

Discussion Paper Series

B No.30

**環境経済論の最近の展開 2004**

**Recent Development in Environmental Economics 2004**

久保庭真彰 編

Edited by Masaaki Kuboniwa

August 2004

INSTITUTE OF ECONOMIC RESEARCH HITOTSUBASHI UNIVERSITY





**環境経済論の最近の展開 2004**

久保庭真彰 編

**Recent Development in Environmental Economics 2004**

**Edited by Masaaki Kuboniwa**



KERAMA, OKINAWA (M. KUBONIWA)



## Contents 目次

はじめに 久保庭真彰	v
日本の自動車製造業におけるエコ・エフィシェンシーの動向分析 - ミクロデータによる試論 - ゾルタン・デーニッシュ	1
環境再生の課題と費用負担問題 除本理史	17
家電リサイクル法における料金制度と処理責任の数量効果 小出秀雄	45
「環境用水」確保の経済分析 野田浩二	75
ドイツの環境犯罪と廃棄物処理違反 阿部新	91
環境経営の質とその決定要因 - 環境報告書から見た環境配慮型経営 - 中谷勇介	107



## はじめに

本報告書は、2004年3月11日に一橋大学経済研究所で開催された「環境・サテライトシステム ワークショップ 2004」(モデレーター：久保庭眞彰、寺西俊一、作間逸雄)において発表された以下の5本の試論と、1本の資料覚書(阿部新氏の寄書)を収録している。

1. ゾルタン・デーニッシュ Zoltan Denes (一橋大学大学院経済学研究科博士課程)  
「日本の自動車製造業におけるエコ・エフィシェンシーの動向分析 - ミクロデータによる試論」;
2. 除本理史(東京経済大学経済学部助教授)  
「環境再生の課題と費用負担問題」;
3. 小出秀雄(西南学院大学経済学部助教授)  
「家電リサイクル法における料金制度と処理責任の数量効果」;
4. 野田浩二(一橋大学大学院経済学研究科博士課程)  
「環境用水確保の経済分析」;
5. 阿部 新(一橋大学大学院経済学研究科博士課程、日本学術振興会特別研究員)  
「ドイツの環境犯罪と廃棄物処理違反」;
6. 中谷勇介(一橋大学大学院経済学研究所非常勤研究員)  
「環境経営の質に関する決定要因」。

本報告書は、さまざまな角度から環境保全型経済発展に寄与することを狙いとしているが、同学ならびに他の経済専門家の方々にも有益な情報を提供するものと考えている。本報告書について、忌憚のないコメントを賜れば幸いである。

2004年7月

一橋大学経済研究所 久保庭眞彰



*Recent Development in Environmental Economics 2004*

日本の自動車製造業における  
エコ・エフィシェンシーの動向分析  
- ミクロデータによる試論 -

ゾルタン・デーニッシュ  
一橋大学大学院経済研究科

# 日本の自動車製造業におけるエコ・エフィシェンシーの動向分析

## - ミクロデータによる試論 -

### ゾルタン・デーニッシュ

zdenes@gol.com

一橋大学大学院経済研究科

#### 1. はじめに

持続可能な発展は一般的にマクロレベルで理解され、議論されることが多い。しかしながら、ミクロレベルにおいても同様に行動することが重要である。持続可能な発展についての憲法とも言えるアジェンダ 21 (U.N. 1993)は、その第 30 章においてビジネスと産業の役割について述べているが、生産が環境に与える負荷を資源のより効率的な使用によって削減し、有害物質の排出を削減するよう提言している。170 の多国籍企業が加盟する持続可能な発展のための世界経済人会議 (The World Business Council for Sustainable Development) は、ミクロレベルでの持続可能な発展を促進する先駆者であり、エコ・エフィシェンシーという言葉を用い、これを「財政面でのパフォーマンスと環境面でのパフォーマンスを結びつける経営戦略であり、環境へのより小さい負荷をもってより大きい価値を創造するためのもの」としている。エコ・エフィシェンシーの目的は、ビジネス活動を制限することを通じて環境への負荷を削減することではなく、環境への負荷を削減しつつ同時に産出を増加させる方法を探し追及することである<sup>1</sup>。この点で、エコ・エフィシェンシーは、よりクリーンな生産や他の似たようなイニシアティブと共通点を多く持っているが、それらよりも価値の創造や長期的目標、さらに持続的な消費の編入といったことにより大きな重点を置くものである。エコ・エフィシェンシーの改善は、エネルギー資源の使用量や原材料投入量の削減と同時に、企業のイメージを改善し、企業の総合的な競争力を高めるものである。

本稿の目的は、1990 年から 2002 年の間の日本の自動車産業におけるエコ・エフィシェンシーを概観することにある。エコ・エフィシェンシーという概念は広く、いくつかの側面を有するが、本稿においては、エコ・エフィシェンシー指標という観点に注目し、他の側面については簡単に触れるのみとする。分析は日本の自動車メーカー 11 社の環境報告書に掲載されたミクロレベルの環境データに基づいて行う<sup>2</sup>。環境報告書という試みは比較的

<sup>1</sup> [www.wbcsd.org](http://www.wbcsd.org) : eco-efficiency - overview

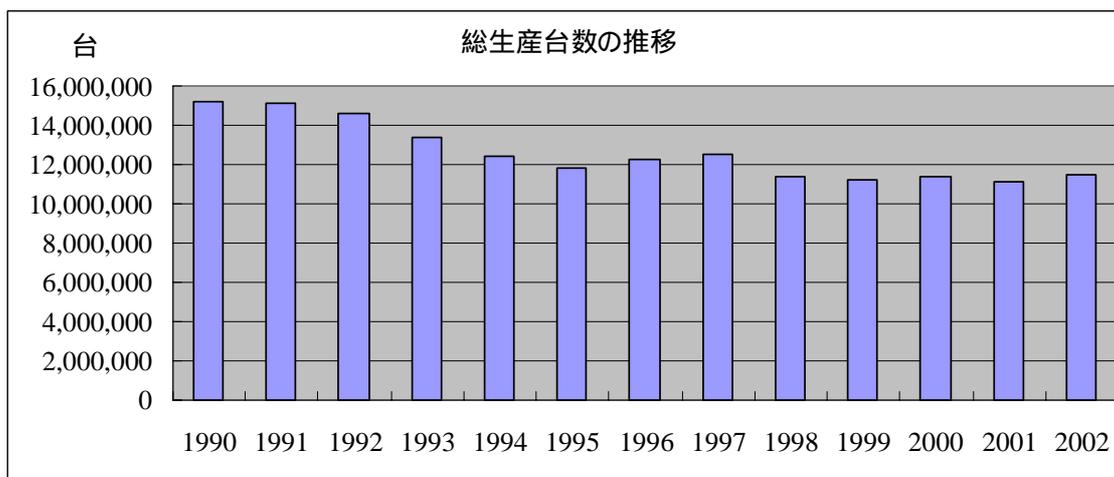
<sup>2</sup> ヤマハと川崎のブランドの二輪車は本稿の分析対象になっていない。またそれ以外のメーカーが製造した台数は年間に 1000 台を超えないので、それらのメーカーの経済的・環境的

新しいものであり、本稿はこれら報告書が提供するデータの有益性を評価するよい機会にもなるだろう。

## 2. 分析対象としての自動車製造業 - 本研究の範囲

本稿では分析対象を日本国内における自動車の「製造」に限定することとする。日本の自動車産業が有する経済的・環境的重要性は非常に大きい。日本における産業規模の自動車の製造は1950年の終わりに始まったばかりであるが、その生産量は1970年代の初めから激増し、1990年に頂点に達した後、1995年までに現在の水準にまで徐々に減少した（図1参照）。2000年の総売上高（二輪車を除く）は14.4兆円近くに上る。これは国内総産出額の約2%にあたり、製造業における産出額の6.6%にあたる。2001年における自動車の輸出額は7.2兆円であったが、これは日本の輸出総額の約14%であった。自動車部品製造の下請け部門を含めると、産出額は40兆円を越え、電気製品部門に次いで二番目に大きな産業となっている。自動車産業の重要性は新車販売台数が消費支出の主要な指標とされていることにも反映されており、それはまた国の経済の健全性を表すものとも捉えられている。

図1．11社の生産台数の推移



参考) 日本自動車工業会のホームページに乗っているデータベース

環境面から自動車製造業の重要性を見ると、このような膨大な数の自動車の製造過程は、多大な環境負荷を生じさせていることが容易にわかる<sup>3</sup>。いくつかの具体的な数値を示せば、自動車の製造によって排出されるCO<sub>2</sub>は2000年において約540万トンであり、国の総排出量のおよそ0.44%である。PRTR法（化学物質排出把握管理促進法）に基づく大気へ

影響は極めて小さい。

<sup>3</sup> 筆者の2000年における環境報告書に基づく推計。

の有害化学物質の排出量は年間約2万トンであり、取扱量のおよそ3分の1を占める。水源の使用量は年間7千万 $m^3$ である。廃棄物発生量（リサイクルされる分を含む）は年間220万トンを超え、国の産業廃棄物の約0.65%を占めている。なお、これらのデータは自動車メーカーが自ら製造する場合以外の部品製造によってもたらされる環境負荷を含むものではない。

自動車による環境問題に関する議論は、一般的に自動車の「利用」という点に集中しがちであり、自動車の「製造」過程における環境への負荷については十分注意が払われることがない。トヨタの2002年の環境報告書では、在来型のトヨタ自動車におけるLCA(Life Cycle Assessment)は、汚染物質によって異なるが、総環境負荷の10%から50%が部品製造を含む製造段階にもたらされたものであることを示している。また、同報告書によれば、環境にやさしい低燃費小型ディーゼル車においても、製造時の環境負荷は30%から75%のものがあり、最も高い数値である75%は $SO_x$ の値である。このように、製造過程の負荷は無視できないものであり、車の運転がより汚染の少ないものになりつつある現在、車の製造過程にもっと多くの注意が払われるべきである。特に日本に関しては、それは意味のあることである。なぜなら、2000年に日本が製造した1100万台の車のおよそ半分は、海外へ輸出されているのである。これら輸出された車の運転が海外における環境負荷の原因となっている一方で、これらの製造は日本国内における環境負荷の原因となっているのである。

自動車製造で生じる主な環境負荷は、原材料と部品の製造から生じる。これは部品の3分の2が下請けによって製造されている日本において、特に顕著である。理想的には、製造から生じる環境負荷を計算する際には、「累積環境負荷」として、製造に関係したすべてを遡って計算に含めるべきである。しかし、日本の自動車製造業における何千もの中小規模の部品や原材料の供給業者のほとんどは環境に関するデータを有しておらず、本稿では取り上げていない。同様に、本稿においては、工場から出荷された後の輸送システムや販売などの過程で生じたいかなる環境負荷についても、考慮に入れていない。評価の対象となる範囲は、1990年から2000年間の自動車メーカー11社における製造と組み立ての過程に限定されている。日本のメーカーは環境報告書を4月から始まる会計年度に基づいて行っているため、本研究はこれに従い、例えば1990年度においては1990年4月1日から1991年3月31日までを対象とした。対象となるメーカーは以下のとおりである（カッコ内の数字は環境報告書が発行された年度）。：

ダイハツ工業株式会社(1999-2003)、富士重工業株式会社/スバル(2000-2003)、日野自動車株式会社(2000-2003)、本田研究工業株式会社(1998-2003)、いすゞ自動車株式会社(1999-2003)、マツダ株式会社(2000-2003)、三菱自動車工業株式会社(1999-2003)、日産自動車株式会社(2000-2003)、日産ディーゼル工業株式会社(2001-2003)、スズキ株式会社(2000-2003)、トヨタ自動車株式会社(1998-2003)

### 3. 推計方法と結果

一般的に、「エコ・エフィシエンシー指標」とは、環境負荷と経済的産出の比率と定義される。本稿では、以下の式で定義することとする。

$$\text{エコ・エフィシエンシー指標} = \text{環境負荷} / \text{生産台数}$$

環境負荷は、資源の投入や有害物質の排出の結果もたらされるものであり、物質毎にそれぞれの物理的な単位で量られる。経済的産出は、販売売上げや付加価値等を利用して、貨幣価値で量られる。あるいは、ある程度同種の製品の場合には、物理的単位で量られる場合もある。自動車製造業においては、通常、経済的産出を量る単位として、自動車の生産台数が用いられている。日本自動車工業会も生産台数を産出データとして用いており、本稿においてもこれを利用することとする。ここでは、自動車と言う場合、11のメーカーが生産するすべての四輪車（乗用車、トラック、バス）及び二輪車を含めることとする。すべての環境データは各メーカーの環境報告書から採ったものである。前述のとおり、これらメーカーは1990年代の終わりから環境報告書の発表を開始した。環境報告書が発表される以前のデータについては、これら報告書に当時のデータが遡って掲載されている場合には、これを利用した。データの充実度は各メーカーによって異なるが、これほどのような環境データをどの程度発表すべきかについて、法律的に義務付けられていない（PRTR物質除く）ためである<sup>4</sup>。2002年の「各メーカー環境項目対照表」においては、環境データの有効性は80%以上となっている。一部のデータが不足しているメーカーもいくつかあるが、全体に占める生産台数の割合で換算すれば、不足データはそれほど多くなく、データの有効性は高いといえる。データの有効性は年を遡るに連れて低下し、1990年の「各メーカー環境項目対照表」においては44%まで低下する。本稿において、1990年から2002年の間に対象とする環境項目は以下のとおりである（1990年から2002年までのデータがない場合はカッコ内に明記）。：水資源使用量, COD, VOC (1994-2002), CO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub>, 産業廃棄物総発生量（リサイクルの分含む）、PRTR法で定められた有害物質。

各項目における環境負荷は入手可能なデータの平均値に基づいて推計されたものである。平均値を導き出す際には、各メーカーからの環境負荷はその生産台数でウェイトされている。エコ・エフィシエンシーは当然、各メーカーによって異なるが、各メーカーはいずれも同様の環境で操業しているため、製造過程、技術及び使用される物質はほとんど同じである。そのため、特定の物質について特定の年のデータ入手が比較的困難であっても、推計は可能であった。推計値の信頼性は次の方法で示されている。

信頼性低：生産台数の3分の1以下に対する環境データしかない（斜線）。

信頼性中：生産台数の3分の1以上3分の2以下に対する環境データが有効な場合（グレー）

---

<sup>4</sup> Environmental reports follow the guidelines of The Japanese Ministry of the Environment, which started publishing such guidelines in1997.

信頼性高：生産台数の3分の2以上に対する環境データが有効（黒）な場合。

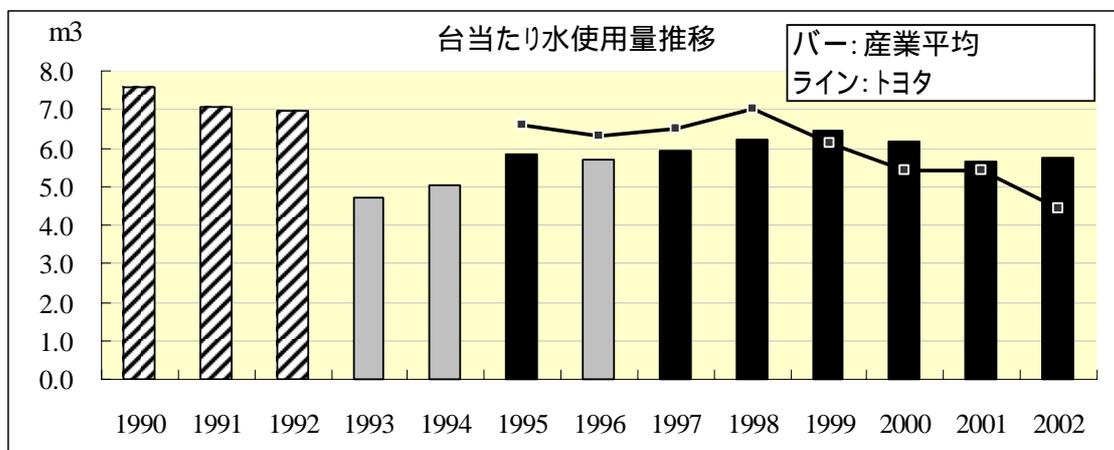
この研究の目的は中期的傾向を推計することにあるので、推計値は製造された1台毎のエコ・エフィシェンシーの高低を示すだけであり、正確な数値を示すものとはなっていない。いくつかの図においては、産業全体の平均値に加え、トヨタ等の大規模メーカーにおける推移も示す。

## 水使用量

自動車製造の際には、塗装の過程で大量の水が使われる。1993年から2002年までの産業全体における水の使用量は6-7千万 $m^3$ であった。水使用のエフィシェンシーは分析対象機関を通じて常に改善されていたわけではなく、むしろ1990年代の終わりにかけてわずかに悪化する傾向にあった。

しかし、1999年以降は確実に減少している。トヨタのデータもほぼ同様のトレンドを示しているが、エコ・エフィシェンシーの改善はそれより一年早く始まっている。なお、1990年から1992年の推計値は三菱自動車、日産、スズキ、スバルのデータのみに基づくものでやや信頼性は低いが、エフィシェンシーの変更は見えない。

図2



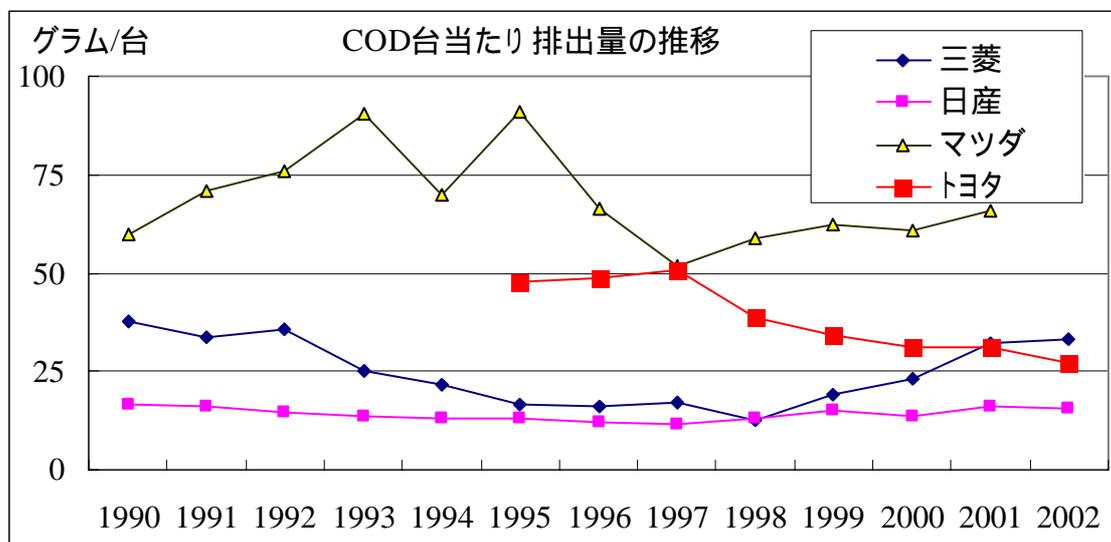
1990年代終わり以降のエフィシェンシーの改善は、まず各使用箇所における実際の水の使用量を量り、さらに、過剰な水使用を減少させるためのアクションプランを作成することによって、もたらされたものである。1999年から2002年間の産業全体におけるエフィシェンシーの改善は10%強だが、トヨタは2002年まで1998年に比べて台当たりの水使用を37%も削減し、2000年に目標として設定した1995年から2005年間の20%の削減を既に達成している。

### COD (科学的酸素要求量)の排出

ほとんどのメーカーは、CODに関するデータを一日における最大値、最小値及び平均値として発表する。データはしばしばそれぞれの工場毎に発表されるため、総排出量を産出することが困難である。マツダ、三菱自動車、日産の3社のみが総排出データを分析期間を通じてすべて発表しており、トヨタは1995年以降、いすゞは1997年以降発表している。その他の企業は全くデータを発表していないか、あるいは総排出量については1, 2年分のみ発表している。産業全体の傾向を推計するデータは十分にあるが、図3(大手メーカー4社のトレンド)に明らかとなっており、各メーカーのトレンドに相関性が全く見られないため、有意とは思われず、省略した。

マツダの2001年のエフィシェンシーの水準は1990年のレベルよりわずかに下回っているのが示されている。三菱自動車のパフォーマンスは1998年までに大幅に改善したが、その後次第に悪化し、2002年の水準は1990年よりわずかに下回っている。日産のCODにおけるエコ・エフィシェンシーはこの期間大きく変動せず、2002年の水準は実質的に1990年のレベルとほぼ同じである。

図3



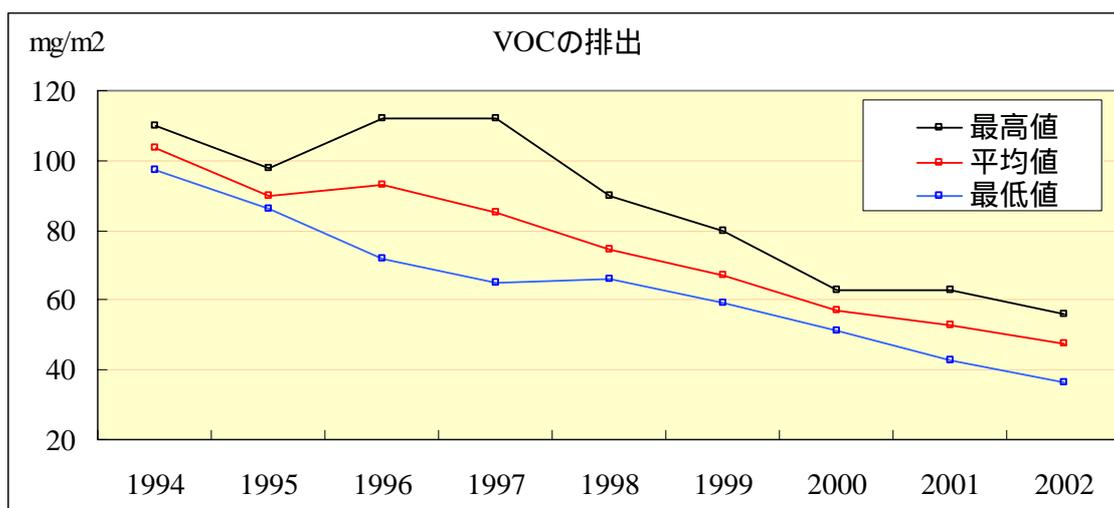
その水準は他のメーカーより低いのが、それは日産のデータが総量規制対象工場のみカバーしていることが一因である。トヨタのパフォーマンスは1997年まで悪化していたが、その後着実な回復を見せている。マツダの傾向はその逆である。2001年にトヨタの台あたりCOD排出量はマツダの半分であった。トヨタと三菱自動車におけるエフィシェンシーの

改善は、富栄養化をもたらす原材料・副質材の使用量の削減と脱室処理設備の導入等によって達成されたものである。

### VOCの排出

VOCは塗装の過程で塗料シンナーから排出される有害化学物質である。データは1994年以降のみ存在する。ほとんどのメーカーが年間総排出量としてではなく、塗装面積当たり ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ) で情報を提供しているため、図4は推計を加えずに環境報告書のデータをそのまま示したものである。1994年のデータにはダイハツと日産の二社のデータしか含まれていないが、2002年までにほとんどのメーカーがVOCデータを環境報告書に掲載するようになった。VOC排出は過去数年の間に大幅な改善が見られた。2002年に最も多くの排出 ( $56\text{mg}/\text{m}^2$ ) をしている日野自動車ですら、1994年に最も少なかったダイハツ ( $97\text{mg}/\text{m}^2$ ) の約2倍のエフィシエントとなっている。

図4



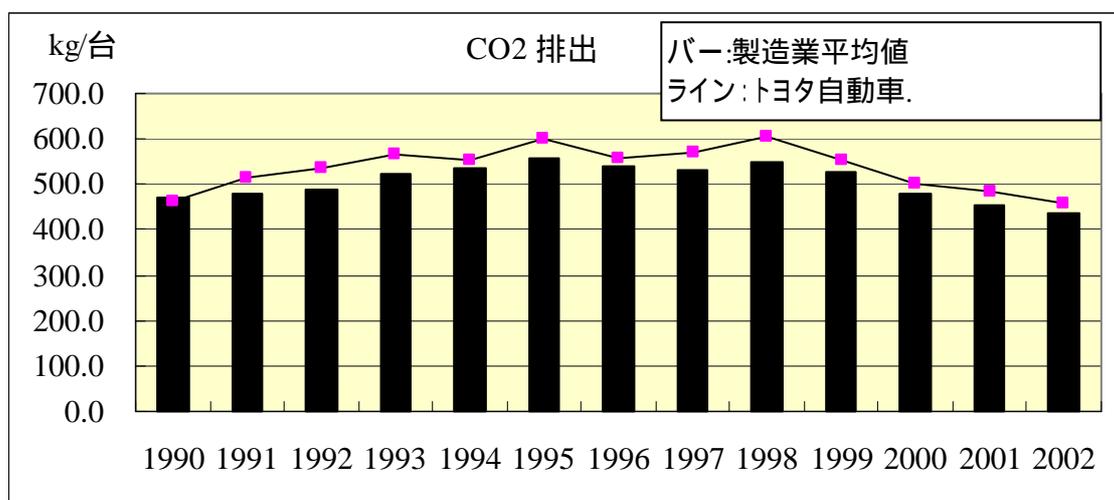
これは低トルエン、低キシレン塗料の開発や水性塗料の使用の増加、新型ペイントガンの導入、さらに使用済みの塗料シンナーの回収と再利用を通じたVOCの全体的な使用削減によってもたらされたものである。各メーカーは更なる削減が可能であると確信しており、長期的な目標 - エコ・エフィシエンスという概念において重要な側面である - を掲げている。日産の九州工場では世界で最も低い  $20\text{mg}/\text{m}^2$  という値を既に達成しており、これが他の工場やメーカーにおいても更なるエフィシエンスの改善が可能であるという見方の根拠にもなっている。

## CO2 排出

地球温暖化に関する関心や議論が非常に高まっていることもあり、スズキを除く全社が 1990 年以降のデータを発表している（スズキは 2000 年以降のデータのみ）。排出データは電力を含むすべてのエネルギー資源の使用量に基づいて算出されている。エフィシェンシーは 1995 年までは悪化の傾向が見られるが、その後は着実に改善している。台当たりの CO<sub>2</sub> 排出は、2002 年には 1990 年比で 7% 近く、1995 年比で約 21% 低下している。京都議定書はいまだ発効していないが、各自動車メーカーは、自らイニシアティブを取って、京都議定書に沿った規準を満たすような目標を設定している。例えば、トヨタは、生産台当たりの CO<sub>2</sub> 排出量を 2000 年までに 1990 年のレベルに削減することを目標としている。

さらに、これを達成した後、新たな目標を、2005 年までに 1990 年比 5% の削減とすることとしている。日産の中期環境行動計画（日産グリーン・プログラム 2005）は、2005 年までに CO<sub>2</sub> の総排出量を 1999 年のレベルから 10% 削減することとしている。スズキと三菱自動車は、2010 年までに 1990 年のレベルに対し生産台数当たり 20% を削減することを目標としている。

図 5

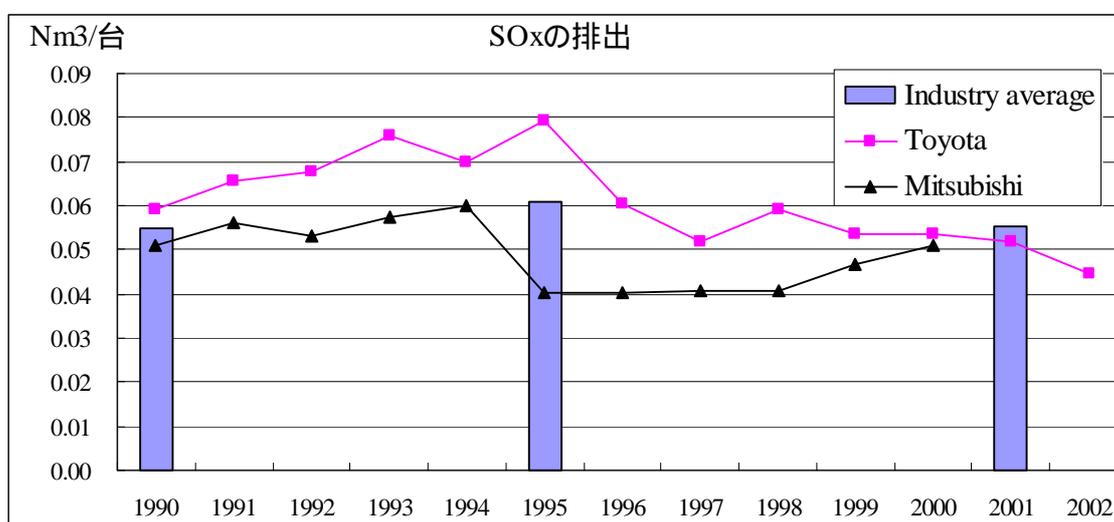


他のメーカーも同様に高い目標を設定している。エフィシェンシーの改善は、省エネ対策の導入とエネルギー源を CO<sub>2</sub> 排出の少ないものに換えることによって達成される。省エネ対策には、メーカーが現在のエネルギー使用構造を慎重に見直すことや、排出を抑えるための費用対効果の高い解決策を見つけることが含まれる。これらは、無駄な設備の稼働を停止するといった単純なことである場合もあるが、より複雑な組織的、技術的な解決策を必要とする場合が多い。例えば、トヨタが策定した省エネ対策には、「生産ライン集

約化による固定分エネルギーの低減、新設ラインでの工程短縮、設備への新技術の導入と小型化及びインバータ化、排熱回収等」が含まれる。また、「既存ラインでのエアブローの見直しや高効率機器への更新、設備の起動、停止時刻の最適化により不必要なエネルギーの低減」に努めている（トヨタ, 2003, p 29）。さらに、トヨタは、よりクリーンなエネルギー源に移行するため、2000年より風力発電による電力を毎年200万kWh 購入している。他のメーカーも同様に、既存の製造工程や技術の見直し及び新しい省エネ策の導入を行った結果、トヨタと同様のトレンドを見せている。

## SO<sub>x</sub> 排出

図 6



日本では、1960年代に、生産工程で排出されるSO<sub>x</sub>による大気汚染が深刻な環境破壊をもたらした。大気汚染防止法は1968年に施行され、その結果、70年代、80年代を通じて排出量は大幅に減少した。1985年までに排出量は1970年の5分の1以下となった。現在日本は、OECD諸国の中で、SO<sub>x</sub>に対して最も厳しい規制を課している。その結果、1990年までに実現が容易な削減策すべて実施されたと言ってよい。それ以降、自動車製造工場からの排出量は、法で定められた規制値よりもかなり低い水準で推移している。ほとんどのメーカーが各工場の一時間毎のSO<sub>x</sub>排出量の平均値を発表しているが、年間排出量を発表しているのは少数のメーカーに過ぎない。図6で示した1990年、1995年及び2000年の産業全体の平均推計値は、合計で産業全体の総生産量の約半分を産出する3から5のメーカーのデータに基づいている。また、図6には、トヨタと三菱自動車のトレンドも同時に示してある。ここでは1995年前後に台当たりのSO<sub>x</sub>排出量が急激に減少したのを見て取れる。これは一部

にCO<sub>2</sub>排出を削減するための省エネ策の結果であり、また同時に、より少ない硫黄を含む燃料の使用によってもたらされたものでもある。例えば、三菱自動車は、1994年にボイラーの小型化を実施し、都市ガスに切り替えている。

### 産業廃棄物

図 7

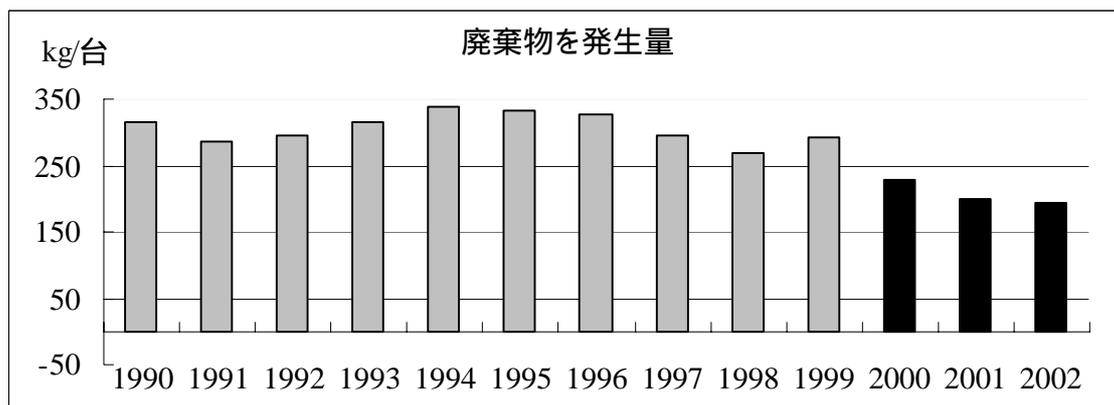
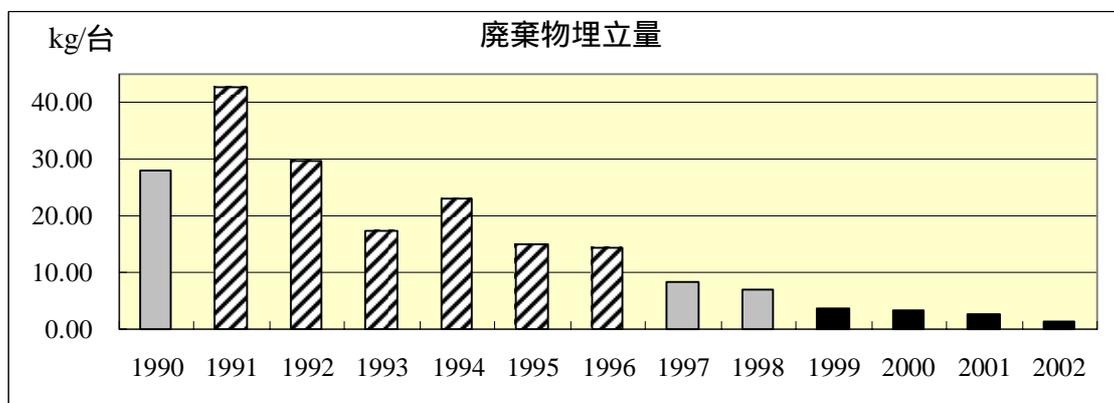


