

平成 27 年度 環境経済の政策研究
生態系サービスの定量的評価及び生態勘定フレームワーク 構築
に向けた研究
研究報告書

平成 28 年 3 月

神戸大学
京都大学
九州大学
長崎大学
農林水産政策研究所
公益財団法人 地球環境戦略研究機関

目次

研究計画・成果の概要等	1
1. 研究の背景と目的	1
2. 3年間の研究計画及び実施方法	1
3. 3年間の研究実施体制	3
4. 本研究で目指す成果	4
5. 研究成果による環境政策への貢献	4
平成27年度の研究計画および進捗状況と成果	5
1. 平成27年度の研究計画	6
2. 平成27年度の進捗状況および成果(概要)	9
3. 对外発表等の実施状況	14
4. 英文サマリー	16
5. 平成27年度の進捗状況と成果(詳細)	18
第1章 生態系勘定の世界的動向	19
1.1 実験的生態系勘定(SEEA-EEA)	19
1.2 諸外国における生態系サービス勘定の作成動向	29
1.3 我が国における生態系勘定の作成にかかる課題	40
第2章 第2章 生態系の量的データ収集	42
2.1 森林面積・蓄積データベースの整備について	42
2.2 森林面積・蓄積データの地理的分布と経年変化について	45
2.3 今年度研究成果のまとめ	54
第3章 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究	55
3.1 環境の経済評価手法	55
3.2 生態系サービス勘定に応用可能な環境の経済評価手法	59
3.3 評価値の妥当性	61
3.4 環境の経済評価事例	61
3.5 生態勘定への応用可能性を考慮したサーベイ調査	65
3.6 まとめと今後の課題	68
第4章 生態系サービス源としての森林資源価値のメタ分析	70
4.1 はじめに	70
4.2 評価データの利用	71
4.3 メタ関数の変数設定	72
4.4 メタ関数の推定	73
4.5 生態系サービス源としての森林資源価値評価	76

4.6 まとめと今後の課題	79
第5章 まとめと環境政策への貢献	80
今後の研究方針（課題含む）・・・・・・・・・・・・・・・・	83
添付資料・・・・・・・・・・・・・・・・	86

研究計画・成果の概要等

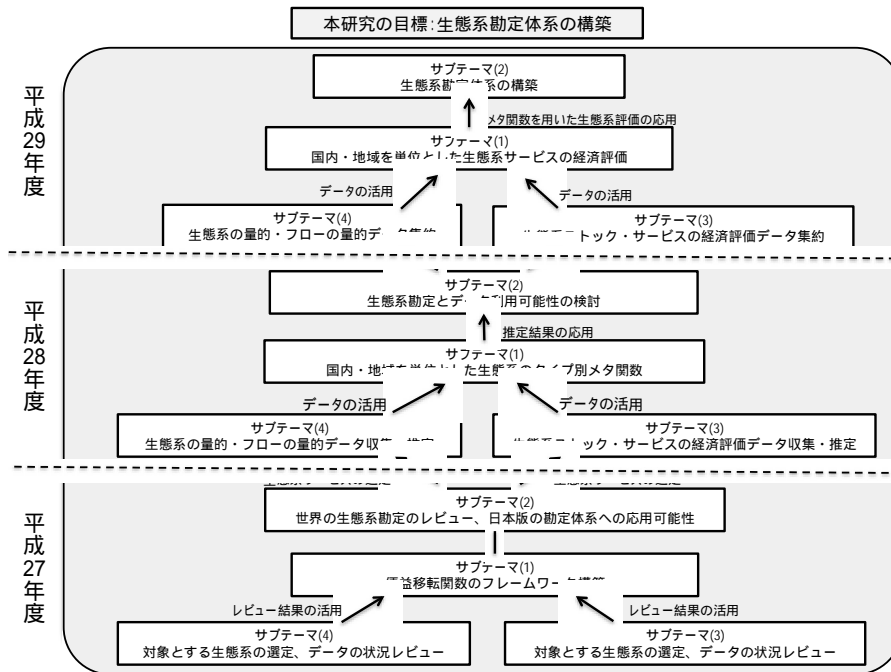
1. 研究の背景と目的

ミレニアム生態系評価や TEEB 報告書に見られるように、生態系サービス評価の重要性は共通認識となっており、我が国においても愛知目標に向けた政策立案が進んでいる。一方で、持続可能な発展の達成にむけても様々な研究や政策論が展開されており、そこでは政策立案・評価に関わる持続可能性指標の開発において生態系サービスを位置づけることが急務とされている。こうした背景を踏まえて、生態系サービスの評価手法の発展および実践と、持続性指標の精緻化を結びつけるための生態系勘定フレームワークの開発を行うことが求められている。そのためには、実験的生態系勘定 (SEEA-EEA) などの世界的なフレームワーク構築の動きを踏まえながら、国内における愛知目標に向けた政策立案および国家勘定・報告制度の確立が求められている。

本研究は、生態系サービスの経済評価に基づく自然資本ストックの評価と勘定体系の構築ならびに持続可能性指標等のマクロ指標への応用を目的とする。生態系サービス評価は、これまでのところ事例ベースでの研究が進んでいる一方で、そうした事例の勘定体系への集約に向けた研究が不十分である。そこで本研究では、事例ベースで蓄積している生態系サービス評価を集約し、拡充しつつある環境・経済統合勘定などへ反映していくことを通じて、我が国の森林賦存量や水産資源データといった自然生態系ストックデータ、ならびに経済評価研究に基づいた包括的な生態系サービス評価を検討する。これにより、生態系ストック量の把握と生態系サービスフローの把握およびそれらの保全施策の立案に活用されると同時に、生態系保全に関わる各経済主体の意思決定においても利用されうる情報として勘定体系が参照されることが期待され、我が国の生態系保全政策に大きく貢献することが期待される。

2. 3年間の研究計画及び実施方法

研究全体の構成は以下のフローチャートに集約される。



(1)便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究

[研究体制：神戸大学]

自然資本の指標化における経済学的課題は、量的把握だけでなくその価値評価を含めた可視化である。特に生態系ストックや生態系サービスは多面的機能と多様な価値をもつため、その経済学的評価は大きな課題となっている。今日では様々な環境評価手法を生態系評価に適用する試みが進んでおり、事例に基づく評価結果も蓄積しつつある。本サブテーマでは、(3)の研究成果に連動しながら最新の環境評価手法とその妥当性を精査し、日本における生態系サービス評価の事例研究を収集し、必要に応じて(4)の研究成果から得られる生態系サービス評価データを集約することで、既存データのメタ分析を可能とし、未評価の対象値を推測的に評価する手法である便益移転を用いて生態系サービス評価を行う。この手法の概略は、既存の事例ベースの評価結果を被説明変数とし、その評価値を規定する要因を説明変数として回帰分析を行うことによって、各要因の評価値への寄与を推定し、まだ評価されていない生態系サービスの価値を推測するというものである。こうした推測が可能になれば、日本における生態系サービスを統一的な方法によって評価することができるため、その結果を(2)の研究成果から得られる勘定体系のフレームワークに当てはめることが検討できるようになるのと同時に、持続可能性指標その他自然資本の評価を必要とする諸指標への応用可能性も考えられるようになる。本サブテーマは、環境経済評価と指標に研究業績のある神戸大学の佐藤（研究代表者）が担当する。

本サブテーマは、平成 27 年度に利用可能な生態系データの概況を踏まえた上で便益移転関数のフレームワーク構築、具体的には既存の事例研究に対するメタ関数の回帰モデルを構築し、主要な生態系として森林資源から推定を行う。平成 28 年において、サブテーマ(3)および(4)のデータ提供を受けてその他の生態系について推定を行う。平成 29 年にサブテーマ(2)で提案された生態系勘定に当てはめる数値を提供する。

(2)環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究

[研究体制：農林水産政策研究所・地球環境戦略研究機関]

国連統計局では生態系サービスの評価のための環境経済統合勘定である実験的生態勘定(SEEA-EEA)を公表しており、オランダなど欧州諸国を中心に SEEA-EEA による生態系サービスのマクロ評価が行われている。このように環境経済統合勘定を用いた環境情報の整理及び評価は世界的な潮流となっており、我が国においても愛知目標の達成に向けた取組の成果を世界標準ツールである環境経済統合勘定によりマクロ評価することが求められる。そこで本課題では、国連における環境・経済統合勘定(SEEA)開発動向を把握し、特にそのうち実験的生態系勘定(SEEA-EEA)の内容について、その評価項目・評価方法及び必要データを精査する。また、生態系勘定の開発に係る様々な課題として、対象とする生態系資産・生態系サービスの選定や空間的統計単位の設定、生態系サービスの供給者と受益者の特定などについても十分な検討を行う。その上で、日本における SEEA-EEA の構築に向け、我が国のデータ利用可能性を考慮しつつ生態系評価のためのフレームワークを構築する。さらに、サブテーマ(1)、(4)の成果をもとに、フレームワークに具体的データを計上し、日本版 SEEA-EEA として数値を入れていく。本サブテーマは、環境経済統合勘定および実験的生態勘定に関する多くの研究成果をもつ農林水産政策研究所の林と地球環境戦略研究機関の蒲谷が適任であり、分担する。

本サブテーマは、平成 27 年に各国の生態系勘定のレビューを行い、我が国の生態系の特徴を踏まえて応用可能性を検討する。平成 28 年に、データの入手可能性を踏まえた日本版の生態系勘定が持つ特徴を定め、サブテーマ(1)の成果を受けて森林資源、水産資源、陸水生態系など可能なものから数値化していく。平成 29 年に、日本版生態系勘定体系として、各サブテーマの成果を反映した指標の推計作業を行う。

(3)環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究

[京都大学]

生態系の経済価値評価は、これまでの研究蓄積によって妥当な調査手順が明確になってきている表明選好法や顕示選好法などの環境経済評価手法を適切に応用することで可能になる。実際に世界的には急速に研究が発展している分野であり、手法の洗練とともに評価結果の信頼性や妥当性も高まってきており、政策利用も可能なレベルになっている。現時点において、日本の生態系勘定に採用されるべき生態系サービス評価への適用も十分に可能であるレベルに到達していると考えられ、本サブテーマは最新の経済評価手法を踏まえた生態系サービス評価を行う。生態系の多面的な価値は土地固有であるものも含まれ、また評価主体が置かれる社会経済的条件にも依存することを考慮し、日本版生態系勘定で評価すべき生態系サービスの特定、その価値推定に最適な評価手法の選定、および実際の評価研究、ならびに利用可能なこれまでの評価結果の収集と選定を行い、サブテーマ(1)に提供する。生態系サービスの経済評価の高度な研究蓄積を有する京都大学の栗山が適任であり、分担する。

本サブテーマは、平成 27 年に日本版生態系勘定に取り入れるべき生態系の特徴の研究と評価可能性を検討し、現時点における評価研究を総覧してサブテーマ(1)に提供する。平成 28 年に、サブテーマ(4)に対応する生態系についての経済評価研究を行う。平成 29 年にサブテーマ(2)で構築される生態系勘定フレームワークに必要な評価結果を集約するとともに、その後の指標更新のための手順を確立する。

(4)データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究

[九州大学・長崎大学]

自然資本ストックの統計的データを整備するために、多様な統計書及び日本政府のオープンデータより生態系資産・生態系サービスの量的データを取得する。加えて、入手が難しいデータについては、Multiple Imputation Method と呼ばれる統計的欠損補完手法を適用することで、包括的で利用しやすいデータベースの構築を行う。データ整備及び欠損値の推計は九州大学の馬奈木が多くの実績を有しており、適任と言える。

これらデータベース構築後に、生産関数アプローチを活用し自然資本ストックのシャドウプライスを推計する。この際に、自然資本ストックは我が国の生産活動における投入要素の一つであると想定することによって、労働や生産設備資本と同様に生産関数に組み込むことが可能となる。その上で、自然資本ストックを考慮した生産関数を推定することで、自然資本ストックの価値を推計することが可能となる。このアプローチからのシャドウプライスの推計については、長崎大学の藤井が多くの研究成果を有していることから、適任であると考え分擔する。

本サブテーマは、平成 27 年に日本版生態系勘定体系を構築するにあたって測定すべき生態系のタイプを選定し、現時点におけるデータ入手可能性の状況を把握すると同時に、データ収集と推定を行いサブテーマ(1)に提供する。平成 28 年に、その他の生態系データの収集・推定を行い、サブテーマ(1)で推定できる生態系タイプを増やす。平成 29 年に、サブテーマ(2)で構築される生態系勘定フレームワークに必要な生態系データを集約し、研究期間終了後もデータ更新可能な体制を整備する。

3. 3年間の研究実施体制

[研究代表者]

佐藤真行 神戸大学大学院 人間発達環境学研究科 准教授

[研究参画者]

栗山浩一 京都大学大学院 農学研究科 教授

馬奈木俊介 九州大学大学院 工学研究院 教授

池田真也 九州大学大学院 工学研究院 研究員

藤井秀道 長崎大学大学院 水産・環境科学総合研究科 准教授

林 岳 農林水産政策研究所 主任研究官

蒲谷景 公益財団法人地球環境戦略研究機関 グリーン経済領域 研究員

4. 本研究で目指す成果

本研究によって、森林資源や水産資源など我が国において重要と考えられる生態系ストックの量とその分布、およびその評価が行われる。個別に実施されてきた様々な種類の生態系サービスの経済評価を集約しメタ分析を行うことによって、生態系サービスの経済的評価値の類型化・特徴付けを分析することができる。これは、我が国においてどのような性質の生態系がどのような価値評価に至るのかを明らかにするものである。このことは、いまだ評価されていない生態系の価値を推測する際に有用であり、これによって持続可能性指標等の計測でも必要となる生態系ストックの社会的価値の推定へと応用することが可能となる。生態系ストックの社会的価値は、生態系勘定に必要な情報を直接的に提供するだけでなく、他の資本とのトレードオフを論じることができるため政策の総合的な評価も可能とする。

5. 研究成果による環境政策への貢献

愛知目標の達成に向けて、現在の政策評価および今後の課題についての議論に貢献する。特に、本研究で検討された生態系勘定は、愛知目標に掲げられている生態系サービスの国家勘定へ組み込むという政策ニーズに応えるための基礎資料を提供するものである。また、国連大学を始めとする諸機関から持続可能性指標としての新国富報告書が2016年に公刊される予定であるが、統計データの量・質ともに充実している我が国において詳細な生態系資本の評価を行いとマクロ指標への応用の枠組みへ連携させることは、世界的に進む指標づくりにも寄与するものであると同時に、この勘定体系と指標を利用することで、生態系保全と持続可能性の統合的な政策的議論を世界に先駆けて行うことができる。具体的には我が国において重要と考えられる自然資本、例えば農林水産資源などの生態系に関する資源ストックの管理について、社会的価値の観点からの政策評価材料を提供する。

研究の実施内容

1. 平成 27 年度の研究計画

サブテーマ(1)便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究

本サブテーマは神戸大学の佐藤（研究代表者）が担当し、初年度として生態系サービス評価の対象として森林を取り上げ、サブテーマ(3)との連携しながら日本における森林生態系価値評価のデータ収集と森林資源を対象とした便益移転関数の推定に向けたデータセットの構築を行う。そして利用可能なデータと、導入すべき変数としての重要性の観点から便益移転関数に導入する変数の選定を行う。そのために、森林を始めとする我が国の生態系サービスに対する重要性に関する評価を評価するための社会調査を行う。それを踏まえて、既存の事例ベースの森林生態系価値評価結果を被説明変数とし、その評価値を規定する要因を説明変数として回帰分析を行うことによって、各要因の評価値への寄与を推定し、まだ評価されていない生態系サービスの価値を推測することによって、我が国に賦存する森林資源評価につなげていく。また、適宜(4)の研究成果から得られる生態系サービス評価データと結合して、生態系勘定に投入する評価値を試算していく。

サブテーマ(2)環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究

本サブテーマは農林水産政策研究所の林と地球環境戦略研究機関の蒲谷が担当し、国連統計局から公表されている生態系サービスの評価のための環境経済統合勘定である実験的生態勘定（SEEA-EEA）の日本への適用の観点から精査すると同時に、オランダなど欧州諸国を中心に SEEA-EEA による生態系サービスのマクロ評価の現状を把握するためのレビューを行う。さらに欧州における動向を詳細に把握するためのインタビュー調査を行う。また、生態系勘定の開発に係る様々な課題として、対象とする生態系資産・生態系サービスの選定や空間的統計単位の設定、生態系サービスの供給者と受益者の特定などについても十分な検討を行うことを通じて、我が国の生態系の特徴を踏まえた応用可能性を検討する。こうした検討を踏まえて、本研究の最終的な目標としての生態系勘定フレームワークの開発を進める。

サブテーマ(3)環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究

本サブテーマは京都大学の栗山が担当し、これまでに表明選好法や顕示選好法などの環境経済評価手法によって評価された我が国の生態系の経済価値評価研究を収集・精査する。その際には、これまでの研究蓄積によって明確にされた評価過程の妥当性の観点から、便益移転に利用可能な事例研究を抽出する。同時に、現在開発が進んでいる実験的手法の可能性を精査し、生態系勘定に提供する生態系サービス評価として実験的手法が利用可能かどうかを検討する。以上はサブテーマ(1)における便益移転関数の推定に用いるデータセットに導入することが目的となることから、サブテーマ(1)と密に連携するとともに、分担者が研究代表を務める「我が国における自然環境施策の社会経済への影響評価分析に関する研究」とも連携して、生態系評価の事例研究を進める。また、過去の事例研究でフォローしきれない生態系評価に関するデータは、サブテーマ(1)で実施する社会調査を通じて入手する。

サブテーマ(4)データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究

本サブテーマは九州大学の馬奈木俊介・池田真也、長崎大学の藤井秀道が担当し、様々な統計書及びオープンデータを用いて自然資本ストックの統計的データを収集することで生態系資産・生態系サ

ービスの量的データを整備する。本年は森林生態系についてデータの収集を行い、森林資源ストックに関する量的データを整理する。また、おそらくデータの入手可能性の観点からデータセットに欠損値が発生することが予想されるため、その対応として統計的欠損補間手法を用いたデータ推定を行う。これらは生態系勘定における量的データを構成するが、サブテーマ(1)と(3)による価値的データと合わせることで経済的評価データとして勘定フレームワークに導入することができる。そのための試算として、本年は森林生態系評価から着手する。

平成 27 年度年は、以上 4 つのサブテーマ、ならびにその他の研究課題との連携が機能するよう、研究代表者と分担者の間で随時確認しあうとともに、環境省担当者と政策ニーズのすり合わせを行う。また、本年度の研究成果を取りまとめて環境政策への反映を行う。

平成 27 年度の工程は、次のようにまとめられる。

平成 27 年度 工程表

	平成27年(2015)			
	1Qt	2Qt	3Qt	4Qt
(1)便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究				
(1)-1: 森林生態系サービス評価の事例データ収集, データセット構築				
(1)-2: 森林生態系サービス評価の便益移転関数の特定・推定			↓	
(1)-3: 沿岸・陸水生態系サービス評価の事例データ収集, データセット構築			↑	
(1)-4: 沿岸・陸水生態系サービス評価の便益移転関数の特定・推定				
(1)-5: その他生態系サービスについての検討				
(1)-6: 便益移転による生態系サービスの数値化とフレームワークへの導入				
(2)環境・経済統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究				
(2)-1: SEEA, SEEA-EEAの動向の検討				
(2)-2: 日本における生態系勘定の構成要素の検討				
(2)-3: 日本版生態系勘定のフレームワーク開発				
(2)-4: 日本版生態系勘定の数値化				
(2)-5: 生態系保全に関する政策的含意の提供				
(3)環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究				
(3)-1: 森林生態系サービスに対する環境評価研究の事例整理				
(3)-2: 森林生態系サービス評価のデータセットに関する信頼性検証				
(3)-3: 沿岸・陸水生態系サービスに対する環境評価研究の事例整理				
(3)-4: 沿岸・陸水生態系サービス評価のデータセットに関する信頼性検証				
(3)-5: その他生態系サービスについての検討とデータ更新手順の確立				
(4) 統計的データ欠損補完手法による生態系データ収集に関する研究				
(4)-1: 森林生態系サービスに対する物量データの整理				
(4)-2: 森林生態系サービスに対する物量データの欠損値補完				
(4)-3: 沿岸・陸水生態系サービスに対する物量データの整理				
(4)-4: 沿岸・陸水生態系サービスに対する物量データの欠損値補完				
(4)-5: 生態系勘定を使った社会経済分析				

は結果のインプット(アウトプット)の流れを示す。

2. 平成 27 年度の進捗状況および成果（概要）

平成 27 年度は各サブテーマにおいて以下のような研究を実施した。研究成果をより体系だてるために、生態勘定体系の構築（サブテーマ 2）、量的データの収集（サブテーマ 4）、価値評価データならびにメタ分析（サブテーマ 3、サブテーマ 1）の順に記載する。

2.1 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ 2）

サブテーマ 2 では、実験的生態系勘定（SEEA-EEA）のレビューおよびイギリスとオランダにおける生態系勘定動向の調査を実施した。実験的生態系勘定（SEEA-EEA）のレビューでは、各章について詳細にレビューを行い、その技術的な課題など我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理し、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめた。とりわけ我が国における生態系勘定作成への示唆として注目した点は、

国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに（図 1）後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用していること、空間的統計単位として地理情報システム（GIS）の活用を前提とした枠組みを提示しており、従来の国民経済計算（SNA）とは大きく異なる考え方を導入していること、金銭価値評価において交換価値アプローチを採用するか厚生価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど、SNA と接合する上で極めて重要かつ難しい課題があることである。これらの諸点については来年度以降、十分検討していく必要があると考えられる。

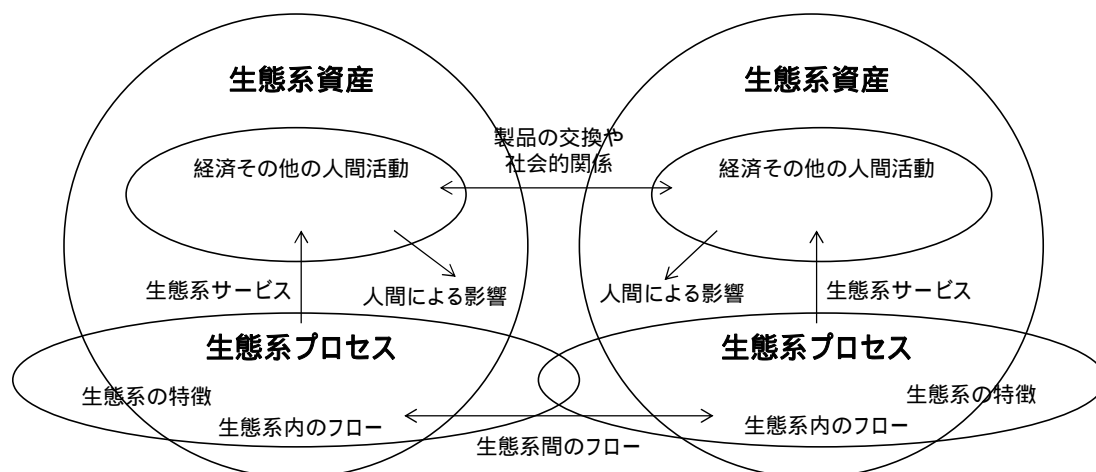


図 1 生態系ストックとフローの基本モデル

イギリスとオランダにおける生態系勘定動向の調査について、まずオランダでは、現在生態系価値を SNA に組み込む取組が行われている。オランダ政府は 2020 年までに全ての生態系サービスをマッピングし、経済・ビジネスおよび政策決定過程の一部とすることを提案している。2013 年のオランダの環境勘定には、生態系勘定を試作したものが組み込まれた。この作業においては、Roardalen と Limburg の 2 地域で試行的適用を行い、生態系勘定作成の可能性を調査している。調査の大部分は生

生態サービス評価の基礎となる詳細な土地利用図の作成に充てられている。しかしながら、本調査では空間データの把握が中心であり、貨幣評価は実施されていない。

一方、イギリスでは、2009年から2011年にかけて、UK National Ecosystem Assessment (UK NEA) と称するプロジェクトが行われ、国内の生態系の賦存状況およびそこから供給される生態系サービスの状況を全国規模で詳細に分析している。このプロジェクトでは、イギリス内に賦存する生態系が地図上にまとめられており、さらにこれらの生態系サービスの貨幣評価も行われている。UK NEAの結果を受け、イギリスでは、2011年の『自然環境白書(NEWP)』の中でSNAに生態系サービスを導入することを明記しており、作業ロードマップでは、全ての生態系勘定策定の作業は2020年までに完了させる予定になっている。なお、生態系勘定にはSEEAフレームワークを援用している。

これら海外での生態系サービス勘定作成事例では、オランダ、イギリスの両国とも作業プロセスはほぼ同じと言って良い。すなわち、(1)土地利用勘定の作成、(2)土地利用ごとの自然資本ストック賦存量の推定、(3)そこから発生する各種生態系サービス量の推定、(4)生態系サービスごとの金銭評価という流れである。また、両国ともこれらの一連の生態系サービス評価およびSNAへの導入作業は2010年代前半から始まり、2020年までに完了するという長期的な作業スケジュールが組まれているのが特徴である。

2.2 データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究(サブテーマ4)

サブテーマ4では、平成27年度において、生態系サービスの量的計測を目的とした森林資源の量的データ取得作業を実施した。サブグループ1において森林資源に関する生態系サービスの質的調査が進められていることから、量的調査においても主に森林資源をデータ収集対象としている。具体的なデータ変数としては、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人口林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別でのデータ収集を実施している。

上記データ変数に加えて、本年度調査では森林の育成期間(年)及び密度(m³/ha)データの経年変化についても、取得データより推計を行った。育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、重要な指標になると言える。また、森林の生態系サービスを評価する上で重要となる公益的機能についても本調査では着目した。特に、水土保持、資源循環、人との共生の3つの側面に焦点を当て、森林の公益的機能の利用形態が地域間でどのように異なるかについて考察を行った。

データ取得対象となる森林は、計画対象森林(5条森林及び7条の2森林)である。5条森林とは「森林法第5条第1項に基づく地域森林計画の対象となっている森林」を指し、「計画対象民有林」と同意である。また、7条の2森林は「森林法第7条の2第1項に基づく国有林の地域別の森林計画の対象となっている森林」を指すものであり、「計画対象国有林」と同意である。データの出典として「2000年世界農林業センサス」及び平成19年4月1日現在と平成24年3月31日現在の「森林資源の現況」を利用した。これらのデータソースを利用することで2000年度、2006年度、2011年度の3時点における森林資源の変化を都道府県別に明らかにすることが可能となる。

来年度では、本年度に構築したデータセットに対して、サブグループ1で推計した「森林資源量当たりの生態系サービス」の数値を乗じることで、森林資源による生態系サービスの推計を実施する。加えて、生態系サービスの変化がどのような要因によって引き起こされているかを明らかにするため

に、要因分解分析を実施する。

要因分析の研究フレームワークについて下記に記す。森林資源による生態系サービスが立木地から得られると仮定した場合に、生態系サービスの総計は式(1)で表される。

$$\begin{aligned} \text{生態系サービス} = & \text{人工林針葉樹のサービス} + \text{人工林広葉樹のサービス} \\ & + \text{天然林針葉樹のサービス} + \text{天然林広葉樹のサービス} \end{aligned} \quad (1)$$

ここで、人工林針葉樹の森林資源から得られる生態系サービスに着目し、要因分解の計算式を記載する。人工林針葉樹から得られる生態系サービスの量は、式(2)のように分解することが出来る。

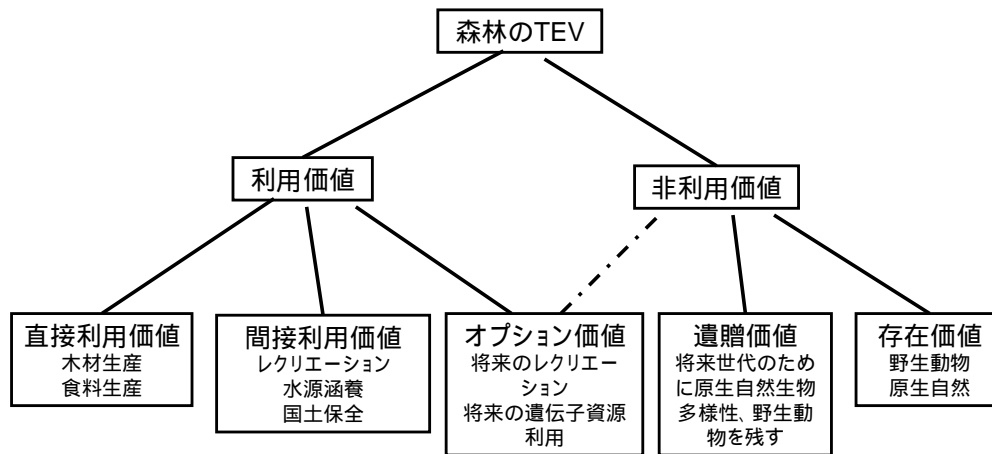
$$\begin{aligned} \text{人工林針葉樹のサービス} = & (\text{人工林針葉樹のサービス} / \text{人工林針葉樹の面積}) \\ & \times (\text{人工林針葉樹の面積} / \text{立木地面積}) \\ & \times (\text{立木地面積} / \text{森林面積}) \\ & \times (\text{森林面積}) \end{aligned} \quad (2)$$

