

日本における森林生態系サービスの経済評価

佐藤 真行¹・栗山 浩一²・藤井 秀道³・馬奈木 俊介⁴

(受付 2018 年 6 月 25 日；改訂 12 月 25 日；採択 12 月 26 日)

要 旨

本研究では、日本における森林資源の生態系サービスを定量的に評価することを目的とし、経済価値評価を実施した。その際に、これまで発展してきた環境の経済評価論の観点から本目的に合致する評価手法の検証を行い、生態系サービスの評価における効用理論的枠組を整理したうえで、経済学的理論背景と照らし合わせて概観した。その上で、生態系サービスの経済価値評価を行う上で重要となる非利用価値を含めた幅広い価値を推定可能とする表明選好法のうち仮想評価法(CVM)を利用し、支払カード型 CVM によって森林の原単位価値評価を行った。CVM は支払意思額(WTP)に基づいて評価を行うものであることに鑑み、ランダム効用モデルを基礎にもち同様に WTP に基づくコンジョイント分析を応用することで属性別のウェイトを推定した。こうした分析から、非利用価値を考慮した森林生態系サービスの経済価値を原単位および属性単位で推定した。こうした評価は、生態系サービスの可視化のひとつの方法である生態系勘定への応用に資するものである。

キーワード：生態系サービス、経済価値評価、仮想評価法、森林資源、原単位価値、属性別価値。

1. はじめに

1.1 環境の経済的価値

生態系ストックや生態系サービスは、典型的な「市場価格を持たない価値物」(植田 1996)である。こうした自然資本の持つ非市場的価値を評価するために、環境の経済評価手法が開発されてきた。環境の経済評価手法は、非市場価値を含めて環境・資源・生態系のもつ価値を貨幣単位という一元化された尺度で計測しようとするものである。こうした取り組みは、環境や生態系サービスの可視化につながり、現在進められている生態系サービス勘定などの開発においても重要な役割を担っている。

しかしながら環境の経済評価手法は万能ではなく、方法論的に克服すべき問題点も多く提起されている。そこで本研究では、環境の経済評価手法の理論的背景と、その目的を明確にしたうえで、生態系サービス評価に応用するための条件や実践を検討する。

非市場価値をもつ生態系サービスは、市場においては不当に低く評価されているため開発における意思決定において常に破壊の圧力にさらされる。生態系サービスをふくめて、環境評価

¹ 神戸大学 大学院人間発達環境学研究科：〒 657-8501 兵庫県神戸市灘区鶴甲 3-11

² 京都大学 大学院農学研究科：〒 606-8502 京都府京都市左京区北白川追分町

³ 九州大学 大学院経済学研究院：〒 812-8581 福岡県福岡市東区箱崎 6 丁目 19 番 1 号

⁴ 九州大学 大学院工学研究院：〒 819-0395 福岡県福岡市西区元岡 744 West2 号館

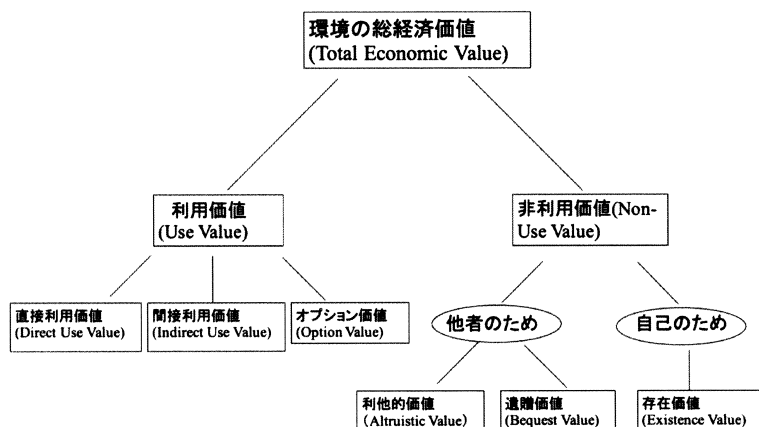


図 1. 環境経済価値の分類 (Bateman et al., 2002 から作成)。

手法が評価対象とする価値は、Turner et al. (1994)により一般的に次のように定められている。

総経済価値 (TEV; Total economic value) = 利用価値 (Use value) + 非利用価値 (Non-use value)

利用価値には、実際に消費して得られる価値(Direct use value; 直接利用価値)のほかに、物的な消費を伴わない、いわば環境機能の利用を意味する間接利用価値(Indirect use value)や将来の利用のために保持する価値(Option value; オプション価値)がある。一方で、非利用価値とは、その環境を全く利用しないにもかかわらず、それに価値があると感じるときに認められるものである。その中で、それが消失することを「損失」と感じる場合に認められるのが存在価値と呼ばれるものである。また、自分は利用しないが、他人のために在ったほうがよいと感じる場合、その他者が同世代の場合の利他的価値(Altruistic value)や将来世代の場合の遺贈価値(Bequest value)がある。これらは、図 1 のようにまとめられる。

このように、環境は多面的な諸価値を有しているが、それらのすべてが市場で取引される性質のものとは限らない。このために、市場価格(=利用のためのコスト)は、社会的価値ないしは福祉を反映したものである計算価格(Accounting Price, Shadow Price とともいう)から下方に乖離し、その結果、市場が機能せず、環境の過剰利用が発生するのである。

生態系サービスの価値評価において市場価値ベースで評価付けを行っていくと、深刻な過小評価につながる。そこで森林などの環境の価値を正しく評価する必要が生じるのだが、これは簡単な問題ではない。たとえば、世界銀行の World Development Indicators(WDI)などでは、森林資源の価値評価において木材価格と伐採費用に基づく市場レントを用いている。これは図 1 における直接利用価値に相当するものであるが、その他の価値を反映しているものとはいえない。すなわち、これは森林資源の価値の一部の評価にとどまっているものであり、適切な評価を行うためには非利用価値を明示的に考慮した価値評価手法を適用する必要がある。

こうした問題に対して、環境の経済評価論は効用理論に基づく消費者余剰による測定を提案した。こうして測られた価値は余剰価値(surplus value)と呼ばれる。通常は、Hicks (1943)の定式化に従った補償余剰によって(1.1)式のように定義される¹⁾。

$$(1.1) \quad V(p, Q^0, Y) = V(p, Q^1, Y - CS) = U^0$$

(1.1)式は、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「改善」である場合、CS は環境を改善させるための支払意