図8



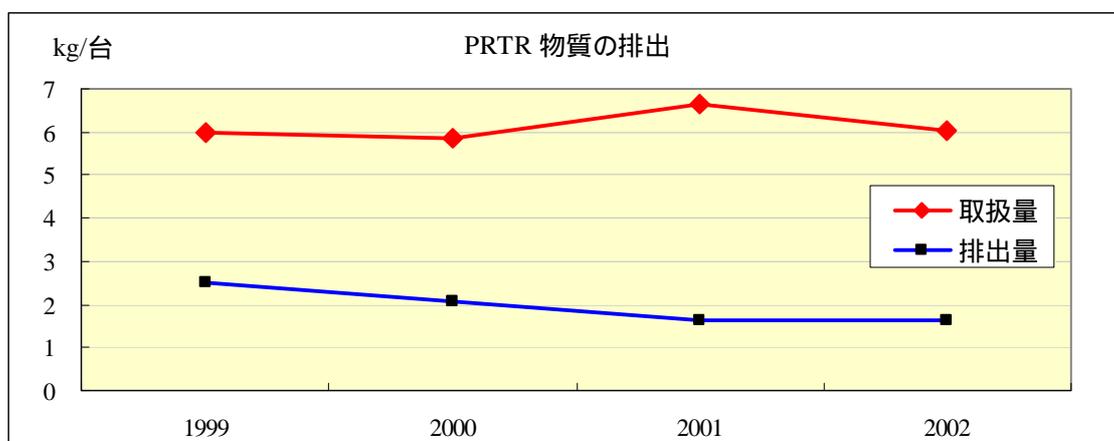
日本国内における廃棄物処理施設のキャパシティーは限界に達しつつあるため、いくつかの都道府県においては、廃棄物の不法投棄が深刻な環境悪化を引き起こしており、不適切な廃棄物焼却が有害化学物質（中でもダイオキシン）を発生させ、廃棄物の管理と低減はかつてないほど重要な問題となっている。状況の深刻さを理解するため、自動車メーカーは廃棄物の発生から処分までの管理の改革に着手し、現在では、ほとんどのメーカーが廃棄物管理の詳細なフローチャートと廃棄物の内訳を公表している。しかしながら、廃棄物のカテゴリーの定義や公表内容の詳細の程度はメーカー毎に異なり、さらに同じメ

メーカーであっても年毎に異なっているのが現状である。したがって、ここでは、総廃棄物発生量（リサイクル前のもの）と埋立廃棄物（焼却灰を含む）という二つのカテゴリーのみを取り上げることとした。総廃棄物発生量は、1990年代の半ばまで、ゆっくりと、しかし確実に減少していた。その後、急激に減少し、2002年には1994年より42%以上少なくなっている。例えばマツダは、「鉄板から型抜きを行う際に端材を最小化させる、切削液や電着塗料などを循環使用したり、長寿命型に変更する」などの改善を行っている（マツダ、2000）。

発生した廃棄物の大部分はリサイクル、再利用、あるいは焼却される。2002年までにすべてのメーカーのリサイクル率は90%以上に達している。高いものは98.9%（日産）、98.3%（マツダ）、97.7%（トヨタ）等に上る。埋立廃棄物は、分析対象期間中、最も優秀なエコ・エフィシェンシーの改善を見せた環境カテゴリーである。1990年から2002年の間に95%以上の削減が見られた。すべてのメーカーが「埋立廃棄物ゼロ」と名付けた埋立廃棄物低減の目標を自らに課すことを宣言したのである。ところで、各メーカーは目標として同じ言葉（埋立廃棄物ゼロ）を用いているが、必ずしも実際に埋立廃棄物を「ゼロ」にするわけではなく、具体的な目標値をそれぞれのメーカーが独自に定めている場合もある。例えばスズキ、日産及びダイハツは、1990年比1%（すべて2001年に達成）、トヨタは1995年比5%（2000年に達成）、三菱自動車は総廃棄物発生量の0.1%（2002年に達成）、マツダは対1990年比5%（2002年に達成）、ホンダは実際に「ゼロ」（2000年に達成）としている。これらの目標は、より良い廃棄物管理と技術によって達成されたものである。富士重工（宇都宮事業所）は、ゼロ・エミッション活動として、不要物総量の削減、分別徹底によるリサイクル向上、難処理廃棄物の最適処理化、有害廃棄物の削減を課題にあげている。（富士重工、2002）

## PRTR 対象物質

図 9



PRTR 法は 2000 年に施行され、調査対象 354 化学物質が年間 500kg 以上使用される際には PRTR システムに登録をすることとなった。登録されたデータは、対照表の形で公表され、それぞれの化学物質の取扱量、消費量（最終材における残余量）、リサイクル量、廃棄物となった量、化学変化した（除去された）量、大気、水、土壌に排出された量が管理されている。いくつかのメーカーが 1999 年の予備調査の結果を公表しており、残りについては筆者の推計によるものであるが、2000 年以降は、法によって義務付けられたため、すべてのデータは各メーカーが環境報告書で発表しており、これを採用した。図 9 は取扱量と環境への排出量の推移を示している。総使用量には大きな変化は見られないが排出量は 1999 年と 2002 年の間に 35% 以上減少している。

#### 4. 結論と課題

以上の分析の結果、VOC、埋立廃棄物、PRTR 対象物質の排出に関し、エコ・エフィシエンシーは分析対象全期間を通じて大幅に改善されたことが明らかになった。また、CO<sub>2</sub> 及び SO<sub>x</sub> の排出量及び総廃棄物発生量に関しては、エコ・エフィシエンシーは 1995 年まで悪化した後、着実かつ大幅に改善を見せていることが示された。水の使用量については、1990 年代の終わり以降にわずかに減少したが、水質汚濁（COD）に関しては明確なトレンドは現れなかった。このように、概していえば、日本の自動車製造業は、エコ・エフィシエンシーを明らかに改善しており、その多くは 1995 年以降に実現したものであった。

ところで、これら各メーカーが環境プロファイルを改善するインセンティブは何であろうか。環境負荷の低減は環境破壊に対する将来の補償請求や訴訟を防ぐことになるかもしれないが、それは「最悪の場合のシナリオ」に過ぎない。日本の自動車メーカーは、これまで長い間、環境規制を守り基準を満たしてきた。本田技研の吉野取締役社長の言葉は、彼らの目指すものをより明確に表している：「世界中のお客様から「存在を期待される企業」となることを 21 世紀のビジョンとし、『喜びを次世代へ』『喜びの拡大』『喜びの創造』を、行動の 3 つの柱と位置づけ、企業活動を推進しています。」（本田技研工業，2001，p5）。言い換えれば、消費者の厳しい目に耐えて競争力を維持するために、責任ある企業は、持続可能な環境に対して高い関心を持ち、その成果を公表し続けなければならないのである。企業が注意を払うべきはもちろん消費者だけではない。それは株主であり、投資家であり、従業員であり、地域住民であり、また企業から環境面で何らかの影響を被る主体である。さらに、発展を持続可能なものにすべきであるという道徳的な義務に対し、一般社会の関心も急速に高まっており、それが企業に対する圧力にもなっている。したがって、企業は、環境問題で過ちを犯したり大幅な遅れをとるなどして一旦スポットライトを浴びると、多大な損失を被ることになる。また、今日、経営者達の考え方や価値観も変化してきている。利益を最大化し株主を満足させることは、当然彼らのトップ・プライオリティーであるが、同時に、社会問題や環境問題を尊重することも良い経営者の特徴とな

りつつある。最後に、多くの場合、エコ・エフィシェンシーの改善は、長期的には実際に節約を意味するということを覚えておかなければならない。より少ない物質とエネルギーの投入は直ちにより少ない費用を意味し、より少ない廃棄物は廃棄物処理にかかる費用がより少なくてすむことを意味する。筆者は、本稿における分析を、今後さらに、エコ・エフィシェンシーの改善に費やした費用の調査とエコ・エフィシェンシーの改善によって生じた節約の推計へと発展させることとしたい。

日本の自動車メーカーは環境報告書の発表を1990年代の終わりに開始し、2000年までにはすべてのメーカーが同様の報告書を発表するにいたった。既に述べたとおり、環境省は報告書のガイドラインを設けているが、各メーカーが発表した報告書の水準（いかに詳細なデータを有するか、等）については、メーカーによってかなりの差が生じている。いくつかのケースにおいては、投入量、廃棄量、または排出量の絶対値が掲載されておらず、対前年度比に関する情報しか得ることができない。今後、同様の推計やメーカー間の比較をより正確に行うためには、いくつかのメーカーについては、環境省のガイドラインに沿って、環境データの絶対値での統計をもっと公表すべきである。さらに、将来的には、これら環境報告書の第三者による監査が実現することが望ましいであろう。

参考文献：

- [1] いすゞ自動車株式会社『環境報告書』1999, 2000, 2001, 2002, 2003
- [2] スズキ株式会社『環境レポート』2000, 2001, 2002, 2003
- [3] 社団法人 日本自動車工業会(JAMA)のホームページ：[www.jama.or.jp](http://www.jama.or.jp)
- [4] トヨタ自動車株式会社『環境・社会報告書』1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003
- [5] ダイハツ工業株式会社『環境報告書』1999, 2000, 2001, 2002, 2003
- [6] 日産自動車株式会社『環境・社会報告書』2000, 2001, 2002
- [7] 日産ディーゼル工業株式会社『環境報告書』2001, 2002, 2003
- [8] 日野自動車株式会社『環境報告書』2000, 2001, 2002, 2003
- [9] 富士重工業株式会社『環境報告書』2000, 2001, 2002, 2003
- [10] 本田研究工業株式会社『環境年次レポート』1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003
- [11] マツダ株式会社『環境報告書』2000, 2001, 2002, 2003
- [12] 三菱自動車工業株式会社『環境報告書』1999, 2000, 2001, 2002, 2003
- [13] Anite Systems (1999) A first set of eco-efficiency indicators for industry, Luxembourg
- [14] DeSimone, Livio D. and Popoff, Frank (1997), *Eco-efficiency*, The Business Link to Sustainable Development, The MIT Press
- [15] Japan Automobile Manufacturers Association (2001): The Motor Industry of Japan
- [16] OECD (1998), *Eco-efficiency*, OECD
- [17] Shimokawa (1994), *The Japanese Automobile Industry*, The Athlone Press
- [18] The Ministry of the Environment, Government of Japan (2001), *Environmental Reporting Guidelines*
- [19] United Nations (1993): *'Agenda 21' Report on the United Nations Conference on Environment and Development*. Volume I. New York
- [20] Verfaillie, Hendrik A. and Bidwell, Robin (2000) *Measuring Eco-efficiency*, A Guide to Reporting Company Performance, WBCSD
- [21] World Business Council for Sustainable Development (2000): *Eco-efficiency: more value with less impact*, WBCSD



*Recent Development in Environmental Economics 2004*

## 環境再生の課題と費用負担問題

除本理史  
東京経済大学経済学部

# 環境再生の課題と費用負担問題

## 除本理史\*

### 1. 問題の所在

#### 1.1 環境再生と「負の地域的環境ストック」

「戦争と環境破壊の世紀」といわれる 20 世紀に破壊された環境の復元・再生が、いま公共政策の中心になろうとしている。この環境再生の動きは、世界に広がっている。海外では、イタリアのポー川流域での干拓地の湿地再生や、アメリカのフロリダ半島での蛇行状の川の再生のような大規模な自然再生、ドイツのフライブルク市ヴォーバン地区での軍事基地のエコ・シティへの再建などが知られており、日本でも大阪市西淀川区、尼崎市南部、倉敷市水島地区、川崎市南部、名古屋市南部で、大気汚染公害裁判が和解解決した後に、公害患者が被告企業からえた損害賠償金の一部を、地域の環境再生のために拠出するという動きが広がっている。例えば、大阪市西淀川区では、公害患者らが（財）公害地域再生センター（あおぞら財団）を設立し、環境再生に取り組んでいる。環境再生事業の内容は、被害の救済と除去、住みよい美しい都市・農村づくり、サステイナブル・エリア（サステイナブル・コミュニティ）の形成、という 3 つの課題からなる（宮本，2000，2002）。環境再生の課題は、単に「過去のツケの後始末」にとどまらず、地域社会の「環境的豊かさ」(environmental wealth)を総合的に取り戻していくことを目指すものであり（寺西，2002，pp.332-333），その意味で、大島（2002，p.238）のいう「ストック創造的性格」をもつといっている。また、地球環境保全に向けた射程も有する課題である（大島，2003，p.6）。

現代を維持可能な社会(Sustainable Society)への過渡期ととらえれば、環境再生は少なくとも、この過渡期における環境政策の主要な政策目標の一つでなければならない。しかし、環境基本法に基づいて展開されている現在の日本の環境政策には、「環境負荷の低減」および「循環」というフロー面での理念ないし政策目標はあるものの、現にある地域的な環境条件というストックを前提とした「環境再生」の政策目標が欠けている。いいかえれば、「具体的な環境政策を展開する場が政策の中にインプットされていない」のであり、「場を抜きにしたフローに対する環境政策の投入は 十分かどうかはともかくとして なされてきたが、ストックとして現存する環境を前提とした政策の投入が……ほとんどないのではないか、ということである」（淡路，2003，p.34）。

ここで、環境再生の前提となるストックの要素とは、具体的にどのようなものであろうか。まず第 1 に、公害病の認定患者を頂点とし、自然環境や生態系の破壊を基底とする「環境被害のピラミッド構造」の総体が挙げられる（寺西，2002，pp.328-330）。これは、「スト

\* 東京経済大学経済学部 〒185-8502 東京都国分寺市南町 1-7

ック公害」といわれるような環境問題だけでなく、フローの汚染による被害の地域的集積・累積をも含むものである。第 2 に、そうした環境破壊をもたらす地域的な政治経済システムの構造自体も射程に入ってくる（寺西，2002，p.330）。これは、地域環境資源（土地・大気・水資源・建造物・植生など地域に固着する環境要素）をめぐる物理的・政治経済的な連関であり、「地域的環境経済システム」として把握される。地域的環境経済システムは、自然条件、物的設備、社会組織によって成立し、それらを産業構造、交通システム、エネルギー供給システム、水資源利用システム、物質・廃棄物循環構造、住民生活構造というサブシステムが結合している。サブシステムの物理的連関と政治経済的連関とは相互規定的な関係にある（佐無田，2003，pp.272-274）。ここでは、以上のような地域的環境経済システムとそれによって引き起こされてきた環境被害の総体を「負の地域的環境ストック」と呼んでおきたい。つまり、環境再生の前提となるのは、ある時点のある地域における「負の地域的環境ストック」である。このことは、新たな施策を講じる際の遡及効果の問題にかかわる。これまで放置されてきた負のストックを除去・修復するのであるから、過去に遡って関係主体に新たな費用支出を求めることになるのである。

「負の地域的環境ストック」の除去・修復は、累積の予防とあわせて行われなければならない。したがって実際の環境再生政策は、「環境負荷の低減」や「循環」というフロー面での施策と一体のものとして実施されることになる。

## 1.2 費用負担問題

### 1.2.1 費用の分類

一般に環境政策には費用がかかり、その負担問題 どのような費用を誰がいくら支払うべきかについての根拠づけ の検討が重要になる（都留，1968，植田，1996，寺西，1997）。寺西(1997)の整理によれば、環境問題に関連して発生する各種の費用支出（以下、環境費用という）は、(1)環境保全に関連するポジティブな意味合いでの費用、すなわち環境保全に関連する“環境配慮の経費”と、(2)環境破壊に関連するネガティブな意味合いでの費用、すなわち何らかの環境破壊によってもたらされる様々な環境被害に起因する後始末的な“諸費用”とに分かれる。その内容は、表 1 のように例示しうる。これらの費用は明らかに、環境再生政策においても必要となる費用である。表 1 における「ポジティブ」か「ネガティブ」かという区分は、都留(1973)に基づき諸富(2002)が整理したように、環境被害の発生以前に費用支出がなされる事前的支出か、あるいは被害発生後に必要となる事後的支出か、という区分（吉田，1998，p.276 の表現を借りれば「前向き」か「後ろ向き」か）にほぼ対応すると考えられる（ただし、取引費用や行政費用は事前・事後にかかわらず発生するであろう）。

表 1 環境費用の構成（寺西，1997）

- (1) ポジティブな意味合いでの環境費用
  - 被害予防費用
- (2) ネガティブな意味合いでの環境費用
  - 被害補償費用（広義）
    - 1 財産被害など事後的に補償可能な場合 ...被害補償費用（狭義）
    - 2 生命被害など事後的に補償不可能な場合...被害代償費用
  - 被害修復費用（完全修復，部分修復，代替修復）
  - 被害緩和費用
  - 被害取引費用
  - 被害行政費用

なお都留(1968)は、公害防除費用，防除技術開発費用および救済費用からなる「公害費用」あるいは「公害関係費用」という概念を用いており、「国民経済的次元で費用の計算をおこなうべきなので，国民相互間の移転支払は計上しない。たとえば私法上の賠償負担は公害費用とはしない」(p.161)と述べている。これに対し，上記の環境費用の定義は「私法上の賠償負担」をも含むものである。

## 1.2.2 費用負担原則

### 1.2.2.1 既往研究について

ではこうした費用について，誰にどの程度の負担を求めるべきか。これは，費用負担原則の問題である。表 2 は，主な論者が整理した費用負担原則（論者により費用負担原理，支払い原理とも呼ばれ，定義にも若干の違いがある）をまとめたものである。このように論者により議論が分かれているが，このうち諸富(2002)は，どのような条件下で，いかなる負担原則を適用すべきかという点について検討を行っている。これを筆者なりに要約すれば，次のようになる。(1)公平性に適っていること，原因者の環境負荷削減努力を誘発すること，生産過程そのものを低環境負荷型に変える技術開発を誘発すること（動学的効率性）から，原因者負担原則およびそれと重なり合う「拡大生産者責任」の確立が重要である。原因者が負担すべき総費用を複数主体間に配分する際は，個々の排出者等の寄与率を反映する方法で行うことが望ましい。(2)ドイツでは，肥料に含まれる硝酸塩による地下水汚染を背景として，肥料投下の制限によって農家が被る経済的損失を水利用者の支払う水料金によって補償しているが，この肥料投下のように，不可欠であって代替的な方法がない場合は，原因者負担原則を適用しても環境負荷低減につながらず，農家の負担を増加させる

だけなので、むしろ農家の損失を受益者負担で補償する方が望ましい。また、森林などのように公的機能がある場合は、その保全のための費用は受益者負担によるべきである。(3) 正当な理由がない場合は、公的負担の比率を高めるべきではない。日本では、本来は原因者負担原則が適用されるべきところで公費負担となっている場合が往々にしてある。(4) アメリカのスーパーファンド法では、土壌汚染の浄化において公的負担をなるべく避けるため、広い範囲の主体を含む潜在的責任当事者に負担を求めている。潜在的責任当事者の範囲については、汚染された施設の現在の所有者および管理者、有害物質が施設に処分された当時の所有者または管理者、有害物質を所有または占有し、他人によるその処分または処理を準備した者、有害物質を運搬のために受領し、または受領した者（自ら処分地を選択した者に限る）と同法で規定されている。さらに、直接的な汚染者や潜在的責任当事者がすでに存在しない、あるいは負担能力がないといった場合でも、土壌汚染の原因となる化学物質に広い意味で関連する産業セクター（いわば拡大原因者）の支払う特別税等を主な財源とする信託基金から浄化費用が調達される。このように原因者負担原則が徹底できない場合は、潜在的責任当事者や拡大原因者に対して負担を求めることが望ましいが、その根拠づけについては今後より一層の研究が求められる。

このうち原因者負担と公費負担に関する(1)(3)の結論については、各論者とも概ね一致しているように思われる。ただし(3)に関して、国家や自治体の責任と費用負担の問題は、国営・公営企業が直接の汚染原因者であるケースなど責任が明瞭な場合は別として、水俣病における行政責任のような事例では、直接的な汚染原因者の責任とは同列に論じられず、議論の余地がある（植田，1996，p.22，吉田，1998，p.285）。

表2 主な論者による費用負担原則の整理

植田(1996)	寺西(1997)	吉田(1998)	諸富(2002)
・汚染者（原因者）負担の原則（PPP）	・応能原理	・ビッグー的原理	・原因者負担原則
・受益者負担	・応益原理	・OECD の PPP（汚染者支払い原則）	・受益者負担原則
・公共負担	・応因原理	・支払い能力原理	・納税者共同負担原則（公的負担）
	・応責原理	・受益者負担の原理	・潜在的責任当事者負担原則および拡大原因者負担原則
		・潜在的責任当事者の原理	

また(2)の森林保全の事例は、吉田(1998)が「受益者負担の原理は、さきの『将来に向かって、前向きな費用』の支出の際に一番当てはまり、積極的な環境保全の費用を、その環境

保全の受益者が共同で負担するものである」(p.280)と述べている内容と同様である。なお(2)の肥料投下の事例は、コースの定理における権利の割当ての問題であり、汚染原因者に補償をしつつ環境負荷を低下させるべきだという合意が関係主体間に成立しているものと解される。本稿では検討しないが、このような受益者負担のケースに関しては「不可欠であって代替的な方法がない」というだけではなく、こうした合意がいかにしてなされるのか、という点の分析が必要であるように思われる。例えば、戦前の別子煙害事件の煙害賠償契約では、これとは対照的に汚染原因者が被害者に補償をしつつ、一定の生産制限も行っているが(宮本, 1975, p.67, 畑, 1997, pp.183-185), こうした事例との違いについて検討の余地があるのではないか。

#### 1.2.2.2 環境再生において重要となる費用負担原則

環境再生という文脈においてとくに重要なのは、(1)の原因者負担の確立と、(4)それが困難な場合に潜在的責任当事者や拡大原因者に対して負担を求める際の根拠づけである。環境再生においては、前述のようにある時点のある地域における「負の地域的環境ストック」が前提となる。鉱害地域の復旧など、日本の過去の地域再生事業では、汚染原因者の責任が十分に追及されてこなかった。近年の大気汚染公害訴訟の和解後における地域再生では、加害企業が一定の賠償金を出しているが、今後、公園などに利用する土地が産業廃棄物で汚染されているような場合の浄化費用や、埋立地の復元費用などについて、企業の負担を改めて求める必要があるだろう。また、川崎臨海部や尼崎南部のような重化学工業の集積する地域では、地域の資源・人材・技術との連関の強い産業構造へと変えていく努力が企業に求められる(宮本, 2000, pp.151, 161)。

しかし実際には、原因者負担の適用が困難であるケースも考えられる。現に存在する負のストックの除去・修復に要する費用は、関係主体に対してその負担が遡及的に求められる。これは、スーパーファンド法と同様の困難を生じさせる。環境再生の費用に対する原因者負担の遡及的適用が困難な例として、第1に、土壌汚染のようなストック公害の場合、直接の汚染原因者が判明しなかったり、すでに存在していないというケースが考えられる。第2に、被害を防止する適切な対策がなされず、長期に被害が累積してきている場合、直接の汚染原因者に補償や汚染除去を進めるための資力が十分でないというケースがありうる。「現代はポスト工業化(知識社会化)・少子化・成熟化・環境志向という経済社会の新段階への移行期にあり、[大都市圏]臨海部の遊休地拡大はその表れである」(中村, 2001, p.23)という認識に立てば、環境再生に向けた重化学工業地域の土地利用転換の必要性が今後ますます増大すると考えられ、こうした中で原因者負担の遡及的適用の困難性は大きな問題となりうる。また第3に、環境再生が対象とする「負の地域的環境ストック」は範囲が広いために、原因者に負担を求める場合でも、全ての費用をカバーできない可能性がある。1990年代後半以降、水俣病や大気汚染公害に関する訴訟の和解において、原因者(企業, 行政)から地域再生資金が拠出されるようになったが、環境再生に要する費用の総額

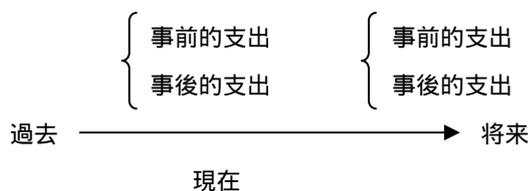
には到底及ばない額であるといつてよい。これらのとくに第 1 と第 2 の問題に対処するために、スーパーファンド法では、潜在的責任当事者および拡大原因者による費用負担を導入していると考えられる。しかし、潜在的責任当事者および拡大原因者に負担を課す根拠づけが説得的でない、不満が蓄積され、法改正や法の継続阻止を求める動きが出てくることになる（諸富，2002，p.143）。これは、原因者負担を遡及的に適用することが困難な場合、「負の地域的環境ストック」の除去・修復の費用を潜在的責任当事者や拡大原因者からいかなる根拠や制度のもとに調達すべきか、という問題を提起する。

次に、「負の地域的環境ストック」の累積を予防するための費用負担制度についてはどうであろうか。後述の環境責任に関する欧州委員会の指令案は、土壌汚染の浄化責任を汚染原因者に負わせることを提案しているが、スーパーファンド法と異なり、遡及効果はないとしている。土壌汚染の浄化費用は事後的費用と位置づけられるが、この指令案の費用負担上の含意は、同じ事後的費用であっても、現に存在する汚染の浄化費用と、今後発生する可能性がある汚染の浄化費用とでは、同一の費用負担原則が適用されない（ケースがありうる）ということである（図 1 参照）。指令案は、今後発生する可能性のある事後的支出を原因者負担とすることで、土壌汚染や生物多様性への被害を予防するインセンティブ効果を意図している。したがって、今後発生する可能性のある事後的支出および現時点での事前的支出を原因者負担とすれば、負のストックの累積を予防することになり、将来の事後的支出が小さくなると期待される。

以上繰り返せば、現在および将来の費用に関する原因者負担の確立、そして、とりわけ現にある「負の地域的環境ストック」に関して原因者負担の確立が困難な場合、潜在的責任当事者や拡大原因者に負担を求める際の根拠づけや制度設計をいかに行うかということが、環境再生という文脈で費用負担問題を考える上での重要な課題である。

このような問題意識から、第 2 節では原因者負担原則に関する近年の動向を 3 つの流れに分けて整理したい。

図 1 環境費用と時間軸



## 2. 原因者負担原則に関する近年の動向

### 2.1 原因者負担による支払対象の拡大 アメリカ・EU・日本

まず、原因者負担（原則）について説明しておく必要がある。本稿における原因者負担原則とは、経済協力開発機構(OECD)が提唱した汚染者負担原則(PPP)の日本的適用を念頭においている。都留(1973)は、公害にかかわる費用を(A)防除費用、(B)ダメージ救済費用、(C)ストック公害除去費用、(D)監視測定・公害行政等の間接費用に分け、OECDのPPPは(A)のみを対象としたが、少なくとも(A)と(B)は概念上連続しており、PPPの対象を(A)に限定すべきでないとした。日本では実際に、PPPがOECDの定義よりも広く適用されてきた。農用地の土壤汚染の浄化などに関する公害防止事業費事業者負担法はその代表的な例だが、原因者負担の比率が低いという問題が指摘されてきた(宮本,1989,pp.233-234,吉田,1998,p.210)。この日本版PPPは、スーパーファンド法にみられるように、国際的に普遍性をもつようになっている(宮本,1989,pp.224-225,植田,1996,pp.20-21)。この流れは、欧州連合(EU)においても同様であり、原因者による支払対象を従来の人身被害・財産被害から、土壤汚染の浄化費用や生物多様性に対する被害へと拡大する指令案が欧州委員会で採択されている。

EUでは、指令案に至るまでに、先例としてアメリカに関する調査がなされた(Boyd,2000など)。アメリカでは、スーパーファンド法や油濁法で、公共信託財としての自然資源に関する損害賠償を定めている。商務省国家海洋大気管理局(NOAA)が作成した、油濁法のもとでの自然資源損害評価ルール(1996年の最終ルール)は、得られた賠償金が資源復元プロジェクトに使われるため、「どの程度の自然資源再生プロジェクトが必要か」という実物的補償を基礎とする方向で全体の内容が構成されている(竹内,1999,pp.40-41。より詳しくはPenn,n.d.など)。

欧州委員会は2002年1月23日、環境責任(Environmental Liability)に関する指令案(European Commission,2002)を採択した。指令案は、2004年2月現在、欧州議会と閣僚理事会の意見調整のための調停委員会で議論されている。指令案の内容は次のとおりである。土壤汚染や生物多様性への被害に関して、関係当局は管理者(operator)に対して、予防または回復措置を講じるよう要求でき、その費用は管理者が調達する。これらの措置は、関係当局自身あるいは第三者が実施することもでき、あるいはそれらを組み合わせてもよい。ただし、その場合でも責任を負うべき管理者から費用が回収されなくてはならない。

指令案の背景にある基本的な考え方は、2000年2月9日に採択された「環境責任に関する白書」(European Commission,2000;以下、白書という)に示されている。白書は、環境責任の目標(aim)を「環境被害の原因者(汚染者)に対して、自らの引き起こした被害を修復するための費用を支払わせること(making the causer of environmental damage (the polluter) pay for remedying the damage that he has caused)」(p.13)だとしている。環境にとって危険な活動には厳格責任が、そうでない活動には過失責任が適用される(p.18)。環境責任は、PPPを実効あるものにするための手段であると規定されている(p.14)。人身被害・財産被害という従来の被害だけでなく、生物多様性への被害、および汚染されたサイトからなる環境被害も、環境責任の対象となる(p.16。ただし、人身被害・財産被害は既存の法体系である

程度対処可能なため、指令案ではさしあたり対象から除外された。司法アクセスの問題や、行政・司法当局がいかにスピーディーに対応できるかということにもよるが、環境責任は企業に対してより責任ある行動をとらせるインセンティブを創出する(p.15)とされる。なお、賠償責任保険は、環境責任の目的を果たすために重要な手段だとされているが(p.23)、インセンティブ効果を低下させるのではないかという点については触れられていない。

欧州委員会の提案する環境責任は、PPPの対象となる環境被害の範囲を拡大することにより、被害を引き起こしうる主体に対して被害を予防するインセンティブを与えようというものである。欧州委員会のPPPの解釈は、上記(B)(C)を対象としているので、当初のOECD提案より日本版PPPに近い。

日本でも1990年代後半以降、水俣病や大気汚染公害に関する訴訟の和解において、原因者(企業、行政)から地域再生資金が拠出されるようになった。これは、環境再生に要する費用の総額には到底及ばない額であるとはいえ、健康被害に関する不法行為損害論の中心をなす交通事故賠償法理の現状からすれば、判決で賠償を命じることは困難であるような費用を含んでいる(淡路, 2002)。したがって、原因者の負担する費用の範囲を拡大するという点で、日本における公害地域再生資金においても、欧州委員会の環境責任指令案と同様の流れを看取できる。

## 2.2 原因者の範囲の拡大

### 2.2.1 被害をもたらすシステムの全体が問題に

宮本(1989, p.220)は「PPPは今後はより拡大し、製造業者責任論へと移っていくと思われる。たとえば、自動車公害については自動車製造者の責任がとわれるだろう。京都市は部分的にしか実現できなかったが、空缶条例のように、廃棄された空缶や有害なゴミ(水銀電池、PCBをふくむ電気器具など)の回収と安全処理の費用負担が、今後は生産者に求められていくにちがいない」と述べた。こうした方向性はその後も、東京大気汚染公害訴訟(1996年提訴)や1990年代以降のOECDによる拡大生産者責任の検討などに現れている。

これらの動きは、消費過程から生じる環境問題に関して、最も直接的な汚染原因者である消費者でなく、製造事業者の責任を問うという形で、原因者の範囲を拡大するものだといえる。汚染原因者の範囲を拡大するという意味で、これらはスーパーファンド法における潜在的責任当事者や拡大原因者への費用負担の拡大と共通する。こうした原因者の範囲の拡大は、直接的な汚染原因者と被害との因果関係だけでなく、汚染被害をもたらしているシステムの全体を問題にする動きだと考えられる。宮本(2000, p.150)は、「アメリカのスーパーファンド法のように、汚染可能性をもっている化学や金属の会社から負担金をとって基金をつくる方法をとれば、個別の地域における汚染の因果関係を明らかにしなくても、事業者の責任をとらせることになるのではないか」と述べている。前述の水俣病における行政責任と費用負担の問題も、直接的な汚染原因者であるチッソだけでなく、行政のチッソに対する規制権限等の不行使、あるいは助長・負担という責任の構造を踏まえ、それに基づいて原因者負担を拡大するものであると解される(第3節で後述)。これらの事例は、

以上のような共通点と同時に、相違点があることにも注意すべきである。すぐ後で述べるように、自動車排ガス汚染問題における自動車メーカーや道路管理者としての行政は、汚染原因者のグループに含まれるのに対し、水俣病における行政責任は、直接の原因者であるチッソに対する規制権限等の不行使、あるいは助長・負担という相対的に間接的な責任が問われたのであって、これらの責任の構造には違いがある（もちろん、道路公害訴訟でも行政のこうした責任が同時に問われている）。

### 2.2.2 自動車排ガス汚染と自動車メーカー

東京大気汚染公害訴訟（以下、東京訴訟という）では、それまでの大気汚染公害訴訟と異なり、自動車メーカーが初めて被告とされた。これは、従来の訴訟のように特定地域での工場や道路による大気汚染を問題とするのではなく、東京都の23区全域と多摩地域の道路沿道という広域の大気汚染を問題にしており、共通する主な汚染源が特定工場や特定道路ではないという事情による（渡邊，2001，p.23）。つまり、東京訴訟は「都市政策やクルマ社会そのものの見直しを迫る射程をもつ」（小沢，2001，p.65）のであり、自動車排ガス汚染をもたらしている原因構造の全体を問うているといえる。自動車交通を成立させている主体、つまり排ガス汚染の原因者は、自動車メーカー・道路管理者・駐車場管理者・自動車ユーザー・公安委員会（交通警察）の5者である（水谷，1997，2003）。これまでの訴訟では、このうち道路管理者が問題とされてきたが、東京訴訟では、原告はさらに自動車メーカーにも被害補償の費用負担を求めているのである。

この自動車メーカーの責任は、製品に関する欠陥責任でもある。渡邊(2001，p.26)は、製造物責任法施行後に市販された自動車については、自動車排ガス汚染の被害補償も同法の対象となりうるとしている。また、使用過程車からの排出の差止めについて、欠陥車のリコール届出制度に準じて、自動車メーカーの責任で使用過程車を回収し、低公害車に代替すべきだという提案もなされている（西村，1997，pp.198-203）。