ここで、右辺の第一項は生態系サービスの原単位(生態系サービス/面積)を表し、各分類の森林資源から期待できる生態系サービスの大きさを反映している。第二項は立木地面積に占める人工林針葉樹の割合を示しており、樹種別・成立過程別の森林資源の分布を反映している。第三項では、森林面積に占める立木地面積の割合を示している。この要因は、立木地以外の森林面積がどれほど含まれているかを示しており、特に無立木地の面積が高いほど、この割合は低くなる。従って、森林管理の適正度を反映した要因として解釈できる。最後の第四項は森林面積であり、森林の規模を反映した要因となっている。

以上をまとめると、各樹種・成立過程別の生態系サービスの変化は、生態系サービス原単位の変化、樹種別面積の構造変化、森林管理適正度の変化、森林の規模の変化の4つの要因に分解することが可能となる。来年度では、本要因分解分析フレームワークを用いることで、各都道府県の森林資源による生態系サービスの変化が、上述した四要因のどれによって引き起こされているのかを明らかにする。

2.3 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究(サブテーマ3)

サブテーマ3では、生態勘定に取り入れられる価値データの収集に向けて、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た。最初に、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た。特に、生態勘定については、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が指摘されており、我が国の生態勘定においても非利用価値を含める必要がある。



(Bateman 2002 をもとに作成)

図 2 生態系サービス源としての森林の価値

次に、こうした生態系サービス源に対するマクロ的な評価に適する手法として CVM を含めた表明先行法の利用可能性を検討した。ミクロ的な評価でなく、マクロ的な生態勘定としての応用可能性を探るため、本章では次の 4 つの基準を求めた。

- (1) 評価手法：対象の評価手法として適切か。非利用価値を含めた評価となっているか。
- (2) 評価の主体：評価主体（個人、世帯、公共部門全体）が適切に定義されているか。
- (3) 評価の時間的単位：評価の時間的単位（ワンショット、毎月、毎年）が適切に定義されているか。
- (4) 評価の空間的単位：評価対象の空間的定義（広さなど）が適切に定義されているか。

これらの条件は、生態勘定として「量×価値」として評価していくにあたっての、適切な価値データの収集という観点から求められるものである。評価の主体や時間的空間的単位は、価値データを量に乗じるプロセスにおいて非常に重要である。

次に、こうした理論的整理にもとづいて、日本における既存の先行研究について、今年度は森林資源を対象として収集した。日本においても顕示選好法や表明先行法の適用事例が増えつつあることが確認されたが、生態勘定に応用可能な事例研究はそれほど多くないことが分かった。

この問題に対して、本年度はサーベイ調査を実施して、上記の 4 つの基準を満たすかたちで支払カード型 CVM を実施し、森林 1ha に対する世帯あたり年間価値を推定した。ここでは、森林に対する非利用価値を含む評価値として、支払意思額が利用されている。その結果、評価値の分布が得られた。平均的には、森林 1ha あたり世帯あたり年間約 2,170 円の価値が見出されたが、全体的に東日本のほうが高い評価値となっている傾向が見られる。こうした傾向について、社会経済特性ならびに森林特性の観点から要因分析を行っていくことが第 4 章（サブテーマ 1）の課題となる。

2.4 便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ 1）

本章では、生態系勘定として導入すべきデータとしての価値データについて、メタ分析の先行研究を参照しながら、第 3 章で得られた森林 1ha に対する世帯あたり年間価値の決定要因をメタ分析によって定量的に明らかにした。説明変数には、先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所

得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。

そして推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、それに第3章で提供される森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。その結果は図3のように示される。単純な比較は出来ないが、Costanza et al. (1997) では世界の生態系サービスは世界 GDP のおよそ 0.9 倍～3 倍であるとしている。本研究結果では、もっとも大きな増加を示した北海道で GDP の 2.4 倍、沖縄県で 1.16 倍、長野県で 0.72 倍、もっとも大きな減少を示した岩手県で -3.23 倍、岐阜県で -1.86 倍、千葉県で -0.86 倍であった。こうしたことから日本において生態系サービス源としての森林は極めて重要であると考えられる。このように持続可能性指標におけるシャドウ・プライスについて、地域差や森林の質を考えながら見てみると、県によっては無視できないほど森林変化の影響が大きいことがわかる。

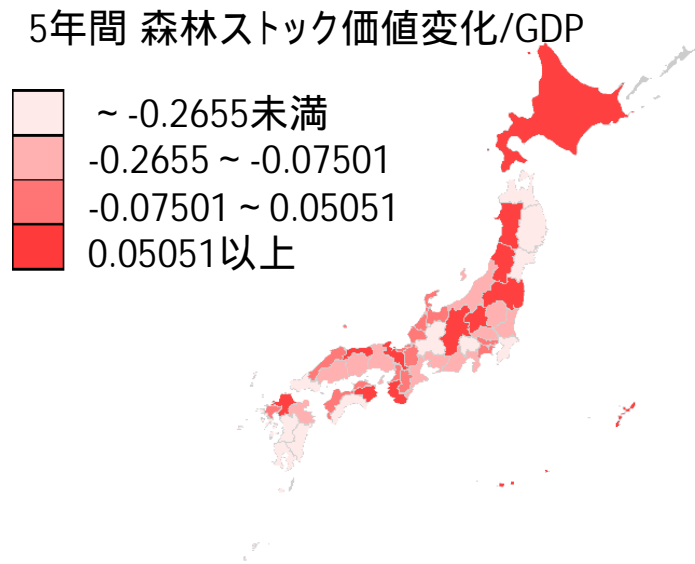


図3 県内 GDP 比の森林価値変化

こうした評価値は、持続可能性指標などへの応用が可能である。世界銀行の調整順貯蓄(Adjusted net savings) や国連大学の新国富指標(Inclusive Wealth Index) は、GNI 比の森林価値減耗を指標に取り入れている。その際には、日本の森林変化に 1ha あたりの森林レントを乗じることによって評価しているが、そこでは日本の森林ストック量が安定しているためにほぼゼロと査定されている。本研究ではこうした点について、地域別のストック量変化を測定しただけでなく、森林レントではなく非利用価値を含めたシャドウ・プライスを推定した点においてより精度の高い評価となっていると考えられ、これを新国富指標をはじめとする日本版持続可能性指標の構築に利用することが考えられる。また、こうした生態勘定を、政府による森林保護政策や、企業による CSR 活動などの評価にも用いることができる。

3. 対外発表等の実施状況

<ミーティング>

- 平成 27 年 7 月 16 日 (木) サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡 (九州大学)
- 平成 27 年 7 月 27 日 (月) サブテーマ 3 打ち合わせ 於：東京 (環境省)
- 平成 27 年 8 月 24 日 (月) サブテーマ 3 打ち合わせ 於：東京 (早稲田大学)
- 平成 27 年 9 月 1 日 (火) サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京 (農林水産政策研究所)
- 平成 27 年 9 月 18 日 (金) サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：京都 (京都大学)
- 平成 27 年 9 月 19 日 (土) サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：京都 (京都大学)
- 平成 27 年 11 月 19 日 (木) サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡 (九州大学)
- 平成 28 年 1 月 6 日 (水) サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京 (農林水産政策研究所)
- 平成 28 年 1 月 25 日 (月) サブテーマ 1、4 打ち合わせ 於：福岡 (九州大学)
- 平成 28 年 1 月 29 日 (金) サブテーマ 2 打ち合わせ 於：東京 (農林水産政策研究所)
- 平成 28 年 2 月 4 日 (木) サブテーマ 1、3 打ち合わせ 於：京都 (京都大学)
- 平成 28 年 2 月 24 日 (水) サブテーマ 2 打ち合わせ 於：神戸 (神戸大学)

<書籍>

- 亀山康子、馬奈木俊介 (編著) 『資源を未来につなぐ』岩波書店、2015 年
- 馬奈木俊介 (編著) 『農林水産の経済学』中央経済社、2015 年

<論文発表>

- 山口臨太郎、佐藤真行、籠橋一輝、大久保和宣、馬奈木俊介 (2016)、「新しい富の指標計測：持続可能性計測研究の過去と未来」、『環境経済・政策研究』、近刊
- Masayuki Sato, Runsinarith Phim and Shunsuke Managi (2015), "Sustainability indicators and the shadow price of natural capital", MPRA papers, No.62612, pp.1-23, Munich University. (査読付き雑誌に投稿中)
- Rintaro Yamaguchi, Masayuki Sato and Kazuhiro Ueta (2016) "Measuring regional wealth and assessing sustainable development: a case study of a disaster-torn region in Japan", Social Indicators Research, forthcoming, DOI: /10.1007/s11205-015-1106-3
- Dasgupta, P., A. Duraiappah, S. Managi, E. Barbier, R. Collins, B. Fraumeni, H. Gundimeda, G. Liu, and K. J. Mumford. 2015. "How to Measure Sustainable Progress", Science 351 (6295): 748.
- 玉置哲也、中村寛樹、馬奈木俊介 2015. 環境資源制約下における SDGs のあり方と持続可能性, OECC、2015 年

<学会発表等>

- Masayuki Sato, Runsinarith Phim and Shunsuke Managi, "Sustainability indicator and the shadow price of natural capital," East Asian Association of Environmental and Resource Economists, Academia Sinica, Taipei, August 6, 2015.

- 佐藤真行「新国富の実証研究」、環境経済・政策学会、於 京都大学、2015年9月19日
- 佐藤真行「日本における都市生態系サービス評価」、日本生態学会、於 仙台国際センター、2016年3月24日
- 池田真也、馬奈木俊介、「新国富」指標で測る地域の豊かさと持続可能性の評価：企業と地域への応用、九大発産・学・官 交流促進シーズ発表会、2016年2月

< 新聞記事・取材協力 >

- 朝日新聞地方版に取材協力し、「水俣市と九大、地域振興協定」と題する記事が2016年1月27日に掲載された。
- 産経新聞地方版に取材協力し、「九大が水俣市と連携協定」と題する記事が2016年1月26日に掲載された。

4. 英文サマリー

This research has two objectives namely a construction of the ecosystem accounting framework and a provision of its contents both quantitative and value data.

From reviewing the SEEA Experimental Ecosystem Accounting (SEEA-EEA), we captured the following three key issues to develop a national ecosystem account in Japan for the first objective: i) the SEEA-EEA distinguishes between ecosystem assets as stocks and ecosystem services as flows and conceptualizes their interlinked relations as the former generates the latter and the latter is used to evaluate the former, ii) the SEEA-EEA introduces new statistical units based on the Geographical Information System (GIS), that is totally different from the conventional System of National Accounts (SNA), iii) there are several important and difficult issues to integrate ecosystem accounts into the SNA, for instances, which approach is more appropriate for monetary valuation, welfare or exchange values, and how to specify and institutionalize ecosystem services providers and beneficiaries.

Review of ecosystem accounting in UK and the Netherlands shows that both governments have plans to incorporate ecosystem accounting into the national accounts by 2020 and they are currently undertaking steps to get there. The steps for both countries are almost same: i) elaboration of land use accounting, ii) estimation of natural capital stock in every land use type, iii) measuring ecosystem services provided by each natural capital iv) monetary valuation of the ecosystem services. Although these cases apply quite different approaches from our project, most researches done in both countries provide a good fundamental basis to for this process because the purposes are common: to incorporate value of ecosystem services into national accounting.

For the second objective, we collected quantitative data on forest as a source of ecosystem services. We built the quantitative forest resource database to estimate the amount of ecosystem service in Japan. We use two statistical dataset called “REPORT ON RESULTS OF 2000 WORLD CENSUS OF AGRICULTURE AND FORESTRY IN JAPAN 2000” and “Shinrin Sigen no Genkyo”.

Data variable includes forest area (ha), forest stock (m³), forest density (m³/ha), and growing period of forest (year). Above data variables are available by prefecture in year 2000, 2006, and 2011. Therefore, comparative study considering regional characteristics and change of forest resource situation can be conducted.

The growing period and forest density data reflect the quality of forest resource. Therefore, regional disparity of growing period and forest density data is useful for government and policy maker to set the effective tree trimming strategy and ecosystem service improvement policy considering regional characteristics. Furthermore, this study analyze the public capability of forest resources focusing on the i) water and soil conservation function, ii) resource circulation function, and iii) human and nature coexistent function. Regional public capability data give us the information for public needs and demands to forest resource use.

Additionally, tree species (softwood or broad-leaf tree) and process of planting (artificial forest of natural tree) are important factor to estimate ecosystem service because expected benefit from forest resources are diverse among them. Thus, we collect the forest resource data by four pattern which are i) artificial forest & softwood, ii) artificial forest & broad-leaf tree, iii) natural forest & softwood, and iv) natural forest & broad-leaf tree.

We plan to estimate the amount of ecosystem service and determinants factor using decomposition analysis framework. Determinants factors include i) intensity of ecosystem service per forest resource, ii) forest resource structure by species, iii) the coverage of forest management, and iv) scale of forest resources. This research framework allows us to understand why ecosystem service is changed by regions.

The value data is scrutinized from a viewpoint of an environmental economics theory regarding the economic valuation method of ecosystem services. First, in addition to an organized theoretical framework of utility used for valuing ecosystem services, we give an over view of theoretical background for valuation method. In particular, we show that not only traded value but also non-use value is important to construct an ecosystem accounting and that the non-use value must be included in Japan's ecosystem accounting. Next we examined the possibility of using stated preference such as CVM as an appropriate technique for macro-evaluation of ecosystem services. To explore the applicability of macro ecosystem accounting rather than micro evaluation, we require criteria/conditions. These conditions are crucial from viewpoint of data collection in order to estimate ecosystem service which is evaluated by "quantity x value". Evaluation subject and temporal unit-spatial unit are critically important in the process of multiplying quantity with a value data.

Next, we collect data on forestry resources this year from existing studies in Japan on the basis of these theoretical background. We confirm that while case studies which adopted revealed preference and stated preference are on an increasing trend, case studies which can be applicable for ecosystem accounting remain few.

To address this problem, this year we conducted research survey applying a payment card type CVM to estimate the value per-hectare per-year per-household of forest. We utilized

willingness to pay to obtain value which includes non-use value of forest. As a result we obtained a distribution of the evaluated value. On average, we found that the evaluated value is around 2,170 yen per hectare per year per household but there is a tendency that the evaluated value is higher in the East Japan as a whole. With these trend issues, we conducted a meta-analysis in order to perform factor analysis from viewpoint of socio-economic characteristics and forest characteristics. We followed existing studies by using household income as socio-economic characteristics, gender and age as population structure, as weighted average of artificial and natural forest ratio as forest characteristics, as explanatory variables. As a result we found that all factors have significant impact on evaluation unit. Then we estimate original unit value of each prefecture based on the estimated regression equation, by multiplying quantitative data of forest to obtain forest value of ecosystem service stock of each prefecture.

和訳：

本研究は、日本版生態勘定を構築するために、勘定フレームワークの構築とそのコンテンツの推定を行うことを目指している。フレームワークの構築をサブテーマ(2)が担当し、コンテンツの推定のうち量的データについてをサブテーマ(4)、価値データについてをサブテーマ(3)と(1)が担当する。

サブテーマ(2)として実験的生態系勘定(SEEA-EEA)のレビューからは、我が国における生態系勘定作成においてさらなる検討を要する点として、国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに、後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用していること、空間的統計単位として地理情報システム(GIS)の活用を前提とした枠組みを提示しており、従来の国民経済計算(SNA)とは大きく異なる考え方を導入していること、金銭価値評価において交換価値アプローチを採用するか厚生価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど、SNAと接合する上で極めて重要かつ難しい課題があることが挙げられた。

イギリスとオランダにおける生態系勘定動向の調査では、両国政府とも2020年までに生態系勘定をSNAに組み込む計画を立てており、それに向けた具体的作業を実施中である。両国とも作業ステップはほぼ同じであり、まず(1)土地利用勘定の作成、(2)土地利用ごとの自然資本ストック賦存量の推定、(3)そこから発生する各種生態系サービス量の推定、(4)生態系サービスごとの金銭評価という流れである。本研究プロジェクトとオランダ及びイギリスでの取組の間には、作業プロセスに大きな相違がある。しかしながら、どれも生態系サービスの価値を貨幣評価し、SNAに導入するという目的は全て同じであり、本研究プロジェクトでも2つの海外事例を参考にできる部分は多分にあることがわかった。

生態系勘定のフレームワークに導入すべき量的データおよび価値データについては、今年度は日本において重要な生態系サービス源である森林に着目してデータ収集を行った。「2000年世界農林業センサス」および「森林資源の概要」に基づいて、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)、森林密度(m³/ha)および樹齢(year)のデータセットを構築した。これらは2000年、2006年、2011年のデータが県別で利用可能であり、県別の変化に関する分析が可能である。樹齢と森林密度が森林の質的要因にかかわるデータであり、地域特性を配慮した最適な森林管理政策や生態系サービス保全政策に関して政府や政

策立案者にとって有用な情報を提供するものとなる。さらに、本研究は水土保全、資源循環、人との共生の3つの側面に焦点を当て、森林の公益的機能の利用形態が地域間でどのように異なるかについて考察を行った。これらは森林資源利用に関する公共ニーズの情報を提供するものである。

さらに、樹種（針葉樹か広葉樹）と森林形成（人工林か天然林）が生態系サービス推定における重要な要因であると考えられるため、(1)人工林針葉樹、(2)人工林広葉樹、(3)天然林針葉樹、(4)天然林広葉樹の4パターンのデータに分け、要因分解を行う準備をしている。決定要因としては、生態系サービス原単位の変化、樹種別面積の構造変化、森林管理適正度の変化、森林の規模の変化が考えられ、それぞれについて地域ごとの分析を行うことができる。

価値データについては、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た。最初に、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た。特に、生態勘定については、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が指摘されており、我が国の生態勘定においても非利用価値を含める必要がある。次に、こうした生態系サービス源に対するマクロ的な評価に適する手法としてCVMを含めた表明先行法の利用可能性を検討した。ミクロ的な評価でなく、マクロ的な生態勘定としての応用可能性を探るため、本章では次の4つの条件を定めた。これは、生態勘定として「量×価値」として評価していくにあたっての、適切な価値データの収集という観点から求められるものである。評価の主体や時間的空間的単位は、価値データを量に乗じるプロセスにおいて非常に重要である。

次に、こうした理論的整理にもとづいて、日本における既存の先行研究について、今年度は森林資源を対象として収集した。日本においても顕示選好法や表明先行法の適用事例が増えつつあることが確認されたが、生態勘定に応用可能な事例研究はそれほど多くないことが分かった。

この問題に対して、本年度はサーベイ調査を実施して、上記の4つの基準を満たすかたちで支払カード型CVMを実施し、森林1haに対する世帯あたり年間価値を推定した。ここでは、森林に対する非利用価値を含む評価値として、支払意思額が利用されている。その結果、評価値の分布が得られた。平均的には、森林1haあたり世帯あたり年間約2,170円の価値が見出されたが、全体的に東日本のほうが高い評価値となっている傾向が見られる。こうした傾向について、社会経済特性ならびに森林特性の観点から要因分析を行っていくためにメタ分析を行った。説明変数には、先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。そして推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。

5. 平成27年度の進捗状況と成果（詳細）

次ページより詳細を記す。

第 1 章 生態系勘定の世界的動向

1.1 実験的生態系勘定 (SEEA-EEA)

1.1.1 はじめに

欧州委員会 (EC)、経済協力開発機構 (OECD)、国連 (UN)、世界銀行が 2013 年に共同で作成した『System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Experimental Ecosystem Accounting』(『環境経済統合勘定 (SEEA) 2012 - 実験的生態系勘定』、以下、生態系勘定と呼ぶ) は、生態系資産および生態系サービスの体系的な勘定に関する世界初の報告書である。本編は以下の 6 章から構成されている。

1. はじめに
2. 生態系勘定の原則
3. 物量単位での生態系サービスの勘定
4. 物量単位での生態系資産の勘定
5. 生態系サービスと生態系資産の価値評価に関するアプローチ
6. 金銭単位での生態系の勘定

生態系勘定では、「生態系資産」と「生態系サービス」について「物量」と「金銭」の双方で勘定を作成していくことが目指されている。ここでは、同文書の第 1 章を除く各章について詳細にレビューを行い、その技術的な課題など、我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理していく。以下、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめる。

なお、生態系勘定は 2012 年に国連で採択された SEEA 中核的枠組 (SEEA-CF) と密接な関係を持つ。SEEA-CF は、環境と経済の間の物理的フロー、環境資産のストックとその変化、環境に関連する経済活動と取引の 3 つの測定領域から構成されるが、生態系勘定はさらに以下のような新たな視点を追加する。

- 物理的・金銭的に測定するフローの種類を拡大させる。SEEA-CF の焦点は環境から経済への投入と経済から環境への残差のフローであり、これらの多くは生態系勘定においても物理的フローの一部として含まれているが、さらに調整サービスや文化サービスの測定にまで対象を拡大する。
- 環境資産を SEEA-CF とは異なる視点で捉える。SEEA-CF で注目する環境資産は個別の資源 (木材、水、鉱物、土地など) であるが、生態系勘定では環境資産を生態系の観点から捉え、個別の資源も含む種々の要素が機能単位として働いている状態を考える。SEEA-CF の観点からは、海水の量や大気量などは意味をなさないため、海洋や大気圏を測定対象から除外するが、生態系勘定ではこれを含む。
- 生態系サービス市場の創設など、生態系の管理に関する近年の経済手法を扱うための適切な勘定についても議論する。ただし、SEEA-CF は生態系の保護や復元を含むすべての環境に関する

る経済活動をスコープとして持つため、基本的には生態系勘定において追加的なスコープの対象となる取引はない。

1.1.2 生態系勘定の概念枠組と基本単位

(1) 生態系勘定の概念枠組

生態系勘定の概念枠組で重要な視点は、ストックとフローとの関係である(図 1-1)。まず、生態系勘定はストックとして「生態系資産」を定義する。これは、土地被覆や生物多様性、土壌、標高、気候など、生態系の働きや場所を表す空間領域であるとされる。生態系資産には、生態系内および生態系間で物質等を移動・交換させる生態学的なプロセスが内在している。このような生態系の特徴と生態系プロセスから生じるフローのうち、経済活動やその他の活動を通して人々が利用するものが「生態系サービス」と定義される。生態系サービスには、木材資源など環境から経済への投入のフローや、排出や廃棄物など経済活動からの環境へのフローが含まれる。

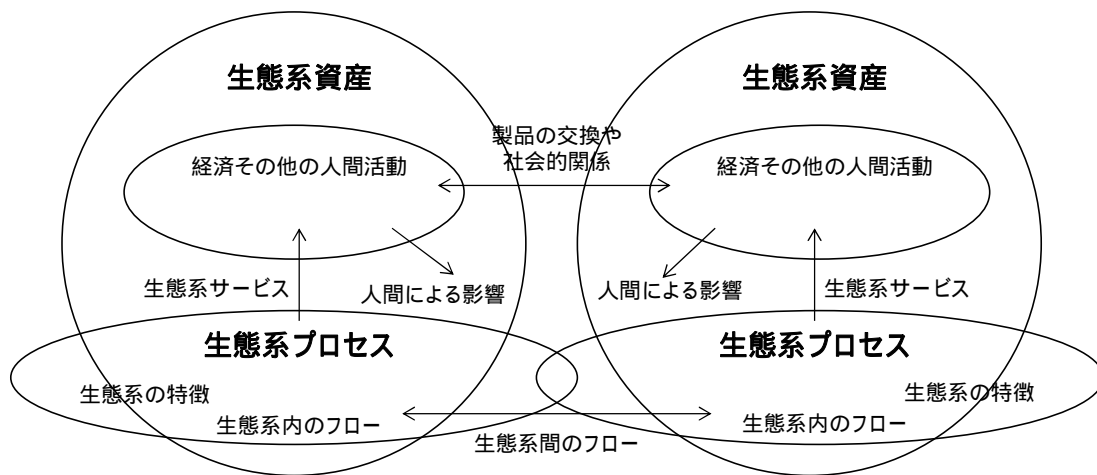


図 1-1 生態系ストックとフローの基本モデル

ここで、生態系勘定のスコープが述べられており、生態系勘定では以下の2つに注目するとされる。

1. 生態系と人間活動との関係の理解を深めるための生態系サービスのフロー
2. 将来的に生態系サービスを生み出す能力の変化の理解を深めるための生態系資産のストックと
その変化

これはすなわち、生態系プロセス自体や生態系内および生態系間でのフローの変化については明示的には扱わないということの意味する。それは、これらが直接的には人々の便益とならないからであるが、一方でこのような生態系プロセスは生態系サービスを生成するための機能やレジリエンスを支えるものであるため、生態系資産において考慮することが必要となる。

(2) 生態系勘定の統計単位

統計単位とは、どのような情報が模索され、どのような統計が最終的にまとめられるかということの基準である。生態系勘定の統計単位は空間領域であり、これらについて情報が収集され、統計が作成される。データを収集、統合、分析するために用いられる異なるスケールと手法を調整するため、生態系勘定では以下の3つの単位を提案する(図1-2)。

- 基本的空間単位(BSU): 小さな空間領域。たとえば1km²のメッシュや土地台帳に示された土地の一区画など。設定されたBSUには、土地被覆に関する情報に加え、土壌や標高、気候、生息種とその豊富さなど生態系の特徴を追加する。土地所有者など経済単位に関する情報も、可能であれば各BSUに帰属されるべきである。
- 土地被覆・生態系機能単位(LCEU): 土地被覆、水資源、気候、標高、土壌などに基づいて分類されるいわゆる生態系。LCEUはBSUに分解され得るし、またBSUはLCEUを形成するように集約され得る。
- 生態系勘定単位(EAU): 将来に亘り変化を理解し、管理していきたい比較的大きな領域。その設定範囲は分析目的に拠るため、行政界や環境管理領域、流域などの自然特性を考慮するべきである。

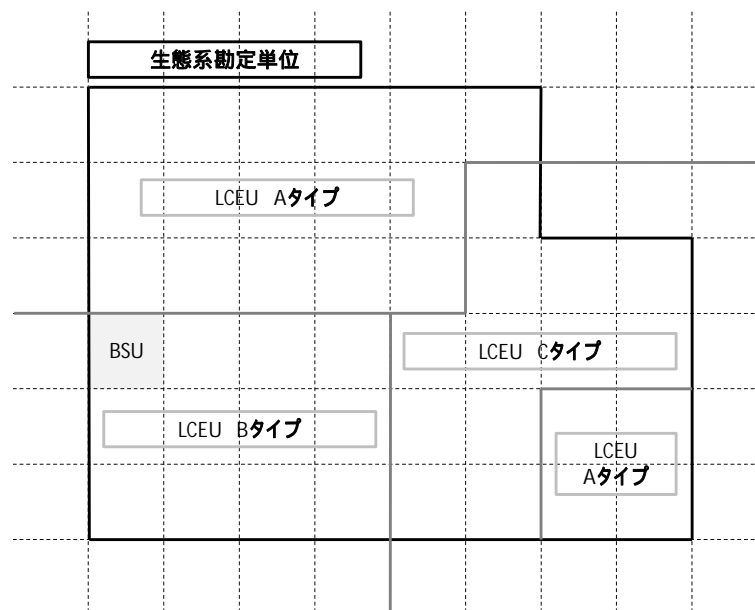


図1-2 生態系勘定の統計単位

空間単位と経済単位と連携は重要な課題となる。理想的には、単にBSUに経済情報を追加するだけでなく、むしろBSUやLCEUの設定プロセスにおいて、土地利用や土地所有権などの経済情報を活用すべきである。このような空間経済情報を付加することで、生態系サービスの供給者や受益者に関する空間的關係を理解することの一助となる。

国家レベルで生態系の勘定を作成する際には、地理的なスコープを明確にすることが必要である。海域までスコープを広げる場合には、排他的経済水域(EEZ)まで拡大することが妥当であろう。ま

た、大気圏の境界は、生態系勘定で用いられる陸域と海域の境界に一致すべきである。

1.1.3 生態系資産

(1) 生態系資産の概要

生態系資産は生態系の「状態」と「規模」という視点から考えられる。生態系の状態は生態系資産の特徴の量的・質的側面に関連するものであり、たとえば水、土、炭素、植生、生物多様性などがその指標として考えられる。一方、生態系の規模は一般的に地表面積で測定されるものであり、生態系資産の中に異なる土地被覆がある場合には生態系の範囲は異なるタイプの土地被覆の割合を反映したものとなる。

また、生態系資産は生態系サービスを生み出す「能力」という視点からも捉えられる。すなわち、生態系資産は将来的な生態系サービスの期待フローを示唆する。たとえば、現在の森林蓄積はそれ自体が将来的な木材資源となり得るし、さらに成長により新たな木材資源を生み出すことができる。ここで重要な視点は資源採取と再生産の速度であり、将来の期待フローを考える際には現在の利用パターンが将来も続くなどの仮定が必要となる。

総じて、生態系の状態と規模、そして能力の間関係は非線形であり、さらに時間とともに変化する。たとえば、生態系は現在の状態を保つように一定の回復力を内在しているが、攪乱がある閾値を超えた場合にはレジームシフトを起こし、異なる状態へと移行するということがある。この複雑性のために、生態系の状態および範囲と将来の生態系サービスの期待フローの間関係の理解は未だ不完全であり、生態系勘定において片方の観点だけで生態系資産の包括的な評価ができると言えない以上、これら2つの視点を統合するように研究を進めていくことが必要となる。

(2) 生態系資産の物量勘定

生態系資産表では、生態系の状態と規模(表 1-1)、そして将来的な「生態系サービスの期待フロー」について扱う(表 1-2)。生態系の状態の測定については、まず、植生や生物多様性、土壌、水、炭素などの主要な特徴と、それを表す指標を選ぶ必要がある¹。具体的な測定項目としては、葉面積指数(LAI)、種の豊富さ、土壌肥沃度、河川流量、一次生産量などが考えられるが、ひとつの特徴や指標を以て生態系資産だとすることはできない。生態系の範囲については、LCEU 毎の面積とともに、その生態系の位置や連続性についても測定できることが望ましい。

