

平成 31 年度 環境経済の政策研究

国・地方公共団体における生態系勘定の導入に向けた研究

研究報告書

令和 2 年 3 月

神戸大学
小樽商科大学
農林水産政策研究所

目次

サマリー	3
英訳 Summary	4
I 研究計画・成果の概要等	6
1. 研究の背景と目的	7
2. 3年間の研究計画及び実施方法	7
3. 3年間の研究実施体制	9
4. 本研究で目指す成果	10
5. 研究成果による環境政策への貢献	10
II 平成31年度の研究計画及び研究状況と成果	11
1. 平成31年度の研究計画	12
2. 平成31年度の進捗状況および成果（概要）	16
3. 対外発表等の実施状況	21
4. 平成31年度の進捗状況と成果（詳細）	24
第1章 生態系勘定フレームワークの構築	25
1.1 生態系勘定に関する国際的議論及び研究の動向	25
1.2 生態系ストック勘定の期中変化に関する数値の計上：都道府県単位での評価	29
1.3 アクセス性を考慮した森林生態系ストックの評価：岩手県の事例	40
1.4 空間分布を考慮した生態系サービスの評価：地域限定性・岩手県の事例	45
1.5 空間分布を考慮した生態系サービスの評価：域外移出・北海道の事例	53
1.6 森林生態系から発生する生態系サービスの特定	56
1.7 まとめ	62
第2章 日本における生態系サービス評価に関する研究	64
2.1 はじめに	64
2.2 生態系の価値評価の空間的分析	64
2.3 森林生態系サービスを対象とした空間割引率の推定	82
2.4 生態系サービスの時間割引率の規定要因	89
2.5 まとめと今後の課題	92

第3章 生態系勘定に基づく公共政策評価	94
3.1 エネルギー利用を含めた森林管理と公共政策との関係性の整理	94
3.2 森林資源のエネルギー利用による環境・経済・社会への影響の分析	99
3.3 太陽光発電関連施設の設置による環境・経済・社会への影響の分析	108
第4章 まとめと環境政策への貢献	125
4.1 まとめ	125
4.2 環境政策への貢献	126
Ⅲ 今後の研究方針	128
Ⅳ 添付資料	131

サマリー

ミレニアム生態系評価、TEEB 報告書、WAVES プロジェクト、およびダスグプタ・レビューなどに代表されるように、生態系の価値を生態系サービスの観点から評価する研究が世界的に進み、2010年にCOP10で合意された愛知目標で生態系の価値を経済勘定として可視化し、意思決定に利用することが目指されている。こうした研究および政策的背景を踏まえて、本研究では、日本における生態系勘定の開発と利用について研究を行うことを目的とする。本研究では、ストック勘定だけでなく、生態系サービスの供給から使用にいたる流れを記述するフロー勘定も揃えることにより、環境経済統合勘定—実験的生態系勘定（SEEA-EEA）のような世界的に標準とされている生態系勘定枠組みを踏まえつつ、日本における政策適用に利用しやすい勘定表を提示する。特に、プラネタリー・バウンダリーに関わる大規模で不可逆的な生態系劣化を評価対象とし代替不可能性を想定すべきときに利用できる物量データと、比較的小規模な変化を評価対象とし代替可能性が認められる際に利用できる貨幣評価データの双方を揃える。貨幣評価データには、国民経済計算体系（SNA）に接続しやすい交換価値（市場価値）にもとづく評価と、社会的費用便益分析に利用できる厚生価値（社会的価値）による評価の二種を用意する。そのために、第一に、生態系の量的な把握だけでなく、多様な生態系サービスごとの評価、生態系の状況の評価、生態系サービスの供給源と需要者の分布などの分配面の評価を合わせて行う。第二に、生態系勘定に基づいて国や地方公共団体における事例ベースの生態系保全政策について分析する。具体的には、豊富な生態系サービスの供給源を有する県・地域に焦点を当て、再生可能資源の利用や再生可能エネルギーの転換といった自然共生型の環境政策による生態系保全政策の可能性や有効性を定量的・実証的に分析する。これらにより、生態系勘定の構築を通じて生態系サービスの可視化と主流化に対応する。

本研究では、環境や生態系をSNAに取り入れる試みとして、(1) SEEA-EEAを踏まえつつ、日本の環境、生態系、および社会経済状況に鑑みて適切な生態系勘定に必要な枠組みの開発を行うサブテーマ1、(2)生態系の経済評価について、環境経済理論に基づきながら、適切なシャドウ・プライス推定に必要な理論的ならびに実証的な研究を行うサブテーマ2、(3)生態系勘定を国・地方公共団体における政策利用・政策評価を行うサブテーマ3という構成で研究を行った。

今年度サブテーマ1では、SEEA-EEAなどの先行する生態系勘定体系を踏まえて、生態系及び生態系サービスの評価における課題点と検討状況をまとめた。この中では、厚生価値と交換価値の概念の違いとそれぞれに整合的な評価手法の検討、生態系からのサービスと便益の区分、生態系の評価における割引率の設定など、具体的な課題を明らかにした。その上で、より小さな単位での生態系ストック勘定の構築、生態系ストックの期中変化の項目を計上するための検討、生態系サービスを計上する生態系供給使用表のフレームワークの検討を行った。

サブテーマ2では、第一に、生態系ストックの公共財の性質を考慮した空間割引（距離による減価）についての理論モデルの精緻化と、応用への橋渡しに向けて先行研究のレビューに基づき、実際の割引の規模についてシミュレーションを行った。また、空間割引を生態系勘定に適用するにあたって、経済評価を行う際の異なる価値尺度財それぞれに定式化を与えたうえで、社会調査を行い、選択型実験をもちいて直線距離を基準にした空間的なWTPの減衰率（割引率）を推定した。第二に、時間的観点としての生態系サービスに対する時間割引率については、昨年度に行った分析の拡張を行った。生態系サービスの割引率（WTPベース）について、ランダムパラメータ・ロジットモデルを応用して個

人別に推定し、ステップワイズ回帰分析によって社会属性および森林属性に回帰した生態系サービスによって割引率が規定されることが示された。以上の結果から、通時的な生態系サービスの評価においては、適切な社会的割引率を必要とすることが示唆された。

サブテーマ3では、生態系勘定を用いた公共政策評価にむけて、持続可能な開発目標(SDGs)を対象として、再生可能エネルギー利用を含めた森林管理と公共政策との関係性を整理した。また、木質バイオマスと太陽光発電を利用した再生可能エネルギーに焦点を当て、これらに関する政策が経済や自然生態系に及ぼす影響を整理し、生態系勘定を利用したそれら影響の定量評価に係る方法の提案を試みた。まず神戸市の森林管理施策とSDGs関連施策の関連について明らかにした。次に、木質バイオマスの利用と地域活性化について検討しするためにLCA手法などを用いて環境負荷やコストの定量化を行い、兵庫県を対象としてエネルギー利用可能なバイオマス賦存量を算出し、それに基づき兵庫県の森林資源の利用について論じた。また、2つの異なる政策目標すなわち地球温暖化防止と生態系保全の対立可能性について、兵庫県・岩手県を対象に、メガソーラー発電所の建設に伴う自然生態系の改変量を推計し、生態系勘定の適用による社会的費用便益分析を可能とした。

以上のサブテーマの研究から、日本における生態系勘定、特にフロー勘定の枠組みの開発、生態系価値の推定のアプローチ、生態系勘定の政策応用が議論され、本研究の政策的含意と次年度以降の課題がまとめられた。

英訳 Summary

As evident from the Millennium Ecosystem Assessment, the TEEB reports, the WAVES project, and the Dasgupta review on the economics of biodiversity, research on assessing the value of ecosystems from the perspective of ecosystem services has been underway across the world. Considering that the Aichi Targets agreed to visualize the ecosystem value in economic accounts and use them in decision making, this study aims to examine the development and use of ecosystem accounting in Japan. Specifically, we prepared both stock and flow accounts, which will help identify the supply and demand of ecosystem services, to present a series of ecosystem accounts such as the System of Environmental-Economic Accounting for Experimental Ecosystem Accounting (SEEA-EEA). In addition, we presented both material and monetary data. The former can be used when the evaluation target is large and irreversible, and therefore, when substitution cannot be assumed. The latter can be used when the evaluation target is small and the assumption of substitution is applicable. For this reason, first, we quantified the ecosystems and evaluated each ecosystem service, the state of ecosystems, and the distribution of the sources of supply and the users of ecosystem services. Second, drawing on the ecosystem accounts, we analyzed the ecosystem conservation policies based on the case studies of national/municipal governments. Specifically, we conducted a quantitative and qualitative analysis of the possibility and effectiveness of the ecosystem conservation policies based on the environmental policies relating to the use of renewable resources and energy. Thus, we could tackle common global tasks such as the visualization and mainstreaming of ecosystem services through the creation of ecosystem accounts.

In an attempt to adopt economic accounting for the environment and ecosystems, we conducted

research on the following three subtopics: (1) development of suitable frameworks for ecosystem accounting based on SEEA-EEA, considering the natural environment, ecosystems, and the socioeconomic situation in Japan; (2) theoretical and qualitative research necessary for appropriate shadow price estimation for economic valuation of ecosystems based on the theory of environmental economics; (3) the use of ecosystem accounts in the evaluation of national/local policies.

Subtopic one summarizes the issues and evaluation status of ecosystems and ecosystem services based on the preceding ecosystem accounting system such as the SEEA-EEA. In this section, specific issues such as the difference between the concept of welfare value and exchange value, and the evaluation methods that are consistent with each method, have been considered. In addition, the classification of services and benefits from ecosystems and the setting of discount rates in ecosystem valuation are also discussed. Based on this, the construction of ecosystem stock accounts in smaller units, consideration of accounting for items of changes in ecosystem stocks, and examination of the framework of the ecosystem supply-use table that accounts for ecosystem services were carried out.

The report for the second subtopic analyzes the special discounting of ecosystem stock as a characteristic of public goods. Theoretically, we classified the discount rates by different numéraire with several numerical simulation. Empirically, we conducted a social survey to estimate the subjective discount rate for future forest ecosystem services. In the analysis, we used a choice experiment for estimating the rate of declining willingness to pay with distance to the source of ecosystem services. In addition, we extended the analysis on time discounting for future ecosystem services. Based on the data collected in the previous report, using the random parameter logit model, we estimated the individual subjective discount rate. Then, we regressed it on socio-demographic variables and each function of the forest ecosystem. As a result, we found that the discount rate for ecosystem services is affected by the characteristics of valuers and type of forest. It implies that in order to value the intertemporal value of ecosystem services, we need a reasonable social discount rate like the one in the global warming issue.

With regard to the third subtopic—the use of ecosystem accounting in public policies—we focused on renewable energy resources. Based on the Sustainable Development Goals (SDGs), we discussed the relationship between forest ecosystem management and public policies. In addition, focusing on the renewable energy of woody biomass and solar power, we quantitatively analyzed its political impact on economy and ecology using ecosystem accounting. Furthermore, taking Kobe city in Japan as a case study, we discussed the local forest management policy and SDG-related policies. Then, using the life cycle assessment model, we evaluated the environmental cost of woody biomass utilization. In addition, by estimating the potentially available biomass, we discussed Kobe's forest policy. Finally, using ecosystem accounting, we analyzed the trade-off between policies for global warming and ecological conservation, focusing on the case of mega solar power generation in Hyōgo prefecture and Iwate prefecture from the viewpoint of social cost benefit analysis.

Based on the research on the aforementioned subtopics, we discussed ecosystem accounts in Japan, particularly the development of a framework of flow accounts, approaches for the estimation of ecosystem value, and application of the accounts in policymaking. Moreover, policy implications of this research and future tasks were also summarized.

I 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、TEEB 報告書、WAVES プロジェクトなどに代表されるように、生態系を適切に保全していくために、生態系の価値を生態系サービスの観点から評価する研究が世界的に進んでいる。また、2010 年に第 10 回生物多様性条約締約国会議（COP10）で合意された愛知目標においては、生態系の価値を経済勘定として可視化し、政策的意思決定等において意思決定に利用する形で主流化する動きが進んでいる。こうした背景に基づき、日本においてこれまでの研究では生態系勘定枠組みのうちストック勘定が構築されてきたが、生態系サービスの供給から使用にいたる流れを記述するフローに関する勘定についても構築しなければ勘定体系として不十分である。さらに、日本における生態系サービス評価を実施し、生態系勘定枠組みに物量データと価値データを完備させ、適切な生態系保全のための公共政策について、生態系勘定を用いた具体的な政策形成に関する研究が求められている。

本研究は、日本における生態系勘定枠組みを開発し、国や地方公共団体を単位とした生態系勘定を構築することを第一の目的とする。ここではストック勘定だけでなくフロー勘定も揃えて、生態系の量的な把握だけでなく、多様な生態系サービスごとの評価、生態系の状況の評価、生態系サービスの供給源と需要者の分布などの分配面の評価を合わせて行う。そして第二の目的として、生態系勘定に基づいて国や地方公共団体における事例ベースの生態系保全政策について分析する。具体的には、豊富な生態系サービスの供給源を有する県・地域に焦点を当て、再生可能資源の利用や再生可能エネルギーの転換といった自然共生型の環境政策による生態系保全政策の可能性や有効性を定量的・実証的に分析する。この 2 つの目的により、生態系勘定の構築を通じて生態系サービスの可視化と主流化という世界的な共通課題に対応する。

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。

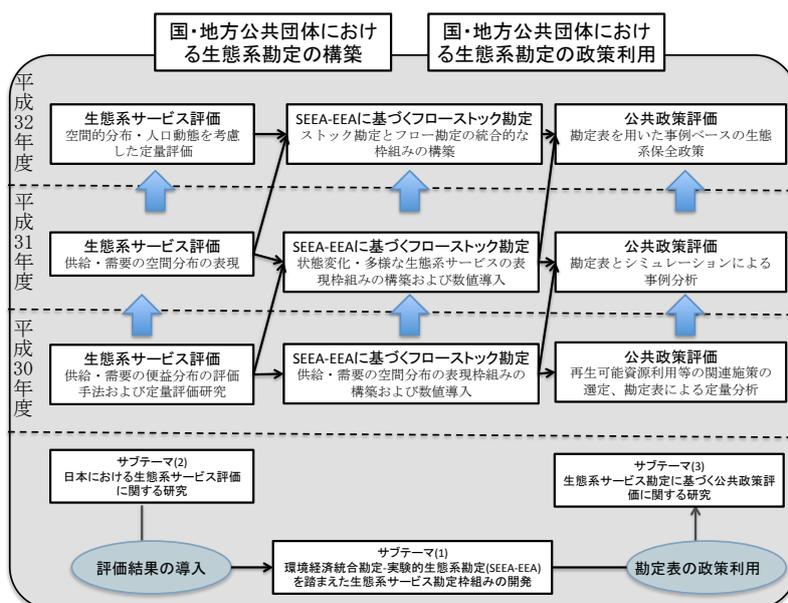


図 1 研究の構成

(1) 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発

[研究体制：農林水産政策研究所、小樽商科大学]

これまでの生態系勘定の研究によって、生態系ストック勘定の構築が行われ、どの都道府県にどのくらいの生態系が賦存し、その価値がどのくらいになるのかについては明らかになった。しかしながら、どのような経済主体がどの生態系サービスをどれだけ供給または需要しているのかといった生態系フロー（生態系サービス）に関するデータを計上する生態系フロー勘定の構築までは未だ至っていない。そこで本研究では、これまでの生態系勘定の研究成果を踏まえ、日本における生態系勘定枠組み、特にフロー勘定を開発し、国全体とともに地方公共団体を単位とした生態系勘定を構築する。

平成30年度は、生態系フローとして、供給者と需要者を表現できる生態系フロー枠組みの構築を行い、統計データから数値を導入する。その際、サブテーマ(2)の成果を流用し、物量データと価値データの両方を、さらに価値データについては厚生価値と交換価値の双方を計上できる都道府県単位の生態系フロー勘定を構築する。さらに、一部の都道府県を対象に、これまでの都道府県単位の勘定表から、市町村単位の勘定表へと拡張し、供給者と需要者の空間分布をより細かく反映させられるフロー勘定とする。

平成31年度は、平成30年度で構築した勘定表をさらに拡張し、生態系の状態や多様な生態系サービスのうち、実際に供給ができる生態系サービスを抽出して評価するなど、より厳密・詳細な物量や価値を反映できる勘定表の枠組みを構築する。さらに、温室効果ガス等、生態系勘定から導かれる各種指標とその政策的な利用法についても言及し、サブテーマ(3)へと繋げる。

令和2年度は、これまでの研究で推計された生態系ストックおよび生態系サービスの評価額を平成31年度までに構築した生態系勘定の中に導入し、ストックとフロー両方を把握できる生態系勘定体系を構築し、政策利用への活用を図る。

本サブテーマは、林岳及び國井大輔（農林水産政策研究所）と山本充（小樽商科大学）が担当する。

(2) 日本における生態系サービス評価に関する研究

[研究体制：神戸大学]

生態系サービスの経済評価には、これまでは仮想評価法や選択型実験といった表明選好法と呼ばれる経済評価手法により非市場価値を計測することが重視されてきた。しかしながら、SEEA-EEAでは、交換価値による計測が重視されてきた。これは、SNAに接続させる際の整合性を確保するためである。しかしながら生態系価値の本質は交換価値では評価しきれない非市場的価値に属する部分が多いことは多くの環境経済研究が明らかにしてきたところである。そこで本研究では、生態系勘定に導入する際の価値データについて、交換価値評価と厚生価値の双方による非利用価値の評価を行い、ストック勘定と同様にフロー勘定においても評価単位による差異を可視化する。

特にフロー勘定として、平成30年度において便益の空間分布に焦点を当てる。この際には、直接的に利用しない受益者についても検討する必要が生じる。このとき、交換価値による評価と厚生価値による評価の際は顕著に現れることが予想されるが、そうしたケースでの経済学的分析を行い、定量的な実証研究を通じてフロー勘定に導入される生態系の価値評価を行う。

平成31年度においては、こうした分析を生態系サービスの多様性について当てはめ、供給サービスのような物的消費を基本とする生態系サービスの評価だけでなく、調整サービスや文化的サービスのような交換価値として評価しにくいサービスについて、厚生価値によって評価し、既存のSEEA-EEAが提供する情報に加えて、独自の生態系サービス評価を行う。

令和2年においては、厚生価値による測定でクリティカルな要因である人口動態について研究する。交換価値は基本的に市場における交換主体に便益が限定されるが、厚生価値は幅広く受益主体が存在する。その際に、受益者数が評価結果に大きな影響を与える。受益者数の変動が生態系勘定における評価値にどのように影響するかを明らかにする。また、時間の経過とともに生じる価値情報の自律的变化についての研究を行い、研究期間終了後の勘定表更新について検討する。

本サブテーマは、佐藤真行（神戸大学）と山口臨太郎（国立環境研究所）が担当する。栗山浩一（京都大学）が適宜協力する。

(3) 生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究

[研究体制：神戸大学]

本サブテーマでは、作成された勘定表を利用して政策事例の分析を行う。特に、固定価格買取制度(FIT制度)などといった比較的新しい施策実施による再生可能エネルギー利用の拡大に着目し、次の2つの検討を通じて、森林資源に与える正負の社会・経済的影響を分析する。本サブテーマで対象とする地域は、兵庫県、岩手県、北海道など、これまでに生態系勘定に必要なデータ蓄積が進んでいる地域から選択する。

1つ目の検討では、森林資源をエネルギー利用することによる、環境的・経済的影響を分析する。先ず、国土数値情報(土地利用、標高・傾斜角度など)、植生分布情報などのデータを用いて、木質バイオマス(間伐材・タケ等)の利活用ポテンシャルを推計し、GISを用いて空間情報として可視化する。これを発電・熱利用することによる環境負荷削減効果、経済効果を、ライフサイクルアセスメント(LCA)、ライフサイクルコスト(LCC)手法を用いて明らかにする。続いて、木質バイオマスから生産した電力・熱を利用する事業を想定し、住民を対象として事業に対する関心等をアンケートにより調査し、事業の社会的有用性を分析する。事例対象の都道府県内で計画および稼働している木質バイオマスを利用した発電所および熱利用施設での情報収集を通じて、木質バイオマスの利活用ポテンシャルと現状での利用量とのギャップを調査し、環境的・経済的側面からみた森林資源の持続的な利用方法を提案する。

2つ目の検討では、太陽光発電所の建設工事に伴う森林資源の減少が、地域の自然生態系や地域の魅力に与える影響を分析する。ここでは、衛星データ、国土数値情報(土地利用、標高・傾斜角度など)を使って、兵庫県における太陽光発電所の建設前後の森林面積の減少度合いを分析する。また、実地調査や兵庫県民を対象として太陽光発電所が建設されることによる景観や地域の魅力の変化などをアンケートにより調査し、社会的影響を分析する。LCA手法を利用して、太陽光発電によるエネルギー生産量と生物多様性の減少に関する費用対効果分析を行うことで、自然生態系の保全に資する太陽光発電所の設置基準を提案する。本サブテーマは、田畑智博（神戸大学）と、研究協力者として國井大輔（農林水産政策研究所）が担当する。

以上の3つのサブテーマを通じて、国・地方公共団体における生態系勘定の構築と導入、および政策利用が達成される。

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]

山本 充 小樽商科大学 大学院商学研究科 教授
田畑 智博 神戸大学大学院 人間発達環境学研究所 准教授
林 岳 農林水産政策研究所 企画広報室企画科長

[研究協力者]

栗山 浩一 京都大学大学院 農学研究科 教授
國井 大輔 農林水産政策研究所 主任研究官
山口 臨太郎 国立環境研究所 主任研究員

4. 本研究で目指す成果

本研究によって、生態系勘定におけるストック表とフロー表が揃うことにより、実質的な世界的標準である国連 SEEA-EEA と同等の情報を有する生態系勘定が開発される。さらに生態系サービスの供給源と需要者の分布を測定する際に、受益者数を考慮することで、交換価値と厚生価値という異なる2つの測定単位における整合性の問題について分析を深め、既存の生態系勘定の経済学的妥当性を検証し、国や地方公共団体における政策立案や政策評価について有効な意思決定を促進することができる。具体的には、これまでに生態系勘定の開発に関連するデータ蓄積が進んでいる兵庫県、岩手県、北海道などを対象により詳細なデータを記載可能な生態系勘定表を構築し、それをを用いて再生可能資源利用に関する環境政策の影響をシミュレーションし、その政策がもつ生態系保全効果と政策の便益の帰着先を定量的に評価し、経済学的な観点からその政策の有効性を評価することができる。

5. 研究成果による環境政策への貢献

第一に、国際的な標準規格で要求される情報を含んだ生態系勘定が開発される。このことは、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ものである。特に、生態系勘定で森林や湿地など日本における重要な生態系がカバーされるため、国際規格に則りつつ、日本の特徴的な生態系の評価が可能な生態系勘定を国際的に提示することができる。第二に、こうした生態系勘定の開発により、国や地方公共団体の環境保全政策の生態系保全効果が定量的に示されることになるため、さまざまな政策シナリオのシミュレーションを通じて証拠に基づく政策立案(EBPM)が可能になる。生態系勘定には生態系サービスの供給源と需要者の分布など詳細な情報も記載されるため、今後想定される各地域の人口変動を考慮して需要者を特定するなど、より適切な環境保全政策が検討できる。こうしたことはSDGsなどの長期的な環境政策目標にも関連するため、持続可能な発展のような長期的かつ総合的な政策目標においても生態系勘定の利用方法を示すことができる。

Ⅱ 平成31年度の研究計画及び研究状況と成果

1. 平成 31 年度の研究計画

本研究では、環境や生態系を経済勘定に取り入れる試みとして、(1)国際的な標準となりつつある環境液剤統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえつつ、日本の環境、生態系、および社会経済状況に鑑みて適切な生態系勘定に必要な枠組みの開発を行うサブテーマ 1、(2)生態系の経済評価について、環境経済理論に基づきながら、適切なシャドウ・プライス推定に必要な理論的ならびに実証的な研究を行うサブテーマ 2、(3)生態系勘定を国・地方公共団体における政策利用・政策評価について研究を行うサブテーマ 3 という構成で研究を行う。

本年度の各サブテーマは図 1 のようにまとめられ、担当者は表 1 のとおりである。

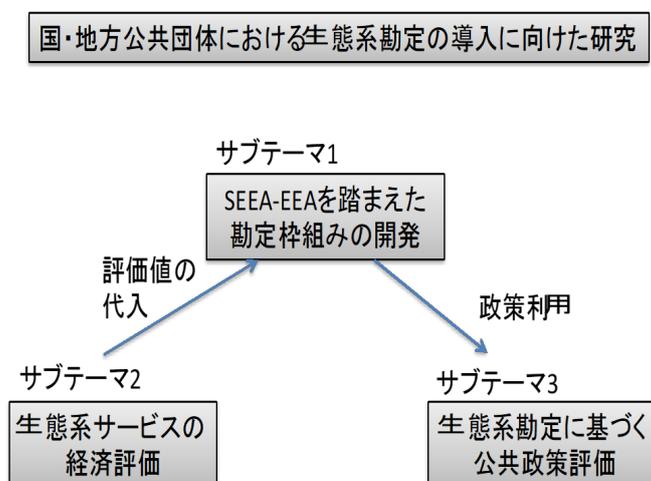


図 1 研究サブテーマと相互関係

表 1 各サブテーマの担当者

氏名	所属	主な担当
佐藤 真行	神戸大学（研究代表者）	サブテーマ 2
山本 充	小樽商科大学	サブテーマ 1
林 岳	農林水産政策研究所	サブテーマ 1
田畑 智博	神戸大学	サブテーマ 3
栗山 浩一	京都大学	研究協力者
山口 臨太郎	国立環境研究所	研究協力者
國井 大輔	農林水産政策研究所	研究協力者

サブテーマ(1) 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発

[研究実施機関：農林水産政策研究所・小樽商科大学]

本サブテーマは農林水産政策研究所の林および國井と、小樽商科大学の山本が主に担当する。これまでの生態系勘定の研究によって、生態系ストック勘定の構築を行い、さらにそこから発生する生態系フロー（生態系サービス）に関するデータを計上する生態系フロー勘定のフレームワークを構築した。その際、特に厚生価値による経済評価を行う際には、受益者数が評価に大きな影響を与えるため、受益者をより厳密に定義する必要があることが明らかになった。また、もう1つの課題としては、生態系ストックを単一の単価評価していたことから、それぞれの生態系が有する属性を単価に反映させることができないという課題も有していた。

このことから、平成31年度は、(1)生態系サービスの供給者・受益者の特定（課題1）、(2)生態系から供給される生態系サービス種を考慮した地域版生態系勘定の構築（課題2）、(3)アクセス性を考慮した生態系ストックの価値評価（課題3）、という3つの課題に取り組み、より現実に即しかつより厳密な生態系の評価を行う。

サブテーマ(2) 日本における生態系サービス評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学・国立環境研究所]

本サブテーマは神戸大学の佐藤および山口（国立環境研究所）が担当する。必要に応じて栗山浩一（京都大学）が適宜協力する。平成31年度は、生態系資源のシャドウ・プライス推定に関する課題として、空間的要因の研究および時間的要因の研究を行う。空間的要因の研究として、第一に、生態系サービスの受益に関する空間的分布の規定要因について計量分析を行う。特に空間的割引率に注目し、その生態系サービス源からの距離などの地理的な変数が価値評価に与える影響について分析モデルを特定し、生態系サービスの受益の空間分布の構造や法則を分析したうえで、実際の割引率を推定するための実証研究を行う。

時間的要因の研究として、時点の異なる生態系保全政策を評価する際に必要となる割引率に関する研究を行う。平成30年度の研究により、シンプルな計量モデルによって将来の生態系サービスの割引率が推定されたが、平成31年度は計量モデルを発展させ、割引率を規定する諸要因について分析する。そして、生態系サービスの多様性を鑑みて、生態系サービスごとの受益の度合いと、その生態系資源に対する割引率の関係を考察する。これにより、生態系サービスの経済評価における時間的要因が考慮され、長期的な視点で評価されるべき生態系資源についてより適切なシャドウ・プライスを当てはめることにつながる。こうした取り組みを通じて、シャドウ・プライスの推定を通じて生態系資源の経済評価を行いつつ、生態系勘定体系への当てはめを進めていくことで、フロー勘定およびストック勘定の精緻化に役立てる。

サブテーマ(3) 生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究

[実施研究機関：神戸大学]

本サブテーマは神戸大学の田畑と研究協力者の國井（農林水産政策研究所）が主に担当する。平成31年度では、固定価格買取制度(FIT制度)などといった比較的新しい施策実施による再生可能エネルギー利用の拡大に着目し、兵庫県を対象として再生可能エネルギー(木質バイオマスおよび太陽

光発電)の利用が森林資源の利用効率に及ぼす正負の効果を、生態系勘定のどの費目で表すことができるかを検討し、整理する。その上で、FIT 制度の実施に伴う木質バイオマスおよび太陽光発電が森林資源に及ぼす影響の事例分析を行う。

1 つ目の検討では、国土数値情報や植生分布情報などのデータを用いて、木質バイオマスの利活用ポテンシャルを推計し、地理情報システム(GIS)を用いて空間情報として可視化する。また、木質バイオマスを発電することによる環境負荷削減効果と経済効果を、ライフサイクルアセスメント(LCA)、ライフサイクルコスト(LCC) の各手法を用いて分析する。また、現在稼働している直接発電施設、石炭火力発電所などの木質バイオマスを燃料として発電する施設について、使用する燃料の調達先を調査し、県内での木質バイオマスの利活用ポテンシャルと実際の利用量とのギャップを考察する。それにより、林業経営体数、林業家人口、作業従事者年齢などの要素を踏まえて、県内産の木質バイオマスを燃料として持続的に利用するための方法を提案する。加えて、木質バイオマスの熱利用による環境負荷削減効果と経済効果を、LCA、LCC の各手法を用いて明らかにする。また、全国の地域住民などを対象とした社会調査により、事業の社会的有用性、木質バイオマスの地産地消による地域活性化を進めていく際の検討課題を抽出する。

2 つ目の検討では、メガソーラー発電所の設置に伴う森林、草地などの減少量を、統計資料及び衛星画像を用いた推計方法を提案する。合わせて、実地調査やアンケート調査により、メガソーラー発電所の社会的影響を分析する。そのために、LCA 手法を利用して、太陽光発電によるエネルギー生産量、CO₂削減量、森林・草地などの減少に伴う生物多様性の減少量、メガソーラー発電所設置に伴うコストを定量化する。この際、太陽光発電による CO₂削減量と生物多様性の減少量を同次元で統合評価できるようにするため、全国の地域住民などを対象としたアンケート調査により、評価のための重み付け係数を作成する。コスト、CO₂削減量の正の効果と生物多様性の減少量の負の効果の統合評価結果を用いて費用対効果分析を行うことで、メガソーラー発電所の設置について評価する。

以上 3 つのサブテーマによって国・地方公共団体における生態系勘定の導入に向けた研究が達成できるよう、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。平成 31 年度の研究工程は、次のようにまとめられる。

平成 31 年度 工程表

達成される成果	平成31年(2019)				備考
	1Qt	2Qt	3Qt	4Qt	
(1)環境経済統合勘定-実証的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発					
(1)-1:SEEA-EEAにおけるフロー勘定の精査					
供給-需要分布の勘定表					
生態系サービスごとの勘定表					
具体的地域事例					
(1)-2:日本における生態系フロー勘定の枠組みの開発					
(1)-3:数値導入と可視化					
厚生価値と交換価値の勘定表					H30年度におけるフロー勘定の枠組みの開発、生態系サービスの経済評価を受けて開始
都道府県単位の勘定表					北海道における事例調査と勘定表の作成
市町村単位の勘定表					岩手県と北海道を対象とした勘定表の作成
(1)-4:勘定体系の開発					
ストック勘定とフロー勘定の接続					
関連する政策指標への接続					
(2)日本における生態系サービス評価に関する研究					
(2)-1:フロー勘定のための生態系サービスごとの経済評価手法の研究					
空間的分布についての研究					
厚生価値と交換価値の差異についての研究					
(2)-2:フロー勘定のための生態系サービス評価					
厚生価値による評価(時間的要因)					H30年度における生態系サービスの経済評価を受けて開始、生態系勘定枠組みへの導入。
厚生価値による評価(空間的要因)					H30年度における便益の空間的分布を受けて開始、岩手県の実例分析と全国を対象とした社会調査の実施、生態系勘定枠組みへの導入。
交換価値による評価					全国を対象とした評価と、生態系勘定枠組みへの導入。
(2)-3:人口動態・社会動態の生態系サービス評価への反映					
空間的分布					
価値情報の更新についての研究					
(3)生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究					
(3)-1:生態系サービス勘定に関連する政策事例の精査					
再生可能エネルギー政策					
バイオマス利用政策					
(3)-2:事例研究					
地理情報の収集					H30年度における再生可能エネルギー・バイオマス利用政策調査を受けて開始
政策効果の評価					兵庫県を事例として実施した政策効果の評価。全国を対象とした政策ウエイトの推定のための社会調査の実施。
政策シミュレーション					
生態系保全効果の実証と生態系利用の提案					

2. 平成 31 年度の研究状況および成果（概要）

平成 31 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。

2.1 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発（サブテーマ 1）

本サブテーマでは、欧州委員会（EC）、経済協力開発機構（OECD）、国連（UN）、世界銀行などによって開発が進んでいる環境経済統合勘定－生態系勘定（SEEA-EEA）などの先行する生態系勘定体系を踏まえて、環境経済の政策研究（第Ⅲ期）で構築した日本版の生態系勘定のフレームワークをもとに、さらなる精緻化とサブ勘定表の構築を行う。

まず、海外における SEEA-EEA の適用を目的とした研究を中心に、生態系及び生態系サービスの評価に関する最新の既存研究をまとめた。この中では、環境勘定の専門家グループにおける議論及び生態系及び生態系サービスの専門家の間での議論を紹介し、各国における生態系勘定を用いた生態系及び生態系サービスの評価事例を整理した。

以上の国際的な議論動向やこれまでの研究で明らかになった課題を踏まえ、今年度は、より現実に即しかつより厳密な評価とするため、(1)生態系サービスの供給者・受益者の特定（課題 1）、(2)生態系から供給される生態系サービス種を考慮した地域版生態系勘定の構築（課題 2）、(3)アクセス性を考慮した生態系ストックの価値評価（課題 3）、という 3 つの課題に取り組んだ。

課題 1 では、岩手県釜石市の甲子川流域を事例に、河川流域により生態系サービスの受益範囲を設定し、洪水防止サービスと水資源涵養サービスの評価を行った。その結果、甲子川流域に分布する森林生態系は市内全森林の 30% となり、この森林から釜石市の 63% の世帯が洪水防止サービス及び水資源涵養サービスを楽しんでいると推察された。また、洪水防止サービス及び水資源涵養サービスを経済評価し、さらに森林生態系サービスの供給者を特定して生態系勘定表を構築した。

課題 2 では、インターネット調査により全国を対象として北海道の森林生態系の利用状況に関する情報を収集し、北海道の森林生態系サービスの域内消費額、北海道外への移出額を推計した。その結果、北海道の森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額は 2000 年で 122 兆円にとどまり、残りの 1400 兆円は北海道外に移出されていることが示された。また地域別では、関東、東海、近畿では、各地域の全世帯数に占める北海道の森林生態系の利用世帯の割合が高い一方、それ以外の地域では割合が低くなる傾向があることが明らかになった。この要因としては、これら 3 大都市圏では、北海道へのフライト便数が多くアクセス性が比較的良好なことが考えられる。このように、レクリエーションサービスの移出には域外アクセス性が影響を与えることが示唆された。

課題 3 では、岩手県を事例に森林生態系のアクセス性を考慮した生態系ストック価値の評価を行った。分析では、道路から 50m 以内の距離にある森林をアクセス性のある森林、それより離れた距離にある森林をアクセス性のない森林とし、アクセス性のない森林からは調整サービスのみが供給されると仮定して、両方で異なる生態系ストック単価を適用して森林生態系ストックの再評価を行った。その結果、アクセス性のある森林の面積は全森林面積の 14.4%にとどまり、県内の大部分を占めるアクセス性のない森林は、そのある森林よりも、生態系サービスのストック単価が 24% 低くなることが示された。そして、アクセス性を考慮せず一律の単価で評価した従来の森林ストック総価値は 1378 兆円であるのに対し、アクセス性を考慮した場合には森林ストック総価値が 1102 兆

円となり、従来の推計結果は約 25%の過大評価となっていることが明らかとなった。

2.2 日本における生態系サービス評価に関する研究（サブテーマ 2）

生態系サービスを評価するにあたり、長期にわたって便益が提供されるという時間的な側面と、広範囲にわたって便益が提供されるという空間的な側面を考慮する必要がある。前者は、時間割引が主要な論点の一つとなる。後者は、サービス源までの距離や混雑現象の可能性が論点となる。こうした論点は、世界的に展開される生態系評価においても必ずしも十分に明らかとされておらず、生態系価値の可視化に向けて克服しなければならないものである。

サブテーマ 2 ではこうした新しい問題に対し、第一に、昨年度に行った生態系サービス便益の空間分布の研究に向けた予備的考察を踏まえて、生態系ストックの公共財的性質を考慮した空間割引（距離減衰）理論モデルの精緻化と、応用への橋渡しに向けて先行研究から実際の割引の規模について分析を行った。まず、空間割引を実施するにあたって、経済評価を行う際の価値尺度財の違い、特に消費財、生態系サービス、WTP を価値尺度財にした場合の割引率の相違について整理し、定式化を行ったうえで、シミュレーションによる比較分析を行った。その結果、もっとも単純なケースでは、空間 WTP 割引率は空間消費割引率と空間生態系サービス割引率との差になること、したがって生態系サービスの発生源から遠ざかるからと言って必ず割引率がプラスになるとは限らないことなどが示される一方、通常考えられるケースに置いては生態系の価値評価の際に WTP を採用した際の割引率はプラスであることが示唆された。

こうした理論研究を踏まえて、実際に社会調査を行い、選択型実験をもちいて直線距離を基準にした空間的な WTP の減衰率（割引率）を推定した。森林生態系資源の改善に対する WTP が、評価者から生態系資源までの距離に応じてどの程度の割合で低下していくかについて、1km あたり 14.6 円の評価減価が観察された。この値は、選択型実験のプロファイル・シナリオとして提示した負担額ベース（3,000 円）に対して 0.5%に相当する。線形関係を想定すれば、10km 離れた評価者にとっては直近の評価者と比べて約 0.5%、20km 離れると 1%、30km で 1.5%、という価値減衰（割引率）が観察された。線形の仮定の妥当性は今後検証する必要があるが、理論分析で議論された割引率の実際の規模が示唆された。この結果は、各都道府県別に構築する生態系勘定において、森林の空間的配置に応じた調整を可能にするものである。

時間的観点としての生態系サービスに対する時間割引率については、昨年度に行った分析の拡張を行った。昨年の実証研究で年間 0.6%と推定された将来の生態系サービスの割引率（WTP ベース）について、ランダムパラメータ・ロジットモデルを応用して個人別に推定し、ステップワイズ回帰分析によって社会属性および森林属性に回帰した結果、

$$\begin{aligned} \text{Discount Rate} = & -0.0052^{***} - 0.0015^{***} \text{Gender} - 0.0001^{***} \text{Age} \\ & - 0.0010^{***} \text{Habitat of biodiversity} + 0.0017^{***} \text{Land Prevention} \end{aligned}$$

という結果が得られた。

式中の Habitat of biodiversity および Land Prevention は森林生態系の機能として生物多様性の生息地としての機能および土砂災害防止機能をそれぞれ表し、それらが評価されるほど前者は割引率を引き下げ、後者は割引率を引き上げる傾向が観察された。生息地としての機能は長期的で間接的な便益であり、土砂災害防止機能は短期的で直接的な便益であることを考えると、公共性や利他性が割引率を規定することが示唆される。また高齢者ほど割引率が低いことは、世代間における利他性への配慮を示唆する。こうした結果は、通時的な生態系サービスの評価においては、地球温暖化問題の文脈と同様に、適切な社会的割引率を必要とすることを意味する。

2.3 生態系勘定に基づく公共政策評価（サブテーマ3）

平成31年度におけるサブテーマ3として、生態系勘定を用いた公共政策評価の方法を論じるため、持続可能な開発目標(SDGs)を対象について、再生可能エネルギー利用を含めた森林管理と公共政策との関係性を整理した。また、木質バイオマスと太陽光発電を利用した再生可能エネルギーに焦点を当て、これらに関する政策が経済や自然生態系に及ぼす影響を整理し、生態系勘定を利用したそれら影響の定量評価に係る方法を提案することを試みた。本研究では、まず神戸市の森林管理施策が、政府が実施しているSDGs関連施策(SDGsアクションプラン、第5次環境基本計画)とどのような関連性を持って繋がっているかについて、その論点整理を行うとともに、森林管理施策へのSDGsの導入方法を検討した。森林管理施策はその取り組みを通じて、森林を利用した地域活性化の実現を意図している。これには、森林整備による森林の育成状況の改善だけでなく、景観の改善による地域住民の愛着の向上、森林資源の利用による地域産業の育成や雇用創出もスコープとなる。森林管理施策は、再生可能エネルギー、地域活性化、人材育成、資源利用をキーワードにして、政府が実施するSDGs関連施策と繋がっていることを示した。また、SDGsの目標・ターゲットと森林管理施策との関連を調査し、SDGsの11目標および20ターゲットが森林管理と特に関係が深いことを示した。

次に、木質バイオマスの直接燃焼発電や熱利用が、本質的に地域活性化に繋がっているかを検討した。これを実施するため、木質バイオマスの直接燃焼発電、熱利用に伴う環境的・経済的・社会的評価を実施するための方法や原単位を整理した。特に、直接燃焼発電の場合は電力供給に限定されるが、熱利用の場合は供給用途が多岐にわたることを踏まえ、温浴施設を対象として熱利用に伴う環境的・経済的な側面を評価するためのモデルを構築した。ここでは木質バイオマスを利用する場合と従来の化石燃料のみを使用する場合とを想定し、環境面、経済面に係るデータを聞き取り調査やインターネット上での調査を通じて収集し、モデル化した。LCA手法などを用いて環境負荷やコストの定量化を行った(図1)。

加えて、兵庫県における民有林で且つ人工林の分布を把握するとともに、聞き取り調査などをもとにエネルギーとして利用可能な木質バイオマス賦存量を推計した(図2)。結果として、兵庫県全体で、エネルギー利用可能なバイオマス賦存量は、約84万tと推計された。地域での木質バイオマスの分布をみると、兵庫県西部と北部での賦存量が多いことがわかる。しかし、上述の賦存量に対し、県内で稼働している木質バイオマス発電所は県内の間伐材だけを燃料にしているわけではなく、端材や木くず、輸入されたパーム椰子殻(PKS)も燃料として利用している(一部計画含む)。県内の木質バイオマスが利用されていないということは兵庫県内の森林資源の利用率向上に十分に寄与できていないことを意味する。これらを可能な限り未利用の間伐材で賄うことにより、兵庫県内での

森林資源の利用率が向上し、森林資源のより良い消費が可能になると考えられる。

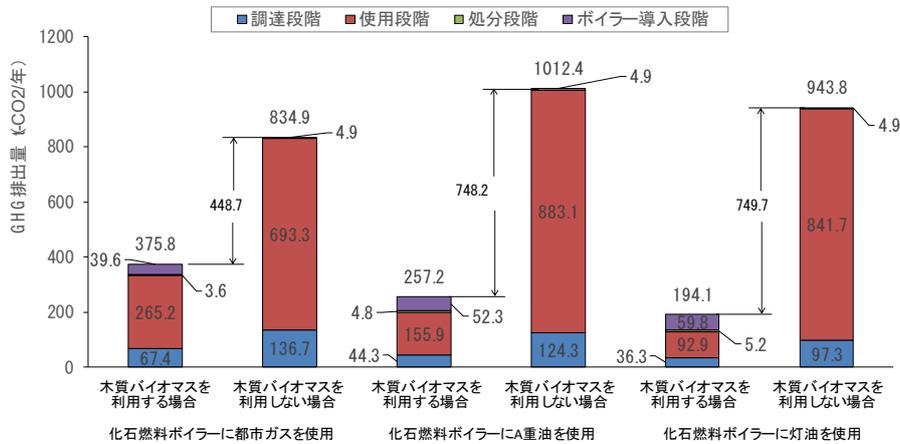


図1 化石燃料別での温室効果ガス排出量の結果

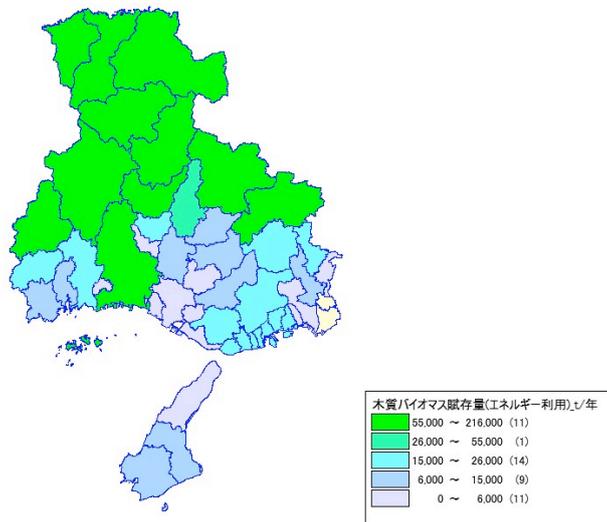


図2 市区町別でみた木質バイオマスの賦存量(エネルギー利用を想定して)

続いて、メガソーラー発電所の建設に伴う自然生態系の改変量の推計方法を検討した。これを実施するため、兵庫県、岩手県で稼働しているメガソーラー発電所を対象として、発電所の設置により喪失した山林、草地・原野、農地の面積を、衛星情報を用いて算出した(図3)。兵庫県のメガソーラー発電所361施設のうち、自然生態系(山林、草地・原野、農地)を改変して設置されたのは92施設(25.4%)であった。また、岩手県の場合は96施設のうち41施設(44.1%)であった。結果として、兵庫県では322.61ha、岩手県では387.48haが喪失したことが示された。メガソーラー発電所の設置数でみると岩手県よりも兵庫県の方が多いが、岩手県では兵庫県よりも広大なメガソーラー発電所が設置されており、これに伴って自然生態系の喪失面積も大きくなったと考えられる。



(a) 出力：10.28MW、設置前の土地形状：森林、失われた面積：16.54ha



(b) 出力：20.8MW、設置前の土地形状：元山林の事業用地、失われた面積：33.45ha

図3 メガソーラー発電所の設置前後の画像(左：設置前、右：設置後)

次に、太陽光発電設備導入に際して、地球温暖化対策と自然生態系のどちらの指標を重視すべきかを検討した。山林への太陽光発電設備の設置を事例として、再生可能エネルギーの生産による地球温暖化の緩和への貢献、森林伐採に伴うCO₂吸収量の減少、森林伐採に伴う生物多様性への影響、森林伐採に伴う災害リスクの増加の4つの側面を指標として、政府統計などを用いて各指標の定量化を行った。岩手県のメガソーラー発電所を対象として、自然生態系が喪失することに伴う評価指標の変化量を試算した。結果として、再生可能エネルギー、吸収源、生物多様性の各指標の合計値は27,950百万円であり、内訳を見ると生物多様性の影響が極めて大きい結果となった。災害リスクとして、地理情報システム(GIS)を用いてメガソーラー発電所と土砂災害警戒区域・土砂災害危険箇所の重ね合わせを行った結果、96施設のうち、10施設が土砂災害警戒区域、土砂災害危険箇所と重複する場所に設置されていることが示された(図4)。

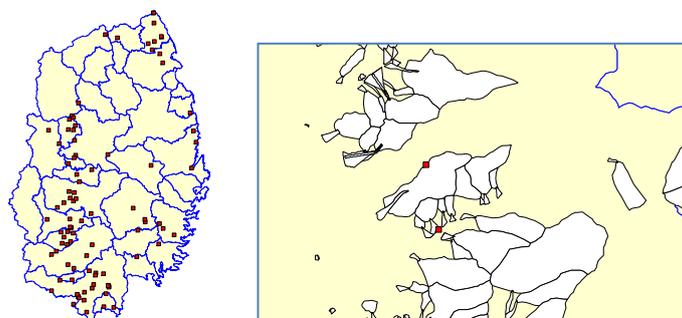


図4 (左)岩手県のメガソーラー発電所の設置場所、(右)メガソーラー発電所(赤い点)と土砂災害警戒区域・土砂災害危険箇所(白いポリゴン)の重ね合わせ

3. 対外発表等の実施状況

平成31年度の研究ミーティングや対外発表の実施状況は次のとおりである。

<ミーティング>

- 平成31年4月18日(木) サブテーマ1 打ち合わせ (Skype 参加)
- 平成31年4月25日(木) サブテーマ1 打ち合わせ (Skype 参加)
- 令和元年5月14日(火) 全メンバー打ち合わせ於：東京(農林水産政策研究所・佐藤はSkype参加)
- 令和元年6月24日(月) サブテーマ3 打ち合わせ 於：兵庫(神戸大学)
- 令和元年7月2日(火) サブテーマ3 打ち合わせ 於：ケンブリッジ(ケンブリッジ大学)
- 令和元年7月8日(月) サブテーマ1 打ち合わせ (Skype)
- 令和元年7月9日(火) 環境省との打ち合わせ 於：東京(農林水産政策研究所・佐藤はSkype参加)
- 令和元年9月13日(金) サブテーマ3 打ち合わせ 於：愛知(名古屋大学)
- 令和元年9月14日(土) サブテーマ3 打ち合わせ 於：ワーヘニンゲン(Wageningen International Congress Centre)
- 令和元年11月28日(木) サブテーマ1 打ち合わせ (Skype)
- 令和元年12月9日(月) サブテーマ1 打ち合わせ (Skype)
- 令和元年12月12日(木) 環境省との打ち合わせ 於：東京(農林水産政策研究所・佐藤はSkype参加)

<論文発表>

- 佐藤真行、栗山浩一、藤井秀道、馬奈木俊介(2019)「日本における森林生態系サービスの経済評価」、統計数理、第67巻、第1号、pp.3-20.
- 池田真也、山口臨太郎、馬奈木俊介(2019)「農林業の生態系サービスと自然資本のグローバル分析」『統計数理』第67巻、第1号、pp. 21-37.
- 山口臨太郎(2019)「包括的富による持続可能性の経済評価の展開と課題」『環境情報科学』、第48巻、第1号、pp.8-13.
- 山本充(2019)「魚付林植樹活動と生態系サービス勘定」、『商学討究』、印刷中
- Yamaguchi, R., Islam, M. and Managi, S. (2019), “Inclusive wealth in the twenty-first century”, Letters in Spatial and Resource Sciences, 12(2), pp.101-111.
- Yamaguchi, R. (2020), “Available capital, utilized capital, and shadow prices in inclusive wealth accounting”, Ecological Economics, forthcoming.

