

平成八年五月六日発行 定価 1,200円

# 經濟論叢

第 157 卷 第 5・6 号

---

會計的認識と實現概念の拡張問題……………藤 井 秀 樹	1
ドイツ排水課徴金制度の經濟分析……………諸 富 徹	16
多国籍企業と資本の集積・集中の現段階……………有 賀 敏 之	35
公害健康被害補償制度成立過程の 政治經濟分析……………松 野 裕	51
米国輸出入銀行の途上國經濟 インフラストラクチュア整備支援政策の展開……中 西 泰 造	71
〈研究ノート〉	
内田義彦とイギリス思想史研究……………田 中 秀 夫	89

---

平成 8 年 5・6 月

京 都 大 學 經 濟 學 會

## ドイツ排水課徴金制度の経済分析

諸 富 徹

### I 問題の所在

経済学は環境問題を市場の失敗ととらえ、その解決法として、ピグー税を提案した。しかし、ピグー税は実施に必要な情報を入手するのが困難であるために、そもそも実現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 & Oates [1971] による価格・基準アプローチ<sup>1)</sup>、Dales [1968] による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。

そこで所与の環境目標を実現するための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、情報節約、技術革新へのインセンティブの3点で直接規制よりも優れていると言われている<sup>2)</sup>。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、損害費用および汚染削減費用に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、限界損害費用関数と限界汚染削減費用関数の相対的な傾きに依存する。Roberts and Spence [1976] はさらに、価格規制と量的規制を組み合わせればより望ましい結果が得られることを示した。これらの研究動向は、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政策設計への試みを示していると言える。しかし、これらの研究も理論モデルのみに基づいていたの

1) ボーモル・オーツの基準・価格アプローチに基づく税を、ボーモル・オーツ税と呼ぶ。

2) Cropper & Oates [1992], p. 686. を参照。

であり、現実に実施されている経済的手段を直接規制と、実証的に比較研究したわけではない。

現実の経済的手段は、経済学者が望ましいと考える姿とは異なっている。税・課徴金の場合でいえば、インセンティブ効果がなく、たんなる財源調達手段であったりすることも多い<sup>3)</sup>。従って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理由を明らかにする必要がある。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。その結果、経済学は現実の政策設計に有効な処方箋を提示する理論とはなり得なかったのである。

本稿の目的は、第1にドイツの排水課徴金という現実に実施されている環境税の実態を分析することで理論と現実の乖離を明らかにすること、第2に直接規制の果たすべき役割を経済学的な観点から再検討すること、そして第3にドイツ排水課徴金の分析に基づいてこれまでの理論を再検討することである<sup>4)</sup>。

## II ドイツ排水課徴金法とその経済的性格

### 1. 排水課徴金法の概要

排水課徴金がドイツで導入された背景には、水質汚染が進む一方で直接規制が機能せず、政府の定めた環境基準が一向に達成できない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ことと、ドイツ政府が環境政策上の原則である汚染者負担原則を、課徴金を用いて実行していくという政策を打ち出したことがある<sup>5)</sup>。

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に納付義務がある。課徴金の課税標準は汚染単位

3) OECD [1989] を参照。

4) 本論文の研究成果は、1994年9月下旬に行われたドイツ排水課徴金調査に参加した植田和弘(京都大学)、新沢秀則(神戸商科大学)、岡敏弘(福井県立大学)、山本秀一(和歌山大学)の4氏との議論に多くを負っている。しかし、本論文でのありべき誤りに関する責任は全て筆者にある。

5) Treunat [1986], S. 4. を参照。

表1 第3条に対する付則A1項

番号	汚染物質群	1汚染単位に対応する値
1	COD	50kg
2	リン	3kg
3	窒素	25kg
4	有機ハロゲン化合物	2kg
5	金属・化合物 水銀 カドミウム クロム ニッケル 鉛 銅	20g 100g 500g 500g 500g 1000g
6	魚に対する毒性(G <sub>F</sub> )	G <sub>F</sub> 区分による3000m <sup>3</sup> の排水