¹ これは飽くまでも一例であり、理想的には生態系の機能やレジリエンス、統合性に影響を与えるような要素についても含めるとよい。

表 1-1 生態系の状態と範囲の測定

	生態系の範囲	生態系の状態の特徴				
		植生	生物多様性	土	水	炭素
	面積 (割合)	指標 (LAI、バイオマス指数)	指標 (種の豊富さ、相対的豊富度)	指標 (土壌の肥沃度、土壌炭素、土壌水分)	指標 (河川流量、水質、魚種)	指標 (純炭素バランス、一次生産)
森林被覆						
農地						
都市						
開放湿地						

表 1-2 生態系サービスの期待フロー

生態系サービスのタイプ	LCEU タイプ				
	森林被覆	農地*	都市	開放湿地	...
供給サービス					
調整サービス					
文化サービス					

将来的な生態系サービスの期待フローについても構造は同様であり、LCEU 毎にそれぞれのサービスを測定することが求められる。上述のように期待フローについては現在の利用パターンが重要な役割を果たし、現在の利用が生態系の持続的な生産能力を上回る場合には、完全に利用し切るまでの年数を想定して期待フローを算定する必要がある。一方、持続的な利用がなされている場合には、将来の期待フローが無限大となるため、標準的な資産の耐用年数（たとえば 25 年間など）を用いて算定するか、または、年間あたりの期待フローとして算定することとなる²。

生態系勘定のひとつの目的は変化を把握することであり、生態系の状態や規模の変化を捉えるために参照点を設定する必要がある。設定方法には 2 つのアプローチがあり、ひとつは勘定期間の期首を用いること（表 1-3）、もうひとつは人間の介入以前の状態や規模を用いることである。このような参照点を設定することで、多様性の高低に関わらず、その生態系の状態を評価できる³。ただし、生態系には崩壊をもたらす閾値があり、とりわけ人為的な影響が強い地域では、このような変化ではなく現在の状態のほうが重要であることもある。

² このように将来の利用パターンを用いることで、生態系勘定をシナリオ分析に応用することもできる。

³ たとえば、熱帯林とツンドラを比較し、多様性が高い熱帯林のほうが状態がよいという評価にならないようにしようとするものである。

表 1-3 生態系の状態の変化

	生態系の状態の特徴				
	植生	生物多様性	土	水	炭素
	指標 (LAI、バイオマス指数)	指標 (種の豊富さ、相対的豊富度)	指標 (土壌の肥沃度、土壌炭素、土壌水分)	指標 (河川流量、水質、魚種)	指標 (純炭素バランス、一次生産)
期首の状態					
状態の向上					
自然再生による向上					
人間活動による向上					
状態の劣化					
資源採取による劣化					
人間活動による劣化					
人間活動による壊滅的損失					
自然災害による壊滅的損失					
期末の状態					

生態系の多様性や不均一性を考えると、生態系資産勘定は GIS ベースで作成する必要がある。これには、SEEA-CF の基礎資源勘定としての土地勘定や炭素勘定、水資源勘定、土壌・栄養勘定、森林勘定、生物多様性勘定が有用な役割を果たす。これらは期首と期末のストックとその変化に関する情報を有している。ただし、これらの基礎資源勘定は飽くまで生態系の特徴を評価するための一部として考えられるべきである。

(3) 生態系資産の金銭勘定

多様なサービスを提供し、自己復元機能を持つ生態系に対し、建築物や機械などの資産評価のために開発された手法は適切ではないであろう。このような観測可能な資産価格がない場合には、次のどちらかのアプローチを用いて価格の推定を行う。ひとつは既存の資産価値が新たな資産の入手価格と同等とみなす再調達原価アプローチであり、もうひとつは将来の資産から得られる便益を評価に用いる現在価値アプローチである。現在価値アプローチでは、将来の生態系サービスの期待フローを価値評価し、割り引いたものを合算することで生態系資産の価値を評価する。ここでの課題としては、将来の利用パターンの想定や生態系資産と生態系サービスとの関係の明確化、割引率の設定などが挙げられる。

1.1.4 生態系サービス

(1) 生態系サービスの概要

上述のように、生態系勘定では生態系サービスは経済その他の人間活動で使用される便益に対する生態系の貢献と定義され、生態系プロセスに関連する生態系内および生態系間でのフローは除外される。便益については、SNAにおける測定との一貫性を保つために、以下のような「SNA便益」と「非SNA便益」に区別して考えられる。

- SNA便益：食糧や水、住居、レクリエーションなど経済主体により生産された製品やサービスから得られる便益。自家作物や水汲みなどの自家消費のために生産された財も含まれるが、食事の準備や子供の養育など自家消費のためのサービスについては除外される。また、生態系サービスが「貢献」として定義されることは、生態系サービスが便益の提供のために投入されたものの一部であることを示している。たとえば、作物という便益は、生態系による花粉媒介や土壌からの栄養供給と労働力やインフラなどの人的投入の組合せによる共同生産であると考えられ、SNA便益に含まれる⁴(図1-3)。この点で、生産方法の変化は生態系勘定のひとつの重要な視点である。

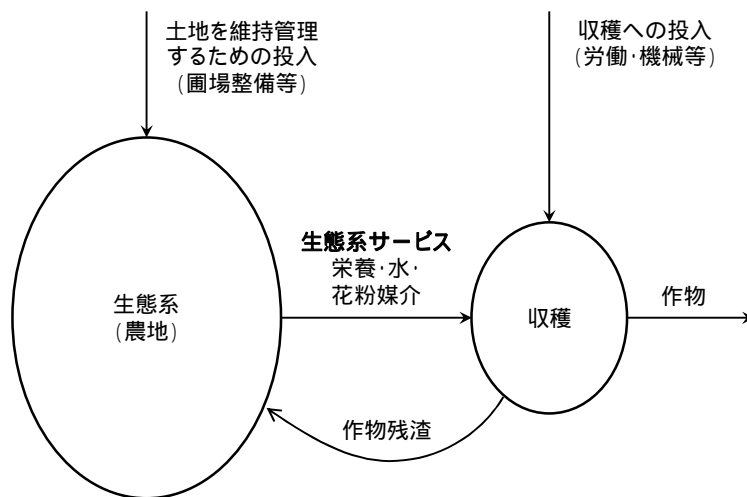


図 1-3 作物生産の模式図

- 非SNA便益：経済主体により生産されていないが、きれいな空気など個人に帰属する便益。その生産に人的投入がなされることはあまりなく、それゆえ生態系サービスとそれに関連する便益は、事実上、等しくなる(たとえば樹木やその他の植物による空気の浄化という生態系サービスが提供するきれいな空気の便益など)(図1-4)。慣例により、生態系勘定の目的に対する非SNA便益の測定対象は、人間の福利に直接的に関係のある生態系サービスのフローに限られる。

⁴ このアプローチは、従来のミレニアム生態系評価(MA)や生物多様性と生態系サービスの経済学(TEEB)で採用されてきたような生産物そのものを生態系サービスと捉えるアプローチとは異なる。

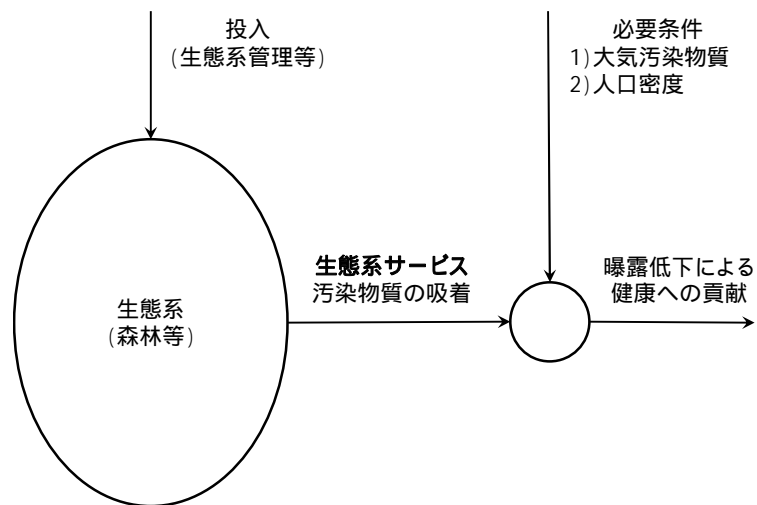


図 1-4 大気浄化の模式図

生態系サービスは環境からの完全なフロー群を表すものではない。生態系サービスに含まれない環境フローは「非生物的サービス」として捉えられ、太陽エネルギーや鉱物資源、風や波の動き、さらに空間などがこれに含まれる（図 1-5）。また、生態系サービスには害虫や病気などのいわゆるディスサービスは明示的には含まれない⁵。これらは供給サービスのフローの減少などとしてある程度は反映されるであろう。

⁵ これらのディスサービスにより恩恵を受けている産業があることも忘れてはならない（たとえば殺虫剤の生産者など）。

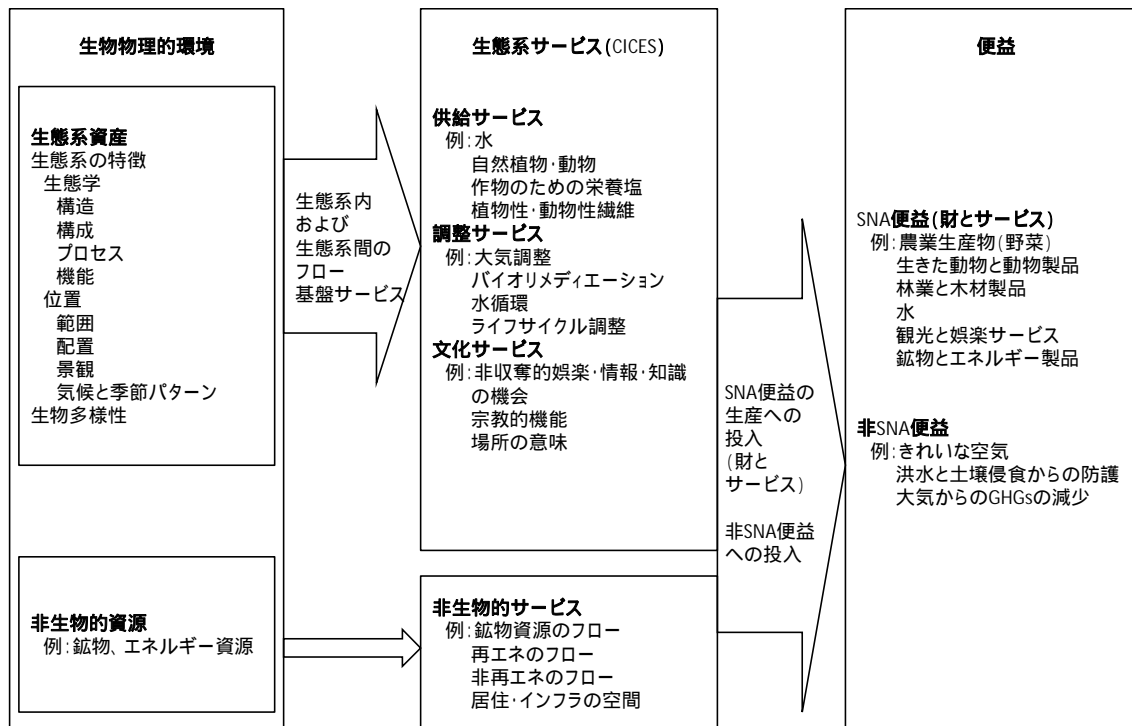


図 1-5 生態系サービスと環境フロー

定義上、受益者のいない生態系サービスというものはありません。そのため、受益者の位置を把握するように努める必要があります。これは、人口の増加が生態系サービスの量に与える影響を測定するためにも欠かせないものである。ただし、生態系サービスの受益者は必ずしも生産地と同じ場所にいるとは限らないため（たとえば上流域の生態系サービスの恩恵を受ける下流域の都市住民）、生態系勘定では生態系サービスの生産地と利用地を区別し、異なる地域での交換については輸出入として記録しておくことが有用であると考えられる。

生態系サービスは相互に関連していることも言及しておく必要がある。生態系サービスは並行して生み出され、他の生態系サービスにより高められる可能性がある一方、他のサービスと競合する可能性もある。たとえば、木材の供給サービスと空気の浄化の調整サービスは森林生態系内で競合する一方、空気の浄化と炭素の固定は並行して行われる。

(2) 生態系サービスの物量勘定

生態系サービスの物量勘定の目的は、サービスのタイプ毎、生態系資産毎、経済主体毎に生態系サービスのフローの情報を整理することである。その第一段階として、LCEU 毎に情報を整理することが最も有用であろう（表 1-4）。これは生態系サービスがひとつの BSU より大きな空間領域においても生み出される傾向があるためである。なお、生態系サービスは LCEU やその利用パターンに応じて異なり、同一の物量単位を用いて測定されているわけではないため、生態系サービスの合計は示されない。

表 1-4 生態系サービスの物理的フロー

生態系サービスのタイプ	LCEU タイプ				
	森林被覆	農地	都市	開放湿地	...
供給サービス	木材 (t)	小麦 (t)			
調整サービス	CO2 固定量/排出量 (t-CO2)	CO2 固定量/排出量 (t-CO2)	CO2 固定量/排出量 (t-CO2)	全リン吸収量 (t)	
文化サービス	観光者数/ハイカー数		公園面積 (ha)	カモの生息面積 (ha)	

上述のようにひとつの生態系サービスの総生産量は総利用量と同一であるが、この生産と利用が必ずしも同一の EAU で行われるとは限らない（たとえば海外との輸出入）。そのため、EAU 内で利用されたものと EAU 外で利用されたものを区別して記録しておくことが望ましい。また、生産や利用の経済主体についても、土地所有権や管理権などを基に区別して記録しておくべきである（表 1-5）。このような経済主体別の表は、標準的な経済勘定と直接的に比較することが可能であり、企業による生態系サービスの利用と中間投入や最終生産物との比較や、家計による生態系サービスの利用と家計の最終消費支出との比較などができるであろう。

表 1-5 生態系サービスの生産と利用の経済主体

	生態系サービスの生産					生態系サービスの利用				
	企業	家計	政府	海外	合計	企業	家計	政府	海外	合計
供給サービス										
調整サービス										
文化サービス										

国レベルで生態系勘定を試行する場合には、評価する生態系サービスの優先順位を検討すべきである。その観点としては、環境的な問題の大きさや政策の状況、データや手法の利用可能性などが挙げられるであろう。一般に、最も測定が容易なものは供給サービスであるが、これまで測定されていない調整サービスや文化サービスにまで対象を広げて情報を整理することに生態系勘定の意義があることを念頭に置く必要がある。以下に、それぞれの生態系サービスの測定の課題を述べる。

- 供給サービス：生態系の貢献分を評価するためには様々な追加情報が必要。
- 調整サービス：調整されるべきものとそれにより便益を受ける人がいることが条件（たとえば大気汚染物質と近隣住民の存在）。
- 文化サービス：レクリエーションのように直接的でない精神的・文化的なサービスについては、その生態系と関わる人数とその生態系の質の関数として評価する必要。

（3）生態系サービスの金銭勘定

価値評価のアプローチとしては、厚生経済的価値と交換価値の2つがある。前者は社会全体の費用

便益の変化を評価するものであり、後者は市場が存在した場合に交換から得られる価値を評価するものである。政策の効果に関心がある費用便益分析では主に厚生経済アプローチが用いられるが、標準的な国家勘定（SNA）との整合性を重視する生態系勘定では交換価値アプローチを用いることが妥当であると考えられる。

生態系サービスの価値評価を実施するためには、サービスがどのように便益に繋がるか、これらの便益が経済活動とどのような関係を持つかを理解する必要がある。供給サービスのように SNA に計上されている生産物の価値に繋がるような場合には、生態系サービスを直接評価するよりも、市場価格における生態系の貢献分に注目することがよいであろう。一方で、調整サービスのように市場価格が観測されない場合には、消費者や特定の生産者の限界支払意思額を明らかにする必要がある。しかし、これらに適した方法は主に厚生経済アプローチであり、交換価値アプローチの SNA と必ずしも整合的でない。この点、代替費用法が検討に値するであろう⁶。他方、精神的価値や情報・知識のような文化サービスについては交換価値の評価は極めて困難である。

1.1.5 生態系勘定の作成に関する課題

生態系勘定では、作成に際して生じるであろう数々の課題について言及しており、ここでは、空間情報の補完、勘定期間、グロスとネットでの記録、データの質について整理する。

まず、生態系勘定の作成の目的を広範囲での政策立案やモニタリングへの活用とするならば、広範な空間情報を整理する必要がある。そのためには、異なる空間スケールや限られた場所で得られた情報を、他のサイトやより大きな領域に情報を移転するための以下のような手法が必要となる。

- 数値移転：特定の研究サイトからの情報を用いて目標地や政策サイトでの推計を行うもの
- スケールアップ：特定の研究サイトからの情報を用いて同様の特徴を持つより大きな領域での推計を行うもの
- メタ分析：多様な研究サイトの大規模な情報を評価し、統合することで、生態系の特徴を踏まえつつ、目標地の情報を推計するために活用できる要素を抽出するもの

続いて、勘定期間である。経済勘定では、取引や他のフローが記録されるべき時点や期間に関する明確な標準がある。標準的な勘定期間は1年であり、この長さは多くの分析の必要条件に適合し、ビジネス会計を通じてデータの取得可能性と一致している。しかし、生態系の分析では、検討するプロセスに応じて異なる長さの時間の情報が必要となる。生態系のプロセスが年単位で分析される場合でも、経済分析において用いられる1年とは期首や期末が異なる可能性がある。このような相違がありながら、しかし、社会経済データの一般的な分析枠組との一致性を考えれば、生態系勘定では標準的経済勘定の期間の長さである1年を採用することが最も好ましいであろう。そのためには、適切な係数や仮定を用いて、得られた生態系情報を一般的な年単位へと変換・補正する必要がある。

グロスとネットという用語は様々な勘定の状況で用いられる。SNA ではネットは勘定の合計が固定資本の減耗で補正されているかどうかを示すが、他の場合では、ネットは単純に2つの勘定項目の差

⁶ 代替材が確かに同じサービスを提供し、それが最も安価なものであり、そしてもし生態系サービスが失われたならば社会がそれを選択するであろうと考えられる場合に用いることができるとされる。

を言及するために用いられることもある。生態系サービスの測定におけるネットは、領域間でのオーバーラップや異なる手法の利用によるオーバーラップ、最終生態系サービスとそれを支えるプロセスやフローを区別しないことによるオーバーラップなどの二重計上が生じていないことを示すものである。ただし、用語の使用の混乱の可能性を減らすため、生態系勘定では可能な限りグロスとネットという用語を避けている。

最後に、データの質である。公的統計におけるデータの質は、関連性や時間軸、精度、一貫性、解釈可能性、アクセス性、そしてデータが集約される制度環境の質など、幅広い概念を含むものである。生態系勘定ではこのようなデータの質の要素が考慮されることが求められる。特に、生態系勘定において不可欠な科学的情報は、共通の測定基準を持たないことが多いため、相対的な質の評価は大きな課題となる。そこで、査読や認定のプロセスを経ることが重要であり、指標選択の妥当性や情報の精度、生態系サービスとの関連性などを判断する必要がある。

1.2. 諸外国における生態系サービス勘定の作成動向⁷

1.2.1 はじめに

生態系勘定の分野はここ 10 年で大きな進展があった分野である。「生態系と生物多様性の経済学 (TEEB)」による国民経済計算体系 (SNA) への生態系サービス価値の導入の勧告 (TEEB 勧告) により、その流れはより加速された。TEEB 勧告を受け、EU では「生態系と生態系サービスのマッピングと評価 (Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (MAES))」というプロジェクトが進められており、特に EU 各国ではこの MAES をもとに自国の生態系資源の賦存量およびその価値評価が行われている。

そこで本節では、はじめに生態系勘定および生態系サービス評価に関する文献レビューを行い、生態系勘定及び生態系サービス評価に密接に関連する用語の定義、評価手法、SNA への統合方法、課題についてまとめる。続いて、政府主導で生態系勘定の策定作業が行われているオランダとイギリスの動向について、その概要を紹介する。

1.2.2. 生態系勘定及び生態系サービス評価の研究動向

(1) はじめに

生態系サービスの評価や生態系勘定の開発については、後述するオランダ政府の取組と関連して、オランダ国内の大学及び研究機関を中心とする研究グループが生態系勘定の SNA への組み込みに関する研究活動を行っている。これらの研究には、Lars Hein (ワーヘニンゲン大学)、Carl Obst (メルボルン大学)、Roy Remme (ワーヘニンゲン大学) などの研究者が携わっている他、オランダ統計局の Bram Edens も研究者としていくつかの学術論文を執筆している。

本節では、これらの研究者の文献のサーベイを通じて、生態系勘定の開発及び生態系サービス評価の研究動向を概観する。ここでは、(1)用語の定義・解説、(2)空間的側面、(3)評価手法、(4)SNA への組み込み、(5)課題といった、生態系勘定及び生態系サービス評価に関する文献で議論される主要なテ

⁷ 本稿における文献サーベイにおいては、オランダ・ワーヘニンゲン大学大学院修士課程大学院生イエッレ・メーヴィッセン (Jelle Meeuwissen) 氏の協力を得た。記して感謝を表す。

ーマに沿って紹介する。

(2) 用語の定義・解説

生態系勘定の理解には、関連する用語を明確に理解することが必要であることから、はじめに用語の定義について概観する。

まず、「生態系サービス」とは、Edens and Hein (2013)は、生態系サービスの定義は生態系勘定の重要な課題の1つとしている。共通の論点は、生態系サービスが、生態系を利用することによる便益なのか、単に生態系による便益への貢献に留まるのかという点である。例えば、作物成長という生態系サービスは作物の販売から得られる便益と等価なのか、もしくは生態系サービスは、労働や資本と同様にこれらの便益を得るために投入された投入物に相当するのという点である。Edens and Hein (2013)では、生態系勘定の枠組みの中においては、生態系サービスは「生態系による生産的活動への貢献」と定義されるべきと主張している。Edens と Hein は生態系に最も直接的に関連するフロー及び産出物を生態系サービスと定義していると言える。また、SEEA-EEA では、生態系サービスは「経済的またはその他人間活動を通じて人々が生態系資産から得られる資源の所有による利益を反映したフロー」と定義されている (Obst et al., 2015)。さらに、Boyd and Banzhaf (2007)では、最終生態系サービスを「人々の豊かさを得るために直接的に利用・消費される自然の構成要素」と定義している。

次に、「生態系勘定」について、Hein et al. (2015)では、生態系勘定を「SNA に準拠した形で生態系から経済や他の人間活動へのサービスのフローを計測・監視するための統合的方法」と説明している。Hein et al. (2015)では、生態系勘定はSNAには含まれていない以下の3つの情報を補足すると主張している。第1に経済活動への生態系の貢献度、第2にいわゆる生産境界の問題からSNAには含まれない生態系サービスの便益、第3に生態系が常に変化することによる量的変化の3つである。

生態系勘定は、状態勘定 (condition account)、供給勘定 (service supply account)、使用勘定 (service use account)、容量勘定 (capacity account)、生物多様性勘定 (biodiversity account) など異なるいくつかの勘定からなる。状態勘定は、生態系の状態を記述するために物量指標を用いている。サービス供給勘定は経済活動への生態系サービスの流れを補足するための勘定、またサービス使用勘定は特定の生態系からの便益を計測するための勘定である。容量勘定は、現状のもとで特定の生態系がどのくらいの生態系サービスを生産可能なのかを示し、生物多様性勘定は生態系の保全・管理について、関連情報を提供するための枠組みである。

(3) 空間的側面

生態系の空間性、すなわち生態系がどこにどれだけ存在するかを示すことは、生態系勘定の構築の上で非常に重要である。生態系サービスの価値を評価するためにいくつかの空間モデルが開発されているが、どのモデルがどのような政策立案に適しているかについての結論は得られていない。要するに、生態系サービスの空間モデルについては、未だ「最適解」が得られていない (Shörter et al., 2015)。Shörter et al. (2015)では、生態系勘定に有用な空間モデルには以下の機能を有するべきと主張している。

- モデル化された生態系サービスを定量化できる指標

- 生態系サービスの空間的分布を把握するのに十分な解像度
- 勘定フレームワークに導入するのに十分な精密度

Shörter らは、空間モデルの 7 つの手法に分類している。うち 4 つは調査表 (look-up table) と呼ばれるもので、ゼロイチ (binary) 調査表、質的調査表、集計統計調査表、多層レイヤー調査表の 4 つからなる。このうちゼロイチ調査表とは、その地点に土地利用または土地被覆の有無により生態系サービスを評価する方法である。また質的調査表とは、異なる土地利用・土地被覆に生態系サービスの供給能力に応じてウェイトを設定する方法で、集計統計調査表とは、土地利用・土地被覆データごとの統計や研究データから生態系サービスの価値を割り当てる方法である。さらに、多層レイヤー調査表は異なるレイヤーを重ねることで作成される図に基づき、土地区画に生態系サービス価値を割り当てる方法である。残りの 3 つは偶発的關係モデル、空間的改変モデル、環境回帰モデルである。偶発的關係モデルとは、環境変数が生態系サービスの分配にどれだけ影響を与えるかの情報をもとに生態系サービスをモデル化するもので、空間的改変モデルとは実際にデータを取得したいいくつかの地点から広範な地域の生態系サービスを回帰分析で評価するものである。そして、環境回帰モデルとは、さまざまな環境属性を説明変数とし、実際に計測された生態系サービスを非説明変数として回帰分析し生態系サービスをモデル化する手法である。

実際には、空間ごとに生態系サービスの供給量には違いがあり、その違いをどれだけモデルに反映できたかによってモデルでの推定値と実際の供給量の間にはどうしても誤差が生じるが、これを精度誤差と呼ぶ (Shörter et al., 2015)。一般的に、供給サービスは空間ごとの生態系サービス量の供給量の違いは小さく (異質性が低く)、文化的サービスなどに比べて精度誤差は低い。Remme et al., (2015) でも、供給サービスに関しては概して多様性が小さく、一区画に単一の作物のみが作付けされる傾向にあると主張している。ただし、小さな土地区画を一単位とすればするほど作付けされる作物の多様性が小さくなり、逆に計測する土地単位を大きくすればそれだけ作物の多様性は大きくなり、これが地域間では大きな多様性の違いになる可能性が残されている。また、調整サービスについては、複数の環境要因によって影響を受け、さまざまなタイプの生態系からさまざまなタイプのサービスが供給されるため概して異質性が高い。文化的サービスについても、同様に複数の生態系タイプにまたがって供給され、かつ複数の環境要因に影響を受けるため異質性が高い。例えば、文化的サービスの 1 つとしてハイキングのサービスを取り上げると、ハイキングコースはさまざまな景色や生態系の中を通るコースが設定されるのが通常であり、複数の環境要因や生態系タイプにまたがってサービスを供給している。

有用な生態系勘定にするために、生態系サービスは一定の信頼性を確保するのに十分な精度を持ち合わせていなければならないが、それにはいくつかの制約がある。「モデル化の実現可能性」とは、これらの制約に関する議論をまとめたものである。「モデル化の実現可能性」に影響を与える要素には以下のものがある。

- 実現可能性は規模による。規模、すなわち対象範囲を大きくしようとすればそれだけ多くのデータが必要となり、実現可能性は低下する。
- 異質性の高さはこれも実現可能性を低下させる。多様性が低い地域のほうが、断片化しかつ多様な生態系が存在する地域よりもマップ化は容易である。

- 予算と時間を増やせば、実現可能性が高まる。多額の資金と多くの時間をかけることで、自ら直接データを取得でき、より正確な計測が可能となる。
- 研究分野の知識は手法選択に影響を与え、実現可能性にも影響を与える。
- 文化的な理解は実現可能性を高める。例えば、日本の場合は水田農業は農村文化に根付いており、このような生態系の文化的な意味を理解することが実現性を高めることになる。
- アクセシビリティも実現可能性に影響を与える。例えば極地や熱帯雨林などアクセシビリティが低いところはデータ取得の可能性も低く、実現可能性が低くなる

全ての生態系サービス空間モデルは正確性と実現可能性の2つの相対的關係により分類される。信頼性レベルもモデルごとに異なり、さらに信頼性レベルは利用されたデータや指標の選択などによっても影響を受ける。供給サービスについては、モデルの信頼性は概して高い。これは当該サービスに関するデータが概ね利用可能であり、計測も容易であるためである。そのため、比較的単純なモデル化手法が使われている。一方で、調整サービスについては、信頼性の高いモデルを構築するためにより複雑な手法が求められる。調整サービスに関するデータは概して取得が難しい。文化的サービスは非常に複雑で異質的であるため、正確かつ実現可能な形でのモデル化がさらに困難である。

実現可能な手法の正確性を高めたり、正確な手法の実現可能性を高めたりことは容易なことではない。Remmeらは、生態系のモデル化に「最適な」方法を求めるのではなく、現時点では「満足できる」手法を求めるのが現実的と結論づけている。また、信頼性のレベルはどのような政策を立案するかによっても変わってくる。例えば、単に生態系価値への関心や認識を高めるだけならそれほど手法の信頼性は求められないが、より具体的な実際の政策設計にはより高い手法の信頼性が求められるであろう。

(4) 評価

生態系サービスの評価には、特にその目的がSNAにその価値を組み込むことである場合、特段の配慮が求められる。生態系サービスの評価にはいくつかの評価手法があるが、SNAに導入するには、生態系サービスの評価を余剰価値ではなく、交換価値で評価しなければならない。交換価値は純粋に交換によって生み出される価値である。