<学会発表等>

- 田畑智博、大野朋子、村山留美子、井口克郎、片桐恵子 「地方自治体の施策へのSDGsの導入に関する考察: 森林管理を事例として」、環境科学会、於 名古屋市、2019年9月13日
- 國井大輔、林岳 「アクセス性を考慮した生態系の価値の単価設定ー岩手県の森林を事例としてー」、日本地域学会、於 久留米市、2019年9月14日
- 田畑智博 「自然災害に伴う太陽光発電システムの被害」、廃棄物資源循環学会、於 仙台市、2019年9月20日
- 山口臨太郎 「制度の質と自然資本」、環境経済・政策学会、2019年9月28日
- 田畑智博 「環境に優しいとは何か?」、ROOT-国際的科学技术人材育成挑戦プログラム、於 神戸市、2019年10月20日
- 周 俊男、田畑智博 「社会、経済、環境の観点から見た木質バイオマス熱利用に関する研究〜神戸市と六甲山を事例にして〜」、日本LCA学会、於 東京都、2020年3月10-12日 (新型コロナウイルスの影響により中止)
- 林岳、國井大輔 「空間情報を考慮した生態系サービスの受益者数の推計ー岩手県における森林生態系評価を事例としてー」北海道農業経済学会、2020年3月14日 (新型コロナウイルスの影響により中止)
- Sato, M. and Aoshima, I. "Quality or quantity of urban ecosystem: which is important for human being?", EAERE, June 27, 2019, University of Manchester, UK.
- Yamaguchi, R. "Discounting, inclusive wealth and sustainability", EAERE, June 27, 2019, University of Manchester, UK.
- Yamaguchi, R., Unemployed capital in inclusive wealth accounting. International Society for Industrial Ecology, Beijing, July 7-11.
- Sato, M. and Yamaguchi, R. "Valuation and Discounting of Forest Ecosystem Services: A case of forest in Japan ", BioEcon, September 12, 2019, Wageningen International Congress Centre, The Netherlands.
- Yamaguchi R., Shah P. "Spatial discounting of ecosystem services" BioEcon, September 12, 2019, Wageningen International Congress Centre, The Netherlands.
- Tabata, T. and Zhou, J. "A review of woody biomass energy systems and natural ecosystem impacts in Japan", Sustainable development of energy, water and environmental systems, Dubrovnik, October 4, 2019
- Tabata, T., "Necessity for environmental management of solar power plants: Examining the loss of forests and moorlands, and natural disaster damage", Sustainable development of energy, water and environmental systems, Dubrovnik, October 6, 2019
- Hayashi T., Kunii D., Sato M. "Valuation of forest considering the capacity to supply ecosystem services: a case of Iwate Prefecture, Japan", ESP10, October 24, 2019, Hannover, Germany
- Tabata, T., "Disaster Waste Management for Solar Power Plants by Natural Disaster Damage", 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management, Tsukuba, March 16-18, 2020

<海外のプロジェクトへの発信>

- SEEA-EEA 関連会合への発信（ロンドングループ会合）
- IPBES への関与（Contributing author としてレポート執筆に参画）
- ダスグプタレビューへの関与（エビデンス提供）

4. 平成 31 年度の研究状況と成果（詳細）

次ページより詳細を記す。

第 1 章 生態系勘定フレームワークの構築

1.1 生態系勘定に関する国際的議論及び研究の動向

1.1.1 SEEA-EEA の改訂

環境経済統合勘定（SEEA）とは、環境とマクロ経済活動の関係を記述する環境勘定の標準体系として、国連などが公表している基準的枠組である。環境経済統合勘定実験的生態系勘定（SEEA-EEA）は、環境経済統合勘定の中で、生態系や生態系サービスと人間・経済活動の関係を記述するために特化された勘定体系の枠組であり、2012 年に実験的勘定として、試行的要素も含めた形で公表された。SEEA-EEA は 2012 年の公表からすでに 7 年が経過し、2020 年の愛知目標の後を見据え、SEEA-EEA の改訂作業が進められている。現在国連統計局からの SEEA-EEA に関する刊行物としては、SEEA-EEA そのものに関するレポートと、勘定表に計上する数値の推計方法や勘定フレームワークの構築方法を解説した技術的推奨レポート（EEA-TR）の 2 つが公表されている。これら双方について内容の改訂作業が行われており、2020 年に改訂版を公表するというスケジュールで作業が進められている。

主な改訂事項は、生態系勘定の中での生態系サービスの再定義、状態・程度（extent）の勘定の構築、空間的単位の設定、経済評価の 4 分野で、改訂作業にあたり、それぞれの分野の中で優先的に議論すべき事項を抽出するための議論がこれまで継続的に行われてきた。また、生態系及び生態系サービスに関する世界的な動きとして、愛知目標の他、持続可能な開発目標（SDGs）などとの関連性を確保することも必要と認識されている。

SEEA-EEA の改定に際し、改訂作業の進め方や改訂内容を検討するための専門家フォーラムが 2018 年、2019 年にそれぞれ 1 回ずつ米国ニューヨーク近郊のグレンコーブ市において開催された。2019 年 6 月に開催された専門家フォーラムには、世界 25 か国から 100 名程度の参加者があり、日本からは本研究プロジェクトの研究分担者である林が参加した。日本から林以外の参加者はなかったが、アジア諸国からは日本の他、中国、フィリピン、マレーシア、インドネシア、インド、バングラディッシュ、モンゴルなどの国から参加者があった。今回の専門家フォーラムでは、SEEA-EEA の改訂作業に当たり、改定の対象となる上記 4 分野の中で具体的な課題についてまとめたレポート（SEEA-EEA レポートの改訂版のたたき台となるもの）の内容について議論が行われた。また、生態系及び生態系サービスに関する世界的な動きとして、愛知目標の他、持続可能な開発目標（SDGs）などとの関連性などについても議論が行われた。また、今後のスケジュールについては、今回のフォーラムの後、ドラフトレポートのコメント依頼を行い、2019 年 12 月までに関係者内で合意、その後各国に内容に関して協議をかけるというスケジュールが示されている。

1.1.2. 生態系・生態系サービスの経済評価に関する国際的議論及び研究動向

1.1.2.1. 各種評価手法の生態系サービス評価への適性

経済評価と勘定における会計処理の問題は、生態系勘定において最も議論の多い課題である。しかしながら、生態系ストックと生態系サービスの価値を経済評価して国民経済計算体系（SNA）に完全に統合するためには、経済学者と会計学者などとの広範な共同・協力体制を構築し、生態系ス

トックと生態系サービスの経済評価手法について議論を行うことが必要である。このため国連統計局では、これまで1年間にわたり、経済学者と会計学者で構成する作業部会を開催して議論を行ってきた。これら作業部会の成果は、専門家フォーラムに提出された生態系サービスの評価、生態系ストックの評価、および生態系の劣化の説明を扱った3つのバックグラウンド・ペーパーに取り込まれており、経済評価と勘定処理に関する有用な資料となっている。

生態系サービスの評価に関する議論では、専門家会合において提示されたディスカッションペーパーにおいて論点が整理されている。ここでは、SNAの中で経済評価に利用可能な手法について整理を行っており、代替法や被害額評価法などいくつかの評価手法を提示し、それぞれがどのような生態系サービスの評価に適しているのかについてまとめている (Barton et al., 2019)。その一覧は表 1.1 に示している。この中で Barton は、経済評価の方法は大きく 2 つに分類している。1 つは一般的な前提条件を設定しモデルを使用して、ある特定事例の評価を行う演繹的方法である。この方法例としては、生態系サービスの機能が人工資産によって代替できるという仮定のもとで生態系サービスを評価する代替法や、生態系が存在することで免れることができた費用で評価する損失回避法などが挙げられる。もう 1 つは、個々の観測事例から統計的または計量経済学的手順を使用して一般化モデルを推定し、個別具体の特定事例からマクロ的な一般事象へと積み上げていく帰納的方法である。この方法に該当する手法としては、実際に支出された旅行費用から個々の事例を評価するトラベルコスト法、同じく仮想的な市場を設定して個々の事例を評価する CVM や選択実験などが挙げられる。演繹的方法は、因果関係に関する仮定を設定することにより、データ量と統計的推定の不足を補うことができる。これにより、データが少ない状況での評価が可能になり、結果として空間的に異なるサイトへの適用や他事例への価値移転 (value transfer) ができるようになる。要するに、演繹的方法か帰納的方法かの選択は、特定の地域限定で高コストだが高精度な評価手法を採用するか、低精度だが低コストで一般化できる評価手法を採用するかの選択となる。

これらの手法の適性を表 1-1 で改めて見ると、生態系サービスの種類ごとに、適している評価手法も異なっていることがわかる。具体的には、市場価格評価は、供給サービス、調整サービス、文化サービスのどの種類の生態系サービスの評価にも適しており、調整サービスの評価には演繹的手法が、文化サービスの評価には帰納的手法や市場価格評価が適している。上記の評価手法の特性を考えると、特に調整サービスについては、地域を特定し、より精度の高いデータを収集し演繹的手法で評価することが望ましいことがわかる。

一方の生態系ストックの評価に関しては、Fenichel (2019) は、生態系ストックの価値がその生態系ストックに起因する生態系サービスの割引現在価値であるという大前提があるものの、それぞれの生態系サービスを個別に特定することが困難であることが、生態系ストックの経済評価における最大の課題だと指摘している。さらに自然資産 (天然資源) と生態系ストックの評価上の取り扱いの相違についても説明している。一方、Obst et al. (2019) は、生態系ストックの価値変化についての説明しており、生態系ストックの価値増加・減少が生態系による生態系サービスの供給能力、すなわち生態系の減耗を反映するべきであるとしている。また、人工資産にはない生態系特有の性質として、生態系の自己回復能力などによる状態の向上・回復 (enhancement) があり、これをどのように勘定の中で取り扱うかを考える必要があると主張している。以上の議論から抽出された重要な論点・結論は次のとおりである。

表 1.1 SNA から見た評価手法の適性

評価グループ	評価タイプ	評価法	記述	コンピュータニーズ	結果	手法の適性		
						供給サービス	調整サービス	文化サービス
演繹的方法	市場価格を用いた費用ベース評価	回避被害額評価	回避された被害の貨幣評価額	スプレッドシート分析	一時点評価		✓	
		回復費用評価	生態系資産の置き換えコスト、複数の生態系サービスの包括評価	スプレッドシート分析	一時点評価		✓	
		代替法	生態系サービスを代替する人工資産の費用	スプレッドシート分析	一時点評価		✓	
	残余評価	資源レント法	生産物の市場価格から労働費、人工資産の費用、中間投入費用を除いた価格	スプレッドシート分析	一時点評価		✓	
		純レント変化	資源レント法と同じだが、生態系サービス供給の部分的変化の価値を評価	スプレッドシート分析	限界価値評価			✓
		数学的プログラミング	生産者のレントや限界費用を最適化モデルで推計	線形計画法	限界価値評価			✓
	推計された市場価格・取引量	市場価格・取引量を需要モデルから推計	計量分析	仮説的交換価値		?	✓	
	市場価格・取引量	市場で観察された価格・取引量	スプレッドシート分析・計量分析	観察された交換価値	✓	✓	✓	
帰納的手法	顕示選好法	生産関数・費用関数法	産業データの計量分析	計量分析	需要関数		✓	
		トラベルコスト法	需要曲線を得るための旅行費用の計量分析	計量分析	需要関数			✓
		ヘドニック法	需要曲線を得るための不動産データの計量分析	計量分析	需要関数			✓
	回避行動法	外部からの損害を回避するための行動	計量分析	需要関数		✓		
	表明選好法	CVM	環境変化へのWTPの統計分析	計量分析	需要関数	✓		✓
		選択実験	環境変化へのWTPの統計分析	計量分析	需要関数	✓		✓

出所: Barton (2019)を著者が改変して引用。

- (1)生態系サービスと生態系ストックの経済評価を現行 SNA の中でどのように関連づけるか
- (2)会計上の所有権を帰属させることの重要性、および評価および会計目的で生態系を別個の経済主体とみなすことができるかどうか。これは、記録される取引の種類と勘定構造に影響を及ぼすが、既存の経済主体と並行して、生態系を別個の経済主体と見なすべきではないとい

うのが一般的見解であった。

(3)SNA の中で使用するため非市場評価アプローチの明確化の必要性

(4)特に所得の範囲に関して、SNA 上での取り扱いと勘定上の生産境界の明確化の必要性

(5)土地利用変化と生態系の劣化を勘定に即して計測するための議論の必要性

これらの課題の一部は、現在も研究が進められており、SEEA-EEA 改訂プロセスとともにさらなる検討が行われる。

1.1.2.2. 各国における生態系サービスの評価事例

ここでは最近の研究動向として、環境勘定の専門家会合（ロンドングループ会合）及び生態系サービスパートナーシップ国際会議（ESP10）において報告された生態系サービス評価の研究事例を紹介する。ここで取り上げるのは、生態系サービスの物量評価、経済評価、そして政策利用の3つの視点からの研究事例である。

まず、物量での評価事例については、炭素勘定についての研究がある（Keith et al., 2019）。この研究では、気候変動に対処するために政策当局に必要な情報を、炭素勘定がどのように提供できるかについて議論なされている。Keith et al. (2019)では、森林管理と炭素貯留、炭素放出・蓄積の関係を示し、炭素蓄積量（ストック）と炭素の貯留・放出（フロー）の間には必ずしも正の相関関係があるとは言えないことを指摘した。また、Soulard (2019)は、カナダにおける都市生態系勘定について、評価単位が結果に大きな影響を与えるとして、適切な評価単位を設定することが重要との指摘している。そして、Vardon et al. (2019)は、生態系モデルに関して、人工知能を用いたデータと生態系モデルの選定機能（ARIES）、生態系サービスの地図化・評価モデル（InVEST）、生態系サービスの空間分布評価モデル（ESTIMAP）などを紹介している。さらに、Soulard et al. (2019)は、ビッグデータとSEEAの関連について、ビッグデータを活用した生態系勘定の構築とデータ質の確保についての研究成果を紹介している。

Oinonen (2019)は、バルト海の海洋生態系勘定の作成に際して、海中生物に関する16万件の生息域・生息種などのデータを収集して物量海洋生態系勘定を構築している。また、Nedkov (2019)からは、ブルガリアにおける水量調節サービスの評価を行っている。この研究は、GISをベースとしたモデルを活用して、これまで得られなかった水に関するデータを収集し、水に関連する生態系サービスの評価に活用するといったものである。Lankia (2019)は、フィンランドにおける生態系のレクリエーションサービスの評価である。この研究では、レクリエーションサービスに関して、SEEA-EEAの適用可能性を評価し、勘定表に計上するためのデータがレクリエーションサービスの需要側、供給側の双方に関して不足していることを明らかにしている。そして、King (2019)は、ウガンダにおける野生生物観察に関する生態系サービスの評価を行っている。この研究では、野生生物観察サービスを提供する生態系ストックとしての野生生物生息数をストック勘定に計上し、観光業がこの生態系ストックの上に成り立っていることを示した。

次に、生態系ストックおよび生態系サービスの経済評価に関しては、オランダとエストニアの研究事例がある。まずオランダの事例について、Horlings et al. (2019)が網羅的に生態系サービスを複数の評価手法で評価している。しかし、この研究で経済評価に適用された割引率2%が妥当かという疑問が残されており、割引率設定の難しさが改めて浮き彫りになった。Oras (2019)では、エス

トニアにおける生態系の環境教育サービスについて経済評価している。この研究では、環境教育サービスを提供している森林の空間的単位を特定できないという範囲の問題、就学児童の機会費用を、成人男性の賃金で計測することの妥当性が指摘されていた。Matuszak (2019)は、米国における都市生態系勘定の評価を行っており、この評価では、2011年に都市生態系によるエネルギー節約量が3856GWh、金額にして452万ドルになるという結果が示された。

最後に政策利用については、SEEA-EEAとSEEA-CF、SNA相互の関連づけに関する議論がある。SEEA-EEA、SEEA-CF、SNAというフレームワークはそれぞれ相互に重複する対象分野を持ちながら、独自の概念で取りまとめられており、それぞれが互いに関連性を持たせるには、新たなフレームワークが必要であるという主張がある一方、これ以上新たなフレームワークを追加することは、SEEA自体を複雑化し、使い勝手の悪いものにしかねないという反対意見もある。Milligan (2019)は、海洋生態系を持続可能な発展と関連付けて利用するための方法について紹介しており、その結果は国連アジア太平洋経済社会委員会（UNESCAP）の議論にも貢献している。そして、英国のHarris (2019)は、英国における海洋生態系勘定の策定について紹介しており、政策利用のためには海洋生態系の状態を測る指標と海洋生態系サービスの指標についてどのような基準でどんな指標を選択すべきかという問題提起がなされている。

このように、生態系や生態系サービスの経済評価に関しても、これまで先行していた英国のほかにも、オランダやエストニア、米国といった国々で経済評価が行われるようになってきて、経済評価の研究も徐々に進展してきたことがうかがえる。この中で経済評価にどのような課題があるのかを明らかにすることで、生態系勘定を用いた経済評価に関する議論もさらに進展することが予想される。

1.2 生態系ストック勘定の期中変化に関する数値の計上：都道府県単位での評価

1.2.1 はじめに

第Ⅲ期研究において、森林生態系と湿地生態系に関して、そのストック量と価値の推計を行った。森林生態系に関しては、2000年、2007年、2012年の3時点での評価、湿地生態系に関しては、2000年と2010年の2時点での評価を行った。これらのデータから、生態系ストック勘定を作成し、森林ストック勘定は2000-2007年表、2007-2012年表、2000-2012年表の3つの勘定表を、湿地ストック勘定については、2000-2010年表を構築した。

勘定表に計上した数値は、期首ストックと期末ストック及びその差分である純期中変化の3項目のみとなっていたが、勘定表ではストックの増減がどのような要因で生じたのかについても計上する項目を設定している。これらの項目は第Ⅲ期研究の際には数値を計上せず空欄のままとしていた。ストックがどのような要因で増加または減少したのかを明らかにすることで、生態系ストック勘定においても生態系保全のための情報をより詳細に提供することができるようになる。

昨年度は、第Ⅲ期研究において構築したストック勘定のうち、森林ストック勘定について、ストックの期中変化に関する各項目に数値を計上するため、データの利用可能性の検討や期中変化に関する概念整理を行った。今年度は、昨年度の成果を踏まえ、森林ストック勘定を事例に実際のデータを勘定表に計上することを試みる。

本報告書を読むことで誰もが生態系ストックの期中変化項目を計上できるように、昨年度の報告書の内容に追加する形で実際のデータの収集方法などを解説する。そのため、一部内容が昨年度の報告書と重複することをご了承いただきたい。

1.2.2 勘定表の期中変化に関する項目の計上

1.2.2.1. 森林ストックの変化の概念整理

表 1.2 には、生態系ストック勘定の行項目を掲げている。これまでは調整項目を含まない 14 項目を行項目としていたが、実際の数値を計上する際に増加項目、減少項目の間に誤差が生じる。これは、それぞれの項目の数値の推計に異なる統計データを用いたことで、全体的な整合性、すなわち、

$$\text{期末ストック} - \text{期首ストック} = \text{増加項目合計} - \text{減少項目合計}$$

という等式が成り立たなくなるためである。そのために今回数値の計上にあたり、調整項目(行 12)を行項目追加して勘定としての整合性を確保できるようにした。

表 1.2 生態系ストック勘定の列項目

期首ストック	1
ストックの増加	2
自然的要因による再生	3
人為的要因による再生	4
再分類	5
ストックの減少	6
採取伐採による減少	7
人間活動による減少	8
人為的要因による壊滅的喪失	9
自然的要因による壊滅的喪失	10
再分類	11
調整項目	12
再評価	13
純ストック変化	14
期末ストック	15

表 1.3 森林ストック勘定のフレームワーク

Forest asset account in Japan

Please select coverage area and years

全国
Forest
2000-2007

	Physical value		Monetary value															
	Total area Hectare A	Total 1000m3 B	Exchange value					Surplus value										
			Total C	Water strage Bil. JPY D	Landslide prevention Bil. JPY E	Mitigation of climate change Bil. JPY F	Conservation of ecosystems Bil. JPY G	Timber production Bil. JPY H	Recreation Bil. JPY I	Total Bil. JPY J	Water strage Bil. JPY K	Landslide prevention Bil. JPY L	Mitigation of climate change Bil. JPY M	Conservation of ecosystems Bil. JPY N	Timber production Bil. JPY O	Recreation Bil. JPY P		
Unit																		
Opening stock of ecosystem assets																		
Addition to stock																		
Regeneration - natural																		
Regeneration - human activity																		
Reclassifications																		
Reduction in stock																		
Reduction due to extraction and harvest of resources																		
Reduction due to ongoing human activity																		
Catastrophic losses due to human activity																		
Catastrophic losses due to natural events																		
Reclassifications																		
Adjustment																		
Revaluation																		
Net change in stock																		
Closing stock of ecosystem assets																		

期首ストック（行 1）、期末ストック（行 13）と純ストック変化（行 12）については、既に第Ⅲ期研究で数値を計上しているため、本研究ではストックの増加（行 2～5）と減少（行 6～11）について、数値を計上することを目指す。表 1.3 には森林ストック勘定の全体フレームワークを載せている。本研究では、既存の統計データの数値を引用してこの森林ストック勘定に期中変化の項目に実際の数値を計上する。前述のとおり勘定表は都道府県別で作成されているため、それぞれの項目に計上するデータも都道府県ごとのものが必要となる。以下では森林ストックに計上するデータの利用可能性について解説する。

1.2.2.2. 森林ストックの変化の概念整理

森林ストック勘定で計上される物量データには蓄積量と森林面積があるので、森林ストックの変化は蓄積量の変化と森林面積の変化の 2 要素に分解できる。そして、森林面積と蓄積量の関係は、

$$\text{蓄積量} = \text{森林面積} \times \text{密度}$$

という関係が成り立っている。この式からは、蓄積量は森林面積が変化せずとも密度が変化することで変わることがわかる。すなわち、蓄積量と森林面積は必ずしも連動して変化するものではない。

ところで、森林ストックの変化とは何を指すのであろうか。森林ストック勘定は森林ストックの期中変化を把握するのが目的であるため、勘定内の森林面積の変化とは、「木が生えている土地の面積が変化すること」と定義されるべきである。同様に蓄積量の変化とは、「森林の蓄積量が増加すること」と定義されるべきである。この定義に従うと、森林面積の変化をもたらす要因として、①植林（何も木が植えられていなかった土地に木を植えること）、②伐採（木が植えられていた土地の木を全て伐採すること）、③災害（自然災害で木が植えられていた土地の木が全て喪失すること）、④成長（植えられていた木が自然に成長して蓄積量が増加すること）の 4 つに分類される。蓄積量の変化についても①～④の要因で引き起こされるが、②伐採については森林面積に影響を与えない間伐・択抜といった一部の木を伐採する行為（以下部分伐という）と、影響を与える主伐（皆伐）に分類されるだろう。さらに、これらを、人為的なものなのかどうかと、森林面積や蓄積量といった物量の増加を引き起こすものなのか、減少を引き起こすものなのかという 2 つの視点から分類すると、表 1.4 のようになる。

表 1.4 森林ストックをもたらす要因の整理

			蓄積量	森林面積	貨幣価値
植林	人為的要因	増加要因	△	○	▲△
伐採	主伐	人為的要因	○	○	○
	間伐	人為的要因	○	×	○
災害	自然的要因	減少要因	▲	○	○
成長	自然的要因	増加要因	○	×	▲

○ : 影響ありかつ統計データを取得可能
 ▲ : 影響はあるが、統計データが取れない
 △ : 影響はあるが、かなり軽微である
 × : 影響なし

これ以外の森林ストック変化の要因としては、地目変化による森林面積の変化がある。例えば、開発によって森林が他の用途に変更されるといった場合である。この場合、森林が他の用途に変更されるということは、森林の伐採（皆伐）を伴うことになるので、厳密には上記表 1.4 の伐採に分類されるだろう。逆に、他の地目から森林への転換が行われる場合も考えられる。このような場合には必ず植林が行われるはずなので、これも厳密な意味では上記表 1.4 の植林に分類されるべきである。ただし、林業統計における植林とは、林地における植林のみを対象としているため、地目変更に伴う植林は対象となっていない。一方、地目変更に伴う伐採については、従前森林である土地での伐採であるため、林業統計の中に伐採（皆伐）として反映されているはずである。

なお、本章においては生態系勘定の会計期間（通常は 1 年間）を想定している。そのため、1 年間という一定期間での森林蓄積量及び森林面積への影響を表す。より中長期を想定した場合、間伐や自然火災など蓄積量の一時的な低下は長期的な蓄積量の増加をもたらすことが予想されるが、会計期間を原則 1 年とする現行の生態系勘定においては、こうした影響については表現できず、これらの対応は今後の課題でもある。

1.2.2.3. 各項目の推計方法及び利用データ

(1) ストックの増加：自然的要因による再生（行 3）

自然的要因による再生とは、自然成長や自然遷移によるストック増などを計上する項目である。この項目について、まず面積データに関しては、伐採された森林において、自然の推移に委ね、主として天然更新等の自然の力を活用して森林（天然林）を再造成する天然更新が自然的要因による再生に該当するだろう。天然更新を行っている森林の面積データは一部の都道府県においてデータが公開されている。

蓄積データについては、統計データとして利用可能なものには成長量データがあるので、蓄積量データに関しては、この成長量を計上することが望ましい。ただし、林野庁が発行する『林業統計要覧』では、国有林の成長量のみが掲載されており、民有林のデータは入手できない。『林業統計要覧』のデータは年間の成長量なので、2000 年から 2007 年、2007 年から 2012 年までの成長量を集計して計上する。なお、面積データは天然更新された森林のみを対象としている一方、蓄積データでは、天然更新林に限らず国有林の全ての森林における成長量であることから、データの対象範囲が異なり、両者で整合性は取れなくなっている。

一方、貨幣データについては、単価が面積あたりの単価で算出されていることから、面積データを元に評価額を推計する。単価は第Ⅲ期研究で推計した値（交換価値、厚生価値）を用い、厚生価値の単価については、円/ha/世帯/年の単位で算出されているので、当該都道府県の2014年の世帯数を乗じた値を単価とした。これら単価に面積データで計上した天然更新面積を乗じることで、評価額を推計した。

行3：自然的要因による再生

面積データ：天然更新面積のデータを計上

蓄積データ：会計期間における成長量のデータを計上

貨幣データ：交換価値、厚生価値ともに面積データをもとに評価額を推計して計上

(2) ストックの増加：人為的要因による再生（行4）

人為的要因による再生とは、植林など、人間活動による森林ストックの増加がを計上する項目である。この項目に利用可能なデータとして、面積データでは植林面積がある。植林とは何も植わっていない土地（裸地）に苗木を植えることであるので、植林が行われると森林面積と同時に蓄積量も増加するはずである。しかし、蓄積量データに関しては、植林によりどのくらい蓄積量が増加したかについての統計データは得られないため、面積の増加と蓄積量の増加を関連づけることができないという課題が生じる。このため、植林による蓄積量の増加項目に関しては、データが得られないため数値を計上しないことがわかるような形にし、セルに値を計上しないことが妥当な処理と考えられる。また、農地に植林することによって森林に転換することについても、その面積を統計として取ることができるが、蓄積量の変化に関してはデータが得られない。そのため、これについても植林と同様、データが得られないため数値を計上しないことがわかるような形にしたうえで、セルには値を計上しないことが妥当と思われる。

一方、貨幣データについては、面積データを元に評価額を推計する。単価は第Ⅲ期研究で推計した値（交換価値、厚生価値）を用い、厚生価値の単価については、円/ha/世帯/年の単位で算出されているので、当該都道府県の2014年の世帯数を乗じた値を単価とした。これら単価に面積データで計上した植林面積を乗じることで、評価額を推計した。

行4：人為的要因による再生

面積データ：植林面積のデータを計上

蓄積データ：データがないため値は計上しない

貨幣データ：交換価値、厚生価値ともに面積データをもとに評価額を推計して計上

(3) ストックの減少：採取伐採による減少（行7）

採取伐採による減少は、その名のとおり採取や伐採といった人間活動によるストック量の減少を計上する項目である。伐採は森林面積と蓄積量双方の減少として現れるが、統計データが得られるものは、面積データとしての伐採面積、蓄積量データとしての伐採量が利用可能である。まず、蓄積量データに関しては、伐採量データをそのまま計上することが妥当だろう。

一方、面積データについては多少複雑になる。前述のとおり、伐採は部分伐と皆伐の二つに分け

られ、このうち部分伐に関しては森林面積が直接的に減少するものではなく密度が減少することになる。そのため、面積データに関して、森林ストック勘定におけるストック量（森林面積）の減少の定義とも整合させるためには、部分伐を含めず皆伐だけとする必要がある。公開されている森林面積データとしては、多くの都道府県において皆伐面積のデータが得られないが、各都道府県における森林簿データなどにはそのデータが存在する可能性があるため、利用可能な場合は、この値を計上するのが望ましい。面積データは皆伐された森林のみを対象としている一方、蓄積データでは、全ての森林における伐採量であることから、データの対象範囲が異なり、両者で整合性は取れなくなっている。

貨幣データについては、行 3、行 4 と同様に、面積データを元に評価額を推計する。単価は第Ⅲ期研究で推計した値（交換価値、厚生価値）を用い、厚生価値の単価については、円/ha/世帯/年の単位で算出されているので、当該都道府県の 2014 年の世帯数を乗じた値を単価とした。これら単価に面積データで計上した皆伐面積を乗じることで、評価額を推計した。

行 7：採取伐採による減少

面積データ：皆伐面積のデータを計上

蓄積データ：伐採量のデータを計上

貨幣データ：交換価値、厚生価値ともに面積データをもとに評価額を推計して計上

(4) ストックの減少：人間活動による減少（行 8）

人間活動による減少とは、採取伐採以外の人間活動によるストックの減少を指す。具体的には人間活動による一時的な森林減少だが、再び森林生態系が回復することが望まれる場合にはこの項目に該当する。しかし、この項目に計上するための数値を推計するためのデータの入手は困難であるため、人間活動による減少については、面積データ、蓄積データ、貨幣データいずれも値は計上しないこととする。

行 8：人間活動による減少

面積データ：データがないため値は計上しない

蓄積データ：データがないため値は計上しない

貨幣データ：データがないため値は計上しない

(5) ストックの減少：人為的要因による壊滅的喪失（行 9）

人為的要因による壊滅的喪失は、開発行為による森林伐採や湿地の埋め立てなど、不可逆的なストックの減少を計上する項目である。人為的要因による壊滅的喪失については、開発行為による森林の転換が該当し、これは面積と蓄積量の双方に影響を与える。開発により失われた森林の面積は林地開発行為許可面積が統計としても利用可能であるが、一部の都道府県ではデータが公表されていない。また、林地開発許可制度の対象となる森林は、森林法第 5 条の規定により都道府県知事がたてた地域森林計画の対象民有林のうち、保安林、保安施設地区及び海岸保全区域内の森林を除いたものであるため、全ての森林を網羅しているわけではない。国や地方自治体が行う開発行為も除

外されている。これらの主体による開発行為は、林地開発行為の連絡調整実績によりその面積が把握できるが、連絡調整実績の面積を統計データとして公表している都道府県はあまり多くないが、連絡調整実績のデータが得られるようであれば、これを加えて開発面積を計上することが望ましい。これに加え、国営森林保険における火災被害の面積を加えた。これは森林火災も人為的要因による壊滅的喪失に該当すると考えたためである。ただし、森林火災の計上対象となるのは全森林のうち国営森林保険に加入している私有林のみであり、民有林の中でも全てを網羅する値ではないことに留意が必要である。

一方、人為的要因による壊滅的喪失から生じる蓄積量の減少については、直接的に得られる統計データは存在しない。そのため、当該都道府県における森林密度（森林面積あたりの蓄積量）に面積データを乗じることで、蓄積量の変化を推計するのが望ましいと考える。

最後に貨幣データについては、これまでと同様に、面積データを元に評価額を推計する。単価は第Ⅲ期研究で推計した値（交換価値、厚生価値）を用い、厚生価値の単価については、円/ha/世帯/年の単位で算出されているので、当該都道府県の2014年の世帯数を乗じた値を単価とした。これら単価に面積データで計上した林地開発行為許可面積を乗じることで、評価額を推計した。

行9：人為的要因による壊滅的喪失

面積データ：林地開発行為許可面積に国有森林保険の火災被害面積のデータを計上（私有林のみ）

データが入手可能であれば林地開発行為連絡調整実績面積（国有林・都道府県・市町村林）も加えて計上

蓄積データ：面積データから蓄積量を推計して計上

貨幣データ：面積データをもとに評価額を推計して計上

(6) ストックの減少：自然的要因による壊滅的喪失（行10）

自然的要因による壊滅的喪失についても不可逆的なストックの減少を計上する項目で、具体的には例えば自然災害による生態系ストックの減少が考えられる。自然的要因による壊滅的喪失については、既存統計から災害による森林の喪失面積を得ることができるので、これを用いて自然的要因による壊滅的喪失の森林面積の変化とする。具体的には国有森林保険の対象森林のうち気象災、噴火災、地震災の被害を受けた森林面積を計上した。これらの森林面積は私有林に限定され、さらに国有森林保険に未加入の森林は対象に入らないため、全ての森林を網羅する値ではないことに留意が必要である。

また、これによる蓄積量の変化については直接的に統計データが得られないため、人為的要因の場合と同様、森林密度と面積変化を乗じて推計する。

最後に貨幣データについては、これまでと同様に、面積データを元にⅢ期研究で推計した単価を用いて評価額を推計し、交換価値、厚生価値それぞれの評価額を計上した。

行10：自然的要因による壊滅的喪失

面積データ：国営森林保険面積のデータを計上

蓄積データ：伐採量のデータを計上

貨幣データ：交換価値、厚生価値ともに面積データをもとに評価額を推計して計上

(7) 再分類（行 5、行 11）

再分類の項目は、他のどの項目にも属さないその他の要因による森林ストックの増加または減少を計上する項目である。これらのデータが得られる場合には数値を計上すべきだが、データが得られない場合には数値は計上しない。

行 5：再分類

面積データ：値は計上しない

蓄積データ：値は計上しない

貨幣データ：値は計上しない

行 11：再分類

面積データ：値は計上しない

蓄積データ：値は計上しない

貨幣データ：値は計上しない

(8) 調整項目（行 12）

前述のとおり、実際の数値を計上する際には増加項目、減少項目の間に誤差が生じ、

$$\text{期末ストック} - \text{期首ストック} = \text{増加項目合計} - \text{減少項目合計}$$

という等式が成り立たなくなる。そのため、調整項目を行項目追加して上記の等式が成り立つように数値を調整し、勘定としての整合性を確保できるようにした。この項目に計上する数値は、期首ストックと期末ストックからの純ストック増加と増加項目合計と減少項目合計による純ストック増加の間の誤差の値である。すなわち、

$$(\text{期末ストック} - \text{期首ストック}) - (\text{増加項目} - \text{減少項目})$$

によって求められる誤差の値となる。貨幣データについては、これまでと同様に、上記式で求めた面積データにⅢ期研究で推計した単価を用いて評価額を推計し、交換価値、厚生価値それぞれの評価額を計上した。

行 12：調整項目

面積データ：(期末ストック - 期首ストック) - (増加項目 - 減少項目) の値を計上

蓄積データ：(期末ストック - 期首ストック) - (増加項目 - 減少項目) の値を計上

貨幣データ：面積データをもとに評価額を推計して計上

(9) ストックの再評価（行 13）

再評価（行 13）とは、経済評価のみに対応する項目であり、期中における生態系ストックの単価の変動を記録する項目である。今回は経済評価の単価に変動はないものと仮定し、本項目への数値の計上は行わない。貨幣データについては、期首と期末の生態系ストック単価の差を既に計上済みである。

行 13：再評価

面積データ：概念的に計上する値は存在しない

蓄積データ：概念的に計上する値は存在しない

貨幣データ：既に計上済み

1.2.2.4. 推計結果と数値計上の際の課題

期中変化の数値を計上した生態系ストック勘定表は、北海道の森林生態系ストック勘定（2000-2007年版）を表 1.5 に掲げた。表 1.5 のとおり、勘定表の期中変化（行 2～行 13）までに数値が計上される。これを見ると、例えば北海道において 2000 年から 2007 年の 8 年間に減少した森林は、面積では 71317ha で、この減少の最も大きな要因は森林伐採、続いて自然的要因による壊滅的喪失が大きい。森林ストックの減少で自然的な要因が比較的大きな要因となっていることは、これまでの個別の統計データでは把握することができたものの、他の統計データと並列に並べることで他の要因との比較が可能となった。このように勘定の中に数値を計上することで、勘定表としての一定の役割を果たすことができると考える。

しかしながら、今回提示した森林生態系ストック勘定については、いくつかの課題がある。第一に数値を計上するために利用できる統計データの不足から来る、計上した数値の整合性の問題である。例えば、一部の項目については、国有林のみのデータであったり、また一部は国有林と民有林の集計値であったりするなど、計上した数値同士の整合性は確保されておらず、全て調整項目にその誤差を計上することで勘定表としての整合性を確保している状況である。このような状況下においては、会計範囲内の地域における森林生態系の変化状況を正確に把握しているとは言えない面もある。この改善のためには、より網羅的な統計データを用いて数値を計上することが必要となる。

しかし、この統計データが十分に得られないことが課題である。今回の推計では北海道版のみの数値計上を行った。これは、北海道の林業統計に全国の都道府県の中で最も豊富に統計データが掲載されていたことから数値の計上が可能であったためである。他の都道府県でも森林生態系ストック勘定の期中変化項目を計上しようとする、公表されている統計データが少なく、多くの項目で数値の計上ができない事態が予想される。各都道府県で独自の森林生態系に関する統計データをいかに収集するかが今後の課題である。そのため、勘定表の作成を行う際には、森林に関するより詳細な統計情報を保有する行政部局や都道府県庁などの協力が不可欠と言える。

第二に、経済価値による評価に関する課題を挙げておく。今回の推計では、厚生価値と交換価値双方を用いて経済評価を行ったが、単価はいずれも面積当たりの金額を用いた。本来市場で取引される場合には蓄積量（材積量）あたりの単価を用いており、評価額はいずれも面積当たり単価に森林面積の変化量を乗じて算出している。このため、市場で行われている取引の単位と本研究で適用

した森林ストックの単価の単位が一致しておらず、蓄積量の変化と経済価値の変化が創刊していないという課題を有している。この課題を解消するためには、蓄積量あたりの単価を算出する必要がある。交換価値での評価に関しては市場取引額を用いることができるが、「森林蓄積量」という単位は一般市民にはあまりなじみがなく、表明選好法による厚生価値評価において蓄積量単位をもって評価額を一般市民に回答してもらうのは市民がイメージしにくく回答が困難な場合がある。

表 1.5 森林生態系ストック勘定（2000-2007年、北海道版）

Forest asset account in Japan

Please select coverage area and years

北海道
Forest
2000-2007

	Unit	Physical value		Monetary value							
		Total area	Total	Exchange value							
				Total	Water storage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation	
		Hectare	1000m3	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	
A	B	C	D	E	F	G	H	I			
Opening stock of ecosystem assets	1	5,081,098	614,037	3,364	0	0	0	0	0	3,364	0
Addition to stock	2	177,907	44,044	0	0	0	0	0	0	118	0
Regeneration - natural	3	132,484	44,044							88	
Regeneration - human activity	4	45,423	0							30	
Reclassifications	5	0	0							0	
Reduction in stock	6	71,317	11,014	0	0	0	0	0	0	47	0
Reduction due to extraction and harvest of resources	7	53,585	8,871							35	
Reduction due to ongoing human activity	8	0	0							0	
Catastrophic losses due to human activity	9	2,030	245							1	
Catastrophic losses due to natural events	10	15,702	1,898							10	
Reclassifications	11	0	0							0	
Adjustment	12	3,889	62,682							3	
Revaluation	13	--	--	0	0	0	0	0	0	0	1
Net change in stock	14	110,479	95,713	73	0	0	0	0	0	73	0
Closing stock of ecosystem assets	15	5,191,577	709,750	3,437	0	0	0	0	0	3,437	0

	Unit	Monetary value						
		Surplus value						
		Total	Water storage	Landslide prevention	Mitigation of climate change	Conservation of ecosystems	Timber production	Recreation
		Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY	Bil. JPY
J	K	L	M	N	O	P		
Opening stock of ecosystem assets	1	33,013,966	6,624,843	6,957,305	6,857,076	4,814,511	4,263,366	3,496,865
Addition to stock	2	1,155,934	231,959	243,600	240,090	168,573	149,275	122,437
Regeneration - natural	3	860,803	172,735	181,404	178,791	125,533	111,163	91,177
Regeneration - human activity	4	295,132	59,223	62,196	61,300	43,040	38,113	31,261
Reclassifications	5	0	0	0	0	0	0	0
Reduction in stock	6	463,377	92,985	97,651	96,245	67,576	59,840	49,081
Reduction due to extraction and harvest of resources	7	348,164	69,865	73,371	72,314	50,774	44,961	36,878
Reduction due to ongoing human activity	8	0	0	0	0	0	0	0
Catastrophic losses due to human activity	9	13,193	2,647	2,780	2,740	1,924	1,704	1,397
Catastrophic losses due to natural events	10	102,021	20,472	21,500	21,190	14,878	13,175	10,806
Reclassifications	11	0	0	0	0	0	0	0
Adjustment	12	25,271	5,071	5,326	5,249	3,685	3,263	2,677
Revaluation	13	68,790	13,804	14,497	14,288	10,032	8,883	7,286
Net change in stock	14	-649,038	-130,241	-136,777	-134,807	-94,651	-83,816	-68,747
Closing stock of ecosystem assets	15	32,364,928	6,494,602	6,820,528	6,722,269	4,719,860	4,179,551	3,428,118

--: Figures not recorded on this cell conceptually
Source: Based on SEEA-EEA handbook Table 6.1

1.3 アクセス性を考慮した森林生態系ストックの評価：岩手県の事例

1.3.1 はじめに

第Ⅲ期研究では、交換価値と厚生価値による評価を行ったが、厚生価値評価については、アンケート調査から世帯あたりの森林生態系のストック単価を算出し、都道府県内の森林面積と世帯数を掛け合わせることで、各都道府県の森林生態系のストック価値を推計している。しかし、森林ストック価値は、森林生態系サービスの供給量を反映するものであり、森林の立地条件等によって供給できるサービスは異なるはずであるが、すべての森林において一律のストック単価を適用している。すなわち、生態系による生態系サービスの供給能力を考慮せずに一律の単価を適用しているという問題が生じているのである。この問題の解決には、森林の価値に影響を与える属性を反映させた形で単価を推計して、評価に適用することが必要である。

そこで本研究では、岩手県の森林生態系を事例に、生態系サービスの供給能力を反映させた生態系ストック単価を設定し、生態系の経済評価を改めて行うことを目的とする。具体的には、森林生態系による生態系サービスの供給能力に影響を与える要素として、人による森林へのアクセス性を取り上げ、アクセス性の代理指標として道路網の有無を採用して森林生態系の単価を算出する。

1.3.2 分析手法

1.3.2.1. アクセス性の定義と享受できる生態系サービス

本研究では、人による森林生態系へのアクセス性によって享受できる生態系サービスが異なると仮定し、供給される生態系サービスによって森林の単価が変わると仮定する。すなわち、生態系サービスの利用に関して、人々が実際に森林に足を運ぶことが求められるサービスであれば、アクセス性によって供給できるか否かが変わってくるということである。例えば、供給サービスである木材供給サービスや文化サービスのレクリエーションサービスについては、人が森林へアクセスすることで初めて利用可能となる生態系サービスである。そのため、本研究では人による森林へのアクセス性によって、人々が享受できる生態系サービスの種類が異なるという仮定を置く。具体的には、生態系サービスの利用に際し、人々が実際に森林に足を運ぶことが求められる生態系サービスを供給サービス、文化サービスとし、人々が足を運ばなくても利用可能な生態系サービスを調整サービスとみなす。なお、本章では MEA の 3 分類に基づいて評価を行うが、空間割引の有無について検証する際にはより細かな検証を必要とする。

続いて、森林へのアクセス性を定義しよう。本研究における森林へのアクセス性とは、森林にアクセスするための道路があることである。つまり、道路があることで人々は森林へアクセスできると判断するわけである。今、道路からの距離を d とした場合、 d がある一定の閾値 D 以下の森林はアクセス性のある森林、 D を超えた場合には、アクセス性のない森林として森林を区分する。そして、アクセス性のある森林とない森林それぞれから享受できる生態系サービスを表 1.6 のように、アクセス性のある森林からは、供給サービス、調整サービス、文化サービスのすべての生態系サービスを供給されるが、アクセス性のない森林からは供給サービス、文化サービスが供給されないと仮定する。閾値 D の具体的な数値については後述する。

van der Ploeg and de Groot (2010)によると、調整サービスについても空間割引によって人々か

らの距離によってその価値が変動するとしている。しかしながら、van der Ploeg and de Groot (2010)における距離とは、居住地と森林の間の距離を指しており、本研究でアクセス性を定義するために用いられる森林と道路との距離とは異なるものである。本研究ではあくまで一時的接近として、アクセス性が森林価値に与える影響を考慮した経済評価を行うことを目的としていることから、調整サービスについては、アクセス性とは無関係にサービスを利用できると仮定した。

表 1.6 道路からの距離と享受する生態系サービスの関係

	供給サービス	調整サービス	文化サービス
d<Dの森林 (アクセス性あり)	○	○	○
d≥Dの森林 (アクセス性なし)	×	○	×

注(1) dは道路の中心線からの距離で、Dはアクセス可能か否かを区分する閾値を表す。

1.3.2.2. 調査対象地と利用データ

上記のように定義された2種類の森林について、本研究では岩手県を事例としてその面積を推計し、経済評価を行う。岩手県を事例とした理由は以下の二つである。第一に岩手県は森林面積が北海道に次いで広く森林率も全国で7位に位置するという森林が多い県であることである(岩手県、2019)。第二の理由として、これまでに著者らはこれまでも岩手県の森林を事例とした研究分析をいくつか行っており、これらの研究蓄積や利用したデータを本研究にも活用・流用することができると考えたためである。

分析に使用するデータについて、林野庁及び岩手県から2012年度の国有林及び民有林の森林簿データを提供してもらい、さらに数値地図25000(空間データ基盤)(2004年)の道路データを利用した。なお、岩手県沿岸域の森林は、2011年の東日本大震災以降に高台移転のための森林伐採や盛り土等、大規模な土地利用の変化が生じており、道路や森林の状況が頻繁に変更している。そこで本研究ではそのような変化の影響を排除するため、2011年以前に収集されたデータをもとに分析を行った。

