

都市環境の創造と経済的手段

1. はじめに
2. 環境政策の移り変わり
3. 経済的手段
4. 都市環境の価値の評価

萩原清子*

要 約

1993年に公布・施行された環境基本法やOECDによる環境保全成果審査において、環境の質の向上や環境保全に経済的手法を積極的に用いてゆくことが推奨されるようになった。本稿では、まず、都市環境の改善から創造への流れに対応しての従来の環境政策の変遷をみた。1960年代から1970年代はいわゆる公害問題への対応として環境汚染を防止するという政策であった。1980年代以降はアメニティが重視されるようになり、よりよい環境を管理・創造する政策へと変化してきた。ついで、経済的な環境政策として現在考えられている、税・課徴金制度を中心として、排出権取引制度、補助金、デポジット・リファンド制度を簡単に考察した。税・課徴金制度は、単に環境政策としてではなく、税制改革の一環としてその適用が具体的に検討されるようになってきている。環境保全本来の目的を損なうことなく税・課徴金制度を導入するためには、その最適な水準を決めるのが難しいというような問題が残されている。最後に、よりよい都市環境の創造のためにはその環境の価値の評価が必要である。そこで、まず環境評価の基礎的な考え方を示した。市場のない環境の評価のためには、いくつかの評価手法が考案されている。本稿では、その中で環境と関係のある市場データを用いる旅行費用アプローチや回避費用アプローチを含む家計生産関数アプローチと消費者への直接質問によって環境の評価を行う価値意識法（仮想的市場アプローチ）を考察した。家計生産関数アプローチにもまだまだ検討の余地があり、さらに、環境の非利用価値としての存在価値、遺贈価値や利用価値としてのオプション価値はこの手法では評価できない。これらは直接質問による手法で得られることになるが、価値意識法（仮想市場アプローチ）の国内での具体的な適用事例によってその的確性は評価されることが必要であろう。

1. はじめに

わが国の環境行政は、1967年に制定された公害対策基本法、1972年に制定された自然環境保全法

を基本として推進され、これまで、公害防止、自然環境保全のため一定の役割を果たしてきた。

しかしながら、今日の環境政策の対象領域の広がりに対処し、特に大都市における窒素酸化物に

*東京都立大学都市研究所

よる大気汚染及び生活排水による閉鎖性水域などにおける水質汚濁などの都市・生活型公害問題、増え続ける廃棄物の問題、地球環境問題等に対して適切な対策を講じていくためには上述の法律では不十分である(環境白書、1994)。そこで、経済社会システムのあり方や行動様式を見直していくための新しい枠組みとして、環境基本法(「環境基本法」及び「環境基本法の施行に伴う関係法律の整備等に関する法律」)が1993年11月に公布、施行された。

環境基本法の基本的な理念は、a. 環境の恵沢の享受と継承等、b. 環境への負荷の少ない持続的発展が可能な社会の構築等、c. 国際的協調による地球環境保全の積極的推進、である。

環境基本法では、環境基本計画を定めて施策の大綱を国民の前に示すものとしている。さらに、環境影響評価の推進や、環境教育などの施策とともに環境の保全上の支障を防止するための経済的な助成または負担の措置や、費用負担及び財政措置など経済的手段を取り入れることが示されている。

また、OECDの環境保全成果審査(1994)では、汚染負荷の削減を中心としてかなりの改善が認められるとしながらも、特に、都市に関連した生活の質の向上や環境に関する経済政策について、以下のような提案が示されている。

- ・都市のアメニティ向上のため、またその資金確保に資するよう、経済的手法(賦課金、使用料金、地方税等)が検討されるべきである。

- ・森林、湿地、水域といった都市内や都市周辺に残された自然環境がより効果的に保護されるべきである。

- ・公共事業についての費用効果分析の枠組みを開発すること。

- ・環境への配慮が十分考慮されるよう、エネルギー、水等の重要な自然資源に関する価格政策や課税体系を検討すること。

以上のように、都市環境への配慮が強調されるとともに、環境問題への対応として経済的手段の導入が明確に提唱されるようになってきた。

本稿では、都市環境の創造のための主として経

済的施策について検討する。以下では、まず、これまでの都市環境政策を概観する。ついで、3. では都市環境に関連して一般的にこれまで提唱されている経済的手段のうち税・課徴金を中心として実行可能性の観点から検討する。そして、4. では都市環境の創造のための環境の価値の評価はどうあるべきかについて考察する。

2. 環境政策の移り変わり

1950年代及び1960年代の高度経済成長期を通じて、公共及び民間部門は、いずれも環境に十分の配慮を行うことなしに投資を進めた。深刻な環境汚染の進行や自然環境への不可逆的な損害が生じただけでなく、水俣病、イタイイタイ病や大気汚染によるぜん息など汚染による深刻な健康被害が引き起こされた。このような環境の劣化、損害の発生に対応して、環境保全に関する法制度が整備されていった(佐藤、1994)。

環境保全のための制度的な枠組みは、1960年代末から1970年代にかけての集中的な法制定及びその実施によって確立された(表1)(OECD, 1994)。

表1 環境に関する主な法律

年	法律
1957	自然公園法(1931年国立公園法の改正法)
1958	下水道法(1967年、1970年及び1976年に改正)
1963	鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律(1985年狩猟法の改正法)
1967	公害対策基本法(1970年及び1989年に改正)
1968	大気汚染防止法(1970年及び1974年に改正) 騒音規制法
1970	公害紛争処理法 水質汚濁防止法(1983年、1989年及び1990年に改正) 農用地の土壌の汚染防止等に関する法律 海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律(1983年に改正) 公害防止事業費事業者負担法 人の健康に係る公害犯罪の処罰に関する法律 廃棄物の処理及び清掃に関する法律(1991年及び1992年に改正)
1971	悪臭防止法
1972	自然環境保全法
1973	公害健康被害の補償等に関する法律(1987年に改正) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(1986年に改正)
1976	瀬戸内海環境保全特別措置法 振動規制法
1984	湖沼水質保全特別措置法
1988	特定物質の規制等によるオゾン層の保護に関する法律
1991	再生資源の利用の促進に関する法律
1992	自動車から排出される窒素酸化物の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法 特定有害廃棄物等の輸出入等に関する法律 絶滅のおそれのある野生動物植物の種の保存に関する法律
1993	環境基本法(自然環境保全法の一部及び対策基本法を吸収)

出典: OECD

まず公害対策基本法が1967年に、大気汚染防止法が1968年に制定された。

1960年代の産業公害時代には、公害対策基本法に基づいて、企業を対象に公害発生源を防除し規制することを主たる狙いとした「公害防止計画」が策定された。しかし、ことさら都市や地域といった広がりを対象としてその環境を改善しようとする視点は、この計画にはなかった（内藤、1992）。

しかし、やがて都市内に存在する公害発生源を住居地域から離す政策がとられるようになった。大規模コンビナートが各地につくられ、そこに大工場が集約されて、都市住民への直接的な公害被害をかなり防ぐことができるようになった。しかし、コンビナートの多くは臨海部の埋立て地に造成されたために、都市周辺の海岸線の大半は人工海浜になってしまい、自然豊かな海辺の環境は皆無に近くなってしまった。

初期の制度が迅速かつ顕著な効果を発揮しなかったため、いわゆる「公害国会（1970年）」において、国会は14の環境関連法律の制定または改正を行った。この中には、公害対策基本法、大気汚染防止法及び廃棄物の処理及び清掃に関する法律の改正、並びに水質汚濁防止法、公害防止事業費事業者負担法及び人の健康に係る公害犯罪の処罰に関する法律の制定が含まれる。これらの法律の条文に関して、いわゆる「経済との調和条項」——これは環境政策の中に経済発展への配慮を求めるものであった——が公害対策基本法その他の法律から削除された（佐藤、1994）。

公害対策基本法の基本的な目的は、大気汚染、水質汚濁、土壌汚染、騒音、振動、地盤沈下及び悪臭の防止により、人の健康と生活環境を保全することである。その対策として、排出に対する規制、土地利用・施設立地への規制、汚染防止施設の設置、監視、調査・研究、助成措置等を規定している。また、公害対策基本法は公害問題が深刻な地域における計画と対策の規定をおいている。