調整サービスなど一部の生態系サービスは実際の交換経済の構成要素とは見なされていない。これらのサービスを評価するには、当該サービスの交換価値を推計する別の方法がある。例えば、「次善の代替物」は、当該サービスの市場価値の代理変数として見なすことができる。Obst et al. (2015)は、このように生態系サービスに価値を割り当てる方法をいくつか紹介している。

資源レント：資源レントは、直接的に生態系サービスに関連する財・サービスの市場における営業余剰から生態系関連資本への全支出を控除して求められる。この値は、財・サービスの生産における生態系サービスの貢献部分と考えられる。Edens and Graveland (2014)は資本レントの計算式を以下のように定義している。

$$GOS = Y - IC - W - T_p$$

$$RR = GOS - (S_e - T_e) - UC$$

RR：資源レント、GOS粗営業余剰、Y：生産額、IC：中間消費、

W : 賃金・年金、 T_p : 生産に関する税金、 Se : 採取に関する補助金、
 Te : 採取に関する税金、 UC : 資本のユーザー価値

費用関数・生産関数：この評価法は、最終生産財・サービスの生産関数を推計するもので、計量経済学的手法により市場財への生態系サービスの貢献部分を推計するものである。

表明選好による限界価値：この手法は、需要関数の微分により厚生の変化を評価するものである。生態系サービスの限界価値は、実際の生態系サービスの使用状況（例えばも訪問者数など）に応じて需要曲線のある一点を選択することで得られる。

代替法：この手法は特に大気浄化機能などの生態系サービスに利用されるもので、生態系サービスの価値はその機能を代替する次善策の費用により定義されるというものである。

ヘドニック法：この手法では、市場財価格を、価格に影響を与える要素ごとに分解する方法であり、生態系サービスもその要素の1つに含めることにより、生態系サービスの価値を求めることができる。市場財価格には住宅や土地の価格が多用され、例えば生態系サービスに近い住宅とそうでない住宅の価格差が生態系サービスの価値となる。

Remme et al.(2015)では、オランダのリンブルグ地方の生態系サービスの価値を評価した。この研究では、それぞれの生態系サービスを以下の方法でその価値を評価している。

作物生産、牧草生産、自然ツーリズム、狩猟：資源レント法

作物生産と牧草生産については、生産コストが税抜き価格から控除され、資源レントが計算されている。狩猟の場合は、狩猟許可に払った金額を資源レントの代理変数として利用している。自然ツーリズムに関しては、自然ツーリズムによる得られた資源レントにより計算される。ただし、たいていの自然サイトは無料でアクセスできるため、ツーリストが宿泊と食事に支出した費用が代理変数として利用されている。当該地域におけるツーリズムの総収入からビジネス（出張）目的の割合で割り引かれ、自然ツーリズム目的の旅行による総収入が計算される。この金額から、労働費、中間消費額、固定資本費が差し引かれ、リンブルグ地方における自然ツーリズムによる資源レントが算出されるのである。そしてこの金額は、地域内の旅行者数によって15kmメッシュで配分される。

飲用水向けの地下水採取のサービス：代替法

飲用水市場はさまざまな規制が設けられて完全競争市場とは大きく異なる状況であるため、飲用水価格からの資源レントでは生態系サービスの正しい評価ができない。そのため、このサービスの評価には代替法が用いられている。代替法は地下水からの飲用水と地表水からの飲用水との生産コストの差で推計され、この値が生態系サービスの価値と捉えられる。

大気浄化サービス：回避費用評価法

回避費用評価法は、生態系サービスの価値がもし当該サービスが存在しなかった場合にかかる費用を計算することで求められる。大気浄化機能においては、仮に植栽によって吸収される大気汚染物質（PM10）が大気中に放出された場合を想定し、これに対する医療行為にかかる費用を算出することで大気浄化サービスの価値が計算される。

以上のような評価手法を用いて、リンブルグ地方の生態系サービス価値マップが作成される。この地域における生態系サービスの価値は年間 1 億 1200 万 EUR と推計された。

（5）SNA への組み込み

TEEB 勧告以降、SNA の中に生態系勘定を組み込むことへの関心が各国で高まっており、2011 年に公表された EU 生物多様性戦略では、EU 加盟国に「国内の生態系と生態系サービスの状態を 2014 年までに評価し、2020 年までにその経済価値を推計して当該価値を EU 及び各国の勘定システムに導入すること」を求めている（Edens and Hein, 2013）。

しかしながら、SNA も SEEA も生態系サービスや生態系資本向けに開発されたものではない。SEEA では環境税・環境補助金や環境保護支出の勘定を導入しているが、生態系サービスの価値は導入していないのである。全ての生態系サービスを SNA に導入するには、SNA の生産境界を拡張しなければならない。この SNA の生産境界では、生産とは「財・サービスの産出のために、労働、資本、財・サービスを投入する制度単位（institutional unit）の責任と管理の下で行われる活動」と定義される。その意味では、多くの生態系サービスは経済活動の投入物として認められず、現行の SNA には組み込まれないのである。2012 年に公表された SEEA-EEA は生産境界を拡張し、生態系サービスを生産物として導入したモデルである（Obst et al., 2015）。

SNA では交換価値による評価を採用している。これは、財・サービスの交換価値は交換の販売者、購入者の間で完全に一致するが、シャドウ・プライスでは財・サービスの販売者、購入者によって異なる場合があり、シャドウ・プライスを用いることによって SNA の収支不均衡をもたらす可能性もあるためである（Obst et al., 2015）。

SNA に生態系サービスの価値を導入するには、生態系勘定が SNA の価値基準とも整合的でなければならない。生態系サービスも厚生価値ではなく交換価値によりその価値を評価しなければならないことを意味している。供給サービスの場合は前述の評価手法を用いることで最終生産物の価値に占める生態系サービスのシェアが求められるので、交換価値による評価も容易であるが、例えば、生態系サービスの宗教的価値もしくは審美価値などはその評価が困難である。これらの価値を評価するには多くの場合表明選考法が用いられ、交換価値ではなく厚生価値を評価することになるが、この場合は SNA との整合性に問題が生じるのである。以降では、このような生態系勘定の課題をまとめる。

（6）課題

生態系勘定に関する既存研究では、勘定策定の実行についての限界や課題についても言及している。

生態系の劣化・減耗

生態系勘定では生態系の状態が記述される。これは生態系の劣化・減耗も考慮されるべきであることを意味するが、これには物量評価、貨幣評価の双方において、その劣化・減耗分をどう計上すべ

きか、さらに各部門にどう分配し計上すべきかという課題が生じる (Edens and Hein, 2013)。物量評価では、どの物量指標が生態系の状態を適切に表しているのかという点である。Edens and Hien(2013)は、生態系が国ごと、地域ごとに大きく異なるので、生態系の物理的状态を評価する指標は国ごと、生態系サービスごとに決めるべきと主張している。さらに、生態系のどのような状態を「基準点」として参照すべきかという問題も生じる。生態系は長年の人間活動によって変化してきたので、全ての生態系が明確な「原初状態」を有するわけではないのである。

一方の貨幣評価については、Edens and Hein (2013)によると、生態系の劣化・減耗を貨幣評価する方法は2つある。1つは「原初状態」に復元するためにどのくらいの費用がかかるかを推計する方法、もう1つは生態系サービスを供給する能力に応じて生態系を評価し、2つの状態の差分を劣化・減耗の評価額とする方法である。一方で、生態系の劣化は「基準点」まで状態を復元するのに必要となるであろう費用で評価すべきではない。これは、その費用が必ずしも復元後に得られるであろう生態系サービスの価値を表すものではないからである。生態系の劣化・減耗を評価するには、2つの状態での生態系サービスの割引現在価値の差を計測するのが望ましい (Obst et al., 2015)。

そして、生態系の劣化・減耗はそれを引き起こした部門とそれに影響を受ける部門が異なるため、生態系の劣化・減耗を部門ごとに配分するのはさらに難しい作業になる (Edens and Hein, 2013)。

生態系の負のサービス

生態系は必ずしも正すなわち経済活動に好影響をもたらすサービスばかりを提供するものではない。例えば疫病・伝染病や鳥獣害の供給という負、すなわち経済活動に悪影響をもたらすサービスも提供しうる。生態系の負のサービスは全体の経済厚生に与える負の影響を反映しているが、既存の勘定システムは正の影響のみを考慮している。したがって、生態系の負のサービスを勘定体系に組み込むのは困難である。似たような議論は生態系の相互依存関係にもある。例えば、生態系における害虫という生態系の負のサービスは、作物生産という別の生態系サービスにも影響を与えることがあるなど、ある生態系サービスが他の生態系サービスにも影響を与えることはよく見られることである。これら生態系サービス同士の相互関係を勘定内でどう記述するかも課題である。

低・負資源レント

資源レント法を用いて評価した場合、生態系サービスの価値が非常に低くなったり、時には負になったりする場合もある。このような事象は、生態系の非持続的な利用をして劣化・減耗費用が大きくなる場合や生態系サービスに補助金が投入されている場合などに生じる。生態系サービスは生産活動に貢献し、正のフローを生み出すと考えられていることから、このような低・負資源レントを勘定内で取り扱うのは困難である。Obst et al. (2015)は、このように資源レントが非常に低い場合や負になった場合には、生態系サービスの評価に資源レント法以外の別の手法を用いるべきと主張している。

中間的及び最終生態系サービス

生態系勘定は最終生態系サービスの価値に着目した勘定である。最終生態系サービスは市場財・サービスに直接的に貢献するサービスを指す。しかしながら、生態系サービスの中には経済や社会に大きく貢献している中間的サービスも存在する。例えば、農産物生産に直接貢献する「作物成長」

という生態系サービスは、最終生態系サービスであるが、「栄養循環」は農産物生産には直接的には貢献しないサービスであり、中間的生態系サービスに該当する。生態系サービス勘定ではこれらの中間的生態系サービスの価値は計上されないのである（Hein et al., 2015）。

1.2.3. 政府主導による生態系勘定及び生態系サービス評価の取組

（1）はじめに

これまで、学術的分野における生態系勘定及び生態系サービス評価の取組について解説してきた。一方で、TEEB 勧告や MAES により、政府の統計担当部署を中心とした国レベルでの生態系勘定策定及び生態系サービス評価の動きも一部の国で見られる。ここでは、このような政府主導による取組について、オランダとイギリスの動向を簡単に紹介する。

（2）オランダ

de Knecht (2014)によると、過去 25 年の間、オランダにおける国内の生態系財・サービスは減少した一方、需要は増加し、生態系への圧力は高まったという。表 1 はオランダにおける生態系財・サービスの供給源についてまとめたものである。この表に示されるとおり、オランダは木材資源の多くを他国からの輸入に頼り、エネルギー生産は生態系サービスの代替物によって賄われていることがわかる。特に一部の調整サービスについては、需要の大部分が未充足となっている。ここでの「生態系サービス以外」は、生態系サービスに代替する技術が利用されているということである。例えば、飲用水として水を利用するには、地下への浸透などを通じた自然の浄化機能のみならず、人工の水質浄化施設の利用が不可欠である。また、肥沃土壌の供給のために、人工的な化学肥料が利用されることもあり、ここでは、これら人工的な技術を利用している場合を「生態系サービス以外」と表示している（de Knecht, 2014）。

表 1-6 の数値は「自然サービス指標」(graadmeter diensten van natuur)により計算されたものである。「自然サービス指標」は生態系サービスの需要量に対する供給量の比率を測るものである。本指標の目的はオランダにおける各種生態系サービスの年間フローを計測するための包括的ツールを提供することである。本指標はフローを評価するもので特定の生態系のストック量を評価するものではないことに留意が必要である。

表1-6 オランダにおける生態系財・サービスの供給源
(2013年の需要を100とした指数)

	オランダ国内	国外	生態系以外	未充足
供給サービス				
食料	70	30	0	0
非飲用水	59	0	41	0
飲用水	49	0	51	0
木材	8	92	0	0
エネルギー	1	2	97	0
調整サービス				
肥沃土壌度維持	57	0	43	0
浸食防止	47	0	6	47
水源涵養	33	0	8	59
海岸保全	21	0	79	0
都市冷却	14	0	0	86
水質浄化	12	0	76	12
伝染病撲滅	12	0	68	20
受粉	8	0	92	0
炭素貯留	0	0	0	100
文化サービス				
自然リクリエーション	68	0	0	32
自然遺産	61	0	0	39
自然の象徴的価値	15	0	0	85

出所: de Knegt (2014)。

オランダでは、現在生態系価値を SNA に組み込む取組が行われている。オランダ政府は 2020 年までに全ての生態系サービスをマッピングし、経済・ビジネスおよび政策決定過程の一部とすることを提案している (Ministry of Economic Affairs, 2013)。この目標を達成するため、以下の 4 つの行動計画を策定している。第 1 に、Digital Atlas Natuur Kapital (DANK) と呼ばれる生態系サービスマッピングツールの開発である。この DANK については、既に 2015 年 9 月に稼働を開始し公表されている。第 2 に、TEEB スタディ、すなわち生態系サービスの評価の開始である。これについては、生態系サービス評価について 7 つの研究が進められている。具体的には、TEEB green healthy and productive、TEEB for Business、TEEB for Cities、TEEB for Dutch Caribbean、TEEB for physical Netherlands、TEEB for product chains、TEEB study on SABA, St-Eustatius の 7 つである。このうち、～ については、既にレポートが刊行され、一部の生態系サービスについての貨幣評価が行われている。第 3 に、SNA への生態系サービスの導入である。オランダは国連の SEEA フレームワークを試行することを宣言しており、2016 年に作業レポートが公表される見込みである。第 4 に、企業向けに自然資本価値の啓蒙活動を行うことである。この点に関して、オランダ政府は、現行の製品価格に加え、その製品による生態系や生物多様性への負荷を反映させた価格を表示する「真の価格」活動を支援する予定である。

2013 年のオランダの環境勘定には、生態系勘定を試作したものが組み込まれた。この作業においては、Roardalen と Limburg の 2 地域で試行的適用を行い、生態系勘定作成の可能性を調査している。調査の大部分は生態系サービス評価の基礎となる詳細な土地利用図の作成に充てられた。調査方法は、まず両地域で土地利用勘定を再生し、そこから生態系サービス量を計測する方法である。例えば、供給サービスのうちの作物成長については、当該地域の作物の作付面積と平均単収を乗じることで得ら

れる。また、調整機能の炭素吸収機能については、地目ごとの面積に地目別炭素吸収データを乗じることで計算される。なお、本調査では空間データの把握が中心であり、貨幣評価は実施されていない。

(3) イギリス

イギリスでは、2009年から2011年にかけて、UK National Ecosystem Assessment (UK NEA)と称するプロジェクトが行われ、国内の生態系の賦存状況およびそこから供給される生態系サービスの状況を全国規模で詳細に分析している。このプロジェクトでは、イギリス内に賦存する生態系が地図上にまとめられており、さらにこれらの生態系サービスの貨幣評価も行われている(UK National Ecosystem Assessment, 2011)。評価結果は表1-7のとおりである。

表1-7 UK NEAにおけるイギリスの生態系サービス評価額

(億ポンド/年)

生態系サービス	金額	備考
漁獲	6.0	
養殖	3.5	
受粉	4.3	
陸域生物多様性(非利用価値)	5.4-12.6	評価額には未だ議論の余地あり
海洋生物多様性(非利用価値)	17.0	
木材資源	1.0	
水質	15.0	計画中の水質改善が実施されれば11億ポンド追加
湿地のアメニティ	13.0	
生態系から産業界へのサービス合計	48.0	うち海洋環境から1億ポンド

出所:UK National Ecosystem Assessment (2011)第22章。

UK NEAの結果を受け、イギリスでは、2011年の『自然環境白書(NEWP)』の中でSNAに生態系サービスを導入することを明記している。(Khan, 2011)。その中でイギリス政府はSEEAフレームワークを援用するとしている。これらの作業にはイギリス統計事務所(ONS)と環境食料農村地域省(DEFRA)が関与している。これらの作業に対しては自然資本委員会という学識経験者、産業界からなる独立的な助言委員会が助言を与えている。Kahn(2011)には、2012年までに一連の作業のロードマップを作成し、2013年までに生態系勘定の初期段階の作業を行うというイギリスの計画が示されている。この初期段階の作業とは、イギリス経済・環境への貢献度、データの利用可能性、政策的優先度、他国での研究・作業動向という4つの基準により生態系・環境資産の評価を試行することである。イギリス経済・環境への貢献度は環境資産が生態系サービスを供給することで、どの程度経済や環境に貢献しているかを測るものである。2つ目のデータ利用可能性は、生態系資産に関するデータがどこまで利用できるかを示す。例えば、木質資源に関してはイギリス内でも多数のデータが利用可能だが、漁業資源や土壌資源についてはあまり利用可能なデータが存在しない。3つ目の政策的優先度については、どの生態系資産が政策立案に重要なものであるのかを示すものである。最後の他国での研究・作業動向については、特定の生態系資産の評価について、国際的なデータや知見の利用可能性を見るものである。

2012年7月に国家統計局から意見照会版が公表され、イギリスにおける生態系勘定の立ち上げに関するステークホルダーからの意見・コメントを求めた。2012年12月には、同じく国家統計局から環境勘定のロードマップが公表された。このロードマップでは、ステークホルダーからの意見・コメン

トに基づき、トップダウン勘定、分野横断的勘定、そしてボトムアップ勘定の3つを作成することが主な提案として掲げられている。トップダウン勘定とは、SNAの中の国民資産の要素として生態系サービスを評価するものである。この勘定はイギリス内における自然資本の価値の概要を記載するものである。続いて、分野横断的勘定とは、土地、炭素、水など異なる生態系種類にまたがる資産を記述するために設けられるものである。ボトムアップ勘定は、生態系資産とそこから生じる生態系サービスの価値を生息域(habitats)の種類ごとに記載するものである。ここでは8種類のhabitatがイギリスの生態系サービスに関連するものとして取り上げられている(Office for National Statistics, 2012、表1-8)。

表1-8 ボトムアップ勘定で取り上げられる8種類のHabitat

Mountainous moorland and heaths
Semi-natural grassland
Enclosed farmland
Woodlands
Open waters, wetland floodplains
Urban environment
Coastal margins
Marine

出所: Office for National Statistics (2012)

ロードマップは、作業計画で締めくくられており、それぞれの生態系勘定の現状と計画遂行の作業スケジュールが示されている。これによると、全ての生態系勘定策定の作業は2020年までに完了させる予定になっている。

このロードマップの公表後、各種生態系勘定の開発作業が実施されている。2014年にONSとDEFRAから共同で発表された資料では、生態系勘定の作成において遵守すべき事項がまとめられている。この資料については現在、継続的な見直しが行われており、最新の作業の進捗状況、作業結果に合わせて定期的に改訂されることになっている。

特定のボトムアップ勘定作成についてもロードマップの公表以来大幅な進捗があった。この作業については、林地勘定から始めており、会計期間内における林地生態系資産の量的変化を捉えるストック勘定の概念と、その資産から発生する生態系サービスのフローを記述するフロー勘定の双方が提案されている(Khan et al., 2013)。これに付随して公表された資料では、木材資源の貨幣評価が行われているが、林地から生じる他の生態系サービスの価値については、貨幣評価はまだ行われていない。

2015年には、ロードマップの中間見直しが公表され、これまでの生態系勘定の進捗状況と将来計画、これまでに得られた課題が整理されている。この中で、生態系サービス勘定作成に際して、これまでに挙げられた課題としては、政策への適用と実用化、持続可能性指標の導入方法の検討、推計・評価手法の改善、データ利用可能性、勘定作成のための能力開発・人材育成などが挙げられている(Office for National Statistics, 2015)。

これまでに刊行された関連資料のリストは表1-9にまとめたとおりである。

表1-9 イギリスにおける生態系勘定策定作業に関連して公表された資料一覧

刊行年	資料名
2011	Towards a sustainable environment
2012	Measuring National Well-being - The Natural Environment
2012	Consultation on the accounting for the value of nature in the UK
2012	Responses to the consultation on accounting for the value of nature in the UK
2012	Roadmap on natural capital accounting
2013	Monetary valuation of UK continental shelf oil and gas reserves
2013	Land use in the UK
2013	Measuring UK woodland area and timber resources
2013	Measuring UK woodland ecosystem assets and ecosystem services
2013	Monetary valuation of UK timber resources
2013	Towards wealth accounting - natural capital within comprehensive wealth
2014	Valuation for natural capital accounting seminar proceedings
2014	UK natural capital - Initial and partial monetary estimates
2014	Principles of ecosystem accounting
2015	Peatland accounts scoping study
2015	Spacially disaggregated woodland ecosystem accounts and marine ecosystem accounts scoping study
2015	Land cover in the UK
2015	Natural capital accounting 2020 roadmap: Interim review and forward look
2015	UK natural capital - Freshwater ecosystem assets and services accounts

1.3 我が国における生態系勘定の作成にかかる課題

これまでレビューしてきた国連の生態系勘定は、概念の整理や枠組みの例示に注力しており、実際の作成例等が記されているわけでないため、具体的な内容については各国の状況等に応じて決めることができる。本文中でも触れられていたように、とりわけ対象とする生態系や生態系サービスについては各国の重要度に応じて選択することが重要であり、その点、本研究で採用しているような森林・沿岸に特化する選択的アプローチはこの流れに即した合理的なものであると考えられる。

国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに、後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用している。また、空間的統計単位として GIS の活用を前提とした枠組みを提示しており、この点、従来の SNA とは大きく異なる考え方を導入している。国際的な研究動向と歩調を揃えることを目指すのであれば、本研究においてもこのような視点をさらに積極的に取り込んでいくことが求められるであろう。

この点、本年公表が予定されている生物多様性と生態系サービスの総合評価（Japan Biodiversity Outlook 2: JBO2）では、全国レベルでの生態系サービスの評価を GIS ベースにて実施しており、金銭評価までは必ずしもできていないものの、その成果は本研究に大きく活用できるものと思われる。現在、本研究で検討している枠組みと、国連の生態系勘定で例示されている枠組みの一致性を高めていくためにも、今後、生態系サービスの取り扱いを十分に検討していくことが必要と考える。

さらに、極めて重要かつ難しい課題が SNA との接合である。金銭価値評価において交換価値アプローチを採用するか厚生価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど様々な複雑な問題がある。とりわけ後者については国連の生

生態系勘定でも明確な方針が示されておらず、SNA と結びつける上で大きな課題となると考えられる。これまでの SEEA の既存の勘定 (SEEA-Water) などを参照しつつ、この点について検討していくことも重要である。

海外での生態系サービス勘定作成事例は著者の知る限り、今のところオランダとイギリスの 2 事例しか見当たらないものの、両国とも作業プロセスはほぼ同じと言って良い。すなわち、(1)土地利用勘定の作成、(2)土地利用ごとの自然資本ストック賦存量の推定、(3)そこから発生する各種生態系サービスの推定、(4)生態系サービスごとの金銭評価という流れである。また、両国ともこれらの一連の生態系サービス評価および SNA への導入作業は 2010 年代前半から始まり、2020 年までに完了するという長期的な作業スケジュールが組まれている。

一方で、本研究では、まず自然資本として森林資源と沿岸資源のみに着目し、(1)両資源のストック量の計測、(2)ストック単位あたりの生態系サービス価値単価を便益移転関数から推計、(3)ストック量×単位あたり生態系サービス価値により金銭評価という流れを踏襲しており、オランダ、イギリス両国のいわゆる「積み上げ」評価方法とは根本的に異なるアプローチを採っている。さらに、作業スケジュールも 3 年間と非常に短期間であり、この期間に達成できる生態系サービスの評価は大ざっぱなものにならざるを得ないと思う。しかしながら、日本においては、過去に農業の多面的機能評価を発端に国内のさまざまな生態系サービスの貨幣評価事例が多数蓄積されていることから、これらの既存研究を生態系サービスの評価に援用することができるという有利な点がある。

このように、本研究プロジェクトとオランダ及びイギリスでの取組の間には、作業プロセスに大きな相違がある。しかしながら、どれも生態系サービスの価値を貨幣評価し、SNA に導入するという目的は全て同じであり、本研究プロジェクトでも 2 つの海外事例を参考にできる部分は多分にある。また、オランダ及びイギリスのとるプロセスとは異なった方法を提案することで、本研究プロジェクトは世界に先駆けた統合体系の新たな開発方法を提案することにもなると考える。

次年度以降、オランダ及びイギリスの事例で課題として挙げられている点について、本研究プロジェクトでどのように対応していくかを検討する必要がある。特に交換価値と厚生価値の概念の整合性の整理については、SNA に生態系サービス価値を導入する上で重要な課題と認識しており、この点に関する十分な検討が必要と考える。

第2章 生態系の量的データ収集

2.1 森林面積・蓄積データベースの整備について

本年度では、生態系サービスの量的計測を目的としたデータ取得作業を実施した。サブグループ1において森林資源に関する生態系サービスの質的調査が進められていることから、量的調査においても主に森林資源をデータ収集対象としている。具体的なデータ変数としては、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人口林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別でのデータ収集を実施している。

上記データ変数に加えて、本年度調査では森林の育成期間(年)及び密度(m³/ha)データの経年変化についても、取得データより推計を行った。育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、重要な指標になると言える。また、森林の生態系サービスを評価する上で重要となる公益的機能についても本調査では着目した。特に、水土保持、資源循環、人との共生の3つの側面に焦点を当て、森林の公益的機能の利用形態が地域間でどのように異なるかについて考察を行った。

データ取得対象となる森林は、計画対象森林(5条森林及び7条の2森林)である。5条森林とは「森林法第5条第1項に基づく地域森林計画の対象となっている森林」を指し、「計画対象民有林」と同意である。また、7条の2森林は「森林法第7条の2第1項に基づく国有林の地域別の森林計画の対象となっている森林」を指すものであり、「計画対象国有林」と同意である。

本年度のデータ収集作業において、主に利用したデータの出典を表2-1と表2-2に記す。

表 2-1. 2000 年世界農林業センサスの概要

<p>URL: http://www.maff.go.jp/j/tokei/census/afc/2010/00kekka.html</p> <p>(1) 森林面積[ha](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(2) 森林蓄積[m3](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(3) 齢級別森林面積[ha] (人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(4) 森林の公益的利用面積 [ha]</p> <p>(5) 森林を文化教育活動に利用している施設数・利用者数</p> <p>(6) 竹林(ha)、伐採跡地(ha)、未立木地(ha)</p>

表 2-2. 森林資源の現況の概要

<p>平成 17 年 4 月 1 日現在 URL: http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h19/index.html</p> <p>平成 24 年 3 月 31 日現在 URL: http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/index.html</p> <p>(1) 森林面積[ha](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(2) 森林蓄積[m3](人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(3) 齢級別森林面積[ha] (人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(4) 齢級別森林蓄積[ha] (人工林・天然林、針葉樹・広葉樹、国有林・民有林を分けて記載)</p> <p>(5) 森林の公益的利用面積 [ha] & 蓄積[m3] (2012 年は取得不可)</p> <p>(6) 竹林(ha)、伐採跡地(ha)、未立木地(ha)</p>
--

2.2 森林面積・蓄積データの地理的分布と経年変化について

次に、森林面積及び蓄積データの分布及び経年変化について、考察を行う。経年変化では、上述したデータベースより得られた 2000 年度、2006 年度、2011 年度の 3 時点に着目し比較を行う。図 2-1 は国内の樹種別・成立過程別の森林面積の経年変化を示す。図-1 より、森林面積は 2000 年度から 2011 年度にかけて、大きな変化が見られないことが分かる。加えて、樹種別・成立過程別の分類においては、人工林・針葉樹や天然林・針葉樹の面積が微小ながら減少し、天然林・広葉樹及び人工林・広葉樹の面積が若干ではあるが増加している。

特に人工林・広葉樹では増加面積こそ大きくないが、増加率では 2000 年度から 2011 年度にかけて、36%の増加を達成していることから、人工的に広葉林面積を増加させる取り組みがなされていることが示唆される。田中他(2012)では、「戦後植栽された約 1000 万 ha 弱の針葉樹人工林のうち、手入れ不足になってしまった林分や経済的に成り立たない林分については、今後、生物多様性の保全や、水土保全などの公益的機能を持続的に発揮できるよう、混交林、広葉樹林へと誘導・育成することが求められています。」と記載しており、研究成果の中で人工林・針葉樹を広葉樹に誘導する技術について紹介を行っている。こうした視点・取り組みによって、人工林・広葉樹面積の増加が 2000 年度以降に達成されたと考えられる。