1.3.3 アクセス性のある森林、ない森林の面積推計

アクセス性のある森林、ない森林それぞれの面積の推計方法だが、道路の中心線から森林簿データにある林班の重心までの距離の閾値Dの範囲内にあるエリア(バッファー)を作成し、そのバッファーと森林簿データの林班が重なる部分をアクセス性のある森林、重ならない部分をアクセス性のない森林として区分する。本研究では、閾値Dを50mに設定し、50m以内の森林をアクセス性のある森林、50mより離れた場所の森林をアクセス性のない森林と定義してそれぞれの面積を算出した。Dを50mとしたのは、林野庁(2010)によると車両系を主体とする作業システムにおいて細部路網(作業道)からの最大到達距離が、緩傾斜地(0~15°)、中傾斜地(15~30°)、急傾斜地(30~35°)においてそれぞれ、30~75m、40~100m、50~125mであるとされており、傾斜角度を考慮していない本研究では、緩傾斜から急傾斜までを網羅しつつ最低限アクセスできる範囲として、利用可能な範囲を急傾斜地の最小値である50mを閾値Dとしたためである。なお、本研究における

GIS の分析は、ArcGIS 10.4.1 を利用した。

1.3.4 森林の生態系サービスのストック単価計算

ストック単価の推計には、著者らの第Ⅲ期研究で行った成果を活用する。第Ⅲ期研究では、2015年11月に支払カード型 CVM を実施し、森林 1ha に対する世帯あたりの森林ストック価値を推定した。本研究では、この結果を森林ストック単価として利用する。

また、第Ⅲ期研究では、CVM による森林ストックの単価推計とともに、コンジョイント分析により、森林の生態系サービスごとのウェイトの算出も行っているため、この推計結果を利用して生態系サービスごとの単価を算出した。第Ⅲ期研究では、木材生産機能、水源涵養機能、土砂災害防止機能、生態系保全機能、温暖化防止機能、レクリエーション機能の 6 つを森林生態系サービス（機能）として取り上げ、コンジョイント分析によりこれらの機能が 1%高まることによる貨幣価値（機能の限界価値）を推計している。本研究では、これら機能の限界価値ウェイトを算出した上で、木材生産機能を供給サービス、水源涵養機能、洪水防止機能、生態系保全機能、温暖化防止機能の 4 つを調整サービス、レクリエーション機能を文化サービスに該当するものとして分類し、CVM で求めた森林ストック単価を按分した。

以上のように算出した生態系サービスごとの単価は表 1.7 に示されるとおりである。供給サービスが 1ha あたり 1 億 6000 万円、調整サービスが 9 億 5000 万円、文化サービスが 1 億 3000 万円となり、合計 12 億 4000 万円/ha の単価となる一方、調整サービスのみを供給可能なアクセス性のない森林の単価は、9 億 5000 万円となり、アクセス性のある森林の単価よりも 24%低い値となる。なお、この単価は受益者を岩手県の全世帯として計算されたものである。木材供給機能についても表明選好法で測っている場合は世帯あたりの価値として推定されるため、供給サービスの受益者を岩手県内の全世帯とした場合に、大きな評価額となる。

表 1.7 アクセス性のある森林、ない森林の単価設定

		単価 億円/ha)	割合 (%)
アクセス性のある森林	供給サービス	1.6	13%
	調整サービス	9.5	76%
	文化サービス	1.3	11%
	合計	12.4	100%
アクセス性のない森林	調整サービス	9.5	100%

1.3.5 分析結果

1.3.5.1. 森林面積

アクセス性のある森林の面積は表 1.8 に示すとおりである。森林簿から算出した岩手県の全森林面積は 111 万 ha であり、そのうちの 44.9%が人工林で、人工林の 96%が針葉樹である。このうちアクセス性のある森林は 16 万 ha と、全森林面積の 14.4%となった。アクセス性のある森林を天然・人工及び針葉樹・広葉樹別で比較してみると、針葉樹人工林の全森林に対するアクセス性のあ

る森林面積の割合は 17.0%と、他の樹種・森林タイプよりも高くなっていた。林業は主に針葉樹を人工的に植林することで、資材としての木材を生産する産業であり、その意味で植林や森林管理、伐採搬出のためアクセス性の高い森林が林業に利用されているのは当然のことである。ただし、今回利用した道路データは、2万5000分の1の地形図に記載されている程度の精度であるため、林道等の林業施業に利用される道路は記載されていない場所が多いと考えられ、これらの細かな林道や作業道等を含めた場合には、アクセス性のある森林面積、特に針葉樹人工林におけるそれは大幅に増加するものと推測される。

表 1.8 岩手県におけるアクセス性のある森林の面積

		岩手県の全森林			50m以内の森林		
		国有林	民有林	合計	国有林	民有林	合計
天然林	針葉樹	53,060	42,634	95,694	4,368	7,549	11,917
	広葉樹	149,337	367,339	516,676	12,246	51,950	64,196
人工林	針葉樹	143,278	336,648	479,927	15,685	65,745	81,430
	広葉樹	15,111	3,884	18,995	1,788	809	2,597
合計		360,786	750,505	1,111,291	34,087	126,053	160,140

1.3.5.2. 森林ストック価値

表 1.7のストック単価に表 1.8の森林面積を求めて推計した森林ストック価値の推計結果は表 1.9に示した。この結果を見ると、アクセス性を考慮せず一律の単価で評価した従来のストック総価値は 1378 兆円であるのに対し、アクセス性を考慮した場合には森林ストック総価値が 1102 兆円となり、従来の推計結果は約 25%の過大評価となっていることが明らかとなった。このように、森林の属性により、森林をより詳細に区分して単価設定を行い、森林ストックの価値を推計すると、価値額が大きく変動することがわかる。したがって、信頼性のある評価を行うためには、可能な限り細かな属性を反映させられるような評価方法が求められるだろう。

表 1.9 アクセス性を考慮して評価した森林ストック価値

		森林面積 (ha)	単価 億円/ha	ストック価値 兆円)
アクセス性を考慮した場合	アクセス性あり	160,140	12.4	198.6
	アクセス性なし	951,151	9.5	903.6
	合計	1,111,291	—	1,102.1
アクセス性を考慮しない場合		1,111,291	12.4	1,378.0

1.3.6 考察

以上の結果より、アクセス性を考慮した生態系サービスの経済評価について考察を行う。道具的価値主義の立場に立つと、そもそも生態系は、様々なサービスを提供する機能（能力）を有しており、その機能から人間が直接的もしくは間接的に便益を享受することで初めてサービスとして発現し、人間がそれをサービスとして認識することで価値が見いだされる（TEEB, 2010）。森林生態系であれば、生物多様性保全機能や水源涵養機能、保健・レクリエーション機能、文化機能等の生態

系サービスの供給能力を有しているが、それらを人間がサービスとして利用していなければ、サービスはその価値を認識・評価されないことになる。そのため、生態系サービスの価値を評価するにあたり、サービスを享受する需要者とサービスを提供する供給者の空間的な位置関係を把握することは重要である。さらにその際、生態系サービスの利用が空間的な位置関係に依存するか否かを判断することも重要である。

本研究は生態系の空間的な位置関係及び空間的な位置関係に依存する生態系サービスの種類を特定し、これらの要素を考慮した生態系ストックの評価を行った点がこれまでの研究にはない新たな点である。さらに、既存研究では、アクセス性を生息域の近くに居住する住民の人口割合や道路総延長で評価していたが（Office for National Statistics, 2016、Office for National Statistics, 2017）、本研究では道路からの距離によりアクセス性を定義しており、より厳密な評価となっている点も本研究のオリジナリティである。

これらの点を考慮して、本研究では岩手県を事例に分析を行ったが、分析結果からは、岩手県内の森林では、森林が供給する生態系サービスを全て享受可能なアクセス性のある森林は全体の14%程度であり、大部分の森林はアクセス性がなく、全ての生態系サービスの供給能力のうち76%しか人々に便益をもたらすことができないことが示された。

このような空間的な位置関係に基づく生態系サービスのストック価値の評価をすることは、次のようなメリットが考えられる。現在我が国における森林計画制度においては、持続可能な森林経営の確立や森林の多面的機能の発揮が重要とされており、具体的な地域の森林・林業の特徴を踏まえた森林整備やゾーニング、長期的な視点に立った森林づくり構想を、各市町村が森林整備計画にて定めることとされている。このような市町村森林整備計画策定に当たっては、一般的に森林の属性や位置等の情報から期待される森林の生態系サービス供給機能を把握し、各機能に応じたゾーニングを設定している（林野庁、2019）。現況の森林整備計画策定では生態系サービスを考慮した設定になっているものの、林班をベースに、特定の機能に着目したゾーニングになっているため、実際に人間がその生態系サービスを享受することができるかや、複数のサービスを総合的に享受した場合等は考慮されておらず、ストックとしての経済評価が困難である。本研究の分析手法は、アクセス性に注目し、人間が享受することのできる生態系サービスのストック単価を基にした評価を行うことができるため、生態系サービスを総合的に最大限に享受できるような森林のゾーニングが可能となる。

一方、本研究は、道路の中心線から50mの距離を閾値としてアクセス性を決定しているが、実際には木材生産等の林業の施業と森林浴等のレジャーとではアクセス可能な範囲は異なるため、各サービスによって異なる距離の設定が必要となる。また、今回の分析においては道路以外の条件（例えば河川や地面の傾斜等）の情報は考慮していないが、このようなアクセスの障害となるような条件についても考慮する必要がある。さらに、本研究では道路からの距離のみによりアクセスの可否を決定し、単価の推計を行った。けれども、例えば高速道路や幹線道路沿いの森林からは、木材の搬出をすることができないため、供給サービスは得ることができず、林業施業用の作業道は一般の観光客等は利用することができないため、作業道周辺の森林からは文化的サービスを得ることができない。このように、道路からの距離だけではなく、道路の種類によっても得られる生態系サービスが異なるため、より現実に即した生態系サービスの経済評価を行うためには、道路の種類についても考慮する必要がある。

1.3.7 小括

本研究では、より現実に即した森林からの生態系サービスの価値を評価するため、岩手県を事例に、森林へのアクセス性を考慮した生態系サービスのストック価値の単価を算出し、生態系サービスの評価を行った。その結果、人間によるアクセス性のあるエリアは、森林から全ての生態系サービス種を享受できるものの、その面積は全森林面積の14.4%にとどまり、県内の大部分を占めるアクセス性のない森林は、そのある森林よりも、生態系サービスのストック単価が24%低くなることが示された。さらに、アクセス性を考慮せず単一の単価を適用した評価では、アクセスを考慮して異なる単価を設定して評価した場合に比べて25%ほどの過大評価が発生することが示された。本分析手法は、森林の利用形態による道路からの距離の変更や道路の種類の設定を加える等の拡張の必要性があるものの、生態系サービスの需給に関する空間的な関係性を考慮し、人間が享受できる生態系サービスの価値を総合的かつ最大限に高めるためのゾーニング等に役立てることができる。また当該手法は、森林だけでなく農地等の他の土地利用についても適用可能であると考えられる。

このような方法で本研究では生態系ストック単価のより厳密な推計を行ったが、厚生価値による生態系サービスの評価を厳密化する場合、単価の他に受益者数についてもより厳密な推計が必要となる。受益者数の推計には、それぞれの生態系サービスごとに受益範囲の設定が必要となるが、この課題については次節で取り上げる。

また、今回の分析においてはアクセス性の有無により2種類の生態系ストック単価を設定したが、本来生態系のストック価値は距離が離れるにしたがって徐々に減少していくはずである。これらの漸減する価値を評価するには至っていないことも課題としてあげられる。この課題については、第2節で空間割引の考え方を適用して分析を行う。

1.4 空間分布を考慮した生態系サービスの評価：地域限定性・岩手県の事例

1.4.1 研究目的

生態系のストック価値を評価するためには、下式に示すように、生態系サービスのストック単価に森林面積及びサービスの受益者数を乗じることで推計できる。前節ではより厳密に生態系サービスの評価を行うために、サービスの供給者である森林をアクセス性に着目して利用可能な範囲とそうでない範囲に分割し単価を設定することで、生態系サービスの評価を試みた。

$$\text{生態系のストック価値} = \text{ストック単価} \times \text{森林面積} \times \text{受益者数}$$

一方前節でも述べたとおり、受益者においても、生態系サービスによっては立地条件によって、受益者が限定されるため、サービスごとに受益範囲の設定が必要であると考えられる。例えば、森林生態系の洪水防止サービスや水資源涵養サービスといった調整サービスについては、ある森林よりも下流域の居住者のみが受益者となり、その森林の上流域及び他の河川流域の居住者は受益者とはなり得ない。けれども、これまでのところ生態系サービスの評価においては、居住地域にかかわ

らず、どの住民もあらゆる森林から洪水防止サービスや水資源涵養サービスを受益していると仮定した分析が行われている（三菱総合研究所、2001）。

そこで本研究では、岩手県内の河川流域を対象として、森林生態系の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについて、河川流域及び流域内の人口（世帯数）の分布を考慮して、森林生態系サービスの供給者及び受益者を特定し、サービスの評価を行うことを目的とする。

1.4.2 分析方法

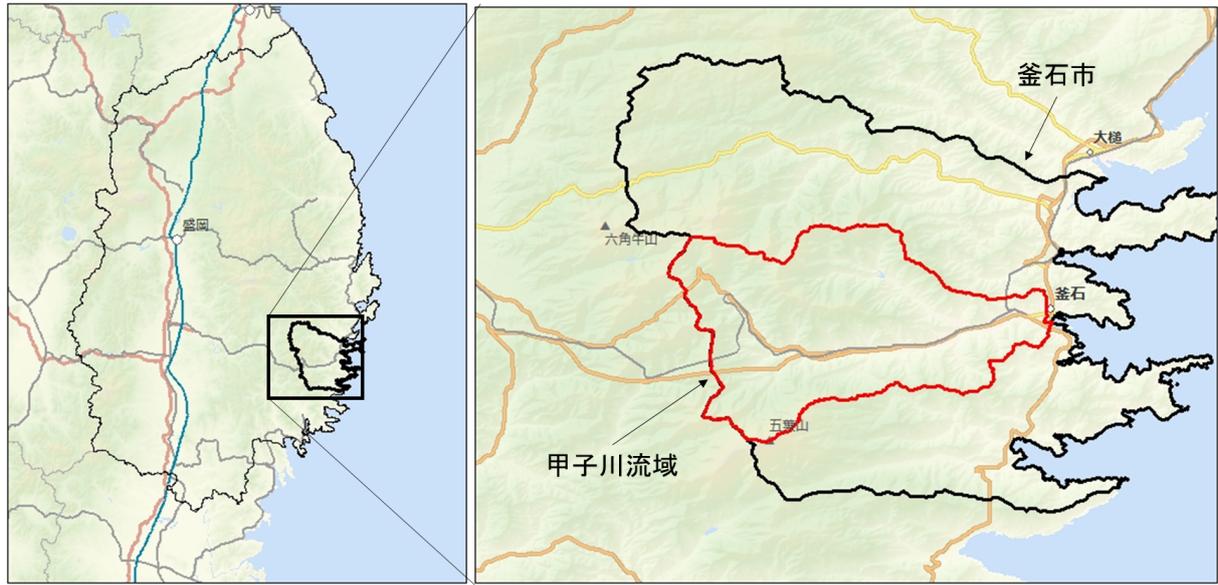
1.4.2.1. 分析の仮定と分析対象

本研究に当たっては、以下の2つの仮定を置いた。第一に、森林の洪水防止サービス・水資源涵養サービスの受益者は、森林のある流域内のみの居住者であるという仮定である。これは、先に述べた空間分布を考慮した生態系サービスの評価を行うために置いた仮定である。第二に、森林の所有者が森林生態系サービスの供給者である。これは、生態系サービスの供給者を誰とするのかという観点からの仮定である。既存研究では、土地所有者が所有地における生態系サービスを供給していると仮定した研究が多い（Remme et al., 2016）。このことから、本研究においても、土地所有者が生態系サービスの供給者という仮定を置いた。

本分析は、河川流域における森林や人口の分布に注目し試行的に行うものであり、できる限りシンプルな分析を行うために、分析対象の選定には下記条件を考慮した。

- ① 流域内にある程度人口が集中している市街地が存在する
- ② 市街地だけでなく、流域全体にも人口が分布している
- ③ 河川流域全体が一つの市町村に収まっている
- ④ 分水嶺から海までを一つの流域としている（つまり、大河川の支流ではない）

上記の条件を考慮し分析対象は、岩手県釜石市を流れる甲子川(かつしかわ)流域とする(図 1. 1)。甲子川は、釜石市の片羽山にその源を発し、釜石市の市街地を流下したのち、釜石湾に注ぐ流域面積 137.5km²、幹線流路延長 24.2km の二級河川である（岩手県 HP）。釜石市は三陸海岸沿いで太平洋に面する人口 36,802 人、世帯数 16,860 世帯の地方都市であり、市の面積は 440.34km²である（釜石市、2017）。

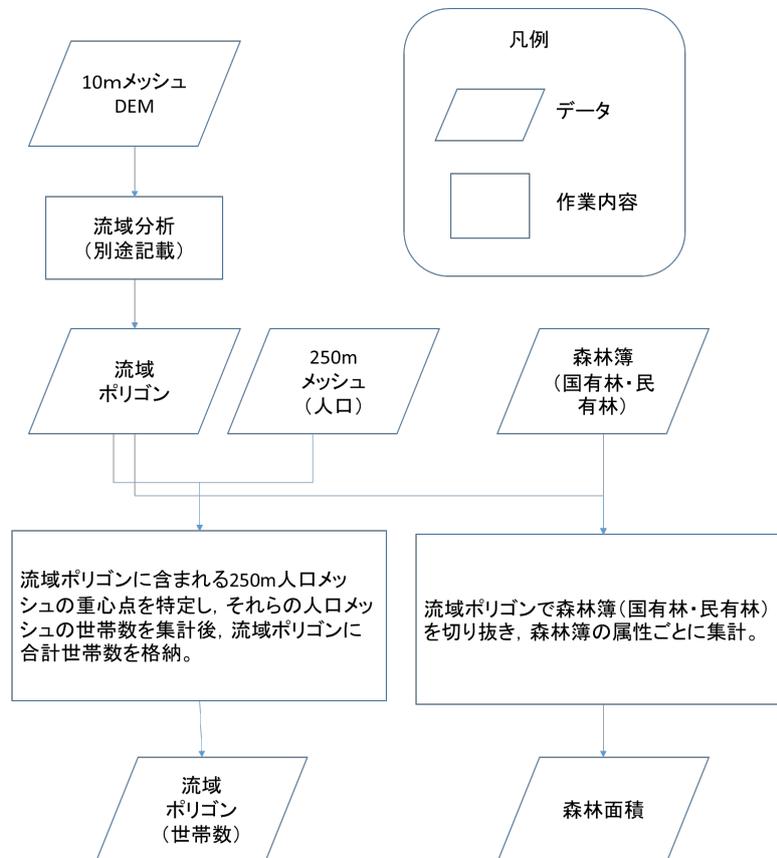


資料：ArcGISデータコレクションを背景に利用して著者作成。

図 1.1 釜石市及び甲子川の概要

1.4.2.2. 森林面積及び生態系サービス受益世帯数の推計

本分析の概要を図 1.2 に示す。まず、標高データ¹を用いた流域分析（後述）により作成した流域



¹標高データは、10mメッシュ数値標高モデル (Digital Elevation Model : DEM) であり、国土地理院基盤

ポリゴンと、人口のメッシュデータ²を重ね合わせることで、甲子川流域の世帯総数を算出する。流域ポリゴンは多角的な形状をしている一方で、人口メッシュは 250m 四方の四角形で構成されているため、流域ポリゴンの境界線上では、人口メッシュの一部分のみが流域ポリゴンと重なっている状況が発生し、その部分の人口をどのように取り扱うかが問題となる。本分析においては、人口メッシュの重心点に全ての世帯が居住していると仮定し、流域ポリゴンに含まれる人口メッシュの重心点を特定・集計することで、流域ポリゴン内に居住する世帯数を算出した。次に、流域ポリゴンと国有林及び民有林の森林簿を重ね合わせ流域ポリゴンによって森林簿を切り抜き（クリップ処理）森林簿の属性データを集計することで、流域内の森林面積を算出した。なお森林面積は国有林・民有林、針葉樹・広葉樹、人工林・天然林の属性ごとに整理を行った。

図 1.2 分析フローチャート

ここで流域解析とは、図 1.3 に示すように、標高データを利用して傾斜角度や傾斜方位を算出し、標高データ上に一様に降雨があった場合を仮定して水の流路や流量を推計することで、河川の流域を推定する解析手法である。なお、集水域ラスタから流域ポリゴンの作成に当たっては、ポリゴンの形状をなめらかにするために、単純化の処理を行った。本分析では、標高データを用いて ArcGIS Desktop 10.6 Spatial Analyst ツールの水文解析ツールを用いて流域分析を行った。

地図情報ダウンロードサービス (<https://fgd.gsi.go.jp/download/mapGis.php?tab=dem>) よりダウンロードした数値標高モデル (DEM) を利用した。

²人口データは、総務省統計局における地域メッシュ統計の 250m メッシュの人口データで、政府統計の窓口「e-Stat」よりダウンロードした 5 次メッシュ (250m メッシュ) (<https://www.e-stat.go.jp/gis/statmap-search?page=1&type=1&toukeiCode=00200521&toukeiYear=2015&aggregateUnit=Q&serveyId=Q002005112015&statsId=T000876>) を利用した。格納されている人口データは 2015 年国勢調査人口等基本集計のデータである。なお、国勢調査に関するメッシュデータの作り方については、総務省の HP を参照されたい (<https://www.stat.go.jp/data/mesh/pdf/gaiyo2.pdf>)。

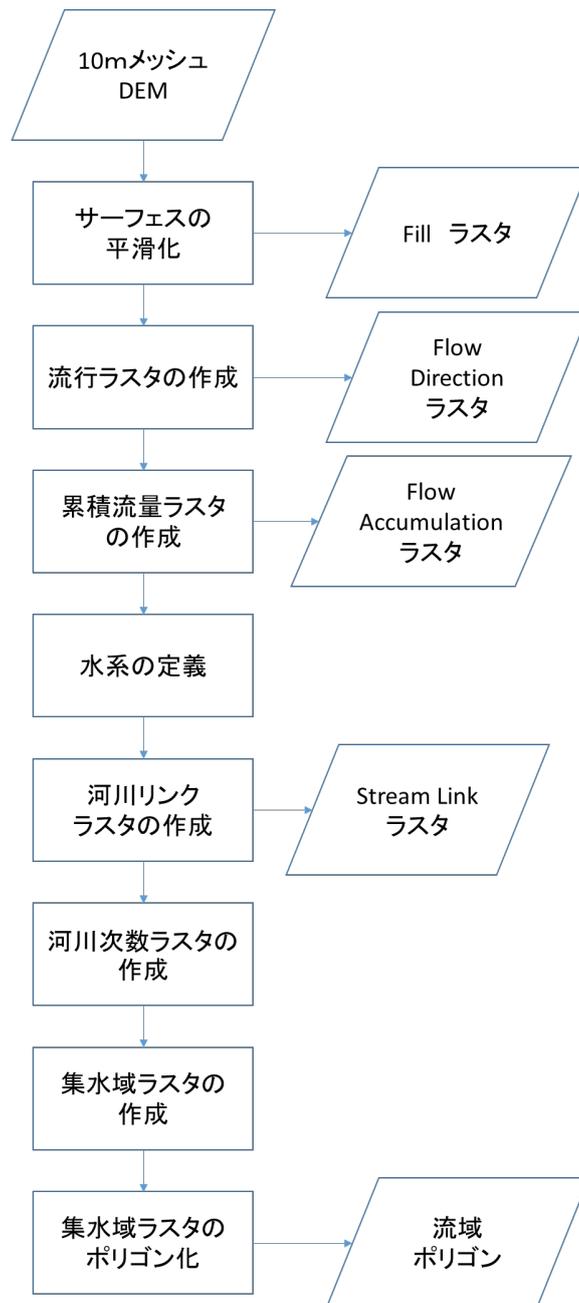


図 1.3 流域分析フローチャート

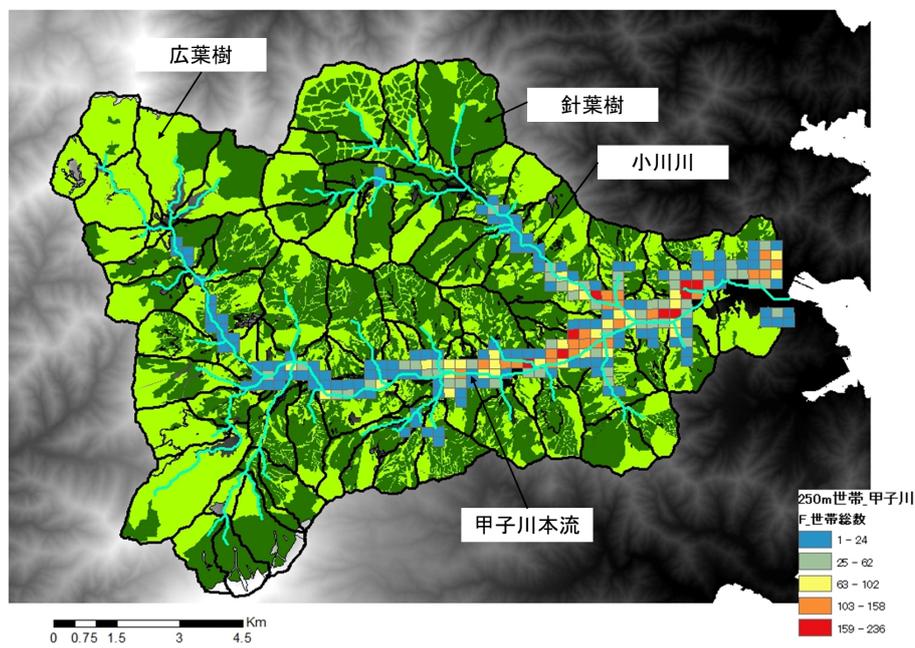
1.4.2.2. 洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの評価額の推計

GIS の分析により算出された森林面積を基に、甲子川流域の森林による洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについて経済評価を行った。洪水防止サービスについては、交換価値及び厚生価値双方で、水資源涵養サービスについては交換価値のみで評価額を推計した。交換価値については、三菱総合研究所（2001）の森林の公益的機能評価で適用された代替法と同一の手法を適用し、デー

タを岩手県内で甲子川近隣のものに更新することで評価額を推計した。厚生価値については、著者の第Ⅲ期研究の研究成果から単価を引用し推計した。

1.4.3 生態系サービスの評価結果

流域解析結果の流域ポリゴン及び人口メッシュを重ね合わせると図 1.4 の様になり、生態系サービスの受益対象世帯は、甲子川河口からおおよそ 5km 以内の範囲に集中しつつ、甲子川本流とその支流の小川川に沿って分布していることがわかる。流域内の人口メッシュ集計の結果、甲子川流域の森林生態系からの洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの受益世帯数は 10,645 世帯であり、これは釜石市全世帯数 16,860 世帯（2015 年国勢調査）の 63.1%となった。



資料:「10mメッシュ標高」(国土地理院)(<https://fgd.gsi.go.jp/download/mapGis.php?tab=dem>), 10mメッシュ標高より推計した流路ラインと流域ポリゴン及び250m人口メッシュ(e-Statよりダウンロード)をもとに著者作成。

図 1.4 甲子川流域における分析結果

甲子川流域における樹種ごとの分布状況としては、針葉樹は比較的標高が低いエリア、広葉樹は標高が高いエリアに分布しており（図 1.5.1）、一部の山麓付近をのぞき、多くの針葉樹が人工林である（図 1.5.2）ことから、針葉樹が人間の利用しやすい場所に植えられていることがわかる。また、上流域の森林は広葉樹が多く分布しており、その大部分が国有林であり、中流域から下流域までの森林は民有林となっている（図 1.5.3）。そこで森林面積について、国有林及び民有林を人工林・天然林における針葉樹及び広葉樹について整理を行ったところ、甲子川流域における森林面積は 11,787ha であり、国有林と民有林の面積の割合はそれぞれ 37%と 63%となった（表 1.10）。森林簿のデータから著者が推計したところ、釜石市全体の森林面積は 39,459ha であるため、釜石市の 29.9%の森林が甲子川流域に分布しており、そこから供給される森林生態系の洪水防止サービス、水資源涵養サービスを釜石市の全世帯の 63.1%が利用していると推察される。

これら森林面積と受益世帯数の結果を基に、生態系サービスの価値を推計したところ、洪水防止

サービスは交換価値による評価で 4 億 400 万円/年、水資源涵養サービスは交換価値評価で 172 億 1700 万円/年となり、厚生価値による評価で 593 億 9700 万円/年と推計された。水資源涵養サービスの交換価値と厚生価値を比較すると、厚生価値による評価額は交換価値による評価額の 3.4 倍となることが明らかとなった。

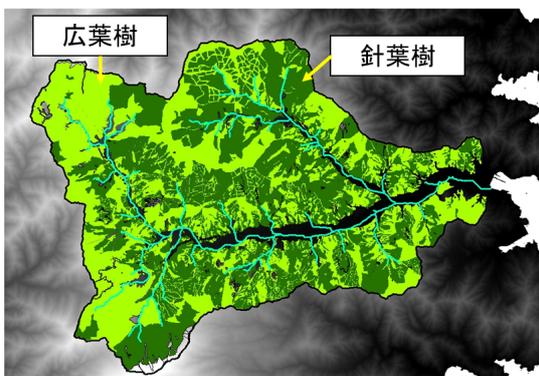


図1.5.1 針葉樹と広葉樹

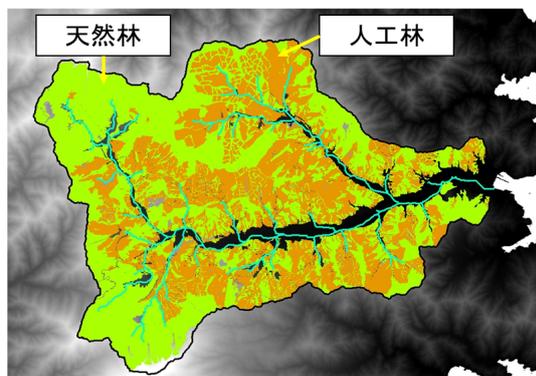


図1.5.2 天然林と人工林

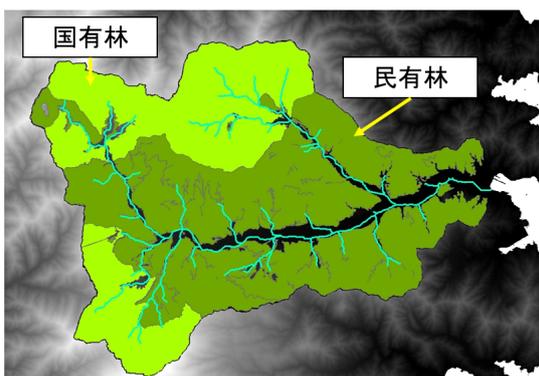


図1.5.3 国有林と民有林

資料:「10mメッシュ標高」(国土地理院)(<https://fgd.gsi.go.jp/download/mapGis.php?tab=dem>), 10mメッシュ標高より推計した流路ラインと流域ポリゴン及び森林簿(国有林・民有林)をもとに著者作成。

図 1.5 甲子川流域における森林の分布状況

表 1.10 甲子川流域の森林面積

		(ha)		
		国有林	民有林	合計
人工林	針葉樹	1,090	3,787	4,877
	広葉樹	84	14	98
天然林	針葉樹	905	129	1,034
	広葉樹	2,184	3,320	5,504
その他		150	123	273
合計	面積	4,413	7,373	11,787
	割合	37.40%	62.60%	100.00%

注 :その他は、未立木地、伐採跡地、竹林を含む。

1.4.4 生態系サービス供給表の構築

本研究では、サービスの供給者を森林の所有者としているため、推計された評価額を生態系サービス勘定表に計上するため、森林の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの供給表を作成する。その際、森林生態系サービスの供給者は、森林所有者とするという仮定を置いているため、ここでは、国有林からの生態系サービスは国が供給者であるとし、民有林からの生態系サービスについては地方自治体及び民間部門が生態系サービスの供給者とした。国有林と民有林の面積によって、評価額を按分し供給表に評価額を計上したものが表 1.11 である。この供給表では統計上の森林区分の都合により、地方自治体と民間部門が統合された形になっているが、森林簿から所有者を特定することで、分割も可能である。さらには企業や団体の所有林なのか、個人の所有林なのかで区分することで、産業と家計の分割も可能である。本研究では一次的接近として、供給表を作成したため、今後このような詳細な区分を行うことも検討したい。さらに、供給表は供給者のみが特定された形の勘定表だが、今後洪水防止サービス、水資源涵養サービスの受益者を特定することで、供給使用表に拡張することができる。

表 1.11 甲子川流域の森林による洪水防止サービス・水資源涵養サービスの供給表

	百万円)			
	交換価値		厚生価値	
	洪水防止サービス	水資源涵養サービス	洪水防止サービス	水資源涵養サービス
国	151.3	6,446.7	—	22,240.7
地方自治体及び民間部門	252.8	10,770.2	—	37,156.6
合計	404.1	17,216.8	—	59,397.3

注 :—は未計測項目である。

1.4.4 小括

本節では、森林生態系の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスについて、河川流域及び流域内の人口（世帯数）の分布を考慮して、森林生態系サービスの供給者及び受益者を特定し、サービスの評価を行った。その結果、甲子川流域における森林面積は 11,787ha であり、サービス供給者である国が所有者となる国有林は 7,373ha で全森林の 37%、地方自治体及び民間部門が所有者となる民有林は 4,413ha、63%であり、甲子川流域の森林は釜石市全体の森林（39,459ha）の 30%を占

めている。また、サービスの受益者は流域全体で 10,645 世帯となり、釜石市全世帯 (16,860 世帯) の 63%の世帯が享受する森林の洪水防止サービス及び水資源涵養サービスは、釜石市の 30%の森林から供給されていると推察される。それらの結果を基に生態系サービスの評価を行ったところ、交換価値による洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの価値は、それぞれ 4 億 400 万円/年、172 億 1700 万円/年であり、厚生価値による水資源涵養サービスは 593 億 9700 万円/年と推計され、これらの評価額を森林の面積で按分し生態系サービス供給表に計上した。本研究により、より詳細に受益者を特定した生態系勘定表の構築を行うことができるとともに、洪水防止サービス及び水資源涵養サービス等の調整サービスは誰が供給しているのを特定することができるようになる。

また、本年度は流域全体の森林面積と流域内に居住する全世帯を対象とした分析を行ったが、本来居住地の上流域に分布する森林からのみ洪水防止サービス及び水資源涵養サービスは享受すると考えられる。このようなさらに詳細な需給関係については、次年度の課題としたい。

1.5 空間分布を考慮した生態系サービスの評価：域外移出・北海道の事例

1.5.1 研究目的

1.4 では、生態系サービスによっては受益者が空間的に限定される場合があることを指摘し、それに対応した受益者の推計方法を示し、実際の生態系サービス（洪水防止サービス、水資源涵養サービス）の需要額を推計した。上記は限られた特定の空間に居住する者のみ受益者になるという特性を有する洪水防止サービスと水資源涵養サービスについての評価であったが、一方で生態系サービスには、生態系が存在する地域以外の者もその便益を享受することができるものがある。例えば、炭素貯留サービスは居住地域に関係なく世界中あらゆる場所の森林から炭素貯留サービスを受けることができる。文化サービスにも同様のことが言え、特にレクリエーションサービスについては、観光客やレジャー客など地域外からの来訪者が生態系のレクリエーションサービスを利用する機会が多く、必ずしも地域内に居住する者が生態系サービスの需要者となるわけではない。このように生態系サービスが域外の者に利用される場合には、勘定表の上では移出または輸出として計上される。そのため、生態系サービスの供給使用表を構築する場合には、生態系サービスの需要者を特定し移輸出の額を推計することが必要となる。

そこで本研究では、北海道の森林生態系から供給されるレクリエーションサービスを事例に、北海道外の日本国内他地域への移出額を推計する。なお、北海道には外国からも多くの観光客が来訪しており、これらの人々も北海道の森林生態系のレクリエーションサービスを利用しているはずで、これらは森林生態系レクリエーションサービスの輸出額に計上されることになる。しかしながら、現時点では外国からの来訪者による森林生態系レクリエーションサービスの利用量を推計するためのデータが不足しているため、本研究では国内他地域への移出のみを対象とし、輸出については対象化から除外する。

1.5.2 分析方法

分析に利用する 2019 年 10 月から 11 月にかけて行ったウェブアンケート調査により得た。アンケート調査では、「過去 3 年間に観光目的で北海道を訪問したことがあるか」を尋ねた。この問いに

「訪問したことがある」と回答した者に対しては、「登山・山歩き、森林浴、山菜・キノコ採り、昆虫採集、ホーストレッキング、森林のエコツアーへの参加・自然鑑賞をしたか」を尋ね、本研究では、この問いに「一つでもした」と回答した者を、森林生態系を利用した者と定義した。本研究では、この回答者群を対象として、回答者の居住地ごとに集計した。続いて、都道府県ごとに回答者数に占める北海道の森林生態系レクリエーションサービスを利用したと回答した人の割合を算出した。なお、回答者数は過去3年間の森林生態系サービス利用者なので、森林生態系レクリエーションサービス利用者の割合を3で除して年間の利用者割合に修正した。この回答者割合を各都道府県の世帯数に乗じることで、都道府県ごとの北海道の森林生態系のレクリエーションサービスを利用した世帯数を算出した。そして、以下の式に数値を入れることで、都道府県ごとの森林生態系レクリエーションサービス消費額を推計し、北海道の分を域内消費、それ以外の地域の分を移出とした。なお、消費額の推計は2000年、2007年、2012年の3カ年について行った。

$$\begin{aligned} & \text{(都道府県ごとの北海道の森林生態系レクリエーションサービス利用額)} \\ & = \text{(森林レクリエーション単価)} \\ & \times \text{(各都道府県の北海道生態系サービス利用世帯数)} \\ & \times \text{(森林面積)} \end{aligned}$$

レクリエーションサービスの単価は、第Ⅲ期研究で推計した森林生態系ストック価値推計に利用した厚生価値単価に、同じく第Ⅲ期研究で推計したレクリエーションサービスのウェイトを乗じた値をそのまま適用した。ストックの評価に適用した単価をフロー（サービス）にも適用することについて、Dasgupta(2014)には、包括的富（Inclusive Wealth : IW）及び包括的富指標（Inclusive Wealth Index : IWI）について、下記のような説明がある。

$$IW = P_k * K + P_h * H + P_n * N \quad (1)$$

（Inclusive Wealth = 人工資本の価値 + 人的資本の価値 + 自然資本の価値）

$$IWI = dW = P * dK + P * dH + P * dN \quad (2)$$

（包括的富指標 = Inclusive Wealth の変化 = 資本の物量変化をシャドウプライスで評価したもの）

P_k 、 P_h 、 P_n : 人工資本、人的資本、自然資本のシャドウプライス

K 、 H 、 N : 人工資本、人的資本、自然資本の物量

d : 時間微分

このうち(1)式のIWはストックであり、(2)式のIWIはフローに相当するが、両式で適用しているシャドウプライスには同じ値が適用されている。さらにDasgupta(2004)では、いくつかの課題を挙げつつも、Pの推定方法としてWTPも挙げられていることから、本研究でもストック評価と同じWTPをサービス（フロー）評価にも適用できると考えられる。

1.5.3 推計結果

表 1.12 には、アンケート調査の回答者のうち、過去 3 年間に北海道の森林生態系レクリエーションサービスを利用したことがあると回答した人の地域別人数及び地域別総世帯数とそれぞれの割合を示している。数値は 3 年間での利用経験なので、これを 3 で除して 1 年間に北海道の森林生態系レクリエーションサービスを利用した人に換算した。ただし、ここでは 1 人の回答者が 1 年間に複数利用することは想定せず、1 人が 1 年間に 1 回のみ利用したと仮定している。また、アンケート調査は同一世帯から複数の回答者が出ることはないので、森林レクリエーションサービスの利用者数は利用世帯数と同じであると見なす。

これを見ると、北海道の森林生態系サービスの北海道内での利用者は 8.8%のみであり、残りの 90%以上は北海道以外の居住者に利用されていることがわかる。また総世帯数の割合との比較をみると、森林利用者割合が総世帯数割合よりも高い地域は北海道の他、関東と中部である。これらの地域は大都市圏であり、北海道への飛行機でのアクセスが比較的良好である地域である。このことから、レクリエーションサービスの移出には域外からのアクセス性が影響を与えることが示唆される。なお近畿については、森林利用者割合が総世帯数割合を下回っているが、兵庫県、大阪府では森林利用者の割合が総世帯数を上回っており、やはり大都市圏では森林利用者の割合が総世帯数の割合を上回る傾向にあることがわかる。

表 1.12 などのデータから推計した森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額と移出額は、表 1.13 のとおりである。これを見ると、北海道の森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額は 2000 年で 122 兆円にとどまり、残りの 1400 兆円は北海道外に移出されていることがわかる。ただし前述のとおり、今回の分析では森林利用者は年間 1 回のみ利用と仮定している。そのため、北海道の居住者などは年間に複数回利用している可能性が高く、域内消費額が過小評価されている可能性が残されていることにも留意が必要である。

表 1.12 森林生態系レクリエーションサービスの利用者と総世帯数の地域別割合

項目	地域	森林生態系 利用者割合	総世帯数割合
域内消費	北海道	8.8%	4.9%
移出	東北	3.7%	6.5%
	関東	48.0%	41.1%
	中部	10.2%	9.9%
	近畿	15.1%	17.2%
	中国	5.4%	5.8%
	四国	1.1%	3.1%
	九州・沖縄	7.7%	11.5%
合計	全国	100.0%	100.0%

表 1.13 森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額と移出額（厚生価値評価）

		兆円)			
	地域名	2000	2007	2012	地域別割合
域内消費	北海道	122	120	116	8.0%
	東北	61	60	58	4.0%
	関東・甲信	672	659	635	44.2%
移出	北陸・東海	182	179	172	12.0%
	近畿	238	233	225	15.6%
	中国	90	88	85	5.9%
	四国	21	20	19	1.4%
	九州・沖縄	136	133	128	8.9%
合計	全国計(a)	1,523	1,493	1,437	
	減少率	—	-2.0%	-3.7%	

1.6 森林生態系から発生する生態系サービスの特定

1.6.1 背景と目的

一つの生態系からさまざまな生態系サービスが供給されていることは周知の通りである。また、前節までの分析で示したように、同一の生態系種でも、空間的分布や周辺の地理条件、受益者の特性などによっても、供給される生態系サービスは異なってくる。このような多様な生態系サービスを生態系評価のたびに逐一特定することは困難であり、ある生態系から供給される生態系サービスをいかに効率的に特定するかは大きな課題である。

昨年度は北海道の魚つき林を事例とし、魚つき林の植樹活動がどのような目的によって行われているのかを明らかにすることで、供給される生態系サービス及び受益者の特定化方法を模索した。しかしながら、この方法も魚つき林の植樹活動を行っている現地において個別の情報を収集する必要があり、国全体での生態系サービス評価のために、この方法を全国的に展開することは困難である。そのため、既存の統計データを用いたより効率的な生態系サービスの特定化方法を検討する必要がある。

そこで、以下では北海道において保安林に指定されている森林を取り上げ、保安林の指定目的と生態系サービスとの関係について考察を行い、保安林の指定目的から当該森林生態系が供給する生態系サービスを特定することを試みる。

1.6.2 保安林

表 1.14 に示すように保安林の種類は 17 種類あり、魚つき林も魚つき保安林として指定されている。森林の機能は複合的であるため、防風や防雪、魚つきなどの機能は、土砂流出防備や土砂崩壊防備の機能と併用されている場合もあり、その場合は保安林としての種類が重複して指定（兼種指定）されている。また、表 1.15 にはこれらの保安林の種類別指定目的を示した。

保安林は異なる保安林種と重複して指定されている場合がある。例えば、全道の森林簿データから魚つき保安林として森林の種類コード指定されている林小班区画を抽出し、兼種指定されている保安林種を調べたところ、表 1.16 に示すように防霧保安林や暴風保安林、土砂崩壊防備保安林、土

砂流出防備保安林などとの兼種指定が多い。

表 1.14 保安林の種類別面積（延べ面積）
 国有林・民有林別延べ面積（2017年3月31日現在）

単位：千 ha

	保安林種別	国有林	民有林	合計	対全保安林 比率（%）
1号	水源かん養保安林	5,702	3,494	9,195	71.1
2号	土砂流出防備保安林	1,079	1,511	2,589	20
3号	土砂崩壊防備保安林	20	40	60	0.5
1～3号保安林計		6,800	5,044	11,844	91.6
4号	飛砂防備保安林	4	12	16	0.1
5号	防風保安林	23	33	56	0.4
	水害防備保安林	0	1	1	0
	潮害防備保安林	5	9	14	0.1
	干害防備保安林	50	76	126	1
	防雪保安林	0	0	0	0
6号	防霧保安林	9	53	62	0.5
	なだれ防止保安林	5	14	19	0.1
7号	落石防止保安林	0	2	2	0
	防火保安林	0	0	0	0
8号	魚つき保安林	8	52	60	0.5
9号	航行目標保安林	1	0	1	0
10号	保健保安林	357	344	701	5.4
11号	風致保安林	13	15	28	0.2
4号以下保安林計		475	612	1,087	8.4
合計（延べ面積）		7,275	5,656	12,931	100
保安林実面積		6,919	5,265	12,184	100
全保安林面積に対する比率		56.9	43.2	100	
全国森林面積に対する比率		27.6	21	48.6	
所有別面積に対する比率		90.2	30.2		
国土面積に対する比率		18.3	13.9	32.2	

注 1:兼種指定（同一箇所でも2種類以上の保安林種に指定）されている保安林については、それぞれの種別にとりまとめた。

注 2:「保安林実面積」とは、兼種指定されている場合に、重複を除いた面積を算出したものである。

注 3:全国森林面積については、林野庁計画課調べによる2012年3月31日現在の数値を使用した。

注 4:国土面積については、国土交通省国土地理院による2016年10月1日現在の数値を使用した。

注 5:単位未満四捨五入のため、計と内訳は必ずしも一致しない。

出所：林野庁 HP (http://www.rinya.maff.go.jp/j/tisan/tisan/con_2_2_1.html)

表 1.15 保安林の種類別指定目的

	保安林種別	指定目的
1号	水源かん養保安林	流域保全上重要な地域にある森林の河川への流量調節機能を安定化し、その他の森林の機能とともに、洪水、渇水を緩和したり、各種用水を確保したりします。
2号	土砂流出防備保安林	下流に重要な保全対象がある地域で土砂流出の著しい地域や崩壊、流出のおそれがある区域において、林木及び地表植生その他の地被物の直接間接の作用によって、林地の表面侵食及び崩壊による土砂の流出を防止します。
3号	土砂崩壊防備保安林	崩落土砂による被害を受けやすい道路、鉄道その他の公共施設等の上方斜面等において、主として林木の根系の緊縛その他の物理的作用によって林地の崩壊の発生を防止します。
4号	飛砂防備保安林	海岸の砂地を森林で被覆することにより飛砂の発生を防止し、飛砂が海岸から内陸に進入するのを遮断防止することにより、内陸部における土地の高度利用、住民の生活環境の保護をはかります。
5号	防風保安林	林冠をもって障壁を形成して風に抵抗してそのエネルギーを減殺・攪乱することにより風速を緩和して風害を防止します。
	水害防備保安林	河川の洪水時における氾濫にあたって、主として樹幹による水制作用及びろ過作用並びに樹根による侵食防止作用によって水害の防止・軽減をはかります。
	潮害防備保安林	津波又は高潮に際して、主として林木の樹幹によって波のエネルギーを減殺するほか、空気中の海水塩分を捕捉して塩害を防止します。
	干害防備保安林	洪水、渇水を緩和し、又は各種用水を確保する森林の水源涵養機能により、局所的な用水源を保護します。
	防雪保安林	飛砂防備保安林や防風保安林と同様の機能によって吹雪（気象用語では「飛雪」といいます。）を防止します。
6号	防霧保安林	森林によって空気の乱流を発生させて霧の移動を阻止したり、霧粒を捕捉したりすることで霧の害を防止します。
	なだれ防止保安林	森林によって雪庇の発生や雪が滑り出すのを防いだり、雪の滑りの勢いを弱めたり、方向を変えたりすること等により雪崩を防止します。
6号	落石防止保安林	林木の根系によって岩石を緊結固定して崩壊、転落を防止したり、転落する石塊を山腹で阻止したりすることで、落石による危険を防止します。
	防火保安林	耐火樹又は防火樹からなる防火樹帯により火炎に対して障壁を作り、火災の延焼を防止します。
7号	防火保安林	耐火樹又は防火樹からなる防火樹帯により火炎に対して障壁を作り、火災の延焼を防止します。
8号	魚つき保安林	水面に対する森林の陰影の投影、魚類等に対する養分の供給、水質汚濁の防止等の作用により魚類の生息と繁殖を助けます。
9号	航行目標保安林	海岸又は湖岸の付近にある森林で地理的目標に好適なものを、主として付近を航行する漁船等の目標とすることで、航行の安全をはかります。
10号	保健保安林	森林の持つレクリエーション等の保健、休養の場としての機能や、局所的な気象条件の緩和機能、じん埃、ばい煙等のろ過機能を発揮することにより、公衆の保健、衛生に貢献します。
11号	風致保安林	名所や旧跡等の趣のある景色が森林によって価値づけられている場合に、これを保存します。

