

環境等の便益評価に関する研究

- ヘドニック法とCVMの適用可能性について -

1998年5月

建設省

建設政策研究センター

はじめに

1. 本研究の主旨

近年、公共事業の効果の客観的計測手法の確立が望まれるとともに、社会資本整備が生活環境の改善や自然環境の保全に積極的に係わっていることに鑑み、公共事業の費用便益分析に環境への効果・影響の評価を取り入れるための評価手法について、その信頼性や適用可能性等を研究する。

2. 研究会の構成

本研究会は、以下に示す構成員で検討を行った。

東京大学	経済学部教授	金本 良嗣
東北大学	経済学部助教授	林山 泰久
建設省 建設政策研究センター	所長	平川 勇夫
	総括主任研究官	渡辺 直行
	主任研究官	伊藤 弘之
	研究官	金盛 峰和

(執筆協力 東京国際大学 商学部専任講師 矢澤 則彦)

3. 研究会の経緯

建設政策研究センターでは、平成7年度より、公共事業についての透明性、客観性の確保や投資効率の向上に資するため、費用便益分析における便益の評価手法について研究を進めてきた。平成9年10月には、各種便益の評価手法の基礎理論と社会資本整備の便益評価への適用性について報告書（PRC Note, 第14号, 「社会資本の便益評価等に関する研究」）をまとめている。本研究は、この報告書で課題として残された公共事業の環境への効果・影響の評価手法について、ヘドニック法とCVMの信頼性を中心に検討を行うものである。

なお、本研究の実施においては、東京大学経済学部金本良嗣教授、東北大学経済学部林山泰久助教授、名城大学都市環境情報学部大野栄治助教授、東京国際大学商学部矢澤則彦専任講師をはじめ、多くの方々から多大なるご協力を賜った。ここに謝意を表したい。また、本研究で取り扱ったCVMのケーススタディのアンケート調査は、五道仁実前主任研究官と和田秀昭前研究官が、九州地方建設局河川部の協力を得て実施したものである。

平成10年5月 建設政策研究センター

執筆分担表

本報告書は、以下に示す分担で執筆を行った。

第1章 総論	
1. 背景と目的	建設政策研究センター
2. 社会資本の便益とその評価の課題	伊藤弘之主任研究官 金盛峰和研究官
3. 計測手法の選択基準	東京大学 金本良嗣教授
第2章 ヘドニック法	
1. 基礎理論	東京大学 金本良嗣教授
2. 便益評価にあたっての有効性及び問題点	
3. ヘドニック法による便益推定値の信頼性に関するケーススタディ	東京大学 金本良嗣教授 東京国際大学 矢澤則彦専任講師
4. ヘドニック法の利用上の留意点	建設政策研究センター 伊藤弘之主任研究官 金盛峰和研究官
第3章 CVM(仮想市場評価法)	
1. 基礎理論	建設政策研究センター
2. CVMの妥当性信頼性に関する検討と適用可能性について	伊藤弘之主任研究官 金盛峰和研究官
3. CVMによる便益推定値の信頼性に関するケーススタディ	
4. CVMの利用上の留意点	
第4章 まとめ	建設政策研究センター 伊藤弘之主任研究官 金盛峰和研究官

本研究の概要

第1章 総論

近年、社会資本整備の便益評価にあたり、環境等の便益を評価する必要性が高まっている。本研究では、そのような便益の評価手法として、ヘドニック法とCVM（仮想市場評価法）をとり上げ、社会資本の便益評価手法としての適用性について検討した。

便益評価手法の選択基準としては、理論的な問題、統計的問題、マニピュレーションの可能性、第3者による検証の可能性、事後チェックの可能性等があげられる。理論的な問題、統計的な問題としては、手法の理論的な構造から発生するバイアスや、関数形や変数の選択等に関する統計上の問題について検討が必要である。マニピュレーションとは、調査者が自分の都合の良いように調査を操作してしまうことであり、その排除可能性について検証する必要がある。第3者による検証や事後チェックが可能であれば、マニピュレーションの対策や、システムティックなバイアスの発見等に有効であると考えられる。本研究では、以上の諸点をヘドニック法とCVMについてそれぞれ具体的に検討した。

なお、便益評価を現場で用いる際には、その手法を個別プロジェクト毎に適用して得られた計測値をそのまま便益の推定値とするいわばオーダーメイド型のアプローチと、その手法を数多くのプロジェクトに適用して得られた計測結果を比較検討して何らかの原単位を設定するアプローチがあるが、ヘドニック法やCVM法においては、上記諸般の問題はオーダーメイド型より原単位型の方が相対的に問題が軽減されるといったことも考えられる。

第2章 ヘドニック法

ヘドニック法は環境条件の違いがどのように地価の違いに反映されているかを観察し、それをもとに環境の価値の計測を行う手法である。理論的には、ヘドニック法が有効であるためには、生産者や家計の地域間の移動が自由で移動コストがかからない、土地市場が競争的である等の条件が成立している必要がある。これらの条件は現実には必ずしも成立していないと考えられるものの、近似的に成立しているものも多い。例えば、移動費用の問題については、市場地価を形成するのは現在そこに住ん

でいる人ではなくてそこに引っ越してくる人たちであることから、引っ越しの費用が高いこと自体は問題にならない。新しく引っ越してくる人々にとっての移動費用がどの地点でも同じであれば、環境条件の相違による地価の差が環境の価値を正しく反映するからである。一方、統計上の問題としては、地価関数の関数形を先験的に特定できないことや、その変数の多重共線性の問題がある。

本稿のヘドニック法による便益推定値の信頼性に関するケーススタディにおいては、関数形の選択については、一次式の間での相違は10%から30%程度であるが、二次式を用いると変動幅は大きく拡大し、100%を超えるものもあった。また、変数の選択による変動幅は関数形の選択によるものより大きい傾向があった。

このため、ヘドニック法の実際の利用に当たっては、いくつかの点に留意する必要がある。まず、調査設計における留意点としては、地価データをサンプリングする際に、評価対象プロジェクトと類似したプロジェクトが実施されてから十分に時間が経過している地点からサンプリングすることが望ましいこと、同質のメンバーによって構成されている地域からサンプリングすることが望ましいこと、不動産取引市場が競争的な地域からサンプリングすることが望ましいこと等があげられる。また、統計上の留意点としては、本研究におけるケーススタディでも地価関数の関数形やその変数の選択によって評価結果が大きく異なる場合があるとの結果が得られているが、これらの選択にあたってできるだけ幅広く試行錯誤を行い誠実に選択し、その選択の理由を明らかにすることが、調査の信頼性確保にプラスになること等があげられる。

第3章 CVM(仮想市場評価法)

CVMは、人々に評価対象財について説明した上で、その評価対象財と引き替えに最大いくらまで支払ってもよいか(WTP)、もしくはその対象財を放棄する場合に最低いくら補償を受けたいか(WTA)を回答してもらい、財の価値を評価する手法である。この手法は、他の手法によって評価することができないあらゆる財の評価が理論的に可能であるという利点を有している。しかし、「人は仮想状態において自分の経済選好を正しく理解することはできず、さまざまなバイアスが存在するため、CVMでは正しい評価ができない。」として批判する学者も多い。

本研究では、CVMの妥当性と信頼性に関する議論について多数の研究事例を調査した。以下はこれらの議論を整理したものである。

1. CVMとオークション等による実証的計測結果の比較

CVMの結果を検証するため、オークション等により値付した結果と比較する実験が、Seip and Strand (1992)をはじめ多数行われている。52 ページにはこれら調査結果を表 3-3 としてまとめてある。CVMと実証研究の結果は非常に近い値となる場合もあるが、CVMが過大な値を示すことも少なくないとの結論を得た。

2. CVMと他の便益評価手法による評価の比較研究

Carson et al.(1994)は、CVMとトラベルコスト法またはヘドニック法を比較した79の研究に含まれる、541例の比較検証についてレビューし、多くにおいて両者の結果は近接しているとの結論に至っている。

3. 質問方法を変えた場合の結果の比較

同じ対象財についても、質問方法を変えることによって異なった結果が生じるという研究報告がある。例えば、Open-ended(自由回答方式)とClose-ended(選択方式)の2つの方式で質問を行った場合、Close-ended方式の方が大きくなることがある。また、岩瀬・林山(1997)の研究では、評価対象事業費を回答者が負担するのか、税金から捻出するのかで、評価額に2倍以上の差が出るとの結果を得た。また、Sampeles and Hollyer(1990)の研究では、アザラシとクジラの保護に対する支払意思額を質問したところ、クジラの評価は質問の順序で変化しなかったのに対して、アザラシの評価は、クジラの評価の後で質問されたときには、低いという傾向が確認された。また、CVM調査でWTPで聞く場合とWTAで聞く場合とで、一般にWTAのほうが1桁以上大きくなることが知られている。

4. scope test(範囲試験)等によるCVM結果と経済理論との整合性についての研究

Shogren(1993)は、複数の評価対象財を設定し、それを個別に評価した場合と複数の財を組み合わせた場合の評価を比較するscope testを実施したところ、財の質や量が変化したにもかかわらず、WTPの間に有意な差はなかったとしている。このような事実は、CVMの評価結果が一般的な経済理論と整合性がないことを示しているとする見解もある。

5. 調査方法について

調査の実施方法に伴うバイアスについてもさまざまな議論がなされている。例えば、Schuman(1996)は、郵送調査の問題点について検討しており、Smith and Desvousges(1986)は面談調査によるインタビューアーバイアスについて例証している。

郵送調査には調査費用が少なく済む等のメリットがあるが、回答者の反応を捕らえて適切な説明を行うことができない等といったデメリットがある。面談調査にはその裏返しのメリットとデメリットなどがある。(87ページ表 3-29 参照)

6. 統計処理における信頼性

統計処理における信頼性についても、様々な統計的手法に対する WTP 評価の敏感さを試験することによって調べられている。Boyle(1990)、Bowker and Stoll(1988)と Desvousges et al.(1992)は異なる関数形について評価を行い、評価額に大きな差を見いだしている。本研究におけるケーススタディにおいてもこの問題について検討したところ、関数形やその変数の選択によって約 50%から 80%の変動が生じた。

以上の調査から、次のような結論を得た。

現時点における CVM の技術レベルとしては、調査の実施方法によっては、調査結果について信頼性や妥当性が確保されているとは言えない場合もある。従って、社会資本の便益評価手法として CVM を利用する場合は評価結果の取り扱いについて十分注意が必要であるとの結論を得た。また、調査の実施にあたっては、調査対象財を明確に定義し、シナリオをリアルにする等さまざまな点に留意する必要がある上に、調査結果の統計処理においてもヘドニック法におけると同様の点に留意する必要がある。

第4章 まとめ

便益の評価に当たっては、消費者余剰推定法が適用できたり、適切な代替財が存在する場合は、消費者余剰推定法や代替法を使用することとし、それらが適用できない場合において、ヘドニック法適用の条件が満たされているときには、ヘドニック法の適用が考えられる。特に、騒音、大気質、水質等共通性のあるものについては今後の研究の蓄積から原単位化を図れば、精度の向上につながると考えられる。

一方、自然環境への影響のなかには、CVM でしか評価できないものもあるが、現時点における CVM の技術レベルとしては、調査の実施方法によっては調査結果について妥当性や信頼性が確保されているとは言えない場合もあり、使用にあたっては十分に注意が必要である。今後の研究成果による精度の向上も期待されるため、今後とも継続的な研究が必要である。

目 次

第1章 総論	9
1. 背景と目的	10
2. 社会資本整備の便益とその評価の課題	12
3. 計測手法の選択基準	13
第2章 ヘドニック法	17
1. 基礎理論	18
2. 便益評価にあたっての有効性及び問題点	24
3. ヘドニック法による便益推定値の信頼性に関するケーススタディ	31
(関数形と変数の選択に関するセンシティブティ分析)	
4. ヘドニック法の利用上の留意点	39
第3章 CVM(仮想市場評価法)	42
1. 基礎理論	43
2. CVMの妥当性信頼性に関する検討と適用可能性について	44
3. CVMによる便益推定値の信頼性に関するケーススタディ	70
4. CVMの利用上の留意点	82
第4章 まとめ	89
参考1. ヘドニック法による便益推定値に関するケーススタディの付表	92
参考2. CVMによる便益推定値の信頼性に関するケーススタディの調査票	109
参考文献	122

第1章 総論

1. 背景と目的

2. 社会資本整備の便益とその評価の課題

建設政策研究センター

伊藤弘之主任研究官

金盛峰和研究官

3. 計測手法の選択基準

東京大学

金本良嗣教授

第1章 総論

1. 背景と目的

わが国では、これまで立ち後れていた社会資本整備を着実に進めてきており、現在までに一定水準の社会資本が形成されたところである。しかし、欧米先進国等と比べると未だ低い水準にあり、豊かな国土の形成のため、今後も着実な社会資本整備に対する国民の期待は高い。その一方で、国民のコスト意識の高まり、ニーズの多様化、財政状況の悪化、環境保全意識の高まり等から、公共事業の効率性が低い、事業実施の決定過程が不明確等の批判が生じており、公共事業について透明性、客観性の確保や投資効果の向上を図るべく、費用便益分析に関する研究等が近年盛んに行われているところである。

建設政策研究センターでは、昨年の研究（PRC Note，第14号，「社会資本整備の便益評価等に関する研究」，1997年）で、消費者余剰推定法、代替法、ヘドニック法、CVMといった既存の代表的な便益評価手法について、理論的背景を踏まえた上で、適用上の長所、短所等を洗い出しており、交通便益等市場で取り扱われる便益については消費余剰推定法を適用することによって、また、洪水防御便益に対する洪水被害軽減期待額のように適切な代替材が存在する場合には代替法を適用することによって、比較的精度の高い便益評価ができるものの、これら手法の適用が困難な外部経済効果については、ヘドニック法やCVMの使用が考えられるものの、消費者余剰推定法等に比べ精度が劣ること等を明らかにしたところである。

その一方で、近年においては、「環境政策大綱」¹に示すとおり社会資本整備は生活環境の改善や自然環境の保全等と積極的に係わっており、これら環境への効果・影響が、所要の精度で評価可能ならば、社会資本整備による環境改善効果や環境と社会資本本来のトレード・オフ関係について定量的な評価が可能となり、事業実施の適否等に関する議論がより分かりやすく、より客観性の高いものになるであろう。

しかし、その反面、これら環境財の評価精度が、事業効果の精度に比べて甚だ劣る

¹ 21世紀初頭を視野において、建設省の環境政策の基本的な考え方を明らかにするとともに、豊かさを実感できるような環境の創造を目指して中長期的に展開すべき政策課題と施策の展開の方向等を総合的にとりまとめたもので、平成6年1月に策定された。

場合は、トレード・オフ関係の評価を誤ることにより、政策判断をミスリーディングする恐れがあり、環境財がどの程度の精度で貨幣換算できるか見極めておく必要がある。

このため、本研究においては、前回の研究で課題として残された環境財の評価に着目し、これらの評価が可能とされるヘドニック法及びCVMについて、さらに掘り下げてその理論構造、実際のケースへの適用に当たっての問題点を調査するとともに、現時点におけるこれら手法の社会資本整備への適用の仕方について検討する。

2 . 社会資本整備の便益とその評価の課題

建設省が整備する社会資本は生活道路や下水道、都市公園等といった身近な施設から、高速道路、ダム等国民の生活を根幹から支える施設まで、多岐に及んでおり、それらの施設が提供する便益もさまざまである。図 1-1 に、道路事業、下水事業、都市公園事業、河川事業の便益の例を示した。さまざまな便益の中でも、近年、自然環境等に対する国民の関心が高まっている。

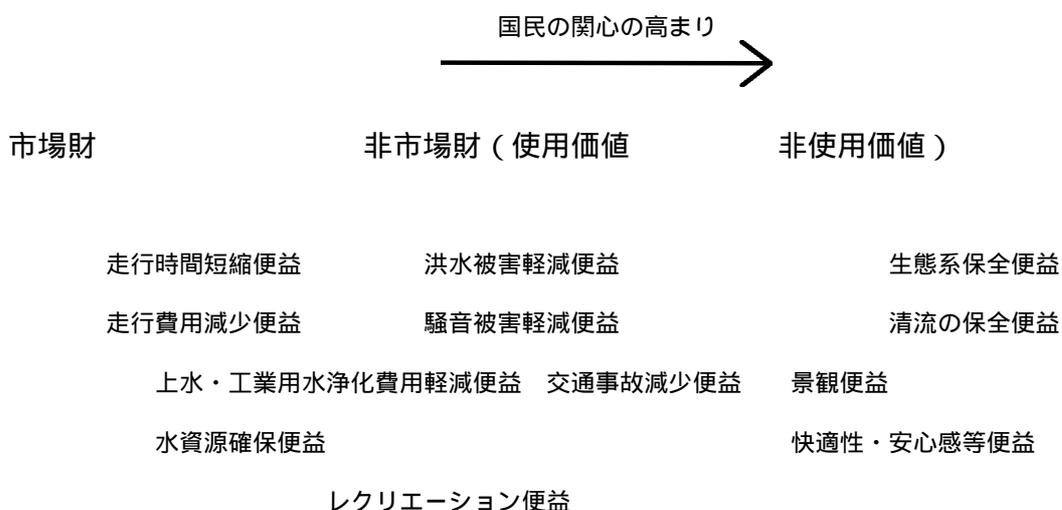


図 1-1 さまざまな便益と国民の関心の高まりの関係のイメージ

近年においては、社会資本整備は生活環境の改善や自然環境の保全等と積極的に係わっており、これら環境への効果・影響の評価手法について検討を加える必要がある。

3 . 計測手法の選択基準

費用便益分析における便益評価手法には様々なものが存在する。よく使われるものでも、代替法、消費者余剰法、ヘドニック法、トラベル・コスト法、CVM法等がある。また、推定値の信頼性が低いので実務ではあまり用いられないが、原理的には地域計量モデルやCGE（Computable General Equilibrium）モデル²のようなものを用いることも可能である。したがって、便益を計測するのにどの手法を用いるべきかが大きな問題になる。以下では、便益計測手法の選択に当たって留意すべき点を整理する。

（1）計測手法の利用方法に関する2つのタイプ：個別プロジェクト毎の計測と数多くの計測結果からの原単位の設定

便益計測手法を現場で用いる際には、以下の2つのアプローチを区別する必要がある。

その手法を個別プロジェクト毎に適用して、それで得られた計測値をそのまま便益の推定値とするいわばオーダーメイド型のアプローチ

その手法を数多くのプロジェクトに適用し、得られた計測結果を比較検討して、その検討結果から何らかの原単位を設定する。個別プロジェクトの便益の計算には、（個々のプロジェクトに関する計測結果ではなく）原単位を用いるというアプローチ。便益計測手法の選択に当たっては、どちらのタイプの用い方をするかによって事情が異なる。

実際の費用便益計測に当たっては、対象とする便益の性質によってこれらの2つのアプローチのいずれかが用いられている。たとえば、道路投資の利用者便益は、当該投資プロジェクトによって利用者にとっての一般化費用がどう変化するかを予想し、それがもたらす交通需要の変化を予測することによって便益評価が行われる。この場合には、消費者余剰法が各個別プロジェクトに適用され、その結果がそのまま便益評価になるというオーダーメイド型のアプローチである。しかし、同じ道路投資の便益であっても、騒音の減少による便益については通常はオーダーメイド型のアプローチ

² 応用一般均衡モデル

は採用されない。どの程度の交通量であればどの程度の騒音レベルになるか、そして騒音レベルに対応する近隣住民の被害額はどの程度であるか等について、数多くの調査研究をもとに一定の数値が設定されており、個別ケースに対してそれらの数値を適用することによって便益推定が行われる。

オーダーメイド型か原単位型かの区別は入り組んでおり、実際にはかなり複雑である。たとえば、消費者余剰法による道路利用者便益の計測はオーダーメイド型で行われるが、その際に用いる重要なパラメータである時間価値については原単位型の設定が行われている。

以下で検討するように、ヘドニック法やCVM法は代替法や消費者余剰法より推定の信頼性やマニピュレーションの余地といった点で問題があるために、個別プロジェクトへのオーダーメイド型の適用には慎重になる必要があると考えられるが、原単位型の適用に関しては相対的に問題が軽減されるといったことも考えられる。

(2) 計測値の信頼性

当然のことながら、計測手法の選択に当たっては、計測値の信頼性の高い手法を選択する必要がある。計測手法の信頼性を左右するものとしては、理論的な構造上の問題と統計的な問題とがある。

理論的な問題

理論的な問題としては、第一に、どういった手法も、それが適用可能なケースと可能でないケースとがある。たとえば、ヘドニック法の適用には、地域間の移動が自由で、移動コストが低いことが前提であり、これらの条件が満たされていない場合にはヘドニック法は適用できない。また、CVM法は調査対象者がしっかりした便益評価をもっており、しかもそれを偽る大きなインセンティブがないことが前提となる。

第二の問題は、理論的にある種のバイアスが予想されるケースがあることである。たとえば、ヘドニック法についてはその理論的な構造が比較的詳細に分析されており、過大評価をもたらす要因と過小評価をもたらす要因とが存在することが知られている。これらについては後ほど詳述する。

統計的問題

統計的な問題としては、(1)推定値にバイアスが発生する、(2) 多重共線性等によって推定値の誤差が大きくなるといった問題がありうる。

推定値にバイアスが発生するのは、説明変数として本来入るべき要因がデータの入手可能性等の理由から落ちているケースである。これはヘドニック・アプローチにおいて頻繁に発生する。たとえば、社会資本特性が観察されておらず、環境特性がこの社会資本特性と正の相関を持っている場合には、環境の価値は過大推定されることになる。回帰式における環境変数の係数が社会資本の効果をも反映するからである。

第二の多重共線性の問題は、説明変数間の相関が高い場合に発生する。たとえば、近隣環境の良好な地区では、良質な住宅が立ち並び、さらに公共施設や社会資本面においても優れている傾向があるので、ヘドニック・アプローチを適用する際に、特性間の相関が非常に高い場合が多い。こういった場合には、推定された係数の誤差が非常に大きく信頼性に欠ける結果となる。リッジ回帰や因子分析などの統計的手法³がないわけではないが、多重共線性は基本的にサンプリングの問題である。これへの対処としては、説明変数の値にばらつきが大きくなるようなサンプルを集めることが最善の道である。

以上の2つの問題については、ヘドニック・アプローチの検討の際により詳しく考察する。

(3) マニピュレーションの可能性⁴

プロジェクト評価は事業者が行うことが通常であり、中立的で客観的な立場の第三者が評価の実務を行うことはまれである。これは、事業特性に関する情報を第三者が収集しそれを分析することが、技術的能力の蓄積の面で困難であったり、人材の二重投資になるために費用が過大になるからである。このような状況では、評価者によるマニピュレーションの可能性が大きな問題になる。事業者にとっては事業の推進が自

³ リッジ回帰や因子分析等の統計的手法については、S. チャーター・B. プライス著、佐和隆光・加納悟訳(1981):「回帰分析の実際」,新曜社や、G.S. Maddala, C. R. Rao, H. D. Vind (1993), Handbook of statistics 11, Econometrics 等に記載があるので参照されたい。

⁴ 調査者が自分の都合の良いように調査を操作してしまうこと。

分たちの利益になるので、便益の過大評価を行うインセンティブが存在する。アメリカにおいても、都市鉄道の便益評価がその後の実績と比較して著しく過大であったことが大きな問題になった。したがって、マニピュレーションの余地の小さい手法を用いることを考える必要がある。また、マニピュレーションの余地があるときには、それができないようにマニュアルや基準等を作って対策を講じる必要がある。

(4) 第三者による検証の可能性

第三者が評価結果を検証することができれば、マニピュレーションに対する対策になる。第三者によるチェックとしては、評価者が用いたものと同じデータでの検証がまず考えられる。これについては、データが公開されていれば可能である。できる限りのデータの公開が評価結果に対する信頼を高めることになる。また、データが磁気媒体で提供されると、第三者による検証が容易になる。

データの取り方のところでマニピュレーションの余地が大きい場合には、データの公開だけでは十分でない。第三者が評価結果の信頼性の検証を行うためには、新たなデータを収集する必要が出てくる。この点に関しては、計測手法によって難易度が異なると考えられる。たとえば、CVM法であると、後からアンケートを取り直すと、その間に様々な変化が起きているはずであるので、元々の評価時点とは異なった評価になることが考えられる。

また、プロジェクト毎のオーダーメイド型の計測か原単位型の計測かで事情が異なる。プロジェクト毎の計測では、時期がずれると結果も違って来るし、計測をやり直す費用も高い。しかし、原単位型であれば、第三者による検証は容易であろう。

(5) 事後チェックの可能性

第三者が行うにせよ、事業者が行うにせよ、評価が実績と合っているかどうかの事後チェックが欠かせない。システムティックなバイアスが発見されれば、調査方法や計測手法の見直しを行う必要が出てくる。消費者余剰法では、需要予測が実績と合っているかどうかで事後チェックが容易にできる。しかし、CVM法やヘドニック法では年月が経過すると結果が違って来るので、事後チェックは容易でない。

第2章 ヘドニック法

1. 基礎理論

2. 便益評価にあたっての有効性及び問題点

東京大学
金本良嗣教授

3. ヘドニック法による便益推定値の信頼性に関するケーススタディ

東京大学
金本良嗣教授
東京国際大学
矢澤則彦専任講師

4. ヘドニック法の利用上の留意点

建設政策研究センター
伊藤弘之主任研究官
金盛峰和研究官

第2章 ヘドニック法

ヘドニック・アプローチは、環境条件の違いがどのように地価あるいは住宅価格の違いに反映されているかを観察し、それをもとに環境の価値の計測を行う。環境の価値を地価（あるいは不動産価格）によって測定する方法は、資本化仮説 (capitalization hypothesis) を背景としている。資本化仮説によると環境改善の便益は地価の上昇に反映される。もしこの仮説が正しければ、地価を観察することによって便益を推定することが可能になる。

地価による便益の測定には、環境改善以前の地価と以後の地価を比べる方法と、同一時点で環境条件の異なる地点を比較する方法との二つが可能である。通常、費用便益分析は環境改善投資を行う前に投資の妥当性を判断するために行われるので、改善後の状態は観察できない。したがって、前者の方法を用いることはできず、投資前のクロスセクション・データによる後者の方法が用いられる。この方法がヘドニック・アプローチと呼ばれているものである。

ヘドニック・アプローチでは、地価（あるいは住宅価格）は、都心からの時間距離、周辺環境などの立地特性によって決ってくると考え、土地をこれらの特性の束（ベクトル）によって表現する。環境の価値の推定は、地価に対する環境特性の貢献度を、回帰分析を用いて計測することによって行なわれる。

1. 基礎理論

ヘドニック・アプローチの理論的基礎は Rosen (1974) によって形成された。以下では、ごく簡単にこの理論のエッセンスを紹介する。

土地（や住宅）は立地点、周辺環境、広さ等がそれぞれ異なっている。したがって、土地は同質な一種類の財と考えることはできず、少しずつ性質の違う多種類の財の集まりであると考えなければならない。通常の経済学では、性質の違う財は別個の財であると考えて分析を行うが、土地の場合にはあまりにも財の種類が多くなり過ぎて理論的にも実証的にも分析が困難である。ヘドニック・アプローチはこのように差別化された多数の財を特性のベクトルで表現することによって分析を単純化しようとするものである。財の種類に比較して少数の特性で財の性質を正確に記述できる場合には、ヘドニック・アプローチはきわめて有効である。

以下では説明の便宜上宅地を例にとって説明を行なうが、同様な分析は商業等の他の用途に使われる土地や家屋を含んだ住宅などにも適用可能である。宅地の第 i 番目の特性量を z_i で表すと、宅地を特性ベクトル $\mathbf{z}=(z_1, \dots, z_n)$ で表現することができる。ここで z_i は都心への通勤時間、敷地面積、周辺環境（空気や水などの自然環境と周辺公共施設などの社会環境の双方を含む）などの属性値である。個々の宅地はある一つの特性ベクトル \mathbf{z} を持っており、それに対応して地価がつけられている。宅地市場で決定される地価と特性ベクトルの関係は、市場価格関数 $p = p(\mathbf{z})$ で表わすことができる。宅地の需要者と供給者は、住宅情報雑誌を読んだり、不動産業者に聞いたりして市場価格関数を観察する。たとえば、都心までの通勤時間が1時間で敷地面積が200平方メートルで周辺環境の良好な宅地の価格が4,500万円であるといったことを観察する。

観察した市場価格関数を前提にして、宅地の需要者は自分にとって最適な宅地特性ベクトルを持った住宅地を選択する。この最適化問題は効用関数 $U(x, \mathbf{z})$ を予算制約式

$$y = x + p(\mathbf{z}) \quad (2-1)$$

のもとで x と \mathbf{z} について最大化する問題として定式化できる。ここで、 x は宅地以外の消費をすべて合わせた集合財であり、その価格を1に基準化している。また y は所得であり、 $p(\mathbf{z})$ は市場価格関数である。市場価格関数 $p(\mathbf{z})$ は一般に線形であるとは限らない。

消費者の最大化問題は図2-1に示されている。この図では住宅地の特性が一つだけであると想定し、横軸にその特性 \mathbf{z} をとり縦軸にその他の消費財 x をとっている。市場価格関数は線形であるとは限らないので、予算制約線 $y = x + p(\mathbf{z})$ が一般には直線にならないことが通常の消費者行動の理論とは異なっている。しかしながら、その他はまったく同じであり、消費者の最適解は無差別曲線と予算制約線の接点 (\mathbf{z}^*, x^*) になる。