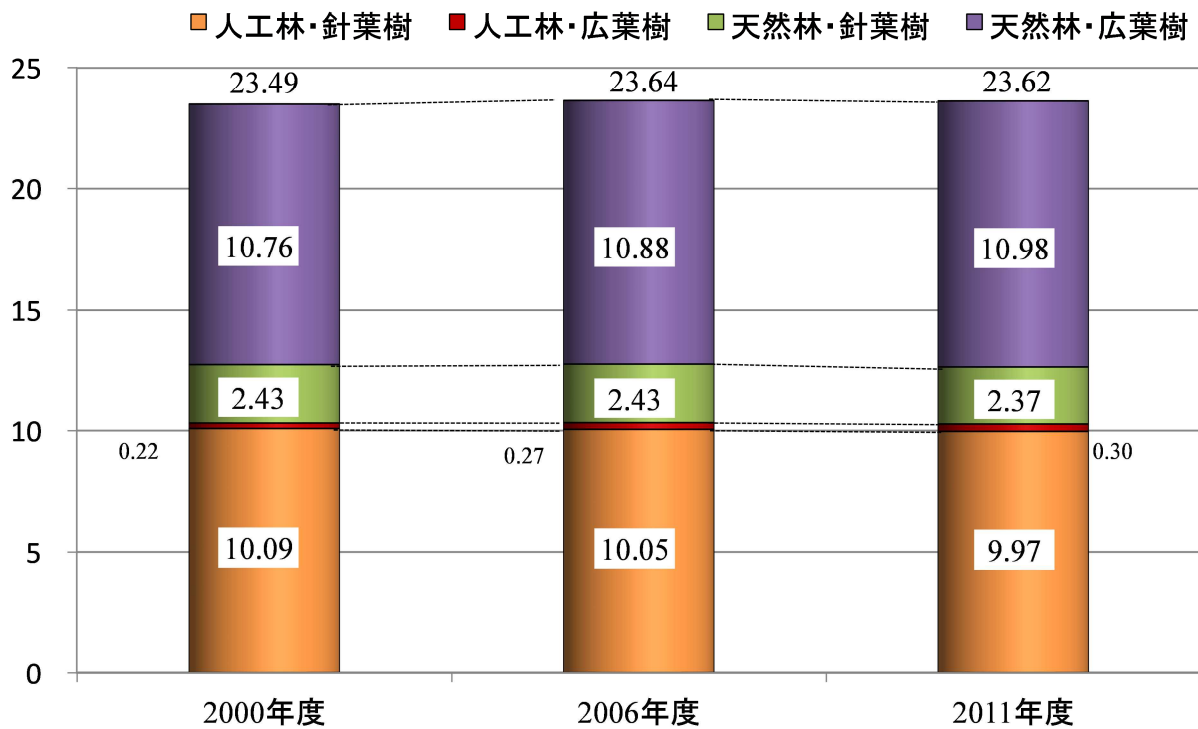


図 2-1. 国内の樹種別・成立過程別の森林面積の経年変化 (100 万 ha)
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2-2 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の面積変化率を都道府県別に示したものである。図 2-2 より、長野県、岐阜県、京都府、中国地方などで人工的に広葉樹面積が拡張されていることが分かる。一方で、千葉県、北海道、東北地方では、天然林の針葉樹面積が上昇傾向にあることから、地域によって森林面積の変化傾向に差が生じていることが明らかとなった。

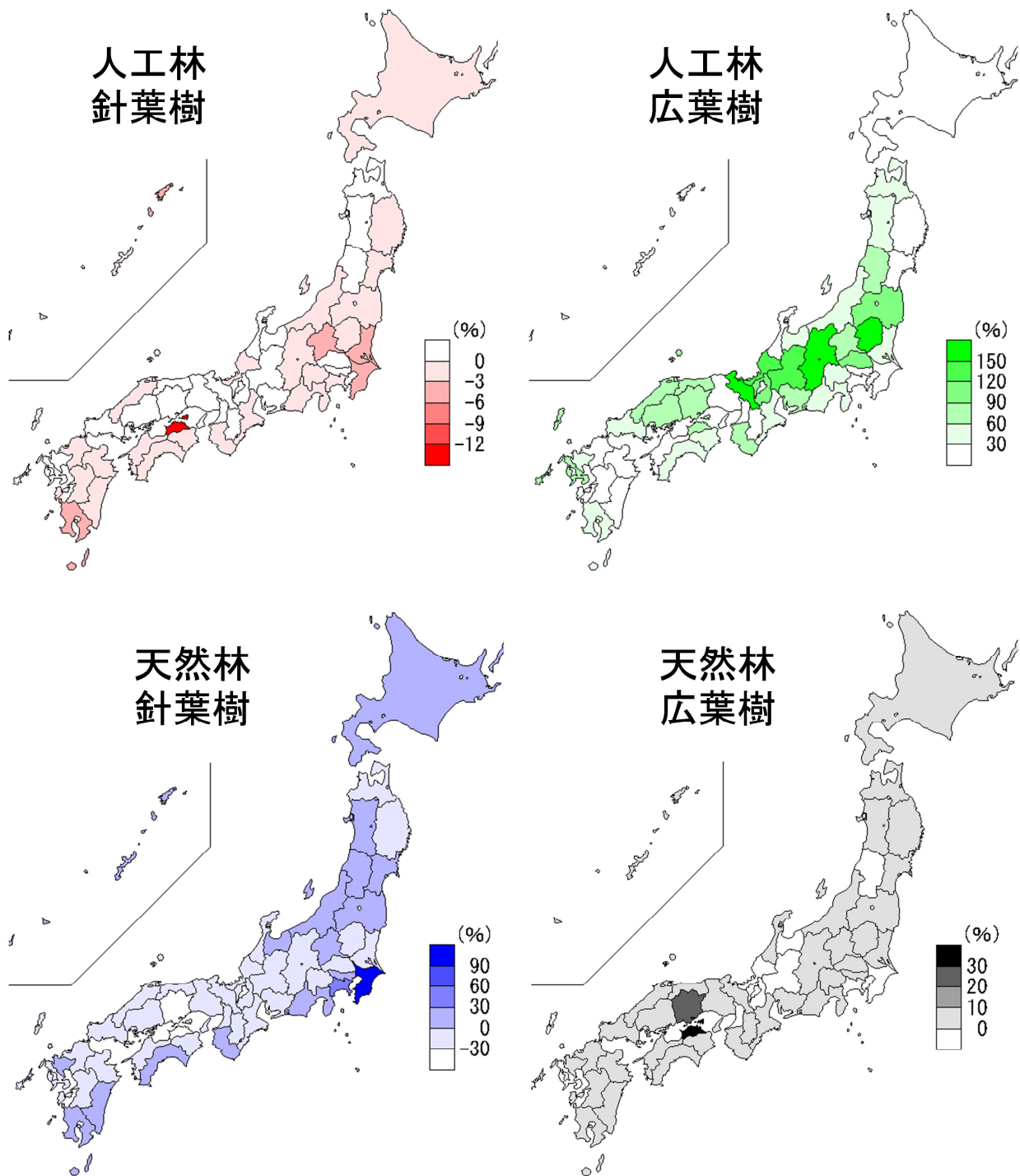


図 2-2 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の面積変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

次に、森林蓄積量の変化について考察を行う。図-3 は、樹種別・成立過程別の森林蓄積量の経年変化を表した図である。図 2-3 より、天然林針葉樹以外の 3 つの蓄積量が、大幅に増加していることが分かる。特に人工林針葉樹は約 8 億 7 千万 m³ の蓄積量が増加しており、これは蓄積量増加分の 77% を占める。

また、面積の経年変化と同様に 2000 年度から 2011 年度における人工林広葉樹の増加率は 100% を超

えており、急速に森林蓄積量が上昇していることが読み取れる。一方で、天然林針葉樹の蓄積量増加率は、他の樹種や成立過程の蓄積量に比べて8.8%と低い水準にある。

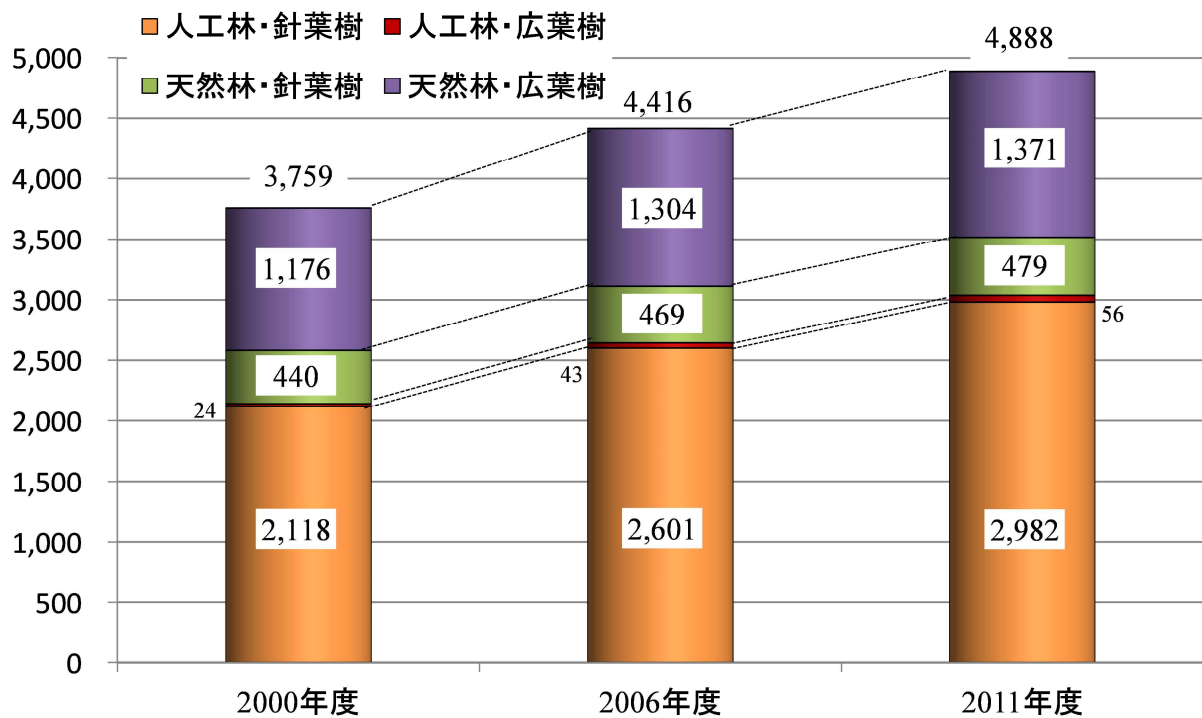


図-3. 国内の樹種別・成立過程別の森林蓄積の経年変化 (100万 m³)
 (出典) 2000年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図-4は、2000年度から2011年度にかけての樹種別・成立過程別の森林蓄積量変化率を都道府県別に示したものである。図2-2と図2-4を比較してみると、人工林広葉樹では面積が大きく拡張している地域に加えて、東北地方や四国地方でも増加傾向にあることが分かる。

また、人工林針葉樹では、日本海側の都道府県で蓄積量の増加率が高い傾向にあり、特に島根県は90%を越える蓄積量増加が観測された。興味深い点として、長野県、広島県では、天然林針葉樹以外の樹種・成立過程で森林蓄積が増加傾向にある一方で、山形県では天然林広葉樹以外で蓄積量が増加する傾向である。加えて、宮崎県では4分類すべてで蓄積量が大きく増加していることから、都道府県別に蓄積量変化の傾向は多様であることが明らかとなった。また、面積変化では地域別に類似した傾向が観測されたが、蓄積量変化では位置的に近い県であっても異なる傾向を持つケースが特に天然林において多く観測された点も、注視すべきポイントであると言えよう。

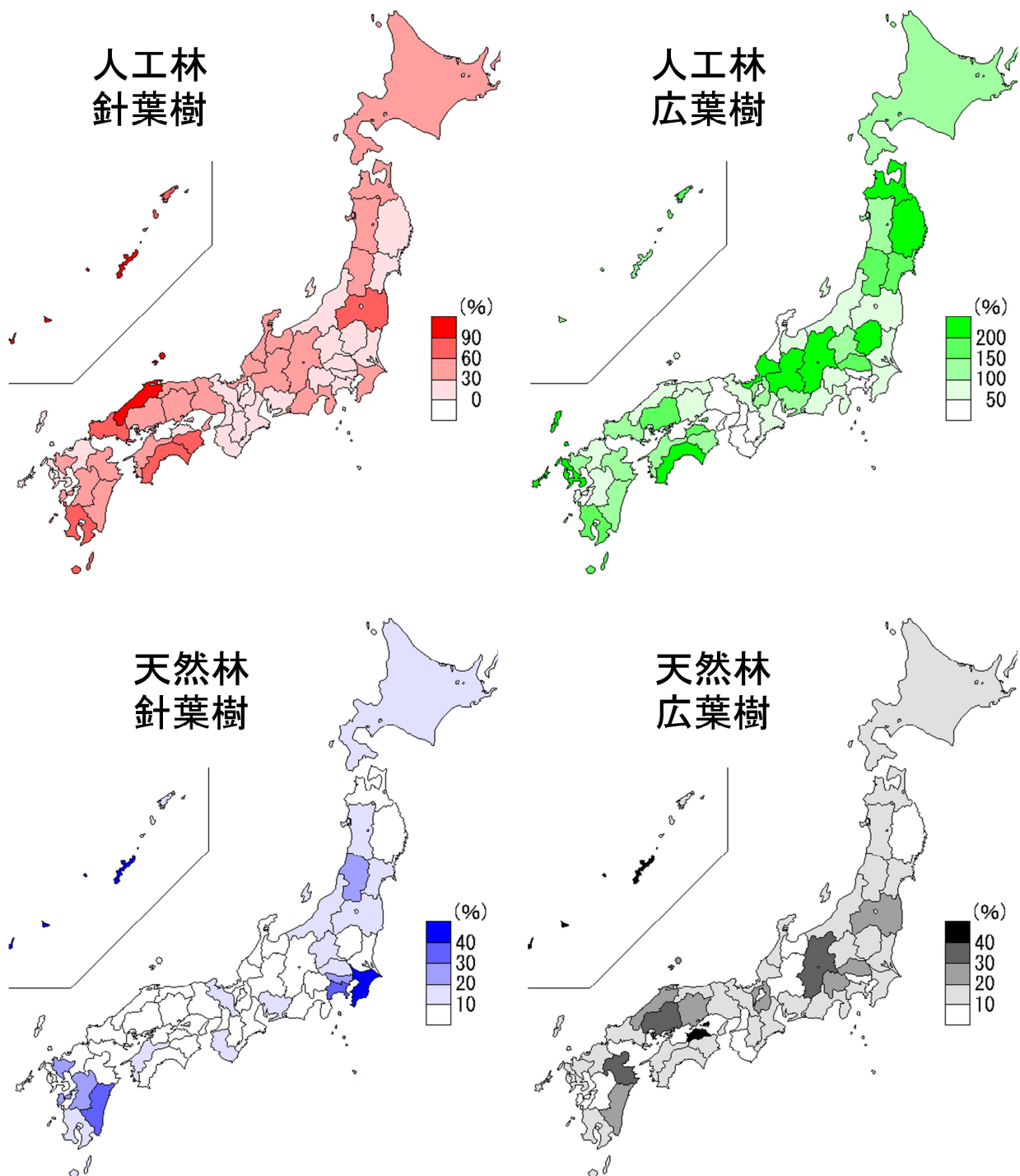


図 2-4 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の蓄積量変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

次に、国内における森林生育期間の経年変化について考察を行う。図 2-5 は国内の樹種別・成立過程別の森林生育期間の経年変化を表した図である。図-5 の森林の生育期間は各出典に記載されている齢級別面積を利用し、齢級区分で定められている生育期間の中央値を用いることで推計を行った。

生態系サービスを評価する上で森林の育成期間は、森林資源の質を評価する重要な指標となる。そ

の理由として、育成期間が長く今後生育が見込めない森林については、生育過程で期待できる炭素貯留の効果も低い点が挙げられる。加えて、林野庁では「齢級構成の均衡がとれた森林資源の造成」を目標として掲げている。一方で、現状では長期の育成期間を経た人工林が多く存在しており、バランスが取れているとは言えない。

図 2-5 より、全体的な森林の齢級は 2000 年度から 2011 年度にかけて、大きな変化は見られなかった。一方で、人工林と天然林との間では、明確に傾向の違いが観測された。人工林では年々齢級が上昇傾向にあるが、天然林では 2000 年度から 2006 年度にかけて下降傾向にある。2006 年度から 2011 年度にかけては天然林の中でも、針葉樹では平均育成期間が減少傾向にあるが、広葉樹では若干上昇傾向にあることが分かる。

人工林の育成期間の上昇は、2000 年度から 2011 年度にかけて森林資源管理のための間伐が十分に行っていない点が示唆される。これは、植樹当時は建築材としての需要が見込まれた森林資源に対して、生育速度が早いスギ・ヒノキ等の針葉樹を集中的に植林したが、今日の林業衰退に影響を受けた結果、間伐を進めることが難しい点が理由の一つとして挙げられる。

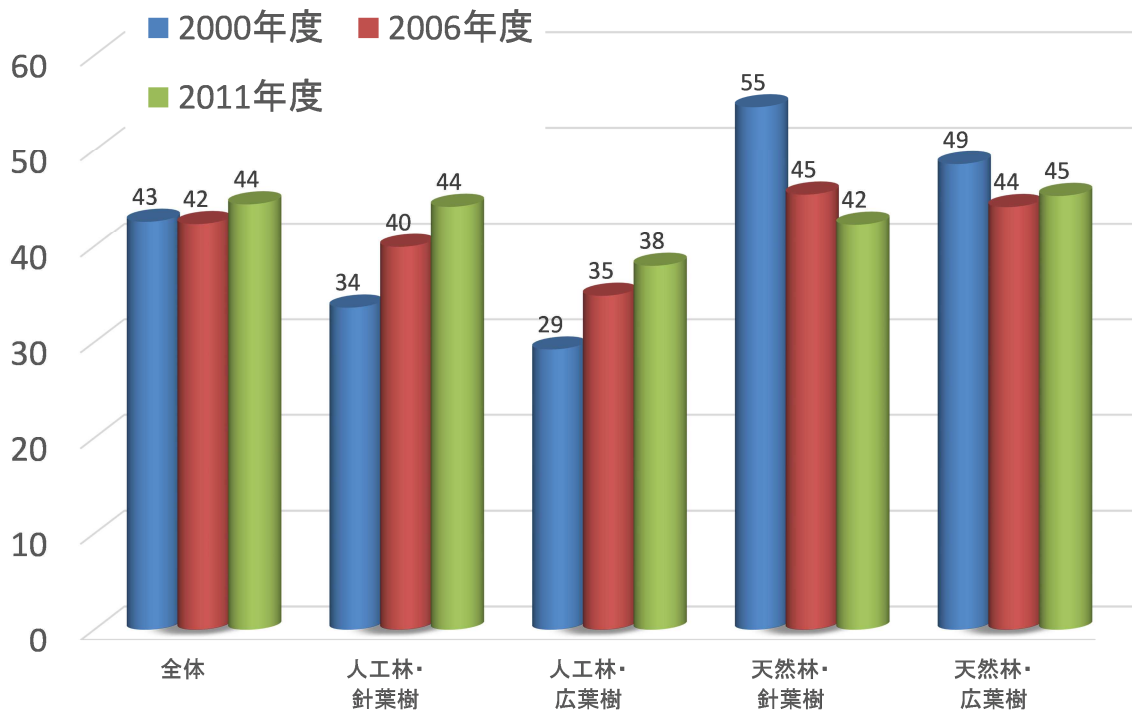


図 2-5. 国内の樹種別・成立過程別の森林育成期間の経年変化 (年)
(出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2-6 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の育成年数変化率を都道府県別に示したものである。図 2-6 より、人工林針葉樹では全国的に育成期間が長くなっている傾向が分かる。一方で人工林広葉樹では、四国・九州で育成期間の上昇が顕著に現れているものの、近畿や関東地域では、他地域に比べて育成期間の上昇幅が小さいことが明らかとなった。

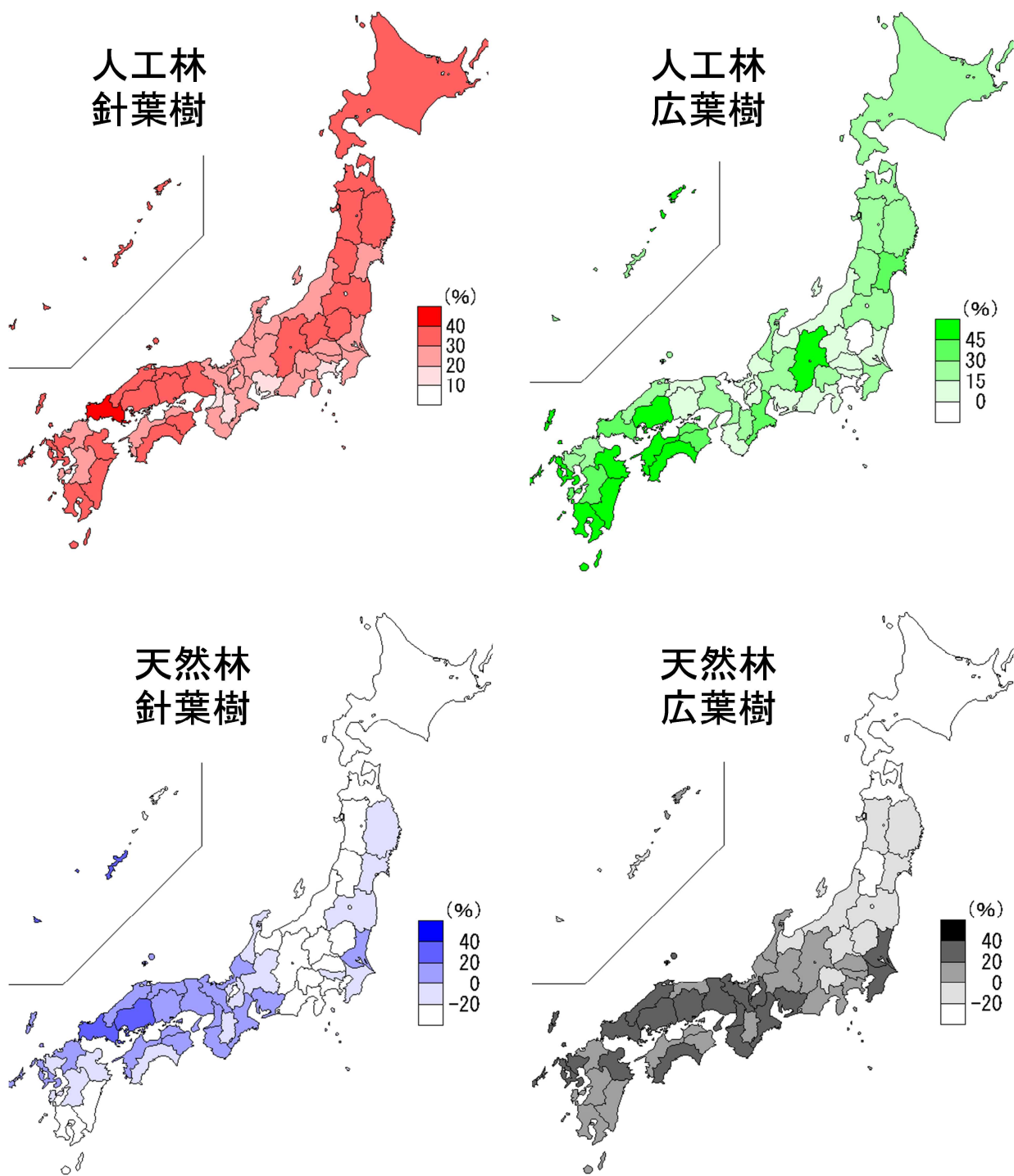


図 2-6 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の育成期間変化率
 (出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

また、天然林では、東日本で 2000 年度から 2011 年度にかけて育成期間が短縮している都道府県が多く存在している一方で、西日本では期間が延びている傾向にある。東日本と西日本で天然林針葉樹の育成期間が明確に分かれている点は、興味深いと言える。来年度以降において、これらの地域間での違いがどのような要因によってもたらされているかを、要因分解分析法などを用いて、明らかにす

る予定である。

次に、森林密度データの経年変化について考察を行う。図 2-7 は国内の樹種別・成立過程別の森林密度の経年変化を示したものである。ここで密度データは、上述した森林蓄積量を森林面積で除したものであり、1ha 当たりの森林蓄積量を表す指標である。密度データも育成期間同様に森林の質を表すデータをして活用が可能である。森林密度は、森林の間伐度合いを示す指標としても活用が可能である。一般的に間伐を行うことで森林内の立木密度を適切に保ち、木々がバランスよく日光や土壌から栄養を得ることで健全な森林に導くことが期待できる。加えて、適切な森林密度に保つことは、森林のもつ多面的機能を高度に発展すると言われている(林野庁, 2002)。

図-7 よりすべての樹種・成立過程の組み合わせで密度が上昇傾向にあることが分かるが、その速度は人工林と天然林で異なる。人工林では、針葉樹で 42%、天然林で 75%の増加を達成しており、急速に密度が上昇していることが分かる。一方で天然林では、針葉樹及び広葉樹で 12%と 15%にとどまっております。これらの結果は図 2-5 で示した育成期間のデータと整合的であり、人工林の間伐の必要性が明確に示されている結果となっている。

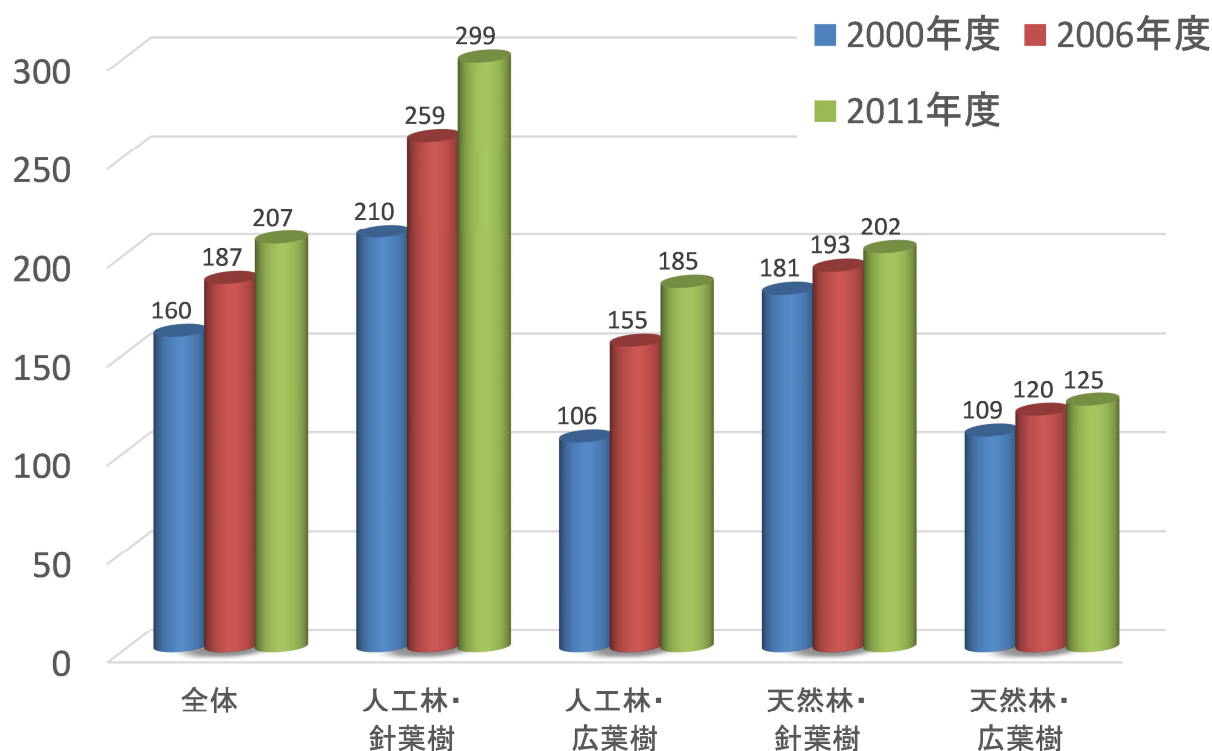


図 2-7. 国内の樹種別・成立過程別の森林密度の経年変化 (m³/ha)
(出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

図 2-8 は、2000 年度から 2011 年度にかけての樹種別・成立過程別の森林密度変化率を都道府県別に示したものである。図 2-8 より、人工林では針葉樹及び広葉樹の変化率で類似した傾向が観測された。大きく異なる点としては、福島県、山口県、島根県で針葉樹では密度が大幅に上昇している一方で、広葉樹では上昇幅が他地域に比べて低い傾向にある。また、天然林では針葉樹と広葉樹の密度に

において、都道府県別に異なる傾向で推移していることが明らかとなった。密度変化は間伐作業と強い関係性を持っていることから、各都道府県の森林管理戦略の違いが反映された可能性が示唆される。

