

環境経済論の最近の展開 第2部

(Recent Development in Environmental Economics, Part 2)

久保庭真彰 編

目次

はじめに v

久保庭眞彰(一橋大学経済研究所)

環境・経済統合勘定(SEEA)をめぐって 1

作間逸雄(専修大学経済学部)

自動車交通の社会的費用とその負担のあり方
～自動車メーカーの機能と役割を中心に～ 9

水谷洋一(静岡大学人文学部)

産業廃棄物不法投棄の経済分析 23

阿部新(一橋大学大学院経済学研究科)

「環境意識」の観点から見たタイにおける環境破壊
その原因に関する一考察 77

堀内千花子(一橋大学大学院経済学研究科)

はじめに

この論文集は、環境経済論のフロンティアを形成する4本の論文から成り立っている。

第1論文は、国民勘定の第一人者である作間逸雄教授(専修大学経済学部)によって執筆された。本論文は、環境・経済統合勘定(SEEA)に関する一橋大学大学院セミナー報告のために準備されたものである。

水谷洋一助教授(静岡大学人文学部)によって執筆された第2論文は、社会的費用概念の再規定に基づき、日米等における自動車交通の社会的費用とその負担のあり方を、自動車メーカーの機能と役割を中心にして論じた試論である。

作間氏と水谷氏の論稿は、非常勤講師として、一橋大学経済研究所米欧ロシア経済部門におけるサテライト勘定ならびに環境経済に関する2001年度共同研究に参加した研究成果の一端を形成している。

阿部新氏(一橋大学大学院経済学研究科)による第3論文は、産業廃棄物不法投棄現象について事実確認作業を行った後に、不法投棄を駆逐するためには、排出事業者-処理業者間を覆う制度設計をいかに行えばいいかという問題を、最近の契約理論等に依拠して数学的に検討した興味深い試論である。

堀内千花子氏(一橋大学大学院経済学研究科)の執筆した第4論文は、アジア経済研究所の実施したタイにおける環境意識調査結果について内部矛盾を率直に指摘し、さらに環境意識の低さの原因を各種のモデルに関するサーベイを行う中で明らかにすることを試みている。

阿部・堀内両論文は両氏の一橋大学大学院修士論文の要約版として作成されたものであるが、着想が斬新であると同時に論旨も優れており、学界への貢献度が小さくはないと判断し、ここに収録することにした。

本論文集が環境経済論の展開に関心をもつ学者・研究者の方々のお役に立てば編者として幸いである。なお、この邦文論文集は先に刊行された英文論文集(Part 1)の続編(Part 2)として編集された。共同研究にあたって経済研究所長リーダーシップ経費の支援を受けたことに謝意を表したい。

2002年3月

久保庭 真彰

環境経済論の最近の展開 第2部

Recent Development in Environmental Economics Part 2

環境・経済統合勘定（SEEA）をめぐって

作間逸雄

専修大学経済学部

環境・経済統合勘定 (SEEA) をめぐって

専修大学 経済学部
作間逸雄

1. 国民経済計算・SNA・93SNA

国民経済計算 (national economic accounting) とは、勘定システムの枠組みの中で経済の営みを記録することに関する研究。経済学の一分野であるとともに、経済統計学の一分野でもある。ケインズおよびフリッシュによって創始されたとされている。マクロ経済学の中核にある諸概念を、それらの間に恒等関係 (たとえば、 $I = S$ 、貯蓄投資差額 = 経常収支) が存在することに注意を促しながら、提供する。また、実証的経済理論の反証に用いられうるデータの供給源 (のもつ枠組み) でもある。

SNA (System of National Accounts) 国民経済計算統計を作成する際に準拠される国際的な基準。1952年に国際連合が提示した (「旧 SNA」, 52SNA ないし 53SNA)。その改訂版が 1968年に提示された (「新 SNA」, 68SNA)。最新の SNA は、1993年に国連をはじめとする 5つの国際機関によって提示された (「93SNA」)。国民経済計算のサブ・システム間の整合性 (たとえば、国際収支統計と国民勘定との間のそれ) が飛躍的に増進した。

なお、内閣府経済社会総合研究所国民経済計算部で作成されているわが国の国民勘定統計 (『国民経済計算年報』, 『四半期国民所得統計速報』等) のことを国民経済計算ないし SNA と呼ぶことがある。ちなみにわが国の国民勘定統計は、78年より新 SNA 準拠、00年より 93SNA 準拠。66年以降の国民所得統計は、旧 SNA と呼ばれることもあるが、旧 SNA ではなく、OECD の標準体系に準拠したものであった。

2. 93SNA のサテライト勘定としての SEEA

93SNA では、中核体系 (伝統的国民勘定) の継続性・国際比較可能性を保ちながら、各国独自の政策課題・分析課題に対応する柔軟性 (flexibility) を拡大するいくつかの工夫が見られる。そのひとつがサテライト勘定であり、中核体系を損なうことなく社会的関心領域に限定された勘定フレームを作成する。その際、そうした関心に即して、中核分類と中核概念を柔軟に変更することが許される。ただし、中核データとの関係 (たとえば、中核概念をどのように調整すれば、サテライト概念になるかがユーザーに伝達されている必要がある。) SEEA (SNA Satellite System for Integrated Environmental and Economic Accounting) では、コア・モジュール方式が採用され、コアとしての 93SNA 中核に対象範囲や評価に関するモジュールがつけくわえられる。したがって、SEEA は、さまざまなバージョンをもつ (第 1 図)。

3. キー概念としての「持続的発展」を潜在能力 (ケイパビリティ) によって定義する
潜在能力 (ケイパビリティ、セン『福祉の経済学』1985年) の導入
記号

x_i 個人 i が所有する財および提供されたサービスのベクトル。

X_i すべての x_i の集合。「権原 (エンタイトルメント)」。

$d(\cdot)$ 財・サービスのベクトルを特性ベクトルに変換する「特性関数」。

$f_i(\cdot)$ 個人 i が、その財・サービスの特性ベクトルから「機能」のベクトルを対応させる「利用関数」。個人 i が実際に行ないうる財の利用パターンを反映する。

$F_i =$ 個人 i が実際に選択可能な利用関数 $f_i(\cdot)$ の集合。

$b_i = f_i(c(x_i))$ 特定の利用関数を選択して、ひとが財・サービスベクトル x_i を用いて達成する機能 (functioning)。ひとがなしうること、なりうるもの。ひとのありさま。

「ひとはその財がもつ特性に対して支配権を確立できる。例えば、食物を所有することにより、ひとは飢えをしのご、栄養を摂取し、食べる楽しみを得、社交的な集りを支援するといった、食物がもつ諸特性を入手できるのである。しかし、財の特性はそれを用いてひとがなにをなしうるかを教えてくれない」(『福祉の経済学』、21 頁)。

栄養は行き届いているか、服装はきちんとしているか、移動能力は備わっているか、コミュニティの生活に役割を果たしているかなど。

$h_i(\cdot) =$ 個人 i が達成する機能に関連づけられた「幸福関数」。 $u_i = h_i(f_i(c_i(x_i)))$ は、ひとの享受する幸福である。

$v_i = v_i(f_i(c(x_i)))$ 「評価」。センによれば、生き方の<評価>とその生き方が生む<幸福>の測定とは2つのまったく異なる作業である。センは、両者の混同を現代経済理論の普遍的傾向(『合理的な愚か者』という書名は、そのことをあらわしている)として批判する。「福祉」(well-being)とは、ひとのありさまの評価である。

$Q_i = \{b_i \mid \text{ある } f_i(\cdot) \in F_i \text{ とある } x_i \in X_i \text{ に対して } b_i = f_i(c(x_i))\}$ 個人 i の「ケイパビリティ」(capabilities、潜在能力)。財の特性を機能に変換する個人的特徴 F_i と財に対する権原 X_i が与えられたもとで個人 i が機能の選択に関してもつ自由度。「生き方の幅」。集合 Q_i をこれらのパラメーターが与えられたもとの個人 i の「ケイパビリティ」(capabilities、潜在能力)と呼ぶ。

財・サービス 特性 機能 $\left\{ \begin{array}{l} \Rightarrow \text{幸福 (効用)} \\ \Rightarrow \text{評価} \end{array} \right.$

持続的発展を世代の代表的成員のケイパビリティ集合の持続的拡大によって定義する。

$$Q_i \subseteq Q_j$$

ここで、第 i 世代より第 j 世代が後世代である。

4. 物量勘定 (physical accounts) \ 貨幣勘定 (monetary accounts) の双方が S E E A に含まれている

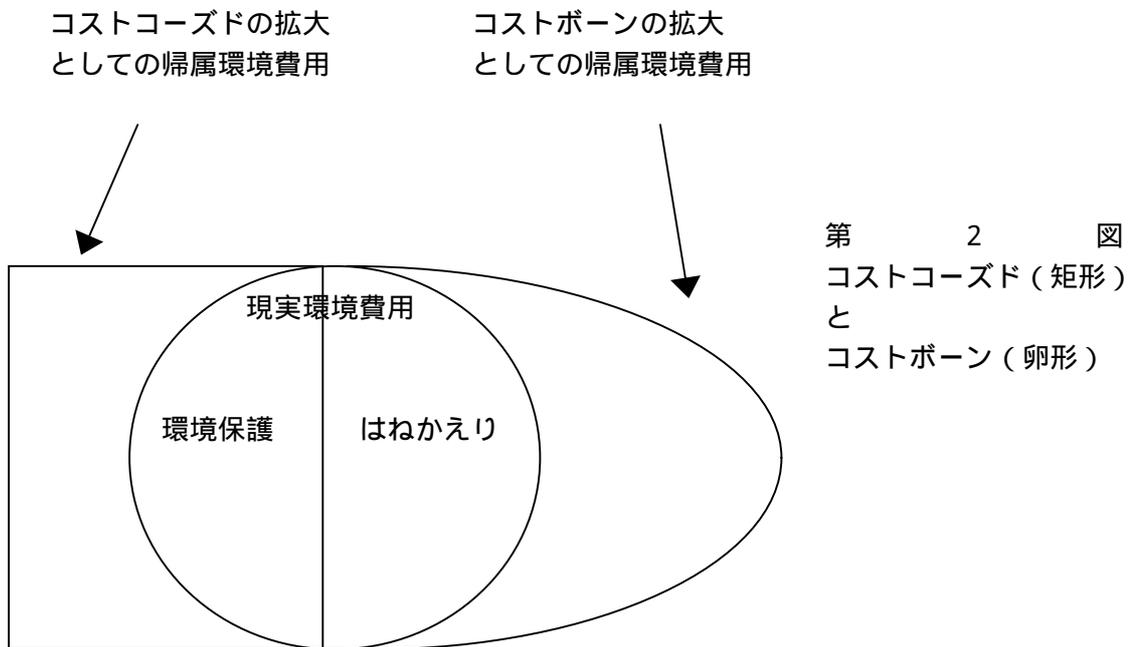
『勘定』の持つ力は、統計の整合性をつねに確認しながらデータを蓄積していく枠組みを与えてくれることである」(古井戸)から、勘定 = 貨幣勘定であるわけではないが、物量勘定には、限界がある。「物的データは、環境と経済とのつながりを説明するために必要であるが、これだけでは十分なものではない。物的な数値をあつかうことは、膨大なデータの山を築くことに終始し、その(経済的、非経済的)意義に関する一般的結論に至らない、という危険を伴う」(『SEEA 暫定ハンドブック』25 段)し、政策形成支援データとしては、貨幣評価は不可欠である。

5. アクティビティの拡張と SEEA の諸概念の導入

$$\begin{pmatrix} +a_1 \\ -a_2 \\ \vdots \\ -a_n \\ +a_{n+1} \\ \pm a_{n+2} \\ \vdots \\ \pm a_{n+m} \end{pmatrix} \Rightarrow \begin{pmatrix} +a_1 \\ -a_2 \\ \vdots \\ -a_n \\ +b_{n+1} \\ \pm b_{n+2} \\ \vdots \\ \pm b_{n+m} \end{pmatrix} \quad \begin{pmatrix} +a_1 \\ -a_2 \\ \vdots \\ -a_n \end{pmatrix} \text{は、通常の意味でのアクティビティ}$$

$+a_{n+1}, \pm a_{n+2}, \dots, \pm a_{n+m}$ がすべて 0 であれば、「ゼロ・エミッション・アクティビティ」

$+a_{n+1}$ は、廃物（レジデュアル）の排出。人工・自然資産の直接的減耗（乱獲）や劣化（土地の不適切な利用）は、 $\pm a_{n+2}$ 以降に、自然に放出された廃物による間接的影響（+直接的影響）は、 $\pm b_{n+2}$ 以降に。環境の変化から「はねかえり」と呼ばれるタイプの費用が発生する。資産価値の損失は、 $\pm b_{n+2}$ 以降に含まれているが、被害を受けた家計・企業の防衛的支出は、上では表示されていない。



環境費用は、現実環境費用と帰属環境費用からなる。

環境悪化（environmental deterioration）を引き起こしそうなアクティビティー、あるいは引き起こしたアクティビティーに関する環境費用（環境保護費用）をコストコースドという。問題のあるアクティビティーに対する末端処理装置の設置（稼働）に関わる費用や設置しなかったことに起因する環境悪化に対する帰属された費用である。

アクティビティ（や人間）がそれ自身に原因があるかどうかにかかわらず、環境悪化の影響を受けること、あるいは、その可能性に関連して負担された環境費用のことをコストボーンと呼ぶ。それは、環境保護費用であるほかに、自他の経済主体の行動が環境に及ぼした影響からのはねかえり費用でありうる。

コストコースドとコストボーンの共通部分は、そのアクティビティ自身に原因があり、そのために影響を受けたり費用を負担したりする場合である。たとえば、鉱業による地下資源の行き過ぎた採取の場合がそうであるし、環境の悪化（劣化）を事前に防止するための現実の費用は、潜在的悪化に責任のある産業によって負担されているであろうから、この部分もコストコースドでありかつコストボーンである。

はねかえり費用の例は、転居によって被害を＜回避＞したり、騒音軽減のために二重窓をとりつけて影響を＜遮断＞したりする費用、あるいは、被害が生じてしまった場合に、＜損害に対処＞するための費用、例えば、追加的医療費などである。大気汚染などによる固定資産（たとえば、航空機）の減耗の増大、酸性雨の損害を受けた歴史的記念物を修繕する費用などがある。このような現実のコストボーンである場合以外に、帰属されたコストボーンであるはねかえり費用がある。土壌浸食や汚染による影響を受けた資産の市場価格の減少。景観と生態系の劣化や環境媒体の汚染が家計に与える影響。後者は、仮想市場評価法（contingent valuation method、CVM）により評価される。

コストコースドもコストボーンも減耗費用と劣化費用とに分類される。減耗（depletion、消耗）は、環境の数量的使用、劣化（degradation）は、環境の質的使用と言い換えることができるが、前者は、たとえば、生物資産の再生能力を超えた利用であり、資産の数量（quantity）を減少させるものであるが、後者は、たとえば、レジデュアルの排出や不適切な土地利用による土壌の質の低下のように、資産の質（quality）を低下させる。復元費用は、政府の現実環境費用（コストボーン）として記録されるほか、マイナスの帰属環境費用として、コストコースド、コストボーンの双方に記録される。産業・家計の復元費用は、明示的には記録されない。

コストコースドとしての帰属環境費用は、維持費用（maintenance costs）により評価される。

以下のような手続きにより維持費用の推計が行なわれるであろう。

- 1) 経済活動に起因する自然環境の物的な変化を記述する。
 - 2) これらの物的変化によって、どの程度自然環境が量的に減耗し、質的に劣化したかを分析する。
 - 3) これらの減耗や劣化を回避するために監視する必要がある量的または質的な基準を決定する。
 - 4) 決められた基準を満たしうる活動を選択する。
 - 5) これらの活動のための費用を算定する。
- 上記3)が持続可能な発展の視点から政策的に定められるべきものであるとしても、4)の段階でいくつかの選択肢が残る。
- 1) 問題の経済活動の縮小ないし停止。
 - 2) 経済活動の産出（outcomes）の代替。消費パターンの変更を含む。
 - 3) 新技術の導入などによる、経済活動の投入の代替。
 - 4) 問題の経済活動の基本的部分に変更せずに、たとえば、終末処理技術 end-of-pipe technology の導入による環境悪化防止策を実行すること。
 - 5) 環境の復元。問題の経済活動の環境インパクトの軽減手段の実行。

維持費用としての帰属環境費用は、環境負荷の直接的な原因となるアクティビティーに計上される。直接的責任を問題にして、最終的責任を問題にするものではない。熱帯雨林の過剰伐採は、木材の輸入国である日本の環境費用としてではなく、輸出国の責任としてアカウントされる。

維持費用は、非線形であると考えられるが、現実の推計でそのことを考慮するのはむずかしい。

維持費用は政策形成を支援するデータとして有用であるが、時系列の作成において、技術や知識の想定をめぐって、意味づけの困難さがある。

枯渇性の地下資源に対しては、「ユーザーコスト法」が用いられるが問題が大きい。ユーザーコスト法とは、地下資源の生産額（R）の一部をその資源が枯渇した後にも同様の所得（X）が得られるように他に投資すると仮定して、RとXの差額（ユーザーコスト、 $R - X$ ）を帰属環境費用とする方法。

$$R - X = \left[\frac{1}{(1+i)^n} \right] \times R$$

家計の消費に伴う帰属環境費用は、産業に移項（shift）される。生産境界の拡大の先取りである。1998年公表分の企画庁推計の移項の取扱には問題がある。

6. SEEAバージョン .2 は、「環境規制を組み込んだ経済勘定」

SEEAバージョン .2の環境・経済統合勘定を作成するプロセスは以下になるであろう。

まず、目標の達成に必要な「規制」を選択する。たとえば、大気中のSO_xに対して環境基準が作られるならば、火力発電所に脱硫装置を設置して運転することが「規制」として定められるかもしれない。場合によっては、ある種の経済活動の停止が要請されることもあるだろう。その上で、そのような規制が導入された場合の当該経済の営みのイメージが提示されなければならない。このことは、前者の場合、いわゆる“end-of-pipe technologies”を、後者の場合、もとのアクティビティーの産出と投入を逆にしたものを、表のモデルに付け加えることを意味する。この付加的アクティビティー部分（後者の場合、アクティビティーとはいえないが）の金額表示が「帰属環境費用」である。このように、SEEAバージョン .2は、「環境規制を組み込んだ経済勘定」であると解釈することができる。もっとも、規制を行なうことに伴う波及効果（価格面、物量面）が捉えられているとはいえないから、それは、近似であり、いわば簡便表現とでもいうべきものであろう。SEEAバージョン .2の実施は、当局の規制（介入）責任の確認という意味をもつことが強調されるべきである。

通常の付加価値（純）から帰属環境費用を差し引くとエコ付加価値、それを経済全体について合計すれば、エコ国内生産物、いわゆるグリーンGDPが得られる。ただし、グリーンGDPには、ほとんど意味はない。意味があるのは、帰属環境費用の大きさである。グリーンGDPは、通常の意味のGDPに取って替わるものではない。従来GDPの増加として捉えられていた経済成長を、グリーンGDPのタームで考えればよい、などと言うのは正しくない。むしろ、このような置き換えは、環境破壊を推し進めてしまうイデオロギーとなりかねないであろう。

参考文献

United Nations (1993) Handbook of National Accounting *Integrated Environmental and Economic Accounting* Interim Version . (Sales No. E.93. XVII.12 ST/ESA/STAT/SER.F/61, 邦訳『国民経済計算ハンドブック 環境・経済統合勘定』経済企画庁経済研究所国民所得部、1995年3月。)

作間逸雄「わが国における環境・経済統合勘定の開発とその課題」『専修経済学論集』第31巻第3号、1997年3月。

環境経済論の最近の展開 第2部

Recent Development in Environmental Economics Part 2

**自動車交通の社会的費用とその負担のあり方
～自動車メーカーの機能と役割を中心に～**

水谷洋一

静岡大学人文学部

【目次】

はじめに	11
1. 自動車交通の社会的費用：その内容と規模	12
(1) 社会的費用の定義と分類	12
(2) 自動車交通の社会的費用の推計	13
2. 自動車交通の社会的費用の負担のあり方	15
(1) 社会的費用と PPP	15
(2) 自動車交通における汚染者	16
3. 自動車メーカーによる社会的費用の負担のあり方	17
(1) 自動車という商品の特性	17
(2) 自動車メーカーが負担すべき社会的費用	18
おわりに	20
<参考文献>	21

自動車交通の社会的費用とその負担のあり方 ～自動車メーカーの機能と役割を中心に～¹

水谷 洋一²

はじめに

昨年（2001年）12月、「東京大気汚染公害訴訟」（第1次提訴）の審理が、東京地方裁判所で結審した。

この訴訟は、東京都内ほぼ全域に居住する住民ら518名（第1次提訴102名）が、自動車からの排出ガスが原因で気管支ぜんそくなどの呼吸器系疾患に罹患したとして、自動車メーカー7社、道路管理者である国・東京都・首都高速道路公団、公害規制権限者である国・東京都に対して、損害賠償（計約120億円、第1次分は約22億円）および排出差し止めを請求したものである。1996年5月に第1次提訴がなされ、その後、第4次提訴にまでいたっている。今年の夏には、今回結審した第1次提訴分の判決が言い渡される予定である。

これまで自動車排出ガスが問題となった主要な大気汚染公害訴訟としては、西淀川訴訟、川崎訴訟、尼崎訴訟、名古屋南部訴訟があったが、これらはみな、工業地域に立地する特定の企業とそこを通過する特定の幹線道路の管理者を被告として、比較的狭い地域で過去に生じた大気汚染をめぐって争われたものであった。今回の東京訴訟では、東京都下という広い地域で現在も生じている大気汚染が問題とされており、さらに、道路管理者だけでなく、自動車メーカーや排出ガス規制権限を有する国、交通規制権限を有する東京都（都公安委員会）も被告とされている点に大きな特徴がある。つまり、東京圏・大阪圏・名古屋圏等の大都市部において現在「ふつうに」生じている問題を対象として、自動車交通に関与している主体がほぼすべて被告となっているのである。

さて、上記のような特徴をもつ東京訴訟は、いわゆる「自動車交通の社会的費用論」にも大きな課題を提起するものであった。なぜなら、この訴訟では、自動車交通という経済活動が大気汚染などを通して第三者あるいは社会全体に負担を強いている膨大な社会的費用の発生責任と、それを誰がどのように負担すべきかが問われているからである。

そこで本稿ではまず、自動車交通の社会的費用の内容と規模を考察した後、自動車メーカーの機能と役割に焦点をあてて、その負担のあり方について検討していきたい。

¹ 本稿は、水谷洋一 [1997]をベースとして、その未整理で不正確な部分を修正するとともに、新たな考察を若干追加してまとめたものである。

² 静岡大学人文学部助教授（環境政策）E-mail: YoichiM@hss.shizuoka.ac.jp

1. 自動車交通の社会的費用：その内容と規模

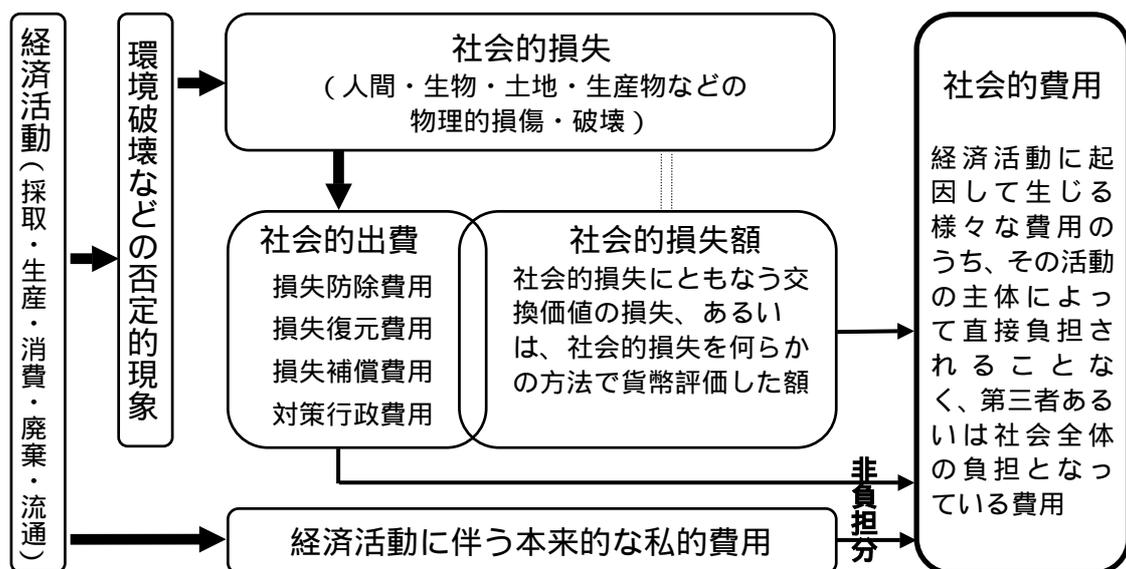
(1) 社会的費用の定義と分類

「社会的費用」という概念は、これまで経済学が公害・環境問題にアプローチする際、極めて重要な概念として多用されてきた³。しかし、その定義や意味内容は曖昧で未整理な場合が少なくない。

社会的費用論の代表的論者の一人である寺西俊一氏（寺西 [1984]）は、環境破壊による否定的現象は、まず人間・生物・土地・生産物などの物理的損傷・破壊として現れ、それらは経済学的に言えば「使用価値」カテゴリーに属する問題だとして、これを「社会的損失」と把握している。そしてその上で、それにもなう交換価値の損失額、あるいは、何らかの方法で社会的損失を貨幣評価したものを「社会的損失額」としている。また、社会的損失の存在は、それが放置・無視し続けることのできない問題として社会的に認知される程度に応じて、それに対処するための様々な形態での諸費用、すなわち、損失予防対策費、損失緩和対策費、損失復元対策費、損失代償対策費、損失対策行政費、を発生させているとして、これを「社会的出費」と位置づけている。つまり寺西氏は、それまで社会的費用概念に含まれていた曖昧な諸要素を、「社会的損失額」と「社会的出費」に整理したのである。

筆者は、「社会的費用」の本質は、それが不当に第三者あるいは社会全体の負担となっていることにあるとの認識から、社会的費用を「経済活動に起因して生じる様々な費用の

図1 社会的費用の定義と要素



³ 社会的費用論についての主な研究としては、宮本 [1989]、吉田 [1980]、寺西 [1983]・[1984]、Kapp [1950]、Michalski [1965]などを参照。

うち、その活動の主体によって直接負担されることなく、第三者あるいは社会全体の負担となっている費用」であると、幅広く負担関係から定義することがもっとも適切だと考えている。このような定義にたつならば、1)寺西氏が指摘する社会的損失額と社会的出費の大部分（原因者による非負担分）と、2)これと同様のメカニズムで生じている他の否定的現象にかかわる社会的損失額と社会的出費、および、3)本来的には純粋な私的費用であるにもかかわらず、私的には負担されていない費用、の3つが社会的費用に含まれる。筆者なりに社会的費用の定義と要素を整理すれば、図1のようになる。

（２）自動車交通の社会的費用の推計

それでは、自動車交通という経済活動に起因する社会的費用は、具体的にどのような内容を持ち、どのくらいの規模なのであろうか。

ワシントン D.C.にある世界資源研究所(WRI)の研究(Mackenzie *et al.* [1992])によれば、自動車交通に関連して生じている費用のうち、自動車ユーザーによって直接負担されることなく、第三者あるいは社会全体の負担となっている費用は、アメリカでは年間3000億ドル（アメリカの国内総生産の約4.3%）以上にのぼると推計されている⁴。表1はこの研究の結果をまとめたものであるが、ここで社会的費用とされている項目のうち、～は社会的出費であり各経済主体ないしは原因者によって負担されていないもの、～は社会的損失を貨幣評価したもの、～は本来的には私的費用であるにも関わらず各経済主体ない

表1 アメリカにおける自動車交通の社会的費用の試算例（1989年，単位：10億ドル）

自動車ユーザーが負担していない費用（自動車交通の社会的費用）	306.5
地方行政サービス（警察・救急サービス、一般道路維持経費など）	68.0
駐車費用（公共施設や職場などでの無料の駐車場利用）	85.0
石油資源の確保（石油備蓄および中東関連の軍事支出）	25.3
交通事故（政府および歩行者などの第三者によって負担されている遺失所得・医療費など）	55.0
大気汚染（オゾン汚染による人体・農産物の被害など） ¹⁾	10.0
地球温暖化（自動車からのCO2排出量を1990年レベルに抑制することを想定した場合の炭素税の税収）	27.0
騒音（不動産価値の低下）	9.0
道路整備費（一般税収からの支出分）	27.2
自動車ユーザーが負担している費用（自動車交通の私的費用）	144.3
燃料税などの自動車関連税	44.3
交通混雑（燃料消費増、時間の損失、保険料増大、貨物配達遅れなど）	100.0

出所) Mackenzie *et al.* [1992]より作成。

⁴ この研究では、大気汚染に関連する費用の中に、慢性呼吸器系疾患、一酸化炭素汚染に起因する急性疾患、酸性雨による森林被害などは含まれていない。他のいくつかの研究によれば、これらを含む大気汚染の費用は1000億ドルを上回ると推計されている(Litman [1995]参照)。