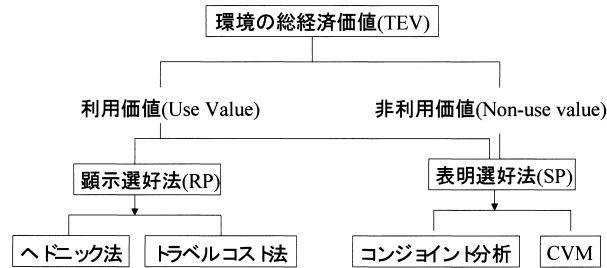


図 2. 評価のアプローチと評価する価値(出典 Bateman et al., 2002 から作成)。

思額(WTP; Willingness to Pay)であることを意味する。また、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「悪化」の場合は、CS が受入許容額(WTA; Willingness to Accept)となる。

1.2 環境の経済評価手法

経済理論の枠組みにもとづいて生態系サービスを評価するためには、利用価値だけでなく非利用価値を合わせて WTP を測定することが求められる。そのために適用可能な環境評価手法として、表明選好法が開発されてきた。経済学が提供してきた評価手法としては図 2 が示す通り、環境の経済評価手法には表明選好法だけでなく顕示選好法もある。しかしながら顕示選好法は、レクリエーション価値など生態系サービスの重要な要素を評価することができる一方で、存在価値などの評価対象を測れない性質が指摘されている。国内外で顕示選好法による生態系サービス源の評価が蓄積しているが、その評価値を用いる際には注意を要する。

それに対して表明選好法は、生態系サービスの幅広い価値を測定することが可能である。表明選好法には仮想評価法(CVM; Contingent Valuation Method)やコンジョイント分析がある。これらは環境評価手法として、とりわけ発展の目覚ましい手法である。CVM の歴史は比較的古く、Ciriacy-Wantrup (1947) がその概念を最初に提案したと言われている。また、CVM の手続きを体系的にまとめた Mitchell and Carson (1989) によれば、CVM を用いた最初の実証研究は Davis (1963) であると言われている。

CVM は生態系の価値を経済的に評価する要請(1989 年のエクソン=バルディーズ号事件およびオハイオ裁判)を受けて発展してきた経緯がある²⁾。エクソン=バルディーズ号事件は、アラスカ沖で座礁したエクソン社のバルディーズ号から大量の原油が流出し、深刻な海水汚濁や沿岸レクリエーション地の破壊などをもたらした事件であり、その損害賠償額を算定するにあたり、非利用価値を含めるか否かで大論争を引き起こしたものであった。オハイオ裁判は、スーパーファンド法における損害評価の手続きに関する内務省のルールを巡って、オハイオ州政府および環境保護団体と産業界側とが争った裁判であり、評価対象を非利用価値まで範囲を広げるとともに CVM 適用の妥当性を判決として下したものである。その後、1993 年にアメリカ商務省国家海洋大気管理局(NOAA; National Oceanic and Atmospheric Administration)によってまとめられた NOAA パネル報告書で CVM の有効性を認める結論が出され、非利用価値の認知がさらに進んだ。1989 年からのこれら一連の事件を経て、非利用価値を推定する手法として表明選好法が大きく発展するに至った背景がある。これをうけて、その後の生態系サービス評価を目指したミレニアム生態系評価(MEA, 2005)や TEEB 報告書(TEEB, 2010)などの大型研究プロジェクトでも、かならず注目される手法となっており、本研究プロジェクトにおいても重要な手法と位置づけられる。

CVM の最大の欠点は、様々な評価バイアスが入り込む余地があることにある³⁾。従って、CVM 研究の主要な課題は、いかにしてバイアスを最小に抑えるか、という点であった。そのために、調査票の作成や回答方式の工夫などに研究の力点が置かれている。調査計画の策定や調査票作成において問題が含まれている場合、その評価値の利用可能性は大きく損なわれてしまうことになる。こうした観点から、既存の評価研究を概観することが本研究の課題でもある。

CVM は、調査票における回答方法によって解析モデルが異なり、大きく分けて、自由回答型、付け値ゲーム型、支払カード型、二肢選択型がある。どのタイプを用いるかによって、支払意思額の定式化やバイアスの入りやすさ、その結果として推定値が異なることがあるため、その選択は重要である。例えば Welsh and Poe (1998) では、自由回答型、支払カード型、二肢選択型のそれぞれでの評価値を推定し比較した。その結果、それぞれ、\$54, \$37, \$98 という結果を示し、およそ 165% 程度の乖離率を示した。Ready et al. (2001) も同様に、支払カード型で低い評価値を示した。こうしたことから、しばしば大きくなりがちな非利用価値の推定に対して「控えめな推定」を行いつつ、国民経済計算体系への接続を意識したマクロ規模での生態系サービス評価を行うためには、支払カード型は有力な手法の一つである。CVM の詳細な解説文献はかなりの蓄積が進んでいるため、どのような手順を踏んだ CVM サーベイ調査において利用性が高いかについての判断材料となる (Mitchell and Carson, 1989; Bjornstad and Kahn, 1996; Bateman and Willis, 1999; Bateman et al., 2002; Champ et al., 2003; Haab and McConnell, 2002; Nocera et al., 2003; Herriges and Kling, 1999; Alberini and Kahn, 2006; Wilis and Garrod, 2012; 栗山, 1997, 1998; 鷺田, 1999; 鷺田 他, 1999; 柘植 他, 2011)。

また、マクロ的な原単位価値だけでなく、質的な要素をより詳細に価値付ける際にはコンジョイント分析の利用が考えられる。コンジョイント分析の利点は下記のような点があり、生態系サービス評価を進めるうえで質的な要因を考慮する際には有用である。

- (1) 広範な対象について評価ができる。
- (2) 非利用価値を評価できる。
- (3) 多属性を有する環境について、属性ごとの評価ができる。

(1), (2) は顕示選好法と比較して、(3) は CVM と比較して、コンジョイント分析の特徴が明らかとなるであろう。環境は本質的に多属性を有するものが多く、環境にインパクトを与える政策プロジェクトについて、属性ごとに評価されるべきケースが多い。そのときに (3) 多属性評価が可能なコンジョイント分析が注目されることになる。また、コンジョイント分析のなかでは、選択型実験と呼ばれる手法が優れていることが近年の研究で明らかとされてきており (柘植 他, 2011)、生態系サービスの経済価値評価手法として生態系サービス源の多様な属性をより詳細に把握・評価する際には有力な手法である。

2. 生態系サービスの評価

生態系サービスを評価するにあたって、環境評価手法がどの価値を測定対象にしているか、そしてどのように評価しているかによって、適用可能かどうか判断される。ここでは、評価手法、評価主体単位、評価の時間的単位、評価の空間的単位の観点を提起する。その後、本稿では生態系サービス源としての森林資源を測定するこれまでの評価事例を概観したうえで、日本における森林生態系サービスの経済評価に取り組む。