その後、窒素酸化物の規制にみられるように、規制対象施設の範囲の拡大が進められた。硫黄酸化物の総量規制のような先進的な措置も導入された。また、いくつかの新たな制度が加えられた。

公害健康被害の補償等に関する法律（1973年）は汚染者の負担による健康被害者への補償を制度化した。PCBによる食品汚染事件と環境汚染をきっかけに、新たな化学品の製造・輸入に先だって審査を義務づける制度が制定された。この他、有害廃棄物の処分に関する規制も数次にわたり強化された。以上のような環境保全対策は、経済構造の変化や大規模なエネルギー供給及び効率の変化とあいまって、大気における硫黄酸化物や水質に関する有害物質など、1970年代における多数の汚染物質に関する大きな改善をもたらすこととなった。

自然環境保全に関する枠組みも同様に強化されていった。それ以前から、自然公園法をはじめとして自然保護対策を規定した法律がいくつか存在していたが、これらの法律の対応範囲は限られており、統一的な実施も困難であった。自然環境保全法（1972年）により、自然環境保全のための基本的な枠組みが定められた。

環境保全のための基本的な法的枠組みが確立された後、1980年代は、規制緩和と民間活力の活用の動きが政府の政策全体に影響を及ぼした時期であった。新規の法制定は極めて限られ、残された環境問題への対策は既存の公害防止及び自然環境保全の枠組みの中で進められた。窒素酸化物による都市部の大気汚染や有機物質による水質汚濁がこの時期の主要な問題であった。1982年には窒素酸化物削減のため総量規制が導入された。1983年には水質汚濁防止法が改正され、東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海に有機汚濁に関する総量規制が導入された。湖沼水質保全特別措置法（1984年）により、水利用上重要な湖沼の指定と湖沼保全のための総合的な計画に基づく対策が行われるようになった。1980年代には化学物質による環境汚染が関心事項となり、地下水汚染の防止のため、まず1984年に排水の地下浸透に関する指導指針が設定され、1989年には水質汚濁防止法が改正されて有害物質を含む排水の地下浸透が禁止された。

1972年の公共事業に関する環境影響評価実施の閣議決定を受けて、環境影響評価の手続もこの時期に整備された。環境影響評価に関する総合的な法制度はないため、環境影響評価は、個別法律、

1984年の閣議決定及び関連する技術指針、また地方公共団体の条例・要綱等に基づき行われている。

1970年代になると、人々の環境問題への関心が高まり、都市・地域の環境の状態について全体的な改善が求められるようになった。1977年のOECDレポートにおいて「日本の環境政策は汚染を減少させるのにはおおいに成功したが、環境に対する不満を除去することには成功しなかった」と指摘されたことにより、行政レベルでのいわゆるアメニティに対する関心が喚起された。

こうして従来の公害防止一辺倒の環境行政から、都市のアメニティ追及型の、いわば「環境を管理・創造する」発想へと転換する。そして、豊かでうるおいのある街づくりが主要な課題となった。各自治体でも「環境管理計画」がつけられた。

ただ、その中味は街並みの美観の向上を求めるなどが中心であり、しかも当時まだ経済と利便の追求が重視され、開発計画の部分的な手直しとして環境配慮をとりこんでいこうという、というのが基本的な姿勢だったといえよう。そういう中で環境管理計画は、せいぜい「都市の環境像とはいかにあるべきか」との問題提起以上のものではなかった（内藤、1992）。

1980年代末になって、地球環境問題の重要性が認識されるようになった。国の課題全体の中で環境問題に新たに重要な位置が与えられ、環境と開発に関する国際協力のために積極的に対応することとなった。

一方、国内の環境問題に関しては、大都市圏における自動車からの窒素酸化物排出削減のための総合的対策、産業廃棄物及び有害廃棄物の適切な処分、リサイクリングと廃棄物発生抑制等の推進のため新たな法律が制定された。

地球環境問題に関しては、地球環境保全に関する関係閣僚会議が1990年に地球温暖化防止行動計画を策定した。また、オゾン層保護、有害廃棄物の輸出入、絶滅に瀕した野生生物の保護等に関するさまざまな法律が制定された。そして、1993年11月には、公害対策基本法と自然環境保全法に基づく制度的な枠組みを刷新するため、環境基本法

が制定された。

1970年代の後半から1980年代にかけ、都市圏の拡大に伴い広域にわたっての大気や水域の汚染、自然環境の喪失、廃棄物の増大、ヒートアイランド減少など多種多様な都市環境問題が深刻化してきた。

こうした問題は都道府県の枠を超えて広がる。そこで環境庁が中心となり「広域環境管理計画」が作成された（環境庁、1992）。

その理念としてうるおいと持続性のある人間—環境系の形成がうたわれ、それに向けての基本方針として都市生態系に配慮した都市システム、環境に配慮した社会システムの形成、環境資源の持続的利用、地球ならびに地域環境への配慮の徹底などがあげられている。

この広域環境管理では、資源・エネルギーのあり方や開発速度の管理までが対象と考えられた。これは環境行政の従来の枠からいっば踏み出したもので、いわゆる「経済の前提に環境がある」という点が画期的である。ただ、実行を裏付ける具体的な施策を伴っていなかった（内藤、1992）。

3. 経済的手段

いわゆる外部性の内部化は、直接規制と間接規制の両方で達成される。図1（Just et al., 1982）には生産に外部性が存在する場合が示されている。MECはある財の生産に伴う外部費用を示している。MPCは当該企業の（私的）限界費用で

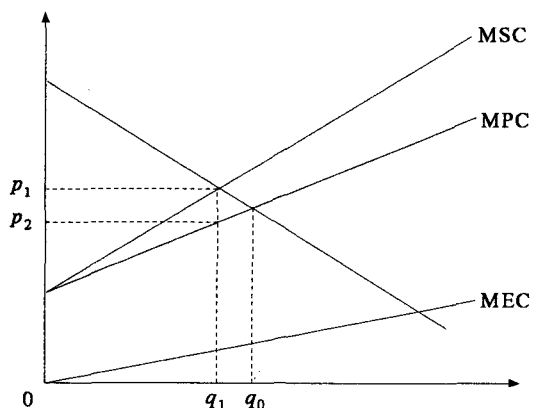


図1 外部性がある場合の最適生産

ある。社会全体としては、この生産活動により社会的限界費用MSC (=MPC+MEC)が生じていることになる。この財に対する需要がDで表されるとすると、社会的に最適な生産水準は私的限界費用と需要曲線の交わる q_0 ではなく、 q_1 となるべきである、とするのが外部性内部化の基本的考え方である。この q_0 から q_1 へのシフトの進め方としては、量による指示で行う(直接規制)のか、税・課徴金などの金銭的指示で行う(間接規制、すなわち経済的手段)のか、というように大きく2つに分けられる。ここで p_1 、 p_2 がピグー税とよばれるものである。

直接規制としては、排出量に一定の上限を設ける排出量規制、生産工程・設備・原材料などの指定、生産物の品質規制、製品・工程の使用禁止などがあり、環境を劣化させる活動を直接に制限・禁止するものである。間接規制は、経済的手段によるものであり、税や課徴金といった市場メカニズムを用いて各経済主体に、その活動が環境に及ぼす影響の程度を意識させ、それまでの活動を変更させる誘因を与えることで、所与の環境目標を達成しようというものである。

OECDが、加盟国にとっての汚染者管理基本原則とした「汚染者負担原則(PPP)」は、以下の点を唱っている(OECD, 1993)。

(1) 財やサービスの価格は生産の総費用、これには使われているすべての資源の費用も含まれる、を反映すべきである。

(2) 市場の失敗(空気や水に適当な価格が付けられていない)があるときに、環境資源の使用や悪化による費用を汚染者に内部化させる。

(3) 環境の使用を経済の枠組みに入れるために経済的手段(税、課徴金、排出権取引など)を用いる。

(4) 国際的には、PPPは各国間での協調が必要である。

経済理論的には環境政策としては、直接規制よりも経済的手段による方が優れているとされている。その理由として、

(1) 規制による政策より汚染削減努力を経済全体を通じて効率的に実施できそうだ、ということである。

各経済主体は、通常それぞれ異なった汚染削減能力を持っている。経済的手段が適用されると、削減能力の低い経済主体は相対的に少ない汚染削減を、高い削減能力を持った経済主体は相対的に多くの汚染削減を行うというように、各経済主体は自らにとって最適な行動を取り、結果として、汚染削減に要する総費用は最も小さくなる。そのとき、各経済主体の限界費用は等しくなる。