ヘドニック・アプローチでは、ここで付け値関数 (bid price function) を導入する。付け値関数は特性ベクトル \mathbf{z} を持つ住宅地に対してある消費者が最大限支払ってよいと思っている価格 (= 付け値) を表すものである。付け値はその消費者の効用水準を指定しなければ決めることができない。効用水準を高くすれば、宅地に支払い得る価格は下がるし、逆に低くすれば上がるからである。したがって、付け値関数 $R(\mathbf{z}; y, u)$ は、

所得 y の消費者がある効用水準 u を達成しなければならないとしたときに、住宅地 z に支払いうる最高の価格を表している。

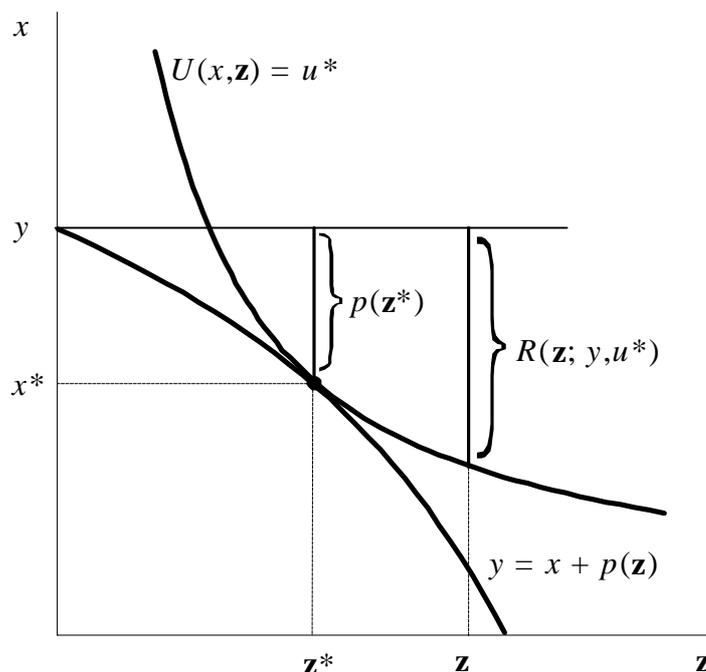


図 2-1 ヘドニック・モデルにおける効用最大化

たとえば、図 2-1 の $U(x, z) = u^*$ の曲線は効用水準が u^* の時の無差別曲線であり、住宅地の特性が z の場合にこの効用水準を達成するために最低限必要な消費財 x の量を表わしている。この場合に宅地に支払い得る最高の価格（付け値価格）は、所得 y から必要な消費財への支出額 x を差し引いたものとなる。つまり、付け値関数は無差別曲線と縦軸上の y 点を通る水平線との間の垂直距離で表わされる。

図 2-1 の上下を逆転させると図 2-2 のような市場価格関数と付け値関数の関係が得られる。付け値関数は効用水準を所与にしており、効用水準を変えると付け値関数もシフトする。高い効用水準には低い付け値関数が対応するので、この図に描かれている効用関数では、 u'' が最も高く、その次が u^* で、 u' が最も低い。消費者は市場価格曲線上にありながら最も高い効用水準を達成する住宅地を選択する。したがって、市場価格関数と付け値関数が接する点 z^* が消費者の最適解を与える。

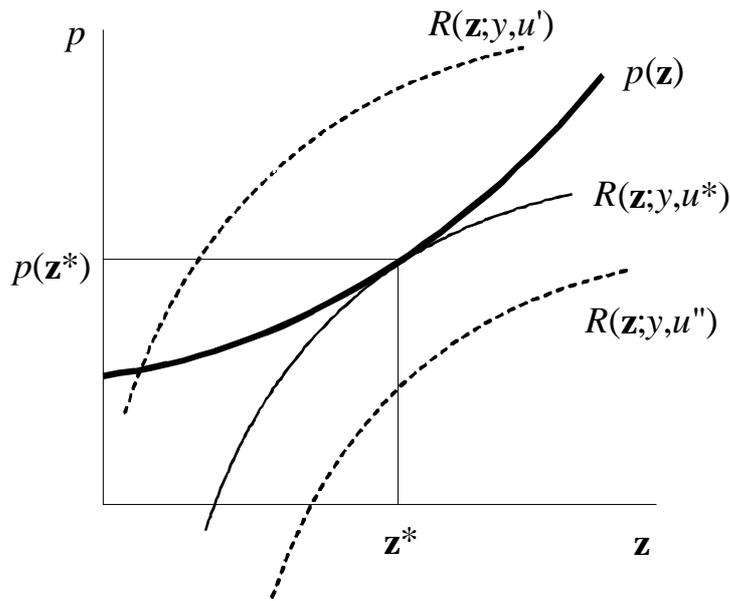


図 2-2 市場価格関数と付け値関数

ここまでは一人の消費者の行動を考えてきたが、現実には所得と嗜好の異なった多くの消費者が存在し、各々の消費者が異なった付け値関数を持っている。消費者の嗜好を α で表すと効用関数は $U(x, z; \alpha)$ の形に書け、付け値関数は所得に加えて嗜好のパラメータ α にも依存して、 $R(z; y, u, \alpha)$ のように書くことができる。市場均衡では全ての消費者の付け値曲線が市場価格に接していなければならないので、図 2-3 のように市場価格関数 $p(z)$ は消費者の付け値関数の包絡線になっていなければならない。

住宅の供給者の行動も同様に定義でき、消費者の場合の付け値関数に対応する「オファー価格関数」を考えることができる。オファー価格関数は、ある技術的条件（パラメータ β で表される）を持つ供給者がある与えられた利潤を得なければならないとしたときに提示できる最低の価格であり $o(z; \pi, \beta)$ と書くことができる。利潤は価格が高いほど大きくなるので、生産者はオファー価格関数が市場価格関数に上から接する点を選択する。したがって、図 2-3 のように、市場価格関数はオファー価格関数の下側の包絡線になっている。

以上の議論からわかるように、市場価格関数は買い手の付け値曲線と売り手のオファー価格曲線の双方の包絡線になっており、一般には付け値曲線ともオファー価格曲線とも一致しない。

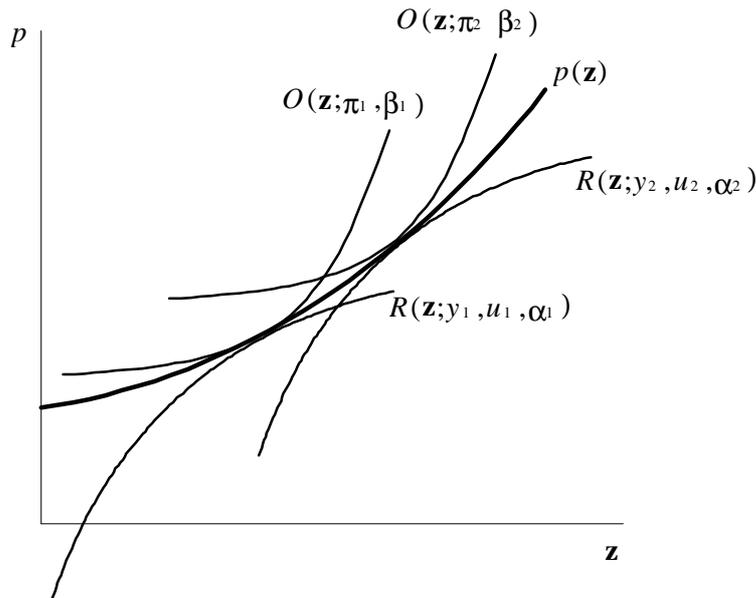


図 2-3 付け値関数、オファー価格関数、市場価格関数

ヘドニック・モデルにおいては付け値関数を用いて環境改善の便益を測ることができる。例えば、図 2-4 においては、環境質が z から z' へ改善されたとき、付け値関数の値が p から p' へ上昇する。この場合には、付け値関数の定義から、環境質の改善に対して $p' - p$ だけ支払っても消費者の効用関数は変化しない。したがって、大気汚染の改善に対する消費者の支払い容認額は $p' - p$ であると言える。このように、付け値関数から支払い容認額の意味での環境質の価値を測定することができる。

市場価格関数は一般に環境の価値とは一致せず、付け値関数を用いた場合より大きくなる。図 2-4 では、市場価格関数を用いた推定は $p'' - p$ であり、これは付け値関数を用いたものより明らかに大きい。市場価格関数の推定は容易であるので、これを用いて環境の価値を推定することが多いが、この方法では環境価値の過大評価がもたらされる。全ての消費者が同質であり、同じ付け値関数を持つ場合には、市場価格関数と付け値関数が一致するのでこの問題は発生しない。しかし、通常は消費者は同質ではなく、市場価格関数を使う推定ではバイアスが発生する。

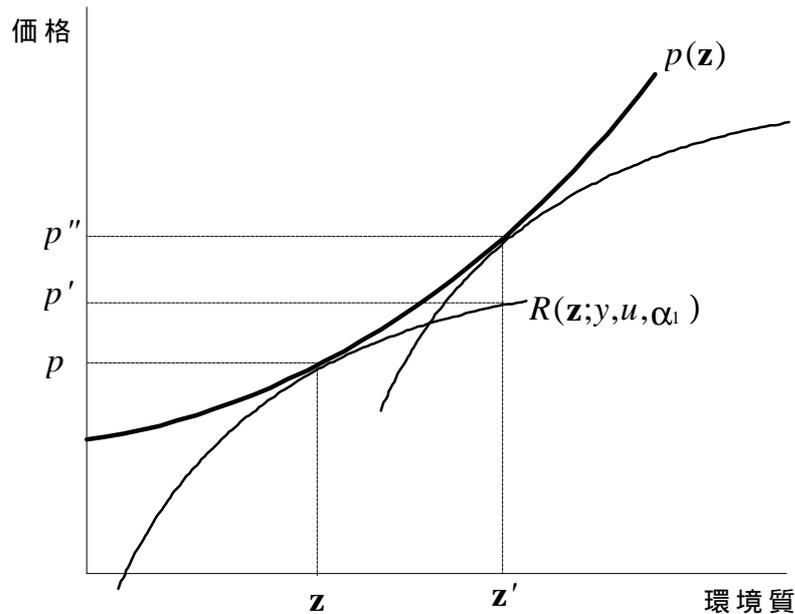


図 2-4 ヘドニック・モデルにおける環境の価値

付け値関数の推定が可能であれば、それを用いて環境の価値の計測を行うのが望ましい。しかし、付け値関数の推定には幾多の困難があるので、実際には市場価格関数の推定で満足せざるを得ない場合がほとんどである¹⁾。

市場価格関数の推定は以下のようにして行われる。市場価格関数の関数形として線形の関数を選ぶと、推定式は以下ようになる。

$$p = \alpha_0 + \alpha_1 z_1 + \alpha_2 z_2 + \dots + \alpha_n z_n + u \quad (2-2)$$

ここで p は地価、 z_i は i 番目の属性、 α_i は推定する係数、 u は誤差項であり、 α_i は最小二乗法によって測定される²⁾。

1) 金本良嗣・中村良平・矢澤則彦 (1989) を参照。

2) 線形モデルは推定に便利であるが、線形モデルが最良のものである保証はない。ヘドニック価格関数の形状は理論的には特定できず、統計的に調べるしかない。線形に代わる関数形としては対数線形や Box-Cox 変換が用いられることが多い。これらの関数形については金本・中村・矢澤 (1989)、およびその中の参考文献を参照されたい。

2. 便益評価にあたっての有効性及び問題点

ヘドニック・アプローチが環境の価値の妥当な推定値を提供するかどうかは多くの条件に依存している。それらの条件は、環境の価値が地価に反映されるための理論的条件と実際の推定が成功するために必要な統計的条件との二つに分けることができる。

資本化仮説によれば、よりよい環境の便益は高い地価に反映されることになる。この仮説の成立するための条件を調べると、地価を用いて環境の価値の推定を行うアプローチがうまくいくための理論的条件が明らかになる。しかし、たとえ完全帰着のための理論的条件が満たされたとしても、実際に便益を推定することは簡単ではない。その大きな理由としては環境以外の様々な要因が地価に影響を与えるからである。環境の影響だけに絞り込むためには環境以外の要因を取り除く必要があるが、このことによって多くの統計的問題が引き起こされる。

(1) 理論的な問題

環境質に対応して敷地面積や建物の階数などの不動産の特性を最適に選択しているという意味での長期のケースについては以下の結果が得られている。ヘドニック・アプローチの便益評価がバイアスをもたないのは、(a)地域間の移動が自由で費用がかからないという意味で地域が開放性をもち、(b)消費者が同質的であり、しかも(1)プロジェクトが小さいか、(2)プロジェクトが便益を及ぼす地域が小さいか、(3)消費と生産について財の間の代替性が存在しないかのいずれかが成り立つ場合である。開放性と同質性が成り立っているが、(1)-(3)が成り立たない場合には便益を過大評価する傾向が生まれる。また、開放性は成り立っているが同質性が成り立たない場合にも便益の過大評価の傾向がもたらされる。(金本 1989)

建物や敷地面積などの不動産特性が所与である短期の場合には若干事情が異なる。環境質が異なりそれ以外の特性が同じ不動産がたまたま存在していれば、それらの間の価格差を用いてヘドニック推定値を得ることができる。もし環境改善プロジェクトが小さいか、あるいは大きくてもそれが消費財の相対価格を変化させなければ、この種のヘドニック推定値が正しい便益評価をもたらす。しかし、それ以外の場合には長期の場合と同様に過大評価の傾向が存在する。

開放性の仮定が成立せず、地域間の移動費用が無視できない場合には、ヘドニック推定値は便益を過小評価する傾向をもつ。

以上のような理論的分析結果は、ヘドニック・アプローチが有効であるためには以下のような条件が成立しなければならないことを示唆している。

クロスセクションでのキャピタリゼーション仮説の最も重要な仮定は、生産者や家計の地域間の移動が自由で、移動コストがかからないことである。良い環境を持った地域の地価は高い。もしそうでなければ、多くの生産者や家計がその地域に移動しようとするので、土地の超過需要が発生するからである。したがって、地価が環境の価値を反映するためには、地域間の移動可能性が極めて重要である。もし移動費用（金銭的費用のみならず社会的費用をふくむ）が小さい時には、ヘドニック分析で得られた結果がより正確なものとなる。

しかし、移動費用の重要性は強調され過ぎるきらいがある。それは、市場地価を形成するのは、現在そこには住んでいなくてそこに新たに引っ越してくる人たちであるからである。引っ越しの費用が高くても、A地点に引っ越してくるのとB地点に引っ越してくるのとで差がなければ、A地点とB地点との間の地価の差は環境要因の差を正確に反映するはずである。

（広義の）移動費用が重要なバイアスを生む可能性があるのは、土地利用規制などの公的規制によって移動に制約が課されている場合である。たとえば、サンプルが商業地区と住宅地区からとられ、この二つの土地に用途規制がかけられている時には、ヘドニック・アプローチは適用できない。しかしながら、用途規制があっても、商業地区か住宅地区かのどちらか一方だけを考慮し、全サンプルが一方だけのゾーンから取られたのなら、用途規制は分析になんら影響をあたえない。

土地市場は競争的でなければならない。特に、土地の需要者は、独占力を持っていてはならない。独占的利益が環境の価値の一部を吸収してしまうからである。住宅・商業地の市場は一般には非常に競争的であるが、工業地の土地市場についてはこれはあまり当てはまらない。また、家賃規制や地代規制がされている地域では、規制によって競争地代よりも実際の地代が低くなり、その結果地価も低く抑えられる。このような地域の地価や地代は、サンプルとして採用するのは避けるべきであろう。

環境条件の改善は、経済全体に対して波及効果を生じさせ、価格体系を変化させる。たとえば、環境の改善によって地価が上昇し、そのことが土地利用の変化をもたらす。ところが、もし環境の改善がごくわずかである場合（たとえば、大気汚染度がほんの

少し改善されたような場合)には、このような波及効果は互いに完全に相殺し合うので、便益の推定の際には無視して差し支えないことが知られている。しかしながら、環境の改善が大きい場合には波及効果が無視できない。

波及効果のうちで重要なのは、家計の選択するロット・サイズ(一戸あたりの宅地面積)に与える影響である。たとえば、環境の改善によって地価が上昇し、一戸建ての地区が中高層住宅になる場合には、ロット・サイズが大きく変化する。このような場合には、ヘドニック・アプローチによる推定値はバイアスを持ってしまう。というのは、クロス・セクションのデータで用いる土地価格は環境水準の変化前のロット・サイズを前提に決定されており、環境投資によって引き起こされるロット・サイズの変化の要因を含まないからである。

Kanemoto(1988)はこのバイアスの方向を分析し、ヘドニック・アプローチは環境の価値を過大評価する傾向を持つことを示した。バイアスの大きさは環境改善の規模や土地と他の財の間の代替性に依存する。第一に、環境改善が大きければ大きいほど誤差は大きくなる。したがって、大きな環境改善が見込まれる場合にはこの種の誤差を考慮に入れなければならない。第二に、過大評価が発生するのはロット・サイズが変化するためである。もし宅地と他の財の間の代替性がなければ環境投資はロット・サイズを変化させず、過大評価は発生しない。したがって、宅地と他の財との間の代替性が小さければ、ヘドニック・アプローチは環境の価値の良い近似を与える。第三に、環境投資の規模が大きく、かつ宅地と他の財の間の代替性が大きくても、比較的小さい地域にしか影響をあたえない場合には、ヘドニック・アプローチは良好な近似を与える。

料金が徴収されている社会資本の便益をヘドニック・アプローチを用いて計測しようとする場合には、料金収入を地代の差に加えて便益を計算しなければならない。地代の差は発生する便益の消費者余剰の部分だけを反映しているからである。社会資本サービスが地方税で賄われている時にも、地方税は行政区によって違うので料金と同じ働きをすることになる。この場合には異なった立地点での税の違いを地代の差に加えねばならない。

環境の評価が個人間あるいは企業間で異なっている時には、地代の差は投資の便益を過大評価する傾向をもつ。したがって、ヘドニック・アプローチによる便益の推定値は、サンプルが比較的同質的な人々からとられているときに信頼性が高い。

企業や家計が同質的でなければ，小さな投資に関しても地代の差は便益を過大評価する傾向があることが知られている．しかしながら，この問題が発生するのは，同質的な地域に異なったタイプの消費者が共存し，同じ地代を払う場合である．実際には，土地は立地点やその他の特徴によって連続的に変化しているので，このようなケースは多くない．土地の特性が連続的に変化している場合には，少なくとも小さい投資の便益は地代の差に正確に反映される．

地価は，予測された将来地代を利子率で割り引いたものの合計額である．将来時点で環境投資が行なわれると予測されているならば，将来時点での地代の上昇が地価に反映される．この場合に，地価を現時点での環境水準に回帰させると，便益の推定に大きな偏りが生じる．したがって，人々が近い将来に環境投資があると予測しているような地点からのデータの収集はできるだけ避けるべきである．また，日本では，いずれ環境投資や社会資本投資がなされて環境条件は他の地域と同じになるであろうという予想が支配的であるので，地価を現時点での環境条件に回帰すると環境の価値が過小に評価される傾向を持つ．

費用便益分析は各年におけるフローベースの費用と便益を計測し，その割引現在価値を求める．ところが，ヘドニック・アプローチは土地の資産価格を用いるので，地価を地代に変換する必要が発生する．大ざっぱに言えば，地価と地代の関係は

$$\text{地価} = \frac{\text{地代}}{\text{利子率} - \text{地代上昇率}}$$

であるが，日本ではこの式の分母は極めて小さく，しかも変動が大きかった．したがって，地価データから地代を推定するのは容易なことではない．

(2) 統計的問題

ヘドニック・アプローチでは，地価の決定要因のうち環境質以外の要因を除去して環境質だけの効果を抜き出す必要がある．環境質以外の要因は多種多様であるので，それらの影響を除去するためには説明変数の数が多くならざるを得ない．実際の推定では，重要と思われる変数が測定困難であったり，ある変数が他の変数と相関していたりするので，以下で述べる統計的問題が発生する．

まず、土地の市場価格データの収集に困難がつかまとう。実際の取引のデータが入手できるならば、これを使用するのは勿論のことであるが、そういったデータが入手できないときには、入手可能なもののうちで最善のものを用いるしかない。代わりとなるデータの代表例としては、公示地価のような不動産鑑定士による評価額がある。更に、地価を建物の価格から分離することが困難なことがある。たとえば、住宅の価格は大抵の場合土地と建物を合わせた値段である。そういったケースでは、両方を合わせた資産価値を地価の代わりに使うことになるが、資産価値が建物の構造特性をも反映するので、構造特性に関するデータが必要となる。

土地は立地特性、環境特性、社会資本、地形的な特性などによって異なり、非常に多様性に富んだ財である。また、もし土地と建物を合わせた資産価値のデータが使用されるときには構造特性をも考慮にいれなければならない。市場価格はこれらの様々な特性を反映しているので、環境特性だけの単独の効果を分離するのは容易でない。他の特性の影響を排除するために、ヘドニック分析では地価を全ての重要な特性に回帰させ、他の特性が変わらない時に環境条件の変化が地価にどう影響するかを調べることになる。

ヘドニック回帰では、土地の重要な属性を全て含むようにすることが大切である。もし重要な特性が欠落していると、推定された係数にバイアスがかかることが多い。たとえば、社会資本特性が観察されておらず、環境特性がこの社会資本特性と正の相関を持っている場合には、環境の価値は過大推定されることになる。なぜならば、回帰式における環境変数の係数は社会資本の効果をも反映するからである。

環境の地価への影響を推定するためには、地点間で環境水準に十分な差があることが必須である。たとえば、環境水準が全サンプルについて同じであるなら、環境の価値を推定することは全く不可能であることは明かであろう。

ヘドニック・アプローチを用いる場合には、多重共線性の問題によくぶつかる。近隣環境の良好な地区では、良質な住宅が立ち並び、優れた公共施設や社会資本を持つ傾向があるので、特性間の相関が非常に高い場合が多い。こういった場合には、推定された係数の誤差が非常に大きく信頼性に欠ける結果となる。リッジ回帰や因子分析などの統計的手法がないわけではないが、多重共線性は基本的にサンプリングの問題であり、これへの対処としては、説明変数の値にばらつきが大きくなるようなサンプルを集めることが最善の道である。非常にきつい多重共線性が起こる理由は、ヘドニ

ック分析にうまく適合しないサンプルを用いているところにある．ヘドニック分析を成功させるためには，説明変数の観測値に十分な多様性をもたせるようにサンプリングを設計することが極めて重要である．

また，環境要因は通常きわめて狭い範囲にしか影響しないことが多い．たとえば，自動車による大気汚染の被害は幹線道路沿線では激しいが，1ブロック離れると影響は激減する．また，公園の存在は公園に面している土地の地価を高くするが，少し離れるだけで効果はほとんどなくなってしまう．このような局地的な効果を統計的に把握するためには，非常に詳細な環境情報が必要になる．

(3) マニピュレーションの可能性

ヘドニック・アプローチにおいては，評価者によるマニピュレーションはデータの選択，推定する関数形の選択，推定に用いる説明変数の選択の3つの局面で発生しうる．これらのうちで，第一のデータの選択によるマニピュレーションはあまり議論になっていない．これは地価公示や取引データといったものを用いるのが通常であり，評価者によるマニピュレーションの余地が少ないからである．しかし，異常値を取り除いたり，サンプルをとる地域や対象とする土地利用区域の設定によるマニピュレーションがありえないわけではない．

第二の関数形によるマニピュレーションと第三の変数選択によるマニピュレーションについては，ケース・スタディーで詳しく検討している．このケース・スタディーにおいては，以下のような結果が得られており，マニピュレーションの余地は大きいものと思われる．

(1) 関数形の選択については，一次式の間での評価値の相違は10%から30%程度であるが，二次形式を用いると変動幅は大きく拡大し，100%を超えるケースが出てくる．したがって，フィットの良い複雑な関数形を用いると評価値の頑健性が失われる傾向が存在する．

(2) 変数の選択による変動幅は関数形の選択によるものよりも大きい傾向がある．

(3) 双方に関して，評価値の有意性が小さいケースには評価値の変動幅も大きくなる傾向がある．

(4) 第三者による検証の可能性

ヘドニック・アプローチの場合には，第三者による検証は使ったデータを公開すれば容易である．しかし，データが公開されていない場合には検証は困難になる．

原単位設定型の場合には，多くの調査研究をもとに原単位を設定することになるが，それぞれの調査研究の信頼性の評価が問題となる．システマティックな取り組みが必要であろう．

(5) 事後チェックの可能性

原理的には，プロジェクト完了後の地価データを用いた事後チェックは可能であるが，実際にはその間に多くの変化が起こっており，精度の高い検証は困難であろう．

3. ヘドニック法による便益推定値の信頼性に関するケーススタディ (関数形と変数の選択に関するセンシティブリティ分析)

(1) はじめに

平成9年版建設白書では、公共投資が経済に与える効果・役割を、GDPの増加に寄与する「フロー効果」と公共投資事業の目的(=想定された対象地域、主体に対して便益を発生させること)の達成で得られる「ストック効果」に分類し、このうち、特に、「ストック効果による便益」を計測しようとする試みに焦点を絞り、その計測手法例として、ヘドニックアプローチと仮想的市場評価法(CVM)を取り上げている。ヘドニックアプローチの節(同白書 p.100)では、矢澤・金本(1992)における緑地施設の便益計測の例(推定値)が引用されている。

矢澤・金本(1992)では、近隣効果の局地性を考慮し、多重共線性回避に関する研究を行ったものである。そこでは変数選択に関するバイアス回避が論点となっていた。近隣効果の局地性に関しては、地図情報システムのデータを利用することによって対応でき、また、多重共線性に関しては相互に関連する物理的環境変数の代わりに主観的評価軸にそれらを集計した代表的変数を利用することで対応できる可能性を指摘した。

以下では、矢澤・金本(1992)と同じデータ・セットを用いて、推定する関数形を変えたり、変数を変えたりすることによって、環境変数の評価値がどの程度変化するかを考える。ここで念頭においているのは、推定を行う主体が自分に都合の良い推定値を得るために、関数形や説明変数の選択をマニピュレートすることである。そういったことをした場合にどの程度の大きさのバイアスが発生するかを検討するのが、本稿の狙いである。

(2) データと計測手法

以下の推定で用いるデータは矢澤・金本(1992)で用いたものと同じであり、川崎市における第一種及び第二種住居専用地域内の平成元年の公示地価評価地点がサンプル(サンプル数142地点)となる。これらの各観測地点における(1)地価データ、(2)都心までの距離データ、(3)地点近傍の現況土地利用データ、(4)環境に関する主観データ等を用いる。具体的には、以下のデータを用いる。

[変数表]

LV:地価（平成元年地価公示価格 単位千円）	
NOISE:騒音昼夜平均（ホン）	FACIL:緑地施設面積
HAMP:迷惑施設面積	RETL:商業施設面積
TLTM:都心までの距離	DKU1:川崎区ダミー
DKU2:幸区ダミー	DKU3:中原区ダミー
DKU4:高津区ダミー	DKU5:多摩区ダミー
DKU6:宮前区ダミー	

ここで、FASIL, HAMP, RETLは現況土地利用変数であるが、観測地点を中心に(1)50m内、(2)50m～200m内、(3)200m内の各施設面積の変数が存在し、それらを区別する場合は、FASIL5, FASIL150, FASIL2のように各変数の後ろに数字を付加して表現する。

以下では、(1)関数形の選択が評価値に与える影響、及び、(2)変数の選択が評価値に与える影響に関する検証を行う。なお、推定には K.J. White の SHAZAM(Ver. 8.0)の非線形 NL コマンドを用いた。全ての推定結果は<巻末参考 1.>に掲載されている。

[関数形の選択]

ヘドニック市場価格関数に関して、被説明変数と説明変数の双方が線形のケース（線形-線形）被説明変数がログで説明変数が線形の片対数のケース（ログ-線形）及び被説明変数が線形で説明変数がログの片対数のケース（線形-ログ）、被説明変数と説明変数の双方がログの両対数のケース（ログ-ログ）、また、二次形式の関数形として標準型二次形式、平方根型二次形式を考える。なお、都心までの距離（TLTM）に関しては全て BOX-COX 変換を施して、非線形回帰を行っている。

線形(Linear-Linear)

$$LV = Cons + a_1 NOISE + a_2 FACIL + a_3 HAMP + a_4 RETL + a_5 \frac{TLTM^\lambda - 1}{\lambda} + \sum_{i=1}^6 b_i DKU_i \quad (2-3)$$

片対数(log-Linear)

$$\log LV = Cons + a_1 NOISE + a_2 FACIL + a_3 HAMP + a_4 RETL + a_5 \frac{TLTM^\lambda - 1}{\lambda} + \sum_{i=1}^6 d_i DKU_i \quad (2-4)$$

片対数(Linear-log)

$$LV = Cons + a_1 \log(NOISE) + a_2 FACIL + a_3 HAMP + a_4 RETL + a_5 \frac{TLTM^\lambda - 1}{\lambda} + \sum_{i=1}^6 d_i DKU_i \quad (2-5)$$

両対数(log-log)

$$\log LV = Cons + a_1 \log(NOISE) + a_2 FACIL + a_3 HAMP + a_4 RETL + a_5 \frac{TLTM^\lambda - 1}{\lambda} + \sum_{i=1}^6 d_i DKU_i \quad (2-6)$$

標準型二次形式(Quadratic Form)

$$LV = C + \sum_{i=1}^5 a_i x_i + \sum_{1 \leq i < j \leq 5} b_{ij} x_i x_j + \sum_{i=1}^6 d_i DKU_i \quad (2-$$

7)

