

博士論文

環境税の理論と実際

京都大学大学院経済学研究科博士課程

諸富 徹

博士論文

環境税の理論と実際

諸富 徹

論文目次

	ページ
序章 本研究の意義と課題	
序. 1. はじめに	1
序. 2. 環境税とは何か	1
序. 3. 以下の章の概観	11
第1章 ドイツ排水課徴金	
1. 1. はじめに	15
1. 2. 排水課徴金に関するこれまでの実証的な研究	16
1. 3. ドイツ排水課徴金制度とその変遷	17
1. 4. ドイツ排水課徴金制度の経済分析	29
1. 5. ドイツ排水課徴金制度の評価	39
1. 6. 直接規制再考	39
1. 7. ドイツ排水課徴金分析から得られる理論的教訓	40
第2章 地方自治体における環境税：ドイツと日本	
2. 1. 問題の所在	45
2. 2. 80年代および90年代におけるドイツの環境政策と自治体財政	46
2. 3. ドイツにおける自治体料金のエコロジー化の議論	48
2. 4. 地方自治体における新たな環境税導入	56
2. 5. 日本の地方自治体における環境税の可能性	59
第3章 地方自治体における料金政策と環境税	
3. 1. 環境制御のための料金政策導入の背景	68
3. 2. 料金決定理論と下水道使用料算定の実際	71
3. 3. 累進制料金体系	79
3. 4. 水質使用料	84
3. 5. 地方分権時代の自治体料金政策への示唆	87
第4章 租税理論からみた環境税	
4. 1. 環境税の租税論的解明の意義	92
4. 2. 租税論からみた環境税	92
4. 3. ドイツ排水課徴金・再説	94
4. 4. ドイツ水管理組合	96
4. 5. 環境税論議への示唆	99

第5章 ドイツ「水料金」制度の費用負担原理

- 5. 1. ドイツ水料金制度成立史およびその意義・・・・・・・・・・102
- 5. 2. 州政府による根拠づけの変遷・・・・・・・・・・104
- 5. 3. 水料金制度の概要・・・・・・・・・・106
- 5. 4. 水料金制度とPPP・・・・・・・・・・108
- 5. 5. 財源調達手段としての環境税・・・・・・・・・・110
- 5. 6. ドイツ水料金制度の評価・・・・・・・・・・112

第6章 ドイツにおける環境税制改革論争の展開

- 6. 1. ドイツにおける環境税制改革論争の意義・・・・・・・・・・115
- 6. 2. ドイツ経済研究所による環境税制改革の研究・・・・・・・・・・127
- 6. 3. 緑の党による新しい環境税制改革案・・・・・・・・・・134
- 6. 4. 財政学の立場からの環境税制改革案批判・・・・・・・・・・140

第7章 デンマークにおける環境税制改革の展開

- 7. 1. はじめに・・・・・・・・・・146
- 7. 2. デンマークにおける環境税制改革の背景・・・・・・・・・・146
- 7. 3. 1993年の税制改革・・・・・・・・・・148
- 7. 4. 1995年の税制改革・・・・・・・・・・152

終章 経済のグローバル化と環境税制改革

- 8. 1. はじめに・・・・・・・・・・170
- 8. 2. グローバル経済における国際競争力と環境税制・・・・・・・・・・170
- 8. 3. 経済のグローバル化が税制に及ぼすインパクト・・・・・・・・・・175
- 8. 4. 環境問題の国際化と租税・環境政策の国際的な統合・収斂・・・・・・・・・・182

序章

本研究の意義と課題

序. 1. はじめに

20世紀は未曾有の生産力の発展とその結果としての有史以来で最大規模の環境破壊が引き起こされた世紀であった。環境汚染は産業革命期に都市の公衆衛生問題として捉えられて以来、資本主義経済の発展とともに深刻化し、いまや酸性雨・地球温暖化問題にみられるように国境を越えて地球規模にまで拡大しつつある。

これまでの公害・環境問題史を振り返ると、経済発展のプロセスと環境問題の空間的広がり相互に連関性をもってきたことが分かる。資本主義経済がかつてはそれほど大規模な生産力をもたず、地域的な市場圏を形成して成り立っていたころは、環境問題も基本的には地域的なものであった。環境問題とは都市問題であり、都市に集積する工場群の生産活動が都市に集住する労働者とその家族に被害をもたらしたのであった。しかし、生産力が発達し、国民経済単位で市場圏が成立し、国際貿易も活発に行われるようになると、環境汚染は単に工場周辺に集住する労働者の公衆衛生問題ではなくなり、都市に住む市民一般が被害を受ける深刻な都市問題となった。さらに1980年代以降、経済のグローバル化が進展し、国際的な資本移動の自由化、規制緩和、金融自由化が行われると同時並行的に、環境問題は一気に国際的な様相を帯びてきた。それまでにもライン川など国際河川の汚染問題はあったが、酸性雨問題や地球温暖化問題のように汚染は国境を越えるようになり、地球規模の環境問題が顕在化してきた。

筆者はこのような問題の展開過程からみて、環境問題の深刻化は資本主義経済の発展過程と深い関連があり、いわゆる持続可能な発展を行うには、公共政策によって我々の経済システムを環境保全型に転換しなければならないという立場に立っている¹⁾。そのためにはさまざまな政策手段を用いて経済活動を環境保全の方向に誘導するとともに、長期的には技術革新を促し、社会構造そのものを変えていく必要があると考える。

本論文は、このような社会構造の転換を担う政策手段の1つとしての環境税の理論的・実証的研究を取りまとめたものである²⁾。もちろん本研究がもっぱら環境税を取り上げるからといって、他の政策手段の意義を軽視しているわけではない。環境政策は、国土計画、公共支出政策、直接規制、経済的手段、環境教育などによる総合的なものであり、環境税を含めたこれら政策手段が社会に組み込まれ、相互補完的に機能してこそ、環境税の有効性も発揮されると言える。以下では、3つの視角から環境税をとりあげ、その意義と限界を明らかにすることを課題とする。その第1は、環境政策における政策手段としての環境税である。第2は、環境保全の費用負担システムとしての環境税という側面である。そして第3は、税体系の中に位置づけられた租税としての環境税の役割という側面である。

序. 2. 環境税とは何か

序. 2. 1. なぜ環境税が必要なのか～公共介入論～

環境税導入の根拠を最初に提示したのは多くの論者によって言及されるように、マーシャ

ルのあとを次いでケンブリッジ大学の教授となったピグーである。彼はその主著『厚生経済学』（1920年）において、現代資本主義社会では私的限界生産物と社会的限界生産物が乖離するという現象が常態であり、この是正のためには公共部門による租税・補助金政策の実施が必要であると主張した。これは当時の社会的通念であった自由放任主義の観念を打ち破るものであり、彼は公共政策の基礎付けとなる理論を提示したのであった。

しかし、ピグーは20世紀初頭のイギリスにおける失業の増加、所得分配における不平等の拡大という経済現象を目の当たりにしながらこの理論を作ったのであって、必ずしも環境汚染を念頭においていたわけではない。環境汚染に対する公共介入の理論的基礎付けが行われたのは、それがだれの目にも明白となった戦後においてであった。この点で顕著な貢献を行ったのがカップであり、その著書『私的企業と社会的費用』（1950）において、彼は「社会的費用」の概念を用いて環境汚染の問題に経済学的に接近しようとした。彼は、社会的費用を、私的生産活動の結果として第三者や社会にもたらされる有害な影響や損失だと定義し、それは私的企業が利潤極大化をめざして生産活動を行う限り、不可避免的に発生することを指摘した。

以上2人の貢献は、我々の経済システムそのものに環境破壊を引き起こす内在的な傾向が備わっていることを明らかにした点にある。しかし、その解決策の提示という点で両者は対照的である。ピグーは租税・補助金政策の採用によってシステムの欠陥を是正できると信じていたのに対して、カップは明快な政策を提示していない。この点から推測して、おそらくカップは資本主義経済システムそのものを変えなければ問題の解決は不可能であると考えていたのであろう。

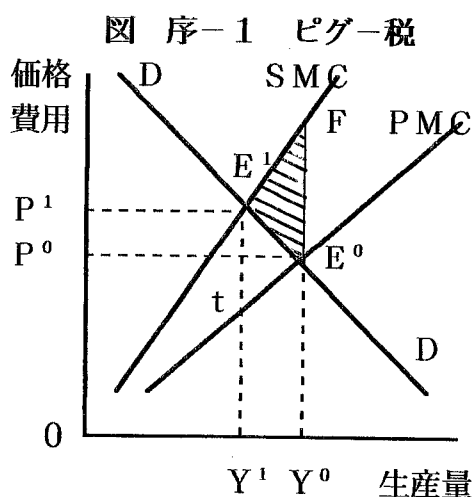
序. 2. 2. 外部不経済の内部化

ピグーの理論的貢献は、現代経済学において私的限界費用と社会的限界費用の乖離に対する課税として再構成されている。つまり環境税の根拠は、環境汚染のもたらす外部不経済を内部化し、最適な資源配分を実現する点におかれている。このような政策課税は、その提唱者の名をとってピグー税と呼ばれている。

図序-1はピグー税を説明するためのものである。図の縦軸には価格および費用、横軸には生産量がとられている。今この財の生産にともなって、外部不経済が発生しているとしよう。そうすると、社会的費用は

この財の生産にともなう私的費用に外部費用を加えたものになる。したがって、図で示されているように、社会的限界費用曲線（SMC）は、私的限界費用曲線（PMC）の上方に位置する。これが私的限界費用と社会的限界費用の乖離であり、外部費用は当該財の生産量の増大にともなって逡増すると考えられるので、この乖離幅は生産量の増大とともに大きくなっていく。DD曲線はこの財に対する需要を表している。

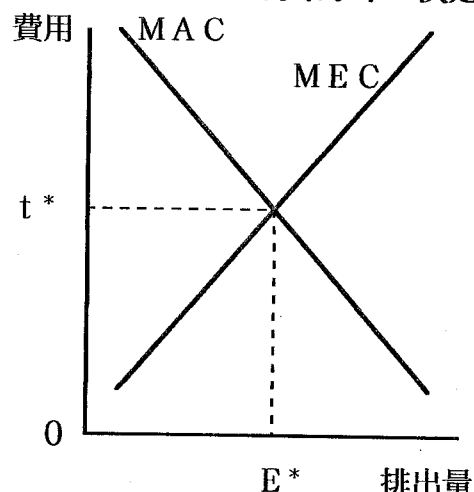
社会的に望ましい生産量はSMCとDDが均衡する Y_1 であるが、外部費用は企業ではなく第三者によって負担されているので、公共介入がなければPMCとDDが均衡する Y



。が実現してしまう。この場合、図の斜線部E₀E₁Fにあたる死重損失が発生し、資源の最適配分は実現しない。そこで政府が公共介入を行って、最適な生産量Y₁のもとでの私的限界費用と社会的限界費用の乖離分tにあたる課税をこの財に対して行う必要が出てくる。そうすると私的限界費用と社会的限界費用は一致し、最適な資源配分が達成される。

以上では、外部不経済を発生させる財に対するピグー税を考えたが、汚染物質の排出が外部不経済をもたらしている場合には、その排出に対して直接にピグー税を課すほうが望ましい。図序-2は排出税としてのピグー税を考えるための図である。この図では、図序-1と異なって、縦軸には費用、横軸には排出量がとられている。MECは限界外部費用、MACは限界排出削減費用を示している。限界外部費用は、排出量の増大にとまって逡増すると考えられるので、右上がりの曲線となる。また、限界排出削減費用は逆に、排出量を減少させればさせるほど逡増するので、右下がりに描かれている。限界外部費用曲線を読み替えれば、排出を削減することの便益であるとみなすことができる。

図 序-2 最適汚染水準の決定



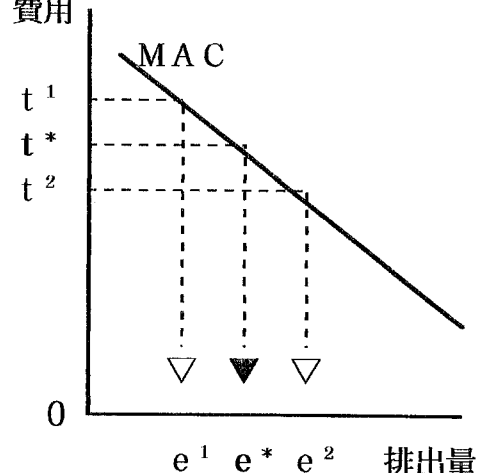
したがって、費用・便益の比較衡量の観点からもっとも経済効率的な排出水準は、排出削減の限界費用 (MAC) とその限界便益 (MEC) が交わるE* の水準となる。E* は最適汚染水準と呼ばれている。そうすると、最適なピグー税は最適汚染水準E* における限界外部費用に等しいt* に設定してやればよい。

しかし、ピグー税に対しては根源的な批判が行われている。なぜなら、第1に、ピグー税を実施するためには限界外部費用と限界排出削減費用に関する情報を政策当局が把握していることが前提条件であるが、現在の我々の知見ではこれらに関する正確な情報を入手することは困難であり、理論通りのピグー税を実施することは事実上できないからである。また第2に、仮に情報が入手できて、最適なピグー税を課すことが可能であるとしても、実際の政策において、排出削減に関する費用便益の関係だけから汚染水準を決定することはできない。不可逆的損失の回避や、長期微量汚染の顕在化の可能性などを考慮して、環境政策上の観点からも汚染水準が決定されねばならないことはいうまでもない。

結局ピグー税は、環境税導入の根拠は示しえても、このような基本的欠陥のために何らかの政策的な含意をそこから引き出すことはほとんどできなかった。そこで、Baumol and Oates(1988)によって提唱されたのが基準・価格アプローチである。これは達成すべき環境基準を定め、それを達成するために租税政策を用いようというものである。この政策課税は、提唱者の名をとってボームル=オーツ税と呼ばれている。ボームル=オーツ税の利点は、最適汚染水準の決定に関する困難を回避できるという点にある。つまり、ボームル=オーツは実現すべき環境基準についてはあえて議論せず、公共的意思決定に委ねるのである。いずれにせよ、何らかの形で環境基準が決定されれば、それを実現するための税率が試行錯誤のプロセスを経て決定される。それを説明するのが図序-3である。図では縦軸に費用、横軸に排出量がとられているのは図序-2と同様である。また、MACは限界排出削減費用を示している。ボームル=オーツ税の実施にあたって、政策当局は十分な情

報を有していないとの前提に立っているから、目標となる環境水準 e^* を実現するためには、試行錯誤によって最適な税率 t^* を見つけ出すほかない。今、仮に t^1 でボ-モル=オーツ税を課したとする。そうすると実現した排出量 e^1 が、最適な水準よりも少ないことに政策当局は気づき、税率を、例えば t^2 に引き下げる。そうすると今度は実現した排出量が最適水準よりも多くなってしまい、結局望ましい税率は t^1 と t^2 の間のどこかにあることを政策当局は知る。こうして徐々に試行錯誤によって、政策当局は望ましい税率へ接近していくのである。ただ、このような試行錯誤が社会的に許されるのかという問題はある。

図-3 試行錯誤による税率の決定



ボ-モル=オーツ税は、ある与えられた環境基準を実現するための政策手段として直接規制とよく比較される。それによれば、ボ-モル=オーツ税は以下の3点で直接規制よりも優れているとされ、推奨されている。まず第1は費用効率性である。ボ-モル=オーツ税のもとでは、限界排出削減費用が各排出者間で均等化するために、社会的に最小の費用で環境基準を達成できるのである。第2は、技術革新へのインセンティブである。仮にボ-モル=オーツ税によって環境基準が達成されたとしても、排出者は排出を行う限り、なお環境税を負担しなければならない。そこで、税負担をいっそう減らすために、技術開発を行って、限界排出削減費用曲線の下方向へのシフトさせるインセンティブが原因者に与えられるというわけである。第3は情報効率性である。つまり同じ環境基準を実現しようとしても、直接規制ならば個々の排出者の限界排出削減費用に関する情報を入手しなければならないのに対して、ボ-モル=オーツ税の場合には、環境基準が実現されているかどうかを確認しながら税率を操作するだけでよいのであって、個々の排出者の限界費用に関する情報は必ずしも必要としないとされている³⁾。

いずれにせよ、現代経済学は、経済効率性を高めるという観点から、政策課税として環境税を根拠づけているのである。

序. 2. 3. 社会的共通資本の維持管理手段としての環境税

(1)環境税の発達史

しかしながら、環境税は政策手段としてのみ存在しているのではない。環境税は、環境保全に関わる費用を汚染原因者に汚染への寄与度に基づいて公正に割り振るというもう1つの機能をもっている。これは環境政策上の費用負担原則である汚染者負担原則の考え方と合致するものである。

そもそも、環境税の発達史を見てみると、初期の環境税の役割はむしろ環境保全費用の公正な配分原理の方に力点があったことが分かる。このことを水質汚染の問題領域に限って述べてみたい。政策課税としての環境税が水質管理のために導入されるのは、筆者の知る限り1969年のフランスにおける排水課徴金がはじめてである。しかし、ドイツではそれ以前に水管理組合で、1種の財源調達手段の環境税がとして導入されているのである。

Kneese and Bower(1968)によれば、ドイツでは1905年から1958年の間に特別立法によっ

て水管理組合が設立され、水の量と質の管理に関する多様な権限をほとんど完全に与えられた。水管理組合は企業、炭坑、管轄区域内の市町村を組合メンバーとし、行政区域を越えて水供給、排水処理、水質悪化防止策などの多様な事業を行ってきた。水管理組合はこれらの事業を行うための財源を調達する目的で、組合メンバーに負担金を課す権限を与えられている。詳細は第4章で紹介するが、水管理組合はこの分担金の割り振りにあたって、費用配分のルールを定めている。それによれば、分担金額は、組合メンバーの排水の量と質に応じて決定されることになっている。これは水管理に関する費用を、費用の発生に対する量的及び質的寄与度に応じて公正に割り振ろうとする試みに他ならない。つまり排水量が多ければ多いほど、また、排水の質が悪ければ悪いほど、支払わなければならない分担額は増大する。これはピグー税でもボーモル＝オーツ税でもないが、広い意味で1種の環境税であると考えてよいであろう。

注目すべきなのは、実はフランスの排水課徴金も、1970年に導入されたオランダ排水課徴金も、それぞれの国における水管理組合の財源調達手段が、明快に環境政策上の位置付けを与えられることによって環境税となったという点である。つまり、地域的な水管理組織における財源調達手段が発展して、経済的手段としての役割も果たすようになったのがフランス・オランダの排水課徴金であると言える。特にオランダ排水課徴金は、純粋な財源調達型環境税が、急騰する水管理経費を排水課徴金で賄おうとしたところ、課徴金料率が急騰し、その水準がヨーロッパでも最高水準に達してしまった。その結果、オランダ排水課徴金はOECD(1994)によって唯一負荷削減へのインセンティブ効果を発揮している排水課徴金だと評価されているのである。このように、現在はそのインセンティブ効果が注目されているが環境税も、もともとは汚染者負担原則に基づいて公正に費用を配分するというのがその主たる機能だったのである。

(2)社会的共通資本の維持管理手段としての環境税

前節で水管理組合のようにある特殊な目的のために結成された組織において、汚染への寄与度に応じた費用配分的手段として環境税が機能していることを述べたが、現代社会一般にとって環境税はいかなる意味を持つのであろうか。これに対する筆者の答えは、環境税は、社会的共通資本の維持管理手段として現代社会にとって不可欠の存在意義を有しているというものである。そしてその役割は今後環境汚染が深刻化すればするほどいっそう高まらざるを得ない。

ここで取り上げるのは、宇沢弘文(1994)の提唱する社会的共通資本の概念であるが、もともと社会資本に関する研究が開始されたのは、ハーシュマンやヌルクセなどによる発展途上国開発論に関連してであった。日本でも宮本憲一による『社会資本論』(1967)の先駆的な研究がある。しかし、宇沢の社会的共通資本の概念にはこれらの先駆的研究とは異なった特徴がある。それは、この概念が社会的インフラストラクチャーのほかに、自然資本、制度資本の3つの範疇を含んでいるという点にある。社会的インフラストラクチャーは通例社会資本と呼ばれるもので、道路、港湾、上下水道などの都市を構成する物理的、空間的施設などを指している。上述の社会的資本に関する先駆的研究が対象としているのは、これら社会的インフラストラクチャーである。

これに対して自然資本とは、自然環境全般を包含する。環境政策を考える立場からする

と、社会的共通資本の概念に自然環境が含まれることによって、「外部性」の概念とは異なって、環境とは何か定義できるようになる。また、この社会的共通資本概念によって、環境汚染とは社会的共通資本の損傷であると定義することができ、それを制御するための政策手段として環境税を混雑税と同様、理論的に位置づけることができるようになった。最後に制度資本は、社会的インフラストラクチャーを制度的側面から支えるものであり、教育、医療、司法、行政、金融などの諸制度を含む。

我々の社会はこれら社会的共通資本の存在の上に成り立っており、今日これらなしには1日たりとも生活を営むことは不可能である。その上、これらの中には、基本的人権に関わる資本が多く、その意味でも、社会的共通資本が適切に維持管理されることが必要である。それでは、社会的共通資本を我々はどのように維持管理し、その財源をどのように調達すればよいのであろうか。宇沢は社会的共通資本の維持管理に関して次のように述べている。社会的共通資本は1種の公共財であるから、そこから生み出されるサービスは原則として無料またはきわめて低廉な価格で供給される。しかし、社会的共通資本は私有化されず、そのサービスは各経済主体の自由選択によって享受されるため、混雑現象が発生するのが一般的である。この場合、社会的共通資本から生み出されるサービスの効率的配分はできないから、サービス1単位につき料金を最適な水準で課す必要がある。「一般に、社会的共通資本のサービスに対する料金率が限界的社会的費用に等しくなるときに、社会的共通資本のもっとも効率的な配分が実現する」(36ページ)。つまり、自然資本を含めた社会的共通資本を適切に維持管理していくためには、混雑現象に対する適切な税・料金政策が必要なのである。

環境は自然資本の1種であり、同様に社会的共通資本として適切に維持管理される必要があることは言うまでもない。冒頭でもみたように資本主義経済の発展にともなって生産力が巨大な水準に達すると、社会的共通資本としての自然資本は損傷・破壊を受けるようになる。したがって、混雑の場合と同様、社会的共通資本を適切に維持管理するためには、自然資本を損傷・破壊するような経済活動に対して料金を課し、そのような経済活動を制御しなければならない。

したがって、社会的共通資本のサービスは原則として無料もしくは低廉な料金で供給されることになるが、サービスの享受をめぐる混雑現象が発生する場合には混雑税が課され、社会的共通資本そのものに対して損傷を与える経済活動に対しては環境税が課される。このような税・料金政策によって社会的共通資本サービスの効率的配分がもたらされる⁴⁾。

(3)社会的共通資本と税制

社会的共通資本の建設・維持管理と税制の関係を整理すると、社規的共通資本の費用負担原理は以下になるであろう。まず、その建設維持管理にあたっては、原則として個人所得税をはじめとする基幹税⁵⁾が充てられる。この結果、社会的共通資本から生み出されるサービスは無料もしくはきわめて低廉な料金で供給される。社会的共通資本の建設・維持管理を基幹税によって賄うのは以下の理由による。第1は、社会的共通資本が公共財としての性質をもっていることである。第2に、社会的共通資本は市民生活にとって不可欠な基盤を提供しているので、市民生活の基本的権利と深い関わりを持つ。したがって、

基本的に市民だれもがアクセスできるソーシャル・ミニマムとして社会的共通資本を整備する必要がある。

次に、社会的共通資本の混雑・損傷に対しては上述のように、混雑税および環境税が課せられる。その役割は、社会的共通資本を適切に維持管理するために、その利用水準をある程度制御する点にある。しかも、これはソーシャル・ミニマムの達成と矛盾するものではなく、そもそもそれを補完する役割を持つ。つまり、自然資源の過剰な利用を制御し、社会的共通資本の劣化を防ぐ点に、環境税の意味がある。このような税・料金による需要制御の考え方は、既に日本の上下水道料金において取り入れられ、累進制料金体系が導入されている。今後は電力料金などにも本格的に需要制御の考え方が適用されいく必要があるだろう。

環境税・混雑税のもう1つの役割は、社会的共通資本の維持・管理にかかる費用を、混雑・損傷を発生させた原因者に、その寄与度に応じて負担させる点にある。つまり、混雑・環境税は、社会的共通資本の維持管理財源を、原因者負担原則にしたがって割り振るといふ機能をもっているのである。

以上より租税は、社会的共通資本の建設・維持管理との関係で考えると、2つの範疇に分けて考えることができる(池上 1993)。その第1は、社会的共通資本を建設し、維持管理するための基幹税である。この基幹税は、納税者の経済的能力に応じて負担されることが望ましいとされ、基本的には累進性を伴った包括的所得税によって賄われてきた。しかし、近年包括的所得税に対する批判が盛んに行われ、徐々に課税ベースを所得から消費(支出)にシフトさせる国が増えている。ここは基幹税の課税ベースとしてどちらが望ましいのかを論じる場ではないので、社会的共通資本を支える基幹税として現実には個人所得税、法人税、付加価値税(消費税)などを念頭においていることを示唆しておくにとどめたい。第2の税は、社会的共通資本の利用に伴う混雑やその損傷を制御し、社会的共通資本を適切に維持管理するための政策手段であり、またその財源調達手段でもある税で、これがまさに環境税の存立根拠となる。

環境汚染がこれほど大規模になり、普遍的になった現代では、自然資本を含む社会的共通資本の適切な管理という観点からいって、環境税の導入に合理性があり、税体系の中に適切に位置づけられる必要性が増していることがわかる。これがなぜ現在世界各国で、大気、水、廃棄物などさまざまな領域で多種多様な環境税が導入されているのかを説明する理由となる。

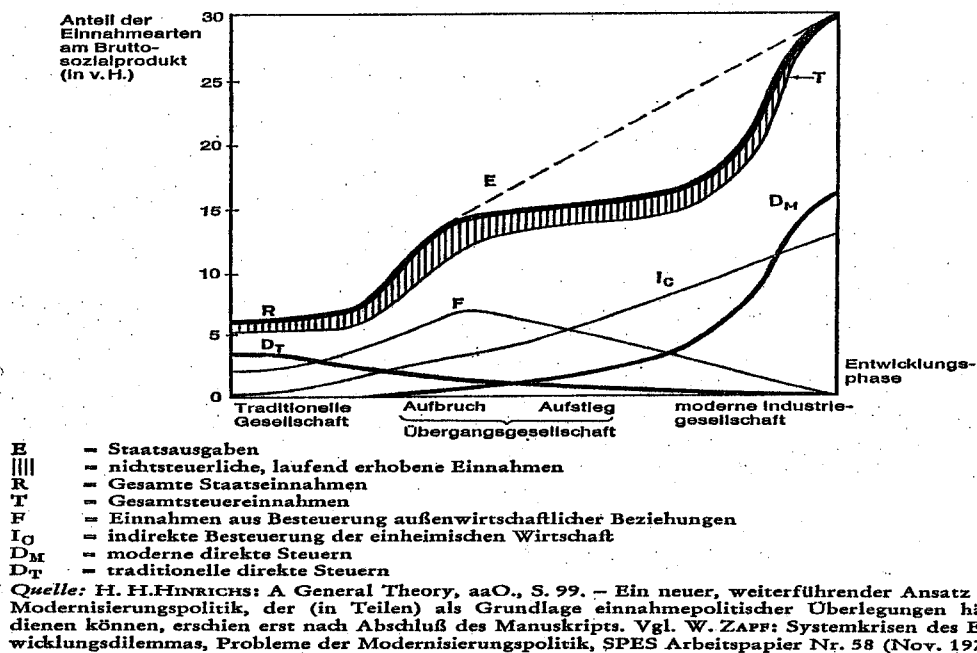
以上、社会的共通資本の基盤整備と税制の関係から、基幹税と環境税の存立根拠とその相互の関係を説明した。しかし、このような税制の理念型は環境汚染が普遍化した現代税制をモデル化したものであって、必ずしも過去の税制を説明するものではないかもしれない。それは、多様な要因によって租税構造そのものが歴史的に変動してきているからである。次の節では、租税構造がなぜ、どのような要因で歴史的に変動したのかを検討した上で、現代では環境税を導入し、税体系の中に位置づける客観的条件が整ってきていることを述べたい。

序. 2. 4. 租税構造の変動と環境税制

(1) 社会発展と租税構造の変動

租税構造は歴史的になぜ、どのように変動してきたのであろうか。この点でもっとも重要な貢献を行ったのは、ヒンリックスの『経済発展期における租税構造変動の一般理論』(1966)であらう。ヒンリックスはここで、租税構造の変動と社会発展のプロセスを結びつけて理解しようとしたのである。

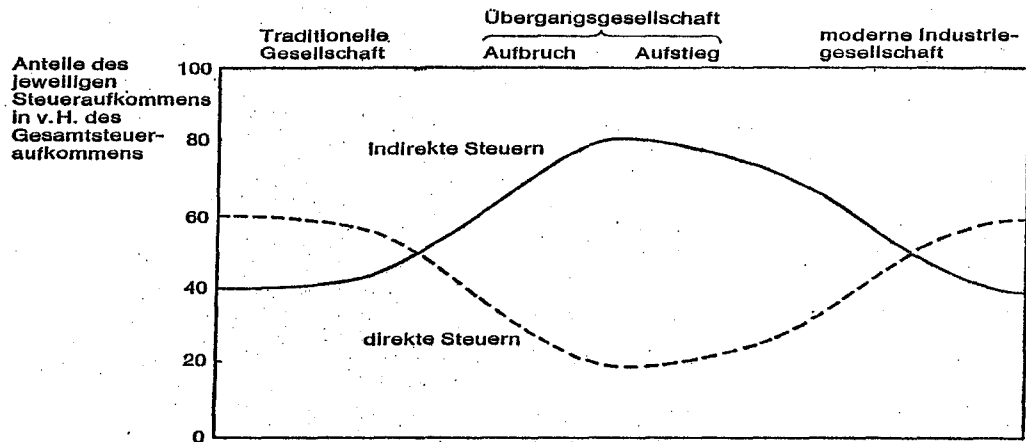
図 序-4 租税構造変動の理念型



[出所] Kullmer(1977), S.90, Abb.1.

図序-4は社会の発展にともなって租税構造がどう変動してきたのかをヒンリックスが抽象化し、理念型として示した図である。彼の説明によれば、伝統社会においては、公収入は本質的に農村的な社会構造と結びついた「古い」直接税（イギリスの伝統的な分類課税や身分制と結びついた課税）に依拠していた。ところが社会が発展し、伝統社会が崩壊段階に入ると（移行社会の前期）、このような「古い」直接税の割合が減少していき、間接税の割合が上昇していく。とりわけこの時期は関税収入の増大によって特徴づけられる。これに対し、移行社会の後期では、内国消費税の割合が増大していく。同時に直接税においても、「古い」直接税が徐々に近代的所得税制に置き換えられていく。そして近代社会においては、直接税である所得税と内国消費税が2大基幹税となるのである。これを伝統社会から近代社会に至る過程で、直接税と間接税の占める比率の変動という形で租税構造の変動を説明しているのが以下の図序-5である。

図 序-5 発展過程における直接税と間接税の関係の変動



Quelle: H. H. HINRICHS: A General Theory, aaO., S. 100.

[出所] Kullmer(1977), S. 92, Abb. 1.

ヒンリックスの租税構造変動の理論に関する業績は大変興味深い。しかし、いくつかの欠陥もある。第1に、以上の説明では、伝統社会から移行社会の後期まではある程度租税構造の変動を説明しえても、現代社会のように収入源が多様化し、複雑化している場合には、それにともなって税源も複雑・多様化しており、ヒンリックスの非常に大ざっぱな枠組では、現代税制の変動を説明し切れない。第2に、ヒンリックスの枠組みでは、社会発展と租税構造の変動を結びつけることに主眼がおかれ、それを歴史的に説明しようとするあまり、何が具体的に租税構造を変動させたかがもう1つはっきりしない。第3の欠陥は、ヒンリックスが直接税と間接税という、現代ではもはやあまり意味を成さないとみなされている分類を用いて分析しようとしている点である。例えば、法人税は転嫁されて間接税化するし、通常間接税とみなされる消費課税ベースの租税でも、支出税は直接税に分類されるのである。

(2)近代税制の展開過程

租税構造の変動を、近代税制に関してより詳細に検討しているのがスタインモの『税制と民主主義』(1993)である。彼は別表のように、近代税制を4つの時期に分けることができるとしている。これは近代税制の展開過程を説明するにはかなりよくできた分類である。それぞれの時期の特徴を表によりながら簡潔に述べれば、第1段階は現代の所得税制につながる累進所得税の導入によって特徴づけられる。第2段階は、その所得税が戦争の危機の中で大衆課税化する時期である。第3段階は戦後のIMF・GATT体制のもとでケインズ主義的裁量政策が定着した時期であり、国民国家の枠内で経済成長のための租税政策が推し進められていく。第4段階は現在にまで続いているが、経済がグローバル化し、国際的な資本移動が自由化されたために、各国がそれに対する応答として一斉に税制改革に向かった時期である。

このようにスタインモに従えば、近代税制の展開過程が非常に見渡しやすくなるが、しかし、彼は税制の変動要因を主として政治過程に求めており、この点で我々の参考にはあ

表 序 - 1 スタインモによる近代税制の期間区分

第1段階	第2段階	第3段階	第4段階
<p>[1800～1920年]</p> <ul style="list-style-type: none"> * 近代税制の出現 * 民主主義と租税政策 <p>英：工業化</p> <ul style="list-style-type: none"> 関税の地位が低下 直接課税・累進課税 - 公平性 - 歳入増加要求 	<p>[1918～1945年]</p> <ul style="list-style-type: none"> * 歴史的妥協 <p>* 両大戦間 - 左派政党も右派政党も租税政策を強制することはできなかった。一般的なパターンは共通。ただしその後の道筋には相違がある。</p> <ul style="list-style-type: none"> * 均衡予算の回復 * 労働党 - 再び内閣を組織 * 戦時財政への復帰 	<p>[1945～1975年]</p> <ul style="list-style-type: none"> * 戦後の租税政策 * 政治的コストを払わず増収 <p>* より低い政治的代価で、より多くの収入を！</p> <ul style="list-style-type: none"> * 戦時中に財政政策は大転換 * 3ヵ国とも戦後に戦時中の公約を守るならなかった。 	<p>[1980年代]</p> <ul style="list-style-type: none"> * 現代税制の再考 * 税制改革の10年 <p>* グローバル経済時代の税制</p> <ul style="list-style-type: none"> - 所得税・法人税の税率引下げ - 租税支出控除の削減 - 課税ベースの拡大 * 租税負担の引下げと簡素・効率・公平
<p>イギリス</p> <ul style="list-style-type: none"> * 強力な政党政治 - 1799年「累進所得税」(ウイリアム・ピット) 	<p>* 均衡予算の回復</p> <ul style="list-style-type: none"> * 労働党 - 再び内閣を組織 * 戦時財政への復帰 	<p>* 租税政策の不安定</p> <ul style="list-style-type: none"> - 政治権力の集権化 - 1970年代：経済危機と社会的・政治的無気力感 * 税制改革のパターン化 	<p>* サッチャリズムの税制改革</p> <ul style="list-style-type: none"> - 所得税の限界税率引下げと低所得者に対する軽減税率の廃止 - 租税支出控除の縮小と法人税率引下げ - 資本移動税率引下げ - 資本利得税のインフレ調整による改革 - VATの税率引上げと課税ベース拡大 - レイト廃止とCommunity Charge創設
<p>スウェーデン</p> <ul style="list-style-type: none"> * 官僚政治 - 1902年「累進所得税」 	<p>* 政権の座の社会主義者</p> <ul style="list-style-type: none"> * 協同組合主義(サルトシュテルバーン) 	<p>* 官僚的租税政策の形成(中道の秘密)</p> <ul style="list-style-type: none"> * 1950～60年代：「退屈」 * 1970年代：高い租税負担に対する不満 	<ul style="list-style-type: none"> * 個人・法人所得税率の引下げと課税ベースの拡大 * 租税優遇措置の廃止縮小 * 消費税と社会保障税の増税 ⇒ 独特の政治流儀が起因
<p>アメリカ</p> <ul style="list-style-type: none"> * 分立政治 - 憲法的システムの影響 - 地域対立、階級対立の影響 - 委員会所得税法 - 1894年の所得税法 - 第16次憲法改正 ⇒ 階級制度の権利 - 財政への戦争の影響 ⇒ 累進課税の制度化 	<p>* 経済：最良の時代と最悪の時代</p> <ul style="list-style-type: none"> * 大恐慌と大妥協 * 戦争：犠牲にはイエス、連立にはノー 	<p>* 政治権力分裂の狭間にあえぐ租税政策</p> <ul style="list-style-type: none"> - 租税特別措置 - 小委員会権利章典 - カーター - 大統領期の失敗 	<ul style="list-style-type: none"> * レーガノミクス * 1981年の「経済再建法」 * 1982年の「租税の公平と財政責任法」 - 租税政策の改革 * 1984年「抜け穴封鎖措置法」 * 1986年税制改革法の成立 * 公平と経済成長のための税制改革

[出所] 山本氏作成。

まりならない。租税構造の変動要因は複数あり、政治的要因のみならず、経済的要因も重要な位置を占めるからである。

(3)租税構造の変動要因

Kullmer (1977) は、租税構造の変動要因として第1に、1人当たり所得を挙げている。1人当たりの所得は民間経済部門の経済的余剰を示し、その態様と規模が税制のあり方を決定するからである。他方で、1人当たり所得の上昇は政治的欲求（公共財に対する欲求の増大と質の変化）をもたらし、それが租税構造の変動に対して影響を及ぼすからである。彼は第2の要因として、社会政策要因をあげる。つまり、政治的・社会的要因の変化が国家の公共介入に関する観念を変化させ、それが社会構造に影響を及ぼすのである。マズグレイブもまた、『財政組織論』（1969）の中で社会的公正をめぐる観念の変化が税制を動かす要因であったと指摘している。つまり、万人の平等という社会哲学の生成が近代所得税制への税体系の転換を促す大きな要因であったと言っているのである。そして、資本主義的形態をとった社会階層の出現が、税制にとって所得が、所有や消費よりも各経済主体の経済的能力を示すより公正な指標となるうえで主要な要因であったと指摘している（邦訳書、114-115 ページ）。

Haller (1977) はこれらのほかに、国家による財源調達要因の重要性を強調している。社会経済環境の変化によって、それまでの基幹税から多額の税収をあげられなくなったり、それに依存し続けることが非効率になった場合に、税収を維持するためには新たな税源を確保する必要が生じ、それが税制改革への引き金になったという彼の説明は納得のいくものである。

以上より、1人当たり所得、社会政策要因、国家による財源調達要因の3つが租税構造の主たる変動要因であるとみることができる。ただ、実はこの3つの要因の中にも不十分な点がある。それは経済的要因を1人当たり所得で説明しようとしている点である。なぜなら、1人当たり所得はあくまでも指標であって、経済変動と租税構造の変動の媒介項にはなっても、両者の因果関係を説明するものではないからである。

この点で、経済変動と租税構造の変動の関係をもっともよく説明し、経済のグローバル化が進展しつつある現代の租税構造の変動要因を考える際に、参考になる理論的枠組みを提供しているのが島恭彦（1963）である。彼は租税構造の変動要因を次のように説明している。

「第1の要因は、租税収入を高めようとする財政需要（経費膨脹の法則）である。財政需要の必要性は、租税の構造を変え、なるべく多くの税収をあげられるようにし、さらに多様な新税を採用する原因になる。」「第2の要因は、資本主義経済の発展そのものである。各国における封建制の崩壊と商品経済の発展、産業資本の段階より独占段階への移行、およびそれらの発展の各国別の特殊性は、各国の税制を規定する要因である。」「第3の要因は税制改革である。ここでは第1と第2の要因が総合的に働くのであるが、これは、財政的必要性を経済的土台に適應させるといった単純なものではない。税制改革においては、財政当局の利害以外に、資本主義社会の諸階級、資本家、労働者、農民その他の中間階級の利害、また資本家層内部の利害が、複雑微妙に作用し合うのである。」（島 1963, 81-82ページ）。

以上をまとめると、租税構造の変動要因の第1は国家による財源調達要因であり、その背景には経費膨脹の法則が働いている。第2の要因は、資本主義社会の各発展段階における企業の利潤極大化行動であり、そこでは資本蓄積を侵害しないという課税原則が貫かれる。第3の要因は、公共的意思決定の過程に現れるさまざまな階層からの社会経済政策要求の相克過程である。島の考え方は非常に明快であり、租税構造を変動させる経済的要因をよく捉えている。とりわけ、現代のように経済のグローバル化にともなって経済構造の変動が起きつつある時期には、このようなダイナミックな考え方が有用性を増す。

(4)租税構造の変動と環境税制

それでは、島理論に基づけば、現代税制の変動過程をどう理解することができるのだろうか。終章でも検討することであるが、戦後期（スタインモの第3期）とは異なって現代（スタインモの第4期）で税制に決定的な影響を及ぼすのは、第2番目の要因である。つまり、経済のグローバル化にともなって、多国籍企業の展開、規制緩和、金融自由化といった経済構造の変動が顕著になってきており、それが税制に大きなインパクトを与えている。

しかし、同時に環境問題はいつそう深刻化し、地球規模にまで広がってきており、社会的共通資本としての環境の損傷が顕著になってきている。このため、環境税を導入し、自然資本を含む社会的共通資本を維持管理することの必要性は高まってきていると言える。実際に北欧などで炭素税が導入されているのはその先駆的な動きだとみることができる。しかし税制にとってドミナントなのは第2要因なので、環境税制もまたそれによって影響を受けるため、環境税の導入はそう単純ではない。

にもかかわらず環境税導入の客観的条件はこれだけではない。各国で、労働所得税や資本課税が経済的ディスインセンティブを与えているという点で批判されており、これらを引き下げて経済成長率を高めようとする傾向が強まっている。すると国家は代替財源を捜さざるを得ないが付加価値税も高率な北欧では、環境税がその代替財源となっている。したがって第1要因からみても環境税が導入される客観的条件は存在している。

さらに税制を変動させる第3要因として公共的意思決定過程における各階層の利害の相克過程があるが（社会経済政策要求が反映される）、ここで、環境政策に対する要求が市民社会の中から強まることによって環境税導入の客観的条件は出揃うのだと考えられる。現在の地球温暖化をめぐる状況はおそらくこのことの実例であろう。先駆的に環境税が導入された北欧では税制を決定するこれら3要因が重なりあったのだと考えられる。

序. 3. 以下の章の概観

以下の章立ては、本論文が環境税を分析する際の3つの視角に対応している。まず、第1章から第3章は、環境税の政策手段としての側面を扱う。そこでは、環境税は本当にインセンティブ効果を発揮しえたのか、また、仮にインセンティブ効果があったとしても、果たして費用効率的な負荷削減が行われているのか、といった点が主要な問題関心となる。そして環境政策が直接規制との関係においてどのような役割を果たすのかを再考する。

第4章と第5章は費用負担原理としての環境税の側面を取り上げる。政策課税としての環境税が理論通りに費用効率的な負荷削減に貢献していないならば、なおかつ環境税が実

施されていることの根拠は何であろうか。それは、環境税が環境保全費用の1種の公正な費用負担原理として機能しているという点に求められる。つまり、上述した、社会的共通資本の維持管理手段としての環境税の側面である。最後に、第6・7章は環境税が税体系の中に位置づけられつつあるデンマークと熱心な論争が行われているドイツを取り上げ、環境保全を組み込んだ税制改革のあり方について考察する。終章では、そのような税制改革が仮に望ましいとしても、その実施については、経済のグローバル化の進展が税制や政策全般に及ぼす影響を無視することはできなくなってきた点を論じる。

序章 本研究の意義と課題	
政策手段としての環境税	<ul style="list-style-type: none"> 1. ドイツ排水課徴金 2. 地方自治体における環境税 3. 地方自治体における料金政策と環境制御
費用負担原理としての環境税	<ul style="list-style-type: none"> 4. 租税理論からみた環境税 5. ドイツ「水料金」制度の費用負担原理
環境税制改革、特に経済のグローバル化における税制と環境政策	<ul style="list-style-type: none"> 6. ドイツにおける環境税制改革論争の展開 7. デンマークにおける環境税制改革の展開 終章 経済のグローバル化と環境税制改革

[注]

- 1) 1970年代以降、政府の公共介入に対する批判がさまざまな論者から発せられている。また、たびたび政府自身が環境破壊の原因者であることも、そのような批判にいったいその説得力を与えている。しかし、だからといって公共政策をやめるわけには行かないであろう。我々の課題は、政府の失敗を是正しながらより望ましい公共政策を形成していくことではないだろうか。
- 2) 本論文では環境税に関する多様な側面のすべてを取り上げるわけではない。本論文では論じなかったが、例えば環境問題の空間的な広がりに応じて政策手段としての環境税のあり方がどう変わるのかという問題も重要である。そうすると、政策の主体はどうなるのかという問題が次に発生する。地域的な問題ならば市町村、それを越える問題ならば府県や州、さらに範囲の広い問題だと国家、そしてグローバルな問題だと国際的な協調による政策、というように既存の行政単位と環境問題の空間的な広がり是对応関係にあるのだろうか。さらには、第4章で取り上げる水管理組合のように、河川の流域単位ごとに合理的な水管理をするために既存の行政組織の区分を越えて設立された組織もある。
- 3) 直接規制に対してポーモル=オーツ税が優れているという上述の論拠は、必ずしも自明とは言えず、批判的な再検討が必要である(岡 1997)。また、本論文第1章でも

検証しているように、現実の政策においてもこの論拠が必ずしも成立しえない点に留意する必要がある。

- 4) 社会的共通資本の混雑に対する制御のための課税という概念は、社会的共通資本から生み出されるサービスの効率的な配分を念頭においた場合に出てくる考え方である。しかし、この混雑課税を公平性の観点から考えると、次のようになるであろう（池上 1993, 6ページ）。法人が個人所得税、法人税付加価値税などの基幹税を用いて作られた社会的共通資本を利用することによって生産活動を行い、利潤を上げた場合には、その利潤に対して課税を行い、1部を社会に還元させることが社会的公正にかなう。例えば、道路・下水道の建設などによって、その法人に特別の便益が発生する場合や、社会的共通資本建設による土地・資産価格の上昇によって得られる利益が特定の法人によって占有される場合などがこのケースにあたる。したがってこの場合には、利益説に基づいて社会的共通資本の利用からあげられた利益に対し、課税を行うことに根拠があると言える。このような課税を通例特別課徴金といい、その収入を、特別の利益発生の原因となった社会的共通資本建設の財源とする。したがって特別課徴金は目的税である。
- 5) ここでは基幹税という言葉を用いて、社会的共通資本を支え、それを建設、維持管理するための主要な財源となっている税のことを指す場合に用いる。理想的には課税ベースの選択から言って包括的所得税かもしくは支出税のどちらかということになるが、実際の税制は多様な税種の混合である。したがって、ここでは現代国家の主要な財源である個人所得税、法人税、付加価値税（消費税）を基幹税として念頭においている。

〔参考文献〕

- 池上惇(1993)「租税論からみた環境税」, 『水情報』第13巻、第11号, 6~9ページ。
宇沢弘文(1994)『社会的共通資本』東大出版会。
岡敏弘(1997), 「環境政策手段の経済理論」, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則(編)『環境政策の経済学』日本評論社, 15-32 ページ。
島恭彦(1963)『財政学概論』岩波書店(ただし参照ページは、『島恭彦著作集第2巻 財政学原理』有斐閣による)。
宮本憲一(1967)『社会資本論』有斐閣。
- Baumol, W. J. and Oates, W. E. (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2nd. ed.
- Haller, H. (1977), Rationaler Steuer Systeme und Besteuerungsgründe empirischer Steuerverfassungen., in: Neumark, F. (Hrsg.), *Handbuch der Finanzwissenschaft*, 3. Aufl., Bd. 2., S. 81-114.
- Hinrichs, H. H. (1966), *A General Theory of Tax Structure Change during Development*.
- Kapp, K. W. (1950), *The Social Costs of Private Enterprise*. (篠原泰三訳『私的企業と社会的費用』岩波書店、1959年。)
- Kullmer, L. (1977), *Die strukturelle Entwicklung der wichtigsten öffentlichen Ei-*

- nahmen., in: Neumark, F. (Hrsg.), *Handbuch der Finanzwissenschaft.*, 3. Aufl., Bd. 2., S.173-201.
- Kneese, A. V. and Bower, B. T. (1968), *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions.*
- Musgrave, R. A. (1969), *Fiscal Systems.* (木下和夫監修、大阪大学財政学研究会訳『財政組織論』有斐閣、1972年)
- Pigou, A.C. (1920), *Economics of Welfare*, 1st ed., 4th. ed. (1932). (永田清監修、気賀健三・千種義人・鈴木諒一・福岡正夫・大熊一郎訳『厚生経済学』全4冊、東洋経済新報社、1953-1955年。)
- Steinmo, S. (1993), *Taxation and Democracy: Swedish, British, and American Approaches to Financing the Modern State.*

第1章

ドイツ排水課徴金

1. 1. はじめに

本章では、ドイツ排水課徴金の制度史的な側面に光を当てるとともに、ポリシーミックスの観点からドイツ排水課徴金制度の経済分析を行う。分析に入る前に、なぜドイツ排水課徴金を取り上げるのかを、他の排水課徴金との比較において明らかにしたい。

OECD(1994)やその他の文献によれば、現在世界で排水課徴金を実施している国は表1-1に示されているように10ヵ国以上にのぼり、そのほとんどがヨーロッパに属する。実際1970年代以降、ヨーロッパでは排水課徴金が次々に導入され、現在では、課徴金による水質管理政策がもはやそれほど珍しくなくなっている。また、水質管理政策では、大気など他の政策領域に比べてかなり早期に課徴金が導入されたため、ヨーロッパではこれまでに、課徴金に関する経験がかなり蓄積されてきている。しかし、それらがどれほど汚染

表1-1 世界で実施されている排水課徴金

国名	導入年	インセンティブ		国名	導入年	インセンティブ	
		意	実 際			意	実 際
フランス	1969	×	・・・	ポーランド	1992	・・・	・・・
オランダ	1970	×	○	ハンガリー	—	×	・・・
ドイツ	1981	○	×	エストニア	1991	・・・	・・・
イタリア	1976	○	・・・	ベラルーシ	—	・・・	・・・
ベルギー (Fla)	—	○	×	オーストラリア (地域)	—	○	×
(Wal)	—	・・・	・・・	カナダ	—	○	×
ポルトガル	—	・・・	・・・	アメリカ (地域)	1971	○	・・・
スペイン	1985	・・・	・・・	中国	1982	○	・・・

[注] 表の(地域)とは、排水課徴金が全国レベルではなく、ある地域のみで実施されていることを意味している。また、インセンティブ項目で用いられている記号・・・は、判断材料となるデータがないことを示している。導入年は、その課徴金の根拠法が成立した年ではなく、実際に課徴金の徴収が開始された年を表している。インセンティブに関する項目は、OECD文献による評価が利用できる場合にはそれをそのまま載せ、そうでないハンガリー、アメリカ、中国に関しては、以下の文献をもとに筆者の判断で評価を加えた。なお、表には記載されていないが、1997年より、デンマークが新たに排水課徴金の実施を予定している。

[出所] イタリアに関する情報はOECD(1989)、スペイン、ポーランド、ハンガリー、エストニア、ベラルーシについては、Umweltbundesamt(1994)、アメリカに関してはEwringmann und Schafhausen(1985)、中国については陳(1997)に基づく。その他は全て、OECD(1994)に依拠している。ただし、イタリア排水課徴金はOECD(1994)には記載されておらず、OECD(1989)では、水質汚濁法が完全に施行され、明確な排出基準が設定されれば廃止される、とされていた。

削減に貢献したのか、かりに汚染削減に貢献しえたとしても、それが費用効率的に行われたのか、など検証されるべき点は多い。

ドイツ排水課徴金を分析の対象として取り上げるのは、それがボ－モル＝オ－ツ税をモデルとして構想された、おそらくヨーロッパで唯一の排水課徴金制度だからである（ボ－モル＝オ－ツ税の説明については序章を参照のこと）。例えば表1－1に挙げられた課徴金の中でも、オランダやフランスの排水課徴金は、あくまでも水管理の財源を調達する手段なのであって、外部不経済を内部化しようというとして導入されたわけではない。かりに汚染削減へのインセンティブ効果がみられたとしても、それは、意図せざる副次的な効果だと言える。他方、インセンティブ効果を意図した課徴金であっても、必ずしもそれが費用効率的な環境目標達成のための手段、つまりボ－モル＝オ－ツ税として位置づけられているわけではないものも多い。これに対して、ドイツ排水課徴金は当初、明確にボ－モル＝オ－ツ税として位置づけられた点に特徴がある。

我々の主要な関心は、環境政策における経済的手段の理論と現実が、どのように乖離しているのか、そしてそれらが乖離する原因は何なのかを探る点にある。そういう意味では、ボ－モル＝オ－ツ税をモデルに導入されたドイツ排水課徴金の分析は、現実の課徴金が理論のねらった効果を発揮しうるかどうかを検証するための材料を提供するであろう。そして、それが理論通りの効果を発揮できていないとすれば、それがなぜなのかを問う必要がある。

1. 2. 排水課徴金に関するこれまでの実証的な研究

上述のような観点からドイツ排水課徴金を分析するのに役に立つ範囲で、ヨーロッパの排水課徴金制度に関するこれまでの研究を概観したい。

排水課徴金の実証的な研究として先駆的なのは、Kneese and Bower(1968)である。この本が執筆された当時は、まだ排水課徴金の実施例がほとんどなく、それらを実証分析することができなかった。かわりに彼らが分析したのが、地域的な水管理組織である。具体的には、ドイツのルール地域における水管理組合、イングランドおよびウェールズにおける河川管理庁、フランスの河川渓谷公団、そしてアメリカにおけるデラウェア－河川渓谷委員会が取り上げられている。これらの組織はいずれも、水管理に要する費用を、その受益者から徴収される課徴金や分担金で賄う権限を持っている。このような課徴金や分担金が、水量だけでなく、汚染への寄与度にもとづいて受益者に割り振られるようになれば、それを1種の排水課徴金とみなしてもよいであろう。

このような地域的な水管理組織の財源調達手段が発達して環境政策における経済的手段としての役割も果たすようになったのが、オランダやフランスの排水課徴金である。実際これらの課徴金は、いずれも地域的な水管理組織の費用を賄っている。しかし、オランダ・フランスの排水課徴金がドイツ水管理組合の分担金制度¹⁾と異なって画期的なのは、それが現代的な水質管理政策の確立とセットになって導入されたという点であろう。現代的な水質管理政策とは、第1に、公共水域への排水に対して排出許可証の取得を義務づけ、それに基づいて規制を実行していく点、第2に達成すべき環境目標を設定し、それを達成するために排水処理施設の建設を計画的に遂行していく点によって特徴づけられる。排水課徴金はまさにこのための財源調達手段であり、なおかつ副次的に環境政策上の政策手段と

して位置づけられたのである。これらの経緯については、Bower, et al.(1981), Schneider und Sprenger(1984), Ewringmann und Schafhausen(1985), Gale and Barg(1995)など、各国の排水課徴金制度を詳細に研究した文献に詳しい。

このうちオランダ排水課徴金は、表1-1に示されているように、現在実施されている排水課徴金の中で唯一インセンティブ効果があると評価されている点で注目される。オランダ排水課徴金研究で重要なのが、ブレッサーズ (Brown and Bressers 1986, Bressers 1988, Bressers 1995) およびSchuurman(1988)による実証研究である。彼らの研究結果は、オランダ排水課徴金が元来は財源調達的手段として導入されたにもかかわらず、排出削減に対してかなり大きな貢献を行ったことを明らかにしている。

逆に、ドイツ排水課徴金は政策手段として導入されたにもかかわらず、汚染削減へのインセンティブ効果を十分に発揮しえていないと評価されている。これについては、Brown and Johnson(1984)がよく引用されている。しかし、この論文の重点は排水課徴金制度のアメリカへの適用可能性を探ることにおかれており、しかも制度解説の部分がその後の法改正によって古くなってしまっている。この点ではむしろ、ハンスマイヤー、エヴリングマン、ガーヴェルらドイツ人の研究者によって次々と発表された研究成果が重要であろう (Hansmeyer 1989, Ewringmann und Hoffmann 1978, Hoffmann und Ewringmann 1977, Gaweil 1991)。彼らの研究は、排水課徴金が排出者に及ぼした効果の実証分析から、排水課徴金改革の提案に至るまで多岐にわたる。さらには、ドイツ排水課徴金の経験を踏まえた、環境経済理論の批判的再検討もなされている。

以上のような、ヨーロッパにおける排水課徴金の実践とそれに関する研究の蓄積は、制度の比較研究を可能にしつつある。フランス・オランダ・ドイツの排水課徴金を取り上げて比較分析を行っているAndersen(1994)も、そのような研究を代表するものである。本章では他のヨーロッパ諸国の排水課徴金を念頭におきながらも、ドイツ排水課徴金に対象を絞り、それを政策課税、つまりボ-モル=オ-ツ税の典型とみて分析することにした。

1. 3. ドイツ排水課徴金制度とその変遷

1. 3. 1. 排水課徴金法成立の背景

ドイツ排水課徴金は、排水課徴金法を根拠に、水質管理のための新しい政策手段として導入された。その背景には、以下の2つの理由があった。第1は、直接規制だけでは環境基準が一向に達成できないことが明かとなったため、経済的手段で直接規制を補完する必要が出てきたことである。1960年代から70年代にかけて、ドイツの水質は非常に悪化し、直接規制によって制御していたにもかかわらず、汚染の進行を止めることはできなかった。ライン川の水質も1969年には水質類型Ⅲ²⁾の状態であったが、1975年には類型Ⅲ~Ⅳ、汚染の激しいところは類型Ⅳという状態にまで悪化した (Nordrhein-Westfalen 1993)。

直接規制は、水質管理政策の法的根拠となる水管理法にもとづいて実行されていたが、少なくとも1970年代前半の時点においては、水質の悪化に対して効力を発揮していなかったし、近い将来においても改善される見込みは薄いとみられていた³⁾。そこで、このような政策の実行欠陥の状態を改善するために新しい政策手段、つまり課徴金制度導入の必要性に対する認識が高まった。

排水課徴金導入の第2の理由は、ドイツ政府が環境政策上の原則であるPPP(汚染者

負担原則：Polluter Pays Principle)を、課徴金を用いて実行していくという方針を打ち出したことである。ドイツでは1970年代の初頭に環境政策の他の政策に対する優先順位が著しく高まっていた。1969年に連邦共和国史上初めて社会民主党と自由民主党による連立政権が成立し、この政権の下で環境政策は、外交・安全保障・産業・教育などの主要政策と同等の重要性を与えられたのである（ワイトナー 1991, 11-12ページ）。ドイツ政府は1971年に、当時の非常に悪化した環境に対応するため、環境政策プログラムを公表し、その中で環境政策を実行する上での3つの原則（PPP、予防原則、協力原則）を打ち出した。同時にこのプログラムの中では、PPPを直接規制だけでなく、税・課徴金政策によっても実行していくことが明記されていた（Deutscher Bundestag 1971）。環境基本法（1993年成立）において初めて経済的手段に言及した日本の環境政策に比べると、ドイツはかなり早い時期から経済的手段に注目していたと言える。しかし、課徴金を導入する領域が、なぜ大気ではなく水質管理であったのかは明らかではない。おそらく水管理の領域では、すでに水管理組合による一種の課徴金制度を運営する経験が存在していたからだろうと推測される（大塚1991, 42ページ）。以上のような事情を背景として、1972年に、政府による排水課徴金法の法案策定作業が開始され、1976年に法律が成立した。しかし、移行期間が設けられ、実際に課徴金徴収が開始されたのは1981年である。

1. 3. 2. 排水課徴金法の策定過程

ドイツの排水課徴金制度は法案策定の過程でどのような議論を経て成立したのであろうか。排水課徴金法の策定過程における最大のポイントは、課徴金が直接規制に対してどのような関係を保つのかという点であった。これは課徴金制度の基本設計に関わる問題であり、課徴金を中心とする政策体系を作り上げるのか、それとも課徴金を直接規制の補助手段として用いるのかによって課徴金制度の細部設計はかなり異なってくる。もし課徴金制度を、経済理論が望ましいと考えるモデルに基づいて設計するならば、直接規制は廃止するか、もしくは課徴金制度を政策の中心とし、直接規制には課徴金ではカバーできない副次的な役割を担わせるのがよいということになる。実際、このような立場に立って制度の検討を行ったのが、内務省より委託を受けて、課徴金制度に関して審議を行った環境問題専門家委員会であった。この専門家委員会は当時ケルン大学の財政学教授であったハンスマイヤーを座長とし、水質管理に関わるさまざまな領域の専門家によって構成されていた。この委員会は1974年に報告書を提出したが（Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1974）、ドイツ排水課徴金をめぐる議論の出発点となる重要文献なので、ここで若干詳しくその内容を検討する。

(1) 課徴金と直接規制の関係について

この報告書は、課徴金と直接規制の関係について、「排水課徴金を単にこれまでの政策手段の追加的な補助手段としてのみ導入しようという議論があるが、そうであれば、課徴金のもつ費用効率的でかつ効果的な環境改善への本質的な可能性が失われ、非常に低い成果しかあげえないであろう。」と述べ、排水課徴金の導入は水質管理政策に根本的な変化をもたらす、との考えを示している。つまり、課徴金制度導入後の新しい水質管理政策は、それまでの直接規制中心の政策体系から、費用効率的に環境目標を達成することができる

ような、課徴金を中心とした政策体系に移行するとの考え方を打ち出している。それではこのような政策体系のもとで、直接規制はいかなる役割を果たすのであろうか。報告書によれば、その役割は、①発ガン性物質など危険物質、特に蓄積効果をもつ物質の排出に対する禁止、②課徴金のインセンティブ効果の側面支援、③地域ごとの個別事情に対する特別措置などに限られる。このように、法案策定過程の当初においては、直接規制を基本的に廃止し、課徴金のみで汚染制御を行うことも検討されたのである⁴⁾。

(2) 課徴金制度導入の目的

報告書は、排水課徴金制度導入の目的は、連邦政府の環境プログラムで定められている水質基準Ⅱの達成という環境目標を実現し、かつそのために必要となる費用を最小化することであると述べている。これはまさに、ある環境目標を最小費用で実現するボーモル＝オーツ税の考え方に他ならない。このことから、ドイツ排水課徴金の法案策定当初はボーモル＝オーツ税に基づいて制度設計を行っていくべきだとの提案がなされていたことがわかる。

(3) 課徴金料率の水準

さて、全ドイツにおいて連邦政府の政策目標である水質類型Ⅱを達成するためには、適切な高さの課徴金料率を設定しなければならない。専門家委員会は、シミュレーションを行って、課徴金料率が25、40、60、80マルクという4通りのケースについて課徴金のもたらす負荷削減効果を計算した。その結果、水質類型Ⅱを課徴金のみによって1985年までに達成するためには、1汚染単位当たり80マルクの料率が必要であることが分かった。

しかし、同時に報告書はもし80マルクの料率で課徴金制度が実施されれば、課徴金の直接の負担者である地方自治体および産業界に大きな経済的負担を課してしまうことになる⁵⁾と述べている。このような分配上の問題の発生を回避するために、専門家委員会は、課徴金による収入をすべて効率的な排出削減のための投資に補助金として振り向けることを提案している。排水課徴金をこのような目的税として導入すれば、40マルクの料率でも、80マルクと同じだけの環境改善上の効果が発揮されるという。

(4) 課徴金料率の段階的引上げ

また、専門家委員会は、課徴金徴収の初年度から必ずしも40マルクを徴収する必要はないとも述べている。つまり、当初低い料率で実施して、徐々にそれを引き上げていき、数年後に40マルクにすればよいということである。もちろん初年度から40マルクを徴収すると、経済的困難に陥る排出者も出てくるかもしれない。しかし、ここではそのような分配上の見地からではなく、徐々に料率を引き上げていくことによって排出者に、課徴金制度の本格的導入に向けて準備をする時間的余裕を与えることが意図されている。

言い換えれば、数年後に料率が40マルクに引き上げられる、と政策当局がアナウンスすることで、排出者の側にそれに対応しようとするインセンティブが働き、結果として排水処理施設に対する投資が促されることを狙っているのである。そこで、専門家委員会が提

1976年	8 マルク
1977年	16マルク
1978年	24マルク
1979年	32マルク
1980年	40マルク

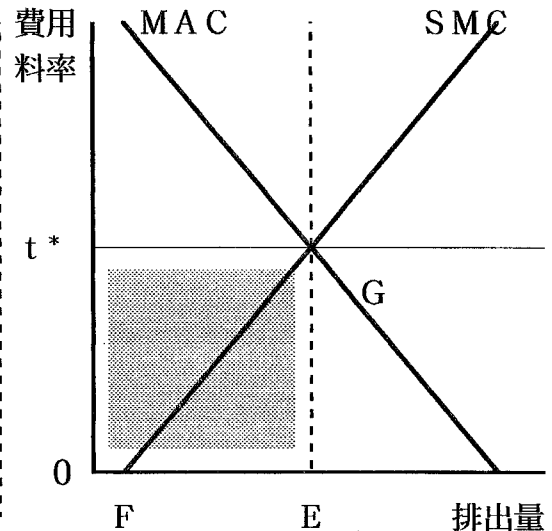
案したのが前ページのような料率設定である。

図1-1

(5) 残余汚染に対する料率設定

さて、委員会は排水課徴金の料率構造についてどのように考えていたのであろうか。このことを図1-1によってみておきたい。

図1-1の横軸には汚染物質の排出量、縦軸には負荷削減費用および課徴金の料率がとられている。SMCは環境汚染による限界外部費用であり、MACは限界排出削減費用である。課徴金料率はMAC=SMCとなる水準($t = t^*$)で定められているが、この料率のもとでは、排出量Eが実現する。もし、経済理論に基づいて課徴金制度の設計を行うならば、図1-1のように排出量の多い少ないにかかわらず、課徴金の料率は t^* で一定に設定するのが望ましい。そうでなければ、各排出者間で限界排出削減費用の均等化が達成されず、結果として費用最小化が達成されない。専門家委員会も基本的にはこのような制度設計を支持している。



他方、委員会は幾つかの理由のため、「残余汚染」に対してはフル料率で課徴金を徴収することが正当化できないかもしれない、と述べている。「残余汚染」とは、最適汚染水準(=E)まで排出を減らした後もなお残る排出量のことであり、図1-1でいえば排出量OEに当たる。この部分に対する料率 t での課税が正当化できないのは、図1-1のSMCのような限界外部費用曲線を仮定するならば、税収額(図1の色付きの部分) > 被害額(図1-1の三角形EFG)となり、必要以上の負担を汚染原因者に課してしまうからである。なお委員会は、残余汚染に対する料率をゼロにしてしまうことにも反対している。そうすると、排出者の側で排出量Eを越えて汚染削減を行おうというインセンティブが全く働かなくなるからである。この結果、残余汚染に対する料率は、課徴金本来の趣旨からすれば、 t に設定するのが望ましいが、0と t の間でもやむを得ないということになる。

ここで、以上の専門家委員会の基本的な考え方を要約しておく。専門家委員会は新しい政策手段導入の目的を、政府の設定した環境目標を最小の費用で実現することに置き、課徴金を中心とした政策体系への転換を提案した。課徴金料率はこの環境目標の実現を可能にするような水準に設定され、目的税とする。料率は段階的に引き上げていくこととし、残余汚染に対する料率は場合によってはフル料率でなくともよい。

以上述べたような、専門家委員会による制度設計の提案は比較的経済理論で望ましいとされているモデル、つまりポーモル=オーツ税に近い構想だと言える。この提案が排水課徴金法策定の過程に、どれほど大きな影響を及ぼしたのかは分からないが、少なくともこの構想は、1974年の連邦政府草案においてある程度反映されている(表1-2参照)。

(6) 専門家委員会モデルと現実の排水課徴金制度の乖離

しかし、1976年に法律が成立してみると、課徴金制度は結局ポーモル=オーツ税とはかなり異なったものとなっていたのである。これはなぜであろうか。重要な理由は他にもあ

るが、法律の策定過程に即して答えれば、専門家委員会と政策担当者の中で課徴金制度導入の目的に関して異なる見解が有されていたことにもよる。政策担当者の観点から言えば、排水課徴金制度を導入しようと考えたのは、直接規制のみで環境基準を達成するのが非常に難しいために、経済的手段の導入によって直接規制を補おうとしたからであった (Trenat 1986, S.2)。したがって、課徴金は水質管理政策の根本的な転換を意味するのではなく、直接規制の補完的手段という位置づけをなされていたのである。

実際に1976年に成立した排水課徴金法では、課徴金は直接規制と分かちがたく結びつけられ、直接規制の補助的手段としての性格を明確にした。以下では、課徴金制度に関する重要なポイントについて、当初のアイデアが排水課徴金法の成立の過程でどのように変化していったのかをみる。