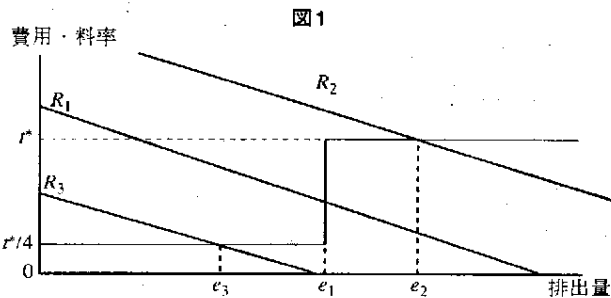
数である。汚染単位数は、排出される負荷総量を反映しているが、現実に計測された値ではなく、州政府が排出者に与える排水許可証に記載された推定値であることが特徴である。排水許可証には、各排出者が遵守すべき年間排水総量と表1に示されている各パラメーターの濃度が確定され記載される。これが課徴金算定の基礎となる。排水課徴金は税収の用途が課徴金徴収のための行政コストや、水質保全対策コストなど、特定目的に限定される目的税である。

## 2. ドイツ排水課徴金制度の理論と実際

ドイツの排水課徴金は、当初ポーモル・オーツ税のモデルに基づいて構想されたにもかかわらず<sup>6)</sup>、現実に採用された制度はポーモル・オーツモデルとはかなり乖離したものである。この点で重要なのは以下の2点である。

第1は、この課徴金制度が直接規制と密接に結びついていることである。このことを図1によって説明したい。特徴的なのは、連邦政府の定めた最低要求

6) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974) を参照。



基準（図1の  $e_1$ ）を守れば、課徴金料率が $\frac{1}{4}$ に減額されるという点である。このとき、課徴金料率は図1の  $e_1$  で屈曲する実線で表され、 $R_1, R_2, R_3$  のような異なる限界汚染削減費用関数を有する排出者が存在する場合、各排出者間の限界削減費用は料率  $t=t^*$  で均等化されず、費用最小化は達成されない。

第2は、課徴金料率が政府の定めた環境目標を達成するには十分でない、ということである。当初の構想において、環境目標を達成するために必要な料率は、汚染単位当たり80マルクであるとされたが、実際の料率は12マルクであった。また、1994年当時のある排水処理施設では、汚染一単位当たりの限界汚染削減費用が77.9マルクであるのに対し、課徴金料率は60マルクであった。このことは課徴金料率が汚染削減への十分なインセンティブとはなりえなかったことを示している<sup>7)</sup>。これに対して政策当局は、排水課徴金の導入以来、課徴金料率は徐々に引き上げられてきており、それとともにインセンティブ効果が高まってきていると主張している。しかし、問題は大半の排出者が通常料率ではなく、最低要求基準を満たした場合に認められる割引料率を適用されているという事実である<sup>8)</sup>。表2に示すように、割引料率は80年代前半以降ほとん

7) 岡敏弘・諸富徹 [1995] を参照。

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からのヒアリング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の  $R_1$  に対応）、基準を満たせていない排出者は5%（同  $R_2$ ）、基準値以上に汚染削減を進めている排出者は5%（同  $R_3$ ）を占めているという。従って、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。なぜこのようになるのかは図1を用いて説明できる。図1の  $R_2$  のような限界汚染削減費用曲線を有し、

表2 課徴金料率の推移 (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

↑                    ↑  
第2次改正    第3次改正

ど上昇しておらず、インフレの影響を考慮すると、インセンティブ効果はむしろ低下していると見られる。つまり、政策当局は料率を環境目標を達成するのに十分な水準にまで引き上げてきたかに見えるが、実際には割引料率の適用によって、排出者に急激な経済負担の増加となるのを避けてきたのである。

### III ドイツ排水課徴金制度の経済分析

#### 1. 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においては、暗黙裏に排出許可証制度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、現実の経済的手段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ているのであり、個々の政策手段が単独で、理論の想定するとおりの効果を発揮しているケースは見当たらない。例えばドイツの排水課徴金制度も上述のように課徴金と直接規制のポリシーミックスとなっている。また、アメリカで1977年以来行われている大気保全政策も（オフセット、バブル、ネッティング政策）、排出許可証制度と直接規制の組合せであると考えられる。

