KIER DISCUSSION PAPER SERIES

KYOTO INSTITUTE
OF
ECONOMIC RESEARCH

Discussion Paper No.1404

“日本の包括的富の推計”

佐藤　正弘・佐藤　峻・和氣　未奈

2014 年 7 月
（2015 年 4 月改訂版）

KYOTO UNIVERSITY

KYOTO, JAPAN

日本の包括的富の推計 *

Estimation of the inclusive wealth of Japan

佐藤　正弘 †　　佐藤　峻 ‡　　和氣　未奈 §

Masahiro Sato,　　Shun Sato,　　Mina Waki

2014 年 7 月

（2015 年 4 月修正）

要旨

Abstract

本稿では、供給サービス以外の生態系サービスや再生可能エネルギーを富として統合するなど、包括的富指標に関する先行研究の方法論にいくつかの変更を施した上で、日本の包括的富の推計を行う。先行研究では、日本の自然資本は期間中微増で推移しているのに対し、本稿の推計結果からは、1990 年代後半以降、主に農地と森林資源の価値の減少を反映して減少していることが示された。先行研究では、計測対象となった 20 カ国のうち、日本は自然資本を増加させながら同時に包括的富の増加を達成した唯一の国であったが、本稿の推計の結果からはこうした状況は否定された。個別の自然資源については、森林の総価値に占める炭素吸収・貯蔵サービスの割合が、1990 年から 2008 年の間に倍近くに増えた。また、再生可能エネルギーについては、単年度の価値だけでみても、日本の自然資本の価値の 14%程度に相当する価値を生み出す潜在性を持っていることが示された。

This paper estimates the inclusive wealth of Japan by making some methodological changes from the existing literature. These include integrating the value of one of the ecosystem services and various types of renewable energy as a part of the country's wealth. While the value of natural capitals in Japan have slightly increased during the period according to the existing literature, our results show that they have decreased mainly due to the depreciations of agricultural

* 本稿は、平成 24 年度内閣府経済社会総合研究所委託調査「幸福度指標の持続可能性面での指標の在り方に関する調査研究」の研究成果に基づくものである。本稿の内容は著者の所属する組織の見解を示すものではない。

† 京都大学経済研究所准教授（先端政策分析研究センター所属）

‡ 京都大学大学院地球環境学舎環境マネジメント専攻（2013 年 3 月研究参加当時）

§ 京都大学大学院地球環境学舎環境マネジメント専攻（2013 年 3 月研究参加当時）

lands and forest resources. While the existing literature showed Japan was the only country that achieved an increase of inclusive wealth while increasing the value of natural capitals alone at the same time, our results denied such situation. With regards to individual natural resources, the proportion of carbon-capture and -storage service in the total value of forests has been almost doubled between 1990 and 2008. Also, renewable energy have a potential of creating about 14% of the total value of natural capitals in Japan.

JEL classification: E01, Q01, Q56

Keywords: 国民会計, 包括的富, 新国富, 富の会計, 自然資本, 生態系サービス, 制裁可能エネルギー, national accounts, inclusive wealth, wealth accounting, natural capital, ecosystem service, renewable energy

１．はじめに

本稿では、日本における統合的な持続可能性指標を模索する試みとして、供給サービス以外の生態系サービスや再生可能エネルギーを富として統合するなど、包括的富指標に関する先行研究の方法論にいくつかの変更を施した上で、日本の包括的富の推計を行う。

統合的な持続可能性指標として包括的富指標を取り上げるのは、次の理由による。第一に、包括的富指標は、持続可能性の評価に関する資本アプローチを受け継ぐ実践的な指標として、近年、国連などによって推計の試みがなされてきており、日本の持続可能性指標の実践的なあり方について考えるための基礎として適切であると考えられる。ホテリング・ルール（Hotelling (1931)ほか）やハートウィック・ルール（Solow (1974)、Hartwick (1977)ほか）に象徴されるように、経済学は、主に 20 世紀以降の新古典派の系譜の中で、異時点間資源配分や世代間衡平性といった持続可能性評価の中核となる理論や概念を精緻化させてきた。こうした動きは、1980 年代の持続可能な発展概念の登場以降、持続可能な発展概念を経済理論を用いて定式化する試みにつながり、さらにそうした検討の蓄積の上に、Dasgupta (2001)のジェニュイン・インベストメント（Genuine Investment）、ジェニュイン・セイビング（Genuine Saving）（Hamilton and Clements (1999), Pearce et al. (1996), World Bank (2006)ほか）ないし調整純貯蓄（Adjusted Net Saving）（World Bank (2011)ほか）、総合的投資（Comprehensive Investment）（Dasgupta, 2009）といった資本アプローチと呼ばれる持続可能性評価の考え方が発展してきた。資本アプローチは、経済学の資本理論を拡張し、社会に存在する様々な資本を世代を超えて維持することを持続可能な発展の要件とする考え方である。包括的富指標は、こうした資本アプローチの一つとして、世界銀行が主導するジェニュイン･セイビングと同じく、国連や各国の研究者によって推計の試みがなされてきている。

第二の理由は、幸福度指標との関係性である。日本では、「新成長戦略」（平成 22 年 6 月 18 日閣議決定）において幸福度指標の整備等が掲げられたことを受け、平成 23 年 12 月には、内閣府に設置された「幸福度に関する研究会」が、今後の議論・検討の出発点として、「幸福度に関する研究会報告―幸福度指標試案―」を取りまとめた。同試案では、主観的幸福感を上位概念として、「経済社会状況」、「心身の健康」、「関係性」を 3 本柱とするとともに、別途、「持続可能性」の項目を立て、将来世代の幸福感にも配慮した指標の方向性が打ち出された。しかし、幸福度指標と持続可能性指標との具体的な関係性については、今後の検討に委ねられる部分が大きい。統合的な持続可能性指標の中には、エコロジカル・フットプリントなど、持続可能性の物理的な側面のみに着目するものもあるのに対し、包括的富指標は、後述するように、少なくとも理論上は、物質的消費に伴う効用にとどまらない幅広い福祉（well-being）を対象とし、それに貢献す

る基盤としての富の状態を計測するための枠組みである。先の内閣府試案においては、「現在世代の幸福感が将来世代の幸福感の犠牲の下に進むのは望ましくない」との問題意識から、持続可能性面での指標の構想を出発させている。その意味でも、単なる物質的な環境制約のみに着目するのではなく、物質的消費に伴う効用にとどまらない、幅広い福祉の衡平性を確保することを目的とした指標の方が、幸福度指標と接続するのに相応しいと考えられる。

以上の理由から、本稿では、日本における統合的な持続可能性指標の検討の土台として、包括的富指標の独自推計を試みる。ただし、本稿の検討の焦点は、包括的富を構成する自然資本の価値の推計に置き、それ以外の資本（製造資本、人的資本（健康資本）など）については、基本的に先行研究（UNU-IHDP and UNEP, 2012）の推計手法や推計結果を踏襲する。

以下、次節では、包括的富指標の背後にある富の会計の特徴について、国民経済計算との対比で論じた後、先行研究をもとに、包括的富指標の具体的な推計方法について概説し、その理論的な課題について明らかにする。第 3 節では、前説の検討を踏まえ、本稿の推計における先行研究からの方法論的な変更点を示した上で、実際の推計を行う。第 4 節では、推計上の今後の課題について整理する。

２．富の会計と包括的富指標

2.1　富の会計の特徴

富（wealth）とは、国や地域に存在する有形無形の資産の集合である。この富に関して、近年、富の会計（wealth accounting）と呼ばれる新たな社会会計の取り組みが行われている。その代表例が、世界銀行が 90 年代から取り組む新たな国富の考え方、同じく世界銀行が進める WAVES（富の会計と生態系評価）、そして、本稿で取り扱う包括的富指標（Inclusive Wealth Index）である。

しかし、富の会計を持ち出すまでもなく、国民経済計算の基幹をなす国民勘定体系（SNA）には、既に富の概念が存在する。具体的には、国民経済計算では、国民貸借対照表に記述される国民資産のうち金融資産を除いた正味資産、すなわち、非金融資産と対外純資産の和を国富としている。非金融資産とは、建物や機械などの有形生産資産、コンピュータ・ソフトウェアなどの無形生産資産、土地や地下資源や漁場といった有形非生産資産である。

にもかかわらず、富の会計が国民経済計算とは異なる体系として論じられてきた理由は、国民経済計算とは対照的ないくつかの特徴のためである。第一に、富の会計は、その名が示す通り、ストックである富とその変動の評価に主眼を置いている。それに対し国民経済計算は、ストックとフローの両面からマクロ経済を包括的・連続的に記述しつ

つも、その歴史の大部分は、フロー勘定、中でも生産や所得にかかわる勘定体系（生産勘定や所得の分配・使用勘定）の開発に重点を置いてきた。その象徴が国内総生産（GDP）である。

両者の力点の違いを生み出しているのは、国民経済計算の発展を促した社会背景と、富の会計の目的との違いである。それが第二の特徴である。国民経済計算が生産や所得にかかわる勘定体系に力点を置いてきた理由は、20 世紀以降の政府のマクロ経済政策を背景に、もっぱらそれが景気変動などマクロ経済の分析に用いられてきたからである。言うまでもなく、こうしたマクロ政策は、所得や消費の拡大を通じて、国民の福祉（well-being）を増大する構図を暗に想定している。それに対して、富の会計の主要な目的は、世代を通じた福祉の維持、すなわち持続可能性の評価にある。福祉を時間軸で捉えた場合、関心の中心は消費から資産、つまり富に移る。一定の所得のもとでも、資産を取り崩せば消費を増やすことができるし、貯蓄を通じて資産を殖やせば消費は減る（Stiglitz et al., 2009）。逆に言えば、世代を通じて資産を維持することが、福祉の維持、つまり持続可能性の条件の一つになる。

第三に、富の会計では、資産の種類が国民経済計算より幅広い。富の会計には、知識やスキルといった人的資本や、生態系サービスの源泉としての自然資本など、国民経済計算にはない幅広い資本資産が含まれる。このように拡大された富を、「包括的富」（inclusive wealth, comprehensive wealth）ないし「拡張された富」（extended wealth）という。富の会計が富の範囲を拡大させた理由の一つは、福祉の捉え方そのものが広いという点が挙げられる。例えば、富の会計の理論的支柱の一つである Dasgupta (2001) では、市場財から得られる効用のみならず、健康や教育、個人が享受する権利、幸福感なども含む広い概念として福祉を捉えている。また、それに応じて、福祉を生み出す財的投入の基盤、つまり富も、製造資本から人的資本、自然資本にまで範囲を拡大させている。もう一つの理由は、持続可能性との関係である。世代間衡平性の問題が顕著に現れるのは、異時点間での自然資源の配分である。しかし、森林の気候安定化や洪水防止機能、湿地の水質浄化機能、昆虫による花粉媒介といった、我々の生存に不可欠な重要な生態系サービスを生み出す生態系資産は、既存の国民会計の外側で急速に失われている。富の会計自体は、人的資本や社会関係資本も射程に入れた幅広い枠組みだが、先行事例のいずれもが、自然資本から出発しているのにはこうした背景もある。

ただし、国民経済計算と富の会計は、必ずしも対立する枠組みではない点に留意する必要がある。富の会計の構築のためには、当然のことながら製造資本の把握が不可欠である。また、SNA のサテライト勘定である環境・経済統合勘定（System of Environmental-Economic Accounting: SEEA）の国際基準化など、国民会計の側でも自然資本を体系内に取り込む動きが進展しており、その意味でも、国民経済計算は富の会計の構築の前提となる。

2.2　包括的富指標の概要

包括的富指標は、Arrow et al. (2003)ではじめて明確に定義され、UNEP と UNU-IHDP の合同報告書「包括的富報告書 (Inclusive Wealth Report)」(以下、文脈により、「包括的富報告書」、「UNU-IHDP and UNEP (2012)」、「UNU-IHDP & UNEP」などの表記を使う。) で、世界の主要 20 ヶ国について詳細な推計が行われた。同報告書は、2012 年 6 月に、国連持続可能な開発会議（リオ＋２０）に合わせて 2012 年版が公表され、今後も隔年で、各国の包括的富や個別の資本の状況などが公表される。毎回、個別テーマについても掘り下げることを予定しており、2012 年版のテーマは自然資本であった。

同報告書の主な目的は、人間の福祉についての長期的な視点と持続可能性の尺度を提示する定量的な情報と分析を提供することである。さらに、この大目的のもと、同報告書は主に以下に貢献するとされる。ア）各国が持続可能な軌道にあるか否かの予備的な分析を試みるとともに、各国政府にグリーン経済への移行を評価する基準を提供する、イ）特に自然資本の重要性に焦点を当てながら、国ごととの富の様々な構成要素とその経済発展との関係性について、包括的な分析を行う、ウ）各国の福祉の動向を観察する隔年報告書の公表により、持続可能な発展に向けた進捗の指標を提供する、エ）資産ポートフォリオ・マネジメントの考え方に基づく各国の政策形成を補助・促進する。ここで資産ポートフォリオ・マネジメントの考え方とは、各国が、自然資産、製造資産、人的資産などの多様な資産を包括的に管理する計画の実施を通じて、将来に向けた生産的かつ持続可能な経済基盤を築くことである。また、UNU-IHDP and UNEP (2012)では、各国に対し、所得ベースの会計枠組みから、富の会計の枠組みへの移行を提唱している。

2.2.1　包括的富指標の理論

包括的富報告書では、持続可能な発展を「(世代間) 福祉が減少しないような社会発展のパターン」として定式化し、持続可能性を測る尺度として包括的富指標を提示している。その理論展開を概説すると、以下のようになる。まず、ある時点tにおける各世代の福祉の集計値である世代間福祉$V(t)$は、資本資産ストックのベクトル$\mathrm{K}(t) = \{K_1(t), \dots, K_n(t)\}$と、政策や制度の状況などを表すM、時点$t$の関数として、以下のように表される。

$$V(t) = V(\mathrm{K}(t), \mathrm{M}, t)$$

また、t時点での包括的富$W(t)$は、以下の計算式によって与えられる。

$$W(t) = Q(t) + \sum_i P_i(t) K_i(t)$$

ただし、$Q(t)$は時間資産のシャドウプライス、$P_i(t)$は資本資産$K_i(t)$のシャドウプライスを示す。シャドウプライスは、各資産の社会的価値で、資産の限界的な変化がもたらす福祉$V(t)$の変化分として求められる。

この時、

$$dV(t)/dt = \sum_i P_i(t)\, dK_i(t)/dt + Q(t)$$

が成立することから、世代間福祉が一定期間中に増加することと、富が同期間中に増加することとは同義となる。したがって、シャドウプライスで評価した富の変化分を推計すれば、当該集団が持続可能な軌道にあるか否かの評価をすることができる。言い換えれば、各世代が、前の世代から受け継いだのと少なくとも同程度の富を後の世代に遺すことが、持続可能な発展の要件となる。

2.2.2　包括的富の計測

2012 年版の包括的富報告書では、オーストラリア、ブラジル、カナダ、チリ、中国、コロンビア、エクアドル、フランス、ドイツ、インド、日本、ケニア、ナイジェリア、ノルウェー、ロシア、サウジアラビア、南アフリカ、イギリス、アメリカ、ベネズエラの 20 カ国を対象に、1990 年から 2008 年までの製造資本、人的資本、自然資本のそれぞれのストックの社会的価値の推移を推計するとともに、これらの総計としての包括的富を算出した。推計に用いられた重要変数は表 2-1 の通りである。また、自然資本の内訳は表 2-2 の通りである。

表 2-1　包括的富の算出に用いられる重要変数

人的資本	・年齢・性別別人口 ・年齢・性別別死亡確率 ・割引率 ・雇用 ・教育面での達成 ・雇用報酬 ・年齢・性別別労働力
製造資本	・投資 ・減価償却率 ・資産寿命 ・生産高成長率 ・人口 ・生産性
自然資本	A. 化石燃料 ・埋蔵量 ・生産量 ・価格

	・レント B. 鉱物 ・埋蔵量 ・生産量 ・価格 ・レント C. 森林資源 ・森林ストック ・商業的に利用可能な森林ストック ・木材生産量 ・木材生産量の価値 ・レント ・森林面積 ・非木材便益（NTFB）の価値 ・NTFB の採取に用いられた森林面積の割合 ・割引率 D. 農地 ・作物生産量 ・作物価格 ・レント ・作物収穫面積 ・割引率 ・恒久的耕作地面積 ・恒久的牧草地面積 E. 漁業 ・漁業資源ストック ・漁獲の価値 ・漁獲の量 ・レント
健康資本	・年齢別人口 ・年齢別死亡確率 ・統計的な生活の価値 ・割引率
IWI における調整	A. 全要素生産性 ・技術革新 B. 炭素被害 ・炭素排出 ・炭素価格 ・気候変動の影響 ・GDP C. 石油キャピタルゲイン ・埋蔵量 ・石油生産 ・石油消費 ・価格 ・レント

出典：UNU-HDP and UNEP (2012)