しは原因者によって負担されていないもの、である。なお、交通交雑による損失がすべて自動車ユーザーによって私的に負担されている費用と分類されている点に特徴がある。

同様の研究は、自動車交通による膨大な社会的費用を認識しはじめている多くの国々でもおこなわれている。フランスの環境経済学者 Quinet は、ノルウェー、スウェーデン、オランダ、ドイツ、フランス、イギリスなどのヨーロッパ諸国におけるこれまでの研究をまとめ、これらの国々では、自動車交通の社会的費用は各国の GDP の 4～6%（大気汚染による費用：0.4%程度、騒音による費用：0.3%程度、交通事故による費用：1.5～2%程度、交通渋滞による費用：2～3%程度）にのぼると推計している（Quinet [1994]）。

日本では、1970年代に自動車交通の社会的費用についての推計例がいくつかあったものの⁵、最近の研究はごく少ない。

多田ほか [1993]は、全国のマイカー（自家用乗用車）の 10%が公共交通（鉄道とバス）にシフトしたと仮定したとき、それによって節約される費用として、エネルギー消費、二酸化炭素の処理費、交通渋滞などでの遺失時間、必要土地面積、交通事故などを検討した結果、自動車交通の社会的費用を年間 17 兆 7269 億円、マイカー（自家用自動車）1 台当たり年 640 万円（1985 年）と推計している。

また、杉田 [1991]は、かつて宇沢[1974]が推計を行ったと同様の手法で、自動車交通を低公害化するための費用として、東京都内の各道路を両側に 4 メートルずつ拡張するための用地費と、歩道・緩衝地帯の整備費を試算した結果、自動車交通の社会的費用を年間 345 兆円、自動車 1 台当たり 7790 万円（1990 年現在、ただしこれは、総額を 1990 年度末の都内登録自動車台数で単純に除した数値）と算出している。

最近の兒山・岸本 [2001]の研究では、欧米先進国における外部費用研究⁶において標準的に用いられている手法により、日本ではじめて本格的に自動車交通の社会的費用の試算を行っている。表 2 はその結果をまとめたものであるが、日本における自動車交通の社会的

表 2 日本における自動車交通の社会的費用の試算例 [単位:億円]

	高位推計	中位推計	低位推計
大気汚染（健康影響）	117,361	82,804	50,041
地球温暖化	180,383	22,625	559
騒音	85,070	58,202	21,981
交通事故（支払い保険料は差し引く）	50,168	50,168	50,168
道路整備費（自動車ユーザーによる非負担分）	50,706	50,706	50,706
交通混雑（時間損失）	120,000	60,000	24,000
計	603,688	324,505	197,455

出所) 兒山・岸本 [2001]より作成。

⁵ たとえば、宇沢[1974]および今野ほか [1979]を参照。

⁶ European Commission [1995]、Maddison et al. [1996]、ECMT [1998]、INFRAS/IWW [2000]などを参照。

費用は、総額で年間 19 兆 7455 億円～60 兆 3689 億円、GDP の 4.0%～12.3%と推計されている。ここで社会的費用とされている項目は、～ および は社会的損失を貨幣評価したもの、 は本来的な私的費用うち各経済主体ないしは原因者によって負担されていないもの、である。 の交通事故による社会的損失額から自動車ユーザー等によって支払われている保険料額を差し引いている点、および、社会的出費がまったく推計されていない点に特徴がある。

2 . 自動車交通の社会的費用の負担のあり方

(1) 社会的費用と PPP

さて、上記のような自動車交通にかかわる膨大な社会的費用は、誰によって負担されるべきなのであろうか。

公害・環境破壊にかかわる費用の負担原則として、現在国際的に認知されているものに、「汚染者負担原則 (PPP)」がある。PPP は、1972 年と 1974 年の OECD (経済協力開発機構) 理事会勧告の中で提起された原則で、汚染防除費用を第一次的に汚染者に負担させるといふ統一した国際ルールを確立することによって、資源配分の適性化と国際貿易上の歪みの是正をはかろうとするものであった。

しかし日本では、過去の公害経験と当時の公害問題の現実に鑑み、汚染防除費用だけでなく、被害救済や環境復元のための費用をも汚染者に負担させる原則として、PPP が発展してきた。

中央公害対策審議会費用負担部会答申「公害に関する費用負担の今後のあり方について」(1976 年 3 月)は、汚染者が負担すべき費用の範囲について、次のように述べている。

「その (OECD の PPP の - 引用者) 目的は環境資源の稀少性を財及びサービスの価格に反映し国際貿易、投資にゆがみを生じないようにすることにあり、汚染者が負担すべき費用は主としてフローとしての汚染を防止するための費用 (汚染防除費用) を対象としている。また、我が国においては、環境復元費用や被害救済費用についても汚染者負担の考え方が採り入れられている。これは、我が国における深刻な公害問題の経験と反省に基づくものであり、今後とも、汚染者が負担すべき費用の範囲は、汚染防除費用に限定することなく広く理解すべきである。」

このような日本型 PPP の考え方の妥当性と優位性は、日本における公害対策の歴史の中で実践的に証明され、他の OECD 加盟国においても、1980 年代以降、日本と同様の方向性をもった PPP の発展が見られる。現在国際的に認知されている PPP は、OECD の当初の PPP ではなく、日本型 PPP であるといつてよい。

さて、この PPP が対象としている汚染防除費用、環境復元費用、被害救済費用は、上記の社会的費用の定義においては、公害・環境破壊にかかわる社会的出費の範疇に分類されるものである。しかし、交通事故のような同様のメカニズムで生じている他の否定的現象

にかかわる社会的出費の負担原則としても活用しうるであろう。また、ある程度の照応関係が認められれば、対策行政費についても PPP を適用することに何ら問題はない。したがって、筆者は、社会的費用の一構成要素である社会的出費全体について、PPP をその負担原則として定立することが可能であると考ええる。

ただし、社会的費用のもう一つの構成要素である社会的損失については、その負担問題を検討することは、一部の場合（社会的損失にともない損傷・破壊された可逆的な交換価値部分だけを補償する場合）を除いて不可能である。なぜなら、現実には発生している社会的損失とは、各種の社会的出費が支出され、一定の対策が実施されているにもかかわらず、それが不十分・不適切であることから不可避免的に生じ、第三者あるいは社会全体の負担となっている使用価値の損失（ほとんどは不可逆的なもの）だからである。したがって、原因者等の他者が事後的にこれを負担することは原理的に不可能である。だからこそ、このような損失の発生が社会的に問題にされるのであろう。ただし、社会的出費のうち損失防除費用の規模は社会的損失のそれに大きな影響を与え、また、社会的損失の金銭的評価額は社会的出費のうち損失補償費用が潜在的にどれぐらいの規模にのぼるかを示唆しているという点で、社会的出費の負担問題は社会的損失のそれと密接に関係しているといえよう。

なお、企業が私的に使用する工場用地や工業用水、あるいは、自動車交通のための道路や関連設備、駐車場等が、当該企業や自動車ユーザーの負担ではなく、「公的資金」で建設・整備される場合、それは本来的には純粋な私的費用であるにもかかわらず、私的には負担されていない費用であり、社会的費用の一部である。だが、その負担原則は定義からいって自明であろう。

（２）自動車交通における汚染者

自動車交通の社会的費用の一構成要素である社会的出費について、PPP をその負担原則として定立する場合、「汚染者」とはいったい誰なのであろうか。

PPP をそのまま適用すれば、第一次の汚染者、すなわち、自動車交通の直接的主体である自動車ユーザー（自動車旅客・貨物運送業者および自家(社)用車のユーザー）ということになるだろう。しかし、自動車交通にかかわる社会的出費の負担を自動車ユーザーだけに強いることは、自動車交通という経済活動の実態に照らして公正であり、かつ、自動車交通の社会的費用の発生を防止・低減していく上で有効であろうか。

一般に交通は、「交通手段」とその「運行者」があって成立する活動である。そして、交通手段は「車両」「通路」「ターミナル」の３つから成り、また、車両を運行する者と運行を管理・制御する者とが別の主体であれば、運行者も２つの要素に分けられる。これを自動車交通にあてはめ、主体という観点から見れば、自動車メーカー、道路管理者、駐車場管理者、自動車ユーザー、公安委員会（交通警察）の少なくとも５者が自動車交通を成立させているのである。その意味で、自動車交通に起因する社会的損失についても、各

主体がそれぞれの機能と役割をもってその発生に関与していると考えられる⁷。

この点は、よく社会的費用の事例としてあげられる（そして当初 PPP が想定していた）工場公害による環境汚染の場合と大きく異なるところであろう。この場合は、汚染行為を成立させ、そして汚染を防除できるのは工場事業者だけである。しかし自動車交通の場合には、上記の 5 者（ないしは 4 者）が共同で汚染行為を成立させているのであり、また、適切な対策・措置等を行えば、いずれの 1 者でも汚染を防除できるのである。

3．自動車メーカーによる社会的費用の負担のあり方

（1）自動車という商品の特性

自動車メーカーが自動車交通に起因する社会的損失の発生に関与するのは、いうまでもなく、自動車という商品の製造・販売者としての機能と役割をもってである。したがって、自動車メーカーによる社会的費用の負担のあり方を論ずる前提として、自動車という商品の特性について、いくつか指摘しておきたい。

レシプロ内燃エンジンの特性

現在ほとんどの自動車に搭載されている「レシプロ内燃エンジン」（ガソリンエンジンおよびディーゼルエンジン）は、シリンダの中で燃料と空気の混合気を高圧・間欠爆発させ、その圧力エネルギーでピストンを押し、動力出力を得るという基本構造をもっている。しかし、その構造ゆえに、他の交通車両の推進機関に比して、次のような否定的な特性を有している⁸。

1) 高圧・間欠爆発を利用するため、窒素酸化物、一酸化炭素、炭化水素、粒子状物質などの大気汚染物質が排気中に多く含まれ、大きな騒音を発生させる。

2) 機械構造が複雑で、構成部品数が多く、またそれらの多くが摩耗部品であることから、使用過程において性能の劣化が起こる（排出ガスや騒音の増加、燃料効率の低下など）。

3) 燃料の燃焼により発生するエネルギーの多くの部分（25～60%程度）が正味の動力に転換されず、排熱として排気管および機関冷却装置から放出される。

つまり、レシプロ内燃エンジンを搭載した自動車は、ユーザーの使用方法に関わらず、相当程度の大気汚染物質と騒音を発生し、相当量の燃料を消費する。いいかえれば、自動車ユーザーにとっては、大気汚染物質や騒音を発生させないことや、機関熱効率を抜本的に向上させることは原理上不可能である。

⁷ ただし駐車場管理者は、自動車ユーザーまたは公安委員会、道路管理者と同一主体である場合が多く、また、社会的損失が発生している地域内に自動車交通の発着点がなければ、その発生に関与しているとはいえない面もある。

⁸ この箇所の記述は、高信直道氏からいただいたアドバイスに多くを負っている。記して感謝したい。なお、ありうべき誤りは当然すべて筆者の責任である。

自動車交通システムの安全性

交通事故の原因の大半は「スピード超過」「前方不注意」「操作ミス」といった、運転者の不適切・未熟な運転であると説明されることがたびたびある。しかし、事故が70万件も起こり、100万人近い人々が身体に損傷を負い、1万人以上の人々が命を落とす事態が毎年繰り返されているのに、それを運転者の責任に帰すことが果たして合理的であろうか。そもそも自動車は、安全性という点で次のような大きな否定的特性をもっているのである⁹。

- 1)自動車は、鉄道におけるレールのような厳密に管理された排他的な通路をもたないため、走行環境が安定していない。
- 2)自動車には、自動車相互の間および自動車と他の道路利用者との間を総合的・組織的に調整するシステムが欠如している。
- 3)上記1)・2)から、自動車の運転は複雑かつ困難で、本来それには高度な技術を要する。にもかかわらず、鉄道や航空機の場合と異なり、自動車運転者は一部の場合を除いて特殊な訓練を受けた専門家ではなく、「一般人」である。また、自家(社)用車の場合、運転管理も「一般人」である運転者自身に任されている。

これらの特性を考えれば、自動車による交通は潜在的にいかに事故の危険性が高いかわかるであろう。これは、車両としての自動車の特性というより、自動車交通システム全体の特性ともいえるが、そのコインの表裏の関係としての自動車の利便性、すなわち、機動性・随時性・大衆性は、自動車を大量生産・大量販売可能な「商品」たらしめている条件そのものでもある。

都市部・幹線道路への自動車交通の集中・集積

上記の2つは、いわば自動車の本質的特性であるが、「商品」としての自動車の特性は、さらにその通常の使用形態において判断することが重要である。

この観点からすれば、自動車交通は通常、都市部や幹線道路に集中・集積するものであるという事実は、極めて重要である¹⁰。なぜなら、都市部や幹線道路には自動車交通とともに、排出ガスも騒音も事故の危険も集中・集積するのであり、それは自動車という商品を生産・販売する者が当然考慮に入れなければならない「通常の使用形態」だからである。したがって自動車メーカーには、自動車を製造・販売する際、この「通常の使用形態」を想定して自動車の性能の適正さを判断することが求められるのである。

(2) 自動車メーカーが負担すべき社会的費用

さて、上記のような特性をもつ商品の製造・販売者としての機能と役割をもって、自動

⁹ この箇所の記述は、杉田 [1991], pp27-36 に多くを負っている。

¹⁰ 過去4半世紀(1970年~1999年度)にわたって、大都市部(6大都市圏)へは、日本における自動車交通の30%~38%(乗用車類:31%~38%,貨物車類:30%~39%)が集中している。運輸省大臣官房(運輸政策局)情報管理部「運輸経済統計要覧」各年版より。

車交通に起因する社会的損失に関与している自動車メーカーは、社会的費用をどのように負担すべきであろうか¹¹。これに関しては、前項までの考察から、少なくとも下記の2点が指摘できるであろう。

自動車メーカーは、自動車交通を成立させている他の主体とともに、自動車交通により発生している社会的損失の原因者（汚染者）といえる。したがって、PPP の考え方に即せば、この社会的損失に対処するために発生する社会的出費としての損失復元費用（大気中に放出された排出ガスの除去費用、遮音壁や環境施設対などの設置費用、交通安全施設の設置費用等）、損失補償費用（医療費、所得補償費、慰謝料等）、対策行政費用（警察・救急サービス費用など）等をすべて、単独または他の主体と共同で第一次的に負担すべきである¹²。

自動車の性能にかかわる事項は、自動車メーカーの機能と役割に帰すべきものであり、それにかかわる損失防除費用と対策行政費用は、自動車メーカーが第一次的に負担すべきである。また、車検システムや路上排出ガス検査など、自動車性能の劣化を抑止するための対策行政費用も、自動車メーカーが第一次的に負担すべきである。

なお、現行でも、排出ガス規制、騒音規制、安全性規制、燃費規制等の行政規制によって、自動車の性能にかかわる損失防除費用は自動車メーカーによって負担されているが、規制基準を達成しているからといって、上記のような自動車もつ性能上の問題点が解決され、社会的損失の発生が防除されるとは限らない。原理的には、自動車メーカーのみが規制基準を越えて自動車性能を適正なものたらしめる機能を有しているのであるから、自動車メーカーには、通常の使用形態において社会的損失をもたらさないよう、適正な性能をもつ自動車を製造・販売することによって、適正な損失防除費用および対策行政費用を負担すべきである¹³。

¹¹ 道路管理者がどのような機能と役割をもって自動車交通に起因する社会的損失に関与しているかについては、水谷 [1996]を参照。

¹² 「第一次的に負担する」ということは、「最終的に負担する」とことはまったく異なる。自動車メーカーが第一次的に負担した費用は、自動車メーカーの利潤や他の製造コストの削減によって、メーカー自身に負担される場合（消転）もあるが、自動車価格の引き上げによって自動車購入者に転嫁（後転）されたり、原材料・部品などの仕入れ単価の切り下げによってその供給者に転嫁（前転）されることもある。この場合、負担の帰着の公平性の問題が生じる可能性もあるが、経済過程に介入して最終的な負担者をあらかじめ確定することは不可能であろう。

¹³ 自動車メーカーが、 の適正な損失防除費用および対策行政費用を負担している場合には、自動車の通常の使用形態においては社会的損失が発生しないことから、 の損失復元費用、損失補償費用、対策行政費用の負担も発生しないと考えてよいだろう。

おわりに

現在、自動車メーカーが第一次的に負担しているのは、適用技術の範囲での自動車車両にかかわる損失防除費用だけであり、自動車交通の社会的費用（社会的出費）の負担のあり方は明らかに歪んでいる。

この現状を是正するためには、通常の使用形態において社会的損失をもたらさない適正な性能をもつ自動車を製造・販売するよう、自動車メーカーに対し社会的規制（排出ガス規制、騒音規制、安全性規制、燃費規制等）を課すことが第一義的に重要である。しかし、技術的問題等によりそれが実施できない（あるいは、できてこなかった）場合には、未負担分の損失防除費用等を自動車メーカーに負担させるため、自動車の製造・販売行為そのものに対して税・課徴金等を賦課したり、排出ガス性能・騒音性能・安全性能・燃費性能等に基づいて個々の自動車に税・課徴金等を賦課し、その収入によって損失復元費用、損失補償費用、対策行政費用等を支弁するという社会的仕組みの構築が次善の策として考えられるだろう¹⁴。

冒頭で紹介した東京大気汚染公害訴訟では、原告らは、健康被害や生命の危機という形で負担を強いられている社会的損失に対応する社会的出費（損失補償費）の出勤を求めているとともに、その負担を自動車メーカーらに請求しているものと解することができる。ただ、現今の大気汚染が、東京圏・大阪圏・名古屋圏等の大都市部において現在「ふつうに」生じている問題であるならば、このようないわば個別的・自己救済的訴訟を待つのではなく、現行の「公害健康被害補償制度」¹⁵の抜本的見直し等、被害者救済のための社会的仕組みを早急に構築することが必要であろう。

¹⁴ もちろん、税・課徴金収入が損失復元費用・損失補償費用・対策行政費用等を支弁するのに十分とは限らない。また十分であったとしても、社会的損失の発生とその負担を第三者あるいは社会全体に強いるという根本的な問題は解決できない。

¹⁵ 1973年に制定された「公害健康被害補償法」に基づき、公害原因者の負担により健康被害者に対し療養費や障害補償費等の給付を行う制度。大気汚染による健康被害の場合、指定地域内(41地域)に居住または勤務する指定疾病（気管支ぜんそく等）の患者に対して、審査・認定の上、給付が行われる。補償給付等の財源の8割は全国の一定規模以上のばい煙発生施設管理者から徴収され（汚染負荷量賦課金）、2割は自動車重量税収からあてられている。ただし、1987年の法改正により地域指定がすべて解除され、1988年4月以降、あらたな大気汚染公害患者の認定が打ち切られた。現在生存する認定患者は全国で約7万人。

<参考文献>

- ・ 今野源八郎・岡野行秀編 [1979]: 『現代自動車交通論』東京大学出版会
- ・ 宇沢弘文 [1974]: 『自動車の社会的費用』岩波書店(岩波新書 890)
- ・ 柴田徳衛・永井進・水谷洋一編著 [1995]: 『クルマ依存社会』実教出版
- ・ 杉田聡 [1991]: 『人にとってクルマとは何か』大月書店
- ・ 多田正・小山徹・桜井徹・藤井憲男 [1993]: 「自動車から公共交通へのシフトによる社会的費用の評価」『エネルギー・資源』14巻2号
- ・ 中央公害対策審議会費用負担部会答申 [1976]: 「公害に関する費用負担の今後のあり方について」(昭和51年3月10日)
- ・ 寺西俊一 [1983]: 「公害・環境問題への一視角 いわゆる社会的費用論の批判と再構成をめぐって」『一橋論叢』第90巻第4号
- ・ 寺西俊一 [1984]: 「“社会的損失”問題と社会的費用論 - (続)公害・環境問題への一視角」『一橋論叢』91巻5号
- ・ 水谷洋一 [1996]: 「自動車交通公害と道路管理者の責務」『環境と公害』25巻3号
- ・ 水谷洋一 [1997]: 「自動車交通の社会的費用と自動車メーカー」淡路剛久・寺西俊一編『公害環境法理論の新たな展開』日本評論社
- ・ 宮本憲一 [1989]: 『環境経済学』岩波書店
- ・ 吉田文和 [1980]: 『環境と技術の経済学』青木書店
- ・ 渡邊知行 [2001]: 「大気汚染・東京訴訟の概要 自動車メーカーの責任をめぐって」『法律時報』73巻12号
- ・ ECMT [1998]: *Efficient Transport for Europe*, OECD
- ・ European Commission [1995]: *Towards Fair and Efficient Pricing in Transport* (Green Paper)
- ・ INFRAS/IWW [2000]: *External Costs of Transport in Western Europe*, UIC
- ・ Kapp, K.W. [1950]: *The Social Costs of Private Enterprise*, Harvard University Press, Cambridge, Mass. (篠原泰三訳『私的企業と社会的費用』岩波書店, 1959年)
- ・ Litman, T. [1995]: *Transportation Cost Analysis: Techniques, Estimates and Implications*, Victoria Transport Policy Institute, Victoria (Canada)
- ・ Mackenzie, J.J., Dower, R.C. and Chen, D.D.T. [1992]: *The Going Rate: What It Really Costs to Drive*, World Resources Institute, Washington, D.C.
- ・ Maddison D., Pearce D., Johansson O., Calthrop E., Litman T. and Verhoef E. [1996]: *The True Costs of Road Transport*, Earthscan
- ・ Michalski, W. [1965]: *Grundlegung eines operationen Konzepts der “Social Costs”*, J.C.B. Mohr (Paul Siebeck) Germany (尾上久雄・飯尾要訳『社会的費用論』日本評論社, 1969年)
- ・ Quinet, E. [1994]: *The Social Costs of Transport: Evaluation and Links with Internalization Policies*, in ECMT, *Internalizing The Social Costs of Transport*, OECD, Paris

環境経済論の最近の展開 第2部

Recent Development in Environmental Economics Part 2

産業廃棄物不法投棄の経済分析

阿部新

一橋大学大学院経済学研究科

【目次】

産業廃棄物不法投棄の経済分析	25
1. 産業廃棄物の処理構造と不法投棄の発生要因	26
1.1 産業廃棄物の発生と処理経路	27
1.2 不法投棄に関する法制度	27
1.3 実行者と投棄物	29
1.4 発生箇所の検討（業種別）	33
1.5 投棄実行者の動機	35
2. 適正処理業者の選択	38
2.1 モデルの設定	39
2.2 対称情報の場合	41
2.3 非対称情報の場合	43
3. 適正処理業者の不法投棄	51
3.1 モデルの設定	52
3.2 最適なインセンティブ	55
4. 不完全な排出事業者責任	58
4.1 モデル	59
4.2 排出事業者責任の実際	64
5. 結論	68
参考文献	73

産業廃棄物不法投棄の経済分析

阿部新

香川県の豊島における事件を代表例として、全国で産業廃棄物の不法投棄が今なお問題となっている。産業廃棄物は、都道府県知事の許可を受けた処理業者にその運搬や処分を委託することが可能であり、廃棄物処理に下請関係が存在するが、この下請業者が不法投棄をするケースがある。

様々な業種でみられる企業間の下請関係と同じくして、処理業者は市場において他の業者との受注競争に直面し、彼らはその競争に勝ち抜くために様々な手段を用いる。しかし、一部では不法投棄という手段を用いてコストダウンを実現し、低価格で受注する業者もあり、市場が不法投棄を黙認した状況となっているのである。

また、最終処分場の容量の不足は処理価格を高騰させ、下請構造の各々で値上げ交渉がなされる。価格メカニズムが十分に機能するのであれば、最終的には排出事業者の排出削減に繋がると想定できる。一方で、取引関係の交渉力の違いから値上げが十分に行われないのであれば、下請業者のうちの誰かがその負担を強いられることになるだろう。この負担が経営を逼迫させ、不法投棄をすることで費用を削減するケースもあると考えられる。

これらの不法投棄をもたらす経済的な側面は、経済学者のみならず、多くの論者が指摘しているものである。例えば、植田(1998)や細田(1999)等是不適切な処理業者が市場で選択され、適切な業者が駆逐される状況を逆選択(adverse selection)であると指摘している。ただし、これに対する処方箋は、マニフェスト制度や排出事業者の責任を強化すべきというものにすぎず、これらの制度を要する根拠までは経済学的に十分検討されていない。また一重に廃棄物処理の取引と言っても、それに関わる業者は多岐にわたり、非常に複雑な取引構造、下請構造となっており、さらに無許可の業者やブローカーが介在したりするため、どの部分で不法投棄が発生しているのか、誰が関与しているのかは不透明である。

そこで、本稿では産業廃棄物の不法投棄の構造を把握し、どの点を制度的に改善すれば防止できるかについての分析を行う。具体的には、まず、第1節で処理および取引の流れを整理し、最近の事例を交えながら、不法投棄の発生要因を検討していきたい。第2節では、この考察を受けて、不法投棄実行者をどうすれば市場から駆逐できるのかについて分

析する．処理業者を選定する排出事業者は，契約前に彼らが不法投棄をする者かどうかはわからない．よって，排出事業者が適正処理業者を選択するインセンティブを持っていたとしても，不法投棄者は適正処理業者のふりをして取引をしようとする．これは契約前の隠された情報（hidden information）の状況であり，アドヴァースセレクションのモデルを用いて分析する．第 3 節では，処理業者に適正処理を前提としていかにして経営努力をさせるかについて分析する．排出事業者が処理業者に経営努力をより強要すれば処理業者は適正処理努力を怠る恐れがある．また，経営努力を軽視すれば，処理業者はこれを怠り，排出事業者の利潤は増大しない．これは契約後の処理業者の隠された行動（hidden action）¹の状況であり，処理業者の努力を引き出すインセンティブを与えるモラルハザードのモデルを用いて分析する．さらに，第 4 節では，委託する排出事業者自身の問題を提起する．不法投棄は，委託する排出事業者から始まるのであり，彼らへの規制が不十分で彼らに過失が生じれば，不法投棄は存在するのである．ここでは，このようなとき，排出事業者にどのような規制を求めるべきかについて論じ，現行の法制度の意義と限界を検討する．

1．産業廃棄物の処理構造と不法投棄の発生要因

産業廃棄物は，必ずしもそれを排出した事業者によって処理されるわけではなく，その処理過程において様々な専門処理業者に委託され処理されている．これは日本の企業間取引でよく見られる下請構造であるが，このうちどの下請業者が不法投棄に走るのかは定かではない．産業廃棄物の処理は，廃棄物処理法（廃棄物の処理及び清掃に関する法律）によって定められる処理基準内で処理しなければならないが，不法投棄はこの法制度に違反して行われている．本節では，産業廃棄物の処理経路と現行の法制度を把握した後，不法投棄に関して，どのような廃棄物を誰がどのようにして行うのか，さらにどのような理由で行うのかを検証していきたい．

¹ 隠された情報，隠された行動に関する理論は，契約理論（contract theory）と呼ばれる．この契約理論に関する参考文献としては，Kreps[11;part]，Macho-Stadler and Perez-Castrillo[17]，Mas-Colell, Whinston and Green[18; chapter 14]，Salanie[20]，伊藤[23]などをあげておく．

1.1 産業廃棄物の発生と処理経路

産業廃棄物とは、事業活動から生じた廃棄物のうち、廃棄物処理法に定められた 19 種類の廃棄物をさす²。産業廃棄物の排出事業者は、これを定められた処理基準内で原則的に自らの責任で処理しなければならない。すなわち、排出事業者自身が処理施設を設け最終処分場を確保することにより処理しなければならないのである。但し、廃棄物処理法は都道府県知事の許可を受けた産業廃棄物処理業者に委託して処理することも可能としており、実際多くが委託する方式をとっている。

産業廃棄物処理業者は、収集運搬業者と処分業者に大別され、処分業者はさらに中間処理業者、最終処分業者に分類される。産業廃棄物は排出事業者から発生した後、一般的には貯留場などに集められる。資源化されるもの以外は廃棄物の排出として収集運搬業者に運ばれる。中間処理可能なものは中間処理業者に運ばれ、残りは最終処分業者に運ばれる。中間処理業者に運ばれた廃棄物は、中間処理後、一部は資源化され、その他は最終処分業者に運搬され最終処分される。

1.2 不法投棄に関する法制度

わが国において産業廃棄物の不法投棄行為を規制する法制度としては廃棄物処理法が挙げられる。1970 年の同法制定以前の清掃法では、投棄の禁止は市街地区域のみであり事実上野放しに近い状況であったが、廃棄物処理法では 16 条で「何人も、みだりに廃棄物を捨ててはならない。」とすることで不法投棄を禁じている。

罰則および措置命令

産業廃棄物の処理は、廃棄物処理法によって処理基準が設けられ、この基準を越えるものに対しては、罰則が設けられている。不法投棄に対する罰則は廃棄物処理法の第 5 章に規定されている（第 25 条から第 31 条）。最も重いのが、無許可営業、無許可変更、事業停止命令違反、措置命令違反等である。

不法投棄に対する行政の公式的対応は 19 条の 5 に規定される措置命令である。これは不

² 廃棄物処理法、第 2 条第 4 項第 1 号参照。

法投棄が発生した場合、生活環境保全上支障が生じる又はその恐れがあると認められたとき、都道府県知事が投棄者などに対し、期限を定めて除去などの措置を命ずることができるものである。

排出事業者責任

産業廃棄物の排出事業者は廃棄物処理法の3条1項および11条1項によって処理責任が課されている。これは1970年の同法成立時点で制度化されているものである。この処理責任は、自社処理だけでなく、委託処理する場合も課されている。これらの具体的な制度化は度重なる法改正によって実現している。