それに対して一律に汚染削減を行わせる直接規制の場合には、各経済主体の自由裁量の余地がないため、経済的な非効率が生じるのである。

図2では企業1と企業2の私的限界費用が示されている(Just et al., 1982)。ピグー税 t が課されるとそれぞれの企業はそれぞれ q'_1 、 q'_2 に生産水準

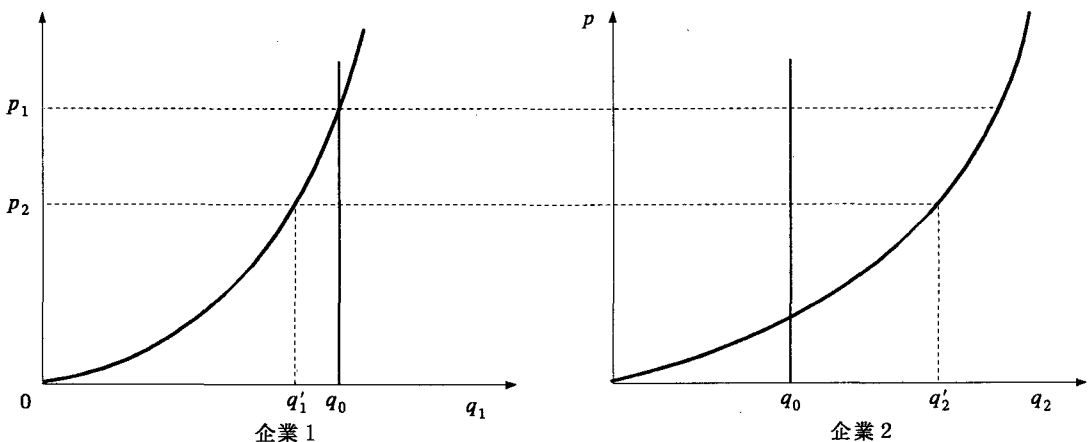


図2. 直接規制と間接規制

を変え、このとき、量的規制で同じ生産水準にもっていくためには、政策担当者はそれぞれの企業の限界費用を知らなければならない。しかし、これは現実には不可能であり、社会全体としての一律の数量基準 q_0 を課すことになる。結果として量的には基準が達成されたとしても、そのときの2企業の限界費用は異なり、社会的には非効率な状態となる。

いずれの場合にも、限界外部費用MECの推定が必要であるが、実際問題としてこれはかなり困難（各企業によってMECは異なり、ピグー税 p_1 - p_2 は異なるはずである）であり、外生的に決められた社会的許容水準にもとづいてすべての生産者が同一費用（税など）を支払うことになる。

(2) 規制より市場手段を使うほうが必要な情報が少なくすむ。

直接規制によって効率的な汚染削減量の配分を行おうとすれば、政策当局は各企業・家計の汚染削減能力に関する情報を得なければならない。現状では個々の企業や家計に関する情報はきわめて限られているので、それらを正確に把握することはほぼ不可能である。これに対して、経済的手段の場合は理論的には社会全体の被害総額（社会的費用）に関する情報が得られればよい。個々の家計や企業の情報まで知る必要はないので、情報入手の費用ははるかに少なく済むと言える。

(3) 技術革新のためのインセンティブとなること

直接規制の場合には、いったん基準を満たしてしまうとそれ以上汚染を削減しようとするインセンティブは働かない。これに対して、経済的手段の場合には、社会全体として基準を満たしても各経済主体にはなお負担額が残るので、それを節約するため更に汚染を削減しようとするであろう。したがって、技術革新に対するインセンティブは働き続けることになる。

(4) 規制の場合は、産業の実態を知るために産業界の利益と密着し、特定企業からの請託に影響されることがある。

さらに、税の場合には、

(5) 税収が他の既存の税の肩代わりとなりうる。ことが挙げられている。

なお、税の効果は費用最少化へのインセンティブによるが、規制されたあるいは公的企業や独占企業の場合には効果は制限される。

また、経済的手段よりも直接規制の方がより望ましい場合もある。例えば、不可逆的な被害が発生することが予想され、緊急に対策を取る必要がある場合や、汚染物質の場所のおよび時間的集中が問題となる場合は規制の方が望ましいとされている。要は、直接規制と経済的手段は代替的に用いたり、補完的に用いたり、問題に応じて使い分けられることが必要である。

環境政策における経済的手段としては、税・課徴金、排出権取引制度、補助金、デポジット・リファンド制、などがあるが、以下では、これらのうち税・課徴金のみを詳しくみていくこととし、排出権取引制度、補助金、デポジット・リファンド制に関しては簡単にふれるだけとする。

3. 1 税・課徴金

ピグー税に相当する額は税や課徴金として課されることになる。ここで、課徴金は支払った額に応じて見返りに何らかの便宜を提供されるものであり、税はそのような反対給付はないとされる。しかしながら、環境に関するものではこの区別は曖昧である。

税・課徴金は、ある程度まで汚染に対して支払わなければならない「価格」の一部である。その結果、汚染の環境「サービス」に対する需要という社会的費用が内部化されることとなる。課徴金としては、以下のものが考えられている(OECD, 1993)。

排出課徴金一負担の対象を汚染物質の排出におき、それに基づいて負担を課す。このタイプの税・課徴金・料金を厳密に実施するには、当該汚染物質に対するモニタリング技術が確立しており、汚染物質の量や濃度が把握できることが前提となる。

使用者課徴金一排出物の集団的なあるいは公的な処理を行うための費用を賄うもの
製品課徴金一製造段階または消費段階で汚染を生じるような製品、あるいは使用後の廃棄

システムを維持するために、これらの製品の販売に課される。また、例えば CO_2 などのように、排出量等の把握が困難で、排出に課すことが事実上不可能な場合もある。その場合、代替的な手段として、その生産、消費、または廃棄に際して環境に負荷をもたらすような製品に対して負担を課すことが考えられる。

行政上の課徴金一規制の実施や施行など、規制当局の業務を賄うための検査料や認可料などがこれに含まれる

差別的税率一実質的には、環境に対し良否いずれかの影響を及ぼす財やサービスのパターンを奨励したり抑制するために、課される正または負の製品課徴金からなる

税・課徴金の目的は、通常の租税が有している財源調達ではなく、外部不経済を発生する財・サービスの生産消費・廃棄に伴う外部費用を内部化し、当該財・サービスの過大生産・過大消費・過大廃棄を抑制することにある（排出課徴金、製品課徴金、差別的税率など）。この場合の税・課徴金は望ましいと考えられる環境の目標を達成するための手段として導入されるのであって、そこから得られる収入の大きさは副次的な問題である。税・課徴金が課された財・サービスの需要は、それが必需財でない限り減退していくであろう。つまり、税・課徴金の政策目的が満たされれば満たされるほど、収入は減少するのである。

他方、外部不経済への対策費用の大きさが比較的明瞭で、環境汚染の処理費用として徴収することができる場合もある（使用者課徴金など）。例として、水質保全対策の財源調達のために課される水質課徴金、ごみ処理事業の財源調達を目的としたごみの収集料金あるいは下水道料金を挙げることができる。これらの場合、環境保全プログラムを実行するために必要な支出規模によって収入総額が規定されるので、それに基づいて税率も決まる。

つぎに、経済的負担によってどの程度汚染削減を行うかを考えよう。図3には限界損害費用と限界汚染削減費用が示されている(Just et al., 1982;