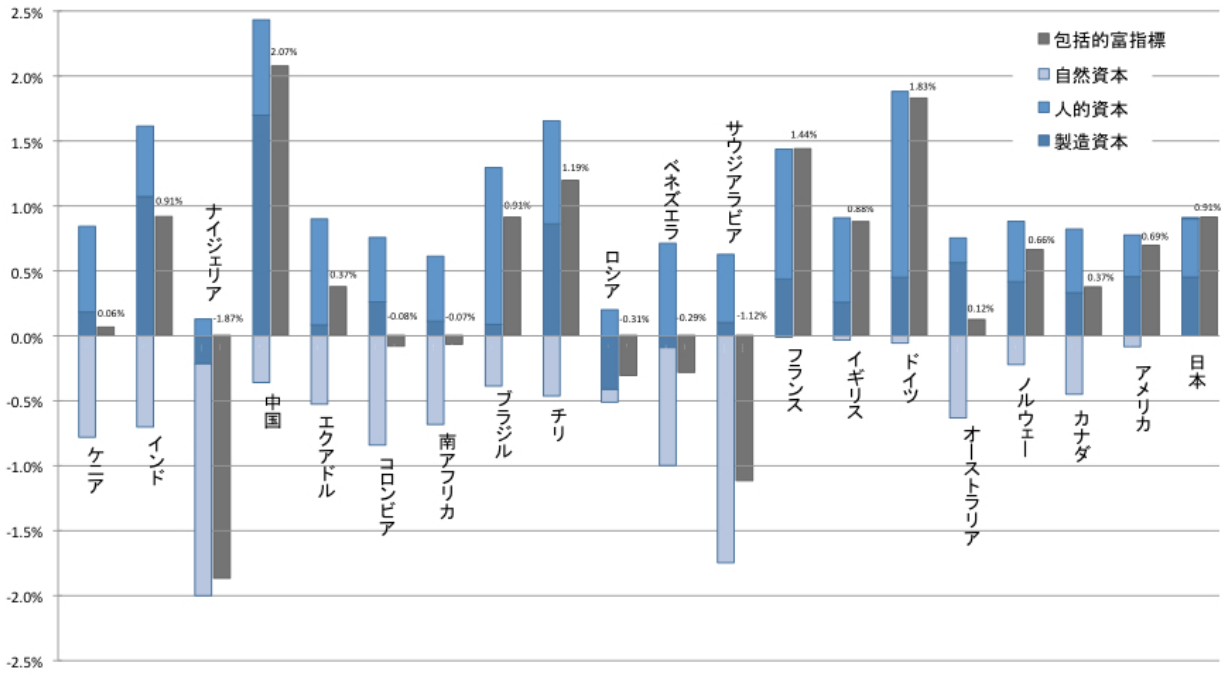
表 2-2　包括的富報告書の推計に用いられている自然資本の種類

農地	耕作地、牧草地
森林資源	材木、非材木森林資源
漁業資源	漁業資源
化石燃料	石油、天然ガス、石炭
鉱物	ボーキサイト、銅、金、鉄、鉛、ニッケル、リン、銀、スズ、亜鉛

出典：UNU-HDP and UNEP (2012)

主な結果は、図 2-1 に示す通りである。期間中、20 各国中 6 カ国で一人当たりの包括的富は減少しており、これらの国々が持続不可能な発展軌道にあることを示す。また、ほとんどの国で、製造資本や人的資本が増加したのに対し、自然資本は減少しており、自然資本の採取から得られた対価をこれらの資本に投資していることがわかる。

図 2-1　1990-2008 年における包括的富の平均伸び率（一人当たり）



出典：UNU-HDP and UNEP (2012)

2.3　包括的富指標の理論的課題

先にも述べたように、包括的富指標は、富の会計の理論を実践的な会計枠組みとして提示したという意味で、非常に重要な試みである。しかし同時に、少なくとも現状では、様々な制約要因の中で種々の課題を抱えている。

2.3.1　シャドウプライスの扱い

シャドウプライスをどのように扱うかは、包括的富指標の算出の中でも中核的な論点である。先述の通り、理論上、シャドウプライスは、各資産の限界的な変化がもたらす福祉の変化分と定義される。すなわち、当該資産の利用可能性がわずかに増加（減少）した時に引き起こされる変化の社会的価値（損失）である。たとえば、河川流域が水質浄化という生態系サービスをもたらしている場合、そのシャドウプライスは、流域が追加的に 1 単位面積保全されることで、清潔な水の確保による衛生状態の改善など、社会や人々にもたらされる純便益を測ることによって求められる（UNU-IHDP and UNEP, 2012）。

数式で言えば、資産K_iのシャドウプライスp_iは、

$$p_i(t) \equiv \partial V(t)/\partial K_i(t) \qquad i = 1, 2, \dots, N$$

と表すことができる。資産はそれによって生産される財やサービスの消費を通じて福祉に影響を及ぼす場合もあれば、森林による気候安定化や空気浄化のように、経済的な生産を経ずに資産そのものが直接的に福祉に影響を及ぼす場合もある。

ここで、福祉$V(t)$は世代間福祉であることから、シャドウプライスは、現在の経済の状態のみに依存するのではなく、将来にわたっての経済の状態にも左右される。したがって、シャドウプライスは、資産の今日における希少性ないし資産間の代替性の程度だけでなく、将来における希少性ないし資産間の代替性の関数でもあり、また、将来の割引率の大きさにも左右される（UNU-IHDP and UNEP, 2012）。

完全市場で外部性が存在しないなどの状況においては、市場価格はシャドウプライスに一致する。このため、富の会計の実際の推計においては、資産自体もしくは資産から生み出される財の市場価格から求めた値をシャドウプライスの代理として用いている。包括的富報告書で自然資本として計上されたのは、耕作地、牧草地、森林資源（木材及び非木材資源）、漁業資源、化石燃料、鉱物であったが（表 2-2 参照）、これらはいずれも資産自体またはそこから生み出される財が市場で取引されており、これらの市場価格に基づいて推計したレント価格などをシャドウプライスとして用いている。

しかし、大きな外部性が存在する場合などは、市場価格をそのままシャドウプライスの推計に用いることは適切ではないし、そもそも取引市場自体が存在しない場合もある。

実際、今回の包括的富報告書でも、供給サービスを除く、市場が存在しない全ての生態系サービスの価値が、富の算出から排除されている。

2.3.2　資本の代替性と生態系の臨界性

持続可能性の評価をめぐっては、資本の代替性に関連して二つの見解が対立してきた。弱持続可能性（weak sustainability）の考え方は、人工資本と自然資本の間に代替関係を認め、両資本を含む総資本の社会的価値の非減少を持続可能性の要件とする。この場合、富の総量を各資本の線形指数として表すことができるため、統合指標で持続可能性を評価できるという利点もある（Dasgupta, 2001）。一方、強持続可能性（strong sustainability）の立場は、ある種の自然資本については、人工資本との間の代替が不可能であるか非常に限定されており、特に生態系の場合、一定規模を下回ると不可逆的に崩壊する恐れもあるため、他とは独立してそれ自体を維持する必要があると主張する。このような自然資本を、Pearce et al. (1994)などは臨界自然資本（critical natural capital）と呼んだ。臨界自然資本の定義や具体例については、1990 年代半ば以降、論者によって様々なものが提唱されているが、少なくとも以下の要件を全て満たすものについては、人工資本とは独立してそれ自体を維持することに一定の合理性が認められるものと考えられる。

第一に、当該資本がもたらす価値が、人々にとって不可欠であることが必要である。すなわち、当該資本の存在自体やそれが生み出す資源やサービスのフローが人々の生存にとって不可欠であるか、それが失われることによって、各世代の福祉に不可逆で深刻な減退を招くものであることである。たとえば、熱帯雨林が寄与する安定した気候や、水の循環と森林や湿地帯による浄化作用が支える清潔な飲み水は人々の生存にとって不可欠であるし、聖地の樹木などの宗教的シンボルは特定の集団にとって極めて重大な価値を持つ。

第二に、先に述べたように、他の資本による代替性がないか、極めて限定されていることが必要である。これには、技術面の代替不可能性と、価値面の代替不可能性とがある。前者は、そもそも物理的に代替が不可能である場合や、物理的に不可能ではないが、少なくとも現在の技術では代替が困難である場合、さらには、技術的に可能であっても費用面から現実的ではない場合などがある。光合成や水循環などの基盤サービスや、大気質や気候の調節などの調節サービスなどは、人工資本で代替することは物理的に不可能であるか、技術的・経済的に現実的ではない。動植物への生息地の提供なども、ごく限定された範囲を除き、人工資本の力だけで行うことはできない。一方、後者は、史跡や文化遺産のように、それ自体に固有の価値があるため、そもそも他の財による代替が不可能なものを指す。

第三に、損失の不可逆性が必要である。すなわち、当該資本に損失が生じた場合、それを回復することが不可能であるか、少なくとも経済や個人の人生にとって意味のある

時間の範囲では回復されない場合である。生態系によって成り立つ多くの自然資本は、生態系サービスの供給力や再生機能を維持するために、一定の規模（臨界規模（critical level））以上を保つことが必要である。この規模を超えて自然資本を人工資本に置き換えた場合、生態系の機能は一気に失われるか、生態系自体が崩壊する。こうして失われた資本が人々にとって不可欠な価値を生み出すもので、かつ、その機能が代替不可能であるならば、他の資本だけで社会的福祉の水準を維持することはできなくなる。したがって、少なくとも以上に挙げた要素を全て満たす資本については、人工資本とは独立して維持すべきである[1]。

強持続可能性の考え方をとれば、こうした要件を満たす自然資本が存在する場合、一つの価値単位に換算された統合指標のみから持続可能性を判断するべきではなく、個別にストックを把握・維持する必要が生じる。もちろん、理論上は、上記のような代替不可能性や臨界性は、シャドウプライスに反映され得ると考えることもできる。すなわち、これらの資本が稀少になるにつれ、シャドウプライスが跳ね上がり、資本の減少を事実上禁止するのである。しかし、先述のように、実際のシャドウプライスの推計には様々な課題があり、代替不可能性や臨界性を適切な形で統合指標に反映することは極めて困難である。包括的富報告書でも、資本間の代替性の限界を認め、富全体の増減のほか、各資本の増減も同時に捕捉している。とはいえ、ほとんどの生態系について、臨界点の定量把握は極めて困難であり、したがって臨界性が明示的に富の会計に反映されているわけではない。

なお、こうした生態系の臨界性を富の会計に反映させる方法については、Mäler(2008)が生態系のレジリアンス（resilience）の観点から検討を行っている。レジリアンスは“回復力”などと訳され、生態系に攪乱が生じた場合に、生態系の機能を維持することができるような生態系の許容力を指す。この許容力（臨界点、閾値）を超える攪乱が生じた場合には、生態系は急変して従来のように機能しなくなる。このような変化はレジーム・シフトと呼ばれ、農地の塩害化や漁業資源の激減、サンゴ礁の破壊等で観察される。レジーム・シフトによる生態系の機能の変化は不可逆であるか、可逆であったとしても莫大な量力・時間を要するものであるため、レジーム・シフトが生じないように生態系を管理することが持続可能性の要件となる。Mäler(2008)は、レジリアンスを「生態系やシステムが他のレジームに移行する可能性」と解釈し、これを富の会計に組み込むため、レジリアンス・ストックのシャドウプライスが、「現在のレジリアンスの限界的変化がもたらす将来の期待社会厚生の変化分」として計算できることを示した。この価値は、臨界点を超えて他のレジームに移行する可能性が高まるにつれて上昇する。ただし、実際にはレジリアンスを定量的に観測することは困難であるため、レジリアンスに大きく影響を与える要因を代替的に計測する必要がある。東南オーストラリアのゴールバーン・ブロークン流域の放牧地を対象とした Walker et al.(2010)では、放牧地に急激な劣化・塩害化といったレジーム・シフトをもたらした要因として地下水位に着目し、

その臨界点（表面から 2m）と現在の地下水位との距離をレジリアンスと定義した。

2.3.3　国際貿易の扱い

生産と消費がグローバル化した現状を踏まえれば、国際貿易と国富との関係の問題は避けて通れない。たとえば、包括的富報告書の 5 章で Atkinson et al (2012)が指摘しているように、計測対象となった 20 カ国のうち、日本は、自然資本を増加させながら、同時に包括的富の増加を達成した唯一の国である（図 2-2）。しかし、消費ベース、すなわち、国内で消費された財の生産に国外で用いられた資源も含めた量で見ると、日本の一人当たりの資源利用量は国内資源の採取量を大幅に上回っている（図 2-3）。もちろん、資源産出国は、採取によって得た対価を新たな資本投資に向けることができるし、消費国も、産出国への支払い分だけ国内での資本投資等を諦めるという形で費用を負担している。しかし、オープンアクセスによる過剰採取リスクが存在する場合や、資源採取によって公共財的な生態系サービスが失われた場合などは、消費国は産出国が失う自然資源の真の価値を完全に補償していないことになる（Atkinson et al., 2012）。

本稿においても、包括的富指標に組み入れる自然資本は、基本的に国内に存在するもののみのストックとその変化を対象としており、したがって、国内消費に用いられた海外の自然資源等については検討に加えていない。

図 2-2　包括的富と自然資本の増減（一人当たり、1990-2008 年平均）

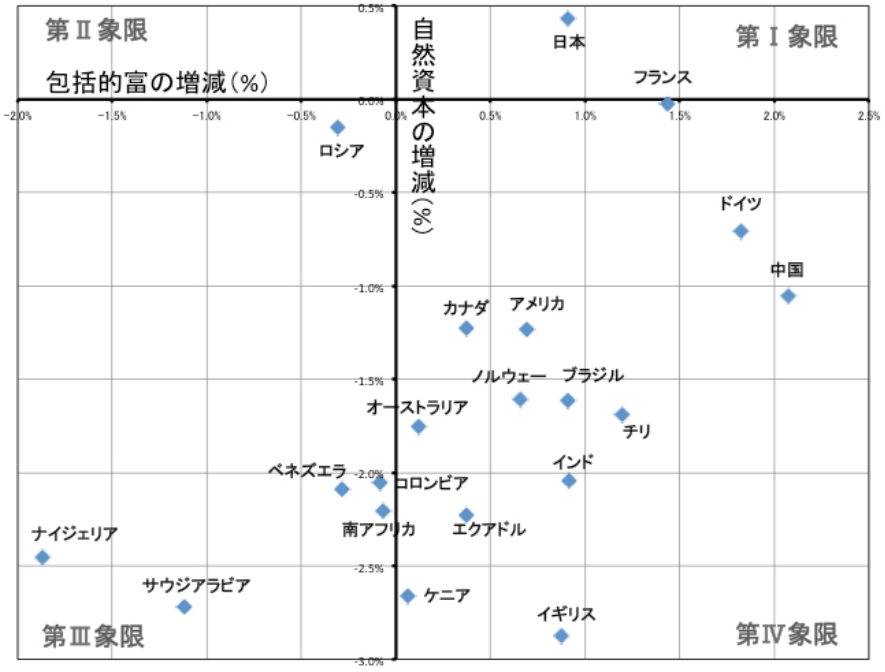
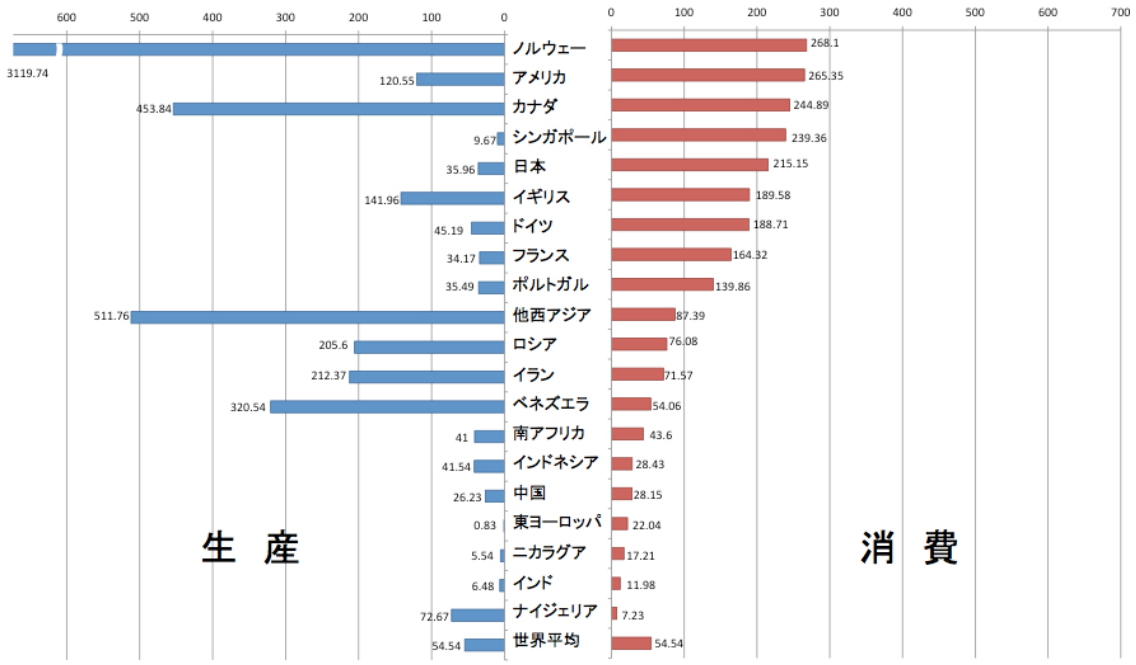


