$

産業部門における資本の蓄積過程を示す制約式。

depr : 減価償却率, ts : 期間ステップ

$$\text{TC}(\text{TLAST}, \text{OP})_{\text{OP} \in \text{NENT}} \quad (\text{lg}(\text{OP}) + \text{depr}(\text{OP})) * K(\text{TLAST}, \text{OP}) \leq \text{INV}(\text{TLAST}, \text{OP})$$

投資の終端条件。最終期において最終需要が最終消費のみに需要されることを防ぐもので、最終期には資本の減耗分と資本の成長率に相当する以上の投資を行う。

lg : 最終期における成長率

- HENEC(T)**
$$EH(T) = ehp * (\sum_{IP \in NENT} COG(T,IP))^{eye}$$

 家計におけるエネルギー需要を示す式。ENT を除く最終消費の合計を所得とみなしエネルギー需要が決定される。
 ehp : パラメータ, eye : 家計におけるエネルギー需要の所得弾力性
- EXTRCT(T+1,FF)**
$$RES(T+1,FF) = RES(T,FF) - (DP(T,FF) + DP(T+1,FF)) * (ts/2)$$

 化石燃料の確認埋蔵量の変化を示す制約式。
- UPEX(T,FF)**
$$DP(T,FF) \leq RES(T,FF) * 0.04$$

 化石燃料の産出の上限を示す制約式。採取量は確認埋蔵量の 4% を上限とする。
- FFS(T,FF)**
$$DP(T,FF) = PE(T,FF) + FFNX(T,FF)$$

 化石燃料の需給を示す制約式。国内産出量は国内需要と純輸出に供給される。
- PRIMES(T)**
$$TPE(T) = \sum_{FF} PE(T,FF) + \sum_{NF} NFE(T,NF) * kwh$$

 国内一次エネルギー供給量を示す制約式。
 kwh : 電力変換パラメータ
- TRADEEQ(T)**
$$\sum_{FF} FFNX(T,FF) * wep(T,FF) + \sum_{ST \in NENT} NETX(T,ST) - finv(T) - eaid(T) \geq 0$$

 貿易バランスを表す制約式。各部門における財の純輸出の実質値の合計から海外援助、海外投資を差し引いた純輸出総額が負にならない、すなわち総合収支が赤字とならないように貿易額が決定される。
 wep : 国際エネルギー価格, finv : 海外投資, eaid : 経済援助
- TFFDC(T)**
$$FFSDU(T, "COAL") + FFSEG(T, "COAL") = PE(T, "COAL")$$

 国内における石炭需給を示す制約式。石炭需要は直接利用と発電利用に分かれる。
- TFFDO(T)**
$$FFSDU(T, "OIL") + FFSEG(T, "OIL") = PE(T, "OIL") * 0.96$$

 国内における石油需給を示す制約式。ガス転換用を除いて石油は直接利用と発電利用に分かれる。
- TFFDG(T)**
$$FFSDU(T, "GAS") + FFSEG(T, "GAS") = PE(T, "GAS") + PE(T, "OIL") * 0.04$$

 国内におけるガス需給を示す制約式。ガス需要は直接利用と発電利用に分かれる。
- FFES(T,FF)**
$$FFEG(T,FF) * kwh = FFSEG(T,FF)$$

 火力発電所における発電量を示す制約式。
- ELECG(T)**
$$\sum_{FF} FFEG(T,FF) + \sum_{NF} NFE(T,NF) = ELECS(T) * (1 + tl(T))$$

 送電前の電力供給量を示す制約式。
 tl : 送電ロス
- EPGS(T,ENE1)**
$$EGCAP(T,ENE1) * year * eur(T,ENE1) \geq FFEG(T,ENE1)_{ENE1 \in FF} + NFE(T,ENE1)_{ENE1 \in NF}$$

 発電設備に対する発電量の制約を示す制約式。
 year : 時間パラメータ, eur : 設備利用効率

$$\begin{aligned} \text{EPGI}(T+1, \text{ENE1}) \quad \text{EGCAP}(T+1, \text{ENE1}) &= \text{EGCAP}(T, \text{ENE1}) * (1 - \text{edep}(T, \text{ENE1}))^{\text{ts}} \\ &+ (\text{EINV}(T, \text{ENE1}) / \text{tpe}(T, \text{ENE1})) * (1 - \text{edep}(T, \text{ENE1}))^{\text{ts}} \\ &+ \text{EINV}(T+1, \text{ENE1}) / \text{tpe}(T+1, \text{ENE1}) * (\text{ts} / 2) \end{aligned}$$

発電部門資本ストック蓄積を示す制約式。

edep : 発電設備減耗率, **tpe** : kw 当たり投資額 (発電単価)

$$\text{EGFFU}(T+1, \text{ENE})_{\text{ENE1} \in \text{FF}} \quad \text{FFEG}(T+1, \text{ENE1}) \leq \text{FFEG}(T, \text{ENE1}) * 1.1^{\text{ts}}$$

火力発電電力供給の増加の上限を示す制約式。

$$\text{EGFFL}(T+1, \text{ENE})_{\text{ENE1} \in \text{FF}} \quad \text{FFEG}(T+1, \text{ENE1}) \geq \text{FFEG}(T, \text{ENE1}) * 0.9^{\text{ts}}$$

火力発電電力供給の減少の下限を示す制約式。

$$\text{EGNFU}(T+1, \text{ENE1})_{\text{ENE1} \in \text{NF}} \quad \text{NFE}(T+1, \text{ENE1}) \leq \text{NFE}(T, \text{ENE1}) * 1.1^{\text{ts}}$$

非火力発電電力供給増加上限

$$\text{EGNFL}(T+1, \text{ENE1})_{\text{ENE1} \in \text{NF}} \quad \text{NFE}(T+1, \text{ENE1}) \geq \text{NFE}(T, \text{ENE1}) * 0.9^{\text{ts}}$$

非火力発電電力供給の減少の下限を示す制約式。

$$\text{SELFEC}(T) \quad \sum_{\text{ENE2}} \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{"ENT"}) = \text{TPE}(T) * \text{ecspr}$$

エネルギー転換部門におけるエネルギー自己消費量。一次エネルギー供給量により決まる。

ecspr : 一次エネルギー供給量あたりのエネルギー自己消費量

$$\text{SELFECLE}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{TPE}(T) * \text{sted0}(\text{ENE2}, \text{"ENT"}) / \text{tpe0} * \text{eneshare}(T) \leq \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{"ENT"})$$

エネルギー転換部門のエネルギー自己消費における化石燃料消費の下限。

sted0 : 初期年における燃料別エネルギー消費量,

tpe0 : 初期年における総一次エネルギー供給量,

eneshare : エネルギーシェアの変化率

$$\text{SELFECLE}(T) \quad \text{TPE}(T) * \text{sted0}(\text{"ELEC"}, \text{"ENT"}) / \text{tpe0} \leq \text{STED}(T, \text{"ELEC"}, \text{"ENT"})$$

エネルギー転換部門のエネルギー自己消費における電力消費の下限。

$$\text{ETCAP}(T) \quad \text{ETCS}(T) * \text{etcsp} \geq \sum_{\text{FF}} \text{FFSDU}(T, \text{FF})$$

化石燃料精製設備による化石燃料直接需要に関する制約式。

etcsp : 化石燃料精製設備あたり供給量

$$\begin{aligned} \text{ETCF}(T+1) \quad \text{ETCS}(T+1) &= \text{ETCS}(T) * (1 - \text{depets}(T))^{\text{ts}} \\ &+ (\text{ETCI}(T) * (1 - \text{depets}(T))^{\text{ts}} + \text{ETCI}(T+1)) * (\text{ts} / 2) \end{aligned}$$

化石燃料精製設備における資本ストック蓄積を表す式。

$$\begin{aligned} \text{ETINV}(\text{TLAST}) \quad &\sum_{\text{ENE1}} \text{EINV}(\text{TLAST}, \text{ENE1}) + \text{ETCI}(\text{TLAST}) \\ &\geq \text{depr}(\text{"ENT"}) * (\sum_{\text{ENE1}} (\text{EGCAP}(\text{TLAST}, \text{ENE1}) * \text{tpe}(\text{TLAST}, \text{ENE1})) \\ &+ \text{ETCS}(\text{TLAST})) \end{aligned}$$

エネルギー転換部門における投資の終端条件。エネルギー転換部門全体の資本減耗分に相当する投資を最低限行う。

$$\text{ENEDFF}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{FFSDU}(T, \text{ENE2}) \geq \sum_{\text{OP}} \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{OP}) + \text{HED}(T, \text{ENE2})$$

非電力二次エネルギー需給を示す制約式。

$$\text{ENEDE}(T) \quad \text{ELECS}(T) * \text{kwh0} \geq \sum_{\text{OP}} \text{STED}(T, \text{"ELEC"}, \text{OP}) + \text{HED}(T, \text{"ELEC"})$$

電力エネルギー需給を示す制約式。

$$\text{HEDEMF}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{EH}(T) * \text{heshare}(\text{ENE2}) * \text{eneshare}(T) \leq \text{HED}(T, \text{ENE2})$$

家計における化石燃料需要の下限を示す制約式。
heshare : 初期年における家計のエネルギーシェア

$$\text{HEDEME}(T) \quad \text{EH}(T) * \text{heshare}(\text{ENE2}) \leq \text{HED}(T, \text{"ELEC"})$$

家計における電力需要の下限を示す制約式。

$$\text{HEDEM}(T) \quad \text{EH}(T) = \sum_{\text{ENE2}} \text{HED}(T, \text{ENE2})$$

家計における総エネルギー需要を示す式。

$$\text{STCO2}(T, \text{NENT}) \quad \text{CO2}(T, \text{NENT}) = \sum_{\text{ENE2}} \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{NENT}) * \text{co2ef}(\text{ENE2}) + \text{TRCO2}(T, \text{NENT})$$

産業部門別二酸化炭素排出量を表す式。個別の産業部門の二酸化炭素排出量を削減させる場合は、CO2に上限を設ける。
co2ef : 二酸化炭素排出原単位

$$\text{ETCO2}(T) \quad \text{CO2}(T, \text{"ENT"}) = \sum_{\text{ENE2}} \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{"ENT"}) * \text{co2ef}(\text{ENE2}) + \sum_{\text{FF}} \text{FFSEG}(T, \text{FF}) * \text{co2ef}(\text{FF}) + \text{TRCO2}(T, \text{"ENT"})$$

エネルギー転換部門における二酸化炭素排出量を表す式。

$$\text{HECO2}(T) \quad \text{CO2H}(T) = \sum_{\text{ENE2}} \text{HED}(T, \text{ENE2}) * \text{co2ef}(\text{ENE2})$$

家計における二酸化炭素排出量を表す式。

$$\text{INDC}(T) \quad \text{SECTCO2}(T) = \sum_{\text{ST}} \text{CO2}(T, \text{ST})$$

産業部門全体の二酸化炭素排出量を表す式。産業部門全体の二酸化炭素排出量削減シナリオの場合は、SECTCO2に上限を設ける。

$$\text{TOTCO2}(T) \quad \text{TCO2}(T) = \text{SECTCO2}(T) + \text{CO2H}(T)$$

国内総二酸化炭素排出量を表す式。国内総二酸化炭素排出量削減シナリオの時には、TCO2に上限を設ける。

$$\text{TRADECO2}(T) \quad \sum_{\text{ST}} \text{TRCO2}(T, \text{ST}) = 0$$

産業部門間における排出権取引の均衡を示す制約式。

$$\text{UTIL} \quad \text{UTILITY} = \sum_T \text{beta}(T) * \text{pop}(T) * \sum_{\text{IP}} (\text{shc}(\text{IP}) * \text{LOG}(\text{COG}(T, \text{IP}) / \text{pop}(T)))$$

効用関数 (目的関数)。
beta : 割引因子, pop : 人口, shc : 最終消費シェア

第6章 地球温暖化問題における世代間・地域間の公平性

本章では、第5章で構築したモデルに対して、計画期間をさらに将来に拡張することで世代間の公平性に関する議論を、対象地域に中国を加えることで地域間の公平性に関する議論を、それぞれ行う。環境問題におけるこうした公平性の問題は、第2章で述べたように、環境問題の解決に向けた効率性ととも議論されている重要な問題である。なお、本章で取り上げる公平性は、経済発展と地球温暖化防止に対する費用負担に関する公平性である。また、議論を簡略化するために、世代間の公平性と地域間の公平性は個別に取り扱う。

第1節 世代間の公平性

第1項 世代間の公平性に関する議論

第2章の第2項(2)でも述べたように、地球温暖化問題は現世代よりも将来世代において影響が深刻になると予測されている。世代間の公平性に関する問題として、資源を枯渇させ将来世代の利益と衝突する問題（再生不可能資源の枯渇、更新性資源の減少）、環境質の悪化に関する世代間公平性の問題（環境資源の質の悪化、環境効用の喪失）、遺産へのアクセスとその利用に関する公平性の問題（文化的資源の損失、自然・文化的資源への効果的アクセスの欠如）の3つが指摘されている¹。本章では、各世代が二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させるときの効用の減少を対象に、世代間の公平性を評価し、そうした効用の減少を補償する際の費用負担の配分について分析を行う。

第2項 世代重複モデル

世代間の公平性に関する議論を行うにあたり、第5章のモデルに対して、人口を20歳ごとに世代別に分割、コーホート化し、各世代毎に効用関数を設定した世代重複モデル（**Overlapping Generations Model**）に拡張する。第4章、第5章におけるモデル分析は、計画期間全体に対して、割引率による時間選好を加味した予見可能な政策決定者が、期間全体の効用が最大となるように資源もしくは生産された財の配分を決定した。これに対して、世代重複モデルは、世代を明示的に分割することにより、同一期における異なる世代間の資源配分を分析することが可能となり、世代間の問題を議論するのに適したモデルである。つまり、前章までに取り扱ったモデルでは社会全体の効用水準を最適化するように、得られた所得を投資と消費に配分してきたのに対して、世代重複モデルでは各世代が、生存期間における消費と貯蓄（投資）への配分、同一期の異世代間で財のやりとり、将来世代への財の遺贈、保険を通じて効用の最大化を図る²。本章では、こうした異なる世代を明示的に導入することで、財の消費と投資への配分だけではなく、各期における異なる世代に対する財の最適な配分について分析を行う。

世代重複モデルは、Samuelsonが消費に関するモデルを発表し³、Diamondがこれに生産過程を入れて一般化しており⁴、現在までに数多くの研究論文が輩出されている⁵。その一方で、計画期間を増やすことによるモデル構造の複雑化や、1つの世代を代表的家計に選ぶことは他の世代との対立を生じさせることから不可能であるなど、理論研究をそのまま実証研究に用いることは困難であると指摘されている⁶。これは、世代重複モデルの理論においては通常、1期に2つの世代が存在し、1世代は2期にわたって生存し、若年期に労働を行うことで所得を得るが老年期には労働することができず、若年期は老年期の消費のために所得の一部を貯蓄する必要があるといったことが仮定されており、これをそのまま実証的な分析に当てはめるのには無理があるためである。

そこで、本章では、各期に生存する主体を年齢別に4つの世代に分割し、各世代が各々の効用を最大にするように生産された財を配分する世代重複モデルを構築する。このモデルに対して、将来の二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させる施策を導入し、二酸化炭素排出量の制約を課さない現状推移シナリオに対する各世代の効用の減少をとらえる。また、同じ二酸化炭素排出量安定化政策と

同時に、将来の各世代に対して効用水準を補償する施策をとる場合に、各世代に見られる効用水準の変化を評価する。すなわち、第2章で示した4つの意思決定の倫理基準うち、パレートの自由主義の立場を考慮に入れた意思決定による最適解を評価するものであり、このときの満たすべき基準として現状推移シナリオにおける状態を取り上げる。

地球温暖化を対象とした世代重複モデルとしてHowarth and NorgaardやMarini and Scaramozzinoの分析がある。Howarth and Norgaardでは、世代重複モデルをもとに、世代間公平性（持続可能性）を保証するには低い割引率を適用する必要があるとしている⁷。Marini and Scaramozzinoでは、世代を考慮に入れた最適経路では各世代の重み付け後の限界効用が一致することが必要で、人工資本ストックの限界社会的便益と環境の限界社会的便益が等しくなるような状態が必要であるとしており、世代間公平性を実現させるには政府の役割が重要であるとしている⁸。

こうした既存研究を参考に、第5章の多部門モデルを世代重複モデルへと拡張する。

第3項 世代重複モデルの構築とデータ設定

第5章で構築した多部門モデルを世代重複モデルに拡張するために、モデル構造及びパラメータについて変更を行う。以下ではそうしたモデルの変更点等について説明する。

(1) 対象期間と世代

世代重複モデルでは20年を1期とし、1990年から2210年までを対象とする。また、各世代は一律80歳まで生存するものとする。このため、図6-3-1に示すように、各期においては4つの世代が生存し、各世代は4期にわたって生存することになる。これは、前章と同じ対象期間では将来世代の一生を取り扱うことができず、また、1つの期に10を超える多くの世代を評価することはモデル構造及びモデルを解く上で非常に複雑となるためである。

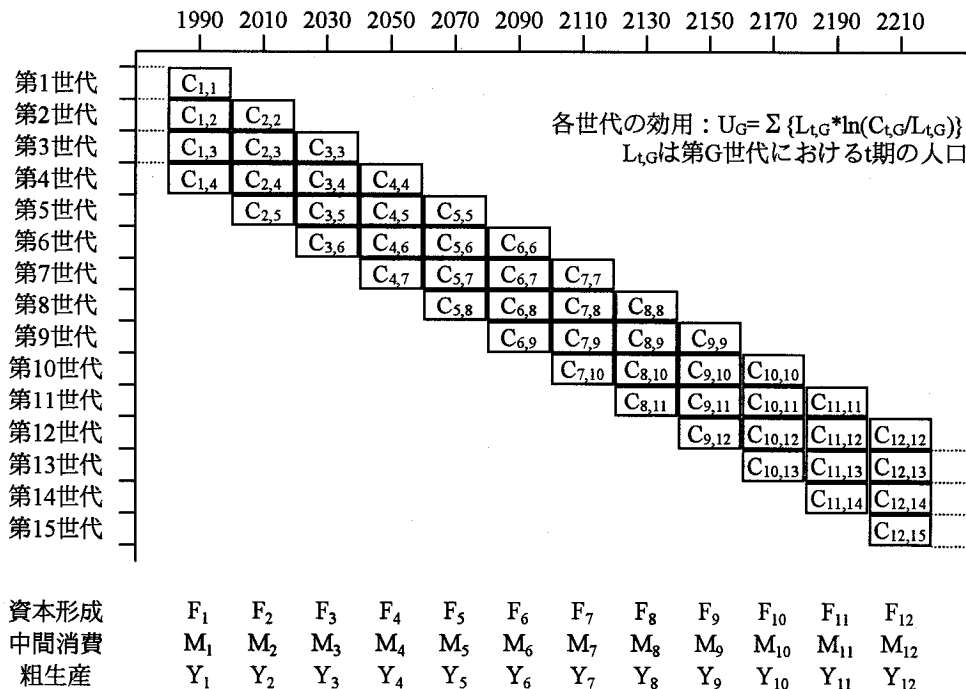


図6-1-1 各世代の消費構造と各年における財の配分

(2) 部門分割と生産関数

前章における多部門モデルの9部門を、世代重複モデルでは6部門に統合する。鉱業部門、素材軽工

部門、素材重工部門の3部門を素材製造部門（PRI）に、加工轻工部門、加工重工部門の2部門を加工製造部門（ADV）にそれぞれ統合する。各部門は、前章と同様に資本、労働、エネルギー、エネルギーを除く中間財を投入要素とする。資本と労働は、CES生産関数により付加価値投入を産出する。付加価値投入とエネルギー投入（石炭・石油・ガス・電力がコブダグラス関数で結合）からCES生産関数によりエネルギーを含む付加価値投入要素が計算される。また、各部門のエネルギーを除く中間財からコブダグラス関数により中間投入要素が計算され、エネルギーを含む付加価値投入要素と中間投入要素からレオンチェフ生産関数により粗生産が産出される構造とする。表6-1-1に世代重複モデルの生産関数における代替弾力性の推定結果を示す。

表6-1-1 6部門モデルにおける代替弾力性の推計

項目	農林水産部門(AGR)	素材製造部門(PRI)	加工製造部門(ADV)	建設部門(CST)	業務部門(SEV)
資本-労働代替弾力性	0.75	2.00	0.40	0.67	0.74
t値	14.26	29.21	9.25	23.83	47.86
重相関係数	0.85	0.96	0.76	0.94	0.98
エネルギー-付加価値代替弾力性	* 1.02	1.32	0.43	** 0.37	0.18
t値	3.79	58.66	5.81	3.33	5.12
重相関係数	0.54	0.99	0.56	0.29	0.49

注：表中の値は、資本-労働間代替弾力性の推計は1955年～1993年のデータの回帰から、エネルギー-付加価値間代替弾力性の推計は1965年～1993年のデータの回帰から得たものである。エネルギーデータは『総合エネルギー統計』、経済データは『国民経済計算』を利用。資本-労働間代替弾力性は、 $\ln(\text{実質付加価値}/\text{就業者数})=a*\ln(\text{実質賃金})+b$ のaに相当。エネルギー-付加価値間代替弾力性は、 $\ln(\text{実質粗生産}/\text{エネルギー投入})=a*\ln(\text{実質エネルギー価格})+b$ のaに相当。エネルギー価格はエネルギー投入関数の双対型より算出している。実質賃金は『国民経済計算』の国内総生産デフレータ(合計)により実質化している。
* 1980年以降のデータをもとに推計。
** エネルギーの代わりに付加価値投入を用いて推計。付加価値価格は付加価値投入の双対型より算出。

(3) 財の配分と効用関数

各年において生産された財は、中間消費、最終消費、固定資本形成、純輸出の各需要部門に配分され、最終消費はさらに各世代に配分される。各世代に配分される最終消費財は、世代毎に設定される効用関数を決定する因子となる。なお、異なる世代間において効用関数の違いはないものとする。すなわち、各世代の選好はすべて同じであると仮定する。

各世代の効用関数は、自らの世代に対する将来は予見可能であると仮定して、 $U_G = \sum_t (L_{Gt} * \ln(C_{Gt}/L_{Gt}))$ と、1人あたりの最終消費から得られる効用に各世代の人口を乗じることで定義している。また、各世代の効用関数のウェイトは、割引率3%をもとに設定している。図6-1-2にわが国の世代別将来人口推計を示す⁹。

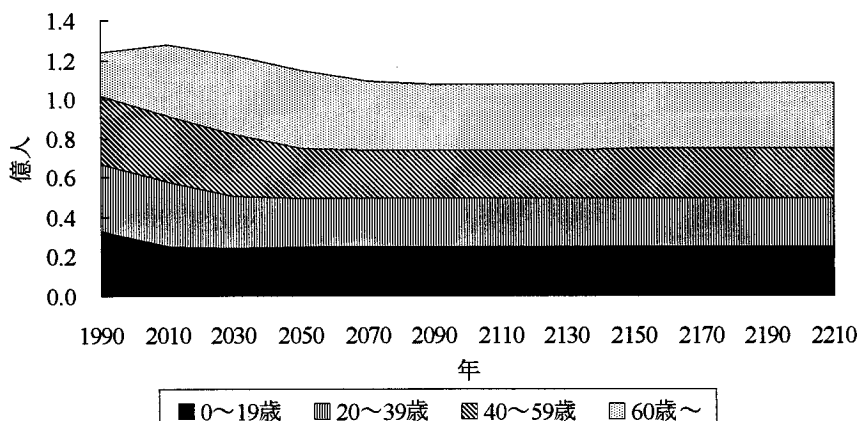


図6-1-2 わが国の将来人口の予測

21世紀は60歳以上の人口の占める割合が高くなり、人口は2010年をピークに減少しはじめ、2090年頃

に安定化すると予測されている。

(4) エネルギー供給

エネルギー供給の初期設定については前章の多部門モデルの設定と同じである。

エネルギー供給の将来におけるシナリオについては、1990年から2210年までという超長期を取り扱うために、石炭、石油、ガス、電力の各2次エネルギーに対してバックストップ技術によるエネルギー供給が可能となるように仮定する。これらバックストップ技術の導入可能年は2050年以降とし、その導入シナリオは表6-1-2のように設定する。また、化石燃料のバックストップ資源については不確実性が高いことから、二酸化炭素排出係数が現在の化石燃料と同じ、75%、50%の3つのシナリオを設定する。

表6-1-2 電力供給に関する変更点

発電設備	石炭火力	石油火力	ガス火力	水力	原子力	新エネルギー	単位
既存建設単価	300	190	200	600	310	650	千円/kW
既存設備利用率	0.75	0.40	0.60	0.30	0.75	0.25	%
既存発電設備増加率		1.0		1.5	3.0	2.0(～2030年) 3.0(2030～70年) 6.0(2070年～)	%/年
バックストップ建設単価	450	300	300			1300	千円/kW
バックストップ設備利用率	0.8	0.8	0.8			0.4	%
バックストップ発電設備増加率						6.0(2030年～)	%/年
化石燃料	石炭	石油	ガス	期間	単位		
既存資源埋蔵量	36.547	0.7511	3.528		10 ¹⁴ kcal		
輸入増加率上限	1.0	0.35	2.0	～2030年	% /年		
	-2.0	-2.0	-2.0	2030～50年			
	-4.0	-4.0	-4.0	2050年～			
バックストップ資源埋蔵量	50	40	40		10 ¹⁴ kcal		
バックストップ輸入増加率	3.0	3.0	3.0	2050～70年	% /年		
	1.5	1.5	1.5	2070年～			

(5) 貿易

各部門における貿易は、前章の多部門モデルと同じ構造としている。すなわち、供給過剰な部門の財を輸出し、需要過剰な部門の財を輸入し、これら貿易収支と海外援助（移転収支）、海外投資（資本収支）の合計が赤字にならないようにするというものである。

化石燃料の貿易については、価格は2030年までは前章のモデルと同じ価格上昇率を設定するが、それ以降は2030年の価格で推移するものとしている。また、バックストップの価格についても2030年の対応する化石燃料の価格に等しいものとする。化石燃料の輸入上限は、

表6-1-2に示す通りである。また、海外投資と海外援助については表6-1-3のように設定する。

表6-1-3 世代重複モデルにおける海外援助・海外投資の設定

	実績値 1990年	増加率		
		～2010年	～2070年	～2210年
海外援助（移転収支）	0.777兆円	12%/年	5%/年	1%/年
海外投資（資本収支）	10.982兆円	2%/年	2%/年	1%/年

第3項 世代重複モデルによる結果とその評価

以上のパラメータ設定のもとで計算を行い、結果を分析する。ここでは、以下のシナリオを設定する。

- ① 現状推移シナリオ：二酸化炭素の排出削減について何ら対策をとらないシナリオ。

- ② 二酸化炭素安定化シナリオ：二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化するシナリオ。
- ③ 二酸化炭素安定化+効用補償シナリオ：②の二酸化炭素排出量を削減するシナリオに特定の世代の効用が①の現状推移シナリオ時にみられる効用の水準以上となるように制約を設ける。二酸化炭素排出量の制約時に、その世代の最低限の効用が現状推移シナリオの水準となり、これが保証される。つまり、第2章でみた意思決定における倫理基準のうち、パレート基準を考慮に入れたシナリオのモデル化である。

ここでは各シナリオにおける経済活動について詳細に分析するのではなく、各シナリオにおける効用水準の変化を評価する。これは、200年以上という長期を取り扱うために、不確実な要因が多いためである。

図6-1-3に、シナリオ②においてバックストップの二酸化炭素排出係数の相違により見られる現状推移シナリオに対する効用水準の変化を示す。この図から、二酸化炭素排出量を安定化させることは、現在世代よりも将来世代の効用を大きく低下させることがわかり、バックストップの二酸化炭素排出係数が大きくなるほど効用水準の低下は顕著となる。この結果から、二酸化炭素排出量の

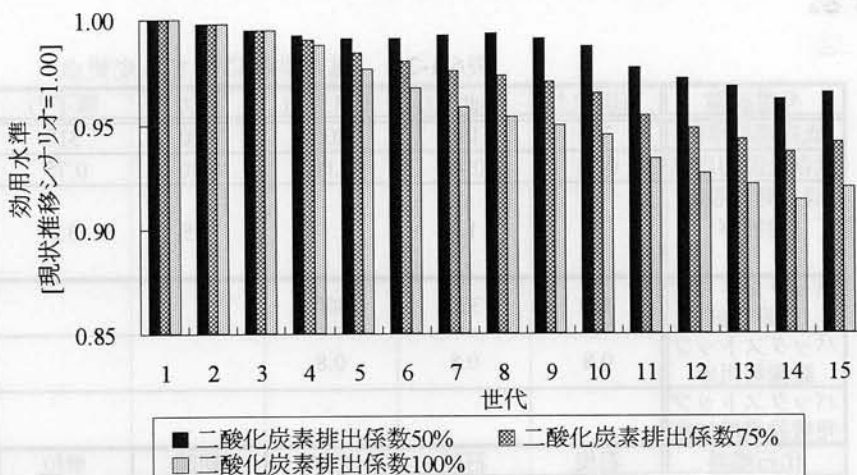


図6-1-3 シナリオ②においてバックストップの二酸化炭素排出係数の違いによる各世代の効用水準の変化

削減に関する公平性を、同じ効用水準の低下を基準とするのであれば、現世代は二酸化炭素排出量の安定化以上の削減が求められる。二酸化炭素排出係数が現在の化石燃料の排出係数の50%としたシナリオにおいて、21世紀半ばから22世紀はじめの世代（第7世代から第9世代）の効用水準は他の排出係数のシナリオと比較してそれほど減少していない。こうしたことから、二酸化炭素排出量の削減に対してはバックストップ技術の影響、すなわち技術革新の影響がきわめて大きいといえる。

次に、シナリオ③の結果について分析する。ここでは、シナリオ②のうちバックストップの二酸化炭素排出係数を既存の化石燃料の75%とするシナリオをもとに、第5世代、第7世代と第11世代の効用水準を補償する場合を考える。いずれの場合においても、効用を補償する世代の前後の世代の経済水準に影響が及ぶようになるが、その大きさは将来世代の効用を補償するシナリオほど大きくなる。こうした結果は、特定の世代の効用を補償

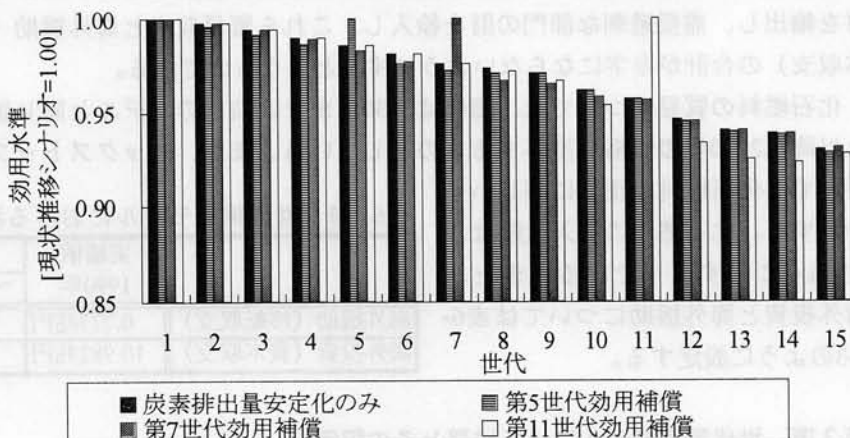


図6-1-4 シナリオ③に対してバックストップの二酸化炭素排出係数を現状の75%とした場合にみられる効用水準の変化

は将来世代の効用を補償するシナリオほど大きくなる。こうした結果は、特定の世代の効用を補償

するには他の世代が被る費用が大きくなることを示す。なお、現世代に対する効用の変化はほとんど観察されないが、これは現世代に対する将来世代の効用のウェイトを低く評価してきたためである。現世代と将来世代のトレードオフをさらに詳細に分析するには、異世代間のウェイトの違いによる費用負担や経済水準の変化について評価する必要がある。こうした結果は、Howarth and Norgaardが指摘する世代間の評価に対する割引率の議論に一致したものとなっている。

第2節 地域間の公平性

次に、地域間の公平性について分析を行う。この議論は、いわゆる南北問題として取り扱われてきたものであるが、ここでは、二酸化炭素排出量の削減が求められているがそれに要する費用は高い先進国と、二酸化炭素削減の費用は安いが将来の経済発展とともに二酸化炭素排出量の大幅な増加が予想されている発展途上国が、協調して二酸化炭素排出量の削減に取り組む場合にみられる経済的な便益とその際の費用負担について評価する。ここでは、先進国として日本を、発展途上国として中国をそれぞれ取り上げ、この2国を統合したモデルを構築し、両国における二酸化炭素の排出量とそれを削減する際にみられる費用負担を対象に地域間の公平性を評価する。

