

平成 23 年度 環境経済の政策研究

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

最終研究報告書

平成 24 年 3 月

財団法人地球環境戦略研究機関(IGES)

京都大学 長崎大学 名古屋大学

目次

I. 研究の成果及び進捗結果

1. 研究の成果	1
1-1. 研究の背景と目的	1
1-2. 3カ年における研究計画及び実施方法	2
1-3. 本研究の成果	5
1-4. 行政ニーズとの関連・位置づけ	7
1-5. 政策インプリケーション	8
2. 3カ年における進捗結果	10
2.1. 3カ年における実施体制	10
2.2. 3カ年における進捗状況	12
2.3. ミーティング開催や対外的発表等の実施状況	17

II. 研究の実施内容

要約	19
1. 序論－生態系サービスの持続的利用と経済価値	28
1.1. 生態系サービスとは	28
1.2. 生態系サービスの非持続的利用	33
1.3. 生態系サービスの経済価値	38
1.4. 生態系サービスの持続的利用のための政策	41
1.5. 名古屋議定書の締結と生態系サービスの将来	44
2. アジア及びグローバルレベルでの生物多様性・生態系サービスに関する経済的分析	45
2.1. アジアにおける持続的な生態系サービス利用の政策影響評価	45
2.2. 生物多様性オフセットに係る経済実験	66
2.3. 幸福度と環境保護への支払意思との関係性	83
2.4. 生物多様性保護に対する支払意思の時間的割引率	103
2.5. 生態系と生物多様性の生産性分析	133
2.6. グローバルな生態系復元に関するプロジェクト・ポートフォリオ分析	149
2.7. REDD+の資金メカニズム	165
2.8. 東日本大震災からの復興と生物多様性	177

3.	生態系サービスの経済価値評価	182
3.1.	生態系サービスの評価事例に関する先行研究の収集	182
3.2.	宮城県蕪栗沼における生態系サービスの経済価値評価	199
3.3.	全国規模での生態系サービスの経済価値評価	205
3.4.	沖縄県やんばる（山原）地域における絶滅危惧種の経済価値評価	217
4.	生物多様性分野の市場メカニズムを活用した革新的資金メカニズムの政策オプション研究	222
4.1.	米国の生物多様性オフセット・バンキングシステムの概要	222
4.2.	オーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステム	240
4.3.	米国とオーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較	250
4.4.	諸外国の PES—コスタリカを中心に	261
5.	生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究	267
5.1.	生態系サービスへの支払い（PES）	267
5.2.	日本国内の PES 類似制度	268
5.3.	海外の PES 制度	274
5.4.	生物多様性・生態系保全政策の現状	278
5.5.	自治体による取組：生物多様性地域戦略	283
5.6.	国内 PES 制度設計の課題	290
5.7.	国内の生物多様性政策枠組みに関するまとめ	291
6.	シンポジウムの開催	295
6.1.	生物多様性と生態系サービスの経済学	295
6.2.	生物多様性と生態系サービスの経済学に関するワークショップ	306
6.3.	会議成果	309
7.	結論—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	310
7.1.	生態系サービスの持続的な利用と生態系サービスの経済価値評価	310
7.2.	PES の国内適用可能性	314
7.3.	REDD+ の理論と実践	317
7.4.	生物多様性オフセット・バンキングメカニズムの制度設計	319
7.5.	総括と今後の展望	322

III. 添付資料

1. 参考文献	323
2. 図表番号	339
2-1. 図	339
2-2. 表	342
3. 略語表	345
4. 出版書籍概要	347
4.1. 日本語書籍	347
4.2. 英語書籍	349

I. 研究の成果及び進捗結果

1. 研究の成果

1.1. 研究の背景と目的

1.1.1. 背景

経済規模の拡大や人口の増加などによる生態系サービスの損失が大きな問題となり、とりわけ貧困層に対して深刻な被害を及ぼす可能性が指摘されている現在、その持続的利用は人類が持続可能な発展を目指すためにも急務の課題である。とりわけ人間の経済活動が生態系に大きな影響を与えている現状に鑑みれば、環境的な視点のみならず、経済的な観点からの分析なくして、その抜本的な解決は困難であると考えられる。

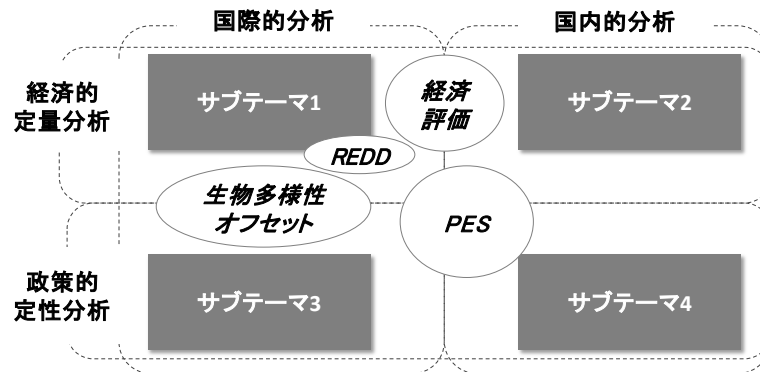
このような経済的な視点を反映するため、現在様々な手段にて生態系サービスの経済価値評価が実施され、また生態系サービスの持続的利用を促すメカニズムとして生態系サービスへの支払い（Payment for Ecosystem Services: PES）や森林減少・劣化からの温室効果ガス排出削減（Reduced Emission from Deforestation and forest Degradation: REDD）、生物多様性オフセット・バンキングなど様々な政策が世界各地で実施されている。しかし未だにその経済価値評価がすべての地域において完了したわけではなく、また各種政策を導入した場合の社会経済的および環境的影響評価事例は極めて少ない。さらに、持続的な生態系サービスの利用を促すための制度設計に関する分析は、政策ニーズが極めて高い分野である。それゆえ、このような研究分析の進展は生態系サービスの持続的利用を促すために必要不可欠であり、さらに日本のみならずアジアや世界など広い視点からの分析は、世界や地域に貢献するものとなるであろう。

1.1.2. 目的

本研究は、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について分析することを目的とする。そのためにはまず、生態系サービスの経済的価値を把握することが重要であり、この点から日本国内における経済価値評価をアンケート調査を用いて実施する。政策オプションの提案という点からは制度分析が必要不可欠であり、とりわけ日本への応用が検討される PES および生物多様性オフセット・バンキングについて、その適用可能性や効率的・効果的な制度設計という観点から分析を行う。また国際的な生態系サービスの持続的利用への貢献として、アジア地域を対象に PES や REDD などの社会経済的・環境的影響評価分析を実施する。以上の研究分析に基づき、日本における生態系サービスの経済価値を把握した上で、PES や生物多様性オフセットに係る国内的政策提案を行うとともに、PES や REDD などの影響評価分析を通じて、アジアにおける生態系サービスの持続的利用の促進に貢献する。

1.2. 3カ年における研究計画及び実施方法

本研究では、以下のような分析枠組・体制に基づき、研究活動を遂行する。



サブテーマ 1. アジア及びグローバルレベルでの生態系サービスに関する経済的分析

本サブテーマでは、計量経済や計算可能一般均衡 (Computable General Equilibrium: CGE) モデルなどの手法を用いた定量的分析を中心として研究を行う。ここでは、上述のような政策オプションとしての PES や REDD、生物多様性オフセット・バンキングなどに関連し、アジア地域における PES と REDD の影響評価や、実験経済学を用いた生物多様性オフセットの制度分析などを主として実施する。併せて、生態系サービスへの支払意志と幸福度の関係性分析や、支払意志に係る時間的・空間的割引率に対する考察、生態系サービスの生産性に対する影響評価、生態系復元に関するポートフォリオ分析などの定量的分析、さらには REDD の資金メカニズムに関する定性的分析も実施する。

<平成 21 年度>

生態系サービスを生産関数や効用関数の形で CGE に組込むための文献調査を実施するとともに、「ミレニアム生態系評価 (Millennium Ecosystem Assessment: MA)」や「生態系と生物多様性の経済学 (The Economics of Ecosystems and Biodiversity: TEEB)」などの研究から各種データや分析結果を収集する。また、生態系サービスに関する経済取引実験を開始するとともに、生態系サービスへの支払意志に係る分析を行うための基礎的なアンケート調査や、生態系復元に関するポートフォリオ分析、REDD に関する事例研究に着手する。

<平成 22 年度>

自然資源の利用の変化を生産関数に反映させた CGE モデルを用いて、持続可能な生態系サービス利用の社会経済的影響を評価し、PES や REDD などの資金メカニズムの価格について考察する。また、実験経済学を用いて、生物多様性オフセット制度の経済効率性の評

価を行う。併せて、生態系サービスへの支払意志と幸福度の関係性分析や、支払意志に係る時間的・空間的割引率、生態系や生物多様性の生産性についての計量分析を試みる。生態系復元に関するポートフォリオ分析については、数値データに基づくシミュレーションを行い、REDD については資金メカニズムの比較制度分析を実施する。

<平成 23 年度>

生態系サービスの利用に関する CGE モデルについて、政策シナリオをより一層精緻化するとともに、生態系サービスの経済価値を CGE モデルにおける効用関数に反映させ、生態系サービスの代替的価値評価手法や PES や REDD の妥当な価格について検討する。また、生物多様性オフセットに係る経済実験をさらに行い、豊富なサンプル数に基づく詳細な分析を通じて、生物多様性オフセットの制度設計に関する提言を行う。生態系復元に関するポートフォリオ分析では、モデルやシナリオを改良して、投資効率の観点から優先して復元すべき生態系を特定する。

サブテーマ 2. 生態系サービスの経済価値評価

本サブテーマでは、政策ニーズに応じて地域や対象を検討しながら、生態系サービスの経済価値評価を実施する。ここでは、非利用価値の推計も含むため、表明選好法を用いた分析を行う。

<平成 21 年度>

国内外で実施された生態系サービスの評価事例について先行研究の収集を行う。環境経済学の分野で開発の進んでいる環境評価手法についてレビューを行い、生態系サービスの経済価値を評価するために適した評価手法の選定を行う。また、評価対象地の候補を検討し、現地調査を実施する。

<平成 22 年度>

平成 21 年度に選定した候補地を対象として、生態系サービスの経済価値評価の実証研究を行う。併せて、全国レベルにおける生態系サービスの経済価値評価についても、実施可能性を検討する。

<平成 23 年度>

全国規模での生態系サービスの経済価値に関する評価分析を行い、費用対効率という観点から経済的効率性の高い保全策のあり方を検討するための基盤を確立する。また、このような大規模の経済価値評価において考慮すべき事項や今後の課題などを併せて検討する。

サブテーマ 3. 生物多様性分野の市場メカニズムを活用した革新的資金メカニズムの政策オプション研究

本サブテーマでは、諸外国における生物多様性オフセットや PES に着目し、文献調査や現地機関訪問調査等を通じて、その制度比較や政策効果の分析を行う。また、これらを踏まえて、サブテーマ 4 と連携しながら、我が国における応用可能性について検討する。

<平成 21 年度>

生物多様性オフセットや PES の制度や事例について、基礎情報の収集整理を実施する。具体的には、文献調査や米国・オーストラリアなどにおける現地調査事前基礎調査を実施するとともに、関連国際会議へと出席する。

<平成 22 年度>

米国とオーストラリアのそれぞれの生物多様性オフセットについて比較分析を行い、日本に適用可能なシステムについて考察するとともに、諸外国の PES を整理する。

サブテーマ 4. 生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究

本サブテーマでは、国内で制度化されている PES 類似制度を整理し、PES を導入する際における課題について分析する。併せて、国家レベルでの生物多様性保全戦略や自治体レベルでの関連取組を調査し、持続可能な生態系サービス利用の統合的な政策を検討する。

<平成 21 年度>

水源環境税や自然保護地区への交付税を含む、PES 類似の国内資金メカニズムを幅広く抽出し、整理する。具体的には、中央政府、地方自治体の実施する PES に相当する資金メカニズムに関する情報を収集する。必要に応じて、これらへのヒアリングを実施する。

<平成 22 年度>

抽出した国内 PES 類似制度の中から代表的な制度を選定し、制度目的や負担金額の妥当性、税収等の活用目的と実際の用途等の観点から制度分析を行う。併せて、PES を国内で応用する際の課題等について検討する。

<平成 23 年度>

PES に関する分析をさらに進めるとともに、国家レベルでの生物多様性保全戦略や自治体レベルでの関連取組を調査し、持続可能な生態系サービス利用の統合的な政策を検討する。

1.3. 本研究の成果

本研究では、生態系サービスの経済的価値を主軸として、PES や REDD、生物多様性オフセットなど、その持続的な利用のための政策オプションに着目し、それらの経済効率性や効果的制度に関する定量的・定性的分析を実施した。一連の研究を通じ、具体的に以下のような知見の蓄積が達成された。

まず、PES については、コスタリカを初めとする海外諸国の先進的な取組について情報を収集し、さらに我が国において今までに実施されてきた PES 類似制度を整理し、これらを併せて、PES を我が国で実施する際の課題について検討することができた。このような定性的な分析に加えて、PES をひとつの政策シナリオとして CGE モデルで評価分析し、その適正価格に関する定量的分析を実施することができた。

同様の CGE モデルを用い、インドネシアを対象として REDD の価格に関する分析も実施した。REDD は REDD+ として国際的な注目を浴びている革新的な制度であり、その最新の動向を探るとともに、係る費用や資金調達方式などの制度に関する比較分析も実施することができた。

生物多様性オフセットについては、経済実験という近年注目を集めつつある手法を用いて、その経済効率性を実証するとともに、その制度設計に関する具体的提案を行うことができた。このような経済モデルによる分析に加え、より現実的に、米国やオーストラリアなど海外諸国で現在実施されている生物多様性オフセット・バンキングメカニズムについても比較分析を実施し、我が国において応用する際の課題について検討することもできた。以上のように培われた知見を、広く社会一般、そして国際社会に発信するため、様々な機会において研究成果発表を実施した。具体的には、平成 22 年度および平成 23 年度と、環境経済政策学会において企画セッションを設け、その学術的な先進性や有意性を紹介した（詳細は「I. 研究の成果及び進捗結果 2.3.」参照）。また、政策的な視点から、国際社会に対する情報発信として、平成 22 年に開催された生物多様性条約第 10 回締約国会議（Convention on Biological Diversity – 10th Conference of the Parties: CBD-COP10）において、本研究から得られた政策インプリケーションを発表した（詳細は「I. 研究の成果及び進捗結果 2.3.」参照）。学術・政策のみならず、さらに広く一般に本研究の成果を紹介するため、平成 23 年には日本語での書籍を出版した（詳細は「III. 添付資料 4.1.」参照）。現在、英語版を編集中であり、平成 24 年度内には本研究の成果を、広く国際社会一般に発信する予定である（詳細は「III. 添付資料 4.2.」参照）。

このような発表に加えて、論文投稿等の種々の活動を実施したため、その実績一覧を以下に示す。

<論文>

蒲谷景・馬奈木俊介（2012）「グローバルな生態系復元に関するプロジェクト・ポートフォ

リオ分析」『環境共生』19（掲載予定）.

Higashida, K., Tanaka, K. and Managi, S. (2011) 'Is the behavior of fishers rational under Individual Transferable Quotas (ITQs) regimes? An Experimental Approach', *Discussion Paper Series 73, School of Economics, Kwansei Gakuin University* (under review)

Ota, T. and Hayashi, K. (2010) 'Comparative analysis of the determining factors that define service area perimeters of conservation banks in California', papers on *Environmental Information Science* (環境情報科学論文集), 24: 255–260.

Yagi, M. and Managi, S. (2011) 'Catch Limits, Capacity Utilization and Cost Reduction in Japanese Fishery Management', *Agricultural Economics* 42, (5): 577–592.

<書籍>

馬奈木俊介・地球環境戦略研究機関（編）（2011）『生物多様性の経済学—経済評価と制度分析—』昭和堂.

森田玉雪・馬奈木俊介（2010）「水産エコラベリングの発展可能性—ウェブ調査による需要分析」寶多康弘・馬奈木俊介（編著）『資源経済学への招待—ケーススタディとしての水産業』ミネルヴァ書房, 173–204.

八木迪幸・馬奈木俊介（2010）「日本の漁業における費用削減の可能性」（編著）『資源経済学への招待—ケーススタディとしての水産業』ミネルヴァ書房, 79–94.

横山知沙・馬奈木俊介（2010）「海面養殖の可能性」（編著）『資源経済学への招待—ケーススタディとしての水産業』ミネルヴァ書房, 225–242.

1.4. 行政ニーズとの関連・位置づけ

1992年の環境と開発に関する国連会議（地球サミット）において、生物多様性条約が締結されて以降、我が国でも1993年に生物多様性国家戦略を策定しており、その保全は急務の政策課題である。しかしながら、生物多様性は極めて複雑なものであり、その保全に関する意思決定の速度は遅く、このままではその劣化を止めることが困難である。そこで、生態系によるサービスを明らかにし、さらにその経済的な貢献を金銭価値で評価することで、その重要性を可視化することが現在求められている。

このような政策の重要性に鑑み、本研究はこれに資するものである。まず、生態系サービスの経済的価値を評価することは、この可視化の主軸を担うものである。さらに、具体的政策としてのPESや生物多様性オフセットなどは、生態系サービスの持続的利用を促すものとして、現在我が国でも導入が検討されているものであり、これらに関する研究分析および制度提案は行政ニーズに合致するものである。気候変動や生物多様性劣化に対する先進国としての責務という観点からは、REDDに対する取組が重要課題であり、その国際的動向分析や社会経済的評価は、我が国がこの分野で主体的役割を果たすことに貢献するものである。

さらに、CBD-COP10で合意された愛知目標においては、生物多様性の価値を認識し、意思決定に反映させることが明記されており、その政策的重要性は益々高まりつつあるところである。このような状況に照らし、我が国が愛知目標の提案国としてその目標を達成するためにも、本研究は今後の政策的・学術的基盤を形成するものである。

1.5. 政策インプリケーション

人々の支払意思を通じた生態系サービスの経済価値評価に基づくならば、生物多様性保全には経済価値がある。生態系や生物多様性に経済価値があるという事実は、このような支払意思のみならず、国内総生産（Gross Domestic Product: GDP）成長率に対しても影響を与えるという分析結果からも支持されるものである。生態系サービスの経済価値評価においては、選好の多様性を考慮することが重要であり、総じて、環境保護への支払意思は高い幸福度と関係している。一方で、この支払意思は時間的・空間的な影響を受けるものであり、近い未来では割引率が大きいが、遠い未来では割引率が小さく、また、身近な地域で環境破壊が起こる場合に、より支払確率が高くなる。生物多様性保全政策の費用便益分析をする際には、このような視点を考慮することが重要であり、また生態系復元について投資を行う際には、社会経済的な便益を考慮し、プロジェクト・ポートフォリオの観点を取り入れることが重要である。

持続的な生態系サービスの利用を促す具体的な政策オプションとしての PES には、大きな問題点として、支払水準の生態系サービスの維持に対する妥当性、すなわち、支払水準が低いならば、本来の効果は期待できないということがある。そのため、PES の価格設定においては、まず目標とする生態系サービスの利用状況を設定した上で、国民の福利を勘案し、適正な値を導き出すという定量的な評価が必要であろう。また、我が国で PES を導入するためには、国民による PES 政策の理解と、それを踏まえた上での政策の改善もしくは立案、専任の PES 運営機関の設立もしくは自治体での制度設計及び試行、市場化に馴染まない生態系サービスに対する費用負担の仕組みの策定、既存のゾーニング規制やノーネットロス制度の創設等と併せての運用など、多くの克服すべき課題がある。

開発途上国において REDD+ を実践するためには、準備や活動のための大きな費用が必要であるため、事業初期段階で基金方式を取り入れた後、事業実施段階で多額の資金を獲得できる市場方式を利用するというハイブリット方式の採用を検討するべきである。このとき、REDD+ の実施により国民の効用水準が低下しないように炭素クレジットの価格を設定すべきであろう。さらに、REDD+ の潜在的な資金規模に伴う生態系や住民への影響から、事業の実施やそのプロセスの展開を慎重に行うことが必要であり、事業の有効性と公正さの確保のための基盤作りが十分に出来るよう、準備活動に費用をかけることが重要である。

米国とオーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステムの経験からは、バンクサイトの法的な長期的・永久的保護、そのための管理資金を長期的に供給する仕組みの構築が重要であると考えられる。我が国において同様の制度を導入するにあたり、国土面積等の観点から、米国のような大規模化により費用を下げる方法は困難であると考えられる。個人小規模土地所有者を中心として自らの土地をバンクサイトにする制度設計や、耕作放棄地などを他人が利用する権利の活用などの工夫が必要であろう。ただし、小規模

な保護区が散在しても生物多様性保全の効果は低くなるため、広域計画レベルでのバンクサイトの誘導や、周囲の保護区との連携の強さをクレジット数に反映させるなどの設計が重要である。また、初期投資を低下させ、併せてクレジットの需要を創出するためには、データベースを活用した体系的・画一的な評価手法の構築やマニュアルの整備や、仲介者を通じたマッチング手法の導入が重要な支援策となると考えられる。

最後に、生物多様性やその経済価値に関する内外の取組や関心から、今後の政策研究においては、企業との連携や、また国際的な研究者間のネットワークの構築をより一層進める必要がある。

2. 3カ年における進捗結果

2.1. 3カ年における実施体制

サブテーマ 1. アジア及びグローバルレベルでの生態系サービスに関する経済的分析

馬奈木俊介	地球環境戦略研究機関 (IGES) IGES フェロー	
		参画年度 平成 21 年度～平成 23 年度
小嶋 公史	IGES 経済と環境グループ ディレクター	
		参画年度 平成 21 年度～平成 23 年度
蒲 谷 景	IGES 経済と環境グループ 研究員	
		参画年度 平成 21 年度～平成 23 年度
矢野 貴之	IGES 経済と環境グループ 研究員	
		参画年度 平成 22 年度～平成 23 年度
有賀 健高	IGES 経済と環境グループ 研究員	
		参画年度 平成 22 年度～平成 23 年度
百村 帝彦	IGES 自然資源管理グループ 主任研究員	
		参画年度 平成 21 年度～平成 22 年度
矢ヶ崎朋樹	IGES 国際生態学センター 研究員	
		参画年度 平成 21 年度～平成 22 年度

サブテーマ 2. 生態系サービスの経済価値評価

栗山 浩一	京都大学農学研究科生物資源経済学 教授	
		参画年度 平成 21 年度～平成 23 年度
吉田謙太郎	長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科 教授	
		参画年度 平成 21 年度～平成 23 年度

サブテーマ 3. 生物多様性分野の市場メカニズムを活用した革新的資金メカニズムの政策オプション研究

林 希一郎	名古屋大学エコトピア科学研究所 教授	
		参画年度 平成 21 年度～平成 22 年度
伊東 英幸	名古屋大学エコトピア科学研究所 特任助教	
		参画年度 平成 21 年度～平成 22 年度

サブテーマ 4. 生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究

一方井誠治	京都大学学際融合教育研究推進センター	教授	
			参画年度 平成 21 年度～平成 23 年度
西 宮 洋	IGES	上席研究員	
			参画年度 平成 21 年度～平成 22 年度
岡安 早菜	IGES	プログラム・マネジメント・オフィス	研究員
			参画年度 平成 23 年度
松本 郁子	IGES	プログラム・マネジメント・オフィス	研究員
			参画年度 平成 23 年度

2.2. 3カ年における進捗状況

以下、各年毎に各サブテーマについて、その進捗状況を整理する。

<平成 21 年度>

サブテーマ 1 では、生態系サービスを反映した政策影響評価ツールのための基礎的文献調査を実施するとともに、「ミレニアム生態系評価 (Millennium Ecosystem Assessment: MA)」や「生態系と生物多様性の経済学 (The Economics of Ecosystems and Biodiversity: TEEB)」などの研究から各種データや分析結果を収集した。また、生態系サービスに関する経済取引実験を開始するとともに、生態系サービスへの支払意志に関する分析を行うための基礎的なアンケート調査や、生態系復元に関するポートフォリオ分析、REDD に関する事例研究に着手した。REDD についてはさらに、ラオスでの現地調査を実施した。

サブテーマ 2 では、国内外で実施された生態系サービスの評価事例について先行研究を収集した。また、環境経済学の分野で開発の進んでいる環境評価手法についてレビューを行い、生態系サービスの経済価値を評価するために適した評価手法を選定した。加えて、評価対象地の候補を検討し、宮城県蕪栗沼の現地調査を実施した。

サブテーマ 3 では、生物多様性オフセットや PES の制度や事例について、基礎情報の収集整理を実施した。具体的には、米国やオーストラリアにおける生物多様性オフセットや、コスタリカにおける PES について、文献調査や現地調査を実施した。

サブテーマ 4 では、日本における森林・農業関連の PES 類似制度に注目し、水道料金等による水源 (林) 保全基金制度や農業における環境直接支払制度について情報を収集した。

これらの進捗に対し、審査委員の方々から以下のようなご指摘を頂いたため、下記に示すような対応方針で次年度以降の研究を実施した。

総評 (全体的なコメント)

文献調査や現地調査による情報収集を中心に、初年度としての一定の進捗が見られるが、研究参画者 (分担者) の個々の活動を寄せ集めた感があり、それらが相互にどのように連携して、研究課題全体の目標達成に結びつくのかがわかりにくい。個々の研究成果を集めるだけではなく、課題全体の実行体制や研究者間の連携を図るとともに、政策インプリケーションを念頭に置き、研究全体としての成果が見える形での取りまとめをお願いしたい。

次年度に対応すべき研究全体に係る指摘事項

審査・評価委員からの指摘事項	指摘事項に対する回答
サブテーマ 3 と 4 との間では一定の連携があった様子が窺えるが、サブテーマ 1 と 2	研究者間のコミュニケーションが少なかつたことを反省し、平成 22 年度においては月

<p>については<u>対外活動の記述もなく、課題全体としての実行体制・研究者間の連携には改善の余地がある</u>と思われる。</p>	<p>1回の頻度で、サブテーマ1から4までの共同研究会を開催し、各サブテーマ間の情報共有を強化し、また研究者間の協力を推進する。</p>
<p>報告書の各内容の結びつきが分かりにくい。研究全体の見取り図が分からない中で、単発的な成果を並べるだけだと分かりにくい。ため、<u>政策インプリケーションを念頭に置き、研究全体としての成果が見える形での取りまとめをお願いしたい。</u></p>	<p>政策に貢献するという視点から、研究目的を最も政策インプリケーションの高い2つに絞り、それに対する各サブテーマの貢献を明確なものとし、以て研究活動の統一化および研究者間の協力を図る。また、報告書については、書籍形式での出版を前提し、成果を社会に発信する。</p>
<p>実施した海外調査の結果についても報告書に詳細に記載の上、研究成果との結びつきを明示すべき。単に海外調査に行った事実を記載するのではなく、どのような成果や課題が抽出されたか、その結果が本研究にどのように結び付けられたのかを記載すべきである。</p>	<p>海外調査を行った研究活動に関しては、指摘の通りどの部分が海外調査に依るものなのかが判然としない所があるため、平成22年度においては海外調査による貢献を明確に記載する。</p>
<p>報告書の作成にあたり、研究の詳細が適切な形で盛り込まれていない。添付書類に英文をそのまま添付するのは、非専門の評価者や行政担当者にとって理解の助けにはならない。次年度は改善すべきである。</p>	<p>英文での論文については、日本語による要約版を添付するなどの改善策を実施する。</p>
<p>研究タイトルにある「持続的利用」がどの部分に込められているかも意識して欲しい。</p>	<p>持続的利用を「一定の制限下での利用」や「保全と利用」と解釈し、制約条件下での最適化などにより政策オプションを検討する。</p>

次年度に対応すべき研究内容に係る指摘事項

審査・評価委員からの指摘事項	指摘事項に対する回答
<p>水鳥の経済評価については、報告書での記載が1ページにとどまっており、このような報告書の記載方法は改善すべき。また、これをもって生態系サービスの経済価値の推計とするのは特殊であり、一般的な議論に結び付けられないのではないか。</p>	<p>初年度は経済評価の調査開始が遅れたため報告書作成時点では分析が完了していなかったが、報告書作成後に詳細なレポートを作成した。水鳥の経済評価から生態系サービス全般の価値を参集することは困難であるため、平成22年度は生態系サービス全般</p>

	の価値評価を研究対象とする予定である。
アジア及びグローバルレベルでの生態系サービスに関する経済的分析において、CGEモデルの開発を計画しているが、その点についての研究成果がほとんど記述されていない。文献調査をしたと書かれているが、先行研究のレビュー結果について、何のとりまとめも見られない。また、現段階で、想定しているモデルの構造・フレームワークについての議論・説明がなく、先行研究をどのように拡張しようとしているのか不明である。また、どのようなモデルの構造で、どのような研究を実施したのか不明であり、報告書に詳細に記載すべき。	CGEモデルに関する研究については、このモデルに対してどのように生態系サービスという概念を導入できるのかという観点から文献レビューを行い、それを報告書に「生態系サービスを反映した政策影響評価ツールのための文献調査」として記載した。指摘の通りモデルの発展については記述がないが、平成22年度においてはこれらの文献レビューを踏まえ、生産関数の形で生態系サービスをCGEモデルに反映させ、さらには持続的利用政策としてのPESなどを実施した際の社会経済および環境への影響評価を行う予定である。
成果の政策的利用という点からすると、分析結果の信頼性を高める必要があるし、日本にあるPES類似事例を純粋PESとそれ以外に区別するよりも、それぞれの事例の存在理由について分析を深める必要があるように思われた。	国際的なPESの明確な定義が無い現状では、国内の各種政策がPESであるかどうかの明確な判断基準が存在しない。各事例の中から優良事例を抽出し、PESが満たす条件の観点から各事例を比較評価し、政策的に活用可能な分析を実施する予定である。

<平成22年度>

サブテーマ1では、研究基礎となるMAやTEEBなどの文献調査を引き続き実施するとともに、生態系サービスの持続的利用政策の社会経済に対する影響分析の試行として、インドネシアの森林を対象に、REDD+の影響評価をCGEモデルを用いて実施した。ここでは、併せてPESやREDDの適正価格についても分析した。生物多様性オフセット制度については、湿地ミティゲーション・バンキングを参考とした経済実験を実施し、その経済効率性や経済的枠組みについて検討した。これらに加えて、生態系サービスへの支払意思と幸福度の関係や、支払意思に係る時間的・空間的割引率、森林生態系のGDP成長率に与える影響、さらにREDD+の資金メカニズムに関する分析を実施した。

サブテーマ2では、蕪栗沼を対象とした選択実験のデータを分析し、蕪栗沼の生態系サービスの経済価値を評価した。また、この評価結果を参考にしつつ、全国規模での生物多様性保全の効果を計測するため、評価シナリオの検討を行い全国規模の大規模調査を実施した。

サブテーマ3では、米国のミティゲーションバンキングやコンサベーションバンキング、またオーストラリアのブッシュローカーやバイオバンキングを整理し、両国のシステムの比較分析を行い、日本に应用可能性のあるシステムについて考察した。PESについては、その制度の仕組みなどを明らかにすることを目的として、諸外国のうち代表的なPESであるコスタリカの制度を整理した。

サブテーマ4では、国内PES類似制度に関する追加的な情報を収集し、それらの問題点や、日本国内におけるPES制度設計に向けた課題について考察した。

これらの進捗に対し、審査委員の方々から以下のようなご指摘を頂いたため、下記に示すような対応方針で次年度の研究を実施した。

総評（全体的なコメント）

研究内容が多岐にわたっており、それぞれが重要なテーマである。生物多様性の経済学について包括的な研究の発展が期待される。

次年度に対応すべき研究全体に係る指摘事項

審査・評価委員からの指摘事項	指摘事項に対する回答
全般的に事例を元にした研究であるため、結論が汎用性を持つためには定性的な研究を入れることも必要と思われる。	定性的な研究を含めて今後進める。

次年度に対応すべき研究内容に係る指摘事項

審査・評価委員からの指摘事項	指摘事項に対する回答
漁業と生物多様性オフセットについては研究が進展している一方、REDDとPESをはじめレビューに留まり、本格的な分析はされていない部分もある。これらの研究の拡充を期待する。	REDDとPESの研究も含めて研究の拡張を行う。
環境政策制度設計に際し、実験を用いた点は、日本では先駆的である。ただし、オフセット制度の実験は、オークションの実験なのではないか。オークションの実験なら、すでにたくさんある。オフセット制度に固有の論点を明示してほしい。	オフセット制度に固有の論点を明示した制度設計を行っており、更に進めている。今年度の報告書ではそれが明示的になるように記述する。
時間割引に関するアンケート調査の結果は、ワイツマンの議論を補強するものなのかどうか、さらに考察を深められたい。距	ワイツマンの議論を補強できると考えている。しかし、その条件を含めて今年度の研究を進める。距離に関する割引については、

<p>離に関する割引については、時間割引のように理論的な説明は可能かどうか、さらに検討を要する。ただし、これらについては、本研究とは別個の独立の研究としてもよいように思う。</p>	<p>時間割引のように理論的なものは厳密にはないが Energy Policy 誌での論文で同様な議論をしているものがあり、それを参照しながら議論することを考えている。</p>
--	---

(4)その他確認事項等

審査・評価委員から挙げられた事項	左記事項に対する回答
<p>多様性の価値をアンケートで求めることについて、与える情報（シナリオ 5-1、5-2、5-3）によって、評価が変わるのは当然であろうが、ではとにかくたくさんの情報を与えればよいのか。既存研究ともあわせて、この点について何らかの指針は得られないのか。</p>	<p>とにかくたくさんの情報を与えればよいのか、適切な情報の与え方があるのかも含めて今年度の研究を進める。</p>

<平成 23 年度>

サブテーマ 1 では、生態系サービスの利用に関する CGE モデルについて、政策シナリオをより一層精緻化するとともに、生態系サービスの経済価値を CGE モデルにおける効用関数に反映させた。また、生物多様性オフセットに係る経済実験をさらに行い、豊富なサンプル数に基づく詳細な分析を通じて、生物多様性オフセットの制度設計に関する提言をまとめた。生態系復元に関するポートフォリオ分析では、モデルやシナリオを改良して、投資効率の観点から優先して復元すべき生態系を特定した。以上に加え、2011 年の東日本大震災を受けて、復興と生物多様性に関するアンケート調査分析を実施した。

サブテーマ 2 では、全国規模での生態系サービスの経済価値に関する評価分析を行い、費用対効率という観点から経済的効率性の高い保全策のあり方を検討するための基盤を示した。また、このような大規模の経済価値評価において考慮すべき事項や今後の課題などを併せて検討した。さらに、政策ニーズへの対応という観点から、世界遺産への登録が検討されている沖縄県やんばる地域において、アンケート調査を実施し、絶滅危惧種および保護地域の価値を評価した。

サブテーマ 4 では、PES に関する分析をさらに進めるとともに、国家レベルでの生物多様性保全戦略や自治体レベルでの関連取組を調査し、持続可能な生態系サービス利用の統合的な政策を検討した。また、PES 類似制度につき、自治体の取組を調査中であり、石川県、千葉県、愛知県を対象としたヒアリングを実施した。

2.3. ミーティング開催や対外的発表等の実施状況

本研究プロジェクトが主体的に進めた対外発表について以下にまとめる。

<平成 22 年度>

- 環境経済政策学会 2010 年大会 (9 月 11~12 日)

企画セッション 9: 生物多様性の経済学的分析

第 1 部 座長: 馬奈木俊介 (東北大学) 討論者: 香坂玲 (名古屋市立大学)

1. 多様性及び温暖化における時間-空間的な割引の評価

馬奈木俊介 (東北大学)、○鶴見哲也 (東京大学)

2. 生態系サービスに関する生産性分析

○蒲谷景 (地球環境戦略研究機関)、馬奈木俊介 (東北大学)

3. CGE を用いた政策影響評価

○小嶋公史 (地球環境戦略研究機関)

4. 生態系サービスの経済価値評価

栗山浩一 (京都大学)、○吉田謙太郎 (長崎大学)

第 2 部 座長: 馬奈木俊介 (東北大学) 討論者: 松下和夫 (京都大学)

1. 国内 PES 制度の法的課題

○一方井誠治 (京都大)、西宮洋 (地球環境戦略研究機関)

2. 水田生態系サービス直接支払い

○西宮洋 (地球環境戦略研究機関)、一方井誠治 (京都大学)

3. 生物多様性オフセットの国際比較 (米国・豪州)

○林希一郎、太田貴大、伊東英幸、Malhotra Kartik (名古屋大学)

4. REDD の資金メカニズム

○百村帝彦 (地球環境戦略研究機関)

- 生物多様性条約第 10 回締約国会議 (CBD-COP10) サイドイベント (10 月 20~25 日)

TEEB: Key Findings and Responses (10 月 20 日)

Kentaro Yoshida: Lessons from agri-environmental policy of Japan

Satoshi Kojima: Impact assessment of sustainable forest use in Indonesia: A dynamic CGE approach

TEEB: Key Findings for Local Policy and Business (10 月 21 日)

Kentaro Yoshida: Economic valuation of forest ecosystem services and PES in Japan

Kei Kabaya: Portfolio analysis for investment on ecosystem restoration based on economic evaluation of ecosystem services

TEEB Day Session 2 (Focus on D0) (10月25日)

Shunsuke Managi: Discounting and market for sustainable development

TEEB Day Session 5 (Focus on D1) (10月25日)

Kei Kabaya: Productivity analysis for ecosystem and biodiversity

<平成23年度>

• 環境経済政策学会 2011年大会 (9月23~24日)

企画セッション：生態系サービスと生物多様性

座長：馬奈木俊介（東北大学）

討論者：服部徹（特定非営利活動法人アースデイ・エブリデイ）、竹内憲司（神戸大学）、日引聡（国立環境研究所）

1. 全国における生物多様性保全政策の経済評価：選択実験による評価

○栗山浩一（京都大学）、吉田謙太郎（長崎大学）

2. 正負の生態系サービスへの支払いと経済評価

○吉田謙太郎（長崎大学）

3. 新たな生物多様性オフセット制度の提案：経済実験による有効性の実証

○東田啓作（関西学院大学）、田中健太（東北大学）、馬奈木俊介（東北大学）

4. 主観的幸福度と環境意識の関係性：生物多様性保全に対する支払意志額を用いて

○鶴見哲也（南山大学）、馬奈木俊介（東北大学）

5. グローバルな生態系復元に関する最適投資ポートフォリオ分析

○蒲谷景（地球環境戦略研究機関）、馬奈木俊介（東北大学）

• シンポジウムー生物多様性と生態系サービスの経済学ー (平成24年1月18日)

6.1.参照

• 生物多様性と生態系サービスの経済学に関するワークショップ (11月15日)

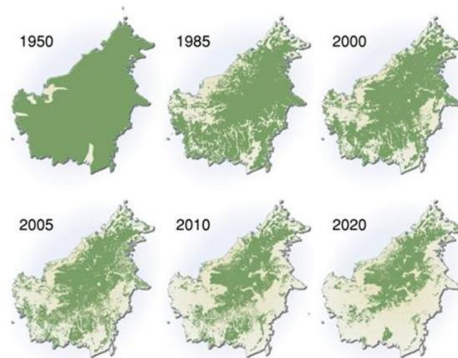
6.2.参照

II. 研究の実施内容

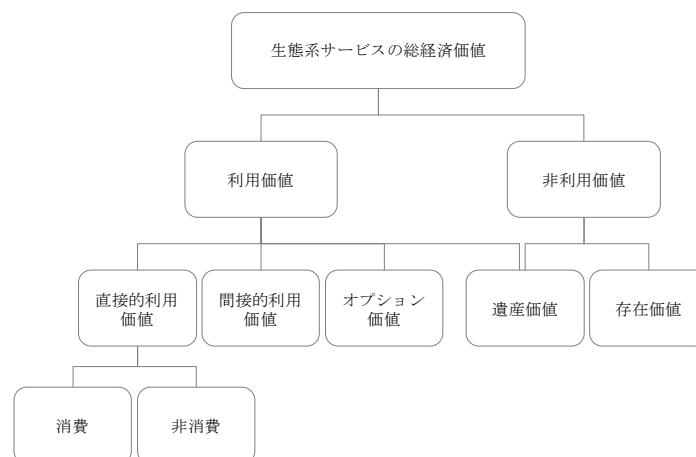
要約

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について分析することを目的に、「アジア及びグローバルレベルでの生物多様性・生態系サービスに関する経済的分析」、「生態系サービスの経済価値評価」、「生物多様性分野の市場メカニズムを活用した革新的資金メカニズムの政策オプション研究」、「生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究」という 4 つのテーマの下、調査研究活動を実施した。

序論では、「生態系サービスの持続的利用と経済価値評価」として、なぜ現在、生態系サービスの持続的な利用が求められているかを、生態系サービスの劣化と人間の福利に対する負の影響という視点から明らかにし、併せて、これを促すために、なぜ経済価値を評価する必要があるかを議論している。また、経済的な価値の重要性に関する文言を含む愛知目標を簡単に紹介し、このような研究が国家的・国際的に重要であることを示している。



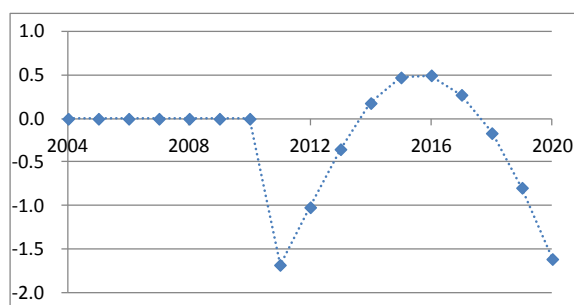
ボルネオ島の森林面積の遷移 (1.2 参照)



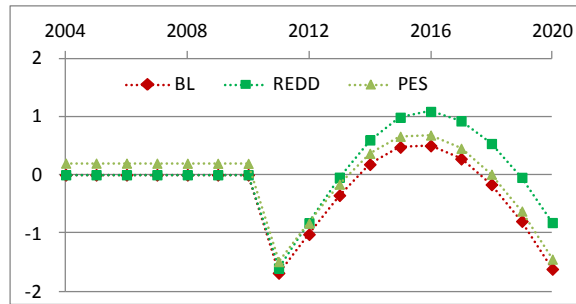
生態系サービスの総経済価値 (1.3 参照)

第2章「アジア及びグローバルレベルでの生物多様性・生態系サービスに関する経済的分析」では、計量経済やCGEモデルなどの手法を用いた定量的分析を中心として、アジア地域におけるPESとREDDの影響評価や、実験経済学を用いた生物多様性オフセットの制度分析、生態系サービスへの支払意志と幸福度の関係性分析や、支払意志に係る時間的・空間的割引率に対する考察、生態系サービスの生産性に対する影響評価、生態系復元に関するポートフォリオ分析、さらにはREDDの資金メカニズムに関する定性的分析など、広いテーマに亘り分析を実施している。

アジア地域におけるPESとREDDの影響評価では、インドネシアの森林を対象として植林・伐採および森林の自然成長を反映した森林ストックモデルと多部門ラムゼイ型成長モデル（動学CGEモデル）を組み合わせた評価ツールを開発し、持続可能な森林利用政策に関する定量的影響評価を実施した。本政策シナリオでは、名目的な森林面積のノーネットロスが達成される一方、森林伐採量が大幅に減少する結果となり、林業部門および林業部門の製品（木材）を主要中間投入財とする木材加工業部門の生産が大幅に減少する。この結果、REDD+クレジット価格を文献値に基づき二酸化炭素（Carbon Dioxide: CO₂）1トンあたり4ドルと設定した場合には、等価変分で評価した社会厚生水準および家計資産が減少した。同時に、価格の引き上げにより等価変分の純現在価値を正にするためには、REDDクレジット価格を二酸化炭素1トン当たり約4.4ドルに設定する必要があるという示唆も得られた。これらのシミュレーション結果は、計画期間中の社会厚生水準による政策影響評価に加え、計画期間終了時の自然資本を含めた様々な資本の蓄積への影響をどう政策評価に反映するか、特に異なる資本の間でトレードオフが発生する場合にどのように評価に反映するのかという、持続可能な生態系サービス利用全般に関する政策影響評価をする上で非常に重要な問題を提示していると言えよう。さらに、家計の効用関数に生態系サービス便益を反映させたモデルからは、一人あたり森林百万ヘクタールあたりの支払意思額が、択伐対象林に対し86セント、皆伐対象林に対し66セント、保護林に対し90セントを越える場合、REDD+や外国からのPESを仮定しなくても社会厚生水準を改善する可能性が示唆された。

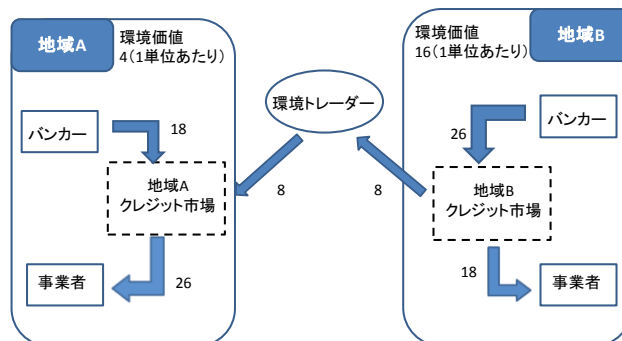


持続可能な森林利用による一人あたり等価変分（ドル／人）（2.1 参照）

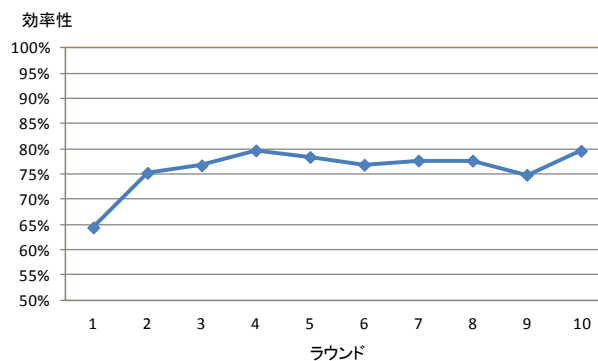


各ケースにおける SFU の一人あたり等価変分（ドル／人）（2.1 参照）

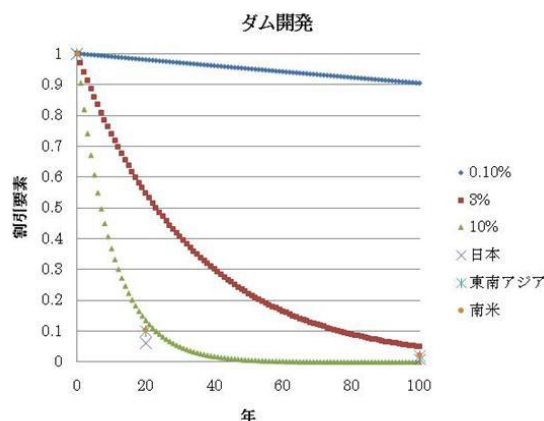
実験経済学を用いた生物多様性オフセットの制度分析では、環境価値の違う 2 地域間に環境トレーダーが介在する状況を想定した経済実験を実施した。各地域のクレジット需給の動向がトレーダーの動向により異なるために、トレーダーが如何に適切にクレジットの需給を調整できるかが鍵とされた。実験結果からは、トレーダーは初期の段階ではクレジットの地域間での売買を十分に行えないものの、学習効果によりラウンドを経るにつれてその売買行動が改善されていくことが示された。また計量分析の結果、トレーダーは各地域、全地域の多様性の保全量を外部便益の差から調整し、非効率な生物多様性の保全を減少させる役割を果たしていることが示された。



環境トレーダーを介在した経済実験概要（2.2 参照）



効率性のラウンドごとの推移（2.2 参照）

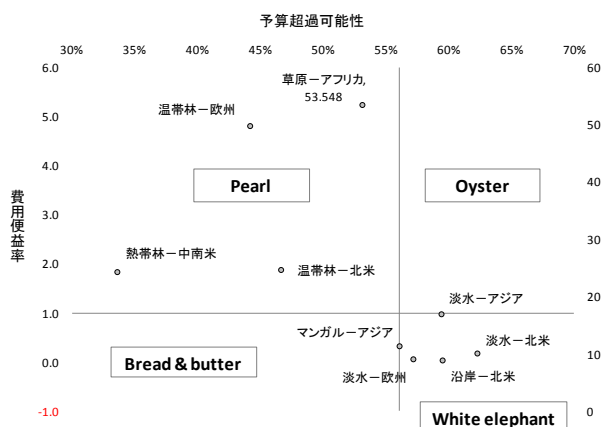


環境破壊（ダム開発）に対する支払意思額の時間割引（2.4 参照）

生態系サービスに対する支払意志と幸福度との関係性に係る分析からは、ダム開発による生態系破壊、水源林の破壊、水質汚染、地球温暖化による農業被害、湿地における生物多様性喪失などの環境破壊や汚染について、支払意思が高い人ほど幸福感を感じているという示唆が得られた。また、その環境汚染が近い将来から遠い未来のいつ起ころうとも、支払意思は幸福感と関係性が深い、とりわけ、近い将来についての支払意思が幸福感と関係性が深い可能性があることが見出された。同様に、自分の居住地に近いほど、支払意思は幸福感と関係が深いということが言え、総じて、環境に対する保護の意識を高く保つことは、高い幸福度と関係する可能性を有することが伺われた。生態系サービスに対する時間的・空間的な割引率に関する分析結果からも、同様の点が明らかにされ、近い未来では割引率が大きいが、遠い未来では割引率が小さく、また、上記のような環境破壊につき、身近な地域で起こる場合に、より支払確率が高いことが示された。

人々の支払意志からのみではなく、生産性という観点からも生態系サービスの経済価値を考察した。この分析結果からは、バイオマスの増加率が1パーセント上昇するとGDP成長率がおよそ0.045パーセント上昇することが示された。また、森林面積と農地面積のトレードオフを想定したシナリオ分析からは、森林や生物多様性のGDPに対する影響は、各国の状況に応じて正にも負にもなることがわかり、これより、単純にどちらか一方の増大のみを目指すのではなく、森林と農地の最適なバランスを模索することがGDPの増加に対して重要であることが示唆された。

このような生態系サービスによる経済的便益が実際に得られるものと仮定し、現実の生態系復元費用を考慮して、その費用便益率を反映させたポートフォリオ分析も実施した。その分析結果からは、国際的な公的機関や環境団体が、社会経済的便益や経済効率性を認識した上で、生態系復元への投資配分を決定する際には、プロジェクト・ポートフォリオの視点を反映させることで、生態系復元への投資効率をある側面において改善できることが示された。また、生態系関連の資金配分については、従来から生態学的重要性に基づく



プロジェクト・ポートフォリオ・マトリックス (2.6 参照)

判断基準が主張されてきたが、費用便益率や予算超過可能性などの社会経済的な視点からの投資判断基準は、社会経済のみならず生態学的な観点からの費用対効果という点からも優れたものであることが明らかにされた。

REDD の資金メカニズムに関する定性的分析では、開発途上国が REDD+ を実施する際には莫大な費用がかかることを示し、そのための資金調達方式として、先進国や国際機関から資金援助を受ける基金方式、REDD+ による炭素クレジットを市場で売買して資金を得る市場方式、準備段階においては基金方式を用い、段階的に市場方式を取り入れていくハイブリッド方式を紹介している。また、近年の国際的議論の動向や、先駆的な取組事例を概観し、REDD+ の導入における際に考慮すべき事項についてまとめている。

2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災を受けて、それからの復興における生物多様性や生態系サービスの重要性についてもアンケート調査および計量分析を実施した。現在の農地および漁港の復旧・復興計画に係る予算に関するアンケート結果からは、そのうちそれぞれ約 35 パーセント、30 パーセントを、従来型の復旧計画からより生態系サービスを重視した農地・沿岸の復興施策へと配分すべきとの選好が見られた。併せて、これらの選好に影響を与える要因の分析から、復興施策の策定においては、住民の特性や被災状況、自然や災害対策に対する意識などに配慮する必要があるという示唆が得られた。

第 3 章の「生態系サービスの経済価値評価」では、地方レベルおよび全国レベルでの生態系サービスの経済価値評価を実施した。宮城県蕪栗沼を対象とした選択実験からは、「湿原保全」や「ふゆみずたんぼ」の面積が地元である宮城県住民にはほとんど影響していないことが示される一方、「水鳥の観察施設」は 1,721 円と高い値が示された。この結果は、地域住民が蕪栗沼に対して非利用価値よりも利用価値を重視していることを示唆している。これに対して、宮城県以外の人々の限界支払意志額は、「湿原保全」が 100 ヘクタールあたり 857 円、「ふゆみずたんぼ」が 100 ヘクタールあたり 249 円と宮城県サンプルよりも高い値を示すのに対し、「水鳥の観察施設」は 181 円と低い値に留まっている。この理由とし

て、宮城県以外の一般市民は、蕪栗沼から遠く離れているため水鳥の観察施設を利用する可能性が低く、利用価値よりも非利用価値を重視していることが考えられる。本分析からはこのように、環境の価値は利用価値と非利用価値で性質が大きく異なり、利用価値の受益者は利用者に限定されるため地域限定的に、非利用価値の受益者は広範囲に存在するこ

ふゆみずたんぼ等に関する限界支払意思額 (3.2 参照)

全サンプル

湿原保全	858.24 円/100ha	[796 - 917]
ふゆみずたんぼ	248.84 円/100ha	[220 - 282]
水鳥の観測施設	177.93 円	[131 - 226]

宮城県サンプル

湿原保全	-315.27 円/100ha	[-3728 - 1696]
ふゆみずたんぼ	-602.63 円/100ha	[-2591 - 397]
水鳥の観測施設	1,721.15 円	[286 - 3894]

宮城県以外サンプル

湿原保全	856.88 円/100ha	[795 - 918]
ふゆみずたんぼ	248.97 円/100ha	[220 - 277]
水鳥の観測施設	180.80 円	[134 - 227]

全国の生物多様性保全政策に対する限界支払意思額 (3.3参照)

		Model 1 条件付きロジット	Model 2 ランダムパラメータ ロジット
保護林面積率 (%)	円/%	549	196
		[477 - 626]	[172 - 221]
環境保全型農業率 (%)	円/%	5068	2357
		[3971 - 6112]	[2036 - 2698]
自然公園面積率 (%)	円/%	228	85
		[154 - 303]	[69 - 104]
湿地保全面積率 (%)	円/%	2474	1113
		[1693 - 3206]	[869 - 1405]
絶滅危惧種数 (%)	円/%	-446	-132
		[-504 - -393]	[-149 - -117]

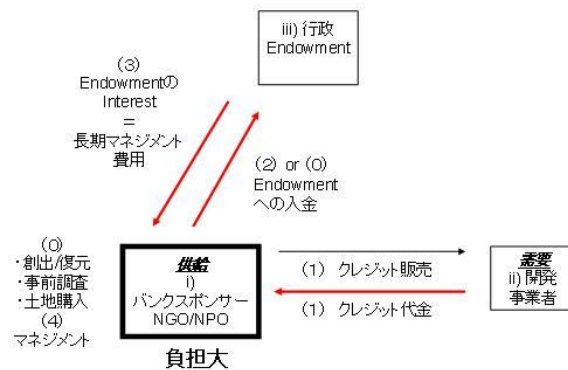
とが示された。生態系サービスの経済価値評価においてはこのような個人差を適切に考慮

し、選好の多様性を考慮する必要性があると言える。

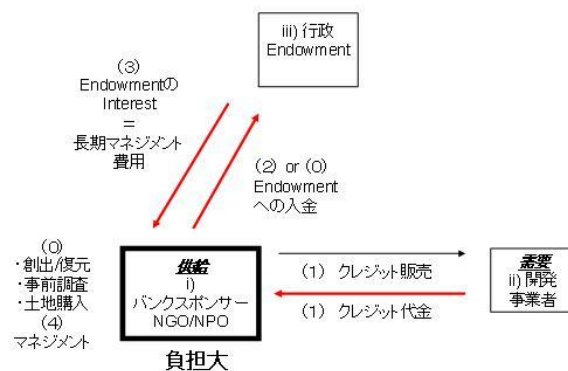
全国の生物多様性保全政策に関する選択実験からも同様に、回答者の属性に応じて効用パラメータは大きく異なることが示され、生物多様性保全には選好の多様性を考慮することが重要であることが判明した。ここではさらに、選好の多様性を考慮したランダムパラメータ・ロジットモデルの推定結果を基に、仮想的な 3 種類の政策評価を実施した。いずれの政策も絶滅危惧種は現状より改善されるが、政策 1 は保護林および湿地保全、政策 2 は環境保全型農業を重視したものであり、政策 3 は全体バランスを重視したものである。この集計価値においては、保護林および湿地保全を重視した政策 1 が 2,340 億円と最大値を示した。この評価額を生物多様性保全政策の費用と比較することで、経済的効率性の高い保全策のあり方を検討することが可能となる。

また、沖縄県やんばる地域における絶滅危惧種の経済価値評価からは、価森林の保護面積を 1 平方キロメートル増加させることの限界支払意志額は 1 世帯当たり年額 2.9 円、ヤンバルクイナ羽数を 1 羽増加させることの限界支払意志額は 1.0 円、ヤンバルテナゴコガネの絶滅回避のための特別保護については 2,423 円と示された。この結果から、仮に、森林を全て保護地域に指定し、ヤンバルクイナを発見当時の羽数まで増加させ、ヤンバルテナゴコガネを確実に絶滅から回避させるための対策を実施するというシナリオを想定した場合の WTP は 1 世帯当たり年額 3,980 円と推計される。保護地域を拡大し、絶滅危惧種を保護するという取り組みに対する WTP を尋ねる方法として CVM も有効であるが、選択実験の場合、各政策手段・対象ごとに便益評価額が得られるため、費用便益分析を実施する際には有効な方法であると考えられる。

第 4 章の「生物多様性分野の市場メカニズムを活用した革新的資金メカニズムの政策オプション研究」では、米国やオーストラリアにおける生物多様性オフセット・バンキングメカニズムや、コスタリカを初めとした諸外国における PES などについて文献調査や現地調査を実施した。米国の生物多様性オフセット・バンキングシステムとしては、ミティゲーション・バンキングとコンサベーション・バンキングの 2 つを取り上げ、双方の比較を実施するとともに、In-Lieu-Fee ミティゲーションが、あまり積極的に導入されていない理由について分析している。オーストラリアについては、バイオバンキングとブッシュブローカーという 2 つの先駆的なバンキング・システムに着目し、それぞれの優れた点や課題となる点について分析を実施している。以上の調査分析を踏まえ、米国・オーストラリア双方の生物多様性オフセット・バンキングシステムの制度を比較し、そこから同制度において重要な課題として、バンクサイトの法的な長期的・永久的保護、そのための管理資金



米国の費用負担構造と資金と長期マネジメント費用の流れ（4.3 参照）



オーストラリアの費用負担構造と資金と長期マネジメント費用の流れ（4.3 参照）

を長期的に供給する仕組みの構築を挙げている。さらに、生物多様性オフセット・バンキングシステムを日本において導入する際に、このような課題に対してどのように対処するかについて検討し、米国やオーストラリアなどで実践されている制度的な工夫を、日本においても適宜準用することを提案している。

PESに関する調査分析では、各国におけるPESの取組を簡略的に紹介し、その分類を示すとともに、それらの特徴についてまとめている。また、PESの取組が進んでいるコスタリカに着目し、その制度について詳細な調査分析を実施している。

第5章の「生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究」では、日本国内におけるPES類似制度に注目し、上流と下流をつなぐ支払いから森林環境税、農業における直接支払い制度、都市におけるPES類似制度、企業が行なう水源林保全等、税金の控除まで、幅広い施策について、古くは江戸時代からの事例などを紹介している。これらを基に、ここでは現在の日本におけるPES類似制度の問題点を指摘した。併せて、海外のPESにも着目し、国家レベルでのPESを実施している国としてコスタリカに加えメキシコを、また地域レベルで実践している国としてボリビアやエクアドル、オランダの事例を整理している。このような海外の事例とともに、より広範な生物多様性保全戦略という視点から、生物多様性国家戦略やPES制度に関連する法律、千葉県、愛知県、兵庫県、石川県の生物多様性地域戦略などについても調査を実施し、今後日本においてPESを導入する際

の PES の位置付けや、PES 制度のあり方、自治体の取り組み促進と連携の強化、生物多様性の経済価値の内部化に向けての今後の研究課題について提言をまとめた。

これらの研究成果を広く社会に発信したことについて、第 6 章「シンポジウム開催」にまとめている。ここでは、シンポジウム「生物多様性と生態系サービスの経済学」と「生物多様性と生態系サービスの経済学に関するワークショップ」の概要および討議内容を示し、今後の企業との連携や国際的な研究者間のネットワークの構築をより一層進める必要性を指摘している。

そして結論となる「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」では、これまでの研究成果を広く概観しながら、生態系サービスの持続的な利用と生態系サービスの経済価値評価、PES の国内適用可能性、REDD+ の理論と実践、生物多様性オフセット・バンキングメカニズムの制度設計について、それぞれの政策含意を示し、最後に総括と今後の展望を示して、本研究成果報告書の結語としている。

1. 序論－生態系サービスの持続的利用と経済価値

1.1. 生態系サービスとは

1.1.1. 生態系と生物多様性

1992年のリオ・デ・ジャネイロにて地球サミットが開かれ、生物多様性条約が締結された。それ以降、生物多様性に対する関心は世界的な高まりを見せている。現在、生物多様性の劣化はもうひとつの地球サミットの成果である気候変動枠組み条約と並び、環境に関する現代の二大重要課題とされている（図 1.1.1）。しかし、これら 2 つの課題は異なる性質を抱えている。

気候変動は温室効果ガスにより引き起こされる世界的に共通の課題であり、その排出量を削減するという目標を設定することで対応することができる。これに対し生物多様性の劣化は様々な要因により生じる地方・国家・地域・世界レベルの多様な次元に跨る課題であり、その対策手法も遺伝子の保存から種の保全、保護区の設定まで多岐に亘るものである。植林を具体例として両者の相違を表現するならば、気候変動対策の観点からはどのような樹種でも生育が早いものが好まれるのに対し、生物多様性保全の観点からはその土地の固有性に応じた樹種でなければならないという制約がある。つまり気候変動対策よりも生物多様性保全は理解されにくく、複雑であるという特徴がある。

生物多様性は複雑な課題であるが、まずはその定義を正確に認識することが理解を深化させる一助となる。生物多様性は、生物多様性条約第 2 条において「すべての生物（陸上生態系、海洋その他の水界生態系、これらが複合した生態系その他生息又は生育の場のいかなを問わない。）の間の変異性をいうものとし、種内の多様性、種間の多様性及び生態系の多様性を含む」と定義されている。すなわち生物多様性とは遺伝子、生物種および生態系の多様性を表わすものであり、より厳密にはそれらが多様であるという「状態」を表現するものである。一方で類似のものとして捉えられる傾向にある生態系とは、「物理的な環境とそこに生息する生物群集の相互作用から構成される複雑なシステム」であり、「エネルギー

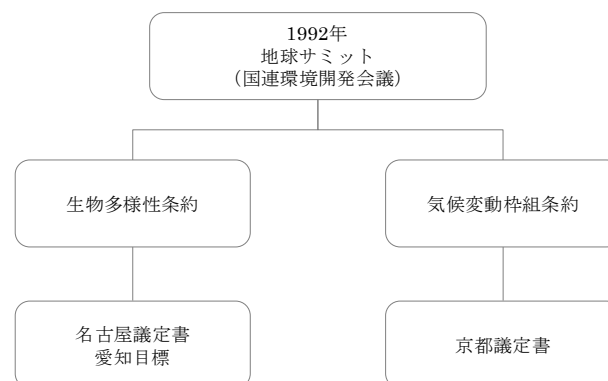


図 1.1.1 生物多様性と気候変動に関する国際的取組

ギーや物質の固定、生物体の再生産、物質の生産・循環・分解を基本として、さまざまな生態系機能を有する」と定義される（巖佐他、2003、pp.317）。すなわち生態系とは「構造」であり「機能」であることから生物多様性とは異なるものであり、この生態系の多様性が生物多様性の一部を成すという関係にある。

一般に生物多様性という言葉は種の多様性を連想させ易い。それは種が比較的明確に区別された概念であり、また我々に馴染みの深い観念だからである。例えばアフリカゾウとインドゾウの相違は専門的であるにしてもゾウとサイは容易に見分けのつくものであり、またニホンタンポポとセイヨウタンポポの見分けは困難であるにしてもタンポポとサクラの相違は認識が容易である。これら種と生態系の関連性については、種が多様であるほど生態系の生産性や安定性が上昇するとともに（Tilman et al., 2005）、生態系が攪乱を受けた際の耐性および回復速度が高まると言われている（Elmqvist et al., 2003）。ところがその関係性は必ずしも線形とは限らず、リベット仮説などによる上方硬直性が指摘されている（Ehrlich and Ehrlich, 1981）。これは飛行機がいくつかのリベットを逸しても飛行を継続できるが、ある一定のレベルを超えた時点で飛行が不可能になることに例えたものであり、生態系もいくつかの種が絶滅してもその機能を継続できるが、ある一定のレベルを超えると崩壊することを示したものである。これより推論されることは生態系の機能を保つためには必ずしもすべての種を保全する必要はないということである。但しどの種ならば絶滅の影響が小さいか明確であるとは限らず、いまだに記録されていない種が極めて多く存在することや種同士の関係性は把握しきれないほどに複雑であることに鑑みると、安易に種の絶滅を容認すべきではないことは明らかである。

生物多様性をどのレベルにおいて保全するかは議論が続いている。遺伝子資源は新薬開発において重要な要素であるが、各個体において異なる遺伝子をすべて保全することは不可能である。同様に現状の資金制約下において一千万とも一億とも言われる種を各個保全することは極めて困難であり、仮に特定のキーストーン種やアンブレラ種を保全するにしてもそのためにはそれらの生息地を保全することが絶対条件となる。このように考えると生物多様性を保全するにあたり優先的に考慮されるべきは生態系である。生態系は極めて複雑で他の生態系との区分が困難であることから政策の対象としづらい側面があることは事実であるが、生態系の保全なくして種や遺伝子の保全が難しいことに鑑みるとその重要性は一目瞭然である。生態系アプローチとして生物多様性条約において謳われているように、生態系に注目した保全政策が生物多様性保全の効率的および効果的な実施の鍵となると考えられる。

1.1.2. 生態系サービスと人間の福利

生態系は相互に複雑な関係性を有するとともに土地に応じた独自性を内包することから明確な分類が困難である。しかしそのような中においても類似性を持つ生態系を整理する

ことは可能であり、かつ政策決定や保全活動において生態系の分類が一定の意義を有することから、生態系をいくつかのカテゴリーに分類する取組が様々に実施されている。ここではMA（2005a）による区分を紹介する。

これはまず地球表面を大まかなシステムとして捉えた上で、それより詳細な生態系をそれぞれのシステムへと分類したものである（表 1.1.1）。例えば陸水と呼ばれるシステムは、沿岸域や内陸に存在する永続的な水域を中心としたシステムと定義され、河川、湖沼、氾濫原、貯水池、湿地、塩湖などの生態系がこれに含まれるとされている。このようなカテゴリー分類は農林水産業などに関する各国政府の省庁の管轄区分と対応すること、および生物多様性条約においても採用されていることから有用であると考えられている。但しすべての地表・水面がその特性に応じてこのうちのひとつのみに分類されるとは限らず、アグロフォレストリーが行われている土地などは森林システムおよび農耕地システムの双方に属するとされることに留意が必要である。

このように様々に分類される生態系は、それぞれのその本来的な機能において栄養塩固定や水質浄化、大気調節などの環境維持活動を行うとともに、自然資源を生産する。これらは人間にとって極めて重要な生活基盤であり、経済活動との類似性を基に捉えるならば、前者はサービスの提供、後者は財の提供に他ならない。MA（2005a）はこれらを総称して「生態系サービス」と呼び、4つの区分に基づく31のサービスに分類している（表 1.1.2）。供給、調整、文化、基盤の4つに区分された生態系サービスは、食糧供給から気候調整、レクリエーションから土壌形成まで広汎であり、その与える影響の範囲も洪水抑制などの地方レベルから大気調整などの世界レベルまで多層的である。様々な生態系が多種多様なサービスを提供し、そこに存在する種が生態系の機能に影響を及ぼすことに鑑みると、生

表 1.1.1 生態系の分類

システム	含まれる生態系
1 海洋	大陸棚、大陸斜面、海山、深海など
2 沿岸	マングローブ、サンゴ礁、海草地、干潟、河口、塩性湿地、砂丘など
3 陸水	河川、湖沼、氾濫原、貯水池、湿地、塩湖など
4 森林	熱帯湿性広葉樹林、熱帯針葉樹林、温帯広葉樹林・混交林、温帯針葉樹林、寒帯林など
5 乾燥地	低木地、灌木地、草原、半砂漠、砂漠など
6 島嶼	火山群島、環礁島、大洋島など
7 山岳地	乾性亜高山帯、乾性熱帯丘陵、湿性温帯高山帯、湿性温帯低山帯など
8 極地	氷山、永久凍土、ツンドラ、極地砂漠、極地沿岸域
9 農耕地	農地、水田、牧草地、果樹園、森林農業地、養殖地など
10 都市	居住地、商業地、工業地など

出典：MA（2005a）およびMA（2005b）

表 1.1.2 生態系サービスの分類

供給サービス		文化的サービス	
1	食糧	17	文化的多様性
2	繊維	18	精神的・宗教的価値
3	燃料	19	知識体系（伝統的・慣習的
4	遺伝子資源	20	教育的価値
5	生化学物資、自然薬品	21	インスピレーション
6	装飾品の素材	22	審美的価値
7	淡水	23	社会的関係
調整サービス		24	場所の感覚
8	大気質の調節	25	文化的遺産価値
9	気候の調節	26	娯楽とエコツーリズム
10	水の調節	基盤サービス	
11	土壌浸食の抑制	27	土壌形成
12	水の浄化と廃棄物の処理	28	光合成
13	疾病の予防	29	一次生産
14	病虫害の抑制	30	栄養塩循環
15	花粉媒介	31	水循環
16	自然災害の防護		

出典：MA（2005a）

生態系サービスは生物多様性に支えられたものであると言える。

これらの生態系サービスは人間の福利を構成する五つの要素、すなわち豊かな生活に必要な基本資材、健康、良好な社会関係、安全、選択と行動の自由と密接に関係する（MA, 2005a）。豊かな生活は衣食住の安定により支えられることから供給サービスにその多くを依存し、栄養や疾病予防、精神的健全性などの観点から供給サービスや調整サービス、文化的サービスは健康に強い影響を及ぼす。また特定の生態系に基づく文化的サービスの共有は良好な社会関係の基盤となるとともに、供給サービスなどの劣化は社会的な不和を招く可能性がある。安全は生命や財産の保障であり、洪水抑制などの調整サービスはこれに対して重要な役割を果たすとともに、選択と行動の自由はすべての生態系サービスの影響を受けうるものである。

すべての人は生態系サービスの受益者であるが、その依存度は個人の状況やサービスの

種類により異なる。先進国に住む人々は養殖を含む高度に管理された食糧生産の恩恵により食糧源としての野生生物への依存は減少し、また石油による十分なエネルギー供給により燃料源としての薪を採取する必要がない。健康や安全という点においても、薬剤への容易なアクセスや自然災害からの防護設備の拡充という点で、生態系サービスへの依存度は比較的小さいものであると言える。一方で後発開発途上国に居住する貧困層は依然として野生生物由来の食糧や薬草などへの依存度が大きく、また自然災害に曝されやすい環境に生活しているために生態系サービスが劣化した場合の影響を被り易い。つまり生態系サービスへの直接的な依存度は貧困層においてより大きいと言える。しかしながら先進国の人々も自然資源としての食糧そのものや新薬開発のための遺伝子資源、森林による炭素固定や水質浄化機能、そしてエコツーリズムや審美的価値などが依然として必要であることに鑑みると、生態系サービスによる恩恵を無視することはできない。

生態系サービスには人工資本で代替できるものと代替できないものがある。また代替できるにしても莫大な費用がかかるものがある。例えば野生生物の食肉資源は家畜により代替可能であるが、野生生物のエコツーリズムにおける価値を家畜で代替することは難しい。また森林や湿地の洪水抑制機能を堤防やダムを用いて代替することは可能であるが、その建設は財政に大きな負担を強いる。このように考えると生態系サービスの劣化は回復不能もしくは著しく大きな損害を社会経済的にもたらす可能性があり、代替不可能性や費用の点から保全対象の優先順位を付けることは一考に値するであろう。

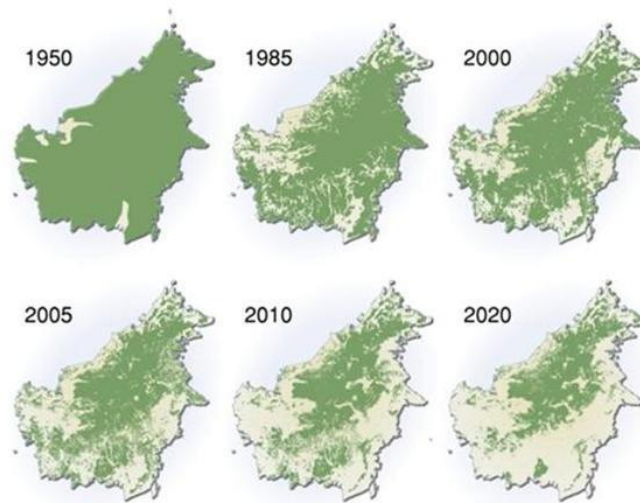
1.2. 生態系サービスの非持続的利用

1.2.1. 生態系の劣化

世界の生態系は人類の歴史上かつてない速度で劣化し続けている (MA, 2005a)。森林伐採や湿地干拓による積年の農地開発で現在農耕地は陸地表面の 4 分の 1 を占め、過去数十年の沿岸域の開発から世界のサンゴ礁およびマングローブ林はそれぞれ 20 パーセントおよび 35 パーセントが消失した。自然河川の流量の 3 倍から 6 倍にあたる水量が現在、世界各地のダムに貯水され、地球史上の 1,000 倍の絶滅速度で種は消失している。生態系劣化の激しさを物語るいくつかの事例を以下に挙げる。

- インドネシアのボルネオ島の熱帯雨林は 1950 年以降急速な伐採や開発に曝され、ほぼ全島を覆い尽くしていた熱帯林面積は現在までに半減した (図 1.2.1) (UNEP/GRID-Arendal, 2007)。
- 中央アジアに位置するアラル海は、流入するアムダリヤ川とシルダリヤ川が 1960 年代に灌漑のために流路変更されたことにより、水面積の 50 パーセントと水量の 3 分の 2 を失い (図 1.2.2)、このままの減少速度が継続するならば 2020 年までに完全に消失すると推測されている (Pidwirny, 1999)。
- ニューファンドランド島東海岸沖におけるタイセイヨウダラ漁は、1950 年代後期からの沖合底引き網漁業により漁獲量が著しく増加したことにもかかわらず十分な保全政策が実施されなかったことから、1992 年には資源が崩壊し、2003 年には漁獲の無期限停止が宣言された。

これらの生態系劣化の直接的な要因には主に以下の 5 つ、すなわち生息地の改変、気候



出典 : UNEP/GRID-Arendal (2007)

図 1.2.1 ボルネオ島の森林面積の遷移



出典：UNEP/GRID-Arendal (2009)

図 1.2.2 アラル海の水面積の遷移

変動、外来種、過度の資源利用、汚染が挙げられる。上述のような森林伐採や流路変更は生息地の改変の代表例であり、この他にも農地転換、湿地干拓、ダム建設、沿岸埋立などは生態系を破壊する主な要因である。気候変動は気温や降水量の変化を通じて世界的に植物相や動物相に大きな影響を与えるとともに、ヒマラヤ山脈や南極大陸などの氷河の後退から山岳システムや極地システムを崩壊させる恐れがある。人間の移動や故意の放流による侵略的外来種はその地の食物網や植生に対し壊滅的な打撃を与えることがあり、東アフリカのビクトリア湖における食用のためのナイルパーチの導入は、カワスズメ科のシクリッドという魚種を 200 種も絶滅させたとされる (Goldschmidt et al., 1993)。過度の資源利用による個体数減少の事例については、19 世紀においてアメリカバイソンがその個体数を数千万頭から 1,000 頭未満へと激減させ、同様にアメリカ大陸に数十億羽存在したリョコウバトが 20 世紀前半に絶滅したことなど枚挙に暇がなく、世界的なヒゲクジラ類の個体数減少もその一例である。化学物質や重金属などによる汚染は陸水システムにおいて顕著であり、1998 年のスペインにおける鉱山からの毒性物質の流出事故は下流域のドニャーナ国立公園を含む 4,600 ヘクタールに影響を与え、重量にして 30 トンに及ぶ魚類を殺戮したとされる (Bartolome and Vega, 2002)。

さらに MA (2005a) によれば、これら生態系改変の直接的要因の背景には、人口変動、経済活動、社会政治、文化、科学技術の 5 つの間接的要因があるとされる。人口や所得の増加は絶対的資源利用量の増大を促し、社会政治的な要因は生態系管理の意思決定や教育に対して影響を及ぼす。生態系に対する認識や消費行動は文化的・宗教的要因と繋がりがあり、科学技術の発展は農耕地の拡大や乱獲を引き起こすひとつの要因となる。またこれらと異なる視点から捉えるならば、間接的な要因としては市場の失敗と政策の失敗の 2 点が挙げられる。ここでの市場の失敗は供給サービス以外の生態系サービスをその公共財的性格から無価値とみなしたことである。これが短期的な経済的利益に繋がる資源の過剰利用や汚染による損失の過小評価などを促す結果をもたらしてきた。これに対する政策の失敗は生態系の劣化を助長する補助金や貿易構造を維持していることや実効性のある国際条

約を締結できていないことなどであり、森林伐採などの生息地の改変や動植物の移動による侵略的外来種問題の深刻化などを招いている。

1.2.2. 生態系サービスの非持続的利用

自然資源の収奪的な利用などによる生態系の劣化に伴い、ミレニアム生態系評価で分析された 24 の生態系サービスのうち 15 が現在劣化傾向にあるとされる（表 1.2.1）。急速な人口増加が続く中、技術的な進歩や農地の拡大による生産量の増大から穀物、家畜、水産養殖が増加する一方で、漁獲能力の向上による漁業資源の劣化や灌漑のための過剰取水による淡水資源の減少が観測されている。現在、重要な商業用の魚類資源の 4 分の 1 は過剰に利用され、世界の水利用の最大 4 分の 1 は人工的な水の移送や地下水の過剰汲み上げにより支えられているとされる（MA, 2005a）。

森林面積の減少は地域的な気候調節機能の劣化をもたらし、とりわけ河畔林の伐採は土壌浸食の抑制機能を低下させている。水の浄化や廃棄物の処理に関するサービスは湿地生態系の減少とともに低下し、マングローブ林やサンゴ礁の劣化は自然災害からの防護に関するサービスを縮小し沿岸域での暴風雨による被害の危険性を高めている。近年のエコツーリズムの振興に伴い生態系によるレクリエーション的なサービスの供給は増加しているが、一方で特定の地域の集中的な利用はその地の生態系を劣化させることに繋がりその他のサービスを劣化させる恐れがある。

食糧増産や乱獲、過剰伐採などの供給サービスの一時的な増加は、豊かな生活資材の提供として人間の福利に正の影響をもたらすが、その反動として水質浄化機能の低下による健康への悪影響や自然災害の被害拡大による安全への危機など負の影響も与える。すなわち生態系サービスの間には一定のトレードオフの関係が存在し、このとき負の影響が大きければ供給サービスの増加による便益はその分だけ減じられることになる。留意すべきはこれらのトレードオフが同一地域、同一人物の間において発生するとは限らないことである。東南アジア諸国におけるマングローブ林を伐採してのエビ養殖を例に挙げると、その供給サービスの恩恵は主として先進国の人々にもたらされる一方で、マングローブの伐採による漁獲量減少や自然災害の被害の拡大の影響は主として地元の人々が被ることとなる。このような場合、先進国の消費者から開発途上国の生産者に対し損失保証がなされるべきであるが、これらの費用は価格に反映されていないのが現状である。