出所：林野庁 HP (http://www.rinya.maff.go.jp/j/tisan/tisan/con_2_2_3.html)

表 1.16 道内で魚つき保安林と兼種指定されている保安林

保安林種	林小班数
水源かん養保安林	31
土砂流出防備保安林	280
土砂崩壊防備保安林	453
飛砂防備保安林	55
防風保安林	506
水害防備保安林	0
潮害防備保安林	5
干害防備保安林	70
防雪保安林	0
防霧保安林	571
なだれ防止保安林	0
落石防止保安林	0
防火保安林	0
航行目標保安林	0
保健保安林	120
風致保安林	0

2018年版の『森林・林業統計要覧』によると2016年度の全国の保安林の実面積は、国有林が692万ha、民有林が526万haの計1,218万haとなっている。前年度と比べると国有林は微減(-770ha)、民有林は微増傾向(+15,010ha)にある。都道府県別では、北海道が圧倒的に多く全国の約3割の377万haである。特に国有林においては約4割強の2,86万ha、民有林では91万haの約17%を占めている。魚つき保安林は、前年度よりもわずかに減少し全国で59,927haで、国有林が8,406ha、民有林が51,522haである。魚つき保安林でも、都道府県別では北海道が圧倒的に多く35,731ha(国有林:3,890ha、民有林:31,842ha)と全国の約6割を占めている。

1.6.3 保安林による森林生態系サービスの物的供給表の構築

生態系サービス勘定の供給使用表において、森林生態系サービスの供給者は森林所有者とすることが原則となっている。したがって、魚付林の所有者情報が必要となる。前述した調査によると漁業関係者等により整備されている魚付林は、多くが市町村有林で、一部が森林組合などの私有林である。統計によっては市町村有林と私有林を合わせて民有林と区分している場合があるが、勘定表の供給部門設定を公的部門と民間部門に区分するならば、公有林(国有林・市町村有林・都道府県有林)と私有林の識別が必要である。北海道林業統計では保安林について国有林、道有林、市町村有林および私有林等に区分された情報が整理されている。

表1.17は2017年度末における北海道の保安林種別実面積を示しており、ここには他の保安林種との兼種指定されている面積は含まれない。北海道では保安林全体の75.8%は国有林で、種別では水源かん養保安林が78.3%を占めている。兼種指定されている保安林面積は、全道で204,572haあり、その内訳は国有林100,892ha、道有林81,146ha、市町村有林14,171ha、私有林等が8,363haとなっている。

魚つき保安林は、道有林が 54.4%と最も多く、次いで国有林 25.2%、市町村林 15.2%となっており公的部門が 94.8%と大半を占めている。前述したような 3 種類の生態系サービスとの対応関係は魚つき保安林の位置情報などが必要であるがそれぞれの生態系サービスの判断基準を定めた上で、北海道水産林務部によりオープンデータ化されている森林情報として森林区域データ（ファイル形式：kmz）と林小班区画及び森林資源データ（ファイル形式：shape, dbf, shx, prj, csv）が利用可能であるので、これらのデータに基づき供給者区分を割り当てることが可能と思われる。なお、本稿では位置情報に基づく判断基準を設定していないので、GIS 情報の利用は今後の課題となる。

表 1.17 北海道の保安林実面積

単位：ha

森林法 第 25 条 第 1 項	保安林種別	国有林	民有林			合計
			道有林	市町村有林	私有林等	
1 号	水源かん養保安林	2,240,049	369,972	56,910	105,923	2,772,854
2 号	土砂流出防備保安林	521,740	184,672	39,635	55,302	801,349
3 号	土砂崩壊防備保安林	11,982	991	2,941	1,714	17,628
4 号	飛砂防備保安林	878	0	120	90	1,088
5 号	防風保安林	17,892	213	21,302	2,372	41,779
	水害防備保安林	0	1	0	47	48
	潮害防備保安林	1,568	39	123	22	1,752
	干害防備保安林	27,823	3,403	3,357	3,121	37,704
	防雪保安林	0	0	0	31	31
6 号	防霧保安林	8,740	18,123	8,477	26,165	61,505
	なだれ防止保安林	114	0	70	69	253
7 号	落石防止保安林	181	45	3	0	229
	防火保安林	0	0	37	31	68
8 号	魚つき保安林	977	2,108	590	203	3,878
9 号	航行目標保安林	16	0	4	0	20
10 号	保健保安林	26,655	3,113	660	515	30,943
11 号	風致保安林	1,731	21	183	691	2,626
合計		2,860,346	582,701	134,412	196,296	3,773,755

2018 年 3 月 31 日現在

出所：『平成 29 年度北海道林業統計』より作成

また、北海道全体の森林面積（554 万 ha）に対する保安林面積は実に 68.1%を占めている。このことは、表 1.15 に示した保安林の指定目的に基づいて保安林種類と供給可能な生態系サービスとの対応を関係づければ、北海道の森林生態系が供給可能な生態系サービスの約 7 割を保安林情報から推計できることになる。

保安林は既に述べたように異なる保安林種と重複して指定されている場合がある。複数の保安林に兼種指定されている場合、どの保安林の機能が優先されるのかという悩ましい問題がある。たとえば、森林簿に記載のある森林種類として急傾斜地崩壊危険区域内的の森林で土砂崩壊防備保安林と

魚つき保安林の兼種指定がある場合は、情報として災害危険度を判断できるために災害被害の回避を優先することで魚つきの機能発現も期待できる。このように兼種指定されている保安林が供給する生態系サービスを特定するには、複数の生態系サービスの同時供給が可能であるのか、あるいは単独の生態系サービスしか供給されないのかを判断する基準を設けることが必要となる。

表 1.18 は、生態系サービスの国際共通分類（CICES）生態系サービス分類と表 1.15 に示した保安林指定目的を照らし合わせて、各種保安林が供給可能な生態系サービスを検討した結果である。保安林の多くからは森林生態系による調整サービスの供給が期待できる。なお、防火保安林と航行目標保安林については、相当する生態系サービスが見当たらなかったため該当無しとしている。表 1.19 は、表 1.17 の対応関係に基づいて森林生態系サービスを提供する保安林面積を物的供給表の形式にまとめたものである。供給部門は私有林を民間部門に、国有林・道有林および市町村有林を公的部門に割り当てている。この物量情報は、各種保安林の実面積に基づくものであるため、兼種指定されている保安林面積は含まれていない。参考までに表 9 に示した魚つき保安林とともに兼種指定されている代表的な保安林面積を森林簿データから抽出すると、水源かん養保安林 305ha、土砂流出防備保安林 1100ha、土砂崩壊防備保安林 906ha、飛砂防備保安林 32.63ha、防風保安林 786ha、防霧保安林 2023ha となっている。

なお、こうした統計情報には含まれないが、土地所有者と植樹主体との間で分収林契約が交わされている場合がある。たとえば著者の調査では、北海道の佐呂間漁協が植樹を行っている土地は町有地であるが、植樹した木が木材として伐採できた場合、組合が 95%、町が 5%の割合で収入を分ける分収林契約が交わされていることが明らかとなった。こうしたケースでは、植樹主体や森林育成主体を生態系サービスの供給部門として割り当てる補正を行うことが適切であるように思われる。こうした補正は、市町村単位のような比較的情報が集約しやすい規模で可能と考えられる。

表 1.18 保安林種と生態系サービス

森林法第 25 条第 1 項	保安林種別	CICES 生態系サービス分類		
		区分	部門	グループ
1 号	水源かん養保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
2 号	土砂流出防備保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
3 号	土砂崩壊防備保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
4 号	飛砂防備保安林	調整サービス	フロー調節	空気フロー調節
5 号	防風保安林	調整サービス	フロー調節	空気フロー調節
	水害防備保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
	潮害防備保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
	干害防備保安林	調整サービス	フロー調節	水フロー調節
	防雪保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
	防霧保安林	調整サービス	物理化学的環境の調節	大気調節
6 号	なだれ防止保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
	落石防止保安林	調整サービス	フロー調節	マスフロー調節
7 号	防火保安林	-	-	-
8 号	魚つき保安林	調整サービス	生物環境の調節	生息域の保護
9 号	航行目標保安林	-	-	-
10 号	保健保安林	文化的サービス	生態系の物理的/経験的利用	非抽出レクリエーション
11 号	風致保安林	文化的サービス	生態系の知的表象	精神的・象徴的

表 1.19 保安林による生態系サービスの物的供給表

単位：ha

CICES 生態系サービス		公的部門	民間部門	
調整サービス	フロー調節	水フロー調節	2,703,245	109,113
		マスフロー調節	762,374	57,116
		空気フロー調節	40,405	2,462
	物理化学的環境の調節	大気調節	35,340	26,165
	生物環境の調節	生息域の保護	3,675	203
文化的サービス	生態系の物理的 または経験的利用	非抽出的レクリエーション	30,428	515
	生態系の知的表象	精神的・象徴的	1,935	691

1.7 まとめ

本節では、地方自治体向けの生態系勘定フレームワークの構築に向け、はじめに生態系勘定の国際的な研究開発動向を紹介した。続いて、生態系勘定を精緻化するため、生態系ストック及び生態系サービスの評価の精緻化を行った。この中では、都道府県版の森林生態系ストック勘定の期中変化項目に数値を計上し、森林ストックの物量及び価値がどのような要因で増加減少しているのかが明確になるようにした。分析では北海道を事例に試行的に期中変化項目を計上したが、この結果からは、北海道の森林ストックの減少の最大の要因は森林伐採、続いて災害といった自然的要因による壊滅的喪失であることが示された。

続いて、生態系から供給される生態系サービスの違いによる評価を行うため、アクセス性を考慮した生態系ストック価値の評価を行った。この分析では、道路からの距離が 50m 未満の森林をアクセス性のある森林、それ以上の距離の森林をアクセス性のない森林と定義して、アクセス性のない森林からは調整サービスのみ供給されると仮定した。このような仮定を置いた上で森林ストック価値の評価を行ったところ、アクセス性を考慮して森林を区分した評価を行った場合はアクセス性を考慮しない場合に比べて、森林ストック価値は 25% 過大評価されていることが明らかになった。

次に、生態系サービスによっては受益者が空間的に限定されることを考慮し、森林生態系が存在する河川流域を考慮して、岩手県釜石市甲子川流域を事例に、森林生態系の洪水防止サービスと水資源涵養サービスの供給者と受益者を特定し、その価値評価を行った。その結果、甲子川流域の森林生態系サービスの供給は国が 37%、地方自治体及び民間部門が合わせて 67% の割合で供給していることが明らかになった。また、この森林生態系からの生態系サービスのうち、洪水防止サービスと水資源涵養サービスの受益世帯は 10,645 世帯であり、釜石市全世帯の 63% になることが示された。また、これら森林面積と受益者の結果をもとに生態系サービスの価値を推計したところ、洪水防止サービスは交換価値評価で 4 億 400 万円/年、水資源涵養サービスは、交換価値で 172 億 1700 万円、厚生価値では 593 億 9700 万円/年となった。これらの評価額を森林生態系の供給表に計上することで、より厳密に供給者及び受益者を特定した生態系勘定表の構築を行うことができた。

また、インターネット調査により全国を対象として北海道の森林生態系の利用状況に関する情報

を収集し、北海道の森林生態系サービスの域内消費額、北海道外への移出額を推計した。その結果、北海道の森林生態系レクリエーションサービスの域内消費額は 2000 年で 122 兆円にとどまり、残りの 1400 兆円は北海道外に移出されていることが示された。また地域別では、関東、東海、近畿では、各地域の全世帯数に占める北海道の森林生態系の利用世帯の割合が高い一方、それ以外の地域では割合が低くなる傾向があることが明らかになった。この要因としては、これら 3 大都市圏では、北海道へのフライト便数が多くアクセス性が比較的良好なことが考えられる。このように、レクリエーションサービスの移出には域外アクセス性が影響を与えることが示唆された。

最後に、どのような森林からどの生態系サービスが供給されているかを簡便な方法で特定するため、保安林指定目的から供給される生態系サービスの特定することを試みた。分析では、北海道において保安林に指定されている森林を取り上げ、保安林指定目的とその面積データから、まず森林生態系サービスの物的供給表を構築した。このような勘定表を構築することで、既存の統計データを利用した勘定表への数値計上ができ、より簡便な形で勘定表を構築する方法を提案できる。

これらの研究成果はいずれも生態系勘定表をより厳密に構築するために有効であるが、いくつかの課題も挙げられており、次節以降でその一部を取り上げ、解決策を提示する。

第2章 日本における生態系サービス評価に関する研究

2.1 はじめに

生態系勘定の構築には物量データと貨幣データが利用される。そのうち貨幣データは、生態系資源あるいは生態系サービスに対する貨幣評価を通じて推定されたものになる。その推定には様々な方法が提案されているが、多く分けて交換価値（市場価格）に基づく評価手法と、余剰価値（社会厚生）に基づく評価手法に分けられる。どちらの価値尺度を利用するかについては大きな議論が存在する。自然生態系の非利用価値を重視する立場にたつと、交換価値は過小評価になる（Carson et al.(1996), Carlsson and Martinsson(2001)）が、生態系勘定として SNA などへの接続を重視する立場に立つと余剰価値の採用は整合性が問題となる（SEEA-EEA）。

ミレニアム生態系評価においては、評価手法を明記しつつ貨幣評価が行われた。それに対して世界銀行の調整純貯蓄（Adjusted Net Savings）や国連大学・UNEP の包括的富指標（Inclusive Wealth Index）は若干の調整を施しつつも基本的には SEEA-EEA と同様に世界市場データに基づいたレントによって自然生態系（自然資本）が評価されている。持続可能性指標においては、自然資本の劣化を小さめに見積もってもなお危機の高い事態を認識するためである。これらに用いられる交換価値の原単位は概ね共通しており、本研究で構築する貨幣評価データへの適用も可能である。

とはいえ、実際の政策評価においては社会厚生の変化が問われるため、交換価値だけではなく余剰価値による評価も政策適用としては非常に有用である。そこで本研究では、勘定表から厚生価値による生態系サービス評価を含めることを目指している。これにより、プラネタリー・バウンダリーが示唆するような大規模で代替不可能な生態系劣化に対しては物量データを、GDP などの SNA データとの接続に対しては交換価値データを、社会的費用便益分析などの政策評価に対しては余剰価値データを用いて可視化と主流化に資するようになる。

余剰価値による評価は、公共財的性質に基づくスピルオーバーなどの空間的要因に関する論点、生態系サービスの通時的評価における時間的要因に関する論点など理論的問題が残っている。また、余剰価値のもつ地域固有性については実証研究で価値評価していく必要がある。

こうした論点に対して、本年度は空間的要因として、生態系資源からの距離に基づく価値減価（空間割引）について分析する。2.2 節では生態系サービスの空間分布に対する理論的考察を行う。2.3 節では、空間割引率の推定の実証研究として社会調査の実施によるデータ分析を行う。2.4 節では、昨年度より着手している時間割引率について、その規定要因に関する統計分析を行う。

2.2 生態系の価値評価の空間的分析

昨年度の報告書において、生態系サービス便益の空間分布の研究に向けた予備的考察を行った。具体的には、生態系サービスの便益が空間によって異なる状況において、1)空間を含めた動学的最適化の手法、2)便益にどのような重みづけを行うべきかという空間割引の二点について、先行研究をサーベイし、理論分析を行った。これを受けて本節では、空間割引（距離減衰）理論モデルの精緻化と、応用への橋渡しに向けて先行研究から実際の割引の規模について分析を行う。

2.2.1 空間割引の既存研究³

生態系サービスは、空間によってその需要も供給も異なることが知られており、直感とも整合する。そのため応用研究においては、空間によって異なる環境評価を行っている文献もある。ところが空間割引率そのものを主題として扱っている論文はほとんどないため、本研究においては、それに近い先行研究を参照した。

まず、空間割引の経済学としてほぼ唯一と言ってよい研究が Perrings and Hannon (2001)である。彼らは生態系サービスではなく大気汚染を念頭に置いていたが、生態系サービスのような正の価値を持つ財にも応用可能である。具体的には、汚染物質が大気中に拡散して濃度が減少していく状況を考え、空間全体を集計した効用を最大化するという問題を設定した。このとき、汚染の発生源から遠くへ行くほど汚染の濃度は減衰するので、それを物理的に割り引いて動学として表現する必要がある。すると、発生源近くにおける消費1単位と遠く離れた地点における消費1単位とでは、重みづけが異なることになる。両者を等しくさせるような割引率を、彼らは「中立的割引率」と呼んだ。

具体的に定式化しよう。前節の動学的最適化と類似して、

$$\max \int_0^{\infty} U(C(z), S(z)) e^{-\psi z} dz \text{ s. t.}$$
$$\frac{dS}{dz} = f(C(z), S(z)), C(0), S(0) \text{ given.}$$

と定式化できる。ここで $S(z)$ は地点 z における汚染濃度（ストック）である。空間的な効用割引率 ψ は、動学的最適化のための必要条件から、

$$\psi = f_s - \frac{U_s}{U_c} f_c + \frac{dC}{dz} \left(\frac{U_{cc}}{U_c} - \frac{f_{cc}}{f_c} \right)$$

と導出される。これは時間の最適化問題における純粋時間選好率に対応し、上式全体はラムゼー公式に対応する。これを中立的割引率と呼べるのは、汚染が物理的に減衰するため、消費者の選好に基づけば、この率であれば遠くにいる消費者の効用を割り引いてよいという意味合いを持つためである。 f_s は汚染の限界拡散率、 $\frac{U_s}{U_c}$ は消費と汚染との限界代替率、 f_c は消費の限界汚染被害である。

生態系サービスについては、全般に経済評価の研究が非常に多くなされているものの、空間的な割引に関するものはごく一部である。たとえば Barbier (2009; 2012)は、生態系サービスの供給が距離とともに減少していくことを、指数割引によりモデル化している。また Ando and Shah (2010)は、生態系サービスの需要サイドに注目し、サービスの水準や支払い意思額が距離に応じて逡減する空間割引をモデル化したうえで、保全サイトをどこに立地すべきかという問題に適用した。また時間割引において、行動経済学分野では双曲割引が動物や人間の行動に観られることが指摘

³ 本小節の一部は昨年度報告書をもとに加筆している。

されモデル化されている (Ainslee, 1992; Dasgupta and Maskin, 2005; Hepburn et al. 2010)。これは行動を記述する割引であり、「～すべき」という規範的な議論には使いにくいことに注意が必要である。そのため気候変動への双曲割引の適用例も極めて限られている (Karp 2005)。Karp (2015)は、遠い空間が人の目にどう見えるかという遠近法とのアナロジーから、双曲的な空間割引が妥当であると論じている。

こうした時間割引と空間割引の先行研究に基づいて、本研究における空間割引率に関しては、純粋空間選好率、空間の不平等 (不確実性) 回避、空間的な消費分布、空間的な環境分布、一般的な財と環境との代替可能性、人口密度などの構成要素が重要であると予想される時間割引とのアナロジーにより、これらがどう空間割引に影響するか、気候変動や生態系サービスの政策にどう適用すべきか、もっともらしい率はどの程度かといった議論が可能になる。

将来的な研究課題として、時間割引と空間割引の両方を組み込んだ生態系サービスの経済評価や政策評価につなげることも考えられる。これにより、国内における生態系サービス分布や格差など世代内の問題と、将来世代への配慮という世代間の問題を同じ枠組みで議論できる。

2.2.2 空間割引理論の構築

本小節では、空間割引の理論モデルを構築しよう (ワーキングペーパー (Yamaguchi and Shah 2018) を参考にしている)。これは、Perrings and Hannon (2001)をベースとしつつ、気候変動の時間割引のモデルの知見を取り入れたものである。

まず社会的福祉

$$w(0) = \int_0^T u(c(x), s(x))g(x)e^{-\psi x} dx \quad (2.1)$$

を仮定する。ここで効用は、 $x \in [0, T]$ における一人当たり消費 $c(x)$ と一人当たり生態系サービス $s(x)$ の関数であり、それぞれについて二階微分可能とする。一人当たり生態系サービス $s(x)$ は、アメニティの「濃さ」を表しており、生態系サービスの発生源からの距離が増えるにつれて「薄く」なっていく。空間的人口分布について、密度関数 $g(x)$ は、 $\int_0^\infty g(u)du = 1$ を満たすものとする。効用割引率である純粋空間選好率を $\psi > 0$ とする⁴。各個人は完全に同質の存在とする。

次に、一人当たり生態系サービスの空間動学を

$$\frac{ds}{dx} = f(s(x), c(x), g(x)) \quad (2.2)$$

とする。Perrings and Hannon (2001)を拡張し、生態系サービス s 、一人当たり消費 c 、人口密度 g の関数となっている。ここで f の導関数の符号を一般化することはできないが、一般的に、 f は生態系サービスの増加関数 ($f_s > 0$)、ただし考えられている生態系が豊富な場合は、減少関数になることもあると考えられる ($f_s < 0$)。また、消費が環境に及ぼす外部性が無視できるときは、 $f_c = 0$ と仮定できるが、都市部における水供給サービスのように、消費が環境に及ぼす外部性がある場合は、 $f_c > 0$ もしくは $f_c < 0$ となると予想される。生態系サービスが公共財である場合、一人当たり生態

⁴ Perrings and Hannon (2001) では、純粋空間選好率を一人当たり消費の関数と仮定している。

系サービス便益は対象となるサービスの性質によって異なる。TEEB の分類による調整サービスや基盤サービスの場合、人口密度が生態系サービスに与える影響はないと仮定できる。これに対して供給サービスの場合、 f は人口密度の減少関数と考えられる ($f_g < 0$)。

2.2.3 空間割引率の分解

次に、空間割引率として、空間消費割引率、空間生態系サービス割引率、空間 WTP 割引率について考えたい。これらは、生態系サービスの文献においては、特に分け隔てなく使われがちであるため、異なる価値尺度財による割引率を議論しておくことが有益である。

(1) 空間消費割引率

消費を価値尺度財とした空間割引率を r_c とする。ある地点 0 における消費を追加的に 1 単位減らして、別の地点 x における消費を何単位増やせば社会的福祉が保たれるかを考える。効用単位で、地点 0 における消費が限界的に社会的福祉を増やす効果 $\partial w(0)/\partial c(0)$ は地点 x における限界効果 $\partial w(0)/\partial c(x)e^{r_c x}$ と等しくなるとすると、これを解いて

$$r_c = \psi - \frac{1}{x} \ln \frac{u_c(c(x), s(x))g(x)}{u_c(c(0), s(0))g(0)}. \quad (2.3)$$

を得る。消費の限界効用と人口密度の変化率が一定とすると、空間消費割引率

$$r_c = \psi + \frac{-u_{cc}c'}{u_c c} + \frac{-u_{cs}s'}{u_c s} - \frac{g'}{g}, \quad (2.4)$$

を得る。ここで、消費、生態系サービス、人口密度それぞれのプライム（右上の添え字）は空間導関数を表す（すなわち $c' = dc/dx$ ）。

(2.3) および (2.4) 式の解釈は、時間消費割引率とほぼ同様だが、いくつか留意点がある。まず (2.4) 式右辺の第 1 項 ψ は純粋空間選好率と呼べる。この呼び方は一般的ではないが、純粋時間選好率のアナロジーであり、特定の地点の効用を割り引く率であるので、倫理的にはゼロが好ましいと考えられる。とは言え、 Ψ が正になるいくつかの理由が考えられる。第一に、もし地点 0 に社会的計画者がおり、自らの近隣の人の効用を気に掛け、遠隔地の人の効用をそれほど気に掛けないというケースでは、 Ψ がプラスになる。これは、Hannon (1994) がセンス・オブ・プレイスと呼ぶ、土地固有の価値が社会的にも存在するケースと言える。第二に、人類生存の可能性が土地によって異なり、ある土地ではとりわけリスクが高い場合、その土地における効用が割り引かれるケースも考えられる。具体的には、そもそも居住をはじめとする人間活動に適さない土地、将来的に気候変動の影響を受けて人間活動が困難になると予想される土地等である。この解釈の下では、 $e^{-\psi x}$ は地点 x における生存率と見なすことができる。第三に、Perrings and Hannon (2001) の定式化で考えられているように、地点 0 が発生源である生態系サービスが負のケースである。彼らは、汚染物質が大気中に拡散して濃度が減少していく状況を考え、空間全体を集計した効用を最大化するという問題を設定した。このとき、汚染の発生源から遠くへ行くほど汚染の濃度は減衰するので、発生源近く

における消費 1 単位と遠く離れた地点における消費 1 単位とでは、社会的福祉から見た重みづけが異なることになる。言い換えれば、地点 0 から遠くへ行くほど汚染濃度は薄まり、他の条件を一定とすれば効用水準は高くなるため、地点 0 の効用を割り引くことが正当化されるのである。このため Perrings and Hannon (2001)は Ψ を「正当化される空間割引率」と呼んだ。

(2.4) 式右辺第 2 項は、時間消費割引率でもおなじみの消費の限界効用の弾力性と、消費の変化率との積である。不平等や不確実性に対する懸念が大きい社会ほど、消費の限界効用の弾力性は大きい。消費の限界効用の弾力性は、気候変動の経済学では倫理的に決められるべきパラメータという考え方が根強い(Dasgupta 2008; Heal 2009)。この考え方によれば、たとえばもっとも有名な費用便益型統合評価モデル (Nordhaus 2008) では、対数効用関数すなわち消費の限界効用の弾力性が 1 となるため、不平等回避が過度に低いことになる。一方、このパラメータを実証的にとらえる文献も続いており、たとえば Weitzman (2001)のガンマ割引の流れを受けた Drupp et al. (2018) は、200 名以上の経済学者へのオンライン調査を行い、限界効用の弾力性の平均を 1.35、メディアンを 1 と報告している (表 2.1 参照)。また Groom and Maddison (2019)は、顕示選好により 4 つの方法論のメタ分析を行い、イギリスにおける消費の限界効用の弾力性の中央値を 1.35 とし、しかも信頼区間に 1 は含まれないとしている。また Layard et al. (2008)は所得の限界効用の弾力性をパネルデータで調べ、一貫性を見出しており、中央値は 1.26 と報告している。

表 2.1 Drupp et al. (2018) の調査における、割引率を構成するパラメータの記述統計量

	平均	標準偏差	メディア ン	モード	最小	最大	N
一人当たり 実質成長率	1.70	0.91	1.60	2.00	-2.00	5.00	181
社会的純 粋時間選 好率	1.10	1.47	0.50	0	0	8.00	180
限界効用 の弾力性	1.35	0.85	1.00	1.00	0	5.00	173
実質リス クフリー 利子率	2.38	1.32	2.00	2.00	0.00	6.00	176
社会的割 引率	2.27	1.62	2	2	0	10	181
下限	1.12	1.37	1	0	-3	8	182
上限	4.14	2.80	3.50	3	0	20	183

(2.4) 式右辺第3項は、消費と生態系サービスとの交叉弾力性と、生態系サービスの変化率との積になっている。生態系サービスが消費と補完性を持つか代替性を持つかは、想定するサービスによる。食料をはじめとする供給サービスであれば代替性を持ち、基盤サービス、調整サービス、アメニティのような文化サービスであれば補完性を持つであろう (Gerlagh and van der Zwaan 2002; Neumayer 2003; Traeger 2011)。第3項は、地点 x において消費と生態系サービスとが補完的であり、しかも生態系サービスが増えているのであれば、その地点における消費を割り引くという意味合いになる。なお Perrings and Hannon (2001)では、交叉弾力性はゼロとされているようである ($u_{cs} = 0$)。

(2.4) 式最終項は、人口密度が高いほど、一人当たり消費の割引率は低くなる。これは、当たり前のことではあるが、時間消費割引率の文献でもほとんど無視されている項である。

(2) 空間生態系サービス割引率

空間消費割引率の場合と同様に、生態系サービスを価値尺度財にして割引率を導出することができる。すなわち、

$$r_s = \psi + \frac{-u_{ss} s^s}{u_s} + \frac{-u_{cs} c^c}{u_s} - \frac{g'}{g} = \psi + \eta_{ss} \frac{s^s}{s} + \eta_{cs} \frac{c^c}{c} - \frac{g'}{g} \quad (2.5)$$

空間生態系サービス割引率は、純粋空間選好率、生態系サービスの変化、消費の変化、人口密度の変化で構成される。(2.5) 式第2項の生態系サービスの限界効用の弾力性×生態系サービスの変化率は、特筆に値する。ミレニアム生態系評価 MEA (2005)や TEEB(2010)の分類に基づくと、食料、水、繊維、商業用木材や薪などの供給サービスについては、代替財が存在する可能性が高いため、限界効用の弾力性は、消費の限界効用の弾力性に近い値をとるかもしれない。一方で、気候の調整サービスや栄養塩循環などの基盤サービスについては、代替することが難しいため、限界効用の弾力性は消費の限界効用の弾力性よりも高くなるであろう。また、レクリエーションや景観などの文化的サービスは、必需品というよりは奢侈品としての位置づけが適切かもしれない。

第3項は、交叉弾力性と消費の変化率の積 $\eta_{sc} \frac{c^c}{c}$ であり、生態系サービス割引率においても一般的な消費水準を考慮に入れるべきことを示している。前節にて述べた通り、時間割引率の議論と同様、生態系サービスと消費とは補完財である可能性が高いため、 η_{sc} は非負と考えてよいだろう。たとえば、レクリエーション目的の釣り活動の産出は、一般的な消費財と生態系サービスとの共同生産物になっている (Boyd and Banzahf, 2007)。

最終項は、人口密度の高い地点において、一人当たり生態系サービス割引率は低くなることを示している。ただし、これは必ずしも自明ではない。第一に、特に奢侈財としての生態系サービスの場合、人口とそのサービスの消費人口とは一致しないであろう。第二に、調整サービスや基盤サービスなどの公共財の場合もやはり、人口密度の高さは割引率の低さに直結しない。第三に、そうした生態系サービスの性質とは関係なく、便益を受ける地域の人口を利用者と非利用者とに分けた場合、その比率は生態系サービスの発生源に近いほど高くなると考えられる。Bateman *et al.* (2006) はこの点を指摘したうえで、利用者は非利用者よりも高い価値を見出すと考えられるとしている。そのため、人口密度が一樣であるとしても、生態系サービスの発生源である地点 0 に近いほど、割引率は低く、離れるにつれて割引率は高くなるとも考えられる。

(3) 限界 WTP 割引率

上記において消費と生態系サービスそれぞれを価値尺度財として割引率がどうなるかを概観した。実際に生態系サービスの評価に活用するためには、生態系サービスへの限界支払い意思額 (MWTP) がどのように変化するかを考える必要がある。MWTP は消費と生態系サービスとの限界代替率であることから、

$$MWTP \equiv -\frac{dc}{ds} \Big|_{du=0} = \frac{\partial u / \partial s}{\partial u / \partial c}$$

と定義できる。上記を空間に関して微分することで、MWTP の変化率を

$$\begin{aligned} -\frac{d}{dx} \ln MWTP &= -\frac{d}{dx} \ln \frac{u_s}{u_c} = -\frac{\dot{u}_s}{u_s} + \frac{\dot{u}_c}{u_c} \\ &= \frac{-u_{ss} s s'}{u_s s} + \frac{-u_{sc} c c'}{u_s c} - \frac{-u_{cc} c c'}{u_c c} - \frac{-u_{cs} s s'}{u_c s} = (\eta_{ss} - \eta_{cs}) \frac{s'}{s} + (\eta_{sc} - \eta_{cc}) \frac{c'}{c}, \end{aligned}$$

と求めることができる。これにより、

$$-\frac{d}{dx} \ln MWTP = r_s - r_c \quad (2.6)$$

であることがわかる。すなわち、もっとも単純なケースでは、MWTP の空間割引率は、生態系サービス割引率から消費割引率を引いたものに等しい。

たとえば Ando and Shah (2010) は、家計の保全に対する MWTP が距離減衰することを $m = e^{-\beta c}$ とモデル化している (ここで c は家計が最も近い保護区との距離)。ここで β が上記の $r_s - r_c$ に相当すると考えられる。MWTP は消費と生態系サービスとの限界代替率なので、この結果は驚くべきものではないが、もっとも単純なケースでは純粋空間選好率も人口密度も上式から消えることは特筆に値する。

もう一点 (2.6) 式において重要なこととして (そして実証文献では無視されていることとして)、

MWTP は単調減少とは限らない点が挙げられる。MWTP 割引率 $(\eta_{ss} - \eta_{cs}) \frac{s'}{s} + (\eta_{sc} - \eta_{cc}) \frac{c'}{c}$ は、消費変化、生態系サービス変化、限界効用の弾力性、交叉弾力性の相互作用によって決まる。

2.2.4 関数の特定

時間割引率の文献に従って、前節でみた三つの割引率を具体化しよう。Ebert (2003), Hoel and Sterner (2007), Gollier (2010) に従って、消費と生態系サービスとの代替の弾力性が一定 (CES) で、相対的リスク回避度が一定 (CRRA) の効用関数

$$u(c(x), s(x)) = \frac{1}{1-\eta} \left[(1-\gamma)c^{1-\frac{1}{\sigma}} + \gamma s^{1-\frac{1}{\sigma}} \right]^{\frac{\sigma}{\sigma-1}(1-\eta)}, \quad (2.7)$$

を仮定する。ここで、 σ は代替の弾力性、 $\eta > 1$ は限界効用の弾力性、 $0 < \gamma < 1$ は生態系サービスの効用におけるウェイトである。これにより、限界効用の弾力性と交叉弾力性はそれぞれ

$$\eta_{cc} = \frac{-u_{cc}c}{u_c} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s) + \frac{1}{\sigma},$$

$$\eta_{ss} = \frac{-u_{ss}s}{u_s} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s + \frac{1}{\sigma},$$

$$\eta_{sc} = \frac{-u_{cs}c}{u_s} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s),$$

$$\eta_{cs} = \frac{-u_{cs}s}{u_c} = \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s.$$

と計算される。ここで

$$\varphi_s = \frac{\gamma s^{1-\frac{1}{\sigma}}}{(1-\gamma)c^{1-\frac{1}{\sigma}} + \gamma s^{1-\frac{1}{\sigma}}} = \frac{u_s s}{u_c c + u_s s}$$

は、効用レベルで見た生態系サービスの価値シェアである。

これらを(2.4) - (2.6) の各式に代入すると、消費割引率、生態系サービス割引率、MWTP 割引率はそれぞれ

$$r_c = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s) + \frac{1}{\sigma} \right) \frac{c'}{c} + \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s \frac{s'}{s} - \frac{g'}{g}, \quad (2.8)$$

$$r_s = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s + \frac{1}{\sigma} \right) \frac{s'}{s} + \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - \varphi_s) \frac{c'}{c} - \frac{g'}{g}, \quad (2.9)$$

$$r_s - r_c = \frac{1}{\sigma} \left(\frac{s'}{s} - \frac{c'}{c} \right), \quad (2.10)$$

と表される。三つの割引率ともに、消費の変化、生態系サービスの変化に依存している。Hoel and Sterner (2007)が指摘したとおり、限界効用の弾力性と代替の弾力性との積がたまたま1だとすると($\eta\sigma = 1$)、()式の消費割引率は通常の割引率

$$r_c = \psi + \frac{\eta c'}{c} - \frac{g'}{g}$$

となる。同様にして、(9)式の生態系割引率も

$$r_s = \psi + \frac{\eta s'}{s} - \frac{g'}{g}$$

と単純化される。(10)式に示される通り、MWTP割引率は、生態系サービスの変化と消費の変化の差に、代替の弾力性の逆数が掛けられた形をしている。これは、生態系サービスの減少（増加）が消費の増加（減少）によって相殺される場合、MWTPは空間的に変化しないことを示している。

各パラメータの具体的な値を決めるにあたっては、気候変動の経済学や生態系サービスの評価などの文献を参考にすることができる。先述の通り、気候変動の経済学においては、限界効用の弾力性 $\eta_{cc} = \frac{-u_{cc}c}{u_c}$ は実証的というよりも規範的なパラメータであるという見方が有力であり、[1, 4]の範囲に収まると考えられる(Dasgupta 2008; Nordhaus 2008; Heal 2009; Drupp et al. 2018)。もちろん解釈としては、リスク回避的、不平等回避的であるほどこの値が大きくなる⁵。ただし、気候変動の文脈では世代間の不平等回避として解釈されているので、これを世代内の不平等回避に使うべきという必然的な理由はない⁶。

消費と生態系サービスとの代替の弾力性については、やはり気候変動の経済学であるHeal (2009)のまとめが参考になる。彼は、気候というグローバル公共財に関しては、熱力学の第二法則と環境の必要不可欠性から、消費と環境とは補完的であり、 σ は1未満、場合によってはゼロに近いと考えられるとしている。Drupp et al. (2018)も、表1の通り、気候変動の割引率についてアンケート調査をまとめており、 σ の値を0.86から7.14としている。

生態系サービスの文献においては、Jacobsen and Hanley (2009)がWTPの所得弾力性を $\frac{1}{\sigma} \approx 0.38 \pm 0.14$ としている。ただし、MWTPの所得弾力性が代替の弾力性として使えるという考え方は強い仮定であり、しかもグローバルな公共財が前提とされており、さらに検討の余地があるだろう(Kovenock and Sadka 1981, Ebert 2003, Baumgaertner et al. 2017)。たとえば近年の分析であるMeya (2018)は、ローカル公共財としての自然資本を念頭に置いた分析を行っている。

(1) 数値例

以下では、具体的なスケジュールの例を示す。CES-CRRA効用関数において $\frac{s'}{s} = \frac{c'}{c}$ の場合、WTP割引率はゼロになるが、これはあまりにも特殊なケースであろう。実際、ほとんどの理論・実証論文において、MWTP割引率は非ゼロとされている(Ando and Shah 2010; Bateman et al. 2006; Loomis 2000)。しかも、消費と生態系サービスの空間的変化には、需要と供給の双方を考慮する必要がある。以下では表2.2の仮定を置くこととする。

⁵ 先述の通り、Groom and Maddison (2019)は限界効用の弾力性について、顕示選好による実証的なアプローチをとっているが、やはり同じような値を示唆している。

⁶ なお世代内の不平等が世代間の割引率に与える影響については、Gollier (2015)、Emmerling (2018)、Yamaguchi (2019)が分析しているように、世代内の不平等が高まるほど世代間の割引率も高くなると考えられる。

表 2.2: シミュレーションの仮定

パラメータ	仮定
$c(x)$ (地点 x における一人当たり消費)	$\sqrt{x}; 1/\sqrt{x}$
c'/c (一人当たり消費の変化率)	$1/2x; -1/2x$
φ_s (効用における生態系サービスの価値比率)	0.1
η (限界効用の弾力性)	1.5
σ (代替の弾力性)	2
ψ (純粋空間選好率)	0.01
g'/g (人口密度の変化率)	0
s'/s (生態系サービスの変化率)	$-\phi - \frac{\theta(c)c'}{c}$
ϕ (生態系サービスの減衰率)	0.01
$\theta(c)$ (消費が生態系サービスにもたらす外部性)	$\sqrt{c}; 1/\sqrt{c}; c(1 - c/k)$
k (環境容量)	1

以下、表 2.2 の仮定では、生態系サービスの変化率を消費の変化率の関数として表現している。これを (2.8)-(2.10) 式に代入すると

$$r_c = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - (1 + \theta)\varphi_s) + \frac{1}{\sigma} \right) \frac{c'}{c} - \left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s \phi - \frac{g'}{g}, \quad (2.12)$$

$$r_s = \psi + \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) (1 - (1 + \theta)\varphi_s) - \frac{\theta}{\sigma} \right) \frac{c'}{c} - \left(\left(\eta - \frac{1}{\sigma} \right) \varphi_s + \frac{1}{\sigma} \right) \phi - \frac{g'}{g}, \quad (2.13)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + (1 + \theta) \frac{c'}{c} \right), \quad (2.14)$$

となる。(2.12)-(2.14) 式は、今や消費の変化率のみの関数となっている。特に(2.14) 式は、生態系サービスの発生源から遠ざかるにつれて消費が増えるような分布になっており、しかも消費が生態系サービスに与える外部性(θ)がプラスである場合、MWTP 割引率は常に負であることを示している。これは、生態系サービスの増加率が消費の増加率に追いついていない状況を示している。これに対して外部性がさほど大きくない場合は、MWTP 割引率はプラスになる可能性もある。なお、マイナスの割引率を論じている文献は少なく、Dasgupta (2008)と Fleurbaey and Zuber (2012) は、将来世代が現在世代よりも(気候変動の影響等により)消費水準が下がる時に割引率がマイナスになる

ことは非現実的ではない、としている。ただし彼らが論じているのは時間消費割引率であり、我々が考えている空間 WTP 割引率ではない。

図 2.1 および 2.2 から明らかなおり、想定している消費水準や生態系サービス水準、消費が生態系サービスにもたらす外部性 θ によって、MWTP 割引率は様々なスケジュールを描くことがわかる。実証研究がほぼ自明としているプラスの割引率が自明ではないことは特筆すべきであろう。

図 2.1 では、生態系サービスの発生源から離れるにつれて一人当たり消費が単調に増加するケースを考え、 $c(x) = \sqrt{x}$ を仮定している。一人当たり消費の変化率は $\frac{c'}{c} = \frac{1}{2x}$ となり、増加率は逓減する。この状況は、豊かな自然を擁する農村部と都市部を考えるとわかりやすい。(2.14) 式にある通り、消費から生態系サービスへの外部性を表すパラメータ θ が十分にマイナスでない限り、MWTP 割引率はマイナスである。図 2.1 の三つのパネルは、外部性 θ について異なる仮定を置いている

$(\sqrt{c}; \frac{1}{\sqrt{c}}; c(1 - \frac{c}{k}))$ 。これらはアドホックではあるものの、十分に現実的と思われる。表 2.2 に要約された仮定を(2.14)式に代入して、図 2.1 の三つのパネルに示した MWTP 割引率を得る。パネル a,b,c における具体的な MWTP 割引率はそれぞれ

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \frac{1 + \sqrt{x}}{2x} \right)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \frac{1 + \frac{1}{\sqrt{x}}}{2x} \right)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \left(1 + \frac{\sqrt{x} \left(1 - \frac{\sqrt{x}}{k} \right)}{2x} \right) \right)$$

となる。いずれの場合も、MWTP 割引率はマイナスであり、生態系サービスの発生源から遠ざかるにつれて MWTP 割引率が減少することがわかる。したがって、一人当たり消費が増加するようなケースでは、生態系サービスの発生源から遠ざかっているにもかかわらず MWTP は増加することになる。

逆に図 2.2 では、生態系サービスの発生源から遠ざかるとともに一人当たり消費が下がっていくケース、 $c(x) = 1/\sqrt{x}$ を想定している。この分布の下で消費の変化率は $c'/c = -1/2x$ となる。イメージとしては、富裕層が郊外の緑豊かな田園に、低所得者層が都市部に住むようなケースや、それとは逆に、最近の都市の生態系への需要増加(Bolund and Hunhammar 1999; Gómez-Baggethun and Barton 2013)に対応して高所得者層が緑豊かな都市に住み、低所得者層が郊外に住むケースが考えられる。(2.14) 式に示した通り、消費が生態系サービスに与える外部性が十分にマイナスでない限り、WTP 割引率はプラスとなる。具体的な MWTP 割引率は、

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi - (1 + \sqrt{1/\sqrt{x}})/2x \right)$$

$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi - (1 + 1/\sqrt{1/\sqrt{x}})/2x \right)$$

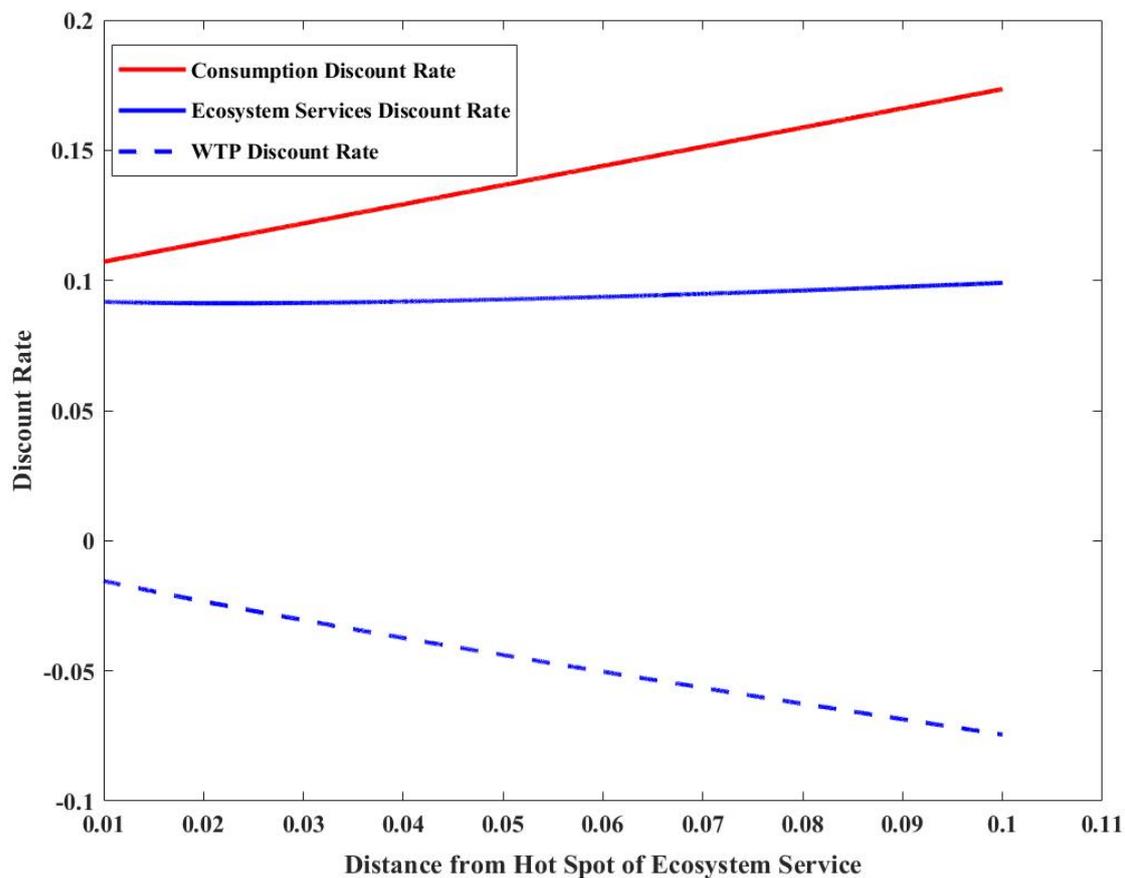
$$r_s - r_c = -\frac{1}{\sigma} \left(\phi + \left(1 + \frac{\sqrt{x} \left(1 - \frac{\sqrt{x}}{k} \right)}{2x} \right) \right)$$

である。

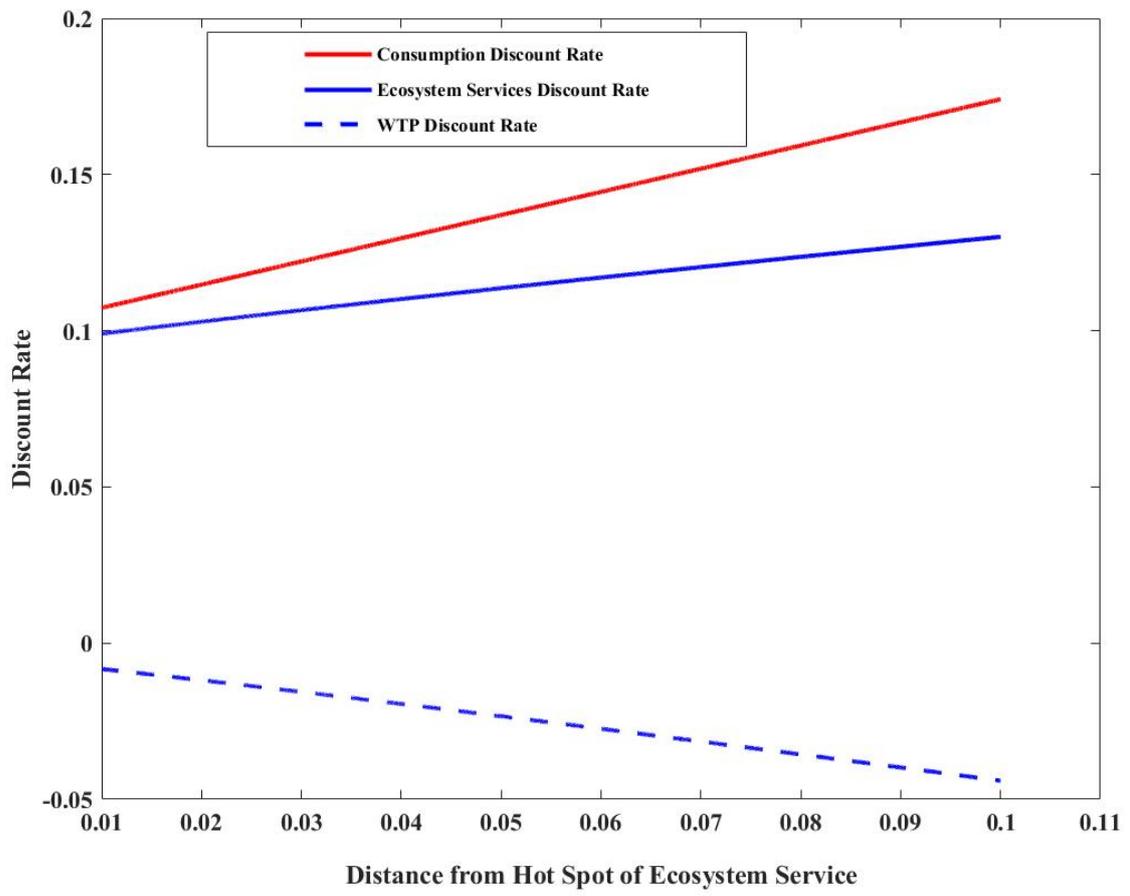
以上の結果より、MWTP 割引率は、一人当たり消費と生態系サービスとの関係に大きく依存し、特に消費が生態系サービスに与える外部性が重要である。一人当たり消費とその外部性がマイナスの関係にある時、MWTP 割引率の減少率は緩やかになる。