第1項 地域間公平性を分析するための2国モデル¹⁰

多地域を対象とするモデルの場合、それぞれの国は貿易等により他国と密接な関わりを持ちながらも独立した政策をとっている。日本と中国を対象にした場合、日中両国は貿易や経済援助、技術協力により、互いに影響を受けながらも各国独自に経済発展に向けた政策決定が行われている。しかしながら、本研究においては、日中両国がこのような独自の政策をとるのではなく、両国をとりまとめる意思決定者が存在し、その意思決定者が最も効率的な2国間の財の取引量を決定するものとして議論を行う。すなわち、日中両国をプレーヤーとするゲーム論的取り扱いをするのではなく、日中各国を1つのサブモデルとして取り扱い、両国の目的関数を統合したモデルを構築し評価を行う。

こうしたモデルを構築するにあたり、日本と中国の目的関数（効用）のウェイトをどのように評価するかが問題となる。そこで、日中間の効用のウェイトを評価するために、以下に示すような最適化問題を考える。

日本と中国は、財1と財2をエネルギーEより生産し、両国間ではこれらの財とエネルギーを取引すると仮定する。さらに、日本と中国は日中間以外の海外との取引を行っていないとすると、日本と中国両国における意思決定は、以下のように表すことができる。

$$\text{【日本】 Max } U_J = U_J(C_{1J}, C_{2J})$$

$$\text{s.t. } f_{1J}(E_{1J}) = C_{1J} + X_1$$

$$f_{2J}(E_{2J}) = C_{2J} + X_2$$

$$E_J = E_{1J} + E_{2J} + X_E$$

$$\text{【中国】 Max } U_C = U_C(C_{1C}, C_{2C})$$

$$\text{s.t. } f_{1C}(E_{1C}) = C_{1C} - X_1$$

$$f_{2C}(E_{2C}) = C_{2C} - X_2$$

$$E_C = E_{1C} + E_{2C} - X_E$$

【パラメータ】 J: 日本, C: 中国, 1: 部門1 (財1), 2: 部門2 (財2)

【変数】 C: 最終消費, X: 日本から中国への純輸出, E: エネルギー, U: 効用

【関数】 $f(\cdot)$: 生産関数, $U(\cdot)$: 効用関数

ここでは簡略化のために1つの時点を対象とする。両国の制約条件のうち、1、2番目は財の生産と分配を表す式であり、3番目はエネルギー需給を表す。両国間の取引量に対しても何らかの制約が課せられるが、ここでは簡略化のため省略する。

これに対して日本と中国を統合した目的関数をもつ最適化問題は、日中両国の効用のウェイトをそれぞれ η_j 、 η_c とすると、次のように表される。

$$\begin{aligned} \text{Max} \quad & U = \eta_j * U_j(C_{1j}, C_{2j}) + \eta_c * U_c(C_{1c}, C_{2c}) \\ \text{s.t.} \quad & f_{1j}(E_{1j}) + f_{1c}(E_{1c}) = C_{1j} + C_{1c} \\ & f_{2j}(E_{2j}) + f_{2c}(E_{2c}) = C_{2j} + C_{2c} \\ & E_j + E_c = E_{1j} + E_{2j} + E_{1c} + E_{2c} \end{aligned}$$

制約条件は、各財の日本における中国への純輸出量と中国における日本からの純輸入量が等しくなることを示すものである。このとき、日本と中国を統合したモデルにおけるハミルトニアンは次のように表すことができる。

$$\begin{aligned} H = & \eta_j * U_j(C_{1j}, C_{2j}) + \eta_c * U_c(C_{1c}, C_{2c}) \\ & + \theta_1 \{f_{1j}(E_{1j}) + f_{1c}(E_{1c}) - C_{1j} - C_{1c}\} \\ & + \theta_2 \{f_{2j}(E_{2j}) + f_{2c}(E_{2c}) - C_{2j} - C_{2c}\} \\ & + \theta_E \{E_j + E_c - E_{1j} - E_{2j} - E_{1c} - E_{2c}\} \end{aligned}$$

このとき、最適解をもつための必要条件のうち、両国の最終消費Cに対しては次のように表される。

$$\begin{aligned} \partial H / \partial C_{1j} &= \eta_j * \partial U_j / \partial C_{1j} - \theta_1 = 0 \\ \partial H / \partial C_{2j} &= \eta_j * \partial U_j / \partial C_{2j} - \theta_2 = 0 \\ \partial H / \partial C_{1c} &= \eta_c * \partial U_c / \partial C_{1c} - \theta_1 = 0 \\ \partial H / \partial C_{2c} &= \eta_c * \partial U_c / \partial C_{2c} - \theta_2 = 0 \end{aligned}$$

これらの条件より、各国の効用のウェイト η_j 、 η_c は以下のように表すことができる。

$$\begin{aligned} \eta_j &= \theta_1 * (\partial U_j / \partial C_{1j})^{-1} = \theta_2 * (\partial U_j / \partial C_{2j})^{-1} \\ \eta_c &= \theta_1 * (\partial U_c / \partial C_{1c})^{-1} = \theta_2 * (\partial U_c / \partial C_{2c})^{-1} \end{aligned}$$

これは、両国間で取り引きされる各財の価格 θ にその財の最終消費による限界効用の逆数を乗じたものが両国のウェイトとなることを示す。つまり、日中両国の効用のウェイトの比率は最終消費の限界効用の逆数に比例する。このウェイトはNegishi weightとして知られている。そこで、1回の最適化計算毎に、このNegishi weightを計算すること日中両国の効用に対するウェイトを補正し、このウェイトが収束するまで最適化計算を繰り返すことで、日中両国における最適解を求めるようにモデルを修正する。なお、本章においては多時点を分析対象とするので、Negishi weightは各時点におけるウェイトの対象期間全体の総和で評価する。

第2項 日中モデルの構築

ここで用いるモデルは、前章で構築したわが国の多部門モデルを簡略化し、それに新たに中国モデルを構築し、それらを貿易及び効用関数において統合した構造をもつ。

(1) 対象期間

対象期間は、1990年を初期年とし、2020年を最終期とする。また、1期を5年とする。

(2) 部門分割

ここでは、中国における経済統計の信頼性や取り扱えるデータが限られているといった理由により、前節の世代重複モデルと同様に、両国とも産業部門を6部門に統合したモデルとしている。6部門モデルの部門の内訳は、9部門モデルの素材軽工部門、素材重工部門、鉱業部門の3部門が統合された素材製造部門（PRI）と、加工軽工部門、加工重工部門の2部門が統合された加工製造部門（ADV）、農林水産部門、建設部門、業務部門、エネルギー転換部門である。

わが国の各パラメータの設定は前節の世代重複モデルに用いたデータに基づいている。中国の経済活動に関するデータの設定を表6-2-1に示す¹¹。

(3) 生産関数

表6-2-1 中国におけるデータ設定

	AGR	PRI	ADV	CST	SEV	ENT	HLD
AGR	1394.4	521.6	2041.6	130.2	175.8	1.0	
PRI	558.6	3983.8	1742.0	1520.0	940.5	540.5	
ADV	389.5	1126.9	3616.5	248.8	726.8	84.2	
CST	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
SEV	291.7	789.9	1024.8	214.1	1109.7	149.0	
ENT	73.3	672.0	179.4	61.8	290.1	81.3	
粗生産	7782.6	10555.0	11793.2	3042.9	7584.4	1454.9	
資本ストック	567.9	4094.2	6079.0	384.9	3781.0	4217.0	
労働人口	34.177	3.244	3.945	2.461	10.305	0.234	
最終消費	3074.7	770.4	3202.2	1163.9	3511.1	100.4	
固定資本形成	237.2	372.6	2169.8	1879.1	477.7	0.0	
輸入	155.6	952.4	1465.8	0.0	60.1	40.6	
輸出	361.1	1079.3	1694.7	0.0	76.6	52.2	
投資	820.3	2449.6	2302.9	291.0	2465.5	538.5	
石炭需要	1.125	18.821	4.763	0.235	1.686	0.000	8.748
石油需要	1.075	3.875	1.204	0.424	1.790	0.000	0.312
ガス需要	0.000	1.043	1.549	0.170	0.026	0.029	0.432
電力需要	0.367	2.326	1.476	0.072	0.157	0.016	0.414

単位：エネルギー需要- 10^{14} kcal, 労働人口-千万人, その他-億元
為替レート：30.27円/元（1990年平均）

わが国の生産関数は、前節の世代重複モデルにおける生産関数と同じ形態とする。すなわち、資本と労働はCES関数により付加価値投入要素に結合され、石油・石炭・ガス・電力の各二次エネルギーはコブダグラス関数によりエネルギー投入要素に結合され、これら2つの投入要素がCES関数により結合されてエネルギーを含む付加価値投入要素となる。

一方、エネルギーを除く中間財はコブダグラス関数により中間投入要素に結合される。そして、エネルギーを含む付加価値投入要素と中間投入要素からレオンチェエフ関数により粗生産が生み出される。

中国の生産関数は、エネルギーを含む付加価値投入要素は資本と労働とエネルギーを、中間投入要素は個々の部門の中間財を、それぞれ投入要素とするコブダグラス関数により結合し、粗生産はエネルギーを含む付加価値投入要素と中間投入要素からレオンチェエフ関数により産出されるものとしている。エネルギーを含む付加価値投入要素の統合において、中国の生産関数が日本の生産関数と異なり、コブダグラス関数を用いる理由として、中国においてはデータの不足から代替弾力性等のパラメータの回帰分析が困難なためである。このため、中国の生産活動においては各付加価値投入要素間における代替弾力性は1であると仮定される。

(4) エネルギー供給

1990年における中国のエネルギー供給及び資源の賦存量は、OECD及びアジア開発銀行のデータをもとに表6-2-2のように設定する¹²。なお、各発電施設の建設単価はわが国の値を中国に適用する。また、発電効率は30%、送電ロスは8%と設定し、それぞれ日本の水準（発電効率：38%、送電ロス5.7%）になるまで毎年1%ずつ改善されるものとする。

表6-2-2 中国のエネルギー供給に関するデータ設定

	石炭	石油	ガス	水力	単位
国内生産	55.744	14.080	1.424		10^{14} kcal
輸出	1.027	3.169	0.000		10^{14} kcal
輸入	0.107	0.764	0.000		10^{14} kcal
国内供給	54.073	11.725	1.424		10^{14} kcal
発電用需要	15.710	1.551	0.255		10^{14} kcal
発電容量				126720	100万kW
発電量	100.200	1.600	0.040	36.050	100万kWh
資源埋蔵量	4958.094	350.227	110.446		10^{14} kcal

(5) 日中間の取引と両国の貿易

表6-2-3に1990年における中国から日本に輸出される財を部門別、エネルギー品目別に示す¹³。

生産部門で産出される財及び化石燃料の貿易構造は、前章のモデルと同様である。エネルギー転換

部門を除く各部門の各年における各国の輸入量及び輸出量は、1990年の輸入量と輸出量を基準に2%/年での増加を上限とする。また、取引については日中間の貿易とその他の地域との貿易の2つを考え、日中間での取引量には制約を設けないが、その他の地域との取引については取引量の上限として、1990年の日中間以外における輸出量及び輸入量を基準に2%/年の増加を設定している。これにより、日中両国は、各国国内の効用を最大化するように貿易を行うとともに、日中間の貿易を通じて両国の重み付け後の効用を最大化するように取引量を決定する。

2国モデルにおける海外投資についても日中間の海外投資とそれ以外の地域との資本収支の2つを分けて設定する。日中間以外の地域との海外投資については、前章のモデルと同様にパラメータとして外生的に与える。日中間の海外投資については制約を設けず、両国の固定資本形成の需給を示す制約式において内生的に決定される。これにより、日本からの投資が直接中国の資本ストックとして評価される。

経済援助についても日中間の経済援助とその他の地域との経済援助を区別し、日中間の経済援助については内生変数として最適化により決定されるものとするが、日中間以外との海外援助についてはパラメータとして外生的に与える。海外投資及び経済援助に関する設定は表6-2-4の通りである。

以上に示した貿易収支、日中間の海外投資を除く資本収支、移転収支が各年において赤字とならないように、日中両国の貿易量が内生的に決定される。

なお、日中モデルにおいては両国間における排出権取引についてもモデル化を行う。排出権取引の理論については【付録6-1】に示す。ここでは、排出権輸入国は排出権購入の費用を排出権輸出国への直接投資に充てるものとしている。つまり、排出権取引においてはわが国から中国への技術移転等を対象としたモデル化とはなっておらず、対外投資と同様に取り扱う。

第3項 日中モデルの結果とその分析

前項のパラメータの設定に従った日中モデルの結果を示す。本研究においては、次の4つのシナリオを設定している。

- ① 現状推移シナリオ：日本と中国を併せて評価するモデルにおいて、二酸化炭素の排出削減について何ら対策をとらないシナリオである。
- ② 日本二酸化炭素排出量削減シナリオ：日本の二酸化炭素排出量は安定化させるが、中国の二酸化炭素排出量については制約を課さないシナリオ。
- ③ 日中二酸化炭素排出量削減シナリオ1：日本に対しては二酸化炭素排出量安定化、中国に対しては二酸化炭素排出量の上限を25年間で1.5倍となるように設定したシナリオで、二酸化炭素排出削減に対して日中両国が個別に対策を行う。
- ④ 日中二酸化炭素排出量削減シナリオ2：③と同様の二酸化炭素排出量に関する制約を設定するが、排出権取引を通して二酸化炭素排出量の削減に対して協調して対策をとるシナリオ。このシナリオでは効率的な二酸化炭素排出量の削減が実現される。

表6-2-3 中国から日本への財の輸出額（1990年）

部門・品目	取引額	単位
AGR	0.045	兆円
PRI	0.049	
ADV	0.340	
CST	0.000	
SEV	0.000	
ENT	0.413	
石炭	0.412	10 ¹⁴ kcal
石油	1.349	
ガス	0.000	

表6-2-4 2国モデルにおける海外投資・海外援助の設定

		日中間		日中間以外	
		1990年	増加率上限	1990年	増加率
日本	海外投資	0.056兆円	制約なし	10.926兆円	2%/年
	海外援助	0.081兆円	制約なし	0.696兆円	12%/年（～2010年） 5%/年（2010年～）
中国	海外投資	-0.056兆円	制約なし	-0.441兆円	2%/年
	海外援助	-0.081兆円	制約なし	-0.782兆円	12%/年（～2010年） 5%/年（2010年～）

注：マイナスは海外から投資もしくは援助されることを示す。

(1) 現状推移シナリオにおける結果とその分析

日中両国の二酸化炭素排出量に対して制約を課さない現状推移シナリオの結果を図6-2-1、図6-2-2に示す。

図6-2-1は日中両国における粗生産の推移を示す。日本の粗生産は4.4%/年で増大するのに対して、中国の粗生産は9.9%/年と日本の2倍以上の速さで増大する。また、2020年における国内総生産（GDP）においても日中間の格差は1.5倍に縮まる。こうした結果は、中国の労働成長率（潜在的経済成長率）を日本の10倍以上にあたる7%/年（1990年）から5%/年（2020年）に設定していることによる。その結果、1人あたりの最終消費の格差は84倍（1990年）から19倍（2020年）へと縮小する。

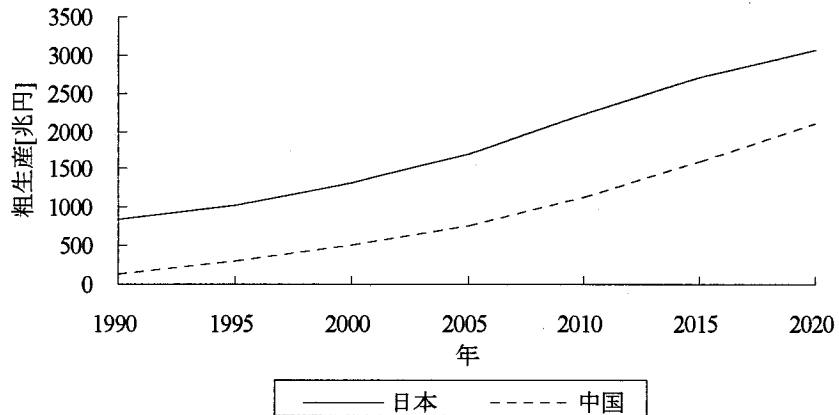


図6-2-1 現状推移シナリオにおける粗生産の推移

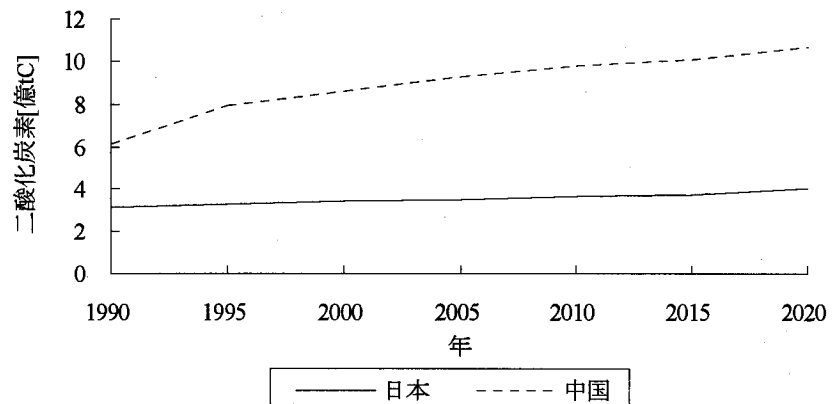


図6-2-2 現状推移シナリオにおける二酸化炭素排出量の推移

その一方で、二酸化炭素排出量は図6-2-2のように、日本では0.9%

年の伸びしか示さないのに対して、中国では1.9%/年で増大する。これは対象期間において石炭の需要が2倍近くに増大するためである。こうした結果は、中国において二酸化炭素排出量の抑制に向けた施策がとられない限り、かつて先進国が経験してきた以上に環境負荷をもたらす経済成長経路を歩むことを意味するものである。つまり、中国において現状の経済成長が続けば、中国の地球温暖化に対する寄与は非常に大きくなるといえる。こうした結果は第4章で示したGlobal2100の中国に対する結果と同様である。

(2) 日本二酸化炭素排出量削減シナリオにおける結果とその分析

次に、日本の二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させるが、中国の二酸化炭素排出量については制約を課さないシナリオの結果を示す。

図6-2-3は現状推移シナリオに対する変化を示したものである。わが国では二酸化炭素排出量の削減に伴い経済活動が落ち込む傾向を示す。これに対して、中国では粗生産の変化はほとんど見られず、日本の粗生産の落ち込みと比較すると高い水準を維持する。また、1人あたりの消費では現状推移シナリオの水準を上回るようになる。これは、日本が二酸化炭素排出量を安定化させることによって生産が減少し、日本に対する中国のウェイトが現状推移シナリオと比較して高く評価されるためである。その結果、日本から中国への投資は現状推移シナリオと比較して増大し、中国において財の最終消費への配分が増大する。また、中国の二酸化炭素排出量は、2020年には現状推移シナリオと比較して増

大するが、それまでの期間において減少する。これは、日本から中国への投資が増大することにより中国の資本ストックが増大し、付加価値投入とエネルギー投入の間に代替が生じ、生産部門においてエネルギー需要が減少し、二酸化炭素排出量が減少するようになったためである。

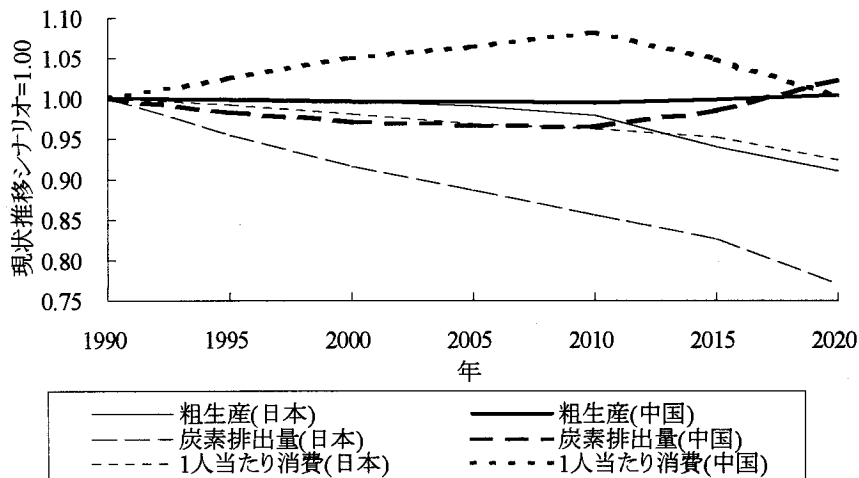


図6-2-3 日本炭素排出量削減シナリオにおける結果

(3) 日中二酸化炭素排出量削減シナリオ1における結果とその分析

日中両国が単独で二酸化炭素排出量の削減に取り組むシナリオの結果を図6-2-4に示す。

中国に対する二酸化炭素排出量の制約は、25年で1.5倍と比較的緩やかに設定しているために、現状推移シナリオに対する粗生産の落ち込みはわずかであり、2005年までは日本の粗生産の減少率を下回るが、対象期間を通じて2%未満に止まる。また、(2)と同様に日本に対する中国のウェイトが増大し、日本から中国への投資が現状推移シナ

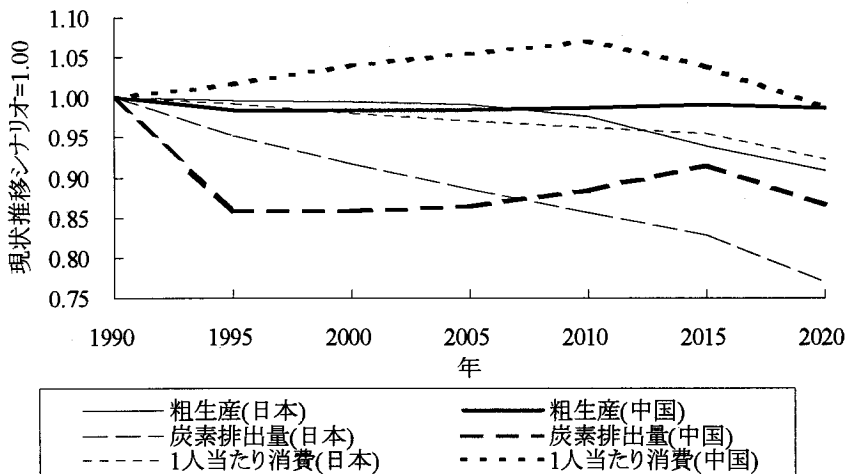


図6-2-4 日中炭素排出量削減シナリオ1における結果

リオと比較して増大するようになる。その結果、中国の1人当たり消費は、現状推移シナリオと比較して増大する。ただし、日本から中国への投資額そのものは(2)の日本の二酸化炭素排出量削減シナリオと比較して減少するので、1人あたりの消費の伸びも(2)と比較すると小さくなる。

一方、日本では(2)と同様に厳しい制約が課されているために特に2010年以降において粗生産は大きく減少する。しかしながら、(2)における効用のウェイトと比較すると、日本に対するウェイトが若干回復する結果、わずかではあるが消費や粗生産の落ち込みが回復する。

(4) 日中二酸化炭素排出量削減シナリオ2における結果とその分析

最後に、日本と中国が排出権取引により協調して二酸化炭素排出量を削減する場合の結果を図6-2-5、図6-2-6に示す。ここでは、発電設備等における技術移転を通じた共同実施ではなく、排出権の輸入に対してそれに見合うだけの額を相手国に投資するという排出権取引の枠組みで二酸化炭素排出量の削減における協調施策を評価する。また、排出権の価格は各年において一律10万円/tCとする。

日本は、図6-2-6に示すだけの排出権を中国から購入することで、経済水準を現状推移シナリオの水準近くに回復させる。一方、中国の経済水準は現状推移シナリオと比較して減少するが、これは排出権の輸出により、図6-2-5に示す通り二酸化炭素排出量の制約が厳しくなるためである。また、日本に

対する中国の効用のウェイトが現状推移シナリオと比較して低く評価されたこともその一因である。このため、中国国内における経済活動はこれまでのシナリオの中で最も低下し、費用負担の公平性という観点から問題であるといえる。

このシナリオの結果では、先に示した(2)と(3)のシナリオの結果よりも、日中両国全体の経済水準は向上することから、両国全体では効率的な二酸化炭素排出量の削減が実現されている。しかしながら、日中両国全体の経済水準の向上は日本の経済水準の回復によるものであり、中国の経済水準を補償するような日本から中国への所得移転が必要となる。

例えば、排出権価格を上げることで、中国の経済水準の低下は抑えることが可能となる。また、日本から中国への海外投資はこのシナリオにおいて最も小さくなっており、日本から中国への海外投資の水準を現状推移シナリオの水準に固定することによっても中国の経済水準は回復するようになる。このほか、本章の分析では取り扱うことはできないが、エネルギー需要を石炭から二酸化炭素排出原単位の小さいエネルギーへと転換を進めるための投資の推進なども、中国における二酸化炭素排出量の削減を通じて経済水準の低下を回復させるものと思われる。

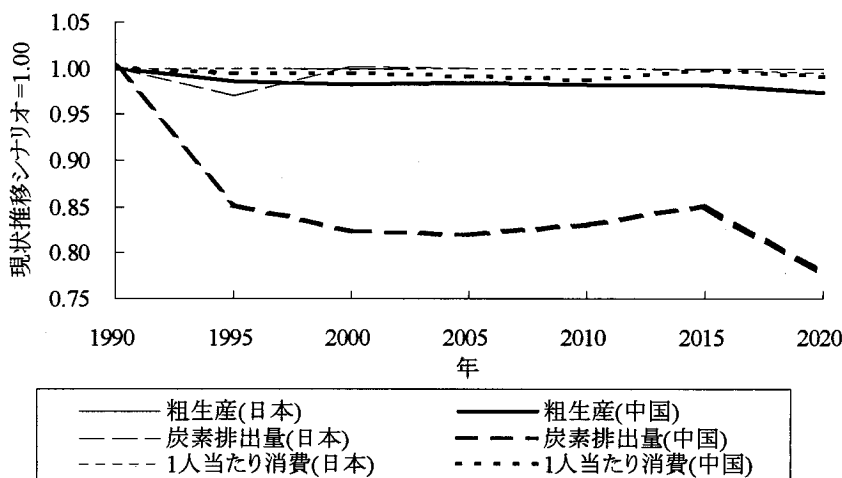


図6-2-5 日中炭素排出量削減シナリオ2における結果

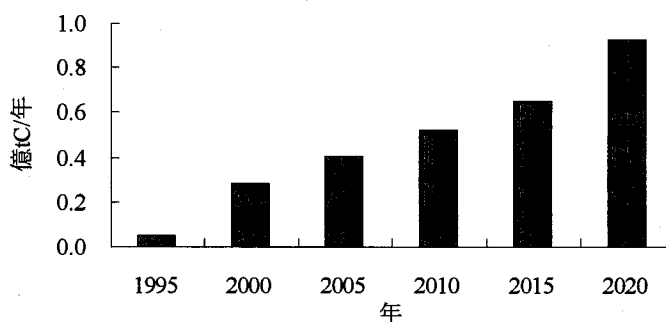


図6-2-6 日中炭素排出量削減シナリオ2における日本の排出権輸入量の推移

第3節 本章の結果と今後の課題

本章においては、第5章で構築した多部門モデルを世代間の公平性、地域間の公平性に関して分析できるように、それぞれ世代重複モデル、日中2国モデルへと拡張し、二酸化炭素排出量の削減時に見られる費用負担に対して公平性の観点から評価を行った。本章における2つのモデル分析から明らかになったことを以下にまとめる。

① 世代重複モデルにおける結果から、以下のことが明らかとなった。

- 1) 各世代に対して二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させるシナリオを設定した場合、将来世代ほど現状推移シナリオに対する効用の減少率が大きくなる。このことから、各世代に対して均等な効用水準の低下を公平な施策とみなすのであれば、現世代は二酸化炭素の排出削減を積極的に行い、将来世代の効用水準の減少を抑える必要があるといえる。
- 2) 二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させるシナリオを導入すると、化石燃料のバックストップの二酸化炭素排出係数により、将来世代の効用水準の低下は大きく変化する。このことから、

二酸化炭素排出量の削減に対して技術革新の影響は極めて高い。

- 3) 既存の最適化モデルの枠組みにおいては、将来世代の効用を補償するために払う現在世代の犠牲はごくわずかである。これは、既存研究で指摘されているように、世代間の公平性を保証するためには、低い割引率による各世代のウェイト評価が必要となることを示すものである。
- ② 一方、2国モデルとその分析から、以下のことが明らかとなった。
 - 1) 中国における二酸化炭素排出量は今後1.9%/年で増大し、0.9%/年で増加する日本と比較しても、地球温暖化への寄与がますます大きくなる。
 - 2) 日本が単独で国内の二酸化炭素排出量を安定化させる場合、日本の経済活動は縮小するが、逆に中国では経済水準が向上する年もみられるようになる。これは、日本に対する中国のウェイトが高く評価され、日本から中国への投資が増大する結果である。
 - 3) 日本と中国が二酸化炭素排出量の削減に向けた排出権取引を行う場合、排出権の取引価格によって中国の経済水準は現状推移シナリオの結果だけでなく、中国が単独で同じ量の二酸化炭素排出量を削減するシナリオで見られる経済水準も下回るようになる。これは、排出権取引により中国の二酸化炭素排出量がさらに抑制されることと、排出権取引を行うことで日本から中国への投資が減少するようになるためである。地域間の公平性という観点から、中国に対する所得の再分配など経済水準の低下を補償するための施策の導入が、効率的な二酸化炭素排出量の削減を導く排出権取引において必要になることが明らかとなった。

最後に、本章における今後の課題をとりまとめる。

- ① 世代間の公平性の分析における各世代間のウェイトは、割引率という曖昧な指標をもとに硬直的に設定した。これに対して、2国モデルで示したNegishi weightように最適化の過程において効率性を重視したウェイト評価の方法を見だし、それに対して公平性に関する様々な施策を導入することで、効率性と公平性に関する施策の有効性を論じることが可能となる。
- ② 地域間の公平性に関する分析において、排出権取引を認めたとえで両国の二酸化炭素排出量を安定化させるシナリオの場合、排出権取引における取引価格を外生的に与えてシミュレーションを行った。これに対して、最適化により二酸化炭素削減の限界費用（炭素税）が内生的に決定され、これを排出権価格として用いることも可能である。より効率的な排出権取引を行うように誘導するのであれば、最適化計算の繰り返しの過程において排出権価格を補正するようにモデルを修正する必要がある。
- ③ 地域間の公平性に関する分析において、経済的効率性だけを重視した排出権の売買では、2国を併せた経済活動全体の増進を図ることから、効用におけるウェイトの小さい中国の経済水準が犠牲となった。こうしたことから、効率的な二酸化炭素排出削減施策である共同実施や排出権取引においても、現状推移シナリオにおいて実現される経済水準を保証するような公平性シナリオを評価する必要がある。すなわち、パレート主義的な意思決定を取り入れたモデルを構築し、その結果を本章の結果と比較する必要がある。

【参考文献】

- ¹ Weiss,E.B.(1989) In Fairness to Future Generations, The United Nations University (岩間徹訳(1992) 将来世代に公正な地球環境を, 日本評論社, pp.21-31) .
- ² McCandless Jr.,G.T., and Wallace,N.(1991) Introduction to Dynamic Macroeconomic Theory, Harvard University Press.
- ³ Samuelson,P.A.(1958) An Exact Consumption-Loan Model of Interest with or without the Social Contrivance of Money, Journal of Political Economy, Vol.66, pp.467-482.
- ⁴ Diamond,P.A.(1965) National Debt in a Neoclassical Growth Model, American Economic Review, Vol.55,

No.5, pp.1126-516.