このような生態系サービスの劣化は世界の貧困層をより一層苦しめている。生態系の破壊や過剰な汚染により劣化した水質浄化サービスは劣悪な飲料水や病原菌の繁殖による疾病の可能性を高め、公衆衛生の不備と相俟って毎年 180 万人をも死に至らしめているとされる（WHO, 2007）。漁業資源の劣化は開発途上国での安価なタンパク源を減少させるとともに、収入の低下や失業リスクの増大を招き、またかつて共有とされた漁業権の有力者による私有化は資源に依存する弱者に対し権利の剥奪を迫ってきた（Sekhar, 2004）。洪水や

表 1.2.1 生態系サービスの変化

サービス	区分	状態	注
供給サービス			
食糧	穀物	▲	生産量が大幅に増加
	家畜	▲	生産量が大幅に増加
	漁獲	▼	乱獲により生産量が減少
	水産養殖	▲	生産量が大幅に増加
	野生の食物	▼	生産量が減少
繊維	木材	+/-	ある地域では森林が減少、他の地域では増加
	綿、麻、絹	+/-	ある繊維では生産量が減少、その他では増加
	木質燃料	▼	生産量が減少
遺伝子資源		▼	絶滅と作物の遺伝子資源の消失による減少
生化学物質、自然薬品、医薬品		▼	絶滅と過度採取による減少
淡水		▼	飲用、工業用、灌漑用の非持続的な利用 水力エネルギーの量は変わらないが、それを使用するダム能力は向上
調整サービス			
大気質の調節	グローバル	▼	大気の自浄能力が低下
気候の調節		▲	20世紀の半ば以降、生態系は正味の炭素固定源となる
水の調節	広域的・地域的	▼	負の影響のほうが勝る
		+/-	生態系の変化と場所により異なる
土壌浸食の抑制		▼	土壌劣化が進む
水の浄化と廃棄物の処理		▼	水質が低下
疾病の予防		+/-	生態系の変化により異なる
病虫害の抑制		▼	殺虫剤の使用により自然による抑制機能が低下
花粉媒介		▼	花粉媒介者の数が世界的に明らかに減少
自然災害の防護		▼	自然緩衝地帯（湿地、マングローブ）が消失
文化的サービス			
精神的・宗教的価値		▼	神聖な林地と生物種が急激に減少
審美的価値		▼	自然の土地が質的・量的に減少
娯楽とエコツーリズム		+/-	利用可能な地域が多くなるが、多くのところで質が低下

出典：MA（2005a）

旱魃、地震や津波などの自然災害による国際援助の必要性の増加の一因には、生態系の改

変による自然災害への脆弱性の高まりが指摘されている (MA, 2005a)。このように生態系サービスへの依存度がより高い貧困層にとってその劣化は極めて重要な課題であるが、一方で貧困であるがゆえに生態系への負荷が高まるという可能性もあるため、貧困の拡大と生態系サービスの劣化の悪循環を断ち切るための方策を考える必要がある。

先進国においてもこのような生態系サービスの劣化は負の影響をもたらす。森林伐採や開発行為による植物種の絶滅は新薬開発のための遺伝子資源発見の機会の損失を招き、乱獲による漁獲量の減少は先進国の食糧供給や雇用吸収能力を劣化させうる。森林や湿地などの消失は気候変動のリスクを高め、沿岸域での海面上昇や自然災害規模の増大、動植物相や栽培農作物の変化などをもたらすと考えられる。開発途上国における疾病の増加が先進国へと波及する可能性は否定できず、生物多様性が豊かな熱帯地域の生態系の劣化はその地のエコシステムの価値を減少させうる。

このように生態系サービスの非持続的利用は人間の福利に重大な悪影響を及ぼす可能性がある。さらに絶滅した種を復活させることが不可能であるように、一度失われた生態系を元の状態に戻すことは極めて困難であり、収奪的に利用した後に復元すればよいという発想は容易には受け入れ難い。やはり生態系を劣化させないような生態系サービスの利用が求められているのであり、利用と保護のバランスを目指した生態系保全や生態系サービスの持続的利用が必要とされている。

1.3. 生態系サービスの経済価値

1.3.1. 生物多様性の価値

遺伝子、種および生態系の多様性を含む生物多様性には様々な価値があり、大きく分けて利用価値と非利用価値があり、総称して総経済価値（Total Economic Value: TEV）と呼ばれる（図 1.3.1）。利用価値はさらに直接的利用価値、間接的利用価値、オプション価値、遺産価値へと分類され、直接的利用価値はさらに食糧や水、木材や綿花などの物質の消費を伴うものと、エコツーリズムなどの物質的消費を伴わないものへと区分される。間接的利用価値は生態系による気候調節機能や水質浄化機能、花粉媒介などの利用を指し、いわゆる生態系の調節サービスを意味することが多い。オプション価値は遺伝子資源など現代世代が将来的に利用しうるものの価値であり、遺産価値は将来世代の利用のために生物多様性を残しておくべきであるという価値を表わす。この遺産価値は現在の利用を伴わないことから、他方で非利用価値であるとも捉えられる。非利用価値のもうひとつは存在価値であり、そこに生命が存在すること自体に価値があるという観念的なものである。

このような多様な価値を持つ生物多様性であるが、これらの価値についてその規模が明確な指標で定量的に評価されているものは直接的利用価値のみである。間接的利用価値やオプション価値、遺産価値、そして存在価値については定性的な価値評価のみがそれぞれの社会や文化に応じてなされているだけであり、意思決定者間や各国間でそれらの価値が共有されているとは限らない。このように定量的な指標を持たない価値は共通認識を醸成させることが困難であり、意思決定プロセスにおいては直接的利用価値に比して重視されることが少ない。直接的利用価値の最大化は間接的利用価値や非利用価値などの劣化を招くものであるが、後者が顧慮されにくい現状においては開発や利用が保全よりも重視される傾向にある。このように考えるならば、直接的利用価値のみしか定量的に把握できてい

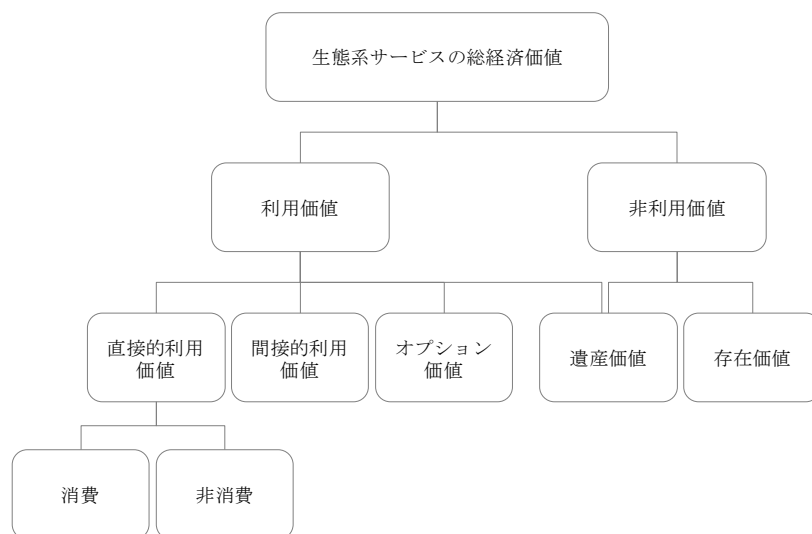


図 1.3.1 生態系サービスの総経済価値

ないことが、現在のような過剰利用や乱開発を招いているとすることができるであろう。逆説的に言えば、直接的利用価値以外の価値についての定量的な評価を意思決定者間で共有することができれば、自然環境保全を優先するという判断を促すことも可能であるということである。

1.3.2. 経済価値評価の意義

生物多様性の価値を定量的に評価することは非常に困難である。それはそもそも生物多様性について人類がすべてを把握しているわけではなく、またオプション価値や遺産価値のような将来的な価値については大きな不確定性が存するためである。しかしながら対象を生態系サービスに絞るならばその価値を定量的に評価することも可能かもしれない。なぜなら生態系サービスは現実に我々が享受している生物多様性による便益だからであり、現在の便益であるならばその規模を経済的に評価することが不可能ではないからである。そのため、ここでは生態系サービスの経済価値評価について考察することとする。

そもそも生態系サービスには私的財および公共財の双方の性格がある。例えば木材は私的財であり、森林保有者が明確な所有権を保持する。その利用による便益は利用者個人に一元的に還元されるため、木材は市場において取引対象となり金銭的な価値が付与される。一方で森林による炭素固定機能は公共財であり、森林保有者が他者への便益提供を拒否できるものではなく、また受益者間でその利用量の寡多を競うことができるものではない。このような場合には通常の市場では取引対象とならず金銭的な価値が与えられないことから、経済的に「無価値」と認識される傾向にある。しかし公共財としての生態系サービスの劣化は確かに負の経済的影響をもたらす。例えば森林伐採による炭素固定機能の低下は地域的な気候の不安定性をもたらし、気候変動や自然災害による経済的損失のリスクを高める。湿地が持つ水質浄化機能が過度の取水や汚染により劣化した場合には、周辺住民への疾病の拡大による医療費の増加や漁獲高の減少による失業の増加に繋がることが懸念される。このように考えるならば、公共財としての生態系サービスにも経済的な価値が存すると認識すべきことは明白であり、これらを定量的に評価することには一定の意義が見出せるであろう。

ここで生態系サービスを金銭的に評価することの是非が問われる。生態系サービスの経済価値の評価とはすなわち生態系サービスを金銭的な価値に換算したものであるが、これに対しすべての生命には存在する権利があり、経済的な価値によりその優劣を測るべきではないという倫理的な視点から懐疑的な意見を持つ人々もいる。確かに経済的価値による評価は時に開発を支持し、ある特定の個体や生息地の劣化を容認することは否めないが、経済評価がなされない現状においても開発が是認されることは周知の事実であり、倫理的な正義観から開発を差し止めることは容易ではない。逆説的に考えるならば、生態系保全が経済的便益を産出しないと捉えられているからこそこのような開発偏重の思想が生まれ

るのであり、したがって経済価値による生態系サービスの評価は開発よりも保全の優先という選択肢を経済的に支持する可能性を創出すると考えられる。この点についてさらに **Pearce and Moran (1994)** は、経済活動が生態系サービスの劣化の主要因であることから経済的な視点を反映しない保全政策には限界があることを指摘し、現状の資金制約下において早急な合意に辿りつくためには明確な指標と優先順位が必要であると主張している。加えて生態系サービスの価値を経済的に評価することは、様々なステークホルダー間での共通認識を醸成させる。すなわち政府や産業界、市民社会や個人は生態系サービスの価値について必ずしも同一の見解を抱かないが、その価値が身近な金銭という指標で表わされるならば、各ステークホルダーがその価値について共通認識を持つことが可能になる。これは平行線を辿ることの多い生態系保全議論に一筋の解決の光をもたらすものであり、生態系保全のための合意に一步近づく可能性を与えるものである。

1.4. 生態系サービスの持続的利用のための政策

1.4.1. 経済的アプローチ

生態系サービスの持続的利用は一朝一夕で実現できるものではなく、そのためには様々な政策や取組が必要とされる。MA (2005a) ではこれらを制度とガバナンス、経済とインセンティブ、社会的および行動的対策、技術的対策、知識に基づく対応、効果的な意思決定のプロセスのデザインと 6 つに分類しているが、ここでは本研究の重要なテーマである経済的アプローチとそれ以外の社会的アプローチの 2 つに分類して考察する。

土地開発や資源収奪、国際貿易などの経済活動は直接的に生態系サービスを劣化させ、税金や補助金などによる非持続的な経済活動の支援は間接的に生態系を改変する要因となりうる。このような経済的因子による非持続的な生態系サービスの利用を転換するためには、生態系サービスの非持続的利用よりも持続的利用のほうがより高い経済効率性をもたらす経済構造を構築しなければならず、そのためにはインセンティブの創設や生態系サービスの劣化を助長する補助金の撤廃などを含む経済システムの変革が必要となる。

ここでは一例として生産と消費による生態系サービスへの悪影響を低減する取組としての認証制度およびグリーン調達を取り上げる。前者はエコラベルと通称されるもので、森林製品に対する FSC (Forest Stewardship Council) 認証や海産物に対する MSC (Marine Stewardship Council) 認証などがよく知られている。これらは森林環境や海洋環境に配慮した持続可能な手法での林業や漁業に対しその製品に認証マークを付与するもので、一般市場でブランドのような価格プレミアムが期待できることから生産者に対し持続的な生産手法への移行のインセンティブを与えると考えられる。現実的な価格効果については賛否両論であるが、森田・馬奈木 (2010) や Wakamatsu et al. (2010) による研究では日本の消費者が MSC 認証製品に対し価格プレミアムを支払う用意があることが示されている。同様に生態系に配慮した農作物に対しても消費者の需要があることが知られている (例えば Managi et al., 2008)。

後者のグリーン調達制度は当該機関に対し特定購入物品の一定割合を環境配慮製品とすることを求める制度で、環境配慮製品の需要創出を通して環境負荷を低減させることを目的としたものである。例えば古紙配合の再生紙の調達を義務付けることは、再生紙への需要の高まりを通して森林伐採の必要性を低減させることに繋がり、また古紙配合率を 100 パーセントとしたときに環境負荷が増大する可能性に対しても、FSC などの認証付き原材料との混合を認めることでその低減を図ることができる。日本の現段階においては公的機関のみに義務付けられた同制度であるが、これに準ずる取組を実施する企業も増加してきていることから今後さらに環境配慮製品の市場規模は拡大すると思われる。

さらにより抜本的に市場の失敗を是正するためには、外部経済として現在捉えられている調整サービスなどの生態系サービスの経済価値を内部化、すなわち市場にて金銭価値で評価することが必要になる。それは既述のように生態系サービスの経済価値が正しく認識

されないことから開発による短期的な利益が優先され、それが長期的な便益を減少させる結果を招いてきたからである。生態系サービスの経済価値評価による利点はその便益を可視化できることであり、その規模の認識が容易になることである。そして生態系サービスによる経済的便益を開発や収奪による利益と比較することが可能になることから、前者が後者を上回る場合には生態系を保全するための経済的インセンティブを創出することが可能になることである。今後生態系サービスの経済価値を内部化させるためには、その正しい評価分析とともに、生態系サービス提供者に対する対価の支払いや生態系サービス劣化に対する費用負担、市場でのサービス取引手法の確立など法的・制度的な政策がさらに必要になると考えられる。

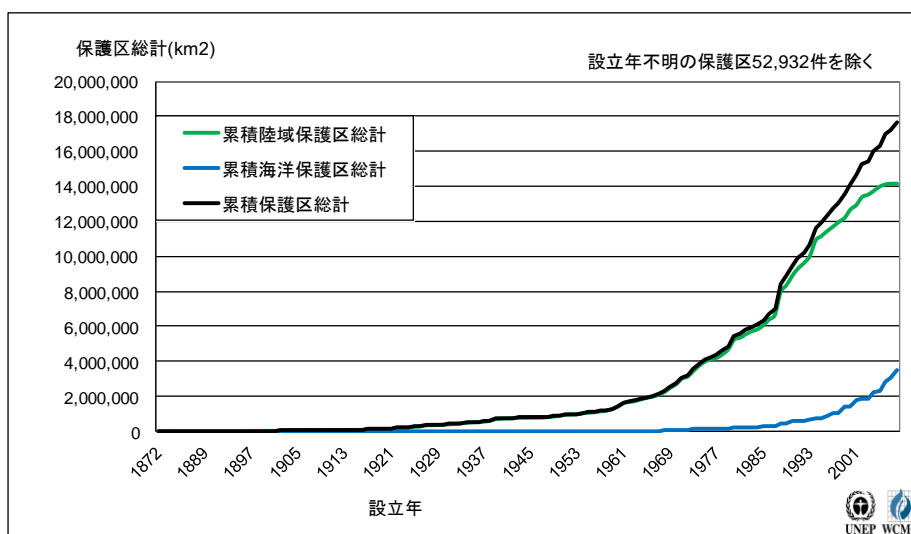
1.4.2. 社会的アプローチ

生態系サービスの持続的な利用のための社会的アプローチは、ガバナンスの向上からコミュニケーションの拡充、多様なステークホルダーの参画まで幅広い課題を含む。ここでは多国間環境条約の締結、保護区の設定、コミュニティの参画および伝統的知識の活用 の四点について概説する。

生態系サービスの持続的利用を促す多国間環境条約の代表例は既出の生物多様性条約である。本条約の目的は「生物多様性の保全、その構成要素の持続可能な利用および遺伝資源の利用から生ずる利益の公正かつ公平な分配」であり（生物多様性条約第1条）、生態系サービスの持続可能な利用が明確に謳われている。米国が批准していないなどの諸問題はあるものの、各国におけるその重要性の認識の基盤を形成したことには一定の意義が見出せるであろう。またこれに先んじて締結された1971年のラムサール条約においても湿地の「賢明な利用」が謳われており、生態系サービスの持続的利用は国際環境条約において重要な課題であり続けていることがわかる。今後はその実効性をどのように担保し生態系サービスの持続的利用を実現させていくか、その具体的な手法に関する検討が必要になるであろう。

1982年のバリ世界国立公園会議において各国の陸地面積の10パーセント以上を保護区として登録するという目標が設定されて以降、保護区はその数および面積において増加傾向を示している（図1.4.1）。保護区による厳密な保護はその土地における自然資源の直接的な利用可能性を減少させるものの、保護区がもたらす調整サービスは近隣住民のみならず国外の居住民に対しても便益をもたらす。近年では保護区を中心の原生保護区とその周辺の利用可能な緩衝地帯とに段階分けする取組も見られており、生態系の保護と利用のバランスが図られつつあるが、国際的なサービスの提供については近隣住民に過度な負担を強くないような国際的な協調が求められる。

このトップダウン的なアプローチである保護区に対し、近年では生態系サービスの持続的利用を目的としたコミュニティによる主体的な活動が世界各地で観測されている。ジン



出典：UNEP/WCMC (2009)

図 1.4.1 世界の保護区の数および面積の推移

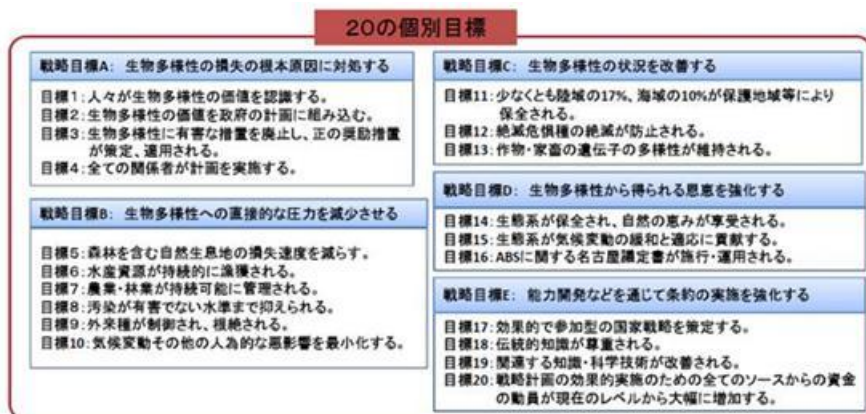
バブウェの CAMPFIRE (Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources) プログラムという事例では、住民と野生動物との間で農作物をめぐる紛争が生じていたという背景の下、コミュニティが土地をゲーム・ハンティングのために管理することとし、電気フェンスの設置やレンジャーの雇用などを実施したことで、結果的に収益の拡大、不和の軽減、野生生物の個体数の増加、密猟の減少などの正の効果をもたらすことに成功した。コミュニティによる自然資源管理の効率性を示したものとして注目し得る活動であると言える。

先住民族等が有する伝統的知識は特定野生生物の保護から多様な種の管理、資源循環の実践、遷移的な農耕システムの確立、伝承や儀式による知識の伝達、禁忌による制限まで広汎に亘り、生態系サービスの持続的利用に対し有用なことがある。とりわけ日々の活動の積み重ねによる生態系の状態のモニタリングや、環境的な状況に応じた生活の調整や適応は順応的かつ動的な生態系管理の実践は、自然資源管理において極めて重要な意義を持つ。科学的な知見と補完し合うことで、生態系サービスの持続的利用の実現の一助となるであろう。

1.5. 名古屋議定書の締結と生態系サービスの将来

2010年10月30日未明、名古屋にて開催されていた CBD-COP10 において名古屋議定書および愛知目標が締結された。前者は生物多様性条約のひとつの課題である遺伝資源の利用から生ずる利益の公正かつ公平な分配についての国際的なルール形成のための議定書であり、資源利用に際しての資源提供国に対する事前の同意や各国における法的措置の実施などが盛り込まれた。後者は「締約国は現在の生物多様性の損失速度を2010年までに顕著に減少させる」という2010年目標の未達成に対し、新たに締結された2011年以降の生態系保全目標である。ここでは2020年までに陸域保護区の割合を陸地面積の17パーセント、海洋保護区の割合を海洋面積の10パーセントとすることなどを含む20の達成すべき個別目標が定められている(図1.5.1)。このほか生物多様性と生態系サービスに関する政府間科学政策プラットフォームの創設、持続可能な生態系サービスの利用促進、資金動員戦略に関する決定、世界植物保全戦略の策定、水田の重要性を認識した決議など多数の決定が行われた。

このように少しずつではあるが世界的な生物多様性保全への取組は着実に前進している。今後、さらなる実効的な政策やいままで以上の企業や市民社会の参画、そして生物多様性と生態系サービスに関するさらなる調査研究により、この流れが一層加速化されることが期待される。



出典：外務省（2010）

図 1.5.1 愛知目標 20 の個別目標

2. アジア及びグローバルレベルでの生物多様性・生態系サービスに関する経済的分析

2.1. アジアにおける持続的な生態系サービス利用の政策影響評価

2.1.1. はじめに

ミレニアム生態系評価が指摘しているように、生態系サービスは直接利用されるものにとどまらず、洪水調節機能や大気組成安定化機能を始めとする様々な調節機能も含む非常に幅広い概念である (MA, 2005)。例えば、最も重要な地球環境問題としての地位を確立した感のある地球温暖化問題も、大気組成安定化機能という生態系サービスの持続可能な利用に関する問題と位置づけることができる。また生物多様性保全についても、生物多様性そのものが生態系サービスをもたらすか、あるいは何らかの生態系サービスを提供するために生物多様性の保全が必要条件となっているかのいずれかの形で、持続可能な生態系サービス利用の問題と位置づけることが可能である。このように問題を整理するならば、ブルントラント報告書によって定義された持続可能な開発とは、生態系サービスを持続可能な方法で利用しながら、基本的ニーズを充足する機会の欠如として定義される貧困を削減していくこと、と定義しなおすことも可能なのである (WCED, 1987)。

このように、持続可能な生態系サービス利用の問題は政策課題として極めて重要であるが、持続可能な生態系サービス利用が経済にどのような影響をもたらすかについて定量的分析を行った既存研究は多くない。特に家計や企業といった様々な経済主体の相互連関を考慮し経済全体への影響を評価する一般均衡モデルを用いた既存研究は限られている。先駆的な研究のひとつに、ラムゼイ型動学一般均衡モデルである DICE モデル (Nordhaus, 1993) に生態系サービスを組み込んだ鷺田 (1999) があげられる。鷺田は、DICE モデルの効用関数の中で生態系サービスを消費と代替可能と位置づけ、閉鎖森林系の生態系サービスに対する人々の経済評価と生態系サービス利用・保全の動学的経路の関連について分析している。DICE モデルは世界全体を対象とした 1 地域 1 部門モデルであり、鷺田 (1999) の分析も特定の国・地域における政策を対象とするものではなく、消費と生態系サービスの代替弾性値の違い、すなわち生態系サービスの希少性に対する家計の評価の違いによる生態系サービス利用・保全への影響を対象とした理論モデルの数値シミュレーションの色彩が強い。また森林ストックの蓄積は植林によるものとされており、森林の自然成長によるストック増加については考慮されていない。Sohngen and Mendelsohn (2003) は DICE モデルと世界森林モデルを組み合わせ、森林の炭素隔離機能の増大による温室効果ガス (Green House Gases: GHGs) 排出抑制と、エネルギー使用量抑制などのそれ以外の GHGs 排出抑制策の間の調整の必要性について検討している。この研究では、2100 年までの長期にわたる炭素制約を満たすための炭素価格経路と森林による炭素隔離量を扱っているが、

持続可能な森林利用という観点は希薄である。より実証的な色彩の強い研究として、多地域多部門を扱う計算可 CGE モデルに森林の炭素隔離機能を組み込んだ Ahammed and Mi (2005) などがあるが、主に森林による GHGs 排出削減への影響のみに着目しており、持続可能な森林利用に正面から取り組んだものではない。Hamilton (1997) は、インドネシアを対象に自然林においてより持続的な伐採技術が導入されると想定した上で、プランテーション林伐採と自然林伐採の比率、および経済成長率について 4 つのシナリオを想定し、動学的産業連関モデルを用いて 2020 年までの環境影響を評価している。この研究は林業による化学肥料、農薬の使用や土壌流出を考慮に入れるなど、比較的詳細な環境影響評価とマクロ経済モデルを組み合わせている点に特色があるが、最終需要の成長率をシナリオとして外生的に与えており、持続可能な森林利用による経済影響を評価したものではない。このような研究ギャップを念頭に、本項では森林の自然成長を反映した森林ストックモデルと CGE モデルを組み合わせた政策影響評価モデルを活用し、インドネシアの持続可能な森林利用に関する政策影響評価を試みる。インドネシアは、アマゾン流域やコンゴ川流域と並ぶ世界的にも極めて貴重な熱帯雨林を有している。しかしスハルト政権下で森林の商業伐採が急速に増加し、1950 年から 2000 年の 50 年間で森林の 40 パーセントが失われたと推定されている (Engel and Palmer, 2008)。また現行の伐採方法について、様々な環境問題を引き起こすとともに次の伐採期が来ても初回の伐採量を確保できないことから、持続可能な方法ではないと指摘されている (Hamilton, 1997)。このままでは 10 年程度でスマトラ島とカリマンタン島の低地林が消滅するという推定もある (Forest Watch Indonesia / Global Forest Watch, 2002)。インドネシアでは 1990 年時点で就業人口の 6 パーセント以上が森林関連産業 (林業、木材加工業および製紙・パルプ業) に従事しており、森林資源は経済的にきわめて重要な役割を果たしている。またインドネシアの熱帯雨林は極めて多様な動植物相に恵まれており、世界の植物種の 10 パーセント、哺乳類種の 12 パーセント、爬虫類種の 16 パーセント、そして鳥類種の 17 パーセントがインドネシアに生息していると推定されている (Hamilton, 1997)。さらに、インドネシアの森林植物は 35 億トンの炭素を固定していると推定される (Forest Watch Indonesia / Global Forest Watch, 2002)。インドネシアの持続可能な森林利用は、インドネシア一国のみならず、世界全体の持続可能な開発を促進する上で重要な政策課題となっている。

本項では、森林ストックモデルを用いて現状の伐採状況を反映した成り行き (Business As Usual: BAU) シナリオと、森林ストックが維持を目的とした持続可能な森林利用 (Sustainable Forest Use: SFU) シナリオを策定し、林業部門や木材加工部門を含む多部門ラムゼイ型動学 CGE モデルを用いて現状の伐採状況を反映した BAU シナリオの結果との比較により SFU による経済的影響を評価する。また、生態系サービスを経済的便益に変換する政策ツールとして、現在気候変動をめぐる国際交渉で脚光を浴びている REDD+に加え、PES についても取り上げる。

2.1.2. 政策影響評価モデル

本項で用いる政策影響評価モデルは、政策シナリオを記述する森林ストックモデルと、政策シナリオによる経済影響を評価する多部門ラムゼイ型動学CGEモデルによる経済評価モデルから構成される。

森林ストックモデルは森林成長を反映した単純なゴードン・シェーファー型モデルを採用し、政策シナリオ毎の森林伐採量、森林ストック量、および森林面積の動学経路を記述する。森林ストックモデルから経済評価モデルに入力する変数として、森林伐採量に加え、森林ストック枯渇に伴う単位伐採量あたりエフォートの変化、および森林ストック保全に伴う炭素固定量増加に対する REDD+クレジット総額の3つである。後二者は森林ストック量の関数として求められる。

経済評価モデル側では、森林伐採量の変化率を林業セクターの天然資源投入量の変化率として入力する。また単位伐採量あたりエフォートの変化率の逆数を林業セクターの全要素生産性 (Total Factor Productivity: TFP) の変化率として与えるとともに、REDD+クレジット総額 (PES の場合は PES 総額) を海外から政府への資金移動としてモデル化している。

以下に森林ストックモデルおよび経済評価モデルについて説明する。

1) 森林ストックモデル

モデル概要

本研究における森林ストックモデルは、森林の自然成長および期末での択伐、皆伐、違法伐採、土地開発、森林火災、および植林を考慮した動学モデルである。森林ストックの増加要素としては初期森林地、択伐施工地、および植林地での森林成長が挙げられ、これらはそれぞれの森林密度に応じて成長速度が変化すると仮定する。また森林ストックの減少要素としては択伐、皆伐、違法伐採、土地開発、森林火災による森林ストックの減少が想定され、択伐を除いては森林面積自体が減少するものと仮定する。

まず、自然成長についてはゴードン・シェーファー型のロジスティック曲線を描くと仮定し、以下のモデル式を構築する (cf. Chopra and Kumar, 2004)。

$$V_{t+1} = V_t + \varphi(D_t)V_t \left[1 - \left(\frac{D_t}{D_{\max}} \right) \right]$$

V は森林ストック、添字 t は年次 (以降同様)、 D は森林密度、 D_{\max} は最大森林密度、 $\varphi(D_t)$ は森林ストック D の値によって変化する内的自然増加率を表わす。 $\varphi(D_t)$ は D_t の値に応じて反比例の曲線を描くと仮定し、Goodland et al. (1991) の値を参照して D/D_{\max} が最大値付近で $\varphi = 0.03$ 、中央値付近で $\varphi = 0.05$ 、最小値付近で $\varphi = 0.10$ とする。

択伐は択伐率に応じて森林ストックが減少するものとし、択伐施工地の残りの森林ストックについては初期森林よりも速く成長するものとする。皆伐、違法伐採、土地開発、森林火災は森林に対しすべて同様の影響を与えるものとし、森林面積の減少をもたらすことから森林ストックはその土地面積分すべて減少するものとする。また森林地が裸地になると容易に回復が見込めないことから、これらの土地においては森林の自然回復は想定しない。植林地の森林ストックについては極めて小さい森林密度から加速度的に成長するものとする。以上の仮定に基づき、 $t+1$ 期の森林面積および森林ストックについて以下のように表わす。

$$\begin{aligned}
 A_{t+1} &= A_{o,t} - A_{c,t} - A_{cv,t} - A_{f,t} + A_{p,t} \\
 V_{t+1} &= (V_{o,t} - \frac{V_{s,t}}{\omega} - V_{c,t} - V_{i,t} - V_{cv,t} - V_{f,t}) \\
 &\quad + \varphi_{o,t}(V_{o,t} - \frac{V_{s,t}}{\omega} - V_{c,t} - V_{i,t} - V_{cv,t} - V_{f,t}) \left[1 - \left(\frac{D_{o,t}}{D_{max}} \right) \right] \\
 &\quad + (1 - \omega) \left(\frac{V_{s,t}}{\omega} \right) + \varphi_{s,t}(1 - \omega) \left(\frac{V_{s,t}}{\omega} \right) \left[1 - \left(\frac{D_{s,t}}{D_{max}} \right) \right] \\
 &\quad + V_{p,t} + \varphi_{p,t}V_{p,t} \left[1 - \left(\frac{D_{p,t}}{D_{max}} \right) \right]
 \end{aligned}$$

A は森林面積、 ω は択伐率、添字 o, s, c, i, cv, f, p はそれぞれ初期森林地、択伐施工地、皆伐地、違法伐採地、土地開発地、森林火災地、植林地を表わす。

またこれによる林産品量 H については択伐および皆伐のみを考慮し以下の数式で表す。

$$H_t = V_{s,t} + V_{c,t}$$

データ

インドネシアの森林に関するデータとして、Ministry of Forestry (2008) より初期森林地面積、林産品量、森林火災地の面積、植林地面積、初期密度に関するデータを得た(表 2.1.1)。また違法伐採量に関するデータについては地球・人間環境フォーラム (2008, pp.7) における推計値を、土地開発面積については Tjondronegoro (2003) の推定値を用いた。さらにこれらを利用しその他の必要数値を算出した上で、年間森林減少面積との差分より皆伐地面積を計算し、最後に択伐率 $\omega = 50\%$ を用いて択伐施工面積を算出した。尚、択伐率については地球・人間環境フォーラム (2008, pp.101) の値を参照した。またインドネシアでは皆伐等による森林面積の減少が著しいことから逆に残存面積についてはほぼ極相に近い状態であるものと想定し、現在の森林密度が最大森林密度に近いものであると仮定して $D_{max} = 60$ という数値を用いる。植林地の森林密度については、このようなシナリオでは極めて小

さい値から始めることが通常とされることから、ここでは1ヘクタールあたり1立法メートルを採用する。

表 2.1.1 インドネシア森林データ

項目	変数	面積 (A)	体積 (V)	密度 (D)
		1,000ha	1,000m ³	m ³ /ha
初期森林地	<i>o</i>	93,924* ³	5,528,386* ¹	58.86* ²
年間森林減少	-	1,089* ³	-	-
択伐施工地	<i>s</i>	642	18,884* ¹	58.86* ²
皆伐施工地	<i>c</i>	179	10,558* ¹	58.86* ²
違法伐採地	<i>i</i>	680* ¹	40,000* ⁴	58.86* ²
土地開発地	<i>cv</i>	226* ⁴	13,295* ¹	58.86* ²
森林火災地	<i>f</i>	5* ³	278* ¹	58.86* ²
植林地	<i>p</i>	149* ³	149* ¹	1.00* ²

*1 密度からの計算値

*2 初期値

*3 Ministry of Forestry (2008)

*4 地球・人間環境フォーラム (2008)

2) 経済評価モデル

モデル概要

本研究で用いた経済評価モデルは、インドネシアを対象とした一国動学 CGE モデルである。経済主体は家計、企業および政府で構成され、国際貿易については小国仮定を採用し、財・サービスの国際価格は外生的に決まると仮定する。本モデルにおける動学プロセスは、家計が将来における所得あるいは消費水準などを予測した上で効用最大化を行うという家計の動学最適化問題として反映されている。企業部門の意思決定については一般的な各期における利潤最適化問題として定式化されている。モデル開発は CGE モデルにおいて広く使われている GAMS (General Algebraic Modeling System) ソフトウェアを用いて行い、MCP (Mixed Complementarity Problem) 問題として定式化した上で PATH ソルバーを用いて解いた。タイムステップは1年としてデータベースの基準年である2004年から2020年までの政策シミュレーションを実施した。

家計行動の動学最適化

家計は労働や資本などの生産要素を産業部門に提供することで得た所得によって、様々な財・サービスを購入するか、あるいは家計資産の形で貯蓄する。本モデルでは一般的な成長モデルあるいは CGE モデルと異なり生産部門が生産要素として投入する資本 (物質)

と家計資産（価値）を区別しているため、家計資産からの収入は他の要素所得とは異なった扱いとなっている。すなわち資本以外の生産要素からの所得は生産要素 f の一人あたり供給量 (x_t^f) に要素価格 (w_t^f) をかけたものであるが、家計資産からの収入は貨幣単位で表される一人あたり家計資産 (m) に収益率 (r) をかけたものとなる。したがって一人あたりの家計収支制約は以下で表される。

$$\sum_f w_t^f x_t^f + r_t m_t = \sum_i p_t^i c_t^i + S_t$$

ここで p^i は財・サービス i の価格、 c^i は財・サービス i の一人あたり消費量、 S は一人当たり貯蓄である。

家計生産関数アプローチ (Becker, 1965) を参考に、家計は様々な市場で取引される財・サービスの消費によって「効用サービス」を以下のように生産・消費すると仮定する。

$$c_t = \prod_i (c_t^i)^{\varphi_i}$$

c は生産・消費された効用サービス、 φ_i は家計生産関数における財・サービス i のシェアパラメータである。この効用サービス生産関数は収穫一定を仮定する。すなわちシェアパラメータの合計は 1 である。

本研究では時点 t における家計の効用は、各時点においてその時点の効用サービスの消費から得られる充足度 (フェリシティ) の時点 t における現在価値で決まると仮定する (Kojima, 2007)。異時点間代替弾性値を σ とする CIES (constant intertemporal elasticity of substitution) 型フェリシティ関数 $u(c_t) \equiv (c_t)^{1-\delta}/(1-\delta)$ を仮定すると、家計の効用最大化問題は以下のように定式化できる。

$$\max_{\{c_t^i\}} U_t = \sum_{s=t}^{\infty} \left(\frac{1+\nu}{1+\rho} \right) u(c_s)$$

$$\text{subject to } m_{t+1} = \frac{m_t + S_t}{1+\nu} \text{ and } \sum_f w_t^f x_t^f + r_t m_t = \sum_i p_t^i c_t^i + S_t$$

ρ は純時間選好率、 ν は人口増加率を表す。

ここで家計が財・サービス価格や要素価格などの外生変数の将来経路について現時点の水準で一定と見なして動学最適化を行うという最も単純な家計の期待形成プロセスを仮定すると、この家計効用最大化問題の内点解として、以下の効用サービスの最適消費水準が

求められる。

$$c_t^* = \left[\prod_i \left(\frac{\varphi^i}{p_t^i} \right)^{\varphi^i} \right] \times \left[1 + r_t - (1 + \nu) \left(\frac{1 + r_t}{1 + \rho} \right)^{1/\sigma} \right] \times \left[m_t + \frac{1}{r_t - \nu} \sum_f w_t^f x_t^f \right]$$

なお、政策シミュレーションにおいては、様々な税について拡張した以下の式を用いた。

$$c_t^* = \left\{ \prod_i \left[\frac{\varphi^i}{(1 + ts_t^i) p_t^i} \right]^{\varphi^i} \right\} \\ \times \left\{ 1 + (1 - td_t)(1 - tk_t)r_t - (1 + \nu) \left[\frac{1 + (1 - td_t)(1 - tk_t)r_t}{1 + \rho} \right]^{1/\sigma} \right\} \\ \times \left[m_t + \frac{1 - td_t}{(1 - td_t)(1 - tk_t)r_t - \nu} \sum_f (1 + tf_t^f) w_t^f x_t^f \right]$$

ここで ts^i は財・サービス i への消費税、 tf^f は資本以外の要素 f からの要素所得への税、 tk は利息にかかる税、 td は家計所得全体に対する所得税を表す。

市場で取引される財・サービス i の最適消費水準は以下で与えられる。

$$c_t^{i*} = c_t^* \times \frac{\varphi^i}{(1 + ts_t^i) p_t^i} \prod_k \left[\frac{(1 + ts_t^k) p_t^k}{\varphi^k} \right]^{\varphi^k}$$

最終的に、最適貯蓄水準は可処分所得と最適消費による支出の差として決まる。

企業

企業は生産技術を所与として、利潤最大化を目的として中間財および生産要素を投入し財・サービスを生産すると仮定する。生産技術については、資本や労働といった生産要素から付加価値財を生産する技術については不完全な要素間代替を反映した CES (constant elasticity of substitution) 生産関数で表されるものとし、付加価値財と各中間財から製品として財・サービスを生産する技術は代替のないレオンチェフ生産関数で表されるものと

仮定する。完全競争市場を想定し、市場均衡解においては財・サービスおよび生産要素の需給が等しくなるとともに、企業の利潤がゼロになるものとする。

生産部門については、持続可能な森林利用において重要となる林業 (frs)、および林業製品を素材とする木材加工業 (lum) に焦点を当て、それ以外の産業部門については農業・漁業 (xag)、鉱業 (xmn)、その他加工業 (xmf)、サービス業 (xsv) の4部門に集計し、計6部門に区分した。生産要素は熟練労働、未熟練労働、資本、土地および天然資源とし、労働および資本については部門間で移動可能、土地と天然資源については部門特有と仮定した。林業部門の天然資源投入量は、前述した森林ストックモデルにおける伐採量に相当すると仮定した。それ以外の天然資源および土地については基準年の賦存量のまま固定した。熟練労働および未熟練労働の賦存量はパーデュー大学世界貿易分析センターが作成したマクロ経済予測データに基づき成長すると仮定した。資本成長率は、各年の家計貯蓄がすべて資本蓄積に投資されるという仮定のもとでモデルによって内生的に決定される。

生産された製品・サービスはCET (constant elasticity of transformation) 関数で国内市場と輸出に振り分けられると仮定する。また国内市場に供給された財・サービスは同じ区分の輸入財・サービスと不完全代替であるとする Armington (1969) の仮定を採用する。

政府

政府は基準年データに記録されている家計や企業からの税収入および政府消費および政府投資をモデルに反映するという役割に加え、持続可能な森林利用シナリオにおける REDD+クレジットあるいは PES を受け取り、公共支出により植林を行うと仮定する。また、政府収支が中立するように家計に収支余剰分を一括移転 (不足の場合は家計から一括徴収) すると仮定する。政府消費および政府投資については、政府消費や政府資本が生み出すサービスが効用関数に反映されていないことから、基準年データの水準で一定として扱った。

需給均衡条件およびマクロクロージャー

市場の需給均衡条件に関しては、財・サービス市場および生産要素市場は需給が均衡するような均衡価格が内生的に決定されると仮定する。資本と家計資産の扱いについては、すでに述べたように本モデルでは摩耗・減耗が免れない物質である生産要素としての資本と、摩耗・減耗とは無縁の金銭的価値である家計資産を区別しており、資本の生産要素価格と家計資産の収益率 (利子率) は一致しない。企業が支払う資本費用によって家計資産収益および資本償却分の補填が行われることから、資産収益と資本費用には以下の関係が成り立つ。

$$N_t r_t m_t = \sum_j w_t^j z_t^j - p_t^K \delta k_t$$

ここで N_t は人口、 w_t^j は資本の生産要素価格、 z_t^j は企業 j の資本投入量、 δ は償却率、 p_t^K は資本財価格、 k_t は資本蓄積量である。一人あたり家計資産蓄積 (m) および経済全体としての資本蓄積 (k) はそれぞれ以下の式で表される。

$$m_{t+1} = \frac{(m_t + S_t)}{1 + v}$$

$$k_{t+1} = (1 - \delta)k_t + I_t$$

ここで I_t は資本への投資量であり、各年における貯蓄総額と資本投資額が等しいと仮定するので、 $N_t S_t = p_t^K I_t$ が成り立つ。これらの関係と資本の需給均衡条件により、資本の生産要素価格と利子率は内生的に求まる。政府の財政収支については、植林以外の公共投資および政府消費を外生とし、政府から家計への一括移転を財政中立となるように内生的に決定する。また経常収支については、経常収支水準を外生とし、基準年の水準で固定するように為替率を内生的に求めた。

データ

2004 年に対応した世界経済・貿易データである GTAP データベース第 7 版をベースとして、インドネシア社会会計行列 (Social Accounting Matrix: SAM) を作成したものを経済モデルのデータとして使用した。GTAP データベースは世界全体の経済・貿易データを 57 産業部門・財区分、108 地域区分で表現しているが、本研究ではインドネシア一国の森林関連セクターを扱う目的で、産業については前述の 6 産業部門・財区分、地域についてはインドネシアとその他地域の 2 区分に集計したものをベースとしている。動学シミュレーションにおいて外生的に与えられる熟練労働賦存量および非熟練労働賦存量予測値はパーデュー大学の世界貿易分析センターの非公開データを使用した。

GTAP (Global Trade Analysis Project) データベースでは、一般家計および政府に関連した取引に関するデータ不足を補う目的で「地域家計」が仮想的に導入されており、すべての要素所得や税収が「地域家計」に入るとともに、「地域家計」が貯蓄をするとともに一般家計および政府に収支余剰を返還するという仮定を置いている。このため、例えば政府収支中立を満たす形で税収を公共投資などの政府支出に回す、といった政策シミュレーションが困難となっている。本研究ではこの短所を解消するために、以下のような手順で地域家計を解消した SAM を作成した。

表 2.1.2 は地域家計を含んだ SAM のうち、地域家計に関連する取引について示している。この表は行が収入を、列が支出を示している。例えば A 欄は生産要素が支払った直接税を、また F 欄は地域家計から一般家計への返還を示している。表 2.1.2 に示す取引のうち、地域家計の要素所得 (B) は本来一般家計の要素所得であり、地域家計の税収 (D および E) は本来政府税収であることは議論の余地が少ないであろう。地域家計を解消する上で必要と

なる情報は、表 2.1.3 に示すように一般家計が支払う直接税 (x_1)、および地域家計貯蓄 (H) の一般家計貯蓄 (x_2) および政府貯蓄 (x_3) への分配である。

これらの未知の変数は、貯蓄総額に占める一般家計貯蓄のシェア (ρ)、すなわち民間貯蓄率を与えることによって、表 2.1.4 のように決定できる。

2.1.3. 政策シナリオ

政策シナリオの設定にあたっては、経済評価モデルの基準年である 2004 年からシナリオを

表 2.1.2 SAM の地域家計に関連する部分

	FF	ITAX	DTAX	REG	HH	GOV	SAV
生産要素 (FF)							
間接税 (ITAX)					I	J	K
直接税 (DTAX)	A						
地域家計 (REG)	B	D	E				
一般家計 (HH)				F			
政府 (GOV)				G			
貯蓄 (SAV)	C			H			

表 2.1.3 地域家計を解消した SAM の当該部分

	FF	ITAX	DTAX	HH	GOV	SAV
生産要素 (FF)						
間接税 (ITAX)				I	J	K
直接税 (DTAX)	A			x_1		
一般家計 (HH)	B					
政府 (GOV)		D	$E + x_1$			
貯蓄 (SAV)	C			x_2	x_3	

表 2.1.4 地域家計取引の一般家計および政府への付け替え

	FF	ITAX	DTAX	HH	GOV	SAV
生産要素 (FF)						
間接税 (ITAX)				I	J	K
直接税 (DTAX)	A			$B - F - \gamma H$		
一般家計 (HH)	B					
政府 (GOV)		D	$E + \{B - F - \gamma H\}$			
貯蓄 (SAV)	C			γH	$(1 - \gamma) H$	

設定した。ここではさらに、森林減少による経済への負の影響を政策シナリオに反映させるため、森林減少により単位伐採量あたりエフォートが反比例的に増加すると仮定した。具体的には初期の森林面積が 30 パーセント減少した時にエフォートが初期より 25 パーセント増加、50 パーセント減少した時に 50 パーセント増加するものと仮定し、指数関数で近似した。また、択伐と皆伐ではそもそものエフォートが異なると考えられることから、択伐は皆伐に対し初期値で 1.44 倍高いものとした。なお、この数値については Dagang et al. (2002) で用いられている通常伐採と低影響伐採のそれぞれの費用の値を基に算出した。

1) BAU シナリオ

現在のインドネシアにおける森林減少を反映させた BAU シナリオでは、現行の択伐、皆伐による林産品量が、Ministry of Forestry (2008) の 1998 年～2004 年までのデータに基づき、2004 年から年間 3.05 パーセントで増加するものと仮定する (図 2.1.1～2.1.2)。同様に土地開発についても、同じ変化率で増加することとする。一方で、違法伐採、森林火災、植林については、今後 2020 年まで持続するものと仮定する。なお、植林については、3 年生存率を 30 パーセントし、かつ森林被覆率 (ここでは、森林密度を代用) が 10 パーセントを超えた段階で森林とみなして、実質的植林面積として森林面積に反映させる (図 2.1.3)。このようなシナリオに基づく各期末での総森林面積、総森林ストックおよび年間林産品量を、それぞれ図 2.1.4～2.1.6 に示す。また、森林減少による CO₂ 排出量、および森林増加による CO₂ 固定量について、以下のように推計し、年間 CO₂ 排出量を図 2.1.7 に表わす。

- a) 熱帯雨林 1 ヘクタールあたりに含まれる炭素量は 171 炭素トン Keith et al. (2009)。
- b) 炭素と CO₂ の換算式より、1 ヘクタールあたりの CO₂ 量は 627 二酸化炭素トン。
- c) $D_{\max} = 60$ の仮定より、樹木 1 立法メートルあたりの CO₂ 量は 10.45 二酸化炭素トン。
- d) 樹木の伐採のすべてが即時に排出へと繋がるとは限らないが、このシナリオ設定においては国連気候変動枠組条約 (United Nations Framework Convention on Climate Change: UNFCCC) の議論に基づき、伐採時点で樹木体積分すべてが CO₂ 排出量へと換算されるものとする。

2) 持続可能な森林利用 (SFU) シナリオ

SFU シナリオでは、2020 年において名目的な森林面積のノーネットロスを実現するものとする。ここでは 2011 年以降、すべての皆伐を択伐へと変更させるとともに、その生産量を 2010 年レベルで固定させる (図 2.1.1～2.1.2)。土地開発については、2020 年においてゼロとなるように、2011 年以降、段階的に削減する。また、このような択伐の徹底、土地開発の制限という政策の実施による副次的効果として、違法伐採は年間 5 パーセントの割合で 2011 年以降毎年減少していくものと仮定する。これは政府による取締の強化や住民に

対する技術的支援を想定したものであり、そのための費用は、ここでは択伐と皆伐との間のエフォートの相違に反映されているものとする。さらに、違法伐採と森林火災による森林面積の減少に関し、ノーネットロスを達成するため、ここでは3年生存率30パーセントを考慮した名目植林面積が2020年においてこれらを補完するものとして、植林面積を2011年以降、段階的に増加させる(図2.1.3)。このようなシナリオに基づく各期末での総森林面積、および総森林ストックを、それぞれ図2.1.4と図2.1.5に示し、併せて、年間林産品量および年間CO2排出量を図2.1.6および図2.1.7で表わす。

SFUシナリオにおいては、林産品量減少および植林面積増加により、国内の林業に関する収入は減少し、費用は増加することとなる。その一方で、BAUシナリオに比べて緩和された森林減少分に相当するCO2排出削減量、および森林成長・植林による吸収量相当に対し、REDD+による炭素クレジットが発行されるものとする。ここでは、IFCA(2008)におけるクレジット価格の二酸化炭素1トンあたり4ドルを用い、森林ストック減少緩和分1立法メートルにつき、41.8ドル相当のクレジットが発行されるものとする。BAUとの差が生じる時期が実質的に2011年以降であることから、ここでは、2011年以降についてクレジットを発行させる。また、REDD収益の国内還元方法として、政府収支中立となるような家計への一括トランスファーを行うものとする。

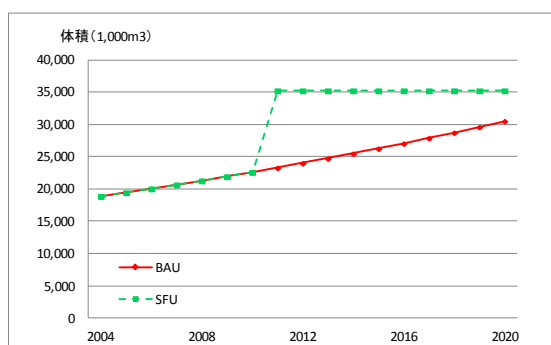


図 2.1.1 年間択伐量

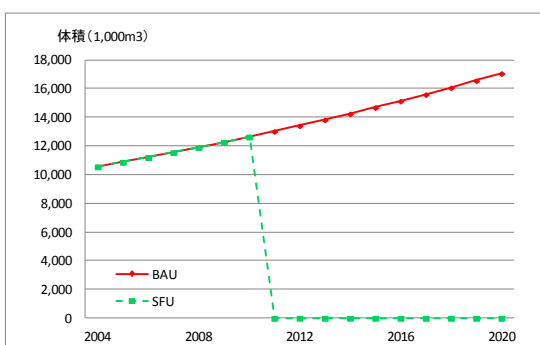


図 2.1.2 年間皆伐量

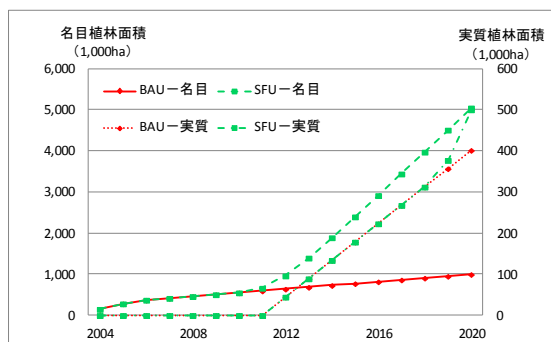


図 2.1.3 総植林面積および実質植林面積

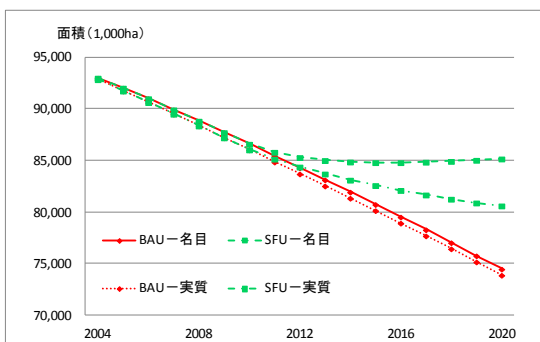


図 2.1.4 総森林面積

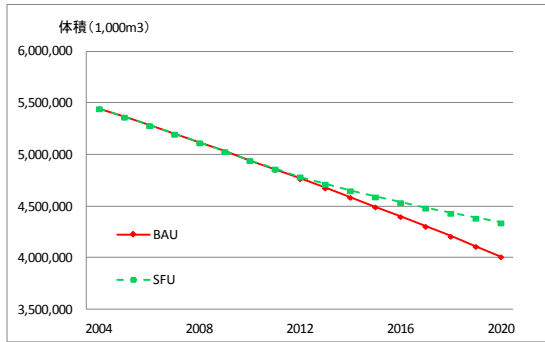


図 2.1.5 総森林ストック

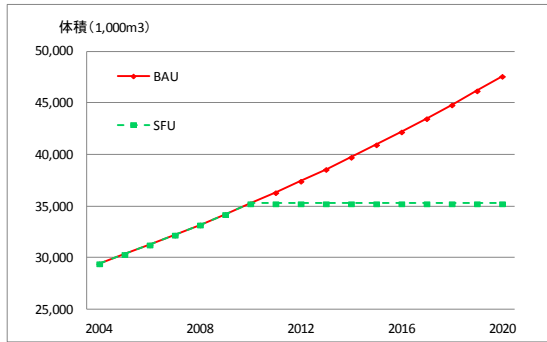


図 2.1.6 年間林産品量

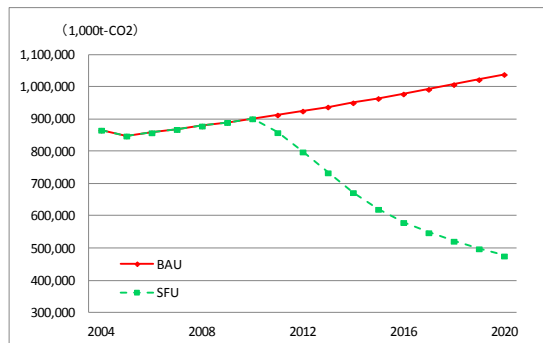


図 2.1.7 年間CO2排出量

2.1.4. シミュレーション結果

1) 社会厚生水準

社会厚生水準を等価変分 (Equivalent Variation: EV)、すなわち政策実施を断念しても政策を実施した場合と同じ効用水準になるような補償額で評価した。シミュレーション期間における各年の等価変分を図 2.1.8 に示す。

シミュレーション期間を通じて SFU を実施することによる林業生産の減少、植林への政府支出増加およびそれに伴う経済活動への負の影響が REDD+クレジット収入による正の影響を上回るため、EV はマイナスになる。シミュレーション期間全体の EV の純現在価値は一人当たりマイナス 1.9 ドルとなり、SFU により社会厚生水準が若干下がる結果となった。SFU シナリオでは名目的な森林面積のノーネットロスが達成されるが、この目標達成がもたらす社会厚生水準の改善は考慮されていないことに留意が必要である。同様に、SFU により森林生態系および林業の持続可能性が改善することによる社会厚生水準の改善も考慮されていない。

2) 経済影響

BAU シナリオと SFU シナリオにおける実質 GDP の経年変化を図 2.1.9 に示す。

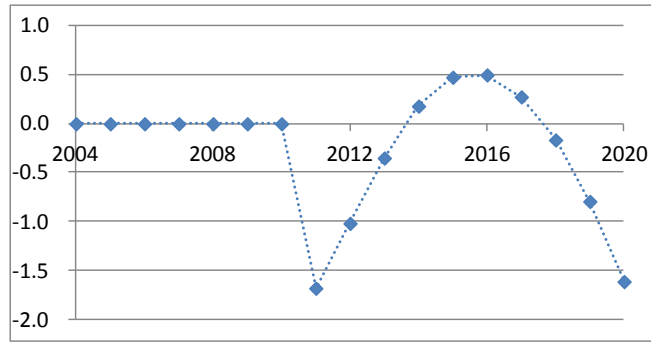


図 2.1.8 持続可能な森林利用による一人あたり等価変分（ドル／人）

REDD+クレジット収入による家計所得の増加あるいは輸入の増加といったGDPを押し上げる影響よりもSFUによる林業生産減少に伴う負の影響の方が大きく、シミュレーション期間全体でSFUによるGDPへの影響は若干マイナスとなった。このことは、図2.1.10および図2.1.11に示すようにSFUにより林業および木材加工業の生産量が大きく落ち込むことから説明できる。

図2.1.10に示すように、2011年からSFUによる伐採量の抑制が始まり、林業生産はBAUに比べ大幅に減少する。また図2.1.10と図2.1.11を比較すると、SFUによる生産量の減少幅は直接的な影響を受ける林業よりも、林業製品を主要な中間投入財とする木材加工業の方が大きくなっている点が興味深い。この点に関連して、SFUによる各産業部門の木材中

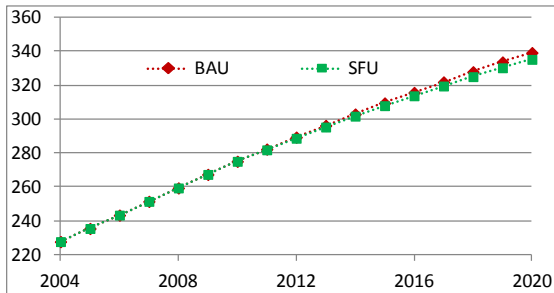


図 2.1.9 実質 GDP（10 億ドル）

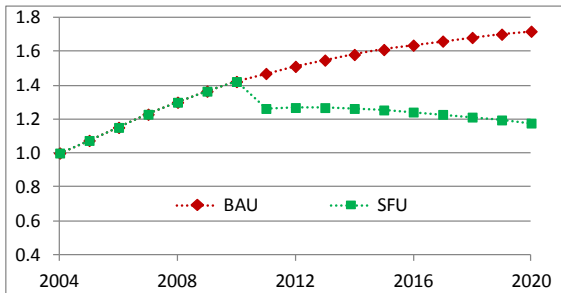


図 2.1.10 林業生産量経年変化
（基準年 BAU=1）

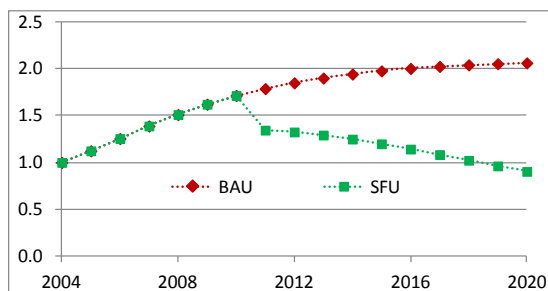


図 2.1.11 木材加工業生産量経年変化
（基準年 BAU=1）

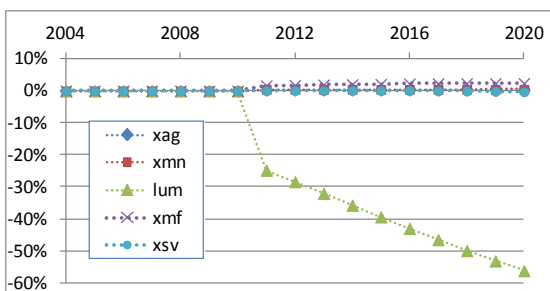


図 2.1.12 SFU による木材中間財
投入量への影響

間財投入量への影響（BAU からの変化率）を図 2.1.12 に示す。

SFU により木材加工業（lum）における木材投入量が 25 パーセントから 60 パーセントと大幅に減少するのに対し、それ以外の産業部門における木材投入量はほとんど減少していない。このことから、SFU による木材供給量の減少のしわ寄せが木材を主要中間投入財とする木材加工業に集中する結果となっていることが分かる。

3) 家計への影響

BAU シナリオと SFU シナリオにおける一人当たり家計所得の経年変化を図 2.1.13 に示す。REDD+クレジット収入は最終的に家計に移転されるものの、SFU が導入される 2011 年から SFU により家計所得は減少する結果となった。

本モデルの特徴として、家計貯蓄が動学最適化により内生的に求まる点があげられる。図 2.1.14 に家計貯蓄率、すなわち所得に占める貯蓄額の比率の経年変化を示す。

図 2.1.14 から SFU によって貯蓄率は低下していることがわかる。家計所得が減少し、さらに貯蓄率が低下するため、図 2.1.15 に示すように SFU により家計資産蓄積が減少する結果となった。

家計資産は将来の効用水準を生み出す原資となるため、シミュレーション期間終了時の資産蓄積は政策影響評価にあたってシミュレーション期間の社会厚生水準と並んで重要な指標である。本シミュレーションでは SFU により社会厚生水準が低下するとともに家計資産蓄積も BAU シナリオにおける蓄積量から 0.9 パーセント減少するという SFU に不利な

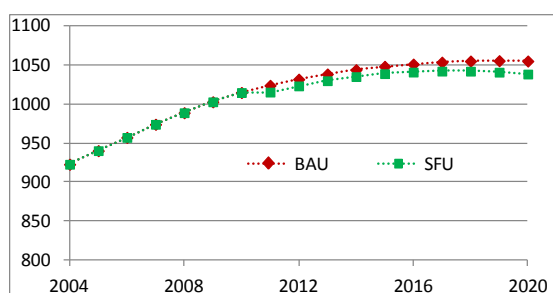


図 2.1.13 家計所得（ドル/人）

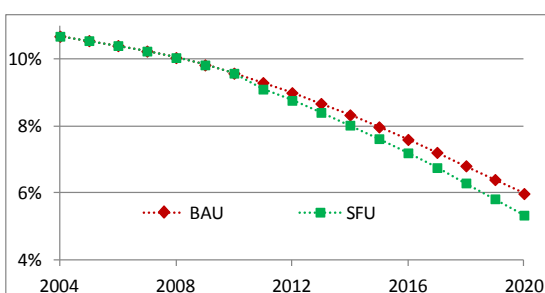


図 2.1.14 家計貯蓄率

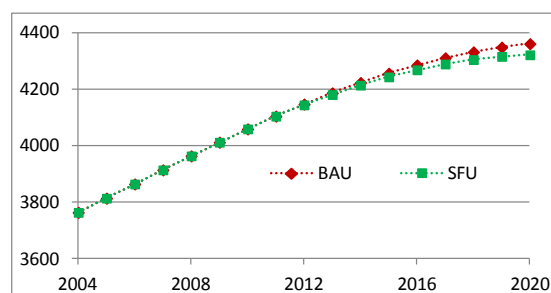


図 2.1.15 家計資産（ドル/人）

結果となった。

4) 社会厚生水準を低下させない REDD+クレジット価格および PES 価格の検討

REDD+と PES は、持続可能な生態系サービス利用を促進するための革新的資金メカニズムの候補として注目を集めているが、広く活用していくためには解決しなければならない問題が多い。いずれのメカニズムも従来は市場で取引されていなかった生態系サービスに金銭的価値をつけることで資金を生み出すことから、適正な価格付けの問題はとりわけ重要である。この問題に対し、環境価値評価手法などを活用し生態系サービスの便益を定量化するアプローチが主流であるが、本研究では視点を変えて、SFU により社会厚生水準を低下させないために必要な REDD+クレジット価格 (REDD+ケース) あるいは炭素固定機能以外の森林生態系サービスに対する PES 価格 (PES ケース) を内生的に求めるシミュレーションを行った。

REDD+ケースでは、炭素固定機能以外の森林生態系サービスへの PES がなく、REDD+クレジット価格の引き上げのみで EV の純現在価値が負にならないような REDD+クレジット価格を求めた。現行の REDD+クレジット価格を想定した基準 (Base Line: BL) ケースでは二酸化炭素 1 トンあたり 4 ドルと設定したが、これを 9 パーセント程度引き上げ、二酸化炭素 1 トンあたり 4.374 ドルとすることで、EV の純現在価値がほぼゼロとなった。PES ケースでは、REDD+クレジット価格は BL ケースと同じ二酸化炭素 1 トンあたり 4 ドルとし、EV の純現在価値が負にならないような、保護林の炭素固定機能以外の森林生態系サービスに対する PES 価格 (保護林 1 ヘクタールあたり単価) を求めた。この結果、PES 価格が保護林 1 ヘクタールあたり 1.65 ドルのときに EV の純現在価値がほぼゼロとなった。この PES 価格に対する PES 収入は、シミュレーション期間に対し総額約 6 億 8,800 万ドル (約 516 億円)、年平均で約 4,000 万ドル (約 30 億円) となる。なお、PES 先進国であるコスタリカは土地面積でインドネシアの約 36 分の 1、人口規模で約 56 分の 1 であるが、コスタリカでは 1997 年から 2001 年までの 5 年間の PES 事業で、総額 5,700 万ドル (約 48 億円) が事業者から土地所有者に支払われている (Malavasi and Kellenberg, 2002)。BL ケース、REDD+ケースおよび PES ケースにおける SFU の等価変分を図 2.1.16 に示す。

BAU シナリオと SFU シナリオにおける森林ストック減少の差によって生じる CO₂ 排出量削減量に対してクレジットが発生する REDD+ケースと、SFU シナリオにおいて保護林面積に対し PES 価格をかける PES ケースでは海外からの資金流入パターンに違い、それが EV の経年変化にも反映されている。

将来の効用水準を生み出す原資となるシミュレーション期間終了時の家計資産については、図 2.1.17 に示すように REDD+ケース、PES ケースともに基準ケースと比較して変化はなかった。

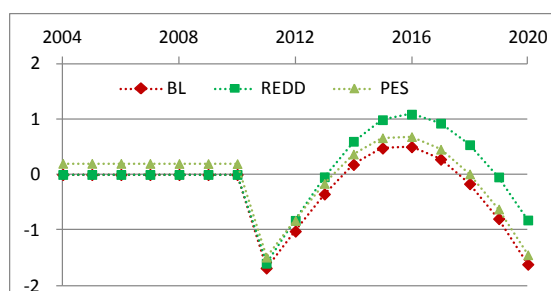


図 2.1.16 各ケースにおける SFU のひとり当たり等価変分 (ドル/人)

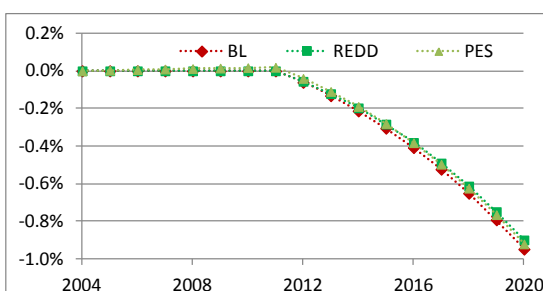


図 2.1.17 各ケースにおける家計資産の BAU からの変化率

BAU シナリオとの比較では、REDD+ケースで 0.9 パーセント、PES ケースで 0.92 パーセントの減少となった。このように REDD+ケースおよび PES ケースにおいてシミュレーション期間における社会厚生水準は BAU シナリオと SFU シナリオで同等であるものの、家計資産については SFU により減少し、一方で自然資本（森林ストック）については SFU により保全される結果となった。本分析は、SFU 政策により自然資本と人工資本（家計資産）の間にトレードオフがある可能性を示唆している。

2.1.5. 生態系サービスを反映した効用関数を用いた影響評価

1) 方法

上述した影響評価においては、生態系サービスの価値そのものは効用関数に反映されておらず、生態系サービスに対する外部からの資金流入が所得増をもたらし、それが消費を押し上げることによる間接的な経路で効用に影響を与えると仮定した。本研究ではさらに踏み込んで、効用関数に直接生態系サービスを反映することを試みる。

まず、家計の「効用サービス」生産関数を以下のように拡張する。

$$c_t = \prod_k (c_t^k)^{\varphi_k} \prod_l (p_e^l z_t^l)^{\theta_l}$$

c は生産・消費された効用サービス、 φ_k は家計生産関数における財・サービス k のシェアパラメータ、 p_e は生態系サービス単位あたり支払意思 (Willingness to Pay: WTP)、 z^l は生態系サービス l の量、 θ_l は生態系サービス l のシェアパラメータである。

ここで、市場にのらない生態系サービスと、市場財・サービスの違いについて、以下の 2 点に注意が必要である。

- 市場財・サービスは価格を与条件として、消費量を制御変数とする最適化の対象であるが、市場に乗らない生態系サービスは供給量が外部条件となっており、意思決定に左右されない。そのため、効用サービス生産関数に単位当たり WTP が入っていないけれ

ば、最適な WTP は常にゼロとなってしまう。しがたって、生態系サービスについては「価値」として効用生産関数に反映される必要がある。

- 生態系サービスについては、単位当たり WTP が制御変数と見なせるが、市場にのらない生態系サービスは通常は意思決定に影響を与えておらず、むしろ WTP 調査に回答する時のみ、単位当たり WTP が制御変数として機能していると考えられるべきであろう。なお、WTP 調査にあたっては予算制約を意識するように回答者に求めることから、WTP 回答にあたっては実際に $p_e^l z_t^l$ を支払うという仮定のもとに最適化を行っていると思なすことができる。

これらを考慮して、以下のアプローチを採用する。

まず、基準年において生態系サービス拡張版である効用サービス生産関数を用い、予算制約式において WTP 相当分を実際に支払うという仮定を入れた上で、動学最適化を行う。この結果をもとに、シェアパラメータ θ_l のキャリブレーションを行う。

政策シミュレーションにあたっては、意思決定は生態系サービスが入らない効用サービス生産関数で行い、社会厚生影響の評価にあたり、効用サービスの最適消費量について生態系サービスに関する補正を行う。この補正においては、各時点における効用サービス消費量を $\prod_l (z_t^l / z_0^l)^{\theta_l}$ 倍する（添字 0 は基準年における数値を表す）。

このアプローチでは、生態系サービスに関する拡張によって市場財・サービスに関する部分が影響を受けないことが必要である。すなわち、市場財・サービスによって生み出される効用については収穫一定（シェアパラメータの合計が 1）という仮定を維持する。生態系サービスに関するシェアパラメータの合計を B とすると、シェアパラメータと WTP には以下の関係が成り立つ。

$$\theta_l = \left(\frac{1 + B}{\sum_k p_t^k c_t^k + \sum_k p_e^l z_t^l} \right)^{\frac{1}{1+B}} p_e^l z_t^l$$

B に関しては、正確には市場財・サービスおよび生態系サービスへの総支出に関する陰関数の解として与えられるが、近似的に以下のキャリブレーションで代用する¹。

$$B = \frac{\sum_l p_e^l z_t^l}{\sum_k p_t^k c_t^k}$$

¹ 市場財・サービスへの総支出を X 、生態系サービスへの支払意思額総計を Y とすると、 B は $f(B) \equiv (B/Y)^{1+B} - (1+B)/(X+Y) = 0$ を満たす。 $B = Y/X$ の時、 $f(B) = (1/X)^{1+Y/X} - (1/X)$ となり、 Y/X が 1 よりも十分に小さい場合に、 $f(B) = 0$ が近似的に成り立つ。

2) シミュレーション結果

まず、支払意思額のベンチマークとして、van Beukering et al. (2003) によるインドネシアの森林生態系サービスの TEV 推計値 (1 ヘクタールあたり) と人口統計から、択伐対象林 (限定生産林)、皆伐対象林 (開発対象林を含む生産林)²、保護林の 3 種類の森林毎に、百万ヘクタールあたりの一人あたり総経済価値を算出し、これを支払意思額と見なした。この結果、択伐対象林百万ヘクタールあたり 76.8 セント/人、皆伐対象林百万ヘクタールあたり 60.1 セント/人、保護林百万ヘクタールあたり 82.4 セント/人となった。このベンチマーク値に対し一定比率 (α) をかける形で、REDD+ や PES を入れない場合の SFU シナリオに対して以下の 3 つのケースについてシミュレーションを行った。

- ゼロ WTP ケース：森林生態系サービスへの支払意思をゼロとするケース ($\alpha = 0$)。
- 厚生水準維持ケース：等価変分の純現在価値がゼロになるような WTP を仮定したケース ($\alpha = 1.09349$)。
- WTP 文献値ケース：van Beukering et al. (2003) に基づく WTP 値 ($\alpha = 1$)。

各ケースにおける EV の経年変化を図 2.1.18 に示す。

各ケースにおける EV の純現在価値は、ゼロ WTP で一人あたりマイナス 22.2 ドル、WTP 文献値ケースで一人あたりマイナス 2.8 ドルとなった。本シミュレーションの結果から、人々の支払意思額が以下の数値を上回れば、実際の金銭的補償がない場合でも、SFU 政策が厚生水準向上につながることを示唆された。

- 択伐対象林百万ヘクタールあたり 86.0 セント/人、
- 皆伐対象林百万ヘクタールあたり 65.7 セント/人、
- 保護林百万ヘクタールあたり 90.1 セント/人

なお、本シミュレーションでは生態系サービスによる効用は意思決定を左右しないため、他のシミュレーション結果は 3 つのケースで全く同等であり、REDD+ クレジット収入がないだけ SFU シナリオによる負の経済影響が大きくなっている (表 2.1.5 参照)。

² 森林密度が小さい択伐施工地および実質的植林地につき、提供する生態系サービスは保護林や限定生産林より小さいことが想定されることから、ここでは皆伐対象林と同等の値を採用する。

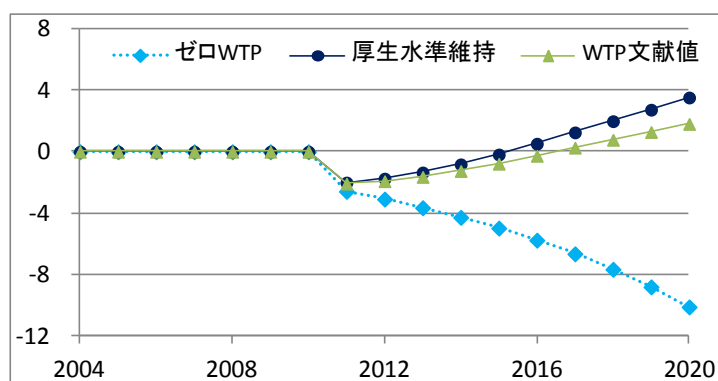


図 2.1.18 各ケースにおける EV (ドル/人)

表 2.1.5 SFU シナリオにおける REDD+ の影響

	REDD+なし	REDD+あり
ゼロ WTP 時の EV 純現在価値 (ドル/人)	-22.23	-1.90
期末実質 GDP 変化率 (対 BAU)	-1.17%	-1.22%
期末家計資産 (ドル/人)	4,322.0	4,316.5

2.1.6. 結論

本研究では、持続可能な生態系サービス利用に関する政策影響評価の試みとして、インドネシアの森林を対象として植林・伐採および森林の自然成長を反映した森林ストックモデルと多部門ラムゼイ型成長モデル（動学 CGE モデル）を組み合わせた評価ツールを開発し、SFU 用に関する定量的影響評価を行った。

これまで気候変動対策、特に炭素クレジット市場への影響の観点から CGE モデルを用いて REDD+ の影響を定量的に評価した研究や、あるいは SFU の環境影響を評価する目的で動学的産業連関モデルを用いたシナリオ分析を行った研究（Hamilton, 1997）などがあるが、本項では森林ストックモデルを用いて SFU シナリオを定義した上で、経済にとって同様に重要なストックである資本（および家計資産）を内生的に扱う動学最適 CGE モデルを用いて、SFU の経済的影響を定量的に分析した。SFU シナリオにおいては、名目的な森林面積のノーネットロスと定義するとともに、低影響伐採（Reduced Impact Logging: RIL）技術を採用すると仮定した。さらに RIL によるコスト増を考慮するとともに、森林ストック減少に伴い単位伐採量あたりエフォートが増加すると仮定することで、森林ストック枯渇の悪影響についても反映した。また、REDD+ および PES については SFU の一部としての資金メカニズムと位置づけ、調達した資金の国内還元方法として、家計一括トランスファーに加え植林を考慮した。

REDD+ クレジット価格を文献値に基づき二酸化炭素 1 トンあたり 4 ドルと設定した基準ケースでは、SFU の実施により等価変分で評価した社会厚生水準が減少する結果となった。これは SFU により森林伐採量が大幅に減少する結果、林業部門および林業部門の製品

(木材)を主要中間投入財とする木材加工業部門の生産が大幅に減少することが主な原因と考えられる。ただし本研究ではSFUにより森林利用がより持続的になることの便益、あるいはBAUに伴う問題を過小評価していることに留意が必要である。本研究では資本蓄積およびその原資である家計資産は内生的に決定されるが、SFUの実施により2020年における家計資産がBAUに比べ約0.9パーセント減少する結果となった。すなわちSFUにおいては自然資本である森林ストックは保全されるものの、資本およびその原資である家計資産が減少するという結果となった。

さらに、REDD+クレジット価格や森林生態系サービスに対するPESクレジット価格に対する適正な価格付けの問題に対する含意を得る目的で、SFUにより社会厚生水準が減少しないために必要となるREDD+クレジット価格や炭素固定機能以外の森林生態系サービスに対するPESクレジット価格を内生的に求めた。REDD+クレジット価格の引き上げにより等価変分の純現在価値を正にするためには、基準ケースにおけるREDD+クレジット価格を9パーセント程度引き上げ、二酸化炭素1トンあたり約4.4ドルに設定する必要があるという結果となった。またREDD+クレジット価格は二酸化炭素1トンあたり4ドルのままで、保護林の炭素固定機能以外の森林生態系サービスに対するPESにより等価変分の純現在価値を正にするためには、SFU政策による保護林1ヘクタールあたり約1.65ドルのPES価格を設定する必要があるという結果となった。これは期間総額で約6億9,000万ドル、年平均で約4,000万ドル(約30億円)のPES収入に相当する。いずれの場合にもSFUにより社会厚生水準は低下しないものの、期末における家計資産はBAUシナリオに比べ0.9~0.95パーセント程度減少するという結果となった。

これらのシミュレーション結果は、計画期間中の社会厚生水準による政策影響評価に加え、計画期間終了時の自然資本を含めた様々な資本の蓄積への影響をどう政策評価に反映するか、特に異なる資本の間でトレードオフが発生する場合にどのように評価に反映するのかという、SFUに限らず持続可能な生態系サービス利用全般に関する政策影響評価をする上で非常に重要な問題を提示していると言えよう。