図 2-3　生産及び消費に使用している一人当たりの自然資源の価値（US ドル）



（出典）UNU-IHDP and UNEP (2012)

2.3.4　対象集団の範囲と特性

持続可能な発展概念を構成する世代間衡平性や世代内衡平性の“世代”は、理論的には、どの範囲の集団を想定することもできる。実際、冒頭で述べた資本アプローチに基づく指標も含め、これまでの持続可能性指標の多くは、一部を除き、基本的には一国ごとの持続可能性を評価した指標であった。

しかし、1980 年代以降に持続可能な発展の概念を生み出した国際社会の現実の課題を考えると、本来、国際社会が持続可能な発展という旗印のもとで優先的に取り組むべきは、深刻化する気候変動や生態系の破壊の影響を最も受ける、自然資本に生活を依存する途上国の脆弱な社会層が直面する危機であろう。一方で、先述のように、先進国の国内で消費される財は、その生産のために、途上国内に存在する多くの自然資源を利用し、また、途上国の生産設備で大量の温室効果ガスを排出している。たとえ日本一国が指標上は持続可能と判断されても、このような国外での資源利用や温室効果ガスの排出を通じて、指標の範囲の外側にいるこれらの社会層を危機に陥れているとしたら、少なくとも、持続可能な発展概念を必要とした国際社会の現実の課題の解決には役立たない。包括的富の理論を含め、資本アプローチが持続可能な発展を福祉の非減少として抽象化して捉え直す行為は、こうした持続可能な発展をめぐる現実の課題を捨象してしまう危うさがあることには留意する必要がある。

また、先進国一国レベルではなく、途上国一国レベルを対象とした富を考えるか、あるいは世界レベルの富について考えることで、これらの脆弱な社会層を対象に含めたとしても、今度は、彼らの福祉を世代全体の福祉との関係でどのように捉え、それを具体的にどのように包括的富指標に表現するかという問題が生じる。理論上は、世代間福祉を構成する世代ごとの福祉が、何らかの形で、脆弱な社会層の福祉を重点的に反映すれば、さらにそれは各資本のシャドウプライスを通じて富の価値にも反映されることになる。しかし、先述のように、実際の推計の多くではシャドウプライスには市場価格が用いられており、事実上、こうした点は考慮されていない。したがって、たとえば、鉱物資源が豊富な国において、そこから得られる利益が一部の特権階級に独占され、国民の大多数が貧困にあえいでいるような状態であっても、鉱物ストックの価値を市場価格と可採埋蔵量で評価する限り、総資本は非常に高く評価されることとなってしまう。

また、理論上は、資本資産Kが真に包括的なリストであれば、富の増減は世代間福祉の増減に等しいことになるが、実際には、データの制約などからリストの包括性を確保することは困難である。そこで、次善の策として、シャドウプライスの大きい資本、つまり福祉に重大な影響を与える資本から優先的に富に含めることも考えられるが、上記の理由から、価格に脆弱な社会層への考慮は反映されない。

以上を考え合わせると、この指標の枠組みで脆弱な社会層の福祉を重視しようとすれば、意図的に資本選択を工夫することが一つの解決策となる。つまり、それが失われることによって、脆弱な社会層の福祉に重大な悪影響を与えるおそれのある資本や、気候

や生態系の危機に対抗する上での彼らの潜在能力を高める資本を優先的に富に含むのである。先の例で言えば、鉱物資源からの利益の恩恵を受けることのない一般国民の潜在能力を高める教育水準や衛生状態などの要素を、重点的に資本として組み込むなどの方法が考えられる。

３．日本の包括的富の推計

3.1　本稿における方法論上の改善点

3.1.1　国内統計の使用

UNU-IHDP and UNEP (2012)は、各国比較の観点から、ストック量、レント価格ともに、可能な限り国際的なデータを用いて推計を行っている。一方、本稿では、国際比較よりも我が国自体の富の推移の正確な把握に重点を置くため、統計が存在する限りは、できるだけ我が国の自然資本の実態を表す国内統計を用いる。

3.1.2　地上資源（都市鉱山）の扱い

後に見るように、日本の地下資源は大半を海外からの輸入に依存しているのが現状だが、地上に存在する金属資源、いわゆる都市鉱山の賦存量は世界の地下資源と比べても決して少なくはない。本稿では、具体的な価値の推計は行わないものの、地上資源の価値を富として算入するための考え方について、検討の方向性を整理する。

3.1.3　再生可能資源の扱い

1) 再生可能エネルギー

例えば火力発電を考えた場合、発電所の設備等は製造資本に計上され、燃料となる石炭や天然ガスは自然資本の一部として計上されている。これを再生可能エネルギーに当てはめれば、太陽光パネルや風力タービンは製造資本に計上されることになるが、太陽光そのものや風力そのものについても、たとえそれ自体が化石燃料のように市場で取引されていないとしても、自然資本として計上すべきであると考えられる。そこで本稿では、再生可能エネルギーを富に組み入れる試みの一つとして、現在利用可能なデータを用いて、参考的な価値の推計を行う。

2) その他の再生可能資源

その他の再生可能資源としては、UNU-IHDP and UNEP (2012)と同じく、農地、森林、漁業資源を自然資本として計上する。しかし、このうち漁業資源については、UNU-IHDP and UNEP (2012)では、その再生可能性を考慮に入れておらず、言わば地下の鉱

物資源と同じように、各時点で存在する資源量を毎年獲り尽くした場合の富の価値を評価している[2]。本来であれば、魚の増殖過程（再生過程）と漁獲量との関係性から、将来にわたっての漁獲量の流列とその現在価値を求め、合算することで富の価値を求めるべきである。そこで本稿では、可能な限り、漁業資源についても再生可能性を反映した推計を行う。

3.1.4　生態系サービスの扱い

生態系サービスの貨幣評価については、現在、環境経済学の分野で様々な手法の開発が進んでいる。日本においても、生態系サービスの価値を定量的に評価するための試みが 1970 年代初頭から開始されている。全国レベルでの評価事例としては、農林水産省による森林・農地の多面的機能評価がある。評価手法としては代替法のほか、仮想評価法（Contingent Valuation Method: CVM）や選択実験型コンジョイント分析が用いられている（表 3-1）。農林水産省の諮問を受けて、2001 年に日本学術会議が発表した「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について」では、全国で農業･森林が生み出す多面的機能の価値は 78 兆 4864 億円に上ると試算されている。

しかしながら、これらの評価事例を富の会計に組み込むには、最終生態系サービスを生み出すために投入された中間投入（労働力や補助金）の寄与分を控除し、過大評価（重複計上）を回避することや、各評価手法の正当性に対する合意形成等の課題が存在する。今後は、生態系の包括的な物量把握に向けた体制整備と併せ、こうした価値評価の手法の開発状況とその実践の蓄積を踏まえ、社会的重要性の高い生態系サービスの評価事例を蓄積し、その価値を富の会計に反映することが期待される。

本稿においては、こうした試みの一環として、調節サービスのうち森林による二酸化炭素の吸収機能を富の算出に加えることとする。具体的な推計手法は後述するが、二酸化炭素の吸収機能を取り上げた理由は、調節サービスの中でも比較的物量的な推計が容易であることや、重複計上の恐れがないためである。

なお、こうした手法をもってしてもシャドウプライスの推計が困難なもので、かつ、前述の臨界自然資本など、人間の生存にとって極めて重要な資産については、統合指標とは別に、個別指標で物量の推移を把握し、それを持続可能性の判断に活用することが求められる。

表 3-1　日本全国レベルの生態系サービスの主要な評価事例

	タイトル	実施主体	年	評価対象		評価手法	評価額（億円）
1	森林の公益的機能に関する費用分担及び公益的機能の計量、評価ならびに多面的機能の高度発揮の上から望ましい森林について（中間報告）	林野庁	1972	森林		代替法	128,200
2	農業白書(1991年度)	三菱総合研究所（農林水産省）	1990	水田		ヘドニック法 代替法	118,700 47,000
3	森林の機能別評価	林野庁	1991	森林		代替法	392,000
4	農業白書(1995年度)	三菱総合研究所（農林水産省）	1994	水田・畑		代替法 TC法	67,000
5	畜産農業が有する外部経済効果の評価に関する調査(農林地の公益的機能に関する調査)	野村総合研究所 吉田謙太郎 (農林水産省)	1996	農林地		CVM	41,071
6	CVMによる中山間地域農業・農村の公益的機能評価	吉田謙太郎	1998	中山間地域の農業・農村		CVM	32,481
7	CVMによる中山間地域の公益的機能評価	農業総合研究所（農林水産省）	1998	中山間地域		CVM	34,743
8	代替法による農業・農村の公益的機能評価	農業総合研究所（農林水産省）	1998	農業 農村	洪水防止機能	代替法	27,789
					水源涵養機能		12,887
					土壌浸食防止機能		2,851
					土砂崩壊防止機能		1,428
					有機性廃棄物処理機能		64
					大気浄化機能		99
					気候緩和機能		105
					保健休養機能		22,565
				合計			68,788
				うち中山間地域分			30,319
9	「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について（答申）」及び 「地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価に関する調査研究報告書」	三菱総合研究所（日本学術会議）	2001	農業	洪水防止機能	代替法	34,988
					河川流況安定機能	代替法	14,633
					地下水涵養機能	直接法	537
					土壌浸食防止機能	代替法	3,318
					土砂崩壊防止機能	直接法	4,782
					有機性廃棄物処理機能	代替法	123
					気候緩和機能	直接法	87
					保健休養機能	家計支出（市場評価）	23,758
				森林	CO2吸収機能機能	代替法	12,391
					化石燃料代替機能	代替法	2,261
					表面浸食防止機能	代替法	282,565
					表層崩壊防止機能	代替法	84,421
					洪水緩和機能	代替法	64,686
					水資源貯留機能	代替法	87,407
					水質浄化機能	代替法	146,361
					保健休養機能	家計支出（市場評価）	22,546
				合計			784,864
10	日本の里山・里海評価（JSSA） 里山・里海の生態系と人間の福利：日本の社会生態学的生産ランドスケープ	国際連合大学高等研究所（UNU-IAS）	2010	日本の里山・里海		定性的（動向）評価	貨幣評価なし
11	生物多様性総合評価報告書	生物多様性総合評価検討委員会（環境省）	2010	日本における「生物多様性の喪失」を対象に、要因・対策・状態を評価		定性的（動向）評価	貨幣評価なし
12	経済的価値の内部化による生態系サービスの持続的利用を目指した政策オプションの研究―サブテーマ2「生態系サービスの経済価値評価」	栗山浩一 吉田謙太郎 （環境省）	2012	全国の生態系サービス	森林・湿地型政策	表明選好法（選択実験）	2,340
					農業・自然公園型政策		1,724
					バランス型政策		1,707

3.1.5　シャドウプライスの推計方法

シャドウプライスは概念的には先に説明したように理解できるが、たとえ代理となる何らかの市場価格が存在する場合であっても、そこから具体的にどのように富の価値を算出するのかについてはさらに詳細な検討が必要である。包括的富報告書および環境・経済統合勘定の中核枠組み（Central Framework、以下「SEEA-CF」と言う。）では、シャドウプライスの推計方法を以下のように整理している。

1）包括的富指標報告書

包括的富報告書では、レント価格（rental price）をシャドウプライスの代理値として評価することで、各種資本の相対的貢献度についておおまかな示唆を得ることができるという想定をしている。ここでレント価格は「市場価格から生産コストを差し引いたもの」と定義される。具体的な算出方法は資源によって多少異なるが、概して以下の手順による。

(1) 当該資源について、各年の単位量当たり市場価格を特定する。
(2) GDP デフレーターを用い、物価変動の影響を取り除いた不変価格に変換する。
(3) 既往研究により算出された当該資源のレント率（rental rate）を掛ける（レント率は経時的に一定と仮定）。
(4) 1990～2008 年の期間における平均価格に変換する。

レント率は、森林資源については Bolt et al.(2002)、その他については Narayanan and Walmsley(2008)によって導出された値が用いられている。

農地（耕地・放牧地）については、以上の手順に加え、将来レントフローの純現在価値（Net Present Value、以下 NPV と略す）を求めることで、農地 1ha 当たり富の平均価値を算出し、これをシャドウプライスとして用いている。具体的には、まずj年における 1ha 当たりレント価格（RPA_j）を求め、以下の式により 1ha 当たり富の総価値（Wha_j）を求める。

$$Wha_j = \sum_{t=0}^{\infty} RPA_j/(1+r)^t$$

ここで、割引率rは 5%、計画期間tは無限と仮定されている。これを各年について合計し、対象期間年数で割ることにより、1ha 当たり富の平均価値（$\overline{Wha}$）を得る。

$$\overline{Wha} = \frac{1}{N}\sum_{t=1}^{N} Wha_j$$

このように、ある資産から期待される将来便益フローの割引現在価値によって資産を評価する方法は、収益還元法あるいは NPV アプローチなどと呼ばれる。SNA の資産評価原則においても、観察可能な市場資産価格が入手できない場合に用いる代替的手法の 1 つと位置づけられており、地下資源や漁場などの評価に適用されている [3]。

2) SEEA-CF

SEEA-CF では、第 5 章「資産勘定」において、環境資産の物量・貨幣単位での測定・評価方法を記述している。ここでは、個別の環境資産の資源レント（resource rent）を推計し、NPV アプローチを用いて評価する方法が詳細に提示されており、包括的富報告書より精度の高い推計を目指す上で、重要な基盤になると考えられる。SEEA-CF における資源レントの推計方法と NPV アプローチによる資産評価法は概ね以下の通りである。

・資源レントの推計方法

SEEA-CF の環境資産勘定では、資源レントを資産の採取者・使用者にもたらされる余剰価値（surplus value）と考える。環境資産の文脈における余剰価値は、資産それ自体に帰属させることが可能な範囲の利益とされ、あらゆるコスト・正常利益を考慮して計算される。

具体的な資源レントの導出方法は主に 3 つあり、中でも最もよく利用されるのは残存価額法（residual value method）と呼ばれる手法である。これは、標準的 SNA 測度である総営業余剰（GOS）から特定補助金を差し引き、特定課税を足し戻した上で、生産資産のユーザーコストを差し引くことにより資源レントを得る手法である。表 3-2 には資源レントの導出に必要な変数間の関係が示されている。SEEA-CF では特に、営業総余剰から、環境資産の採取に用いられる生産資産のユーザーコストを差し引かなければ、過大評価になってしまうという点が強調されている。

表 3-2　フロー・収入項目間の関連

産出（Output）：採取環境資産の基本価格による販売高。全補助金含む。生産物への課税は除く。
－　操業コスト（Operating costs）
中間消費（Intermediate consumption）：購入者価格での財・サービスの投入コスト。
雇用者補償（Compensation of employees）：労働力の投入コスト。
その他の生産物への課税＋補助金
＝　SNA ベースの総営業余剰（Gross Operating Surplus – SNA basis）
－　採取に対する特定補助金
＋　採取に対する特定課税
＝　資源レントの導出のための総営業余剰（Gross Operating Surplus – for the derivation of resource rent）
－　生産資産のユーザーコスト（User costs of produced assets）

	固定資本減耗（減価償却）（Consumption of fixed capital (Depreciation)）
	＋生産資産に対する利益（Return to produced asset）
＝	**資源レント（Resource rent）**
	減耗（Depletion）＋環境資産に対する純利益（Net return to environmental assets）

資源レント導出に必要な項目のうち、総営業余剰（GOS）や補助金・課税額は SNA データベースから得られるが、生産資産のユーザーコスト推計値は通常入手できず、独自に算出しなければならない。ユーザーコストに関する全体的解説としては、OECD のマニュアルの「Measuring Capital」(OECD 2009)が詳しく、SEEA-CF も一部これを参照している。当該マニュアルによると、ユーザーコストは最も単純なケースでは、ア）資金調達コスト、イ）固定資本減耗（減価償却）、ウ）再評価（資産分類変更による期待価格の変化など）の 3 要素から導出される。例えば住宅資産であれば、ユーザーコスト（UC）は以下のように計算できる。

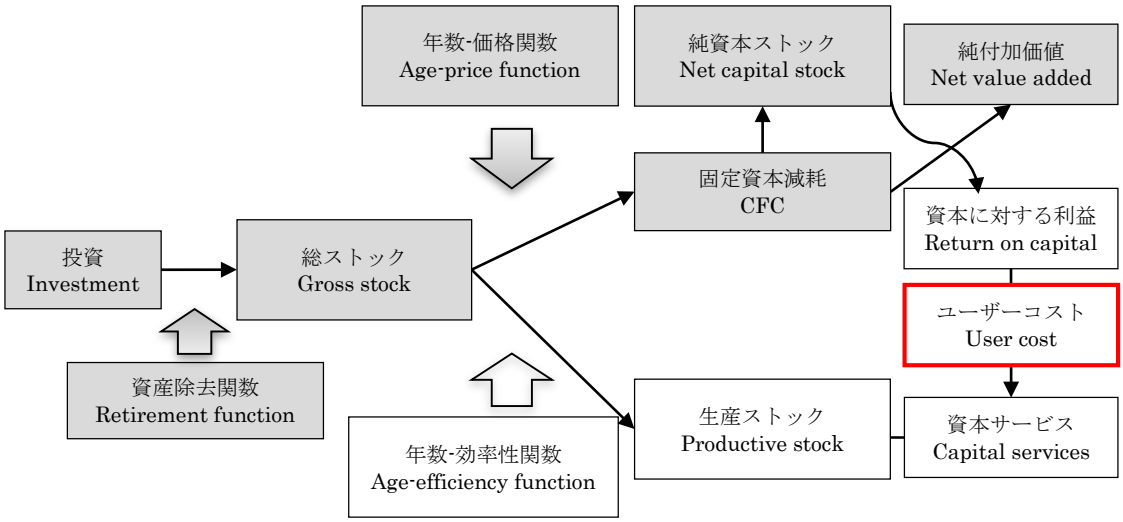
UC＝住宅ローン利子費用＋減価償却費＋資産保有税
　　－キャピタルゲイン（値上がり益）