- ⁵ 岩井克人(1994) 経済成長論, 岩井克人・伊藤元重編, 現代の経済理論, 東京大学出版会, pp.305-311.
大住圭介(1985) 長期経済計画の理論的研究, 勁草書房, pp.251-292.
- ⁶ 岩井克人(1994) 前掲書.
- ⁷ Howarth,R.B. and Norgaard,R.B.(1992) Environmental Valuation under Sustainable Development, *American Economic Review*, Vol.82, No.2, pp.473-477.
Norgaard,R.B.(1992) Sustainability and the Economics of Assuring Assets for Future Generation, Policy Research Working Paper, The World Bank.
- ⁸ Marini, G. and Scaramozzino,P.(1995) Overlapping Generations and Environmental Control, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.26, pp.64-77.
- ⁹ 世界銀行編・河野稠果監訳(1996) 世界人口長期推計'94/95, 東洋書林.
- ¹⁰ Negishi,T.(1960) Welfare Economics and Existence of an Equilibrium for a Competitive Economy, *Metroeconomica*, Vol.12, pp.92-97.
Mori,S.(1996) MARIA -Multi-regional Approach for Resource and Industry Allocation model- and its First Simulations, Amano,A.(ed.) *Global Warming, Carbon Limitation and Economic Development*, Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies, CGER-I019-'96, pp.85-108.
- ¹¹ 中嶋誠一(1994) 中国の統計, 日本貿易振興会.
林英機・藤鑑(1995) 中国の非競争輸入型産業連関表の作成－RAS法による国産品表及び輸入表の推計, 新潟大学経済論集, 第59号, pp.53-83.
藤鑑(1995) 中国の物価指数と産業連関表の実質化－中国1985-87-90年接続産業連関表の作成, 現代社会文化研究, No.3, pp.113-149.
- ¹² Asian Development Bank(1994) *Energy Indicators of Developing Member Countries of Asian Development Bank*, Asian Development Bank.
OECD/IEA, *Energy Statistics and Balances of Non-OECD Countries*, OECD.
杉森康二・神原達・小川芳樹共編(1995) 中国・ロシアのエネルギー事情Q&A100, 亜紀書房.
- ¹³ 日本関税協会(1991) 外国貿易概況, 平成3年12月号.
資源エネルギー庁長官官房企画調整課編(1996) 総合エネルギー統計(平成7年度版), 通商産業研究社.

【付録6-1】 排出権取引・共同実施の理論¹⁾

排出権取引、共同実施とは、日本と中国のように二酸化炭素排出量の削減に対する費用が異なる主体において効率的な二酸化炭素排出量の削減を実現するために行う政策である。

図6-A-1に示すように二酸化炭素排出削減の費用（限界費用）の異なるA国、B国を考える。両国はそれぞれ C_A 、 C_B の二酸化炭素を排出しており、これを C_A^* 、 C_B^* に削減しなければならないとする。また、A国はB国に比べ二酸化炭素削減のための限界

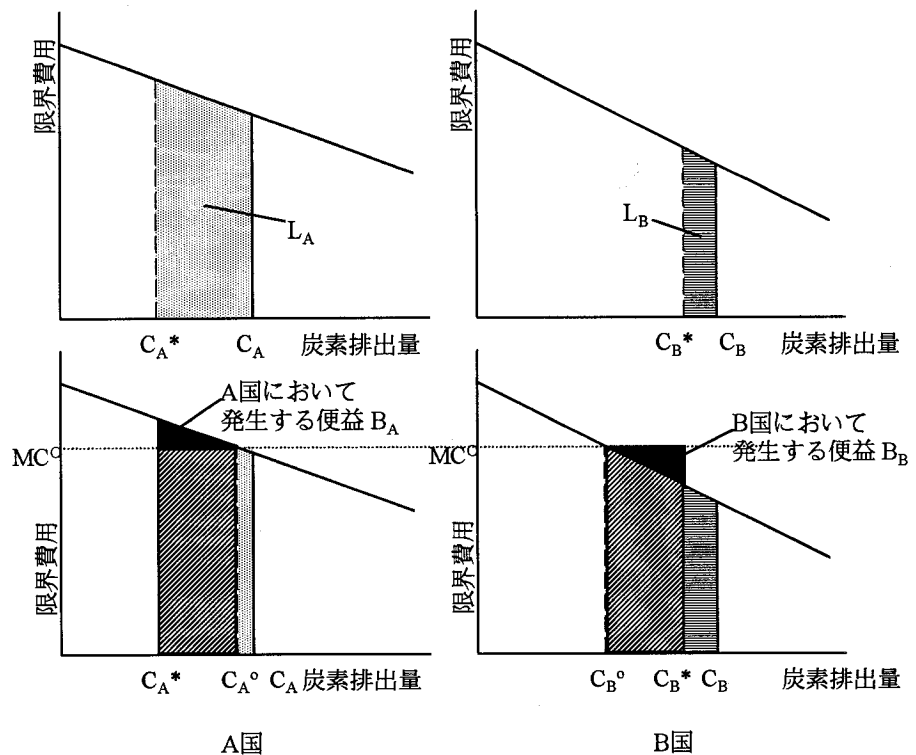


図6-A-1 炭素排出削減に対して異なる限界費用曲線を有する2カ国の炭素排出量の削減とその便益

費用が高いとする。すなわち、日本と中国を対象とすると、A国が日本に相当する。

両国がともに自国に課せられた制約を満たすために受ける両国の経済的損失はそれぞれ L_A 、 L_B とである。効率的な二酸化炭素排出量の削減を実現するには、両国の二酸化炭素排出削減の限界費用が一致し、かつ両国の二酸化炭素削減量の合計が両国に課せられた二酸化炭素削減量の合計に一致するように各国の排出削減量を決定すればよい。この水準における二酸化炭素を削減するための限界費用は MC^0 であり、B国は C_B^0 まで二酸化炭素を削減しなければならないが、逆にA国の二酸化炭素排出量は C_A^0 まで認められる。両国併せての経済的損失はこのとき最小となるが、B国にかかる二酸化炭素排出削減の負担が大きくなり、この施策はB国にとって認められるものではない。

そこで、B国の二酸化炭素排出量を C_B^0 まで削減するとき、図6-A-1中の $(C_A^0 - C_A^*) \cdot MC^0 = (C_B^* - C_B^0) \cdot MC^0$ に相当する費用をA国からB国に移転することを考える。これにより、A国では自国のみの削減時よりも低コストで二酸化炭素排出量の削減が可能となり、図中の $\blacktriangle B_A$ だけ便益を得ることになる。一方、B国においてもA国から補償を受ける結果、図中の $\blacktriangle B_B$ だけ便益を得ることになる。つまり、A国、B国ともに経済的便益が発生することになる。

排出権取引においては $C_A^0 - C_A^* = C_B^* - C_B^0$ の排出権をA国がB国から排出権価格 MC^0 で購入することで効率的な二酸化炭素排出量の削減が実現される。

一方、共同実施においては、A国が自国における二酸化炭素排出量の削減のかわりに、B国における二酸化炭素排出量が C_B^0 となるように資本を投入することで、両国の二酸化炭素排出量を制約以下に抑えるものである。

このように、排出権取引と共同実施ではともに先進国と発展途上国が協調して二酸化炭素排出量を削減するという行動をとるが、排出権取引では二酸化炭素の削減は発展途上国側に一任されるのに対して、共同実施では先進国が発展途上国で二酸化炭素の削減を行うことになる。なお、共同実施にお

いて発展途上国で削減された二酸化炭素を先進国、発展途上国のいずれに帰属させるかという問題があるが、両国の二酸化炭素排出量の総計に対して制約が課され、かつ共同実施により両国に課せられた二酸化炭素削減量をすべて削減できる場合にはこうした問題を無視することができる。

【参考文献】

- ¹ 環境庁地球温暖化経済システム検討会(1996) 地球温暖化経済システム検討会報告書(第3回報告), pp.97-104.

第7章 廃棄物・リサイクルの経済活動への内生化による最適経路の評価

第1節 廃棄物処理とリサイクルの経済的評価の試み

廃棄物問題は、二酸化炭素の排出に伴う温室効果と同様に、経済活動からの排出物でそのストックが問題となっているだけではなく、資源の枯渇にも大きくかかわる環境問題の1つである。廃棄物の減量化と再資源化は、生産プロセスの改善や生活様式、消費行動の見直し、経済システムの改善等により実現される。こうした廃棄物の減量化に対して、後藤はものの流れに沿って「川上における廃棄物発生抑制、川中における廃棄物排出抑制、川下におけるリサイクル」という3つの柱があると指摘している¹。廃棄物の抑制については発生源における対策が最も効果的であるが、1995年6月に制定された容器包装リサイクル法（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）が2000年の完全施行に向けて1997年より本格的に施行される²など、廃棄物のリサイクルも重要な役割を担っているといえる。また、持続可能な社会を構築する上で、財の循環を実現させる廃棄物の再資源化は必要不可欠な要素であるといえる。こうした背景を踏まえ、本章では従来の経済システム全体の枠組みでは対象とされていない廃棄物の発生とその処理、リサイクルについて、経済活動としての評価を行う。

廃棄物をリサイクルすることにより、本来経済的に無価値な廃棄物が経済的な価値を有する財・資源へと転換される。こうした経済的な価値の変化は、個々の財に注目する限り把握することは不可能である。また、リサイクルの現状は次節で示すが、技術的制約（実用化技術が未だ開発されていないことによる制約）、経済的制約（事業として採算がとれないことによる制約）、社会制度的制約（規格や許認可といった法規制等による制約）により必ずしも実効ある形で進んでいるとはいえない³。こうした状況下においては、リサイクルが自発的に行われる社会に向けてこれらの制約を乗り越える方策をマクロ的に考え、リサイクルの実施が、経済面や環境面において有効であることを示す必要がある。本章では、個別のリサイクル技術というようなミクロなレベルの分析ではなく、従来の経済分析の枠組みでは無視されてきた生産・消費活動に伴って生じる廃棄物とそのリサイクルをモデル化し、これを第5章において構築したモデルに組み入れる。このように、廃棄物の排出とその費用を経済活動に内部化することにより観察される廃棄物処理量の推移と、先に挙げた種々の制約を乗り越えるために廃棄物の処理に関する施策やシナリオを導入することによる廃棄物処理の変化に対して、定量的分析を行う。なお、本章における環境資源と経済活動の統合は、第3章で示した評価方法のうち廃棄物の発生により支出が増大することを示すものであり、リサイクル財の供給がそうした支出の増大を緩和させる役割をもつ。

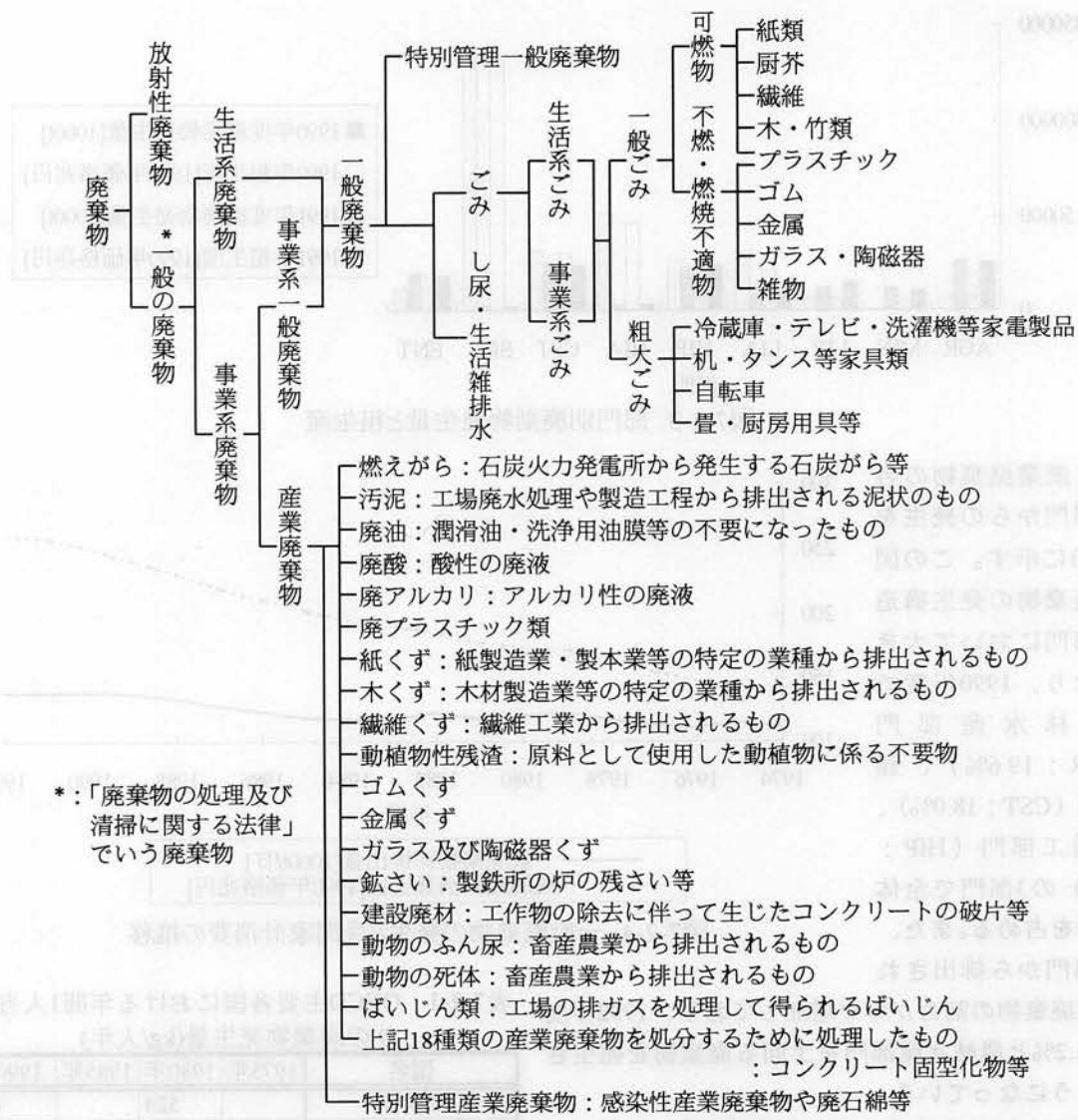
第2節 わが国における廃棄物の発生と処理の実態

廃棄物の発生とその処理についてモデル化を行う前に、本節においてわが国における廃棄物の発生とその処理及びリサイクルの実態について、各種統計により整理を行う。

第1項 廃棄物の定義とその発生

廃棄物は大別して産業廃棄物と一般廃棄物に区分される。産業廃棄物とは事業活動に伴って排出される廃棄物のうち、「廃棄物の処理および清掃に関する法律（廃掃法）」で定められる6種類と政令で定められる13種類の計19種類の廃棄物を示し、その排出者が処理責任を負う。一方、一般廃棄物とは、産業廃棄物以外の廃棄物と廃掃法上分類されており、各市町村が処理責任を負う⁴。図7-2-1に産業廃棄物と一般廃棄物の分類を示す。

図7-2-2は図7-2-1にあげた19種類の各産業廃棄物の発生量の推移を示す。1992年度に発生した産業廃



*：「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」
でいう廃棄物

図7-2-1 廃棄物の分類

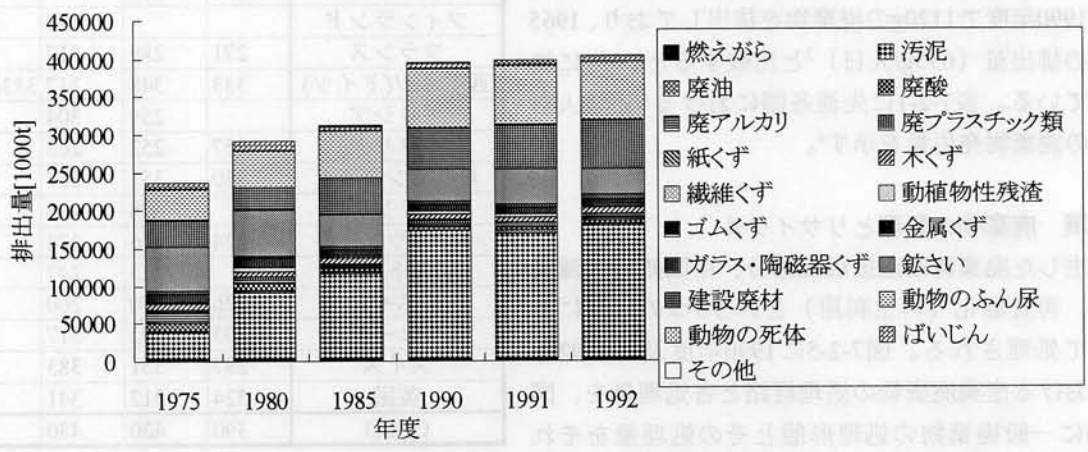


図7-2-2 産業廃棄物の種類別排出量の推移

棄物は4.035億tであるが、図7-2-2より汚泥が43.9%と最も多く、これと動物のふん尿（18.9%）、建設廃材（16.6%）の3種で全体の80%近くを占めている。

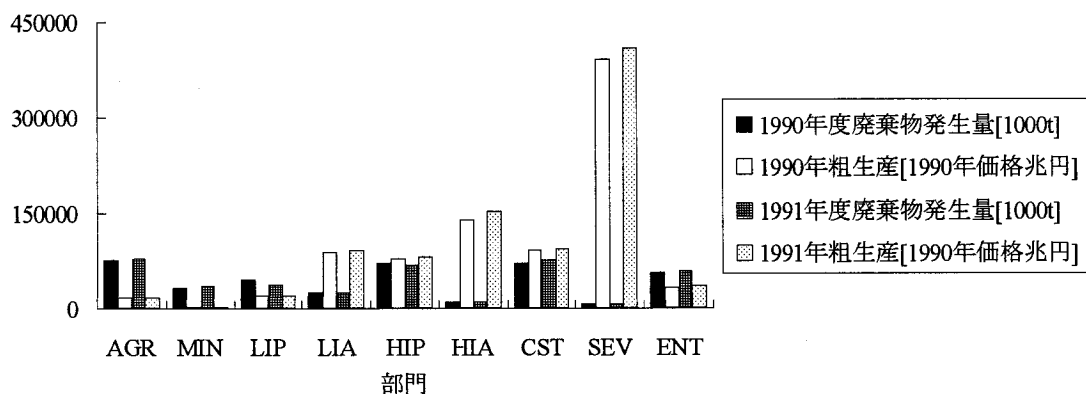


図7-2-3 部門別廃棄物発生量と粗生産

次に産業廃棄物の各産業部門からの発生を図7-2-3に示す。この図から廃棄物の発生構造は各部門において大きく異なり、1990年度では農林水産部門（AGR：19.6%）、建設部門（CST：18.0%）、素材重工部門（HIP：17.8%）の3部門で全体の半分を占める。また、建設部門から排出され

る産業廃棄物の割合が年々増加しており、1992年度には21.2%と農林水産部門を上回る廃棄物を発生させるようになっている。

一般廃棄物の発生量の推移を図7-2-4に示す。民間最終消費支出の伸びと比較すると廃棄物発生量の伸びは比較的緩やかであるといえる。1人1日当たりでは1990年度で1120gの廃棄物を排出しており、1965年度の排出量（695g/人日）⁵と比較すると1.6倍に増加している。表7-2-1に先進各国における年間1人あたりの廃棄物発生量を示す⁶。

第2項 廃棄物の処理とリサイクル

発生した廃棄物は直接最終処分、中間処理（減量化）、再資源化（再生利用）という3つの経路に分かれて処理される。図7-2-5に1990年度及び1992年度における産業廃棄物の処理経路と各処理量を、図7-2-6に一般廃棄物の処理形態とその処理量をそれぞれ示す⁷。これらの図から、1990年度では、産業廃棄物では発生した廃棄物のうちの38.2%（1.5億t）が、一般廃棄物では3.3%（1681万t）が再生利用されており、量、割合とも一般廃棄物に比べて産業廃棄物の方がリサイクルに対する取り組みは進ん

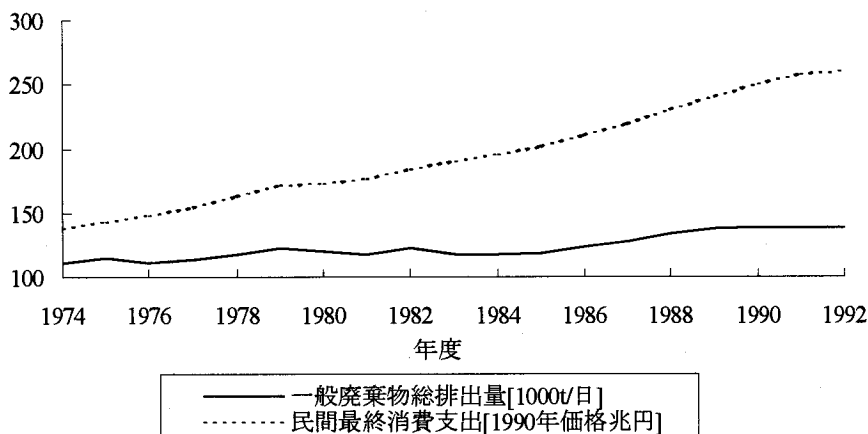


図7-2-4 一般廃棄物の発生と民間家計消費の推移

表7-2-1 OECD主要各国における年間1人当たりの廃棄物発生量(kg/人年)

国名	1975年	1980年	1985年	1990年
カナダ		524		601
米国	538	603	623	721
日本	378	376	344	411
オーストリア	185	222	229	325
ベルギー	296	313		343
フィンランド			510	624
フランス	271	289	317	333
西ドイツ(ドイツ)	333	348	317	333(350)
ギリシア		259	304	296
イタリア	257	252	265	348
ルクセンブルグ	330	351	357	445
オランダ		498	435	497
ノルウェー	424	416	474	472
ポルトガル		213	247	257
スペイン	226	270	260	322
スウェーデン	293	302	317	374
スイス	297	351	383	441
英国	324	312	341	348
OECD	390	420	430	480

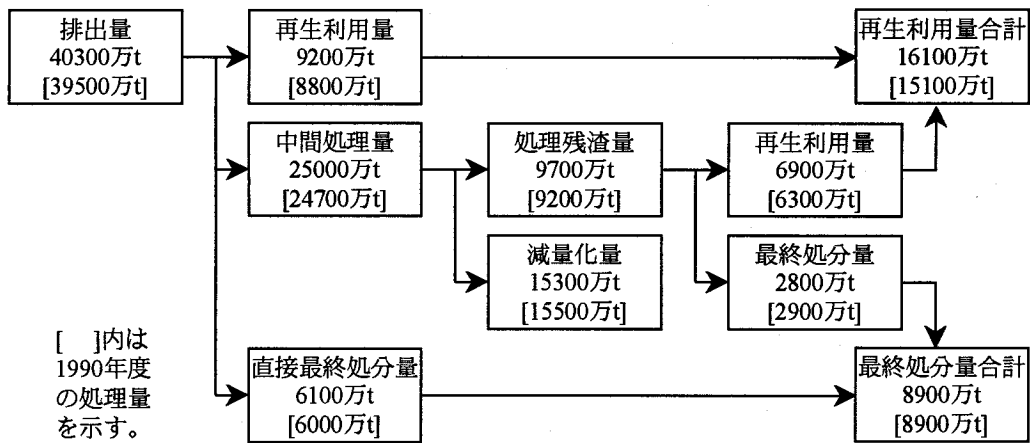


図7-2-5 産業廃棄物の処理フロー(1992年度)

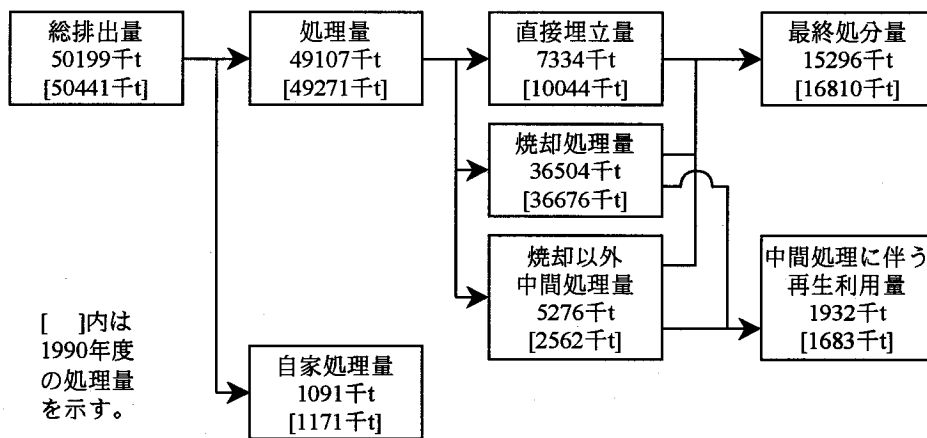


図7-2-6 一般廃棄物の処理フロー(1992年度)

でいるといえる。なお、1992年度の産業廃棄物、一般廃棄物の再生利用は、量、比率とも1990年度と比較して高くなっている。図7-2-7に産業廃棄物の種類別の処理状況を示す⁸。

図7-2-8にわが国のマテリアルフローを示す⁹。この図から、廃棄物のリサイクルによる資源の再生利用は10%に満たないことが明らかとなる。また、図7-2-9に古紙、スチール缶、アルミ缶の各回収率とカレット利用率を示す¹⁰。これらの各財については比較的回収経路も整備されており、50%を超える回収率、利用率が実現されている。さらに、近年においてもこれらの数値は増加する傾向にある。こうした点を踏まえると、現状では

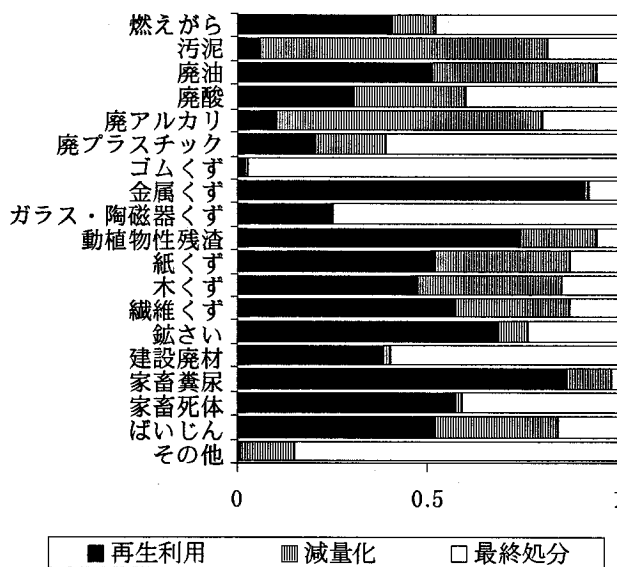


図7-2-7 産業廃棄物の種類別処理方法 (1990年度)

リサイクルが進んでいない財についても、回収経路の整備や容器包装リサイクル法の施行に見られるような制度面の改善により、リサイクル率が高められる可能性があるといえる。このほか、図7-2-10

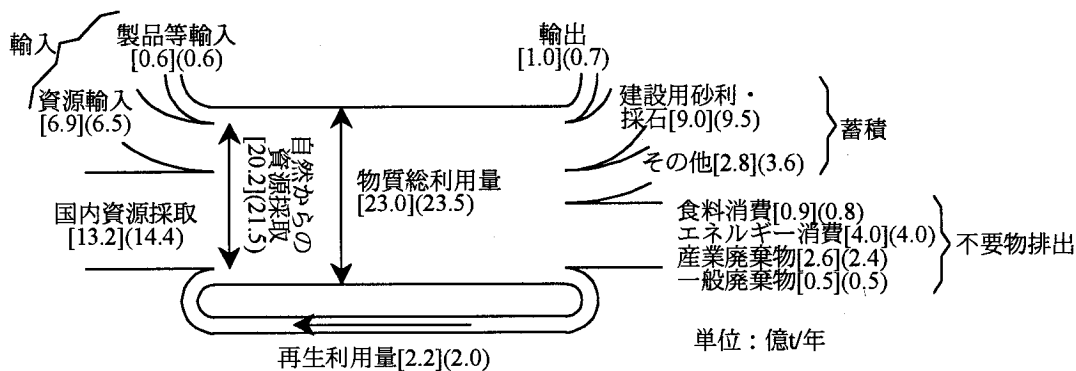


図7-2-8 わが国のマテリアルバランス[1994年度](1990年度)

に示したわが国の発電設備を有する焼却施設数とその発電量の推移¹¹からも明らかなように、近年では廃棄物のマテリアルリサイクルだけでなくサーマルリサイクルもさかんに行われるようになってきている。

リサイクルの形態として、廃棄物を原材料に転換するマテリアルリサイクル、廃棄物の焼却時に発生する熱をエネルギーとして回収するサーマルリサイクルのほか、廃棄物の埋め立て最終処分による用地リサイクルも存在するが、本章ではマテリアルリサイクルとサーマルリサイクルを対象として取り上げる。これにより、廃棄物の処理においてリサイクルを行うことで処理費用は増大する

が、財の供給もしくはエネルギーの供給が増大するという経済的便益が発生し、費用便益的に最適なリサイクル処理の形態を導くことが可能となる。

第3節 廃棄物の発生とその処理・リサイクルの内生的評価

本章では、従来の動学的最適化マクロ経済モデルに、廃棄物の発生とその処理、及びリサイクルをサブモデルとして組み入れたモデルを構築し、廃棄物による生産への影響、リサイクルをシステム内で評価したときにみられる経済水準の変化や環境影響について分析を試みる。ここでは、メインモデ

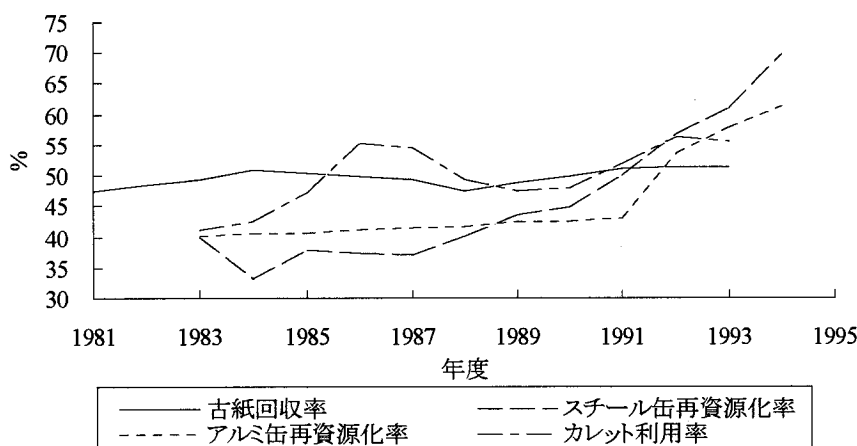


図7-2-9 各廃棄物におけるリサイクル率の推移

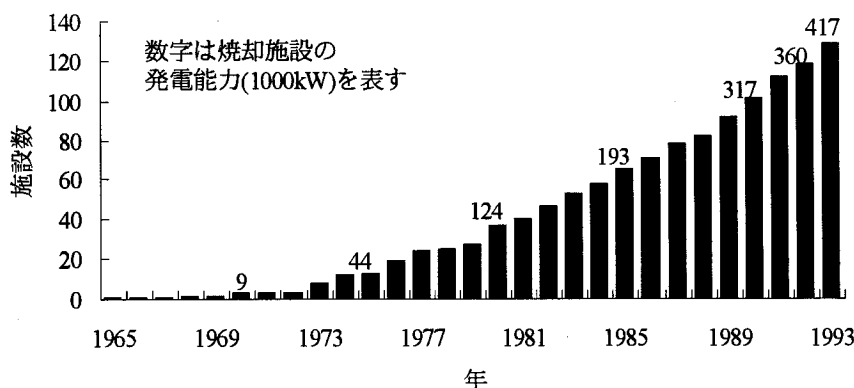


図7-2-10 発電設備を有する施設数の推移

ルを第5章で構築したモデルとし、これに廃棄物の発生とその処理を表すサブモデルを付加する。つまり、分析全体の枠組みは、計画期間における効用が最大となるように生産された財を消費と投資に分配するというものであり、財の供給に対してはリサイクル分だけ増大し、財の需要も廃棄物処理分だけ増大するというものである。

以下に、リサイクルを付加したマクロモデル構造の概要を説明する。以下に示す記号は図7-3-1中の記号と一致している。また、簡略化のため、リサイクル部門の廃棄物発生と各部門の資本減耗及び海外部門は省略する。

$$\text{Max } \sum U(C_i) \exp(-rt) \quad (7-1)$$

$$\text{s.t. } Y_i + R_i = C_i + \sum_j I_{ij} + \sum_x J_{ix} + \sum_j M_{ij} + e_i * Z \quad (7-2)$$

$$Y_i = f_i(K_i, L_i, M_{ij}, W_i) \quad (7-3)$$

$$dK_i/dt = \sum_j I_{ij} \quad (7-4)$$

$$W_i = a_i * Y_i \quad (7-5)$$

$$Z = \sum_i W_i + b * \sum_i C_i \quad (7-6)$$

$$R_x = h_x(Z, N_x) \quad (7-7)$$

$$dN_x/dt = \sum_i J_{ix} \quad (7-8)$$

[パラメータ] i, j : 生産部門, x : 処理部門, a : 生産部門廃棄物発生原単位,
 b : 最終消費廃棄物発生原単位, e : 処理部門中間消費原単位,
 r : 割引率, L : 労働