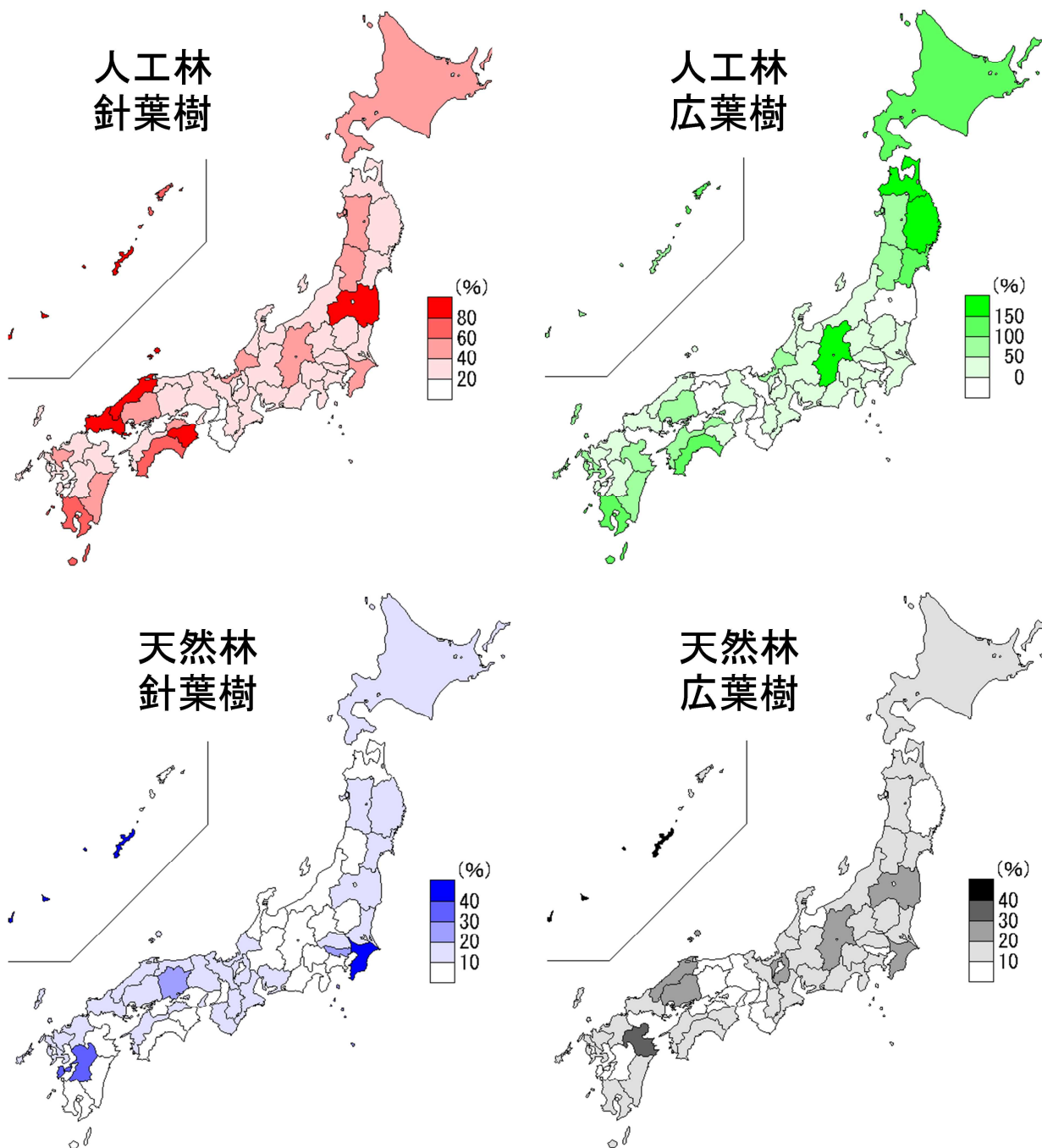


図 2-8 2000 年度から 2011 年度における都道府県別の樹種別・成立過程別の森林密度変化率
(出典) 2000 年世界農林業センサス及び森林資源の現況より著者作成

最後に、森林の公益的機能について考察を行う。森林の公益的機能に関するデータは「2006 年度の森林資源の現況」のみデータが利用可能であったことから、2006 年度の地域間比較について考察を進める。図 2-9. 都道府県別における公益的機能別の森林面積割合を示したものである。公益的機能別の森林面積割合は、「2006 年度の森林資源の現況」で分類されている「水土保全林」、「森林と人との共

生林」、「資源の循環利用林」の3つの公益的機能に対して、各公益的機能を有する森林面積を分子に、3つの公益的機能面積の総和を分母として計算している。この割合によって、各都道府県が有する公益的森林面積の中で、どの機能を有する面積が割合として大きいのかを明らかにすることが可能である。

図 2-9 より、森林と人との共生林の面積割合は、東日本及び中部北陸地域で高い傾向にあり、西日本で低い割合となっている。一方で資源の循環利用林の利用割合では、東日本に比べて西日本で高い傾向にある。水土保持林では、年間降水量が少ない中国・四国地域や九州地域で高い割合となっている。これら公益的機能面積の割合の違いは、各地域における森林利活用に関する需要と解釈することが出来る。従って、公益的機能面積の割合の違いに着目した目的別の森林管理戦略が重要であると言えよう。

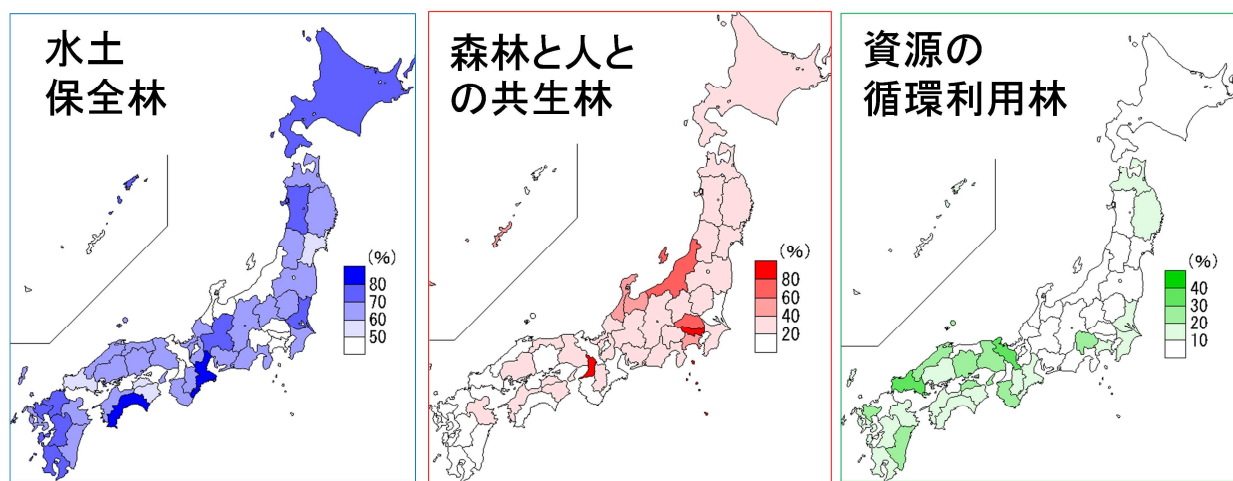


図 2-9. 各都道府県における公益的機能別の森林面積割合 (%)

(出典) 森林資源の現況より著者作成

(注) 3つの公益的機能の森林面積割合の合計は 100%となる

2.3 今年度研究成果のまとめ

本年度では、森林資源の量的データの収集及びデータセットの作成を実施した。特に 2000 年度、2006 年度、2011 年度の 3 時点における都道府県別の森林資源について、樹種別・成立過程別にデータを収集することで、都道府県が森林資源管理において抱える課題を明らかにすることが出来た。

来年度では、本年度に構築したデータセットに対して、別グループで推計した「森林資源量当たりの生態系サービス」の数値を乗じることで、森林資源による生態系サービスの推計を実施する。加えて、生態系サービスの変化がどのような要因によって引き起こされているかを明らかにするために、要因分解分析を実施する。

要因分析の研究フレームワークについて下記に記す。森林資源による生態系サービスが立木地から得られると仮定した場合に、生態系サービスの総計は式(1)で表される。

$$\begin{aligned} \text{生態系サービス} &= \text{人工林針葉樹のサービス} + \text{人工林広葉樹のサービス} \\ &+ \text{天然林針葉樹のサービス} + \text{天然林広葉樹のサービス} \end{aligned} \quad (1)$$

ここで、人工林針葉樹の森林資源から得られる生態系サービスに着目し、要因分解の計算式を記載する。人工林針葉樹から得られる生態系サービスの量は、式(2)のように分解することが出来る。

$$\begin{aligned} \text{人工林針葉樹のサービス} &= (\text{人工林針葉樹のサービス/人工林針葉樹の面積}) \\ &\times (\text{人工林針葉樹の面積/立木地面積}) \\ &\times (\text{立木地面積/森林面積}) \\ &\times (\text{森林面積}) \end{aligned} \quad (2)$$

ここで、右辺の第一項は生態系サービスの原単位(生態系サービス/面積)を表し、各分類の森林資源から期待できる生態系サービスの大きさを反映している。第二項は立木地面積に占める人工林針葉樹の割合を示しており、樹種別・成立過程別の森林資源の分布を反映している。第三項では、森林面積に占める立木地面積の割合を示している。この要因は、立木地以外の森林面積がどれほど含まれているかを示しており、特に無立木地の面積が高いほど、この割合は低くなる。従って、森林管理の適正度を反映した要因として解釈できる。最後の第四項は森林面積であり、森林の規模を反映した要因となっている。

以上をまとめると、各樹種・成立過程別の生態系サービスの変化は、生態系サービス原単位の変化、樹種別面積の構造変化、森林管理適正度の変化、森林の規模の変化の 4 つの要因に分解することが可能となる。来年度では、本要因分解分析フレームワークを用いることで、各都道府県の森林資源による生態系サービスの変化が、上述した四要因のどれによって引き起こされているのかを明らかにする。

第3章 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究

3.1 環境の経済評価手法

3.1.1 はじめに

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、非市場的な価値を含めて環境・資源・生態系のもつ価値は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。したがって、我が国における生態系サービスを勘定体系の枠組みで評価するという本研究課題の目的に沿った分析手法である。

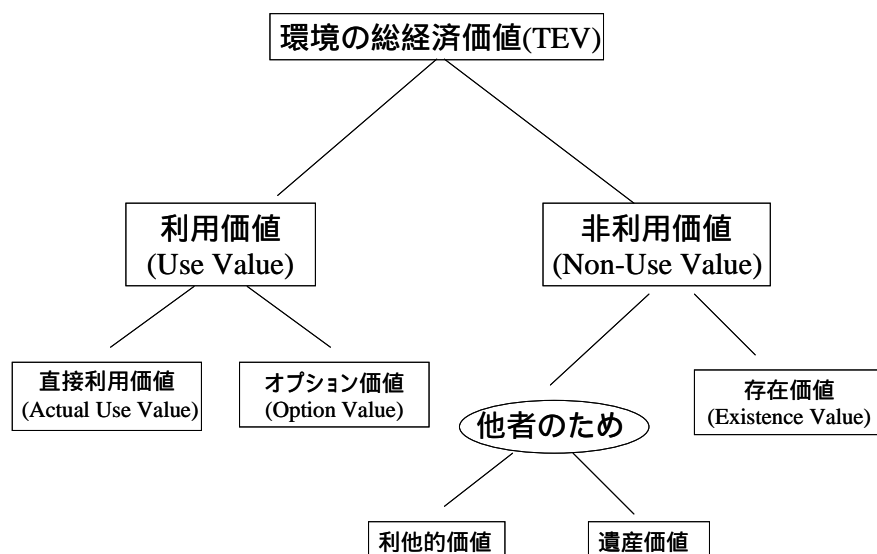
しかしながら環境の経済評価手法は万能ではなく、方法論的な克服すべき問題点が多く提起されている。環境の経済評価手法を適用した事例研究はこの数十年で非常に多く蓄積が進んでいる一方で、必ずしもすべてが生態勘定として利用可能な評価地を提供しているかについては留保される。そこで本章では、環境の経済評価手法の理論的背景と、その実践的目的を明確にしたうえで、生態系サービス評価に応用するための条件や実践を提案する。

3.1.2 自然資本ストック評価における環境の価値と評価

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。

$$\begin{aligned} & \text{総経済価値}(TEV; \text{Total Economic Value}) \\ & = \text{利用価値}(Use\ value) + \text{非利用価値}(Non\text{-}use\ value) \end{aligned}$$

利用価値には、実際に利用して得られる価値(Actual use value; 直接利用価値)のほかに、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。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。なかでも、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、利他的価値(その他者が同世代の場合)ないし遺贈価値(将来世代の場合)と呼ばれる。これらは、図 3-1 のようにまとめられる。



< Bateman et al.(2002)から作成 >

図 3-1 環境経済価値の分類

このように、環境は多面的な諸価値を有しており、それらのすべてが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から下方に乖離し、その結果、環境の過剰利用が発生するのである。

したがって、生態勘定における自然資本ストック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りかねない。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 2.1 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。これは森林資源の過小評価である。したがって、WDI データベースが提供する森林資源評価をそのまま生態勘定に取り入れることはできない。改めて評価のプロセスを取る必要がある。

その際によってたつ理論的バックグラウンドは、効用理論に求められる。すなわち、消費者余剰による測定である。消費者余剰には、マーシャルの消費者余剰とヒックスの消費者余剰があるが、環境評価では一般にヒックス余剰に基づいた評価がなされる。それは、マーシャルの余剰には価格変化の順序(経路)に依存して消費者余剰の値が変化してしまうという経路従属性の問題があるからである(Johansson 1987)。

ヒックス余剰は、変化する対象と効用水準の参照点の置き方によって 4 つに分類される(Hicks 1943)。変化する対象が価格の場合、参照点に変化前ならば補償変分(CV; Compensating Variation)、参照点に変化後ならば等価変分(EV; Equivalent Variation)と呼ばれる。また、変化する対象が物量の場合、参照点に変化前ならば補償余剰(CS; Compensating Surplus)、参照点に変化後ならば等価余剰(ES; Equivalent Surplus)である。

環境評価の文脈で定式化するならば次のようになる(栗山 1998, Flores 2003)。 p を市場財の価格(ベクトル)、 Q を環境財(質)、 y を所得とし、間接効用関数を $V(\cdot)$ 、添え字 0 を変化前、1 を変化後、

とすると、

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

$$V(p^0, Q^0, Y + EV) = V(p^1, Q^0, Y) = U^1 \quad (2)$$

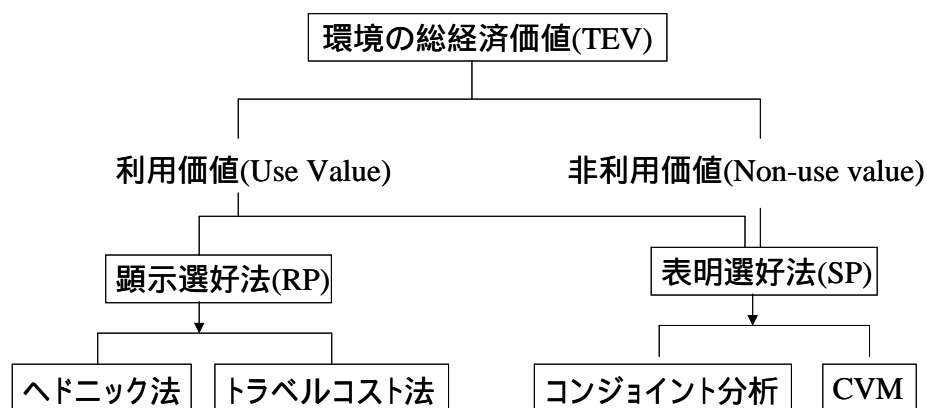
$$V(p, Q^0, Y) = V(p, Q^1, Y - CS) = U^0 \quad (3)$$

$$V(p, Q^0, Y + ES) = V(p, Q^1, Y) = U^1 \quad (4)$$

(1)式が CV、(2)式が EV、(3)式が CS、(4)式が ES を、それぞれ定義している。通常、環境評価は、環境質 Q の変化を測定することを目的とするため、(3)式あるいは(4)式が用いられることが多い。一般に、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思額(WTP; Willingness to Pay)、ES は環境改善をあきらめることを受入意思額(WTA; Willingness to Accept)と呼ばれる。また、環境質変化 $Q^0 \rightarrow Q^1$ が「悪化」の場合は、CS が WTA、ES が WTP となる。CS と ES のどちらの厚生測度を用いるかは、環境に対する権利の所在に依存するが(鷲田 1999)、NOAA パネルなどで一般に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。

3.1.3 環境の経済評価の手法

前小節で概観したとおり、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 を測定することにある。そのために利用可能な環境評価手法としては、表明選好法が適用可能である。図 3-2 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ため、我が国においても顕示選好法で生態系サービス源の評価が蓄積しているが、その評価価値を生態系勘定で用いる際には注意を要する。



出典 Bateman et al.(2002)から作成

図 3-2 評価のアプローチと評価する価値

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 の歴史は比較的長く、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）を受けて開発された。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。これはバルディーズ号事件の4ヶ月後のことであった。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 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や TEEB 報告書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⁸⁾。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。逆に言えば、調査計画の策定や調査票作

⁸⁾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。

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非常に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サブテーマの課題でもある。

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、支払意思額の推定値が異なることがあるため、その選択は重要である。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たいして「控えめな推定」(NOAA パネル)を行いつつ、マクロ規模での調査のために汎用性のある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 サーベイ調査が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(2003)、Herriges and Kling(1999)、Alberini and Kahn (2006)、Wilis and Garrod (2012)、栗山(1997,1998)、鷲田(1999)、鷲田他(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、生態勘定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、日本版生態勘定として生態系サービス源の質をより詳細に把握・評価する際には有力な手法である。

3.2 生態系サービス勘定に応用可能な環境の経済評価手法

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、生態勘定に応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、今年度の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する。

3.2.1 評価手法

前節でみたとおり、いずれの手法を採用するかによって評価対象と評価結果は異なる。生態勘定と

して評価結果を集約する際には、こうした手法の差異を考慮してまとめていく必要がある。

- (1) 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）
- (2) 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）
- (3) 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）
- (4) 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）
- (5) 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支払意思額から推定）
- (6) 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支払意思額を、生態系の属性ごとに推定）
- (7) 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）

3.2.2 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、産業連環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支払意思額を推計した場合に、表以下スタイは世帯となる。
- (3) 個人に着目したもの。支払意思額を個人一人あたりで算出したもの。

こうした評価主体の取り方は、生態勘定として利用する際に非常に重要である。従来の評価事例は次節で精査するが、国全体（あるいは県全体）に当てはめて考える時、支払意思額に世帯数を乗じる場合（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勘定では評価結果に重要な影響を与える。こうしたことから、生態勘定に応用可能な評価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。

3.2.3 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。

- (1) 一回の評価値として評価する。例えばCVMの支払意思額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。
- (2) 毎年の負担額として評価する。例えばCVMの支払意思額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、産業連環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、生態勘定の評価値として集約する場合には配慮を要する。生態勘定のフレームワー

クに合わせて、ワンショットの評価値(1)として評価すべきか、国民経済計算のように毎年の価値(2)として評価すべきかを統一する必要がある。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(1)と(2)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も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。

3.2.4 評価の空間的単位

最後に、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. (2000)ら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、2000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に乗じて評価することが不可能となる。

したがって、生態系勘定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。

3.3 評価値の妥当性

生態系勘定への応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(1998)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は、CVMとコンジョイント分析という二つのこと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.(1997)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が、生態勘定においても国単位・県単位で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。

妥当性とともに検討されるべきは、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るとしている。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。

3.4 環境の経済評価事例

3.4.1 先行評価事例の収集

森林資源を評価した先行研究を収集し、リスト化すると表 3-1 ~ 3-3 のようになる。

表 3-1 日本における森林の価値評価(1)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意額	支払回数
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	662,600,000,000	ワンショット
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	459,600,000,000	ワンショット
栗山浩一・吉田謙太郎	NA	NA	NA	2011	日本全国	1088	486,200,000,000	ワンショット
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	2,910,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	210,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	41,120,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	8,170,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	13,920,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	11,920,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	21,240,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	1,620,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	600,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	100,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	18,930,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	4,230,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	7,280,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	6,380,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	11,150,000,000	毎年
宮田将門他	2011	土木計画学研究・論文集		1	三重県	NA	830,000,000	毎年
丸茂信行、安田八十五	2009	経済経営研究所年報		2008	神奈川県	572	5574円/人	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	北海道	NA	36,241,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	青森県	NA	4,101,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岩手県	NA	8,519,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	宮城県	NA	2,783,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	秋田県	NA	7,107,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山形県	NA	3,849,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福島県	NA	6,704,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	茨城県	NA	1,154,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	栃木県	NA	2,977,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	群馬県	NA	3,229,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	埼玉県	NA	1,617,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	千葉県	NA	1,970,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	東京都	NA	244,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	神奈川県	NA	635,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	新潟県	NA	3,878,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	富山県	NA	1,379,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	石川県	NA	2,518,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福井県	NA	2,216,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山梨県	NA	2,754,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	長野県	NA	3,166,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岐阜県	NA	6,381,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	静岡県	NA	3,435,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	愛知県	NA	1,710,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	三重県	NA	4,270,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	滋賀県	NA	1,151,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	京都府	NA	3,266,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	大阪府	NA	116,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	兵庫県	NA	4,253,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	奈良県	NA	1,413,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	和歌山県	NA	2,942,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	鳥取県	NA	1,492,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	島根県	NA	4,696,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	岡山県	NA	3,104,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	広島県	NA	155,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	山口県	NA	12,817,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	徳島県	NA	1,925,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	香川県	NA	165,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	愛媛県	NA	3,907,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	高知県	NA	6,541,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	福岡県	NA	1,887,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	佐賀県	NA	1,317,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	長崎県	NA	1,752,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	熊本県	NA	5,294,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	大分県	NA	5,195,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	宮崎県	NA	7,674,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	鹿児島県	NA	6,185,000,000	毎年
藤田武美	NA	弘前大学大学院地域社会研究科年報	1	2006	沖縄県	NA	297,000,000	毎年
吉田謙太郎ら	2010	農村計画学会誌	1	2006	神奈川県	228	0.198(円/世帯/m ²)	毎年

表 3-2 日本における森林の価値評価(2)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意思額	支払回数
安田八十五	NA	経済経営研究所年報		2005	神奈川県	443	3140円/人	毎年
村中亮夫・寺脇拓	2005	人文地理		2003	兵庫県	142	13,043,594	毎年
藤本高志ら	2006	農村計画学会誌	1	2003	京都府	238	6,510,000	毎年
藤本高志ら	2006	農村計画学会誌	1	2003	京都府	222	9,290,000	毎年
				2001				
村中亮夫	2004	地理学評論	1	2002	山口県	408	-1,921,430,000	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	767(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	331(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	227(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一ら	2006	林業経済研究		2001	神奈川県	798	203(円/世帯/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	120779560(円/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	96912432(円/%)	毎年
柘植隆宏	2001	環境科学会誌	1	1999	兵庫県	1250	116447804(円/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	1385(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	771(円/世帯/%)	毎年
栗山浩一	1999	日林誌		1996	滋賀県	173	317(円/世帯/%)	毎年
吉田謙太郎ら	1996	農業総合研究		1995	神奈川県	547	2138354000(5%trim)	毎年
加藤明香	1996	Journal of Forest Economics	0	1995	北海道	1188	503,000,000	毎年
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	400,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	370,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	340,000,000	ワンショット
新保輝幸ら	1993	農村計画学会誌	1	1992	和歌山県	675	330,000,000	ワンショット
林野庁	1993			1991	全国		39,000,000,000,000	ワンショット
林野庁指導部	1992			1990	滋賀県		35,000,000	毎年
幡建樹・赤尾健一	1993	The Japanese Forest Economic Society	0	1990	滋賀県	94	35,705,722	毎年
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	125,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	3,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	滋賀県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,394,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	93,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	116,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	7,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	3,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	4,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	5,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	19,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	6,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	2,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	62,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	6,900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	9,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	1,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	9,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	兵庫県	NA	3,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	99,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	4,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	5,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	1,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	2,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	奈良県	NA	5,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	81,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	2,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	4,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	9,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	和歌山県	NA	5,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	18,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	12,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	4,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	76,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	3,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	13,600,000	ワンショット

表 3-3 日本における森林の価値評価(3)

Author	Publication year	発行	Peer Review	調査年	評価県	サンプルサイズ	支払意額	支払回数
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	37,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	7,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	5,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	17,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	14,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	19,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	2,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	30,000,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	3,200,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	1,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	大阪府	NA	2,100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	4,502,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	18,700,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	42,600,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	12,300,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	20,500,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,900,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	24,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,800,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	100,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	2,400,000	ワンショット
浦出俊和ら	1992	農村計画学会誌	1	1985	京都府	NA	500,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		2,793,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		3,354,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		520,000,000	ワンショット
福岡	1983			1979	滋賀県		3,798,000,000	ワンショット
今永正明	NA	NA	NA	1974	秋田県	NA	420,000,000 (利率を6%として還元)	毎年
林野庁	1972			1970	全国		1,610,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		2,270,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		500,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		2,250,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		1,700,000,000,000	ワンショット
林野庁	1972			1970	全国		4,870,000,000,000	ワンショット

3.4.2 先行評価事例の応用可能性

日本における森林資源の生態価値評価については先行研究として様々な目的・対象を設定して蓄積が進んでいる。しかしながら、3.2 および 3.3 でまとめた生態勘定という目的のための環境評価手法が有すべき条件にあてはめて考察すると、利用不可能な事例が多い。たとえば特定の森林の評価を目指して空間的範囲が評価の枠組みから抜け落ちているものや、評価主体の定義が曖昧なものなどもあり、国レベル・県レベルといったマクロレベルへの適用には資する研究は非常に限られてしまう。またマクロ的な評価研究はほぼんと非利用価値を対象外としているものもあり、生態系サービスの包括的評価として、環境経済学的観点からは不十分である。

こうしたことを踏まえて、次節では、2015年に実施されたサーベイ調査にもとづいた価値評価を行う。このサーベイ調査のサンプルサイズは非常に大きく、先行研究との統合を行うことも可能であるが、先行研究の割合が非常に小さくなるため、本年度はサーベイ調査のみにもとづいて評価を行い、メタ分析(4章)に供する。

3.5 生態勘定への応用可能性を考慮したサーベイ調査

3.5.1 調査内容

サーベイ調査は2015年の11月16日から12月4日までインターネットを用いて全国の192,704人から有効回答を得た。サーベイ対象者は全国の都道府県の人口比率およびそれぞれの都道府県の年齢比率に合うように抽出されている。

サーベイ調査票では、3.3節および3.4節における生態勘定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。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。

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重いですか。重要と思う準に、1位～5位をお答え行えください。

- ・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）

図 3-3 調査票における森林の機能の重要性に関する設問

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。下記の文では()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。

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

図 3-4 調査票における支払カード型 CVM による森林評価

これにより、1haの森林価値に対する家計(世帯)の年間評価が得られる。これらは3.2節および3.3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。

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()

図 3-5 調査票における森林の現状に関する設問

3.5.2 調査結果

推計結果は図 3-6 のように得られた。数値についての情報は、森林統計とともに添付資料に付した。

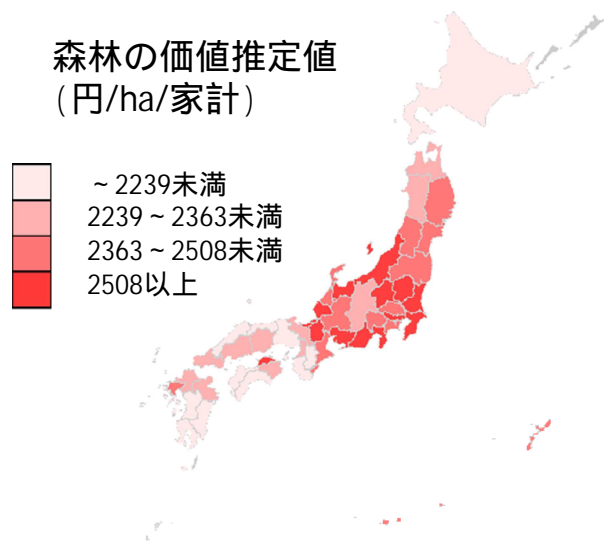


図 3-6 森林 1ha に対する支払意思額の分布（世帯 1 年あたり）

評価結果として、全国で平均約 2,447 円（標準偏差 171）であり、最高値は 2,813 円（東京都）、最低値は 1,967 円であった。図 3-6 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。このことは、第 2 章でまとめたとおり東日本は森林の公益的機能が重視されており、西日本は商業的価値が重視されていることに起因される。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、住民に広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評価値を示したことは不思議ではない。

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。第 4 章のメタ分析では、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明らかにしていき、メタ関数を求めて県別の生態系サービス源としてのストック評価を行う。

3.6 まとめと今後の課題

本章では、生態勘定に取り入れられる価値データの収集に向けて、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た。最初に、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た。特に、生態勘定については、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指

摘し、そうした生態系サービス源に対するマクロ的な評価に適する手法として CVM の利点を確認した。ただし、生態勘定として応用可能であるための条件として 4 つの基準すなわち(1)評価手法、(2)評価の主体、(3)評価の時間的単位、(4)評価の空間的単位が適当なものであることを求めた。

次に、こうした理論的整理にもとづいて、日本における既存の先行研究について、今年度は森林資源を対象として収集した。日本においても顕示選好法や表明先行法の適用事例が増えつつあることが確認されたが、生態勘定に応用可能な事例研究はそれほど多くないことが分かった。

この問題に対して、本年度はサーベイ調査を実施して、上記の 4 つの基準を満たすかたちで支払カード型 CVM を実施し、森林 1ha に対する世帯あたり年間価値を推定した。ここでは、森林に対する非利用価値を含む評価値として、支払意思額が利用されている。その結果、評価値の分布が得られた。平均的には、森林 1ha あたり世帯あたり年間約 2,170 円の価値が見出されたが、全体的に東日本のほうが高い評価値となっている傾向が見られる。こうした傾向について、社会経済特性ならびに森林特性の観点から要因分析を行っていくことが第 4 章(サブテーマ 1)の課題となる。

本年度は、森林の質的な要因として針葉樹/広葉樹、人工林/天然林、樹齢といった要因を考慮して評価を行ったが、さらに詳細な質的要因を調査する必要がある。次年度は、多属性評価が可能なコンジョイント分析などを応用して、CVM およびメタ分析よりもさらに詳細な質的要因の解明を行う。また、同じく環境経済評価の観点から、その他の生態系サービス評価の問題を整理し、日本の生態勘定として含めるべき生態系サービス源の評価を行っていく。