最後に、本研究では家計の効用関数に生態系サービス便益を反映させることを試みた。家計のコブダグラス型効用関数に生態系サービスを反映し、支払意思額に基づいてシェアパラメータのキャリブレーションを行った。キャリブレーションの仮定では生態系サービスへの支払意思額を実際に払うと仮定し、かつ単位支払意思額を制御変数として動学最適化を行った。しかし政策シミュレーションにおける家計の動学最適化においては生態系サービスの供給量、単位「価格」ともに制御変数ではなく、外部で決定されると考えられる。したがって、このシミュレーションにおいては、社会厚生水準の評価においてのみ生態系サービスについて拡張した効用関数を用いる手法を開発した。シミュレーション結果から、一人あたり森林百万ヘクタールあたりの支払意思額が、択伐対象林に対し86セント、皆伐対象林に対し66セント、保護林に対し90セントを越える場合、REDD+や外国からのPESを仮定しなくてもSFUが社会厚生水準を改善する可能性が示唆された。

2.2. 生物多様性オフセットに係る経済実験

－新たな生物多様性オフセット制度の提案：経済実験による有効性の実証－

2.2.1. はじめに

これまで環境保全のために多くの施策や制度が試行錯誤されながら導入をされてきた。そうした施策のなかでも特に経済的なインセンティブを有効に利用し、市場の機能を生かした画期的な制度が近年普及しつつある。それは環境を利用する権利、または環境負荷を与える行動を認める権利を当事者間に売買させる制度（以下、許可証取引制度と表現する）である。具体的な事例では大気汚染や気候変動対策として導入された排出量取引制度、漁獲資源の保護を効率的に行うために実施されている漁獲枠取引制度、水資源の利用権である水利権を取引する制度などが挙げられる。

過去数十年にわたって、多くの経済理論分析や実証研究によって許可証取引制度の有効性は証明されてきた。OECD（Organization for Economic Cooperation and Development: 経済開発協力機構）で取りまとめられた報告書においても、許可証取引制度の環境政策への応用に対して議論が行われ、その有効性が評価されている（OECD, 2002）。たとえば排出量取引制度は、1990年にアメリカにおいて二酸化硫黄の排出許可証の取引制度が行われて以来、導入が進んでいる。特にこのアメリカの二酸化硫黄の排出量取引では二酸化硫黄の排出量を半減することに成功し、排出量取引制度の有効性が広く知られるようになった。近年では気候変動の大きな原因とされる二酸化炭素の排出量取引制度がイギリス、EUなどで導入されている。2005年に始まった欧州連合（European Union: EU）域内排出量取引制度（EU-Emissions Trading Scheme: EU-ETS）の規模は大きく、その排出権価格は、多くの国の気候変動対策の指標として用いられている。

また生物資源の例では、水産資源を対象とする譲渡可能な個別漁獲割当（Individual Tradable Quota: ITQ）が北欧やオセアニアを中心に導入が進んでいる。ITQは理論上、資源ストックの保全と経済効率の両方を同時に実現できる制度である（大西・馬奈木、2010）。またそれ以上にITQを導入することにより、漁獲制限に対して適切な漁獲への投資行動を促す産業政策としての利点も指摘されており、実際に経済実験により投資行動・技術選択の調整作用が実証されている（Tanaka et al., 2010）。

一方で、生物多様性の保全においても米国の湿地ミティゲーションバンキング制度に代表される生物多様性オフセット制度が1980年代から導入されている。生物多様性オフセットは生物多様性を育む地域、生物種の生育域をやむをえず減少、劣化させてしまう場合に、近隣域など規定の場所に同程度の生育域や生態系サービスを享受できる場所を復元、創造することにより、全体で見たときの生物多様性の質、量を同じ状態に保つ制度である。基本的なオフセット制度の概要を図2.2.1にまとめる。

図2.2.1では、やむをえず保全対象となる地域を開発のために使用しないとけない事業

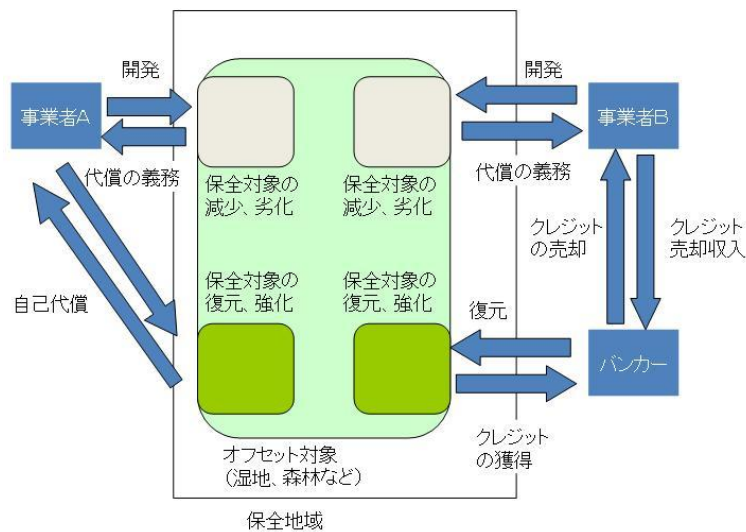


図 2.2.1 生物多様性オフセット制度の概要

者 A と B がいる。そのとき事業者は保全対象の質、量を一定に保つために、同地域内に利用した分だけ保全対象を復元、創造しないとイケない。このとき、事業者側には 2 つの方法が存在する。一つ目の方法は自ら保全対象の復元、創造を行う自己代償である（図 2.2.1 では事業者 A にあてはまる）。しかし、生物多様性の復元、創造には専門的な知識が必要となり、そうした知識が十分でない事業者にとっては高い費用を必要とする。また代償がうまくいかないリスクも存在する。そこで二つ目の方法は保全対象の復元、創造の専門組織であるバンカー（代償ミティゲーションバンク）が代わりに復元、創造を行うことである（図 2.2.1 では事業者 B の行動を示す）。バンカーは保全対象の復元、創造を的確に行う代わりに保全地域を管理している行政府からクレジットを支給される。それを事業者がバンカーから購入することにより、事業者は代償をしたとみなされる。排出量取引制度や ITQ と同様に、理論上は経済効率と環境保全の両立を可能とする有用な制度である。

気候変動枠組条約においては、排出権の国境を超える取引が行われ、国際的な保全対象へ適切に資金を融通する革新的なメカニズムが生み出されてきた。これは、世界全体で効率的な排出削減を行うことを目的としている。しかし、生物多様性に関しては環境価値の評価という面から、前述のような許可証取引制度を単純に国際的な市場に拡大することはできない。気候変動対策として削減対象となる温室効果ガスに関しては、世界のどこで排出量を削減してもその効果は変わらないとされており、排出制限を行うことにより守られる環境の価値は世界中で同一となる³。しかし異なる地域の生物多様性や生態系サービスを同一に評価することは難しく、各地域や国での保全の効果を国際的に同一の市場で評価す

³ ここでは地球温暖化の原因としての温暖化ガスを負の国際公共財として捉えている。

ることは難しい⁴。また国内対策としても、同一の保全地域内においてさえ環境価値の差異は存在するために、そうした差異を評価できる許可証取引制度は存在しない。しかし、CBD-COP10での合意にみられるように、世界全体で生物多様性の保護・保全に取り組む重要性が増している。したがって、多地域間にまたがる、より広範囲に適応できる制度の工夫や改良が必要となる。

本研究の目的は、生物多様性の保全に大きく貢献できるとされている生物多様性オフセット制度を、多地域間での資金メカニズムに応用するための制度設計を提案するとともに、経済実験により提案するメカニズムの有効性の評価を行うことである。

本研究の構成は以下のとおりである。第2項において、我々が用いる経済実験によるオフセット制度の評価の有効性について述べ、第3項において、制度設計の理論的モデルを提示する。第4項において経済実験の概要を述べ、第5項において実験結果の考察を行う。第6項を結語とする。

2.2.2 経済実験による制度設計の評価

経済実験は主に現実のデータが入手できない経済理論の実証、及び新たに創造される市場や制度の評価を行うために用いられてきた実証手法である。たとえば、排出量取引制度の評価はこれまでも多く行われてきている。先にも述べたとおり、排出量取引制度は米国の大気汚染対策として環境保護庁（Environmental Protection Agency: EPA）が導入をし、欧米先進各国で同様の取り組みが開始された。現在では大気汚染対策ではなく、温室効果ガスの規制に適応され、EUを始めたとした各地域、国で実際に取引が行われている。排出量取引は排出量の直接規制と同様に、排出削減の達成の確実性が高い。一方で直接規制とは異なり、各排出主体は自分の排出削減費用と照らし合わせ、柔軟な対応が可能となる。そのため、気候変動対策として各国の導入が進み、日本においても2005年より試験的な市場が運用されている。さらに2010年からは東京都において排出量取引制度が開始されている。このように広く導入が進んでいる排出量取引制度であるが、導入前の段階では新規性が高いために導入の政策評価が非常に困難であった。そのため市場の運用とともに、経済実験による制度評価が行われてきた。

1970年代以降、バーノン・スミス（Vernon Smith）を代表とし、多くの研究者により発展がなされ、排出量取引市場の制度設計や評価に大きな影響を与えている。近年でも、EU-ETSの評価が経済実験により行われており、排出権の初期配分問題を中心に大きな貢献を果たしている（Wråke et al., 2010）。特に排出量取引を対象とした分析では取引メカニズムの評価、市場構造（寡占、独占市場）や不確実性（排出量の不確実な変化）の影響、

⁴ 例えば、異なる地域では、固有の動植物種が異なっていることなどが理由として挙げられる。これは、湿地の植生、そこにすむ生物の多様性、立地条件、周りの湖や海などの水質浄化作用等に影響を与え、固有動植物種の存在価値以外の環境価値も異なってくる。

実際の柔軟な制度運用のための仕組みの影響（バンキング、BORROWING制度）⁵、などが分析対象とされてきた。Godby（1997）は排出量の不確実性の影響を分析しており、またGodby（2000）は寡占市場を想定してマーケットパワーに着目している。さらに、Cason and Gangadharan（2006）は市場参加者のコンプライアンス行動を分析している。

先行研究を概観すると、取引制度の評価は大きく2つの点が重要となる。第1に排出権価格の安定性と理論均衡価格への収束の度合い、第2に市場の効率性（各排出主体の削減費用に基づき、各主体がどの程度最適な排出権を調達、売却できているか）の高さである。この2点から取引制度の評価を行い、現状のような各主体が自分の購入希望価格と売却希望価格を提示しあう市場取引制度（ダブルオークション方式）の優位性が示されている（例えばLedyard and Szakaly-Moore, 1994）。

本分析では排出量取引制度の経済実験を応用してオフセット制度の経済実験を行い、制度の評価を試みる。これまでオフセット制度を対象とした経済実験はほとんど行われておらず、米国の湿地ミティゲーションプログラムのような制度が適切な制度であるかどうかは十分に実証されていない。一定の生物多様性（湿地）を効率的に維持するという観点から、理論上オフセット制度は社会全体の便益を最大化できるとされている。生物多様性を育む地域、生物種の生育域の規模が適切に設定されるならば、生態系の保護・保全と利用とをバランスよく行うことが可能となる。

基本的なメカニズムは他の許可証取引制度と同じであるため、特定の地域で、かつ評価が可能な環境価値に限ってみれば、既存の排出量取引に関する経済実験の結果を利用することができる。一方で、他の許可証取引制度、特に排出量取引制度と大きく異なる点として、地域によって、あるいは同一地域であっても場所によって、この制度が対象とする環境価値が大きく異なっていたり、あるいは同じ尺度での評価が困難であったりするということが挙げられる。グローバルな資金メカニズムが重要性を増すとすれば、地域間で異なる環境の価値（外部便益）をどのように市場の中で評価させるメカニズムを創るかが重要となる。我々は、この生物多様性に特有の問題を考慮に入れて分析、評価を行う。

これまで行われてきたオフセット制度を観察すると、湿地や森林などを直接利用する価値だけではなく、間接的に働く多面的な便益・価値（以下、本項では環境価値と表現する）を計測することが難しいことが分かる。例えば、MAでは、生物多様性が提供する便益を「供給サービス」、「調整サービス」、「文化的サービス」、「基盤サービス」の4つに分類している⁶。この中で、文化的サービスはその地域の文化や人々の精神の面で生活に豊かさをもた

⁵ バンキング制度はある複数の取引期間がある場合、各期で使用しなかったクレジットを次期の取引期間に繰り越すことができる制度である。一方でBORROWING制度は同様に複数の取引期間がある場合に、ある時期で不足したクレジットを次期以降から前倒しして使うことができる制度である。とくに前者のバンキング制度は排出権取引制度や現在の生物多様性オフセット制度にもすでに広く導入されており、その有効性は証明されている。

⁶ 詳細は、例えば林（2010）の第3章を参照されたい。

らしている機能を意味しており、多くの地域に適用できる統一的な環境価値の計測手法では計測しにくいものである。また、調整サービスであってもそれぞれの地域に固有の動植物種が異なっていれば、統一的な環境価値の計測の確立は容易ではない。すでに導入されてきた湿地ミティゲーションバンキングでは、異なる場所の相対的な価値の計測の試みは行われてきているものの完全に確立されるにはいたっておらず、土地面積や、代償する土地と新たに復元する土地との距離を考慮する程度にとどまっているものも多い⁷。

本研究では、同一面積の湿地の環境価値が異なる 2 つの地域を想定し、それぞれの環境価値を積み付けできる制度設計を提案する。具体的には、環境価値を評価でき、2 地域全体の純環境価値を高めようとする環境トレーダーを 2 地域間の仲介役とした制度設計を想定する。環境トレーダーは環境の価値を評価する能力が十分にあり、かつ純環境価値を全体で最大化することができる専門家がいる環境団体や国際機関などを想定する⁸。

この制度では、これまでの生物多様性オフセットと同様に、それぞれの地域の市場では地域内の事業者とバンカーとが取引を行う。それに加え、環境価値の差異に従って、環境価値を高めることを目的とした環境トレーダーが市場間のクレジットの移動を行う。これによって、両地域全体での環境価値を含めた余剰を高めることができると考えられる。一方、これまでの制度では、バンカーは保全対象の復元、創造の費用のみを考慮し、事業者は事業から得られる収入とオフセットのクレジット価格のみを考慮し、市場でのクレジットの取引を行う⁹。この状況で地域間の自由なクレジットの取引を認めると、両地域の環境価値の差が市場で評価されない。そのため両地域全体でみると環境価値を含めた社会厚生が最大化されず、価値の高い保全対象が十分に保全されない状況が起こりうるのである。

2.2.3 理論モデル

本項においては、我々が想定する状況、および環境トレーダーの役割について、シンプルな理論モデルを提示する。

我々が対象とする空間的広がりの中には、生物多様性を育む 2 つの地域があり、それらを地域 A および地域 B とする。それぞれの地域には、事業者とバンカーが多数存在する。

(a) 個々の事業者やバンカーはクレジット市場においてプライステイカーであり、(b) それぞれの地域内における事業者は対称（費用・便益構造が同じ）であり、また (c) それぞれの地域内におけるバンカーも対称（費用構造が同じ）である、と仮定する。

⁷ 例えば、林（2010）の第 9 章を参照されたい。

⁸ 先に挙げた文化的サービスの価値を市場に反映させるという観点からは、「環境トレーダー」は、客観的な環境評価をする環境団体に限る必要はない。例えば、その地域の文化や伝統を守ろうとする団体で、市民の文化や伝統に対する評価を知っている団体であってもかまわない。

⁹ 1 つの地域で、かつ評価可能な環境価値に焦点を当てた場合、ノーネットロスを達成できるので、事業者とバンカーとの自由な市場取引が保証されることで十分である。

それぞれの地域において事業者は湿地の開発を行うことから利益を得ることができる。ただし、開発の代償を行う必要がある。ここでは、事業者自身による代償コスト（復元・創造のコスト）はバンカーによるそれよりもかなり大きく、したがって事業者はクレジットを購入することによって代償を行うものとする。個々の事業者の利益（ π ）は、

$$\pi_{i,k} = R_i x_{i,k} - C_{D,i}(x_{i,k}) - p_i x_{i,k} \quad C'_{D,i} > 0, C''_{D,i} > 0, \quad i = A, B$$

で表される。ここで、 R_i 、 $x_{i,k}$ 、 $C_{D,i}$ および p_i は、それぞれ地域 i における開発からの収入、開発量、開発コスト、およびクレジットの価格を表している。また、 k は開発業者のインデックスである。利潤最大化の 1 階の条件は、

$$\frac{d\pi_{i,k}}{dx_{i,k}} = R_i - C'_{D,i} - p_i = 0 \quad (2.2.1)$$

である。

一方、それぞれのバンカーの利益（ Π ）は、

$$\Pi_{i,l} = p_i y_{i,l} - C_{S,i}(y_{i,l}), \quad C'_{S,i} > 0, C''_{S,i} > 0, \quad i = A, B$$

で表される。ここで、 $y_{i,l}$ 、 $C_{S,i}$ は、それぞれ復元量、復元費用を表している。また、 l はバンカーのインデックスである。ここでは時間を考慮に入れず、したがって復元することで得られたクレジットはすべて市場で売るという状況を想定している。利潤最大化の 1 階の条件は、

$$\frac{d\Pi_{i,l}}{dy_{i,l}} = p_i - C'_{S,i}(y_{i,l}) = 0 \quad (2.2.2)$$

と表される。

地域内のみならず地域間でのクレジットの取引も取引コストゼロで可能であるとする、均衡においては、

$$N_{D,A} x_A + N_{D,B} x_B = N_{S,A} y_A + N_{S,B} y_B \quad (2.2.3)$$

$$p_A = p_B = p \quad (2.2.4)$$

が成り立つ¹⁰。ここで、 $N_{D,A}$ 、 $N_{D,B}$ 、 $N_{S,A}$ 、および $N_{S,B}$ は、それぞれ地域 A における事業者の数、地域 B における事業者の数、地域 A におけるバンカーの数、および地域 B におけるバンカーの数を表している。

それでは、初期における湿地の総賦存量（＝地域 A の湿地の初期賦存量＋地域 B の湿地の初期賦存量）を変えないという状況の下で、世界厚生を最大にするための条件を求めてみよう。開発業者やバンカーの利益に反映されない「湿地から社会が受け取る便益（ E ）」を以下のように定義する。これは、一般的に外部便益と呼ばれるものであるが、生物多様性においてはさらに細かく分類されている（Hansen et al., 2005）。

$$E_i = E_i(N_{S,i}y_i - N_{D,i}x_i + M_{0,i}), \quad E' > 0$$

ただし、 $M_{0,i}$ は地域 i における湿地の初期賦存量である。総賦存量を変えないという条件であるため、個々の地域内の湿地量は変化してもかまわない。したがって、必ずしも $N_{S,i}y_i = N_{D,i}x_i$ は成立しない。これより、世界全体の厚生関数を

$$GW = N_{D,A}[R_A x_A - C_{D,A}(x_A)] + N_{D,B}[R_B x_B - C_{D,B}(x_B)] - N_{S,A}C_{S,A}(y_A) - N_{S,B}C_{S,B}(y_B) \\ + E_A(N_{S,A}y_A - N_{D,A}x_A + M_{0,A}) + E_B(N_{S,B}y_B - N_{D,B}x_B + M_{0,B})$$

と表すことができる。最大化問題は、

$$\max_{x,y} GW \quad \text{s.t.} \quad N_{D,A}x_A + N_{D,B}x_B = N_{S,A}y_A + N_{S,B}y_B$$

であり、したがってラグランジュ関数を

$$L = N_{D,A}[R_A - C_{D,A}(x_A)] + N_{D,B}[R_B - C_{D,B}(x_B)] - N_{S,A}C_{S,A}(y_A) - N_{S,B}C_{S,B}(y_B) \\ + E_A(N_{S,A}y_A - N_{D,A}x_A + M_{0,A}) + E_B(N_{S,B}y_B - N_{D,B}x_B + M_{0,B}) \\ + \lambda(N_{S,A}y_A + N_{S,B}y_B - N_{D,A}x_A - N_{D,B}x_B)$$

とすると、以下の最大化の条件を得ることができる。

$$\frac{dL}{dx_A} = N_{D,A}(R_A - C'_{D,A}) - E'_A N_{D,A} - \lambda N_{D,A} = 0 \tag{10.5}$$

¹⁰ クレジットは財のように輸送する必要がないため、取引コストはゼロに近いと考えられる。

$$\frac{dL}{dx_B} = N_{D,B}(R_B - C'_{D,B}) - E'_B N_{D,B} - \lambda N_{D,B} = 0 \quad (10.6)$$

$$\frac{dL}{dy_A} = -N_{S,A}C'_{S,A} + E'_A N_{S,A} + \lambda N_{S,A} = 0 \quad (10.7)$$

$$\frac{dL}{dy_B} = -N_{S,B}C'_{S,B} + E'_B N_{S,B} + \lambda N_{S,B} = 0 \quad (10.8)$$

さて、先に求めた市場均衡は世界厚生を最大にしているのだろうか。まず、 $E''_i = 0$ 、かつ $E'_A = E'_B$ である場合を考えよう。このとき、(2.2.1) – (2.2.4) の条件と、(2.2.3) および (2.2.5) – (2.2.8) の条件とは同等であることが分かる。したがって、両地域の湿地から社会全体（両地域）が得る限界便益が一定で等しい状況においては、地域を越えた自由なクレジットの取引は、世界厚生を最大化を実現できる。

一方、限界便益が両地域で異なる場合はどうだろうか。簡単化のために、引き続き $E''_i = 0$ を仮定する。しかし、 $E'_A \neq E'_B$ の状況では、(2.2.1) – (2.2.4) の条件と、(2.2.3) および (2.2.5) – (2.2.8) の条件とは同等ではない。世界厚生を最大にするような状況においては、地域 A の事業者やバンカーが直面するクレジット価格と地域 B の事業者やバンカーが直面するクレジット価格とが異なる必要がある。事業者やバンカーが地域間で自由にクレジットの取引ができる状況では、両地域のクレジットの価格が等しくなるため、世界厚生を最大化を実現できない。

それでは、どのようなスキームのもとで、世界厚生を最大化を実現できるであろうか。ここでは「環境トレーダー」を導入して、次のようなスキームを考える。

- a) 事業者やバンカーは、それぞれの地域内市場でのみクレジットのみ取引が可能である。
- b) 環境トレーダーは、地域間でクレジットの取引を行うことができる。つまり、地域 i でクレジットを購入し、地域 j ($i \neq j$) でクレジットを売ることができる。別の言い方をすると、クレジットを地域間（市場間）で移動させることができる。
- c) 環境トレーダーは、購入したクレジットはすべて売却しなければならない。
- d) 環境トレーダーの目的関数を

$$GE = E_A + E_B - p_A z_A - p_B z_B$$

とする。ただし、 z_i は地域 i のクレジットのネットの購入量（地域 i のクレジットの購入量から i のクレジットの売却量を差し引いた値）である。また、購入したものは必ず売却するため、 $z_A = -z_B$ が成り立つ。つまり、環境トレーダーの目的は、湿地の総量を一定とする条

件のもとで、開発業者やバンカーの利益に反映されない「湿地から社会全体（両地域）が受け取る純便益（＝湿地から社会全体が受け取る便益－湿地復元・創造コスト）」を最大にすることである。

これより環境トレーダーは、 $E'_A - p_A - E'_B + p_B > 0$ のとき、地域 A でクレジットを購入しそれを地域 B で売却する。逆に $E'_A - p_A - E'_B + p_B < 0$ のとき、地域 B でクレジットを購入しそれを地域 A で売却する。 $C''_{D,i} > 0$ 、および $C''_{S,i} > 0$ より、前者においては地域 A でクレジット価格が上昇し、地域 B でクレジット価格が低下する。逆に、後者においては地域 B でクレジット価格が上昇し、地域 A でクレジット価格が低下する。したがって、均衡においては、

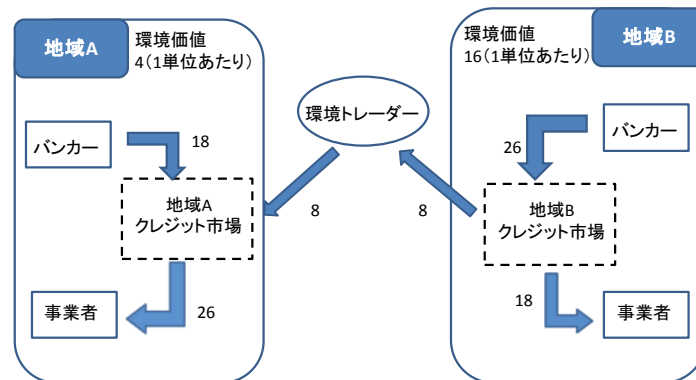
$$E'_A - p_A - E'_B + p_B = 0 \quad (2.2.9)$$

が成り立つ。(2.2.1)－(2.2.4)の条件と、(2.2.3)および(2.2.5)－(2.2.8)および(2.2.9)の条件とは、同等であることが分かる。したがって、このようなスキームのもとで世界厚生を最大化が実現できることが明らかである。

2.2.4. 経済実験の設定

実験の概要は図 2.2.2 に示す。今回の実験では 2 つの保全地域（地域 A および B ）において、同様のオフセット制度が行われている状況を想定する。各地域内での復元対象の環境価値の差異はないものの、地域 A と地域 B の同一面積の復元対象の環境価値は異なる。特に、地域 A の復元対象となる湿地、生態系などの環境価値よりも地域 B のそれらのほうが高い状況を想定する。このまま 2 つの地域で別々にオフセットクレジットの取引をバンカー、事業者間で行った場合、それぞれの地域内での効率的な開発、及び保全対象の復元は達成される。しかし両地域全体の厚生最大化の観点からは、両地域合計の開発量を所与とした場合に、より多くの復元対象が環境価値の高い地域 B において保全されるべきである。バンカー、事業者が環境価値を考慮するインセンティブはないため、前述の通り、環境の価値を高めることを目的とする環境トレーダーを両地域の間での取引を仲介させる。

環境トレーダーは環境価値の評価に基づき、クレジットの地域間での調整を行う。今回の設定では地域 B の環境価値が高いために地域 B から地域 A へのクレジットの移動がおこる。これは、地域 B で高い価格でクレジットを購入し、地域 A で低い価格でクレジットを売却することを意味する。つまり、地域 B のバンカーにより多くのクレジットを作り出すインセンティブを与え、逆に地域 A のバンカーにはディスインセンティブを与える。これにより両地域全体の社会厚生がより大きくなると考えられる。また環境トレーダーは環境価値をより高めることを目的として行動するため、環境価値の増加が取引による金銭的な損失を上回る限り、取引（地域 B で購入し地域 A で売却）を行うインセンティブを持つ。



注：各矢印はクレジットの理論上の移動を表し、各矢印に付されている数字は望ましいクレジットの移動数量を示す。

図 2.2.2 環境トレーダーを介在した経済実験概要

それぞれの実験参加者には、バンカー、事業者、環境トレーダーの 3 つのうち、どれか 1 つの役割を与える。両地域内の市場はダブルオークション市場を仮定し、4 人のバンカーと 4 人の事業者がそれぞれの市場のなかでクレジットの取引を行う。ダブルオークションによる財の取引は、今回のオフセットクレジットの売買のように売り手と買い手が明確に分かれている場合、効率的で、かつ安定的（取引価格の安定、均衡価格への早期の収束）であることが頑強に実証されている（Smith, 1962）。本項では環境トレーダーの介在の効果をより明確にする必要があり、そのため各地域の市場が最も円滑に行われるダブルオークションによる取引を用いる。このときバンカー、事業者はそれぞれ割り振られた地域内でしかクレジットの取引をすることができない。一方で環境トレーダーは両地域内のクレジットを売買することが可能となり、各実験では 4 人のトレーダーが地域間に介在する。詳細な費用、開発による収入の設定は表 2.2.1 に示す。

表 2.2.1 に示されるようにバンカー、事業者はそれぞれ費用、開発収入が異なる 2 タイプが存在する。各地域の 4 人のバンカーが 2 人ずつ、タイプ 1 とタイプ 2 に振り分けられ、同様に各地域の 4 人の事業者が 2 人ずつタイプ 1 と 2 に振り分けられる。環境価値については地域 A のクレジット 1 単位あたり 4、地域 B のクレジット 1 単位あたりは 16 と設定し、環境価値の差異は 12 となる。

通常、各地域内のみで取引がされた場合は、理論上それぞれの地域においてはクレジットの取引価格が 78~81、取引量は 22 となる。トレーダーが環境価値を考慮し、適切な取引を行った場合、地域 B から 8 単位のクレジットが地域 A に移動され、両地域合計の環境価値を含めた社会厚生が最大化される。またこのとき、クレジットの移動による市場間のクレジット取引価格の差異も発生し、地域 A の市場では 72~75、地域 B の市場では 84~87 となる。つまり設定された環境価値の差と地域間でのクレジットの取引価格との差が同じ

表 2.2.1 バンカー、事業者の費用、開発収入の設定

生産・開発	バンカー	バンカー	事業者	事業者
-------	------	------	-----	-----

単位	(タイプ 1)	(タイプ 2)	(タイプ 1)	(タイプ 2)
1	60	61	100	99
2	62	63	98	97
3	64	66	95	93
4	68	70	91	89
5	72	75	87	84
6	78	81	81	78
7	84	87	75	72
8	90	94	69	65
9	98	103	61	57
10	108	113	52	47
11	119	125	42	37
12	131	137	31	25

注：バンカーはクレジットを生産する費用を表し、事業者は開発収入の値を示す。

になれば、市場の中で環境の価値が適切に評価されていると考えられる。また実験用の仮想市場の開発のためにチューリッヒ大学が開発した *ztree* を用いる（詳細は Fischbacher, 1998 を参照）。

2.2.5. 新たなオフセット制度の提案と評価

1) 取引結果の概要

前項の設定のもと、各実験では、各ラウンド 2 分間の取引を 10 ラウンド繰り返した。また、全部で 6 度の実験を行った。全実験での平均の結果が図 2.2.3 及び図 2.2.4 である。第 1 にクレジットの取引価格の推移（図 2.2.3）をみると、地域 A と地域 B のクレジットの取引価格は明確に地域 B のほうが高い。全ラウンドの平均でみると地域 A のクレジットはおよそ 77 の価格で取引されている一方で、地域 B のクレジットはおよそ 87 の価格で取引がなされた。通常、同様の取引実験では実験参加者はラウンドを経るごとに学習をし、ラウンドが後半になればなるほどより理論上の均衡価格に近づく。全体でも価格差が 10 あり、後半のラウンドになるにつれさらに価格差は均衡価格へ近づく傾向がみられた。こうした結果から価格を観察する限り環境トレーダーの介在が機能しており、全体では望ましいクレジットの配分が達成できていると考えられる。また地域 A の取引価格に関しては初期のラウンドにおいて実際の価格が理論上の均衡価格よりも高い状況が発生しているが、ラウンドを経るごとに理論上の均衡価格に近付いている。

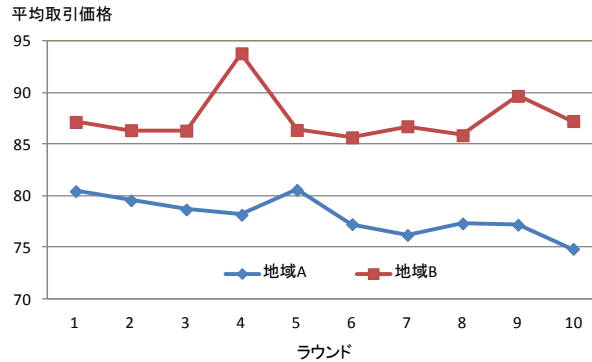
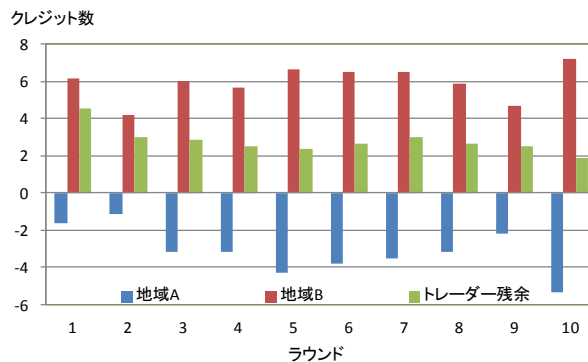


図 2.2.3 各地域におけるクレジット平均取引価格



注：+はクレジットの購入量、-はクレジットの売却量を示す。ただしトレーダー残余は各ラウンドでトレーダーが売れ残したクレジットの数量を示している。

図 2.2.4 トレーダーの各地域におけるクレジット買い越し数と残余クレジット数

第 2 にトレーダーが適切なクレジットの売買を行っているかどうかを分析するために、トレーダーが各地域でどのくらいのクレジットを購入したかの分析を行う (図 2.2.4)。結果をみると全ラウンドを通じて、トレーダーは地域 B で買ったクレジットを地域 A に売却する動向がみられる。ただし、初期のラウンドではトレーダーが自分の購入したクレジットを売り残す量が多く発生している。このことが前述の地域 A における初期のラウンドの高い取引価格の原因になっているといえる。しかし、トレーダーの売り残したクレジットの量もラウンドを経るごとに減少している。

2) 効率性分析

次に、両地域全体で理論上望ましいクレジットが配分されているかについて、効率性を計ることにより評価を行う。今回の経済実験では Ledyard and Szakaly-Moore (1994) で用いられた効率性評価の方法を用いる。指標化は下記の式の通りである。

$$Efficiency = \frac{Experimental\ Payoff - Status\ Quo\ Value}{Maximum\ (Efficient)Payoff - Status\ Quo\ Value}$$

experimental payoffs は実験の参加者の実験内で獲得した各ラウンドの合計利得を示し、maximum payoffs は理論上、最適な取引がなされた場合の合計利得を示す。status quo は取引がなされなかった状態で得られる合計利得を示している。

ただし本研究では各地域の保全された生物多様性の環境価値を効率性の評価に加えるために、各ラウンドの experimental payoffs は下記のように計算される。

$$Experimental\ Payoff = (S_a \times E_a + S_b \times E_b) + Trader + Developer_a + Developer_b + Banker_a + Banker_b$$

各ラウンドの合計利得 (experimental payoffs) は各地域の参加主体である事業者 (Developer) とバンカー (Banker) それぞれの利得の合計に加え、環境トレーダーの取引自体で発生した利ざや、もしくは損失 (Trader) が合わせられる。これらの合計が単純な経済的な便益となる。さらに各地域の保全された生物多様性の価値を便益として加算するために、各地域の保全された多様性の単位数 (D) に各単位の外部便益 (B) を積算し加える。この際に地域 A 、 B 間では保全対象の価値に差がある。本研究では前述の通り、地域 A の保全対象は1単位当たり4、地域 B の保全対象が16の外部便益が存在していることを仮定しているため、 $E_a = 4$ 、 $E_b = 16$ となる。

効率性分析の結果は図 2.2.5 に示す。これは全実験結果の各ラウンドの効率性を平均で示したものである。効率性のラウンド推移をみると、初期のラウンドは若干効率性が低いものの、その後、8割程度まで効率性が上昇する。このことは環境トレーダーがラウンドを経るごとに適切に役割を実行し、その結果効率性が向上した可能性を示している。効率性は8割程度まで向上したのちには安定的に推移している。通常、単純なダブルオークションの効率性の達成率は概ね9割程度である。そのため、より複雑な実験構造のなかで8

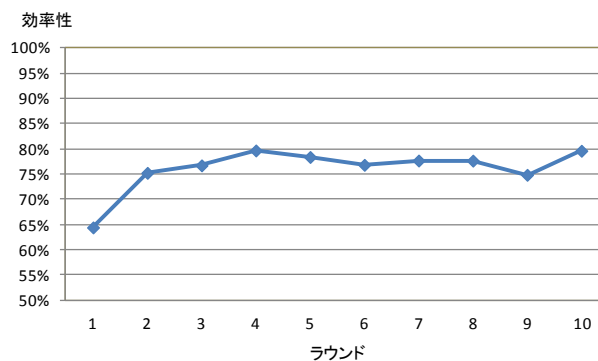


図 2.2.5 効率性のラウンドごとの推移

割程度の効率性を達成していることは環境トレーダーの介入したメカニズムがある程度機能していることを示している。しかし環境トレーダーの介入が、介入しない状況に比べ、社会的余剰の増加に貢献しているかどうかは効率性分析のみでは不十分である。そのため環境トレーダーの介入により、各地域及び全地域において、適切な多様性の保全が進んだかどうか分析する必要がある。

c) 環境トレーダーの取引介入による非効率性減少の分析

ここでは、上述の効率性分析では十分に捉えられなかったトレーダー介入の効果を、最小二乗法 (Ordinary Least Square: OLS) を用いて捉える。推計式は以下のとおりである。上段が地域 *A* 及び *B* における分析モデルであり、下段が全地域全体の分析モデルである。

$$\begin{aligned} \text{abs}(TCA_{i,t} - CA_{i,t}) &= c + \beta_1 TTA_{i,t} + \beta_2 TTA_{i,t}^2 + \beta_3 \text{Rest}_{i,t} + \beta_4 \text{abs}(PG_{i,t}) + \beta_5 VTP_{i,t} + \varepsilon \\ \text{abs}(TCA_{i,t} - CA_{i,t}) &= c + \beta_6 TTA_{i,t} + \beta_7 TTA_{i,t}^2 + \beta_8 \text{Rest}_{i,t} + \beta_9 \text{abs}(PG_{i,t}^A) \\ &\quad + \beta_{10} \text{abs}(PG_{i,t}^B) + \beta_{11} VTP_{i,t}^A + \beta_{12} VTP_{i,t}^B + \varepsilon \end{aligned}$$

どちらのモデルにおいても各地域、及び全地域で理論上望ましいクレジット生産数 (*TCA*) から実際のクレジット生産数 (*CA*) を引いた非効率なクレジット生産数の絶対値 (*abs*) を被説明変数として用いる。つまり各地域、全地域において、理論上望ましいクレジット生産数からどの程度、乖離しているかという値になる。

説明変数としては各ラウンドで各地域、全地域における環境トレーダーの売買総量 (*TTA*)、環境トレーダーが各地域に売れずに残してしまい、トレーダーの手元に残ってしまったクレジットの総量 (*Rest*)、各地域の理論的に望ましい取引価格と実際の取引価格の差 (*PG*) の絶対値、各地域での取引価格の分散 (*VTP*) を説明変数として加える。*PG* の絶対値を説明変数に加える理由は、そのまま *PG* を説明変数として加えた場合に、理論値の乖離が負にかい離している場合と正にかい離している場合の 2 パターンが存在し、推計結果から *PG* の係数 (β_4 , β_9 , β_{10}) が非効率なクレジット生産を増加させる要因か、減少させる要因か判別ができない。そのため、本モデルでは *PG* の絶対値を説明変数として用いる。とくに環境トレーダーが合理的に役割を果たした場合に、各地域、全地域のクレジット生産数を調整し、理論的に望ましいクレジット量の調整を行う。そのため推計の結果、*TTA* の係数 (β_1 及び β_6) が負に有位に推計された場合、環境トレーダーは適切に機能していることになる。さらに本分析モデルでは *TTA* の二乗項をモデルに加える。二乗項を加えることにより、投機的な行動やなど取引が過剰になったときの非効率性を増長させる影響を捉えることができる。

Rest は環境トレーダーが各地域から購入したクレジットを売りきれない場合に、各地域のクレジット生産量が増加する。純粋に環境トレーダーの売買量が非効率なクレジット量

に与える影響をとらえるためのコントロール変数として説明変数に加える。 PG は各市場での価格付けが不適切な場合、非効率なクレジットが生み出される影響をとらえるためにモデルに加える。 VTP を説明変数に加えた理由は過剰な取引価格の変動は各地域のクレジット取引に影響するだけでなく、環境トレーダーの売買動向にも大きく影響するためにモデルに加えた。推計結果は表 2.2.2 に示す。

推計の結果、 TTA の一乗項は全てのモデルで被説明変数と負に有意な関係性を示した。さらに二乗項は正に有意な関係性を示した。今回の実験結果では TTA のラウンド平均は全地域で 33.21、地域 A で 15.03、地域 B で 33.21 となった。実際の環境トレーダーの取引量から考えると今回の推計結果で得られた一乗項の影響が二乗項の与える影響よりも大きく、結果的に環境トレーダーの取引量は全地域、各地域において非効率なクレジット生産数を減少させる効果があることが示された。つまり構築された理論モデルのように環境トレーダーは適切な行動を行い、トレーダーの介在により各地域、全地域のクレジット量が調整されたことを示している。

他の変数の結果をみると、 PG^a と PG^b は全地域合計の非効率なクレジット生産数に対しては正に有意の関係性を示した。これは取引価格が理論均衡価格からずれるに従って、非効率なクレジット生産が行われることを示しており、各地域のバンカーが市場の価格付けに従い、自己のクレジット生産の意思決定を行っていることを表している。

ただし地域 A においては、 PG^b がクレジット生産に影響を与えていない。このことはトレーダーが地域 B で購入したクレジットを地域 A に売却する際のタイムラグによって、地域 B からのクレジットの流入が始まる前に一定量のクレジットが生産されてしまい、価格の変化が十分に起きなかった可能性を示している。今回の実験結果ではとくに初期のラウンドにおいてその傾向が示されており、そうした結果が推計結果に影響したと考えられる。

表 2.2.2 各地域の過剰・過少開発の要因分析

全地域		地域 A		地域 B	
TTA	-0.912***	TTA	-0.687***	TTA	-1.395***
TTA ²	0.015***	TTA ²	0.026***	TTA ²	0.037***
Rest	-0.308	Rest	-0.061	Rest	-0.074
PG ^a	0.242**	PG ^a	-0.022	PG ^b	0.734***
PG ^b	0.843***	VTP ^a	0.001	VTP ^b	-0.001***
VTP ^a	-0.001*	C	6.881***	C	14.996***
VTP ^b	-0.001***				
C	18.389***				
R ²	0.352		0.186		0.225

注：*は 10%水準で統計的に有意、**は 5%、***は 1%水準で有意であることを示す。また地域 A 、 B のモデルにおける TTA は各地域内でのトレーダーの取引回数の合計である。

また通常、取引価格の分散が大きい場合、取引が十分に行われぬ可能性があり、非効率なクレジット生産が増加する可能性がある。しかし今回の推計結果では *VTP* の係数は全体、及び地域 *B* のモデルでは負に有意な関係性を示しており、非効率性を減少させる要因となっていることが示されている。しかし *TPV* の係数を他の変数の係数と比較して、極めて小さい。そのため分散の影響はほぼないと考えられる。また今回の実験ではトレーダーの介入により、両地域の価格差が発生するような価格の変動が起こる。このため、トレーダーの介入は、取引価格の変化を発生させ、それによって分散が大きくなる。そのため、必ずしも分散が大きくなるからといって、非効率なクレジットが多くなるとは限らない。

2.2.6. まとめ

本研究は、複数地域間で生物多様性の価値を市場に内部化するための新たな生物多様性オフセットメカニズムの制度設計を行うことを目的とした。そのひとつとして、地域間の環境価値の差異を評価できる環境トレーダーを介在させ、それにより環境価値を含めた社会厚生を最大化を可能とする新たな制度の提案を行った。また、その有効性について経済実験により評価を試みた。

具体的には環境価値の違う 2 地域間に環境トレーダーが介在する状況を想定し経済実験を行った。各地域のクレジット需給の動向がトレーダーの動きにより異なるために、トレーダーがいかに適切なクレジットの需給を調整できるかが重要となった。実験結果から、トレーダーは初期の段階ではクレジットの地域間での売買を十分に行えないものの、学習効果によりラウンドを経るにつれてその売買行動が改善されていくことが示された。また計量分析の結果、トレーダーは各地域、全地域の多様性の保全量を外部便益の差から調整し、非効率な生物多様性の保全を減少させる役割を果たしていることが示された。

今回の実験では多くの現実的な側面が考慮されていないことは注意を要する。例えば、クレジット取引に関する情報の有無や、将来的な制度設計の変更による影響などがあげられる。こうした現実的な側面を現段階では考慮できていないものの、新たに提案したオフセット制度自体の基本的なメカニズムの有効性は示された。実際に現在広く導入されている同様の制度（排出量取引制度、漁獲枠取引制度など）においても、制度運用やモニタリング制度などに関する工夫がなされることで、前述のような問題への対処が可能となる。たとえば、バンキング制度はすでに多数のオフセット制度に用いられているが、将来的なクレジット需給の不確実な変化（天災や突発的な事故や事件の影響）に対して、市場参加者の柔軟な対応を可能とし、長期的なクレジット価格、需給の安定につながる。

近年、多くの経済学者や生態学者により、特定の環境価値を測定する手法が広く開発されてきており（例えば吉田、2010 ; Kassar and Lasserre, 2004）、その精度も向上している。こうしたことから今回の実験のような環境トレーダーを介在させることは現実的に妥当性が高いと考える。

今後、生態系サービスの価値を評価し、適切な保全を行う取り組みは本格化すると考えられる。現在、欧米ではすでに市場メカニズムを用いた制度、取り組みが行われている。しかし、日本においては生態系サービスを市場に内部化し、適切な価値づけを行う制度が十分に行われていない。環境保全のために市場メカニズムを用いることに関して倫理的に抵抗があることが原因の一つとして挙げられる。排出許可証制度の導入がすすんだ欧米においては、それらの制度に対する評価は高く、気候変動対策、大気汚染対策、水産資源を代表とする生物資源など様々な分野で実施されるようになってきている。こうした現実を見ても、オフセット制度のような制度は今後の生態系サービス保全政策として重要性が高いと考えられる。

生態系サービスの価値は各地域や対象となる保全対象により、大きく異なる。日本でも生態系サービスを多く有するとされる地域とされ国立公園などに指定されている地域であっても、生態系サービスの価値は局地的に差がでてくる。また同じ種類であっても、立地や生育状況によっても環境価値は異なる。例えば人工湿地は水質の浄化作用が高く、日本の各地で作られている。しかし実際にある湿地を破壊する代わりに人工湿地をつくる場合に、もとの湿地の多面的な環境価値は地理的な要因に大きく依存する。湿地の有無により、潮の流れや生態系への影響は部分的ではなくもともとあった湿地周辺に大きな影響を与える可能性もある。

このような状況においては、本項で提案するような環境トレーダーの介在などの工夫により、地域間、あるいは同一地域内の異なる場所で環境価値が異なる場合にでも、オフセット制度を行うことができ、かつ環境価値を含めた社会厚生を最大化が可能となる。実際に実験の結果からもその有効性が実証された。今後、長期的な生物多様性、生態系サービスの保全の施策を考える上で、より広範囲にわたる革新的な資金メカニズムは必要不可欠である。そのためにも現状、有効であるとされる施策の評価を適切に行うとともに、より広く、価格シグナリングを通じた資金メカニズムの構築が急務である。

2.3. 幸福度と環境保護への支払意思との関係性

2.3.1. はじめに

主観的幸福度とは、効用という概念に代わり、直接関与している人に自分の幸福の程度を尋ねることによって、基数的に捉える幸福感のことを指している (Frey and Stutzer, 2002)。つまり、この主観的幸福度は「自分が普段どのくらい幸福だと感じているか」を段階的に表す値であり、効用を実証的に検証する指標であるといえる。現在ではこの指標を用いた研究が数多く蓄積されている。

本研究ではこの主観的幸福度指標に焦点をあて、経済指標や社会・人口統計上の指標および性格指標を詳細にコントロールした上で、生物多様性保護などの環境問題に対する支払意思とどのような関係を持っているのかということについて検証を行う。WTP を得るには、環境評価手法のひとつである仮想評価法 (Contingent Valuation Method: CVM) を用いる。CVM とは価格が存在しない環境の価値を金額で評価するために、仮想的な環境政策を提示して、環境変化に対する支払意思額を人々に直接たずねるという手法である (栗山・馬奈木, 2008)。この手法により、明示的な環境価値を指標化することで、支払意思が主観的幸福度とどのように関係しているかということを検証できる。さらに環境変化の発生年を長期に渡って設定し、発生場所を身近から遠方の地域までとしたアンケートを設計することで、時間と距離による支払意思額の差異を考慮に入れたうえで検証を行う。

本項の目的は、環境保護に対し人々がどの程度支払意思を持つのかを明らかにした上で、その支払意思と主観的幸福度との関係性を実証的に示すことにある。主観的幸福度と支払意思にはどのような関係性があるのだろうか。また、時間や距離によって主観的幸福度と支払意思の関係性に違いが見られるであろうか。以下では、2.3.2.で先行研究に触れ、2.3.3.でデータと手法について述べた上で実証モデルを構築する。2.3.4.で分析結果に言及し、2.3.5.では別の手法を用いた議論を行う。最後に、2.3.6.で結論をまとめる。

2.3.2. 先行研究

1) 先行研究

主観的幸福度と環境汚染の関係性を検証した先行研究としては Welsch (2002; 2006; 2007) および倉増ら (2009; 2010) がある。Welsch (2002) では、二酸化硫黄 (SO₂)、二酸化窒素 (NO₂)、浮遊粒子状物質 (PM10)、リン、汚泥浮遊物について、主観的幸福度との関係性について回帰分析を行い、NO₂ でのみパラメータに関して負で統計的に有意な結果を得ている¹¹。Welsch (2006) では、NO₂、PM10、鉛に関するパネルデータを用いて推

¹¹ Welsch (2002; 2006; 2007) ではすべて World database of happiness の主観的幸福度の指標を用いている。この主観的幸福度指標は値が大きいほど幸福という指標である。

計を行っており、NO₂と鉛において負で統計的に有意な結果を得ている。Welsch (2007)ではNO₂に関して、統計的に負の関係があるという結果を得ている。また倉増ら (2009)ではPM10、SO₂、エネルギー消費量、二酸化炭素 (CO₂)に関するパネルデータを用いた推計により、PM10、SO₂のみ統計的に負で有意な結果を得ている。倉増ら (2010)ではSO₂、NO₂、一酸化炭素 (CO)、光化学オキシダント (Ox)、浮遊粒子状物質 (SPM)について推計を行い、Oxについて統計的に有意に負の結果が得られている。

主観的幸福度と経済指標や社会・人口統計上の指標および性格指標を検証した先行研究としては、Tella et al. (2001)、Peiro (2006)、筒井ら (2009) および倉増ら (2010) が挙げられる。Tella et al. (2001)では、経済指標である所得と失業率のパラメータについて、統計的に有意に前者が正、後者が負の符号が得られている。Peiro (2006)では、社会・人口統計上の指標である健康不安については統計的に有意に負の符号が得られている。筒井ら (2009)では所得は有意に正、求職中の人は有意に負、加齢とともに不幸、未婚者、配偶者と死別した人は結婚している人よりも有意に負、健康な人は有意に正、喫煙する人は有意に負、競争心は有意に負、時間割引率が高いほど、危険回避的であるほど有意に負、利他的であるほど有意に正という結果が導かれている。倉増ら (2010)では所得は統計的に有意に正、失業は負、健康不安は負、衝撃的出来事の経験度は負、男性が負、利他性は正といった結論を得ている。

2) 幸福のパラドックス

所得と幸福の関係を時系列で比較してみると、長期的に見れば、国民一人当たりの所得が上昇しても個人の幸福は増大しない (Frey and Stutzer, 2002)。典型的な例として、1958年から40年の日本を見れば、実質GDPは6倍ほど増加したにもかかわらず生活満足度(幸福度)は、安定した状態を保ち、それほど上昇していない (筒井, 2009)。このような幸福度と所得の間に明らかな相関関係が存在しない現象は、幸福のパラドックスと呼ばれている。

この幸福のパラドックスを説明するのに、順応仮説および相対所得仮説の2つの仮説が用いられる。順応仮説とは人間は他の動物と同様、環境の変化にすぐ慣れるというものであり、たとえば所得が増えて生活水準が上がると一旦は幸福度が上がるものの、すぐにその状況に慣れてしまって元の幸福度に戻るといった仮説である (筒井, 2009)。すなわち、人々は新しい環境に慣れるに従い、その環境に合わせて自分の主観的幸福の水準を調整し、適応することによって、反復的・継続的な刺激に対する個人の反応を低下させる (Frey and Stutzer, 2002) ということが示されている。

一方で、個人は所得の絶対値を重んじるわけではなく、適当な他者の所得と自分の所得を比較する (Frey and Stutzer, 2002) という相対所得の概念を用いるのが、相対所得仮説である。つまり人々は自己の主観的幸福を感じる際に、所得の絶対値を参照して決定して

いるわけではなく、自分に関わる誰か他の存在を水準として考慮するということが、この仮説で示されている。

2.3.3. モデル

1) データ

データは、実施期間を 2010 年 2 月 17 日から 20 日、対象を日本国内の 7,231 世帯としたインターネット調査にて入手した。アンケート概要およびシナリオ概要を表 2.3.1–2.3.2 に示す¹²。また、基本統計量を表 2.3.3 に示す。さらに主観的幸福度に関して、都道府県別にランクづけをした表 2.3.4、図 2.3.1 を示し、主観的幸福度と所得の関係を示したものを図 2.3.2 に示している。

主観的幸福度に影響すると考えられる要因に関して、先行研究で関係性が示唆されてきている要因を詳細にコントロールするために、経済指標や社会・人口統計上の指標および性格指標も同時に入手する。具体的には、所得（世帯収入）、可処分所得、失業などの経済指標、年齢、性別、結婚、健康度、衝撃的出来事の経験度、喫煙習慣、飲酒習慣、ギャンブル習慣の社会・人口統計上の指標、競争心、時間割引率、危険回避度、利他性などの性格指標を指している。

加えて主観的幸福度と支払意思額との関係性を考慮するために、アンケートの質問項目には、環境保護における支払意思額をたずねる質問として、ダム開発による生態系の破壊（シナリオ 1）、水源林の破壊（シナリオ 2）、水質汚染（シナリオ 3）、地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）、湿地における生物多様性（シナリオ 5）の 5 つのシナリオを用意する。これによりシナリオごとの差異の検証が可能である。またこれらのシナリオについてそれぞれ 5 年後、20 年後、100 年後の環境保護に対する支払意思額を尋ねることで、時間的な支払意思の違いも考慮に入れる。さらに、湿地以外のシナリオにおいては、破壊や汚染の発生が身近な地域（日本）での場合、東南アジアのある地域での場合、南米のある地域での場合と区分けすることで、距離における支払意思額の違いも考慮に入れる。支払意思の提示額については 100、200、500、1,000、2,000、4,000、8,000、10,000 円を設定する。湿地については、身近での発生に限定し、湿地の定義のみを提示するシナリオ 5-1、湿地の機能を提示するシナリオ 5-2、湿地の機能を提示しないシナリオ 5-3 に分けて主観的幸福度と支払意思との関係性を検証している。

¹² アンケートに関しては筒井ら（2009a）および JGSS 研究センターの調査票を参照し設計した。

表 2.3.1 アンケート概要

実施期間	2010年2月17日から20日
調査対象	日本国内の7,231世帯
実施方法	インターネット調査
調査項目	1) 主観的幸福度 (Happiness) 2) 所得 (世帯収入) (Income) 3) 可処分所得 (PocketMoney) 4) 失業 (Unemployment) 5) 年齢 (Age) 6) 性別 (Sex) 7) 結婚 (Marriage) 8) 健康度 (health) 9) 衝撃的出来事の経験度 (Shock) 10) 喫煙習慣 (Smoking) 11) 飲酒習慣 (Drinking) 12) ギャンブル習慣 (Gambling) 13) 競争心 (CompetitiveSpirit) 14) 時間割引率 (TimeDiscount) 15) 危険回避度 (Anxiety) 16) 利他性 (Altruism) 17) 支払意思 (額) (wtp_) シナリオ変数名_発生年
回収票	7,231 サンプル

表 2.3.2 シナリオ概要

番号	シナリオ名	シナリオ 変数名	発生地域	発生年 (年後)
1	ダム開発	dam	身近 (日本)、東南アジア、南米	5,20,100
2	水源林の破壊	forest	身近 (日本)、東南アジア、南米	5,20,100
3	水質汚染	water	身近 (日本)、東南アジア、南米	5,20,100
4	農業被害	agriculture	身近 (日本)、東南アジア、南米	5,20,100
5-1	湿地 (定義のみ提示)	bog1	身近 (日本)	5,20,100
5-2	湿地 (機能提示あり)	bog2	身近 (日本)	5,20,100
5-3	湿地 (機能提示なし)	bog3	身近 (日本)	5,20,100

表 2.3.3 基本統計量

変数	平均	標準偏差	最大值	最小値	標本
Happiness	5.88895	2.090015	10	0	7,231
Income	4.525239	1.954784	12	1	7,231
PocketMoney	4.89061	2.47897	12	1	7,231
Unemployment	0.2475453	0.431616	1	0	7,231
Age	44.57309	15.07368	86	13	7,231
Sex	0.5452911	0.4979789	1	0	7,231
Marriage	0.6408519	0.4797839	1	0	7,231
Health	2.880514	1.088146	5	1	7,231
Shock	2.217397	1.219837	5	1	7,231
Smoking	1.790071	1.491114	6	1	7,231
Drinking	2.777762	1.270033	6	1	7,231
Gambling	2.345595	1.356576	6	1	7,231
CompetitiveSpirit	3.261513	1.041496	5	1	7,231
Anxiety	6.592311	2.122596	11	1	7,231
Altruism	1.901812	0.767447	3	1	7,231

表 2.3.4 都道府県別幸福度

順位	都道府県名	幸福度(平均値)	順位	都道府県名	幸福度(平均値)
1	島根県	6.833333333	25	長崎県	5.813953488
2	山梨県	6.666666667	26	埼玉県	5.808421053
3	山口県	6.232876712	27	千葉県	5.784263959
4	東京都	6.077353215	28	静岡県	5.770186335
5	大分県	6.073170732	29	岩手県	5.754098361
6	愛媛県	6.059701493	30	栃木県	5.742857143
7	広島県	6.058823529	31	沖縄県	5.714285714
8	大阪府	6.003311258	32	新潟県	5.7
9	兵庫県	6.002739726	33	富山県	5.693877551
10	神奈川県	5.977900552	34	山形県	5.666666667
11	京都府	5.976331361	35	福岡県	5.651162791
12	愛知県	5.968888889	36	岡山県	5.65060241
13	香川県	5.951612903	37	鹿児島県	5.558823529
14	岐阜県	5.946808511	38	石川県	5.550724638
15	滋賀県	5.936708861	39	福井県	5.548387097
16	熊本県	5.928571429	40	和歌山県	5.525
17	高知県	5.909090909	41	徳島県	5.514285714
18	宮城県	5.902654867	42	青森県	5.440677966
19	群馬県	5.888888889	43	宮崎県	5.3125
20	北海道	5.8767507	44	佐賀県	5.111111111
21	奈良県	5.87628866	45	秋田県	5.094339623
22	長野県	5.865168539	46	福島県	5.077922078
23	三重県	5.864864865	47	鳥取県	4.6
24	茨城県	5.850877193			

注：山根ら（2008）での「47 都道府県の幸福度」順位と整合していない理由に、サンプルの量および質の違いがある。本研究での上記の結果は、2010 年 2 月に行ったアンケートによるものである。今後においては、複数年にわたるアンケートの実施によって、得られる結果を精査することが重要であると考えられる。また、データの極端に少ない県が存在するという点からも議論には注意が必要である。

あるといわれるが、本研究ではある金額を提示し、支払うかどうかについて「はい」、「いいえ」で答えてもらう二項選択方式を採用している。この方式は「はい」、「いいえ」の二項の選択による回答であるという点から、回答者への負担が軽減され、バイアスの生じる可能性が比較的少ないとされている（栗山・馬奈木、2008）。本研究では、調査対象者を提示金額の 100、200、500、1,000、2,000、4,000、8,000、10,000 円の 8 グループに分けてアンケートを実施している。また、湿地を除き、破壊や汚染の発生が身近な地域（日本）での場合、東南アジアのある地域での場合、南米のある地域での場合の 3 グループに調査対象者を分けたうえで、アンケートを行っている。

3) 統計手法

本研究では多重共線性の問題を回避するために、支払意思の指標をスペシフィケーションごとに分けたモデルで分析を行う。分析は主観的幸福度指標、経済指標、社会・人口統計上の指標、性格指標および支払意思を表す指標のクロスセクションデータを用いてパラメトリックな手法にて推計を行う。ここで用いる手法は、操作変数を用いた GMM である。GMM は説明変数と誤差項の相関による内生性の問題を考慮することで、推計で得られる回帰係数のバイアスを取り除く操作変数法の一つである。本研究では、所得の同時性バイアスの問題を回避するために、追加の操作変数としてラグの所得をモデルに導入している。分析に用いるモデルは以下の通りである。

$$\begin{aligned}
 H_i = & \alpha + \beta_1 INCOME_i + \beta_2 POCKETMONEY_i + \beta_3 UNEMPLOYMENT_i + \beta_4 AGE + \beta_5 SEX_i \\
 & + \beta_6 MARRIAGE_i + \beta_7 HEALTH_i + \beta_8 SHOCK_i + \beta_9 SMOKING_i + \beta_{10} DRINKING_i \\
 & + \beta_{11} GAMBLING_i + \beta_{12} COMPETITIVESPIRIT_i + \beta_{13} TIMEDISCOUNT_i + \beta_{14} ANXIETY_i \\
 & + \beta_{15} ALTRUISM_i + \beta_{16} W_{i,j}^k + \varepsilon_i
 \end{aligned}
 \tag{2.3.1}$$

(2.3.1) 式において、 H は主観的幸福度指標であり、 i はアンケート対象の個人、 α は定数項を表す。経済指標である *Income* は所得（世帯収入）、*PocketMoney* は可処分所得、*Unemployment* は失業を表したものである。社会・人口統計上の指標である *Age* は年齢、*Sex* は性別、*Marriage* は結婚の有無、*Health* は健康度、*Shock* は衝撃的出来事の実験度、*Smoking* は喫煙習慣、*Drinking* は飲酒習慣、*Gambling* はギャンブル習慣を表している。性格指標である *CompetitiveSpirit* は競争心、*TimeDiscount* は時間割引率、*Anxiety* は危険回避度、*Altruism* は利他性をそれぞれ示している。 $W_{i,j}^k$ は k シナリオ、 j 年後での支払意思もしくは支払意思額で、 ε_i はその他の観察できない要因を表す誤差項である。

2.3.4. 分析結果

本研究で用いる変数については、前節にて述べた通りである。分析に際し、支払意思に関する指標と所得の関係の影響をより深く考察するために、各汚染発生年の支払意思および支払意思額に所得を乗じた交差項をモデルに加える。以下では(1)で主観的幸福度と支払意思の関係性、(2)で主観的幸福度と支払意思額の関係性に言及する。また両項において、汚染の発生地域を身近な地域(日本)、東南アジアのある地域、南米のある地域に分割したサブサンプルにおける分析も取り上げる。

1) 主観的幸福度と支払意思の関係性

主観的幸福度と支払意思の関係性を表す結果を表 2.3.5~2.3.13 に示す。このなかで偶数表は各シナリオにおいての交差項を含んだモデルである。支払意思として用いる変数は提示額(100、200、500、1,000、2,000、4,000、8,000、10,000 円)に対し、払うか払わないかを表したダミー変数である。すべてのモデルにおいて、表中の変数名末尾の「_5」、「_20」「_100」とは、環境汚染がそれぞれ 5、20、100 年後に発生するというを示している。表 2.3.5~2.3.13 は身近な地域(日本)、東南アジアのある地域、南米のある地域の 3 地域のサブサンプルを分けず、全てのサンプルで推計を行った結果である。表 2.3.5 に示すように、すべてのモデルを通じて、コントロール指標については先行研究より予想される符号が統計的に有意に得られている。すなわち、経済指標である所得、失業、社会・人口統計上の指標である年齢、性別、結婚、健康、衝撃的出来事の経験度、喫煙、性格指標である競争心、時間割引率、危険回避度、利他性において、予想される符号が統計的に有意に得られた。これ以外では、飲酒は幸福度に影響せず、ギャンブルは統計的に有意に負という結果が得られ、先行研究では扱われていない可処分所得は統計的に有意に正という結果であった。以下の分析において、この結果はおおよそ同様である。

表 2.3.5~2.3.13 に示すように、シナリオ 1~4 を通じて、支払意思を汚染の発生年(5、20、100 年後)ごとに分けたモデルは支払意思について統計的に有意に正の符号を得ている。各発生年をすべて含めたモデル(表の最右列)では、5 年後の汚染発生について、シナリオ 1~4 で統計的に有意に正の結果を得ている。このことは、主観的幸福度と支払意思の関係性において、5 年後の近い将来の環境保護についてはより大きな影響が見られる可能性を示唆している。また他の発生年においては統計的に有意な結果が得られにくくなっていることから、時間による差異が見出せる結果と言えよう。つまりダム開発、水源林の破壊、水質汚染、農業被害といったシナリオでは、環境汚染がいつ発生しようとも、保護をしようとする意思を持つ人ほど幸福であるという示唆が得られることに加え、特に 5 年後の環境汚染についてはこの関係性が深いということがいえるかもしれない。

表 2.3.5 ダム開発による生態系破壊（シナリオ 1）推計結果

被説明変数 Happiness	モデル (a1)	モデル (a2)	モデル (a3)	モデル (a4)
Income	0.047*** (3.20)	0.050*** (3.38)	0.051*** (3.49)	0.047*** (3.20)
PocketMoney	0.127*** (11.98)	0.127*** (12.05)	0.128*** (12.14)	0.126*** (11.97)
Unemployment	-0.581*** (-11.12)	-0.588*** (-11.24)	-0.584*** (-11.17)	-0.584*** (-11.18)
Age	-0.005*** (-2.98)	-0.005*** (-2.78)	-0.005*** (-2.89)	-0.005*** (-2.91)
Sex	-0.705*** (-15.12)	-0.718*** (-15.40)	-0.721*** (-15.45)	-0.707*** (-15.16)
Marriage	0.707*** (13.11)	0.702*** (13.01)	0.704*** (13.04)	0.704*** (13.07)
Health	0.335*** (15.49)	0.334*** (15.44)	0.334*** (15.42)	0.335*** (15.48)
Shock	-0.149*** (-8.06)	-0.148*** (-8.01)	-0.146*** (-7.89)	-0.150*** (-8.11)
Smoking	-0.106*** (-6.93)	-0.107*** (-6.99)	-0.109*** (-7.09)	-0.106*** (-6.90)
Drinking	0.022 (1.17)	0.021 (1.13)	0.021 (1.09)	0.022 (1.17)
Gambling	-0.078*** (-4.61)	-0.078*** (-4.63)	-0.078*** (-4.65)	-0.078*** (-4.63)
CompetitiveSpirit	-0.145*** (-6.49)	-0.141*** (-6.31)	-0.141*** (-6.33)	-0.144*** (-6.44)
TimeDiscount	-0.003*** (-3.00)	-0.003*** (-3.01)	-0.003*** (-3.10)	-0.003*** (-2.96)
Anxiety	-0.082*** (-7.81)	-0.083*** (-7.98)	-0.084*** (-8.06)	-0.082*** (-7.81)
Altruism	0.345*** (11.83)	0.357*** (12.31)	0.371*** (12.87)	0.340*** (11.61)
dam_5	0.299*** (6.64)			0.225*** (4.19)
dam_20		0.267*** (5.73)		0.144** (1.98)
dam_100			0.200*** (3.82)	-0.006 (-0.09)
Constant	5.213***	5.250***	5.275***	5.214***

	(27.72)	(27.92)	(28.03)	(27.73)
R2	0.225	0.224	0.222	0.226
Observations	7231	7231	7231	7231

注：***、**、*は、それぞれ 1%、5%、10%水準で有意であることを示す。()内はz値である。以下同様。

表 2.3.6 ダム開発による生態系破壊（シナリオ 1）推計結果（含交差項）

被説明変数 Happiness	モデル (a5)	モデル (a6)	モデル (a7)	モデル (a8)
Income	0.082*** (3.66)	0.074*** (4.05)	0.067*** (4.02)	0.084*** (3.73)
dam_5	0.570*** (4.75)			0.397*** (2.76)
dam_20		0.564*** (4.70)		0.262 (1.40)
dam_100			0.493*** (3.71)	0.088 (0.48)
dam_5×Income	-0.060** (-2.43)			-0.039 (-1.31)
dam_20×Income		-0.065*** (-2.68)		-0.025 (-0.68)
dam_100×Income			-0.063** (-2.40)	-0.021 (-0.57)

表 2.3.7 水源林の破壊（シナリオ 2）推計結果

被説明変数 Happiness	モデル (b1)	モデル (b2)	モデル (b3)	モデル (b4)
forest_5	0.351*** (7.63)			0.275*** (4.88)
forest_20		0.286*** (6.33)		0.104 (1.46)
forest_100			0.231*** (4.67)	0.041 (0.59)

表 2.3.8 水源林の破壊（シナリオ 2）推計結果（含交差項）

被説明変数 Happiness	モデル (b5)	モデル (b6)	モデル (b7)	モデル (b8)
Income	0.093*** (3.84)	0.084*** (4.34)	0.072*** (4.20)	0.096*** (3.96)
forest_5	0.677*** (5.47)			0.470*** (3.10)
forest_20		0.642*** (5.57)		0.257 (1.42)
forest_100			0.570*** (4.49)	0.146 (0.85)
forest_5×Income	-0.073*** (-2.83)			-0.045 (-1.41)
forest_20×Income		-0.078*** (-3.28)		-0.032 (-0.90)
forest_100×Income			-0.074*** (-2.90)	-0.024 (-0.71)

表 2.3.9 水質汚染（シナリオ 3）推計結果

被説明変数 Happiness	モデル (c1)	モデル (c2)	モデル (c3)	モデル (c4)
water_5	0.372*** (7.88)			0.301*** (4.97)
water_20		0.287*** (6.41)		0.058 (0.81)
water_100			0.250*** (5.21)	0.081 (1.24)

表 2.3.10 水質汚染（シナリオ 3）推計結果（含交差項）

被説明変数 Happiness	モデル (c5)	モデル (c6)	モデル (c7)	モデル (c8)
Income	0.098*** (3.77)	0.096*** (4.79)	0.074*** (4.26)	0.099*** (3.81)
water_5	0.714*** (5.53)			0.389** (2.38)
water_20		0.730*** (6.25)		0.418** (2.30)
water_100			0.598*** (4.85)	0.086 (0.52)
water_5×Income	-0.077*** (-2.83)			-0.022 (-0.65)
water_20×Income		-0.098*** (-4.09)		-0.078** (-2.14)
water_100×Income			-0.076*** (-3.06)	-0.002 (-0.06)

表 2.3.11 地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）推計結果

被説明変数 Happiness	モデル (d1)	モデル (d2)	モデル (d3)	モデル (d4)
agriculture_5	0.317*** (6.84)			0.240*** (3.96)
agriculture_20		0.268*** (5.94)		0.068 (0.94)
agriculture_100			0.238*** (4.81)	0.081 (1.22)

表 2.3.12 地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）推計結果（含交差項）

被説明変数	モデル (d5)	モデル (d6)	モデル (d7)	モデル (d8)
Happiness				
Income	0.089*** (3.68)	0.090*** (4.59)	0.074*** (4.32)	0.091*** (3.75)
agriculture_5	0.610*** (4.91)			0.296* (1.86)
agriculture_20		0.670*** (5.73)		0.357* (1.95)
agriculture_100			0.609*** (4.78)	0.181 (1.07)
agriculture_5×Income	-0.066** (-2.53)			-0.014 (-0.43)
agriculture_20×Income		-0.088*** (-3.71)		-0.062* (-1.72)
agriculture_100×Income			-0.081*** (-3.16)	-0.022 (-0.67)

表 2.3.13 支払意志の分析結果（全モデル）

被説明変数			発生年ごとのモデル			各発生年を同時に含めたモデル			発生年ごとのモデル (交差項)			各発生年を同時に含めた モデル (交差項)		
			5年	20年	100年	5年	20年	100年	5年	20年	100年	5年	20年	100年
支払意思	全サンプル	ダム開発	***	***	***	***	**		**	***	**			
		水源林	***	***	***	***			***	***	***			
		水質汚染	***	***	***	***			***	***	***		**	
		農業被害	***	***	***	***			**	***	***		*	
	身近（日本）	ダム開発	***	***		**	*		***	***	***			***
		水源林	***	***	**	***	*		**	***	***			**
		水質汚染	***	***	***	***			*	***	***			*
		農業被害	***	***	***	***			*	***	***		**	
		湿地（定義）	***	***	***	***		*	**	***	***			
		湿地（機能あり）	***	***	***	***		**	***	***	***		**	
	東南アジア	湿地（機能なし）	***	***	***	***		*	***	***	***			*
		ダム開発	***	***	**	***							*	**
		水源林	***	***	***	***								
	南米	水質汚染	***	***	***	***				**				
		農業被害	***	***	**	***								
		ダム開発	***	***	***	**								
		水源林	***	***	***	**								
		水質汚染	***	***	**	**				**			*	
		農業被害	***	***	***					**	*			

注：符号は交差項がすべて負、他は正である。コントロール変数についての詳細はおおよそ表 2.3.5 の結果と同様である。

交差項についての発生年ごとのモデルでは、シナリオ 1~4 の各発生年において統計的に有意に負であるという結果が得られた。このことはダム開発、水源林の破壊、水質汚染、農業被害といったシナリオでは、すべての発生年において、支払意思の幸福度に対する正の関係性が、所得が増加するにしたがって次第に弱まるということを意味している。

次に、サンプルを汚染の発生地域、すなわち身近な地域（日本）、東南アジアのある地域、南米のある地域に分割し、それぞれのサブサンプルにおける主観的幸福度と支払意思の関係性を検証していく。尚、ここからは推計結果を簡略化し、表 2.3.11~2.3.13 に示すように、シナリオ、発生年を分けたすべてのモデルについて、推計結果の有意水準のみを示す。ただし前述のようにコントロール変数についてはおおよそ表 2.3.5 の結果と同様であるため、この表には含めていない。

環境汚染の発生地域を日本とした場合は、シナリオ 1~4 においては全サンプルでのモデルとおおよそ同様の結果が得られた¹³。一方、湿地（シナリオ 5-1~5-3）については、発生年ごとのモデルでは表 2.3.5 と同様であるものの、各発生年の変数を同時に含めたモデルでは、5 年後に加え、100 年後の支払意思も統計的に有意な結果が得られた。つまり、湿地を保護するための支払意思を近い将来と遠い未来において保持するほど、幸福感への正の関係性があるという示唆が得られたことになる。シナリオ 1~4 の交差項についての発生年ごとのモデルでも、全サンプルでの結果と同様の結果が得られた。シナリオ 5 についてもこれは同様である。

環境汚染の発生地域を東南アジア、南米とした場合は、シナリオ 1~4 においては、日本の場合と同様の結果が得られた¹⁴。ただし、この 2 地域については、交差項に関する影響を明確に得難い。つまり発生場所が日本である場合の発生年ごとのモデルで得られた「支払意思の幸福度に対する正の関係性が所得が増加するにしたがって次第に弱まる」という関係性が、東南アジア、南米では統計的に有意に得られないという結果が示されたことになる。

2) 主観的幸福度と支払意思額の関係性

主観的幸福度と支払意思額の関係性を表す結果を表 2.3.14 に示す。表 2.3.14 においても前項と同様の理由で、コントロール変数などを省略し、有意水準のみを掲載している。尚、支払意思額として用いた変数は各提示額（100、200、500、1,000、2,000、4,000、8,000、10,000 円）に対し、「はい」ならその提示金額を、「いいえ」なら 0 円を支払意思額としている。

¹³ 例外としてダム開発の 100 年後のみ有意な結果が得られなかった。

¹⁴ 例外として各発生年を同時に含めたモデルの農業被害の 5 年後で、有意な結果が得られなかった。

表 2.3.14 支払意思額の分析結果（全モデル）

被説明変数			発生年ごとのモデル			各発生年を同時に含めたモデル			発生年ごとのモデル (交差項)			各発生年を同時に含めた モデル (交差項)		
			5年	20年	100年	5年	20年	100年	5年	20年	100年	5年	20年	100年
支払意思	全サンプル	ダム開発	***	***	**	*			*	*				
		水源林	***	***	***	***			**	*	**	*		*
		水質汚染	***	***	***	*			*	***	**		*	
		農業被害	***	***	***					***	**		*	
	身近（日本）	ダム開発	**	***	*				**	**	***			
		水源林	***	***		**			*	**	***			**
		水質汚染	***	***	*					**	***			
		農業被害	***	***	*	*				**	**		*	
		湿地（定義）	***	***	***	**			**	***	***			
		湿地（機能あり）	***	***	***			*	*	***	***			
		湿地（機能なし）	***	***	***	**		**	**	***	***			*
	東南アジア	ダム開発	***			**								
		水源林	***	*	*	*								
		水質汚染	**	**	**									
		農業被害	**	**	**									
	南米	ダム開発												*
		水源林												
		水質汚染												
		農業被害			*					*				

注：符号は交差項がすべて負、他は正である。コントロール変数についての詳細はおおよそ表 2.3.5 の結果と同様である。

まず全サンプルにおいては、発生年ごとのモデルでは、シナリオ1~4を通じて、統計的に有意に正の関係性が見出された。各発生年の支払意思額を同時に含めたモデルでは、5年後の汚染発生について、シナリオ1~3で統計的に有意に正の符号が得られた。また交差項についての発生年ごとのモデルでは、シナリオ1~4の各発生年において統計的に有意に負という結果が得られた¹⁵。

一方、3地域を分割したサブサンプルにおける主観的幸福度と支払意思額の関係性について、日本の場合はシナリオ1~4で全サンプルでの発生年ごとのモデルとおおよそ同様の結果¹⁶が得られた。シナリオ5については、発生年ごとのモデルで表2.3.13と同様の結果が得られている。シナリオ1~4の交差項についての発生年ごとのモデルでも、全サンプルでの結果とほぼ同様の結果が得られ¹⁷、シナリオ5でもこれは同様である。

東南アジア、南米の場合は、東南アジアのシナリオ1~4における発生年ごとのモデルで、表2.3.13と同様の結果が得られているものの、南米では有意な結果は得られていない。つまり、遠方である南米での環境汚染に対しては、主観的幸福度と支払意思額の関係性は成立しない示唆が得られることになり、距離の影響が見出せる。交差項に関しては両地域とも有意な結果が得られず、表2.3.13と同様の示唆を得ることができる。

なお、表2.3.13と表2.3.14の違いとして、支払意志のモデル（表2.3.13）と異なり、支払意思額のモデル（表2.3.14）では国外において有意な結果が得られにくいという点が挙げられよう。このことが意味しているのは、国外については、その「額」よりも「支払うかどうか」という点のほうが主観的幸福度指標と関係性が深いということと言えよう。

2.3.5. 環境改善の経済的価値

本項では、前節までの支払意思額の議論と関連して、過去の研究で主観的幸福度に影響を与えるとされた環境指標について、その環境改善の金銭的価値を明らかにしたい。すなわち効用一定の下での環境負荷と所得のトレードオフを考えることで環境改善の金銭的価値を明らかにしたい¹⁸。

倉増ら（2010）は日本国内（東京都及び神奈川県）のアンケート調査を基に、主観的幸福度と環境指標の関係性について検証を行い、Ox濃度が統計的に有意に主観的幸福度に影響を及ぼすことを見出している^{19,20}。彼らの研究の結論は、環境悪化が認知される汚染レベ

¹⁵ 例外としてダム開発の100年後、農業被害の5年後で、有意な結果が得られなかった。

¹⁶ 例外として水源林の100年後のみ有意な結果が得られなかった。

¹⁷ 例外として水質汚染の5年後、農業被害の5年後で、有意な結果が得られなかった。

¹⁸ ここでは幸福度を効用の代理変数と考える。

¹⁹ 光化学オキシダントは粘膜、呼吸器等に影響を及ぼし、目や喉の痛み等の健康被害を生じさせる。

²⁰ 二酸化硫黄排出量、二酸化窒素排出量、一酸化炭素排出量、粒子状物質濃度は統計的に有意な結果が得られていない。

ルの環境指標の場合、たとえば実際に人体に影響が及ぼされる汚染レベルである場合、主観的幸福度に影響が及ぼされるというものである。本節では倉増ら（2010）の推計結果を用いて、Ox濃度を減らすことの金銭的価値を考えたい。倉増ら（2010）は以下の式の推計を行っている。

$$H_i = \alpha + \beta_1 INCOME_i + \beta_2 Ox_i + \beta_3 control_i + \varepsilon_i \quad (2.3.2)$$