図 2.1: 消費、生態系サービス、MWTP それぞれの割引率：一人当たり消費が単調増加のケース

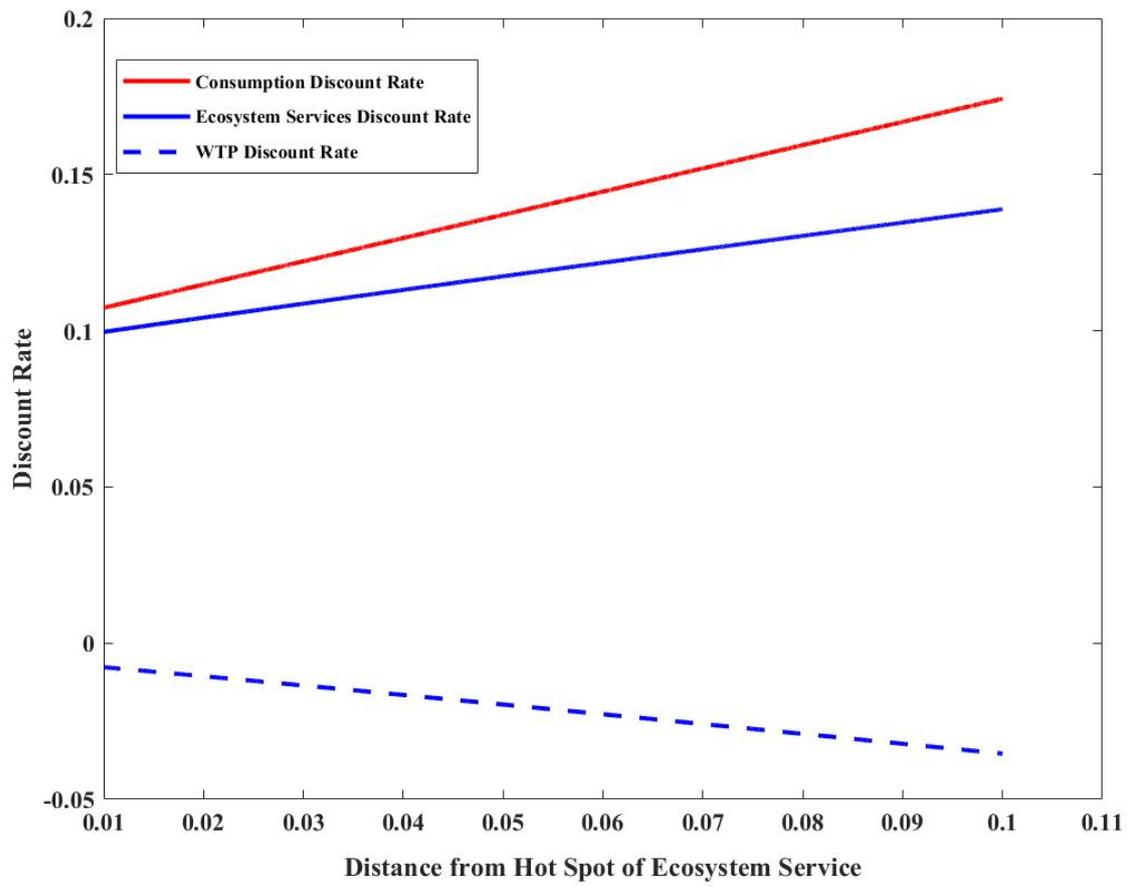
Panel a ($\theta(c) = \sqrt{c}$):



Panel b ($\theta(c) = 1/\sqrt{c}$):



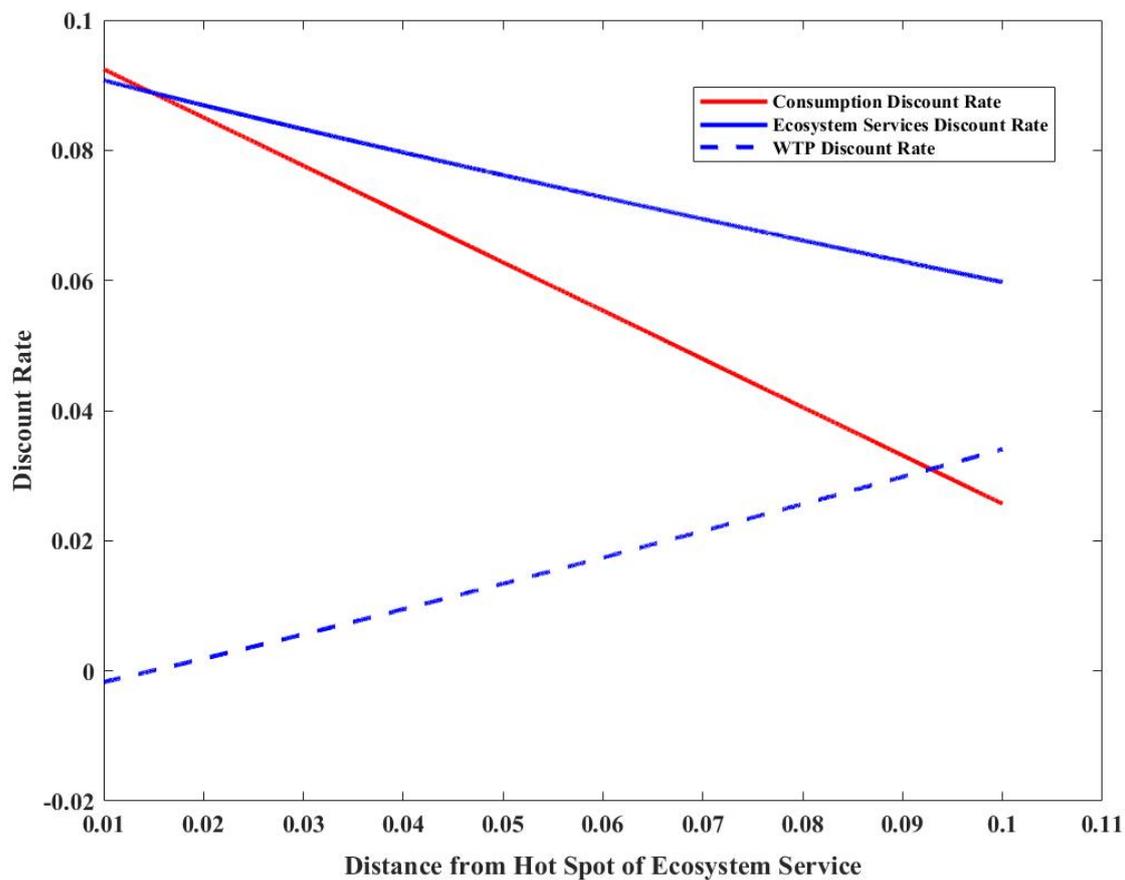
Panel c ($\theta(c) = c(1 - c/k)$):



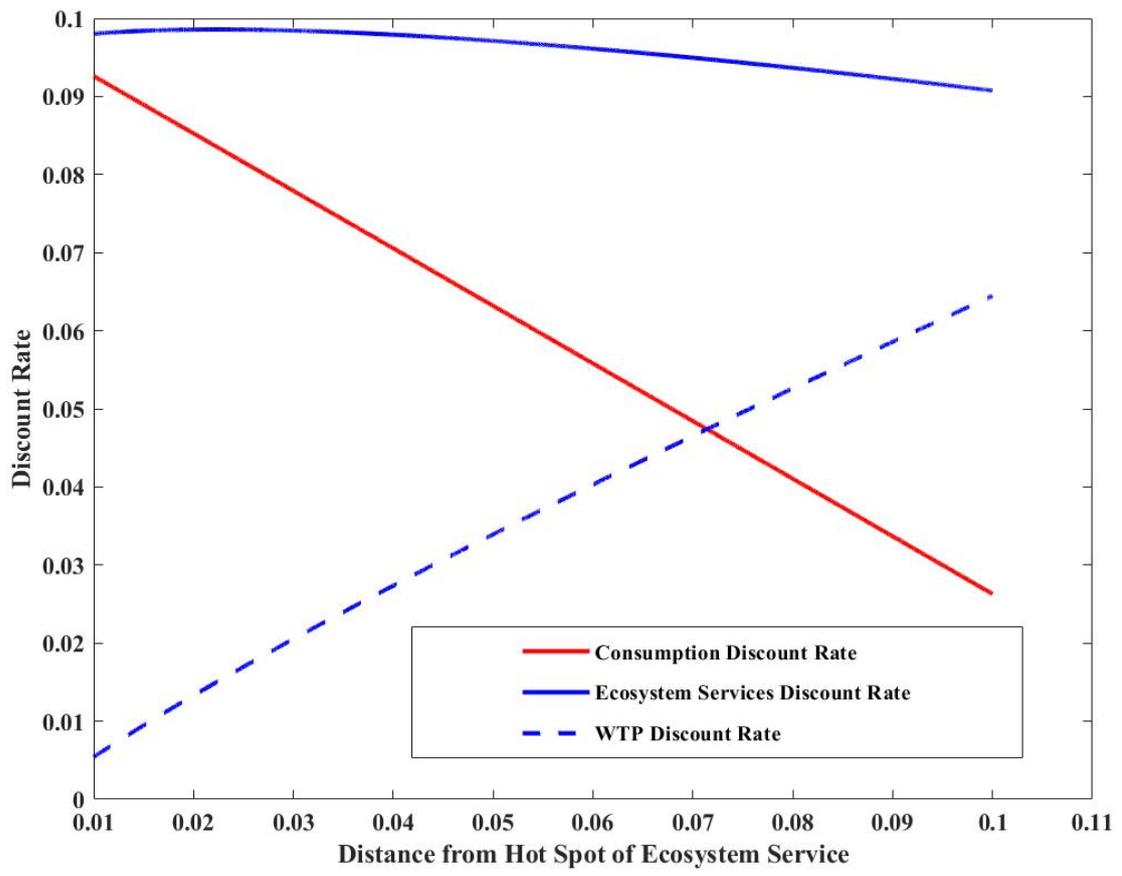
注：地点 x における一人当たり消費は $c(x) = \sqrt{x}$ したがって $dc/dx/c = 1/2x$ と仮定している。その他の仮定は表 2.2 を参照。

図 2.2: 消費、生態系サービス、MWTP それぞれの割引率：一人当たり消費が単調減少のケース

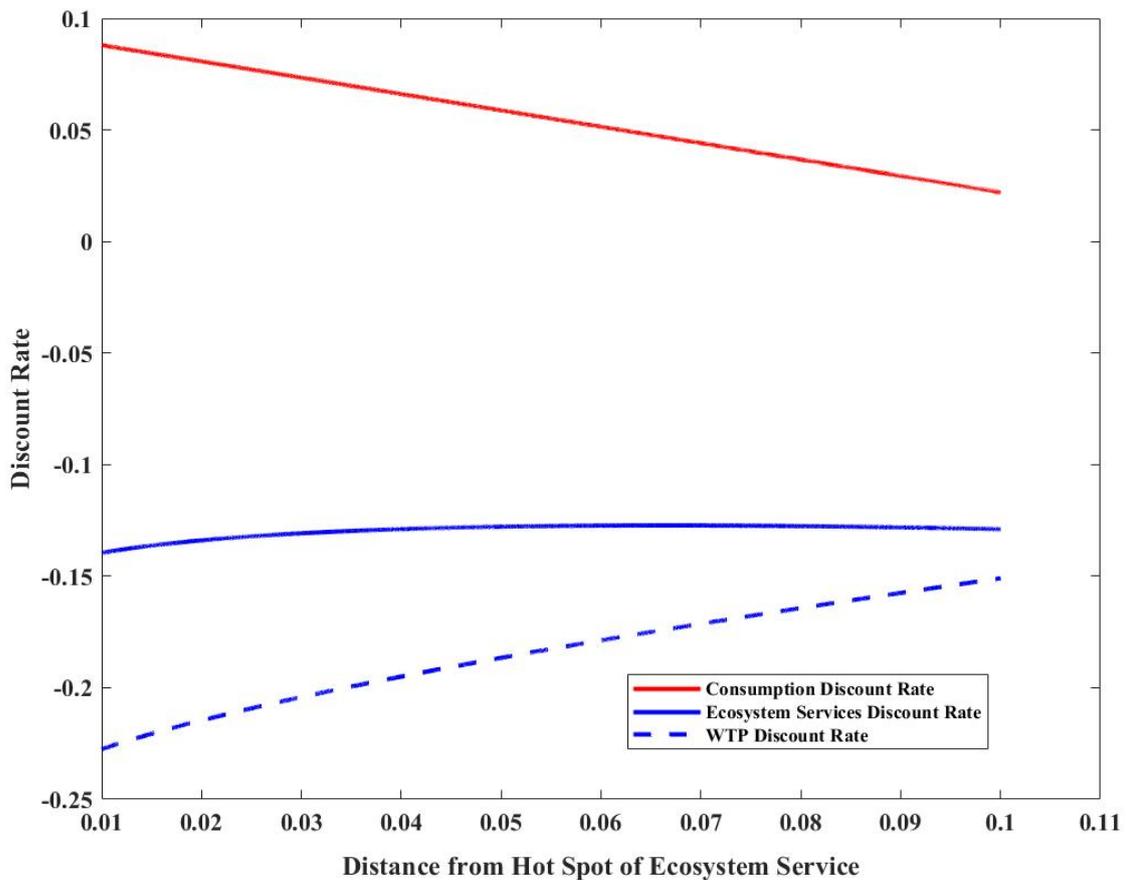
Panel a ($\theta(c) = \sqrt{c}$):



Panel b ($\theta(c) = 1/\sqrt{c}$):



Panel c ($\theta(c) = c(1 - c/k)$):



注：地点 x における一人当たり消費は $c(x) = 1/\sqrt{x}$ したがって $\frac{dc}{dx} = -1/2x$ と仮定している。その他の仮定は表 2.2 を参照。

2.2.5 理論の適用と実証研究

既存の実証研究によれば、生態系サービスに対する評価は時間と空間それぞれについて割引が行われている。特に、空間割引や距離減衰については、多くの実証研究がある(Bockstael, 1996; O'Neill, 2001; Perry, 2002; Pickett and Cadenasso, 2002; Turner, 2005)。また、本稿と同じようにこれが厚生や保全政策に与える影響を議論した研究もある(Perrings and Hannon, 2001; Barbier 2009)。

そこで本節では、前節までに概要を示した理論モデルにどのようなパラメータを使うのが良いのかをさらに検討するため、実証研究の状況を概観する。まずトラベルコスト法による評価としては、アメニティや負のアメニティに関する研究がある(Bateman et al. 1996; Mendelsohn and Markstrom 1998)。

また Bateman et al. (2006)は、母集団ではなくサンプルに伴う距離減衰の問題を指摘している。生態系サービスの発生源近くのサンプルで得られた評価額を、政治経済社会の管轄全体に適用すると過大評価となるため、距離減衰を考慮に入れる必要がある (Loomis 2000)。また、そもそも調査へ

の回答率が生態系サービスの発生源近くで高い場合、Heckman (1974)のセルフ・セレクトションバイアスが距離に応じて拡大することも考えられる。さらには、対象となる生態系サービスのユーザ・非ユーザ比率も、距離に応じて小さくなっていくと考えられる。

最近のサーベイとしてはGlenk et al. (2019); Johnston et al. (2019)、Norton and Hynes (2018)などにあるように、距離減衰の実証研究は増えている。Pate and Loomis (1997) は、非利用価値についても距離減衰を認めているし、Hanley et al. (2003) は非利用価値よりも利用価値の方が距離減衰が急速に進むことを示している。これは、たとえばアメリカ人にとってのアマゾンの森林の非利用価値が、ヨーロッパ人にとってのそれよりも高いとは限らないことから容易に想像できる。

最近のベルギーにおける離散選択型実験において、De Valck et al. (2017) は代替効果が空間によってどう変わるかを調べるため、いくつかの空間割引率を試すという方法を取っている。選択型実験を使って距離減衰を使った研究は最近も良く見られる(Dissanayake and Ando 2014; Czajkowski et al. 2017; Badura et al. 2019)。本稿における消費(所得)と距離だけでなく、環境意識なども説明変数に入れられることが多い。また、保全プログラムの影響を調べた研究もある(Ferraro and Hanauer, 2014; Turner et al. 2010; Luisetti et al. 2011; Kozak et al. 2011)。サービス供給と需要者とのミスマッチも指摘されている(Ruhl et al. 2007; Costanza 2009; Fisher et al. 2009)。さらに、Koch et al. (2009) は、生態系サービスの非線形性と距離減衰に注目している。

以上の理論分析と数値例から、もっとも単純なケースでは、空間 MWTP 割引率は空間消費割引率と空間生態系サービス割引率との差になること、したがって生態系サービスの発生源から遠ざかるからと言って必ず割引率がプラスになるとは限らないことなどが示された。ただし、本研究での選択型実験(コンジョイント分析)では、空間的に消費水準が大きく変化するとは考えにくいので、実際には MWTP 割引率はプラスになるであろう。いずれにしても、これまでアドホックな空間割引率(距離減衰)が想定されることが多かった生態系サービス評価において、WTP 変化に一定の理論的根拠を与えたという意義があると考えられる。また、実証研究として Koch et al. (2009), Cambell et al. (2009), Johnston and Ramachandran (2014)などを参考にしながら、いつどのような場合に MWTP 割引率がどのようなスケジュールを描くかをさらに検討することが必要となる。

2.3 森林生態系サービスを対象とした空間割引率の推定

空間的割引率がどの程度なのかを把握するために、全国の住民を対象として 2019 年 11 月 22 日から 11 月 27 日にかけて、株式会社日経リサーチと共同でインターネットを用いた社会調査を実施した。各都道府県の性別と年齢の人口構成に沿うようにサンプル抽出を行い、調査票に対する回答を依頼した。その結果、5330 の回答が収集された。サンプルの内訳は表 2.3 のようにまとめられる。

表 2.3 社会調査データの集計状況

	回答者										
		男性	女性	20歳代	30歳代	40歳代	50歳代	60歳代	70歳代以上		
北海道	295	128	167	39	44	76	49	66	21		
青森県	43	23	20	8	9	8	6	12	0		
岩手県	23	9	14	8	2	5	3	4	1		
宮城県	103	49	54	18	19	26	19	17	4		
秋田県	32	12	20	5	2	10	5	9	1		
山形県	40	23	17	9	6	7	9	5	4		
福島県	49	30	19	11	8	10	5	13	2		
茨城県	58	32	26	16	13	11	14	4	0		
栃木県	44	24	20	5	13	10	7	8	1		
群馬県	38	25	13	6	9	6	11	5	1		
埼玉県	285	155	130	49	60	66	49	42	19		
千葉県	255	141	114	44	53	55	43	35	25		
東京都	814	409	405	134	191	189	159	92	49		
神奈川県	442	218	224	52	84	107	95	60	44		
新潟県	81	36	45	18	17	21	13	11	1		
富山県	31	21	10	8	6	3	7	5	2		
石川県	35	17	18	5	8	10	5	4	3		
福井県	24	15	9	6	2	7	1	6	2		
山梨県	23	11	12	5	2	7	4	4	1		
長野県	76	44	32	11	13	23	12	13	4		
岐阜県	81	40	41	13	15	15	20	12	6		
静岡県	137	72	65	21	26	36	23	20	11		
愛知県	414	213	201	76	79	75	83	62	39		
三重県	61	25	36	9	6	11	14	14	7		
滋賀県	45	20	25	8	11	12	9	3	2		
京都府	126	66	60	16	24	30	27	21	8		
大阪府	382	183	199	75	67	88	69	62	21		
兵庫県	228	115	113	31	43	63	46	28	17		
奈良県	56	18	38	9	14	13	7	10	3		
和歌山県	33	17	16	5	8	10	5	4	1		
鳥取県	30	19	11	5	11	5	5	3	1		
島根県	19	14	5	1	4	4	5	5	0		
岡山県	88	38	50	7	15	29	16	12	9		
広島県	119	63	56	21	21	30	19	19	9		
山口県	51	24	27	7	4	14	10	16	0		
徳島県	22	13	9	3	6	2	5	5	1		
香川県	38	20	18	8	5	13	5	5	2		
愛媛県	66	32	34	14	6	17	10	15	4		
高知県	26	12	14	3	6	5	6	4	2		
福岡県	250	115	135	24	43	55	56	55	17		
佐賀県	29	12	17	3	4	7	8	6	1		
長崎県	52	21	31	7	9	10	9	14	3		
熊本県	57	29	28	5	14	13	12	11	2		
大分県	33	20	13	3	6	8	7	8	1		
宮崎県	23	15	8	0	4	11	6	1	1		
鹿児島県	41	22	19	3	4	11	10	9	4		
沖縄県	32	19	13	4	7	14	7	0	0		
合計	5330	2679	2651	838	1023	1258	1015	839	357		

森林生態系資源の評価を行うに当たり、調査票においては森林がもたらす生態系サービスの説明を行ったうえで、森林機能の認識や利用状況を調査した（添付資料2）。そのうえで、森林生態系サービスに対する厚生価値に基づく評価を行うために、表明選好法の一つであり、多属性評価手法である選択型実験（コンジョイント分析）を行った。本節における焦点は、生態系資源からの距離によってどの程度価値の減価（空間割引）が観察されるかということである。そのために、多属性分析における注目すべき属性として、(1)評価対象までの距離、を導入する。その他の属性として、(2)整備エリアの広さ（面積）、(3)整備エリアの混雑率（利用率）、(4)負担費用（世帯あたり年間）を想定した。整備エリアの混雑率については、レクリエーションなどの文化的サービスにおいて発生することが考えられる混雑現象について、どの程度の不効用がもたらされるかを調査するためである。想定した属性および水準は、表 2.4 のようにまとめられる。

表 2.4 選択型実験において想定した属性および水準

属性	水準1	水準2	水準3	水準4	水準5
整備エリアまでの距離	自宅から1~5km 圏内	自宅から5~10km 圏内	自宅から 10~20km圏内	自宅から20~30km 圏内	自宅から30km以上
整備面積	20ha	40ha	60ha	80ha	100ha
平均の利用率	20%程度（全く混雑していない状態）	50%程度（ほぼ混雑しておらず、活動がスムーズにできる状態）	80%程度（やや混雑しているが、活動に大きな問題はない状態）	100%程度（混雑しており、森林での活動に支障が出はじめる状態）	120%程度（非常に混雑しており、森林での活動に支障が出しまっている状態）
世帯あたり負担金（世帯あたり年間）	1,000円	2,000円	3,000円	4,000円	5,000円

表 2.4 の属性および水準を組み合わせプロファイル（選択肢）を作成するに当たり、効率よく選択肢集合を作成する手法として直交計画法を採用した。実際の作成には統計ソフト R のパッケージの一つである AlgDesign を使用した。その結果、25 の直交プロファイルが生成された。このプロファイルが含む属性はそれぞれ直交しており、多重共線性の心配がないことにも注意されたい。同様に 25 の直交プロファイルを 3 セット生成し、選択肢 3 つからなる選択質問を 25 問用意した。回答者の負担を考え、一人あたりに回答を求めるのは 5 問とした結果、5 つの質問バージョンを準備した。サンプルの回答者には、5 つのバージョンのうち一つがランダムに提示される。

調査票における選択型実験の質問にあたっては、図 2.3 のような導入文を用意した。

各属性のウェイトの推計には、ランダム効用モデルを想定した条件付きロジットモデルを用いた。各プロフィールから得られる効用 U を、プロフィール属性から観察される部分 V と、観察できないランダム項 ε に分解できる仮定する。

$$U_{in} = V_{in} + \varepsilon_{in} \quad (2.15)$$

すなわち、 U_{in} は個人 n が選択肢 i を選んだときの効用を表し、そのうち V_{in} は提示されたプロフィールの属性から規定される部分となる。ここでは、各属性について線形であることを想定し、

$$V_{in} = c + \sum_{i=1}^m \beta_i X_i \quad (2.16)$$

とする。ただし X_i は属性、 β_i は推定すべき属性の係数（ウェイト）、 m は属性の数を表す。ここで ε が独立で同一の第1種極値分布（IIDEV1）に従うとすると、条件付きロジットモデルが得られる。すなわち、回答者に提示された選択肢の集合を C_n とすると、個人 n が C_n の中から選択肢 i を選ぶ確率 P_{in} は、(2.17)式で表される。

$$P_{in} = \text{prob}(U_{in} > U_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \quad (2.17)$$

(2.15)式を代入して変形すれば、次のようになる。

$$\begin{aligned} P_{in} &= \text{prob}(V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \\ &= \text{prob}(V_{jn} - V_{in} < \varepsilon_{in} - \varepsilon_{jn}, \text{ for all } j \in C_n) \end{aligned} \quad (2.18)$$

IIDEV1 の差はロジスティック分布に従うことから、条件付きロジットモデルは次のように定式化される（McFadden (1974)）。

$$P_{in} = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_j \exp(V_{jn})} \quad (2.19)$$

この式を利用して、ランダムに与える部分プロフィールから、効用関数のパラメータ、すなわち各属性のウェイトを求めることができる。

条件付きロジットモデル(2.19)を用いて、属性プロフィールの係数を推定した結果、表 2.5 が得られた。

表 2.5 条件付きロジットモデル推定結果

			Number of obs = 106,600			
			Wald chi2(5) = 3284.85			
			Log likelihood = -32902.686			
			Pseudo R2 = 0.1094			
	係数	標準誤差	t 値	P値	95%信頼区間	
整備エリアまでの距離 (km)	-0.007161	0.0007581	-9.45	0.000	-0.0086468	-0.0056751
整備エリアの広さ (ha)	0.002759	0.0003305	8.35	0.000	0.0021112	0.0034068
平均の利用率 (%)	-0.0033754	0.0003252	-10.38	0.000	-0.0040128	-0.002738
世帯あたり負担金 (円/世帯/年間)	-0.0004878	9.50E-06	-51.36	0.000	-0.0005064	-0.0004691
No-choice ASC	-0.9783861	0.0468959	-20.86	0.000	-1.0703	-0.8864719

すべての属性係数について、統計的に有意に推定された。符号条件も整合的であり、整備エリアまでの距離についての符号が負であることは、生態系サービスの発生源までの距離の増加は価値減価をもたらすことが示された。また、整備エリアの広さがの符号が正であること、負担金の増加が負であることは直感的に合致し、理論的仮定にも矛盾しない。また、利用率の増加の係数が負であることは混雑現象の発生による価値減価が示唆される。

この結果から、距離についての価値の減価（空間割引）がどの程度生じるのかを推定する。そのために、効用の確定部分 V について全微分し、無差別（等効用）の状態を想定するために 0 とおく。

$$dV = \frac{\partial V}{\partial X_1} dX_1 + \frac{\partial V}{\partial X_2} dX_2 + \frac{\partial V}{\partial X_3} dX_3 + \frac{\partial V}{\partial X_4} dX_4 = 0 \quad (2.20)$$

ここで、 X_1 は整備エリアまでの距離、 X_2 は整備エリアの広さ、 X_3 は平均利用率、 X_4 は負担金の各属性を表す。いま、 X_1 と X_4 の代替関係を見るために $dX_2 = dX_3 = 0$ とおくと、

$$\frac{dX_4}{dX_1} = -\frac{\partial X_1}{\partial X_4} \quad (2.21)$$

が得られる。(2.21)は、距離が1km 近づく（離れる）ことに対する効用の増加分（減少分）を、ちょうど相殺する負担金額の変化分を表し、距離に対する限界 WTP (MWTP) と解釈できる。右辺は係数比であることに注意すれば、森林生態系資源の改善に対する MWTP が、評価者から生態系資源までの距離に応じてどの程度の割合で低下していくかについて、1km あたり 14.6 円の評価減価であることが推測される。この値は、選択型実験のプロファイル・シナリオとして提示した負担額ベース（3,000 円）に対して 0.05%に相当する。線形関係を想定すれば、10Km 離れた評価者にとっては直近の評価者と比べて約 0.5%、20km 離れると 1%、30km で 1.5%、という価値減衰（割引率）が観察された。線形の仮定の妥当性は今後検証する必要があるが、理論分析で議論された割引率の実際の規模が示唆された。

この結果は、各都道府県別に構築する生態系勘定において、森林の空間的配置に応じた調整を可能にするものである。鹿又他（2003）によれば、各都道府県の森林から人までの距離は図 2.5 のように推定されている。

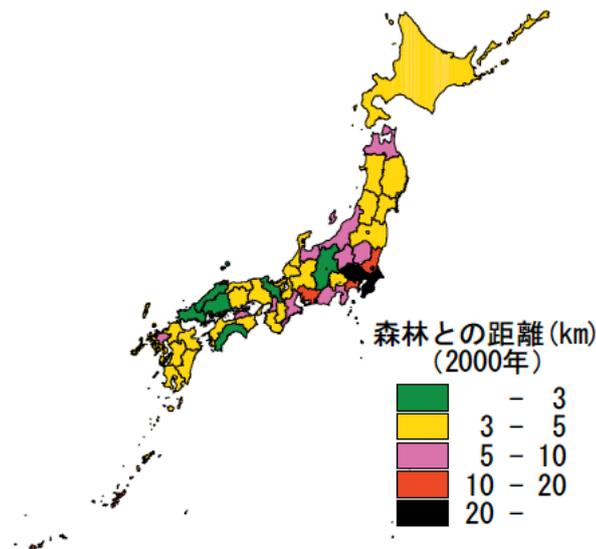


図 2.5 森林から人までの距離

出典 鹿又他(2003) 「人と森林の距離」 森林総合研究所 平成 15 年度 研究成果選集

図 2.5 と本推定結果に基づけば、東京および千葉は 1%以上、茨城、神奈川および愛知はおよそ 0.75%、青森、新潟、富山、群馬、栃木、静岡、三重、大阪、香川および佐賀はおよそ 0.375%の割引に相当する。本研究の原単位評価には距離が想定されていないため、空間的要因を考慮していく際には勘定表においても空間割引を反映させることになる。

また、分析結果表 2.5 は、混雑現象がもたらす不効用の度合いも示唆している。時間割引率の推定と同様に効用の無差別曲線を想定した代替関係から、混雑は、1%の混雑増加に対して 7 円の不効用が観察された。この推定値に基づけば、たとえば 60%程度の稼働率では 420 円、つまり 14%程度の過大評価になっており、100%の稼働率では 23%の価値減価が生じることが示唆される。しかしながら一般には森林エリアの混雑率は低いため、混雑現象による価値減価を考慮しなければ行けな

い対象は非常に限られると考えられる。

2.4 生態系サービスの時間割引率の規定要因

生態系勘定における厚生価値に基づく貨幣データは、生態系資源についてのシャドウ・プライスによって推定される。前年度の報告書では、自然資本の性質から言って一時点だけでなく、サービスと便益を提供し続ける限りにおいて長期的な評価視点を必要とすることを指摘した。自然資本のシャドウ・プライスを評価するに当たり、Arrow et al. (2003)や Fenichel and Abbott (2014)は自然資本から生じる便益の将来流列を割り引いて現在価値を求めるという操作を明示した。生態系勘定においても、生態系資産の原単位価値を推定することが求められるが、Arrow(2003)や Fenichel and Abbott(2014)の議論によれば、本来はその生態系資産（例えば森林や湿地）が将来に渡って提供する生態系サービスの価値を割り引いたものとして考えられる。

その際に、いかなる割引率が生態系サービスに適用されるのかという論点が生じる。環境問題について議論する際に適用される割引率は、社会的割引率としてしばしば市場利子率より低い率が採用される傾向にあるが、生態系サービス評価における割引率はいかほどかについて議論する必要がある。

$U(s, x(s))$ を自然資本（生態系資源）1 単位から生じる生態系サービスフローの便益とする。 s は次のような 2.1 式に従って成長・変化すると考える。

$$\dot{s} = G(s) - f(s), \quad (2.1)$$

ここで $G(s)$ と $f(s)$ はそれぞれ生態系資源の成長と人為介入を表す。 $x(s)$ は人間の経済活動計画を表す。社会的福祉は、効用の無限期間龍列の割引現在価値として定義される(2.2 式)。

$$V(s(t)) := \int_t^{\infty} U(s(\tau), x(s(\tau))) e^{-\delta(\tau-t)} d\tau, \quad (2.2)$$

ここで $\delta > 0$ は純粋時間選好率あるいは効用の時間割引率である。すると、生態系資源のシャドウ・プライスは、2.3 式のように表される（時間をあらわす t は省略）

$$p(s) = \frac{U_s(s, x(s)) + \dot{p}(s, x(s))}{\delta - G_s(s)}, \quad (2.3)$$

ここで U_s は年間の生態系からの便益を表す。 G_s は生態系資源の再生率を表す。また、 p の時間微分は、インカムゲインとキャピタルゲインの割引現在価値を表す。

こうした割引現在価値を評価するための将来の生態系サービスに対する割引率を推定することが本章の課題となる。多属性評価が可能であるコンジョイント分析とし、属性については森林保全プロジェクトを記述する形で、(1)整備面積、(2)整備される森林の樹齢、(3)実施タイミング、(4)実施費用を想定する。(3)の実施タイミングは、享受できる生態系サービスに関する時間選好率に関連

し、時間的要因を含めたシャドウ・プライス推定として注目される属性である。

コンジョイント分析の一類型である選択型実験では、直交計画法によりこの属性水準を組み合わせ、回答者に仮想的な政策を複数提示し、その中からもっとも望ましい政策を回答することを求める。その回答データを分析することにより、各属性のウェイトを推定することができる。そこから時間選好（実施タイミングの遅れに対する限界 WTP）を推定することを通じて、割引率を推定する。

推定のためのデータ収集のために、全国の住民を対象として 2018 年の 12 月 7 日から 12 月 12 日までインターネットを用いた社会調査を行った。各都道府県の性別と年齢の人口構成に沿うようにサンプル抽出を行った結果、5343 の回答が収集された。

本年度は、WTP の規定要因を分析するために、ランダムパラメータ・ロジットモデルを援用した割引率の個人別の推定を行う。そのうえで、社会属性や森林との関わりのデータに回帰し、規定要因について分析する。

表 2.6 はランダムパラメータ・ロジットモデルによる推定結果である。

表 2.6 ランダムパラメータ・ロジットモデルによる推定結果

	Log likelihood function	-23122.21615				
	McFadden Pseudo R-squared	.1905288				
	N =	20605				
		係数	標準誤差	t値	P値	95%信頼区間
平均パラメータ						
	整備面積	.01116***	.00056	20.02	.0000	.01007 .01226
	樹齢	-.00241***	.00074	-3.24	.0012	-.00387 -.00095
	植樹ダミー	.01741	.03586	.49	.6273	-.05288 .08771
	整備タイミング	-.01568***	.00180	-8.70	.0000	-.01921 -.01214
	負担金	-.00030***	.4863D-05	-62.01	.0000	-.00031 -.00029
	No-Choice AS	-3.55108***	.07033	-50.49	.0000	-3.68892 -3.41324
分散パラメータ						
	整備面積	.02051***	.00058	35.31	.0000	.01937 .02165
	樹齢	.02373***	.00083	28.69	.0000	.02211 .02535
	植樹ダミー	.76783***	.05861	13.10	.0000	.65296 .88269
***, **, * ==> Significance at 1%, 5%, 10% level.						

1 年間の保全の遅れに対する（マイナスの）MWTP は、割引率は、

$$\text{政策効果タイミング係数} / \text{負担金係数}$$

で得られる。ランダムパラメータ・ロジットモデルでは、分子に確率分布を許しているため、個

人間で多様な係数をとる。それについて、各回答者の回答パターンからベイズの反転公式を利用して個人別に係数を求めることで、個人別の割引率を計算できる (Revelt and Train 1998)。

こうした個人別に推定された割引率を規定する生態系サービスの種類や社会属性について分析する。ここでは、データとして入手した表 2.7 にまとめられる各生態系サービスに対する評価と個人属性の要因に対して、ステップワイズ回帰分析を適用した。

表 2.7 ステップワイズ回帰に用いた変数

社会属性	
	性別
	年齢
	居住地 (都道府県)
	年間所得
	家族人数
	子供人数
生態系サービス	
	レクリエーションや遊びの場を提供する働き
	心身の癒しや安らぎの場を提供する働き
	自然に親しみ、自然と人とのかかわりを学ぶなど教育の場としての働き
	自然景観を保全する働き
	食料などの水資源を提供する働き
	貴重な動植物の生息の場としての働き
	空気をきれいにしたり、気候を調整し、地球温暖化防止に貢献する働き
	洪水を防止する働き
	水質を浄化する働き

ステップワイズ法によって次式のような回帰結果が得られた。

$$\begin{aligned} \text{Discount Rate} = & -0.0052^{***} - 0.0015^{***} \textit{Gender} - 0.0001^{***} \textit{Age} \\ & - 0.0010^{***} \textit{Habitat of biodiversity} + 0.0017^{***} \textit{Land Prevention} \end{aligned}$$

上式中の *Habitat of biodiversity* および *Land Prevention* は森林生態系の機能として生物多様性の生息地としての機能および土砂災害防止機能をそれぞれ表し、それらが評価されるほど前者は割引率を引き下げ、後者は割引率を引き上げる傾向が観察された。生息地としての機能は長期的で間接的

な便益であり、土砂災害防止機能は短期的で直接的な便益であることを考えると、公共性や利他性が割引率を規定することが示唆される。また高齢者ほど割引率が低いことは、世代間における利他性への配慮を示唆する。こうした結果は、通時的な生態系サービスの評価においては、地球温暖化問題の文脈と同様に、適切な社会的割引率を必要とすることを意味する。

2.5 まとめと今後の課題

生態系サービスを評価するにあたり、長期にわたって便益が提供されるという時間的な側面と、広範囲にわたって便益が提供されるという空間的な側面を考慮する必要がある。前者は、時間割引が主要な論点の一つとなる。後者は、サービス源までの距離や混雑現象の可能性が論点となる。こうした論点は、世界的に展開される生態系評価においても必ずしも十分に明らかとされておらず、生態系価値の可視化に向けて克服しなければならないものである。

本章では、こうした問題に対し、第一に、昨年度に行った生態系サービス便益の空間分布の研究に向けた予備的考察を踏まえて、生態系ストックの公共財的性質を考慮した空間割引（距離減衰）理論モデルの精緻化と、応用への橋渡しに向けて先行研究から実際の割引の規模について分析を行った。まず、空間割引を実施するにあたって、経済評価を行う際の価値尺度財の違い、特に消費財、生態系サービス、WTP を価値尺度剤にした場合の割引率の相違について整理し、定式化を行ったうえで、シミュレーションによる比較分析を行った。その結果、もっとも単純なケースでは、空間 WTP 割引率は空間消費割引率と空間生態系サービス割引率との差になること、したがって生態系サービスの発生源から遠ざかるからと言って必ず割引率がプラスになるとは限らないことなどが示される一方、通常考えられるケースに置けば生態系の価値評価の際に WTP を採用した際の割引率はプラスであることが示唆された。

こうした理論研究を踏まえて、実際に社会調査を行い、選択型実験をもちいて直線距離を基準にした空間的な WTP の減衰率（割引率）を推定した。森林生態系資源の改善に対する WTP が、評価者から生態系資源までの距離に応じてどの程度の割合で低下していくかについて、1km あたり 14.6 円の評価減価が観察された。この値は、選択型実験のプロファイル・シナリオとして提示した負担額ベース（3,000 円）に対して 0.5%に相当する。線形関係を想定すれば、10Km 離れた評価者にとっては直近の評価者と比べて約 0.5%、20km 離れると 1%、30km で 1.5%、という価値減衰（割引率）が観察された。線形の仮定の妥当性は今後検証する必要があるが、理論分析で議論された割引率の実際の規模が示唆された。この結果は、各都道府県別に構築する生態系勘定において、森林の空間的配置に応じた調整を可能にするものである。

時間的観点としての生態系サービスに対する時間割引率については、昨年度に行った分析の拡張を行った。昨年の実証研究で年間 0.6%と推定された将来の生態系サービスの割引率（WTP ベース）について、ランダムパラメータ・ロジットモデルを応用して個人別に推定し、ステップワイズ回帰分析によって社会属性および森林属性に回帰した結果、(1)森林生態系の機能として生物多様性の生

息地としての機能が重要な場合、割引率は引き下げられる傾向、および(2)土砂災害防止機能が重視される場合、割引率は引き上げられる傾向が観察された。生息地としての機能は長期的で間接的な便益であり、土砂災害防止機能は短期的で直接的な便益であることを考えると、公共性や利他性が割引率を規定することが示唆される。また高齢者ほど割引率が低いことは、世代間における利他性への配慮を示唆する。こうした結果は、通時的な生態系サービスの評価においては、地球温暖化問題の文脈と同様に、適切な社会的割引率を必要とすることを示唆する。

本章で分析した空間的要因および時間的要因を考慮した経済評価は、生態系勘定表における厚生価値データの精緻化に資する。とくに厚生価値評価は、環境政策評価にかかわる社会的費用便益分析に適用しうるため、政策判断の指針に関わる。

今後の課題は、生態系資本のシャドウプライスに関わる理論的・実証的評価研究を通じて得られた知見を、最終的な生態系勘定表に落とし込むことである。その際に、生態系サービスごとに異なりうる時間割引率や、地域的特徴によって異なりうる空間的割引率についての配慮が問題となる。本研究においては、主観的な割引に基づいて生態系サービスの時間割引率を推定したが、地球温暖化問題に適用される割引率の議論などにみられるように、さまざまな根拠に基づく割引率を踏まえて、生態系評価に適用すべき社会的割引率を検証する必要がある。また、空間割引や混雑現象の評価において今年度想定していた線形関係についての検証が必要となる。

以上のような課題への取り組みを通じて、シャドウ・プライスの推定を通じて生態系資源の経済評価を行いつつ、生態系勘定体系への当てはめを進めていくことで、フロー勘定の作成とともにストック勘定の精緻化を行うことで、生態系勘定の完成に資する。

第3章 生態系勘定に基づく公共政策評価

3.1 エネルギー利用を含めた森林管理と公共政策との関係性の整理

持続可能な開発目標(SDGs)は、2015年に国連より提唱されたものであり、「誰ひとり取り残さない」をスローガンとして、2030年までに達成すべき17の目標および169のターゲットが設定されている(表3.1)。これを契機として、世界中の国々、企業、団体などがSDGs達成のための努力を行っているところである。我が国では、2017年末に、我が国のこれまでの環境・経済・社会を考慮した持続可能な社会の構築に関する政策と整合性をもたせたSDGs達成のための8つの優先課題を、SDGsアクションプランとして公開している(首相官邸, 2019)。現在の我が国の諸政策は、本アクションプランをベースに実施されていると言っても過言ではない。SDGsアクションプランの優先課題の一つとして、地域活性化がある。これは、2014年から開始された地方創生の考え方がベースとなっている。地方創生とは、人口減少、高齢化による地方の衰退を食い止めるため、地域に存在する資源を利用して産業の創出や雇用の創出を行うとともに、地域の愛着や魅力を向上させることで人口減少に歯止めをかけようとする考え方である。我が国の政策として、SDGsという環境・経済・社会の広範囲に渡る目標を達成でき、且つ地域活性化にも繋がるようなまちづくりが求められている。

表 3.1 SDGs の目標

次元	目標
人々(People)	Goal 1: あらゆる場所のあらゆる形態の貧困を終わらせる
	Goal 2: 飢餓に終止符を打ち、食料の安定確保と栄養状態の改善を達成するとともに、持続可能な農業を推進する
	Goal 3: あらゆる年齢のすべての人の健康的な生活を確保し、福祉を推進する
	Goal 4: すべての人に包摂的かつ公正な質の高い教育を確保し、生涯学習の機会を促進する
	Goal 5: ジェンダーの平等を達成し、すべての女性と女児のエンパワーメントを図る
	Goal 6: すべての人々の水と衛生の利用可能性と持続可能な管理を確保する
豊かさ(Prosperity)	Goal 7: すべての人々の、安価かつ信頼できる持続可能な近代的エネルギーへのアクセスを確保する
	Goal 8: 包摂的かつ持続可能な経済成長及びすべての人々の完全かつ生産的な雇用と働きがいのある人間らしい雇用(ディーセント・ワーク)を促進する
	Goal 9: 強靱(レジリエント)なインフラ構築、包摂的かつ持続可能な産業化の促進及びイノベーションの推進を図る
	Goal 10: 国内および国家間の格差を是正する
	Goal 11: 包摂的で安全かつ強靱(レジリエント)で持続可能な都市及び人間居住を実現する
地球(Planet)	Goal 12: 持続可能な生産消費形態を確保する
	Goal 13: 気候変動及びその影響を軽減するための緊急対策を講じる
	Goal 14: 海洋と海洋資源を持続可能な開発に向けて保全し、持続可能な形で利用する
	Goal 15: 陸域生態系の保護、回復、持続可能な利用の推進、持続可能な森林の経営、砂漠化への対処、ならびに土地の劣化の阻止・回復及び生物多様性の損失を阻止する
平和(Peace)	Goal 16: 持続可能な開発に向けて平和で包摂的な社会を推進し、すべての人に司法へのアクセスを提供するとともに、あらゆるレベルにおいて効果的で責任ある包摂的な制度を構築する
パートナーシップ(Partnership)	Goal 17: 持続可能な開発のための実施手段を強化し、グローバル・パートナーシップを活性化する

出典：国連開発計画駐日代表事務所(2019)、United Nations System Staff College (2016)

Global Taskforce of Local and Regional Governments (2016)は、地方自治体がSDGsの目標を達成するため、SDGsのローカライズが必要であると論じており、そのためのロードマップを提案している。ローカライズには、資金や人材の確保、17目標の地域施策への組み込みなどが含まれる。一方、Network

of Regions4 (2018)が実施した調査によると、SDGs を実践する用意があるが、そのための青写真を描けていない地方自治体が複数存在することを調査により明らかにしている。その理由として、地方自治体はその自治体が有している施策を優先的に実施する必要があり、他の施策より優先すべきかどうか判断が難しい、マンパワーや必要なインフラの不足、財政難などが挙げられている。大規模な自治体は資金もマンパワーも余裕があり、SDGs に関する新しい施策を展開することも困難ではない。しかし、小規模な自治体は、SDGs に人員を割く余裕は乏しい。特に小規模な自治体にとって、SDGs への対応は極めて困難なケースになることが多くなると予想される。他方、視点を変えてみると、地方自治体が現在検討あるいは実行している施策の多くは、SDGs と対応させることが可能である。Sustainable Development Solutions Network (2016)は、SDGs を地域のアジェンダに載せられるように修正することを提案している。しかし、具体的な修正方法に関する記述は十分でない。SDGs で提示されている目標・ターゲットは、主に発展途上国を対象としたものであり、且つ総花的な文章となっている。そのため、地方自治体を実施している施策と SDGs で提示されている目標・ターゲットとを関連させるためには修正の作業が必要となる。これを実施することで、地方自治体を実施している施策が SDGs とどのように繋がっているかが可視化でき、施策に SDGs が反映しやすくなると考えられる。

ここでは、神戸市の森林管理施策が、政府の SDGs 関連施策とどのように繋がっているかを論点整理し、森林管理施策への SDGs の導入方法を検討する。神戸市には、都市近郊山として六甲山が存在する。神戸市(2012)は六甲山の森林管理を進めるための施策として、2012年に「六甲山森林整備戦略」を策定している。本戦略では主に表 3.2 に挙げる取り組みを行うことを基本としている。本戦略は森林管理を目的としているが、本取り組みを通じて六甲山を利用した神戸市の地域活性化を実現することも意図している。図 3.1 は、六甲山森林整備戦略をもとに、森林整備を通じた地域活性化のコンセプトを表したものである。森林整備は森林の育成状況の改善だけでなく、景観の改善による地域住民の愛着の向上、森林資源の利用による地域産業の育成や雇用創出にも影響を及ぼす。まさに山地や都市、産業のそれぞれに利益をもたらすものになるといえる。

表 3.2 六甲山森林整備戦略の主な取り組み

民間資金等を利用した森林管理
森林管理を行える人材の育成、地元の雇用創出
市民参加による森林整備による魅力ある森づくりの推進
再生可能エネルギー、高付加価値商品として森林資源の利用
森林資源を活用した商品開発や商品販売