自動車排ガス汚染に関しては、事後的な損害賠償費用だけでなく、事前的な被害予防費用も自動車メーカーに負担させることが望ましい。これは、第1に「自動車の性能にかかわる事項は、自動車メーカーの機能と役割に帰すべきものであり、それにかかわる損失防除費用 [= 事前的な被害予防費用] は自動車メーカーが第一次的に負担すべきである」（水谷，2003，p.378）からである。第2に、自動車ユーザーに過度の負担を負わせる現行の日本の車種規制や、首都圏のディーゼル車走行規制と比較すると、自動車メーカーが技術開発を通じて自動車の性能を向上させ、排出原単位を低減させるような規制のあり方が望ましいためである（除本・蛭田，2004）。この点では、カリフォルニア州低排ガス自動車プログラム（水谷，1992a，b，佐無田，2000，2001，2002）が先進事例として参考になる。

### 2.2.3 国際油濁補償基金

国際油濁補償基金は、タンカー事故による油濁被害を補償するために、油濁補償基金条

約（1971年）によって設立された。主な財源は、石油会社などの荷主が石油の受取量に応じて支払う拠出金である。油濁民事責任条約（1969年）によって、事故を起こしたタンカーの船主、つまり直接の原因者に対して補償額の上限が定められると、国際油濁補償基金から一定の上限まで補償が上乘せられて支払われる仕組みになっている（大島・除本，1998，寺西・大島・除本，1998，除本，2001b）。国際油濁補償基金は、スーパーファンド法の拡大原因者と同様、石油の海上輸送から利益を得ている荷主の拠出金を財源としており、国際油濁補償基金も原因者の範囲を拡大して財源調達を行っている制度であると位置づけられよう。ただし、例えば日本が被害国であっても、基金加盟国の石油受取量にしろ日本のシェアに応じて補償額を支払わなくてはならないので、日本のように大量に石油を輸入している場合、被害国の荷主の支払う比率がきわめて高くなる可能性がある。

## 2.3 原因者負担を超える財源調達システム

### 2.3.1 共同補償制度

1993年5月、EC委員会（当時）は、前出の白書に至る前段階で、「環境被害の修復に関するグリーンペーパー」を採択していた（Commission of the European Communities，1993；概要は、安田火災海上保険（株）・（株）安田総合研究所，1996，pp.272-283に解説されている）。グリーンペーパーは、民事責任による被害の修復と並んで、民事責任の適用が困難なケースにおける有力な補完手段として、共同補償制度（Joint Compensation System）の導入を検討していた。民事責任の適用が困難なケースとは、(1)複数の汚染源が複合し、広域および長期に作用して被害をもたらすような場合、(2)政府による規制の範囲内の排出によって被害が発生した場合、(3)過去からの汚染被害の蓄積であって、かつ原因者が特定できない、あるいは特定できても資力がないといった場合である。共同補償制度の事例としては、スーパーファンド法における信託基金や国際油濁補償基金などが念頭におかれている。民事責任に基づく制度ではあるが、日本の公害健康被害補償制度（公健制度）も共同補償制度であるとされている（Clarke，n.d.，p.92）。

グリーンペーパーが述べる共同補償制度は、国際油濁補償基金のように、本稿では原因者の範囲の拡大と位置づけられる要素も含んでいる。しかし、同じく共同補償制度の例とされるスーパーファンド法の信託基金が、拡大原因者の支払う特別税等と並んで、一般財源をも含んでいることに示されるように、共同補償制度は、原因者負担を超えて多様な主体の負担を組み合わせる財源調達システムだと規定してよいだろう。

### 2.3.2 公害健康被害補償制度

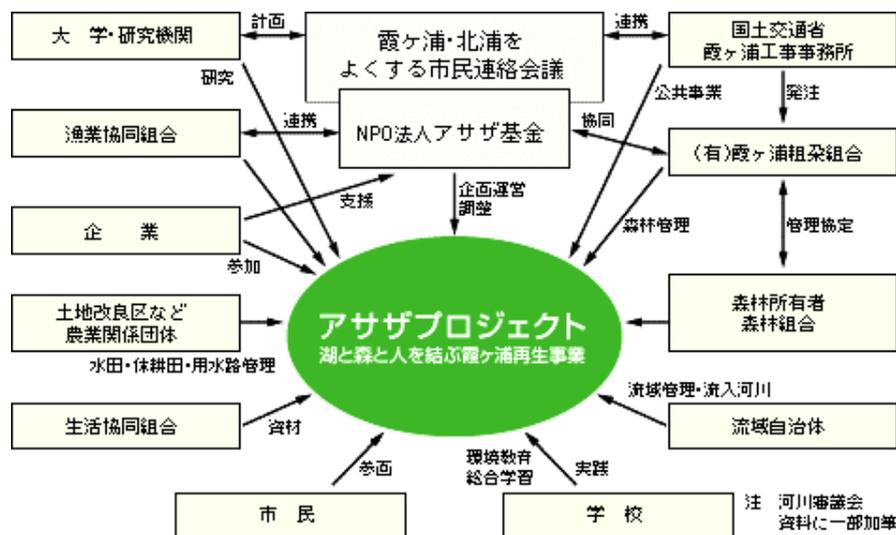
公健制度は、1974年度に始まった大気汚染や水質汚濁による健康被害の補償制度である。大気汚染についてみれば、補償給付費の8割が工場・事業場からの汚染負荷量賦課金、2割が自動車重量税からの引当金によって調達されている。補償を受けられるのは、大気汚染が著しく、指定疾病（慢性気管支炎，気管支ぜん息，ぜん息性気管支炎，肺気腫，および

これらの続発症)が多発している地域(指定地域。1988年に指定が解除されたので、旧指定地域という)に居住または通勤する(していた)者のみである。しかし、汚染負荷量賦課金は全国的に徴収されており、1999年度には66.9%が旧指定地域外の工場・事業場の負担であった。さらに現在では、大気汚染の主な発生源が自動車となっているため、公健制度における費用負担の仕組みは、原因者負担から大きく乖離している。その意味で、本制度は「原因者負担を超える」ものではあるが、むしろ自動車メーカーや道路管理者を含めた汚染原因者に対して、適切な負担を求める方向で制度改善がなされるべきである(除本, 2001a, 2002a, b)。

### 2.3.2 アサザプロジェクトにみる財源調達システム

原因者負担を超えて多様な主体の負担を組み合わせる財源調達システムは、自然再生分野のNPO活動などで見られるようになってきている。1995年に始まったアサザプロジェクトは、茨城県霞ヶ浦における湖岸植生帯の復元、放棄水田を生かした水質浄化、水源の山林の保全などを、環境教育や保全生態学の先端研究と一体化しつつ流域全体で展開している。霞ヶ浦では、工業化・都市化を背景とした大規模な水資源開発により、湖岸はコンクリートで固められ、水門が閉鎖されて海との連続性が絶たれてしまった。森林やため池などの身近な水源が失われつつあり、流入する水質も悪化してきた。行政も個別の施策や事

図2 アサザプロジェクトの仕組み



出所 アサザプロジェクトのホームページ < <http://www.kasumigaura.net/asaza/> >

業を行ってきたが、抜本的な改善には至っていない。プロジェクトのコーディネーターである NPO 法人アサザ基金は、行政とは異なる独自の戦略のもとで、環境保全と地域振興を展開している。アサザ基金だけでみても、企業の助成や国の委託事業などを組み合わせて活動を展開しているが、さらにアサザプロジェクト全体でみれば、多様な主体の資金、労力、物資等が組み合わされて推進されている（図 2 参照）。

「負の地域的環境ストック」の除去・修復に際しては、このような多様なセクターの協働が非常に有効であろう。とくに「ストック創造的性格」の強い環境再生事業の場合は、創造されるストックの便益を享受する多様な主体が、事業に対して様々な方法で関与することが想定される。これは、環境再生における受益者負担であると考えられる。

### 3. 熊本水俣病事件における拡大原因者負担の確立過程

本節では、熊本水俣病事件を事例として、健康被害の補償・救済において拡大原因者負担が確立してきていることを明らかにする。

#### 3.1 認定患者への補償金支払における費用負担

##### 3.1.1 見舞金契約から補償協定にもとづく補償へ

1956 年に水俣病が「公式発見」され、1959 年、患者らは低額な見舞金のかわりに、将来チッソの排水が原因と分かっても新たな補償要求を一切行わないこと等を条件とする、いわゆる見舞金契約をチッソとの間で締結させられた。この契約の中で、すでに水俣病と認められていた者のほか、「水俣病患者診査協議会」が新たに認定した患者に対してもチッソが見舞金を支払うことが定められた。この認定制度は、その後、根拠を条例から法律へと変え、名称も変更されながら存続し（水俣病研究会、1972）、大量の未認定患者を生み出す原因となっていった。とくに 1970 年代以降、認定業務の遅滞や認定基準の問題などから、補償を受けられない多数の未認定患者の問題がクローズアップされてきたのである。

他方、認定患者・家族のうち 29 世帯、112 人は、1969 年、チッソを相手取って熊本地方裁判所に熊本水俣病第 1 次訴訟（以下、第 1 次訴訟という）を提起し、1973 年 3 月 20 日、原告勝訴判決が出された。原告・被告とも控訴せず、同年 7 月 9 日、原告らで構成する交渉団とチッソとの間に補償協定が締結された。1981 年 10 月までに、合わせて 11 の患者団体・個人とチッソとの間に補償協定がそれぞれ締結され（筆者に問い合わせに対する熊本県を通じたチッソからの回答による）、認定患者に対してチッソから補償金支払がなされてきた。2002 年 3 月末までの累計で、熊本・鹿児島両県の認定患者は 2265 人、補償金支払額は 1247 億 5700 万円にのぼる（熊本県環境生活部環境政策課、2002、2003）。

##### 3.1.2 「患者県債」によるチッソ金融支援の開始

管見の限りで、認定患者への補償金支払の費用負担に関する近年最も詳細な研究は、酒巻・花田(2001)によるものであろう。そこでは、後述の「患者県債」によるチッソ金融支

援の背景にあるチッソの財務状況，および PPP の名の下で国が責任を回避しつつ実質的に責任を引受けている実態が明らかにされており，きわめて重要である。しかし我々の関心からすれば，さらに次の点の解明が必要である。 認定患者への補償金支払における財源別比率の試算。 一時金の支払など未認定患者の救済に要する費用の財源別比率の試算。以上2点についてそれぞれ本節と次節で述べる。

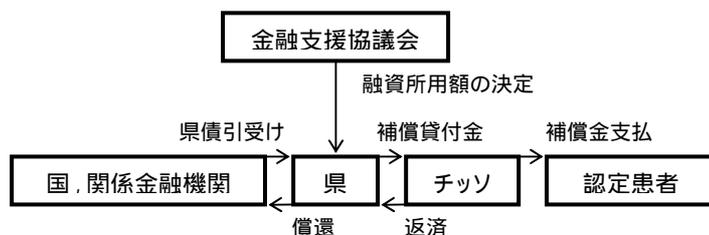
当初，補償金支払はチッソ本体，子会社，関係金融機関の（必ずしも積極的とはいえない）「協力体制」のもとでなされてきたが，1978年6月の閣議了解「水俣病対策について」および関係省庁覚書に基づき，熊本県が県債（いわゆる「患者県債」）を発行してチッソに認定患者補償金貸付金（以下，補償貸付金という）として貸付ける金融支援が開始された。この背景には，関係金融機関からの長期借入が1973年以降増加しないもとの，1978年度に関係会社貸付金が底をつき，協力体制の一角が崩れたことがある（酒巻・花田，2001）。この金融支援の概要は次のとおりである（図3参照）。金融支援協議会（内閣官房，環境庁，大蔵省，通商産業省，自治省，熊本県で構成）は，融資所用額（県債発行額）等を決定する。県は，協議会の決定を受けて県債を発行し，国（大蔵省資金運用部。本稿では，省庁，銀行等の名称は全て当時）がその6割（その後7割を経て8割）を引受け，関係金融機関（日本興業銀行，三和銀行，農林中央金庫，日本債権信用銀行，東洋信託銀行，住友銀行，第一生命保険相互会社，肥後銀行）が残りを引受ける。県は の借入額をチッソに貸付け，チッソはこれを補償金支払に充てる。チッソは，貸付条件に従い定期的（年2回）に県に元利を返済する。県は，県債の発行条件に従い，定期的（年2回）に国（資金運用部）および民間金融機関に元利の償還を行う。なお，県債の発行条件とチッソへの貸付条件は同一である。また，県債発行とチッソへの貸付，および県債の元利償還とチッソの元利返済は同日に行う（熊本県環境生活部環境政策課，2002）。

県債発行額は次の算式により決定される。

$$\text{県債発行額} = \text{補償金支払額} - (\text{金利棚上額} + \text{経常利益} - \text{公的融資元利支払額})$$

ただし，( ) 内がマイナスのときはゼロとする。

図3 「患者県債」によるチッソ金融支援の仕組み



出所 熊本県環境生活部環境政策課(2002)，p.211 の図をもとに筆者作成。

これを次のように変形すると、その意味が明らかになる（酒巻・花田，2001）。

$$\text{県債発行額} = (\text{補償金支払額} + \text{公的融資元利支払額}) - (\text{経常利益} + \text{金利棚上額})$$

つまり、チッソの責任負担分から、チッソの営業活動の成果と関係金融機関の協力による責任遂行能力を差し引いた金額が、県債発行額である（ただし補償金支払額が上限）。なお、1982年度発行分から算式が次のように変更され、経常利益の半分については内部留保を認め、経営資金に回すこととされた（酒巻・花田，2001）。

$$\text{県債発行額} = \text{補償金支払額} - (\text{金利棚上額} + 1/2 \text{ 経常利益} - \text{公的融資元利支払額})$$

算式から明らかなように、県債発行額は年度によって補償金支払額を下回することもあったが、1993年度にそれまで下回った差額に相当する県債を一度に発行しており、さらにそれ以降は各年度の補償金支払額とそれを算定根拠とした県債発行額は一致したため（後述の繰上げ償還のための発行額は二重計算を避けるため除く）、県債発行から停止に至る1978～99年度の累計でみると、補償金支払額は全額県債によって調達されたといつてよい。

当初、毎年度のチッソの補償貸付金返済額（＝県債の元利償還額）は、補償金支払額を下回り、この意味でチッソの負担を軽減する効果があった。しかし年を追うごとに、主に利子により返済額が増加する一方、補償金支払額は減少していき、1989年度には返済額（36億400万円。うち利子30億5800万円）が補償金支払額（34億3900万円）を上回るようになった。こうした中で1994年度以降、2度にわたり既発行残高が繰上げ償還され、その原資が県債により調達された。これは、借金で借金を返済することに等しいが、借金を低利で借換えたという意味がある。さらに、県債の発行条件に3年間の元金の据置きが定められているため、チッソの当面の返済は軽減された（酒巻・花田，2001）。

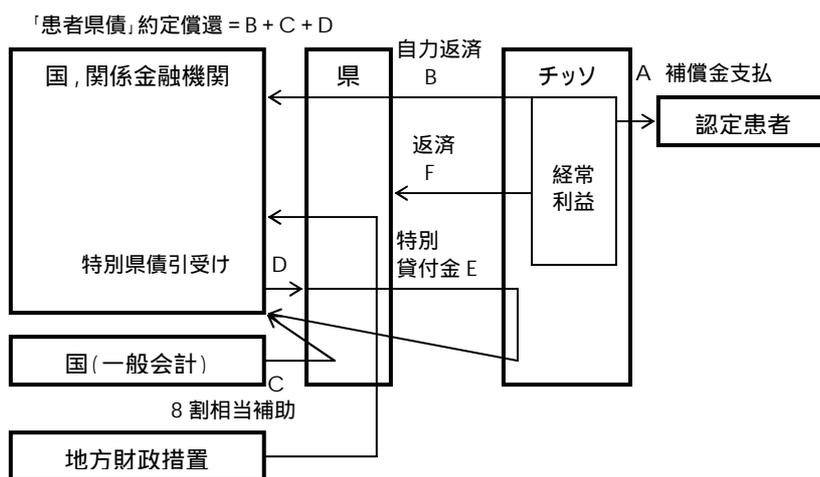
### 3.1.3 チッソ支援「抜本策」の登場

とはいえ、これでは問題を先送りするだけなので、1999年6月、次のような措置が政府案として関係閣僚会議で決定され、県議会もそれを了承した。すなわち「患者県債」の発行を2000年6月（1999年度の補償金支払額に基づき発行額を算定）までで停止する。つまり、図3の～のうち補償金支払以外がなくなり、チッソは利子付きの借金をこれ以上増大させずに済むことになる。チッソは経常利益から毎年度の補償金支払（図4のA）、および可能な範囲内で補償貸付金の返済（同B）を行う。つまり、チッソは県債の償還はひとまず措き、相対的に額が低下してきた補償金支払を中心に行うことになり、負担が軽減される。「患者県債」の元利償還額（＝補償貸付金の返済額）のうち、チッソが自力で返済しきれない分について、県は支払猶予等を行う。この支払猶予等相当額のうち8割については、国の一般会計からの補助金（同C）によって、また2割については、特別県債の発行によって充当する。特別県債は政府資金で引受ける（同D）。ただし、特別県債によって調達された2割相当額は、いったんチッソに無利子で貸付けられ（同E）、再び県を通じて償還に回される。したがってチッソは特別県債の元金のみを返済すればよい（同F）が、返済できなければこれに対しても支払猶予がなされる。返済されなくとも、特別県債の元

利償還の全額について国の地方交付税措置が講じられるので、県の負担はない(同G)。こうして、補償貸付金は2000年度までの県債発行分以上には増加せず、チッソはこれを可能な範囲で返済していけばよいことになり、内部留保も可能となった。そして、「患者県債」が償還されるにしたがい、国の負担比率が高まっていくことになる。なお、国の補助と特別県債との比率が8:2であるというのは、補償貸付金を含む熊本県からチッソへの各種の貸付金等について見た場合であり、貸付金ごとに見れば、必ずしも8:2になっていないという点に注意が必要である。

表3は、認定患者への「見舞金」支給が始まった1959年度以降、「患者県債」の発行が始った1978年度以降、およびその発行が停止された2000年度以降のそれぞれの時期に発生した補償金の財源負担が、2001年度末の時点でどこに帰着しているかを示したものである。1977年度までと2000年度以降はチッソの負担だが、1978~99年度の補償金支払額896億3700万円については、そのうちすでに2か年度で49億6100万円が国の一般会計から支払われている。さらに表4は、「患者県債」の償還が完了する2029年度末の時点で、負担がどこに帰着しているかを試算したものである。これによれば、国の負担が51.8%、チッソの負担は48.2%となる。今後、補償金支払額の推移や、「患者県債」の元金をどれほど自力返済できるか、そして支払猶予額のうちどの程度を熊本県に支払えるかによって、チッソの負担比率は変化するが、2002年度までの実績では「患者県債」の元金に対する自力返済額はゼロであり、国の負担は増加する一方である。

図4 チッソ支援「抜本策」の仕組み



出所 熊本県環境生活部環境政策課(2002) ,p.196 の図 ,および熊本県からの聞き取り等により筆者作成。

表3 認定患者への補償金支払の財源(2001年度末)

(単位：百万円，%)

年度	チッソ	患者県債	国（一般会計）	計
1959～77	29,443	-	-	29,443
1978～99	5,402	79,274	4,961	89,637
2000～01	5,676	-	-	5,676
計	40,521 (32.5)	79,274 (63.5)	4,961 (4.0)	124,756 (100.0)

注 1) それぞれの期間に発生した補償金の負担が、2001年度末の時点でどこに帰着しているかを示したもの。

2) 1978～99年度のチッソの支払額(5,402百万円)は、2001年度末までの「患者県債」の元金償還額(5,396百万円)と、補償金支払額および県債発行額の差額(6百万円)との合計。2000年度以降、チッソの自力返済額はゼロ。

出所 熊本県環境生活部環境政策課(2002)，および熊本県からの聞き取りにより筆者作成。

表4 認定患者への補償金支払の財源(2029年度末)

(単位：百万円，%)

年度	チッソ	国（一般会計）	計
1959～77	29,443	-	29,443
1978～99	5,402	84,235	89,637
2000～29	43,476	-	43,476
計	78,321 (48.2)	84,235 (51.8)	162,556 (100.0)

注 1) それぞれの期間に発生した補償金の負担が、2029年度末の時点でどこに帰着しているかを試算したもの。

2) チッソの自力返済額はゼロとし、補償金支払額は現在のトレンドを延長して(2029年度にゼロとなる)試算した。

3) 「患者県債」元金の償還に特別県債が充当されないと仮定した。

出所 熊本県環境生活部環境政策課(2002)，熊本県資料，および熊本県からの聞き取りにより筆者作成。

## 3.2 未認定患者の救済における費用負担

### 3.2.1 治療研究事業

1970年、認定申請を棄却された川本輝夫ら9名の未認定患者が行政不服審査請求をし、翌71年に逆転認定された。この過程において、認定の枠を広げる方向で環境庁が認定基準の考え方を示し、71年8月7日付でそれと同趣旨の環境庁事務次官通知も出された。この時期、「熊本大学医学部10年後の水俣病研究班」や「水俣病訴訟支援・公害をなくする熊本県民会議医師団」などによる潜在患者の掘り起こしが進められた。1973年には、第1次訴訟の原告勝訴と補償協定締結により、認定患者に対する補償の仕組みも確立し、この時期、認定申請者数が急増したが、行政による患者の認定業務はそれに対処できなかった。つまり「この時期クローズアップされてきた問題は、認定申請したものの、認定が棄却が決まるまで長い時間がかかるということであった」（水俣病患者連合、1998）。そのため、1974年3月、生活に困っている未認定患者6人が、医療費等の支払を求める仮処分を熊本地裁に申請した。熊本地裁はこのうち2名に対し、医療費や毎月2万円の生活費などを支払うようチッソに命じた。これにより、同年6月から年金、医療費等が支払われるようになったが、1976~77年に2名は認定され、過去の支払分を精算した後に補償協定に基づき補償を受けるようになった（前出のチッソ回答による）。これに続き、74年7月、認定申請後、認定も棄却もされず未処分のまま放置されている患者（9月までに650名）が環境庁に行政不服審査請求をし、環境庁は9月から10月にかけて27人についてのみ不作為を認めた。これが1974年度から実施されている水俣病認定申請者治療研究事業（熊本県。当初、水俣病要観察者等治療研究事業）および水俣病要観察者等治療研究事業（鹿児島県。以下、両者を合わせて治療研究事業という）につながった（橋本、1988、池見、1996、板井、2001、水俣病患者連合、1998）。

治療研究事業は、指定地域等に5年以上居住し、認定申請後1年（重度障害の場合6ヶ月）以上経過している者等に、医療費の自己負担分等を助成する制度である。この制度ができた経緯から明らかなように、認定業務の遅滞を背景とした未処分者への救済措置である。事業主体は県であり、費用の2分の1について国から補助が出る。この制度の対象者が認定された場合は、当該対象者に支払われた費用が県からチッソに請求され、チッソから支払われた額の半額が国に返還

表5 未認定患者救済の財源(2001年度末)

(単位：百万円，%)

	熊本県	鹿児島県	一時金県債 (熊本)	国(一般会 計)	計
治療研究事業	1,925	262	-	2,187	4,373 (7.8)
医療事業	7,841	2,302	-	10,143	20,286 (36.0)
うち政治決着による増加分	3,117	1,032	-	4,149	8,298 (14.7)
一時金・団体加算金	171	-	4,589	26,973	31,733 (56.3)
計	9,937 (17.6)	2,564 (4.5)	4,589 (8.1)	39,302 (69.7)	56,392 (100.0)

注 医療事業のうち「政治決着による増加分」は、1996年度以降の事業費合計から95年度の事業費の6倍を差し引いて求めた。

出所 熊本県，鹿児島県の資料より筆者作成。

される。制度開始以来2001年度末までに要した事業費は、両県で総額43億7300万円である(表5参照)。

このような中で認定業務を促進するための措置は講じられたが、未処分者は増えていった。1984年9月当時、熊本・鹿児島両県に認定を「申請中で未処分のは約6000名に達している。申請してから処分の決定に至るまでに、2年ないし14年もかかっている。待たされている間に死亡したものは250人をこえ、この人達は審査しようにもデータすらない。この泥沼のような実態は法律がすくなくとも正常に施行されているとはとてもいえない」(原田，1985)といわれるような状態であった。この時期、「認定申請者のストライキ」として検診拒否運動が1980年9月に開始され、広がっていった(水俣病患者連合，1998)。

### 3.2.2 医療事業

認定業務の遅滞の解消と同時に、救済対象者を広げることも課題となった。1973年1月、認定を棄却された患者を含む141人が、チッソを相手取って熊本水俣病第2次訴訟(以下、第2次訴訟という)を起こした。提訴後に締結された前述の補償協定は、新たに認定された患者にも適用されることになったため、原告のうち認定された者は被告と和解し、1985年の福岡高裁判決当時、原告の未認定患者は5名であった。判決は5名のうち4名を水俣病と認め、総額3000万円の支払をチッソに命じた。チッソは上告せず、判決は確定した。この4名の原告は、治療研究事業により医療費救済等を受けてきたが(高裁判決後に1名は死去)、1995年の政治決着の際に救済の対象外とされ、さらに2003年1月に認定を棄却

されて治療研究事業の対象からも外されている。

1985年8月に出された第2次訴訟の福岡高裁判決は、水俣病の判断条件と認定審査会を厳しく批判するものであった。これを受け、同年11月、環境庁は「水俣病ではないが手足に感覚障害がある者」に対し、医療費の自己負担分を補助する特別医療事業制度を発足させる方針を提起した。これは1986年度から熊本・鹿児島両県で開始され、92年に総合対策医療事業（以下、医療事業という）となり、94年度末にいったん申請が打ち切られたが、後述の政治決着にともなう96年1月22日～7月1日の間、申請が再開され、新たな制度変更も加わった。治療研究事業と同様、事業主体は県であり、費用の2分の1について国から補助が出る。この制度は、当初、認定を棄却されたものの再申請しない患者に適用されることになっており（その後、棄却処分を受けたことのない患者にも適用されたが、認定申請をしていないことが条件）、「主たる狙いは再申請封じだった」（池見、1996）といわれる。また、「大量切り捨て政策の破綻を医療費補助の限度でくい止めようとする『防波堤』戦略」（板井、2001）とも評され、熊本県の提示した「認定業務促進策」において、この制度と検診拒否者への治療研究事業の適用を打切る措置とが抱き合わせになっていたことから「飴と鞭により検診拒否を終わらせ、棄却者に患者としての救済をあきらめさせるための露骨な策謀であった。／……検診拒否をはじめとする申請協〔水俣病認定申請患者協議会。未認定患者の団体〕の運動を切り崩す目的を持つことが明確であった」（水俣病患者連合、1998）ともいわれる。実際これ以降、未処分者の数は減少し、それに伴い治療研究事業対象者も減少した。これに対し、医療事業対象者は増加してきており、政治決着にともなう新規対象者も加えて、両県で9150人（2002年度末）となっている。特別医療事業開始以来2001年度末までに要した事業費は、両県で総額202億8600万円である（表5参照）。

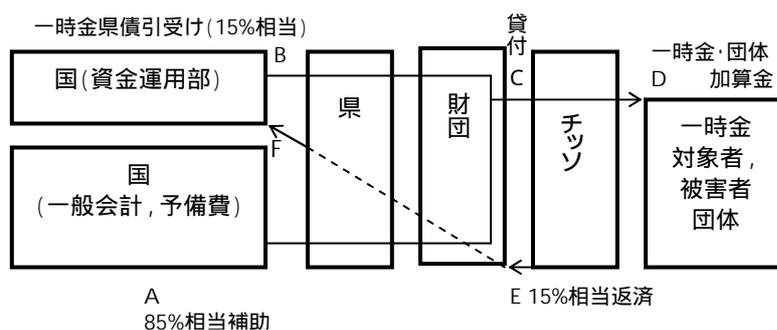
### 3.2.3 未認定患者救済をめぐる政治決着

1995年9月、当時の連立与党から解決案が提示され、各被害者団体はこれを受け入れた。1996年2月～5月、5つの被害者団体それぞれとチッソとの間に一時金支払と紛争終結の協定が締結された。これを受けて同年5月、熊本、福岡、大阪、京都、東京の3高裁・4地裁で争われていた関西訴訟を除く国家賠償等請求訴訟は、原告とチッソとの和解、原告による国と熊本県に対する訴訟取り下げにより終結した。これにより、チッソは熊本県7992人、鹿児島県2361人、計1万353人に一時金（一律260万円）を、また被害者団体に団体加算金を支払い、熊本・鹿児島両県は医療事業の申請を再開することとなった。表5に示したとおり、一時金・団体加算金の総額は317億3300万円である。これ以外に、40億4000万円が地域再生・振興のために拠出されることになった（除本、2004）。

一時金・団体加算金の費用負担の仕組みは次のとおりである（熊本県環境生活部環境政策課、2002、および熊本県資料による）。総額の85%が国の一般会計から熊本県に対して補助される（図5のA）。県は総額の15%を県債（以下、一時金県債という）により調達し（同B）、85%相当の国庫補助額と合わせ、（財）水俣病問題解決支援財団（現在、（財）

水俣・芦北地域振興財団に統合)に出資する。一時金県債は全額，大蔵省資金運用部が引受ける。当該財団はそれをチッソに貸付け(同C)，チッソから一時金対象者と被害者団体に支払われる(同D)。このうち85%相当の国庫補助額については2000年に国から返済が免除されたので，チッソは一時金県債によって調達された額を2017～45年度に財団に返済する(同E)。チッソの返済が終了してから50年後に，当該財団は県，および県を通じて国に貸付金の元金を返還するが，県知事が環境庁長官と協議したうえで，その一部を地域再生・振興に用いることができる。ここで注意が必要なのは，「患者県債」と違い，一時金県債の償還スケジュールとチッソの貸付金返済スケジュールが一致していないことである。チッソの返済より早く一時金県債の償還が始るので，さしあたり元金の償還は県の一般会計からの支出となる(同F)。2001年度末までの償還額を考慮すると，一時金・団体加算金の財源別の比率は表5に示したとおりであると考えられる。

図5 一時金・団体加算金の費用負担の仕組み



出所 熊本県環境生活部環境政策課(2002), p.225 の図等より筆者作成。

### 3.3 拡大原因者負担の確立過程

#### 3.3.1 PPPによる補償(～1978年)

本稿では，以上の経緯を3期にわたる拡大原因者負担の確立過程として捉える。

1978年にチッソ金融支援が開始されるまでの時期は，基本的にチッソが補償金支払を行っており，PPPによる補償がなされたといってよい。前述のとおり，この時期の補償金支払はチッソ本体，子会社，関係金融機関の「協力体制」のもとでなされてきており，関係金融機関の金利棚上げは1973年4月から始まっているが，これは補償の一角を担うものというよりは，チッソの経営に対する協力であると考えられる。

この時期，未認定患者の救済においては，1974年度から治療研究事業が開始され，国と地方自治体による負担が端緒的に始っている。これはたしかに，認定業務の遅滞を問題とした行政不服審査における不作為の環境庁裁決が契機となっているが(橋本，1988)，訴訟

で問われたような行政責任をふまえたものではない。

### 3.3.2 PPP の崩壊から拡大原因者負担へ（1978～95年）

前述の「協力体制」の一角が崩れたことで、チッソ金融支援が登場してきたことはすでに述べた。国にとってチッソ金融支援は、酒巻・花田(2001)の表現を借りれば、責任の回避と実質的遂行の両面を併せもっていたといえる。責任の回避とは、第1に「チッソが存続することにより、国と県が矢面に立たずにすんできた」(田中・芥川, 1994)ということであり、第2に、その下で「国としての責任を認めたくないために『県債方式』で熊本県に押し付けてきた」(宇井, 2000)ことを意味するであろう。一方、資金面をみれば、「大半は国から原資を調達しながら県を経由させ、形だけでもPPPを堅持する」(松井, 1993)ということであり、国は補償に関与している。にもかかわらず、その役割は「患者県債」によって覆い隠されている。この時期の国の関与は、責任の回避が前提となっている以上、拡大原因者負担につながるものと評価することはできない。むしろ、チッソによる負担は形だけのものとなり、国も責任を引受けて前面に出ていない以上、「これ〔金融支援〕によりpppが切り崩された」(二村, 1978)という評価が説得力をもつ。

なおこの時期、1986年から医療事業が開始されている。医療費等の支給が未認定患者にとって積極的な意味をもったことは否定できないにせよ、前述のとおり行政の意図に対する批判もなされている。医療事業における行政の費用負担も、この時点では拡大原因者負担につながるものと評価することはできないであろう。

これに対して、拡大原因者負担につながる動きを見せたのが、関係金融機関である。前述のとおり「患者県債」発行額の算式において、チッソの経常利益と並んで、関係金融機関の金利棚上げ額がチッソによる責任遂行能力の指標となっていた。金融支援が問題になり始めた当初、関係金融機関はこの金利棚上げをもって「銀行の社会的責任」を果たしたと考えていたが、熊本県と自治省から「銀行の社会的責任を盾に」県債の4割引受けを呑まされたという。つまり、年間13億円前後の金利棚上げ、および低利かつ30年償還という不利な条件での県債引受け、という二重の意味で、「日本における貸し手責任(LL)の元祖とも言える」(松井, 1993)。しかし、補償金支払の費用負担という観点からは、この時期、関係金融機関が補償金の原資を拠出したとはいえない。なぜなら、第1に、前述のとおり補償金支払額と県債発行額が一致しており(つまり補償金支払は県債によってなされ)、その意味で、金利棚上げ額は補償金支払の原資とはならず、チッソの経営資金に回されたといえるからである。また第2に、不利な条件で県債を引受けたとはいえ、その元金(=補償金支払額)は、チッソによって償還されることになっていたからである。後述のように、補償における関係金融機関の負担が明確になるのは、1999年の「抜本策」においてである。

### 3.3.3 拡大原因者負担の確立（1995年～）

未認定患者の救済に関する政治決着については様々な評価があるが、熊本水俣病東京訴訟の弁護団副団長を務めた豊田誠は、政治決着には「国家賠償責任をはるかにこえた内容の国・熊本県の責任が含まれていると考えている」と述べ、政府が患者の大量切り捨て政策を転換したこと、政府を代表して村山首相が被害者に謝罪したこと、一時金・団体加算金の支払や地域再生・振興のために国の一般会計からの支出が行われるようになった(いわば政府が「身銭を切った」)こと、および医療事業が再開されたことを挙げた(豊田,2001)。この意味でこれらの支出は単なる公費負担ではないのであり、国や熊本県は、行政責任をふまえて拡大原因者負担の一角を担うことになったと評価しうる。政治決着による医療事業費の増加分を試算し、これに一時金・団体加算金を加えると、未認定患者の救済に要した金額(表5)の71%を占めることになる。