ここで H は主観的幸福度指標であり、 i はアンケート対象の個人を表す。 α は定数項、 $INCOME$ は所得（万円）、 Ox は光化学オキシダント濃度（ppm）、 $control$ は主観的幸福度の先行研究で用いられてきているコントロール変数（失業への不安、健康への不安、衝撃的出来事を経験度、性別、時間割引、危険回避度、利他性）で、 ε_i はその他の観察できない要因を表す誤差項である²¹。効用一定において（2.3.2）式を Ox で偏微分すると、以下の式を得る。

$$\frac{\partial INCOME_i}{\partial Ox_i} = \frac{\beta_2}{\beta_1} = -\frac{-23.336}{0.001} = 23336 \quad (2.3.3)$$

（2.3.3）式は効用一定の下での環境負荷と所得の限界的なトレードオフを意味している。すなわち、（2.3.3）式は Ox が 1ppm 変化することの金銭的価値が約 2 億 3000 万円であることを示している。したがって、 Ox のサンプル平均が 0.0223ppm であることから、 Ox を 1 パーセント減らすことの金銭的価値は 52,900 円となる。この金額は前節の支払意志額と比較しても大きい。前節にて言及したように、本研究での支払意思額は提示額を 100 円～1 万円としている²²。環境対象の違いはあるが、この結果から推測すると 1 万円以上の支払意思を持つ人も多く存在していた可能性が考えられる。今後の研究では、この点に関して議論の余地が残される。

光化学オキシダントは他の環境指標に比べて日本では被害を与えており、注意報その他が発令されるなどその認知も進んでいる。このことが結果に影響を及ぼしている可能性が考えられる。このような被害の認知と支払意思額との関係も今後のこの分野での議論で重要となるのではないだろうか。

²¹ 詳しいデータの定義およびデータソースは倉増ら（2010）を参照されたい。

²² 支払意思額については「2.4. 生物多様性保護に対する支払意思の時間的割引率」も参照されたい。

2.3.6. まとめ

本項の目的は、経済指標、社会・人口統計上の指標、性格指標をコントロールした上で、主観的幸福度指標と支払意思および支払意思額の関係性を明らかにすることである。推計より得られた結果を要約すると以下の通りになる。

- 1) 主観的幸福度と支払意思の関係性における推計結果より、ダム開発による生態系破壊、水源林の破壊、水質汚染、地球温暖化による農業被害、湿地における生物多様性喪失といった環境破壊や汚染について、金銭的に保護の意思を持っている人ほど幸福感を感じているという示唆が得られた。またその環境汚染が近い将来から遠い未来に渡っていつ起ころうとも環境保護への意思は幸福感と関係性が深いという示唆も同時に得られ、とりわけ近い将来についての保護意思の方がより幸福感と関係性が深い可能性があることが見出された。
- 2) 主観的幸福度と支払意思額の関係性における推計結果より、1)と同様の結論が得られた。ただし1)と異なり、さまざまな環境汚染について身近な地域（日本）、東南アジアのある地域、南米のある地域で起こる場合に分別された検証を概観すれば、自分の住んでいる地域に近ければ近いほど保護しようとする意思が幸福感と関係深いという示唆も見出された。
- 3) 主観的幸福度と支払意思および支払意思額、所得の関係性についての検証より、所得が低いときは高いときより、得られる幸福感が大きいという示唆が得られた。つまり所得が低いうちは環境保護への貢献が大きな幸福感となって表れるが、所得が高まるにつれて得られる幸福感は相対的に低くなるという可能性が見出された。

以上より、環境に対する保護の意識を高く保つことは、幸福度の向上に寄与する可能性を有することが考えられる。このことは今後の主観的幸福度の議論において、重要な視点を提供するのではないだろうか。

2.4. 生物多様性保護に対する支払意思の時間的割引率

2.4.1. はじめに

1992年に「生物多様性の保全、生物多様性の構成要素の持続可能な利用、遺伝資源の利用から生ずる利益の公正かつ衡平な配分」を目的とする生物多様性条約が採択され、1994年には条約締結国が集まる会議が開始された。2010年10月にはその10回目にあたるCDB-COP10が愛知県名古屋市で催され、遺伝子資源へのアクセスと利益配分(Access and Benefit Sharing: ABS)に関する名古屋議定書および2011年以降の新戦略計画(愛知目標)等が採択された。

生物多様性の喪失や地球温暖化等の環境問題に対する関心が高まりを見せるなか、この動きを反映して、政府はさまざまな環境政策の施行を繰り返している。この環境政策を金銭で評価するためには、仮想的な政策を提示して環境改善に対するWTPを直接的に尋ねることで環境価値を評価するCVMが有効であることが指摘されている(栗山・馬奈木, 2008)。本研究の目的として、主に以下の3つが挙げられる。それは、生物多様性保護における支払意思の決定要因を明確にすること、仮想評価法を用いて得た支払意思額についての時間的・距離的な差異を明確にすること、支払意思額をたずねる際に前提として提示する情報量を調整することにより認知に関する支払意思額の差異を明確にすることである。

具体的には、全国的に行うインターネット調査(2010年2月実施)によって入手した所得や失業などの経済指標や年齢、性別、習慣などの社会・人口統計上の指標、時間割引率や危険回避度などの性格指標および、ダム開発や水源林の破壊などといった環境対象ごとにたずねる支払意思額を用いることで検証を行う。先行研究で関係性が指摘される要因について詳細にコントロールを行うため、より信頼性の高い結果を得られることが期待される。支払意思額に関する議論において、時間・距離・情報的な差異を明確にすることは、大きな意義を持つと言えるのではないだろうか。

以下では、2.4.2.で先行研究に触れ、2.4.3.でデータと手法について述べ、実証モデルを構築する。2.4.4.で分析結果に言及し、最後に2.4.5.で結論をまとめる。

2.4.2. 先行研究

1) 先行研究

主観的幸福度と環境汚染および経済指標、社会・人口統計上の指標、性格指標の関係性を検証した先行研究については、「2.3. 幸福度と環境保護への支払意思の関係性」に同様である。

2) 割引率

自分の世代の環境を守るための支払意思額と将来世代の環境を守るための支払意思額とに

は差があるのだろうか。地球温暖化のように環境被害が長期に及ぶものの場合、この視点が重要となる。すなわち、将来世代の被害を防ぐための対策費用を現世代がどれだけ負担するのかという議論と関係が深いのである。こうした支払意志額の時間的な変化に関する議論は割引率の議論でもある。割引率の選択は便益や費用が長期間に及ぶプロジェクトの評価において重要な影響を与えることが知られており、環境対策費用の長期的見通しを考えていく上で避けて通れないものといえよう。

地球温暖化の長期的な影響に関する議論の先駆として Nordhaus (1992) および Cline (1992) がある。両論文では環境価値の変化を表す純粋時間選好率の仮定に主として違いが存在している²³ (前者では 3 パーセント、後者は世代間公正の観点から 0 パーセント)。この場合、後者では前者に比べ将来の被害が大きく評価されるため、早期における対策の必要性が強調される。なお、前者の立場は記述的アプローチ、後者の立場は規範的 (倫理的) アプローチと呼ばれている。記述的アプローチとはシミュレーションに用いる割引率を現実に観測された市場利子率や貯蓄率のデータと整合的にすべきとする立場であり、一方の規範的 (倫理的) アプローチとは将来世代の被害も現世代と同一のものと考えらるべきという立場であり、早期での対策の必要性を主張するものといえる。

こうした議論は 2006 年に公表されたスターン報告書 (Stern, 2007) の際にも継続されている。スターン報告書は温暖化政策の費用と便益についてまとめた報告書であるが、その結論は早期に断固とした対策をとることの便益が費用を上回ることを指摘するものであった。しかし、この報告書が公表された後、報告に対する批判論文が複数発表されている。それらの批判に共通するところは、Stern (2007) は規範的 (倫理的) アプローチに基づいて低すぎる割引率を採用しているというものであった (たとえば Nordhaus, 2007)。具体的には Stern (2007) は純粋時間選好率を 0.1 パーセントと仮定しているが、Nordhaus (2007) および Dasgupta (2007) に代表される記述的アプローチでは 3 パーセント程度の純粋時間選好率を仮定しているのである。この違いを経年でプロットしたものが図 2.4.1 である。これより長期では顕著な価値の差が生じることが見出されよう。

一方で Weitzman (2007) は、割引率の設定には将来の不確実性を考慮すべきと主張しており、割引率の値そのものに不確実性を導入すると割引率は時間とともに減少することを見出している (Weitzman, 1998; 2007)。この主張は割引率を年月に関係なく一定と仮定している他の研究とは異なる立場である。すなわち、近い未来では割引率が大きい、遠い未来では割引率が小さいという立場といえる。

以上をまとめると、割引率をめぐる議論は現在も続いており、規範的 (倫理的) アプローチを採用するのか、記述的アプローチを採用するのかという議論に加え、割引率が一定ではないという議論も存在するということになる。規範的 (倫理的) アプローチは倫理的

²³ 厳密には限界効用の弾力性の仮定も関係があるが、議論を単純化するためここでは純粋時間選好率の比較にとどめたい。

な判断から割引率を採用するが、その採用が分析者の個人的な判断であれば恣意的との批判を免れない。また多くの文献で市場の利子率よりも高い割引率が推定されている (Frederick et al., 2002) ことから分かるように、記述的アプローチについても、現実に観測されている割引率が将来世代への配慮を組み込んだものかどうか問われている。一方で評価対象によって割引率が異なる可能性も当然であろう (Alberini and Chiabai, 2008)。以上のような状況下では、超長期の環境に関する価値の割引を考えるために我々はどうのようなアプローチをとるべきであろうか。そのひとつの方法はアンケート調査を用いて様々な環境の評価対象について実際の割引率を計測することであろう。本項では仮想評価法を用いていくつかの環境に関する価値の割引を考えたい。

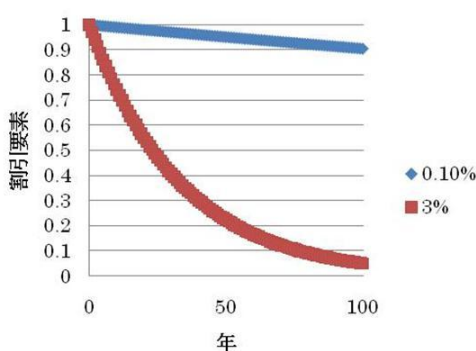


図 2.4.1 規範的（倫理的）アプローチと記述的アプローチの違い

2.4.3. モデル

1) データ

データについては、「2.3. 幸福度と環境保護への支払意思の関係性」にて用いたものと同様のものを扱っている。またアンケート概要、シナリオ概要および基本統計量は、「2.3. 幸福度と環境保護への支払意思の関係性」の表 2.3.1～2.3.3 に示してある。ダム開発によって生態系破壊が 5 年後に起こる場合の都道府県別の支払意志額順位を表 2.4.1、図 2.4.2 に示す。表 2.4.2～2.4.5 は、それぞれ水源林の破壊、水質汚染、地球温暖化による農業被害、湿地における生物多様性（湿地定義のみ）のシナリオでの支払意志額順位である。これらでは、ダム開発と同様に 5 年後の被害発生シナリオを採用している。また図 2.3.3 ではダム開発が 5 年後に起こる場合の支払意志額と所得の関係を示している。

表 2.4.1 都道府県別 WTP (ダム開発、5年後)

順位	都道府県名	WTP (平均値)	順位	都道府県名	WTP (平均値)
1	沖縄県	2,151.429	25	山形県	1,258.333
2	群馬県	1,990.278	26	高知県	1,257.576
3	長崎県	1,962.791	27	新潟県	1,255.455
4	岡山県	1,865.06	28	岐阜県	1,229.787
5	岩手県	1,831.148	29	愛知県	1,226.889
6	徳島県	1,751.429	30	福岡県	1,222.481
7	福井県	1,722.581	31	秋田県	1,213.208
8	山口県	1,664.384	32	熊本県	1,212.5
9	青森県	1,566.102	33	栃木県	1,197.143
10	奈良県	1,539.175	34	長野県	1,168.539
11	千葉県	1,503.553	35	宮城県	1,127.434
12	広島県	1,457.983	36	静岡県	1,114.286
13	香川県	1,448.387	37	愛媛県	1,067.164
14	北海道	1,388.796	38	島根県	1,000
15	滋賀県	1,360.759	39	大分県	980.4878
16	神奈川県	1,331.63	40	鳥取県	965
17	兵庫県	1,324.932	41	福島県	940.2597
18	佐賀県	1,313.889	42	茨城県	869.2982
19	京都府	1,310.059	43	宮崎県	853.125
20	三重県	1,294.595	44	鹿児島県	829.4118
21	大阪府	1,293.709	45	石川県	805.7971
22	東京都	1,282.479	46	和歌山県	645
23	山梨県	1,266.667	47	富山県	379.5918
24	埼玉県	1,263.158			

注：本研究での上記の結果は、2010年2月に行ったアンケートによるものである。ダム開発による生態系破壊のシナリオにおいて、5年後に被害が起こる場合の全サンプルについての個人のWTPを県別に平均して順位付けしている。なお、WTPとして用いた変数は、各提示額（100、200、500、1,000、2,000、4,000、8,000、10,000円）に対し、「はい」ならその提示金額を、「いいえ」なら0円を支払意思額としたものである。今後においては、複数年にわたるアンケートの実施によって、得られる結果を精査することが重要であると考えられる。また、データの極端に少ない県が存在するという点からも議論には注意が必要である。

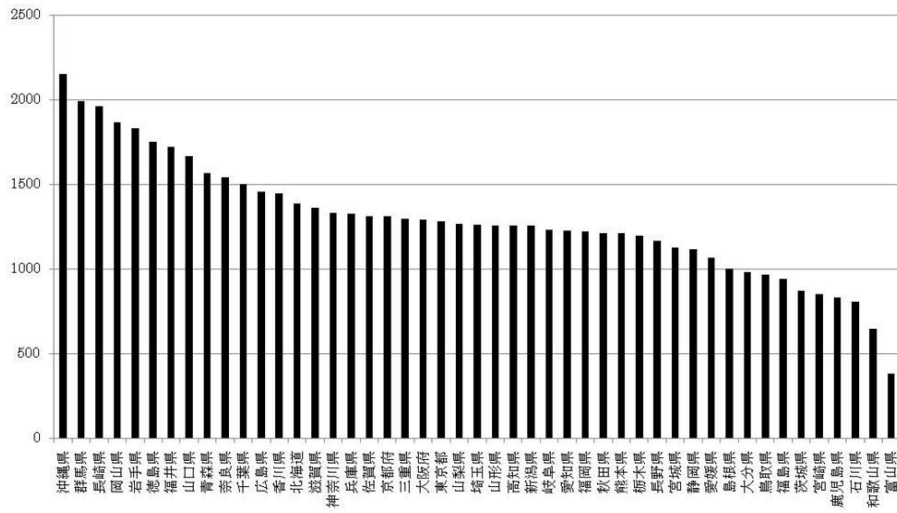


図 2.4.2 都道府県別 WTP (ダム開発、5 年後)

表 2.4.2 都道府県別 WTP (水源林、5 年後)

順位	都道府県名	WTP (平均値)	順位	都道府県名	WTP (平均値)
1	福井県	2,106.452	25	長野県	1,484.27
2	群馬県	2,091.667	26	栃木県	1,462.857
3	沖縄県	2,040	27	埼玉県	1,461.684
4	長崎県	1,962.791	28	神奈川県	1,461.188
5	岡山県	1,944.578	29	新潟県	1,458.182
6	岩手県	1,926.23	30	兵庫県	1,444.932
7	山口県	1,897.26	31	秋田県	1,441.509
8	熊本県	1,891.071	32	奈良県	1,440.206
9	広島県	1,876.471	33	宮城県	1,401.77
10	香川県	1,875.806	34	福岡県	1,373.643
11	青森県	1,850.847	35	大分県	1,231.707
12	徳島県	1,771.429	36	三重県	1,182.432
13	千葉県	1,731.98	37	石川県	1,153.623
14	愛媛県	1,707.463	38	岐阜県	1,141.489
15	北海道	1,659.384	39	茨城県	1,134.211
16	山形県	1,635.417	40	鹿児島県	1,038.235
17	静岡県	1,622.36	41	佐賀県	1,008.333
18	京都府	1,608.284	42	高知県	996.9697
19	大阪府	1,581.126	43	福島県	989.6104
20	鳥取県	1,575	44	宮崎県	937.5
21	東京都	1,547.81	45	山梨県	866.6667
22	滋賀県	1,543.038	46	島根県	783.3333
23	和歌山県	1,500	47	富山県	544.898
24	愛知県	1,489.556			

表 2.4.3 都道府県別 WTP (水質汚染、5 年後)

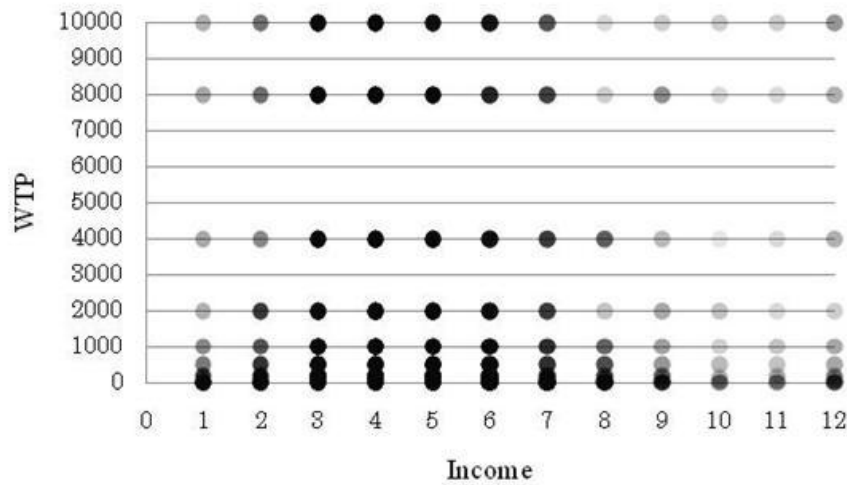
順位	都道府県名	WTP (平均値)	順位	都道府県名	WTP (平均値)
1	沖縄県	2,368.571	25	兵庫県	1,648.493
2	岩手県	2,227.869	26	東京都	1,646.971
3	福井県	2,174.194	27	大分県	1,621.951
4	山口県	2,080.822	28	高知県	1,621.212
5	山形県	2,072.917	29	埼玉県	1,599.158
6	青森県	2,023.729	30	奈良県	1,584.536
7	群馬県	2,022.222	31	愛知県	1,562
8	広島県	1,996.639	32	福岡県	1,560.078
9	岡山県	1,962.651	33	鳥取県	1,550
10	栃木県	1,951.429	34	山梨県	1,533.333
11	愛媛県	1,950.746	35	福島県	1,527.273
12	長野県	1,900	36	島根県	1,505.556
13	千葉県	1,882.741	37	和歌山県	1,500
14	香川県	1,850	38	佐賀県	1,455.556
15	北海道	1,849.02	39	岐阜県	1,453.191
16	長崎県	1,811.628	40	秋田県	1,441.509
17	静岡県	1,788.82	41	宮城県	1,439.823
18	京都府	1,760.355	42	茨城県	1,262.281
19	大阪府	1,751.987	43	鹿児島県	1,244.118
20	熊本県	1,748.214	44	石川県	1,213.043
21	新潟県	1,689.091	45	三重県	1,195.946
22	滋賀県	1,681.013	46	宮崎県	1,121.875
23	徳島県	1,657.143	47	富山県	930.6122
24	神奈川県	1,650.276			

表 2.4.4 都道府県別 WTP (農業被害、5 年後)

順位	都道府県名	WTP (平均値)	順位	都道府県名	WTP (平均値)
1	沖縄県	2,628.571	25	静岡県	1,554.037
2	徳島県	2,614.286	26	山梨県	1,546.667
3	岩手県	2,275.41	27	神奈川県	1,545.58
4	熊本県	2,176.786	28	愛知県	1,523.111
5	山形県	2,093.75	29	福岡県	1,521.318
6	長野県	2,053.933	30	兵庫県	1,511.507
7	青森県	2,040.678	31	東京都	1,488.164
8	山口県	2,009.589	32	新潟県	1,484.545
9	長崎県	2,009.302	33	大分県	1,460.976
10	群馬県	2,001.389	34	秋田県	1,460.377
11	栃木県	1,942.857	35	茨城県	1,451.754
12	岡山県	1,920.482	36	宮城県	1,433.628
13	和歌山県	1,845	37	三重県	1,382.432
14	香川県	1,838.71	38	佐賀県	1,369.444
15	福井県	1,783.871	39	愛媛県	1,350.746
16	北海道	1,757.983	40	岐阜県	1,292.553
17	千葉県	1,700.254	41	鹿児島県	1,238.235
18	奈良県	1,680.412	42	福島県	1,219.481
19	埼玉県	1,647.368	43	石川県	1,153.623
20	滋賀県	1,612.658	44	宮崎県	1,140.625
21	広島県	1,589.076	45	島根県	1,000
22	高知県	1,575.758	46	鳥取県	975
23	京都府	1,572.781	47	富山県	953.0612
24	大阪府	1,564.404			

表 2.4.5 都道府県別 WTP (湿地 (定義のみ)、5 年後)

順位	都道府県名	WTP (平均値)	順位	都道府県名	WTP (平均値)
1	沖縄県	2,648.571	25	広島県	1,887.395
2	岩手県	2,590.164	26	京都府	1,872.189
3	福井県	2,461.29	27	東京都	1,853.402
4	山口県	2,389.041	28	高知県	1,848.485
5	愛媛県	2,264.179	29	神奈川県	1,836.188
6	香川県	2,243.548	30	栃木県	1,828.571
7	青森県	2,193.22	31	大阪府	1,802.98
8	岡山県	2,120.482	32	秋田県	1,743.396
9	群馬県	2,118.056	33	愛知県	1,731.111
10	和歌山県	2,117.5	34	島根県	1,727.778
11	山梨県	2,113.333	35	兵庫県	1,722.466
12	長崎県	2,095.349	36	岐阜県	1,703.191
13	北海道	2,083.193	37	福島県	1,659.74
14	千葉県	2,070.812	38	佐賀県	1,633.333
15	徳島県	2,060	39	大分県	1,585.366
16	新潟県	2,040	40	宮城県	1,528.319
17	長野県	2,025.843	41	三重県	1,481.081
18	熊本県	2,025	42	鳥取県	1,475
19	静岡県	2,013.043	43	茨城県	1,337.719
20	山形県	2,000	44	石川県	1,279.71
21	奈良県	1,961.856	45	宮崎県	1,250
22	福岡県	1,937.209	46	鹿児島県	1,223.529
23	滋賀県	1,921.519	47	富山県	1,006.122
24	埼玉県	1,902.105			



注：WTPの扱いについてはAppendix表Aと同様であり、所得（Income）は1が100万円未満、2が100～200万円未満、以降は200万円刻みで、12が2,000万円以上を表している。また、各座標のサンプル数は濃淡（濃がサンプル多～淡がサンプル少）で表現している。

図 2.4.3 WTP と所得の関係（ダム開発、5年後）

2) 統計手法

本研究では、データの特徴を鑑みて、ロジットモデルを採用する。分析に用いるモデル式は以下の通りである。

$$\begin{aligned}
 W_i = & \alpha + \beta_1 BID_i + \beta_2 INCOME_i + \beta_3 POCKETMONEY_i + \beta_4 UNEMPLOYMENT_i + \beta_5 AGE \\
 & + \beta_6 SEX_i + \beta_7 MARRIAGE_i + \beta_8 HEALTH_i + \beta_9 SHOCK_i + \beta_{10} SMOKING_i + \beta_{11} DRINKING_i \\
 & + \beta_{12} GAMBLING_i + \beta_{13} HAPPINESS_i + \beta_{14} COMPETITIVESPIRIT_i + \beta_{15} TIMEDISCOUNT_i \\
 & + \beta_{16} ANXIETY_i + \beta_{17} ALTRUISM_i + \varepsilon_i
 \end{aligned}
 \tag{2.4.1}$$

(2.4.1) 式において、 W は支払確率であり、 i はアンケート対象の個人、 α は定数項、 Bid は支払提示額を表す。経済指標である $Income$ は所得（世帯収入）、 $PocketMoney$ は可処分所得、 $Unemployment$ は失業を表したものである。社会・人口統計上の指標である Age は年齢、 Sex は性別、 $Marriage$ は結婚の有無、 $Health$ は健康度、 $Shock$ は衝撃的出来事の経験度、 $Smoking$ は喫煙習慣、 $Drinking$ は飲酒習慣、 $Gambling$ はギャンブル習慣、 $Happiness$ は主観的幸福度を表している。性格指標である $CompetitiveSpirit$ は競争心、 $TimeDiscount$ は時間割引率、 $Anxiety$ は危険回避度、 $Altruism$ は利他性をそれぞれ示している。 ε_i はその他の観察できない要因を表す誤差項である。

2.4.4. 分析結果

1) シナリオ 1～4 についての分析結果

ダム開発によって生態系破壊が起こる場合（シナリオ 1）の支払確率と提示額の関係性を図 2.4.4～2.4.9 に示す。図 2.4.10～2.4.15 は水源林の破壊が起こる場合（シナリオ 2）、図 2.4.16～2.4.21 は水質汚染が起こる場合（シナリオ 3）、図 2.4.22～2.4.27 は、地球温暖化による農業被害が起こる場合（シナリオ 4）を表している。それぞれの図にある 5 年後、20 年後、100 年後とは、支払意思額をたずねる際の破壊や汚染の発生年を表している。日本（身近な地域）、東南アジア、南米とは、破壊や汚染の発生場所を指している。また、アンケートで提示した支払額は 100、200、500、1,000、2,000、4,000、8,000、10,000 円である。ダム開発による生態系破壊、水源林の破壊、水質汚染、地球温暖化による農業被害のシナリオの調査結果のうち、図 2.4.4～2.4.6、図 2.4.10～2.4.12、図 2.4.16～2.4.18、図 2.4.22～2.4.24 は、汚染の発生年ごとに表したものである。3 本のラインは日本、東南アジア、南米を表している。これらから、すべてのシナリオを通じて日本では支払確率が高く、他の地域（東南アジア、南米）では低いという結果が読み取れる。ただし、東南アジアと南米の明確な差は示されていない。また、高い提示額になるほど、支払確率が減衰するという結果も示されている。このことから、距離的な差異による支払確率の下降という示唆が得られる。つまり、汚染の発生場所が自分の住んでいる地域（日本）を離れれば、人は保護に対する金銭を支払わなくなるという可能性が見出せる。

図 2.4.7～2.4.9、図 2.4.13～2.4.15、図 2.4.19～2.4.21、図 2.4.25～2.4.27 は、各シナリオの調査結果を汚染の発生地域ごとに表したものである。3 本のラインは発生年が 5、20、100 年後であることを表している。これらからは、発生年の時間の差異（時間経過）に伴って、支払確率が低下していることが見出せる。つまり、汚染の発生が時間的に後になるほど、保護のために支払う確率が低下するという可能性が示される。さらに、上述の結果と同様に、高い提示額になるほど、支払確率が減衰していく傾向が示されている。

支払意思額と時間の関係および距離の関係を表すものを図 2.4.28～2.4.35、図 2.4.36～2.4.43 に示す²⁴。また支払意思額の中央値と平均値を、それぞれ WTP（中央値）、WTP（平均値）として表 2.4.6 にまとめる。支払意思額は中央値、平均値ともに水質汚染、農業被害、水源林、ダム開発の順で高い額を提示している。

図 2.4.28～2.4.35 では、3 本のラインは日本、東南アジア、南米を表している。これを概観すれば、シナリオを通じて中央値、平均値ともに汚染発生の地域が離れるほど、支払意思額が低下するという結果が示されている。ここでは東南アジアと南米の差はそれほど明白ではないものの、日本と他の地域における支払意思額の相違は見出せる。このことから距離的な差異による支払意思額の減衰という可能性の示唆が得られることとなる。

²⁴ 図中では、日本 = 0 km、東南アジア = 4,616 km、南米 = 18,702km としている。

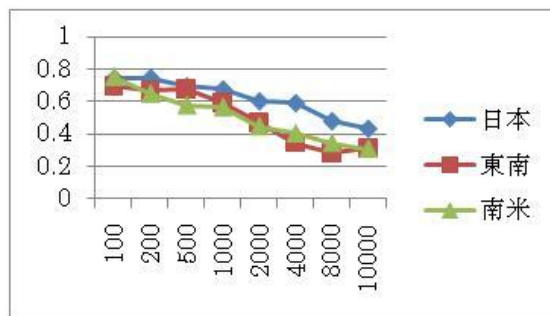


図 2.4.4 ダム開発 5年後

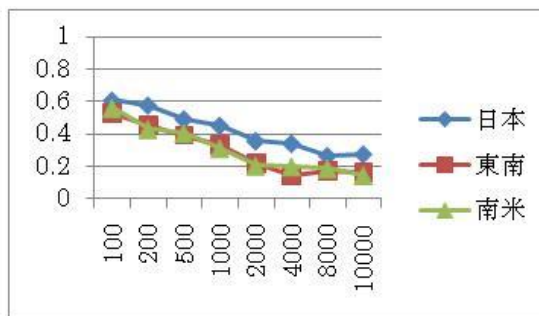


図 2.4.5 ダム開発 20年後

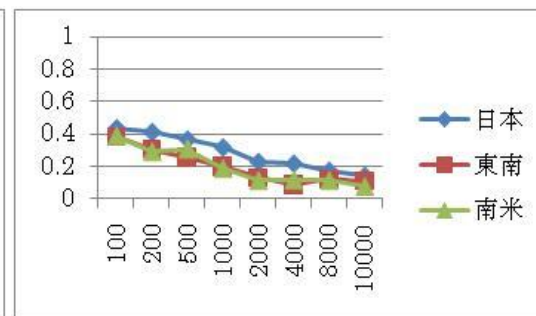


図 2.4.6 ダム開発 100年後

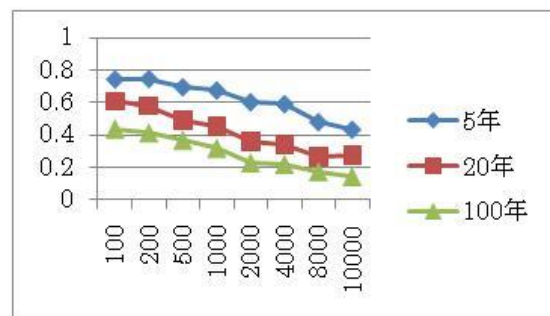


図 2.4.7 ダム開発 日本

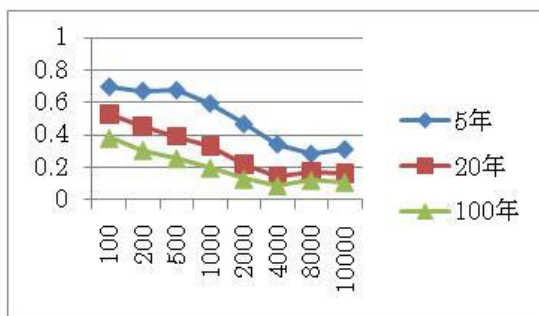


図 2.4.8 ダム開発 東南アジア

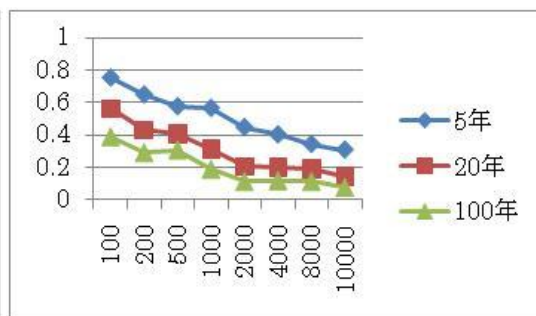


図 2.4.9 ダム開発 南米

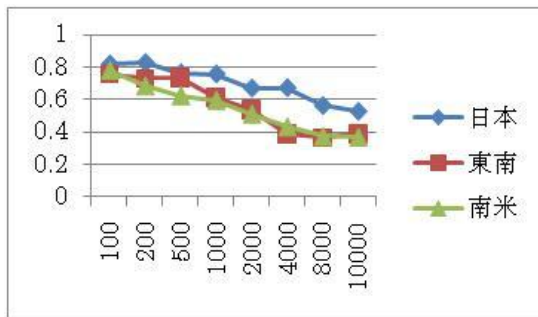


図 2.4.10 水源林 5年後

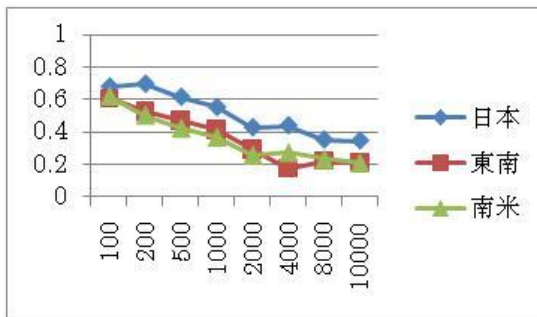


図 2.4.11 水源林 20年後

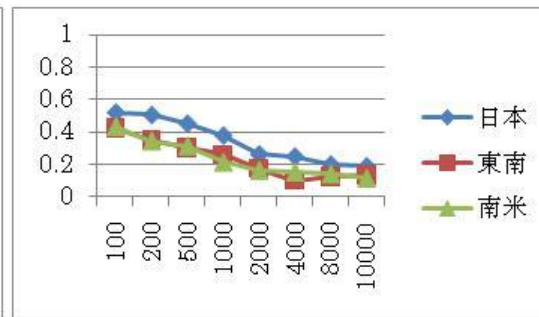


図 2.4.12 水源林 100年後

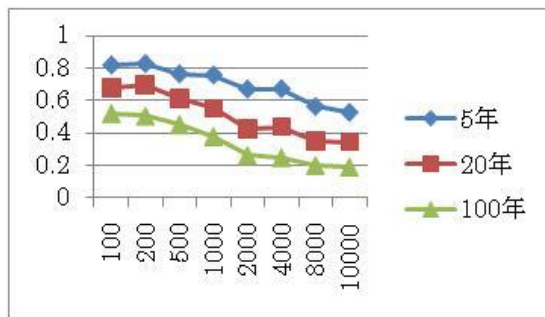


図 2.4.13 水源林 日本

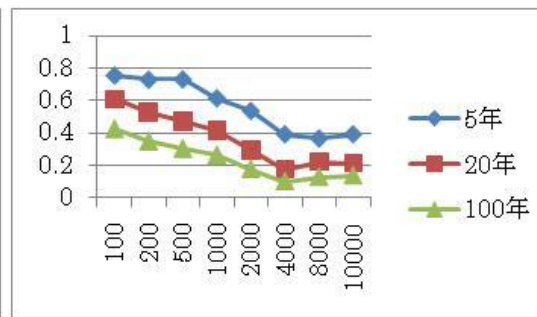


図 2.4.14 水源林 東南アジア

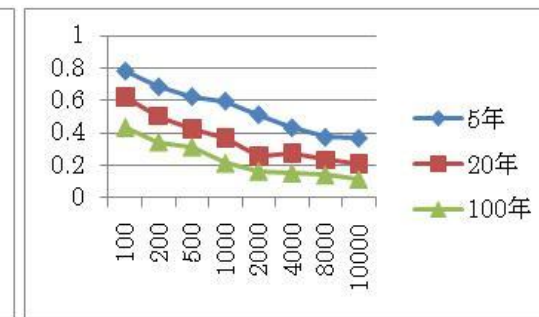


図 2.4.15 水源林 南米

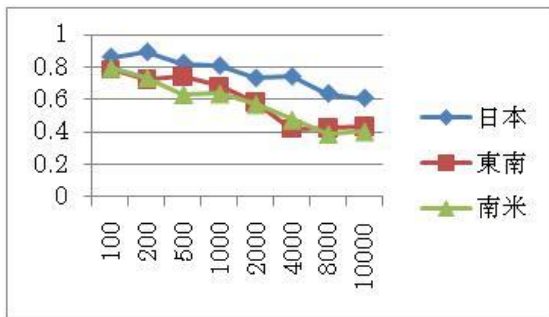


図 2.4.16 水質汚染 5年後

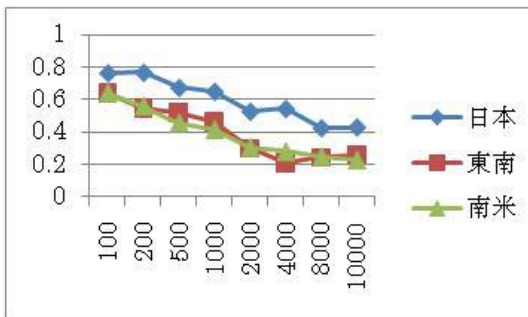


図 2.4.17 水質汚染 20年後

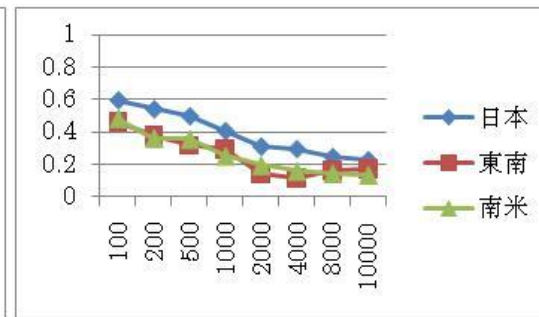


図 2.4.18 水質汚染 100年後

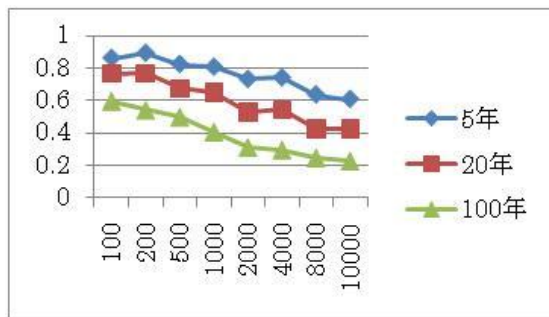


図 2.4.19 水質汚染 日本

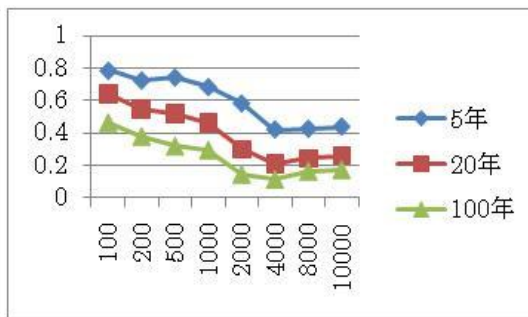


図 2.4.20 水質汚染 東南アジア

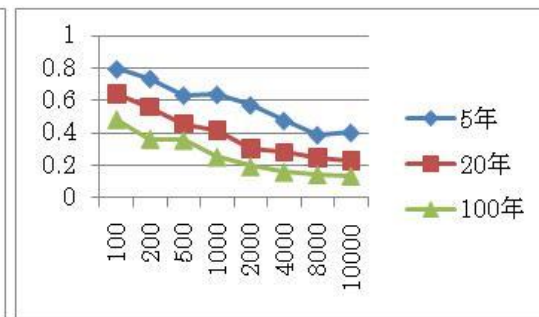


図 2.4.21 水質汚染 南米

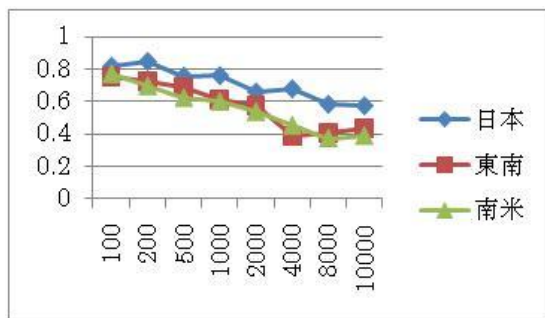


図 2.4.22 農業被害 5年後

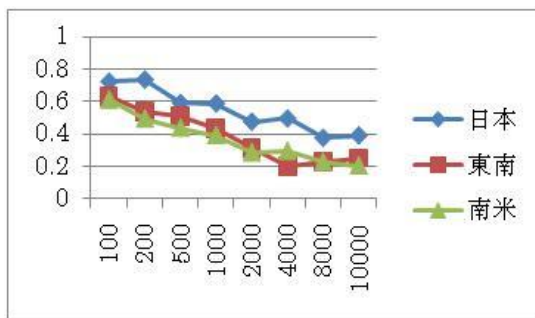


図 2.4.23 農業被害 20年後

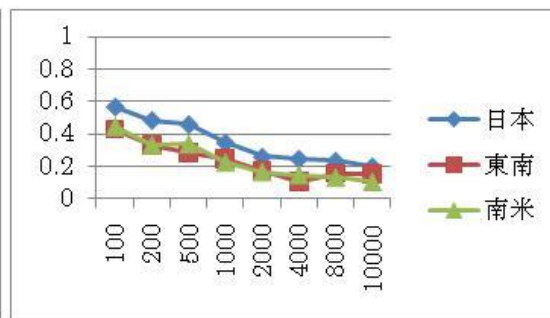


図 2.4.24 農業被害 100年後

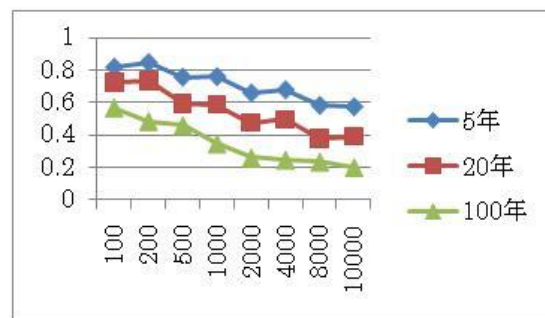


図 2.4.25 農業被害 日本

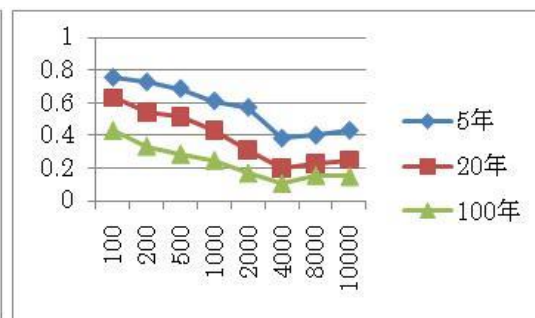


図 2.4.26 農業被害 東南アジア

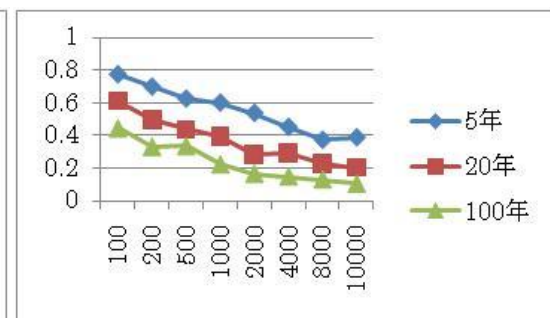


図 2.4.27 農業被害 南米

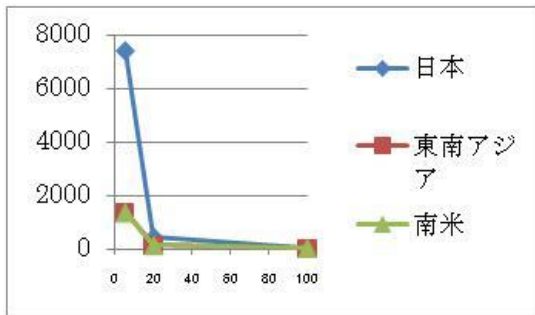


図 2.4.28 ダム開発 WTP (中央値)

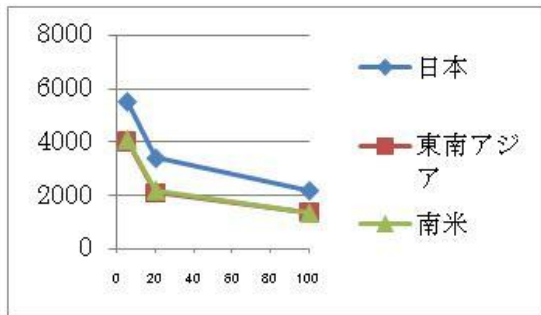


図 2.4.29 ダム開発 WTP (平均値)

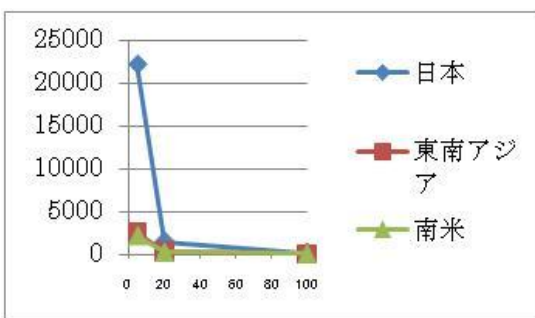


図 2.4.30 水源林 WTP (中央値)

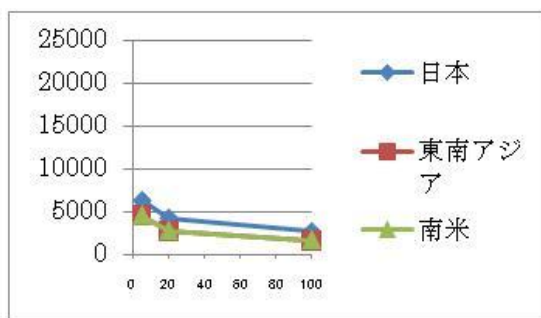


図 2.4.31 水源林 WTP (平均値)

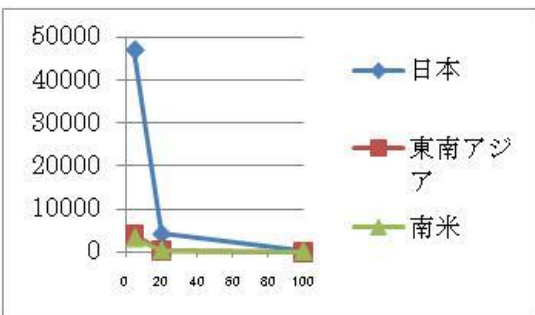


図 2.4.32 水質汚染 WTP (中央値)

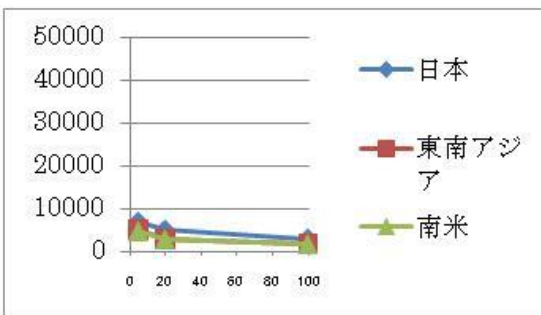


図 2.4.33 水質汚染 WTP (平均値)

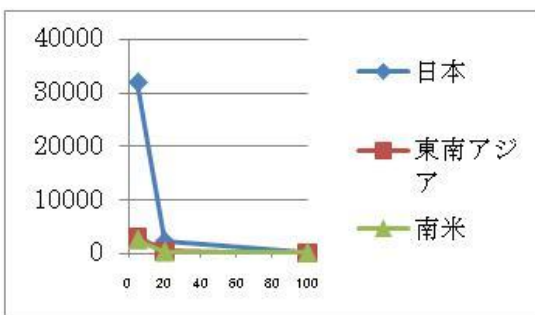


図 2.4.34 農業被害 WTP (中央値)

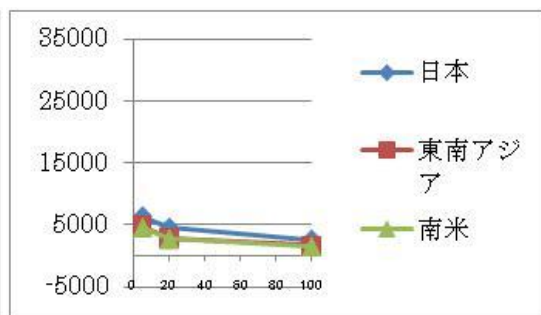


図 2.4.35 農業被害 WTP (平均値)

図 2.4.36～2.4.43 では、3本のラインは発生年が5、20、100年後であることを表している。ここではシナリオを通じて中央値、平均値ともに汚染発生時間が後になるほど、支払意思額が低下するという結果が示されている。5、20、100年後という時間的な差異による明確な支払意思額の相違が見られることから、時間的な差異が支払意思額に影響しているという結果が読み取れる。

表 2.4.7～2.4.10 はロジットモデルを用いた推計結果である。表 2.4.7 はダム開発による生態系破壊、表 2.4.8 は水源林の破壊、表 2.4.9 は水質汚染、表 2.4.10 は地球温暖化による農業被害のシナリオを表している。

ダム開発による生態系破壊(表 2.4.7)についてのロジットモデルを用いた推計結果では、すべてのモデルを通じて統計的に有意であったのは、提示額、主観的幸福度、利他性であり、符号はそれぞれ負、正、正を示す。つまり、提示額が高まるほど支払確率は低下し、幸福であるほど、また、利他的であるほど支払確率が上昇することを示している。衝撃的な出来事の実験度はほぼ有意に正であるといえ、これは実験度が高いほど支払確率が増加するというを示す。尚、提示額、主観的幸福度、利他性、衝撃的な出来事の実験度の結果はシナリオ1～4を通じて同様である。有意なモデルの数は多くないが一貫した結果を示したのは、所得、危険回避度であり、符号はそれぞれ正、負という結果が得られた。つまり所得が増えるほど支払確率が増し、心配性であるほど支払確率は低くなるということを示している。すべてのモデルを通じて有意でなかったのは、失業、飲酒習慣である。

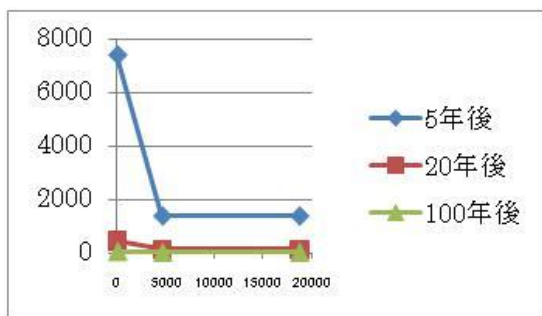


図 2.4.36 ダム開発 WTP (中央値)

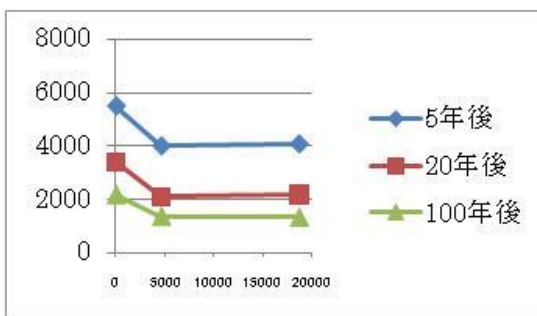


図 2.4.37 ダム開発 WTP (平均値)

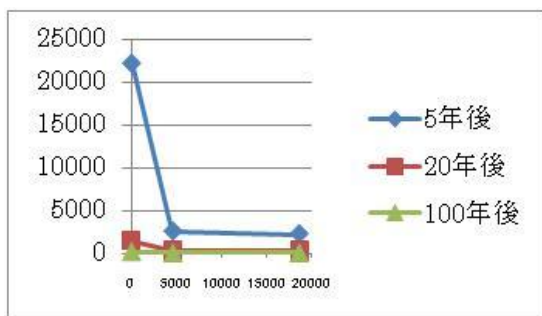


図 2.4.38 水源林 WTP (中央値)

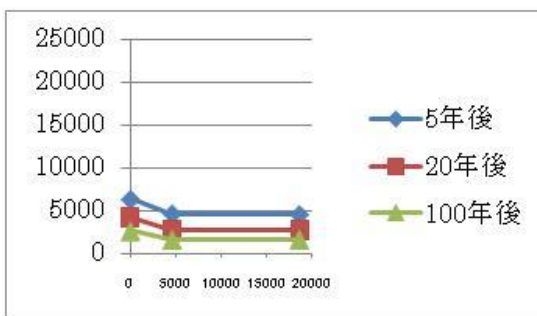


図 2.4.39 水源林 WTP (平均値)

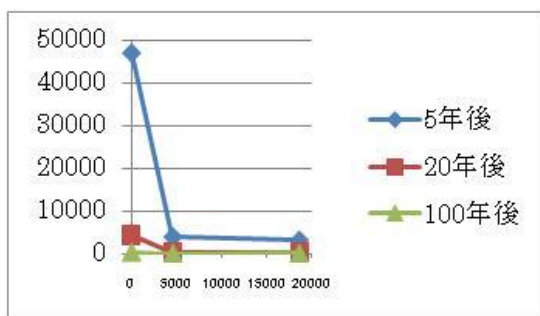


図 2.4.40 水質汚染 WTP (中央値)

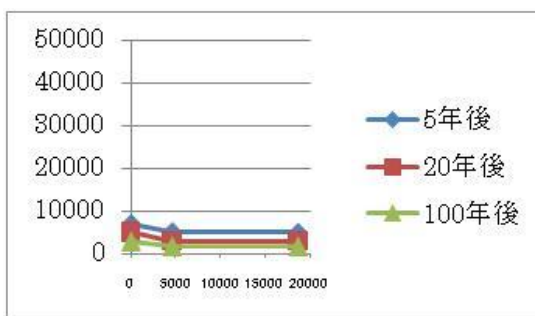


図 2.4.41 水質汚染 WTP (平均値)

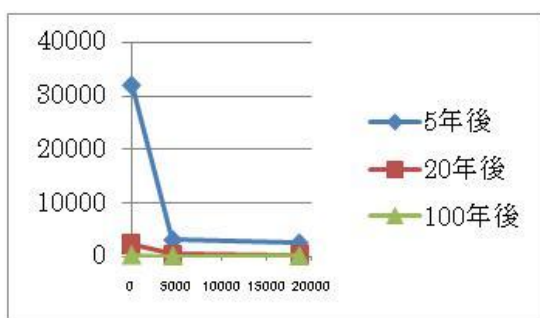


図 2.4.42 農業被害 WTP (中央値)

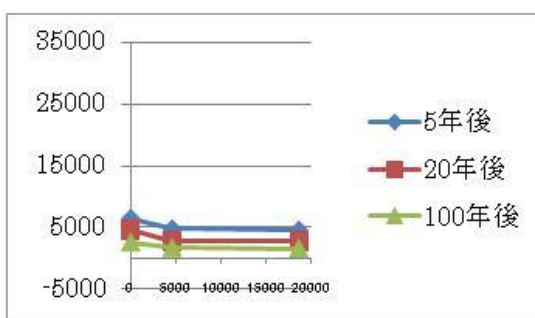


図 2.4.43 農業被害 WTP (平均値)

表 2.4.6 WTP (中央値、平均値)

			WTP (中央値) 円	WTP (平均値) 円
ダム開発 (シナリオ 1)	日本	5 年後	7,387	5,499
		20 年後	458	3,393
		100 年後	66	2,186
	東南アジア	5 年後	1,379	4,002
		20 年後	139	2,092
		100 年後	27	1,369
	南米	5 年後	1,382	4,078
		20 年後	145	2,176
		100 年後	33	1,325
水源林 (シナリオ 2)	日本	5 年後	22,311	6,351
		20 年後	1,507	4,256
		100 年後	190	2,630
	東南アジア	5 年後	2,559	4,620
		20 年後	301	2,669
		100 年後	45	1,647

	南米	5年後	2,238	4,540
		20年後	250	2,724
		100年後	43	1,675
水質汚染 (シナリオ3)	日本	5年後	46,996	6,999
		20年後	4,283	5,122
		100年後	341	3,017
	東南アジア	5年後	4,042	5,075
		20年後	413	2,978
		100年後	58	1,847
	南米	5年後	3,296	4,886
		20年後	376	2,969
		100年後	71	1,860
農業被害 (シナリオ4)	日本	5年後	32,138	6,508
		20年後	2,358	4,635
		100年後	201	2,674
	東南アジア	5年後	3,047	4,825
		20年後	376	2,879
		100年後	34	1,718
	南米	5年後	2,491	4,646
		20年後	260	2,806
		100年後	53	1,624
湿地 (シナリオ5)	シナリオ5-1 (定義のみ提示)	5年後	16,423	6,206
		20年後	1,094	3,964
		100年後	100	2,227
	シナリオ5-2 (機能提示あり)	5年後	37,380	6,704
		20年後	1,926	4,465
		100年後	144	2,558
	シナリオ5-3 (機能提示なし)	5年後	12,009	5,875
		20年後	739	3,745
		100年後	68	2,140

表 2.4.7 ダム開発による生態系破壊（シナリオ 1）推計結果

	日本						東南アジア						南米					
	5年後		20年後		100年後		5年後		20年後		100年後		5年後		20年後		100年後	
支払提示額	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0002	***
所得	0.03461		0.01291		0.02516		0.10131	***	0.07915	***	0.06104	**	0.09654	***	0.02558		0.00768	
可処分所得	0.05581	**	0.05322	**	0.02436		0.00408		-0.0087		-0.0225		0.003		-0.0084		-0.0106	
失業	-0.0046		0.05539		-0.0816		0.13538		0.15838		0.15189		-0.1724		0.02857		0.01595	
年齢	0.00587		0.00258		0.01136	***	0.00577		-0.0075	*	-0.0037		-0.0018		-0.0044		-0.0046	
性別	-0.1324		-0.0407		0.03688		-0.2274	**	0.17598	*	0.1351		-0.2751	***	-0.2119	**	-0.1945	*
結婚	0.07041		0.07689		-0.0046		-0.2946	***	0.03421		0.11766		0.03891		0.02668		-0.0102	
健康度	-0.0782	*	-0.0423		0.03127		-0.0223		-0.0378		-0.0515		-0.0364		-0.0091		-0.0158	
衝撃的出来事の 経験度	0.12199	***	0.10027	***	0.07708	*	0.04673		0.06886	*	0.04262		0.09467	**	0.07799	*	0.07851	*
喫煙習慣	-0.0441		-0.0431		-0.0394		-0.0352		-0.0512		-0.038		-0.08	**	-0.0503		-0.0203	
飲酒習慣	-0.0412		-0.0029		0.029		0.01453		0.05741		0.06266		0.03195		-0.014		0.01735	
ギャンブル習慣	0.01757		0.02452		0.06576	*	-0.0317		-0.0016		0.01885		0.04167		0.0267		0.03675	
主観的幸福度	0.09858	***	0.09045	***	0.04668	*	0.10544	***	0.0834	***	0.06391	**	0.08279	***	0.08014	***	0.07827	***
競争心	0.00779		-0.0086		-0.0201		0.06393		-0.0889	**	-0.0553		0.07363		0.03265		0.0115	
時間割引率	-0.0043	**	-0.0031		-0.0027		0.00112		0.00136		-0.0003		-0.0002		-0.0037	*	0.0009	
危険回避度	-0.0239		0.0026		0.00689		-0.0475	**	-0.0179		-0.0274		-0.0738	***	-0.0667	***	-0.0514	**
利他性	0.4417	***	0.37615	***	0.39265	***	0.74051	***	0.63835	***	0.46625	***	0.70485	***	0.58437	***	0.51198	***
定数項	-0.785	*	-1.6455	***	-2.6556	***	-1.6394	***	-2.0055	***	-2.2291	***	-1.3208	***	-1.4131	***	-2.0109	***

表 2.4.8 水源林の破壊（シナリオ 2）推計結果

	日本			東南アジア			南米		
	5年後	20年後	100年後	5年後	20年後	100年後	5年後	20年後	100年後
支払提示額	-0.0001 ***	-0.0001 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***
所得	0.03889	0.03059	0.04993 *	0.07653 ***	0.06278 **	0.03603	0.1032 ***	0.06829 **	0.02323
可処分所得	0.04055 *	0.0462 **	-0.008	0.00375	-0.0137	-0.0076	-0.0038	0.0074	-0.0133
失業	0.04841	0.0889	0.02381	0.1565	0.15837	0.17645	-0.1196	-0.0325	-0.0029
年齢	0.0109 ***	0.00129	0.00919 **	0.0063 *	-0.0027	-0.0008	0.0014	-0.0024	-0.0026
性別	-0.1165	-0.0619	0.11183	-0.1491	0.1762 *	0.12657	-0.2085 **	-0.218 **	-0.1927 *
結婚	-0.0423	0.03894	-0.1069	-0.2292 **	-0.0209	0.0543	-0.0189	-0.0492	-0.158
健康度	-0.0475	-0.048	-0.0144	0.00376	-0.0071	-0.0791	-0.0415	-0.0027	-0.0103
衝撃的出来事の 経験度	0.16816 ***	0.12401 ***	0.076 **	0.12075 ***	0.10351 ***	0.04697	0.09269 **	0.07817 **	0.10392 **
喫煙習慣	-0.0547 *	-0.0282	-0.0115	-0.0048	-0.0643 **	-0.0629 *	-0.0422	-0.0455	-0.0397
飲酒習慣	-0.0399	0.00496	-0.0089	0.0216	0.0433	0.06455	-0.0028	-0.0665 *	-0.0029
ギャンブル習慣	0.04759	0.06555 *	0.05034	-0.0033	-0.0122	-0.0023	0.00705	0.03311	0.02708
主観的幸福度	0.12659 ***	0.10036 ***	0.05567 **	0.13166 ***	0.10233 ***	0.09108 ***	0.08227 ***	0.07367 ***	0.07575 ***
競争心	-0.0599	-0.0564	-0.0013	0.05765	-0.0132	-0.0438	0.04601	-0.0032	0.00601
時間割引率	-0.0061 ***	-0.0037 **	-0.0028	-0.0005	-0.0036 *	-0.0011	-0.0033 *	-0.0035 *	-0.0002
危険回避度	-0.02	-0.0094	0.00498	-0.0355	-0.017	-0.0277	-0.0664 ***	-0.0498 **	-0.0504 **
利他性	0.52615 ***	0.38769 ***	0.39421 ***	0.78367 ***	0.64487 ***	0.51989 ***	0.7531 ***	0.6485 ***	0.59206 ***
定数項	-0.8466 *	-1.2267 ***	-2.058 ***	-2.0499 ***	-2.0831 ***	-2.1721 ***	-1.177 ***	-1.4872 ***	-1.9727 ***

表 2.4.9 水質汚染（シナリオ3）推計結果

	日本			東南アジア			南米		
	5年後	20年後	100年後	5年後	20年後	100年後	5年後	20年後	100年後
支払提示額	-0.0001 ***	-0.0001 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0001 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***	-0.0002 ***
所得	0.04947	0.02479	0.03659	0.09313 ***	0.08035 ***	0.05454 *	0.09637 ***	0.05068 *	0.01907
可処分所得	0.0284	0.04507 **	-0.0091	-0.0203	-0.0465 **	-0.0461 *	-0.007	0.01307	-0.0098
失業	0.00673	0.10286	0.02394	0.14407	0.14153	0.13902	-0.1831 *	-0.0396	0.05562
年齢	0.01608 ***	0.00338	0.00893 **	0.0059	-0.0025	0.00104	0.00184	-0.0065 *	-0.0053
性別	-0.2059 *	-0.1089	0.03439	-0.1386	0.09315	0.14327	-0.1987 **	-0.1572	-0.1214
結婚	-0.0841	0.04818	-0.0868	-0.1959 *	-0.023	0.05643	-0.0237	0.06557	0.00449
健康度	-0.0353	0.0146	-0.0035	-0.0271	-0.0331	-0.0731	-0.0307	-0.0228	-0.0075
衝撃的出来事の 経験度	0.11217 **	0.09655 **	0.07204 *	0.08346 **	0.08192 **	0.02932	0.15615 ***	0.09564 **	0.0828 **
喫煙習慣	-0.0467	-0.0281	-0.029	0.00763	-0.0428	-0.0439	-0.0546 *	-0.0422	-0.0176
飲酒習慣	-0.0622	0.00129	0.00617	-0.0157	0.03384	0.03075	-0.0181	-0.0783 **	-0.0369
ギャンブル習慣	0.06267	0.03676	0.0803 **	0.00595	0.00185	0.01986	0.01575	0.04046	0.03858
主観的幸福度	0.16437 ***	0.12928 ***	0.10229 ***	0.12302 ***	0.08164 ***	0.07377 ***	0.07841 ***	0.06679 ***	0.05343 **
競争心	0.00149	-0.0254	0.03526	0.04016	-0.0548	-0.0619	0.05766	0.01677	-0.0074
時間割引率	-0.0041 **	-0.0036 *	-0.0013	0.00046	0.00019	0.00107	-0.0038 *	-0.003	-0.0008
危険回避度	-0.0363	-0.0118	-0.0169	-0.0384 *	-0.0257	-0.0162	-0.0696 ***	-0.0477 **	-0.0428 *
利他性	0.58938 ***	0.48746 ***	0.40385 ***	0.83356 ***	0.6887 ***	0.58412 ***	0.82235 ***	0.71212 ***	0.63285 ***
定数項	-0.9123 *	-1.343 ***	-2.1384 ***	-1.638 ***	-1.6192 ***	-2.1331 ***	-1.1785 ***	-1.3126 ***	-1.7069 ***

表 2.4.10 地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）推計結果

	日本						東南アジア						南米					
	5年後		20年後		100年後		5年後		20年後		100年後		5年後		20年後		100年後	
支払提示額	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0001	***	-0.0002	***	-0.0002	***	-0.0002	***
所得	0.06121	**	0.02891		0.05446	**	0.06635	**	0.05627	**	0.03558		0.08743	***	0.05751	**	0.00173	
可処分所得	0.02258		0.04569	**	-0.0025		-0.0052		-0.0211		-0.0157		0.004		-0.0042		-0.032	
失業	0.03648		0.06441		-0.0011		0.0417		0.07914		0.07002		-0.0374		0.03814		-0.0407	
年齢	0.00942	**	0.00343		0.01051	***	0.00263		-0.0044		0.00087		0.00429		-0.006		-0.0065	
性別	-0.2663	**	-0.1041		0.08154		-0.1871	*	-0.0374		0.14243		-0.2779	***	-0.1497		-0.1104	
結婚	0.04738		0.08892		-0.0281		-0.1937	*	-0.0083		-0.0553		-0.0702		-0.0372		-0.1221	
健康度	-0.0163		-0.0161		0.0547		-0.0117		-0.0268		-0.0744		-0.0337		-0.0375		-0.0461	
衝撃的出来事の 経験度	0.11071	***	0.12442	***	0.10618	***	0.07909	**	0.09703	**	0.01292		0.13877	***	0.08408	**	0.0622	
喫煙習慣	-0.0639	**	-0.0786	***	-0.0438		-0.0346		-0.0559	*	-0.067	*	-0.0664	**	-0.063	*	-0.0203	
飲酒習慣	-0.0855	**	-0.0114		-0.0112		0.00634		0.03496		-0.0127		-0.0264		-0.0663	*	-0.0205	
ギャンブル習慣	0.10002	***	0.06205	*	0.08734	**	0.06084	*	0.02694		0.01321		0.0169		0.04416		0.04911	
主観的幸福度	0.13954	***	0.10024	***	0.07738	***	0.10541	***	0.07543	***	0.06428	**	0.05806	**	0.07766	***	0.07672	***
競争心	0.05448		0.04413		0.09495	**	0.07116		-0.0211		0.01134		0.11572	**	0.05611		0.02969	
時間割引率	-0.003		-0.004	**	-0.0003		9.3E-05		-0.0005		8.1E-05		-0.0018		-0.002		0.00158	
危険回避度	-0.0143		-0.0113		0.00403		-0.0399	*	-0.0299		-0.0369		-0.0482	**	-0.0599	***	-0.0502	**
利他性	0.57832	***	0.48073	***	0.45857	***	0.77669	***	0.6181	***	0.58119	***	0.85048	***	0.73581	***	0.63822	***
定数項	-1.294	***	-1.5591	***	-3.0581	***	-1.6096	***	-1.4791	***	-2.0019	***	-1.5942	***	-1.4587	***	-1.6472	***

水源林の破壊（表 2.4.8）についての推計結果では、提示額、主観的幸福度、利他性、衝撃的出来事の経験度、所得、危険回避度についてはダム開発と同様の結果を得ている。それ以外で一貫した結果を示したのは、年齢が統計的に有意に正、喫煙習慣、時間割引率が統計的に有意に負である。つまり加齢によって支払確率が増し、喫煙者の方がより、せっかちな人であるほど支払確率が低くなるということを示している。すべてのモデルを通じて有意でなかったのは、失業、健康度、競争心である。

水質汚染（表 2.4.9）についての推計結果では、提示額、主観的幸福度、利他性、衝撃的な出来事の経験度、所得、危険回避度についてはダム開発と同様の結果を得ている。また時間割引率については、水源林と同様の結果である。すべてのモデルを通じて有意でなかったのは、健康度、競争心である。

農業被害（表 2.4.10）についての推計結果では、提示額、主観的幸福度、利他性、衝撃的な出来事の経験度、所得、危険回避度についてはダム開発と同様の結果を得ている。また喫煙習慣は水源林と同様の結果を得ている。それ以外で一貫した結果を示したのは、性別が統計的に有意に負、ギャンブル習慣が統計的に有意に正である。つまり女性の方がより、ギャンブル習慣を持つ人ほど支払確率が増すということが示されている。すべてのモデルを通じて有意でなかったのは、失業、健康度である。

2) シナリオ 5 についての分析結果

図 2.4.44～2.4.49 は、湿地の汚染が起こる場合の支払確率と提示額の関係を表したグラフである。シナリオ 5-1 の質問では簡略化した湿地の定義を言及した後に支払意思をたずねている（定義のみ提示）²⁵。シナリオ 5-2 では、湿地の持つレクリエーションの提供という文化的機能、洪水を防ぐ治水機能、水源としての保水機能、水質の浄化機能などの機能に触れ、種が多様に存在していると仮定した後で支払意思をたずねている（湿地機能提示あり）。シナリオ 5-3 では、湿地には文化的、治水、保水、浄化等の機能はなく、単に種が多様に存在しているだけであるという仮定をおいて支払意思をたずねている（湿地機能提示なし）。これら 3 つのシナリオを比較することで、湿地の機能によって支払意志に差異が生じるかどうかを検証する。5、20、100 年後、提示額については既に述べた通りである。

図 2.4.44～2.4.46 はシナリオごとに支払確率と提示額の関係性を表したグラフである。3本のラインは発生年が 5、20、100 年後であることを表している。ここでは、それぞれの提示額において、発生年が後になるほど支払確率が低いといったように、時間経過に伴う支払確率の低下が明確に見て取れる。提示額が高くなるに連れて支払確率が下がっていくのもこれまでと同様な結果である。

²⁵ 湿地の定義は「湿原や干潟などの湿地は特有の環境にあり、生産力に富むことから多種多様な動植物の生息地となっています」である。定義は環境 goo (<http://eco.goo.ne.jp/>) を参照した。

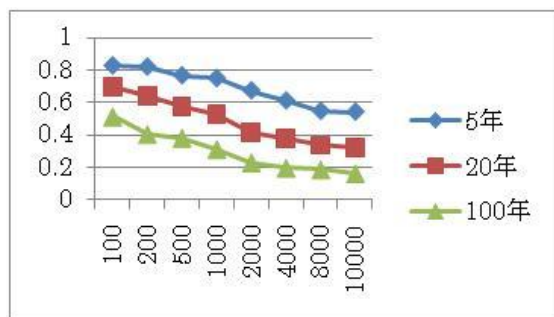


図 2.4.44 湿地 シナリオ 5-1

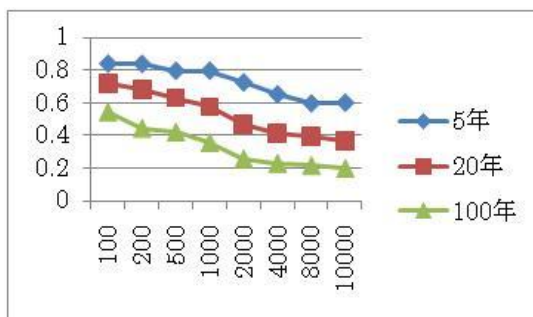


図 2.4.45 湿地 シナリオ 5-2

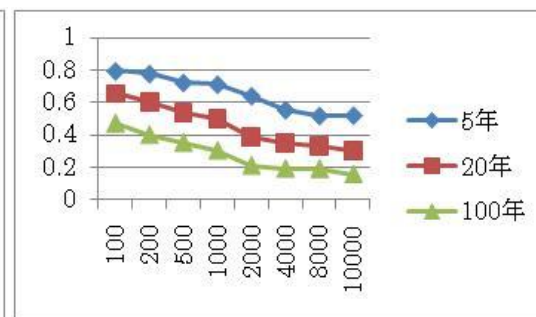


図 2.4.46 湿地 シナリオ 5-3

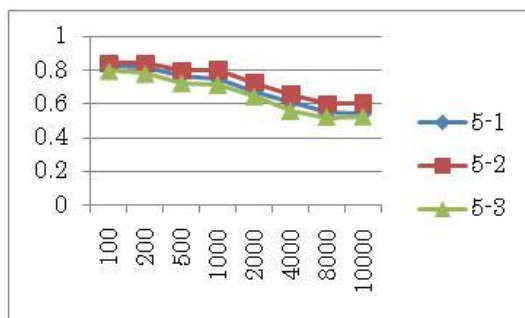


図 2.4.47 湿地 5年後

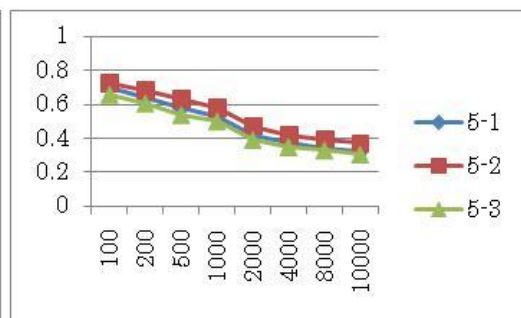


図 2.4.48 湿地 20年後

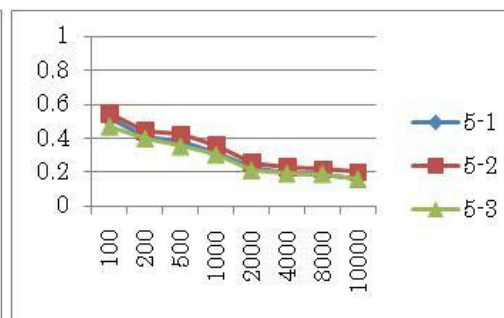


図 2.4.49 湿地 100年後

図 2.4.47～2.4.49 は、発生年ごとに支払確率と提示額の関係性を表したグラフである。3本のラインはシナリオ 5-1（湿地定義のみ）、シナリオ 5-2（湿地機能提示あり）、シナリオ 5-3（湿地機能提示なし）を示している。ここでは、シナリオ間の顕著な差異は見出しにくいものの、シナリオ 5-2 が一番高く、次にシナリオ 5-1、シナリオ 5-3 が続いていると概観できる。つまり湿地には文化的、治水、保水、浄化機能があり、種が多様に存在しているという仮定を置く方が支払確率が高まるということが示されている。またそのような仮定がなく、単にいろんな種が存在しているだけというシナリオは、湿地定義が示されているだけのシナリオより支払確率は低くなることも示されている。

図 2.4.50～2.4.51、図 2.4.52～2.4.53 において、中央値が示すのは、シナリオ 5-2、5-1、5-3 の順で支払意思額が高いということである。シナリオ 5-1 が定義のみ、シナリオ 5-2 が湿地機能提示あり、シナリオ 5-3 が機能提示なしということから、湿地に関する正確な情報量の蓄積による差異が支払意思額に影響を及ぼす可能性が示唆される。また、5、20、100 年後をそれぞれ比較すると、中央値、平均値ともに時間経過による明確な支払意思額の減衰が見られることから、時間が経過するほど、支払額が低下するというこれまでと同様の示唆が得られる。

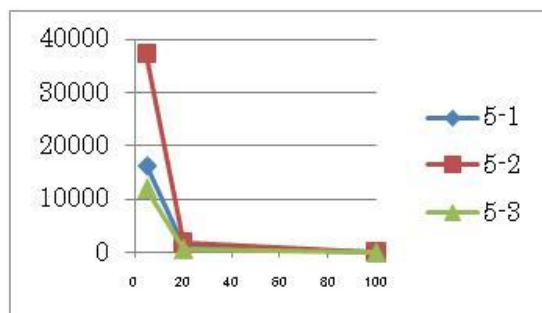


図 2.4.50 湿地 WTP（中央値）

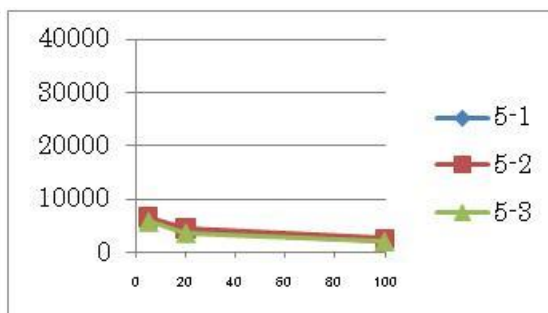


図 2.4.51 湿地 WTP（平均値）

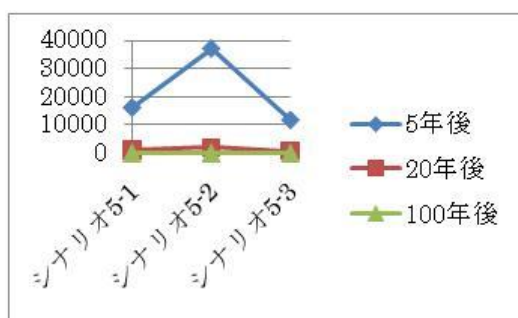


図 2.4.52 湿地 WTP（中央値）

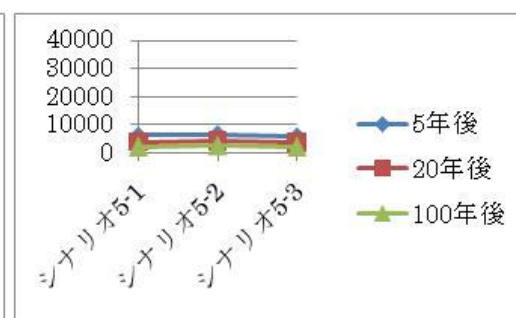


図 2.4.53 湿地 WTP（平均値）

表 2.4.11 湿地における生物多様性（シナリオ5）推計結果

	シナリオ5-1（定義のみ）						シナリオ5-2（機能あり）						シナリオ5-3（機能なし）					
	5年後		20年後		100年後		5年後		20年後		100年後		5年後		20年後		100年後	
支払提示額	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0002	***	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0001	***	-0.0001	***
所得	0.0659	***	0.04869	***	0.04341	***	0.04983	***	0.04132	***	0.03965	**	0.05709	***	0.05791	***	0.04881	***
可処分所得	0.01152		0.01357		-0.0151		0.0211		0.02157	*	-0.0057		0.00553		0.00842		-0.0099	
失業	0.05045		0.07914		0.06399		0.0084		0.07303		0.00913		-0.0019		0.03337		0.00672	
年齢	0.01396	***	0.00087		0.00285		0.01108	***	-0.0014		-0.0021		0.01377	***	0.00302		0.00265	
性別	-0.1301	**	0.03729		0.15356	***	-0.1186	*	-0.0154		0.10928	*	-0.0277		0.0449		0.16659	***
結婚	-0.0371		0.03963		-0.0308		-0.0844		0.03755		-0.0614		-0.148	**	-0.082		-0.0871	
健康度	-0.0403		-0.0488	*	-0.0321		-0.0363		-0.0496	*	-0.0369		-0.0623	**	-0.0352		-0.0501	*
衝撃的出来事の 経験度	0.14045	***	0.06012	***	0.04919	**	0.14375	***	0.07205	***	0.08568	***	0.11174	***	0.0671	***	0.06644	***
喫煙習慣	-0.0462	**	-0.0336	*	-0.0169		-0.0516	**	-0.0512	***	-0.0372	**	-0.0289		-0.0419	**	-0.0368	*
飲酒習慣	-0.0288		-0.0197		2.6E-05		-0.0344		-0.0262		-0.0036		-0.0128		0.00209		0.00355	
ギャンブル習慣	0.03338		0.03022		0.04526	**	0.03454		0.05415	***	0.0341	*	0.03023		0.03532	*	0.04958	**
主観的幸福度	0.13343	***	0.09494	***	0.08558	***	0.16208	***	0.11776	***	0.10183	***	0.12475	***	0.08978	***	0.08401	***
競争心	0.03759		-0.0107		-0.0125		0.06874	**	0.0005		-0.0277		0.01907		-0.0039		-0.0217	
時間割引率	-0.0031	***	-0.0018		-0.0013		-0.0041	***	-0.0028	**	-0.0016		-0.0009		-0.0008		-6E-05	
危険回避度	-0.0396	***	-0.0191		-0.0124		-0.0349	**	-0.0237	**	-0.0111		-0.0515	***	-0.0244	**	-0.0124	
利他性	0.80082	***	0.58356	***	0.48699	***	0.79121	***	0.6057	***	0.50741	***	0.67975	***	0.54691	***	0.46128	***
定数項	-1.6571	***	-1.4109	***	-2.1685	***	-1.5213	***	-1.2865	***	-1.8665	***	-1.3967	***	-1.6163	***	-2.1815	***