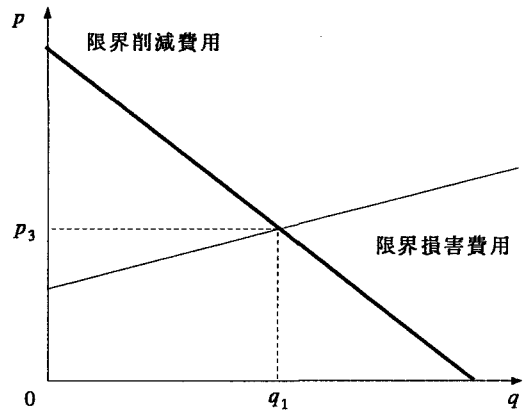


図3 社会的に最適な汚染削減量

OECD, 1993)。汚染量はここでは生産水準に比例するものとして考えられている。限界汚染削減費用と汚染による限界損害費用が等しくなる汚染水準が経済的に効率的となる。この生産水準 q_1 と p_3 はそれぞれ先の図1の q_1 と $p_1 - p_2$ に等しい。つまり、社会全体としては、環境政策にかかわる費用と損害を比較して汚染削減目標を定めることが社会的に最も効率的な環境政策ということになる。

最適な水準を見出すには、この費用と損害の大きさを知る必要がある。ところが、上述したようにこれらに関する情報を入手することは容易ではなく、したがって、理論どおりの負担を課すことは実際にはきわめて困難である。実際、損害費用の算定のためには、生産から生ずる汚染物量の把握、この汚染物の人間を含む環境への影響とその影響の金銭的評価などが必要となる。許容できる解を求めるか、異なる汚染物質間での相対的水準が求められるのみで絶対的水準は決められない。

これに対して、あらかじめ望ましいと考えられる環境の目標を定め、それに試行錯誤的に接近していくという方法も提唱されている。この方法は、最初から最適な税・課徴金等を課すのではなく、初めは低率で導入し、その結果達成される汚染水準を見ながらその税率を修正するという反復過程を通じて徐々に望ましい環境目標に接近していくというものである。

この試行錯誤の方法に関しては、まず、望ましい環境の目標を達成するためにたびたび負担水準

を変更することは社会的にみて受け入れることが困難であろうということ。更に、望ましい環境の目標の設定が恣意的にならざるを得ないのではないか、という問題がある。

全体として、税・課徴金制度そのものは、新たな取引形態等を作る必要がなく、通常取引の中に組み込みやすいという利点を有している。

しかし、以下のような欠点が挙げられている。まず、対象となる財に適当な代替財が存在しなければ、環境負荷の少ない財への需要のシフトが起こらない。このため、効果は十分には現れず、負担感のみが残ることになりかねない。

次に、対象となる財の種類と市場構造によっては、所得分配上、逆進的となる可能性がある。

また、収入の用途特定化が行われると、支出額から負担水準が決められることもあり得ることとなり、本来の目的（環境保全）から離れることになる。

さらに、環境保全には国際協調が不可欠であり、税・課徴金に関しても、少なくとも主要国においては、実施の時期、対象、負担の大きさ等に関し、一定の協調を行う必要がある。

また、既存の税制や料金等を含めた全体の枠組みの中で検討が行われることも必要であろう（環境庁、1994b）。

3. 2 排出権取引制度

排出権取引制度とは、社会全体における環境汚染物質の許容排出量をあらかじめ設定し、企業、工場などの各主体ごとに一定量を排出権という形態で割り当てる。ついで、汚染物質を排出する主体間の排出権に関する取引市場を作り、全体として効率的に排出削減を図ろうとする制度である。

量を制限する政策手段（売買可能な排出権）、または価格を操作する規制（税や課徴金）のいずれによっても、その許容排出水準や税・課徴金の額が適切に決められる限り、最適な汚染削減のレベルが達成できる。

両者の間の選択は、汚染制御費用の不確実性が汚染低減量の不確実性より害が大きいとか否かの判断に帰着する。多くの場合、価格政策の方がよい

と考えられている（OECD, 1993）。

排出権取引制度は、現在米国の一部の地域で既に実施され、制度として定着している。

3. 3 補助金

汚染を削減する排出者に対し補助金を与えることによっても、汚染物質の排出削減を促すことができる。汚染削減一単位当たり、税・課徴金と同額の補助金を与えれば、同一の汚染削減効果が生まれる。

しかし、所得分配の面や汚染者負担の原則（PPP）の観点からも一般的には補助金は環境保全のためには望ましい政策手段とは言えない。

OECDを始めとして、一般的には補助金は特別の場合を除いて厳しく制限されるべきだと考えられている。

3. 4 デポジット・リファンド制度

デポジット・リファンド制度（以下、デポジット制度）は、環境汚染の可能性のある製品に預託金（デポジット）を課し、その製品がリサイクルのために、貯蔵所、処分場、リサイクルセンターなどに戻されたときに預託金の払い戻し（リファンド）が行われるという制度である。ヨーロッパを中心として、飲料容器、乾電池、自動車などについて、デポジット制度が幅広く適用されている。この制度は製品の安全な処理やリサイクルを誘導し、廃棄物総量を削減する効果を持つ。

しかし、この制度は、再生資源の回収率を上げるためのシステムであるため、それを受け入れ、リサイクルする市場を前もって整備しておくことが必要である。更に、リサイクルのために必要となる他の資源・エネルギーなどを見極めトータルとして導入の是非を考えることが必要であろう。

4. 都市環境の価値の評価

都市の環境とは何かという問いに対しては、さまざまな答えがあると考えられる。

本稿では、マズローの効用ピラミッド（人間欲求階層モデル）にしたがって、都市環境を3段階

に分けてみる。まず、基礎となるのは、生存の確保、すなわち、所得、健康、安全が保証されることが基本的な都市環境として要求されることである。したがって、その具体的な内容としては、所得、健康、安全が保証されるような様々な経済活動が支障なく行われうるインフラストラクチャーがまず、第一に挙げられる。交通、道路、エネルギー（水、電気、ガスなど）、住宅、下水道、その他公的に供給される公共財・サービス、防災（地震、洪水などの心配がない）を考慮した都市である。これらが基本的に保証された後、生活の充実（便利、快適）が満たされることが要求される。たとえば、快適に移動できる鉄道や道路、快適な住環境などである。そして、最後に、ゆとりある生活（生きがい、交流、趣味、豊かな自然を享受する）のための自然豊かな環境ということになる。

先の2および3節でみてきた環境政策は、主として第一の都市環境要素に対応するもので、要は環境汚染（水質汚染、大気汚染、混雑）がない都市環境づくりのための政策や経済的手段である。快適なゆとりある都市環境の創造のためには、上述の環境政策に加えて、この都市環境の価値を評価することが公共政策決定の判断基準として必要となる。つまり、通常の市場価格では評価できない都市環境の快適性やゆとり、すなわち、環境の質を評価することが必要となる。そこで、以下では、環境の質を評価する手法を整理することとする（萩原他、1993）。

4. 1 環境の質の評価の基礎

環境の質（のみ）の市場は存在せず、私的財に対する需要のように質に対する需要は明らかにされない。そこで、消費者の選好を把握するためにさまざまな方法が考えられてきた（Freeman, 1979; Schulze, 1981; 萩原、1990）。これらは大きく分けると（Hufschmidt et al., 1983; 萩原、1984）1）環境財と関係のある市場（代理市場）データを用いるものと、2）消費者への直接質問によって評価を行なうものがある。前者には、a. 生産費用や機会費用を利用する市場価値あるいは生産費用アプローチとよばれるもの、b. 環境利用に伴う交通費、

回避費用などを利用するもので旅行費用アプローチ、回避費用アプローチなど（Braden et al., 1991では家計生産関数アプローチと呼ばれている）、さらにc. 土地の価値などを利用するヘドニック・アプローチなどがある。

水道用水及び飲料水としての水質評価は、日本の例として（萩原他、1984; 萩原他、1983; Hagihara et al., 1990）、上述の生産費用節約や回避費用アプローチによって行なわれている。

水泳、釣りなどのレクリエーションの際の水質の評価は米国で数多く行なわれている。米国ではレクリエーション地の水質改善の便益は全水利用の半分を占めているといわれている（Freeman, 1985）。