1999年に決まった「抜本策」において、認定患者への補償についても国が前面に立ち始めたのは、政治決着における拡大原因者負担の延長線上にあると考えられる。なぜなら、政治決着にともなう一時金・団体加算金の85%相当の補助につき、国が返済免除を決めたのも「抜本策」の一環だからである。さらに、「抜本策」を決めた閣僚会議申合せにおいて、税金を投入するにあたり国民の理解を得るため不可欠だとして、関係金融機関にチツソ支援を要請し、その結果、2000年3月末に棚上利息および棚上保証料の累計356億円が免除されたことは注目されてよい(その他、貸付金元本の返済猶予および保証を2003年度末まで継続し、棚上利息および棚上保証料を2002~03年度についても免除する。チツソ株式会社,2000)。ここにおいて、関係金融機関による金利棚上げは支払猶予から費用負担へと名実ともに転化したとみられる。

こうして、政治決着とその後の「抜本策」を通じ、熊本水俣病の被害補償・救済における国、熊本県、関係金融機関の拡大原因者負担は確立したと評価しうる。この点で酒巻・花田(2001)は、金融支援および「抜本策」において「国が責任を回避しつつ、実質的に責任を引き受けるというレトリック」を指摘しているが、本稿では、政治決着以後における拡大原因者負担の確立過程を重視し「実質的遂行」の側面を強調しておきたい。たしかに補償への国の関与は、行政責任が曖昧なままでは、単なる公費による企業保護でしかないだろう。国の関与の二面性は、その危険性を孕むものである。しかしながら、長期にわたって続けられてきた被害者らの運動は、行政責任を追及する世論を喚起し、前述の政治決着を引き出したのだといつてよい。

## まとめと課題

本稿では、環境再生の課題と費用負担問題について、近年の原因者負担に関する動向を概観しながら考察してきた。本稿の考察から得られた暫定的結論は、以下のとおりである。

(1)とくに、環境再生の前提となる「負の地域的環境ストック」の除去・修復に関しては、環境問題を引き起こしている原因構造の全体をとらえて、幅広い原因者に負担を求めるべきである。また、環境再生事業の「ストック創造的性格」が強い場合は、自然再生のNPO

活動などにおいてすでにみられるように、原因者負担を超えて多様な主体の負担を組み合わせる財源調達システムを構築することが可能になると考えられる。これは、創造されるストックに対する受益者負担を含んでいる。

(2)さらに、「負の地域的環境ストック」の累積を予防する上では、原因者負担の対象となる被害を拡大することで、被害を予防するインセンティブを与える必要がある。また、自動車排ガス汚染について述べたように、被害予防費用が企業にとって生産的投資となるような仕組みづくりが求められる。

今後、以上の暫定的結論を具体的な事例に即してさらに検討していきたい。

## 参考文献

- [1] 淡路剛久(2002)「公害裁判から環境再生へ」永井進・寺西俊一・除本理史編著『環境再生：川崎から公害地域の再生を考える』有斐閣
- [2] 淡路剛久(2003)「環境再生とサステイナブル・ソサエティ」環境再生政策研究会全体事務局編『環境再生政策研究会 研究会報告書(第2年度)』
- [3] Boyd, James (2000) *A Market-Based Analysis of Financial Assurance Issues Associated with U.S. Natural Resource Damage Liability*, study commissioned by the Directorate-General for the Environment of the European Commission
- [4] チッソ株式会社(2000)「『チッソ再生計画』に基づく関係金融機関・国・熊本県等による金融支援措置の件」1月25日付プレスリリース  
< <http://www.chisso.co.jp/info/pres/pres000125.htm> >
- [5] Clarke, Chris (n.d.) *Update Comparative Legal Study*, study commissioned by the Directorate-General for the Environment of the European Commission
- [6] Commission of the European Communities (1993) *Green Paper on Remedying Environmental Damage*, COM(93) 47 final, 14 May
- [7] European Commission (2000) *White Paper on Environmental Liability*, COM(2000) 66 final, 9 February
- [8] European Commission (2002) *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Environmental Liability with regard to the Prevention and Remedying of Environmental Damage*, COM(2002) 17 final, 23 January (仮訳：『情報：農業と環境』25～27号,(独)農業環境技術研究所のホームページで閲覧可  
< <http://www.niaes.affrc.go.jp/magazidx/magazine.html> > )
- [9] 原田正純(1985)『水俣病は終わっていない』岩波新書
- [10] 橋本道夫(1988)『私史環境行政』朝日新聞社
- [11] 畑明郎(1997)『金属産業の技術と公害』アグネ技術センター
- [12] 池見哲司(1996)『水俣病闘争の軌跡：黒旗の下に』緑風出版
- [13] 板井優(2001)「水俣病裁判の系譜と展開」水俣病被害者・弁護士全国連絡会議編『水俣病裁判 全史 第5巻 総括編』日本評論社
- [14] 熊本県環境生活部環境政策課(2002)『「チッソ株式会社に対する金融支援措置」についての経緯』熊本県環境生活部環境政策課
- [15] 熊本県環境生活部環境政策課(2003)『「チッソ株式会社に対する金融支援措置」についての経緯 <参考資料編>』熊本県環境生活部環境政策課
- [16] 松井隆一(1993)「チッソと興銀 15年目の決算」『金融ビジネス』97号, pp.24-27
- [17] 水俣病患者連合編(1998)『魚湧く海』葦書房
- [18] 水俣病研究会編(1972)『認定制度への挑戦：水俣病に対するチッソ・行政・医学の責

任』水俣病を告発する会

- [19] 宮本憲一(1975)『日本の環境問題』有斐閣
- [20] 宮本憲一(1989)『環境経済学』岩波書店
- [21] 宮本憲一(1994)「水俣とむきあう」宮本憲一編『水俣レクイエム』岩波書店
- [22] 宮本憲一(2000)『日本社会の可能性：維持可能な社会へ』岩波書店
- [23] 宮本憲一(2002)「環境再生がいまなぜ求められるのか」永井進・寺西俊一・除本理史編著『環境再生：川崎から公害地域の再生を考える』有斐閣
- [24] 水谷洋一(1992a)「アメリカにおける新自動車大気汚染対策プログラムの考察」『一橋論叢』108巻6号, pp.891-911
- [25] 水谷洋一(1992b)「カリフォルニア州における新自動車大気汚染対策プログラム」『環境と公害』22巻2号, pp.58-65
- [26] 水谷洋一(1997)「自動車交通の社会的費用と自動車メーカー」淡路剛久・寺西俊一編『公害環境法理論の新たな展開』日本評論社, pp.228-240
- [27] 水谷洋一(2003)「自動車交通の社会的費用とその負担のあり方：自動車メーカーの機能と役割を中心に」『静岡大学経済研究』7巻3・4号, pp.369-380
- [28] 諸富徹(2002)「環境保全と費用負担原理」寺西俊一・石弘光編『環境保全と公共政策』岩波書店
- [29] 中村剛治郎(2001)「大都市圏臨海部の環境再生」『環境と公害』31巻1号, pp.20-28
- [30] 二村宮国(1978)「チッソのツケは国に回った：汚染者負担の原則に風穴」『エコノミスト』56巻26号, pp.22-26
- [31] 西村隆雄(1997)「自動車メーカーの責任」淡路剛久・寺西俊一編著『公害環境法理論の新たな展開』日本評論社
- [32] 大島堅一(2002)「臨海部政策の転換と将来像：FAZ, KCT にかかわる市財政分析を中心に」永井進・寺西俊一・除本理史編著『環境再生：川崎から公害地域の再生を考える』有斐閣
- [33] 大島堅一(2003)「現代の環境問題と環境再生の課題」『Libella』72号, pp.5-6
- [34] 大島堅一・除本理史(1998)「ナホトカ号事故による沿岸被害と流出油防除体制の問題点」『環境と公害』28巻1号, pp.55-61
- [35] 小沢年樹(2001)「東京大気汚染公害訴訟：自動車メーカー責任論を中心に」『法律時報』73巻3号, pp.65-67
- [36] Penn, Tony (n.d.) “A Summary of the Natural Resource Damage Assessment Regulations under the United States Oil Pollution Act”, paper presented at ENVCO meeting
- [37] 酒巻政章・花田昌宣(2001)「チッソ金融支援の過去・現在・未来」熊本学園大学産業経営研究所編『熊本県産業経済の推移と展望：自立と連携をめざす地域社会』日本評論社
- [38] 佐無田光(2000)「地域経済と環境政策：南カリフォルニアの大気汚染改善プログラム」

- 『地域経済研究』9・10号, pp.53-75
- [39] 佐無田光(2001)「環境政策による技術開発促進戦略：カリフォルニア州低排ガス自動車プログラムの制度運用」『環境経済・政策学会年報』6号, pp.131-143
- [40] 佐無田光(2002)『環境政策の地域的政治経済システム：南カリフォルニアにおける自動車排ガス汚染改善政策の事例分析』横浜国立大学大学院国際社会科学研究所博士論文
- [41] 佐無田光(2003)「川崎エコタウンの地域的環境経済システム」『金沢大学経済学部論集』23巻2号, pp.271-302
- [42] 竹内憲司(1999)『環境評価の政策利用：CVMとトラベルコスト法の有効性』勁草書房
- [43] 田中啓介・芥川仁(1994)「水俣患者の死を待つ 国のチッソ金融支援」『AERA』7巻39号, pp.22-24
- [44] 寺西俊一(1997)「<環境コスト>と費用負担問題」『環境と公害』26巻4号, pp.2-8
- [45] 寺西俊一(2002)「環境再生の課題と展望：これからの政策提言に向けて」永井進・寺西俊一・除本理史編著『環境再生：川崎から公害地域の再生を考える』有斐閣
- [46] 寺西俊一・大島堅一・除本理史(1998)「環境費用の負担問題と環境基金：国際油濁補償基金の分析を中心に」一橋大学大学院経済学研究科ディスカッションペーパーシリーズ, No.1998-06
- [47] 豊田誠(2001)「水俣病問題の全面的解決」水俣病被害者・弁護士全国連絡会議編『水俣病裁判 全史 第5巻 総括編』日本評論社
- [48] 都留重人(1968)「責任と費用負担」都留重人編『現代資本主義と公害』岩波書店
- [49] 都留重人(1973)「PPPのねらいと問題点」『公害研究』3巻1号, pp.1-5
- [50] 植田和弘(1996)「環境保全と費用負担」『環境情報科学』25巻3号, pp.18-22
- [51] 宇井純(2000)「公害・環境」『現代用語の基礎知識 2000』自由国民社
- [52] 渡邊知行(2001)「大気汚染・東京訴訟の概要：自動車メーカーの責任をめぐって」『法律時報』73巻12号, pp.23-28
- [53] 安田火災海上保険(株)・(株)安田総合研究所編(1996)『土壌汚染と企業の責任』有斐閣
- [54] 除本理史(2001a)「大気汚染と環境費用負担問題」(上・下)『東京経学会誌』221号, pp.157-183, 223号, pp.219-239
- [55] 除本理史(2001b)「海の油汚染と環境費用負担問題」『環境と公害』30巻4号, pp.60-63
- [56] 除本理史(2002a)「大気汚染被害者救済の課題と都政の役割」『東京』228号, pp.7-11
- [57] 除本理史(2002b)「公害被害者の救済と地域再生」永井進・寺西俊一・除本理史編『環境再生：川崎から公害地域の再生を考える』有斐閣
- [58] 除本理史(2004)「熊本水俣病事件における環境費用とその負担」『東京経学会誌』237号, pp.79-104
- [59] 除本理史・蛭田和也(2004)「自動車公害対策と費用負担：自動車 NOx・PM 法と首都

- 圏のディーゼル車走行規制を中心に」『環境と公害』33巻4号（近刊）
- [60] 吉田文和(1998) 『廃棄物と汚染の政治経済学』岩波書店

*Recent Development in Environmental Economics 2004*

# 家電リサイクル法における料金制度と 処理責任の数量効果

小出秀雄  
西南学院大学経済学部

# 家電リサイクル法における料金制度と処理責任の数量効果<sup>1</sup>

西南学院大学経済学部 小出秀雄<sup>2</sup>

## 1. はじめに

本論では、日本の「家電リサイクル法」<sup>3</sup>が想定している家電製品の流れと料金制度をモデル化し、消費者が使用した製品を排出する際に支払う「引取料金」<sup>4</sup>、および小売業者と製造業者がそれぞれ受け取る「収集運搬料金」と「リサイクル料金（再商品化等料金）」<sup>5</sup>の変化によって製品の購入量や引取量、不法投棄量、リサイクル量などの経済変数がどのように変化するか、また、消費者による排出抑制の強化や製造業者によるリサイクルの強化がこれらの変数にどのような影響をもたらすかを明らかにする。部分均衡モデルを採用し、家電製品の流れに関わる経済主体についての仮定は極力単純化する。また、使用済み製品の不適正処理等に伴う外部性は仮定しない<sup>6</sup>。

家電リサイクル法が規定している料金制度は、使用済み製品を排出する消費者の行動のみならず、それを引き取る小売業者の行動、および実際にリサイクルに携わる製造業者の行動にも影響を与える。そのとき我々は、料金の収支状況にも十分配慮する必要がある。というのは、消費者が支払う引取料金が収集運搬料金とリサイクル料金の合計に一致する保証はない上に、市場にそれを調整するメカニズムは備わっていないからである<sup>7</sup>。したがっ

<sup>1</sup> 本論文は、住友財団 2002 年度環境研究助成（研究テーマ：資源循環における責任・費用分担原則の経済学的解明）による成果の一つである。この場を借りて感謝申し上げる。

<sup>2</sup> 研究室電話番号；092-823-4318 E-mail; koide@seinan-gu.ac.jp

<sup>3</sup> 「特定家庭用機器再商品化法」の通称。1998 年 6 月 5 日公布（法律第 97 号）。2001 年度からの対象家電製品はエアコン、テレビ、冷蔵庫、洗濯機であり、2004 年度からはこれに冷凍庫が追加される（環境省廃棄物・リサイクル対策部(2003b)）。

<sup>4</sup> 「事業者及び消費者は、...特定家庭用機器廃棄物を排出する場合にあっては、...収集若しくは運搬をする者又は再商品化等をする者に適切に引き渡し、その求めに応じ料金の支払に応じることにより、...」（家電リサイクル法第 6 条）。

<sup>5</sup> これらの料金は、収集運搬やリサイクルを効率的に実施したときの適正な原価に基づいた金額でなければならない（家電リサイクル法第 13 条第 2 項および第 20 条第 2 項）。

<sup>6</sup> 本論文と同様に家電リサイクル法のモデル化を試みたものとして、拙稿(2003a, 2003b)が挙げられる。これらは一般均衡分析であり、使用済み製品の不法投棄に伴う外部性等を考慮している。また拙稿(2004)は、「容器包装リサイクル法」を考慮した一般均衡モデルを提起し、外部性の内部化に必要な課税と補助をどのように複数の経済主体に分担させるかを議論している。容器包装リサイクル法には家電リサイクル法のような料金負担制度がないので、分担されるべき費用や便益の理論的代替として、外部性概念を利用している。

<sup>7</sup> 料金の具体的な金額は政令等で定められているのではなく、小売業者と製造業者が当該自治体の規模や引取態勢を考慮した上で決定している。収集運搬料金は自治体によってまちまちであ

て、状況に応じて各種料金を調整する必要がある。しかしこの行為は、リサイクルの促進という目的と対立しかねない。

例えば収支が大幅な赤字であり、このままでは健全なリサイクル運営に支障が出かねないでしょう。収支を改善する方向性として、一つは引取料金を値上げして収入を増加すること、もう一つは収集運搬料金もしくはリサイクル料金を値下げして支出を削減することが挙げられる。しかし前者の場合、その価格効果により、もし効用関数の交差偏微分値が非負であるならば、消費者から小売業者に引き取られる使用済み製品の量は減る。また後者の場合、製造業者がリサイクルする製品量は減る。では無策であるか、ということでもない。例えば、収集運搬料金とリサイクル料金を逆方向に動かすことによって、料金収支にある程度配慮しつつリサイクルを促進することができる。

家電リサイクル法において料金制度と同じく重要なのは、使用済み家電製品の処理責任である。同法では、小売業者に使用済み製品の引き取りおよび引き渡しを、製造業者等と同製品の引き取りおよび再商品化等を義務づけている<sup>8</sup>。その一方、製品を使用して排出する消費者や事業者には、上記の料金を支払うことによって処理責任を金銭面で果たすことに加えて、「なるべく長期間使用することにより、...排出を抑制するよう努める」<sup>9</sup>こと、つまり排出抑制の努力を期待している。

本論では料金制度に関する分析に続いて、消費者による排出抑制や製造業者によるリサイクルが何らかの措置によって強化された場合、経済変数にどのような変化が生じるかを検討する。本論のモデルでこれらの強化は、関連するパラメータの微小変化によって表現される。その結果、排出抑制の強化はその効果が明確である一方、リサイクルの強化はそうではないことが示される。

端的にいえば次のようになる。消費者からの使用済み製品の排出率が低下すると、製品の購入量と引取量は変化しないが、不法投棄量および排出量は減少する。他方、リサイクル率が上昇しても、リサイクル量が必ず増えるという保証はない。もし、収集運搬に要する限界費用が量に対してあまり増加しないならば、リサイクル率の上昇はむしろリサイクル量の減少を招いてしまう。この理論的帰結は、リサイクルを促進しようとする政策の有効性に対して、一つの興味ある論点を提起する。単純な経済モデル分析においても、期待される結果が無条件に得られるとは限らない。

---

るが、2003年4月から5月に環境省が行ったアンケート調査によると、手数料条例を設定している877市区町村の収集運搬料金の単純平均値は、エアコン2313円、テレビ2182円、冷蔵庫2412円、洗濯機2216円である（環境省廃棄物・リサイクル対策部(2003a)）。他方、リサイクル料金はメーカーを問わずほぼ一律に設定されており、エアコン3500円、テレビ2700円、冷蔵庫4600円、洗濯機2400円である。

<sup>8</sup> 家電リサイクル法第9条（引取義務）、第10条（引渡義務）、第17条（引取義務）、第18条（再商品化等実施義務）。リサイクルの具体的な目標は「再商品化率」で示されており、現在はエアコン60%、テレビ55%、冷蔵庫50%、洗濯機50%に設定されている（家電リサイクル法施行令第4条）。

<sup>9</sup> 家電リサイクル法第6条。

以降、本論は次のように構成されている。2. で部分均衡モデルを解説し、3. で家電製品市場とリサイクル品市場での均衡、および料金収支について図解する。4. から7. は比較静学に基づく分析であり、順に所得と引取料金の变化(4.)、収集運搬料金とリサイクル料金の変化(5.)、排出抑制の強化(6.)、リサイクルの強化(7.)について検討している。最後の8. において、本論を締めくくる。

## 2. モデル

ここでは、本論で採用する部分均衡モデルを紹介する。図1と図2のフローチャートは、以下の説明を図解したものである。

まず、代表的消費者の効用関数を、次のように定義する。

$$u = u(y, b). \quad (1)$$

ここで  $y$  は家電製品の購入量 (= 消費量)、 $b$  は小売業者が消費者から引き取る使用済み製品の量である。(1)式の各変数に対する偏導関数について、 $u_y > 0, u_b > 0, u_{yy} < 0, u_{bb} < 0$  を仮定する<sup>10</sup>。すなわち、製品の購入量あるいは引取量の増加に伴い効用は増えるが、その増え方は逓減的である。一方、交差偏導関数  $u_{yb}$  については、特定の符号を仮定しない。

なお、使用済み製品の引取量から効用を得るというここでの理論的想定は、不法投棄をせずに合法的に製品を処分することによって得られるであろう一種の安心感に依拠している。消費者は不法投棄を行うことによって、引取料金の支払いを回避し支出を節約できる。しかしその代償として、もし投棄の事実が発覚したら何らかの処罰を受けなければならない<sup>11</sup>。したがって、不法投棄をしないで小売業者に引き取ってもらうことは、そのような期待不効用を回避することになるので、上述の想定は十分な合理性をもつと判断されよう。

次に、使用済み製品の物質収支を次の式で表現する。

$$\alpha y = b + d. \quad (2)$$

ここで  $\alpha \in (0, 1)$  は排出率、 $b$  は小売業者の引取量、 $d$  は不法投棄量である。よって(2)式の左辺の  $\alpha y$  は、使用済み製品の排出量を表す。つまり、消費者によって排出されるものは、引き取られるか不法投棄されるかのどちらかである。なお、このモデルは静学的であるため、製品の使用終了時点と引取時点、不法投棄時点の間で生じうる時差は考慮していない。

さらに、消費者の予算制約式を次のように表す。

$$I = p^y y + sb. \quad (3)$$

左辺の  $I$  は消費者の所得であり、右辺の  $p^y$  は家電製品の市場価格、 $s$  は引取量 1 単位当たり

<sup>10</sup> 関数の下添え字は、1 階または 2 階偏微分の対象変数を表す。

<sup>11</sup> 2003 年に改正された「廃棄物処理法」( = 「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」1970 年 12 月 25 日公布 (法律第 137 条)) では、不法投棄や不法焼却の未遂罪を創設したのに加えて、一般廃棄物の不法投棄に対する罰金の上限を、産業廃棄物のときと同額の 1 億円に引き上げた。とはいえ、この罰則の対象は「法人」による投棄であり、個人による投棄ではない。ちなみに、家電リサイクル法は不法投棄に関する罰則規定をもたない (拙稿(2003b))。

の「引取料金」である。製品の代金と引取料金の両方を、消費者が小売業者に支払う。(3)式の定義から明らかなように、不法投棄には費用がかからない。むしろ不法投棄により、引取料金分だけ支出を抑えることができる<sup>12</sup>。しかし例えば、投棄量1単位当たりにかかる費用がかかると仮定を変更しても、何ら問題はない。肝心なのは、小売業者の引取料金が不法投棄の単位費用を上回るという点であって、この条件が満たされる限り、以下のモデル分析の結論は変わらない。

(2)式を(1)式と(3)式に代入して効用最大化問題を解くと、下記の1階条件を得る。

$$u_y + \alpha u_b = \lambda(p^y + s\alpha), \quad (4)$$

$$u_b = \lambda s. \quad (5)$$

ただし $\lambda$ は、予算制約式(3)に関するラグランジュ乗数である。どちらの条件も、効用最大化のための2階条件を満たしていると仮定する。

続いて、小売業者の利潤を次の式で定義する。

$$\pi^R \equiv p^y y - c(y) + s^1 x - p^r \beta x - h(x). \quad (6)$$

なお、 $c(y)$ は家電製品の販売費用、 $s^1$ は「有効引渡量」 $x$ の1単位当たりの収集運搬料金である。また、 $\beta \in (0,1)$ は製造業者のリサイクル率であり、 $p^r$ はリサイクル製品 $r = \beta x$ の市場価格、 $h(x)$ は収集運搬費用である。(6)式の各費用の導関数について、 $c' > 0, c'' > 0, h' > 0, h'' > 0$ を仮定する<sup>13</sup>。つまり、それぞれの限界費用は正でかつ逓増的である。

ここで注意すべきは、消費者から引き取った使用済み製品がそのまますべてリサイクルの原料になるわけではない、という点である。すなわち、同製品がリサイクルにどれだけ利用されるかはリサイクル品市場の需給で決定されるので、それをもとに小売業者が製造業者に供給する有効引渡量 $x$ は、消費者からの引取量 $b$ と必ずしも一致しない。したがってこのモデルでは、別の変数でそれぞれを定義している。

(6)式より、小売業者の利潤最大化の1階条件が次のように導かれる。

$$p^y = c', \quad (7)$$

$$s^1 = h' + p^r \beta. \quad (8)$$

限界費用に関する仮定より、これらは最大化の2階条件を満たしている。

最後に、製造業者の利潤を次のように定義する。

$$\pi^M \equiv p^r r + s^2 r - k(r). \quad (9)$$

ここで、 $s^2$ はリサイクル量1単位当たりのリサイクル料金、 $k(r)$ はリサイクル費用であり、 $k' > 0, k'' > 0$ を仮定する。また前述のように、 $r = \beta x$ の関係から、リサイクルに必要な有効引渡量 $x$ が間接的に求められる。利潤の最大化の1階条件は、次のようになる。

$$p^r = k' - s^2. \quad (10)$$

<sup>12</sup> (2)式を $b$ について解き、(3)式に代入すれば明らかである。

<sup>13</sup> プライムは1階微分、ダブルプライムは2階微分をそれぞれ意味する。

この式も、限界費用が逓増する仮定から、最大化の2階条件を満たしている。

さて、(8)式と(10)式より、

$$s^1 = h' + \beta(k' - s^2) \quad (11)$$

となる。一方、消費者の条件(4)式と(5)式、小売業者の条件(7)式より、

$$s = \rho c', \quad \rho \equiv \frac{u_b}{u_y} > 0 \quad (12)$$

を得る。よって、料金間の収支バランスを表す

$$sb = s^1 x + s^2 r \quad (13)$$

を満たすには、

$$\rho c' = \frac{x}{b}(h' + \beta k') \quad (14)$$

であればよい。つまり、限界代替率と販売の限界費用との積 (= 左辺) が、収集運搬の限界費用  $h'$  とリサイクルの限界費用にリサイクル率を掛けた  $\beta k'$  の和に、リサイクルでの「有効利用率」  $x/b$  を掛けたもの (= 右辺) に等しくなればよい。ただし、この料金収支バランスが自律的に実現するメカニズムは市場にはない。

### 3. 市場均衡および引取料金の収支

図3は、家電製品市場の均衡を表している。同製品に対する右下がりの需要関数は、消費者の条件である(4)式と(5)式から導かれた

$$p^y = \frac{u_y(y)}{u_b(y)} s \quad (15)$$

である<sup>14</sup>。一方、右上がりの供給関数は、小売業者の条件(7)式より

$$p^y = c'(y) \quad (16)$$

である。市場均衡点は  $L^*$  であり、そのときの価格と取引量は  $(p^{y*}, y^*)$  で表される。

また、図4はリサイクル品市場での均衡を示している。リサイクル品に対する右下がりの需要関数には有効引渡額に関するパラメータが含まれており、小売業者の条件(8)式より

$$p^r = \frac{s^1 - h'(r/\beta)}{\beta} \quad (17)$$

である。それに対して右上がりの供給関数は、製造業者の条件(10)式から、

$$p^r = k'(r) - s^2 \quad (18)$$

と表される。市場均衡点は  $M^*$  で表され、それに対応する価格と取引量は  $(p^{r*}, r^*)$  である。なお、 $s^1 < h', s^2 > k'$  となる  $r$  の範囲において、それぞれの価格は負となる。そして、もし両関数が負の価格で一致するならば、均衡点で「逆有償」、すなわち負の価格で取引が行われ

<sup>14</sup> 右下がりであるためには、効用関数の偏微分値について、 $u_y(u_{yb} + \alpha u_{bb}) > u_b(u_{yy} + \alpha u_{yb})$  を満たす必要がある。

る現象が生じる。

さらに、もし消費者からの使用済み製品の引取量  $b$  と製造業者への有効引渡数量  $x$  が等しいと仮定するならば、同引取量と引取料金の関係を図5のように表すことができる。引取量1単位当たりの支出  $s^x$  は右上がりの関数、同収入  $s^y$  は右下がりの関数であり、両者の交点  $N^*$  において収支が一致する。そのときの引取量を  $\tilde{b}$ 、引取料金を  $\tilde{s}$  とすると、 $\tilde{b}$  より引取量が少なければ黒字、逆に  $\tilde{b}$  より引取量が多ければ赤字ということになる。

既に述べたように、この収支バランスを自律的に実現するメカニズムが存在しないため、もし必要ならば、関連するパラメータを政策的にシフトさせることで、収支の是正を図るほかない。例えば料金収支の赤字を改善したいとき、収集運搬料金  $s^1$  またはリサイクル料金  $s^2$  を引き下げれば、支出  $s^x$  が下方にシフトするため、引取量に対する黒字の範囲が拡大する。同様の結論は、収入  $s^y$  を上方にシフトさせることによっても得られるが、これは直接的に引取料金の値上げを意味するので、消費者には抵抗があるだろう。

#### 4 . 比較静学[1] ; 所得および引取料金の变化

以下では、本論の【数学付録】の結果を用いて、各種パラメータの変化に対する均衡量の変化の方向を検討する。なお、数式の中に度々表れる  $\Delta$  は均衡方程式体系に関する行列式であり、負であると仮定する<sup>15</sup>。また、 $\Gamma \equiv \beta^{-1}(h'' + \beta^2 k'')$  は正である。

消費者の効用が最大化されている状態を消費者均衡と呼び、そのときの家電製品の購入量  $y^*$ 、使用済み製品の引取量  $b^*$ 、不法投棄量  $d^*$  を、それぞれの均衡量とする。まず、所得  $I$  が変化するときの家電製品の均衡購入量、使用済み製品の均衡引取量の変化は、次のように表される<sup>16</sup>。

$$\frac{\partial y^*}{\partial I} = \frac{\Gamma}{\Delta} [c' u_{bb} - s u_{yb}] \quad (19)$$

$$\frac{\partial b^*}{\partial I} = \frac{\Gamma}{\Delta} [s(u_{yy} - \lambda c'') - c' u_{yb}] \quad (20)$$

このモデルでは効用の交差偏導関数  $u_{yb}$  の符号を仮定していないが、もしこれが非負ならば、(19)式と(20)式はともに正である。つまり、製品の購入および引取はどちらも、所得の増加に伴い促進されるという上級財的性質をもつ。また、たとえ  $u_{yb}$  が負であっても、その絶対値が小さければ、やはり両式とも正である。

このとき、不法投棄量  $d^* = \alpha y^* - b^*$  の変化は次のようになる。

<sup>15</sup> なお、 $u_{yb}$  が非負、あるいは絶対値の小さい負であれば、 $\Delta$  は負である。

<sup>16</sup> 【数学付録】で示したように、計算上は引取量の変化よりも、不法投棄量の変化の方が先に求められる。ただし以下では説明の都合から、効用関数の構成変数である引取量について先に言及している。また以下では、同付録での記述と同様に、数学的表現の中ではアスタリスクを省略する。

$$\frac{\partial d^*}{\partial I} = \frac{-\Gamma}{\Delta} [s(u_{yy} - \lambda c'') - (c' - s\alpha)u_{yb} - c'\alpha u_{bb}] \quad (21)$$

この場合、所得の増加により投棄量が増えるか減るかは、 $u_{yb}$  の符号より、むしろ他の変数やパラメータとの大小関係に依存する。直感的には、所得が増えると引取料金の支払いを回避する誘因、すなわち不法投棄を行う誘因が薄れるため、投棄量は減ると思われる。そこで【数学付録】では、所得の増加によって不法投棄量が減少する場合の諸条件を整理している。

なお、これらの変数とは対照的に、製造業者の均衡リサイクル量  $r^*$  はこの場合変化しない。

以下では、分析結果を視覚的にとらえるために、図解を併用することにしよう。

まず図6は、消費者による意志決定問題を、4つの象限を使って表現したものである。第1象限には、横軸に製品購入量  $y$ 、縦軸に使用済み製品の引取量  $b$  をとり、(3)式の予算制約線  $b = -(p^y/s)y + I/s$  が右下がりの直線で描かれている。以降、時計回りに見ていくと、第4象限では原点を通る傾き  $\alpha$  の直線により、下向きの縦軸で排出量  $\alpha y$  を測っている。その左の第3象限には45度線があり、先ほどの排出量を不法投棄量  $d$  の軸にそのまま移している。そして第2象限には、その排出量を切片として、(2)式の物質収支  $d = -b + \alpha y$  が右上がりの直線で描かれている。

以上の過程から、引取量と購入量、不法投棄量が一通り決まる。図6には例として、予算制約線上での2つの組み合わせである  $(y^1, b^1)$  と  $(y^2, b^2)$  から、どのようにして  $d^1$  と  $d^2$  がそれぞれ決定されるかが示されている。

続いて図7は、(19)式から(21)式で求められた所得の変化に伴う各均衡量の変化を表現している。第1象限の  $u^*$ 、 $u^{**}$  は消費者の無差別曲線であり、右上に位置するものほど効用水準が高い。さて、所得  $I$  が増加すると、予算制約線が上方に平行にシフトする。それにより消費者均衡点は右上方にシフトし  $(E^* \rightarrow E^{**})$ 、効用は増加する  $(u^* < u^{**})$ 。この図では、製品購入量と引取量はともに増加している一方  $(y^* < y^{**}, b^* < b^{**})$ 、不法投棄量は減少している  $(d^* > d^{**})$ 。もちろん前述のように、変数やパラメータ間の大小関係次第では、このような動きにならないことがある。

では次に、使用済み製品の引取料金  $s$  が変化するときの各均衡量の変化を示そう。

$$\frac{\partial y^*}{\partial s} = \frac{-\Gamma}{\Delta} sc'\lambda - b \frac{\partial y^*}{\partial I}, \quad (22)$$

$$\frac{\partial b^*}{\partial s} = \frac{\Gamma}{\Delta} c'(c' + c''y)\lambda - b \frac{\partial b^*}{\partial I}. \quad (23)$$

もし効用の交差偏導関数  $u_{yb}$  が非負であるならば、(23)式において、右辺第1項で示された代替効果と同第2項による所得効果がともに負であるため、 $\partial b^*/\partial s < 0$  となる。すなわち、引取料金が高くなれば引取量は減少する。その一方で(22)式では、右辺第1項 (= 正) と第2項 (= 負) の符号が逆であるため、 $u_{yb}$  の符号だけでは変化の方向は確定しない。【数学付録】では、引取料金の値上げにより家電製品の購入量が増えるときの諸条件を整理してあ

る。

また下記のように、不法投棄量の変化も一様ではない。

$$\frac{\partial d^*}{\partial s} = \frac{-\Gamma}{\Delta} c'(c' + c''y + s\alpha)\lambda - b \frac{\partial d^*}{\partial I}. \quad (24)$$

この式の右辺第1項は正であるが、第2項は既に(21)式で示したように、正負どちらの値もとる。ただ、所得の増加が不法投棄量の減少につながる場合は、第2項は正であるから、 $\partial d^*/\partial s > 0$ となる。つまり、引取料金を値上げすると不法投棄が促進される。