湿地（表 2.4.11）においてのロジットモデルを用いた推計結果では、すべてのモデルを通じて統計的に有意であったのは、提示額、所得、衝撃的出来事の実験度、主観的幸福度、利他性であり、符号は提示額が有意に負、その他は有意に正の符号を示している。有意なモデルの数は多くないが一貫した結果を示したのは、年齢が有意に正、健康度が負、喫煙習慣が負、ギャンブル習慣が正、時間割引率と危険回避度が負である。すべてのモデルを通じて有意でなかったのは、失業、飲酒習慣である。

3) 時間割引の議論

これまでの分析により、支払確率の決定要因を明らかにしたが、本項では仮想評価法を用いてそれぞれの環境に対する支払意志額を求め、時間の経過でどれだけその額が減少していくかを考えたい。前述のとおり、表 2.4.6 にその結果である各環境対象における支払意志額が示されている。この結果をもとに議論を行いたい。尚、一般に支払意志額の平均値は少数の外れ値の影響を大きく受け、全体的に金額が高く得られる傾向にあることが知られている。このため、以下の議論では中央値を採用することとする²⁶。

図 2.4.54～2.4.57 は分析により得られた支払意志額（中央値）を 5 年（直近すなわち 0 年と仮定）、20 年、100 年それぞれについてプロットしたものである。これらの図には割引率を一定とした場合のプロット（0.10 パーセント、3 パーセント、10 パーセント）も比較として示している。これらの図から、0 年から 20 年にかけての割引率は Nordhaus (2007) および Dasgupta (2007) の仮定よりも大きく、具体的には図において三角形で示した割引率 10 パーセントのプロットよりも大きいことが見出される。一方で、100 年後に関しては割引率 10 パーセントのプロットよりも割引が小さくなっている。以上より、割引率は近い将来で大きく、遠い将来は小さく、時期によって異なることが示唆されよう。この傾向は日本、東南アジア、南米それぞれについて共通であり、また各環境対象についても共通となっている。

次に図 2.4.58 に湿地に関してのプロットを示す。この図は分析により得られた支払意志額（中央値）をシナリオごとにプロットしたものである。図から明らかのように、シナリオごとに顕著な違いは見出されない。また、その割引率は他の環境対象とおおむね同様といえよう。

2.4.5. まとめ

本研究の目的は、生物多様性保護における支払意思の決定要因を明らかにし、CVM を用いて支払意思額を得ること、そして、支払意思の時間、距離、情報的な差異を明確にす

²⁶ 中央値を用いると半数の回答者から支持が得られることから、政策決定の場では中央値が用いられることが一般的である。

る

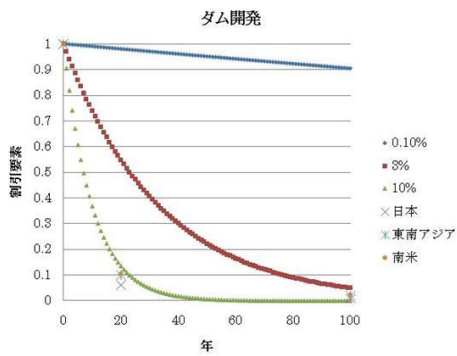


図 2.4.54 ダム開発の時間割引

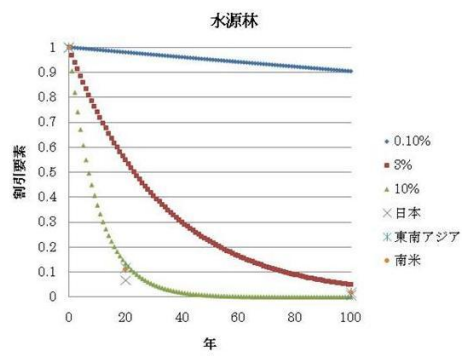


図 2.4.55 水源林の時間割引

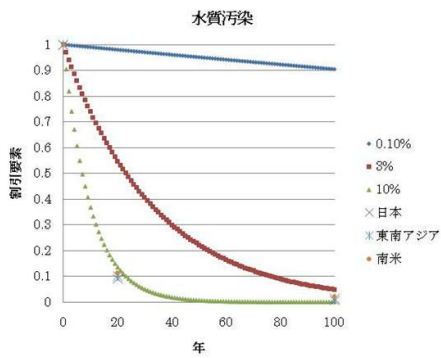


図 2.4.56 水質汚染の時間割引

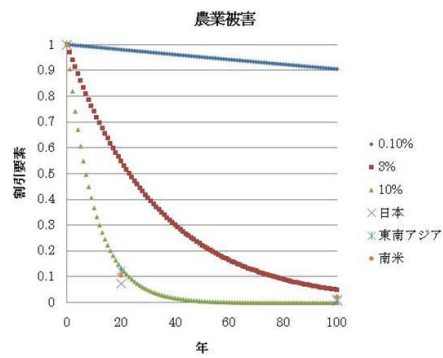


図 2.4.57 農業被害の時間割引

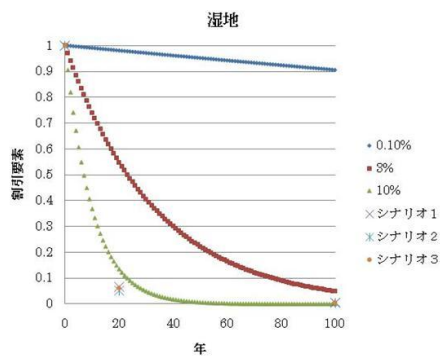


図 2.4.58 湿地の時間割引

ことである。推計より得られた結果を要約すると以下の通りになる。

- 1) ダム開発による生態系破壊、水源林の破壊、水質汚染、地球温暖化による農業被害といった環境破壊や汚染について、支払確率と支払提示額の関係性を検証した結果、身近な地域（日本）には、支払確率が高く、他の地域（東南アジア、南米）には低いという示唆が得られた。また同時に、5、20、100年後といった汚染の発生年の差異（時

間経過)に伴って、支払確率が低下していることも見出された。つまり、人は環境保護に対して、汚染の発生場所が自分の住んでいる地域を離れるほど、その発生が後の世代であるほど、金銭を支払わなくなるという示唆が得られた。支払意思額と距離および時間の関係性の検証においてもこの結論は同様である。

- 2) 支払確率と経済指標、社会・人口統計上の指標、性格指標の関係についての推計結果より、すべてのシナリオを通じて主観的幸福度および利他性の影響が有意に見出せた。つまり、人は幸福であり、利他的であるほど環境保護への支払いを許容するという示唆が得られたことになる。
- 3) 湿地における生物多様性の喪失について、時間の影響については 1) と同様の結果が得られた。加えて、人は明確な湿地の機能について知れば、未知の状態よりも支払う確率が高く、支払意思額も大きいという示唆が得られた。破壊される環境がいかに大事なものかという認識を得られれば、これに対する保護の意思は金銭的に高まるという示唆が得られたことになる。
- 4) 時間割引に関する分析により、割引率は近い将来で大きく、遠い将来は小さく、時期によって異なることが示唆された。この傾向は日本、東南アジア、南米それぞれについて共通であり、また各環境対象についても共通となっている。

2.5. 生態系と生物多様性の生産性分析

2.5.1. はじめに

生態系が人類に対し提供する様々な財やサービスの経済的な価値は、仮想評価法やコンジョイント分析などを通じた推計より明らかになりつつある (TEEB, 2010)。しかしこれは未だ GDP や国家会計に反映されておらず、生態系や生物多様性の GDP への影響や寄与度に関する研究は多くない。ひとつの先行研究として、生態系サービスと GDP の時系列データを用いて計量分析を実施した Richmond et al. (2007) の研究がある。この分析においては、植物が光合成により生産する有機物の量である純一次生産を生態系サービスの代替と想定し、コブ＝ダグラス型の生産関数に反映させることで生態系サービスの GDP に対する寄与度を推計している。その分析結果では、純一次生産の変化率が 1 パーセント増加すると実質 GDP 成長率が 0.09 パーセント上がることが示されている。

生態系サービスを支える生物多様性については、太陽光や栄養塩等の資源の効率的な利用を促して純一次生産に影響を与えることが研究されているものの、生物多様性自体の経済価値の推計や GDP 等への影響に関する研究は少ない。その中で Di Falco and Chavas (2008) は、農業の生産関数に生物多様性をひとつの要素として反映させた生産モデルを構築し、作物の多様性が短中期の生産に対して有意に正の影響を及ぼすとともに降水量の減少等の影響を低減させることを示している。しかしこれはひとつの国の一地域における農業生産性に限られた研究であり、生物多様性が世界的に重要であることや農業以外の遺伝資源やエコツーリズム等についても影響を与えうることに鑑みると、各国 GDP のような広い視点からのさらなる分析が必要である。

そこで本項では、生態系や生物多様性が与える各国 GDP への影響について分析する。まず生態系や生物多様性の影響を反映させた生産性モデルの枠組みについて検討し、次にデータおよび計量分析手法について示す。そしてこれらの推計結果を明らかにした後、シナリオを設定して生態系や生物多様性の各国 GDP への影響について考察する。

2.5.2. 計量分析モデル

本項における計量分析モデルでは 3 段階の推計を行う (図 2.5.1)。まず生物多様性に対する生息地面積などの要素の影響について分析し、この分析結果を用いて次にバイオマスを推計する。そして最後にこのバイオマスに関する推計結果をコブ＝ダグラス型の生産関数へと組み込み、バイオマスの GDP に対する影響について分析する。このような一連の推計により、バイオマスのみならず生息地面積や生物多様性の GDP に対する貢献についても理論上の考察が可能となる。

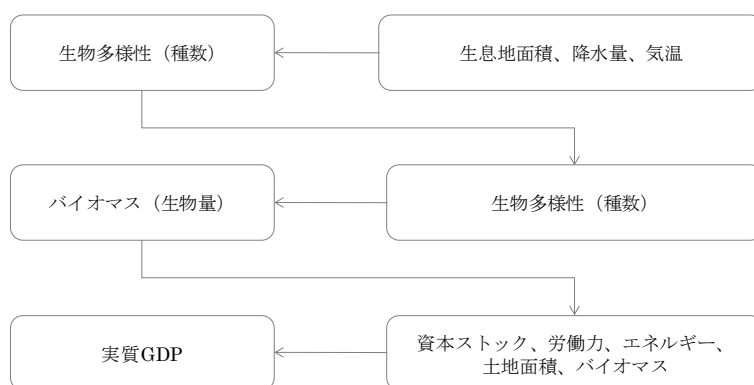


図 2.5.1 計量分析モデル概観

1) 生物多様性モデル

ここでは生物多様性を種の多様性と定義する。種数については各国におけるデータが存在するが、ひとつの情報源から得られる信頼性のあるデータは単年度のみであり、そのままでは時系列データを用いる生産性分析への適用が不可能である。そのためここではまず種数は経年で変化するという仮定を置いた上で、各年の種数を推計するためのモデルを検討する。種数の経年変化の仮定は一見非現実的のようであるが、年間に4万とも言われる種が絶滅している現在においては想定されうることであると考えられる。

一般に生息地面積は種数に影響を与える。McGuinness (1984) はその理論的説明として、生息地多様性仮説、均衡理論、攪乱仮説を提示している。生息地多様性仮説は面積の増大に伴い新たな環境の生息地が生じるために種の多様性が生じるというものであり、均衡理論は小さな島嶼では小さな個体数が原因で生物はより早く絶滅するという島嶼生態学の理論を応用したものである。攪乱仮説は生態学におけるエッジ効果に基づくもので、生息地が小さければ面積に対する外周の比率が大きくなり外部からの攪乱を受けやすくなるために絶滅速度が加速するというものである。

このような生息地面積と種の多様性については理論モデルが構築されており、その関係は以下の式で表わされている (Arrhenius, 1921; Coleman et al., 1982)。

$$S = w * A^z \quad \therefore \quad \ln S = \ln w + z \ln A$$

ここで S は種数、 A は生息地面積、 w および z は定数を表わす。さらに種数については生息地面積のみならず、降水量や気温とも相関関係を持つことが知られている (Gaston, 2000)。そこで推計式にこれらの変数を組み込み、種数に関する推計式を以下のように定義する。

$$\ln S_{i,t} = c_1 + \alpha_1 \ln A_{i,t} + \alpha_2 \ln P_{i,t} + \alpha_3 \ln C_{i,t} + \varepsilon_{1i,t} \quad (2.5.1)$$

P は降水量、 C は気温、 α は各説明変数の係数、 c は常数項、 ε は誤差項を示しており、また添字 i 、 t はそれぞれ各国識別および年次を意味する。推計式自体は時系列を扱うことを前提としているが、被説明変数である種数について単年度データしか得られないため、ここでは t はただひとつの値を採るものとして扱う。ここで敢えて時系列の推計式を用いる理由は、推計の結果として種数の時系列データを産出できるためであり、これが後述の生産性モデルにおいて一定の意義を持つためである。

2) バイオマスモデル

種はそれぞれに応じて光や水などの資源の利用方法が異なる。そのため種が多様であるほど資源の効率的な利用が進み、純一次生産などの生産性を高めることが知られている (Tilman et al., 2005)。生物による一次生産は生態系の基盤サービスと捉えられており (MA, 2005a)、生物多様性が生態系サービスに与える影響の好例であると考えられるため、ここでは生物多様性と一次生産の関係についても推計を行う。

推計においてはデータの取得が困難な純一次生産の代替としてバイオマス (生物量) を用いる。バイオマスとは特定地域に生息する生物の総量であり、一般には該当生物の重量で表される。このような生物多様性とバイオマスの関係性分析モデルにおいては通例、生息密度や環境容量などを考慮すべきであるが (Cardinale et al., 2004)、国単位でのこれらのデータを得ることはほぼ不可能であるため、ここでは以下のような単純な線形式を想定する。

$$\ln B_{i,t} = c_2 + \beta \ln S_{i,t} + \varepsilon_{2i,t} \quad (2.5.2)$$

B はバイオマス、 β は各説明変数の係数を表わし、その他の S 、 c 、 ε は (2.5.1) 式と同様にそれぞれ種数、常数項、誤差項を意味する。ここでは S について (2.5.1) の推計式の結果を用いるため、生息地面積や降水量、気温についてもバイオマスへのその間接的な影響を推計することができる。また生物多様性モデル同様にバイオマスのデータは単年度しかないが、推計の結果としてバイオマスの時系列データを産出することが可能となる。

3) 生産性モデル

食糧や木材などバイオマスは一般に自然資源とみなすことが可能であり、生産関数の一要素として扱うことができる。ここでは生産要素として資本、労働力、エネルギー、土地にバイオマスを追加し、以下のような推計式を構築する。

$$\begin{aligned} \ln Y_{i,t} &= c_3 + \gamma_1 \ln K_{i,t} + \gamma_2 \ln L_{i,t} + \gamma_3 \ln E_{i,t} + \gamma_4 \ln T_{i,t} + \gamma_5 \ln B_{i,t} + \varepsilon_{3i,t} \\ \varepsilon_{3i,t} &= \eta_{3i} + \nu_{3i,t} \end{aligned} \quad (2.5.3)$$

各変数はそれぞれ、 Y : 実質 GDP (以下 GDP)、 K : 資本ストック、 L : 労働力、 E : エネルギー投入量、 T : 農地面積、 γ : 各説明変数の係数を表わし、また誤差項 ε は各国個別効果 η と攪乱項 v から成るものとする。上式のような地域と時間を反映したパネル推計式の利点は、個別効果を制御することで被説明変数による共通の効果を抽出できることであり、また観測数の増加に伴い多重共線性や自由度の問題を緩和させることで推計の不偏性を向上させられることである (北村、2005)。

パネル推計は被説明変数のラグ項 (一期前の時間における値) を追加することで時間的なダイナミズムについて分析するための基礎となる。ダイナミック・パネル分析の利点は同一経済主体の異時点間の変動を実証的に検証できることであり、ダイナミックな変動過程を知ることによって将来の変動や政策反応を予測できることである (北村、2005)。これより第 (2.5.3) 式を以下のように変換する。

$$\ln Y_{i,t} = c_4 + \delta_0 \ln Y_{i,t-1} + \delta_1 \ln K_{i,t-1} + \delta_2 \ln L_{i,t} + \delta_3 \ln E_{i,t} + \delta_4 \ln T_{i,t-1} + \delta_5 \ln B_{i,t} + \eta_{4i} + v_{4i,t} \quad (2.5.4)$$

δ は各説明変数の係数を表わす。この推計式では前年度の GDP の影響を考察するために ($t-1$) 期の GDP を説明変数として追加している。また t 期の生産においては ($t-1$) 期までに蓄積された資本および開拓された土地を投入するという経済活動の性質を反映させるため、資本ストック K および土地面積 T について ($t-1$) 期を採用することとする。ここからさらに個別効果を取り除き、誤差項の相関である系列相関を減少させて推計精度を向上させるため (Baltagi, 2001)、第 (2.5.4) 式を一階の階差式へと変換する。

$$\Delta \ln Y_{i,t} = \sigma_0 \Delta \ln Y_{i,t-1} + \sigma_1 \Delta \ln K_{i,t-1} + \sigma_2 \Delta \ln L_{i,t} + \sigma_3 \Delta \ln E_{i,t} + \sigma_4 \Delta \ln T_{i,t-1} + \sigma_5 \Delta \ln B_{i,t} + v_{5i,t} \quad (2.5.5)$$

ここで σ は各説明変数の係数を表わし、 Δ はそれぞれ一階の階差であることを意味する。

2.5.3. データと推計手法

1) データ

経済指標、生息地面積、および気候に関する国別の時系列データについて、パネルデータを形成する上で一定の時間範囲を設ける。ここではそれぞれのデータの有無を考慮し、1990 年から 2000 年までについて 66 カ国を対象として推計を行う (表 2.5.1)。GDP、資本ストックおよび労働力については、国際的に信頼性の高い Extended Penn World Table 3.0 からデータを取得し、石油換算によって表わされるエネルギー投入量については世界銀行の World Development Indicators を用いる。農地面積については FAOSTAT のデー

タを利用し、同様に生息地面積についても FAOSTAT におけるデータの有無から森林面積と内陸水面積を対象として値を抽出する。生物多様性としてここで定義される種数については、World Conservation Monitoring Center の Biodiversity Data Sourcebook から得られる動物種および植物種を加算したものであり、バイオマスは FAO (2001) によって定義された各国における地上の樹木容量である。年平均降水量および年平均気温については、1900 年から 2000 年における各年の各国データを擁する Tyndall Centre for Climate Change Research からデータを取得する。データの出典および基本統計量についてまとめたものを以下の表 2.5.2 に示す。

表 2.5.1 計量分析における対象国

アジア地域	ブラジル	中東地域
インド	ペルー	イラク
インドネシア	ボリビア	イラン
スリランカ	ホンジュラス	シリア
タイ	メキシコ	ヨルダン
韓国	ヨーロッパ地域	アフリカ地域
中国	アイスランド	エジプト
朝鮮民主主義人民共和国	アイルランド	カメルーン
日本	イタリア	ケニア
ネパール	英国	コンゴ
バングラデシュ	オランダ	コンゴ民主共和国
フィリピン	ギリシア	ザンビア
ブルネイ＝ダルサラーム	スイス	ジンバブウェ
マレーシア	スウェーデン	スーダン
中南米地域	スペイン	セネガル
アルゼンチン	デンマーク	タンザニア
エクアドル	ドイツ	チュニジア
エルサルバドル	ノルウェー	トーゴ
キューバ	ハンガリー	ナイジェリア
グアテマラ	フィンランド	ボツワナ
コロンビア	フランス	ベナン
チリ	ポーランド	南アフリカ共和国
ニカラグア	ポルトガル	モザンビーク
パナマ		モロッコ

表 2.5.2 基本統計量

変数	定義	単位	観測数	平均値	標準偏差	最小値	最大値	出典
Y	実質 GDP (2000 年購買力平価)	国際ドル (10 ⁶)	726	349,322	662,341	3,219	5,052,200	a
K	資本ストック (2000 年購買力平価)	国際ドル (10 ⁶)	726	528,412	1,165,227	2,662	7,813,245	a
L	雇用人口	1,000 人	726	31,044	99,003	110	755,338	a
E	エネルギー消費量 (石油換算量)	1,000 トン	726	70,862	148,925	720	1,092,154	b
T	土地面積 (農地面積)	1,000ha	726	34,727	76,525	10	544,862	e
S	生物多様性 (動物種数+植物種数)	種	66	9,226	11,435	404	59,214	c
B	バイオマス (樹木容量)	トン (10 ⁶)	66	3,999	14,513	1	113,676	d
F	森林面積	1,000ha	726	29,995	73,929	9	574,839	e
W	内陸水面積	1,000ha	726	2,366	5,463	13	31,407	e
P	年平均降水量	mm	726	1,172	746	37	3,606	f
C	年平均気温	℃	726	18.4	7.8	1.3	28.9	f

出典

a: Extended Penn World Tables 3.0: <http://homepage.newschool.edu/~foleyd/epwt/>b: World Development Indicators: <http://data.worldbank.org/indicator/EG.USE.COMM.KT.OE>c: Biodiversity Data Sourcebook: http://www.unep-wcmc.org/resources/publications/biodiv_series.htmd: FAO Global Forest Resources Assessment 2000: <http://www.fao.org/forestry/fra/2000/report/en/>e: FAOSTAT: <http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor>f: TYN CY 1.1 Tyndall Centre for Climate Change Research: http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/cty/obs/TYN_CY_1_1.html

2) 推計手法

生物多様性モデルに関する第 (2.5.1) 式については、線形式でありクロスセクションデータであることから OLS による推計を実施する。その推計結果から推計値を算出するために有意である要素のみを推計結果として用いたいことから、ここではとりわけステップワイズ法のひとつである変数増減法を用いる。次にこの推計値を反映させて第 (2.5.2) 式を推計するため、二段階最小二乗分析 (Two step Least Square: 2SLS) による推計を実施する。この際、第 (2.5.1) 式のステップワイズ法により除外された変数についても、バイオマスの推計には有意となる可能性があることから、改めてこの推計式に取り入れる。

この推計値を取り入れた生産性モデルの第 (2.5.5) 式については、そのパネルデータの特性を活かし、OLS に加えて各国の異質性による常数項の差異を考慮した固定効果推定、および常数項がランダムに決まると想定する変量効果推定を実施する (北村、2005)。さらに第 (2.5.5) 式の説明変数の中にはモデルの依存関係の解として決まる内生変数が含まれていることから、一般化積率法 (Generalized Method of Moment: GMM) による推計も行う。ここではとりわけ階差をとることで固定効果によるバイアスを修正し、被説明変数のラグ項を含む内生変数のラグを操作変数として用いることで内生性を是正するシステム GMM を採用する (Blundell and Bond, 1998)。推計においては被説明変数のラグ項を含むすべての説明変数を内生変数とみなして操作変数とし、階差による推計では 1 年および 2 年ラグを、レベルによる推計では 2 年ラグをとる。さらに年次、地域ダミー、国土面積、OECD ダミーを外生変数として操作変数に加え、頑健な標準誤差を用いた二段階推計による分析を行う。

2.5.4. 計量分析結果

1) 生物多様性モデル

変数増減法による第 (2.5.1) 式の推計結果を以下の表 2.5.3 に示す。 F 値は有意であり調整済 R^2 値も十分に大きいことから、生物多様性モデルは有意で説明力の強いモデルであると言える。また推計結果からは森林面積、降水量および気温の 3 つの要素が生物多様性に有意な影響を及ぼすことがわかる。森林面積の増加が種の多様性に正の影響を及ぼすことは生息地面積に関する理論が成立する証であり、ここでは森林面積が 1 ポイント増加すると生物多様性が 0.28 ポイント増加する。また降水量の増加および平均気温の上昇による生物多様性への正の影響は、利用可能な資源やエネルギーの増加と生物多様性に関する理論を裏付けるものであり (Wright, 1983; Turner et al., 1988)、年間平均降水量および年平均気温がそれぞれ 1 ポイント増加すると生物多様性が 0.38 ポイントずつ増加する。内陸水面積が生物多様性に影響を及ぼさないことは予想に反するように思われるが、内陸水生生態系には既知種の 2.4 パーセントしか存在しておらず (MA, 2005b)、種数を国全体で捉えた場

表 2.5.3 生物多様性モデルに関する推計結果

	生物多様性 ($\ln S$)	
	係数	t 値
$\ln F$	0.27729	6.28***
$\ln W$	-	-
$\ln P$	0.37901	3.62***
$\ln C$	0.37945	3.03***
常数項	2.52301	3.39***
観測数	66	
F 値	31.25***	
調整済 R^2 値	0.5827	
VIF	1.09	

注：有意水準はそれぞれ、***: 1%、**: 5%、*: 10%である。

合にはその影響が大きくない可能性は十分に考えられる。

2) バイオマスモデル

第 (2.5.1) 式の推計結果を反映させた 2SLS による第 (2.5.2) 式の推計結果を以下の表 2.5.4 に示す。生物多様性モデルの推計結果と同様に F 値は有意であり調整済 R^2 値も高いことから、本モデルはバイオマスの推計について有意で説明力の極めて強いモデルであると言える。各要素の結果を見ると、生物多様性および内陸水面積の双方がバイオマスに対して有意に正の影響を与えることがわかる。生物多様性が一次生産の増加を促すことは前述の理論モデルと合致するものであり、ここでは生物多様性 1 ポイントの増加はバイオマス 2.24 ポイントの増加をもたらす。また森林面積、降水量、平均気温は生物多様性を通じてバイオマスに影響を及ぼすことから、それぞれが 1 ポイントずつ増加するとバイオマスはそれぞれ 0.62、0.85、0.85 ポイントずつ増加する。内陸水面積の弾性値は 0.32 であり、バイオマスへの影響は正であるものの他の要素と比べて小さいものとなる。

表 2.5.4 バイオマスモデルに関する推計結果

	バイオマス ($\ln B$)	
	係数	t 値
$\ln S$	2.24091	14.32***
$\ln W$	0.32136	4.51***
常数項	-15.08967	-12.07***
観測数	66	
F 値	162.21***	
調整済 R^2 値	0.8322	

注：有意水準はそれぞれ、***: 1%、**: 5%、*: 10%である。

3) 生産性モデル

第(2.5.5)式について OLS、固定効果推定、変量効果推定によりそれぞれ推計した結果を以下の表 2.5.5 に示す。いずれの推計結果に着目すべきかについて、固定効果推定の F 検定が有意であり、さらに Hausman 検定により帰無仮説が棄却されることから、ここでは固定効果推定の推計結果について注目する(筒井他、2007)。固定効果推定の推計結果によれば、GDP に対し有意に影響を与える説明変数は一期前 GDP、一期前資本ストック、当期エネルギー投入量および当期バイオマスとなる。一期前の GDP が有意に影響を与えるということは同推定は経済活動のダイナミズムを反映したものであると言える。しかし生産活動の重要な要素である労働力が GDP に影響を及ぼしていないことは直感に反するものであり、また推計されたパラメータはいずれも低いように思われる。これは GDP のラグ項の内生性を考慮していないなど、推計モデルに何らかのバイアスが生じた結果であると考えられる。

表 2.5.5 生産性モデルに関する推計結果 1

	GDP 成長率 ($\Delta \ln Y_t$)		
	OLS	固定効果推定	変量効果推定
$\Delta \ln Y_{t-1}$	1.00434 (467.97***)	0.88339 (43.66***)	1.00372 (489.33***)
$\Delta \ln K_{t-1}$	0.15071 (1.26)	0.17996 (2.26**)	0.14366 (2.50**)
$\Delta \ln L_t$	0.44790 (1.49)	-0.56373 (-1.18)	0.35533 (1.34)
$\Delta \ln E_t$	0.31737 (4.74***)	0.23906 (4.17***)	0.30857 (5.61***)
$\Delta \ln T_{t-1}$	0.12341 (1.67*)	0.14906 (1.31)	0.12842 (1.16)
$\Delta \ln B_t$	-0.00378 (-2.53**)	0.06556 (3.69***)	-0.00347 (-2.29**)
常数項	0.01557 (-0.68)	0.95763 (3.79***)	-0.00814 (-0.32)
観測数	594	594	594
対象国数	-	66	66
F 値 / Wald χ^2 値	***	353.21***	334615.99***
R^2 値	0.9988	0.9910	0.9988
F 検定	-	2.22***	-
Breusch and Pagan test	-	-	1.98
Hausman 検定	-	58.43***	-

注：(・) は t 値 / z 値を表し、有意水準はそれぞれ、***: 1%、**: 5%、*: 10%である。

表 2.5.6 生産性モデルに関する推計結果 2

	GDP 成長率 ($\Delta \ln Y_t$)	
	係数	t 値
$\Delta \ln Y_{t-1}$	-0.11254	-1.81*
$\Delta \ln K_{t-1}$	0.18114	2.06**
$\Delta \ln L_t$	0.81711	3.26***
$\Delta \ln E_t$	0.36174	5.53***
$\Delta \ln T_{t-1}$	0.03048	0.30
$\Delta \ln B_t$	0.04459	1.99**
観測数	594	
対象国数	66	
F 値	171.30***	
AR(1)	-1.64 ($p = 0.101$)	
AR(2)	-0.05 ($p = 0.958$)	
Hansen J test	63.29 ($p = 1.000$)	

注：有意水準はそれぞれ、***: 1%、**: 5%、*: 10%である。

さらに第 (2.5.5) 式についてシステム GMM を用いて推計した結果を以下の表 2.5.6 に示す。二階の Arellano-Bond test (AR(2)) において帰無仮説が棄却できないため、攪乱項 $v_{i,t}$ は自己相関していないことがデータから証明され、また Hansen J test においても帰無仮説が棄却できないことから、操作変数は攪乱項との直交条件を満たしていると言える。これよりここではシステム GMM の推計結果を優先することとする。

この推計結果によれば、被説明変数に影響を与える説明変数は一期前 GDP、一期前資本ストック、当期労働力、当期エネルギー投入量および当期バイオマスである。他の推計手法と同様、農地面積はここでも有意とならない。 $\Delta \ln$ が意味する対数階差は対前期伸び率の近似値として扱われるため (山本、1992)、この推計結果の正確に解釈すると、説明変数の対前期変化率は GDP 成長率に影響を及ぼすということである。各係数を見ると、一期前の GDP 成長率は当期の GDP 成長率を低下させることがわかり、成長のダイナミズムを反映したものとして興味深い結果である。一方で資本ストック、労働力およびエネルギー投入量のそれぞれの伸び率は、経済理論に則するように GDP 成長率に正の影響を及ぼす。同様にバイオマスの伸び率も GDP 成長率に貢献し、バイオマスの増加率が 1 パーセント上昇すると GDP 成長率がおよそ 0.045 パーセント上昇する。これはバイオマスの増大に伴い投入できる自然資源が増加することに関係があると考えられるが、その弾性値は資本ストックや労働力、エネルギー投入量と比較して小さいものであると言える。

2.5.5. シナリオ分析

1) シナリオ設定

以上の 3 つのモデルの推計結果を用いて、本節ではさらにシナリオ分析を試みる。シナリオ分析の目的は生態系や生物多様性の各国 GDP への影響の大きさを具体的な数値で表わすことであり、またそこから逆算して生態系や生物多様性の価値について考察することである。ここでは本研究の多段階推計の特徴を生かし、森林面積減少率について異なるシナリオを設定し、それらが与える生物多様性、バイオマス、GDP への影響について分析する。森林減少は生物多様性および気候変動の視点から急務の課題であり、シナリオ分析による環境や経済への影響の推計、およびそこから逆算される森林や生物多様性の価値の考察は、森林保全政策に対して一定の意義を有すると考えられる。

シナリオ分析の前提として、森林面積変化率以外の要素について以下のように共通の仮定を設ける。

- シナリオ期間は 2001 年から 10 年間とする。
- 経済指標（資本ストック、労働力、エネルギー投入量）：1990 年から 2000 年までの各要素の平均変化率を算出し、その変化率が今後 10 年間続くものと仮定する。
- 土地指標（農地面積、森林面積、内陸水面積）：生産性モデルの推計結果において農地面積は有意ではないが、ここでは森林面積の変化としての農地転換および退耕還林を考慮することから農地面積もシナリオ分析の対象とする。森林面積減少のうち伐採によるものはその後農地へ転用されると想定し、森林減少面積の 70 パーセントは農地面積の増加へ当てられるものとする一方²⁷、森林面積の増加分についてはその 70 パーセントが退耕還林に基づく土地面積の減少によるものとする。内陸水面積の変化はデータ上ほとんど生じないため、ここでは変動しないものとする。
- 気候指標（年平均降水量、年平均気温）：各年の変動があり経時的な傾向が見られないため、1990 年から 2000 年の平均値を採用するものとする。

このような前提条件に基づき、森林面積減少率について現状シナリオ（BAU シナリオ）およびノーネットロスシナリオ（No Net Loss: NNL シナリオ）の 2 つを設定する。

- BAU シナリオ：1990 年から 2000 年までの森林面積の平均変化率を算出し、その変化率が今後 10 年間続くと仮定する（図 2.5.2）。
- NNL シナリオ：1990 年から 2000 年において森林面積が減少傾向にある場合、今後 10 年間その平均減少率が毎年 10 パーセントずつ緩和されると仮定する。すなわち 10 年後には森林減少率は 0 パーセントになるものとする（WWF, 2008）。一方で、森林面積が増加傾向にある国についてはその増加率が今後 10 年間続くものとする（図 2.5.3）。

²⁷ WRI (1997) によれば森林減少のうち 72%は森林伐採によるものであり、その多くが最終的に農地へと転換されると考えられている。

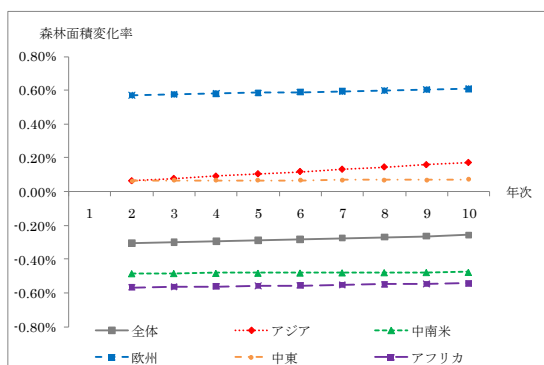


図 2.5.2 BAU シナリオにおける
森林面積の年変化率

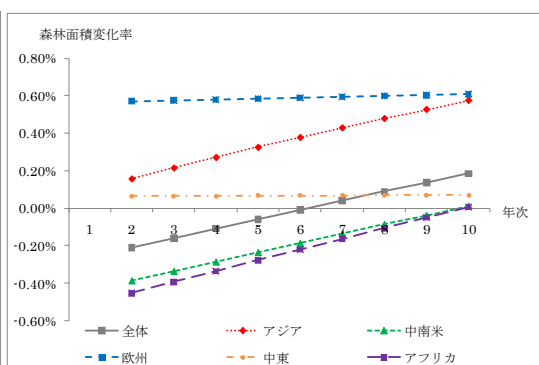


図 2.5.3 NNL シナリオにおける
森林面積の年変化率

以上より BAU シナリオと NNL シナリオとの実質的な相違は、森林面積減少国における森林面積減少率と農地面積増加率のみとなる。

これらの仮定に基づき算出した 2001 年から 10 年間の各要素の数値を、生物多様性、バイオマス、生産性の各モデルへと反映させる。その際、各説明変数の係数については各計量分析の推計結果を用いるものとする。

$$\ln S_{i,t} = 2.52301 + 0.27729 \ln F_{i,t} + 0.37901 \ln P_{i,t} + 0.37945 \ln C_{i,t} \quad (2.5.1')$$

$$\ln B_{i,t} = -15.08967 + 2.24091 \ln S_{i,t} + 0.32136 \ln W_{i,t} \quad (2.5.2')$$

$$\begin{aligned} \Delta \ln Y_{i,t} = & -0.11254 \Delta \ln Y_{i,t-1} + 0.18114 \Delta \ln K_{i,t-1} + 0.81711 \Delta \ln L_{i,t} + 0.36174 \Delta \ln E_{i,t} \\ & + 0.03048 \Delta \ln T_{i,t-1} + 0.04459 \Delta \ln B_{i,t} \end{aligned} \quad (2.5.5')$$

最終的に第 (2.5.5') 式から各年の GDP 成長率を算出し、2000 年の GDP を基準として 2001 年から 10 年間の GDP を求める。なお、第 (5') 式の一期前 GDP 成長率についてもこの計算式から得られる推計値を用いる。

2) シナリオ分析結果

これらのシナリオ分析より得られた 2001 年から 10 年間の森林面積、土地面積、生物多様性、バイオマス、GDP の傾向について、以下それぞれ図示する (図 2.5.4~2.5.8)。まず各シナリオによる森林面積および農地面積の差異、すなわち NNL シナリオが BAU シナリオに比してどの程度森林面積の減少を緩和し、どの程度農地面積の増加を抑制するかについて見る。図 2.5.4 および 2.5.5 はこれらについて各々年次毎に各国の値を平均したものである。全体的な傾向としては NNL シナリオの森林面積は BAU シナリオのものよりも大きく、10 年後には前者が後者を 3.04 パーセント上回る。地域別平均を見ると中南米において最もその差が大きく (4.90 パーセント)、次いでアフリカ (4.76 パーセント)、アジア (3.60

パーセント)となる。アジアについてはBAUシナリオにおいて既に森林面積は増加傾向となるものの(図2.5.2)、NNLシナリオにおいてさらにインドネシアなどにおける森林減少率が緩和されることから(図2.5.3)、両シナリオ間で差異が生じることになる。一方で中東地域およびヨーロッパ地域においては対象国すべてにおいて森林面積が増加傾向もしくは一定であるため、シナリオによる差異は生じない。また農地面積については全体としてNNLシナリオのほうがBAUシナリオのものより小さく、10年後には前者は後者に比較して2.29パーセント小さい。地域別平均で捉えるとその差が最も大きいのはアジア(5.07パーセント)であり、次いで中南米(3.19パーセント)、アフリカ(2.26パーセント)となる。値は各国毎の差異を平均したものであり、そもそも農地面積が小さい国ほど農地転換や退耕還林の影響を受け易いため、この順位は森林面積の差異に関する順位とは異なるものとなる。

次にシナリオ間での生物多様性およびバイオマスの差異について見ると、生物多様性もバイオマスも森林面積の影響を受けることから、その差異は森林面積と同様の傾向を持つことがわかる(図2.5.6、2.5.7)。生物多様性の10年後の全体平均についてはNNLシナリオがBAUシナリオと比較して0.82パーセント高い多様性を示し、地域別平均ではそれぞれ中南米1.32パーセント、アフリカ1.27パーセント、アジア0.97パーセントずつ高い値となる。NNLシナリオのほうが高い値を示すということはすなわちBAUシナリオのほうがより多くの生物の絶滅を招くということであり、したがって生物多様性保全の観点からは中南米を初めとして森林保全を推進していくことが必要である。またBAUシナリオに対するNNLシナリオの10年後のバイオマスについて、全体平均で1.86パーセント、地域別平均で中南米3.00パーセント、アフリカ2.90パーセント、アジア2.20パーセント大きな値となることから、自然資源保全という観点からも森林や生物多様性の保全が必要であることがわかる。

最後にBAUシナリオとNNLシナリオのGDPの差異について考察する。全体的にはNNLシナリオのほうがBAUシナリオより大きくなり(図2.5.8)、10年後における差異は0.004パーセントとなる。しかしこの結果は地域別に大きく異なり、アフリカで0.041パーセン

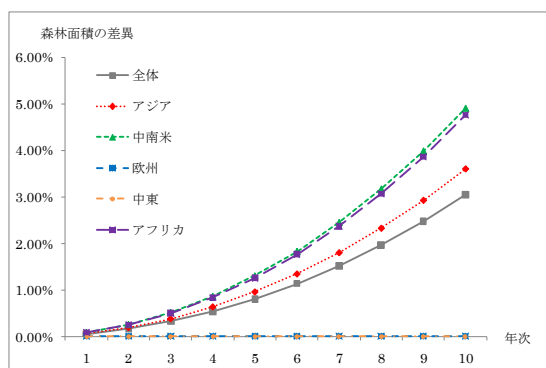


図 2.5.4 BAUシナリオとNNLシナリオとの森林面積の差異 (BAU=1)

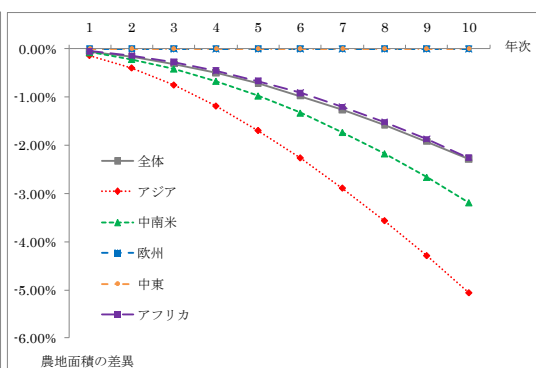


図 2.5.5 BAUシナリオとNNLシナリオとの農地面積の差異 (BAU=1)

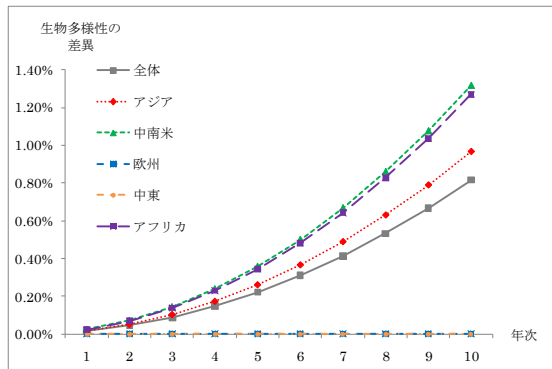


図 2.5.6 BAU シナリオと NNL シナリオとの生物多様性の差異 (BAU=1)

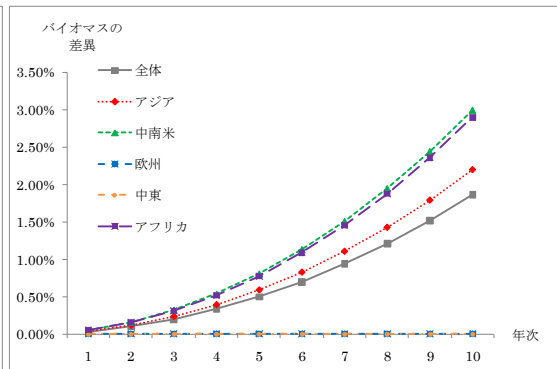


図 2.5.7 BAU シナリオと NNL シナリオとのバイオマスの差異 (BAU=1)

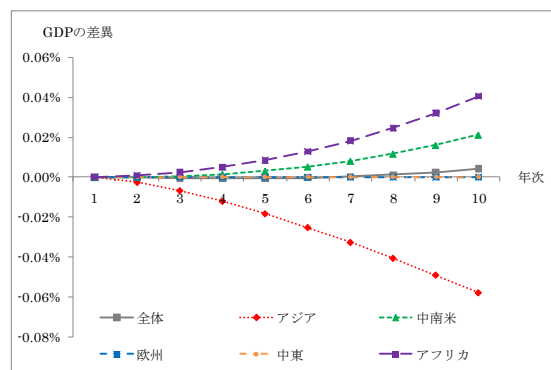


図 2.5.8 BAU シナリオと NNL シナリオとの GDP の差異 (BAU=1)

ト、中南米で 0.021 パーセントほど NNL シナリオが高い値を示すことに対し、アジアでは NNL シナリオが 0.058 パーセントほど小さくなる。これはシナリオ間の森林面積差と農地面積差に由来するものであり、農地面積差に比して森林面積差の大きいアフリカで NNL シナリオが GDP をより上昇させる一方、農地面積差に比して森林面積差の小さいアジアにおいては NNL シナリオが GDP 成長率に負の影響を与えてしまうと考えられる²⁸。一方で森林面積や農地面積に明確な差異が見られない中東およびヨーロッパについては、GDP に対する影響の差異も見られない。

さらに各国毎に見るとこの傾向はより顕著となる。アフリカのトーゴにおいては NNL シナリオの BAU シナリオに対する 10 年後の森林面積が 20.89 パーセント大きいことに対し、農地面積が 1.35 パーセントほどしか小さくならないことから負の影響が抑制され、結果的

²⁸ このように森林と農地の間で面積変化率に差異が生じるのはそれぞれの面積の大きさが異なるからであり、小さい面積であるほどその変化率は大きくなる。ここではさらに計算過程で対数をとることから大きい値は過小評価され、したがって大きな面積に対する追加の影響は小さいものとなる。このような理由から GDP に対する森林の影響の符号は面積に応じて異なるものとなると考えられる。

に GDP は 0.36 パーセントほど高い値となる。ここでは森林面積の差が 72,000 ヘクタールであり GDP の差が 2,200 万国際ドル（以下ドル）であることから、収穫一定を想定するならば森林 1 ヘクタールの追加は 128 ドル相当の GDP の増加に寄与することとなる。これを生物多様性の視点から捉えると種数の差は 173 種となることから、同様に収穫一定を想定するならば追加的な 1 種あたり 128,150 ドル相当の GDP の増加に貢献することとなる。一方でアジアのブルネイにおいては NNL シナリオの BAU シナリオに対する 10 年後の森林面積が 2.20 パーセント大きいことに対し、農地面積が 28.28 パーセントも小さくなることから負の影響のほうが強くなり、結果的に GDP が 0.73 パーセントほど小さい値となる。ここでは NNL シナリオのほうが 8,000 ヘクタール大きい森林面積となる一方で GDP が 9,200 万ドル小さくなることから、収穫一定を想定するならば追加的な森林 1 ヘクタールは 10,927 ドル相当の損失をもたらすこととなる。また生物多様性の点からすると種数の差は 27 種となることから、追加的な 1 種あたり 3,392,420 ドル相当の損失となる。このように捉えるならば、対象国中において 1 ヘクタールあたりの森林の限界価値が最大となるのはバングラデシュの 4,414 ドルであり、最小となるのは日本の -7,665 ドルである。また、生物多様性について 1 種あたりの限界価値が最大となるのはアルゼンチンの 5,102,230 ドルであり、最小となるのは日本の -78,364,545 ドルである。

このように森林面積と農地面積のトレードオフを想定したシナリオから、森林の GDP に対する影響はその面積に応じて正にも負にもなることがわかった。森林や農地の機会費用を考慮するならばこの結論は妥当であるものと考えられ、単純にどちらか一方の増大のみを目指すのではなく、森林と農地の最適なバランスを模索することが GDP の増加に対して必要であることがわかる。

2.5.6. おわりに

生物多様性、バイオマスおよび生産性に関するモデルの計量分析より、森林面積、降水量および平均気温から推計される生物多様性は、内陸水面積とともにバイオマスを増加させ、そのバイオマスは GDP 成長率に対し有意に正の影響を与えることが実証された。また森林面積減少率について設定した 2 つのシナリオからは、農地転換の機会費用を考慮した場合 GDP に対する森林の影響はその面積に応じて正にも負にもなることがわかった。

本研究では一次生産という生物多様性が重要な役割を果たす生態系サービスについて、その GDP への貢献を分析することで生態系や生物多様性の生産性を考察した。また農地転換の機会費用を考慮した森林面積減少に関するシナリオ分析を実施することで、生態系や生物多様性の価値を GDP への貢献という点から試算した。このような生産や供給の視点からの経済価値評価は、支払意志額で表わされる消費や需要という観点からの経済価値評価を補完し、より詳細で正確な経済価値評価を促すものと考えられる。したがって将来的な導入が検討される生態系資本会計などにおいて生態系サービスの経済価値を用いる際には、

需給双方からの経済価値評価に基づく値を採用する必要があるであろう。

2.6. グローバルな生態系復元に関するプロジェクト・ポートフォリオ分析

2.6.1. はじめに

私たち人類は生態系がもたらす財やサービスからの恩恵を大きく享受しており (MA, 2005)、これらの生態系サービスなくして生存していくことは極めて難しい。しかし、生態系サービスは従来より外部経済として捉えられており、その真の価値は市場や政策において未だ正しく評価されていない。そのため生態系は「無価値」として認識され、生態系の保全よりも、目に見えやすい経済的便益を生み出す開発や乱獲などの経済活動が重視されているのが現状である。そしてこのような開発重視の結果、世界の生態系は消失や劣化の一途を辿り続けている。

このような状況を打開するため、生態系サービスの経済価値を正しく評価する試みが近年実施されている。グローバルレベルでの生態系の経済価値評価では、その方法論に問題はあるとされるものの、生態系サービスの経済価値は総計年間約 33 兆ドル (1994 年時点) に上るものと試算されている (Costanza et al., 1997)。また近年、国連環境計画や欧州連合などが中心となり進めてきた TEEB では、現状のままでは今後 50 年間において 2~4.5 兆ドルに相当する生態系サービスの損失が見込まれると分析されている (TEEB, 2008)。これらの諸研究より、生態系サービスがもたらす経済的な価値は極めて大きいものであることが徐々に認識されてきている。

もし生態系が経済的な価値を有するならば、その復元は環境的意義を超えて社会経済的な重要性を持つであろう。事実、9 つの生態系の復元に関するグローバルレベルでの費用便益分析の結果からは、いずれの生態系復元についても便益が費用を上回ることが示されている (TEEB, 2009)。このように生態系の経済価値を考慮するならば、その復元への投資は経済合理的であると言えよう。

しかしその一方で、生態系復元等においては未だ厳然たる資金制約が存在し (James et al., 2001)、すべての生態系の復元に十分な資金を投入することは難しい。このような状況においては、どの生態系に優先的に資金を配分すべきかを検討する必要があるであろう。この点、上述の研究には、どの生態系に優先的に投資すべきかについては明示されていない。ここでは、草原生態系が最も高い費用便益率となることが示されていることから、もしかしたら草原生態系に対し一極投資を行うことが最も経済合理的かもしれない。しかし、生態系復元というプロジェクトの極めて高い不確実性に鑑みれば、それには相応のリスクが伴うものと考えられる。

このような時、仮に国際的な公的機関や環境団体が、社会経済的便益や経済効率性を認識した上で、生態系復元への投資配分を決定するとしたならば、どのような分析枠組に基づきこれを行うべきであろうか。上述のような一極投資のリスクを考慮するならば、ポートフォリオという視点を用いて分析をする必要があると考えられる。同時に、生態系復元プロジェクトという特殊性に鑑みるならば、現代ポートフォリオ理論とは異なる独自のリ

ターンおよびリスクを定義することが求められるであろう。

本研究ではこのような意思決定に資するため、ひとつの分析枠組を提示する。ここでは、資源採掘や製品開発などの意思決定の際に用いられるプロジェクト・ポートフォリオを基盤として²⁹、リターンを生態系復元に関する費用便益率、リスクを復元費用の予算超過可能性と定義する³⁰。そして、生態系復元に関するひとつの仮想的なモデルを構築し、現段階で得られる関連データを用いて、グローバルな視点からその投資効率について考察する。上述のような分析枠組に基づく研究は現在のところほとんど見られないため、ひとつの思考実験として、今後の生態系復元への投資に関する議論に貢献するものと期待される。同時に、生態系関連の資金配分については、従来から生態学的重要性に基づく判断基準が主張されてきたため (Murdoch et al., 2007; Underwood et al., 2008)、本研究における社会的な視点は、この点において特異な意義を持つと考えられる。

2.6.2 生態系復元プロジェクト・ポートフォリオモデル

生態系の復元には一定の時間が必要であるため、ここでは生態系復元に関するひとつの仮想的な動学的モデルを構築する。生態系復元は複雑な事象であり、未だ数式化されていない部分が多いため、ここでは独自の仮定を多用しているが、生態学的な理論を基礎として復元経路や安定状態と攪乱の影響などを反映した本モデルは、今後さらなる精緻化のための土台となるものと考えられる。

まず、既存の生態系復元に関する理論的研究を準用し (Suding et al., 2004)、生態系はロジスティック曲線を描くように復元するものと仮定する。さらに独自の視点として、復元開始時における生態系の状態はそれぞれ異なること、生息地面積に関するエッジ効果が復元過程にも作用すること、そして復元の作業内容により復元速度に影響が及ぶことをモデルに反映させる。これらに基づき、生態系は以下のような復元過程を辿るものとする。

$$s_t = \{1 + b \times \exp(-a \times c \times t)\}^{-1} \quad (2.6.1)$$

$$(0 \leq s_t \leq 1, 1 \leq t \leq T, b > 0, 0 < a \leq 1, 0 < c \leq 1)$$

²⁹ リターン最大化およびリスク回避という目的は現代ポートフォリオ理論と同じものの、プロジェクト・ポートフォリオは以下のような点で異なる性質を持つ。

- 収益率の分散に関する過去のデータが存在しないこともあり、リスクとして必ずしも収益率の分散が用いられるとは限らない (例えばプロジェクトの失敗可能性など)
- 同様に過去の収益率のデータがないため、相関関係についても地理的類似性や将来的な運営費用などで代用する (Moriarty, 2001)

³⁰ 復元費用が予算を超過してしまうことは、プロジェクト・マネジメントにおいて大きな課題であり、これは生態系の復元においても同様であるものと考えられる。このようなリスクについては、同様の研究においても分析の対象とされている (Yoe, 2001)。

数式内の各文字はそれぞれ、 s : 生態系の状態³¹、 t : 年次、 b : 初期状態に作用する係数、 a : 面積による影響を示す係数、 c : 復元費用による影響を示す係数、 T : プロジェクト総期間を表わし、それぞれ括弧内の条件を満たすものとする。数式より明らかなように、ここでは初期状態が良好であり、また面積および復元費用が大きいほど、より早く高次の状態へと達するものと想定している。

次に、生態系復元プロジェクトにおける攪乱と安定状態について考える。復元の対象となる生態系は、他の生態系と同様に様々な外的影響を受け、復元過程においても劣化する可能性がある。一方で生態系にはある種の安定的な状態が存在し、攪乱を受けるとこの安定的な状態へと収束するものと考えられている。さらに、この安定的な状態は複数存在し得るものと指摘されている (Beisner et al., 2003; Scheffer et al., 2001)。それゆえ、生態系の復元活動により低次の安定状態から高次の安定状態へと回復させることも可能であると考えられる (Suding et al., 2004)。その一方で、強い攪乱を受けた場合には高次の安定状態に達していたとしても低次の安定状態へと移行する可能性もあるであろう。また究極的には、生態系が完全に崩壊し、その機能が失われてしまう例も想定することができる。

本モデルでは低次と高次の2つの安定状態 e_n (e_1 : 低次の安定状態、 e_2 : 高次の安定状態) を仮定する。そして、直近の攪乱を受けた年次 t^* における生態系の期末の状態 s^* と、その後の生態系の復元状態 s' について、攪乱の強度 d_m (d_1 : 低度の攪乱、 d_2 : 中度の攪乱、 d_3 : 強度の攪乱) を考慮した上で以下のように定める。なお、攪乱は各年次の期末に発生し得るものとし、攪乱を受ける一歩手前の状態と攪乱を受けた後の状態とを、 s_{t^*} 、 $s_{t^*}^*$ と区別して表現する。

$$s_{t^*}^* = e_1 \quad (0 < e_1 \leq 1) \quad (2.6.2)$$

$$\text{s.t. } s_{t^*} > e_2 \text{ and } d_m (m = 3),$$

$$\text{or } e_1 < s_{t^*} < e_2 \text{ and } d_m (m = 2)$$

$$s_{t^*}^* = e_2 \quad (0 < e_2 \leq 1)$$

$$\text{s.t. } s_{t^*} > e_2 \text{ and } d_m (m = 2)$$

$$s_{t^*}^* = 0$$

$$\text{s.t. } s_{t^*} < e_1 \text{ and } d_m (m = 1, 2, 3),$$

$$\text{or } e_1 < s_{t^*} < e_2 \text{ and } d_m (m = 3)$$

$$s'_t = \left[1 + b \times \exp \left\{ a \times c \left(-t + t^* + \frac{\ln\left(\frac{e_n - 1}{b \times e_n}\right)}{a \times c} \right) \right\} \right]^{-1}$$

³¹ ここでは手つかずの生態系を最も良好な状態であるとし、また従来の生態系機能を全く果たさない状態を最も劣悪な状態とする。この考えに基づくならば、最も良好な状態において最大の経済的便益が得られ、また最も劣悪な状態においては全く経済的便益が得られないものと想定することができる。

$$(t_1^* < t \leq T) \quad \text{s.t.} \quad s_t^* \neq 0 \quad (2.6.3)$$

数式内における t_1^* は最初の攪乱の発生年次を表わす。本モデルにおいて復元された生態系は、攪乱が生じた場合には、その時の状態および攪乱強度に応じて、それぞれの安定状態へと収束し、完全に崩壊してその状態が 0 とならない限り、そこから再び攪乱前と同様の速度で復元するものと想定されている。なおここでは、低度の攪乱 d_1 は生態系が低次の安定状態 e_1 以下にない限り、影響を及ぼさないものと仮定している。以上の数式 (2.6.1) – (2.6.3) より表わされる復元経路の数例を図 2.6.1 に表わす。

この生態系復元モデルを基に、年次 t における復元生態系による社会経済的便益 B_t 、およびその復元のための費用 C_t を以下のように定める。なお、ここでは便益は期末に得られるもの、費用を期首に計上されるものとし、割引率 r を期間 T において一定と仮定する。

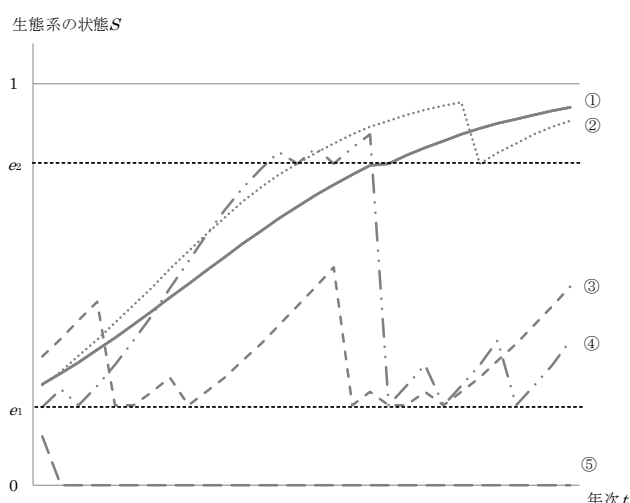
$$B_t = B_0 \times A \times S_t \times (1+r)^{-t} \quad (2.6.4)$$

$$C_t = C_0 \times A \times (1 - S_t) \times (1+r)^{-(t-1)} \quad (2.6.5)$$

$$(0 \leq S_t < e_2)$$

$$C_t = 0 \quad (e_2 \leq S_t \leq 1)$$

S は生態系の状態を表し、 s 、 s^* 、 s の任意の値を採るものとする。ここでは、便益と費用はその初期値 B_0 および C_0 と復元対象面積 A 、そして生態系の状態に依存し、生態系の状態が改善するにつれて便益は増大、費用は減少することを想定している。またここでは、生態



注：①はほとんど攪乱の影響を受けずに復元し、②は高次の安定状態を過ぎた後に一度攪乱を受けた例である。③は強度の影響により、高次の安定状態から低次の安定状態へと移行し、④は度重なる攪乱により高次の安定状態へと達することができていない状況を示している。⑤は復元初期に何らかの攪乱を受け、生態系が崩壊した例である。

図 2.6.1 生態系の復元経路例

系が高次の安定状態 e_2 以上にある場合には、特に復元活動は必要とされないものと仮定している。

そして、上記のような便益と費用を持つ生態系復元プロジェクトのリターン（費用便益率： R ）、およびリスク（予算超過可能性： V ）を、それぞれ以下のように表す。

$$R = \sum_{t=1}^T B_t / \sum_{t=1}^T C_t \quad (2.6.6)$$

$$V = P \left[\sum_{t=1}^T \{(C_t^* - C_t) < 0\} \right]$$

$$\text{s.t. } C_t^* = \alpha \times C_0 \times A \times (1 - s_t) \times (1 + r)^{-(t-1)} \quad (2.6.7)$$

$$(\alpha \geq 1, 0 \leq s_t < e_2)$$

$$C_{i,j,t}^* = 0 \quad (e_2 \leq s_t \leq 1)$$

$P(\cdot)$ は確率、 C^* は復元予算、 α は予算係数を表わす。復元予算は攪乱が生じない前提での費用見積りとし、また復元費用より一定ほど高い金額を見積もることから、ここに予算の超過もしくは未消化が生じることになる。現実的に考えても、復元予算を想定する段階で攪乱の影響を予測することは困難であるが、それを見越して予算を高めに見積もることは合理的であろう。

以上のような生態系復元のリターンおよびリスクに基づき、複数の生態系復元プロジェクトで構成されるポートフォリオのリターン R_p およびリスク V_p を、それぞれ以下のように表す。

$$R_p = \sum_{i,j} \sum_{t=1}^T (B_{i,j,t} \times w_{i,j}) / \sum_{i,j} \sum_{t=1}^T (C_{i,j,t} \times w_{i,j})$$

$$(w_{i,j} = 0, 1)$$

$$V_p = P \left[\sum_{i,j} \sum_{t=1}^T \{(C_{i,j,t}^* - C_{i,j,t}) \times w_{i,j}\} < 0 \right]$$

$$(w_{i,j} = 0, 1)$$

数式内の添字 i は生態系、 j は地域、また w はプロジェクトの実施（0：未実施、1：実施）を表わす。なお、数式（2.6.1）－（2.6.7）についても、生態系 i および地域 j 毎にすべて異なる値を採るものとする。

2.6.3. データおよびシミュレーション設定

生態系による経済的便益やその復元費用をそれぞれ体系的に整備しているデータベースは極めて限られており、とりわけ、現実の復元費用とその生態系復元から生じる経済的便益を同時に示しているデータベースは、現段階では入手が困難である。そのため、ここでは両者の対応関係がないことを制約としつつ、生態系による経済的便益とその復元費用に関するデータベースを各々ひとつずつ参照する。

まず生態系による経済的便益については、COPI が提供するデータを用い (Ten Brink et al., 2009)、これらを 2007 年の米ドル価値へと変換した上で、1 ヘクタールあたりの年間経済便益データを得る。その復元費用については、Global Restoration Network のデータベースを参照し³²、ここから投資額、プロジェクト期間およびプロジェクト対象面積を示しているデータを抽出する。そして、これらのデータにつき、プロジェクト期間を基に 2007 年の米ドル価値での年間復元費用を算出し、さらにその値をプロジェクト対象面積で除することで、1 ヘクタールあたりの年間復元費用を得る。

生態系 i および地域 j の分類については、データ数や生態系の類似性に基づき、6 生態系、6 地域に集約する。また、同一生態系においては、共通の生態系サービスのみを扱うこととする³³。このうち、経済的便益、復元費用、復元面積、復元期間のすべてについて、3 以上のデータを持つ組合せは 9 つとなる (表 2.6.1)³⁴。以上の分類に基づくそれぞれの基礎統計量を表 2.6.2 に示す。

シミュレーションでは、これらの平均および標準偏差に基づき、対数正規分布を仮定して³⁵、年間経済便益、年間復元費用、復元面積、および復元期間の乱数を発生させる。このうち、前三者についてはそのまま B_0 、 C_0 、 A へと代入し、また一方で、年間復元費用、復元面積、復元期間についてはそれぞれ c 、 a 、 b に応用するため、前二者についてはこれら

³² Global Restoration Network: <http://www.globalrestorationnetwork.org/database/>

³³ 後述の生態系と地域の組み合わせにおいて、同一生態系内で異なる地域を対象としているものは淡水域および温帯・寒帯林であり、そのデータの状況から、生態系サービスとして前者では水質浄化・廃棄物管理、レクリエーション、文化的価値を、後者ではレクリエーションと文化的価値を扱うこととする。なお、異なる生態系では異なる生態系サービスが期待されることから、生態系間で生態系サービスを統一することはここでは避ける。また、比較的大きい値を示す総経済価値のデータは各生態系毎に得られているわけではないため、公平性を保つためにここではすべて除外する。

³⁴ データ数 3 という条件は必ずしも十分とは言えないが、これをさらに厳しくすると、条件を満たす組み合わせが激減することから、ここではこの程度の条件に留めるものとする。

³⁵ 単一の地域生態系ではデータが少なく分布形を想定できないため、本分析で対象とされるすべての地域生態系を合わせた形で、経済的便益、復元費用、プロジェクト対象面積、プロジェクト期間それぞれについて、その分布形を把握した。カイ二乗適合度検定の結果、通常値ではいずれも正規分布という仮説が棄却されたが、対数値では正規分布の仮説が棄却されないことから、ここでは対数正規分布を適用する。

表 2.6.1 対象となる生態系と地域の組み合わせ

生態系	地域	略称
沿岸域	北米	沿岸－北米
マングローブ	アジア	マンガル－アジア
淡水域	北米	淡水－北米
淡水域	アジア	淡水－アジア
淡水域	欧州	淡水－欧州
温帯・寒帯林	北米	温寒帯林－北米
温帯・寒帯林	欧州	温寒帯林－欧州
熱帯林	中南米	熱帯林－中南米
草原・乾燥地	アフリカ	草原－アフリカ

注：生態系と地域の組み合わせを示したものであり、本文においてはこの略称を用いる。なお、マングローブについては比較的十分なデータ数が確保できることから、ここでは沿岸域に含めず独立したものとして扱う。一方でサンゴ礁については、データ不足のため、ここでは対象から外すものとする。なお、オセアニア地域についてはどの生態系についても十分なデータが存在しない。

の値をそれぞれの正規分布における確率値へと変換し³⁶、後一者については同様に変換したものに 10 を乗するという操作を行う³⁷。

次に、ミレニアム生態系評価に挙げられている主要攪乱要因 5 つのうち、復元生態系に影響を及ぼし得るものとして、気候変動、外来種、汚染を想定する³⁸。ミレニアム生態系評価では、これらの攪乱要因について、前世紀に生物多様性に与えた影響の大きさと、その今後の傾向が定性的に示されているため、これを一定の規則に従い定量化する³⁹。前者については影響が弱いほうから順に 1 から 4 の数値で評価し、後者については増加傾向が小さいほうから順に -50 パーセントから 100 パーセントの変化率で表わす。そして、前者を 10 で除したものを攪乱可能性の基礎値とし、これが期間 T の間に後者の変化率分だけ線形的に変化するものと仮定する。一方で、エッジ効果により面積が増大するほど攪乱を受ける可能性は減少するものと考えられることから、ここでは a に相当する分だけ、その速度は

³⁶ 条件 $0 < c \leq 1$ 、 $0 < a \leq 1$ を満たすためこの操作を行う。

³⁷ プロジェクト期間を初期状態に作用する係数へと解釈する理由は、復元期間が長いほどその生態系の初期状態は劣化したものであると解釈できるためであり、また 10 を乗する理由は b による影響を 1 以上とする可能性を高めることで、生態系の初期状態の過大評価を避けるためである。

³⁸ 復元した生態系は一般に保全の対象となるであろうことから、生息地の改変および過度の資源利用については除外する。

³⁹ 上記の生態系の分類と同一のものについてはその数値を採用し、異なるものについては関連するものの平均値を採る。すなわちマングローブについては熱帯林と沿岸域の平均値を、草原・乾燥地は乾燥地の細分の平均値を、温帯・寒帯林は温帯林と北方林の平均値を採用する。

表 2.6.2 基礎統計量

	項目	沿岸 北米	マングル アジア	淡水 北米	淡水 アジア	淡水 欧州	温寒帯林 北米	温寒帯林 欧州	熱帯林 中南米	草原 アフリカ	
経済便益	データ数	3	21	9	34	11	19	24	36	14	
	最小値	117	36	641	0	140	0	0	0	0	
	最大値	1,012	629,993	53,502	41,387	36,963	5,857	8,032	23,638	481	
	\$/y/ha	平均	498	93,842	16,474	6,155	5,692	383	1,960	2,181	73
	標準偏差	462	198,389	17,796	9,889	11,165	1,335	2,311	4,573	156	
復元費用	データ数	17	4	7*	3*	4	5	3	3	3	
	最小値	2	204	725	9	166	1	9	236	1	
	最大値	180,079	8,225	21,114	1,696	20,586	3,825	852	2,217	1	
	\$/y/ha	平均	34,288	4,225	7,523	810	13,278	1,076	490	988	1
	標準偏差	46,626	4,213	7,455	847	9,071	1,586	401	1,037	0	
復元面積	データ数	17	4	7*	3*	4	5	3	3	3	
	最小値	1	5	2	800	2	4	365	16	160,000	
	最大値	896,100	20,000	10,400	465,114	4,000	607,050	33,000	630	3,112,366	
	ha	平均	93,385	5,151	1,530	157,193	1,553	122,381	12,022	249	1,153,701
	標準偏差	263,271	9,902	3,912	266,678	1,931	270,944	18,205	333	1,696,314	
復元期間	データ数	17	4	7*	3*	4	5	3	3	3	
	最小値	0.5	3.42	1.50	3.00	2.17	4.00	4.00	3.00	3.00	
	最大値	35.25	9.92	19.00	12.08	15.00	22.00	15.08	8.00	15.58	
	年	平均	9.23	6.96	9.08	7.56	6.54	10.82	8.08	4.92	8.00
	標準偏差	10.29	2.68	6.80	4.54	5.76	6.75	6.09	2.70	6.68	

注：経済便益、復元費用、復元面積、および復元期間についてそれぞれの基礎統計量を示したものであり、年間復元費用が他と比べて極めて大きいデータについてはそれぞれ除外している。

減少するものと想定する。以上のように定義される攪乱可能性 $P(D_t)$ を、以下のような数式で表わす。

$$P(D_t) = \left\{ \frac{P(D_0) \times \left(1 + \frac{u \times t}{T}\right)}{1 + a} \right\} \quad (2.6.8)$$

ここでは、 $P(D_0)$ ：攪乱可能性の基礎値、 u ：期間 T における変化率を表わし、シミュレーションにおいては乱数 x がこの確率を下回る場合に攪乱が発生するものとする。そして上記の 3 つの攪乱要因につき、3 つ同時に生じた場合には強度の攪乱 d_3 、2 つの場合には中度の攪乱 d_2 、1 つの場合には低度の攪乱 d_1 と定義する。なお、数式内の各要素は、生態系、地域および攪乱要因毎に異なる値を採るものとするが、乱数については、それぞれの攪乱の性質を考慮して、気候変動についてはすべて同値、外来種については同じ生態系において同値、汚染については同じ地域において同値とする。これより、生態系復元プロジェクト間の便益や費用において、一定の相関が生じることとなる。

その他のシミュレーションにおける数値として、基準ケースにおいては総期間 $T = 30$ 、割引率 $r = 4.45\%$ を用いる⁴⁰。また、生態系の安定状態である e_n については未知数であることから、ここでは恣意的に $e_1 = 0.2$ 、 $e_2 = 0.8$ を採用する。予算については攪乱がない場合の復元費用より 20 パーセント高く想定し、係数 $a = 1.2$ とする。

2.6.4. シミュレーション結果

まず個別の生態系復元プロジェクトについて、モンテ・カルロ法による 1 万回の反復計算結果を表 2.6.3 に示す。総じて、森林や草原などの陸域生態系において費用便益率が高くなり、沿岸や淡水などの水域生態系において費用便益率が低くなる傾向が読み取れる。同様の傾向は、攪乱の発生回数や、プロジェクト期間中に生態系が攪乱を受けて崩壊してしまうプロジェクト失敗可能性にも表れている。予算超過率も高いことから、水域生態系復元には多大な不確実性が伴うことがわかる。

これらの生態系復元プロジェクトの中からひとつのみを選択するのであれば、費用便益率の観点からは草原－アフリカが、予算超過可能性の観点からは熱帯林－中南米が最も優れた投資先となる。草原の費用便益率が高いという結果は前述の TEEB の結果と整合的であるが (TEEB, 2009)、その数値については大きく異なる。これは用いたデータやモデルが異なるためであり、それゆえ数値の信頼性を担保することはできないが、生態系復元の費用便益率の傾向を示すものとしては重要な示唆に富むであろう。

⁴⁰ これは 2007 年 12 月 31 日における米国 30 年国債の金利を想定したものである。

表 2.6.3 基礎シミュレーション結果

項目	沿岸 北米	マングル アジア	淡水 北米	淡水 アジア	淡水 欧州	温寒帯林 北米	温寒帯林 欧州	熱帯林 中南米	草原 アフリカ
経済便益 (1,000\$)	881,459	50,336	20,344	918,308	12,890	962,901	193,354	2,109	364,741
復元費用 (1,000\$)	19,518,488	110,221	69,990	742,425	128,943	558,039	28,941	1,099	4,475
復元予算 (1,000\$)	14,238,770	102,188	54,400	616,667	112,915	569,054	30,683	1,212	4,893
攪乱回数 (回)	6.236	3.269	5.585	5.687	5.775	1.471	1.502	0.991	2.687
失敗可能性 (%)	62.71	43.58	52.38	53.59	53.80	25.52	25.90	22.38	35.18
費用便益率 (%)	0.041	0.330	0.182	0.982	0.064	1.870	4.818	1.841	53.548
予算超過率 (%)	59.49	56.06	62.26	59.40	57.16	46.66	44.16	33.58	53.10

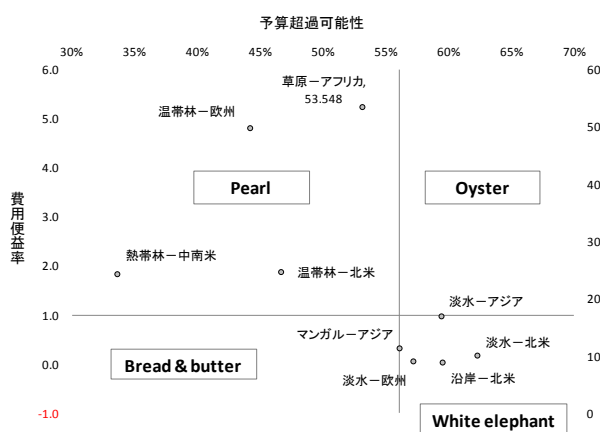
注：各地域生態系の復元について、基準ケースを用いたシミュレーション結果を示したものであり、下線は各項目の中央値を表わす。

これらをそれぞれの費用便益率および予算超過可能性を基に、図 2.6.2 のように分類する。分類は相対比較に基づくものであることから、ここでは境界基準を 9 つの生態系復元プロジェクトの費用便益率および予算超過可能性の中央値とする。各ボックスの特徴として、「Pearl」はローリスク・ハイリターン、「Oyster」はハイリスク・ハイリターン、「Bread & butter」はローリスク・ローリターン、「White elephant」はハイリスク・ローリターンを示す (Matheson and Matheson, 1998)。このプロジェクト・ポートフォリオ・マネジメントでは Pearl を最重要視し、White elephant を除外もしくは再検討し、Oyster および Bread & butter に残余予算を割り当てるべきとされている。これによれば、温帯林-北米、温帯林-欧州、熱帯林-中南米および草原-アフリカが、投資先として有力候補となる。

この基準ケースの分類結果について、その安定性を検証するため、シミュレーションの数値を変更する以下の 3 つのシナリオを設けて、同様の反復計算を実施した。

- シナリオ 1) 期間 T を 10 年へと変更するとともに、割引率についても 4.04 パーセントへと低下させる⁴¹。
- シナリオ 2) 第 2 章 4 節のように環境価値は遠い将来の割引が小さくなるという議論があることから、経済的便益につき、幾何級数的な割引 $(1+r)^{-t}$ ではなく、ハイパボリック (双曲線的) な割引 $(1+rt)^{-1}$ を用いる。
- シナリオ 3) 生態系の安定状態である e_n について、 $e_1 = 0.1$ 、 $e_2 = 0.9$ へと変更する。

この結果、基準ケースと比較して、シナリオ 1 では費用便益率、予算超過率ともに小さくなり、シナリオ 2 では費用便益率が大きくなり、またシナリオ 3 では予算超過率が大幅に増加した。これに伴い、境界基準である中央値も各々に異なる値を示したが、すべてのシナリオにおいて基準ケースと同じ分類結果が得られた。これより、基準ケースにおける



注：リターンの境界基準は費用便益率=0.982、リスクの境界基準は予算超過率=56.06%であり、草原-アフリカの費用便益率のみ右の縦軸により表わされる。

図 2.6.2 プロジェクト・ポートフォリオ・マトリックス

⁴¹ これは 2007 年 12 月 31 日における米国 10 年国債の金利を想定したものである。

分類はプロジェクト期間や割引率、安定状態の影響を受けないと言える。

各生態系復元プロジェクトの分類に関し、一定の安定性が確認できたため、この基準ケースを用いて次にプロジェクト・ポートフォリオを考察する。ここではまず、Pearl に分類される 4 つの生態系復元プロジェクトについて 11 通りのポートフォリオを構築し、1 万回の反復計算を試行した。この結果、熱帯林－中南米と草原－アフリカで構成されるポートフォリオにおいて最も大きな費用便益率となり、温帯林－欧州と熱帯林－中南米のポートフォリオにおいて最も小さい予算超過率を示した（表 2.6.4）⁴²。前者は、草原－アフリカへの単独投資よりも費用便益率の面では小さいが、予算超過率は改善しており、また後者は予算超過率の面で熱帯林－中南米への単独投資より高いものの、費用便益率を上昇させることがわかる。

さらに、これら 2 つのポートフォリオに対し、Oyster に分類される淡水－アジアを追加して、再度 1 万回の反復計算を実施した。その結果、新たな追加は、リターンとリスクの双方について改善をもたらさないことが判明した。リターンの希求度およびリスクの許容度はひとつの価値判断であるが、仮に予算超過率というリスクを 50 パーセント以下に抑えた上で、費用便益率というリターンを最大化するという基準を設けるならば、熱帯林－中