1993SNA において記録される標準的な資本測度と、ユーザーコストや関連変数の関係は図 3-1 のとおりである。

SEEA では、ユーザーコストは環境資産の採取に用いられる生産資産の固定資本減耗（減価償却費）と正常利益という 2 つの変数から得るとされている。後者には、理論的には特定の事業への投資リスクを反映した、特定事業利益率を用いる必要がある。しかし堅実な事業収益率の推計値を提供できるほどに発達した金融市場は多くの場合存在しない。そこで SEEA-CF では、現実的なアプローチとして、経済全体での利益率は国債金利と等しくなると仮定することを推奨している。

資源レント推計上の問題はデータの制約にある。特に、単一資源の採取・収穫活動に係るコスト・利益のみを分離したデータがない場合が多い。例えば、鉱業では同時に複数の資源が採取されることも少なくない。また、一般的に環境資産の採取・収穫に関する産業の営業総余剰（GOS）データは、下流処理・精錬といった付加価値活動に投入される資本・労働力コストも反映されているため、純粋な採取活動に対する営業総余剰を抽出することは、決して容易ではない。

図 3-1　総合的な資本測度



出典：OECD(2009)
注：灰色部分は 1993SNA が扱う資本測度。

・NPV アプローチによる資産評価法

SEEA では環境資産の評価に NPV アプローチを適用し、資源レントの推計を含めた基本的手順を以下のように定めている。

(1) 営業総余剰（GOS）の推計
(2) 資源レント（RR=GOS－特定補助金＋特定課税－ユーザーコスト）の推計
(3) 資産寿命の推定
(4) 将来の採取パターンの期待変化を考慮した、寿命期間における資源レントの予測
(5) 適切な割引率の設定と NPV 公式の適用

現時点での資源レント（RR）の推計に留まらず、(3)資産の寿命期間を設定した上で、(4)寿命期間における採取パターンの期待変化に基づく資源レントの変化を予測し、(5)適切な割引率を設定して純現在価値に戻す、という手順が含まれている。SEEA-CF ではこのような手順を経て算出したレントを現場資源レント（in situ resource rent）と呼んで区別し、この値によって環境資産を評価することが望ましいと結論付けている。

前述のように、包括的富報告書の自然資本評価では、NPV アプローチは農地（耕地・放牧地）と非木材森林資源にのみ適用されている。そこでは、資産寿命は無限期間、レント率は不変、割引率は 5%という仮定が置かれている。一方、その他の資源については、(3)以降の手順は省略されている。このような手法の差異の理由は明記されていないが、資産寿命や採取パターンの変化予測が困難であるためと推察される。

本稿で日本の包括的富を推計するにあたっては、シャドウプライスとしてSEEA-CFで規定された残存価額法で導出される資源レントを用いることとする。その中で、データの利用可能性や妥当性に応じてNPVアプローチを適用する。

3.1.6　価格の変化の扱い

レントの算出に用いる資源の市場価格やレント率は、様々な要因により年々変化している。包括的富報告書では、市場バブルなどの偶発的な状況に左右される価格の変動のみによる富の変化を排除するために、上述のように、レント率を一定とするとともに、レントも期間中の価格を平均化したものを用いている。このようにレントを固定することは、自然資本の物理的な変化のみに焦点を当てることができるというメリットがある。

しかし、包括的富の理論は、各資本の社会的な価値の総計を富として捉えるものであり、理論上は、シャドウプライスの変化、すなわち当該資本の社会的価値の変化も富の会計に反映されるべきである。また、たしかに、乱伐や乱獲による資源枯渇が懸念されるような状況においては、物理的な変化のみに焦点を当てることは適切と考えられるが、現在の日本においては、漁業資源などを除けば、物量上の変化よりも、むしろ、社会的価値の変化の方が富の変動の要因として大きい場合があり、その点を考慮しなければ、包括的富指標が目指すポートフォリオ・マネジメントの観点からも、有益な視座が得られにくいものと考えられる。包括的富報告書でも、長期的には価格変化は重要で、包括的富の推計に影響を与えうるとしている。

そこで、本稿においては、シャドウプライスも変化させることを基本としながら、検討の余地がある場合は個別の資産ごとに判断することとした。具体的には、期間中、一貫して構造的な価値の下落がある場合は価格を変化させ、景気変動などによる短期的な市場の変動のみによると考えられる場合は、価格を平均化する。どちらとも判断がつかない場合は、両方を試みる。

（補論）賦存量、埋蔵量、資源量

ここでは、以後の議論のために、賦存量（abundance）、埋蔵量（reserve）、資源量（resource）といった、資源のストック量を示す概念について整理する。これらの用語には必ずしも統一的な定義があるわけではないが、分類の基準となる軸はある程度共通している。具体的には、ア）地質学的な存在可能性、イ）技術的な採掘可能性、ウ）制度的な採掘可能性、エ）経済的な採掘可能性が主に考慮される。また、地質学的な情報が限られた中での判断であることから、オ）情報の確度が用いられる場合もある。

例えば、Tilton（2006）による埋蔵量（reserves）の一般的な定義は、「既知でありかつ現在の技術と価格で開発することによって利益があがる地下資源の量」である。つまり、ア～エを満たす、ほぼ確実に利用可能なストックを指す。一方、資源量（resources）

は、埋蔵量に、「経済的ではあるがまだ発見されていない鉱床」と「予測可能な未来に新技術の開発等によって経済的になると期待される鉱床」を合わせた鉱産物の量と定義され、ア～エの条件を一部満たさないが、将来利用可能になり得ると考えられるストックを指す。埋蔵量にせよ資源量にせよ、探査の進展や新技術の開発、価格の変化、社会情勢の変化等によって増減する動的な概念であることに留意する必要がある。そのような変動のない純粋に物理的なストックの存在量は、賦存量（abundance）、地殻存在量（abundance of elements in Earth's crust）、資源量ベース（resource base）などと呼ばれ、アによって判断される。

なお、本稿において金属や化石燃料のストック量の把握に用いる「埋蔵鉱量統計調査」における可採粗鉱量の定義は、イ～エを基本的に満たし、採掘可能と考えられるが、アについて必ずしも満たすとは限らないものも含むため、埋蔵量と資源量の中間に位置すると考えられる。一方、同調査における埋蔵鉱量の定義は、賦存量、地殻存在量、資源量ベースなどに近い。

3.2 自然資本ごとの推計方法と推計結果

3.2.1 鉱物資源・エネルギー資源

1）金属（地下資源）

a）UNU-IHDP and UNEP (2012)における手法

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、Arrow et al. (2012)の手法にならって金属鉱物資源を評価している。対象とされている金属は、ボーキサイト、銅、金、鉄、鉛、ニッケル、リン、銀、スズ、亜鉛の 10 種であり、そのうち日本のデータが存在するのは、金、銀、銅、亜鉛、鉛の 5 種である。それぞれの金属について、ストック量とシャドウプライスを求め、それらを掛け合わせることで富を評価している。

ストック量には埋蔵量（reserves）を用いており、データの精度が最も高いと考えられる最新年（2008 年）の埋蔵量を基準に、以下のように、各年の生産量（採掘量）を足し合わせることで過去に遡って推計している。

（t-1 年のストック）＝（t 年のストック）＋（t 年の生産量（採掘量））

シャドウプライスにはレント価格を用いている。1990 年から 2008 年の各年の鉱物の市場価格を、2000 年不変価格に変換してから 19 年間の平均価格を求め、それをレント率と掛け合わせることで算出している。レント率には、GTAP（国際貿易分析プロジ

ェクト）のデータベースによる鉱物産業毎に異なる部門別レント率を使用している。

b）本稿における手法

本稿では、より確度の高い国内統計のデータに基づき、金、銀、銅、亜鉛、鉛、鉄の価値を再推計する。シャドウプライスの算出に用いる国内のレント率についても、SNA（国民経済計算）の「鉱業」（石炭・原油・天然ガス鉱業、金属鉱業、砕石・砂利採取業、その他の鉱業）のデータを用いて、残存価額法の考え方に基づき推計し直す。埋蔵量については、全国の事業所を対象とする「埋蔵鉱量統計調査」（1951 年開始）のデータを用いる（表 3-3)。この調査は、2004 年以降は 5 年周期で実施されており、最新の調査は 2009 年である。日本はかつて銀や銅の世界有数の産出国であったが、資源の枯渇、為替の変動相場制への移行、人件費や環境対策費の上昇等の要因により次々に鉱山が閉鎖されてきた。銀、銅、亜鉛、鉛、インジウム等を生産していた豊羽鉱山（北海道）が 2006 年 3 月に操業停止したため、現在、商業稼働している大規模金属鉱山は金、銀を生産する菱刈鉱山（鹿児島県）を残すのみとなっている。2004 年調査においては、金鉱、銀鉱、銅鉱、鉛・亜鉛鉱、鉄鉱のデータが公表されていたが、生産企業が 2 社以下の場合は統計法によりデータを秘匿することとなっていることから、2009 年調査では、埋蔵量が公表されている金属鉱物は金のみとなった。そこで本稿では、金については 2009 年時点の可採埋蔵量を基準とし、それ以外の銀、銅、鉛、亜鉛については 2004 年時点の埋蔵量を基準として、各年の生産量を足し引きすることにより調査対象期間（1990 年～2008 年）のストック量を算出する。

表 3-3　日本における金属鉱物の埋蔵鉱量（含有量）

			金	銀	銅	鉛	亜鉛	鉄
		単位	kg	kg	t	t	t	t
H16 年調査	埋蔵鉱量	確定	75, 964	899, 182	6, 154	130, 095	957, 529	131, 150
（2004 年 4 月）		推定	59, 276	705, 024	5, 235	110, 075	485, 085	47, 471
		予想	34, 591	1, 723, 108	22, 497	209, 020	651, 822	84, 267
		合計	166, 831	3, 327, 314	33, 886	449, 190	2, 094, 436	262, 888
	可採粗鉱量	確定	71, 090	443, 358	4, 525	62, 577	430, 400	84, 585
		推定	53, 598	486, 580	3, 908	73, 819	331, 891	35, 120
		予想	34, 230	1, 407, 340	19, 186	156, 127	457, 480	47, 903
		合計	158, 918	2, 337, 278	27, 620	292, 523	1, 219, 771	167, 608
H21 年調査	埋蔵鉱量	確定	6, 868	－	－	－	－	－
（2009 年 4 月）		推定	2, 696	－	－	－	－	－
		予想	5, 237	－	－	－	－	－
		合計	14, 801	－	－	－	－	－

	可採粗鉱量	確定	2,114	－	－	－	－	－
		推定	804	－	－	－	－	－
		予想	5,167	－	－	－	－	－
		合計	8,085	－	－	－	－	－

「埋蔵鉱量」：地かく中に現存する鉱床の質量。可採粗鉱量：現存する鉱床の採鉱によって出鉱すべき粗鉱の質量、すなわち、埋蔵鉱量のうち採鉱し得る量に混入すべきズリの量を加えた出鉱予定量。 「確定鉱量」：適当な区画（分布線又は坑・単位確定面及び確定面によって形成された容積）により容積が確認された鉱量。 「推定鉱量」：適当な区画により確定されてはいないが、探鉱の結果及び鉱床の性質により容積が推定される部分の鉱量をいう。「予想鉱量」：確定鉱量及び推定鉱量としては計上できないが、地質鉱床的に容積が予想される部分の鉱量をいう。

（出典）埋蔵鉱量統計調査

なお、埋蔵鉱量統計調査と U.S. Geological Survey（米国地質調査所）のデータを対照させたところ、UNU-IHDP and UNEP (2012)で埋蔵量（reserves）として計算に用いられている値は、埋蔵鉱量統計における「可採粗鉱量」の含有量の合計（確定＋推定＋予想）と対応していた。つまり、現在の技術的・経済的な条件で採鉱できると考えられる資源量を、その地質学的存在可能性の高さや情報の確度に関わらず富のストックとして捉えている。また、U.S Geological Survey のデータにおける日本の銀埋蔵量の計量単位が誤っていることに起因して、UNU-IHDP and UNEP (2012)における日本の銀の価値は、約 3 桁過大な推計になっている可能性がある。

なお、鉄については、UNU-IHDP and UNEP (2012)では日本については推計がされていない。報告書の中で説明はないが、単にデータ元である U.S. Geological Survey において、鉄の埋蔵量データが公表されていないことが理由と考えられる。そこで、鉄についても、2004 年の埋蔵鉱量統計調査の結果にもとづき推計を行う。

シャドウプライスとしては、レント価格を用い、鉱物資源の市場価格とレント率の積として求める。市場価格には世界銀行の GEM（Global Economic Monitor）の価格データを用いる。レント率は残存価額法の考え方に基づき、便宜的に SNA の「鉱業」のデータを用いて推計する。まず、各期（1990 年～2008 年）のレント率を次式により求める。

（レント率）＝（営業余剰・混合所得）／（産出額）

※（営業余剰・混合所得）＝（産出額）－（中間投入）－（固定資本減耗）－（生産・輸入品に課される税（控除）補助金）－（雇用者報酬）

UNU-IHDP and UNEP (2012)においては、市場価格には研究対象期間（1990 年～2008 年）の平均値を用い、レント率も固定の値を用いたため、シャドウプライスは一定であった。本稿でも、短期的なレント率の変動の影響を取り除くために 19 年間のレ

ント率を平均化した値（6.54%）を、各期の市場価格と掛け合わせることでレント価格を計算する。市場価格についても同様に平均化する。最後に、ストックとシャドウプライスを掛け合わせることで、資源ごとの富としての価値を算出する。

c）結果

推計結果は表 3-4 に示す通りである。

表 3-4　鉱物資源の価値推計結果　（単位：億円、2000 年固定価格）

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
金	142	135	127	120	112	104	97	90	83	75
銀	49	47	45	43	41	40	39	38	37	36
銅	14	12	10	8	7	6	6	6	6	5
鉛	22	21	20	19	18	18	18	17	17	17
亜鉛	200	189	177	167	158	150	143	137	131	126
鉄	0.82	0.72	0.60	0.57	0.56	0.55	0.55	0.54	0.53	0.53
合計	428	404	380	357	337	319	303	289	274	259
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
金	68	61	54	47	41	34	26	19	13	
銀	34	33	32	31	30	29	29	29	29	
銅	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
鉛	16	16	16	15	15	15	15	15	15	
亜鉛	120	117	113	109	105	101	101	101	101	
鉄	0.53	0.52	0.52	0.52	0.51	0.51	0.51	0.51	0.00	
合計	244	233	220	208	196	185	177	169	164	

2）金属（地上資源）

先述のように、日本の地下金属資源は経済的に枯渇を迎えているものが多く、大半を海外からの輸入に依存しているのが現状である。しかしながら、地上に存在する金属資源、いわゆる都市鉱山に目を向ければ事情は異なる。独立行政法人物質・材料研究機構（NIMS）の推計によれば、国内に蓄積された都市鉱山の賦存量は、金が 6800 トン（世界の現有埋蔵量の約 16%）、銀が 6 万トン（同 22%）などと非常に多く、世界埋蔵量の 1 割を超える金属がほかにも多数存在している（表 3-5）。

地下資源に恵まれない我が国の状況に鑑みても、また、世界レベルで限りある地下資源を持続可能な形で利用していくためにも、こうした地上資源についても積極的に有効活用を進めていくべきであり、また、富の会計においても、地上資源も自然資本の一種

として捉え、その価値を計上していくべきと考える。

ただし、地上資源の富としての価値の算出に当たっては、ストックの捉え方が非常に難しい。表 3-5 に掲げた NIMS の推計は、地下資源で言う賦存量に該当する概念であり、そのままストック量として用いることはできない。そこで本稿では、具体的な価値の推計は行わないものの、村上（2011）の整理を参考にしながら、ストックの考え方について検討の方向性を整理する。