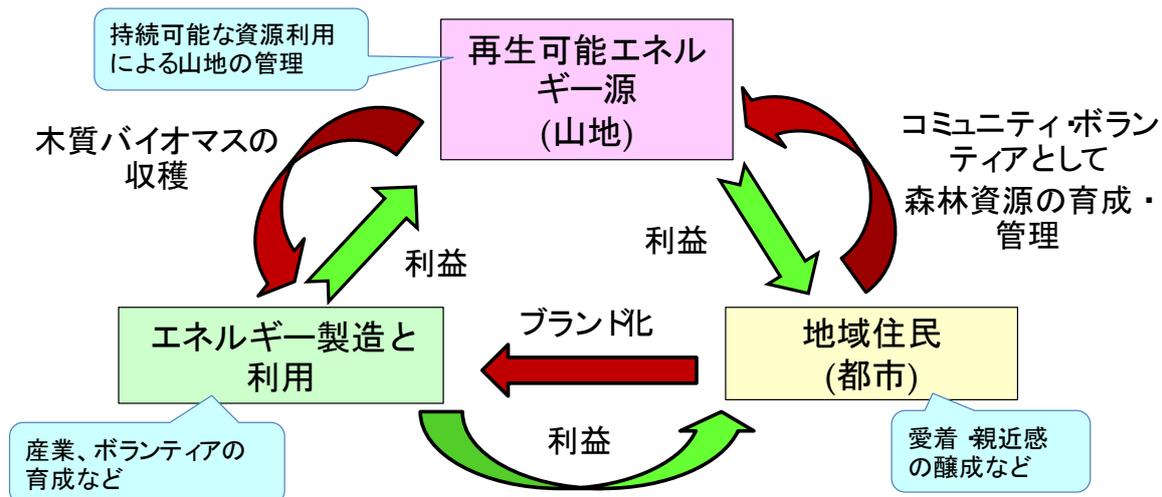


図 3.1 森林整備と地域活性化のコンセプト

(注釈)森林資源の再生可能エネルギーとしての利用を事例として作成した。

ここで取り上げる政府の SDGs 関連施策は、第 5 次環境基本計画(環境省, 2018)と SDGs アクションプラン 2018 (首相官邸, 2019)である。第 5 次環境基本計画とは環境・経済・社会の観点から持続可能な社会を構築するための施策と実行計画がまとめられたものである。本計画は、SDGs の視点を加味して、地域の森林資源を利用した地域活性化に関する施策が掲載されていることから、本研究で取り上げた。上述の SDGs 関連施策は我が国の全分野の政策を対象にしたものであるため、表 3.3 に示す森林管理に関する施策を抽出した。これをもとに、六甲山森林整備戦略と政府の SDGs 関連施策との関連性を整理した結果を図 3.2 に示す。表 3.2 に記された六甲山森林整備戦略の各取り組みが、表 3.3 に記された第 5 次環境基本計画、SDGs アクションプランの施策と特に関係が深いかを線で表した。また、SDGs アクションプランの施策を環境、経済、社会にグルーピングした。これにより、神戸市の森林管理に関する政策と政府の SDGs 関連施策とが、再生可能エネルギー、地域活性化、人材育成、資源利用のキーワードを元にして繋がっていることが可視化できる。

表 3.3 SDGs 関連施策の森林管理に関する施策

施策	説明
第5次環境基本計画	
1. 地域資源を利用した再エネ生産	再生可能エネルギーとして森林資源の利用
2. 都市と農山漁村との共生	都市と農村部との資源循環による地域活性化の実現
3. 地域の文化や資源の利用	地域に存在する文化や資源の有効利用
4. 地域産業やマンパワーの継続的な利用	持続可能な地域産業と人材の育成
5. 地域活性化のための国立公園の利用	国立公園の自然資源を保全し、資源の有効利用や観光を通じて地域活性化に利用する
SDGsアクションプラン	
1. 再エネの導入促進	再生可能エネルギーとして森林資源の利用
2. 農山漁村の地域活性化	農村部の地域活性化を進める
3. 森林育成のための マネジメント	森林整備を通じて、森林資源を再生可能エネルギーなどに利用できるようにする
4. 農山漁村に住む住民の能力開発	農村部に居住する高齢者、女性、弱者の雇用の確保、地域活性化のための手助け
5. 地域活性化のための国立公園の利用	国立公園の自然資源を保全し、資源の有効利用や観光を通じて地域活性化に利用する

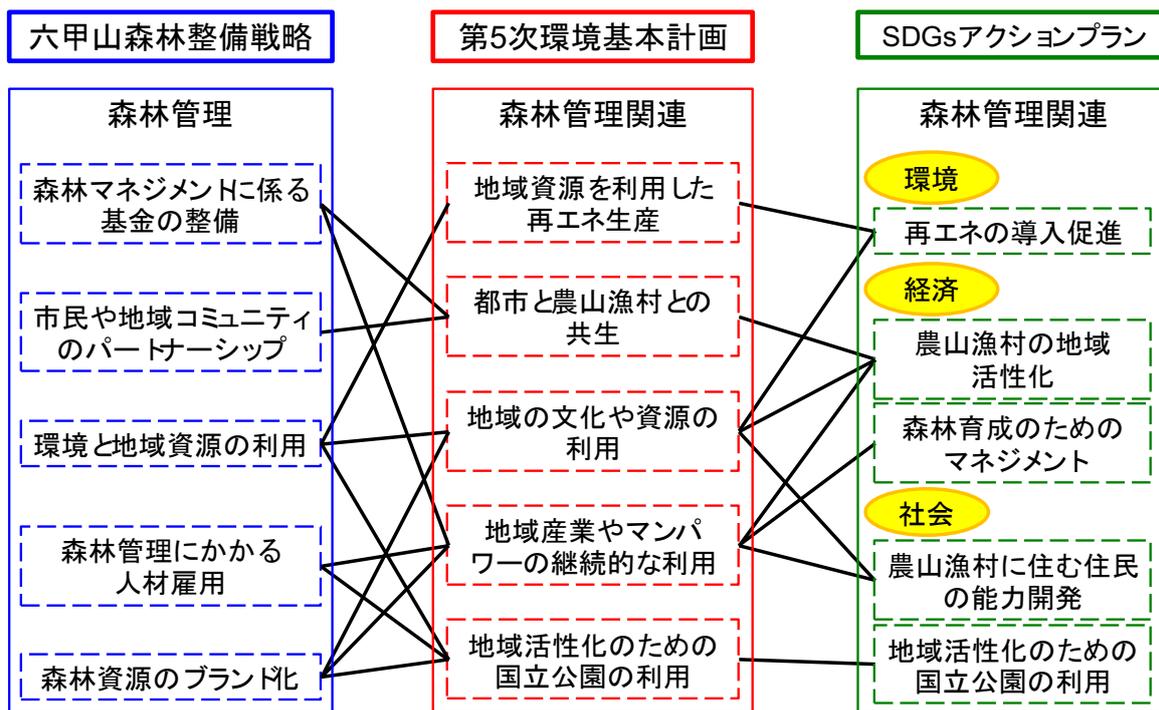


図 3.2 森林管理政策と SDGs 関連施策との関連性

続いて、図 3.3 に、神戸市の六甲山森林整備戦略と関連する SDGs の目標を抽出した結果を示す。なお、図 3.2 と図 3.3 は横に繋がっている。異なる目標で似通ったターゲットが存在する場合は、どちらかのターゲットを除外することで対象となるターゲットの数を少なくした。その結果として、森林管理に関する SDGs の目標として、11 目標および 20 ターゲットが抽出できた。抽出された目標は、目標 1(人権)、目標 4(教育)、目標 6(水)、目標 7(エネルギー)、目標 8(雇用)、目標 9(産業)、目標 11(都市)、目標 12(資源利用)、目標 13(気候変動)、目標 15(生物多様性)、目標 17(パートナーシップ)である。各目標内で抽出されたターゲットを、付録の表 A-1 に示す。目標によっては複数のターゲットが関連しているが、おおよその目標は森林管理の何かしらの施策とオーバーラップしていることがわかる。但し、この状態では、自治体の政策決定者が、どの SDGs の目標が森林管理に関する施策とどのように関連しているか判断しづらい。

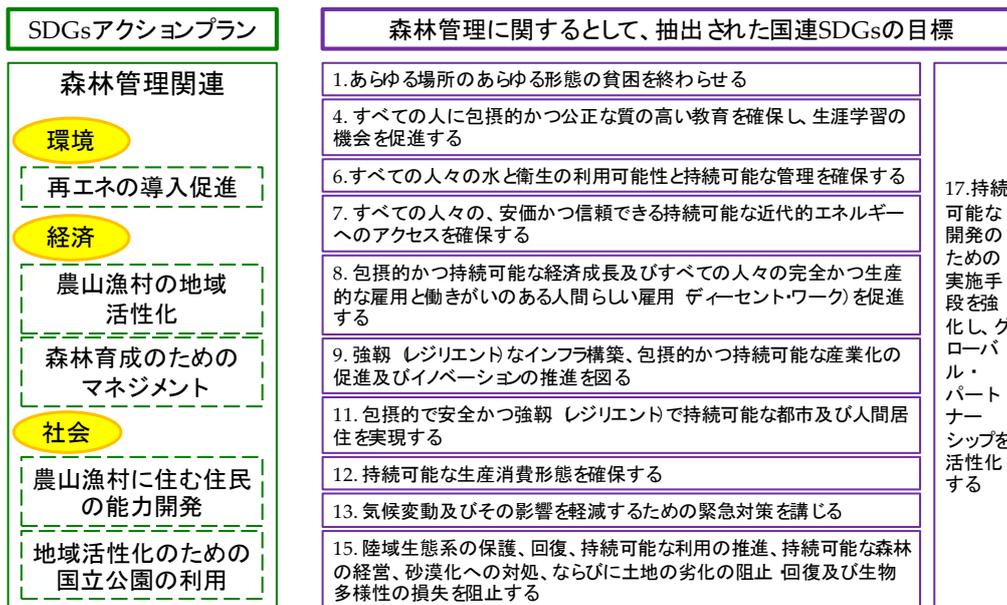


図 3.3 森林管理政策と関連するとして抽出された SDGs の目標

抽出された 11 目標および 20 ターゲットを、森林管理の施策で使いやすいように修正した結果を図 3.4、付録の表 A-2 に示す。ここでは六甲山森林整備戦略を参考にして、六甲山の森林管理を念頭に入れた修正作業を行った。SDGs の目標・ターゲットの修正を通じて、森林管理の政策と有機的な繋がりを可視化することができた。左側の施策名にあるカッコ内の番号は、右側の修正された SDGs の目標の番号と一致している。これにより、自治体の政策決定者が、どの SDGs の目標が森林管理に関する施策とどのように関連しているかが判断しやすくなったといえる。今回は神戸市の六甲山を対象とした森林管理施策への SDGs の対応を検討したが、この考え方は、六甲山だけでなく他の山地についても同様に適用できる。

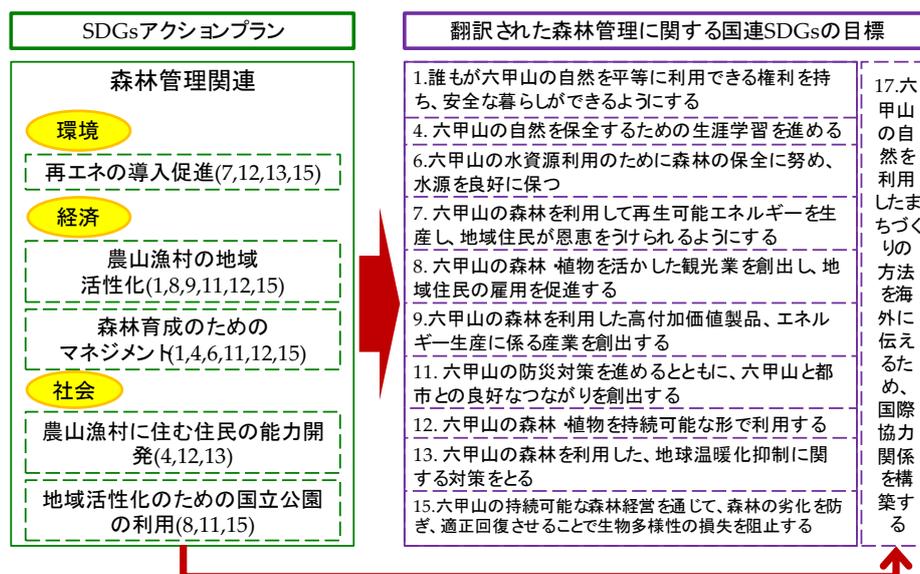


図 3.4 森林管理政策と修正された SDGs の目標

3.2. 森林資源のエネルギー利用による環境・経済・社会への影響の分析

3.2.1 はじめに

昨年度は、森林資源をバイオマス燃料として利用することにより経済効果や生態系への正負の影響等が生じている事例を収集し、それら影響のリストアップと類型化を行った。また、次年度以降の生態系勘定を利用したそれら影響の定量評価に向けて、分析対象とすべき影響を特定した。本年度は、木質バイオマスの直接燃焼発電や熱利用が、本質的に地域活性化に繋がっているかを検討する。

3.2.2 研究の方法

先ず、昨年度に実施した研究により得られた結果、既存研究を踏まえて、木質バイオマスの直接燃焼発電、熱利用に伴う環境的・経済的・社会的評価を実施するための方法や原単位を整理する。なお、直接燃焼発電の場合は電力が供給されるが、熱利用の場合は温浴施設や介護福祉施設での利用、工場や温室への供給など、供給用途が多岐にわたる。ここでは温浴施設を対象とし、LCA手法やLCC手法を用いてCO₂排出量、コストを算出するための方法や原単位を整理する。

加えて、兵庫県を対象として、民有林を木質バイオマスとしてエネルギー利用することを想定した場合の利用可能ポテンシャルを推計する。現在兵庫県内でエネルギーとして利用されている木質バイオマス量とポテンシャルとの比較を行い、県内産の木質バイオマスがどの程度地産地消されているのかを把握するとともに、課題を考察する。

3.2.3 結果と考察

3.2.3.1 森林資源のエネルギー利用に係る環境的・経済的・社会的評価方法の整理

木質バイオマスの直接燃焼発電、熱利用について、筆者らの研究成果を中心に環境・経済・社会の各側面での評価に係る原単位を整理したものを表3.4に示す。このうち、社会面に係る指標は施設の雇用者数とした。それぞれは原単位を作成した地域や対象とする燃料種などが異なるものの、森林資源のエネルギー利用に係る各側面を評価するための基礎データとなる。また、昨年度の研究を通じて、直接燃焼発電の発電規模を説明変数、燃料利用量と総事業費を被説明変数とする単回帰式を次式のように作成している。これらも、想定する発電規模をもとに、各種変数の算出が可能である。

$$\text{燃料利用量[万 t/年]} = 0.001 \text{ 発電規模[kW]} \quad (3.1)$$

$$\text{総事業費[億円]} = 0.0037 \text{ 発電規模[kW]} \quad (3.2)$$

表 3.4 木質バイオマスのエネルギー利用に係る環境・経済・社会に関する原単位

	分類	種類	燃料種	数値	単位	備考	出典
直接燃焼発電	環境負荷	温室効果ガス(GHG)	チップ	-1,426	kg-CO ₂ eq/t	和歌山県を事例地域とし、間伐～燃料製造～石炭混焼を想定	田畑ら(2010)
			ペレット	-1,412		同上	田畑ら(2010)
		NO _x	チップ	97	g-NO _x /t	同上	田畑ら(2010)
			ペレット	97		同上	田畑ら(2010)
		SO _x	チップ	160	g-SO _x /t	同上	田畑ら(2010)
			ペレット	164		同上	田畑ら(2010)
	コスト		-	6,870	千円/施設・年	ランニングコスト。直接燃焼発電施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)
	雇用者数		-	7.5	人/施設	直接燃焼発電施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)
	木質バイオマス使用量		-	17,637	t/施設・年	同上	Nishibuchi and Tabata (2016)
	熱利用	環境負荷	温室効果ガス(GHG)	ペレット	-1,393	kg-CO ₂ eq/t	岐阜県を事例地域とし、間伐～ペレット製造～家庭での熱利用を想定
NO _x			ペレット	-0.63	g-NO _x /t	同上	Tabata and Okuda (2012)
SO _x			ペレット	-0.45	g-SO _x /t	同上	Tabata and Okuda (2012)
残渣			ペレット	80	g-residue/t	同上	Tabata and Okuda (2012)
コスト			-	7,297	円/t	岐阜県を事例地域とし、間伐～ペレット製造～家庭での熱利用を想定	Tabata and Okuda (2012)
コスト			-	12,050	千円/施設・年	ランニングコスト。直接燃焼発電施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)
雇用者数			-	3.3	人/施設	ペレット製造施設への聞き取り調査の結果をもとに作成	Nishibuchi and Tabata (2016)
木質バイオマス使用量			-	1,904	t/施設・年	同上	Nishibuchi and Tabata (2016)

但し、昨年度の研究では、温浴施設の熱利用を中心にデータ収集を行ったものの、上式のような回帰式を導出することができなかった。そこで、温浴施設における環境面と経済面についての評価を実施するためのモデル式を作成した。これを実施するため、2019年8月2日にこうべ市民福祉振興協会への聞き取り調査を行った。ここでは同協会が管理運営しているしあわせの村に併設されている温浴施設について、施設の稼働に必要なデータ(燃料使用量、年間維持費、設備使用日数など)を収集した。また、林野庁(2017)などをもとに、木質バイオマスの熱利用に必要な基礎データを検討した。図 3.5 に、今回対象とする温浴施設のシステムを示す。ここでは比較評価のため、木質バイオマスをチップ化して温浴施設のボイラーの熱源とするシステム(木質バイオマスを利用する場合)と化石燃料を熱源とするボイラーのみを使用するシステム(木質バイオマスを利用しない場合)についてデータ収集およびモデル作成を行う。これらのシステムは固定費に関する費目と変動費に関する費目がある。なお、木質バイオマスを利用する場合でも化石燃料ボイラーが考慮されているが、これは、チップボイラーは固定費が高額であり速やかな出力制御が困難であることから、バックアップのために化石燃料ボイラーを用意しておくことで、この欠点が相殺されるためである(森のエネルギー研究所, 2016)。

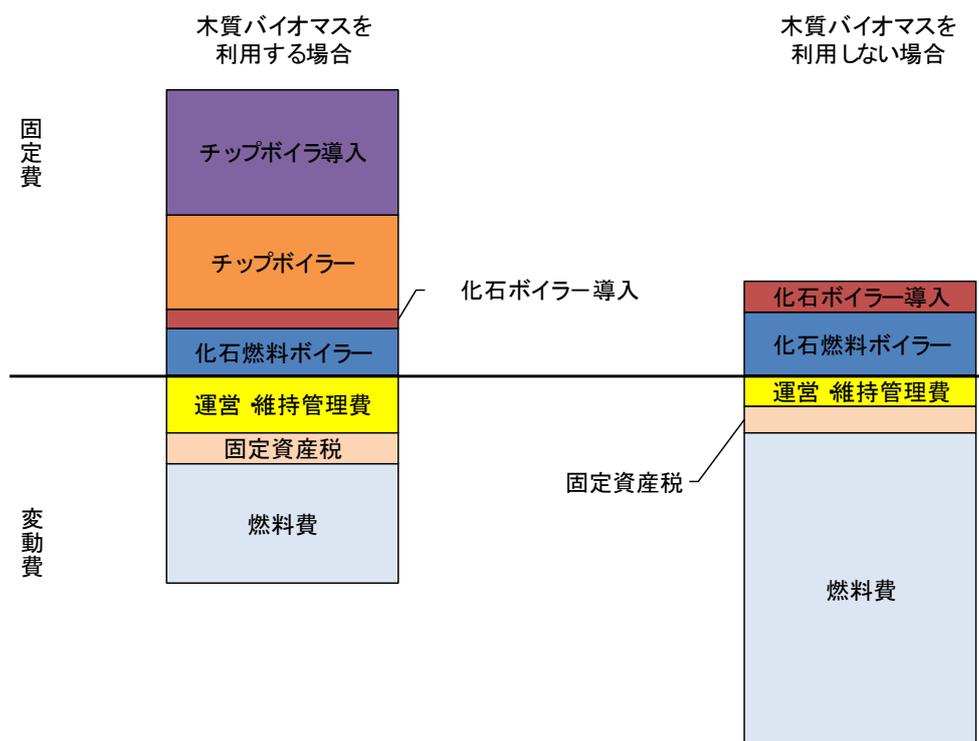


図 3.5 対象とする温浴施設のシステム

経済性に関する基本データを表 3.5 に示す。木質バイオマスを利用しないシステムでは化石燃料のみを使用するので、化石ボイラーの熱供給量は施設の年間熱需要量と同じである。一方、木質バイオマスを利用するシステムは、聞き取り調査の結果より導出したチップボイラーの熱供給量とボイラー定格出力の関係式を用いる。化石ボイラーの熱供給量は、施設の年間熱需要量からチップボイラーの熱供給量を引いて求める。ボイラーの本体価格について、化石燃料ボイラーはインターネットで収集したボイラー製造会社の情報をもとに作成した、ボイラーの定格出力と本体価格の関係式から導出した。チップボイラーは、林野庁(2017)に掲載されているボイラーの定格出力と本体価格の関係式を利用した。なお、ボイラー効率は 90%、耐用年数は 15 年、残存価格 1 円と設定した。化石ボイラーの導入費用において、ボイラー本体以外の費用は非常に安い。そのため、化石ボイラーは本体コストのみ対象とした。固定資産税は、「木質バイオマスボイラー導入診断」により、初期費用の残存価格の 1.4%とし、15 年の平均値を算出する。燃料費は森のエネルギー研究所(2016)を参考にして、年間熱需要量に化石燃料価格を乗じて算出する。チップボイラーの導入に伴う運営・維持管理費は、森のエネルギー研究所(2013)を参考にして初期費用の 2.5%とした。燃料費は、各ボイラーの熱供給量に燃料価格を乗じて算出する。木質バイオマスボイラーの導入に伴う補助金は、導入費の 50%と設定した。化石燃料(都市ガス、重油、灯油)がそれぞれチップに置き換えられることを想定したコスト差額を推計するための基本データを表 3.6 に示す。化石燃料価格の変動が経済性に与える影響を把握するため、2018 年時点の燃料価格と 2014 年以降の最低価格となった 2016 年の燃料価格を採用した。なお、都市ガスは、聞き取り調査で収集したデータを現在の燃料価格とした。

表 3.5 経済性に関する基本データ

項目	単位	設定条件	
温浴施設			
O_t	仮想温浴施設のボイラー総規模	kW	
H_t	仮想温浴施設の年間熱需要量	MJ/年	
燃料価格			
P_w	チップ価格	円/MJ	
P_f	化石燃料価格	円/MJ	
木質バイオマスを利用しない場合			
O_{f1}	化石燃料ボイラー定格出力	kW	$O_{f1} = 0_t$
C_{fb1}	化石燃料ボイラー本体価格	円	$C_{fb} = 8090.60 f1 \quad R2 = 0.87$
H_{f1}	化石燃料ボイラーの熱供給量	MJ	$H_{f1} = H_t$
固定費			
C_{tf1}	化石燃料ボイラー導入費用	円	$C_{tf1} = 8090.60 f1$
C_{i1}	固定費合計	円	$C_{i1} = C_{tf1}$
C_{d1}	固定費の減価償却費	円/年	$C_{d1} = (C_{i1} - 1) / 15$
変動費			
C_{o1}	運営・維持管理費	円/年	
C_{p1}	固定資産税 (平均)	円/年	
C_{f1}	燃料費	円/年	$C_{f1} = H_{f1} P_f$
C_{r1}	変動費合計	円/年	$C_{r1} = C_{o1} + C_{p1} + C_{f1}$
C_{a1}	年間コスト	円/年	$C_{a1} = C_{d1} + C_{r1}$
木質バイオマスを利用する場合			
O_w	チップボイラー定格出力	kW	
C_{wb}	チップボイラー本体価格	円	$C_{wb} = 630470 w + 107$
H_w	チップボイラーの熱供給量	MJ	
O_{f2}	化石燃料ボイラー定格出力	kW	$O_{f2} = 0_t - O_w$
C_{fb2}	化石燃料ボイラー本体価格	円	$C_{fb} = 8090.60 f2$
H_{f2}	化石燃料ボイラーの熱供給量	MJ	$H_{f2} = H_t - H_w$
固定費			
C_{tw}	チップボイラー導入費用	円	$C_{tw} = 2.5 C_{wb}$
C_{tf2}	化石燃料ボイラー導入費用	円	$C_{tf} = 8090.60 f2$
C_{i2}	固定費合計	円	$C_{i2} = C_{tw} + C_{fb}$
C_{d2}	固定費の減価償却費	円/年	$C_{d2} = (C_{i2} - 1) / 15$
変動費			
C_{o2}	運営・維持管理費	円/年	$C_{o1} - C_{o2} = 2.5\% C_{i2}$
C_{p2}	固定資産税 (平均)	円/年	
C_{f2}	燃料費	円/年	$C_{f2} = H_w P_c + H_{f2} P_f$
C_{r2}	変動費合計	円/年	$C_{r2} = C_{o2} + C_{p2} + C_{f2}$
C_{a2}	年間コスト	円/年	$C_{a2} = 0.5 C_{d2} + C_{r2}$

表 3.6 燃料に関する基本データ

項目		単位	設定条件
<i>MC</i>	チップの湿量基準含水率	%	<i>MC=40</i>
<i>LHV_w</i>	チップ低位発熱量	M J/kg	<i>LHV_w=10.6</i>
<i>HHV_c</i>	13A都市ガスの高位発熱量	M J/m ³	<i>HHV_c=45.0</i>
<i>HHV_h</i>	A重油の高位発熱量	M J/L	<i>HHV_h=38.9</i>
<i>HHV_k</i>	灯油の高位発熱量	M J/L	<i>HHV_k=36.5</i>
<i>LHV_c</i>	都市ガスの低位発熱量	M J/m ³	<i>LHV_c=0.90HHV_c</i>
<i>LHV_h</i>	A重油の低位発熱量	M J/L	<i>LHV_h=0.95HHV_h</i>
<i>LHV_k</i>	灯油の低位発熱量	M J/L	<i>LHV_k=0.95HHV_k</i>

コスト差額をモデル化すると、次式となる。

$$C = -14.033 \cdot (P_w - P_f) \cdot Ow^2 + [24724 \cdot (P_w - P_f) + 9838.87] \cdot Ow + 1456893.5292 \quad (3.3)$$

ただし、*C*: コスト差額、*P_w*: チップの単価、*P_f*: 化石燃料の単価、*O_w*: チップボイラーの定格出力。

ここで $P_w - P_f = P$ とすると、コスト差額は次式となる。

$$C = -14.033 \cdot P \cdot Ow^2 + (24724 \cdot P + 9838.87) \cdot Ow + 1456893.5292 \quad (3.4)$$

ただし、*P*: 燃料の価格差。

ここで *P* を常数とすると、*O_w* は *C* の二次関数となる。*P*<0 の際に、チップの単価は化石燃料より低くなる *C* の最小値が存在する。

$$C_{min} = \frac{4 \cdot (-14.033 \cdot P) \cdot 1456893.5292 - (24724 \cdot P + 9838.87)^2}{4 \cdot (-14.033 \cdot P)} \quad (3.5)$$

C が最小値になる際に対応する *O_w* は、次式となる。

$$O_w = \frac{-(24724 \cdot P + 9838.87)}{2 \cdot (-14.033 \cdot P)} \quad (3.6)$$

燃料の価格差とコスト差額の最小値、対応するチップボイラーの定格出力の関係を図 3.6 に示す。燃料の価格差が小さくなるほど、コスト差額が小さくなり、対応するボイラーの出力が大きくなることがわかる。また、 $C_{min}=0$ をすると、 $O_w \in [0, 833]$ の際に、 $P \approx -0.705$ となる。つまり、燃料の価格差が -0.705 より大きい時、木質バイオマス利用の経済性は失われることを意味している。

一方、*O_w* を常数とすると、*C* は次式となる。

$$C = (24724O_w - 14.033O_w^2)P + 9838.87O_w + 1456893.5292 \quad (3.8)$$

$O_w \in [0, 833]$ で $(24724O_w - 14.033O_w^2) > 0$ となり、*P* が大きくなるほど、*C* が大きくなることがわかる。つまり、チップボイラーの出力が確認された際に、燃料の価格差が大きくなると、事業の経済性が悪くなる。都市ガスが置き換えられる場合、最適なチップボイラーの導入規模は 348kW、化石燃料代替率は 67.2%、コスト差額は -123.7~52.9 万円であった。A 重油と灯油の場合、最適なチップボイラーの導入規模はそれぞれ 598kW、746kW、化石燃料代替率はそれぞれ 88.3%、95.9%、コスト差額はそれぞれ -560.2~-303.1 万円、-1257.4~-971.1 万円であった。

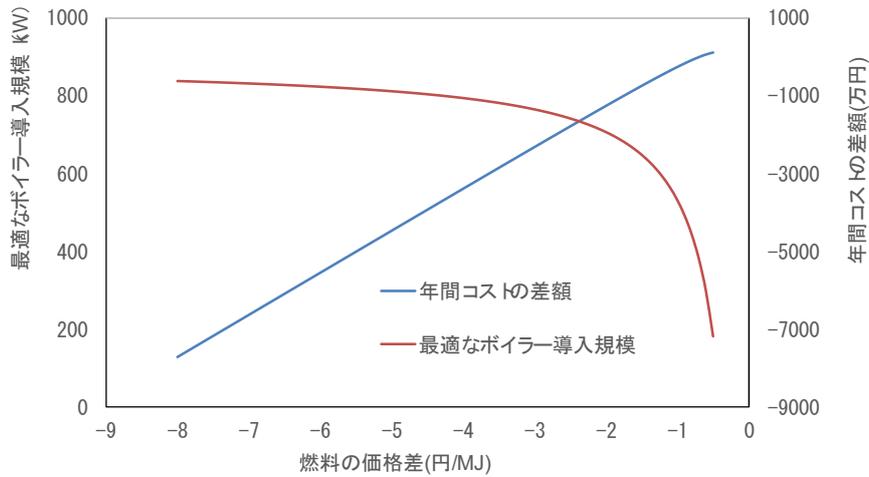
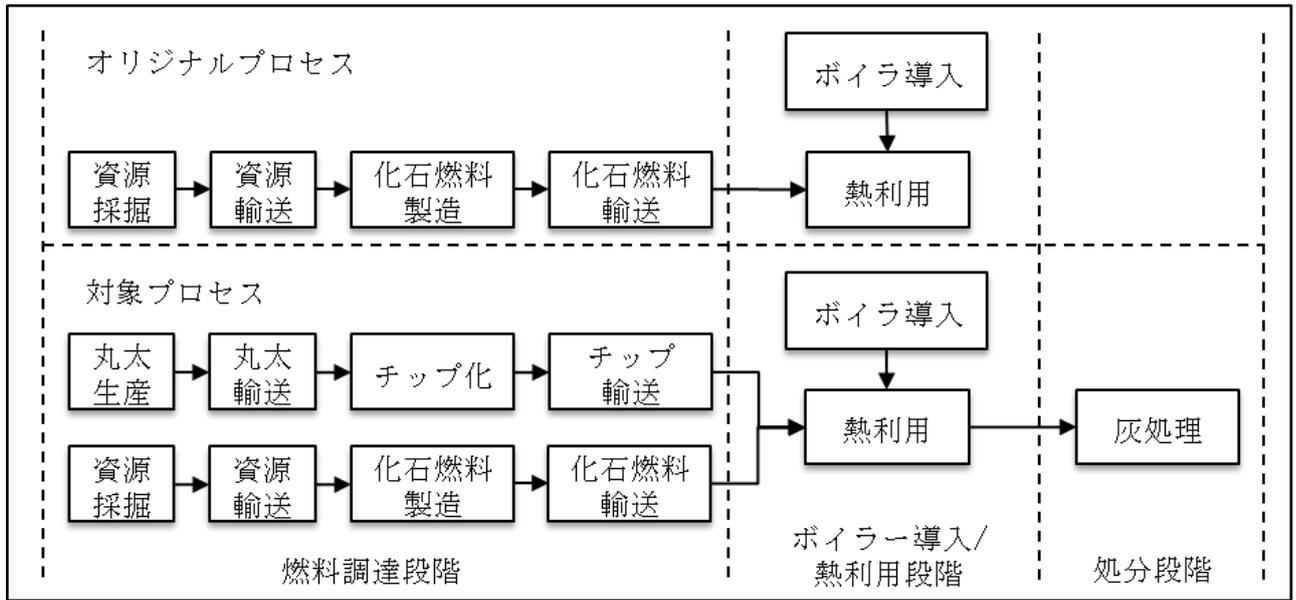


図 3.6 燃料の価格差とコスト差額の最小値、対応するチップボイラーの定格出力の関係

環境面では、経済面での評価モデルを参考にして評価の範囲と指標を確定した。対象とする指標は、温室効果ガス(GHG)排出量である。評価範囲を図 3.7 に示す。木質バイオマスを利用しない場合は、化石燃料の調達、熱利用、ボイラー導入の各プロセスを評価対象とした。木質バイオマスを利用する場合は、チップと化石燃料の調達、熱利用、燃焼灰の処分、ボイラー導入の各プロセスを評価対象とした。熱利用システムに使用される設備や機器の輸送・補修・廃棄等の各プロセスは、評価対象に含めなかった。GHG は CO₂、CH₄、N₂O を対象とし、それぞれ地球温暖化係数(CO₂:1、CH₄:25、N₂O:298)を用いて、単一指標に変換された。GHG 排出量の算出において、燃料調達、熱利用、燃焼灰の処分は IDEA Ver.2.2⁷、ボイラー導入は 3EID⁸に掲載されている原単位を利用した。

⁷ <http://www.jemai.or.jp/lca/idea/>

⁸ http://cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jpn/index_j.htm



化石燃料別で、木質バイオマスを利用する場合と利用しない場合での GHG 排出量の算出結果を図 3.8 に示す。木質バイオマスを利用しない場合、GHG は主に燃料調達段階と使用段階で発生し、ボイラー導入段階では非常に少ない。化石燃料別は、A 重油の GHG が最も多かった。木質バイオマスを利用する場合、GHG は主に調達段階、使用段階とボイラー導入段階で発生し、処分段階では少なかった。チップと灯油併用の際の化石燃料の代替率は最も高かった。次いでチップと灯油ガス併用、チップと A 重油併用の順番となった。GHG の削減量は、灯油からの代替が最も大きく(749.7t-CO₂/年)、次いで A 重油(748.2t-CO₂/年)、都市ガス(448.7t-CO₂/年)の順番となった。

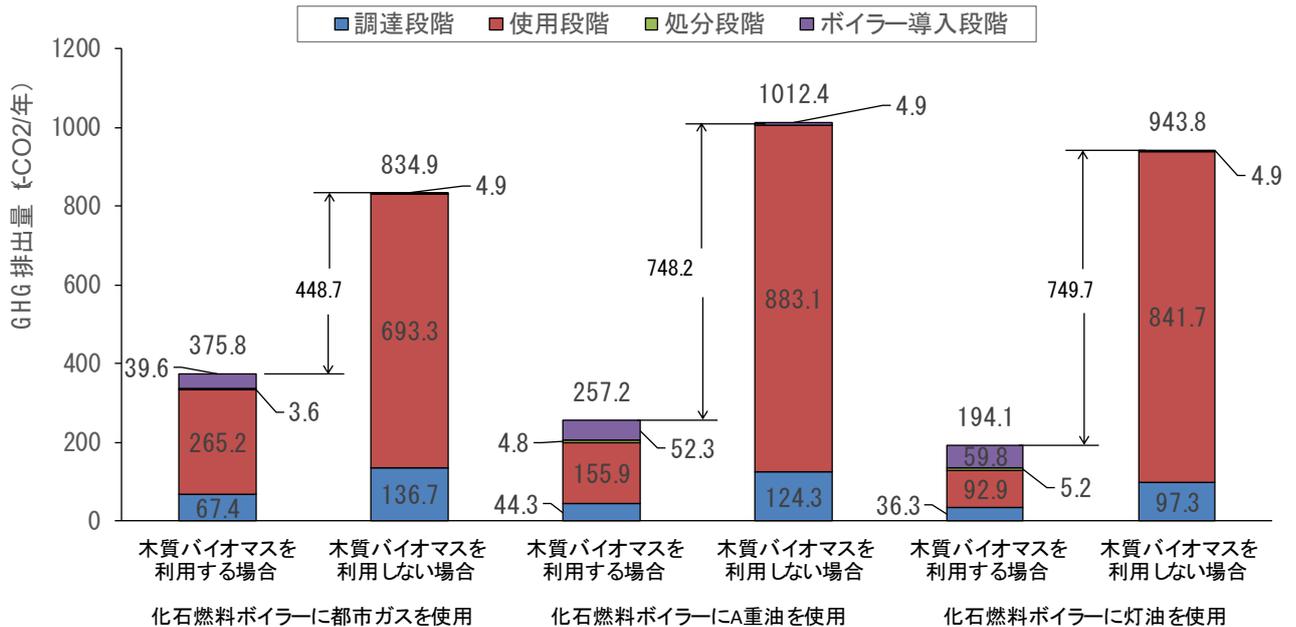


図 3.8 化石燃料別での GHG 排出量の結果

3.2.3.2 直接燃焼発電の自然生態系への影響と実態の把握

先ず、兵庫県における民有林で且つ人工林の分布を把握するため、兵庫県農政環境部農林水産局林務課への依頼のもと、森林簿を入手した。国有林を除外した理由は、兵庫県では、県内の森林面積の約 95%が民有林であり、国有林は 5%程度に過ぎないためである(兵庫県農政環境部, 2018)。ここでは、森林簿を出発点とし、兵庫県農林水産部林務課(1986a, 1986b, 1986c)のデータ、小林・客野(2015)の計算方法をもとに、人工林の林齢別の材積量を算出した(図 3.9)。なお、木質バイオマスのエネルギー利用が困難であると思われる制限林は、材積量の算出から除外した。結果より、55~61 歳の林齢を頂点とした、正規分布が描けることがわかる。材積量は 49 歳辺りから急激に増加しており、増減を繰り返しながら 91 歳あたりで収束している。兵庫森林組合連合会バイオマスエネルギーbe 材供給センターでの聞き取り調査によると、林齢 45 歳以下は間伐作業を行い、46 歳以上は主伐するのが望ましいとのことであった。しかし図では主伐の適齢期を超えて森林が多く存在していること、49 歳以下の森林が極めて少ないことがわかる。

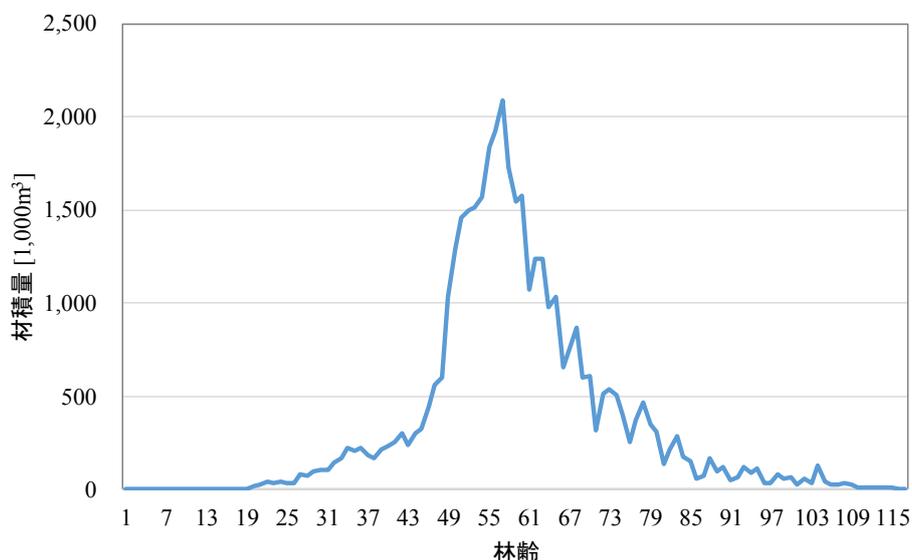


図 3.9 スギの林齢別材積量

続いて、森林簿の林齢別・樹種別の材積量、田畑ら(2009)のデータをもとに、兵庫県各市町別でのエネルギー利用可能な木質バイオマス賦存量を推計した(図 3.10)。この図から、兵庫県西部と北部での賦存量が多いことがわかる。兵庫県全体では、エネルギー利用可能なバイオマス賦存量は、約 84 万 t と推計された。ここでは、人工林を 20 年かけて間伐すると仮定して、県内の木質バイオマス賦存量を 20 で割った。加えて、兵庫森林組合連合会バイオマスエネルギーbe 材供給センターでの聞き取り調査をもとに、伐採された木材の 30% が燃料として利用されると想定した。図中で、緑色が濃い市町ほど、バイオマス賦存量が多いことを示している。

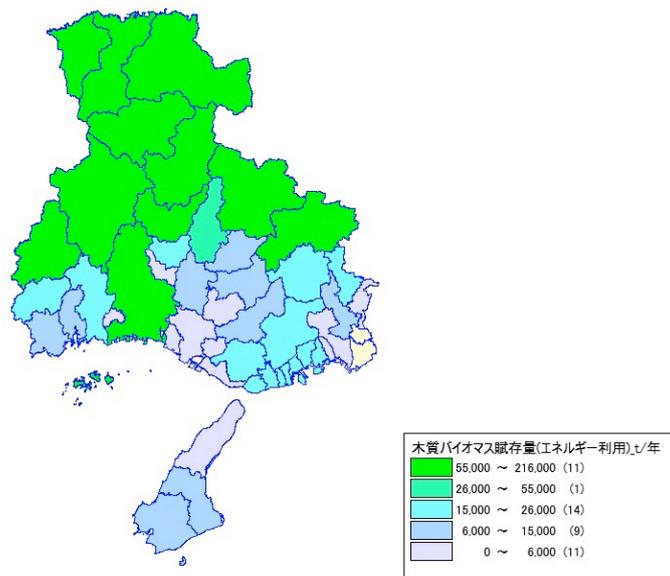


図 3.10 市区町別でみた木質バイオマスの賦存量(エネルギー利用を想定して)
(注釈)神戸市は区別に分かれているが、全て同じ賦存量としてマッピングした。

兵庫県は森林組合、民間企業等と共同して、兵庫県内で未利用となっている木質バイオマスを発電用に利用する取り組みを行っている。このため、木質バイオマス発電用木材(be材)の集荷やチップ製造等を行い、県内3ヶ所の民間企業が経営母体である木質バイオマス発電所に搬入している。表3.7に、兵庫県内で稼働している木質バイオマス発電所の状況を示す。ここでの取引価格は、2018年の市場価格に50kmまでの輸送を加味して算出している。このうち、発電所BとCは、企業秘密のため燃料種別の使用量を知ることができなかった。発電所C(第1)は燃料使用量が不明であったため、式(1)を用いて推計した。このうち発電所Aの発電出力は5,600kWであり、一般家庭の約12,000世帯に供給できる電力生産できる能力を有している。この発電所は、近隣の山地から収穫された未利用の間伐材のみを燃料として調達している。その理由を聞き取り調査したところ、元々発電所を建設する際に間伐材のみを燃料として利用することを契約しており、変更することができないためであるとのことであった。燃料は丸太やチップの形で集材しており、丸太は林業家が発電所に併設された集材基地に搬入している。丸太の価格は1tあたり6,700円である。また、チップはチップ工場などから1tあたり9,000~10,000円で購入している。一方発電所BとCは、未利用の間伐材以外にも一般材(端材等)、リサイクル材(廃材等)を利用している。また、PKSを輸入する計画もある。未利用の間伐材以外の木質バイオマスを燃料として利用する理由は、コスト削減や安定供給、燃料燃焼時の水分調整もある。

表 3.7 兵庫県内で稼働している木質バイオマス発電所の状況

	発電出力 [kW]	燃料使用量 [t/年]	備考
発電所A	5,600	70,000	2016年に稼働開始。発電所から50kmの範囲で収集した未利用の間伐材のみ使用
発電所B	22,100	210,000	2017年に稼働開始。未利用の間伐材、一般材、リサイクル材などを燃料として利用
発電所C (第1)	16,500	165,000	2015年に稼働開始。未利用の間伐材、一般材、リサイクル材などを燃料として利用
発電所C (第2)	30,000	235,000	2020年に稼働予定。未利用の間伐材のほか、PKSなどを利用予定

一方で、上述したエネルギーとして利用可能な賦存量に対し、エネルギー利用されている木質バイオマスの量が明らかに少ないという現実が垣間みえる。理由はあるとはいえ、発電所 B や C は全量を未利用の間伐材のみで賄っていない。また、PKS を利用するという事は、そもそも国内材を利用することを放棄しているとも考えることができる。これらを可能な限り未利用の間伐材で賄うことにより、兵庫県内での森林資源の利用率が向上し、森林資源のより良い消費が可能になると考えられる。

3.2.4 まとめと今後の課題

本節では、木質バイオマスの直接燃焼発電や熱利用が、本質的に地域活性化に繋がっているかを検討するため、発電と熱利用の環境・経済・社会の各側面を評価するための原単位を整理した。また、温浴施設での熱利用という具体的な事例を想定して、事業に伴う環境面、経済面の評価を行うためのモデルを作成した。続いて兵庫県において、森林資源のエネルギーとしての利用可能賦存量を推計するとともに、実際の利用量との乖離について考察した。これにより、兵庫県ではエネルギー利用可能な森林資源は、現状では十分に利活用されておらず、これが兵庫県の森林資源の利用効率の向上を妨げている要因の一つであることを示した。次年度では、森林資源の利用率を向上させるための方法を検討するとともに、これが実現することによる環境・経済・社会の各側面の影響に対する評価を行う。

3.3 太陽光発電関連施設の設置による環境・経済・社会への影響の分析

3.3.1 はじめに

昨年度は、主にメガソーラー発電所の建設に伴い生態系への影響及び経済効果等が生じている事例を収集し、それら影響のリストアップと類型化を行った。また、次年度以降の生態系勘定を利用したそれら影響の定量評価に向けて、分析対象とすべき影響を特定した。本年度は、メガソーラー発電所の建設に伴う自然生態系の改変量の推計方法を検討する。また、太陽光発電設備導入に際して、地球温暖化対策と自然生態系のどちらの指標を重視すべきかを検討する。

3.3.2 研究の方法

先ず、昨年度に引き続き、2019年9月10日時点でエレクトリカル・ジャパン(2019)に掲載されている兵庫県のメガソーラー発電所のリストを取得し、追加データを整理する。兵庫県では昨年度までに307施設が掲載されていたが、今回は54施設が追加されて計361施設が掲載されていた。同様に、岩手県のメガソーラー発電所93施設のリストを取得し、データを整理する。続いて、昨年度に引き続きGoogle Earthを用いて、メガソーラー発電所の設置により、どのくらいの山林、草地・原野、農地の面積が失われたかを考察する。ここでは、Google Earthの過去のイメージを表示する機能を用いて、メガソーラー発電所の設置前後の衛星写真を見比べ、山林、草地・原野、農地が失われた面積を測定する。なお、衛星写真は場所によって解像度が異なる場合がある。また、設置前に造成地となっている場合、造成地の前の土地形状まではGoogle Earthの機能では追うことが困難であるために無視した。

続いて、太陽光発電所に対する住民の意識を知るとともに、分析に用いるデータ作成を行うため、全国の住民5,330名を対象として、太陽光発電所を、森林を伐採して設置することに対する意識をアンケート調査により把握する。上述のアンケート調査の結果を踏まえて、太陽光発電所を山林に設置することに伴うメリット(地球温暖化の緩和)とデメリット(森林喪失に伴うCO₂吸収源の減少、生物多様性の減少、防災リスクの増加、景観の変化)の複数の指標をバランスよく考慮して評価するための方法論を開発する。ここでは昨年度に実施した太陽光発電設備のデータを出発点とし、LCA手法を用いて太陽光パネルの単位面積あたりのCO₂排出原単位を作成する。また、政府や自治体のデータをもとに単位面積あたりの森林のCO₂吸収原単位、防災リスクの基準を作成する。景観の変化は、上述のアンケート調査結果を用いる。また、アンケート調査では上述のメリット・デメリットのどれを重視するかを尋ねているが、この結果をもとに各メリット・デメリットがどのくらい重要性が高いかを重み付け係数として作成する。これにより、住民が太陽光発電所に対してどのような判断をしているのかを知ることができる。

最後に、昨年度に引き続いて太陽光発電所の設置に伴うトラブル事例をインターネット上での調査により収集、整理する。

3.3.3 結果と考察

3.3.3.1 メガソーラー発電所設置に伴う自然生態系の改変

兵庫県のメガソーラー発電所361施設のうち、自然生態系(山林、草地・原野、農地)を改変して設置されたのは92施設(25.4%)であった。また、岩手県の場合は93施設のうち41施設(44.1%)であった。Google Earthでメガソーラー発電所設置に伴う自然生態系の喪失面積を測定した結果の一部を図3.11に示す。全体の結果を、付録の表A-3、表A-4に示す。各施設について自然生態系の喪失面積を合算した結果、兵庫県では322.61ha、岩手県では387.48haと算出された。1施設あたりの平均喪失面積は、兵庫県では3.51ha、岩手県では9.45haとなった。メガソーラー発電所の設置数で見ると岩手県よりも兵庫県の方が多いが、1施設あたりで見ると岩手県の方が約4倍大きいことがわかる。これは、岩手県では兵庫県よりも広大なメガソーラー発電所が設置されていること、これに伴い自然生態系の喪失面積も大きくなっていることを意味している。