排出事業者の自社処理に対する規制の強化は比較的早く、1976年の廃棄物処理法の最初の改正で実現している。これは最終処分場の設置が届出制という形で初めて規制対象となり、構造基準などが決められ、基準に違反した者に対しては罰則が設けられている。

一方、委託処理に関しては、2000年の同法改正までは、許可された業者に基準内で適法委託をすることを要件とし、これを満たしていれば、たとえその後に不法投棄がなされたとしても、排出事業者が原状回復措置を命じられるということがなかった。すなわち委託した時点で処理責任が遮断されていたのである。

これに対して2000年の改正では、許可業者に委託した場合でも、不法投棄行為がなされたならば、排出事業者も原状回復のための責任を負うことになった。ただし、「不法投棄を行った者などに資力がない場合で、排出事業者が処理に関し適正な対価を負担していないときで、不法投棄が行われることを知っていたか、または知ることができたとき」(第19条6項の2)という限定的なものである。とはいえ、これは排出事業者が適法に委託した場合にも処理責任は消滅しないことを明らかにしているとともに、適法委託の内容に適正処理料金を含め、不当に安い値段での委託をなくしていくという効果も期待されている。

マニフェスト制度

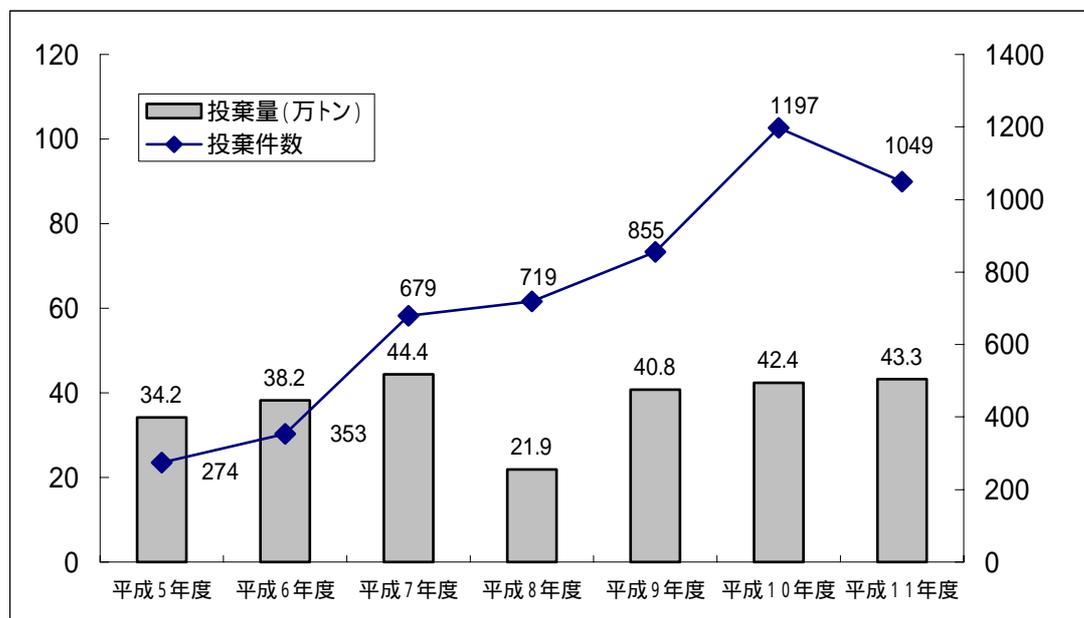
マニフェスト制度は、廃棄物が発生したところからきちんと収集され、目的地に運ばれ、目的地できちんと処理処分される事を確認するためのものである。この制度は1991年の廃棄物処理法の改正で特別管理産業廃棄物を対象として限定的に導入された。1997年の同法改正によってすべての産業廃棄物に適用が拡大されているが、最終処分業者からのマニフェストは排出事業者には回付されず、排出事業者が最終処分まで見届けるような仕組みで

はなかった。つまり、中間処理前と中間処理後の廃棄物は別物とされ、処理後の廃棄物は中間処理業者が排出したものという観点で、彼らを排出事業者として新たにマニフェストを作成させたのである。しかし、2000年の改正ではマニフェストに関する責任を強化し、最終処分終了後に処理業者からその旨を記載したマニフェストの写しの送付を受けることによって、中間処理段階を含めて委託内容どおりに廃棄物が処理されたことを確認しなければならなくなったのである。この規定に違反した場合でこれにかかる廃棄物の不適正処理が行われた場合にも措置命令の対象となることになった。罰則に関しては、虚偽記載だけでなく、不交付や必要的記載事項不記載に対しても適用されている。

1.3 実行者と投棄物

実行者と投棄物に関し、まず環境省の統計を見ていく。図1は不法投棄の件数および投棄量の過去7年間の推移である。これによると、投棄量はほぼ横ばいであるが、件数は増大していることが伺える。つまり、不法投棄が小口化していることを示しているといえる。

図1：不法投棄件数及び投棄量（平成5年度～平成11年度）



注：投案件数及び投棄量は、都道府県及び保健所設置市が把握した産業廃棄物の不法投棄のうち、1件あたりの投棄量が10t以上の事案を集計対象とした。(ただし特別管理産業廃棄物を含む事案については、投棄量10t未満を含め、全ての事案を集計対象とした。)

出所：環境省「産業廃棄物の不法投棄（平成11年度）について」、2001年8月

表1は、平成11年度における不法投棄実行者の内訳である。投棄件数で顕著なのは、排出事業者の割合が非常に多いということである。一方で、投棄量では、無許可業者の存在が目につき、無許可業者の1件あたりの投棄量が比較的多いことが伺える。さらに複数の実行者は、件数は少ないが、1件あたりの投棄量が多く、また投棄者不明も無視できない割合を占めている。

表2は、平成11年度における不法投棄された産業廃棄物の種類を示している。件数においても量においても建設廃棄物（がれき類、木くず、その他建設廃棄物）が占める割合は約7割を占め、圧倒的に多いことがわかる。

表1：不法投棄実行者の内訳（平成11年度：投棄件数および投棄量）

	投棄件数			投棄量			1件あたり投棄量
	件	%	%(注)	トン	%	%(注)	トン
排出事業者	619	59%	75%	96,509.4	22%	35%	155.9
無許可業者	108	10%	13%	105,893.6	24%	39%	980.5
許可処理業者	87	8%	11%	53,725.0	12%	20%	617.5
複数	14	1%	2%	17,700.0	4%	6%	1264.3
投棄者不明	221	21%	-	159,464.6	37%	-	721.6
合計	1,049	100%	100%	433,292.5	100%	100%	413.1

注：この数字は投棄者不明を除いたものである。

出所：環境省「産業廃棄物の不法投棄（平成11年度）について」、2001年8月、より作成

表2：不法投棄された産業廃棄物の種類（件数および量：平成11年度）

	件数		量	
	件	%	トン	%
がれき類	440	41.9%	107729.6	24.9%
木くず	269	25.6%	108233.3	25.0%
その他建設廃棄物	40	3.8%	88034.9	20.3%
廃プラスチック類	110	10.5%	76961.4	17.8%
金属くず	34	3.2%	7925.6	1.8%
燃え殻	35	3.3%	9458.9	2.2%
汚泥	24	2.3%	13932	3.2%
動物の糞尿	13	1.2%		
動植物性残渣	22	2.1%	2050.5	0.5%
廃油	4	0.4%		
ガラス・陶磁器くず	18	1.7%	2582.8	0.6%
特産産廃	17	1.6%		
その他産業廃棄物	23	2.2%	16383.6	3.8%
合計	1049	100.0%	433292.6	100.0%

注：投棄量における動物の糞尿、廃油、特定産廃はその他の廃棄物に含まれる。

出所：環境省「産業廃棄物の不法投棄（平成11年度）について」、2001年8月、より作成

次に、事例によって誰が何を投棄しているのかを確認する。まずは社会的に問題となった代表的な豊島事件のほか、ここ数年に起こった大規模な事件を以下にあげる。

豊島事件（無許可）

場所	香川県土庄町・豊島総合観光開発の所有敷地内。	
投棄物	製紙汚泥、食品汚泥、シュレッダーダスト、廃油、建設資材	
関与者	豊島総合観光開発（投棄者）	不動産売買、砂利採集販売、土木請負業、産業廃棄物処理業（ミミズ養殖による中間処理）、運送業、金属くず回収業。
	収集運搬・中間処理業者（委託者）	兵庫県ほか関西地区、東京都ほか関東地区、海外。輸入業者（廃棄物ブローカー）も含まれる。
	排出事業者（排出者）	関西地区、関東地区、海外。自動車解体業者、製紙会社、化学製造会社、油脂・オイル関連企業、住宅建材メーカー、建設業者
投棄量	約 50 万トン	

ニッソー事件（不法輸出）

場所	フィリピン	
投棄物	医療系廃棄物、廃プラスチック、古紙	
関与者	ニッソー（不法輸出者）	中間処理業者
	収集運搬・中間処理業者	
	排出事業者	医療機関
投棄量	約 2200 トン	

敦賀違法搬入事件（基準違反）

場所	福井県敦賀市榎曲、キンキクリーンセンター処分場内	
関与者	キンキクリーンセンター	一般廃棄物及び産業廃棄物の最終処分場（安定型・管理型いずれの施設も存在）の許可業者
	収集運搬・中間処理業者（委託者）	長野県など 7 県の業者 13 社
	排出事業者（排出者）	自治体など。
投棄量	トン数は定かではないが、豊島の 2 倍以上の廃棄物が積まれているといわれている。	

田子産廃事件（基準違反・無許可）

場所	青森県田子町および岩手県二戸市。三栄化学工業所有の敷地内。処分場として許可されていない土地	
投棄物	プラスチック、紙、ガラス、金属、木片類などを圧縮したごみ固形物、廃油	
関与者	三栄化学工業（投棄者）	最終処分業（管理型）、中間処理業の許可を受けている青森県内の業者。たい肥様の物（燃えながら、汚泥、樹皮などからなる）を中間処理として製造。
	縣南衛生（委託者）	廃棄物収集運搬・中間処理業の許可を受けている埼玉県内の業者。廃油や固形プラスチックなどの産業廃棄物の収集・運搬、処分のほか、医療系廃棄物などの特別管理産業廃棄物の収集・運搬、中間処分（焼却）など幅広い許可を受けている。
	排出事業者（排出者）	公表されていない

以上の考察から、これらの大規模な不法投棄の事例は、そのトン数もさることながら、廃油などの危険性のあるものを投棄していることがわかる。また、これらを投棄している者は無許可業者や処理業者、処分業者であり、いわゆる下請業者である。ただし、環境省の統計において圧倒的に多い排出事業者や建設廃棄物は、ここでは陰に潜めていることから、これらの不法投棄は社会問題となるほど大規模ではなく、小口でかつ多発するものと推測できるだろう。以下では小口の事件を見てみる。

小口の事件（渡辺(2001)、新聞記事より作成）

投棄者	投棄物	委託者	備考
建設業者	木くずなど		残土と称し、造成地に投棄
残土処分業者	コンクリート片	家屋解体業者、産廃処理業者	無許可埋め立て処分
暴力団組員	木くずなど	中間処理業者など。	無許可埋め立て処分
暴力団組員	廃プラスチックなど		無許可処分場を設置
リサイクル業者	部品取り外し後の廃家電製品		県立公園内に投棄
収集運搬業者			過剰堆積、基準違反。
自動車運転手ら	廃置	家屋解体業者ら	
建設業者	建設廃材		無許可で自社処分と称して野焼きのうえ投棄
暴力団組員	建設廃材	家屋解体業者ら	無許可処分場
家屋解体業者	シュレッダーダストなど		農地に投棄
建材業者	木くずなど		野外焼却
タクシー運転手	廃家電1台		
ダンプ運転手	コンクリート片		無許可処分場
土建業者	木くずなど		無許可処分、焼却。
家屋解体業者	木くず		野外焼却
県産業廃棄物協会会長	コンクリート片など		一般廃棄物処理場に不法投棄
無許可業者	汚泥	ガソリンスタンドなど	公共下水道に投棄
許可業者	木くず、紙くず		山林
会社員、収集運搬業者、砂利販売業	硫酸ピッチ		富士山麓
家屋解体業者	石膏ボード（建設廃材）		山林

これら以外にも投棄実行者が特定されていない事件が非常に多く存在する。上記を見る限り、統計上で建設廃棄物が圧倒的に多い状況に整合的であることがわかる。ただし、建設廃棄物の排出事業者とされる建設業者（いわゆるゼネコン）が必ずしも投棄しているとは限らず、むしろ彼らから委託されたと思われる業者のほうが目に付く。よって、統計上で実行者として圧倒的に多い排出事業者は一体誰なのかという疑問を残すのである。

1.4 発生箇所の検討（業種別）

不法投棄は、上記の統計から明らかなように、件数では建設廃棄物の割合が非常に多い。また件数は比較的少ないが、社会に対してインパクトを与えるものとしては、製造業から排出される廃油などの有害廃棄物やニッソー事件で問題となった感染性廃棄物が重要である。さらに豊島事件で問題となった自動車廃棄物を含めて業種別に廃棄物の廃棄物処理の流れを整理し、それぞれにおける不法投棄の発生要因を検討したい。

建設廃棄物

建設物を所有している施主が処理責任を有せず、施主から直接工事を請け負う建設業者（ゼネコン）が法律上の排出事業者としてその処理責任を課されている。よって彼らは個別に収集運搬業者や処分業者と契約することになる。一方で、彼らは多くが下請けとして解体専門の工事業者、建設業者（以下「解体業者³」）と契約し、実際上は彼らの解体工事によって廃棄物が発生する。解体工事から排出されたものは収集運搬業者、中間処理業者にそれぞれ手渡され、最終処分業者に引き継がれる。

不法投棄される建設廃棄物に多いのは、家屋などから排出される建築系のものである。建築物はコンクリート、木材、プラスチックなど様々な材質の集合体であり、それらが釘や接着剤などで密着しているため分別に手間がかかる。これは解体工事費用を増大させる。

分別解体費用を適正に徴収できないのであれば、分別せずに解体するしかない⁴。とはいえ、分別しないものは処分場にて受け入れられない可能性があり、行き場のなくなった廃棄物が不法投棄されるのである。また、ゼネコンは施主から解体工事と解体後の新築工事も同時に請け負うケースが多く、施主からトータルで工事費用を徴収されると言われる。この際、施主から受注をもくろみ、廃棄物処理費用をサービスする場合があります。施主から処理費用が適正に流れていないと言われる。このしわ寄せが、不法投棄に繋がるのである。

先に述べたように、統計上の不法投棄実行者は、その半数以上が排出事業者であり、投棄物の大多数が建設廃棄物である。これから、排出事業者であるゼネコン自身が不法投棄

³ なお、建設業法における許可業種では、「解体業」という業種はない。多くが「とび・土木工事業」の許可を得て、解体工事を請け負っている。つまり、実質的に解体業者であっても、それがとび・土木工事業者と呼ばれたり、単に建設業者と呼ばれたりすることがあると考えられる。

を行う可能性を考えることができる。しかし、北村喜宣⁵が指摘しているように、解体工事は重層下請け構造の末端の解体業者が行うため、この解体業者が不法投棄に直接関与していると考えられる。なぜなら、ゼネコンが解体業者に一括請負をする場合は、彼らが排出事業者となることがあるからである⁶。つまり、本来の排出事業者であるゼネコンが解体業者に丸投げをすることによって、その責任を逃れることが可能であり、このとき、排出事業者となった解体業者が不法投棄をした場合、「排出事業者による不法投棄」という形で統計に現れることになるのである⁷。しかし、実質上はゼネコンに委託された業者（エージェント）の不法投棄なのである。

いずれにしろ、ゼネコンが解体業者に委託する時点で、適正な業者を選定しているかどうか重要であるが、一括請負をすることによってゼネコンの責任はなくなるため、適正な業者を選定するインセンティブがなくなる。また、ゼネコン自身ももともとの排出者である施主から委託されている立場であるとともに、新規工事受注のための低価格競争が解体費用、廃棄物処理費用の支払いを不適切にさせている点から、施主によるゼネコンの選定方法にもある程度問題があると考えられる。

有害廃棄物・感染性廃棄物

廃油などの工場から排出される有害廃棄物や注射器などの感染性のある医療系廃棄物は特定管理産業廃棄物であり、処理基準も厳しく、基準違反に対する罰則も重い。また特別な処分を要するため、その費用は通常のものと比較して割高となる。よって、処理価格も比較的高いことから、リスクを感じない者で短期的により多くの利潤を得ようとする者が不法投棄行為をされると考えられる。処理の流れは医療機関や製造業者が排出事業者となり、特定管理産業廃棄物の処理の資格を持つ、処理業者、処分業者によって処理される。

ニッソー事件で問題となったのは、中間処理（焼却）されないままの医療系廃棄物が移動したことにある。この背景として1997年以降のダイオキシン規制に伴う焼却炉の基準強化があるという。これにより設備投資の負担増を理由に焼却処理をやめる業者が相次ぎ、結果として焼却しきれなくなった首都圏の大量のごみは、行き場を求めてさまよい始めて

⁴ ミンチ解体と言われる。

⁵ 北村[39][40]参照

⁶ 厚生省は、通知「建設工事から生じる産業廃棄物の処理に係る留意事項」（衛産 82 号：1994 年 8 月 31 日付）によって、工事の元請け業者が下請を使うと、下請業者も排出事業者とした。

⁷ ただし、裏づけとなるデータは現状は整備されていない。

いたとされる。ニッソー自身も自社の焼却炉を停止して、圧縮こん包機を使った処理方法に切り替え営業を継続したが、これがあふれ出た廃棄物を安価で引き受け、不法処理する受け皿になっていたと言われている。

ここでは工場や医療機関などの排出事業者の費用削減に貢献するためだけでなく、基準強化による負担増が排出事業者に転嫁されることなく、下請の処理業者で吸収しようとする動きが一部で不法行為を生んでいると考えられる。

自動車廃棄物

豊島事件の投棄物のうち量的に最も多かったのが自動車のシュレッダーダストであるといわれる。自動車廃棄物はそれを使用した個人が処理責任を有せず、法律上は排出者とはなっていない。よって、使用者から自動車を引き取ったディーラーや、タクシー会社・運送会社などが排出事業者となるのであるが、彼らが解体業者に有償で（有価物として）自動車を引き渡せば産業廃棄物とならないため、排出事業者にはならない。つまり、この場合は、解体業者が排出事業者となり、その処理責任を課されるのである。解体業者に引き渡される自動車は解体処理後、中間処理業者（シュレッダー業者など）を経て、最終処分される。なお、取引形態は、地域や事業所によって異なり、解体業者がディーラーから費用を要求する逆有償のケースもあり、現在はこの逆有償化が進んでいる。

解体業者やシュレッダー業者は資源化されるものを販売することによって利潤を得る。ただし、これはリサイクル材の市況に影響を受ける。仮にバージン材と競合するのであれば、それらの価格にも影響される。この場合、不採算を吸収するために解体費用や処理費用を上流から徴収することになるが、慣例から適切に費用を吸収できないこともあり、これが不法投棄を生む可能性がある。

1.5 投棄実行者の動機

次に、投棄実行者は、どのような動機で不法投棄を行っているのかをみていく。表3は、警察庁による不法投棄事犯の動機別検挙状況を示している。これによると、不法投棄実行者の動機として、「処理経費節約」が大多数を占める。これ以外の理由は「最初から不法投棄を企図」「処理場が遠方」というものであるが、これらも不法投棄が安価であるという経済的な理由から来るものと考えられる。

表3：産業廃棄物不法投棄事犯の動機別検挙状況（件数：平成11年度）

	件	%
処理経費節約	418	78%
最初から不法投棄を企図	71	13%
処理場が遠方	5	1%
その他	41	8%
合計	535	100%

注：件数は法令違反の数进行意味する。例えば、1つの事件でも、基準違反1件、不法投棄1件を含むということがある。

出所：警察庁、「最近における産業廃棄物事犯の検挙状況」,<http://www.npa.go.jp/safetylife/kankyo2/sanmpai.jpg>

ただし、は、およびとはやや性質が異なる。前者は積極的に不法投棄行動を選択した者と考えることができるが、後者は必ずしもそうではなく、不法投棄以外に効率よく処理する方法を見つけられなかった消極的な状況もうかがえる。

1.6 課題の整理

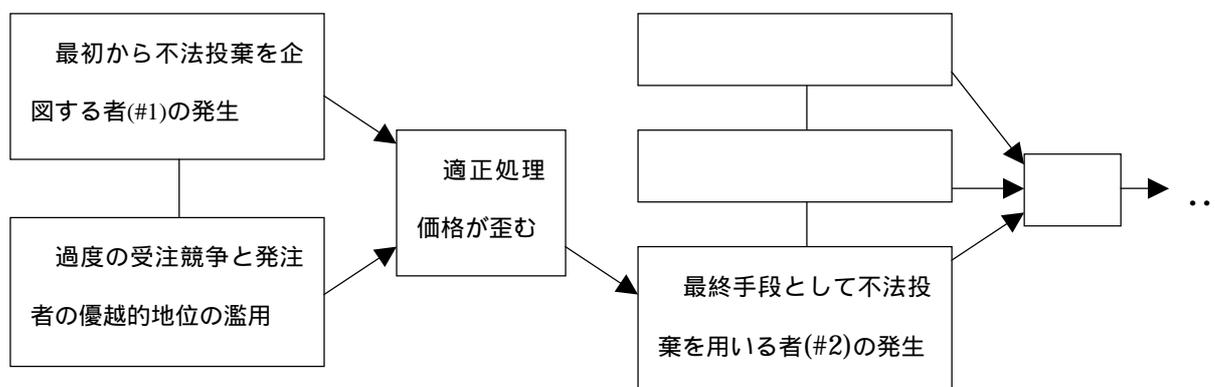
不法投棄が発生する背景として、「分別など適正処理作業に手間および費用がかかっている」、「処理基準強化により処理作業の手間および費用が増大している」、「リサイクル製品を販売して収入を得るが、その市況が不安定である」、「最終処分場が逼迫している」などの状況が目につく。つまり、適正処理のための費用が増大するようになるときに、不法投棄が発生しやすいといえる。ただし、このような状況であっても、価格メカニズムが機能していれば、費用を価格に転嫁することで適正処理価格が実現されるだろう。しかし、排出事業者を上流とした下請関係のなかで不法投棄が行われるという状況では、この下請構造のうちのどこかで処理費用の価格転嫁ができず、この転嫁できなかった者がリスクのある不法投棄を選択せざるをえないという問題があるといえる。

適正処理費用の価格転嫁が十分にできないのは、2つの側面が考えられる。1つは既に存在している不法投棄業者の影響である。彼らの安値受注が適正価格に下降圧力を与えるのである。もう1つは受注者である処理業者が競争的であることである。発注者はこれを利用し、受注者に対して他社への発注をちらつかせることによって、優越的地位を持ち、価格転嫁を妨げようとするのである。

投棄実行者は、先の考察から、最初から不法投棄を企図する者(#1)、最終手段として不法

投棄を用いる者(#2)の2つに分類することができる。前者(#1)は適正処理費用が支払われようが、より多くの利潤を得る目的でこの行為を選択する。彼らが発生するのは、彼らを市場で選択している者が存在しているからにはほかならない。一方、後者(#2)は上述の過度の受注競争と発注者の優越的地位の濫用によって発生する者である。彼らは本来は適正処理を心がけていたかもしれないが、発注者に対する交渉上の弱さから、費用を徴収できず、かつ、より効率的な処理方法を見つけることができなかつたため、最終手段として不法投棄を選択するのである。また、前者(#1)が受注競争の激しい箇所に入り込むとき、価格メカニズムはさらに歪められ、彼らの存在は新たな不法投棄実行者(#2)を発生させるだろう。

これらの状況を図示すると以下のようなになる。



不法投棄が起きないためには、投棄実行者に不法投棄の期待損失を増大させ、適正処理のほうが割安であると考えさせることが重要である。それには罰則を強化し、モニタリングの精度をあげていけばよいが、不法投棄が悪質化・小口化していけば、それだけでは不十分といえる。

よって、図でも明らかなように、市場が生む悪循環を断ち切ることが重要となってくる。

「最初から不法投棄を企図する者(#1)の発生」は、上述のように、彼らと取引をする者の存在に起因する。よって、市場で彼らを選択しないようにしなければならない。「最終手段として不法投棄を用いる者(#2)の発生」に対しては、への対応に加えて、「過度の受注競争と発注者の優越的地位の濫用」を改善しなければならないことがわかる。しかし、これは必ずしも不法投棄業者を生む要因とは限らないので難しいところである。競争によって生じた費用不足を解消させるために、処理技術を向上させ、効率化を実現するなどのポジティブな影響もあるからである。つまり、不法投棄をさせないことを前提として、上流企業による不当な取引を防いだ上で、競争をさせなければならないのである。

これらからいえるのは、処理業者だけではなく、処理業者に委託する側にも、適正処理を望ましいと考えさせることが「前提」となる。仮に、彼らが適正処理に無関心であれば、#1 の業者を選択しても彼らの損益には影響はないため、価格の安いほうを選ぶだろう。同様に、取引する業者が、どのような方法で費用不足を解消したとしても（処理技術向上であって不法投棄であって）契約価格が同じであれば、委託者には同じことである。

通常の財・サービスの取引とは異なり、産業廃棄物処理の取引においては、委託者はその処理サービスの質に影響されない。よって、彼らが適正処理を望ましいと考えるインセンティブを持つためには、排出事業者責任などの制度によってそのサービスの質が委託者に影響されるようにする必要がある。また、これを補完するためには、マニフェスト制度のように、不法投棄が発覚したら、その実行者から委託者が特定できる制度が重要である。

このように、排出事業者に適正処理の責任を与えることは、不法投棄を予防するための「前提」として重要である。ただし、これを導入すれば、排出事業者は以下のような問題に直面することになる。すなわち、

- ・最初から不法投棄を企図する者(#1)をどのようにして市場で選ばないか、
 - ・最終手段として不法投棄を用いる者(#2)にどのようにして適正処理行動を選ばせるか、
- である。前者は、市場において適正処理業者のふりをしながら存在しているかもしれない。このような状況は、排出事業者が適正処理の責任を与えられ、彼らを避けようとしても取引価格では彼らを識別することはできない。つまり、契約前の情報の非対称性の問題が存在するのである。後者は、適正処理業者として契約をするが、適正処理価格を提示する一方で、費用削減努力を促進させるためにどのようなインセンティブを与えるべきかという問題である。これらの排出事業者が直面する問題はそれぞれ第 2 節、第 3 節で詳しく検討することにする。

2 . 適正処理業者の選択

前節で指摘したように、最初から不法投棄を企図する者に対しては、彼らを市場で選択しないようにしなければならない。しかし、排出事業者は処理業者との契約に直面したとき、往々にして彼らの性格がわからない。すなわち、価格だけでは、彼らが適正に処理する者なのかどうかかわからないという私的情報の問題が介在するのである。

2000年の廃棄物処理法の改正前は、処理業者がどのような性格をもっていたとしても、排出事業者には問題ではなかった。許可されている業者かどうかを確認すればよかったのである。そして、むしろ、できるだけ処理費用を抑えられる業者と契約を締結することが彼らの主眼であった。しかし、2000年の改正によって、産業廃棄物の排出事業者は限定的ではあるが排出事業者としての業者の選択責任が課されている。これは、産業廃棄物の処理を許可業者に委託する場合でも、適切に処理されなければ何らかの罰則を設けるものである。この制度は、排出事業者が処理業者を選択する際、価格だけでなく彼らのサービスの質にも鑑みなくてはならないように仕向ける制度であるといえる。

このような制度の導入によって、排出事業者は適切業者選択のインセンティブを持つようになり、価格だけで選択することによって優良業者が駆逐される状況が改善されることが期待される。すなわち、不法投棄を容認しない廃棄物処理取引においては上記のような制度が前提であることがわかる。

しかし、上述のように、相手の属性がわからないという契約前の情報の非対称性の問題が存在するため、選択のインセンティブがあったとしても問題は必ずしも解決するとはいえない。よって、このような状況下の最適な契約はどのようにあるべきかを分析するのが本節の課題である。

2.1 モデルの設定

排出事業者がある処理業者と新たな取引を考えている。排出事業者は産業廃棄物を発生させ、この処理を処理業者に委託する。排出事業者が事業活動において排出した産業廃棄物のうち、 x 単位を処理業者に委託して処理させる。このとき、排出事業者は契約の際に委託量 x と処理サービスの対価（報酬） w を指定した契約を提示する。

処理業者は報酬 w を排出事業者から徴収し廃棄物を処理するが、彼らは適正処理と不法投棄の 2 つの処理方法を選択することができるとする。前者はきちんと分別して焼却・埋め立てその他適正な処理処分方法で廃棄物を処理する方法であるが、後者は混合されたままで野焼きや埋め立てなど不法投棄を行う処理方法とする。 d_j を委託量 x の処理作業に要する単位あたりの費用(手間)とし、 $j = g$ を適正処理、 $j = b$ を不法投棄にかかる費用とする。適正処理は手間がかかる一方で、不法投棄は比較的手間がかからない ($d_g > d_b$)。しかし、不法投棄は、これが発覚すれば、処理業者は行政より原状回復などが命じられ、損失を被

る。この処理業者の損失を処理量 1 単位あたり s とする。また、不法投棄が発覚し、自らが特定され、不法投棄の責任を課される確率（発覚リスク）を $r \in (0,1)$ とする。このリスクは処理業者の主観的なものである。以上から、適正処理する場合には d_g 、不法投棄をする場合には $d_b + rs$ の単位あたり費用がかかる。