表1-2 排水課徴金制度構想の変遷～水質課徴金の構想および最終草案の対照表

	A 連邦政府原案 (1974年)	B 排水課徴金法試案 (1976年 3月 6日)	C 排水課徴金法 (1976年 4月28日)
課徴金額	(a)25マルク (b)1. 1. 1981より40マルク	(a)31. 12. 1980までは課徴金なし (b)1981～12マルク 1982～18マルク 1983～24マルク 1984～30マルク 1985～36マルク 1986～40マルク	(a)左に同じ (b)左に同じ
相殺規定	建設期間中の支払い延期および稼働開始時点から3年間、汚染除去度に応じて課徴金支払いの免除	稼働開始から3年間、施設の稼働によって期待される汚染単位の減少に応じて課徴金支払い義務を免除	左に同じ。しかし、汚染単位減少が少なくとも20%でなければならない
残余汚染に対する課徴金	軽減なし	水質保全法 §7a I に規定された技術水準を満たすならば課徴金額は半額	水質保全法 §7a I の最小限規定を満たすにもかかわらず残った汚染に関しては課徴金額を半額とする

[出所] Hansmeyer(1976), S. 92-95. を参照して作成。

表1-2において、Aは環境問題専門家委員会の報告書をもとに作成された連邦政府の原案である。1974年から連邦議会で排水課徴金法の審議が始まり、その議論を集約したものがBの排水課徴金法試案である。そして、Cの排水課徴金法が、最終的に連邦議会で可決されたものである。これらを専門家委員会の考え方と比較すると、AからBおよびCへと法律の策定作業が進行するにつれ、実際の排水課徴金制度構想とボ-モル=オ-ツ税との乖離が大きくなっていったことが分かる。料率が40マルクに引き上げられるのは5年延

期されて1986年となり、残余汚染に対する課徴金は正規の料率の半分とされた。これに対し、ハンスマイヤーは料率が望ましいレベルよりも低く設定されたことには合理的な根拠がないこと、課徴金を直接規制の補完手段としてしまうなら、課徴金の有効性が失われるとして成立した排水課徴金法を批判した(Hansmeyer 1976)。このように現実の排水課徴金制度がボームール=オート税から乖離していったのは、石油ショックによる不況を背景にした産業界の抵抗が立法過程で反映されたためであると思われる。また、専門家委員会が想定していなかった規定として、相殺規定が入った。これは理論が全く想定していない規定であり、ドイツの排水課徴金制度をボームール=オート税から大きく乖離させる要因になった。この相殺規定については後の節で詳しく検討する。

1. 3. 3. 現在の排水課徴金制度

(1)排水課徴金法と水管理法

排水課徴金法は、水質管理政策の領域における最も基礎的な法律の1つであり、直接規制の根拠となっている水管理法と密接な関係をもっている。したがって排水課徴金法について述べるためには、その前提として水管理法が何であるかを述べなければならない。

水管理法は、公共水面を利用して排出を行う者は全て排出許可を当局から得なければならないことを定めており、許可を出すための条件が定められている。ドイツでは通常、連邦は法律によって政策の大枠および全国统一基準を定め、州がその細則を定めるという役割分担を行っている。したがって、この水管理法を根拠に連邦は自治体と産業によって達成されねばならない技術水準を決定し、それに基づいていくつかの主要な規制物質に関する最低要求基準(Mindestanforderungen)を定めている。

排水課徴金法は、この水管理法の政策目標の実現を補完していくという位置づけを与えられている。そのため、課徴金の算定は排出許可証の記載事項とリンクし、水管理法に基づく排出基準を満たせば、課徴金料率が割り引かれることになっている。

(2)排水課徴金法の概要

排水課徴金は排水の公共水域への排出に対して課され、公共水域に直接排水を排出する、いわゆる直接排出者が課徴金の納付義務者とされる。家計など自治体の下水処理施設を通じて間接的に排出を行う、いわゆる間接排出者は課徴金納付義務から除外される。

課徴金の課税標準は汚染単位数である。汚染単位とは、排水汚染度のことであるが、現実に計測された値ではなく、排水許可証に記載された推定値であることが特徴である。また、降雨水、小規模排出者(家計、排出が1日8 m³よりも少ない場合)の場合は汚染単位数の計算が不可能であるか、多大のコストを要するので、課徴金の算定は一律計算される。

上述のように、課徴金料率は当初12マルクであったが、その後段階的に引き上げられている。なお、水管理法 § 7aにおいて規定された技術水準に基づく最低要求基準(Mindestanforderungen)を満たせば、料率は75%割り引かれる(1997年段階)。また、排水課徴金は税収の用途が特定目的に限定されている目的税である。課徴金収入は各州政府に入り、その用途は課徴金徴収のための行政コストのほかに、水質保全対策コスト、水質保全研究費および保全事業に関わる従業員の教育費、などに限定される。

(3)課徴金の算定

表1-3 第3条に対する付則A1項

排出許可証には各排出者が遵守すべき年間排水総量と表1-3に掲載されている各パラメーターの濃度（監視値）が確定され記載される。これが課徴金算定の基礎となるのである。

監視値は通常、水管理法 §7aに基づく技術水準を具体的に定めている行政規則に依拠して定められている。なお、課徴金の算定式は以下のとおりである。

$$\text{課徴金支払い額 [DM]} = \text{SE} \times \text{料率 [DM/SE]}$$

$$\text{SE} = \frac{\text{JSM [m}^3\text{]} \times \text{ÜW [kg/m}^3\text{]}}{\text{BF [kg/SE]}}$$

なお、

SE : 汚染単位数

JSM : 年間汚水排出総量

ÜW : 監視値

BF : 表1-3のSE1単位に対応する値

番号	汚染物質群	1汚染単位に対応する値	限界値
1	COD	50 kg	20 mg/l 年間250 kg
2	リン	3 kg	0, 1 g/l 年間15 kg
3	窒素	25 kg	5 mg/l 年間125 kg
4	有機ハロゲン化合物	2 kg	100 µg/l 年間10 kg
5	金属・化合物		11当たり 年間排出量
	水銀	20 g	1 µg 100g
	カドミウム	100 g	5 µg 500g
	クロム	500 g	50 µg 2,5kg
	ニッケル	500 g	50 µg 2,5kg
	鉛	500 g	50 µg 2,5kg
	銅	1000 g	100 µg 5kg
6	魚に対する毒性 (G _F)	GF区分による3000mlの排水	G _F = 2

パラメーターが表1-3の限界値を下回って排出されるときには、課徴金支払い義務は消失する。もし実際の負荷量を許可証に記載された負荷量よりも減少させることができる場合には、当局に事前申告することにより、減少する汚染単位分だけ、課徴金負担額を減らすことができる。逆に許可証に記載された負荷量が守られないときは、以下のやり方で汚染単位数が増加され、結果として課徴金負担額は増大する。

$$\text{SE}_{\text{erh}} = \text{SE} \{1 + X \cdot (\text{MW} - \text{ÜW}) / \text{ÜW}\}$$

SE_{erh} は引き上げられた汚染単位数、SEは下の汚染単位数、MWは監視値を越えて計測された値のうち最高値である。Xはウェイトである。1回の監視値超過の場合はX = 0,5であり、2回以上の監視値超過に対してはX = 1,0が適用される。

1. 3. 4. ボーモル=オーツ税としての排水課徴金の理論と実際

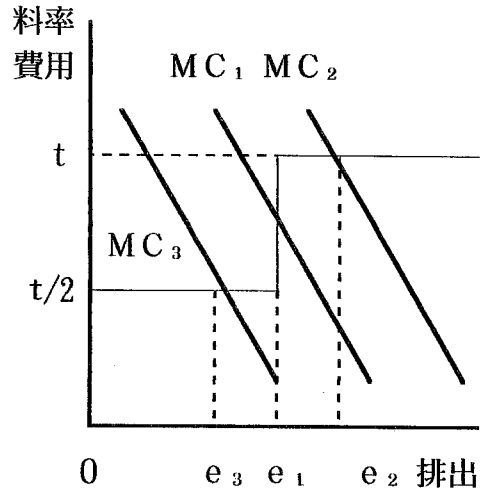
すでにみたように、排水課徴金は当初、明快にボーモル=オーツ税の論理に基づいて構想された。排水課徴金の制度設計に関して答申を出した環境問題専門家委員会によれば、政府の掲げる水質類型IIをドイツ全土で達成するためには、生物処理による浄化率が90%に達する必要があった。これを最小の費用で達成するために、ボーモル=オーツ税の論理に基づく排水課徴金の導入が推奨されたのである。そして、浄化率90%を達成するには、

1 汚染単位当たり80マルクの料率が必要であることが委員会のシミュレーションによって明らかになった。しかし、1976年に排水課徴金法が成立したとき、それは既に以下の点でポーモル=オート税から乖離していたのである。

第1に、料率が低かった。専門家委員会の提言にもかかわらず、課徴金導入当初の料率（図1-2の t ）は12マルクであった。これでは、排水課徴金のみによって水質類型IIを達成することは不可能になる。

第2に、ドイツ排水課徴金独特の料率構造のために、費用効率性が犠牲となってしまった。そのことを図1-2によって示したい。図1-2の縦軸は課徴金料率および費用、横軸は排出量を示している。 MC_1 、 MC_2 、 MC_3 はそれぞれ異なる排出者の限界排出削減費用関数を示している（以下本論文では、限界排出削減費用は、通常行われているように排出量の削減にともなって逡増するものと仮定する）。 e_1 は連邦政府が定める最低要求基準である。課徴金料率は、排出者が最低要求基準を満たさない限り料率 t で課され、基準を満たせば、その $1/2$ に減少するように定められた。このとき、各排出者は自らの直面する税率と限界排出削減費用の一致するところで排出量を決めるから、各排出者は限界排出削減費用 MC_1 、 MC_2 、 MC_3 のそれぞれに対応して e_1 、 e_2 、 e_3 で排出を行うであろう。この結果、図1-2のような屈曲した料率構造のもとでは、各排出者の限界排出削減費用が料率 t で均等化されず、費用最小化が達成されないのである。

図1-2 ドイツ排水課徴金の料率構造



もっとも、図1-2の料率構造は、 MC_2 のように最低要求基準を満たしていない排出者に、基準を満たして課徴金負担額を軽減するインセンティブを与える効果はある。つまり排水課徴金を、基準を遵守させるための直接規制の補完的政策手段としてみなすこともできるわけである。しかし、これはもはやポーモル=オート税ではない。

1. 3. 5. 排水課徴金制度の変遷過程

排水課徴金法成立時に、既にポーモル=オート税から乖離していたドイツ排水課徴金は、その後さらに、4回にわたる法改正を経てポーモル=オート税からいっそう乖離していった。もちろん、課徴金料率の引上げや、課徴金パラメーターの拡張など、排出削減への効果が強化される方向での改革もなされた。しかし以下でみるように、全体としては、課徴金のインセンティブ効果はますます弱められていったと言える。

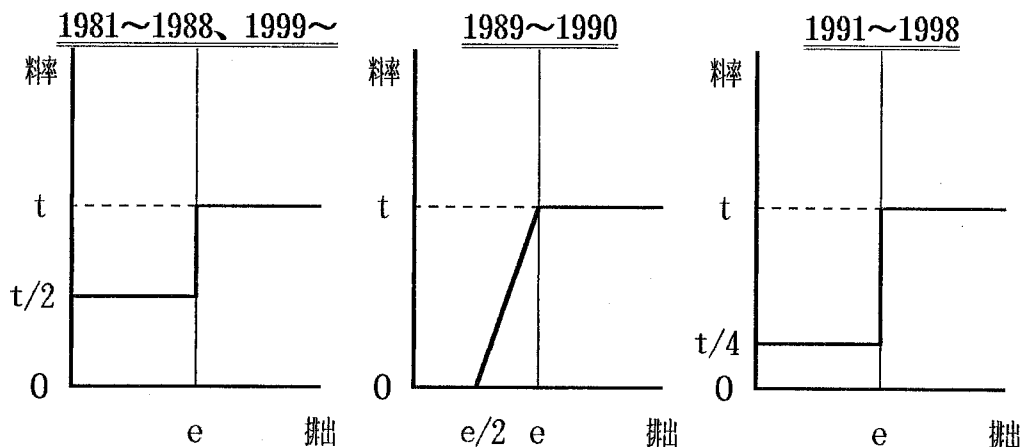
(1) 課徴金料率構造の変遷について

課徴金の料率構造は、図1-3のような変遷を経ている。 e は最低要求基準、 t は排水課徴金法によって定められた料率である。1989~1990年の例外的な時期を除いて、最低要求基準を満たせば料率を割り引くというのが、ドイツ排水課徴金の基本的な特徴である。排出量にかかわらず、料率は t で一定であることが効率性上望ましい。しかし、このような料率構造となったのは、基準を守った合法的な排水から課徴金を取るべきでないという

考え方が根強く、そうした考え方との妥協の産物として料率の減額措置が生まれたからだといわれている (Klöpper 1989, S. 670)。

最低要求基準を満たした場合に適用される割引料率は、1988年までは通常料率の $\frac{1}{2}$ であったが、1991年以降 $\frac{1}{4}$ になった。この変更は、最低要求基準以下の排出に対する機会費用をさらに引き下げたため、既に基準を守っている排出者にとって、それ以上削減努力を行うインセンティブは一層弱まった。

図1-3 課徴金料率構造の変遷



(2) 課徴金料率の変遷

表1-4 課徴金料率の推移 (単位: マルク)

年度	81	82	83	84	85	86~88	89~90	91~92	93~96	97~
通常料率	12	18	24	30	36	40	40	50	60	70
割引料率	6	9	12	15	18	20	0~40	12.5	15	17.5

表1-4に見られるように、確かに課徴金料率は1981年以降徐々に引き上げられてきたが、現在でも料率の水準は、当初必要とされた80マルクに満たない。しかも、既に最低要求基準を満たして割引料率を適用されている大半の排出者にとって、このような料率の引上げはほとんど汚染削減へのインセンティブとならなかったとみられる⁵⁾。なぜなら、表1-4に示されているように、割引料率は1980年代以降ほとんど上昇していないからである (Hansmeyer und Gawel 1993, S. 329-330.)。通常料率の上昇にもかかわらず、割引料率が上昇しないのは、1991年から75%の割引率が適用されるようになったためである。

(3)課徴金の相殺規定について

①相殺規定の問題点

相殺規定とは、排水処理施設の建設・改修を行って排出を減少させれば、操業開始前の3年間に限って、そのコストを課徴金と相殺できるという規定を指す。それによって、排水処理施設への投資を促そうとしたわけである。しかし、これはボ－モル＝オ－ツ税が想定していない規定であり、ドイツ排水課徴金が、いかにボ－モル＝オ－ツ税から乖離しているかをよく示す指標となっている。

相殺規定が問題なのは、以下の3点においてである。第1は、それが課徴金の費用効率性を損なう点である。排出者は、排水処理施設の建設・改修に要した費用を課徴金と相殺するが、その額は当然限界排出削減費用とは関係なく、建設・改修の規模・内容によって決定されてくる。したがって、相殺後の実質的な課徴金料率は、排出者間で異なってしまう、限界排出削減費用の均等化が成立しない。ゆえに、費用最小化も達成されない。

表1-5 相殺規定の変遷

課徴金法条文	相殺規定の内容			相殺概念	
	対象	期間	適用率	(I)	(II)
§ 10 III 1981	排水処理施設の建設	操業開始前の3年間	100%	○	
§ 10 IV 1987	「一般に承認された技術規定」を越える負荷削減を伴った排水処理施設の建設	支出から3年間	50%		○
§ 10 III 1991	排水処理施設の建設および拡張	操業開始前の3年間	100%		○
§ 10 III および IV 1994	排水処理施設の建設・改修および、その他の排水関連施設の建設、拡張、改修	操業開始前の3年間	100%		○

[出所] Gawel(1993), S. 380. Tabelle を修正.

相殺規定の第2の問題点は、相殺可能な課徴金額が、負荷をどれだけ削減したのかとは関係なく、かかった投資コストの大きさのみに基づいて決定される点である。そうすると、排出者の負荷削減努力と、排水課徴金の負担額は無関係になってしまう。

もともと1981年当初の相殺規定は、排水課徴金の趣旨と矛盾しないものであった。つまり当初規定は、「課徴金支払い義務は排水処理施設の操業開始前の3年間、それによって削減されると予測される負荷量に応じて軽減される。」(波線筆者、以下同様)となっていた。この規定は、排水処理施設の建設によって将来負荷削減が見込まれる場合、操業開始前の3年間に限って既にそれが実現されたものとみなし、負荷量の減少に相当する分だけ課徴金額を差し引くというものである。これは、相殺額の規模が負荷削減量に連動しているという点で、排水課徴金の機能を根本的に損なわずに、排水処理施設への投資を促進しようとの意図を持っていた(相殺方式I)。

ところが、1987年の第2次法改正にともなって新たに追加された第10章第4項は、以下

のような規定を含んでいた。つまり、「『一般に承認された技術水準』を超える排出減少が見込まれる場合、追加的支出の半分を、その支出年とそれに続く2年間にわたって課徴金額と相殺できる」というものであった。この規定によって、相殺額の規模は投資費用の大きさのみに基づいて決定されるようになった（相殺方式Ⅱ）。これは、当初の相殺規定の趣旨に対する重大な変更を意味するものであった（Gawel 1993）。さらに、1991年には課徴金相殺の適用範囲が50%から100%へと拡大され、相殺規定による課徴金制度の歪みをいっそう拡大した。

なぜ、このような相殺方式の変更が行われ、なおかつその適用率が1991年に50%から100%に拡大されたのであろうか。その背景には、1981年に排水課徴金が導入されて以来、一貫して最低要求基準が厳しくなり、他方で課徴金パラメーターも増加したため、排出者はそれまでの処理施設では対応できなくなったという事情がある。例えば、課徴金パラメーターは当初、沈殿物質、COD、水銀、カドミウム、魚に対する有害度であったが、1987年にはクロム、ニッケル、銅、鉛などの重金属、そして1991年には窒素と磷がパラメーターに加わったのである。これに対応するには、新たに処理施設を建設するか、既存施設を改修しなければならないが、それには莫大な投資費用がかかる。このため、排出者の経済的負担を緩和する何らかの経済的措置が必要であると考えられたのであろう。実際、相殺規定の適用範囲は、このようなパラメーターの増加に対応して拡張されてきたのである。

相殺規定の第3の問題点は、1994年の法改正で相殺対象がさらに拡大されたことである。つまり、負荷削減と直接には関係のない下水道管渠投資に対しても、相殺規定の適用が認められるようになったのである。それによって、相殺規定の、排水処理施設への投資促進という根拠すら失われることになった。下水道管渠の建設・改修・更新への投資額は莫大であり、これを課徴金と相殺するならば、負荷削減への努力と関係なく課徴金負担額がゼロになる排出者が続出することになる。

上述のように、課徴金パラメーター拡大などの理由で莫大な投資需要が引き起こされ、排出者の経済的負担の緩和措置が必要となった場合、通常考えられる方策は、課徴金制度自体には手をつけず、一般財源からの補助金か、もしくは低利融資を移行期の臨時措置として限定して用いるやり方であろう。こうすれば、排水課徴金のインセンティブ効果を減殺せずに分配問題を緩和できる。ところが、実際に採られた方策は何と、インセンティブ機能と分配問題の緩和機能の両者を、排水課徴金という1つの制度内で同時に満たすというやり方であった。しかし、この両機能を一つの制度内で両立させるのは極めて困難である。ドイツ排水課徴金の20年は、この相殺規定に典型的にみられるように、両機能のうち分配問題の緩和機能の側面がますます強化され、もう一方のインセンティブ機能が犠牲となって課徴金制度の「空洞化」が進行した過程であったとも言える。

②相殺規定の実際

相殺規定がドイツ全体でどの程度利用され、課徴金相殺の総額がどのくらいになるのかは分からない。しかし、1996年3月に我々が行った調査から、個別企業がどのように相殺規定を利用しているのかは分かるようになった。

ここでは、繊維会社ヴィンデルの例を取り上げることにしたい。ヴィンデルの業務は繊維の最終仕上げ工程である。年に100万 m^3 の地下水を生産工程で用い、そのうち排水され

るのは 5,000m³/日、排水中に含まれる化学的酸素要求量 (COD) は 1,400mg/ℓ である。ヴィンデルでは現在排水処理施設で生物処理を行っており、90%のCOD除去率を有している。この処理施設のCOD除去費用は、2,000マルク (約14万円) /CODトンである。処理施設建設以前の排水処理は、100m³の敷地に導管を敷設し、そこへ排水を流し込んで浸透させることにより、1週間かけて行われていた。しかし、より厳しくなった排出基準を満たすため、また、地下水の質を保全するため、州政府当局の指導もあって生物処理施設建設に踏み切ることになったのである。図1-4はヴィンデルの排水処理施設の平面図である。施設は1985年にパイロット・プラントが建設されて数年間テストを行った後、順次1991年には図1-4のP1・P2、1994年にはQ1・Q2が完成し、1997年にはプラント全体が完成する予定である。この間、ヴィンデルに対して適用される規制値が250ppmから100ppmまで一貫して厳しくなっている。しかも、ヴィンデルに対する規制値は、常に繊維産業全体に対して課される全国统一の基準値 (=最低要求基準) よりも厳しいものであった。それをまとめたのが以下の表1-6である。

図1-4 相殺規定適用の具体例

ヴィンデルでは、このように連続的に施設建設を行うことで相殺規定の適用を受け続け、CODに対しては10年間課徴金を支払わずにすんでいる。このことを図1-4に即して説明すると、R1・R2が1997年に完成するので、それ以前の3年間(1994~1997)にわたって相殺規定が適用される。また、Q1・Q2が1994年に完成したので、それ以前の3年間(1991~1994)にわたって同様に相殺規定が適用された。P1・P2に対しても1988年から1991年にわたって相殺規定が適用されたので、これらを合わせるとほぼ10年になる。

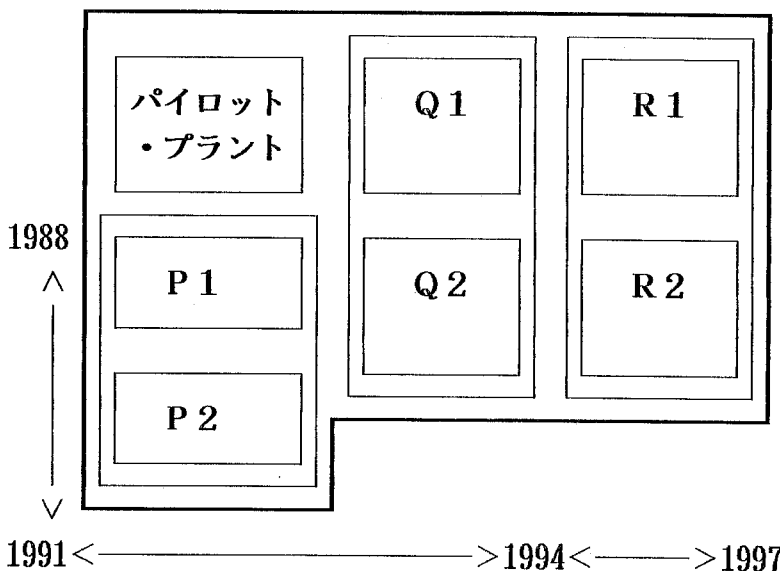


表1-6 規制値の変遷(ppm)

実施年	1988年	1991年	1995年	1996年	1997年
ヴィンデルに対する規制値	250	200	160	125	100
最低要求基準	280	280	280	200	160

さて、相殺規定を利用しながらも、10年間にわたってこのような莫大な投資を行うことが、ヴィンデルにとって経済的に合理的と言えるのであろうか。排水処理施設建設前後の課徴金負担額を比較すると、建設前が年間250,000マルクだったのが、施設完成後の1997年には、年間40,000マルクに減少することになっている。つまり年間210,000マルクの節約である。しかし、10年にわたる投資費用は2千万マルクにのぼるので、課徴金節約額のみでそれを償却しようとする単純計算で約95年かかってしまう。したがって、経済的に

は全く割に合わない投資を行っていると言える。

にもかかわらずヴィンデルが投資を行ってきたのは、第1に直接規制を満たさなければならなかったからであり、第2に地下水質保全のためである。ヴィンデルのこのケースでは、明らかに排出削減費用が課徴金相殺額を大きく上回っているから、相殺規定は排出削減投資に対するインセンティブとなったのではなく、割の合わない投資に対する費用補填の役割を果たしているにすぎない。

1. 4. ドイツ排水課徴金制度の経済分析

これまで述べてきたように、排水課徴金の現実、経済学で望ましいと考えられる姿とは異なっている。そこで、なぜ排水課徴金が理論と異なった形で導入されざるを得ないかを明らかにする必要があるだろう。ところが、これまでの経済学は、理論モデルによる分析が先行したため、現実の制度分析を踏まえて理論化を行った業績は少なかった。したがって、制度の経済分析に入る前に、これまでの理論の流れを若干概観し、理論の何が問題だったのかを検討しておくことにしたい。

1. 4. 1. 既存理論の概観とその問題点

序章でも触れたように、経済学は環境問題を市場の失敗としてとらえた。つまり、公害のように何らかの外部不経済が発生しているもとでは、市場メカニズムはそれを内在的に解決できず、経済厚生を最大化することに失敗するのである。経済学者はこれに対する解決法として外部不経済を発生させる財に対して課税をし、外部不経済を内部化することを考えた。この考え方がピグーに基づくものであることはよく知られた通りである。

しかし既に触れたように、ピグー税は、適切な課税を行うための情報入手が困難であるために、実行不可能であるという根本的な批判を受けた。この結果、議論の焦点は1970年代に入ってピグー税による最適汚染水準の達成から離れ、外生的に与えられた環境目標を費用効率的に達成するにはどうすべきかという問題へ移っていった。Baumol and Oates(1971)による価格・基準アプローチ、Dales(1968)による排出許可証制度の議論はいずれもそのような試みとして位置づけることができる。

そこで次に望ましい環境目標を実現するための最適な政策手段の選択が問題となる。一般に経済的手段は費用効率性、技術革新へのインセンティブ、情報効率性、の3点で直接規制よりも優れていると言われている(Cropper and Oates, 1992)。しかし、常に経済的手段が直接規制に優越するわけではない。Weizman(1974)によれば、外部費用および排出削減費用に関する不確実性が存在する場合には、価格規制と量的規制のどちらを用いるべきかは、限界外部費用関数と限界排出削減費用関数の相対的な傾きに依存する。Robertson and Spence(1976)はさらに、価格規制と量的規制を組み合わせることでより望ましい効果を得ることができることを示した。

以上の概観で明らかかなように経済学は当初、経済的手段が直接規制よりも優れていることを証明しようとしてきた。70年代以降は一転して、政策手段の選択基準の明確化や、政策手段の組合せによる制度設計の試みが行われるようになった。しかし、以上の研究は一定の理論的仮定のもとで進められたのであり、現実には実施されている経済的手段と直接規制から理論形成を行ったわけではない。その結果、現実の制度設計に有効な処方箋を提示

しうる理論とはなり得なかった。実際には、経済的手段は経済学者が望ましいと考える姿とはずいぶん異なった形で導入されているにもかかわらず、それとはほとんど無関係に理論研究が進められてきたのである。

従って、理論が政策に貢献するということを考えるならば、なぜ現実の経済的手段が理論と異なった形で導入されざるを得ないのかを明らかにするとともに、現実の制度分析を踏まえた理論化を行っていく必要がある。

以下、ドイツ排水課徴金制度の経済分析に入るが、その目的は第1に、ドイツ排水課徴金制度を分析することで、環境経済学の理論と環境税の実際がなぜ乖離せざるを得ないのかを明らかにすることであり、第2に、そのことがドイツ排水課徴金の制度設計にどのような影響を与えたのかを考察することにある。

1. 4. 2. 経済的手段が理論通りに実施されない理由

これまでの環境経済理論では、暗黙裏に直接規制のみとか、課徴金のみとか、単一の政策手段で汚染制御を行うことが想定されてきた。しかし、現実の環境政策はたいてい何らかの形で複数の政策手段がミックスして用いられ、全体としては複雑な政策体系を成している。ドイツの排水課徴金制度も少なくとも課徴金と直接規制のポリシーミックスとなっている。

表1-7 政策手段の組合せの可能性

	政策手段				手段数
	排出許可証	課徴金	直接規制	補助金	
1			○	○	2
2		○	○		2
3		○	○	○	3
4	○	○			2
5	○		○		2

[出所] Gawel(1991), S. 71, Tab. 2.

表1-7は、可能性として考えうる政策手段の組合せを示している。1番目の直接規制と補助金の組合せは、これまで各国の環境政策においてもっとも普遍的に行われてきたコンビネーションである。2番目および3番目の組合せは、後述のようにドイツの排水課徴金に当てはまる。4番目の組合せは現実にはないが、Gawel(1991)によれば、課徴金と排出許可証制度の両者の欠点を相互に補い合うコンビネーションである。5番目の排出許可証制度と直接規制の組合せはアメリカで1977年以来行われている大気保全政策（オフセット、バブル、ネットィング政策）、およびドイツの大気保全政策において見出される。

なぜ経済的手段は一般に、理論が想定する形で導入するのが困難なのであろうか。それは、以下の3つの理由が存在するからだと考えられる（Gawel 1991, S.13-14.）。

第1に、情報的基礎の欠如がある。ピグー税を実行するためには汚染による限界外部費用と社会的な限界排出削減費用の等しくなる水準に税率を定めることが必要である。そのためには、排出削減費用および外部費用に関する情報が必要になるが、政策当局にとって

そのような情報を正確に入手することは困難である。第2に、制度的要因がある。汚染の制御は経済的手段の導入以前に直接規制を中心とした政策体系によって行われているのが普通である。経済的手段を導入するのと引換えに直接規制を廃止するのではない限り、環境税が直接規制から独立して資源配分機能を果たすことは不可能である。第3に、分配問題が挙げられる。経済的手段の導入は、汚染原因者に対し、直接規制の場合よりも多くの経済的負担を課すために、立法過程や法律改正の際に所得分配上不利を被る経済主体からの抵抗を受ける⁶⁾。

現実の環境政策では経済的手段が導入されるとしても、直接規制とのコンビネーションという形で機能しているのが現実であり、経済的手段がそれだけで独自に機能している例はほとんど見当たらない。したがって課徴金制度なり、排出許可証制度なり、現実の経済的手段を理論的に分析しようと思えば、これまでの、単一政策手段のみを比較検討してきた環境経済理論の枠組みを越えて複数の政策手段によるコンビネーションの分析を導入する必要がある。

環境政策を政策手段のポリシーミックスで行うことには、以下のようにむしろ積極的な理由が存在するかも知れない。第1に、環境目標、費用効率性、分配問題の回避など、複数の政策目標を単一の政策手段で達成することができない場合には、ポリシーミックスが効力を発揮する可能性がある。第2に、政策手段の導入に伴う政治的摩擦をポリシーミックスで必要最小限にすることができる (Gawel, 1991, S. 56-59)。

次の1. 4. 3節では、経済的手段の導入によって発生する分配問題を重視し、それが排水課徴金の制度設計にどのような影響を及ぼしたのかを、Gawel(1991)に基づいて分析する。制度分析を行う際の評価基準は一貫して、静学的効率性 (=費用効率性)、環境改善上の効果、そして、課徴金の第1次負担者に対する分配上の効果である。また、排出者は利潤最大化の必要条件として、費用最小化行動をとっているものと仮定する。したがって以下では、排出者は課徴金料率と自らの限界排出削減費用が等しくなる水準で排出量を決定するものと仮定する。

1. 4. 3. 分配問題と制度設計

まず、直接規制とボーモル=オーツ税の利害得失を、資源配分と排出者の分配に及ぼす影響の観点から明らかにする。

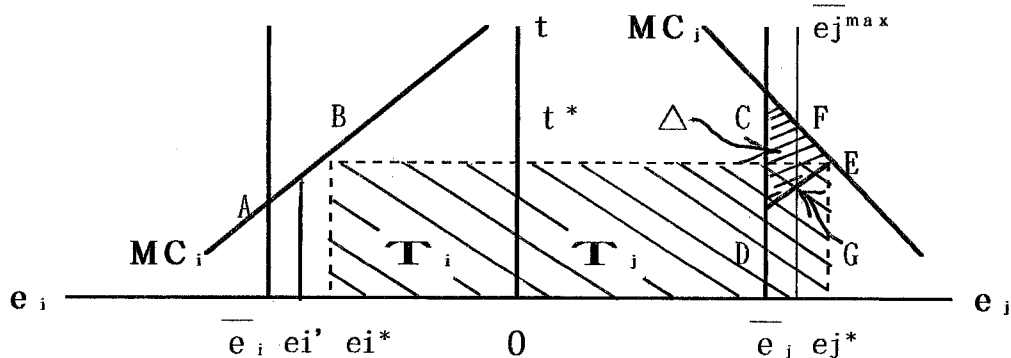
(1)資源配分上の比較

図1-5は、総量規制Eの下で3つの異なる政策(①:ボーモル=オーツ税、②:直接規制、③:①と②のコンビネーション)が資源配分に及ぼす効果を比較したものである。縦軸には課徴金料率および費用、横軸には、それぞれの排出者の排出量がとられている。以下の節では、個々の排出者の排出量を小文字e、総排出量を大文字E(=Σe)、課徴金料率をtと表すことにする。直接規制とは、異なる排出削減費用関数 MC_i 、 MC_j を有する排出者iおよびjに対して等量の排出権が設定される政策を指す。したがって $e_i = e_j$ かつ $e_i + e_j = E$ となるよう規制が行われ、図1-5では太い縦線でそれが示されている。一方、ボーモル=オーツ税の場合は、総量規制E(= $e_i^* + e_j^*$)が達成されるよう料率 t^* が定められる。図1-5では点線で示されているように、排出者i、jが

料率 t^* のもとで e_i^* 、 e_j^* の排出を行っている。この結果、排出者 i と j の限界費用は均等化され、費用最小化が実現する。

ここで、2排出者の排出削減費用を足し合わせた総削減費用を、直接規制とボーモル=オーツ税で比較するとどうなるであろうか。結論から言えば、ボーモル=オーツ税では、直接規制に比べて経済全体で $\Delta = CDE$ だけの効率性改善による純便益が得られる。このことを図1-5に即してみれば、次のようになる。仮に、規制手法が直接規制からボーモル=オーツ税へと転換されたとする。そうすると、排出者 i は e_i から e_i^* まで排出削減を進めなければならないので、 $\square ABei^* \bar{e}_i$ だけの追加的負担となるが、排出者 j にとっては逆に $\square CEej^* \bar{e}_j$ だけ負担減少となる。この追加的な負担増加と負担減少を比較するために、図1-5で $\square DEej^* \bar{e}_j = \square ABei^* \bar{e}_i$ となるよう作図すれば、 $\Delta = CDE$ だけ負担減少分が大きいことがわかる。このことは、ボーモル=オーツ税の導入が、いくらかの排出者に対して負担を増大させることはあっても、経済全体としては必ず排出削減総費用の減少を生み出すことを示している。

図1-5 異なる政策が資源配分に及ぼす影響



- ①ボーモル=オーツ税 $\bar{e}_i + \bar{e}_j = E$ (料率 $t = t^*$)
- ②直接規制 $e_i + e_j = E$ かつ $e_i = e_j$
- ③①と②のコンビネーション $e_i' + e_j^{\max} = E$

[出所] Gawel(1991), S. 92, Abb. 18 および S. 100, Abb. 21. より作成.

しかし、実際には毒性物質や重金属などの蓄積性汚染物質の場合には、排出最大許容量を個々の排出源に対して設けなければならないことがある。この場合の排出基準は例えば図1-5の $e_j = e_j^{\max}$ のようになり、それに応じて排出者 i には最大で $e_i = e_i'$ の排出量が割り当てられる(ただし、 $e_i' + e_j^{\max} = E$)。このとき、費用効率性による純便益はボーモル=オーツ税の場合と比べて FEG の面積だけ減少する。図1-5から明らかのように、このような規制の必要性が高まれば高まるほど費用効率性が失われ、純便益は縮小していく。したがって、規制の強化と費用効率性はトレード・オフの関係にあるが、これは社会的に望ましいと判断された環境水準を維持するために我々が支払うべき対価であると考えて良いだろう。

(2)分配に及ぼす影響の比較

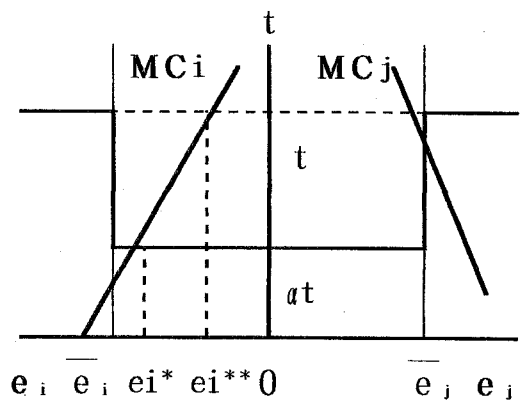
上述のように、直接規制に対し、ボーモル＝オーツ税は経済全体にとってより大きな経済効率性上のメリットを生む。しかし、分配問題を考慮するとどうなるであろうか。図1-5における Δ はボーモル＝オーツ税の導入による効率性改善がもたらす純便益であり、 $T = T_i + T_j$ は課徴金額である。もし $T = \Delta$ ならば、ボーモル＝オーツ税の導入がもたらす分配上の影響は、排出者間に多少の相違はあるが、経済全体では中立的である。

図1-5をみれば $T > \Delta$ となっているが、この関係は排出者間の限界削減費用の相違がよほど大きくない限り、通常成立すると考えられる。つまり、ボーモル＝オーツ税は、効率性改善による費用負担削減を上回る課徴金負担を排出者に課してしまうのである。この結果、課徴金負担を考慮すれば、ボーモル＝オーツ税は直接規制よりも重い負担を排出者に課することになる。そして、このことがボーモル＝オーツ税を理論通りに実行することを困難にする。そこで、分配問題を回避しつつ環境目標を達成できるような制度設計が必要となる。それが以下の料率格差モデルと目的税モデルである。

①料率格差モデル

料率格差モデルとは、最低要求基準（図1-6のe）を超える排出削減に対しては料率を割り引き、 $t = \alpha t$ ($0 < \alpha < 1$) とするとすることで分配問題を緩和するモデルである。現在は $\alpha = 0,25$ である。しかし、図1-6に示すように、このモデルでは限界費用が均等化されないで費用最小化は達成されない。また、料率割引によって排出削減へのインセンティブは弱まる。例えば排出者iにとっては、料率が t ならば、 e_i^{**} まで排出削減を進めるが、割引料率 αt の下では、 e_i^* までしか排出を削減するインセンティブが働かない。

図1-6 料率格差モデル



[出所] Gawel(1991), S.102, Abb. 22

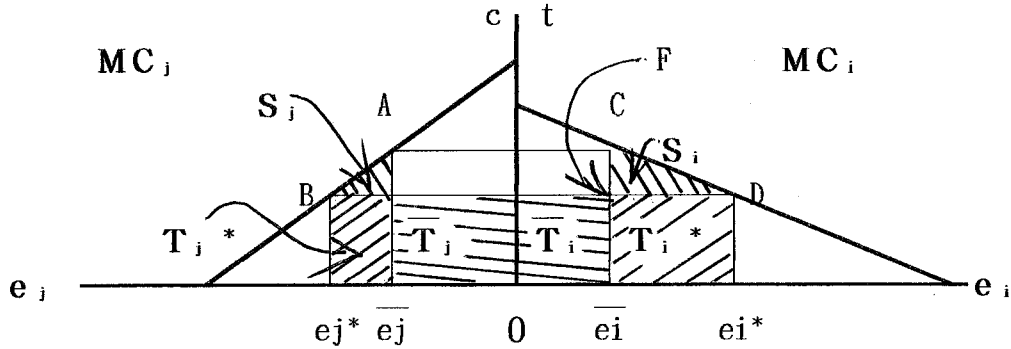
②目的税モデル

このモデルは、1974年に環境問題専門家委員会によって提案された（Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1974, S.19.）。委員会によれば、課徴金収入を水質保全目的に投入することによって環境改善効果を強化し、その分課徴金料率を引き下げることができるという。シミュレーション結果によれば、目的税モデルを採用すれば、料率40マルクでボーモル＝オーツ税モデルの料率70マルクと同等のインセンティブ効果が発揮されるという。このことを図1-7を用いてみてみたい。図1-7において料率 $t = t_0$ で排出者i, jの排出量が $(e_i, e_j) = (e_i, e_j)$ であるとする。今、直接規制によって排出総量は $E = e_i + e_j$ で総量規制されている。ここで分配問題緩和のため、料率の引下げを行うが、税収を補助金として再び水質保全目的に投入することによって、総排出量がEを越えないようにする必要がある。

まず料率を $t = t_0$ から $t = t_1$ へと引き下げる。これによって排出者i, jにとっては $\square ABCD$ だけの負担減となる。この下での排出量は、 $(e_i, e_j) = (e_i^*, e_j^*)$

であり、 $e_i^* + e_j^* > \bar{E}$ となって総量規制は守られない。再び $(e_i, e_j) = (\bar{e}_i, \bar{e}_j)$ を達成して総量規制を守るには、排出者 i の場合であれば、追加的な排出削減費用 $\square C D e_i^* \bar{e}_i$ から課徴金節約分 T_i^* を差し引いた $\triangle C D F = S_i$ にあたる金額を補助金として税収 $T = T_i + T_j$ から排出者 i に対して支出すれば良いことになる。

図1-7 目的税モデル



以上のような根拠でドイツ排水課徴金の料率設定とその目的税化が正当化されたのである。このように、目的税モデルを採用すれば、総量規制を分配問題を発生させることなく達成できるようにみえる。また、上述のような補助金政策をとれば、費用効率性を阻害することもない。しかし、問題は、 S_i や S_j の定量的な大きさに関する情報を入手するのが政策当局にとって困難だという点である。つまり、個々の排出者の限界排出削減費用に関する情報を入手できない限り、政策当局は税収 T を個々の排出者にどのように補助金として配分すべきなのか分からないはずである。このため、政策当局は効率性基準に合致した補助金政策をあきらめ、なんらかの別の基準にしたがって補助金を配分せざるを得なくなる。しかしその場合には、目的税モデルの費用効率性は失われてしまう。

1. 4. 4. 料率引上げと排出基準の強化が及ぼす効果の相違

ドイツ連邦政府は、1985年までにドイツ全土において水質類型IIを達成することを政策目標として掲げたが、そのためには年々高水準の水質改善投資を行っていく必要があった。政策当局は、この目的のために課徴金のもつインセンティブ効果を年々急速に高めていく必要があった。

課徴金制度導入当初の料率である12マルクは、政府の環境目標を達成するには低すぎる料率であった。そこから漸進的にインセンティブ効果を高めていくためには、課徴金料率を順次引上げていくか、最低要求基準を漸進的に強化していくかのいずれかの方法に依らざるを得ない。これまで、表面的にはこの両方のやり方が取られてきたように見える。つまり、料率が12マルクから60マルクまで一貫して引き上げられてきた一方で、技術水準の見直しが定期的に行われ、最低要求基準の強化が行われてきたのである⁷⁾。しかし既に述べたように、上昇したのは通常料率であって、排出者の大半に該当する割引料率は導入当初からほとんど変化していない。したがって、実際には排出基準の強化のみに頼ってインセンティブ効果を高めてきたのだと言える。エヴリングマンやガーヴェルは、最低要求基準を固定して料率を上げていく方が経済効率上望ましいと主張しているが、なぜ現実には

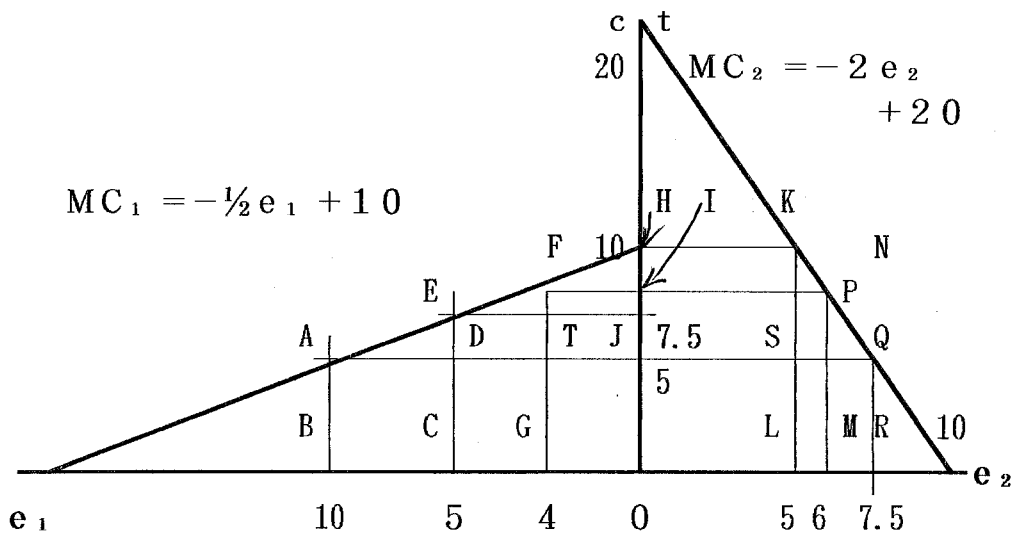
それが困難なのであろうか。以下では、この両手法のもたらす効果を、(1)一律料率のケース、(2)料率格差モデルのケースについて検討する。

(1)一律料率のケース

図1-8に示すように、相異なる限界排出削減費用曲線を有する2排出者から成る経済を考える。第1排出者および第2排出者の限界排出削減費用関数を単純化のために線形化し、それぞれ、 $MC_1 = -\frac{1}{2} \cdot e_1 + 10$ 、 $MC_2 = -2e_2 + 20$ とする。 e_1 、 e_2 はそれぞれ排出者1、排出者2の排出量である。当初のマクロレベルの総排出量(\bar{E})は17.5であったが、それを $\bar{E} = 10$ にまで削減するような政策が取られるものとする。

- (i) まず、ポーモル・オーツ税によって費用効率的に $\bar{E} = 17.5$ が達成されている状態を出発点とする。ここから、**α)** 排出基準の強化、もしくは、**β)** 課徴金料率の引き上げによって、 $\bar{E} = 10$ まで排出削減が行われるものとする。

図1-8 一律料率のもとでの料率引き上げと排出基準強化の比較



- (ii) **α)** $\bar{E} = 10$ を排出基準の強化によって達成するのだから、排出量の割り当ては定義により $e_1 = e_2 = 5$ (排出権の等量割り当て)となる。ただし、ここでは基準の強化といっても、最低要求基準の強化を念頭に置いているため、基準値以下の排出に対しても排出者は一定料率で課徴金を負担しなければならない。基準値以下の排出に対する料率は、通常料率の $\frac{1}{4}$ であるが、ここでは話を簡単にするため、一律料率で分析する。
- β)** 料率引き上げのケースでは、 $e_1 + e_2 = 10$ の制約の下で、両排出者の限界費用を均等化するような料率を探す。
- (iii) (i) および (ii) のプロセスを経て図1-8のように数値が具体的に分かった結果、それを用いて資源配分上の効果、分配に及ぼす影響をみる。

当初総排出量 $\bar{E} = 17.5$ が達成されているときの料率は $t_0 = 5$ である。このときの両排

出者の排出量は、図1-8より $(e_1, e_2) = (10, 7.5)$ である。さて、排出基準の強化を行った場合、定義により排出権は等量配分されるから、各排出者の排出量は、 $(e_1, e_2) = (5, 5)$ となっている。他方、料率の引き上げによって対処するために必要な料率は、 $-\frac{1}{2} \cdot e_1 + 10 = -2e_2 + 20$ かつ $e_1 + e_2 = 10$ を解くことにより、 $t = 8$ 、その時の両排出者の排出量は $(e_1, e_2) = (4, 6)$ 、となる。この結果、

$$\alpha) \text{ 直接規制による削減費用増加分} = \square ABC E + \square K L R Q = 50$$

$$\beta) \text{ 料率引上げによる削減費用増加分} = \square A B G F + \square P M R Q = 48.75$$

となるから、〔排出基準引上げによる削減費用増加〕 > 〔料率引上げによる削減費用増加〕となる。

従って、ある一定期間内に所与の環境目標を達成しようとするとき、資源配分の観点からみれば、排出基準の強化よりも料率の引上げで対応するほうが効率的である。料率引上げで対応する場合は、限界費用均等化が維持されているのだから、これは当然の結果である。

次に、両手段の及ぼす分配上の効果を検討する。まず、税負担の変化は、

$$\alpha) -\square A B C D - \square S L R Q = -37.5$$

$$\beta) -\square A B G T + \square F T J I = -18 \quad \text{----- ①}$$

$$-\square N M R Q + \square I J N P = 10.5 \quad \text{----- ②}$$

$$\text{①} + \text{②} = -7.5$$

となり、 $\alpha)$ のケースのほうが税の節約額は大きい。さて、税負担の変化と削減費用の変化分を合わせたネットの負担額の変化分は、

$$\alpha) 50 - 37.5 = 12.5$$

$$\beta) 48.75 - 7.5 = 41.25$$

となり、 $\beta)$ のケースの方が個々の排出者の負担は結局大きくなる。これは、料率引上げによる対応を行う場合、汚染削減を経済全体として費用効率的に行っても、料率引上げによる税負担の増大が重く、分配上は費用節約の効果を打ち消していることを反映している。逆に、 $\alpha)$ のケースでは、基準は厳しくなっても料率はそのままなので、税節約の効果が大きく出ている。

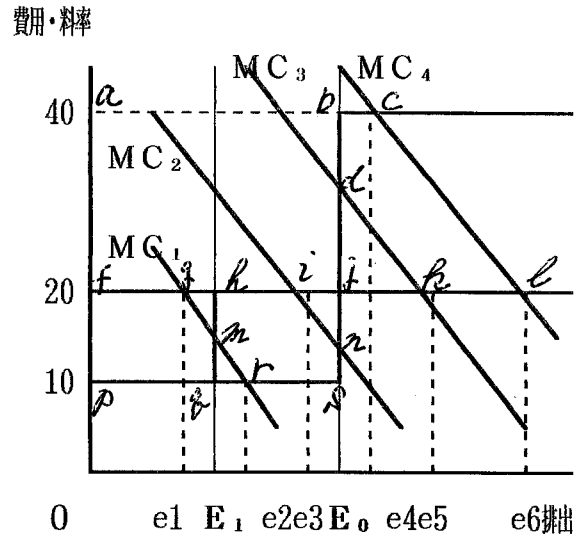
以上より、排出削減費用と課徴金負担を合わせた総費用で比較すれば、基準の強化で対応するケース $\alpha)$ のほうがボーマル・オーツ税のケース $\beta)$ よりも負担が少ないことがわかる。この結果は一律料率のもとで導かれたものであるから、現実のドイツ排水課徴金のよう、基準値以下の排出に対して料率を割り引けば、基準強化がもたらす費用負担はさらに小さくてすむであろう。以下では、このことをさらに詳細に検討したい。

(2)料率格差モデルのケース

一律料率の場合と同様、政策当局がインセンティブ効果を高めていこうとするときに料率引上げで対応するのか、排出基準の引上げで対応するのか、という問題を今度は現実のドイツ排水課徴金をモデル化した料率格差モデルで考える。

今、異なる限界排出削減費用関数が、図1-9でそれぞれ MC_1 、 MC_2 、 MC_3 、 MC_4 として示されている。そして通常料率が20マルク、連邦政府の設定した最低要求基準 E_0 を満たした場合の割引料率が10マルクであるとする($\alpha=0,5$)。このときの課徴金料率の構造は図1-9の $p s j l$ で示される。さて、料率引上げを行うケースでは通常料率を倍の40マルクに引き上げる。それにともなって割引料率も20マルクに引き上げられるから、料率構造は図の $f j b c$ へと変化する。排出基準強化の場合は、料率は不変で最低要求基準が E_0 から E_1 へと強化される。この結果、料率構造は $p q h l$ となる。

図1-9 料率格差モデルにおける料率引上げと排出基準強化の比較



①資源配分上の効率性

料率引上げのケースでは全ての排出者に排出削減へのインセンティブが与えられるのに対し、排出基準の強化は既に基準を満たしている MC_1 、 MC_2 以外の排出者には何の効果も及ぼさない。図1-9から読み取れるように、料率の引き上げにともなって排出者 MC_1 は e_2 から e_1 へ、 MC_2 は E_0 から e_3 へ、 MC_3 は e_5 から E_0 へ、 MC_4 は e_6 から e_4 へ排出量を削減する。一方、排出基準の強化によって、 MC_1 は e_2 から E_1 へ、 MC_2 は E_0 から e_3 へ排出を削減するが、 MC_3 と MC_4 には何の変化も生じない。

②分配上の効果

排出者 MC_2 のケースを除く全ての場合に関して、料率の引上げは、排出基準の強化よりも排出者に重い負担を課す。このことは課徴金料率の引き上げが、直接規制の強化に比べて分配上困難を伴っていることを意味する。同様に図1-9を用いれば、料率引上げに伴って、 MC_1 には $\square f g r p$ 、 MC_2 は $\square f i n s p$ 、 MC_3 は $\triangle d k j$ 、 MC_4 は $\square a c l f$ の面積だけ追加的負担が発生することが分かる。一方、排出基準の強化の場合だと、 MC_1 には $\triangle m r q$ 、 MC_2 は $\square f i n s p$ だけの追加的負担が発生するが、 MC_3 、 MC_4 は排出量を変化させないので、その費用負担にも変化がない。以上の結果をもとに、各排出者の費用負担の変化を料率引上げの場合と排出基準の場合で比較する。そうすると、図1-9が示しているように、 MC_2 の場合のみ追加的負担の大きさは同等で、 MC_1 ($\square f g r p > \triangle m r q$)、 MC_3 ($\triangle d k j > 0$)、 MC_4 ($\square a c l f > 0$)に関しては、料率引上げの場合のほうが追加的負担が大きい。

以上の結果は、エヴリングマンおよびガーヴェルの主張を資源配分上および環境改善

上の観点から裏づけている。同時に、これまで政策当局が実質的には直接規制の強化のみに頼ってきた理由をも示している。つまり、料率の漸進的引上げはインセンティブという点で直接規制の強化よりも効率的だが、それでは分配上の問題を回避できないということである。それゆえ、政策当局は直接規制の強化に頼ることで分配問題の発生を回避しつつ政策目標を達成する、という手法をとったのである。

1. 5. ドイツ排水課徴金制度の評価

ドイツ排水課徴金は構想段階でポーモル=オーツ税として実施されることが望ましいと提言されていた。しかし現実の排水課徴金は、ピグー税はもとより、ポーモル=オーツ税とも異なったシステムになった。その理由は分配問題の発生を回避しつつ環境目標を達成しようとした点にある。それに加えて、課徴金の導入以前に直接規制の網の目が張りめぐらされ、課徴金が独自に資源配分効果を発揮できる余地は制度発足時点において既に限られていたと言えよう。結果として、この課徴金システムは上述の分析における料率格差モデルと目的税モデルが混合した構造を取るようになった。これはすなわち、直接規制、課徴金、補助金という3政策手段のポリシーミックスである。

このように、分配問題の顕在化を避けようとして制度設計を行った結果、ドイツ排水課徴金は経済学者が期待する資源配分上の効率性という側面で十分にその機能を発揮できていない。特に料率格差モデルは基準以下の残余汚染に対する課税をほとんど無意味にし、費用効率性を減退させる。そのため経済的手段の利点は失われ、課徴金を用いて汚染制御を行う意味が見出せなくなってしまう。このように、理論的には理想的な経済的手段も、現実の環境政策でその利点を十分発揮する可能性はきわめて限られているのである。

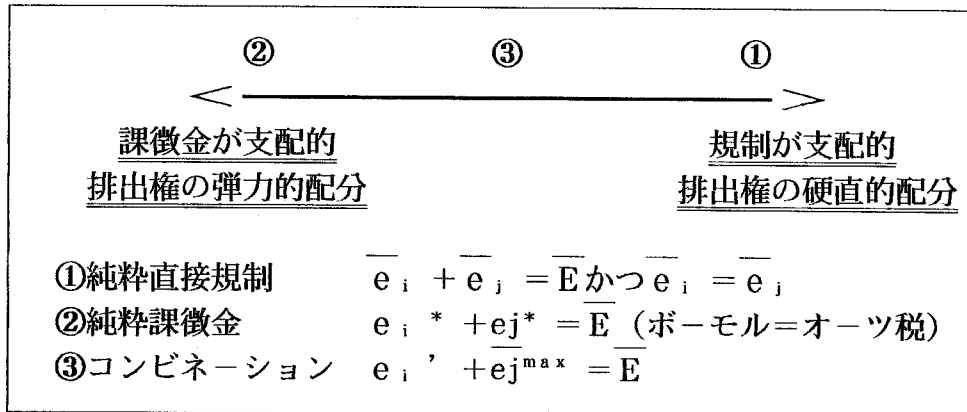
何度かの制度改正を経て課徴金制度が複雑化し、その有効性が余り発揮できなくなってしまったのであれば、課徴金を廃止し、洗練された直接規制で汚染制御を行うほうがましだという意見が当然出てくる⁸⁾。しかし、ドイツの排水課徴金が環境政策上一定の役割を果たしたのも確かなのである。この20年間で水質の改善が進んだのは、経済学者の期待とは異なる形であれ、排水課徴金が一定の役割を果たしたからだという評価もある。最低要求基準を満たせば課徴金料率が $\frac{1}{4}$ になるという、図1-2に示されるような料率構造は、基準を守らせる上で大きなインセンティブとなったし、排水課徴金法の成立以来、監督官庁の圧力と監視が増大した結果、企業と自治体の排水処理対策に関する意思決定が排水課徴金によって大きく影響を受けるようになったのである(Hoffmann und Ewringmann 1977)。しかし、基準を守らせるためだけなら直接規制の機能を改善することによっても可能であろう。興味深いのはドイツの場合、排水課徴金制度の運営を通じて初めて汚染制御の人的・技術的レベルが上昇し、排出者側の対応もより洗練されたものになっていったという点である⁹⁾。このような変化は、直接規制のもとでは困難であったという。日本では直接規制がそのような役割を担ったと言えるが、なぜドイツではそれが不可能だったのか。これは、今後日独における直接規制の比較研究を要する問題である。

1. 6. 直接規制再考

ドイツ排水課徴金制度の現実から、経済的手段と直接規制の関係についてどのような示唆を得ることができるのだろうか。

本論文では、社会の排出総量が経済モデルにおいて内生的に決まる、というようなピグー税的前提を採用してこなかった。どのケースであれ、 $E = \bar{E}$ ($E \geq \bar{E} = \sum e_i$) という総量規制の下で政策が行われるものとし、しかもそれは外生的に決められるので最適汚染水準とは偶然を除いて一致しない。Eを実現する政策には図1-10の①~③のように、少なくとも以下の3つのヴァリエーションが存在する。

図1-10 経済的手段と直接規制の関係



3つのヴァリエーションの中でもっとも弾力的なボ-モル=オ-ツ税ですら、基準・価格アプローチと呼ばれるように総量規制という形での直接規制と経済的手段の一種のポリシーミックスになっている。ここで、直接規制を課徴金と比較するために、直接規制とは何かを再定義しておく必要がある。直接規制とは、総量規制 $E = \bar{E}$ を実現するだけでなく、 $e_i = e_j$ のように排出権を完全に等量配分する政策（①：純粋直接規制）から、より弾力的な、社会的安全を確保するための $e_i = e_i^{max}$ の設定（③：コンビネ-ション）に至るまで、経済にとって外生的な環境政策上の要因から、排出権を個々の排出源に対して、なんらかの形で硬直的に行政によって配分する手法を含むことにする。一般に総量規制の下で最も費用効率的な汚染制御を行おうとすれば、ボ-モル=オ-ツ税が望ましい。しかしボ-モル=オ-ツ税では、毒性物質による汚染、蓄積性汚染、気象条件の変化による汚染、そして大都市地域における集積汚染を制御することはできない。Baumol and Oates(1988)およびWeizman(1974)は、被害に関する不確実性が存在するもとの直接規制を採用するか、課徴金と直接規制のポリシーミックスを採用するのが望ましいことを示した。

確かに規制の強化と費用効率性は図1-10が示す通り、トレード・オフの関係にあるが、不確実性のもとの汚染制御は多少費用効率性を犠牲にしても、経済的手段と直接規制のポリシーミックスで対応せざるを得ない。これは蓄積性汚染や集積性汚染を制御できないというボ-モル=オ-ツ税の基本的欠陥に由来する。直接規制の役割はまさにこの点に存するのである。特にドイツの排水課徴金制度は重金属を制御対象にしている。水俣の例を出すまでもなく、それが蓄積して被害が発生したときの社会的費用は莫大である。したがって、この課徴金システムがそうした不確実性に対処して直接規制とのポリシーミックスになっているのは、以上の理由から合理的根拠をもっているのである。ただし、CO₂ や水質保全の領域でいえば窒素・リンなど集積汚染の可能性がない物質の制御ではボ-モル=オ-ツ税を適用する条件が満たされていると言える。

1. 7. ドイツ排水課徴金分析から得られる理論的教訓

ドイツ排水課徴金制度の経済分析から得られた結論は、経済的手段が直接規制よりも望ましいというこれまでの「理論的常識」を掘り崩しかねない。経済学は経済的手段が直接規制よりも優れていることを一定の仮定をおいて理論モデルにより証明しようとしてきた。しかし、現実の環境政策において経済的手段がその機能を十分発揮できる可能性は限られ

ており、経済的手段はポリシーミックスとして採用されざるを得ないという事実が理論では見落とされている。ドイツの排水課徴金やアメリカの大気保全政策（バブル、オフセット、ネッティング、バンキング政策）のように、経済的手段がポリシーミックスとして実施されれば費用効率性や動学的効率性は当然低下する。これを理論からの乖離であるとしてネガティブに評価してきたのがこれまでの経済学であった。しかし、批判的に検討されるべきは、そのような理論と現実の乖離をこれまで放置してきた理論の側であろう。本節では、環境問題専門家委員会の座長であった財政学者ハンスマイヤーとエヴリングマンの議論に主として依りながら（Ewringmann und Hansmeyer 1992）、現実の経済分析から得られる理論的教訓が、これまで支配的役割を果たしてきた新古典派経済理論に対して有する意義を考察する。

環境政策に関する経済学の初期の議論は、外部不経済の内部化による最適汚染水準の達成に焦点が置かれていたが、これらの議論は現実の環境政策を理論分析の対象外としたこと、情動的基礎の欠如、取引コストの存在などのため、抽象的性質を免れず、現実の環境政策にほとんど影響を及ぼさなかった。

これに対して70年代には、経済学における議論の焦点が最適汚染水準の達成から離れ、いかに外生的に与えられた環境目標を費用効率的に達成するかという問題へ移っていった。パレート最適の達成が放棄され、環境目標の達成が政策目標となったことで理論が比較的现实的になり、実際の環境政策に一定の影響を及ぼす条件ができた。60年代には経済効率性のみを追求していた経済学が70年代には、費用効率的に環境目標を達成するための政策手段を追求する、というようにパラダイム転換を行ったのである。にもかかわらず、理論が依然として実際の環境政策にほとんど影響力を及ぼすことができなかったのは、次のような理由による。

第1に、税・課徴金、許可証制度、補助金などの政策手段が個々ばらばらに分析され、ポリシーミックスとして扱われることがなかった。言い換えれば、直接規制が存在せず経済的手段が何の障害もなくその機能を発揮できるような、摩擦のない非現実的な世界が想定が想定されていたことを意味する。第2に、環境政策に関する経済学の課題が経済効率性（60年代）、費用効率性（70年代以降）の達成に解消されてしまった。実際には環境政策の目標は費用最小化だけでなく、総量規制による環境目標の達成、個々の排出源規制による不可逆的な被害発生防止があり、加えて政策実行の際には分配問題が関わってくるのである。第3に、補助金および直接規制が環境経済学の理論的分析の対象からほぼ除外されてしまった。70年代までの政策手段の相互比較を巡る議論において、補助金および直接規制は他の政策手段に比べて不適切として決着がついたので、その後は、それ以上の分析を行う必要性はないと暗黙裏に認められてきた。しかし、実際にはこの2つの手段こそ最もポピュラーな政策なのであり、それを抜きに分析を進めていたことが理論の非現実性を決定づけた（Gawel 1994, S. 41-44）。補助金が、汚染企業に対する保護措置と化すことのないようにするためにも、理論が補助金政策に関する公準を打ち立て、補助金の現実を批判しなければならないだろう。また直接規制について言えば、本当にそれが経済的手段よりも劣っているのかどうか、理論と実際の面から再検討が必要であろう。

今後の経済学の課題は、単一の政策手段分析による費用効率性の追求から離れ、ポリシーミックス分析による複数の政策目標の達成に置かれるべきである（Gawel 1994, S. 56-

57)。複数の政策目標を同時に実現するには、単一の政策手段では不可能ことが多い。そのためには、ティンバーゲンを引用するまでもなく政策目標数に対応した複数の政策手段を用いることが必要なのかもしれない。

[注]

- 1) ドイツ水管理組合の分担金制度は、組合の費用を賄うだけで、水質管理政策上の位置付けを与えられているわけではない。なお、ドイツの水管理組合で実施されている分担金制度の概要と、それをドイツ排水課徴金制度と比較研究した結果については、第4章を参照。
- 2) 水質類型は以下のように定められている。

類 型	有機物負荷の概	内 容	BOD(mg/l)
I	負荷なし~わずかの負荷	十分な酸素。貧栄養。藻類、コケ、渦虫類、昆虫の幼虫、高級魚の生息。	1
I-II	わずかの負荷	貧栄養、酸素の欠乏なし、多種の生物。	1~2
II	中程度の負荷	穏やかな汚染。酸素欠乏なし。藻類、カタツムリ、カニ・エビ、昆虫の幼虫、水生植物。	2~6
II-III	危険な負荷	酸素量が時に危機的。魚の弊死が起こりうる。藻類の大量発生。	5~10
III	強度に汚染	低酸素。局所的にヘドロ。糸状細菌、繊毛虫、低酸素に強い海綿、ヒル、ワラジムシ。魚が時に弊死。	7~13
III-IV	きわめて強度に汚染	狭い生物生息条件。毒物汚染。ヘドロ。アカムシ、スリカ、污水管の生き物、糸状細菌。魚はいない。	10~20
IV	極度に汚染	腐敗。酸素はほとんどない。鞭毛虫、繊毛虫。	>15

[出所] 岡 (1997), 38ページ, 表 2.2.

- 3) ドイツ連邦環境省ベーレンディス氏からのヒアリングによる。
- 4) ケルン大学エヴリングマン氏からのヒアリングによる。
- 5) 今日ではほとんどの排出者が割引料率を適用されているという事実が重要である。ノルトライン・ヴェストファーレン州環境省トロイナート氏によれば、基準をちょうど満たしている排出者は全体の90% (図 1-2のMC₁ に対応)、基準を満たせていない排出者は 5% (同MC₂)、基準以上に排出削減を進めている排出者は 5% (同MC₃)、を占めているという。したがって、同州では、全排出者のうち95%が割引料率の適用を受けているのである。
- 6) 排水課徴金導入の構想が明らかになったとき、ドイツ産業界はそれに反対し、むしろ直接規制による汚染制御を主張した (Hansmeyer 1976, S. 86)。
- 7) ドイツ連邦環境庁メルホルン氏に対するヒアリングによる。
- 8) ノルトライン・ヴェストファーレン州環境省トロイナート氏の意見。
- 9) ベルリン州環境庁次官ヴィッケ氏に対するヒアリングによる。

[参考文献]

大塚直(1991), 「環境賦課金 3」, 『ジュリスト』No. 982.

- 岡敏弘(1997), 「ドイツ排水課徴金(1) 有効性の定量的評価」, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則(編)『環境政策の経済学』日本評論社, 33-51 ページ.
- 陳 桜(1997), 「黄浦江の水汚染制御政策の経済分析」、京都大学修士論文.
- ワイトナー, ヘルムート(1991), 「資本主義国家における環境問題と国家の活動領域」『公害研究』第20巻第 3号.
- Andersen, M. S. (1994), *Governance by Green Taxes*.
- Baumol, W. J. and Oates, W. E. (1971), The Use of Standard and Price for the Protection of the Environment., in: *Swedish Journal of Economics*, Vol.73, No.1, pp.42-54.
- Baumol, W. J. and Oates, W. E. (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed.
- Bower, B. et al. (1981), *Incentives in Water Quality Management: France and the Ruhr Area*.
- Bressers, H. Th. A. (1988), A Comparison of the Effectiveness of Incentives and Directives: The Case of Dutch Water Quality Policy., in: *Policy Studies Review*, Vol. 7, No. 3, pp.500-518.
- Bressers, H. Th. A. (1995), The Impact of Effluent Charges: A Dutch Success Story., in: Jänicke, M. und Weidner, H. (Hrsg.), *Successful Environmental Policy*, pp.27-42.
- Brown, G. and Bressers, H. (1986), *Evidence Supporting Effluent Charges*. University of Washington, U.S.A. and University of Twente, The Netherlands.
- Brown, G. M. Jr. and Johnson, R. W. (1984), Pollution Control by Effluent Charges : It works in the Federal Republic of Germany, Why not in the U.S.?, in: *Natural Resource Journal*, Vol.24, No.4, pp.929-966.
- Cropper, M. L. and Oates, W. E. (1992), Environmental Economics: A Survey., in: *Journal of Economic Literature*, Vol. XXX, pp.675-740.
- Dales, J. H. (1968), *Pollution, Property, and Prices*.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen(1974), *Die Abwasserabgabe; 2. Sondergutachten*.
- Deutscher Bundestag(1971), *Drucksache VI/2170*.
- Ewingmann, D. und Hansmeyer, K.-H. (1992) Der Stand der Diskussion bei den marktsteuernden Instrumenten der Umweltpolitik. Der Sicht der Wissenschaft., in: *Informationen zur Raumordnung*, S. 81-95.
- Ewingmann, D. und Hoffmann, V. (1978), *Kriterien und Problematik der Schwerpunktförderung*.
- Ewingmann, D. und Schafhausen, E. (1985), *Abgaben als ökonomischer Hebel in der Umweltpolitik*.
- Gale, R. and Barg, S. (1995), *Green Budget Reform*.
- Gawel, E. (1991), *Umweltpolitik mit gemischtem Instrumenteinsatz*.