ちなみにこの場合も、製造業者のリサイクル量は不変である。

図8は、(22)式から(24)式で求められた引取料金の変化に伴う各均衡量の変化を表している。引取料金  $s$  が上昇することによって、予算制約線は横軸切片を中心に、反時計回りにシフトする。その結果、消費者均衡点は右下方にシフトし ( $E^* \rightarrow E^{**}$ )、効用は減少する ( $u^* > u^{**}$ )。この図では、製品購入量は増加する一方で引取量は減少し ( $y^* < y^{**}$ 、 $b^* > b^{**}$ )、不法投棄量は増加している ( $d^* > d^{**}$ )。なお繰り返しになるが、各変数やパラメータ間の関係次第では、この図とは違う結果になりうることに注意したい。

さて、以上の分析結果の中で、特に不法投棄への効果に注目してみよう。そうすると、もし所得の増加に伴い不法投棄量が減るのであれば、引取料金の上昇によって不法投棄量が増える、という一連の理論的含意を見出すことができる。リサイクルに携わる側からすれば、引取料金を上昇させることは、料金収支の改善につながるので望ましい行為であるといえる。しかしその一方で、引取料金の値上げは消費者の実質所得の減少とそれに伴う引取量の減少を招き、不法投棄を助長してしまう。これは一種のトレードオフである。収支の改善と引取量の確保は両立しない。

したがって、もし不法投棄を抑制しつつ料金収支状況を改善したいのならば、引取料金ではなくむしろ収集運搬料金やリサイクル料金の方を動かすべきである、という方針が消去法的に見えてくる。ただし、消費者がこれらの個別料金に直面するわけではないので、その行動に変化はない。変化するのは、製造業者によるリサイクルの量である。

## 5 . 比較静学[2] ; 収集運搬料金およびリサイクル料金の変化

収集運搬料金  $s^1$  やリサイクル料金  $s^2$  が変化するとき、これまでのケースとは対照的に、製造業者の均衡リサイクル量  $r^*$  のみが増加する。それも下記のように、どちらの料金が増してもリサイクル量は増加する。

$$\frac{\partial r^*}{\partial s^1} = \frac{1}{\Gamma} > 0, \quad (25)$$

$$\frac{\partial r^*}{\partial s^2} = \frac{\beta}{\Gamma} > 0. \quad (26)$$

リサイクル率  $\beta$  が 1 未満であるので、これらの式から、収集運搬料金によるリサイクル促進

効果がリサイクル料金による同効果よりも大きいことがわかる。一見逆ではないかと思われるが、 $s^1$ が有効引渡数量  $x$  をベースにしているのに対して、 $s^2$ がそれより少ない(リサイクル)量  $r = \beta x < x$  をベースにしていることにその理由がある。

両方の料金が上昇すればリサイクル量の増加幅は大きくなるが、それによって図5における料金支出  $s^x$  が上方にシフトし、収支が赤字の領域が広がってしまう結果となる。これでは料金制度の持続性が危うくなり、リサイクルの推進に支障が出るおそれがある。つまりこれは、リサイクルの促進と収支の改善とのトレードオフである。しかしながら、2種類の料金をうまく組み合わせることによって、この状況にある程度克服することができる。

例えば、収集運搬料金を引き上げるとともに、リサイクル料金を引き下げるとどうなるだろうか。図9は、図4のリサイクル品市場をもとに作成したものである。このような料金の組み合わせによって、市場均衡でのリサイクル量を増やしつつ、リサイクル品の価格を引き上げることができる(均衡点は  $M^* M^{**}$ 、均衡価格は  $p^{r^*} < p^{r^{**}}$ 、均衡取引量は  $r^* < r^{**}$ )。なおかつ、料金支出の上昇をある程度抑えることが可能である。

すなわち、収集運搬料金とリサイクル料金の上げ下げを適切に組み合わせることにより、リサイクルの促進とリサイクル品価格の維持を実現することができる。特に価格水準が低い製品や部品の市場に対して、これはかなり有効な手段である。ただしそれぞれの料金を受け取る主体が異なるため、その実施には互いに納得のいく取り決めが必要であろう。

ちなみに図9とは逆のパターン、すなわち収集運搬料金を引き下げるとともにリサイクル料金を引き上げる場合を、図10に示しておく。この組み合わせの下では、均衡リサイクル量は前のケースと同じく増加する一方、均衡価格は下落する(均衡点は  $M^* M^{**}$ 、均衡価格は  $p^{r^*} > p^{r^{**}}$ 、均衡取引量は  $r^* < r^{**}$ )。つまり、リサイクルの段階を厚遇する料金のシフトはリサイクル品の価格を引き下げのおそれがある。

なお繰り返しになるが、このような料金の変化は、消費者の行動に何ら影響を与えない。

## 6. 比較静学[3]；排出抑制の強化(排出率の低下)がもたらす効果

さて今度は、使用済み製品に対する処理責任の強化、すなわち、消費者の排出抑制あるいは製造業者のリサイクルの強化による均衡量への影響を明らかにしよう。本論のモデルでは、消費者の排出抑制の強化を排出率  $\alpha$  の低下で、製造業者のリサイクルの強化をリサイクル率  $\beta$  の上昇でそれぞれ表現することができる<sup>17</sup>。なおモデルには、小売業者に課されて

<sup>17</sup> もちろん現実的には、使用済みの製品を全量引き渡す、あるいは引き取った製品を全量リサイクルする、という形での処理責任の強化・徹底が重要なのであるが、モデル分析でこれをそのまま導入してもほとんど意味がない。それは次の理由による。上記のような意図で追加される制約式について、もしそれが等号で成立するならば変数は減り、逆に等号で成立しないならばそのラグランジュ乗数がゼロとなる。前者の場合、消費者が決めた引取量がそのままもれなくリサイクルされるので、小売業者と製造業者の意志決定はもはや不要である。また後者の場合、結局本論のモデルと同じになる(ちなみに拙稿(2003a)は、制約として最低限のリサイクル率を課した場合を検討している)。よって、本論のような接近方法がベターかと思われる。

いる使用済み製品の引取・引渡義務（責任）に関するパラメータが設定されていないが、リサイクル率 $\beta$ の変化でその効果を近似することができるだろう。

まず、排出率 $\alpha$ の変化に伴う各均衡量の変化を以下に示す。

$$\frac{\partial y^*}{\partial \alpha} = 0, \quad (27)$$

$$\frac{\partial b^*}{\partial \alpha} = 0, \quad (28)$$

$$\frac{\partial d^*}{\partial \alpha} = y > 0, \quad (29)$$

$$\frac{\partial r^*}{\partial \alpha} = 0. \quad (30)$$

意外なほどの簡潔かつ明快な結論である。(27)式と(28)式は、排出率がどう変化しようと、製品の購入量と引取量は変わらないことを示している。同様に、(30)式からリサイクル量も不変である。唯一影響を受けるのは不法投棄量である。(29)式は、排出率が低下すると、不法投棄量が製品購入量の分だけ減ることを意味している。【数学付録】でもふれているように、不法投棄以外の変数に関しては、お互いに等しい逆向きの効果はたらくことによって実質的な変化はなし、という結論になる<sup>18</sup>。

図 11 はその状況を示したものである。排出率 $\alpha$ が低下すると、第 4 象限の直線の傾きが小さくなる（つまり  $y$  軸の方向に傾く）。それにより、第 2 象限の物質収支線の切片が小さくなる。製品の均衡購入量と使用済み製品の均衡引取量は変わらないので、消費者均衡点もそのままであり、したがって効用水準に変化はない。その一方で、物質収支線が下方にシフトするため、同一引取量に対応する不法投棄量は減少する（ $d^* > d^{**}$ ）。

ところで、排出率が低下することによって、均衡における排出量 $\alpha y^*$ も製品購入量と同じだけ減少する。すなわち、(27)式より

$$\frac{\partial(\alpha y^*)}{\partial \alpha} = y > 0 \quad (31)$$

が容易に導かれる。前述の通り、引取量は変わらないので、排出量の減少がそのまま不法投棄量の減少に直結している。

以上の考察より、消費者による排出抑制の強化が、排出量と不法投棄を等しく減少させる効果をもつことがわかった。そのとき、製品の購入量と引取量に影響はない。本論の冒頭で述べたように、家電リサイクル法における消費者の排出抑制はあくまで「努力」すべきことであり、必ずしも果たすべき義務ではない。しかし、その数量効果は期待通り、あるいは期待以上であることが理論的に示された。

ただ、この明確さは、排出率をパラメータとして取り扱っていることに大きく依存して

<sup>18</sup> 参考までに、かりに  $u_{yb}$  をはじめからゼロと仮定して計算すると、変数とパラメータの全微分値が非対称となることから、結果は複雑になる。

いる。仮定を若干追加して、排出率が消費者の行為に関連して内生的に決まるようなモデルにすれば、得られる計算結果はより複雑なものになるだろう<sup>19</sup>。また次の課題として、実際に消費者の排出率を低下させるにはどのような政策が有効なのか、という点を論じる必要がある。

## 7. 比較静学[4]；リサイクルの強化（リサイクル率の上昇）がもたらす効果

一方、リサイクル率 $\beta$ が変化することで均衡値はどう変化するだろうか。実は以下の通り、消費者に関連する変数には影響がなく、製造業者のリサイクル量が変化するのみである。しかし、その方向は確定的ではない。

$$\frac{\partial y^*}{\partial \beta} = 0, \quad (32)$$

$$\frac{\partial b^*}{\partial \beta} = 0, \quad (33)$$

$$\frac{\partial d^*}{\partial \beta} = 0, \quad (34)$$

$$\frac{\partial r^*}{\partial \beta} = \frac{xh'' - (s^1 - h')}{h'' + \beta^2 k''} \geq 0. \quad (35)$$

(35)式の右辺の分母は正であるから、もし $s^1 - h' < xh''$ ならば、 $\beta$ の上昇によりリサイクル量は増加する。つまり、ある有効引渡金 $x$ において、収集運搬料金 $s^1$ と実際の限界費用 $h'$ の（正の）差額が相対的に小さいか、あるいは限界費用の増加の度合い $h''$ が相対的に大きければ、リサイクル推進派にとって「期待通り」の成果を得ることができる。

図12と図13はそれぞれ、リサイクル率の上昇がリサイクル量に与える影響を描いたものであるが、前者はリサイクル量が増加する場合であり、後者は逆に減少する場合である。その違いは、原点を通る右上がりの点線 $h''r\beta^{-2}$ の傾きが急であるか緩やかであるか、すなわち収集運搬の限界費用の増分 $h''$ が大きいか小さいかにある。リサイクル率が上昇すると、この線と需要曲線 $(s^1 - h')\beta^{-1}$ との交点を境に、それより左では需要曲線は下方にシフトし、逆に右では上方にシフトする。

図12では $h''$ が相対的に大きく、右上がりの点線と需要曲線との交点がより左上に位置する（そのときのリサイクル量は $r^{\sim}$ ）。そのため、市場均衡点 $M^*$ の周辺では需要曲線が上方にシフトしており、新しい均衡点 $M^{**}$ でのリサイクル量 $r^{**}$ はリサイクル率の変化前に比べて増える。一方図13では、 $h''$ が相対的に小さく、点線と需要曲線の交点はより右下に位置する。したがって、市場均衡点の周辺では需要曲線が下方にシフトし、新たな均衡リサイク

<sup>19</sup> 外部性の内部化を論じた拙稿(2002)のモデルでは、消費者（家計）が排出抑制に時間をかけることによって排出率が下がるような仮定を設けている。したがって廃棄物の排出量は、排出抑制に費やされる時間と使用済みの財の量に依存する。

ル量  $r^{**}$  は前に比べて減る。

ところで、一定水準の有効引渡額（とそれに対応するリサイクル量）を超えると、収集運搬の限界費用がその料金を上回るかもしれない。既に(17)式や図4で示したように、その水準におけるリサイクル品価格は負になる。しかし、供給関数である(18)式の同価格が常に正でありさえすれば、均衡点での価格は正である。いうまでもなく比較静学は、均衡点でのパラメータの微小変化が均衡値に与える影響を検討するものである。均衡価格が正であれば、その点では間違いなく  $s^1 - h' > 0$  であり、悩ましい問題は生じない。

以上より、排出率の低下の効果とは対照的に、リサイクル率の上昇による効果は必ずしも直感通りではないことがわかった。収集運搬の限界費用が量に対して大きく増加するならばリサイクル量は増加するが、そうでなければ減少するかもしれない。この結論は、収集運搬料金の上昇やリサイクル料金の上昇が確実にリサイクル量を増やすのとは対照的である。

小売業者と製造業者に関する諸仮定は必要最低限のものであり、むしろ単純すぎるくらいである。それでもこのように結論が一通りでないのは、ある意味で、リサイクルを促進することの現実的な難しさを暗示しているのかもしれない。モデルにおいて、リサイクル品の需要と供給はともに、各種料金、限界費用、リサイクル率に直接的あるいは間接的に影響を受ける。供給側が一方的にリサイクルを促進しようとしても、需要側でその意向に沿った反応がある保証はない<sup>20</sup>。それゆえに、均衡リサイクル量が無条件に増えるわけではない。むしろリサイクル過剰で、最終的に廃棄処分しなければならないかもしれない。

家電リサイクル法では、各製品についてのリサイクル目標を「再商品化率」で規定しているが、開始年度である2001年度で既に、それを上回るリサイクル率を達成している。これはこれで評価されるべきことである。とはいえ、リサイクルされた部品や製品がその次の段階で、具体的にどのように需要されているのか、あるいはどの程度需要されずに廃棄されているのか、ほとんど知られていないといっているのではないだろうか。上記の理論的結論を用いると、リサイクル率が上がろうと下がろうと、消費者の行動には何ら関係がない。この点も、現実の感覚に近いといえる。

## 8. おわりに

本論は、家電リサイクル法を念頭に置いた部分均衡モデルを構築し、引取料金、収集運搬料金、リサイクル料金といった各種関連料金の変化、あるいは排出抑制やリサイクルに関する処理責任の強化がどのような数量的効果を与えるかを、比較静学と図解を用いて明らかにした。

<sup>20</sup> (17)式の需要関数は $\beta$ に依存している一方、(18)式の供給関数には $\beta$ がない、というよりは不要である（後者を  $r$  ではなく  $x$  をベースに計算すれば、 $p^1\beta = k^1\beta - s^2\beta$  となる）。したがってこのモデルでは、リサイクル率の変化は需要側に直接影響を与える。

その含意は、次の4点にまとめられる。第一に、効用関数の交差偏微分値が非負ならば、引取料金が上昇することにより使用済み製品の引取量は減少する。また、不法投棄量が所得の増加に応じて減るならば、引取料金の上昇によって不法投棄は促進される。第二に、収集運搬料金やリサイクル料金が上昇すれば、リサイクル量は増加する。第三に、消費者からの排出率が低下すると、排出量と不法投棄量が等しく減少する一方、製品の購入量と引取量は不変である。第四に、製造業者のリサイクル率が上昇しても、収集運搬の限界費用が量に対してあまり増加しないならば、リサイクル量が増加する保証はない。なお、始めの2点に関しては、同時に料金収支の状況にも配慮しなければならない。

本論で得られた分析結果は、あくまで基礎的でかつ個別的なものでしかなく、引き続き考察を進めていかなければならない。例えばこれをもとに、料金制度と処理責任の効果をさらに細かく比較したり、両者をどのように組み合わせれば所定の政策目標を実現できるかを明らかにしたりすることは、政策間の比較と統合の点から非常に重要な研究課題である。また、処理責任というやや抽象的な概念を経済学の数理モデルの中でどのように表現したらよいのかも、あらためて考える必要がある。

《参考文献》

- [1] 環境省廃棄物・リサイクル対策部(2003a)、「市区町村における家電リサイクル法への取り組み状況について」、平成 15 年 7 月 17 日報道発表資料  
( <http://www.env.go.jp/press/press.php3?serial=4233> )、
- [2] 環境省廃棄物・リサイクル対策部(2003b)、「特定家庭用機器再商品化法施行令の一部を改正する政令について」、平成 15 年 12 月 25 日報道発表資料  
( <http://www.env.go.jp/press/press.php3?serial=4603> )、
- [3] 小出秀雄(2002)、「外部性をもつ資源利用、及び廃棄物処理の一般均衡分析」、細江守紀・藤田敏之編著『環境経済学のフロンティア』勁草書房、139-163 頁。
- [4] 小出秀雄(2003a)、「家電リサイクル法の料金制度と経済的手法」、『現代経済学研究』(西日本理論経済学会編)掲載予定。
- [5] 小出秀雄(2003b)、「家電リサイクル法の料金支払制度と不法投棄政策」、『比較経済体制学会年報』第 41 巻第 2 号掲載予定。
- [6] 小出秀雄(2004)、“Bottle Targeted Policies in Material Cycles,” 『経済学論集』(西南学院大学学術研究所)第 38 巻第 4 号、31-55 頁。

## 【数学付録】モデルの比較静学

本論のモデルの均衡 $(y^*, d^*, \lambda^*, r^*)$ および $b^* = \alpha y^* - d^*$ を決定する方程式体系は、次の4式である。

$$\begin{cases} u_y(y^*, \alpha y^* - d^*) + \alpha u_b(y^*, \alpha y^* - d^*) - \lambda^* [c'(y^*) + s\alpha] = 0 \\ -u_b(y^*, \alpha y^* - d^*) + \lambda^* s = 0 \\ I - [c'(y^*) + s\alpha]y^* + sd^* = 0 \\ s^1 - h'(r^* \beta^{-1}) - \beta[k'(r^*) - s^2] = 0 \end{cases}$$

これより、次の全微分体系を得る（煩雑を避けるため、偏導関数中のアスタリスクは省略する）

$$\begin{bmatrix} u_{yy} + 2\alpha u_{yb} + \alpha^2 u_{bb} - \lambda c'' & -(u_{yb} + \alpha u_{bb}) & -(c' + s\alpha) & 0 \\ -(u_{yb} + \alpha u_{bb}) & u_{bb} & s & 0 \\ -(c' + c''y + s\alpha) & s & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & -\beta^{-1}(h'' + \beta^2 k'') \end{bmatrix} \begin{bmatrix} dy^* \\ dd^* \\ d\lambda^* \\ dr^* \end{bmatrix}$$

$$= \begin{bmatrix} \lambda \alpha ds \\ -\lambda ds \\ -dI + bds \\ -ds^1 - \beta ds^2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} -y(u_{yb} + \alpha u_{bb}) \\ yu_{bb} \\ sy \\ 0 \end{bmatrix} d\alpha + \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ \beta^{-1}(s^1 - h' - xh'') \end{bmatrix} d\beta.$$

ここで、

$$\Delta \equiv \begin{vmatrix} u_{yy} + 2\alpha u_{yb} + \alpha^2 u_{bb} - \lambda c'' & -(u_{yb} + \alpha u_{bb}) & -(c' + s\alpha) & 0 \\ -(u_{yb} + \alpha u_{bb}) & u_{bb} & s & 0 \\ -(c' + c''y + s\alpha) & s & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & -\Gamma \end{vmatrix}$$

$$= \Gamma [s^2(u_{yy} - \lambda c'') - s(2c' + c''y)u_{yb} + c'(c' + c''y)u_{bb}]$$

$$< 0$$

であると仮定する。ただし、 $\Gamma \equiv \beta^{-1}(h'' + \beta^2 k'') > 0$ である。

[1] 所得および引取料金の变化；

$$\frac{\partial y^*}{\partial I} = \frac{\Gamma}{\Delta} [c'u_{bb} - su_{yb}] \quad \frac{\partial d^*}{\partial I} = \frac{-\Gamma}{\Delta} [s(u_{yy} - \lambda c'') - (c' - s\alpha)u_{yb} - c'\alpha u_{bb}]$$

$$\frac{\partial \lambda^*}{\partial I} = \frac{\Gamma}{\Delta} [(u_{yy} - \lambda c'')u_{bb} - u_{yb}^2] \quad \frac{\partial b^*}{\partial I} = \frac{\Gamma}{\Delta} [s(u_{yy} - \lambda c'') - c'u_{yb}] \quad \frac{\partial r^*}{\partial I} = 0,$$

$$\frac{\partial y^*}{\partial s} = \frac{-\Gamma}{\Delta} sc'\lambda - b \frac{\partial y^*}{\partial I}, \quad \frac{\partial d^*}{\partial s} = \frac{-\Gamma}{\Delta} c'(c' + c''y + s\alpha)\lambda - b \frac{\partial d^*}{\partial I},$$

$$\frac{\partial \lambda^*}{\partial s} = \frac{-\Gamma}{\Delta} [s(u_{yy} - \lambda c'') - (c' + c''y)u_{yb}]\lambda - b \frac{\partial \lambda^*}{\partial I}, \quad \frac{\partial b^*}{\partial s} = \frac{\Gamma}{\Delta} c'(c' + c''y)\lambda - b \frac{\partial b^*}{\partial I}, \quad \frac{\partial r^*}{\partial s} = 0.$$

以上の式の中で、不変である均衡リサイクル量を除いて、無条件に符号が確定するような数量変化はない。しかし、例えば（均衡における）効用関数の交差偏微分値  $u_{yb}$  が非負であるならば、 $\partial y^*/\partial I$ 、 $\partial b^*/\partial I$  はともに正である。つまり、 $u_{yb} \geq 0$  はこれら 2 式が正になるための十分条件である。かつそのとき、 $\partial b^*/\partial s$  は負である。というのは、引取料金が上昇することによって引取量自体への代替効果は負であるとともに、実質所得の減少から所得効果も負であるからである。

表 1 と表 2 は、それぞれ  $\partial y^*/\partial s > 0$  と  $\partial d^*/\partial I < 0$  が成立するためのいくつかの必要条件を整理したものである。

まず表 1 に関して、 $\partial y^*/\partial s > 0$  が成立するためには、不等式  $p^y(u_b + bu_{bb}) > sbu_{yb}$  が満たされなければならない（本文の(7)式より  $c' = p^y$  である）。製品価格  $p^y$  と引取料金  $s$  は正である一方、 $u_{yb}$  と  $u_b + bu_{bb}$  は符号が明らかではない。そこで、 $u_{yb}$  が負であるか正であるかを第 1 条件、 $u_b + bu_{bb}$  が負であるか正であるかを第 2 条件とし、さらに必要な上記の不等式を第 3 条件としている。

この 3 つめの条件が必要なのは、[A] と [D] の場合である。また、[B] は  $p^y(u_b + bu_{bb}) > 0 > sbu_{yb}$  であるから、3 つめの条件を明示する必要はない。一方[C]の場合には、 $p^y(u_b + bu_{bb}) < 0 < sbu_{yb}$  となり不適當である。なお[D]では  $u_{yb}$  が正であるから、前述の通り  $\partial y^*/\partial I > 0$  である。

次に表 2 である。 $\partial d^*/\partial I < 0$  が成立するには、不等式  $p^y(u_{yb} + u_{bb}) > s(u_{yy} - \lambda c'' + \alpha u_{yb})$  が満たされなければならない。そこで表 1 と同様の手続きにより、 $u_{yb} + u_{bb}$  が負であるか正であるかを第 1 条件、 $u_{yy} - \lambda c'' + \alpha u_{yb}$  が負であるか正であるかを第 2 条件として、さらに必要な

不等式を第3条件として示している。この場合分けにおいても、[G]のように第3条件が不要な組み合わせや、[F]のように条件として不適な組み合わせがある。ちなみに、 $\partial d^*/\partial I < 0$  であれば、必ず  $\partial d^*/\partial s > 0$  である。つまり、不法投棄が下級財的性質をもつならば、引取料金の上昇は不法投棄の促進につながる。

ところで、それぞれの表中に示された  $p^y/s$  は、図6以降に表れる予算制約線の傾き（の絶対値）である。したがって、変化の方向を見極めるためには、効用関数の形状に関する第1と第2の条件に加えて、その形状に依存する特定値が予算制約線の傾きより大きい小さいかが重要となる。

[2] 収集運搬料金およびリサイクル料金の変化；

$$\frac{\partial y^*}{\partial s^1} = 0, \quad \frac{\partial d^*}{\partial s^1} = 0, \quad \frac{\partial \lambda^*}{\partial s^1} = 0, \quad \frac{\partial b^*}{\partial s^1} = 0, \quad \frac{\partial r^*}{\partial s^1} = \frac{1}{\Gamma} > 0,$$

$$\frac{\partial y^*}{\partial s^2} = 0, \quad \frac{\partial d^*}{\partial s^2} = 0, \quad \frac{\partial \lambda^*}{\partial s^2} = 0, \quad \frac{\partial b^*}{\partial s^2} = 0, \quad \frac{\partial r^*}{\partial s^2} = \frac{\beta}{\Gamma} > 0.$$

これらの料金に変化しても、均衡リサイクル量が変化するのみであり、消費者に関連する変数は何ら影響を受けない。それは、全微分体系の行列が、 $3 \times 3$ の首座小行列（左上）と $-\Gamma$ （右下）とで分割可能だからである。なお、リサイクル量が変化しているのも、その原料である有効引渡数量  $x$  もその  $1/\beta$ 倍だけ変化する。

[3] 排出率の変化；

$$\frac{\partial y^*}{\partial \alpha} = 0, \quad \frac{\partial d^*}{\partial \alpha} = y > 0, \quad \frac{\partial \lambda^*}{\partial \alpha} = 0, \quad \frac{\partial b^*}{\partial \alpha} = 0, \quad \frac{\partial r^*}{\partial \alpha} = 0.$$

排出率の微小変化分  $d\alpha$ の列ベクトルは、不法投棄量の微小変化分  $dd^*$ に関する全微分行列の第2列を  $y$  でスカラー倍したものである。それゆえ、 $d^*$ 以外の変数の計算では同じ列が2つ表れるため、お互いの効果を打ち消し合い結局ゼロとなる。ただしこの結果は、 $u_{yb}$  を非ゼロと仮定していることから得られる。

[4] リサイクル率の変化；

$$\frac{\partial y^*}{\partial \beta} = 0, \quad \frac{\partial d^*}{\partial \beta} = 0, \quad \frac{\partial \lambda^*}{\partial \beta} = 0, \quad \frac{\partial b^*}{\partial \beta} = 0, \quad \frac{\partial r^*}{\partial \beta} = \frac{xh'' - (s^1 - h')}{h'' + \beta^2 k''}.$$

この場合も[2]と同様、均衡リサイクル量とそれに必要な有効引渡量が変化するのみである。

家電製品の購入量

リサイクル量

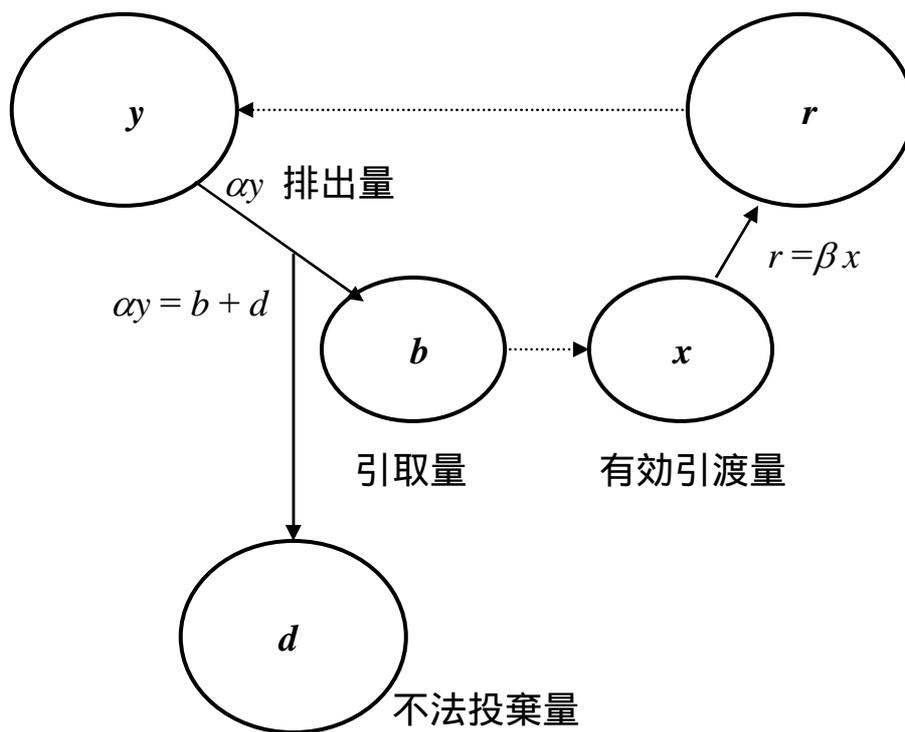


図1 モデルのフローチャート

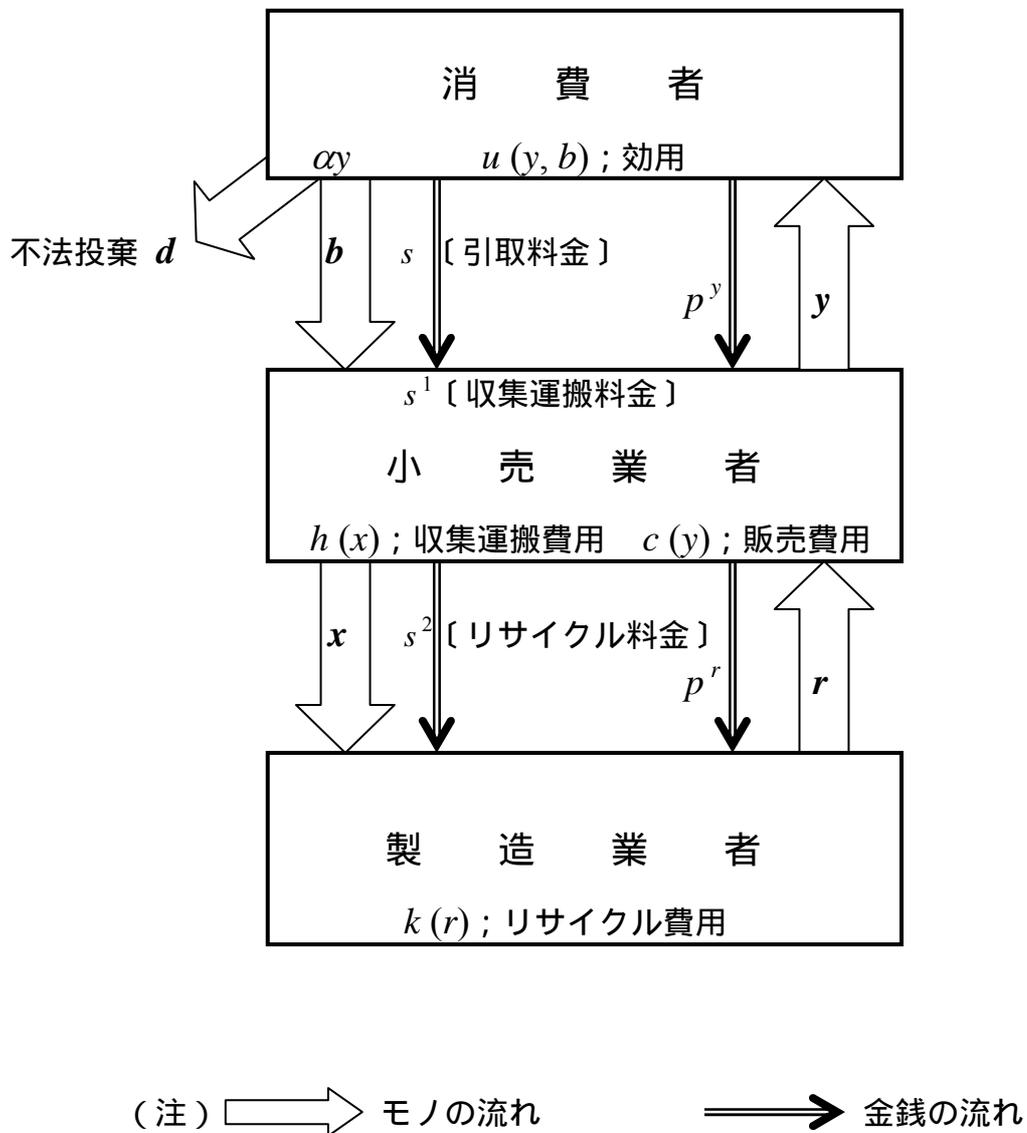


図2 関係主体間のフローチャート

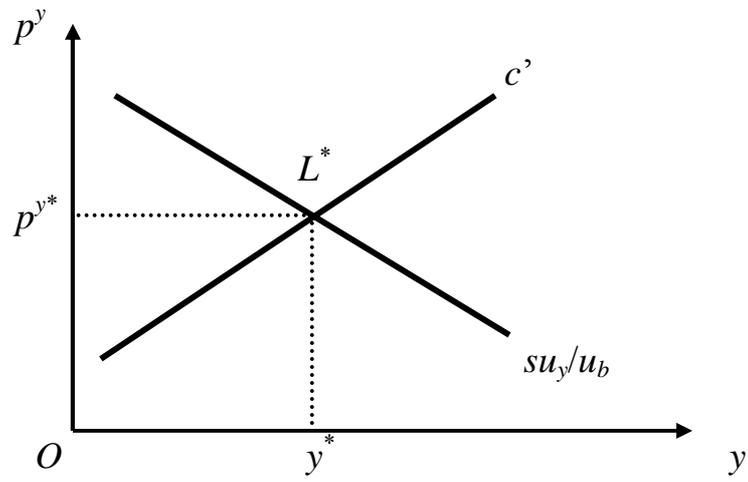


図3 家電製品市場の均衡

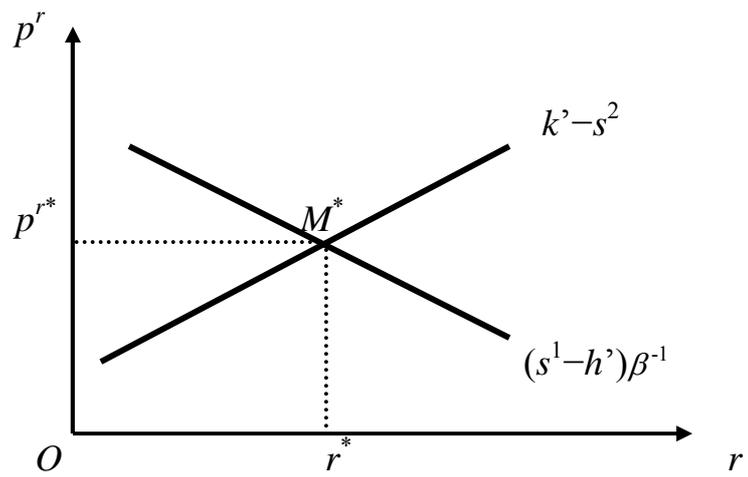
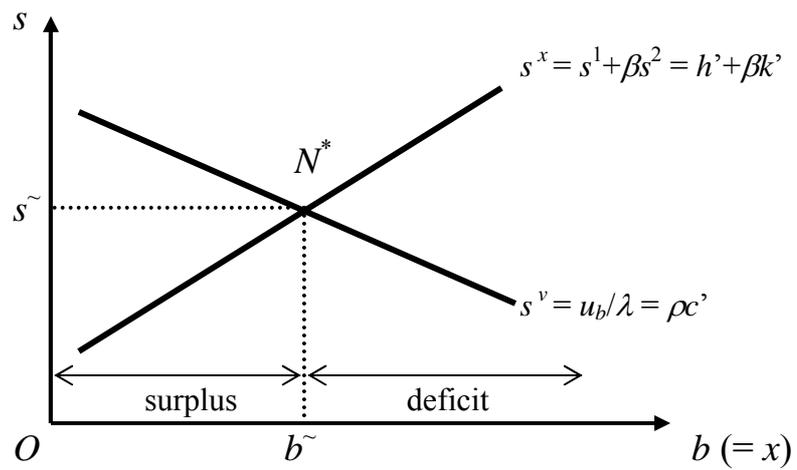