しかし、なぜ経済的手段は理論が想定するような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<sup>9)</sup>。第1

ている排出者にとっては、 $e_1$ まで排出量を削減すれば割引料率の適用を受けられるので、 $e_1$ まで排出を削減することで課徴金支払い額を節約しようとするインセンティブが働く。これに対し、 $R_1$ のような費用曲線を有している排出者にとっては $e_1$ を越えて汚染を削減しても、そのことによる課徴金節約額よりも削減費用のほうが大きいので、そのようなインセンティブは働かない。従って、図1のような課徴金制度は、各排出者の排出量を $e_1$ で示される最低要求水準ではほぼ均等化するのである。

9) Gawel (1991), S. 13-14. を参照。

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社会的限界損害費用と社会的限界汚染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、汚染削減費用および損害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、所得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<sup>10)</sup>。

従って現実の経済的手段を理論的に分析しようと思えば、単一政策手段のみを比較検討してきたこれまでの環境経済理論の枠組みを発展させ、複数の政策手段によるポリシーミックスの分析を導入する必要がある。

経済的手段をポリシーミックスの観点から分析する手法を展開したのはGawel (1991) である。以下では、Gawel の業績をドイツ排水課徴金制度の分析に適用し、経済的手段がポリシーミックスとして実施されざるを得ない理由を明らかにする。

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次負担者に対する所得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排出者の限界汚染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。

10) 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)。

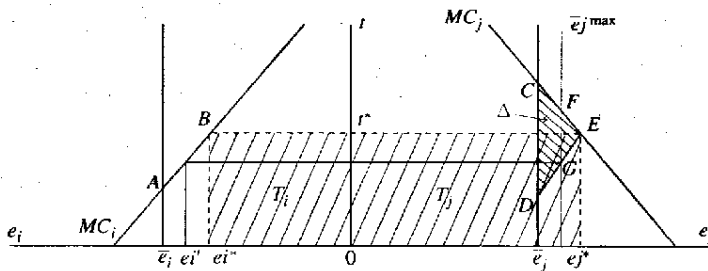
2. ポリシーミックスとしてのドイツ排水課徴金分析

まず、ポーモル・オーツ税の利害得失を直接規制との比較において明らかにする。

(1) 資源配分上の比較

図2は、マクロレベルでの総排出量が  $\bar{E}$  として外生的に決められている中で、異なった政策手段の選択が資源配分に及ぼす効果を比較したものである。ここで、直接規制とは、異なる汚染削減費用関数を有する排出者に対して等量の排出権が設定される政策を指す。これをポーモル・オーツ税と比較してみると、ポーモル・オーツ税（料率  $t=t^*$ ）の下では直接規制の下でよりも、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。ただし、個々の排出者に対する所得分配上の影響は様々であり、それぞれの排出者の有する限界汚染削減費用曲線に依存する。図2のケースで言えば、直接規制システムから課徴金システムへの移行は、排出者  $i$  にとっては  $\square AB e_i^* \bar{e}_i$  ( $=\square DE e_j^* \bar{e}_j$ ) だけの負担増加となるが、排出者  $j$  にとっては  $\square CE e_j^* \bar{e}_j$  だけ負担減少となる（両者の差額が  $\Delta$  である）。

図2



- ①ポーモル・オーツ税  $e_i^* + e_j^* = \bar{E}$
  - ②直接規制  $\bar{e}_i + \bar{e}_j = \bar{E}$  かつ  $\bar{e}_i = \bar{e}_j$
  - ③コンビネーション  $e_i' + \bar{e}_j^{\max} = \bar{E}$
- 〔出所〕 Gawel (1991), S. 92 および S. 100



しかし、実際には毒性物質や蓄積性汚染物質の場合など、何らかのエコロジー的に最低限の規制を個々の排出源に対して設けなければならない場合がある。この場合の排出基準値は図2の  $e_i = \bar{e}_i^{\max}$  のようになり、それに応じて排出者  $i$  には最大で  $e_i = e_i^f$  の排出量が割り当てられる。このとき、費用効率性による純便益は純粹課徴金政策の場合と比べて FGE の面積だけ減少する。