平方根型二次形式(Square Root Quadratic Form)

$$LV = \sqrt{C + \sum_{i=1}^5 a_i x_i + \sum_{1 \leq i < j \leq 5} b_{ij} x_i x_j + \sum_{i=1}^6 d_i DKU_i} \quad (2-8)$$

ここで、式と式では以下の変数の置き換えを行っている。

$$Cons = C, NOISE = x_1, FACIL = x_2, HAMP = x_3, RETL = x_4, \frac{TLTM^\lambda - 1}{\lambda} = x_5$$

[変数の選択]

前述の ~ までの関数を特定化し、変数を変えると環境の評価額にどの程度の差が発生するかを検証する。

(3) 関数形の選択

ここでは、関数形の選択が評価値に与える影響を考える。表 2-1 は一次式の間での選択を考えており、線形 - 線形、線形 - ログ、ログ - 線形、ログ - ログの 4 つのケースの推定値を比較している。この表の数値は各変数のシャドウプライスの推定値を表しており、その下のかっこ内の数値はシャドウプライスの推定値の 95% の信頼区間である。また、用いた変数は

騒音：NOISE

緑地施設面積：FACIL5（50メートル以内の緑地施設面積）

迷惑施設面積：HAMP2（200メートル以内の迷惑施設面積）

商業施設面積：RETL2（200メートル以内の商業施設面積）

都心までの距離：TLTM

である。

この表の最後の列にある「評価値の変動幅（％）」は、評価値の最大値と最小値の幅が（評価値の絶対値の）最小値に比べて何％になっているかを示している。つまり、

$$\text{評価値の変動幅（％）} = \frac{\text{最大の評価値} - \text{最小の評価値}}{\text{評価値の絶対値の最小値}} \times 100$$

である。

この表によると、関数形の選択による変動の最も少ないのが「都心までの距離（TLTM）」の値であり、約13％である。最も変動が大きいのは、「迷惑施設の面積（HAMP）」であり、30％近い。

表 2-1 関数形によるヘドニック評価値の相違：一次形式

変数	線形-線形	ログ-線形	線形-ログ	ログ-ログ	評価値の変動幅（％）
騒音	-2.77 (-5.48, -0.05)	-2.94 (-5.49, -0.39)	-3.05 (-3.46, -2.65)	-3.23 (-5.91, -0.56)	16.9
緑地施設面積	0.139 (0.083, 0.195)	0.115 (0.066, 0.165)	0.139 (0.084, 0.195)	0.115 (0.065, 0.165)	20.8
迷惑施設面積	-0.0015 (-0.0043, 0.0013)	-0.0011 (-0.0036, 0.0013)	-0.0015 (-0.0040, 0.0011)	-0.0011 (-0.0036, 0.0013)	28.5
商業施設面積	0.0062 (0.0015, 0.0110)	0.0054 (0.0009, 0.0099)	0.0062 (0.0018, 0.0107)	0.0054 (0.0012, 0.0095)	15.6
都心までの時間	-5.04 (-6.53, -3.54)	-4.47 (-5.85, -3.10)	-5.05 (-6.44, -3.67)	-4.48 (-5.73, -3.23)	12.9
決定係数 R ²	0.50	0.49	0.50	0.49	

評価値の統計的有意度が大きい変数については評価値の変動が小さいことが予想されるが、必ずしもそうになっていない。最も有意性の高い（信頼区間の幅が評価値に比較して小さい）都心までの時間距離については関数形による推定値の変動が最も小さくなっているが、その次に有意性の高い緑地施設面積については評価値の変動が大きく、有意性の低い商業施設面積や騒音よりも変動が大きくなっている。

表 2-2 評価値の統計的優位性と推定値のバラツキ

	信頼区間の幅 / 評価値	評価値の変動幅 (%)
騒音	1.40	16.9
緑地施設面積	0.83	20.8
迷惑施設面積	4.00	28.5
商業施設面積	1.54	15.6
都心までの時間	0.58	12.9

表 2-3には2次形式を用いた推定結果が示されている。2次形式を用いると説明変数の数が増加するので、決定係数は大きくなる。我々のケースでは決定係数は約0.1程度大きくなっている。しかし、環境変数の評価値のバラツキは大きくなり、一次形式とは大きく異なった推定値になる。一次形式で最もバラツキの小さかった「都心までの時間距離」についてさえ30%を超えており、「商業施設面積」に至っては120%を超えている。

表 2-3 関数形によるヘドニック評価値の相違：二次形式

変数	標準型	平方根型	評価値の変動幅 (%) (1次+2次)
騒音	-5.09 (-8.82, -1.36)	-5.27 (-9.91, -0.63)	90.6
緑地施設面積	0.196 (0.053, 0.338)	0.203 (0.033, 0.374)	76.4
迷惑施設面積	-0.0010 (-0.0054, 0.0034)	-0.0019 (-0.0072, 0.0034)	93.1
商業施設面積	0.0028 (-0.0053, 0.0109)	0.0037 (-0.0060, 0.0134)	122.2
都心までの時間	-4.77 (-6.80, -2.74)	-5.89 (-8.51, -3.26)	31.6
決定係数 R^2	0.59	0.61	

(4) 変数の選択

次に、説明変数を変えたときに評価値がどの程度変わるかを検討する。ここでは、

前節で用いた変数に加えて、住民へのアンケート調査から得られた

空気のきれいさ：CLEN

緑の豊かさ：GREN

街の落ち着き：ATMS

利便性：CONV

を用いる。また、前節で用いた施設面積の変数については、観測地点を中心に(1)50m内、(2)50m～200m内、(3)200m内という取り方をした3つの変数を用いる。これらの変数をほぼ同様な環境要因を表している以下の4つに分類する。

= 1 : NOISE	= 1 : FACIL5	= 1 : HAMP5	= 1 : RETL5
= 2 : CLEN	= 2 : FACIL150	= 2 : HAMP150	= 2 : RETL150
	= 3 : FACIL2	= 3 : HAMP2	= 3 : RETL2
	= 4 : GREN	= 4 : ATMS	= 4 : CONV

このグルーピングは以下のような観点に立っている。第一に、「騒音 (NOISE)」と「空気のきれいさ (CLEN)」とがひとくくりになっているのは、騒音の激しさに比例して、大気も汚染されると考えられるからである。第二に、「緑地施設面積 (FACIL)」は「緑の豊かさ (GREN)」に対応する。第三に、「迷惑施設」は店舗専用施設、宿泊施設、娯楽施設、遊技施設、工業施設、業務施設、倉庫施設等を合計した面積であり、「街の落ち着き (ATMS)」とは逆の動きをすると考えられる。第四に、「商業施設面積 (RETL)」は「利便性 (CONV)」と正の相関があると考えられる。

これらの変数を組み合わせて、 $2 \times 4 \times 4 \times 4 = 128$ 通りの回帰を、上の6つの式のそれぞれについて行った。その結果の詳細は巻末参考1の付表1-1から付表1-6にあるが、評価値のバラツキの程度は以下の表のように要約できる。この表での変動幅は、評価値の最大値と最小値の差を評価値の平均値で割って基準化したものである。つまり、線形-線形の場合のNOISEの変動幅が88であるというのは、評価値の最大値と最小値の差が評価値の平均の88%であることを示している。

表 2-4 変数を変えたときの評価値の変動幅（％）

	線形 - 線形	線形 - 対数	対数 - 線形	対数 - 対数	標準 二次形式	平方根 二次形式
NOISE	88	82	75	64	74	89
CLEN	345	354	349	436	438	470
FACIL5	27	25	32	29	80	103
FACIL150	42	43	49	50	79	87
FACIL2	41	42	48	49	87	96
GREN	109	105	108	107	170	182
HAMP5	615	735	975	1315	187	207
HAMP150	113	107	121	120	385	349
HAMP2	116	110	124	126	431	394
ATMS	136	140	136	144	156	153
RETL5	63	53	68	56	341	253
RETL150	50	63	51	42	264	373
RETL2	48	58	50	61	280	373
CONV	22	14	22	17	61	60
TLTM	79	81	74	75	73	70

この表から分かるように、変数を入れ替えることによって評価値は大きく変動する。大まかに見ると、関数形を変えたときよりも評価値の変動幅は大きいようである。また、推定値の有意性が低い変数について変動幅が大きくなるという傾向と、二次形式の方が一次式よりも変動幅が大きくなるという傾向とが見受けられる。

次の表の 2 番目の列は、各関数形において決定係数を最大にする変数の組み合わせを求め、それらの間で評価値の変動幅がどうなるかを計算したものである。この場合には関数形を固定するよりも変動幅が大きくなる傾向が見られる。

表 2-5 の 3 番目の列は、全推定を通しての評価値の変動幅をあらわしている。変動幅が最も小さいのが「利便性 (CONV)」であり、72% であるが、それ以外のものは 100% を超えており、HAMP5 に至っては 500% を超えている。

表 2-5 決定係数が最大になる変数の組み合わせを用いた
ときの変動幅及び全推定を通じた最大変動幅

	最良の決定 係数	最大変動幅
NOISE	97	136
CLEN	522	522
FACIL5	118	128
FACIL150	120	153
FACIL2	128	147
GREN	155	181
HAMP5	449	566
HAMP150	335	371
HAMP2	357	396
ATMS	187	190
RETL5	303	320
RETL150	202	243
RETL2	197	228
CONV	51	72
TLTM	87	115

(5) 結び

公共プロジェクトの便益評価においては、評価を行う主体が中立的な第三者である保証はない。したがって、便益評価の際に自分の望む結果が出るように、関数形や説明変数の選択を行う可能性は大きい。この研究では、そのようなマニピュレーションを行うことによってどの程度のバイアスが発生しうるかを検討した。我々の得た結果は以下のように要約できる。

(1) 関数形の選択については、一次式の間での評価値の相違は10%から30%程度であるが、二次形式を用いると変動幅は大きく拡大し、100%を超えるケースが出てくる。したがって、フィットの良い複雑な関数形を用いると評価値の頑健性が失われる傾向が存在する。

(2) 変数の選択による変動幅は関数形の選択によるものよりも大きい傾向がある。

(3) 双方に関して、評価値の有意性が小さいケースには評価値の変動幅も大きくなる傾向がある。

4 . ヘドニック法利用上の留意点

(1) 基本的な取り扱い

道路利用者便益のように、便益を享受するに当たり一般化費用を要するものについては消費者余剰推定法で計測することができる。また、洪水被害軽減便益等のように、もたらされる便益に対して適切な代替財（洪水被害軽減期待額等）を設定できるものについては、代替法で計測することができる。これらの手法は、一般的にヘドニック法より精度が高いとされており、これらが適用できる場合にはヘドニック法より優先して用いられるべきであろう。しかし、環境財等の便益については一般にこれらの手法では計測できないので、ヘドニック法によって計測することが検討されている。ヘドニック法は、地価に反映されるような便益であれば、理論的には環境財等の便益も評価できる手法であり、いくつかの試算が行われているところである。

なお、騒音被害軽減額のように共通性がある便益については、今後研究の蓄積により、原単位を設定することができればさらに信頼性が向上すると考えられる。

(2) 調査設計における留意点

1) サンプルング

類似プロジェクトが実施されてから十分時間が経過していること

ヘドニック法的前提条件の中に、「地域移動は自由でコストがかからない」「不動産の価格や質に対する情報が豊富」があるが、現実の世界では、これらの条件は必ずしも成立していないため、プロジェクト等の便益がすぐには地価に反映しない。従って、評価対象便益と同じ便益を提供する既存プロジェクトの近隣地価をサンプルングする際には、実施されてから十分時間の経過している地点を選んでサンプルングする必要がある。

同質のメンバーによって構成されている地域を選定すること

ヘドニック法的前提条件の中に、「社会を構成するメンバーが同質である」があり、サンプルングに当たっては、居住者が同質であるような地域を選定する必要がある。例えば、異なった用途地域ではメンバーが異なると考えられるため、用途地域が同質

なものとなるよう努めるべきである。

不動産取引市場が競争的な地域からのサンプリング

ヘドニック法的前提条件として、「不動産取引市場が競争的」であることが必要であり、例えば、特殊な工業地域においては、一企業による独占が生じる可能性がある。一般的な住宅地や商業地のように汎用性が高く、売り手、買い手共に多数存在する地域からサンプリングを行えば、評価結果の信頼性が向上すると考えられる。

2) 料金が徴収されている社会資本の便益の評価

料金が徴収されている社会資本の便益をヘドニック法を用いて計測しようとする場合には、料金収入を地代の差に加えて便益を計測する必要がある。社会資本でサービスが地方税で賄われている場合にも、地方税は行政区によって違うので料金と同じ働きをすることになる。この場合には異なった地点での税の違いを地代の差に加える必要がある。

(3) 地価データの収集

現実の取引事例を収集した方が、現実の行動に現れた評価を収集したことになり、評価結果の信頼性は高い。ただし、十分な量の取引事例の収集が困難である場合、取引事例に準じるものとして公示価格や基準地価格で代用することも考えられる。公示価格等は、不動産鑑定士の評価等によって設定されているが、近隣事例との比較等に基づいて導き出されており、おおよそ取引価格と一致していると考えられるからである。

(4) 統計上の留意点

変数の選択

変数の選択においては、地価に影響を及ぼす要因をくまなく採用しつつ、多重共線性を避けるように留意しなければならない。ただし、このような条件を満たす変数を設定する方法は確立されていないので、試行錯誤を行い変数を選択する必要がある。また、その選択の理由を明らかにすれば、調査結果の信頼性確保にプラスとなるであろう。

関数形の選択

地価関数を先験的に知ることはできないため、試行錯誤で当てはまりの良い関数を探ることになる。この際、統計的にみて適合性の優劣をつけがたいにも拘わらず、評価結果が大きく異なってくる場合がある。このような場合の、対処方法について確立された方法はないので、試行錯誤を行い関数形を選択する必要がある。この時、論理的に体系立ててさまざまな関数形を試し、誠実に選択しなければならない。また、その選択の理由を明らかにすれば、調査の信頼性確保にプラスとなるであろう。

(5) 第 3 者による評価結果の信頼性

原単位型で評価すれば、得られた結果を他の評価結果と比較することで、第 3 者が容易にその信頼性を検証することができる。また、調査資料を詳細に公開することも、第 3 者による検証を可能にするために必要である。

第3章 CVM(仮想市場評価法)

1. 基礎理論

2. 便益評価にあたっての有効性及び問題点

3. CVMによる便益推定値の信頼性に関するケーススタディ

4. CVMの利用上の留意点

建設政策研究センター

伊藤弘之主任研究官

金盛峰和研究官

第3章 CVM(仮想市場評価法)

1. 基礎理論

CVMは、人々に評価対象財について説明した上で、その対象財と引き替えに最大いくらまで支払っても良いか(WTP)、もしくはその対象財を放棄するために最低いくら補償を受けたいか(WTA)を回答してもらうものであり、回答者が正しく回答していれば、回答額を支払って対象財を受け取った場合の効用水準(もしくは回答額を受け取って対象財をあきらめた場合の効用水準)ともとの効用水準が等しくなり、その回答者にとって、WTPは補償変分(CV)とWTAは等価変分(EV)と等しくなる。

$$V(y,0) = V(y - WTP,1) \quad V(y,1) = V(y+WTA,0) \quad (3-1)$$

V:所得 y と財の有無(有り:1, 無し:0)より構成される間接効用関数。

CVMでは、回答者に仮想市場を想定させることができれば、他の手法によって評価することのできないあらゆる財の評価が理論上可能であり、オプション価値¹や存在価値²、遺贈価値³といった非使用価値も計測することができる。

このため、アメリカでは自然環境へのダメージに対する損害賠償額の評価手法として注目され、NOAAがCVMに対して肯定的な見解を示すとともに、CVMの使用に当たってのガイドラインを公表しており、政策にも取り入れられるに到っている。しかし、「人は仮想状態において自分の経済的選好を正しく理解することはできず、様々なバイアスが発生するため、CVMでは正しい評価ができない。」として、CVMの使用に反対する学者も依然多いのが現状であり、現在でもCVMに関する研究や議論が盛んに行われている。(アメリカにおけるCVMをめぐる議論の経緯やNOAAのガイドラインについては、建設政策研究センター(1997)に詳述してある。)

¹ 人々にいつかその機能を利用するオプションを与える価値

² 存在だけで意味を持つ価値

³ オプション価値をさらに次世代に広げた価値

2 . C V Mの妥当性信頼性に関する検討と適用可能性について

Desvousges, Hudson and Ruby(1996)は、C V Mの理論構造について、妥当性と信頼性という点から議論している。ここで、妥当性は「得られた結果が計測しようとしていたものであること」、信頼性は「時間経過や評価技術のわずかな変化が、結果に大きく影響しないこと」としており、両者とも比較実験等の結果より検証が行われている。本調査では「妥当性」と「信頼性」の2つの観点から、CVMの理論構造に関する既往研究成果や議論を整理する。

(1) 妥当性に関する議論

1) C V Mと実証実験の比較による検証

CVM 調査で得られた仮想値付けが現実の選好を正確に表しているかを検証するため、様々な経済実験が行なわれている。これらの実験は、基本的に仮想値付け回答と現実の実験的市場（その財が実際に取り引きされ、繰り返し市場取引が可能である）における値付け結果を比較するものである。価値は、例えば、人がその実験の最後に額面価格で買い戻し可能なチケットを売買する場合に導入されるもので、もし、その人がオークションにおいて、その額面価値で購入の意志を表明すれば、需要が顕在化されたことになり、実験的手法は真値を得るという利点を有している。

以下では、CVM 評価とオークション等による現実の評価値を比較した研究事例について紹介する。

ノルウェー自然保護協会(NNV)の入会金に関する調査

Seip and Strand(1992)の研究では、ノルウェーの自然保護協会への入会意志の調査結果と実際の入会状況を比較している。この研究では、101 人のノルウェー人が自宅でノルウェーの環境保護団体への興味や態度をインタビューされた。質問のいくつかは、特に、NNV として知られている団体に関するものである。回答者は、その団体の年会費 200NOK（ノルウェーの通貨単位）を支払う意志があるか質問され、そのうち64 人が YES と回答した。ところが、翌月、NNV から YES と言った者に郵送で、入会の招待と入会金の支払い伝票が送られたが、6 人しか入会せず、入会率は 10%以下であった。このことは、最初の仮想調査が大いに信頼できないことを示すものである

としている。

しかし、この調査については以下のような問題点が指摘され、その結果は信用できないとする者もいる。

(1)この調査では、最初にインタビューを行い、次に郵送を行うといったように本質的に異なった調査方法を混同している。調査方法は回答率に影響するという証拠があり、Infosino(1986)は、電話と郵送で行った AT&T のマーケティングキャンペーンの結果から、電話による請願は、郵送の3倍の売り上げ応答があったとしている。

(2)訪問インタビューは、専門家でない NNV のメンバーによって行われており、回答者がインタビューア-効果（回答者が無意識にインタビューア-の意に添うように回答しようとしてしまうこと）を受けた可能性がある。一方、この効果は郵送の請願では、人間同士の接触がないため発生しない。

WWF (World Wildlife Fund) への寄付金に関する調査

Navrud(1992)の研究では、野生生物種の保存のための支持を求める WWF の新聞広告に問い合せてきた者を対象に行われた。この広告に問い合せてきた者には WWF に関するパンフレットと入会申込書が送られた。入会者の位置づけは、入会金によって、ランク分けされている 75NOK（若者用）、125NOK（大人用）、1000NOK（エリート用）。1349人が広告に応答したが、そのうちいずれかのランクに入会した者は423人に過ぎなかった。後日電話調査により、広告について問い合わせはしたものの入会しなかった人にその理由を尋ねた。

「最初の問い合わせは入会の意志表明ではない」と主張した人々をサンプルから除外すると、寄付をした者の割合は47%から64%に増加するが、やはり100%には程遠い数字である。

しかしその一方で、問題とされる広告には、特に金銭のことには触れられておらず、ただ、友人としての支持を要求している。この広告への問い合わせは WWF への支払意思の表明ではなく、何人かは支払意志がなかったことは驚くべきことでないという指摘もある。

公共 TV 番組に関する実験

Bohm(1972)の実験は、ストックホルムで閉鎖回路による新しい TV 番組に対する

WTP について聞いたもので、十分な WTP が得られなければもう 2 ヶ月間は見られない。この課題は、11~20 人のグループに割り当てられ、被験者はいくつかの部屋で同じように座っている大勢の人々の一部であると説明されるとともに、その番組は集まった人々の拠出総額が、番組コストを上回る 500SKR (スウェーデンの通貨単位) を越えた場合のみ放送されることが、5 つの異なった方法で説明される。番組が放送された場合、人々は自分の表明 WTP に基づき現実に支払わなければならないが、この支払形式も 5 つの方法で異なる。6 つ目の方法は CVM で、このシナリオに基づいて、個人がいくらまで支払う意志があるか聞いたもので、番組コストは説明されないし、その番組放送はグループの WTP 総額に依存しないとされる。

仮想的な質問をした場合、平均回答は 10.2SKR であったのに対し、5 つの方法全体で実際に支払った平均は 8.1SKR であった。仮想的実験と非仮想的実験による平均 WTP の差は、5 つのうち 4 つの方法と統計的に有意な差はなかった。この見解に基づくと、実験結果は CVM の妥当性を支持するものであったと言える。しかし、近年 Bohm(1994)は Cummings and Harrison の新しい統計的テストの結果を引用し、CVM の WTP は実証的な手法による WTP とは異なるとしている。nonparametric テストでは、CVM の結果が他の手法の結果と同じ確率分布から導かれている確率は、一般に非常に小さく、個々のケースについて 0.01 から 0.24 程度である。また、既存の実証的研究に対しても、0.04 以下と非常に小さかった。対照的に、これら個々の手法の間の確率は一般に 0.5 以上と大きい(表 3-1 参照)。Bohm はこの結論として、CVM は過大方向にバイアスを有するとしている。

しかし、この研究については、Haneman(1996)のように、統計的解析は WTP の分布について違いを示したのであって、平均 WTP について違いを示したのでない。政策分析に必要なものが平均値のようなものの計測ならば、CVM の妥当性を損なうものではないという見解や、非仮想的調査においては番組コストが示されており、回答者が番組コストに基づいて WTP を回答したのではないかという指摘もある。

表 3-1 Bohm の実験結果を用いた nonparametric テストの結果

グループ	実証的手法 1	実証的手法 2	実証的手法 3	実証的手法 4	実証的手法 5	CVM
実証的手法 1						
実証的手法 2	0.36					
実証的手法 3	0.33	0.56				
実証的手法 4	0.44	0.58	0.65			
実証的手法 5	0.60	0.99	0.68	0.87		
CVM	0.018	0.24	0.011	0.058	0.13	
1 ~ 5 の平均						0.036

16 世紀の古地図に関する実験

Neill et al.(1994)の研究では、CVM による評価価値と現実の経済的価値との間に有意な差はないとする仮説を検証している。彼らは、CVM と second price オークション（このオークションでは、2 番目に高い付け値をした者に落札されるため、正直な WTP の表明が重要な戦略となる。）を行った。2 つの実験において、評価される財は、16 世紀の世界地図である。結果は、高額の付け値を削除しないと、中間値も平均値もともに、CV の結果はオークションの結果より 1 桁大きかった(\$329 対\$12、\$75 対\$5)。Neill 等はこの差異は、現実と仮定の違いというよりも、いわゆる供給ルールによるものではないかという仮説を仮想的なオークションによってテストしている。

もし、結果の差異が供給ルールによるものであれば、現実のオークションと仮想オークションに類似の結果を見るはずである。しかし、結果は(\$301 対\$12)であり、仮想オークションの結果は CV 調査と類似しており、CVM とオークションの差異は仮想という性質によるものであることを示唆している。

表 3-2 Neill et al.の実験によるオークションと CVM の結果の比較

(a) CVM

データ削除範囲	サンプルの大きさ	中間値	平均値	標準偏差
削除せず	48	329	75	844
\$1,000 以上削除	44	109	65	127
\$100 以上削除	27	40	40	25

(b) 仮想オークション

データ削除範囲	サンプルの大きさ	中間値	平均値	標準偏差
削除せず	51	301	60	591
\$1,000以上削除	45	110	50	153
\$100以上削除	28	31	30	22

(c) 現実のオークション

データ削除範囲	サンプルの大きさ	中間値	平均値	標準偏差
削除せず	60	12	5	21
\$1,000以上削除	60	12	5	21
\$100以上削除	59	10	5	15

カリフォルニア州の水質公債に関する実験

Carson, Hanemann and Mitchell(1986)は、1985年のカリフォルニアの水質公債に関する住民投票において、投票意志の正確さについて調査した。選挙の一月前から、投票所に Close-ended 方式の CV 質問表を用意し、個々人に、そのプログラムによって家計がどの程度費やされるか異なった額を示し、それぞれのケースに投票するかどうか聞いた。「分からない」とする回答を調整し、現実のコストにおける賛成者を 70~75%と予測した。現実の投票では 73%であり、正確に予測されていた。

イチゴを使った実験

Dickie, Fisher and Gerking(1987)は一箱のイチゴを異なった価格で売り歩く実験を行った。1つの方法は、現実の売り込みであり、家庭は現実に欲しいだけ買うことができる。もう一方は、仮想の売り込みであり、この値段ならいくつ買うかを尋ねる。この2つの需要曲線には有意な差はなく、仮想と現実の購入において、同じ選好を示したことが分かる。

土壌汚染、ユーカリの枯死に関する実験

Sinden(1987)は土壌保全やユーカリの枯死について、枯死防止支援のための寄付を含む一連の実験を行った。これらは、学生達が2組に分けられ、1組は仮想的にこれらの支援のための寄付に対する支払意思額を聞かれるとともに、もう1組は実際に寄付をする機会を与えられる。仮想と現実の行動を比較する17の試験の結果、仮想と現実

の WTP には統計的有意な差はなかった。

ガチョウと鹿猟の免許に関する実験

Bishop and Heberlein(1979,1990)は、ガチョウと鹿猟の免許について、現実及び仮想の WTP と WTA を比較した。WTA は免許を受けなかった場合のもので、WTP は免許を受けるためのものである。2 セットの実験で WTA を扱っており、仮想の WTA が現実の WTA よりかなり高くなった。一方、WTP の実験では、Close-ended (選択) 形式と Open-ended (自由回答) 形式で質問が行われており、Close-ended 形式では、現実と仮想の平均 WTP に有意な違いはなかったが、Open-ended 形式では有意な差があったこと、Open-ended 形式による現実の WTP は Close-ended 方式の現実の WTP より有意に小さかったことが明らかになったとしており、この知見から、以下の3つの結論を導いている。

- (1)WTP における回答者の行動は、WTA によるものと全く異なるかもしれない。
WTP のほうがかなり信頼できる。
- (2)Close-ended 形式と比べて、現実のオークションは真の WTP を理解するインセンティブをもつ。
- (3)Close-ended 形式においては、仮想の WTP と現実 WTP に有意な違いはなく、NOAA パネルもこの方式を、回答者の戦略が入らず、真の回答を引き出すとしている。

モンタナ川の維持流量に関する実験

Duffield and Patterson(1992)は、2 種類の魚を保護するためのモンタナ川での維持流量を用いて、仮想的な試験を行った。モンタナの許可を受けた釣り人のうち、近隣居住者及び非居住者を対象として、実際の基金への寄付額と CV 評価を比較したところ、非居住者について CV が現実額の 40%超過になること、居住者について 100%超過になることを示した。2 つのサンプルにおける回答額の分布は類似であったが、現実の支払額の調査については、無回答が非常に多く、回答率は 11%であった。郵送調査では、無関心な回答者は回答しようとしなため、選択バイアスの問題が生じる。この調査にも、同じことが当てはまるなら、仮想価値は現実の価値をさらに過大評価していることになる。対象財は比較的良好に定義されており、調査サンプルも、低水と高水

が魚にどのような影響を与えるかについて知見を有していると思われる釣り人である。これらの特徴は、他の多くの非使用価値評価においては見られず、値付けをかなり容易にしていると考えられる。

苦い液体に関する実験

Coursey et al.(1987)は、なじみの少ない苦い液体(Sucrose Octa Acetate)を使って、仮想値付けとオークション行動を比較したものである。人々は最初にその財について詳細な説明を受け、その液体を飲まないためにいくらまで支払う意志があるか質問される。その後、実際にその液体を味わってみてから、同じ人々がセカンドプライスオークションに参加して、その財を飲まないための値付けを行った。平均的な仮想値付け額と現実の値付けは近く、その割合は1であった。次に、Brookshire et al.(1990)の実験は、同じ財を使用するが、その液体を味わうことを公共財として使用したものである(つまり、全員が飲むか、もしくは全員が飲まないか)。人々は、動機を互いに調和させるスミスオークション(公共財オークション)によって集められた金額が十分な場合、液体を飲まずに済む。スミスオークションで得られた現実の公共財的値付け分布は、先に述べたセカンドプライスオークションによる私的財の値付け(\$2以下)と似通っていたが、公共財としてのOpen-endedによるCVM調査では、WTPは\$5と大きく、2.7倍となった。このように、同じ財を使用して、しかし、公共財としての状況を変えることによって、仮想的WTPは現実の値付けを過大評価することになった。

保険の値付けに関する実験

McClelland et al.(1993)は、保険のための仮想値付けが、現実に経験されるより、低い確率($p < 0.5$)の値付けに対して過大評価され、高い確率($p > 0.5$)に対して過小評価されることを示している。確率の過小もしくは過大評価は、経験不足や仮想性によるのかもしれない。

樹木伐採の値付けに関する実験

Boyce et al.(1989,1992)の研究では、装飾樹の購入や樹木の伐採を止めるためのWTPを聞いており、仮想値付けも野外で行われた。この結果、仮想値付けにおいて、回答者のサンプルは、装飾樹木の伐採を防ぐために、現実の支払をしなければならな