図4 リサイクル品市場の均衡



引取量と有効引渡量が一致しているものと仮定。  
 $s^x$ ; 引取量 1 単位当たりの支出       $s^v$ ; 同収入  
 $b\tilde{}$ ; 収支一致時の引取量       $s\tilde{}$ ; 同引取料金

図 5 小売業者の引取量と引取料金の関係

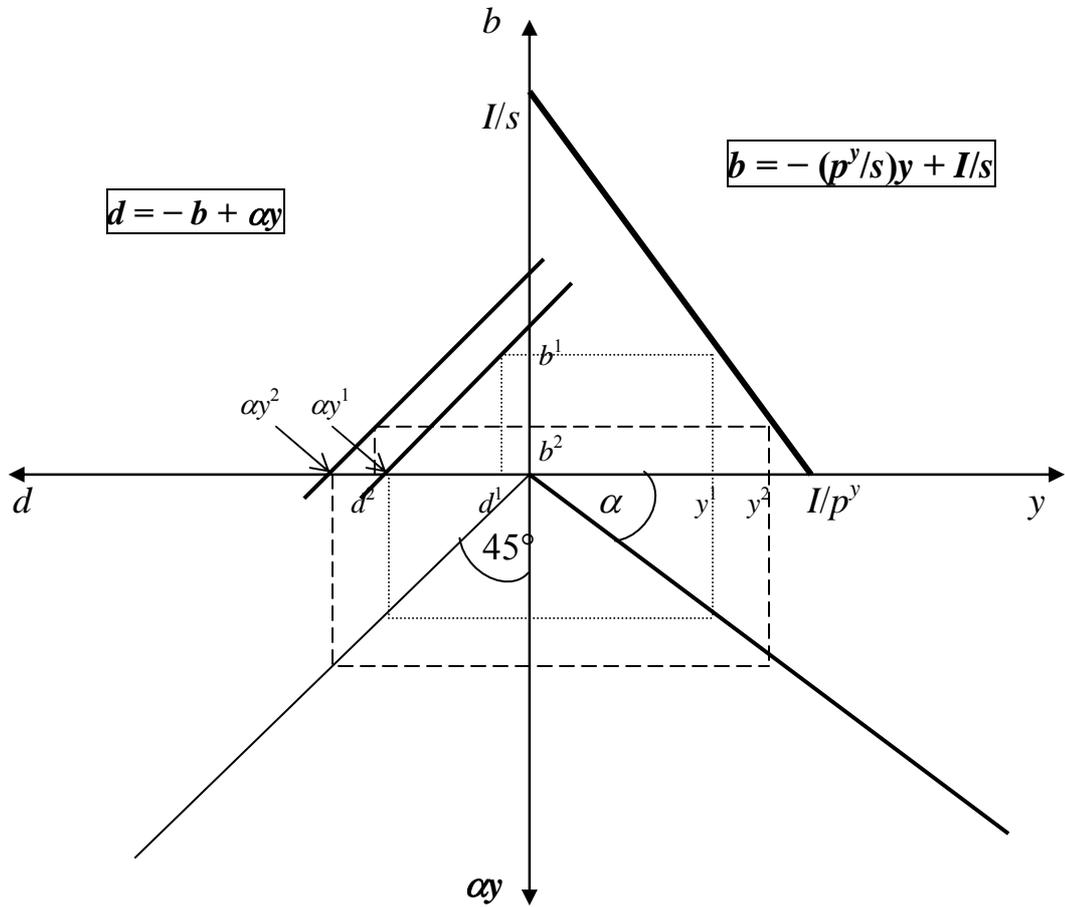


図6 予算制約と物質収支による変数の決定

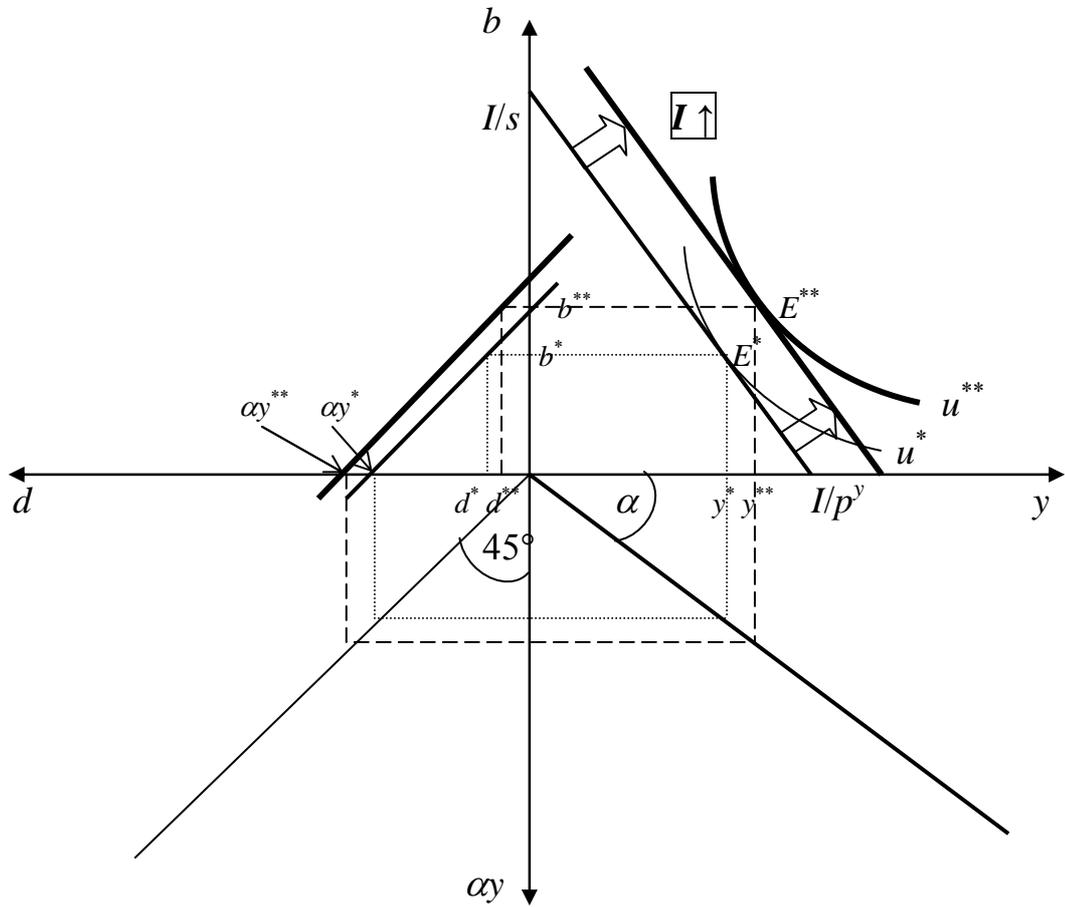


図7 所得の増加による消費者均衡のシフト

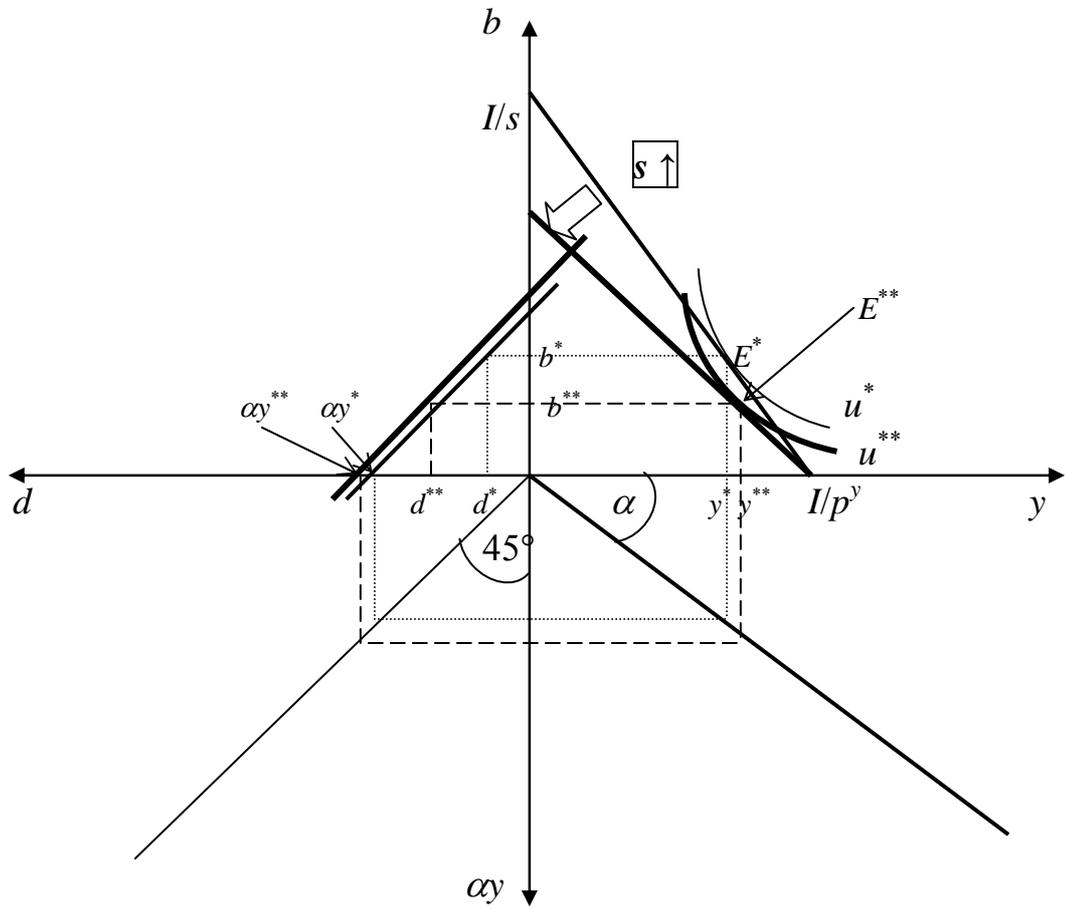


図8 引取料金の上昇による消費者均衡のシフト

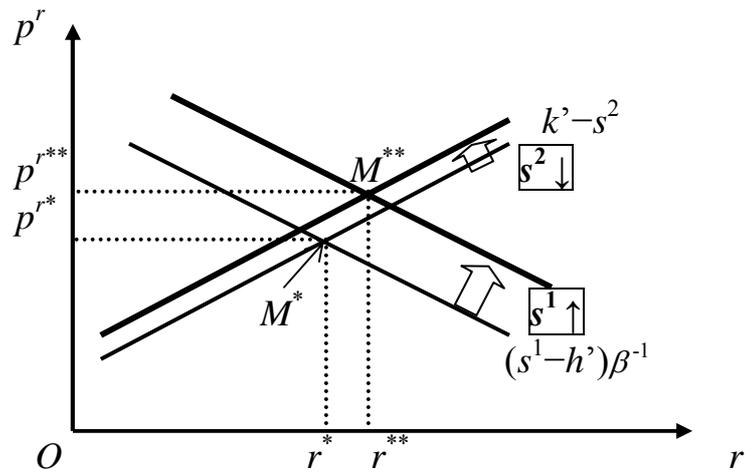


図 9 収集運搬料金の上昇とリサイクル料金の低下

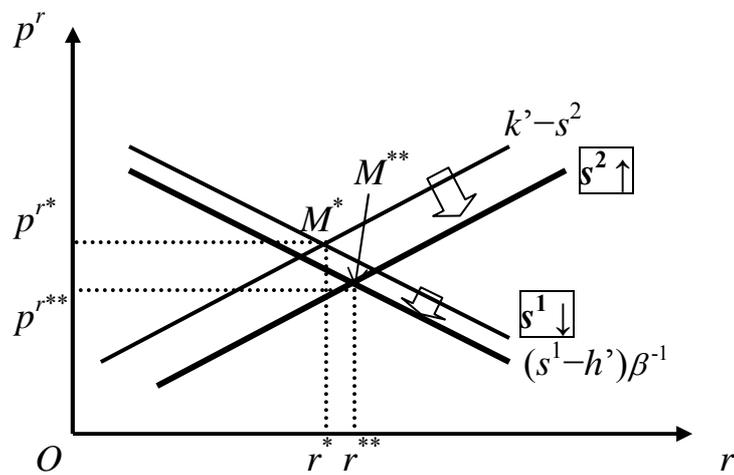


図 10 収集運搬料金の低下とリサイクル料金の上昇

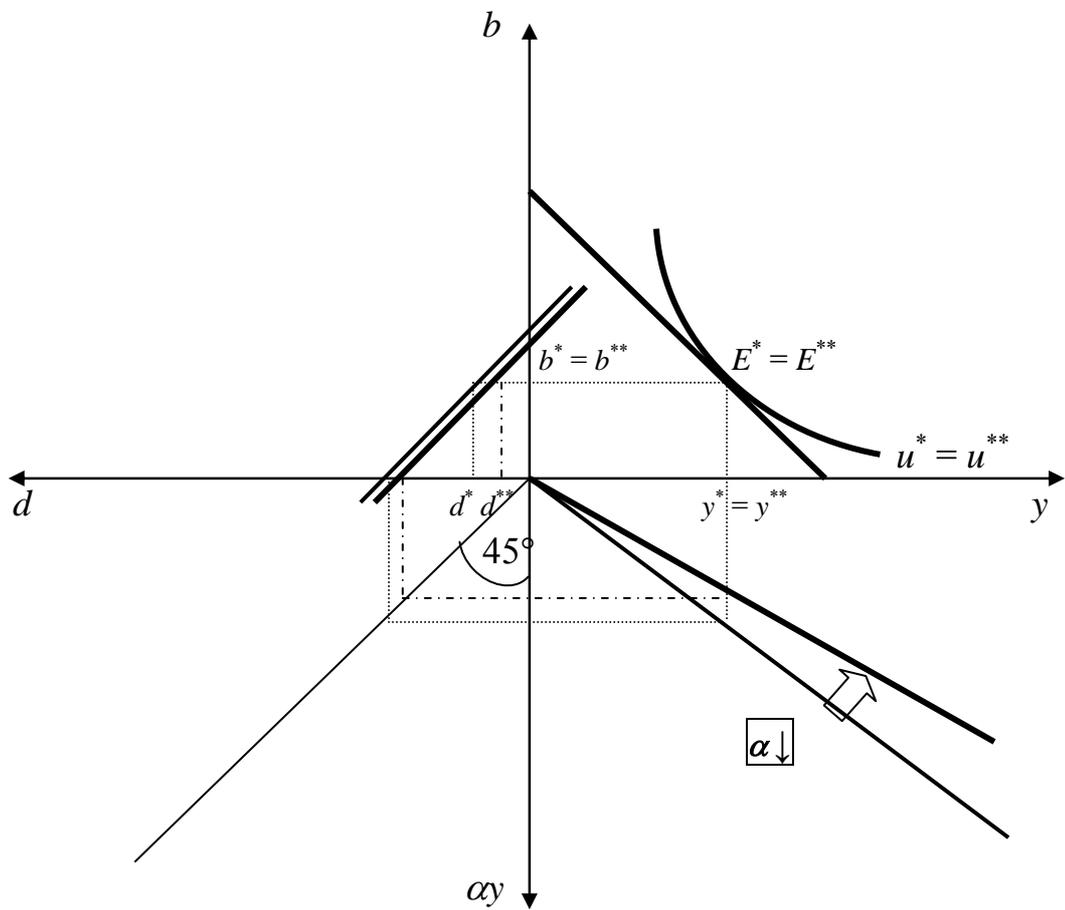


図 11 排出率の低下がもたらす効果

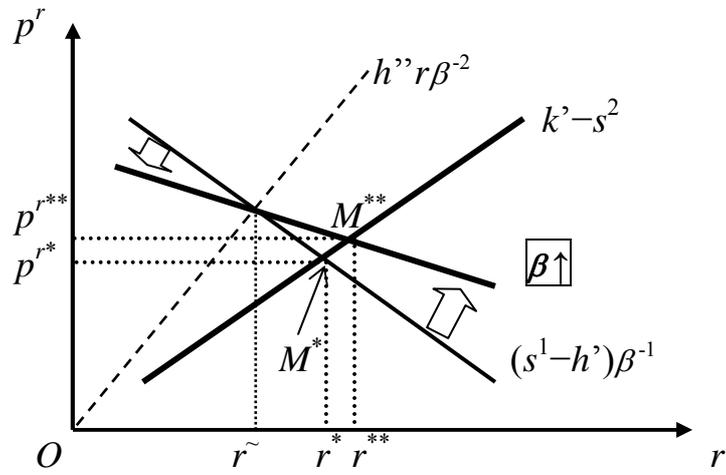


図 12 リサイクル率の上昇とリサイクル量の増加

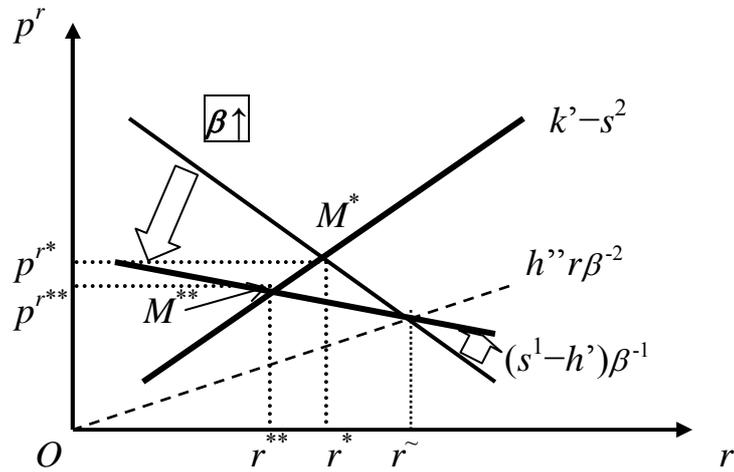


図 13 リサイクル率の上昇とリサイクル量の減少

第1条件 第2条件	$u_{yb} < 0$	$u_{yb} > 0$
$u_b < -u_{bb}$	[A] $\frac{p^y}{s} < \frac{bu_{yb}}{u_b + bu_{bb}}$	[C] (不可)
$u_b > -u_{bb}$	[B] 必要なし	[D] $\frac{p^y}{s} > \frac{bu_{yb}}{u_b + bu_{bb}}$

表1 引取料金の上昇が購入量を増やすための第3必要条件

第1条件 第2条件	$u_{yb} < -u_{bb}$	$u_{yb} > -u_{bb}$
$u_{yb} < (\lambda c'' - u_{yy})/\alpha$	[E] $\frac{p^y}{s} < \frac{u_{yy} - \lambda c'' + \alpha u_{yb}}{u_{yb} + u_{bb}}$	[G] 必要なし
$u_{yb} > (\lambda c'' - u_{yy})/\alpha$	[F] (不可)	[H] $\frac{p^y}{s} > \frac{u_{yy} - \lambda c'' + \alpha u_{yb}}{u_{yb} + u_{bb}}$

表2 所得の増加が不法投棄量を減らすための第3必要条件

*Recent Development in Environmental Economics 2004*

## 「環境用水」確保の経済分析

野田浩二  
一橋大学大学院経済学研究科博士課程

# 「環境用水」確保の経済分析

野田浩二（一橋大学大学院経済学研究科博士課程）

作成日：2004 年 3 月 1 日

更新日：2004 年 3 月 31 日

## はじめに\*

現在，環境問題がより深遠になりその領域が拡大するにつれ，環境政策は新しい課題に直面することとなった．筆者はすでに，環境用水を法的に保護するために「流水権」を創設し，交渉に基づいて水利権（農業用水など）から流水権（環境用水）への水資源再配分が図られるというオレゴン州流水権制度を事例にして，その権利構造を分析した．そのなかで，オレゴン州流水権制度は既存水利権（既得権）への悪影響を回避するように導入されたこと，ならびに，水資源再配分の責任と費用は流水権者側（実際には，州民から信託を受けた州政府）とされたことを明らかにした．そして，既得権の改革まで踏込むような環境政策論が求められていると主張した<sup>1</sup>．

本論文の目的は，先の分析に継続するものとして，既得権下での環境用水の確保は経済学的にどのような枠組みで問うことができるのかを確認することにある．すでに，環境用水の確保とそれに伴う水利権取引への影響については，Griffin et al. [ 1993 ] や Weber [ 2001 ] などで詳細に論じられている．またアメリカ水利権制度を念頭においた，水利用制度の経済分析については，Burness et al. [ 1979,1980 ] ，Johnson et al. [ 1981 ] ，Gisser, et al. [ 1983 ] ，Whittaker [ 1983 ] ，大沼 [ 2003 ] 等の先行研究がある．

本論文はモデルの精緻さを追求するものではない．むしろ先行研究のエッセンスを活かしながら，非常に単純なモデルを使う．それによって，水利用の特性が明確になるとともに，環境用水の大いさによっては，社会的最適解と分権社会の最適解が一致することを示すことができる．筆者の知る限り，この点を明示した文献はないように思われる．

ところで筆者自身は，環境用水の確保はいわゆる「最小安全基準：Minimum Safety Standard」に基づいて決められるべきだと考えている．生態系保全の価値は，必ずしも，正

---

\* 本論文は，2004 年 3 月 11 日に開催された「環境・サテライトシステムワークショップ 2004」の報告を加筆修正したものである．当日，多くの方々から貴重なコメントを頂いた．心から感謝申しあげたい．

<sup>1</sup> この点は，2004 年 5 月の日本経済政策学会第 61 回全国大会で寺西俊一（一橋大学大学院経済学研究科教授）と共同発表する予定である．なお，オレゴン州流水権制度の概要については，野田 [ 2003a ] を参照．またアメリカ水利権制度については，Goldfarb [ 1988 ] と金沢 [ 1982 ] を参照のこと．

確な貨幣ベースとして表れない。そのため、実際の政策においては、生態系保全は後回しにされる傾向がある。近年、いわゆる CVM が注目されており、非市場的価値の計測技術の向上は大きなテーマであるが、本論文は環境用水の価値を扱わず、むしろ、それは生態学によって決められる外生変数とする。

第 1 節では、本論文における水利用の状況を明確にする。第 2 節では、すでに河川が利用し尽くされている状況での、社会全体からみて最適な削減量の配分を導出する。第 3 節では、分権社会、つまり水利権者がそれぞれ独立に行動した場合の削減量を求める。その際、環境用水をふたつのケースに区別して考察する。最後に、ここでの結論から引き出される、環境政策論への含意を示す。

## 第 1 節 分析フレームの提示

### 1.1. 水利秩序の提示

#### < 図 1 水利秩序の概念図 >

削減量の配分問題を分析するにあたり、どのような水利秩序（誰がどのような水利用を行っているか）を想定するかは非常に重要である。実際の水利用を計測することは難しく、ある程度の捨象は避けられない。この要因のひとつは、リターンフロー（return flow）である。

取水利用の場合、水利権者は取水量のすべてを「消費」するわけではなく、その一部は地下に浸透し、また再び河川に戻ってくる。これがリターンフローであり、下流の水利権者に利用される。そのため、上流の水利用の変化は下流の水利用に外部効果を与える。このような外部効果の発生は「水利用の連続性」による<sup>2</sup>。

ここで厄介なのは、リターンフローがいつ、どこで河川に戻るのかを確定することが難しいということである。このような困難さはあるが、リターンフローはすべて、次の取水地点より上流で河川に戻ると仮定する。

図 1 の記号は、それぞれ次のものを意味する。 $\bar{w}$  は河川水量、 $w_i$  は取水量である。 $i$  ( $0 < i < 1$ ) は消費率、 $r_i$  ( $0 < r_i < 1$ ) はリターンフロー率とする<sup>3</sup>。先ほど述べたように、取水量のうち消費されなかった水量の一部がリターンフローである。なお左側の文字は、各水利権者の取水後に残される河川水量である。

<sup>2</sup> Young et al. [ 1985, pp. 469-470 ] では、水資源の物理的・経済的特性として 8 つが指摘されている。移動性、規模の経済、供給の変動性、溶媒特性、水利用の連続性( sequential use )、アウトプットの補完性、かさばり、そして文化的、社会的価値の競合。

<sup>3</sup> リターンフロー率がゼロ（全取水量が消費される）というのは、たとえば、利根川水系から取水した後にそれが多摩川に排出される場合を指すが、この状況は例外的であろう。また、リターンフロー率が 1 となるというのは、実際に起こりそうにない。そのため、ここでは、両者のケースを除外した。

図1 から明らかなように、もっとも河川水量が少ない場所は、主体2 が取水して、そのリターンフローが戻るまでの範囲である。以下では、この範囲の河川水量がゼロとなる状況を想定する。この仮定により、環境用水の確保は必ず既存水利権者の水利権水量を削減することになる。

## 1.2. 利用主体に関する仮定

ここでは、ふたりの水利権者がおり、上流の水利権者を主体1、下流の水利権者を主体2とよぶ。各水利権者は同質的な経済主体（たとえば、同じ作物をかんがいでいる）とする。両者の水利権水量  $\hat{w}_i$  は、個別の便益を最大にする取水量とする。その結果、両者の水利権水量は同一となる ( $\hat{w}_1 = \hat{w}_2 \equiv \hat{w}$ )。単純化のために、各水利権者の限界費用はゼロとする。

またこれは、 $\bar{w} = (2 - \beta_1)\hat{w}$  を満たしていることを意味する<sup>4</sup>。つまり、河川は開発し尽くされている状況から出発する。

このように想定するのは、ふたつの理由がある。第1は、Johnson et al. [1981]などで指摘されているように、河川水量の多寡が水利用の効率性に影響を与える。つまり、水利用の効率性分析は端点解にまで拡張される必要があると考えられるからである。第2は、これが少なからず現実の河川利用を示していると考えられるからである。

## 1.3. 政策目標の設定

上記のような水利秩序、利用主体の仮定に基づいて、ここでの環境政策とは、ある環境用水  $k(0 < k < (2 - \beta_1)\hat{w})$  を確保するものとする<sup>5</sup>。環境用水を確保する経済学的根拠、あるいは、どの程度の環境用水が確保されるべきかといった点は、ここでは前提条件とする。むしろ、以下の目的は、生態学の観点から決められたある環境用水を確保しようとするとき、水利権者はどの程度の削減が求められるのかを示すことにある<sup>6</sup>。

## 第2節 既得権下の環境用水確保と最適削減量の導出

<sup>4</sup> 前項の仮定により、 $\bar{w} - (1 - \beta_1)w_1 - w_2 = 0$ 。水利権水量が主体間で同量であることに注意すれば、 $\bar{w} = (2 - \beta_1)\hat{w}$  が求められる。

<sup>5</sup> ここでは河川のすべての区間で、ある画一的な環境用水を確保するとした。このような設定は、サケなどの遡上魚にとっての環境政策を念頭に置いたことによる。もちろん、環境用水の確保が河川の一部の区間に限定される場合もある。この場合、問題はより簡単になると考えられる。

<sup>6</sup> たとえばアメリカの水利権は財産権として、法的な保護の対象となっており、その収用には補償が必要とされる (Goldfarb [1988, p. 11] を参照)。そのため、既得権の削減は権利収用となるという実際上の問題が生じるが、本論文では、この点は問わない。

ここでの目的は、すでに河川が開発し尽くされている状況において、環境用水を確保するとき、既存水利権者はどの程度の削減が求められるのかを明らかにすることにある。以下のモデルは、主として、Johnson et al.[ 1981 ],Gisser, et al.[ 1983 ],そして Whittaker[ 1983 ],野田 [ 2003b ] に依拠している<sup>7</sup>。

$f_i(\cdot)$  ( $i = 1, 2$ ) は生産関数、 $p$  は生産物価格を表す。生産関数の内生変数は消費水量をあてる<sup>8</sup>。また、 $f''_i > 0, f'_i < 0$  とする。本文にあるように、 $\alpha_i$  ( $0 < \alpha_i < 1$ ) は消費率、 $\beta_i$  ( $0 < \beta_i < 1$ ) はリターンフロー率を表す。

いま、河川の全区間に環境用水  $k$  を確保しようとするとき、各主体の最適削減量は次のように定式化することができる。

$$\text{Max}_{w_1, w_2} : \Pi = pf(\alpha_1 w_1) + pf(\alpha_2 w_2)$$

$$\text{s.t.1: } \bar{w} - k \geq w_1$$

$$\text{s.t.2: } \bar{w} - k \geq (1 - \beta_1)w_1 + w_2$$

ラグランジェ乗数  $L$  を用いて書き直すと以下のようなになる。

$$\text{Max}_{w_1, w_2} : L = pf(\alpha_1 w_1) + pf(\alpha_2 w_2) + \lambda_1(\bar{w} - k - w_1) + \lambda_2(\bar{w} - k - (1 - \beta_1)w_1 - w_2)$$

キューン・タッカ - の条件より、 $L$  を最大にする1階条件は以下のようなになる。

$$\frac{\partial L}{\partial w_1} \leq 0, w_1 \geq 0, w_1(p\alpha_1 f'_1 - \lambda_1 - (1 - \beta_1)\lambda_2) = 0 \quad \cdot \cdot \cdot (1)$$

$$\frac{\partial L}{\partial w_2} \leq 0, w_2 \geq 0, w_2(p\alpha_2 f'_2 - \lambda_2) = 0 \quad \cdot \cdot \cdot (2)$$

$$\frac{\partial L}{\partial \lambda_1} \leq 0, \lambda_1 \geq 0, \lambda_1(\bar{w} - k - w_1) = 0 \quad \cdot \cdot \cdot (3)$$

$$\frac{\partial L}{\partial \lambda_2} \leq 0, \lambda_2 \geq 0, \lambda_2(\bar{w} - k - (1 - \beta_1)w_1 - w_2) = 0 \quad \cdot \cdot \cdot (4)$$

もし河川水量がゼロであれば、そしてそのときのみ、 $w_i = 0$  となる。それ以外は、主体 1 が

<sup>7</sup> また、環境用水の価値が正であるときの水利権取引の効率性を分析した代表的文献は、Griffin et al. [ 1993 ] である。ここでは、水利用の変化によって生じる正と負の外部効果の把握とその内部化が重要なポイントであるとともに、この外部効果によって水利権価格が場所によって異なることが指摘されている。

<sup>8</sup> 近年の農業経済学（たとえば Casewell et al. [ 1990 ] ）では、生産関数の内生変数として消費水量を、費用関数の内生変数を導水量としている。

取水する限り、主体 2 は主体 1 のリターンフローを享受することができるので、 $0 < w_1, 0 < w_2$  となる。

いま、 $\bar{w} = (2 - \beta_1)\hat{w}$  という状況を仮定しているので、ラグランジェ乗数  $\lambda_2$  は常に正となる。他方、ラグランジェ乗数  $\lambda_1$  が正となるかゼロとなるかは、環境用水の多寡による。

もし  $0 < k \leq (1 - \beta_1)\hat{w}$  であれば、(3) 式より、ラグランジェ乗数  $\lambda_1$  はゼロとなる。それ故、このときの各最適取水  $w_i$  は、(7) 式と(8) 式を満たす解となる<sup>9</sup>。

$$p\alpha_1 f_1' = (1 - \beta_1)\lambda_2 \cdot \cdot \cdot (7)$$

$$p\alpha_2 f_2' = \lambda_2 \cdot \cdot \cdot (8)$$

(7) 式をみると、主体 1 の 1 階条件に、主体 2 の条件が入り込んでいることが分かる。これは、より上流にいる主体 1 の取水量を削減すると、主体 2 の取り分もかえって減ることを意味している。そのため主体 1 の最適取水量  $w^*_1$  は、水利権水量とならない<sup>10</sup>。ただし、主体 2 の最適取水量  $w^*_2$  は、 $w^*_2 = \bar{w} - k - (1 - \beta_1)w^*_1$  となる。つまり、主体 1 の削減量は  $\hat{w} - w^*_1$  に相当し、主体 2 の削減量は  $\hat{w} - w^*_2$  に相当する。

環境用水が  $(1 - \beta_1)\hat{w} < k < (2 - \beta_1)\hat{w}$  のいずれかであるとき、ラグランジェ乗数  $\lambda_1$  は正となる。このとき、(1) 式は(9) 式に、(2) 式は(10) 式となる。

$$p\alpha_1 f_1' = \lambda_1 + (1 - \beta_1)\lambda_2 \cdot \cdot \cdot (9)$$

$$p\alpha_2 f_2' = \lambda_2 \cdot \cdot \cdot (10)$$

主体 1 の最適取水量  $w^{**1}$  は(9) 式を、主体 2 の最適取水量  $w^{**2}$  は(10) 式を満たす

<sup>9</sup> 経済主体の同一性を仮定しても、なお、削減量が主体間で異なることは、すでに、Johnson et al. [ 1981 ], Gisser, et al. [ 1983 ] などで指摘されている。とくに Whittaker [ 1983 ] は、リターンフローを考慮にいれ、(7) 式と(8) 式の違いを明快に説明しており、それは高く評価されるべきであろう。

そこでは、 $\lambda_1 = 1 - \lambda_1$  という仮定のもと、(7) 式は(5) 式に、(8) 式は(6) 式として扱われた(ただし、オリジナルのものではない)。

$$pf_1' = \lambda_2 \cdot \cdot \cdot (5)$$

$$p\alpha_2 f_2' = \lambda_2 \cdot \cdot \cdot (6)$$

(5) 式は、主体 1 のリターンフローを考慮に入れた社会的便益曲線とされ、これによって、なぜ主体 1 がより多くの水量を取水すべきかが説明されたのである( Whittaker [ 1983, pp. 151-153 ] )。この主張そのものは正しいが、問題がひとつある。上記の式によると、ラグランジェ乗数の値によっては、主体 1 の取水量は正であっても、主体 2 の取水量がゼロとなりうる。

しかし、リターンフローが存在する限り、主体 2 は少なくともその分は利用することができる。つまり主体 2 の取水量がゼロとなるのは、主体 1 の取水量がゼロとなるときだけである。この点の混乱を避けるために、Whittaker [ 1983 ] のモデルをそのまま利用しないことにする。

<sup>10</sup> 主体 1 の削減量は、主体 2 へのリターンフローの供給を考慮に入れて決定される。これは、志村 [ 1977 ] がいうところの「取水義務」とみなすことができる。

解であるが、実際には、 $w^{**}_1 = \bar{w} - k$ ,  $w^{**}_2 = \bar{w} - k - (1 - \beta_1)w^{**}_1$  となる。

### 図2 < 既得権下の最適削減量の決定メカニズム >

以上が、すでに河川が利用し尽くされている状況下で、環境用水を確保しようとする場合の最適削減量のあり方である。図2は、各最適削減量のメカニズムを図示したものである。資源配分の効率性からみると、河川の全区間に環境用水  $k$  を設定しようとする、すべての主体を削減対象とすることが求められる。

### 第3節 分権社会における環境用水確保のメカニズム

前節では、社会的総便益を最大化するような最適削減量が導出された。ここでは、水利権者が自らの利潤を最大化することだけを考え、他の主体への影響を無視した場合について考えてみよう。いわば、前節が集権社会であって、本節は分権社会ということになる。分権社会での環境用水の確保は次のように定式化することができる。

$$\text{Max}_{w_1} : \Pi_1 = pf(\alpha_1 w_1)$$

$$\text{s.t.1: } \bar{w} - k \geq w_1$$

$$\text{Max}_{w_2} : \Pi_2 = pf(\alpha_2 w_2)$$

$$\text{s.t.2: } \bar{w} - k \geq (1 - \beta_1)w_1 + w_2$$

ラグランジュ乗数  $I, J$  を用いて書き直す .

$$\text{Max}_{w_1} : I = pf(\alpha_1 w_1) + \theta(\bar{w} - k - w_1)$$

$$\text{Max}_{w_2} : J = pf(\alpha_2 w_2) + \delta(\bar{w} - k - (1 - \beta_1)w_1 - w_2)$$

キューン・タッカ - の 条件より ,  $I, J$  を最大にする 1 階条件は以下のように なる .

$$\frac{\partial I}{\partial w_1} \leq 0, w_1 \geq 0, w_1(p\alpha_1 f_1' - \theta) = 0 \cdot \cdot \cdot (11)$$

$$\frac{\partial I}{\partial \theta} \leq 0, \theta \geq 0, \theta(\bar{w} - k - w_1) = 0 \cdot \cdot \cdot (12)$$

$$\frac{\partial J}{\partial w_2} \leq 0, w_2 \geq 0, w_2(p\alpha_2 f_2' - \delta) = 0 \cdot \cdot \cdot (13)$$

$$\frac{\partial J}{\partial \delta} \leq 0, \delta \geq 0, \delta(\bar{w} - k - (1 - \beta_1)w_1 - w_2) = 0 \cdot \cdot \cdot (14)$$

ここでも前節と同様に , 環境用水をふたつのケースに区別する . ひとつは  $0 < k \leq (1 - \beta_1)\hat{w}$  であり , もうひとつは  $(1 - \beta_1)\hat{w} < k < (2 - \beta_1)\hat{w}$  である .