[関数] $U(\cdot)$: 効用関数, $f(\cdot)$: 生産部門生産関数, $h(\cdot)$: 処理部門生産関数

[変数] Y : 生産部門粗生産, R : 処理部門生産 (リサイクル供給), C : 最終消費,
 I : 生産部門投資, J : 処理部門投資, M : 生産部門中間消費, K : 生産部門資本,
 N : 処理部門資本, Z : 廃棄物総発生量, W : 生産部門廃棄物発生量

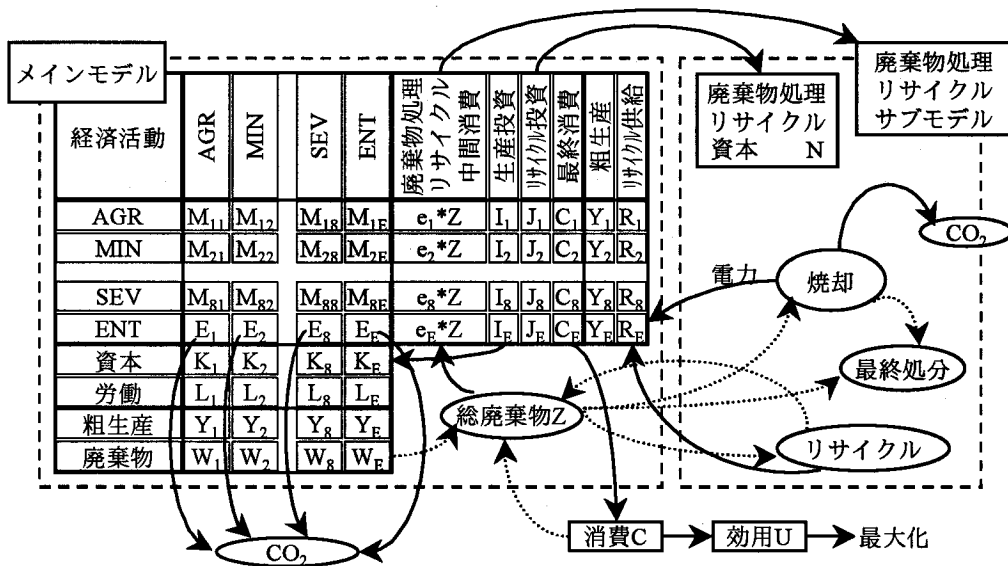


図7-3-1 廃棄物を内生化したモデル構造と廃棄物のフロー

(7-1)式は目的関数であり、社会的効用を示す。

(7-2)式以降が制約条件である。(7-2)式は、財の分配を示す式であり、生産部門で生産された財と処理部門でリサイクルされた財が供給され、最終消費、固定資本形成、中間消費の各需要に分配される。固定資本形成と中間消費は、生産部門、処理部門それぞれに対して行われるが、処理部門の中間消費は、廃棄物総発生量に比例すると仮定する。

(7-3)式から(7-5)式が生産部門での活動を示す式である。(7-3)式は生産関数であり、生産部門は資本、労働、中間投入、廃棄物を投入要素として粗生産を産出するものとしている。ここで廃棄物は負の投

入要素(廃棄物の増大は処理費用の増大を伴い、その費用の増分により生産が減少する)とみなす。(7-4)式は生産部門における資本蓄積を示す式である。(7-5)式は生産部門で発生する廃棄物量を示す関係式である。本章では廃棄物発生量は粗生産額の関数とし、資本ストックの減耗に伴う廃棄物の発生については分けて取り扱わず、生産時における廃棄物の発生に含めるものとする。

(7-6)式から(7-8)式が処理部門での活動を示す式である。処理部門は生産部門とは異なり、資本ストック及びリサイクルの原料となる廃棄物の量によりリサイクル供給量が決定されるものとする。(7-6)式はリサイクル部門の原材料となる総廃棄物発生量を定義する式である。家計部門からの廃棄物の発生についても簡略化のため耐久消費財の蓄積に伴う廃棄の時間遅れを $b \cdot \sum_i C_i$ に併せて評価している。(7-7)式は処理部門の生産、すなわちリサイクル供給を示す式であり、廃棄物量と処理部門の資本ストックによりリサイクル供給量が決定される。(7-8)式は処理部門における資本蓄積を示す式である。

(7-1)式から(7-8)式に対して λ 、 μ 、 θ 、 ϕ 、 η を変数としてハミルトニアンを定義すると以下のようになる。

$$\begin{aligned}
 H = & U(C_i) + \lambda_i [Y_i + R_i - C_i - \sum_j I_{ij} - \sum_x J_{ix} - \sum_j M_{ij} - e_i \cdot Z] \\
 & + \zeta_i [f_i(K_i, L_i, M_{ij}, W_i) - Y_i] \\
 & + \mu_j [\sum_i I_{ij}] \\
 & + \theta_i [a_i \cdot Y_i - W_i] \\
 & + \phi [\sum_i W_i + \sum_i b_i \cdot C_i - Z] \\
 & + \pi_x [h_x(Z, N_x) - R_x] \\
 & + \eta_x [\sum_i J_{ix}]
 \end{aligned} \tag{7-9}$$

最適解をもつための必要条件は、Hに対する各変数の偏微分が0となることである。

$$\frac{\partial H}{\partial C_i} = \frac{\partial U}{\partial C_i} - \lambda_i + \phi b_i = 0 \tag{7-10}$$

$$\frac{\partial H}{\partial I_{ij}} = -\lambda_i + \mu_j = 0 \tag{7-11}$$

$$\frac{\partial H}{\partial J_{ix}} = -\lambda_i + \eta_x = 0 \tag{7-12}$$

$$\frac{\partial H}{\partial M_{ij}} = -\lambda_i + \zeta_i \frac{\partial f_i}{\partial M_{ij}} = 0 \tag{7-13}$$

$$\frac{\partial H}{\partial W_i} = \zeta_i \frac{\partial f_i}{\partial W_i} - \theta_i + \phi = 0 \tag{7-14}$$

$$\frac{\partial H}{\partial Z} = -e_i \lambda_i - \phi + \pi_x \frac{\partial h_x}{\partial Z} = 0 \tag{7-15}$$

$$\frac{\partial H}{\partial Y_i} = \lambda_i - \zeta_i + a \theta_i = 0 \tag{7-16}$$

$$\frac{\partial H}{\partial R_i} = \lambda_i - \pi_i = 0 \tag{7-17}$$

(7-10)式より、財の価格 λ はその財の消費による限界効用ではなく、これにその財の最終消費起源の廃棄物の価値(費用)を加えたものに等しくなる。また、財の価格は、(7-11)式、(7-12)式より、最適解において、生産部門の資本の価値 μ とリサイクル部門の資本の価値 η に等しくなる。これは、財が最終消費、生産資本、廃棄物処理資本いずれに供給されてもその限界効用が等しくなることを示すものである。なお、生産部門で生産される財の価格 ζ についても、(7-16)式より $\lambda + a\theta$ となり、廃棄物を対象としない最適化問題と比較すると、生産関数において廃棄物発生に伴う生産の減少分を考慮することにより $a\theta$ だけ増加する。このように、財の価格は廃棄物の発生によりその費用に相当する分だけ上昇することがわかる。

一方、(7-12)式と(7-17)式より、リサイクル部門の資本の価値 η は、リサイクル財の価格 π に等しくなる。生産部門とリサイクル部門において財の価格と資本生産性(資本の価値)に違いがみられるが、これはリサイクル部門における廃棄物の発生を無視しているためである。

中間投入による限界生産性は、(7-13)式より $\lambda/\zeta = \lambda/(\lambda + a\theta)$ となり、生産部門の限界生産性に対する財の価値に等しくなり、生産部門における廃棄物の発生による費用の増分がここにも影響を及ぼす。

廃棄物の発生による生産部門への影響は、(7-14)式より $\theta = \zeta \frac{\partial f_i}{\partial W} + \phi$ となり、廃棄物の発生に伴う生産性の減少分と発生した廃棄物の価値(費用)の合計に等しくなる。廃棄物の価値(費用)は、(7-15)式より $\phi = \lambda(\frac{\partial h}{\partial Z} - e)$ となり、リサイクルを行うことで廃棄物の価値(費用)はリサイクル供給量に相当する $\lambda \frac{\partial h}{\partial Z}$ だけ緩和されることになる。

このように、廃棄物の発生と処理を内生的に評価することにより財の価格は廃棄物の発生量に伴って上昇するが、リサイクルの実施により価格の上昇が緩和されるようになる。

第4節 廃棄物モデルの日本への適用

前節では、廃棄物の発生とその処理及びリサイクルを従来の経済モデルに付加したモデルの全体構造を示した。本節では、このモデルを日本に適用するにあたり設定した仮定やパラメータについて説明する。

第1項 各部門における廃棄物の発生

各産業部門及び消費段階で発生する廃棄物は、図7-2-1に示した産業廃棄物の分類と、図7-3-1に示した各廃棄物のたどる処理経路及び各部門へのリサイクル資源供給の経路¹²をもとに、表7-4-1に示すように6種に分類する。

表7-4-1 本研究における廃棄物の種類とその処分

廃棄物の種類		マテリアルリサイクル			焼却処理		直接最終処分
		LIP	LIA	HIP	サーマルリサイクルあり	サーマルリサイクルなし	
燃えがら・鋳さい・ばいじん・建設廃材	WT1	○				△	○
廃油・廃プラスチック	WT2			○	○	○	○
金属くず・廃酸・廃アルカリ	WT3			○		△	○
紙くず・木くず・汚泥	WT4	○			○	○	○
ガラス・ゴム・繊維・家畜糞尿・家畜死体・動植物性残渣	WT5		○		○	○	○
その他	WT6					△	○

注：焼却処理後の残さはすべて最終処分されるものとする。また、△は焼却以外の中間処理を示す。

(1) 産業部門における廃棄物の発生

産業部門における廃棄物、すなわち産業廃棄物の発生として、生産過程において発生する廃棄物と、資本ストックの減耗に伴って発生する廃棄物の2つが考えられる。本章では簡略化のため、資本ストックの減耗に伴う廃棄物の発生を生産過程において発生する廃棄物に組み入れて評価する。各部門に

表7-4-2 廃棄物の発生に関するパラメータの設定

部門	廃棄物発生量	粗生産額 兆円	廃棄物発生原単位 千t/兆円	廃棄物の内訳(%)					
	千t			WT1	WT2	WT3	WT4	WT5	WT6
AGR	77451	23.187	3340	3	0	0	26	72	0
MIN	34000	3.502	9709	96	0	0	0	0	4
LIP	44994	23.841	1887	0	0	0	78	22	0
LIA	23941	126.148	190	0	0	0	42	58	0
HIP	70845	89.047	796	14	1	11	71	3	0
HIA	9565	165.561	58	0	0	16	73	10	0
CST	71139	86.059	827	58	4	2	37	0	0
SEV	6776	312.946	22	0	7	0	66	26	0
ENT	56000	*46.353	*1208	38	7	3	48	4	0
産業全体	394711	865.436	456	27	2	3	45	22	0
HLD	49271	**335.632	147	5	10	5	25	55	0

注：*エネルギー転換部門の粗生産額は一次エネルギー供給量[単位：10¹⁴kcal]を示す。

**家庭の粗生産額はエネルギーを除く家計最終消費を示す。

における廃棄物発生量は、表7-4-2に示す廃棄物発生原単位を用いて粗生産（エネルギー転換部門に対しては粗生産ではなく一次エネルギー供給量）から廃棄物発生量を算出する¹³。また、廃棄物の種類も表7-4-2に示す廃棄物の内訳の比率¹⁴で固定する。

(2) 家庭部門における廃棄物の発生

廃棄物の発生についても、エネルギー消費と同様に、経済主体としての家計部門とエネルギー統計における家庭部門を同一の主体とみなしている。また、すべての一般廃棄物は家計部門から発生するものと仮定しており、表7-4-2に示す家庭消費に対する廃棄物発生原単位から、エネルギー消費を除く家計最終消費により一般廃棄物を計算する。また、廃棄物種の内訳も表7-4-2に示す廃棄物の内訳の比率¹⁵で固定する。

(3) 廃棄物処理部門における廃棄物の発生

廃棄物処理部門のうち、マテリアルリサイクルを行う部門では、それに該当する生産部門における粗生産と廃棄物発生との関係と同じ係数で廃棄物が発生するものとする。それ以外の廃棄物処理部門における廃棄物の発生は無視する。

第2項 生産部門における廃棄物と生産活動

本章では、各生産部門で発生する廃棄物を負の投入要素とみなす。これは、廃棄物処理に要する費用だけ他の投入要素の投入量が減少し、その結果、生産が減少することを意味する。廃棄物の発生に伴う損失を評価するために、ここでは廃棄物処理に要する費用を粗生産の損失分とみなし、廃棄物発生量と粗生産の関係を $W/Y=aW^b$ で評価する¹⁶。図7-4-1に、加工重工部門においてみられる粗生産額と粗生産額に占める廃棄物処理費用の割合の関係を示す。この関係を用いて、生産関数を $Y=(1-aW^b)*f(K,L,M,E)$ と修正する。パラメータa、bは各部門毎に1970年以降の産業連関表をもとに回帰分析により推定する。推定結果を表7-4-3

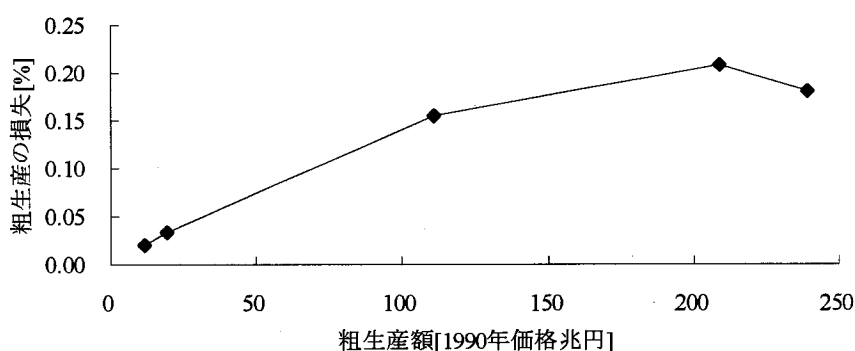


図7-4-1 加工重工部門(HIA)における粗生産と廃棄物による粗生産の損失(廃棄物費用)の割合との関係

表7-4-3 各産業部門における廃棄物と粗生産の関係

部門	a (t値)	b (t値)	r ²
AGR	5.5E-02 (-46.7)	1.00 (119.8)	0.9998
MIN	4.7E-01 (-1.9)	1.01 (15.9)	0.9883
LIP	2.9E-02 (-37.7)	0.90 (36.9)	0.9978
LIA	1.1E-02 (-49.9)	0.88 (34.0)	0.9974
HIP	1.2E-02 (-85.8)	0.89 (45.7)	0.9986
HIA	6.6E-03 (-25.5)	0.76 (11.6)	0.9782
CST	1.0E-02 (-24.1)	0.83 (15.8)	0.9882
SEV	3.6E-03 (-93.0)	0.71 (16.8)	0.9895
ENT	2.3E-02 (-23.5)	0.84 (23.6)	0.9946
産業全体	1.7E-03 (-130.9)	0.79 (21.7)	0.9937
HLD	—	—	—

回帰式: $W/Y=a*W^b$ (n=5)

に示す。こうして推定した各部門において発生する廃棄物量と廃棄物処理に要する費用の関係は、将来にわたって不変であると仮定する。

第3項 廃棄物処理部門における生産活動

廃棄物処理部門は、廃棄物及び資本ストックをもとに廃棄物を処理・リサイクルする。発生した廃棄物は、図7-3-1に示すリサイクル処理、焼却処理、最終処分¹⁷の3つの経路のいずれかをたどるものとする。リサイクル財の供給に対して、リサイクル過程による費用の上昇が問題となっているが、本章ではこの費用の増大を表現するために、リサイクル処理量と廃棄物発電の発電量に比例して各産業部門から中間財投入が必要になるものとする。その結果、廃棄物のリサイクル処理・発電処理に要する

分だけ財の供給が減少し、価格である各財のシャドウプライスが上昇する。その一方で、リサイクル財の供給が可能な部門では、リサイクル財の供給量の増大で価格が低下するようになる。

(1) リサイクル処理

リサイクル処理は、廃棄物と資本（設備）を用いて、素材軽工部門、加工軽工部門、素材重工部門の各部門に財を供給し、その量は、 $\min(x(\text{廃棄物のリサイクル処理量}), y(\text{資本ストック}))$ という関係により決定されるものとする。このため、リサイクル供給量の増大のためには資本ストックの増大が必要となり、投資が行われる。リサイクル供給の粗生産に占める割合は、リサイクルの総投入に占める割合が約8%と推計されているが、本章では各部門とも4%とする。また、各リサイクル部門における資本生産性は、表7-4-4に示すそれぞれに対応する生産部門の資本生産性に等しいものとし、リサイクル生産と廃棄物の発生との関係もそれぞれ対応する部門に見られる関係に一致するものと仮定する。ただし、リサイクル生産とエネルギー投入、中間投入については、表7-4-5に示すように投入資源

表7-4-4 リサイクル部門における粗生産と資本ストック

$Y=aK^b$	LIP	LIA	HIA
b	0.50	0.52	0.65
(t値)	(14.7)	(32.3)	(22.9)
重相関係数	0.90	0.97	0.95

Y:粗生産, K:資本ストック

1965年から1993年までのデータをもとに回帰。

表7-4-5 リサイクルによる製造エネルギーの節約

	製造エネルギー		エネルギー節約率
	処女資源から	スクラップから	
金			
スポンジTi	103.3	79.6	22.9
Mgインゴット	90.2	3.0	96.7
Alインゴット	61.5	3.0	95.1
Niカソード	36.3	3.8	89.5
Cuカソード	28.2	4.5	84.0
Znカソード	16.4	4.2	74.4
属			
鉄鋼	8.1	3.3	59.3
Pbインゴット	6.8	3.3	51.5
Al地金	57.6	1.6	97.2
紙(パルプ)	2490.0	786.0	68.4

製造エネルギー：金属- 10^6 kcal/t, 紙- 10^3 kcal/t

エネルギー節約率： $[(\text{処女資源}-\text{スクラップ})/\text{処女資源}] \times 100(\%)$

の節約が見込まれる¹⁷。このため、エネルギー投入と中間投入については生産部門の投入の半分ですむものとしている。なお、リサイクル部門の資本ストックは10%/年の増加率を上限とする。

一方、廃棄物のリサイクル処理量とリサイクル財の生産の間には比例関係が成り立つものと仮定し、その係数は初期年の廃棄物のリサイクル処理量とリサイクル財の供給により決定する。

(2) 焼却処理

本章における焼却処理とは、焼却以外の中間処理を含めた処理を含めたものであり、発生した廃棄物を減量化する。焼却処理は資本（設備）に見合うだけの廃棄物量が処理される。焼却には発電施設を併設した施設と通常の焼却施設の2つを設定しており、廃棄物発電からは電力エネルギーの供給（サーマルリサイクル）が可能になる。焼却処理と廃棄物発電に関する設定を表7-4-6に示す¹⁸。表中のWT4とWT5の廃棄物発電での処理量は一般廃棄物であり、それらの廃棄物発電での処理量は、1990年の処理量を基準に5%/年

表7-4-6 焼却施設に対する設定

廃棄物	発熱量(kcal/kg)	焼却処理量(1000t)	1990年発電用処理量(1000t)	1990年電力供給量(MkWh)	1990年発電能力(MkW)	炭素排出係数(tC/t)
WT2	7000	6391	0	1738	0.323	0.76
WT4	3000	145851	4075			0.33
WT5	2000	35736	8965			0.24

[仮定]

廃棄物発電設備は、1990年で40万円/kWの建設単価を要し、35万円/kWとなるまで毎年1%ずつ技術改善がなされる。

廃棄物発電設備の建設単価は、通常の焼却施設の1.5倍の建設単価を必要とする。

1990年の廃棄物発電の発電効率率は5%で、15%となるまで毎年1%ずつ改善される。

の増加を上限とする。その他の廃棄物の廃棄物発電での処理量は、1990年における廃棄物発電の焼却処理量の合計の25%を基準に5%/年の増加率を上限とする。

なお、焼却後の残

さは焼却量の15%としており、残さはすべて最終処分されるものとする。焼却処理における資本ストックも、リサイクル部門の資本ストックと同様に10%/年の増加率を上限とする。

(3) 最終処分

直接最終処分される廃棄物と焼却処理後の残さが最終処分として処理される。

本章では、廃棄物処理のうち最終処分だけ資本を要しないことによる直接最終処分への処理の集中を防ぐことと、最終処理については、最終処分地の不足の問題や、図7-4-2に示すように最終処分量が1985年以降漸減する傾向を示す¹⁹ことから、最終処分量は毎年1%ずつ減少するという制約を課す。

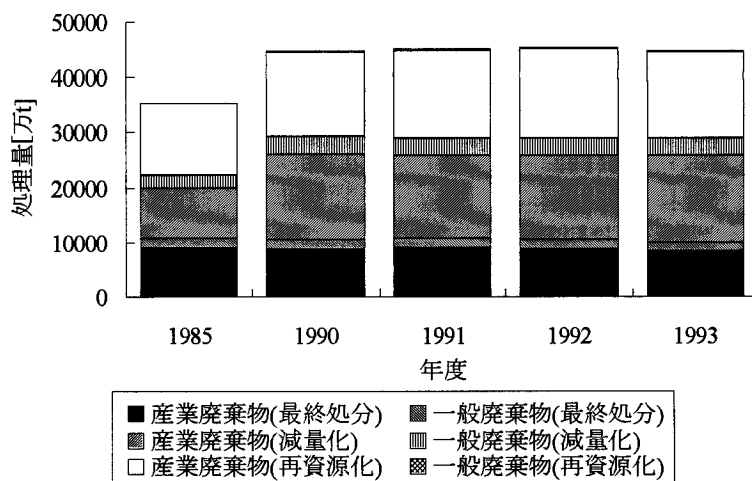


図7-4-2 廃棄物の処理別の推移

第5節 シミュレーション結果とその分析

第1項 廃棄物処理に関連するシナリオ

本章では、上記のモデルをもとに廃棄物処理とリサイクルに関する様々な政策に対して、廃棄物の発生とその処理、経済水準の変化等について分析を行う。本章で設定するシナリオとして、次の①から④を考える。

① 現状推移シナリオ

廃棄物の削減について何ら対策をとらないシナリオ。

② 廃棄物最終処分量に対する制約シナリオ

廃棄物の最終処分量を変化させることで、廃棄物処理の形態や経済水準にどのような影響が及ぶかについて分析するシナリオ。

③ リサイクル技術向上シナリオ

リサイクル技術の向上により廃棄物処理量や経済水準の変化を分析するシナリオ。

④ 二酸化炭素の排出量に対する制約

二酸化炭素排出量を削減する際に見られる廃棄物処理の変化について分析するシナリオ。

このほか、二酸化炭素排出量の削減と②の廃棄物最終処分量を削減するシナリオを組み合わせる。

上記のシナリオは、リサイクルを巡る様々な問題を分析するためのシナリオである。②ではリサイクルの社会制度的な側面を、③では技術的・経済的な側面を、④では他の環境問題との関連を分析する。

第2項 シミュレーション結果とその分析

(1) 現状推移シナリオ

このシナリオは、リサイクル等の環境問題に対して特別な施策をとらないシナリオである。リサイクル供給を含む粗生産の伸び率は、期間平均で3.2%/年、廃棄物発生量は2.9%/年の伸びで増加する。一方、二酸化炭素の排出量は0.9%/年で増大し、2030年には1990年よりも約1.4億tC増大する。廃棄物

の発生量とその処理方法の推移を図7-5-1に示す。最終処分量はその上限が1.0%/年ずつ減少するため、直接最終処分による処理は2015年以降で0となる。焼却処理は2015年まで増加するが、最終処分地の減少を受けてそれ以降は減少する。発電を伴う設備での焼却処理量は、2005年から2020年にかけて減少するが、その後は電力需要の増大の影響を受けて増加し、期間平均で3.5%/年の伸び率を示す。一方、発電を伴わない設備における焼却処理量は、2015年まで増加するが、それ以後減少する。これに対して、リサイクル処理量は期間平均で4.2%/年の伸びで増大し続けるが、焼却処理量の減少する2015年以降の伸びが高くなる。

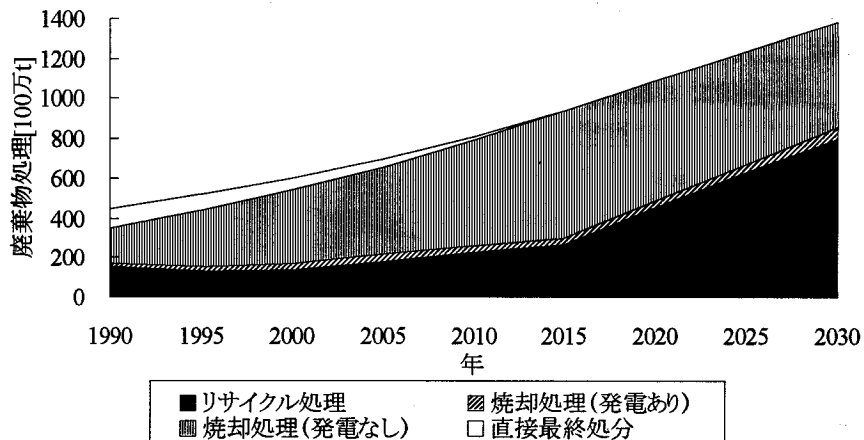


図7-5-1 現状推移シナリオにおける廃棄物処理の内訳とその推移

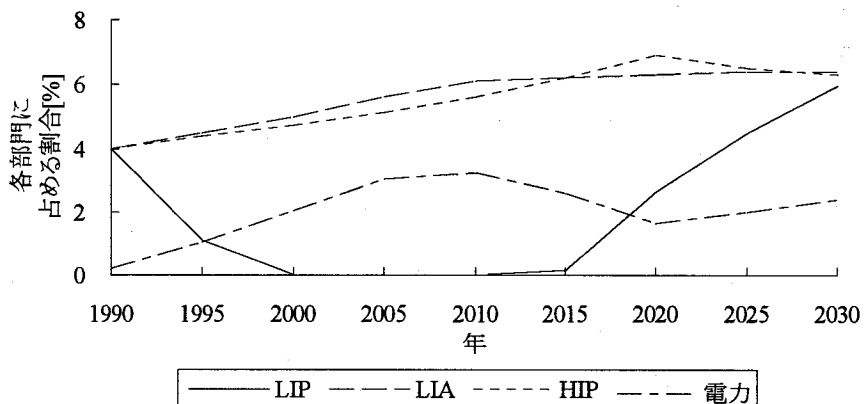


図7-5-2 リサイクル供給の各部門に占める割合の推移

図7-5-2は、各部門に

おいてリサイクル財の総供給に占める割合の推移を示す。リサイクル財供給の総供給に占める割合は部門により異なるが、加工軽工部門と素材重工部門はほぼ同じ水準で増加する。これに対して、素材軽工部門は2015年まで減少するが、それ以降は急激に増大する。これは、素材軽工部門においては2015年までは生産部門の供給が財の国内需要を上回るが、それ以後は需要が供給を上回るようになるためである。また、電力供給に対する廃棄物発電の占める割合は、発電設備を伴う焼却処理の減少の影響により、2010年から2020年に減少するが、その後は増大する。なお、このシナリオの2000年と2010年における電力需要に占める廃棄物発電からの供給の割合は、長期エネルギー需給見通しの結果と比較すると、現行施策折込ケースと比較して6倍から8倍、新規施策追加ケースと比較して約4倍高い²⁰。

(2) 環境中に排出される廃棄物の最終処分量に対する制約による廃棄物処理形態の変化

このシナリオでは、処分地容量の制約による廃棄物処理方法の変化を分析するために、廃棄物の最終処分量に関する制約を変更するシナリオである。現状推移シナリオでは最終処分量の上限を1%/年の減少としているが、ここでは最終処分量の上限を、-3%/年、1%/年で推移させる2つのシナリオについて評価する。

各シナリオのリサイクル処理及び焼却処理の推移を図7-5-3に示す。最終処分量に関する制約が緩やかな1%/年のシナリオや現状推移シナリオにおいては、計画期間において焼却処理量がリサイクル処理量を上回る。最終処分量が増大する1%/年のシナリオでは、焼却処理量は常に増加する。これに対して、制約の厳しい-3%/年のシナリオでは、2005年以降に焼却処理量は減少し、2015年以降にはリ

サイクル処理量が焼却処理量を上回るようになる。これは、最終処分量に対して厳しい制約を課すことにより、廃棄物の減量化だけでは対処しきれず、廃棄物の発生そのものを減少させるために生産活動を縮小し、代わってリサイクル財の供給を増大させるためである。-3%/年のシナリオにおける生産部門の粗生産の増加率は現状推移シナリオのそれと比較すると0.3%/年も低くなるが、財の供給量ではこの低下の水準がごくわずかであるが回復する。こうした結果から、最終処分地の減少が問題となっている現在、リサイクルによる減量化が経済的な水準を維持させる上で最も有効な手段であるといえる。

図7-5-4にこのシナリ

オにおける廃棄物の再資源化率（廃棄物の再生利用率）の推移を示す。これらの結果からも、最終処分地の制約が厳しくなるほどリサイクルが促進されるようになることがわかる。なお、廃棄物の最終処分量を3%/年ずつ削減するには、1990年において34.6%である再資源化率を、2030年までに2倍以上の75.7%に押し上げる必要があることを示す。

(3) リサイクル技術の改善による経済水準への影響

ここでは、リサイクル技術の改善を、マテリアルリサイクル供給の資本生産性の向上と廃棄物発電の発電効率改善、施設単価減少という形で表現し、このときの経済水準の変化について分析する。

まずは、資本ストックに対するリサイクル財の供給量が、1%/年、2%/年、5%/年でそれぞれ向

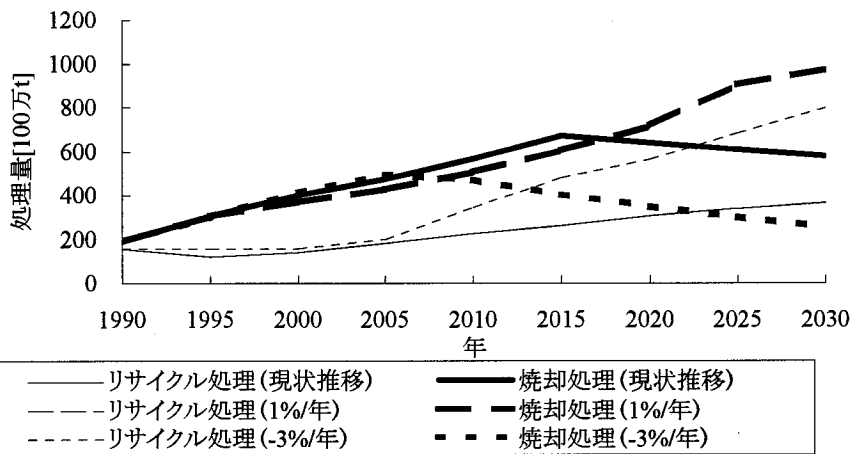


図7-5-3 最終処分制約時におけるリサイクル処理量と焼却処理量の推移

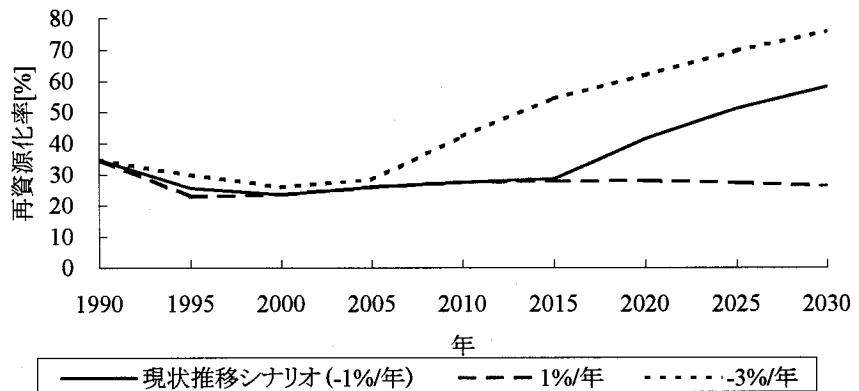


図7-5-4 最終処分制約時における再資源化率の推移

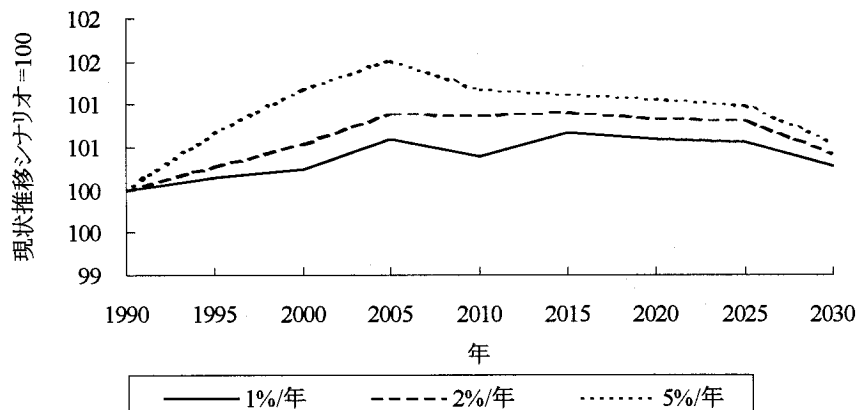


図7-5-5 リサイクル技術改善に伴う消費水準の推移

上するシナリオの結果を図7-5-5、図7-5-6に示す。図7-5-5はリサイクル部門における資本生産性の向

上による消費水準の変化を、図7-5-6はそのときのリサイクル処理量の変化をそれぞれ現状推移シナリオと比較したものである。

これらの図より、1995年から2015年までの期間においてリサイクル処理が活発となる。これは、2015年以降は最終処分量の制約によりリサイクル

が進むが、それ以前についても技術進歩によりリサイクル処理が増大することを示すものである。こうしたリサイクル財の供給の増大により、消費水準は向上するようになる。一方、廃棄物の最終処分量は現状推移シナリオとほぼ同じ水準を示しており、リサイクル処理量の増加は焼却処分の減少によるものである。

