

# 農地と森林の生態系サービスの経済評価手法

柘植 隆宏<sup>†</sup>

(受付 2018 年 8 月 7 日; 改訂 12 月 25 日; 採択 12 月 27 日)

## 要 旨

農地や森林は、農作物や木材の供給以外にも、国土保全や水源涵養、気候の安定化、地球温暖化防止、生物多様性保全、レクリエーション機会の創出などの多様な役割を果たしている。これら農地や森林の生態系サービスの重要性を示すためには、その価値を貨幣単位で評価して可視化することが効果的である。しかし、生態系サービスの多くは市場で取引されることがなく、価格が存在しないため、価格に基づいてその価値を評価することができない。このため、その価値の評価には、環境評価手法と呼ばれる特別な手法が使われる。本稿では、農地や森林の生態系サービスの価値評価に適用可能な環境評価手法として、代替法、ヘドニック価格法、トラベルコスト法、CVM、コンジョイント分析を取り上げ、その経済理論と推定方法について解説を行う。

キーワード：環境評価手法、代替法、ヘドニック価格法、トラベルコスト法、仮想評価法(CVM)、コンジョイント分析。

## 1. はじめに

農地や森林は、農作物や木材の供給以外にも、国土保全や水源涵養、気候の安定化、地球温暖化防止、生物多様性保全、レクリエーション機会の創出などの多様な役割を果たしている(日本学術会議, 2001)。農地や森林が持つこれらの機能は、多面的機能と呼ばれており、近年は生態系サービスという表現も広く用いられている。生態系サービスとは、生態系が人間にもたらす恩恵のことであり、国連の呼びかけで 2001 年から 2005 年に行われた生態系に関する地球規模の総合評価であるミレニアム生態系評価(Millennium Ecosystem Assessment: MA)で提唱された概念である(Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。

農地や森林の生態系サービスは、人間が安全で快適な生活を送る上で重要な役割を果たしている。これからの農林業政策では、農作物や木材の供給者としてだけでなく、生態系サービスを発揮する主体として農林業をとらえ、それらのサービスが適切に発揮されるために必要な対策を実施していくことが重要である。そのためには、農地や森林の生態系サービスの重要性を、受益者であり納税者でもある一般の人々に広く理解してもらう必要がある。農地や森林の生態系サービスの重要性を示すためには、その価値を貨幣単位で評価して可視化することが効果的である。誰もが理解しやすい貨幣を単位としてその価値を示すことで、多くの人々に重要性を理解してもらうことができると考えられる。

農産物や木材などは市場で取引されるため価格が存在する。したがって、それらの供給に関わるサービスについては、市場価格に基づいて価値を評価することが可能な場合がある。しか

---

<sup>†</sup> 甲南大学 経済学部：〒658-8501 兵庫県神戸市東灘区岡本 8-9-1

し、生態系サービスの多くは市場で取引されないため、価格が存在しない。したがって、価格に基づいてその価値を評価することができない。このため、その価値の評価には、主に環境経済学分野で研究が進められている環境評価手法と呼ばれる特別な手法が使われる(栗山 他, 2013)。

本稿では、農地や森林の生態系サービスの価値評価に適用可能な環境評価手法を紹介する。本稿の構成は以下の通りである。2節では、農地や森林の生態系サービスの価値とその評価手法について概観する。3節では、代表的な環境評価手法のうち、顕示選好法に分類される代替法、ヘドニック価格法、トラベルコスト法について解説する。4節では、同じく表明選好法に分類される仮想評価法(CVM)、コンジョイント分析について解説する。5節では、顕示選好法と表明選好法を統合したRP-SP 結合モデルについて解説する。最後にまとめと今後の課題を提示する。

## 2. 環境の価値と評価手法

### 2.1 農地と森林の価値

農地や森林が我々にもたらす便益の観点からそれらの価値を整理してみよう(栗山 他, 2013)。農地からは農産物を、森林からは木材や食料(きのこ・木の実など)をそれぞれ収穫し消費することができる。このように収穫物を消費するなどの形で、環境を直接的に利用することで得られる価値を直接的利用価値という。また、農地や森林では美しい景観を楽しむことができるほか、農地では農業体験、森林ではハイキングなどのレクリエーションを楽しむことができる。このように、その環境が存在することで間接的に得られる価値を間接的利用価値という。さらに、将来レクリエーションに利用する可能性があるから、あるいは将来そこから有用な遺伝資源が発見される可能性があるからといった理由で農地や森林を保全したいと考える人もいるだろう。このように、将来の利用可能性を維持することから得られる価値をオプション価値という。これらの価値は、いずれも利用することで得られるため利用価値と総称される。

一方、農地や森林には利用しなくても得られる価値も存在する。将来世代に貴重な環境を残したいと考える人は、農地や森林を子や孫の世代に引き継ぐことで満足を得ると考えられる。このように、環境を将来世代に残すことから得られる価値を遺産価値という。また、農地や森林が存在すること自体から満足を得る人もいるだろう。このように、貴重な環境が存在するという事実から得られる価値を存在価値という。遺産価値や存在価値は、利用しなくても得られる価値であるため非利用価値、または受動的利用価値と呼ばれる。

### 2.2 環境評価手法

経済学では、消費者がそれを手に入れることと引き換えに最大限支払ってもいいと考える金額である支払意志額(willingness to pay: WTP)で財やサービスの価値を評価する。

WTPに基づく代表的な環境評価手法の特徴をまとめたものが表1である。環境評価手法は、人々の行動に基づいて分析を行う顕示選好法と、人々の意見に基づいて分析を行う表明選好法に分類される(栗山, 1998; 栗山 他, 2013)。前者の代表的な手法には代替法、ヘドニック価格法、トラベルコスト法があり、後者の代表的な手法には仮想評価法(CVM)、コンジョイント分析がある。

顕示選好法は実際に人々が行った行動をもとに分析を行うため、人々の表明した意見に基づいて分析を行う表明選好法と比較してデータの信頼性が高い。しかしながら、人々の行動に基づいて分析を行う顕示選好法で評価できるのは利用価値だけである。非利用価値は人々の行動に反映されないため、顕示選好法では評価できない。非利用価値を評価するためには、人々の

表 1. 代表的な環境評価手法.

	顕示選好法		
	代替法	ヘドニック価格法	トラベルコスト法
評価に用いる情報	環境が提供するサービスと同等のサービスを人為的に提供するために必要となる費用から評価	環境が住宅価格に及ぼす影響から評価	レクリエーションに費やす費用から評価
農地や森林の生態系サービスの価値評価への適用可能性	農地や森林の多面的機能のうち、代替可能な財やサービスが存在するものの価値を評価可能	農地や森林の景観など、住宅価格に影響するものの価値を評価可能	農業体験、森林浴、ハイキングなど農地や森林を利用したレクリエーションの価値を評価可能
	表明選好法		
	仮想評価法 (CVM)	コンジョイント分析	
評価に用いる情報	アンケート調査で把握した意見から評価	アンケート調査で把握した意見から評価	
農地や森林の生態系サービスの価値評価への適用可能性	あらゆるサービスの価値を評価可能、非利用価値も評価可能	あらゆるサービスの価値を評価可能、非利用価値も評価可能、一度に複数のサービスを評価可能	

意見をもとに評価を行う表明選好法が必要となる。

以下では農地や森林の生態系サービスの価値評価への適用を想定して、代表的な環境評価手法の概要を説明する。

### 3. 顕示選好法の詳細

#### 3.1 代替法

代替法は、環境が提供するサービスと同等のサービスを人為的に提供するために必要となる費用で環境の価値を評価するものである(栗山 他, 2013)。例えば、ある農地の保水機能の価値は、同等の保水機能を持つダムを建設するのに必要となる費用で評価する。

日本では農業・農村や森林の多面的機能の評価で代替法がしばしば用いられてきた。林野庁は全国の森林の多面的機能の価値を、農林水産省は全国ならびに中山間地域の農地の多面的機能の価値を、それぞれ代替法で評価している(林野庁, 1972; 農業・農村の公益的機能の評価検討チーム, 1998)。また、日本学術会議(2001)は、農林水産大臣の諮問に対する答申として、農業の多面的機能と森林の多面的機能の価値を代替法で評価した結果を発表している(表2)。

代替法は、比較的簡単な計算により分析が可能である。またシンプルな手法であるため直感的に理解しやすい。しかし、代替法にはいくつかの問題がある(栗山 他, 2013)。第一に、代替法を用いるためには、例えば、農地の保水機能がダム何個分に相当するかといった自然科学的な情報が必要であるが、そのような評価は自然科学的にも容易ではなく、信頼性の高いデータが得られない場合がある。第二に、代替法を用いるためには、環境が提供するサービスと全く同じサービスを提供する財やサービス(完全代替の関係にある財やサービス)の価格を用いる

表 2. 代替法で評価した農業の多面的機能と森林の多面的機能の価値.