第4章 生態系サービス源としての森林資源価値のメタ分析

4.1 はじめに

前章で議論されたとおり、森林の社会的価値（シャドウ・プライス）を評価する手法として、従来の研究でもっとも多く用いられてきたのは仮想評価法（CVM）および多属性評価が可能なコンジョイント分析である。しかしながら従来の評価事例ではレクリエーション価値を評価する際にはトラベルコスト法などが用いられることもある。どの手法がどの価値を評価するのに適するののかについては様々な研究が存在し、それぞれの利点と欠点が明らかとなってきた。例えばアンケートに基づく表明選好法（CVM と選択実験）にはバイアスの問題が伴う一方で、市場データに基づく顕示選好法（トラベルコスト法）には利用価値以外を測定できないという欠点がある。しかしながらいずれの手法についても研究の蓄積が進み、世界各地における森林の経済評価結果が蓄積してきている。これを利用して、まだ新たに評価すべき森林資源のシャドウ・プライスを見積もる試みも始まっており、便益移転（Benefit Transfer）あるいはメタ分析と呼ばれる手法として知られるようになってきている。米国では、可能であれば既存の評価研究から便益評価額を推測すべきであるとするガイドラインが策定され（Desvousges et al. 1998）政策にも応用されるようになってきている。吉田（2000）によれば、シャドウ・プライスの評価には大きな時間と労力と費用がかかる。したがって、マクロ的な評価を行う場合には、個別に評価を積み上げていくよりも、メタ関数を推定することの有用性は大きい。実際に、ミレニアム生態系評価や TEEB 報告書でも便益移転はしばしば採用されている。

便益移転には4つのタイプがある (Smith et al. 2006)

1. 原単位移転 (Unit value transfer)

この手法は、同等の政策にまつわる便益測度 (WTP など) は一定と想定され、ある一つの研究による推定、いくつかの研究による推定の平均、あるいは代表的研究を特定しその結果を用いる。

2. 関数移転 (Function transfer)

過去に推定された行動選択の分析により得られた便益関数によって移転される。便益関数はしばしば左辺に WTP、右辺に地域特性や社会経済特性など WTP の違いを説明する変数がおかれる。従って、原単位移転とはことなり、地域によって WTP が異なることを前提としている。移転手法として妥当性がもっとも高いという証拠も挙がってきている (Brouwer and Spaninks 1999)。

3. メタモデル移転 (Meta model transfer)

過去の研究に関するメタ分析により WTP を規定する要因を特定した上で、それら要因を何らかの形で考慮して新規地域に当てはめるものであるが、経済学的な裏付けはないため、極めて経済学的手法である CBA にはなじまないかもしれない。

4. 構造モデル移転 (Structural model transfer)

Smith et al. (2002) によって開発された手法であり、個人の選択行動から個人の選好構造を特定し、WTP を規定する所得や相対価格といった要因を同時に分析することで便益測度のトレードオフを明らかにする。

実際に環境評価の文脈で検討されるのは、1と2の手法。4の方法はより経済学的なトピック（労働

の供給弾力性など)に応用されるが、まだ研究蓄積はほとんどない。

移転された便益がどれほどの妥当性をもつかは極めて重要である。便益移転の妥当性をチェックする方法として、収束妥当性(convergent validity)が考えられてきた。これは異地点間、異母集団間、異時点間で、同等の環境変化に対して同等の便益(WTP)が測定されるかどうかをみるものである(Morrison et al. 2002)。たとえば、大阪で騒音1単位を削減する便益と東京で騒音を1単位削減する便益は同等でなければならないというものであり、根拠なく評価額が異なってはならないことを要求する。大床他(2007)はこうした差異の原因について、次の3つを指摘した。

1. 評価主体に関連するもの：評価主体の属性の違いに起因する誤差。
2. 評価対象財に関連するもの：プロジェクト内容、環境財の種類や規模、気象条件や植生など、評価対象財の特性に起因する誤差。
3. 時間に関連するもの：調査の時期、プロジェクトの開始時期、支払時期や支払い回数など、時間の要素に起因する誤差。

便益移転研究の多くは、Study site と Policy site を設定し、Study site における評価結果に近い値が Policy site でも観察されるかを問うものである。ただし社会属性で何らかの調整を施すこともある。便益移転はまだ信頼性の高い手法として確立していないが、適切な便益移転関数を定めると比較的小さい誤差で移転が可能であることを示す研究が蓄積してきている。また社会属性や土地属性を含めることによって便益移転の妥当性が高まることも示されてきている。国際的なメタ分析をした代表的な研究として Barrio and Loureiro(2010)であげられる。国際的なメタ分析であっても、過去の評価研究にもとづいて、価値関数を回帰分析で推定するというやり方をとっている点は同じである。ただし、国情や社会経済状態が大きく異なるため、その対応に苦慮することになる。通常、こうした要因は説明変数に社会・経済的要因を導入することによって処理されるが、Barrio Loureiro (2010)では、次のような説明変数を設定している。大別して、研究要因(調査方法など)、評価対象要因、土地固有の要因(国情など)にわけ、それぞれの要因に分類される属性を回帰式に導入している。まず研究属性に関するものとして WTP の測定期間の違い、回答者の単位の違い(個人か家計か)、評価手法の違い(2肢選択 CVM かそれ以外か)、CVM フォーマットの違い、アンケート調査法の違い(対面式かどうか)およびサンプルサイズなど導入し、評価対象属性に関するものとして樹種の違い、森林の利用形態、生物多様性、その有する価値がレクリエーションだけか否かを取り上げている。また土地固有および社会・経済属性に関するものとして GDP、森林面積の国土に対する比率、あるいは北欧や北米といった地域の差異などを考慮している。

こうした先行研究を参考に、日本において生態勘定の価値データを収集するためには、社会属性や対象属性のデータを出来る限り取り入れて、当てはまりのよいメタ関数を推定する必要がある。

4.2 評価データの利用

本研究で利用する WTP データは、サブテーマ(3)(第3章)から提供される支払カード型 CVM による森林資源 1ha あたりに対する世帯あたり年間価値データである。第3章でみたように、その評価値にはばらつきがあり、それを説明する変数を設定し、当てはまりのよい関数を推定していく。サーベイ調査は2015年の11月16日から12月4日までインターネットを用いて全国の192,704人から

有効回答を得た。サーベイ対象者は全国の都道府県の人口比率およびそれぞれの都道府県の年齢比率に合うように抽出されている。

また、地域の特徴を表すデータとして、人工林/天然林、針葉樹/広葉樹、および樹齢などについてももっとも新しい情報を提供する 2011 年のデータを利用する。サーベイ時点は 2015 年であるため、約 4 年の乖離があるため、新しいデータが利用可能になり次第、データセットを更新することが望まれるが、日本において森林状態の経年変化は比較的緩やかであることを考えると、推計結果に大きな影響を及ぼすものではないと予想される。

その他の社会経済属性については、内閣府や総務省統計局のデータから、サーベイ年次にもっとも近いデータを採用した。

4.3 メタ関数の変数設定

なぜ森林 1ha に対して高い価値と低い価値を見出す世帯がいるのだろうか。前小節における議論から、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、天然林率を採用した。これは第 2 章から提供される森林データから構築した。また、広葉樹/針葉樹という区別に対応するものとして、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、樹齢を考慮した。樹齢については、第 2 章から提供される森林データに基づいて、年齢別の森林面積を考慮した加重平均として算出している。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、メタ分析において興味深い変数であるといえる⁹。

その他にもメタ関数に取り入れるべき要因に関するデータが入手可能になり次第、メタ関数の変数設定も更新できるようなデータセットの構築を行うが、本年度における森林の価値推定式としては上記のような変数を取り入れる。

4.4 メタ関数の推定

⁹ 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。

本節では、回帰分析をもちいて森林 1ha に対する家計あたり年間 WTP の規定要因を定量的に分析する。この回帰式は、前節での定式化に基づいて次のように表される。

$$WTP_{\text{Forest}} = \text{Constant} + \beta_1 \cdot \text{Income} + \beta_2 \cdot \text{Woman} + \beta_3 \cdot \text{Age} + \beta_4 \cdot \text{Natural forest rate} + \beta_5 \cdot \text{Broadleaf forest rate} + \beta_6 \cdot \text{Forest age} + \beta_7 \cdot \text{Forest rate} + \varepsilon$$

ここで Constant は定数項、Income は世帯あたり所得、Woman は女性の時に 1 をとるダミー変数、Age は年齢、Natural Forest rate は居住している県の天然林率、Broadleaf Forest rate は居住している県の広葉樹林率、Forest Age は居住している県の加重平均樹齢、Forest rate は居住している県面積に占める森林の割合、 ε は誤差項を表す。

回帰式の各推定係数は次のように得られた。

表 4-1 メタ関数の回帰分析

	係数	標準誤差	t値	p値
1	0.000	0.000	75.200	0.000
2	-355.452	18.771	-18.940	0.000
3	-19.887	0.764	-26.030	0.000
4	-337.965	127.823	-2.640	0.008
5	694.952	116.238	5.980	0.000
6	-9.471	2.518	-3.760	0.000
7	-207.447	58.038	-3.570	0.000
Constant	2897.274	153.141	18.920	0.000
Sample size	195194			
Prob > F	0.000			
Adj R-squared	0.0342			

この回帰式に基づいて、右辺に各県別および全国の変数データを内挿することにより、各県別および全国の 1ha 森林に対する世帯あたり年間価値を推定することができる。その推定プロセスは表 4-2 ~ 表 4-3 のとおりに示される。

表 4-2 メタ関数から推定される森林価値(1)

	切片	1	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	2	女性率	3	年齢	4	天然林率	5	広葉樹率	6	平均樹齢	7	森林率	推定WTP
北海道	2897.274	0.000141	5,338,666	-355.452	0.513661	-19.8871	46.5	-337.965	0.71284	694.9521	0.547578	-9.47112	39.53744	-207.447	0.623199	2180.71
青森県	2897.274	0.000141	5,982,248	-355.452	0.528448	-19.8871	47	-337.965	0.55402	694.9521	0.433385	-9.47112	36.96105	-207.447	0.631379	2253.54
岩手県	2897.274	0.000141	6,862,453	-355.452	0.530337	-19.8871	47.4	-337.965	0.551446	694.9521	0.499465	-9.47112	40.55135	-207.447	0.722701	2363.22
宮城県	2897.274	0.000141	7,195,454	-355.452	0.522008	-19.8871	44.6	-337.965	0.499604	694.9521	0.472609	-9.47112	42.59628	-207.447	0.578779	2478.29
秋田県	2897.274	0.000141	6,574,641	-355.452	0.512887	-19.8871	49.3	-337.965	0.496306	694.9521	0.481859	-9.47112	41.15899	-207.447	0.701766	2295.92
山形県	2897.274	0.000141	7,577,820	-355.452	0.531429	-19.8871	47.7	-337.965	0.702391	694.9521	0.678657	-9.47112	41.85172	-207.447	0.938019	2474.55
福島県	2897.274	0.000141	7,355,394	-355.452	0.51972	-19.8871	46.2	-337.965	0.629166	694.9521	0.577777	-9.47112	43.33912	-207.447	0.669165	2473.42
茨城県	2897.274	0.000141	8,494,895	-355.452	0.513361	-19.8871	44.9	-337.965	0.374317	694.9521	0.37546	-9.47112	44.7179	-207.447	0.292206	2673.32
栃木県	2897.274	0.000141	8,146,975	-355.452	0.501535	-19.8871	44.9	-337.965	0.534242	694.9521	0.453924	-9.47112	42.93808	-207.447	0.520757	2598.26
群馬県	2897.274	0.000141	7,821,251	-355.452	0.503021	-19.8871	45.4	-337.965	0.551265	694.9521	0.508583	-9.47112	41.95375	-207.447	0.62397	2561.87
埼玉県	2897.274	0.000141	6,992,524	-355.452	0.508065	-19.8871	43.6	-337.965	0.494962	694.9521	0.422807	-9.47112	48.73677	-207.447	0.313889	2438.19
千葉県	2897.274	0.000141	7,164,333	-355.452	0.499585	-19.8871	44.3	-337.965	0.548277	694.9521	0.552558	-9.47112	50.4924	-207.447	0.263466	2517.56
東京都	2897.274	0.000141	9,426,356	-355.452	0.502584	-19.8871	43.8	-337.965	0.52536	694.9521	0.525932	-9.47112	50.92141	-207.447	0.350842	2813.34
神奈川県	2897.274	0.000141	7,159,712	-355.452	0.506241	-19.8871	43.4	-337.965	0.581366	694.9521	0.578938	-9.47112	52.49069	-207.447	0.354328	2501.82
新潟県	2897.274	0.000141	7,934,769	-355.452	0.499504	-19.8871	47	-337.965	0.774715	694.9521	0.758258	-9.47112	47.27082	-207.447	0.698869	2579.45
富山県	2897.274	0.000141	8,938,062	-355.452	0.516309	-19.8871	46.9	-337.965	0.759648	694.9521	0.687703	-9.47112	46.08043	-207.447	1.08527	2604.51
石川県	2897.274	0.000141	7,726,272	-355.452	0.517658	-19.8871	45.3	-337.965	0.617941	694.9521	0.560346	-9.47112	51.65632	-207.447	0.6358	2464.32
福井県	2897.274	0.000141	8,562,393	-355.452	0.515962	-19.8871	46	-337.965	0.585822	694.9521	0.567174	-9.47112	51.42612	-207.447	0.721922	2569.14
山梨県	2897.274	0.000141	7,464,165	-355.452	0.515723	-19.8871	45.8	-337.965	0.528538	694.9521	0.413723	-9.47112	44.73409	-207.447	0.774489	2383.11
長野県	2897.274	0.000141	7,157,005	-355.452	0.511216	-19.8871	46.6	-337.965	0.554389	694.9521	0.374546	-9.47112	44.84285	-207.447	0.754943	2292.43
岐阜県	2897.274	0.000141	7,641,923	-355.452	0.513666	-19.8871	45.3	-337.965	0.528029	694.9521	0.434344	-9.47112	47.89155	-207.447	0.833998	2391.17
静岡県	2897.274	0.000141	8,608,210	-355.452	0.516333	-19.8871	45.4	-337.965	0.399608	694.9521	0.330474	-9.47112	49.96236	-207.447	0.643714	2515.95
愛知県	2897.274	0.000141	9,067,964	-355.452	0.507655	-19.8871	43	-337.965	0.33615	694.9521	0.274553	-9.47112	53.56821	-207.447	0.414626	2627.72
三重県	2897.274	0.000141	7,880,298	-355.452	0.500336	-19.8871	45.4	-337.965	0.36595	694.9521	0.337228	-9.47112	51.43995	-207.447	0.63078	2423.46

表 4-3 メタ関数から推定される森林価値(2)

	切片	1	平均世帯所得(県民所得/世帯数)	2	女性率	3	年齢	4	天然林率	5	広葉樹率	6	平均樹齢	7	森林率	推定WTP
滋賀県	2897.274	0.000141	8,790,431	-355.452	0.512821	-19.8871	43.1	-337.965	0.563495	694.9521	0.393528	-9.47112	50.21229	-207.447	0.516563	2601.14
京都府	2897.274	0.000141	7,126,329	-355.452	0.50565	-19.8871	44.9	-337.965	0.603637	694.9521	0.411593	-9.47112	52.91507	-207.447	0.716343	2264.54
大阪府	2897.274	0.000141	7,166,671	-355.452	0.520825	-19.8871	44.3	-337.965	0.480275	694.9521	0.269341	-9.47112	49.62941	-207.447	0.280761	2341.09
兵庫県	2897.274	0.000141	6,590,392	-355.452	0.517799	-19.8871	44.9	-337.965	0.558865	694.9521	0.414379	-9.47112	51.56374	-207.447	0.648499	2228.38
奈良県	2897.274	0.000141	6,035,003	-355.452	0.52231	-19.8871	45.4	-337.965	0.380859	694.9521	0.344042	-9.47112	46.07481	-207.447	0.753743	2179.73
和歌山県	2897.274	0.000141	6,893,914	-355.452	0.527838	-19.8871	47.4	-337.965	0.38688	694.9521	0.363607	-9.47112	50.06919	-207.447	0.757107	2232.47
鳥取県	2897.274	0.000141	6,062,198	-355.452	0.530133	-19.8871	46.9	-337.965	0.438745	694.9521	0.412489	-9.47112	46.38303	-207.447	0.711988	2184.71
島根県	2897.274	0.000141	6,361,340	-355.452	0.522491	-19.8871	48.4	-337.965	0.591815	694.9521	0.539005	-9.47112	46.56656	-207.447	0.751644	2226.12
岡山県	2897.274	0.000141	7,185,998	-355.452	0.521368	-19.8871	45.7	-337.965	0.568973	694.9521	0.424599	-9.47112	48.31275	-207.447	0.664142	2326.65
広島県	2897.274	0.000141	7,192,027	-355.452	0.520207	-19.8871	45.4	-337.965	0.663158	694.9521	0.371326	-9.47112	49.58201	-207.447	0.703245	2244.89
山口県	2897.274	0.000141	7,075,566	-355.452	0.517606	-19.8871	47.7	-337.965	0.531954	694.9521	0.417028	-9.47112	50.27751	-207.447	0.685711	2256.76
徳島県	2897.274	0.000141	6,893,800	-355.452	0.528169	-19.8871	47.6	-337.965	0.374479	694.9521	0.354261	-9.47112	45.58954	-207.447	0.737138	2272.63
香川県	2897.274	0.000141	7,329,917	-355.452	0.524675	-19.8871	46.8	-337.965	0.71315	694.9521	0.64444	-9.47112	41.69291	-207.447	0.432267	2538.80
愛媛県	2897.274	0.000141	6,009,408	-355.452	0.517766	-19.8871	47.2	-337.965	0.362168	694.9521	0.310903	-9.47112	46.4611	-207.447	0.678507	2137.16
高知県	2897.274	0.000141	5,164,625	-355.452	0.529537	-19.8871	48.5	-337.965	0.334273	694.9521	0.32464	-9.47112	47.45501	-207.447	0.82376	1967.10
福岡県	2897.274	0.000141	6,731,618	-355.452	0.530201	-19.8871	44.5	-337.965	0.286496	694.9521	0.288952	-9.47112	47.07655	-207.447	0.408933	2348.97
佐賀県	2897.274	0.000141	6,891,424	-355.452	0.528094	-19.8871	45.6	-337.965	0.271977	694.9521	0.279998	-9.47112	44.21409	-207.447	0.41389	2375.21
長崎県	2897.274	0.000141	5,787,968	-355.452	0.528571	-19.8871	46.8	-337.965	0.541612	694.9521	0.53987	-9.47112	47.3647	-207.447	0.553427	2225.83
熊本県	2897.274	0.000141	6,202,877	-355.452	0.533286	-19.8871	46.3	-337.965	0.347953	694.9521	0.360077	-9.47112	46.42173	-207.447	0.59135	2234.33
大分県	2897.274	0.000141	6,377,920	-355.452	0.530261	-19.8871	47	-337.965	0.421192	694.9521	0.43677	-9.47112	42.37988	-207.447	0.800838	2269.61
宮崎県	2897.274	0.000141	5,468,987	-355.452	0.527165	-19.8871	46.5	-337.965	0.385132	694.9521	0.413444	-9.47112	41.85432	-207.447	0.838072	2145.36
鹿児島県	2897.274	0.000141	5,473,068	-355.452	0.530357	-19.8871	46.8	-337.965	0.468396	694.9521	0.46679	-9.47112	43.81581	-207.447	0.61196	2176.10
沖縄県	2897.274	0.000141	5,272,338	-355.452	0.532143	-19.8871	40.8	-337.965	0.875634	694.9521	0.801183	-9.47112	45.34623	-207.447	0.430706	2384.26
全国	2897.274	0.000141	7,400,088	-355.452	0.513661	-19.8871	45	-337.965	0.56517	694.9521	0.477648	-9.47112	44.3991	-207.447	0.67257	2447.05

4.5 生態系サービス源としての森林資源価値評価

表 4-2 および表 4-3 にもとづいて、森林生態系の評価を行い、生態勘定に導入するデータを提供する。最初に森林価値の原単位について考察する（図 4-1）。

この回帰式は、森林の状態や社会構造によって適用すべきシャドウプライスが異なりうることを示している。

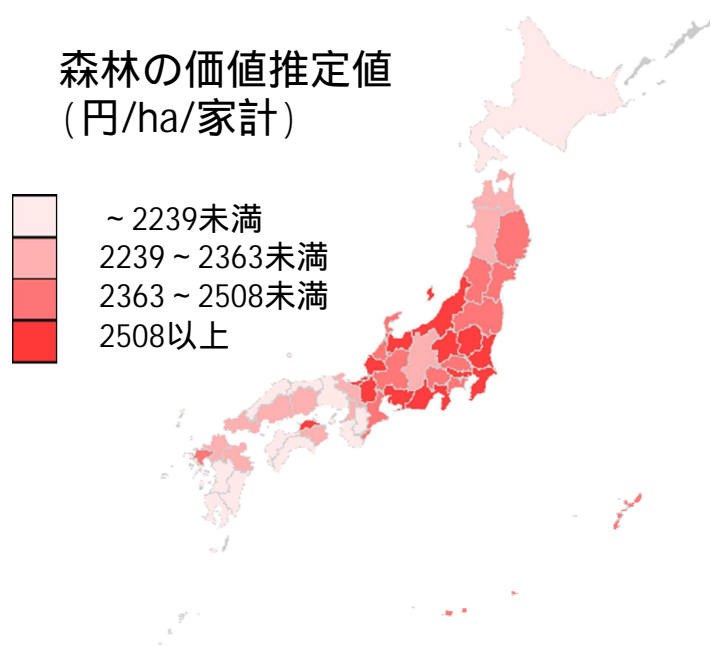


図 4-1 森林価値（原単位）の分布

原単位については、所得の影響なども受けながらも、相対的に東日本のほうが価値が高いことが示された。これは第 2 章でも議論したとおり、森林の質によるところがある。どちらかという東日本のほうが公益的価値重視されており、一般住民を主体とする価値付けにおいては高くなることは不思議ではない。同様に、商業的価値は森林所有者のみに帰属するため、一般住民にとっての価値が目減りすることが考えられ、その差異が現れた結果である可能性がある。

次に、生態勘定に取り入れるコンテンツとして、森林のストック価値を評価する。これは原単位価値を量に乗ずることによって得られる。量のデータは第 2 章から提供されるとおりであり、平成 24 年のデータにもとづいて図 4-1 に示されている原単位を乗じると図 4-2 が得られる。ここでは森林ストック量が考慮されてくることから、資源量の多い北海道、東北地方、中部などでストック価値が大きいことが示されている。

H24森林ストック価値(円)

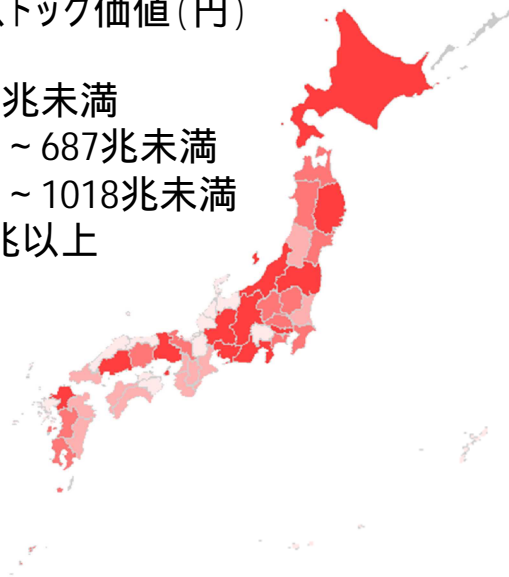
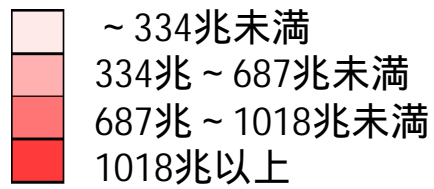


図 4-2 森林ストック価値 (平成 24 年)

生態勘定では価値の変化も重要であり、図 4-2 のように示されているストック価値について、経年変化を観察することは有意義である。しかし、第 2 章で示されたとおり、日本においては森林ストック量の変化は緩やかであり、1 年毎に変化をみるよりも、もう少し長いスパンをとって比較したほうが示唆を得やすい。ここでは、5 年間のスパンをとって比較することとし、平成 19 年と 24 年のデータを用いて、5 年間の森林資源のストック量の変化をみると図 4-3 のようになる。

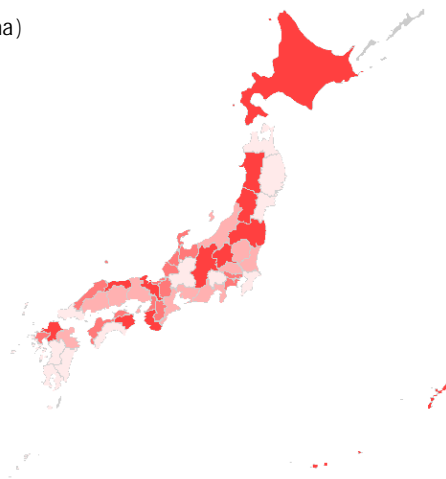
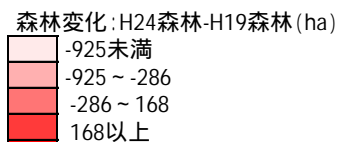


図 4-3 森林ストック量の変化

日本においては一般に森林資源料は極めて安定していると言われているが、北海道や日本海側の東北、中部など森林ストックが増加している県もある一方で、吸収や太平洋側で減少している地域もあり、県別に見ることで変動が観察される場合がある。こうした地域差は日本においては国土の総合的発展のために重要な指針であるが、生態系サービス源の分布についても地域差がわかるような勘定体系は有用であると考えられる。そのために、生態系サービス評価を県別に行う目的で、価値換算すると図 4-4 が得られる。

H24森林ストック価値(円)

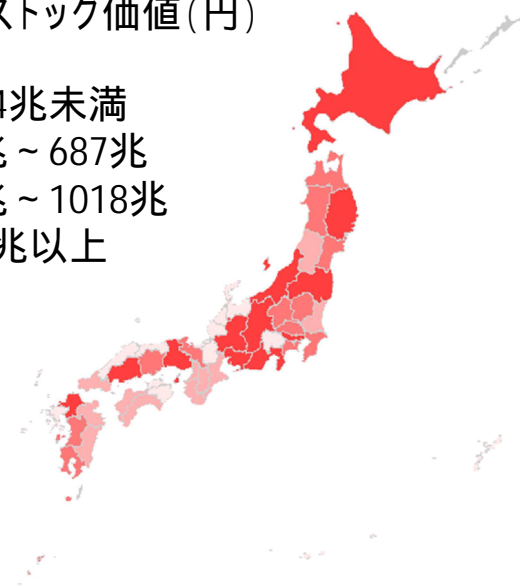
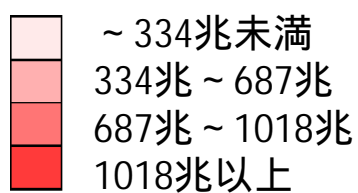


図 4-4 森林資源のストック価値変化

ストック価値の変化についての評価はこのままでは参照しづらい。そこで、県内 GDP 比を取ることによって、ストック価値の変化がどの程度のものをわかりやすくすると図 4-5 となる。

5年間 森林ストック価値変化/GDP

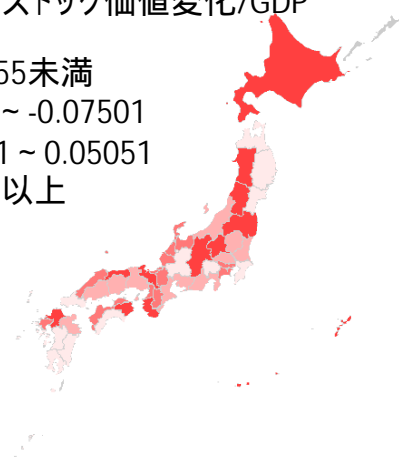
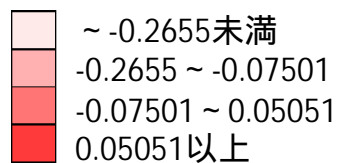


図 4-4 県内 GDP 比の森林価値変化

単純な比較は出来ないが、Costanza et al. (1997) では世界の生態系サービスは世界 GDP のおよそ 0.9 倍～3 倍であるとしていることを考えると、日本において生態系サービス源としての森林は極めて重要であると考えられる。このように持続可能性指標におけるシャドウ・プライスについて、地域差や森林の質を考えながら見てみると、県によっては無視できないほど森林変化の影響が大きいことがわかる。

4.6 まとめと今後の課題

本章では、生態系勘定として導入すべきデータとしての価値データについて、メタ分析の先行研究を参照しながら、第 3 章で得られた森林 1ha に対する世帯あたり年間価値の決定要因をメタ分析によって定量的に明らかにした。説明変数には、先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。

そして推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、それに第 3 章で提供される森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。こうした評価値は、持続可能性指標などへの応用が可能である。世界銀行の調整順貯蓄 (Adjusted net savings) や国連大学の新国富指標 (Inclusive Wealth Index) は、GNI 比の森林価値減耗を指標に取り入れている。その際には、日本の森林変化に 1ha あたりの森林レントを乗じることによって評価しているが、そこでは日本の森林ストック量が安定しているためにほぼゼロと査定されている。本研究ではこうした点について、地域別のストック量変化を測定しただけでなく、森林レントではなく非利用価値を含めたシャドウ・プライスを推定した点においてより精度の高い評価となっていると考えられ、これを日本版持続可能性指標の構築に利用することができる。また、こうした生態勘定を、政府による森林保護政策や、企業による CSR 活動などの評価にも用いることができる。

第5章 まとめと環境政策への貢献

本研究は、日本における生態勘定の構築に向けて、勘定体系のフレームワーク構築（第1章）およびそのコンテンツデータの提供として量データの収集と評価（第2章）、価値データの収集と評価（第3章および第4章）から構成される。