図2から明らかなように、このようなエコロジー的規制の必要性が高まるほど、費用効率性による純便益は縮小していく。エコロジー的規制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) 所得分配に及ぼす影響の比較

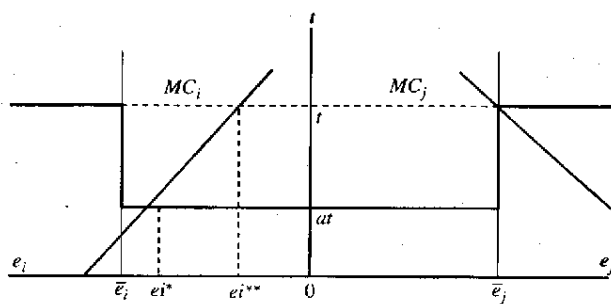
上述のように、直接規制に対し、ポーモル・オーツ税は経済全体にとってより大きな経済効率性上のメリットを生む。しかし、所得分配問題を考慮するとどうなるか。図2における  $\Delta$  は費用効率性の改善による純便益であり、 $T = T_i + T_j$  (図2の斜線部) は課徴金負担額である。もし、 $T = \Delta$  ならば、排出者間で分配上の影響に相違はあっても、経済全体では所得分配中立的である。

しかし、排出者間の限界汚染削減費用の相違がよほど大きくない限り、 $T > \Delta$  となる。つまり、ポーモル・オーツ税は、直接規制に比べて費用効率的ではあるが排出者により大きな負担を課すことになるのである。このため、ポーモル・オーツ税を理論通りに実行することは困難になる。そこで分配問題を回避しつつ環境目標を達成できるポリシーミックスが求められる。それが以下の料率格差モデルと目的税モデルである。

##### a) 料率格差モデル

料率格差モデルとは、最低要求基準 (図3の  $\bar{e}$ ) 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所得分配問題を緩和するモデルである。現在のドイツ排水課徴金制度の下では  $\alpha = 0.25$  である。

図3



〔出所〕 Gawel (1991), S. 102

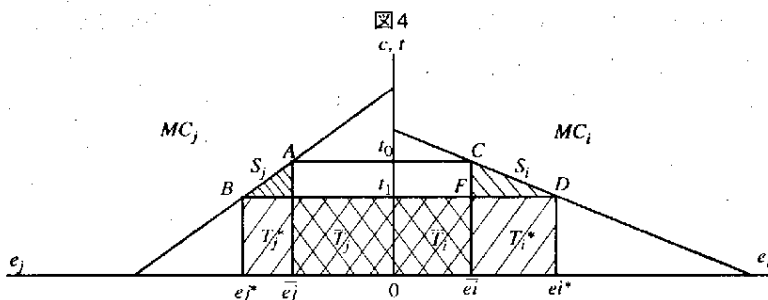
図3に示すように、このモデルでは限界費用が均等化されないので費用最小化は達成されない。また、料率の割引によって排出者の汚染削減へのインセンティブは弱まる。なぜなら、料率が  $t$  ならば、排出者  $i$  にとって  $e_i^{**}$  まで汚染削減を進めるのが合理的であるが、割引料率  $at$  の下では、 $e_i^*$  までしか汚染削減へのインセンティブは働かないからである。

#### b) 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<sup>11)</sup>。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、目的税モデルにおける料率40マルクは、課徴金のみによるモデルの料率70マルクと同様のインセンティブ効果を発揮するという。

このことの経済的意味を、図4を用いて確認したい。今、図4において料率  $t=t_0$  で排出者  $i, j$  の排出量が  $(e_i, e_j) = (\bar{e}_i, \bar{e}_j)$  であるとする。また、直接規制によって排出総量は  $\bar{E} = \bar{e}_i + \bar{e}_j$  で総量規制されている。ここで所得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  $\bar{E}$  を越えないようにする必要がある。

11) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 19. を参照。



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  $\square ABDC$  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  $i$  の場合でいえば、追加的な汚染削減費用  $\square CDE_i^* \bar{e}_i$  から課徴金節約分  $T_i^*$  を差し引いた  $\triangle CDF = S_i$  にあたる金額を補助金として税金  $T = \bar{T}_i + \bar{T}_j$  から排出者  $i$  に対して支出すれば良いことになる。以上のような根拠でドイツ排水課徴金の料率40マルクとその目的税化が正当化されたのである。

### 3. 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基準Ⅱを達成することを政策目標として掲げたが、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。

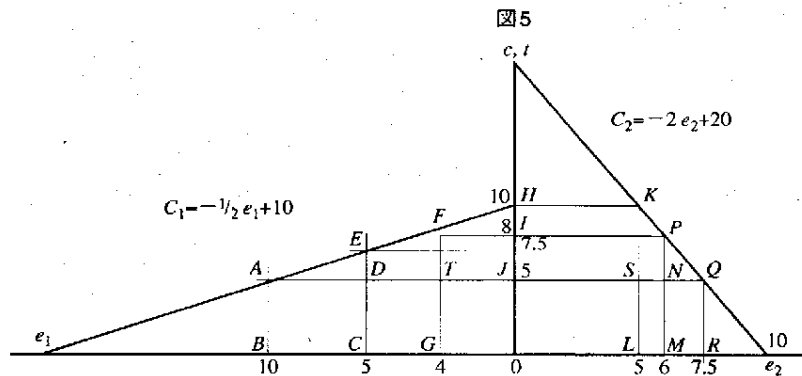
課徴金制度導入当初の料率である12マルクは、政府の環境目標を達成するには低すぎる料率であった。そこから漸進的にインセンティブ効果を高めていくためには、課徴金料率を順次引上げていくか、排出基準を漸進的に強化していくかのいずれかの方法に依らざるを得ない。これまで、表面的にはこの両方のやり方が取られてきたように見える。つまり、料率は12マルクから60マルクまで一貫して引き上げられてきたのである。しかし既に述べたように、上昇した

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。一方で、水管理法 §7a に基づく技術水準の見直しが定期的に行われ、排出基準も順次強化されてきた<sup>12)</sup>。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。

Ewringmann や Gawel は、排出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分け、数値例に基づいて検討する。

(1) 一律料率のケース

図5に示すように、相異なる限界汚染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排出者の限界汚染削減費用関数を単純化のために線形化し、それぞれ、 $C_1 = -1/2 \cdot e_1 + 10$ 、 $C_2 = -2e_2 + 20$  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。



12) 連邦環境庁メーホルン氏からのヒアリングによる。

(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、 $\alpha$ ) 排出基準の強化、もしくは、 $\beta$ ) 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。

(ii)  $\alpha$ )  $\bar{E}=10$  を直接規制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。

$\beta$ ) 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)のプロセスを経て上図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、所得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9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、 $-1/2 \cdot e_1 + 10 = -2e_2 + 20$  かつ制約条件  $e_1 + e_2 = 10$  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、

$$\alpha) \text{ 直接規制による削減費用増加分} = \square ABCE + \square KLRQ = 50$$

$$\beta) \text{ 料率引き上げによる削減費用増加分} = \square ABGF + \square PMRQ = 48.75$$

となるから、[排出基準引き上げによる削減費用増加] > [料率引き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き上げで対応するほうが効率的である。料率引き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、両手段の及ぼす所得分配上の効果を検討する。まず、税負担の変化は、

$$\alpha) -\square ABCD - \square SLRQ = -37.5$$

$$\beta) -\square ABGT + \square FTJI = -18 \quad \dots\dots ①$$

$$-\square NMRQ + \square IJNP = 10.5 \quad \dots\dots ②$$

$$① + ② = -7.5$$

となり、 $\alpha$ ) のケースのほうが税の節約額は大きい。また、削減費用の変化分をも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えても、料率引上げによる税負担の増大が重く、所得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。