- Gawel, E. (1993), Umweltabgaben und Verrechnungsmöglichkeiten von Umweltschutzinvestition.: *Konjunkturpolitik*, H. 6., S. 376-397.
- Gawel, E. (1994), Ökonomie der Umwelt -ein Überblick über neuere Entwicklungen-, in: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, 7. Jg., H. 1, S. 37-84.
- Hansmeyer, K.-H. (1976), Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips., in: Issing, O. (Hrsg.), *Öffentliche Probleme der Umweltpolitik*.
- Hansmeyer, K.-H. (1989), Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes., in: Schmidt, K. (Hrsg.), *Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II*. S. 47-76.
- Hansmeyer, K.-H. und Gawel, E. (1993), Schleichende Erosion der Abwasserabgabe?, in: *Wirtschaftsdienst IV*, S. 325-332.
- Hoffmann, V. und Ewringmann, D. (1977), *Als wirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf Investitionsplanung und -abwicklung in Unternehmen, Gemeinden und Abwasserverbänden*.
- Klöpfer, M. (1989), *Umweltrecht*.
- Kneese, A. V. and Bower, B. T. (1968), *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions*.
- Nordrhein-Westfalen (1993), *Rheingütebericht '92*.
- OECD (1989), *Economic Instruments for Environmental Protection*.
- OECD (1994), *Managing the Environment: the Role of Economic Instruments*.
- Roberts, M. J. and Spence, M. (1976), Effluent Charges and Licenses under Uncertainty., in: *Journal of Public Economics*, Vol. 5, No. 3-4, pp. 193-208.
- Schneider, G. und Sprenger, R.-U. (1984), *Mehr Umweltschutz für weniger Geld*.
- Schuurman, J. (1988), *De Prijs van Water*, PhD thesis, University of Leiden.
- Treunat, E. (1986), *Abwasserabgabengesetz: Untersuchung über wasserwirtschaftliche Zusammenhänge*.
- Umweltbundesamt (1994), *Umweltabgaben in der Praxis, -Sachstand und Perspektiven-*, Texte 27/94.
- Weizman, M. L. (1974), Prices vs. Quantities., in: *Review of Economic Studies*, Vol. 41, No. 4, pp. 477-91.

第2章

地方自治体における環境税： ドイツと日本¹⁾

2. 1. 問題の所在

環境税の議論は、炭素税の議論に代表されるように、これまでもっぱら国税として導入されることを前提として行われてきた。それは環境政策の主体があくまでも中央政府であり、したがって環境税の課税主体もそれに応じて中央政府であることが前提されてきたからであった。しかし、地球環境問題の場合はともかくとしても、環境はもともと地域に固有のものであり、それを管理する最適な主体が中央政府であるとは限らない。むしろ、W. E. Oates(1972)の言うように、中央集権的な経済体制よりも分権的な経済体制のほうが住民の選好がより正確に把握され、望ましい公共財供給が達成されとも言える。環境税の場合でも、それをどのレベルの政府が実施するのが最適かは、問題の性質によって異なってくるはずである。

本稿は、地方自治体の事務²⁾である廃棄物処理および排水処理の2領域を媒介に、地方自治体における環境税の問題を扱うことにする。本稿で中心的に論じるドイツでは、このことに関して以下のことが論点となった。第1は、果たして地方自治体が環境政策の主体³⁾となりうるのかどうか、またそもそも自治体がそのような権限を有しているのかどうかという点である。第2は、自治体が環境政策の主体として機能しなければならないとすれば、その手段および財源をどのように調達するのか、という問題である。

このような議論の背景には、1980年代後半以降、廃棄物問題の深刻化や一層の水質改善のために自治体のなすべき業務が増大したという事情があった。その結果として、自治体財政が圧迫され始めていたにもかかわらず、業務の増大に見合った財源が確保されないことに対して自治体の不満が高まっていたのである。このような問題に直面した地方自治体は、一方では財政需要に対応する財源の確保を試みるとともに、他方では何らかの政策手段の導入によって、排水・ごみの排出をコントロールしようとしたのである。こうして、財源調達、もしくは排出をコントロールするための政策手段としての役割が期待できる環境税には、地方自治体からその導入に期待が寄せられるようになった⁴⁾。

地方自治体における環境税の導入という場合、2つのやり方が存在する。つまり、第1は、全く新たな環境税を自治体が独自に導入するという方策である。第2は、料金・負担金など地方自治体が既に有している財源調達手段を環境目的に沿って改革していき、租税政策の手段としても用いる方策である。

ドイツの場合、1990年前後より環境税を独自に導入する自治体とごみ料金の改革を行う自治体が同時に多数現れ、これらの動きが並行して進行した。それから5年程度を経た今、これらの改革の中間的評価を行うことも可能となり、実際それに関する数多くの文献も出てきている。しかし、本稿の主たる関心事は個々の改革事例の詳細な検討ではなく、なぜ、この同じ時期にドイツの地方自治体で一斉に環境税の導入や料金改革の動きが出てきたのか、そしてその背景は何なのかという問題である。そして個々の改革事例の評価は、たんにごみの量が減少したとか、収入が増えたということだけでなく、80年代後半から90年代

前半にかけての地方自治体が抱えていた問題の解決に、これらの改革がどの程度貢献できたのか、という観点からなされるべきであろう。本稿ではドイツの自治体における環境税導入の問題を分析することで、自治体の環境政策と財政に対する環境税の意義を明らかにする。またドイツの経験から、日本の自治体で環境税を導入することの可能性と限界についても検討したい。

2. 2. 80年代および90年代におけるドイツの環境政策と自治体財政

ドイツの自治体における1990年前後における改革の背景を知るには、80年代以降の環境政策の展開と、ごみ処理および下水道財政の関係を知る必要がある。現在ドイツでは、ごみ処理および下水道事業に関して企業会計制をとっており、事業費用は原則的にすべて料金収入によって賄う独立採算制をとっている。事業費用のうち、料金によって賄われる比率は1994年時点の平均で下水道事業は89.9%、ごみ処理事業は90%と、日本と比べてもかなり高い値を示している。このことは、この両事業財政が他会計からの繰り入れや、連邦・州からの補助金にはほとんど依存していないことを意味している。そして同時にこのことが、自治体財政における料金比率の高さとなって現れている。

表2-1 ドイツの市町村における収入比率 (%)

	1980	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
租税	36.4	33.9	34.6	36.8	38.6	39.3	38.6	37.9	39.2	39.7	37.3	37.5	36.8	35.5	34.7	33.0	33.3
料金	10.1	10.4	11.4	12.5	12.7	12.3	12.2	12.3	12.7	12.8	12.8	13.1	13.4	13.6	14.4	14.3	14.2
負担金	3.1	3.1	3.2	3.2	2.7	2.4	2.2	2.2	2.2	2.1	2.0	2.1	2.1	2.2	2.3	2.3	2.2
州・連邦の財政援助	30.8	29.6	29.2	28.6	29.2	29.2	28.6	29.0	28.8	28.7	28.3	28.0	27.4	28.2	28.0	27.6	28.7
純地方債収入	3.3	4.5	4.8	2.0	1.0	0.8	1.3	2.1	1.4	1.2	1.6	2.8	3.4	4.0	1.4	3.2	2.1

[出所] Karrenberg und Münstermann(1996), S.201, Tabelle 3による。

[注] 旧西ドイツ地域のための集計。

表1は1980年以降の旧西ドイツ地域の自治体総収入における、各収入の比率の時系列的な変化を示している。それをみると、料金の比率は1980年以降一貫して上昇してきていることが分かる。なぜ、料金負担のみがこのように一貫して増大してきたのであろうか。

下水道事業を例にとってみると、80年代以降のドイツの自治体における料金政策は、3つの段階を経たと言える (Beckhoff und Münstermann 1990, S.234-235)。80年代初期には石油ショック後の不況のために税収や連邦・州からの財政援助が伸び悩んだ。そのため、自治体財政を強化する必要が生じ、下水道事業は、一般財源から切り離して独立採算制を徹底することになった。これにともなって、料金は毎年8~9%のペースで引き上げられ、その結果として現在のように事業費用がほとんど料金収入によって賄われるようになったのである。80年代半ばには、諸物価の安定とともに料金水準も落ち着いていたが、表2-2にも示されているとおり、1987年ごろから再び料金は一般会計の伸びを上回る上昇を示すようになり、1990年前後には平均で10%を越える上昇となった。「第2の家賃」とまで呼ばれるようになった料金負担の増大は社会問題にまでなり、後述するように、1994年には住民が現在の料金算定方式は違法であると訴えて勝訴した。

表2-2 ドイツの市町村における主要収入の対前年度比伸び率(%)

	1981	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
租税	-2.7	1.9	5.2	6.5	7.1	4.3	1.8	6.4	7.0	1.5	9.5	7.8	0.5	-1.0	-4.3	0.8
州・連邦の財政援助	4.3	1.2	-3.2	6.0	5.4	4.9	5.1	2.8	5.5	6.0	9.0	8.3	8.9	2.0	0.8	4.6
料金	7.8	9.0	8.9	3.2	1.9	4.8	5.1	7.8	6.3	8.5	11.3	12.5	5.6	7.4	6.0	5.0
その他の収入	11.2	0.5	4.5	5.1	6.5	6.9	2.8	6.6	6.1	8.3	4.5	3.7	10.8	5.4	0.9	1.0
総収入	2.0	3.0	3.4	5.6	5.8	4.7	3.1	5.1	6.0	4.6	8.8	8.4	4.7	2.1	-1.4	1.6

〔出所〕 Karrenberg und Münstermann(1996), S.198, Tabelle 1b による。

〔注〕 旧西ドイツ地域のための集計。

なぜ、1987年以降料金が特に高い伸び率を示してきたのであろうか。その原因は、下水道事業とごみ処理事業において近年莫大な投資を行う必要性が生じ、それが事業費用における減価償却費・利息支払いの増大という形で表面化してきたことにある。独立採算制のもとでは、この事業費用の増大はそのまま料金に転嫁され、料金水準の引き上げとなって現れるのである。それでは、なぜ自治体は近年莫大な投資を行わざるをえなくなったのであろうか。ここでは、下水道事業に絞って考えることにしたいが、主として以下の3つの要因があげられる (Beckhoff und Münstermann 1990, S.236)。

- ① 下水道の管渠延長および雨水処理施設建設のための投資費用
- ② 環境政策上の基準の継続的な強化と排水課徴金への対応のための投資費用
- ③ 特に大都市における今世紀初頭以来の下水道管渠の更新費用

環境政策と自治体財政との関係上特に重要なのは、②の要因である。より望ましい環境への要請はドイツの自治体財政に影響を及ぼし、財政需要の拡大を引き起こしてきたからである。具体的には、まず全国统一の排水基準（これを最低要求基準という）が1976年以降一貫して強化されてきたことが大きい。自治体の排水処理施設は、この連邦の最低要求基準を当然満たさねばならない。他方で1981年より徴収されている排水課徴金の料率が12マルクから60マルクへと継続的に引き上げられ、課徴金の対象となるパラメーターがBOD・CODから重金属、そして窒素・燐へと順次増大していったことも大きな要因である。自治体は基準を遵守し、課徴金負担をできる限り少なくするためにも、排水処理施設の新規および追加投資を行わざるをえなかったのである⁵⁾。

このような傾向は、将来も変わらないどころか、EUおよびドイツ国内におけるいっそうの基準強化によってさらに深刻になると予測されている。というのは、EU指令91/271/EWGに基づいて各自治体は1998年までにいっそう高次の浄化レベルに到達することが求められており、1998年までの連邦全体での投資費用は210億マルク（約1兆4700億円）にのぼると見積もられている⁶⁾。また、国内では排水処理後の汚泥処理に対する制約がいっそう厳しくなることにともなって、汚泥処理費用も増大すると見込まれている⁷⁾。

これらすべての事情は投資費用の増大を通じて料金の上昇となって反映されてくる。以上が1980年代から90年代にかけての環境政策と自治体財政をめぐる状況である。このよう

な状況に直面した自治体はまず、地方債の発行という手段をとらない限り、租税もしくは料金収入の増加によって財政需要に応えようとするであろう。この問題に対する第2の方策として、租税もしくは料金を環境政策の1手段として用い、処理すべき排水もしくはゴミを減らすことによって事業費用を抑制しようとするであろう。これがまさに1990年前後のドイツの地方自治体において、なぜ新たな環境税の導入や料金改革の動きが顕著となったのかを説明する大きな要因であったと考えられる。

2. 3. ドイツにおける自治体料金のエコロジー化の議論

2. 3. 1. 自治体料金のエコロジー化をめぐる議論の背景

排水処理に関する公共サービスは、伝統的に租税と下水道料金によって賄われてきたし、廃棄物処理サービスは、ほとんど租税によって賄われてきた。財政学では、このことは、排水処理および廃棄物処理サービスが一種の公共財であるから、租税でそれを賄うことが基本的には望ましいこと、そして、その運営・管理にともなう費用に関しては受益者負担に基づいて一定の料金を徴収することも正当化できるとされていた。しかし上述のように、この領域における問題の深刻化とともに、伝統的な費用負担方式が批判されるようになってきた。つまり、利用者によって負担されるべき公共料金の総額はこれまで純粋に公共サービスの供給にかかわる費用を賄うという観点からのみ決定され、個々の利用者への料金の割り振りはその利用者が公共サービスから享受する便益に基づくこととされてきた。しかし、それでは公共サービスの利用にともなって発生する外部不経済は内部化されないために、資源の過剰利用や環境汚染を制御できない。したがって、料金の算定をエコロジックな観点から改革すべきだ、との主張が行われるようになったのである。

このような改革への要請が出てきたのは、料金算定の際に個々の排出の質に関する格差が考慮されなければ公正でないし、効率的でもないとの認識が高まってきたためである。個々の排出の質に関してほとんど格差がないならば料金を排出の質によって差別化することはほとんど問題にならない。しかし、例えば廃棄物の中にプラスチックが混入し、それが廃棄物焼却施設に過剰な負担を与え、処理コストを増大させるという事態が生じるならば、そのようなコストを生じさせている原因者にそれに応じた共同処理費用の割り振りを行うのが公正であろう。また、その結果として、原因者はプラスチックの消費を少なくして自らの料金負担を減らそうとするだろうから、その分だけ共同処理費用は減少し、効率性も増す。したがって公共サービスを過剰に享受している原因者にそれに応じた対価を負担させるような料金体系を築くことが公正かつ効率的であるとみなされるようになってきたことを示している。

ドイツでは、これを地方自治体料金のエコロジー化といい、地方自治体における環境税導入の議論と並行して、90年代前半に活発な議論が行われた。日本と異なって、下水道・ごみ処理事業において独立採算制がとられているドイツでは、料金の重要性が日本と比べて格段に高くなっている。したがって、料金の改革は大きな政策効果を発揮する潜在的な可能性を持っているのである。

2. 3. 2. 自治体料金のエコロジー化をめぐる議論の展開

ドイツにおける自治体料金のエコロジー化をめぐる議論は、端的に言えば、次の3つの

主張からなる⁸⁾。第1は、下水道および廃棄物処理業務において完全独立採算制を達成し、公企業としての論理を徹底させることである。この主張は2つの要素からなる。まず、ドイツでは事業費用の約90%が料金によって賄われているが、これを100%に近づけ、維持管理費および資本費をすべて料金で賄うようにすべきこと。つぎに、料金の算定は投資の「調達費用」に基づくのではなく、「再調達費用」に基づくべきものであること。これらの主張は、どちらも結果として料金のさらなる引上げを意味する。ここで意図されているのは、独立採算制を徹底することで料金の公共サービスの対価としての役割をより明確にし、その結果として料金の資源節約および環境保全への政策効果を高めることである。

第2は、料金構造に関わる。エコロジ-的観点からは、公益事業の平均費用逡減を根拠とした累退制の料金設定が批判され、反対に累進性が推奨される。

第3は、課税ベースの変更である。例えば排水処理の領域では現在、ほとんどの自治体で排水量を基準とした料金算定が行われているが、これでは排水の質を考慮することができないので、汚染物質の多寡に応じた料金算定を行うべきであるとされる。以下、上述の3点について具体的にみていくことにする。

a) 公営企業としての料金決定原理

地方自治体の料金決定はさまざまな観点から法的制約が課されている⁹⁾。ドイツでは、以下の3つの条件が料金決定の際に考慮されなければならない。

- ① 応益原則に合致すること。
- ② 経営的観点から、費用補填原則に基づくこと。
- ③ 平等原則に抵触しないこと。

①は料金が、住民の享受する公共サービスの対価として徴収されることを述べている。公共サービスの評価は、住民がそれを消費することにより得られる効用を捕捉することは困難なので、通常その供給にかかる費用に基づいて行われる。②は第1に、文字通りそのサービスの供給に要した費用を料金で賄うこと、第2に、他方でその料金収入は費用を超過してはならないこと、つまり利潤発生回避を述べている。③は同一のサービスに対しては同一の料金が課されねばならないことを述べている。これは累進制料金の導入を原則として排除している規定だと考えられる。

②で述べられているとおり、サービスの供給にかかわる費用はなんらかの方法で補填されねばならないとしても、問題なのは、いったいどの範囲の費用が料金によって賄われるべきなのかという点である。公営企業の経営において考慮に入れられなければならない年々の費用、つまり収益的支出は次の項目からなっている。

収益的支出 = 維持管理費 [人件費、物件費] + 資本費 [減価償却費、支払利息]

現実には、これら収益的支出のすべてが料金収入によって賄われてきたわけではない。Ewringmann et al. (1981) の調査によれば、1970年代のドイツでは46%の自治体が収益的支出をすべて料金によって賄い、29%の自治体がそれをしようとして果たせず、残りの自治体は所得分配に及ぼす影響などを考慮して、社会政策的観点から料金のみによる費用補填を放棄していた。また、現在の日本の場合は、地方公営企業法上の法適用企業に限って

みても、経常費用の料金による補填率は41.2%にすぎない（全国市長会 1995， 551ページ）。残りは、国庫補助金および他会計からの補助金によって補填されている。

しかし、「自治体料金のエコロジー化」の観点からは、このような状態は許容され得ない。それによれば、国庫補助金および他会計からの繰り入れを削減して、収益的支出をすべて賄える水準にまで料金を引き上げるべきである。なぜなら、下水道サービスの利用者は本来負担すべき費用を負担せず、不当に低い料金によって資源の過剰利用へのインセンティブを与えられてしまうからである。ここでは、公益事業の独立採算制を強め、経営体としての論理を徹底することが、同時にエコロジー的にも望ましい料金体系の構築につながるという議論が特徴的である。しかし、この主張は1980年代に急速に料金水準が上昇したことによって、ドイツではほぼ満たされつつあると言える。

近年問題となったのはむしろ、料金の算定を「調達費用」に基づく減価償却費を根拠とすべきなのか、それとも「再調達費用」に基づく減価償却費を根拠とすべきべきなのかという点であろう。調達費用に基づく減価償却費とは、投資を行った時点での資本価値に基づいて算定された減価償却費をさす。これに対して、再調達費用に基づく減価償却費とは、償却期間終了後に、資本の実質価値が維持されるように算定された償却費用を指す。つまり、価格上昇やインフレーションの効果が考慮されるため、償却期間終了後の資本価値の目減りを回避することができる。一方、調達費用に基づく減価償却では、償却期間終了後における資本の実質価値の減少を回避できない。このような会計方式の下で資本の実質価値を保存しようとするれば、補助金や他会計からの繰り入れに頼らざるをえなくなるので、完全独立採算制が維持できなくなってしまう。

このように、調達費用に基づく減価償却は静態的な概念であるのに対し、再調達費用に基づく減価償却は動態的な概念であり、時間を通じた独立採算制の維持を可能にする。後者の会計制度の下では、将来目減りするであろう資本価値分をあらかじめ積み立てておくために、前者の会計制度の下でよりも料金は高くなる。「自治体料金のエコロジー化」の議論によれば、料金算定は再調達費用に基づくべきであるとされる。なぜなら、時間を通じて独立採算制が維持されるために、事業費用は全て、その便益の享受者のみによって担われ、同時に資源節約への適切なインセンティブが与えられるからである。

b) 料金構造について

同様に、自治体料金改革の立場からは、公益事業においてたびたび採用される平均費用逓減に基づく累退制料金¹⁰⁾が批判される。なぜなら、それによって大口需要者に対して資源浪費への「誤った」インセンティブが与えられるからである。また、需要量に依存しない固定費用を固定料金によって、需要量に依存する変動費用を従量料金によって回収する2部料金も、結果として利用者の行動に影響を与える変動料金部分がきわめて小さくなるので、資源利用の制御の観点からは望ましくないとされる。代わって推奨されるのが累進性の料金設定である。

c) 料金ベースの変更について

上述の論点 a) および b) は、資源の過剰利用を制御する観点から提起された料金改革の議論であると言える。これに対して、料金に汚染物質を抑制する役割を持たせるために、

下水道事業の場合で言えば、課税ベースを排水量から排水中に含まれる汚染物質の量に変更するべきだ、との議論が提起された。これまでは、排水処理のかかわる費用を個々の利用者に割り振る際には、排水量が個別利用者の享受する便益の近似的な指標とみなされ、それに応じて料金の徴収が行われてきた。しかし、個別利用者の排水の質の違いが無視できないレベルにまで達するようになり、それが共同処理施設における排水処理費用を増大させていることが明らかになった場合には、原因者負担原則に基づき、排水の質の違いに応じて料金を徴収することが公正かつ効率的である、というわけである。確かに、もし共同処理費用の割り振りにおいて排水の質が考慮されなければ、本来は各企業の工程内で処理されるべき排水が共同処理施設に流れ込み、共同処理費用をそうでない場合よりも増大させてしまう可能性がある。

Ewringmann et al. (1981) によれば、ドイツでは約6割の自治体が純粋に排水量のみに基づいて料金設定を行う一方、他の4割の自治体は汚水追加料金という形で排水の汚染度を料金算定に際して考慮しようとしていた。中井(1982)によれば、日本でも一部の自治体で水質使用料が徴収されている。しかし、原因者負担原則に基づく料金設定を行おうとすれば汚染物質のモニタリングを行わなければならないため、これまでは、ドイツでも日本でも排水量に基づく料金設定が主流であり続けてきた。

2. 3. 3. 自治体料金改革の実際

まず論点a)に関する改革についてであるが、ドイツでは基本的に「調達費用」に基づく減価償却費を根拠に料金算定が行われている。「再調達費用」に基づく料金算定を行っているのは、シュレースヴィヒ・ホルシュタイン州のみであり、ノルトライン・ヴェストファーレン州ではどちらの料金算定方式を選ぶかは各自治体に任されていた (Sander 1992, S.172)。ところが、ノルトライン・ヴェストファーレン州に属し、再調達費用に基づいて料金算定を行っていたカストロップ・ラウクセル市が住民から訴えられ、1994年8月5日にミュンスター上級行政裁判所が下した判決によれば、そのような料金算定方式は違法である、との判断が下された (Mohl und Schick 1994)。この判決はノルトライン・ヴェストファーレン州の他の自治体にも影響を及ぼし、それまでの料金の急激な上昇傾向を明らかに抑える効果をもたらしたと言われている。例えば、ごみ料金のノルトライン・ヴェストファーレン州平均上昇率は1994年には11.7%であったが、95年には1.9%となった。また、下水道料金の上昇率は94年には10.4%であったが、95年には7.4%となった (Lampen 1995, S.2 und S.6.)。したがって、再調達費用に基づく料金算定は法的正当性を獲得できず、その実施は現在のところ極めて困難である。次に論点b)に関する改革についてであるが、累進性の料金体系は自治体課徴金法のもとでは料金決定の際に考慮されるべき応益原則と平等原則に反するため、その実施は現実には困難である (Rudolph 1994, S.453-454., Sander 1992, S.174)。

下水道・ごみ処理事業においては、固定費用が全事業費用の $\frac{1}{4}$ を越えることがたびたびあるために、平均費用はむしろ処理すべきごみ・排水量の増大とともに逡減していく。したがって、現行法のもとではかえって累退制料金が許容されているのが現状である。

確かに、料金決定において応益・平等原則を尊重するならば、累退制料金の採用は自然であるが、資源節約という政策目的からみるならば、それは望ましくないであろう。ここ

には、応益・平等・費用補填という料金決定の伝統的諸原則を尊重し、料金を政策手段として用いることに懐疑的な立場と、それに対してより積極的な立場との対立がある。しかし、たとえば日本の上下水道事業では、累進制料金によって需要制御を行い、事業の総費用を抑制する役割が料金に与えられている。現代の料金には、費用補填だけでなく、このように政策手段としての機能が既に備わっているのである。したがって、現代料金論の課題は、料金の伝統的な費用補填機能と、エコロジ-的な観点からみた政策手段としての機能をどのように統合していくかという点にあると考えられる。

最後に論点c) についてであるが、ドイツでは1990年前後より、ブレーメン市、ビーレフェルト市、エスリンゲン郡など、いくつもの自治体でごみ料金を定額制からごみ袋の個数やごみの重量などに基づいて課す従量制へ移行させる改革が行われた（ブレーメン市に関してはLahl 1993, ビーレフェルト市に関してはWiebe und Lindemann 1990, エスリンゲンに関してはScheffold 1992）。本稿ではエスリンゲンのケースを手がかりにこの料金改革の実際を検討することにする。エスリンゲンでは1991年1月1日より、ごみの量に応じた料金制度が導入された。料金は固定料金と変動料金に分けられている。なお、固定料金は1家族の人数に依存して決まっており、詳細は以下のようになっている。

表2-3 エスリンゲンのごみ料金料率 (マルク)

固定料金	変動料金
1人-----100 DM	120 ℓ 容器----3,75 DM
2人-----160 DM	240 ℓ 容器----7,50 DM
3/4人----220 DM	1100 ℓ 容器--37,50 DM
7人以上----265+(44/Person) DM	

ごみの量に対する効果は料金改革前後で顕著にみられた。120 ℓ 容器は47%減、240 ℓ 容器は73%減、1100 ℓ 容器は42%減という結果であった。価値物の回収に関しても、古紙が年間1人当たり32,4kgから50,8kgに上昇し、ガラスが23,1kgから31,4kg上昇した。

エスリンゲンのケースでみる限り、全体として従量制ごみ料金の導入によってごみの量を減少させるという目的は達成された。その原因は価値物がかなり回収されてリサイクルへ回されたことと、ごみの自家処理がかなり広く行われたことにある。しかし、このことは、ゴミの減少が料金のみによる効果ではなく、むしろゴミ有料制の導入と同時に、料金のインセンティブ効果が発揮されるような条件が整備されたことが、料金によるゴミ抑制効果の発揮に貢献したのだと考えられる（植田 1996, 116-119ページ）。

ただ、エスリンゲンにおけるこのような改革の背景には、ごみ処理事業における財政危機があったことは理解しておかなければならない。エスリンゲンでは、1989年の事業会計赤字をそれまでに積立てていた1千万マルク（約7億円）に及ぶ準備金の取り崩しによって補填した。翌1990年にも引き続き事業費用が上昇するために赤字の発生が予想され、準備金も改めて積み立て直さねばならなかったため、1991年には劇的な料金の引上げが見込まれていた。したがってエスリンゲンの料金改革はたんに定額制から従量制への移行だけでなく、事業費用の財源調達もまたその主要な目的であったと考えられる。実際、料金改革後の住民による料金負担は増大することになったのである。例えば、3人もしくは4人

家族ならば改革前の1989年には年間 200マルク（約1万4千円）の負担だったのが、改革後では少なくとも 220マルク、用いるゴミ箱の大きさによっては272.50～ 520マルクを負担しなければならない。1100ℓ容器を用いるある事業所の場合、改革前の負担1680マルクに対して現在の負担は3075マルクとなっている（Scheffold 1992, S.3）。

エスリンゲンの料金改革は、もちろん従量制料金の導入によってごみ減量へのインセンティブを与えるという目的を持っていたが、他方で、料金負担の増加を住民に対して説得するための手段であったとも考えられる。というのは、ごみ減量に励めば料金負担は増大するとしても、その程度をわずかなものに抑えることができる。また、ごみ減量に努力する住民とそうでない住民との間の負担の公平性を確保することも可能となるからである。ただし、この改革によってあまりにもごみ減量へのインセンティブが効きすぎて肝心の財源調達目的が危険にさらされぬよう、固定料金と変動料金からなる2部料金制を採用しているのも特徴的である。

一方、ごみ処理事業とは対照的に、下水道事業では、日本の水質使用料にあたる汚水追加料金が以前から実施されているのを除けば、料金改革の新たな動きはほとんどみられない¹¹⁾。これは、排水の質の制御という役割を、連邦レベルで実施されている排水課徴金が担っていることと関係していると思われる。この点に関しては、排水課徴金が自治体の下水道料金を通じてどのように利用者に割り振られているのか、という転嫁問題とも関係してくるので、別途検討を要する。

2. 3. 4. 自治体料金のエコロジー化をめぐる理論と実際の評価

自治体料金のエコロジー化をめぐる議論は、公共料金の決定原理を環境保全の側面から見直す契機を提供したという意義を有する。つまり、この議論は大きく分けて環境保全というよりは資源節約の観点からの料金改革を主張する論点a)、b)と、料金決定をより汚染原因者負担原則に基づいて行うべきことを主張する論点c)からなり、現在の料金決定方式がそれぞれの観点から批判されるのである。しかし、自治体料金のエコロジー化の議論もまた理論上・実践上の問題を抱えている。以下ではそれを1種の料金引上げの論理である論点a)と、料金のインセンティブ機能強化論である論点b)およびc)とに分けて検討したい。

論点a)で展開された議論は、エコロジー化の議論といいながら、実際には増大する財政需要をどのように独立採算制のもとで賄っていくべきかという問題意識から出発している点是否定できない。既に述べたように、ドイツの自治体は1990年前後よりEUおよび連邦レベルの環境規制強化に対処するための莫大な投資費用の圧力にさらされており、論点a)で提案された改革が実行できなければ独立採算制の維持は破綻しかねないこともまた事実であった。料金の算定をそれまでの「調達費用」に代えて「再調達費用」に基づかせるべきだ、との主張は事業経営の長期的な安定化を図るのならば避けられない改革であると言える。

結果としてこの議論は料金のさらなる引上げを支持したわけであり、それを正当化する論拠として持ち出されたのが受益者負担原則であり、エコロジー化であった。この受益者負担原則の強調は、1979年に出された日本の第4次下水道財政研究委員会提言の議論と期せずして全くパラレルな論理であることが興味深い。日本の場合は、石油ショック以降の

自治体税収の伸び悩みがその背景にあった。自治体が財政危機に陥ると、受益者負担原則の徹底が強調されるのは両国に共通の傾向である。しかし、論点a)の主張とそれに基づく改革に対しては次のような問題点を指摘することができる。

第1に、この議論では公益事業の料金決定は全面的に受益者負担原則に基づくのが当然であるとの暗黙の前提に立ち、現状がそうでないから環境の過剰利用が生じるのだという議論を展開している。しかし、これは詳細な検討を要する論点であろう。例えば下水道事業は、その便益を下水道管渠に接続する個々の利用者に帰属させることができるので、利用者が享受する便益をなんらかのやり方で確定して、事業費用をそれに基づいて受益者に割り振れるという性質を有する。しかし、他方で伝染病の予防と環境破壊の防止に役立つという公共財的な側面をも有する。従って下水道事業のすべての費用を受益者負担原則で賄うことが必ずしも公平ではなく、そもそも事業のうち、どれだけを一般財源、つまり租税で賄い、どれだけを受益者負担、つまり料金で賄うのが公平かつ効率的なのかという財政論が必要なのである。

第2に、事業費用が今後も引き続いて上昇していくことが見込まれる中で、これからもその費用をたんに料金という形で住民に転嫁してだけで済むのか、ということが問われている。つまり、たんに対症療法的に料金を上げただけで対処するのではなく、社会資本の効率的建設・運営を通じて事業費用を抑制し、それによって料金上昇の抑制を図ることも必要なのではないかということである。これを受けて、論点a)に関する議論でも下水道・ごみ処理事業における経営組織原理のあり方そのものが議論の対象となった。それによれば、事業を一般会計から独立した公企業形態で運営することで現在の非効率的な経営組織を変革していき、それによって事業費用そのものを抑制するのが望ましいとされている(Beckhoff und Münstermann 1990, S.237)。ここから推測すると、「自治体料金のエコロジー化」の議論が想定する究極の望ましい公共部門の姿とは、下水道・上水道・ごみ処理・・・などの事業が一般会計とは独立に公企業形態でそれぞれ効率的に営まれ、なおかつそれによって一般会計の負担軽減にも成功している、という姿であろう。ただ、地方におけるこのような公共部門のあり方が社会効率上も、エコロジー上も本当に望ましいのかどうかについては詳細な検討を別途要する課題である。なぜなら、企業会計方式を採用すると、議会の監視が弱まり、事業を民主的にコントロールすることが困難になるからである。また、各事業が独立し、相互連関性もないままに進められると、本来都市計画とリンクして総合的に進められるべき社会資本の整備が困難となり、都市計画の総合調整機能が失われるからである。

次に論点b)およびc)の改革についてであるが、これらは方向は異なるとはいえ、いずれも料金の政策手段としての機能を重視しているという共通点を有する。しかし、問題となるのは料金における政策手段としての機能と、財源調達手段としての機能を両立させることが可能なかどうかという点である。たとえば、中井(1982)によれば、累進制料金を採用している神戸市では1980年の料金改定において累進度を強化したところ、一番負担の重い5,000円/月以上のランクでは排水量がピーク時に比べて28%も減少し、料金が2.2倍に引き上げられたにもかかわらず、収入は1.6倍にしかならないという事態が生じた。確かに、これは当初狙ったインセンティブ効果が発揮されたことを意味するので、望ましいことだと言える。しかし、完全独立採算制をとるドイツでは、料金は収入源として日本

以上に重要な意味を持つので、料金本来の役割である財源調達機能は何にもまして最優先されるべきものである。したがって政策手段として料金を用いるならば、あくまでも料金の財源調達機能に抵触しない範囲内でのみ可能なのだと言える。これが、料金を政策手段として用いるにあたっての限界である。

2. 4. 地方自治体における新たな環境税導入

2. 4. 1. カッセル市の包装税の概要

ドイツの自治体は、下水道およびごみ処理事業における財政需要の増大を、料金改革によって対処しようとしてきた。しかし、料金の引き上げは住民の強い抵抗のゆえに限界があり、また、従量制ごみ料金も成果をあげているとはいえ、ごみの質まで区別して差別料金を課すことは技術的に不可能である。ここに租税の、料金とは異なる政策手段としての利点がある。租税ならば、ごみ処理において費用を特別に発生させるような財に対し、選択的に課税することが可能だからである。また環境税は、選択的課税によって問題となる財の消費を抑制し、ごみ処理事業の費用抑制にも貢献することができる。租税論的には、このような租税は、処理困難なごみの処理を自治体に任せることによって、特別の便益を享受している経済主体に対して費用負担を求める、特別課徴金として位置づけることができる。以下で検討するカッセル市の包装容器課税も、特別課徴金としての環境税の1種であり、料金とは異なった利点をもつ政策手段として導入されたのである。

カッセル市はドイツ中部に位置する人口20万人程度の中規模都市である。カッセルは1991年12月より包装容器課税という形で、自治体レベルにおける環境税の導入に成功した先駆的な都市として注目されている。この包装容器課税はその後他都市に波及し、現在では約15都市で実施されている。そこで、ここではカッセル市のケースを手がかりに自治体レベルにおける環境税導入の可能性を検討したい¹²⁾。

カッセル市が包装税を導入するに至った背景には、第1に処理すべきごみの量が増大していたこと、第2に、1970年に建設されたごみ焼却施設を、1990年に制定された環境汚染防止法第17次政令に基づいて根本的に更新しなければならなくなったことがある。環境汚染防止法第17次政令は大気汚染防止の観点から、焼却処理施設から排出される有害物質の抑制を強化している。したがって1970年に建設された焼却施設では、法律の求める排出基準が満たせなくなってしまうのである。

以上のような事情のため、今後ますますごみ処理に関する事業費用の増大が見込まれていたカッセルでは、包装容器に課税することでごみの量を減らし、事業費用を抑制しようとした。包装容器の減少はたんにごみ総量の削減に貢献するばかりでなく、有害物質を発生させ、高熱を発生して焼却炉を傷めるプラスチックを削減することによっても事業費の抑制に貢献するのである。このことから分かるように、包装税導入はあくまでもごみの削減という政策目的に基づいており、財源調達は副次的な目的である。

カッセルの包装税の概要は、その根拠となっている包装税条例によれば、以下のようなものである。まず、課税対象は、その場で飲食される目的で販売される食料および飲料に用いられている、再利用不可能な包装材および食器である。納税義務者は、社員食堂、レストラン、軽食堂、自動販売機における使い捨て容器の最終販売者である。包装税の課税対象および税額は、使い捨て缶、使い捨てビン、使い捨てコップ、その他に1個につき0,40マルク(約28円)、使い捨て容器には0,50マルク(約35円)、使い捨てフォークなどには0,10(約7円)マルクである。しかし、納税者がその場で容器などを引き取り、公共の廃棄物処理システム以外でリサイクルを行う場合には課税は免除される。

表2-4 包装税の税収の経年変化（マルク）

年	予算見込額	納税申告による税収額	実際の税収額
1992	100,000.00	250,000.00（4半期のみ）	6,000.00
1993	1,000,000.00	900,000.00	30,000.00
1994	1,000,000.00	600,000.00	6,000.00
1995	1,000,000.00	600,000.00	18,000.00

表2-4は、包装税の収入額の推移を示している。実施初年度の1992年には納税申告に基づく税収が予算見込額を大きく上回り、その10倍となった。1993年以降の予算見込額は92年の税収額に基づいている。税収額は、包装税のインセンティブ効果が効いて徐々に減少していく傾向にある。具体的には、リサイクルへ回される容器が増えた結果、免税規定の適用が増えたのである。表2-4で実際の税収額と申告による税収額に差があるのは、係争中の裁判のために、納税が延期されているからである。

2. 4. 2. 自治体における環境税の導入と課税自主権

ドイツでは市町村がなんらかの租税を独自に導入する余地は原則としてきわめて限られている。それでもカッセル市が包装税の導入に成功したのは、いかなる法的根拠に基づいていたのであろうか。

ドイツ基本法および州法によれば、市町村は自治権を有し、そこには財政自主権も含まれている。つまり、ドイツ基本法は地方税の税源として物税を保証しているほか、市町村は州法の規定にしたがって地域的消費税・支出税を課税できていることになっている。さらに、基本法の規定に基づいて各州はそれぞれ自治体課徴金法を定め、地方自治体の税、使用料、手数料について規定している。ところが、理念的には保証されているはずの課税自主権の行使が、実際には厳しく制限されているのである（Sander 1992）。

それは第1に、自治体条例および自治体課徴金法に基づく租税は補完的にしか導入されてはならないと規定されているからである。つまり、市町村はまず他の収入源である料金や負担金の可能性を利用しきらなければならない。その可能性がもはやないと判断されて初めて新税の導入が問題となる。第2に、市町村が課税できるのは州および連邦が課税を行っていない対象に対してのみである。つまり課税の優先権は州および連邦にあるのである。さらに、市町村が新たに課税するためには、州がその課税に関する立法権を有していなければならない。ドイツ基本法によれば、このような条件にあてはまる租税は地域的消費および支出税である。したがって、市町村にとって課税自主権を行使できる可能性があるのは、地域的消費および支出税を連邦や州がまだ徴収していない場合だけである。市町村が地域的消費・支出税を導入するためには、上の2条件を満たした上に、州政府の内務・大蔵両大臣の承認を得ることが必要である。

しかし、州政府の承認を得るのはなかなか困難である。例えば、カッセル市と同様に、飲料容器税を導入しようとしていたデットモール市は州政府の承認を得ることができず、続いて起こした行政裁判でも敗訴した。これとは対照的に、カッセル市にとって好条件であったのは、カッセル市の属するヘッセン州では1991年10月31日以降、新税の導入に関して内務および大蔵大臣の同意を得る必要がなくなったことである。そのため、カッセル市

が上述の2条件を満たす条例を制定しさえすれば、課税自主権を行使して新税を導入することが可能となったのである。

この包装税に対し、ファーストフードレストランの2事業所と2つの自動販売機設置業者が、包装税条例は違法であるとしてヘッセン州行政裁判所へ訴訟を提起した。この裁判は、果たして環境税を用いて廃棄物の抑制を行う権限が自治体にあるのかどうかをめぐって争われた。原告の主張によれば、それは包装容器政令を定めた連邦の権限であって、市町村の権限ではないという。

これに対して1994年8月19日、連邦行政裁判所は廃棄物抑制に対する市町村の権限を認める判断を下し、この判断は1995年6月29日、差し戻されたヘッセン州行政裁判所において確定した。したがって現在ではこの判断に基づいて、どの州でも必要な要件を満たせば、市町村が包装税を導入することが可能となっている。

2. 4. 3. カッセル市の包装税の評価

カッセル市の包装税は、包装容器の抑制という点では大きな政策効果を発揮したといわれている。例えば、自動販売機で用いられていた使い捨て飲料容器の量は、包装税の徴収以来これまでに、半分に減少したという。また、多くの使い捨て容器が再利用に回された結果、表2-4に示されているように、税収の減少が生じているほどである。しかし問題は、課税対象となる包装容器は、カッセル市で処理されるべき全包装容器の3~5%でしかないということである¹³⁾。したがって、包装税によって課税対象となった包装容器が大幅に減少したとしても、ごみ処理事業における事業費用の抑制にはほとんど貢献することができないであろう。これは、カッセル市が地域的消費・支出課税の概念に適合する包装税しか課すことができないためである。逆にいえば、市域外に持ち出されて利用される可能性がある包装容器は、「地域的消費および支出」の要件を満たしていないので、包装税の課税対象とはならないのである。

収入面でも、(仮に納税申告額通りの納税が行われたと仮定して)1995年の包装税収入60万マルクは営業税収入1億5900万マルク、所得税収入1億1560万マルクと比較すれば、微々たるものである。したがって、包装税は財源調達的手段としてもそれほど魅力のある手段ではない。

これらのことが、ドイツの都市における包装税導入政策が、「象徴的政策」であると評される所以であろう。象徴的政策とは、市民の耳目を顕著に引き付けるかたちである政策が導入され、実行されていくが、それを実質的な政策効果の観点からみればほとんど無意味であるような政策のことを指す。そういう意味では、カッセル市の政策も1種の象徴的政策であると言えるかもしれない。なぜなら、もし使い捨て包装容器課税を政策手段として用い、そのリサイクルもしくは再利用容器への転換を促すのならば、ありとあらゆる使い捨て容器に課税する包括的な包装税を連邦レベルで導入するほうが、政策効果がきわめて大きいからである。しかし、連邦にそのような政策を行う意思がないもとでは、また、カッセル市におけるごみ処理事業費用の顕著な増大という事情を考慮に入れるならば、自治体が自らに与えられた権限を最大限に行使して問題の解決を図ろうとするのは当然のことであると言える。そして、カッセル市が裁判を通じて、包装税という形での自治体による課税自主権行使への道を開いたことは、注目すべきことではないだろうか。

2. 5. 日本の地方自治体における環境税の可能性

2. 5. 1. 日本における議論の軌跡

(1)自治体における新たな環境税の導入

日本の地方自治体における環境税導入の議論は既に1970年代より行われていた。当時、地方自治体は大都市を中心に財政危機に陥っており、それを打開するために自治体自主財源の拡充を模索していた。特に東京都では新財源構想研究会が7次にわたる報告書を発表し、その中に、実現はしなかったが環境税導入の提案が含まれていたのである（山本正雄 1979）。

東京都の新財源構想研究会の最大の課題はいかにして財政需要に見合う自主財源を開拓するかということであったから、環境税も財源調達に貢献するいくつかのオプションの1つとして、その導入が検討されたのである。研究会は、東京都における財政需要増大の原因の一部を外部負経済に求め、その発生源に対して課税することを提案した。具体的には都の共同処理施設の処理費用増大の原因となっている洗剤とプラスチックに対する課税、大気汚染防止費用増大の原因となっている自動車排ガス、ボイラーなどによる重油燃焼に対する課税、および航空機煤煙削減課徴金である。

このような公害防止税は、法定外普通税として実施することが考えられていたが、その実効性を高めるためにも全国で一律に実施してその税収を地方に還元するか、大都市連合あるいは都道府県連合として実施することが望ましいとされていた。同様の提案は、当時東京都だけでなく大阪府、京都、神戸の各市でも行われたが、実施には至らなかった¹⁴⁾。

(2)自治体料金の改革

日本では1970年代から80年代にかけて下水道料金（使用料）のあり方が議論され、最近になって、ごみ処理事業における有料制導入の問題が盛んに議論されるようになってきた。

まず、下水道事業における費用負担のあり方については、数次にわたる下水道財政研究委員会の提言を中心として議論が行われてきた（大川 1981，肥後 1983）。料金を決定するには、徴収すべき料金総額、つまり料金水準と、それをどのように個々の利用者に割り振るべきかに関わる料金体系が決定されねばならない。料金水準に関して、1961年の第1次提言は「雨水処理は公費、汚水の処理は私費」の原則を打ち出し、汚水処理費用は原則として料金収入によって賄われるべきであるとの方針を打ち出した。1973年の第3次提言においては下水道がナショナル・ミニマムとして位置づけられ、公費負担の増大が提唱されたが、1979年の第4次提言になると、逆に石油ショック後の財政危機を背景に受益者負担が強調され、私費負担の増大が提言された。

一方、料金体系に関しては、1966年に出された第2次提言で工場排水の増大を背景に水質使用料の設定が提言されている。累進制の料金体系を導入すべきだとの議論も1970年頃より盛んに行われるようになった。累進制料金体系の根拠づけには2つの立場があるが、その第1は伊東(1973)、華山(1974)のものである。それは、①社会的効率性、②シビル・ミニマム、③独立採算制の3つの条件を満し、なおかつ環境制御の機能をも担えるような料金体系として累進制を根拠づけた。これはどちらかといえば、シビル・ミニマムという所得再分配的な側面を強調する立場である。第2は中井(1982)によるもので、累進制はシ

ビル・ミニマムの達成にその根拠を求める必要はなく、むしろ資源利用の効率性にかかわる3つの根拠のみに基づいて正当化できるとしている。その根拠とは、第1に、水資源の有効利用を目的とした大量排出の抑制、第2に大量排出者ほど操業度による変動幅が大きく、非効率な規模の処理施設を要求することになるため、彼らにその資本費増大分を負担させることが効率的な資源利用につながることで、そして第3に、既に触れた下水道事業の平均費用逡増傾向である。

1990年代に入って顕著になってきたのはごみ処理事業における有料制導入とその評価をめぐる議論である¹⁵⁾。有料制が大きな注目を浴びるようになったのは、伊達市で実施されている、もともとは財源調達を目的とした有料制がごみ減量効果を有していることが報告されて以来のことであろう。東京都清掃審議会も1994年12月に出した最終答申の中で、事業系ごみの全面有料化と、家庭ごみの有料化を提言している。

2. 5. 2. 日本の自治体における環境税の実際

70年代に行われた議論にもかかわらず、自治体レベルで新たな環境税が法定外普通税として導入された例は見当たらない。それに比べて、自治体料金は日本でも改革が行われ、下水道料金、ごみ料金とも大なり小なりエコロジ-的な要素を含むようになってきている。本稿では下水道料金に絞って、それがどのような点でエコロジ-的な要素を持っているのか、そしてその環境保全に対する効果や下水道財政において果たしている役割は何なのかということを検討したい。

まず、料金水準であるが、これはドイツと比較して非常に低く抑えられている。というのは、日本の下水道事業における収益的収入は、料金収入だけでなく、他会計からの補助金や国庫補助金によって賄われているからである。この結果、独立採算制からは程遠く、料金収入は事業費用の3~4割を賄っているに過ぎない。事業費用の料金収入による補填率は、例えば京都市では34.2% (1988年度)、大阪市では40.1% (1994年度)、東京都では45.1% (1993年度) となっている (京都市下水道局 1989, 99ページ, 大阪市下水道局 1995, 32ページ, 東京都下水道局 1993, 68ページ)。これは、汚水処理費のうち、維持管理費を賄えるかどうかの水準であり、下水道財政研究委員会の提言である「雨水処理は公費、汚水の処理は私費」の原則が実現されていないことを意味している。

次に累進制料金体系であるが、ドイツと異なって少なくとも日本の政令指定都市ではその採用が常識となっている。累進制が採用されたのはだいたい1970年代前半であるが¹⁶⁾、そのことが水資源節約へのインセンティブを利用者に対して与えたとみられている。すでに述べたように、神戸市では料金改定以降、全てのランクにわたって排水量の削減傾向が見られ、しかも削減率は負担の重いランクほど大きくなっている (中井 1982, 105-108ページ)。大阪市においても同様の傾向が観察された。つまり、累進料金体系が採用され始めた1973年を100 とすれば、1988年における排水量指数は全体が93であるのに対し、0-50^m³/月のランクは143 と増大し、次の51-1,000^m³/月のランクは82、最大の1,001^m³/月以上のランクは54と減少していた (高橋 1992, 10ページ)。しかし、近年に至って、排水量はほぼ横ばいになってきており、節水努力が技術的にも限界に近づいたとみられている。これにともなって多量使用者全体の排水量の変動幅も小さくなり、安定するようになってきた。このため、大阪市のように、累進制料金体系の逡増率 (=最高ランクの単価

／基本額1 m³当たりの単価)を9倍から7倍、さらに7倍から5.9倍へと緩和する都市も出てきた。

最後に水質使用料であるが、これは累進制料金体系の採用ほどポピュラーではない。少し古いデータだが、1989年時点の政令指定都市で水質使用料を徴収しているのは仙台、横浜、名古屋、大阪、神戸、広島、北九州のみである。この水質使用料もまた、汚染物質の排出削減に貢献したと評価されている。例えば、1972年に水質使用料を採用した大阪市でも、1966年から1973年まで一時的に水質使用料を徴収していた東京都でも、負荷の減少がみられ、水質使用料がそれに貢献したといわれている(東京都下水道局 1989, 348~349 ページ, 高橋 1992, 12~13ページ)。しかし、負荷量減少の事実と、水質使用料が実施されている期間を重ね合わせて、そこから単純に水質使用料の効果であると結論づけるのはミスリーディングである。水質使用料の負荷削減効果に関してなんらかの結論を引き出すには、さらに綿密な実証分析が必要ではあるが、東京都の水質使用料の効果に関して実証分析を行った華山(1974)によれば、調査対象となった工場のうち、大口5工場については料金負担による排出削減へのインセンティブ効果はみられないが、それに次ぐ2工場やそれ以下の工場では、料金負担がきっかけとなって排水負荷の減少が起こったと結論づけられている。

以上の日本の下水道料金システムの概観から言えることは、日本の下水道料金は、料金水準の点で独立採算制から程遠く、その点で資源節約にはほとんど貢献していないとみられるものの、料金体系の点では、累進制料金体系にしても水質使用料にしても、ドイツと同等かそれ以上に、料金を政策手段として用いることに積極的であったと考えられる。特に、累進制料金体系は上下水道両方で同時に採用されており、現在なおそれが採用できないでいるドイツの自治体と対照をなしている。

もっとも、大阪市ではこの間の負荷量の減少によって、水質使用料収入は下水道使用料収入の2%を占めるに過ぎなくなり、また、累進制料金体系も節水努力の進展にともなって財源調達目的と矛盾するようになってきている。したがって自治体は、今後、収入目的と政策目的を統合するような下水道料金体系をどうつくっていくのかという課題に直面するであろう。

2. 5. 3. ドイツとの比較からみた日本の自治体における環境税の可能性

(1)法定外普通税としての環境税と課税自主権

課税自主権の行使によって包装税を導入したドイツの自治体は、現在全く導入事例のない日本の自治体とは著しい対照をなしている。エコロジ-的観点からの料金の改革に関しては、両国ではほぼパラレルに事態が進行してきただけに一層その相違が際立つ。

日本でも地方自治体が独自に環境税を導入することは法理論的には可能である。ただ、ドイツではそれを地域的消費および支出課税として導入することができるのに対し、日本の場合には法定外普通税として導入することが可能であるという違いがある。法定外普通税は、地方自治体独自の財源調達手段として、また、自治体独自の租税政策の手段として利用可能な手段である。1993年4月1日の時点で、法定外普通税を実施している団体は、道府県では沖縄県の石油価格調整税、福井・福島・鹿児島・新潟などの12件の核燃料税、青森県の核燃料物質等取扱税である。また市町村では、18団体が法定外普通税を設けてお

り、その内訳は商品切手発行税（8団体）、砂利採取税（7団体）、文化観光施設税（2団体）、別荘等所有税（1団体）である（佐藤・林 1994，147ページ）。

このように法定外普通税の実施例が比較的少ないのは法理論的には認められている課税自主権が、実際にはさまざまな形で制限されているからであると考えられる。法定外普通税は任意に課してよいのではなく、住民の負担が過重とならないこと、地方団体間の物流の妨げにならないこと、そして国の経済政策と調和していることなどの要件を満たしたうえで、自治大臣の許可を得なければならない。この、自治大臣による法定外普通税の許可制は、それを背景に国が自治体に対して強力な行政指導を行うことも可能となるため、地方自治体の財政自主権に対する侵害であり、違憲性の疑いが強いとも言われている（碓井 1979，47ページ）。ドイツの経験から言えることは、自治体が独自に環境税を導入できるかどうかは、自治体の課税自主権がどの程度尊重されるのかにかかっていると見える。もちろんドイツでも自治体の課税自主権は、建て前としてはともかく、実際には厳しく制限されている。しかし、カッセル市が包装税を導入できたのは、1991年10月31日にヘッセン州自治体課徴金法が改正され、新税を自治体が導入する場合には、もはや内務および大蔵大臣の許可を得る必要がなくなり、州政府による自治体の課税自主権に対する統制が撤廃されたからだと言える。

(2)自治体における環境税と財政システム

課税自主権の問題が仮に解決されたとしても、将来、本当に日本の自治体が環境保全・資源節約の観点からの料金改革や環境税を導入する必要性に迫られるのであろうか。この点でドイツと日本の自治体には大きな事情の相違が存在し、この事情の相違のゆえに、日本の自治体は、短期的には環境税を独自に導入する必要性に迫られることはないであろうと考えられる。

本稿の第2節で説明しようとしたことは、なぜ、包装税導入や料金改革を行う動きが1990年前後にドイツの自治体の中に生じてきたのかということであった。それによれば、1990年前後には、自治体の共同処理施設に対する環境政策上の要求水準が高まる中で、それに対応するための莫大な投資費用が自治体財政を圧迫していたという事情があった。そして、独立採算制の下では、この財政需要の増大が料金水準の急速な上昇となって現れたのであった。料金水準の急速な上昇は市民の強い抵抗を呼び起こしていたため、エスリンゲンのように、ある自治体は財政需要の増大に長期的に対応できるような料金改革を行おうとしたのであり、他の自治体はカッセル市のように、共同処理費用を増大させている原因に課税することで事業費用の増大を抑制しようとしたのである。

ところが、日本の自治体財政は、環境政策上の要請が財政需要の増大に反映され、それがストレートに料金の引上げにつながるという構造にはなっていない。例えばごみ処理事業は大半が一般財源によって賄われており、その他に国庫補助金、地方債の手当があり、なおかつ清掃費の基準財政需要額への算入を通じて地方交付税交付金も手当される。ごみ処理事業費における使用料・手数料の割合は1割未満でしかない¹⁷⁾。下水道事業についても同様のことが言える。下水道事業はごみ処理事業に比べて収入総額に占める料金収入の割合が高いとはいえ、上述のように事業費用の3割から4割を占めるに過ぎない。それ以外は、国庫補助金や他会計からの繰入金、そして地方交付税交付金によって賄われてい

る。地方交付税交付金は、下水道関係費の基準財政需要額への算入だけでなく、一般会計から下水道事業特別会計への繰出金に対する地方交付税措置にも基づいて算定されることになっている（井上 1981， 442-475ページ）。

したがって、環境政策上の要請によって生じる財政需要の増大というショックは、一般会計や国庫補助金、地方交付税交付金など多様な財源からなる補填によって吸収されるため、料金引上げという形でその影響が直接に現れることはあまりない¹⁸⁾。このため、日本の自治体は、ドイツの自治体のように料金の引上げに抵抗する市民に直面し、事業費用を抑制しようとしてインセンティブ目的の環境税を導入したり、また、財源調達のために料金改革を行うという手段に訴える必要性に迫られるということは当面ないように思われる。

日本の自治体が環境税を新たに導入するとすれば、それは環境負荷の削減を目的とした、純粹に政策手段としての環境税を導入する必要性が生じた場合であろう。ただしこの場合でも、法定外普通税として導入するのならば、対応する財政需要の存在が示されなければ自治大臣の許可を得ることはできない。

もっとも、長期的な観点からみると、地方分権推進委員会の中間報告にもあるように、今後は機関委任事務が廃止されるとともに自治体の権限が強化される方向にある。また、環境政策の領域でも、シビル・ミニマム整備の段階を終えて、各自治体独自の政策を進める段階に入りつつあると言える。そうすると、国と地方の財政関係も地方自治体の自主財源を強化する方向で改革する必要性が出てくるであろう。環境税を、このような地方分権にともなう財政改革の一環として位置づけることも十分考慮されてよいと思われる。それは例えば、排水課徴金や包装税など、自治体の固有事務と関わりの深い租税であってもよいし、また地球温暖化問題に対処するために全国一律に導入される炭素税の税収を地方自治体に委譲し、その自主財源とすることも考えられる。このような観点からの財政改革は地方自治体の自主財源を強化する役割を果たすとともに、地方税制を「エコロジー化」することにも貢献するであろう。

[注]

- 1) 本稿では便宜的に環境に関わる租税、特別課徴金、負担金、料金を総称して「環境税」と呼んでいることに注意。厳密には、これらの概念を区別して、それぞれ環境税、環境課徴金、環境負担金、環境料金などと呼ぶ方がよいのかもしれない。
- 2) 本稿では市町村の直面する問題を中心に扱う。したがって以下では、特に断らない限り、自治体といえば市町村のことを指す。また、ごみの回収・処理業務は、日本では確かに市町村の事務であるが、正確に言えば、一般廃棄物は市町村の固有事務であり、産業廃棄物は国の機関委任事務となっている。ドイツでは州ごとによって扱いが異なっている。例えばノルトライン・ヴェストファーレン州では、一般廃棄物の回収は市町村がやり、処理は郡が行っている。産業廃棄物に関しては郡が回収を行い、その費用は企業が負担している。また、ザールラント州では事務組合が回収から処理までのすべての業務を請け負っている。
- 3) 下水道およびごみ処理事業は、もともと公衆衛生事業の一環として行われていたが、工業化の進展とともに、環境政策としての側面も強くなってきた。

- 4) もちろん、環境保全に関わる業務の財源を調達するだけならば、市町村固有の財源である営業税の税率を引き上げるか、共同税（所得税・法人税・売上税・営業税納付金からなる）の市町村に対する配分比率を引き上げるというやり方をとることもできる。しかし、伊東(1995)によれば、前者は企業側からの抵抗が非常に強く、むしろ市町村がその縮小を望んでいるほどである。また、後者は共同税の市町村配分を増やすことがそのまま連邦・州の配分を減少させることになるというゼロサムゲームとなっているため、州・連邦の強い抵抗を呼び起こすことは必至である。これに対して環境税は、後述のカッセル市のケースのように、ある条件のもとで自治体の課税自主権を行使することで導入できるため、容易ではないにしても実現の可能性はより高い。また、環境税は、財政需要を引き起こしている原因そのものに対して課税をするので、課税に対する合意をより得やすいという理由もある。
- 5) ドイツ排水課徴金および最低要求基準に関しては第1章参照。
- 6) Landkreistag Nordrhein-Westfalen(1995)によれば、E U指令91/271/EWGによって、自治体は1998年12月31日までに以下の目標が達成されるよう追加投資を行う必要に迫られている。①2千人以上の人口を有する自治体は2005年12月31日までに、国内規定に則った排水処理施設を設置しなければならない。②人口2千人から1万人の自治体は2005年12月31日までに少なくとも生物処理（第2段階）を実行しなければならない。③その排水がいわゆる環境上敏感な地域（これは連邦および州の解釈によれば、北海およびバルト海に接する地域を含み、ノルトライン・ヴェストファーレン州もそれに含まれる。）に排出される場合には、1998年12月31日までに、第3浄化段階（窒素および磷の除去）を実行しなければならない。
- 7) 同様にLandkreistag Nordrhein-Westfalen(1995)によれば、排水処理施設の汚泥処理についてごみ処理に関する技術規定は将来、もはや汚泥が農地に持ち込まれてはならず、原則としてごみ処理施設において処理されるべきであるとしている。現在のところ連邦全体で約60%の汚泥が埋立処理され、15%が焼却処理されている。ごみ処理に関する技術規定によれば、将来はゴミの熱損失（溶解性物質の濃度）が5%を越える場合には有害物質が排出されるのを回避するため、そのゴミは埋立処理されてはならないと定めている。現在の技術水準では、この条件は焼却処理によってしか満たされない。したがって、このごみ処理に関する技術規定は排水処理費用をさらに引き上げる要因となりうる。なぜなら、汚泥を埋め立てた場合に費用は1トン当たり300マルクであるのに対し、焼却した場合には汚泥処理施設を新たに建設するか、産業用の焼却施設を借りなければならないために、1トン当たり2000マルクになるからである。
- 8) 自治体料金改革の議論の総論に関しては、Bals und Nölke(1990), Brückmann(1991), Junkernheinrich und Kalich(1995), Gawel(1995) 参照。
- 9) 日本においても、下水道法第20条は下水道料金の決定に関し、次のように規定している。
 - ①下水の量および水質その他の使用者の使用の態様に応じて妥当なものであること。
 - ②能率的な管理の下における適正な原価を越えないものであること。
 - ③低率または定額でもって明確に定められていること。
 - ④特定の使用者に対し、不当な差別的扱いをするものでないこと。

- 10) Ewringmann et al.(1981), S. 87. ドイツの自治体の約30%で累退制下水道料金が徴収されている。
- 11) Junkernheinrich und Kalich(1995), S.196~199, およびドイツ都市会議のモール博士からのヒアリングによる。
- 12) カッセル市の包装容器課税に関しては、石川(1995), Hedderich(1995), Mohl und Schick(1995), そして筆者が1996年3月26日に行ったカッセル市でのヒアリングに基づいている。
- 13) 筆者が1996年3月25日に行ったドイツ都市会議のモール博士からのヒアリングによる。
- 14) 例えば、大阪府構想では、環境管理計画の財源として公害防止税、神戸市構想では、六甲山環境保全税、高速道路利用税、空かん等回収税、京都市構想では、工場排水税が提案された。なお、各自治体の税源拡充構想に関しては、神戸市都市問題研究所、地方行財政制度資料刊行会編(1983)参照。
- 15) ごみ有料制に関する諸研究の包括的なサーベイについては、山川・植田(1996)を参照。
- 16) 東京都と神戸市は1975年から、京都市は1971年から、大阪市は1972年から累進制料金体系を採用している。
- 17) 確かに、日本でもごみ処理事業における財政需要の増大を抑制しようとして、業務の民間委託やごみ有料制の導入が進んだが、それでも全事業費用の料金補填率は低い水準にとどまっており、財政需要の増大分がそのまま料金に転嫁されることはありえない。なお、ごみ処理事業財政については、寄本(1979), 岩崎(1985)参照。
- 18) もっとも、1980年代以降の国庫補助率削減にともなって従来からの超過負担問題が一層深刻さを増したのは周知の事実であるが、その財源不足分は料金の引上げではなく、地方債(臨時財政特例債および調整債)によって補填された。

[参考文献]

- 石川義憲(1995)「ドイツの連邦・州・地方自治体の環境関連税制の動向について」『地方税』2月号, 119~142ページ。
- 伊東弘文(1995)「ドイツ連邦制の政府間財政関係」, 日本地方財政学会編『税制改革の国際比較』, 106~124ページ。
- 伊東光晴(1973)「公営企業における料金の決定」, 伊東光晴, 篠原一, 松下圭一, 宮本憲一編『岩波講座 現代都市政策』第IV巻, 175~200ページ。
- 井上孝男編著(1981)『都市と公営企業』(『新時代の都市政策』第12巻)
- 岩崎恭典(1985)「清掃財政の現状と課題」, 山本耕平編著『現代のごみ問題 経済編』, 110~142ページ。
- 植田和弘(1996)「ごみ有料化の経済分析」『経済セミナー』3月号, 113~119ページ。
- 碓井光明(1979)『地方税条例』
- 大川武(1981)「行政サービスの費用負担について~下水道財政研究委員会の提言を中心に」『経済と貿易』132号, 53~63ページ。
- 大阪府下水道局(1995)『平成7年度事務事業概要』
- 京都市下水道局(1989)『平成元年度版京都市公共下水道統計年報』
- 神戸市都市問題研究所、地方行財政制度資料刊行会編(1983)『戦後地方行財政資料』第四

巻.

佐藤進・林健久編(1994)『地方財政読本』(第4版)

全国市長会編(1995)『日本都市年鑑 1995』

高橋敏夫(1992)「大阪市における下水道使用料制度について」, 大阪市下水道局編『大阪市下水道局20周年記念 業務研究論文集』, 3~16ページ.

東京都下水道局(1989)『下水道東京100年史』

東京都下水道局(1993)『平成5年度版事業概要』

中井英雄(1982)「神戸市の下水道使用料体系の課題」『都市政策』第28号, 98~113ページ.

中井英雄(1987)「下水道事業の料金決定問題」『商経学叢』(近大), 187~206ページ.

橋本徹(1982)「下水道事業の経営」『都市政策』第28号, 3~25ページ.

華山謙(1974)「下水道料金をどう考えるか」, 都留重人監修『新しい政治経済学を求めて』第4集, 79~108ページ.

林宜嗣(1982)「下水道事業経営の都市間比較」『都市政策』28号114~132ページ.

肥後和夫(1983)「転換期における下水道財政の諸問題」『都市問題研究』35(11), 2~14ページ.

山川肇・植田和弘(1996)「ごみ有料化論をめぐって: 到達点と課題」『環境科学会誌』投稿中.

山本栄一(1982)「神戸市下水道事業からみた下水道財政のあり方」『都市政策』第28号, 65~97ページ.

山本正雄編(1979)『東京都新財源構想研究会報告集 都市財政改革の構想』

寄本勝美(1979)「ごみ処理事業の財政分析」, 磯村英一監修『明日の都市』第6巻, 339~356ページ.

Bals, H. und Nölke, A. (1990) Volkswirtschaftliche Kosten und kommunale Gebühren.: *Kommunale Steuer-Zeitschrift*, Heft 11/12, S. 201~225.

Beckhoff, H. und Münstermann, E. (1990) Die Organisationen der kommunalen Abwasserbeseitigung im Spannungsfeld der kommunalen Gebührenpolitik.: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, Heft 3, S. 234~242.

Brückmann, F. (1991) Möglichkeiten und Schwierigkeiten einer Umweltorientierung der gemeindlichen Gebührenkalkulation.: *Kommunale Steuer-Zeitschrift*, Heft 8, S. 141~148.

Ewringmann, D. E., Hansmeyer, K.-H., Hoffmann, V. und Kibat, K. (1981) *Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf industrielle indirekteinleiter*, Berlin.

Gawel, E. (1993) Kommunale Gebühren und Ökonomisierung des Gewässerschutzes.: *Kommunale Steuer-Zeitschrift*, Heft 4, S. 64~69.

Gawel, E. (1995) Ökologisierung kommunaler Entgeltabgaben.: *Staatwissenschaften und Staatspraxis*, Heft 1, S. 45~82.

Hansmeyer, K.-H. und Fürst, D. (1968) *Die Gebühren*, Stuttgart.

Hedderich, R. (1995) *Verpackungssteuer - neueste Entwicklungen -*.