表 2.6.4 プロジェクト・ポートフォリオの試算結果

プロジェクト・ポートフォリオ		費用 便益率	予算 超過率		
温帯林－北米	温帯林－欧州	2.713	45.87%		
温帯林－北米	熱帯林－中南米	1.848	47.15%		
温帯林－北米	草原－アフリカ	6.801	46.96%		
温帯林－欧州	熱帯林－中南米	4.904	44.10%		
温帯林－欧州	草原－アフリカ	21.404	45.04%		
熱帯林－中南米	草原－アフリカ	43.172	49.48%		
温帯林－北米	温帯林－欧州	熱帯林－中南米	2.700	45.75%	
温帯林－北米	温帯林－欧州	草原－アフリカ	5.804	45.81%	
温帯林－北米	熱帯林－中南米	草原－アフリカ	6.599	46.84%	
温帯林－欧州	熱帯林－中南米	草原－アフリカ	20.063	44.62%	
温帯林－北米	温帯林－欧州	熱帯林－中南米	草原－アフリカ	5.725	45.76%

注：各プロジェクト・ポートフォリオによる費用便益率と予算超過可能性に関する試算結果。

⁴² この予算超過率につき、温帯林－欧州と熱帯林－中南米、草原－アフリカで構成されるポートフォリオとの差が小さいことから、同様の計算を 10 回繰り返したところ、双方の平均値には有意な差が見出された ($t = -5.312$ 、 $df = 9$ 、 $p = 0.001$)。

南米と草原－アフリカのポートフォリオへと投資することが最も好ましいと言える。以上のシミュレーション結果より、生態系復元においてリターンを費用便益率、リスクを予算超過率とし、また上記のようなモデルとデータを用いるとき、プロジェクト・ポートフォリオの視点を反映させることで、生態系復元への投資効率をある側面において改善できることが確認された。

2.6.5. 投資基準の比較分析

従来より、生態系復元においては生態学的な重要性が重視され、投資基準とされる傾向にあるが、これらの基準は本稿における社会経済的な投資効率という視点において、どの程度効率的なものなのであろうか。また一方で、費用便益率と予算超過率という投資基準は、生態学的にどの程度の有用性を持ち得るのであろうか。ここでは本分析枠組を用いて、保護区指定率と絶滅危惧種率をそれぞれ基準として投資優先順位を決定した時の、費用便益率および予算超過率を試算する。

まず保護区指定率に関するデータを基に (Chape et al., 2008)、保護区指定率が相対的に低く投資の優先対象となる地域生態系を特定し (表 2.6.5)⁴³、中央値以下のものについて、その値が小さいほうから順にポートフォリオへと組み入れる。表 2.6.6 のような 3 つのポートフォリオにつき、基準ケースを用いて 1 万回の反復計算を実施した結果、小さい費用便益率と高い予算超過率が示された。

次に、国際自然保護連合が提供するレッドリストのデータベースを基に絶滅危惧種率を算出し⁴⁴、絶滅危惧種が相対的に多い地域生態系を特定した (表 2.6.5)。保護区指定率同様にその中央値を基準として、絶滅危惧種率が高いほうから順に組み入れた 4 つのポートフォリオについて同様の反復計算を実施した結果、保護区指定率と同様に小さい費用便益率と高い予算超過率を示した (表 2.6.6)。以上より、保護区指定率や絶滅危惧種率を基準としたプロジェクト・ポートフォリオでは、社会経済的に高い費用便益率や低い予算超過率の機会を逸失する可能性があることが示唆された。

その一方で、上記のシミュレーション結果において最も好ましいと判断されたプロジェクト・ポートフォリオ、すなわち熱帯林－中南米と草原－アフリカへの投資による保護区指定率と絶滅危惧種への貢献についても考察する。ここではその貢献度を測るため、1,000 ドルあたりの投資による保護区指定率の向上、および絶滅危惧種への貢献をその効率性の測定基準として用いる。前者については、復元した生態系はすべて保護区として扱われる

⁴³ 開発圧力に対して保護区指定率が極めて低い生態系があり (Hoekstra et al., 2005)、また陸域・水域ともに十分な保護区を確保することは愛知目標においても定められている。これより、生態学的な視点から保護区指定率が低い生態系を投資対象として優遇することには、一定の論拠があると言える。

⁴⁴ The IUCN Red List of Threatened Species: <http://www.iucnredlist.org/>

こととし、これによる保護区指定率の全体的な上昇率を保護区指定率の向上とする。また後者については、1ヘクタールあたりの絶滅危惧種数に各生態系復元プロジェクトの平均面積を乗じたものを絶滅危惧種への貢献とする。同時に、保護区指定率および絶滅危惧種率を基準としたときに、それぞれ優先対象となる2つの地域生態系で構成されるポートフォリオについても上記を評価する。

この試算の結果、いずれも費用便益率と予算超過率という投資基準に基づくポートフォリオが、最も良好な値を示した(表2.6.7)。以上より、この投資判断基準は経済社会のみならず、生態学的な観点からの費用対効果という点からも優れたものであると言える。

2.6.6. 結論

本研究より、生態系復元においてリターンを費用便益率、リスクを予算超過可能性とし、また上記のようなモデルとデータを用いるとき、国際的な公的機関や環境団体が、社会経済的便益や経済効率性を認識した上で、生態系復元への投資配分を決定する際には、プロジェクト・ポートフォリオの視点を反映させることで、生態系復元への投資効率をある側面において改善できることが示された。また、生態系関連の資金配分については、従来から生態学的重要性に基づく判断基準が主張されてきたが、費用便益率や予算超過可能性などの社会経済的な視点からの投資判断基準は、社会経済のみならず生態学的な観点からの費用対効果という点からも優れたものであることが明らかにされた。これらより、生態系復元について投資を行う際には、社会経済的な便益を考慮し、プロジェクト・ポートフォリオの観点を取り入れることが重要であると言える。

ただし、前述のように、この結果としての数値はモデルやデータに大きく依存するものであり、この数値が常に正しいとは限らない。それゆえ、今後の課題としてはモデルのさらなる精緻化とデータの拡充が挙げられるであろう。データについてはさらに、現実の復元費用とその生態系復元から生じる経済的便益の対応関係を明示したものが必要になると考えられる。また、ここでは予算制約を特段に設けてはいないが、現実これを応用する際には、予算制約に基づき復元費用や復元面積などを決定した上で、プロジェクト・ポートフォリオ分析を行う必要があるであろう。

本研究は、生態系復元への投資における社会経済的な視点の重要性を指摘するとともに、モデルのさらなる精緻化やデータの拡充が必要であることを明確にしたという点で、今後の生態系復元への投資に関する議論に大きく貢献する意義あるものと考えられる。

表 2.6.5 保護区指定率および絶滅危惧種率

項目	沿岸 北米	マングロ アジア	淡水 北米	淡水 アジア	淡水 欧州	温寒帯林 北米	温寒帯林 欧州	熱帯林 中南米	草原 アフリカ
総面積 (1,000ha)	1,774,000	5,833	290,000	210,000	20,000	181,400	812,600	822,900	2,581,100
保護区面積 (1,000ha)	21,213	-	92,800	63,000	5,600	21,200	147,800	209,170	279,329
保護区指定率 (%)	1.20	-	32.00	30.00	28.00	11.69	18.19	25.42	10.82
レッドリスト 掲載種	985	132	1,484	5,966	1,654	915	1,027	9,737	3,756
絶滅危惧種	91	18	264	1,189	577	58	167	2,944	482
絶滅危惧種率 (%)	9.24	13.64	17.79	19.93	34.89	6.34	16.26	30.24	12.83

注：地域生態系毎の保護区指定率および絶滅危惧種率を示したもの。マングローブについては保護区面積のデータがない。
またレッドリスト掲載種のうち、Critically endangered、Endangered および Vulnerable に分類される種を絶滅危惧種としている。

表 2.6.6 各投資基準に基づく費用便益率および予算超過可能性

投資基準	ポートフォリオ				費用便益率	予算超過可能性
保護区 指定率	沿岸－北米	草原－アフリカ			0.733	60.58%
	沿岸－北米	草原－アフリカ	温帯林－北米		0.631	60.56%
	沿岸－北米	草原－アフリカ	温帯林－北米	温帯林－欧州	0.726	59.66%
絶滅 危惧種率	淡水－欧州	熱帯林－中南米			0.150	59.57%
	淡水－欧州	熱帯林－中南米	淡水－アジア		0.763	57.75%
	淡水－欧州	熱帯林－中南米	淡水－アジア	淡水－北米	0.716	57.54%
	淡水－欧州	熱帯林－中南米	淡水－アジア	淡水－北米	温帯林－欧州	1.174

注：各投資基準で優先されるプロジェクト・ポートフォリオにつき、費用便益率および予算超過率を試算した結果。

表 2.6.7 保護区指定率および絶滅危惧種への貢献

投資基準	プロジェクト・ポートフォリオ		復元費用	保護区指定率向上	貢献絶滅危惧種数
			(1,000\$)	/1,000\$	/1,000\$
費用便益・予算超過	熱帯林－中南米	草原－アフリカ	5,573	$8.849 \times 10^{-7}\%$	$3.841 \times 10^{-5}\%$
保護区指定率	沿岸－北米	草原－アフリカ	19,552,963	$0.003 \times 10^{-7}\%$	$0.001 \times 10^{-5}\%$
絶滅危惧種率	淡水－欧州	熱帯林－中南米	130,041	$0.054 \times 10^{-7}\%$	$0.035 \times 10^{-5}\%$

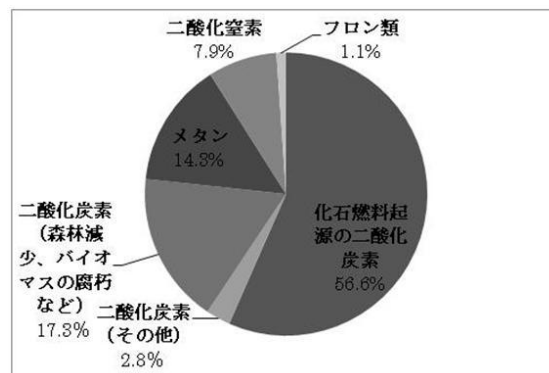
注：各投資基準で優先される各プロジェクト・ポートフォリオにつき、保護区指定率および絶滅危惧種への貢献を試算した結果。

2.7. REDD+の資金メカニズム

2.7.1. REDD+とは

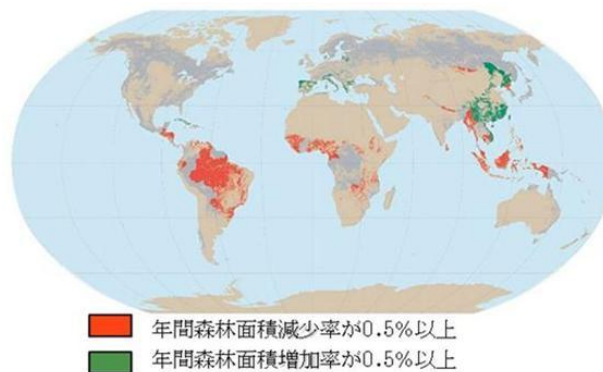
近年、地球温暖化対策として開発途上国で起こる森林減少・劣化から排出される CO₂ の取り扱いが世界的に注目されている。気候変動に関する政府間パネル (Inter-governmental Panel on Climate Change: IPCC) 第 4 次評価報告書によると、森林減少・劣化など土地利用変化に伴う CO₂ 排出量は、すべての人為的な CO₂ 排出量の約 20 パーセントにも相当するとされている (IPCC, 2007) (図 2.7.1)。これは人類が化石燃料を使って排出する CO₂ 量に次いで高い数値である。またスターン・レビューによると、森林の減少・劣化を抑止する活動やその対処策をとることは、他の温暖化対策と比較して「非常に費用対効果の高い排出削減方法」とされており、森林による温暖化対策の効果の高さが唱えられている (Stern, 2007)。また森林減少・劣化が多く起こっているのはブラジル、インドネシアやナイジェリアなど、熱帯地域の開発途上国だと見なされている (FAO, 2010) (図 2.7.2)。

このような中、UNFCCC において「REDD プラス (+)」という新たな温暖化のための



出典：IPCC (2007)

図 2.7.1 人為的に排出される GHGs の割合



出典：FAO (2006)

図 2.7.2 世界の森林面積の変化

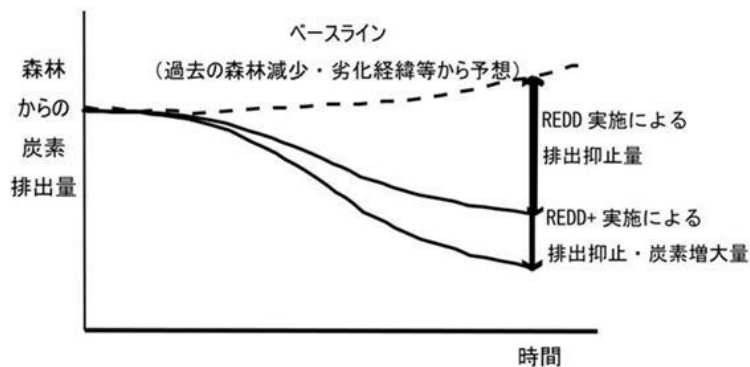


図 2.7.3 REDD+概要

緩和策が検討されている。REDD+の基本的な考え方は、開発途上国で起こっている森林減少や森林劣化を抑制する活動を取ることで森林からの炭素排出量を抑制、または森林保全策を取ることで炭素蓄積量を維持・増加させることである。そして、これら対策をとった開発途上国政府や活動に取り組んだ地域住民など土地利用者に対して、経済的なインセンティブを与えるものである（図 2.7.3）。

REDD+が国際社会で急速に注目されはじめたのは、2005年にパプアニューギニアとコスタリカがUNFCCC-COP11において「森林減少の回避（Avoided Deforestation）」を検討するよう提案したことがきっかけである。そして2007年、インドネシア・バリでの同条約のCOP13において、「REDD」が主要議題の一つとして取り上げられた。その結果、同会議で採択された「バリ行動計画」において、森林減少・劣化からの排出削減であるREDDに、森林保全・持続可能な森林管理・炭素蓄積の増大を加えたいいわゆる「REDD+」が次期枠組の検討課題として盛り込まれた。これ以降 REDD+の議論が本格化し、先進国・開発途上国双方ともさまざまな活動を行っている。

REDD+への関心の高まりの背景には、先進国・開発途上国それぞれの思惑がある。開発途上国側は REDD+実施にともなう国際社会・先進国から森林管理に関する新たな資金投入を期待している。一方、先進国側は炭素排出権のための新たな市場開拓や、次期枠組みにおける新たな炭素排出枠の設置を考えている。REDD+を実現するには、方法論や政策的措置に克服しなければならない多くの課題もあるが、実施の方向で議論が進められている。

REDD+の目的は二酸化炭素の排出削減であるが、その対象となる森林には炭素蓄積の機能だけではなく、水源涵養・生物多様性の保全・木材生産や地域住民への森林産物の提供といったさまざまな機能がある。つまり REDD+実施によって、森林の持つさまざまな機能、なかでも生物多様性保全や地域住民の生計維持・向上といった副次的な利益（コ・ベネフィット）を得ることが期待されている（Brown et al., 2008）。また近年、保護地域管理やコミュニティ林業といった開発途上国での従来の森林管理に関わる資金提供が少な

くなっているが (Khare et al., 2005)、REDD+では開発途上国の森林管理に対して莫大な援助・資金を供出する可能性があるとして期待されている。一方、REDD+は1980年代後半以降、熱帯林管理の潮流となっていた分権化の動きに逆行した中央集権での事業実施が前提となり (Phelps et al., 2010)、いかに森林ガバナンスを構築するかということも重要になる。このようなREDD+のもつ潜在的な森林への貢献・影響の大きさより、温暖化問題の関係者のみならず、森林政策決定者・援助機関・NGO・研究者が大きな関心を持っている。

2.7.2. REDD+実施に必要とされるコスト

REDD+は、森林の炭素蓄積量の変化を伴う活動を実施し、その評価を行うものであり、従来の森林管理の事業・活動とは全く異なる技術の適用や新たな制度の構築とその実施能力が必要となる。このため、開発途上国においてREDD+を実施するには、その準備活動から本格的な実施に至るまでのさまざまな局面において、必要とされる費用がある。これら費用にはREDD+事業の準備活動にかかる費用、森林減少・劣化抑止策など実際の事業活動とその評価にかかる費用、そして森林減少・劣化抑止策をとったことによる補償の費用の3つが挙げられる (表 2.7.1)。

まずREDD+事業の準備活動のためにかかる費用である。REDD+では森林の炭素蓄積量の計測・評価が必須となるため、リモートセンシングや地上調査などの森林資源調査の

表 2.7.1 REDD+実施に必要とされる費用

	REDD+準備活動のためにかかる費用	REDD+事業活動にかかる費用	補償のための費用
内容	開発途上国のREDD+実施のための能力構築 リモートセンシング・地上調査等森林資源調査の整備費用 森林利用権等法制度整備 REDD+戦略の構築	REDD+戦略を実施するための費用 森林減少・劣化抑止策の実施 森林炭素蓄積増加策の実施 炭素計測の実施	森林減少・劣化抑止策・炭素蓄積増加策をとることによって遺失した費用
費用 試算例	モニタリングシステム構築 (インド・ブラジル: 50-200万ドル) 森林資源調査の準備 (25カ国に対して5,000万ドル) 能力構築 (40カ国5年間に 対して40億ドル)	森林資源調査 (25カ国に 対して年間700~1700万 ドル)	森林減少・劣化を現行の 半分に抑えるための機会 費用 (年間120~350億ド ル) 8カ国の森林減少抑止に 対して支払う機会費用 (年間70億ドル)

出典: CIFOR (2008) より筆者作成

整備とその分析方法を確立するための費用がまず必要となる。また得られた炭素の利益配分を明確にするため森林利用権の明確化、REDD+戦略の構築や REDD+を実施するための法制度整備といったソフト面への対応も必要である。そして REDD+事業を実施するため、森林局職員や地域住民への能力育成にも費用が必要となる。このような準備活動に係る費用の試算には、開発途上国 25 カ国の森林資源調査の準備に対して 5,000 万ドル (Eliasch, 2008)、40 カ国での REDD+に関する能力育成に対して年間 40 億ドル (Hoare et al., 2008) といったものがある。このように準備活動に必要とされる費用は莫大なものであり、外部からの資金に依存せざるを得ない。

次に、森林減少・劣化抑止策など実際の事業活動とその評価にかかる費用である。これには違法伐採対策のためのパトロール、山火事防止活動や森林管理活動など森林減少・劣化を抑制する活動や天然更新の促進、造林や森林保全活動など森林の炭素蓄積増加に関する活動に係る費用が含まれる。また事業に伴う森林の炭素蓄積量の変化を計測するため森林資源調査にかかる費用も必要となる。開発途上国 25 カ国の森林資源調査にかかる費用が 700~1,700 万ドルかかるといった試算もある (Eliasch, 2008)。

そして 3 つ目が、森林減少・劣化抑止策をとったことによる補償の費用、すなわち機会費用である。これは森林減少・劣化を抑制するため、木材販売や非木材森林産物 (Non-Timber Forest Products: NTFP) の利用や、農産物の生産や農園開発などこれまで行っていた生産活動を取りやめることによって、そこから得られたであろう利益を補償するためのものである。2030 年までに森林減少を現行の半分までに抑えるための機会費用は、年間約 170 億~330 億ドルかかるという試算もあり (Eliasch, 2008)、これらコストを賄うための資金が必要となる。

2.7.3. REDD+の資金調達方式

前述の通り REDD+を実施するには莫大な費用が必要となるが、それには先進国の政府・援助機関からの新たな公的資金や先進国企業など民間資金の調達が考えられる (表 2.7.2)。すでに REDD+を視野に入れた基金の設置もおこなわれている。また既存の森林保全策の資金から REDD+に充てられると考えられるものもある。

REDD+で検討されている資金調達方式には、基金方式、市場方式、そしてハイブリット方式の 3 つがある。基金方式では、先進国や国際社会が設置した基金を開発途上国に提供し、その資金をもとに REDD+事業を行うものである。基金の供給源としては国際機関からの基金、多国間基金、そして先進国・開発途上国間の二国間基金が考えられる。基金方式では事業に先だって資金提供が可能であり、事業の準備段階において開発途上国が資金を利用できるメリットがある。このため、利益となる炭素の蓄積増に直結する活動だけではなく、事業を本格的に実施する前に必要な土地利用権の確定や森林資源調査システムの整備など準備活動に精力を注ぐことができる。森林ガバナンスや実施体制の確立に時間を要する国では、これら留意事項を整備しながら事業を進めることが出来る。しかし炭素

表 2.7.2 既存および可能性のある REDD+の資金源

	資金源の形態	主な特徴
公的資金	既存の森林関連 ODA	援助やプロジェクトへの資金供与 貧困削減・生物多様性保全・ガバナンス向上といったコベネフィット事業
	REDD+を目的とした ODA	国際的な公的資金からの REDD+資金メカニズムの構築 FCPF のように民間資金への先行投資的な役割のものや、コンゴ盆地森林基金のように政府職員の能力構築を目指すもの
	国内資金	森林税、伐採権や PES からの森林基金創設、補助金
民間資金	既存の炭素市場	自主的な炭素市場 (VCS など)、 AR (Afforestation) – CDM (Clean Development Mechanism: クリーン開発メカニズム) のコンプライアンスのある炭素市場 (REDD+との関連は未定)
	将来の炭素市場	REDD+のコンプライアンスのある炭素市場の構築 域内取引・国内市場としての炭素資金制度
	海外投資	将来、重要な構成要素となりうる 森林ガバナンスの安定している国に適している
	非営利団体	国際的な民間投資の中で増大 準国 (プロジェクト) レベルに対する援助であり、国レベルなど広範な適用性はない 民間企業より事業によってリスクが起こる可能性が少ない

出典：Dutschke et al. (2009) より筆者作成

排出削減量の実績に基づいた利益配分がされない場合、炭素排出権としての位置づけは低くなり、先進国や国際社会側からの長期的な資金提供は困難になると見られる。

市場方式は排出削減した二酸化炭素をクレジット化して炭素市場で取引を行うものである。炭素クレジットを先進国の排出削減分としてオフセットすることになれば、莫大な資金を先進国の政府・企業等から集めることができる。市場方式では市場での炭素クレジットの信頼性を確保する必要があるため、炭素排出削減行動の測定・報告・検証 (Measurement, Reporting and Verification: MRV) システムの確立した REDD+事業が必要とされ、事業の有効性も高まる。資金調達面で優れる市場方式であるが、REDD+事業が市場優先に走ると、森林への関心が炭素蓄積のみに集中し、生物多様性保全や地域住民の生計確保など森林の持つ多様な機能が軽視される可能性があり、結果的に森林が持続的に管理されなかったり地域住民の生計に負の影響を与えるとといったリスクもある。とくに森林ガバナンスが脆弱だとされる国や⁴⁵、REDD+の実施体制が十分でない国での市場の資金導入は、REDD+事業を効果的かつ公正に実施することが困難だと予想される。

⁴⁵ 例えば Kaufmann et al. (2009) に各国のガバナンスの指標が示されている。

ハイブリッド方式は上述の基金方式と市場方式を組み合わせたものである。この方式では、基金の投入と市場への開放を REDD+事業の実施状況や資金の必要性によって組み合わせることができる。最も有力なハイブリッド方式の考え方は、事業初期段階で基金方式を取り入れて、事業実施段階で多額の資金を獲得できる市場方式を利用し、事業を促進するというものである。

2.7.4. REDD+の実施アプローチから見た資金メカニズム

国際交渉での REDD+の実施プロセスの議論は、段階的な実施アプローチが有力になっている（表 2.7.3）。2010 年末、UNFCCC-COP16 において、REDD+の政策措置を検討する作業部会「長期的協力行動のための特別作業部会（Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention: AWG-LCA）」で採択された UNFCCC-COP16 決議では、REDD+の取組みを段階的に実施することとなった（UNFCCC, 2010）。開発途上国では REDD+事業を直ちに実施することが困難な状況であり、まず能力育成、REDD+戦略の策定、関連法制度の整備、実証活動等の準備活動を行なう必要がある。その上で REDD+戦略を運用し、MRV の確立した本格的な REDD+事業を実施する。そして最終的には成果に基づいた炭素の取引を行うものである。このような段階的な実施アプローチは開発途上国の現状に則したものと見える。

一方資金調達方式については、UNFCCC-COP16 決議でも今後検討するとされており（UNFCCC, 2010）、明記されていない。しかしこれまでの議論において段階的な実施アプローチと組み合わせる上で最も有望とされている資金調達方式はハイブリッド方式である。REDD+実施体制が十分でない、森林利用権が明確でない、また森林の炭素計測手法が十分整備されていないなど本格実施に課題のある段階では、国際機関や ODA など安定した資金提供が見込め、準備活動に精力を注げる基金方式による REDD+実施が望ましい。この

表 2.7.3 REDD+の段階的アプローチ

フェーズ	実施内容	資金調達法
第1フェーズ (準備段階)	REDD+戦略の策定 (REDD+の能力育成・構築、制度の強化、実証活動の実施：特に参照排出レベル (Reference Emission Level: REL) の検討、MRV システムの確立、地域住民の参加の検討)	自主的な基金方式 資金例：FCPF、 UN-REDD
第2フェーズ (実施段階)	REDD+戦略の実施 (REL の策定、MRV システムの改良、地域住民の参加の確立)	グローバルレベル・ 多国間レベルでの基金方式
第3フェーズ (完全実施段階)	REDD+の完全な実施 (二酸化炭素排出削減量の結果に基づく活動の実施)	グローバルレベルで 設置した基金方式から市場方式へ

出典：百村・横田（2010）をもとに作成

段階での市場方式での資金提供は、効果のある炭素削減策が取れずに有効な REDD+事業にならない可能性が高い。REDD+の実施体制が確立されて実施段階に移行すれば、莫大な資金が調達可能となる市場方式での資金提供が適するとされる (Dutschke et al., 2008)。

2.7.5. 森林面積の変化から見た REDD+にかかるコスト

次に、森林面積の変化の度合いより REDD+に係るコストを概観する。開発途上国で多くの森林減少・劣化が起こっているが、各国の置かれている自然・社会・経済的環境によって、その減少度合いは大きく違っている。ブラジル・インドネシア・ナイジェリアなどでは、まさに森林減少が激しく起こっているところである⁴⁶ (表 2.7.4)。一方、中国・ベトナム・インドなどでは森林減少は抑制され、むしろ森林面積は増加へと転じている (百村ら 2010; FAO, 2010)。また開発途上国によってはいまだ激しい森林減少を経していない国もある (Chokkalingam et al., 2001) (図 2.7.4)。

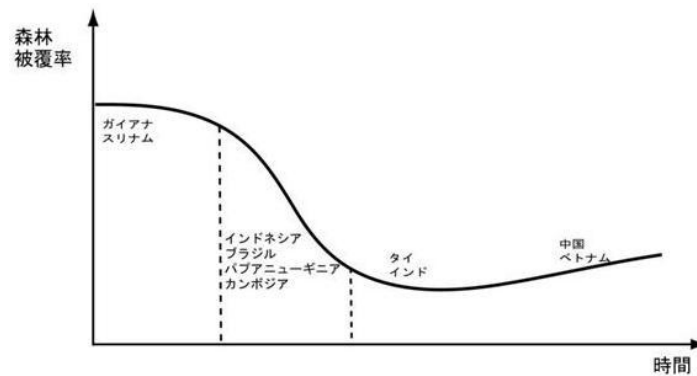
森林面積変化の度合いによって減少・劣化要因もさまざまであるため、それに対応した REDD+の対策を取る必要がある (Wertz-Kanounnikoff and Kongphan-apirak, 2009)。森林減少がそれほど起こっていない地域は、土地・森林資源が市場のニーズに直面しておらず、木材伐採や農地開拓が盛んではない。森林は慣習的な利用権をもとに管理されていたり、法的に明確になっていないことが多い。今後市場の介入が進んでいくと、土地・森林資源が民間企業など外部アクターによって囲い込まれ、急速に森林減少が進む可能性がある。これを防ぐため、森林利用権を確立し、森林管理計画を立案・運用することに費用をかける必要があるだろう。一方、森林減少・劣化が激しい地域では、農地・植林地とし

表 2.7.4 森林面積減少の大きな国 (1990-2010)

1990-2000 年		2000-2010 年	
国名	減少面積 (1,000ha/年)	国名	減少面積 (1,000ha/年)
ブラジル	2,890	ブラジル	2,642
インドネシア	1,914	オーストラリア	562
スーダン	589	インドネシア	498
ミャンマー	435	ナイジェリア	410
ナイジェリア	410	タンザニア	403
タンザニア	403	ジンバブエ	327
メキシコ	354	コンゴ	311
ジンバブエ	327	ミャンマー	310
コンゴ	311	ボリビア	290
アルゼンチン	293	ベネズエラ	288

出典：FAO (2010) より筆者作成

⁴⁶ ただしインドネシアでは島ごとに見ると森林面積変化に大きな相違がある。



出典：百村ら（2010）、Wertz-Kanounnikoff and Kongphan-apirak（2009）、Chokkalingam et al.（2001）、永田ら（1998）より筆者作成

図 2.7.4 開発途上国における森林面積変化の推移

て過大な森林の囲い込みが行われたり、合法・違法を問わず木材伐採が頻繁に起こっていることが多い。これらの国では、森林利用権を確立した上でその実効性を確保するとともに、天然林での持続可能な森林管理を目指すことに費用をかける必要がある。また森林が増加に転じている国は、造林活動が盛んに行われている場合が多い。このような国では、持続可能な森林管理を強化することに費用をかけるべきであろう。

森林面積変化の度合いに応じたそれぞれの REDD+対策にコストをかける必要があるが、各国に介在している森林をめぐる特有の状況といったものもある。このため各国の森林減少・劣化の要因を把握し、対策を検討した上で REDD+事業の費用分配をおこなう必要がある。

2.7.6. REDD プラスに関する先駆的な取り組みと資金メカニズム

2007 年、UNFCCC-COP13 での REDD+に関する決定事項において、REDD+を実現するために開発途上国への能力向上・技術支援や実証活動に取り組むことが推奨された。これ以降、さまざまな REDD+のイニシアティブが先進国・開発途上国双方で動き始めている。資金供与側のアクターである国際機関、先進国政府、援助機関や企業からは技術支援や資金提供が行われはじめ、資金受入側のアクターである開発途上国において国レベルでの REDD+準備活動や準国レベルでの REDD+実証活動が行われている。

これら REDD+の先駆的な取り組みが採用している資金調達方式には、基金方式と市場方式双方とも見られるが、これらの中でも 3つのパターンが存在すると考えられる(表 2.7.5)。まず国際機関からの資金提供による基金方式である。これには世界銀行による森林炭素パートナーシップ基金 (Forest Carbon Partnership Facility: FCPF)、国連食糧農業機関 (Food and Agriculture Organisation: FAO)・国連開発計画 (United Nations Development Programme: UNDP)・国連環境計画 (United Nations Environment Programme: UNEP) による UN-REDD、そして国際熱帯木材機関 (The International

表 2.7.5 REDD+の先駆的な取組と資金調達方式

国際機関からの 基金（基金方式）	FCPF (世界銀行)	先進国 11 カ国が 1 億 7,000 万ドル拠出。 参加開発途上国は 37 カ国。REDD+準備 活動に対応
	UN-REDD (FAO、UNDP、UNEP)	先進国 7,500 万米ドル拠出。9 カ国 (+13 パートナー国) の開発途上国参加。REDD +準備活動に対応
	REDDES (ITTO)	ITTO から 400 万ドル (2009 年度) 拠出。 9 カ国の開発途上国参 REDD+実証活動 に基金提供
二国間・多国間 プログラム（基金 方式）	国際森林炭素 イニシアティブ	オーストラリア政府によるイニシアティ ブ。インドネシア・パプアニューギニア の REDD+準備活動への支援
	コンゴ盆地森林基金	英・ノルウェー政府によるコンゴ流域 10 カ国の REDD+準備活動に対する支援
	アマゾン基金	ノルウェー政府などがブラジルに出資
	ODA による援助	日本・ドイツ・韓国・米国の援助機関等 による REDD+準備活動による支援（米 国は市場方式支援もあり）
先進国の NGO・ 企業等の支援に よる REDD+実 証活動	自主的炭素市場取引を 目指す活動	REDD+プロジェクトを通じた VER で の炭素取引
	将来のコンプライアンス のある市場取引を目指す 活動	—

Tropical Timber Organization: ITTO) による REDDES がある。これら基金に共通していることは、REDD+実施のための国レベルでの制度整備・能力育成や準国レベルの実証活動への取り組みを支援するという REDD+準備活動の支援が主目的に据えられていることである。FCPF に関しては排出削減量に応じた試験的な支払いの実施も含まれており、市場方式導入への足掛かりとしての位置づけもある。

次に二国間・多国間プログラムによる基金方式である。これにはオーストラリア政府がインドネシアとパプアニューギニアを対象にした国際森林炭素イニシアティブ、ノルウェーと英政府出資によるコンゴ盆地森林基金や、ノルウェー政府などがブラジルに出資しているアマゾン基金などがある。また ODA による REDD+実証活動支援の事例も、インドネシアを中心に各国で見られる。これら基金方式も国レベル・準国レベルでの REDD+準備活動の支援を主目的に置いているが、その多くが将来のコンプライアンスのある炭素取引の実施を見据えていることが特徴として挙げられる。

3 つ目が先進国の NGO・企業等の支援による市場方式、もしくは将来の市場方式を目指

したものである。これには、自主的な炭素認証システムである Voluntary Carbon Standard (VCS) などの認証を受け炭素市場で取引を行うものがあり、インドネシア・アチェ州のウルマセンでの REDD+プロジェクトやカンボジア・オッドーミエンチェイ州でのコミュニティ林業を基盤とした REDD+プロジェクトなどが挙げられる(百村、2009)。また将来のコンプライアンスのある炭素市場での取引を視野に入れた活動も見受けられ、日本政府が民間企業を対象とした REDD+の実現可能性調査に対する支援事業(山岸、2010; 地球環境研究センター、2010; 経済産業省、2010)にも、そのような事例がある。これら市場方式では、先進国・援助機関や企業が将来のコンプライアンスのある炭素取引を見越して、開発途上国での事業の強化を促進しているとも見られる。

このように現存する資金調達方式は、基金方式と自主的な市場方式であるが、いずれも将来はコンプライアンスのある市場方式を視野に入れているものが多いと見られる。

ここで、準国レベルでの REDD+実証活動が最も盛んな国であるインドネシアの事例を概観する。インドネシアは森林減少・劣化が最も激しい国のひとつであり、政府として REDD+を重要な森林政策・温暖化対策として位置づけている(MoF, 2009)。Wertz-Kanounnikoff and Kongphan-apirak (2009)によると、インドネシアで実施・計画されている実証活動の数は24とされているが、計画案策定中のものも含めると、それ以上の数になると見られる。

これら準国レベルにおける REDD+実証活動は、大きく2つに分けることが出来る。まず国レベルの REDD+準備活動の一環としての準国レベルでの REDD+実証活動である(図 2.7.5)。これは、国レベルの REDD+戦略を策定することを目的として、現地レベルでの炭素測定・報告・検証・モニタリングや森林管理体制等を確立するために行っているものである。これらの多くは、先進国政府(一部 ODA を含む)や国際機関などの支援のもとに進められている。中カリマンタンの KFCP (オーストラリア政府・ODA)、東カリマンタンの FORCLIME (GTZ, KfW/ドイツ政府)、東ジャワの ITTO Program PD 519/08 (ITTO)、東カリマンタン・ブラウの BFCP (TNC)、ロンボクの KIPCCF (韓国政府・ODA)、そして、中部スラウェシ州 (UN-REDD) において実証活動が行なわれている。2つ目が自主的炭素取引を前提とした REDD+プロジェクトである(図 2.7.6)。これらは、自主的炭素認証システムを通じた炭素の市場取引実施を前提とした事業である。支援機関は、WWF (World Wildlife Fund: 世界野生生物保護基金)、FFI (Flora and Fauna International) などの国際 NGO だけではなく、APRIL (インドネシアの製紙会社)、メリルリンチ (現バンクオブアメリカ・メリルリンチ) などの民間企業の参画が見られるのが特徴である。プロジェクト(準国)レベルでの事業とはいえ、炭素取引を前提とするものであり、事業は MRV を含めた本格的な実施体制を取る必要がある。

REDD+実施の国際的な取り決め内容が定まっていなくてもかかわらず、このように多くの資金提供がなされ、先駆的な取組みが進行中である。これらは REDD+の本格的な実施への足がかりとなるものであるが、各先進国・企業等が将来の国際交渉での合意を見越

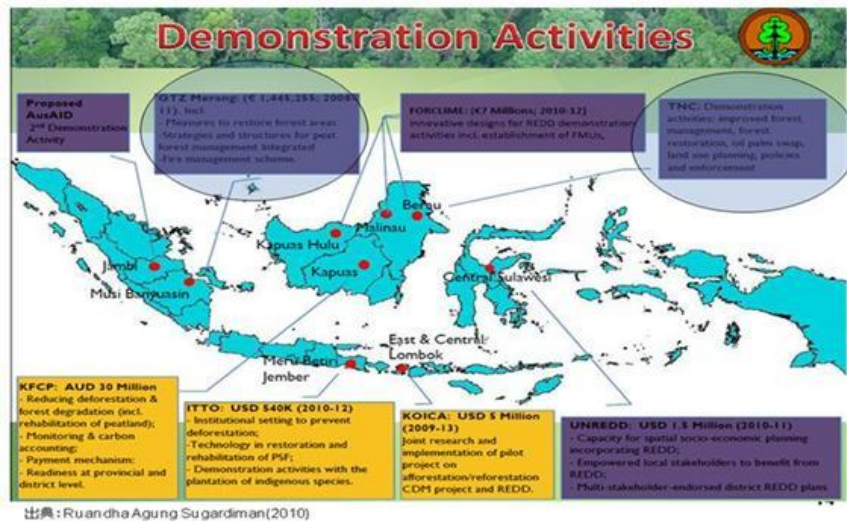


図 2.7.5 インドネシアでの REDD+実証活動

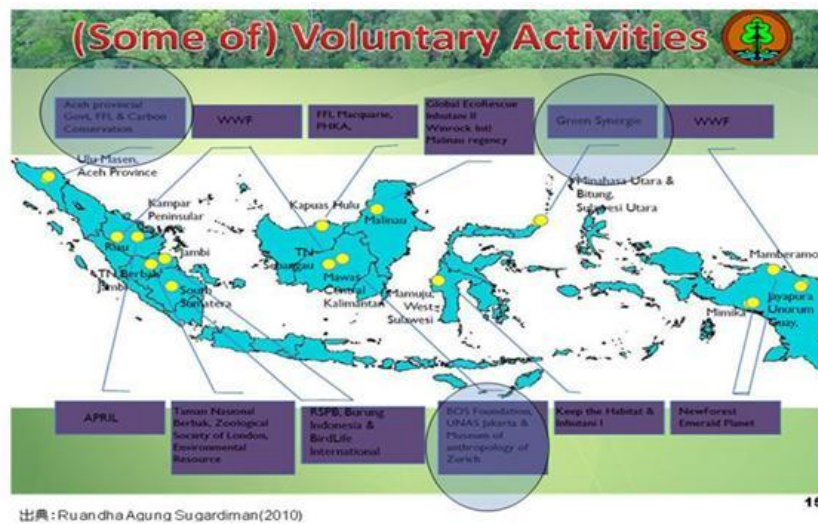


図 2.7.6 インドネシアでの REDD+プロジェクト

して先行的に投資を行っているとも考えられる。

2.7.7. おわりに

昨今、REDD+が大きな注目を集めつつあるのは、先進国・開発途上国双方に多大な経済的インセンティブを与えることに他ならない。国際機関・先進国政府・民間企業など外部アクターは、排出権の獲得など自らの利益獲得を目指し資金提供をおこない始め、開発途上国側も自国への利益や森林環境への便益を受けるためにさまざまな活動をおこなうなど、双方の思惑が複雑に絡み合っている。また REDD+に投入される資金規模から、従来の森

林保全策と比較して、森林など自然環境やその周辺に与える影響は桁違いに大きくなる。つまり事業が順調に推移すれば生態系の維持や住民の生計に大きく貢献できるが、うまくいかない場合には森林管理や地元社会に大きな負の影響をもたらすという両義性を持っている。開発途上国の森林減少・劣化は緊急の課題ではあるが、事業の実施やそのプロセスの展開は慎重におこなわなければならない。

REDD+事業が安定して実施できるようになるためには、事業の有効性と公正さの確保は必須である。このための基盤作りが十分に出来るよう、準備活動にコストをかけることが重要である。また各国の森林面積の変化の度合いや森林ガバナンスの状況など森林をめぐる背景要因によって、準備活動に提供される資金やその期間が柔軟に対応できるよう配慮されるべきであろう。本格実施に移行する時期は各開発途上国の状況に応じてバラツキが出るだろうし、またそうでなければならない⁴⁷。

UNFCCC-COP16 の合意は国際交渉を大きく前進させたと思われることができるが、まだ検討しなければならない課題も多くある。例えば REDD+の合意法形式である。包括的な枠組の下での REDD+の合意が最も望ましいが、国際交渉でのポスト京都の議論の現状を鑑みると、現実には困難な状況である。一方、二国間・多国間協力の下での実施を推す動きも見られるなど、REDD+を含む法形式がどのようなものになるのかは、まだ明確ではない。REDD+の資金メカニズムは、その法形式に大きく左右されるので、今後の動向に注視する必要がある。

⁴⁷ 場合によっては REDD+事業を実施しない（または出来ない）途上国も出る可能性がある。

2.8. 東日本大震災からの復興と生物多様性

2.8.1. はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災により、多大なる人命が失われるとともに、東北地方太平洋沿岸部の多くの住宅やインフラ、農地や漁港などが被災し、人々の生活基盤が破壊された。現在、国や地方自治体は民間等と連携し、仮設住宅における生活環境の改善や災害廃棄物の処理、インフラの再整備や農地・漁港等の基盤の復旧に努めている⁴⁸。

東日本大震災復興対策本部事務局が平成23年11月10日に作成した「平成23年度第3次補正予算案における主な復興関連施策」においては、農地・農業用施設の復旧に2,080億円、また、漁業・養殖業や水産加工流通業、漁港・漁村の復旧・復興に約6,300億円が計上されている。ここでは、具体的施策として、農地の復旧として除塩対策を含む農地・農業用施設の復旧や区画整理、漁業の復興として漁船や共同利用施設の復旧、水産基盤の整備が掲げられている。

このような農業や漁業等の復旧・復興の関連においては、生物多様性の役割も指摘されている⁴⁹。また、2010年の生物多様性条約第10回締約国会議で採択された愛知目標には、生物多様性の価値を政府の計画に組み込むことが含まれており、これは東日本大震災からの復興においても同様であろう。このように考えるならば、生物多様性の多面的な価値を考慮した復興計画が求められると言える。そこで本節では、この東日本大震災からの復興計画における生物多様性の重要性について考察する。

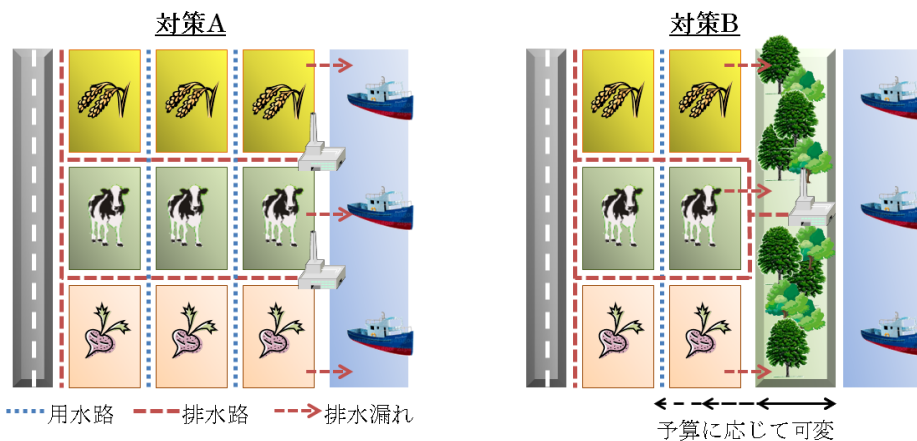
2.8.2. 手法

本研究では主に被災者を対象としたアンケート調査を実施する。ここでは、回答者の特性や地域との関わり、情報へのアクセス方法や東日本大震災における被災状況とともに、今回の震災を受けての自然に対する認識の変化や復興計画で重要視する課題、今後の震災対策について質問する。併せて、農業・漁業に関する具体的な復興計画として、上記の復興関連施策で掲げられている復旧・復興のあり方に対し、より生態系サービスを重視した施策を提示し、回答者の選好を尋ねる(図2.8.1および図2.8.2)。復興計画の選好としては、平成23年度第三次補正予算案で示されている関連予算につき、それぞれの対策に配分すべき割合を選択するという質問形式を採用している。

⁴⁸ 東日本大震災復興対策本部「東日本大震災からの復興の基本方針」平成23年8月11日改定に基づく。

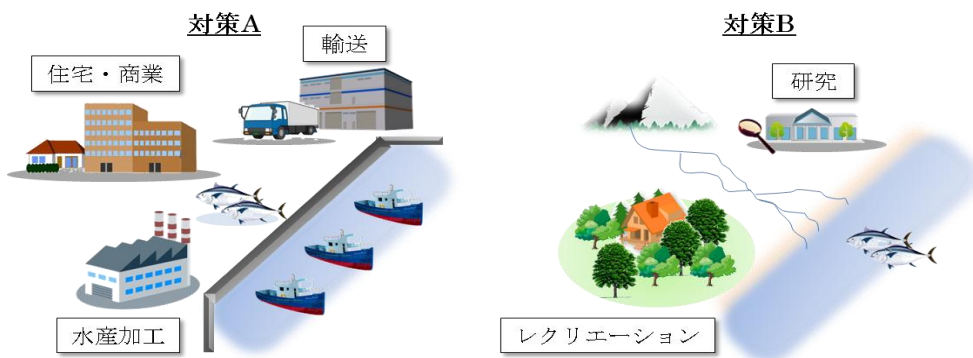
⁴⁹ 「農林水産省生物多様性戦略見直しのポイント」より。

http://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/s_senryaku/seibutu_tayo/21/pdf/5minaosi.pdf



対策 A：農地全域において用水路・排水路設置作業や除塩対策を含む復旧事業を行うとともに、大区画化による営農を促進する
 対策 B：沿岸線に近い農地においては、地元の樹種を活用した防潮林の育成を進め、生態系による水質浄化・災害緩和機能を強化する

図 2.8.1 被災した農地の復旧・復興対策案



対策 A：被災した漁港・水産加工施設を復旧し、従来の漁業の再生を目指す
 対策 B：漁港には戻さず、海洋沿岸保護区を設立して観光や研究を促進する

図 2.8.2 被災した漁港の復旧・復興対策案

2.8.3. 結果

2012年3月中旬までに941件の有効回答が得られた。県別では、岩手県、宮城県、福島県が、回答者全体の65.78パーセントを占めているため、本結果は当事者としての意識を比較的強く反映したものである。なお、回答者の職業構成は図2.8.3の通りであるが、農林業や漁業への従事者は、兼業を入れたとしても、わずか2.98パーセントに過ぎないため、本アンケート結果の取扱には一定の注意が必要である。

農地・漁港の復興に対する選好の結果を図 2.8.4 および図 2.8.5 に示す。それぞれの加重平均を計算した結果、農地については 34.19 パーセントを対策 B、すなわち生態系サービスを重視した施策に、同じく漁港については 30.43 パーセントを対策 B に配分すべきとの選好が見られた。これはそれぞれ約 711 億円、1,916 億円に相当する。

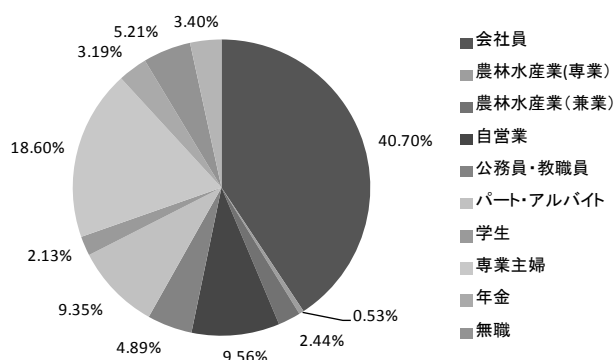


図 2.8.3 回答者の職業構成

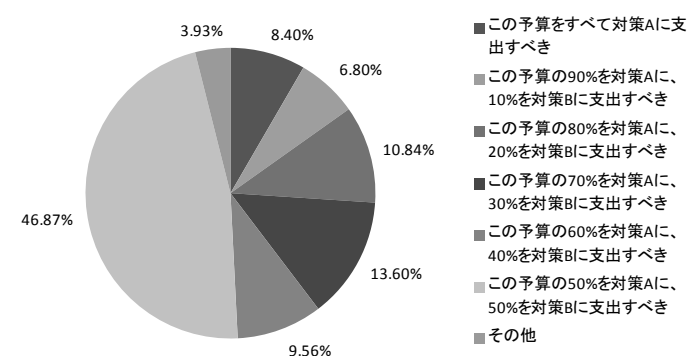


図 2.8.4 被災した農地の復旧・復興対策案に対する選好

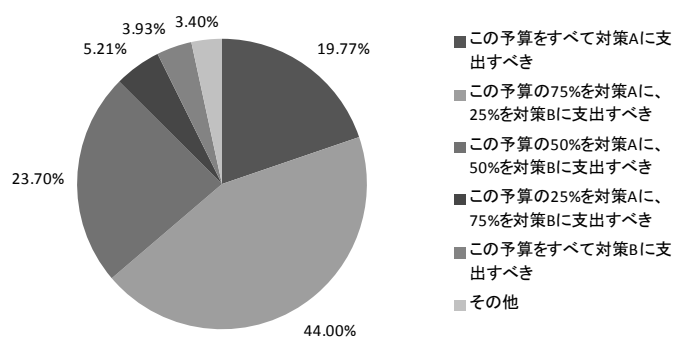


図 2.8.5 被災した漁港の復旧・復興対策案に対する選好

続いて、これらの選好に影響を与える要因について、重回帰分析を実施する。ここでは、回答者の特性や地域との関わり、被災状況や情報へのアクセス、自然に対する認識の変化や今後の震災対策を説明変数として、以下のようなモデルを構築する。

$$\begin{aligned}
 E_A = & \alpha_A + \beta_1 PREF + \beta_2 SEX + \beta_3 AGE + \beta_4 FAMILY + \beta_5 INCOME + \beta_6 LOCAL \\
 & + \beta_7 COMMUNITY + \beta_8 INTERNET + \beta_9 DAMAGE + \beta_{10} NEGATIVE \\
 & + \beta_{11} POSITIVE + \beta_{12} MEASURE1 + \beta_{13} MEASURE2 + \beta_{14} MEASURE3 + \varepsilon_A
 \end{aligned}
 \tag{2.8.1}$$

$$\begin{aligned}
 E_F = & \alpha_F + \gamma_1 PREF + \gamma_2 SEX + \gamma_3 AGE + \gamma_4 FAMILY + \gamma_5 INCOME + \gamma_6 LOCAL \\
 & + \gamma_7 COMMUNITY + \gamma_8 INTERNET + \gamma_9 DAMAGE + \gamma_{10} NEGATIVE \\
 & + \gamma_{11} POSITIVE + \gamma_{12} MEASURE1 + \gamma_{13} MEASURE2 + \gamma_{14} MEASURE3 + \varepsilon_F
 \end{aligned}
 \tag{2.8.2}$$

E は生態系サービスへの選好、添字 A は農業分野、添字 F は漁業分野を表わし、 α は常数項、 β および γ は係数、 ε は誤差項である。説明変数は以下、 $PREF$: 県、 SEX : 性別、 AGE : 年齢、 $FAMILY$: 家族構成員数、 $INCOME$: 所得、 $LOCAL$: 在住期間、 $COMMUNITY$: コミュニティへの関与、 $INTERNET$: インターネットの利用状況、 $DAMAGE$: 避難所生活の経験、 $NEGATIVE$: 自然に対する負のイメージ、 $POSITIVE$: 自然に対する正のイメージ、 $MEASURE1$: 人工物による防御の重要性、 $MEASURE2$: 自然を活かした減災の重要性、 $MEASURE3$: 土地利用の改善の重要性を表わす。

これらの式 (2.8.1) および (2.8.2) につき、最小二乗法を用いて分析した結果、以下のような推計結果が得られた (表 2.8.1)。これより、被災した農地の復旧・復興においては、女性のほうが男性よりも、また所得がより少ない人々のほうが、生態系サービスを重視した対策を好む傾向があることがわかる。インターネットを利用する人ほど同様の対策への選好を示すが、避難所生活を経験した人々はこのような対策を好まないようである。自然に対する正のイメージを持つ人々や、自然を活かした減災の重要性の認識が強い人々は、そのまま同様の選好を示し、人工物による防御の重要性の認識が強い人々も生態系サービスを重視した対策を好まないとの傾向を示すが、自然に対する負のイメージは選好に直接影響しないようである。また、被災した漁港の復旧・復興においては、岩手県、宮城県、福島県以外の人々のほうが、また在住期間が短い人々のほうが、生態系サービスを重視した対策を好む傾向がある。所得の多寡、および人工物による防御の重要性の認識は、農地の復旧・復興対策と同じように人々の選好に影響を及ぼすようである。

以上より、東日本大震災からの復興計画において、生態系サービスを考慮した対策を講じることには一定の重要性が見出され、また、それらを計画する際には、住民の特性や被災状況、自然や災害対策に対する意識などに配慮する必要があると言える。

表 2.8.1 生物多様性への選好に関する重回帰分析結果

	B_A		B_F			
	係数	t 値	係数	t 値		
PREF	0.1408	1.08	-0.1948	-2.36	**	
SEX	0.3792	3.24	***	0.0739	1.07	
AGE	-0.0268	-0.35	-0.0204	-0.43		
FAMILY	-0.0266	-0.62	0.0287	1.22		
INCOME	-0.1163	-3.00	***	-0.0430	-1.86	*
LOCAL	-0.0363	-0.78	-0.0450	-1.69	*	
COMMUNITY	0.0784	0.93	0.0098	0.21		
INTERNET	0.2733	3.34	***	-0.0357	-0.72	
DAMAGE	-0.3520	-2.30	**	-0.0580	-0.65	
NEGATIVE	-0.0851	-0.48	-0.0351	-0.31		
POSITIVE	0.3612	2.89	***	0.1102	1.47	
MEASURE1	-0.2903	-4.71	***	-0.0964	-2.45	**
MEASURE2	0.1340	1.93	*	0.0204	0.52	
MEASURE3	0.0984	1.29	0.0319	0.70		
常数項	4.2137	7.31	***	2.8001	7.59	
観測数		903		908		
F 値		7.30	***	2.01	**	
調整済 R^2 値		0.0985		0.0293		

3. 生態系サービスの経済価値評価

3.1. 生態系サービスの評価事例に関する先行研究の収集

平成 21 年度には、国内外で実施された生態系サービスの評価事例について先行研究の収集を実施した。また、環境経済学の分野で開発の進んでいる環境評価手法についてレビューを行い、生態系サービスの経済価値を評価するために適した評価手法を選定した。加えて、評価対象地の候補を検討し、現地調査を実施した。

3.1.1. 生態系サービスの評価事例

生態系サービスの評価事例については表 3.1.1 のとおりである。

3.1.2. 評価手法のレビューおよび選定

環境経済学の分野で開発の進んでいる環境評価手法についてレビューを行い、生態系サービスの経済価値を評価するために適した評価手法の選定を行う。

市場価格の存在しない環境の価値を金銭単位で評価するため、環境経済学では様々な評価手法が開発されている（表 3.1.2）。環境の経済的価値を評価する手法は、大別すると顕示選好法（Revealed Preferences: RP）と表明選好法（Stated Preferences: SP）に区分される。顕示選好法とは、環境が人々の経済活動に及ぼす影響を観測することで、間接的に環境の価値を評価する方法のことである。顕示選好法には代替法、トラベルコスト法、ヘドニック法などが含まれる。一方の表明選好法とは、環境の価値を人々に直接たずねることで評価する方法のことである。表明選好法には CVM とコンジョイント分析などが含まれる。代替法（replacement cost method）は、環境財を私的財で置き換えるときに必要な費用をもとに環境の価値を評価する方法である。たとえば、森林の水源保全機能をダムで置き換えるときに必要な費用をもとに評価することが考えられる。代替法は、環境財と代替可能な私的財が存在する場合には評価可能だが、環境材に相当する私的財が存在しない場合は評価不可能である。たとえば、絶滅危惧種の保全の場合、生物種が絶滅したときに人工的にその生物を作ることは不可能なことから代替法では評価できない。

表 3.1.1 生物多様性の評価事例

年	対象	国	評価手法	論文名
2009	絶滅危惧種	フランス	CVM - DC、 CVM - OE	Garcia, S., Harou, P., Montagné, C. and Stenger, A. (2009) 'Models for sample selection bias in contingent valuation: application to forest biodiversity', <i>Journal of Forest Economics</i> , 15: 59–78.
2008	野鳥、絶滅危惧種、動物、森林	ネパール	CVM - DC	Baral, N., Stern, M.J. and Bhattarai, R (2008) 'Contingent valuation of ecotourism in Annapurna Conservation Area, Nepal: implications for sustainable park finance and local development', <i>Ecological Economics</i> , 66: 218–227.
2007	生態系	スペイン	CVM - OE	Martin-Lopez B., Montes, C. and Benayas, J. (2007) 'Influence of user characteristics on valuation of ecosystem services in Donana Natural Protected Area (southwest Spain)', <i>Environmental Conservation</i> , 34 (3): 215–224.
2007	森林	フィンランド	市場価格法	Matero, J. and Saastamoinen, O. (2007) 'In search of marginal environmental valuations - ecosystem services in Finnish forest accounting', <i>Ecological Economics</i> , 61: 101–114.
2007	森林	ドイツ	コンジョイント 分析(CE)、CVM - PC	Meyerhoff, J. and Liebe, U. (2007) 'Do protest responses to a contingent valuation question and a choice experiment differ', <i>Environmental Resource Economics</i> , 39 (4): 433–446.
2007	森林	フィンランド	仮想ランキン グ、CVM - DC	Siikamaki, J. and Layton, D.F. (2007) 'Discrete choice survey experiments: a comparison using flexible methods', <i>Journal of Environmental Economics and Management</i> , 53 (1): 122–139.

2006	農地保全	ハンガリー	コンジョイント分析 (CE)	Birol, E., Smale, M. and Gyovai, A. (2006) 'Using a choice experiment to estimate farmers' valuation of agrobiodiversity on Hungarian small farms', <i>Environmental and Resource Economics</i> , 34 (4): 439–469.
2006	森林	フィンランド	コンジョイント分析 (CE)	Horne, P. (2006) 'Forest owners' acceptance of incentive based policy instruments in forest biodiversity conservation - a choice experiment based approach', <i>Silva Fennica</i> 40 (1): 169–178.
2006	森林	レバノン	CVM - OE	Sattout, E.J., Talhouk, S.N. and Caligari, P.D.S. (2006) 'Economic value of cedar relics in Lebanon: an application of contingent valuation method for conservation', <i>Ecological Economics</i> , 61: 315–322.
2006	絶滅危惧種	英国	CVM - OE	Spash, C.L., Urama, K., Burton, R., Kenyon, W., Shannon, P. and Hill, G. (2006) 'Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: economics, ethics and social psychology', <i>Ecological Economics</i> , 68: 955–964.
2005	節滅危惧種、森林	フランス	市場価格法、回避行動法、トラベルコスト法、ヘドニック法、CVM - DC	Montagné, C., Peyron, J.L., Niedzwiedz, A. and Colnard, O. (2005) 'France', in M. Merlo and L. Croitoru (ed.) <i>Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value</i> , CABI publishing.
2005	野鳥、絶滅危惧種、魚類、動物、森林	コスタリカ	コンジョイント分析	Bienabe, E. and Hearn, R.R. (2005) 'Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within a framework of environmental services payment', <i>Forest Policy and Economics</i> , In press.
2005	森林	スリランカ	CVM - OE	Gunawardena, M. and Rowan, J.S. (2005) 'Economic valuation of a mangrove ecosystem threatened by shrimp aquaculture in Sri Lanka',

				<i>Environmental Management</i> , 36 (4): 535–550.
2005	植物	米国	CVM - DC	Helfand, G.E., Park, J.S., Nassauer, J.I. and Kose, S. (2005) ‘The economics of native plants in residential landscape’, <i>Landscape and Urban Planning</i> , 78: 229–240.
2005	森林	フィンランド	コンジョイント 分析	Horne, P., Boxall, P.C. and Adamowicz, W.L. (2005) ‘Multiple-use management of forest recreation sites: a spatially explicit choice experiment’, <i>Forest Ecology and Management</i> , 207: 189–199.
2005	野鳥	ウガンダ	コンジョイント 分析	Naidoo, R. and Adamowicz, W.L. (2005) ‘Biodiversity and nature-based tourism at forest reserves in Uganda’, <i>Environment and Development Economics</i> , 10: 159–178.
2005	絶滅危惧種、野鳥、動物	インド	CVM - DC	Ninan, K.N. and Sathyapalan, J. (2005) ‘The economics of biodiversity conservation: a study of a coffee region in the Western Ghats of India’, <i>Ecological Economics</i> , 55, 61–72.
2005	森林	オーストラリア	CVM - DC	Pepper, C., McCann, L. and Burton, D. (2005) ‘Valuation study of urban bushland at Hartfield Park, Forrestfield, Western Australia’, <i>Ecological Management and Restoration</i> , 6 (3): 190–196.
2005	森林	フィンランド	CVM - DC	Pouta, E. (2005) ‘Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting practices in Finland’, <i>Forest Policy and Economics</i> , 7: 539–550.
2004	農地保全	ドミニカ共和国	CVM - OE	Catalino, A.H. and Lizardo, M. (2004) ‘Agriculture, environmental services and agro-tourism in the Dominican Republic’, <i>Journal of Agriculture and Development Economics</i> , 1 (1): 87–116.

2004	湿原、森林	オーストラリア	市場価格法	Curtis, I.A. (2004) 'Valuing ecosystem goods and services: a new approach using a surrogate market and the combination of a multiple criteria analysis and a delphi panel to assign weights to the attributes', <i>Ecological Economics</i> , 50: 163–194.
2004	森林	フィンランド	CVM - DC	Pouta, E. (2004) 'Attitude and belief questions as a source of context effect in a contingent valuation survey', <i>Journal of Economic Psychology</i> , 25 (2): 229–242.
2004	野鳥、絶滅危惧種、森林	ノルウェー	CVM - OE、 CVM - PC	Veisten, K., Hoen, H.F., Navrud, S. and Strand, J. (2004) 'Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities', <i>Journal of Environmental Management</i> , 73 (4): 317–331.
2003	森林	米国	CVM - DC	Kramer, R.A., Holmes, T.P. and Haefele, M. (2003) 'Contingent valuation of forest ecosystem protection', in E.O. Sills and K.L. Abt (ed.) <i>Forests in a Market Economy</i> , Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
2003	湿原	スウェーデン	CVM - DC	Carlsson, F., Frykblomb, P. and Liljenstolpec, C. (2003) 'Valuing wetland attributes: an application of choice experiments', <i>Ecological Economics</i> , 47: 95–103.
2003	絶滅危惧種	南アフリカ共和国	市場価格法	Frazer, S.R., Cowling, R.M., Pressey, R.L., Turpie, J.K. and Lindenberg, N. (2003) 'Estimating the costs of conserving a biodiversity hotspot: a case study of the Cape Floristic Region, South Africa', <i>Biological Conservation</i> , 112 (1–2): 275–290.

2003	動物	ケニア	市場価格法、コンジョイント分析 (CE)	Scarpa, R., Ruto, E.S.K., Kristjanson, P., Radeny, M., Drucker, A.G., and Rege, J.E.O. (2003) 'Valuing indigenous cattle breeds in Kenya: an empirical comparison of stated and revealed preference value estimates', <i>Ecological Economics</i> , 45: 409–426.
2003	野鳥、絶滅危惧種、魚類、動物、森林	南アフリカ共和国	CVM - DC, CVM - OE	Turpie, J.K. (2003) 'The existence value of biodiversity in South Africa: how interest', <i>Ecological Economics</i> , 46: 199–216.
2003	森林	南アフリカ共和国、カナダ	市場価格法	Turpie, J.K., Heydenrych, B.J. and Lamberth, S.J. (2003) 'Economic value of terrestrial and marine biodiversity in the Cape Floristic Region: implications for defining effective and socially optimal conservation strategies', <i>Biological Conservation</i> , 112: 233–251.
2002	野鳥、絶滅危惧種、動物、森林	フィンランド	CVM - OE	Mäntymaa, E., Mönkkönen, M., Siikamäki, J. and Svento, R. (2002) 'Estimating the demand for biodiversity - vagueness band and open-ended questions', in E.C. van Ierland, H.P. Weikard and J. Wesseler (ed.) <i>Proceedings: Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics</i> , Wageningen University: Environmental Economics and Natural Resources Group.
2002	湿原、洪水対策、流域保全	フランス	CVM - DC, CVM - OE	Amigues J.P., Boutaloff, C., Desaignes, B., Gauthier, C. and Keith, J.E. (2002) 'The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept / willingness to pay contingent valuation approach', <i>Ecological Economics</i> , 43: 17–31.
2002	魚類	フィリピン	CVM - PC	Arin, T. and Kramer, R.A. (2002) 'Divers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: an exploratory study', <i>Oceans and Coastal</i>

				<i>Management</i> , 45: 171–183.
2002	森林	フィンランド	CVM - PC	Kniivilä, M., Ovaskainen, V. and Saastamoinen, O. (2002) ‘Costs and benefits of forest conservation: regional and local comparisons in Eastern Finland’, <i>Journal of Forest Economics</i> , 8: 131–150.
2001	動物、森林	英国	CVM - DC	Macmillan, D.C., Duff, E. and Elston, D.A. (2001) ‘Modelling the non-market environmental costs and benefits of biodiversity projects using contingent valuation data’, <i>Environmental and Resource Economics</i> , 18 (4): 391–410.
2000	海岸、魚類、動物	ジャマイカ、オランダ領アンティル	CVM - OE	Spash, C.L., ten Bosch, J.D.W., Westmacott, S. and Ruitenbeek, J. (2000) ‘Lexicographic preferences and the contingent valuation of coral reef biodiversity in Curacao and Jamaica’, in World Bank (ed.) <i>Integrated Coastal Zone Management of Coral Reefs: Decision Support Modeling</i> , Washington, DC: World Bank.
2000	野鳥	英国	コンジョイント分析 (CR)	Mourata, S., Ozdemiroglu, E. and Foster, V. (2000) ‘Evaluating health and environmental impacts of pesticide use: implication for the design of ecolabels and pesticide taxes’, <i>Environmental Science and Technology</i> , 34 (8): 1456–1460.
1999	農地保全、野鳥	英国	CVM - OE	Alvarez, B., Hanley, N., Wright, R. and MacMillan, D. (1999) ‘Estimating the benefits of agri–environmental policy: econometric issues in open-ended contingent valuation studies’, <i>Journal of Environmental Planning and Management</i> , 42 (1): 23–43.
1999	野鳥	米国	市場価格法	Montgomery, C.A., Pollak, R.A., Freemark, K., and White, D. (1999) ‘Pricing biodiversity’, <i>Journal of Environmental Economics and</i>

				<i>Management</i> , 38 (1): 1–19.
1997	農地保全、森林	フランス	CVM - DC	Bonnieux, F. and Goffe, P.L. (1997) 'Valuing the benefits of landscape restoration: a case study of the Cotentin in Lower-Normandy, France', <i>Journal of Environmental Management</i> , 50 (3): 321–333.
1997	森林	英国	コンジョイント 分析 (CR)	Garrod, G.D. and Willis, K.G. (1997) 'The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: a contingent ranking study', <i>Ecological Economics</i> , 21: 45–61.
1997	動物	英国	CVM - DC	White, P.C., Gregory, K.W., Lindley, P.J. and Richards, G. (1997) 'Economic values of threatened mammals in Britain: a case study of the otter <i>lutra lutra</i> and the water vole <i>arvicola terrestris</i> ', <i>Biological Conservation</i> , 82: 115–130.
1996	森林	Ecuador	市場価格法	Simpson, R.D., Sedjo, R.A. and Reid, J.W. (1996) 'Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research', <i>Journal of Political Economy</i> , 104 (3): 163–185.
1995	森林	コスタリカ	トラベルコスト 法、CVM - DC	Echeverria, J., Hanrahan, M. and Solorzano, R. (1995) 'Valuation of non-priced amenities provided by the biological resources within the Monteverde Cloud Forest Preserve, Costa Rica', <i>Journal of Environmental Management</i> , 24 (1): 41–51.
1994	農地保全、湿原、 野鳥、絶滅危惧 種、魚類、動物	米国	市場価格法	Fankhauser, S. (1994) 'The social costs of greenhouse gas emissions: an expected value approach', <i>The Energy Journal</i> , 15 (2): 157–184.