排出事業者が取引をする処理業者には 2 つのタイプが存在する。G タイプは適正処理行動を選択する者であり、B タイプは不法投棄行動を選択する者である。どちらもそれぞれの処理方法がそれぞれにとって合理的であると考え、ビジネスを行っている。よって、タイプの違いが生じるのは、発覚リスクに対する考え方の違いと想定することができる。G タイプは、その発覚リスク r_G が比較的高く、 $d_g < d_b + r_G s$ と考えるため、適正処理を選択する。逆に B タイプは、そのリスク r_B を低く想定し、不法投棄のほうが合理的であるとする（ $d_g > d_b + r_B s$ ）。G タイプの単位あたり費用を $c_G (= d_g)$ 、B タイプのそれを $c_B (= d_b + r_B s)$ とすれば、 $c_G > c_B$ となる。

以上から、処理業者の利潤関数は(2.1)のようにあらわすことができる。

$$U_i(x, w) = w - c_i x, \quad i = G, B \quad (2.1)$$

一方、排出事業者は、その事業活動から $b(x)$ の利潤を得るとする。これは x 単位の廃棄物を排出するときの排出事業者の事業活動から得る収入である。例えば、ある財を生産し販売することで $b(x)$ の収入を得るが、同時にこの財を生産するのに x の廃棄物を排出しなければならない、という意味である。 x は非負の数で、この関数は 2 階微分可能であり、 $b'(x) > 0, b''(x) < 0, b'(0) = +\infty$ を仮定する。

また、排出事業者は、B タイプと取引しようとするれば、排出事業者責任を課される可能性がある。つまり、B タイプの不法投棄が発覚し、マニフェスト制度などを通じて排出事業者が特定されれば、排出事業者にも原状回復命令や罰則などの損失が発生するのである。この損失は、不法投棄の量で変動するものとそうでないものがあるとし、

$$t(x) = \begin{cases} t_1 x + t_2 & (\text{for } x > 0) \\ 0 & (\text{for } x = 0) \end{cases} \quad (2.2)$$

とする。当面はこの排出事業者に対する責任は、B タイプを選択しようとする過失があっ

た場合に課されるとする（過失責任）。

また，排出事業者は，処理業者と同様に，独自に発覚リスク（不法投棄が発覚し，自らが特定され，責任が課される確率）を持っているとし，これを r_p とする．排出事業者が G タイプを選択したとき G タイプは不法投棄を行わないのでこの値はゼロに等しい（ $r_p = 0$ ）が，B タイプを選択したときは多少なりともこの可能性が存在する（ $r_p \in (0,1]$ ）⁸．

これらより，処理業者に委託したときの排出事業者の利潤は，収入 $b(x)$ から，処理業者への報酬 w と排出事業者責任による期待損失 $r_p t(x)$ を差し引いたものとなる．

$$V(x, w) = b(x_i) - w_i - r_p t(x_i), \quad i = G, B \quad (2.3)$$

市場には B タイプの処理業者が， q の割合で存在すると知られている．よって，排出事業者が取引しようとする業者も確率 $1-q$ で G タイプ，確率 q で B タイプとなる．また，ここでは，排出事業者が取引をしようとする処理業者が 1 社の場合を想定する．よって，排出事業者が処理を委託契約できるのはこの業者のみであり，そうでなければ排出事業者は取引機会を失うことになるとする．

2.2 対称情報の場合

このケースは，排出事業者が処理業者のタイプを識別できるという仮定の状況である．つまり，処理業者が G タイプとわかれば，G タイプに対する最適な契約を設計し，B タイプであるとわかれば，B タイプに対する最適な契約を設計することができるのである．ただし，B タイプと取引した場合，これとわかって契約しているので，排出事業者は不法投棄の責任が課される．よって，その期待損失が発生することになる．

留保利潤を $\underline{U} = 0$ とすれば，排出事業者は，取引が成立するという条件（参加条件）のもとで利潤を最大化させる． $i = G, B$ タイプの処理業者に直面するとき，排出事業者の問題は以下のようなになる．

⁸ もちろん，G タイプが適正処理を行なったとしても，事故によって汚染が発生する可能性はあり，排出事業者が責任を負う確率は必ずしもゼロとは言えない．ここでは，この値を限りなくゼロに近いと考え，単純化のためゼロとおくことにする．

$$\text{Max}_{\{x_i, w_i\}} V(x_i, w_i) = b(x_i) - w_i - r_p t(x_i) \quad (2.4)$$

$$\text{Subject to } U_i(x_i, w_i) = w_i - c_i x_i \geq 0 \quad (2.5)$$

制約式は、処理業者の取引の参加条件である。最適な契約 (x_i^*, w_i^*) において、この制約式が厳密な不等号であるとする、排出事業者は w_i^* よりも少しだけ低い価格を提示することによって、制約式を満たしながら利潤を増やすことが可能である。よって w_i^* が最適であることに矛盾するため、参加条件は等号で成立する。これより、最適な委託量は以下の水準に決まる。

$$b'(x_G^*) = c_G \quad (2.6)$$

$$b'(x_B^*) = c_B + r_p t_1 \quad (2.7)$$

ここで、 $b(x)$ が厳密に凹関数であることから、排出事業者が特定される確率と責任が課されることによる損失（厳密には、委託量単位あたりの損失）が大きいほど、B タイプに対する委託量が減少することがわかる。また、 $c_G > c_B$ であることから、この期待損失が十分に小さければ $x_B^* > x_G^*$ となり、B タイプにより多くの廃棄物の処理を委託することになる。

一方、取引価格は、

$$w_i^* = c_i x_i^*, \quad i = G, B \quad (2.8)$$

となる。

ここで得られる解 $\{(x_G^*, w_G^*), (x_B^*, w_B^*)\}$ をファーストベストの解と呼び、これらから排出事業者の期待利潤は、以下のように導ける。なお、 $\Pi(x_j, x_k)$ は、G タイプに x_j を、B タイプに x_k を委託したときの排出事業者の期待利潤を示す。

$$\Pi(x_G^*, x_B^*) = (1 - q)[b(x_G^*) - c_G x_G^*] + q[b(x_B^*) - c_B x_B^* - r_p t(x_B^*)] \quad (2.9)$$

これより、排出事業者責任による期待損失が大きいほど、排出事業者の期待利潤は減少することがわかる。さらに、右辺第二項が非正、すなわち、 $r_p t_2 \geq b(x_B^*) - (c_B + r_p t_1) x_B^*$ であれば、B タイプとの取引をしないほうが、期待利潤が大きくなる。よって、対称情報の場

合に B タイプに直面した場合、排出事業者は事業活動を行わない ($(x_B^*, w_B^*) = (0, 0)$) ほうが最適であり、その期待利潤は、

$$\Pi(x_G^*, 0) = (1 - q)[b(x_G^*) - c_G x_G^*] \quad (2.10)$$

となる。これは、排出事業者の発覚リスクや排出事業者責任による損失が十分に大きい状況である。

2.3 非対称情報の場合

このケースは、取引相手のタイプがわからないという状況である。この場合、排出事業者が想定するタイプが真のタイプと一致すれば効率よく処理することができるが、それが一致しなければ非効率的になる。例えば、G タイプの処理業者を B タイプであると想定して、彼らに B タイプの業者に対する契約 (x_B^*, w_B^*) を提示すれば、この処理業者は取引に参加しない。なぜなら、

$$U_G(x_B^*, w_B^*) = w_B^* - c_G x_B^* < w_B^* - c_B x_B^* = 0 \quad (2.11)$$

となり、この処理業者の利潤は留保利潤以下となるからである。これは、不法投棄を強制させる契約であり、このとき G タイプは駆逐される。結果的に、タイプは識別されているが、排出事業者の期待利潤は $1 - q$ の確率で取引機会を失い、(2.9)と比較して以下のようになる。

$$\Pi(0, x_B^*) = q[b(x_B^*) - c_B x_B^* - r_p t(x_B^*)] \quad (2.12)$$

ただし、このような契約が市場全体で行われ、G タイプが事業活動をやめるか、B タイプとして生まれ変わることによって中長期的に q の値が増加すれば、不法投棄が増加するとともに、排出事業者の期待利潤が増加することになる。悪貨が良貨を駆逐する状況が観察される。なお、これは、排出事業者責任による期待損失が十分小さい場合であることはいうまでもない。

一方、B タイプである処理業者を G タイプであると想定し、彼らに G タイプに対する最適契約 (x_G^*, w_G^*) を提示したとき、取引は成立するが、これも処理は非効率となる。なぜなら、B タイプが G タイプのふりをするので、彼らに留保利潤以上の利潤を与えてしまうからである。このような状況は、以下の式によって確認できる。

$$U_B(x_G^*, w_G^*) = w_G^* - c_B x_G^* > w_G^* - c_G x_G^* = 0 \quad (2.13)$$

ここで、排出事業者は、取引する業者を G タイプであると想定して、G タイプに対する契約を提示しているのだから、B タイプと取引しようとする過失がなく、たとえ契約した業者が G タイプのふりをした B タイプであっても、排出事業者責任は課されない。よって、排出事業者の期待利潤は、

$$\Pi(x_G^*, x_G^*) = b(x_G^*) - c_G x_G^* \quad (2.14)$$

となる。ただし、これは(2.9)における $q = 0$ の状況（市場の全ての処理業者が G タイプである状況）とは異なることを注意する必要がある。排出事業者の利潤は同じであるが、ここでは、 q の確率で G タイプのふりをした B タイプが市場に存在しているのである。

G タイプのふりをする B タイプを識別するためには、一つには B タイプ向けの契約をすべてのタイプに強制させる方法が考えられるが、より効率的な契約を求めるために、排出事業者は、表明原理（revelation principle）をもとに契約を設計する。つまり、それぞれのタイプに対応する契約メニュー $\{(x_G, w_G), (x_B, w_B)\}$ を設計し、処理業者にその契約のうちどちらかを選択させるのである⁹。これは B タイプ向けの契約を用意することであるから、彼らと取引をすれば過失とみなされて不法投棄の責任が課されるだろう。この誘因両立的な契約を設計するとき、排出事業者は以下のような制約下で期待利潤を最大化させる。

$$\begin{aligned} & \text{Max}_{\{(x_G, w_G), (x_B, w_B)\}} (1-q)[b(x_G) - w_G] + q[b(x_B) - w_B - r_p t(x_B)] & (2.15) \\ & \text{subject to} \\ & w_G - c_G x_G \geq 0 & (\text{pc}_G) \\ & w_B - c_B x_B \geq 0 & (\text{pc}_B) \end{aligned}$$

⁹ このとき、直接表明メカニズムによって処理業者は自分のタイプを正直に申告することが最適であることが知られている。

$$w_G - c_G x_G \geq w_B - c_G x_B \quad (\text{ic}_G)$$

$$w_B - c_B x_B \geq w_G - c_B x_G \quad (\text{ic}_B)$$

制約式 $(\text{pc}_G), (\text{pc}_B)$ は参加制約である．これによって，処理業者がどちらのタイプであれ，取引に参加しないことを回避するのである．制約式 $(\text{ic}_G), (\text{ic}_B)$ は誘因両立制約である．この式は，自らのタイプを正直に表明したほうが，利潤が大きいことを示すものであり，表明原理に対応するものである．

誘因両立制約 $(\text{ic}_G), (\text{ic}_B)$ より，単調性 $x_B \geq x_G$ が導かれる．また， $c_G > c_B$ と $(\text{pc}_G), (\text{ic}_B)$ から， (pc_B) が導かれるため，制約から (pc_B) を除去することができる．

さらにこの結果をもとにして，最適解において (ic_B) が厳密な不等号で成立するとすると，Bタイプの最適価格 w_B は制約式を満たしながら，少しでも減少させることが可能であり，最適であることに矛盾する．よって， (ic_B) が等号で成立することがわかる．

(ic_B) が等号で成立すれば， $x_B \geq x_G$ ， $c_G > c_B$ から，以下の式は非負になる．

$$c_G(x_B - x_G) - (w_B - w_G) = c_G(x_B - x_G) - c_B(x_B - x_G) \geq 0 \quad (2.16)$$

これは (ic_B) が等号で成立し，単調性 $x_B \geq x_G$ が満たされれば， (ic_G) が自動的に成立することを意味している．

以上から，上記の制約式は，以下のように置き換えても同値であることがわかる．

$$w_G - c_G x_G \geq 0 \quad (\text{pc}_G')$$

$$w_B - c_B x_B = w_G - c_B x_G \quad (\text{ic}_B')$$

$$x_B \geq x_G \quad (\text{m})$$

このとき， (pc_G') は最適解において明らかに等号で成立するので， $(\text{pc}_G'), (\text{ic}_B')$ をそれぞれ変形すると，

$$w_G = c_G x_G \quad (\text{pc}_G')$$

$$\begin{aligned} w_B &= c_B x_B + c_G x_G - c_B x_G \\ &= c_B x_B + \Delta c x_G \end{aligned} \quad (\text{ic}_B')$$

となる．ただし， $\Delta c = c_G - c_B > 0$ である．これらを目的関数に代入すると，排出事業者の

問題は以下ようになる．

$$\begin{aligned} & \text{Max}_{\{x_G, x_B\}} (1-q)[b(x_G) - c_G x_G] + q[b(x_B) - c_B x_B - r_p t(x_B) - \Delta c x_G] & (2.17) \\ & \text{subject to } x_B \geq x_G \end{aligned}$$

制約式を無視して最大化問題を解き，得られる最適解を (\hat{x}_G, \hat{x}_B) とすると，1 階条件は，

$$b'(\hat{x}_G) = c_G + \frac{q}{1-q} \Delta c \quad (2.18)$$

$$b'(\hat{x}_B) = c_B + r_p t_1 \quad (2.19)$$

となる．制約式が， $x_B \geq x_G$ であり， $b(\cdot)$ が厳密な凹関数であることから，最適解が存在するためには，

$$c_G + \frac{q}{1-q} \Delta c \geq c_B + r_p t_1 \Leftrightarrow \frac{\Delta c}{1-q} \geq r_p t_1 \quad (2.20)$$

でなければならない．また，この場合の最適価格 (\hat{w}_G, \hat{w}_B) は，以下ようになる．

$$\hat{w}_G = c_G \hat{x}_G \quad (2.21)$$

$$\hat{w}_B = c_B \hat{x}_B + \Delta c \hat{x}_G \quad (2.22)$$

対称情報のケースと比較すれば，B タイプへの委託量は変わらないが，G タイプへの委託量が減少することがわかる．また，B タイプへの報酬は，情報レント分 $(\Delta c \hat{x}_G)$ だけ多くなることからわかる．さらに，排出事業者の期待利潤は，以下ようになる．

$$\Pi(\hat{x}_G, x_B^*) = (1-q)[b(\hat{x}_G) - c_G \hat{x}_G] + q[b(x_B^*) - c_B x_B^* - r_p t(x_B^*) - \Delta c \hat{x}_G] \quad (2.23)$$

排出事業者責任による期待損失は，排出事業者の期待利潤を減少させる．また，対称情報における B タイプ向けの契約をすべてのタイプに強制させるよりは，(2.23)のほうが，期待利潤が大きくなることは容易にわかる．

ここで、G タイプであると想定した処理業者に G タイプに対する最適契約 (x_G^*, w_G^*) を提示して、彼と取引したときの利潤(2.14)との比較から、

$$\Pi(\hat{x}_G, x_B^*) \leq \Pi(x_G^*, x_G^*) \quad (2.24)$$

であれば、彼らは B タイプと取引して安価に処理しようとする過失がなくなることがわかる。つまり、処理業者が G タイプであることを想定したとき、敢えて誘因両立的な契約を設計して隠れている B タイプを誘い出そうとするよりは、そのままにして G タイプ向けの契約 (x_G^*, w_G^*) を提示したほうが利潤は大きくなるのである。

一方、 $\Delta c/(1-q) < r_p t_1$ のとき、 x_G を所与とすれば、制約式 $x_B \geq x_G$ をみだし、排出事業者の期待利潤を最大にする x_B は、 x_G に等しい時であることがわかる。 $x_G = x_B = x$ として、これを排出事業者の目的関数に代入すると、この問題は以下の式の最大化となる。

$$b(x) - c_G x - q r_p t(x) \quad (2.25)$$

最適解は、以下の関係をみだす。

$$b'(\hat{x}) = c_G + q r_p t_1 > c_G + \frac{q}{1-q} \Delta c \quad (2.26)$$

$$\hat{x}_G = \hat{x}_B = \hat{x} \quad (2.27)$$

$$\hat{w}_G = \hat{w}_B = c_G \hat{x} = c_B \hat{x} + \Delta c \hat{x} \quad (2.28)$$

この場合は、排出事業者責任を導入することによって、B タイプの委託量だけでなく、G タイプの委託量も減少することになる ($\hat{x} < \hat{x}_G < \hat{x}_B$)。また、委託量の減少から両タイプの報酬もそれぞれ減少し、さらに B タイプの情報レントも減少することになる。

また、排出事業者の期待利潤は以下ようになるが、明らかに G タイプのふりをする B タイプを識別できないままにしたほうが最適となることがわかる。

$$\Pi(\hat{x}, \hat{x}) = b(\hat{x}) - c_G \hat{x} - q r_p t(\hat{x}) < b(x_G^*) - c_G x_G^* \quad (2.29)$$

2.4 契約の変更

上記のように、排出事業者責任を導入することによって、Bタイプの業者へ委託しようとする排出事業者は彼らへの委託量を減少させるようになる。これより、排出事業者責任という制度の導入はある程度の効果があることを確認できる。また、これは排出事業自身の期待利潤も減少させることから、過失責任のみが問われる場合、その減少分次第でBタイプに委託しようとする過失をもくろまないほうが最適となる。つまり、誘因両立的な契約メニューでBタイプを誘い出すよりも、Gタイプと表明した処理業者を信じてGタイプに対する最適契約 (x_G^*, w_G^*) を提示したほうが期待利潤が大きくなる可能性があるのである。このようなインセンティブを与えるには、原状回復費用や罰則などの排出事業者責任による損失分が十分に大きくなる必要があるが、いずれにしろこのような状況が実現すれば、適正処理価格 $c_G (= w_G^*/x_G^*)$ を維持することで、価格の歪みで発生する二次的な不法投棄を予防することができるだろう。

しかし、この状況は、BタイプがGタイプのふりをして存在することであるから、彼らを駆逐したことにはならない。適正処理価格の維持という目標は達成できたとしても、不法投棄はなくなるのである。しかも、適正処理価格で取引することにより多大な利潤を得ることができるため、不法投棄を助長する可能性があるだろう。

これに対して、Bタイプを選択した排出事業者は無過失であっても責任を課される状況を考えてみよう。つまり、排出事業者はBタイプと取引しようという過失はなく、処理業者に対してGタイプに対する契約 (x_G, w_G) を提示するとする。このとき、BタイプはGタイプのふりをして契約を受け入れることが可能であり、排出事業者はタイプを識別することができないのであるから q の確率で責任を課されることになる。すなわち、排出事業者の期待利潤は、 $b(x_G) - w_G - qr_p t(x_G)$ となるのである。排出事業者がGタイプの参加制約の下でこれを最大化させる¹⁰と、最適解は、

$$b'(x_G^*) = c_G + qr_p t_1 \quad (2.30)$$

となり、Gタイプに対する委託量も減少させなければならない。また、報酬は、

¹⁰ 排出事業者はGタイプと取引をすると想定し契約を設計するのでここではGタイプの参加制約のみである。この制約があればBタイプも参加可能であるのはこれまでの議論と同様である。

$$w_{tG}^* = c_G x_{tG}^* \quad (2.31)$$

となり、委託量の減少分だけ減ることがわかる（単価 c_G は同じである）。また、排出事業者の期待利潤は、

$$\Pi(x_G^*, x_G^*) = b(x_G^*) - c_G x_G^* - q r_p t(x_G^*) \quad (2.32)$$

となり減少する。ここで、 $t(x_G^*) = t_1 x_G^* + t_2$ より、 t_2 が十分に大きければ、この値は負になる可能性もあり、この場合、排出事業者は事業活動をしないうちが最適となる（ $(x_G^*, w_G^*) = (0, 0)$ ）。

ただし、このような損失は不法投棄業者と取引をした場合であり、彼らのタイプを識別することができれば発生しないものである。よって、B タイプを識別し、かつ彼らとの取引機会を失う、すなわち参加させない契約を提示することによって、正の利潤を得ることが可能なのである。

ここで問題なのは、両タイプの限界費用が私的情報であることもさることながら、参加させたくない B タイプの限界費用が G タイプの限界費用よりも低いことにある。これは、誘因両立的な契約メニューを設計したとしても、その単調性（ $x_G \leq x_B$ ）から、B タイプへの委託量は G タイプ以上でなければならないことを意味している。よって、B タイプへの委託量をゼロとし取引をしないうちにするためには、G タイプへの委託もゼロとせざるをえず、結果的に事業活動を行えないことになるのである。一方で、G タイプに正の委託量を与えて事業活動を行えば、B タイプが G タイプのふりをして取引に参加するのである。

このように、排出事業者が無過失に責任を課されるのであれば、委託量とその対価としての報酬を指定するような契約方法では、排出事業者の事業活動に影響を与える。この点では無過失で責任を課することは望ましくないと言えるかもしれない。しかし、B タイプを市場に残すのは、依然として不法投棄が横行し、社会にとっては望ましくないのである。ここで、排出事業者は契約を工夫し、彼らの利潤関数の形状を変えさせ、B タイプを参加させない契約を設計する必要があるだろう。

この一つとして、処理業者に新たな「作業」を要求する方策が考えられる。これは、G タイプにとって低費用で行える作業であるが、B タイプにとって手間のかかる作業である必要がある。この単位あたりの費用を e_G, e_B とし、単純化のために G タイプがこの作業をすると

きの手間がないとする ($e_B > e_G = 0$) と、G タイプ、B タイプの利潤は、

$$U_G(x_G, w_G) = w_G - c_G x_G \quad (2.33)$$

$$U_B(x_B, w_B) = w_B - (c_B + e_B)x_B \quad (2.34)$$

となる。この e_B 値が十分に大きければ、 $c_B + e_B > c_G$ となる可能性があり、G タイプの参加制約のみを提示することによって B タイプを市場から駆逐することができるのである。つまり、この場合、G タイプの契約 (x_G, w_G) を参加制約が等号でみたす ($w_G = c_G x_G$) ものとすれば、B タイプが G タイプのふりをするときの彼の利潤は、

$$U_B(x_G, w_G) = w_G - (c_B + e_B)x_G = (c_G - c_B - e_B)x_G < 0 \quad (2.35)$$

となるのである。このように、 $c_G - c_B < e_B$ となるような「作業」を求めれば、利潤は負になり、参加しなくなるのである。同様にして、 $c_G - c_B$ の値を限りなく小さくすることも重要である。

また、排出事業者は、不法投棄が発覚したら、彼らに罰則を与えるという方法も考えられる。この罰則による損失（罰金）を単位あたり f とすれば、限界費用に罰則の期待損失が加わる形となり、彼らの契約前の利潤（の期待値）は、

$$U_G(x_G, w_G) = w_G - c_G x_G \quad (2.36)$$

$$U_B(x_B, w_B) = w_B - c_B x_B - r_B f x_B = w - (c_B + r_B f)x_B \quad (2.37)$$

となる。 r_B は不法投棄が発覚すると B タイプが考える主観的確率であり¹¹、この値が低ければ十分に大きな f を与える必要がある。

ただし、このような罰則は、あくまでも排出事業者の自主的なものであり、法制度で定められるものではない。よって、事後的に処理業者が逃亡するなどによって罰則に従わず、排出事業者はこれを徴収できない可能性がある。

これに対して、報酬の一部をプールして適正処理を確認したら残りを支払うという方法も考えられる。これは、不法投棄が発覚すれば残りの報酬を支払わなければよいので、事

¹¹ 「2.1 モデルの設定」参照。なお、G タイプは不法投棄をしないのでこの確率はゼロ、または限りにな

後的に徴収できないという問題はない。この方法は成果報酬の方法であるが、排出事業者が設計する自主的なデポジット制度のようなものである。同じく単位あたり f とすれば、彼らの利潤は、

$$U_G(x_G, w_G) = w_G - c_G x_G + f x_G = w_G - (c_G - f) x_G \quad (2.38)$$

$$U_B(x_B, w_B) = w_B - c_B x_B + (1 - r_B) f x_B = w_B - (c_B - (1 - r_B) f) x_B \quad (2.39)$$

となる。

このように、排出事業者は契約を変更し、G タイプの費用よりも B タイプの費用を割高にさせることが重要であり、この工夫によって B タイプを参加させない方法もあるのである。このとき、排出事業者の期待利潤は、 q の確率で取引が成立せず、

$$\Pi(x_G^*, x_G^*) = (1 - q)(b(x_G^*) - c_G x_G^*) \quad (2.40)$$

となるが、B タイプの業者が選択されることはないため、不法投棄もなくなるのである。

また、これによって B タイプが市場から駆逐されれば、中長期的に B タイプが市場に存在する割合 q は減少し、排出事業者の期待利潤も高まるであろう。これによって、不法投棄業者を市場から排除し、かつ排出事業者の事業活動にも影響を与えない状況が得られるといえる。

3. 適正処理業者の不法投棄

第 1 節で論じたように不法投棄実行者は必ずしも始めから不法行為をもくろんで市場に参入した者とは限らない。適正処理を行ってきた者が不法投棄をする場合もあるのである。つまり、彼らが様々な社会環境の変化により、適正処理費用をカバーすることができなくなり、経営破たんを防ぐ目的で不法投棄行為を選択するのである。

この一つの要因として、既に市場に存在している不法投棄業者との競争関係があげられる。これには、第 2 節で論じたように排出事業者責任を導入し、適正処理業者を選択する

くゼロに近いと想定している。

インセンティブを与えることが重要となってくる。この責任により排出事業者が被る期待損失が十分大きければ、適正処理業者に対して適正な価格で契約を求めようになると考えられる。

しかし、不法投棄業者との競争関係がなかったとしても、適正処理費用をカバーできない可能性がある。なぜなら、適正処理業者間の競争において、処分場の枯渇や規制の強化などの彼らがコントロールできない費用の変動があるからである。

市場が十分機能していれば、処理業者はその費用変動分を価格に転嫁することができる。しかし、これはすぐには十分に調整されない。なぜなら、重層下請け構造において、上流の排出事業者が、下請業者の競争的關係によって生まれるその優越的地位を利用して、値上げ圧力を抑えるからである。よって、この競争状態において発注者の優越的地位に屈した業者が不法投棄行動を選択する可能性があるのである。

しかし反面、この取引構造が下請の処理業者の技術改善、経営効率化をもたらすこともあるので注意を要するところである。このような状況は、下請構造が生むポジティブな結果であり、静脈産業を含めた市場全体を効率化させうる。よって、取引における排出事業者の圧力が必ずしも不法投棄という非効率を生むものであるとは限らず、一概にこれを否定することは出来ないのである。

排出事業者に排出事業者責任を与えることは、取引する業者の不法投棄が排出事業者に損失をもたらすことを意味している。このとき、排出事業者の問題は、処理業者に不法投棄行動を選択しないことを前提により効率化、すなわち処理費用削減を求めることになる。

本節では、処理業者の費用削減努力のほかに適正処理努力が排出事業者の利潤に影響する状況を想定し、その場合の費用削減努力に対して与えるインセンティブはどのように変化するかを考察する。これは、処理業者が複数の職務 (task) に従事し、排出事業者がそのうちどの職務をより重要視し、どれだけのインセンティブを与えるべきかを考慮したマルチタスクのモデルである。このマルチタスクモデルは、Holmstrom and Milgrom (1991)のモデルに従って分析する。

3.1 モデルの設定

処理業者である処理業者は費用削減、適正処理の 2 種類の職務に従事するとする。この職務は同時に遂行することは不可能であり、処理業者は同じ時間にこのどちらかしか従事

できない。職務は $t = (t_1, t_2)^T$ という縦ベクトルであらわし、 t_1 を費用削減努力、 t_2 を適正処理努力とする。処理業者の各活動に要する努力 $i = 1, 2$ について立証可能な成果があるとし、これを $x_i = t_i + \varepsilon_i$ とする。 $\varepsilon = (\varepsilon_1, \varepsilon_2)^T$ は攪乱項であり、処理業者のコントロールできない、成果の変動を表す確率変数とする。つまり、処理業者の各職務の成果は、彼らの努力の大ききさだけでなく、他の外部要因の大きさにも影響されると考えるのである。なお、この攪乱項は、平均 0 ベクトル、共分散行列 の多変量正規分布に従う ($\varepsilon \sim N(0, \Omega)$) とする。

は以下のようになる。

$$\Omega = \begin{pmatrix} \sigma_1^2 & \rho\sigma_1\sigma_2 \\ \rho\sigma_1\sigma_2 & \sigma_2^2 \end{pmatrix} \quad (3.1)$$

ここで、 σ_i^2 は ε_i の分散、 ρ は相関係数をさす。単純化のため $\rho = 0$ とする。処理業者にはその努力に対して私的費用が発生し、これを以下のように仮定する。

$$C(t) = \frac{1}{2} t^T C t \quad (3.2)$$

このうち C は 2×2 の行列で、

$$C = \begin{pmatrix} k & ks \\ ks & k \end{pmatrix} \quad (3.3)$$

と表す。ただし、 k および s は定数で、 $k > 0, 0 \leq s < 1$ をみたすとする。従って、

$$C(t) = \frac{1}{2} k(t_1^2 + t_2^2 + 2st_1t_2) \quad (3.4)$$

となる。これより、 k の値が小さいほど、努力に対する私的費用が小さくなることがわかる。よって、この値は企業の技術パラメータであり、比較的小さい値をもつ企業ほど処理能力の高い企業であると考えることができる。一方で、この値が小さいほど、経営努力を怠り、モラルハザードを起こす誘因をもたらすともいえる。