農業の多面的機能	評価額	代替財
洪水防止	3 兆 4,988 億円/年	治水ダムを代替財として評価
水源涵養（うち河川流況安定機能）	1 兆 4,633 億円/年	利水ダムを代替財として評価
土壌浸食防止	3,318 億円/年	砂防ダムを代替財として評価
水源涵養（うち地下水涵養機能）	537 億円/年	地下水と上水道との利用上の差額によって評価
土砂崩壊防止	4,782 億円/年	土砂崩壊の被害抑止額によって評価
有機性廃棄物分解	123 億円/年	最終処分経費を代替財として評価
気候緩和	87 億円/年	冷房料金の節減額により評価
保健休養・やすらぎ	2 兆 3,758 億円/年	家計支出額の推定により評価
森林の多面的機能	評価額	代替財
二酸化炭素吸収	1 兆 2,391 億円/年	火力発電所の二酸化炭素回収装置を代替財として評価
化石燃料代替	2,261 億円/年	木造住宅が、すべて RC 造・鉄骨プレハブで建設された場合に増加する炭素放出量を上記二酸化炭素回収コストで評価
表面侵食防止	28 兆 2,565 億円/年	砂防ダムを代替財として評価
表層崩壊防止	8 兆 4,421 億円/年	土留工を代替財として評価
洪水緩和	6 兆 4,686 億円/年	治水ダムを代替財として評価
水資源貯留	8 兆 7,407 億円/年	利水ダムを代替財として評価
水質浄化	14 兆 6,361 億円/年	雨水利用施設及び水道施設を代替財として評価
保健・レクリエーション	2 兆 2,546 億円/年	我が国の自然風景を觀賞することを目的とした旅行費用により評価

出典：日本学術会議（2001）、三菱総合研究所（2001）をもとに作成

必要がある。もし環境と財やサービスが完全代替の関係にない場合には、経済学的に正しい評価額が得られない。第三に、代替法で評価可能なものは、市場で取引される財やサービスによって代替できるものだけである。農地や森林が希少種の生息の場の役割を果たしていたとしても、そのような機能を市場で取引される財やサービスによって代替することは困難であるため、その価値を代替法で評価することは困難である。

### 3.2 ヘドニック価格法

ヘドニック価格法は、環境が住宅価格に及ぼす影響からその価値を評価する方法である（栗山 他, 2013; 庄子 他, 2011）。

図 1 は縦軸に住宅の価格、横軸に農地や森林の美しい景観を楽しむことができる眺望の程度をとっている。ここでは、住宅価格に影響を及ぼす属性のうち、眺望の程度以外はすべて固定し、住宅価格と眺望の程度のみを描いている。他の条件が同じであれば、眺望の程度がよい住宅ほど価格が高くなるので、住宅価格と眺望の程度の間には右上がりの曲線で表される関係がある。この曲線をヘドニック価格曲線と呼ぶ。

例えば、眺望の程度が  $q_0$  で景観を楽しむことができない住宅の価格は  $p_0$  であり、眺望の程度が  $q_1$  で景観を楽しむことができる住宅の価格は  $p_1$  であるとき、この価格の差  $p_1 - p_0$  を景

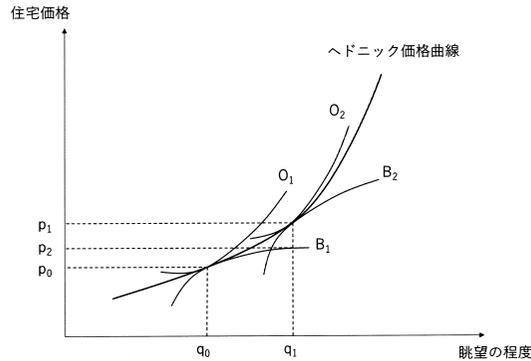


図1. ヘドニック価格曲線. 住宅価格と環境の質(ここでは眺望の程度)の関係を表すヘドニック価格曲線は右上がりとなる. ヘドニック価格曲線は、付け値曲線  $B_n$  とオファー曲線  $O_n$  の包絡線となっている.

観の価値とみなすことができる.

ただし、ヘドニック価格法により環境の価値を評価する場合、過大評価となる場合があることに注意が必要である。ヘドニック価格曲線は、付け値曲線  $B_n$  とオファー曲線  $O_n$  の包絡線となっている (Rosen, 1974)。ここで、付け値曲線  $B_n$  とは、一定の効用を達成するために消費者  $n$  が様々な眺望の程度に対して最大限支払うことができる金額を表し、オファー曲線  $O_n$  とは、一定の利潤を達成するために生産者  $n$  が最低限受け取らなければならない金額を表す。例えば、眺望の程度を  $q_0$  から  $q_1$  に改善することに対する WTP は付け値曲線より  $p_2 - p_0$  である。ヘドニック価格曲線を推定した上で、消費者の付け値曲線を推定する二段階推定を行うことができれば、この WTP を正確に評価することができる。しかし、実際にはデータの制約のため、ヘドニック価格曲線の推定しか行われなことが多い。このとき、ヘドニック価格曲線に基づいて評価を行うと、評価額は  $p_1 - p_0$  となる。ここから、ヘドニック価格曲線に基づいて評価を行った場合には、 $p_1 - p_2$  だけ過大評価となることがわかる。ただし、眺望の程度の変化が微小であれば、ヘドニック価格曲線に基づく評価により WTP を近似することができるため、過大評価の問題は無視できる。

実際の分析では、様々な住宅のデータを集めて、住宅価格と住宅価格に影響を及ぼすと考えられる様々な属性(部屋数、築年数、交通アクセス、..., 眺望の程度など)の関係を表すヘドニック価格関数を回帰分析により推定することで、眺望の程度が住宅価格に及ぼす影響を特定する。ヘドニック価格関数は以下のように表される。

$$(3.1) \quad p = f(q)$$

ただし、 $p$  は住宅価格、 $q$  は住宅価格に影響を及ぼす属性のベクトルである。

ヘドニック価格関数の関数形としては、線形、両対数、片対数などがよく用いられる。また、Box-Cox 変換によって関数形を決定する方法も用いられる。例えば、 $q$  の要素である変数  $q_k$  ( $k$  は属性を表す添え字) に Box-Cox 変換を適用すると、以下ようになる。ただし、 $\eta_k$  は Box-Cox 変換パラメータであり、 $\eta_k = 0$  のときは対数、 $\eta_k = 1$  のときは線形となる。

$$(3.2) \quad q_k^{(\eta_k)} = \begin{cases} \frac{q_k^{\eta_k} - 1}{\eta_k} & \eta_k \neq 0 \\ \ln q_k & \eta_k = 0 \end{cases}$$

近年は、因果識別を行うために、外生的なショックの影響を受ける地域(処置群)と、ショックの影響を受けない地域(対照群)を比較する準実験的手法とヘドニック価格法を組み合わせた分析も行われている (Parmeter and Pope, 2013; Phaneuf and Requate, 2017).

そのような準実験的手法の代表的な手法は、差分の差分法(difference-in-difference: DID)である。DID は、環境汚染の発生や環境規制の導入といった外生的なショックの影響を受ける地域のショックの前後での住宅価格の変化と、ショックの影響を受けない地域のショックの前後での住宅価格の変化を比較するものである。このため、DID はショックの前後の住宅価格のデータを使用できる場合に用いることができる。

ショックにより、ある環境の質  $q$  が  $q_0$  から  $q_1$  に変化するとする。ここで、 $t$  期に販売される住宅  $j$  の価格を  $p_{jt}$  と表し、住宅がショックの影響を受ける地域に存在する場合に 1 をとり、そうでないときに 0 をとるダミー変数  $D_{jt}^S$  と、ショックの後( $t = 1$ )に売買が行われたときに 1 をとり、ショックの前( $t = 0$ )に売買が行われたときに 0 をとるダミー変数  $D_{jt}^T$  を定義すると、推定式は以下ようになる。

$$(3.3) \quad \ln p_{jt} = \beta' x_{jt} + \delta_1 D_{jt}^S + \delta_2 D_{jt}^T + \delta^{DD} D_{jt}^S D_{jt}^T + \varepsilon_{jt}, \quad j = 1, \dots, J,$$

ここでは、例として片対数型の関数形を仮定した場合の推定式を示している。 $x_{jt}$  は環境の質  $q$  以外の住宅価格に影響を及ぼす要因のベクトルを表し、 $\beta$  はそのパラメータのベクトルを表す。なお、「 $'$ 」は転置を意味する。 $\delta^{DD}$  はショック後に、ショックの影響を受ける地域で販売されたことによる価格の差をとらえており、環境の質  $q$  の変化が住宅価格に及ぼす影響を表している。

環境経済学分野の適用事例には Davis (2004)がある。Davis (2004)は、ネバダ州のある郡で、ある時期以降にガンの件数が増加したことに注目し、ガンの件数が増加した郡とそうでない郡で住宅価格を比較することで、健康リスクが住宅価格に及ぼす影響を明らかにした。

DID では、処置群と対照群が似ていることを仮定するが、実際に両者が似ているとは限らない。そこで、処置群とできるだけ似た対照群を設定するために、傾向スコアマッチングという手法が用いられることがある。これは、観察可能なデータに基づき各サンプルが処置群に割り当てられる確率を推定し、それが等しい処置群と対照群のペアをマッチングするものである。

因果識別のために用いられるもう 1 つの代表的な方法が回帰不連続デザイン(regression discontinuity design: RDD)である。RDD はクロスセクションデータで分析が可能である。

たとえば、環境の質  $q$  の住宅価格  $p_j$  への影響を計測することが目的であるとしよう。汚染源からそれぞれの住宅までの距離  $d_j$  は連続変数であり、環境の状況が変化する境目となる閾値の距離  $\bar{d}$  が存在すると仮定する。汚染源からの距離が一定の範囲内( $d_j < \bar{d}$ )の地域では一様に環境の質が悪く( $q = q^l$ )、汚染源からの距離が一定の範囲外( $d_j > \bar{d}$ )の地域では一様に環境の質がよい( $q = q^h$ )とする。ここで、 $H < J$  の住宅は、閾値のすぐ内側またはすぐ外側に立地しているとする。このとき、RDD では、閾値の周辺に存在する  $H$  の住宅のデータだけを使用して以下の式を推定する。

$$(3.4) \quad \ln p_j = \beta' x_{jt} + \delta^{RD} D_j + \varepsilon_j, \quad j = 1, \dots, H,$$

ここでは、例として片対数型の関数形を仮定した場合の推定式を示している。 $D_j$  は  $q = q^h$  のときに 1 をとり、 $q = q^l$  のときに 0 をとるダミー変数である。 $\delta^{RD}$  は環境の質  $q$  の違いが住宅価格に及ぼす影響を表す。ただし、この推定値は閾値周辺でのものであり、すべての住宅でこの推定値が妥当であることは保証されないことに注意が必要である。