続いて廃棄物発電における技術改善が、発電施設単価の減少（30万円/kWまで下落）と発電効率の上昇（20%まで上昇）というシナリオを設定する。このときの発電量の推移を図7-5-7に示す。発電効率の改善により、廃棄物発電による電力供給量は、現状推移シナリオと比較して2015年

以降増大し、2030年には33.1%増大する。これに伴って、消費水準も発電量の増大する2015年以降向上するようになる。一方、発電単価の減少による発電量の増加は見られない。これは、本章のモデルにおいて発電容量（廃棄物発電施設）に制約を設けているためである。しかしながら、発電単価の減少により消費水準は各年を通じて現状推移シナリオの消費水準を上回るようになり、経済便益の向上という点においては効果が見られる。

以上の結果から、廃棄物処理における技術進歩は、最終処分量の削減という環境改善には直接影響を及ぼさないが、経済的便益の向上には寄与するようになる。こうした結果と先の最終処分量の制約に関する結果から、経済水準の低下を伴う廃棄物の最終処分量の削減に対して、リサイクル技術の進歩はその経済水準の低下を緩和させるという点で重要な役割を担うといえる。

(4) 二酸化炭素制約時における廃棄物処理形態の変化

このシナリオは、廃棄物問題と地球温暖化問題を関連付けたものである。二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させる場合、粗生産の伸びが2.9%/年に止まるため、廃棄物発生量は現状推移シナリオと比較して減少する。その結果、マテリアルリサイクルの供給量も現状推移シナリオと比較すると減少するが、HIPにおいては総供給に占めるリサイクル財の比率が上昇し、エネルギー集約型で二酸化炭素排出量の多い部門においてリサイクルの重要性が増すようになる。こうしたリサイクル財の占める比率の上昇は、生産部門における財の生産活動の停滞もその一因であるが、リサイクル財の生

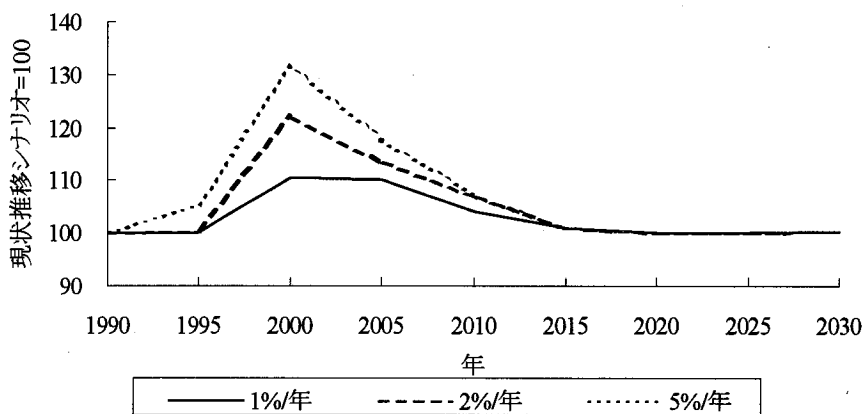


図7-5-6 リサイクル技術改善時のリサイクル処理量の推移

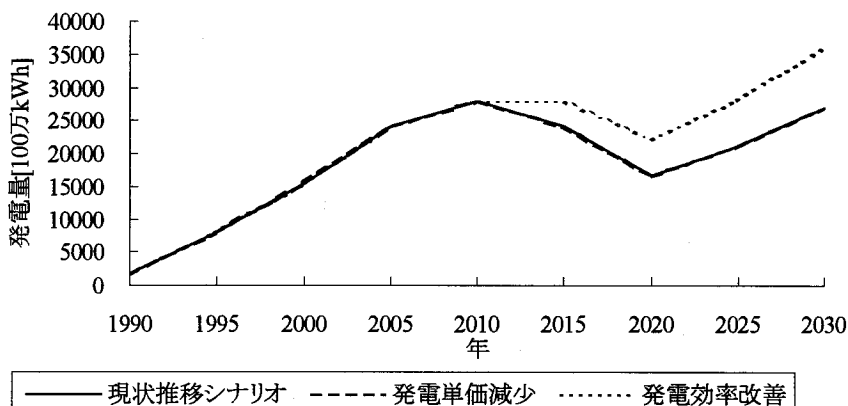


図7-5-7 廃物発電の技術改善による発電量の推移

産時における効率性が評価された結果であり、地球温暖化問題に対して廃棄物のリサイクルが有効であることを示す。また、二酸化炭素排出量の制約のため、廃棄物発電からの発電量は現状推移シナリオと比較して2005年から2015年にかけて減少し、電力供給に占める割合も低くなるが、2015年以降は現状推移シナリオと比較して高くなり、2030年

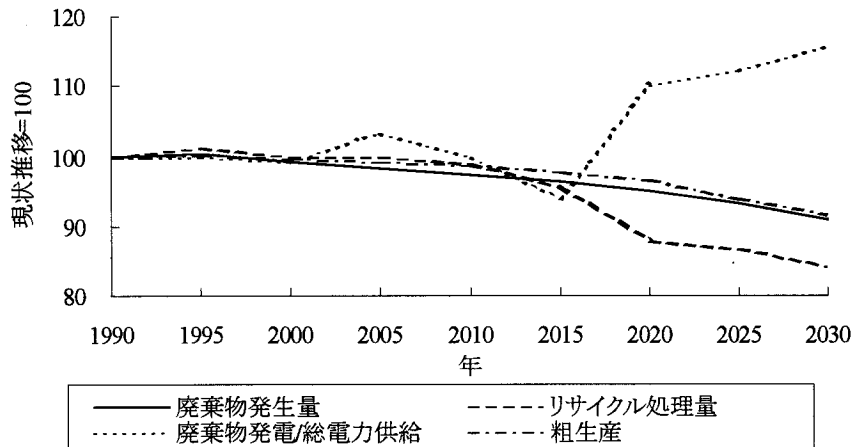


図7-5-8 二酸化炭素排出量安定化時の廃棄物と経済活動の推移

の廃棄物発電量の電力供給に占める割合は2.7%と現状推移シナリオと比較して0.4%高い。こうした結果は、長期的な視点にたつと、廃棄物発電による電力供給が二酸化炭素制約時において有効であることを示すものである。

なお、二酸化炭素排出量安定化施策と廃棄物の最終処分量の上限を-3%/年と厳しくする施策を同時に実施すると、廃棄物の再資源化率は二酸化炭素排出量安定化施策のみの場合と比較して1995年以降1.0倍から1.9倍増大する。また、2015年以降における再資源化率は廃棄物の最終処分量安定化だけの場合よりも高い水準となる。こうしたことから、現在直面する二酸化炭素排出量の削減と廃棄物の最終処分地の不足という2つの環境問題に同時に対処する場合においても、廃棄物のリサイクルが非常に重要になることがわかる。

第6節 本章の結論

本章では、廃棄物の発生、処理とそのリサイクルを内生化した動学的最適化モデルを構築し、最終処分に関する制約やリサイクル供給技術の向上に関するシナリオを設定し、廃棄物の発生とその処理形態、経済水準の変化を中心に分析を行った。本章で明らかになったことを以下にまとめる。

- ① 廃棄物の発生を経済活動に内部化することで、廃棄物の価値（廃棄物の費用）が財の価格に反映されるようになる。その一方で、リサイクルの導入により財の価格上昇は緩和される。
- ② 廃棄物の発生、処理を経済活動に内生的に評価することにより、廃棄物のマテリアルリサイクルやサーマルリサイクルが促進され、廃棄物の内生的評価の重要性が示された。また、経済活動の評価を生産活動に止めるのではなく、図7-3-1に示す拡張した勘定体系をもとに評価することで、経済活動だけでなく様々な環境資本についても併せて評価することが可能となる。
- ③ 廃棄物の最終処分に関する制約に対して、その制約が比較的緩ければ焼却による減量化が行われるが、より厳しい制約となる場合にはリサイクルの寄与が高くなる。これは、最終処分制約が厳しくなると焼却等の減量化だけでは対処できず、生産活動の縮小により対処する必要が生じるためであり、リサイクルはそうした経済水準の縮小を回復させる。
- ④ リサイクル技術の進歩や廃棄物発電の効率改善は、廃棄物の最終処分の削減にはほとんど影響しないが、経済水準の向上には大きく寄与する。こうした結果は、経済的な犠牲を伴う廃棄物の最終処分量の削減において、経済水準の落ち込みを緩和させることを意味し、リサイクル処理における技術改善は廃棄物の最終処分の削減に間接的に寄与する。
- ④ 二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させる政策をとることで、廃棄物発生量は減少する。

その結果、リサイクル財の供給も減少するが、素材重工部門においてはリサイクル財の総供給に占める比率は2030年で0.3%高くなる。また、廃棄物発電の電力供給量に占める割合も2030年には0.4%上昇する。これらの結果、特に炭素集約型の産業部門にとって、地球温暖化対策として廃棄物のリサイクル処理が有効となることが明らかになった。

今後の課題として、以下のことが挙げられる。

- ① モデル構造に起因するものとしては、本章で扱わなかった財の消費と廃棄の時間遅れのモデル化とその評価、リサイクル部門における財の転換構造や各生産部門における廃棄物の発生構造の精緻化のほか、各部門における廃棄物の発生に伴う生産の損失の定量的評価とそれを回避するための経路（各部門内における廃棄物削減）の設定が挙げられる。
- ② 本章では、廃棄物のリサイクルから得られた財と生産部門で生産される財は全く同質のものであるとして評価してきた。このため、地球温暖化問題に対してもリサイクルが有効である結果が導かれたが、実際にはこれら2つの財には品質等に差があり、リサイクル財が積極的に利用されるような社会状況にあるとは必ずしもいえず、地球温暖化に対するリサイクルの評価に対して別の結果が得られる可能性がある。この点については、循環型社会への足掛かりとして、リサイクル財の需給の実体とリサイクル財が需要されにくい点をモデル上で表現し、こうした課題を克服するための施策について検討する必要がある。

【参考文献】

- 1 後藤典弘(1996) 廃棄物リサイクルの現状と課題, 環境科学会誌, Vol.9, No.2, pp.293-301.
- 2 厚生省生活衛生局水道環境部監修(1997) 一目でわかる! 容器包装リサイクル法, 国政情報センター, p.49.
- 3 後藤典弘(1996) 前掲論文.
- 4 工業調査会編集部環境対策技術研究班(1996) 廃棄物処理技術, プラスチックス別冊環境対策技術百科, 工業調査会pp.40-44.
- 5 田中勝監修(1980) 廃棄物の資源化と減量化作戦, 環境公害新聞社, p.10.
- 6 OECD(1993) OECD Environmental Data 1993, OECD, p.137.
- 7 環境庁編(1996) 環境白書平成8年版総説, 大蔵省印刷局, p.429.
環境庁編(1996) 環境白書平成8年版各論, 大蔵省印刷局, p.136.
総務庁行政監察局編(1995) 廃棄物対策の現状と問題点, 大蔵省印刷局, p.10, p.117.
- 8 総務庁行政監察局編(1995) 前掲書, p.13.
- 9 環境庁編(1996) 環境白書平成5年版総説, 大蔵省印刷局, p.263.
環境庁編(1997) 前掲書総説, p.266.
- 10 通商産業省立地公害局編(1991) 今後の廃棄物処理・再資源化対策のあり方, 通商産業調査会, pp.58-59.
環境白書(1996) 環境白書平成5年版総説, 大蔵省印刷局, p.425.
地球・人間環境フォーラム(1995) 環境要覧1995/1996, 古今書院, pp.101.
- 11 山本郷史(1994) 廃棄物循環型社会基盤施設における廃棄物エネルギーの活用, 都市清掃, Vol.47, No.203, pp.565-569.
- 12 クリーン・ジャパン・センター編(1995) 最新リサイクルキーワード第2版, 経済調査会.
東京ガス産業廃棄物問題研究会編(1995) 産業廃棄物処理ガイドブック, 電力新報社.
総務庁行政監察局編(1995) 廃棄物対策の現状と問題点, 大蔵省印刷局, pp.10-13.
- 13 総務庁行政監察局編(1995) 前掲書, 大蔵省印刷局, pp.10-13.
- 14 シーエムシー(1996) '96エコインダストリー年鑑, シーエムシー, pp.355-363.

-
- ¹⁵ 中井多喜雄(1996) 新エネルギーの基礎知識, 産業図書, pp.84-96.
- ¹⁶ Nordhaus,W.D.(1994) *Managing the Global Commons*, The MIT Press, pp.9-21.
- ¹⁷ クリーン・ジャパン・センター編(1995) リサイクルキーワード第2版, 経済調査会, p.21.
- ¹⁸ シーエムシー(1992) 再生資源・有用副産物の産業利用, シーエムシー, pp.185-201.
環境庁編(1994) 温暖化する地球・日本の取り組み, 大蔵省印刷局, pp.48-51.
工業調査会(1994) プラスチックス別冊リサイクル技術百科, 工業調査会.
工業調査会(1996) プラスチックス別冊環境対策技術百科, 工業調査会.
中井多喜雄(1996) 前掲書, pp.84-96.
- ¹⁹ 環境庁編, 環境白書各年版, 大蔵省印刷局.
総務庁行政監察局編(1995) 前掲書, pp.117.
- ²⁰ 通商産業省資源エネルギー庁編(1994) エネルギー新世紀へのシナリオ, 通商産業調査会, pp.140-141.

【付録 7-1】多部門モデルから廃棄物・リサイクルモデルへの変更点

ここでは、第5章で分析を行った多部門モデルを本章の廃棄物・リサイクルモデルに拡張するにあたってのモデルの変更点について示す。

〔新たに追加した変数〕

以下の各変数に示される RC はリサイクル供給可能な産業部門を、NRC はリサイクル供給が行われない産業部門を、WT は廃棄物の種類をそれぞれ表す。

<廃棄物の発生とその処理に関する変数>

STWST(T,ST)：各生産部門からの廃棄物総発生量
SECW(WT,T,ST)：各生産部門からの種類別廃棄物発生量
WAST(T,WT)：生産部門全体からの種類別廃棄物総発生量
RECWAST(T,RC)：各リサイクル部門からの廃棄物総発生量
RECSW(WT,T,RC)：各リサイクル部門からの種類別廃棄物発生量
WASTR(T,WT)：リサイクル部門全体からの種類別廃棄物総発生量
WASTH(T,WT)：家計部門からの種類別廃棄物総発生量
RECABL(WT,T,RC)：産業廃棄物のうちリサイクル利用される廃棄物
RECABLH(WT,T,RC)：一般廃棄物のうちリサイクル利用される廃棄物
RCREC(T,RC)：リサイクル処理される廃棄物総量
BFORE(T,WT)：焼却処理（発電付き）される種類別産業廃棄物量
BFORR(T,WT)：焼却処理（発電なし）される種類別産業廃棄物量
BFOREH(T,WT)：焼却処理（発電付き）される種類別一般廃棄物量
BFORRH(T,WT)：焼却処理（発電なし）される種類別一般廃棄物量
DISP(T,WT)：直接最終処分される産業廃棄物
DISPH(T,WT)：直接最終処分される一般廃棄物
TOTDIS(T)：最終処分総量

<廃棄物処理部門に関する変数>

RECY(T,RC)：部門別リサイクル財供給量
ELECW(T)：廃棄物発電による発電量
RECI(T,RC)：リサイクル部門別投資額
RECEI(T)：焼却処理施設（発電付き）投資額
RECBI(T)：焼却処理施設（発電なし）投資額
RECK(T,RC)：リサイクル部門別資本ストック
RECEK(T)：焼却処理施設（発電付き）資本ストック
RECBK(T)：焼却処理施設（発電なし）資本ストック
ENEWAST(T,ENE2)：リサイクル部門におけるエネルギー種別二次エネルギー需要量
EW(T)：リサイクル部門における二次エネルギー総供給量
CO2W(T)：廃棄物処理部門における二酸化炭素排出量（エネルギー需要+廃棄物焼却による）
TRCO2W(T)：廃棄物処理部門における二酸化炭素排出権取引量

〔制約式〕

以下の制約式において、*は新たに付け加えた制約式、†は廃棄物・リサイクルモデルへの拡張にあたり修正した制約式、無印は第5章の多部門モデルと同じ制約式であることを、それぞれ示す。

$${}^+TPRDG(T,OP)_{OP \in NENT} \quad Y(T,OP) \leq [y1(OP)*g1(OP)^{-dpm(OP)}*[kvs(OP)*K(T,OP)^{-dpg(OP)} \\ + (1 - kvs(OP))*1(T,OP)^{-dpg(OP)}]^{dpm(OP)/dpg(OP)} \\ + y2(OP)*[\prod_{ENE2} STED(T,ENE2,OP)^{-es(ENE2,OP)*dpm(OP)}]^{-1/dpm(OP)} \\ *(1 - wa(OP)*(STWST(T,OP)*wf(OP))^{wb(OP)})*wc(OP)$$

資本・労働・エネルギーを投入要素とする粗生産関数。

wa,wb,wc,wf: 廃棄物を投入要素としたときの粗生産の減少を示すパラメータ

$${}^+TPRDM(T,OP)_{OP \in NENT} \quad Y(T,OP) \leq (\prod_{IP \in NENT} X(T,IP,OP)^{ms(IP,OP)})/mshare(OP) \\ *(1 - wa(OP)*(STWST(T,OP)*wf(OP))^{wb(OP)})*wc(OP)$$

非エネルギー中間投入要素に対する粗生産関数。

$${}^+DISTR(T,RC) \quad Y(T,RC) + RECY(T,RC) = \sum_{OP \in NENT} X(T,RC,OP) \\ + (TPE(T)+ELECW(T)*kwh)*xe(RC) \\ + ING(T,RC) + COG(T,RC) + NETX(T,RC) \\ + \sum_{WT} (RECABL(WT,T,"LIP") + RECABL(WT,T,"LIA") \\ + RECABL(WT,T,"HIP") + RECABLH(WT,T,"LIP") \\ + RECABLH(WT,T,"LIA") + RECABLH(WT,T,"HIP"))*wm(RC)$$

リサイクル供給可能な部門における財の配分。

リサイクル部門からの生産だけ供給量が増加する。

wm: リサイクル財の供給部門に対する中間投入を示すパラメータ

$${}^+DISTNR(T,NRC)_{NRC \in NENT} \quad Y(T,NRC) = \sum_{OP \in NENT} X(T,NRC,OP) \\ + (TPE(T)+ELECW(T)*kwh)*xe(NRC) \\ + ING(T,NRC) + COG(T,NRC) + NETX(T,NRC) \\ + \sum_{WT} (RECABL(WT,T,"LIP") + RECABL(WT,T,"LIA") \\ + RECABL(WT,T,"HIP") + RECABLH(WT,T,"LIP") \\ + RECABLH(WT,T,"LIA") + RECABLH(WT,T,"HIP"))*wm(NRC)$$

リサイクル供給が不可能な部門における財の配分。

$${}^+FIXC(T) \quad \sum_{ST \in NENT} INV(T,ST) + \sum_{ENE1} EINV(T,ENE1) + ETCI(T) \\ + \sum_{RC} RECI(T,RC) + RECBI(T) + RECEI(T) \leq \sum_{ST} ING(T,ST)$$

資本市場の需給バランスを表す制約式。

$$INGR(T,IP) \quad ING(T,IP) \geq ing0(IP)/\sum_{ST} ing0(ST)*\sum_{ST} ING(T,ST)*0.5$$

各部門における固定資本供給を示す式。

$$CAPS(T+1,OP)_{OP \in NENT} \quad K(T+1,OP) = K(T,OP)*(1 - depr(OP))^{ts} \\ + (INV(T,OP)*(1 - depr(OP))^{ts} + INV(T+1,OP))*(ts/2)$$

産業部門における資本蓄積を示す制約式。

$$TC(TLAST,OP)_{OP \in NENT} \quad (lg(OP) + depr(OP))*K(TLAST,OP) \leq INV(TLAST,OP)$$

投資の終端条件。

$$HENEC(T) \quad EH(T) = ehp*(\sum_{IP \in NENT} COG(T,IP))^{eye}$$

家計におけるエネルギー需要を定義する式。

$$EXTRCT(T+1,FF) \quad RES(T+1,FF) = RES(T,FF) - (DP(T,FF) + DP(T+1,FF))*(ts/2)$$

化石燃料の採取を示す制約式。

$$\text{UPEX}(T,FF) \quad \text{DP}(T,FF) \leq \text{RES}(T,FF)*0.04$$

化石燃料採取の上限を示す制約式。

$$\text{FFS}(T,FF) \quad \text{DP}(T,FF) = \text{PE}(T,FF) + \text{FFNX}(T,FF)$$

化石燃料の国内供給を示す式。

$$\text{PRIMES}(T) \quad \text{TPE}(T) = \sum_{FF} \text{PE}(T,FF) + \sum_{NF} \text{NFE}(T,NF)*\text{kwh}$$

一次エネルギー供給量を示す式。ここでの TPE は ENT からの一次エネルギー供給量を示す。

$$\text{TRADEEQ}(T) \quad \sum_{FF} \text{FFNX}(T,FF)*\text{wep}(T,FF) + \sum_{ST \in \text{NENT}} \text{NETX}(T,ST) - \text{finv}(T) - \text{caid}(T) \geq 0$$

貿易バランスを示す制約式。

$$\text{TFFDC}(T) \quad \text{FFSDU}(T, \text{"COAL"}) + \text{FFSEG}(T, \text{"COAL"}) = \text{PE}(T, \text{"COAL"})$$

国内における石炭需給を示す式。

$$\text{TFFDO}(T) \quad \text{FFSDU}(T, \text{"OIL"}) + \text{FFSEG}(T, \text{"OIL"}) = \text{PE}(T, \text{"OIL"})*0.96$$

国内における石油需給を示す式。

$$\text{TFFDG}(T) \quad \text{FFSDU}(T, \text{"GAS"}) + \text{FFSEG}(T, \text{"GAS"}) = \text{PE}(T, \text{"GAS"}) + \text{PE}(T, \text{"OIL"})*0.04$$

国内におけるガス需給を示す式。

$$\text{FFES}(T,FF) \quad \text{FFEG}(T,FF)*\text{kwh} = \text{FFSEG}(T,FF)$$

火力発電所における発電量を表す式。

$$\text{ELECG}(T) \quad \sum_{FF} \text{FFEG}(T,FF) + \sum_{NF} \text{NFE}(T,NF) + \text{ELECW}(T) = \text{ELECS}(T)*(1+\text{tl}(T))$$

廃棄物発電を含めた送電前の電力供給量を示す制約式。

$$\begin{aligned} \text{EPGS}(T,ENE1) \quad & \text{EGCAP}(T,ENE1)*\text{year}*\text{eur}(T,ENE1) \\ & \geq \text{FFEG}(T,ENE1)_{ENE1 \in FF} + \text{NFE}(T,ENE1)_{ENE1 \in NF} \end{aligned}$$

発電設備に対する発電量の制約を表す式。

$$\begin{aligned} \text{EPGI}(T+1,ENE1) \quad & \text{EGCAP}(T+1,ENE1) = \text{EGCAP}(T,ENE1)*(1 - \text{edep}(T,ENE1))^{\text{ts}} \\ & + (\text{EINV}(T,ENE1)/\text{tppe}(T,ENE1))*(1 - \text{edep}(T,ENE1))^{\text{ts}} \\ & + \text{EINV}(T+1,ENE1)/\text{tppe}(T+1,ENE1)*(ts/2) \end{aligned}$$

発電部門における資本の蓄積過程を示す制約式。

$$\text{EGFFU}(T+1,ENE1)_{ENE1 \in FF} \quad \text{FFEG}(T+1,ENE1) \leq \text{FFEG}(T,ENE1)*1.5$$

火力発電電力供給の上限を示す制約式。

$$\text{EGFFL}(T+1,ENE1)_{ENE1 \in FF} \quad \text{FFEG}(T+1,ENE1) \geq \text{FFEG}(T,ENE1)*0.75$$

火力発電電力供給の下限を示す制約式。

$$\text{EGNFU}(T+1,ENE1)_{ENE1 \in NF} \quad \text{NFE}(T+1,ENE1) \leq \text{NFE}(T,ENE1)*1.5$$

非火力発電電力供給の上限を示す制約式。

$$\text{EGNFL}(T+1,ENE1)_{ENE1 \in NF} \quad \text{NFE}(T+1,ENE1) \geq \text{NFE}(T,ENE1)*0.75$$

非火力発電電力供給の下限を示す制約式。

$$\text{SELFEC}(T) \quad \sum_{ENE2} \text{STED}(T,ENE2, \text{"ENT"}) = \text{TPE}(T)*\text{ecspr}$$

エネルギー転換部門におけるエネルギー自己消費を表す式。

$$\text{SELFECCL}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{TPE}(T) * \text{sted0}(\text{ENE2}, "ENT") / \text{tpe0} * \text{eneshare}(T) \leq \text{STED}(T, \text{ENE2}, "ENT")$$

エネルギー転換部門における化石燃料自己消費の下限を示す制約式。

$$\text{SELFECLE}(T) \quad \text{TPE}(T) * \text{sted}("ELEC", "ENT") / \text{tpe0} \leq \text{STED}(T, "ELEC", "ENT")$$

エネルギー転換部門における電力自己消費の下限を示す制約式。

$$\text{ETCAP}(T) \quad \text{ETCS}(T) * \text{etcspe} \geq \sum_{\text{FF}} \text{FFSDU}(T, \text{FF})$$

化石燃料精製設備による化石燃料直接需要に関する制約式。

$$\begin{aligned} \text{ETCF}(T+1) \quad \text{ETCS}(T+1) &= \text{ETCS}(T) * (1 - \text{depetcs}(T))^{\text{ts}} \\ &+ (\text{ETCI}(T) * (1 - \text{depetcs}(T))^{\text{ts}} + \text{ETCI}(T+1)) * (\text{ts}/2) \end{aligned}$$

化石燃料精製設備における資本蓄積過程を示す制約式。

$$\begin{aligned} \text{ETINV}(\text{TLAST}) \quad \sum_{\text{ENE1}} \text{EINV}(\text{TLAST}, \text{ENE1}) + \text{ETCI}(\text{TLAST}) \\ \geq \text{depr}("ENT") * (\sum_{\text{ENE1}} (\text{EGCAP}(\text{TLAST}, \text{ENE1}) * \text{tpe}(\text{TLAST}, \text{ENE1})) \\ + \text{ETCS}(\text{TLAST})) \end{aligned}$$

エネルギー転換部門における投資の終端条件。

$$\begin{aligned} \text{+ENEDFF}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{FFSDU}(T, \text{ENE2}) \geq \sum_{\text{OP}} \text{STED}(T, \text{ENE2}, \text{OP}) + \text{HED}(T, \text{ENE2}) \\ + \text{ENEWAST}(T, \text{ENE2}) \end{aligned}$$

化石燃料の需給を表す式。産業部門、家計部門、廃棄物処理部門に供給される。

$$\begin{aligned} \text{+ENEDE}(T) \quad \text{ELECS}(T) * \text{kwh0} \geq \sum_{\text{OP}} \text{STED}(T, "ELEC", \text{OP}) + \text{HED}(T, "ELEC") \\ + \text{ENEWAST}(T, "ELEC") \end{aligned}$$

電力需給を表す式。電力は産業部門、家計部門、廃棄物処理部門に供給される。

$$\text{HEDEMF}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{EH}(T) * \text{heshare}(\text{ENE2}) * \text{eneshare}(T) \leq \text{HED}(T, \text{ENE2})$$

家計における化石燃料消費の下限を示す制約式。

$$\text{HEDEME}(T) \quad \text{EH}(T) * \text{heshare}(\text{ENE2}) \leq \text{HED}(T, "ELEC")$$

家計における電力消費の下限を示す制約式。

$$\text{HEDEM}(T) \quad \text{EH}(T) = \sum_{\text{ENE2}} \text{HED}(T, \text{ENE2})$$

家計における総エネルギー消費を表す式。

$$\text{*WENED}(T) \quad \text{EW}(T) = \sum_{\text{ENE2}} \text{ENEWAST}(T, \text{ENE2})$$

廃棄物処理部門における総エネルギー需要を示す式。

$$\text{*WENEDE}(T, \text{ENE2})_{\text{ENE2} \in \text{FF}} \quad \text{ENEWAST}(T, \text{ENE2}) \geq \text{enews}(\text{ENE2}) * \text{EW}(T) * \text{eneshare}(T)$$

廃棄物処理部門における化石燃料需要の下限を示す制約式。

enews：初期年の廃棄物処理部門における各二次エネルギーのシェア

$$\text{*WENEDEE}(T) \quad \text{ENEWAST}(T, "ELEC") \geq \text{enews}("ELEC") * \text{EW}(T)$$

廃棄物処理部門における電力需要の下限を示す制約式。

$$\text{*WENEDF}(T) \quad \text{EW}(T) = \sum_{\text{RC}} \text{RCREC}(T, \text{RC}) * \text{ecnv}$$

廃棄物処理部門におけるエネルギー需要を示す制約式。

ecnv：リサイクル処理量に対するエネルギー需要原単位

- *SECTWST(T,ST)_{ST∈NENT} STWST(T,ST) = Y(T,ST)*wpery(ST)*techw(T,ST)
 ENT を除く各生産部門における廃棄物発生量を表す制約式。
 wpery : 粗生産に対する廃棄物発生原単位, techw : 廃棄物発生に対する技術係数
- *SECTWE(T) STWST(T,"ENT") = TPE(T)*wpery("ENT")*techw(T,"ENT")
 ENT における廃棄物発生量を表す制約式。
 wpery : 一次エネルギー供給に対する廃棄物発生原単位
- *RECWG(T,RC) RECWAST(T,RC) = RECY(T,RC)*wpery(RC)*techw(T,RC)
 リサイクル供給部門における廃棄物発生量を表す制約式。
- *INDWAS(T,ST,WT) SECW(WT,T,ST) = STWST(T,ST)*wgi(ST,WT)
 産業部門における種類別産業廃棄物発生量を示す制約式。
 wgi : 各廃棄物種のシェア
- *RECSWG(T,RC,WT) RECSW(WT,T,RC) = RECWAST(T,RC)*wgi(RC,WT)
 リサイクル部門における種類別産業廃棄物発生量を示す制約式。
- *WASTEG(T,WT) WAST(T,WT) = \sum_{ST} SECW(WT,T,ST)
 産業部門からの種類別産業廃棄物総発生量を示す制約式。
- *RECTW(T,WT) WASTR(T,WT) = \sum_{RC} RECSW(WT,T,RC)
 リサイクル部門からの種類別産業廃棄物総発生量を示す制約式。
- *WASTDIST(T,WT)WAST(T,WT) + WASTR(T,WT)
 = \sum_{RC} RECABL(WT,T,RC) + BFORE(T,WT) + BFORR(T,WT) + DISP(T,WT)
 産業廃棄物の処理経路を示す制約式。発生した産業廃棄物はリサイクル処理、焼却処理（発電付き＋発電なし）、直接最終処分のいずれかの経路をたどる。
- *WASTHG(T,WT) WASTH(T,WT) = ($\sum_{IP∈NENT}$ COG(T,IP))*wgp*wgh(WT)
 家計部門からの種類別総廃棄物発生量を示す制約式。
- *WASTDISTH(T,WT) WASTH(T,WT) = \sum_{RC} RECABLH(WT,T,RC) + BFOREH(T,WT)
 + BFORRH(T,WT) + DISPH(T,WT)
 一般廃棄物の処理経路を示す制約式。発生した一般廃棄物はリサイクル処理、焼却処理（発電付き＋発電なし）、直接最終処分のいずれかの経路をたどる。
- *RECWASTG(T,RC) RCREC(T,RC) = \sum_{WT} (RECABL(WT,T,RC)+RECABLH(WT,T,RC))
 リサイクル処理される廃棄物の合計を示す制約式。
- *RECSUPW(T,RC) RECY(T,RC) = RCREC(T,RC)*pwttop(RC)
 リサイクル供給を示す制約式。
 pwttop : リサイクル処理廃棄物量に対するリサイクル供給原単位
- *RECSC(T,RC) RECY(T,RC) ≤ rcp(RC)*techr(T,RC)*RECK(T,RC)^{rcoefk(RC)}
 リサイクル供給に対する設備からの制約
 rcoefk : リサイクル供給に対する資本弾力性
 techr : リサイクル部門技術係数
 rcp : パラメータ

$$*RECCA(T+1,RC) \quad RECK(T+1,RC) = RECK(T,RC)*(1 - deprrc)^{ts} \\ + (RECI(T,RC)*(1 - deprrc)^{ts} + RECI(T+1,RC))*(ts/2)$$