2.1 評価手法

前節で述べたとおり、いずれの手法を採用するかによって評価対象や評価結果は異なる。生

生態系サービスの評価を行う際には、こうした手法の差異を考慮して進める必要がある。これまで利用されてきた手法とその特徴は次のようにまとめられる。

- 置換法(特定の生態系サービスに着目して、その機能を人工物で代替するために掛かる費用から推定)
- 家計生産法(生態系サービス保全のための家計支出から推定)
- ヘドニック価格法(生態系サービスが地価や不動産価格に与える影響から推定)
- トラベルコスト法(生態系サービスが訪問行動に与える影響から推定)
- 仮想評価法(アンケート調査により生態系サービスに対する WTP から推定)
- コンジョイント分析(アンケート調査により生態系サービスに対する WTP を、生態系の属性ごとに推定)
- 市場価格・レント(市場取引される生態系サービスを、その交換価格から推定)

2.2 評価の主体

生態系サービス評価については、評価主体の単位についても注意が必要である。これまでの評価事例では次のようなものがある。

- (1) 国家・自治体単位で評価して公共部門の支出として生態系サービスを評価。国民経済計算、県民経済計算、産業連関などのマクロデータから推計するため、評価主体は国あるいは県全体となる。
- (2) 世帯・家計に着目したもの。家計生産法や世帯単位での WTP を推計した場合に、評価主体は世帯となる。
- (3) 個人に着目したもの。WTP を個人一人あたりで算出したもの。

こうした評価主体の設定方法は、生態系サービスを評価する際に非常に重要である。国全体(あるいは県全体)に当てはめて考える時、個人別に推計された WTP に家計数を乗じる場合(2)と、人口を乗じる場合(3)では、かなり大きな差異が発生する。たとえば表明選好法などで支払意思額を測定する場合に、分析枠組みにおいて評価の主体があいまいな場合、そうした影響が生態系サービスの評価結果に重要な影響を与える。こうしたことから、生態系サービスの評価に応用可能な手法を精査する場合には、評価主体の取り扱いには慎重な配慮を要する。

2.3 評価の時間的単位

評価の時間的単位として、大きく分けて次の2つがある。

- (ア) 一回の評価値として評価する。例えば CVM の WTP の調査で一回だけの支払として分析されており、その後の支払は求められないようなシナリオでの評価。
- (イ) 毎年の負担額として評価する。例えば CVM の WTP の調査で税あるいは基金等による毎年の支払としての評価。あるいは国民経済計算、県民経済計算、産業連関などによる毎年の生態系サービスフローとしての評価。

こうした違いも、生態系サービスの評価を行う際には配慮を要する。生態系サービスを評価する目的に合わせて、ワンショットの評価値(ア)として評価すべきか、国民経済計算のように毎年の価値(イ)として評価すべきかを選択する必要がある。経済理論における合理性の仮定によれば、将来割引などの考慮によって(ア)と(イ)は変換可能ではあるが、合理性の仮定はかなり強い仮定であり、評価手法における時間単位の選択によって評価値は左右されることを踏まえておいたほうがよい。

2.4 評価の空間的単位

評価値が評価対象の空間的広さを考慮しているか、また便益の波及範囲をどの程度想定しているかについても考慮する必要がある。前者はスコープ無反応性という環境の経済評価手法の問題に関わる。スコープ無反応性は、Kahneman et al. (1999)によって環境の経済評価手法への批判として指摘された性質であり、2,000羽の渡り鳥保護と2,000,000羽の渡り鳥保護に対するWTPに差異がなかったという実験結果とともに示されたものである。こうした問題は他の生態系の価値評価にも応用可能であり、森林評価の場合も保全対象の空間的単位を無視して評価してしまう場合、国全体あるいは県レベルで森林面積等を乗じて評価することが不可能となる。したがって、生態系サービスの評価に応用可能な評価手法として、空間的単位の取扱いが適切かどうかについて慎重な配慮が求められる。

2.5 評価値の妥当性

生態系サービスの評価手法への適用可能性を検討する際に、生態系サービス評価値の妥当性を検証することは重要なステップである。評価結果の妥当性について、特に表明選好法における検証点としてMitchell and Carson (1989)やBateman et al. (2002)では、趣意妥当性(Content Validity)、基準関連妥当性(Criterion Validity)、構成概念妥当性(Construct Validity)の観点から検討することを推奨している。構成概念妥当性は、収束妥当性(Convergent Validity)と理論的妥当性(Theoretical Validity)に分けられる。

趣意妥当性とは、もともとの調査の意図を妥当とするかということであり、これは最終的には調査者の主観的判断に基づくことになるが、専門家やフォーカスグループとの間で議論すべき項目であるといえる。基準関連妥当性は、実際の市場データと比較して、評価値が妥当な値であるかを検討するものであり、同一対象を扱う顕示選好法の結果と比較することでチェックされる。実際には多くの研究で表明選好法と顕示選好法とで評価値が乖離することが確認されている(Carson et al., 1996; Carlsson and Martinsson, 2001)。しかし、そもそもの問題として表明選好法は、現実市場データがないために開発された手法であり、これをチェックすることはしばしば不可能である。竹内(1999)が述べるとおり、もともと市場価格のないものへ市場価格をつける試みであるため、それが正しい値かどうかは決定できないのであり、全般的な評価研究の蓄積に依存するのである。

収束妥当性は、他の手法による評価の結果と比較することで確認され、環境評価研究の場合には、CVMとコンジョイント分析という二つの異なる表明選好法の比較対照により検討できる。つまり、同じ対象を測るならば同じ額で評価されねばならない(Stevens et al., 2000)ということである。Roe et al. (1996)では、分析対象や、分析の意図および目的に応じてCVMとコンジョイント分析を使い分けることが最も望ましいとしている。従って、国単位・県単位での生態系サービスの評価を目指すためにはシンプルなCVMで、そして質的要因を詳細に評価するためにはコンジョイント分析の利用が考えられる。

最後に、理論的妥当性については、社会経済的属性の係数符号のように経済理論による予測と一致しているかをチェックすることにより確認されるものであり、一般に学術研究として報告されている評価研究は理論的な検討が踏まえられているものがほとんどである。

妥当性ととも検討されるべきは、評価値の信頼性(Reliability)である。多くの場合、信頼性とは再現可能性(Replicability)の度合いを意味する(Bateman et al., 2002)。藤本(1998)では、しばらくの期間を置いて再度同様の調査を行うという再現調査により、双方の評価値が高く相関すれば信頼性が検証されとしている。適切にデザインされた調査は、同一の評価値が再現される。エクソン=バルディーズ号事件に関するCVM調査(Carson et al., 1994)では、2年後に同一の調査をしたときに同一の結果を得ているため、信頼が高いことが実証されている。