環境経済学分野の適用事例には、大気浄化法について分析を行った Chay and Greenstone (2005)がある。大気浄化法では、大気汚染物質の量が基準値を超えると未達成地域に指定さ

れ、既達成地域よりも厳しい規制が行われる。したがって、閾値のすぐ上の地域とすぐ下の地域では当初の汚染の差はわずかであるが、その後の規制の強さが異なることとなる。このことを利用して、閾値のすぐ上の地域とすぐ下の地域の住宅価格を比較することで、住宅価格が大気質の改善にどのように反応するかを調べた。

環境評価の分野では、大気清浄さをはじめとして、騒音の程度や水質の清浄さといった様々な環境の質の評価にヘドニック価格法が用いられている (Smith and Huang, 1995)。

しかし、ヘドニック価格法にはいくつかの問題がある (栗山 他, 2013; 庄子 他, 2011)。第一に、ヘドニック価格法では、住宅市場が完全競争市場であり、取引費用 (経済取引を行う際に発生する費用) が存在しないことが仮定されるが、現実には完全競争市場が想定するように、すべての消費者と生産者 (不動産供給者) が環境の質に関する情報を含むあらゆる情報を把握して行動しているわけではないし、物件を探す手間や引越費用などの取引費用が存在する。したがって、これらの仮定は非現実的である。第二に、価格が高い住宅は、駅までの距離が近く、市街地までの距離も近いといったように、住宅価格に影響を及ぼす要因間には高い相関が存在することが多いため、ヘドニック価格関数の推定においては多重共線性が発生しやすい。第三に、ヘドニック価格法は住宅価格を用いた分析であるため、住宅価格に影響する環境の価値しか評価できない。例えば、住宅地から離れた場所にある農地や森林の状況は、住宅価格に反映されにくいいため、ヘドニック法でその価値を評価することは困難である。

近年は、空間データ特有の性質を明示的に考慮した計量経済モデルである空間計量経済モデルを用いて分析を行う空間ヘドニック法に関する研究も行われており (星野, 2011)、手法の洗練化が進められている。

### 3.3 トラベルコスト法

トラベルコスト法は、旅行費用に基づいてレクリエーションの価値を評価する方法である (栗山 他, 2013; 柘植 他, 2011b)。なお、ここでの旅行費用とは、交通費だけではなく、訪問に要した時間の価値を含む、レクリエーションへの参加に要したあらゆる費用の合計である。

トラベルコスト法には、特定のサイトへの旅行費用と訪問回数の関係から、そのサイトにおけるレクリエーションに対する需要曲線 (レクリエーション需要曲線) を推定するシングルサイトモデルと、複数の代替的なサイトの中から訪問するサイトを選択する行動を後述のランダム効用モデルによりモデル化し、効用関数を推定するサイト選択モデルがある。また、近年は、訪問するサイトの選択と訪問回数決定の双方を扱うことができるモデルの開発も進められている。

#### 3.3.1 シングルサイトモデル

図2は縦軸に旅行費用、横軸に訪問回数をとっている。旅行費用が高いほど訪問回数は減るので、旅行費用と訪問回数の関係を表すレクリエーション需要曲線は右下がりとなる。

レクリエーション需要曲線に基づいて、個人がレクリエーションから得る便益を表す消費者余剰を計算する。例えば、旅行費用が  $p_1$  のとき、消費者余剰は三角形  $p_1Ap_C$  となる。ここで、 $p_C$  はチョークプライスと呼ばれ、訪問回数がゼロになる旅行費用を表す。

個人単位のデータを用いてレクリエーション需要曲線を推定する方法を個人トラベルコスト法と呼ぶ。ある期間中のサイト  $i$  への訪問回数を  $x_i$ 、サイト  $i$  への旅行費用を  $p_i$ 、代替的なサイト  $j$  への旅行費用を  $p_j$ 、所得を  $M$ 、年齢や性別などの個人属性のベクトルを  $z$  とすると、レクリエーション需要曲線は以下のように表わされる。

$$(3.5) \quad x_i = f(p_i, p_j, M, z)$$

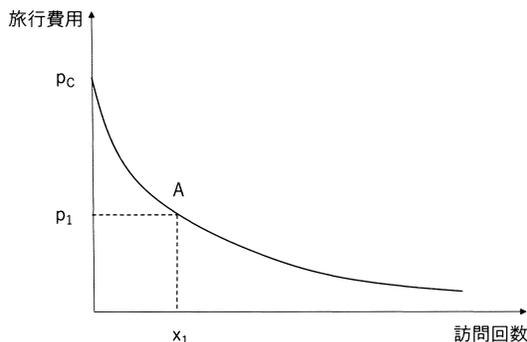


図 2. レクリエーション需要曲線. 旅行費用と訪問回数の関係を表すレクリエーション需要曲線は右下がりとなる.

このとき, 旅行費用が  $p_1$  の場合の消費者余剰  $CS$  は以下のように表される. ただし,  $p_c$  は choke price を表す.

$$(3.6) \quad CS = \int_{p_1}^{p_c} f(p_i, p_j, M, z) dp_i$$

訪問回数のデータは非負の整数となるため, レクリエーション需要曲線の推定には, 式(3.7)のポアソン回帰や, 式(3.8)の負の二項分布モデルなどのカウントモデルが用いられる (Shaw, 1988; Haab and McConnell, 2002).

$$(3.7) \quad \Pr(x_{ni}) = \frac{\exp(-\lambda_{ni}) \cdot \lambda_{ni}^{x_{ni}}}{x_{ni}!}$$

$$(3.8) \quad \Pr(x_{ni}) = \frac{\Gamma(\frac{1}{\alpha} + x_{ni})}{\Gamma(\frac{1}{\alpha}) \Gamma(x_{ni} + 1)} \left( \frac{\frac{1}{\alpha}}{\frac{1}{\alpha} + \lambda_{ni}} \right)^{\frac{1}{\alpha}} \left( \frac{\lambda_{ni}}{\frac{1}{\alpha} + \lambda_{ni}} \right)^{x_{ni}}$$

ただし,  $x_{ni}$  は個人  $n$  のサイト  $i$  への訪問回数を表し,  $\Pr(x_{ni})$  はある期間中に個人  $n$  がサイト  $i$  を  $x$  回訪問する確率を表す.  $\lambda_{ni}$  は個人  $n$  のサイト  $i$  への訪問回数の期待値であり, サイト  $i$  への旅行費用  $p_{ni}$ , 代替的なサイト  $j$  への旅行費用  $p_{nj}$ , 所得  $M_n$ , 個人属性のベクトル  $z_n$  などの関数として,  $\ln(\lambda_{ni}) = \beta_{p_i} p_{ni} + \beta_{p_j} p_{nj} + \beta_M M_n + \beta'_z z_n$  のように表される. 左辺を  $\ln(\lambda_{ni})$  とするのは, 確率が非負となるようにするためである. 式(3.8)の  $\Gamma$  はガンマ関数を表し,  $\alpha$  は過分散 (overdispersion) パラメータを表す. パラメータは最尤法によって推定される. ポアソン回帰では, 訪問回数の期待値と分散が等しいことが仮定されるのに対し, 負の二項分布モデルはこの仮定を必要としない点でより一般的なモデルである.

いずれのモデルでも, 個人  $n$  の期間中の消費者余剰  $CS_{ni}$  は以下のように求められる.

$$(3.9) \quad CS_{ni} = -\frac{\lambda_{ni}}{\beta_{p_i}}$$

分析に必要な訪問回数や居住地などのデータは, アンケート調査により収集する. しかし, 一般市民を対象としたアンケート調査(オフサイトサンプリング)で, あるサイトの訪問者についての十分なサンプル数を確保しようとすると大規模な調査が必要となる. そこで, より効率的に訪問者のデータを収集するため, サイトで訪問者を対象とした調査(オンサイトサンプリング)を行うことが多い. しかし, Shaw (1988)が示したように, オンサイトサンプリング

を行った場合には、回答者は全員訪問者であるため、訪問回数が1以上となる切断(truncation)と呼ばれる現象が発生する。また、訪問回数が多い人ほどサンプルに含まれやすい内生的層化(endogenous stratification)と呼ばれる現象も発生する。これらはパラメータの推定値に影響を及ぼす。これらの問題に対して、Shaw (1988)は、ポアソン回帰の場合には式(3.10)、負の二項分布モデルの場合には式(3.11)のように修正することで、バイアスのない推定値が得られることを示した(Shaw, 1988; Haab and McConnell, 2002)。

$$(3.10) \quad \Pr(x_{ni}) = \frac{\exp(-\lambda_{ni}) \cdot \lambda_{ni}^{x_{ni}-1}}{(x_{ni}-1)!}$$

$$(3.11) \quad \Pr(x_{ni}) = \frac{x_{ni} \Gamma\left(\frac{1}{\alpha} + x_{ni}\right)}{\Gamma\left(\frac{1}{\alpha}\right) \Gamma(x_{ni} + 1)} \left(\frac{\frac{1}{\alpha}}{\frac{1}{\alpha} + \lambda_{ni}}\right)^{\frac{1}{\alpha}} \left(\frac{1}{\frac{1}{\alpha} + \lambda_{ni}}\right)^{x_{ni}} \lambda_{ni}^{x_{ni}-1}$$

シングルサイトモデルでは、ある特定のサイトへの訪問回数を分析することで、そのサイトにおけるレクリエーションの価値を評価する。代替的なサイトが存在しない場合には問題ないが、代替的なサイトが存在する場合には、それを考慮する必要がある。そこで、代替的なサイトへの旅行費用をレクリエーション需要曲線の変数として含めることなどが行われるが、代替的なサイトの影響は限定的にしか分析することができない。代替的なサイトの影響を分析するためには、次節で紹介するサイト選択モデルがより適する。