リサイクル部門における資本蓄積課程を示す制約式。

deprrc : 減価償却率

$$*WASTRED(T) \quad \sum_{WT} (BFORR(T,WT) + BFORRH(T,WT)) \leq RECBK(T)*wcal$$

発電を伴わない焼却処理量の設備からの制約。

wcal : パラメータ

$$*WRCA(T+1) \quad RECBK(T+1) = RECBK(T)*(1 - deprrc)^{ts} \\ + (RECBI(T)*(1 - deprrc)^{ts} + RECBI(T+1))*(ts/2)$$

発電を伴わない焼却設備の資本蓄積過程を示す制約式。

$$*RECSWE(T) \quad ELECW(T)*(kwh0/efg(T)) \\ = \sum_{WT} ((BFORE(T,WT) + BFOREH(T,WT))*wcale(WT))$$

廃棄物発電からの電力供給量。

wcale : 廃棄物の発熱量, efg : 廃棄物発電施設のエネルギー転換効率

$$*RECSCE(T) \quad \sum_{WT} ((BFORE(T,WT) + BFOREH(T,WT)) \\ \leq RECEK(T)*eurw(T)*year*wtoen$$

廃棄物発電量の発電施設からの制約。

eurw : 廃棄物発電設備利用率, wtoen : パラメータ

$$*RECCAE(T+1) \quad RECEK(T+1) = RECEK(T)*(1 - deprrc)^{ts} \\ + (RECEI(T)/wepkw(T)*(1 - deprrc)^{ts} + RECEI(T+1)/wepkw(T+1))*(ts/2)$$

廃棄物発電施設の資本蓄積過程を示す制約式。

$$*TCREC(TLAST) \quad deprrc*(\sum_{RC} RECK(TLAST,RC) + RECEK(TLAST)*wepkw(TLAST) \\ + RECBK(TLAST)) \\ \leq \sum_{RC} RECI(TLAST,RC) + RECEI(TLAST) + RECBI(TLAST)$$

廃棄物処理部門における投資の終端条件。

$$*TOTALDIS(T) \quad TOTDIS(T) = \sum_{WT} (DISP(T,WT) + DISPH(T,WT)) \\ + \sum_{WT} (BURN(T,WT) + BURNH(T,WT))*0.15$$

最終処分量を集計するための制約式。

$$*GRCK(T+1,RC) \quad RECK(T+1,RC) \leq RECK(T,RC)*1.1^{ts}$$

リサイクル処理部門の資本蓄積過程の上限を示す制約式。

$$*GRCBK(T+1,RC) \quad RECBK(T+1,RC) \leq RECBK(T,RC)*1.1^{ts}$$

発電なし焼却処理資本の蓄積過程の上限を示す制約式。

$$*GRCEK(T+1,RC) \quad RECEK(T+1,RC) \leq RECEK(T,RC)*1.1^{ts}$$

廃棄物発電施設における資本蓄積過程の上限を示す制約式。

$$STCO2(T,NENT) \quad CO2(T,NENT) = \sum_{ENE2} STED(T,ENE2,NENT)*co2ef(ENE2) \\ + TRCO2(T,NENT)$$

各産業部門における二酸化炭素排出量を表す式。

$$\begin{aligned} \text{ETCO2(T)} \quad \text{CO2(T,"ENT")} &= \sum_{\text{ENE2}} \text{STED(T,ENE2,"ENT")} * \text{co2ef(ENE2)} \\ &+ \sum_{\text{FF}} \text{FFSEG(T,FF)} * \text{co2ef(FF)} \\ &+ \text{TRCO2(T,"ENT")} \end{aligned}$$

エネルギー転換部門において発生する二酸化炭素を計算する式。

$$\text{HECO2(T)} \quad \text{CO2H(T)} = \sum_{\text{ENE2}} \text{HED(T,ENE2)} * \text{co2ef(ENE2)}$$

家計部門における二酸化炭素排出量を表す式。

$$\begin{aligned} * \text{WASTCO2(T)} \quad \text{CO2W(T)} &= \sum_{\text{WT}} \text{BURN(T,WT)} * \text{wcef(WT)} \\ &+ \sum_{\text{ENE2}} \text{ENEWAST(T,ENE2)} * \text{co2ef(ENE2)} + \text{TRCO2W(T)} \end{aligned}$$

廃棄物処理部門における二酸化炭素排出量を集計する式。

$$+ \text{INDC(T)} \quad \text{SECTCO2(T)} = \sum_{\text{ST}} \text{CO2(T,ST)} + \text{CO2W(T)}$$

廃棄物処理部門を含む産業部門の二酸化炭素排出量を集計する式。

$$\text{TOTCO2(T)} \quad \text{TCO2(T)} = \text{SECTCO2(T)} + \text{CO2H(T)}$$

わが国全体の二酸化炭素排出量を集計する式。

$$+ \text{TRADECO2(T)} \quad \sum_{\text{ST}} \text{TRCO2(T,ST)} + \text{TRCO2W(T)} = 0$$

廃棄物処理部門を含む産業部門間での排出権取引市場を示す制約式。

$$\text{UTIL} \quad \text{UTILITY} = \sum_{\text{T}} \text{beta(T)} * \text{pop(T)} * \sum_{\text{IP}} (\text{shc(IP)} * \text{LOG}(\text{COG(T,IP)} / \text{pop(T)}))$$

目的関数であり、割引現在価値後の効用を表す式。

第8章 環境便益を導入した社会評価関数による経済活動の評価

第1節 経済成長と環境保全のトレードオフ

第1章でも述べたように、戦後におけるわが国の環境問題は、高度経済成長期に公害というかたちで顕在化してきたが、様々な汚染排出規制や環境保全投資の実施により、完全ではないもののその多くを克服してきた。水俣湾において水銀汚染魚を封じ込めてきた仕切網の撤去が1997年8月に開始された¹こともその一例である。そうした努力の軌跡として、環境保全に関連する支出や生産額の推移を図8-1-1から図8-1-3に示す。

図8-1-1にはわが国の企業における環境投資の推移²を、図8-1-2には政府・地方自治体における環境保全経費の推移³を、図8-1-3にはわが国における環境装置の生産実績の推移⁴をそれぞれ示す。

こうした環境資源の保全に対する投資が経済成長を促進させる要因となっていることが示唆されている⁵。表8-1-1は1975年時点での公害防止設備投資の有無によるマクロ経済への影響を示したものである⁶。これによると、公害防止投資は価格効果によりマクロ経済にマイナスの影響をもたらすが、所得効果によりプラスの影響をもたらし、結果的にこれら2つの効果が相殺し、公害投資を行ってもマクロ経済に大

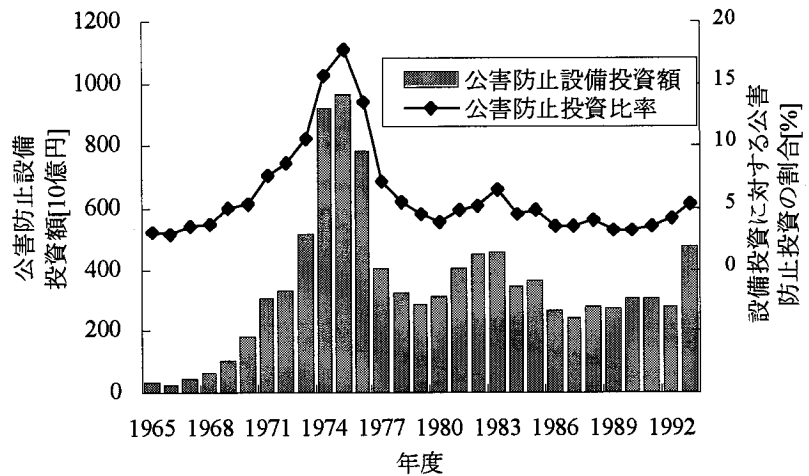


図8-1-1 公害防止設備投資とその比率の推移

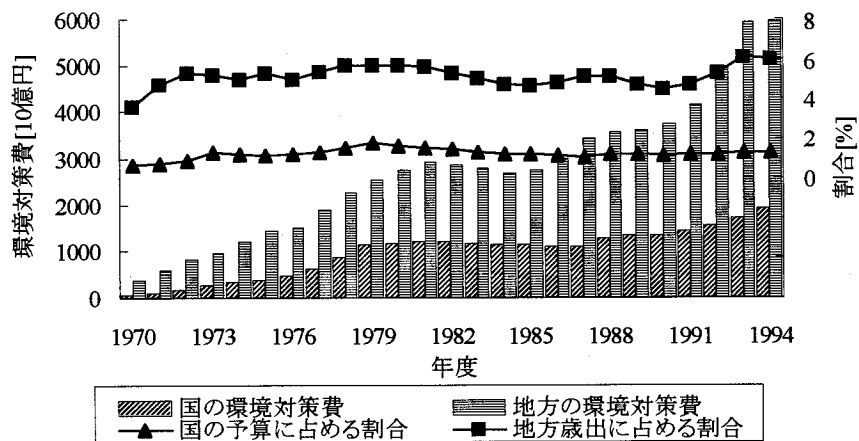


図8-1-2 わが国の環境対策費とその割合

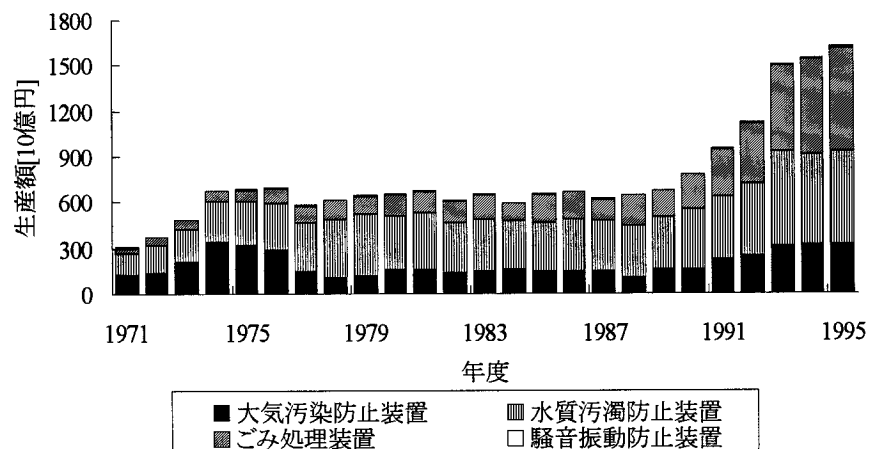


図8-1-3 環境装置生産実績の推移

きな影響は生じなかったとしている。しかしながら、こうした公害防止投資をはじめとする環境保全

投資や環境保全施策が導入された背景には、経済的なインセンティブだけでなく、わが国の社会的な意思決定において環境から受ける便益を評価してきた結果であるとも考えられる。前章までのモデル分析においては、意思決定においては経済便益のみを対象とし、環境便益は貨幣換算を通じた経済便益への評価、もしくは環境保全を制約条件として取り上げることで、経済活動に環境資源を内部化してきた。つまり、環境資源の保全が何らかのかたちで経済的な便益をもたらし、その結果、環境資源を保全する施策が導入されるというものである。しかしながら、環境の経済評価には限界があると同時に、たとえ価値があると認識しても現在の経済システムではそれを正当に評価しているとは決していえない。にもかかわらず、環境を保全する動きが見られたという事実は、環境資源に貨幣的な価値を与えた上で経済的活動と費用便益的に比較するというのではなく、意思決定において環境資源を直接評価してきた結果であるといえる。こうした点を踏まえ、本章では意思決定において経済便益だけでなく環境便益も併せて評価してきたとの仮説を設け、経済便益に対する環境便益がどのように評価されてきたかについて分析する。

このように、環境便益と経済便益など複数の目的に対して同時に評価を行う場合には、数理計画問題の拡張である多目的評価と効用理論の拡張に相当する多属性効用理論の2つのアプローチがある⁷。このほか、目標計画法のように、複数の目標尺度に対して各尺度上に定めた目標値と、制約条件下で達成可能な計画値との間の差異を最小にするアプローチもある⁸。本章では多目的評価を用いて経済便益に対する環境便益のウェイトを評価する。多目的評価の方法として、主要な評価以外はある程度以上でよいという満足度水準で置き換える方法と、価格などのように単一の尺度に還元する方法がある。経済便益と環境便益を考えたとき、第1番目の方法では汚染をある水準に抑えるという制約を課すことに等しくなり、環境と経済のトレードオフ関係を明示することはできない。また、第2番目の方法では汚染による被害を貨幣換算するの必要があり、貨幣価値化できない財に対しては環境便益を過小評価することになる。また、目標計画法では、定められた目標値を達成するところにその意図があり、最適化というよりも目標の満足化といえる。このため、複数の目標間のウェイトの変更以外に、目標値の変更によっても得られる解が変化する可能性がある。

そこで、環境便益と経済便益の2つの目的関数を設定し、これら2つの目的関数に対してウェイトを付加し、環境便益と経済便益を統合した社会評価関数である目的関数を最大化するように意思決定を行うモデルを構築する。そして、経済便益に対する環境便益のウェイトの感度解析を行うことで、過去の汚染削減の実績に対する環境便益のウェイトを推測する。

本章では、こうした経済便益と環境便益を併せて意志決定で評価するモデルを構築するにあたり、既存研究をもとにモデル構造の枠組みと最適解における経済活動、汚染等に関する変数の特性を整理する。そして、わが国の高度経済成長期以後における社会評価関数の経済便益に対する環境便益のウェイトの評価を、窒素酸化物と硫黄酸化物を対象に試みる。また、そこで得られた結果を将来に対する二酸化炭素の排出削減に対して適用し、社会評価関数の違いによる二酸化炭素排出量の変化について分析を行う。

第2節 環境を導入した最適化モデル

第1項 汚染を考慮に入れた最適化問題に関する既存研究⁹

資源の最適消費に関するモデルは、Dasguptaをはじめ様々なかたちで展開されてきた。汚染物質の

表8-1-1 公害対策のマクロ経済への影響

実質GNP	約0.9%増加
実質個人消費	約0.4%増加
実質民間企業設備投資	約7.4%増加
実質海外経常余剰	約3000億円減少
消費者物価指数	約1.2%上昇
卸売物価指数	約1.7%上昇

1965年から1975年までの民間公害防止設備投資(累計5.3兆円1970年価格)の1975年時点での有無による比較。

実質海外経常余剰は1970年価格で、他は1975年価格をもとに算定。

表8-2-1 汚染を考慮に入れた既存研究と分析の枠組み

モデル作成者	モデル構造	備考
Keeler et al. (1971)	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } Y=f(K)$ $C=\alpha f(K)$ $\dot{K}=(1-\alpha-\beta)f(K)-\delta K$ $\dot{P}=(1-\beta d)f(K)-bP$	汚染防除活動の内生化 α : 総生産の消費への配分 β : 総生産の汚染防除活動への配分 d : 汚染防除原単位 $U_c > 0, U_{cc} < 0, U(0)=0, U_c(0)=\infty, U_p < 0, U_{pp} < 0$
	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } C=f(L-L_1, j(L_1))$ $P=aj(L_1)-bP$	生産過程変更 L : 生産投入 L_1 : 汚染物生産への投入 ($0 \leq L_1 \leq 1$) $L-L_1$: 消費財生産への投入 $j(\cdot)$: 汚染物の生産関数 $j'(L_1) > 0, j''(L_1) < 0$ $U[C, P]=g(C)-h(P)$; $g_c > 0, g_{cc} < 0, g_c(0)=\infty$ $h_p > 0, h_{pp} > 0, h_p(0)=0$
	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P, \dot{P}] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } \dot{K}=f(K_p, P, \dot{P})-C-\beta f-\delta K$ $\dot{P}=g(K_1)-h(K_2)-\beta df-bP$ $K=K_1+K_2$	2変数 (汚染フロー+ストック) モデル K_1 : 財の生産用資本ストック K_2 : 汚染防除用資本ストック β : 総生産の汚染防除活動への割合 d : 汚染防除原単位 $g(\cdot)$: 財の生産に伴う汚染排出 $h(K_2)$: 汚染防除資本ストックによる汚染削減
	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } \dot{K}=f(K_1)-C-\delta K$ $\dot{P}=g(K_1)-h(K_2)$ $K=K_1+K_2$	汚染フローが効用に影響を及ぼすモデル K_1 : 財の生産用資本ストック K_2 : 汚染防除用資本ストック $g(\cdot)$: 財の生産に伴う汚染排出 $h(K_2)$: 汚染防除資本ストックによる汚染削減
	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } C=f(L_1)$ $P=g(L_1)-h(L_2)$ $L=L_1+L_2$	汚染のRamseyモデルへの導入 L : 生産投入 L_1 : 汚染防除活動への投入 ($0 \leq L_1 \leq 1$) L_2 : 消費財生産への投入 $g(\cdot)$: 汚染排出の生産関数 $h(\cdot)$: 汚染除去関数
Plourde (1972)	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } f(L_1) \geq C$ $L=L_1+L_2 (= \text{const})$ $P=af(L_1)-g(L_2)-bP$	リサイクル活動の内生化 $g(\cdot)$: リサイクル過程 L_1 : 消費財生産への投入要素 L_2 : リサイクルへの投入要素 $U[C, P]=u(C)+v(P)$; $u'(C) > 0, u''(C) < 0,$ $u(0)=-\infty, u'(0)=\infty, v'(P) < 0, v''(P) < 0, v(0)=0$
Smith (1972)	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[f_1(L_1), f_2(L_2), P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } L=L_1+L_2+L_3$ $f_1(L_1)=f_2(L_2)+f_3(L_3)$ $P=af_3(L_3)-bP$	リサイクルモデル L : 総投入 L_1 : 生産への投入 L_2 : リサイクル過程への投入 L_3 : 新規資源生産への投入 $f_1(L_1)$: 消費財生産 $f_2(L_2)$: リサイクルされる財 $f_3(L_3)$: 廃棄される財=新規資源からの生産により補充 $U_{f_1} > 0, U_{f_2} \leq 0, U_p \leq 0$
	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[f_1(L_1), f_2(L_2), P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } L=L_1+L_2+L_3$ $M=F(M)-\{f_1(L_1)-f_2(L_2)\}$ $f_1(L_1)=f_2(L_2)+f_3(L_3, M)$ $P=af_3(L_3)-bP$	資源生産を考慮に入れたリサイクルモデル M : 資源ストック $F(M)$: 資源ストック回復率 (枯渇性資源の時 $F=0$)

注：表中の要素のうち、主なものは下記の意味で用いられている（以下同じ）。
 $U[\cdot]$: 効用関数 $B[\cdot]$: 便益関数 C : 消費 P : 汚染ストック K : 資本ストック Y : 総生産
 $f[\cdot]$: 生産関数 a : 汚染排出率 b : 汚染同化率 δ : 資本減耗率

表8-2-1 汚染を考慮に入れた既存研究と分析の枠組み (続き)

モデル作成者	モデル構造	備考
Forster(1973)	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C, P] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } f(K) \geq C+I+E$ $\dot{K} = I - \delta K$ $P = P(K, E)$	汚染防除を考慮に入れたモデル E: 汚染防除への投資; $P_K > 0, P_{KK} > 0, P_E < 0,$ $P_{EE} > 0, \lim_{E \rightarrow 0} P_E = -\infty, \lim_{E \rightarrow \infty} P_E = 0$ $U[C, P] = u(C) + v(P); u_C > 0, u_{CC} < 0, u(0) = 0,$ $U_C(0) = \infty, v_P < 0, u_{PP} < 0, v(0) = 0, U_P(0) = 0$
Beavis(1979)	$\text{Max} - \int_0^{\infty} \{D(P) + X(A, J)\} \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } P = W - A - b(P)P$ $\dot{A} = U$	汚染のコストを中心にしたモデル D: 汚染による損失 X: 汚染防除費用 A: 汚染除去, $0 \leq A \leq W$ U: 汚染除去変化率 W: 汚染排出量
Nordhaus(1982)	$\text{Max} \int_0^{\infty} U[C(t)] \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } C(t) = f[E(t)] - h[M(t)]$ $\dot{M}(t) = aE(t) - bM(t)$	汚染に伴う生産減少モデル M: 炭素濃度 (産業革命前からの増分) h[·]: 損害関数 E: エネルギー
Dasgupta(1982)	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[Y] - D[P] - E\} \exp(-rt) dt - H$ $\text{s.t. } P = a(H)Y + J(E, P)$	汚染防除を考慮したモデル E: 汚染防止支出 H: 汚染除去投資, $a'(H) < 0, a''(H) > 0$ J[·]: 汚染浄化率, $\partial J / \partial E < 0, \partial J / \partial P = -b$
	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[Y] - E\} \exp(-rt) dt - H$ $\text{s.t. } P = a(H)Y + J(E, P)$ $S \leq S^+$	汚染初期値が基準値以下の場合で汚染防除を考慮したモデル S ⁺ : 不可逆性がみられる汚染水準
	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[Y] - E\} \exp(-rt) dt - H$ $\text{s.t. } P = a(H)Y + J(E, P)$ $S \leq S^+ (t \geq T)$	汚染初期値が基準値以上の場合で汚染防除を考慮したモデル
Ploeg & Withagen (1991)	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[C] - Df[aY] - Ds[P]\} \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } C = Y - A$ $Y \leq Y_{\max}$ $\dot{P} = aY - b(A)P$	汚染のフローとストックを効用関数に入れたモデル (資本ストックなし) Df[aY]: 汚染フローによる損失, $Df' > 0 (aY \neq 0),$ $Df(0) = 0, Df'' \geq 0$ Ds[P]: 汚染ストックによる損失, $Ds' > 0 (P \neq 0),$ $Ds(0) = 0, Ds'' \geq 0$ A: 環境浄化のための費用 $b'(A) > 0, b''(A) < 0$
	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[C] - Df[aY] - Ds[P]\} \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } Y = f(K)$ $\dot{P} = aY - b(A)P$ $\dot{K} = f(K) - \delta K - C - A$	汚染のフローとストックを効用関数に入れたモデル (資本ストックあり)
	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[Y - J] - Df[a(J)Y] - Ds[P]\} \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } Y \leq Y_{\max}$ $\dot{P} = a(J)Y - bP$	環境汚染防止投資のモデル化 J: 環境汚染防止投資 $a'(J) < 0, a''(J) \geq 0$
	$\text{Max} \int_0^{\infty} \{B[C] - Df[aY] - Ds[P] + V(E)\} \exp(-rt) dt$ $\text{s.t. } Y = f(K, R)$ $\dot{P} = aY - bP$ $\dot{K} = Y - \delta K - C$ $\dot{E} = H(E, P) - R$	環境と資源を考慮に入れたモデル V[·]: 環境資本からの直接効用, $V' > 0, V'' < 0$ E: 環境資本ストック R: 資源採取量 H: 枯渇性資源の場合, $H(E, P) = 0$ 更新性資源の場合, $H_{EE} < 0, H_E < 0, E < E^*$ に対して $H_E > 0,$ $E > E^*$ に対して $H_E < 0$ (E^* は臨界点)

最適制御についても1970年代以降、汚染物質の排出とその蓄積を内生化したモデルと、そうしたモデルにおける最適解の特性について研究が行われてきた。ただし、こうしたモデルを具体的な社会に反映させたものはほとんどない。これは、自然による汚染物質の浄化速度や汚染物質の効用への影響を定量化することが困難なためである。

本章では、そうしたモデルを日本に適用することを試みるが、実証的分析に入る前に、汚染を内生

的に評価した既存研究をもとに、目的関数、制約条件において環境資源の保全と経済活動がどのようにとらえられてきたかについて整理を行う。表8-2-1は、既存研究に見られる各モデルの構造と汚染の除去方法を示したものである。モデルの基本構造は、本研究で既に用いてきた動学的最適化モデルであるが、目的関数である効用関数と汚染の排出とその除去に特徴が見られる。このうち、効用関数（目的関数）においては、従来の消費だけでなく、汚染のストックやフローも対象とされている。汚染物質の排出削減に関しては、制約条件の設定方法により、①汚染に伴う生産の減少を通じた汚染削減、②汚染物質の人工的除去、③汚染物・廃棄物のリサイクル、④生産工程の改善による汚染除去という4つに類型化することができる。

第2項 汚染制御の最適化問題

第1項の整理をもとに、汚染に関する最適化問題を共通の枠組みのもとで表現し、先に挙げた汚染排出の制御法のうち、②から④に対する解の特性を比較検討する。

共通の枠組みとして、次の最適化問題を考える。

$$\max \int_t U(C, P) \cdot \exp(-rt) dt \quad (8-1)$$

$$\text{s.t. } dK/dt = f(K) - C - \delta K \quad (8-2)$$

$$dP/dt = a \cdot f(K) - b \cdot P \quad (8-3)$$

(8-1)式は目的関数で、効用を決定する要因としてフローの消費とストックの汚染の2つの要因を考える（汚染をストックで評価する場合、(8-3)式のbで示される環境資源のもつ汚染同化能力、環境再生能力を定量化する必要があるが、これらの評価は困難であり、汚染フロー（汚染排出量）を対象にする方が簡便であるといえる）。ここで、 $U_C > 0$ 、 $U_{CC} < 0$ 、 $U_P < 0$ 、 $U_{PP} < 0$ 、 $U_{C|C=0} = \infty$ を仮定する。(8-2)式は生産資本の蓄積を示す制約条件で、生産された財から消費を差し引いたものが投資となり、この投資から資本減耗（資本減耗率 δ ）を差し引いたものが資本ストックの時間変化となる。(8-2)式に対して、前項で示した汚染除去の②から④の各汚染対策に応じた項目が付加される。(8-3)式は汚染の蓄積を示す制約条件で、生産活動に伴う汚染の排出 $a \cdot f(K)$ ($a > 0$) から環境による汚染の同化 $b \cdot P$ ($b > 0$) を差し引いたものが汚染ストックの時間変化となる。この(8-3)式に対しても②から④の各対策の効果が付加される。これらをまとめると表8-2-2のようになる。

表8-2-2 汚染制御に関する最適化問題の3つのパターン

$\max \int_t U(C, P) \cdot \exp(-rt) dt$		
<p>①汚染物質の除去</p> <p>s.t. $dK/dt = f(K) - C - \delta K - A$ $dP/dt = a \cdot f(K) - b \cdot P - g(A)$ A: 汚染防除投資 $A \geq 0$ g: 汚染防除関数 $g(A) \geq 0, dg/dA > 0$</p>	<p>②リサイクル</p> <p>s.t. $dK/dt = f(K) - C - \delta K - R + h(R)$ $dP/dt = a \cdot f(K) - b \cdot P - i(R)$ R: リサイクル投資 $R \geq 0$ h: リサイクル供給関数 $h(R) \geq 0, dh/dR > 0$ i: 汚染処理関数 $i(R) \geq 0, di/dR > 0$</p>	<p>③生産工程の改善</p> <p>s.t. $dK/dt = f(K) - C - \delta K - I$ $dP/dt = j(I) \cdot a \cdot f(K) - b \cdot P$ I: 生産工程改善投資 $I \geq 0$ j: 改善効果関数 $0 \leq j(I) \leq 1, dj/dI < 0$</p>

まずは、共通の枠組みである(8-1)式から(8-3)式について、最大値原理により最適解の特性を導く¹⁰。経常値ハミルトニアンHを(8-4)式のように定義する。

$$H = U(C, P) + \lambda \{f(K) - C - \delta K\} + \mu \{a \cdot f(K) - b \cdot P\} \quad (8-4)$$

このとき、Hが満たすべき必要条件は、以下の通りである。

$$\partial H / \partial C = U_C - \lambda = 0 \quad (8-5)$$

$$d\lambda/dt = r\lambda - \partial H / \partial K = r\lambda - \lambda f_K(K) + \lambda \delta - a\mu f_K(K) \quad (8-6)$$

$$d\mu/dt = r\mu - \partial H / \partial P = r\mu - U_P + b\mu \quad (8-7)$$

(8-5)式より、投資（資本）の価値を示すシャドウプライス λ は、消費に対する限界効用に等しくな

る。つまり、財を消費か投資に配分する際には、投資の限界効用と消費の限界効用が等しくなるように行動する。

(8-6)式より、

$$r\lambda = d\lambda/dt + \lambda f_k(K) + a\mu f_k(K) - \lambda \delta \quad (8-6')$$

となり、資本の投資収益は、資本のキャピタルゲインと資本の限界収益、生産を通じて生じる汚染の限界費用の和から資本減耗分を差し引いたものに等しいことがわかる。汚染の限界費用は投資収益に対して負の影響を及ぼし、また、 $a > 0$ 、 $f_k(K) > 0$ から、 μ は負の値をとる。

一方、(8-7)式より、

$$r\mu = d\mu/dt + U_p - b\mu \quad (8-7)$$

が導かれ、汚染の費用は、汚染による損失と汚染に対する限界効用（限界不効用）から環境による汚染浄化の限界便益を差し引いたものに等しくなる。

(8-5)式を λ について整理し、(8-6)式に代入すると、Keynes-Ramsey式と呼ばれる次式が得られる。

$$dC/dt = [f_k(K)\{1 + a\mu/U_c\} - r - \delta] \eta(C)C \quad (8-8)$$

ただし、

$$\eta(C) = -U_c/(U_{cc}C) \quad (8-9)$$

ここで、(8-9)式は異時点間の消費の代替弾力性を示す。また、(8-8)式の $a f_k(K)\mu/U_c$ は資本の生産性に伴う汚染の限界不効用を示す。(8-8)式より、資本減耗及び汚染による不効用を考慮に入れた資本の限界生産性が割引率 r より大きい（小さい）とき、消費は増加（減少）する。

定常状態（ $dK/dt=0$ 、 $dC/dt=0$ ）のとき、次式が成り立つ。

$$dK/dt=0 \text{より、} f(K) - C - \delta K = 0$$

$$dC/dt=0 \text{より、} f_k(K)\{1 + a\mu/U_c\} - r - \delta = 0$$

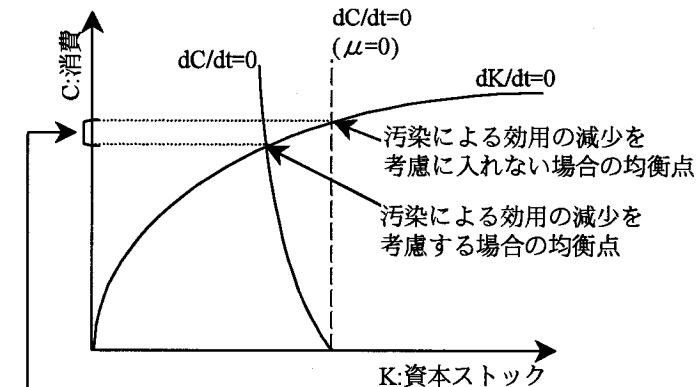
$dK/dt=0$ は $C=f(K) - \delta K$ と表すことができる。 $dC/dK=f_k(K) - \delta$ より、 $dK/dt=0$ は $f_k(K) > \delta$ において増加関数、 $f_k(K) < \delta$ において減少関数となる。また、 $d^2C/dK^2=f_{kk}(K) < 0$ より、 $dK/dt=0$ は上に凸となる。以下では、 $f_k(K) > \delta$ において考察を行う。