注：環境評価データベース EVRI (<http://www.evri.ca>) をもとに作成。市場価格法は市場財への実際の支払額をもとに評価、回避行動法は環境悪化の回避行動の費用をもとに評価、トラベルコスト法は訪問地までの旅費をもとに評価、ヘドニック法は環境が地代に及ぼす影響をもとに評価、CVM は環境変化の支払意思額をもとに評価、コンジョイント分析は複数の代替案に対する選好をたずねて評価。OE (自由回答

形式)、PC（支払カード形式）、DC（二肢選択形式）、CE（選択実験）、CR（仮想ランキング）。

表 3.1.2 環境価値評価の手法

評価手法	顕示選好法			顕示選好法	
	代替法	トラベルコスト法	ヘドニック法	CVM	コンジョイント分析
内容	環境財を市場財で置換するときの費用をもとに環境価値を評価	対象地までの旅行費用をもとに環境価値を評価	環境資源の存在が地代や賃金に与える影響をもとに環境価値を評価	環境変化に対する支払意思額や受入意志額をたずねることで環境価値を評価	複数の代替案を回答者に示して、その好ましさをたずねることで環境価値を評価
適用範囲	利用価値 水源保全、国土保全、水質などに限定	利用価値 レクリエーション、景観などに限定	利用価値 地域アメニティ、大気汚染、騒音などに限定	利用価値および非利用価値 レクリエーション、景観、野生生物、生物多様性、生態系など非常に幅広い	利用価値および非利用価値 レクリエーション、景観、野生生物、生物多様性、生態系など非常に幅広い
利点	必要な情報が少ない 置換する市場財の価格のみ	必要な情報が少ない 旅行費用と訪問率などのみ	情報入手コストが少ない 地代、賃金などの市場データから得られる。	適用範囲が広い 存在価値やオプション価値などの非利用価値も評価可能	適用範囲が広い 存在価値やオプション価値などの非利用価値も評価可能

問題点	環境財に相当する市場財が存在しない場合は評価できない	適用範囲がレクリエーションに関するものに限定される。	適用範囲が地域的なものに限定される 推定時に多重共線性の影響を受けやすい	アンケート調査の必要があるので情報入手コストが大きい バイアスの影響を受けやすい	アンケート調査の必要があるので情報入手コストが大きい バイアスの影響を受けやすい 最新の手法のため研究蓄積が少なく、信頼性が不明
-----	----------------------------	----------------------------	---	---	--

出典：栗山浩一（1997）を基に作成。

トラベルコスト法 (travel cost method) は、訪問地までの旅費をもとに訪問価値を評価する手法である。魅力の高いレクリエーション地であれば、高い旅費を支払ってでも訪問したいと考えるであろう。したがって、訪問者が支払った旅費には、訪問価値が反映されているはずである。そこで、旅費と訪問回数 (または訪問率) の関係を調べることで訪問価値を金銭単位で評価することが可能となる。トラベルコスト法は、旅費と訪問行動のデータのみから訪問価値を計測できることから、海外では多数の研究蓄積が存在し、国立公園管理など様々な環境政策で用いられてきた。ただし、トラベルコスト法の評価対象はあくまでも訪問行動に関係する価値に限定されるという欠点も存在する。たとえば、だれも訪れていない奥地の原生林の価値をトラベルコスト法で評価すると訪問者がいないことから価値はゼロとなってしまう。

ヘドニック法 (hedonic method) は、環境が代理市場に及ぼす影響を分析することで環境の価値を評価する手法である。代理市場としては土地市場や労働市場が使われる。たとえば、土地市場を用いる場合では、環境が地代に及ぼす影響を調べる。人々が住宅を選択するときには、駅までの距離や商店の数などを考慮するが、同時に周辺の大気汚染の状態も考慮するかも知れない。この場合、大気汚染の深刻な地域は人々が敬遠するため地代が低くなり、大気のきれいな地域は人気が集まって地代も高くなるであろう。この関係をもとに、大気汚染の改善効果を地代上昇額によって金銭単位で評価することが可能である。ヘドニック法は地代や賃金などの市場データをもとに評価できるものの、住宅選択や職業選択に影響しない環境の価値は評価できない。たとえば、地球温暖化や熱帯林破壊などの地球環境問題は、地球的規模で影響が発生することから、どの地域に住んだとしてもその被害を避けることはできず、したがってヘドニック法で評価することは難しい。

CVM は、環境変化に対する WTP をたずねることで環境の価値を評価する手法である。人々に環境の価値を直接たずねるため評価範囲が広く、景観、騒音防止、森林レクリエーション、水資源保全などの利用価値だけではなく、野生動物保全や生態系保全などの非利用価値も評価できる。CVM では環境の現状 (q_0) と変化後 (q_1) の状態を示し、この環境変化に対する支払意思額をたずねる。具体的には以下のような質問を行う。

環境が改善された場合

「環境改善に対する支払意思額」環境を現在の q_0 から q_1 に改善させる政策が計画中だとします。この政策を実施するためには、あなたは最大いくらまで支払う意志がありますか。

環境が悪化した場合

「環境悪化阻止に対する支払意思額」環境を現在の q_0 から q_1 に悪化させる政策が計画中だとします。この政策を中止するためには、あなたは最大いくらまで支払う意志がありますか。

図 3.1.1 は環境財の貨幣測度を示すものである。図 3.1.1 (A) は環境が改善された場合を示している。図の横軸は環境財の水準 (q)、縦軸は貨幣 (x) である。曲線は無差別曲線であり、この曲線上ではどれも同じ効用が得られる。環境財はプラスの効用を与え、環境財の水準が現在の q' から q'' へと改善されたとする。このとき、消費者の所得は M で一定なので、点 A から点 B へと移動し、消費者の効用は u' から u'' へと上昇する。ここで、環境が改善された q'' の水準のもとで、 CS の金額だけ消費者が支払うと、消費者の所得は $M - CS$ となり、点 C へと移動するため、効用水準は変化前の u' となる。したがって、図の CS が補償余剰に相当する。なお、環境改善の場合、この環境改善に対して支払っても構わない金額 (図の WTP) が補償余剰に相当する。図を用いて変化後の環境水準 q'' を増減させてみると、環境水準の増加によって効用が上昇するにつれて補償余剰も増加することが分かるだろう。このことから、補償余剰は環境変化による効用の増減を正しく反映する貨幣測度であるといえる。

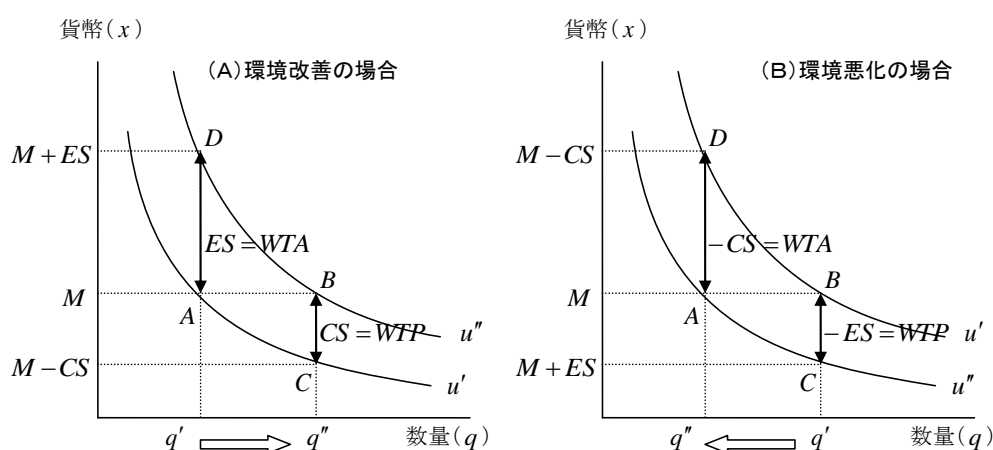


図 3.1.1 環境財の貨幣測度

次に、環境財の水準が現在の q' から q'' へと改善されることが決まっていたにもかかわらず、この計画が一方向的に中止されたとする。このとき、点 B から点 A へと戻るため効用水準は元の u' に戻る。ここで、消費者が ES の金額だけ受け取ると、所得は $M + CS$ となり点 D へと移動するため、環境が改善された後の効用水準 u'' が得られる。したがって、図の ES が等価余剰に相当する。等価余剰は、環境改善中止に対して少なくとも必要な補償額 (図の WTA) に等しい。等価余剰の場合も図から直ちに環境変化による効用変化を正しく反映できる貨幣測度であることが分かるだろう。ここでは環境改善の場合を示したが、同様に環境が悪化したときの補償余剰と等価余剰は図 3.1.1 (B) によって示されるので確認されたい。

支払意思額をたずねる際には、(1) 回答者に金額を自由に答えてもらう自由回答形式

(open-ended)、(2) オークションのように提示額を上下させて収束するまで繰り返す付け値ゲーム形式 (bidding game)、(3) 0 円、100 円、300・・・のようにいくつかの選択肢を提示して選んでもらう支払カード形式 (payment card)、(4) 提示額を示して支払うか否かを選んでもらう二肢選択形式 (dichotomous choice)、などの質問形式が実証研究では用いられている。これらの中で、二肢選択形式は、商品の価格を見て購入するか否かを決めるといった通常の消費行動に近い質問形式であることから、無効回答が比較的少ないという利点がある。さらに、一回だけ金額を提示する場合は、回答者が意図的に金額を過大評価または過小評価しようとする誘因も存在しない。これらのことから、今日では二肢選択形式が最もよく使われている。

CVM は利用価値だけではなく非利用価値も評価できることから、1990 年代に入ってから世界的に注目を集め、今日では国内でも様々な環境政策に使われるようになった。ただし、アンケートを用いて支払意思額をたずねる必要があるため、アンケートの内容によって評価額が影響を受ける現象 (バイアス) が発生する可能性がある。表 3.1.3 は CVM のバイアスを示している。これまでの実証研究の中で、CVM には多数のバイアスが生じる可能性があることが知られている。したがって、CVM を実施する際には、調査手順や調査票設計を慎重に行うことで、できるかぎりバイアスを少なくする配慮が必要である。とりわけ、アンケート調査を実施する前に、小規模の事前調査 (プレテスト) を繰り返し行うことは、バイアスを回避する上で非常に有効である。

コンジョイント分析 (conjoint analysis) は、複数の環境保全策の代替案を回答者に示して、その好ましさをたずねることで、環境の価値を属性単位に分解して評価する手法である。コンジョイント分析では、代替案の好ましさを点数で答えてもらう評定型 (rating based conjoint)、複数の代替案の中から最も好ましいものを選んでもらう選択実験 (choice experiment)、複数の代替案を好ましい順序に並び替えてもらう仮想ランキング (contingent ranking) が使われている。

コンジョイント分析は、CVM と同様に評価対象の範囲が広く、利用価値・非利用価値のどちらも評価可能である。また、CVM は特定の環境対策の価値を評価するのに対して、コンジョイント分析は複数の代替案別に評価できるという利点もある。しかし、コンジョイント分析は CVM と同様にアンケートを用いることからバイアスの影響を受けやすいという欠点を持っている。また、コンジョイント分析は最新の評価手法であり、研究蓄積が少ないため、評価結果の信頼性など不明な点も残されている。

表 3.1.3 CVM のバイアス

ゆがんだ回答を行う誘因によるもの	
戦略バイアス	環境財が供給されることは決まっているが、表明した金額に応じて課税額が決まるならば過小表明しようとする誘因が働く。逆に、課税額は一定だが、表明した金額に応じて環境財の供給が決まるならば過大表明する誘因が働く。
追従バイアス	相手に喜ばれるような回答をしようとする。
調査機関バイアス	回答者が調査機関にとって望ましい回答をしようとする。
質問者バイアス	質問者が喜びそうな回答をしようとする。
評価の手がかりとなる情報によるもの	
開始点バイアス	質問者が最初に提示した金額が回答に影響する。
範囲バイアス	支払意志額の範囲を示すと、それが回答に影響する。
関係バイアス	評価対象と他の財との関係を示すと、それが回答に影響する。
重要性バイアス	質問内容が評価対象の重要性を暗示すると、それが回答に影響する。
位置バイアス	質問順序が評価対象の価値の順序を暗示していると受け取る。
シナリオ伝達ミスによるもの	
理論的伝達ミス	提示したシナリオが経済理論的あるいは政策的に妥当ではない。
評価対象の伝達ミス	回答者の受け取った内容が質問者の意図したものとは異なる。
シンボリック・バイアス	調査者が意図した財とは異なる何かシンボリックなものを回答する。
部分全体バイアス	調査者の意図する財よりも大きい、あるいは小さい財について回答する。
地理的部分全体バイアス	調査者の意図する財の地理的範囲よりも大きい、あるいは小さい範囲の財について回答する。
便益部分全体バイアス	評価対象の便益の及ぶ範囲が、調査者の意図する範囲よりも大きいあるいは小さい。
政策部分全体バイアス	調査者の意図した政策内容よりも包括的、あるいは部分的な政策内容について回答者が想定する。

	測度バイアス	評価測度が調査者の意図したものとは異なる。
	供給可能性バイアス	評価対象の供給可能性が調査者の意図したものとは異なる。
	状況伝達ミス	提示する仮想的市場の状況が調査者の意図するものとは異なる。
	支払手段バイアス	支払手段が調査者の意図とは異なって認識されたり、支払手段そのものが価値を持つ。
	所有権設定バイアス	評価対象の所有権が調査者の意図とは異なる。
	供給方法バイアス	評価対象の供給方法が調査者の意図とは異なって認識されたり、供給方法そのものが価値を持つ。
	予算制約バイアス	回答者が支払うと答えると、他の財を購入できる金額が低下することを、調査者の意図した通りに回答者に伝えられない。
	評価質問方法バイアス	評価対象が提供される代わりに現実に最大支払っても構わない金額を答えるという状況設定が適切に伝えられない。
	説明内容バイアス	評価対象を説明するために、事前に回答者に示す内容が回答に影響を与える。
	質問順序バイアス	複数の財をたずねると、前の質問に答えた金額にさらに支払うと回答者が想定する。
サンプル設計とサンプル実施バイアス		
	母集団選択バイアス	選択された母集団が、評価対象財の便益や費用が及ぶ範囲から見たときに不適切。
	サンプル抽出枠バイアス	サンプル抽出に用いるデータ（住民台帳、電話帳など）が、母集団のすべてを反映していない。
	サンプル非回答バイアス	支払意志額を答えた回答者と答えていない回答者で統計的に有意な差がある。質問すべてを回答しない場合と、支払意志額の質問のみ回答しない場合がある。
	サンプル選択バイアス	評価対象についての関心が高いほど有効回答が高くなる傾向がある。
推量バイアス		
	時間選択バイアス	質問を行う時期によって評価額が影響を受ける。
	集計順序バイアス	
	地理的集計順序バイアス	地理的に離れている評価対象の支払意志額を不適切な順序でたずねて集計してしまう。

	複数財集計順序バイアス	複数の評価対象の支払意志額を不適切な順序でたずねて集計してしまう。
--	-------------	-----------------------------------

注：R.C.ミッチェルと R.T.カーソン／環境経済評価研究会訳（2001）を基に作成。

これらの評価手法の中で、生態系サービスの価値を評価するにはどの手法を用いるべきだろうか。まず、顕示選好法は非利用価値を評価できないことから、生態系サービスの価値を評価するのは難しい。絶滅危惧種を保全することで生物多様性を守る対策の価値を評価する場合、生物種の絶滅を人工物で代替することは不可能なので代替法では評価できない。熱帯林を訪問したことのない人であっても熱帯林の生物多様性を守りたいと考えている人がいるならば、生態系サービスは訪問行動とは関係しないのでトラベルコスト法では評価できない。そして、生物多様性損失の影響は地球的規模で発生することから住宅選択行動には影響が見られず、したがってヘドニック法でも評価できない。

したがって、生態系サービスの価値を評価するためには、非利用価値の評価可能な表明選好法を用いる必要がある。CVM の場合、生物多様性を守るための具体的な保全政策を回答者に示し、この保全政策を実施するためにいくら支払うかをたずねることで生態系サービスの価値を金銭単位で評価することが可能である。また、コンジョイント分析の場合は、生物多様性の保全政策に関して複数の代替案を回答者に示して、どれが好ましいかをたずねることで各代替案別に生態系サービスの価値を評価することが可能である。ただし、これらの手法はアンケートを用いることから、調査票や調査手順に問題があるとバイアスが発生して評価額の信頼性が低下する可能性があることに注意が必要である。

3.2. 宮城県蕪栗沼における生態系サービスの経済価値評価

平成 22 年度には、宮城県蕪栗沼を対象に生態系サービスの価値を評価した。

3.2.1. 評価対象

蕪栗沼とその周辺の水田は、日本に飛来するガン類の約 8～9 割が冬を過ごす場所として知られている。このうち 423 ヘクタールが、2005 年にラムサール条約登録湿地して登録されている。蕪栗沼に特徴的なものとして、「ふゆみずたんぼ」がある。通常、水田は冬の時期は乾燥しているが、この地域では周辺農家と協力して冬の時期にもたんぼに水を張っている。これにより、周辺地域の水田も渡り鳥の生息地として利用することが可能になり、渡り鳥が餌をとる場所も分散することが可能となる。蕪栗沼では、NGO や周辺農家の協力などにより、ガン類の飛来数が次第に増加し、10 年間で飛来数が 7 倍以上となっている。

3.2.2. アンケート調査

こうした蕪栗沼と周辺地域で、生態系保全策を実施することの価値を評価することを目的に CVM と選択実験による調査を実施した。調査票設計については、平成 21 年 11 月に実施した現地調査をもとに CVM の調査シナリオと選択実験の属性・水準を検討した。その結果、水鳥の飛来数を維持することの価値を CVM で評価し、湿地保全・ふゆみずたんぼ・観測施設整備などの保全策を選択実験で評価することにした。

ここでは、平成 22 年 2 月に行われたアンケート調査のデータを分析した。調査方法はインターネットを利用したウェブ調査である。調査対象は全国の一般市民のうち調査会社のモニタとして登録されている人である。回収サンプル数は 3,257 人であった。回答者の平均年齢は 39.5 歳であり、性別比率は男性 48 パーセント、女性 52 パーセントであった。

「ラムサール条約」という条約の名前については 72 パーセントの回答者が知っていたが、ラムサール条約が特に水鳥の生息地として重要な湿地を保全するための国際条約であることを知っていたのは 48 パーセントであった。蕪栗沼とその周辺水田については、ラムサール条約登録湿地であることについて知っていたのはわずか 2 パーセントにすぎないが、この地域を渡り鳥のための保全活動を行うことに対しては「非常に重要」と回答したのが 39 パーセント、「重要」と回答したのが 54 パーセントを占めており、この地域の保全が重要と考える人は全国的に広がっている。

3.2.3. CVM による評価

この調査では、水鳥の飛来数を維持することの価値を評価するために CVM を用いた。水鳥の飛来数の推移を示した上で、以下の質問を行った。

以下は仮の質問です。現在は地域住民のボランティアによって水鳥を守る活動が行われていますが、財源不足により保護活動ができなくなったとします。保護活動が行われなくなると、10年前の1万羽まで飛来数が減少してしまうとします。そこで、現在の飛来数を維持するために、「蕪栗沼水鳥保全基金」を設置し、皆さんから募金を集めるとします。この基金のお金は、蕪栗沼周辺に飛来する水鳥を保護することのみに使われます。この基金に募金すると、あなたの自由に使える金額が募金した分だけ少なくなることにご注意ください。

Q12. 蕪栗沼の水鳥を保護し、現在の飛来数を維持するためには、あなたの世帯に毎年****円だけ負担してもらう必要があるとします。募金を集める期間は今後10年間だけとします。あなたは、蕪栗沼の水鳥を守るために、毎年****円だけ支払ってもかまいませんか。

はい いいえ (ひとつだけ)

金額の部分は100、200、500、1,000、2,000、5,000の6種類の金額の中からひとつがランダムに各回答者に示される。回答者は提示された金額に対して「はい」または「いいえ」のどちらか一つを選択する。このように提示額に対して「はい」または「いいえ」のどちらかを選択する形式は二肢選択形式と呼ばれている。提示された金額と回答の関係を統計的に推定することで、回答者のWTPを推定する。

推定された支払意思額は中央値では一世帯あたり917円/年、平均値では2,004円/年であった。この支払意思額は一世帯あたりの金額なので、これに対象世帯数をかけることで集計価値が算出される。なお、平均値は想定する関数形の影響を受けやすく、しばしば過大評価になる傾向があるため、環境政策にCVMを用いる際には中央値が採用されることが多い。

3.2.4. 選択実験による評価

蕪栗沼と周辺水田の保全策を検討する際には、湿地の保全面積、周辺水田の「ふゆみずたんぼ」の面積、水鳥の観察施設などを考慮する必要がある。そこで、選択実験を用いて蕪栗沼の保全策を評価した。

選択実験を実施するには、まず評価対象の保全策を構成する属性と水準を決める必要がある。属性として「蕪栗沼の湿地面積」、「ふゆみずたんぼ」の面積、「水鳥の観察施設」、そして「負担額」の4種類を用いた。「湿地面積」は、主に水鳥の生息場として使われることから非利用価値に分類される。「ふゆみずたんぼ」は水田としての利用価値と、水鳥の生息場としての非利用価値の両方の性質を持つ。そして「水鳥の観察施設」は、エコツーリズムとしての利用価値の性質を持つ。したがって、これらの属性を用いることで、蕪栗

沼の生態系サービスの利用価値と非利用価値の関係を明らかにすることが可能となる。ここでは表 3.2.1 のような属性・水準を用いた。

表 3.2.1 属性および水準（蕪栗沼）

属性	水準
蕪栗沼の湿地面積	18ha（全体の 12%）、62ha（現状（全体の 40%））、90ha（全体の 60%）、120ha（全体の 80%）、150ha（全体の 100%）、
ふゆみずたんぼ	0ha、22ha（現状）、50ha（現状の約 2 倍）、100ha（現状の約 4 倍）、250ha（現状の約 10 倍）
水鳥の観測施設	なし、あり
基金（年・円）	100、200、500、1,000、2,000、5,000

次に、選択実験では、プロフィール設計を行う必要がある。プロフィールとは、各属性の水準値を組み合わせたものであり、ここでは仮想的な保全策に相当する。プロフィール設計には様々な方法が提案されているが、ここでは標準的な直交表による設計を行った。以下の図 3.2.1 は、選択実験の設問例を示したものである。選択実験では、複数の代替案を回答者に提示し、その中でもっとも好ましいものを選んでもらう。回答者に示した内容と回答との関係を統計的に分析することで、代替案別に価値を評価することが可能となる。ここでは図のように 3 つの対策を示した。このうち対策 3 は現状を意味しており、毎回の設問で固定されている。このような選択実験の設問を一人につき 8 回、繰り返して実施した。

	対策 1	対策 2	対策 3
蕪栗沼の湿地面積	62ha 現状（全体の 40%）	150ha 全体の 100%	62ha 現状（全体の 40%）
ふゆみずたんぼ	0ha	50ha 現状の約 2 倍	22ha 現状
水鳥の観察施設	あり	なし	なし 現状
基金への負担額 1 世帯あたり年額	1000 円	500 円	0 円

もっとも好ましいものをひとつだけ○

↓	↓	↓
1	2	3

図 3.2.1 選択実験の設問例

この設問の回答データをもとに限界支払意思額を算出した（表 3.2.2）。宮城県サンプルでは「湿原保全」と「ふゆみずたんぼ」は有意ではなく、「湿原保全」や「ふゆみずたんぼ」の面積は、地元である宮城県住民にはほとんど影響していないことが示された。一方、「水鳥の観察施設」は 1,721 円と高い値を示しており、この結果は、地域住民は蕪栗沼に対して非利用価値よりも利用価値を重視していることを示唆している。

これに対して、宮城県以外サンプルは、「湿原保全」が 100 ヘクタールあたり 857 円、「ふゆみずたんぼ」が 100 ヘクタールあたり 249 円と宮城県サンプルよりも高い値を示しているのに対して、「水鳥の観察施設」は 181 円と低い値にとどまっている。この原因としては、宮城県以外の一般市民は、蕪栗沼から遠く離れているため水鳥の観察施設を利用する可能性が低く、利用価値よりも非利用価値を重視していると考えられる。

このように、水鳥の観察施設などの利用価値は訪問者のみに価値が発生することから地域限定的であるのに対して、湿原保全などの非利用価値は、地元だけではなく広い地域に価値が及んでおり、もしも開発などにより湿原が失われるとその影響は場合によっては全国的に広がる可能性があることに注意が必要である。

3.2.5. 生態系サービスの価値と選好の多様性

このように、環境の価値は、利用価値と非利用価値で性質が大きく異なっている。利用価値の受益者は、利用者に限定されるため地域限定的となる。たとえば、水鳥の観光施設

表 3.2.2 限界支払意思額

全サンプル

湿原保全	858.24 円/100ha	[796 - 917]
ふゆみずたんぼ	248.84 円/100ha	[220 - 282]
水鳥の観測施設	177.93 円	[131 - 226]

宮城県サンプル

湿原保全	-315.27 円/100ha	[-3728 - 1696]
ふゆみずたんぼ	-602.63 円/100ha	[-2591 - 397]
水鳥の観測施設	1,721.15 円	[286 - 3894]

宮城県以外サンプル

湿原保全	856.88 円/100ha	[795 - 918]
ふゆみずたんぼ	248.97 円/100ha	[220 - 277]
水鳥の観測施設	180.80 円	[134 - 227]

注：[]内は 95%信頼区間

の価値は訪問者だけで発生する。

一方、非利用価値の受益者は広い範囲に存在し、場合によっては全国まで広がる可能性がある。生態系サービスの価値には非利用価値が含まれるため、訪問したことがない人であっても保護すべきと考える人は多い。しかし、一方では、生態系サービスに対しては、まったく関心を示さず、保護する必要はないと考える人も存在する。

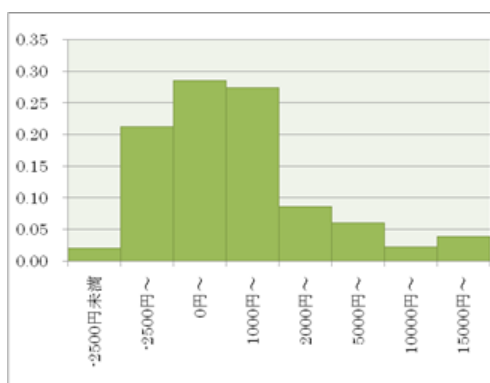
したがって、生態系サービスに対しては、様々な価値観が存在することから、環境価値における個人差を適切に考慮して分析モデルを構築する必要がある。ここでは潜在クラスモデルによって生態系サービスに対する選好の多様性を分析した。潜在クラスモデルは、回答者が異なる選好を持つ複数の集団（クラス）によって構成されると想定し、それぞれのクラス別に選好パラメータを推定することで選好の多様性をモデル化する。

潜在クラスロジットモデルを用いて推定された各属性の支払意思額の分布について検討した（図 3.2.2）。まず、「湿原保全」について見ると、0～2,000 円程度を中心に、広い範囲に限界支払意思額が分布しており、中には 1 万円を超える人も存在することが分かる。一方、逆に限界支払意思額がマイナスであり、湿原を保全すべきではないとの意見を持っている人もいることが示されている。このように、湿原保全などの非利用価値に関しては、様々な意見が存在することから限界支払意思額も分散が大きい分布となっていると考えられる。このことは、湿原保全策を実行すると、意見の対立が生じる可能性が高く、慎重に保護策を検討する必要があるといえるだろう。

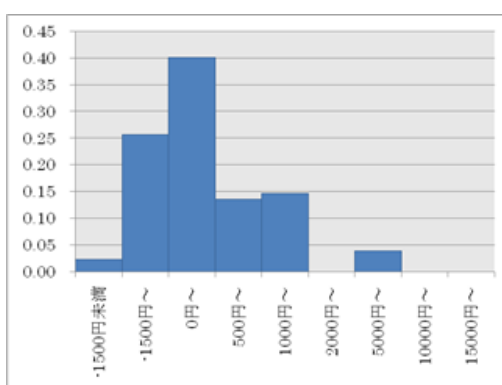
次に、「ふゆみずたんぼ」の限界支払意思額は 0～500 円程度がもっとも多く、1 万円を超えるものは見られない。湿原保全に比べると、限界支払意思額の分散が小さくなっていることが分かる。これは「ふゆみずたんぼ」は利用価値と非利用価値の両方の性質を持っていることが影響していると考えられる。

最後に、「水鳥の観察施設」の限界支払意思額の分布を見てみると、1,000～2,000 円と、-3,000～-2,000 円の 2 カ所に分布のピークが見られる。つまり、水鳥の観察施設に対しては、プラスの価値を持つグループとマイナスの価値を持つグループが存在している。たとえば、地元の宮城県住民は、水鳥の観察施設ができることで、訪問価値が高まると考えて、プラスの限界支払意思額を示したと考えられる。一方、その他の地域では、蕪栗沼を訪問する可能性は低く、訪問価値は低くならざるをえない。逆に、水鳥の観察施設を整備することで訪問者が増加し、生態系に悪影響が生じる可能性を危惧し、観察施設を整備すべきではないと考える人もいるだろう。このことが、マイナスの価値をもたらしたと考えられる。

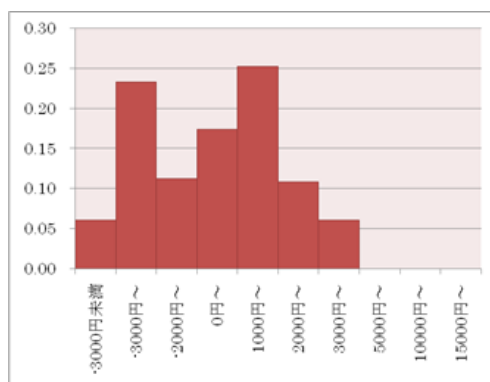
このように、潜在クラスモデルを用いて選好の多様性を考慮することで、限界支払意思額の分布を調べるのが可能となる。これにより蕪栗沼の保全策を実施したときに、様々なタイプの人々にどのような影響を及ぼすのかを考察することが可能となることが示された。



(1) 湿原保全の支払意思額の分布



(2) ふゆみずたんぼの支払意思額の分布



(3) 水鳥の観察施設の支払意思額の分布

図 3.2.2 支払意思額の分布から見た環境価値の多様性

3.3. 全国規模での生態系サービスの経済価値評価

平成 22 年度から平成 23 年度にかけ、全国規模で生物多様性を保全したときの効果を計測するための評価シナリオを検討するとともに、選択実験の統計分析を実施した。

3.3.1. モデル

1) 条件付きロジットモデル

回答者 n は、対策 j を実施したときに効用 U_{nj} を得るとする。そして回答者は最も効用の高い対策を選択するとする。このとき、対策 j が選択される確率は

$$P_{nj} = \Pr(U_{nj} > U_{nk}, k \neq j)$$

によって示される。また効用 U_{nj} は観察可能な部分 V_{nj} と誤差項 ε_{nj} によって構成されるとする。すなわち

$$U_{nj} = V_{nj} + \varepsilon_{nj} = \boldsymbol{\beta}' \boldsymbol{x}_{nj} + \varepsilon_{nj}$$

となる。ただし、 \boldsymbol{x}_{nj} は対策 j の属性ベクトルであり、本研究では、保護林面積率、環境保全型農業率、自然公園面積率、湿地保全面積率、絶滅危惧種数、負担額が相当する。 $\boldsymbol{\beta}$ は効用パラメータ（重み付け係数）のベクトルであり、各属性を一単位増加させたときの効用の変化分を示している。ここで、誤差項が第一種極値分布に従うと仮定すると、条件付きロジットモデルとなり、対策 j が選択される確率は以下のとおりとなる。

$$P_{nj} = L_{nj}(\boldsymbol{\beta}) = \frac{\exp(\boldsymbol{\beta}' \boldsymbol{x}_{nk})}{\sum_k \exp(\boldsymbol{\beta}' \boldsymbol{x}_{nk})}$$

効用パラメータの推定は最尤法により行われる。すなわち、以下の対数尤度関数が最大となるようにパラメータ $\boldsymbol{\beta}$ の推定が行われる。

$$\log L = \sum_n \sum_j \delta_{nj} \ln P_{nj}$$

ただし、 δ_{nj} は回答者 n が対策 j を選択したときに 1、それ以外ときに 0 となるダミー変数である。環境負荷の金銭換算は以下の式を用いる。

$$MWTP_q = \frac{\beta_q}{\beta_c}$$

ただし、 $MWTP_q$ は限界支払意思額であり、環境属性 q を一単位増加させたときの支払意思額の増加分を示している。 β_q は環境属性の効用パラメータであり、 β_c は負担額の効用パラメータである。

2) ランダムパラメータ・ロジットモデル

選択実験では、これまではシンプルな「条件付きロジットモデル」が使われることが多いが、条件付きロジットモデルはすべての回答者に対して同一の効用パラメータが仮定されていた。しかし、環境に対する価値観は人によって大きく異なる可能性がある。たとえば、生物多様性に対しては、非常に重視する人もいれば、全く関心を示さない人もいるだろう。このように環境に対しては選好の異質性が存在するため、回答者の異質性を考慮する必要がある。そこで、選択実験の近年の研究では、こうした回答者の異質性を考慮するためのモデルの改良が進められてきた。回答者の異質性を考慮するモデルとしては、ランダムパラメータ・ロジットモデル、潜在クラスモデル、階層化ベイズモデルが提案されている（栗山・庄子、2005；Train, 2009）。

ランダムパラメータ・ロジットモデル（random parameter logit model）は、回答者の効用パラメータが正規分布などの確率分布にしたがって変動することを想定したモデルである⁵⁰。ランダムパラメータ・ロジットモデルでは、効用パラメータの平均値と標準偏差の両方を推定することができる。回答者 n の効用パラメータを β_n とする。各個人の効用パラメータを直接観察することはできないが、ある確率密度関数 $f(\beta|\Omega)$ に従うと仮定しよう。ただし、 Ω は平均や標準偏差など確率密度関数の特徴を示すパラメータである。このとき、対策 j が選択される確率は、

$$P_{nj} = \int \frac{\exp(\beta'x_{nj})}{\sum_k \exp(\beta'x_{nk})} f(\beta) d\beta$$

となる。この選択確率を計算するには積分計算が必要だが、以下の方法で選択確率を近似することが可能である。（1）確率密度関数 $f(\beta|\Omega)$ に従う β を抽出し、 β^r とする。（2）抽出された β^r を使ってロジット選択確率 $L_{nj}(\beta^r)$ を計算する。（3）これを R 回繰り返し計算し、平均をとる。これにより選択確率は以下の式で近似することができる。

⁵⁰ ランダムパラメータ・ロジットモデルは、混合ロジットモデル（mixed logit model）と呼ばれることもある。

$$P_{nj} = \frac{1}{R} \sum_r L_{nj}(\beta^r)$$

ランダムパラメータ・ロジットモデルでは、選択確率に積分計算が必要であり、厳密に選択確率を示すことが困難なため、数百回～数千回におよぶ繰り返し計算をともなうシミュレーションを用いた推定が必要である。標準的な乱数を用いたシミュレーション推定では、1,000回以上の繰り返し計算が必要となるため、ハルトン抽出 (halton draw) など少ない繰り返し回数で効率的に推定を行うための方法が提案されている (Train, 2009)。

3) 潜在クラスモデル

ランダムパラメータ・ロジットモデルは回答者の選好の多様性が存在することを示すことができるが、その要因まで明らかにすることはできない。潜在クラスモデルは、回答者がいくつかのクラスによって構成されると想定し、各クラス別の効用パラメータを推定するモデルである。各クラスの効用パラメータを見ることで各クラスの特徴を調べることができる。

まず、回答者がグループ s に所属する確率を π_s とする。グループ s に所属する回答者の効用パラメータを β^s とする。このとき、選択確率は以下のとおりとなる。

$$P_{nj} = \sum_{s=1} \pi_s L_{nj}(\beta^s)$$

なお、所属確率 π_s は直接推定することも可能だが、個人属性などによって構成されるメンバーシップ関数を用いて所属確率を推定することも可能である。

潜在クラスモデルでは、グループごとに効用パラメータを推定することができることから回答者の異質性を把握することが可能である。またランダムパラメータ・ロジットモデルのようにシミュレーション推定を用いる必要はなく、通常最尤推定によりパラメータの推定が行われる。ただし、グループごとに効用パラメータや所属確率を推定するため、グループ数が多くなると多数のパラメータを推定する必要があり、しばしば推定が不安定になることが知られている。そこで、安定的に推定を行うために、各グループに分解して推定を逐次的に行うEMアルゴリズム (Expectation-maximization algorithms) の適用が提案されている (Train, 2008; Train, 2009)。

まず、回答者 n がどのクラスに属するかを知っているとしよう。回答者 n がクラス s に属するときに 1 となるダミー変数を d_{ns} とする。このとき尤度関数および対数尤度関数は以下のとおりとなる。

$$L = \prod_n \prod_s [\pi_{ns} L_n(\boldsymbol{\beta}^s)]^d$$

$$\ln L = \sum_n \sum_s d_{ns} \ln L_n + \sum_n \sum_s d_{ns} \ln \pi_{ns}$$

調査者は、回答者がどのクラスに属するのかを観測できないため、対数尤度関数の期待値を用いて推定を行う。

$$E[\ln L] = \sum_n \sum_s h_{ns} \ln L_n + \sum_n \sum_s h_{ns} \ln \pi_{ns} \quad (3.3.1)$$

ただし、 h_{ns} は回答者の選択データのもとで回答者がクラス s に属する条件付き確率であり、ベイズの定理を用いると次式によって示すことができる。

$$h_{ns} = \frac{\pi_{ns}(\theta) L_n(\boldsymbol{\beta}^s)}{P_n(\theta)} \quad (3.3.2)$$

EM アルゴリズムは、回答者のクラス所属確率 h_{ns} を所与として対数尤度 (3.3.1) を最大化し、推定されたパラメータをもとに式 (3.3.2) を用いて h_{ns} を更新するプロセスを反復することで推定値を得る。

3.3.2. 属性および水準と選択実験の設問例

本研究で用いた属性および水準は表 3.3.1 のとおりである。全国の生物多様性保全政策を検討するため、評価対象としては森林、農地、自然公園、湿地、絶滅危惧種の保全を用いた。

第 1 に、森林については、全国の森林のうち保護林の占める割合を用いた。森林の保護政策には保安林や保護林など様々な政策が存在するが、保護林には森林生態系保護地域など生物多様性に直接的に関係するものが多いことから保護林面積を用いた。平成 21 年度「森林・林業白書」によれば、2009 年の保護林面積は 781,000 ヘクタールであり、これは全国の森林面積 25,097,000 ヘクタールの約 3 パーセントに相当する。これを現状とし、現状維持、現在の 2 倍を保全、現在の 5 倍を保全、現在の半分に縮小した場合を水準として設定した。

第 2 に、農地については全国の耕地のうち環境保全型農業の占める割合を用いた。平成 21 年度「食料・農業・農村白書」によれば、有機 JAS 制度の認定を受けた圃場は、2009

年4月現在、田 2,810 ヘクタール、畑 5,777 ヘクタールであり耕地面積全体の 0.2 パーセントである。これを現状とし、現状維持、現在の 2 倍を保全、現在の 5 倍を保全、現在の半分に縮小した場合を水準として設定した。

第 3 に、自然公園については国立公園および国定公園が全国の土地面積に占める割合を用いた。平成 21 年度「環境・循環型社会・生物多様性白書」によれば、全国の自然公園面積 3,450,000 ヘクタール（国立公園面積 2,088,000 ヘクタール、国定公園面積 1,362,000 ヘクタール）であり、これは全国の土地面積の約 9 パーセントに相当する。これを現状とし、現状維持、現在の 2 倍を保全、現在の半分に縮小した場合を水準として設定した。なお、自然公園を現在の 5 倍に拡大することは非現実的と考えられることから、現在の 5 倍を保全するシナリオは設定しなかった。

第 4 に、湿地については、ラムサール条約登録湿地が全国の土地面積に占める割合を用いた。平成 21 年度「環境・循環型社会・生物多様性白書」によれば、ラムサール条約登録湿地面積は 131,000 ヘクタールであり、これは全国の土地面積の約 0.3 パーセントに相当する。これを現状とし、現状維持、現在の 2 倍を保全、現在の 5 倍を保全、現在の半分に縮小した場合を水準として設定した。

第 5 に、絶滅危惧種については、絶滅危惧種数の比率を水準として用いた。環境省レッドリストによると国内の絶滅危惧種は 3,155 種であり、これは日本の野生動植物の約 3 割に相当する。これを現状とし、現状維持（3 割）、現状より改善（2 割）、現状より悪化（4

表 3.3.1 属性および水準（全国調査）

	現状維持	現在の 2 倍を保全	現在の 5 倍を保全	現在の半分に縮小		
保護林面積率 （森林のうち保護林の占める割合）	3%	6%	15%	1.5%		
環境保全型農業 （農地のうち環境保全型農業の占める割合）	0.2%	0.4%	1.0%	0.1%		
自然公園面積 （国土のうち自然公園の占める割合）	9%	18%		4.5%		
湿地保全面積 （国土のうちラムサール条約登録湿地面積の割合）	0.3%	0.6%	1.5%	0.15%		
絶滅危惧種数	現状維持 3 割が絶滅の可能性	現状より改善 2 割が絶滅の可能性	現状より悪化 4 割が絶滅の可能性			
負担額	0,	1,000,	2,000,	5,000,	10,000,	20,000

定結果を示している。まず条件付きロジットモデル (Model 1) から見てみよう。推定された効用パラメータはすべて1パーセント水準で有意であり、符号条件も満たされている。保護林面積率、環境保全型農業率、自然公園面積率、湿地保全面積率の符号はプラスであり、絶滅危惧種数と負担額はマイナスである。なお、環境属性はいずれも単位がパーセントで共通であることから、環境属性のパラメータの大きさは、そのまま各環境属性の重要性を反映している。

次にランダムパラメータ・ロジットモデル (Model 2) を見てみよう。ランダムパラメータ・ロジットモデルでは、平均値パラメータと標準偏差パラメータが推定される。シミュレーションでは100回のハルトンドローを用いた。ランダムパラメータ・ロジットモデルでは、回答者間でパラメータの確率的変動が許容されるが、本研究の選択実験では同一の回答者が8回の選択を行っているため、同一の回答者には同一のパラメータを想定した。負担額に関しては固定パラメータを想定した。

推定結果は、条件付きロジットモデルと同様に全ての変数が1パーセント水準で有意であり、かつ符号条件も満たされていた。環境属性の標準偏差はいずれも有意であり、生物多様性に関する環境属性には回答者間の選好の多様性が存在することを示唆している。

表3.3.2 推定結果

	Model 1		Model 2	
	条件付きロジット		ランダムパラメータ・ロジット	
	Parameter		Mean	Std. Dev.
保護林面積率 (%)	0.0424 *** (14.32)		0.1132 *** (20.22)	0.0806 *** (8.71)
環境保全型農業率 (%)	0.3916 *** (9.25)		1.3630 *** (19.71)	0.7804 *** (5.29)
自然公園面積率 (%)	0.0176 *** (6.23)		0.0492 *** (11.16)	0.0394 *** (3.65)
湿地保全面積率 (%)	0.1912 *** (6.41)		0.6435 *** (10.57)	1.0422 *** (11.44)
絶滅危惧種数 (%)	-0.0344 *** (-17.29)		-0.0764 *** (-18.82)	0.0933 *** (18.04)
負担額 (1000 円)	-0.0773 *** (-30.34)		-0.5783 *** (-20.37)	
対数尤度	-8788.3		-7844.8	
N	8704		8704	

注：() 内は t 値

表3.3.3 限界支払意思額

		Model 1 条件付きロジット	Model 2 ランダムパラメータ ロジット
保護林面積率 (%)	円/%	549 [477 - 626]	196 [172 - 221]
環境保全型農業率 (%)	円/%	5068 [3971 - 6112]	2357 [2036 - 2698]
自然公園面積率 (%)	円/%	228 [154 - 303]	85 [69 - 104]
湿地保全面積率 (%)	円/%	2474 [1693 - 3206]	1113 [869 - 1405]
絶滅危惧種数 (%)	円/%	-446 [-504 - -393]	-132 [-149 - -117]

注：[] 内は 1000 回のモンテカルロ・シミュレーションにより推定した 95%信頼区間

表 3.3.3 は、推定された限界支払意思額を示している。これによると、環境保全型農業率の改善が最も高く、次に湿地保全面積率の改善が続いている。この原因としては、環境保全型農業率の現状は 0.2 パーセント、湿地保全面積率の現状は 0.3 パーセントと他に比べて低く、対策が遅れていることから、対策を実施すべきと考えている回答者が多いことが考えられる。なお、条件付きロジットモデルおよびランダムパラメータ・ロジットモデルを比べると、条件付きロジットモデルの限界支払意思額はランダムパラメータ・ロジットモデルよりも有意に高い。このことは、生物多様性保全に対しては選好の多様性が存在することから、全ての回答者に同一の効用パラメータを仮定した条件付きロジットモデルでは、限界支払意思額が過大評価される可能性があることを示唆している。

ランダムパラメータ・ロジットモデルの推定結果は、生物多様性保全に対しては回答者間の選好の多様性が存在することを示している。そこで、潜在クラスモデルにより、各クラスごとに効用パラメータを推定し、どのような回答者が何を重視しているのかを分析しよう。潜在クラスモデルでは、メンバーシップ変数を用いてクラス所属確率を計算する方法と、回答者のクラス所属確率を直接推定する方法が提案されているが、ここではクラス所属確率を直接推定する方法を採用した。

潜在クラスモデルでは、まずクラス数を指定する必要がある。クラス数の決定には、AIC（赤池情報量基準）や BIC（ベイズ情報量基準）などの指標が最小となるクラス数が用いられることが多いが、このクラス数のもとで推定された効用関数やメンバーシップ関数の符号条件が理論的予測と整合的か否かを調べることも重要である。各指標の定義は以下のとおりである。

AIC (Akaike Information Criterion)	$-2LL + 2K$
AIC3 (AIC with a penalty factor of 3)	$-2LL + 3K$
crAIC (corrected AIC)	$-2LL + \left[2 + \frac{2(K+1)(K+2)}{N-K-2}\right]K$
BIC (Bayesian Information Criterion)	$-2LL + \ln(N)K$

ただし、 LL は対数尤度、 K はパラメータ数、 N は観測数である。

表 3.3.4 はクラス数を変化させたときの各指標を示したものである。これによると AIC および AIC3 はクラス数 14 が最適であることを示しているのに対して、crAIC はクラス数 7、BIC はクラス数 10 が最適であることを示している。crAIC はサンプル数が少ないときに有効となる指標であるが、ここでは回答者数は 1,088 人でありサンプル数が十分多いことから、crAIC は妥当ではないと考えられる。Andrews and Currim (2003) は、モンテカルロシミュレーションによりクラス数の決定には AIC3 が最も優れた指標であることを示した。そこで、ここでも AIC3 が最適としたクラス数 14 を採用した。

表 3.3.5 は、クラス数が 14 のときの潜在クラスロジットモデルの推定結果を示している。推定に必要なパラメータ数が多いことから、推定には EM アルゴリズムを用いた。回答者の中で最も高い比率を占めるクラス 1 は、環境属性よりも負担額を重視する回答者である。

このクラスは、環境保全型農業以外の環境属性は非有意であり、生物多様性保全にはコ

表3.3.4 クラス数の決定

クラス数	LL	AIC	AIC3	crAIC	BIC
1	-8788.38	17588.76	17594.76	17589.38	17618.71
2	-7683.75	15393.5	15406.5	15398.59	15458.4
3	-7322.37	14684.73	14704.73	14702.07	14784.57
4	-7205.89	14465.79	14492.79	14507.19	14600.58
5	-7114.2	14296.39	14330.39	14377.84	14466.12
6	-7041.77	14165.54	14206.54	14307.26	14370.22
7	-6964.57	14025.13	14073.13	14251.7	14264.75
8	-6919.53	13949.05	14004.05	14289.62	14223.62
9	-6856.4	13836.81	13898.81	14325.06	14146.32
10	-6816.26	13770.51	13839.51	14444.91	14115
11	-6808.75	13769.49	13845.49	14673.37	14148.89
12	-6795.4	13756.79	13839.79	14938.49	14171.14
13	-6778.14	13736.28	13826.28	15249.29	14185.57
14	-6760.74	13715.5	13812.5	15618.59	14199.71
15	-6779.17	13766.35	13870.35	16123.82	14285.53

表3.3.5 潜在クラスロジット推定結果

	シェア	負担額 (1,000 円)	保護林 面積率 (%)	環境保全型 農業率 (%)	自然公園 面積率 (%)	湿地保全 面積率 (%)	絶滅危惧 種数
1	15.5%	-2.1870 ***	-0.0372	-1.1889 **	-0.0411	0.3783	0.0132
2	13.9%	-0.0034	0.0772 ***	1.1172 ***	0.0374 ***	0.1531 **	-0.0394 ***
3	9.0%	-0.2159 ***	0.0382 ***	0.6130 ***	0.1128 ***	1.1565 ***	-0.1324 ***
4	8.7%	-0.0497 ***	0.1196 ***	1.5867 ***	0.1164 ***	1.6415 ***	-0.1609 ***
5	8.5%	-0.3226 ***	0.1346 ***	4.0993 ***	0.1480 ***	3.4322 ***	-0.0419 ***
6	8.5%	-0.5178 ***	0.0144	-0.2422	0.0719	0.6205 ***	-0.1043 ***
7	8.4%	-0.2492 ***	0.1300 ***	0.7813 ***	-0.0351 ***	0.2824 **	-0.1410 ***
8	5.7%	-0.2243 ***	1.0324 ***	10.9814 ***	-0.2127 ***	-3.5622 ***	-0.1589 ***
9	5.6%	-0.5481 ***	0.2024 ***	0.6547 *	0.1556	-1.9604 ***	0.0657 ***
10	3.8%	0.0970 ***	-0.0147	0.9533 ***	0.0706	0.8686 ***	-0.2389 ***
11	3.6%	0.0709 ***	0.0495 ***	1.2149 ***	-0.0223	1.7440 ***	0.0298 ***
12	3.1%	0.3402 ***	0.0285	-0.3497	-0.1284	0.1457	-0.0441 **
13	3.1%	-0.2323 ***	0.3547 ***	4.5496 ***	0.1732	-3.6544 ***	0.1093 ***
14	2.5%	-0.0659 ***	0.0028	0.0429	0.0197	-0.5502 ***	-0.0151

ストを払いたくない人々で構成されている。二番目に高い比率を占めるクラス 2 は、逆に負担額が有意ではなく、生物多様性を守るためにはコストを度外視してでも守るべきと考えている回答者である。

以下同様、各クラスの効用パラメータを見ることで、各クラスの特徴を調べることが可能であるが、表 3.2.2 を見ると、生物多様性保全に対しては、様々な価値観を持っている人々が存在することが分かる。森林保全を重視する人、農地保全を重視する人、自然公園を重視する人、湿地保全を重視する人、絶滅危惧種保全を重視する人、全体のバランスを重視する人、そもそも生物多様性を保全する必要を感じていない人など、様々な人々が存在する。このことは、生物多様性保全策を実施する際には、こうした価値観の相違により対立が生じる危険性が高いことを意味している。

3.3.4. 結論と今後の課題

本研究では、全国の生物多様性保全政策の経済価値を選択実験により評価した。その結果は、以下のとおりである。第一に、生物多様性保全政策に対しては、回答者間の選好の多様性が存在していた。このため全ての回答者に同一のパラメータを仮定する条件付きロジットモデルでは限界支払意思額を過大評価していた。第二に、ランダムパラメータ・ロジットモデルの推定結果によると、限界支払意思額は、保護林 196 円、環境保全型農業 2,357 円、自然公園 85 円、湿地保全 1,113 円、絶滅危惧種 -132 円であった。第三に、潜在クラスロジットモデルにより推定した結果では、回答者は 14 のクラスによって構成されており、各クラスで効用パラメータは大きく異なっていた。このことから、生物多様性保全策を実施する際には、価値観の相違により対立が生じる可能性が高いと予想される。

以上のように、本研究ではこれまでの先行研究とは異なり、全国規模での生物多様性保全政策の経済価値を評価したが、その結果、生物多様性保全には選好の多様性を考慮することが重要であることが判明した。そこで、選好の多様性を考慮したランダムパラメータ・ロジットモデルの推定結果をもとに仮想的な 3 種類の政策の評価を行った (表 3.3.1)。いずれの政策も絶滅危惧種は現状より改善されるが、政策 1 は保護林および湿地保全、政策 2 は環境保全型農業を重視したものであり、政策 3 は全体バランスを重視したものである。集計価値は、表 3.3.1 のように保護林および湿地保全を重視した政策 1 が 2340 億円で最大であった。この評価額を生物多様性保全政策の費用と比較することで、経済的効率性の高い保全策のあり方を検討することが可能となる。

最後に本研究の残された課題について検討しよう。第 1 に、本研究の評価額の信頼性を検証することが必要である。本研究の評価額をもとに政策評価を行うためには、評価額の信頼性を確保することが不可欠である。今後は、本研究と同様な研究を行い、評価額の再現性を見ることで評価額の信頼性を検証することが重要である。第 2 に、本研究は日本国内の生物多様性保全政策を対象としたが、今後は海外においても同様に評価を行い、生物

多様性保全政策の経済価値を国際間で比較することが必要である。生物多様性保全を実現するためには国際協力が不可欠であり、今後は国際的規模での生物多様性保全の経済評価が必要であろう。

3.4. 沖縄県やんばる（山原）地域における絶滅危惧種の経済価値評価

平成 23 年度には、沖縄県やんばる地域を対象に絶滅危惧種および保護地域の価値を評価した。

3.4.1. 評価対象

沖縄本島北部には山原（やんばる）地域と呼ばれる豊かな自然環境の残る地域がある。やんばるとは、「山々が連なり、森が広がる地域」という意味を持ち、名護市以北が一般的に「やんばる」と呼ばれているが、比較的健全なまとまった森林の残る、沖縄本島北部 3 村（国頭村、大宜味村、東村）が、生物多様性の保全からも重要な地域となっている。

1981 年には、やんばる地域において、日本では唯一の飛べない鳥であるヤンバルクイナが発見され、1983 年には日本最大の甲虫であるヤンバルテナゴコガネが発見された。それ以外にも、亜熱帯の照葉樹林には、キツツキの仲間であるノグチゲラやケナガネズミ、ハナサキガエルなど地域固有の希少種も数多く生息している。ところが、1910 年に那覇市郊外に放たれたマングースが繁殖して北上を続け、ヤンバルクイナなどを捕食することから、地域固有の生物種が絶滅の危機に瀕している。また、森林伐採や開発、密猟などの影響により、ヤンバルテナゴコガネも絶滅の危機に瀕している。これらの希少な生物種を保護するために、政府や自治体、地元住民などが協力してさまざまな対策や活動を行っている。やんばる地域の森林の約 3 割を米軍演習場が占め、私有林の割合も高いが、当地域は日本国内においても固有種の割合が極めて高く、国立公園化や世界遺産登録に向けた関係機関の努力が続けられている。今後、政策実施の優先度の高い地域という理由により、当地域の評価を実施することとした。

3.4.2. アンケート調査

やんばる地域における亜熱帯照葉樹林とヤンバルクイナやヤンバルテナゴコガネを中心とする絶滅危惧種の保護を行うことの価値を評価することを目的に CVM と選択実験による調査を実施した。調査票設計については、平成 23 年 12 月に実施した現地調査をもとに、地元関係機関、専門家の協力の下、CVM の調査シナリオと選択実験の属性・水準を検討した。その結果、野生生物の生息数を維持することの価値を CVM で評価し、照葉樹林保護・ヤンバルクイナ・ヤンバルテナゴコガネの保護政策を選択実験で評価することにした。ここでは、平成 24 年 1 月に実施したアンケート調査のデータを分析した。調査方法はインターネットを利用したウェブ調査である。調査対象は全国の一般市民のうち調査会社（株式会社マクロミル）のモニタとして登録されている人である。回収サンプル数は 1,861 人であった。回答者の平均年齢は 41.5 歳であり、性別比率は男性 47 パーセント、女性 53 パーセントであった。

「山原（やんばる）地域」という地域名については 49 パーセントの回答者が知っていたが、やんばる地域が沖縄県北部にあることを知っていたのは 27 パーセントであった。また、ヤンバルクイナを知っている人は 70 パーセントであったが、ヤンバルテナゴカガネは 9 パーセント、ノグチゲラは 14 パーセントであった。やんばる地域を国立公園に指定し、自然環境の保全管理を行うことについて賛成と答えた人は 85 パーセントであった。ヤンバルクイナの知名度は圧倒的に高く、固有種の象徴として、重要な位置づけにあることが明らかとなった。そうしたことから、国立公園指定に向けて、国民の合意がある程度得られているとみることができる。

3.4.3. CVM による評価

この調査では、野生生物の生息数を維持することの価値を評価するために CVM を用いた。以下の質問を行った。

ヤンバルクイナは、1981 年の発見当時の生息数は推定 1,800 羽でしたが、森林開発やマングース生息域拡大の影響を受けて、一時期 700 羽程度まで推定生息数は減少しました。2000 年からマングースの捕獲が開始され、2006 年から特定外来生物法に基づく本格的な防除事業が実施されています。2003～2008 年までは毎年 500 頭以上のマングースが捕獲されました。全長 4,130m のマングース北上防止柵設置、ワナを使った捕獲などが効果を発揮し、2010 年には捕獲数が 230 頭まで減少しました。マングースの生息数が減少した結果、ヤンバルクイナ生息数は現在 1,000 羽ほどに回復してきたと推定されています。

一方、2010 年は 33 羽のヤンバルクイナが交通事故に遭い、そのうち 31 羽が死亡しました。このようなロードキル（交通事故による野生動物の死亡）を回避するために、道路脇のフェンスや警告標識の設置などの対策も必要とされています。

また、ヤンバルテナゴカガネは、イタジイなどの大木の幹にできた穴（樹洞）という特殊な環境で 3 年ほどの長い期間をかけて成虫になります。森林伐採や開発、密猟などの影響により、生息に十分な大きさの樹洞をもつ大木は減少するなど、生息環境は悪化しています。1983 年の発見当時も滅多に観察できなかつた状態でしたが、現在では生きた個体を観察する機会は激減しており、絶滅が心配されています。

それ以外にも、やんばる地域にはノグチゲラやケナガネズミなどの希少な野生生物が数多く生息しています。しかし、希少な固有の野生動物が生息するにもかかわらず、沖縄北部 3 村の森林総面積は 271km² と十分な広さを持っていないこともあり、生息環境は次第に悪化しています。

以下は仮の質問です。現在、やんばる地域ではさまざまな保護活動が行われています。

ところが、保護活動を行わないままにしておくと、マングース生息域拡大や森林面積減少、密猟などにより、生息環境は悪化し、近い将来にヤンバルクイナやヤンバルテナガコガネ、ノグチゲラなどは絶滅する可能性があります。

そこで、少なくとも現在の生息環境を維持するため、地元新たに設置する研究機関とNPOを中心として、政府や自治体などと一致協力して対策を実施するとします。そして、これらの対策を実施することを支援するために「やんばる保護基金」を設置し、皆さんから募金を集めるとします。

この基金のお金は、やんばる地域の野生生物を保護することのみに使われます。この基金に募金すると、あなたの自由に使える金額が募金した分だけ少なくなることにご注意ください。

やんばる地域の野生生物を保護し、現在の生息数を維持するためには、あなたの世帯に1,000円だけ負担してもらう必要があるとします。募金を集めるのは10年間継続するとし、毎年同じ金額をお支払いいただくものとします。あなたは、やんばる地域の野生生物を守るために、1,000円だけ支払ってもかまいませんか。

1. はい 2. いいえ

金額の部分は100、200、500、1,000、2,000、5,000の6種類の金額の中から1つがランダムに各回答者に示される。回答者は提示された金額に対して「はい」または「いいえ」のどちらか1つを選択する。このように提示額に対して「はい」または「いいえ」のどちらかを選択する形式は二肢選択形式と呼ばれている。提示された金額と回答の関係を統計的に推定することで、回答者のWTPを推定する。

推定された支払意思額は中央値では1世帯あたり772円/年、平均値では1,921円/年であった。このWTPは1世帯あたりの金額なので、これに対象世帯数をかけることで集計価値が算出される。なお、平均値は想定する関数形の影響を受けやすく、しばしば過大評価になる傾向があるため、環境政策にCVMを用いる際には中央値が採用されることが多い。

3.4.4. 選択実験による評価

やんばる地域の保全策を検討する際には、亜熱帯照葉樹林の保護面積、ヤンバルクイナの生息数、ヤンバルテナガコガネの絶滅を回避するための特別保護策などを考慮する必要がある。そこで、選択実験を用いてやんばる地域の保護策を評価した。

選択実験を実施するには、まず評価対象の保全策を構成する属性と水準を決める必要がある。属性として「森林の保護面積」、「ヤンバルクイナ羽数」、「ヤンバルテナガコガネ保護」、そして「基金への負担額」の4種類を用いた。地域内での非持続的な開発や密猟な

どに対する規制を行うには、保護地域の指定というシナリオが回答者にとって理解しやすい
ため、森林の保護面積を属性とした。また、現在進められている最も知名度の高い象徴
種であるヤンバルクイナを発見当時の推定生息数の水準にまで増加させることを属性の 1
つとした。さらに、やんばる地域を象徴する日本最大の甲虫でありながら絶滅が危惧され
るヤンバルテナゴコガネを特別に保護し、絶滅を確実に回避することを属性の 1 つとした。
ここでは表 3.4.1 のような属性・水準を用いた。

次に、選択実験では、プロフィール設計を行う必要がある。プロフィールとは、各属性
の水準値を組み合わせたものであり、ここでは仮想的な保全策に相当する。

以下の図 3.4.1 は、選択実験の設問例を示したものである。選択実験では、複数の代替
案を回答者に提示し、その中でもっとも好ましいものを選んでもらう。回答者に示した内
容と回答との関係を統計的に分析することにより、代替案別に価値を評価することが可能
となる。ここでは図のように 3 つの対策を示した。このうち対策 3 は現状を意味しており、
毎回の設問で固定されている。このような選択実験の設問を 1 人につき 8 回、繰り返して
実施した。

この設問の回答データをもとに限界支払意思額を算出した。その結果、森林の保護面積
を 1 平方キロメートル増加させることの限界支払意思額は 1 世帯当たり年額 2.9 円、ヤン
バルクイナ羽数を 1 羽増加させることの限界支払意思額は 1.0 円、ヤンバルテナゴコガネ
の絶滅回避のための特別保護については 2,423 円となった。この結果から、仮に、森林を
全て保護地域に指定し、ヤンバルクイナを発見当時の羽数まで増加させ、ヤンバルテナゴ
コガネを確実に絶滅から回避させるための対策を実施するというシナリオを想定した場合
の WTP は 1 世帯当たり年額 3,980 円と推計された。保護地域を拡大し、絶滅危惧種を保
護するという取り組みに対する WTP を尋ねる方法として CVM も有効である。しかしな
がら、選択実験の場合、各政策手段・対象ごとに便益評価額が得られるため、費用便益分
析を実施する際には有効な方法であると考えられる。

表 3.4.1 属性および水準（やんばる地域）

属性	水準
森林の保護面積	13km ² （全体の 5%（現状））、51km ² （全体の 19%）、87km ² （全体の 32%）、178km ² （全体の 66%）、271km ² （全体の 100%）、
ヤンバルクイナ羽数	1000 羽（現状）、1200 羽（20%増加）、1400 羽（40%増加）、 1600 羽（60%増加）、1800 羽（発見当時の推定羽数）
ヤンバルテナゴコガネ 保護	特別保護（確実に絶滅回避）、現状（近い将来に絶滅）
基金（年・円）	100、200、500、1,000、2,000、5,000

	対策 1	対策 2	対策 3
森林の保護面積	51km ² (全森林の 19%)	87km ² (全森林の 32%)	13km ² (全森林の 5%)
ヤンバルクイナ羽数	1400 羽 (現状より 40%増加)	1800 羽 (発見当時の水準)	1000 羽 (現状)
ヤンバルテナガ コガネ保護	現状 (近い将来に絶滅)	特別保護 (確実に絶滅回避)	現状 (近い将来に絶滅)
基金への負担額 1 世帯あたり年額	1000 円	2000 円	0 円

もっとも好ましいもの
をひとつだけ○

↓	↓	↓
1	2	3

図 3.4.1 選択実験の設問例

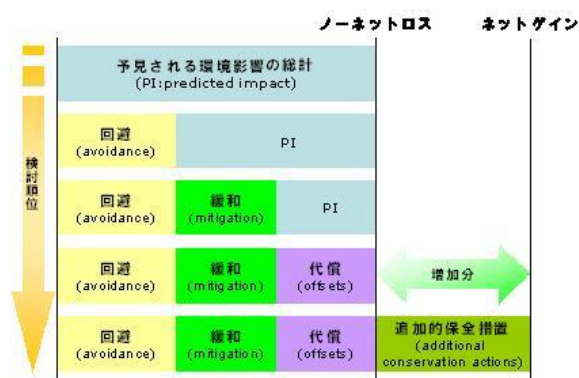
4. 生物多様性分野の市場メカニズムを活用した革新的資金メカニズムの政策オプション研究⁵¹

4.1. 米国の生物多様性オフセット・バンキングシステムの概要

4.1.1. 生物多様性オフセットと生物多様性オフセット・バンキングの概要

生物多様性オフセットの定義は、生物多様性オフセットに関する国際基準づくりを進めるビジネスと生物多様性オフセットプログラム（Business and Biodiversity Offsets Program: BBOP）によると以下のとおりである。それは、開発事業などで多様な生物が生息している環境などを破壊した場合に、近隣地などの異なる場所で、可能な限り破壊された生息地と同等の機能や質を持った環境を人工的に創出等することにより、その影響をオフセット（代償）する行為である（BBOP, 2009, pp.6）。ただし、生物多様性オフセットで対象とする影響は、生物の生息域や生態系の機能だけに限らず、人々が利用することによる価値や文化的な価値なども含める場合があり、生物多様性オフセットを通じて、これらの影響を相殺して少なくとも「ノーネットロス」を達成し、可能であればプラスの効果とする「ネットゲイン」を達成することとしている（BBOP, 2009, pp.6）。生物多様性オフセットは、環境影響の回避および最小化の検討を行った後、最後の手段として行われるものとされており、この階層構造を十分理解して実践することが極めて重要である（BBOP, 2009, pp.60-61）（図 4.1.1）。

生物多様性オフセットは、米国、オーストラリア、ドイツなど世界各地ですでに国内で制度化されており（Ecosystem Marketplace, 2010）、生物多様性オフセットを実施する方法について、米国の経験に基づいて分類すると⁵²、第 1 に開発事業者がオフセットを自ら



出典：BBOP 資料を一部改変し作成

図 4.1.1 生物多様性オフセットの階層構造

⁵¹ 本章は平成 21 年度から平成 22 年までの 2 年間の成果をまとめたものである。

⁵² USACE 33 CFR 325 and 332 and EPA 40 CFR 230: Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, Final Rule 2008, pp.19594. 「I. Background」に記載。

実施する場合 (permittee-responsible mitigation)、第 2 に開発事業者が自らオフセットする代わりにお金を支払う場合 (In-Lieu-fee ミティゲーションなど)⁵³、第 3 に開発事業者が自らオフセットする代わりに土地所有者やバンクスポンサーからクレジットを購入して代償する方法 (生物多様性バンキング) などがある。しかしながら、生物多様性オフセットを事業者自らが実施する場合に、生物多様性の復元、創出などの失敗のリスクやコスト増大のリスク、開発による環境の損失とオフセットの時間差などが問題となる (NRC, 2001, pp.9)。Marsh et al. (1996) によると、1970 年代に消失する湿地に対するオフセットを簡易的に行うために、米国では湿地ミティゲーションバンキング (生物多様性バンキングの一種) の概念が生まれたとされている。これは例えば、開発事業者自身または土地所有者などの第三者が、自分の土地などであらかじめ生物多様性を復元したり創出したりした後にこれをクレジットとして貯蓄し、自らが行う開発行為のオフセットの用途として利用するか、またはオフセットの必要な開発事業者などに販売するシステムである⁵⁴。

生物多様性オフセットの長い歴史を有する米国では、主には 2 種類のバンキングシステムを導入している。ひとつは湿地への影響のオフセットを対象としたミティゲーション・バンキング (Mitigation Banking: MB) であり⁵⁵、もうひとつは絶滅危惧種とその生息地への影響のオフセットを対象としたコンサベーション・バンキング (Conservation Banking: CB) である⁵⁶。

4.1.2. 米国のミティゲーション概念

米国のミティゲーション概念が最初に示されたのは、ELI (2002; pp.12) によると、1934 年 (最終改正 1965 年) に成立した魚類野生生物調整法 (Fish and Wildlife Coordination Act) であり⁵⁷、ハビタットの損失に対するミティゲーションを要求している。また、1969 年に制定された国家環境政策法 (National Environmental Policy Act: NEPA) により⁵⁸、あらゆる人間活動に対する環境影響の評価を定めているが、米国の環境政策の諮問機関である環境諮問委員会 (Council on Environmental Quality: CEQ) の NEPA に関する規則

⁵³ 詳細は後述するが、自然環境の保全活動を行っている政府や NGO などがマネジメントする基金などにお金を支払ってオフセットする方法である。

⁵⁴ Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks, Federal Register 1995 (Volume 60 (228): 58605-58614) の「B. Background」にミティゲーションバンクの目的が整理されている。

<http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbankn.cfm> (25 Jan. 2011).

⁵⁵ EPA, Mitigation Banking Factsheet:

<http://www.epa.gov/owow/wetlands/facts/fact16.html> (25 Jan. 2011)

⁵⁶ USFWS, Conservation Banking: http://www.fws.gov/sacramento/es/cons_bank.htm (25 Jan. 2011).

⁵⁷ Fish and Wildlife Coordination Act; pp.2:

<http://www.usbr.gov/power/legislation/fwca.pdf> (13 Jan. 2011).

⁵⁸ National Environmental Policy Act Sec. 101 [42 USC § 4331]:

<http://ceq.hss.doe.gov/nepa/regs/nepa/nepaeqia.htm> (25 Jan. 2011).

(1978) に⁵⁹、この環境影響を緩和するための階層的な考え方としてミティゲーション概念が示されている (表 4.1.1)。

この概念は、①まず可能な限り事業の一部または全部を実施しないことによって影響を「回避」し、②次に事業規模を縮小するなどによって影響を「最小化」し、③さらに影響を受けた自然環境の「矯正」や「低減」を検討し、④それでも回避できない自然環境の改変や消失に対する最終手段として、環境修復、環境復元、環境増強、環境創出などの「代償」を検討するもので、代償ミティゲーションと呼ばれている。このミティゲーションの定義の中で「矯正」と「低減」については、その意味や位置づけがわかりにくいいため、1990年に EPA と陸軍工兵隊 (U.S. Army Corps of Engineer: USACE) との間での覚書により⁶⁰、ミティゲーションの定義を「回避」、「最小化」、「代償」という一般的な定義として整理することとしている。

4.1.3. 米国の MB と CB の概要

MB は CB やオーストラリアのバンキングシステムに比べて歴史が古く、バンキングとしての市場規模も最も大きく (Madsen et al., 2010)、2008 年には USACE と EPA が発行した Final rule (Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, Final

表 4.1.1 米国のミティゲーションの定義

1	回避 (Avoid)	当該行為の全体もしくはその一部を実施しないことにより環境影響を回避する。
2	最小化 (Minimize)	当該行為の実施規模や程度を制限、縮小することで環境影響を最小化する。
3	矯正 (Rectify)	影響を受けた環境を修復、再生または復元することにより環境影響を矯正する。
4	低減 (Reduce)	当該行為の実施期間中の保護および維持により経年的に環境影響を低減もしくは除去する。
5	代償 (Compensate)	代替的な資源または環境で置き換えるか、もしくはこれらを提供することで環境影響を代償する。

出典：CEQ 規則 1508.20 より作成。

⁵⁹ CEQ, Regulation 1508: <http://ceq.hss.doe.gov/nepa/regs/ceq/1508.htm> (13 Jan. 2011).

⁶⁰ Memorandum of Agreement Between the Environmental Protection Agency and the Department of the Army Concerning the Determination of Mitigation under the Clean Water Act Section 404(b)(1) Guidelines, Feb. 6, 1990: <http://www.saw.usace.army.mil/wetlands/Policies/epa-moa.pdf> (13 Jan. 2011).

Rule; p.19614) では⁶¹、オフセット方法の優先順位として、①MB、②In-Lieu-Fee ミティゲーション、③自己オフセット (permittee-responsible mitigation) とし、MB が最も望ましいオフセット方法であると記載した。しかしながら、USACE のワーキングペーパーによれば⁶²、2003 年は自らオフセットを行う割合が全米で 60 パーセント、MB の利用が 33 パーセント、In-Lieu-fee ミティゲーションが 7 パーセントとなっており、USACE の管轄エリアにより大きく分散しているが、MB の利用率はそれほど高い状況ではないと報告されている (表 4.1.2)。

Marsh et al. (1996) によれば MB は 1970 年代に米国で誕生した概念であり、MB の根拠法は水質浄化法 (Clean Water Act: CWA) セクション 404 で、開発事業により、改変または消失した湿地を円滑に代償するために導入されたものである。また EPA や USACE によれば^{63,64}、MB は開発事業者自身または全く関係のない第三者の土地保有者が、

表 4.1.2 2003 年における各種オフセット方法の割合 (%)

部署	自己 オフセット	MB	In-Lieu Fee ミティゲーション
Lakes and Rivers	62	31	5
Mississippi Valleys	28	64	8
North Atlantic	69	23	9
Northwestern	90	4	6
Pacific Ocean	20	0	80
South Atlantic	70	24	6
South Pacific	80	16	4
Southwestern	58	38	4
National Average	60	33	7

出典 : Compensatory Mitigation Practices in the U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Army Corps of Engineers Working Paper, Mar. 2006 pp.4 table 3 より抜粋。
http://www.eli.org/pdf/mitigation_forum_2006/Mitigation_Status_2005.pdf (29 Jan. 2011).

⁶¹ EPA, Federal Register Notice of Final Rule:

http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/wetlands_mitigation_final_rule_4_10_08.pdf

⁶² ただしこの調査結果は USACE の専門家による経験的判断 (Best professional judgment: BPJ) の担当者からの報告のみであり、完全に MB の数を反映したものではないため、注意が必要であると記載がある。Compensatory Mitigation Practices in the USACE, USACE Working Paper, Mar. 2006:
http://www.eli.org/pdf/mitigation_forum_2006/Mitigation_Status_2005.pdf (29 Jan. 2011).

⁶³ EPA: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/facts/fact16.html> (14 Jan. 2011).

⁶⁴ USACE, mitigation bank:

<http://www.saw.usace.army.mil/wetlands/mitigation/definitions.html#M> (14 Jan. 2011).

自分の土地で予め湿地を復元したり創出したりした後に、これをクレジットとして貯蓄し、自らが行う開発行為の代償の用途として利用するか、代償の必要な開発事業者に販売する制度である。対象は湿地と河川となっており、USACE や EPA が作成している湿地機能の評価マニュアル等を参照すると、水分保持、水質維持や栄養塩サイクルなど一部の生態系サービスも評価の対象とされている (DFG, 2010, pp.14-15)。

EPA によれば、MB は州の担当機関から許可が得られれば、(州を含む) 政府機関、企業、NPO、個人などが設立可能で、EPA は MB には以下の 4 つの要素を含むものとしている (表 4.1.3)。

MB の設立数に関しては、EPA によると、初めて民間が経営する民間経営型の MB が設立されたのは 1991 年から 1994 年の間で、1992 年には 46 の MB が承認されたが、大半が自治体などの公共経営型バンクであり、自身の行う将来の開発事業用の代償行為に備えてクレジットを貯蓄することを目的としたものであった。また、ELI (2002) によれば、2001 年までに承認された 219 の MB (面積約 563 平方キロメートル: 139,000 エーカー) のうち、130 以上が民間経営型であると報告されている。

一方、CB は絶滅危惧種とその生息地への影響のオフセットを対象としたもので、土地所有者などが所有する土地で貴重生物種や絶滅危惧種などの生息地の保存、環境復元、環境創出などを行って、米国魚類野生生物局 (U.S. Fish and Wildlife Service: USFWS) の承認を得てクレジットを販売することが可能となるシステムである⁶⁵。販売されたバンクサイトは、MB と同様に永久にマネジメントされる。MB との最も大きな違いは、「政策目標」と「手法の根底にある考え方」である (Madsen et al., 2010)。「政策目標」は MB が湿地のノーネットロスであるのに対し⁶⁶、CB は絶滅危惧種への影響のオフセットとなって

表 4.1.3 MB の構成要素

1	バンクサイト	環境復元、環境創造、環境増強もしくは保存された土地
2	バンク機関	バンクの所有者もしくはスポンサーと調整機関との間で法的責務、実行基準、マネジメントとモニタリングの要求、クレジットの承認方法に関する合意
3	相互機関レビューチーム	ミティゲーションバンク設立の承認や監視
4	サービスエリア	回避できない影響に対し、ミティゲーションバンクでの代償を可能とするエリア

出典：EPA ホームページより作成。

⁶⁵ USFWS 公開資料。

http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/conservation_banking.pdf (21 Jan. 2011).

⁶⁶ EPA, Federal Register Notice of Final Rule:

http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/wetlands_mitigation_final_rule_4_10_08.pdf

おり (USFWS, 2003)、根拠法も MB は CWA セクション 404⁶⁷、CB は絶滅の危機に瀕する種の保存に関する法律 (Endangered Species Act: ESA) セクション 7 および 10 となっている⁶⁸。また、手法の根底にある考え方に関しては、USFWS (2003, pp.3) によると MB が創出・復元に基づく化学的、物理学的、生物学的な湿地の機能の代替であるのに対し⁶⁹、CB は他の孤立した、もしくは分断化された絶滅危惧種にとって長期的に保全する価値のない生息地の損失を減少させるために長期的に保全する価値がある既存の生息地を維持することとしている。

CB はジョージア州、アリゾナ州、アラバマ州など、いくつかの州でも既に導入されており (Marybeth et al., 2004)、2010 年秋現在、USFWS の最新の広報紙によると (Leon and Mead, 2010)、米国全土で 100 以上の CB があり、約 40,500 ヘクタールの面積を保護している。また、カリフォルニア州内の 3 つの USFWS オフィスのバンクリストに掲載されているバンクの数は合計 66 か所である⁷⁰。USFWS は契約書にサインしておらず、カリフォルニア州漁猟局 (California Department of Fish and Game: DFG) のみが許可した CB の 4 か所を加えると合計 70 か所となり⁷¹、これは全米の約 70 パーセントを占める。さらに USFWS サクラメント・オフィスでは 2010 年 5 月現在、34 のバンクが申請、審査中である⁷²。

4.1.4. MB と CB の発展の経緯

表 4.1.4 に MB と CB の歴史的発展を整理した。MB の主な発展の経緯は、1969 年に NEPA が制定された後、1983 年に最初の MB が設立され、1995 年には EPA、USACE、

⁶⁷ USFWS, Clean Water Act section 404:

<http://www.fws.gov/habitatconservation/cwa.htm> (21 Jan. 2011).

⁶⁸ ESA セクション 10 が生息地保全計画 (Habitat Conservation Plan: HCP) の利用を含めるよう改正。これにより民間の土地所有者が連邦レベルで絶滅危惧種に指定されている種の Incidental Take をオフセットすることが認められた。Incidental take と HCP については以下を参照。USFWS, Habitat Conservation Plans fact sheet:

<http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/hcp.pdf> (31 Dec. 2010).

⁶⁹ Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks, Federal Register 1995 (Volume 60(228): 58605-58614). I. Introduction and B. Background.

⁷⁰ サクラメント・オフィスのリスト (USFWS Sacramento Office: Conservation Banks within Our Service Area and Conservation Banks Serving Sonoma County, California: http://www.fws.gov/sacramento/es/Sonoma_County_bank_list.htm and http://www.fws.gov/sacramento/es/bank_list.htm (1 Jan. 2011))、カールスバッド・オフィスのリスト (2010 年 8 月に担当職員より入手)、ベンチュラ・フィールドオフィスのリスト (2010 年 8 月、担当職員との電子メールでの私信)。

⁷¹ CADFG 等へのヒアリングやバンクドキュメントを参照。

⁷² Layne, V., 2010. U.S. Fish and Wildlife Service Sacramento Field Office Conservation Banking Program 2010. National Mitigation and Ecosystem Banking Annual Conference.

USFWS、アメリカ海洋大気圏局（National Oceanic and Atmospheric Administration: NOAA）等によって MB の設立、利用、運営管理に関する連邦ガイダンス（Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Bank）が策定され⁷³、MB の承認や運営に関する規定や手続き、枠組みが示された。その後、2002 年に USACE と EPA が各省庁と協力して国家湿地ミティゲーション行動計画（National Wetlands Mitigation Action Plan）を策定し⁷⁴、オフセットに関する説明責任やフォローアップの明確化、技術支援などを記載した。2008 年には EPA と USACE がオフセットの規定を修正して Final Rule を示し、MB が最も信頼できるオフセット方法であるとし、MB の望ましい利用方法などについて示している。

一方、CB の主な発展経緯は 1973 年に連邦レベルにおける絶滅危惧種の保全を明記した ESA が法制化され⁷⁵、CB の根拠法となっている。CB の原型はカリフォルニア州で誕生したが、この理由として Bean et al. (2008) は、充実した 2 つの環境法であるカリフォルニア州環境質法（California Environmental Quality Act: CEQA）と⁷⁶、カリフォルニア絶滅危惧種法（California Endangered Species Act: CESA）が存在したこと⁷⁷、住民の環境意識が高かったこと、開発圧力が高かったこと、そして開発側が CB の利点を理解し受け入れる姿勢を有していたことの 4 つの要因を指摘している。また、カリフォルニア州はハワイ州に次いで ESA に掲載されている絶滅危惧種が多い点も理由のひとつと考えられる⁷⁸。2003 年には USFWS が CB の設立、利用、運営管理について指針を示した CB の設立、利用、運営管理に関するガイダンスを発行している⁷⁹。

⁷³ EPA, Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Bank: <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbankn.cfm> (25 Jan. 2011).

⁷⁴ National Wetlands Mitigation Action Plan: <http://www.fws.gov/habitatconservation/MAPwithsignatures.pdf> (25 Jan. 2011).

⁷⁵ ESA of 1973: <http://epw.senate.gov/esa73.pdf> (25 Jan. 2011).

⁷⁶ CEQA: http://www.ohp.parks.ca.gov/?page_id=21721 (25 Jan. 2011)

⁷⁷ CESA: <http://www.leginfo.ca.gov/cgi-bin/displaycode?section=fgc&group=02001-03000&file=2050-2069> (9 Feb. 2011)

⁷⁸ USFWS, Species listed in each state based on published historic range and population data: http://ecos.fws.gov/tess_public/pub/stateListing.jsp (31 Dec. 2010) のリスト化された生物種の数と比較により。

⁷⁹ Department of the Interior, Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Bank:

http://moderncms.ecosystemmarketplace.com/repository/moderncms_documents/Federal%20Guidance%20on%20Conservation%20Banking%202003.pdf (25 Jan. 2011).

表 4.1.4 MB と CB の発展経緯

年	MB の発展経緯	CB の発展経緯	参考資料
1969	NEPA の制定により、連邦レベルでの環境アセスメント制度が導入され、あらゆる連邦政府の行為に対する環境影響評価が義務付けられた。		EPA, NEPA: http://www.epa.gov/oecaerth/basics/nepa.html (25 Jan. 2011)
1971		CEQA が 1970 年に交付され、NEPA の施行一年後の 1971 年 1 月 1 日に施行。	CEQA: http://www.ohp.parks.ca.gov/?page_id=21721 (25 Jan. 2011) CEQA, Official site for California legislative information: http://www.leginfo.ca.gov/cgi-bin/calawquery?codesection=prc&codebody=&hits=20 (31 Dec. 2010)
1972	CWA セクション 404 によって水環境を対象とした代償ミティゲーションの実施が義務化。		USFWS, CWA section 404: http://www.fws.gov/habitatconservation/cwa.htm (25 Jan. 2011)
1973		ESA 交付	ESA: http://www.fws.gov/le/pdffiles/ESA.pdf (31 Dec. 2010)
1982		ESA セクション 10 が HCP の利用を含めるよう改正。これにより民間の土地所有者が連邦レベルで絶滅危惧種の Incidental Take をオフセットすることが認められた。	Mead (2008, pp.11-13) ESA section 10: Center for biological Diversity. http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/esa/esatext.html#1539 (31 Jan. 2010)
1983	USFWS のガイダンスの下、初めての MB が設立。		EPA http://www.epa.gov/owow/wetlands/facts/fact16.html (31 Dec. 2010)
1985		1984 年に署名された現行の CESA が施行。カリフォルニア州の元の	CEQA: http://www.ohp.parks.ca.gov/?page_id=21721 (25 Jan. 2011)

	1970 年の法律と置き換えられ連邦の ESA に近い内容となった。	CESA: http://www.leginfo.ca.gov/cgi-bin/displaycode?section=fgc&group=02001-03000&file=2050-2069 (9 Feb. 2011)
1988	ノーネットロス政策によって、各州での湿地保全プログラムや代償ミテイゲーションの促進。	
1994 — 1999	事業ごとのオフセット手法による一般的な失敗事例を示したいくつかの報告書が発行。これにより関係機関の MB アプローチの採用が促進。	DeWeese (1994) Marsh et al. (1996, pp. 1-14, pp. 54-75) Redmond et al. (1996)
1995	EPA、USACE、USFWS、NOAA 等によって MB の設立、利用、運営管理に関する連邦ガイダンス策定。MB の承認や運営に関する規定や手続き、枠組みが示された。	EPA, Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Bank: http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbankn.cfm (25 Jan. 2011) Wheeler and Strock (1995)
	カリフォルニア州が Official Policy on Conservation Banks を発表	
	カリフォルニア州南部に最初の公的な種を対象とした CB である Carlsbad Highlands Conservation Bank が、最初の HCP-NCCP ⁸⁰ である San Diego Multiple Species	San Diego Multiple Species Conservation Plan: San Diego County: http://www.sdcounty.ca.gov/dplu/mscp/ (31 Dec. 2010)

⁸⁰ NCCP, DFG: Natural Community Conservation Planning (NCCP): <http://www.dfg.ca.gov/habcon/nccp/> (31 Dec. 2010)

	Conservation Plan との連携使用を 目的に USFWS と DFG により承 認。	
1996	USFWS が、特に種を対象とする CB の利用を促進するため、初の公 式な ESA セクション 7 Consultation を発行	Consultation: USFWS Sacramento office. http://www.fws.gov/sacramento/es/documents/vp_programatic.PDF (31 Dec. 2010)
1998	TEA-21 (Transportation Equity Act for the 21st Century) で、MB の利用が道路プロジェクト実施時 の望ましい代償方法として推奨。	Federal Guidance on the Use of the TEA-21 Preference for Mitigation Banking to Fulfill Mitigation. Requirements Under Section 404 of the CWA: http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/TEA-21Guidance.pdf (25 Jan. 2011)
2002	USACE と EPA が各省庁と協力し て、国家湿地ミティゲーション行動 計画を策定。オフセットに関する説 明責任やフォローアップの明確化、 オフセットに関する技術支援など を記載。	National Wetlands Mitigation Action Plan: http://www.fws.gov/habitatconservation/MAPwithsignatures.pdf (25 Jan. 2011)
2003	USFWS が CB の設立、利用、運営 管理に関するガイダンスを発行。	Guidance, USFWS Sacramento office: http://www.fws.gov/sacramento/es/documents/fws_cons_bnk_guide.PDF (31 Dec. 2010)
2007	水資源開発法 (Water Resources	Water Resources Development Act:

Development Act) 2007 セクション 2036 (c) (1) pp.1094 では、MB の設立、利用、運営管理に関する連邦ガイダンスに基づき、十分なクレジットを保有する MB がサービスを提供しているエリアで湿地代償を行う場合は MB の利用を最初に検討するとした。

http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getdoc.cgi?dbname=110_cong_public_laws&docid=f:publ114.110.pdf (25 Jan. 2011)

2008 EPA と USACE がオフセットの規定を修正し、MB が最も信頼できるオフセット方法であると位置づけ、MB の望ましい利用方法などについて記述。

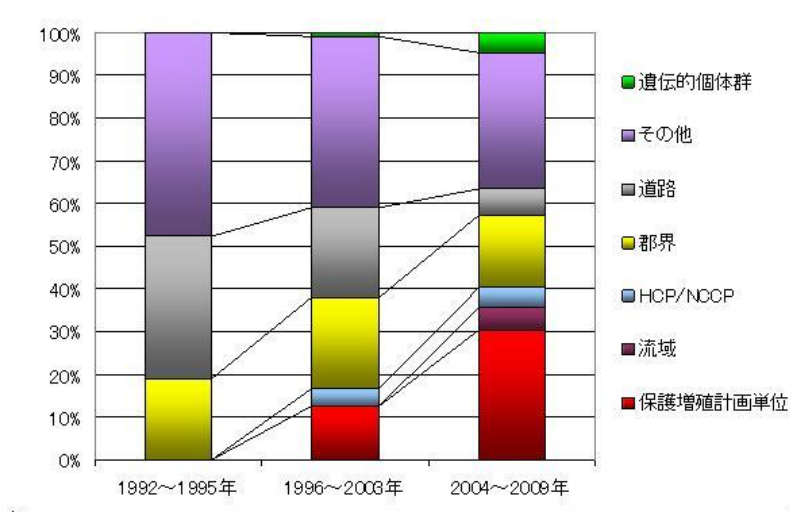
Federal Register Notice of Final Rule, 19604, 19605:
http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/wetlands_mitigation_final_rule_4_10_08.pdf (15 Jan. 2011)

出典 : CB は主として (Mead, 2008) の一部を抜粋し、訳出するとともに原典を確認しつつ、その他は各種資料より作成。

4.1.5. MB と CB のサービスエリア

米国のバンキングシステムにおいて、サービスエリアとはクレジットの売買可能な地理的範囲のことを意味する⁸¹。サービスエリアは、バンクスポンサーにとっては顧客獲得可能範囲を示し、その境界線の決定とそれによって決まる面積は極めて重要な意味を有する。MB の場合、MB の設立、利用、運営管理に関する連邦ガイダンスによれば⁸²、水資源のオフセットに相応しいエリアとして水文学的および生物学的な考慮に基づいて決めることが求められ、流域やカウンティなどに基づいて計画されるものとしている。Womble and Doyle (2010) によれば、広さに違いはあるものの流域がサービスエリアとして用いられることが多いと報告されている。

一方、CB は MB に比べて多くの境界決定要因が複雑と考えられるため、Ota and Hayashi (2010) はカリフォルニア州の 53 カ所の CB の 135 のサービスエリアマップを対象に、境界の決定要因を 7 つに分類し、決定要因の変化を時系列で示した (図 4.1.2)。これによると連邦ガイダンス発行の 2003 年以降、その方針に従い、保護増殖計画単位 (Recovery Unit)⁸³ と一致するものが増加している (USFWS, 2003)。他方、道路などの



出典：Ota and Hayashi (2010)

図 4.1.2 境界決定要因の時系列比較

⁸¹ B, CFR Part 777 - Mitigation of Impacts to Wetlands and Natural Habitat § 777.2 Definitions, CB, USFWS 2003:

<http://cfr.vlex.com/vid/777-2-definitions-19725976> (5 Feb. 2011).