いとは思っていなかったが、これらの野外値付けは、正確に市場価値を予測していた。その一方で、実験室内の仮想値付けでは正確な予測ができなかった。この研究は、装飾樹木としての価値と樹木の伐採防止の価値を評価させることによって、ある種の存在価値を得ようとしたところが特筆される。

以上、CVMと実証実験の比較結果を表 3-3 にまとめたが、非常に近い値を示す実験もある一方で、CVM が過大な値を示しているものも少なくない。これら実験の扱っている評価財が比較的なじみのある財を用いていることを考慮すると、非使用価値を含む環境財等への適用にあたって、さらに乖離(バイアス)が大きくなる可能性もある。

一方、The Fishbein-Azjen (1975)は、この乖離を小さくするために、WTP シナリオは特定化された行為を厳密に表現しなければならないこと、仮想状況が空想しやすいほど、モデルにおける構成と行動との間の影響が小さくなること、最後に、回答者が理解しやすい状況を扱っているときにはモデルは行為の予測をより表現し得るとして

表 3-3 CVM結果と現実の行動（または実証実験）の比較

研究者	評価対象財	結果
Coursey,Hovis and Schulze, 1987	苦い液体 Sucrose Octa Acetate これを飲まずに済ますための WTP	(CVM/実証的手法) 1 . 0
Brookshire,Coursey and Schulze, 1990	苦い液体（公共財として） これを飲まずに済ますための WTP	(CVM/実証的手法) 2 . 7
Coursey,McClelland, Schulze, 1993	1,10,20,40,60,90%の確率で \$ 4 損失する場合の保険 1%の確率に対する WTP 90%の確率に対する WTP	(CVM/実証的手法) 2 0 . 8
Boyce,McClelland, Brown, Peterson, Schulze, 1992	ノーフォーク島の松 伐採する WTP 伐採する WTP（野外評価）	(CVM/実証的手法) 2 . 1 0 . 9
Seip and Strand,1992	ノルウエー自然保護協会への入会について、入会金以上のWTPを表明した人に、実際の入会を依頼。	実際に入会した人数は、当初入会金以上の WTP を表明した人数の 10% に過ぎなかった。
Navrud, 1992	WWF への出資に関する新聞広告に問い合わせた人のうち実際に出資に応じた人の割合をカウント	WWF への出資に関する新聞広告に問い合わせた人数のうち、実際に出資した人数の割合：47% 最初の問い合わせが出資の意思表示でなかった人を除いた場合：64%
Bhom, 1972	TV番組	CVMの WTP と実証的手法から導かれた WTP が同じ確率分布から得られている確率 0.01~0.24 5つの実証的手法から導かれた WTP が同じ確率分布から得られている確率 0.33~0.99
Neill et al., 1994	16世紀の世界地図	(CVM/実証的手法) データ削除せず 27 \$100以上の付け値データ削除 4
Carson,Hanemann and Mitchell,1986	カリフォルニア州の水質公債に関する住民投票の結果予測	賛成者割合を 70~75%と予測したのに対し、現実の投票は 73%
Dickie,Fisher and Gerking,1987	イチゴ	(CVM/実証的手法) ほぼ 1
Duffield Patterson,1992	モンタナ川の維持流量	仮定の WTP/実際の寄付額 近隣居住者：2.0 非居住者：1.4
(CVM/実証的手法) Neill et al.の実験を除いた場合		平均 4.0 範囲 0.8~27 平均 1.5 範囲 0.8~2.7

(Schulze, McClelland, Waldman, and Lazo) の作成した表を拡張したもの

2) 異なる手法による評価結果の相互比較による検証

CVM と別の評価手法で同じ財を評価した結果を比較することにより、CVM の妥当性を検証した研究も多く行われている。

Carson et al.(1994)は、Knetsch and Davis(1966)の研究 (Maine 森林のレクリエーション価値に関する TCM(トラベルコスト法)と CVM の結果を比較し、3%の誤差で本質的に一致するという結果を出した。) や、その他 79 もの CVM と TCM またはヘドニック法を比較した研究のうちの 541 例の比較検証についてレビューし、CVM と他の手法の評価結果の割合について、0.88(95%信頼区間 : 0.8 ~ 0.95)、評価値の 5%上限を削除した場合 0.77(95%信頼区間 : 0.73 ~ 0.81)と算定しており、多くのケースにおいて両者の結果は近接しているとともに、CVM の値付けは、顕在化した選好による評価よりも、かなり恒常的に 10%程度小さいとしている。また、Smith and Desvousges(1986)は Monongahela 川の水質改善において試験を行っており、CVM と TCM を比較し、ほぼ等しいことを示している。

しかし、上記の方法はあくまでも他の手法が使用できる使用価値に限られており、CVM の最大の特徴である非使用価値の評価の比較はされていないし、また、TCM やヘドニック法等自身も精度上の問題点を有しており、この結果は決定的なものではないという指摘もある。

このため、非使用価値について、例えば質問形式等形式の異なった CVM 調査を行い、結果を比較することによって妥当性を検証している。

CVM 調査で Open-ended (自由回答方式) と Close-ended (選択方式) の 2 つの形式で質問を行い、結果を直接比較した研究の結果を表 3-4 示す。バイアスは、Close-ended 方式の平均 WTP を Open-ended 方式の平均 WTP で除した値で評価している。Kealy and Turner(1993)が行ったチョコレートを使った調査における例外を除き、どの場合にも、Close-ended 方式で値が大きくなっている。Seller et al.(1985)の研究は、適切な統計処理を行っていないため除外すれば、なじみのある財についてはバイアスが比較的小さい値となり、なじみのない存在価値等については、2 つの手法の差が大きくなる傾向が見られる。これらの結果は、Close-ended 方式に現れる過大方向のバイアスの原因を示唆するものであり、回答者が非常に難しい値付け質問をされた場合、価値判断があいまいな回答者は、提示された価格について yes と言ってしまう傾向があると考えられる。それに対して、Open-ended ではこのような提示価格による誘導は

ない。このような結果は、Boyle et al.(1993)をはじめ、Holmes and Kramer(1993)、Cameron and Huppert(1991)によって強調されており、統計上問題となる「thick tail」¹ 問題の原因でもある。これは平均値の評価額に大きな影響を与え、また、分布が 0 に漸近しなければ積分範囲の設定も困難である。「thick tail」は Carson et al.(1992)、Imber, Stevenson and Wilks(1991)、Ready,Whitehead and Blomquist(1992)の研究に見られる。

また近年、2段階2項選択法がよく用いられたが、2回目の回答は1回目の回答と整合しないことが示されている。例えば Cameron and Quiggin(1994)は、McFaddenの研究において、2段階2項選択法で得られた全データを使用すると過小方向のバイアスが得られたが、1回目の回答だけを用いると過大評価になることを示している。

ただし、NOAA のガイドラインでは、Open-ended 方式では、回答者の値付け作業が非常に困難になるとして、人々が実際に物を購入する際の行動に促した Close-ended 方式を推奨している。

表-3-4 CVM結果と現実の行動(または実証実験)の比較

研究者	評価対象財	結果
Seller,Stoll,and Chavas, 1985	ボート遊び Conroe 湖の WTP Livingston 湖の WTP Houston 湖の WTP 平均	5.9 4.8 9.5 6.7
Boyle and Bishop,1988	美しい景観	3.1
Johnson,Bregenzler,and Shelby,1990	いかだ遊び	1.6
Walsh,Johnson, and Mckean 1992	野外レクリエーション 1日の WTP	1.3
Kealy and Turner,1993	酸の沈殿とチョコレート 公共財(酸の沈殿)の WTP 公共財の平均 WTP 私的財(チョコレート)の WTP	1.4 ~ 2.5 1.95 1.0
McFadden,1994	ロッキ-山脈の原生自然区域の保全 1リアの WTP 57リアの WTP 平均	11.9 ~ 72.9 12.2 ~ 41.1 34
範囲 平均 中央値		1.0 ~ 72.9 7.0 1.9

(Schulze, McClelland, Waldman, and Lazo)

¹ 大きなWTPに対する yes の回答確率が十分に0に漸近しないこと。

一方、CVMについては、設問中の支払方法の設定の仕方や質問の順序によっても結果が変わることがある。岩瀬・林山(1997)では、道路交通のリダンダンシーについてWTPを尋ねており、その費用を回答者の負担とするもの及び税金からの捻出とするもので、2.68~3.26倍の差があるとしている。

質問順序の影響(order effect)については、Tolley et al.(1983)がグランド・キャニオンの景観を保護する最高支払許容額を質問したとき、値付け回答は、3番目の質問であった場合と比べて、唯一の問題であったときの方が、5倍も高かったことを報告している。また、Samples and Hollyer(1990)の研究では、アザラシとクジラの保護に対する支払意思額が質問され、クジラの評価は質問の順序で変化しなかったのに対して、アザラシの評価は、クジラの評価の後で質問されたときには低いという傾向があった。

また、CVM調査でWTPで聞く場合とWTAで聞く場合とで、一般にWTAのほうが1桁以上大きくなることが知られており、Diamond(1996)はこの差異が所得効果で説明できるより大きく、CVMが疑わしいとする一つの証拠としている。Hoehn and Randall(1987)は表明のWTAとWTPは、試行錯誤を繰り返し、回答者が財の性質や自分自身の選好について熟知するにつれ、収束してくると提言し、Coursey et al.(1987)は実験によりこの証拠を見いだしている。しかし、WTAとWTPはWTAに関する現実的な実験では近づいたが、仮想的な形式では近づかなかった。

このような質問方法の変化に伴う、回答結果の変化は、CVMの妥当性に疑問を呈するものとなっている。

3) 経済理論との整合性に関する検証

CVMの結果を経済理論と照らし合わせることにより、その結果の経済学的意味について検証する研究も近年盛んに行われている。これは、「scope test(範囲試験)」と呼ばれ、便益の範囲を変えた場合の、値付け結果の整合性を見るものであり、経済理論的には便益の範囲が広い程、値付け額は大きくなるはずである。

近年この試験が、Kahnemann and Knetsch(1992)を最初に盛んに行われている。この研究では、防災による人員、施設の有効活用、災害準備の改善、環境便益全体について質問がされており、それぞれの対象範囲は包含関係にあるにもかかわらず、WTPに有意な差はなかった。この研究では、質問の尋ね方によって道徳的満足の購入(The Purchase of Moral Satisfaction)の問題を軽減することが可能であるとしているが、こ

の研究は回答者が経済的な価値を評価していない可能性を示唆するもので、重要な問題を提起している。以下に「scope test」に関する研究事例を示す。

食品安全性に関する実験

Shogren(1993)が Hayes et al.(1993)による食品安全性についてテストした実験では、5つの食品の病原菌の危険性を削除するのに伴うWTPを扱っており、5つの食品及びそれらの組み合わせについて聞いている。この結果、5つの個々のリスク削減とこれらを組み合わせたものの平均WTPの間に有意な差はなかった。

原生自然保全区域の保全に関する研究

Diamond et al.(1993)は57の連邦所管原生自然保全区域の保全について、CVM調査を行い、代替効果や埋め込み効果(embedding effect)について検証を行っている。この研究は、コロラド、アイダホ、モンタナ、ワイオミング州にある57の原生自然保全区域(1,300万I-カ-)のうち7区域が、連邦政府の赤字対策のため、企業にリースされ開発されるとして、さらに他の区域の開発を止めるためのWTPを尋ねたものであり、1991年6月にコロラド、アイダホ、モンタナ、ワイオミング州の家庭について、ランダムサンプリング(random digit dialing)により電話調査を行ったものである。Open-ended方式で質問を行い、全体の回答率は62%であった。

ここでは、アイダホ北部のSelway Bitterroot Wilderness(以下SBW : 130万I-カ-)、ワイオミング西部のWashakie Wilderness(以下WW : 70万I-カ-)、モンタナのBob Marshall Wilderness(以下BMW : 100万I-カ-)について、表3-5の質問内容についてWTPを聞くとともに、以下の6つの仮説について検証している。調査結果については、下記の表3-6に示す。

表 3-5 質問内容と回答数

調 査	質問内容	回答数
調査 1	7区域が既に開発されている場合のSBW	174
調査 2	7区域が既に開発されている場合のWW	166
調査 3	7区域が既に開発されている場合のBMW	168
調査 4	8区域が既に開発されている場合のWW	171
調査 5	9区域が既に開発されている場合のBMW	174
調査 6	7区域が既に開発されている場合のSBWとWW	169
調査 7	7区域が既に開発されている場合のSBW、WW、BMW	168

仮説 1 : 異なる自然保全区域のための WTP は同じ値である。

人々がそれぞれの保全区域の特性(面積、場所等)に応じて、WTP を評価しているかを検証するものである。調査 1,2,3 の WTP が同じ確率分布のものである確率を算定したところ 68%となり、棄却基準の 5%と比べ、はるかに大きな値であり、仮説 1 は棄却されなかった。

つまり、人々が保全区域の特性に応じた評価をできなかったことを示唆する。

仮説 2 : WTP は、既に開発されている保全区域の数に無関係である。

人々の選好が代替効果(他の財の質・量が変化することによって、当該対象財の価値が変化する効果)を示しているかを検証するものであり、調査 2 と調査 4、調査 3 と調査 5(それぞれ評価対象は同じだが、既に開発されている区域数が異なる)について、調査 4,5 の結果および調査 2,3 の結果がそれぞれ同じものである確率を算定したところ、それぞれ 69%、73%となり、棄却されなかった。

つまり、人々の選好が代替効果を示していないことを示唆する。

仮説 3 : SBW の WTP と WW の WTP を加えたものと、SBW と WW に対する WTP は等しい。

仮説 4 : SBW の WTP と WW の WTP と BMW の WTP を加えたものと、SBW と WW と BMW に対する WTP は等しい。

仮説 5 : SBW と WW の WTP と BMW の WTP を足し合わせたものと、SBW と WW と BMW に対する WTP に等しい。

人々の選好が財の足し合わせに対して、内部的な整合性を有しているかを検証するものであり、調査 6 の結果が調査 1 と調査 4 の結果を加えたものと等しい確率、調査 7 の結果が調査 1,4,5 の結果を加えたものと等しい確率及び調査 7 の結果と調査 5,6 の結果が等しい確率を算出したところ、仮説 3 については 40%、仮説 5 については 12%で棄却されなかったが、仮説 4 については 0.04%で棄却された。

つまり、人々の選好が財の足し合わせについて内部整合性を有していないこと(embedding effect)を示唆しており、温情効果が含まれていると考えられる。

また、このCVMの結果について統計テストの検証能力を向上させるため、parametric test も行われている。これは、上記のような算術平均値や標準誤差を使用するのではなく、個々の調査のWTPの分布に適合性の良い分布関数を当てはめ、その分布形から求められる平均値や標準誤差を仮説検証に使用するものである。ワイブル分布、対数正規分布、ガンマ分布の3種類の分布形について、適合性を調べ、調査5についてはワイブル分布が、その他については対数正規分布が良く適合した(AIC指標による)。この調査結果と検定結果を表3-6及び表3-7に示す。

仮説3が棄却されるとともに、仮説5も棄却されないまでも非常に小さな値となり、足し合わせ試験についてより懐疑的な結果となっている。

最後に、完全な埋め込み効果について検証するため、以下の仮説6について検証している。仮説6：原生自然区域について、1つの区域の保全も、2,3区域の保全も同じWTPである。

これについては、以下の通り完全埋め込み効果は棄却されなかった。その一方で、57の保全区域に対するWTPとSBWに対するWTPについても検証を行ったが(表3-8参照)、その結果57区域のWTPはSBWのWTPに比べ、有意に大きかったが、その割合は3倍以下に過ぎなかった。

表3-6 調査結果(平均値と内外価格差)

調査	算術値	parametric test 値
調査1	49.848 (14.486)	51.628 (14.112)
調査2	29.902 (7.660)	29.455 (6.630)
調査3	36.570 (8.180)	39.740 (10.114)
調査4	46.921 (14.289)	39.482 (8.712)
調査5	28.908 (4.374)	28.823 (4.038)
調査6	65.852 (30.614)	46.300 (9.605)
調査7	45.271 (9.412)	47.188 (10.747)

表 3-7 仮説の検定結果

仮説	検証確率 (算術値)	検証確率 (parametric test)
仮説 1	0.68	0.32
仮説 2 WW	0.69	0.36
B MW	0.73	0.32
仮説 3	0.40	0.02
仮説 4	0.0004	0.0003
仮説 5	0.12	0.06
仮説 6	0.84	0.28

表 3-8 完全埋め込み効果に関する検証

調査	回答者数	平均値と標準 偏差
A (SBW の WTB)	286	28.54(4.84)
B (57 の保全区域の WTP)	297	78.90(13.18)
A = B である確率		<0.01%

上記の結果をもとに、Diamond は CVM の結果は、温情効果(warm glow) を含む等、経済的な理論と整合していないとして、CVM を政策判断等に使用すべきでないと主張している。

水鳥の保護と油漏れに関する研究

Desvousges et al.(1993)は、水鳥と油漏れ事故に関する CVM 調査を行い、人々の選好が対象財の変化を評価できるかを検証している。水鳥に関する実験では、Central Flyway においては、毎年廃油池で 100,000 羽の水鳥が死んでいるとし、8,500,000 羽のうち毎年 2,000 , 20,000 もしくは 200,000 羽の水鳥を救うため、廃油池にワイヤーをかけることに対する WTP を Open-ended 方式で聞いたものである。

また、油漏れ事故に関する実験では、50,000 ガロン以下の局所的油漏れに対応する local response center のための WTP と広域的な沖合の油漏れ事故に対応する regional response center と local response center の両者に対する WTP を Open-ended 方式と Close-Ended 方式でそれぞれ聞いたものである。回答者は、2つの大きなショッピングモールでサンプリングされ、10~12 分程度の時間を与え、自己回答方式で回答してもらった。水鳥については、1,205、油漏れについては 1,607 (Open-ended 方式と Close-Ended 方式で回答者は異なる) の回答が集められた。

水鳥について、2,000～200,000羽まで回答されたWTPの分布は類似し、平均値も\$80, \$78, \$88と類似していた。また、油漏れについて局所的な油漏れと広域的な油漏れ対策に対するWTPの分布も類似していたが、局所的なWTPが\$144であるのに対し、広域的なWTPは\$95と減少した(図3-1参照)。さらに、「対象財の量が増加することによってWTPが増加する」という仮説を検定したところ、表3-9のような結果となり、棄却はされないまでも、理論的な妥当性に欠けるとしている。

表 3-9 仮説の検証結果

仮説	検証確率
2,000羽 < 20,000羽	0.178
20,000羽 < 200,000羽	0.457
2,000羽 < 200,000羽	0.145
局所的油漏れ < 広域的油漏れ	0.083

また、Close-ended方式の回答結果より、広域的油漏れと局所的な油漏れのWTPを比較すると、図3-2のような結果になり、平均WTPについては広域的な油漏れの方が大きいものの、「広域的なWTP > 局所的なWTP」は証明されなかった。

これらの結果から、Desvousgesは「CVMは対象財の特性を評価できない」としている。

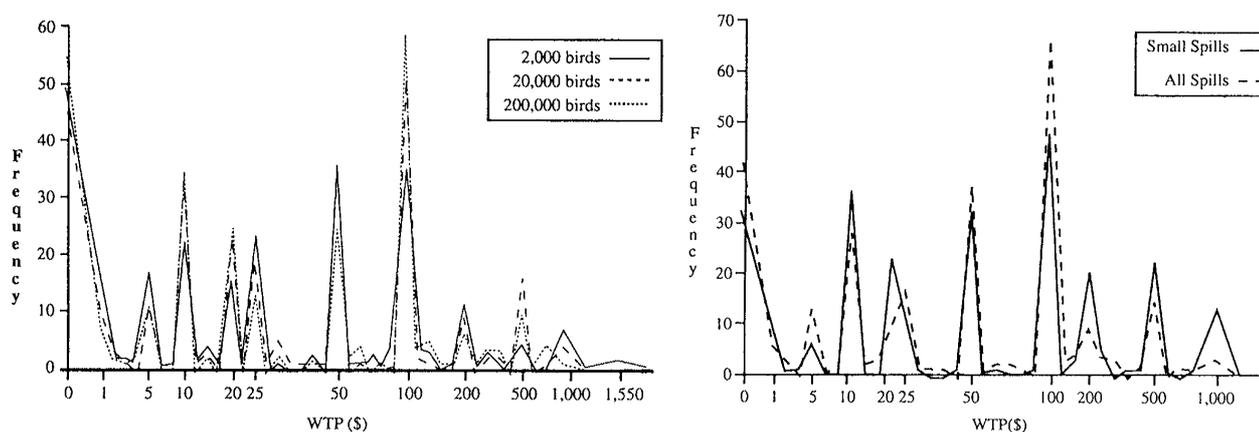


図 3-1 各質問に対するWTPの分布

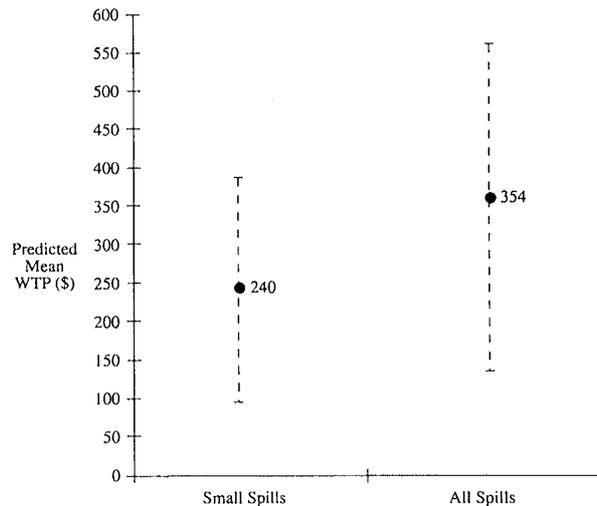


図 3-2 Close-ended 方式による WTP 平均値と 90%信頼区間
(広域的油漏れと局所的油漏れの比較)

また、Schkade and Payne(1993)は、Desvousges et al.(1993)の水鳥保護の問題に言語プロトコール分析を用いている。言語プロトコール分析では、回答者は質問に答える中で、考えに浮かんだあらゆることを「声に出して考える」ように求められる。回答者が口に出すあらゆることはテープに録音され、文字化され、考えの様式がコード化される。回答者は以下のような様々な考えを述べている。約 1/5 は、個々の世帯が応分の負担をするなら、個々の世帯は全額を負担しなくても良いと考え、約 1/6 は、水鳥を保護した場合のガソリンの価格変化の影響を試算しており、両者とも対象財の値付けについて考えていない。また、約 1/6 は慈善寄付と比較し、約 1/5 は数字を作り上げたり、憶測で回答をしており、明らかに環境問題への関心の表明と考えている者もいた。これらは、値付けと直接関係なく、CVMは人の選好を評価できないとしている。

その一方で、Haneman は、Cicchetti and Smith(1973)が、モンタナの登山者に聞いて、その旅行の支払額が、旅行中誰にも会わなかった場合、誰かに会った場合の 34% 高いことを発見した研究をはじめ、少なくとも、130 の研究の中に内部試験があり、研究の多くは Walsh,Johnson,Mckean(1992)等によってレビューされているとし、いくつかの例外があるが、ほとんどのケースにおいて、WTP は範囲とともに変化するとしている。Carson(1995)は例えば、1985 年以降サンプル分割を用いて行われた 27 のスコープテストをレビューし、そのうち 25 の文献について、統計的に有意な差違を見いだしたとしており、埋め込み効果の存在自体を否定している。また、Desvousges et

al.(1993)の水鳥の保護等に関する調査では、調査がショッピングモールで買い物をしている人を呼び止めて行われており、サンプリング方法や回答者が集中して十分考えられないこと等に問題があり、調査結果は信頼できないとしている。

4) その他のバイアスに関する検証

ここでは、回答者が調査で意図したものを回答しているかという観点から、戦略的バイアスの発生と調査手法によるバイアスについて検討する。

戦略的バイアス

調査者対象者が意図的に回答を偽った結果生じるバイアスは、戦略的バイアスとして知られている。戦略的バイアスの中でも、フリーライダー(ただ乗り)の問題は有名である。フリーライダーとは、回答者は自分の表明した WTP を実際に支払わねばならず、かつ、自分がどのような WTP を表明しようと事業の実施可否には影響がない状況(あるいは、そのように回答者が信じている状況)において、事業の便益を受けるに当たり、できるだけ自分の支出額を少なくするため、真の WTP を偽り、小さめの値を表明することである。

Mitchell and Carson(1989)は、CVM において回答者が置かれている状況と発生する戦略的バイアスの傾向を分類整理している。

まず、(A)回答者の支払い義務について、(A1)自分の表明した WTP を実際に支払わねばならない、(A2)自分が表明した WTP を実際に支払わねばならないかどうか不明確、(A3)実際の支払い額は決まっており、自分が表明した WTP は影響しない、の3つの状況に分類した。次に、(B)事業実施可否に対する回答者の表明した WTP の影響について、(B1)自分が表明した WTP だけで事業の実施可否が決定する状況、及び(B2)自分がどのような WTP を表明しようと事業の実施可否には影響がない状況、の2つに分類した。そして、(A)及び(B)の要素をクロスセクションすることにより、評価対象者のおかれた状況を6つに分類し、各々の状況における戦略的対応のインセンティブ、得られる WTP の方向性、戦略の強さについて表 3-10 のように整理している。

なお、上記(A)、(B)の状況は、必ずしも現実にそのような状況である必要はなく、そのような状況であると回答者が信じていればよい。Mitchell and Carson は、6つの状

況のうち、(A1)にかかわる状況については、公共財の評価において現実的ではないため重要でなく、また(B2)にかかわる状況については、そもそも、そのような状況では回答者は調査に真剣に対処しないため、論外であるとしており、戦略的バイアスにおいて議論すべき回答者の状況は、SB1 と SB2 であるとしている。

また、戦略的バイアスがどの程度発生するかについて考慮しているが、(a)戦略的バイアスが発生する情報上の成立要件が厳しい。(b)通常、CVMにおいて、回答者は、たくさんの人々がインタビューを受けているという印象を持つ。このため、自分が多少過大に評価してもあまり大きな影響を与えることはできないと考えるので、戦略的インセンティブを持つ可能性は小さい。(c)税金や、物価の上昇や、電気料金の引き上げといった、CVMの研究で慣習的に利用されてきた支払い手段は、強力な予算制約と他のマイナス影響を意識させる。このため、人々はたとえ仮想的状態にあっても、この種の支払いを増やすことを軽々しく表明しない。(d)普通 CVM は、公共財の供給が不明確な状況における選択として与えられるので、WTP を過小に表明することは、公共財が供給されないかもしれないというリスクを伴う。の理由から SB1 の状況を作れば、たいていの CVM における回答者にとって、戦略的行動をとる動機は弱いと結論づけている。

表 3-10 CVMにおける回答者の状況と戦略的バイアスの傾向

			(A) 回答者の支払い義務について		
			(A1) 自分が表明したWTP額通り支払わなければならない状況	(A2) 自分が表明したWTP額通り支払わなければならないかどうか不明確	(A3) 実際の支払額は固定されており、自分が表明したWTP額と無関係
業の実施可否への影響について	(B1) 自分が表明したWTPしだいで事業の実施可否が決定する状況	インセンティブ	真の値 (TP) ¹	分散した値 (SB1) ²	過大な値 (SB2) ²
		方向	真の値	不明確	過大化
		戦略強度	強	弱～中	強
	(B2) 自分がどのようなWTPを表明しようと事業の実施可否には影響がない状況	インセンティブ	フリーライダー (SB3) ²	フリーライダー (SB4) ²	戦略がないので努力しない (ME) ³
		方向	過小化	不明確	ランダム
		戦略強度	強	弱～中	中

1 TP : True preference revelation

2 SB : Strategic Behavior

3 ME : Minimize Effort

調査方法

また、調査方法自体がバイアスを発生させる可能性もあり、ここでは回答者への接し方、サンプリング方法、無回答の処理について検討する。

(1)各調査方法(郵送調査、電話調査、個別訪問調査、街頭調査)には、それぞれ長所・短所があり、異なった調査方法で調査することによって、どのようなバイアスが生じるか調べる必要がある。

Schuman(1996)は、郵送調査について以下の問題を提示している。これらは、a)アメリカでは、サンプリングに必要な適当な国民リストがない。b)都市の黒人層等について、無回答の問題がある。c)無回答は、環境に関する個人的意見の態度に関係しているかもしれない。d)郵送調査の回答者は、家庭の中の回答者でないかもしれない。e)回答者が事前に内容を見るかもしれない。等であり、上記理由から、郵送調査によるCVMを重要な決定の根拠に使用するのは好ましくなく、選択質問の範囲等を調べるための安価な方法としては有用であろうとしている。これらの多くが、少なくとも部分的にNOAAのガイドラインに反映されたと見られる。

a)国民全員を載せた利用可能な名簿がないし、面談インタビューでは、郵送調査が除こうとしていたインタビュアー効果除去のための工夫と費用が要求される。電話帳の使用は、記載拒否者、最近移動した、電話を持たない家庭等により、完全なカバーができない。私がどの程度のサンプルを得られるか評価したところ、カバーできない率は全成年人口の35～40%である。また、カバーできない家庭はランダムに分布しているわけでもない。

b)十分考えられた郵送調査と不十分な面談調査による調査では、郵送調査において、黒人成年層の無回答は多く、一方、近郊の白人については矛盾が少なくなる傾向が見られた。これらのデータは比較的簡単で率直な質問に限られており、複雑で長い郵送質問、回答者の所得のような敏感な事項、マークシートでなく自由形式の場合等の場合には、さらに多くの無回答が生じるようである。複雑な質問等機能的煩わしさは困難を伴うとともに、精査やインタビュアーによる分かりやすさは不可能である。

c)CVMの無回答が避けられない限りは、その無回答層と特別な興味、地位、環境問題とリンクしてないことが好ましい。しかし、回答者が質問表に答え、返送しようと決める前に、質問表の中身を見る可能性は、否定できない。

d)CVMの目的がランダムに選択された個人を回答者とするのであれば、郵送調査ではそのことは何ら保証されない。家庭内の誰が質問表に答えるかは分からないし、回答がいくつかの家庭の共同成果でないことを確認する方法も全くない。

e)CVMシナリオの提示は、アラスカの調査の場合のように、特別な表現と質問を次々と使用することを要求しており、最初の問題が提示されるまで、後の質問は見られない。このことが重要である範囲において、郵送調査は信用できない。