また、 s は費用外部性の指標と考えることができる。 t_i に対する限界費用は、 t_i で微分す

ることで、 $k(t_i + st_j)$ となることがわかる。これより、 s および t_j の大小によって、この限界費用が変わることがわかる。つまり、 s が大きく、他の努力 t_j が大きければ大きいほど、 t_i に対する限界費用が高まることになる。

一方、処理業者に対する報酬ルールは線形であり¹²、成果 x に依存し $w(x)$ と示される。

$$w(x) = \sum_i \beta_i x_i + \gamma \quad (3.5)$$

ここで、 $\beta = (\beta_1, \beta_2)^T$ は処理業者の努力に対して与えるインセンティブの強度であり、この大きさの加減によって企業の努力水準は変わる。この値が高いほど、排出事業者は、成果により依存した報酬を与えることになり、努力に対するインセンティブが強いと表現することができる。また、この値は成果の変動リスクを排出事業者または処理業者のどちらにどの程度分担させるかをも示している。なお、 γ はスカラーとする。

処理業者の効用関数は、Arrow-Pratt の絶対リスク回避度 $\lambda > 0$ の関数とする。よって、彼の確実同値額は、収入から費用を差し引いたものにさらにリスクプレミアムを引くことによって表される。

$$\beta^T t + \gamma - C(t) - \frac{1}{2} \lambda \beta^T \Omega \beta \quad (3.6)$$

また、排出事業者はリスク中立的であり、処理業者が行う t の職務に対して $B(t)$ の収入があるとすると、その確実同値額は、

$$B(t) - \beta^T t - \gamma \quad (3.7)$$

となる。 $B(t)$ は線形で、 $B(t) = B^T t$ と仮定する。ここで、 $B = (B_1, B_2)^T$ であり、 B_i は、 i 番目の職務に処理業者が努力 1 単位を配分したときの排出事業者の収入とする。 B_1 は処理業者が費用削減に従事したときの排出事業者の収入であり、 B_2 は適正処理に従事したとき

¹² 線形の報酬ルールは静学的問題では一般に正当化されず、不連続な報酬ルールのほうが、よりファーストベストに近似できることが指摘されている。しかし、Holmstrom and Milgrom (1987) が証明しているように、背後に動学的問題を念頭に置いていれば線形の報酬ルールは正当化される。よって、本論でもこれを踏襲し、背後に動学的問題を置くことを仮定する。

のものである。ただし、 B_2 は期待値であり、処理業者が不法投棄をしたとしても、排出事業者がそれを軽視するのであれば小さい値を示す。つまり、不法投棄に対する責任で被る期待損失を排出事業者が低く見積もっているという状況である。逆に、これが大きい場合は、排出事業者責任による期待損失を高く考えている排出事業者といえる。

3.2 最適なインセンティブ

排出事業者の契約設計の問題は、処理業者の誘因両立制約の下での确实同値額の合計の最大化である。

$$\max_{t, \beta} B(t) - C(t) - \frac{1}{2} \lambda \beta^T \Omega \beta \quad (3.8)$$

subject to

$$t = \arg \max_{t'} \beta^T t' + \gamma - C(t') - \frac{1}{2} \lambda \beta^T \Omega \beta \quad (3.9)$$

誘因両立制約(3.9)より、

$$t_i = \frac{\beta_i - s\beta_j}{k(1-s^2)} \quad (3.10)$$

が導出され、これを目的関数に代入し、で微分すると、最適なインセンティブは、以下のようになる。

$$\beta_i = \frac{(1 + \lambda k \sigma_j^2) B_i - \lambda k s \sigma_j^2 B_j}{1 + \lambda k (\sigma_1^2 + \sigma_2^2) + \lambda^2 k^2 (1 - s^2) \sigma_1^2 \sigma_2^2} \quad (3.11)$$

ここで、適正処理努力 t_2 の成果が測定できないとする。すなわち、費用削減努力 t_1 の成果 x_1 は実現した費用によって測定可能であるが、適正処理努力はその努力の度合いに関して価値ある情報を与えてくれる指標がないとする。この仮定の下での最適なインセンティブは、(3.11)において $\sigma_2^2 \rightarrow \infty$ とすることによって求められる。これより、 $\beta_2 = 0$ である。これは成果 x_2 がノイズしか含んでおらず、しかも処理業者はリスク回避的であるので、 x_2 に基づくインセンティブをまったく与えないのが最適になる状況を同じ状況であるといえ

る。一方，測定可能な x_1 に基づくインセンティブは次のようになる。

$$\beta_1 = \frac{B_1 - sB_2}{1 + \lambda k(1 - s^2)\sigma_1^2} \quad (3.12)$$

この関係を解釈すれば，測定可能な費用削減に対するインセンティブ強度 β_1 は，費用の変動 σ_1^2 ，努力の私的費用 k ，処理業者の危険回避度 λ ，がそれぞれ大きいほど小さくしなければならないということがわかる。これらの値は，処理業者の扱う廃棄物の種類，地域，事業規模，処理能力，経営戦略などによって変わってくるため，個々の企業によって差異が出てくるであろう。また， B_1 が小さいほど， B_2 が大きいほど，インセンティブは小さくする必要がある。つまり，排出事業者責任による期待損失を排出事業者が重視すれば，費用削減に対するインセンティブをより弱めることが最適となるのである。

ここで， $s = 0$ とすると，

$$\beta_1 = \frac{B_1}{1 + \lambda k\sigma_1^2} \quad (3.13)$$

となる。これは，費用外部性がない状況であり，この場合，費用削減に対するインセンティブは，適正処理の如何に影響されないことになる。つまり，処理業者に適正処理という職務はなく，職務は費用削減だけであるというシングルタスクの場合のインセンティブと同じであるといえる。以下では，このシングルタスクの場合の費用削減に対するインセンティブが，適正処理という他の職務が加わったことでどのように変化するのかを見る。

(3.13)から(3.12)を差し引くと，

$$\begin{aligned} \frac{B_1}{1 + \lambda k\sigma_1^2} - \frac{B_1 - sB_2}{1 + \lambda k(1 - s^2)\sigma_1^2} &= \frac{-\lambda k s^2 \sigma_1^2 B_1 + (1 + \lambda k \sigma_1^2) s B_2}{(1 + \lambda k \sigma_1^2)(1 + \lambda k(1 - s^2)\sigma_1^2)} \\ &= \frac{s(B_2 + \lambda k \sigma_1^2 (B_2 - s B_1))}{(1 + \lambda k \sigma_1^2)(1 + \lambda k(1 - s^2)\sigma_1^2)} \end{aligned} \quad (3.14)$$

となり， B_1 と B_2 の大小関係，および s の値次第で，この式の正負が変わる。

$B_1 \geq B_2$ のとき，これは，排出事業者にとって，適正処理努力による結果よりも費用削減努力によるもののほうが重要であるという状況である。この場合，(3.12)より β_1 は正となる。

また、(3.14)は正になる場合も、負になる場合もある。例えば、 B_1 と B_2 の大きさに差がなかったり、または s がゼロに近ければ正になるであろう。

この値が正であるとは、処理業者が費用削減努力だけでなく、適正処理努力にも従事するとき、(3.13)に比較して費用削減努力に対するインセンティブを弱めなければならないということを意味している。このとき、 β_1 を強めてしまえば、処理業者は適正処理努力をしなくなり、その結果、 B_2 に影響するようになるので最適ではなくなるのである。

逆に、(3.14)式が負になるケースもあるが、これは、適正処理という他の職務が存在するが、それに目を奪われないように、敢えて費用削減努力に対するインセンティブ強度を(3.13)よりも強めなければならないと解される。これは、 B_1 に比べて B_2 がそれほど重要でないような状況であり、排出事業者がその責任による損失を低く見積もり、適正処理を軽視している状況であると考えられる。一方で、ある一定の不法投棄に対する期待損失に比べて取引する処理業者の費用削減の効果が大きい状況も考えられる。

極端なケースとして、 $B_2 = 0$ であれば、排出事業者はその責任による期待損失はないものと考えていることになる。これは、排出事業者責任が制度的に課されていないか、または彼らが責任を恐れていないかのどちらかが少なくともあれば起こりうる。このとき、当該の処理業者の事業規模などを無視して必要以上に費用削減のインセンティブが強められれば、処理業者は費用の変動を吸収できなくなる可能性がある。ここで、処理業者がこの契約を拒否せずに代替手段として不法投棄を選択すれば、安価で処理が可能となり、 k の値が減少することになる。不法投棄は排出事業者の収入に影響しないため、これは β_1 を上昇させ、結果的に排出事業者が設定したインセンティブに対応することになるのである。つまり、不法投棄を強制させるインセンティブとなるのである。

同様にして、費用の変動に対して、処理業者がより危険回避的であれば、費用削減努力に対するインセンティブは弱めなくてはならないが、処理業者の危険回避度を考慮せずにインセンティブを強め、不法投棄を強要すれば、先に述べたものと同様、 k を減少させ、排出事業者が強要するインセンティブに結果的に応える形となるのである。

このように、排出事業者責任の効力が弱ければ、必要以上に費用削減努力を求められ、不法投棄を強制する可能性をもたらす。これを予防するには、排出事業者責任による期待損失を相対的に高めることが求められる。

一方、 $B_1 < B_2$ であれば、(3.14)は必ず非負の値になる。これは、適正処理という職務の存在によって、この努力を怠ることによる期待損失が相対的に大きく、費用削減に対する

インセンティブを(3.13)より弱めなくてはならないことを意味している。また、 B_1 と B_2 の大小関係や s の大きさによって、(3.12)の β_1 が負になる可能性もある。このとき、費用削減努力に対して罰則を与える形が最適となるのである。

いずれにしても、排出事業者は、不法投棄による期待損失と処理業者の事業規模・処理能力などを比較しながら、費用削減に対するインセンティブを変えなくてはならない。このインセンティブ強度があまりにも強く、処理業者がこれに耐えられずに不法投棄が起こるのであれば、排出事業者責任の期待損失を高め、 B_2 を大きくするように働きかけることによって、最適なインセンティブを弱めさせるようにしなければならないだろう。

4．不完全な排出事業者責任

排出事業者に対する責任が不十分であったり、投棄者が発覚したとしても排出事業者が特定できなかつたりした場合、排出事業者にもラルハザードの可能性が出てくる。これは、排出事業者が責任を課されることで被る期待損失を減少させるため、より低費用で実現し排出事業者の利潤を増加させる不法投棄を求めようになるのである。第2節でこの期待損失が小さくなればなるほど、不法投棄業者に委託しようとする過失が生まれ、その結果、排出事業者の期待利潤も増加することがわかる。また、第3節でも費用削減努力による収入が非常に重要となり、処理業者の費用の変動を無視し、この努力に対するインセンティブを高めて、より低費用で実現する不法投棄に向かわせるようになるのである。

廃棄物処理法は1970年のその成立時点から、処理における無許可業者への委託は違法とされていた。つまり、行政より許可された業者に委託しなければ、委託基準違反として排出事業者にも責任が課されていたのである。しかし、それにも関わらず、無許可業者が不法投棄をする事件は存在し、現在も起こっている。これは排出事業者が違法と知りながら、これを恐れずに委託していたことが伺える。これは無許可で違法と知っていることを示しており、自らが特定されなければ責任が課されないであろうと想定した行為と考えることができる。一方で不法投棄業者が共謀して証拠を隠滅しているということが伺える。

本節では、このような過失のある企業（排出事業者）が存在する場合、政府はどのようにして彼らに事業活動を行わせないか、またはどのようにして適切な行動を選択させるかを分析する。ただし、企業が過失をもっているか否かは政府にはわからない。すなわち、

企業のタイプを識別できない非対称情報下の規制政策を考えなければならないのである。

この非対称情報下の規制政策を分析する論文は数多い。なかでも、ラフォン (Jean-Jacques Laffont) とティロール (Jean Tirole) が構築したフレームワークは代表的であり、企業に対する環境規制に応用されているものもある¹³。ただし、これらの論文では技術競争力のある効率的な企業は、環境汚染をしてコストダウンをする悪い企業とは限らない。むしろこの企業が非効率的な企業のふりをすることに焦点をあて、非効率的な企業に対して設定された環境基準で事業活動を行うことを問題視している。そしてそのような誘因を起こさせない状況で最適な規制を考えている。

しかし、本論では、企業が不法投棄業者に委託することで「効率的」となる「悪い」企業に焦点を当て、彼らが適正処理業者に委託する通常の企業のふりをして多くの利潤を得る状況を考える。よって、このラフォン＝ティロールモデルの想定を修正し、このような状況のもとで、違法委託する企業をいかにして駆逐させるか、または適正行動をさせるかを検討していく。

4.1 モデル¹⁴

事業活動 q を行っている企業に対し、政府は最適な規制政策を考慮する。企業は事業活動 q を行うために、以下の費用関数をもっており、これを、

$$C(\beta, e) = (\beta - e)q + \alpha \quad (4.1)$$

とする。これより企業の費用関数は、 q の事業活動に対する $c = \beta - e$ の限界費用と α の固定費用からなることがわかる。また、限界費用のうち、 $c = \beta - e$ は企業の技術パラメータであり、ここではどの企業も同値であると仮定する。 e は企業の経営努力であり、努力が大きいほど限界費用は低くなる。以下では $\alpha = 0$ とし、限界費用のみに着目するとする。

企業の経営努力 e は企業に不効用 $\psi(e)$ を生じさせる。この値は e の関数で、 $\psi'(e) > 0$, $\psi''(e) > 0$, $\psi(0) = 0$, $\lim_{e \rightarrow \infty} \psi(e) = +\infty$ を仮定する。

¹³ 例えば Boyer and Laffont[2], Jebjerg and Lando[8], Laffont[12][13], Lewis[16]など。このフレームワーク以外で代表的なものに Baron[1]を挙げておく。

¹⁴ 本モデルは、Laffont and Tirole[15]Ch.2 を参照した。

企業の収入は費用 C を t だけ越える値である ($t + C(\beta, e)$)。これらより企業の効用 U は、

$$\begin{aligned} U &= t + C(\beta, e) - C(\beta, e) - \psi(e) \\ &= t - \psi(e) \end{aligned} \quad (4.2)$$

となる。政府の目的は社会厚生を最大化であり、これは以下のように記載される。

$$W = V(q) - (1 + \lambda)(C(\beta, e) + t) + U \quad (4.3)$$

$V(q)$ はネットの消費者余剰と政府の収入の合計であり、社会余剰と呼ぶ。すなわち、

$$V(q) = [S(q) - R(q)] + (1 + \lambda)R(q) = S(q) + \lambda R(q) = S(q) + \lambda qP(q) \quad (4.4)$$

とし、 $S(q)$ を粗消費者余剰、 $R(q) = qP(q) = C + t$ を企業の収入とすることによって $V(q)$ が得られる。なお、 $q = D(p)$ を需要関数、 $p = P(q) = S'(q)$ を逆需要関数とする。また、 λ は税制の非効率を示すパラメータであり、 $\lambda > 0$ である。企業が $C + t$ の収入を得るためには、消費者は $(1 + \lambda)$ 倍の支出が必要であることを示している。

(4.3)を変形すると、以下ようになる。

$$\begin{aligned} W &= V(q) - (1 + \lambda)(C + t) + U \\ &= V(q) - (1 + \lambda)((\beta - e)q + \psi(e)) - \lambda U \end{aligned} \quad (4.5)$$

政府の問題は、企業が取引を受け入れるという参加制約の下で社会厚生を最大化させることである。すなわち、

$$\max_{U, e, q} V(q) - (1 + \lambda)((\beta - e)q + \psi(e)) - \lambda U \quad (4.6)$$

$$\text{subject to } U = t - \psi(e) \geq 0 \quad (4.7)$$

となる。制約式は、等号で成立する ($U = 0$) ので、これを目的関数に代入し、 e と q に関して微分すると、1 階条件は以下ようになる。

$$\psi'(e) = q \quad (4.8)$$

$$V'(q) = (1 + \lambda)(\beta - e) \quad (4.9)$$

これから，最適な生産量および価格は， $q^* = q(e^*)$ ， $p^* = P(q(e^*)) \equiv p(e^*)$ のように示すことができる．また，企業の収入は， $c^* = \beta - e^*$ ， $t^* = \psi(e^*)$ より， $(\beta - e^*)q^* + \psi(e^*)$ となる．以上から，社会厚生は，

$$W^* = V(q^*) - (1 + \lambda)((\beta - e^*)q^* + \psi(e^*)) \quad (4.10)$$

となる．

一方，不法投棄が発覚しなかったり，処理業者が特定されなかったりすれば，排出事業者である企業にモラルハザードを生じさせる可能性がある．すなわち，安価に処理が可能な不法投棄業者に委託（違法委託）することでコストダウンを実現する企業が市場に発生する可能性があるのである．なお，この場合は不法投棄業者への委託に対して過失があると考えることができる．

このような企業は，違法委託して限界費用を d だけ削減することができるとする．しかし，不法投棄が発覚し，処理業者が特定されれば，彼らは排出事業者責任を課される可能性がある．排出事業者責任によって事業活動 q の単位あたり T の損失が生じるとすると，企業が直面する限界費用は2つの状態に分けられ，

- 状態1：不法投棄が発覚し，処理業者が特定される場合 $\beta - e - d + T$
- 状態2：不法投棄が発覚しないか，処理業者が特定されない場合 $\beta - e - d$

となる．ここで，仮定として損失のほうが大きいとし， $d - T < 0$ とする．企業は契約し，業者に委託した後にこの状態を知るので，彼らは責任が課される確率を想定して事業活動を行おうとする．この主観的な確率を $r \in [0, 1]$ とすると，限界費用の期待値は， $\beta - e - d + rT$ となる．企業がこの確率を十分低く想定し， $d - rT > 0$ となるのであれば，上記の最適規制 $(t^*, q^*, C^*, c^*, U^*)$ において，彼の契約前の効用は，

$$U_{12}^* = t^* + (\beta - e^*)q^* - (\beta - e^* - d + rT)q^* - \psi(e^*) = (d - rT)q^* > 0 \quad (4.11)$$

となり，市場に参加可能であることがわかる．また，事後的には，状態 1 および状態 2 では，それぞれ，以下ようになる．

$$U_1^* = t^* + (\beta - e^*)q^* - (\beta - e^* - d + T)q^* - \psi(e^*) = (d - T)q^* < 0 \quad (4.12)$$

$$U_2^* = t^* + (\beta - e^*)q^* - (\beta - d - e^*)q^* - \psi(e^*) = dq^* > 0 \quad (4.13)$$

一方，政府は，このような企業が存在するとき，市場におけるその割合 v と，不法投棄から排出事業者が特定される確率 σ を想定することができるとする．ただし，企業が排出事業者責任を課されると考える確率 r は σ とは一致せず，彼らは客観的な水準より低く考えていると仮定する ($\sigma > r$)．

また，違法委託行為は不法投棄の発生原因であり，彼らの事業活動は単位あたり E の社会損失をもたらすとする．この損失に対して，不法投棄実行者が特定されれば，その業者と排出事業者双方に原状回復費用を負担させることができるとし， $E > T$ を仮定する．また，実行者が特定されなければ，双方に責任を課することができないため，政府（税金）がこれを負担することになるとする．

社会厚生は，状態 1 および状態 2 では，それぞれ，

$$W_1 = V(q^*) - (1 + \lambda)((\beta - e^*)q^* + t^*) + U_1^* \quad (4.14)$$

$$W_2 = V(q^*) - (1 + \lambda)((\beta - e^*)q^* + t^*) + U_2^* - (1 + \lambda)Eq^* \quad (4.15)$$

となる．また，企業が適法委託する状態を状態 3 とし，このときの社会厚生を W_3 とすると， W_3 は(4.10)式であらわされるものと同様である．これらを含め，社会厚生の期待値は以下ようになる．

$$\begin{aligned} EW &= v\sigma W_1 + v(1 - \sigma)W_2 + (1 - v)W_3 \\ &= V(q^*) - (1 + \lambda)((\beta - e^*)q^* + t^*) + vq^*(d - \sigma T - (1 - \sigma)(1 + \lambda)E) \end{aligned} \quad (4.16)$$

$\sigma T + (1 - \sigma)E > T$ であるから， $(d - \sigma T - (1 - \sigma)(1 + \lambda)E)q^* < 0$ となり，モラルハザードを起こす企業が存在することによって，社会厚生が減少することがわかる．また， E および T の値が非常に大きければダメージも大きいことがわかる．

これに対して、損失を防止するために、違法委託する企業を市場に残さないようにしなければならない。つまり、適法委託する企業と違法委託する企業を異なるタイプとして識別し、後者に事業活動を行わせないような規制（契約）を施すのである。

しかし、第 2 節の分析でもわかるように、参加させたくないタイプのほうが低費用で事業を行える（効率的である）ような状況がここでもネックとなるのである。なぜならば、誘因両立的な規制を課したとしても、 q の単調性から、違法委託する企業の事業活動を行わせないためには、適法委託する企業を含めたすべての企業に事業活動を行わせない規制を施さなければならないからである。一方で、適法委託する企業のみ事業活動を行わせても、違法委託する企業が適法委託のふりをして参加してしまうのである。

よって、第 2 節の分析と同様に、企業の効用関数を変え、違法委託する企業の費用を割高にする必要があるだろう。まず、考えられるのは、責任の強化である。これは罰則・罰金をより与えることで、 T そのものを大きくさせるのである。ただし、違法委託しても見つからないなどの理由で責任から逃れるであろうと企業が想定すれば、期待損失は低くなり、依然として違法委託しようとするであろう。そのため、企業が主観的に想定する発覚リスク r も高める必要があるといえる。これには、モニタリングを強化し、不法投棄を発覚する確率や投棄実行者を特定する確率を高めるとともに、それらが特定されれば、排出事業者も必ず特定されるような制度を整備する必要がある。つまり、違法行為をすることに対する「脅し」を与えるのである。

これらが機能しなければ、罰則以外の新たな制度を導入して、違法委託する費用を割高にさせる必要があるだろう。すなわち、直接的にも間接的にも、適法委託すれば費用がかからないが、違法委託すれば費用が発生するような制度を導入するのである。直接的に費用が発生させる例としては、デポジット制度のように、企業が事業活動を行うのにあたって、事前に違法行為による費用を徴収し、適法委託を確認した後に徴収した金額を返済するような制度も考えられる。また、間接的に費用が発生させる例としては、隠蔽工作などの違法委託するときに要する作業手間をより困難にさせるような方法が考えられる。

このような新たな制度の具体性、実行可能性は十分な検討を要し、今後の課題としたいが、いずれにしろ、違法委託をする企業が存在するのであれば、それをすることによってその企業に直接的な金銭の損失や手間などの間接的な損失が発生させる必要がある。そして、これが割高となるまで追求し、適法委託のふりをして、参加制約を満たさない状況にする必要があるだろう。そのとき、適法委託する企業が参加制約を等号でみたすような

規制であれば、違法委託する企業の利潤は留保利潤よりも低くなり、その企業は事業活動を行わないことが最適となる。この結果、社会厚生期待値は、 v の割合で違法委託する企業が事業活動をしないため、

$$EW = (1-v)W_3 = (1-v)[V(q^*) - (1+\lambda)((\beta - e^*)q^* + t^*)] \quad (4.17)$$

となる。これは、(4.10)と比較して社会厚生期待値が小さくなることを意味するが、長期的には違法委託する企業が事業を撤退するか、または戦略を変えて適法委託を選択して事業活動を継続すると考えられるので、 v の値は減少し、社会厚生期待値は(4.10)に近づいていくといえる。

以上のように、企業に違法委託する過失が存在する場合は、現存の排出事業者責任の効力がないことを意味している。その場合には、制度やモニタリングを再考する必要があるのである。

4.2 排出事業者責任の実際

排出事業者の特定

既にみたように、我が国では、処理業者が不法投棄をすれば、投棄実行者だけでなく、これに委託した排出事業者も原状回復措置命令の対象となり、その責任を負わせるようにしている。しかし、彼らに責任を負わせる過程において、何よりもまず不法投棄自体が発覚されなければならないし、これが発覚したら直接または間接的に排出事業者を特定しなければならないだろう。

投棄実行者は目撃証拠などによって特定する可能性があるが、排出事業者は直接投棄をしているわけではないので、現行犯として特定するのは不可能である。そのため、不法投棄から直接彼らを特定するには、投棄現場からその投棄物を調べることでしかない。ただし、投棄物が中間処理されていればこれも不可能といえ、よって、排出事業者は投棄実行者が特定されて、彼らから処理ルートを探ることで特定されることになるだろう。

不法投棄現場の発覚や不法投棄実行者に対して、現在、行政側は監視を強めている。これは、自治体職員の廃棄物対策担当者を増員させたり、警察やボランティア団体と連携を

強化したりするだけでなく、地域を巡回する郵便局員やタクシー運転手にも不法投棄に注意をはかるよう協力を求めている。2001年4月施行の家電リサイクル法によって懸念された家電の不法投棄の影響が強いと思われるが、いずれにしろ、不法投棄の発覚、および不法投棄実行者の特定はより前進するものと思われる。

投棄実行者が特定されれば、処理ルートを探ることで、排出事業者を特定することができるだろう。この処理ルートを探るための制度として、我が国では産業廃棄物管理票（マニフェスト）制度が存在する。これは、排出事業者に最終処分まで委託内容どおりに廃棄物が処理されたかを確認させるためのものでもあるが、同時に不法投棄が起こったら、その関与者を探るためのものともいうことができよう。

しかし、このマニフェスト制度もいくつかの欠点が指摘されている。特に言われているのは虚偽の記載であっても、どのようにしてこれを立証するのかという問題である。廃棄物は処理の過程において形を変えていく。中間処理されたものは焼却灰や寸断されているものであり、原状を保っているものはないと言える。さらに、処理業者によって収集されたものは、必ずしも同一の排出事業者が排出したものと限らない。彼らは、収集において積載効率性から多くの排出事業者の廃棄物を一緒にしてしまうのである。このうち、どのトラックが最終処分場まで運搬したのか、排出事業者は確認する方法もないし、処理業者も正確にマニフェストに記載しようとしても、限界があるだろう。つまり、マニフェストの情報は不正確か虚偽の記載である可能性があり、不法投棄が発生したとしても、必ずしも排出事業者を特定できないのである。

また、無許可業者に委託するのはそもそも違法である。この違法委託を行う排出事業者にとっては、マニフェストを交付することは行政サイドに違法委託を表明することを意味している。よって、無許可業者に委託する際は、マニフェストは交付されていないのであり、このとき、排出事業者を特定するルートは途切れているのである。

このように、マニフェストの情報が不十分であれば、必ずしも排出事業者を特定できない。よって、彼らを特定するには投棄実行者を追及して直接処理ルートを探る方法に頼るしかなくなるだろう。ただし、これも投棄実行者が黙秘をすることによって、明らかにならない可能性があるという問題がある。排出事業者は自らが特定されないと確信するならば、不法投棄業者に委託することによってコストダウンが可能である。不法投棄業者が黙秘をすることを条件に、コストダウンで得た利益の一部を与えるという裏取引（共謀）が成立すれば、違法委託は発生するのである。

以上のように、何らかの形で排出事業者が必ず特定されるという状況を生み出さなければ、排出事業者に対する「脅し」が弱く、彼らは発覚リスクを低く見積もり、モラルハザードを起こす可能性がある。

排出事業者責任とは

排出事業者責任は、排出事業者に事後的に原状回復措置の命令を指示したり、また罰則・罰金を与えたりするものである。先のモデルで定義した排出事業者責任による排出事業者の損失 T も原状回復費用負担や罰則による損失を想定している。ただし、前節で見たように、排出事業者に違法委託する過失が見受けられるのであれば、彼らにとってはこの値が十分に低いものである可能性があるといえる。このとき、罰則・罰金を上乘せするか、それが困難であればその他の方法を検討しなければ、排出事業者の過失はなくなると考えられる。

例えば、違法委託した排出事業者の名を公開するという制度を導入したとしよう。罰則・罰金による一時的なダメージよりも、評判による中長期的な事業活動の縮小によるダメージのほうが大きいとする企業がいれば、この方法も有効であると考えられる。また、先に述べたようなデポジット制度を導入し、事前に不法投棄によって発生する費用を一部徴収する方法も考えられる。このような政策の有効性は十分な検討を要するが、いずれにしろ、排出事業者責任の効力が薄いのであれば、責任の意味を広げ、彼らの事業活動自体にも目を向け、期待損失を高めるためのシステムを再構築する必要があると考えられる。

排出事業者とは

また、排出事業者とは一体誰なのかという問題もある。廃棄物処理法では、産業廃棄物の排出事業者は、処理業者に対し、逆有償で処理を委託する企業である。これが有償取引であれば、排出したものは産業廃棄物ではなく、排出者は法制度上の排出事業者にはならないという問題がある。

ある企業が事業活動で発生した排出物をリサイクル業者に有償で引き渡したとしよう。この業者が資源化の過程で生まれた廃棄物を不法投棄した場合、委託した企業（委託者）は、法制度上の排出事業者ではないので、不法投棄の責任は課されない。このような業者は不法投棄で処理費用を節約しているので、委託者から比較的高めの金額でこの排出物を購入することが可能である。