環境用水が  $0 < k \leq (1 - \beta_1)\hat{w}$  の範囲で設定されるとき , 主体 1 の最適取水量  $w_1^u$  は (11) 式と (12) 式によって決められる . 現在の環境用水の仮定より ,  $\bar{w} - k - w_1 > 0$  となる . その結果 , (12) 式より  $\theta = 0$  となる . また (11) 式より , 主体 1 の削減量はゼロとなる . つまり主体 1 は , もともとの水利権水量を利用することになる .

他方 , 主体 2 の最適削減量  $w_2^u$  は (13) 式と (14) 式によって決まる . 主体 1 の削減量はゼロであり , また (14) 式より ,  $\bar{w} - k - (1 - \beta_1)w_1 - w_2 = 0$  となる . その結果 ,  $w_2^u > 0$  , かつ , (13) 式を満たす値が主体 2 の最適取水量となる . もっとも ,  $w_2^u = \bar{w} - k - (1 - \beta_1)\hat{w}$  である .

さて環境用水が  $(1 - \beta_1)\hat{w} < k < (2 - \beta_1)\hat{w}$  のときも , 同様にして求めよう . まず主体

1 についてみれば、仮定より、 $\bar{w} - k - w_1 = 0$  となる<sup>11</sup>。そのため、 $w_1^d = \bar{w} - k$  となり、主体 1 は河川水量から環境用水を引いた残りのすべてを取水することになる。

他方、主体 2 についていえば、 $(1 - \beta_1)\hat{w} < k < (2 - \beta_1)\hat{w}$ 、および、 $w_1^d = \bar{w} - k$  から、 $w_2^d = \beta_1(\bar{w} - k)$  となる。

## 第 4 節 環境用水の確保とその政策手段

### 4.1. 集権社会と分権社会との比較

まず、集権社会と分権社会の最適解についてまとめると、表 1 のようになる。表から明らかのように、環境用水が  $0 < k \leq (1 - \beta_1)\hat{w}$  では、集権社会の最適解と分権社会の最適解は一致しない。これは、分権社会における主体 1 は主体 2 への外部効果を考慮せずに自らの利潤を最大化した結果、主体 1 はより過大に取水し、主体 2 は過少に取水することからである<sup>12</sup>。

だが、環境用水が  $(1 - \beta_1)\hat{w} < k < (2 - \beta_1)\hat{w}$  であるとき、集権社会と分権社会は同じ結果となる。つまり、この場合は、主体 1 が主体 2 への外部効果を考慮せずに行動したとしても、利用可能水量の減少がそれを是正するように機能する。つまり、個別の利潤最大化は社会的に最適な資源配分をもたらすという興味深い結果となった。これは、環境用水が多ければ、効率的な資源配分を達成する可能性があることを示している。

<sup>11</sup> もし  $\bar{w} - k - w_1 = (2 - \beta_1)\hat{w} - k - w_1$  が正であれば、 $> 0$  より、求める解は水利権水量となる。つまり、 $(2 - \beta_1)\hat{w} - k - w_1 = (1 - \beta_1)\hat{w} - k = 0$  でなければならない。これを  $k$  の範囲に代入すれば、 $(1 - \beta_1)\hat{w} < (1 - \beta_1)\hat{w}$  となり矛盾。したがって、 $\bar{w} - k - w_1 = 0$  となる。

<sup>12</sup> ただし、分権社会の総取水量の方が多いため、 $(w_1^u + w_2^u) - (w_1^* + w_2^*)$  とおけば、

$$(w_1^u + w_2^u) - (w_1^* + w_2^*) = (\hat{w} + \bar{w} - k - (1 - \beta_1)\hat{w}) -$$

$(w_1^* + \bar{w} - k - (1 - \beta_1)w_1^*) = \beta_1(\hat{w} - w_1^*)$  となる。仮定より、これは正となる。つまり、分権社会の総取水量の方が集権社会よりも多く、過剰取水を引き起こすことになる。

<表 1 集権社会の最適解と分権社会の最適解との比較>

環境用水の設定量	集権社会の最適解		分権社会の最適解	
	主体 1	主体 2	主体 1	主体 2
$0 < k \leq (1 - \beta_1)\hat{w}$	$w^{*1}$	$w^{*2}$	$w_1^d = \hat{w}$	$w_2^u$
$(1 - \beta_1)\hat{w} < k < (2 - \beta_1)\hat{w}$	$W^{**1}$	$W^{**2}$	$w_1^d = \bar{w} - k$	$w_2^d = \beta_1(\bar{w} - k)$

注：  $w^{*2} = \bar{w} - k - (1 - \beta_1)w^{*1}$ ,  $w_2^u = \bar{w} - k - (1 - \beta_1)\hat{w}$ ,

$w^{**1} = \bar{w} - k, w^{**2} = \bar{w} - k - (1 - \beta_1)w^{**1}$ .

出所：筆者作成

#### 4.2. 画一的政策ツールの限界

<図 3 環境用水確保とその政策ツールの比較効果>

ここでは、環境政策ツールとして代表的な直接規制とピグ-税を対象にして、その導入の問題点を指摘しよう。直接規制が対象者に画一的な基準を課す、つまりすべての対象者に同量の削減を求めるものだとすれば、直接規制による環境用水の確保は最適な結果をもたらさない。直接規制を課すということは、図 3 において、主体 1 には線分  $oc$ 、主体 2 には線分  $ao$  の削減を求めることに他ならない。しかし図 3 から明らかのように、直接規制による環境用水の確保は非効率となる。なぜなら、このときの主体 1 の削減量は過大となるからである。

他方、ピグ-税を導入しても、実は、同様の結果となる。いま、既得権下の各水利権者は、自らの利潤最大化のみに基づいて、自らの水利権水量を決定していた。また、限界費用がゼロと仮定しているので、このときの税率は線分  $oj$  に相当する。

直接規制にはないピグ-税のメリットのひとつとして、異質な経済主体であっても、画一的な税率を課すことで費用効率性が達成されるというものであった<sup>13</sup>。ところが、主体 1 の削減メカニズムのところでも説明したように、主体 1 には、線分  $oj$  ではなく線分  $dh$  に相当する税率をかけなければならない。そうでないと、主体 1 の削減量は過大になってしまう。つまり、ピグ税 - の場合も、画一的な税率を課すだけでは、削減量の最適配分は達成

<sup>13</sup> さしあたり、Hanley et al. [ 1997, pp. 111-115 ] , 諸富 [ 2000 , 54 ~ 55 ページ ] を参照。

されないのである<sup>14</sup>。

このように、直接規制にしるピグ - 税にしる、主体間で同じ基準を課すことそのものが問題となる。そうすると、ピグ 税が直接規制に比して優れているとはいえなくなる。むしろ、ここでは、ピグ 税も直接規制も非効率な結果となり、それはともに台形 *cdhi* 分の損失をうむ。

もっとも現実的には、様々な情報の制約がある。とくに主体 1 のリターンフロー率  $\beta_1$  を正確に計測することは不可能ではないにしても、かなりの困難が伴う。たとえば図 3 のように、本来のリターンフロー率  $\beta_1$  より、過大に見積もってしまったとしよう。つまり、 $\beta_1 < \gamma_1 \Leftrightarrow 1 - \beta_1 > 1 - \gamma_1$  という状況を考える。

リターンフロー率の過大な計測は主体 1 の限界費用を押し下げる効果があり ( $\lambda_1 + (1 - \beta_1)\lambda_2$  から  $\lambda_1 + (1 - \beta_1)\gamma_2$  へのシフト)、その結果、主体 1 の取水量を過大に見積もることになる。

他方、主体 2 の限界費用は押し上げられ ( $\lambda_2$  から  $\lambda_{\gamma_2}$  へのシフト)、その分、主体 2 の取水量は過少に見積もられる。つまり、計測の誤りは台形 *degh* から台形 *abkl* を引いた分の損失をさらに発生させる。

このように、環境用水を確保する上で、主体 1 のリターンフロー率は決定的に重要となるのである。

## おわりに

本論文は、いま緊急の課題となっている環境用水の確保という問題を取り上げ、すでに河川が利用し尽くされている状況下での各最適削減量を求めた。本論分からいえることは、水利用のモデルの精度が非常に重要となるとともに、これまで指摘されてきたように、より上流に位置する主体 1 の最適削減量は主体 2 に比べて少なくなることを確認した。

さらに、小規模河川に環境用水を設定するような場合、個別の利潤最大化行動は社会的にも望ましくなる可能性をみた。もっとも、ここでの分析はかなり単純化した上での結論である。その意味で、暫定的な結論になることは否めない。

ここでは水利権水量の削減（つまり水利権の収用）を当然視してきたが、実際には、それは財産権として保護されている場合が少なくない。権利収用という政治的にナイーブな問題にまで踏込まなければ、既得権下で環境用水を確保することは難しいだろうが、本論文では扱うことができなかった。また環境政策ツールのなかで、自発的取引あるいはその理論的根拠である「コースの定理」についても分析することができなかった。

<sup>14</sup> Weber [2001] では、ヘテロな価格づけによる市場取引の有効性が主張されている。また大沼 [2003] では、環境用水の確保は念頭におかれていないものの、水利権取引を事例にして、資源配分の効率性からヘテロな税率に基づく財政制度の必要性が主張されている。

権利収用問題については、アメリカ環境法の父とよばれるジョセフ・サックスの議論、すなわち、取水利用はもともと、その時代時代の公共性の枠内で許されていたに過ぎない。公共性のなかで環境保全の序列が高まってきた現在、取水利用はそれに合わせる必要があり、そのために、もしいまの権利の一部が取りあげられることになっても、それは補償の対象とはならないという主張は一考に価しよう（Sax [ 1990 ] ）。

いずれにしろ、これらの点は今後の課題としたい。

以上

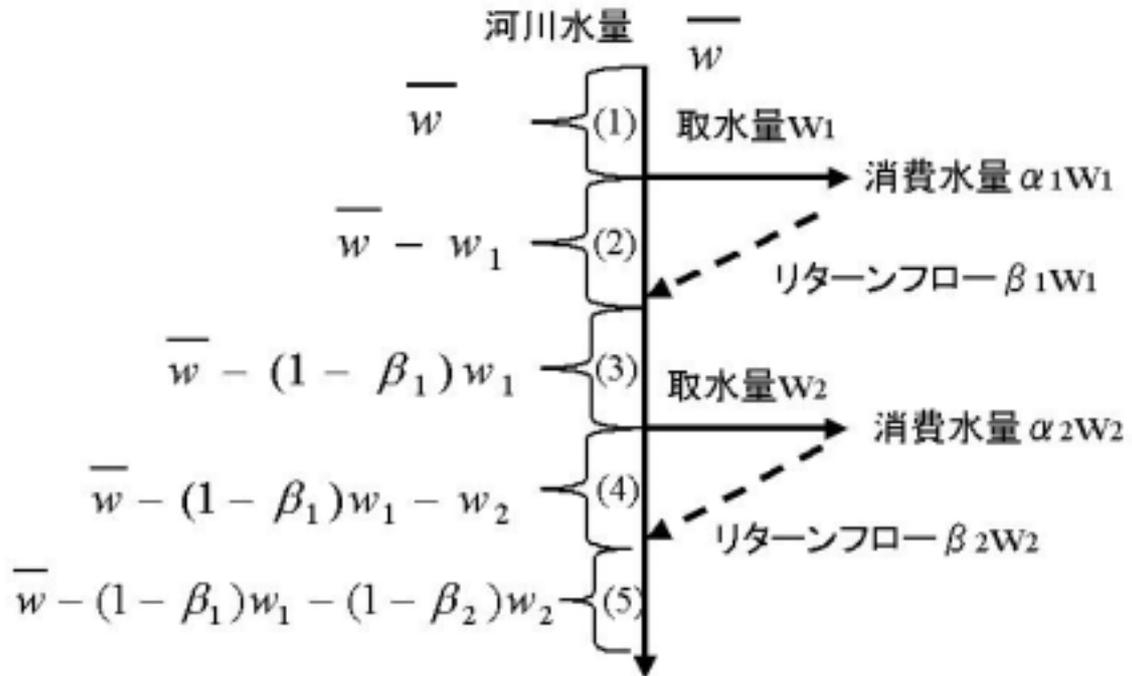
## 参考文献

- [1] 大沼あゆみ [ 2003 ] , 「河川流域における最適水配分について」 『三田学会雑誌』 96 ( 2 ) , 49~61 ページ .
- [2] 志村博康著 [ 1977 ] , 『現代農業水利と水資源』 東京大学出版 .
- [3] 金沢良雄著 [ 1982 ] , 『水資源制度論』 有斐閣 .
- [4] 野田浩二 [ 2003a ] , 「河川環境保全政策の新潮流：オレゴン州流水権制度を事例に」 『環境と公害』 第 33 巻第 22 号 , 60~67 ページ .
- [5] [ 2003b ] , 「アメリカ水利権の経済分析：早いもの勝ちルールは常に非効率か」 mimemographed .
- [6] Burness, H. Stuart., and James P. Quirk [ 1979 ] , " Appropriative Water Rights and the Efficiency Allocation of Resources " , *The American Economic Review*, 69 ( 1 ) , pp. 25-37.
- [7] [ 1980 ] , "Water Laws, Water Transfers, and Economic Efficiency: The Colorado River " , *The Journal of Law and Economics*, 23 ( 1 ) , pp. 111-134.
- [8] Caswell, Margriet., Erik Lichtenberg, and David Zilberman [ 1990 ] , " The Effects of Pricing Policies on Water Conservation and Drainage " , *American Journal of Agricultural Economics*, 72 ( 4 ) , pp. 883-890.
- [9] Gisser, Micha., and Ronald N. Johnson [ 1983 ] , " Institutional Restrictions on the Transfer of Water Rights and Survival of an Agency " , in Terry L. Anderson ed, *Water Rights: Scarce Resource Allocation, Bureaucracy, and the Environment*, Pacific Institute for Public Policy Research, San Francisco, Chapter 6 ( pp. 137- 165 ) .
- [10] Goldfarb, William [ 1988 ] , *Water Law ( second edition )* , Lewis Publishers, Inc., Michigan.
- [11] Griffin, Ronald C.and Shih-Hsun Hsu [ 1993 ] , " The Potential for Water Market Efficiency When Instream Flows Have Value " , *American Journal of Agricultural Economics*, 75, pp. 292-303.
- [12] Johnson, Ronald N., Micha Gisser, and Michael Werner [ 1981 ] , " The Definition of a Surface Water Right and Transferability " , *The Journal of Law and Economics*, 34 ( 2 ) , pp. 272-288.
- [13] Hanley, Nick., and Jason F. Shogren, Ben White [ 1997 ] , *Environmental Economics in the Theory and Practice*, New York, Oxford, Oxford University Press.
- [14] Sax, Joseph L. [ 1990 ] , " The Constitution, Property Rights and the Future of Water Law " , *University of Colorado Law*, 61 ( 2 ) , pp. 257-282.
- [15] Young, Robert., and Robert H. Haveman [ 1985 ] , "Economics of Water Resources: A Survey " , in Allen V. Kneese et al, *Handbook of Natural Resource and Energy Economics Volume* , NHP & C, North-Holland, Chapter 11, pp. 465-529.
- [16] Whittaker, Gerald Wayne. [ 1983 ] , " Economic Theory as Normative Content in Oregon Surface Water Law: Economic Criteria as Normative Content in Oregon Surface Water Law " ,

in Roger G. Krayniick et al, *Water Rights Transfers: A Legal, Economic, and Informational Analysis Of Water in Oregon* ( submitted to Bureau of Reclamation, United States Department of Interior, Washington, C.C. 20240 ) , Appendix B ( pp. 87-172 ) .

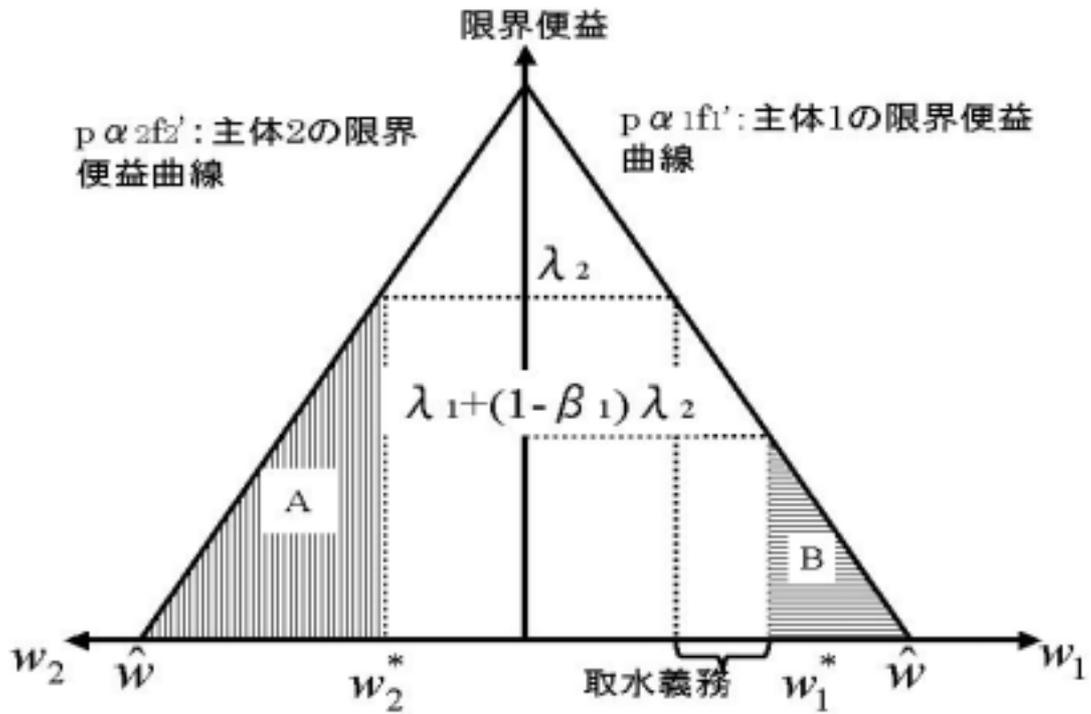
[17] Weber, Marian L. [ 2001 ] , " Markets for Water Rights under Environmental Constraints " , *Journal of Environmental Economics and Management*, 42, pp. 53-64.

図 1：水利秩序の概念図



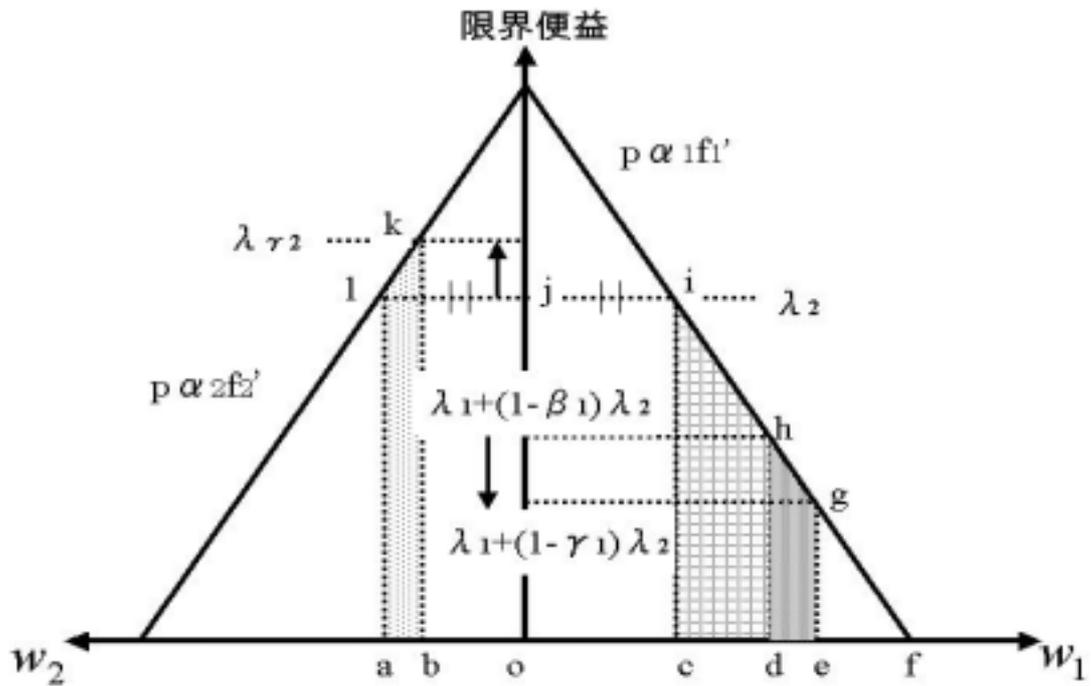
出所：筆者作成

図2：既得権下の最適削減量の決定メカニズム



出所：筆者作成

図3：環境用水確保とその政策ツールの比較効果



出所：筆者作成

*Recent Development in Environmental Economics 2004*

## ドイツの環境犯罪と廃棄物処理違反

阿部新

一橋大学大学院経済学研究科博士課程

# ドイツの環境犯罪と廃棄物処理違反

## 阿部新

### 1. はじめに

ドイツの廃棄物不法投棄の問題については、これまで日本ではあまり語られていない。これはドイツにおいてこの問題がないということを意味しない。ドイツ連邦環境庁は、1978年から、環境犯罪に関する統計を公表している。以下に見るように、この多くは廃棄物処理違反、すなわち不法投棄、不適正処理である。本報告では、ドイツ連邦環境庁が発表した1997年から2002年の統計資料（Umweltbundesamt 1999-2003a）を用いて、ドイツの廃棄物処理違反のデータを紹介するとともに、この問題について概観することを目的とする。

### 2. 統計資料の概要

ドイツでは、廃棄物処理違反などの環境犯罪は、刑法典によって禁じられている。ドイツ連邦環境庁発行の『環境犯罪 - その統計評価（*Umweltdelikte - Eine Auswertung der Statistiken*）』は、環境犯罪の統計資料集であるが、ここでは、環境犯罪を大きく3つに分類している。それらは、刑法典29章（環境に対する犯罪、324条から330条）の違反、刑法典29章以外（主に爆発物、危険物の不適正な取扱い）の違反、刑法典以外の違反である。2002年のデータについて、これらを一覧表にしたものが表1である。

この統計資料は、総論と各論に分かれ、まず刑法典29章違反全体について違反件数などの傾向を示した後に、この29章以外の違反を含めた環境犯罪について、各々のデータを示している。示されるデータは、違反件数のトレンド、州別の件数、未遂事件の件数、違反現場の住民規模、犯罪全体に対する割合、解明された件数、解明率、容疑者の数、年齢・性別、国籍などである。その他にも、有罪を下された件数や刑を宣告された件数について、そのトレンド、違反内容ごとの内訳、年齢の内訳、国籍に分類されて記されている。刑を宣告された件数においては、過失の有無についての分類、自由刑の件数といったものまである。なお、データから言える含意についての記述はこの資料にはほとんど見当たらず、データの提供のみとなっている。

表 1 ドイツの環境犯罪件数（2002 年）

	件	%
刑法典 29 章関係	26626	79.8
（324 条）水質汚染	4429	13.3
（324a 条）土壌汚染	1896	5.7
（325 条）大気汚染	261	0.8
（325a 条）騒音、振動、非イオン化放射線の発生	30	0.1
（326 条）危険廃棄物の不適正な取扱い	18762	56.2
（326 条 2 項）廃棄物の輸出入等	152	0.5
（327 条）施設・設備の不当な操業	774	2.3
（328 条）放射性物質その他危険物質の不適正な取扱い	216	0.6
（329 条）保護を要する地域への危害	33	0.1
（330a 条）毒物の放出による重大な危害	73	0.2
刑法典 29 章以外	41	0.1
（307 条）原子力による爆発の発生	0	0.0
（309 条）イオン化した放射線の誤使用	3	0.0
（310 条）爆発または放射線に関わる重犯罪の準備	26	0.1
（311 条）イオン化した放射線の放出	0	0.0
（312 条）不備のある核施設の建設	0	0.0
（314 条）公衆に危険な毒物投与	12	0.0
刑法典以外	6718	20.1
連邦自然保護法（30a 条）	6333	19.0
動物保護法（17 条）		
連邦狩猟法（38 条）		
植物保護法（39 条）		
化学物質法（27 条，27a 条）	385	1.2
化学物質禁止令（8 条）		
危険物質令（50 条，51 条）		
フロン・ハロン禁止令		
合計	33385	100.0

出所：Umweltbundesamt (2003a)より筆者作成

表 1 より、刑法典 29 章の違反が圧倒的に多いことがわかる。また、この刑法典 29 章違

反のなかでも、廃棄物処理に関する違反が多い。以下の表 2 から確認できるように、過去数年に遡っても、廃棄物処理に関する違反は、全体の半数以上、また 29 章違反のうちの 7 割前後である。今回入手できた資料にはそのデータはないが、80 年代の初めまでは水質汚染の件数のほうが多かったという記述がある（Umweltbundesamt, 2002, p118）。なお、下表には含めなかったが、水質汚染の 1991 年、92 年の件数は、それぞれ 9991、9168 件であり、少なくともこの時点からすでに水質汚染関連の違反は減少傾向にある。これに対して、環境犯罪全体は、廃棄物処理違反とともに、1998 年まで増加を続け、この年をピークに減少傾向に転じている。

表 2 環境犯罪件数の動き（単位：件）

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
29 章違反(a)	29732	32082	35643	39641	39864	41381	36663	34415	30950	26626
（うち水質汚染）	8701	8207	7075	6878	6337	6289	5862	5912	4984	4429
（うち廃棄物関連(b)）	18575	21587	24619	28935	29559	31172	26762	24349	22255	18914
その他違反	4191	4484	5049	5970	6205	6448	6719	6737	6667	6759
合計(c)	33923	36566	40692	45611	46069	47829	43382	41152	37617	33385
% (b/a)	62.5	67.3	69.1	73.0	74.1	75.3	73.0	70.8	71.9	71.0
% (b/c)	54.8	59.0	60.5	63.4	64.2	65.2	61.7	59.2	59.2	56.7

出所：Umweltbundesamt (1999-2003a)より筆者作成

### 3. 廃棄物処理に関わる違反について

ドイツの刑法典において、廃棄物処理に関する違法行為を禁じるものは、326 条である。この 326 条では、国内の廃棄物処理に関係する全ての違法行為を禁じるのみならず、国外への輸出入に関係した行為についても規定している（2 項）。

連邦環境庁は、この 326 条のうち、この第 2 項を別途集計している。まず、この第 2 項を除いたデータについて、州別の違反件数をみる（表 3）。

表 3 州別の廃棄物処理違反（2002 年）

	発覚件数	割合%	犯罪全体%	人口%	頻度数
バーデン - ヴュルテンベルク州	1369	7.3	9.2	12.9	12.9
バイエルン州	498	2.7	10.7	15.0	4.0
ベルリン州	2419	12.9	9.0	4.1	71.4
ブランデンブルク州	273	1.5	3.8	3.1	10.5
ブレーメン州	74	0.4	1.5	0.8	11.2
ハンブルク州	466	2.5	4.1	2.1	27.0
ヘッセン州	1168	6.2	6.6	7.4	19.2
メクレンブルク - フォアポンメルン州	615	3.3	2.7	2.1	34.9
ニーダーザクセン州	3020	16.1	9.4	9.7	38.0
ノルトライン - ヴェストファーレン州	1342	7.2	22.5	21.9	7.4
ラインランド - プファルツ州	2779	14.8	4.3	4.9	68.6
ザールランド州	509	2.7	1.1	1.3	47.7
ザクセン州	394	2.1	5.2	5.3	9.0
ザクセン - アンハルト州	1594	8.5	3.6	3.1	61.8
シュレスヴィヒ - ホルシュタイン州	1906	10.2	3.9	3.4	68.0
チューリンゲン州	336	1.8	2.6	2.9	13.9
合計	18762	100.0	100.0	100.0	

注：「頻度数」は、発覚件数 × 100000 / 人口

出所：Umweltbundesamt (2003a)

発覚件数では、ニーダーザクセン州、ラインランド - プファルツ州、ベルリン州が多い。参考までに文末付録に州の白地図を示しておくが、これによりとりわけ地理的な特徴（例えば東部に偏っているなど）はないといえる。同表の第 3 列、第 4 列、第 5 列は、廃棄物処理違反の発覚件数の州別割合、環境犯罪以外も含めた犯罪全体の州別割合、人口の州別割合を示す。これらより、犯罪全体の割合が人口の割合と相関が強いことがわかるが（相関係数 0.94）これに対して、廃棄物処理違反の発覚件数の割合は人口とさほど相関がないこともわかる（0.21）<sup>1</sup>。第 6 列の頻度数とは上表の注に示すとおり一人当たりの発覚件数を 10 万倍した値である。これによると、ベルリン州、ラインランド - プファルツ州、シュレスヴィヒ - ホルシュタイン州、ザクセン - アンハルト州が高い値を示している。

<sup>1</sup> もちろん、州別の人口割合であるため、都市別の割合や人口密度などと比べたら、必ずしも強い含意とはいえない。

以下の表 4 では、州ごとに 1998 年を 100 とした場合のトレンドを示す。全体の合計は、1998 年をピークに減少傾向に転換しているが、地域によってこのトレンドは必ずしも一致しない。すでに 1997 年から減少傾向にある州（ノルトライン - ヴェストファーレン州）もあれば、1998 年以後に遅れて減少に転じた州（ブレーメン州）もある。さらに、バーデン - ヴュルテンベルク州（ドイツ南東部）は、1997 年から 2002 年まで一貫して増加傾向にある。

表 4 州別の廃棄物処理違反の傾向（1998 年を 100 とする）

	1997	1998	1999	2000	2001	2002
バーデン - ヴュルテンベルク州	75	100	103	112	115	122
バイエルン州	90	100	85	78	84	69
ベルリン州	83	100	83	78	71	56
ブランデンブルク州	108	100	75	79	65	41
ブレーメン州	77	100	113	111	134	73
ハンプルク州	80	100	77	83	63	62
ヘッセン州	55	100	48	43	42	28
メクレンブルク - フォアポンメルン州	103	100	93	94	71	42
ニーダーザクセン州	105	100	93	98	91	82
ノルトライン - ヴェストファーレン州	112	100	94	77	53	44
ラインランド - プファルツ州	90	100	105	92	103	94
ザールランド州	114	100	81	64	73	93
ザクセン州	135	100	108	78	74	51
ザクセン - アンハルト州	121	100	77	67	55	51
シュレスヴィヒ - ホルシュタイン州	113	100	85	85	79	68
チューリンゲン州	104	100	82	73	75	54
全体	95	100	84	78	72	61

出所：Umweltbundesamt (1999-2003a)より筆者作成

これらのデータのほかに提供されているデータは、未遂件数、違反現場の住民規模、解明された件数、州別の解明率がある。解明率は州ごとに大きく異なり、以下のように示される。