$F(K,C)=f_k(K)\{1 + a\mu/U_c\} - r - \delta$ とおき、これを資本 K で偏微分すると、 $\partial F/\partial K=f_{kk}(K)\{1 + a\mu/U_c\}$ となる。 $dC/dt=0$ から $f_k(K)\{1 + a\mu/U_c\}=r + \delta > 0$ となり、 $f_k(K) > 0$ より $1 + a\mu/U_c > 0$ が成り立つ。収穫通減の生産関数を仮定すると、 $f_{kk}(K) < 0$ から $\partial F/\partial K < 0$ が成り立つ。

一方、 $F(K,C)$ を C で偏微分すると、 $\partial F/\partial C=f_k(K)a\mu \partial(U_c^{-1})/\partial C = -f_k(K)a\mu(U_c)^{-2}U_{cc}$ と整理できる。 $f_k(K) > 0$ 、 $a > 0$ 、 $\mu < 0$ 、 $U_c > 0$ 、 $U_{cc} < 0$ より、 $\partial F/\partial C < 0$ が成り立つ。

以上のことから、 $F(K,C)=0$ の傾き $-(\partial F/\partial K)/(\partial F/\partial C)$ は負の値をとる。つまり、 $dC/dt=0$ は右下がりの曲線となる。汚染による効用の減少がない場合、すなわち、 $\mu=0$ の場合、 $f_k(K)_{\mu=0}=r + \delta$ より、 $dC/dt_{\mu=0}=0$ は $f_k(K)_{\mu=0}=r + \delta$ を満たす K を通り、 K 軸に垂直な直線となる。一方、 $dC/dt=0$ において、 $C=0$ のとき $U_c=\infty$ であるので、 $f_k(K)=r + \delta$ となる。これは、汚染による効用の減少がない場合と同様である。すなわち、 $C=0$ 、つまり K 軸においては汚染を考慮する場合もしない場合も同じ値をとることを示す。

次に、 $f_k(K)_{\mu=0}=r + \delta$ と $f_k(K)=(r + \delta)/\{1 + a\mu/U_c\}$ を比較する。 $a > 0$ 、 $U_c > 0$ 、 $\mu < 0$ より、 $a\mu/U_c < 0$ が成り立つ。また、 $1 + a\mu/U_c > 0$ より、 $-1 < a\mu/U_c < 0$ となる。よって、 $f_k(K)_{\mu=0} \leq f_k(K)$ となる（ $C=0$ のとき等号が成り立



定常状態において、
汚染を考慮に入れることで
これだけの消費の減少が生じる

図8-2-1 汚染の有無による定常均衡解の差違

つ)。これは、消費が0の場合を除く定常状態において、汚染を考慮に入れた場合の均衡点は汚染を考慮に入れない場合の均衡点よりも資本の限界生産が高い点で均衡することを示すものであり、資本の限界生産が逓減する生産関数を仮定すると資本の限界生産の増大は資本の減少を意味する。すなわち、 $dC/dt=0$ は、先に示した右下がりの曲線と同じ結果を示す。これらの結果、資本の蓄積は汚染を考慮に入れた場合の方が低くなり、そのときに実現される消費も小さくなる。図8-2-1に定常状態における資本ストックKと消費Cの位相図を示す。

次に、定常状態における汚染ストックPと汚染のシャドウプライス μ の関係を示す。ここでも定常状態を仮定しているので、 $dP/dt=0$ 、 $d\mu/dt=0$ とおく。

$dP/dt=0$ は、(8-3)式より $af(K)-bP=0$ となり、 $P=af(K)/b$ と整理することができる。 $P=af(K)/b$ から、Pは μ の値によらずKのみに依存する。ここで定常状態を仮定しているのでKは一定値をとる。このため、 $dP/dt=0$ はP軸に垂直な直線となる。

一方、 $d\mu/dt=0$ は(8-7)式より $r\mu-U_p+\mu b=0$ となり、 $\mu=U_p/(r+b)$ と整理できる。 $\mu=U_p/(r+b)$ は $U_{pp}<0$ より、 $\partial\mu/\partial P<0$ が成り立つ。つまり、 $d\mu/dt=0$ は $\mu<0$ で右下がりの曲線を描く。

なお、図8-2-1より、汚染を効用に考慮することで、資本ストックKは減少するので、 $dP/dt=0$ は汚染の考慮により資本ストックが減少する方向へ移動する。また、汚染を考慮に入れない場合、汚染のシャドウプライスは発生しない。

以上の結果をまとめると、汚染を効用関数で評価する場合における汚染ストックとそのシャドウプライスの関係は図8-2-2のように示される。

以下では、表8-2-2中の①～③の汚染制御に関する施策を導入した場合の解の特性について検討する。実際の社会において、これらの施策は複合して用いられているが、ここでは簡略化のため個別に検討する。

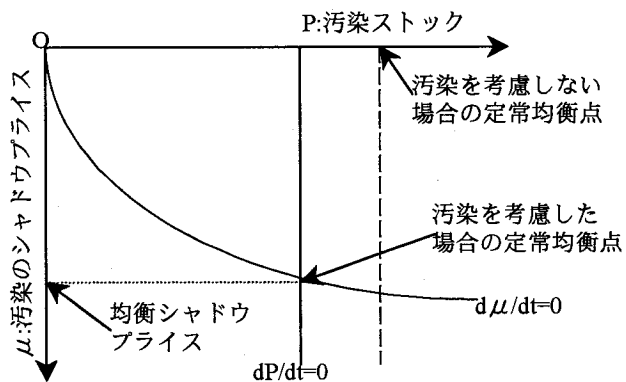


図8-2-2 汚染の考慮に入れた場合の汚染ストックの定常均衡解とそのときの汚染のシャドウプライス

(1) 汚染物質の除去による制御と経済活動

ハミルトニアンは次のように修正され、最適化のための必要条件も汚染除去のための投資に関する条件が付加される。

$$H=U(C,P)+\lambda\{f(K)-C-\delta K-A\}+\mu\{a\cdot f(K)-b\cdot P-g(A)\}$$

$$\partial H/\partial C=U_C-\lambda=0$$

$$\partial H/\partial A=-\lambda-\mu g_A=0$$

$$d\lambda/dt=r\lambda-\partial H/\partial K=r\lambda-\lambda f_K(K)+\lambda\delta-\mu a f_K(K)$$

$$d\mu/dt=r\mu-\partial H/\partial P=r\mu-U_P+\mu b$$

先と同様の操作を行うと、消費の時間経路は $dC/dt=\{f_K(K)[1+a\mu/U_C]-r-\delta\}n(C)C$ で表される。

定常状態における解の特性をみるために資本ストック、消費、汚染ストック、汚染のシャドウプライスの時間変化を0とおくと、

$$dK/dt=0より、C=f(K)-\delta K-A$$

$$dC/dt=0より、f_K(K)[1+a\mu/U_C]=r+\delta$$

$$dP/dt=0より、af(K)-bP-g(A)=0$$

$$d\mu/dt=0より、r\mu-U_P+\mu b=0$$

がそれぞれ成り立つ。

$dP/dt=0$ は、 $P=[af(K)-g(A)]/b$ となる。汚染防除投資により汚染ストックが減少する、すなわち、 $[af(K)-g(A)]/b < af(K)/b$ (K' は汚染防除投資を行うときの資本ストック)を仮定すると、 $U_p < 0$ 、 $U_{pp} < 0$ より汚染の限界効用 U_p は、汚染防除投資の実施により0に近づく。 $d\mu/dt=0$ は $\mu=U_p/(r+b)$ と整理することができるので、汚染の除去によりそのシャドウプライス μ は0に近づくようになる。

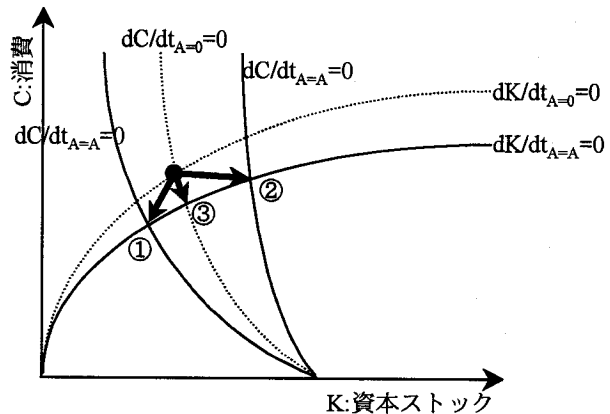
$dK/dt=0$ は汚染防除投資のない場合よりも $A (>0)$ だけ小さくなる。 $dC/dt=0$ については、 $f_k(K)=(r+\delta)/[1+a\mu/U_c]$ となり、汚染の価値(費用)である汚染のシャドウプライス μ と消費の限界効用 $U_c (= \lambda : 財の価格)$ の比 μ/U_c が、汚染防除投資によりどのように変化するかにより、定常解が変化する。

汚染防除投資により財の価値に対する汚染の価値が高くなる場合を考える。このとき、 $dC/dt=0$ より資本の限界生産性 $f_k(K)$ は大きくなる。収穫逓減の生産関数を仮定すると、資本の限界生産性の増大は資本ストックの減少を意味する。つまり、 $dC/dt=0$ は資本ストックが減少するように移動する。このため、定常均衡解は図8-2-3の①に示すように移動する。

次に財の価値に対する汚染の価値が小さくなる場合を考える。この場合は、資本の限界生産性は小さくなるため、資本ストックは増大する。すなわち、 $dC/dt=0$ は資本ストックの増加する方向に移動する。その結果、定常均衡解も図8-2-3の②に示すように移動する。

最後に財の価値に対する汚染の価値が汚染防除投資によっても変化しない場合を考える。この場合は、資本の限界生産性は変化しないため、資本ストックも変化しない。すなわち、 $dC/dt=0$ は変化しない。このため、定常均衡解は図8-2-3の③に示すように移動する。

①では汚染の費用が高くなるために、汚染をより除去する作用がはたらき、消費水準は減少する。一方、②では財の価値の方が高くなるために $dC/dt=0$ の変化によっては消費、資本ストックとも向上する可能性がある。



汚染防除投資により財の価値に対する汚染の価値が
①高くなるとき
②低くなるとき
③変化しないとき

図8-2-3 汚染除去に伴う資本ストックと消費の定常均衡解の変化

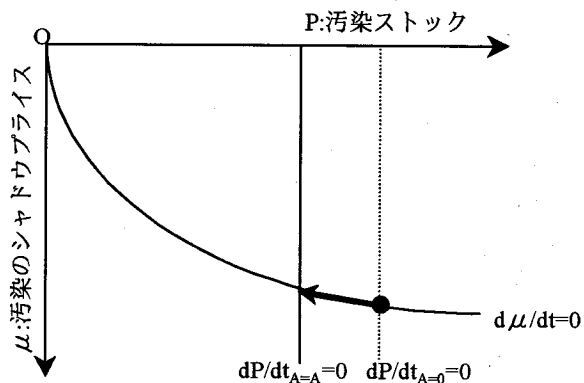


図8-2-4 汚染除去による定常均衡時の汚染とそのシャドウプライスの変化

(2) リサイクルによる汚染制御と経済活動

リサイクルについては前章でも取り扱ったが、ここでは(1)と同様の枠組みで、再度解の特性とその変化を分析する。(1)と同様に制約条件の変化に応じて、以下のようにハミルトニアンと最適化の必要条件が修正される。

$$H=U(C, P)+\lambda \{f(K)-C-\delta K-R+h(R)\}+\mu \{a * f(K)-b * P-i(R)\}$$

$$\partial H / \partial C = U_c - \lambda = 0$$

$$\partial H / \partial R = -\lambda + \lambda h_R - \mu i_R = 0$$

$$d\lambda / dt = r\lambda - \partial H / \partial K = r\lambda - \lambda f_K + \lambda \delta - \mu a f_K$$

$$d\mu / dt = r\mu - \partial H / \partial P = r\mu - U_p + \mu b$$

消費の時間変化 dC/dt は(1)と同じ $\{f_k(1+a\mu/U_c)-r-\delta\}\eta(C)C$ で表される。(1)と同様に、定常状態における解の特性をみるために次の時間変化が0の定常状態を考える。

$$dK/dt=0 \text{ より、 } C=f(K)-\delta K-R+h(R)$$

$$dC/dt=0 \text{ より、 } f_k(K)[1+a\mu/U_c]=r+\delta$$

$$dP/dt=0 \text{ より、 } af(K)-bP-i(R)=0$$

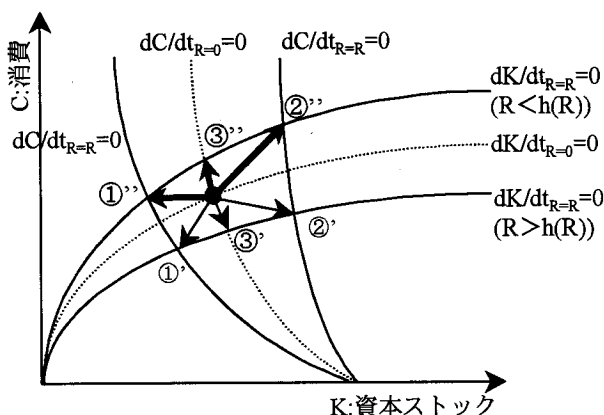
$$d\mu/dt=0 \text{ より、 } r\mu-U_p+\mu b=0$$

(1)と同様に、リサイクル投資により環境中への汚染物質の放出が減少すると仮定すると、 $dP/dt=0$ から汚染ストック $P=[af(K)-i(R)]/b$ は、リサイクル投資により減少する。一方、 $d\mu/dt=0$ はリサイクル投資による変動はない。汚染ストックの減少は汚染の限界不効用 U_p が小さくなることを表しているの、 $d\mu/dt=0$ より汚染のシャドウプライス μ はリサイクルを行うことで0に近づく。

$dK/dt=0$ は、 $C=f(K)-\delta K-R+h(R)$ より、 $R>h(R)$ のときには消費が減少する方向に、逆に $R<h(R)$ のときには消費が向上する方向に移動する。

$dC/dt=0$ については(1)と同様の場合分けを行う。リサイクル投資により、財の価値に対する汚染の価値が高くなるとき、 $dC/dt=0$ は資本ストックを減少させる方向に移動する。逆に財の価値に対する汚染の価値が低くなるとき、 $dC/dt=0$ は資本ストックが増大する方向に移動する。また、財の価値に対する汚染の価値がリサイクル投資により変化しないとき、 $dC/dt=0$ は移動しない。

図8-2-5から、リサイクルによる便益がリサイクル投資を上回るようになると、消費水準が上昇する場合が多く見られ、第7章で示したりサイクル技術の改善が消費水準を向上させた結果に一致する。



リサイクル投資により財の価値に対する汚染の価値が
①高くなるとき
②低くなるとき
③変化しないとき

'はリサイクル投資がリサイクルによる便益を上回る場合の定常均衡解の変化を、''はリサイクルによる便益がリサイクル投資を上回る場合の定常均衡解をそれぞれ示す。

図8-2-5 リサイクル導入による資本ストックと消費の定常均衡解の変化

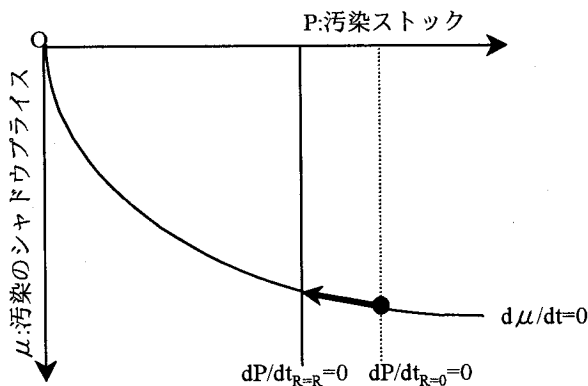


図8-2-6 リサイクル導入による汚染とそのシャドウプライスの変化

(3) 生産工程の改善による汚染制御と経済活動

生産工程の改善についても制約条件の変更に従ってハミルトニアンを修正し、最適化のための必要条件を導くと、以下のように表すことができる。

$$H=U(C,P)+\lambda\{f(K)-C-\delta K-I\}+\mu\{j(I)*a*f(K)-b*P\}$$

$$\partial H/\partial C=U_c-\lambda=0$$

$$\partial H/\partial I=-\lambda-\mu af(K)\partial j(I)/\partial I=0$$

$$d\lambda/dt=r\lambda-\partial H/\partial K=r\lambda-\lambda f_k(K)+\lambda\delta-\mu aj(I)f_k(K)$$

$$d\mu/dt=r\mu-\partial H/\partial P=r\mu-U_p+\mu b$$

この場合の消費の時間変化も $dC/dt=\{f_k(1+a\mu/U_c)-r-\delta\}\eta(C)C$ と表すことができる。

(1)や(2)と同様に、定常均衡状態における解の特性を調べるために、各変数の時間変化を0とする。

$$dK/dt=0 \text{より、} C=f(K)-\delta K-I$$

$$dC/dt=0 \text{より、} f_k(1+a\mu/U_c)=r+\delta$$

$$dP/dt=0 \text{より、} af(K)j(I)-bP=0$$

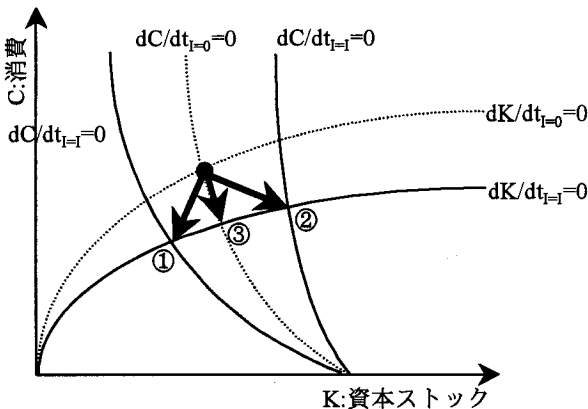
$$d\mu/dt=0 \text{より、} r\mu-U_p+\mu b=0$$

(1)や(2)と同様に、生産工程の改善のための投資により、汚染ストックが減少すると仮定すると、 $dP/dt=0$ はより汚染ストックの少ない方へ移動し、 $d\mu/dt=0$ からより汚染のシャドウプライスは0に近づく。

$dK/dt=0$ は、生産工程改善投資により消費水準が下がる方向に移動する。

$dC/dt=0$ は、(1)と(2)と同様の場合分けを行う。生産工程改善投資により、財の価値に対する汚染の価値が高くなる時、 $dC/dt=0$ は資本ストックの減少する方向に移動する。逆に財の価値に対する汚染の価値が低くなる時、 $dC/dt=0$ は資本ストックが増大する方向に移動する。また、財の価値に対する汚染の価値が生産工程改善投資により変化しない時、 $dC/dt=0$ は移動しない。

図8-2-7と図8-2-8に定常均衡解における位相図を示す。



生産工程改善投資により
財の価値に対する汚染の価値が
①高くなる時
②低くなる時
③変化しない時

図8-2-7 生産工程改善に伴う資本ストックと消費の定常均衡解の変化

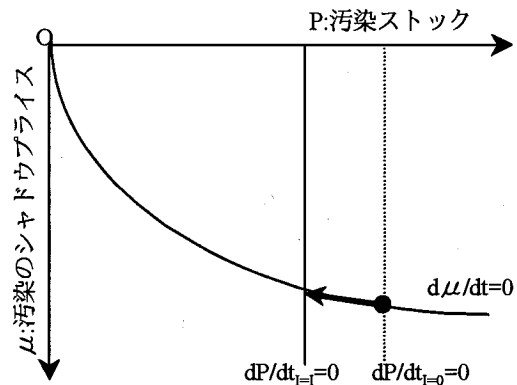


図8-2-8 生産工程改善による汚染とそのシャドウプライスの変化

第3節 環境を社会評価関数で評価したモデルによる大気汚染の評価と二酸化炭素の削減

前節では、意思決定において経済便益だけでなく環境便益も併せて評価することにより、経済水準（消費水準）を下げることで汚染水準を下げ、その結果、最適な経済水準と環境水準が実現されることをみてきた。さらに、汚染を除去する3つの施策を導入することにより、さらに低い汚染水準において経済活動は均衡することを示した。本節では、過去における日本の意思決定（経済政策）においても汚染の削減に対してこうした環境便益の評価があったと仮説を設定し、経済便益に対する環境便益をどのように評価することで汚染の削減を実現させてきたのかについて分析を行う。つまり、本章における環境資源の経済活動への内部化の方法は、第3章で示した4つの方法のうち、環境資源の劣化による効用への影響をモデル化するものである。

第1項 日本を対象にした経済便益に対する環境便益のウェイト評価モデル

前節では環境便益を社会評価関数に取り入れた既存研究について整理を行うとともに、汚染制御の

ためのシナリオとして汚染除去、リサイクル、生産工程改善をとりあげ、それぞれの最適解における経済便益（消費水準）と環境便益（汚染水準）にどのような変化が生じるかについてみてきた。

本節ではこうした経済便益と環境便益を評価する効用関数として、これらの2つの便益を線形結合により評価する社会評価関数を仮定し、1970年以降の日本を対象に、経済便益に対する環境便益のウェイトがどのように評価されてきたのかを推定する。また、そこで得られた社会評価関数を温室効果ガスである二酸化炭素の排出に適用することにより、経済便益に対する環境便益のウェイトの違いによる二酸化炭素排出量の削減効果について分析する。

基本的な構造は前節の(8-1)式から(8-3)式で示したモデルと一致する。なお、汚染物質を環境便益の損失として評価する場合、前節でもみたように汚染ストック（フローである環境中への汚染排出量から環境による浄化量を差し引き、過去からの汚染物質の蓄積量も評価に入れたもの）が環境便益に影響を及ぼすものと考えられるが、ここでは簡略化のためにフロー量である汚染排出量が環境便益に影響を及ぼすものとしてモデル化を行う。

社会評価関数 U は、消費で規定される経済便益 u と汚染排出量で規定される環境便益 v の線形結合 $U(C,P)=u(C)+x*v(P)$ で表されるものと仮定する。これは社会評価関数の凸性を保証するためであり、前節と同様である。また、各便益の評価において、消費は $\partial u/\partial C > 0$ 、 $\partial^2 u/\partial C^2 < 0$ を、汚染は $\partial v/\partial P < 0$ 、 $\partial^2 v/\partial P^2 < 0$ をそれぞれ満たすものとする。こうした条件を満たす関数型として、経済便益は従来の分析にも用いられてきた対数関数（ $u(C)=\ln(C/C^*)$ 、 C^* は初期年における消費水準）を、環境便益に対しては指数関数（ $v(P)=\exp(P/P^*)$ 、 P^* は初期年における汚染排出量）をそれぞれ適用する。初期年における消費水準 C^* 、汚染排出量 P^* を基準値として関数型を設定する理由は、各便益の評価において C と P をそのまま用いると、両者の単位の取り方や、複数の汚染を評価する際の単位の取り方により、その傾き（限界値）が大きく変わり、その結果最適解が大きく変化するためである。なお、効用の可測性については議論があるが、本章での分析は効用そのものを評価するのではなく、上記に示すように仮定的に設定した社会的効用関数において、経済便益に対する環境便益のウェイトの違いにより大気汚染物質の排出に関する選好がどのように変化するかについて評価するものである¹¹。

図8-3-1に本章における社会の構造を示す。産業部門で生産された財は、最終消費、生産投資、環境投資の3つに配分される。最終消費は経済便益を増大させる要素であり、生産投資は将来の生産を通じて経済便益を増大させる要素である。このように生産活動は経済便益をもたらす一方、生産過程において発生する汚染により環境便益を損なう。環境投資は汚染の削減を通じて環境便益を増大させる要素である。

モデルの対象期間は1970年以降とする。また、モデル構造の簡略化のため、国内産業を統合した一部門モデルとする。生産要素は、資本と労働とし、これらがコブダグラス型生産関数により結合されるものとする。このうち、労働はパラメータとして外生的に与えており、エネルギー供給も外生

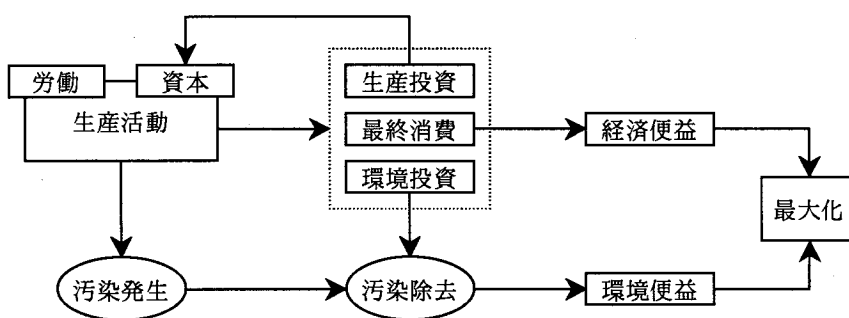


図8-3-1 経済便益と環境便益の2つの目標をもつ社会のモデル構造

的に与えられるとする。硫黄酸化物の排出削減においては省エネルギーやエネルギー転換による寄与も高い¹²が、エネルギー供給の外生化は、そうした寄与についても環境投資による汚染除去で評価することを示す。これは、大気汚染物質の削減を環境資本に対する一元的な関係で評価するためである。

ここでは、環境便益を評価する因子として大気環境を対象とする。これは、大気環境に影響を及ぼす汚染のほとんどがエネルギー起源であると考えられ、汚染物の排出状況を比較的詳細に検討できる

点、大気と水、廃棄物のようにカテゴリーの異なる環境を取り上げた場合、その統合が困難な点、等の理由による。

以上を定式化すると以下のように表すことができる。

$$\text{Max } \sum_t \{ \ln(C/C^*) - x \cdot \exp(P/P^*) \} \cdot \exp(-rt) \quad (8-10)$$

$$\text{s.t. } f(K) = C + I + J \quad (8-11)$$

$$dK/dt = I - \delta K \quad (8-12)$$

$$P = P_0 - g(N) \quad (8-13)$$

$$dN/dt = J - \delta N \quad (8-14)$$

【パラメータ】 t : 時間, δ : 減価償却率, r : 割引率, x : 環境便益ウェイト, P_0 : 汚染発生量, P^* : 初期年汚染排出量, C^* : 初期年消費水準

【関数】 $f(\cdot)$: 生産関数, $g(\cdot)$: 汚染除去関数

【変数】 C : 最終消費, I : 生産投資, J : 環境投資, P : 汚染排出量, K : 生産資本ストック, N : 環境改善資本ストック

(8-10)式より、計画期間に対して、消費を説明因子とする経済便益と硫黄酸化物と窒素酸化物を説明因子とする環境便益の加重和が最大となる実行可能解が求められる。

制約条件は、(8-11)式から(8-14)式の4つの式からなる。(8-11)式より、生産された財は、最終消費と生産投資と環境投資に配分され、消費は現在の経済便益を、生産投資は将来における消費を通じて経済便益を、環境投資は汚染除去を通じて環境便益をそれぞれ高める。(8-12)式は生産部門における資本ストックの蓄積過程を示す制約式である。(8-13)式は汚染物の発生とその除去を示す制約式であり、(8-14)式は汚染除去に用いられる資本ストックの蓄積過程を示す制約式である。以上のことから、ここで対象とするモデルは、前項で整理した3つの汚染削減モデルのうち、汚染除去施設により汚染を削減するモデルに相当するといえる。

汚染排出量は外生的に与えたエネルギー供給から汚染発生量を計算し、内生的に決定される環境資本による除去量を差し引くことで求められる。硫黄酸化物と窒素酸化物の各々の排出量から各汚染物質の排出に伴う不効用をそれぞれ評価し、これらを足し合わせることで環境便益を定義する。一方、経済便益は消費をもとに算出する。なお、各汚染除去投資には、他の汚染物の除去など本分析で対象とした以外の費用も含まれると考えられるので、各汚染除去投資の資本ストックへの寄与は各投資の2割と設定する。また、資本ストックに対する汚染除去量は、第4章で用いた設定値をもとに、1990年において硫黄酸化物に対して1.8t/100万円、窒素酸化物に対して0.8t/100万円¹³とし、対象期間において効率が2%/年ずつ改善されてきたものと仮定する。なお、第4章でも述べたように、汚染物の削減の限界費用は削減量の増加に伴い増大すると考えられるが、ここでは先に示した費用で汚染物が0となるまで削減可能であるとしている。

第2項 大気汚染に伴う環境便益のウェイトの推定

図8-3-2、図8-3-3に経済便益に対する環境便益のウェイトを変化させたときに見られる各汚染排出量の推移を示す。図中の排出量（推定値）とはOECDの推計¹⁴（1970年から約5年毎）を汚染発生量（エネルギー源別国内エネルギー供給量から推計¹⁵）と汚染除去装置の設置台数¹⁶から回帰させ、その推計式を1970年以降の各年に適用することで得られた値である。汚染排出量の推計式の結果を表8-3-1に示す。

硫黄酸化物と窒素酸化物では同じウェイトでも排出経路が異なるが、これは両汚染物の発生量そのものの違い、発生量と排出量との差の違いによるもの

表8-3-1 汚染排出実績の推計式

	硫黄酸化物	窒素酸化物
汚染発生量 (t 値)	8.96E-01 (2.02)	1.91E-01 (0.45)
除去装置台数 (t 値)	-3.60E+04 (-6.13)	-3.47E+03 (-2.39)
定数 (t 値)	-3.82E+06 (-0.89)	1.24E+06 (1.38)
重相関係数	0.97	0.77
観測数	6	6

汚染発生量は、国内エネルギー供給量から算出。
除去装置台数は環境白書による。
汚染排出量はOECDの推計値による。

と考えられる。感度解析の結果から、環境便益は経済便益に対して低いウェイトで評価されてきたが0ではなく、経済便益に対する環境便益のウェイトを 10^{-3} から 10^{-2} と評価してきたことで、図8-3-2、8-3-3に示す汚染削減を実現させてきたといえる。

次に、図8-3-4に本章で示した社会評価関数の経済便益に対する環境便益のウェイトの相違による汚染物質の排出と消費の変化を示す。本章で対象とした硫黄酸化物、窒素酸化物の排出経路とも、年が経つに従ってより高いウェイトに従った量の汚染物質を排出するようになっている。環境資本のストック効果の影響もあると考えられるが、年が経つにつれて環境便益に対するウェイトが高まってきたことを示すものである。また、この図8-3-4の各年のグラフの傾きから、1975年における環境便益と経済便益のトレードオフの関係が、それ以降の各年と比較して最も大きいことがわかる。