- Junkernheinlich, M. und Kalich, P. (1995) Ökologisierung kommunaler Entgeltpolitik. : Benkert, W., Bunde, J. und Hansjürgens, B. (Hrsg.) *Wo bleiben die Umweltabgaben?* Marburg.
- Karrenberg, H. und Münstermann, E. (1996) Städtische Finanzen '96—in der Sackgasse : *der Städtetag*, Jg. 49, Sonderdruck aus Heft 3. S. 119-211.
- Lahl, U. (1993) Bremen stellt um ein neues Müllgebührenkonzept. : *Müll und Abfall*, Heft 9, S. 660-664.
- Lampen, G. (1995) *Redemanuskript für Pressekonferenz zum Gebührenbelastungsvergleich 1995*, Bund der Steuerzahler Nordrhein-Westfalen e.V..
- Landkreistag Nordrhein-Westfalen(1995) Höhe der Kosten und Gebühren für Abwasserbeseitigung, *Stellungnahme des Landkreistages Nordrhein-Westfalen für Anhörung am 09. 02. 1995*.
- Mohl, H. und Schick, R. (1994) Zur Kalkulation der Entwässerungsgebühren in Nordrhein-Westfalen nach dem Urteil des OVG Münster vom 5. 8. 1994(9A 1248/92). : *Kommunale Steuer-Zeitschrift*, Heft 12, S. 226-230.
- Mohl, H. und Schick, R. (1995) Umweltschutz und Steuerrecht—Von der kommunalen Verpackungssteuer zur ökologischen Steuerreform —. : *Kommunale Steuer-Zeitschrift*, Heft 3, S. 40-50.
- Oates, W. E. (1972) *Fiscal Federalism*, New York.
- Rudolph, K. -U. (1994) Steuerungsprobleme der kommunalen Abwasserbeseitigung, : *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, Heft 4, S. 453-455.
- Sander, L. (1992) Kommunale Abgaben als ökonomischer Anreiz zur Lösung städtischer Umweltprobleme. : *Informationen zur Raumentwicklung*, Heft 2/3, S. 167-179.
- Scheffold, K. (1992) Zusammenfassende Bewertung der Erfahrungen mit dem Banderolensystem im Landkreis Esslingen nach 6 Monaten Erprobung. : *Müll und Abfall*, Heft 1, S. 1-11.
- Wiebe, A. und Lindemann, H. -H. (1990) Gebührenstruktur als Anreiz für Abfallvermeidung und -verwertung: *Der Städtetag*, Heft 6, S. 451-454.

第3章

地方自治体における料金政策 と環境制御⁽¹⁾

—下水道使用料を素材として—

3. 1. 環境制御のための料金政策導入の背景

近年、税や料金を環境政策の手段として用いる傾向が世界的に強まっているが、この傾向はごみ収集の有料化など、地方自治体でも同様にみられる(山川・植田 1996, 植田 1997)。地方自治体の料金政策と環境制御の関係を考えるにあたって多くの示唆を与えてくれるのが、日本で長い歴史をもつ下水道使用料である。下水道使用料は下水道サービスの対価として徴収される料金であるが、同時に環境制御の手段としても機能してきた。この点で筆者は、1970年代以降の日本の地方自治体が、下水道使用料の政策手段としての可能性をかなり有効に活用してきたと考える。つまり第1に、累進制料金体系をとることによって水資源の有効活用を促進し、第2に水質使用料を徴収することによって汚染を削減するインセンティブをある程度排出者に与えてきたのである。本論文は日本の地方自治体における下水道使用料の、環境制御手段としての側面に光を当て、その意義と限界を解明することを目的とする。

3. 1. 1. 下水道事業における経費の膨脹

下水道事業費は、高度成長期の急速な都市化の進展によって建設費・維持管理費ともに急激に膨脹していった。とりわけ、工場排水を原因とする水質汚濁の進行がそれに拍車をかけた。いかに水質汚濁問題が下水道事業費の膨脹に寄与していたかは、水質汚濁制御のために維持管理費がどれほど増加しなければならなかったかという点に典型的に現れているので、この点をみてみよう。なお、維持管理費は管渠およびポンプ場費、処理場費、そ

図3-1 維持管理費高騰の要因

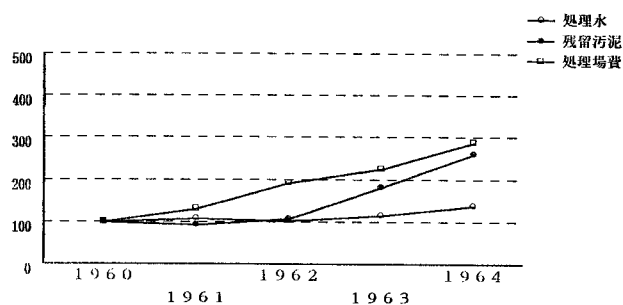
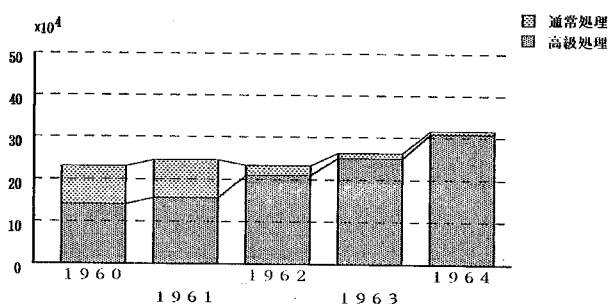


図3-2 高級処理水量の推移



(出所)第2次下水道財政研究委員会(1966), 177ページ, 表-67より作成。

して庁費からなる。この中で水質汚濁問題に直接関連するのは処理場費である。

図3-1および図3-2は、1960年代前半の東京都を例にこの点を分析したものである。図3-1は1960年の時点をもととして各項目の伸び率を示しているが、それによれば、東京都の処理場費が1960年から1964年のたった5年間で約3倍に膨れ上がっていることがわ

かる。この費用増加は、処理水量の増加だけでなく、水質汚濁抑制対策に起因することが図3-2から読みとれる。つまり図3-2によれば、高級処理水量は年々増加し⁽²⁾、1960年には60.8%だった高級処理率が1964年には97.1%にまで上昇していったのである。この結果、高級処理後に出る残留汚泥が増加し、その処理費用（運搬費・薬品費など）が処理場費を増大させたのである。図3-1が示すように、処理水量がこの時期に38%しか増加していないのに対し、残留汚泥量が161%増となっているのは、水質汚濁対策が経費増の主たる要因だったことを示している。

このような処理経費膨脹の主たる原因者は、都市において生産活動を行っていた企業であった。都市部における工場群の新規立地・生産量拡大が下水道事業にますます負担をかけていたにもかかわらず、集積の利益を享受する企業が正当な費用負担を行っているとは考えられなかった。下水道は巨額の租税を財源として建設・維持されるが、このことは経費増大の原因者が正当な負担をせず、広く市民一般にコストを転嫁している点で批判を受けられるようになった。この結果、下水道事業においてもっと原因者負担原則を強めるべきだという要求が強まり、下水道使用料のあり方に影響を及ぼしていくことになる（第3次下水道財政研究委員会 1973, 11ページ）。

3. 1. 2. 下水道使用料の変遷

このように、下水道事業費が高騰しつつあったのに、当時いかに多くの都市が下水道使用料を徴収していなかったことであろうか。石田（1966）によれば、1965年の時点で、下水道事業を実施している全国183都市のうち、44%にあたる80都市が使用料の徴収を行っ

表3-1 4都市における下水道使用料の変遷

年	下水道使用料の変遷
1938	[京都市] 下水道使用料徴収開始（ <u>従量制比例料金体系</u> ）
1940	[大阪市] 下水道使用料徴収開始（ <u>逡減制料金体系</u> ）
1943	[東京都] 下水道使用料徴収開始（水道料金の <u>付加料金体系</u> ）
1951	[横浜市] 下水道使用料徴収開始（水道料金の <u>付加料金体系</u> ）
1960	[京都市] 水道料金の <u>付加料金体系</u> への移行・ <u>水質使用料</u> （特別汚水に対する加算料金）の実施
1965	[大阪市] <u>従量制比例料金体系</u> へ移行
	[東京都] <u>従量制比例料金体系</u> へ移行
1966	[東京都] 新岸川右岸に対する <u>水質料金制度</u> の実施
1971	[京都市] <u>従量制累進料金体系</u> への移行
1972	[大阪市] <u>累進制料金体系</u> への移行
1973	[大阪市] <u>水質使用料</u> の実施
	[東京都] <u>水質料金制度</u> の <u>廃止</u>
1974	[横浜市] <u>水質使用料</u> の採用
1975	[東京都] <u>累進制料金体系</u> へ移行
	[横浜市] <u>従量制累進料金体系</u> へ移行

（出所）各市下水道局資料より作成。

ていなかった。使用料を徴収しない理由としては、「終末処理場がないために使用者に具体的な便益を与えていないから」とか、「建設中なので使用者が無い、またはきわめて少ないため」というものである。このことは逆いえば、下水道建設がある程度進み、終末処理場が稼働を始めると、使用者が享受する個別便益がはっきりしてくるので、使用料徴収を開始する条件が整うということである。

筆者が調査を行った大阪市、京都市、東京都、横浜市の下水道使用料の変遷をまとめたのが表3-1である。これらの都市は全国でもかなり早期に使用料徴収を開始したが、その態容はさまざまである。大阪市のように逓減制料金体系をとる都市もあれば、東京都や横浜市のように、水道料金の付加料金として下水道使用料を徴収していた都市もあった。ほかに、定額制の料金を徴収している自治体もかなりあった(石田 1966, 13ページ)。

しかし、1960年代に入ると大量の排水が下水道に流入するようになり、定額制や水道料金連動制では費用負担の公平性が保てなくなった。そこで下水道料金が水道料金から独立し、従量制比例料金体系を採用する自治体が増大していく。このときに個別原価主義が下水道使用料算定の基本原理となったのである。

1970年代には表3-1の4都市も含め、累進制料金体系と水質使用料を採用する自治体の激増によって特徴づけられる。例えば1972年時点では、累進制料金体系を採用している自治体数はわずかに17、水質使用料に至ってはたった9を数えるのみであった。ところが1978年の時点では、累進制料金体系の採用自治体数は10倍の170に激増し、水質使用料採用自治体数もまた4倍の38に増加している(第4次下水道財政研究委員会 1980, 140ページ)。これは、水質汚濁問題の激化に対して質的・量的な意味での原因者ほど多くの費用を負担するのが公正概念に合致するとみなされるようになってきたからである⁽³⁾。実際、累進制料金体系と水質使用料が全国の自治体に拡がっていくのは、汚染原因者負担原則(PPP: Polluter Pays Principle)が日本の環境政策上の指導原理として認められた時期と重なっている(宮本 1989, 215-242ページ)。

このように、1970年代までには原因者負担に基づき、環境・資源を保全する方向で使用料算定を行うことに、社会的な合意が得られるようになったと言える。料金決定過程に効率性や公平性基準のみならず、環境制御目的をも組み込むことは、今後ますます重要になってくるであろう。そうすると、環境制御目的を統合した料金体系が、これまで公共経済学で論じられてきた効率性の観点からの料金体系論とどのような関係にあるのかを検討しておく必要がある。本論文の主要な関心もまさにこの点にあるが、料金体系を論じるためには、その前に料金水準が決定されていなければならない。

下水道事業は公営企業形態で運営されているので、下水道事業における料金決定の問題はすなわち公営企業における料金決定の問題となる。公営企業は事業を行うにあたって、大きく分けて租税と料金という2つの財源をもっている。政策的に操作可能なのは料金部分のみである。さて、公営企業における料金水準は、総費用のうちどれだけを料金収入によって賄うのかに依存して決まってくる。したがって、累進制料金体系や水質使用料を分析する前に、以下では公営企業における料金決定の規範理論と、その実際を検討しておくことにしたい。

3. 2. 料金決定理論と下水道使用料算定の実際

3. 2. 1. 公営企業における料金決定理論

(1)公営企業における料金決定理論の課題

下水道事業は典型的な費用逓減産業であり、公営企業形態で経営されるのが望ましい。しかし、公営企業の課題は市場の失敗への対応だけではない。下水道事業の供給するサービスは、基本的に雨水の排除と汚水の処理であり、それなしでは1日たりとも市民生活の継続が不可能となる性質をもっている。つまり、下水道は市民生活の基本的権利と深い関わりを持っており、宇沢弘文(1994)のいうように、1種の社会的共通資本だと言える。一般に、このような公共性を有する財は、公営企業形態によって供給されるか、仮に民間によって供給されるとしてもなんらかの公的規制を受けざるを得ない。

しかし、近年国家財政および地方財政の悪化にともなって、公営企業がこれまで同様に一般会計からの多額の補填に依拠し続けることは困難になりつつあり、公営企業の経営にも、より効率性を追求していくことが必要となってきた。したがって、公営企業における料金決定の現代的課題は、公平性を担保しながら、いかに最大限の経済的効率性を追求するかという点にある。この意味で、公営企業の料金論は2つの課題を有する。第1は経済効率性の観点からの料金決定であり、第2は、市民生活の基本的権利を保障するような費用負担のあり方である。

(2)公共経済学による料金決定理論

公営企業における望ましい料金決定の理論は主として、公益事業論や(一瀬・大島・肥後 1977, 竹中・細野・北 1975, 山谷 1992, 石井 1996)、公共経済学(岡野・根岸 1973, 岸本 1986, 奥野 1988, 奥野・篠原・金本 1989)においてこれまで扱われてきた。もっとも望ましいとされるのは、経済厚生を最大化する限界費用価格形成原理であるが、現実には実施困難である⁽⁴⁾。そこで、次善の料金体系として、収支均衡のもとでもっとも効率的な料金体系が求められる。ラムゼイ料金の議論がそれであるが、この料金決定理論は効率性基準のみに基づいて料金決定を考えるため、価格弾力性の小さい財には高い価格を、価格弾力性の大きい財には低い価格の設定を指示する。これはすなわち、必需財には高い料金を、奢侈品には低い料金を設定せよということなので、もしこれがそのまま公営企業に適用されるとさまざまな所得分配上の問題を引き起こすと考えられる。

固定費用を固定料金で回収し、変動費用を従量制料金によって回収しようとする2部料金制にも同様の問題が存在する。2部料金は需要量に関係なく固定費を回収できるので、供給側の経営を安定させるには大きな効果を発揮する。これが電話料金や電力料金など、世界的に2部料金が普及している理由であろう。しかし、この料金制度は固定費用をサービス1単位につき平等に配分するので、1種の逓減制料金体系となる。この結果、大口利用者にとっては相対的に負担が軽くなり、逆に小口利用者(もしくはそのサービスに対する支払い意思額の低い利用者)は基本料金が高いため、そのサービスの利用から排除されてしまう可能性が出てくる。

下水道が社会的共通資本の1種であり、基本的にすべての市民がその所得水準に関わり

なく利用可能なサービスであることが望ましいとすれば、上述のラムゼイ料金や2部料金をそのまま公営企業に適用することはできない。現実に公営企業の料金決定を考える際には、以下の2点を考慮に入れた上で効率的な料金設定を行わなければならない。その第1は便益の帰着と費用負担の関係であり、第2は料金決定における公平性の問題である。

(3) 便益の帰着と費用負担問題

公共経済学の料金決定論は結局、収支均衡という制約条件のもとでの経済厚生最大化問題に帰着する。収支均衡という限り、費用はすべて料金収入で賄われるため、租税収入と料金収入の分担問題は発生しない。しかし、公営企業にとって収支均衡は自明の前提条件であろうか。筆者の見解は、公営企業の生産活動が「特別の利益」や特定の対象に帰着しない便益を発生させるがゆえに、必ずしも独立採算制を個別企業レベルで保持する必要はないというものである。

まず公営企業は、その生産活動にともなって「特別の利益」を生み出す。例えば、下水道が建設されれば、その地域は汚水のみならず雨水の排除が可能となる。これによって管渠に接続している利用者だけでなく、その地域全体が公衆衛生上の便益を受けるので、その地域の地価が上昇する。また、下水道整備はその地域の開発・再開発を促進するための基盤整備の一環をなす。さらに、下水道処理場による汚水の処理は、河川・海の水質を改善する機能をもっている。これらはみな下水道事業が生み出す「特別の利益」の例示であって、これ以外にも特別の利益は存在するであろう。したがって、土地所有者には受益者負担金、ディベロッパーには開発負担金、環境改善の効果を受ける下流地域には分担金などを課すことによって、特別の利益を社会に還元する必要がある⁽⁵⁾。

次に問題なのは、生み出される便益が特定の地域、特定の集団に帰着せず、広く社会の成員に平等に行き渡る場合である。例えば、雨水の排除も、一方で地価上昇という形で私有化されてしまうが、他方で市場の評価を受けず、地価の上昇に必ずしも反映されない便益も生み出す。例えば浸水被害の回避や公衆衛生の保持などの便益は、社会の成員全員が土地所有者か否かにかかわらず平等に享受する。この場合には、事業の純粹公共財的な部分に対して租税を充てることに根拠があると言える(能勢 1994, 71ページ)。

公共経済学による料金決定理論は、このような便益の帰着問題を料金決定において一切考慮に入れない。しかし、公営企業が生み出す「特別の利益」や特定対象に帰着しない便益を考慮に入れるならば、公営企業の目的は、個別企業レベルで効率性を追求することではなく、むしろ社会的純便益の最大化を行うことにあると言える。つまり、能勢哲也(1994)にしたがって定式化を行えば、公営企業の目的は、

$$\begin{aligned} & \text{社会的総便益} - \text{社会的総費用} + \text{社会的外部性} \\ & = (\text{利用者支払い意思} + \text{私的外部性} + \text{社会的外部性}) \\ & \quad - (\text{営業費用} + \text{資本費用} + \text{負の外部性}) \end{aligned}$$

で定義される目的関数を最大化することにある。これは、公営企業が追求すべき第1義的

な目的は社会的効率性であり、個別企業レベルで独立採算制をとるか否かは副次的な問題だということを述べているのである。

(4)料金決定における公平性基準

公営企業の目的が社会的効率性の追求であるならば、規範理論の観点から言って、個別企業レベルでは必ずしも独立採算制をとる必要がないことになる。この場合には、事業の純粋公共財供給に相当する部分だけ租税で賄うことが正当化される。

公営企業における租税負担のもう1つの根拠が費用負担における公平性の問題である。公共経済学は効率性基準に基づいて料金決定を考えるため、原則として公平性基準は無視される。公共経済学が所得分配問題を全く無視しているわけではないが、その基本的な態度は、所得分配問題と資源の効率的配分問題を峻別し、経済学の課題を後者に限定するというものである。よく言われるように、所得再分配は累進所得税など財政が担う役割であって、料金決定問題に価値判断を持ち込むべきではないとされる。

しかし、もし下水道を含めた社会的共通資本の供給が、全面的に市場に委ねられれば、各人の所得が基本的な生活を営むのに最低限必要な水準を割り込んでしまう確率が高くなる(宇沢 1994, 25ページ)。したがって、公営企業の料金決定においては、なんらかの公平性基準が明示的に考慮に入れられなければならないと言える。

そうすると公営企業の料金決定において、市民生活の基本的権利を担保するとはどういうことなのかを具体的に明示しておく必要がある⁽⁶⁾。下水道という財は、工場排水を処理する点で生産手段としての性格を持つ一方、他方で家計の排水を処理する点で共同消費手段としての性格をも併せ持っている。したがって、下水道における費用負担の問題は、家計と企業にわけて考える必要があるだろう。家計の排出量はだいたい一定であると考えられるから、その範囲の排出量を必需的な需要とみなすことができる。したがってこの部分は租税で賄う一方、料金はゼロか、きわめて低廉に設定することが望ましい。

市民生活の基本的権利に関わる社会的共通資本は、その利用によって混雑現象が発生したり、社会的共通資本自身の損傷が発生したりしない限り、基本的には租税負担によって賄われてよいと考えられる。なぜなら、我々は社会的共通資本を共同消費手段として建設・維持するために租税を負担しているからである。これに対し、企業の場合は本来なら企業自身で処理すべき汚水を公共下水道の処理施設に流し込んでいるわけだから、料金設定の考え方をどのようにするにせよ、適正な費用負担が課されなければならない。

3. 2. 2. 下水道使用料における料金決定の実際

(1)雨水公費・汚水私費の原則

それでは、下水道事業では実際にどのような根拠に基づいて租税負担と料金負担の分担を決めているのであろうか。下水道事業では、この点に関する費用負担原理を確立するために、1960年代から研究が開始された。その結果打ち出されたのがいわゆる「雨水公費・汚水私費」の原則である。これは第1次下水道財政研究委員会(1961)によって打ち出されて以来、現在に至るまで維持されている不変の費用負担原則である。この原則によれば、下水道の基本的機能のうち、雨水の排除に関しては、その地域の公衆衛生を維持するとい

大阪市だけである。横浜市は汚水にかかわる費用のうち、排水量が200ml/月以下の一般排水に関して、資本費の一部を公費負担としている。なお、横浜市は資本費の料金算入比率を徐々に高めてきており、近い将来には汚水に関する費用は東京・大阪と同様、全額料金算入される見込みである。京都市は汚水にかかわる資本費のうち19%程度を一般会計からの補助金によって賄っている。

(3)一般財源からの繰出基準

実は雨水にかかわる費用のほかにも一般財源で賄うことが認められている経費が存在する。それを定めているのが、毎年自治省より「地方公営企業の繰出金について」と題して出されている局長通達である。本来は雨水公費・汚水私費の原則なのだが、この通知で認められている14項目の経費に関しては、一般財源で賄うことが認められている。この中には上述の雨水にかかわる経費のほか、水質規制関連経費、高度処理経費、高資本対策経費、普及特別対策経費など、政策的配慮で公費負担したほうがよいと判断された経費が含まれている⁽⁷⁾。図3-3の「一般会計繰出基準との関係」の項は、各自治体がこの基準にしたがってどのように公費負担を行っているのかを示している。これをみると、東京都以外はみな一般財源からの繰出金比率が雨水経費比率を上回っている。つまり、これは東京都を除き、雨水公費・汚水私費原則を上回る公費負担が行われていることを示す。特に横浜市と京都市は、汚水にかかわる資本費の一部を一般財源からの繰出で賄う「基準外繰出」を行っているので、繰出金比率が60%を越える高さとなっている。

(4)使用料水準の実際

次に、下水道使用料が収益的収入に占める位置を定量的に把握しておくことにしよう。表3-2は、1995年度における各都市のデータをもとに、下水道事業経営の4都市比較分析を行ったものである。この表から読みとれるように、大阪市の使用料単価 [(f)/(a)] は飛び抜けて低くなっている。これは、大阪市の資本費圧迫が小さいために、汚水経費が低く抑えられているからだと考えられる。これは表3-2の横浜市と大阪市を比較してみればわかることだが、大阪市の維持管理費(c)は横浜市の1.5倍なのに、資本費(d)は逆に1/3となっており、結果として大阪市の汚水経費の方が低くなっている。

しかし、使用料水準を評価するには、比率 [(f)/(e)] をみる必要がある。この比率は、本来の使用料対象経費である汚水経費を料金収入で賄っているかどうかをチェックする指

表3-2 使用料水準からみた各都市下水道事業の経営分析 (単位: 千万円)

自治体	有収水量 (万ml) (a)	総経費			うち汚水経費		使用料 収入 (f) (円/ml)	(f)/(a) 使用料単価 ×100 (%)	(f)/(b) ×100 (%)	(f)/(e) ×100 (%)	(f)/(c) ×100 (%)
		(b)	維持管理費 (c)	資本費 (d)	計 (e)						
東京都	1,154,293	337,517	74,977	99,781	174,721	168,341	145.8	49.88	96.35	224.54	
横浜市	381,007	154,741	18,591	56,207	74,791	51,007	133.9	32.96	68.19	274.34	
京都市	215,976	60,681	10,011	17,421	27,431	21,031	97.4	34.66	76.67	210.09	
大阪市	492,181	88,441	27,431	18,381	45,811	32,731	66.5	37.01	71.45	119.32	

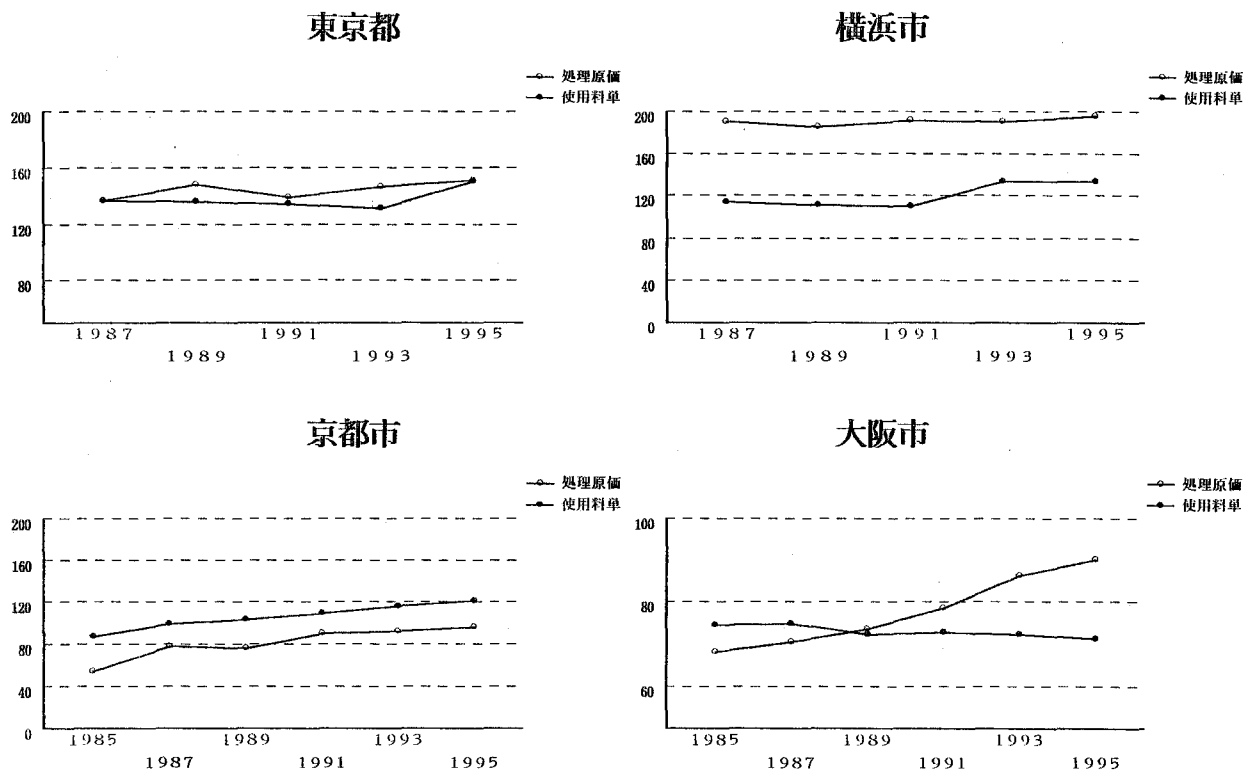
(出所) 各市下水道局1995年度資料より作成。

標となる。これをみると東京都は96.33%とほぼ100%近く、だいたい使用料対象経費を使用料で賄っていると言える。横浜市と京都市は、既に説明したように、維持管理にかかわる資本費のうち一部を公費負担しているために、比率 [(f)/(e)] の値は低くなっている。

大阪市は汚水経費の7割しか使用料でカバーしていないようにみえる。しかし、単年度だけでなく、多年度で分析をしてみるとどうであろうか。この点を図3-4を用いて詳しくみることにしたい。図3-4は、各都市の下水道使用料単価(=下水道使用料収入/有収水量)と汚水処理原価(=汚水処理経費/有収水量)の経年比較を行っている。この図をみれば、各都市において下水道使用料がどの水準にあるのかが一目瞭然となる。使用料単価と処理原価が等しければ、汚水経費が使用料収入で賄われていることを示す。使用料単価が処理原価を下回れば、雨水公費・汚水私費の原則から乖離していることを意味し、その分一般会計やその他の財源から補填がなされていることを示す。

以上の視点から図3-4をみると、東京都は使用料単価がつねに処理原価を下回っているものの、両者の乖離が小さいので、おおむね雨水公費・汚水私費原則の通りに料金設定が行われていることがわかる。京都市と横浜市に関しては、使用料単価が大幅に処理原価を下回っているが、その理由は上述した通りである。大阪市は、前回の料金改定直後の1985年時点では使用料単価が処理原価を上回っていたが、1989年には両者の関係は逆になり、1995年にはその乖離が最大になっていたことがわかる。大阪市の場合、単年度で使用料収

図3-4 各都市の下水道使用料単価と汚水処理原価の経年変化



(出所) 各市下水道局資料および地方公営企業年鑑各年度版より作成。

入が汚水経費を賄っていないとしても、使用料算定期間内で収支が均衡していれば、それだけでいい雨水公費・汚水私費の原則に合致しているとみなすことができる。

(5) 下水道事業における費用負担方式の評価

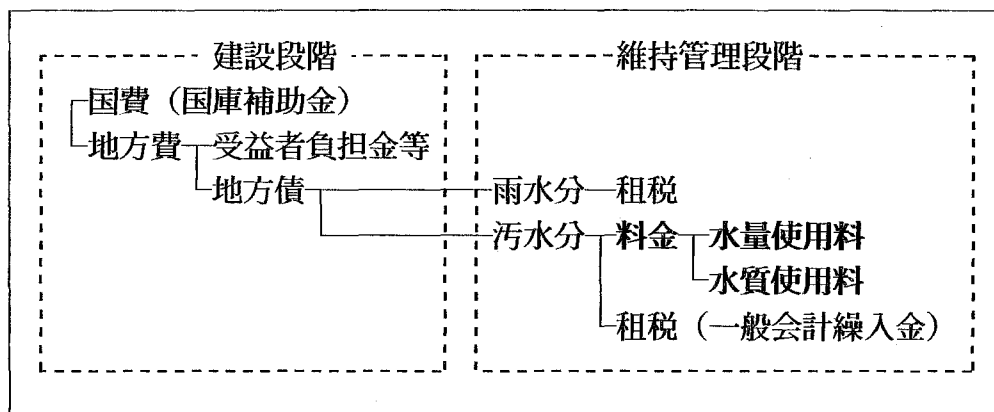
以上みてきたように、下水道事業の料金算定は総括原価主義に必ずしも基づいていない。下水道使用料が賄うべきだとされる使用料対象経費の範囲は、総費用から①雨水経費と、②それ以外の経費のうち、繰出基準に基づいて一般財源から賄われる部分、つまり一般会計補助金を除いた汚水経費部分であり、きわめて狭く限定されているのが特徴である。しかもこの汚水経費を使用料で賄っているのは東京都・大阪市などごく一部の自治体のみであり、大部分の自治体ではこの水準にすら達していない。1994年時点で使用料は全国平均で使用料対象経費の61.0%、指定都市平均だと76.1%、それ以外の一般都市などでは46.3%を賄っているにすぎない（建設省都市局下水道部 1996, 131ページ）。このことは下水道事業における費用負担原則とその実際との間に大幅な乖離があり、結果として使用料水準がかなり低く抑えられていることを意味する。

前節で、規範理論の観点から言っても公営企業が必ずしも独立採算制を保持する必要はないと述べたが、使用料水準のこの現状では、独立採算制はおろか、汚水私費という部分独立採算制の達成すら、一部の指定都市を除いてかなり困難であろう。これは下水道の建設コストがあまりにも巨額だからである。それでも独立採算制をめざすべきであろうか。答えは否である。

下水道は市民生活の基本的権利にかかわる財なので、その限りで租税で賄ってよいであろう。料金は社会的共通資本の混雑・損傷に対してかけられる。工場排水はこの典型であり、本来自ら処理すべき汚水を処理場が受け入れるわけだから、工場排水が社会的共通資本の混雑・損傷を引き起こすのに対応して水量・水質料金が課されねばならない。

このことを、下水道事業の費用負担システムに即して説明すると以下のようなになる。図3-5に示されているように、下水道事業の費用負担は建設段階と、維持管理段階に分けて考える必要がある。建設段階では、下水道の建設費用が国庫補助金、つまり租税と受益者負担金等、および地方債によって賄われる。このうち地方債は後年度に元利償還される必要があり、この財源が維持管理段階の財源、つまり租税と料金で賄うことになる。料金

図3-5 下水道事業の費用負担システム



は、排水量に応じて水量使用料が課され、水質使用料が排水の質に応じて課される。これは、まさに社会的共通資本を適切に維持管理するために、料金政策が実施されていることに他ならない。社会的共通資本のサービスをめぐる混雑現象に関しては水量使用料が課され、その損傷を引き起こす経済活動に関しては水質使用料が課されているのである。

下水道の建設・維持管理を、市民生活の基本的権利にかかわる限り基本的に租税で賄うことは、下水道事業における過大な投資を引き起こすとの批判を招くかもしれない。確かに下水道事業の過大で非効率的な投資の問題点は、指摘されている通りである。しかし、下水道事業を公営企業形態や特別会計方式で運営したからといって投資を制御できるわけではない。下水道投資計画は都市計画と連動して決定されるからである。都市計画は社会資本の整備計画となって一般財源の予算決定過程に現れてくるから、投資を制御するならば、都市計画の策定過程と予算決定過程で民主的コントロールを加える方が効果的であろう。そのためにも、下水道事業が企業会計方式を採用していることが望ましい。企業会計方式のメリットは収支を均衡させることではなく、むしろ情報の公開という点にあるからである。官庁会計方式と異なって、事業内容と資産状況が明瞭に把握できるので、それは民主的コントロールの情動的基礎になりうるだろう。

料金政策の有効性は、下水道投資計画のコントロールの下において初めて達成されうる。料金は確かに、それだけで排水の抑制と汚染の制御に貢献することができるが、それはあくまでも投資計画を与件とした場合のことである。もし非効率的な投資が実行され、そのコストが料金に転嫁されれば、排水量をいくら削減しても、料金負担が増大していくという矛盾が生じるであろう。料金政策の役割はあくまでも、ストックを与件とした下での需要の制御にあり、ストックそのものの制御を料金に期待するのは過大な要求と言える。

3. 3. 累進制料金体系

3. 3. 1. 累進制料金体系導入の時代背景

前節では、下水道事業における使用料水準がどのように決定されるのかを公費・私費の負担区分を中心に論じてきた。それが定められると、今度は個別原価主義に基づいて個々の利用者に料金総額を配分し、料金体系を構築することが必要になる。

1970年代に入ると、それまでの従量制比例料金体系から従量制累進料金体系へ移行する自治体が激増した。料金体系がこのように変化したのは、個別原価とは何を指すのかについての合意が変化したからに他ならない。つまり、1970年代は原因者負担原則が正当性を獲得した時代であり、個別原価主義とは、料金総額を原因者負担原則にしたがって配分することだとする合意が確立されたのである。ここでいう原因者とは、下水道事業において、管渠および排水処理経費を発生させた原因者という意味であり、大口の排出者ほど管渠・処理場などの固定費用の発生に責任があるとみなされたのである。

使用料体系の構築にあたって、原因者負担原則に合意が得られ、それに基づく累進制料金体系や水質使用料が次々に導入されたのは、当時の社会経済環境によるところも大きい。第1に、1970年代は都市における資本と労働力の集中が急速に進み、深刻な公害と社会資本の不足という都市問題が生み出された。公害対策や社会資本の建設のために都市財政は膨張し、集積の利益の享受者である企業や公害発生の原因者にその経費負担をさせることが大きな課題となっていた。第2に、当時は全国で革新自治体が誕生し、シビル・ミニマムの公準に基づいて政策を進めていた。革新自治体は、福祉サービスを充実させ、公害対策を前進させる一方、生活関連社会資本を整備し、そのサービスを低廉な料金で市民に提供することを政策目標としていた。下水道事業でも、家計などの生活必需的な排水に対しては料金を低く設定し、大口排出者に対しては、原因者負担にもづいて料金を高く設定するという革新自治体の政策に、累進制料金体系はきわめて適格的だったと考えられる。この理論的根拠を経済学の立場から提供したのが、伊東光晴(1973)と華山謙(1973, 1974)であった。彼らの理論については以下で詳しく検討することにしよう。累進制料金体系と水質使用料導入の背景にある第3の要因は、この時期から環境政策が明確に自治体の政策公準となってきたということである。水資源を節約し、節水型都市を構築するとともに悪質排水を抑制し、水質改善を行うための政策手段として下水道使用料が用いられることになっていったのである。以下では、東京都の下水道使用料を手がかりに、累進制料金体系成立の理論的根拠を検討していくことにしたい。

3. 3. 2. 累進制料金体系の理論的根拠

(1)伊東・華山理論の再検討

下水道使用料における累進制料金体系に直接的に理論的根拠を与えたのは東京都の下水道問題専門委員を務めていた華山謙であった。しかし、同時期に伊東光晴もまた、同様の視角から公営企業における累進制料金体系を根拠づけた。したがって、本論文ではこれを仮に伊東・華山理論と名づけて再検討しておきたい。

彼らの理論の背景には、第1に、下水道というサービスが生産手段であると同時に消費

手段としての性格を併せ持っていることから、使用料体系は、汚染者負担原則とシビル・ミニマムという2つの公準を同時に満たすべきであるとの認識があった。下水道は雨水と汚水の処理によって伝染病の予防と環境破壊の防止に貢献しており、この点では共同消費手段だと言える。他方で下水道は工場や事務所などの事業所から流入する汚水の処理を行っているから、この点では、生産手段だと言える。

シビル・ミニマム論の中には、下水道使用料をできる限り廉価にすべきという議論もあったが、下水道の生産手段としての性格を考慮に入れるならば、使用料を極端に低く設定することはかえって弊害を生み出す。企業は使用料が安いために、本来なら自ら処理すべき汚水を未処理で下水道に排出してしまう可能性がある。この場合、むしろ汚染者負担原則にかなう使用料を企業に課し、企業内部で汚水を処理するインセンティブを与えたほうが、処理場の負担も減るし、企業の技術革新も促されるはずだと考えられたのである（華山 1974, 78-79 ページ）。

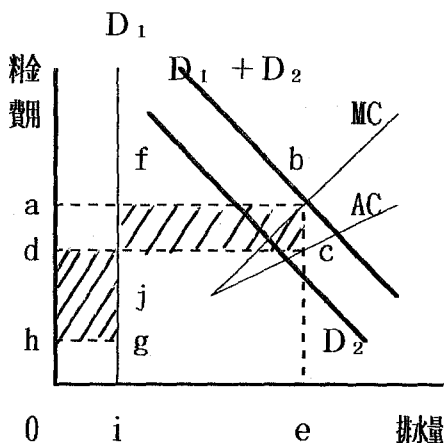
他方で、だからといって下水道を共同消費手段として用いている家計を、料金を高くすることによって下水道サービスから排除してしまってはならない。したがって家庭からの排水のうち、生活必需的な部分に関しては低廉な料金を課すことが望ましい。これは、同じ排水1単位でも、それが生活のためであるのか営利目的であるのかを区別して料金設定を行うべきだとの考え方に基づいている。この考え方は現在でも一般排水と、特定排水を分けて使用料算定を行うといった点で引き継がれている。

彼らの理論的背景の第2は、長期平均費用が逡増しているという認識であった。典型的な装置産業である下水道は、短期的にはもちろん平均費用逡減下にあるが、1970年代に日本の都市が直面していた現実は、急速な資本・労働力の集中に対応するために、次々に施設の新設・拡張を行わなければならないというものであった。このため、地価・補償費の上昇という要因も加わって、長期的には、下水道事業の平均費用は逡増する。したがって、公営企業の料金決定においては、この長期平均費用の逡増現象が考慮されなければならなかったのである（伊東 1972, 49-50 ページ, 華山 1973, 86ページ）。

以上の点から、下水道使用料は次の点を満たすように決定される。すなわち、(1)資源の効率的配分を達成するために長期限界費用で価格付けを行う、(2)シビル・ミニマムの観点から必需的な排水部分に対しては低料金を課す、(3)公営企業の収支を均衡させる、の3点である。これら3条件を同時に満たす価格付けは、図3-6に示されるようなものになる。

図3-6の縦軸には料金・費用、横軸には排水量がとられている。ACおよびMCはそれぞれ下水道サービス供給の平均費用と限界費用である。ただし、これらは長期費用であることに注意を要する。いまO*i*にあたる必需的な需要が存在し、それが垂直の直線D₁で示されている。企業の需要曲線はD₂であり、総需要はしたがってD₂を右へO*i*だけシフトさせたD₁+D₂となる。最適な資源配分を達成するには、D₁+D₂とMCの交点で決まるO*a*に料金を決めればよい。すると□*fbcj*だけの利潤が発生するので、公営企業にお

図3-6 シビル・ミニマムと料金の決定



〔出所〕華山(1974), 87ページ, 図3-1.

過ぎない。

第2の問題点は、仮に長期限界費用価格形成原理が望ましいとしても、1970年代のように、追加的投資が盛んに行われた時代とは異なり、現在のように普及率がほぼ100%に達し、維持管理に重点が移っていく時代にあっては、長期平均費用逡増を前提とした理論の根拠が失われつつあると言える。実際東京都は累進制料金体系の根拠を、1984年に長期限界費用価格形成原理から、1種のピーク責任へと転換し、費用計算を再度行って累進度をそれまでの8倍から6倍に緩和したのである。そしてそれを支えた考え方が変動需要法と呼ばれるものである。

(2)変動需要法と累進制料金体系

変動需要法の採用は大阪市のほうが先行していたようであるが(武貞 1975)、東京都では1984年からこの考え方に基づく料金体系が採用された。変動需要法は、次のような観察事実に基づいて生まれてきた考え方である。つまり、生活排水や比較的小規模の営業排水は年間を通じてあまり使用水量に変動が見られないが、大口排水は、景気・季節の変動によって著しくその使用水量が変動する。したがって、長い期間をながめてみると、大口排水者の処理原価のほうが高くついてしまうのである(武貞 1975, 26ページ)。

このような観察事実に基づけば、公平な料金体系を構築するには当然次のような考え方に行き着くであろう(石田・古川 1984, 18ページ)。①汚水排出量の実態を変動率〔(最高月排出量-最低月排出量)/最低月排出量〕を用いて分析すると、排出量が大きいほど変動率も大きくなってきている。一方、②下水道処理施設は極大需要に対処するよう建設されるため、変動需要が大きいほど建設コスト(固定費)に対する責任は重くなると考えられる。したがって、③固定費は変動率の大きさに基づいて配分されるべきである。

表3-3 変動需要法と使用料の算定

対 象	大阪市			東京都		
	処理能力(千 m^3 /日)	平均取入水量(千 m^3 /日)	倍率	処理能力(千 m^3 /日)	平均取入水量(千 m^3 /日)	倍率
月101 m^3 以上の使用者	1,780	730	2.44	3,273	1,073	3.05
月101 m^3 までの使用者	820	780	1.05	1,679	1,615	1.04
対 象	変動経費(円/ m^3)	固定経費(円/ m^3)	計(円)	変動経費(円/ m^3)	固定経費(円/ m^3)	計(円)
月101 m^3 以上の使用者	4	30	34	5.12	44.07	49.19
月101 m^3 までの使用者	4	30	16	5.12	14.69	19.81

(出所) 武貞(1975), 28ページ. 松村(1976), 34ページ.

表3-3は、使用者を101 m^3 を境に大口と小口に分けて変動需要法を適用した結果である。大阪市・東京都とも、変動経費は比例配分するが、固定費を変動率の大きさに基づいて配分した結果、大口の使用料単価が大阪市では2倍、東京都では2.5倍だけ小口の使用料単価よりも高くなっている。実際には、もっと細かく使用者グループの区分けが行われた上で変動需要率の計算が行われている。大阪市の場合は①30 m^3 まで、②31~1,000 m^3 、③1,000 m^3 以上の3グループであり、東京都の場合だと、①50 m^3 まで、②51~200 m^3 、③201~1,000 m^3 、④1,000~5,000 m^3 、⑤5,001 m^3 以上の5グループである。

表3-4 大阪市と東京都の使用料体系

単位水量	大阪市		東京都	
	1977	1997	1978	1997
基本料金 ~10 ^m	100	430	140	536
超 過 料	11~ 20 ^m	20	48	30
	21~ 30 ^m	27	68	40
	31~ 50 ^m	30	86	55
	51~ 100 ^m	35	100	65
	101~ 200 ^m	40	116	80
	201~ 500 ^m	50	138	95
	501~1,000 ^m	60	158	110
	1,000~5,000 ^m	80	192	
5,000 ^m 以上	90	210		
逓増度	9倍	4.9倍	7.9倍	6.2倍

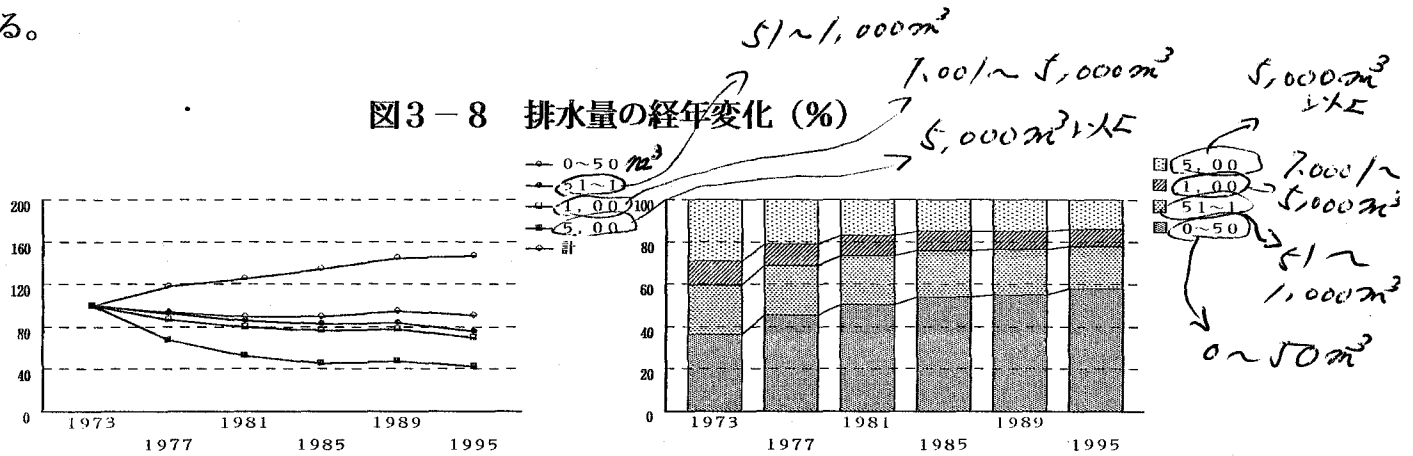
(出所) 大阪市および東京都下水道局資料。

以上のようなプロセスを経て導き出されたのが表3-4に示されている現行の使用料体系である。大阪市、東京都とも変動需要法適用の結果として、累進制の料金体系となった。興味深いのは、伊東・華山理論が累進制料金体系を導びくのに、シビル・ミニマムの政策公準と長期限界費用逓増という条件を必要としたのに対し、変動需要法はその両者とも必要としなかったという点である。変動需要法は、言わば受益者負担に基づき、個別原価主義による費用配分を徹底させた結果として、累進制料金体系を導き出したのである。変動需要法は、下水道使用料算定の基本原理である個別原価主義と累進制料金体系を矛盾なく統合した点で、高い評価を与えることができるだろう。このように、同じ累進制料金体系の理論的根拠であっても、背景にある考え方は大きく異なる。しかし、どちらの理論的根拠に基づくにせよ、結果として累進制料金体系は大口排出者に排出削減へのインセンティブを与え、生活必需的な需要に対しては所得分配上の配慮を行う点で、同様の役割を果たしたと考えられる。東京都における使用料体系の構築に際しては、変動需要法に基づいた非常に精緻な計算が展開されたが(石田・古川 1984)、これなどは当時の自治体の高度な政策形成能力を示しているように思われる。

(3) 累進制料金体系のもたらした効果

累進制料金体系は果たして水資源の節約にどの程度効果をもたらしたのだろうか。この点を、排水量に関する経年データを入手できた大阪市のケースを手がかりに確認してみた。大阪府で累進制料金体系が導入されたのは1972年である。図3-8はその直後の1973年から現在に至るまでの排水量の経年変化を示している。左の図は1973年を基準年(=100)にとったときの排水量に関する指数の変化を示している。これを見ると、合計の指数は1973年から約1割減少して、90.9となっている。したがって全体としては節水傾向にあると言える。水量ランク別に見ると、大口のランクはすべて減少傾向にあるが、50^m以下

の最低ランクのみが増大している。この結果、下の図に示されているように、最低ランクが排水総量に占める比率は1973年の4割弱から1995年の6割弱に増加している。ただ、近年は大口の節水努力が限界に達したのか、減少の度合いが鈍化してきているのが特徴である。



(出所) 大阪市下水道局資料より作成。

以上の点から考えて、累進制料金体系は、特に大口の排水量削減に効果を発揮したのではないかと推測される。もちろん、水道料金も累進制料金体系を採用していることや、大都市における工場立地の規制が行われ始めたことなども要因として挙げられるかもしれない。しかし、1973年を基準とする排水量の減少率は、図3-8から読みとれるように、大口のランクになればなるほど、大きくなっている。これは、下水道使用料の負担が大口排出者にはかなり重く、冷却水の循環使用を行うなど、排水削減へのインセンティブが働いたのではないかと推測されるのである。

大口排出者の以上のような節水傾向は、累進制料金体系の逡増度に影響を及ぼしている。逡増度とは「最高ランクの単価/基本額1 m³当たりの単価」で定義されるが、表3-4に示されているように、大阪市では9倍から4.9倍に緩和され、東京都では7.9倍から6.2倍に緩和されている。近年における大口排出者の節水傾向と使用料体系における逡増度の緩和は、他都市にも共通してみられる現象である。この逡増度の緩和を政策効果の観点から批判する意見もあるが、累進制料金体系が変動需要法に基づく限り、大口排出者の変動需要率が小さくなれば、それにしたがって逡増度が緩和されるのはやむを得ない。これは大口排出者が節水努力を行った結果であって、部分的には、累進制料金体系の政策効果の帰結だとも言えるのである。したがって、今後は生活必需的な需要の使用料負担額が相対的に重くなる可能性があるが、もし所得分配上問題を生じるのであれば、改めて必需的な需要に関する使用料設定をシビル・ミニマムの観点から設定し直す必要がある。

3. 4. 水質使用料

政策手段としての料金という観点からみてもう1つ注目すべきなのが水質使用料である。もっとも、水質使用料は環境税としての役割を期待されていたわけではなく、下水道事業費用を公正に配分するための手段、つまり財源調達手段として導入されたのである。ただ、それが結果として負荷削減へのインセンティブ効果をもちえた可能性があり、その点を検

証するのがここでの目的である。

筆者が調査を行った4自治体のうち、東京都はかつて水質使用料を徴収していたが、1973年に廃止した。大阪・横浜・京都の各市は現在水質使用料を徴収しているが、それぞれ異なったやり方で実施している。横浜市と京都市は独自の濃度公式を用いて使用料水準を決定しているのに対し⁽⁸⁾、大阪市は、水質使用料対象経費を負荷量に応じて配分していく方式を取っている。本論文では大阪市を対象を絞って検討することにしたい。

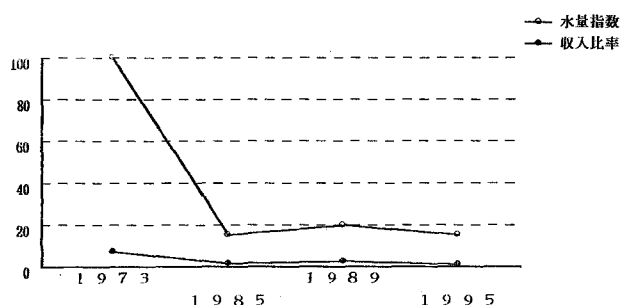
3. 4. 1. 大阪市の水質使用料

大阪市の水質使用料対象項目はBODとSSである。水質使用料対象水質は200ppm以上2,600ppm以下である。200ppm以上としているのは一般家庭排水濃度の最高値が200ppm程度で、その程度までは下水道の想定範囲なので、水質使用料の対象から除外する必要がある。2,600ppm以下となっているのは、それ以上だと公共下水道に排出することが不可能だからである。この場合には、除外施設によって排出源で排水を2,600ppm以下としてから排出しなければならない。また、水質使用料対象水量は月量1,250m³となっているが、これは、中小企業を水質使用料の対象から排除するためである。したがって水質使用料の対象者は実質的に大規模工場のみとなる。

水質使用料の算定は、まず使用料対象経費を水量対象経費と水質対象経費に分けることで始まる。水量対象経費には管渠費・ポンプ場費・処理場の1次処理経費・総係費が配分され、水質対象経費には汚泥処理経費・2次処理経費・水質調査費が配分される。水質使用料対象経費はさらにBOD対象経費とSS対象経費に分けられる。ただし、このBOD・SS対象経費の全額が水質使用料対象となるわけではない。

水質使用料が対象とするのは、200ppm以上の高濃度排水者に対してであるから、200ppm未満の一般排水者を除外しなければならない。以下、費用配分は負荷量の比に基づいて行われる。1973～1976年度における大阪市の経費計算によれば（第3次下水道財政研究委員会 1973, 202ページ）、①総流入負荷量は、BODが48万トン、SSが47万トン、②高濃度排出者の水質使用料対象負荷量がBOD 3万トンおよびSS 4万トン、③一般排水者負

図3-9 水質対象水量の推移と水質使用料収入の推移(%)



(出所) 大阪市下水道局資料。

表3-5 大阪市水質使用料体系(円/㎡)

水質区分	BODまたはCOD	SS
200mg/l～ 300mg/l	17	18
300mg/l～ 450mg/l	37	44
450mg/l～ 600mg/l	60	72
600mg/l～ 850mg/l	90	110
850mg/l～ 1,100mg/l	128	158
1,100mg/l～ 1,350mg/l	167	206
1,350mg/l～ 1,600mg/l	205	253
1,600mg/l～ 1,850mg/l	243	301
1,850mg/l～ 2,100mg/l	281	349
2,100mg/l～ 2,600mg/l	323	410

(出所) 大阪市下水道局資料。

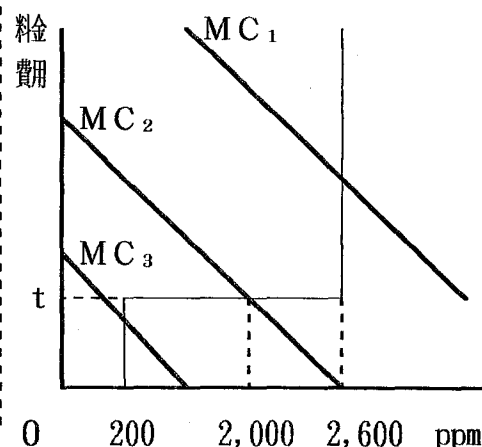
荷量と高濃度排出者の一般使用料対象分の合計がそれぞれBOD45万トンおよびSS43万トンであった。したがって水質使用料収入を求めるには、総経費のうち、一般使用料分を比率〔③／①〕にしたがって振り分け、水質使用料対象分を比率〔②／①〕にしたがって配分すればよい。実際に負荷量比率を求めると、BODの場合は一般使用料分が93%、水質使用料分が7%、SSの場合は、一般使用料分が91%、水質使用料分が9%となる。大阪市の数値では、BOD対象経費が93億円、SS対象経費が110億円だから、水質使用料収入(=BOD対象経費×0.07+SS対象経費×0.09)を算出すると、16億円となる。これに水質調査費1億円を加えた17億円が水質使用料の総収入となる。水質使用料の単価は、BOD・SSに関する水質使用料収入をそれぞれ水質使用料対象水量で割って出した平均水質の単価を、さらに平均水質で割って導かれる。したがって負荷量1単位あたりの使用料は同一となる。以上のようなプロセスを経て導かれたのが表3-5の大阪市における水質使用料体系である。

3. 4. 2. 水質使用料のもたらした効果

図3-9に示されているように、水質使用料対象水量は、1973年の水質使用料導入以後急速に減少している。また、水質使用料収入の下水道使用料収入に占める比率も、水量減少の結果として1973年の7%から現在の1%に減少している。これは、水質使用料が負荷削減へのインセンティブを發揮した結果だとみなすことができるのであろうか。

図3-10は大阪市の水質使用料を1種の環境税とみなして分析するための図である。縦軸には、料金と費用、横軸には汚水濃度がとられている。MC₁、MC₂、MC₃はそれぞれ限界負荷削減費用を表す。汚水濃度が200ppm以下であれば水質使用料の対象からはずれ、2,600ppm以上だと排水不可能なので、除外施設による除去が義務づけられる。したがって、水質使用料の料率構造は200ppmまでは0の料率、200ppm~2,600ppmまでの負荷に対してはtの料率が課せられており、2,600ppmではそれが垂直になるというものであろう。各排出者が費用最小化行動をとり、自らの限界負荷削減費用と料率を一致させる点で排出量を決めるとすると、このような料率構造がもたらす結果は図3-10より明瞭になる。

図3-10 水質使用料のインセンティブ効果

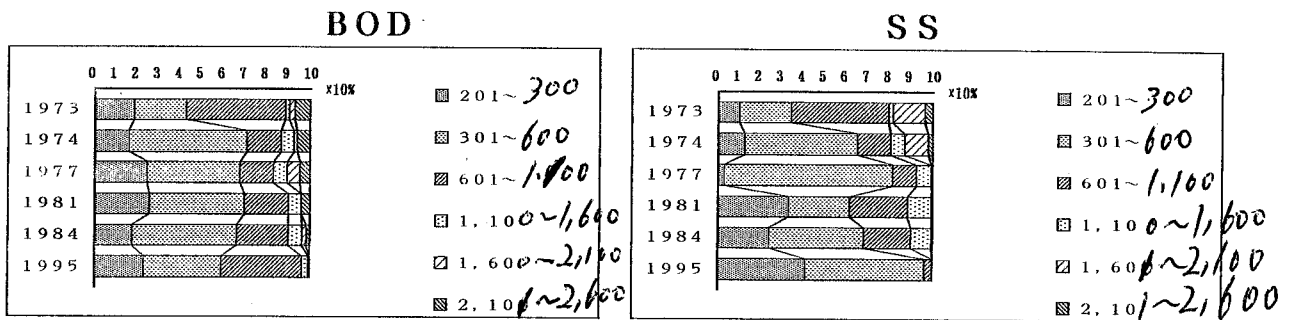


MC₁の排出者であれば、直接規制によって除外施設の設置を義務づけられ、公共下水道を利用する限り、2,600ppmを強制的に達成させられるだろう。MC₂の排出者は当初2,600ppmで排出していたとしよう。水質使用料が導入されれば、2,000ppmまで負荷削減を行おうとするだろう。MC₃の排出者は、200ppmまで負荷削減することによって、水質使用料の負担を免れようとするだろう。

したがって、理論的には水質使用料が導入されてしばらくは各排出者が自らの最適点に達するまでのインセンティブ効果が働くはずである。もちろん図3-10にみられる結果は、水質使用料の効果だけでなく、直接規制や累進制料金体系など、他の政策手段の効果も含

めた総合的なものである。しかし、水量だけでなく、負荷量に対して料金が課されたことの効果は小さくないと考えられる。図3-11は、汚水濃度のランク別にみた負荷量比率の推移であるが、高濃度排出者の負荷削減努力が特に顕著であるのがわかる。SSの場合では、1995年度に上から3つのランクがいずれも排出負荷量0となった。

図3-11 負荷量のランク別推移



(出所) 大阪市下水道局資料。

以上のことから大阪市の水質使用料が果たした役割は、第1に、負荷削減へのインセンティブを特に大口排出者に対して与えたことと考えられる。第2に、大阪市では除外施設の設置基準が600ppmであるにもかかわらず、2,600ppmまでの汚水を受け入れることで、排水処理場における規模の経済を利用した平均処理費用の引き下げが図られた。このことは、200~2,600ppmの汚水に限って、企業に負荷削減を行うのか、それとも水質使用料を払うのかという判断の自由を与えることを意味した。そして、負荷削減を行う場合には除外施設設置によってそれを行うのか、それとも生産工程の改善によってそれを行うのか、手法選択の自由が企業に与えられることになった。

さて、以上までで累進制料金体系と水質使用料を中心に、政策手段としての下水道使用料の分析を行ってきた。要約的に述べると、日本の下水道使用料は第1に、事業費用の公正な配分を達成し、第2に、環境制御の手段としても最大限にその潜在能力を発揮してきたと言える。さらに、処理場における規模の経済を追求しているという点で、効率的な事業経営の手段としての役割も果たしてきた。

しかし、政策手段としての下水道使用料は現在その限界に突き当たっている。使用料の政策効果が発揮された結果、大口排出者からの排水は質・量とも大幅に削減され、使用料収入の低下を招いた。そのため、使用料増率の緩和を行う自治体が相次いでいる。特に、水質使用料収入は当初総収入の7%に達していたが、現在では約1%程度と取るに足りないものになっている。料金は本質的に財源調達手段であって、政策手段ではないので、政策効果はあくまでも財源調達手段としての機能に抵触しない限りにおいて許容される。この点は、料金政策の限界であろう。

3. 5. 地方分権時代の自治体料金政策への示唆

1970年代における急激な下水道建設を賄う資金の手当や、悪化する水質への対応など、それぞれの都市が直面する課題をどう解くかをめぐって、各自治体が苦闘した結果が現在

の下水道使用料体系になっている。これらの成果は、公正な費用負担と環境制御、さらには所得分配など複数の政策目標を同時に満たそうとするものであり、1970年代から1980年代にかけての自治体の政策形成能力が、高い水準に達していたことを物語る。大阪市などは、自らの水質使用料や累進制料金体系に関して自治省に情報を提供し、それが全国自治体の指針となったほどである。

これからの地方分権時代にあって、自治体は新たな政策手段の開発をしていく能力を持つことが必要であり、かつての下水道使用料に関する経験は各自治体で共有化され、新たな課題の解決のために継承・発展させられる必要があるだろう。

今後の自治体料金政策は、以下の2つの課題を有する。第1は、公営企業が生み出す便益の帰着をできる限り精確に把握した上で、公営企業の追求する目標を個別企業レベルの独立採算制ではなく、社会的効率性の達成に置くべきである。そのためには、事業費用を①租税、②受益者負担金・開発負担金・分担金、そして③料金、の3種類の財源調達手段からどのように調達するかを、公営企業の生み出す便益の帰着との関係に基づいて定め、その上で料金水準が決定されなければならない。

第2は、都市計画と連動させた料金政策を展開することである。本論文で分析してきたように、これまでの料金政策は大きな成果を収めたが故に、現在転換期に立っている。累進制料金体系と水質使用料のゆえに、排水量と負荷量は制御された。また、数十年にわたる急速な社会資本投資の結果、指定都市では下水道普及率がほぼ100%に達しつつある。この意味で、70年代以来の自治体の政策目標はほぼ達成されつつあると言える。焦点はむしろ社会資本ストックの維持管理と新規投資の制御に移りつつある。富栄養化対策としての窒素・燐の制御など、今後も原因者負担を強めていくべき課題も確かに存在する。しかし、シビル・ミニマムの政策公準が果たした役割は終わったと言われる現在、不必要な投資のコストが料金に転嫁されるような事態は避けねばならない。このようなことが行われれば、企業は移転するか、使用水量の節約をいっそう行うことによって料金負担の回避を行うであろう。結果は、家計による料金負担のいっそうの増大となる。家計の需要の価格弾力性は小さく、また移転も不可能なため、このような事態は所得分配上大きな問題を引き起こす。したがって、今後は都市計画および予算策定過程において、下水道投資計画をコントロールしていくとともに、築き上げた社会資本ストックを適切に維持管理していくことが、料金政策と連動していく必要があるだろう。

[注]

- (1)本稿は、1996年6月2日の日本地方財政学会第4回大会で、筆者が行った「地方自治体における環境税」と題する報告を出発点とするが、その後の下水道使用料に関する調査結果をもとに全面的に書き改めて成稿としたものである。学会当日は、横山彰教授から貴重なコメントを頂いた。また、本稿の執筆にあたっては、下水道総合研究所、東京都、横浜市、京都市、大阪市の各下水道局、京都府土木部下水道課の方々にヒアリング調査をさせて頂いた。この場をお借りして御礼を申し上げたい。
- (2)高級処理とは、下水を標準活性汚泥法、活性汚泥変法などによって処理することをいい、現在の下水処理において主流をなしている処理である。

(3)1994年度の時点で、全国の自治体のうち累進制料金体系および水質使用料を採用している自治体数は右の通りである。

	一般都市	指定都市
都市数	1,118	13
累進制料金体系	851(76.1%)	13(100.0%)
水質使用料	63(5.6%)	8(61.5%)

(出所) 建設省都市局下水道部(1996), 131 ページ, 表9-15.

- (4)限界費用価格形成原理の実施には、以下の3点で難点がある(奥野・鈴木 1988, 162-164 ページ)。まず第1に限界費用を実際に計算してみることは非常に困難である。これを行うには生産を1単位増加させたときに費用がどう増減するかを仮想実験しなければならないが、このような実験そのものが大きな費用を要する。第2に、平均費用逡減産業に対して限界費用価格形成原理を適用すると赤字が発生するが、赤字の補填を一括税によって行わず、通常の租税で行う限り、それが新たな死荷重を生む原因となってしまう。第3に、租税による赤字補填は企業の効率的な経営へのインセンティブを失わせてしまう。
- (5)公営企業の生み出す(外部)便益とその社会還元に関して理論化を行ったのは能勢哲也(1994)であり、公共交通を念頭に置いた論点の整理が行われている(能勢 1994、71ページ、表 5-1)。我々はこれを手がかりに他の領域の公営企業についても、便益の評価とその社会還元手法について考察を深めることができる。
- (6)宇沢(1994)では、残念ながら、市民生活の基本的権利を担保するような料金決定のあり方までは、明示的に示されていない。社会的共通資本が生み出すサービスの効率的配分のためには、料金がその社会的限界費用に等しく設定される必要があることが述べられ(36ページ)、また、社会的限界収益を将来の便益に関する社会的割引率で割り引いた現在価値が、資本蓄積の限界費用に等しくなる水準で投資決定が行われたときに、最適な社会的共通資本の蓄積が達成されると述べられてはいるが(39ページ)、これらはすべて効率性基準の観点から考察した結果である。これは、宇沢氏の意図した、市民生活の基本的権利を担保するような費用負担のあり方から乖離する可能性がある。このことは、社会的共通資本の料金決定に関しても公平性の観点を入れた場合には、理論的な観点から一律に結論を導き出すことができないことを示唆しているように思える。公平性基準を加えて社会的共通資本の料金決定を考える際には、例えば下水道という財固有の性質を考慮に入れて、市民の基本的な生活水準とそれがどのように関わっているのかを個別に検討した上で決定する他ないのであろう。
- (7)繰出基準によって認められている支出項目は、大まかに言って、水質規制経費や高度処理経費など、その便益が必ずしも利用者に帰着しないもの、高資本費対策経費など、料金水準抑制に関するもの、そして普及特別対策 経費など、下水道整備促進に関するものがある。
- (8)横浜市の水質使用料対象項目は、BOD、SS、ノルマルヘキサン(n-hex)であり、いずれも排出量が500 μ l/月を越えるものを対象としている。濃度公式は $F = B + 1.7S + 1.4N$ で示される。Fは汚水濃度であり、BはBODが300 μ g/lを越えた場合の超過量で、SはSSが300 μ g/lを越えた場合の超過量、Nはn-hexが30 μ g/lを越えた場合の超過量を表す。水質使用料は、F=500 までに対して40円/ μ lが課され、以後15段階に区分された濃度ランクごとに使用料が加算されていく仕組みになっている。京都市の

水質使用料対象項目は、BOD、SS、水素イオン濃度である。濃度公式は、 $S = S_1 + 2S_2 + S_3$ で示される。Sは汚水濃度、 S_1 はBODが200mg/l/5日を越えた場合の超過量で、 S_2 はSSが200mg/lを越えた場合の超過量、 S_3 は水素イオン濃度で、さらに別式で算出された数値に基づく。水質使用料は25段階に分けられたランクごとに、特別汚水にかかわる使用料の3倍以内の加算使用料として定められている。

[参考文献]

- 石井晴夫(1996)『現代の公益事業』NTT出版。
- 石田雄弘(1966)「下水道使用料の現況について」『下水道協会誌』第3巻第27号, 9-20.
- 石田雄弘・古川芳久(1984)「東京都の下水道使用料改定について～使用料体系を中心として～」『下水道協会誌』第21巻第7号, 12-55.
- 一瀬智司・大島国雄・肥後和夫編(1977)『公共企業論』有斐閣。
- 伊東光晴(1972)「都市の論理—その政治経済学的考察」伊東光晴・篠原一・松下圭一・宮本憲一編『岩波講座 現代都市政策I 都市政策の基礎』岩波書店, 35-60.
- 伊東光晴(1973)「公営企業における公共料金の決定」伊東光晴・篠原一・松下圭一・宮本憲一編『岩波講座 現代都市政策IV 都市の経営』岩波書店, 175-200.
- 植田和弘(1997)「ごみ有料化」植田和弘・岡敏弘・新沢秀則『環境政策の経済学』日本評論社, 217-228.
- 宇沢弘文(1994)「社会的共通資本の概念」宇沢弘文・茂木愛一郎編『社会的共通資本』東大出版会, 15-45.
- 岡野行秀・根岸隆(1973)『公共経済学』有斐閣。
- 奥野信宏(1988)『公共経済』東洋経済新報社。
- 奥野正寛・篠原総一・金本良嗣編(1989)『交通政策の経済学』日本経済新聞社。
- 奥野正寛・鈴木興太郎(1988)『ミクロ経済学II』岩波書店。
- 岸本哲也(1986)『公共経済学』有斐閣。
- 下水道財政研究委員会(1961)『下水道と財政』日本都市センター。
- 建設省都市局下水道部監修(1996)『日本の下水道』日本下水道協会。
- 第2次下水道財政研究委員会(1966)『新・下水道と財政』日本都市センター。
- 第3次下水道財政研究委員会(1973)『下水道と財政』日本都市センター。
- 第4次下水道財政研究委員会(1980)『下水道と財政』日本都市センター。
- 第5次下水道財政研究委員会(1986)『下水道と財政』日本都市センター。
- 武貞一彦(1975)「大阪市の下水道使用料改定」『下水道協会誌』第12巻第4号, 22-32.
- 竹中龍雄・細野日出男・北久一編(1975)『現代公益事業講座』電力新報社、第5巻「公益事業料金設定論」、第6巻「公益事業料金構成論」。
- 常木淳(1990)『公共経済学』新世社。
- 能勢哲也(1994)『公共サービスの市場機構』神戸商科大学研究叢書XLVIII
- 華山謙(1973)「大口需要者の下水道料金についての考え方」東京都下水道専門委員『東京都の下水道問題について』(中間報告), 83-107.
- 華山謙(1974)「下水道料金をどう考えるか—PPPとシビル・ミニマムの達成—」都留重人監修『新しい政治経済学を求めて 第4集』勁草書房, 79-108.