表 3-5　蓄積量としての日本の都市鉱山規模

金属	世界の年間消費（t）	世界の埋蔵量（t）	わが国の都市鉱山蓄積（t）	世界の埋蔵量に対するわが国の都市鉱山の比率（%）	世界の年間消費量との比	埋蔵量国別順位
Al	177,000,000	25,000,000,000	**60,000,000**	0.24	0.3	12
Sb	11,200	1,800,000	**340,000**	19.13	30.7	3
Cr	20,000,000	810,000,000	**16,000,000**	2.08	0.8	4
Co	57,500	7,000,000	**130,000**	1.876	2.3	6
Cu	15,300,000	480,000,000	**38,000,000**	8.06	2.5	2
Au	2,500	42,000	**6,800**	16.36	2.7	①
In	450	11,000	**1,700**	15.5	3.8	2
Fe	858,000,000	79,000,000,000	**1,200,000,000**	1.62	1.5	11
Pb	3,300,000	57,000,000	**5,600,000**	9.85	1.7	4
Li	21,100	4,100,000	**150,000**	3.83	7.4	6
Mo	179,000	8,600,000	**230,000**	2.69	1.3	6
Ni	1,550,000	64,000,000	**1,700,000**	2.70	1.1	9
PGM	445	71,000	**2,500**	3.59	5.7	3
REE	123,000	88,000,000	**300,000**	0.35	2.5	6
Ag	19,500	270,000	**60,000**	22.42	3.1	①
Ta	1,290	43,000	**4,400**	10.41	3.5	3
Sn	273,000	6,100,000	**660,000**	10.85	2.4	5
W	73,300	2,900,000	**57,000**	1.97	0.8	5
V	62,400	13,000,000	**140,000**	1.08	2.2	4
Zn	10,000,000	220,000,000	**13,000,000**	6.36	1.4	6

（出典）独立行政法人物質・材料研究機構（NIMS）ウェブサイト

村上（2012）では、地上資源（循環資源）を地下資源の採掘過程と照らし合わせて、表 3-6 のような概念整理を行っている。これによると、金属資源は消費者の手元で使用済みと見なせるようになったときに循環資源になると定義され、欲しい素材に加工されるまでに、消費者の手元から使用済み製品を集めてくる段階（収集・運搬）、1 段階目の選別（解体・分離・選別）、欲しい素材へと加工する段階（製錬・精錬）を経る。

また、村上（2011）は、循環資源の量的なポテンシャルを考える際には、社会の中に

どのような形態でストックが存在するのかを整理する必要があるとしている。図 3-2 でいうと、h が最終製品由来の循環資源のポテンシャルで、これに加工の際のロス（加工屑）を加えたものが、循環資源の総ポテンシャルということになる。

表 3-6　人工資源と天然資源のアナロジー

	天然金属資源	人工金属資源
モノ	鉱山 mine	都市鉱山 urban mine
	粗鉱 crude ore	回収されたもの crude secondary resources
	精鉱 conentrates	一次選別済み循環資源（スクラップ） upgraded secondary resources
	素材 material	素材（この時点で代替） materials
プロセス	探査 exploration	マテリアルストック勘定と簡易評価 MSA
	鉱区獲得 acquisition	インセンティブ有りの回収
	採鉱 mining	分別収集 collection and transporetation
	選鉱 mineral processing	一次選別 rough separation
	製錬 mineral processing	狭義のリサイクルプロセス（製錬の場合もあり） material recovery
業	鉱山（採鉱・選鉱） mining industry（include. processing）	収集・運搬業 collection and transp. スクラップ問屋（一次選別） scrap dealer
	製錬 smelters	狭義のリサイクル業（時として天然資源の場合と共通） material recovery industry

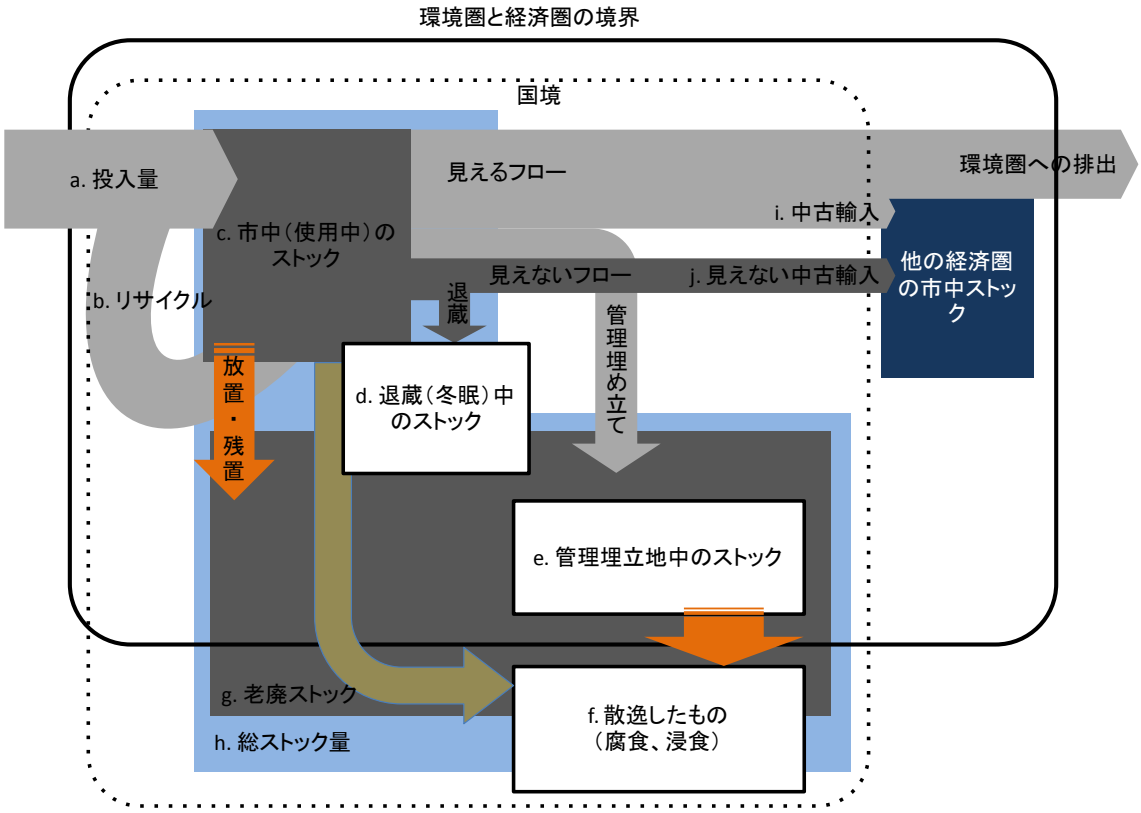
（出典）村上（2011）

ただし、こうしたポテンシャルは地下資源でいう“賦存量”に該当する。富の算出に当たっては、総ポテンシャルではなく、経済的・技術的・制度的に利用可能な“埋蔵量”に相当する量を用いる必要がある。総ポテンシャルのうちどれだけが実際の資源になるかを知るためには、地下資源の埋蔵量と同じように、現在の社会経済情勢や回収技術を踏まえてフィージビリティ・スタディを行う必要がある。ただし、村上（2011）によると、地下資源と循環資源には２つの違いがある。第一に、循環資源は回収のタイミングを制御することが地下資源より難しい。すなわち、使用中のストックからの回収のタイミングは、回収する主体の意思決定ではなく、回収される主体の意思決定による。第二に、ストックが使用済みとなる際に、循環資源として利用されなければ廃棄物処置がなされる。それに対して地下資源の場合、資源を回収、すなわち採掘しなければそのままストックとして残存する。その結果、費用の考え方も異なってくる。循環資源の回収の経済性の判断は、リサイクルの廃棄物処理と比較した場合の相対的な費用便益を考えることになる。

さらに、富の算出という観点から考えた場合、これらの特徴に加え、循環資源の再生可能性も考慮しなければならない。すなわち、一度採掘すればストックから除かれる地

下資源と異なり、循環資源は一度回収・再利用された後も、繰り返しリサイクルすることができる。一方で、漁業資源などの生物資源と異なり、金属は再生が進むにつれ散逸などによって減耗していく。その意味では、循環資源は、いわば限定的な再生可能性を有するファンド・サービスとして捉えることが適切であろう。

図 3-2　循環資源の所在



（出典）村上（2011）

3）化石燃料

a）UNU-IHDP and UNEP (2012)における手法

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、基本的には前節の地下金属資源の場合と同様、Arrow et al. (2012)の手法にならって評価を行っている。対象とされている資源は、石炭、天然ガス、石油で、それぞれについてストック量とシャドウプライスを求め、それらを掛け合わせることで富を評価している。ストック量は、金属資源と同様、最新年（2008 年）の埋蔵量に各年の生産量（採掘量）を足し合わせていくことで過去に遡って推計している。

シャドウプライスにはレント価格を用いている。レント価格は 1990 年から 2008 年の各年の市場価格を米国の GDP デフレーターで調整した上で 19 年間の平均を求め、対応する GTAP データベースの部門別レント率と掛け合わせることで算出している。

b）本稿における手法

基準となる最新年の埋蔵量については、石炭は JCOAL（一般財団法人石炭エネルギーセンター）が推計した 2008 年末時点の埋蔵量（3.5 億トン）を用いる。石油と天然ガスについては UNU-IHDP and UNEP (2012)と同様に U.S. EIA の公表値を用いる。生産量については、経済産業省の「生産動態統計調査」の結果を用いる。

シャドウプライスとしては、レント価格を用い、化石燃料の市場価格とレント率の積として求める。市場価格には World Bank の GEM（Global Economic Monitor）の価格データを用いる。レント率は残存価額法の考え方に基づきながら、便宜的に SNA（国民経済計算）の「鉱業」のデータを用いて推計する。まず、各期（1990 年～2008 年）のレント率を次式により求める。

レント率 ＝ 営業余剰・混合所得 ／ 産出額

※営業余剰・混合所得 ＝ 産出額 － 中間投入 － 固定資本減耗
－ 生産・輸入品に課される税（控除）補助金 － 雇用者報酬

その後、短期的なレント率の変動の影響を取り除くために 19 年間のレント率を平均化した値（6.54%）を、各期の市場価格と掛け合わせることでレント価格を計算する。レント率は平均化したが、市場価格は平均化していないため、レント価格は時点ごとに変動する。

c）結果

推計結果は表 3-7 に示す通りである。

表 3-7　化石燃料資源の価値推計結果　　（単位：億円、2000 年固定価格）

	1,990	1,991	1,992	1,993	1,994	1,995	1,996	1,997	1,998	1,999
石油	142	140	138	136	135	133	131	129	128	126
石炭	1,360	1,333	1,308	1,284	1,261	1,240	1,219	1,205	1,193	1,180
天然ガス	379	378	378	377	377	376	376	375	375	374
合計	1,881	1,852	1,824	1,798	1,772	1,749	1,726	1,709	1,695	1,680
	2,000	2,001	2,002	2,003	2,004	2,005	2,006	2,007	2,008	
石油	125	123	122	120	118	116	115	113	111	

石炭	1,169	1,159	1,159	1,159	1,159	1,159	1,159	1,159	1,159	
天然ガス	373	373	372	371	371	370	369	368	367	
合計	1,667	1,655	1,653	1,650	1,648	1,645	1,642	1,640	1,637	

4）再生可能エネルギー

a）推計対象エネルギー

推計の対象は、発電用の再生可能エネルギーとし、固定価格買取制度の対象となる太陽光、風力、地熱、中小水力、バイオマスに、一般水力（大規模水力）を加えたものとする。熱エネルギーについてはデータの制約等により今回は扱わない。

b）ストック

・一般水力以外

一般水力以外の再生可能エネルギーのストック量には、環境省、経産省、農水省等が行っている再生可能エネルギーの導入ポテンシャル調査の結果を用いる[4]。これらの調査では、賦存量、導入ポテンシャル、導入可能量の３つの概念を用いて、再生可能エネルギーのポテンシャルを推計している。コスト等検証委員会によれば、それぞれの定義は以下の通りである。

・賦存量

設置可能面積、平均風速、河川流量等から理論的に算出することができるエネルギー資源量。現在の技術水準では利用することが困難なものを除き、種々の制約要因（土地の傾斜、法規制、土地利用、居住地からの距離等）を考慮しないもの。

・導入ポテンシャル

エネルギーの採取・利用に関する種々の制約要因による設置の可否を考慮したエネルギー資源量。賦存量の内数。

・導入可能量

事業採算性に関する特定のシナリオ（仮定条件）を設定した場合に具現化が期待されるエネルギー資源量。導入ポテンシャルの内数。対象エネルギーごとに建設単価等を設定した上で事業収支シミュレーションを行い、税引前のプロジェクト内部収益率（ＰＩＲＲ）が一定値以上（風力発電、中小水力発電、地熱発電では 8.0%以上）となるものを集計したもの。年次は特定していない。

先述のように、地下資源の場合、地質学的な存在可能性に基づく賦存量や資源量ではなく、技術的・制度的・経済的な採掘可能性を満たす埋蔵量を富の算定に用いる。再生

可能エネルギーについても、同じように、技術的・制度的・経済的な利用可能性を考慮しない賦存量や導入ポテンシャルはストックとして考えるべきでない。そこで本稿では、シナリオ別の導入可能量（kWh）をストックとして富の算定に用いる。

・一般水力

一方、一般水力発電（大規模水力）については、経済産業省が公表している「全国の包蔵水力」（2009 年）のデータを用いる。包蔵水力とは、技術的・経済的に利用可能な水エネルギー量のことであり、既開発・工事中・未開発（今後の開発が有望な水力エネルギー）の 3 つに区分される。この区分における未開発を含めると、実際には他エネルギーのポテンシャル調査における導入ポテンシャルに近い概念となることから、導入可能量により近いと考えられる既開発と工事中の包蔵水力（kWh）の合計をストックとして用いる。

なお、導入可能量や包蔵水力（既開発＋工事中）に基づいて計算した再生可能エネルギーのストックは、厳密に言うと、鉱物資源や化石燃料のストックと同じ意味でのストックではない。第一に、再生可能エネルギーのストックは、日照や風況などの地理的特性、技術的・制度的・経済的な利用可能性などを考慮した場合に、1 年間に発電可能な電力量（kWh）を表しており、むしろフローに近い概念である。それに対し、鉱物資源等のストックは、地質学的・技術的・制度的・経済的に考えて現時点で採掘可能な資源の量の合計であり、純然たるストック概念である。

第二に、言うまでもなく、再生可能エネルギーは条件が不変である限り、絶えず同じ電力量を得ることができる。それに対して鉱物資源等は有限で、技術進歩や新たな鉱脈の発見よって埋蔵量自体が変わらない限り、いつ採掘しようと得られる総量は変わらない。

しかし第三に、日照や風は、人間の意思とは関わりなく、一定時間当たり一定量しか得られないため、一定期間に得られる再生可能エネルギーの量は、（技術的改善によりある程度高めることはできるものの、）自ずと限界がある。それに対して、鉱物資源等は、採掘設備さえあれば、一定期間に採掘する量は人間の意思で自由に設定できる。

したがって、再生可能エネルギーは、先の Daly and Farley (2011)の分類に従えば、ファンド・サービス資源に該当する。

c）シャドウプライス

・一般水力以外

シャドウプライスは、２種類の想定を行った。第一は、2012 年度単年でのレント価格である。具体的には、固定価格買取制度で設定された現在の調達価格から、コスト等

検証委員会において示された建設費や運転維持費等から算出した単位発電量当たりの費用（単位：円/kWh）をひいた、単位発電量当たりの余剰分である。

$$\text{シャドウプライス}=\text{調達価格}-\frac{\text{運転維持費}+\frac{\text{建設費}}{\text{調達期間}}}{\text{24 時間}\times\text{365 日}\times\text{設備稼働率}}$$

第二は、この余剰の値が永続的に続くと仮定したときの純現在価値（NPV）である。割引率は、UNU-IHDP and UNEP (2012)と同じく 5%とした。

$$\text{シャドウプライス}=\sum_{t=0}^{\infty}\frac{\text{調達価格}-\left(\frac{\text{運転維持費}+\frac{\text{建設費}}{\text{調達期間}}}{\text{24 時間}\times\text{365 日}\times\text{設備稼働率}}\right)}{(1+\text{割引率})^{t}}$$

前者は、導入可能量等が最大限活用された場合に単年で生み出される余剰を指すものであり、再生可能エネルギーの永続性を考えれば、富の価値としては過小評価の可能性がある。一方、後者は、将来得られる分を考慮した余剰価値だが、当然のことながら、固定価格買取制度の下での調達価格は年々変更されるだけでなく、再生可能エネルギーの多くは技術的にも市場的にも未成熟であるため、制度終了後に純粋に市場で形成される価格はもちろん、制度期間内も含め費用の動向も未確定な部分が多い。なお、固定価格買取制度の調達価格は、再生可能エネルギーの将来的な技術開発や市場規模の拡大を促すことを目的として設定されたものであり、それ自体は現在の技術・市場環境から考えれば過大ではあるが、将来的には費用も低下すると考えられることから、レント価格全体が過大であるか過小であるかは一概には言えない。

・一般水力

一般水力発電のシャドウプライスも、基本的には同様にレント価格（単位発電量当たりの余剰分）として求める。ただし、固定価格買取制度の調達価格のように一般水力発電のみに限定した価格は存在しないことから、他の電源による発電分を含む 2008 年の電気料金（家庭用電力料金と事業用電力料金を、電気消費量全体に占める割合で加重平均した値）から発電費用を引いた値をレント価格として用いる。

d）結果

推計結果は表 3-8 に示す通りである。

表 3-8　再生可能エネルギー源の価値推計　（単位：億円）

	太陽光	風力	地熱	水力（中小＋一般）	バイオマス	合計
単年度	12,703	45,012	7,051	5,638	-	70,403
NPV	266,757	945,243	118,398	148,070	-	1,478,468

3.2.2　森林

1）木材資源

a）UNU-IHDP and UNEP (2012)における手法

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、Arrow et al. (2012)の手法にならい、ストック量として各年の商業利用可能な総木材体積、シャドウプライスとして期間（1990～2008年）平均の木材の単位レント価格を用い、2 変数を掛けることで富を評価している。