この他、郵送調査に関して、Dillimanが、Total Design Methodで、少ない費用で最大限の回答を得るテクニックを示している。これらには、1)その研究に対する回答の重要性を強調する。2)分かりやすく、理解できる調査方法を設計する。3)長いテキスト

トを切るように多くの質問を入れ、回答者自身の意見を聞く、4) 回答率を向上させるため、フォローアップの郵送を行う、そして最近では、回答者に手数料を支払うというのが加えられている。特に、手数料の支払いは、回答者により真剣に考えさせることや回答をとらねばならないというインタビュアーのプレッシャーを取り除き、無回答や社会選好バイアスの問題が緩和されるかもしれない点で、注目すべきである。

一方、電話調査と個別面談調査については、優劣がそれほど明確でない。一般に面談調査はわずかにカバー率（電話を持たない家庭があるため）と回答率（5～10%）が高い。しかし、電話調査は1/3からそれ以上安価であり、調査が迅速で、実際の環境被害に関する情報の変化に対して、より影響が少ないため、このカバー率と回答率差だけでは電話調査を除去するには不十分である。面談調査において、回答者が時間をより使い、複雑な質問に対してよく考えるようなモチベーションが働く理由はいくつかあるが、これに関する証拠は明らかでなく、電話調査を否定する前に試験する価値はある。

面談調査が明らかに優れている点としては、ビジュアルな提示を行えることであるが、一方でインタビュアーバイアスの問題がある。Smith and Desvousges(1986)はインタビュアーバイアスを例証しているし、Bishop and Boyle(1985)、Desvousges, Smith and Fisher(1987)は良く訓練されたインタビュアーにも係わらずインタビュアー効果の証拠を見いだしている。ほとんどのダメージ評価に含まれる敏感な問題として、インタビュアーバイアスは潜在的に重要であるが、インタビュアー効果に対して敏感と考えられている重要な質問を自己管理的な状況(インタビュアーによる直接の問いかけや観察をしない)で回答させるといったアイデアもある。

(2)CVMではランダムサンプリングが必要条件であり、そうでなければバイアスが発生する。簡便なモール調査等では、回答者のタイプにバイアスが生じるため、CVMでは受け入れられない。

また、サンプルサイズは、十分大きい必要がある。選択式質問では、CVMの値が非正規分布であるとすると、平均値を出すのに1000以上のサンプルが必要である。

(3)無回答の扱い

ほとんどのケースにおいて、無回答（手紙が着かなかったか、調査を拒否した人）はバイアスの大きなもとになる。このバイアスの程度は、無回答の割合と無回答者の嗜好が回答者の嗜好と異なる程度によるが、ほとんどの研究は、何らかのインセンティブを付与して無回答割合を低く保つことに集中している。理論的に最低許容できる回答率について明確な数字というものはないが、Schuman(1996)はNOAAの示す70%が回答率の最低水準として適当で、75%以上が好ましい水準であるとしている。

(2)信頼性に関する検証

信頼性は、「時間経過や評価技術のわずかな変化が、結果に大きく影響しないこと」を意味しており、時間、空間、計測技術等次元の変化に対して、調査結果が一貫性を持っていなければならない。

信頼性の検証のためには、テストに用いられ得る次元がある。Schumanは、時間経過に対する信頼性試験(test-retest)を提唱しており、時間をあけた再調査に関して相関を調べている。この種の信頼性は下記のGriffin et al.(1994)により調べられており、いくつかの研究では支持されている。

1) インド北部の水供給施設の改良に関する調査

Griffin et al.(1994)は1988年に行われたのCVM調査のフォローアップを行っている。それは、インド北部の水供給施設改良に関する村人のWTPに関するもので、世界銀行によって、多国CV研究の一環として行われた。1988年のKeralaでの調査は、2つの村の居住者に対して行われ、一方の村では既に水供給施設の改良が行われ、もう一方では行われていなかったが、3年後に、後者の村でも水供給施設が利用可能となった。

再調査は1991年に、当初の回答者に会い、水供給施設が利用可能になった時点で、村人達がどうしたかを調べることを目的として行われた。1988年の回答者200人のうち、175人について調査が可能であった。1988年の調査はClose-ended形式で、ある価格で水供給施設が改良されるとしたら、賛成するかと尋ねられており、この結果を今回の再調査による現実の行動と比較した。その結果、当初のCVM調査と再調査した回答者の賛成数との間に統計的有意な差はなかった。

2) Close-ended 方式の提示構造に対する信頼性

Close-ended 方式の質問において、提示額を変えた場合の評価結果を調べる試験も行われている。これら次元の違いは、回答者の選好が確固たるものであるなら、評価額に影響しないはずである。

Cooper and Loomis(1992)は、3つの Close-ended データを再度評価することによって、提示構造が評価額に与える 민감さについて例証した。それぞれのデータについて、最も高い提示額を除いたり、最低額を除く等して提示構造を変え、評価を行った。提示構造の違いは、本質的な WTP の変化となって現れ、Desvousges et al.(1992)の研究では、6つの提示額(\$ 10, \$ 25, \$ 50, \$ 100, \$ 250, \$ 1000)から、最高額 \$ 1000 を除くことによって、WTP の中間値が 46%または 71%減少することを示した。また、McFadden and Leonard(1993)の研究では額面提示において、最高額を除くことにより、WTP の中間値が 46%減少したとしている。

3) 統計処理における信頼性

統計処理における信頼性についても、様々な統計的手法に対する WTP 評価の敏感さを試験することによって調べられている。特に、Boyle(1990)、Bowker and Stoll(1988)と Desvousges et al.(1992)は異なる関数形について評価を行い、評価額に大きな差異を見いだしている。この問題については、次節のケーススタディにおいても検討する。

(3) CVMの妥当性及び信頼性について

上記のように、CVM について、その妥当性、信頼性を検証するための研究や議論が盛んに行われてきているところである。NOAA のパネルでは、CVM について肯定的な見解を示すとともに、Haneman 等の学者達も CVM と他の手法による評価結果の整合性等から、正しく CVM を使用すれば、CVM について妥当性や信頼性が確保されると主張している。しかし、様々な研究成果等を見ていくと、CVM は必ずしも適切な値を導いていないようである。また、CVM においてはバイアスの発生機構は複雑多岐にわたっており、ノウハウの十分蓄積されていない現時点において、多くの留意事項を満足させ、正しい方法で CVM 調査を行うことは、非常に難しいことと言える。

以上のことから、現時点において CVM の妥当性及び信頼性は高いとは言えず、その結果の取り扱いには十分な注意が必要である。

(4) マニピュレーションの可能性

CVMについては、上記のように調査方法の僅かな変化が、バイアスを発生させることが分かっており、サンプリング、質問シナリオの作成等調査計画の作成にあたっては、極力中立性を保つことが重要である。ただし、かなり主観的な作業になるため、調査計画の作成にあたって、第三者を参加させることも一つの方法である。

また、統計処理においても、関数形の設定等の問題があるが、これについては様々な関数形について試算を行い、その中から適切なルールに従って解を選択するとともに、これら全ての結果や解の選択理由を公表していくことにより、結果の信頼性を確保する必要がある。

(5) 第三者による検証の可能性

第三者による検証については、CVM調査自体の検証と統計処理における検証がある。CVM調査については、サンプリング方法や使用した質問書、質問方法、回答結果等を極力公開することが重要であり、また、統計処理においても、試行した全ての関数形とその結果等を明らかにする必要がある。

(6) 事後チェック

CVMで評価を行う場合、その対象財は非使用価値等他の手法で評価できないものであることが多いであろう。これら非使用価値等については、時間とともに価値観が変わっていく可能性が十分あり、高い精度は期待できないであろう。

3 . C V Mによる便益推定値の信頼性に関するケーススタディ

(1) 目的

C V Mで便益を算出するには、回答結果を収集した後、この結果を解析する必要がある。Open-ended 方式の質問の場合は、基本的には平均値や中間値を集計すれば良く、解析処理に対する信頼性は高いと考えられるが、Close-ended 方式で質問した場合は、ランダム効用理論等を用いた解析が必要となり、ヘドニック法と同様なセンシティブティの問題が生じる可能性がある。本研究では、建設政策研究センターで実施したClose-ended 方式のC V M調査結果をもとに、解析を行うことによって、関数形や変数選択によって便益評価額がどの程度変動するか検討する。

(2) C V Mの調査方法

本調査では、筑後川、番匠川、大淀川の流域の世帯を対象に、「洪水対策」、「湯水対策」、「レクリエーション可能な水辺空間」、「自然豊かな河川」について便益評価を行った。

調査は、郵送アンケート形式で行われ、筑後川、番匠川、大淀川の流域市町村を上・中・下流に分類し、それぞれの市町村から2段階層化無作為抽出で計2,700の対象者を選択し、巻末参考2.の調査票を郵送した。この調査票では、様々な質問事項とともに、各便益に対する値付けに関する質問が含まれている。

値付け質問の特徴としては、4段階の一对比較法であり、支払又は受け取り方法については、家賃に帰属させており、洪水対策、湯水対策については支払意思額(WTP)、レクリエーション可能な水辺空間、自然豊かな河川については受取り意思額(WTA)を聞く形式となっている。調査票は、平成8年3月に発送され、計1,078の回答が回収された。

表 3-11 回答者の属性

流域	市町村名	回答数 回答率	男性	女性	平均 年齢	平均所 得 (万円)	家族数 (人)	持家所 所有者数	借家賃 貸料 (円)	持家換 算家賃 (円)
筑 後 川	上 大分県中津江村	176(59)	149	23	54.7	479.12	3.01	157	19,772	31,365
	中 福岡県久留米市	112(37)	84	25	50.2	678.24	3.28	85	44,896	79,619
	下 福岡县城島町	113(38)	96	16	55.9	625.46	3.68	110	-	53,743
番 匠 川	上 宮崎県都城市	107(36)	76	30	52.2	472.17	3.11	91	30,630	55,274
	中 宮崎県高城町	92(31)	69	21	52.9	444.94	3.14	85	23,500	38,753
	下 宮崎県宮崎市	98(33)	74	24	49.7	656.70	3.13	80	62,500	88,954
大 淀 川	上 大分県木匠村	127(42)	112	14	54.8	480.80	3.63	115	13,625	29,404
	中 大分県直川村	140(47)	116	20	51.8	523.88	3.81	130	15,800	39,345
	下 大分県佐伯市	113(38)	87	25	51.6	576.15	3.08	88	43,556	66,567
	全 体	1078(40)	863	198	52.8	543.69	3.33	941	39,106	52,556

(3) 解析方法

本研究では、close-ended 形式の 4 段階一対比較法を採用しており、ランダム効用理論に基づく非集計 Logit-Model を用いて、個々の間接効用関数を推計し、これをもとに調査対象全体の平均便益額を算出した。解析過程の概略を以下に記述する。

回答者の間接効用関数 $u(h,y;s)$ が、評価対象財(ここでは、洪水対策、濁水対策等に該当する)の有無(有: $h=1$; 無: $h=2$)、所得 y 、その他の観察可能な個人属性ベクトル s (年齢、性別、嗜好等)で構成されているものとする。これにランダム効用理論を適用すると、間接効用関数の平均値を $v(h,y;s)$ 、ランダム項を (平均値 0)として、効用関数は式(3-2)となる。

$$u(h, y; s) = v(h, y; s) + \epsilon \quad (3-2)$$

ここで、評価対象財と引き替えに A 円の支払いが伴うとすると、式(3-3)の場合に回答者はその財を望むであろう。

$$u(1, y - A; s) = v(1, y - A; s) + \epsilon_1 \quad v(2, y; s) + \epsilon_2 = u(2, y; s) \quad (3-3)$$

評価対象財に A 円の支払が伴う場合、回答者が財を望む(yes)確率を P_1 、望まない(no)確率を P_2 とすると、式(3-4),(3-5)となり、ランダム項 について、ガンマ分布を仮定することにより、式(3-6)のような簡単な形となる。これにより、間接効用関数と回答者の住宅選択の確率が結びつけられるが、実際に得られた選択行動データより、最も

説明力の高い間接効用関数を導く手法の一つが Logit-Model による非集計分析である。

(詳しくは、土木学会(1996)等)

$$P_1 = \text{Prob}[v(1, y - A; s) + \beta_1 > v(2, y; s) + \beta_2] \quad (3-4)$$

$$P_2 = 1 - P_1 \quad (3-5)$$

$$P_1 = (1 + \exp(-\beta v))^{-1}, \quad v = v(2, y; s) - v(1, y - A; s) \quad (3-6)$$

さらに、 P_1 は式(3-7)より、回答者の WTP の確率分布関数 F に等しいことが分かる。ここで、 f は WTP の確率密度関数である。

$$P_1 = \text{Prob}(A < \text{WTP}) = F(A) = \int_0^A f(t)dt \quad (3-7)$$

上記のように、WTP の確率密度関数や確率分布関数が明らかになると、平均 WTP つまり補償変分(CV)は、式(3-8)のように簡単な形で得られる。

$$CV = \int_0^\infty Af(A)dA = \int_0^\infty F(A)dA = \int_0^\infty [(1 + \exp(-\beta v))^{-1}]dA \quad (3-8)$$

ここで、間接効用関数を $v(1, y; s) = \beta_1 + \beta_2 y$, $v(2, y; s) = \beta_2 y$ とすると(線形型)、 $\beta v = -\beta A$ であり、CV は式(3-9)となる。

$$CV = \frac{1}{\beta} \log[1 + \exp(\beta A)] \quad (3-9)$$

また、 $v(1, y; s) = \beta_1 + \beta_2 \log(y)$, $v(2, y; s) = \beta_2 \log(y)$, $\beta > 0$ とすると(対数線形型)、CV は式(3-10)となる。

$$CV = y \left\{ 1 - \exp(-\beta / y) \int_0^{\exp(\beta / y)} \frac{dt}{1 + t} \right\} \quad (3-10)$$

一方、同様な考え方で、等価変分(EV)つまり平均 WTA を算出すると、以下のとおりとなる。

$$EV = \frac{1}{\beta} \log\{1 + \exp(\beta A)\} \quad (3-11)$$

$$EV = y \exp(\beta / y) \left\{ \frac{\exp(\beta / y)}{\sin(\beta / y)} - \int_0^{\exp(\beta / y)} \frac{dt}{1 + t} \right\} \quad (3-12)$$

1) 間接効用関数の設定

洪水対策

洪水被害は、確率的に発生する事象であり、個人は洪水の発生に関する完全情報を持っていない。本研究では、このような不確実性下において、個人は洪水の発生確率によって規定される確率効用を最大化するように行動するという確率効用仮説に基づき、住宅の選択行動を確率効用関数によって定式化する。

洪水の発生確率を p とする。確率効用仮説では、家計は、洪水が発生した場合の期待効用と洪水が発生しない場合の期待効用の和を最大化するような住宅を選択する考えられる。すなわち、洪水被害が発生した場合の間接効用関数を V_d 、発生していない場合の間接効用関数を V_u とすると、 $V = pV_d + (1-p)V_u$ を間接効用関数として最大化するよう行動すると考えられる。ここで、 V_d 、 V_u が式 (3-13), (3-15) のように、洪水被害の影響 と可処分所得 (= 所得 - 家賃) だけから構成されるとすると、間接効用関数はそれぞれ (3-14), (3-16) となる。ただし、 β は説明変数ではなく、パラメータとして推計される。

$$V_d = \beta + y, V_u = y \quad (3-13)$$

線形型 $V = p + y \quad (3-14)$

$$V_d = \beta + \log(y), V_u = \log(y) \quad (3-15)$$

対数線形型 $V = p + \log(y) \quad (3-16)$

β : 洪水被害の影響, y : 可処分所得, p : 洪水被害発生確率

また、洪水被害により、持ち家を有する者はその資産を失ったり、周辺環境や周辺公共サービスに満足している者は、洪水被害により、これらからの効用が失われると仮定して、 V_d 、 V_u および V について以下のような関数形も設定した。

$$V_d = \beta + y + h + s + e, V_u = y \quad (3-17)$$

線形型 $V = p + y + ph + ps + pe \quad (3-18)$

$$V_d = \beta + \log(y) + ph + ps + pe, V_u = \log(y) \quad (3-19)$$

対数線形型 $V = p + \log(y) + ph + ps + pe \quad (3-20)$

h : 住宅資産, s : 公共サービス満足度, e : 周辺環境満足度

上記について、 β , h , s , e は、未知パラメータであり、アンケート結果を基にした logit-Model により推計される。

渇水対策

渇水被害も、確率的に発生する事象であり、洪水対策と同様に確率効用仮説に基づき、間接効用関数を定式化する。関数形については、渇水被害と可処分所得のみを考慮した。

$$V_d = \alpha + \beta y, \quad V_u = \gamma y \quad (3-21)$$

線形型 $V = \alpha + \beta y \quad (3-22)$

$$V_d = \alpha + \beta \log(y), \quad V_u = \gamma \log(y) \quad (3-23)$$

対数線形型 $V = \alpha + \beta \log(y) \quad (3-24)$

：渇水被害の影響， y ：可処分所得（所得 - 家賃）， p ：渇水被害発生確率

レクリエーション可能な水辺

レクリエーション可能な水辺については、水辺の有無と可処分所得のみを考慮する場合と、これに加えて個人の嗜好等を示す個人変数を考慮する場合を設定した。設定した間接効用関数は、以下の通りである。

線形型 $V_1 = \alpha + \beta y, \quad V_2 = \gamma y \quad (3-25)$

対数線形型 $V_1 = \alpha + \beta \log(y), \quad V_2 = \gamma \log(y) \quad (3-26)$

線形型 $V_1 = \alpha + \beta y + \text{rec} + e, \quad V_2 = \gamma y \quad (3-27)$

対数線形型 $V_1 = \alpha + \beta \log(y) + \text{rec} + e, \quad V_2 = \gamma \log(y) \quad (3-28)$

ここで、 $V_1(V_2)$ ：事業が実施された(されない)場合の間接効用関数， rec ：レクリエーション回数， e ：周辺環境の満足度である。

自然豊かな河川

自然豊かな河川についても、レクリエーション可能な水辺と同様に扱い、下記の通りとした。

線形型 $V_1 = \alpha + \beta y, \quad V_2 = \gamma y \quad (3-29)$

対数線形型 $V_1 = \alpha + \beta \log(y), \quad V_2 = \gamma \log(y) \quad (3-30)$

線形型 $V_1 = \alpha + \beta y + \text{rec} + e, \quad V_2 = \gamma y \quad (3-31)$

対数線形型 $V_1 = \alpha + \beta \log(y) + \text{na} + e, \quad V_2 = \gamma \log(y) \quad (3-32)$

ここで、 $V_1(V_2)$ ：事業が実施された(されない)場合の間接効用関数， na ：自然環境保全意識の高さである。

Logit-Model によるパラメータ推定は、交通工学研究会(1993)作成のプログラムを用いた。解析に当たっては、「甲乙つけがたい」の選択結果は除外するとともに、所得や家賃の記入がない、一貫性の欠けた回答をしている、対数線形型の場合に可処分所得以上の支払意志を示しているものについては、そのサンプルを除外した。

また、レクリエーション回数、自然環境保全意識、公共サービスの満足度、周辺環境の満足度については、アンケート項目の問5, 8, 13 (g),(h)の回答結果を用いた。

2) 便益評価

各パラメータが推計されると、それに基づき個々の便益が算出される。便益については、主に補償変分(CV)と等価変分(EV)の2つの指標が考えられるが、ここでは各ケースについて等価変分で算出するよう統一した。洪水対策を例にとると、(3-14)、(3-16)、(3-18)、(3-20)の各関数における等価変分は下記の通りである。

$$E V = \frac{1}{p} \log\{1 + \exp(-p)\} \quad (3-33)$$

$$E V = y \exp(-p/y) \left\{ \frac{\sin^{-1}(\exp(-p/y))}{\sin(\exp(-p/y))} - \int_0^{\exp(-p/y)} \frac{dt}{1+t} \right\} \quad (3-34)$$

$$E V = \frac{1}{p} \log\{1 + \exp(-(h + s + e) p)\} \quad (3-35)$$

$$E V = y \exp(-f/y) \left\{ \frac{\sin^{-1}(\exp(-f/y))}{\sin(\exp(-f/y))} - \int_0^{\exp(-f/y)} \frac{dt}{1+t} \right\} \quad (3-36)$$

$f = (h + s + e) p / y$, p は整備前の洪水発生確率

(4) 結果

1) アンケート調査結果

洪水対策、渇水対策、レクリエーション可能な水辺、自然豊かな河川の値付け質問に対する選択結果及び解析に用いた質問項目の回答結果はそれぞれ以下の通りであった。

表 3-12 選択結果（洪水対策）

住宅 A の条件	A 選択	同じ程度	B 選択	住宅 B の条件
洪水頻度 1/10	1 2 8	2 4 4	3 1 9	洪水頻度 1/20,家賃月 1 万円高い
洪水頻度 1/10	7 4	1 4 8	4 7 4	洪水頻度 1/50,家賃月 1 万円高い
洪水頻度 1/10	8 2	9 0	5 4 3	洪水頻度 1/100,家賃月 1 万円高い
洪水頻度 1/10	8 1	8 1	6 1 6	洪水頻度 1/200,家賃月 1 万円高い

表 3-13 選択結果（湧水対策）

住宅 A の条件	A 選択	同じ程度	B 選択	住宅 B の条件
湧水頻度 1/3	1 2 1	1 6 4	4 4 8	湧水頻度 1/5,家賃月 3 千円高い
湧水頻度 1/3	8 5	1 2 2	5 2 6	湧水頻度 1/10,家賃月 3 千円高い
湧水頻度 1/3	7 6	7 3	5 8 4	湧水頻度 1/20,家賃月 3 千円高い
湧水頻度 1/3	7 5	6 2	6 8 9	湧水頻度 1/50,家賃月 3 千円高い

表 3-14 選択結果（レクリエーション可能な水辺空間）

住宅 A の条件	A 選択	同じ程度	B 選択	住宅 B の条件
レクリエーション可	6 6 9	6 7	7 5	レクリエーション不可、家賃 1 千円安い
レクリエーション可	5 6 0	1 4 6	1 0 6	レクリエーション不可、家賃 2 千円安い
レクリエーション可	2 3 7	2 2 3	3 5 2	レクリエーション不可、家賃 5 千円安い
レクリエーション可	1 5 3	1 2 5	5 7 7	レクリエーション不可、家賃 1 万円安い

表 3-15 選択結果（自然豊かな河川）

住宅 A の条件	A 選択	同じ程度	B 選択	住宅 B の条件
自然豊か	7 2 1	5 5	4 5	自然乏しい、家賃 1 千円安い
自然豊か	6 4 5	1 0 6	7 0	自然乏しい、家賃 2 千円安い
自然豊か	3 1 6	2 2 3	2 8 2	自然乏しい、家賃 5 千円安い
自然豊か	2 0 1	1 5 3	5 0 7	自然乏しい、家賃 1 万円安い

表 3-16 近くの河川でのレクリエーション頻度

毎 日	5 5	(5.1%)
2～3 回/週	9 4	(8.7%)
1 回程度/週	1 8 3	(17.0%)
2～3 回/月	1 7 4	(16.1%)
1 回程度/月	1 8 5	(17.2%)
2～3 回/年	2 2 5	(20.9%)
1 回程度/年	5 7	(5.3%)
し な い	5 6	(5.2%)
分 か ら な い	3 9	(3.6%)
無 回 答	1 0	(0.9%)

表 3-17 自然環境保全の考え方

自然環境保全の優先	3 5 4	(32.8%)
両立	6 2 6	(58.1%)
経済的豊かさの優先	4 7	(4.4%)
その他	9	(0.8%)
分からない	2 6	(2.4%)
無回答	1 6	(1.5%)

表 3-18 公共サービス満足度

大変満足	5 1 (4.7%)
満足	3 6 8 (34.1%)
どちらでもない	1 2 6 (11.7%)
やや不満	3 7 2 (34.5%)
非常に不満	1 3 9 (12.9%)
無回答	2 2 (2.0%)

表 3-19 周辺環境満足度

大変満足	1 1 3 (10.5%)
満足	5 7 4 (53.2%)
どちらでもない	1 0 4 (9.6%)
やや不満	2 3 1 (21.4%)
非常に不満	3 3 (3.1%)
無回答	2 3 (2.1%)

表 3-20 世帯所得

200万円未満	9 1 (8.4%)
200～300万円	1 3 8 (12.8%)
300～400万円	1 9 2 (17.8%)
400～500万円	1 4 6 (13.5%)
500～700万円	2 2 1 (20.5%)
700～1000万円	1 8 1 (16.8%)
1000～1500万円	5 8 (5.4%)
1500万円以上	1 9 (1.8%)
無回答	3 2 (3.0%)
平均	543.69万円

表 3-21 住宅所有形態と家賃

所有形態	平均家賃
借家 113(10.5%)	39,106円/月
持家 941(87.3%)	52,556円/月

ただし、持家の家賃とは、仮に賃貸とした場合にどの程度の家賃が相応しいか答えてもらったもの。

洪水や濁水対策に関する質問では、洪水被害や濁水被害の頻度が高い（改善効果が小さい）ケースについても、対策を望む選択が多くなっており、支払額に見合う改善効果の範囲を絞り込めなかった。これは、予備調査を実施していないことによる選択肢の設定の不備のためである。一方で、レクリエーション可能な水辺や自然豊かな河川については、質問の範囲で、回答者の多数が住宅 A の選択から住宅 B の選択に変わっており、精度の高い解析結果が期待できる。

また、解析における「分からない」や無回答等の扱いについては、以下の通りとする。ただし、これらの割合は全体に比べて極めて小さく、大きな誤差の要因とはならないと考えられる。

世帯所得や家賃： 所得は選択肢の中間値を与え、無回答サンプルは除外した。

レクリエーション回数： 関心が無いものとし、「しない」に含めた。

自然環境保全の考え方： 中立的な に含めた

公共サービス満足度・周辺環境満足度： 「どちらでもない」に含めた。

住宅資産： 持家の家賃換算を用い、借家の場合は0とした。

2) パラメータ推計結果

治水対策、渇水対策、レクリエーション可能な水辺空間、自然豊かな河川のそれぞれについてパラメータの推計結果を示した。表示した項目は、各パラメータの推計値(上段)と t 値(下段)、尤度比、適中率である。t 値は推計されたパラメータの信頼性を示すもので、絶対値が大きいほど信頼性が高く、一般に 2 以上であればそのパラメータは有意であるとされている。尤度比は、Logit-Model による解析において、尤度関数の適合度を示すものである。0~1 の範囲にあり、大きい程適合度が高いことを示すが、0.2~0.4 程度あれば十分高い適合度をもつと判断できる。また、適中率はデータとした実際の選択行動結果とモデルによって推定された選択行動結果との適合度を示す指標で、80%以上なら適中率が極めて高いと見なせる。

表 3-22 洪水対策

	線形 型	線形 型	対数線形 型	対数線形 型
洪水発生確率	- 29.2 - 8.96	- 24.8 - 6.19	- 31.9 - 26.6	- 28.8 - 10.1
可処分所得	0.0443 2.1	0.0488 2.29	18.0 12.1	17.6 11.5
家屋資産	-	0.000242 3.21	-	0.000283 3.56
公共サ - ビスの満足度	-	- 4.02 - 5.53	-	- 3.18 - 4.18
周辺環境の満足度	-	2.27 2.84	-	2.04 2.44
尤度比 適中率	0.04 85.3%	0.059 85.3%	0.11 85.4%	0.13 85.4%

表 3-23 渇水対策

	線形型	線形対数型
渇水発生確率	- 4.95 - 6.09	- 7.72 - 21.9
可処分所得	- 0.187 - 3.43	1.89 0.281
尤度比 適中率	0.017 86.5%	0.011 86.5%

表 3-24 レクリエーション可能な水辺空間

	線形 型	線形 型	対数線形 型	対数線形 型
水辺の有無 (有:1,無:0)	2.21 26.7	3.78 18.1	1.45 21.6	2.47 14.1
可処分所得	0.323 26.4	0.333 26.3	84.9 18.8	84.7 18.5
レクリエーション回数	-	- 0.229 - 8.27	-	- 0.151 - 6.04
周辺環境の満足度	-	- 0.189 - 4.02	-	- 0.140 - 3.01
尤度比 適中率	0.27 75.0%	0.29 77.2%	0.16 72.4%	0.17 72.7%

表 3 - 25 自然豊かな河川

	線形 型	線形 型	対数線形 型	対数線形 型
自然の有無 (有:1,無:0)	2.64 29.0	4.17 17.4	1.61 24.2	2.67 13.7
可処分所得	0.320 26.7	0.328 26.6	66.6 16.9	66.6 16.7
自然環境保全の考え方	-	- 0.708 - 7.25	-	- 0.512 - 5.98
周辺環境の満足度	-	- 0.106 - 2.19	-	- 0.0729 - 1.70
尤度比 適中率	0.27 78.5%	0.29 78.3%	0.13 72.4%	0.14 72.5%