### 3.3.2 サイト選択モデル

代替的なサイトの中から訪問するサイトを選択する行動を分析するサイト選択モデルでは、ランダム効用モデルを用いて個人の選択行動をモデル化する。

個人  $n$  がサイト  $i$  から得る効用が、効用をもたらす要因が分析者に観察可能なもの(例えば、森林であれば樹木の本数や種類、旅行費用など)と分析者には観察不可能なため確率的に扱わざるを得ないものからなるとする。ランダム効用モデルを用いると、前者を確定項  $V_{ni}$ 、後者を誤差項  $\varepsilon_{ni}$  として、サイト  $i$  を訪問することから得られる効用を以下のように表すことができる。

$$(3.12) \quad U_{ni} = V_{ni} + \varepsilon_{ni}$$

ここで、確定項  $V_{ni}$  に線形を仮定すると、以下のように表される。

$$(3.13) \quad V_{ni} = \beta'_q \mathbf{q}_i + \beta_p p_i$$

ただし、 $\mathbf{q}_i$  はサイト  $i$  のサイト属性ベクトル、 $\beta_q$  はそのパラメータのベクトル、 $p_i$  はサイト  $i$  の旅行費用、 $\beta_p$  はそのパラメータである。 $\beta_q$  はサイト属性の限界効用のベクトルを表す。また、 $\beta_p$  は旅行費用の限界効用を表し、その絶対値は所得の限界効用を表す。

個人は代替的なサイトの中から最大の効用が得られるサイトを選択すると考えられる。個人  $n$  が、代替的なサイトの集合である選択セット  $C = \{1, 2, \dots, J\}$  の中からサイト  $i$  を選択する確率  $\Pr_{ni}$  は、サイト  $i$  を選択したときの効用  $U_{ni}$  が、その他のサイト  $j (j \neq i)$  を選択したときの効用  $U_{nj}$  よりも高くなる確率であるから、以下のように表すことができる。

$$(3.14) \quad \Pr_{ni} = \Pr(U_{ni} > U_{nj} \quad \forall j \in C, j \neq i) = \Pr(V_{ni} - V_{nj} > \varepsilon_{nj} - \varepsilon_{ni} \quad \forall j \in C, j \neq i)$$

ここで、誤差項が独立で同一な第一種極値分布(ガンベル分布)にしたがうと仮定すると、個人  $n$  がサイト  $i$  を選択する確率  $\Pr_{ni}$  は、以下の条件付ロジットモデルにより表される(McFadden, 1974)。

$$(3.15) \quad \Pr_{ni} = \frac{\exp(\mu V_{ni})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu V_{nj})} = \frac{\exp\{\mu(\beta'_q \mathbf{q}_i + \beta_p p_i)\}}{\sum_{j \in C} \exp\{\mu(\beta'_q \mathbf{q}_j + \beta_p p_j)\}}$$

アンケート調査により、人々がどのサイトの中からどのサイトを選択したかを把握できれば、それらのデータを用いて、最尤法により  $\beta_q$  や  $\beta_p$  を推定することができる。なお、 $\mu$  はスケールパラメータを表し、通常は 1 と仮定される (Train, 2009)。

$\beta_q$  や  $\beta_p$  の推定値を用いることで、サイト属性の変化やサイトの増減に対する WTP を評価することができる。例えば、サイト属性の  $\mathbf{q}_j^0$  から  $\mathbf{q}_j^1$  への変化に対する WTP は以下のように求めることができる (Small and Rosen, 1981; Haab and McConnel, 2002)。

$$(3.16) \quad WTP = -\frac{1}{\beta_p} \left[ \ln \left[ \sum_{j \in C} \exp[V_{nj}(\mathbf{q}_j^1)] \right] - \ln \left[ \sum_{j \in C} \exp[V_{nj}(\mathbf{q}_j^0)] \right] \right]$$

ここで、あるサイト属性  $q_k$  の限界的な変化に対する WTP である限界支払意志額 (marginal willingness to pay: MWTP) は、サイト属性  $q_k$  の限界効用  $\beta_k$  と所得の限界効用  $-\beta_p$  の比として以下のように求めることができる。

$$(3.17) \quad MWTP_k = -\frac{\beta_k}{\beta_p}$$

また、サイトの新設に対する WTP は以下のように表すことができる。ただし、 $C$  は新設されたサイトを含まない選択セット、 $C'$  は新設されたサイトを含む選択セットを表す。

$$(3.18) \quad WTP = -\frac{1}{\beta_p} \left[ \ln \left[ \sum_{j \in C'} \exp[V_{nj}(\mathbf{q}_j)] \right] - \ln \left[ \sum_{j \in C} \exp[V_{nj}(\mathbf{q}_j)] \right] \right]$$

### 3.3.3 クーン・タッカーモデル

サイト選択モデルでは、代替的なサイト間での選択行動を分析することはできるが、訪問回数を分析することはできない。一方、シングルサイトモデルでは、特定のサイトへの訪問回数を分析することはできるが、代替的なサイトの影響を限定的にしか考慮できない。そこで、両者を扱うことができるモデルの開発が行われている。代表的なものに、訪問するサイトは内点解、訪問しないサイトは端点解として扱うことで、サイト選択と訪問回数選択を 1 つの効用最大化問題としてモデル化するクーン・タッカーモデル (端点解モデル) がある (Phaneuf, et al., 2000; 柘植 他, 2011a; 柘植 他, 2011b)。

クーン・タッカーモデルでは、以下の効用最大化問題を考える。

$$(3.19) \quad \text{Max } U(\mathbf{x}, \mathbf{q}, h, \beta, \varepsilon) \text{ s.t. } \mathbf{p}'\mathbf{x} + h = M, h > 0, x_j \geq 0, j = 1, \dots, J$$

ただし、 $U$  は効用関数、 $\mathbf{x}$  は各サイトへの訪問回数のベクトル、 $\mathbf{q}$  は各サイトの属性行列、 $h$  はニューメールの消費量、 $\beta$  はパラメータのベクトル、 $\varepsilon$  は誤差項のベクトル、 $\mathbf{p}$  は各サイトへの旅行費用のベクトル、 $M$  は所得、 $x_j$  はサイト  $j$  の訪問回数である。

この問題を解くと、以下の条件が得られる。

$$(3.20) \quad U_j \leq U_h p_j, x_j^* \geq 0, x_j^* [U_j - U_h p_j] = 0, j = 1, \dots, J$$

ただし、 $U_j = \partial U / \partial x_j$ 、 $U_h = \partial U / \partial h$  であり、 $p_j$  はサイト  $j$  への旅行費用、 $x_j^*$  は効用最大化問題の解である。

ここで、 $U_{h\varepsilon} = \partial U_h / \partial \varepsilon = 0$ 、 $\partial U_j / \partial \varepsilon_k = 0 (\forall k \neq j)$ 、 $\partial U_j / \partial \varepsilon_j > 0 (\forall j)$  を仮定すると、式 (3.20) は以下のように書ける。

$$(3.21) \quad \varepsilon_j \leq g_j(\mathbf{x}^*, \mathbf{p}, M, \mathbf{q}, \beta), \quad x_j^* \geq 0, \quad x_j^*[\varepsilon_j - g_j] = 0, \quad j = 1, \dots, J$$

ただし、 $\mathbf{x}^*$  は効用最大化問題を解くことで求められる各サイトへの訪問回数のベクトルであり、 $\varepsilon_j$  はサイト  $j$  の誤差項である。また、以下の等式の解を  $g_j$  とする。

$$(3.22) \quad U_j(\mathbf{x}^*, \mathbf{q}, M - \mathbf{p}'\mathbf{x}^*, \beta, g_j) - U_h(\mathbf{x}^*, \mathbf{q}, M - \mathbf{p}'\mathbf{x}^*, \beta)p_j = 0$$

ここで、訪問回数がゼロとなる確率は  $\Pr(\varepsilon_j < g_j)$  であり、訪問回数が 1 以上となる確率は  $\Pr(\varepsilon_j = g_j)$  であるため、最初の  $m$  個のサイトを訪問する ( $x_j > 0, j = 1, \dots, m$  かつ  $x_j = 0, j = m + 1, \dots, J$ ) 確率は、以下のように表される。

$$(3.23) \quad \Pr(x_1, \dots, x_m, 0_{m+1}, \dots, 0_J) = \Pr[\varepsilon_1 = g_1, \dots, \varepsilon_m = g_m, \varepsilon_{m+1} \leq g_{m+1}, \dots, \varepsilon_J \leq g_J] \\ = \int_{-\infty}^{g_{m+1}} \cdots \int_{-\infty}^{g_J} f_\varepsilon(g_1, \dots, g_m, \varepsilon_{m+1}, \dots, \varepsilon_J) \\ \times |J_m| d\varepsilon_{m+1}, \dots, d\varepsilon_J$$

ただし、 $|J_m|$  は  $x_1, \dots, x_m$  から  $\varepsilon_1, \dots, \varepsilon_m$  への変換のためのヤコビアンである。

$\varepsilon_j$  の分布  $f_\varepsilon$  と効用関数の関数形を仮定することで、 $\beta$  を推定することが可能となる。 $\varepsilon_j$  が第一種極値分布にしたがう場合、式 (3.23) の閉形式が存在するため、 $\varepsilon_j$  の分布  $f_\varepsilon$  には第一種極値分布が仮定されることが多い。また、補償変分の計算を容易にするため、効用関数には加法分離的な関数形が用いられる。代表的な関数形は以下のようなものである (von Haefen et al., 2004; 柘植 他, 2011a)。

$$(3.24) \quad U(\mathbf{z}, \mathbf{q}, h, \beta, \varepsilon) = \sum_{j=1}^J \Psi(\mathbf{z}, \varepsilon_j) \ln(\phi(\mathbf{q}_j)x_j + \pi) + \frac{1}{\rho} h^\rho \\ \Psi(\mathbf{z}, \varepsilon_j) = \exp(\boldsymbol{\delta}'\mathbf{z} + \varepsilon_j) \\ \phi(\mathbf{q}_j) = \exp(\boldsymbol{\gamma}'\mathbf{q}_j)$$