なお、レント価格は、木材資源の加重平均価格に Bolt et al. (2002)の地域別レント率を掛けることで得ている。Bolt et al. (2002)は、レント率を（（市場価格－生産コスト）÷（市場価格））と定義し、先行研究および世界銀行スタッフによる推計に基づき特定している。具体的には、東・東南・南アジア全体で 50%、アフリカで 30%、ラテンアメリカ全体で 55%、温帯に属する国で 40%である。

b）本稿における手法

本稿では、より日本の実態を反映できるような形でストック量の各年の商業利用可能な森林体積を推計する。日本の森林面積は約 2512 万ヘクタールで、このうち天然林が約 1300 万ヘクタール、人工林が約 1000 万ヘクタールで推移してきた。日本における木材生産は人工林施業が中心となっており、天然林（多くは広葉樹林）での木材生産は極めて限られた地域でしか行われていない[5]。そこで本稿では木材生産に利用可能な森林面積の代理値として、林野庁『森林資源の現況』から「人工林面積」を用いることとする。調査はおよそ 5 年毎に行われており、1990、1995、2002、2007 年についてのみ入手可能であったため、データのない年度については線形補間を行った。

次にシャドウプライスとして木材単位レント価格を推計する。Bolt et al. (2002)によれば日本でのレント率は 40%であるが、より実態に近い値を出すため、ここでは SEEA-CF で定義された残存価額法による推計を試みる。まず、農林水産省『生産林業所得統計』から得られる各年木材産出額に、生産林業全体における平均所得率を掛けることで、

各年の木材生産所得（営業総余剰）を算出する。なお生産林業には、木材生産・薪炭生産・栽培きのこ類生産・林野副産物採取の 4 部門が含まれるため、木材生産とその他の部門の所得率が等しいという仮定を置いている。所得率は以下の式で定義されている。

$$所得率＝\frac{林業粗収益－物的経費(減価償却費・間接税を含む)＋経常補助金}{林業粗収益}$$

次に、この木材生産所得から木材採取に対する補助金を控除する必要がある。林業に関連した補助金の総額としては、林業関係の一般会計予算のうち、「林道事業の推進」「造林事業の推進」「間伐促進強化対策」が該当する[6]。しかし、これらの補助金には、森林の公益的機能（水源涵養、斜面崩壊防止等）の発揮といった木材採取以外の目的で支払われる部分も含まれており、どれだけが純粋に木材採取のために支出されているかを割り出すことはできないため、本稿でのレントの推計では、補助金の控除は行わない。次に、2000 年不変価格に換算したうえで、各年木材生産量で割ることで、木材単位レント価格を得る。最後に、この値とストック量を掛けることで、日本における木材資源の富の総価値とする。なお、UNU-IHDP and UNEP (2012)と異なり、本稿では木材資源のレント価格の平均かは行わない。レント価格は、外国産材との価格競争や木材需要の低下等を背景に傾向的に下がってきているが、これらは、景気変動等による短期的な変動とは異なり、日本国内における木材資源の富としての価値の低下を反映しているものと考えられるからである。

2) 非木材森林資源

a) UNU-IHDP and UNEP (2012)における手法

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、ストック量として非木材森林資源の採取に利用される森林面積を用いている。これは全森林面積の 10%と仮定されている。シャドウプライスとしては Lampietti & Dixon(1995)による非木材森林資源の単位面積当たり経済的価値の推計を用い、富の総価値を、割引率 5%・無期限における将来便益フローの割引現在価値として算出している。

b) 本稿における手法

Lampietti & Dixon(1995)は非木材森林資源について、途上国で森林 1ha あたり 145US ドル、先進国で 1ha あたり 190US ドルと推計した。日本には先進国の値が適用されている。しかし、この非木材森林資源の内容には「マイナーな森林生産物の採取、狩猟、レクリエーション・観光、水域保護、炭素貯留、オプション・存在価値」と極め

て幅広い価値が含まれており、実態を反映しない代理値である可能性が高い。特にオプション・存在価値はCVMによってのみ評価可能であるが、この手法は基本的に包含問題やフレーミング問題等を伴うものであり、各国内の条件に応じた慎重な調査を行わなければ信頼性のある値は得られない。したがってここでは、レクリエーション・水域保護・オプション・存在価値といった調整・文化的サービスは扱わず、供給サービスにのみ焦点を当てて評価する。

日本における木材以外の林産物については、林野庁が『特用林産物生産統計調査』を行っている。ここでの特用林産物とは、「食用しいたけ・えのきたけ・ぶなしめじ等のきのこ類、樹実類及び山菜類等、非食用のうるし・木ろう等の伝統的工芸品の原材料、並びに竹材・桐材・木炭等の森林原野を起源とする生産物（一般に用いられる木材を除く）の総称」である。ここで、このうちの栽培きのこ類は大半が森林内ではなく工場内で菌床を用いて生産されることから、森林からの便益として扱うのは適切ではない。よって本稿では、栽培きのこ類を除いた、「薪炭材生産」と「林野副産物採取」からの便益を評価対象とした。

まずストック量としての各年の薪炭材・林野副産物採取に利用可能な森林面積を推定する。薪炭材や林野副産物は、スギ・ヒノキ・マツ等の針葉樹人工林ではなく、主に広葉樹天然林から生産されると考えられる。そこで、林野庁『森林・林業白書』から天然林面積を特定したうえで、UNU-IHDP and UNEP (2012)の手法に基づき、約10%が採取に利用されている面積であると仮定して、ストック量を求めた。

シャドウプライスとしては、薪炭材・林野副産物の単位レント価格を残存価額法に基づき推定する。農林水産省『生産林業所得統計』より得られる薪炭材・林野副産物の生産額に、生産林業全体の平均所得率を掛けることで、薪炭材・林野副産物による所得（営業総余剰）を得た。正確なレント価格の推計には、ここから薪炭材・林野副産物生産に対する補助金・課税額を調整し、ユーザーコストを控除する必要があるが、これらの財の生産に関する経営統計データは得られなかった。よってこの所得をレント価格の代理値として用いる。これを2000年固定価格に変換した上で、天然林総面積の10%で割ることにより、単位面積当たりの不変レント価格を得た（本来は生産プロセスに実際利用された面積で割る必要がある）。この価格の割引率5%・無期限における割引現在価値を求めることにより、単位面積当たりの富の総価値を得、最後に各年の立木地天然林面積を掛けることで、富の総価値を得た。

なお、日本の国有林野には、地域住民の慣習的な利用が許可された「共用林野」という区域が存在する（1988年約180万ヘクタール、2011年約131万ヘクタール）。森林管理署との契約に基づき、地域住民はここで自家用の薪炭・山菜・きのこ等の林産物を採取できる。ただし利用できるのは公益的な事業に限られていることから、この採取分は『生産林業所得統計』では記録されず、本稿の評価には含まれていない。

3) 炭素吸収・貯蔵サービス

a) UNU-IHDP and UNEP (2012)におけるデータ

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、森林の炭素吸収・貯蔵サービスは評価対象とされていない。しかし森林が炭素を蓄積・吸収することにより気候変動を緩和する機能は、森林がもたらす重要なオフサイト便益（資産の所有者ではなく第三者へ帰着する公的便益）であると考えられるため、本稿では木材資源などの価値とは別に炭素吸収・貯蔵サービスの価値の推計を試みる。

b) 本稿におけるデータ

森林総合研究所(2001)は、日本の森林の炭素量蓄積量を、全樹種平均で、1990 年 41.4 トン/ha、2000 年 50.0 トン/ha と推計している（枝葉根を含んだ林木の炭素が対象で、森林土壌中の炭素は対象外）[7]。なお、1990 年と 2000 年の値の差は、その間に森林が成長することによって吸収された炭素と、森林の伐採などによって排出された炭素の両方を含んでおり、正味の炭素吸収を反映している。まず、これらの 2 つの値を線形補完することで、1990 年から 2008 年までの各年の 1 ha あたりの炭素蓄積量を求める。蓄積された炭素 1 トン当たりのシャドウプライスは、232 の研究をメタ分析した Tol(2005)の結果から、純時間選好率 3%の下での社会費用 50 ドル/トンを使用する。この値に、林野庁『森林資源の現況』から得られる各年の日本の総森林面積を掛けることで、日本全国の森林による炭素貯蔵の価値を産出する。

なお、適切な管理（植林・間伐・下刈り）によって森林の炭素吸収・貯蔵サービスは維持・改善されるため、実際に行われた管理に係る資本・労働力コストを差し引く必要があるとも考えられるが、これらのコストは木材資源の評価においてすでに控除しているため、ここでは控除しない。

4) 推計結果

推計結果は、表 3-9 に示す。まず 3 つの資源・サービスの中では、木材を供給する富としての価値が最も大きいことが示された。ただし、木材・非木材森林資源については、レント算出時に補助金を控除していない分、過大評価となっている可能性がある。

次に、各資源・サービス別に経年変化をみる。木材資源の富は 1990 年代前半には横ばいであるが、1995 年以降、大きく下落してきている。日本では 1990 年以降人工林の面積や体積は変動がほとんどないことから、これは主に単位レント価格の減少によるものである。『平成 17 年度森林・林業白書』によると、昭和 55（1980）年から平成 16（2004）年の間に、経費となる伐出業賃金が約 1.5 倍に上昇する一方で、日本の代表樹種であるスギの丸太価格は 4 割程度の水準に低下、山元立木価格は約 2 割にまで下落

しており、この中で単位レント価格（生産額－生産コスト）の減少が生じたと考えられる。国産丸太・立木価格の下落要因については、外国産材との価格競争や、木造住宅着工数の減少等に伴う木材需要の停滞が挙げられる。

非木材森林資源の富も同様に 1996 年頃から減少している。『平成 19 年度森林・林業白書』によると、今回対象としたきのこ類以外の特用林産物は輸入製品の流通増加に伴って国内での生産量自体が減少しており、このことが富の減少に影響したと考えらえる。

最後に、炭素吸収・貯蔵サービスは、面積の減少にもかかわらず、樹木自体の成長（体積の増加）を反映して増加しており、2008 年には約 7 兆 7 千億円と見過ごせない規模の価値となっている。

表 3-9　森林の富の価値推計結果（単位：億円・2000 年不変価格）

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
木材資源	294,885	296,179	279,110	297,870	297,465	298,324	319,480	297,374	268,198	275,829
非木材森林資源	3,054	2,932	2,644	3,205	1,819	2,250	2,607	2,048	1,743	1,714
炭素貯蔵	56,242	57,380	58,517	59,653	60,787	61,921	63,077	64,233	65,388	66,544
合計	322,473	323,633	306,263	325,571	323,766	325,044	346,553	323,886	294,401	301,999
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
木材資源	262,251	245,238	223,942	231,409	213,289	198,622	201,116	201,349	188,640	
非木材森林資源	1,681	1,206	1,380	1,437	1,422	1,077	1,056	985	986	
炭素貯蔵	67,699	68,853	70,008	71,158	72,308	73,458	74,607	75,756	76,919	
合計	288,385	270,894	249,768	257,287	239,147	224,131	226,599	226,756	214,048	

3.2.3　農地

a）UNU-IHDP and UNEP (2012)における手法

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、評価対象を耕地と牧草地に分けているが、牧草地については、牧畜関連の生産物レント価格と、その生産プロセスに関わる特定の土地面積とを関連付けることが困難であるという制約から、シャドウプライスは耕地と同じ値を用いている点に注意が必要である。

ストック量は各年の利用可能な全耕地（牧草地）の物理量である。これは現在作付・栽培がおこなわれていない一時的休耕地等も含めた量と考えられる。シャドウプライスとしては期間平均の作物の単位面積当たりレント価格を用い、割引率 5%・無期限における単位面積当たりの富の総価値を算出した上で、ストック量と掛けることにより、農地の富の総価値を得ている。

b）本稿における手法

シャドウプライスとしては、農作物・畜産物の単位面積当たりレント価格を残存価額法により推定する。耕地からの農作物と牧草地からの畜産物のレント価格を統一して推定するのは、UNU-IHDP and UNEP (2012)と同様畜産物のレント価格と生産エリアをリンクさせるのが困難であることと、農作物のみのレント価格を導出するための統計が不足していることによる。データソースには農林水産省『生産農業所得統計』及び『平成 21 年度農業・食料関連産業の経済計算』を用いる。まず前者から生産農業所得（生産林業所得と同様の算出方法）を特定する。この値から、後者の統計で得られる経常補助金額を控除し、間接税を足し戻し、さらに Narayanan & Walmsley(2008)における日本の農業付加価値の要素別シェアのうち土地分の 0.18 を乗じることで、日本における農産物の総レント価格の代理値を得る。これを GDP デフレーターによって 2000 年固定価格に変換したうえで、農林水産省『平成 23 年耕地及び作付面積統計』から得られる作付・栽培延べ面積で割ることで、単位作付・栽培面積当たりのレント価格を得る。さらに割引率は UNU-IHDP and UNEP (2012)と同じ 5%として、無期限での将来便益フローの割引現在価値を算出することで、単位面積当たりの富の総価値を得る。最後に、「総耕地面積」（田・普通畑・樹園地・牧草栽培地の総面積であり、本格的な工事なしに耕作再開が可能なものは耕地に含まれる）を掛けることで、日本の農地の富の総価値を求める。

c）結果

推計結果は表 3-10 に示す。日本における農地の富の価値は、経時的に減少してきていることが分かる。これは、単位面積当たりの農業生産から得られる余剰価値の減少と、耕地面積の減少の 2 つの要素が組み合わされた結果である。農業生産からの余剰価値の減少は、農産物価格の低下や生産量の減少、および農業生産に必要な資材の価格上昇が主な要因となっている。また耕地面積は、『平成 20 年度食料・農業・農村白書』によると、1961 年の 601 万ヘクタールをピークに一貫して減少し、2008 年は 462 万 8000 ヘクタールと約 7 割にまで減少している。2008 年におけるかい廃（田畑が他の地目に転換し作物栽培が困難な土地となること）要因は耕作放棄が 41%、宅地等への転換が約 39%となっており、近年は農地の転用規制の厳格化はもとより、耕作放棄地の解消・発生防止が喫緊の課題とされている（農林水産, 2010）。耕作放棄面積は 1985 年以降増加し、2005 年には 38 万 6000 ヘクタールに上った。平成 21（2009）年に農林水産省が実施した全国市町村対象の意向調査では、耕作放棄の理由として「高齢化・労働力不足」や「地域内に引き受け手がいない」等の担い手不足が最大の要因となっており、次いで「農産物の価格低迷」や「収益の上がる作物がないこと」といった経営条件の悪化が挙げられている。

表 3-10　農地の富の価値推計結果（単位：億円・2000 年不変価格）

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
農地	193,974	198,225	193,061	187,727	205,067	188,878	183,327	168,161	175,674	161,547
(参考)全耕地面積 単位:千 ha	5,243	5,204	5,165	5,124	5,083	5,038	4,994	4,949	4,905	4,866
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
農地	154,470	151,267	154,295	162,617	155,129	149,428	144,510	138,515	128,791	
(参考)全耕地面積 単位:千 ha	4,830	4,794	4,762	4,736	4,714	4,692	4,671	4,650	4,628	

3.2.4　漁業資源

a）UNU-IHDP and UNEP (2012)における手法

UNU-IHDP and UNEP (2012)では、ストックとして各国漁場面積における各年の利用可能な漁業ストック、シャドウプライスとして期間平均の漁獲 1 トン当たりの加重平均レント価格を推計し、2 変数を掛けることで漁業資源の富の総価値を得ている。

ただし、データの制約から、評価対象はオーストラリア、カナダ、南アフリカ、米国のみに限られており、日本については推計を行っていない。ストックについては、RAM Legacy Stock Assessment Database のデータから、各国ごとに異なる種の組み合せの総バイオマスを用いている（オーストラリア 12 種類、カナダ 9 種類、南アフリカ 10 種類、米国 80 種類）。シャドウプライスについては、Sea Around Us Project 2011 の水揚げ量と水揚げ価格の合計からトン当たり価格を導いている。

b）本稿における手法

シャドウプライスは、漁獲 1 トン当たりのレント価格を残存価額法により推計する。木材や農産物と同様の方法で、農林水産省『漁業経営調査』（平成 15 年以前は『漁業経済調査報告』）を用いて、海面漁業所得（漁労収入－漁労支出）を求める。漁業経営体には、ア）個人経営体、イ）会社経営体、ウ）共同経営体、エ）漁業協同組合、オ）漁業生産組合、カ）官公庁・学校・試験場があり、このうち調査対象となっているのは大多数を占めるア～ウである。これらの経営体別の収入・所得・漁獲量・経営体数に関する情報を用いて、全経営体平均の所得率を算出する。ただし、データが得られる年次が限られていたため、1990～2008 年で所得率は一定と仮定した。また採取に係る補助金額や生産資産のユーザーコストは、データの制約上、控除していない。この所得率と、『海面漁業生産統計調査』における海面漁業生産額を掛けることで、各年の海面漁業生

産所得（総レント価格）を得る。さらに GDP デフレーターによって 2000 年固定価格に変換し、各年の海面漁業生産量で割ることによって、各年の漁獲量 1 トン当たりの単位レント価格を算出する。