日本の例としては、たとえば、土地資産価値によって、河川環境改善効果を計測したもの（平松、1989）、ヘドニック法による海水浴場の水質改善の価値を評価したもの（池田、1989）や、旅行費用アプローチによる海辺レクリエーション活動における消費者余剰の計測の例（華山、1985）、などがある。

ヘドニック・アプローチは環境の価値が住宅価格や土地価格に資本化されているという根拠に基づいて土地市場や住宅市場のデータを用いて環境の価値を評価する方法である（金本、1989）。確かに、都市内および近郊でのレクリエーション地の環境の質改善による便益は住宅価格等に反映するであろう。しかし、これは資産所有者の便益のみを反映している。レクリエーション地の場合には非居住者の利用を考慮する必要がある。また、ヘドニック・アプローチの適用として実証研究の多い大気汚染は住居がどこでもその質は測定可能であり、住居の場所が違えば、その質も変化する。しかしながら、他のレクリエーション地の質、たとえば水質の場合には非利用価値は別としてレクリエーション地への距離が極端に言えばゼロの所でしか分からない。資産価値データでは、レクリエーション地へのアクセスとCBDへのアクセスが相殺される可能性がある。

以上のように、ヘドニック・アプローチは住宅の評価には適切な手法であるが、レクリエーション

ン地の評価にはあまり適切ではないと考えられている (Braden et al., 1991など)。したがって、以下では、主として住宅以外の都市環境の評価に焦点を当て、その評価手法を検討することとする。

消費者の選好を決定する方法を考えるために、まず、環境の質 (例として、水質) の評価の基礎概念を示すこととする (萩原、1990; 萩原、1983; Hagihara et al., 1990; Maler, 1974)。

水質が人々の選好すなわち効用関数に現われる場合、水質の人々の厚生への影響は直接的である。簡単化のため一人の消費者だけを考える。すると、効用関数は

$$U = U(x_1, \dots, x_j, Q) \quad (1)$$

と表される。ここで、 U は J 個の財を x_1, \dots, x_j 消費する人の効用水準であり、彼の効用は水質 Q によって影響される。

消費者は総所得 M を有し、 M は消費者の市場での選択とは独立であると仮定する。このとき、消費者は予算制約式

$$\sum_{j=1}^J p_j x_j = M \quad (2)$$

のもとで(1)式を最大化する。ただし、 p_j 財 j の価格である。

(2)式のもとで(1)式を最大化することによって間接効用関数 $V(P, Q, M)$ を得る。

$$V = V(P, Q, M) = V(p_1, \dots, p_j, Q, M) \quad (3)$$

(3)式を全微分すると

$$dV = \frac{\partial V}{\partial p_j} dp_j + \frac{\partial V}{\partial Q} dQ + \frac{\partial V}{\partial M} dM \quad (4)$$

となる。この式は所得と価格と水質が変化すると個人の効用がどう変化するかを表している。

簡単化のために所得と水質は変化しない (すなわち、 $dM=0, dQ=0$)、また価格変化の経路 L を仮定する。すると価格変化による厚生変化の貨幣測度を定義できる。すなわち、

$$\Delta V = \int_L dV = \int_{L, j=1}^J V_{p_j} dp_j \quad (5)$$

ロアの恒等式($x_j = -\frac{\partial V / \partial p_j}{\partial V / \partial M}$)を用いると、

(5)式は財に対するマーシャルの需要 (すなわち、 x_j) を用いて

$$\Delta V = \int_{L, j=1}^J \sum x_j \frac{\partial V}{\partial M} dp_j \quad (6)$$

と表せる (Varian, 1984)。所得の限界効用 $\frac{\partial V}{\partial M}$ はマーシャルの需要関数上で変化する。もし所得の限界効用は価格変化の際に一定であると仮定すれば、効用変化の貨幣測度として以下の式を用いることができる。

$$\frac{\Delta V}{\partial V / \partial M} = - \int_{L, j=1}^J \sum x_j dp_j \quad (7)$$

効用最大化問題の双対問題は

$$\begin{aligned} \min \sum_{j=1}^J p_j x_j \\ \text{subject to } U = U^0 \end{aligned} \quad (8)$$

となる。ここで U^0 はある決められた効用水準である。 $x_j^0 (j=1, \dots, x_j^0)$ を効用最大化問題の解とすると、 $U^0 = (x_1^0, \dots, x_j^0)$ である。

この問題の解より支出関数が導かれる。すなわち、

$$E(P, Q, U^0) = M \quad (9)$$

支出関数は、 $E(P, Q, U^0)$ 価格ベクトルが P 、水質が Q であるとき、効用水準 U^0 に到達するのに必要な最小の所得を与える。

支出関数を任意の価格で微分するとヒックスの補償需要関数が得られる。すなわち、

$$x_j^* = \partial E / \partial p_j = E_{p_j} (P, Q, U^0) \quad (10)$$

水質の価格は支出関数を水質に関して偏微分した

ものと解釈することができる(Maler, 1974)。すなわち、

$$P_Q = -\partial E / \partial p_i = E_{p_i}(P, Q, U^0) \quad (11)$$

P_Q は効用一定のときの Q に対する限界支払意思額の補償需要価格である。なお、 p の上昇に対応した Q の動きを Q の減少とみなしている。さらに、(11)式は

$$\frac{\partial E}{\partial Q} = -P_Q = - \left[\frac{\partial U}{\partial Q} / \frac{\partial U}{\partial x_i} \right] \quad (12)$$

となる。すなわち、 M の Q に関する偏微分は Q と任意の消費活動との間の限界代替率に等しい。

さて、次に補償変分 (compensating variation) と等価変分 (equivalent variation) を導くこととする。最初の状態として、効用水準が間接効用関数 $U^0 = V(P^0, M^0, Q^0)$ で与えられ、支出関数は $E(P^0, Q^0, U^0) = M^0$ を満たすと想定する。価格と所得が (P^0, M^0) から (P^1, M^1) へ変化するとき、補償変分は

$$\begin{aligned} CV &= M^1 - E(P^1, Q^0, U^0) = M^1 - M^0 \\ &+ E(P^0, Q^0, U^0) - E(P^1, Q^0, U^0) \\ &= \Delta M - \int_{L_{j=1}}^j E_{p_j}(P, Q, U^0) dp_j \end{aligned} \quad (13)$$

で与えられ、等価変分は

$$\begin{aligned} EV &= E(P^0, Q^0, U^1) - M^0 = M^1 - M^0 \\ &+ E(P^0, Q^0, U^1) - E(P^1, Q^0, U^1) \\ &= \Delta M - \int_{L_{j=1}}^j \sum E_{p_j}(P, Q, U^1) dp_j \end{aligned} \quad (14)$$

となる。

2つの状態の間で価格のみが変化する場合、 CV は

$$\begin{aligned} CV &= E(P^0, Q^0, U^1) - E(P^1, Q^0, U^0) \\ &= - \int_{L_{j=1}}^j \sum E_{p_j}(P, Q, U^0) dp_j \end{aligned} \quad (15)$$

となる。

同様に EV は

$$\begin{aligned} EV &= E(P^0, Q^0, U^1) - E(P^1, Q^0, U^1) \\ &= - \int_{L_{j=1}}^j \sum E_{p_j}(P, Q, U^1) dp_j \end{aligned} \quad (16)$$

となる。

価格低下のとき CV, EV は以下のように解釈できる。 CV は変化の後に消費者を変化の前に得ていた効用水準にひき戻すために、彼から取り去るべき貨幣額のことである。 EV は、それだけの貨幣額を経済的变化の前に消費者に与えておけば、そのもとで消費者が得る「効用」水準が、経済的变化後に消費者の実際に得る「効用」水準にちょうど等しくなるような貨幣額のことである。

Q の変化の場合も同様にして、 CV は

$$\begin{aligned} CV &= - \int_{Q^0}^{Q^1} \frac{\partial E(P, Q, U^0)}{\partial Q} dQ \\ &= \int_{Q^0}^{Q^1} E_Q(P, Q, U^0) dQ \end{aligned} \quad (17)$$