- 松村啓二(1976)「東京都の下水道使用料改定」『下水道協会誌』第13巻第 2号, 17-38.
- 宮本憲一(1989)『環境経済学』岩波書店.
- 諸富徹(1998)「地方自治体における環境税」植田和弘編『現代財政学の新展開』ナカニシヤ書店(刊行予定).
- 山川肇・植田和弘(1996)「ごみ有料化をめぐって:到達点と課題」『環境科学会誌』第 9巻第 2号, 277- 292.
- 山谷修作編(1992)『現代日本の公共料金』電力新報社.

第4章

租税理論からみた環境税

4. 1. 環境税の租税論的解明の意義

環境税はこれまで経済学の立場から、外部不経済を内部化することによって経済厚生を改善するための手段として推奨されてきた。外部不経済を内部化する政策手段としては他に直接規制もあるが、環境税は、①政策当局が直接規制に比べて実施に要する情報がより少なく、②費用効率的に汚染を削減することができるばかりでなく、③汚染削減への技術革新を促すという利点があるので、より望ましい政策手段だとされてきたのである (Cropper and Oates 1992, pp. 685-686)。

このように、これまで環境税はもっぱら、最適な資源配分を達成するための政策手段として環境経済学の立場から論じられてきたが、他方で、租税論の立場からは十分に議論されてきたとは言い難い。にもかかわらず、環境税を租税論の立場から検討することの必要性はますます高まってきているように思われる。

まず第1に、現在環境税の導入を念頭においた検討が環境庁等で行われているが、実際に環境税を導入しようとするならば、環境税の租税としての根拠づけをはっきりさせる必要が生じる。第2に、より重要なことだが、環境税を最適な資源配分を達成する政策課税として正当化することは、実際には困難だという問題がある。なぜならば、ある環境目標を達成するために導入される環境税 (ボーマル=オーツ税) を考えると、そのために必要な税率は非常に高くならざるを得なくなり、多大な経済的負担を環境税の負担者に課すことになる。これを回避するために、税率を低く設定したり、補助金とセットにしたりしているのが世界で実施されている環境税の現実である。その結果、これらの環境税の環境保全保全に対するインセンティブ効果は弱められるか、ほとんど意味を持たなくなっている。

このように、政策課税としての環境税の根拠が現実には成立し難いのであれば、環境改善へのインセンティブ効果をもたない多くの環境税は意味がないのであろうか。実際、環境経済学やOECDの文献は、政策課税としての評価基準からのみ環境税を評価するため、それらが理論から乖離しているとして否定的に評価している (OECD 1994, Cropper and Oates 1992, p. 692)。しかしそれだけでは、なぜ環境税を政策課税として徹底させることが困難なのかを明らかにすることができないし、にもかかわらず、なぜ環境税の名の下で汚染原因者 (もしくは受益者) に費用負担が課されねばならないのかを説明することもできない。つまり、環境税とは何かという問題を解こうとすれば、政策課税論からのアプローチだけでは限界があり、租税論の立場からこの問題に接近することが是非とも必要となってくるのである。

4. 2. 租税論からみた環境税

池上 (1993) は環境税の租税論的検討を行った上で、それを特別課徴金の現代的形態であると位置づけている。以下ではまず、この議論に依拠して環境税を租税論の立場から検討したい。

それによれば、租税にはそもそも2つのタイプがある。第1は主権者である納税者が公

共的意思決定をコントロールしつつ、予算を編成し、社会共通の基盤である公共財を作る目的で導入されるタイプの税である。このタイプの典型は個人所得税である。これに対して第2のタイプの税は、第1のタイプの税を前提とした上で問題となる税である。つまり、第1のタイプの税を用いて公共財が形成されるが、事業活動を行う人々がその公共財を利用することによって何らかの利益を得る可能性がある。例えば、下水道や道路、港湾などの社会資本を利用して事業活動を行う経済主体が、それによって特別の利益を得ることがあるだろうし、その地域の土地所有者が地価の上昇によるキャピタル・ゲインの恩恵を被るということも考えられる。このように、何らかの領域で特別の利益があがったときに、それに対して税をかけ、その一部を社会に還元してもらうというのが第2のタイプの税である。このような課税の背景には、特別の利益を課税によって社会に還元しなければ、公平性が達成されないとの考え方がある。第2のタイプの税の典型としては、戦前に土地増価税と呼ばれたものがそれにあたる。

環境税は、これら2つのタイプの環境税のうち第2のタイプの税、つまり特別課徴金の1形態として解釈できるとされている。つまり、環境問題を解決し、公共社会を維持・発展させていくためには環境保全に対して投資をしていかねばならず、その財源を確保する必要性が生じている。その一方で、広い意味での公共財である環境を利用しつつ特別の利益あげている事業者が広範に存在する。このような特別の利益の享受者に対して特別課徴金の現代的形態としての環境税を課し、環境保全投資費用の負担をさせることは社会的公平観にかなうと考えられる。

そうすると問題になるのが、課税標準たる特別の利益をどのように確定するのか、という点である。これは社会的費用の計算を行うことによって確定される。つまり、支払われていない社会的費用が原因者にとっては特別の利益となっているのだから、この部分を把握することによって特別の利益が間接的に数値としてつかまれることになる。ここでいう社会的費用とは、汚染を除去し、さらに社会的損失が発生する可能性を未然に防止するための予防費用を指す。したがって、環境対策をとることを前提とし、その費用を原因者に寄与度（受益）に応じて負担させるということになる。

この議論を受けて植田（1997）は、環境税には2つの理念型が存在するとしている。つまり、一方で環境税は環境政策の経済的手段、すなわち租税政策手段としての理念型があり、他方で環境対策費用を原因者からその寄与（受益）に応じて負担させる財源調達のための目的税という理念型がある。その上で、もとより環境税にはこの2つの理念型を併せ持つ2重性があると考えべきではないかと述べている。また、これまでの環境税論議は前者の理念型に基づいた議論だけで進められてきたのであり、その結果として現実に実施されている環境税が正当に位置づけられてこなかったとして、これまでの環境税論議を批判している。

実際、現実の環境税は2つの理念型のどちらかに根拠づけられて導入されてはいるが、純粹にどちらかの理念型にとどまっているということはない。例えば、租税政策の手段として導入された環境税が、所得分配問題をはじめとする困難に対応していくうちに、政策課税としての性質を失っていき、第2の理念型に近づいていくことがあるし、反対に、財源調達を目的として導入された課徴金が結果として政策課税としての役割を果たす可能性もある。ここでは、環境税が基本的には上述の2つの理念型が相まった2重性を有する

租税であるとの認識にたつて具体的事例を検討し、租税論の観点からみた環境税の検討を行いたい。まずドイツ排水課徴金を手がかりとして、なぜ環境税を政策課税として徹底させるのが困難なのかを明らかにしたい。次に租税論の立場から、それでもなおかつ環境税の果たすべき役割があるとすれば、それは何なのかを考える手がかりとしてドイツの水管理組合における分担金システムを検討する。そして最後にこれらの検討から、今後の環境税論議の発展に対して何が言えるのかをみたい。

4. 3. ドイツ排水課徴金・再説

本論文では、「政策課税」という言葉を社会的効率性を達成するピグー税ではなく、ある環境目標を費用効率的に達成するボーモル＝オーツ税の意味で用いる。ドイツ排水課徴金は、この意味での政策課税として構想された環境税の典型といえる。

排水課徴金導入の目的は、ドイツ連邦政府の環境プログラムで定められている水質類型IIという環境目標を達成し、かつ、そのために必要となる費用を最小化することであった(Hansmeyer, K.-H. 1976, S.81)。これはまさに、ある環境目標を最小費用で実現しようという政策課税(ボーモル＝オーツ税)の考え方に他ならない。このことは、ドイツ排水課徴金が当初から、明確に租税政策の手段として位置づけられていたことを意味している。

しかし、構想段階はともかく、実際に導入された排水課徴金は連邦政府の環境目標を達成する政策課税としては不十分であった。というのは、環境目標を達成するために必要な料率は、1汚染単位当たり80マルクであると計算されていたにもかかわらず、実際には12マルクに設定された¹⁾。これでは排水課徴金が十分なインセンティブ効果を発揮できないので、課徴金収入を水質保全への投資に補助金として支出することで、課徴金のインセンティブ効果を補うことになった。したがってこの排水課徴金は、収入の用途を水質保全投資への補助金に限定した目的税となっている。

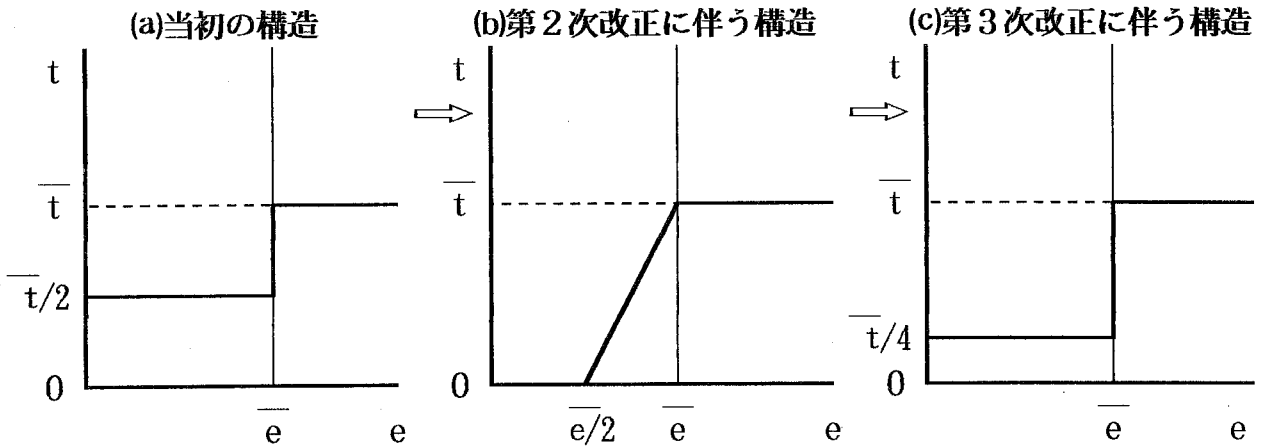
このことよりもっと問題なのは、ドイツの排水課徴金法が1976年に成立した後、現在に至るまで4回にわたる改正を経て、大きく変容していった点にある。課徴金制度はこれらの改正によってどのように変化したのであろうか。個々の点の関しては以下でみていくが、制度変化の大まかな流れとしては、排水課徴金の政策課税としての特性が徐々に掘り崩され、課徴金が導入された本来の意味が失われる方向で改正がなされていったと言える。以下、課徴金料率構造、料率水準について具体的にみてみたい。

4. 3. 1. 課徴金料率構造の変遷について

課徴金料率の構造は図4-1のような変遷を経た。図の横軸には排出量、縦軸には課徴金料率がとられている。eは政策当局によって定められた排出基準を示している。また、tは排水課徴金法によって定められた通常の料率である。図4-1(a)を見れば分かるように、当初は排水基準を満たせば、料率は通常の半分になるように料率が設定されていた。それが図4-1(b)にみられるように、第2次改正にともなって基準を満たせば、e/2までは排出削減に応じた料率割引を行い、それを越える汚染削減を行った場合には料率はゼロとなるように設定し直された。そして第3次改正法では、図4-1(c)にみられるように、再び当初に似た料率構造に戻ったが、基準を満たしたときの料率は、通常の1/4に設定され

ている²⁾。

図4-1 課徴金料率構造の変遷



この結果、基準を満たした排出者は、課徴金負担を大幅に節約することができるので、大半の排出者が課徴金負担を節約するために、基準を基準を遵守するようになった³⁾。しかし、このような料率割引の拡張は、排出者の課徴金負担をいっそう軽減する反面、排出者にとっても基準を超えて排出削減を行うインセンティブが弱められることになる。なぜなら、排出を1単位削減しても、節約できる課徴金額は以前の1/4でしかないからである。

4. 3. 2. 課徴金料率水準の変遷

課徴金料率が当初から、目標達成に必要な水準よりも低い率で設定されたことが、課徴金のインセンティブ効果にとって問題であったことは既に述べた。しかし、料率はその後徐々に引き上げられていくことで、そのインセンティブ効果も高められていくはずであった。実際、課徴金料率は表4-1の通常料率のところで示されているように、12マルクから60マルクへ一貫して引き上げられてきた。しかし、実際はそう単純ではなかった。それを検討するためには法律で定められた通常料率だけでなく、連邦政府の定めた基準を満たした場合に適用される割引料率にも注目する必要がある。

表4-1 課徴金料率の推移 (マルク)

年度	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
通常料率	12	18	24	30	36	40	40	40	40	40	50	50	60	60	60	60
割引料率	6	9	12	15	18	20	20	20	0~40	0~40	12.5	12.5	15	15	15	15
									↑		↑				↑	
									第2次改正		第3次改正				第4次改正	

表4-1には、通常および割引料率の推移が示されている。なお、割引料率は、図4-1のそれぞれの排出量0~eまでの料率に対応している。表4-1を見ると、法律で定められた通常料率は確かに一貫して引き上げられてきている。しかし、重要なのは通常料率

よりも、むしろ割引料率である。なぜなら、既に述べたようにこの料率こそ大半の排出者に対して適用されており、課徴金の「真の」インセンティブ効果は割引料率の高低に左右されるからである。表4-1から明らかなように、通常料率の表面的な上昇とは裏腹に、割引料率は80年代からほとんど変化していない。インフレの影響を考慮すると、割引料率の及ぼす効果はほぼ横ばいか、若干下がりがみであると評価されている。

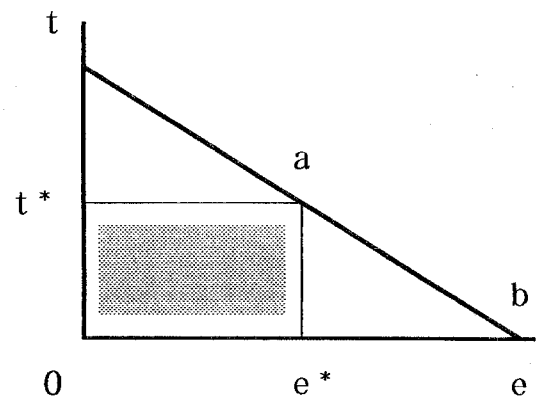
これは政策当局が、表面的には税率を引き上げて環境改善に対する社会の要求に答えつつも、実際には割引料率の適用によって排出者の経済的負担が急増するのを回避しようとしたためだと言える。環境保全に対しては、料率の引上げではなく、基準を徐々に強化していくことで対応したのである。

4. 3. 3. 排水課徴金を政策課税として徹底させることが困難な理由

最初の排水課徴金法成立以後、この法律は4次にわたる改正を経たが、上述のように一貫して、排水課徴金の政策課税としての効果を減じる方向で法改正がなされてきている。

しかし、いったいなぜそうならざるを得なかったのだろうか。その最も大きな理由は、分配問題である。それまで直接規制によって汚染が制御されているところへ課徴金が導入されると、原因者の費用負担は直接規制の場合に比べて増大する。このことを図4-2によって示すことにしたい。図4-2の縦軸は課徴金料率を示し、横軸は排出量を示している。また、右下がりの直線は排出者の限界排出削減費用を表している。いま、達成したい排出水準が e^* であるとする。これを直接規制で実現するならば、 e^* がそのまま直接規制の基準値となり、課徴金で実現するならば、料率 t^* で課徴金を課すことによって e^* を実現できる。このとき、直接規制の下での費用負担と、課徴金の下での費用負担を比較するとどうなるであろうか。直接規制の場合、排出者の費用負担は排出削減費用 $\Delta a e^* b$ だけであるのに対し、課徴金の場合の負担は、 $[\Delta a e^* b] +$ 課徴金負担 $[\square t^* 0 e^* a]$ となって、課徴金のほうが重い負担となる。このような分配問題を発生を回避するために、政策当局は、課徴金を導入する場合には、料率を望ましい水準よりも低く設定せざるを得なかったのだと言える。

図4-2 課徴金の負担構造



4. 4. ドイツの水管理組合

4. 4. 1. なぜ水管理組合を取り上げるのか

ドイツの水管理組合は、水の管理および排水の処理に関する費用を独自の分担金制度を通じて個々の組合員に配分している。水管理組合の事例を通じて我々がみたいのは、そこで共同処理費用の振り分けが、一体どのようなルールの下で行われているのかという点である。この分担金制度はあくまでも水管理を目的とした財源調達を主眼としているので、既に述べた環境税の第2の理念型に分類することができる。この制度が注目されるのは、分担金割り当ての際に、個々の組合メンバーの汚染に対する寄与度が考慮に入れられるた

め、1種の環境税としての役割も果たしているという点である。ここでは、水管理組合の分担金制度を明らかにし、それが現在の環境税論議にとって持つ意味を検討したい。

4. 4. 2. 水管理組合とは何か

水管理組合とは、水管理と排水処理に関するあらゆる業務を担い、政府から一定の独立性を付与された自治組織である。水管理組合は、ドイツでもっとも高度に発達したルール工業地域においてまず設立されたが、それは工業化にともなって、上質な上水を確保しながら、質・量の両面でますます困難になりつつあった排水処理を効率的に行う必要性が出てきたからであった。市町村の既存の行政区域ごとにこれらの問題に対応しては、効率的ではないので、行政区域を越えた、流域ごとの広域的な水管理システムが必要とされたのである。水管理組合のメンバーには、管轄区域内の市町村をはじめ、そこで水供給もしくは排水処理に関して組合と利害関係を有する鉱山、企業が含まれる。

4. 4. 3. 水管理組合の分担金システム

組合が円滑かつ効率的な機能を発揮していく上で重要な役割を果たしているのが、分担金制度である。これは、水管理組合を運営していくための費用を、受益に応じて組合員から徴収する分担金によって賄う制度である。

そうすると、受益とは何かという問題が生じるが、水管理組合では、以下のような基準に基づいて受益を確定し、分担金の額を決定している。つまり、受益の程度は、①使用水量、②排水の質、の2つの要素に基づいて算出される。この2つの要素は、各組合独自の算式を通じて数値化され、分担金算定の根拠となる。ここでは、ルール河川管理組合の算式を取り上げて具体的に説明することにしたい (Ruhrverband 1994b, S. 7)。

$$BE = 0,5 \cdot Qa / 50 + 0,5 \cdot Qa / 365 (BSB / 54 + GV / 110)$$

BE : 評価単位

Qa : 使用水量 (m³/年)

BSB : 平均生物的酸素要求量 (g/m³)

GV : 濾過可能物質の平均熱損失 (g/m³)

右辺第1項は、使用排水量に関するものである。第2項では、排水の質が評価される。これらを足し合わせたものが評価単位 (BE) である。分担金を確定するには、この評価単位をもとに、この排出者の組合内におけるウェイト ($BE_i / \sum BE_i$) を算出し、それを組合の費用総額にかけ合わせればよい。これは、水量および水質をもとに、組合の総費用のうち何%を各排出者が負担すべきかを決めていることにほかならない。

4. 4. 4. 水管理組合の意思決定機構

上述のような分担金制度は、一方的に組合からメンバーに押しつけられているのではなく、毎年組合の代表者会議において承認され、メンバーの同意を得ているのである。これは、水管理組合が政府から一定の独立性を保持した自治組織であることからして当然であ

るが、組合の活動が毎年その意思決定機関によって承認され、正当性を獲得していることの意味は大きい。

ルール水管理組合の中心的な政治権力は統治委員会にあり、次のメンバーから成っている。つまり、(1)ルール地域に立地し、水を汚染する生産活動を行う一方、組合から利益を受けている企業、(2)組合の管轄地域内に存在する自治体、(3)ルール溪谷組合の3者である。意思決定機関としては代表者会議および理事会があり、代表者会議メンバー（約1500人）が理事を選挙し、水質管理計画や課徴金査定の承認などに対して権限を有している。代表者会議の構成は組合員の財政上の貢献度に応じた構成になっており、過半数に基づく決定を行っている。分担金制度に関して何か問題があれば、メンバーは裁判所に訴えることができ、水管理組合に正当性があると判断された場合には分担金徴収の強制執行ができる。しかし、これまで組合とメンバーの関係は良く、そのようなことが行われたことはほとんどない (Kneese and Bower 1968, pp. 258-62)。驚くべきことに、水管理組合の分担金制度の基本的な原理はこの80年間ほとんど変化していない。

4. 4. 5. 水管理組合における費用負担原理の評価

水管理組合の分担金制度が長い年月を経て安定的なシステムとなっているのは、経済的観点から見ても、なんらかの合理性が存在しているからであると考えられる。この点を具体的に検討するためには、分担金制度が組合の財政運営システムの中でどのような役割を果たしているかを見なければならぬ。

表4-2 1992年度財政

一般会計

収入	単位	マルク	%	支出	単位	マルク	%
家賃・地代収入	4.737.428		1	水供給、補助金	52.154.350		16
利子収入	5.373.497		2	管理運営費	4.898.777		2
組合分担金	246.820.835		73	賃金	37.008.651		11
組合特別分担金	21.209.464		6	維持、汚泥処理	73.641.404		22
企業収益	2.178.393		1	排水課徴金	47.750.000		15
排水課徴金	47.750.000		14	債務利払い	60.432.194		18
その他収入	7.580.502		2	債務償還	46.531.816		14
前年度剰余金	2.491.630		1	その他支出	7.388.175		2
合計	338.141.749		100	合計	329.805.367		100

資省会計

収入	単位	マルク	%	支出	単位	マルク	%
州補助金	27.850.049		13	債務借換え	3.639.335		2
借入金	189.119.310		87	建設投資	236.928.265		98
合計	217.785.155		100	合計	217.785.155		100

[出所] Ruhrverband 1994, S. 82

表4-2で注目すべきは収入面である。全収入のうち、組合分担金は73%と大半を占め

ている。さらに全収入の14%を占めている排水課徴金もまた分担金と全く同一の原理によって組合メンバーに転嫁されるので、組合の年間支出のうち両者を合わせた87%が、上述の組合独自の分担金制度によって賄われているのである。

表4-2が示すように、水管理組合の財政活動は組合の管理運営のみでなく、水供給、排水処理、水質管理の全局面にわたっている。これらの活動を行うのに必要となる施設の建設・改修費用は資本市場から調達され、年々元利償還が行われている。

この結果、ルール水管理組合では、毎年組合の財政活動にかかる維持管理および資本費用を、個々のメンバーの寄与度 ($BE_i / \sum BE_i$) に応じて割り振り、それを分担金として徴収していることになる。この費用負担原理の背景には、個々のメンバーが水管理組合から受け取る便益は、個々のメンバーの寄与度によって間接的にはあるが、客観的に確定することが可能であるという、我々が既に池上(1993)の議論に即してみた特別課徴金としての環境税と全く同一の論理がある。

水管理組合の費用負担原理の独特な意義は、①個々の排出者に関して、費用と便益が一致するよう分担金制度を組み立てている点、②分担金の算定にあたっては、排水の質(汚染度)が考慮される点にある。したがって分担金制度は、汚染者負担原則(Polluter Pays Principle, 以下PPPと略す)という環境政策上の公平概念にも合致しているのである。組合は、費用をメンバーの所得や財産に応じて割り振ることもできるはずであるが、排水の質を考慮したことで、負荷削減へのインセンティブ効果を排出者に与えたといわれている(Kneese and Bower 1968, p.252)。確かに水管理組合の分担金制度は、排水課徴金としてみるならば、限界費用価格形成原理に合致しないという欠点を持つ。しかし、これがもし一種の所得税や財産税ならば、上述のような負荷削減へのインセンティブは働かなかったであろう。

4. 5. 環境税論議への示唆

4. 5. 1. 排水課徴金と水管理組合の費用負担原理の比較

水管理組合の分担金制度は、水供給、排水処理、および水質管理に関する業務を行っていくのに必要な費用を、組合独自の費用負担原理によって個々の構成員に配分することで、結果として環境保全へのインセンティブ効果を発揮している。また、水資源管理に関する費用と便益の関係が課徴金を支払う側にとって非常に明瞭であるため、そのことが分担金の負担を組合メンバーに納得させ、同時に排出者に環境改善へのインセンティブを与えるのである。

水管理組合は水に関するあらゆる業務を包括的に、かつ集合的に行っているが、これは地域的に限定された公共財を水管理組合が提供していることに他ならない。公共財供給への対価として支払われる分担金は、排水処理にかかわるフロー面(維持管理費)だけでなく、資本コストを含めたストック面をも含めて内部化している(表4-2参照)。

これに対して排水課徴金は「排水」の局面だけを捕らえて内部化している。これは、水管理組合の費用負担原理が公共財の理論に基づいていると解釈できるのに対し、排水課徴金は外部性の理論に基づいているからである。両者は同様に汚染への寄与度を費用負担配分の尺度としているが、実は内部化をしている費用の内実が全く異っているのである。つ

まり排水課徴金の場合、支払った課徴金は水管理組合のように、自らの属する共同体の公共財供給の原資となるのではなく、だれか他の排出者への補助金となるので、課徴金負担と排出者の受ける便益に直接的な関係がない。このため、排出者にとって排水課徴金は、自治体で水管理・排水処理に関して租税・料金の形で費用負担を行ったあとに、なおかつ追加的に負担しなければならない費用として感じられるのである。これは、課税主体である政府と排出者の関係が、制御する側とされる側という関係になっていることの帰結でもある。これに対し、これらの費用を一体化して分担金として課しているのが水管理組合である。意思決定の面でも組合は、組合のルールや分担金の賦課に関しては、理事会および代表者会議を通じて常に利害調整を行うのに対し、排水課徴金の場合には、それに相当するような直接的な意思決定機関が存在しない。

以上の比較で明らかのように政策課税の典型としての排水課徴金は、政策課税としての論理を徹底させようとするれば、所得分配問題やそれが内部化している費用の問題のために困難につきあたり、その政策課税としての特性を徐々に放棄せざるを得なくなる。これが、ドイツ排水課徴金法が20年間に4度も改正されて、一貫して政策課税としての理念型から乖離してこざるを得なかった理由である。これに対し、財源調達型の目的税の典型として出発した水管理組合の分担金制度は、80年間ほとんど変化しておらず、システムとしてはきわめて安定していると言えないだろうか。

4. 5. 2. 以上の検討から得られる環境税の役割は何か

ドイツ排水課徴金のように政策課税としてはほとんど意味を失っているものが、環境税の名のもとでなお維持されているのはなぜであろうか。別の言い方をすれば、政策課税の立場からその根拠を説明することができないにもかかわらず存続している環境税は、租税論の立場からみてどのように根拠づけられるのであろうか。

それは、結局環境保全のための排水処理施設への投資という財政需要が背景としてあり、それを原因者が寄与に応じて負担するのが社会的公正概念に合致しているとみなされているからではないだろうか。補助金とセットになった現在の排水課徴金の果たしている役割は、政策課税としてよりも、民間の資源を他の目的から水質保全投資へと振り向けるよう誘導している点に求められる。したがって排水課徴金は政策課税として出発しながら、結果として特別課徴金ときわめて類似した役割を担っていると考えられる。一方、水管理組合の分担金システムは、財源調達型の目的税の典型といえるかもしれない。しかし、この費用負担システムがきわめて安定していることから導かれるのは、環境税は社会的公正観に合致した費用負担原理に基づいており、それが社会の構成員による合意を獲得していなければ、うまく機能しないのではないかということである。その意味で、水管理組合の分担金制度は、公正な課税としての環境税のあり方の1つの典型を示していると考えられる。

[注]

- 1) 望ましい料率が80マルクであることを根拠づけたのは、社会学者および自然科学者から構成され、排水課徴金の制度設計を諮問されていた環境問題専門家委員会であった。
- 2) 第4次改正法により、1999年からは再び割引料率は通常料率の1/2。

- 3) 我々が1994年に行ったノルトライン・ヴェストファーレン州環境省のトロイナート氏に対するヒアリング調査では、基準を満たしている排出者は全排出者の95%にのぼるという。

[参考文献]

- 池上惇(1993)「租税論からみた環境税」, 『水情報』第13巻、第11号, 6~9ページ。
植田和弘(1997)「環境税」, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則(編)『環境政策の経済学』日本評論社, 113-127 ページ。
Cropper, M.L. and Oates, W.E.(1992) *Environmental Economics: A Survey.* : Journal of Economic Literature, Vol. XXX, pp.675-740.
Hansmeyer, K.-H.(1976) *Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips.* : Otmar Issing(Hrsg.) Öffentliche Probleme der Umweltpolitik.
Kneese and Bower(1968) *Managing Water Quality.*
OECD(1994) *Managing the Environment-the Role of Economic Instruments~*
Ruhrverband(1994 a), *Jahresbericht 1993.*
Ruhrverband(1994 b), *Veranlagungsrichtlinien*

第5章

ドイツ「水料金」制度の費用負担原理

5. 1. ドイツ水料金制度成立史およびその意義

ドイツ水料金制度はドイツ南部に位置するバーデン・ヴュルテンベルク州で1988年から実施されている一種の資源税である。しかし、この課徴金はもともと資源保全という政策目的よりは、むしろ地下水の水質保全政策にともなって必要となった農家に対する補償金支払いのための財源を調達する手段として構想されたのである。ドイツでは地下水は貴重な飲料水用の水源なので、バーデン・ヴュルテンベルク州は他州と同様に、農業で用いられる肥料に含まれる、硝酸塩を原因とする地下水の汚染に悩まされていた。そこで地下水保全のために、水保全地域を設定することで農家の土地利用を規制し、肥料の投入を禁止もしくは制限することが必要となったのである。

このような政策の結果、農業の使用を制限された農家は単位当たり収穫が減少し、所得が減少する。環境費用の負担に関する基本原則である汚染者負担原則 (Polluter Pays Principle, 以下PPPと略す) に従えば、当然このような経済的負担は地下水汚染の原因者である農家が担わなければならない。しかし、1986年に連邦議会では水管理法の第5次改正法が成立し、その第19条第4項において、土地利用制限の実施によって経済的不利益を被る経済的主体には補償を行うことが義務づけられた¹⁾。つまり、汚染者である農家に負担をさせるのではなく、逆に農家に補償を行わねばならないことが法的に定められたのである。なぜこの問題では、PPPとは異なる費用負担原理が適用されねばならなかったのであろうか。

それはまず、以下の2点でこの問題が通常の汚染問題と異なっているからである、と考えられる。第1は、水保全地域の設定にともなう肥料投入の制限は全ドイツで一律にではなく、バーデン・ヴュルテンベルク州でのみ実施される政策であるという点である。そのため、この州の農家だけが政策の実行にともなうコストの負担を強いられるという事情がある。第2に、この問題は現行の技術水準から見て、他に適切な代替財がない中で、通常の生産活動を行っているにもかかわらず生じる問題であるという点がある。肥料の投入を行わなくても他の生産方法によって同等の収穫量を確保でき、なおかつ生産コストがほぼ同じであるという条件がなければ別の生産方法を採用することは困難であろう。また、バーデン・ヴュルテンベルク州の農家は特別に汚染集約的な生産技術を採用していたわけではなく、他州の農家と同等の生産技術を用いていたのである。

以上の点に加えて、農業という産業分野固有の事情から、PPP適用の際には社会政策上の配慮を行わざるをえないという問題もある。農業は工業と異なって生産技術や生産要素の代替性がほとんどなく、一般に所得水準が低い。したがって、PPPを工業と同様に農業分野に適用するのは困難であり、農業における汚染問題を扱う際には、環境政策と農業政策を調整する必要が生じるのである。

また、仮にPPPが農業分野で適用されるとしても、次のような問題が生じる。つまり、通常外部費用が内部化されると、工業ならば、汚染原因者は現行技術水準のもとで最適なレベルにまで汚染を削減するだけでなく、技術革新を行って、より低いコストで汚染削減

を行おうとする。ところが農業においてはこのような技術革新の余地は現状ではほとんどなく、地下水の硝酸塩汚染を回避するには、土地利用制限を実施して肥料の投入を放棄するほかないのである。しかも、これにともなって生じる所得低下というコストはほとんど全額農家によって負担されねばならない。なぜなら、バーデン・ヴュルテンベルク州の農家はドイツの他地域やEU内の他地域の農家との競争上、これらのコストを消費者に転嫁できないからである。

以上のように、バーデン・ヴュルテンベルク州の環境政策が他州と比較して、その州の農家にのみ特別の経済的負担を課し、利害対立が生じるために農業政策との調整を必要とする場合には、PPPの適用ではなく、農家に補償を行った上で政策を進めることが正当化されるであろう。つまり、通常環境政策の基本原則であるPPPとは異なる費用負担原理を確立し、それに基づいて政策を実行していくことが必要になってくるのである。

残る問題は補償金をだれが、どのように負担するのか、ということである。これについて水管理法第5次改正法ははっきり定めておらず、各州の決定に任されているのである。

そこでバーデン・ヴュルテンベルク州が補償金の費用負担のあり方として検討を行ったのは以下の3通りである。

(1) (水質保全政策によって便益を受ける) 水供給会社と農家の自発的交渉、もしくは法的枠組みを設定して州の実質的な参加のもとで補償を行う。

(2) 州の一般財源から支出。

(3) 全ての水利用者に対して課徴金を課す(これがいわゆる水料金であり、最終的な負担者は消費者であるが、飲料水の場合、第1次負担者は水供給会社である。)。

(1)と(3)の方法は、水質保全政策によって地下水の質が維持されるのだから、地下水を用いて飲料水を供給している民間の水供給会社が政策の受益者として農家への補償金を負担すべきだとの考え方に基づいている。(1)の水供給会社と農家の自発的交渉に基づく方法はヘッセン州において実際に採用されており²⁾、経済学における「コースの定理」を思い起こさせる。通常コースの定理ではどんな権利設定から出発しても、パレート改善の余地が存在している限り、当事者間の交渉によって効率的な資源配分の状態に達することができる。このケースは土地利用の権利があらかじめ農家の側に存在しており、その権利設定を水供給会社との交渉によってどのように変更して、効率的な資源配分を達成するのかという問題であると解釈できる。コースの定理が成立するのは、取引費用がないか、非常に小さいケースであるが、個々の農家の費用と水供給会社の便益を個別に突き合わせて契約書を結んでいく(1)の方法は非常に非効率的で、いわゆる「取引費用」が高くなってしまふ。したがって、バーデン・ヴュルテンベルク州が現実的と考えたのは(2)か(3)の方法であった。

ところが、(2)の補償金支出を一般会計で賄う方法も以下の3点で欠陥がある。第1は、租税によって補償金支出を賄う合理的な根拠がないことである。例えば公共信託財産たる環境の悪化を州政府が放置していた管理責任を問われる場合ならともかく、このケースはそれに該当しない。これに対して、州政府が水質保全政策を実行することによって発生する便益は広く州全体の厚生水準を引き上げることになるので、水質保全政策が一種の公共財的性格を帯び、これを租税で負担することは何ら問題がないと言えるかもしれない。しかし第2に、技術的な問題であるが、事実上州の予算配分は固定化されており、補償金支

出という新たな財政需要に対応する余裕はなかったと言える。また第3に、ドイツ独特の財政調整制度のために、もし租税を増税する形で一般財源から賄うとすれば、増収分のかなりが他州へ流出してしまうという問題がある。バーデン・ヴュルテンベルク州はこれに関して試算を行っているが(Baden-Württemberg, S.18-19)、それによれば補償金支出に必要な額を租税で調達しようとするならば、増税を行ってその8倍の金額を徴収しなければならないという。なぜなら、増収額のうち7/8は財政調整制度を通じてバーデン・ヴュルテンベルク州から流出してしまうからである。このことは補償金支出を増税によって一般財源から賄おうとすれば、州の住民に過大な負担を課してしまうことを意味する。

そこで州政府は最終的に(3)の方法、つまりコストの負担を水質保全政策によって便益を受ける者に求める、水料金制度を採用することにしたのである。なぜ「水料金」かと言えば、「租税」ではなく「料金」であることによって次の2点で好都合が生じるからである。第1点は財政調整制度と関わる。「料金」だと財政調整制度の対象となる収入とは見なされない³⁾、収入が全額州の独自財源となるのである。第2点は、バーデン・ヴュルテンベルク州だけが単独で新規の租税を導入することはできないが、料金なら可能だという事情がある(Baden-Württemberg, S.14.)。

ただ、水料金制度が批判を受けるとすれば、PPPに反している点、および水料金の収入が支出と直接的に結びつけられることによって収入の使途が固定化されてしまう点であろう。そして州政府はまさにこの点で激しい批判を受けることになり、以下で詳しく検討するように、補償金支出のために導入された水料金を応益原則に基づいて正当化することが困難となったのである。最終的に州が出した回答は、補償金支出と水料金制度を切り離れた上で、補償金に関しては州が責任をもって一般財源から支出し、水料金はそれとは関係のない資源課税として正当化するということであった。

しかし、名目はどうであれ、州は水料金の導入によって新財源を獲得し、農家への補償という新たな財政需要に応ずる余裕が生じたのも事実である⁴⁾。この水料金制度は、新たな環境政策を実行するに当たって、それが特定の経済主体に特別の経済的負担を課す場合には、いかなる費用負担原理に基づいて政策を実行するのが望ましいのかという問題を提起していると言える。水料金制度は受益者負担という、PPPとは異なる費用負担原理を提起しているために、非常に広範な経済学、法律学、および財政学上の論争を巻き起こした。本論文の目的は、このような新たな環境政策上の費用負担原理に対して水料金制度がどういう意味を持つのかを検討することであるが、この制度をめぐる行われた議論は、環境政策上の費用負担のあり方に関する議論を発展させるのに多くの示唆を与えてくれると思われる。これまでは公害問題のように、汚染原因者に支払わせることが明らかに経済学的に正当で、社会通念上の公正概念にも合致していたため、「環境政策上の基本原則=PPP」とされていた。しかし、どういう問題状況のもとで、どのような条件が揃えば、受益者負担に基づいて環境政策を進めることが正当化されるのかを経済学的に検討しておくことが今後必要になってくるのではないだろうか。

5. 2. 州政府による根拠づけの変遷

農家に対する補償金の原資として州政府が水料金の導入を構想していることが1985年に明らかとなった結果、産業界および水供給会社が反発し、州政府は激しい批判を受けるこ

とになった。彼らが問題としたのは以下の点である。

- (1)水料金の導入はPPPに合致していない。従って、PPPが実施されている他の領域との公平性の問題が生じる。
- (2)法的には本来許容されない行為（肥料投入による地下水汚染）の放棄に対し、補償金が支払われるのは認められない。
- (3)水料金はバーデン・ヴュルテンベルク州に立地する産業にとってさらなる生産コストの増大につながり、他の州、ひいてはEU市場との関係で競争上不利を被る。
- (4)仮に土地利用制限によって農家の所得減少が生じるとしても、それは農業政策上の問題である。従って、補償は一般会計の農業関連予算から支出されるべきである。

また、州政府構想の法的正当性に対してもさまざまな批判が向けられたので、州はドイツにおける環境法の権威であるボン大学のザルツヴェーデルに州政府構想の正当性を法的に検討するよう委託したのである。しかし、ザルツヴェーデルによって提出された専門家意見書は、補償金支出を水料金収入によって賄うことに疑問を呈する法的見解を示したのである。このため、州政府は自らの立場の再考を迫られた。

ザルツヴェーデルの専門家意見書において問題となったのは、なぜ農家に対する補償が一般財源ではなく水料金収入によって賄われねばならないのかという点である。つまり水料金収入と補償金支出を直接に結びつけることは、受益者負担という観点から見て正当化されうるのかどうか問題となったのである。確かに、水利用者は州の水質保全政策によって生ずる便益を享受するのだから、その対価を負担するのは当然であり、補償金支出が水料金収入によって賄われるのは根拠がある、とザルツヴェーデルも認めている。しかし、問題は受益者とは一体だれで、便益はどの範囲にまで及ぶのかという点である。受益の範囲を狭くとして飲料水を供給する水供給会社だけとするのか、便益は広く州全体に及ぶと考えると市町村などの地方自治体まで受益者と見なすべきなのかは、法律学的には決着がついていない。従って、法律上だれが受益者であるのかを確定するのは困難なので、水料金と補償金を直接に結びつけ、前者を後者の原資とすることは法的正当性という点で疑念が生じる、というのがザルツヴェーデルの見解である。

しかし、受益範囲の問題は、あくまでも制度的枠組みに関する技術上の問題であり、補償金支出を水料金収入で賄うこと自体の正当性が問われる問題ではないはずである。いったん受益者負担で政策を進めることが合意されたならば、あとはどのような制度的枠組みのもとでそれを実行するのか、という制度設計の問題となる。この点に関して、コストを第1次的に水供給会社に課して、価格転嫁によって広く州の水消費者に負担させるか、市町村にコストを課して、租税を通じて間接的に広く州民に負担させるという選択肢が存在するのである。

しかし、州政府は水料金制度がPPPに反しているという批判に加えて、ザルツヴェーデルの見解を重視し、水料金収入の特定財源化を放棄した。1986年に明らかになった州政府の新たな構想では、水料金制度導入の根拠もはや補償金支出のための財源調達ではなく、水資源節約へのインセンティブ効果となったのである。水料金収入は使途を特定されずに一般財源に入ることとされた。州はこうして収入と支出の論理的な結びつきを断って水料金制度への批判を回避しようとしたのである。このことを受けて州政府は1987年にバーデン・ヴュルテンベルク州水法を改正して、その第24条第4項において補償を水料金収入と

は関係なく州が責任をもって一般財源から行うことを規定した。

州政府は水料金の根拠をさらに強化するため、専門家意見書の法的見解を参考にして、1987年3月18日に提出された政府計画書で新たな根拠を追加した。それは水質を維持するために州が負担している顕著な財政支出の対価を、水料金という形でその受益者から徴収するというものである。こうして水料金は水節約という政策目的と水質保全のための財政支出を賄う財源目的の両方を担うことになったのである。結局1987年7月27日に水料金の法的根拠となるバーデンヴェルテンベルク州水法の改正法が成立し、1988年1月1日から料金の徴収が開始された。

5. 3. 水料金制度の概要

5. 3. 1. 水料金の料率

水料金の課税対象および料率は以下のようにになっている。料率設定は、水節約へのインセンティブを効かせるという観点から差別化されている。表5-1の①～③の水利用は、いったん使用したあと水が再び元に戻されるので、つまり水が量的に消費されないため料率が低く設定されている。

表 5-1

水利用の形態	徴収 (DM/ m ³)
①直接に熱を利用するために地下水を採取 地表水からの水の採取	0, 0 1
② ————— 冷却のため	0, 0 1
③ ————— 散水や灌漑目的	0, 0 1
④ ————— その他の目的	0, 0 4
⑤公共上水道	0, 1 0
⑥地下水からの水の採取	0, 1 0

財政学的には、州政府による水利用の便益を受ける水利用はそれだけ高い対価を負担するのが当然である。そういう意味で、⑤および⑥の水利用はそれぞれ前者が生産・生活用水、後者が生産・飲料用水に用いられるため、他の水利用形態に比べて水質保全政策による水質維持の便益を享受していると見なせる。したがって、⑤および⑥の水利用形態に高い料率設定がなされているのは妥当であると言える。

5. 3. 2. 適用除外となる対象

- (1)2.000 m³以下の水利用者は料金徴収の対象外。2.000~3.000 m³の採取に対しては50%の割引を適用。
- (2)当局からの許可を必要としない水利用。
- (3)直接そこから熱を得るために地表水から水を採取する場合。

- (4)薬用泉. そこでミネラルウォーターが製造されている場合を除く.
- (5)料金の徴収が開始される1988年1月1日以前に許可された, 熱を得るための地下水利用.
- (6)漁業および水産業.

5. 3. 3. 特別規定

もし, 企業がこの水料金の徴収によってその存続自体が危ぶまれる状態になり, 他の方法では救済できないというのであれば, その企業は料金徴収の延期, 最高90%までの割引, もしくは免除が受けられる.

割引がどのように適用されるかは産業によって異なる(行政規定に細かく定められている). 皮革・製紙など, 水を大量使用する産業に対しては, 自動的に割引規定が適用される. それ以外の産業で50~90%の割引を受けるためには, 産業の競争力がこの水料金によって失われると政策当局が判断した場合に限られる. 具体的には水料金によって利益が5%以上失われることを証明しなければならない. ただし, 地表水の利用が可能である場合および産業の競争力に影響がないと判断される場合には, 割引規定は適用されない.

5. 3. 4. 水料金の経済的効果

一般的に言えば, 通常の水道料金のほうが水料金よりもはるかに大きな影響を及ぼすと考えられる. なぜなら, 水道料金は個々の水供給会社によって異なるが, 0,75DM~2,70DM/m³であるのに対し, 水料金は0,01~0,1DM/m³でしかないからである. バーデン・ヴュルテンベルク州は水料金導入時にそれが及ぼす経済的効果を試算している(Baden-Württemberg, S.19-22). それによれば, 4人家族の年間水消費量は160~200 m³であるから, 水料金導入による1家族当たりの年間負担額は20~26DM/年(約1300~1690円)であり, 水料金にともなう生活必需品の価格上昇も軽微であると見込まれている.

産業に対する影響については, 水を大量に使用する産業を例にとって水料金の年間収益に占める比率をとっている. それを示したのが以下の表5-2である(データは1983年).

表 5-2

産業領域	年間収益 [Mio. DM]	水料金負担額 [Mio. DM]	比率 [%]
パルプ産業	3. 594, 0	8, 73	2, 0
化学産業	15. 423, 6	12, 83	0, 8
石および材料加工業	4. 965, 4	4, 97	1, 1
紡績加工業	10. 267, 4	2, 73	0, 3
食品産業	18. 435, 4	3, 76	0, 2
計	52. 685, 8	33, 00	0, 6

[出所] Baden-Württemberg, S.20.

表5-2から明らかなように、水料金導入による産業の経済的負担は、収益と比較してもそれほど大きなものでないことが分かる。また、どうしても水料金が企業存続の圧迫要因になるケースに対しては、上述の特別規定が適用されるのである。

表5-2の結果は、州政府が水料金制度の導入に当たって産業界を説得するために用いたものであるが、このように産業界の水料金による経済的負担が小さく、特別規定による救済も用意されているということは、州政府の根拠づけとは裏腹に、水節約へのインセンティブ効果が小さい、ということにはほかならない。

5. 4. 水料金制度とPPP

5. 4. 1. 水料金制度とPPPを巡る論争

水料金制度は激しい経済学上の論争的となった。上述のように、水料金制度は環境政策の実行にともなって特別の経済的負担が特定の経済主体に発生する場合に、その補償金原資を応益原則にしたがって政策による受益者が負担するものであり、PPPとは異なる費用負担原理に基づいていると理解されるべきである。にもかかわらず、経済学においては水料金制度が資源配分上の効率性を達成するかどうかの問題となる中で、それがPPPと合致するのかが大きな論争上のテーマとなったのである。⁵⁾

水料金制度がPPPに基づいているのかがめぐる論争のきっかけとなったのはドイツの代表的な環境経済学者であるホルガー・ボームスの論文であった(Bonus 1986a)。ボームスはこの論文において、水料金収入を補償金の原資とすることはPPPに合致するという、通常とは逆の結論を導き出した。その論拠は、以下の通りである。経済的な意味における原因者というのは財の希少性を引き起こした者のことを意味する。この場合、土地の代替的な利用をめぐる競合している農家と水利用者の両者が原因者であるととらえられる。そして彼らが希少性の結果であるコストをPPPにしたがって担わねばならないのである。ボームスのこの論理に従えば、この問題を解決するために農家が水利用者に支払って肥料を投入しつつ農業を営む権利を獲得しようが、水利用者が農家に支払って土地利用規制によって質の高い水を利用する権利を獲得しようが、どちらもPPPに合致するのである。彼のこの論拠の背景には、土地もしくは水という希少資源をめぐる互いに他を排除しようと競合しており、その希少性に見合った支払い意思を示したものがその財を獲得でき、結果として効率的な資源配分が達成されるという、市場メカニズムのアナロジーが存在する。ボームスがこのような結論を引き出したのは「経済的な意味におけるPPP」と「物理的な意味におけるPPP」とを分離したことによる。彼は農家が物理的には肥料の使用によって硝酸塩汚染の原因者となっていることを認めている。しかし彼によれば、それが必ずしも経済的な意味における原因者であるとは限らないのである。

このボームスの論拠は社会的費用発生のプロセスを無視していたために他の経済学者による盛んな批判を浴びた。例えばブレッセは(Brösse 1986)、ボームスのようなPPPの理解をするならばいつでも、原因者はその希少財を請求するすべての経済主体であるということになり、PPPという概念を改めて設ける必要性はなくなってしまうと批判した。ブレッセは、PPPという概念が有効となるのはボームスの意味においてではなく、規範的に解釈される場合であると述べている。彼によれば、原因者は、環境汚染という規範を

破る行為のゆえに費用負担を課されるのである。ボーマスの言うような純粋に経済学的な意味におけるPPPは、水資源の量的側面をめぐる競合ならば妥当な議論であるかも知れないが、このケースは水資源の質的側面をめぐる競合であり、原因者は彼も認めるようにやはり農家だけである。したがって、ボーマスがこの問題をコースの議論に基づいて、純粋に資源配分上の問題と位置づけて論じたのは妥当性を欠いていたと言わざるをえない。にもかかわらずこの論争は、ストック汚染の問題など、厳密な意味でのPPPの適用が困難な問題が現実増加している中で、ブレッセのようにPPPに関する常識的な見解に基づいてボーマスを批判するだけで事は済むのか、という疑問を投げかけているとも言える。というのは、PPPが適用困難だからといって安易に租税による共同負担原則や応益原則へ向かう前に、PPP概念の拡張の方途も検討しておく必要があるのではないかと考えるからである。

例えば、植田和弘は土壌・地下水汚染問題と費用負担のあり方を検討する中でPPP概念を環境破壊活動と結びついて生じる「特別の利益」と結びつけて展開している（植田1995, 7ページ）。それによれば、PPPという汚染原因者とは、経済学的にはたんなる汚染物質の排出者ではなく、汚染物質を排出する活動によって何らかの特別な利益を得た主体を指す。そしてそれは生産要素や生産物の取引を通じて、また利益配分のメカニズムを通じて拡大する可能性をもつものである。したがってPPP概念は、経済学的には汚染物質の排出という物理的な行為との直接的な結びつきを越えて拡張されうる可能性があると言える。ボーマスのように「経済的な意味におけるPPP」と「物理的な意味におけるPPP」とを分離するのならば、このような方向性で検討を行うべきではないだろうか。

ボーマスの誤解を招きかねない論文をめぐって行われた経済学上の論争は、非常に興味深いものではあったが、以下の2点において限界を有していた。第1は、バーデン・ヴェルテンベルク州が公式見解で水料金収入を補償金支払いと結びつけることを意図的に放棄し、一種の資源課税として水料金制度を正当化したことによって、もはや水料金はPPPとは無関係なものになったということである。したがって、水料金制度が補償金と結びついているという論争の前提条件自体が変化してしまったのである。

第2に、この論争においては、農家と水利用者が土地という希少資源をめぐる競合しているという前提条件のもとに、資源配分の効率性という観点から問題が検討されたが、このような前提条件は現実には成立していなかったという点がある。

というのは、第1に、ヨーロッパの農業はEUの農業構造政策に基づいて市場メカニズムから切り離されているので、実際には当事者間の交渉によって効率的な資源配分へのプロセスが生み出されるわけではないからである。第2に、環境政策上重要な資源配分の決定はもっぱら政府によって担われているということである。水料金制度そのものは、どの地域の地下水を保全し、その結果どのくらいの補償金額が支払わねばならないのか、といった事柄の決定には一切関与しないのである。水保全地域の設定と土地利用規制の配分に関する決定はもっぱら政治的になされているのであり、資源配分機能は水料金の課題ではない。もし資源配分機能が水料金によって担われているのであれば、水保全地域の規模は、農家が肥料の投下を放棄することによる限界費用と水利用者がそれによって得られる限界便益が一致するところで決定されるはずである。ところがそうでないことは、保全地域の設定が政治的に決定され、農家への補償金支払いが水料金収入の多寡とは関係なく決まっ

てくるということに反映されている。

5. 4. 2. 受益者負担と水料金制度

水料金制度をめぐる経済学上の議論は、この制度が経済効率的であるかどうか、そしてPPPに合致するかどうかをもっぱら問題としてきた。しかし、水保全地域を設定して肥料の投下を制限するというバーデン・ヴュルテンベルク州の水質保全政策が、広く水利用者に便益をもたらす一方で、この州の農家にのみ特別に経済的負担を課してしまう場合にはPPPではなく、異なる費用負担原理のもとで問題が扱われるべきではないかという点はこの議論では検討されなかった。

上述のように保全地域内の農家は他地域の農家以上に厳しい土地利用規制を受けるため、保全地域内の農家はより大きな経済的負担を負い、他地域の農家との競争上不利な立場に追い込まれる。これは「特別の利益」とは反対に「特別の犠牲」、もしくは「特別の損失」などと呼ばれる(Hansmeyer und Ewringmann 1988, S. 47)。農家に対する補償金支出はこのような「特別の犠牲」ともなう所得分配問題を解決するために構想されたのであり、その財源をどのような費用負担システムによって調達するか、という観点から構想されたのが水料金制度の本質だと言える。汚染活動を伴う環境の利用によって「特別の利益」が発生する場合にはPPPに基づいて費用負担を行うのが望ましいが、この問題のように、政策の実行にともなって「特別の損失」が発生する場合には受益者負担に基づいて費用負担を行うことが正当化されるであろう。

5. 5. 財源調達手段としての水料金

州政府は水料金支出と補償金支出を結びつける当初の構想を批判され、両者を切り離れた上で補償は一般財源から行い、水料金は水節約のインセンティブを目的とした資源課税として導入することにした。しかし、水料金は現実にはインセンティブ効果がほとんどないとみられ、事実上財源調達手段としての機能を果たしていると言える(Hansmeyer und Ewringmann 1988, S. 40-41)。確かに州の言うとおり、水料金収入は特定の支出項目との結びつきを持たなくなったが、エコロジープログラムという特定の支出計画の財源となっているのである。表5-3は水料金収入がエコロジープログラムの枠内で何の目的にどれだけ用いられているのかを示している(単位: Mio. DM)。

これを見れば分かるように、水料金収入はエコロジープログラム全体を賄っているのであって、農家への補償金支出に用途を限定されているわけではない。その補償金支出はエコロジープログラムの中の1支出項目となっているのである。またエコロジープログラムに対する支出総額は年々増加しており、水料金収入だけでは賄えないので一般財源から租税が投入されている。したがって、この表を見る限り水料金収入と農家への補償金支出は一応分離されており、水料金はPPPに反する、との批判を受けないようになっていることが分かる。

しかし、エコロジープログラムの最大の支出項目はやはり農家への補償金支出であり、年々約50%程度の割合を占めていることには変わりがない。つまり、確かに州の公式見解が主張するように、水料金収入と補償金支出との間に1対1の対応関係はないかもしれないが、結局はほとんど当初の州政府構想どおりに、エコロジープログラムの枠内で補償金

表5-3

支出項目	1988	1989	1990	1991	1992
水料金収入額	130,2	174,7	158,1	140,6	147,5
環境省予算部分	33,6	60,2	60,2	78,5	78,5
1. 環境プロジェクトの促進	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0
2. ボーデン湖および地表水域におけるアシの保全と再自然化	2,5	4,5	2,9	3,0	3,0
3. 土壌保全	—	2,0	2,0	2,0	2,0
4. 地下水保全	—	1,5	1,5	1,5	1,5
5. 廃棄物処理基金	13,0	15,0	15,0	15,0	15,0
6. 自然保護基金への割当て	—	5,0	5,0	5,0	5,0
7. 自然保護および景観保全	17,1	30,1	31,8	50,0	50,0
8. 広告キャンペーン	—	1,0	1,0	—	—
農業省および経済省予算部分	96,6	101,8	101,8	120,0	125,2
うち補償金額 () 内は水料金収入に占める比率	57,1 (43,9%)	64,6 (37%)	66,9 (42,3%)	75,8 (54%)	85,8 (58%)
エコロジープログラム総額	130,2	162,0	162,0	198,5	203,7

【出所】 Landtag von Baden-Württemberg(1991), Landtag von Baden-Württemberg(1993a), Landtag von Baden-Württemberg(1993b) より作成。

支出を水料金収入によって賄うことに成功しているのである。ここに財源調達手段としての水料金の本質がある。

水料金がインセンティブ機能よりは財源調達手段としての役割を果たしているのは、以下のことによってさらに明確になる。つまり、バーデン・ヴュルテンベルク州は水料金導入への賛意を、最初はそれに対して批判的であった市町村から得るために、年間1.500万マルクを廃棄物処理の財源として市町村に与えることを決定したのである(表5-3の環境省予算部分の支出項目5を参照)。なぜ市町村が水料金導入に批判的であったかといえ、水料金が経費として課税標準である収益から控除されてしまうために、市町村に入るはずの所得および法人税収が減少してしまい、彼らにとっては何のメリットもないからである。このように、補償金支払いと市町村に対する支払いが予算内の支出項目として最初から固定化されているもとは、水料金によるインセンティブ効果が働いてその収入、ひいてはエコロジープログラムのための財源が減少するようなことは州にとって望ましくな

いのである。州政府は公式には、水料金の根拠として、水保全政策のための財政支出を賄う財源調達機能と水資源節約という環境制御機能の両者を掲げているが、原理的に両目標の両立は不可能である。したがって、水料金の制度構成から見て州は明らかに財源調達機能を選択しているのである。

5. 6. ドイツ水料金制度の評価

水料金制度の意義は環境政策の実行上、特定の経済主体に「特別の犠牲」が生じる場合の費用負担原理のあり方の1つを示している点にある。州政府は確かに水料金収入と補償金支出を直接的に結びつけることを放棄し、水料金は補償金支出とは関係なくインセンティブ目的のために導入されることになった。しかし表5-3に明らかなように、実際には水料金収入を一旦はエコロジープログラムという一般財源の枠組みに組み込むが、実質的にはその収入がエコロジープログラムという支出計画を通じて農家への補償金支払に充てられている。また、州の公式見解にもかかわらず、水料金が資源課税としての機能を果たすことはその負担の軽さから見てほとんどないと考えられ(表5-2参照)、むしろ財源調達手段としての機能を担っていると言える。

このような水料金制度を、これまでの環境・資源税論議の中で位置づけるとすれば、どのように評価できるのであろうか。環境・資源税には、環境政策の経済的手段、つまり租税政策手段としての税という理念型と、環境対策費用をその寄与(受益)に応じて負担させる財源調達の目的税という理念型の2つが存在する(植田 1997, 123-125ページ)。租税政策としての環境・資源税とは具体的には、外部費用を内部化することによって資源の最適配分を達成するピグー税か、環境目標を費用効率的に達成するボーモル=オーツ税を指す。この場合、税収総額が結果としていくらになるのかは副次的な問題であり、パレート最適もしくは環境目標の達成が租税政策の主眼となる。これに対して、財源調達目的の環境・資源税の場合は、先に調達すべき財政需要額が存在しており、そのコストを何らかの受益概念を基準にして割り振っていくということが主目的であり、インセンティブ効果は副次的であるか、あまり効きすぎでは望ましくないと見なされる。

水料金制度は州の公式見解によれば租税政策としての資源税であるが、これまで見てきたように、実態は財源調達目的の資源税である。この場合財政需要はもちろん農家への補償金支出から発生している。しかし、水料金制度が既存の財源調達目的の環境・資源課税と異なっているのは、補償金支出という特定の支出目的と結びついているのではなく、エコロジープログラムという包括的な環境関連支出計画と結びついていることである。つまり、純粹の目的税ではないが、かと言って所得・法人課税のように純粹に一般財源を賄うわけではなく、緩やかな形で環境関連目的と結びついているのである。これはもちろん州政府が水料金当初構想への批判に対応した結果であると言える。だが、それだけでなくこの制度は環境・資源課税が徐々に小規模の租税政策としての理念型から、一般財源をも視野に入れた財源調達目的としての理念型へ移行していく上での、一種の過渡期を示しているとも言える。

その根拠は以下の通りである。水料金がエコロジープログラムの枠内で財源調達手段としての役割を果たすのは、その背景に環境汚染による社会的費用の増大にともなって、地方自治体で環境関連の財政需要が年々増大しつつあるという事情がある。つまり、さまざま

まな環境領域で増大する社会的費用に対応するために、水、大気、土地という環境領域で個別に対応していくうちに、全体としての環境関連の財政需要が増大してくる。財政支出の規模が大きくなってくると、これをいつまでも通常の租税収入から賄うことの正当性に疑問が生じる。すなわち、これらの財政需要を一般の租税収入で賄うのではなく、PPPもしくは受益者負担原則にしたがって費用負担を行っていくべきではないのか、という議論が生じるのである。

しかし、これに対応して個別の環境領域ごとに環境・資源課税を目的税として導入すれば、収入は大きくなるが、収入の用途は固定化されて財政が硬直化してしまうという問題が生じる。また、収入の用途の固定化は、個別の環境領域で費用・便益関係がはっきりしている場合には有効であるが、水料金の場合のように、その点があいまいであればその導入の根拠をめぐって批判を招いてしまうという問題もある。

その結果、エコロジープログラムのようにはや個別の支出項目とは税収が必ずしも1対1に結びつかないという形で環境・資源課税が一般財源化していかざるをえない、ということが今後生じてくるものと考えられる。水料金制度の場合は一般財源化といっても、収入の支出先はあくまでもエコロジープログラムの枠内に限られているが、それは、新たな負担を課される受益者を説得するには、その収入と支出が緩やかな形であれ費用・便益関係を保持する必要があったからではないかと考えられる。しかし、バーデン・ヴュルテンベルク州の州首相シュペートはさらに進んで水料金という資源課税をエコロジカルな税政改革の中で位置づけることを表明している (Hansmeyer und Ewringmann 1988, S. 41-44)。つまり、環境汚染による社会的費用の増大にともなって、所得・法人課税など既存税に代わって環境・資源課税が基幹税としての役割を果たしていくだろうとの見通しにたって水料金が位置づけられているのである。ドイツ水料金制度はその意味で、環境・資源課税の一般財源化への過渡期にあって、その先駆的な姿を示していると評価できるのではないだろうか。

[注]

- 1) 水管理法第19章第4項は次のように述べている。「本条第2項にしたがって合法的な農業および林業上の土地利用を制限するという高められた要求（つまり水保全地域のこと）が設定される場合には、それによって生じた経済的損失に対して、土地法に定められた基準にしたがって補償がなされなければならない。ただし、それは本条第3項による補償義務が存在しない場合に限られる。」
- 2) バーデン・ヴュルテンベルク州環境省ビューラー局長からのヒアリングによる。
- 3) Ebenda, S. 16. 連邦憲法裁判所は租税は原則的に財政調整の対象になるが、非租税収入、とりわけ料金はその収入がそれほど大きくない限り、財政調整の対象とはならないという判断を下している。ただ、この問題は学問的にはまだ論争が行われ、明確な判断基準がないのも事実である。
- 4) Erhard Müller(1989), S. 114. ミュラーは水料金という財源上の裏づけがなければ、州が現在行っているような厳しい水保全地域の設定は困難だったであろう、と指摘している。
- 5) 水料金をめぐって行われた経済学的論争は *Wirtschaftsdienst* 誌で集中的に行われた。

参考文献リスト参照.

[参考文献]

- [1] Baden-Württemberg, *Argumente zum Wasserentnahmeentgelt*.
- [2] Blankart, Charles B. (1987), Eine Verfügungsrechtliche Betrachtung des Wasserpfennigs, in: *Wirtschaftsdienst*, S.151ff.
- [3] Bonus, Holger(1986a), Eine Lanze für den "Wasserpfennig", in: *Wirtschaftsdienst*, S.451ff.
- [4] Bonus, Holger(1986b), Don Quichotte, Sancho Pansa und der Wasserpfennig, in: *Wirtschaftsdienst*, S.625ff.
- [5] Bonus, Holger(1987), Die Lust am effizienten Untergang: Notizen zum Wasserpfennig, in: *Wirtschaftsdienst*, S.199ff.
- [6] Bonus, Holger(1987), Der eine Charme und der andere Charme: Schlussbemerkung zum Wasserpfennig, in: *Wirtschaftsdienst*, S.207.
- [7] Brösse, Ulrich(1986), Wasserzins statt Wasserpfennig!, in: *Wirtschaftsdienst*, S.566ff.
- [8] Erhard Müller(1989), Der Wasserpfennig in Baden-Württemberg aus der Wasserwerke. in: *Kommunalzeitschrift des Gemeintags Baden-Württemberg*, BWGL 4/89, S.113ff.
- [9] Hansmeyer, Karl-Heinrich und Ewrigmann, Dieter (1988), *Der Wasserpfennig*, Berlin.
- [10] Landtag von Baden-Württemberg(1991), Drucksache 10/5031.
- [11] Landtag von Baden-Württemberg(1993a), Drucksache 11/1652.
- [12] Landtag von Baden-Württemberg(1993b), Drucksache 11/2443.
- [13] Scheele, Martin(1986), Der "Wasserpfennig": Richtungsweisender Ansatz oder Donquichoterie? in: *Wirtschaftsdienst*, S.570ff.
- [14] Scheele, Martin(1987), Der diskrete Charme der Untergangphilosophie, in: *Wirtschaftsdienst*, S.203ff.
- [15] Scheele, Martin(1987), Streit um den Wasserpfennig: Abschied von der Effizienz? in: *Wirtschaftsdienst*, S.40ff.
- [16] 植田和弘(1995), 「土壌・地下水汚染浄化と費用負担」, 『財政学研究会ディスカッションペーパーシリーズ』, DP95-03.
- [17] 植田和弘(1997), 「環境税」, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則『環境政策の経済学』日本評論社, 84~91ページ.

第6章

ドイツにおける環境税制改革論争の展開

6. 1. ドイツにおける環境税制改革論争の意義

6. 1. 1. 環境税制改革とは何か

環境税制改革とは、環境・エネルギー税¹⁾を導入し、それと引き換えに所得税、法人税、付加価値税などの既存税を引き下げる、税収中立的な税制改革を指す²⁾。これによって税制における環境・エネルギー関連税の比率は高まり、税制全体が言わば「グリーン化」される。このような税制改革は、国民の租税負担を新たに増大させることなく、税制を通じて環境保全を促す仕組みを社会に組み込むための有効な方策であるとみなされた。

ドイツでは、環境破壊の深刻化や直接規制に対する批判が環境・エネルギー税導入をめぐる議論の背景にあったが、それが税制改革の要請にまで至ったのは、見込まれる税収が大きく、国民経済に大きな追加的負担を及ぼすことになるからである。もし環境・エネルギー税を実施するとすれば、その税収は確かにかなりの規模になると言われている。例えば、Weizsäcker(1992)は環境・エネルギー税収をGDPの約5%と見積もっている。このような大規模な租税を、既存税体系の上に追加的に導入することはほとんど不可能であろう。なぜならドイツでは国民負担率が既に50%を越す高い水準に達しており、それをこれ以上引き上げることは困難だからである。

しかし、環境税制改革は、たんに負担が重くなるから税収中立的にやるべきだと考えられたのではない。むしろそれを行うことが我々の経済社会にとって、望ましいからなのである。このような積極的な論拠として第1に二重配当論、第2に社会構造改革論が挙げられる。

まず第1は、世界資源研究所のレペットらによる二重配当の議論である (Repetto, et al., 1992)。それによれば、環境税は外部不経済を内部化し、資源配分の歪みを是正するので、それによってまず第1の利益が得られる。他方、所得税・法人税はそれぞれ労働供給・貯蓄を阻害し、超過負担を生み出しているので、これらが引き下げられることによって超過負担が取り除かれれば厚生水準は高まり、我々は第2の利益を受け取ることができる。したがって、環境税の導入と引き換えに所得税もしくは法人税を引き下げる環境税制改革は、2重の利益を社会にもたらすことになる。

二重配当論の特徴は、それが最適課税論に依拠している点にある。したがって税制改革の主眼は、既存税制がもたらしている超過負担をできる限り最小化することである。レペットらによれば、現在の所得税もしくは利潤税を削減し、超過負担を取り除けば、それによる限界的な便益は、税額1ドル当たり\$0,45~\$0,80になるという。最適課税論に基づく環境税制改革の論議は、1980年代から国際的な潮流になってきた税制改革の流れと軌を一にするものと言える。つまり、できる限り経済に対して中立であり、簡素な税制こそが望ましいとされたのである。これに対し、環境税制改革第2の根拠はWeizsäcker(1992)をはじめとするドイツの環境税制改革論議に求めることができる。ヴァイツゼッカーは、30~40年という長期にわたって環境税制改革を実施し、大量消費・大量廃棄社会をエコロジー

的な産業社会へ転換させることを構想している。しかし、ドイツの論議はそれだけでなく、深刻な失業問題を反映して、環境税制改革による失業と環境問題の同時解決をめざしている点に最大の特徴がある。つまり、環境税の導入と引き換えに社会保険料の法人負担分を削減し、労働コストを引き下げることによって雇用の増大を図るわけである。

それにしてもなぜ、ドイツの環境税制改革論議は一見関係のない環境問題と失業問題の同時解決という問題意識によって刻印されているのであろうか。これを理解するには環境問題と失業問題の同時解決というアイデアを最初に提示し、環境税制改革論議に少なからぬ影響を及ぼしたと言われるビンスヴァンガーらによる『環境破壊なき雇用』（1988年）と題する著作を検討しなければならない。

6. 1. 2. ドイツ環境税制改革論議の問題意識

(1)環境問題と失業問題の同時解決

ビンスヴァンガーらは、1980年代初頭のドイツ社会が直面したもっとも基本的な問題は、失業問題と環境破壊であると捉えていた。そして、石油ショック後の成長の鈍化のために財政危機に陥った福祉国家が、問題解決能力を失っているところに公共政策の根本的な欠陥があると指摘した。

表6-1は80年代後半に至るまでのドイツにおける失業率の推移を示している。1970年代以降失業率は一貫して上昇し、80年代後半には約9%に達していることがわかる。現在では状況はさらに悪化し、12%を超える水準に達している（1997年2月現在）。統計上の定義が異なることもあって単純な比較はできないが、日本の現在の失業率3%と比較しても、その4倍の失業率というのはやはり深刻である。

しかしビンスヴァンガーらの政策提言は、ドイツ経済界などの、規制緩和によって労働

表6-1 1970年から1987年におけるドイツ連邦共和国の失業者数

	失業者(単位千人)	失業率(%)
1970	148,2	0,7
1975	1074,2	4,7
1980	888,9	3,8
1981	1271,6	5,5
1982	1833,2	7,5
1983	2258,2	9,1
1984	2265,6	9,1
1985	2304,0	9,3
1986	2228,0	9,0
1987	2229,0	8,9

[出所] Binswanger, et al.(1988), S.21, Tab. 1.