(Carson et al., 1997). しかし、この信頼性を調査するに当たり、かなりの費用がかかるという現実的問題が存在する。

妥当性や信頼性を低下させる最大の原因は、調査におけるバイアスであり、表明選好法を現実に利用可能なものとするためには、適切な調査票作成が必要条件である。本研究では、従来の環境評価研究で使用されたサーベイ調査票をできる限り収集、精査し、また著者らが過去に実際に実施した森林生態系評価研究からの知見と照らし合わせて、調査票設計を行い、プレテストを行ったうえで次節で述べる調査データを収集した。

3. 森林資源の経済価値評価

3.1 調査方法とデータ

本研究では、CVMによる森林資源の原単位経済価値評価を目的として2015年11月16日から12月4日までインターネット調査を実施し、全国の192,704人から有効回答を得た。このサーベイ対象者は、株式会社日経リサーチが保有するモニターパネルであり、全国の都道府県の人口比率および年齢比率に合うよう条件のもとでモニターパネルから無作為に抽出・依頼し、回答を集めた。その結果、サンプルは各都道府県の人口構成を反映したものになっているが、モニターパネルからの抽出であることによるバイアスは免れない点に注意が必要である。

また、3.2節で議論する多属性評価に用いられるコンジョイント分析のデータは2016年12月2日から12月9日にかけて収集され、CVMと同様に各都道府県から人口比率と年齢比率を考慮したパネルからの無作為抽出によって6,843人から回答を得た。ただし、一人あたり8回の繰り返し部分プロファイル選択質問を行ったために、解析に使われたデータは54,744となる。

サーベイ調査票では、第2節における生態系サービスへの環境評価手法への応用についての議論にもとづいて、支払カード型CVMを採用し、評価主体を世帯として明確化し、毎年の支払として時間的範囲を定め、居住地域における1haの森林面積の増加に対する評価として空間的範囲を定めた。この時間的範囲は、国民経済計算体系への接続を意識したものであり、空間的範囲は都道府県単位で勘定表を作成しやすいようにしたものである。1年間を時間単位にした価値評価の、調査票における質問文は次のようなものである。最初に、評価対象の性質の再認識を促すために、森林資源のもつ環境機能や生態系機能に関する重要性についての質問を行う(表1)。

表1. 調査票における森林の機能の重要性に関する設問。

森林には減災機能（浸水防止・土砂災害防止）がありますが、レクリエーションの場の提供や緊急時には建築資材になるなど、他にも様々な機能を持ちます。 あなたは、あなたのお住まいの地域（市町村）の森林について、以下のどの機能が重要だと思いますか。重要と思う順に、1位～5位をお答えください。 ・木材供給 ・減災機能（土砂災害防止など国土保全） ・水質浄化 ・生態系・生物多様性保全 ・レクリエーション・遊び場 ・文化的・宗教的価値（神社仏閣など） ・景観 ・CO₂吸収 ・遺伝子資源（薬品の材料など） ・その他（自由回答）

表 2. 調査票における支払カード型 CVM による森林評価.

いま、あなたのお住まいの地域（市町村）における森林保護のために、乱伐の規制や植林によって 1ha のさらなる森林の拡大を行政が検討しているとします。そのとき、あなたの家計の年間負担増が最大いくらまでなら許容できますか？ なお、この金額は行政に徴収され、森林保護実施の基金となります。

() 円

表 3. 調査票における森林の現状に関する設問.

あなたのお住まいの地域（市町村）における森林の状況について、以下のような問題があればチェックしてください。

- ・ 林業には適していないため間伐が進まず、荒廃気味である。
- ・ ゴミの散乱など環境が悪化し、レクリエーションには不向きである。
- ・ 害獣が増加し、下草の消失などの森林の質の悪化や、周辺地域における獣害が目立つ。
- ・ 開発に伴う森林伐採が進み、土砂崩れなどが発生しやすくなっている。
- ・ その他（ ）

これに続いて、支払カード型の CVM 質問により、価値評価を行う。表 2 内の文では () 円となっている部分については、ウェブ画面上で金額を選択する回答形式である。用意した回答カードは、「0 円」から「20,000 円以上」を範囲とし、0 円から 100 円までは 100 円ごとに、1,000 円から 2,000 円までは 200 円ごとに、2,000 円から 5,000 円までは 500 円ごとに、5,000 円以上は 1,000 円ごとにそれぞれ区切って用意した。

これにより、1haの森林価値に対する家計の年間評価が得られる。この評価値は、回答者が現在居住している都道府県に存在する森林がもつ特性(広葉樹林率、天然林率、樹齢など)を前提として、それが1ha拡大することに対する評価値と考えられる。これらは第2節で議論した評価基準に照らして、マクロ評価として適用可能な評価値であると考えられる。最後に、さらなる質的な状況を鑑みた分析にむけて森林の現状についての質問を設けている(表3)。

3.2 多属性評価の方法

生態系サービス別(属性別)の評価には、単属性評価を基本とする CVM では対応が難しいために、多属性評価を志向したコンジョイント分析を適用する。本調査では、コンジョイント分析は CVM とは別にデータ収集され、全国から集められたサンプルサイズは 6,843 である。ただし、一人あたり 8 回の繰り返し部分プロファイル選択質問を行っているために、解析に使われたデータは 54,744 となっている。

環境という対象は本来的に多属性を有するものが多く、森林もまた機能の多面性が強調される環境資源である。たとえば森林には表4のような機能が指摘されている(学術会議, 2001)。

しかしながら、多属性であるがゆえに、考慮しなければならない情報量が増えるとともに、調査票設計においては情報提示の難しさが課題となる。

これまでのコンジョイント分析に関する研究によれば、人間の情報処理能力には限界があり、適切な情報量で提示を行わないと回答者は適切な回答ができなくなることが明らかにされている。特に、Miller (1956)の指摘以来、多属性を評価できるコンジョイント分析とはいえ、多すぎる属性を評価対象にすると認知的負荷が大きすぎて適切に評価できないことが指摘され

表 4. 森林の多面的機能(出所：学術会議, 2001)。

1. 生物多様性保全	遺伝子保全、生物種保全、生態系保全
2. 地球環境保全	地球温暖化の緩和(二酸化炭素吸収、化石燃料代替エネルギー)、地球の気候の安定
3. 土砂災害防止/土壌保全	表面侵食防止、表層崩壊防止、その他土砂災害防止、雪崩防止、防風、防雪
4. 水源涵養	洪水緩和、水資源貯留、水量調節、水質浄化
5. 快適環境形成	気候緩和、大気浄化、快適生活環境形成(騒音防止、アメニティー)
6. 保険・レクリエーション	療養、保養(休養、散策、森林浴)、行楽、スポーツ
7. 文化	景観・風致、学習・教育(生産・労働体験の場、自然認識・自然との触れ合いの場)、芸術、宗教・祭礼、伝統文化、地域の多様性維持