ストックについては、2 通りの手法を用いて評価を試みる。第一の手法は、包括的富報告書と同様、資源量（総バイオマス）を用いるやり方である（手法 A とする）。資源量は、独立行政法人水産総合研究センターの「平成 23 年度魚種別系群別資源評価」における資源量推定値を用いる。水産総合研究センターは水産庁の委託を受けて 2001 年から日本周辺水域に分布している主要な水産資源（漁獲可能量（Total Allowance Catch: TAC）制度対象種であるマアジ・マイワシ・マサバ・サンマ・スケトウダラ・ズワイガニ・スルメイカ等を含む約 40～50 種）の資源評価を行っている。平成 23 年度調査で対象とされた 52 魚種 84 系群のうち、資源ストックの絶対量が推定されていたのは、マイワシやマアジを始めとする 22 種のみであった。これらの魚種資源量推定値を合計することにより、利用可能な漁業ストックとする。この値に、1 トン当たりの単位レント価格を掛けることにより、各年の漁業資源の富の総価値を得る。

しかし、手法 A は、言わば地下の鉱物資源と同じように、現時点で存在する資源量をそのまま獲り尽くした場合の富の価値を評価したものである。このような富の捉え方は、漁業資源の再生可能性を考慮に入れておらず、現実の漁業の在り方にも大きく反している。

そこで以下では、漁業資源の富としての価値の評価法について試論的な考え方を提示した上で、既存の統計の許す範囲内で、この考え方に沿って資源価値を推計する（手法 B）。

まず、単純化のため、t期におけるある魚種の捕獲量をストックに対して線形の関係にあると仮定し、以下のように置く。

$$h(E(t), N(t)) = qE(t)N(t)$$

ここで$E(t)$は捕獲努力量、$N(t)$は個体数、qは収穫能率を表す。捕獲努力が現在のまま一定と仮定すると（$E(t) = E$）、当該魚種の富としての価値は以下のように表すことができる。

$$W = \int_{t=0}^{\infty} e^{-\delta t} \cdot p(t) \cdot qEN(t)dt$$

ただし、$p(t)$はシャドウプライスを表す。

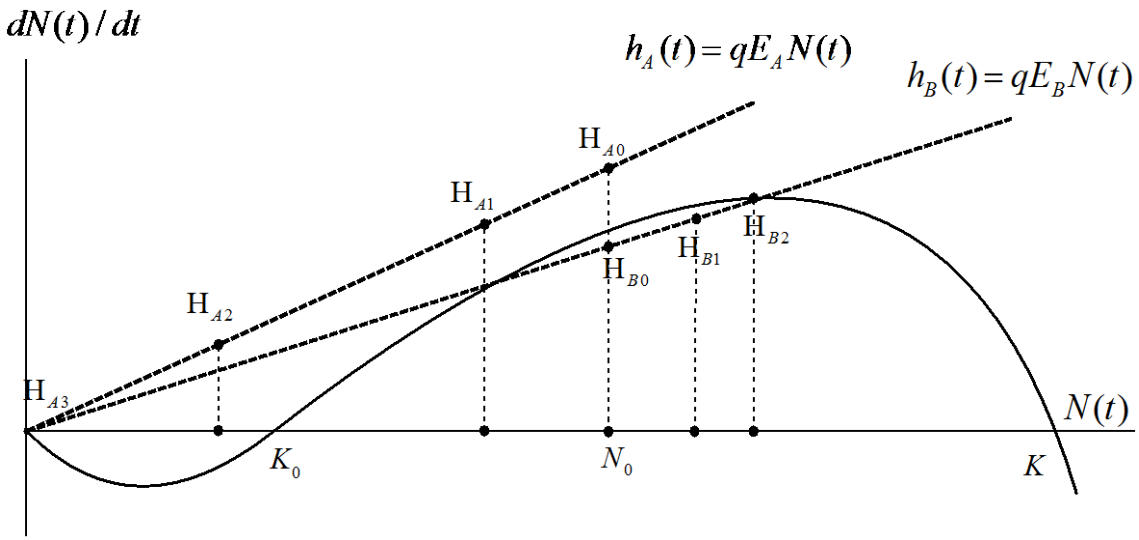
たとえば、当該魚種の増殖過程が、以下のようなアリー効果内包型のロジスティック増殖に従うと仮定する。

$$\frac{dN(t)}{dt} = r\left(\frac{N(t)}{K_0} - 1\right)\left(1 - \frac{N(t)}{K}\right)N(t)$$

ただし、Kは環境容量、$K_0 \in (0, K)$は最大存続可能個体数、rは正の定数であるとする。

現在の個体数を$N(0) = N_0$とすると、捕獲努力の違いによる毎期の捕獲量は、たとえば図 3-3 のように表される。捕獲努力がE_Aの場合、3 期で個体群が絶滅するため、富としての価値は今年を含め 3 年分の漁獲高の流列の現在価値となる。一方、E_Bの場合、2 年目で捕獲量＝増殖量となり、以降は永久にこの捕獲量が続くことになり、富としての価値は、この無限期間の流列の現在価値の合計で表される[8]。

図 3-3　捕獲行為と漁業資源の富としての価値



上記のような考え方で富の価値を評価するには、特定の環境下における各魚種の増殖曲線についての知識が必要である。上述の「魚種別系群別資源評価」では、平成 13 年度以降、現在の資源量と併せ、漁獲シナリオごとの見通しについて評価を行っており、本来であれば、これらの評価で用いられた各魚種の漁獲量についての予測値を用いて詳細な推計を行うことが望ましい。しかし、当該調査には、各年度におけるデータの不連続性などの制約もあるため、ここでは、代わりに、『海面漁業生産統計調査』の海面漁業総生産量を用いる。具体的には、上述の単位レント価格から割引率 5%・無期限における将来便益フローの割引現在価値を求め、この値を 1 トン当たりの価値とし、ストックの代理値である漁獲量と掛けることにより、日本の漁業資源の富の総価値を求める。

もちろん、海面漁業総生産量はあくまで現在の生産量であり、各魚種の増殖過程を反映したものではなく、魚種によっては、乱獲や過少漁獲の結果、将来の生産量が大きく変動する可能性もあることに留意する必要がある。

c）結果

推計結果は表 3-11 のとおりである。日本における漁業資源の富は、1990 年以降、1998 年まで減少が続いたが、その後は増加してきている。この間単位レント価格は上昇してきていることから、変化の主な要因はストック量の変動にある。漁業ストックは、1990 年から 1998 年にかけて大きく減少しており、その後 2008 年まで少しずつ回復していると推定された。1990 年代のストック減少に大きく影響しているのは、マイワシの資源量の急激な減少である。マイワシは 1980 年代には毎年約 200 万トン以上が漁獲されていたが、1990 年代後半からは 10 万トン前後に落ち込んだ。これには様々な要因が考えられ、明確な因果関係は立証されていないが、最も有力な要因として、アリューシャン低気圧の活動低下が指摘されている[9]。このような気候や資源の急激な変化は、レジーム・シフト、あるいはカタストロフィック・シフトとして知られている。

表 3-11　漁業資源の富の価値推計（単位：億円・2000 年不変価格）

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
手法 A	8,995	6,857	7,423	5,805	7,301	5,587	5,682	5,383	3,723	4,034
手法 B	75,881	71,981	67,796	63,309	58,238	55,693	54,016	53,765	49,023	48,802
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
手法 A	4,079	4,608	4,803	5,475	5,680	5,822	5,471	5,510	6,882	
手法 B	46,484	44,463	44,012	40,930	42,643	43,118	44,188	47,143	48,183	

3.3　推計結果

3.3.1　各自然資本ストックの推移

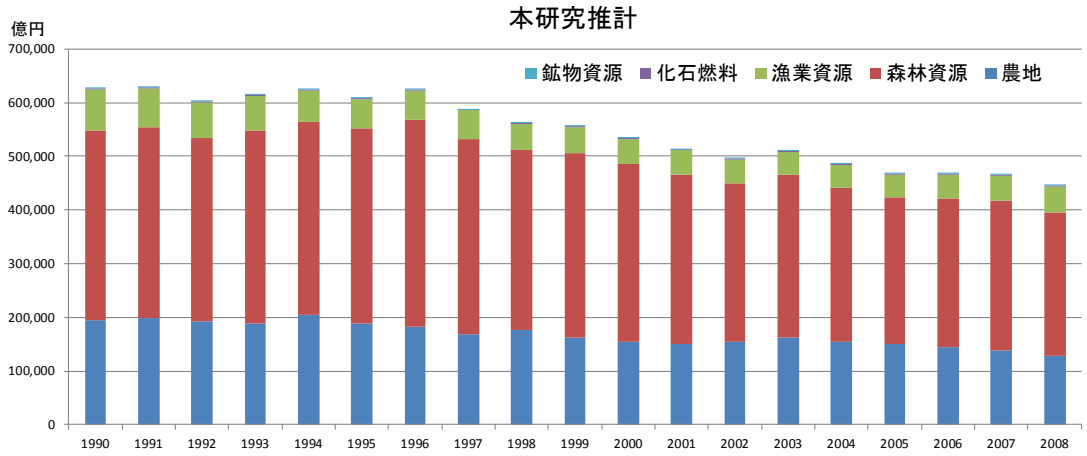
まず、各自然資本ストックの推移は、図 3-4 の通りである。

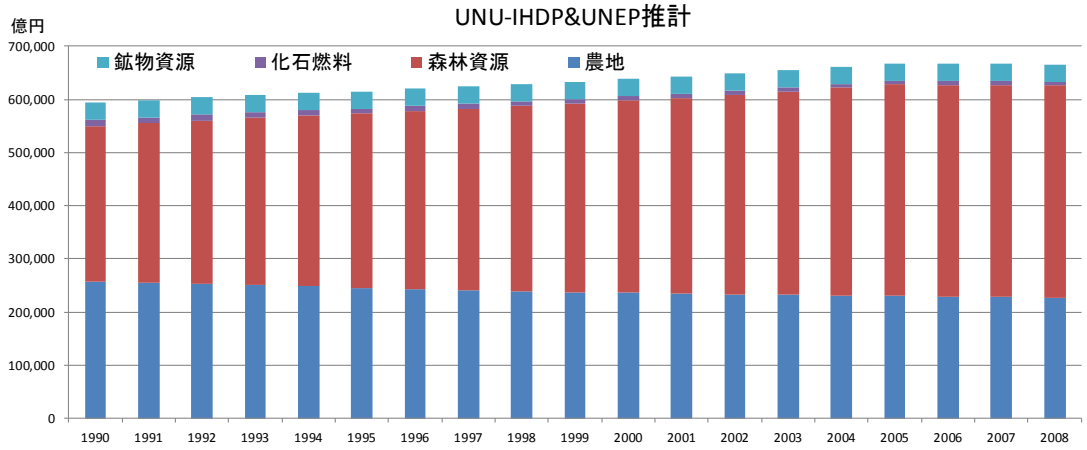
図から分かるように、UNU-IHDP and UNEP (2012)の自然資本が期間中微増で推移しているのに対し、本稿のそれは 1990 年代後半以降減少している。これは主には、農地と森林資源の価値の減少によるものである。農業生産からの余剰価値の減少は、農産物価格の低下や生産量の減少、および農業生産に必要な資材の価格上昇が主な要因となっている。また耕地面積は、耕作放棄や宅地等への転用を原因として一貫して減少している。先述のように、耕作放棄は担い手不足や経営条件の悪化が原因と

して挙げられている。総合すれば、農地の富としての価値の低下は、日本の農業の現実を如実に表しているものと考えられる。

森林資源については、炭素吸収・貯蔵サービスは増加しているのに対して、木材、非木材森林資源ともに、価値が経時的に低下している。農地と異なり、森林は大きなストックの変動はほとんどないことから、木材、非木材資源の価値低下は単位レント価格の減少によるところが大きい。木材については、外国産材との価格競争や木造住宅着工数の減少等に伴う木材需要の停滞、非木材森林資源については輸入製品の流通増加に伴う国内生産の減少が寄与しているものと思われる。一方、炭素吸収・貯蔵サービスは、樹木の生長による体積の増加を反映して増加しているものと考えられる。

図 3-4　各自然資本ストックの推移（総額）





また、漁業資源については、UNU-IHDP and UNEP (2012)では日本のものは推計されていない。本稿では、UNU-IHDP and UNEP (2012)が米国等について行っているのと同様に現在の資源量から計算する手法で推計した場合と、現在の生産量が持続的に得られると仮定して推計した場合とで、漁業資源の価値は後者が 10 倍程度となる。ただし、推計に用いた海面漁業総生産量は、各魚種の増殖過程を前提としたものではないため、魚種によっては現時点で乱獲の場合もあり、過大に量を見積もっている可能性もあることに注意が必要である。

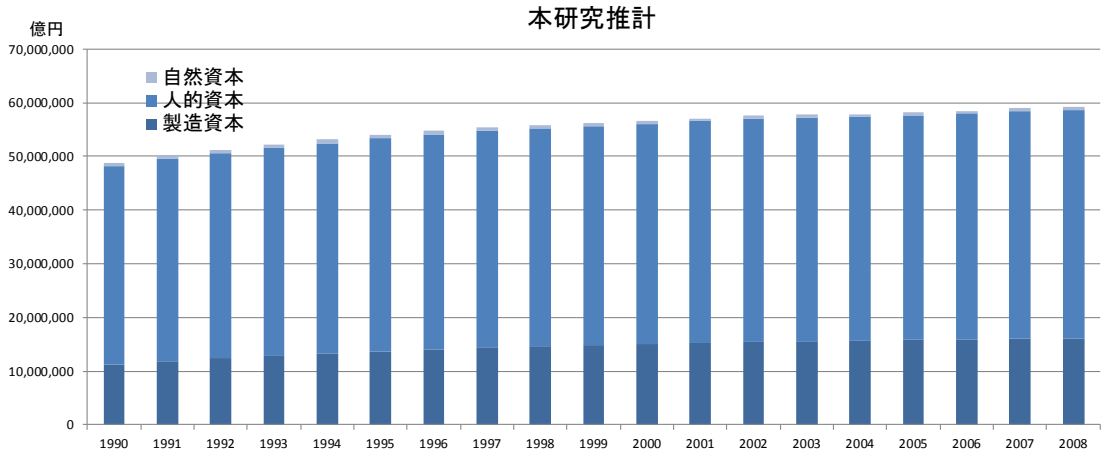
なお、本稿に比べて UNU-IHDP and UNEP (2012)の鉱物資源の価値が極端に大きいのは、後者で用いている銀の埋蔵量の数値の誤りである可能性が高い。

3.3.2　包括的な富の推移

次に、これに製造資本や人的資本も加えた富全体の推移としてみると、図 3-5 のようになる。先述のように、本稿では自然資本の価値自体は約 1.5 倍から 2.5 倍になっているが、自然資本の価値自体が他の資本と比べ極めて小さいため、図中でもわずかな違いとしてしか現れていない。

一方、図 3-6 は、1990 年を基点としてパーセンテージ変化を追ったものである。ここでも包括的富の推移に大きな変化はないが、先述のように、農地や森林の価値の低下を反映して、自然資本全体の価値のみが低下している。先述のように、UNU-IHDP and UNEP (2012)においては、計測対象となった 20 カ国のうち、日本は、自然資本を増加させながら、同時に包括的富の増加を達成した唯一の国であったが、本稿の推計の結果からは、こうした状況は否定される。