ストを引き下げ、公共部門の民営化によって市場に活力をもたらすべきだとの主張とは一線を画す。彼らはそのような成長促進政策は、仮に成長率を高めるとしても依然として失業を増やし、環境破壊を伴うことに変わりがないとして退け、成長の質的転換を目指すべきだと主張する。この議論は、ドイツで1970年代から80年代にかけて盛んに論じられたテーマで、それまでの経済成長が環境破壊をもたらし、真の豊かさにつながっていなかったのではないかという反省を出発点としている。そして経済成長率をその指標として信奉する「量的経済成長」から、環境保全・福祉・文化を重視し、真の豊かさの実現につながるような経済の「質的成長」をめざすべきだとされた。しかし彼らは、現代社会には環境保全・福祉・文化の面で莫大な労働需要があるにもかかわらず、それが「支払われない労働」であるために放置されたままになっていると指摘している。つまり、これらの領域でなされるべき仕事は大量に存在し、かつそのような仕事に従事したいと考えている人々が大勢いるにもかかわらず、環境保全・福祉・文化という領域が基本的に非営利部門であるために、必要とされる場所に十分な労働が供給されないというミスマッチが生じている。高度成長期ならば、そこで国家が公共部門を拡大しつつそれらの政策課題を吸収していった。しかし、財政危機の現在はそれもできない。

そこで、ビンスヴァンガーらは政策誘導によって環境保全・福祉・文化などのインフォーマル・セクターの成長を促し、これらの部門における雇用を増大させることで成長の質的転換を図るべきだと主張した。その政策誘導の1つとして彼らが提唱したのが、社会保険料の雇用者負担分の削減によって労働コストを引下げることである。実際、環境・福祉・文化などの領域は、労働集約的なセクターでもあるので、労働コストの低下はこれらの部門における雇用増につながると考えられるのである。そして、彼らはこの財源としてエネルギー税を充てることを提案したのである。

(2)直接規制批判

ドイツにおける環境税制改革論議の第2の契機は、直接規制の有効性に対する批判である。1980年代後半にはいってドイツでは、酸性雨問題、廃棄物問題、窒素酸化物の増大などの環境悪化が次々と明らかとなり、直接規制を中心とする伝統的環境政策の欠陥が指摘された。ドイツにおける環境税制改革論争は、この直接規制批判を直接の背景として、より効果的な環境政策とは何かということをめぐる始まったのである。

ドイツ環境政策における直接規制批判では、経済効率性の観点だけでなく、いっそう効果的な環境保全という観点が強調されている。アメリカでは70年代後半に、経済成長の鈍化とともに、伝統的環境政策が経済効率性の観点から批判され始めた。そして環境規制に関する費用便益分析の実施が要求されると同時に、環境保全を行いつつ経済成長を進めることのできるような環境政策の「弾力化」が行われた。たとえば、1977年の大気浄化法（Clean Air Act）修正とそれとともなうオフセット政策の導入が典型例である。これに対してドイツでは、現行の直接規制の下では、いっこうに環境が改善されないどころかますます悪化してゆくことに対して批判が集中したのである。

いったいドイツの直接規制のどこに問題があったのであろうか。環境の悪化が現実に行進していた、という事実がそのことを明瞭に示している。例えば、80年代を通じて酸性雨

問題はますます深刻化し、病的であると診断された森林面積の割合は、1982年には8%だったのが、1983年には34.4%、1986年には53.7%に上昇した（Umweltbundesamt 1989, S. 203）。環境税制改革の提案者の一人でもあるミュラーヴィットによれば（Müller-Witt, 1989, S. 203-278）、1980年代前半時点でのドイツの直接規制は以下のような欠陥をもっていた。

第1に環境基準設定上の問題がある。まず、基準そのものが緩いという問題である。日常の環境基準としては唯一、長期基準しかなく、一年を通じて平均的にさえ基準を下回っていればそれでよいとされる。しかもその長期基準も国際的水準から見れば、緩く設定されている。例えば、ドイツのSO₂の基準値は140ug/m³であるが、アメリカでは80ug/m³、WHOでは60ug/m³、EC基準も40~60ug/m³に設定されている。このもっとも厳しいEC基準40ug/m³を満たしているのは、全ドイツの自動モニタリング局の37%のみである。WHOの基準60ug/m³でさえ、満たしているのはやっと半数を越える程度でしかない。次に、環境基準が複合汚染の効果を考慮していないという問題がある。個々の汚染物質に対する規制はあっても、EC基準のように複合効果に対応する基準は設けられていない。また大気・水など、環境領域ごとの個別対策はあっても、総合的対策は行われていない。最後に、排出口での規制が濃度を基準にして行われているために、仮に濃度で定められた基準値が満たされていても、排出の総量が多い場合にはチェックされず、汚染が進行するという問題がある。

第2に、成長経済にともなう問題がある。直接規制は単体規制と結びついていることが多い。そのため、成長経済下においては、例えば車一台当たりの燃費を向上させても、車の台数が増加し続けられれば、規制による効果は打ち消されてしまい、汚染が進行するという問題がある。

第3に経済的側面の欠陥がある。通常、経済学者が直接規制の批判を行う際によく挙げる論点としては、費用効率性、情報効率性、技術革新へのインセンティブの3点がある。ドイツでは、大気汚染に関する規制は「現行の技術水準」にもとづいて行われるが、本来「現行の技術水準」は常に進歩してゆく技術の最前線の成果を反映して設定されるべきである。しかし、問題は、技術に関するデータを集め、その最新の成果を探る中心的機関がないことである。そのため、政策当局は技術に関する情報不足に陥り、結果的に緩い規制を行わざるをえなくなっているのが実情である。このような規制が企業の技術革新へのインセンティブを促す効果を持ちえないのは当然であろう。

第4に政策実行上の問題がある。包括的な法体系が整備されていても、実行されなければ無意味である。大気汚染対策の直接規制には、残念ながら政策実行上の欠陥が発生する余地がおおいにあるし、実際そうだったのである。例えば連邦大気保全法（BImSchG）を具体化する13の条例および規定には法的強制力がなく、政策当局の立場を弱いものになっている。また、施設関連規制の核心は、工場施設の認可過程での行政指導にあるが、ここには様々な考慮や圧力が入りこむ余地があり、官僚の裁量によって規制はゆがめられがちになる。地域関連規制では、汚染物質の地域環境基準を手掛かりに規制が行われ、基準値が達成されない場合は、その地域は州政府を通じて、汚染地域としての申請を連邦政府に対して行うことになっている。それにともなって、州政府はその地域が基準をふたたび満たせるよう、大気浄化計画を策定しなければならない。ところが、申請するかどうかは州政

府の判断に任されるため、めんどろな手続きや州イメージの悪化を恐れる州政府が申請を嫌がり、結果として大気浄化計画も策定されない、という例がみられた。

以上が直接規制批判の主な論点である。ドイツではこのような批判を踏まえた上で、直接規制とは異なるもう一つの政策手段として環境税が注目されるようになったのである。

6. 1. 3. 環境税制改革の諸提案にみられる共通要素³⁾

以上のような2つの問題意識を背景として始められた環境税制改革の議論は、直接規制の欠陥を是正して環境保全を進めるだけでなく、労働コストの引き下げによる失業問題の解決をきわめて重視した。このことは各提案の環境税収の用途をめぐる議論にも反映されている。以下では環境税制改革論争において、重要な論点となったテーマをいくつか取り上げて検討することにする。そして、各論点について、環境税制改革の諸提案に共通する要素を見出すことにしたい。

(1)環境税収の用途

1988年のUP Iによる包括的な環境税制改革案の発表以来、これまでにさまざまな環境税制改革案が発表された。それを概観したのが表6-2である。これを見ると、大きく分けて(1)環境税収を全額環境関連経費として支出することを提案するものと、(2)基本的には税収中立的な税制改革を行い、税収は既存税の削減に用いることを提案するものがある。この区別は大きな意味を持つ。なぜなら、大規模な環境税収が見込まれる場合、それを全額支出するのか、それとも他の税の減税に用いられるのかによって、環境税制改革がマクロ経済・所得分配・環境に及ぼす影響はかなり異なってくるからである。

まず、税収を全額環境関連支出に用いるべきだという提案は、どのような論理に基づいているのであろうか。緑の党の旧提案を例にとれば、環境保全型の社会に転換するためには環境税の導入だけでは不十分で、税収を環境保全目的に支出することによる効果が合わさって初めて効果的となるという考えが背景にある(Wilhelm, 1990, S.59)。さらに、緑の党は環境税を目的税化することによって環境保全関連経費を優先的に確保し、持続可能な社会への急速な転換をすすめるようとしたのであろう。にもかかわらず、緑の党の提案は第1に、すでに高水準に達している国民負担率をこれ以上引き上げることが果たして望ましいと考えられるのか、第2に、莫大な環境税収の用途を特定化することによって財政の硬直化を招く恐れはないのか、という疑問に十分答えているとは言い難い。実際この点に関して緑の党の提案は批判を受け、1996年に党は、基本的に税収中立的な税制改革案を改めて発表することになるのである。

次に、税収中立的な税制改革を主張する提案は、どのような減税とセットになった環境税の導入を考えているのであろうか。表6-2を見れば、所得税、売上税、自動車税などさまざまな減税項目が並び、一見して非常に多様な提案がなされているように見える。しかし、税収中立的な改革案の大部分に共通するのが、社会保険料負担の軽減である。緑の党の新提案にもこのことは当てはまる。これがドイツの環境税制改革案の大部分に共通する大きな特徴であると言える。つまり、前節でも強調したように、社会保険料の引下げをとまなう環境税制改革を行うことで、環境問題と失業問題の同時解決を図るという思想を、これらの提案は共有しているのである。

表6-2 ドイツ環境税制改革案の概観

環境税制改革案	税収見込み	税収の使途	
		既存税の減税	新規財政支出／既存支出の拡張
U P I	210.0	売上税(110.0)、所得税(33.0)年金保険料(60.0)	農業への負担調整金交付(2.6)
ヴァイツェッカー	記載なし	所得税、売上税、社会保険料	社会的な負担調整金交付
ミューラー・ヴァイト	81.0	営業税(32.6)、自動車税(9.0)石油税(25.2)、コーヒー・砂糖税(1.8)	なし
B U N D	150.0	年金保険料	(税制改革によって)特に負担の重くなる家計に対する負担調整金支出
E U 委員会	記載なし	所得税および社会保険料(75%)法人税(10%)、エネルギー節約促進のための税控除(15%)	なし
社会民主党	35.8 ~36.8	所得税(15.2)、自動車税(9.2)租税優遇措置(1.1)、遠隔地、および遠距離通勤者に対する控除の引き上げ(1.3)	社会的移転支出の引き上げ(6.0)、リサイクル、廃棄物処理、水質保全、環境保全技術、環境保全農業
シュプリングマン	44.9	なし	環境保全技術促進(17.8)、排出削減(17.0)、公共交通機関に対する補助金(10.0)
エコロジー経済研究所	47.4	なし	石炭確保、鉄道、環境研究(27.9)、廃棄物処理、環境保全技術の促進、環境関連情報の基盤整備

[次ページへ続く]

緑の党 (ただし旧案)	113.1	なし	石炭確保、気候変動に対する対処、合理的なエネルギー利用(31.8)、公共交通機関、交通部門における負担調整金(42.2)、鉄道貨物輸送(17.6)、特別基金(11.3)農家に対する負担調整金(0.3)、環境保全技術促進、ゴミ回避、廃棄物処理、排水処理
ドイツ経済研究所	205.5	社会保険料の雇用者負担	家計に対する一括補助金

[出所] Linscheidt und Truger(1995), S.83, Tabelle 11.

(2)包括的な環境・エネルギー課税

もちろん、環境税の導入によって税体系全体として逆進性が高まるため、なんらかの所得分配上の配慮をすべきだとの意見も、改革の提案者に共有されている。減税項目として営業税(付加価値税)、自動車税が提案されているのはこの点を考慮したものとみられる。

EUのCO₂/エネルギー税提案に代表されるように、地球温暖化問題がクローズアップされるにつれて、環境税といえばCO₂税かエネルギー税を想定することがますます多くなっているようである。しかし、ドイツの場合は、直接規制批判を背景にして環境税制改革の議論が開始されたという経緯から、課税対象はエネルギーに限られず包括的なものとなっている。表6-3は、各提案がどの部門を課税対象としているのかを示している。また「比率」の欄では、その部門から得られる環境税収が、環境税収全体のうちどのくらいを占めるのかを示している。この表を見れば、環境税の対象となるのはエネルギーや大気だけでなく、交通、土地利用・自然保護、廃棄物、水など非常に多岐にわたっており、

表6-3 環境税制改革案の包括的な課税対象

提案者	課税対象	比率(%)	提案者	課税対象	比率(%)
UPI	*エネルギー	23	シュプリングマン	*エネルギー・交通	34
	*交通	36		*大気・交通	23
	*大気	4		*大気	7
	*土地利用・自然保護	10		*土地利用・自然保護	1
	*廃棄物	13		*廃棄物	27
	*水	14		*水	8

[次ページへ続く]

ヴァイツェッカー	*エネルギー	—	エコロジー 研究所	*エネルギー	28
	*交通	—		*交通	31
	*大気	—		*大気	18
	*土地利用・自然保護	—		*廃棄物	18
	*廃棄物	—		*水	5
	*水	—			
	*環境に悪影響を及ぼす生産物および化学物質	—			
ミューラー・ヴァイト	*大気	30	緑の党	*エネルギー	—
	*土地利用	30		*交通	—
	*水	40		*大気	—
SPD	*エネルギー・交通	—	BUND	*土地利用・自然保護	—
	*廃棄物	—		*廃棄物	—
	*大気	—		*水	—
	*土地利用・自然保護	—			
	*水	—			

[出所] Linscheidt und Truger(1995), Tabelle 3-11 より作成。

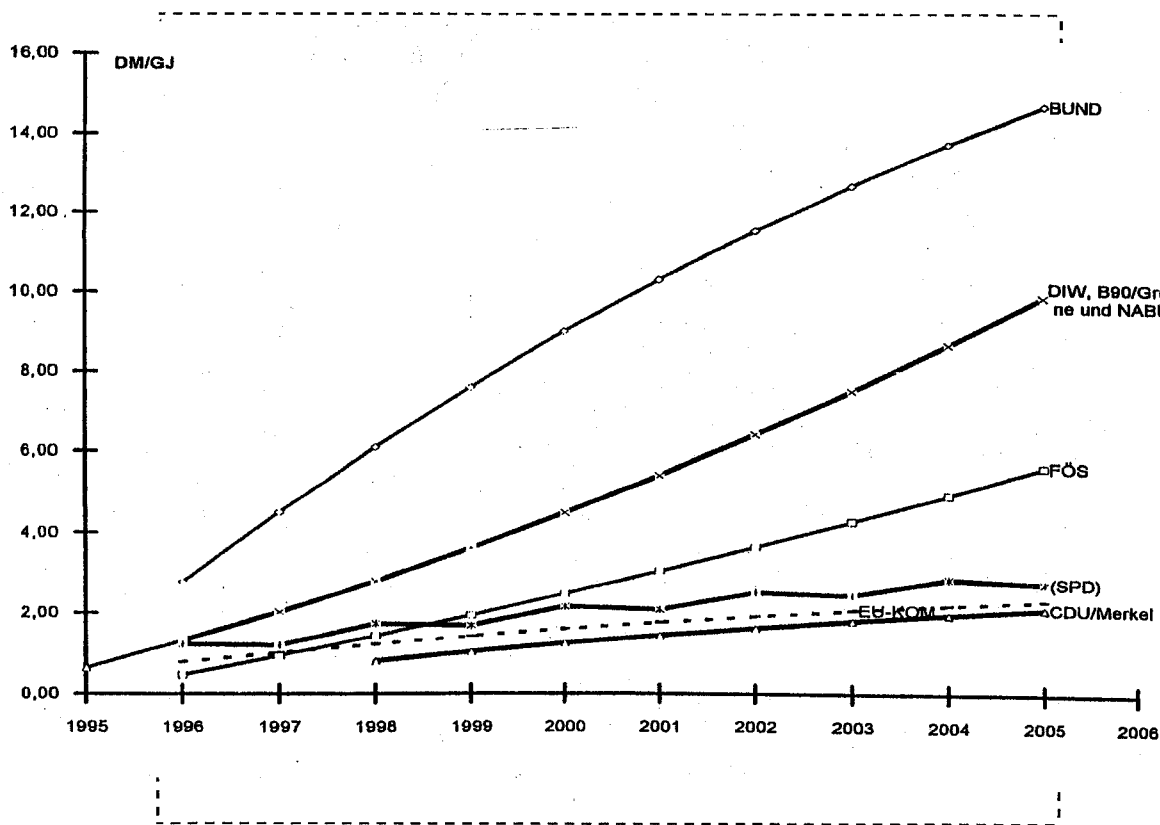
包括的に環境税を課そうとしていることがわかる。このような包括的環境・エネルギー税の導入という発想は、もともとビンスヴァンガーらの『環境破壊なき雇用』にあったのではなく、環境税制改革の提案者たちが、ドイツ排水課徴金などを念頭に置きながら後で構想したものである。このことは、環境に対する負荷がさまざまな領域でますます顕在化してきており、それを環境税で制御していこうとするならば、エネルギー税だけでなく、多様なタイプの環境税を組合わせた総合的な環境制御を考えざるを得ないことを示している。

(3) 税率の継続的な引き上げ

ますます多くの環境税制改革案が、税率の継続的な引き上げを織り込むようになってきている。図6-1には、各提案による税率上昇の推移が示されている。税率の継続的な引き上げの利点をもっとも印象的な形で示したのは、ヴァイツェッカーである。彼の提案では、エネルギー価格が年々5~7%ずつ上昇するよう税率が引き上げられる。エネルギー価格は30~40年にわたって継続的に引き上げられ、エネルギー消費はその間に約30~50%減少すると予測されている。

その際、エネルギー価格の上昇率はあらかじめ定められ、企業は長期にわたるエネルギー価格上昇の見通しを得ることができる。そして、技術開発を行い、この価格上昇率を上

回るエネルギー生産性の上昇を達成した企業は、競争力を強化し、マーケットを獲得する
図6-1 エネルギー税の税率の上昇



[出所] Steenblock(1996), Materialien für Öffentlichkeitsarbeit Öko-Steuern, S. 7, Abb. 3.

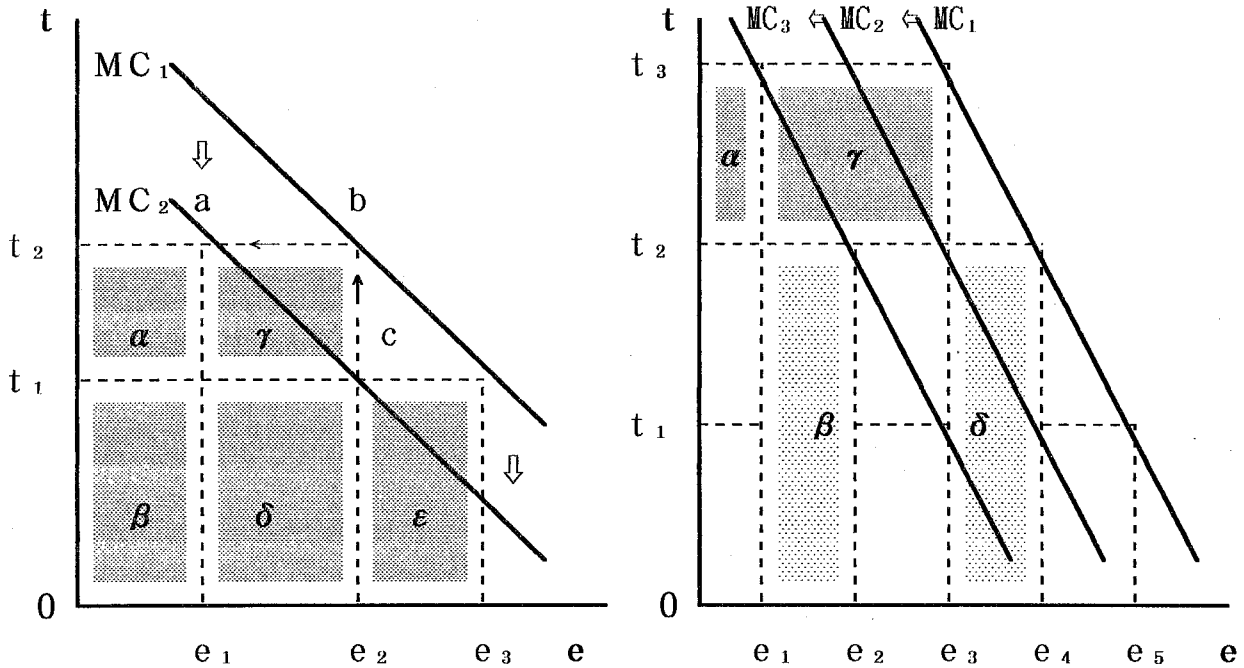
であろう。しかしそうでなかった企業は、やがて生産コストの上昇についていけなくなり、衰退企業となってしまふ。したがって、エネルギー価格の継続的な上昇は、たんにエネルギー節約への技術革新を促すだけでなく、長期的にはよりエネルギー効率的で、環境に負荷を与えない産業構造への転換を促す手段となるのである⁴⁾。

ヴァイツゼッカーを含む複数の環境税制改革案が税率の継続的な引上げを提案しているのは、それが企業の技術革新を促すはずだとの確信に基づいているからである。しかし、本当に「技術革新の促進」は税率の継続的な引上げを正当化する根拠となりうるのだろうか。以下ではそのことを、図を用いながら検討したい。

図6-2および図6-3は、環境税と技術革新の関係を示すものである。縦軸には環境税の税率、横軸にはCO₂の排出量とられている。企業はエネルギー効率性を高めることによってCO₂の排出を減らすものとする。今、図6-2においてMC₁の限界汚染削減費用曲線を有する企業が、税率t₁のもとでe₃の排出を行っているものとする。そこで、税率の引上げが企業の技術革新を促すか否かが問題となる。図に示されているような静学分析の枠組みでは通常、企業の負担しなければならない税負担が大きければ大きいほど、技術革新を行って税負担を節約するインセンティブがより強く働くと考えられる。税負担

は企業にとって環境を利用して生産活動を続けることの機会費用であるから、これをできる限り削減しようとするのは当然のことであろう。なお図では、技術革新の効果は限界排出削減費用曲線の下へのシフトとして示される。

図6-2 税率引き上げの技術革新に及ぼす影響 図6-3 税率の引き上げによる負担変化の比較



さて、企業が現行の税負担 $\beta + \delta + \epsilon$ を削減しようとして技術革新を行ったとする。限界排出削減費用曲線は MC_1 から MC_2 へシフトし、排出量は e_3 から e_2 へと減少する。これによって企業は ϵ にあたる税負担を節約することになる。このとき、税率が t_1 から t_2 へと引き上げられるならば、それは企業に対してさらなる技術革新を促すインセンティブとなりうるであろうか。税率引き上げ後の均衡状態において、もし税負担が増大しているならば、機会費用の増大によって企業の技術革新への誘因は高まるものと考えられる。まず t_1 から t_2 への税率の引き上げは、短期的には企業に対して $\alpha + \gamma$ だけ税負担を増大させる（図6-2の点 $c \Rightarrow$ 点 b ）。これは、短期的には企業が税率の引き上げに対処しえないからである。しかし長期的には、現行の技術水準のもとで汚染削減への努力が行われ、排出水準は e_2 から e_1 へと減少する（図の点 $b \Rightarrow$ 点 a ）。新たな均衡点 a では税負担が $\alpha + \beta$ となる。税率の引き上げが技術革新へのインセンティブとなりうるか否かについては税負担の変化をチェックすれば良い。税率引き上げ前の税負担が $\beta + \delta$ 、引き上げ後の税負担が $\alpha + \beta$ であるから、結局 δ と α の大小を比較すればよいことになる。図では $\delta > \alpha$ のように描かれているが、厳密には限界削減費用曲線の形状、税率の引き上げ幅などに依存して決まるので、 δ と α の大小は一概には言えない。このことは、技術革新が行われないうまま、限界削減費用曲線 MC_1 のもとで税率が引き上げられた場合にも同様にあてはまる。この場合にも、 $\alpha + \gamma$ と ϵ の大小は、一概には決まらないのである。このように、税率の引き上げは、短期的にはともかく、長期的には税負担の増大をもたらすとは必ずしも言えな

い。したがって、1回限りの税率の引き上げそのものが企業に技術革新へのインセンティブを与えるとは必ずしも限らないのである。

しかし、税率が継続的に引き上げられ、企業もまたそのことを知っているとするならばどうであろうか。この点を考察したのが図6-3である。税率は継続的に引き上げられていくことによって、現在の t_1 から10年後には t_2 、20年後には t_3 へと引き上げられていくものとする。このように長期にわたって税率が引き上げられていく場合、企業は技術革新を行う場合とそうでない場合の税負担を比較衡量して有利な方を選択するであろう。そこで、企業Aと企業Bがあって、企業Aは税率の継続的な引上げに対して何の対応もとらないのに対し、企業Bは継続的な技術革新を行うものとしよう。つまり、企業Bの限界排出削減費用曲線は、図6-3の MC_1 から MC_2 、 MC_3 へと下へシフトしていくのに対し、企業Aの限界削減費用曲線は MC_1 のままであるとする。このとき、税負担は企業AとBとで、どのように変化するのであろうか。税率 t_1 から t_2 への引上げは省略して、 t_2 から t_3 への引上げに関してみると、企業Aの場合は、図6-3の $\alpha + \gamma$ だけ税負担が増大し、 δ だけ税負担が減少する。企業Bの場合は、 α だけ税負担が増大し、 β だけ税負担が減少する。企業AとBの税負担変化を比較するには、 $(\alpha + \gamma) / \delta$ と、 α / β という比率の大小を比較すれば良い。図3では、 $\beta = \delta$ となるよう作図されているので、明らかに $(\alpha + \gamma) / \delta$ の方が α / β よりも大きい。これは、技術革新を行って限界費用曲線が下へシフトしていけばいくほど、税率が引き上げられたときの税負担の増大分が縮小($\alpha + \gamma \Rightarrow \alpha$)していくからである。なお、この結論は、 $(\alpha + \gamma) / \delta$ と α / β という比率の大小関係から導き出されているので、図6-3のように $\beta = \delta$ となるよう作図されていない場合でも妥当する。この結論は、長期にわたって継続的に税率を引上げていく場合には、技術革新を行うほうがそうでない場合よりも負担の増加が軽くて済むことを示している。このような政策が本当に企業に技術革新へのインセンティブを与えるためには、税率引上げのスケジュールが明らかになっていなければならない。そうすれば、企業は長期的な見通しにたって税負担変化の計算を行い、その結果、税率の上昇にともなって継続的な技術革新を行っていく方が利益になることを認識するはずだからである。また図6-3からも読み取れるように、技術革新を選択した企業とそうでない企業の税負担格差は年を経るごとに拡大していき、それが市場における企業の競争力格差に影響を及ぼしていくと考えられる。したがって、1回限りではなく、長期にわたる継続的な税率の引上げがあらかじめ告知された上で実行されるならば、たしかに技術革新へのインセンティブを企業に与えることになると思われる。

以上、税率の引上げは1回限りではなく、継続的に行われる場合にのみ技術革新に対するインセンティブを与えうることを示した。このことは、環境税の技術革新に対する効果を説明する通常の理論的枠組みとどのような関係にあるのだろうか。図6-4は、通常の動学的効率性（技術革新へのインセンティブ）を説明する理論的枠組みを示している。図6-4において、限界排出削減費用曲線 MC_1 を有する排出者は、税率 t^* のもとで e^* の排出を行い、 α だけの税負担を行っている。この税負担 α を節約するために排出者が技術革新を行なう結果、限界費用曲線が MC_1 から MC_2 へとシフトする。この限りでは、税率を引き上げなくても税負担 α を節約しようとして技術革新へのインセンティブが働く可能性があるわけである。しかし、図6-2で示される税率の1回限りの引き上げと、図

6-4で示される固定税率を比較した場合では、両者の技術革新に及ぼす効果に大差はないと考えられる。

しかし、図6-3で示される継続的な税率引上げと固定税率とでは、その効果に相違が存在する。

税率が継続的に引き上げられていく場合、排出者は当初技術革新を実行せず、現行技術水準のもとで排出削減を行おうとする。例えば、CO₂の排出を減らすのに、既存の生産工程を変更せず、燃料転換のみによって対応するような場合がこれに当てはまる。しかし現行技術水準のもとでは、そのような努力もやがて限界に達し、税率の引

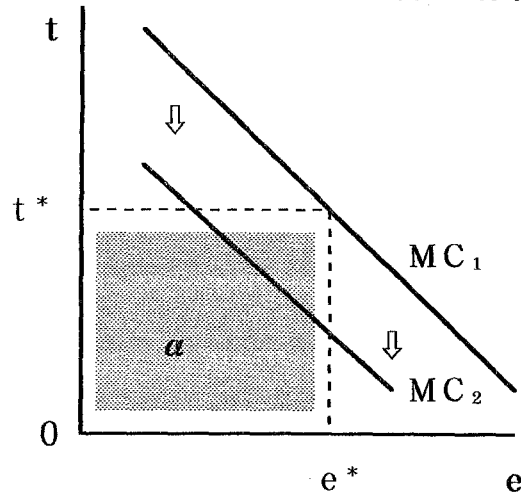
上げがほぼ純粋な税負担増を意味するようになってくる。これは、排出削減が進むにつれ、限界削減費用が逡増していくからだと考えられる。排出削減が進まずに、税負担のみが増大していくこの状態を抜け出すには、技術革新を行う他ないのである。逆に固定税率のもとでは、あえて技術革新を行わなくても、税率が引き上げられないので税負担が増大していくことはない。この点が、税率の継続的な引上げと固定税率の技術革新に及ぼす効果を考える上で留意すべき重要な相違点だと考えられる。

以上をまとめると、ドイツにおける環境税制改革の提案は、(1) 税収中立的な税制改革と労働コストの引き下げ、(2) 包括的な環境・エネルギー課税、(3) 税率の継続的な引き上げを要請するものと言えよう。

環境税制改革案をめぐる議論の経過について若干触れよう。1990年にはほとんどすべての政党が表向き環境税の導入を綱領に掲げて選挙戦を戦った。このときに、議論は最高潮に達したと言える。しかし、環境税の実施に消極的な与党キリスト教民主同盟が勝利し、自由民主党と連立政権を組むと、政治の表舞台から環境税制改革の話題は消えた。これに拍車をかけたのがドイツ統一である。予想をはるかに上回る統一のコストのために、80年代後半と異なって、環境は政策の優先順位の下位に位置づけられるようになった。環境税制改革をめぐる議論も、政治との直接的な連関が断ち切られると同時に停滞期に入っていった。

しかし、当然のことながら、政治と切り離されたときこそ冷静な研究が進むときである。ドイツの環境税制改革論議の中では、まだ明らかにされねばならない課題が数多く残っていた。差し当たり、環境税制改革の環境・マクロ経済・国際収支・所得分配に及ぼす影響が、より精確に把握されるべきであった。この点が不明であれば、冷静で客観的な議論はできないし、望ましい制度設計を構想しようにもできないからである。議論が開始された初期のころは、自らの改革案が社会にもたらすインパクトをきちんと示した提案は少なかった。UPIの提案はそのような数少ない改革案の1つであったが、それでも実施されたシミュレーション自体は大ざっぱなものであった。この点で1大画期を成したのが、1994年にドイツ経済研究所より発表された環境税制改革の研究である(Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, 1995)。そこで次節では、このドイツ経済研究所による成果を検討したい。

図6-4 環境税の技術革新に対する効果



6. 2. ドイツ経済研究所による環境税制改革の研究

6. 2. 1. ドイツ経済研究所による環境税制改革研究の意義

90年代初頭には停滞期に入っていたドイツの環境税制改革をめぐる論争は、ドイツ経済研究所の研究成果の発表を機に再び大いに活性化されることになった。この研究は、意図せざる産業界の激しい反発を招くことになったが、それはこの研究が環境税制改革が産業界にいかなる影響を及ぼすのかを非常に精確に示したからであった⁵⁾。いずれにせよ、環境税制改革の環境・マクロ経済・国際収支・所得分配に及ぼす影響が何通りかのシミュレーションによって明らかとなったのは画期的であり、それをもとに客観的な議論を行う土台を与えたという意義を、この研究は持っている。

この研究は対象をエネルギー税に絞っている。税収は、企業に対しては社会保険料の雇用者負担分の引き下げ、家計に対しては一括補助金という形で全て還付されるとしている。このような税収中立的な環境税制改革ならば、他のEU主要国による環境・エネルギー税の実施を待たずとも、ドイツ単独で実施できるという。なぜなら、税制改革はCO₂の削減に貢献するだけでなく、むしろ経済にプラスの影響をもたらし、雇用を増大させるからである。ただし、経済のある特定部分には改革のしわ寄せが行くことは避けられないので、ダメージを受ける労働者・地域経済に対してなんらかの所得補償を行う必要がある。

6. 2. 2. ドイツ経済研究所による環境税制改革研究の概要

ドイツ経済研究所による環境税制改革案の核心の1つは、継続的なエネルギー税の引上げである。エネルギー税は化石燃料と発電に対して課せられる。ただし化石燃料が発電に対して用いられる場合には、2重課税を避けるため、それを課税対象から控除する。他に、再生可能なエネルギーも課税を免除される。エネルギー税の課税標準はギガジュールで表されるエネルギー単位であり、税率はそのエネルギー単位あたり一律に課される。そしてその税率は時間の経過とともに上昇するよう設定される。ドイツ経済研究所のモデルでは、1ギガジュールあたり9マルクの基本料率を定め、これを年々7%ずつ上昇させると仮定された。

このモデルでは税収中立的な税制改革を採用しているため、エネルギー税の導入と引換えに、どの税を削減するのかが問題となる。どの税を減税するのは、どのような政策目標を実現するために税制改革を行うのかによって異なってくるであろう。ドイツ経済研究所は、家計に対しては人头割の一括補助金、企業に対しては社会保険料法人負担分の引下げを採用した。家計に対する一括補助金を選んだのは、エネルギー税の導入によって生じる逆進的な所得分配上の効果を相殺するためだとしている。これに対する代替案としては、所得税減税、社会保険料個人負担分の引き下げ、付加価値税の引下げがある。しかし、所得税減税と社会保険料個人負担分の引き下げは全所得階層に恩恵をもたらさない。また、付加価値税の削減も、EU内調整の問題があり、加盟国が統一的に引下げに踏み切らない限り実現可能性がないとして退けられた。

6. 2. 3. 環境税制改革のもたらすインパクト

(1) 産業部門別の分配効果

環境税制改革が各産業部門にいかなる分配上の効果を及ぼすのかを明らかにした投入・産出分析によるシミュレーション結果が表6-4に示されている。結果はエネルギー税をかけたときのインパクト、税収還付の及ぼすインパクト、そしてこの2つの効果を合わせた純効果の3つに分けて示されている。税率が継続的に引き上げられていくので、純効果は5年後よりは10年後のほうが強く出ている。純効果の欄を見れば、改革によって利益を得ている産業と逆に損失を被っている産業がきれいに分かれているのがわかる。税制改革に伴う価格上昇は、エネルギー節約投資を呼び起こし、全体としてよりエネルギー効率的な生産方式の確立に貢献することになるだろう。しかし、問題は損失を被る産業の中でも、とりわけ鉄鋼・化学などのエネルギー集約的な産業の負担増が際立っていることであり、反対に価格下落の恩恵は比較的広い範囲に薄く及ぶことであろう。

表6-4 産業部門別の環境税制改革のインパクト (%) *

産業部門	エネルギー税		還付		純効果	
	5年後	10年後	5年後	10年後	5年後	10年後
鉄鋼・製鉄	+9,3	+22,3	-1,3	-3,1	+8,0	+19,2
化学	+3,8	+9,1	-0,9	-2,2	+2,7	+6,9
金属製品	+3,1	+7,5	-0,9	-2,1	+2,2	+5,4
石材・建設製材	+3,4	+8,3	-1,2	-2,9	+2,2	+5,4
農産物加工	+2,5	+6,0	-1,3	-3,2	+1,2	+2,8
製造機器生産	+2,6	+6,3	-1,4	-3,5	+1,2	+2,8
食料品	+1,8	+4,4	-1,0	-2,4	+0,8	+2,0
繊維産業	+1,8	+4,2	-1,1	-2,5	+0,7	+1,7
その他交通サービス業	+1,7	+4,2	-1,1	-2,6	+0,6	+1,6
プラスチック製造	+1,7	+4,0	-1,0	-2,6	+0,7	+1,4
飲食店・旅館業	+1,5	+3,5	-1,0	-2,3	+0,5	+1,2
板金製造	+1,6	+3,9	-1,3	-3,0	+0,3	+0,9
小売業	+1,3	+3,2	-1,0	-2,7	+0,3	+0,5
印刷業	+1,3	+3,0	-1,2	-2,8	+0,1	+0,2
住宅斡旋業	+0,4	+0,9	-0,3	-0,8	+0,1	+0,1
運送業	+1,2	+2,8	-1,2	-2,8	-0,0	-0,0
木材製造業	+1,2	+2,9	-1,3	-3,0	-0,1	-0,1
その他のサービス業	+0,5	+1,2	-0,6	-1,3	-0,1	-0,1
科学・文化・出版業	+0,7	+1,8	-0,9	-2,0	-0,2	-0,2
高層・地下建設業	+1,4	+3,3	-1,5	-3,6	-0,1	-0,3

[前ページより続く]

健康・医療サービス業	+0,5	+1,1	-0,7	-1,6	-0,2	-0,5
解体業	+0,9	+2,1	-1,1	-2,7	-0,2	-0,6
電気製品	+0,9	+2,1	-1,2	-2,9	-0,3	-0,8
機械製造業	+1,0	+2,5	-1,4	-3,3	-0,4	-0,8
卸売業	+0,7	+1,7	-1,2	-2,8	-0,5	-1,1
保険業	+0,5	+1,2	-1,1	-2,5	-0,6	-1,3
社会保険業	+0,9	+2,0	-1,4	-3,4	-0,5	-1,4
在宅業務	+0,7	+1,7	-1,9	-4,6	-1,2	-2,9
郵便・電話	+0,4	+1,0	-1,7	-4,1	-1,3	-3,1
公共部門	+0,9	+2,2	-2,3	-5,4	-1,4	-3,2

*) この計算は1988年を基準年として行われ、完全な価格転嫁が仮定されている。

[出所] Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995), S.215, Tabelle 1.

これらの負担は、エネルギー節約投資を行ってエネルギー生産性を高めることで回避することが望ましいが、それのみによって負担を十分回避できるかどうかについては疑問の余地がある。エネルギー集約型産業におけるEU内外の競争圧力が増大し、価格低下が起きていることを考えると、これらの産業とそれが立地する地域は大きな分配上の問題を抱える可能性がある。

表6-5 環境税制改革の各セクターに対するインパクト (%) *)

セクター	エネルギー税		還付		純効果	
	5年後	10年後	5年後	10年後	5年後	10年後
個人消費	+1,9	+4,6	-0,8	-2,0	+1,1	+2,6
公的消費	+0,9	+2,1	-2,0	-4,8	-1,1	-2,7
設備投資	+0,8	+2,0	-1,0	-2,4	-0,2	-0,4
建設投資	+1,1	+2,6	-1,1	-2,8	-0,1	-0,2
輸出	+1,8	+4,4	-1,1	-2,6	+0,7	+1,8
総計	+1,7	+4,0	-1,1	-2,7	+0,6	+1,3

*) 1988年を基準とし、完全な価格転嫁を仮定。

[出所] Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995), S.217, Tabelle 2.

環境税制改革は、いくつかの産業領域に対しては利益をもたらす。特に投資財輸出産業、建設業、サービス産業が便益を受ける。このことは産業全体を重厚長大産業から製造業・

サービス産業へ、エネルギー集約型産業から労働集約産業へと転換させる効果を持つ。

最終需要における価格上昇は、改革5年目で+0,6%、10年目で+1,3%でしかなく、これは年平均0,1%の上昇にあたる。表6-5に示されている通り、家計部門と輸出部門が比較的多くの負担を負うことになる。これは、家計が一括補助金の還付によって受ける補償よりも、価格上昇によって引き起こされる付加価値税の負担増加分のほうが大きいからである。公共部門や投資財部門はその労働集約的な性質ゆえ、社会保険料の雇用者負担分の引下げの効果が大きく出ている。

(2)環境税制改革のマクロ経済に及ぼす効果

環境税制改革のマクロ経済的な効果は、金融、財政、賃金政策に依存して決まってくる。したがって以下のシミュレーションにおいては、これらの政策に関してなんらかの仮定が置かれる。

まず、基本バージョンでは、賃金・財政政策とも一定であると仮定されている。さらに、実質利子率とドイツマルクの実質為替レートもまた一定であると仮定されている。この場合、輸出財における価格上昇の効果はドイツマルクの名目価値の減価によって打ち消されることになる。この結果、環境税制改革の経済成長および賃金水準の伸びに対する影響は軽微なものとなる。ドイツマルクの軽い減価（名目価値）と、エネルギー輸入の減少によって、GDPに占める純輸出部門の貢献は大きくなる。同時に、公共部門の財政赤字は、人件費の増大によって削減される。雇用は10年間に60万人増大する。これによって需要はエネルギー集約財から労働集約財へとシフトするであろうし、また相対的な要素価格に影響を及ぼすことによって生産要素投入比率も変化するであろう。

これに対し、代替バージョンIでは、ドイツマルクの名目為替レートは一定であると仮定される。従って、輸出財の価格上昇の効果は名目為替レートの変動によって調整されず、その結果として国際競争力が悪化し、純輸出は減少する。他方で輸入財価格は上昇しないので、全体として国内物価に対する影響は軽微である。このことが家計消費の安定につながっている。輸出減少のショックはこの家計消費部門の安定によっていくらか相殺されている。その結果、成長や雇用に対する影響は基本バージョンとそれほど変わらない。

さらにバージョンIVでは、雇用に対する賃金コストの影響がより低く見積もられている。なぜなら、元のモデルでは雇用効果がいくらか過剰に評価されているからである。その結果、雇用効果は明らかに低く出ている。

すべてのケースにおいて、政府の財政収支は改善されている。これは、失業手当の支出が減少することと、人件費が減少することによる。財政政策ができる限り収支均衡的に行われ、エネルギー税による財政余剰を追加投資に用いれば、環境税制改革による成長・雇用促進効果を強めることになる（バージョンV）。

総体として、環境税制改革のモデルに基づく評価では、ドイツの経済成長や国際競争力を根本的に阻害することなく、10年で50万人の雇用を創出することが可能となる。以上の結果が表6-6に示されている。

表6-6 環境税制改革のマクロ経済に対するインパクト (%)

	基 本	I	IV	V
就業者	2,1	2,2	1,1	2,8
就業者1人あたり生産性	-2,2	-2,3	-1,0	-1,1
実質GDP	-0,2	-0,2	0,1	1,6
(1)実質個人消費	-1,0	-0,1	-0,4	0,5
(2)実質公的消費	-0,0	-0,0	0,1	0,8
(3)実質投資	-0,3	-0,5	0,1	5,0
*設備投資	-1,0	-1,3	-0,4	1,3
*建設投資	0,4	0,3	0,6	8,8
(4)実質輸出	0,0	-1,9	0,0	0,0
(5)実質輸入	-1,2	-2,1	-0,9	-0,3
名目GDP	1,3	1,1	1,0	5,4
輸入物価指標	3,5	0,0	2,6	4,8
個人消費物価指標	3,1	1,9	2,1	5,3
GDP物価指標	1,5	1,2	0,9	3,8
就業者粗所得 ¹⁾	-2,4	-2,8	-2,9	0,9
企業粗所得	-4,7	-4,0	-4,3	1,6
国民所得	-3,2	-3,2	-3,4	1,2
企業純所得	-5,1	-4,3	-4,7	1,7
就業者純所得	2,4	-2,1	1,8	5,3
時間あたり標準賃金	0,2	-0,4	0,7	2,9
労働コスト	-2,2	-2,6	-3,0	-0,7
名目利子率	0,5	0,3	0,4	0,8
雇用 (千人)	610	640	330	800
財政収支 (千10億マルク) ²⁾	+14,3	+12,4	+10,4	+9,5

1) 社会保険料の勤労者負担分を含む。

2) + : 財政赤字の減少 (1991年の物価水準)

[出所] Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995), S.219, Tabelle 3.

(3)環境税制改革のエネルギー消費およびCO₂ 排出に及ぼす影響

環境税制改革がエネルギー消費およびCO₂ 排出に対して及ぼす影響は表6-7に示されている。表を見る限り、環境税制改革の実施によって2010年にはドイツの国際公約である1987年を基準としたCO₂ の25%削減を達成できそうである。もちろん実際にエネルギーやCO₂ の排出がどの程度減少するかは、法的規制の進展や、長期的なエネルギー価格の趨勢、技術進歩、代替的なエネルギー源開発などに依存している。したがって、表6-7の結果はこれらの与件の変化に依存して変わってくる可能性がある。

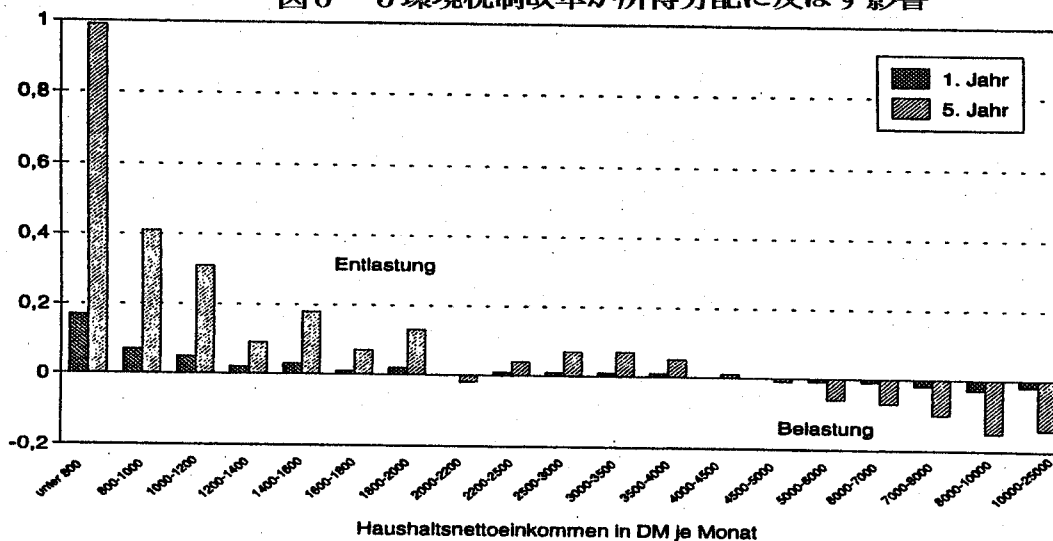
表6-7 環境税制改革のエネルギー消費に及ぼす影響 (%)

	1995	2000	2005	2010
エネルギー消費の減少				
*1987年を基準として	11,1	15,6	20,6	23,5
*1990年を基準として	8,1	12,8	17,9	20,9
CO₂ の減少				
*1987年を基準として	9,4	15,5	21,3	24,8
*1990年を基準として	4,5	10,8	17,1	20,8
税収 (単位10億マルク)	8,6	58,7	120,8	205,6

[出所] Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995), S.223, Tabelle 4.

(4)環境税制改革の家計に対する所得分配上の影響

図6-5 環境税制改革が所得分配に及ぼす影響



[出所] Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995), S.225, Schaubild 2.

よく環境税は逆進的であって、低所得者層により大きな経済的負担をもたらす、との懸念が表明される。しかしながら、その負担が実際にどの程度のものになるのかは、税収の還付がどのように行われるのかに依存する。ドイツ経済研究所はモデル計算によって、環境税制改革が家計に対し、どのような所得分配上の影響を及ぼすのかを調べている。その結果によれば、純所得が4500マルクまでの家計なら、改革の結果として負担は軽くなる。図6-5はそれをグラフに表したものである。図6-5を見ればわかるように、改革初年度よりも改革5年目のほうが負担軽減の度合いは大きくなっている。これは、短期的にはさまざまな条件を与件としてエネルギー節約を行わざるを得ないが、長期的にはよりエネルギー効率的な自動車に乗り換えたり、より暖房効率のいい家に住み替えたりすることによって与件を変化させることができるからである。

6. 2. 4. ドイツ経済研究所の環境税論議への貢献

ドイツ経済研究所が示そうとしたことは、仮にドイツが単独で環境税制改革を行っても、税収中立的な改革を行う限り、経済成長・国際収支、所得分配などを悪化させることなく環境を改善し、雇用を増大させることができるということである。そして、これまでにない精確なシミュレーションを行って、環境税制改革の論争に客観的な議論の土台を提供した貢献は評価されるべきであろう。

しかしこの研究によって、環境税制改革がマクロ経済的にはプラスの影響を与えることが明らかにされた一方、他方で少数のエネルギー集約的な産業に負担が集中的にかかってくることも示された。それによれば、製鉄業などは改革10年目には20%も生産費が上昇することが見込まれている。したがって、この研究は環境税制改革にともなって分配問題が発生することも明らかにしたと言える。

ドイツ経済研究所は、このような分配問題がドイツ産業の国際競争力にネガティブな影響を及ぼすのを回避するため、EUレベルでの統一的なエネルギー課税の実施を促すとともに、移行措置として、不利を被る産業に対してなんらかの負担緩和措置を講じることを提案している。ただし、具体的にどのような緩和措置をとるのが望ましいのかについては一切触れていない。しかし、この点がまさに環境税制改革を実施に移す場合にはもっとも重要なポイントの1つとなるのである。

ドイツではこれまでほぼ10年近くにわたって環境税制改革の議論が行われてきた。そして、あらゆる政党にその賛同者がいるにもかかわらず、なぜ環境税制改革が実施されないのかがそろそろ問われなければならない。結論から言えば、環境税の導入と社会保険料の引下げをセットにした税収中立的な環境税制改革案に固執している限り、現実に環境税制改革が実施される可能性はほとんどないといってよいだろう。負担の重いエネルギー集約的な産業は、往々にして政治的影響力も強いからである(注3を参照)。またこれらの産業の国際競争力が弱まることは、国民経済上望ましくないとの判断も当然なされるであろう。したがって実現可能性があるのは、環境税制改革にともなって発生する分配問題をなんらかの形で解決できる税制改革案である。このような負担緩和措置を組み込んだ制度設計を構想するのは科学者の仕事ではなく政治家の仕事だとの方針を貫くドイツ経済研究所に代わって、この仕事をなし遂げたのが緑の党である。彼らは1990年の旧提案に代わり、デンマークの経験に学んだ新しい案を1996年に提案した。その意味では、ドイツの環境税

制改革論議とデンマークの環境税制改革の進展には相互作用の関係があると言える。

6. 3. 緑の党による新しい環境税制改革案

6. 3. 1. 緑の党新提案の背景

1996年に提出された新しい緑の党案は以下のような特徴を有していた。第1に、緑の党は旧提案に対する批判を受け入れ、改革期間の最後にはほぼ税収中立となる環境税制改革案を提出した。第2に、にもかかわらず、それまでの移行期間には社会構造を環境保全の観点からみて望ましい方向へ誘導するための財政支出を行う。第3に、税制改革によって分配上不利を被るエネルギー集約的な産業に対して分配問題緩和のための助成措置を組み込んだ。第4に、税率の継続的な引上げを採用した。第5に、既存の補助金・租税特別措置の整理・統合を改革に組み込んでいる。緑の党提案のこのような変化は、この間のドイツにおける経済環境の変化と、環境税制改革をめぐる議論の進行がある。ドイツ統一後のドイツ経済の不調や、東ドイツに対する財政負担の増大、さらに戦後最悪と言われる失業率を前に、国民負担率をこれ以上上昇させるような税制改革は受け容れられないとの認識が、1990年当時よりもいっそう強まった。これらは誰にとっても環境税制改革案を考える上での制約条件となりつつある。

6. 3. 2. 緑の党環境税制改革案の概要

(1) エネルギーおよびCO₂ 排出に対する課税の実施

表6-8 最終消費価格に対するエネルギー税の影響（付加価値税を含む）

年	税率	ガソリン	軽油	天然ガス	石炭	褐炭	電気
	DM/GJ	DM/l	DM/l	DM/m ³	DM/50kg	DM/50kg	DM/kwh
1996	1,03	0,05	0,05	0,04	2,09	1,74	0,02
1997	2,03	0,07	0,09	0,07	3,27	2,72	0,03
1998	2,80	0,10	0,12	0,10	4,50	3,76	0,04
1999	3,62	0,13	0,15	0,12	5,82	4,86	0,05
2000	4,51	0,17	0,19	0,16	7,25	6,05	0,07
2001	5,45	0,20	0,23	0,19	8,77	7,31	0,08
2002	6,46	0,24	0,27	0,22	10,39	8,67	0,10
2003	7,55	0,28	0,32	0,26	12,15	10,13	0,11
2004	8,70	0,32	0,37	0,30	14,00	11,67	0,13
2005	9,94	0,37	0,42	0,34	15,99	13,34	0,15

[出所] Deutscher Bundestag, 1996, S.47, Anlage 3.

緑の党が提出した法案（Deutscher Bundestag, 1996）では、エネルギー税を化石燃料とCO₂排出に50%づつの割合でかけるほか、原子力エネルギーに対して危険性（リスク）に対する割り増し課税を行う。再生エネルギー源は課税されない。CO₂税の税率は、電気の価格が現在の水準を下回らないように設定される。その結果、平均1.30DM/GJの税率を課し、導入の翌年から税率を毎年7%づつ上昇させていく。

表6-9 税率、エネルギー税収および1990年を基準としたCO₂削減

年	平均税率 DM/GJ	税収 Mrd. DM	1990年に対するCO ₂ 排出削減率(%)
1995			-8
1996	1,03	18,3	-11
1997	2,02	27,9	-13
1998	2,79	37,2	-15
1999	3,62	46,5	-16
2000	4,50	55,5	-18
2001	5,45	67,0	-19
2002	6,46	78,2	-21
2003	7,54	89,3	-22
2004	8,70	100,3	-23
2005	9,94	111,1	-24

[出所] Deutscher Bundestag, 1996, S.47, Anlage 2.

税率の決定に際してはさらに以下の2つの事情が考慮される。まず第1に、連邦政府が定めたCO₂削減目標である。税率はこの目標達成に貢献すべく定められる。第2は、エネルギー税の導入が深刻な分配問題をもたらさないことである。この相矛盾する2つの要請を満たすために、当初は低い税率で導入し、後に徐々に税率が引き上げられていくことになる。税率は毎年7%づつ上昇していくことになるが、このようにすれば、エネルギー最終消費価格への影響は表6-8に示されているように、比較的緩慢なものになるという。なお、エネルギー税収の推移と1990年に対するCO₂排出削減率は表6-9に示されている。

(2)交通部門における環境税

緑の党は、自動車をもたらす環境に対する大きな負荷を重視し、これを削減するために以下の方策を提案している。(1)環境・エネルギー関連税の導入によってガソリン価格を1996年に50ペニヒ、それ以降は毎年30ペニヒ引き上げていく。なお、この価格にはエネルギー税、石油税、付加価値税が含まれている。(2)個人所有の自動車に対する自動車税の廃止

し、(3)これまで非課税だった飛行機・船舶に対して石油税を新たに課税。(4)鉄道部門に対しては石油税を免税し、(5)走行距離に応じた、トラックなど重量交通に対する課徴金を新たに導入。これらによって、交通部門における石油消費量は15年以内に40%減少することが見込まれている。

(3)補助金・租税特別措置の整理・縮小

緑の党は、たんに環境・エネルギー税を導入するだけでなく、環境に負の影響を及ぼしている補助金・租税特別措置の整理縮小を提案している。補助金・租税特別措置の整理縮小に関しては以下の具体策が提案されている。

I. 石油税の改革

①無鉛ガソリンとディーゼルの石油税税率の均等化

②航空機燃料および、製油企業の自家使用に対する石油税の免税の撤廃

③公用および、国防軍の石油税免税の撤廃

II. キロメートル一括料金の改革

III. 石炭に対する補助金の撤廃

IV. 連邦幹線道路建設予算の削減

(4)税収の使途

環境・エネルギー税の導入や補助金・租税特別措置の整理・縮小によって生じた収入の大部分は、既存税の引下げに用いられる。また、他の1部（全環境税収の2割程度）は社会構造を環境保全の観点からみて望ましい方向に改革するために支出される。しかし、1部の例外を除いてこのような財政支出は永久的なものではない点が重要である。具体的な環境税収の使途は、以下の通りである。

I. 所得・法人課税の根本的改革および社会保険料の引き下げ

改革初年度は、既存税の引下げに用いられる税収が全て社会保険料の引下げに充てられる。所得および法人課税の根本的な改革は1998年より開始される。1998年には、総減税額は150億マルクに上り、2005年にはそれが1020億マルクに達する。所得課税の改革は、低所得および中所得階層の負担軽減、簡素化、労働コストの引下げを基本的な方針として行われる。法人課税改革についても所得税改革と同様の方針のもとに行われ、中小企業の負担軽減と大企業の負担増、不公正な租税特別措置の撤廃が指針とされる。

II. 社会的な補償措置

社会保険料の引下げや直接税の引き下げによる恩恵の及ばない課税最低限以下の所得階層に対しても、社会的移転経費から基金が積みれ、そこから補償が行われる。

III. エネルギー転換のための環境保全プログラム

気候保全の政策目標を達成するためには、エネルギー税と規制を効果的に用いることが必要であるが、他方で財政支出を行うことによってエネルギー節約に対する投資・

再生エネルギーの開発などの施策を行う必要がある。

IV. 交通転換のための促進プログラム

緑の党提案では2010年の目標年次までに、個人交通における自動車から鉄道・バスへのシフト、貨物輸送におけるトラックからの鉄道・船舶への大幅なシフトが目標となる。この目標を達成するために、エネルギー税による効果を支援するための投資プログラムが組まれる。

V. 特に負担を被る部門および地域に対する補償

EUで協調してエネルギー税の導入が行われない場合には、税制改革によってとりわけ負担の大きくなる部門・地域に対して、国際競争上の観点から移行期助成措置を行うことが正当化される。

VI. 国際的な気候基金拠出金

VII. 州間財政調整制度に対する補正措置

環境税制改革は、既存の税体系の上に成り立っている州間財政調整制度を変容させる。したがって、現在行われている財政調整の機能を環境税制改革によって阻害しないために、その補正措置を講じることが必要となる。

VIII. 環境税制改革促進のための国際的活動

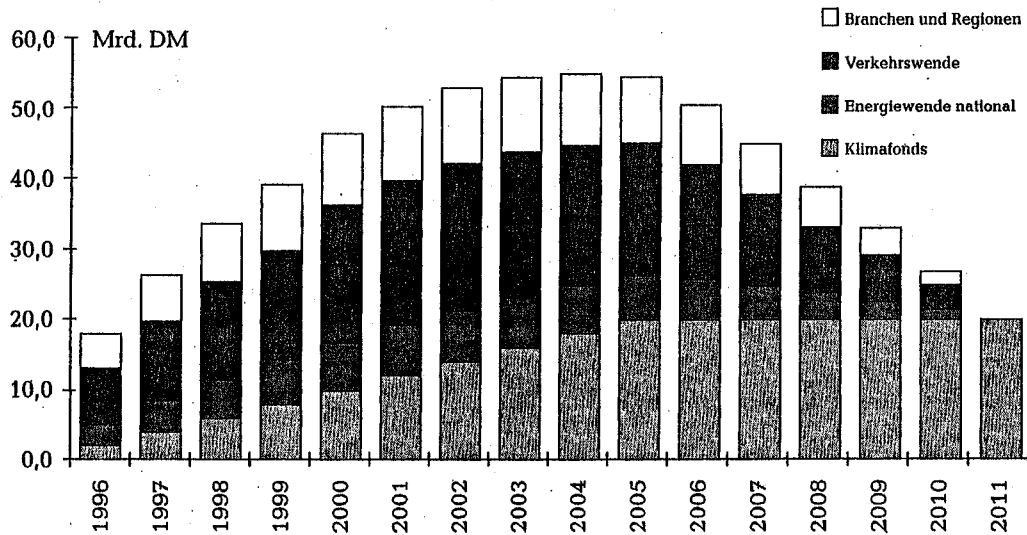
国際的に共通のエネルギー・環境関連税の導入とそれに基づく環境税制改革の実施を促さなければ、環境保全上の目標達成が担保されない。また、国際競争上の観点から、移行期に限って実施されるはずの助成措置を続けざるを得なくなり、税体系上の不公正が温存される。そのため、国際的な活動によって各国の環境・エネルギー税導入が促される。

IX. 環境税制改革の及ぼす影響についての科学的なフォローアップ

環境税制改革が当初のシミュレーションで予期したほど効果をあげない場合は、税率の変更を考えねばならないだろうし、当初の予想以上に深刻な分配問題をもたらす場合には、なんらかの助成措置を考えざるを得ない。こうした予期せぬ事態に対応して制度のデザインを適切に変更するためにも、影響のフォローアップが必要となる。

以上の支出項目のうち、もっとも重要なのがIの既存税の引下げであり、税収の使途の大半を占める。IIIとIVは緑の党提案の独自性が発揮されていると言える部分で、財政支出によって積極的に社会構造を促すためのプログラムである。Vは、緑の党の旧提案との違いを際立たせている部分で、環境税制改革によって生じるエネルギー集約部門の負担を緩和する役割を持っている。支出項目III、IV、V、VIは合わせて「エコロジ的な構造改革促進のための支出プログラム」と呼ばれている。エコロジ的な構造改革促進のための支出プログラムで今後10年間に見込まれている支出は、年間最高 550億マルクにまで達する。エコロジ的な構造改革促進のための支出プログラムはあくまでも、移行期における適応助成として構想されている。したがって、支出は改革の進行とともに釣鐘状に増大していき、やがて減少に転じる（図6-6参照）。そして改革開始から15年後にはこのプログラムは終了する。つまり、緑の党は確かに環境・エネルギー関連税収の一部を補助金として支出することを提案しているのだが、それはサンセット方式に基づき、やがては廃止される一時的補助金となっている。ただし、気候保全基金と社会的補償に関してはこの例外で、永続的な支出となる。

図6-6 構造改革促進プログラムに対する支出額の推移



【出所】 Deutscher Bundestag(1996), Drucksache 13/3555, S. 50, Anlage 7a.

緑の党による環境税制改革案の総合的な収支勘定は次ページの表6-10に示されている。

(5) 産業に対する適応助成措置

緑の党の環境税制改革案では、税収の支出項目の1つとして産業に対する環境税制改革適応助成措置が組み込まれている。緑の党がこのような分配問題緩和措置の導入が必要だと認識したことが、この間のドイツ環境税制改革論議の変遷を象徴している。そして、いかなる助成措置を行うべきかを検討したDie Grünen(1996)を見ると、デンマークの経験をかなり参考にしていることが分かる。緑の党は、助成措置の根拠を(1)ドイツ産業の国際競争力に対する配慮、(2)環境税制改革に適応するにはある程度の時間を要する場合があるので、その移行期間における適応促進、の2点に求めている。助成措置の詳細はまだ議論の段階のようであるが、その基本的な方針は以下のようになっている。

助成措置は、適用税率の引下げの形で行われ、その適用対象はエネルギー集約的な産業に限られる。助成を行うか否かの基準はその産業のエネルギー集約度に依存する。ここでのエネルギー集約度とは、粗生産額に占めるエネルギー税負担額の割合で定義される。税率はエネルギー集約度に応じて最大20%にまで引き下げられる。ただ、これらの助成措置は永久的なものではなく、定期的にその産業のエネルギー集約度の改善などがチェックされ、見直しを受ける。また、助成規模も段階的に縮小されていき、最終的には廃止される。

以上の助成措置は、もし将来的にEU共通エネルギー税が導入され、国際競争上の不利益が取り除かれればその段階で廃止される。

表6-10 緑の党環境税制改革案の全体像 (単位Mrd. DM)

年	収入面				支出面					
	エネルギー税 ①	交通部門における環境税 ②	補助金等の撤廃 ③	収入合計 ④	自家用車免税 ⑤	社会保険料削減 ⑥	個人所得・法人減税 ⑦	減税総額 ⑧	他の社会的補償 ⑨	構造改革促進プログラム ⑩
1996	18,3	28,7	5,5	52,6	10,5	21,1	0,0	31,6	3,2	17,8
1997	27,9	43,8	8,7	80,4	10,5	38,5	0,0	49,0	4,8	26,5
1998	37,2	57,4	11,8	106,4	10,5	40,9	15,0	66,4	6,4	33,7
1999	46,5	69,0	14,7	130,2	10,5	47,6	25,0	83,1	7,8	39,2
2000	55,5	79,7	17,5	152,7	10,5	51,4	35,0	96,9	9,2	46,6
2001	67,0	89,8	20,4	177,2	10,5	60,6	45,0	111,6	10,6	50,4
2002	78,2	99,2	23,3	200,7	10,5	67,1	58,0	135,6	12,0	53,1
2003	89,3	108,1	25,3	222,7	10,5	72,2	72,0	154,7	13,4	54,6
2004	100,3	116,4	27,2	243,9	10,5	76,6	87,0	174,1	14,6	55,1
2005	111,1	124,3	29,1	264,5	10,5	81,4	102,0	193,9	15,9	54,7

[出所] Deutscher Bundestag, 1996, S.51, Anlage 8.