このとき、委託者は、適正処理をする他のリサイクル業者よりも多く支払ってくれる不法投棄業者を選択し、適正処理業者が市場から淘汰されるということが起こりうる。これは、本論で論じた処理業者の逆選択と同じ現象であるということが出来る。委託者に過失があるにしろないにしろ、結果的に、彼らに責任が課されないことがもたらす不法投棄であり、これはモデルでいう T がゼロに等しい状態である。

このように、有償取引の場合には企業の排出物は産業廃棄物とならず、その処理に対する責任はない。反対に、逆有償になれば、産業廃棄物の排出事業者として責任を課されることになり、またマニフェストを交付・管理しなければならないという手間も発生する。よって、このような手間を避けるために逆有償を拒み、適正処理料金から乖離したまま有償取引にこだわる委託者も存在してしまうのである。この場合、彼らは排出事業者ではないので、業者が費用不足で不法投棄をしたとしても、その責任は課されないのである。

このような委託者を排出事業者として、新たに責任を課す必要があるかどうかは、廃棄物の定義を整理する必要があるが、ここでは結論は出せない¹⁵。しかし、いずれにしろ、排出事業者の責任を考える際には、このような問題もあるのであり、注意としてとどめておく必要があるといえる。

また、同じような排出事業者の問題として、複雑な処理過程の中で、本来の排出事業者がその責任を免れるという状況もある。これは第 1 節で述べたことであるが、建設廃棄物の排出事業者とされる元請ゼネコンが、下請業者に解体工事を一括請負させるとき、この下請業者（解体業者）が排出事業者になりえるのである。

この場合、元請ゼネコンは解体業者に無理な安値受注をさせ、その結果不法投棄が起きても責任は課されない。実質的には委託された者（エージェント）の不法投棄であっても、統計上は、排出事業者の不法投棄として現れ、実質的な委託者（プリンシパル）は責任を免れるのである。

これは、元請ゼネコンに、とにかく安値で受注する解体業者を選択するインセンティブをもたらしかねない。一部では、不法投棄に関与しようとする過失も起こるかもしれない。それは、適正処理をする解体業者を駆逐し、逆選択をもたらす可能性があるのである。

また、廃棄物処理法では、産業廃棄物の排出者はいわゆる企業（事業者）である。本論

¹⁵ この場合の排出者を法制度上の排出事業者としてしまうと、委託された企業は処理業の許可を得なければならない。現状、逆有償化の流れで、処理業の許可を持つ業者もいるが、リサイクル市場の発達のために、逆に規制緩和をすべきであるという意見もあるようである。

でも排出者を排出事業者と表記し、法制度に沿って論じてきた。ただし、第 1 節でみたように、建設廃棄物や自動車廃棄物のように実質的な排出者（最終ユーザー）が消費者であるケースが存在する。彼らは、法制度上は排出者にはならず、それを解体し、直接処理業者に委託契約をする者が排出者（排出事業者）となっているのである。特に、これらの廃棄物は不法投棄において問題となっている業種であり、これが必ずしも関わりがあるとは言えないが、注意を要するともいえる。彼らは、直接的にも間接的にも（法制度上の）排出事業者へ廃棄物を引き渡すことになるのであるが、彼らが責任を課されないことから仮にモラルハザードを起し、不法投棄に関与しようとしている排出事業者へ引き渡すことを考えれば、問題である。

現在、建設リサイクル法や自動車リサイクル法によって、廃棄物処理法の枠を超えて個別の処理システムを構築しようとしている。消費者に不法投棄の責任を負わせるのは行き過ぎだとしても、いずれにしろ、彼らの意識を高めることも重要であろう。

5 . 結論

第 1 節で述べたように廃棄物処理法は 2000 年の改正によって排出事業者に対する責任を強化している。従来では、適法委託、すなわち都道府県知事の許可を得た処理業者に委託すれば、その処理業者が不法投棄を行ったとしても排出事業者の責任は免れていた。これに対し、2000 年の改正では、適法委託したとしても、その責任は消滅せず、「不適正処分をしたものに資力がない場合で、排出事業者が適正な処理料金を負担していないとき、不適正処分が行われることを知り、または、知ることができたとき」などの要件のもとで、排出事業者が原状回復の措置命令の対象とされている。

ここで、「適正な処理料金を負担していないとき」とあるのは、排出事業者からの無理なディスカウント要求から適正処理費用が徴収できず、不法投棄行為を行ってしまう状況を想定しているものと解釈される。また、「知ることができたとき」から、不法投棄業者への委託が過失でなければ免責されるということがわかる。ただし、排出事業者は適正処理料金を支払えばよいとは限らず、ある程度不法投棄業者を識別する努力が必要であることが伺える。つまり、これを怠って違法委託すれば過失とみなされるという点で、ある程度の適正処理業者を選別するインセンティブを与えられているといえる。

ここで、どこまで「知るべき」なのかは個々の状況に応じて判断されると考えられ、排出事業者が不法投棄業者に委託する過失がなくても、この「知るべき」水準の曖昧さは彼らを困惑させるだろう。排出事業者は、業者のタイプの識別のために努力し、適正処理業者だと思って委託したとしても、結果的にこの業者が不法投棄をしてしまう可能性もある。

この結果に対し、これが識別努力の不足であり、「知ることができた」と言われ、責任を問われるかもしれないし、また、無過失を証明するのにしても多少なりとも手間を要するだろう。とはいえ、委託した収集運搬業者や最終処分業者が不法投棄したか否かは、彼らの運搬作業、埋め立て作業を最初から最後まで観察しなければ確定できないが、現実的にこれは不可能である。つまり、過失でなくても不法投棄業者に委託することで排出事業者が何らかの費用が発生するのであり、「知るべき」水準次第で無過失責任が問われているのに近くなるといえるだろう。

処理業者と取引をする際、彼らが不法投棄業者か適正処理業者かという問題に対し、排出事業者はある程度情報を収集してこれを識別しようとする。ここで、これらの情報によって、直面する業者が不法投棄業者であるとわかったとしよう。このとき、排出事業者が違法委託する過失があれば、罰則を覚悟してこの業者と取引するだろうし、なければこれを排除するだろう。適正処理業者は不法投棄業者のふりをする根拠がないので、排出事業者は取引する業者が不法投棄業者とわかれば、これを確信することができるのである。

一方、不法投棄業者は適正処理業者のふりをする可能性がある。これは、排出事業者が処理業者の情報を収集して、直面する業者を適正処理業者と想定しても、それを確信することができないことを意味している。彼らの処理行動を観察しない限り、適正処理業者のふりをした不法投棄業者である可能性があるのである。よって、排出事業者の問題は、ある程度情報収集をして適正処理業者であると想定した者が“本当に”適正処理業者なのかどうかというものになる。

第2節で論じたように、排出事業者責任の導入は、排出事業者に対し不法投棄による期待損失を発生させ、その結果、彼らの選択行動を変えることができる。この責任が過失に対するものであり、不法投棄による排出事業者の期待損失が十分大きいとしよう。この場合、排出事業者は、不法投棄業者に委託しようとする過失を諦め、取引する業者が不法投棄業者と想定できれば、これを排除しようとするだろう。また、適正処理業者と想定すれば、適正処理価格を支払いこの業者と取引することになる。いずれにしろ、排出事業者は適正処理業者に対して適正処理価格で取引することを最適とし、この価格が維持され、市

場価格の歪みから発生する二次的な不法投棄は予防されるのである。

2000年の廃棄物処理法の改正で、「適正な処理料金を負担していないとき」という条文を含めたことから、法政策が焦点を置いていることの一つに、この適正処理価格の維持があると推測される。つまり、適正処理費用をカバーするだけの料金を徴収できず、その不足を補填することから生じる不法投棄を念頭においているのである。しかし、これには2点注意を要すると考える。それは、(1)適正処理業者と想定した業者の中に、適正処理業者のふりをした不法投棄業者が依然として市場に残っている可能性があるという点、(2)適正処理業者間でも差異があり、適正処理価格にはばらつきが発生し、何をもって適正価格とするかという問題があるという点、である。

(1)では、「知るべき」基準まで努力すれば、排出事業者は責任が問われないので、それ以上のものに対しては、これを防ごうとするインセンティブはない。よって、彼らを市場から駆逐するには、彼らに対する罰則などのさらなる強化という行政側の対応で、不法投棄という処理方法を割高にさせる必要があるだろう。しかし、発覚する確率を低く想定していたり、罰則を恐れない者がいたりすれば、彼らの期待損失は低く、依然として不法投棄を割安として市場に参加する可能性を残すのである。

これに対して、適正処理業者と想定して委託した業者が不法投棄をしたとき、無過失責任が問われれば、なんとかして不法投棄を避けようとするインセンティブが生まれるだろう。このとき、排出事業者が不法投棄業者の費用を高めるような契約を自発的に考案することができるのであれば、これを提示することで、行政側の対応を待たずに、彼らを駆逐することができるのである。ただし、このような契約が考案できず、依然として不法投棄業者が適正処理業者のふりをするのであれば、排出事業者の利潤を減少させるというリスクがあるのである。

先に述べたように、わが国では過失に対してのみ責任が課されているが、「知るべき」基準が曖昧である以上、無過失であってもこれを証明する手間を要するだろう。これは、過失責任であっても、ある程度無過失責任が課されているものということができる。よって、その証明する手間が大きい場合、排出事業者は、適正処理業者のふりをする不法投棄業者を識別するように契約を工夫しなければ、事業活動に影響するであろう。

一方、ドイツでは、廃棄物の排出事業者に対して、彼が委託した者の不法投棄に関しては、無過失に責任を課している。もっとも、ドイツの廃棄物処分施設の多くは、市町村等の公的運営であり、排出事業者は公的処理業者に引渡義務を負うのみであるが、リサイクル

ルに向かうものに対しては、民間専門業者に委託するため、不法投棄業者を避けようとするインセンティブが働くであろう。ただし、これが過失責任と比べてどれだけ機能しているのか、または行政側が懸念しているように無過失責任が排出事業者の事業活動にどれだけ影響しているのかは、ドイツにおける廃棄物の排出状況や不法投棄状況、他の制度とのリンクなどを加味して判断しなければならないだろう。

いずれにしろ、わが国で無過失責任を導入するか如何は、現状規定されている不法投棄に対する罰則などに対し、これを恐れない者がどれだけ存在するか、またはこれ以上罰則を強化することが可能かどうか、有効かどうか、さらに不法投棄業者の費用を高めるような新たな契約を排出事業者が考案することが可能かどうかなどに依存してくるだろう。

一方、(2)では、第3節で論じたように、同じ適正処理業者でも廃棄物の種類、地域、事業規模、処理能力などの様々な要素が彼らに個性をもたらしているものであり、全て同一の処理料金、またはインセンティブ報酬を与えると、体力のあるものは努力を怠る一方で、体力のない者は不法投棄をする可能性があるというものである。特に後者のように不法投棄を起こしたら、適正な処理料金ではないだろうし、これに対して過失ではないことで排出事業者が責任が課されなければ、不法投棄はなくならず、何を持って適正処理価格なのかという問題を残すだろう。

ただし、排出事業者は、ある程度取引業者の事業規模や経営状況を知ることができる。政府や様々な団体が整備しようとしている情報も利用することが可能である。よって、これらと排出事業者責任をリンクさせることで、排出事業者が各処理業者の性質・立場に応じた費用削減のためのインセンティブを与え、その結果、適正処理業者を不法投棄に追い込むことは避けられるのである。これには、排出事業者がどの程度「知るべき」なのかははっきりさせる必要があると考えられる。それがないと、費用削減努力に対するインセンティブを必要以上に強めてしまう可能性があり、それが理由で不法投棄が発生しても、過失なのかがはっきりせず、排出事業者に逃げ道を与えてしまいかねないからである。

このように、排出事業者に責任を与えることは、彼らの処理業者との取引行動を変化させ、不法投棄を予防するために十分機能するといえる。しかし、それでも、(1)排出事業者責任による罰則・罰金が小さく、排出事業者の事業活動にダメージとならないものである場合、(2)自身が不法投棄から特定されないだろうと排出事業者が想定している場合、(3)法制度上の排出事業者よりも上流に位置する者がモラルハザードを起こす場合、という3つの可能性は、排出事業者責任という制度が存在したとしても、不法投棄業者に生き残る道

を与えてしまい、意味をなさなくなるといえる。

まず、(1)に対応するためには、現行の制度の効果を見て、各主体に対してさらに罰則・罰金を強化したり、違法委託に対する新たな費用を発生させる制度（デポジット制度、情報公開など）を検討したりする必要がある。また、(2)によって違法委託が起こるようであれば、モニタリングを強化するとともに、現状不備が指摘されるマニフェスト制度を現場の視点から再考する必要もあるだろう。さらに、(3)のように、消費者など法制度上で責任が免れる者が価格のみで業者を選別するようであれば、まず彼らに適正処理意識向上を啓発させ、その効果を見ながら、ラベリング制度などの何らかの制度を導入するか、もしくは彼らにも幾らかの責任を考慮する必要もあるかもしれない。

以上のように、一重に排出事業者に対する責任といっても、その運用次第で様々な結果をもたらすことがわかる。現行の排出事業者責任は、2000年に改正され、翌年の2001年4月に施行されたばかりである。その効果は、もしかすると微々たるものであるかもしれないし、また一方で、排出事業者の事業活動を大きく阻害するものかもしれない。いずれにしろ、この効果は、当面は観察していかなければならないであろうし、また、ある程度観察した結果、その効果が排出する企業の扱う廃棄物の種類や排出量によっても変わってくるのであれば、それに応じた新たな対処法も検討する必要があるといえる。

以上

参考文献

- [1] Baron, D., "Regulation of Prices and Pollution under Incomplete Information", *Journal of Public Economics*, 28, pp.211-31, 1985.
- [2] Boyer, M. and J.J. Laffont, "Toward a Political Theory of the Emergence of Environmental Incentive Regulation", *Rand Journal of Economics*, 30, pp137-57, 1999.
- [3] Dixit, A. K., *The Making of Economic Policy: A Transaction Cost Politics*, MIT Press, 1998. (北村行伸訳, 『経済政策の政治経済学』, 日本経済新聞社, 2000.)
- [4] Fudenberg, D. and J. Tirole, *Game Theory*, The MIT Press, 1991.
- [5] Hart, O. and B. Holmstrom. "The theory of contracts". in Truman F. Bewley (ed), *Advances in Economic Theory: Fifth World Congress*, chapter 3, pp71-155, Cambridge University Press, 1987.
- [6] Holmstrom, B. and P. Milgrom, "Aggregation and linearity in the provision of intertemporal incentives", *Econometrica*, 59, pp.611-636, 1987.
- [7] Holmstrom, B. and P. Milgrom, "Multitask principal-agent analysis: Incentive contracts, asset ownership, and job design.", *Journal of Law, Economics, and Organization*, 7, pp24-52, 1991.
- [8] Jebjerg, L. and H. Lando, "Regulating a Polluting Firm under Asymmetric Information", *Environmental and Resource Economics*, 10, pp267-284, 1997.
- [9] Kawasaki, S. and J. McMillan, "The Design of Contracts: Evidence from Japanese Subcontracting", *Journal of the Japanese and International Economics*, 1, pp.327-349, 1987. (川崎誠一, ジョン・マクミラン, 「下請取引の分析 - プリンシパル・エイジェント理論からの接近」, 『立命館経済学』, 第 38 巻第 2 号, pp107-128, 1989.)
- [10] Kolstad, Charles D., *Environmental economics*, Oxford University Press, 2000. (環境経済学研究會編訳, 『環境経済学』, 有斐閣, 2001)
- [11] Kreps, D. M., *A Course in Microeconomic Theory*, Princeton University Press, 1990.
- [12] Laffont, J.J., "Regulation of Pollution with Asymmetric Information", Ch.2 in *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis*, C. Dosi and T. Tomasi (eds), Kluwer Academic Publishers, pp39-66, 1994.
- [13] Laffont, J.J., "Regulation, Moral Hazard and Insurance of Environmental Risks", *Journal of Public Economics*, 58, pp319-36, 1995.
- [14] Laffont, J.J., *Incentives and Political Economy*, Oxford University Press, 2000.
- [15] Laffont, J.J. and J. Tirole, *A Theory of Incentives in Procurement and Regulation*, MIT Press, 1993.
- [16] Lewis, T., "Protecting the Environment when Costs and Benefits are Privately Known", *Rand Journal of Economics*, 27, pp819-47, 1997.
- [17] Macho-Stadler, I. and J. D. Perez-Castrillo, *An Introduction to the Economics of Information: Incentives and Contracts*, Oxford University Press, 1997.
- [18] Mas-Colell, A., Whinston, M. D. and J. R. Green, *Microeconomic Theory*, Oxford University Press, 1995.
- [19] Milgrom, P. and J. Roberts, *Economics, Organization and Management*, Prentice Hall, 1992. (奥野正寛ほか訳, 『組織の経済学』, NTT出版, 1997年)
- [20] Salanie, B., *The Economics of Contracts: A Primer*, The MIT Press, Cambridge, MA, 1997. (細江守紀訳, 『契約の経済学』, 勁草書房, 2000年)
- [21] Shapiro C., "Premiums for High Quality Products as Returns to Reputations", *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 98, No. 4(Nov), pp. 659-680, 1983.
- [22] 青木昌彦, 奥野正寛編, 『経済システムの比較制度分析』, 東京大学出版会, 1996
- [23] 伊藤秀史, 『契約の経済理論(仮題)』, 有斐閣より 2002 年出版予定
- [24] 伊藤元重・加賀見一彰, 「企業間取引と優越的地位の濫用」, 三輪ほか編 『会社法の経済学』 第 13 章, 東京大学出版会, 1998.
- [25] 植田和弘, 『廃棄物とリサイクルの経済学』, 有斐閣, 1992
- [26] 植田和弘, 『環境経済学への招待』, 丸善, 1998
- [27] 大川真郎, 『豊島産業廃棄物不法投棄事件』, 日本評論社, 2001
- [28] 大塚直, 「産業廃棄物の事業者責任に関する法的問題」, 『ジュリスト』 No.1120, 有斐閣, 1997.10.1
- [29] 大塚直, 「循環型諸立法の全体的評価」, 『ジュリスト』 No.1184, 有斐閣, 2000.9.1

- [30] 神谷博幸,「環境犯罪への取り組みについて」,『いんだすと』vol.14・No.8,全国産業廃棄物連合会,1999.8
- [31] 環境省編,『平成13年度 循環型社会白書』,ぎょうせい,2001.
- [32] 環境省,「産業廃棄物の不法投棄の状況(平成11年度)について」,
<http://www.env.go.jp/recycle/waste/toki/11santouki.pdf>
- [33] 北村喜宣,『自治体環境行政』,良書普及会,1997年
- [34] 北村喜宣,『行政執行過程と自治体』,日本評論社,1997年
- [35] 北村喜宣,「自社処理の現状と法的規制のあり方」,『ジュリスト』No.1120,有斐閣,1997.10.1
- [36] 北村喜宣,『産業廃棄物への法政策的対応』,第一法規,1998.
- [37] 北村喜宣,「産業廃棄物起因の環境汚染・破壊と原状回復(特集 廃棄物行政の課題と今後の展望 原状回復と情報公開)」,人間環境問題研究会編『環境法研究』第24号,有斐閣,1998.5
- [38] 北村喜宣,「廃棄物処理法2000年改正法の到達点」,『ジュリスト』No.1184,有斐閣,2000.9.1
- [39] 北村喜宣,「産業廃棄物法政策と市場原理」,日本経済法学会編『日本経済法学会年報』21号,有斐閣,2000
- [40] 北村喜宣,「建設資材リサイクル法と法政策的課題」,『横浜国際経済法学』9(3),横浜国際経済法学会,2001.3
- [41] 北村喜宣,「廃棄物処理法の基本方針と自治体廃棄物行政の留意点」,『三田学会雑誌』94(1),慶応義塾経済学会,2001.4
- [42] 熊本一規,「廃棄物処理法改正とごみ紛争解決への展望」,『法律のひろば』50(6),帝国地方行政学会,1997.6
- [43] 黒井尚志,「その後の豊島」,『いんだすと』vol.14・No.8-9,全国産業廃棄物連合会,1999.8-9
- [44] 警察庁,「最近における産業廃棄物事犯の検挙状況」,
<http://www.npa.go.jp/safetylife/kankyo2/sannpai.jpg>
- [45] 月刊廃棄物編集部,「産業廃棄物処理施設の信頼性向上を目指す「改正廃棄物処理法」」,
『月刊廃棄物』vol.26,2000.12
- [46] 建設省編,『建設白書』平成11年度版,大蔵省印刷局,1999
- [47] 建築解体廃棄物対策研究会編,『解体・リサイクル制度研究会報告』,大成出版社,1998
- [48] 国際比較環境法センター編,『世界の環境法』,商事法務研究会,1996.
- [49] 国際比較環境法センター編,『主要国における最新廃棄物法制』,商事法務研究会,1998.
- [50] 後藤晃・鈴村興太郎編,『日本の競争政策』,東京大学出版会,1999.
- [51] 佐藤正之・村松祐二,『静脈ビジネス もう一つの自動車産業論』,日本評論社,2000
- [52] 産業廃棄物処理事業振興財団編,『日米欧の産業廃棄物処理』,ぎょうせい,1996
- [53] 下野新聞,記事2000.5.12~5.20,
<http://www.shimotsuke.co.jp/>
- [54] 商事法務研究会編,『循環型社会基礎データ調査(海外)』,商事法務研究会,2001
- [55] 曽根英二,『ゴミが降る島』,日本経済新聞社,1999
- [56] 高杉晋吾,『産業廃棄物』,岩波新書,1991
- [57] 東奥新聞,記事1999.12.16~2001.4.27,
<http://www.toonippo.co.jp/>
- [58] 外川健一,『自動車産業の静脈部:自動車リサイクルに関する経済地理学的研究』,大明堂,1998
- [59] 中曽利雄,「ドイツ廃棄物法制度における循環型経済の進展と旧政権の廃棄物立法への批判的考察及び新政権への行動提言 循環経済・廃棄物法及び諸政令の運用と実態に関する最新報告書の紹介」,『月刊廃棄物』25(6),p34~47,日報,1999.6.
- [60] 中曽利雄,「ドイツ循環経済・廃棄物法下における優良処理事業者制度としての「専門処理事業所」 悪質業者を淘汰し,不適正処理をなくすための試み」,『月刊廃棄物』27(3),p20~36,日報,2001.3.
- [61] 仁井正夫,「環境犯罪としての不法投棄・現状と課題」,『いんだすと』vol.14・No.8,全国産業廃棄物連合会,1999
- [62] 日本産業廃棄物処理振興センター編,『建設廃棄物処理マニュアル』,ぎょうせい,2001

- [63] 廃棄物法制研究会編著、『廃棄物処理法の解説』、日本環境衛生センター、1999.
- [64] 早川寛、「産業廃棄物事犯の動向」、『ジュリスト』No.1120、有斐閣、1997.10.1
- [65] 福井新聞、「漂流するゴミ」、<http://www.fukuishimbun.co.jp/jp/gomi.html>
- [66] 細江守紀、『公共政策の経済学』、有斐閣、1997.
- [67] 細田衛士、『グッズとバツズの経済学』、東洋経済新報社、1999
- [68] 松村弓彦、『環境法』、成文堂、1999.
- [69] 松村弓彦、「次世代に向けた環境法の課題(6)物質循環(その2 廃棄物処理責任)」、『法律のひろば』53(8)、帝国地方行政学会、2000.8
- [70] 宮崎文雄、「「有価物」が「廃棄物」に変わるとき」、『いんだすと』vol.16・No.9、全国産業廃棄物連合会、2001.9
- [71] 三輪芳朗・神田秀樹・柳川範之編『会社法の経済学』、東京大学出版会、1998.
- [72] 村田徳治、「不法投棄と環境への影響」、『月刊廃棄物』vol.26、日報、2000.1
- [73] リサイクルスクエア、<http://www.7tokenshi.gr.jp/index.html>
- [74] 渡辺和敏、「平成13年上半期における産業廃棄物事犯の現状など」、『いんだすと』vol.16・No.9、全国産業廃棄物連合会、2001.9

環境経済論の最近の展開 第2部

Recent Development in Environmental Economics Part 2

**「環境意識」の観点から見たタイにおける環境破壊
その原因に関する一考察**

堀内千花子

一橋大学大学院経済学研究科

**「環境意識」の観点から見たタイにおける環境破壊
その原因に関する一考察**

一橋大学大学院 経済学研究科
比較経済・地域開発専攻 修士 2 年
堀内千花子
2002 年 1 月

【目次】

0. 研究テーマの背景と問題意識.....	80
1. タイにおける環境問題と環境意識.....	80
1.1 なぜ環境意識か？.....	80
1.2. アジア経済研究所の調査に関するサーベイ.....	82
2. 環境意識の低さの原因 環境に関する情報の欠如.....	86
2.1. なぜ支払意思額を用いるのか？.....	86
2.2. 環境意識の低さの原因 環境に関する情報の欠如.....	87
(1) Value Formation Model.....	87
(2) Preference Learning モデル.....	90
3. その他の環境意識を低くする原因：貧困.....	93
3.1 貧困と環境意識の関係.....	93
3.2 環境意識モデル.....	94
[欧文参考文献].....	101
参考資料.....	106

0. 研究テーマの背景と問題意識

近年世界的な環境破壊の状況を考察すると、発展途上国においてその汚染及び破壊の進行が深刻であることがわかる¹。発展途上国において、いかに環境破壊を食い止めるかが、世界規模での環境保護を促進する上で重要な課題であると言っても過言ではない。それでは途上国において環境問題が特に顕著である原因は何であろうか。著者は2000年12月に3週間タイの東北部スリン県バンサワイ村という農村で、フィールドワークを行った。この経験を通し「環境破壊は問題である」という概念を持っていないことがその原因の一端を担っているのではないか、という疑問を抱くようになった。つまり環境に対する無知などに起因する環境意識の欠如が、環境破壊を深刻化させる最大の原因のように見受けられた。

そこで本稿では、以上のような疑問を前提とし、タイにおける環境意識は本当に高いのか、タイ国民の環境意識に影響を与えている要因は何か、を明確にすることで、タイにおける環境破壊の原因を探ることを目的に据えた。

1. タイにおける環境問題と環境意識

1.1 なぜ環境意識か？

タイは外資主導工業化政策と金融の自由化を基礎に、1980年代から1990年代前半にかけ目覚ましい成長を遂げてきた。しかし急速な発展と同時に、国内では大気汚染、廃棄物問題、森林伐採などの環境問題が発生する様になった。この様な深刻な事態を受け、様々な対策も講じられていが、Office of Environmental Policy and Planningによれば「環境破壊の傾向は全く変化していない。全体としてタイの環境の現状は「危機的」状況であると結論付けることができる」と指摘している²。

それではこの様な深刻化する環境問題の原因は、何であろうか。環境破壊の原因に関しては多くの研究者が、様々な指摘を行ってきている。Office of Environmental Policy and Planningは、「環境問題の重要な原因となるものは、通常人口増加、貧困、環境関連の金銭面/人材面における逼迫、法の執行能力の欠如が考えられているが、実際にはそれにも増して、環境/自然資源の的確な管理能力の欠如が挙げられる」と指摘している³。また「環境問題」と一口に言っても、その原因はそれぞれ個別の環境問題によっても異なってくる。

¹ World Bankによる1990年～95年のデータによれば、世界の森林破壊率の上位20カ国が発展途上国である。ただしタイに関しては科学技術環境省 Office of Environmental Policy and Planning の発表している破壊率の数字とは大きく異なっているなど、データに関する注意する必要がある。また World Bank の調査によれば、大気汚染に関しても発展途上国における汚染が激しいというデータも発表されている

² Office of Environmental Policy and Planning 「Thailand State of The Environment Report 2000」より

³ Office of Environmental Policy and Planning 「Thailand State of The Environment Report 2000」より

しかし筆者は、様々な環境破壊の諸原因のなかでも特に「環境意識の低さ」がタイにおける環境破壊を引き起こしている根本的原因なのではないか、と考える。

環境意識がその他の環境破壊の原因よりも重要と考える理由の一つは、環境保護のために費用を割き、環境保全のための技術開発を進めたり環境法規を整える、といった行動にインセンティブを与えるのは、人々が環境破壊を「問題」として認識することである。しかし人々の環境意識が高くなければ、環境破壊を「問題」として捉えることは出来ないのである。言い換えれば、環境意識が高まらなければ、人々の環境に対する態度を変化させるインセンティブも存在しない。その結果、環境破壊を促進することとなっているのである。人々が目の前の事象を「問題」と認識するには、「意識」が常に必要とされることが考えられる。「環境破壊」を「問題」と認識することが環境保護の第一歩であり、そのために必要不可欠なのが環境意識の高さである。そのため環境破壊の原因が数多く存在する中でも、「環境に対する意識の低さ」が「環境破壊」の主原因であると考えられる。

また環境意識に注目する第 2 の理由は、タイの国全体として環境保護を進めるためには、日常的に草の根レベルで行われている環境破壊を止めることが非常に重要であるからである。なぜならば人々が日常的に行っている環境破壊が、タイ全体の環境破壊に大きな影響を及ぼしており、このインフォーマルな環境破壊を止めさせるためには、環境意識の向上が何よりも必要である。