[洪水対策]

洪水対策については、尤度比は 0.1 程度と低いが、対数線形型において尤度比が比較的高くまた可処分所得の t 値も高くなる。線形 型、対数線形 型で付加した説明変数については、周辺環境満足度については t 値が低く有意なことは言えないが、家屋資産が大きく、公共サービスの満足度が高いほど、洪水被害発生確率が低いことを好むという常識と整合した傾向となる。適中率は 85%とかなり高いが、モデルが住宅 B しか選択せず、アンケート結果がほとんど住宅 B を選択しているためであり、推計されたモデルが回答者の選択行動を適切に表しているとは言い難い。

[渇水対策]

渇水対策については、線形型、対数線形型とも尤度比が低く、可処分所得の係数について、線形型では可処分所得の符号が逆であり、対数線形型では t 値が非常に低くなっている。選択肢の設定範囲が不適切であったこと等に伴い、解析精度が低いと考えられる。また、その一方で、適中率は極めて高く、この指標はモデルの信頼性とは必ずしも対応していないようである。

[レクリエーション可能な水辺空間]

レクリエーション可能な水辺空間については、線形型で尤度比が 0.27,0.29 とかなり高くなっており、水辺の存在、可処分所得に係わる係数の信頼性もかなり高くなっている。また、付加した個人属性変数の係数については、レクリエーション頻度が高く、周辺環境満足度が高い程水辺を望む傾向を示している。

[自然豊かな河川]

自然豊かな河川についても、線形型で尤度比が 0.27,0.29 とかなり高くなるとともに、自然豊かな河川の有無や可処分所得に係わる係数の信頼性も高い。付加した個人属性変数の係数については、自然環境保全意識が高く、周辺環境に満足しているほど自然豊かな河川を望む傾向を示している。

3) 便益評価結果

次に、各ケースにおいて算出された便益評価額について、その変動幅を評価する。便益評価額は年間の 1 世帯当たりの便益をサンプル全体で平均したものであり、洪水対策については洪水確率が 1/10 から 1/100 に軽減された場合のものである。

変動幅を下記のように定義し、洪水対策、レクリエーション可能な水辺空間、自然豊かな河川のそれぞれについて、同一の関数形で説明変数を付加した場合の変動幅(上段)と各ケースにおける全ての関数形、説明変数のパターンに対する変動幅(下段)を表 3-26 にまとめた。ただし、渇水対策については、便益評価額が明らかに不適切な値であったため除外している。

$$\text{便益評価値の変動幅 (\%)} = \frac{\text{最大の評価値} - \text{最小の評価値}}{\text{評価値の絶対値の最小値}} \times 100$$

表 3-26 便益評価値の変動幅（％）

洪水対策		レクリエーション可能な水辺空間		自然豊かな河川	
線形	対数線形	線形	対数線形	線形	対数線形
6.1	2.0	1.6	0	0.7	0.8
68.3		53.8		78.6	

表 3-26 より、説明変数の付加による便益評価値への影響は比較的小さく、特に、選択肢の設定が適切であったレクリエーション可能な水辺空間、自然豊かな河川については、極めて小さくなっている。その一方で、関数形が異なることにより、8割程度の誤差が生じることが分かる。今回の解析では、関数形に伴い尤度比が有意に異なるため、評価額を選択するのは比較的容易と考えられるが、間接効用関数の関数形について非線形関数等まで幅広く考慮すれば、同程度の尤度でさらに変動幅が大きくなることも予想される。例えば、森杉・大島(1985)は渇水頻度の低下に伴う便益について、線形型、対数線形型、CES 型で推計を行っているが、渇水被害発生確率が 1 から 0 になった場合の等価変分 EV(万円/年・戸)は以下の通りであり、尤度がそれほど変わらない対数線形と線形で 300%割近い誤差が生じている。

表 3-27 森杉・大島(1985)による渇水被害発生確率減少の便益

関数形	線形	対数線形	CES
EV(万円/年・戸)	90.8	342.5	117.7
尤度	0.262	0.252	0.219

(5) まとめ

CVM で Close-ended 方式の質問を行った場合の、解析結果の信頼性について、関数形や変数選択の観点から検討したが、ヘドニック法と同様に関数形の違いによって比較的大きな変動幅が生じることが分かった。Close-ended 方式の調査結果の解析方法は、本研究で扱ったもの以外にもあるが、いずれも同程度の変動幅が生じると考えられる。

このため、できるだけ多くの関数形や変数の組み合わせを試行するとともに、客観的な観点から適切な値を選択し、その他の結果と選択理由を明らかにすることにより、信頼性を確保する必要がある。

4 . C V Mの利用上の留意点

(1) 基本的な取り扱い

C V Mは、理論構造や統計処理の問題から、正しい値を導いていることに対する信頼性の確保が困難な場合が多いと考えられる。したがって、消費者余剰法や代替法が適用可能であれば、これらの手法の適用を検討すべきであろう。非使用価値が重要な部分を占める自然環境等の価値については、C V Mを使用することとなる場合が多いと考えられるが、社会資本整備の便益評価手法としてC V Mを政策判断に利用する場合は、評価結果の取り扱いについて十分な注意を要するであろう。なお、NOAAは、現状C V Mの信頼性の立証責任は調査者にあるとし、NOAAのガイドラインが指摘しているさまざまな問題を解決していることを、事前調査や他の実験を通して証明する必要があるとしている。

(2) 事前準備の留意点

1) サンプリング

第1に、評価対象財から効用を感じている人々を全て取り込んだ母集団を設定すれば、評価結果の信頼性は向上すると考えられる。例えば、有名ではない山の景観を評価するに当たり、その山が見える範囲の地域の住民を母集団として想定することが妥当である。しかし、富士山の景観を評価する場合には、日々目の当たりにしている近隣の住民や観光客だけではなく、一般国民もその存在自体に価値を感じていると考えられるため、母集団は全国民にする等より広い範囲とするのが妥当と考えられる。事前テストを行い、評価対象財から効用を感じている人々の空間的分布を把握できれば、範囲を設定する目安となるであろう。

第2に、設定した母集団の中から十分な量のサンプルをランダムに抽出すれば、評価結果の信頼性が向上すると考えられる。NOAAのガイドラインによれば、yes-no形式の2者択一の質問の場合、サンプル誤差を3%に制限するには、1,000人の回答者が必要としている。

2) 事前テスト

以下に示すような事前テストによって得られる情報を、調査設計に反映すれば、評価結果の信頼性が向上すると考えられる。

母集団設定のための事前テスト

適切な母集団を設定するために、評価対象財から効用を感じている人々の範囲を調査する事前テストを実施すれば、調査範囲設定の目安が得られる。

この他にも、調査設計の留意点で述べるさまざまな問題点の排除について、事前テストによって確認することは有効である。

(3) 調査設計の留意点

1) プログラムと評価対象財の明確な定義

プログラムそのものについて正確で十分な情報を提供することは、回答者の正しい判断を導き、評価結果の信頼性を向上させると考えられる。また、Mitchell and Carson (1989) は、そのプログラムによって得られる便益のうちどの部分をCVMで評価したいのかが正しく回答者に伝わらないと、評価対象財の一部のみが評価されてしまったり、逆に、一部分のみが評価対象なのに全体が評価されてしまうことになり、バイアスが発生するとしている。評価対象財を明確に定義すれば、このような誤解が減って評価結果の信頼性が向上すると考えられる。

2) シナリオのリアリティ確保

CVMでは、回答者が取引市場を仮想して評価を行うため、さまざまなバイアスが発生し、信頼性の問題が生じる。従って、シナリオをできるだけリアルにすることによってこの仮想の取引市場をできるだけ現実感あるものとすれば、評価結果の信頼性は向上すると考えられる。

Mitchell and Carson (1989) は、シナリオが回答者にリアルに受け入れられないと、無回答が増えるのみならず不正確な回答を招く恐れがあり、評価結果の信頼性が低下すると指摘している。また、以下のような点に留意すれば、シナリオはリアルになり

評価結果の信頼性が向上するとしている。

シナリオのポイントとなる事項が実感し易いこと

回答者がシナリオのポイントとなる事項について容易に実感できることは重要である。例えば、火力発電所の排煙の、グランドキャニオンの景観への影響について、回答者は実感しにくいかもしれない。しかし、シミュレート写真によって透明度の変化を描写すれば、回答者がその変化を容易に実感できるようになるかもしれない。

シナリオが、実現可能に思えること

例えば、清浄な海洋の価値を評価する場合、汚染された海洋を浄化することは不可能だと考えている回答者は、浄化プログラムへの支払意思額を尋ねるシナリオに疑いの目を向ける。この場合、汚染防止プログラムへの支払意思額を尋ねる方が妥当であろう。

シナリオが非道徳的でないこと

例えば、油で汚染された池を浄化して水鳥を救うプログラムを中止することと引き替えに、金銭を受け取るという内容のシナリオは、非道徳的であり回答者にとってリアルなシナリオとは言えないであろう。

予算制約への言及

評価対象となっている便益を提供するプロジェクトへの支払いが、他のプロジェクトへの支出や個人的な消費の額を減少させることについて言及すれば、回答者に予算制約について意識させることができるので、予算制約を無視した過大なWTPの表明等が減り、評価の信頼性が向上すると考えられる。

情報過多効果によるバイアスの発生

シナリオが十分にリアルでないとバイアスが発生するが、シナリオをリアルにする要素そのものがバイアスの要因となりうる場合がある。シナリオをリアルにすることは、“情報過多効果”を誘発し、回答者が支払い意思額を決める際に、重要な情報が無視されてしまったり、重要でない事項に焦点が合ってしまうたり、誤った理解をさ

せてしまったりする可能性がある。

リアリティに欠けるシナリオによる調査では、潜在的バイアスが増幅するが、シナリオのリアリティを補強するためには、評価に無関係であるべき事項が、評価に関係付けられてしまう危険性がつきまとう。CVM 調査における空気の透明度を描写した写真の使用は、この問題の良い例である。写真は、アメニティーの変化を生き生きと説明するので、シナリオのリアリティを大いに向上させる。「20マイルの透明度と30マイルの透明度の違い」と言葉だけでいわれたとしても、理解することは難しいことを考えれば、写真の効果は絶大であるといえる。ところが、実はこの写真それ自身が、植物の葉の色や、採光の角度、季節の暗示といった、さまざまな“評価に無関係であって欲しいもの”を含んでいる。回答者は、無意識にこれらの影響を受けてしまうと考えられる。

3) 戦略的バイアスの除去

戦略的バイアス（回答者が偽るインセンティブを持ってしまうことによって発生するバイアス）は、一般的なCVM調査において実際にはあまり問題にはならないと考えられる。

4) WTPとWTA

一般にWTAは過大評価になる傾向があるので、WTPで評価することが望ましい。

5) 質問形式

CVMの質問形式には、Open-endedとClose-ended形式がある。質問形式は、どの程度実態に近いのか、どの程度回答者の評価作業を簡易にするか、どの程度バイアスと無関係であるかの3点を勘案して選択される。もっとも、ある研究にとっての最善の質問形式を選択しようとする、3つの選択基準のトレードオフを伴わざるを得ない。以下に、Open-ended方式とClose-ended方式のメリットとデメリットを示す。なお、NOAAのガイドラインにおいては、Open-ended形式によって金銭的価値そのものを回答させることは回答者の負担を大きくするとし、Close-ended形式を推奨している。

表 3-28 Open-ended 形式と Closed-ended 形式のメリット・デメリット

	Open-ended 形式	Closed-ended 形式
メリット	直接WTPを尋ねるので、回答者のWTPそのものを得ることができ、統計処理上有利である。 スターティングバイアスがな い。	提示額に対して判断するだけなので、回答者の作業負担が小さく、仮想市場での合理的な判断をし易くなる可能性がある。
デメリット	回答者が自らWTPを導き出さなければならぬことから、評価作業負担が大きくなり、各々の回答者が仮想市場で正確なWTPを想定することが困難になる可能性がある。また、無回答の確率が増えるため、集計結果の信頼性が低くなる。	1人の回答者から得られる情報が少ない。 スターティングバイアスが発生する可能性がある。

6) WTPの値がよく分からない回答者に無理に答えさせるようなプレッシャーの緩和

調査者が、WTPの値がよく分からないでいる回答者に対して、無理に回答させようとして、プレッシャーを与えるようなことがないように注意すべきである。SchumanとPresser(1981)は、“この件に関して意見がない”という選択肢を加えることで、意味のない回答を30%から10%に減らした。しかし、安易にこの選択肢を選べるようにしてしまえば、回答者が本当は意味のあるWTPに到達することができるのにそれを阻害しかねず、また、逆に、回答者が本当に意味のあるWTPに到達できないのにも拘わらず、無理矢理回答させてしまえば信頼性が損なわれるので、両者の間には微妙なバランスがあり、慎重に扱われなければならない。

7) 回答者のCVM調査の受け入れ状況に関する把握

NOAAのガイドラインは、値付けの理由について自由形式の質問によってフォローアップされるべきであるとしている。この自由形式で得られた回答は、注意深く分類して分析すべきであるとしている。また、CVMインタビューは、しばしば回答者に新しい情報を与えるので、その情報をどの程度理解したか、そして受け入れたかを確認すべきであるとしている。

このような情報は、CVMがうまく機能したかどうかを推定するデータのの一つとな

り、評価結果の信頼性向上につながると考えられる。

(4) 調査実施上の留意点

1) 調査実施方法

調査実施方法としては、面談調査（インタビュー）、電話調査、郵送調査等が考えられる。NOAAは面談を推奨しているが、他の学者等の見解をみると必ずしも面談が明らかに優れているとは言えないようである。調査者は、表3-29に示すメリット、デメリットを勘案して適切な手法を選択し、各々の留意事項に配慮した調査を実施することが望ましい。

表3-29 各調査実施方法のメリット・デメリット

調査方法	メリット	デメリット
面談調査	<p>回答者の反応を観察しながら適切な説明を行うことができる。 イラスト等を利用して分かり易く説明することができる。 面談者を目の前にすることによって、回答者に真面目に答えようというモチベーションが生まれやすい。 回答者が調査を正しく理解しているか観察できる。</p>	<p>多大な費用がかかる。 インタビューア－効果（回答者が面談者が喜ぶように答えてしまう効果）によるバイアスが発生する恐れがある。（ただし、WTPを直接面談者に答えさせず、投票箱を利用したり後日郵送させれば、インタビューア－効果によるバイアスは軽減される可能性がある。）</p>
電話調査	<p>調査費用が比較的少なくて済む。 ある程度回答者の反応を捕らえてそれに合わせた説明を行うことができる。</p>	<p>回答者の反応を十分に捕らえてそれに合わせた適切な説明を行うことはできない。 イラスト等を利用して説明することができない。 回答者に真面目に答えようというモチベーションを持たせにくい。</p>
郵送調査	<p>調査費用が比較的少なくて済む。 イラスト等を利用することができる。</p>	<p>回答者の反応をとらえて適切な説明を行うことができない。 回答者がいい加減な回答をする可能性が少なくない。 回答者の世帯の誰が実際に回答するか分からない。 アンケートの内容を見てから、回答するかしないかを定める可能性がある。</p>

2) 回答者への考慮する時間の提供

回答者が答える前に、そのテーマについて考える機会をもっと与えることも、信頼性の向上につながると考えられる。

3) 回答者への報酬の支払い

回答者に対して報酬を支払うことは、真剣に考えるインセンティブになり、また無回答を減らす効果はあると考えられる。

(5) 統計上の留意点

1) 関数形の選択

間接効用関数の関数形を先験的に知ることはできないため、試行錯誤で当てはまりの良い関数を探すことになる。この際、統計的にみて適合性の優劣をつけがたいにも拘わらず、評価結果が大きく異なってくる場合がある。このような場合の、対処方法について確立された方法はないので、試行錯誤を行い関数形を選択する必要がある。この時、論理的に体系立ててさまざまな関数形を試し、誠実に選択しなければならない。また、その選択の理由を明らかにすれば、調査の信頼性確保にプラスとなるであろう。

(6) 第3者による評価結果の信頼性

原単位型で評価すれば、得られた結果を他の評価結果と比較することで、第3者が容易にその信頼性を検証することができる。また、調査資料を詳細に公開することも、第3者による検証を可能にするために必要である。

第4章 まとめ

建設政策研究センター
伊藤弘之主任研究官
金盛峰和研究官

第4章 まとめ

本研究においては、ヘドニック法や CVM の評価精度について、理論構造の分析やケーススタディを通じて検討した。

ヘドニック法については、その対象財が地価に影響するものに限られるが、大気質、騒音、水質、緑等一般的な都市環境の要素に適用が可能である。このヘドニック法については、便益が地価に帰着する構造等評価手法の理論的背景は確立されており、土地市場が競争的であること、環境改善による波及効果が十分小さいこと等の理論的制約があるものの、実際の適用に当たっては、それほど大きな問題にならないこと、その一方で、データの解析処理において、特に関数形の選択により、便益評価値が大きく変化する等の問題があり、十分な信頼性が確保されていないことが分かった。

また、CVM については、ヘドニック法で評価できないものにも適用が可能であり、特に、非使用価値が含まれる自然環境の価値等への適用が注目されている。この CVM については、実際に財の取引を行わない仮想状態で、「人は財の価値を正しく貨幣評価できるか」という点が、問題となっており、アメリカの NOAA のパネルでは肯定的な見解が表明されているものの、CVM の妥当性、信頼性について否定的見解を有する学者も多い。今回、特に CVM の妥当性、信頼性を検証する実験結果等を中心に、CVM に関する議論を整理したが、この限りでは CVM が十分な妥当性や信頼性を有するとは言えないようである。さらに、Close-ended 方式の回答結果を解析処理するに当たっても、ヘドニック法と同様な問題が見られた。

これら得られた知見をもとに、ヘドニック法及び CVM の公共事業への適用の仕方を整理すると以下ようになる。

評価しようとしている便益について、消費者余剰推定法が適用できたり、適切な代替材が存在する場合は、消費者余剰推定法や代替法を使用することとし、それらが適用できない場合において、ヘドニック法適用の条件が満たされているときには、ヘドニック法の適用が考えられる。特に、騒音、大気質、水質等共通性のあるものについては、今後の研究の蓄積から原単位化を図り、原単位として使用することが精度や信頼性の向上につながり、長期的には調査コストの縮減にもなると考えられる。

また、ヘドニック法については、統計処理において関数形選択や変数選択の問題が生じるが、これについては、できるだけ多くの関数形や変数の組み合わせを試行する

とともに、客観的な観点から適切な値を選択し、その他の結果と選択理由を明らかにしていくことにより対処すべきである。

一方、自然環境への影響等については、CVMでしか評価できないが、現時点におけるCVMの技術レベルとしては、調査の実施方法によっては、調査結果について妥当性や信頼性が確保されているとは言えない場合もある。NOAAのガイドラインは、「調査設計者がバイアスを受けていないことを自ら証明する必要があり、それが出来なければその調査結果は信頼できない」としており、CVMの使用に当たっては、十分な注意が必要である。

CVMについては、バイアスの除去方法等今後の研究成果による精度の向上も期待されるため、今後とも継続的な研究の蓄積が重要である。

**参考1 . ヘドニック法による便益推定値の
信頼性に関するケーススタディの付表**

付表 1-1 変数の選択による変動：線形 - 線形

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.5968	64	-4.102798	0.9091983	0.5662
最小値 (B)	-3.8766	49	-6.624374	-1.128826	0.4379
平均値	-2.604363	61	-5.312961	0.0927615	0.4965
変動指標	88				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	1.0649	116	-1.423885	3.5536852	0.5212
最小値 (B)	-6.9923	93	-9.656185	-4.328415	0.5151
平均値	-2.33454	107	-4.514408	-0.370192	0.4751
変動指標	345				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.14423	14	0.0907109	0.1977491	0.5089
最小値 (B)	0.10942	80	0.06151	0.15733	0.6029
平均値	0.1298463	78	0.0761533	0.1799467	0.5543
変動指標	27				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0058248	82	0.0028572	0.0087924	0.4519
最小値 (B)	0.0037318	24	0.0010438	0.0064198	0.5455
平均値	0.004948	93	0.002267	0.0077728	0.5151
変動指標	42				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0059836	98	0.0031757	0.0087915	0.4574
最小値 (B)	0.0038951	40	0.001339	0.0064512	0.5486
平均値	0.00511	109	0.0025822	0.0077148	0.5192
変動指標	41				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.8393	52	-3.607329	-0.071271	0.5306
最小値 (B)	-5.4629	62	-7.347741	-3.578059	0.5061
平均値	-3.338441	58	-5.118602	-1.533398	0.4565
変動指標	109				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0040639	18	-0.024318	0.0324458	0.4543
最小値 (B)	-0.010026	67	-0.038544	0.0184924	0.4838
平均値	-0.00229	81	-0.034785	0.029921	0.4319
変動指標	615				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.001032	8	-0.00352	0.0014559	0.5788
最小値 (B)	-0.003715	117	-0.006592	-0.000837	0.4336
平均値	-0.00238	120	-0.005025	0.0002974	0.5311
変動指標	113				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.000962	12	-0.003359	0.0014358	0.5787
最小値 (B)	-0.003552	121	-0.006387	-0.000717	0.433
平均値	-0.002229	124	-0.004706	0.0002908	0.5306
変動指標	116				

ATMS	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	7.0522	127	4.8010355	9.3033645	0.5216
最小値(B)	1.3892	48	-0.355443	3.1338426	0.5537
平均値	4.154125	80	2.0045016	6.5926984	0.6029
変動指標	136				

RETL5	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	0.036799	25	-0.000997	0.0745947	0.4421
最小値(B)	0.018801	65	-0.023508	0.0611098	0.468
平均値	0.0286612	105	-0.01035	0.0680117	0.4546
変動指標	63				

RETL150	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	0.0082321	46	0.0028022	0.013662	0.4695
最小値(B)	0.0048041	50	-0.000713	0.0103212	0.4444
平均値	0.0068881	14	0.0020592	0.011894	0.5089
変動指標	50				

RETL2	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	0.0078944	47	0.0028003	0.0129885	0.4712
最小値(B)	0.0047088	51	-8.6E-05	0.0095036	0.4452
平均値	0.0066074	15	0.0022865	0.0110545	0.5099
変動指標	48				

CONV	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	4.0799	116	2.7617283	5.3980717	0.5212
最小値(B)	3.2472	80	1.9839719	4.5104281	0.6029
平均値	3.7715938	52	2.3919238	5.1416762	0.5306
変動指標	22				

TLTM	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	-2.4683	80	-3.666197	-1.270403	0.6029
最小値(B)	-6.1667	21	-7.676057	-4.657343	0.4426
平均値	-4.687274	15	-6.029592	-3.198008	0.5099
変動指標	79				

付表 1-2 変数の選択による変動：線形 - 対数

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.8064	64	-4.46237	0.8495704	0.567
最小値 (B)	-4.1559	49	-7.09381	-1.21799	0.4393
平均値	-2.862473	15	-5.533366	-0.183834	0.5113
変動指標	82				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	1.0441	113	-1.256923	3.3451233	0.4128
最小値 (B)	-4.3572	94	-6.649913	-2.064487	0.5025
平均値	-1.526429	70	-3.34184	0.2842401	0.4961
変動指標	354				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.14446	14	0.0903968	0.1985232	0.5103
最小値 (B)	0.11083	72	0.0613036	0.1603564	0.5738
平均値	0.1320894	73	0.0757965	0.1857035	0.4772
変動指標	25				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0058768	94	0.0030218	0.0087318	0.5025
最小値 (B)	0.0037278	24	0.0010516	0.006404	0.5465
平均値	0.0049534	93	0.002208	0.007831	0.4696
変動指標	43				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0060368	110	0.0033355	0.0087381	0.5081
最小値 (B)	0.0038918	40	0.0012418	0.0065418	0.5496
平均値	0.0051228	109	0.0024089	0.0079591	0.4743
変動指標	42				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.841	52	-3.561603	-0.120397	0.5316
最小値 (B)	-5.457	62	-7.376148	-3.537852	0.5069
平均値	-3.441856	121	-5.55289	-1.25791	0.4331
変動指標	105				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0043685	18	-0.025307	0.0340444	0.4555
最小値 (B)	-0.009683	67	-0.038676	0.0193101	0.4817
平均値	-0.001911	51	-0.031221	0.0275495	0.4463
変動指標	735				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.001016	8	-0.003493	0.0014619	0.5801
最小値 (B)	-0.003642	119	-0.0066	-0.000683	0.4448
平均値	-0.002444	120	-0.005111	0.0002884	0.5306
変動指標	107				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.000944	12	-0.003338	0.0014504	0.58
最小値 (B)	-0.003455	121	-0.00614	-0.000769	0.4331
平均値	-0.002281	124	-0.004835	0.0003459	0.5301
変動指標	110				

ATMS	評価値	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値 (A)	6.301	127	3.9439845	8.6580155	0.5099
最小値 (B)	1.3718	48	-0.371378	3.1149785	0.5545
平均値	3.5193938	96	1.3211197	5.6362803	0.5652
変動指標	140				

RETL5	評価値	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値 (A)	0.037136	25	-0.002688	0.0769597	0.4437
最小値 (B)	0.020949	65	-0.021872	0.0637702	0.4636
平均値	0.0302893	109	-0.005132	0.0656081	0.4743
変動指標	53				

RETL150	評価値	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値 (A)	0.0093344	110	0.0042953	0.0143735	0.5081
最小値 (B)	0.0047758	50	-0.000262	0.0098135	0.4456
平均値	0.0072487	34	0.001746	0.0125694	0.461
変動指標	63				

RETL2	評価値	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値 (A)	0.0087444	111	0.0040385	0.0134503	0.5081
最小値 (B)	0.0046856	51	-6.72E-05	0.0094384	0.4463
平均値	0.0069392	35	0.0015083	0.0122545	0.4617
変動指標	58				

CONV	評価値	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値 (A)	4.0313	84	2.7268394	5.3357606	0.5363
最小値 (B)	3.4859	64	2.2020754	4.7697246	0.567
平均値	3.8321375	68	2.5961197	5.1092803	0.568
変動指標	14				

TLTM	評価値	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値 (A)	-2.3666	80	-2.695747	-2.037453	0.5962
最小値 (B)	-6.1851	21	-7.645587	-4.724613	0.4442
平均値	-4.712598	93	-6.114935	-3.261865	0.4696
変動指標	81				

付表 1-3 変数の選択による変動：対数 - 線形

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.7785	64	-4.130371	0.5733713	0.5754
最小値 (B)	-3.8523	49	-6.445947	-1.258653	0.4419
平均値	-2.763613	15	-5.246273	-0.192727	0.4981
変動指標	75				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	1.0516	116	-1.359231	3.4624313	0.5212
最小値 (B)	-6.4853	93	-9.044718	-3.925882	0.5109
平均値	-2.157457	107	-4.270928	-0.185672	0.4598
変動指標	349				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.12016	14	0.0691299	0.1711901	0.4971
最小値 (B)	0.086506	80	0.0402521	0.1327599	0.5961
平均値	0.1057615	78	0.0562113	0.1544687	0.5462
変動指標	32				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0048388	82	0.0020736	0.007604	0.4377
最小値 (B)	0.0028728	24	0.0003395	0.0054061	0.5404
平均値	0.0039979	93	0.001579	0.006551	0.5109
変動指標	49				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0049734	98	0.0022003	0.0077465	0.4424
最小値 (B)	0.0030075	40	0.0005965	0.0054185	0.5429
平均値	0.0041335	109	0.0018324	0.006504	0.5142
変動指標	48				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.7532	52	-3.46864	-0.03776	0.5348
最小値 (B)	-5.1103	62	-6.990689	-3.229911	0.5154
平均値	-3.122319	123	-5.388832	-0.825168	0.4402
変動指標	108				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0048192	18	-0.020456	0.0300948	0.4459
最小値 (B)	-0.008284	67	-0.034656	0.0180873	0.4653
平均値	-0.001344	100	-0.025842	0.0235059	0.5312
変動指標	975				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.000759	8	-0.003071	0.0015527	0.5691
最小値 (B)	-0.003209	117	-0.005956	-0.000462	0.4295
平均値	-0.002019	120	-0.00438	0.0003314	0.5304
変動指標	121				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.000702	12	-0.002848	0.0014447	0.569
最小値 (B)	-0.003067	121	-0.005648	-0.000486	0.4288
平均値	-0.001914	124	-0.004055	0.0002678	0.53
変動指標	124				

ATMS	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	6.6852	127	4.4154374	8.9549626	0.5295
最小値(B)	1.3281	48	-0.300542	2.9567417	0.5499
平均值	3.9367781	80	1.9226186	6.3849814	0.5961
変動指標	136				

RETL5	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	0.032132	29	-0.001499	0.0657629	0.4388
最小値(B)	0.015529	65	-0.028669	0.0597272	0.4494
平均值	0.0243986	105	-0.013369	0.0621591	0.4396
変動指標	68				

RETL150	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	0.0071417	46	0.0022571	0.0120263	0.461
最小値(B)	0.0040913	50	-0.000889	0.0090712	0.4484
平均值	0.005992	18	0.0008727	0.0112009	0.4459
変動指標	51				

RETL2	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	0.0068593	47	0.0022383	0.0114803	0.4627
最小値(B)	0.0039941	51	-0.000766	0.0087542	0.4489
平均值	0.0057305	63	0.0014025	0.0099723	0.5173
変動指標	50				

CONV	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	3.678	116	2.4733164	4.8826836	0.5212
最小値(B)	2.9266	80	1.8265605	4.0266395	0.5961
平均值	3.396575	76	2.1909405	4.6010595	0.5596
変動指標	22				