表 5. 想定した森林生態系サービス。

1	水源涵養機能
2	土砂災害防止機能
3	レクリエーション機能
4	地球温暖化防止機能
5	生態系保全機能
6	木材生産機能

ている(栗山, 1999)。しかし近年, 調査票提示の技術進歩とともに, より多くの属性数を回答者への負荷を抑制しながら分析する方法が開発された。本研究で採用した部分プロファイル分析がその1つである。

部分プロファイル分析とは, 多くの評価対象属性のうち, 認知的負荷が大きくなりすぎない程度の属性数を抽出し, その属性間のトレードオフを分析していくものである。こうした演算を繰り返して, 全体としての多属性の間でのトレードオフを網羅的に推定することが可能となる。本研究では, 森林の生態系サービスとして表5にまとめられる主要な6つの森林属性に, 貨幣属性としての年間支払額を加えた合計7つの属性を評価対象として想定し, 部分プロファイル分析により, 各属性の相対的なウェイトを分析した。それぞれの属性について, 評価に必要な最小限の認識を共有するために, 表6のような説明を加えている。

なお, これらの説明のあとに, 現時点での認識の度合いや, 重要性についての質問を行い, コンジョイント分析の質問自体の理解を促すとともに知識や認識のデータを入手した。これらの属性から部分プロファイルを作成し, 回答データから各属性のウェイトを推定する。部分プロファイル分析の質問例を図3に示す。

こうした選択質問に対する回答データをロジットモデルで分析する。コンジョイント分析は効用理論と整合的なかたちで定式化することができるため, 支払い意思額の推定に利用される。ここでは効用関数(3.1)式を仮定する。これは観察不可能な攪乱項を含むため, ランダム効用関数と呼ばれる。

$$(3.1) \quad U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in}$$

表 6. 森林生態系サービスの属性に関する説明内容.

<水源かん養機能> 森林に雨が降ると、土の中に雨水が染み込み、染み込んだ雨水はゆっくりと森林から流出していきます。このため、雨が降った時には洪水が緩和され、雨が降っていないときでも森林から川に水が流出していきます。さらに、土の中を水が通る際にろ過され、適度にミネラルを含むことから、おいしい水ができていきます。森林のこのような働きは水源かん養機能と呼ばれています。
<土砂災害防止機能> 森林の土壌は、樹木や下草、落ち葉に覆われており、これらが雨のしずくの衝撃を吸収し土砂の流出を防いでいます。また、樹木の根は地中深く伸び、岩の亀裂にまで入り込み、土壌と基岩層との境界を根がしっかりと固定するので山崩れが起こりにくくなります。森林のこのような働きは土砂災害防止機能と呼ばれています。
<生態系保全機能> 森林は、多様な植物、動物、昆虫、菌類、微生物などが生息・生育しており、一つの森林生態系ができています。生物が多数いることも重要ですが、いろいろな種類の生物がいることも重要であり、いろいろな種類の生物がいることで森林生態系が安定し、人間の生活や経済活動にも良い影響がもたらされます。森林のこのような働きは生態系保全機能と呼ばれています。
<温暖化防止機能> 森林は光合成により二酸化炭素を吸収することにより、地球温暖化防止に貢献する働きを果たしています。森林のこのような働きは地球温暖化防止機能と呼ばれています。
<木材生産機能> 森林からは住宅資材や家具などの原材料となる木材を生産することができます。木材を生産するために森林を伐採しても、植林を行い、適切に管理を行えば、再び木材を生産することができます。森林のこのような働きは木材生産機能と呼ばれています。

	整備案1	整備案2	整備案3	
水源かん養機能	現状の75% (25%減少)	現状を維持する	現状の150% (50%増加)	この中からは選ばない
土砂災害防止機能	現状の75% (25%減少)	現状の125% (25%増加)	現状を維持する	
地球温暖化防止機能 (二酸化炭素吸収)	現状の75% (25%減少)	現状の150% (50%増加)	現状を維持する	
生態系保全機能	森林内の生物の種数が 現状より75%になる (25%減少)	森林内の生物の種数が 現状より150%になる (50%増加)	森林内の生物の種数が 現状より125%になる (25%増加)	
1年あたりの負担金	2,000円	20,000円	5,000円	
	↓	↓	↓	↓
	○	○	○	○

図 3. 部分プロフィール質問例.

ここで、 U_{in} は個人 n が選択肢 i を選んだときの効用を表し、 V_{in} は提示されたプロフィールに関する効用の確定項とする。 ε_{in} は誤差項であり、条件付きロジットモデルで解析する場合は第一種極値分布 (EV1) を想定する。

選択型コンジョイント分析は、幾つかの選択肢集合の中から、最もよいと思った選択肢を 1 つだけ選択することを要求するものである。回答者に提示された選択肢の集合を C_n とすると、個人 n が C_n の中から選択肢 i を選ぶ確率 P_{in} は、(3.2) 式のように表現できる。

$$(3.2) \quad P_{in} = \text{prob}(U_{in} > U_{jn}, \text{ for all } j \in C_n)$$

(3.1) 式を代入して変形すれば、次のようになる。

$$\begin{aligned} P_{in} &= \text{prob}(V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \\ (3.3) \quad &= \text{prob}(V_{in} - V_{jn} > \varepsilon_{jn} - \varepsilon_{in}) \end{aligned}$$

McFadden (1974)により条件付きロジットモデルは次のように定式化されることが示されている。

$$(3.4) \quad P_{in} = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_{j \in C_n} \exp(V_{jn})}$$

この式を利用して、ランダムに与える部分プロフィールから、効用関数のパラメータ、すなわち各属性のウェイトが求められる。

4. 評価結果

4.1 CVM による森林生態系の原単位評価

支払いカード型の CVM 質問の回答データを利用して、森林生態系サービスの価値評価を実施した。推計結果は図 4 のように得られた。

評価結果として、全国で平均約 2,447 円(標準偏差 171 円)であり、最高値は 2,813 円、最低値は 1,967 円であった。森林 1ha あたりの評価を家計単位で行った先行研究は非常に少なく、この値の比較は困難であるが、森林・水源環境税がおよそ 500～1,000 円で実施したことを踏まえると、本研究の評価結果は比較的高い評価値であると考えられる。家計あたりで見た場合、鹿児島県屋久島を対象とした栗山 他 (2000) の 1,500 円や宮城県燕栗沼を対象とした馬奈木・地球環境戦略研究機関 (2011) の 917 円と比べても本研究の評価値は高い値を示している。しかし森林 1ha に対する家計あたりの WTP という評価基準が異なるため、単純な比較は難しい。本研究では、表明された WTP の水準自体を考察するのではなく WTP がどのような要因