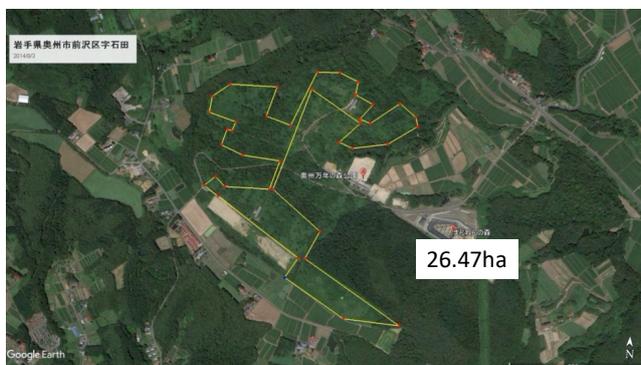
(a) (兵庫県)メガソーラー発電所 A(出力:1.71MW、設置前の土地形状:林と造成地、失われた面積:2.56ha)



(b) (兵庫県)メガソーラー発電所 B(出力:10.28MW、設置前の土地形状:森林、失われた面積:16.54ha)



(c) (岩手県)メガソーラー発電所 C(出力:20.8MW、設置前の土地形状:元山林の事業用地、失われた面積:33.45ha)



(d) (岩手県)メガソーラー発電所 D(出力:17.76MW、設置前の土地形状:森林、失われた面積:26.47ha)

図 3.11 メガソーラー発電所の設置前後の画像(左:設置前、右:設置後)

3.3.3.2 太陽光発電所に関する意識の調査

森林利用と太陽光発電に関する以下に示す5問の質問を作成した。

- ① あなたのお住まいの近くに、太陽光発電所(複数の太陽光パネルが設置されている施設)はありますか。当てはまるものをひとつだけお答えください
(回答)はい、いいえ、わからない、どれか一つ
※住宅の屋根や公共施設・工場などの屋上に設置されているものは除きます。
- ② ①で「はい」と回答した方にお聞きします。太陽光発電所が建設される前は、どのような土地であったかご存知ですか。当てはまるもの全てをお答えください。
(回答)空地・遊休地・造成地、埋立処分場・その跡地、農地・ため池、山林、草地・原野、その他、わからないで、複数回答あり
- ③ 写真(図 3.12、図 3.13)をご覧頂きながらお答えください。民家の奥に山林があります。下にいろいろな表現が並んでいます。この写真をみた感想として、各項目のAとBについて、あなたのご意見に近い方をひとつずつお答えください。この写真の風景に関係ないと感じたものは、「どちらでもない」を選択してください。
(回答)、かなり、やや、どちらでもない、やや、かなり、どれか一つ
- ④ 意見 A と意見 B(図 3.14)をご覧頂きながらお答えください。あなたはどちらの意見を、どの程度重要視すべきだとお考えですか。下表のそれぞれの意見の組み合わせについて、内容を比較したうえで、あなたのお考えに近いものをひとつずつお答えください。
(回答)左側がかなり重要、左側が重要、同じくらい重要、右側が重要、右側がかなり重要で、どれか一つ

このうち、質問③は図のように山の斜面に太陽光パネルが設置されている場合と設置されていない場合の写真を用意し、それぞれについてSD法により印象を聞いた。SD法における形容詞の設定方法は、日本林業技術協会(1998)を参考にした。質問④は自然生態系を改変して太陽光発電が設置されることによるメリット(1種類)と自然生態系の喪失(6種類)に伴うデメリットを挙げ、どちらを重視するかを一対比較でたずねた。



	かなり	やや	ごく普通	やや	かなり	
A						B
満足な →	<input type="radio"/>	← 不満な				
ゆたかな →	<input type="radio"/>	← まずしい				
快適な →	<input type="radio"/>	← 不快な				
平面的な →	<input type="radio"/>	← 立体的な				
開放的な →	<input type="radio"/>	← 閉鎖的な				
すっきりした →	<input type="radio"/>	← ごみごみした				
あかるい →	<input type="radio"/>	← くらい				
自然な →	<input type="radio"/>	← 不自然な				
清潔な →	<input type="radio"/>	← 不潔な				
あたたかな →	<input type="radio"/>	← ずずしい				
ゆったりした →	<input type="radio"/>	← きゅうくつな				
活気のある →	<input type="radio"/>	← 沈滞した				
しずかな →	<input type="radio"/>	← うるさい				
うつくしい →	<input type="radio"/>	← みにくい				
親しみのある →	<input type="radio"/>	← よそよそしい				

図 3.12 SD 法による印象調査の質問(太陽光パネルがない場合)



		かなり	やや	まあまあ	やや	かなり		
A							B	
満足な	➡	<input type="radio"/>	←	不満な				
ゆたかな	➡	<input type="radio"/>	←	まずしい				
快適な	➡	<input type="radio"/>	←	不快な				
平面的な	➡	<input type="radio"/>	←	立体的な				
開放的な	➡	<input type="radio"/>	←	閉鎖的な				
すっきりした	➡	<input type="radio"/>	←	ごみごみした				
あかるい	➡	<input type="radio"/>	←	くらい				
自然な	➡	<input type="radio"/>	←	不自然な				
清潔な	➡	<input type="radio"/>	←	不潔な				
あたたかな	➡	<input type="radio"/>	←	すずしい				
ゆったりした	➡	<input type="radio"/>	←	きゅうくつな				
活気のある	➡	<input type="radio"/>	←	沈滞した				
しずかな	➡	<input type="radio"/>	←	うるさい				
うつくしい	➡	<input type="radio"/>	←	みにくい				
親しみのある	➡	<input type="radio"/>	←	よそよそしい				

図 3.13 SD 法による印象調査の質問(太陽光パネルがある場合)

意見Aと意見Bをご覧頂きながらお答えください。あなたはどちらの意見を、どの程度重要視すべきだとお考えですか。下表のそれぞれの意見の組み合わせについて、内容を比較したうえで、あなたのお考えに近いものをひとつずつお答えください。

(それぞれひとつずつ)

意見A	左側がかなり重要	左側が重要	同じ程度	右側が重要	右側がかなり重要	意見B
太陽光発電所は発電時に二酸化炭素(CO2)を出さない	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、森林の二酸化炭素(CO2)吸収量が減少する				
太陽光発電所は発電時に二酸化炭素(CO2)を出さない	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、伐採された場所の生物多様性に影響がある				
太陽光発電所は発電時に二酸化炭素(CO2)を出さない	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、景観が変化する				
太陽光発電所は発電時に二酸化炭素(CO2)を出さない	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、自然災害発生時に土砂崩れや火災等の事故が発生する可能性がある				
森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、森林の二酸化炭素(CO2)吸収量が減少する	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、伐採された場所の生物多様性に影響がある				
森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、森林の二酸化炭素(CO2)吸収量が減少する	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、景観が変化する				
森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、森林の二酸化炭素(CO2)吸収量が減少する	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、自然災害発生時に土砂崩れや火災等の事故が発生する可能性がある				
森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、伐採された場所の生物多様性に影響がある	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、景観が変化する				
森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、伐採された場所の生物多様性に影響がある	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、自然災害発生時に土砂崩れや火災等の事故が発生する可能性がある				
森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、景観が変化する	<input type="radio"/>	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、自然災害発生時に土砂崩れや火災等の事故が発生する可能性がある				

図 3.14 一対比較による質問

調査結果として、質問①で「はい」と回答した人は全体の 27.7%であり、「いいえ」と回答した人が過半数に近い割合となった(図 3.15)。このことから、回答者の多くは、常日頃から太陽光発電所を目にする場所に居住していないということが伺える。質問②の結果(図 3.16)では、「空地・遊休地・造成地」が最も多く、次いで「農地・ため池」が多かった。「山林」、「草地・原野」はそれぞれ 13%、15%であるが、これらを自然生態系の保全地として合算すると 28%となり、「空地・遊休地・造成地」に次いで高い割合となる。回答者は、このような自然生態系を有する場所が太陽光発電所に変っていく過程を目撃しているということが伺える。

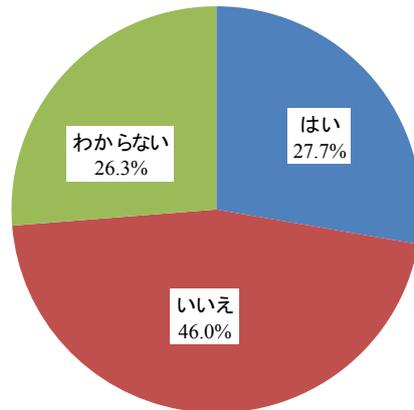


図 3.15 住まいの近くに太陽光発電所があるかどうか(N=5,330)

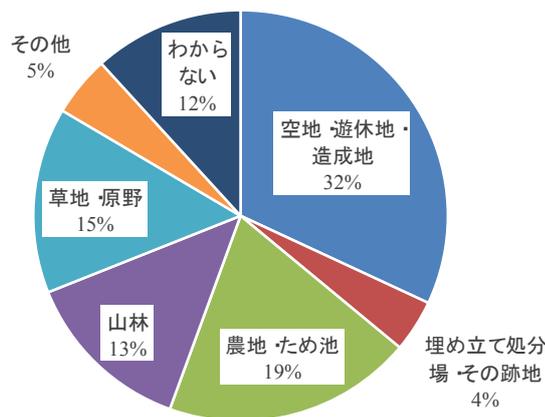


図 3.16 (住まいの近くに太陽光発電所がある場合)設置される前の土地形状を知っているか(N=1,477)

質問③では、太陽光パネルが「ある」場合よりも「ない」場合の方が、選択される形容詞がポジティブになるという傾向が読み取れた(図 3.17)。但し、両者に大きな差異があるとは判断しにくい。これは、回答者が両方の画像をみて極端な回答をすることが難しかった可能性がある。また、今回用いた写真とアングルや場所が異なる写真を用いた場合に、結果が変わる可能性がある。参考のため、質問①の住まいの近くに太陽光発電所が「ある」場合、「ない」場合、「わからない」場合の 3 つに分けて、それぞれの結果を考察した(図 3.18)。また、住まいの近くに太陽光発電所が「ある」場合と「ない」場合で、SD 法の結果の差分を算出した(図 3.19)。形容詞の種類によるものの、住まいの近くに太陽光発電所が「ある」場合と「ない」場合とで、太陽光パネルが「ない」画像の方が 6.8%(ゆたかな⇔まずしい、親しみのある⇔よそよそしい)、4.6%(自然な⇔不自然な)など、左側の意見に大きく寄る傾向がみられた。また、太陽光パネルが「ある」画像の方が 4.4%(ゆたかな⇔まずしい)、3.9%(満足な⇔不満な)など、右側の意見に大きく寄る傾向がみられた。一方で、「活気のある⇔沈滞した」、「スッキリした⇔ごみごみした(住まいの近くに太陽光発電所がある場合のみ)」、「平面的な⇔立体的な」については、両者ともに差異はなかった。

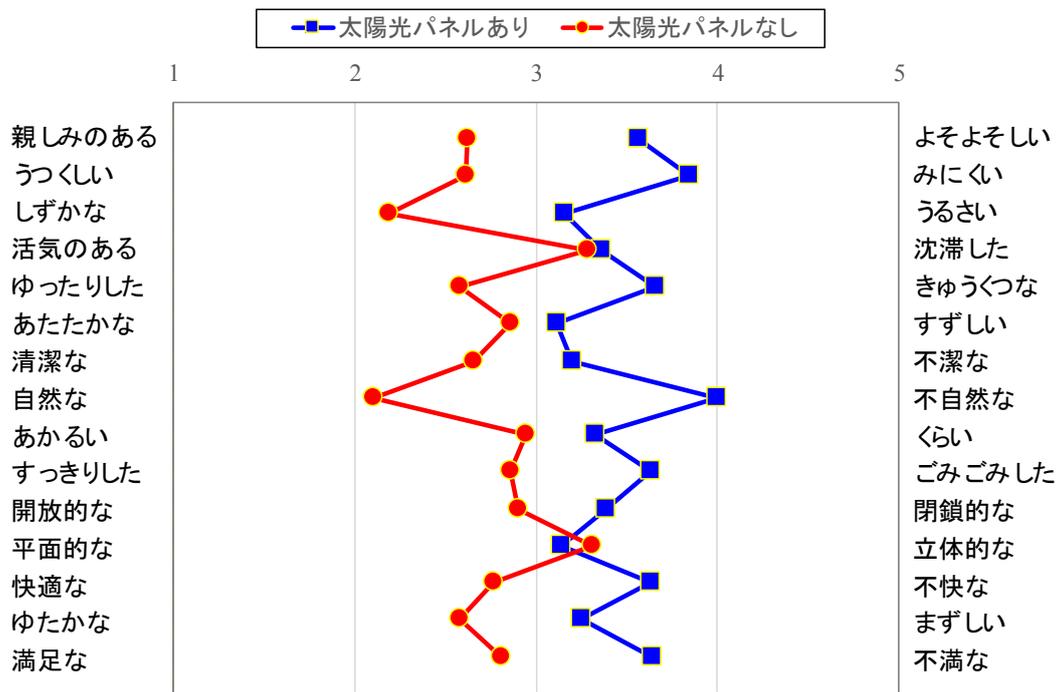
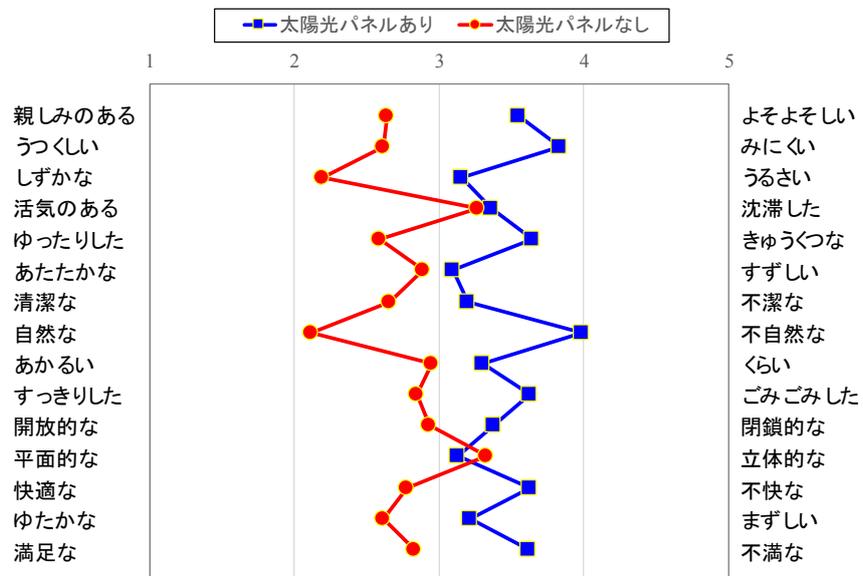
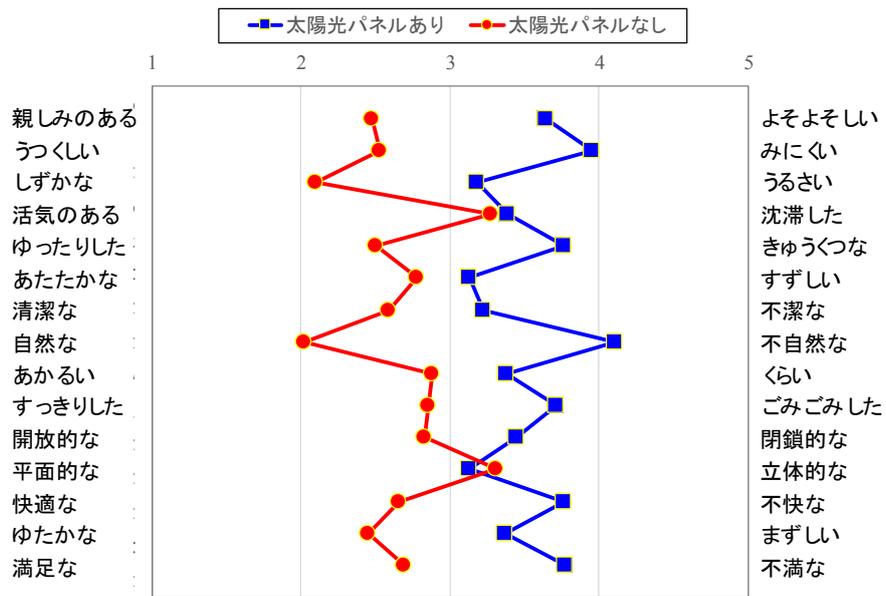
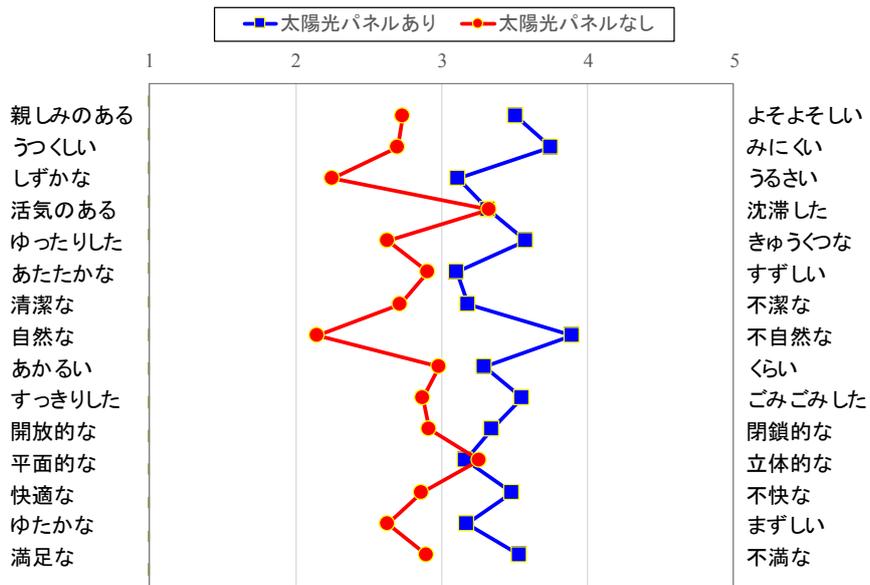


図 3.17 SD 法による印象操作の結果(N=5,330)



(a) 住まいの近くに太陽光発電所が「ある」(N=1,477) (b) 住まいの近くに太陽光発電所が「ない」(N=2,438)



(c) 住まいの近くに太陽光発電所があるかどうかわからない(N=1,415)

図 3.18 SD 法による印象操作の結果

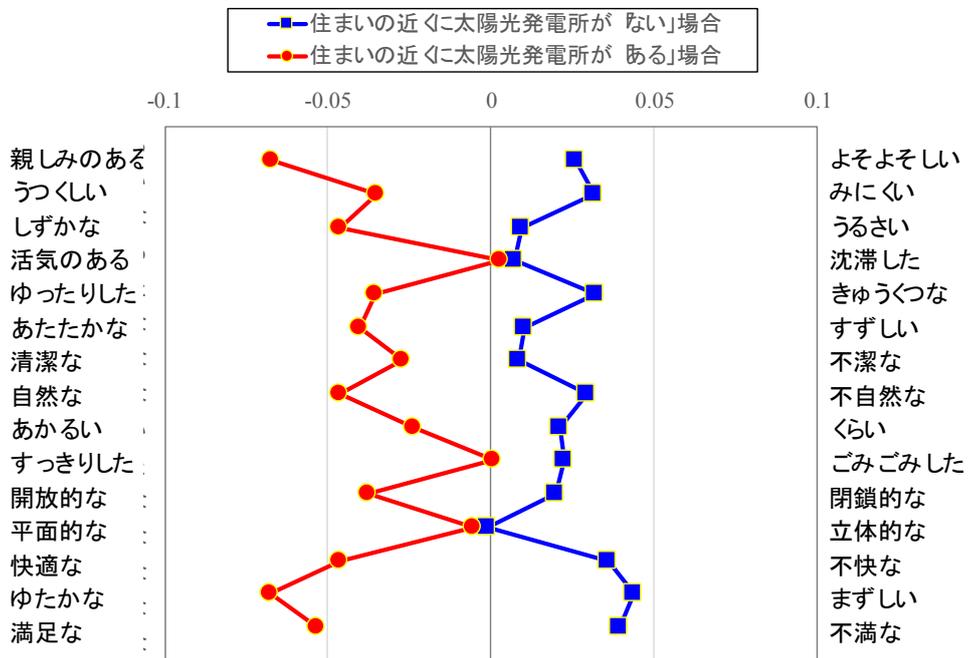


図 3.19 住まいの近くに太陽光発電所が「ある」と「ない」での結果の差分(N=5,330)

質問④で得られた回答について、木下(1998)の AHP の計算方法を利用して各意見の重み付けを行った結果を表 3.8 に示す。各質問文について、質問内容を適切に表現するワードを分類として付けた。結果として、最も高い係数となったのは災害リスクの 30.2%であった。次いで生物多様性、景観、吸収源の順番となり、メリットである再生可能エネルギーの係数は最も低い割合となった。しかし、災害リスク以外は似通った割合になっている。この結果から、森林を伐採して太陽光パネルを設置することに対して、回答者は災害リスクの懸念を最優先に考えていることがわかった。これは、3.3.3.4 項の太陽光発電設備設置に関するトラブル事例の調査結果からも伺うことができる。なお、住まいの近くに太陽光発電所があるかどうかで分けて、改めて係数を算出したが、結果は殆ど変化なかった。太陽光発電所を身近に見ているかどうかは、意見の重み付けに影響を及ぼさないことが示された。

表 3.8 太陽光発電所の設置に関する意見の重み付け

指標	質問	係数
再生可能エネルギー	太陽光発電所は発電時に二酸化炭素を出さない	15.5%
吸収源	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、森林の二酸化炭素吸収量が減少する	15.6%
生物多様性	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、伐採された場所の生物多様性に影響がある	19.8%
景観	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、景観が変化する	18.9%
災害リスク	森林を伐採して太陽光発電所を設置すると、自然災害発生時に土砂崩れや火災等の事故が発生する可能性がある	30.2%

3.3.3.3 複数の指標を考慮した太陽光発電設備の導入方法の検討

上述の表で示した指標をもとに、太陽光発電設備を導入することによるメリット・デメリットの数値化を試みる。以下に各指標の数値化の方法を説明する。ただし、景観については前項のアンケート調査で芳しい結果が出なかったため、今回の指標では除外する。

(1)再生可能エネルギー

昨年度に作成した太陽光発電設備の単位面積あたりの重量原単位のデータを出発点とする。ここでは、LCA 手法を用いて、太陽光発電設備の製造と運用に伴うライフサイクルでの温室効果ガス(GHG)排出量を算出する。対象とした太陽光発電設備は基礎(コンクリート製)、架台、パネルであり、これらを構成する材料の種類と構成比をインターネット上での調査をもとに特定した。続いて、それぞれの材料に IDEA Ver.2.2⁹の GHG 排出原単位を乗じることで、太陽光発電設備の製造時における GHG 排出量を算出した。運用は 20 年間を想定し、斜面日射量や単位面積当たり出力のデータをもとに、年間の単位面積当たり発電量を推計した。これに、電力会社が公表している CO₂ 排出係数を乗じることで、年間の GHG 排出量を算出した。なお、2018 年

⁹ <http://www.jemai.or.jp/lca/idea/>

度の CO₂ 排出係数は、関西電力¹⁰は 0.352kg-CO₂/kWh、東北電力¹¹は 0.528 kg-CO₂/kWh である。これに IDEA Ver.2.2 の CO₂ 排出に伴う被害係数を乗じることで、単位面積あたりの被害額を算出した。

(2)吸収源

ここでは、温室効果ガスインベントリオフィス(2019)が公表している 2017 年の森林の CO₂ 吸収量に、林野庁(2019)が公表している我が国の森林面積を除することで、単位面積あたりの CO₂ 吸収量を算出した。なお、本来であれば CO₂ 吸収量は地域や樹種等により変化するが、ここで算出した原単位は日本平均であるものと仮定し、地域に関係なく使用できるものと想定した。これに IDEA Ver.2.2 の CO₂ 排出に伴う被害係数を乗じることで、単位面積あたりの被害額を算出した。

(3)生物多様性

太陽光発電設備を設置することによる生物多様性の減少を表現することは、現状では難しい。そこで太陽光発電設備が設置されることに伴う、森林喪失量を指標作成時のデータとして採用した。これに IDEA Ver.2.2 の森林が建物に改変されることに伴う被害係数を乗じることで、単位面積あたりの被害額を算出した。

(4)災害リスク

山地に太陽光発電設備を設置する場合、危惧されるのは斜面崩壊である。自治体では土砂災害防止法のもと、土砂災害警戒区域の指定を行っている¹²。また、土砂の崩壊・流出・地すべりおよびがけ崩れによる災害を防止するため、自治体により土砂災害危険箇所の指定が行われている¹³。本研究ではこれを踏まえ、地理情報システム(GIS)を用いて太陽光発電設備の設置場所と土砂災害警戒区域および土砂災害危険箇所とが重複しているかを調査し、重複する場合は 1、重複しない場合は 0 に振り分けると設定した。土砂災害警戒区域および土砂災害危険箇所は、国土数値情報ダウンロードサービス¹⁴を利用する。

以上の方法を用いて算出した評価指標を、表 3.9 に示す。このうち、再生可能エネルギー、吸収源、生物多様性は同じ単位であるため、合算が可能である。災害リスクについては合算は難しいが、0 か 1 のフラグを立てて判別することができる。

表 3.9 太陽光発電設備の評価指標

指標	数値	単位	備考
再生可能エネルギー	-112.08	円/m ²	関西電力の場合
	-203.67	円/m ²	東北電力の場合
吸収源	-0.57	円/m ²	
生物多様性	7,417.41	円/m ²	太陽光発電設備の設置に伴う、森林喪失面積を被害額として算出
災害リスク	0 or 1	-	設置場所が土砂災害警戒区域および土砂災害危険箇所と重複する場合は1、重複しない場合は0とする

¹⁰ https://www.kepco.co.jp/corporate/pr/2019/0730_2j.html

¹¹ <https://www.tohoku-epco.co.jp/enviro/picup/co.html>

¹² <https://www.city.kobe.lg.jp/a19183/bosai/prevention/preparation/sand/doshasaigaikuiki.html>

¹³ https://web.pref.hyogo.lg.jp/ks15/wd17_000000001.html

¹⁴ <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>

次に、岩手県のメガソーラー発電所を対象として、自然生態系が喪失することに伴う評価指標の変化量を試算する。なお、生物多様性の指標は森林の喪失面積を対象としているが、ここでは森林以外の自然生態系の改変についても同じ指標を用いる。岩手県のメガソーラー発電所は図 3.20 の 96 施設(エレクトリカル・ジャパン, 2019)である。このうち、自然生態系を改変して設置した施設は表 A-4 の 41 施設であり、自然生態系の損失面積は 387.48ha である。これに上述の評価指標を乗じると、表 3.10 の結果が導き出される。結果として、再生可能エネルギー、吸収源、生物多様性の各指標の合計値は 27,950 百万円であり、内訳を見ると生物多様性の影響が極めて大きい結果となった。逆に、吸収源は極めて小さい値となった。図 3.21 にメガソーラー発電所と土砂災害警戒区域・土砂災害危険箇所との重ね合わせを行った結果を示す。結果として、自然生態系を改変して設置した施設 41 施設のうち、2 施設が土砂災害警戒区域、土砂災害危険箇所と重複する場所に設置されていることがわかった。なお、96 施設全てで重ね合わせを行うと、10 施設が該当した。

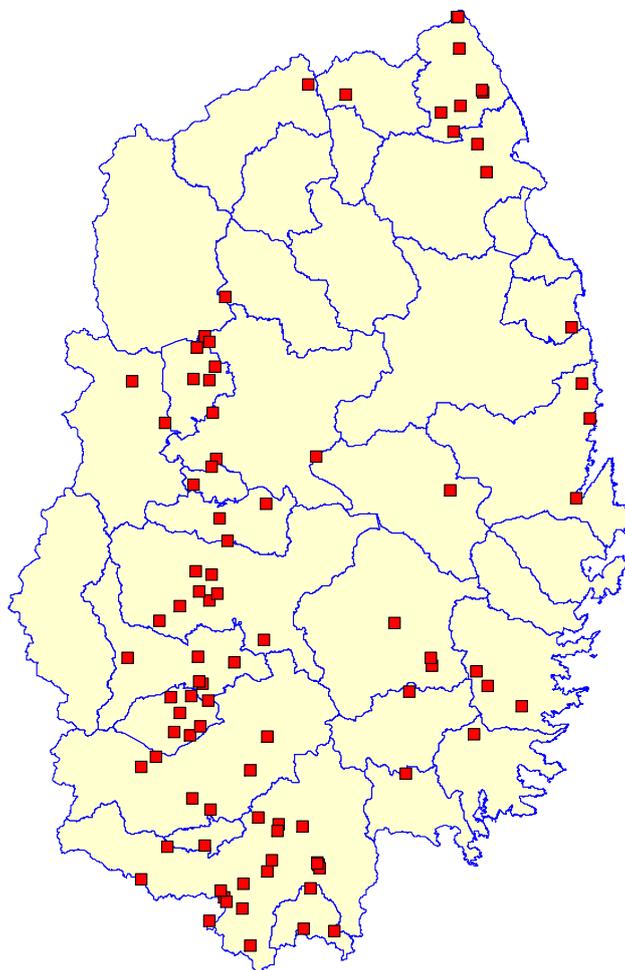


図 3.20 岩手県のメガソーラー発電所の設置場所

表 3.10 岩手県で指標を適用した結果

指標	数値
再生可能エネルギー	-789
吸収源	-2
生物多様性	28,741
合計	27,950
単位 :百万円	

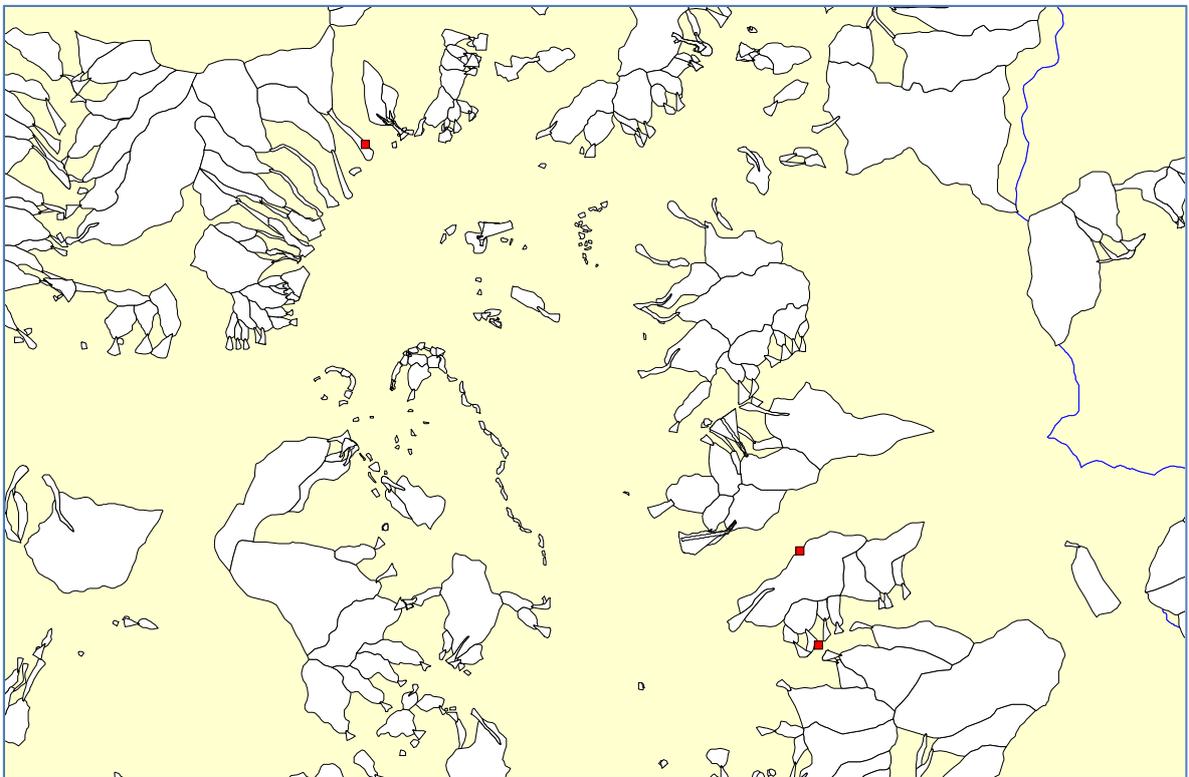


図 3.21 メガソーラー発電所と土砂災害警戒区域・土砂災害危険箇所の重ね合わせ

(注釈)図中の赤い点がメガソーラー発電所、白いポリゴンが土砂災害警戒区域・土砂災害危険箇所である。

これらの分析を通じて、評価手法や結果についてさらなる精査や改良が必要であるが、各指標を組み合わせ、太陽光発電所の設置のメリット・デメリットを定量化することができた。

3.3.3.4 太陽光発電設備設置に関するトラブル事例の整理

2019年7月2日時点でGoogleにおいて「メガソーラー」をキーワードとして検索された約6,730,000件の検索結果のうち、トラブル関係と思われる記事を表3.11に示す。主に2018年以降の記事になるが、太陽光発電の事故、乱開発、損害賠償などのネガティブなワードが散見していることがわかる。また、毎索¹⁵(毎日新聞が保有する記事をデータベース化して検索ができるウェブサイト)においても、「メガソーラー」をキーワードとして検索した。検索期間は2012年1月から2018年12月である。その結果、1,509件の記事がヒットした。これらについてトラブルと関係しそうな記事を抽出していった結果、315件が該当した。環境エネルギー政策研究所(2017)はメガソーラー開発におけるトラブル事例を整理しているが、その中でトラブルを景観、防災、生活環境、自然保護、その他に分類している。ここではこの分類に倣い、検索された記事中に含まれるワードをもとに分類した。分類した記事を出版年別に分けて傾向を追った結果を図3.22に示す。記事によっては、複数の分類にまたがる場合がある。結果として、FIT制度が開始された2012年10月以降、各分類ともに掲載される記事が増えている。これはFIT制度に伴い太陽光発電設備の建設が増えていき、それに伴うコンフリクトが多くなったと推測される。特に、景観に関する記事が極めて多いことが伺える。2015年において記事は減少したものの、2016年以降再び記事が増える傾向にある。分類別で見ると、景観や自然保護という、生物多様性に関する記事が多いことがわかる。また、2016年以降、防災に関係ある記事が急激に増加している。これは、2017年～2018年に平成29年九州北部豪雨(2017年)、平成30年7月豪雨(2018年)、平成30年北海道胆振東部地震(2018年)などの激甚災害が頻発し、これに伴い太陽光発電所にも被害が発生したことが関係していると考えられる(内閣府, 2019)。

表 3.11 トラブル事例の検索結果(Google 検索を使用)

発信元	日	タイトル	URL
京都第一法律事務所	2019/2/1	メガソーラー乱開発にストップを!	https://www.daichigir.jp/activity/p-2019/morita_20190201/
信濃毎日新聞 ...	2019/5/28	富士見のメガソーラー 土地所有権巡り監査請求 町民有志	https://www.shinmicho.jp/news/nagano/20190528/KT190527FTD90022000.php
毎日新聞	2019/7/1	メガソーラー:白旗で計画 国や県などに開発中止求める 飯塚で反対集会...	https://mainichi.jp/articles/20190701/dd/k40/040/228000c
アゴラ	2018/12/11	【EPR】メガソーラーの時代の終わり	http://agora-web.jp/archives/2036107.html
エネチェンジ	2018/4/27	環境に優しいはずのメガソーラーが自然破壊、自治体は条例で対抗措置...	https://enecchange.jp/articles/mega-solar
ダイヤモンド	2018/11/9	メガソーラー建設反対運動が続発、太陽光発電は本当に「エコ」か	https://diamond.jp/articles/-/184843
YouTube	2019/1/17	【特集】住民が大反対!メガソーラー建設になにが?	https://www.youtube.com/watch?v=Q-t-0-vyxCRlo
東京新聞	2019/5/23	鴨川のメガソーラー開発 県の許可に住民ら反発	https://www.tokyo-np.co.jp/articles/chaiba/list/201905/CK2019052302000144.html
静岡新聞	2018/9/21	伊東・メガソーラー、漁協 認定取り消しを 経産省に要請	https://www.at-s.com/news/articles/politics/shizuoka/543427.html
佐賀新聞	2019/7/2	太陽光発電もアセス対象に 政令決定、来年4月から	https://www.saga-s.co.jp/articles/-/394941
河北新報	2019/1/31	宮城・丸森のメガソーラー建設地に不法投棄 宮城県警が容疑の4人逮捕...	https://www.kahoku.co.jp/tohokunews/201901/20190131_13026.html
神戸新聞	2018/4/6	メガソーラー無秩序な乱開発防げ 兵庫県が森林...	https://www.kobe-np.co.jp/news/sougou/201804/0011139858.shtml
下野新聞	2018/11/11	那須御用邸近くメガソーラー 地元住民ら反対集会、町議会などに請願...	https://www.shimotsuke.co.jp/articles/-/97921
産経新聞	2019/1/13	「メガソーラーに法規制を」14日に東京で集会	https://www.sankei.com/life/news/190113/lif1901130029-n1.html
森づくりフォーラム	2019/1/14	全国メガソーラー問題中央集会のお知らせ	https://www.moridukuri.jp/news/190114.html
日本自然保護協会	2018/11/5	急増するメガソーラー問題	https://www.nacs.or.jp/2018/11/13193/
Twitter	-	#メガソーラー hashtag on Twitter	https://twitter.com/hashtag/メガソーラー
朝日新聞	-	メガソーラーに関するトピックス:デジタル	https://www.asahi.com/topics/word/メガソーラー.html
imedia	-	「メガソーラー」関連の最新 ニュース・レビュー・解説 記事 まとめ	https://www.imedia.co.jp/keywords/mega-solar.html
Facebook	-	全国メガソーラー問題シンポジウム	https://www.facebook.com/pages/category/Event/全国メガソーラー問題シンポジウム-2011419978909995/
DTI	-	メガソーラー	http://www.jino.dtime.jp/~tkitaba/earth/energy/megasolar-environment.html
NHK東海	2019/5/23	メガソーラー開発2審も住民敗訴	https://www.3nhk.or.jp/tokai-news/20190523/0004800.html

¹⁵ <https://mainichi.jp/contents/edu/maisaku/>

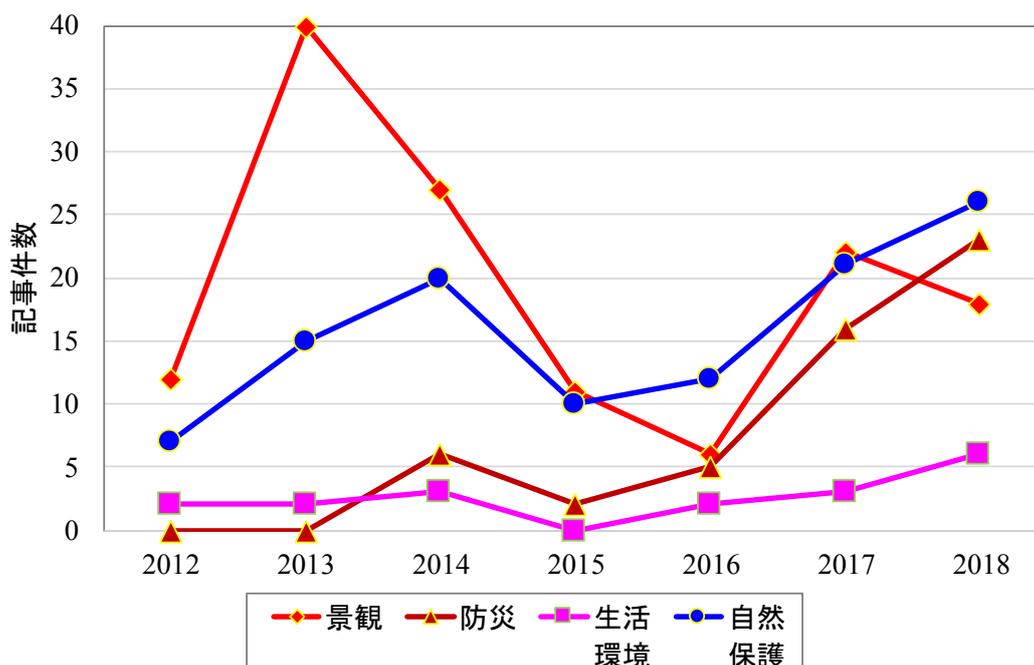


図 3.22 トラブル事例の検索結果(毎索を使用)

3.3.4 まとめと今後の課題

本節では、メガソーラー発電所の建設に伴う自然生態系の改変量の推計方法を検討した。ここでは衛星情報を用いて、兵庫県や岩手県における自然生態系の喪失量を推計した。また、太陽光発電設備導入に際して、地球温暖化対策と自然生態系のどちらの指標を重視すべきかを検討した。ここでは太陽光発電設備のメリット・デメリットを考慮して、再生可能エネルギーの導入による地球温暖化対策と生物多様性に加え、景観保全、防災リスクの考慮、森林の吸収源も加えて指標作成を試みた。また、岩手県のメガソーラー発電所を対象として、各指標を用いた評価を試みた。次年度では、北海道を対象として自然生態系の喪失量を推計し、以上の結果を踏まえてメガソーラー発電所の建設に伴う自然生態系の改変量の推計方法を提案する。また、太陽光発電設備の評価指標の精緻化を行うとともに、今回の研究で十分な結果を出すことができなかった景観の評価方法を再検討する。加えて、兵庫県、岩手県、北海道におけるメガソーラー発電所を対象とした各指標の評価を行う。

第4章 まとめと環境政策への貢献

4.1 まとめ

ミレニアム生態系評価、TEEB 報告書、WAVES プロジェクト、およびダスグプタ・レビューなどに代表されるように、生態系の価値を生態系サービスの観点から評価する研究が世界的に進み、2010年にCOP10で合意された愛知目標で生態系の価値を経済勘定として可視化し、意思決定に利用することが目指されていることを踏まえて、本研究では、日本においても生態系勘定の開発と利用について研究を行った。具体的には、ストック勘定だけでなく、生態系サービスの供給から使用にいたる流れを記述するフロー勘定も揃えて、環境経済統合勘定—実験的生態系勘定(SEEA-EEA)のような世界的に標準とされている生態系勘定枠組みを踏まえつつ、日本における政策適用に利用しやすい勘定表を構築に取り組んだ。特に、プラネタリー・バウンダリーに関わる大規模で不可逆的な生態系劣化を評価対象とし代替不可能性を想定すべきときに利用できる物量データと、比較的小規模な変化を評価対象とし代替可能性が認められる際に利用できる貨幣評価データの双方を揃えることを目指している。貨幣評価データには、国民経済計算に接続しやすい交換価値(市場価値)にもとづく評価と、社会的費用便益分析に利用できる厚生価値(社会的価値)による評価の二種を用意することで、政策目的に合わせた利用を可能とする。理論的には、大規模な変化に対してもシャドウプライスが非線形に上昇することで、プラネタリー・バウンダリーの議論にあるような強い持続可能性にも対応しうるが、現状の貨幣評価の想定では日本国内での状況に基づいたWTPなどのシャドウ・プライスを適用することになる。

こうした目的のために、第一に、生態系の量的な把握だけでなく、多様な生態系サービスごとの評価、生態系の状況の評価、生態系サービスの供給源と需要者の分布などの分配面の評価を合わせて行った。第二に、生態系勘定に基づいて国や地方公共団体における事例ベースの生態系保全政策について分析した。具体的には、豊富な生態系サービスの供給源を有する県・地域に焦点を当て、再生可能資源の利用や再生可能エネルギーの転換といった自然共生型の環境政策による生態系保全政策の可能性や有効性を定量的・実証的に分析した。これらにより、生態系勘定の構築を通じて生態系サービスの可視化と主流化に対応できる。

本研究では、3年間の研究計画として、環境や生態系を国民経済計算体系に取り入れる試みとして、(1)国際的な標準となりつつあるSEEA-EEAを踏まえつつ、日本の環境、生態系、および社会経済状況に鑑みて適切な生態系勘定に必要な枠組みの開発を行うサブテーマ1、(2)生態系の経済評価について、環境経済理論に基づきながら、適切なシャドウ・プライス推定に必要な理論的ならびに実証的な研究を行うサブテーマ2、(3)生態系勘定を国・地方公共団体における政策利用・政策評価を行うサブテーマ3という構成で研究を行っている。

本報告書において、サブテーマ1では、昨年度までの研究成果を踏まえて、生態系及び生態系サービスの評価の精緻化を試みた。この中では、生態系の立地条件や空間情報を活用し、生態系サービスの供給可能性と受益者の特定、生態系の評価における割引率の設定など、具体的な課題を明らかにした。その上で、より現実に近い形での生態系勘定の構築をめざし、生態系ストックの期中変化の項目を計上、生態系サービスの供給者と受益者を特定した上での一部の生態系供給使用表への数値計上を行った。

サブテーマ2では、サブテーマ2では、第一に、生態系ストックの公共財的性質を考慮した空間割引（距離減衰）理論モデルの精緻化と、応用への橋渡しに向けて先行研究から実際の割引の規模について分析を行った。空間割引を実施するにあたって、経済評価を行う際の異なる価値尺度財それぞれに定式化を与えたうえで、社会調査を行い、選択型実験をもちいて直線距離を基準にした空間的なWTPの減衰率（割引率）を推定した。第二に、時間的観点としての生態系サービスに対する時間割引率については、昨年度に行った分析の拡張を行った。生態系サービスの割引率（WTPベース）について、ランダムパラメータ・ロジットモデルを応用して個人別に推定し、ステップワイズ回帰分析によって社会属性および森林属性に回帰した生態系サービスによって割引率が規定されることが示された。以上の二つの結果から、通時的な生態系サービスの評価においては、地球温暖化問題の文脈と同様に、適切な社会的割引率を必要とすることが示唆された。

サブテーマ3では、生態系勘定を用いた公共政策評価にむけて、持続可能な開発目標(SDGs)を対象として、再生可能エネルギー利用を含めた森林管理と公共政策との関係性を整理した。また、木質バイオマスと太陽光発電を利用した再生可能エネルギーに焦点を当て、これらに関する政策が経済や自然生態系に及ぼす影響を整理し、生態系勘定を利用したそれら影響の定量評価に係る方法を提案することを試みた。まず神戸市の森林管理施策とSDGs関連施策の関連について明らかにした。次に、木質バイオマスの利用と地域活性化について検討するためにLCA手法などを用いて環境負荷やコストの定量化を行い、兵庫県を対象としてエネルギー利用可能なバイオマス賦存量を算出し、それに基づき兵庫県の森林資源の利用について論じた。また、2つの異なる政策目標すなわち地球温暖化防止と生態系保全の対立可能性について、兵庫県・岩手県を対象に、メガソーラー発電所の建設に伴う自然生態系の改変量を推計し、生態系勘定の適用による社会的費用便益分析を可能とした。

以上のサブテーマの研究から、日本における生態系勘定、特にストック勘定表とフロー勘定表の用意、そして状態勘定の作成に向けた検討が進められた。また厚生価値データの精緻化に向けて、森林生態系資源のシャドウ・プライス（社会的価値）の推定が行われた。こうした生態系勘定の政策利用に向けて、生態系勘定の社会的費用便益分析の適用について検討が進められた。

4.2 環境政策への貢献

生態系勘定の構築は、愛知目標に掲げられている生態系サービスの可視化・主流化の一環としての国家勘定へ組み込みに関連し、生態系保全ならびに生態系サービスの管理に関する環境政策の基礎資料を提供するものである。特に、本研究課題は生態系サービスのフロー勘定の開発を目指すものである。これにより、ストック勘定とフロー勘定が揃うことにより、国際的な標準として議論されている勘定表が揃えられる。生態系勘定は、開発など人間の経済行為に伴って失われる生態系変化を可視化し、人間福祉（Human well-being）への関わりに基づいた環境政策を考察するとき役に立てられる。こうした取り組みは世界的な政策プロセスとしても、リオ+20（国連持続可能な開発会議）や国連生物多様性条約といった最近の国際的生態系保全政策にも関連するものである。

そうしたなかで、本研究では物量データ、交換価値に基づく貨幣データ、厚生価値に基づく貨幣データを用意することで、評価対象の状況（変化の規模、代替可能性の有無、等）や評価の目的（会計システムの拡張、社会的費用便益分析、等）に応じた利用を可能とする。本研究における応用例

としての政策評価には、地球温暖化問題に関わる自然エネルギー利用（ソーラーパネルの設置）と、生態系保全（森林伐採）のトレードオフといった政策評価上の問題を取り上げている。