TLTM	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	-2.3831	80	-3.411814	-1.354386	0.5961
最小値(B)	-5.4427	21	-6.684797	-4.200603	0.4338
平均值	-4.155643	98	-5.728321	-2.636679	0.4424
変動指標	74				

付表 1-4 変数の選択による変動：対数 - 対数

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-2.006	64	-4.415644	0.4036442	0.5766
最小値 (B)	-3.941	51	-6.488349	-1.393651	0.4507
平均値	-3.009049	15	-5.593634	-0.403966	0.5
変動指標	64				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.95697	113	-1.248095	3.1620349	0.4097
最小値 (B)	-3.9935	95	-6.04424	-1.94276	0.4954
平均値	-1.135294	97	-2.823003	0.5778028	0.4123
変動指標	436				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.11936	66	0.0684842	0.1702358	0.463
最小値 (B)	0.088187	76	0.0411357	0.1352383	0.5601
平均値	0.1063095	73	0.0523969	0.1583231	0.458
変動指標	29				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0048463	82	0.0020861	0.0076065	0.4315
最小値 (B)	0.002864	24	0.0002773	0.0054507	0.5419
平均値	0.0039559	93	0.0014021	0.0065503	0.4622
変動指標	50				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0049474	99	0.0022186	0.0076762	0.4362
最小値 (B)	0.0029992	40	0.0006024	0.005396	0.5443
平均値	0.0039965	105	0.0013478	0.0066166	0.43
変動指標	49				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-1.7511	52	-3.329171	-0.173029	0.5364
最小値 (B)	-4.9682	61	-6.796712	-3.139688	0.5079
平均値	-3.019888	55	-4.719312	-1.357088	0.4627
変動指標	107				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0051368	18	-0.020796	0.0310693	0.4476
最小値 (B)	-0.007914	67	-0.033002	0.0171737	0.4629
平均値	-0.000993	3	-0.027671	0.0252903	0.4863
変動指標	1315				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.000744	8	-0.003007	0.0015179	0.5709
最小値 (B)	-0.003204	119	-0.005915	-0.000493	0.4411
平均値	-0.002042	104	-0.004383	0.0005977	0.5383
変動指標	120				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.000685	12	-0.002961	0.0015903	0.5708
最小値 (B)	-0.003022	123	-0.00561	-0.000433	0.4402
平均値	-0.001849	124	-0.004318	0.0004628	0.5293
変動指標	126				

ATMS	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值 (A)	5.5996	125	3.2538621	7.9453379	0.4985
最小値 (B)	1.3075	48	-0.291345	2.9063451	0.5512
平均値	2.9815737	80	1.3876748	5.1823252	0.5877
変動指標	144				

RETL5	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值 (A)	0.032295	29	-0.003461	0.0680509	0.4407
最小値 (B)	0.017445	65	-0.020604	0.055494	0.4445
平均値	0.0263945	85	-0.009013	0.0616127	0.4275
変動指標	56				

RETL150	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值 (A)	0.0073092	106	0.0022816	0.0123368	0.4548
最小値 (B)	0.0047388	54	-4.15E-05	0.0095191	0.4614
平均値	0.0061412	70	0.0013964	0.010851	0.4777
変動指標	42				

RETL2	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值 (A)	0.0075373	95	0.0031509	0.0119237	0.4954
最小値 (B)	0.003954	51	-0.000812	0.0087203	0.4507
平均値	0.0058733	15	0.001411	0.0103068	0.5
変動指標	61				

CONV	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值 (A)	3.6515	84	2.4612794	4.8417206	0.5278
最小値 (B)	3.0858	64	1.8865771	4.2850229	0.5766
平均値	3.4267222	76	2.2140572	4.6051428	0.5601
変動指標	17				

TLTM	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值 (A)	-2.2972	80	-3.451985	-1.142415	0.5877
最小値 (B)	-5.4468	21	-6.728587	-4.165013	0.436
平均値	-4.208938	83	-5.676033	-2.741367	0.4313
変動指標	75				

付表 1-5 変数の選択による変動：標準二次形式

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-2.8705	28	-6.492603	0.7516031	0.5952
最小値 (B)	-5.7867	9	-9.704538	-1.868862	0.5446
平均値	-3.925314	35	-7.691323	-0.182877	0.5375
変動指標	74				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	1.2262	116	-1.952004	4.4044044	0.5968
最小値 (B)	-7.5723	94	-10.77923	-4.365374	0.6665
平均値	-2.009028	82	-4.096864	1.4216637	0.5278
変動指標	438				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.25037	13	0.097428	0.403312	0.5574
最小値 (B)	0.11661	80	0.0041239	0.2290961	0.703
平均値	0.1677566	12	0.0343848	0.2999952	0.6292
変動指標	80				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.011648	29	0.0054627	0.0178333	0.5433
最小値 (B)	0.0049994	32	-0.000466	0.010465	0.6099
平均値	0.0083736	23	0.0024383	0.0143065	0.5587
変動指標	79				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.01134	45	0.0052966	0.0173834	0.5462
最小値 (B)	0.0044378	48	-0.000861	0.0097367	0.6123
平均値	0.0079707	39	0.0021988	0.0137512	0.5632
変動指標	87				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.76626	56	-2.822337	1.2898174	0.6199
最小値 (B)	-5.4994	61	-8.020175	-2.978625	0.5532
平均値	-2.783399	117	-5.614796	-0.103004	0.5308
変動指標	170				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-0.007897	84	-0.068038	0.0522446	0.5909
最小値 (B)	-0.06724	113	-0.136618	0.0021378	0.5373
平均値	-0.031814	81	-0.10039	0.0388215	0.537
変動指標	187				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0014972	40	-0.002658	0.0056527	0.5967
最小値 (B)	-0.005538	119	-0.010786	-0.000289	0.5377
平均値	-0.001828	72	-0.006014	0.0022098	0.6115
変動指標	385				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0015263	44	-0.002428	0.0054802	0.5977
最小値 (B)	-0.005227	123	-0.010271	-0.000183	0.5336
平均値	0.0067532	76	-0.005526	0.0021682	0.612
変動指標	431				

ATMS	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	7.2696	111	4.2407485	10.298452	0.6714
最小値(B)	0.92965	14	-1.418002	3.2773021	0.5687
平均値	4.0633209	62	0.8912542	7.1565458	0.5666
変動指標	156				

RETL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.050914	29	-0.033409	0.1352369	0.5433
最小値(B)	-0.018049	77	-0.090319	0.0542207	0.6797
平均値	0.020246	49	-0.077185	0.1176869	0.5135
変動指標	341				

RETL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.0085572	46	0.000115	0.0169994	0.5506
最小値(B)	-0.001939	126	-0.009754	0.0058767	0.6297
平均値	0.0039824	54	-0.00551	0.0132594	0.554
変動指標	264				

RETL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.007633	47	-0.00035	0.0156158	0.5506
最小値(B)	-0.001669	127	-0.009067	0.0057291	0.6304
平均値	0.0033212	55	-0.005646	0.0121669	0.5587
変動指標	280				

CONV	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	3.9999	76	2.1991684	5.8006316	0.612
最小値(B)	1.9443	112	0.391506	3.497094	0.6697
平均値	3.3932594	64	1.8103544	4.9878456	0.6553
変動指標	61				

TLTM	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-2.9617	80	-4.848062	-1.075338	0.703
最小値(B)	-6.526	53	-8.537905	-4.514095	0.5203
平均値	-4.903621	63	-6.982015	-2.794985	0.5661
変動指標	73				

付表 1-6 変数の選択による変動：平方根二次形式

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-2.5653	28	-6.918448	1.7878482	0.5882
最小値(B)	-5.9892	9	-10.92265	-1.055751	0.5469
平均値	-3.838964	58	-8.457484	0.7580842	0.545
変動指標	89				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	1.4838	116	-2.123643	5.0912426	0.5859
最小値(B)	-8.774	110	-12.59948	-4.948524	0.6982
平均値	-2.183969	90	-4.26942	1.6598202	0.5551
変動指標	470				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.25842	13	0.0660679	0.4507721	0.555
最小値(B)	0.091348	80	-0.041352	0.2240476	0.714
平均値	0.1622962	14	0.0051266	0.3180934	0.5806
変動指標	103				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.011881	29	0.005117	0.018645	0.5465
最小値(B)	0.004801	32	-0.001695	0.0112975	0.6182
平均値	0.0081725	23	0.0015385	0.0149651	0.5812
変動指標	87				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.011498	45	0.0048595	0.0181365	0.55
最小値(B)	0.0041119	48	-0.002222	0.0104456	0.6227
平均値	0.0076871	99	0.0010593	0.0142727	0.5547
変動指標	96				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-0.70704	56	-3.117476	1.7033956	0.6012
最小値(B)	-6.25	61	-9.321065	-3.178935	0.5342
平均値	-3.048499	114	-6.178155	0.1499554	0.5204
変動指標	182				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-0.001184	84	-0.068347	0.0659787	0.5921
最小値(B)	-0.078219	113	-0.159222	0.0027837	0.5224
平均値	-0.037164	83	-0.108691	0.0345973	0.5501
変動指標	207				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.001507	40	-0.003439	0.0064527	0.5917
最小値(B)	-0.006295	119	-0.012506	-8.45E-05	0.5324
平均値	-0.002234	7	-0.007821	0.0033623	0.6096
変動指標	349				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.0015865	44	-0.003107	0.00628	0.5927
最小値(B)	-0.005899	123	-0.011867	7.001E-05	0.5286
平均値	-0.001901	11	-0.007206	0.0033693	0.612
変動指標	394				

ATMS	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	8.5406	110	4.9729258	12.108274	0.6982
最小値 (B)	1.0396	14	-1.841724	3.9209243	0.5806
平均値	4.9160719	62	1.106523	8.609877	0.5622
変動指標	153				

RETL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.065914	29	-0.029111	0.1609385	0.5465
最小値 (B)	-0.013437	77	-0.099044	0.0721698	0.6901
平均値	0.0313509	117	-0.077795	0.1415635	0.5158
変動指標	253				

RETL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0087272	46	-0.000772	0.0182265	0.5773
最小値 (B)	-0.004135	126	-0.013669	0.0053996	0.6296
平均値	0.0034477	54	-0.007664	0.0144768	0.5519
変動指標	373				

RETL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	0.0079842	47	-0.001023	0.0169918	0.5756
最小値 (B)	-0.003206	127	-0.0122	0.0057879	0.6282
平均値	0.0029971	35	-0.006608	0.0125473	0.5583
変動指標	373				

CONV	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	4.5227	76	2.3302977	6.7151023	0.6101
最小値 (B)	2.1802	96	0.3654583	3.9949417	0.6798
平均値	3.8777938	88	1.9761415	5.8162585	0.5798
変動指標	60				

TLTM	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値 (A)	-3.6699	80	-5.929968	-1.409832	0.714
最小値 (B)	-7.7927	37	-10.49081	-5.094587	0.5211
平均値	-5.851239	62	-8.603301	-3.131099	0.5622
変動指標	70				

付表 1-7 変数の選択による変動：最良の決定係数

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-2.8705	Quadratic(表2-5)-28	-6.492603	0.7516031	0.5952
最小値(B)	-5.9892	SquareRoot(表2-6)-9	-10.92265	-1.055751	0.5469
平均値(1~6表)	-3.22826				
変動指標	97				
CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	1.4838	SquareRoot(表2-6)-116	-2.123643	5.0912426	0.5859
最小値(B)	-8.774	SquareRoot(表2-6)-110	-12.59948	-4.948524	0.6982
平均値(1~6表)	-1.964058				
変動指標	522				
FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.25037	Quadratic(表2-5)-13	0.097428	0.403312	0.5574
最小値(B)	0.091348	SquareRoot(表2-6)-80	-0.041352	0.2240476	0.714
平均値(1~6表)	0.134394				
変動指標	118				
FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.011881	SquareRoot(表2-6)-29	0.005117	0.018645	0.5465
最小値(B)	0.004801	SquareRoot(表2-6)-32	-0.001695	0.0112975	0.6182
平均値(1~6表)	0.0058896				
変動指標	120				
FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.011498	SquareRoot(表2-6)-45	0.0048595	0.0181365	0.55
最小値(B)	0.0041119	SquareRoot(表2-6)-48	-0.002222	0.0104456	0.6227
平均値(1~6表)	0.0057796				
変動指標	128				
GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-0.76626	Quadratic(表2-5)-56	-2.822337	1.2898174	0.6199
最小値(B)	-5.4994	Quadratic(表2-5)-61	-8.020175	-2.978625	0.5532
平均値(1~6表)	-3.062509				
変動指標	155				
HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-0.001184	SquareRoot(表2-6)-84	-0.068347	0.0659787	0.5921
最小値(B)	-0.06724	Quadratic(表2-5)-113	-0.136618	0.0021378	0.5373
平均値(1~6表)	-0.014721				
変動指標	449				
HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.0014972	Quadratic(表2-5)-40	-0.002658	0.0056527	0.5967
最小値(B)	-0.005538	Quadratic(表2-5)-119	-0.010786	-0.000289	0.5377
平均値(1~6表)	-0.002101				
変動指標	335				
HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.0015263	Quadratic(表2-5)-44	-0.002428	0.0054802	0.5977
最小値(B)	-0.005227	Quadratic(表2-5)-113	-0.010271	-0.000183	0.5336
平均値(1~6表)	-0.001892				
変動指標	357				

ATMS	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	8.5406	SquareRoot(表2-6)-110	4.9729258	12.108274	0.6982
最小値(B)	1.0396	SquareRoot(表2-6)-14	-1.841724	3.9209243	0.5806
平均值(1~6表)	4.0103739				
変動指標	187				

RETL5	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	0.065914	SquareRoot(表2-6)-29	-0.029111	0.1609385	0.5465
最小値(B)	-0.013437	SquareRoot(表2-6)-77	-0.099044	0.0721698	0.6901
平均值(1~6表)	0.0262102				
変動指標	303				

RETL150	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	0.0087272	SquareRoot(表2-6)-46	-0.000772	0.0182265	0.5773
最小値(B)	-0.001939	Quadratic(表2-5)-126	-0.009754	0.0058767	0.6297
平均值(1~6表)	0.0052903				
変動指標	202				

RETL2	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	0.0079842	SquareRoot(表2-6)-47	-0.001023	0.0169918	0.5756
最小値(B)	-0.001669	Quadratic(表2-5)-127	-0.009067	0.0057291	0.6304
平均值(1~6表)	0.0049059				
変動指標	197				

CONV	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	3.9999	Quadratic(表2-5)-76	2.1991684	5.8006316	0.612
最小値(B)	2.1802	SquareRoot(表2-6)-96	0.3654583	3.9949417	0.6798
平均值(1~6表)	3.5731888				
変動指標	51				

TLTM	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大值(A)	-3.6699	SquareRoot(表2-6)-80	-5.929968	-1.409832	0.714
最小値(B)	-7.7927	SquareRoot(表2-6)-37	-10.49081	-5.094587	0.5211
平均值(1~6表)	-4.761343				
変動指標	87				

付表 1-8 変数の選択による変動：最大の変動幅

NOISE	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-1.5968	Linear-Linear(表2-1)-64	-4.102798	0.9091983	0.5662
最小値(B)	-5.9892	SquareRoot(表2-6)-9	-10.92265	-1.055751	0.5469
平均値(1~6表)	-3.22826				
変動指標	136				

CLEN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	1.4838	SquareRoot(表2-6)-116	-2.123643	5.0912426	0.5859
最小値(B)	-8.774	SquareRoot(表2-6)-110	-12.59948	-4.948524	0.6982
平均値(1~6表)	-1.964058				
変動指標	522				

FACIL5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.25842	SquareRoot(表2-6)-13	0.0660679	0.4507721	0.555
最小値(B)	0.086506	log-Linear(表2-3)-80	0.0402521	0.1327599	0.5961
平均値(1~6表)	0.134394				
変動指標	128				

FACIL150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.011881	SquareRoot(表2-6)-29	0.005117	0.018645	0.5465
最小値(B)	0.002864	log-log(表2-4)-24	0.0002773	0.0054507	0.5419
平均値(1~6表)	0.0058896				
変動指標	153				

FACIL2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.011498	SquareRoot(表2-6)-45	0.0048595	0.0181365	0.55
最小値(B)	0.0029992	log-log(表2-4)-40	0.0006024	0.005396	0.5443
平均値(1~6表)	0.0057796				
変動指標	147				

GREN	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	-0.70704	SquareRoot(表2-6)-56	-3.117476	1.7033956	0.6012
最小値(B)	-6.25	SquareRoot(表2-6)-61	-9.321065	-3.178935	0.5342
平均値(1~6表)	-3.062509				
変動指標	181				

HAMP5	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.0051368	log-log(表2-4)-18	-0.020796	0.0310693	0.4476
最小値(B)	-0.078219	SquareRoot(表2-6)-113	-0.159222	0.0027837	0.5224
平均値(1~6表)	-0.014721				
変動指標	566				

HAMP150	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.001507	Quadratic(表2-5)-40	-0.002658	0.0056527	0.5967
最小値(B)	-0.006295	SquareRoot(表2-6)-119	-0.012506	-8.45E-05	0.5324
平均値(1~6表)	-0.002101				
変動指標	371				

HAMP2	評価値	(式番号)	信頼区間		R ²
最大値(A)	0.0015865	SquareRoot(表2-6)-44	-0.003107	0.00628	0.5927
最小値(B)	-0.005899	SquareRoot(表2-6)-123	-0.011867	7.001E-05	0.5286
平均値(1~6表)	-0.001892				
変動指標	396				

ATMS	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	8.5406	SquareRoot(表2-6)-110	4.9729258	12.108274	0.6982
最小値(B)	0.92965	Quadratic(表2-5)-14	-1.418002	3.2773021	0.5687
平均値(1~6表)	4.0103739				
変動指標	190				

RETL5	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	0.065914	SquareRoot(表2-6)-29	-0.029111	0.1609385	0.5465
最小値(B)	-0.018049	Quadratic(表2-5)-77	-0.090319	0.0542207	0.6797
平均値(1~6表)	0.0262102				
変動指標	320				

RETL150	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	0.0087272	SquareRoot(表2-6)-46	-0.000772	0.0182265	0.5773
最小値(B)	-0.004135	SquareRoot(表2-6)-126	-0.013669	0.0053996	0.6296
平均値(1~6表)	0.0052903				
変動指標	243				

RETL2	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	0.0079842	SquareRoot(表2-6)-47	-0.001023	0.0169918	0.5756
最小値(B)	-0.003206	SquareRoot(表2-6)-127	-0.0122	0.0057879	0.6282
平均値(1~6表)	0.0049059				
変動指標	228				

CONV	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	4.5227	SquareRoot(表2-6)-76	2.3302977	6.7151023	0.6101
最小値(B)	1.9443	Quadratic(表2-5)-112	0.391506	3.497094	0.6697
平均値(1~6表)	3.5731888				
変動指標	72				

TLTM	評價值	(式番号)	信賴区間		R ²
最大値(A)	-2.2972	log-log(表2-4)-80	-3.451985	-1.142415	0.5877
最小値(B)	-7.7927	SquareRoot(表2-6)-37	-10.49081	-5.094587	0.5211
平均値(1~6表)	-4.761343				
変動指標	115				

**参考2 . CVMによる便益推定値の信頼性に関する
ケーススタディの調査**

治水安全度の向上、水資源確保、環境保全に関するアンケート調査

九州地方では、昨年度大規模な渇水による被害が生じました。また、台風や梅雨によって洪水被害も依然として発生しています。一方、自然環境への関心が高まり、森林や河川の自然環境などの保全が求められるようになってきました。今後、ダムや堤防整備と森林、農地の保全などを適切に組み合わせ、治水安全度の向上、水資源の確保、環境保全をはかっていく必要があると考えられます。

このアンケート調査では、洪水防止、渇水の緩和、環境の保全などに対して、日ごろあなたのご家庭でどのように評価されているのかお尋ねいたします。設問の中には金額評価していただくものもあり、回答が難しい点もあるかと思いますが、直感的に「この程度」という数字でお答えください。

個人の回答結果はすべて統計的に処理し、個人のお名前をお出しすることはありませんので、ご回答いただいた皆さまにご迷惑おかけすることは決してございません。

ご多忙の折誠に恐れ入りますが、何とぞこのアンケート調査にご協力くださいますようお願い申し上げます。また、同封のボールペンは、ご笑納ください。

平成8年3月

このアンケートはご記入の上、同封の返信用封筒にて
3月 日()までにご投函くださいますようお願いいたします。

ご回答上の注意点

ご回答は各質問ごとにあてはまる番号を 印で囲んでいただくものと、回答欄に数字や言葉を記入していただくものがあります。

あなた様からお寄せいただいたご回答を有効に活用させていただくため、質問中、特に指示のないかぎり何とぞすべての質問にご回答くださいますようお願いいたします。

問1 . あなたの水害の経験についておうかがいします。 あてはまるもの一つに 印をつけて ください。

1. 床上浸水以上の被害にあったことがある。
2. 床下浸水の被害にあったことがある。
3. 直接被害にあったことはないが、近隣河川で水害が発生したことがある。
4. 親類、知人などから水害の経験について聞いたことがある。
5. 特に水害の経験はない

問2 . あなたのご家庭で、渇水によって水利用に影響がでたことがありましたか。 あては まるもの一つに 印をつけて ください。

1. 1日に数時間断水した時期があった
2. 水道の水が出かたが悪くなった時期があった
3. 特に影響は無かった

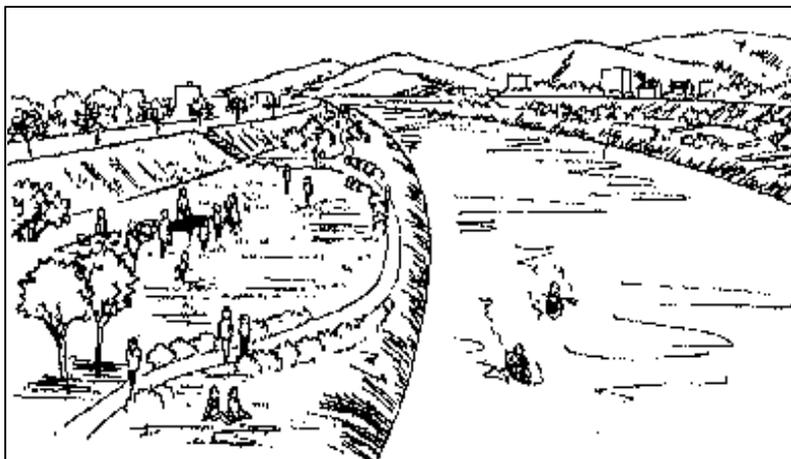
問3 . あなたや同居なさっている家族の方で、河川、河原、湖などでレクリエーションを楽しむことはありますか。 あてはまるレクリエーションのすべてに 印をつけて ください。

1. つり
2. 水泳・水遊び
3. ボート・カヌー
4. 散歩・散策
5. 野球・ゴルフ
6. キャンプ・バーベキュー
7. 風景を楽しむ
8. その他のレクリエーション

問4 . 徒歩で15分程度の近さにある河川が下の絵のように、レクリエーションが楽しめるように整備されており、散歩、釣り、ボート、ピクニックなどのレクリエーションが楽しめると思います。

あなたは、どの程度でレクリエーションを楽しみたいと思いますか。 最もあては まるもの一つに 印をつけて ください。

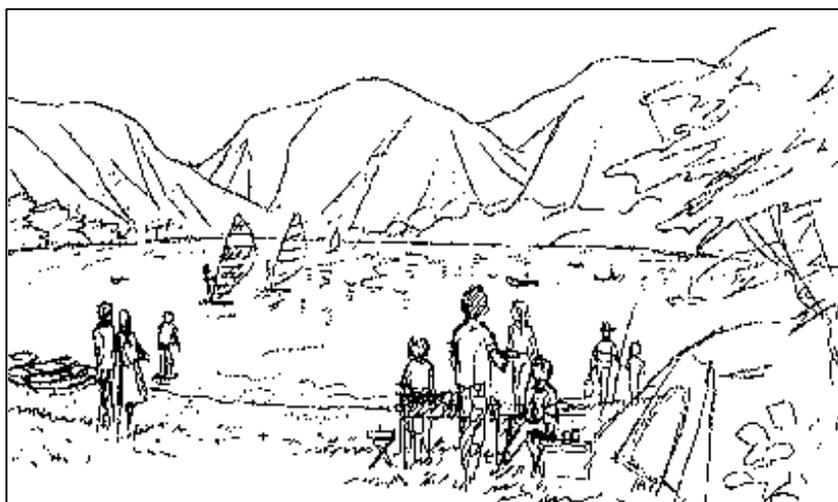
1. 毎日レクリエーションを楽しむ。
2. 一週間に2~3回程度レクリエーションを楽しむ。
3. 一週間に1回程度レクリエーションを楽しむ。
4. 一ヶ月に2~3回程度レクリエーションをする。
5. 一ヶ月に1回程度レクリエーションをする。
6. 一年間に2~3回程度レクリエーションをする。
7. 一年間に1回程度レクリエーションをする。
8. レクリエーションはしない
9. わからない



問5 . あなたのお住まいから自動車で（ * ）分程度のところの山中に湖があり、下の写真のように、釣り、ボート、カヌー、散策、キャンプなどのレクリエーションが誰でも気軽に楽しめます。

あなたは、どの程度の頻度でレクリエーションを楽しみたいと思いますか。最もあてはまるもの一つに 印をつけてください。

1. 毎日レクリエーションを楽しむ。
2. 一週間に2～3回程度レクリエーションを楽しむ。
3. 一週間に1回程度レクリエーションを楽しむ。
4. 一ヶ月に2～3回程度レクリエーションをする。
5. 一ヶ月に1回程度レクリエーションをする。
6. 一年間に2～3回程度レクリエーションをする。
7. 一年間に1回程度レクリエーションをする。
8. レクリエーションはしない
9. わからない



(*に、居住地から上流域までの時間距離を入れる)

問6 . あなたは経済的に豊かな暮らし（利便性の向上、安全性の向上）と自然環境の保全についてどのようなご意見をお持ちですか。最も近いもの一つに 印をつけてください。

1. 経済的に豊かな暮らしを多少犠牲にしても、自然環境保全を優先させるべきである。
2. 経済的に豊かな暮らしと自然環境の保全は両立させるべきである。
3. 経済的に豊かな暮らしは自然環境の保全より優先させるべきである。
4. わからない

問7 . 現代に生きる私たちの生活のあり方によって、将来の世代に残される、国土、海洋、河川、大気などの環境は大きく異なってくると思われます。将来の世代を考慮した場合、私たちはどのような生活を営むべきと考えますか。最も近いもの一つに 印をつけてください。

1. 将来の世代のための環境保全に配慮した生活を営むべきであり、そのためには多少の生活水準の低下もやむをえない。
2. 将来の世代のためにより環境を残すことと、私たちの生活水準の向上を両立させるべきである。
3. 将来の世代のためにより環境を残すことは、特に重要なことと思わない。
4. わからない

問8 . あなたは河川美化や環境保全などのボランティア活動に、家族や知人とともに参加したいと思いますか。最も近いもの一つに 印をつけてください。

1. 積極的に参加したいと思う
2. 誘いがあれば参加したいと思う。
3. どちらでも良い
4. 参加したいとは思わない。
5. わからない

問9 . 問8 . で4 . を回答した人におうかがいます。 そう思われるのはどのような理由か

らですか。最も近いもの一つに 印をつけてください。

1. 時間的余裕がないから
2. 資金的余裕がないから
3. 面倒だから
4. 事故などが心配だから
5. ボランティアでは効果が期待できないから
6. 内容をよく知らないから
7. その他

問10 . 九州山地には、自然が豊かな森林が広がっています。仮に、森林を伐採や荒廃が進み、自然生態系が損なわれる可能性があります。これらの森林の自然生態系を保全するためには財源が必要とされます。あなたは、森林の伐採や荒廃を防ぐためには、年間あたり(*)円であれば支払ってもよいと思いますか。 あてはまるもの一つ 印をつけてください。

1. 支払いってもよいと思う (YES)
 2. 支払わないと思う (NO)
 3. わからない
- (アンケート票によって*に、500, 1,000, 2,000, 5,000, 10,000を入れる)

問11. 近年、わが国では林業の不振、山林の過疎化などで手入れが行き届かず、森林の荒廃を懸念する声がありますが、これからの森林の整備はどうあるべきだと思いますか。あなたのご意見に最も近いもの一つに 印をつけてください。

1. 森林は林業などの経済活動の対象であり、林業生産を通じて整備を進めるべきである。
2. 森林はたとえ経済効率に合わなくても、国土保全、災害防止などの役割を重視して、整備すべきである。
3. その他
4. わからない

以下の質問では、2つの住宅の比較という形で、みなさまの住宅に対する好みをおうかがいし、環境など価格が定まっていないものの評価を行います。アンケート結果の解析のために、あなたが現在お住まいのお宅の状況を知る必要があります。そこで、以下に住宅の状況についておうかがいたします。

問12. あなたの現在お住まいの状況についておうかがいします。

a. 現在お住まいの住居は、賃貸ですか、持ち家ですか。あてはまるもの一つに 印をつけてください。

賃貸である 賃料 () 円 / 月

持ち家である 仮に賃貸とした場合、賃料としていくらが適当と思われる
か () 円 / 月

<参考値> 標準的な貸家の賃貸料は以下の通りです。資料：総務庁『住宅統計調査』

福岡県 2,256円 / 月 / 畳 佐賀県 1,626円 / 月 / 畳

大分県 1,801円 / 月 / 畳 宮崎県 1,603円 / 月 / 畳

b. 現在お住まいの住居の広さ（建物の延べ床面積でお答えください）はどのくらいですか。m²、または、坪数で、以下の欄のいずれかにご記入ください。

およそ _____ m² または、 _____ 坪 (1坪 = 2畳 = 3.3m²)

c. あなたのご家族は、現在お住まいの住居に何年間おすまいですか。年数でご記入ください。

およそ _____ 年

d. 働いていらっしゃるご家族のうちで、最も収入が多い方の通勤時間は片道で何分くらいですか。以下の欄にご記入ください。（なお、自営業などで通勤時間がない場合には0時間0分とお答えください。）