表 5 廃棄物処理違反の解明率（単位：％）

	1997	1998	1999	2000	2001	2002
バーデン - ヴュルテンベルク州	70.3	68.0	73.2	75.2	74.6	77.9
バイエルン州	69.9	75.3	80.9	79.6	82.5	75.3
ベルリン州	23.0	15.2	20.3	27.8	38.5	41.3
ブランデンブルク州	59.6	60.3	65.8	61.3	68.0	56.8
ブレーメン州	56.4	48.5	58.8	67.0	59.3	50.0
ハンプルク州	44.4	35.6	42.7	42.7	44.4	41.8
ヘッセン州	41.8	58.9	46.0	50.7	47.1	68.5
メクレンブルク - フォアポンメルン州	56.0	51.0	54.6	57.2	56.9	59.2
ニーダーザクセン州	67.4	64.4	66.3	70.5	70.8	71.8
ノルトライン - ヴェストファーレン州	57.9	58.2	69.1	60.8	54.1	56.6
ラインランド - プファルツ州	57.0	46.5	48.7	50.8	56.1	66.2
ザールランド州	51.8	53.8	48.0	60.8	60.8	63.7
ザクセン州	60.4	49.9	48.2	65.4	66.8	69.5
ザクセン - アンハルト州	75.4	80.2	80.5	83.1	81.8	81.4
シュレスヴィヒ - ホルシュタイン州	48.1	48.8	50.6	55.6	57.0	53.3
チューリンゲン州	76.2	71.9	74.4	74.1	78.0	76.2
全体	55.5	53.2	55.2	58.1	59.8	63.6

出所：Umweltbundesamt (1999-2003a)

全体的には、微小に改善傾向にある。ベルリン州は飛びぬけて低い値となっているが、ここ数年、改善の努力が数値に表れている。また、2002 年の下位 3 州であるベルリン州、ハンプルク州、ブレーメン州のように面積の小さい州の解明率の低さが目に付く。

その他のデータとしては、容疑者の数、その性別、年齢、外国籍の数がある。容易に予想できるように、子供や女性と比べて成人男性が大多数を占める。外国人容疑者数は、ベルリン州以外は、ドイツ西部の州（ニーダーザクセン州、ラインランド - プファルツ州、バーデン - ヴュルテンベルク州、ヘッセン州）が多い。ただし、表 6 にあるように各州の外国人容疑者の割合は、年次によって異なるが、ハンプルク州、ブレーメン州、ベルリン州といった小さな州においてその高さが目に付く。全体では、13% から 14% であり、微小であるが増加傾向にある。

表 6 外国人容疑者の割合（単位：％）

	1997	1998	1999	2000	2001	2002
バーデン - ヴュルテンベルク州	29.7	21.3	19.7	22.0	23.4	22.1
バイエルン州	16.0	11.0	7.7	8.2	10.6	10.9
ベルリン州	28.7	23.4	28.7	27.7	28.6	31.5
ブランデンブルク州	11.2	7.7	4.9	5.6	4.2	8.4
ブレーメン州	31.7	16.4	38.9	27.8	23.0	45.8
ハンブルク州	13.3	26.7	29.1	35.0	42.3	42.7
ヘッセン州	21.0	27.2	19.7	26.7	24.3	25.9
メクレンブルク - フォアポンメルン州	6.0	4.6	6.2	6.6	6.8	5.9
ニーダーザクセン州	13.8	13.0	13.9	13.1	13.0	11.7
ノルトライン - ヴェストファーレン州	19.5	16.3	18.1	18.5	18.5	17.0
ラインランド - プファルツ州	13.9	11.8	11.3	9.2	11.7	14.3
ザールランド州	11.5	14.3	14.0	11.1	17.7	14.0
ザクセン州	9.8	5.7	5.6	6.1	3.7	4.4
ザクセン - アンハルト州	6.9	6.1	5.7	6.5	6.3	4.6
シュレスヴィヒ - ホルシュタイン州	9.3	8.4	8.7	8.2	11.1	8.0
チューリンゲン州	8.4	9.0	5.9	6.5	5.8	4.9
全体	13.6	12.7	12.9	13.8	14.6	14.8

出所：Unweltbundesamt (1999-2003a)

#### 4 . 廃棄物の輸出入に関して

同統計資料では、輸出入等の違反に関するデータは1996年以降提供されているが、州別を含めて今回入手できたのは1997年以降のデータである。まずその値を以下の表7に示す。

表 7 廃棄物の輸出入、通過に関わる違反件数（単位：件）

	1997	1998	1999	2000	2001	2002
バーデン - ヴュルテンベルク州	2	5	2	8	7	7
バイエルン州	5	21	13	49	11	29
ベルリン州	1	0	3	0	1	0
ブランデンブルク州	2	1	2	2	5	3
ブレーメン州	0	1	3	0	1	1

ハンブルク州	6	1	5	2	1	3
ヘッセン州	1	2	1	1	11	22
メクレンブルク - フォアボンメルン州	3	5	6	1	4	5
ニーダーザクセン州	3	5	21	14	12	15
ノルトライン - ヴェストファーレン州	8	196	739	9	6	3
ラインランド - プファルツ州	5	4	41	12	11	61
ザールランド州	8	14	32	45	0	2
ザクセン州	3	2	4	10	1	0
ザクセン - アンハルト州	0	7	2	2	2	1
シュレスヴィヒ - ホルシュタイン州	2	6	1	2	4	0
チューリンゲン州	9	4	5	2	0	0
廃棄物輸出入等違反合計	58	274	880	159	77	152
廃棄物処理違反合計	29559	31172	26762	24349	22255	18914
廃棄物輸出入等違反の割合%	0.20	0.88	3.29	0.65	0.35	0.80

出所：Umweltbundesamt (1999-2003a)

これを見ると、廃棄物処理違反全体からすると、この違反件数は微小である。国内における廃棄物処理違反と傾向が異なるのは、投棄現場の住民規模である。統計資料ではグラフのみ表示されているので正確な数値はわからないが、国内の廃棄物処理違反件数は、住民規模の小さい箇所（2万人以下）に対し大きい箇所（50万人以上）では1.5～2倍程度である。しかし、輸出入関連はこれが4～5倍から数十倍にもなる。つまり、輸出入関連の違反は住民規模の小さい箇所で圧倒的に多くなされる。

州別では、前節で注目されたベルリン州、ブレーメン州、ハンブルク州が影を潜め、代わりにバイエルン州、ニーダーザクセン州、ラインランド - プファルツ州、ザールランド州などの国境沿いの州が当然ながら注目される。また、ノルトライン - ヴェストファーレン州の1998年および1999年については別途調査を要するだろう。

一方、合法的な輸出入については、以下の表8にあるとおりである。許可を必要としない廃棄物の輸出入に関しては、輸出が輸入の2倍であり、微小に増加傾向にある。許可を必要とする廃棄物については、反対に輸入のほうが輸出を上回っている。また、輸入は増加傾向にあり、輸出は減少傾向にある。この傾向については、図1においても確認することができる。

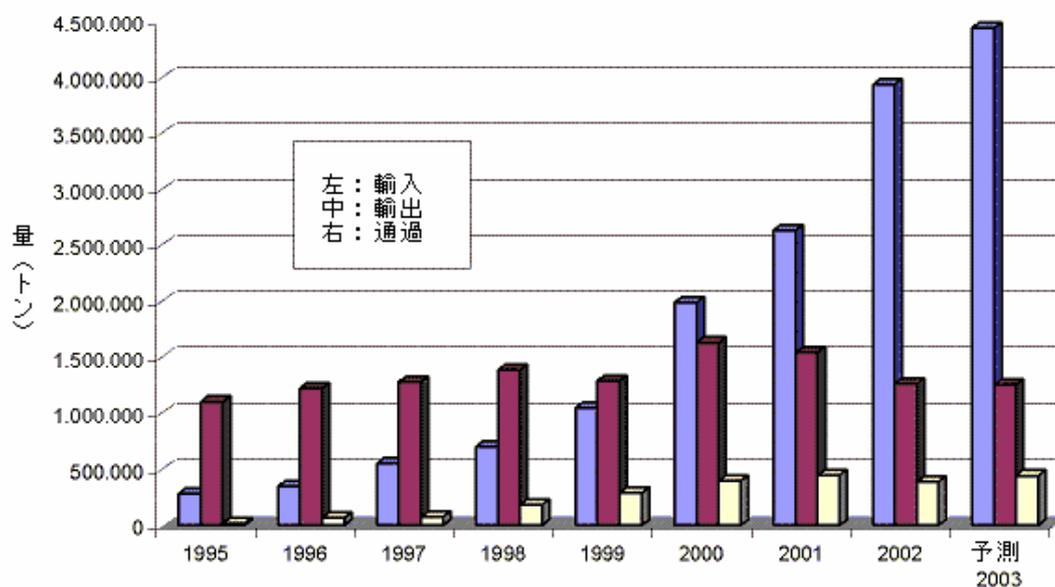
表 8 廃棄物の輸出入の推移（単位：千トン）

	1999		2000		2001	
	輸出	輸入	輸出	輸入	輸出	輸入
許可を必要としない廃棄物						
リサイクル向けの危険ではない廃棄物	15560	7420	16030	8500	16490	8300
許可を必要とする廃棄物						
処分向け廃棄物	100	290	90	430	84	550
リサイクル向け黄色および赤色リストの廃棄物	1060	750	1330	1550	1380	2080
その他の廃棄物	130	0	200	0	76	0
計	1290	1040	1620	1980	1540	2630

出所：ドイツ連邦環境庁ホームページ（<http://www.env-it.de/umweltdaten/>）

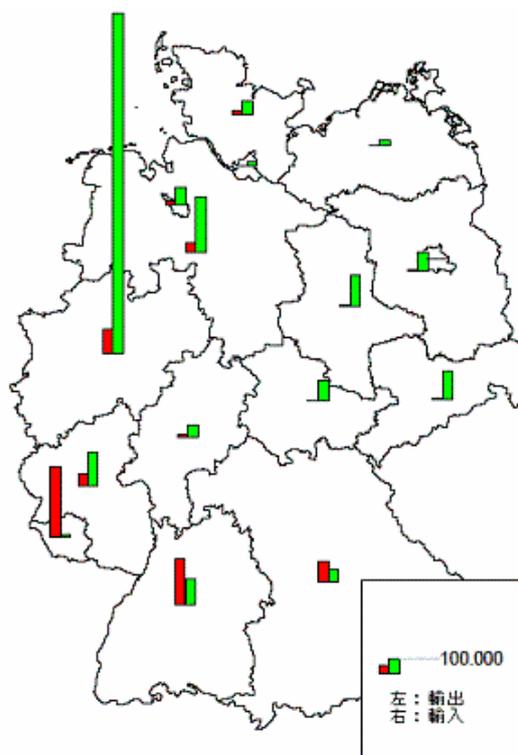
ドイツ連邦環境庁の報道資料によると、輸入の大多数がオランダ国境沿いにあるノルトライン - ヴェストファーレン州であり、オランダ方面から廃棄物の輸入が多いこと示している。これは同報道資料に示された以下の図 2 で明らかである。また、同資料によると、この要因はオランダの廃棄物処理料金の高騰であるという。他の州に関しても、ほとんどが輸出より輸入量のほうが多いが、ザールランド州、バーデン - ヴュルテンベルク州、バイエルン州の南部 3 州については輸出のほうが上回っている。なお、上記に示したように、ノルトライン - ヴェストファーレン州では輸出入等の違反件数が異常に多い年がある。これが、合法的な輸入量の偏りとどのように関係しているのかについても別途調査を必要とするだろう。

図 1 許可を必要とする廃棄物の輸出入等



出所: ドイツ連邦環境庁ホームページ <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/images-presse/abfall1.htm>

図 2 許可を必要とする廃棄物の州別の輸出入量グラフ



出所: ドイツ連邦環境庁ホームページ <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/images-presse/abfall2.htm>

## 5. 日本の廃棄物処理違反

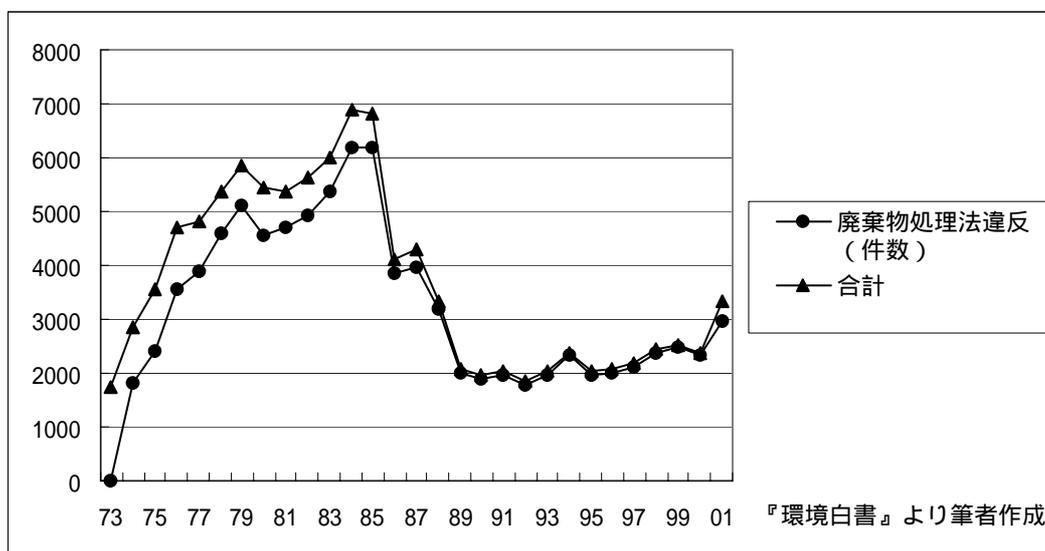
日本の廃棄物処理に関する違反、不法投棄についてのデータは、警察庁と環境省からそれぞれ集計されている。まず、表 9 および図 3 は警察庁が集計した環境犯罪の検挙件数である。これより、ドイツと同様、環境犯罪における廃棄物関連の違反は多い。また、80年代後半以降、水質汚濁防止法違反が減少し、廃棄物処理法違反の割合が相対的に高まっているが、これもドイツの傾向に近い<sup>2</sup>。

表 9 日本の環境犯罪の推移（単位：件）

	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2001	2002
廃棄物処理法違反	2417	4542	6169	1872	1965	2319	2965	3383
水質汚濁防止法	291	400	345	38	13	7	4	7
全体	3572	5456	6805	1946	2033	2360	3315	3905
%	67.7	83.2	90.7	96.2	96.7	98.3	89.4	86.6

出所：『環境白書』より筆者作成

図 3 日本の環境犯罪の推移（単位：件）



さらに廃棄物については、以下の表 10 のとおり、一般廃棄物と産業廃棄物、また違反内

<sup>2</sup> 図 3 をみると、1980 年代中ごろにおいて、違反件数が急激に減少するなどの興味深い傾向が示されている。この要因分析については、筆者の別途課題としたい。

容について分けたデータもある。これによると、社会問題となっている産業廃棄物よりも一般廃棄物のほうがその件数が多いことが示されている。

表 10 廃棄物処理法違反の態様別検挙件数（2002 年）

	不法投棄	委託基準違反	無許可処理業	その他	計
総数	2393	297	127	566	3383
産業廃棄物	682	296	110	226	1314
一般廃棄物	1711	1	17	340	2069

出所：『環境白書』平成 15 年版

そのほかにも、警察庁では、産業廃棄物事犯の検挙事件数に対する広域事犯検挙件数、産業廃棄物不法投棄事犯の動機別検挙件数なども集計している<sup>3</sup>。

環境省においては、これらとは別に、産業廃棄物の不法投棄に関して、自治体職員が発見した段階での件数、量を集計している<sup>4</sup>。これは廃棄物処理法違反として検挙される以前の段階であるため、当然ながら警察庁の検挙件数よりも多い。また、それ以外にも、投棄規模別の件数・量、投棄実行者の内訳（排出事業者、無許可業者など）、投棄廃棄物の種類（がれき類、木くず、廃プラスチックなど）、原状回復費用の負担者の割合、都道府県別のデータなどドイツのものよりも詳しい。このような集計データ以外にも、大規模事案の紹介（誰がどこでどのようなものを投棄したか）もいくつか列記されている。それゆえ、何が問題となっているのか、比較的イメージしやすい。

## 6. 今後の研究に向けて

本報告の目的は、ドイツ連邦環境庁の統計資料から、ドイツの廃棄物処理違反についてのデータを紹介し、その問題を概観することにあつた。加えて、日本の廃棄物処理違反、不法投棄に関するデータと見比べ、その内容についてどのような違いがあるのかを見た。その結果、いくつかの情報を得ることはできた。

しかし一方、これをベースに分析へと進むまでには、材料として不十分である。今回のようなドイツのデータは日本であまり知られておらず、それを知ること自体は今後の研究の土台となり、決して無駄な作業ではないが、日本の不法投棄データやその他得られる情報の量と比べるとまだ序の口過ぎない。そのため、今後の研究に向けて、ドイツの廃棄

<sup>3</sup> これらについては、『警察白書』に記載がある。

<sup>4</sup> これらは、環境省編『循環型社会白書』または同省ホームページ「産業廃棄物の不法投棄の状況について」([http://www.env.go.jp/recycle/ill\\_dum/santouki/index.html](http://www.env.go.jp/recycle/ill_dum/santouki/index.html))にある。

物処理違反もしくは不法投棄の問題について、筆者の課題および注目すべき点をいくつか示しておく。

(1) どのような部門が問題なのか

ドイツのデータでは、不法投棄などをする実行主体について、年齢や性別、国籍などは提供されていたが、それが消費者なのか、処理業者なのか、排出事業者なのかなどの情報がない。日本では廃棄物処理法違反として多いのは一般廃棄物であることは上記に示したとおりだが、今回のドイツのデータでも同じ家庭系の廃棄物のほうが多いかもしれない。これらがわかれば、ドイツではどのような部門（家庭部門や各産業部門）が問題であるのかについての手がかりとなる。また、どのような廃棄物が投棄されているのか、例えば家庭系廃棄物なのか、建設廃棄物なのか、医療系廃棄物なのか、自動車の破砕くずなのかについてもわかれば、同様の問題意識の手がかりとなる。

(2) 産業廃棄物について

上記(1)にも関連するが、日本では一般廃棄物のほうが、不法投棄の検挙件数では多いのだが、社会問題となっているのは産業廃棄物の不法投棄である。これは量的なものが原因とも考えられるが、このような傾向は果たしてドイツにもあるだろうか。データの収集以前に、まずもって、産業廃棄物の不法投棄が社会問題になっているか否かについての情報が不足している。これらを含めて調査し、さらにどのような産業がより問題となりやすいのかについても検討していきたい。

(3) 各州の政策の違い

データによると、違反件数は、全体では1998年をピークに減少傾向にあるが、その理由は何か。また、地域によってその減少傾向に差異が見られた。これは各州の政府の政策またはパトロールの違いなどが考えられるが、どのような対策をしてどのような成果を上げたのかについて調べていく必要があるだろう。解明率に差異が見られたことも同様、州政府の政策の違いがあるといえる。なお、他のどの州も減少傾向に転じているのに対し、1997年から違反件数が依然として増加傾向にあるバーデン - ヴュルテンベルク州の動向も興味深い。

(4) 輸出入のデータと実際との整合性

ドイツでは特に廃棄物の輸出入が日本よりも活発であると思われる。そのため、この違反についても多々あるのではないかという直感があったが、今回のデータでは、国内の違反と比較するとごくわずかであった。また、合法的なものについて、輸入が増加傾向にある要因をより検討するだけでも興味深い。違法なものについても同様に輸入が増えているのか、もしくはその逆に輸出が多いのかなど興味深い点が多い。し

かも、輸出入は西部および南部で盛んであり、直感としてあった東欧への越境移動についても、今回のデータでは観察されなかったが、実際どうなのだろうか。これらについての説明は不十分であるがゆえ、より調査を要するだろう。

以上

## 参考文献

- [1] Umweltbundesamt (1999) *Umweltdelikte 1997 -Eine Auswertung der Statistiken-*.
- [2] Umweltbundesamt (2000a) *Umweltdelikte 1998 -Eine Auswertung der Statistiken-*.
- [3] Umweltbundesamt (2000b) *Umweltdelikte 1999 -Eine Auswertung der Statistiken-*.
- [4] Umweltbundesamt (2001) *Umweltdelikte 2000 -Eine Auswertung der Statistiken-*.
- [5] Umweltbundesamt (2002) *Umweltdelikte 2001 -Eine Auswertung der Statistiken-*.
- [6] Umweltbundesamt (2003a) *Umweltdelikte 2002 -Eine Auswertung der Statistiken-*.
- [7] Umweltbundesamt (2003b) “Abfallimporte stiegen in Deutschland innerhalb eines Jahres um 50 Prozent”, Umweltbundesamt Presse-Information 28/2003,  
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/presse-informationen/pd03-116.htm>
- [8] 環境省 『環境白書』 昭和 50 年度版-平成 15 年度版
- [9] 警察庁 『警察白書』 平成 15 年度版

## 参考：ドイツ州別地図



*Recent Development in Environmental Economics 2004*

## 環境経営の質とその決定要因

- 環境報告書から見た環境配慮型経営 -

中谷勇介

一橋大学大学院経済学研究科博士課程

# 環境経営の質とその決定要因\*

## - 環境報告書から見た環境配慮型経営 -

中谷勇介\*\*

### 1. はじめに

環境に配慮した経営の重要性が年々高まっている。しかしながら環境経営といったとき、そのとらえかたは様々である。環境マネジメントシステムの導入から持続可能な発展という広範な概念としてとらえる場合もある。本論文では、企業の発行する環境報告書から企業の環境経営に対する取り組みについて概観し、そこから環境経営の質を規定する要因について考察する。

### 2. 分析対象

東証1部上場企業の製造業758社のうち、2003年中に環境報告書を開示した320社を対象としている<sup>1</sup>。ここで対象にした製造業の業種は、「食料品」「繊維製品」「パルプ・紙」「化学」「医薬品」「石油・石炭製品」「ゴム製品」「ガラス・土石製品」「鉄鋼」「非鉄金属」「金属製品」「機械」「電気機器」「輸送用機器」「精密機器」の計15業種である。各企業の環境報告書の入手にあたって、環境報告書の定義としたのは「各企業の環境に対する取り組みやその実績を外部に公表している文章」である。そして、環境に関連した何らかのパフォーマンスデータが記されていること、発行時期が記されていること、の2点を条件とした。

したがって、「環境報告書」「環境レポート」「持続可能性報告書」「環境への取り組み」などの表題がつけられていても、上記2点の条件を満たしていなければ対象とはならない。業種別でみた発行企業数の割合を(表.1)に記した。非鉄金属、パルプ・紙、化学の順で割合が高く、逆に低い業種は金属製品、繊維製品、機械の順であった。

次に、各企業の環境経営の質を評価するために50項目のチェックリストを用意した。環

\* 本稿は2004年3月11日に開かれた「環境・サテライトシステムワークショップ」において報告されたものである。

\*\* なかたにゆうすけ 一橋大学大学院経済学研究科後期博士課程

<sup>1</sup> 東証1部上場企業数は2003年12月現在。

環境経営の質を測るため基準には様々な考えがあると思われるが、ここでは(1)環境問題の認識 (2)環境マネジメントシステムの展開度 (3)環境負荷・環境効率の改善という 3 点に焦点を当てて考えている。(1)環境問題の認識とは、取り組むべき課題をきちんと把握しているかどうかという点である。将来起こりうる汚染リスクの予防やビジネスチャンスとしての対応につながる。(2)環境マネジメントシステムの展開度 については、1 番目に示した「環境問題の認識」を企業全体として実行に移すための体制が整備されているかどうかという点である。(3)環境負荷・環境効率の改善 については、事業活動に伴って発生する環境負荷をどれくらい削減しているか、また今後どのように削減していくのかという点である。これら 3 点に基づいて環境経営の質を測定するチェックリストを環境省発行の「環境報告書ガイドライン」に基づいて作成した。最初に「方針、目標および実績に関する項目」について、

- (1) 環境保全に関する経営方針、考え方 (6 項目)
- (2) 環境保全に関する目標、計画及び実績等の総括 (16 項目)
- (3) 環境会計情報の総括 (7 項目)

を設定した。次に「環境マネジメントに関する項目」として、

- (1) 環境マネジメントシステムの現状 (10 項目)
- (2) 環境保全のための技術、製品・サービスの環境適合設計(DfE)等の研究開発 (2 項目)
- (3) 環境情報開示、環境コミュニケーションの現状 (2 項目)
- (4) 環境に関する規制遵守の状況 (2 項目)

を設定した。最後に「環境負荷の把握と低減に向けた取り組みに関する項目」として、

- (1) 環境負荷の全体像 (1 項目)
- (2) インプットに係る環境負荷の状況及びその環境負荷の低減対策 (2 項目)
- (3) アウトプットに係る環境負荷の状況及びその環境負荷の低減対策 (2 項目)

を設定した。各項目の詳細は(表 2)を参照。これらは基本的に「環境報告書ガイドライン」において記載が必須とされている項目である。

環境経営の質を定量化するために、チェックリストにあるこれら 50 項目について各サンプル企業の点数付けをおこなった。各項目について記載があれば 1 点、なければ 0 点を付けている。チェックリストにおいてチェックされる割合が少なかった項目は、「環境に関す

る規制遵守の状況」と「環境負荷の低減に向けた取組状況」であった。

各業種の平均点は(表.3)の通りである。なお、全体の平均点は 37.6 点であった。上位 3 業種は、輸送用機器、電気機器、精密機器であった。逆に下位 3 業種は、繊維製品、化学、医薬品、パルプ・紙であった。こうしてチェックリストから計算した評点を用いて、環境経営における質の決定要因に関する実証を次節でおこなう。

### 3. 実証方法と推計

本論文では、前節でチェックリストにより計算した 50 点満点の評点を、環境経営の「質」をあらわす代理変数として考える。環境報告書からわかる各企業の環境経営に関する取り組みの数によって、観察不可能な環境経営の「質」を代理する被説明変数と考える。その質は、企業規模、経営パフォーマンス、資本市場依存度の 3 つから影響を受けるという仮説を考える。

1 つ目の企業規模の影響についてであるが、企業規模が大きいほど社会的な影響力もあり、環境経営に対して積極的に取り組むというインセンティブが考えられる。

2 つ目の経営パフォーマンスの影響については、環境経営が将来の投資であるという意味で、業績が好調である程度の余力がないと環境経営に取り組むことができないという可能性が考えられるためである。

3 つ目の資本市場依存度の影響については、社会的責任投資に関心のある一般投資家を視野に入れた企業行動を取るということが考えられるためである。

以上 3 つの要因に対する代理変数として、企業規模については売上高、経営パフォーマンスについては ROE(株主資本利益率)、資本市場依存度については浮動株比率をそれぞれ説明変数として採用した。浮動株比率とは、発行済み株式数に対して、1000 株以上 5 万株未満の株主が所有している株式数の比率である。財務データは日経 NEEDS から入手し、浮動株比率は『日経会社情報 2003 年秋号』より入手した。検証する仮説は以下である。

仮説 1： 企業規模が大きくなるほど環境経営の質が高い

仮説 2： 経営パフォーマンスの高い企業ほど環境経営の質が高い

仮説 3： 資本市場依存率が高い企業ほど環境経営の質が高い

これらの仮説を検証する方法として、一般的な回帰分析を用いることが考えられる。しかし、本分析において環境経営の質をあらわす観察可能な変数が、不連続である非負の整数であり、計数データとしての性質を有するため、一般的な線形回帰モデルにあてはめるのには適切でないと考えられる。したがって、本論文においては計数データの分析で広く用いられているポアソン回帰モデルにより分析をおこなう。

ポアソン分布は、古くは馬に蹴られて死亡する兵士の数を表したといわれ、現在では交通事故や自殺による死亡者数、大量生産における不良品数などの分布に適用される。本論文のモデルでは、ある企業が採用する環境経営の取り組みの数がポアソン分布に従うとする。まず、企業*i*が採用する環境経営の取り組みの数を  $w_i$  とする。 $w_i$  は期待値を表すパラメータ  $\lambda_i$  でポアソン分布から描かれる。すなわち、

$$Probability(w_i) = e^{-\lambda_i} \lambda_i^{w_i} / w_i!,$$

$$w_i = 0, 1, 2, \dots$$

が条件である。そして、3つの説明変数からなる回帰変数ベクトルを  $v_i$  とおき、 $\log \lambda_i = \beta' v_i$  という形で、期待値の対数を各説明変数に回帰することでパラメータベクトル  $\beta$  を推定する。なお、モデルの推定には最尤法を用いる。

以上のデータおよびモデルを用いてポアソン回帰分析をおこなった結果が(表 4)である。企業規模が環境経営の質に 5%水準で有意な正の影響を与えるという結果が示された。企業規模は売上高を代理変数として用いている。より売上高が大きい、すなわち企業規模が大きいほど、質の高い環境経営への取り組みがおこなわれることがわかる。一方で ROE は環境経営の質に有意な影響を与えないという結果が示された。ROE が高い企業、つまりより効率的な経営をおこなっている企業は、環境経営の質を高める取り組みをおこなうという仮説を立てたが、推計結果からは ROE が決定的な要因ではないことが示された。また、浮動株比率についても ROE と同様に有意な結果をもたらさなかった。

#### 4. おわりに

本稿では企業の発行する環境報告書を用いて、そこから得られる情報を元にして環境経営の質を測定した。その結果をもとにして、何が環境経営の質に影響を与えるのかという点について、企業規模、経営パフォーマンス、資本市場依存度という 3 点から重回帰分析をおこなった。分析結果では、企業規模のみが有意な影響を与えることが示された一方で、経営パフォーマンス、資本市場依存度という 2 つの要因は有意な影響を与えないということが示された。

環境報告書は各企業のボランティアな活動であるため、自社が不利になるようなネガティブ情報は載せない傾向がみられる。たとえば環境負荷のデータに関しては、同業種にお

いてでもあまり統一されておらず、一律の企業間比較が困難である。それに加え、主要な環境負荷がすべて網羅されている可能性は高くない。そのため、環境報告書のみをもとに環境経営の質的評価をおこなうには限界がともなう。

## 参考文献

GRI (2002) *Sustainability Report Guidelines*.

環境省 (2001) 「環境報告書ガイドライン」

環境省 (2001) 「事業者の環境パフォーマンス指標」

環境省 (2002) 「『事業者の環境パフォーマンス指標』の試行に係る事業調査報告書」

経済産業省 (2001) 「ステークホルダー重視による環境レポートガイドライン」

表1. 業種別発行企業数

	東証1部上 場企業数	発行企業数	割合(%)
非鉄金属	21	16	76.2
パルプ・紙	13	9	69.2
化学	115	73	63.5
医薬品	35	21	60.0
輸送用機器	55	31	56.4
電気機器	153	84	54.9
食料品	73	40	54.8
ガラス・土石製品	26	12	46.2
石油・石炭製品	9	4	44.4
精密機器	22	9	40.9
鉄鋼	35	11	31.4
ゴム製品	10	3	30.0
機械	112	31	27.7
繊維製品	48	11	22.9
金属製品	31	6	19.4

表2. 環境経営の質を評価するための50項目のチェックリスト

1 環境保全に関する方針、目標及び実績等の総括	2 環境マネジメントに関する状況
<p>(1) 環境保全に関する経営方針、考え方</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 経営方針・考え方等の有無</li> <li>2 制定時期</li> <li>3 制定方法</li> <li>4 位置づけ等</li> <li>5 方針の解説、説明</li> <li>6 同意する憲章等</li> </ol> <p>(2) 環境保全に関する目標、計画及び実績等の総括</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 環境保全に係わる中長期目標</li> <li>2 環境保全に係わる中長期目標の制定時期</li> <li>3 環境保全に係わる中長期目標の基準時期</li> <li>4 環境保全に係わる中長期目標の対象期間</li> <li>5 当期環境目標</li> <li>6 次期対象期間環境目標</li> <li>7 中長期目標の計画</li> <li>8 当期目標の計画</li> <li>9 次期目標の計画</li> <li>10 目標に対応した実績等の概要の総括データ</li> <li>11 実績及び取組結果等に対する評価</li> <li>12 基準時期のデータ</li> <li>13 報告書の概要</li> <li>14 事業特性に応じた取組の課題</li> <li>15 報告対象期間における特徴的な取組</li> <li>16 前回報告との比較で追加、改善等</li> </ol> <p>(3) 環境会計情報の総括</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 集計範囲</li> <li>2 対象期間</li> <li>3 環境保全コスト</li> <li>4 主な取組の内容</li> <li>5 環境保全対策に係わる効果(環境保全効果及び経済効果)</li> <li>6 集計に採用した補足情報</li> <li>7 環境省ガイドラインへの準拠等</li> </ol>	<p>(1) 環境マネジメントシステムの状況</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 全社的な構築・運用状況</li> <li>2 組織・体制の状況</li> <li>3 ISO14001の認証取得状況・時期</li> <li>4 従業員教育の実施状況および定量情報</li> <li>5 緊急事態の内容と対応状況</li> <li>6 環境影響の監視・測定の状況</li> <li>7 環境監査基準、実施状況、結果及び対応方法等</li> <li>8 環境活動評価プログラム参加登録の状況</li> <li>9 環境保全への取組成果の社員等の業績評価への反映</li> <li>10 社内での表彰制度</li> </ol> <p>(2) 環境保全のための技術、製品・サービスの環境適合設計(DfE)等の研究開発</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 環境適合設計の研究開発の状況</li> <li>2 LCAを用いた研究開発の状況</li> </ol> <p>(3) 環境情報開示、環境コミュニケーションの状況</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 環境情報開示等の実施状況</li> <li>2 利害関係者とのコミュニケーションの実施状況</li> </ol> <p>(4) 環境に関する規制遵守の状況</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 環境法規制とその対応状況</li> <li>2 過去5年以内の法令等違反及び事故の内容、原因、対応策等</li> </ol>
	<p><b>3 環境負荷の低減に向けた取組の状況</b></p> <p>(1) 環境負荷の全体像</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 環境負荷の全体像</li> </ol> <p>(2) インプットに係る環境負荷の状況及びその環境負荷の低減対策</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 状況</li> <li>2 低減対策</li> </ol> <p>(3) アウトプットに係る環境負荷の状況及びその環境負荷の低減対策</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 状況</li> <li>2 低減対策</li> </ol>

表3. 業種別平均点

	点数
輸送用機器	39.6
電気機器	39.0
精密機器	38.4
食料品	38.2
機械	38.1
鉄鋼	37.7
ゴム製品	37.3
金属製品	37.1
非鉄金属	37.1
医薬品	36.9
ガラス・土石製品	36.8
石油・石炭製品	36.3
パルプ・紙	36.3
化学	35.7
繊維製品	35.5

表 4. ポアソン回帰モデルの推計結果

説明変数	推定係数	標準誤差
定数項	-0.312	0.684
売上高	0.295*	0.028
ROE	0.187	0.168
浮動株比率	-0.153	0.149

\*は5%水準で有意