と表される。

$$\begin{aligned} EV &= - \int_{Q^0}^{Q^1} \frac{\partial E(P, Q, U^1)}{\partial Q} dQ \\ &= - \int_{Q^0}^{Q^1} E_Q(P, Q, U^1) dQ \end{aligned} \quad (18)$$

となる。

さて、補償変分 CV と等価変分 EV は、消費者の厚生変化の貨幣測度として明確な理論的基礎をもっている。しかしながら、これらの測度を実際に計測するためには、ヒックスの需要曲線の形状を知らなくてはならない。マーシャルの需要曲線は消費者の実際の市場行動—ある価格のもとで実際にどれだけの量の財を購入したか—を観察することによって現実に計測できるのに対して、ヒックスの需要曲線は、そのような市場における観察可能性をもっていない。ヒックスの需要曲線は理論的には明瞭な意味をもってはいるがその経験的測定は困難である。一方、消費者余剰は理論的根拠は乏しいが、 CV あるいは EV の「近似」として使えることが示されている。

4. 2 環境の質に対する需要

公共財や環境財の市場は存在しないのであるから、需要や便益に関する情報は直接的あるいは間接的方法で得ることになる。以下では、都市用水利用の際の水質の評価を検討することとする。

単純化のためにひとりの消費者を考える。彼の効用関数は

$$U = U(x_1, \dots, x_n, Q) \quad (19)$$

で与えられる。ここで、 U は水を x_1, \dots, x_n 個の財を x_2, \dots, x_n 消費することから得られる効用水準であり、また、彼の効用は家庭用水の質、 Q によって影響を受ける。 Q は消費者個人の感じる水質である(Smith et al., 1986)。

水質の価格は支出関数を水質に関して偏微分したものと解釈できる。すなわち、

$$p_Q = - \frac{\partial E}{\partial Q} = -E_Q(p, Q, U^0) \quad (20)$$

と表せる。ただし、 E は効用最大化の双対問題の解である支出関数であり、 p_Q は効用が U^0 に固定されているとき Q に対する限界支払意思の補償需要価格である。式(20)は

$$p_Q = - \frac{\partial E}{\partial Q} = -E_Q(p, Q, U^0) \quad (21)$$

となる(Maler, 1974)。 Q に関する E の偏微分は Q と消費活動 x_i の限界代替率の価値に等しい。

消費者の効用関数を弱分離可能な形で、たとえば、次のように表そう。

$$U = U\{x_1, x_3, \dots, x_n [(1-c)x_2]^{1-1/\sigma} + cQ^{1-1/\sigma}\}^{\sigma} \quad (22)$$

効用関数が弱分離可能であることは効用関数内の部分集合内の任意の対の限界代替率が他の部分集合内の財の量と独立であるということの意味している。分離可能性の仮定が与えられると、 x_2 と Q の限界代替率は x_1, x_3, \dots, x_n の量とは独立となる。し

たがって、式(21)は

$$p_Q = p_2 \frac{c}{1-c} \left[\frac{Q}{x_2} \right]^{-1/\sigma} \quad (23)$$

となる(Maler, 1974)。ただし、 p_2 は回避行動の価格である。

代替の弾力性 σ と定数 c がわかれば、 Q に対する需要価格は(23)式から計算できる。

x_2 と Q が消費に関して完全代替であれば、この2つの財の間の代替の弾力性は無限となり、(23)式は

$$p_Q = p_2 \frac{c}{1-c} \quad (24)$$

となる。完全代替性が仮定されれば、 c は既知あるいは観察可能な消費データから計算される(Freeman, 1979)。

4. 3 旅行費用アプローチ

まず、レクリエーション施設は何ら入園料を課さず、望ましい環境財であるとする。利用者はさまざまな場所からこの施設へ来るが、ここに来るため(及び、帰るため)の費用があるゆえにこの財に対する需要は無限ではない。これが旅行費用アプローチの出発点である。湖や河川の水質の改善は人々がそこでレクリエーション活動をしなければ何の価値もない。もしそうであれば、水質 Q とそこへの訪問回数で測られるレクリエーション活動は弱い補完関係にある。この場合、変数として Q を含んだその場所への訪問の需要関数が推定されれば、 Q がよくなることによる便益は、 Q の改善前と後の需要曲線の間の面積から計算される。

弱補完性は次のように定義される(Maler, 1974)。私的財に対する需要量 x_1 がゼロの場合、 Q の限界効用あるいは限界需要価格はゼロである。例えば、人々がレクリエーションのために湖を使わなければ、湖の水質の限界価値はこれらの人々にとってはゼロと考えられる。ある場所に住んでいなければ、人々にとってこの場所の大気の水質の限界価値はゼロである。数学的には弱補完性

は二つの条件を含んでいる。すなわち、

(a) $x_1(p_1, P, Q, M)=0$ となるような x_1 の価格 p_1 が存在する。

(b) $M=M(p_1, M, Q, M^0)$ という支出関数に関して $\partial M/\partial Q=0$ となるような価格 p_1 が存在する。

ただし、 $x_1(p_1, P, Q, M)$ は x_1 に対する需要関数、 p_1 は x_1 の価格、 P は他財の価格、 Q は湖の水質、 M は貨幣所得、 U^0 は効用最大化問題の解として得られる効用水準である。

弱補完性を直接適用するには需要方程式体系を完全に推定することが必要であるが、これは実際にはかなり困難である。しかし、弱補完性条件によって、 x_1 に対する需要を知るだけで、効用関数や支出関数を解かずに Q に対する需要価格を推定することができる (Hufschmidt et al., 1983; Freeman, 1985)。

レクリエーション需要に関する最近の研究は代替的なレクリエーション機会のモデル化に焦点を当てている。環境財に対する需要を考えるとときに代替性や質を考慮するモデルはレクリエーション地選択モデル (Multiple site allocation model) と呼ばれている (Braden et al., 1991; Mendelsohn, 1987)。このモデルは大きく2つに分けられる。すなわち、一般化旅行費用モデル (Generalized travel cost approach) (Bockstael et al. in Braden et al., 1991 では Continuous demand model と呼んでいる) と離散的選択モデルである。

初期のレクリエーション地選択モデルの多くはいくつかの代替的な場所を人々がどのように選んでゆくかを説明できるように開発された。また、あるレクリエーション地の創設や廃止を評価するためにも用いられた。これらのモデルには場所の特性を説明変数として含んでいるものもあるが、常にその特性の評価をするようにはなっていない。水質の変化のような特性を評価するためには、これらの特性の関数として需要を推定することが必要である。このためには、異なる水質に対応する需要量を捉えることが要求される。したがって、水質以外ではほぼ同じ特性を有するレクリエーション地を選択することを必要とする。

(1) 一般化旅行費用モデル

一般化旅行費用モデルは単純な旅行費用モデルを場所の特性を含んだモデルに拡張したものである。モデルは個々の場所に対する単純な旅行費用モデルによる (個々の場所を訪れるという形での) 需要関数における差をこれらの場所の特性によって説明しようとするものである。例えば、A という場所に対する単純旅行費用モデルによる需要関数が B という場所に対する需要関数より垂直的に上にあれば、場所 A は場所 B より質的に優れているとみるのである。

旅行費用モデルを水質評価の推定に用いる場合、水質はその場所の他の特性と結合して供給されると仮定される。もし、他の変数が一定に固定されるならば、そして、場所が共通のものさしではかれるものであるならば、水質変化の前と後の需要関数の差は様々な水質の場所の中から消費者がどのように選択するかを観察することで測定することができる。一般化旅行費用モデルは水質変化の便益を導くために異なった地点にいる消費者の旅行費用と水質水準に対する反応を利用してこのモデルでの重要な仮定は特性間での代替価格がどの場所でも同じであるということである。ある一定の状況のもとでは旅行費用の変化はレクリエーション地の特性の評価の変化を正しくはかることになるであろう。しかし、このことは二つの場所が消費者にとって、完全代替財であることを仮定している。二つの場所が水質以外の質の面で異なっていれば、旅行費用の差と場所の特性 (水質の評価) の差の間に何らかの関係を見つけることはできない。