およそ _____ 時間 _____ 分

e. 食料品など日常のお買い物で、主に行かれる場所まで片道何分くらいですか。以下の欄にご記入ください。

およそ _____ 分

- f. e. でお答えの日常のお買い物で、主に使われる交通手段は何ですか。あてはまるもの一つに 印をつけてください。
- 1.鉄道・バス 2.自動車 3.バイク・スクーター 4.自転車
5.徒歩 6.その他
- g. 現在お住まいの住宅周辺の道路や下水の整備状況、学校や病院への便などの公共サービス全般についてどのようにお感じですか。最もあてはまるもの一つに 印をつけてください。
- 1.大変満足している 2.満足している 3.どちらでもない
4.やや不満である 5.非常に不満である
- h. 現在お住まいの住宅の周辺環境（日照、騒音、空気、風紀など）全般についてどのようにお感じですか。最もあてはまるもの一つに 印をつけてください。
- 1.大変満足している 2.満足している 3.どちらでもない
4.やや不満である 5.非常に不満である
- i. これからも現在お住まいの住宅に住み続けようとお思いですか。最もあてはまるもの一つに 印をつけてください。
- 1.これかも住み続けようと思う 2.いずれ引っ越したいと思う
3.引っ越す予定がある 4.わからない

問 13 . 以下は、仮定の質問で恐縮ですが、あなたのお考えに近い意見をお答えください。仮に、あなたが次のような状況で引っ越そうとしています。

あなたとあなたのご家族は、現在お住いの町に引っ越してくることになりました。そこで、以下の住宅Aと住宅Bのどちらかを選ぼうとしています。住宅Aと住宅Bは、以下の設問で示されている条件以外は、現在お住いの住宅と同じ条件とお考え下さい。

住宅Bは、この住宅Aと比較される住宅で、若干居住条件が異なっています。基準となる住宅Aは左欄に、比較される住宅Bは右欄に書かれています。この二つの住宅のうち、どちらが望ましいかを、下記の回答例のように数字に 印を付けてください。

	住宅A の条件	住宅A がよい	甲乙つけ がたい	住宅B がよい	住宅B の条件
	駅から徒歩で 10 分		2	3	駅から徒歩で 20 分だが 住宅Aより家賃が月 1 千円安い
	"	1		3	駅から徒歩で 20 分だが 住宅Aより家賃が月 2 千円安い
	"	1	2		駅から徒歩で 20 分だが 住宅Aより家賃が月 5 千円安い

で、住宅Aが住宅Bより好ましいと思われたら、上記のように、「1」に 印をつけてください。また、
、
も同様にお答えください。なお、比較される住宅Bについて、記されていない他の条件は、住宅Aと同じとします。

- a. 住宅Aは水洗化されており、住宅Bは水洗化されていませんが、住宅Aより家賃が安くなっています。

引っ越されるとしたら、どちらの住宅を選択されますか。 から までそれぞれ、「1住宅Aがよい」「2甲乙つけがたい」「3住宅Bがよい」のいずれか、あなたのご意見に最も近い番号に 印をつけてください。

	住宅A の条件	住宅A がよい	甲乙つけ がたい	住宅B がよい	住宅B の条件
	水洗化されている	1	2	3	水洗化されていないが 住宅Aより家賃が月1千円安い
	水洗化されている	1	2	3	水洗化されていないが 住宅Aより家賃が月2千円安い
	水洗化されている	1	2	3	水洗化されていないが 住宅Aより家賃が月5千円安い
	水洗化されている	1	2	3	水洗化されていないが 住宅Aより家賃が月1万円安い

b. 住宅Aは、10年に1回程度住居の床が水につかる程度の洪水が発生する可能性があります。

住宅Bは、洪水の被害にあう可能性は低いですが、住宅の家賃が高くなっています。

どちらの住宅を選択されますか。 から までそれぞれ、「1住宅Aがよい」「2甲乙つけがたい」「3住宅Bがよい」のいずれか、あなたのご意見に最も近い番号に 印をつけてください。



	住宅A の条件	住宅A がよい	甲乙つけ がたい	住宅B がよい	住宅B の条件
	<u>10年に一回程度床が水につかる程度の洪水被害にあう可能性がある。</u>	1	2	3	<u>洪水の被害にあう可能性は20年に一度程度だが、住宅Aより家賃が月1万円高い</u>
	”	1	2	3	<u>洪水の被害にあう可能性は50年に一度程度だが、住宅Aより家賃が月1万円高い</u>
	”	1	2	3	<u>洪水の被害にあう可能性は100年に一度程度だが、住宅Aより家賃が月1万円高い</u>
	”	1	2	3	<u>洪水の被害にあう可能性は200年に一度程度だが、住宅Aより家賃が月1万円高い</u>

- c. 住宅Aは、3年に1度、年間20日程度（午後10:00～午前8:00の間断水する）となる湯水被害が生じる可能性があります。

住宅Bは、湯水被害の危険性は低いですが、住宅の家賃は高くなっています。

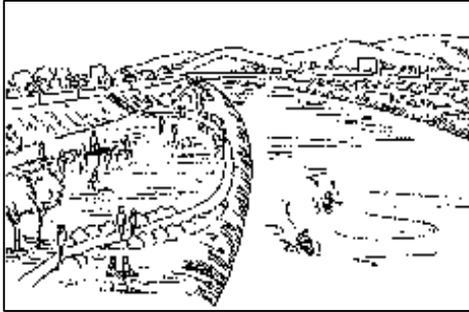
どちらの住宅を選択されますか。 から までそれぞれ、「1住宅Aがよい」「2甲乙つけがたい」「3住宅Bがよい」のいずれか、あなたのご意見に最も近い番号に 印をつけてください。

【参考】

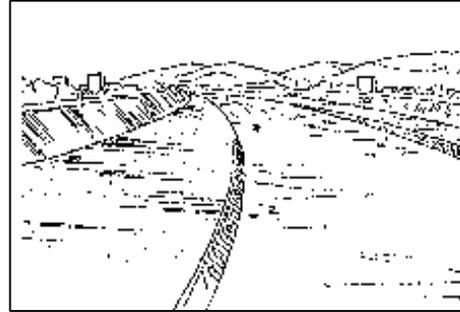
平成6～7年の湯水時に、福岡市では、平成6年8月から平成7年5月までの約10ヶ月（295日間）にわたって夜間断水（6時間～12時間）しました。

	住宅A の条件	住宅A がよい	甲乙つけ がたい	住宅B がよい	住宅B の条件
	3年に一回程度20日間の 夜間断水:午後10時～8時 の湯水被害が生じる	1	2	3	湯水被害が生じる危険性は、 5年に一度程度だが、 住宅Aより家賃が月1万円高い
	"	1	2	3	湯水被害が生じる危険性は、 10年に一度程度だが、 住宅Aより家賃が月1万円高い
	"	1	2	3	湯水被害が生じる危険性は、 20年に一度程度だが、 住宅Aより家賃が月1万円高い
	"	1	2	3	湯水被害が生じる危険性は、 50年に一度程度だが、 住宅Aより家賃が月1万円高い

- d. 住宅Aでは、徒歩で行ける程度(15分程度)の距離にある河川、川原では、つり、ボート、散策などのレクリエーションが、誰でも気軽に楽しむことができます。
住宅Bは、近くの河川(徒歩で15分程度)では、レクリエーションを楽しめませんが、住宅の家賃は安くなっています。
 どちらの住宅を選択されますか。 から までそれぞれ、 「1住宅Aがよい」「2甲乙つけがたい」「3住宅Bがよい」のいずれか、あなたのご意見に最も近い番号に 印をつけてください。



レクリエーションが楽しめる
住宅Aの近隣の河川



レクリエーションが楽しめない
住宅Bの近隣の河川

	住宅A の条件	住宅A がよい	甲乙つけ がたい	住宅B がよい	住宅B の条件
	近隣の河川でレクリエーションができる	1	2	3	近隣の河川ではレクリエーションできないが 住宅Aより家賃が月1千円安い
	"	1	2	3	近隣の河川ではレクリエーションできないが 住宅Aより家賃が月2千円安い
	"	1	2	3	近隣の河川ではレクリエーションできないが 住宅Aより家賃が月5千円安い
	"	1	2	3	近隣の河川ではレクリエーションできないが 住宅Aより家賃が月1万円安い

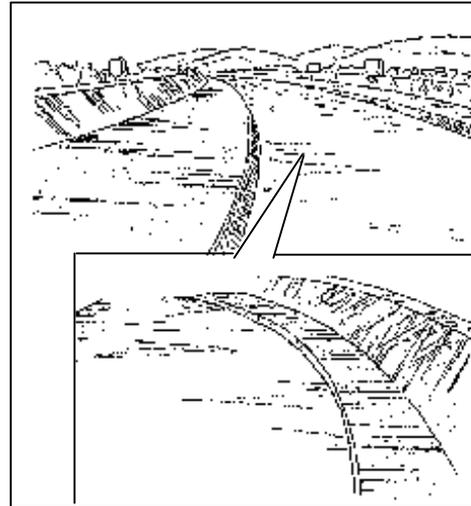
- e. 住宅Aでは、徒歩で行ける程度の距離(15分程度)にある河川は、多くの種類の植物や動物などが生息し自然が豊かです。

住宅Bは、近くの河川は(徒歩で15分程度)、コンクリート貼りの護岸で、植物や生物の種類が少なく、自然が乏しいですが、住宅の家賃は安くなっています。

どちらの住宅を選択されますか。 から までそれぞれ、「1住宅Aがよい」「2甲乙つけがたい」「3住宅Bがよい」のいずれか、あなたのご意見に最も近い番号に 印をつけてください。



生物種が多く、自然豊かな
住宅Aの近隣の河川



コンクリート貼りで自然が乏しい
住宅Bの近隣の河川

	住宅A の条件	住宅A がよい	甲乙つけ がたい	住宅B がよい	住宅B の条件
	<u>近隣の河川は自然豊である</u>	1	2	3	<u>近隣の河川はコンクリート貼りで自然が乏しいが、住宅Aより家賃が月1千円安い</u>
	”	1	2	3	<u>近隣の河川はコンクリート貼りで自然が乏しいが、住宅Aより家賃が月2千円安い</u>
	”	1	2	3	<u>近隣の河川はコンクリート貼りで自然が乏しいが、住宅Aより家賃が月5千円安い</u>
	”	1	2	3	<u>近隣の河川はコンクリート貼りで自然が乏しいが、住宅Aより家賃が月1万円安い</u>

問14.最後に少々立ち入ったことをお尋ねいたしますが、本アンケート調査結果を分析する上で必要となりますので、よろしくご回答くださいますようお願いいたします。

a. あなたの性別は、 1.男性 2.女性

b. あなたの年齢をご記入ください。

--	--

 才

c. あなたのご家族の人数をご記入ください。

--	--

 才

d. あなたと同居されているご家族の家計を主に担っている方のご職業はどれですか。
下の中から1つ選び 印をつけてください。

- | | |
|---------------|--------|
| 1. 会社員 | 6. 林業 |
| 2. 公務員 | 7. 自由業 |
| 3. 教職員 | 8. 学生 |
| 4. 商工・サービス業自営 | 9. その他 |
| 5. 農業 | |

e. あなたの世帯の年間の所得の合計はどれくらいですか。下の中から1つ選び 印をつけてください。

- | | |
|-----------------|---------------------|
| 1. 300万円未満 | 5. 700万～1,000万円未満 |
| 2. 300万～400万円未満 | 6. 1,000万～1,500万円未満 |
| 3. 400万～500万円未満 | 7. 1,500万～2,000万円未満 |
| 4. 500万～700万円未満 | 8. 2,000万円以上 |

長時間ご協力いただき、大変ありがとうございました

参考文献

<参考文献>

第1章

建設省建設政策研究センター(1997)：「社会資本整備の便益評価等に関する研究」PRC Note 第14号

第2章

金本良嗣・中村良平・矢澤則彦(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, 251 - 266 .

建設省(1997)：「平成9年 国土建設の現況」

建設省建設政策研究センター(1997)：「社会資本整備の便益評価等に関する研究」PRC Note 第14号

肥田野登(1997)：「環境と社会資本の経済評価～ヘドニックアプローチの理論と実際～」, 勁草書房

矢澤則彦・金本良嗣(1992)：「ヘドニックアプローチにおける変数選択」, 環境科学会誌, 5 (1) , 45 - 56

Cropper, M., Deck, L. and McConnell, K. (1988) On the choice of functional form for hedonic price functions. *The Review of Economics and Statistics*, Vol. LXX No. 4.

Ellickson, B., An Alternative Test of the Hedonic Theory of Housing Markets, *Journal of Urban Economics*, 9, 1981, pp. 56-79

Halvorson, R and H. Pollakowski (1981) Choice of functional form for hedonic price equations. *Journal of Urban Economics*, Vol. 10, pp. 37-49

Kanemoto, Y. (1988) Hedonic prices and the benefits of public projects, *Econometrica*, 56, 981-989.

Kanemoto, Y. and R. Nakamura (1986) A new approach to the estimation of structural equations in hedonic models. *Journal of Urban Economics* Vol. 19, pp. 218-233

Lerman, S. R. and Kern, C.R. (1983), Hedonic Theory, Bid Rents and Willingness to Pay: Some Extensions of Ellickson's Results *Journal of Urban Economics*, Vol. 13, pp. 358-363

Quigley, J. M. (1982) Nonlinear budget constraints and consumer demand: an application to public programs for residential housing. *Journal of Urban Economics* Vol. 12. 177-201

Rosen, S. (1974) Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition," *Journal of Political Economy*, 82, 34-55.

第3章

泉 信一・近藤基吉・穂刈四三二・永倉俊充編(1953)：「数学公式」, 共立出版株式会社, p229.

岩瀬 広・林山泰久(1997)：「CVMによる幹線道路整備がもたらすリダクンツの経済的評価」, 土木計画学研究講演集, No. 20(2), pp. 379-382.

建設省建設政策研究センター(1997)：「社会資本整備の便益評価等に関する研究」PRC Note

第 14 号

社団法人交通工学学会(1993)：「やさしい非集計分析」，三美印刷株式会社

土木学会土木計画学研究委員会編(1995)：「非集計行動モデルの理論と実際」，社団法人土木学会

肥田野登・林山泰久・木村倫久・渡辺進一郎(1997)：「高齢者のための都市内歩行施設整備の経済評価：疑似体験による認識変化」，公共投資の評価手法-拡張費用便益分析の基礎的考え方から適用法まで-

森杉寿芳・大島伸弘(1985)：「湯水頻度の低下による世帯享受便益の評価法の提案」，土木学会論文集 第 359 号/ -3,pp91-98

Anthony Fisher(1996), 'The Conceptual Underpinnings of the Contingent Valuation Method', In D.J.Bjornstad and J.R.Kahn(Eds.), *The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs*(pp.19-37). Cheltenham: UK:Edward Elgar.

Bishop, R.C.and K.J.Boyle(1985), 'The Economic Value of Illinois Beach State Nature Preserve', Final report to the Illinois Department of Conservation, Madison, WI, HBRS, INC.

Bishop R.C.and T.A.Heberlein(1979), 'The Contingent Valuation Method' in R.L.Johnson and G.V.Johnson(eds.), *Economic Valuation of Natural Resources: Issues, Theory and Applications*, Boulder, Westview Press.

Bishop R.C.and T.A.Heberlein(1990), 'The Contingent Valuation Method' in R.L.Johnson and G.V.Johnson(eds.), *Economic Valuation of Natural Resources: Issues, Theory and Applications*, Boulder, Westview Press.

Bohm, P.(1972), 'Estimating Demand for Public Goods: An Experiment', *European Economic Review*, vol.3, no.2, pp.111-130.

Bhom, P(1994), 'CVM Spells Hypothetical Questions', *National Resources Journal*.

Bowker, J.M. and J.R.Stoll (1988), 'Use of Dichotomous Choice Nonmarket Methods to Value the Whooping Crane Resource', *American Journal of Agricultural Economics*, vol.70, pp.372-381.

Boyce, R, G.H.McClelland, T.Brown, G.Peterson, and W.Schulze(1989), 'Economic Explanation of the Empirical Disparity Between Willingness to Pay(WTP) and Willingness to Accept(WTA) Compensation, Do Existence Values Exist?', Final Report Submitted to the U.S. Forest Service, University of Colorado, January.

Boyce, R, G.H.McClelland, T.Brown, G.Peterson, and W. Schulze (1992), 'An Experimental Examination of Intrinsic Values as a Source of the WTA-WTP Disparity', *American Economic Review*, vol.82, no.5, pp.1366-1373.

Boyle, K.J., F.R.Johnson, D.W.McCollum, W.H. Desvousges, R.W. Dunford, and S.P. Hudson(1993), 'Valuing Public Goods: Discrete Versus Continuous Contingent-Valuation Responses', unpublished manuscript, University of Maine, Department of Agricultural and Resource Economics.

Boyle, K.J. and R.C.Bishop (1988), 'Welfare Measurements Using contingent Valuation: A Comparison of Techniques', *American Journal of Agricultural Economics*, vol.70,no.1,pp.20-28.

Boyle,K.J.(1990), 'Dichotomous Choice, Contingent Valuation Questions: Functional Form Is Important', *Northeastern Journal of Agriculture and Resource Economics*, vol.19,no.2,pp.125-131.

Brookshire, D.S.and D.L.Cousey, and W.D.Schulze(1990), 'Experiments in the Solicitation of Private and Public Values, An Overview', in Green, L. and Kagel, J.(eds.), *Advances in Behavioral Economics*, vol.2,Ablex,Norwood,NJ.

Cameron, T. and D. Huppert (1991), 'Referendum Contingent Valuation Estimates: Sensitivity to the Assignment of Offered Values', *Journal of American Statistical Association*, vol.86,pp.910-918.

Cameron, T. A. And J. Quiggen (1994), 'Estimation Using Contingent Valuation Data from a Dichotomous Choice with Follow-up Questionnaire', *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 27,no.3,pp.218-234

Carson, R.T.(1995), 'Contingent Valuation Surveys and Tests of Insensitivity to Scope', University of California, San Diego, Department of Economics, discussion paper,95-05(February)

Carson, R.T. and Mitchell(1995), 'Sequencing and Nesting in Contingent Valuation Surveys', *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 28, no. 2, March.

Carson, R. T., N. E. Flores, K. M. Martin, and J. L. Wright (1994), 'Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies: Comparing the Estimates for Quasi-Public Goods', Working Paper, Department of Economics, University of California, San Diego, March.

Carson, R. T., W. M. Hanemann, and R. C. Mitchell (1986), 'Determining the Demand for Public Goods by Simulating Referendums at Different Tax Prices', Unpublished Manuscript, Department of Economics, University of California, San Diego.

Cicchetti, C. J. and V.K. Smith(1973), 'Congestion, Quality Deterioration, and Optimal Use: Wilderness Recreation in the Spanish Peaks Primitive Area', *Social Science Research*, vol.2,pp.15-30.

Cooper, J. and J. Loomis (1992), 'Sensitivity of Willingness to Pay Estimates to Bid Design in Dichotomous Choice Contingent Valuation Models', *Land Economics*, vol.68,no.2,pp.211-224.

Coursey, D. L., J. L. Hovis, and W. D. Schulze (1987), 'The Disparity between Willingness to Accept and Willingness to Pay Measures of Value', *The Quarterly Journal of Economics*, vol.102,no.3,pp.679-690.

Desvousges, W. H. ,F. R. Johnson, R. W. Dunford, K. J. Boyle, S. P. Hudson and K. N. Wilson (1992), *Measuring Nonuse Damages Using Contingent Valuation: An Experimental Evaluation of Accuracy*, Monograph 92-1 prepared for Exxon Company, USA, Research Triangle Park, NC, Research Triangle Institute.

Desvousges, W. H., F. R. Johnson, R. W. Dunford, K. J. Boyle, S. P. Hudson, and K. N. Wilson

(1993), 'Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability', In *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, J. A. Hausman, ed. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B. V.

Desvousges, W. H. and V. K. Smith, and A. Fisher (1987), 'Option Price Estimates for Water Quality Improvements: A Contingent Valuation Study for the Monongahela River', *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 14, no. 3, pp. 248-267.

Diamond, P. A., J. A. Hausman, G. K. Leonard, and M. A. Denning (1993), 'Does Contingent Valuation Measure Preferences? Some Experimental Evidence', in J. A. Hausman(ed.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, Amsterdam: North Holland Press.

Dickie, M., A. Fisher, and S. Gerking (1987), 'Market Transactions and Hypothetical Demand Data: A Comparative Study', *Journal of the American Statistical Association*, vol.82, pp.69-75.

Dillman, D.A.(1991), 'The Design and Administration of Mail Surveys', *Annual Review of Sociology*, Vol. 57, pp.289-304

Duffield, J.W. and D. Patterson (1992), 'Field Testing Existence Values: An Instream Flow Trust Fund for Montana Rivers', Paper presented at the Allied Social Science Association Annual Meeting, New Orleans, Louisiana, January 4.

Fishbein, M. and Azjen, A.(1975)'Belief, Attitude, Intention and behaviour', *An Introduction to Theory and Research*, Addison-Wesley.

Griffin, C.C., J.Briscoe, B. Singh, R. Ramasubban, and R. Bhatia(1994),'Valuation Techniques Meet the Cold Truth of Actual Water use Behavior in India: How Contingent Valuation Works, and Extrapolation From Actual Behavior Does ot', paper submitted to *The World Bank Economic Review*, The World Bank ,Washington, D. C., november.

Hayes, d., J. Shogren, S. Shin, and J. Kliebenstein (1993), 'Valuing Food Safety in Experimental Auction Markets', Mimeo, Iowa State University, Ames, Iowa.

Hoehn, J.P. and A. Randall(1987),'A Satisfactory Benefit-Cost Indicator from CV', *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.14, pp.226-247

Holmes, T. P. and R. A. Kramer (1993), 'An Independent Sample Test of Yea-Saying in Dichotomous-Choice Contingent Valuation', 'Unpublished manuscript, Research Triangle Park, NC, Forestry SciencesLab.

Howard Schuman (1996)'The Sensitivity of CV Outcomes to CV Survey Methods', In D. J. Bjornstad and J.R.Kahn (Eds.),*The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs* (pp.97-116).Cheltenham: UK: Edward Elgar.

Imber, D., G. Stevenson, and L. Wilks (1991),'Contingent Valuation Survey of The Kakadu Conservation Zone', *Resource Assessment Commission Research Paper No.3*, vol.1, Canberra, Australia, Australian Government Publishing Service.

Infosino, W.J.(1986), 'Forecasting New Product Sales from Likelihood Purchase Ratings', *Marketing Science*, vol.5, Fall, pp.372-384.

Johnson, R.L., N.S. Bregenzler, and B. Shelby (1990), 'Contingent Valuation question Formats: Dichotomous Choice versus Open-Ended Responses', in Johnson, R. L. and G. V. Johnson (eds.), *Economic Valuation of Natural Resources: Issues, Theory, and Applications*, Westview Press, Boulder, CO.

Kahneman, D. and J. L. Knetsch (1992), 'Valuing Public Goods: The Purchase of moral Satisfaction', *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, no. 1, pp.57-70.

Kealy, M. J. and R.W. Turner (1993), 'A Test of the Equality of Closed-Ended and Open-Ended Contingent Valuations', *American Journal of Agricultural Economics*, vol.75, no.2, pp.311-331.

Knetsch, J. L. and R. K. Davis (1966), 'Comparisons of Methods for Resource Valuation', in *Water Research*, A. V. Kneese and S. C. Smith (eds.), Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Loomis, J., Lockwood, M. and DeLacy, T. (1993): 'Some Empirical Evidence on Embedding Effects in Contingent Valuation of Forest Protection', *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.24, pp.45-55.

McClelland, G. H. W. D. Schulze, and D. L. Coursey (1993), 'Insurance for Low-Probability Hazards: A Bimodal Response to Unlikely Events', *Journal of Risk and Uncertainty*, vol.7, pp.95-116.

McFadden, D. and G. K. Leonard (1993), 'Issues in the Contingent Valuation of Environmental Goods: Methodologies for Data Collection and Analysis', in *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, J. A. Hausman (ed.) Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V.

McFadden, D. (1994), 'Contingent Valuation and Social Choice', *American Journal of Agricultural Economics*, vol.76, no.4, pp.689-708.

Mitchell, R. C., Carson, R. T. (1989), 'Using Surveys to Value Public Goods, The Contingent Valuation Method'

National Oceanic and Atmospheric Administration, *Natural Resource Damage Assessments Under the Oil Pollution Act of 1990*, Federal Register; January 15, 1993 Volume 58, Number 10

Navrud, S. (1992), 'Willingness to Pay for Preservation of Species-An Experiment With Actual Payments', in S. Navrud (ed.) *Pricing the European Environment*, New York, Oxford University Press.

Neill, H.R., R. G. Cummings, P. T. Ganderton, G. W. Harrison, and T. McGuckin (1994), 'Hypothetical Survey and Real Economic Commitments', *Land Economics*, vol. 70, no. 2, pp. 145-154.

Peter Diamond (1996) 'Discussion of the Conceptual Underpinnings of the Contingent Valuation Method by A. C. Fisher', In D. J. Bjornstad and J.R.Kahn (Eds.), *The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs* (pp.61-74). Cheltenham: UK: Edward Elgar.

Ready, R. C., J. Whitehead, and G. Blomquist (1992), 'Contingent Valuation When Respondents Are Ambivalent', Paper presented at the Allied Social Science Association annual meeting, New Orleans, Louisiana, January.

Robert Cameron Mitchell, Richard T. Carson, Using Survey to Value Public Goods The Contingent Valuation Method 1993

Samples, Karl C., and James R. Hollyer, 1990, 'Contingent Valuation of Wildlife Resources in the Presence of Substitutes and Complements,' in Economic Valuation of Natural Resources : issues, Theory and Applications, ed. Rebecca L. Johnson and Gary V. Johnson, Boulder CO: Westview Press, 177-192.

Schkade, D. A. and J. W. Payne(1993),'Where do the Numbers Come From? How People Respond to Contingent Valuation Questions', in J. . Hausman (ed.), Contingent Valuation: A Critical Assesment, North Holland Press.

Schuman, H. and S. Presser(1981) Questions and Answers in Attitude Surveys: Experiments on From, Wording, and Context, N.Y, Academic Press.

Seip, K.and J. Strand (1992), 'Willingness to Pay for Environmental Goods in Norway: A Contingent Valuation Study with Real Payment' .Environmental and Resource Economics,vol.2,no.1,pp.91-106

Seller, C. ,J. R.Stoll, and J. Chavas (1985),'Validation of Empirical Measures of Welfare Change: A Comparison of Nonmarket Techniques', Land Economics, vol. 61. no. 2, pp.156-175.

Shogren, J. F. (1993), 'Experimental Markets and Environmental Policy', Agricultural and Resource Economics Review,pp.117-129.

Sinden, J. A. (1987),'Willingness to or Willingness to Pray for Soil Conservetion: Empirical Tests of Hypothetical Bias in Consumers' Surplus Surveys', paper presented to the 31st Annual Conference of the Australian Agricultural Economics Society, Adelaide, February 9-12.

Smith, V. K. and W. H. Desvousges (1986), Measuring Water Quality Benefits, Boston , Kluwer nijhoff Publishing.

Tolley, Georges S., Alan Randall, G. Blomquist, R.Fabian, G. Fishelton, A. Frankel, J.Hoehn, R. Krumm, and E.Mensah,(1983),'Establishing and Valuing the Effects of Improved Visibility in the Eastern United States', interim report to the U. S. Environmental Protection Agency.

Walsh,R. G., D. M. Johnson and J. R. McKean (1992),'Benefits Transfer of Outdoor Recreation Demand Studies: 1968-1988',Water Resources Research, vol. 28, no. 3, pp. 707-713.

William H. Desvousges, Sara P. Hudson, and Melissa C. Ruby (1996) 'Evaluating CV Performance: Separating the Light from the Heat', In D. J. Bjornstad and J. R. Kahn (Eds.), The Contingent Valuation of Environmental Resources: MethodologicalIssues and Research Needs(pp.117-144).Cheltenham: UK: Edward Elgar.

William Schulze, Gary McClelland, Donald Waldman, and Jeffrey Lazo (1996) ' Sources of Bias in Contingent Valuation', In D. J. Bjornstad and J. R. Kahn (Eds.), The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs(pp.97-116).Cheltenham: UK: Edward Elgar.

W.Michael Haneman (1996)'Theory Versus Data in the Contingent Valuation Debate',In D. J. Bjornstad and J. R. Kahn(Eds.),The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs(pp.38-60). Cheltenham: UK: Edward Elgar.

以上

本資料は、建設政策研究センターにおける研究活動の成果を執筆者個人の見解としてとりまとめたものです。

本資料が皆様の業務の参考となれば幸いです。

環境等の便益評価に関する研究
- ヘドニック法とCVMの適用可能性について -

発行	1998年5月発行
〒100-0013	建設省建設政策研究センター
	東京都千代田区霞が関 3 - 1 - 1
	中央合同庁舎第4号館
	TEL (03) 3503 - 7681 <直通代表>
	FAX (03) 3503 - 7684