ここで、 $\mathbf{z}$  は個人属性のベクトル、 $\boldsymbol{\delta}$  はそのパラメータのベクトル、 $\mathbf{q}_j$  はサイト  $j$  の属性のベクトル、 $\boldsymbol{\gamma}$  はそのパラメータのベクトルである。 $\pi$  は訪問回数に関係なく効用に影響する部分を表し、トランスレイティングと呼ばれる。 $\rho$  は所得効果を表すパラメータである。

クーン・タッカーモデルでは、二分法などの数値計算により補償変分を探索的に求める。詳しくは、von Haefen et al. (2004) や柘植 他 (2011a) を参照されたい。

### 3.3.4 トラベルコスト法の課題

トラベルコスト法は、農地や森林の保健・休養機能の評価に適する。しかし、トラベルコスト法にはいくつかの問題がある (栗山 他, 2013)。第一に、トラベルコスト法では、旅行費用を正確に把握することが重要である。しかし、旅行費用には交通費だけでなく、レクリエーションに参加するために費やしたあらゆる費用が含まれる。すべての個人について、それらを正確に把握することは容易ではない。特に、機会費用の正確な把握は課題である。第二に、原始的なサイトほど、自然が豊かで、混雑が少なく、静穏であるといったように、サイト属性のデータ間にはしばしば相関が存在するため、サイト選択モデルでは、サイト属性間に多重共線性が発生しやすい。第三に、トラベルコスト法は旅行費用を用いた分析であるため、レクリエーション行動に反映される環境の価値しか評価できない。したがって、農地や森林の保健・休養機能以外の機能を評価することは困難である。

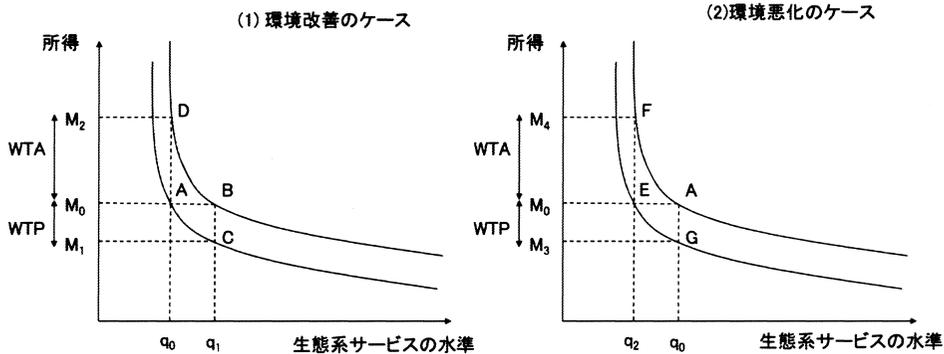


図 3. WTP と WTA. (1)生態系サービスの水準が  $q_0$  から  $q_1$  に改善されることに対する WTP は  $M_0 - M_1$  で示され、この生態系サービスの改善が中止されることに対する WTA は  $M_2 - M_0$  で示される. (2)生態系サービスの水準が  $q_0$  から  $q_2$  に低下することに対する WTA は  $M_4 - M_0$  で示され、この生態系サービスの低下を回避することに対する WTP は  $M_0 - M_3$  で示される.

#### 4. 表明選好法の詳細

##### 4.1 仮想評価法 (CVM)

仮想評価法 (contingent valuation method: CVM) は、アンケート調査で把握した人々の意見をもとに環境の価値を評価する方法である (栗山 他, 2013).

CVM では、環境改善に対する WTP、環境悪化に対する受入補償額 (willingness to accept compensation: WTA)、環境改善中止に対する WTA、環境悪化中止に対する WTP のいずれかを尋ねることで環境の価値を評価する.

例えば、ある生態系サービスの水準が  $q_0$  から  $q_1$  に改善することに対する WTP は、間接効用関数  $V$  を用いて次式のように定義される.

$$(4.1) \quad V(q_0, M) = V(q_1, M - WTP)$$

ただし、 $M$  は所得、 $q_0$  は改善前の生態系サービスの水準、 $q_1$  は改善後の生態系サービスの水準を表す。つまり、生態系サービスの水準の改善に対する WTP は、生態系サービスの水準が改善された状況で、生態系サービスの水準が改善される前の効用水準を達成するために、消費者から取り去ることのできる最大の金額を表す。一方、生態系サービスの水準の改善が中止されたことに対する WTA は、間接効用関数  $V$  を用いて次式のように定義される.

$$(4.2) \quad V(q_0, M + WTA) = V(q_1, M)$$

つまり、生態系サービスの水準の改善が中止されたことに対する WTA は、生態系サービスの水準が改善される前の状況で、生態系サービスの水準が改善された状況の効用水準を達成するために、消費者に与えなければならない最小の金額を表す.

上記の WTP と WTA を図示したものが図 3 の (1) である。当初、個人が所得  $M_0$ 、生態系サービスの水準が  $q_0$  の点 A にいるとする。ここで、生態系サービスの水準が  $q_1$  に改善する状況を考える。これにより、個人は所得が  $M_0$ 、生態系サービスの水準が  $q_1$  の点 B に移動することとなる。このとき、個人は、より右上の無差別曲線上の点に移動することとなる。無差別曲線は、右上方にあるほど効用が高いことを表すので、これは望ましい変化である。したがって、

個人はこの変化を実現したいと考える。個人が、この変化を実現するために支払ってもいいと考える最大の金額、つまり、生態系サービスの水準の改善のための WTP は、 $M_0 - M_1$  で示される。なぜならば、点 A の状態から、最大  $M_0 - M_1$  だけ支払ったとしても、生態系サービスが改善する前の無差別曲線上の点 C に移動することになり、生態系サービスが改善する前の効用水準が維持できるからである。一方、生態系サービスの改善中止に対する WTA は  $M_2 - M_0$  で示される。なぜならば、点 A の状態で  $M_2 - M_0$  だけ受け取れば、生態系サービスが改善された場合の無差別曲線上の点 D に移動することになり、生態系サービスが改善した場合の効用水準が達成できるからである。

生態系サービスの水準が低下することに対する WTA と、生態系サービスの水準が低下することを回避するための WTP は、図 3 の (2) のように示される。

同じ対象を WTP と WTA で評価した場合、しばしば WTA が WTP を大きく上回る (栗山 他, 2013)。CVM ではより控えめな評価額を得ることが推奨されているため、WTP を尋ねることが多いことから、以下では環境改善に対する WTP を尋ねるケースを想定して説明を行う。

CVM には、表 3 に示すように、自由回答形式、競りゲーム (付け値ゲーム) 形式、支払いカード形式、二肢選択形式などの質問形式が開発されているが、最もバイアスが発生しにくく、提示された金額を見て賛成するか否かを決めるという回答形式が日常の購買行動と類似しているため回答しやすい二肢選択形式が広く用いられている (栗山 他, 2013)。また、二肢選択形式の質問の後に、提示額を変更してもう一度質問を繰り返す二段階二肢選択形式も考案されている (Hanemann et al., 1991)。二段階二肢選択形式では、通常の二肢選択形式よりも WTP の存在する区間を特定することができる。以下では二肢選択形式に焦点を当てて説明を行う。

二肢選択形式の分析には様々な方法が用いられるが、ここでは、最も一般的に用いられるランダム効用モデルによる分析について解説を行う (Hanemann, 1984)。

ランダム効用モデルでは、回答者  $n$  が賛成と回答したときの効用  $U_{n1}$  と反対と回答したときの効用  $U_{n0}$  が、それぞれ観察可能な確定項  $V$  と、観察不可能な誤差項  $\varepsilon$  からなると仮定する。

$$(4.3) \quad U_{n1} = V(q_1, M_n - p_n) + \varepsilon_{n1}$$

$$(4.4) \quad U_{n0} = V(q_0, M_n) + \varepsilon_{n0}$$

ただし、 $M_n$  は所得、 $p_n$  は賛成と回答した場合の負担額、 $q_1$  は環境改善がなされる場合の環境の状況、 $q_0$  は環境改善がなされない場合の環境の状況を示している。このとき、回答者  $n$  が賛成と回答する確率  $\Pr_{n1}$  は、賛成と回答したときの効用  $U_{n1}$  が反対と回答したときの効用  $U_{n0}$  よりも高くなる確率であるから、以下のように表すことができる。

$$(4.5) \quad \begin{aligned} \Pr_{n1} &= \Pr[U_{n1} > U_{n0}] = \Pr[V(q_1, M_n - p_n) + \varepsilon_{n1} > V(q_0, M_n) + \varepsilon_{n0}] \\ &= \Pr[V(q_1, M_n - p_n) - V(q_0, M_n) > \varepsilon_{n0} - \varepsilon_{n1}] \\ &= \Pr[\varepsilon_{n1} - \varepsilon_{n0} > -\Delta V_n] \end{aligned}$$

ただし、 $\Delta V_n$  は賛成と回答した場合と反対と回答した場合の確定項の差であり、効用差関数と呼ばれる。

効用差関数の関数形を特定し、誤差項に特定の分布を仮定することで、効用差関数のパラメータを推定することが可能となる。例えば、線形の効用差関数  $\Delta V_n$  は、以下のように表される。

$$(4.6) \quad \Delta V_n = \alpha + \beta p_n$$

ただし、 $\alpha$  と  $\beta$  は推定されるパラメータである。 $\alpha$  は環境変化に対する評価を表し、 $\beta$  は所得

表 3. CVM の質問形式.