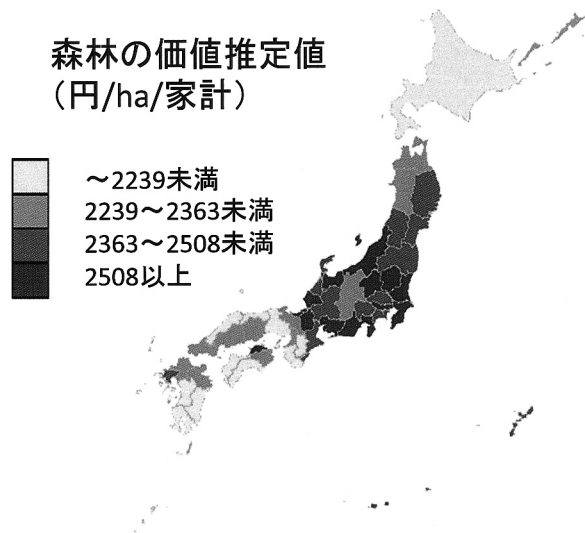


図 4. 森林 1ha に対する支払意思額の分布(世帯 1 年あたり)。

によって規定されているかを明らかにすることで、森林生態系の価値推定がなぜ地域によって異なるかを分析する。

図 3 が示す通り、日本全体で評価額は散らばっており、全体的に東日本のほうが比較的高い評価値を示している。Fujii et al. (2017) は、西日本は東日本に比べて私有林の割合が高く、森林面積あたりの利益率が高いこと、また東日本は商業利用以外の森林の公益的機能が相対的に重視されていることを示唆している。一般に商業価値は所有者のみに帰属する価値であるのに対して、公益的価値は一種の外部経済であり、住民に遍く享受される価値であるため、一般住民に対するサーベイ結果として東日本の方が総じて高い価値となったと考えられる。

しかしながら、所得などの社会経済属性や、森林の種別なども評価値に影響を与えていると考えるのが妥当であろう。そこで、なぜこのように支払意思額が分布したのかを回帰分析で検証する。まず社会属性が影響していることが考えられる。先行研究を踏まえてもっとも典型的な変数は所得である。所得効果とも呼ばれ、所得が高いほど支払意思額は高い値を示すことがある。従って、所得変数は森林に対する WTP の規定要因として外すことはできない。本調査データは、評価主体の単位として世帯を設定しているため、世帯所得を回帰分析の説明変数として設定する。このデータは平成 24 年度の内閣府の県民所得データと、総務省統計局の世帯数データをもちいて構築した。また、地域の特徴を表すデータとして、性別と年齢を導入した。性別については地域人口における女性率を表すものとなる。

次に、天然林／人工林という区別に対応するデータとして、面積に関する多重共線性を考慮して割合をとり、天然林率を採用した。また、広葉樹／針葉樹という区別に対応するものとして、同様に広葉樹林率を採用した。これらによって、天然林率の上昇や、広葉樹林率の上昇がどの程度 WTP の評価値に影響するかを示すものとなる。

さらに、森林の質的要因を表す要素として、樹齢を考慮し、年齢別の森林面積を考慮した加重平均として算出した。一般に、日本の森林の問題として間伐の遅れや林業の衰退に伴う樹齢の高齢化が挙げられている。樹齢の高齢化は山林の荒廃にも関連する要素であるのと同時に、二酸化炭素の吸収の遅れや生物多様性の棲息地としての機能にも関わる要因であるため、回帰分析に含めた⁴⁾。

以上の定式化により、最小二乗法による WTP の回帰式は次のように推定された⁵⁾。

$$\begin{aligned} \text{WTP}_{\text{Forest}} = & 2878.91^{***} + 710.98^{***} \times \text{広葉樹林率} - 348.78^{***} \times \text{天然林率} \\ & - 199.21^{***} \times \text{森林率} - 9.27^{***} \times \text{樹齢} + 0.14^{***} \times \text{世帯所得} \\ & - 355.61^{***} \times \text{性別} - 19.89^{***} \times \text{年齢} \end{aligned}$$

推定結果はいずれの係数も 1% 水準で有意に推定された。広葉樹林率および天然林率は、それぞれ回答者の居住している都道府県の森林面積に対する広葉樹林および天然林の割合を表している⁶⁾。推定結果から、広葉樹林率は WTP に正の影響を及ぼしている事がわかる。一般に広葉樹林は四季の変化に反応して景観を変えレクリエーションなどの非利用価値を提供したり、生物の生息地としての機能を果たしていると考えられ、そのことが正の影響をもたらしたと解釈される。一方で天然林率は WTP に負の影響をもたらしていた。この点はさらなる考察や議論が求められるが、天然林は生物の生息地としての機能がある一方で、人工林ほど森林の植栽が整っておらずアクセスが容易でないに伴う利用の難しさが反映したのかもしれないが、その検証については今後の課題として残った。

森林率は、回答者の居住している都道府県面積に対する森林の割合を表している。この影響が負であるのは、森林が希少な地域ほど 1ha の森林に対する WTP が高いということから、事前の予想と整合的な結果である。樹齢は、回答者の居住している都道府県面積に存在する森林の加重平均樹齢であり、推定に用いられたデータの範囲では、樹齢の高まりに伴う森林の質の

表 7. 各属性係数の推定結果と限界支払意思額。

属性		推定値	標準誤差	t 値	P 値	限界支払意思額 (円)
1	水源涵養機能	0.0131	0.0002	52.862	0.000	143.6
2	土砂災害防止機能	0.0121	0.0003	46.185	0.000	132.2
3	レクリエーション機能	0.0038	0.0003	14.455	0.000	41.0
4	地球温暖化防止機能	0.0113	0.0003	43.900	0.000	123.9
5	生態系保全機能	0.0084	0.0003	33.367	0.000	92.0
6	木材生産機能	0.0051	0.0011	19.566	0.000	56.0
7	1 年あたりの負担金 (世帯あたり)	-0.0914	0.0013	-83.964	0.000	
LogL		-75406.575				
Sample size		54,744				

変化が WTP に負の影響を及ぼしていることを示唆している。

世帯所得は回答者の支払能力に関係する。世帯所得は WTP に正の影響を及ぼしており、これは所得効果として先行研究でも観察される影響である。性別は女性であれば 1 を取るダミー変数である。性別や年齢も WTP に影響していることがわかる。このように、CVM によって評価された WTP を回帰分析することによって、自治体が森林整備を行う際に、許容されやすい森林特性について情報が入手できるが、生態系サービスごとの評価を行うために次節で多属性評価を行う。