図 3-5　包括的な富の推移



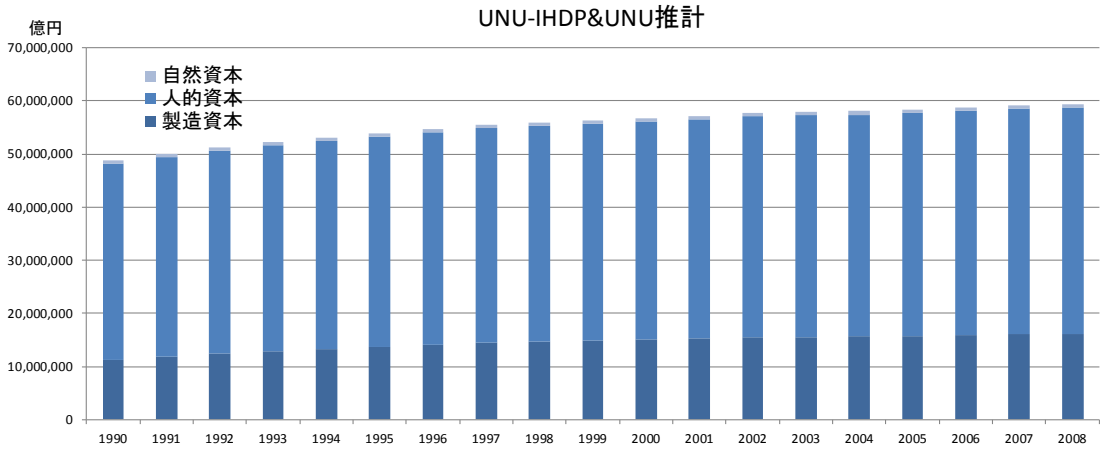
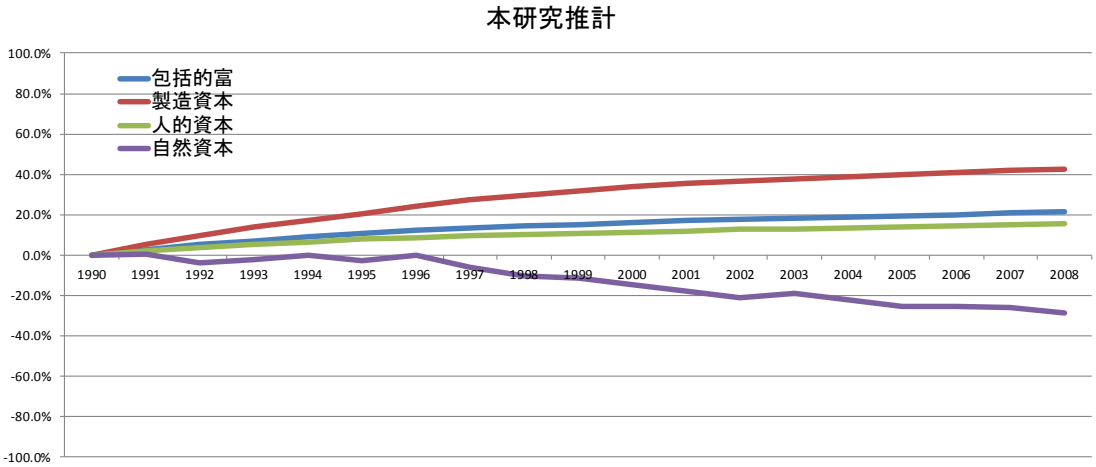
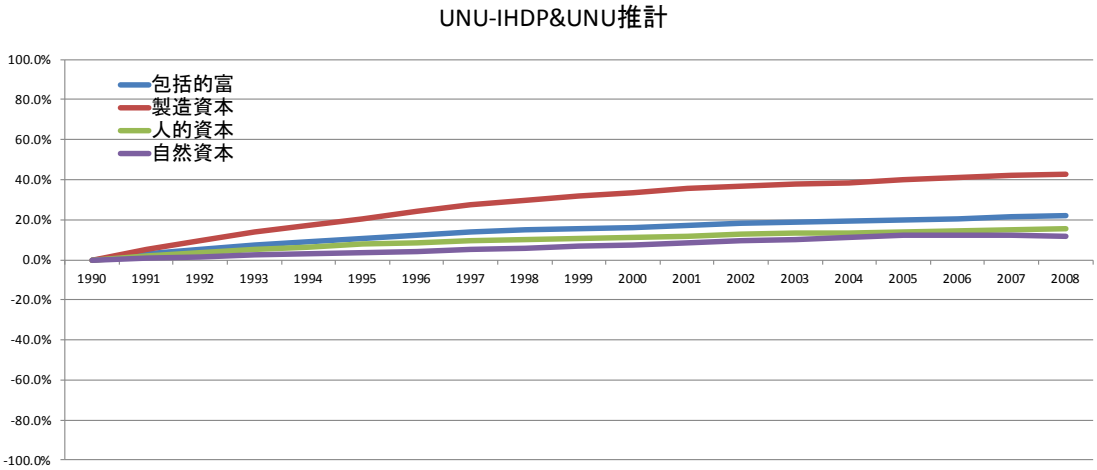


図 3-6　包括的富の推移（パーセンテージ変化）





3.3.3　個別の論点

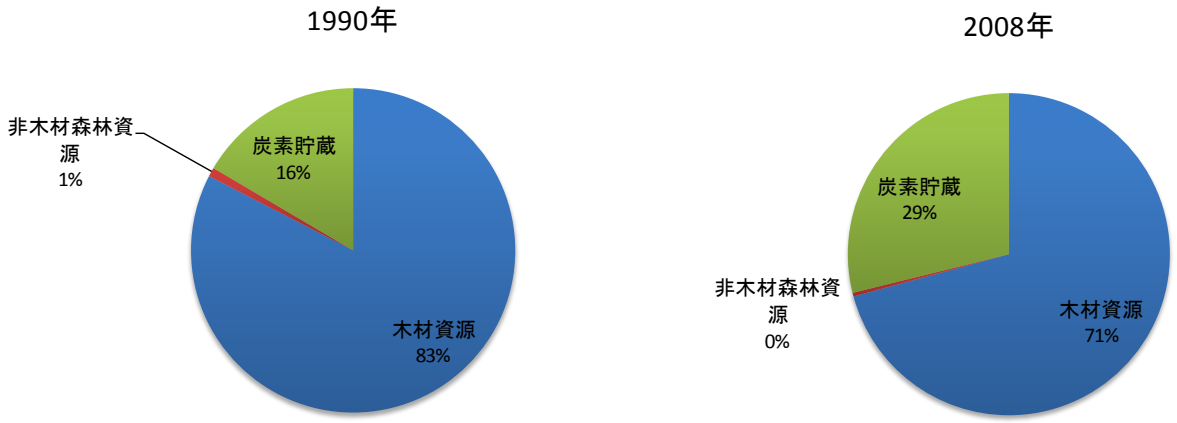
1）森林の価値に占める生態系サービスの割合

森林の価値の内訳の変化を見ると、図 3-7 に示すように、1990 年に総価値に占める炭素吸収・貯蔵サービスの割合は 16%程度だったのに対し、2008 年には 29%と倍近くに増えている。これは、木材資源や非木材森林資源としての価値が低下する中で、森林体積の増加によって炭素蓄積量が増え、結果として当該サービスの相対的割合が増えたためである。

本稿では、試論的に炭素吸収・貯蔵サービスのみを富の算出に加えたが、水源涵養、土砂災害の防止など他の生態系サービスの価値も加えると、日本の森林の社会的価値に占める生態系サービスの割合はますます高まっているものと考えられる。したがって、今後の森林行政には、木材供給などのための量の維持だけでなく、それ以外の重要な機能を確保するための質の向上が求められているということが言える。

なお、本稿においては、花粉症の原因となるスギ花粉の放出や、鹿や熊による獣害など、森林に関連する負の外部性の価値は組み入れていない。こうした負の外部性を富の算出に当たってどのように扱うかは、今後の大きな検討課題である。

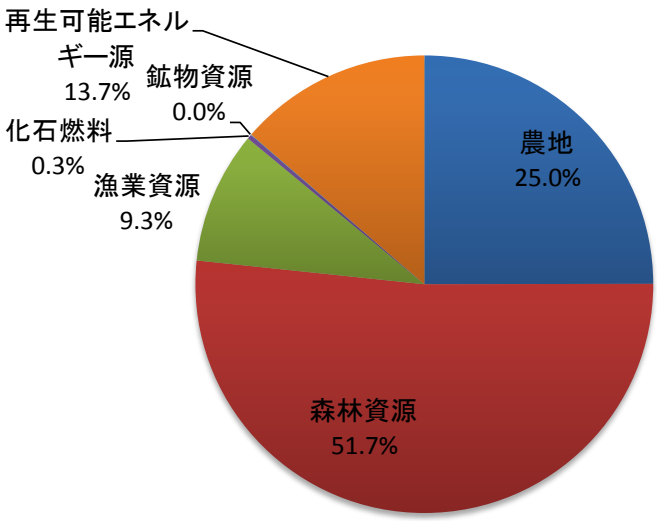
図 3-7　森林の価値の内訳の変化



2) 再生可能エネルギーの価値

再生可能エネルギーについては、試論的に、2012 年の単年の価値と、NPV による将来にわたる価値との両面で推計を行った。このうち単年の価値を、他の自然資本の 2008 年の富としての価値に加えると、図 3-8 のようになる。グラフから明らかなように、単年度の価値だけでみても、再生可能エネルギーは日本の自然資本の価値の 14%程度に相当する価値を生み出す潜在性を持っている。

図 3-8　自然資本に占める再生可能エネルギーの価値



4．今後の課題

本稿においては、理論や方法論上の未成熟さや、データの制約など様々な理由により、十分に深めることができなかった論点がいくつかある。中でも、以下の課題については、今後、さらなる検討を進める必要があると考えられる。

a）炭素吸収以外の生態系サービスの価値の評価

本稿では、試論的に、森林資源の炭素吸収・貯蔵サービスの価値の推計を行ったが、今後はそれだけでなく、水源涵養、土砂災害の防止など、幅広い生態系サービスの価値を富の評価に含めていくことが重要である。

b）地上資源の価値の評価

本稿では、金属の地上資源について、賦存量や埋蔵量などのストックの考え方について整理を行ったが、今後は、個別の資源についてのフィージビリティ・スタディの進展を踏まえながら、実際に富の推計を行っていくことが必要である。

c）再生可能エネルギーの価値の評価

本稿では、試論的に、現在利用可能なデータを用いて、再生可能エネルギーの単年度の価値と、単純にそれが永続的に続くと仮定したときの純現在価値（NPV）の価値の評価を行った。しかし、当然のことながら、ストック（導入可能量）は技術的・制度的・経済的な状況によって変化するほか、シャドウプライスについても、固定価格買取制度の調達価格は年々変更されるだけでなく、再生可能エネルギーの多くは技術的にも市場的にも未成熟であるため、制度終了後に純粋に市場で形成される価格はもちろん、制度期間内も含め費用の動向も未確定な部分が多い。今後は、再生可能エネルギーに関連した技術的・制度的・経済的な動向を見極めながら、さらに精度の高い価値推計を行っていくことが重要である。

参考文献

Arrow, K., P. Dasgupta and K.G. Mäler (2003), Evaluating projects and assessing sustainable development in imperfect economies, *Working paper of the Beijer International Institute of Ecological Economics*, Stockholm, Sweden.

Arrow, K.J, P. Dasgupta, L.H. Goulder, K.J. Mumford, and K. Oleson (2012), Sustainability and the measurement of wealth, *Environment and Development Economics* 17, 317–353.

Atkinson, G., M. Agarwala, and P. Munoz (2012), Are national economies (virtually) sustainable?: an empirical analysis of natural assets in international trade, In: UNU-IHDP and UNEP (2012).

Bolt, K., M. Matete, and M. Clemens (2002), *Manual for Calculating Adjusted Net Savings*, Environment Department, World Bank.

Daly, H. and J. Farley (2011), *Ecological Economics: Principles and Applications, 2nd Edition*, Washington, DC: Island Press.

Dasgupta, P. (2001), *Human Well-Being and the Natural Environment*, New York: Oxford University Press Inc.

Dasgupta, P. (2009), The welfare economic theory of green national accounts. *Environmental and Resource Economics* 42, 3-38.

Hamilton, K., M. Clements (1999), Genuine Savings Rates in Developing Countries, *World Bank Economic Review* 13, 333-356.

Hartwick J. (1977), Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources, *The American Economic Review* 67, 972-974.

Hotelling, H. (1931), The Economics of Exhaustible Resources, *Journal of Political Economy* 29, 137-175.

Lampietti, J., and J. Dixon (1995), To See the Forest for the Trees: A guide to Non-Timber Forest Benefits. *Environment Department Papers* 13, Washington D.C.: The World bank.

Mäler K. G., S. Aniyar S., and A. Jansson (2008), Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 9501-9506.

Narayanan, G. Badri and Terrie L. Walmsley (eds.) (2008), *Global Trade, Assistance, and Production: The GTAP 7 Data Base, Center for Global Trade Analysis*, Purdue University.

OECD (2009), *Measuring Capital OECD Manual 2009 –Second Edition*.

Pearce, D., A. Markandya, and E. Barbier (1989), *Blueprint for a Green Economy*,

London: Earthscan.

Pearce D., G. Atkinson, and W. Dubourg (1994), The economics of sustainable development, *Annual Review of Energy and Environment* 19, 457-474.

Pearce, D., K. Hamilton, and G. Atkinson (1996), Measuring sustainable development: progress on indicators, *Environment and Development Economics* 1, 85-101.

Solow, R. (1974), Intergenerational Equity and Exhaustible Resources, *Review of Economic Studies, Symposium*, 29-45.

Stiglitz, J., A. Sen, and J.-P. Fitoussi (2009), *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*, http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/report_anglais.pdf.

Tilton, J.E. (2006), Depletion and the long-run availability of mineral commodities, In: M.E. Doggett and J.R. Parry (eds.), *Wealth Creation in the Minerals Industry: Integrating Science, Business and Education* (Littleton, CO: Society of Economic Geologists Special Publication 12, 2006).

Tol, R. (2009), The economic effects of climate change, *The Journal of Economic Perspectives* 23, 29–51.

UNU-IHDP and UNEP (2012), *Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress toward Sustainability*, Cambridge: Cambridge University Press.

U.S. Geological Survey (2011). *2011 Minerals Year Book, Japan*.

Walker B., L. Pearson, M. Harris, K.G. Mäler, C.Z. Li, R. Biggs, and T. Baynes (2010), Incorporating resilience in the assessment of inclusive wealth: An example from South East Australia. *Environmental and Resource Economics* 45: 183-202.

World Bank (2006), *Where is the Wealth of Nations?*, Washington, DC: The World Bank.

World Bank (2011), *The Changing Wealth of Nations?*, Washington, DC: The World Bank.

環境省（2006）,『第３次環境基本計画』（平成 18 年 4 月 7 日閣議決定）

環境省（2010a）,『平成 22 年版 環境・循環型社会・生物多様性白書』

環境省（2010b）,『生物多様性総合評価報告書』

環境省（2012a）,『平成 24 年版 環境・循環型社会・生物多様性白書』

環境省（2012b）,『第二次循環型社会形成推進基本計画の進捗状況の第４回点検結果について』

環境省（2012c）,『平成２３年度公共用水域水質測定結果』

環境省（2012d）,『第４次環境基本計画』（平成 24 年 4 月 27 日閣議決定）

環境省・生物多様性センター資料「生物多様性の評価に関する国内外の動きについて」
http://www.biodic.go.jp/biodiversity/shiraberu/policy/jbo/20-1/files/mat1.pdf
幸福度に関する研究会（2011），『幸福度に関する研究会報告―幸福度指標試案』，内閣府.
国土交通省（2012），『平成 24 年版「日本の水資源」』
森林総合研究所（2001）「日本の森林炭素吸収量とその分布」、平成 13 年度研究成果選集
水産総合研究センター『魚種別系群別資源評価』（平成 23 年）
水産庁（2012），『平成 23 年度 水産白書』
日本学術会議（2001），『地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について』
農林水産省（2007），『漁業経済調査報告』（平成 19 年）
農林水産省（2008），『平成 20 年　食料・農業・農村白書』（平成 20 年）
農林水産省（2009），『度農業・食料関連産業の経済計算』（平成 21 年）
農林水産省（2010），『かけがえのない農地を守るために―耕作放棄地対策推進の手引き―』
農林水産省（2011a），『生産林業所得統計　長期累年統計』（平成 23 年）
農林水産省（2011b），『生産農業所得統計　長期累年統計』（平成 23 年）
農林水産省（2011c），『耕地及び作付面積統計』（平成 23 年）
農林水産省（2011d），『漁業経営調査報告』（平成 23 年）
村上進亮（2011），「天然資源の賦存量と循環資源のポテンシャル」，『環境研究』No.162.
林野庁（1990-2012），『森林・林業白書』（平成 2 年～平成 24 年）
林野庁（1990, 2002, 2007）『森林資源の現況』（平成 2 年、平成 7 年、平成 14 年、平成 19 年）
林野庁（2011）『特用林産物生産統計調査』（平成 23 年）
BIP ホームページ「国際的生物多様性指標フレームワーク」
http://www.bipnational.net/language/ja-JP/IndicatorUses/InternationalIndicatorFramework

[1] これらの要素のうちどれかが欠けた場合には、独立して維持する必要性が失われる場合がある。たとえば、当該資本が生み出す価値が人間の生存に不可欠で、資本の損失の回復が困難であったとしても、資本の機能を人工資本によって代替することが可能であれば、福祉水準を維持することは可能であるとも考えられる。

[2] ただし、後述のように、データの制約から、UNU-IHDP and UNEP (2012)では日本の漁業資源については推計を行っていない。

[3] SNA におけるもう 1 つの代替的手法は、当該資産の取得から処分を控除した価額を累積し、固定資産については経過時間に応じて減価を控除した上で、再調達価格により再評価する方法である。在庫・耐久

消費財に適用されるベンチマーク・イヤー法や、固定資産に適用される恒久棚卸法がこれにあたる。

[4] 近年のポテンシャル調査については、コスト等検証委員会が 2011 年 12 月に「各省のポテンシャル調査の相違点の電源別整理」を行なっている。

[5] FSC ジャパン HP「森林管理の原則と基準―FSC 森林管理の原則と基準」
http://www.forsta.or.jp/fsc/modules/pico/index.php?content_id=26（2013/02/19 閲覧）

[6] 1997 年度より林道事業・造林事業の予算区分は「森林保全整備事業」「森林環境整備事業」に再編されている。

[7] 森林総合研究所「平成 13 年度研究成果選集 2001―日本の森林炭素吸収量とその分布」
http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/seikasenshu/2001/18matsumoto.html（2013/02/19 閲覧）

[8] 増殖過程は、水温や海流の変化、補食・被食関係にある他の生物の状況などに応じて大きく変化する可能性がある。したがって理論的には、増殖曲線自体の変動も考慮に入れる必要がある。

[9] 水産総合研究センター「マイワシの謎」
http://abchan.job.affrc.go.jp/pr/Maiwashi0302/Index-sar.htm（2013/02/19 閲覧）