<p>自由回答形式：自らのWTPを回答してもらう</p> <p>例：「植林や樹木の保護・育成を行い，この森林の面積を2倍にするために，あなたはいくら支払ってもいいと思いますか？」</p> <p style="text-align: center;">(                    ) 円</p>
<p>競りゲーム形式：回答者にある提示額を提示して支払う意思があるか質問を行い，支払うと回答した回答者にはより高い提示額を，支払わないと回答した回答者にはより低い提示額を提示して再び質問を行うといったことを繰り返す</p> <p>例：「植林や樹木の保護・育成を行い，この森林の面積を2倍にするために，あなたは1,000円支払ってもいいと思いますか？」→「はい」</p> <p>「では2,000円支払ってもいいと思いますか？」→「いいえ」</p> <p>「では1,500円支払ってもいいと思いますか？」→「はい」・・・</p>
<p>支払いカード形式：回答者に金額のリストを提示し，自らのWTPに該当するものを選んでもらう</p> <p>例：「植林や樹木の保護・育成を行い，この森林の面積を2倍にするために，あなたはいくら支払ってもいいと思いますか？以下の中から最も適当な金額を選んでください。」</p> <p style="text-align: center;"> 0円            1,000円        2,000円        3,000円        5,000円  8,000円       10,000円       15,000円       20,000円       30,000円以上 </p>
<p>二肢選択形式：仮想的な環境変化とその実現のための負担額を提示して，環境変化を実現するための費用負担に対する賛否を問う</p> <p>例：「植林や樹木の保護・育成を行い，この森林の面積を2倍にするために，あなたは1,000円支払ってもいいと思いますか？」</p> <p style="text-align: center;">1. はい            2. いいえ</p>
<p>二段階二肢選択形式：二肢選択形式で，最初の提示額に対して賛成と回答した回答者にはより高い提示額を，反対と回答した回答者にはより低い提示額を提示して，再び質問を行う</p> <p>例：「植林や樹木の保護・育成を行い，この森林の面積を2倍にするために，あなたは1,000円支払ってもいいと思いますか？」</p> <p style="text-align: center;">1. はい            2. いいえ</p> <p>「最初の質問で「1. はい」とお答えになった方に質問です。では，2,000円支払ってもいいと思いますか？」</p> <p style="text-align: center;">1. はい            2. いいえ</p> <p>「最初の質問で「2. いいえ」とお答えになった方に質問です。では，500円支払ってもいいと思いますか？」</p> <p style="text-align: center;">1. はい            2. いいえ</p>

ならびに負担額に対する評価を表す。後者の絶対値は所得の限界効用と解釈される。

誤差項が独立で同一な第一種極値分布に従うと仮定すると，回答者が賛成と回答する確率  $Pr_{n1}$  は，以下の二項ロジットモデルによって表すことができる。

$$(4.7) \quad Pr_{n1} = \frac{1}{1 + e^{-\Delta V_n}}$$

また，誤差項が独立で同一な標準正規分布に従うと仮定すると，確率  $Pr_{n1}$  は，以下の二項プロビットモデルによって表すことができる。

$$(4.8) \quad Pr_{n1} = \Phi(\Delta V_n)$$

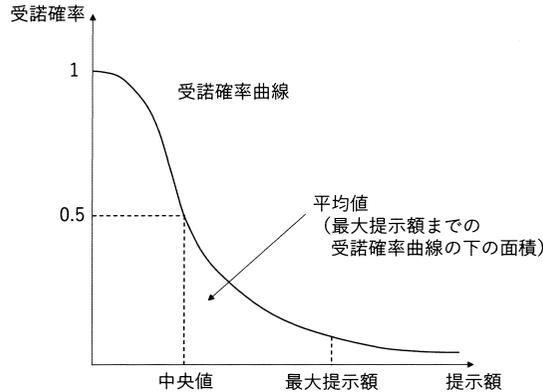


図4. 中央値と平均値. 提示額と支払いに賛成する確率の関係を表す受諾確率曲線は右下がりになる. WTPの中央値は提示額に賛成する確率が0.5となる金額と定義され, 平均値は受諾確率を提示額に関して積分することで求められる.

ただし,  $\Phi$  は標準正規分布の累積分布関数を表す. パラメータ  $\alpha$  と  $\beta$  は最尤法により推定される.

性別, 年齢, 所得といった回答者の社会経済的属性や, 評価対象に関する知識, 環境問題に対する関心の度合いなどを変数化し, 効用差関数の説明変数に加えることも可能である. このようなモデルを推定することで, WTPに影響を及ぼす要因を明らかにすることができる(栗山他, 2013).

縦軸に提示額に賛成する確率(受諾確率), 横軸に提示額をとると, 両者の関係を表す受諾確率曲線は図4のように右下がりになる. 二肢選択形式では, WTPの推計値として中央値と平均値の2種類の金額が得られる. 中央値は, 提示額に賛成する確率が0.5となる金額と定義される. 一方, 平均値は, 回答者が賛成と回答する確率  $Pr_{n1}$  を提示額に関して積分することで求められる. ただし, あまりに高額な提示額まで積分を行うことは現実的でないため, 最大提示額など, 一定の金額までで打ち切ることが多い. 中央値と平均値はそれぞれ図4のように示される. 二項ロジットモデルで線形の効用差関数を仮定した場合の中央値  $WTP^*$  と最大提示額  $p_{max}$  まで積分を行った場合の平均値  $WTP^+$  は以下のように表される(Hanemann, 1984).

$$(4.9) \quad WTP^* = -\frac{\alpha}{\beta}$$

$$(4.10) \quad WTP^+ = \int_0^{p_{max}} \frac{1}{1 + \exp\{-(\alpha + \beta p)\}} dp$$

#### 4.2 コンジョイント分析

コンジョイント分析もCVMと同様にアンケート調査を用いる方法である. CVMでは農地や森林の生態系サービスのいずれか1つ(例:水源涵養機能)の価値を評価することや, 多様な生態系サービスを発揮する農地や森林の価値全体を評価することができるのに対して, コンジョイント分析では, 一度の調査で複数の生態系サービス(例:水源涵養機能, 保健・休養機能, 生態系保全機能)の価値を個別に評価することができる(栗山他, 2013).

コンジョイント分析では, 森林に生息する生物の種数であれば何種類か, レクリエーション

であれば何が可能かといった、各属性が取り得る具体的な内容や値のことを水準と呼ぶ。また、属性の束として表現される仮想的な政策や製品をプロファイルと呼ぶ。コンジョイント分析では、各属性の水準を直交デザインなどの手法を用いて組み合わせることで作成されるプロファイルに回答者に提示し、それらに対する回答者の評価に基づいてプロファイルを構成する各属性の価値を評価する。たとえば、様々な属性の束として表現される森林整備計画の代替案に対する回答者の評価に基づいて、木材供給が 1 トン増加することに対する WTP、森林に生息する生物が 1 種類増加することに対する WTP といったように、各属性の 1 単位の向上に対する WTP である MWTP を個別に評価することができる。適切なデザイン手法を用いてプロファイルを作成することで、属性間で多重共線性が発生することを回避し、各属性の価値を独立に推定することが可能となる。

コンジョイント分析には、完全プロファイル評定型、ペアワイズ評定型、選択実験、仮想ランキング、ベスト・ワースト・スケーリングなどの質問形式が存在する(表 4)。このうち、環境評価の分野では、選択実験が広く用いられている。選択実験は、最も望ましいものを 1 つ選択するという回答形式が市場での購買行動に近いと回答しやすいといわれている(栗山 他, 2013)。以下では、選択実験に焦点を当てて説明を行う。

選択実験では、トラベルコスト法のサイト選択モデルや CVM の二肢選択形式と同様に、回答者の選択行動をランダム効用モデルのもとでの効用最大化行動としてモデル化し、そこから導出される離散選択モデルを用いて効用関数のパラメータを推定する。

回答者  $n$  が選択肢  $i$  を選択したときの効用を確定項  $V_{ni}$  と誤差項  $\varepsilon_{ni}$  の和として  $U_{ni} = V_{ni} + \varepsilon_{ni}$  と表し、誤差項  $\varepsilon_{ni}$  が独立で同一な第一種極値分布に従うと仮定すると、回答者  $n$  が選択セット  $C$  から選択肢  $i$  を選択する確率  $\text{Pr}_{ni}$  は以下の条件付ロジットモデルで表される (McFadden, 1974)。

$$(4.11) \quad \text{Pr}_{ni} = \frac{\exp(\mu V_{ni})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu V_{nj})}$$

ただし、 $\mu$  はスケールパラメータであり、通常は 1 と仮定される。

効用関数のパラメータの推定値を用いることで、各属性に対する MWTP を算出することができる。例えば、効用関数の確定項に  $V = \beta'x$  といった線形を仮定した場合、属性  $k$  に対する MWTP ( $MWTP_k$ ) は、属性  $k$  のパラメータ  $\beta_k$  と負担額のパラメータ  $\beta_p$  の比に負号を付けた  $MWTP_k = -\beta_k/\beta_p$  として求められる。

近年は選好の多様性を把握することが可能なより洗練されたモデルも用いられている(三谷 他, 2005; 柘植 他, 2011b)。特に広く用いられているのが混合ロジットモデル(ランダムパラメータ・ロジットモデル)である。混合ロジットモデルは、パラメータが確率分布にしたがって個人間で異なることを許容するモデルである (Revelt and Train, 1998; Train, 2009; 三谷 他, 2005)。

個人ごとに異なる選好を持つことを仮定すると、個人  $n$  のパラメータは  $\beta_n$  と表すことができる。ここで、各個人のパラメータベクトル  $\beta_n$  は観察不可能なため、パラメータ  $\beta_n$  の密度に関する条件付ロジットモデルの積分を考える。このとき、個人  $n$  が選択肢  $i$  を選択する確率は以下のように表される。

$$(4.12) \quad \text{Pr}_{ni} = \int \frac{\exp(V_{ni}(\beta_n))}{\sum_{j \in C} \exp(V_{nj}(\beta_n))} f(\beta) d\beta$$

ただし、 $f(\beta)$  は  $\beta$  の確率密度関数を表している。推定にあたっては、 $\beta$  の確率分布を仮定する必要がある。この確率分布としては正規分布などが用いられる (Revelt and Train, 1998; Train, 2009; 三谷 他, 2005)。また、積分計算が代数的に解けないため、シミュレーションを用いて積

表 4. コンジョイント分析の質問形式.