草の根レベルでの環境破壊を食い止めるためには、国全体を見据えた中央政府の政策だけでは十分とは言えず、一般住民の行動を環境保護的なものに変化させることが必要である。東アジアの国々ではトップダウン型の環境政策が多く見られる。政府が先進国の経験にかんがみ、国民の環境に対する問題意識が形成されるより以前に、政府による環境関連法規の制定が先行してしまうのである。タイもこの例外ではない。しかしこのような形態の環境政策では、日常的な草の根レベルの環境破壊は阻止できない。その理由としては、「上からの環境政策」が、環境と共に生活している一般の市民の意識に支えられた政策ではないこと、また人々の実状に即していないからである。つまり「法律つまり公式的なルールが制定されれば、それで環境保全という初期の目的が十分に達成されるわけではない。なぜなら公式的なルールが非公式的なルール（社会の行為コード）によって必ずしも十分に支持されておらず、そのため法（公式のルール）の執行が効果的に行われがたい」「法（公式のルール）が「上から」与えられるものとして制定され、必ずしも住民の意識や意思（非公式のルール）を反映するためのものとはなっていない」⁴ためである。言い換えれば、インフォーマルな日常的環境破壊を阻止するためには、草の根の人々が環境に対し意識を高め、環境破壊を「問題」として捉えることが何よりも重要なのである。そして一般に人たちの環境に対する問題意識を高めるために一番有効な手段は、個々人の「環境

⁴ 「発展途上国の環境意識」(1997) p.p.10-11

意識」を高めることであると考えられる。Permpongsacharoen が指摘した通り「長期的に環境保全をしようと思えば、草の根の人たちにまで環境意識を浸透させることが必要である」⁵と思われるのである。

以上のように、「環境意識」は全ての環境保全的行動の原動力であり、深刻な草の根のインフォーマルな環境破壊を食い止めることを可能にする、唯一の手段である。このことは逆に、環境意識が低ければ、環境保全の原動力を欠き、日常的に集積する環境破壊を食い止められないことを示唆している。以上のような理由に基づき、本稿では「環境意識」に焦点を当て、タイにおける環境破壊の原因を探って行こうとしているのである。それでは実際にはタイの人々の環境意識はどの位高いのであろうか。以下ではタイにおいてアジア経済研究所の行った環境意識調査を紹介し、タイ人の環境意識の現状を分析する。

1.2. アジア経済研究所の調査に関するサーベイ⁶

1996 年アジア経済研究所は、タイにおいて大規模な環境問題一般に関する世論調査を行った。調査地点はバンコクを主要な調査地点とし、タイ全土に渡っており、バンコクにおけるサンプル数は約 1000 人、その他の地方はそれぞれ約 250 名前後である。調査は 4 部で構成されており、それぞれ第 1 部では個人的属性及び生活状態、第 2 部は居住歴と住民意識の背景、第 3 部では環境意識、そして続く第 4 部で社会意識に関する質問をする形式の調査である⁷。この調査に関し、西平⁸は「調査データの間には矛盾はなく、タイ人の環境保護意識は高いというべきであろう」と述べている⁹。また船津¹⁰は「環境意識調査の結果は、都市・農村を問わず、タイの人々がこの問題に関心を寄せ、環境保護の重要性を強く認識している事を印象付けた」と述べている。つまりアジア経済研究所は、この調査を通し「タイにおいて一般の人々の環境に対する意識は高い」という結論を導いている。

しかしながら「タイにおいて一般の人々の環境に対する意識は高い」と断言してよいのであろうか。以下では、アジア研究所の調査やタイにおける環境破壊の推移などを総合的に分析し、タイにおける環境意識に関し問題提起を行う。

⁵ `Environmental Education- An Approach To Sustainable Development` Development Centre Documents (1993) p.185

⁶ 調査に詳細に関しては和文参考文献 1) 2) 参照

⁷ 実際の質問事項、及び回答の選択肢に関しては参考資料参照

⁸ 「発展途上国の環境意識」(1997) の第 2 章「中国・タイにおける環境意識調査 その目的と概要」著者

⁹ 「発展途上国の環境意識」(1997) p.58

¹⁰ 「発展途上国の環境意識」(1997) の第 8 章「タイにおける環境意識 環境問題の「体制内」化とブームの行方」著者

「タイにおいて一般市民の環境意識は低い」と考えられる点：

1. アジア経済研究所の行った調査のデータの正確性：

アジア経済研究所の行ったアンケート中の質問では、バンコクで約7割の人がバンコクの空気をきれいと感じている、という結果になっている。しかしながら第3部の環境に関する質問においては、バンコクで4割以上の人々が大気汚染を一番深刻な問題として指摘しており、調査結果に矛盾が生じている感がある。

また多くの人々が「現在の自分の生活に満足して」(Q2-6)いと答えており、過半数以上の人々が「十分にものがなくても幸せな生活は送れる」(Q2-9)と答えている。また多くの人々が、環境汚染防止のための電気の節約や、環境管理のための増税をも辞さないと考えているという、経済発展よりも環境を重視する姿勢を一見示している。しかしながら「もしより多くの生活を便利にするものを手に入れる事ができれば、あなたの生活はより幸せになると思えますか」(Q2-7)という質問に対し、バンコクでは7割、その他の都市部では約6割から7割、農村部においては更に多く約8割の人が「より多くの生活を便利にするものを手に入れる事ができれば、生活はより幸せになる」という回答しており、このことは大半のタイ一般市民は生活利便性追及している姿勢が垣間見える。つまり一方では物や利便性、経済発展を多少あきらめても環境保護をする、という回答をしつつ、もう一方ではさらなる発展や消費を希望する回答をしているという矛盾が生じているのである。このことより、アジア経済研究所の出した「タイ人の環境意識は高い」という結論の正確性に疑問が生じる。

2. アジア経済研究所の行った調査表に関するバイアス

アジア経済研究所のアンケート表には、回答のあいまいさを許容しない構成になっていることも指摘できる。例えば質問の32で「環境開発」と「環境保護」のどちらが大切かと言う聞き方では、経済開発と環境保全の両方は同じくらいであるべきだ、といったグレーゾーンにいる回答者を、無理に「環境保全」か「経済開発」か、のどちらかに分類しようとする意図が見える。つまり実際にはどちらともいえないグレーゾーンの回答を持っている人が、たまたま環境推進的の回答のほうに流れた結果、タイにおける環境意識が「高い」と判断されてしまっている可能性もあるのではないかと考えられる。

3. 調査の結果から導出された結論に対するバイアス

バンコクは世界の都市の中でも大気汚染や水質汚濁が深刻化している都市の一つである。このような状況下で、7割を超える人々がバンコクの大気を「きれいである」と認識しているということからは、人々の環境に対する知識のなさが垣間見られ、バンコク市民が「環境意識が高い」という、アジア経済研究所の結論に関しては疑問を呈せざるを得ない。

また「経済開発と環境保護のどちらが重要だと思いますか」という質問（Q3-2）に関し、タイのどこの地域でも「環境保護」を重視する人が60%前後、「経済開発」を重視するのは40%程度であったことから、アジア経済研究所の調査では「開発重視は少数派であり、タイにおける環境意識は高い」という結果を出している。しかし例えば富山県と（財）環日本海環境協力センターが行った調査によれば、韓国ソウル特別市およびロシア沿海地方ウラジオストク市における環境意識調査でも、約9割の人が環境保護を支持しており¹¹、経済開発重視の人が40%、環境保護を重視する人の割合が60%というのが、特に「環境意識が高い」ことを示す数字と言えるかどうかには疑問が残る。アンケート調査で過半数以上の回答者が「環境重視」と仮に回答をした所で、そのことが直接「タイの一般市民の環境意識は高い」という結論が出せるかどうかに関しては、慎重な判断が必要とされるのではないか。

さらにアジア経済研究所のアンケート以外からも、「タイの一般市民の環境意識は高い」という命題に対しては、以下のような疑問点が残る。

4. タイ人は本当に「環境意識が高い」とすれば、その環境意識の「高さ」の質に関して考慮する必要がある。環境意識が「高い」と回答者に言わしめたタイ社会の背景を考えると、タイにおける「環境ブーム」¹²の存在が浮き上がってくる。この「環境ブーム」に至る経緯は、市民の環境意識の高さから生じたものではなく、政府などの働きかけによって「形成された」側面¹³が強い。つまりタイにおける「環境ブーム」や環境意識は、国民に根ざしたものであるかどうか、には疑問が残る。そしてこの様な実感を伴わない場合に、その思想が行動と結びつかない恐れがある。実際「ケーススタディーなどの印象では行動への結びつきに不安があるという感じを受けるのである」¹⁴と指摘されており、この様に実際の行動を規定し得ない様な意識は、本当に「環境意識が高い」とは言えないと考える。
5. 政府の環境に対する取り組みを見ると、経済発展重視から、環境保全を考慮したスタンスにその姿勢を変えつつあることが伺える。つまりタイ政府は環境に対する姿勢を年々改善してきている。そこで、タイにおける一般市民の環境意識が仮に高いとすれば、環境保護を推進する人々の力も、政府の体制も整っていることになり、程度の差

¹¹ 富山県と（財）環日本海環境協力センターが1999年に行った「富山県と韓国ソウル特別市における住民の環境意識に関する調査」「富山県とロシア沿海地方における住民の環境意識に関する調査」からの調査結果。韓国ソウル特別市におけるサンプル数は1000人（うち有効回答数は870人）、ロシア沿海地方におけるサンプル数は1,003人。属性やサンプル抽出法に関しては添付の資料参照

¹² 「発展途上国の環境意識」アジア経済研究所（1997）p.264

¹³ 「発展途上国の環境意識」（1997）p.259

¹⁴ 「発展途上国の環境意識」（1997）p.339

はあれ環境保全が現時点において進んでいるべきである。しかしながら現在タイの環境問題は良くなるどころか、その深刻度を増している。このことは、タイにおける一般市民の環境意識が低いことを示しているのではないか。

6. 著者は2000年12月にタイの東北部スリン県バンサワイ村という農村に3週間ほど滞在し、この村で農業及び環境に関する簡単なアンケートをいくつかの家庭で行った¹⁵。その中でも特に印象に残っている質問の1つは、家庭で使用している燃料に関する質問である。この村の家庭で使われている燃料のほとんどは、長年の間自分たちで森から切り出してきた薪を使用している。森林保全のために政府が植林したユーカリの排木を使い、生産された木炭が安価に販売されているが¹⁶、村の人々は「高すぎて買えない」ため、結局は周辺の森林からの薪を頼りにしていることがアンケートから明らかになった。また私がアンケートをした回答者ほぼ全員と、その他の村の少なくない人から「昔に比べて森の木が少なくなった」という話を耳にしたが、「その理由(森林が減少している理由)は何だと思えますか」という問いに対しては、ほとんどの人が「わからない」「ただ消えてしまった」と答えた。

また一部の人は、有機肥料を使う試みを実行していた¹⁷。しかし大半の農民は、有機肥料を使った方が良いということは知っているものの、「どこに行っても買えばよいかわからない」「有機肥料が足りないから仕方なく化学肥料を使っている」といった声が聞かれた。

さらにこの村にもビニール袋やプラスチック製品、化学洗剤などが普及してきていたが、昔のままゴミは裏庭で燃やし、食器洗いや洗濯に使われた水は、洗剤を使っているのにもかかわらず、家畜に与えていた。このことに関して「ビニール袋やプラスチック製品を燃やすと有毒なガスが出るのを知っているか」「化学洗剤を含んだ水を飲むのは人間/家畜の健康に悪いのは知っているか」といった質問をした。しかし大半の人はこの様なことに関し、興味も知識も持っていないようであった。つまり実際に目にしたタイの人々の生活の実態は、「環境意識の高い」生活形態とは言いがたいものであった。

以上6つの理由から「タイの人々は環境意識が低いのではないか」という問題提起ができる。以下ではタイの一般市民の環境意識は低いものとし、さらに環境意識が「低く」なる理由を考える。

¹⁵ 質問事項に関しては参考資料参照

¹⁶ スリン県バンサワイ村においては1袋160パーツで販売されていた

¹⁷ タイ国王の看板農場を経営する農民は、農場に関する知識の講習会などに参加でき、有機肥料の調合の仕方などに関し指導が施されると言う話を聞いた。またこれらの講習に参加した人の中で、意識のある人々は、自分の村に帰り興味のある農民に指導も行っていると言う事である

2.環境意識の低さの原因 環境に関する情報の欠如

環境に対する意識が低くなる理由の1つとして、「環境に関する情報の欠如」が考えられる。自国における環境の破壊という事象を「問題」として「意識」するためには、環境に関する「知識」が必要となる。つまり環境「意識」を高めるには、環境に関する「知識」の存在が不可欠なのである。そしてこの「知識」を培うには環境に関する「情報」が必要である。教育などを通して得られる環境情報と、環境に対する意識の相関関係については、アジア経済研究所の調査結果でも、比較的環境に関する情報を身につけていると考えられる高学歴層の人ほど、環境保護全般に関して積極的であり、森林破壊の様な問題認識には知識が必要とされる環境破壊に関しても、深刻に捉える傾向があることが指摘されている¹⁸。

以下では、情報と環境意識の関係を、Value Formation モデルおよび Preference Learning モデルを用いて説明する。

2.1.なぜ支払意思額を用いるのか？

以下に紹介する Value Formation モデルおよび Preference Learning モデルでは「支払い意思額」という概念を用いるため、まず本説においては、本稿において以下使用する「支払意思額」の概念を明確にしたい。支払い意思額とは一般に「個人がある財に対して支払いってもよいと考える額」と定義される。市場財の様に価格を付与する市場を持たない環境の様な財に対し、経済的価値を与えるために開発された概念である。しかし、それと同時に、個人がある環境財に対して示す支払い意思額とは、個人の選好に基づいて算定されている数値であるため、その財に関する個人の関心度の強さや、他の財に対する優先度も示す指標であると考えられる。つまり数値により示された支払い意思額と、住民の環境に対する関心度との間には相関関係があると言える。

以上のような考えに基づき本稿では「支払い意思額」を個人の環境財に対する関心の強さ、意識の高さを示す指標として使用したいと思う。支払い意思額が環境財に経済的価値を付与するためのツールであるばかりでなく、人々のその財に対する関心や意識の強さを示す指標であるならば、支払い意思額を低く抑えている要因を明確にすることは、つまりは環境意識を低めている原因を究明する一手段となるのではないかと。

以下では、Value Formation モデルを使い、環境情報が欠如している場合支払い意思額にはどのような影響をもたらすのか、を明らかにする。これは、支払い意思額は環

¹⁸ 「発展途上国の環境意識」アジア経済研究所(1997) p.332

環境意識を反映した指標であると考え、ひいては環境情報が欠如している場合に、環境意識はどのような影響を受けるのか、について分析していることに他ならない。

2.2.環境意識の低さの原因 環境に関する情報の欠如

(1) Value Formation Model

(A)モデルの設定

環境のレベル q が q^0 の状態にある地区を想定する。この地区において環境のレベルを q^0 から q^1 に ($q^0 < q^1$) 増やす場合の、住民の支払い意思額を、環境に関する情報を十分に持っている場合と、持っていない場合の2つに分けて考察する。例えば森林面積が q^0 である地区を想定し、この地区において森林面積を植林することによって q^0 から q^1 に ($q^0 < q^1$) 増やすとする。この時森林伐採によってもたらされるメリット・デメリットに関する情報を十分に持っている場合と、もっていない場合では、植林に対する個人の支払い意思額がどのように違ってくるか、というような場合の分析である。仮定として、個人はいかなる場合においても初期の環境レベル q^0 と、初期の効用 u^0 について充分に知っているとする。 x は市場財ベクトル $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ 、個人所得は m 、 p は市場財価格ベクトル $p = (p_1, p_2, \dots, p_n)$ である。また個人の効用関数は $u = u(x, q)$ もしくは $u^0 = v(p, q^0, m)$ と示され、 $u = (\cdot)$ は凹状で x と q に関して正である。ただし $v(p, q^0, m) = \max_x \{ u(x, q) \mid px \leq m \}$ である。さらに個人の予算制約式は $px \leq m$ と示される。

(B)モデル

ケース1 環境に関する情報を十分に持っている場合

環境レベルが q^0 から q^1 に変化したとする。例えば森林面積が q^0 である地区において植林を実施することによって、森林面積が q^0 から q^1 に ($q^0 < q^1$) 変化する様な場合である。この場合の支払い意思額は数式で表すと、

$$HC = HC(q^0, q^1, u^0) = m - e(p, q^1, u^0) \quad \dots\dots\dots (1)$$

ただし $e(p, q^1, u^0) = \min_x \{ px \mid u(x, q^1) \geq u^0 \}$ (2) で示される費用関数である。

環境レベル変化後、個人は予算 $m - HC$ のもとで効用レベル u^0 を達成しているからこの場合の効用は $v(p, q^1, m - HC) = u^0$ と示される。ただしこの HC は支払い意思額

のことであるとする。

ケース2 環境財に関する情報が不十分な場合

ケース1の場合と同じく環境レベルが q^0 から q^1 に変化したとする。
この変化に関し十分な情報を持っていない個人には、不確実性が生じる。つまりケース1
での例を用いれば、森林面積を q^0 から q^1 に増加させるような植林政策に関する十分な情報
を持っていない個人は、この政策に関して不確実性を持つ。

このことを数式で表せば q^0 から q^1 への変化は以下のように示される。

$$d^1 = d(q^1) \quad \dots\dots\dots (3)$$

また

$$E[d^1] = q^1 \quad \dots\dots\dots (4)$$

ただし $d(\cdot)$ はランダム関数、 $E[\cdot]$ は期待演算子である。

ここでケース1で $u = u(x, q^1)$ を(2)の条件下で達成する最適値 x を x^* と表すと

$$px^* = e(p, q^1, u^0) \quad \dots\dots\dots (5)$$

またケース1の場合の効用は

$$u^0 = u(x^*, q^1) \quad \dots\dots\dots (6)$$

と示される。

またケース2における (x^*, q^1) から得られる効用は、情報が不十分であることから生じる不
確実性の存在のため

$$E\{u[x^*, d(q^1)]\} \quad \dots\dots\dots (7)$$

であり、 $u^0 = u(x^*, q^1) \geq E\{u[x^*, d(q^1)]\} \quad \dots\dots\dots (8)$ である。

このことからケース2においては、環境レベル q^1 と効用水準 u^0 を達成するためには、
最小費用 px^* 以上に費用がかかることが分る。

つまり $e(p, q^1, u^0; D) \geq e(p, q^1, u^0)$ (9) である。

ただし D は不確実性のあるケースを示しており、

$$e(p, q^1, u^0; D) = \min_x [px \mid E\{u[x, d(p^1)]\} \geq u^0] \text{ (10) で示される費用関数}$$

である。

以上のことよりケース 2 における支払い意思額は以下ようになる。

$$fHC(q^0, q^1; D) = m - e(p, q^1, u^0; D) \leq m - e(p, q^1, u^0) = HC(q^0, q^1, u^0) \text{ (11)}$$

(C)まとめ

ケース 1 の状況では環境財の変化に対する評価過程において、情報制約が存在せず、環境の変化に対し正しく評価がなされている理想的な状況を示している。それに対して、環境に関する情報制約が存在するケース 2 においては、個人の支払い意思額がケース 1 に比べ低く抑えられていることがわかる。このことは環境財の変化に対する評価を行う際に、十分な情報が行き届いていない場合は、個人は支払い意思額を低く評価する傾向にあるということである。支払い意思額の高さが環境意識の高さを示唆する指標である、という本稿における支払い意思額の定義に従えば、このことはさらに環境に関する情報を個人が十分に持っていないければ、十分に環境情報がある場合に比べて、個人の環境意識も同時に低くなることを示している。

以上より、環境情報の有無が環境意識の高さを規定することが分かった。しかし Value Formation モデルでは、評価の対象となる環境財に対して情報が与えられれば、個人はその環境財から得られる効用に関しては正確に判断できるものと仮定されていた。つまり環境情報の有無は、個人の制約条件のみに影響し、個人の効用関数には情報の有無は影響を与えない、と仮定されている。しかしながら実際には、評価の対象となる財に関し、その性質に対する情報がない場合に関しては、個人がその財からどのような効用を得られるのか、と言うことに関しても個人は情報を持たない場合が多いと考えられる。そして調査される側の個人が、環境から得られる効用に関し的確に個人が理解していない場合、正しく環境意識が表明されるかどうかに関しても疑問が残るであろう。以下では Preference Learning モデルの考え方を使得、環境財に対する情報は与えられているが、その財から得られる自身の効用に対し正確に判断を下せない個人が、どの様に自分の環境意識に関し表明を行うのかを示す。つまり環境に関する情報の有無が個人の効用関数の把握に影響を及ぼす場合、環境意識はどの様に表明されるのかを考察する。

(2) Preference Learning モデル

タイ人の環境意識が実際には「低い」のならば、なぜアジア経済研究所の調査では環境意識が「高い」という結果になったのであろうか。サンプルの抽出の仕方や質問事項の設定の仕方、アンケートの実施方法などの調査法法に関する原因も指摘されるべきであるが、調査される側にはどのような問題があるのだろうか。

環境に関する質問については、多くの場合は回答者がほんの少し、もしくは全くその財に関して経験や知識および情報のない場合も多い。また環境に関し、十分な情報を保有していない者に何らかの形で環境情報を提供しても、個人は環境から得られる効用に関し知識を得るのには時間がかかるため、環境情報の提供がすぐに正しい環境評価には繋がらない。つまり環境情報を与えられてすぐは、環境に対して正しい支払い意思額を表明することができず、「自身の環境から得られる効用に関して」経験を通して知る、というプロセスを経なければならぬのである。以下ではこの「個人が環境から得られる効用に関して学ぶ」(= Preference Learning) ことが、調査によって環境意識が「高い」と表明されたことに、どのような影響を与えたのかをモデルを使って示す。

Preference Learning モデル

個人が環境を評価する過程において、時間や判断材料に関し何の制約も持たないと仮定する。またある環境財がこの個人の効用にどのような影響を及ぼすのかに関して、必ずしも個人は完全に知っているわけではなく、推測と経験を積み重ねて、時間とともに正しくその財を評価できるようになると仮定する。例えば植林を例に取れば、植林を始めたその期には、個人は植林からどのくらいの効用が得られるのかはよく分からないが、植林開始から数年を経ると、時間の経過と共に植林をしたことによって得られる効用がだんだんとはっきりしてくるのである。これが Preference Learning の現象である。

始め個人は環境からどのくらいの効用が得られるか正確な判断はできないが、ある程度の予測をすることはできるものとする。また正確な効用が判断できるまでは、最適な行動をとることはできないが、この過程で将来最適な行動を取るために必要な情報を蓄積する。より多くの金、時間、及び努力を割くことにより、この財から得られる効用に関する不確実性は減って行くものとする。更に最初の投資が大きければ大きいほど、より早く正しい効用関数を知ることができるとする。つまり初期においては、個人は効用のはっきりしている財の消費問題と、効用のわからない財を正確に捉えるための投資問題の両方を考慮している、と考えられる。個人は始め、最適ではない行動を選択することにより、当該期において予想した選好が正しかったのかどうかを確かめるものとする。

自身の効用関数 U に関して知識のない個人を想定する。この個人は所得 M を 2 つの財 x_1, x_2 に制約条件 $\sum_{i=1}^2 p_i x_i = M$ の下振り分ける。ただし個人は x_1 からどのくらい効用が得られるかについては知っているが、 x_2 から得られる効用に関しては良く知らないものとする。例えば x_1 はコメで、 x_2 は森林のような環境財と仮定できる¹⁹。ここで p_i は市場財 x_1, x_2 の価格であり、 M は外生変数である。この個人の期待効用は

$$V(x_1, x_2) = E[U(x_1, x_2)]$$

と書ける。ここで $E[\cdot]$ は期待演算子である。

さらに個人は割引期待効用 W^* を計算する。これらの期待効用は確率関数 Ω に従って分布している。つまり個人の割引期待効用関数は

$$W(x_1, x_2) = E[W|\Omega(x_1, x_2)]$$

と計算できる。個人は過去の選択を改善するために経験を用い、予算制約下で $V(\cdot) + W(\cdot)$ を最大化する様な x_1, x_2 を選択するようになる。いかなる x_1 の価値に関しても、効用関数に関して個人が蓄積する情報は、彼が第 1 期に消費する x_2 の量に関して正の凹関数である。 x_2 を消費することで得る、個人の効用関数に関する情報は、将来期において個人の期待効用 $W(\cdot)$ を増加させる。つまり $W(\cdot)$ が x_2 に関して正ということは、より x_2 を消費すればするほど、 x_2 に関する情報が得られるということである。

ここでコメ ($= x_1$) の値段を P_1 と仮定すると、 $d_1 = \frac{P_1 x_1}{M}$ 、 $d_2 = \frac{M - P_1 x_1}{M}$ であ

る。ただし d_1 は x_1 に割かれる予算 M の割合を示し、 d_2 は x_2 の消費のために支払われる M の割合である。ここで森林 ($= x_2$) にさかれる支出 ($= d_2$) とは、森林に市場で付与される値段がないため、森林に対する個人の支払い意思額 ($= WTP$) と考えられる。つまり $d_2 = WTP$ であるとする。

¹⁹基本的に x_1 財も x_2 財も、どのような財とでも仮定することが可能であるが、 x_2 財に関しては、 x_2 財を消費することから得られる効用がはっきりとわからない財に限られており、市場において価格が付与されている一般市場財はこれに当てはまらないと思われる。つまり x_2 財に当てはまるのは、環境財のような市場を持たない財が想定されるであろう。

1期のみ考える場合、個人は $\frac{\partial V}{\partial x_1} = \frac{\partial V}{\partial x_2}$ となるような x_1, x_2 を選択する。 (\hat{d}_1, \hat{d}_2)

を1期のみの場合の最適解だとすると、効用関数が凹という性質から

$$\left. \begin{array}{l} d_1 < \hat{d}_1 \\ WTP_2 > WTP_2^{\hat{}} \end{array} \right\} \frac{\partial V}{\partial x_1} > \frac{\partial V}{\partial x_2} \text{ の場合} \dots\dots\dots(1)$$

$$\left. \begin{array}{l} d_1 > \hat{d}_1 \\ WTP_2 < WTP_2^{\hat{}} \end{array} \right\} \frac{\partial V}{\partial x_1} < \frac{\partial V}{\partial x_2} \text{ の場合} \dots\dots\dots(2)$$

一方多期間の場合は、個人は第1期目に $\frac{\partial V}{\partial x_1} + \frac{\partial W}{\partial x_1} = \frac{\partial V}{\partial x_2} + \frac{\partial W}{\partial x_2}$ となる様な x_1, x_2

を選択する。 $(\bar{d}_1, WTP_2^{\bar{}})$ を多期間の場合の最適解とする。仮定より $\frac{\partial W}{\partial x_1} = 0, \frac{\partial W}{\partial x_2} > 0$ であり、

(\bar{d}_1, \bar{d}_2) が得られるとすれば $\frac{\partial V}{\partial x_1} > \frac{\partial V}{\partial x_2}$ である。ということは $\bar{d}_1 < \hat{d}_1$ であり

$WTP_2^{\bar{}} > WTP_2^{\hat{}}$ である。

以上個人が森林から得られる効用に関し確かな知識をもっておらず、時間と共に徐々に知識を得てゆくような状況では、多期間モデルの第1期では、個人が自分自身の効用関数を正確に把握している1期間モデルの場合に比べ、森林に関する支出、つまり支払い意思額が相対的に高くなることがわかる。言い換えれば、森林から得られる効用がはっきりと意識されていない場合は、初期の段階では個人の意識(=支払い意思額)が、森林から得られる効用が的確に意識されている場合の意識(=支払い意思額)よりも高く評価されているのである。このことより、アジア経済研究所の調査において、人々が「高い」と環境意識を申告した理由は「人々が環境から得られる自分自身の効用関数に関し、確かな知識を持っていなかったため」と考えられるかもしれない。これにより、実際には環境に関し理解がなされていない、つまり環境意識の「低い」状態であるにもかかわらず、「高く」環境意識が申告されたのではないであろうか。

しかしアジア経済研究所の調査において環境意識が「高い」と表明された理由は、個人が環境から得られる効用に関し情報がないこと以外にも考えられる。「今日環境保護に

同意しない都市生活者には「インモラル」というレッテルが貼られる」という指摘²⁰が端的に示す通り、タイの社会的背景がその 1 つである。タイでは現在「環境ブーム」が非常に活発であり、環境問題は「国民的モラル」の一部に変質し²¹ており、「環境に対する意識がない」という発言をすることに対する社会的なプレッシャーが存在しているように考えられる。つまり調査において「環境意識が高い」という、いわば模範的な回答をしたほうが良い、と多くの人に思わせる社会的背景があるように思われる。

しかしながら真にコミュニティプレッシャーが存在する場合は、プレッシャーが人々の行動を規定する要因となるはずである²²。環境に関してこれを言い換えれば、コミュニティにおいて環境に関する真のプレッシャーが存在するのならば、環境保全を多かれ少なかれ推進する要因となりうるということである。しかしながらタイにおける現状を見ると、様々な取り組みがなされているものの、環境保全はそれほど進んでいない。このことは、それらの取り組みがタイ社会において「ブーム」を形成してはいるものの、「真のプレッシャー」として機能しているとは言いにくい。つまり調査において優等生的な回答を引き出させる様なタイの社会的背景も、環境に対する人々の行動を規定する、真の社会的プレッシャーにまでは発展していない、ということが伺える。