(2) 離散的選択モデル

レクリエーション地の選択の場合には、消費者は連続的な選択集合から選択するというよりは離散的な選択集合から選択するという状況がより適切なきがある。例えば、個人は同時に2ヶ所の異なる場所へは行けない。場所の質の変化によって個人はある場所から他の場所へと行く場所を変えることがある。離散的モデルは効用理論に基づいているとして経済学者の立場から支持されている

(Smith et al., 1986)。

消費者の効用最大化のための選択は以下の間接効用関数によって表される。

$$V_{ij}(b_j, y_i, p_{ij}; \varepsilon_j) \quad (25)$$

ただし V_{ij} は消費者 i が場所 j を選択したときの間接効用関数である。 b_j は場所 j の特性であり、 y_i は所得、 p_{ij} は i の j への旅行費用、 ε_j はランダム変数である。消費者 i が場所 j を選択する確率は次のように表される (Bockstael, 1987)。

$$\begin{aligned} \pi_{ij} = & p_j \{ V_{ij}(b_j, y_i, p_{ij}; \varepsilon_j) \\ & \geq V_{ik}(b_k, y_i, p_{ik}; \varepsilon_k) \} \\ & \text{for all } k \quad (26) \end{aligned}$$

任意の2つの場所の質の差が大きくなるとより良い場所の方へ行く確率が高くなる。ランダム変数の分散が大きくなればなるほどより高い質の場所へ行く確率が小さくなる。このモデルのランダム要素は人々の行動における重要な側面、つまり、人々のさまざまな場所の間での代替的な選択がランダムであるという側面を表している。

共通の仮定は間接効用関数においてランダム変数 $\varepsilon_1, \dots, \varepsilon_N$ が独立であり、第1種極値分布に従い、かつ加法的であるということである。かくして、離散的選択のロジットモデルが与えられる。ここでは、 N は場所の数を表している。

$$\pi_{ij} = \frac{e^{\beta_j}}{\sum_{k=1}^N e^{\beta_k}} \quad j=1, \dots, N \quad (27)$$

レクリエーション分析においてこの離散的選択モデルの有効性を制限する3つの問題がある。すなわち、(1)このモデルでは旅行総数や予算が外から与えられる。(2)効用関数の形が制限されている。(3)場所の間での代替や旅行や場所の特性の間での代替が限られている。

第1の問題に関してはいくつかの旅行数決定モデルが提案されている (Feenberg et al., 1980; Kling, 1988)。第2の問題は、効用関数の形によって選択

の仕方に制約が加わる可能性があるということである。この問題に関しては需要推定に利用可能なフレキシブルな関数の形が現在研究されているところである (Feenberg, 1980; Sellar, 1986)。第3の問題は最も厳しいものである。ロジットモデルは無関係な代替案からの独立性という仮定に基づいている。この仮定からは次のような奇妙な状況が生じてくる。第1に、各特性、たとえば、ある場所の池と他の場所の池 (たとえば、 b_k) の交差弾力性は全ての場所で同一であり、場所 j の特性、たとえば、この場所が海に面しているのか、山の中にあるのか、に依存しない。第2に、任意の2つの場所の順位は他の代替地によって影響されない。たとえば、Aというきれいな川での釣りか、Bという湖での釣りという選択の際に、Cという静かな湖という新しい場所が加わっても、先のA、B2つの場所へ行く確率は変わらないというものである。

無関係な代替案からの独立性という問題から逃れるために、多項プロビットモデルが提案されている。ただし、このモデルは、計算の複雑さから、代替地の数を5つ以内におさえることが必要である。また、ロジットモデルを決定樹の形での推定に使うことも提案されている。この方法では、2つのうちどちらかという選択を求める順序によって、結果が異なってくる。また、人々がどのような順序で決定を行なっているのか、などの研究がまだ、必要である (Mendelsohn, 1987)。なお、ランダム変数の分布の仮定によって、対数正規分布のときはロジットモデル、正規分布のときには、プロビットモデルが用いられている。また、交通モード選択の例とは異なり、レクリエーション地での訪問者数データでは、出発地の分からないものもある。このような場合には、トービットモデルの例が見られる (Kling, 1988)。

4. 4 価値意識法

価値意識法あるいは仮想市場アプローチ (Contingent valuation approach) は「人工的に作られた市場で提示される条件付き状況に対する個人の反応に頼るアプローチ」である。このアプローチは非市場財、即ち、実際の市場で取引されない財

やサービスの貨幣評価を個人に質問する。環境財に関しては例えば、環境の質のある特定の改善に対して個人がどれだけ支払うかが表明されるような仮想的市場を作る。例えば、ある特定の場所での水泳や釣りができるようになるような水質改善の提案に対する評価を個人に尋ねる。

例えば、以下のような質問をする。

(1) 水質が Q^0 から Q^1 へとよくなると想定する。この水質改善に対してどれだけ支払う意思があるか。――CV

(2) 政府は水質をよくすることを止めたと想定する。このとき、水質の改善後と同じくらいよりよくなるためには最低限どれだけの補償が必要か。――EV

このような質問形式による評価アプローチに関して、従来から次のようなバイアスが存在する可能性が指摘されている (Smith et al., 1986; Hufschmidt et al., 1983)。

- a.フリーライダー問題に代表されるような戦略的バイアス (strategic bias)
- b.情報バイアス (information bias)
- c.質問形式や支払 (補償) 手段等による制度バイアス (instrument bias)
- d.仮定バイアス (hypothetical bias)

したがって、質問形式による評価を実際に行なう場合に、仮想市場での消費者の反応は現実市場での反応と同じである、消費者は戦略的に行動しない、質問形式や質問者に消費者は影響されない、というような仮定を設けたりする (Smith et al., 1986)。

評価のための質問方法については様々なやり方が試みられている。これには金額を指定せずに質問に答える人に自由に金額を答えさせる形 (open-ended) と一定の金額を示してこれに対して「はい」あるいは「いいえ」とだけ答えさせる形 (closed ended or referendum) がある。また、いくつかの状況に順番を付けさせる形がある。方法としては中でも次のものが比較的良好に使われている。

(1) 直接質問、(2) 値付けゲーム、(3) 予算制約のもとでの支払カードによる値付けゲーム、(4) 選択例、例えば、支払の提案と水質のある特定水

準あるいは変化を示して順位を付けさせる。

この手法は、様々な問題点が指摘されながらも、利用価値、非利用価値の両者を測定できるなどの点で、旅行費用アプローチやヘドニック・アプローチなどより用いられることが多くなっている (Braden et al., 1991)。

4. 5 オプション価値

環境の価値は、大きく利用価値と非利用価値に分けられる。例えば、ある人は実際にはその場所に行かなくても、他の人が利用できるような場所が存在し、また、将来世代が利用できるということを知ること、満足するであろう。ある人は彼がいずれその場所に行きたいと思った時にいつでもその場所を利用できるようにしておくために、いくらかの支払をしてもよいと考えるであろう。Krutilla(1967)は非利用価値として、オプション価値、存在価値 (環境資源が存在するという事象に対する支払意思額)、遺贈価値 (将来世代に自然資源を賦与することから得られる満足に対する支払意思額) を挙げた。この中で、オプション価値について現在は、利用価値に含まれるとされている (Braden et al., 1991; Turner et al., 1993など)。

先に述べたように人々は今は訪問しなくてもそのレクリエーション地にオプション価値需要をもつかもれない。あるいは人々は「保全需要」の形でこのレクリエーション地に対しても支払意思があるかもしれない。これらの利用者便益が存在することによって弱補完性アプローチは真の便益を過小評価していることになる。

この利用者便益をレクリエーションに関する消費者余剰に付け加えるべきだと最初に主張したのはWeisbrod(1964)である。つまり、レクリエーション地に行きたいとは思ってはいるがそれが不確かな場合、将来のアクセスを保証するオプションをもつことから個々の消費者に便益 (すなわち、オプション価値) があるということである。

個人の選好は2つの状態だけで表せると仮定する。すなわち、状態1: 資源のサービスを需要する。状態2: 資源のサービスを需要しない。需要関数を $U(\cdot)$ で表す。各状態の効用関数は所得 y と資源の