完全プロフィール評定型: プロファイルを1つ提示して、それがどれくらい望ましいかを回答してもらう  
 例: 以下の計画はどれくらい望ましいと思いますか? 点数を付けてください.

森林整備計画	
木材供給	2 トン増加
生息する生物	1 種類増加
負担額	5,000 円

100 点満点で  
( ) 点

---

ペアワイズ評定型: プロファイルを2つ提示して、どちらがどれくらい望ましいかを回答してもらう  
 例: どちらの計画がどのくらい望ましいと思いますか? 番号に○を付けてください.

森林整備計画	1	2
木材供給	2 トン増加	1 トン増加
生息する生物	1 種類増加	2 種類増加
負担額	5,000 円	3,000 円

← 4 3 2 1 0 1 2 3 4 →  
 計画1が望ましい    どちらともいえない    計画2が望ましい

---

選択実験: 複数のプロフィールを提示して、その中から最も望ましいと思うものを1つ選択してもらう  
 例: どの計画が最も望ましいと思いますか?

森林整備計画	1	2	3
木材供給	2 トン増加	1 トン増加	現状
生息する生物	1 種類増加	2 種類増加	
負担額	5,000 円	3,000 円	0 円

計画 ( )

---

仮想ランキング: 複数のプロフィールを提示して、それらを望ましい順に順位づけてもらう  
 例: 以下の計画を望ましいと思う順に並べてください.

森林整備計画	1	2	3
木材供給	2 トン増加	1 トン増加	現状
生息する生物	1 種類増加	2 種類増加	
負担額	5,000 円	3,000 円	0 円

1 位 計画 ( )    2 位 計画 ( )    3 位 計画 ( )

---

ベスト・ワースト・スケーリング (case3): 複数のプロフィールを提示して、最も望ましいものと最も望ましくないものを選択してもらう  
 例: 最も望ましいと思う計画と最も望ましくないと思う計画を選んでください.

森林整備計画	1	2	3
木材供給	2 トン増加	1 トン増加	現状
生息する生物	1 種類増加	2 種類増加	
負担額	5,000 円	3,000 円	0 円

最も望ましい: 計画 ( )    最も望ましくない: 計画 ( )

分を近似するシミュレートされた最尤法(maximum simulated likelihood)が用いられる. 詳細は Train(2009) を参照されたい.

選好の多様性を把握するために用いられるもう 1 つの代表的なモデルが潜在クラスモデルである (Swait, 1994; Boxall and Adamowicz, 2002). 潜在クラスモデルは, 個人をいくつかのグループに分類し, 各グループの効用関数のパラメータを推定する. このとき, 各クラスに所属する確率を, 年齢, 性別, 所得などの個人属性や態度, 動機などの心理的な潜在変数で説明するメンバーシップ関数を推定することで, どのような要因で選好の多様性が生じているかを明らかにする. したがって, 選好の多様性が生じる要因を解明することに関心がある場合には, 特に有益である.

サンプル内に  $S$  個のクラスが存在し, 個人  $n$  はあるクラス  $s = \{1, 2, \dots, S\}$  に属していると仮定する. このとき, 個人  $n$  が選択肢  $i$  を選択する確率  $\text{Pr}_{ns}(i)$  は, 以下のように表される.

$$(4.13) \quad \text{Pr}_{ns}(i) = \sum_{s=1}^S \left[ \frac{\exp(\zeta \gamma'_s z_n)}{\sum_{s^*=1}^S \exp(\zeta \gamma'_{s^*} z_n)} \right] \left[ \frac{\exp(\mu_s \beta'_s x_{ni})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu_s \beta'_s x_{nj})} \right]$$

右辺の 1 つ目のロジットモデルの式は, 個人がクラス  $s$  に振り分けられる確率を表すメンバーシップ関数であり,  $z_n$  は個人属性や心理的な潜在変数のベクトル,  $\gamma_s$  は推定されるパラメータのベクトル,  $\zeta$  はメンバーシップ関数のスケールパラメータを表す. 右辺の 2 つ目のロジットモデルの式は, クラス  $s$  に属する個人  $n$  が選択肢  $i$  を選択する確率を表しており,  $x_{ni}$  と  $x_{nj}$  は選択肢  $i$  と  $j$  の属性のベクトル,  $\beta_s$  はクラス  $s$  に固有のパラメータのベクトル,  $\mu_s$  はクラス  $s$  に固有のスケールパラメータを表す. いずれのロジットモデルの導出においても, 誤差項に第一種極値分布を仮定している.

パラメータは最尤法によって推定される. また, クラス数については, AIC や BIC に基づいて決定する.

CVM やコンジョイント分析はアンケートで人々の意見を尋ねるため, どのような対象の価値でも評価できる. また, 行動には顕示されない非利用価値も評価できる. しかし, バイアスが発生しやすいという問題がある (栗山, 1998; Mitchell and Carson, 1989).

表明選好法のバイアスの中でも特に重大なものが, アンケートにおいて表明する仮想的な支払額と実際の支払額の乖離である仮想バイアスである. 仮想バイアスについては, List and Gallet (2001), Murphy et al. (2005), Loomis (2011) などがメタ分析を行っている. 近年は, 実験経済学的手法も援用しつつ仮想バイアスに関する研究が行われている (三谷, 2011). 仮想バイアスは表明選好法の信頼性に根本的に関わる問題であり, さらなる研究が求められる.

## 5. 顕示選好法と表明選好法の統合

顕示選好法は現実の行動に基づくためデータの信頼性が高いが, 分析に使用する変数間の相関が高く多重共線性が発生する場合がある. また, 市場に存在しない財についてはデータが存在しないため, 分析に含めることができない. 一方, 表明選好法は, 仮想的な質問に対する回答をデータとして用いるため, バイアスの影響を受けやすく, データの信頼性は相対的に低い. しかし, コンジョイント分析において直交デザインを使ってプロファイルを作成すれば属性間の相関をなくすことができる. また, 市場に存在しない財についても分析に含めることが可能である. このように, 顕示選好法のメリットは表明選好法のデメリットを補い, 表明選好法のメリットは顕示選好法のデメリットを補う. したがって, 双方のデータを用いて分析を行うことで, 双方の欠点を補完しあい, より信頼性の高い評価が可能になると考えられる. そこで, 顕示選好データと表明選好データの両方を使用した分析が行われている. これは, RP-SP 結合

モデルなどと呼ばれる（栗山 他, 2013）。

RP-SP 結合モデルの代表的な手法の1つが、主にレクリエーション分野で使われている仮想行動法である。仮想行動法では、仮にサイトの環境の質が変化したらという仮想的な状況での訪問回数の変化を尋ね、その回答データ（表明選好データ）と実際のレクリエーション行動のデータ（顕示選好データ）の双方を分析に使用する。はじめにトラベルコスト法のシングルサイトモデルで環境変化前（現状）のレクリエーション需要曲線を推定し、次に回答者の回答にしたがってレクリエーション需要曲線をシフトすることで、環境変化後のレクリエーション需要曲線を推定する。そして、2つの需要曲線から、消費者余剰の増減を求める。これにより、シングルサイトモデルの枠組みで環境の質の評価が可能となる。仮想行動法を用いた研究には、Whitehead et al. (2000)や Whitehead et al. (2008)がある。

RP-SP 結合モデルのもう1つの代表的な手法が、共通してランダム効用モデルを用いるトラベルコスト法のサイト選択モデルや離散選択型のヘドニック価格法と選択実験の結合推定である（Ben-Akiva and Morikawa, 1990; 三谷 他, 2005）。この両者を結合して推定することで、仮想的な質問に対する回答をデータとして用いる選択実験の分析を単独で行う場合よりもデータの信頼性を高めることができる。また、属性間の相関がない選択実験のデータを加えることで、サイト選択モデルやヘドニック価格法を単独で用いる場合と比較して多重共線性の影響を緩和できる。さらに、サイト選択モデルやヘドニック価格法では扱うことができない、市場に存在しない財についても分析することができる。たとえば、Adamowicz et al. (1994, 1997)は、レクリエーション行動の分析にこの方法を用いている。また、Earnhart (2001, 2002)は、離散選択型のヘドニック価格法と選択実験を結合して、住宅選択行動の分析を行っている。RP-SP 結合モデルについて、より詳しくは Whitehead et al. (2011)を参照されたい。

## 6. おわりに

本稿では、農地や森林の生態系サービスの価値評価に適用可能な環境評価手法として、代替法、ヘドニック価格法、トラベルコスト法、CVM、コンジョイント分析を取り上げ、その経済理論と推定方法について解説を行った。

日本では、「生物多様性国家戦略 2012-2020」や「生物多様性及び生態系サービスの総合評価報告書」において、生態系サービスの経済評価を推進していくことが述べられている（環境省, 2012, 2016）。また、近年、自然の働きを利用したインフラや土地利用である「グリーンインフラストラクチャー（グリーンインフラ）」に対する関心が高まっている（西田・岩浅, 2015）。なかでも注目を集めているのが、自然を防災・減災に活用する「生態系を活用した防災・減災（Ecosystem-based Disaster Risk Reduction: Eco-DRR）」と呼ばれる取り組みである。生物多様性条約や気候変動枠組条約の締約国会議などでもグリーンインフラの推進が推奨されているほか、国内では「生物多様性国家戦略 2012-2020」、「森林・林業基本計画」、「第五次環境基本計画」などでグリーンインフラや Eco-DRR の活用が明記されている（環境省, 2012, 2018; 林野庁, 2016）。気候変動の進行により自然災害が増加する中、農地や森林をグリーンインフラや Eco-DRR として活用することに対する期待は今後ますます高まるものと考えられる。それに伴い、費用対効果の検討などのために、農地や森林の生態系サービスの経済評価に対するニーズも高まるものと考えられる。