[注] ①+②+③=④、⑤+⑥+⑦=⑧、④=⑧+⑨+⑩

6. 4. 財政学の立場からの環境税制改革案批判

6. 4. 1. 税制の目的

さまざまな研究機関・政党による環境税制改革の提案に対しては、反対ではないものの、批判的な立場をとる財政学者が多い (Zimmermann, 1996a, 1996b; Bergmann und Ewringmann, 1989; Ewringmann, 1994; Linscheidt und Truger, 1995)。彼らが共通して述べるのは、税制の目的とは何かをはっきりさせなければならないということである。彼らはまず、財源調達を税制の最優先目的として掲げている。そして次に、マスメディアに従って資源配分、所得再分配、経済安定を挙げている。財源調達が他の3目的に優先するのは、財源調達目的が満たされてこそ、他の3目的を満たすことも可能になるという関係があるからである。環境政策上の要請はこれら3目的に新たに加えられるべき税制の新しい目標であるが、財源調達目的に反するものであってはならない。以上がドイツにおける財政学者の、税制の目的に関するどちらかと言えば伝統的な考え方である。

彼らが環境税制改革案に対して行う批判の最大のポイントは、環境税制改革が、この財源調達目的を満たすことができないという点にある。彼らによれば、既存税体系は、所得税・付加価値税の安定した税収によって支えられているのであり、今後も基幹税のそうした役割は変化することがないであろうとの立場に立っている。そして、いくつかの租税を環境政策や所得再分配など、政策目的のために振り向けることができるのは、これら基幹税が安定的な税収をあげているからである、としている。これに対して環境税は、その政策効果を達成すればするほど税収が減少していくか、もしくは、税収は確保されるが政策目的が達成できないというジレンマを持っているという⁶⁾。

しかも、環境税の法的根拠が、ドイツ財政法上の「特別課徴金」に求められるという点から来る制約も、問題となる (Bergmann und Ewringmann, 1989, S. 63-67)。特別課徴金は、一般の租税とは異なる概念である。租税が公共活動の基盤となる財源を調達するという課題を持っており、この負担を市民へ割り振るときには、比例性・普遍性・公平性の原則が適用されるべきである。これに対して、ある集団、もしくはある個人に対して特別の負担を課すケースは、それに対応する特別の便益が存在しなければ正当化しえない。ここに特別課徴金の問題がある。つまり、特別課徴金からの収入は、当該集団もしくは個人の課題にとって有益なように支出されるべき、という条件が付けられるのである。従って特別課徴金はおのずから用途を限定された目的税となる。ただし、目的税は税収の用途を特定化することによって財政を硬直化させることにつながるもので、その導入は原則として戒められるべきであるとされている。

以上の財政学の観点からすれば、特別課徴金としての環境税は、税体系全体の中できわめてマイナーな役割を演ずる周縁的かつ例外的な租税であるということになる。反対に、もし特別課徴金としての環境税に所得税などの基幹税と同様の位置付けが与えられ、目的税の税制に占める位置が大きくなるならば、財政の自由度が低下し、所得再分配・地域間財政調整機能が危機にさらされると彼らは危惧している。彼らの主張をまとめると、特別課徴金としての環境税は財源調達手段として不安定であることに加えて、所得・地域間再分配機能を担えないために、所得税などの基幹税のオールタナティブとはなり得ない。したがって、環境税は環境政策上必要とされている領域で、小規模な特別課徴金としての

み導入されるべきである。環境税はあくまでも環境政策における経済的手段であって、税体系一般の機能とは切り離されるべきだ、とされる。

6. 4. 2. 批判は妥当するか？

しかしながら、以上の批判は、環境税制改革案に対する決定的な批判とはなっていない。まず特別課徴金の概念であるが、これは対象とする領域が水や廃棄物など、地域的・空間的に限定されており、税収も比較的小規模で便益と費用負担の関係が分かりやすい場合に課税の根拠を説明できると言える。ところが、酸性雨や地球温暖化問題などのグローバルな環境問題の場合は、特別課徴金の概念で課税の根拠を説明することはできない。地球環境問題の場合は、制御の対象が不特定多数で、それゆえに費用負担と便益の関係が必ずしもはっきりしない場合が多くなる。また、大規模な税収をもたらす可能性のある環境税が特別課徴金として目的税化されてしまうと、税制の機能に大きな支障をきたすのは当然である。したがって、環境税制改革の提案者たちは、現在では一致して目的税ではなく、税収中立的な環境税制改革と言っているのである。

問題はむしろ、環境税が財源調達目的を満たしうるのかどうかという点であろう。この点では緑の党のシミュレーションも示している通り、税収は減少するどころか、増加していくことが予測されている（表6-9参照）。これは主として税率が徐々に引き上げられていくことによる。したがってCO₂は削減されても、税収は増えていくのである。税収中立的な環境税制改革では、この税収増過分に対応して既存税が削減されるため、税体系の財源調達機能が損なわれることはない。

残る問題は、環境税制改革が税体系の所得再分配機能を弱体化させるという点である。もし、環境税制改革が所得税を引き下げて環境税を導入するというやり方で行われるならば、この批判は全くその通りであると言うほかない。しかし、環境税制改革においても、環境税の導入と引換えに、例えば同様に逆進的な付加価値税を引き下げようとする改革を行えば、税制の所得再分配機能を現状よりも悪化させないようにすることは可能である。

より重要なのは、1980年代以降世界各国の税制が全体として所得再分配機能を喪失しつつあるという現実である。80年代以降のヨーロッパにおける税制改革は、所得税の引下げと累進制の緩和、法人税の引下げと租税特別措置の整理、そして付加価値税依存の増大といった要素によって特徴付けられる。このような税制改革の流れにドイツも合流しようとしており、1998年から始まる抜本的税制改革において、所得税および法人税の引下げを予定しているが、環境税制改革論議もこのような流れの例外ではない⁷⁾。

したがって税制の所得再分配機能の喪失という批判は、環境税制改革案だけでなく、現在の世界的な税制改革の動向に対しても同様に向けられるべきである。しかも、このような税制改革の動向は、経済のグローバル化にともなう国際競争の激化を背景としており、税制が所得再分配機能を喪失していくのをくい止めるのは困難であるように思える。これらの事情を制約条件として認識した場合、なおかつ公正な税体系を構築するにはどうすればよいのであろうか。そして、その場合にどのような公正基準を採用すればよいのか。環境税制改革もこの点で、グローバル経済下における公正な課税体系の構築という問題と切り放して考えることはできないが、詳細は終章で展開することにしたい。

6. 4. 3. 既存税体系を出発点とした改革

財政学の立場からの批判には、確かに環境税制改革論議の陥穽を突いているものもある。それは、環境税制改革案が大規模な環境税を新たに導入し、既存税のどれかを削減することによって税体系を一気に変えてしまうと想定してシミュレーションを行っている点である。これはあくまでも一種の思考実験であり、環境税制改革が完成した暁にどのようなインパクトが生じるのかを理解する限りでは意味がある。しかし、現実には税制をこのように一気に変えるのは不可能である。これに対し、日本でもドイツでもエネルギー関連税や道路・自動車関連税が実施されており、これらの既存税は、やり方次第によっては環境税に転換することが可能である。そして実際、環境税制改革の内実は、新たな環境税の導入と、既存税の環境税への転換から成り立っていると見える。このような意味で、エヴリングマンは既存税制から出発し、環境税制改革へと至る道筋が環境税制改革論議においてほとんど議論されていないことを問題にしているのである。

確かに、デンマーク、オランダ、スウェーデンなど、環境税制を充実させた国々では、新税の導入も確かに行ったが、既存のエネルギー税を整理統合したり、課税ベースをエネルギーから炭素へと変更することによって環境税としているケースも多い。現実的な環境税制改革への方途を考えるならば、これらのエネルギー税や租税特別措置・補助金の位置付けをどう考えるべきなのかがもっと議論されてよいと思われる。

[注]

- 1) 環境税とエネルギー税は区別しておく必要がある。環境税の場合、その理論的起源はPigou(1920)に求められ、課税目的は外部不経済を内部化して経済厚生を最大化する点にある。他方、Biswanger H.C., et al(1990)によれば、エネルギー税の理論的起源はHotelling(1920)に求められる。ホテリングの扱おうとしたのは、非再生資源の問題であった。彼によれば、現行の市場経済のもとでは、非再生資源の市場価格が資源の短期的な希少性しか反映していないために、採掘が望ましい水準を超えて過剰に促進されてしまうという問題が生じるという。この結果、資源の希少性が高まっていき、長期的には資源の枯渇という事態を懸念しなければならない。そこで言わば「ホテリング税」を課し、長期的な観点から、現行の市場価格に非再生資源の希少性を反映させる必要が出てくる。こうすれば、非再生資源の利用は減退し、将来世代のために資源の利用可能性を残しておくことができる。もっとも、ホテリングのこのモデルは、他の経済学者から、非再生資源の探査・発見、採掘、加工のそれぞれの過程における技術進歩の影響を考慮に入れていないとの批判を受けた。もしこの点が考慮されれば、資源枯渇の問題は緩和され、最適な「ホテリング税」の税率もそれに応じて変わってくるだろう。さらに、最適な「ホテリング税」の税率を決定するためには、資源の埋蔵量に関する正確な知識が必要になるし、それを何世代にわたって利用するのが望ましいのかについても決定されていなければならない。しかし、以上の要因に関する我々の知識は不確実なので、最適な「ホテリング税」を課すことは事実上困難である。ところで、現実のエネルギー税は、上述のような最適な資源管理の観点から導入されたというよりは、国民経済のエネルギー戦略にもっとも適合的なように用いられていると言える。石油ショックによって打撃を受けたデンマークを例にとってい

例えば、エネルギー税はデンマークにとって原油への過度の依存を脱却するための手段であった。つまりエネルギー税は当初、原油への需要を抑制するとともに、原油から他のエネルギー源への代替を促す目的を持っていた。最近になって、デンマーク領の北海油田から天然ガスが産出されるようになると、その価格上の優位性が失われないように、石炭・石油に対する課税が行われた。これは自国のエネルギー政策に必要な観点からエネルギー税を利用している典型例を示しており、必ずしも「ホテリング税」の趣旨とは関係がないのである。

- 2) 著者は、この定義を現時点でのドイツにおける環境税制改革論議を集約する形で行った。もちろんかつては表6-2に見られるように、シュプリングマン案、エコロジー経済研究所案、旧緑の党案など、税収中立的でない改革案もあった。これらはここでの環境税制改革の定義にあてはまらないが、環境税の導入によって社会構造を持続可能なものに改革していこうとしている点で税収中立的な改革案と共通しており、ここでは議論の対象に含めることにした。しかし最近の議論は、緑の党の新提案にみられるように、ますます税収中立性を税制改革の前提条件とするようになってきている。
- 3) UPI、ヴァイツゼッカー、ミュラー・ヴィットによる環境税制改革案の詳細については諸富・植田(1994)を参照。
- 4) Weizsäcker(1992)、邦訳書、185-187 ページ。
- 5) 1996年8月28日に筆者らが行った、エルンスト・ウルリヒ・フォン・ヴァイツゼッカー氏へのインタビューによる。他にドイツ産業連盟(BDI)による文献を参照。ヴァイツゼッカー氏によれば、ドイツ経済研究所による精密な研究は、不幸なことにドイツの環境税制改革論議に大きなダメージを与えてしまったという。この研究によって分配上大きく不利になることが分かった化学・鉄鋼業界は、ロビー活動を大いに強化し、環境税制改革が実現しないようあらゆる働きかけを与党・政府に対して行ったという。
- 6) 短期的には、税収は必ずしも不安定にならないと考えられる。なぜなら、本文の図6-4を使っていえば、税率 t^* のもとでは e^* まで排出の削減を行うが、そこが最適点なので、それ以上排出削減を行うインセンティブは当面働かない。したがって税収も α で安定する。しかし、長期的には技術革新を行って限界削減費用曲線を MC_1 から MC_2 へとシフトさせるかもしれないので、税収もそれにともなって減少していく可能性がある。
- 7) 日経新聞1997年3月22日。記事によれば、ドイツの政府・連立与党は大幅な法人税減税を柱とする98年税制改革法案を連邦議会に提出した。それによれば、法人税の基本税率を現在の45%から40%へ引き下げるなど企業の税負担を軽減、国際競争力を強め、外国資本などの投資を促すことによって雇用を確保することを狙いとしている。これは、1999年にかけて実施される抜本的税制改革の第1段階と言えるもので、最終的に法人税率は35%にまで引き下げられることになる。他のポイントとしては、法人内部留保のうち、配当に充てる分に対する法人税の基本税率が30%から28%に引き下げられる。また、旧東独地域のための連帯賦課金(所得・法人税額の7.5%)が5.5%に引き下げられる。さらに、日経新聞1997年2月19日の記事によれば、他のEU諸国にない財産税の徴収をこの1月からやめ、営業資本税も廃止を検討するなど、企業立地に不

利な税制を次々に改革していこうとしている。

[参考文献]

- 諸富 徹・植田和弘 (1994) 「ドイツにおける環境税制改革論争」、『環境と公害』第23巻第3号、19~28ページ。
- Bergmann, E. und Ewringmann, D. (1989) Öko-Steuern: Entwicklung, Ansatzpunkte und Beurteilung. in: Nutzinger, H. G. und Zahrnt, A. (Hrsg.) *Öko-Steuern: Umweltsteuern und -abgaben in der Diskussion*, S. 43-73.
- BDI(1995a) *Klimaschutz statt Öko-Steuern. Fakten und Argumente.*
- BDI(1995b) *Umweltsteuern: Die Position der Industrie. Mehr Umweltschutz durch weniger Steuern.*
- BDI(1995c) *Umweltsteuern mit Ökosteuern?*
- Binswanger, H. C. et al. (1988) *Arbeit ohne Umweltzerstörung.*
- Binswanger, H. C, et al. (1990) *Umwelt(-)steuern.*
- Bündnis 90/Die Grünen(1995) *Ökologisch-soziale Steuerreform auf den Weg bringen. Dokumentation der Beiträge der Referentinnen und bündnisgrüner Diskussionspapiere zum Hearing am 15. Juni 1995 in Bonn.*
- Bündnis 90/Die Grünen(1996) *Anpassungshilfen für energieintensive Branchen und Regionen. Eckpunktepapier der Arbeitsgruppe ökologisch-soziale Steuerreform.*
- Deutscher Bundestag (13. Wahlperiode) (1996) *Drucksache 13/3555. Einstieg in eine ökologisch-soziale Steuerreform.*
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995) *Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologische Steuerreform.*
- Ewringmann, D. (1994) *Ökologische Steuerreform? in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Heft 1, S. 43-56.*
- Ewringmann, D. (1996) *Ökologische Steuerreform. in: Jahrbuch Arbeit und Technik, S. 307-320.*
- Hotelling, H. (1931) *The Economics of Exhaustible Resources. in: The Journal of Political Economy, No. 39, pp. 137-175.*
- Linscheidt, B. (1996) *Ökologische Steuerreform in Deutschland - warum wird sie nicht umgesetzt? in: Vortragsmanuskript für den Kongress "Zukunft der Industriegesellschaft".*
- Linscheidt, B. und Truger, A. (1995) *Beurteilung ökologischer Steuerreformvorschläge vor dem Hintergrund des bestehenden Steuersystems.*
- Müller-Witt, H. (1989), *Öko-Steuern als neues Instrument in der Umweltpolitik: eine kritische Analyse umweltpolitischer Anreizinstrumente in den USA und in der Bundesrepublik Deutschland.*
- Pigou, A. C. (1920) *Welfare Economics.*
- Repetto, R. et al. (1992) *Green Fees: How a Tax Shift can Work for the Environment and the Economy.* 邦訳: 飯野靖四監訳『緑の料金』、1994年。

- SPD(1995) Umweltpolitik, Die ökologische Steuerreform in der Diskussion.
Sozialdemokratischer Informationsdienst Nr. 2.
- Steenblock, R. (1996) *Materialien für Öffentlichkeitsarbeit Öko-Steuerreform.*
- Umweltbundesamt(1989) *Daten zur umwelt 1988/89.*
- von Weizsäcker, E. U. (1992) *Erdpolitik.* 邦訳：宮本憲一ほか監訳『地球環境政策』、1994年。
- Wihelm, S. (1990) *Ökosteuern.*
- Zimmermann, H. (1996a) Öko-Steuern: Ansätze und Probleme einer "ökologischen Steuerreform". *Diskussionspapier von der Philipps-Universität Marburg.*
- Zimmermann, H. (1996b) Zielbezüge einer "ökologischen Steuerreform". *Statement auf der Konferenz "Bausteine einer rationalen Umweltpolitik" der Bertelsmann Stiftung, Heinz Nixdorf Stiftung, Ludwig-Erhard-Stiftung, Gütersloh, 16. 3. 1996*

第7章

デンマークにおける環境税制改革の展開

7. 1. はじめに

デンマークは1993年、1995年の2度にわたり、環境・エネルギー関連税を拡充・創設し、それと引きかえに個人所得税を引き下げるといった税制改革を行った。環境税の導入に伴う税制改革は、スウェーデンなどのスカンジナビア諸国やオランダでも行われたが、デンマークの場合は特に、(1)環境・エネルギー関連税収のGDPに占める比率が高いこと、(2)デンマークがヨーロッパの小国であることを反映して、産業保護措置の体系を組み込んでいくことの2点によって特徴づけられる。

デンマークの税制改革が、国税総収入に占める環境・エネルギー関連税の比率を高め、税制全体をより「グリーン化」することをねらったという点で、これを環境税制改革と呼んでもよいであろう¹⁾。もっとも、この改革があまりにも国内産業に配慮しすぎているために、環境税制改革の名に真に値するのかどうか疑問に思われるほどである。にもかかわらず、デンマークの環境税制改革は以下の2点において興味深く、したがってケース・スタディを行う価値があると考えられる。

まず第1に、環境税の導入がデンマークのように、開放経済下の小国によって単独に行われる場合にはいかに制度設計をすべきかという問題がある。これは、環境税の導入がマクロ経済に影響を及ぼし、生産コストの上昇を通じて国内産業の国際競争力を弱める可能性についてどう対処するのかという意味で、普遍的な問題でもある。第2に、環境・エネルギー税の負担が国内産業の中でも特にエネルギー集約的な一部の産業に集中する可能性があるが、このような分配問題を税制改革の中でどう解決すべきなのかという問題がある。

これら2つの問題は端的に言えば、いかに産業の負担を軽減するかということだから、一見すると環境税制改革をいかに「骨抜き」にするかという問題だとみなされかねない。しかし、他方でドイツのように環境税制改革をめぐる議論が百出している国で、なぜ環境税制改革が実行されないかを考えさせてくれる問題でもある。つまり、環境税制改革を現実に実行しようとするれば、大なり小なりデンマークが直面した問題に他の国も直面せざるをえないのである。したがって、上述の2つの問題をなんらかの形で解決しない限り、ドイツであれ、デンマークであれ、環境税制改革を実行に移すのは難しいであろう。だからといって、デンマークの環境税制改革をそのまま手放しに評価することもできない。ポイントとなるのは、他の国が環境税を導入せず、したがって単独で環境税制改革を行わざるをえない移行期において、デンマークの環境税制改革をどう評価すればよいのかということである。本報告では、デンマークの環境税制改革を上述のような観点から検討し、移行期における環境税制改革としての評価を行うことにしたい。

7. 2. デンマーク環境税制改革の背景

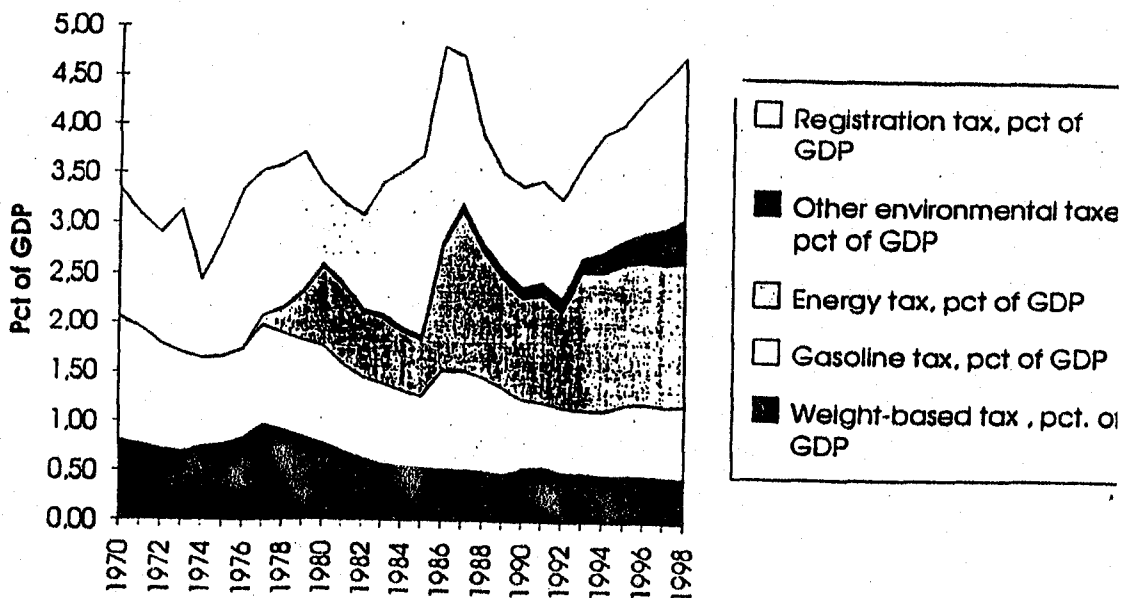
7. 2. 1. デンマークのエネルギー政策と税制の歴史

デンマークは1970年代後半以来、OECD諸国間で最もエネルギー・交通・化石燃料に対す

る課税の国家税収に占める割合が高い国の1つであった。これらの課税による税収総額は毎年 300億DKK（デンマーク・クローナ）に達し、国家総税収の 10-12%を占めてきた。この割合は、新環境税の導入によって今後も伸びていくものと予測されるが、デンマークの環境・エネルギー課税に対する依存度のこのような高さは、そのエネルギー政策と密接な関係を有する（Andersen, 1994, p. 47）。

現代デンマークにおけるエネルギー政策の開始は1973年の石油ショックに求められる。エネルギー自給率の低かった当時のデンマークは、原油価格の高騰による経済的混乱に深刻なショックを受けた。それ以来、デンマークは輸入原油に対する依存からできる限り脱却しようとしてきた。その有力な手段の1つがエネルギー税であった。エネルギー税の目的は、石油や電気に課税することによってエネルギー需要を抑制するとともに、エネルギー供給を石油から他のエネルギー源へと転換することにあった。図7-1は、エネルギー税および環境関連税収の推移を示している。それを見ると、エネルギー税は1977年に導入され、1986年まではその税収が GDPに対して 0.5~1.0%という比率をコンスタントに保っていたことが分かる。しかし、1986年に原油価格が顕著に低落したため、エネルギー価格の水準を落とさないよう税率が引き上げられた。その結果、それ以降エネルギー税収の GDPに占める比率が一気に上昇したのである。ただし、このエネルギー税はもっぱら家計部門に対して課せられており、企業は全額免除されていた点は注意を有する。

図7-1 環境関連税収のGDPに占める比率



【出所】 MILJøstyrelsen(1994), p.1, Figure 1.

最近になって、かつては総エネルギーの3/4を頼っていた輸入原油からの脱却が進み、北海油田の開発によってデンマークはエネルギー自給を達成した。しかし、北海油田からのガス供給を確保するためにインフラ整備をしなければならなかったため、その投資コストをガス価格に上乗せする必要があった。そこで石炭と石油に課税することで、ガスを競争

上優遇することも、エネルギー課税の重要な目的の1つとなったのである。

もっとも、エネルギー・環境関連税制がもっぱらエネルギー政策の観点からのみ行われたかという点、必ずしもそうではなく、例えば電気税の税率引き上げなどは、たんに財源調達上の見地から行われたといわれている。

7. 2. 2. デンマークの環境政策

デンマークは、CO₂については2005年までに、1988年レベルを基準として20%の排出削減を目標としている。SO₂に関しては、2000年までに1980年レベルを基準として20%の削減を目標としている。SO₂の排出削減に関しては、現在さまざまな政策がとられているので、2005年までには目標をほぼ達成することが可能であると考えられている。問題なのはCO₂である。後述する1993年の税制改革によっても1988年レベルの15%しか削減できないことが明かとなり、さらに5%の削減を追加的に行う必要が出てきた。これが1995年の税制改革の動機であった。なお、上述のような政策をとるにあたって、デンマーク政府のとった基本方針は以下のようなものであった。

- (1) 著しい環境改善効果があること。
- (2) 租税・暫定的補助金²⁾・協定という3つの政策手段によるCO₂削減目標の達成。
- (3) 環境に配慮し、社会保障負担を軽減することによる雇用の増大を目的とした税制への移行。
- (4) 外国企業に対する国際競争力低下の回避。

7. 3. 1993年の税制改革

7. 3. 1. デンマーク税制改革の全体像

1993年におけるデンマーク税制改革の主要目的は、個人所得税の平均税率を52%から44%に引き下げ、特に高額所得者に対する限界税率を引き下げることであった。環境税からの税収増加分は、だいたい所得減税財源の1/4を賄うよう設計されていた。税制改革に関する他の重要なポイントとしては、株式等の資産取引にともなって発生する譲渡所得に対する課税強化などがある。これらが合わさって所得税減税の財源を賄うことになっていた。デンマーク税制はこれまで、他のヨーロッパ諸国と比較すると、に対する依存度が高く、他のヨーロッパ諸国が所得税率を引き下げの中で、デンマークの個人所得税も改革の必要性に迫られていた。そういう意味では、デンマークはこの税制改革によって、80年代以来ヨーロッパで進行してきた税制改革の流れに合流したといえることができる (Andersen, 1994, p. 47)。

他方、1993年以前のデンマーク税制はエネルギー課税に対する依存度が高かったとはいっても、環境政策の観点から見れば、首尾一貫した政策がとられていたわけではなかった。つまり、当時のエネルギー税の税率は、各燃料ごとにばらばらに決定されており、エネルギー含有量や、CO₂排出量などを基準にして統一的な税率設定が行われていたわけではなかったのである。この点で、1993年からエネルギー税の課税ベースの一部がCO₂へと転換されるという形でCO₂税が導入され、1996年にSO₂税やその他の環境税が

創設されたのは注目されるべき動向である。これは、新たに環境政策上の要請に基づく租税政策が開始されたという側面と、デンマークのエネルギー税制がエネルギー政策の色彩を薄め、環境政策的な色彩を強めていく側面との両面が見受けられる。

環境関連税の導入については、もちろん批判もあったものの、議会の与野党にまたがる幅広い合意が形成されていたとみることができる。Andersen(1994)によれば、環境関連税の導入に関わる法案は、新しい社会・民主連立政権によって提出されたが、それは基本的にその前の保守・自由連立政権によって準備されていたものであるという。また、世論調査でも、改革前の1991年時点では80%、改革実施後でも50%の国民が環境関連税制の導入に対する支持を表明したというから、国民レベルでも改革に対する合意が広範に存在していたとみることができるであろう。

7. 3. 2. 1993年税制改革における環境関連税制の導入

まず、1993年の税制改革において、環境関連税にいかなる変化が起きたのかを概観したい。表7-1は1993年改革以前の、表7-2(a)および表7-2(b)は改革後の環境関連税一覧である。なお、税率は1993年時点のものである。表7-1と表7-2の比較から、1993年の税制改革では、自動車登録税が新たに環境税として位置づけられ、飲料水税と排水課徴金(1997年から)が新たに導入されることになったことが分かる。注目すべきは、表7-2にあるように、新旧の環境関連税すべての税率が、1994年から1998年に至るまで段階的に引き上げられるようプログラムされたことである。なお、CO₂税・エネルギー税以外の各環境税の詳細については、瀧口(1993)に詳しい説明がなされているので、そちらに譲ることにする。

表7-1 1993年改革以前の環境関連税制 (DKK=デンマーク・クローナ)

課税対象および課税標準	税率	課税対象および課税標準	税率
包装容器 (DKK/個)		オゾンガス (DKK/kg)	30
*プラスチック容器		鉱油精製品	
10-60 cl	0.50	*ガス、ディーゼル、原油	
60-106 cl	1.62	(DKK/ℓ)	1.77
106 cl 以上	2.24	*他のガス、ディーゼル、原油	
*鉄容器	0.80	(DKK/ℓ)	1.49
*厚紙もしくは積層プラスチックによる容器		*軽ディーゼル (DKK/ℓ)	1.67
10-60 cl	0.38	*燃料油 (DKK/kg)	1.66
60-106 cl	0.70	*暖房用タール (DKK/kg)	1.50
106 cl 以上	1.90	*ガス (DKK/ℓ)	1.18

[前ページより]

<u>廃棄物</u> (DKK/トン)		*プロパンガス (DKK/kg)	2.00
*埋立処分用廃棄物	195	*潤滑油等 (DKK/ℓ)	1.78
*焼却処分用廃棄物	160	*有鉛ガソリン (DKK/ℓ)	2.90
		*無鉛ガソリン (DKK/ℓ)	2.25
<u>原料</u> (DKK/m ³)	5	<u>CO₂ 税</u>	
<u>使い捨て用品</u> (%/価格)	33	*採掘炭等 (DKK/トン)	242
<u>小容器の化学物質</u> (%/価格)	17	*原油コークス (DKK/トン)	343
(小容器の殺虫剤)		*褐炭等 (DKK/トン)	178
<u>電気</u> (DKK/ kWh)		*ガス、ディーゼル、原油 (DKK/ℓ)	0.27
*室内暖房	0.235	*他のガス、ディーゼル、原油 (DKK/ℓ)	0.27
*他の電気利用	0.270	*軽ディーゼル (DKK/ℓ)	0.27
<u>石炭</u> (DKK/トン)		*燃料油 (DKK/kg)	0.32
*採掘炭等	690	*暖房用タール (DKK/kg)	0.28
*原油コークス	690	*ガス (DKK/ℓ)	0.16
*褐炭等	505	*プロパンガス (DKK/kg)	0.30
		*潤滑油等 (DKK/ℓ)	0
		*有鉛ガソリン (DKK/ℓ)	0
		*無鉛ガソリン (DKK/ℓ)	0

[出所] The Danish Environmental Protection Agency, p.1-2, Table 1.

表7-2(a) 1993年税制改革における環境関連税制

課税対象	1994	1995	1996	1997	1998
<u>電気</u> (DKK/ kWh)					
*室内暖房	0.265	0.295	0.325	0.365	0.395
*他の電気利用	0.300	0.300	0.360	0.400	0.460
<u>石炭</u> (DKK/トン)					
*採掘炭等	690	770	860	950	1,040
*原油コークス	690	845	1,000	1,155	1,311
*褐炭等	505	570	635		764

[次ページへ続く]

<u>鉱油精製品 (DKK/ℓ)</u>					
*ディーゼル油	1.77	2.00	2.02	2.12	2.12
*軽ディーゼル油	1.67	1.90	1.92	2.02	2.02
*ガス	1.18	1.34	1.36	1.43	1.43
<u>廃棄物 (DKK/トン)</u>					
*埋立処分用廃棄物	195	195	195	285	285
*焼却処分用廃棄物	160	160	160	210	210
<u>自動車登録税 (DKK/台)</u>					
*2-3 トンのトラック・バス	30,000	30,000	30,000	30,000	30,000
*3-4 トンのトラック・バス	19,000	19,000	19,000	19,000	19,000
<u>飲料水税 (DKK/m³)</u>	1	2	3	4	5
<u>買い物袋税 (DKK/kg)</u>					
*紙袋	9	9	9	9	9
*プラスチック袋	20	20	20	20	20
<u>排水課徴金 (DKK/m³)</u>	—	—	—	0.3	0.3

[出所] The Danish Environmental Protection Agency, p. 3, Table 2.

表7-2(b) 1993年改革に伴うガソリン税改革

期間	有鉛	無鉛
1994年 1月 1日 - 1994年 3月31日	3.10	2.45
1994年 4月 1日 - 1994年 9月30日	3.15	2.50
1994年10月 1日 - 1994年12月31日	3.20	2.55
1995年 1月 1日 - 1995年 3月31日	3.55	2.90
1995年 4月 1日 - 1995年 4月 6日	3.60	2.95
1995年 4月 7日 - 1995年 9月31日	3.62	2.97
1995年10月 1日 - 1995年12月31日	3.67	3.02
1996年 1月 1日 - 1996年12月31日	3.75	3.10
1997年 1月 1日 - 1997年12月31日	3.80	3.15
1998年 1月 1日 -	3.85	3.20

[出所] The Danish Environmental Protection Agency, p. 4, Table 3.

次に本節では、地球温暖化問題に関連してもっとも注目されるCO₂税について詳しく検討することにしたい(The Danish Government, pp. 4-11)。デンマークのCO₂税を特徴づけているのは、その手厚い還付措置である。税率はCO₂ 1トンあたり100デンマーク・クローナに設定されたが、付加価値税登録企業は原則として50%の還付を受けることができるので、実質税率は50クローナ/トンである。その上、以下の条件を満たせば、さらに追加して還付を受けることができる。ただ、これらの免税・補償規定には問題が多く、1995年の税制改革をきっかけに制度改正が行われることになる。

- (1)いくつかのタイプのエネルギー消費は課税免除となっている(例えば、発電もしくは石油精製用燃料)。その代わり、発電に対する課税が別途行われている。
- (2)船舶・航空機輸送、バス交通に対する税の全額還付。
- (3)CO₂税の負担が、当該企業の付加価値額の一定割合を超過する場合の特別還付措置
 - a) CO₂税の負担が付加価値額の3%以上に達する企業の場合は、50%の還付を受けた後、さらに残りの税負担の90%を還付。
 - b) CO₂税の負担が付加価値額の2%以上3%未満に達する企業の場合は、50%の還付を受けた後、さらに残りの税負担の75%を還付。
 - γ) CO₂税の負担が付加価値額の1%以上2%未満に達する企業の場合は、50%の還付を受けた後、さらに残りの税負担の50%を還付。
- (4)上記の措置を経てもなお残るCO₂税の負担に関しても、もし当該企業が省エネルギーに関する適切な対策をとる場合には税の還付が行われる。ただし、その場合でも最低限1万クローナは負担しなければならない。

このような免税・還付措置は、他の主要EU加盟国がCO₂税を導入しない中で、デンマークが先駆的にそれを導入するという事情を考慮して、国内産業の競争力を減退させないという観点から正当化されている。

しかし上述の特別還付措置のうち(3)は、次のような欠点をもっていた。第1に、放漫にエネルギーを使えば使う企業ほど、より大きな還付を受けることができるので、エネルギー節約とは全く逆のインセンティブを還付措置が与えてしまう。第2に、特別還付措置は企業分割による租税回避行動を誘発しやすいという弱点をもっていた。つまり、まずある単一の企業の中で、エネルギー集約的な部門を法的に切り離して一個の独立した企業が設立される。そうすることによってCO₂税の税負担が、切り離された企業の付加価値額の3%以上になるよう操作を行う。こうして本来なら特別還付をうけることができない企業も、このような操作を行うことによって租税回避が可能となった。したがって、後述のように、次の1995年の税制改正ではこのような租税回避行動を防ぐ措置が講じられた。

7. 4. 1995年の税制改革

7. 4. 1. 1995年の税制改革の背景

1995年の税制改革は次の3つの目的を有していた。(1)あらゆる所得区分における限界税率の引き下げ、(2)課税の抜け穴の撤廃、(3)1996年より徐々に租税体系を所得中心から資源・

環境へと移行させること、である。この点で1995年改革は、1993年改革の流れを基本的に引き継いでいると言える。

しかし、1995年の税制改革の直接の引き金となったのはむしろ企業に対して環境・エネルギー課税を強化していく必要性が認識されたことによる（The Ministry of Finance, 1995, pp. 9-10）。既に述べたように、デンマークは、CO₂については2005年までに1988年レベルを基準として20%の排出削減を目標としている。1993年税制改革での環境税拡充によっても、1988年レベルの15%しか削減できないことが明かとなり、さらに5%の削減を追加的に行う必要が出てきた。家計部門は既に1970年代からエネルギー税を課せられており、そのエネルギー節約努力はかなり限界的なところまで進んできていると言われている。したがって、現時点では明らかに1単位エネルギーを追加的に節約するための費用は、家計よりも企業のほうが小さいのである。そこで、企業に対する環境・エネルギー課税を強化することによって目標達成を確実なものにしようという政策がとられた。1995年の環境税制改革は、このように、企業に対する環境・エネルギー関連税の導入もしくは拡充を主眼としていたのである。

1995年初夏にデンマーク議会は企業に対する環境税の導入を議決したが、ただし、国内産業の国際競争力にマイナスの影響を及ぼさないようにとの条件をつけていた。この条件を満たすため、CO₂税に関しては政策当局・企業間の協定の締結や、それに応じた税の還付措置が定められることになった。また、他の環境関連税についても、その税収は特定目的と結びつけられることによって企業の負担の増大を回避する措置がとられた。例えば、鉛・ニッケル・カドミウム電池に対する課徴金からの収入は、企業による電池の回収・再利用に対する補助金として用いられる。また、殺虫剤税の導入に対しては、土地税の引き下げという補償が農家に与えられた。表7-3は、1995年の税制改革によって導入された企業に対する環境・エネルギー税の一覧である。

7. 4. 2. 1995年税制改革とエネルギー税・CO₂税・SO₂税

SO₂税の税率は、SO₂ 1kgあたり10クローナの固定税率となるよう設定されている。これはあらゆる形態のエネルギー利用に対して適用される。また表7-3に示されているように、1996-2000年の間に基礎控除が段階的に縮小されていくので、実質税率は上昇していくことになる。1995年税制改革におけるCO₂税の最大のポイントは、第1に、企業の生産プロセスを3つのタイプに分けて、それぞれに異なる税率を設定したことである。3つのタイプとはすなわち、地域暖房、Light Process、Heavy Processを指す。Heavy Processとはエネルギー集約的な生産プロセスのことであり、Light Processとは例えば照明・事務機器などの非集約的エネルギー利用を含む。CO₂税の第2のポイントは、税率が徐々に引き上げられていくことがプログラムされたことである。

図7-2に示されているように、空間暖房に対してもっとも高い税率が課されており、1998年には家計部門に対する課税と同水準にまで引き上げられる。これは既存エネルギー課税の企業に対する還付措置（エネルギー税の場合100%、CO₂税の場合50%）を徐々に廃止していくことによって1998年には達成される。

表7-3 1995年税制改革において導入された企業に対する環境・エネルギー税

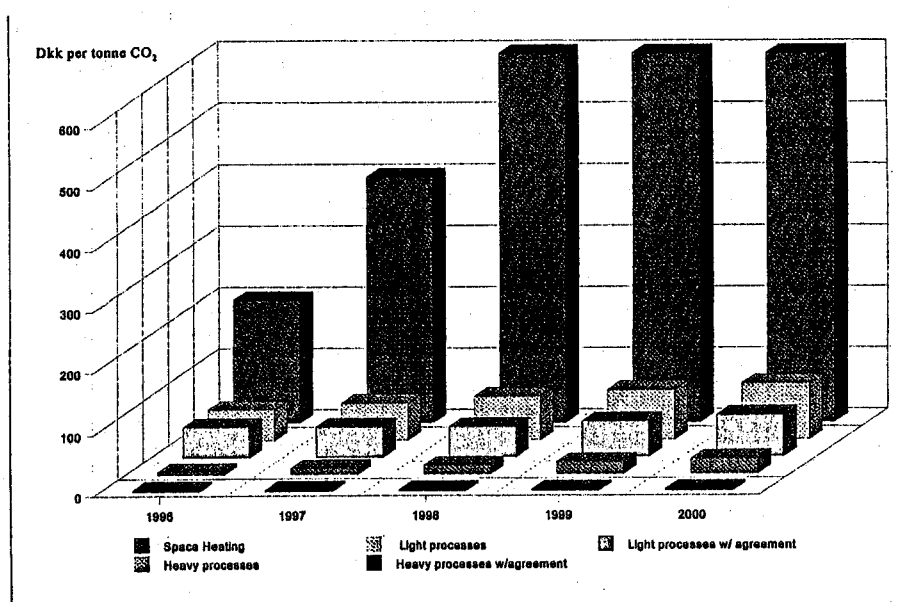
課税対象	税率				
<u>1993年税制改革の原則によるガソリン税の引き上げ</u>	1996年 1月 1日よりDKK 0.11の引き上げ				
<u>電池に対する賦課金</u> *ニッケル・カドミウム電池、単品 *ニッケル・カドミウム電池、パッケージおよび備え付け電池	1個あたりDKK 6 パッケージあたりDKK 36				
<u>塩素溶媒</u>	kgあたりDKK 2				
<u>殺虫剤税¹⁾</u> *混合殺虫剤、防腐剤、土壌殺菌剤 *防虫剤、除草剤、成長抑制剤 *樹木維持剤等	粗小売価格の37% 粗小売価格の15% 卸売価格の3%				
企業に対する環境・エネルギー税	1996	1997	1998	1999	2000
<u>CO₂ 税</u> Heavy Process(DKK/tonne CO ₂) *合意なし *合意あり	5 3	10 3	15 3	20 3	25 3
Light Process(DKK/tonne CO ₂) *合意なし *合意あり	50 50	60 50	70 50	80 58	90 68
空間暖房(DKK/tonne CO ₂ +energy tax)	200	400	600	600	600
天然ガス税 (DKK/Nm ³)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
SO ₂ 税 (DKK/kg SO ₂) *基礎控除(kg SO ₂ / GJ)	10 0.2	10 0.15	10 0.10	10 0.05	10 0.05

[出所] The Danish Environmental Agency, p.5, Table 4. (DKK:デンマーク・クローナ)

1) 小容器で販売されている殺虫剤に対する課税は廃止される。

Heavy Process に適用される税率は、1996年のCO₂ トンあたり 5クローナから、2000年には25クローナに引き上げられる。ただし、政策当局とエネルギー節約に関する協定を締結した企業に対しては、CO₂ トンあたり 3クローナの税率が適用される。

図7-2 エネルギー税およびCO₂ 税の税率



[出所] Ministry of Finance(1995), p.12, Figure 1.

Light Process に対する税率は、CO₂ トンあたり1996年の50クローナから2000年の90クローナに徐々に引き上げられていく。Light Process の場合にも、ある少数の企業に限って、政策当局と協定を結ぶことにより税率を引き下げられる可能性がある。

このHeavy Process とLight Process を区別する還付方式は、かつての特別還付措置にとって代わるものである。かつての特別還付措置のもとでは、企業分割による租税回避行動が誘発されるなどの不公正が起きていた。1995年改革の方式は、当該生産プロセスそのものが「エネルギー集約的」であるかどうかを認定するものである。したがって、本当はエネルギー集約的でないにもかかわらず、企業分割によって見かけ上特別還付措置の条件を満たすといった租税回避行動を排除できるようになった。新方式によって租税負担は同タイプの生産プロセスに対して同等となり、企業間の競争に対して中立的になった。

7. 4. 3. エネルギー効率性の改善に関する協定

1995年の税制改革では、CO₂ 税は以下の条件を満たせば税率の引き下げを通じて還付されることになった。その条件とは、(1)当該企業が Heavy Processを有していること、(2)当該企業がエネルギー効率性改善のための対策に関して政策当局と協定を結ばなければならないこと、の2点である。1993年改正時の特別還付措置は分配問題の緩和措置という色彩が強かったのに対し、1995年改正における還付措置は、企業にエネルギー節約へのインセンティブを与える目的を持っている。還付を受ける際に結ばれる協定は、3年間有効で

あり、いわゆるHeavy Process を動かしている企業にこのような協定を締結する権利がある。この条件に該当する企業の数、課税対象となる企業200,000 ののうち、だいたい600-800 と見積もられている。協定を結ぶ権利は、Light Process を有している企業にもあるが、その場合には税負担がその企業の付加価値額の3%以上を占めていることが条件である。

政策当局は各企業の Heavy Processに関するリストを持っており、各生産プロセスをエネルギー集約度に関する統計データに基づいて評価する。当該企業の生産プロセスが Heavy Processであると認定されるのは、まず通常の税率(CO₂ トンあたり 50DKK)のもとで税負担額が付加価値額の3%を超え、なおかつ生産額の1%を超える場合である。3%基準が満たされているかどうかの判断は、1993年改正のときのように、法的な意味での企業体を基準にするのではなく、一体として機能するエネルギー消費部門を基準として行われる。3%基準を満たしても、Heavy Process だと認定されない場合もある。例えば、公的な上水道処理プラントは、外国との国際競争に直面していないために、Heavy Process の認定から除外される。

Heavy Process を有する企業は、協定の1部として4年以内の払い戻し期間になんらかの投資プロジェクトを実行しなければならない。Light Process を有し、3%条項を満たす企業にはさらに厳しい条件が課される。これらの企業は6年かそれ未満の払い戻し期間に全ての投資プログラムに手をつけなければならない。

政策当局と協定を結んだ企業は、1年後には行動計画に関する報告書を提出しなければならない。そして3年後にはエネルギー節約対策がもたらした効果について、包括的な評価を行った報告書を提出しなければならない。企業が当局に提出する報告書は、協定の内容が遵守されたかどうかを当局が判断するための基礎資料となる。政策当局と企業は共同でエネルギー節約のための方策を探求するが、もし当該企業が協定を遵守していないと判断されれば、還付はキャンセルされ、税率は元に戻る。

協定を結ぶことの可能な企業数が限られているのは、このような協定を結び、モニタリングしていく一連の過程で、かなり行政コストがかかるからである。最もコストがかかるのは、投資プロジェクトの確定とそれをめぐる交渉である。もちろん監視と評価にも費用はかかる。にもかかわらず、このようなことを行うのは、デンマーク政府が企業に大きな税負担を課すことなくエネルギーを節約するという政策目標を達成しようとしているからである。

7. 4. 4. 税収の企業への還付

企業に対する環境税徴収の目的は、政府の収入を増大させることではないので、環境・エネルギー関連税収は全て企業へ還付される。表7-4は、税収の還付がどのように行われるのかを示している。

表7-4の2のa)は、税収が企業のエネルギー節約対策に対する投資補助金である。1996~99年の期間に18億クローナが投資に対する補助金に充てられる。これはこの期間の環境・エネルギー関連総税収のうち1/4にあたるが、2000年以降には廃止することが予定されている。同表のb)は雇用者の社会保険料負担分の軽減である。この額は、投資補助金が消滅するのにしたがって、逆に徐々に増大していく。表7-4のc)は、中小企業に対

する還付措置基金である。このような措置が設けられるのは、大企業はエネルギー集約型であれば、税率の軽減を通じて還付を受けることができるが、労働集約的な中小企業にはこのような可能性は閉ざされている。そこで、中小企業に対する負担緩和措置が必要だとしてこの規定が設けられたのである。

上記の a) ～ b) の還付合計は、家計からの税収合計に等しくなっている。企業からの税収は、この表に明記されていないが、既に説明したように税率の割引というやり方で企業に還付されることになる。

表7-4 環境・エネルギー関連税収とその税収の企業への還付 (DKK Mi11.)

	1996	1997	1998	1999	2000
1. 税収					
*総税収	915	1,440	1,955	2,220	2,450
*企業部門からの税収	710	1,230	1,730	1,900	2,075
2. 還付					
a) 投資補助金	-300	-500	-500	-500	0
b) 社会保障基金負担の削減	-200	-490	-945	-1,115	-1,750
c) 中小企業に対する還付基金	-180	-210	-255	-255	-295
d) 行政コスト	-30	-30	-30	-30	-30
3. 企業に対する還付額総計	-710	-1,230	-1,730	-1,900	-2,075

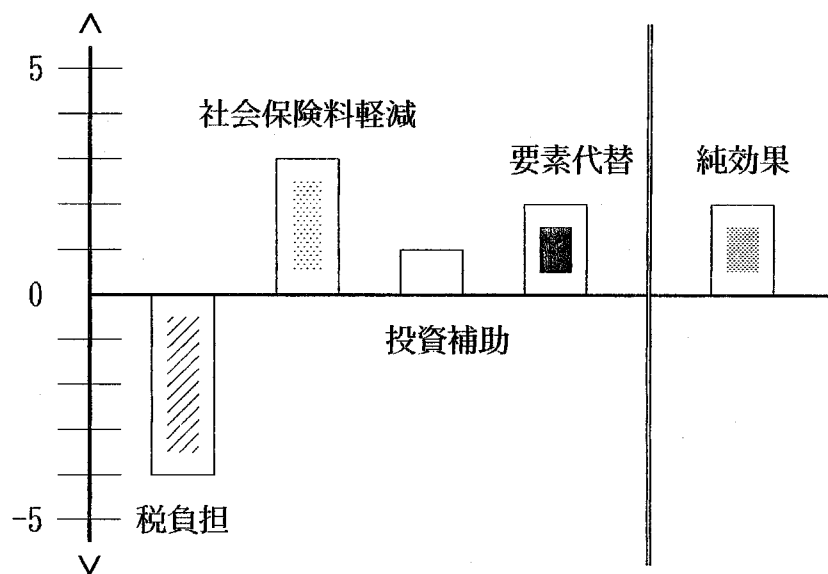
[出所] Ministry of Finance, 1995, p.16, Table 3.

7. 4. 5. 環境税制改革のデンマーク経済に及ぼす影響

デンマーク大蔵省は、1995年の環境税制改革が経済にどのような影響を及ぼすのかを試算している (Ministry of Finance, 1995, pp.17-20.)。それによれば、この税制改革が税収中立的に行われたことを反映して、雇用、生産費に及ぼす影響とも穏やかなものであり、デンマーク経済を悪化させることはないという。

まず生産費に及ぼす効果であるが、2000年の時点で、還付前の環境関連粗税収の労働コストに対する比率は 0,5%以下と見積もられている。これは為替レートや利子率の変動が及ぼす影響よりもはるかに小さいものであるといえる。

図7-3 2000年における税制改革の及ぼす雇用効果 (単位:千人)



[出所] Ministry of Finance, 1995, p.19, Fig.2.

[注] 3000人はだいたいデンマーク労働力人口の 0,1%にあたる。

表7-5 平均CO₂ 税率の引上げが経済に対して及ぼすインパクト¹⁾

		1997	2001	2005	長期
CO ₂ 排出減率	%	-2	-5	-5	-5
所得税減税による 還付	雇用 (1000人)	0	-8	-1	0
	GDP (%)	-0.1	-0.5	-0.2	-0.2
社会保険料下げ による還付 ²⁾	雇用 (1000人)	+2	+4	+3	0
	GDP (%)	+0.1	+0.2	+0.1	-0.2

[出所] MILJøstyrelsen(1994), p.15, Table 4.

注1) このインパクトは大蔵省のマクロ経済モデルADAMに基づいて試算されている。

注2) デンマークの社会保険料負担は他のヨーロッパ諸国と比較して低い水準にある。したがって、社会保険料を経由した税金の還付はおそらく企業にとって補助金を受け取ることに等しいであろう。

次に雇用に対する効果であるが、それは3つのルートを通じて現れる。第1に、税金の還付によって社会保険料の雇用者負担分が軽減されるから、それによって直接的に労働コストが低下する。第2に企業に対し、エネルギー節約のための投資補助金が与えられるから、それが経済にプラスの影響を与えることによって、雇用にも間接的にプラスの効果が表われる。第3に、エネルギー課税によって引き起こされる代替効果がある。つまり、エネルギー課税によって生産要素間の相対価格が変化し、価格の高くなったエネルギーから資本・労働へと生産要素需要がシフトする。以上3つの効果を示したのがしたの図7-3である。図7-3を見れば、環境関連税の導入によって雇用が4千人減少するが、社会保険料負担の軽減など税金の還付を進めることによって、税制改革総体のインパクトとしては、逆に2000人の雇用増加が見込まれている。

さらに、大蔵省は1997年から2001年にかけての継続的な税率の引上げが雇用とGDPに及ぼすインパクトを試算している。税金の還付に関しては、2つのケースが表7-5において比較されている。それによれば、所得税の引下げよりは社会保険料負担の引下げを行ったほうが雇用の増大をもたらすとの結論が引き出されている。これは社会保険料の引下げが企業にとって労働コストの低下を意味するからである。

表7-6 税制改革が個々の産業に及ぼす分配上の影響 (% /付加価値額)³⁾

産業セクター	弾的エネルギー集約度	高エネルギー集約度
最もエネルギー集約的な7企業	---	-0.7
原材料採掘その他	-0.3	-1.0
食品・飲料製造業	0.2	-0.9
たばこ産業	n. a.	0.1
繊維産業	0.1	-0.6
衣料品製造業	0.3	0.3
皮革産業	0.2	0.2
木材産業	-0.1	-0.2
製紙産業	0.0	-0.3
グラフィクス産業	0.3	0.1
化学産業	-0.1	0.1

[前ページより続く]

ゴム・プラスチック産業	-0.1	-0.2
石・粘土・ガラス産業	0.3	-1.2
鉄製品製造業	-0.1	0.3
鉄鋼産業	0.1	-0.9
エンジニアリング産業	0.2	-0.7
事務機器・コンピューター製造業	0.2	0.4
家電製品製造業	0.3	-0.1
通信機器製造業	0.2	0.1
医療機器製造業	0.2	0.4
自動車産業	-0.1	0.2
他の交通手段産業	0.2	0.3
家具製造業等	0.0	-0.5

[出所] Ministry of Finance, 1995, p.21, Table 4.

[注] 本表は、税金の還付を含めた税制改革後の追加的負担増加/軽減の各産業付加価値額に占める比率を示している。記号-は損失を示し、+は改善を表す。

表7-7 2つのタイプの家計における環境税の負担 (DKK)

課税対象	大人1人、石炭暖房、車なし、年収16万クローナ (約 320万円)				子供1人の夫婦、石油暖房、車所有、年収37万クローナ (約 740万円)			
	消費量	1993	1994	1998	消費量	1993	1994	1998
ガソリン	0	0	0	0	1259 litre	3513	3825	4975
自動車	0	0	0	0	1000 kg	2260	2260	2260
電気	1600 kWh	736	816	1136	4200 kWh	1932	2142	2982
水	75 m ³	0	95	470	170 m ³	0	210	1060
廃棄物	300 kg	60	60	79	600 kg	120	120	185
石炭	1.2 ton	1398	1398	1924	0	0	0	0
化石燃料	0	0	0	0	2500 litre	5500	5500	5500
買い物袋	75袋	0	45	45	150袋	0	95	95
総税収入		2194	2414	3654		13325	14152	17030
総税収入の所得比		1.4	1.6	2.3		3.6	3.8	4.6

[出所] MILJøstyrelsen(1994), p.13, Table 3.

環境税制改革を評価する際にもう1つ重要なポイントとなるのが、その分配面に及ぼす影響である。まず、企業に対する影響はどのように見込まれているのであろうか。1995年の税制改革は税収中立的に行われたので、マクロ的には環境関連税の導入にともなう分配上の影響を相殺することができる。しかし、ミクロ的には、エネルギー消費量・エネルギー効率性などに依存して、個々の企業が受ける影響は異なってくる。当然のことながら、エネルギー集約的な企業の負担は重くなり、そうでない企業は逆に負担が軽くなるはずである。にもかかわらず、税収中立的で還付を組み込んだ税制改革であることを反映して、一部の産業における多少のコスト増大は見られるものの、どの産業でも負担の増大は軽微なものにとどまっている。これを産業別に示したのが表7-6である。

次に、家計に対する税制改革のインパクトはどうであろうか。表7-7は、2つの異なるタイプの家計に対する分配上の影響を示している。両タイプの家計とも、税制改革前の1993年と、その後の1998年を比較してみると、年収に占める環境関連税の負担比率は約1%の上昇にとどまっており、改革にともなう負担増は比較的軽微であると見込まれている。

7. 4. 6. 1995年環境税制改革の評価

デンマークの環境税制改革は、世界でも先駆的に大規模な環境関連税の導入・拡充と既存税の引下げをセットにした税制改革を行ったという点で、注目すべき改革であると言える。そして、図7-3に示されているように、政策当局が明確に税制改革を通じた環境問題と失業問題の同時解決を意図している点もまた画期的である。もちろんそれが功を奏するかどうかはこれから検証されなければならないが。しかし、他方でCO₂税に象徴されるように、環境税本来の趣旨を全く殺してしまうのではないかと思える程の十分な減免措置が組み込まれている。その典型はCO₂税のHeavy Processに対する還付措置であり、企業は政策当局と協定を結びさえすれば、税率はCO₂トンあたり100クローナから3クローナへと劇的に割引かれるのである。これでは、CO₂税それ自体ではほとんど環境政策上の意味をなさなくなるであろう⁴⁾。実際さまざまな還付措置のため、1994年に課された環境関連税367億クローナのうち企業によって実質的に負担されたのは、約7億クローナのみであったという(Andersen, 1994, p. 49)。残りはみな家計・交通部門によって負担されているということになる。このようなデンマーク環境税制改革の全体像を、一体どのように理解したらよいのであろうか。

以下では、デンマーク環境税制改革の評価を行うために、ドイツで行われてきた環境税制改革の議論を参考にしたい。なぜならば、デンマークの環境税制改革はドイツの環境税制改革案ときわめて似通った要素を兼ね備えているので⁵⁾、ドイツで行われている議論を通じてデンマークの環境税制改革をみると、その特徴が明瞭に浮かび上がってくるからである。ドイツにおける環境税制改革案にはさまざまなヴァリエーションがあるが、各提案にできる限り共通の要素を拾いあげることができる。そしてドイツ環境税制改革論議の成果の中から、環境税制改革が満たすべき要件をまとめると、以下の4点になるであろう⁶⁾。

(1)環境・エネルギー関連税の占める比重の大きさ。

(2)包括的な環境・エネルギー課税。

(3)税率の継続的な引き上げ。

(4)税収中立的な税制改革と労働コストの引き下げ。

ドイツの環境税制改革案は、税制を「グリーン化」することを通じて社会構造そのものを「グリーン化」することを目的とするので、その税収は、例えばGDPの約5%を提案しているヴァイツゼッカー案のように、比較的大きな規模となる。また、その課税対象はCO₂/エネルギーだけでなく、この社会に外部不経済をもたらしているありとあらゆる財が考えられている。そして税率は対象となる財の価格が毎年数%ずつ上昇するように引き上げられていく。これは企業に対し、永続的に技術革新へのインセンティブを与えるためである。税率の上昇率はあらかじめ定められており、これが毎年変化することによって企業が混乱させられることの無いようになっている。つまり、企業は当該財の価格上昇率について、将来的な見通しの下に技術開発を進めることができるのである。最後に、ドイツ経済は80年代より高失業率に悩まされており、それが税制改革論議にも反映されている。既に高い水準にある国民負担率をこれ以上引き上げないために、税制改革は税収中立的に行われる。環境税からの税収は社会保険料の引き下げなど、なんらかの形で労働コストの削減を通じて雇用の増大に結びつくものへから向けられる。以下では、上に挙げられた4つの論点をもとにしてデンマーク環境税制改革を検討することにしたい。

(1)環境・エネルギー関連税の占める比重の大きさ

表7-8 環境・エネルギー関連税収

環境・エネルギー関連税	1992	1993	1994	1995	1996	1997
エネルギー税	14,192	14,703	15,843	17,728	19,190	20,720
石炭	797	738	592	602	700	825
電気	3,938	3,562	4,139	4,482	4,925	5,675
ガス	15	43	47	50	40	45
天然ガス	-	-	-	-	25	25
石油	3,791	4,749	4,945	5,207	5,400	5,650
ガソリン	5,651	5,611	6,121	7,387	8,100	8,500
自動車重量税	4,213	4,225	4,268	4,406	4,675	4,775
自動車登録税	8,532	7,998	13,312	14,967	15,100	15,350
第三者責任保険	855	856	894	944	1,150	1,175

[次ページへ続く]

有料道路料金	-	-	227	289	264	264
環境税	2,595	4,251	4,850	5,206	6,530	7,410
CO ₂	1,401	3,177	3,318	3,210	3,600	4,000
SO ₂	-	-	-	-	385	425
使い捨て用品	73	69	66	72	60	60
包装容器	462	305	439	478	475	475
オゾンガス	22	12	5	2	0	0
廃棄物	454	529	571	619	625	750
原料	140	120	122	135	135	135
飲料水	-	-	295	654	950	1,250
ニッケル・カドミウム電池	-	-	-	-	45	45
塩素溶媒	-	-	-	-	5	5
殺虫剤	44	40	34	36	250	265
排水	-	-	-	-	-	185
税収総計	30,387	32,033	39,394	43,540	46,909	49,694
対GDP比 (%)	3.57	3.66	4.24	4.49	4.66	4.70

[出所] The Danish Government

図7-1に示されるように、デンマークでは、1970年代から環境・エネルギー関連税収の占める比率が比較的高く、1998年にはこれらの税収がGDPの約5%を占めるようになることが予測されている。このことは環境関連税収がデンマークの租税総収入の10%以上に達することを意味する。デンマークの環境・エネルギー関連税に対する依存度は、スウェーデンと並んで世界で最も高い部類に属するであろう。ただし、表7-8が示しているように、デンマークの環境・エネルギー関連税と呼ばれるものには、自動車登録税や自動車重量税、有料道路料金などが含まれており⁷⁾、環境関連税の定義をかなり広くとっていることが分かる。これは、「環境に直接・間接に悪影響を与える製品などの生産・消費や環境汚染物質の排出のどの行為を削減・抑制することを目的とした税・課徴金を総称して環境税と呼ぶ」とのOECDの定義をデンマーク政府が踏襲しているからである(OECD, 1996, PP.10-11)。したがって、統計からのみ判断して環境・エネルギー関連税の比率が大きいことを過大評価することはできない。にもかかわらず、環境・エネルギー関連税が拡張、もしくは新設され、その重要性を着実に増しつつある傾向は表7-8から確認することができる。

(2) 包括的な環境・エネルギー課税

デンマークでは、EUや日本で想定されているように炭素・エネルギー税のみで環境税の導入が考えられているのではなく、それ以外のさまざまな財に対しても環境税を課して

いる。表7-1、7-2、7-3に示されているように、包装容器や廃棄物税、排水課徴金、殺虫剤税など多様な環境税が課されているのである。もちろん、地球温暖化問題は当面の最大の焦点であるから、炭素・エネルギー税が議論の中心となるのには一定の理由がある。しかし、環境問題はそれだけでなく、廃棄物・排水・大気汚染・土壌汚染等の問題を含む。これらを経済的手段によって制御していくならば、自ずとその課税対象は広範にならざるをえないはずである。また、例えば廃棄物問題と土壌汚染問題が密接に関わっていることにみられるように、これまでは問題ごとに個々ばらばらに対策が立てられてきたが、今後は総合的な観点から環境政策を統合していく必要が出てきている。このため、経済的手段を用いる場合にも、より包括的に環境税を課していくという戦略を取らざるをえないのである。デンマークが体系的とはいえないが、ある程度包括的に環境税を課しているのは、このような事情が背景にあるからであろう。

(3) 税率の継続的な引き上げ

環境・エネルギー関連税の税率が継続的に引き上げられることになっているのは、表7-2(a)、7-2(b)、表7-3に示されている通りである。税率の継続的な引上げは、技術革新へのインセンティブという点で、ドイツの環境税制改革論と同様の意義をもつという評価ができる。つまり、技術開発によって税率の上昇を上回るエネルギー効率性の改善を達成できない企業は徐々に競争力を失い、逆にそれに成功した企業は、その技術力を強みに新たなマーケットを獲得するであろう。このようなメカニズムは企業にエネルギー節約投資へのインセンティブを与え、長期的には産業構造をよりエネルギー効率的で、環境に負荷を与えないものに変えていくと考えられる⁸⁾。しかし他方で、税率の継続的な引上げは、望ましい税率はかなり高いので、最初は低い税率で税を課し、将来的に税率を段階的に引き上げることで分配問題に対処しているのだという評価もできないわけではない。デンマークの継続的な税率の引上げがこのうちのどちらを狙ったものであるのかは一概に評価できない。ただ、企業に対するシグナルの明確性という観点からすれば、継続的な税率引上げのプログラムがあらかじめ確定され、法的にも明記されているということが重要なのである。

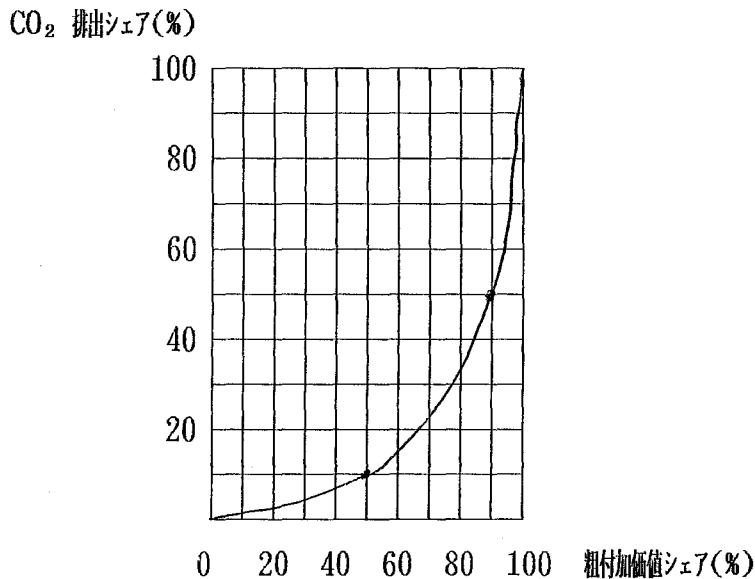
(4) 税収中立的な税制改革と労働コストの引き下げ

環境・エネルギー関連税収の使途は表7-4に示されているが、社会保障基金負担の削減、つまり労働コストの引き下げにも税収が使われている。しかも税収が社会保障基金負担の削減に用いられる比率は1996年の28%から2000年の84%へと上昇することになっている。デンマーク政府は、このことが労働コストの引下げによって雇用を増大させることにつながると明言しているわけではないが、それが暗黙に含意されていることは、デンマーク政府が図7-3で環境税制改革の雇用に対するインパクトをシュミレーションし、それがプラスと出ていることを示そうとしている点からも伺える⁹⁾。

以上検討したように、デンマークの環境税制改革は、きわめてドイツ環境税制改革案と類似した特徴を有していることがわかる。その意味で、デンマークの環境税制改革は、ドイツの環境税制改革案の実験場とみなすこともできる。先駆的な形であれ、デンマークが環境税制改革による環境問題と失業問題の同時解決、税率の引き上げによる技術革新の誘

発など明快な方向性をともなった政策を打ち出しているのは注目すべきである。

図7-4 企業からのCO₂排出量の分布



[出所] Koch, p.5, Fig.2.