4.2 コンジョイント分析による森林生態系の属性別評価

ここまで CVM によって森林生態系の原単位評価を行ったが、森林生態系のどのようなサービスが評価されているのかを分析するためには、森林の機能別に評価を行う必要がある。多属性評価手法であるコンジョイント分析を適用することによって、森林の価値を構成要素別に分解して評価することができる(坂上・栗山, 2009)。ここで推定される各属性に対する限界 WTP は、各属性が追加的に 1 単位改善することに対する価値額であると理解される。各属性の評価値を比べれば、現時点に存在する森林資源のもつ各属性の相対的重要性が示される。これにより、それぞれの都道府県で推定された森林の評価値に、どの属性が強く反映されているのかが推察される。この相対的ウェイトを用いて、生態系サービスごとの評価値を推計した。

表 7 の結果は、木材生産やレクリエーションといった市場において評価される価値よりも、水源涵養機能、土砂災害防止機能、地球温暖化防止機能、生態系保全機能といった非市場的な価値が高く評価されていることがわかる。また、必ずしも林業に従事していない一般の回答者が評価主体であるにもかかわらず木材の供給機能に対しても正の価値が示されたことは、国産材に対するニーズが背景にあると推察される⁷⁾。レクリエーション機能に対しては評価対象属性のなかでもっとも低い評価値となったが、これは今回の評価対象が必ずしもツーリズムを志向していない一般的な森林であるためと考えられる。

5. まとめ

本稿では、生態系サービスの経済学的評価手法について、環境の経済評価論の観点から精査し、生態系サービスの価値づけにおける効用理論的枠組を整理したうえで、理論的背景をもつ経済価値評価手法について概観し、生態系サービスの評価においては、商業的な利用価値だけ

でなく、非利用価値を評価することが重要であることを論じた。そして、生態系サービスの評価として適用する手法選択の際に、(1)環境評価の手法、(2)評価の主体、(3)評価の時間的単位、(4)評価の空間的単位に関する検討を行った上で社会調査を実施し、非利用価値の推定可能な表明選好法のうち支払カード型 CVM を実施し、森林の原単位価値評価を行った。

また、CVM が表明選好法であり WTP の評価を行うものであることに鑑み、同様のランダム効用モデルを基礎にもつコンジョイント分析を応用することで属性別のウェイトを推定した。森林については既存研究で指摘されている生態系機能の多面性から、属性数が多く単純なコンジョイント分析の適用は困難であるため、部分プロファイル分析を適用した。その結果、水源涵養機能、土砂災害防止機能、生態系保全機能、温暖化防止機能といった、森林生態系が提供する機能には市場ベースでは必ずしも評価されない社会的価値を有することが示された。これらの価値には公共性があり、市場における交換や消費によって便益が発生する利用価値とは異なり、多数の受益者に享受される性質がある。したがって便益受益者が多いほどこうした価値は高く評価されるのである。このことはまた、森林を市場価値ベースで評価することは過小評価につながる危険を示唆する。林業やツーリズムなどの森林の産業利用の可能性を議論する際には市場価値が重要であり、そうした評価に特化した顕示選好法も利用可能であるが、こうした公共性を考慮した評価にはやはり本研究で用いた表明選好法が有用である。ただし、表明選好法はバイアスやヒューリスティクスに影響されやすいため、慎重な調査票デザインを必要とする。本稿では、これまでの表明選好法に関する研究を踏まえて、全国レベルの森林生態系を対象としながら、比較的回答負荷の低い支払いカード型の CVM によって WTP を推定することを通じて森林生態系の原単位評価を行い、さらにその WTP の規定要因を回帰分析により特定した。本結果のように回帰式が特定されたことは、支払いカード型 CVM による WTP 推定値に一定の合理性があり、森林特性や社会属性によって規定されうること示唆するが、二肢選択型 CVM など異なる手法を採用した場合との比較などを行うことは評価結果の妥当性を確認するうえで有用であり、今後の課題でもある。また、本研究では樹種や樹齢など森林に関して入手可能なデータを用いて、それら変数についての係数を有意に推定できたが、今後はリモートセンシングなどを用いてさらに詳細なデータを変数として導入し、変数選択を含めて回帰モデルの探索を行い、具体的な森林管理の指針に対して情報をより提供できる回帰式へと発展させることも期待される。また、本稿においては生態系サービスごとの評価を行う際に、回答負荷が低くバイアスが少なくと考えられている部分プロファイル選択型のコンジョイント分析を採用したが、他の手法との比較を含めて手法的な研究を発展させることが今後も求められる。さらに、回答負荷を減らしバイアスを回避する手法的改善だけでなく、樹種や樹齢といった森林特性に対する評価者の知識や理解の影響も検討する必要がある。

こうした環境の経済評価は、外部性や非利用価値などの市場メカニズムでは対応できない要因に対して、環境政策として対応するためにそれらの価値を推定する際に求められる。本研究は自然資本が持つ価値について、市場ベースの価値からの乖離を測定し、環境政策の必要性や妥当性を議論する上で有用な情報を提供するものである。例えば森林生態系サービスの価値評価により、森林資源の保全策の必要性や妥当性が示唆され、政策手段の議論へと発展する。今後は、森林整備について、どのような森林をどの空間に整備するかという個別具体的な政策立案に資するような、森林便益の空間的分布などを詳細に分析することが求められる。こうした研究は、水源税や森林環境税など、いわゆる生態系サービスに対する支払い (PES; Payment for Ecosystem Services) を制度に組み入れる際の経済学的基礎を与えることにもつながるため、政策的ニーズや重要性は大きいのである。

注.

- 1) 権利の所在などによって、等価余剰で定義する場合もある。鷲田 (1999) に詳細な解説がある。NOAA パネルなどで推奨されている生態系価値の評価枠組みは、WTP に基づくものである。これは環境の「控えめな」評価に対応するものである (NOAA パネル, Arrow et al., 1993)。
- 2) CVM の発展の経緯については、栗山 (1998) に詳しい。
- 3) 様々なバイアスについては、Mitchell and Carson (1989) や栗山 (1998) にまとめられている。
- 4) もちろん、非常に高い樹齢を持つ樹木は特殊な価値を帯びてくる。しかし本研究で対象としているのは平均樹齢であるため、マクロ的に平均して非常に高い樹齢となることはなく、およそ 20~50 年ほどの範囲に限られた議論となる。
- 5) 回帰式に導入した変数がすべて有意に推定されたことから、変数選択は行わなかった。
- 6) 各都道府県の森林データについては、林野庁 (2012) を用いた。
- 7) この価値は、林業従事者にとっての木材価値とは異なるため、市場における木材価格とみなすことはできない。