こうした政策的議論の材料になる生態系勘定について、今年度の研究成果からは地域における生態系資源保全に関連する知見が提供された。フロー勘定の作成を行うにあたり、岩手県を事例に分析された森林生態系サービスの受益分布に関する分析は、受益者負担を念頭に置く生態系サービスに対する支払い（PES: Payment for Ecosystem Services）に関連し、森林税や水源税の将来的な本格導入の議論に展開されうる。PES は生態系保全の現実的な政策対応として注目を集めており、日本においても 2024 年からの森林環境税の一斉導入に向けて政策議論が求められるなかで、税率の妥当性などについての検証に役立てることができる。また、今後予想される大きな人口変化に向けて、生態系保全政策の包括的なデザインも必要とされており、人口減少地域および人口増加地域における生態系サービスの可視化として、本研究で準備している生態系勘定は情報を提供する。

生態系資源のシャドウ・プライスの推定に関する研究を通じて、時間割引率や空間割引率といった将来シナリオを描くときの重要なパラメータについて、その性質や実際の大きさについての理解が引き出された。これらのパラメータは、生態系価値の世代間衡平性といった、市場の問題から離れた政策的論点に関わる情報を含むものである。低い時間割引率は将来世代への倫理的配慮を示唆するものであり、政策対応の必要性を主張するものである。地球温暖化問題において注目された論点であるが、生態系保全問題においても重要な政策的論点である。

最後に、自治体レベルの生態系保全政策に生態系勘定を導入することにより、政策評価や効率的な政策デザインにつながる。サブテーマ 3 は、岩手県と兵庫県を対象とした森林保全政策に当てはめている。特に、地域活性化や地域自給といった観点を取り入れつつ、具体的な利活用事例を想定して、事業に伴う環境面、経済面をあわせて分析は、環境政策に貢献するものである。また、本研究で構築する生態系勘定は、自然環境への影響を経済的指標と合わせて捕捉するものであり、自然共生型社会に向けた発展や、持続可能な開発目標（SDGs）に向けた取り組みを検討する際に有用である。生態系保全政策を構想する際には、生態系の価値の可視化と主流化が欠かせないが、本研究はこうしたニーズに応えるものであり、社会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。

Ⅲ 今後の研究方針

今年度の研究成果と見出された課題を踏まえ、今後の研究方針としてそれぞれのサブテーマについて以下のような研究を行う。

- **サブテーマ(1) 環境経済統合勘定-実験的生態系勘定(SEEA-EEA)を踏まえた生態系サービス勘定枠組みの開発**

平成31年度の研究では、(1)都道府県版の森林生態系ストック勘定の期中変化項目の推計、(2)アクセス性を考慮した森林生態系ストックの価値評価、(3)空間的要素を考慮した森林生態系サービスの受益者の特定とそれを反映した価値評価、(4)森林レクリエーションサービスの域外移出額の推計を行い、より現実に近い生態系サービスの評価を行った。令和2年度は、本サブグループ及びサブグループ(2)において前年度までに得た研究成果や推計値を勘定表に計上し、理論的な評価に基づきつつ、より実情に近い評価へシフトさせ、最終的な生態系勘定の構築を目指す。

具体的には、まずサブテーマ(2)で得た時間割引率と空間割引率を用いて、これまでにサブグループ(1)で得た生態系ストック及び生態系サービスの価値を再評価し、得られた評価額を生態系勘定に計上する。また、平成31年度に推計した北海道の森林生態系レクリエーションサービスの域外移出額の推計結果と空間割引率を組み合わせ、空間割引を行った移出額を推計して生態系サービス勘定に計上する。また、森林生態系が位置する標高等によって生態系サービスの受益者数が異なることを示し、岩手県の特定地区を事例に、森林生態系からの洪水防止サービス及び水資源涵養サービスの具体的な受益者数を推計する。その上で、標高や位置などの空間情報と受益者数を反映させた生態系サービスの価値評価を行い、生態系サービス勘定に値を計上する。なお、これら2つの課題については、森林所有者から森林生態系サービスの供給者を特定することで、それぞれの森林生態系サービスの供給使用表を完成させる。

最後に、これらの生態系勘定に計上した評価額を、サブグループ(3)で推計した太陽光パネル設置による森林喪失面積と組み合わせ、太陽光パネル設置による森林喪失によって失われる生態系サービスの価値評価を行い、生態系勘定の政策利用の一つの事例を提示する。そのために、兵庫県を対象とした政策評価のための事例調査を行う。

- **サブテーマ(2) 日本における生態系サービス評価に関する研究**

平成30年、31年度の研究により、生態系サービスに対する時間割引、および生態系サービスに対する支払い意思額(WTP)の空間割引(距離減衰)のそれぞれについて、理論構築とともに森林生態系サービスを対象とした実証研究を行った。その結果、時間割引は生態系サービスごとに異なる社会的割引率を検討する必要性が示唆された。また空間割引からは、生態系サービス源までの距離に応じた調整が必要であることが示唆された。これらの結果を踏まえ、令和2年度では、社会的厚生価値(総価値)の算出に重要となる要素を検討するとともに、こうした割引率を実際の勘定表に適用していく際のプロセスや注意点について検証する。

まず、厚生価値の測定でクリティカルな要因である人口動態について研究する。交換価値は基本的に市場における交換主体に便益が限定されるが、余剰価値は幅広く受益主体が存在する。その際に、受益者数

が評価結果に大きな影響を与える。受益者数の変動が生態系勘定における評価値にどのように影響するかを明らかにする。生態系勘定の応用が考えられる持続可能性分析では、生態系サービスをもたらす自然資本の評価の変化が重要である。そのため、人口は一定であれば問題とはならず、また人口が変化する場合も、原則として人口増加率が自然資本増加率を下回っていれば、全体としての福祉は増加する（Arrow et al. 2003 Econ Theory）。ところが SEEA や生態系サービス勘定では、自然資本と生態系サービスの総評価値そのものも対象とされるため、生態系サービスが裨益する人口をどう設定するかが問題となる。この点について、行政人口と経済人口とを比較した既存研究（Bateman et al. 2006 Ecol Econ）をサーベイしたうえで、今年度までに得られた空間割引率の理論と実証データを使い、様々なパラメータに基づいた空間割引率を使った割引評価値がゼロとなるところまでの人口を裨益人口として総評価値を算出する。その他の人口の設定パターンも、適宜検討する。その際、サブテーマ 1 で生態系サービス別にアクセシビリティが考慮されたのと同様に、サービス別に割引率を適用する。これらを比較考量し、研究期間終了後の勘定表における総評価値を検討する。

また、空間的要因を勘定表において考慮するために、混雑現象の発生による森林生態系資源評価の調整や、人口分布状況と森林までの距離の計測に基づく評価値の調整について検討する。H31 年度においては、森林レクリエーションサービスを念頭に施設の稼働状況から混雑状況を評価したが、他の生態系サービスにおける混雑現象について検証し、ストック勘定表およびフロー勘定表への適用を行う。

さらに、空間的割引と時間的割引を独立して適用することの妥当性について検証する。時間割引と区間割引の実証的推定値に関連がないかを調査し、双方の要因を適切に勘定表へと反映させることを目指す。

最終年度にあたることを踏まえて、シャドウプライスの定式化と推定における生態系の負の評価（生態系ディスサービス）の取り扱いについても考察し、生態系勘定の役割と限界を明確にする。

● サブテーマ(3) 生態系サービス勘定に基づく公共政策評価に関する研究

令和 2 年度では、平成 31 年度に実施した生態系サービス勘定を用いた公共政策評価について、引き続き検討を行う。まず、平成 31 年度に提案した太陽光発電の設置と自然生態系の保全との関係に係る評価手法を精査する。本手法を用いて、兵庫県と北海道において森林を改変してメガソーラー発電所を設置した事例を取り上げ、太陽光発電所の設置による CO₂ 削減の効果と森林伐採による CO₂ 吸収源の減少の影響との関係性を評価する。これを実施するために、北海道のメガソーラー発電所のリストを作成するとともに、森林や荒地を改変して設置された事例を検索して、これらの喪失面積を算出する。なお、兵庫県については平成 31 年度にリストを作成済みである。平成 31 年度に実施した岩手県の評価についても、適宜精査を行う。以上を踏まえ、自然生態系の保全を優先しつつ、太陽光発電の推進も合わせて行うための課題や方策を考察する。

続いて、平成 31 年度に整理した木質バイオマスの発電・熱利用に伴う環境・経済・社会の各側面での評価方法、および同年度に実施した兵庫県の木質バイオマスのエネルギー利用ポテンシャルに関する推計結果を用いて、同県内で未利用の木質バイオマスをエネルギー利用することによる環境・経済・社会の各側面での効果を明らかにする。これにより、森林資源の利用効率を向上させることの効果とその必要性を論じるとともに、現状の利用量との乖離度合いを分析する。これを踏まえて、特に現在の国・地方公共団体の法制度や事業者の運営などの観点から、森林資源のエネルギーとしての利用効率を向上させるた

めの課題や方策を考察する。

以上を通じて、日本における生態系勘定、特にフロー勘定の作成に向けた研究を行うとともに、その環境政策・生態系保全政策への応用を議論する。

また、3年間を通じて得られた分析枠組み、評価手法、評価結果ならびに政策的含意をまとめるだけでなく、今後の政策にも利用可能なように勘定体系の作成法、アップデート方法、政策利用方法を取りまとめる。

IV 添付資料

添付資料 1 参考文献

第 1 章生態系勘定フレームワークの構築

Barton, D., Caparrós, A., Conner, N., Edens, B., Piaggio, M., Turpie J. (2019) Defining exchange and welfare values, articulating institutional arrangements and establishing the valuation context for ecosystem accounting, SEEA Experimental Ecosystem Accounting Revision 2020 Working Group #5 – Valuation concepts and accounting treatments Discussion paper 5.1.

<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>

Barton, D. (2019) Defining exchange and welfare values, articulating institutional arrangements and establishing the valuation context for ecosystem accounting. Presentation for 2019 Forum of Experts on SEEA Experimental Ecosystem Accounting.

<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>

Dasgupta, P. (2014) Human well-being and the natural environment, Cambridge University Press.

Fenichel, E., Obst, C. (2019) A framework for the valuation of ecosystem assets. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.

<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>

Harris, R. (2019) Natural capital accounts for marine areas – UK experience. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.

<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>

Horlings, E., Schenau, S., Hein, L., Lof, M., de Jongh, L., Polder, M., (2019) Experimental monetary valuation of ecosystem services and assets in the Netherland. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.

<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>

Keith, H., Vardon, M., Lindenmayer, D., Mackey, B. (2019) Accounting for carbon stocks and flows: Storage and sequestration are both ecosystem services. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.

<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>

King, S. (2019) Integrated Accounting for Wildlife Watching Tourism in Uganda. Proceedings of the 10th World Conference of Ecosystem Services Partnership (ESP10), Hannover, 21-25 October 2019.

<https://drive.google.com/drive/folders/11k8BPg81rfjmDq0EnnSGkIHnkvlrQ0KT>

Lankia, T. (2019) Outdoor recreation in ecosystem service accounting: pilot accounts from

- Finland. Proceedings of the 10th World Conference of Ecosystem Services Partnership (ESP10), Hannover, 21-25 October 2019.
<https://drive.google.com/drive/folders/11k8BPg81rfjmDq0EnnSGkIHnkvlrQ0KT>
- Loomis, J. B. (2000). Vertically summing public good demand curves: an empirical comparison of economic versus political jurisdictions. *Land Economics*, 312-321.
- Matuszak, J. (2019) Urban Ecosystem accounts for The U.S. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019 (for participants only).
- Milligan, B. (2019) Technical Guidance for Ocean Accounting for Sustainable Development. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019 (for participants only).
- Nedkov S. (2019) Modelling water regulation in support of ecosystem accounting in Bulgaria. Proceedings of the 10th World Conference of Ecosystem Services Partnership (ESP10), Hannover, 21-25 October 2019.
<https://drive.google.com/drive/folders/11k8BPg81rfjmDq0EnnSGkIHnkvlrQ0KT>
- Obst, C., Edens, B., de Ven, P.V., Tebrake, J. (2019) Summary of Discussion paper 5.4: Issues and options in accounting for ecosystem degradation and enhancement. Presentation for 2019 Forum Experts SEEA-EEA held in Melbourne on 26-27 June 2019.
<https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystem-accounting>
- Office for National Statistics (2017) UK natural capital: developing UK mountain, moorland and heathland ecosystem accounts.
<https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/articles/uknaturalcapitaldevelopingmountainmoorlandandheathlandecosystemaccounts/2017-07-21>
- Office for National Statistics (2016) Scoping UK coastal margin ecosystem accounts.
<https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/methodologies/scopingukcoastalmarginecosystemaccounts>
- Oinonen, S. (2019) Marine ecosystem accounts to support sustainable marine management in the Baltic Sea. Proceedings of the 10th World Conference of Ecosystem Services Partnership (ESP10), Hannover, 21-25 October 2019.
<https://drive.google.com/drive/folders/11k8BPg81rfjmDq0EnnSGkIHnkvlrQ0KT>
- Oras, K., Iilas Ehrlich, Ü., Aun, K., Ronk, A. Luukas, G., Lotman, K., Adermann, V., Kosk, A., Vaher K. (2019) Valuation of the ecosystems nature education service, valuation methods, present state and way forward, Estonia's case study. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.
<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>
- Remme, R.P., Hein, L., van Swaay, C.A.M., (2016) Exploring spatial indicators for biodiversity accounting, *Ecological Indicators* 70, pp.232-248.
- Soulard, F. (2019) Ecosystems in cities: Welcome to the urban jungle. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019

(for participants only).

Soulard, F, Vardon, M., May, S. (2019) Ensuring data quality in the world of “Big Data” and rapidly expanding community of ecosystem accounting. A paper for the 25th meeting of the London Group on environmental accounting Melbourne, 7-10 October 2019.

<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>

TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Edited by Kumar, P., Earthscan, London and Washington.

van der Ploeg, S., de Groot, D., Wang, Y. (2010), *The TEEB Valuation Database: overview of structure, data and results*.

[https://www.es-partnership.org/wp-content/uploads/2016/06/ESVD.-](https://www.es-partnership.org/wp-content/uploads/2016/06/ESVD.-TEEB_Database_Report.pdf)

[TEEB_Database_Report.pdf](https://www.es-partnership.org/wp-content/uploads/2016/06/ESVD.-TEEB_Database_Report.pdf)

Vardon, M., Harris, R., Jones L., Keith H., La Notte, A., Bagstad, K. (2019) Biophysical modelling of ecosystem services and ecosystem accounting: making the marriage happier. Paper for the 25th Meeting of the London Group on Environmental Accounting, Melbourne, 7-10 October 2019.

<https://seea.un.org/events/london-group-environmental-accounting-25th-meeting>

釜石市 (2017) 『釜石市統計書 平成 29 年版』

岩手県 (2019) 『図説 いわて統計白書』。

岩手県 HP 『河川の整備 (甲子川)』、

<https://www.pref.iwate.jp/kendozukuri/kasensabou/kasen/1009942/1009949.html> (2019 年 12 月 25 日アクセス)

三菱総合研究所 (2001) 『地球環境・人間の生活にかかわる農業及び森林の多面的機能の評価に関する調査研究報告書』

林野庁 (2010) 『路網・作業システム検討委員会最終とりまとめ』。

林野庁 (2019) 「森林・林業の構想と市町村森林整備計画」、『2019 年度 森林総合監理士 (フォレストアー) 基本テキスト』、pp.76-102.

第 2 章 日本における生態系サービス評価に関する研究

Ainslie, G. (1992) *Picoeconomics: The strategic interaction of successive motivational states within the person*. Cambridge University Press.

Albers, H. J., Ando, A. W., & Chen, X. (2008). Spatial-econometric analysis of attraction and repulsion of private conservation by public reserves. *Journal of Environmental Economics and Management*, 56(1), 33-49.

Ando, A. W., and Shah, P. (2010). Demand-side factors in optimal land conservation choice. *Resource and Energy Economics*, 32(2), 203-221.

Anthoff, D., & Emmerling, J. (2019). Inequality and the social cost of carbon. *Journal of the Association of*

- Environmental and Resource Economists, 6(2), 243-273.
- Arrow, K. J., Dasgupta, P., Mäler, K. G. (2003) Evaluating projects and assessing sustainable development in imperfect economies. *Environmental and Resource Economics*, 26(4), 647-685.
- Arrow, K. J., Cropper, M. L., Gollier, C., Groom, B., Heal, G. M., Newell, R. G., ... & Sterner, T. (2014). Should governments use a declining discount rate in project analysis?. *Review of Environmental Economics and Policy*, 8(2), 145-163.
- Barbier, E. B. (2012). A spatial model of coastal ecosystem services. *Ecological Economics*, 78, 70-79.
- Barbier, E. B. (2009). Ecosystems as Natural Assets. *Foundations and Trends in Microeconomics*, 4(8), 611-681.
- Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., & Lake, I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60(2), 450-460.
- Baum, S. D., and Easterling, W. E. (2010). Space-time discounting in climate change adaptation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15(6), 591-609.
- Baumgärtner, S., Drupp, M. A., Meya, J. N., Munz, J. M., & Quaas, M. F. (2017). Income inequality and willingness to pay for environmental public goods. *Journal of Environmental Economics and Management*, 85, 35-61.
- Baumgärtner, S., Klein, A. M., Thiel, D., & Winkler, K. (2015). Ramsey discounting of ecosystem services. *Environmental and Resource Economics*, 61(2), 273-296.
- Bockstael, N. E. (1996). Modeling economics and ecology: the importance of a spatial perspective. *American Journal of Agricultural Economics*, 78(5), 1168-1180.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301.
- Boyd, J. & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63, 616-626.
- Campbell, D., Hutchinson, W. G., & Scarpa, R. (2009). Using choice experiments to explore the spatial distribution of willingness to pay for rural landscape improvements. *Environment and Planning A*, 41(1), 97-111.
- Cline, W.R. (1992). *The economics of global warming*. Washington, D.C.: Institute for International Economics.
- Costanza, R. (2009). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological conservation*.
- Czajkowski, M., Hanley, N., & Nyborg, K. (2017). Social norms, morals and self-interest as determinants of pro-environment behaviours: the case of household recycling. *Environmental and Resource Economics*, 66(4), 647-670.
- Dissanayake, S. T., & Ando, A. W. (2014). Valuing grassland restoration: proximity to substitutes and trade-offs among conservation attributes. *Land Economics*, 90(2), 237-259.
- Dasgupta, P. (2008). Discounting climate change. *Journal of Risk and Uncertainty*, 37(2-3), 141-169.
- Dasgupta, P., Maskin, E. (2005) Uncertainty and hyperbolic discounting. *American Economic Review*, 95(4), 1290-1299.

- Dasgupta, P., Raven, P. H., and McIvor, A. L. (2019) *Biological Extinction: New Perspectives*, Cambridge University Press.
- De Valck, J., Broekx, S., Liekens, I., Aertsens, J., & Vranken, L. (2017). Testing the influence of substitute sites in nature valuation by using spatial discounting factors. *Environmental and Resource Economics*, 66(1), 17-43.
- Drupp, M. A. (2018). Limits to substitution between ecosystem services and manufactured goods and implications for social discounting. *Environmental and resource economics*, 69(1), 135-158.
- Drupp, M. A., Freeman, M. C., Groom, B., & Nesje, F. (2018). Discounting disentangled. *American Economic Journal: Economic Policy*, 10(4), 109-34.
- Ebert, U. (2003). Environmental goods and the distribution of income. *Environmental and Resource Economics*, 25(4), 435-459.
- Emmerling, J. (2018). Discounting and intragenerational equity. *Environment and Development Economics*, 23(1), 19-36.
- Ferraro, P. J., Hanauer, M. M., & Sims, K. R. (2011). Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(34), 13913-13918.
- Ferraro, P. J., & Hanauer, M. M. (2014). Quantifying causal mechanisms to determine how protected areas affect poverty through changes in ecosystem services and infrastructure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(11), 4332-4337.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Fleurbaey, M., & Zuber, S. (2012). Climate policies deserve a negative discount rate. *Chi. J. Int'l L.*, 13, 565.
- Gerlagh, R., & Van der Zwaan, B. C. C. (2002). Long-term substitutability between environmental and man-made goods. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(2), 329-345.
- Glenk, K., Johnston, R. J., Meyerhoff, J., & Sagebiel, J. (2019). Spatial Dimensions of Stated Preference Valuation in Environmental and Resource Economics: Methods, Trends and Challenges. *Environmental and Resource Economics*, 1-28.
- Gollier, C. (2002). Discounting an uncertain future. *Journal of public economics*, 85(2), 149-166.
- Gollier, C. (2010). Ecological discounting. *Journal of Economic Theory*, 145(2), 812-829.
- Gollier, C. (2015). Discounting, inequality and economic convergence. *Journal of Environmental Economics and Management*, 69, 53-61.
- Gollier, C., & Weitzman, M. L. (2010). How should the distant future be discounted when discount rates are uncertain? *Economics Letters*, 107(3), 350-353.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.
- Groom, B., Koundouri, P., Panopoulou, E., & Pantelidis, T. (2007). Discounting the distant future: how much does model selection affect the certainty equivalent rate?. *Journal of Applied Econometrics*, 22(3), 641-656.

- Groom, B., & Maddison, D. (2019). New Estimates of the Elasticity of Marginal Utility for the UK. *Environmental and Resource Economics*, 72, 1155-1182.
- Hanley, N., Schlöpfer, F., & Spurgeon, J. (2003). Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values. *Journal of Environmental Management*, 68(3), 297-304.
- Hannon, B. (1994). Sense of place: geographic discounting by people, animals and plants. *Ecological Economics*, 10(2), 157-174.
- Hannon, B. (2005). Spatial discounting.
- Heal, G. (2009). Climate economics: a meta-review and some suggestions for future research. *Review of Environmental Economics and Policy*, 3(1), 4-21.
- Hepburn, C., Duncan, S., Papachristodoulou, A. (2010) Behavioural economics, hyperbolic discounting and environmental policy. *Environmental and Resource Economics*, 46(2), 189-206.
- Hoel, M., Sterner, T. (2007) Discounting and relative prices. *Climatic Change*, 84(3-4), 265-280.
- Jacobsen, J. B., & Hanley, N. (2009). Are there income effects on global willingness to pay for biodiversity conservation? *Environmental and Resource Economics*, 43(2), 137-160.
- Johnston, R. J., Besedin, E. Y., & Holland, B. M. (2019). Modeling distance decay within valuation meta-analysis. *Environmental and Resource Economics*, 72(3), 657-690.
- Johnston, R. J., & Ramachandran, M. (2014). Modeling spatial patchiness and hot spots in stated preference willingness to pay. *Environmental and Resource Economics*, 59(3), 363-387.
- Karp, L. (2005) Global warming and hyperbolic discounting. *Journal of Public Economics*, 89(2-3), 261-282.
- Karp, L. (2015) Railroad discounting. *Economics Letters*, 126, 87-90.
- Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., ... & Halpern, B. S. (2009). Non - linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 29-37.
- Kovenock, D., & Sadka, E. (1981). Progression under the benefit approach to the theory of taxation. *Economics Letters*, 8(1), 95-99.
- Kozak, J., Lant, C., Shaikh, S., & Wang, G. (2011). The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois. *Applied Geography*, 31(1), 303-311.
- Layard R, Mayraz G, Nickell S (2008) The marginal utility of income. *Journal of Public Economics*, 92:1846–1857
- Loomis, J. B. (2000). Vertically summing public good demand curves: an empirical comparison of economic versus political jurisdictions. *Land Economics* 76: 312–321.
- Luisetti, T., Turner, R. K., Bateman, I. J., Morse-Jones, S., Adams, C., & Fonseca, L. (2011). Coastal and marine ecosystem services valuation for policy and management: Managed realignment case studies in England. *Ocean & Coastal Management*, 54(3), 212-224.
- Mankiw, N. G. (1982). Hall's consumption hypothesis and durable goods. *Journal of Monetary Economics*, 10(3), 417-425.
- Mendelsohn, R., & Markstrom, D. (1988). The use of travel cost and hedonic methods in assessing

- environmental benefits. *Amenity resource valuation: integrating economics with other disciplines*. State College, PA: Venture Publishing, 159-166.
- Meya, J. N. (2018). Environmental inequality and economic valuation (Vol. 416, No. 18). Oldenburg Discussion Papers in Economics.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Neumayer, E. (2003). *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Edward Elgar Publishing.
- Newell, R. G., & Pizer, W. A. (2003). Discounting the distant future: how much do uncertain rates increase valuations?. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(1), 52-71.
- Nordhaus, W.D., 2007. A review of the Stern review on the economics of climate change. *Journal of economic literature*, 45(3), pp.686-702.
- Nordhaus, W. D. (2008). *A question of balance: economic modeling of global warming*. Yale University Press: New Haven.
- Norton, D., & Hynes, S. (2018). Estimating the Benefits of the Marine Strategy Framework Directive in Atlantic Member States: A Spatial Value Transfer Approach. *Ecological Economics*, 151, 82-94.
- O'Neill, R. V. (2001). Is It Time to Bury the Ecosystem Concept? (with Full Military Honors, of Course!) 1. *Ecology*, 82(12), 3275-3284.
- Padilla, E., 2002. Intergenerational equity and sustainability. *Ecological Economics*, 41(1), pp.69-83.
- Pate, J. and Loomis, J., 1997. The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological economics*, 20(3), pp.199-207.
- Perrings, C., and Hannon, B. (2001). An introduction to spatial discounting. *Journal of Regional Science*, 41(1), 23-38.
- Perry, G. L. W. (2002). Landscapes, space and equilibrium: Shifting viewpoints. *Progress in Physical Geography* 26, 339–359.
- Pickett, S. T. A. and M. L. Cadenasso (2002). The ecosystem as a multidimensional concept: Meaning, model, and metaphor. *Ecosystems* 5, 1–10.
- Portney, P. R., & Weyant, J. P. (2013). *Discounting and intergenerational equity*. Routledge.
- Revelt, D. and K. Train (1998) Mixed Logit with Repeated Choices: Households' Choices of Appliance Efficiency Level, *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 80, No. 4., pp. 647-657.
- Ruhl, JB, Kraft, SE, and Lant, CL (2007). *The law and policy of ecosystem services*. Washington, DC: Island Press.
- Shwom, R., Dan, A., & Dietz, T. (2008). The effects of information and state of residence on climate change policy preferences. *Climatic Change*, 90(4), 343-358.
- Stern, N. H. (2006) *The Stern Review of the economics of climate change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sterner, T., and Kyriakopoulou, E. (2012). (The Economics of) Discounting: Unbalanced Growth, Uncertainty, and Spatial Considerations. *Annual Review of Resource Economics*, 4(1), 285-301.
- Sterner, T., & Persson, U. M. (2008). An even sterner review: Introducing relative prices into the discounting

- debate. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(1), 61-76.
- Stevens, J. R., Rosati, A. G., Ross, K. R., & Hauser, M. D. (2005). Will travel for food: spatial discounting in two new world monkeys. *Current Biology*, 15(20), 1855-1860.
- Sumaila, U.R., 2004. Intergenerational cost–benefit analysis and marine ecosystem restoration. *Fish and Fisheries*, 5(4), pp.329-343.
- Sutherland, R. J., and Walsh, R. G. (1985). Effect of distance on the preservation value of water quality. *Land Economics*, 61(3), 281-291.
- Traeger, C. P. (2011). Sustainability, limited substitutability, and non-constant social discount rates. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62(2), 215-228.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: What is the state of the science?. *Annual Reviews of Ecological and Evolutionary Systems* 36, 319–344.
- Turner, R. K., Morse - Jones, S., & Fisher, B. (2010). Ecosystem valuation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185(1), 79-101.
- van der Horst, D. (2006). Spatial cost–benefit thinking in multi-functional forestry; towards a framework for spatial targeting of policy interventions. *Ecological Economics*, 59(1), 171-180.
- Wegner, G. and Pascual, U., 2011. Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: A multidisciplinary critique. *Global Environmental Change*, 21(2), 492-504.
- Weitzman, M. L. (1998). Why should the distant future be discounted at the lowest possible rate. *The Quarterly Journal of Economics*, 113(2), 331-360.
- Weitzman, M. L. (2001). Gamma discounting. *American Economic Review*, 91(1), 260-271.
- Yamaguchi, R., (2013). Discounting, distribution and disaggregation: discount rates for the rich and the poor with climate as a source of utility. *Scottish Journal of Political Economy*, 60(4), 440-459.
- Yamaguchi, R. (2018). Wealth and population growth under dynamic average utilitarianism. *Environment and Development Economics*, 23(1), 1-18.
- Yamaguchi, R. (2019). Intergenerational discounting with intragenerational inequality in consumption and the environment. *Environmental and Resource Economics*, 73(4), 957-972.
- Yamaguchi, R., and Shah, P. (2018). Spatial discounting of ecosystem services. Presented at BIOECON.

第3章生態系サービス資源の価値評価

- Global Taskforce of Local and Regional Governments: Roadmap for Localizing the SDGs, 2016, https://www.global-taskforce.org/sites/default/files/2017-06/bfe783_434174b8f26840149c1ed37d8febba6e.pdf
- Nishiguchi, S. and Tabata, T.: Assessment of social, economic and environmental aspects of woody biomass energy utilization: direct burning and wood pellets, *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, Vol. 57, pp.1279-1286, 2016.
- Regions4: Localizing the SDGs: Regional Governments Paving the Way, 2018, <https://www.regions4.org/publications/report-localizing-the-sdgs-regional-governments-paving-the->

way/

Sustainable Development Solutions Network: Getting Started with the SDGs in Cities, 2016, <https://irp-cdn.multiscreensite.com/6f2c9f57/files/uploaded/Cities-SDG-Guide.pdf>

Tabata, T., Okuda, T.: Life cycle assessment of woody biomass energy utilization: Case study in Gifu Prefecture, Japan, Energy, Vol.45, pp.944-951, 2012.

United Nations System Staff College: The 2030 Agenda for Sustainable Development, 2016, https://www.unssc.org/sites/unssc.org/files/2030_agenda_for_sustainable_development_kcsd_primer_en.pdf

エレクトリカル・ジャパン: 発電所マップと夜景マップから考える日本の電力問題 | 東日本大震災アーカイブ - 国立情報学研究所, 2019, <http://agora.ex.nii.ac.jp/earthquake/201103-eastjapan/energy/electrical-japan/>

温室効果ガスインベントリオフィス(GIO)編: 2019 年日本国温室効果ガスインベントリ報告書, 2019, http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/2019/NIR-JPN-2019-v3.0_J_GIOweb.pdf

環境エネルギー政策研究所: メガソーラー開発に伴うトラブル事例と制度的対応策について(研究報告), 2017, <https://www.isep.or.jp/archives/library/9165>

環境省: 第五次環境基本計画, 2018, <https://www.env.go.jp/press/files/jp/108982.pdf>

木下栄蔵: 孫子の兵法の数学モデル—最適戦略を探る意思決定法 AHP, 講談社, 185p, 1998

神戸市: 六甲山森林整備戦略, 2012,

<https://www.city.kobe.lg.jp/a19183/kurashi/machizukuri/flower/rokkou/senryaku/sakutei.html>

国連開発計画駐日代表事務所: 持続可能な開発目標, 2019,

<https://www.jp.undp.org/content/tokyo/ja/home/sustainable-development-goals.html>

小林真洋, 客野尚志: 兵庫県丹波市における木質バイオマスエネルギー事業による雇用創出規模の定量的推定, 日本都市計画学会関西支部研究発表会講演概要集, Vol.13, pp.105-108, 2015.

首相官邸: 持続可能な開発目標(SDGs)推進本部, 2019, <http://www.kantei.go.jp/jp/singi/sdgs/>

田畑智博, 玄地 裕, 奥田隆明: 木質バイオマスのエネルギーシステム導入による環境負荷削減効果の評価, 環境システム研究論文集, Vol.37, pp.447-453, 2009.

内閣府: 過去5年の激甚災害の指定状況一覧, 2019, <http://www.bousai.go.jp/taisaku/gekijinhukko/list.html>

日本林業技術協会: 森を調べる50の方法, 東京書籍, 239p, 1998

兵庫県農政環境部: 兵庫県林業統計書, 2018, https://web.pref.hyogo.lg.jp/nk14/af13_000000069.html

兵庫県農林水産部林務課: アカマツ人工林収穫予定表 林分材積表, 1986a.

兵庫県農林水産部林務課: スギ人工林収穫予定表 林分材積表, 1986b.

兵庫県農林水産部林務課: ヒノキ人工林収穫予定表 林分材積表, 1986c.

森のエネルギー研究所: 平成24年度「栄村北野天満温泉」木質バイオマスボイラー導入診断業務報告書, 2013, http://www.vill.sakae.nagano.jp/fs/1/5/2/2/1/_/h24report_woody-biomass.pdf

森のエネルギー研究所: 木質バイオマスボイラー導入診断調査内容説明書, 2016,

<http://www.mori-energy.jp/img/biomas-sindan.pdf>

林野庁: 森林・林業統計要覧 2019, 2019, https://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/toukei/youran_mokuzi2019.html

林野庁：木質バイオマスボイラー導入・運用にかかわる実務テキスト，2017，
<https://www.rinya.maff.go.jp/j/riyou/biomass/pdf/250610biomass1.pdf>

添付資料 2

森林を評価するにあたり、調査票において回答者に対し、森林生態系サービスについて以下のよう
な説明を行った。

(1) 水源かん養機能

森林に雨が降ると、土の中に雨水が染みこみ、染みこんだ雨水はゆっくりと森林から流出して
いきます。このため、大雨が降った時にも洪水が緩和され、また雨が降っていない時でも
森林から川に水が流出していきます。さらに、土の中を水が通る際にろ過され、適度にミネ
ラルを含むことから、おいしい水ができていきます。森林のこのような働きは水源かん養機
能や水質浄化機能と呼ばれています。

(2) 土砂災害防止機能

森林の土壌は、樹木や下草、落ち葉に覆われており、これらが雨のしずくの衝撃を吸収し、
土砂の流出を防いでいます。また、樹木の根は地中深く伸び、岩の亀裂にまで入り込み、土
壌と基岩層との境界を根がしっかりと固定するので山崩れが起こりにくくなります。森林の
このような働きは土砂災害防止機能と呼ばれています。

(3) 地球温暖化防止機能

森林は光合成により二酸化炭素を吸収し、炭素を固定して、地球温暖化防止に重要な役割を
果たしています。森林のこのような働きは地球温暖化防止機能と呼ばれています。

(4) 生態系保全機能

森林は、多様な植物、動物、昆虫、菌類、微生物などが生息・生育しており、一つの森林生
態系ができています。生物が多数いることも重要ですが、いろいろな種類の生物がいること
も重要であり、いろいろな種類の生物がいることで森林生態系が安定し、人間の生活や経済
活動にも良い影響がもたらされます。森林のこのような働きは生態系保全機能と呼ばれて
います。

(5) 木材生産機能

森林からは住宅資材や家具などの原材料となる木材が生産されています。木材を生産する
ために森林を伐採しても、再度植林を行い、適切に管理を行えば、再び木材を生産するこ
とができます。森林のこのような働きは木材生産機能と呼ばれています。

添付資料 3

表 A-1 森林管理に関係する SDGs の目標およびターゲット

1.あらゆる場所のあらゆる形態の貧困を終わらせる
1.4 基礎的サービスへのアクセス、財産の所有・管理の権利、金融サービスや経済的資源の平等な権利を確保する
1.5 貧困層・脆弱層の人々の強靱性を構築する
4.すべての人に包摂的かつ公正な質の高い教育を確保し、生涯学習の機会を促進する
4.7 教育を通して持続可能な開発に必要な知識・技能を得られるようにする
6.すべての人々の水と衛生の利用可能性と持続可能な管理を確保する
6.6 水に関わる生態系を保護・回復する
7.すべての人々の、安価かつ信頼できる持続可能な近代的エネルギーへのアクセスを確保する
7.2 再生可能エネルギーの割合を増やす
8. 包摂的かつ持続可能な経済成長及びすべての人々の完全かつ生産的な雇用と働きがいのある人間らしい雇用（ディーセント・ワーク）を促進する
8.9 持続可能な観光業を促進する
9. 強靱（レジリエント）なインフラ構築、包摂的かつ持続可能な産業化の促進及びイノベーションの推進を図る
9.1 経済発展と福祉を支える持続可能で強靱なインフラを開発する
11. 包摂的で安全かつ強靱（レジリエント）で持続可能な都市及び人間居住を実現する
11.3 参加型・包摂的・持続可能な人間居住計画・管理能力を強化する
11.5 災害による死者数、被害者数、直接的経済損失を減らす
11.7 緑地や公共スペースへのアクセスを提供する
11.a 都市部、都市周辺部、農村部間の良好なつながりを支援する
11.b 総合的な災害リスク管理を策定し、実施する
12. 持続可能な生産消費形態を確保する
12.2 天然資源の持続可能な管理及び効率的な利用を達成する
12.8 持続可能な開発及び自然と調和したライフスタイルに関する情報と意識を持つようにする
13. 気候変動及びその影響を軽減するための緊急対策を講じる
13.3 気候変動対策に関する教育、啓発、人的能力及び制度機能を改善する
15. 陸域生態系の保護、回復、持続可能な利用の推進、持続可能な森林の経営、砂漠化への対処、ならびに土地の劣化の阻止・回復及び生物多様性の損失を阻止する
15.2 森林の持続可能な経営を実施し、森林の減少を阻止・回復と植林を増やす
15.4 生物多様性を含む山地生態系を保全する
15.a 生物多様性と生態系の保全・利用のために資金を動員する
15.b 持続可能な森林経営のための資金の調達と資源を動員する
17. 持続可能な開発のための実施手段を強化し、グローバル・パートナーシップを活性化する
17.7 開発途上国に対し、環境に配慮した技術の開発・移転等を促進する

表 A-2 森林管理用に修正された SDGs の目標およびターゲット

1.誰もが六甲山の自然を平等に利用できる権利を持ち、安全な暮らしができるようにする
1.4 きのこと狩りや山菜採取など、六甲山に存在する資源を、誰もが平等に利用できるようにする。六甲山の自然を一方のものが独占しないようにする。
1.5 六甲山の森林の維持管理を通じて、自然災害や異常気象に伴う山崩れを防ぎ、周辺住民の生命・財産を保護する。
4.六甲山の自然を保全するための生涯学習を進める
4.7 六甲山の森林・植物の保全や持続的な利用を進めるため、必要な知識・技能を得られるようにする
6.六甲山の水資源利用のために森林の保全に努め、水源を良好に保つ
6.6 水源に関わる生態系の保護・回復を行う(森林の保全、不法投棄の禁止など)
7.六甲山の森林を利用して再生可能エネルギーを生産し、地域住民が恩恵をうけられるようにする
7.2 森林の再生可能エネルギーへの利用を促進する
8.六甲山の森林・植物を活かした観光業を創出し、地域住民の雇用を促進する
8.9 六甲山の森林・植物を活かした持続的な観光のあり方を創出する
9.六甲山の森林を利用した高付加価値製品、エネルギー生産に係る産業を創出する
9.1 森林の伐採、運搬、エネルギー利用のためのシステムを構築することで地産地消型の産業化を推進し、地域住民、特に弱者の雇用を促進する
11.六甲山の防災対策を進めるとともに、六甲山と都市との良好なつながりを創出する
11.3 六甲山麓に居住する住民が安心して暮らせるように防災機能を強化しつつ、六甲山の景観に調和した住宅・別荘づくりを行う
11.5 土砂崩れなどの災害による死者数、被害者数、直接的経済損失を減らす
11.7 すべての人々が六甲山の森林・植物へのアクセスが容易になるような交通手段などを提供する
11.a 六甲山と都市とのヒト・モノ・カネの好循環を創出する
11.b 六甲山の災害リスクを最小化するため、森林管理を含む防災対策を推進する
12.六甲山の森林・植物を持続可能な形で利用する
12.2 乱開発、乱獲を防ぎ、森林・植物資源を保全することで持続的な利用が行えるようにする
12.8 森林・植物の利用と保全を通じて、地域住民が六甲山の自然に愛着を持てるようにする
13.六甲山の森林を利用した、地球温暖化抑制に関する対策をとる
13.3 森林の光合成効果を最大化するため、間伐、植林、育成などを進め、これを実施するためのボランティアなどを育成する
15.六甲山の持続可能な森林経営を通じて、森林の劣化を防ぎ、適正回復させることで生物多様性の損失を阻止する
15.2 森林の持続可能な経営を実施し、森林の減少を阻止・回復と植林を増やす
15.4 生物多様性を含む山地生態系を保全する
15.a 生物多様性と生態系の保全・利用のために資金を動員する
15.b 持続可能な森林経営のための資金の調達と資源を動員する
17.六甲山をモデルとした、自然を利用したまちづくりの方法を海外に伝えるための国際協力関係を構築する
17.7 六甲山の自然を利用した、環境に優しいまちづくりの方法を開発途上国に伝える

表 A-3 メガソーラー発電所設置に伴う自然生態系の喪失面積(兵庫県)

No.	出力(MW)	稼働開始年月日	設置前の土地の形状	喪失面積(ha)
1	21.25	不明	不明→森林、農地	17.51
2	1.25	2014/3/20	不明→森林、造成地	
3	19.10	不明	不明→森林、草地	14.59
4	13.01	不明	不明→造成地、林	20.58
5	7.03	不明	不明→造成地、林	
6	2.56	不明	不明→造成地	
7	1.98	2013/12/26	神奈川県横浜市 独立行政法人都市再生機構 住宅計画地	
8	1.24	不明	不明→造成地、林	
9	11.77	2018/3/1	相生市所有の遊休地(丘陵地)→森林	19.81
10	5.23	不明	不明→森林、造成地	5.19
11	4.57	2016/1/15	不明→森林、山地	9.91
12	4.14	不明	不明→森林	6.18
13	4.01	不明	不明→森林、造成地	2.7
14	1.24	不明	不明→森林	
15	2.80	不明	不明→森林、農地、造成地	2.59
16	2.58	不明	不明→森林	3.66
17	2.46	平成28年6月	不明→森林、草地	3.55
18	2.41	不明	不明→森林、草地	5.05
19	1.00	不明	不明→低木、草地	2
20	2.26	不明	不明→森林	3.34
21	2.25	2013/10/16	不明→低木、草地	3.94
22	2.24	2014/9/11	緩やかな丘陵地→森林、グラウンド	1.12
23	2.19	不明	不明→造成地、荒野、森林	1.27
24	2.18	不明	不明→造成地、森林	0.48
25	2.00	2013/4/1	有休地→造成地、緑地	1.63
26	2.00	不明	不明→森林、造成地	0.51
27	1.99	不明	不明→森林	5.38
28	11.16	第1 :2013年12月 第5 :2014年8月 第6 :2015年1月 第7 :2015年1月 第9 :2017年	作用ゴルフリゾートの一部→ゴルフ場(?)、森林	24.71
29	1.98→3.9916	不明	不明→森林、山地	1.27
30	1.91	平成26年11月	不明→森林、造成地	1.88
31	1.75	2017/3/1	不明→森林	3.36
32	1.30	不明	不明→森林	
33	1.71	不明	不明→森林	1.95
34	1.68	不明	不明→森林	2.32
35	1.60	不明	原野 6,438.75㎡、 山林 9,837.93㎡	1.64
36	1.60	不明	不明→造成地(処分場?)、森林	1.05
37	1.59	不明	不明→造成地(原野?)	2.57
38	1.51	平成25年10月	屋上、林など	0.38
39	1.50	不明	不明→造成地、林	0.42
40	1.50	平成27年4月	工場の遊休地→造成地、林	0.39
41	1.50	不明	不明→造成地、林	0.36

表 A-3 メガソーラー発電所設置に伴う自然生態系の喪失面積(兵庫県)(続き)

No.	出力(MW)	稼働開始年月日	設置前の土地の形状	喪失面積(ha)
42	1.48	不明	不明→草地、林	2.07
43	1.41	不明	不明→造成地、畑、林	1.59
44	1.3328→2.1848	平成26年2月	多可町有地→農場跡地、森林	1.99
45	1.32	不明	不明→屋上、グラウンド、森林など	0.6
46	1.31	2016/3/1	不明→造成地、森林	0.86
47	1.31	2013/12/11	明石クリーンセンター敷地内→駐車場、緑地	0.38
48	1.3105→1.5411	不明	不明→造成地、林	0.88
49	1.01	不明	不明→森林	2.93
50	1.28	2014/9/1	不明→林、草地	1.6
51	1.01	不明	不明→林	
52	1.27	不明	不明→森林	1.38
53	1.26	不明	不明→造成地、林	0.31
54	1.21	不明	不明→造成地、林	0.63
55	1.21	不明	不明→山地、森林	1.17
56	1.20	不明	山の斜面	1.23
57	1.20	不明	不明→森林	4.65
58	1.19	不明	不明→森林	2.93
59	1.19	不明	不明→造成地、森林	0.82
60	1.18	2015/1/1	不明→森林	1.33
61	1.18	平成28年4月	不明→林	1.65
62	1.16	不明	不明→林	1.08
63	1.12	不明	不明→畑、山	1.19
64	1.12	不明	不明→森林	1.4
65	1.08	2017/3/1	未利用の樹林斜面地	0.85
66	1.07	不明	不明→森林、斜面	1.74
67	1.07	不明	不明→斜面、林	3.44
68	1.05	不明	不明→森林	6.2
69	2.07		森林	
70	1.01	平成26年	店舗→林、草地	1.43
71	1.01	平成26年11月	下水処理場の未利用地→造成地、林	0.44
72	1.00	不明	不明→林	1.6
73	1.00	不明	不明→農地、林	1.02
74	10.75		森林	14.07
75	10.28		森林	16.54
76	9.80		森林	36.1
77	9.80		森林	-
78	6.29		森林	4.29
79	5.81	2018/12/1	遊休地(森林)	6.77
80	2.33		山地、森林	1.79
81	2.23		森林	3.5
82	2.07		森林	5.82
83	1.75		造成地、林	0.55
84	1.71		造成地、林	2.56
85	1.51		山林	0.84
86	1.33		造成地、林	0.58
87	1.21		山林	0.96
88	1.19		林、造成地?	1.18
89	1.15		林	1.23
90	1.10		森林	1.19
91	1.01	2013/11/1	林、造成地	1.07
92	1.00		田畑、山地	0.89
合計				322.61

表 A-4 メガソーラー発電所設置に伴う自然生態系の喪失面積(岩手県)

No.	出力(MW)	稼働開始年月日	設置前の土地の形状	喪失面積(ha)
1	20.79	2015/12/25	元山林の事業用地	33.45
2	17.76	2017/8/1	奥州万年の森公園地内→森林	26.47
3	11.25	2014/11/7	不明→造成地、森林	4.11
4	1.50	2015/3/1	不明→造成地、森林	-
5	10.79	2016/5/1	不明→造成地、森林	8.39
6	2.58	2017/8/7	不明→造成地、森林	-
7	3.54	不明	不明→森林、造成地	8.18
8	2.29	不明	不明→森林、造成地	-
9	2.20	2014/12/10	不明→森林、造成地	-
10	1.10	2015/5/20	不明→森林、造成地	-
11	3.50	2015/9/1	山頂の遊休地→平地、森林	1.14
12	2.54	2018/5/22	不明(森林?)→森林	3.32
13	2.53	2015/2/16	不明→林、平地	1.41
14	2.49	平成28年12月	中の沢堆積場跡地→山地、林	1.9
15	2.45	2018/1/18	丘陵の山林	3.09
16	2.38	平成26年8月	不明→山地、林	2.1
17	2.31	不明	不明→山地	3.08
18	2.27	平成30年7月	不明→森林	3.91
19	2.13	2015/3/31	不明→造成地、林	1
20	2.00	2016/7/27	不明→山地、森林	6.29
21	2.00	2014/11/13	不明→草地、林?	4
22	1.99	2014/2/28	不明→林	4.77
23	1.99	不明	不明→林	5.28
24	1.93	2015/8/10	自社の遊休地→草地、林	3.16
25	1.92	2013/4/25	市有地→草地、林	3.34
26	1.82	2014/2/14	市有地→採土場跡地?林?	2.67
27	1.81	2017/3/1	不明→造成地?林?	4.77
28	1.56	2016/1/29	山林や農地だった斜面(タバコ畑の跡地や、施工の直前まで稲作していた田んぼを含む土地)	1.08
29	1.54	2017/6/1	不明→森林	1.81
30	1.50	平成25年8月5日	不明→草地、林	17.9
31	1.22	2014/8/29	不明→森林	1.87
32	1.10	2014/8/28	不明→造成後放置されていた山の斜面	1.54
33	1.10	平成27年12月	不明→森林	3.66
34	25.88	2017/12/15	牧場予定地(35ヘクタール)→森林	38.94
35	48.00	2019年7月1日	森林	136.28
36	24.35		林	19.56
37	2.27		森林	5.7
38	2.12		森林、造成地	1.24
39	1.48		森林、造成地	2.05
40	1.45	2018/1/24	森林	18.8
41	1.39		林、造成地	1.22
合計				387.48