しかし問題は、もしドイツ環境税制改革案をモデルとした税制改革が本当に実施されれば、一部のエネルギー集約的な企業に、深刻な分配問題が生じるであろうことが予測される点にある。これは、ドイツ経済研究所の環境税制改革シミュレーションに示された通りである (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, 1995)。もちろん税収中立的な環境税制改革が実施されれば、マクロ的な意味での分配問題は生じない。しかし、どの既存税を削減するのかによって各経済主体の分配状態に及ぼす影響は異なってくる。ドイツ経済研究所は社会保険料負担の引き下げを選択しているが、シミュレーションによれば、改革によって生産費が減少した産業もあれば、逆に20%近く上昇したエネルギー集約的な産業もある。デンマーク経済の場合、図7-4が示すように、CO₂排出の50%がもっともエネルギー集約的な10%の企業によって占められているために、環境・エネルギー税の負担はおそらく、これら少数のエネルギー集約的な企業に集中的にかかってくるであろう。

ドイツの環境税制改革案の主張によれば、このことがまさに、企業にエネルギー節約への技術革新を促す原動力であり、エネルギー生産性の向上に成功しえた企業のみが生き残ることによって産業構造の転換が図れるはずである。ただ、これは国民経済の規模が大きく、1つの産業内にエネルギー効率的なものからそうでないものまで含めて複数の企業が競争しているようなドイツ経済の場合には当てはまるかも知れない。しかし、デンマークのような小国経済の場合、環境・エネルギー関連税の導入によって当該産業を失うリスクを覚悟しなければならない。これはデンマークにとって許容可能であるのかどうかという問題である。以上のことは、環境税制改革の設計において分配問題の解決が鍵であることを示している。

ドイツで、10年にわたって環境税制改革をめぐる議論が非常に盛んに行われてきたにもかかわらず、いまだ環境税制改革が実施されない理由は、もちろんドイツ統一以降悪化した経済事情にもよるが、税制改革にもなると発生する分配問題をどうクリアしていくのかを詰めて議論してこなかったからではないかと思われる。つまり、環境税制改革案を実行に移そうとすれば、分配問題の解決を組み込んだ制度設計を行わなければならないのである。その意味で、デンマークの税制改革にみられる還付措置は、ドイツの論者からみれば環境税制改革の理念型からの逸脱であるということになるかもしれないが、分配問題に対する解決策の1つを提示したという評価もできるのである。

デンマークの還付措置の特徴を挙げるならば、以下の2点にまとめることができるであろう。

- (1)複雑だが、どの産業セクターも分配上悪化しないよう綿密に配慮されている点。
- (2)エネルギー節約投資に関する協定の締結を前提として、還付を行う点。

まず第1点目であるが、CO₂税の還付は、税率の引き下げを通じて行われる。この方式は、例えば付加価値税による一律の減税に比べれば、エネルギー集約的な産業にとって、有利な還付方法であると言える。さらに、エネルギー節約投資に対する補助金もエネルギー集約的な企業にとって有利な配分となるであろう。この結果、環境税制改革が企業に対して及ぼす分配上の影響は、エネルギー集約的な産業であっても表7-6に示されている通り、軽微なものにとどまるようである。ただ、このような還付措置は、Heavy ProcessとLight Process、協定締結企業と非締結企業の間で、それぞれ異なる税率を課す結果となる。このため、各企業間で限界排出削減費用が均等化せず、環境税による費用効率的なCO₂削減の達成は不可能となる。

第2の特徴は、協定の締結を税収還付の条件とした点である。1993年の税制改革では、環境・エネルギー関連税の負担が一定以上に達したら、エネルギー節約のための投資を行うが行うまいが、自動的に還付の対象とされた。しかし、これでは企業に対する所得補償は行えても、エネルギー節約へのインセンティブを与えることができないので、1995年の税制改革の際に改められたのである。

それでは、この協定は果たしてどのような意義を、環境税制改革上有するのであろうか。結論から言えば、デンマーク環境税制改革のCO₂削減に対する効果は税によってではなく、協定によって担保されていると言える。さまざまな還付措置によってCO₂税の実効税率はきわめて低くなっており、それだけでは環境政策上の効果をほとんど発揮することができなくなってしまっている。したがって、CO₂削減目標に関するデンマーク政府の国際公約は、協定の内容を各企業に遵守させることによってはじめて達成されることになる。CO₂税は、政策当局と締結した協定を企業に守らせるための補助手段としての役割を果たしているということになる。なぜなら企業にとって、協定を守れなかったときに税率が元に戻るというのは大きな圧力となるからである。

以上、デンマークの環境税制改革に関する評価を行ってきたが、それをまとめると、税収の規模、広範な課税対象、継続的な税率の引き上げ、環境問題と失業問題の同時解決への志向という4点で、デンマークの環境税制改革は積極的な意義をもつと考えられる。環

境・エネルギー関連税収の還付措置は、一見環境税制改革の趣旨に反するように思えるが、税制改革にともなって不可避的に発生する分配問題の解決法として、考慮に値する制度設計の試みの1つだと言える。

しかし、デンマークの環境税制改革の意義をさらに深く理解しようとするれば、経済のグローバル化・EU統合の流れの中で環境税制改革を位置づけて評価しなければならない。実際デンマークは、CO₂税の還付措置を、EU統合における小国の国際競争力をどのように確保していくべきかという観点から正当化してきた。このような視角からみるならば、デンマークの試みは移行期の税制としては理解できなくもない。にもかかわらずこのことは、長期的には税制の公平性の観点からみて大きな問題を孕んでいるように思われるのである。

[注]

1) 環境税制改革とは一般に、環境・エネルギー関連税の導入とひきかえに所得税、法人税、付加価値税などの既存税を引き下げることによって、税制全体の中で環境・エネルギー関連税の比率を高めるような税制改革を指す。このような税制改革は、2つの立場から正当化されうる。

まず第1は最適課税論である。それによれば、環境税は外部不経済を内部化し資源配分の歪みを是正するので、その導入は望ましいとされる。他方、所得税・法人税はそれぞれ労働供給・貯蓄を阻害し、超過負担を生み出しているため、これらが引き下げられることは望ましい。したがって環境税の導入とひきかえに所得・法人課税を引き下げよう環境税制改革は2重の利益を社会にもたらすことになる(2重配当論)。このような最適課税論に基づく環境税制改革の論議は、1980年代から国際的な潮流になってきた税制改革の流れと軌を一にするものである。つまり、できる限り経済に対して中立であり、簡素な税制こそが望ましいとされたのである。このほか、環境税の導入がもたらす逆進的な影響を相殺するために、付加価値税の減税を行うのも1種の環境税制改革として位置づけることができる。

環境税制改革の第2の根拠はWeizsäcker(1992)に求めることができる。彼は税制のあり方の変更そのものを目的とするのではなく、むしろそれを社会構造変革の手段としてとらえた。彼の主張は、ヨーロッパの経済社会が抱える失業問題を反映して、環境税制改革による失業と環境問題の同時解決を謳っている。ヴァイツゼッカーはそれだけでなく、30~40年といった長期的視野で環境税制改革を継続し、技術革新を引き起こすことによって大量消費・大量廃棄社会からエコロジックな産業社会への転換を構想しているのである。

2) 暫定的補助金とは、エネルギー効率性改善のために企業が投資を行う場合、期限を切って政府から企業に対して与えられる補助金のことである。表7-4を見れば、この補助金は永続的ではなく、2000年をもって打ち切られることがわかる。

3) 平均的エネルギー集約度と高エネルギー集約度の定義が何であるのかは原典にもはっきり述べられていないが、おそらく平均的エネルギー集約度とは産業の平均的なエネルギー集約度を指し、高エネルギー集約度とは、その産業におけるいくつかの、特にエネルギー集約的な企業の平均的エネルギー集約度を指していると考えられる。

- 4) デンマークのCO₂税を、環境政策における経済的手段としてみるならば、ボーモル=オート税としてみなすことができる。ボーモル=オート税とは、環境政策上の目標を達成するために導入される環境税であり、その税率は、政策目標の達成を可能にするのに十分なインセンティブを与える水準に設定される。デンマークの場合、CO₂削減目標を達成するためにCO₂税が導入されたのだから、それをボーモル=オート税とみなして良いと思われる。しかし、実際にCO₂税の税率は国際競争力に対する配慮から大幅に割り引かれているため、環境政策上の要請とはほとんど関係が無くなっているのが現状である。したがって、現在のCO₂税のみで、CO₂削減に関する政策目標を達成することはほとんど不可能であろう。
- 5) ドイツの税制改革論争が、デンマークの環境税制改革に影響を及ぼしたという明白な証拠は見当たらない。ただ、デンマークの税制改革は1993年から始まったので、デンマークが1988年から始まったドイツでの議論から何かを得ようとすれば、それは可能だったであろうということである。
- 6) 1988年から1992年ごろまでのドイツ環境税制改革論争の状況については、諸富・植田(1994)に詳しく紹介されているので、それを参照のこと。
- 7) Andersen(1994)によれば、デンマークでは自動車は比較的容易に課税できる財であるという。なぜなら、デンマーク国内には自動車産業がないため、高い税を課しても国際競争上何の問題もないからである。この結果、デンマーク人の自動車保有台数は他のOECD諸国と比較して著しく低いという。しかし、環境保全上の観点からみるならば、デンマークにおける自動車の保有期間が長くなって新車が普及しにくい結果、かえって旧型車から排出される排ガスによる大気汚染問題に悩まされるという皮肉な結果が生じている。
- 8) 税率の継続的引上げに対するこのような根拠付けは、ヴァイツゼッカーによって与えられたものである。このことの意味を経済学的に検討した結果については、第6章参照。
- 9) 1996年8月26日に行った国税省ラルセン氏に対するインタビューにおいて、彼は社会保険料負担の軽減という形での還付措置が導入されたのは、雇用の増大を意図したからだと明確に述べている。

[参考文献]

- Andersen, M. S. (1994) The Green Tax Reform in Denmark: Shifting the Focus of Tax Liability, in: *Environmental Liability*, Vol. 2, Issue 2, pp. 47-50.
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung(1995) *Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologische Steuerreform*.
- Koch, C., *Green Tax Reform in a small open economy. From Theory to Practice*.
- MILJøstyrelsen(1994) *Taxation and Environment. Case study for Denmark*.
- Ministry of Finance(1995) *Energy Tax on Industry in Denmark*.
- OECD(1996) *Implementation Strategies for Environmental Taxes*.
- The Danish Government, *A Presentation of the Danish Energy Package - green taxes*
- The Danish Environmental Protection Agency, *Denmark's Nature and Environmental*

Policy 1995.

環境庁編(1996)『環境白書 平成8年度版』

瀧口直樹(1993)「デンマーク」、石弘光編『環境税』、131-143 ページ。

諸富徹・植田和弘(1994)「ドイツにおける環境税制改革論争」、『環境と公害』第23巻
第3号、19~28ページ。

終章

経済のグローバル化と環境税制改革

8. 1. はじめに

前章では、ヨーロッパにおける環境税制改革の方向性とその問題点をみてきたが、本章では、環境税制を税体系の中に位置づけるにあたって、将来必ず検討されなければならない課題を扱う。その課題とは、経済のグローバル化にともなって進行している税体系の変容の中で、環境税制がどのような役割を果たしていくのを見極めようというものである。というのは、経済のグローバル化が税制一般に及ぼすインパクトは、環境税制に対しても同様に及び、そのインパクトの如何によっては、環境税制をその本来の役割から乖離させてしまいかねない可能性をもっているからである。

実際以下で詳しくみるように、デンマークで行われた環境税制改革や、ドイツでの環境税制改革をめぐる論議の最近の方向性は、それぞれの国の産業の国際競争力を維持するという名目で、企業に対する環境関連税の負担をできる限り軽減しようとしている点で共通性をもっている。この結果、本来は汚染への寄与に応じて決定されるべき企業の税負担がさまざまな税負担軽減措置のために取るに足らぬものとなり、環境税自身のインセンティブ効果も著しく制約を受ける結果となっている。このような税負担軽減措置の導入を根拠づけているのが開放経済下での産業の国際競争力保持という論拠である。

環境税制改革において、国際競争力が問題になることの背景には、経済のグローバル化が税制全般に影響を与えているという一般的傾向の存在がある。各国間の経済的障壁がますます取り払われ、国際的な資本移動が活発化すると、各国政府は自国の経済政策上の観点から税制を決定することが困難になり、税制の「世界標準化」を迫られることになる。この一般的傾向は環境税制に対しても貫かれるため、国際競争力の観点から環境税負担の軽減措置が論じられるのである。

経済のグローバル化が進行するなかで産業の国際競争力を保持しようとするれば、環境税制改革においても産業の税負担軽減措置は必要不可欠なのであろうか。またそうであるならば、汚染者負担原則に基づいて公正な費用負担を行うという税本来の公平性の役割は、ある程度軽視されてもやむを得ないのであろうか。しかし他方で、やはり公正で環境政策上も有効な環境税制を実施すべきだとすれば、それはどのような条件下で実現することが可能になるのであろうか。これらの問いにここで全面的に答えることは容易ではないが、本章では、問題解決の方向性を得るべく今後の課題をはっきりさせたい。

8. 2. グローバル経済における国際競争力と環境税制

8. 2. 1. デンマーク経済の国際競争力と環境税制改革

デンマークがさまざまな還付措置を採用するにあたって繰り返しその根拠としているのが、デンマーク産業の国際競争力の維持である¹⁾。デンマークは北欧諸国・オランダを除く他の主要EU加盟国がまだ環境・エネルギー関連税を導入していない中で、環境税制改

革を行った。そのため、もし産業に対するさまざまな税負担軽減措置が採用されなければ、エネルギー集約的な産業の国際競争力は失われ、それらが環境・エネルギー税のない他のヨーロッパ諸国へ流出してしまうと懸念された。このような事態はたんにデンマーク経済にとって打撃であるばかりでなく、CO₂の排出削減にも貢献しない。デンマーク国内でのCO₂排出量は確かに減少するが、他国で移転企業が以前同様にCO₂の排出を続ければ、世界全体ではCO₂の排出量は抑制されないからである。そうであるならば、税負担軽減を行ってCO₂の排出削減を進める方がデンマーク経済にとっても雇用が確保できて望ましいし、CO₂排出削減という点でも実効性が増すというわけである。これが税負担軽減措置を必要とする第1の理由である。

もちろん、国境での租税調整を通じて、環境税のデンマーク経済に対するインパクトを相殺することも理論的には可能である。つまり、デンマーク国内企業の輸出に対しては税の還付が行われ、環境・エネルギー課税を実施していない外国からの輸入に対しては課税を行うような国境調整の仕組みを作ればよいのである。しかし、1997年から付加価値税に関する課税上の原則が仕向地主義から原産地主義に切り替わることが予定されており (Kopitz 1992, p. 2)、そうなれば国内製品にかかる間接税から輸出品だけを除外することはできないし、輸入品に対して国内製品に対する場合と同様の課税を行うことも不可能なのである。そうすると、デンマーク国内財は環境・エネルギー税が課されているにもかかわらず、輸入財は仮に外部不経済を発生させていても、課税を免れてしまう。このような課税上の不公正を除きながら、環境政策上の効果を担保するには税負担軽減措置が必要であるというのが第2の理由である (Koch, p. 4)。

第3に、Andersen(1994)によれば、デンマークがその輸出市場をEU域外に大きく依存していることが、税負担の軽減措置を必要とする根拠であるという。というのは、EU委員会のレポートにおいて、もしヨーロッパで共通CO₂税が導入されれば、デンマークはスペインやイギリスよりも大きな損失を被ることが示されているからである。その理由は、デンマークが高いエネルギー効率性を誇っているにもかかわらず、EU域外市場に対する輸出比率が高いために、CO₂税によるエネルギー価格の高騰が大きく響くという点にある。

上述のように、環境税制改革の過程で一貫してデンマーク政府が重視してきたのは企業の国際競争力を弱体化させてはならないという点であった。このような観点から課税政策が行われた結果、法人に軽く、家計に重い負担を課す税体系が構築されてきた²⁾。例えば、デンマークの法人はエネルギー税を伝統的に免除されており、1993年の環境税制改革後でも、エネルギー・環境関連税収のうち法人によって負担されているのはわずかに2%程度である。これがまさに、1995年に企業に対する環境税を新たに導入しなければならなくなった理由である。というのは、1977年以来の伝統的なエネルギー税が、もっぱら家計部門に対してかけられてきたことによって家計の暖房用エネルギー消費量は45%減少したが、企業はこの間ほとんどエネルギー節約に貢献してこなかったからである (Andersen 1994, p. 49)。したがって、これ以上エネルギー節約を進めようとするれば、法人部門のエネルギー節約を促進せざるを得なかったのである。にもかかわらず、1995年税制改革でも手厚い負担軽減措置が実施されたため、環境・エネルギー関連税の家計部門に対する重課の趨勢には変化がないと考えられる。

8. 2. 2. ドイツの環境税制改革案における実行可能性の上昇

1990年代に入ってスウェーデン、デンマークなどの北欧諸国で、環境税制改革とみられる税制改革が相次いで実施された。これらの実施例からドイツにおける環境税制改革の提案者が学んだことは、エネルギー集約的な産業に集中的にかかってくる環境・エネルギー税の負担をなんらかの形で軽減しない限り、ドイツにおける環境税制改革の実現性はほとんどないだろうということであった。ドイツでは、ヨーロッパで最も早く環境税制改革をめぐる議論が始まったにもかかわらず、実施見通しは依然として立っていない。他方、スウェーデン、デンマークでは、環境税の導入とともに、分配問題が顕在化しないようエネルギー集約的な産業に対する補償措置を環境税制改革に組み込んでいることもよく知られるようになってきた。これらのことがヴァイツゼッカーや緑の党など、環境税制改革の代表的な提案者たちが、分配問題の緩和措置をいかに改革案に組み込むかが重要なポイントの1つだと考えるきっかけとなった。第6章で紹介した緑の党の改革案は、ドイツでは税負担の軽減措置についてもっとも熱心に検討を行っている提案だと言える。

以上の結果、最近の環境税制改革案の実行可能性は、大幅に高まったと言える。緑の党の環境税制改革案に代表されるように、負担緩和措置が組み込まれた環境税制改革の下では、エネルギー集約的な産業でさえ負担の増大はほとんど取るに足らぬものになるからである。こうして環境税制改革の提唱者たちは、10年前に比べてより温和な改革を提示することに務めているように見える。しかし、このようにして環境税制改革の実行可能性が高まることは、評価できることなのであろうか。

8. 2. 3. 実行可能性の高い環境税制改革案の問題点

ドイツにおけるこのような環境税制改革における企業負担緩和重視の動向は、デンマーク環境税制改革の「成功」をきわめて意識したものだと言えるだろう。この結果、環境税制改革を通じていかに総合的な社会改革を行うかではなく、どうすれば環境税制改革が実施できるかに議論の焦点が移ってしまった。10年前と比較して、環境税制改革をめぐる論議がより現実的になり、実行可能性が高まった点は評価できる反面、あるべき環境税制改革像についてあまり関心が払われなくなった。その結果、現在ドイツで行われている議論は、以下のような問題を孕んでいると言える。

第1に現在の環境税制改革案は、当初の『環境破壊なき雇用』の目指した目標から徐々に乖離しつつある。『環境破壊なき雇用』が目指したものは、最大の社会問題である環境問題と失業問題を同時に解決しようとする点にあった。しかし、現在緑の党で検討されているような税負担軽減措置が組み込まれ、環境税制改革に対する受容可能性が高まれば高まるほど皮肉なことに、環境税制改革の雇用増加に対する効果は小さくなってしまふ。なぜなら、本来雇用増大を目的として社会保険料負担の軽減という形で企業に還付されるはずの環境税収が、今度は産業の負担軽減措置のための財源となってしまふからである。したがって、雇用目標と環境税制改革の実行可能性は、トレード・オフの関係にあると言える。

第2に、あまりにも産業の負担を緩和することに関心が向けられると、肝心の環境政策上の効果が発揮できなくなってしまう。エネルギー集約的だからという理由のみで税負担

を軽減するのであれば、環境・エネルギー関連税はそれ自体としてはCO₂ 排出削減へのインセンティブとはならず、環境政策上ほとんど無意味となるであろう。

第3に、税負担の公平性の問題がある。緑の党提案がそうであるように、環境・エネルギー関連税の負担緩和措置はもっぱら企業が対象である。もしそういう方向でのみ負担緩和措置が考慮されるのであれば、ドイツの環境税制改革案もデンマークと同様、税負担の公平性の観点から批判的に検討されねばならない。デンマークでは、国際競争上の観点から産業に対して手厚い負担軽減措置を組み込んだ環境税制改革を実施した結果、家計部門に重い環境・エネルギー関連税負担を課すことになった。このような税負担の配分が、応益原則であれ応能原則であれ、なんらかの課税原則上の公正基準に基づいた結果であるならば問題はない。しかし、実際はそうではなく、国際競争力の保持という政策的配慮が税負担の配分に決定的な影響力を及ぼしたのである。この場合、エネルギー集約的産業など、負担の大きく、結果として国際競争力に大きく響く部門から優先的に税負担が軽減されることになる。

このような租税政策はどのような問題をもたらすのであろうか。環境税の導入がそもそも正当化されるのは、まず、それが汚染の削減に寄与するという政策上の機能を有しているからである。しかし、同時に環境税は、環境汚染にともなって発生するコストを汚染に対する寄与度に応じて公正に配分するという機能を有しているからこそ正当化されるのである。前者が政策課税としての環境税の正当化であるのに対し、後者は公正な課税原理としての環境税の正当化であると言える。しかし、デンマークの環境税制改革のように産業に対する負担緩和措置が手厚く組み込まれてしまうと、環境税の政策課税としての機能が無意味になってしまうのみならず³⁾、環境汚染への寄与に基づいた税負担の公正な配分という機能も失われるという問題が生じる。したがって、実行可能性の高まった環境税制改革における環境税は、上述のいずれの根拠づけによっても正当化することができなくなるのである。

8. 2. 4. ドイツ経済の国際競争力と環境税制改革論争

ドイツで環境税制改革論争が開始された1980年代は、根本的な取り組みを必要とする社会問題がいずれも、グローバルな広がりを持っていることが強く印象づけられた時期でもあった。2度にわたる石油ショックをうまく乗り切れなかったドイツは、80年代に低成長と高失業率の時代に入ることになった。これは、宮崎義一(1986)も指摘しているように、多国籍企業の飛躍的な成長とその国際的な展開に対応して金融自由化・変動為替相場制への移行が実施されるといった経済構造の変動を背景としている。1973年の変動為替相場制採用によって国際的な資本移動の自由化が達成されると、ケインズ主義的な財政拡張政策はかつてほど有効ではなくなってしまった。なぜなら開放経済下では、マンデル・フレミングモデルが教えるように、景気回復のための財政拡張政策は為替レートの切り上げにつながり、かえって自国の貿易収支を悪化させるというネガティブな帰結をもたらすからである。逆に言えば、ケインズ主義的な財政政策が有効となるためには、民間資本の国際移動に関する一定の統制の存在が前提条件となる。

実際、80年代のドイツは財政拡張政策を用いても失業問題を解決できず、やがて10%近くの失業を抱えることになった。他方、80年代は環境問題のグローバル化によっても特徴

付けられる。序章でも触れたように、酸性雨問題のように国境を越える環境問題や地球環境問題の顕在化は、環境問題がもはや一国内部では解決不可能なほど、空間的にも規模としても、広がりをもつようになってきたことを示している。

ドイツにおける環境税制改革のアイディアは、これらのグローバルな問題をいかに国民経済の枠内で矛盾なく解決するかという問題意識から生まれたと言える。同時にこれらは、規制緩和と公共部門の民営化によって市場を活性化することがドイツ経済の競争力回復につながると主張するドイツ財界に対して、代替的な政策提案を行うという意味も持っていた。しかし、90年代に入ると世界的に規制緩和・金融自由化が行われ、経済がいつそうグローバル化するとともに国際競争が激化した。特にドイツ経済にとって驚異となったのは、資本主義化した東欧諸国と急成長を遂げた東アジア諸国であった。そのため、ドイツでは「企業立地としてのドイツ」というテーマで論争が巻き起こされた。この論争を支配していたのは、ドイツはもはや企業にとって立地上の魅力を失っているのではないかという危惧であった。高い労働コスト、企業活動の自由を奪うさまざまな規制、ドイツ企業にとって重い負担となっている法人税の存在など、この論争では、企業立地としての魅力を失わせていると考えられるありとあらゆる要素が洗い直された。税制はこの論争中心的テーマの1つであった。

この結果第7章でも触れたように、ドイツの政府・与党は法人税の段階的な引下げを含む、税制改革法案を既に提出した。この税制改革法案では、上述の論争を受け、法人税の負担軽減によってドイツ企業の国際競争力を回復することに主眼が置かれている。ドイツのこの決定は、経済のグローバル化に伴う国際競争の激化がいかに税制に大きな影響を及ぼしつつあるかを物語っている。実際以下で詳しくみるように、他のEU諸国は80年代より所得税・法人税の引下げを実施しているのに対し、OECD加盟国で最高水準の45%の法人税率を適用しているドイツが、国際競争の圧力を感じるのは当然であろう。このような圧力は、各国の課税当局に税の引き下げ競争へと走らせる誘因となる。そして、こういう状況下では、環境税制改革によって企業に汚染への寄与度に応じた負担を求めることがいかに困難であるかも理解できる。

以上の経済環境を所与の条件として環境税制改革を実施しようとするれば、緑の党提案のように企業の税負担軽減措置を組み込まざるを得ないのは当然であると言えよう。しかし、このようにして実施された環境税制改革は、環境政策上どのような意味があるのか、また税負担の公平性が確保できるのかという点で、大いに疑問であることは既に述べた。国際競争力への配慮に強く動機づけられた税制の構築が問題を孕んでいることは、デンマークの政策担当者であれ、ドイツの緑の党であれ、環境税制改革を構想する者全てによって認識されている。だからこそ、彼らは産業に対する負担緩和措置はあくまでも他のEU諸国が共通環境・エネルギー税を導入するまでの過渡期の措置であると強調するのである。以上のことは、環境税制改革を構想する場合にも、国際競争の税制に対する圧力を考慮せざるを得ないことを示している。

8. 3. 経済のグローバル化が税制に及ぼすインパクト

8. 3. 1. 国際課税論による研究成果の概観

環境税制の動向にも貫かれる一般的傾向としての、経済のグローバル化が税制改革全般に及ぼすインパクトとは具体的にどのようなものであろうか。これをを真に理解するためには、最近10年間にヨーロッパが置かれた経済環境と、それが税制に対して与えた影響を検証する必要がある。ところで、このような問題を伝統的に扱ってきたのは国際課税論である。そこで本節では、国際課税論のこれまでの成果をもとに、経済のグローバル化が進行するにつれて税制がどのようなインパクトを受けるのかを理論的に確認しておくことにしたい。

この領域では、日本における経済学の立場からの研究はまだ少ないが（例えば、宮島 1989、石 1989、小西 1992、井堀 1994、柴田 1994、岩本 1996 など）、ヨーロッパやアメリカでは盛んに研究が行われており、特に最適課税論の立場からいくつかの命題が引き出されている（Frenkel, Razin and Sadka 1991, Christiansen, Hagen and Sandmo 1994）。それによれば、経済のグローバル化が税体系に及ぼす影響は以下の点にまとめられる。

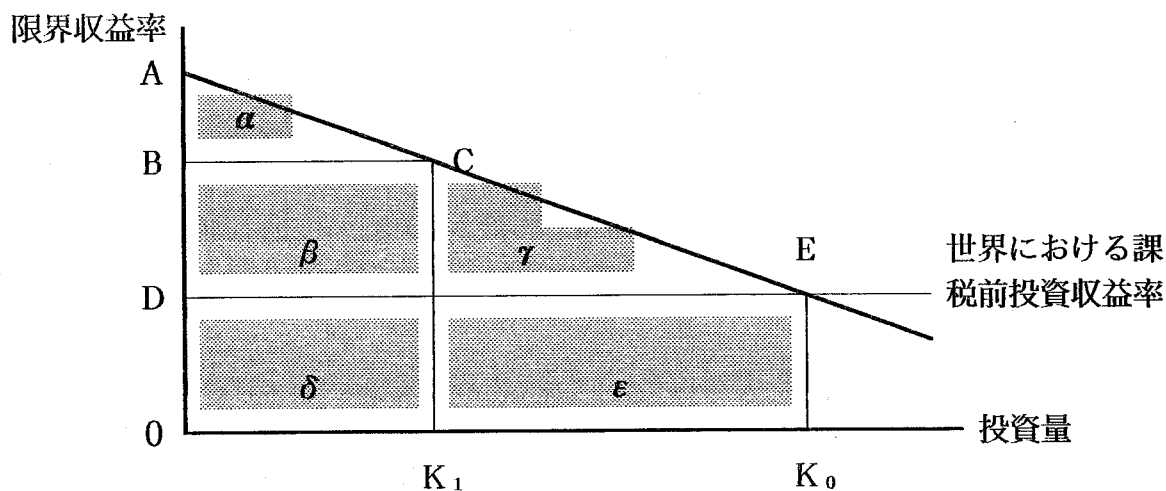
- (1) 資本・財・労働の国際的な移動に関する規制や国境管理が撤廃されると、各国間での税制の相違が投資収益率に大きな影響を与えるようになる。つまり、税負担の国際的な格差をめぐって「税の裁定」が起き、収益率が等しい限り、高税率国から低税率国へと経済活動の国際的な移動が引き起こされるのである。
- (2) その結果、課税前の限界収益率が各国間で均等化するのではなく、課税後の限界収益率が各国間で均等化することになる。本来、資源の効率的配分は各国の課税前収益率を均等化するように資源の配分が行われるときに達成されるので、この状態では、世界的な資源配分のミスアロケーションが生じる。
- (3) 各国間の税制の格差によって引き起こされる資源配分のゆがみは、国境管理や国際的な経済活動に対する規制が撤廃されるなどして、経済のグローバル化が進展するにつれて大きくなる。
- (4) また、税制の格差が資源配分の非効率をどの程度引き起こすかは、主として課税ベースの弾力性の大きさに依存する。金融資産所得の弾力性がもっとも大きいものに対して、非熟練労働者や土地、既設資本などは比較的非弾力的であると言える。したがって、ある国で金融資産所得に課税が行われると国外への資本流出を招きやすいのに対して、非熟練労働者や土地に対する課税は、それらの国外流出を招くことはほとんどない。
- (5) 以上の結果、資本の国際的な移動が完全に自由であり、逆に労働は完全に非流動的であるような小国開放経済下では、資本所得課税を放棄せざるを得ず、税負担のすべてが非流動的な労働に転嫁されることになる（例えば、Razin and Sadka 1991）。
- (6) 開放経済下では、小国は少なくとも資本課税に関して課税主権の自律性を失う。

以上の結果は、図8-1を用いて簡潔に示すことができる。図8-1では、資本の国際

的な移動が完全に自由であるのに対し、労働は完全に非流動的であると仮定されている。縦軸は投資収益率を表し、横軸には開放経済下の小国における投資量が示されている。投資の限界収益は遞減していくので、図8-1ではそれが右下がりの直線AEによって表されている。これは横に読めば資本に対する需要曲線となる。直線DEは完全に弾力的な資本の供給曲線を表しており、投資の世界収益率はODとなっている。

このとき、この小国における最適な投資量は、 K_0 となり、投資から得られる総収益は $\delta + \varepsilon$ となる。また、 $\alpha + \beta + \gamma$ は、労働を含めた非流動的な生産要素に対する報酬を示している。

図8-1 開放経済下の小国における資本課税の効果



[出所] Tanzi(1995), p. 13, Figure 2-1 を修正。

もしこの国で、DBにあたる資本所得課税が行われると、この国における最適な投資量は K_1 に減少する。 K_1 K_0 に当たる投資量は海外に逃避する。このときの投資収益は $\beta + \delta$ であるが、そのうち、 β は資本所得課税によって得られる税収である。労働に対する報酬は α となるが、課税前に比べて非流動的な生産要素である労働の報酬が悪化していることがわかる。資本収益は減少したように見えるが、海外逃避した投資から ε にあたる収益が得られているので、世界全体では課税前と同一の収益を確保している。つまり、資本の完全な移動性のもとでは、資本課税による税負担は結局、非流動的な生産要素、ここでは労働に帰着する。

小国におけるこのような課税は、世界的にみて資源の非効率的な配分を引き起こす。なぜなら課税前と課税後と比較すると、課税後では γ にあたる所得がだれにも属さず、死重損失が生じてしまうからである。さらに、各国で国際的に均一の課税を行うのでない限り、小国が投資の世界収益率をゆがめるような資本所得課税を行っても資本逃避と所得分配の悪化を生むだけであり、そのような課税の実施は困難になる。このことは、課税政策上次のことを示唆する。つまり、開放経済下の小国では、最適課税論におけるラムゼイルールの国際課税への適用—金融資産所得などの流動性の高い生産要素には軽課を、労働などの流動性の低い生産要素には重課を—が最適な課税政策となる。

以上の資本課税に関して導き出された結果は、環境税に対しても同様に適用される。つまり、開放経済下の小国で最適な環境税を課すと、環境税の負担を逃れようとして資本の国外流出が生じ、最終的にはその税負担がすべて非流動的な労働にかかってくることになる。このような想定のもとでは、労働コストを引き下げようとする環境税制改革が行われ、実際にそれが雇用を増やす効果をもっているとしても、極端なケースでは資本の流出が生じるために雇用が減少し、最終的には2重配当の効果を打ち消してしまうかもしれない（Bovenberg and van der Ploeg 1994）。

最適課税論が前提とする理論上の仮定は、資本は完全に流動的、労働は完全に非流動的であって、財や生産要素の移動に関する国境管理は完全に撤廃されており、なおかつ小国は世界収益率に服さざるを得ない、という極端なものであるが、経済のグローバル化が進行するという事は、徐々に最適課税論の想定する世界に我々が移行しつつあるということの意味する。最適課税論から学んで、経済のグローバル化が極端にまで進行すると税制に何が起きるのかを知っておくことは無益ではないだろう。その帰結は、資本が国民国家のコントロールを振り切って世界市場で自らの利潤最大化を追求するため、もはや課税当局は資本課税をあきらめ、代わりに労働をはじめとする非流動的な課税ベースに税負担を転嫁せざるを得ないというものであった。このことは包括的所得税を理念型として構築されてきた各国の税制に決定的な打撃を与え、税制による水平的・垂直的公平性の実現を極めて困難にするであろう⁴⁾。

8. 3. 2. ヨーロッパ経済統合と税制改革のトレンド

(1) ヨーロッパ経済統合の進行

以上のように開放経済下で理論的に想定される税制の変容が、実際に経済のグローバル化の進行にともなって生じているのであろうか。この点を検証するのが本節の目的である。

ヨーロッパでは、経済のグローバル化は欧州経済統合として現れている。1987年に発効した単一欧州議定書（The Single European Act）は、1967年のEEC設立以来でもっとも重要なEU統合へのステップを示しているが、それは資本、商品・サービスおよび労働の域内移動を自由化することによって域内の競争と効率性を高めることを目指している。そして1992年末までに撤廃されるべき障壁として、約300ほどの物理的障壁（関税やパスポート・コントロールなど）、技術的障壁（貿易、金融、生産要素の移動に対する諸規制など）、そして財政上の障壁（間接税の国境調整など）がリストアップされた。これらの目標は1992年末までにほぼ90%以上達成されたという。

これに加えて、1992年に調印されたマーストリヒト条約は、通貨統合へ向けたシナリオを精密に描いたものであるが、この合意の結果、各国は通貨統合へ向けて財政・金融政策のいっそうの収斂を要請されることになった。

以上のようなプロセスを経て進行しつつある経済統合は、域内での国境を越える資本移動をいっそう促進し、税制に対して理論で想定されているようなインパクトを与えつつあると考えられる。実際、1980年代後半以降ヨーロッパを含むほとんどすべてのOECD諸国は、同時期に驚くほど軌を一にして税制改革を行った（Owens 1994）。これを1981年と1986年の2回にわたって行われたアメリカのレーガン税制改革のインパクトによるものだとする意見もあるが（Tanzi 1988）、ヨーロッパで行われた税制改革に関する限り、それは進行

しつづつある税制の変容は経済のグローバル化が税制にもたらしたインパクトによるものとして理解することができる。

(2)最近10年間のヨーロッパにおける税制改革のトレンド

表8-1 法人税率の変化

国名	1977	1986	1995	税率差	国名	1977	1986	1995	税率差
オーストラリア	--	49	33	-16	日本	40	43	38	-5
オーストリア	--	30	34	+4	ルクセンブルク	40	40		--
ベルギー	48	45	39	-6	オランダ	48	42	35	-7
カナダ	36	36	29	-7	ニュージーランド	45	45	33	-12
デンマーク	37	50	34	-16	ノルウェー	--	28	19	-9
フィンランド	--	33	25	-8	ポルトガル	36	42	36	-6
フランス	50	45	33	-12	スペイン	36	35	35	0
ドイツ	56	56	45	-11	スウェーデン	56	52	28	-24
ギリシャ	39	49	35	-14	スイス	--	4-10	4-10	0
アイスランド	--	51	33	-18	トルコ	--	46	25	-21
アイルランド	45	50	40	-10	イギリス	52	35	33	-2
イタリア	25	36	36	0	アメリカ	48	46	35	-11

[出所] Kopitz(1992), p. 58, Table 20および Owens(1997), p. 63, Table 10のデータより作成。

表8-2 最高限界個人所得税率と税率段階数の変化

([] 内は税率段階数)

国名	1986	1990	1995	国名	1986	1990	1995
オーストラリア	57 [5]	47 [4]	47 [4]	日本	70 [15]	50 [5]	50 [5]
オーストリア	62 [10]	50 [5]	50 [5]	ルクセンブルク	57 [21]	56 [24]	[17]
ベルギー	72 [12]	55 [7]	55 [7]	オランダ	72 [9]	60 [3]	60 [3]
カナダ	46 [10]	29 [3]	31.3 [4]	ニュージーランド	57 [6]	33 [2]	33 [2]
デンマーク	45 [3]	40 [3]	34.5 [4]	ノルウェー	40 [8]	20 [2]	13.7 [2]
フィンランド	51 [11]	43 [6]	39 [6]	ポルトガル			40
フランス	65 [12]	57 [12]	56.8 [6]	スペイン	66 [34]	56 [16]	56 [16]
ドイツ			53	スウェーデン	50 [10]	20 [1]	25 [1]
ギリシャ	63 [18]	50 [9]	40 [3]	スイス	13 [6]	13 [6]	11.5 [13]
アイスランド	38.5 [3]	33 [1]	38.15 [2]	トルコ	50 [6]	50 [6]	55 [7]
アイルランド	58 [3]	53 [3]	48 [2]	イギリス	60 [6]	40 [2]	40 [3]
イタリア	62 [9]	50 [7]	51 [7]	アメリカ	50 [14]	28 [2]	39.6 [5]

[出所] Kopitz(1992), p. 58, Table 20および Owens(1997), p. , Table 10のデータより作成

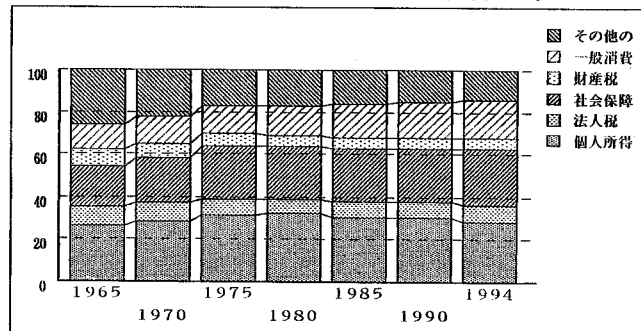
1965年から1985年までのOECD諸国では、税制改革に関する目立った動きがほとんどなかつ

たにもかかわらず、各国は突如として1987年ごろから一斉に税制改革を実施するか、もしくは提案を行った。最近10年間に行われたヨーロッパの税制改革に関する限り、明らかに個人所得税および法人税の税率引下げと課税ベースの拡大、個人所得税における累進税制の緩和、付加価値税依存の増大という共通性がみられる。この点を以下で詳しくみることにしたい。

まずは、法人税である。表8-1は、ヨーロッパを含むOECD諸国の法人税率の変化を示している。表中の税率格差とは、1986年から1995年にかけて税率がどれほど変化したかを表している。また、参考までに1977年時点における法人税率も掲げておいた。これを見ると、この10年間でオーストリアを除くほとんどのOECD加盟国で法人税率は減少するか、少なくとも一定であったことが分かる。さらに、その結果実現された法人税率は、アメリカの税率35%付近に収斂しつつあるように見える。

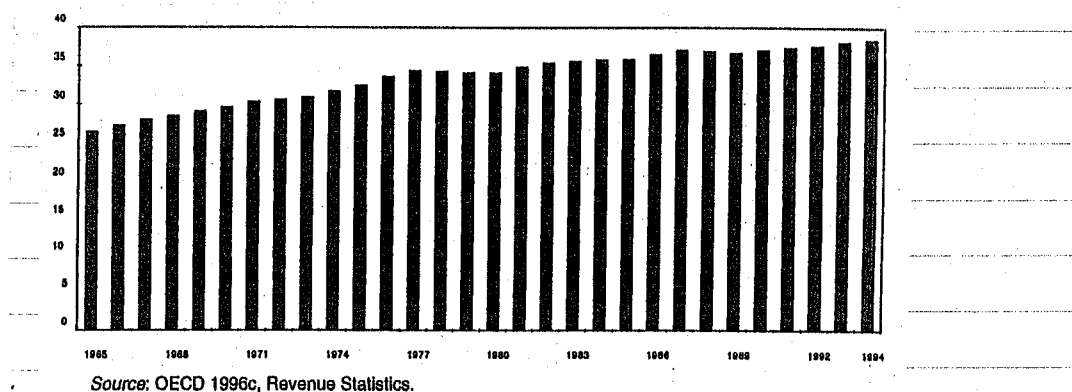
次に個人所得税であるが、表8-2は個人所得税の最高限界税率の推移と、税率段階数の変化を示している。これを見るとほとんどの国で、この10年間に最高限界税率の引下げが行われていることがわかる。また、同時に税率の段階数も減っており、このことは個人所得税における累進制が徐々に緩和され、税率構造がフラット化しつつあることを示している。

図8-2 OECD諸国における税収構造の変化 (1965-1994年)



[出所] Owens(1997), p. 60, Table 7より作成.

図8-3 OECD諸国における税収のGDPに対する比率 (1965-1994年)

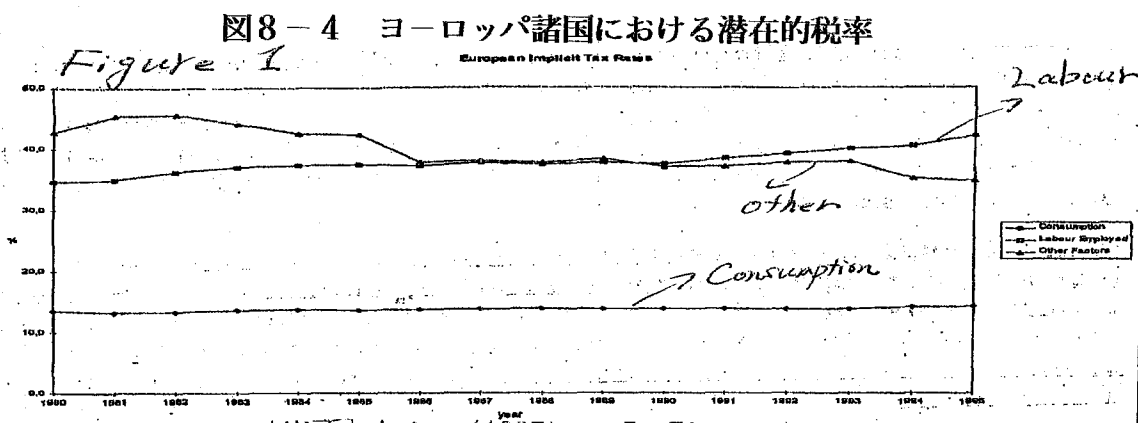


[出所] Owens(1997), p. 57, Figure 3.

ただし、このことはただちに法人税収と個人所得税収の減少に結びついたわけではない。よく知られているように、多くの国で法人・個人所得税率の引下げが行われると同時に、課税ベースの拡大がセットになって税制改革が行われたため、税収自体はそれほど減少しなかったのである。OECD諸国における税収構造の変化を示しているのが図8-2であるが、これを見ると、比率を下げているのは個人所得税と一般消費税以外の財・サービスに対する課税である。逆に比率を上昇させているのが社会保険料と一般消費税であり、法人税にはほとんど変化は見られない。

総税収で見ても、1980年代以降の税制改革の流れにもかかわらず、OECD諸国全体としては税収のGDPに占める比率は依然として拡大しつつあることが図8-3からわかる。

このように、税収構造の変化に着目する限り、最近10年間に実施された税制改革の効果にはそれほど明快な方向性が現れていないように見える。しかし、この10年間の税制改革が分配上どのような影響を与えたのかを知るには、各税目の税収の推移ではなく、各課税ベースにおける税負担の帰着でみなければならない。なぜなら、例えば法人税は財の価格に転嫁される可能性があるし、社会保険料負担は資本と労働で折半して担われるからである。表8-2では、OECD全体の税収のトレンドが示されているだけなので、ヨーロッパの税制のみの動向を把握しにくいという問題もある。したがって、対象を経済統合の進行しているヨーロッパに絞ると、最近10年間の傾向がもっとはっきりするかもしれない。実際Aujean(1997)によれば、ヨーロッパ諸国に関する限り、租税負担構造に明らかな変化が見られるという。彼は税負担を労働、消費、資本を含むその他の要素という3つの課税ベースに分解し、1980年以降における各課税ベースごとの潜在的な税率の変化を示している(図8-4)。それによると、消費にかかる税率はこの15年間ほとんど一定であるが、資本を含む他の要素にかかる税率は税制改革が開始された1980年代後半以降傾向的に減少し、逆に労働にかかる税率は一貫して上昇しているのであるこの動向は、まさに先ほどみた最適課税論の規範的命題が、現実にヨーロッパで実現しつつあることを物語っていると考えられる。



以上がこの10年間に実施されたヨーロッパの税制改革がもたらした帰結である。重要なことは、経済のグローバル化の税制に対するインパクトが、理論上想定されるというだけでなく、ここ10年間に実際にヨーロッパで起きた現実だということである。この結果、包

括的所得課税の原理に基づく累進所得税制はますます実施困難になり、税制が所得再分配機能を喪失しつつある。課税ベースごとの税負担でも、流動的な資本課税が軽減され、非流動的な労働が重課されるという趨勢が少なくともヨーロッパでは現実のものになりつつあるように見える。

8. 4. 環境問題の国際化と租税・環境政策の国際的な統合・収斂

8. 4. 1. 租税政策の国際化

前節まででみたように、経済のグローバル化が税制に及ぼすインパクトはきわめて大きく、この傾向が今後も続くとすれば、伝統的な税制の役割が根本的に掘り崩されかねない。その限りでは、最適課税論の規範的な命題もある程度妥当性をもっていると言える。ただ、だからといって国際競争力の名の下で何もかも資本所得課税の軽課へなだれ込むことが政策的に正当化されるだろうか。こういった点を議論するには、以下の2点で留保が必要であろう。第1に、日本でも国際競争力の観点から法人課税の軽課が主張されているが、これは法定実効税率を国際的に比較し、日本の法人税率が高いことのみを根拠にしたミスリーディングな議論である。企業の立地が税負担によってどのように左右されるのかを検証するためには、法人税負担に加えて、さまざまな引当金・租税特別措置、社会保険料の企業負担を考慮に入れなければならないだろう（神野 1995）。また、Jorgenson and Landau (1993) は、法人税など法人段階でかかってくる税負担と、配当所得課税など個人段階でかかってくる税負担を総合したものを法人にかかってくる税負担総額と定義し、日本を含めた負担の国際比較を行っている。両者いずれの結果によっても、日本の法人負担は税率比較から言われているほど国際的に高水準にあるわけではない。留意すべきことは、このような議論を行う際には、法人にかかる真の負担とは何かをもっと精密に定義して国際比較を行わなければならないという点である。

第2に、経済のグローバル化や「国際競争の圧力」が税制との関係でどの程度問題になってくるかは、規制緩和・金融自由化・多国籍企業の展開など、その国民経済が世界経済にどの程度統合されているかに依存する。たしかにEUの域内経済統合の進行は、既に述べたようにヨーロッパ諸国の税制に無視できないインパクトを与えている。しかし他方で、日本の場合は金融自由化などの動きはあるが、ヨーロッパに比較してまだ諸国間との経済的障壁や厳格な国境管理が残っており、条件の異なるヨーロッパ域内で問題になっていることがそのまま日本にあてはまるわけではない。

にもかかわらず、法人税の軽減が日本企業からも国際競争力保持の観点から要求されるようになってきたことは注目すべきことである。日本においても、かつてに比べると経済のグローバル化が税制に及ぼすインパクトは徐々に大きくなりつつあるのかもしれない。

しかし、そうではあっても税制が公平性の観点を失い、国際競争力の保持という観点から変容を迫られていくことは憂慮すべき事態であり、このことは各国の政策担当者によっても認識されている。ただし、多国籍企業がグローバルに展開し、国際的な資本移動が活発化しているのに、各国が個別に公平性を重視した税制を再構築しようとしても成功しない。これは、経済活動がグローバルな規模になってきているのに、いまだに政策が国民国家単位で対応しようとしていることの矛盾の現れである。デンマークも、税制を調整しながらグローバルな環境問題にも対応するための精巧な環境政策の体系をつくりあげたと言えるが、結果として不公正な税体系を構築せざるを得なかった点は、一国のみで問題に対応しようとしたことの限界をも示している。したがって、グローバル化という世界経済の環境変化に対応するためには、対応する政策の主体も国家レベルを越えざるを得ない。つまり、租税政策の国際化が必要になる。

図8-5 租税政策の国際化

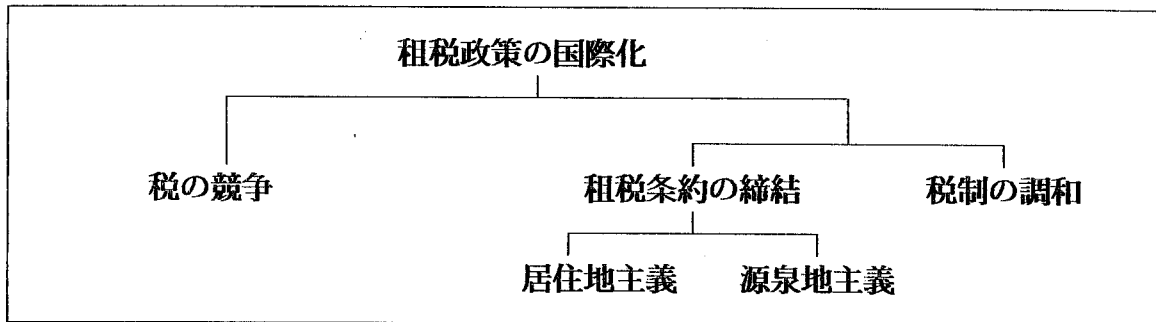


図8-5は、租税政策の国際化のありうる可能性を整理したものである。まず、租税政策の国際化は大きく分けて各国の協調のもとで実施される場合と非協調のもとで実施される場合に分けることができる。税の競争は非協調のケースであり、自国の租税負担を他国よりも引き下げることによって経済活動を自国に引き込もうとする点で近隣窮乏化政策の1種である。究極的なケースでは、すべての国が税の競争に走り、税収は各国で最下限にまで落ち込む。もっともこのような税の競争こそ望ましいとする論者もいる（クノッセン 1990, McLure 1986）。彼らの論拠は各国が税の競争下であれば税の引き下げ圧力が働くため、国家単位で恣意的に課税を強化することはできず、結果として経費膨脹を阻み、小さな政府を実現することができるというものである。しかし、税の競争が行われると、税体系は全面的に国際競争力の観点から決定され、公正な税体系を構築することはほとんど不可能になる。これが最大の問題点である。

一定の税収を確保しつつ、公正な税体系を構築するには、各国の協調が必要であり、その方策として第1に租税条約の締結、第2に税制の調和がある。租税条約締結の特徴は、各国の税制の相違を基本的に保存したまま国境調整によって租税の経済活動に対する影響を中立化しようとする点にある。したがって課税に関する国家主権を制限せずに済み、各国は経済政策上の観点から税制を操作する自由度を保持することになる。ただ、租税条約をどのような国際課税の原則（居住地主義か源泉地主義か）に基づいて行うのかを決定しておく必要がある。他方、税制の調和は経済統合がより進行し、国境管理を撤廃してしまったEUのような条件下で、各国間の税制の相違を縮小することで税制の経済活動に対する影響を中立化しようとする試みである。税制の調和は現在EU委員会が目指している方向でもあるが、その究極の姿はヨーロッパ共通税制の導入であろう⁵⁾。欧州共通税制が実現すれば、税制の経済に対する影響は国家間で完全に中立化され、税の国境調整の必要もなくなる。さらには、国家レベルでは崩壊しつつある包括的所得税に基づく累進税制を、共通税制のもとで再構築することも可能になるであろう。租税条約の締結と税制の調和のどちらが望ましいのかは、その国がどの程度世界経済に統合されているのかに依存する。EUのように、域内経済統合が進行中の場合は税制の調和になるだろうし、東アジアのようにまだ地域間経済統合が進んでいない地域では、互いに租税条約を締結することで対応できるだろう⁶⁾。

8. 4. 2. 環境政策の国際化

環境政策ほど現在急速にその国際化が要請されている政策領域はないであろう。酸性雨問題や地球温暖化問題に典型的にみられるように、その問題領域は空間的に国境を越え、地球規模にまで広がっている。植田和弘(1991)および寺西俊一(1992)は、このような環境問題のグローバル化を以下のように5類型に整理している。

まず第1の類型は、ある国の経済活動から生じる汚染物質が他国の環境に損害を及ぼすケースであり、酸性雨やライン川の汚染問題をその典型例として挙げることができる。第2の類型は「公害輸出」とも呼ばれているもので、環境規制の厳しい地域から緩い地域への企業進出あるいは直接投資に伴う環境破壊である。第3は、先進国の産業構造や生活様式ともかかわって、先進国と発展途上国との経済関係や貿易構造から生み出される環境破壊である。熱帯雨林破壊の問題は、この類型の典型である。第4に、最貧国に属する発展途上国でみられる「貧困と環境破壊の悪循環」の問題がある。つまり、貧困から抜け出そうとして行われる経済活動が環境破壊を引き起こしてしまい、そのような環境破壊の結果、地域社会における経済活動の基盤が破壊され、以前よりもいっそう貧困に落ち込んでしまうという問題である。第5は、今まさに問題になっているような地球温暖化問題を典型とする、地球環境問題である。

これら環境問題のグローバル化は1980年代以降急速にクローズアップされることになるが、それは経済のグローバル化が進展するのと全く同時並行的であった。経済のグローバル化の進展は直接間接に、環境問題のグローバル化に影響を及ぼしたのではないだろうか。とりわけ多国籍企業が国際的に展開し、国際的な分業が進展したことが上述の5つの類型の環境問題と深い関わりを持っていると考えられる(宮本 1989, 92 ページ)。

このように環境問題がグローバル化してくると、租税政策と同様、環境政策も国境を越える問題解決のために国際化しなければならない。地球温暖化問題に対処するため1国のみでCO₂を減らそうとしても意味がないように、国境を越える環境問題に対しては、各国間で共同歩調をとって政策を実施するか、国際機関などを通じた統一的な政策を実施しなければならない。現在のCO₂削減目標に関する国際的合意形成への試みは、環境政策の国際化へのプロセスをまさに示しているように見える。

8. 4. 3. 租税政策・環境政策の国際的な統合・収斂

以上までで明らかにしようとしてきたのは、経済がグローバル化し、環境問題もグローバル化するにつれて、それに対応する政策も国家の枠組みを越えて国際化せざるを得ないということである。そして、それは各国ばらばらに取り組むのではなく、少なくとも地域的に、場合によっては地球規模で協調して政策を実施するということを意味する。このことは租税政策および環境政策の国際的な収斂を要請し、場合によっては、国家主権に対する部分的な制限とともに、政策調整権の上位国際機関(例えばEUや国連など)への委譲をも見通すものである。

そこで本論文をまとめるにあたって最後に、経済と環境問題のグローバル化という構造変化の中で、租税・環境両政策がどう変化し、その結果環境税がどのように税体系の中に位置づけられていくのかに関する筆者の考えを示しておきたい。

図8-6 経済のグローバル化と環境税制

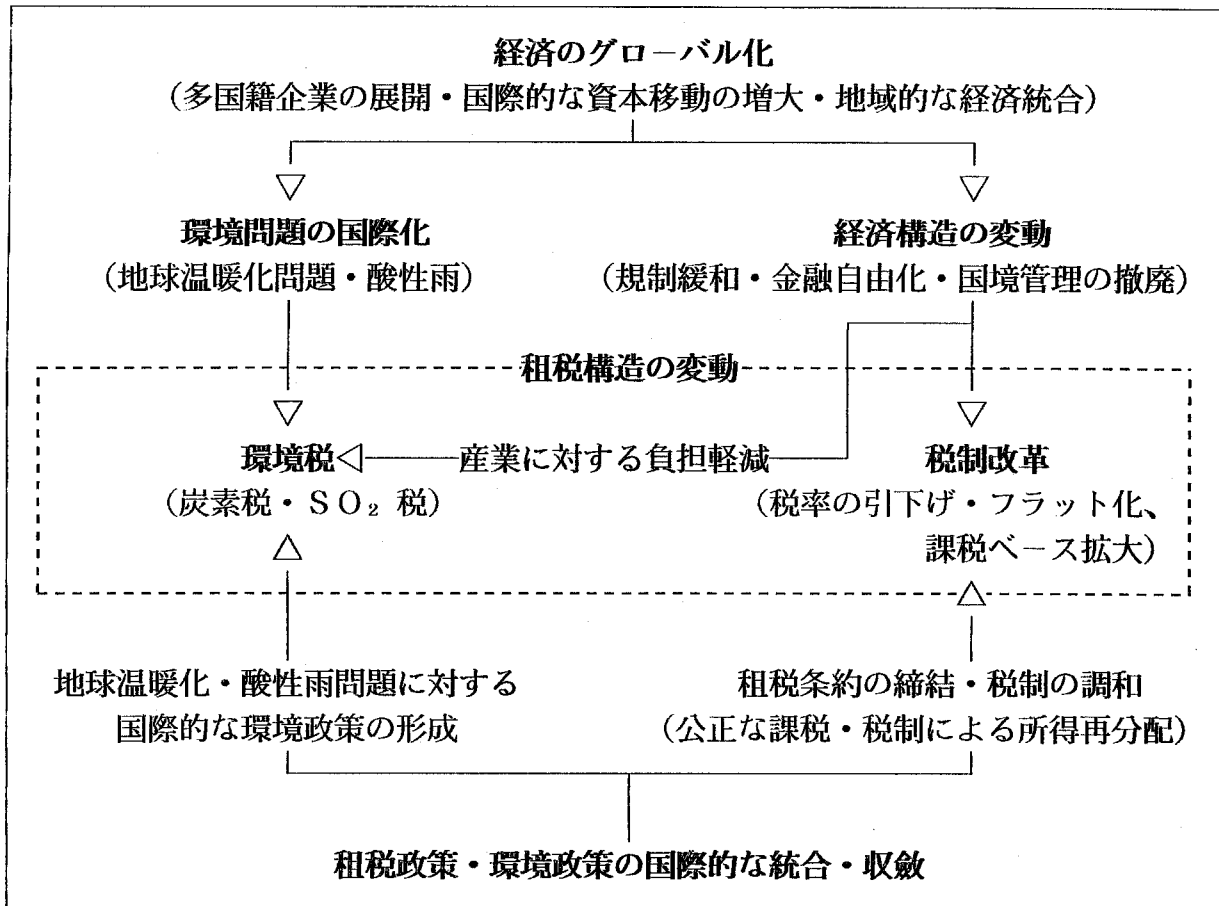


図8-6は、序章で述べた租税構造の変動理論に基づいて、現代における租税構造の変動を説明しようとするものである。序章で説明したように租税構造の変動を引き起こす要因は3つあり、それに基づいてグローバル化のもとでの租税構造の変動を説明すると次のようになるであろう。第1の要因は、国家による税収確保要求である。第2の要因は、多国籍企業の展開・国際的な資本移動の増大・地域的経済統合など、経済のグローバル化が税制に与える一般的な傾向である。現代では、この第2要因が税制の決定要因として支配的になりつつある。第2の要因は、それに対抗して市民社会の側から出される経済・社会政策要求であり、環境政策への要求である。租税構造の変動過程は主としてこの両要因の相克過程として理解することができる。

これを図8-6に即して言えば、次のようになる。1980年代以降の経済のグローバル化にともなって経済構造が変動し、それへの対応として規制緩和・金融自由化・国境管理の撤廃が着々と実行されてきた。このような経済政策は税制にも大きなインパクトを与えることとなり、産業は資本課税の可能な限りの軽減＝世界標準化を要求する。これは現在日本でもヨーロッパでもみられる通りである。各国は自国の国際競争力保持のためにこの要求に応えようとし、税率の引下げ・フラット化、課税ベース拡大といった要素を含む税制改革がヨーロッパを含む世界で一斉に実施されたのである。この結果、税制は変容して所得再分配機能を失っていく。

他方、経済のグローバル化は環境問題を国際化させ、深刻化させる。このため、北欧諸国のように、環境問題に対して敏感な国々では環境税が導入され、早くも税体系の中に位置づけられた。しかし、経済のグローバル化のインパクトは環境税にも同様に及び、産業に対するさまざまな税負担軽減措置が実施されたのである。

以上で経済のグローバル化と環境問題の国際化がいかに租税構造にインパクトを与えたかを概観したが、これが現状である。このような動向に対して、EUにみられるように、政策のほうも徐々に国際化していく必要性に迫られる。しかしその方向性は必ずしも公正な税体系の構築や、実効性のある環境保全につながるものではないかもしれない。また、政策の国際化・収斂の動きは国家主権の枠組みに阻まれて、そう簡単に進行しないであろう。しかし、地球温暖化問題をめぐる気候変動枠組み条約第3回締約国会議へ向けてのさまざまな動きを見てもわかるように、より実効性のある環境保全や公正な課税に対する政策要求が市民社会の側から出され、それが環境政策の国際化を促していくという動きが今後出てくるであろう。他方で、租税政策のほうでも、国際化が進められ、公正な税体系の再構築が試みられる。それは市民社会のみならず、政策担当者の側からも模索されていくと考えられる。なぜなら、公正な税制が実現できないようであれば、税制はその正当性を失ってしまうからである。

こうして租税構造は経済のグローバル化と、それに対する政策の国際的な統合・収斂という基本的な2要因によって主として決定され、変動していく。そして、その中で環境税は租税構造の変動からの影響を受けざるを得ないが、環境政策上の要求が強まり、政策が国際化していけば、各国ごとにばらばらに実施されるのではなく、いずれは共通環境税へと移行していくことが望ましい。このように、序章で述べた、社会的共通資本の維持・管理のための望ましい環境税制の実施は、経済のグローバル化が進展する現代においては、国家を越えるより高次の枠組みの中で実施されるときに初めてその真価を発揮する。

この点に関してヴァイツゼッカーは、付加価値税依存を強めつつあるヨーロッパ税制の基本的傾向を認めつつも、環境税制改革による公正な税体系の新たな構築が可能であると主張する。彼は、国際競争力の観点から、資産・法人課税を引き下げる方向で税制を改革せざるを得ないとしても、その代替財源としては、付加価値税よりも環境・エネルギー税が望ましいというのである（von Weizsäcker 1992, 邦訳：ヴァイツゼッカー 1994, 182~183 ページ）。なぜなら、第1に環境税は汚染を制御し、外部不経済を内部化することによって経済厚生を高める政策課税としての機能を果たすことができるからである。第2に、環境に負荷を与える活動を行っているものがそれだけ重い税負担をするという点で、汚染者負担原則に基づく公正概念にも合致する。第3に、分配面に及ぼす影響でも、環境税は付加価値税ほど逆進的ではない可能性もある。この点を判断するには、環境税制改革が分配面でどのような影響を及ぼすかを示す図6-5が参考になる。これを見るとドイツ経済研究所のモデルに基づく環境税制改革が実施された場合、少なくとも家計に対しては逆進的なインパクトを及ぼすことはないことが分かる。

しかし、ヴァイツゼッカーの立場は、グローバル化時代のヨーロッパにおける付加価値税依存の強化という方向性を基本的に認めた上で、付加価値税よりは環境税がより「まし」と主張する移行期の議論である。彼の議論からは、究極的に我々が目指すべき望ましい税制の姿は出てこない。たしかに移行期においては、個々の国がばらばらに環境・エ

エネルギー税を導入していくことになるだろう。この場合、すべての国が環境税を導入しているわけではなではないから、デンマークや緑の党提案にあったように、エネルギー集約的な産業に対する負担軽減措置の導入もやむを得ない。しかし、次の段階では少なくともEUもしくはOECD加盟国レベルで税制を調和させる努力を行い、共通環境・エネルギー税にまで統合していく必要がある。この環境・エネルギー税の共通化は、市場の圧力によって共通にせざるを得なくなったのではなく、むしろ公正な税体系を再構築し、その中で社会的共通資本の維持管理手段としての環境税制を適切に位置づけることを可能にする。

[注]

- 1) 国税省のラールセン氏に対するヒアリングおよび国税省大臣Koch氏の論文による。
- 2) ここでは、「重課」「軽課」という言葉を、税負担の一次的な負担という観点から使用する。しかし、もっと厳密に議論するためには、法人の税負担がどのように転嫁され、どの課税ベースにどれだけ帰着したのかを確定しなければならないが、ここでは、法人税負担の転嫁問題に立ち入らない。
- 3) ここで政策課税としての環境税というのは、ボームル=オーツ税のことを念頭に置いている。ボームル=オーツ税は環境目標を費用効率的に達成する目的で実施される税であるが、デンマークの炭素税はCO₂削減目標を実現するために導入されたので、その趣旨はボームル=オーツ税に基づいていたと考えることができる。しかし、デンマークで実施されているCO₂税は以下の2点で政策課税としてのボームル=オーツ税とは異なっている。第1に税率の水準がかなり低く設定されているので、CO₂削減目標の達成には不十分であること。第2に、異なるエネルギー用途に対して異なる税率が適用されるので、限界排出削減費用が各排出者間で均等化されず、結果として費用効率的な排出削減が達成されない。
- 4) このことは、経済グローバル化（EU経済統合）に対応して税制改革を行った北欧4カ国の例に典型的にみられる（Sørensen 1994）。北欧諸国では、EU経済統合に対応して、それまでのSchantz-Haig-Simons流の包括的所得課税を放棄し、90年代前半に2元的所得課税（Dual Income Taxation）へ移行した。2元的所得課税とは、資本所得をそれ以外の勤労所得を含む所得から分離し、それに対して勤労所得税の最低税率を課す一方、勤労所得に対してはこれまで通り累進課税を実施するというものである。資本所得に適用される税率は、同時に法人税率にも等しく設定されている。北欧諸国における個人所得税の税率を税制改革前後で比較したのが以下の表である。
このような税制は、経済のグローバル化に対応して資本所得を軽課する一方で、税制による所得再分配機能を労働所得課税に限って生き残らせようとした試みであるとも言える。しかし、2元的所得課税が包括的所得課税に比べて水平的公平性の点でも垂直的公平性の点でも欠陥があることは明白である。なぜなら、同一の所得を得ていても、その所得源の構成割合によって税額は異なってくるからである。つまり、総所得に占める資本所得の割合が高ければ高いほど税負担を小さくすることができるので水平的公平性に反する。また、総所得に占める資本所得の割合が高いのは通常高額所得者であるから、2元的所得課税が垂直的公平性の実現にも資することができないのは明らかである。

国名	個人所得税 限界税率	資本所得に対 する限界税率	法人税率
デンマーク			
1987年税制改革前	48-73	48-73	40
1987年税制改革後	50-68	50-56	50
1993年税制改革後	38-58	38-44/58	34
フィンランド			
1993年税制改革前	25-57	25-57	37
1993年税制改革後	25-57	25	25
ノルウェー			
1992年税制改革前	26.5-50	26.5-40.5	50.8
1992年税制改革後	28-41.7	28	28
スウェーデン			
1991年税制改革前	36-72	36-72	52
1991年税制改革後	31-51	30	30

[出所] Sørensen (1994), p. 59, Table 1.

- 5) 税制の調和への試みはこれまでも行われてきた。EUでは付加価値税に関してもっとも調和が進んでいる。1991年には標準付加価値税率15%が定められ、必需品などに限って最低5%の軽減税率が定められた。法人税に関しては、60年代から法人税制の統合をめぐる議論が続いているが、これまでうまく行かなかった。75年にEC委員会が税率45-55%の共通法人税制を加盟各国に義務づける指令案をまとめたが、棚ざらしのまま90年に廃案となった。また、法人税率を30-40%に収斂させるべきだとしたルーディング委員会報告も事実上却下された。利子課税に関しても、1989年にEU域内居住者を対象として最低税率15%の共通源泉課税の導入が提案されたが実現されていない。しかし、欧州通貨統合をにらんで、再び税制の調和への議論が活発になっている。税制の相違を残したまま通貨統合が進むと、ますます国際的な資金移動が活発となり、各国ともそれに対応するために税の引き下げ競争に走らざるを得なくなるからである。そこでEUの税制統合を進め、税の引き下げ競争に歯止めをかける必要性が出てきたのである。EU加盟国は、当面利子・配当所得税と法人税に限って調和を模索することで一致したほか、現在ドイツとフランスは欧州の単一税制・社会保障制度を検討中であるという(日経新聞、1997年2月20日)。
- 6) もっともクノッセン(1990, 162ページ)のように、税制の調和を、税収の確保を目指す各国政府による1種のカルテルであると警戒する意見もある。この批判は的を射ている面もないわけではない。EU委員会が税制の調和を目指す根拠は、主として域内の競争条件を均一化することによって経済効率性を高めることにあるが、同時に税の競争がもたらす税収の減少に対抗するためにも税制の調和が必要だと考えているからである。公正な税体系をEUレベルで再構築するという視点は、上述の2つの根拠に比べれば副次的な扱いを受けている。例えば法人税率の収斂や、利子に対する共通源泉課税の提案にみられるように、税制の調和といっても各税目ごとにばらばらに進められており、ヨーロッパレベルで包括的に所得を補足するにはどうすれば良いか、と

いった望ましい税体系の構築に関わる議論は全くといって良いほど行われていない。

〔参考文献〕

- 石弘光(1989)「Tax Harmonization について」, 金融調査会『経済の国際化と税制』17-37ページ.
- 井堀利宏(1994)「国際税制」, 貝塚啓明・金本良嗣(編)『日本の財政システム』東大出版会, 109-136 ページ.
- 岩本康志(1996)「国際資本移動と租税協調」, 岩田一政・深尾光洋『経済制度の国際的調整』日本経済新聞社, 247-281 ページ.
- 植田和弘(1991)「持続的発展と国際環境政策—課題と展望—」, 植田和弘他『環境経済学』有斐閣, 233-249 ページ.
- クノッセン, S. 「E Cにおける税制の調和」, 石弘光(編)『グローバル化と財政』有斐閣, 161-195 ページ.
- 小西秀樹(1992)「国際資本移動と課税」, 『金融研究』第11巻第4号, 51-72 ページ.
- 柴田章久(1994)「国際資本所得課税」, 『フィナンシャル・レビュー』第31号, 167-181 ページ.
- 神野直彦(1995)「戦後日本税制の財政社会学的検討」, 『日本財政学会第52回大会報告要旨』143-154 ページ.
- 寺西俊一(1992)『地球環境問題の政治経済学』東洋経済新報社.
- 宮崎義一(1986)「世界経済をどう見るか」岩波書店.
- 宮島洋(1989)「利子国際課税の理論と現実」, 金融調査会『経済の国際化と税制』39-90 ページ.
- 宮本憲一(1989)『環境経済学』岩波書店.

- Aujean, M. (1997), *The Development of Tax Systems in the European Union: Competition or Co-ordination*. Paper presented at 53rd Congress of IPPF.
- Andersen, M. S. (1994) The Green Tax Reform in Denmark: Shifting the Focus of Tax Liability, in: *Environmental Liability*, Vol.2, Issue 2, pp.47-50.
- Bovenberg, A. L. and F. van der Ploeg(1994), Green Policies and Public Finance in a Small Open Economy. in: Andersen, T. M., Moene, K. O. and P. B. Sørensen (ed.), *Tax Policy in Small Open Economies*, pp.61-81.
- Christiansen, V., Hagen, K. P. and A. Sandmo(1994), The Scope for Taxation and Public Expenditure in an Open Economy., in: Andersen, T. M., Moene, K. O. and P. B. Sørensen(ed.), *Tax Policy in Small Open Economies*, pp. 7-27.
- Frenkel, J. A., Razin, A. and E. Sadka(1991), *International Taxation in an Integrating World*.
- Jorgenson, D. W. and R. Landau(1993), *Tax Reform and the Cost of Capital*.
- Kopits, G.(1992), *Tax Harmonization in the European Community: Policy Issues and Analysis*.

- Koch, C., *Green Tax Reform in a small open economy. From Theory to Practice.*
- McLure, C.E. (1986), Tax Competition: Is What's Good for the Private Goose also Good for the Public Gander?, in: *National Tax Journal*, Vol. 39, pp.341-348.
- Owens, J. (1994), Tax Reform in OECD Countries., in: OECD, *Taxation and Investment Flows.*
- Owens, J. (1997), Emerging Issues in Taxing Business in a Global Economy., in: OECD, *Taxing International Business*, pp.25-66.
- Razin, A. and E. Sadka (1991), Vanishing Tax on Capital Income in the Open Economy. *NBER Working Paper, No. 3796.*
- Sørensen, P. B. (1994) , From the Global Income Tax to the Dual Income Tax: Recent Tax Reforms in Nordic Countries., in: *International Tax and Public Finance* Vol.1(May), pp.57-79.
- Tanzi, V. (1988), Tax Reform in Industrial Countries and the Impact of the U.S. Tax Reform Act of 1986., in: *Bulletin for International Fiscal Documentation*, Vol. 42, pp.51-64.
- Tanzi, V. (1995) *Taxation in an Integrating World.*
- von Weizsäcker, E.U. (1992) *Erdpolitik*. 邦訳：宮本憲一ほか監訳『地球環境政策』、1994年。