今後は、拡大する社会的ニーズに応えるため、本稿で取り上げた環境評価手法を適用して、農地や森林の生態系サービスの経済評価を推進することが必要であると考えられる。また、本稿で述べた通り、いずれの環境評価手法にも課題があり、いまだ開発の途上である。今後は、信頼性の向上に向けたさらなる研究が求められる。

## 謝 辞

本研究は JSPS 科研費 16K03686, 16H03004, 16KT0029, 第 IV 期環境経済の政策研究「我が国における自然環境施策への効果的な資源動員に向けた研究」(研究代表者: 栗山浩一)の助成を受けたものです。

## 参 考 文 献

- Adamowicz, W., Louviere, J. and Williams, M. (1994). Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities, *Journal of Environmental Economics and Management*, **26**(3), 271-292.
- Adamowicz, W., Swait, J., Boxall, P., Louviere, J. and Williams, M. (1997). Perceptions versus objective measures of environmental quality in combined revealed and stated preference models of environmental valuation, *Journal of Environmental Economics and Management*, **32**(1), 65-84.
- Ben-Akiva, M. and Morikawa, T. (1990). Estimation of switching models from revealed preferences and stated intentions, *Transportation Research Part A: General*, **24**(6), 485-495.
- Boxall, P. C. and Adamowicz, W. L. (2002). Understanding heterogeneous preferences in random utility models: A latent class approach, *Environmental and Resource Economics*, **23**, 421-446.
- Chay, K. Y. and Greenstone, M. (2005). Does air quality matter? Evidence from the housing market, *Journal of Political Economy*, **113**(2), 376-424.
- Davis, L. W. (2004). The effect of health risk on housing values: Evidence from a cancer cluster, *American Economic Review*, **94**(5), 1693-1704.
- Earnhart, D. (2001). Combining revealed and stated preference methods to value environmental amenities at residential locations, *Land Economics*, **77**(1), 12-29.
- Earnhart, D. (2002). Combining revealed and stated data to examine housing decisions using discrete choice analysis, *Journal of Urban Economics*, **51**(1), 143-169.
- Haab, T. C. and McConnell, K. E. (2002). *Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Non-market Valuation*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Hanemann, W. M. (1984). Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses, *American Journal of Agricultural Economics*, **66**(3), 332-341.
- Hanemann, M., Loomis, J. and Kanninen, B. (1991). Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation, *American Journal of Agricultural Economics*, **73**(4), 1255-1263.
- 星野匡郎 (2011). 顕示選好法の最新テクニック 2: 空間ヘドニック法, 『環境評価の最新テクニック: 表明選好法・顕示選好法・実験経済学』(柘植隆宏, 栗山浩一, 三谷羊平 編著), 勁草書房, 東京.
- 環境省 (2012). 生物多様性国家戦略 2012-2020~豊かな自然共生社会の実現に向けたロードマップ~.
- 環境省 (2016). 生物多様性及び生態系サービスの総合評価報告書.
- 環境省 (2018). 第五次環境基本計画.
- 栗山浩一 (1998). 『環境の価値と評価手法—CVM による経済評価』, 北海道大学出版会, 北海道.
- 栗山浩一, 柘植隆宏, 庄子康 (2013). 『初心者のための環境評価入門』, 勁草書房, 東京.
- List, J. A. and Gallet, C. A. (2001). What experimental protocol influence disparities between actual and hypothetical stated values?, *Environmental and Resource Economics*, **20**(3), 241-254.
- Loomis, J. (2011). What's to know about hypothetical bias in stated preference valuation studies?, *Journal of Economic Surveys*, **25**(2), 363-370.
- McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior, *Frontiers in Econometrics* (ed. P. Zarembka), 105-142, Academic Press, New York.

- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystem and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- 三谷羊平 (2011). 実験経済学アプローチの新展開, 『環境評価の最新テクニック: 表明選好法・顕示選好法・実験経済学』(柘植隆宏, 栗山浩一, 三谷羊平 編著), 勁草書房, 東京.
- 三谷羊平, 栗山浩一, 庄子康 (2005). 離散選択モデルによる推定方法の新たな展開, 『環境と観光の経済評価 国立公園の維持と管理』(栗山浩一, 庄子康 編著), 勁草書房, 東京.
- Mitchell, R. C. and Carson, R. T. (1989). *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington, DC.
- 三菱総合研究所 (2001). 地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価に関する調査研究報告書.
- Murphy, J. J., Allen, P. G., Stevens, T. H. and Weatherhead, D. (2005). A meta-analysis of hypothetical bias in stated preference valuation, *Environmental and Resource Economics*, **30**(3), 313-325.
- 日本学術会議 (2001). 地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について (答申).
- 西田貴明, 岩浅有記 (2015). わが国のグリーンインフラストラクチャーの展開に向けて: 生態系を活用した防災・減災, 社会資本整備, 国土管理, 季刊 政策・経営研究, 2015, vol. 1, 46-55.
- 農業・農村の公益的機能の評価検討チーム (1998). 代替法による農業・農村の公益的機能評価, 農業総合研究, **52**(4), 113-138.
- Parmeter, C. F. and Pope, J. C. (2013). Quasi-experiments and hedonic property value methods, *Handbook of Experimental Economics and the Environment* (eds. J. A. List and M. K. Price), 3-66, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Phaneuf, D. J. and Requate, T. (2017). *A Course in Environmental Economics: Theory, Policy, and Practice*, Cambridge University Press, New York.
- Phaneuf, D. J., Kling, C. L. and Herriges, J. A. (2000). Estimation and welfare calculations in a generalized corner solution model with an application to recreation demand, *Review of Economics and Statistics*, **82**(1), 83-92.
- Revelt, D. and Train, K. (1998). Mixed logit with repeated choices: Households' choices of appliance efficiency level, *Review of Economics and Statistics*, **80**(4), 647-657.
- 林野庁 (1972). 森林の公益的機能に関する費用分担及び公益的機能の計量, 評価ならびに多面的機能の高度発揮の上から望ましい森林について (中間報告).
- 林野庁 (2016). 森林・林業基本計画.
- Rosen, S. (1974). Hedonic prices and implicit markets: Product differentiation in pure competition, *Journal of Political Economy*, **82**(1), 34-55.
- Shaw, D. (1988). On-site samples' regression: Problems of non-negative integers, truncation, and endogenous stratification, *Journal of Econometrics*, **37**(2), 211-223.
- 庄子康, 星野匡郎, 柘植隆宏 (2011). 顕示選好法の新展開, 『環境評価の最新テクニック: 表明選好法・顕示選好法・実験経済学』(柘植隆宏, 栗山浩一, 三谷羊平 編著), 勁草書房, 東京.
- Small, K. A. and Rosen, H. S. (1981). Applied welfare economics with discrete choice models, *Econometrica*, **49**(1), 105-130.
- Smith, V. K. and Huang, J. C. (1995). Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models, *Journal of Political Economy*, **103**(1), 209-227.
- Swait, J. (1994). A structural equation model of latent segmentation and product choice for cross-sectional revealed preference choice data, *Journal of Retailing and Consumer Services*, **1**, 77-89.
- 柘植隆宏, 庄子康, 栗山浩一 (2011a). 顕示選好法の最新テクニック 1: 端点解モデル, 『環境評価の最新テクニック: 表明選好法・顕示選好法・実験経済学』(柘植隆宏, 栗山浩一, 三谷羊平 編著), 勁

草書房, 東京.

- 柘植隆宏, 庄子康, 栗山浩一 (2011b). トラベルコスト法の研究動向, *環境経済・政策研究*, **4**(2), 46-68.
- Train, K. E. (2009). *Discrete Choice Methods with Simulation*, 2nd ed., Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- von Haefen, R. H., Phaneuf, D. J. and Parsons, G. R. (2004). Estimation and welfare analysis with large demand systems, *Journal of Business & Economic Statistics*, **22**(2), 194-205.
- Whitehead, J. C., Haab, T. C. and Huang, J. C. (2000). Measuring recreation benefits of quality improvements with revealed and stated behavior data, *Resource and Energy Economics*, **22**(4), 339-354.
- Whitehead, J. C., Dumas, C. F., Herstine, J., Hill, J. and Buerger, B. (2008). Valuing beach access and width with revealed and stated preference data, *Marine Resource Economics*, **23**(2), 119-135.
- Whitehead, J. C., Haab, T. C. and Huang, J.-C. (eds.) (2011). *Preference Data for Environmental Valuation: Combining Revealed and Stated Approaches*, Routledge, New York.

## Economic Valuation Methods for Ecosystem Services Provided by Agricultural Land and Forest

Takahiro Tsuge

Faculty of Economics, Konan University

Agricultural land and forests not only supply agricultural crops and timber, but also play various roles in land conservation, cultivation of water sources, climate stabilization, prevention of global warming, conservation of biodiversity, and opportunities for recreation. To recognize the importance of these ecosystem services, it is effective to visualize their value by evaluating them on a monetary term. However, most ecosystem services are not traded on the market, and real prices do not exist; therefore, they cannot be evaluated based on price. Instead, specialized methods called environmental valuation methods are used to determine their value. In this paper, we explain the economic theory and estimation methods of the replacement cost method, hedonic price method, travel cost method, contingent valuation method (CVM), and conjoint analysis. These methods are applicable to the valuation of ecosystem services provided by agricultural land and forests.