3. その他の環境意識を低くする原因：貧困

3.1 貧困と環境意識の関係

途上国における環境意識を低くしているもう 1 つの重要な要因には、貧困問題が挙げられる。タイでは 1994 年現在、貧困ライン以下の生計に甘んじている人は全国で 660 万人を数え、その 84.2%が農村の住民である。「農村の人々は低所得にあえいでおり、環境保全という問題はあまり重要視されていない」²³のが現状である。このタイの状況を考慮すると、タイにおける環境意識を低く抑えている大きな原因として、貧困が挙げられるのは明白であろう。

Tapvong と Kruavan はタイのバンコクにおけるチャオプラヤー川水質改善のため、支払い意思額を調べる調査を行った²⁴。この結果、比較的収入の多い地域と、貧困の激しい地区における態度には大きな差が生じた、と述べている。調査の結果、「支払う能力がない」貧困が、「支払う意志がない」という環境意識のない/低い状況を生み出す 1 つの原因となっ

²⁰ 「発展途上国の環境意識総合研究報告書 中国・タイ環境意識調査の背景と経緯」(1996) p.52 第 3 章の注釈より引用。タマサート大学経済学部で環境経済の講義を担当するスバチット教授による指摘

²¹ 「発展途上国の環境意識」(1997) p.263

²² 途上国における社会プレッシャーの存在と環境保全の関係については、欧文参考文献 9,15,40 を参照

²³ 「発展途上国の環境意識」(1997) p.274

²⁴ Tapvong, Kruavan (2000)

ていることが読み取れる。環境意識は個人の収入によって大きく影響を受け、特に貧困層の多い途上国においては環境に対し関心を「払いたくても払うことの出来ない」状況のために低く抑えられているのが現状なのである。つまり個人が貧困にさらされている場合は、貧困である事が直接環境意識を低くめる要因となるのである。アジア経済研究所の調査においても、「貧困が環境意識を低める」ということを示唆するデータが示されている²⁵。

しかしながら貧困にあえぐ人々は、仮に環境に対し意識があったとしても、環境保全的行動を取れない場合があることも考えられる。その理由としては、個人が貧困にさらされている場合、日々の生活を支える以上の支出は、仮に生活の基盤となる森林や水質のような環境財を保護する目的であっても、物理的に難しいことが挙げられよう。『途上国の貧しい人々はその短期的生存を確保せんがために、その日その日を生き抜くために、自ら生活基盤たる自然環境を破壊せざるを得ない²⁶。』のである。生活にゆとりのない状況では、生活に直接関係する財以外のものに対して高い意識を持つことは困難であるだけでなく、意識を持っている個人でも、生活に直接関係する財以外のものに対して、現実的な関心を払うのが困難なのである。「途上国の貧困層の大半にとっては日々の生存こそが主要な関心事となってきた。日々の生存が環境の保護に優先するのだから、環境意識を高めると言った所で何の実効も持ち得ない。貧困層は自らの生存を図るために」²⁷環境を破壊せざるを得ない、のである。

それでは貧困問題を解決することが仮に出来れば、環境保全が進むのであろうか。以下では貧困が緩和された際でも、環境が保全されるか否かは、個人の環境に対する意識によって変わってくるということを、環境意識指標モデル²⁸を使って明らかにする。

3.2 環境意識モデル

(A) モデルの設定

あるコミュニティに存在する2つの貧困家庭 i ($i = 1, 2$)を想定する。このコミュニティは、この2つの家庭のみで構成されているとする。これらの貧困家庭 i の所得は w_i であり、各家庭はこの w_i の範囲内で一般消費財を c_i 分消費し、 m_i 分燃料を確保するための森林資源や畑を維持するための土壌侵食防止などといった、自分の常に使用している

²⁵ 「発展途上国の環境意識」(1997) p.333 参照。「環境保護のためにどの程度の犠牲を払えるか」という問いに関し、東北農村は61%と容認できるものが少ない。東北農村では「できない」が他の地域の2倍あるが、これは一応東北タイの貧しさによると考える事ができる」と指摘されている

²⁶ 「発展途上国の環境問題 豊かさの代償・貧しさの病」(1992) p.p.2-4

²⁷ 「発展途上国の環境意識」(1997) p.386

²⁸ Ono, T and Maeda, Y `On the Index of Environmental Awareness` Discussion Papers In Economics And Business00-16, 2000 より。Ono and Maeda は特にこのモデルに名前を付けていないが、筆者はここでは便宜上「環境意識指標モデル」と呼ぶこととする

周辺の自然資源（ローカル環境）を維持するために投資することとする。つまり貧困家庭 i の予算制約式は

$$c_i + m_i = w_i \dots\dots\dots (1)$$

である。

貧困家庭 i のローカル環境を e_i とする。ローカル環境を維持するための投資が、多くなされればなされるほどローカル環境の質は向上し、逆に一般消費財を消費すればするほど、その分ローカル環境に対する投資が減ることを通じて、ローカル環境の質は劣化することとする。これを数式で表現すれば以下のようなになる。

$$e_i = -\beta_i c_i + \gamma_i m_i \dots\dots\dots (2)$$

ただし β_i は消費の外部性を示すパラメーターであり、 $\beta_i > 0$ とする。また γ_i はローカル環境への投資の効率性を示すパラメーターであり、 $\gamma_i > 0$ とする。またコミュニティ全体の環境 E は以下のように示される。

$$E = \sum_{i=1}^2 e_i \dots\dots\dots (3)$$

貧困家庭 i は、一般消費財の消費と、ローカル環境およびコミュニティ全体の環境 E から効用を得るとする。つまり貧困家庭 i の効用関数は $u_i(c_i, e_i, E)$ である。ただし u_i はここでは連続かつ厳密に擬凹である増加関数で、 \mathfrak{R}^3_{++} に関して二階連続微分可能であるとする。また、 u_x を x に関する偏微分と表せば、 $\lim_{x \rightarrow 0} u_x = \infty$ になる。ただし、 x は c_i 、 e_i もしくは E である。

ここで同時協力ナッシュ均衡を考える。貧困家庭 i は制約条件 (1)(2) および (3) の下で、もう一方の貧困家庭 j ($j \neq i$) のローカル環境 e_j ($j \neq i$) は所与として、効用を最大化する。(1)(2)(3) を効用関数に代入すると、貧困家庭 i の効用最大化問題は以下の用に書ける。

$$\max_{\{E\}} u_i \left(\frac{1}{\beta_i + \gamma_i} (\gamma_i w_i + e_j) - \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} E, E - e_j, E \right) \dots\dots\dots (4)$$

ただし e_j ($j \neq i$) は所与

(4) を E で微分して 0 とおくと、貧困家庭 i にとっての最適コミュニティ環境 E が導出される。

$$E = f_i \left(\frac{1}{\beta_i + \gamma_i} (\gamma_i w_i + e_j), e_j \right) \dots\dots\dots (5)$$

ただし $f_i: \mathbb{R}^2_+ \rightarrow \mathbb{R}_+$ は連続的に \mathbb{R}^2_{++} に関して微分可能である。

これは貧困家庭 i の、コミュニティ環境 E に対する需要関数である。さらに e_j を (5) 式の両辺から引くと、貧困家庭 i の自分のローカル環境に対する需要関数を導出することができる。

$$e^i = f_i \left(\frac{1}{\beta_i + \gamma_i} (\gamma_i w_i + e_j), e_j \right) - e_j \dots\dots\dots (6)$$

(6) 式はナッシュ反応関数である。つまり貧困家庭 i は、もう一方の貧困家庭 j のローカル環境 e_j ($j \neq i$) を所与として、自身のローカル環境 e_i を決定するのである。

(B) 環境意識指標

次に個人がどれほどコミュニティ環境に対して意識が高いか、を示す環境意識に関する指標を定義する。この指標を定義するために、まず $\frac{\partial f_i}{\partial w_i}$ と $\frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ について考える。 $\frac{\partial f_i}{\partial w_i}$ は所得が変化した時に、貧困家庭 i のコミュニティ環境に対する需要が、いかに変化するかを示している。また $\frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ は貧困家庭 j のローカル環境に関する選択が変化した時、いかに貧困家庭 i のコミュニティ環境に対する需要が変化するかを示している。環境意識に関する指標はこれらを使って示される。

まず最初に所得効果 $\frac{\partial f_i}{\partial w_i} = \gamma_i f_i^1 / (\beta_i + \gamma_i)$ を考える。もし貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して、全く興味を持っていなければ、所得の増加分は一般消費財の消費に全て回されるであろう。その場合は $\frac{\partial f_i}{\partial w_i} = 0$ である。一方全く逆に貧困家庭 i がコミュニティー環境に対してのみ興味を持っていれば、所得の増加分は全て環境維持のために使われるので、 $\frac{\partial f_i}{\partial w_i} = \gamma_i$ である。つまり $\frac{\partial f_i}{\partial w_i}$ は、貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して高い意識を持てば持つほど、大きくなる。

次に $\frac{\partial f_i}{\partial e_j} = f_i^1 / (\beta_i + \gamma_i)$ について考える。 e_j が 1 単位増加すると、コミュニティー環境も 1 単位増加するとする。そうすると貧困家庭 i ($j \neq i$) は環境維持投資を減らし、一般消費財の消費を増やすため、 e_i は減少する。つまり言い換えれば、コミュニティー環境は 1 単位より増加しない、つまり $\frac{\partial f_i}{\partial e_j} \in (0,1)$ である。

以上の結果を示すためには、貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して全く興味を持っていない $u_i = u_i(c_i, e_i)$ という場合を考える。この場合貧困家庭 i の行動は、効用 $u_i = u_i(c_i, e_i)$ を $c_i + m_i = w_i$ と $e_i = -\beta_i c_i + \gamma_i m_i$ という 2 つの制約条件下で最大化することである。貧困家庭 j のローカル環境 e_j は貧困家庭 i の選択に全く影響を与えないので、

$\frac{\partial f_i}{\partial e_j} = 1$ である。よって $u_i(c_i, e_i, E)$ の場合は、 $\frac{\partial f_i}{\partial e_j} < 1$ であることが分かる。

さらに $0 < \frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ であることを示すためには、効用最大化問題を以下のように書き直す。

$$\begin{aligned} & \max_{\{c_i, e_i\}} u_i(c_i, e_i, e_i + e_j) \\ \text{s.t. } & \left(1 + \frac{\beta_i}{\gamma_i}\right) c_i + \frac{1}{\gamma_i} E = w_i + \frac{1}{\gamma_i} e_j \equiv \hat{w} \end{aligned}$$

社会厚生 \hat{w} は e_j が増加すれば共に増加する。一般消費財の消費、ローカル環境、コミュニ

ティー環境は全て社会厚生に関し通常財であるため $0 < \frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ である。

貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して高い意識を持っている場合を想定する。この場合貧困家庭 j ($j \neq i$) によってもたらされたコミュニティー環境の向上に大きく反応するため、環境維持投資に対しても大きく反応する。一方反対に貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して低い意識しか持っていない場合を想定すると、貧困家庭 i はコミュニティー環境の向上に対し、あまり反応を示さない。よって $\frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ は、貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して高い意識を持っていればいるほど、小さくなる。

以上より $\frac{\partial f_i}{\partial w_i}$ が大きければ大きいほど、また $\frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ が小さければ小さいほど、貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して高い意識を持っていることがわかったので、このことはつまり、環境意識の高さを示す指標は、 $\frac{\partial f_i}{\partial w_i}$ を分子に、 $\frac{\partial f_i}{\partial e_j}$ を分母に持つ物であることが分かる。つまり環境意識の高さを示す指標は以下のように示される。

$$\alpha_i \equiv \frac{\frac{\partial f_i}{\partial w_i}}{\frac{\partial f_i}{\partial e_j}} = \frac{f^1_i \frac{\gamma_i}{\beta_i + \gamma_i}}{f^1_i \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} + f^2_i} \dots\dots\dots (7)$$

α_i の分子は、貧困家庭 i の所得が増えた場合、コミュニティー環境に対する貧困家庭 i の需要が増えることを示している。分子が大きくなるということは、貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して高い意識を持っているということである。 α_i の分母は、もう一方の貧困家庭がローカル環境を上昇させた場合に、コミュニティー環境に対する貧困家庭 i の需要が増えることを示している。分母が小さくなるということは、貧困家庭 i がコミュニティー環境に対して高い意識を持っているということである。よって α_i が大きければ大きいほど貧困家庭 i はコミュニティー環境に対して高い意識を持っている、ということが言えるのである。

(c) 貧困が緩和された場合のコミュニティー環境変化

コミュニティー環境を分析する場合に、いかに環境意識が大切かと言うことについて説明する。つまり環境意識の指標を使って、貧困が緩和された場合のコミュニティー環境変化を分析する。

ナッシュ反応関数を \bar{e}_i 、 \bar{e}_j 、および w_i ($i \neq j$) で微分すると、

$$d\bar{e}_i = \left(f_i^1 \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} + f_i^2 - 1 \right) d\bar{e}_j + f_i^1 \frac{\gamma_i}{\beta_i + \gamma_i} dw_i \quad \dots\dots\dots (8)$$

$d\bar{e}_j = d\bar{E} - d\bar{e}_i$ を(8)式に代入すると

$$d\bar{e}_i = \frac{f_i^1 \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} + f_i^2 - 1}{f_i^1 \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} + f_i^2} d\bar{E} + \alpha_i dw_i \quad \dots\dots\dots (9)$$

ただし関数は $f_i: \mathfrak{R}_+^2 \rightarrow \mathfrak{R}_+$ は \mathfrak{R}_{++}^2 においては連続微分可能である。 \mathfrak{R}_{++}^2 は二次元の正数の集合である。

$$d\bar{E} = c(\alpha^1 dw_1 + \alpha^2 dw_2) \quad \dots\dots\dots (10)$$

$$\text{ただし } c \equiv \left[1 + \sum_{i=1,2} \frac{1 - (f_i^1 \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} + f_i^2)}{f_i^1 \frac{1}{\beta_i + \gamma_i} + f_i^2} \right]^{-1} > 0$$

(10) 式の係数 c は、どちらの貧困家庭の所得が改善されたかに関係なく一定である。よって(10)式は、貧困家庭 i の所得が改善された時のコミュニティー環境に対する影響が、貧困家庭 j ($j \neq i$) の所得が改善された時のコミュニティー環境に対する影響と比べ、どちらが大きいかを決定するのは、2つの貧困家庭の環境意識の強さによって変わってくる、ということを示している。つまりローカル環境に対する所得改善の影響は、以下のように言える。貧困家庭 i の所得が改善されると、 i のローカル環境に対しては正の影響を与え、貧困家庭 j ($j \neq i$) のローカル環境に対しては負の影響を与える。

この結果を理解するために、まず貧困家庭 i の所得が改善されたが、貧困家庭 j ($j \neq i$) の所得は改善されなかった場合を想定する。貧困家庭 i は所得効果により、自身のローカル環境に対して、より多くの投資をすることが可能となる。このことは、貧困家庭 i のローカル環境が改善されることを意味し、それによってコミュニティー環境も改善される。しかしながら、貧困家庭 i のローカル環境が改善されると、貧困家庭 j ($j \neq i$) は自身のローカル環境を低くするため、コミュニティー環境の質も下がることになる。また

めると、この様な変化の影響は、 $d\bar{E} = c\alpha^1 dw^1$ によって評価される。一方逆に貧困家庭 j の所得が改善されたが、貧困家庭 i ($i \neq j$) の所得は改善されなかった場合を想定する。するとこの変化による影響は $d\bar{E} = c\alpha^2 dw^2$ と示される。以上どちらの場合が、よりコミュニティ環境に大きな影響を及ぼすかは、2つの貧困家庭の相対的環境意識の強さによって決定される。

つまり貧困が緩和されたと仮定しても、環境に対する意識が高くなければ環境保全的行動を取るようにはならない、ということがモデルにより示された。つまり環境保全を促進して行く上で「貧困緩和」は欠かせない条件であるが、それのみでは十分ではなく、一般住民の環境に対する高い意識がなければ環境保全はありえないのである。

4. 結論と今後の研究の課題

本稿では、タイの一般市民の環境意識に焦点を当て、議論を進めてきた。第1章ではアジア経済研究所の行った環境意識調査に基づき「タイの一般市民の環境意識は低い」という問題提起を行った。続く第2章ではタイ人の環境意識を低める原因は環境に関する情報の欠如であることを Value Formation モデルの考えを用いて明らかにした。また環境財から得られる効用に関する情報の不足と、社会のプレッシャーの存在が、アジア経済研究所の行った環境意識調査において、人々に実際よりも高い環境意識を表明させる結果になったのではないかと、ということ Preference Learning モデルを用いて指摘した。さらに第3章では環境意識を低めるその他の理由として、タイにおける貧困問題を挙げた。しかしながら貧困問題を緩和・撲滅することは、必ずしも環境保全に繋がるとは言えず、結局環境保全を推進できるかどうかは、個人の環境意識の高さに大きく依存していることが、環境意識モデルを使って明らかになった。

しかしながら、本稿ではランダムに集められた、アジア経済研究所のアンケート結果を基に議論を発展させたが、タイ国民全体の環境意識を正確に把握するためには、職業別、階級や学歴別といった詳細な意識調査を行わなければならない。タイでは都市部と農村部や、生活レベルの違いが大きく、ランダムサンプリングによるアンケート調査から得られる結果が、タイ国民全体の環境意識を代表していることにはならないであろう。

また本稿では「環境意識」の定義に関しては議論しておらず、今後は環境意識を意識の強さの程度によって、さらに細かく議論して行く必要もあるであろう。

[英文参考文献]

- 1) Arrow,K. (1963) `Uncertainty and welfare economics of medical care`
American Economics Review 53(5), p.p.941-973
- 2) Akerlof,G. (1970) `The market for `Lemons`: qualitative uncertainty and
the market mechanism`, Quarterly Journal of Economics 84, p.p.488-500
- 3) Bergstrom,J.C., Stoll,J.R., Randall,A. `Information Effects in Contingent
Markets`(1989) American Agricultural Economics, p.p.685-691
- 4) Bergstrom,J., Dorfman,J. `Commodity Information and Willingness to Pay
for Groundwater Quality Protection` Review of Agricultural Economics 16
(1994),p.p.413-425
- 5) Bergstrom,J., Atoll,J., Randall,A. `The Impact of Information on
Environmental Commodity Valuation Decisions` (1990) American
Agricultural Economics 72, p.p.614- 21
- 6) Blackman,A., Bannister,G. `Community Pressure and Clean Technology in
the Informal Sector: An Econometric Analysis of the Adoption of Propane by
Traditional Mexican Brickmakers` Journal of Environmental Economics
and Management 35(1998), p.p.1-21
- 7) Blomquist,G., Whitehead,J. (1996) `Resource quality information and
validity of willingness to pay in contingent valuation` Resource and Energy
Economics 20, p.p.179-196
- 8) Cavendish,W. `Empirical Regularities in the Poverty-Environment
Relationship of Rural Households: Evidence from Zimbabwe` World
Development 28(11), 2000, p.p.1979-2003
- 9) Chavez,O. `BrickMakers Education and Training` <http://www.scerp.org>
- 10) Churai,T., Jittapatr,K. `A Study of Water Quality Improvement and
Willingness to Pay for Central Wastewater Treatment Facilities in
Bangkok, Thailand` The Asia Global Environment Forum 2000,(2000)
- 11) Crocker,T.D., Shogren,J.F. `Preference Learning and Contingent Valuation
Methods`(1991),Environmental Policy and Economy
Amsterdam:North-Holland, p.p.77-93
- 12) Cruz,W., Gibbs,C. (1990) `Resource policy reform in the context of
population pressure` American Journal of Agricultural Economics 72(5)
p.p.1264-1268
- 13) Development Centre Documents `Envirnmental Education- An Approach
To Sustainable Development` (1993)
- 14) Feder,G., Feeny, D. (1993) `The theory of land tenure and property rights`

- in Hoff,K., Braverman, A., Stiglitz, J.E., eds., The Economics of Rural Organization. Theory, Practice, and Policy, Oxford University Press
- 15) Hamson,D. `Reducing Emissions from Brick Kilns in Ciudad Juarez: Three Approaches` (1996)<http://www.scerp.org>
 - 16) Hanley,N., Shogren,J., White,B. (1997) `Environmental Economics` Oxford University Press
 - 17) Hirsch,P. ed. `Seeing Forest for Trees- Environment and Environmentalism in Thailand` (1997) Silkworm Books
 - 18) Hoehn,J., Randall,A. (1987) ` A Satisfactory Benefit Cost Indicator from Contingent Valuation` Journal of Environmental Economics And Management 14(1998), p.p.226-247
 - 19) Hoff,K., Braverman,A., Stiglitz,J.E. eds. (1993) `Economics of rural organization. Theory, Practice, and Policy, Oxford University Press
 - 20) Holden,S.T., Shierraw,B., Wik,M. `Poverty, market imperfection and time preferences: of relevance for environmental policy?` (1998) Environment and Development Economics 3, p.p.105-130
 - 21) Institute for Global Environment Strategies (IGES) `Perspectives of Environmental Education in the Asia-Pacific Region- Interim Report of Environmental Education Project` (2000) <http://www.ides.or.jp>
 - 22) IGES `Environmental Education in the Asia-Pacific Region-Status, Issues and Practices: A Condensed Version` (2001)
 - 23) Kenkel,P., Norris,P. `Agricultural Producers' Willingness to Pay for Real-Time Mesoscale Wether Information: A Response` Journal of Agricultural and Resource Economics 22(2) (1997), p.p.382-386
 - 24) Keller,R.R., McKean,J.R., Peterson,R.D. `Preference and Value Formation: A convergence of Enlightened Orthodox and Institutional Analysis?` (1982) Journal of Economic Issues
 - 25) Kongrut,A. `Journalism in Thailand` Status Report for 2nd Workshop on Media and The Environment in the Asia-Pacific Region
<http://www.ides.or.jp>
 - 26) Long,S.H. `Social Pressure and Contributions to Health Charities` Public Choice 28(28), 1976, p.p.55-66
 - 27) Loomis,J., Gonzalez-Caban,A., Greg,R. (1994) `Do Reminders of Substitutes and Budget Constraints Influence Contingent Valuation Estimate?` Land Economics 70(4), p.p.499-506
 - 28) Martinez-Alier,J. `The Environmrnt as a Luxury Good or `Too Poor to be

- Green`?` *Economie Appliquee* 48(2)(1995), p.p.215-230
- 29) Office of Environmental Policy and Planning `Thailand State of The Environment Report 2000-1995`
<http://www.oepp.go.th>
- 30) Ono,T., Maeda,Y. `On the Index of Environmental Awareness` (2000) Discussion Papers in Economics and Business 00-16, Graduate School of Economics and Osaka School of International Public Policy (OSIPP)
- 31) Reardon,T., Vosti,S.A. `Links Between Rural Poverty and the Environment in Developing Countries: Asset Categories and Investment Poverty` *World Development* 23(9), 1995, p.p.1495-1506
- 32) Reddy,S.R.C., Chakravarty,S.P. `Forest Dependence and Income Distribution in a Subsistence Economy: Evidence from India` (1999) *World Development* 27(7), p.p.1141-1149
- 33) Rotchild,M., Stiglitz,J.E. (1976)`Equilibrium in competitive insurance markets` *Quarterly Journal of Economics* 90, p.p.629-650
- 34) Shively,G. (2001)`Poverty, consumption risk, and soil conservation` *Journal of Development Economics* 65, p.p.267-290
- 35) Shively,G.E. `Economic policies and the environment: the case of tree planting on low-income farms in the Philippines` (1998) *Environment and Development Economics* 3, p.p.83-104
- 36) Trakannuwatkul,M. `Economic Analysis of Air Pollution and Health: A Case Study of Bangkok` (1996) Master's degree thesis paper, Thammasat University
- 37) Tkac,J. (1998) `The Effect of Information On Willingness to Pay Values of Endangered Species` *American Agricultural Economics* 80(5), p.p.1214-1220
- 38) Whittington,D., Smith,V. `Giving Respondents Time to Think in Contingent Valuation Studies: A Developing Country Application` *Journal of Environmental Economics and Management* 22(1992), p.p. 205-225
- 39) Wijetilleke,L., Karunaratne,S.A.R. `Air Quality Management- Considerations for Developing Countries` (1995) World Bank Technical Paper #278 Energy Series
- 40) World Bank (2000) `Greening Industry-New Roles for Communities, Markets, and Governments`

[和文参考文献]

- 1) アジア経済研究所「発展途上国環境問題総合報告書 中国・タイ環境調査の集計表」(1995)
- 2) アジア経済研究所「発展途上国環境問題総合報告書 中国・タイ環境調査の背景と経緯」(1996)
- 3) 小池浩一郎、藤崎成昭編「開発と環境シリーズ9：森林資源勘定 北欧の経験・アジアの試み」アジア経済研究所(1997)
- 4) 井上真「熱帯雨林の生活：ボルネオの焼畑農民と共に」築地書館(1991)
- 5) 岡敏弘「環境問題への費用便益分析適用の限界 WTP と WTA との乖離について」経済論叢 145 4(1990年4月)
- 6) 環境省「平成9年度版環境白書」<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo>
- 7) 栗山浩一「環境の価値と評価手法 CVMによる経済評価」北海道大学図書刊行会(1998)
- 8) 小島麗逸、藤崎成昭編「開発と環境シリーズ9：アジア「新成長圏」の課題」アジア経済研究所(1994)
- 9) 佐藤仁「人々のための公共地：タイにおけるコミュニティー林の制度的基礎」東南アジア研究 v.37, No.1 p.p.65-89(1999)
- 10) 佐藤仁「豊かな森と貧しい人々：タイにおける熱帯林保護と地域住民」岩波講座「開発と文化」第5巻『地球の環境と開発』所収(1998)
- 11) 佐藤真久「環境教育の国際的動向とアジア太平洋の取り組み」『環境と文明』8月号(1999)
- 12) 世界銀行「世界経済・社会統計2000」東洋書林(2000)
- 13) 田坂敏雄「熱帯雨林破壊と貧困化の経済学：対資本主義化の地域問題」御茶の水書房(1991)
- 14) 富山県、(財)環日本海環境協力センター「富山県と韓国ソウル特別市における住民の環境意識に関する調査」(1999)
- 15) 富山県、(財)環日本海環境協力センター「富山県とロシア沿海地方における住民の環境意識に関する調査」(1999)
- 16) 永田信、井上真、岡裕泰「森林資源の利用と再生 経済の理論と自然の理論」農文協(1994)
- 17) ニッセイ基礎研究所 「価値観と環境問題 タイと日本の比較より」
<http://www.nli-research.co.jp/report/life/li9811.html>
- 18) 日本環境会議「アジア環境白書」編集委員会編「アジア環境白書 2000/01」東洋経済新報社(2000)
- 19) 野村好弘「第3回太平洋環境会議(バンコク)に参加して」日本エネルギー法研究所月報 第99号(1992)
- 20) 野村好弘、作本直行編「開発と環境シリーズ6：発展途上国の環境法 東南・

- 南アジア」アジア経済研究所（1993）
- 21)肥田野登「環境と行政の経済評価 CVM<仮想市場法>マニュアル」勁草書房（1999）
- 22)藤崎成昭編「発展途上国の環境問題 豊かさの代償・貧しさの病」アジア経済研究所（1992）
- 23)藤崎成昭編「開発と環境シリーズ5：環境資源勘定と発展途上国」アジア経済研究所（1994）
- 24)P.O.ヨハンソン「環境評価の経済学」多賀出版(1997)
- 25)生方秀紀「タイにおける環境教育問題と環境教育の現状 生物多様性の視点から」<http://sci-edu.kus.hokkyodai.ac.jp/envedu/Thaienvedu.html>
- 26)「study in Thailand」
<http://studyinthailand.com/edusystem/edusystem.html>
- 27)「諸外国の学校教育/タイ」
<http://www.naec.go.jp/education/asia/tai/contents/002.htm>
- 28)「タイの季節林」
http://www.wnn.or.jp/wnn-s/s_tai/gensyou.html

参考資料

タイ王国スリン県バンサワイ村におけるアンケート表

農業に関する質問：

- Q1 あなたは自分自身で土地を所有していますか？
- Q2 もし所有されているとすればそれはどの位の広さですか？
- Q3 米の他に何か作っていらっしゃいますか？
- Q4 収穫量は毎年どのくらいでありますか？
- Q5 収穫した米はどこかに売りますか？
- Q6 どのような農機具をお持ちですか？
- Q7 畑においては誰と農作業をしますか？
- Q8 畑にはどのように水を引いているのですか？
- Q9 畑で使用されている水に対して、料金を支払っていらっしゃいますか？

環境に関する質問：

- Q10 農薬は使用されていますか？また使用されているとすればそれは有機肥料ですか、それとも化学肥料ですか？
- Q11 肥料に毎年どのくらい支払われていますか？
- Q12 有機農法についてはご存知ですか？またそれを実施していますか？実施していないとすればそれはどうしてですか？
- Q13 家で出たゴミはどのように処理されますか？
- Q14 し尿処理はどのようにされていますか？
- Q15 家でお使いの燃料はどのようなものですか？
- Q16 政府が木炭使用を薦めていますがご存知ですか？
- Q17 昔に比べ近隣の自然環境(森林など)は怎么样了と申しますか？そしてその原因は何だと思えますか？

農業に関する考えに関して：

- Q18 将来的にご自分の今の畑をお子さんに継いでもらいたいと思えますか？
- Q19 お子さんを修学させる事についてどのような意見をお持ちですか？
- Q20 農業以外の就業機会(工場で働くなど)があれば、どちらを選びますか？