## (2) 料率格差モデルのケース

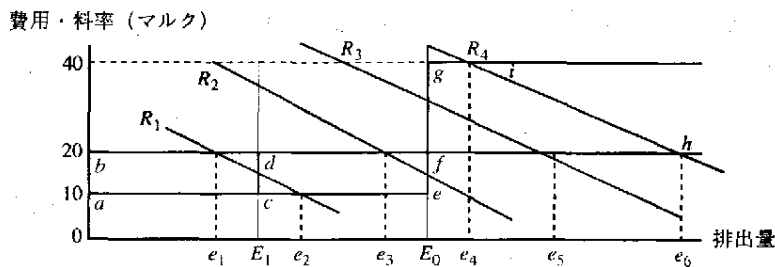
一律料率の場合と同様、政策当局がインセンティブ効果を高めていこうとするときに料率引上げと排出基準の引上げのどちらで対応するのか、という問題を今度は現実のドイツ排水課徴金をモデル化した料率格差モデルで考える。

今、通常料率が汚染単位当たり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。このときの課徴金料率の構造は図6の  $aefh$  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。それにとまって割引料率も20マルクに引き上げられるから ( $\alpha=0.5$ )、料率構造は図の  $bfgi$  へと変化する。排出基準強化の場合は、料率是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  $acdh$  となる。

### 〈資源配分上の効率性〉

図6を見れば分かるように、料率引上げのケースでは全ての排出者に汚染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  $R_1, R_2$  以外の排出者には何の効果も及ぼさない。

図6



#### 〈所得分配上の効果〉

排出者  $R_2$  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操作による対応が、直接規制の強化に比べて所得分配上困難を伴っていることを意味する。

以上の結果は、Ewringmann および Gawel 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。もちろん直接規制の強化の方が確実に排出量を管理できるため、政策当局によって選好されたということもある。しかし重要なのは、料率の漸進的引上げは直接規制の強化よりも費用効率的な環境改善を可能にするが、それでは所得分配上の問題を発生させてしまう点である。それゆえ、政策当局は直接規制の強化に頼ることで所得分配問題の発生を回避しつつ政策目標を達成する、という手法を取ったのである。

#### 4. 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それとは異なったシステムになった。その理由は所得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、というのが本論文の分析結果である。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ことになった。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値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。

課徴金制度が複雑化し、その有効性が余り発揮できないのであれば、課徴金を廃止して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<sup>13)</sup>。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1/4になるという、図1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法によって大きく影響を受けたのである<sup>14)</sup>。

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<sup>15)</sup>。このような変化は、直接規制の

13) 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。

14) Hoffmann und Ewringmann (1977)を参照。

15) ベルリン州環境庁次官ヴィッケ氏からのヒアリングによる。



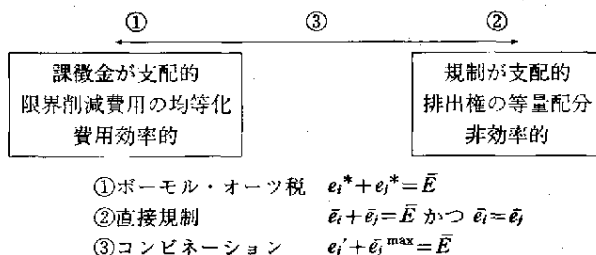
もとは困難であったという。日本では直接規制がそのような役割を担ったと言えるが、なぜドイツではそれが不可能だったのか。これは、今後日独における直接規制の比較研究を要する問題である。

#### 5. 経済学における直接規制評価の再検討

以上の分析は、経済学がこれまで理論で想定してきたような経済的手段のみによる汚染制御が、極めて困難なことを示した。そうであるならば、環境政策における直接規制の役割を、経済学の観点から再検討する必要がある。