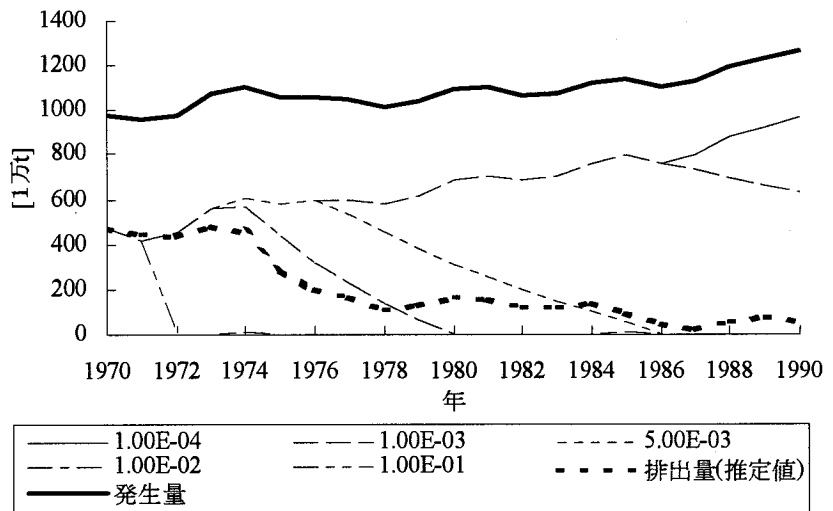


図8-3-2 硫黄酸化物排出量の結果

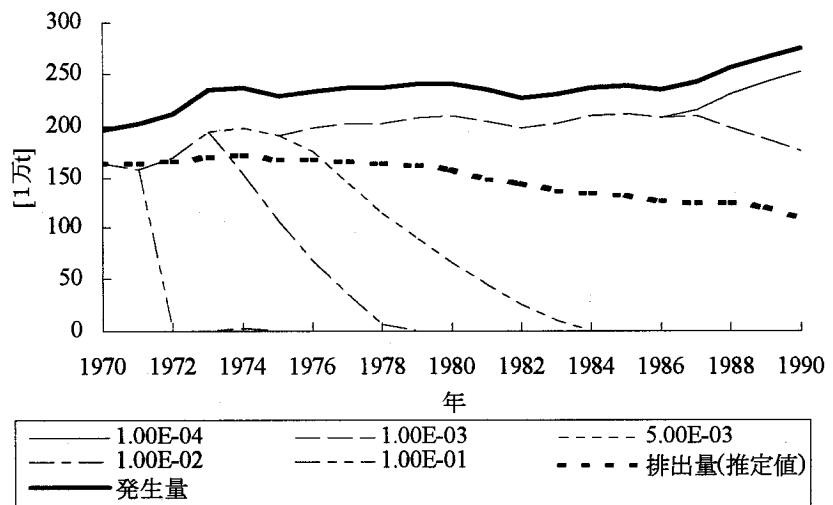


図8-3-3 窒素酸化物排出量の排出結果

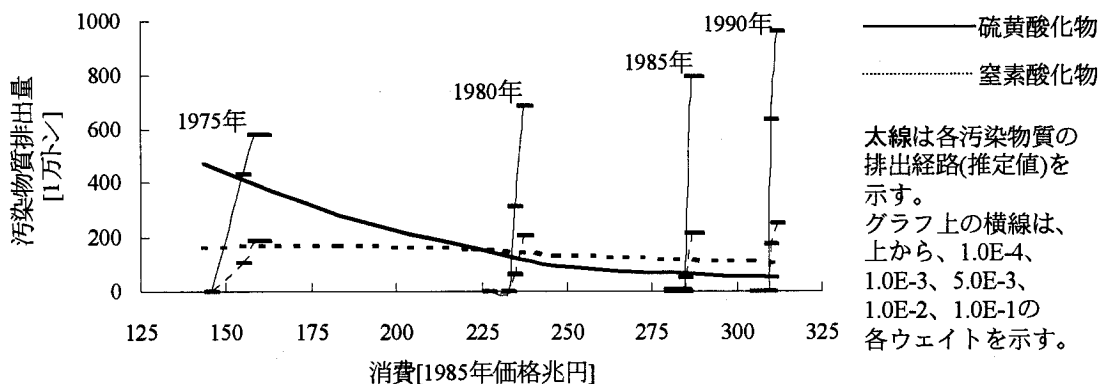


図8-3-4 過去における消費水準と汚染物質の排出経路

第3項 社会評価関数の修正による二酸化炭素排出量の削減

次に、環境便益を評価する要素として二酸化炭素を取り上げ、先の大気汚染物質削減時におけるウェイトの結果を適用する。この分析にあたり、生産関数は、資本、労働、エネルギーを投入要素とし、エネルギーの中間費用を含む国内総生産を産出するものとする。また、環境便益を規定する因子は先程の窒素酸化物、硫黄酸化物に代えて二酸化炭素を用いる。二酸化炭素の場合、汚染の削減方法として炭素排出原単位の小さいエネルギーへの転換、要素投入の代替等が考えられるが、このときのエネルギー費用の増大が図8-3-1の環境投資に相当する。

このときの各ウェイトに対する二酸化炭素の排出経路を図8-3-5に示す。先の過去における汚染削減と同様に、経済便益に対する環境便益のウェイトを上げることで二酸化炭素の排出量は大幅に削減される。ただし、過去に汚染削減を実現したウェイトの水準（ 10^{-3} から 10^{-2} ）では二酸化炭素はほとんど削減されないことがわかる。地球温暖化

は現在の我々の生活に直接影響するものではないことから、従来の公害問題と比べ環境便益のウェイトが必然的に小さくなるといえ、二酸化炭素排出量の削減に関しては、かつて公害対策で経験してきた以上の取り組みが必要になるといえる。

次に、各年における消費水準と二酸化炭素排出量の関係を図8-3-6に示す。第3章で示した排出安全corridorのような閾値を示すものではないが、この図には環境資源の保全を十分に視野に入れた政策を実行した場合と環境をほとんど無視した場合の二酸化炭素排出量と消費水準（消費）が両端に示されていることから、この図をもとに二酸化炭素排出量の抑制を考慮に入れた経済政策に関する様々なシナリオを描くことが可能となる。

また、図8-3-6より、本章で構築したモデルに対して、消費水準と炭素排出量のトレードオフ（各年におけるグラフの傾きに相当する）を評価すると、1995年時点では5.9万円/tCであるのに対して、2020年には16.0万円/tCに上昇する。これは、二酸化炭素排出量の削減に対してはストック効果を設定していないためであるが、二酸化炭素排出量の削減に対して、将来になるほど経済便益と環境便益のトレ

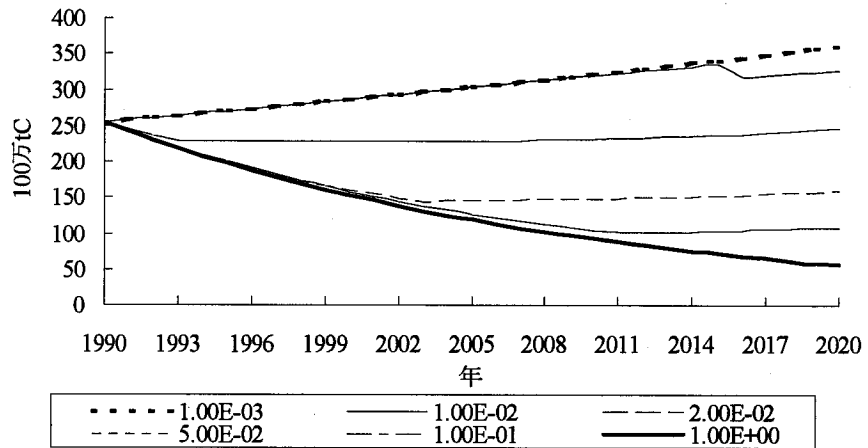


図8-3-5 経済便益に対する環境便益のウェイトの違いによる二酸化炭素排出量の推移

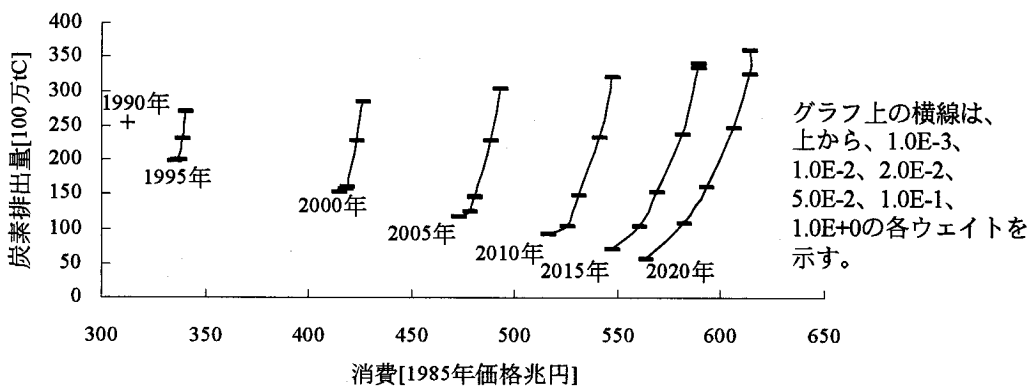


図8-3-6 経済便益に対する環境便益のウェイトの違いによる消費水準と二酸化炭素排出量の推移

ードオフが大きくなり、二酸化炭素の削減をできる限り早い段階で行うことが、経済的な損失を最小にするうえでも重要であることを示す。

第4節 本章における結論

本章では、前章までの消費による効用を最大化する最適化モデルではなく、環境資源から受ける便益も併せて評価する社会評価関数をもつ最適化モデルにおいて、既存研究からその解の特性をみてきた。また、この社会評価関数として環境便益と経済便益を線形結合したモデルを設定し、日本を対象に過去の汚染除去に対して、意思決定が環境便益をどのように評価してきたのかについて分析を行い、その結果を将来の二酸化炭素の排出に適用した。以下に本章における結果を示す。

- ① 理論的には、環境便益を社会評価関数に加えることにより汚染水準は低下するが、それとともに消費水準も減少し、環境保全と経済活動の間にあるトレードオフ関係を評価することが可能になる。本章では、こうした経済便益だけでなく環境資源からの便益も評価対象にした既存研究をもとに、汚染を削減させる施策として汚染除去、リサイクル、生産工程の改善という3つのパターンを設定し、定常均衡解においてみられる汚染の削減施策の導入による環境改善効果と経済水準の変化をとらえた。その結果、これらの施策の導入により、汚染の水準は減少するが、経済活動については、汚染の価値（費用）と財の価値の相対関係により定常最適解は変化する。
- ② 環境便益と経済便益をもつ社会評価関数として、これら2つの便益を線形結合した関数を想定したモデルを構築し、日本を対象に経済便益と環境便益のウェイトの評価について分析を行った。わが国を対象に、経済便益を $\ln(C/C^*)$ で、大気汚染（窒素酸化物と硫黄酸化物）の削減に伴う環境便益を $-\sum \exp(P/P^*)$ で定義したモデルを構築し、シミュレーションを行った。その結果、経済便益に対する環境便益のウェイトが 10^{-3} から 10^{-2} のときに、1970年以降におけるこれらの汚染物質の排出実績が再現される。
- ③ 環境便益の規定要因として二酸化炭素をとらえ、②に示した大気汚染の削減実績を再現するウェイトの結果を適用したところ、将来において効果的な削減は見られず、二酸化炭素排出量の安定化を実現させるためには、さらに大きな環境便益のウェイトが必要となる。こうした違いは、対象とした物質の特性や費用効果の違い（窒素酸化物等は排出抑制において資本ストックの効果があるが、二酸化炭素はそうしたストックの効果は導入せず、エネルギー転換や省エネルギー等のフローのみによる削減を設定）にもよるものと考えられるが、窒素酸化物や硫黄酸化物の削減と比較して地球温暖化問題への対応が困難であることを示す結果となった。
- ④ 経済便益に加え、社会評価関数を規定する因子として環境便益を取り上げることで、図8-3-6に示したような経済便益と環境便益のトレードオフ関係を評価することが可能となる。例えば、消費水準と二酸化炭素排出量の間には1995年時点では5.9万円/tCのトレードオフが生じているのに対して、2020年には16.0万円/tCに上昇する。こうした図を用いることで、環境便益と経済便益のトレードオフを考慮に入れた経済成長のシナリオを描くことが可能となる。

最後に、本章における今後の課題として、以下のことが挙げられる。

- ① モデルに関する課題として、過去における汚染削減に対して、モデル上は資本配分によってのみ汚染除去を実現させたが、既に述べたように燃料転換や生産工程の改善など、除去装置の設置以外の要因も大きい。こうした課題を解決するには、本章で用いた簡略化したモデルではなく、より詳細なモデルの枠組みが必要となる。
- ② 次に便益の評価方法に関する課題が残されている。これは環境便益だけでなく経済便益についてもいえることで、実証的な分析からこれらの便益の評価が必要になる。
- ③ 本章においては硫黄酸化物の除去による便益と窒素酸化物の除去による便益を加えることで環境便益と定義した。こうした複数の汚染、特に大気汚染と水質汚濁、騒音などカテゴリーの異なる環境便益に対する評価方法の妥当性について議論する必要がある。

- ④ 経済便益に対する環境便益のウェイトについて、本研究においては対象期間において外生的に一定としたが、シミュレーションにおいて経済水準の向上とともにそのウェイトは増加することが示された。また、実際の汚染除去に対しても同様のことがいえる。そこで、こうしたウェイトを経済水準を説明変数として内生的に評価することも検討課題の1つである。
- ⑤ 最後に、本章で示したような経済便益に対する環境便益のウェイトがどのような政策に結びつけられるのか、またそうしたウェイトを実現させるためにどのような行動をする必要があるのか、という対応関係を、特に二酸化炭素の排出削減に対して明らかにする必要がある。大気汚染と地球温暖化問題では影響や対策の相違による問題もあるが、この課題に対しては、過去の大気汚染に対するウェイトの評価と実際に行われた対策との対応関係をもとに、二酸化炭素排出量の安定化等を実現させるために必要な環境便益のウェイトを実現するための施策及び行動を検討することにより解決できる。

【参考文献】

- 1 毎日新聞1997年8月21日。
- 2 通商産業省産業政策局編、主要産業の設備投資計画各年版、大蔵省印刷局。
宇都宮深志(1984) 環境創造の行政学的研究、東海大学出版会、p.25。
- 3 環境庁編、環境白書各年版、大蔵省印刷局。
自治省編、地方財政白書各年版、大蔵省印刷局。
環境庁長官官房総務課環境調査官編(1995)、地方環境保全施策平成6年度版、ぎょうせい。
- 4 科学技術庁科学技術政策研究所編(1995) 科学技術指標1994年版、大蔵省印刷局。
日本産業機械工業会(1996) 平成7年度環境装置の生産実績。
- 5 地球環境経済研究会編(1991) 日本の公害経験、合同出版、pp.17-27。
地球環境経済研究会編(1994) 環境保全型企業論序説、合同出版、pp.25-49。
- 6 地球環境経済研究会編(1991) 前掲書、pp.24。
- 7 石谷久・石川眞澄(1992) 社会システム工学、朝倉書店、pp.103-136。
- 8 福川忠昭(1975) 目標計画法(1)~(4)、オペレーションズ・リサーチ、Vol.20, No.2-5。
- 9 Keeler,E., Spence,M., and Zeckhauser,R.(1971) The Optimal Control of Pollution, Journal of Economic Theory, Vol.4, No.1, pp.19-34。
Plourde,C.G.(1972) A Model of Waste Accumulation and Disposal, Canadian Journal of Economics, Vol.5, No.1, pp.119-125。
Smith,V.L.(1972) Dynamics of Waste Accumulation: Disposal Versus Recycling, The Quarterly Journal of Economics, Vol.86, No.4, pp.600-616。
Forster,B.A.(1973) Optimal Consumption Planning in a Polluted Environment, The Economic Record, Vol.49, Dec., pp.534-545。
Forster,B.A.(1973) Optimal Capital Accumulation in a Polluted Environment, The Southern Economic Journal, Vol.39, No.4, pp.544-547。
Forster,B.A.(1975) Optimal Pollution Control with a Nonconstant Exponential Rate of Decay, Journal of Environmental Economic and Management, Vol.2, No.1, pp.1-6。
Gruver,G.W.(1976) Optimal Investment in Pollution Control Capital in a Neoclassical Growth Context, Journal of Environmental Economics and Management, Vol.3, No.3, pp.165-177。
Harford,J.D.(1976) Adjustment Costs and Optimal Waste Treatment, Journal of Environmental Economics and Management, Vol.3, No.3, pp.215-225。
Beavis,B.(1979) Optimal Pollution in the Presence of Adjustment Costs, Journal of Environmental Economics

and Management, Vol.6, No.1, pp.1-10.

Forster,B.A.(1980) Optimal Energy Use in a Polluted Environment, Journal of Environmental Economics and Management, Vol.7, No.4, pp.321-333.

Becker,R.A.(1982) Intergenerational Equity: The Capital-Environment Trade-Off, Journal of Environmental Economics and Management, Vol.9, No.2, pp.165-185.

Dasgupta,P.(1982) The Control of Resources, Basil Blackwell.

Nordhaus,W.D.(1982) How Fast Should Graze the Global Commons, American Economic Review, Vol.72, No.2, pp.242-246.

Ploeg,F.V.D. and Withagen,C.(1991) Pollution Control and Ramsey Problem, Environmental and Resource Economics, Vol.1, pp.215-236.

Cesar,H.S.J.(1994) Control and Game Models of the Greenhouse Effect, Springer-Verlag.

¹⁰ 足立英之(1994) マクロ動学の理論, 有斐閣.

岩井克人・伊藤元重(1994) 現代の経済理論, 東京大学出版会.

関根順一(1995) 持続的経済成長と技術進歩, 中央経済社.

¹¹ 武野秀樹・時政勲(1995) 新近代経済学要論[第2版], 有斐閣, pp.10-16.

¹² 環境庁編(1992) 平成4年版環境白書総説, 大蔵省印刷局, p.165.

¹³ 本藤祐樹・内山洋司(1993) 火力発電プラントの環境対策コスト分析, 電力中央研究所報告:Y92009.

¹⁴ OECD(1993) OECD Environmental Data 1993, OECD, pp.14-23.

¹⁵ 資源エネルギー庁長官官房企画調査課編(1996) 総合エネルギー統計平成7年度版, 通商産業研究社.

¹⁶ 環境庁編(1996) 平成8年版環境白書総説, 大蔵省印刷局, p.35, p.49.

第9章 本研究の結論と今後の課題

本研究では、環境経済学の理論的枠組みをもとに、従来の環境資源を無視した開いた系である経済システムに代わり、持続可能な発展を目標に、環境資源を内部化する閉じた系の環境経済システムをモデル化し、環境保全活動とそれに伴う経済便益への影響について評価してきた。環境経済システムのモデル化においては、従来の経済分析の枠組みでは評価されることのなかった環境資源の経済価値を従来の経済便益の評価体系に内部化するとともに、二酸化炭素排出量の削減や植林、廃棄物のリサイクルなど環境保全に関する活動を従来の経済活動にマクロ的にリンクさせ、これらの環境保全活動を評価してきた。このため、ミクロな構造の把握といった点については不十分な点はあるものの、マクロ経済全体における環境資源の保全による便益を評価することを可能にした。また、従来の経済分析で重視されてきた経済的効率性に、公平性という視点を取り入れたシナリオを導入し、公平性を配慮した政策について考察を行った。

本章では、本研究を総括するにあたって、本研究から得られた結果と今後の課題について整理する。

第1節 本研究の総括と結論

第1章では、経済活動が環境資源を無視してきた背景を指摘し、環境資源を経済活動に内生的に評価することを本研究の目的として提示するとともに、本論文の構成を示した。

第2章では、本論文の理論的背景となる環境経済学を整理するとともに、汚染削減のための経済的手法や環境資源の価値評価、勘定体系や経済指標の修正について既存研究の成果をとりまとめた。また、持続可能な発展について現在までの様々な解釈を整理するとともに、本研究での持続可能性を定義し、公平性の概念の本研究における位置づけを行った。

第3章では第4章以降で実施するモデル分析について、その有効性を示すとともに、環境保全と経済活動を統合し、経済活動を閉じた環境経済システムにおいて評価するための方法について、既存の統合評価モデルの枠組みに沿って整理を行った。環境資源を経済活動に内生的に評価する方法として、環境資源の劣化に対する①直接的制約、②生産活動への影響、③支出の増大、④効用の減少、の4種類に分類し、本研究においては目的に応じてこれらの手法を採用してきた。

第4章では、Global2100という世界を対象にした動学的最適化モデルに対して、第2章で整理した環境資源の価値評価をもとに、従来の所得から環境資源の劣化に伴う外部費用を控除した持続可能な所得で経済活動を評価する社会を分析するためにモデルを拡張し、大気環境に対する外部費用について感度解析を行った。第4章の枠組みでは、環境資源の劣化に伴う支出の増加をモデル化したものである。その結果、従来の経済システムによる評価に対して、外部費用を内部化した環境経済システムによる評価において、経済便益から実際に発生する環境損失評価分を差し引いた経済純便益が高くなり、環境被害の深刻な場合ほどその差は大きくなることを示した。環境被害の軽微な場合には顕著な差はみられないが、こうした結果は、不確実性を有する環境被害を経済活動に内生的に評価することの有効性を示唆するものである。また、従来の経済システムでは費用のみ評価されてきた植林事業に対して、外部費用を内部化した環境経済システムでは植林によるエネルギーの代替もしくは汚染物質の吸収・同化の機能に対する便益が評価されるようになり、植林が積極的に導入され、経済便益も向上することが明らかとなった。

第5章では、第4章で取り扱うことのできなかった二酸化炭素排出量の削減時における国内の個別の産業部門間の相互関係を評価するために、日本を対象に産業部門を9部門に分割した多部門モデルを構築した。そして、そのモデルをもとに、わが国の二酸化炭素排出削減施策に関する様々な政策シナリオを設定し、生産活動の変化について分析を行った。第5章での環境資源の経済活動への内部化は、直接的に環境負荷を抑えることによるものである。わが国の産業部門の二酸化炭素排出量を1990年の水準に安定化させる場合、1990年の二酸化炭素排出量の実績で各部門に制約を課すシナリオに対

して、最も経済効率の高い二酸化炭素排出量安定化シナリオでは、わが国全体の粗生産は2030年において1.06倍も異なる。その一方で、経済効率性を重視することで素材製造部門の粗生産がほかの部門と比較して大きく減少する。二酸化炭素排出量を削減するための施策を導入する際において、こうした産業部門間の調整、特にエネルギー投入を他の投入要素に代替することが困難な部門に対する補償をどのように図るかが課題である。また、各部門に対する二酸化炭素排出量を直接排出量だけでなく発電時の間接排出量も考慮に入れることで、各部門における粗生産の落ち込みは改善されるようになる。これは、家計部門におけるエネルギー需要の増大に伴う二酸化炭素排出量の増加が産業部門に転嫁されないためである。これらの結果から、先に示した二酸化炭素排出制約の配分だけでなく、二酸化炭素の排出を削減する対象領域についても議論する必要がある。なお、わが国全体の二酸化炭素排出量を1990年レベルに安定化させるシナリオからさらに2020年までに30%削減するシナリオに変更することで二酸化炭素排出量の削減に要する限界費用、すなわち炭素税は、2030年において3.0倍となった。

第6章では、第5章のモデルをもとに、世代間の公平性と地域間の公平性に対して議論を行った。世代間の公平性に関しては、効用関数を各世代で評価する世代重複モデルに拡張することで、将来世代と現在世代の効用の変化について分析を行った。その結果、二酸化炭素排出量の安定化に対する効用の減少は、現世代よりも将来世代の方が大きく、同じ効用の低下を公平と定義するのであれば、現世代は炭素排出量安定化以上の削減が求められる。地域間公平性に関する分析では、第5章の日本のモデルに、中国を対象としたモデルを付加した2国モデルをもとに評価を行った。二酸化炭素の削減に対して何ら制約を課さない現状推移シナリオでは、中国は粗生産で9.9%/年の経済成長を実現し、かつての先進国と同様の成長経路をたどるようになり、その結果、日本との1人あたり消費水準の格差も84倍から19倍（2020年）へと縮まる。その一方で、中国におけるエネルギー供給の中心は石炭であり、二酸化炭素排出量も1.9%/年で増加し、地球温暖化への寄与は極めて高くなる。このモデルをもとに二酸化炭素排出削減の日中間の排出権取引を評価したところ、両国全体の経済水準は向上するが、現状推移シナリオに対する中国の経済水準は1人あたり消費で最大1.3%減少に対して、日本は最大でも0.7%の減少に止まる。こうした結果は、効率的な施策である排出権取引を導入する場合に中国の経済水準を犠牲に日中両国の経済水準を向上させることを意味し、地球温暖化に対する費用負担の公平性をみだしたものであるとはいえない。このため、効率的な二酸化炭素排出量の削減施策を実施する場合においても、中国の経済水準の減少を補償する所得再配分のような施策など、経済的効率性以外の基準による枠組みが必要となることが明らかとなった。

第7章では、第5章で構築した多部門モデルに、生産、消費過程からの廃棄物の発生とその処理、リサイクルを表現したサブモデルを付加し、廃棄物の発生とその処理を内生的に評価するモデルを構築し、リサイクル活動により生じる経済便益の評価を中心に分析を行った。すなわち、廃棄物処理とそのリサイクルを内生的に評価することで、生産過程や社会全体においての廃棄物処理に要する費用だけ支出が増大するが、財の供給の増大という便益も同時に発生することを示したモデルである。このモデル分析から、廃棄物処分量や二酸化炭素排出量削減のための環境制約により、サーマルリサイクルを含めたリサイクル活動が、積極的に行われるようになる。廃棄物の最終処分量を毎年3%ずつ削減するシナリオの場合、2030年における廃棄物の再資源化率は75.7%と1990年の2倍以上になる。また、二酸化炭素排出量安定化シナリオの場合、2030年の廃棄物発電供給量の電力供給に占める割合は、現状推移シナリオと比較して0.4%も高くなる。こうした結果、従来の経済分析においては対象とする系の外部にあった廃棄物処理を経済活動において内生的に評価することは、リサイクルの促進を通して廃棄物の削減と経済水準の向上に寄与することを示した。

第8章では第4章から第7章の分析の枠組みとは異なり、意思決定において経済便益と環境便益の2つの目標体系を有する評価モデルを対象に、経済活動を評価した。第4章から第7章のモデルでは、経済便益のみにより意思決定を行ってきたが、第8章では環境保全も意思決定における評価基準となり、環境資源の劣化が効用の低下をもたらすことを表現したモデルを構築した。これは、過去にわが

国でみられたような公害対策が、経済便益のみに拠るものではないとの仮説に基づくものである。既存研究をもとに、環境便益と経済便益を評価する最適化モデルの定常均衡解における解の特性を分析し、環境便益を決定する環境因子に対して人工的な汚染削減、リサイクル、生産工程の改善という3つの施策を導入したときの最適解の変化について評価した。さらに、1970年以降における日本を対象に、経済便益と環境便益の2つの目標体系を有する社会評価関数を設定した。第8章では、環境便益を決定する因子として窒素酸化物と硫黄酸化物を取り上げ、経済便益に対する環境便益のウェイトについて評価を試みた。また、その結果を将来の二酸化炭素排出量に対して適用した。その結果、大気汚染に対する環境便益のウェイトでは二酸化炭素の削減は困難であり、二酸化炭素排出量を安定化もしくはさらに削減するには、環境便益に対して公害対策時に経験した以上のウェイトを与える必要があることを示唆し、意思決定において環境因子を考慮に入れることの重要性を示唆した。

以上、本研究の結論として、経済活動を従来の開いたシステムである生産・消費から、環境資源の採取・劣化にまで拡張した環境経済システムで評価することは、環境保全に起因する費用の増大を招き、財の価格の上昇を引き起こす。しかしながら、同時に環境保全による便益が評価されるようになり、二酸化炭素排出量の削減やリサイクル活動、植林といった活動がこうした費用の増加を抑制し、環境水準の改善だけでなく経済水準を向上させるようになることが明らかとなった。また、効率性を重視した二酸化炭素排出量の削減に対しては、産業部門間、地域間、世代間の費用負担において公平性が損なわれ、こうした公平性に関する問題を解消するために損失の大きい部門や地域、世代に対して所得の再分配などの補償が必要になることを明らかにした。

第2節 本研究の課題

このように、本研究のモデル分析を通じて、環境経済システムで経済活動を評価することの有効性を示してきた。本研究に対する今後の課題として、各章においても提示したが、総括すると次の事項が挙げられる。

本研究では、世界モデルと日本を対象にした地域モデルを中心に分析を行ってきたが、これらを改めて統合して評価することで、第3章で示した統合評価モデルへの拡張が可能となる。この場合、地域モデルを世界モデルに組み入れるという統合のほかに、地域モデルの結果と世界モデルの結果を相互にフィードバックさせる方法もある。

2つ目もモデル構造に関する課題で、技術的な改善の評価に関するものである。第7章でみたように、リサイクル技術の改善が経済水準の向上に大きく寄与する。こうした技術効率の改善をエネルギー需要についても取り入れて評価する必要があるといえる。

3つ目として、ストック、すなわち複数年にわたって利用される財をいかに評価するかという課題が挙げられる。第7章では、フローである消費と廃棄に焦点をあてたが、ストックに対する評価は不十分であった。第2章で示したようにストックの評価が持続可能な発展につながる考え方もあり、ストックをいかにモデル上で表現し、評価するかが課題である。

4つ目は、質の異なる財に対する選好に関する評価を行っていない点である。これは本研究では同じカテゴリーに属する財であれば、それを消費することによる効用は同一であるとみなしてきたことによる。また、財の選好が変化することにより環境保全と経済活動にどのような影響が生じるかという点については不明である。こうした財の質の違いとその選好の変化を評価する枠組みを構築する必要がある。

5つ目に、本研究のモデル分析において公平性に対する評価については費用負担という点を中心に行った。しかしながら、公平性の視点から問題であることを指摘したが、公平性の問題を解決する方法を示すまでには至らなかった。公平な社会を実現させるような解を得るためには、公平性を導入した規範や評価システムをモデルに導入する必要がある。

最後に、本研究においては、環境資源を対象としない現状の経済システムを、環境資源も含めた環境経済システムに移行することによる様々な便益を評価してきたが、モデルという虚構の世界を離れ、現実の社会においてこうした環境経済システムをいかにして実現させるかという課題がある。環境経済システムの実現には、現在評価されていない環境資源と経済活動の相互関係を定量的に評価することが必要となり、本研究でも示したような環境資源勘定を整備することとそれを政策決定に反映させることが重要になるといえる。これは、本研究のようなモデル分析では環境資源に関する様々な情報が意思決定において十分に反映されているためである。つまり、こうした環境資源に対する情報を社会的に浸透させ、意思決定に反映させることで、本研究で示したような環境経済システムへの移行が可能になるといえる。環境資源、環境保全活動を意思決定に反映させる方法として、本研究で用いたような環境費用による評価のほか、LCAなどによる環境資源と経済活動の相互関係に関する情報の利用も考えられるが、こうした情報をいかに意思決定に反映させるかが重要な課題である。

謝辞

本論文は、大阪大学大学院工学研究科環境工学専攻における研究成果を学位請求論文としてとりまとめたものである。

本論文を作成・編集するにあたり、指導教官である大阪大学工学部環境工学科 盛岡通教授に甚大なる謝意を表します。博士前期課程から後期課程における研究ゼミ、修士論文における研究指導を通じて、常に暖かく、また、時には厳しくご指導していただき、遅れがちであった学位請求論文のとりまとめに対しても叱咤激励していただいた。このように課程半ばにして学位請求論文をまとめることができたのは、盛岡教授の熱意あるご指導のおかげである。

査読をしていただいた大阪大学経済学部 伴金美教授には、経済理論及び経済モデルの構築の上で貴重なご意見を頂いた。また、工学研究科の所属である筆者の経済理論に対する基本的な質問に対しても快くご返答及び資料のご提供をいただいた。こうして本論文をまとめ上げることができたのも伴教授の御厚意のおかげであり、深く感謝いたします。

同じく査読をしていただいた大阪大学工学部環境工学科 山口克人教授、水野稔教授には、物理現象におけるモデルの側面から様々なご意見を頂戴した。残念ながら、筆者の力量不足のため、そうした物理モデルへの拡張は十分ではない。しかしながら、両教授のご意見は、研究の視野を広げるという点で貴重であり、本論文を完成させるにあたり重要な役割を果たした。水野教授、山口教授に対しまして、ここに謝意を表します。

筆者は博士前期課程のうちの1年間（1993年5月～1994年3月）、環境庁国立環境研究所共同研究員として、森田恒幸総合研究官の指導を受けた。本論文の出発点は、筆者の国立環境研究所での学習及び研究が基礎となっている。若輩者の筆者に対して、連日夜遅くまで議論に付き合っていただいただけでなく、地球環境経済モデル研究会への参加など様々な機会を与えていただき、また、つくばでの生活において公私ともにお世話になった森田総合研究官に謝意を表します。さらに、筆者が国立環境研究所において所属した地球環境研究グループ温暖化影響・対策研究チームの甲斐沼美紀子主任研究員、増田啓子主任研究員（現・龍谷大学経済学部助教授）、李東根共同研究員（現・韓国産業大学助教授）、社会環境システム部環境経済研究室 川島康子研究員、ならびに研究チームの秘書の方々にも数多くの面においてご支援、ご指導いただいただけでなく、大阪大学大学院に戻った後も、資料の提供等であたいへんお世話になった。ここに謝意を表します。

国立環境研究所共同研究員時より様々な分野の先生方と接し、議論させて頂く機会があり、筆者の能力を高めていただいた。なかでも、東京大学教養部 後藤則行助教授におかれましては、MEREGモデルの分析を通じて、モデル構築の段階であたいへん貴重なご意見を賜った。また、東京理科大学 森俊介教授からは、Global2100を快く提供していただいた。両先生に深く感謝いたします。

大阪大学工学部 藤田壮助手、吉田登助手におかれましては、忙しいなか本論文に関する議論だけでなく、資料の提供など様々な点において便宜を図っていただいた。ここに謝意を表します。

また、鳥取大学工学部 城戸由能助教授（1993年まで大阪大学工学部環境工学科助手）には、本論文の発表会等を通じて有益なコメントをしていただいた。ここに謝意を表します。

京都大学工学部 内海秀樹助手、石田葉月氏におかれましては、よき先輩、よき相談相手として筆者の研究活動を支えていただいた。また、博士課程の同期である楠美順理氏、丁賢氏におかれましては、ゼミをはじめ様々な場において意見をいただき、本論文をより高い水準に引き上げることができた。これらの大阪大学工学部環境工学科第6講座における先輩、同僚、また、後輩の支えに対しまして謝意を表します。

また、本論文の校正にあたっては長谷川展子氏のご協力を得た。ここに謝意を表します。

最後に、筆者の学生生活を支え、暖かく見守っていただいた家族に感謝いたします。

なお、本論文は文部省科学研究費特別研究員奨励費の補助を受けた。ここに記して謝意を表します。