サービスへのアクセスを示す変数 d と \bar{d} 、すなわち、 d はサービスが利用可能であり、 \bar{d} はサービスが利用できない、で表される。

i 番目の状態の消費者余剰 (SC_i) とオプション価格 (OP) は次のように定義される。

$$U_i(y_i, SC_i, d) = U_i(y_i, \bar{d}), \quad i=1, 2 \quad (28)$$

$$\sum_{i=1}^2 \pi_i U_i(y_i, OP, d) = \sum_{i=1}^2 \pi_i U_i(y_i, \bar{d}) \quad (29)$$

ただし、 $U_i(y_i, d)$ は所得が y_i で資源へのアクセスを有している状態 i の個人の効用である。 π_i は状態 i の確率である($\pi_2 = 1 - \pi_1$)。

(28)式を(29)式に代入して整理すると以下のようになる。

$$\sum_{i=1}^2 \pi_i U_i(y_i, OP, d) = \sum_{i=1}^2 \pi_i U_i(y_i, SC_i, d) \quad (30)$$

オプション価値 (OV) はオプション価値 (OP) と消費者余剰の期待値 (CS) の差として定義される。すなわち、

$$OV = OP - \left(\sum_{i=1}^2 \pi_i SC_i \right) \quad (31)$$

この定義に関して、オプション価値の符号が多くの研究者によって議論された(萩原、1987、北島他、1983)。しかしながら、オプション価格と消費者余剰の期待値の比較は不確実性下での厚生分析において2つの異なる視点を混ぜてしまっている。すなわち、オプション価格は事前の概念である。これは資源へのアクセスや資源の特性や不確実の程度の変化に関する貨幣評価である。個人は状態とは独立の一定の支払をすることが仮定されている。これは物事が分かる前になされる計画的支払である。これに対して消費者余剰概念は事後の測定であり、物事が起こった後で効用は一定に保たれている。したがって、オプション価値の符号や大きさに注意を払う必要はない(Smith et al., 1986)。

多くの場合、オプション価格は需要の不確実性の視点から定義されている。しかし、供給の不確

実性の方が重要な視点であるとの指摘もある。また、この供給の不確実性は事前の支払によって解決される側面を有している。

参考文献

- Bockstael, N.E., W.M.Hanemann and C.L.Kling (1987) "Estimating the value of water quality improvements in a recreational demand framework", *Water Resources Research*, 23(5), 951-960.
- Braden, J.B. and G.D.Kolstad(ed.)(1991) *Measuring the Demand for Environmental Quality*, North-Holland
- Feenberg, D. and E.S.Mills (1980) *Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement*, Academic Press
- Freeman III, A.M. (1979) *The Benefits of Environmental Improvement*, Johns Hopkins University Press, 272pp.
- 萩原清子・中杉修身 (1983)「水質改善による便益—都市用水の場合—」、『地域学研究』第14巻、17-30.
- 萩原清子・中杉修身・北島佳房・内藤正明 (1984)「富栄養化が都市用水に及ぼす経済的影響」、『国立公害研究所研究報告 第55号、95-113.
- 萩原清子 (1987)「環境評価と距離」、『高速道路と自動車』30(1)、33-40.
- 萩原清子 (1990)「水資源と環境」『勁草書房 147pp.
- Hagihara, K. and Y.Hagihara (1990) "Measuring the benefits of water quality improvement in municipal water use: the case of Lake Biwa", *Environment and Planning C: Government and Policy* Vol.8, 195-201.
- 萩原清子・萩原良巳 (1993)「水質の経済的評価」、『環境科学会誌』6 (30)、201-213.
- 華山謙・渡辺貴介・増山和弘 (1985)「東京湾環境の総合管理—費用便益分析の試み—」、『公害研究』Vol. 14、No. 4、14-33.
- 平松登志樹・肥田野登 (1989)「河川環境改善効果の計測手法の比較分析」、『土木計画学研究・論文集』No. 7、107-114.
- Hufschmidt, M.M., D.E.James, A.D.Meister and J.A.Dixon (1983) *Environment, Natural Systems, and Development, An Economic Valuation Guide*, Johns Hopkins University Press
- 池田三郎 (1989)「水質の経済的価値」、『水質汚濁研究』Vol.12、No.8、470-474.

- Just, R.E., D.L. Hueth and A. Schmitz (1982) *Applied Welfare Economics*, Prentice-Hall
- 金本良嗣・中村良平・矢沢則彦(1989)「ヘドニック・アプローチによる環境の価値の測定」、『環境科学会誌』 2 (4)、251-266.
- 環境庁編(1992)『首都圏・その保全と創造に向けて』環境庁
- 環境庁(1994a)『環境白書 平成6年版 総説』
- 環境庁(1994b)『環境保全型の経済発展の在り方-持続可能な発展を目指して-』環境庁
- 北島佳房・西岡秀三(1983)「自然保護の需要行動に関する経済分析-しれとこ国立公園内100平方メートル運動を例として」、『地域学研究』 第14巻、79-100.
- Kling, C.L. (1988) "Comparing welfare estimates of environmental quality from recreation demand models", *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 331-340.
- Krutilla, J. (1967) "Conservation reconsidered", *American Economic Reviews*, 57, 777-786.
- Maler, K.G.(1974) *Environmental Economics: A Theoretical Inquiry*, Johns Hopkins University Press, 267pp.
- Mendelsohn, R. (1987) "Modeling the demand for outdoor recreation", *Water Resources Research*, 23pp.
- 内藤正明(1992)『地球時代の新しい環境観と社会像』(株)エッソ石油
- OECD(1993), *Taxation and the Environment, Complementary Policies*, OECD (石弘光他訳)(1994)『環境と税制』有斐閣
- OECD編(1994)『OECDレポート日本の環境政策 成長と課題』中央法規
- 佐藤司(1994)『環境基本法をめぐる諸問題』、『地球環境への提言：問題の解決に向けて』山海堂
- Schulze, W.D., R.C.d'Arge, and D.S.Brookshire(1981) "Valuing environmental commodities:some recent experiments", *Land Economics*, Vol. 57, No. 2, 151-172.
- Smith, V. K. and W. H. Desvousges (1986) *Measuring Water Quality Benefits*, Kluwer-Nijhoff Publishing
- Turner, R.K., D.Pearce and I. Bateman (1993) *Environmental Economics*, The Johns Hopkins University Press
- Varian, H. R.(1984) *Microeconomic Analysis*, Norton.

Key Words (キー・ワード)

Creativity of Environment (環境の創造), Environmental Policies in Japan (環境政策), Taxes and Charges System(税・課徴金制度), Travel Cost Method(旅行費用アプローチ), Contingent Valuation Approach {価値意識法(仮想的市場アプローチ)}

The Creativity of Urban Environment and Economic Policy Instruments

Kiyoko Hagihara*

*Center for Urban Studies, Tokyo Metropolitan University
Comprehensive Urban Studies, No.55, 1995, pp.165-182

In both The Basic Law of Environment which was enforced in 1993 and OECD report of 1993, it is recommended to apply economic instruments to environmental problems. In this paper the change of environmental policies from 1960 to today was firstly shown. In the era of so-called "KOUGAI", main purpose of environmental policy was to prevent environmental pollution. After the serious environmental pollution was partly solved, people's concern was focused on amenities. So several local government settled up a plan of environmental management. But this plan has not involved a concrete policy to create amenities.

Then economic policy instruments e.g., taxes and charges, trading permission system, governmental grants, deposit-refund system were considered from the view point of application to creativity of environment. Although taxes and charges are one of the desired policy and many countries is and will introduce this system, it remains some problems, especially, a problem of setting the optimal level of taxes or charges.

Finally, several methods of valuing environment were examined. Since there is no market of environment, household production approach and direct questionnaire approach, for example, are recommended in many researchs. While some problems remain in household production approach, it is impossible to capture non-use value such as existence value and bequest value, and more option value as use-value. In order to capture those values, contingent valuation approach is a successful one. But assessment of this method will be set after a real Japanese case study.