総量規制  $\bar{E}$  を実現する政策には純粋直接規制と純粋課徴金政策を両極端として図7のようにさまざまなヴァリエーションが存在する。ポーモル・オーツ税 (①) は、もっとも費用効率的な政策であるのに対して直接規制とは、個々の排出者に対して排出権を完全に等量配分する政策 (②) を指す。③は、社会的安全を確保するために、個々の排出源に対して排出の最大許容量を設定する政策手法を指す。③の場合、①に比べて費用効率が犠牲になる分、汚染の制御がより確実になるが (図1参照)、ドイツ排水課徴金制度における直接規制の役割の1つはまさにこのようなものであると考えられる。一般に総量規制の下で費用効率的な汚染制御を行おうとすれば、ポーモル・オーツ税が望ましいが、蓄積性汚染や大都市における集積汚染が発生する可能性のある場合には有効ではない。このように被害に関する不確実性が存在するもとは、Baumol

図7



and Oates [1988] および Weizman [1974] が証明したように、経済的手段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。ドイツの排水課徴金制度は重金属を課徴金の制御対象にしているので、ドイツの課徴金制度が費用効率性を多少犠牲にしても、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、窒素・リンなど蓄積汚染の可能性がない物質の制御ではポーモル・オーツ税を適用する条件が満たされていると言える。

#### IV 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、経済的手段に関するこれまでの「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。ドイツ排水課徴金のように、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。

環境政策に関する経済学の議論は最適汚染水準の達成から、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。パレート最適ではなく、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現実的になり、実際の環境政策に一定の影響を及ぼす条件ができた。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、以下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に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や、費用効率性の達成のみ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の防止があり、加えて政策実行の際には所得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比較劣位にあるとして決着がついたので、以来それ以上の分析を行う必要性はないと暗黙に認められてきた。しかし、現実にはこの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のである。

今後の経済学の課題は、単一の政策手段分析をそのまま実際に実施されている経済的手段の分析に当てはめ、現実が理論から乖離している、と結論づけてしまうことではない。むしろ積極的にポリシーミックス分析を行うことで、現実の経済的手段の実態をより合理的に解明し、そこで得られた知見をもとに経済理論をさらに発展させていくことが重要であろう。

#### 参考文献

- Baumol, William J. and Oates, Wallace E. "The Use of Standard and Prices for the Protection of the Environment": *Swedish J. Econ.*, (1971), 73 (1), pp. 42-54.
- Baumol, William J. and Oates, Wallace E.: *The Theory of Environmental Policy* (1988).
- Cropper, Maureen L. and Oates, Wallace E. "Environmental Economics: A Survey": *J. Econ. Literature*, Vol. xxx (1992), pp. 675-740.
- Dales, John Harkness: *Pollution, Property and Prices* (1968).
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: *Die Abwasserabgabe; 2. Sondergutachten* (1974).
- Ewingmann, D. und Hansmeyer, K.-H. "Der Stand der Diskussion bei den markt-

- steuernden Instrumenten der Umweltpolitik. Der Sicht der Wissenschaft": *Informationen zur Raumordnung* (1992), S. 81-95.
- Gawel, Erick: *Umweltpolitik mit gemischtem Instrumenteinsatz* (1991).
- Hansmeyer, Karl-Heinrich. "Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips": Otmar Issing(Hrsg.), *Öffentliche Probleme der Umweltpolitik* (1976).
- Hansmeyer, Karl-Heinrich. "Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes": Kurt Schmidt(Hrsg.), *Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II* (1989).
- Hoffmann, V. und Ewringmann, D.: *Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf Investitionsplanung und -abwicklung in Unternehmen, Gemeinden und Abwasserverbänden* (1977).
- OECD: *Economic Instruments for Environmental Protection* (1989).
- Roberts, Marc J. and Spence, Michael. "Effluent Charges and Licenses under Uncertainty": *J. Public Econ.* (1976), 5 (3)(4), pp. 193-208.
- Treunat, Eckhart: *Abwasserabgabengesetz. Untersuchung über wasser-wirtschaftliche Zusammenhänge* (1986).
- Weizman, Martin L. "Prices vs. Quantities": *Rev. Econ. Stud.* (1974), 41 (4), pp. 477-491.
- 岡敏弘・諸富徹: 「ドイツ排水課徴金」, 【経済セミナー】 [1995] 6月号, 92~98ページ.