第1章では、実験的生態系勘定（SEEA-EEA）のレビューおよびイギリスとオランダにおける生態系勘定動向の調査を実施した。実験的生態系勘定（SEEA-EEA）のレビューでは、各章について詳細にレビューを行い、その技術的な課題など我が国で生態系勘定を作成する上で重要な事項を整理し、「生態系勘定の概念枠組と基本単位」、「生態系資産」、「生態系サービス」、「生態系勘定の作成に関する課題」としてまとめた。とりわけ我が国における生態系勘定作成への示唆として注目した点は、国連の生態系勘定では、ストックとしての生態系資産とフローとしての生態系サービスを区別し、前者から後者が生成されるという関係性を明確化するとともに（図1）後者の期待フローに基づいて前者を評価するというような動的なアプローチを採用していること、空間的統計単位として地理情報システム（GIS）の活用を前提とした枠組みを提示しており、従来の国民経済計算（SNA）とは大きく異なる考え方を導入していること、金銭価値評価において交換価値アプローチを採用するか厚生価値アプローチを採用するかという問題や、生態系サービスの供給者・受益者をどのように特定・制度化するかなど、SNAと接合する上で極めて重要かつ難しい課題があることが見出された。

第2章では、生態系サービスの量的計測を目的とした森林資源の量的データ取得作業を実施した。サブグループ1において森林資源に関する生態系サービスの質的調査が進められていることから、量的調査においても主に森林資源をデータ収集対象としている。具体的なデータ変数としては、森林面積(ha)、森林蓄積(m³)について、樹種別(針葉樹 or 広葉樹)、成立過程別(人口林 or 天然林)に分類を行い、データ収集を行った。加えて、本研究の最終目標でもある新国富指標を地域別に推計するために、都道府県別でのデータ収集を実施している。これらの基礎的なデータに加えて、本年度調査では森林の育成期間(年)及び密度(m³/ha)データの経年変化についても、取得データより推計を行った。育成期間及び密度データは森林資源の質的指標として活用が期待できるとともに、生態系サービスの向上に向けた効率的な伐採計画や植林計画を策定する際に、重要な指標になると言える。

第3章では、生態勘定に取り入れられる価値データの収集に向けて、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た。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、生態勘定においては、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が指摘されており、我が国の生態勘定においても非利用価値を含める必要があることを論じた。その上でこれまでの評価研究の生態勘定への応用可能性を探るため、本章では次の4つの基準を求め、これらを満たすかたちで支払カード型CVMを実施し、森林1haに対する世帯あたり年間価値を推定した。

第4章では、生態系勘定として導入すべきデータとしての価値データについて、メタ分析の先行研究を参照しながら、第3章で得られた森林1haに対する世帯あたり年間価値の決定要因をメタ分析によって定量的に明らかにした。説明変数には、先行研究で採用されている社会経済的属性として世帯所得と、人口構造として性別と年齢を導入し、森林属性として人工率、天然林率、加重平均

樹齢を導入した。その結果、いずれも有意な影響を原単位評価に与えていることが示された。

推定された回帰式を使って、各県別に原単位を推定し、それに第3章で提供される森林の量的データを乗じることによって、県別の生態系サービスストック源として森林価値が評価された。そして、こうした評価値とデータは、持続可能性指標などへの応用が可能であることを論じた。

世界銀行の調整順貯蓄(Adjusted net savings)や国連大学の新国富指標(Inclusive Wealth Index)は、GNI比の森林価値減耗を指標に取り入れている。その際には、日本の森林変化に1haあたりの森林レントを乗じることによって評価しているが、そこでは日本の森林ストック量が安定しているためにほぼゼロと査定されている。本研究ではこうした点について、地域別のストック量変化を測定しただけでなく、森林レントではなく非利用価値を含めたシャドウ・プライスを推定した点においてより精度の高い評価となっていると考えられ、これを日本版持続可能性指標の構築に利用することが考えられる。また、こうした生態勘定を、政府による森林保護政策や、企業によるCSR活動などの評価にも用いることができる。

生態勘定の構築は、愛知目標の達成に向けて、現在の政策評価および今後の課題についての議論に貢献する。特に、本研究で検討された生態系勘定は、愛知目標に掲げられている生態系サービスの国家勘定へ組み込むという政策ニーズに応えるための基礎資料を提供するものであり、本年度の生態系サービス源としての森林資源の価値評価は、日本でもっとも重要な生態系の一つである森林生態系サービスの評価を行ったものである。そして、次年度以降に取りくまれる沿岸・海洋資源などの別の重要な生態系サービス評価を進めていけば、研究計画年度内に豊かな情報をもつ生態勘定が構築されることになる。

また、国連大学を始めとする諸機関から持続可能性指標としての新国富報告書などの発行を含めた世界的な動きに対して、統計データの量・質ともに充実している我が国において詳細な生態系資本の評価を行いとマクロ指標への応用の枠組みへ連携させることは、世界的に進む指標づくりにも寄与するものであると同時に、この勘定体系と指標を利用することで、生態系保全と持続可能性の統合的な政策的議論を世界に先駆けて行うことができる。本研究によって今年度の森林生態系、次年度以降の沿岸・海洋生態系に関する資源ストックの管理について、社会的価値の観点からの政策評価材料が提供され、開発と生態系保全政策を考慮する際の基礎情報を提供することになる。

本研究の成果の一つである生態系サービスの経済評価のためのメタ関数は、データの充実や更新に合わせて迅速に適用可能な形で提供される。これに基づけば、生態系サービスの経済的評価値の類型化・特徴付けを分析することができる。これは、我が国においてどのような性質の生態系がどのような価値評価に至るのかを明らかにするものである。生態系ストックの社会的価値は、生態系勘定に必要な情報を直接的に提供するだけでなく、他の資本とのトレードオフを論じることができると政策の総合的な評価も可能になるものである。

本研究で構築する生態勘定は、これからの日本の開発様式が自然共生型であることを検証する際の重要な指標となるとともに、生態系という一種の無形資産の適切な管理のための可視化と主流化を促すものとなることが期待される。生態系保全は、コストに対してその便益が可視化されづらいために、政策実施において評価プロセスに困難が生じることが多い。そうした際に、政策影響として生じることが予測されている量的・質的生態系変化の経済的評価が速やかになされることは、集合的意思決定プロセスにおいて有用な判断材料となるだろう。同時に、資産としての生態系ストック価値の可視化は、地域住民や企業の自然資本に対する再認識にも繋がる。企業等における自然生

生態系保護が、経済計算体系と連動する形で経済価値評価されるならば、自発的環境保全のインセンティブにもなるだけでなく、企業戦略としての環境保全行動も促す効果が生まれることも期待される。最終的には生態系サービス源の保全という今日の世界的課題への取り組みとして結実されるだろう。

今後の研究方針（課題含む）

平成 27 年度の研究成果を踏まえ、平成 28 年度は以下のような研究を実施する。

● **サブテーマ(1) 便益移転関数の推定による生態系サービス評価に関する研究**

本年度に行った森林資源についてのメタ分析をさらに質的要因を含める形で改善するとともに、沿岸生態系サービスを生態勘定に取り入れるためのメタ分析を進める。また、随時更新されるデータに対応できるように、メタ関数自体の更新が常に可能なようなデータセットの整備を行っていく。

平成 28 年度は、平成 27 年度に行った森林資源価値のメタ分析について、質的要素をさらに詳細に分析・評価できるように改良を行う。また、生態勘定に取り入れるべき重要な生態系、たとえば沿岸生態系についてに対しても経済学的根拠のある評価値を与える。これにより、国内の生態系サービスに統一的な方法で価値評価が実施され、生態系サービスの勘定体系への統合を可能にする。

平成 29 年度は、便益移転関数を更新し、これまでの生態系の質的特徴や地域固有性を考慮してこなかった評価を改善し、より精度の高い生態系サービスの評価を行う。国内全体の勘定だけでなく、主要な地域ごとの評価を行うことで、地域性を反映した生態系サービス評価のフレームワークを構築する。

● **サブテーマ(2) 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究**

本年度に実施した欧州の先進事例に関するレビューを踏まえて、日本版生態勘定のフレームワークを構築していき、サブテーマ 1,3,4 から提供される量的・価値的コンテンツを取り入れていき、実際の政策分析やその他経済主体の行動の分析に利用されるデータを提供する。

平成 28 年度は、サブテーマ(4)およびサブテーマ(1)によって提供される生態系ストックのデータを、勘定体系として統合化するフレームワークを研究しフレームワーク試案を作成する。

平成 29 年度は、我が国の生態系サービスの量的把握および価値評価を行い、愛知目標の達成に向けた生態系保全政策の有効性を、生態系勘定体系の観点から分析し評価する。

● **サブテーマ(3) 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究**

本年度は、森林の質的な要因として針葉樹/広葉樹、人工林/天然林、樹齢といった要因を考慮して評価を行ったが、さらに詳細な質的要因を調査する必要がある。次年度は、多属性評価が可能なコンジョイント分析などを応用して、CVM およびメタ分析よりもさらに詳細な質的要因の解明を行う。また、同じく環境経済評価の観点から、その他の生態系サービス評価の問題を整理し、日本の生態勘定として含めるべき生態系サービス源の評価を行っていく。

平成 28 年度は、現在急速に発展している最新の生態系の経済評価手法を取り入れることで、生態系の経済価値評価にどのような影響が生じるかを検討する。特に、実験経済学的手法を取り入れた環境評価手法を用いた評価研究の導入・活用について研究する。

平成 29 年度は、生態系サービスの経済評価を行って勘定体系に組み入れる際の各環境経済評価手法の利点と欠点を明らかにし、今後の生態系勘定の構築に向けての評価手法を研究し、生態系勘定の基礎になる生態系サービス評価を提供する。

- サブテーマ(4)データ欠損補完手法と生産性分析による生態系データ収集に関する研究

本年度は森林資源についての量的データの収集を行い、日本の生態系勘定として含めるべき重要な資源のひとつについてのデータ・セットをまとめた。今後は、別の種類の生態系サービス源、たとえば沿岸生態系についての量的データを収集するとともに、これまで蓄積してきたデータセットを使った政策評価やその他経済主体の行動評価を行っていく。たとえば、各樹種・成立過程別の生態系サービスの变化は、生態系サービス原単位の変化、樹種別面積の構造変化、森林管理適正度の変化、森林の規模の変化の4つの要因に分解することが可能となるため、各都道府県の森林資源による生態系サービスの变化が、これら四要因のどれによって引き起こされているのかを明らかにする。

平成28年度は、平成27年度に整理した森林の量的データの欠損値や捕捉すべきデータについて補完し、メタ分析のアップデートと連動させる。また、平成27年度と同様の手法で、沿岸生態系についての量的データ収集を行うとともに、これまでに作成した生態勘定の一部を用いた要因分析に基づく政策研究を行う。

平成29年度は、生産関数アプローチから自然資本ストックのシャドウ・プライスを推計するとともに、生態系勘定として提供すべき生態系資産・生態系サービスの量的・貨幣的データを完備なものとし、国・地域レベルでのデータベースの構築を行う。

添付資料

添付資料 1 参考文献

第1章 環境・生態系統合勘定の応用による生態系サービス評価に関する研究

- Boyd, J., Banzhaf, S., (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics* 63, pp.616-626.
- de Knegt, B. ed.(2014) *Graadmeter Diensten van Natuur*, Wageningen University. (オランダ語)
- Edens, B., Graveland, C., (2014) Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA, *Water Resources and Economics* 7, pp.66-81.
- Edens, B., Hein, L., (2013) Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological Economics* 90, pp.41-52.
- European Commission (EC), Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), United Nations (UN) and World Bank. (2013) *System of Environmental-Economic Accounting 2012 Experimental Ecosystem Accounting*.
- Hein L., Obst, C., Edens, B., Remme, R. P., (2015) Progress and challenges in the development of ecosystem accounting as a tool to analyse ecosystem capital, *Environmental Sustainability* 14, pp.86-92.
- Kahn, J., (2011) Towards a sustainable environment UK natural capital and ecosystem economic accounting, *UK Environmental Accounts , 2011 - Blue Book update*, Office for National Statistics.
<http://www.ons.gov.uk/ons/rel/environmental/uk-environmental-accounts/2011---blue-book-update/index.html>
- Khan, J., Greene, P., Hoo K. W., (2013) Measuring UK woodland ecosystem assets and ecosystem services, Office for National Statistics.
<http://www.ons.gov.uk/ons/guide-method/user-guidance/well-being/publications/measuring-the-uk-woodlands-ecosystem.pdf>
- Ministry of Economic Affairs. (2013). Uitvoeringsagenda Natuurlijk Kapitaal: behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit. *Brief aan Tweede Kamer. DG NR-NB/13091035*.
<http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/kamerstukken/2013/06/22/kamerbrief-over-uitvoeringsagenda-natuurlijk-kapitaal.html>. (オランダ語)
- Obst, C., Hein, L., Edens, B. (2015). National accounting and the valuation of ecosystem assets and their services. *Environmental and Resource Economics, Not assigned to an issue*, pp.1-23.
- Office for National Statistics (2012). Accounting for the value of nature in the UK: A roadmap for the development of natural capital accounts within the UK environmental accounts, Office for National Statistics.
- Office for National Statistics (2015) Natural capital accounting 2020 Roadmap, Office for National Statistics.
- Remme, R. P., Edens, B., Schröter, M., Hein, L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics*, 112,

116-128.

Shörter, M., Remme, R. P., Sumarga, E., Barton, D., Hein, L., (2015) Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting, *Ecosystem Services* 13, pp.64-69.

UK National Ecosystem Assessment (2011) The UK National Ecosystem Assessment Technical Report.

第2章

田中浩、正木隆、佐藤保、山中高史、田内裕之、新山馨、吉丸博志 (2012) 「針葉樹人工林を広葉樹林へと誘導する」 森林総合研究所 平成 24 年版 研究成果選集 page 8-9.

林野庁 (2002) 「平成 13 年度 森林及び林業の動向に関する年次報告」平成 13 年度森林・林業白書 <http://www.maff.go.jp/hakusyo/rin/h13/html/index.htm>

第3章 環境の経済評価手法の応用による生態系サービス評価に関する研究

植田和弘 (1996)、『環境経済学』、岩波書店.

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.

栗山浩一 (1998)、『環境の価値と評価手法』、北海道大学出版会.

藤本高志 (1998)、『農がはぐくむ環境の経済評価』、農林統計協会.

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: 表明選好法・顕示選好法・実験経済学』、勁草書房

鷺田豊明 (1999)、『環境評価入門』、勁草書房.

鷺田豊明、栗山浩一、竹内憲司 (1999)、『環境評価ワークショップ: 評価手法の現状』、築地書館.

Alberini and Kahn (2006), *Handbook on Contingent Valuation*, Edward Elgar.

Bateman, I. J, R. T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroğlu, D. W. Pearce, R. Sugden and J. Swanson (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*, Edward Elgar.

Bateman, I. J. and K. G. Willis (1999), *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press.

Bjornstad, D. J. and J. R. Kahn (1996), *The Contingent Valuation of Environmental Resources*, Edward Elgar.

Carson, R., N. Flores, K. Martin and J. Wright (1996), "Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies", *Land Economics*, 72, pp.80-99.

Carlsson, F. and P. Martinsson (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., W. M. Hanemann, R. J. Kopp, J. A. Krosnick, R. C. Mitchell, S. Presser, P. A.

- Ruud, and V. K. Smith (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., W. M. Hanemann, R. J. Kopp, J. A. Krosnick, R. C. Mitchell, S. Presser, P. A. Ruud, and V. K. Smith (1997), "Temporal reliability of estimates from contingent valuation", *Land Economics*, 73, 2, pp.151-161.
- Champ, P. A., K. J. Boyle, and T. C. Brown (2003), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1947), "Capital Returns from Soil-Conservation Practices", *Journal of Farm Economics*, 29, pp.1181-1996.
- Davis, R. K. (1963), "Recreational Planning as an Economic Problem", *Natural Resources Journal*, 3, pp.239-249.
- Flores, N. E. (2003), "Conceptual Framework for Nonmarket Valuation", in Champ, P. A., K. J. Boyle, and T. C. Brown (eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers.
- Haab, T. C. and K. E. McConnell (2002), *Valuing Environmental and Natural Resources*, Edward Elgar.
- Herriges, J. A. and C. L. Kling (1999), *Valuing Recreation and the Environment*, Edward Elgar.
- Hicks, J. R. (1943), "The Four Consumer's Surplus", *Review of Economic Studies*, 11, pp.31-41.
- Johansson, P-O. (1987), *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge University Press. (邦訳: 嘉田良平(監訳)、『環境評価の経済学』、多賀出版.)
- Kahneman, D., I. Ritov and D. Schkade (1999) "Economic preferences or attitude expressions? An analysis of dollar responses to public issues", *Journal of Risk and Uncertainty*, 19, 220-242.
- Mitchell, R. C. and R. Carson (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future. (邦訳: 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.)
- Nocera, S., H. Telser, and D. Bonato (2003), *The Contingent Valuation Method in Health Care: An Economic Evaluation of Alzheimer's Disease*, Kluwer Academic Publishers.
- Ready, R., S. Navrud, and W. Dubourg (2001), "How do Respondents with Uncertain Willingness to Pay Answer Contingent Valuation Questions?", *Land Economics*, 77, pp.315-326.
- Stevens, T. H., R. Belkner, D. Dennis, D. Kittredge, and C. Willis (2000), "Comparison of Contingent Valuation and Conjoint Analysis in Ecosystem Management", *Ecological Economics*, 32, pp.63-74.
- Turner, K., D. Pearce, and I. Bateman (1994), *Environmental Economics*, Harvester Wheatsheaf. (邦訳: 大沼あゆみ(訳)、『環境経済学入門』、東洋経済新報社.)
- Welsh, M. P, and G. L. Poe (1998), "Elicitation Effects in Contingent Valuation: Comparisons to a Multiple Bounded Discrete Choice Approach", *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, pp.170-185.

Wilis and Garrod (2012), *Valuing Environment and Natural Resources*, Edward Elgar.

第4章 生態系サービス源としての森林資源価値のメタ分析

大床太郎, 國部克彦, 竹内憲司 (2007) 「大気汚染対策の便益移転と環境会計」、環境科学会誌、第20巻、第1号、pp.7-20

吉田謙太郎(2000) 「便益移転の信頼性に関する実証分析」、環境経済・政策学会2000年大会発表論文。

Barrio, M. and M. Loureiro(2010), “A meta-analysis of contingent valuation forest studies”, *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1023-1030

Brouwer, R., & Spaninks, F. A. (1999). The validity of environmental benefits transfer: Further empirical testing. *Environmental & Resource Economics*, 14, 95–117.

Desvousges, W. H., F. R. Johnson, and H. S. Banzhaf (1998), *Environmental Policy Analysis with Limited Information*, Edward Elgar.

Morrison, M. (2001). Non-market valuation databases: How useful are they? *Economic Analysis and Policy*, 31, 33–55.

Smith, V. K., S. K. Pattanayak and G. Van Houtven (2006), “Structural benefit transfer: An example using VSL estimates. *Ecological Economics*, 60, pp. 361–371

Smith, V. K., Van Houtven, G., & Pattanayak, S. K. (2002). Benefit transfer via preference calibration: “Prudential algebra” for policy. *Land Economics*, 78, 132–152.

付表：全国および県別の森林データ

平成24. 2012 id	WTP	合計面積(㎡)天然生林(立木地計)無立木計(人工林面積)				人口林率 jinkou_rate	N jinkou_n	L jinkou_l	蓄積				人口林密度天然林面積 jinkou_hikudensuden	天然林率 tennen_rate	N tennen_n	L tennen_l	蓄積				立木L ryuuboku_l	L_rate	立木蓄積				立木密度 ryuuboku_likyuuboku	県民所得(100県内総生産(一人当たり人工林齢級天然林齢級)	koun_rate	tyouju_rate	kankyoku_rate	reku_rate		
		amount	ten_sai	ryuuboku	mu_yuuboku_jinkou				jinkou_hikudensuden	tennen	tennen_rate	tennen_n					tennen_l	tennen_hikudensuden	ryuuboku_n	N_rate			ryuuboku_n	ryuuboku_l	ryuuboku_n	ryuuboku_l							ryuuboku_n	ryuuboku_l
北海道	1	2198.272	5542533	3118379	5223667	318966	1494392	0.269623	238722	13292	252014	0.16864	372175	0.672829	164999	351814	516813	0.13859	403721	0.52511	365106	0.47489	768828	0.14718	13505132	18990495	2473	10.82373	54.34992	0.00001	0.00019	0.00043	0.00001	0.00029
青森県	2	2346.915	634785	300118	613342	21443	272662	0.429534	59277	2050	61327	0.22492	340680	0.536686	17310	39525	56834	0.16683	76587	0.68416	41574	0.35184	118161	0.19265	3268543	4676162	2422	18.46237	40.72162	0.00006	0.00019	0.00015	0.00016	0.00020
岩手県	3	2362.526	1172463	552703	1106248	65954	495223	0.422378	130909	4402	135311	0.27323	611025	0.521147	17543	81093	98636	0.16143	148452	0.63455	85496	0.36545	233947	0.21148	3319057	4692833	2547	17.81698	30.62781	0.00003	0.00044	0.00071	0.00003	0.00014
宮城県	4	2386.697	417924	196746	402524	13440	199677	0.477783	50628	878	51505	0.25794	202847	0.483359	3150	25589	28738	0.14168	53777	0.67017	26467	0.32983	80244	0.19935	6242933	8939593	2685	21.33319	30.15527	0.00004	0.00034	0.00025	0.00017	0.00015
秋田県	5	2290.778	839536	396020	817599	21794	411621	0.490296	107955	2402	110357	0.26810	405978	0.483574	5038	50424	55462	0.13661	112993	0.68142	52826	0.31858	165819	0.20281	2603681	3770389	2450	22.17359	34.19126	0.00006	0.000128	0.00097	0.00006	0.00022
山形県	6	2412.708	668593	435777	624218	44237	185727	0.277788	53841	719	54561	0.29377	438491	0.655842	3133	43854	46987	0.10716	56974	0.56106	44573	0.43894	101548	0.16268	2867880	4225100	2490	13.53976	50.22364	0.00008	0.000194	0.00015	0.00007	0.00025
福島県	7	2398.579	975456	551090	924404	49777	342625	0.351246	123836	2755	126591	0.36947	581779	0.596418	14215	57783	71998	0.12376	138051	0.69516	60538	0.30484	198589	0.21483	5111812	7553891	2606	15.60577	38.22184	0.00016	0.000108	0.00005	0.00002	0.00013
茨城県	8	2276.072	187508	60227	178438	6767	111691	0.595660	30438	338	30777	0.27555	66747	0.355970	508	4910	5418	0.08117	30946	0.85499	5249	0.14501	36195	0.20284	9233856	12519840	3137	28.6918	16.20006	0.00008	0.000290	0.000127	0.00003	0.00010
栃木県	9	2260.096	350114	179323	336182	13215	156282	0.446376	43405	685	44090	0.28212	179900	0.513831	7066	19105	26171	0.14547	50472	0.71835	19789	0.28165	70261	0.20900	5991543	8574545	3008	21.23	35.68624	0.00008	0.000322	0.000179	0.00014	0.00036
群馬県	10	2253.053	424171	207948	397583	25354	178179	0.420063	59482	1782	61264	0.34383	219405	0.517255	4226	25049	29275	0.13343	63707	0.70365	26831	0.29635	90539	0.22772	5778702	8179165	2901	19.95006	36.99642	0.00003	0.000156	0.000147	0.00018	0.00033
埼玉県	11	2316.476	121261	54717	119696	1088	59860	0.493646	22547	43	22590	0.37739	59837	0.493452	2774	7902	10676	0.17841	25321	0.76118	7945	0.23882	33266	0.27792	20234480	21842777	2806	25.42773	31.30516	0.00018	0.000764	0.000184	0.00004	0.00026
千葉県	12	2345.538	159465	74261	136593	16880	61487	0.385581	20208	150	20357	0.33108	75106	0.470990	180	6821	7001	0.09321	20387	0.74522	6970	0.25478	27358	0.20029	17615520	20507401	2844	20.04728	24.06372	0.00009	0.00046	0.000166	0.00002	0.00018
東京都	13	2512.596	79382	39058	74287	4955	35183	0.443215	10240	166	10406	0.29577	39104	0.492600	668	4074	4741	0.12125	10908	0.72012	4239	0.27988	15148	0.20391	58515600	97036124	4423	21.85085	30.12549	0.00037	0.000459	0.000350	0.00008	0.00015
神奈川県	14	2327.413	94915	53530	90025	3998	36318	0.382639	12493	79	12572	0.34615	53707	0.565840	240	7190	7430	0.13835	12733	0.63660	7269	0.36340	20002	0.22218	26545415	32337638	2928	20.46483	35.92804	0.00011	0.000519	0.000319	0.00016	0.00064
新潟県	15	2165.591	856935	554755	726243	128992	163177	0.190419	59791	590	60381	0.37003	563066	0.657070	3035	60179	63214	0.11227	62826	0.50832	60769	0.49168	123595	0.17018	6354373	9241003	2708	9.35919	46.37015	0.00008	0.000267	0.000116	0.00002	0.00016
富山県	16	2155.835	283982	167618	222716	60734	53491	0.188359	20406	106	20511	0.38345	169225	0.595902	2535	21182	23718	0.14015	22941	0.51869	21288	0.48131	44229	0.19859	3330702	4701578	3077	8.815129	45.28764	0.00010	0.000248	0.000201	0.00002	0.00022
石川県	17	2153.511	286413	164501	266814	17490	101879	0.355706	41147	267	41414	0.40650	164936	0.575866	6005	18008	24013	0.14559	47152	0.72088	18275	0.27932	65427	0.24522	3313271	4855446	2849	17.26867	39.34069	0.00026	0.000095	0.000041	0.00003	0.00011
福井県	18	2194.017	312313	174792	302709	8243	125361	0.401396	39043	245	39288	0.31340	177347	0.567851	1938	18604	20542	0.17209	40981	0.68496	18849	0.31534	50429	0.19675	2281919	3380794	2802	19.04593	38.76384	0.00005	0.000150	0.00011	0.00001	0.00009
山梨県	19	2232.704	347869	169428	325629	21240	153484	0.441440	38482	841	39323	0.25620	172145	0.495113	8516	21108	29624	0.17209	46998	0.68166	21949	0.31834	68947	0.21173	2249999	3536649	2845	21.199	36.28222	0.00037	0.000310	0.00016	0.00001	0.00011
長野県	20	2110.131	1096673	545965	1002269	65763	445477	0.416461	106387	1311	107698	0.520525	381776	0.41940	41920	80096	0.14385	144562	0.76979	43231	0.23021	187794	0.18737	5605872	8735994	2630	20.57571	36.7356	0.00041	0.000178	0.000218	0.00013	0.00034	
岐阜県	21	2253.443	861036	417385	815734	44781	384870	0.446674	101830	1855	103685	0.26940	430864	0.500054	15931	47847	63778	0.14802	117761	0.70321	49701	0.29679	167462	0.20529	5536677	7694131	2687	21.74001	34.67622	0.000135	0.000195	0.000071	0.00003	0.00015
静岡県	22	2145.665	501007	135061	471691	25165	282778	0.564418	80573	866	81429	0.28796	189813	0.370667	9604	17192	26797	0.14185	90177	0.83323	18048	0.16677	108225	0.22944	11931974	17013459	3195	29.68844	25.99593	0.00086	0.00008	0.000230	0.00012	0.00016
愛知県	23	2210.466	219035	71742	213308	3258	141185	0.644577	37967	172	38139	0.27013	72123	0.329278	2495	6638	9133	0.12663	40462	0.85995	6810	0.14405	47271	0.22161	25524629	37114015	3437	36.68814	21.43369	0.000171	0.000285	0.000051	0.00000	0.00026
三重県	24	2245.621	372600	132037	363354	7239	230318	0.618136	61362	281	61643	0.26764	133036	0.357084	2544	11887	14431	0.10848	63906	0.84005	12168	0.15995	76074	0.20937	5396691	8711711	2932	32.20962	21.57575	0.000145	0.000223	0.000032	0.00000	0.00004
滋賀県	25	2019.052	204250	110595	196894	5946	84980	0.416057	20564	130	20695	0.24352	111914	0.547928	6646	8434	15081	0.13475	27211	0.76060	8565	0.23940	36775	0.18170	4408154	6447581	3116	19.31577	35.56764	0.00018	0.000301	0.000123	0.00000	0.00024
京都府	26	2059.991	342604	196335	332139	4959	131479	0.383763	37406	57	37462	0.28493	200661	0.585693	17607	19581	37187	0.18532	55012	0.73694	19637	0.26306	74649	0.22475	7741697	10453251	2949	18.52401	38.20161	0.00055	0.000019	0.000043	0.00000	0.00006
大阪府	27	2076.721	57969	26050	54771	1527	28328	0.488681	5167	120	5287	0.18663	26443	0.456157	1937	747	2684	0.10149	7104	0.89131	866	0.10869	7971	0.14553	26300125	38006199	2939	25.22069	23.80329	0.00040	0.000285	0.000126	0.00002	0.00038
兵庫県	28	2112.686	560664	302770	545202	12282	240329	0.428651	79687	536	80223	0.33380	304872	0.543770	15436	19796	35232	0.11556	95122	0.82389	20333	0.17611	115455	0.21177	14689904	19743322	2637	20.5157	32.64861	0.00047	0.000238	0.000075	0.00001	0.00013
奈良県	29	2052.632	284791	107718	280558	3122	172549	0.605878	56732	195	56927	0.32992	108009	0.379257	2814	13906	16720	0.15480	59546	0.80853	14101	0.19147	73647	0.26250	3325214	3761725	2393	31.11622	24.43506	0.00029	0.000198	0.00012	0.00005	0.00006
和歌山県	30	2151.765	363041	133990	358241	3661	219318	0.604114	79741	169	79910	0.36436	138923	0.382624	3282	18742	22023	0.15853	83022	0.81448	18911	0.18552	101933	0.28454										