参 考 文 献

- Alberini, A. and Kahn, J. R. (2006). *Handbook on Contingent Valuation*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P. R., Leamer, E. E., Radner, R. and Schuman, H. (1993). Report of the NOAA panel on contingent valuation, *Federal Register*, **58**(10), 4601-4614.
- Bateman, I. J. and Willis, K. G. (1999). *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press, Oxford.
- Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, B., Mourato, S., Özdemiroğlu, E., Pearce, D. W., Sugden, R. and Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Bjornstad, D. J. and Kahn, J. R. (1996). *The Contingent Valuation of Environmental Resources*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Carlsson, F. and Martinsson, P. (2001). Do hypothetical and actual marginal willingness to pay differ in choice experiments?, *Journal of Environmental Economics and Management*, **41**, 179-192.
- Carson, R. T., Hanemann, W. M., Kopp, R. J., Krosnick, J. A., Mitchell, R. C., Presser, S., Ruud, P. A. and Smith, V. K. (1994). Prospective interim lost use value due to DDT and PCB contamination in the Southern California Bight, *Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration*, Natural Resource Damage Assessment Inc.
- Carson, R. T., Flores, N., Martin, K. and Wright, J. (1996). Contingent valuation and revealed preference methodologies, *Land Economics*, **72**, 80-99.
- Carson, R. T., Hanemann, W. M., Kopp, R. J., Krosnick, J. A., Mitchell, R. C., Presser, S., Ruud, P. A. and Smith, V. K. (1997). Temporal reliability of estimates from contingent valuation, *Land Economics*, **73**(2), 151-161.
- Champ, P. A., Boyle, K. J. and Brown, T. C. (2003). *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1947). Capital returns from soil-conservation practices, *Journal of Farm Economics*, **29**, 1181-1996.
- Davis, R. K. (1963). Recreational planning as an economic problem, *Natural Resources Journal*, **3**,

239-249.

- Fujii, H., Sato, M. and Managi, S. (2017). Decomposition analysis of forest ecosystem services values, *Sustainability*, **9**(5), p.687.
- 藤本高志 (1998). 『農がはぐくむ環境の経済評価』, 農林統計協会, 東京.
- 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, 学術会議答申.
- Haab, T. C. and McConnell, K. E. (2002). *Valuing Environmental and Natural Resources*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Herriges, J. A. and Kling, C. L. (1999). *Valuing Recreation and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Hicks, J. R. (1943). The four consumer's surplus, *Review of Economic Studies*, **11**, 31-41.
- Kahneman, D., Ritov, I. and Schkade, D. (1999). Economic preferences or attitude expressions? An analysis of dollar responses to public issues, *Journal of Risk and Uncertainty*, **19**, 203-235.
- 栗山浩一 (1997). 『公共事業と環境の価値：CVM ガイドブック』, 築地書館, 東京.
- 栗山浩一 (1998). 『環境の価値と評価手法』, 北海道大学出版会, 札幌.
- 栗山浩一 (1999). 環境評価の現状と課題—CVM, コンジョイント分析を中心に—, 『環境評価ワークショップ』(鷺田豊明, 栗山浩一, 竹内憲司 編), 第 2 章, 築地書館, 東京.
- 栗山浩一, 北畠能房, 大島康行 (2000). 『世界遺産の経済学』, 勁草書房, 東京.
- 馬奈木俊介, 地球環境戦略研究機関 (2011). 『生物多様性の経済学』, 昭和堂, 京都.
- McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior, *Frontiers in Econometrics* (ed. P. Zarembka), Academic Press, New York.
- MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment*, Island Press, Washington, D.C.
- Miller, G. A. (1956). The magical number seven, plus or minus two: Some limits on our capacity for processing information, *The Psychological Review*, **63**(2), 81-97.
- Mitchell, R. C. and Carson, R. (1989). *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington, D. C. (環境経済評価研究会 訳. 『CVM による環境質の経済評価：非市場財の価値計測』, 山海堂, 東京.)
- Nocera, S., Telser, H. and Bonato, D. (2003). *The Contingent Valuation Method in Health Care: An Economic Evaluation of Alzheimer's Disease*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Ready, R., Navrud, S. and Dubourg, W. (2001). How do respondents with uncertain willingness to pay answer contingent valuation questions?, *Land Economics*, **77**, 315-326.
- 林野庁 (2012). 森林資源の現況(平成 24 年 3 月 31 日現在), <http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/index1.html>.
- Roe, B., Boyle, K. J. and Teisl, M. F. (1996). Using conjoint analysis to derive estimates of compensating variation, *Journal of Environmental Economics and Management*, **31**, 145-159.
- 坂上雅治, 栗山浩一 (2009). 『エコシステムサービスの環境価値』, 晃洋書房, 京都.
- Stevens, T. H., Belkner, R., Dennis, D., Kittredge, D. and Willis, C. (2000). Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management, *Ecological Economics*, **32**, 63-74.
- 竹内憲司 (1999). 『環境評価の政策利用』, 勁草書房, 東京.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations* (ed. Pushpam Kumar), Routledge, London.
- 柘植隆宏, 三谷羊平, 栗山浩一 (2011). 『環境評価の最新テクニック』, 勁草書房, 東京.
- Turner, K., Pearce, D. and Bateman, I. (1994). *Environmental Economics*, Harvester Wheatsheaf. (大沼あゆみ 訳 (2001). 『環境経済学入門』, 東洋経済新報社, 東京.)
- 植田和弘 (1996). 『環境経済学』, 岩波書店, 東京.
- 鷺田豊明 (1999). 『環境評価入門』, 勁草書房, 東京.
- 鷺田豊明, 栗山浩一, 竹内憲司 (1999). 『環境評価ワークショップ』, 築地書館, 東京.

- Welsh, M. P. and Poe, G. L. (1998). Elicitation effects in contingent valuation: Comparisons to a multiple bounded discrete choice approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, **36**, 170-185.
- Wilis, K. G. and Garrod, G. (2012). *Valuing Environment and Natural Resources*, Edward Elgar, Cheltenham.

Economic Valuation of Forest Ecosystem Service in Japan

Masayuki Sato¹, Koichi Kuriyama², Hidemichi Fujii³ and Shunsuke Managi⁴

¹Graduate School of Human Development and Environment, Kobe University

²Graduate School of Agriculture, Kyoto University

³Graduate School of Economics, Kyushu University

⁴Graduate School of Engineering, Kyushu University

This study estimates both unit and attribute values of forest ecosystem services in Japan. In this estimation, we examined the applicable valuation techniques from the viewpoint of environmental economics, in particular regarding the economic valuation method of ecosystem services. Our results revealed that direct use, indirect use, and non-use values are important in evaluating ecosystem services. In addition, it is important to incorporate indirect use and non-use values into the ecosystem evaluation framework. In order to reflect such values, we used the payment card Contingent Valuation Method (CVM) to estimate the unit value of forest in Japan. In addition, to estimate the attribute value of each forest ecosystem service, we conducted choice experiments that share the same theoretical foundation of a random utility model with CVM. Our findings visualized the ecosystem service value of forests in Japan.