⁸² EPA, Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Bank, 3. Geographic Limits of Applicability と III. Definitions, O に記載。
<http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbankn.cfm> (25 Jan. 2011).

⁸³ ESA セクション 4 (f) に基づき、USFWS は新しく掲載された絶滅危惧種のために、どのように種の保護増殖を行っていくかを記した Recovery Plan の作成が求められる。その中で、保全活動を実施するための地理的単位として Recovery unit が設定される：
<http://www.fws.gov/cno/es/recovery.html> (1 Jan. 2011).

非科学的根拠に基づいて決定されたサービスエリアは減少しつつある。

4.1.6. In-Lieu-Fee ミティゲーションプログラム

1) In-Lieu-Fee ミティゲーションの概要

In-Lieu fee ミティゲーションは、開発事業者などが自然保護のために設立した基金などにお金を支払うことで代償行為を行ったことにする仕組みであり、1995年のMBの設立、使用、運用に関して定めた連邦ガイダンスにおいて⁸⁴、「主に湿地などの水資源の開発事業の実施のために、自然資源をマネジメントする主体へ支払われるファンド」と記載されている。また、In-Lieu Fee Guidance (2000)の「II. Background A」では⁸⁵、「個別の代償ミティゲーションもしくは、MBのクレジット購入によるオフセットの代わりに、In-Lieu-Fee スポンサーのファンドによってオフセットを行うこと」と定義している。同ガイダンスでは、In-Lieu-Feeに関するプログラムは、連邦、州、ローカルレベルの機関と、NPOもしくは公共機関などとの合意の下に結ばれるもので、In-Lieu-Fee スポンサーが個人もしくは代償の必要な何人かのグループからお金を集めて基金を設立し、合意した機関の要求に基づきながら、湿地などの復元、創出、増強などを行い、代償の義務を果たすシステムとされている。

また、1990年にEPAとUSACEで交わされた先述の覚書では、オンサイトでの代償を優先的に検討としているが、In-Lieu-Fee Guidance (2000, pp.3, B1)では、それが実現不可能な場合やMBもしくはIn-Lieu-Fee ミティゲーションでの代償が望ましい場合はどちらかを利用することを記載している。さらにインカインド (In kind: 同種)での代償がMBで出来ない場合や、クレジットが復元、創出、増強による生産ではなく保存の場合についても、インカインドで復元によるものであればIn-Lieu-Fee ミティゲーションでの代償が望ましい可能性もある (In-Lieu-Fee Guidance, 2000 pp.4, III-B2b)としている。

2) In-Lieu-Fee ミティゲーションとMBに関するアンケート調査の概要と結果

米国のMBおよびIn-Lieu-Fee ミティゲーションプログラムに関する実態を調査するために、MBの管轄・所有をしている米国全州を対象とした71の公共機関を対象として電子メールによるアンケート調査を行い、15州18機関から回答を得た。アンケート質問項目について表4.1.5に示す。

⁸⁴ EPA, Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Bank: <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbankn.cfm> (25 Jan. 2011).

⁸⁵ Federal Guidance on the Use of In-Lieu-Fee Arrangements for Compensatory Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act and Section 10 of the Rivers and Harbors Act, 2000:

<http://www.fws.gov/habitatconservation/Corps%20In-lieu-fee%20guidance.pdf> (14 Jan. 2011)

アンケートの回答結果を整理したものを表 4.1.6 に示す。現時点で得られる知見は限定的であるが、アンケートの結果から以下の傾向がみられた。

- MB のクレジット価格は、MB スポンサーが環境復元コストや土地代、オペレーションコスト、販売利益などを考慮して自由に設定している。
- DFG を除いて、公共機関が所有するバンクのクレジットは開発事業者等へ販売されていない。MB の代償割合方法は、USACE が定めている代償基準に基づいている州が多いが、ユタ州やメリーランド州、テネシー州などでは、州独自の代償基準を定めており、例えば MB のサービスエリア内外によって大きく代償割合が異なっている。
- In-Lieu-Fee に関しては、18 機関中 5 機関のみ導入している結果となった。ルイジアナ州は以前、In-Lieu-Fee ミティゲーションプログラムを導入していたが、州の環境保全機関があまり推奨しなかったため現在はあまり利用していない。
- 基本的には、他に良い代償方法がない場合の最後のオプションとして、In-Lieu-Fee が使われる傾向にある。
- In-Lieu-Fee ミティゲーションの問題点としては、クレジットの販売額の決定方法、サイトの最小サイズの決定方法、サイトのマネジメント方法などの課題があげられた。

現状の課題として多くあげられたのは、販売した MB サイトの永続的なマネジメントに関する問題、サービスエリアの設定方法の問題、州の政策変更による土地利用変化への対応、各関係機関との連携不足などであった。

表 4.1.5 アンケートの質問項目

Q1	ミティゲーションバンク導入の有無
Q2	ミティゲーションバンクの活発な利用の有無
Q3	近年のバンク利用動向（クレジット取引数など）
Q4	クレジット価格の決定方法
Q5	代償方法の計算方法
Q6	ミティゲーションバンクに関わる最近の問題
Q7	コンサベーションバンク導入の有無
Q8	バンクの倒産および湿地復元の失敗に対するリスクマネジメント
Q9	売却したクレジットのマネジメントの方法
Q10	In-Lieu Fee ミティゲーションプログラムの導入の有無
Q11	その他の意見、感想など

表 4.1.6 アンケート回答内容の概要

	機関名	アンケートの回答内容の概要
1	Alabama Division of Wildlife and Freshwater Fisheries	<ul style="list-style-type: none"> ・Nashville Districtにおいて、当機関の最初のミティゲーションバンクを建設中。 ・代償割合などは陸軍工兵隊の規定に基づく予定。 ・アラバマ州はコンサベーションバンクとしてゴフアーリクガメのバンクを所有。 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。
2	Alabama Department of Environmental Management	<ul style="list-style-type: none"> ・アラバマDOTが5422エーカーのバンクを所有 ・クレジット価格は市場で決定 ・バンクの懸念事項はインカインドでの代償の可否、近接地での代償の可否、インカインドでのクレジットの利用の可否 ・クレジットは州に認可されたNGOがマネジメントを実施 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。
3	Arkansas Multi-Agency Wetland Planning Team	<ul style="list-style-type: none"> ・ミティゲーションバンクはArkansas Natural Resources Commission (ANRC)が管理・所有。 ・代償割合は陸軍工兵隊の規定に基づく。 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。
4	California Department of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・Caltransはミティゲーションバンクを所有しており、民間のバンクからもクレジットを購入している。 ・クレジット価格は各バンカーが決めており、環境創造にかかるコスト、長期的管理コスト、認証コストなどを基に決められる。 ・代償割合は関係機関との協議によって決められる。 ・DFGがコンサベーションバンクを所有 ・バンクは持続的なマネジメントのためにエンドーメントなどのように資金力があることを示す必要がある。またリスクマネジメントとして、土地利用制限約款 (Deed Restriction) やコンサベーションイースメントなどがある。 ・販売したクレジットのマネジメント方法は関係機関との協議によって影響する。 ・In-Lieu-Feeは陸軍工兵隊によってマネジメントされている。またIn-Lieu-Feeはバンクのクレジットが使用できない場合の2番目の選択肢である。
5	Colorado Dept of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・ミティゲーションバンクを導入している。中には620エーカーのバンクもある。民間型バンクの数は把握していない。 ・クレジット価格はバンカーが自由に決定 ・代償割合はバンクの主要なサービスエリア内であれば1:1であるが、それ以外はたいてい1:2となる。 ・ビジネスとして成り立つサービスエリアの設定方法や、早期の段階でクレジットを販売できないことによるトラブルなどが問題となっている。 ・In-Lieu-Feeのコンセプトはあったが、あまり利用に向けて積極的ではない。本機関ではIn-Lieu-Feeはない。
6	Iowa Department of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・クレジット価格は市場で決定 ・代償割合は陸軍工兵隊の基準ベース ・コンサベーションバンクやスピーシーズバンクは導入されていない ・In-Lieu-Feeは導入されていない。
7	Louisiana Department of Transportation and Development	<ul style="list-style-type: none"> ・LA DOTDは公共および民間のバンクからクレジットを購入している。 ・販売したクレジットの数などはまとめている。 ・販売したバンクはバンカーが責任を持ってマネジメントする。 ・In-Lieu-Feeは以前利用されていたが、今はあまり使われない。環境資源機関は、他の代償方法が好まれる。
8	Maine Department of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・MaineDOTは最近ミティゲーションバンクを所有し、自らの事業のためだけの利用を想定している。 ・現在、メイン州には11のバンクサイトがあり、総計199.91エーカーとなっている。MaineDOTは毎年約5クレジットを使用し、毎年約15エーカー貯蓄している。 ・クレジットの価格は、土地価格と建設コストをベースとしており、場所によって異なる。 ・代償割合は、陸軍工兵隊とMaineDOTで取り決めた代償基準がある。 ・保存 (preservation) のクレジットは広範囲で利用可能であるが、ノーネットロスの観点から代償の許認可機関はあまり保存のクレジットの利用を好まない傾向にあり、復元、増強、創造によるネットゲインを好む。ただし、メイン州は復元や増強のクレジットが少なく、特に創造は非常にリスクでコストがかかるという問題がある。 ・In-Lieu-Feeは導入しているが、コストが高いために最後のオプションである。現在、第三セクターによる設立を目指して進めている。
9	Maryland State Highway Administration	<ul style="list-style-type: none"> ・メリーランドではミティゲーションバンクは新たな実験段階である。メリーランド州道路局(SHA)では、大きなバンク的なものを昔から所有しているが、陸軍工兵隊の許認可を得ていなかったため、近年、承認プロセスを行っている。 ・SHAでは最近、ひとつのサイトをプロポーザルしているところである。 ・SHAのクレジットは、SHAとメリーランド交通局のみでの利用を予定しており、販売は予定にない。 ・代償割合は、湿地の植生タイプによって、2:1が基本となり、保存のクレジットの場合だと10:1になる場合もある。 ・コンサベーションバンクはない。 ・リスクマネジメントとして、担保を要求している。 ・販売したクレジットは、長期的かつ順応的管理が求められている。 ・In-Lieu-Feeは導入しており、小規模な影響に対する代償で利用される。メリーランド環境局が運営管理している。バンクのクレジット価格と比べて安い場合もあるが、ほかにミティゲーションの手段がないことを示すことが必要 (最後のオプション) である。

	機関名	アンケートの回答内容の概要
10	Minnesota Board of Water and Soil Resources	<ul style="list-style-type: none"> ・約270のバンクが12,000エーカーを所有し、毎年400エーカーが売買されている。 ・クレジットの供給と長期管理が問題となっている。 ・リスクマネジメントは自身の保険がある。 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。
11	New Hampshire Department of Environmental Service	<ul style="list-style-type: none"> ・ミティゲーションバンクを導入していない。 ・In-Lieu-Feeは導入しており、“Aquatic Resource Mitigation Fund (ARM)”と呼ばれている。In-Lieu-Feeは、他に代償する妥当な手段がない場合にその利用について申請できる。
12	New Jersey Department of Environmental Protection	<ul style="list-style-type: none"> ・バンクは14段階のサイズがあり、6～1100エーカーまで存在する。 ・クレジット価格は市場原理で決められ、最大で1エーカーが45万ドルで販売されたことがある。 ・代償割合は生態学的価値に基づいて計算される。 ・販売したクレジットは、バンカーにマネジメント状況に関する元帳を提出させて管理している。 ・In-Lieu-Feeミティゲーションは導入されており、ミティゲーションヒエラルキーが示されている。
13	South Dakota Dept. of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・サウスダコタでは数年前からバンクが設立され、交通局ではBanking Programを策定中である。また3つの商業的バンクが存在する。 ・SDDOTは60エーカーのバンククレジットを所有し、商業バンクでは150クレジットが利用可である。 ・コンサベーションバンクやスピーシーズバンクは導入されていない。 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。 ・利用したクレジットは交通プロジェクトの一部としてマネジメント費用を捻出している。
14	Tennessee Department of Environment and Conservation	<ul style="list-style-type: none"> ・ミティゲーションバンクを導入している。クレジット価格は、クレジット生産コストやオペレーションコスト利潤などを勘案してバンカーによって決定される。 ・代償割合はバンクのサービスエリア内かエリア外かによって変わる。代償割合はケースバイケースで専門家の判断によって決められる。 ・コンサベーションバンクは導入していない。 ・In-Lieu-Feeは導入されており、多くの開発事業者は川の開発にIn-Lieu-Feeを利用している。
15	Tennessee Department of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・ミティゲーションバンクは導入している。クレジット価格はバンカーはさまざまなコストを基に決定している。 ・代償割合は、サービスエリア内だと2:1だが、エリア外だと4:1となる。また、同じ流域であれば2:1であるが、違う流域の場合は4:1となる。 ・コンサベーションバンクは導入していない。 ・In-Lieu-Feeは導入されているが、湿地ではなく小川のミティゲーションである。
16	Texas Parks and Wildlife Department	<ul style="list-style-type: none"> ・テキサスには州レベルでのバンクプログラムがなく、EPAとUSACEの下でのウェットランドバンクがあるのみである。 ・民間バンクは 19 banks; 34,000 acresで、公共のバンクは3 banks; 9,000 acres である。 ・バンカーは永続的にクレジットを保全するための最小費用を所有しなければならず、販売したクレジットを州へ譲渡する場合はマネジメントに必要なコストも一緒に支払う必要がある。 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。様々な問題が想定されるためIn-Lieu-Feeの導入には懐疑的である。
17	Utah Department of Transportation	<ul style="list-style-type: none"> ・UDOTでは、最近、35エーカー(25.2クレジット)と110エーカー(76クレジット)のバンクを設立した。 ・UDOTは他の機関にクレジットを販売しない。 ・代償割合は、バンク利用で1:1であるが、バンク利用以外では1:2となる。 ・Interagency Review Teamは、狭いサービスエリアと設定したいが、UDOTとしては大きいサービスエリアを望んでいる。 ・In-Lieu-Feeは導入されていない。 ・UDOTはリスクマネジメントとして、ファンドを設立し、経済的な保証を確保している。
18	California Department of Fish and Game	<ul style="list-style-type: none"> ・26のバンクが存在しており、その中で14が活動中で、面積は7686.87エーカーである。 ・以前は代償割合を計算する式があったが、複雑だったため、1:1を基本として、担当機関が調整することとなっている。 ・1993年からミティゲーションバンキングプログラムがスタートした。 ・現在の課題としてはアダプティブマネジメント、モニタリングの遵守、州規模での売買データの記録方法、政策変更時などによる影響、エンドーメントのマネジメント、各機関との情報共有の問題、サービスエリアの決定方法などである。 ・過去の課題としては、長期管理のための基金の設定方法、保護地区におけるバンク認定方法、クレジットの計算方法、バンク設立方法の一貫性などである。 ・コンサベーションバンクは29で、27236.17エーカーで、活動中は16バンクである。 ・リスクマネジメントとしては、コンストラクションセキュリティや、インターリウムセキュリティなどがある。 ・販売したクレジットは、バンクが自ら永続的に管理するか、州に譲渡するか、NGOに譲渡する。 ・CDFGでは、In-Lieu-Feeを活用していない。

出典：伊東・林（2010）から抜粋

4.1.7. 米国の BDOBG における生物多様性オフセットの評価手法

米国は 1969 年に成立した NEPA102 条 (2) (B) で⁸⁶、環境のアメニティや価値を評価する手法の開発などを求めており、特に湿地をオフセットする際の機能や生態系サービスを評価する手法構築の検討が行われてきた。また、1995 年の MB の設立、使用、運用に関して定めた連邦ガイダンスでは、ハビタット評価手続き (Habitat Evaluation Procedure: HEP) や⁸⁷、水文地形アプローチ (Hydro Geomorphic Approach: HGM) ⁸⁸などの環境評価手法を用いて MB のクレジットの生産に関する評価などに適用することを推奨している⁸⁹。

実際の環境評価手法の利用状況に関しては、少しデータは古いが Robert and Richard (1994) の報告書によれば、調査対象とした 46 の MB のうち、オフセットに必要なクレジット数の算定方法として、HEP を含むハビタットベースのものが 15 箇所 (約 31 パーセント)、単純な面積換算のものが 12 箇所 (26 パーセント)、その他は多角的機能評価 (Multiple Function Assessment) スキームや専門家による経験的判断によるものと報告されており、単純な面積ベースのオフセットのケースも多い結果となっている。

ELI (2002, pp.58-59) によれば、米国全州で少なくとも 40 の湿地の機能評価のための手法が開発され使われているとあり、14 の州で MB に関する条例やクレジットの定義などを示したガイドラインが示されているとしている。また ELI (2002) の調査では、MB のクレジットを生産するための機能評価手続きで最も使われるのは湿地簡易評価手続き (Wetland Rapid Assessment Procedure: WRAP) で⁹⁰、続いて HEP、湿地評価技術 (Wetland Evaluation Technique: WET) ⁹¹、指標価値評価 (Indicator Value Assessment: IVA) の順番であったと報告されている⁹²。

また Kerry (2008) によれば、近年よく利用される代表的な環境評価手法として、WET、HGM、環境モニタリング評価プログラム (Environmental Monitoring Assessment

⁸⁶ NEPA102 条 (2) (B) : <http://ceq.hss.doe.gov/nepa/regs/nepa/nepaeqia.htm> (26 Jan. 2011).

⁸⁷ U.S. Fish and Wildlife Service, Habitat Evaluation Procedures Handbook, 1980: <http://www.fws.gov/policy/esmindex.html> (14 Jan. 2011).

⁸⁸ HGM: <http://el.erdc.usace.army.mil/wetlands/overview.html> (26 Jan. 2011).

⁸⁹ Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks D,7.Crediting/Debiting/Accounting Procedures: <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbankn.cfm> (14 Jan. 2011)

⁹⁰ USACE, Wetland Rapid Assessment Procedure (WRAP): http://el.erdc.usace.army.mil/emrrp/emris/emrishop6/wetland_rapid_assessment_procedure_tools.htm (30 Jan. 2011).

⁹¹ USACE, Wetland Evaluation Technique (WET): http://el.erdc.usace.army.mil/emrrp/emris/emrishop6/wetland_evaluation_technique_tools.htm (26 Jan. 2011)

⁹² USACE, Indicator Value Assessment (IVA): http://el.erdc.usace.army.mil/emrrp/emris/emrishop6/indicator_value_assessment_tools.htm (30 Jan. 2011).

Program: EMAP-Wetlands) などが挙げられている⁹³。

4.1.8. まとめ

本項では、米国の生物多様性オフセット・バンキングシステムに着目し、MB と CB の制度や現状について整理を行った。MB は保全対象が湿地と河川で湿地の生態系の機能も評価対象となっているのに対し、CB は絶滅危惧種とその生息地への影響のオフセットを対象としている点が異なっており、カリフォルニア州などでは両方のバンキングシステムを活用することで生物多様性および生態系機能の両面からの保全を目指すとともに、生物多様性バンキングシステムの利用を積極的に進めているといえる。

また、In-Lieu-Fee ミティゲーションは、Final rule で生物多様性オフセットの優先順位として MB の次に検討することになっているが、アンケート調査結果や USACE のワーキングペーパーの通り、米国ではあまり積極的に導入されていない状況にある。Final rule (pp.19595) によれば、MB との相違点として、①In-Lieu-Fee ミティゲーションは州政府や NGO で運営管理されるが、MB は基本的に企業である点、②In-Lieu-Fee ミティゲーションの資金はオフセットとして支払われた複数のプロジェクトから捻出されるのに対し、MB は企業の投資によるものである点、③MB はサイト選定や計画の認可、財政保証などの許認可が必要であるのに対し、In-Lieu-Fee ミティゲーションは資金が集まってからミティゲーションプロジェクトを実施するためオフセットとの時間差が起ることや、MB のように財政保証の認可が求められない点が挙げられ、In-Lieu-Fee ミティゲーションは消失した生態系の機能や生態系サービスをオフセットとして活用する場合に、様々な不確実性やリスクの課題が残されていることが指摘されている。また前述したとおり、MB よりも異種やオフサイトでのオフセットとなる可能性が高いことや、アンケート調査結果より指摘されたとおり、クレジットの販売額や代償割合の決定方法が不明瞭である点、永続的なサイトのマネジメント方法などの課題や、サービスエリアの設定方法などの課題などもある。このような理由から In-Lieu-Fee ミティゲーションは、現時点ではあくまで MB が利用できない場合の補完的な役割を担うものであると考えられる。

⁹³ U.S. Geological Survey, Environmental Monitoring Assessment Program - Wetlands (EMAP-Wetlands): <http://water.usgs.gov/nwsum/WSP2425/functions.html> (26 Jan. 2011).

4.2. オーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステム

4.2.1. はじめに

1) オーストラリアの自然環境の現状

17世紀中頃にオーストラリアが英国の植民地になって以降、ビクトリア (Victoria: VIC) 州の約 60 パーセントの自然植生が喪失した⁹⁴。自然植生喪失の大半の原因は、経済発展によるものである。自然生態系や地域固有の動植物相の喪失や荒廃の拡大の傾向は、現在もまだ広がっている。この課題に対応するため、オーストラリア政府 (連邦及び州) は、各種の法的な仕組みを導入してきた。これらの内、生物多様性オフセットは経済的な開発需要と生物多様性保全の成果をバランスさせる方法として考えられている。

政府、自然保護団体、研究者等を含む生物多様性オフセット関係者へのインタビューによると⁹⁵、生物多様性オフセットシステムはいくつかの州で行われているが、オフセットに関して最も進んだスキームは、VIC 州とニューサウスウェールズ (New South Wales: NSW) 州のみで実施されているとのことである。

本項は生物多様性オフセットスキーム (NSW 州のバイオバンキング: BioBanking: BBG⁹⁶と VIC 州のブッシュブローカー: BushBroker: BBR⁹⁷) に関する簡単な紹介とともに、連邦政府の法 (環境保護および生物多様性保全法: The Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act: EPBC 法) や各州法との関係について紹介する。特に、土地所有者と開発者に対する両スキームの手続きの相違点を整理する。

2) オーストラリアの生物多様性オフセットシステム

オーストラリアの生物多様性オフセットシステムは、保護・保全される生物多様性価値を有する地域と、開発予定の地方の地域における植生の悪化、皆伐、破壊とバランスするための手法である⁹⁸。オーストラリアでは、土地所有者 (オフセットサイト所有者)、開発者・開発許可保有者、政府の 3 者が通常第三者が行う生物多様性オフセットの関係者となる。保護が必要な動植物の生息地が含まれる土地の所有者は、生物多様性オフセットサ

⁹⁴ Australian Government, 2001. Australian Native Vegetation. Available at: http://www.anra.gov.au/topics/vegetation/pubs/native_vegetation/nat_veg_vic.html (8 Feb. 2011).

⁹⁵ VIC 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

⁹⁶ State of New South Wales, Department of Environment, Climate Change and Water (DECCW), BBG: <http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/> (9 Feb. 2011).

⁹⁷ State of Victoria, Department of Sustainability and Environment (DSE): <http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/90D1EEF7733B9CD7CA256FA4001617CE4F65BBF1E5A3A721CA25720C00167A65> (9 Feb. 2011).

⁹⁸ BBOP:

<http://bbop.forest-trends.org/activities/policy/gov-options/BiodiversityOffsetsPolicyOptionsForGovernment.pdf> (9 Feb. 2011).

イトの設立が申請可能である。当該の土地は、本質的には永久に保護されるものとなり、これらの生息地のマネジメントが行われる。生物多様性オフセットサイトの土地所有者による管理や保護を行うための基金は、通常開発者または開発許認可を得た開発者等によって賄われる。一方で政府は生物多様性オフセットのルールを定めた法律が整備されるようにする規制者の役割を有する。また政府は開発者のために土地所有者からオフセットサイトを購入することもできる。例えば、Western Grassland Reserves における Volcanic Plains（火山性の草原植生）のビクトリア戦略計画の事例などがある⁹⁹。

4.2.2. 連邦・州政府のシステム

1) 連邦のシステム

法制度の構造と政府

EPBC 法は¹⁰⁰、2000 年に発効した生物多様性に関するオーストラリアの中心的な法律である¹⁰¹。EPBC 法は従来の様々な領域にまたがる各種の環境関連法を束ねて、環境保全に対する効率的なものとしたものである。

EPBC 法と州法との関係

EPBC 法に定められたルールは州の規則と適合するものであるが、同法の保護対象（国家の環境重要性事項）と州や地方レベルの保護対象は補完的である。例えば VIC 州の温帯草原である Volcanic Plains はメルボルン西方に位置し、VIC 州の Flora and Fauna Guarantee Act (FFG 法) とオーストラリア連邦政府の EPBC 法の両方に基づいて保護されている。この場合 EPBC 法は州法に優先するものではなく、州や地方政府が既に導入した既存の取り組みとの重複を避けるために州政府に追加的な条件を付与するものである¹⁰²。なお、温帯草原の場合、生息地の改変が行われる場合には連邦政府と州政府の許可の追加条件が求められる。

生物多様性オフセットと連邦法

EPBC 法に基づき 2007 年に環境のオフセットに関する連邦政府の見解を記述した生物

⁹⁹ DSE, Fact Sheet 2 -Western Grassland Reserves 2010:

[http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/E222253EEE38AD89CA257783001760DC/\\$File/Fact+Sheet+2+Western+Grassland+Reserves+Aug+2010.pdf](http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/E222253EEE38AD89CA257783001760DC/$File/Fact+Sheet+2+Western+Grassland+Reserves+Aug+2010.pdf) (8 Feb. 2011).

¹⁰⁰ Australia Government: <http://www.environment.gov.au/epbc/> (8 Feb. 2011).

¹⁰¹ SEWPac に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹⁰² 2010 年 11 月の豪州連邦政府 (SEWPac) へのインタビューより。

多様性オフセットを内容に含む政策文書案が作成された¹⁰³。この目的は、EPBC 法の下で一貫性があり、透明性があり、公正な環境オフセットを実施することである。

同政策文書案は、どのようにオフセットが実施されるべきかに関するガイドラインを含むのみであり、他の特定の規則の仕組みと比べても同法の解釈は多様であり、柔軟性の高いものであった。そのため特定の生物多様性の価値の評価手法は規定されていない。Keepit-dam の事例では¹⁰⁴、NSW 州の危急種保全法（Threatened Species Conservation Act 1995: TSC 法）の Part 7A; BioBanking Assessment (BBG) Methodology が活用された¹⁰⁵。本プロジェクトの生物多様性の価値評価に活用された BBG Methodology には、EPBC 法よりも具体的な手続きが記されている。州レベルにおいて、オフセットに関する特別な取扱いを定めた法制度がない場合、EPBC 法のみに基づきオフセットが行われるため、透明性や生物多様性の評価に関する明確な仕組みが欠如することになる¹⁰⁶。現在 NSW 州や VIC 州以外の大半の州では、生物多様性の価値を評価する際に透明性を確保するためのフレームワークを有するところはない¹⁰⁷。

2) バイオバンキング (BBG) とブッシュブローカー (BBR)

BBG スキームのウェブサイトより引用¹⁰⁸

「BBG スキームは市場ベースのプログラムで、開発のための合理化・効率化された生物多様性の評価プロセスを提供し、確固とした信頼のおけるオフセットの仕組みを提供し、地方の土地所有者が保全のために土地を管理することで収入を生み出すチャンスを提供している。BBG は BioBanking Agreement を通して、土地所有者の土地の生物多様性の価値を増やし保護することによって「生物多様性クレジット」が生み出される。これらのクレジットは販売され、サイトのマネジメントのための資金を生み出す。クレジットは、開発の結果として生じる可能性が高い生物多様性の価値への影響をオフセットするために使われる。クレジットは慈善団体や政府といった保全の成果に対する投資

¹⁰³ Australian Government, 2007. Draft Policy Statement: Use of environmental offsets under the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999: <http://www.environment.gov.au/epbc/publications/pubs/draft-environmental-offsets.pdf> (8 Feb. 2011).

¹⁰⁴ State Water, Keepit-dam Environmental Assessment Report. p.19. Available at: <http://www.statewater.nsw.gov.au/damwei/Keepit%20Dam%20Upgrade%20Executive%20Summary.pdf> (8 Feb. 2011).

¹⁰⁵ DECCW, BBG assessment Methodology: <http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/assessmethodology.htm> (8 Feb. 2011).

¹⁰⁶ NSW 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹⁰⁷ VIC 州では Native Vegetation Framework、NSW 州では BBG Methodology と Native Vegetation Assessment Methodology (NVA) Methodology が用いられている。

¹⁰⁸ DECCW, Biobanking: <http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/index.htm> (8 Feb. 2011).

を探している人達にも販売される可能性がある。」

BBR スキームのウェブサイトより引用¹⁰⁹

「VIC 州政府は州の自然植生の質と広がりを改良するために **BBR** を作った。計画の認証が必要となる自然植生の破壊（皆伐）に対し、どこか別の場所でのオフセットすることが義務付けられている。オフセットサイトは永久に保護され、特定の開発サイトとリンクされている。オフセットはしばしば開発許可保有者自身の土地で行われる。しかし、これが可能でない状況もある。例えばその土地に適切な場所がない場合や、開発許可保有者が、長期的に自然植生を管理することができない場合である。**BBR** は *Native Vegetation Credit (NVC)* を作り出し、調達することを支援するプログラムである。*NVC* とは、確実に継続的な契約の対象となる自然植生の質かつ／もしくは量の増加分 (*gain*) のことである。**BBR** の *NVC* は、*NVC* レジストリにリストされて、自然植生の認証された開発（皆伐）のためのオフセットの一つの選択肢として責任ある権限を持った関係者に信頼されうるものである。開発許可保有者は、**BBR** を通じてオフセットを調達することもできる。」

NSW 州と VIC 州の生物多様性オフセットの計画法

NSW 州と VIC 州の生物多様性オフセットスキームは同じ連邦法（EPBC 法）に基づくものであるが、ルールや生物多様性オフセットの取扱いや実施に関する構造において相違点が見られる。これらの相違点は、EPBC 法に基づく生物多様性オフセットに関する政策文書案の中に記載されているガイドライン案が多様に解釈できるためである。各州の生物多様性オフセットスキームを定めるルールでは、主要な直接的利害関係者の 3 者（土地所有者、開発者、政府）の行動を定めているため、次に各利害関係者の手続きを概観し（図 4.2.1 参照）、その背景となる示唆を示すこととする。

土地所有者の手続きの差異

a) EOI（Expression Of Interest：関心表明）の提出

NSW 州と VIC 州両政府へのインタビューによると、オフセットサイト設立に必要なアセスメントに要する費用は高額になることがあり（5～6 万豪ドル）、土地所有者の負担する高い設立費用というリスクが懸念されるため、BBG と BBR の双方で EOI の仕組みを導入している。

また BBG では、EOI 手続きを行う際に、土地所有者の負担でバイオバンクサイトの植

¹⁰⁹ DSE, BushBroker:
<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/90D1EEF7733B9CD7CA256FA4001617CE4F65BBF1E5A3A721CA25720C00167A65> (8 Feb. 2011).



出典：BBR、BBG の手続きより作成^{110,111}

図 4.2.1 NSW 州の BBG (左) と VIC 州の BBR (右) の土地所有者の手続き

生のタイプの判定のため専門家の支援を求めることが推奨されている¹¹²。

b) サイト訪問

BBR では BBR プロジェクトオフィサーが、潜在的なオフセットサイトの生物多様性の価値の評価のためにサイト訪問を行う¹¹³。現在、VIC 州持続可能性環境局 (Department of Sustainability and Environment: DSE) 内の BBR 部門で働く 5 人の担当者のうち 2 人が BBR サイトアセッサーである¹¹⁴。

BBG の下では民間部門がサイト訪問のプロセスに関与する。影響評価は主に民間のアセッサーによって行われ、終了後に州政府のアセッサーによって確認が行われる¹¹⁵。なお、一部の環境保護団体は、影響評価段階での民間部門の関与について大きな懸念を示している¹¹⁶。VIC と NSW 両州政府やいくつかの NGO へのインタビューによると、政府が独立で実施する場合と比較して、バイアスが発生したり、正しい判断が欠如した影響評価にな

¹¹⁰ DSE, BBR:

<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/90D1EEF7733B9CD7CA256FA4001617CE4F65BBF1E5A3A721CA25720C00167A65> (8 Feb. 2011)

¹¹¹ DECCW, BBG: <http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/index.htm> (8 Feb. 2011)

¹¹² BBG EOI form, pp. 2:

<http://www.environment.nsw.gov.au/resources/biobanking/bbeoiform.doc> (8 Feb. 2011).

¹¹³ DSE, BushBroker information sheet No.4:

[http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/CB65B34413B2636ACA257648003973D2/\\$File/BB+Info+Sheet+4++Site+visit.pdf](http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/CB65B34413B2636ACA257648003973D2/$File/BB+Info+Sheet+4++Site+visit.pdf) (8 Feb. 2011).

¹¹⁴ VIC 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹¹⁵ NSW 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹¹⁶ Colong Society (Keith Muir 氏) に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

るリスクが内在する可能性が比較的高いとのことである。この懸念に対し、NSW 州では BBG Methodology に準拠した方法で実施される。また、外部の民間アセッサーの評価の政府による確認プロセスは、影響評価段階のバイアスのリスクを低減させる。

c) 非公開／公開レジストリに登録されるクレジット

両制度ではクレジット登録の仕組みが異なる。サイトの詳細を含む土地所有者と開発者の情報について、BBG はオンラインのレジストリを通じて閲覧可能である一方で、BBR ではそのような情報は一般に公開されない。

d) モニタリング

両スキームのモニタリング方法における主な違いは、モニタリングの仕組みと提出されたモニタリングレポートを政府が確認するための費用負担者の違いである。BBG では、モニタリングレポートをチェックする費用は、毎年土地所有者が登録料として政府に支払う（年間約 1,144 豪ドル¹¹⁷）。モニタリング自体は永続的に毎年実施される¹¹⁸。BBR ではモニタリングレポートをチェックする費用は政府によって賄われている。公式のモニタリングは 10 年間は毎年実施されるが¹¹⁹、永続的なモニタリングについては明確に規定されていない。BBR ではモニタリングレポートをチェックする費用を政府が確保するためのメカニズムがない。

e) マネジメント活動のための信託基金

両スキームにおいて、マネジメント活動は土地所有者が Landowner Agreement（BBR で使用）もしくは BioBanking Agreement（BBG で使用）に合意の署名をした後、実施しなければならない¹²⁰。

BBR では、サイトを改善し、維持し、開発されないようにするために実施される能動的なマネジメント活動は 10 年間に規定されている¹²¹。その後は一般的なコミットメント（例えば実施される活動の頻度は規定せずに植生の状態の悪化を防止すること）が規定される。10 年経過直後から土地所有者へのマネジメント資金は支給されなくなり、土地利用制

¹¹⁷ DECCW (Department of Environment, Climate Change and Water), Information for participants:

<http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/participants.htm> (8 Feb. 2011).

¹¹⁸ NSW 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹¹⁹ DSE からの E メールによる返信を引用。

¹²⁰ DSE, BBR information sheet 5:

[http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/FE10F6BEFB854FB1CA25764800397D5D/\\$File/BB+Info+Sheet+5++Landowner+agreement.pdf](http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/FE10F6BEFB854FB1CA25764800397D5D/$File/BB+Info+Sheet+5++Landowner+agreement.pdf) (8 Feb. 2011).

¹²¹ DSE, BBR information sheet 5:

[http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/FE10F6BEFB854FB1CA25764800397D5D/\\$File/BB+Info+Sheet+5++Landowner+agreement.pdf](http://www.dse.vic.gov.au/CA256F310024B628/0/FE10F6BEFB854FB1CA25764800397D5D/$File/BB+Info+Sheet+5++Landowner+agreement.pdf) (8 Feb. 2011)

限契約を通してサイトでの農業などの経済活動は制限されることになる。

BBG では開発者は土地所有者が行うマネジメント活動のための費用を負担している。BBR と異なり BBG では、バンクサイトでのマネジメント活動の資金供給のために、開発者が利子を生み出す信託基金へ一括の支払いで入金を行う。信託基金は永久に特定のマネジメント活動のための資金を提供する¹²²。

開発者側のプロセス

a) 生物多様性の単位とオフセット

NSW 州では生物多様性の単位を表すために異なる単位を採用し、様々な種のために評価ツールのひとつの組み合わせが規定されている。NSW 州ではオフセットの生物多様性価値を算出する際の評価方法として、主に Native Vegetation Assessment (NVA) Methodology と BBG Methodology の 2 つを規定している。これら 2 つの方法は、主に自然植生や絶滅危惧種を識別し測定するために機能する。いくつかの制約があるなかで（一部の自然植生は NVA Methodology を通じてのみ評価され、BBG Methodology では海洋生息地が除外されている等）、上記 2 つのツールはオフセットを求めている開発者に多くの選択肢とどの開発許可プロセスを採択するかの柔軟性を与えている。

VIC 州では Native Vegetation Framework においてハビタット・ヘクタール手法を用いることで、州内全域における全てのオフセットに対して評価が可能となった¹²³。さらにハビタット・ヘクタール手法の適用の副産物として、多くの定量的植生モニタリングツール (Victoria's Native Vegetation Tracking System¹²⁴, Net Gain Accounting Reports¹²⁵) を作成する際、単位を構築するためにより分かりやすいものを提供した。これらのツールは VIC 州全体の現在の自然植生レベルを州スケールで捉えようとする試みである。

VIC 州では開発者は DSE の Vegetation Quality Assessment Manual に従って¹²⁶、開発される地域のハビタット・ヘクタールの評価を実施するよう求められる。その結果、提案された開発をオフセットするのに必要とされるハビタット・ヘクタールの測定可能な指標が得られる。FFG 法と PE 法は、地域、地方、もしくは州政府からの許可なしに、保護

¹²² NSW 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹²³ DSE, Vegetation Quality Assessment Competency Check 2010:
<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/0C1D8C5C67C9E13BCA2576C70010FB17544ABC860B2506F7CA257004002550CC> (8 Feb. 2011).

¹²⁴ DSE, Native Vegetation Tracking system:
<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrenlwm.nsf/LinkView/DCE0BF772C0E4BE9CA257127002006E0B36FDE90E9301D30CA2571320009EE2E> (8 Feb. 2011).

¹²⁵ DSE, Native Vegetation Net Gain Accounting –First Approximation Report:
<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/C9784DF5A0EEA928CA2574240018C12DB32D42FB223C7345CA25712B0007130A> (8 Feb. 2011).

¹²⁶ DSE, Vegetation Quality assessment manual:
<http://www.dse.vic.gov.au/dse/nrence.nsf/LinkView/EBF7B20C008E24F5CA256F16001671778062D358172E420C4A256DEA0012F71C> (8 Feb. 2011).

の対象となっているものを破壊できないということを保証している。VIC 州の開発者は開発対象となっている土地のハビタット・ヘクター評価を実施するために、独立した民間のアセッサーを自由に雇用できる。

ハビタット・ヘクター手法は、生息地の質と量を評価する際に確実性と一貫性を向上させるために設計されているが¹²⁷、その測定範囲は、サイトの状態と景観の価値に係る質に限られる (Mau, 2006)。NVA 法の方法とは異なり、ハビタット・ヘクター手法におけるサイトの状態に関する 7 つの基準と景観の価値に関する 3 つの基準は¹²⁸、水や土壌の質は含まれていない。このことは、植生やサイトの構成というよりも、土地の状態の質を変えてしまう農業や鉱業のような活動にさらされている土地にとっては、より深刻な問題になりうる¹²⁹。

b) クレジットの購入

オフセット要件として、VIC 州の Native Vegetation Framework においては、開発事業の開始後遅くとも 12 ヶ月以内にクレジットを購入する必要があると定義されている¹³⁰。一度これらのオフセットが取得されると、開発者が負う責任は一切なくなる。NSW 州では州の環境関連法においては、事前にクレジットを取得しなければならないことになっているが¹³¹、それが BBG 経由であるという義務はなく、またクレジットが購入された後に生じた影響に対するオフセットの要求はない。すなわち、BBG と BBR 両システムでアセスメント時点での評価を重視し、オフセット後に生じた影響は考慮されていない。

政府の役割（機能の集中化の程度）

a) 登録システム

BBR と BBG の根本的な違いのひとつがクレジット取引レジストリの構造である。政府へのヒアリングによると BBG では公開されている市場を介してクレジットを購入するため、その選択肢やクレジットに係る全ての情報がオープンになっているが、BBR のクレジットレジストリは公開されていない。

VIC 州の DSE へのインタビューで、ステークホルダーへのアクセス権限を拡大する自動オフセットオークションシステムの可能性を探るための調査が行われていたことが明らかになった (DSE, 2008, pp.16)。しかし DSE のメンバーにより示された意見では、政府は大規模なオフセットを避けるために、市場サイズを制限することを優先しているという

¹²⁷ VIC 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹²⁸ DSE, Vegetation Quality Assessment Manual; pp.16:
<http://www.dse.vic.gov.au/dse/nrence.nsf/LinkView/EBF7B20C008E24F5CA256F16001671778062D358172E420C4A256DEA0012F71C> (8 Feb. 2011).

¹²⁹ Colong Society に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹³⁰ VIC 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹³¹ NSW 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

ことである¹³²。

b) アセスメント

政府は、BBR における土地所有者のハビタット・ヘクター評価段階で重要な役割を果たしている。一方、BBG アセッサー（NSW 州環境気候変動水資源局: Department of Environment, Climate Change and Water: DECCW の職員）は BBG Methodology を用いたアセスメント市場における大部分を占める民間のアセッサーの仕事を監督するだけである。

NSW 州の BBG ではいろいろな手段を盛り込んでおり、土地所有者や開発者にとっても柔軟な制度の構築が行われているようである。この傾向は例えば開発者がアセスメントを実施する際の選択肢の多さ（BBG Methodology, NVA Methodology, Threatened Species Assessment of Significant Test）に現れている。

現在の状況

DSE とのインタビューの中で市場を拡大する意図は表明されなかったが、第三者が行う生物多様性オフセット市場の規模シェアは BBR の方が BBG よりも大きい。BBR のレジストリには合計 177 の Credit Agreement が存在する一方で¹³³、BBG は数件にとどまる¹³⁴。最初の 2 年間で BBG がこのように停滞した理由として、NGO 団体や政府、学識者とのインタビューから以下の 4 つが挙げられた。

- 開発者のオフセットのための費用負担が大きいこと（Scanlon, 2007）
- 開発者にとってオフセット要件が厳しいこと（Scanlon, 2007）
- 同スキームが強制でないこと¹³⁵
- 同スキームが 2008 年の大規模な景気後退（財政危機）時に導入されたため

4.2.3 結論

本研究では土地所有者と開発者との手続きの違いに焦点を当てた。両オフセットの仕組みは表面上は似ているが内部的には異なるものである。

BBG は土地所有者にとって持続的な収入システムやオフセットに関するオプションが多いこと、永久に実施されるマネジメント活動などの特徴を有し、政府は市場の仕組みを重視していると推察される。なお、BBG は前述した理由により市場の拡大期にあり、今後

¹³² VIC 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

¹³³ DSE, Price History, 2010:

<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/29F2EEFD882B07D5CA2574D400070D92544ABC860B2506F7CA257004002550CC> (8 Feb. 2011).

¹³⁴ DECCW, BioBanking public registers:

<http://www.environment.nsw.gov.au/bimsprapp/BiobankingPR.aspx> (8 Feb. 2011).

¹³⁵ NSW 州政府に対するインタビューを 2010 年 11 月に実施。

の制度的発展を注視する必要がある。

反対に **BBR** では非公開なレジストリ、マネジメント資金のための短期間の資金供給、長期的なマネジメントを目指していない仕組みであると考えられる。また、もし土地所有者が永久にマネジメントをするための資金がなければ、10年間の後、土地所有者が土地の質を維持するためのサポートがないことが問題に挙げられる。一方ハビタットヘクタールへ統一されていること、政府が仲介をすること、10年間と期間が限られているため開発者のコスト負担が少なくなることなど特徴もある。

4.3. 米国とオーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較

4.3.1. 概要

本項では 4.1 で記した米国の 2 つのシステム MB と CB、4.2 で記したオーストラリアの BBR および BBG について、それぞれのシステムの違いを「バンク事業のリスク回避の仕組み」と「コスト負担」の 2 つの視点から比較し、最後に日本に適用できる可能性のあるシステムについて考察を行った。4 つのシステムの基本的な違いについては、文末の表 4.3.1 で確認されたい。

4.3.2. 各システムの比較 - 2 つの視点を軸に

1) バンク事業のリスク回避の仕組み

生物多様性オフセット・バンクの事業リスクの中には、初期投資を早期回収できない場合の経済的リスクと、自然の創出や復元の失敗という生態学的リスクなどが想定できるが、ここでは特に前者に注目し、各システムのリスク回避の仕組みを調査した。

米国では BEI (Mitigation Banking Enable Instrument)¹³⁶や CBA (Conservation Banking Agreement¹³⁷) (USFWS, 2003, pp.15-16) などの行政機関とバンクスポンサーとの間の契約書にサインがされて、初めてクレジットが販売可能となるが、本来、創出・復元された湿地の機能の完全な復活や、保護された絶滅危惧種の安定した状態が確認できるまでクレジット販売を行うことは望ましくないと考えられる。バンク設立のためには、様々な調査や書類作成、創出・復元活動のために、大規模な初期投資が必要であるため (Bean et al., 2008, pp.51)、クレジット販売による初期投資の回収を早期に行わなければ、バンクスポンサーの負担が大きくなる懸念がある。

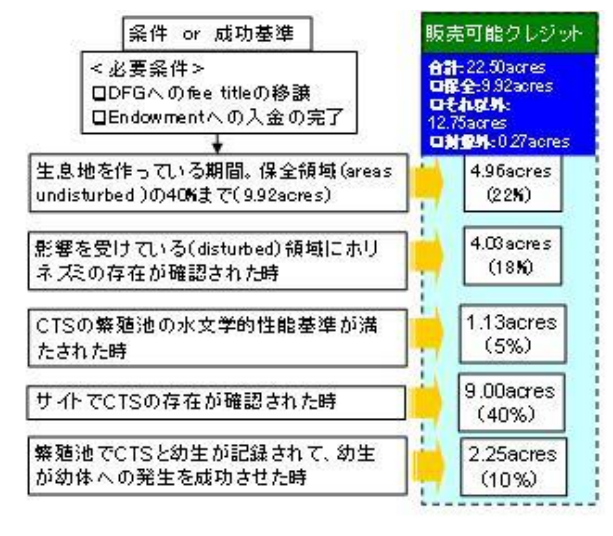
このようなリスクを避けるために、米国では Initial Debiting (ID) を認めている¹³⁸。これはバンクサイトの生態学的・水文学的機能が十分な状態に達する前に、クレジットの販売を認めることを意味する。一般的には数段階の成功基準が設けられており、達成する毎に全クレジットのうちの何割かが販売可能となる (図 4.3.1)。成功基準には生態学的・水文学的数値等が用いられるが、販売の必要条件として MB では、①MBI (Mitigation Banking Instrument) と Mitigation Plan の認証、②バンクサイトが法的に保護されていること (たとえば CE (Conservation Easement) の登録等)、③適切な資金的保証がある

¹³⁶ BEI:

<http://www.deq.state.va.us/export/sites/default/wetlands/documents/FinalMBITemplate5Feb2010.doc> (10 Feb. 2011).

¹³⁷ CBA: <http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/fwsguideconsbanks.pdf> (10 Feb. 2011).

¹³⁸ MB の根拠は 33 CFR § 332.8(m); p.19685 and (o)(8)(ii); p.19685 であり、CB の根拠は Wheeler and Strock (1995) 12.c.である。



出典：Alton North Conservation Bank（2007）より作成。

図 4.3.1 米国の創出タイプのクレジットを販売しているバンクの ID の例

ことが挙げられている（3.2 CFR §3.2.1.8(m)）。CB では、①バンクサイトの Fee Title（所有権）か CE を通しての永久の保護（Wheeler and Strock, 1995; pp.4 および USFWS, 2003; pp.10）、②Resource Management Plan の認証とバンクの運営とマネジメントを保証するために十分な資金の提供（Wheeler and Strock, 1995）が挙げられている¹³⁹。

オーストラリアの両システムではバンク設立の契約を結ぶ前に土地所有者がその意思を表明できるシステム、すなわち EOI を導入している。BBG は DECCW が作成した公開のレジストリに EOI が掲載され、開発事業者は望む条件に合う土地所有者にコンタクトすることができる（DECCW, 2009b, pp.9）。BBR では開発事業者がオフセットのために必要なクレジットの情報を別途収集し、DSE が土地所有者と開発事業者の両者を引き合わせるマッチングを行っている（DSE, 2009a, pp.1）。これにより、土地所有者の全てのクレジットが開発事業者に販売できることを前提に、バンク設立の契約を結ぶことが可能となるため、土地所有者のバンク事業参入のリスク軽減が可能となると考えられる。

生態学的なリスクに関しては、米国のシステムでは開発事業者が自らオフセット行為を実施してきた頃の多くの失敗から学び（表 4.1.4 の 1994-1999 年の欄を参照）、バンクのクレジットを購入するオフセット手法が推奨されている（MB では 3.2 CFR §3.2.1.3(b), pp.19673）。これにより生態学的失敗のリスクを回避することがある程度可能となる。またバンキングシステムが始まってから 30 年近くが経過し、多くの自然の創出・復元事例

¹³⁹ USFWS（2003）では、12.c.の内容の記述はないが、3. Credit System（pp.10）において 4.と同内容の記述をしている。USFWS（2003）では、Credit Release はマネジメント活動の実施に基づくのではなく（例えば Management Plan に記述された活動の実施）、その結果に基づくとされている（例えばサイトでの生物種の確認）（pp.12）。この点の説明については Bean ら（2008; pp.17）を参照。

を積み重ねているため、今後より一層このリスクは軽減されていくと考えられる。

一方、オーストラリアの両システムでは基本的には大規模な自然の創出・復元を伴わないマネジメント活動ベース（Management Activity Base）を主体とする仕組みであり（DSE, 2009b, pp.1-2; DECCW, 2008, pp.8）、これに基づきクレジット数や長期マネジメントコストの支給額などが決定されるため、生態学的なリスクがあまり大きな問題にならないと考えられる。

2) コスト負担

米国とオーストラリアのバンキングシステムは、コスト負担者が異なる点が特徴的である。バンキングシステムのコスト負担を分析する際、3つのステークホルダーを認識すると理解しやすい。①バンクを設立する土地所有者・バンクスポンサー、②オフセットのためにクレジットを購入する必要のある開発事業者、そして③システムをマネジメント・運営する行政機関である。

米国の MB と CB の仕組みでは、開発事業者に比べバンク設立に関連して、バンクスポンサー側に大きなコスト負担が発生する（図 4.3.2：数字は（0）から順に時系列）。（0）は初期投資として、バンクスポンサーの負担となる。バンクスポンサーが負担するコストには、（0）創出・復元や事前調査、（0）もしくは（2）行政機関等がマネジメントする Endowment への入金がある^{140,141}。また米国では個人土地所有者が自らの土地でバンクの設立を行うよりも、環境コンサルタント会社やバンク事業に特化した私企業が、土地の購入からバンク設立のための全てのステップを行うことが多いため（Bean et al., 2008）、マーケティングコストなどが（0）事前調査や（0）土地購入に含まれる場合が多い。長期マネジメントコストのための Endowment への入金には、（0）クレジット販売前に全額を入金する場合と、（0）と（2）クレジット販売前に一部を入金し、かつクレジット販売毎に一定額を入金する場合がある¹⁴²。

MB と異なり CB はその目的上、自然の創出・復元よりも維持のみを実施するタイプが多くを占める（Bean et al., 2008）。このため自然の創出・復元に比べて維持の方がバンク設立時の初期投資も少なく、また失敗リスクが低いと考えられる。

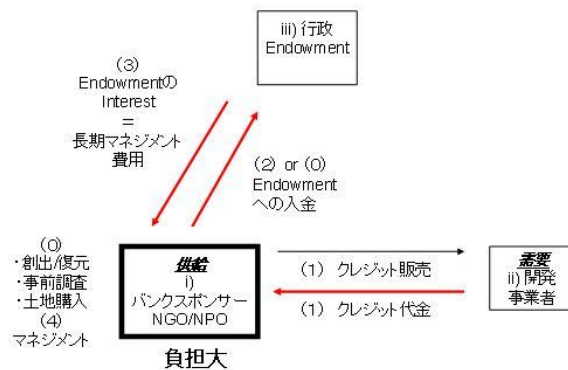
このようなバンクスポンサーに対するコスト負担の集中は、バンキングの発展を通じて生じてきたものと考えられる。表 4.1.4 で示されているように、生物多様性の復元、創出などの失敗のリスクやコスト増大のリスク、開発による環境の損失とオフセットの時間差

¹⁴⁰ BEI:

<http://www.deq.state.va.us/export/sites/default/wetlands/documents/FinalMBITemplate5Feb2010.doc> (10 Feb. 2011).

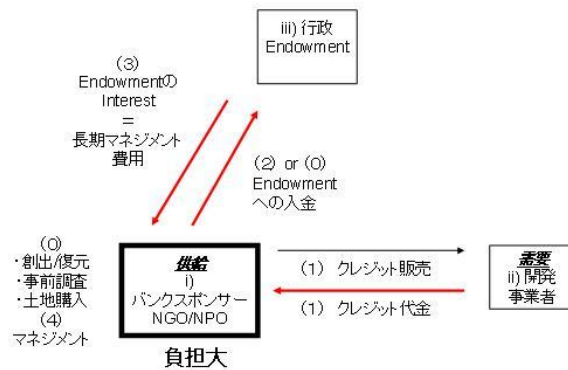
¹⁴¹ CBA: <http://www.dfg.ca.gov/habcon/conplan/mitbank/fwsguideconsbanks.pdf> (10 Feb. 2011).

¹⁴² DFG 等へのヒアリングやバンクドキュメントを参照。



注：数字は時系列を表す

図 4.3.2 米国の費用負担構造と資金と長期マネジメント費用の流れ



注：数字は時系列を表す

図 4.3.3 オーストラリアの費用負担構造と資金と長期マネジメント費用の流れ

などが問題となり (NRC, 2001, pp.9)、これを補完し、開発事業者のリスクを軽減する目的で 1970 年代にバンクスポンサーが登場してきたとされている (Marsh et al., 1996)。これに対し開発事業者には、クレジット購入コスト以外の負担は求めず、その責任の全てをバンクを設立するバンクスポンサーが担うこととしている。

一方、オーストラリアではバンクを設立する側の土地所有者のコスト負担が小さい仕組みとなっていることが対照的である (図 4.3.3)。土地所有者が負担するコストには、植生や生態系のタイプの決定、絶滅危惧種の存在の確認等の (0) 事前調査がある (DSE, 2009a, pp.1 および DECCW, 2009a, pp.11)。このコスト負担構造を作り出す原因は、米国とは異なる 2 つの大きな特徴にあると考えられる。ひとつは個人小規模土地所有者が参画しやすいシステムであること¹⁴³、もうひとつは創出・復元よりもマネジメントを中心としたシステム構築がなされていることである。VIC 州では農業を営む個人土地所有者が自分の保有する土地にバンクを設立することが多いため (Madsen et al., 2010)、現状の制度では新

¹⁴³ 多くの土地所有者は収入の少ない農家である (2010 年 11 月の DSE 担当職員と DECCW 担当職員へのインタビューより)。

しく土地購入を行うコストを伴わない。またオーストラリアでも一部創出・復元も実施されるが、これらの行為はマネジメント活動の一環として、開発事業者が負担する形で蓄えられる信託基金から賄われる資金で実施されるため、土地所有者の初期投資としての負担は無い。米国の特に MB では湿地の創出・復元がクレジット獲得の中心的な手法となるためコスト負担が大きい点で異なっている。

オーストラリアでは土地所有者の初期投資のコストをさらに小さくするシステムとして、上述したとおり EOI とマッチングの仕組みがある。これにより土地所有者は顧客獲得のためのマーケティング（事前調査に含まれる）のコストを払う必要がなくなる。マネジメントコストの流れに注目すると開発事業者が信託基金への入金を行う。これによりオーストラリアの土地所有者は事前のバンク設立に係るコスト負担が無くなり、米国のバンクスポンサーに比べ、初期投資の負担が減ることになる。

最後に、行政のコスト負担については両国とも基金の管理・運営とバンクの認証がある（4.1 と 4.2 参照）。これに加えてオーストラリアでは、EOI を含むマッチングシステムにより土地所有者の経済的リスク回避の仕組みの構築や、事前調査のコスト抑制のためのデータベースやクレジット数計算ソフトの構築などもしているため、システム構築のための初期投資が大きくなると考えられる。しかしこの行政の初期投資のおかげで、米国のバンキングシステムのように詳細な調査を求めたり、様々な内容を行政とバンクスポンサーが交渉する労力やコストなどが長期的な視点で抑えられていると考えられる。

4.3.3. まとめ～日本への応用の観点からの示唆～

生物多様性オフセットには、生物多様性オフセット計画の策定手法や生物多様性評価手法の確立、創出・復元失敗のリスク等の問題点が多く残っているが、本研究ではバンキングシステムのコスト負担やリスク回避の仕組みに重点を置き、日本の背景や社会的状況に適したシステムの観点から考察を行った。

米国とオーストラリアのシステムから得られる知見として、生物多様性オフセット・バンキングシステムで最も重要な点は、バンクサイトが開発等の用途での土地改変がなされないように法的に永久的／長期的に保護すること、基金等を用いて当該保護区のマネジメントコストを長期的に支給し続ける仕組みを構築することと考えられる。

米国等のバンキングシステムを日本へ直接適用するのが困難な理由としては、土地所有形態が小面積ごとの細分割で複雑なことと、地価が高いことなどが指摘されている（例えば田中、1999）。このため米国のように民間企業が大面積の土地を購入し、大規模化によりコストを下げる方法は、日本では困難と考えられる。一方、オーストラリアの VIC 州の BBR のように個人小規模土地所有者を中心とし、自らの土地をバンクサイトにする制度設計や、米国のように未活用の土地（例えば作放棄地など）を他人が利用する権利（地役権）を活用して（Gustanski, 2000）、生物多様性を創出するなどの方法は、日本への応用の観

点から多くの示唆を与える取組みである。ただし小規模な保護区が散在しても生物多様性保全の効果は低くなるため、広域計画レベルでのバンクサイトの誘導（カリフォルニア州での **Natural Community Conservation Planning: NCCP**）や¹⁴⁴、周囲の保護区との連携の強さをクレジット数に反映させる **Connectivity value** や **Distance to Core Area** 等の工夫が重要と考えられる（**DECCW, 2008, pp.18; DSE, 2004, pp.41**）。

永久的／長期的なマネジメントコストのための基金に関しては、開発者もしくはバンクスポンサーが負担する場合のいずれにおいても初期投資としては大きなものとなる。この対策として、オーストラリア・米国ともバンク設立を行う主体の負担を小さくするシステムを導入している。例えば米国では **ID** などがあり、一方、オーストラリアでは種や生態系評価の基礎情報となるデータベースを活用した体系的・画一的な評価手法の構築やマニュアルの整備、**EOI** やマッチングの手法の導入は、情報やノウハウを持たない小規模土地所有者にとって、バンキングへの参入コストやリスクを低減させるための政策的支援ツールであり、それと同時にシステムの効率的な運用にとっても有効である。日本のように、新規大規模の開発事業が減少しつつあり、クレジットの需要を見出しづらい状況下では、**EOI** のシステムによる早期の需要と供給のマッチングは有効なツールの一つと考えられる。またマネジメントコストを低減させるために、例えば **BBR** のようにマネジメント活動を行う契約を 10 年間で終了させるなどの設定も考えられるが¹⁴⁵、日本で注目されている里山生態系のようにマネジメントを行うことで保たれる自然にとっては、長期的なマネジメントの確保が重要な要素であることは留意すべき点である。

最後に日本では生物多様性オフセット自体の導入の是非についての議論がまさに開始されつつある段階である。生物多様性オフセットの手法のメリット・デメリットを見極めて、当該システムの是非を検討することは言うまでもないが、本項では、特にバンキングシステムに着目し、諸外国の経験から教訓と課題を整理し、これらの議論に資することを目指した。

¹⁴⁴ **NCCP**: <http://www.dfg.ca.gov/habcon/nccp/> (31 Dec. 2010).

¹⁴⁵ **BBR** システム開始からまだ 10 年経っていないため、実際にどのような問題が起こるかについては注目していく必要がある。

表 4.3.1 4つの生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較

国	米国		オーストラリア	
システム名	MB	CB	BBR	BBG
担当行政機関	USACE と州の該当機関	USFWS と州の該当機関	DSE	DECCW
特徴	湿地（河川を含む）を対象とした流域に基づくオフセットの一手段で歴史が古く、一部の生態系サービスも考慮した湿地の復元、創出等を実施。	絶滅危惧種とその生息地を対象としている ¹⁴⁶ 。創出と復元による自然再生よりも、自然の保存タイプのバンクが多い。カリフォルニア州から始まり、連邦レベルに拡大された制度（USFWS, 2003, pp.3）。	保全対象は主に FFG 法に掲載されている種とその生息地。対象が、小規模な土地所有者である。市場は小さく、政府が、開発事業者と小規模な土地所有者との間を取り持つ制度。管理の責任期間は 10 年間で終わる ¹⁴⁷ 。	保全対象は主に、TSC 法と、NVA 法等に掲載されている種と生態系。米国の制度に近い。クレジット計算方法や、ウェブベースのマッチングシステムを構築し効率化を目指しているため、初期投資が大きい ¹⁴⁸ 。
政策目標	ノーネットロス ¹⁴⁹	絶滅危惧種への影響のオフセット（USFWS, 2003）	ネットゲイン（DNRE, 2002, pp.14）	生物多様性の価値の改良と維持（DECCW, 2008）

¹⁴⁶ USFWS, Conservation Banking: Incentives for Stewardship 2009:

http://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/conservation_banking.pdf (10 Feb. 2011).

¹⁴⁷ DSE, BushBroker Home:

<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/90D1EEF7733B9CD7CA256FA4001617CE4F65BBF1E5A3A721CA25720C00167A65> (3 Jan. 2011).

¹⁴⁸ Local government and shires of New South Wales, BioBanking: <http://www.lgsa.org.au/www/html/1555-biobanking.asp> (3 Jan. 2011).

¹⁴⁹ EPA, Federal Register Notice of Final Rule:

http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/wetlands_mitigation_final_rule_4_10_08.pdf

根拠法制度	CWA セクション 404, Final rule 2008 ¹⁵⁰	ESA セクション 7 および 10, USFWS (2003) に加えて州の ESA に従う仕組みもある。	Framework 2002 (FFG 法を達成するための政策) (DNRE, 2002, pp.16)	TSC 法 (Part 7A)
手法の根底にある考え方	創出・復元に基づく、化学的、物理学的、生物学的な湿地の機能の代替 ¹⁵¹ 。	他の孤立した、もしくは分断化された絶滅危惧種にとって長期的に保全する価値のない生息地の損失を減少させるために、長期的に保全する価値がある既存の生息地を維持する (USFWS, 2003, pp.3)。	マネジメント活動とコミットメント (DSE, 2009b)	マネジメント活動 (DECCW, 2008, pp.8)
クレジット計算・評価方法、単位	クレジット評価には、HGM ¹⁵² 等の使用が推奨されている (3.2 CFR §3.2.1.8 (o)(2))。1 エーカーに対して 1 クレジットが多い。開発事業により破壊される量と求	最も単純な方法として、1 エーカーに対して 1 クレジットを認証する。生息地のタイプやマネジメント活動によってクレジットの価値は異なる。個体数やペア数	ハビタット・ヘクタール (バンクサイトの状態と景観の状態との大きく二つの成分があり、それぞれさらに、7 と 3 の小成分に分かれる。それぞれの成分に最大の値	生態系クレジットは、バンクサイトの状態と景観の価値の両方で 10 の特徴を計算する。BBG Methodology (DECCW, 2008) で組み立てられている計算方法で標準化す

¹⁵⁰ USACE 33 CFR 325 and 332 and EPA 40 CFR 230: Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule 2008.

¹⁵¹ Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks, Federal Register 1995 (Volume 60, Number 228) pp.58605-58614: I. Introduction B. Background.

¹⁵² HGM: USACE, 1995. Technical Report WRP-DE-11A, Guide book for Application of Hydrogeomorphic Assessment to Riverine Wetlands.

	められる代償量との比率で、創出・復元と保存との間に違いがある (3.2 CFR §3.2.1.3 (f)(1)and(2))。特に創出・復元は高い価値になる。	によってクレジットを認証する場合もある。保存タイプのクレジット数は、契約が結ばれたときの生物学的状態を基準にして決定する。(以上全て USFWS, 2003, pp.9)	が設定されており、合計値を面積にかける。) (DSE, 2004)。	る。ハビタット・ヘクタールに似ている。
クレジット販売可能範囲	サービスエリア：流域、生態学的な地理区分、自然地理学的な地理区分 (3.2 CFR §3.2.1.8(d) (6)(ii)(A))	サービスエリア (4.1.5 参照)	開発サイトの保全重要性 (CS: Conservation Significance (DNRE, 2002, pp.53)) のレベルによって、購入可能範囲が異なる。CS が「Very High」の場合同じ CS で同じ EVC (Ecological Vegetation Class (DSE, 2004)) のクレジットでのみオフセット可能。「High」の場合同じ CS で同じ EVC か「Very High」で同じ Bioregion (DSE, 2004, pp.3) 内の任意の EVC。「Medium」か「Low」の場合、同じ Bioregion の任意	州内 (TSC 法)

			の EVC か、隣接する Bioregion 内の「Very High」「High」の任意の EVC (DNRE, 2002, pp.54)。	
長期管理の要求期間	永久	永久	10 年間 (DSE, 2009b)	永久
保護区として開発されないシステム	CE や権利の州政府や Land Trust への移譲等の不動産的、法律的手段を通じて担保 (3.2CFR § 3.2.1.3 (h)(1)(v))	CE (USFWS, 2003, pp.10)	登記簿に登録 (DSE, 2009b, pp.1)	登記簿に登録 (DECCW, 2007, pp.9)
マネジメント費用のための Fund の保有者	州の担当機関が契約書にサインしている場合は、州の管理している基金 (カリフォルニア州の場合、California State Treasurer) ¹⁵³	USFWS の基金管理局 NFWF (National Fish and Wildlife Foundation) ¹⁵⁴ 、NGO 等も信頼が得られれば基金をもつことが可能。州の担当機関が契約書にサインしている場合は、州の管理している基金 (カリフ	DSE (DSE, 2010, pp.3)	Treasury Corporation (政府機関) ¹⁵⁵

¹⁵³ California State Treasurer: <http://www.treasurer.ca.gov/> (3 Jan. 2011)

¹⁵⁴ NFWF: <http://www.nfwf.org/AM/Template.cfm?Section=Home> (3 Jan. 2011)

¹⁵⁵ 2010 年 11 月の DECCW 担当職員へのインタビュー。NSW Treasury Corporation: <http://www.tcorp.nsw.gov.au/html/> (4 Jan. 2011)

		オルニア州の場合、 California State Treasurer)		
市場規模	13.12 億米ドル (2008 年の 湿地と河川のオフセットへ の全支払い) (Madsen et al., 2010)	2 億米ドル (2009 年の CB に対する全支払い) (Madsen et al., 2010)	141 万豪ドル (2008~09 年 度にオフセットに支払われ た推定金額) (Madsen et al., 2010)	なし
バンク数	販売中 431、停止中 36、審 査中 182、売り切れ 88、不 明 60 (2009 年) (Madsen et al., 2010)	販売中 77、停止中 4、審査 中 20、売り切れ 19、不明 3 (2009 年) (Madsen et al., 2010)	117 (2006 年 5 月から 2010 年 9 月の間に結ばれた契約 数) ¹⁵⁶	1 (審査中 37)
公式な制度の 開始年	1995	連邦レベルでは 2003 年か ら (USFWS, 2003)。カリ フォルニア州では 1995 年 から。	2006	2008

¹⁵⁶ DSE, Price history:

<http://www.dse.vic.gov.au/DSE/nrence.nsf/LinkView/29F2EEFD882B07D5CA2574D400070D92544ABC860B2506F7CA257004002550CC> (3 Jan. 2011)

4.4. 諸外国の PES—コスタリカを中心に

4.4.1. PES の基本的考え方

1) PES とは

多様な生物で構成される生態系は、われわれ人類にさまざまな生態系サービスを提供し多大な便益をもたらしている。しかしながら、われわれが生態系サービスを利用もしくは消費する場合、生態系サービスの価値が市場で正当に評価されていないことから、多くの野生生物の生息域や生態系サービスが損失した (Hassan et al., 2005)。これに対し、生態系サービスを享受している人々 (受益者) に対して、その内容と規模に応じた適正な支払いにより生態系を直接的に保全する仕組みとして PES の概念が誕生した (Wunder, 2005)。この概念は、例えばある地域の下流側に住んでいる人々は、上流部にある森林によって水質浄化や洪水抑制などの生態系サービスを享受しているため、森林の持続的なマネジメントを行うための費用を森林所有者などに支払うという概念である。PES はエクアドルやコスタリカなど、世界各地で既に導入されており、PES の理論と実践の経験は蓄積されつつある (Mayrand, 2004)。PES の定義について国際的に明確な合意がなされたものはないが、Wunder (2005) は PES 原則を表す 5 つの基準を以下のように示している。

- 生態系サービス受益者と供給者との (強制的でない) 自発的な売買
- 生態系サービスの明確な定義化 (もしくは、そのサービスを確保できそうな土地利用の定義化)
- (少なくとも一人の) 生態系サービスの購入者 (買い手) の存在
- (少なくとも一人の) 生態系サービス供給を効果的にコントロールする生態系サービス提供者 (売り手) の存在
- 生態系サービス提供者による (持続的な) 生態系サービス供給のための確保

2) 各国における PES の取り組み

現在、世界各国で PES が導入されているが、保全対象としている生態系サービスや支払金額、PES に関連する利害関係者等は多種多様であり、さまざまな PES の形態が存在している。以下、Wunder et al. (2008) によると、PES は「生態系サービス利用者が PES の資金供給を行うプログラム」と、「政府が中心となって資金供給するプログラム」、「PES に類似したプログラム」の大きく 3 つに分類されるとしている。この分類は 2005 年にドイツで開催された「開発途上国および先進国における PES の方法論とデザインに関するワークショップ」¹⁵⁷で分類されたものである。「生態系サービス利用者が PES の資金供給を行うプログラム」の場合、主な生態系サービス購入者は企業やサービス利用者となって

¹⁵⁷ ワークショップ詳細 :

http://www.cifor.cgiar.org/pes/_ref/news_events/events/germany/ (25. Jan. 2011).

おり、生態系サービス供給者と利用者の両者が自発的に PES の契約をしている特徴がある。一方「政府が中心となって資金供給するプログラム」の場合は生態系サービスを購入するのは第三者である政府がほとんどで、生態系サービスの供給者は自発的に PES プログラムに参加している。

また、Wunder et al. (2008) を基に各国の PES の取り組みを表 4.4.1 に整理した。その特徴について以下に示す。

- PES の導入時期をみると、大半が 1990 年代後半から 2000 年前半にかけて導入されている。
- 保全対象とする生態系サービスについても生物多様性、流域、二酸化炭素固定、景観美など多種多様となっている。
- 生態系サービス販売者は主に生態系サービスを供給している農業経営者や土地所有者となっている。
- PES 取引に関わる仲介者には自治体や NGO になる場合が多い。
- 支払金額については、保全対象とする生態系サービスが異なるので単純に比較することはできないが、地域ごとに大きく異なっており、PES の契約期間は 1 年～数十年までと大きくばらついている。
- PES の外部資金による援助は、半数が援助を受けている状況で、基金からの援助か、もしくは地球環境ファシリティ (Global Environment Facility: GEF)¹⁵⁸などによるものであった。
- モニタリングは、大半が現地視察もしくはサンプリング調査を毎年行っているケースが多い。
- PES の規定に反した場合の制裁措置としては、PES 適用の排除や、支払いの中止および返金などが多い。

このように PES は世界各地で様々な形態で導入されているが、社会情勢や環境特性、法制度などによって対象とする生態系サービス、生態系サービスの購入者および販売者、支払い金額、モニタリング方法などは大きく異なっている。

¹⁵⁸ GEF は国際機関ではなく、世銀、UNDP、UNEP 等の既存組織を活用した資金メカニズムで、発展途上国などに地球規模の環境問題に対応したプロジェクトに対して原則として無償で資金を提供している。 <http://www.thegef.org/gef/whatisgef> (25 Jan. 2011).

表 4.4.1 世界各国の PES 制度の整理

国	生態系サービス利用者による資金供給プログラム				政府による資金供給プログラム							PESに類似したプログラム		
	ボリビア	エクアドル	エクアドル	フランス	中国	コスタリカ	メキシコ	米国		英国	ドイツ	オーストラリア	ジンバブエ	南アフリカ
開始年度	2003	2000	1993	1993	2002	1997	2003	1985	1996	ESA:1986-2003 CSS:1991-2003	2004	2005	1989	1995
名称	Los Negros	Pimampiro	PROFAFOR	Vittel	Sloping Land Conversion Program (SLCP)	Payments for Environmental Services (PSA)	Payments for Hydrological Environmental Services (PSAH)	Conservation Reserve Program (CRP)	Environmental Quality Incentives Program (EQIP)	Environmental Quality Incentives Program (EQIP)	Northeim model project	Wimmera	CAMPFIRE	Working for Water (WfW)
規模	Los Negros 上流域(2774 ha)	Palahurco 流域(496 ha)	高地および沿岸地域(22,300 ha)	水源池(6100 ha)	植林地(4920000 ha)	国の定める目標面積(270,000 ha)	国の定める有線エリア(600,000 ha)	14500000 ha	データなし	ESA: 640,000 ha CSS: 530,620 ha	草原(288 ha)	28,000 ha	14,400,000 ha	データなし
対象とする生態系サービス	・流域 ・生物多様性保全	・流域保護	・二酸化炭素固定	・水質	・流域保護	・水 ・生物多様性 ・二酸化炭素固定 ・景観美	・水 ・野生生物保護(大気および二酸化炭素も含む)	・水 ・野生生物保護(大気および二酸化炭素も含む)	・水 ・野生生物保護(大気および二酸化炭素も含む)	・生物多様性 ・レクリエーション ・流域保護	・(農業系)生物多様性	・地下水の塩分コントロール	・狩猟 ・景観美 ・生物多様性保全	・流域保護 ・生物多様性
生態系サービスの購入者	・Pampagrande市 ・米国魚類野生生物局	・都市内の水利用者(料金の20%)	・FACE(電力協会)	・Vittel社	・中央政府	・FONAFIFO(州の自治体)	・CONAFOR(州の森林局)	・米国政府	・米国政府	・英国政府 ・EU	・民間財団	・オーストラリア政府	・民間サファリ経営者 ・国際的なドナー	・中央政府(85%) ・水利用者(15%)
生態系サービスの販売者	・サンタローザの農業経営者(46の土地所有者)	・N. América Coop.(会員の81%)	・共同および個々の土地所有者	・酪農業者(27が登録)	・地方の世帯	・民間の土地所有者 ・現地のコミュニティ	・共同および個々の土地所有者	・農業経営者	・農業経営者	・対象地域における農業経営者	・モデル地域における農業経営者	・Steep Hill郡の土地所有者	・地方のコミュニティ	・WfW社の従業員
受益者	・地域の水利用者(ほとんどが灌漑耕作者)	・地域の水利用者(ほとんどが灌漑耕作者)	・気候変動緩和による受益者	・河川流域機関	・川下の水利用者 ・材木消費者	・観光産業 ・水利用者	・流域での水利用者	・自然資源の利用者(水利用者やレクリエーション利用者など)	・自然資源の利用者(水利用者やレクリエーション利用者など)	・自然資源の利用者(水利用者やレクリエーション利用者など)	・地方の生物の多様性のレクリエーション利用者の受益者	・下流域での水利用者	・国際的な環境保護団体	・土地生産性が增加する土地の所有者
仲介者	・Fundación Natura (NGO)	・CEDERENA (NGO)	・PROFAFOR(買い手の組織)	・Agrivair(農業系機関からの拡張)	・市町村の自治体	・FONAFIFO(自主的な州機関)	・水委員会 ・財務省 ・森林委員会	なし	なし	・州機関 ・NGO	・Göttingen大学 ・自治体	・Wimmera貯水管理機関	・RDCs	・WfW(買い手組織)
支払金額(US\$/ha/年)	・1.5-3.0	・6-12	・100-200	・1農場あたり300-225,000(5年間)	・現金で36 ・総額で217-308	・45-163	・27-36	・変動	なし	・ESA: 20 ・CSS: 16	・変動	・変動	該当しない	該当しない(面積ベースではない)
契約期間	・変動制	・当初は5年であったが、現在は無制限	・15/20/99年	・18-30年	・森林8年 ・果樹園5年 ・草原2年 ・再植林15年	・5年	・10-15年	なし	なし	・1-10年	・10年	・1年	・1-7年	・10年(プログラム継続期間)
外部からの資金援助	・米国魚類野生生物局	・Inter-American Foundation	なし	なし	なし	・地球環境ファシリティア(GEF)	・地球環境ファシリティア(GEF)	なし	なし	・EU基金	・民間の基金	なし	・USAID ・NORAD ・DFID	なし
モニタリング	・毎年現地視察	・年4回の現地視察	・毎年現地視察	・農場視察(不定期)	・不定期に調査実施	・民間の技術者によるモニタリングとサンプル調査	・年一度の衛星画像による森林植生の分析。 ・不定期の現地調査	・毎年全体の5%をサンプリング調査	・現地視察(17%は未実施)	・DEFRA大学にのり毎年5%のサンプリング調査	・毎年、完全な調査を実施	・ランダム(結果は公表)	・野生生物多様性調査、航空・衛星写真調査	・WfW自身が監督
制約措置	・長期にわたるPES適用の排除	・一時的もしくは永久にわたるPES適用の排除	・PES報酬の払い戻し ・土地の譲渡(個人のみ適用)	・PES関連債務の利用不可	・補助金の停止	・将来の支払い分の損失	・将来の支払い分の停止	・利子とともに返金	・明確な規定なし	・PES排除の警告や返金	・PESの報酬なし	・規定はあるが裁判所で強制させることは困難	なし	なし

出典: Wunder et al. (2008) を基に整理

4.4.2. コスタリカの PES について

1) コスタリカの PES の歴史的経緯

コスタリカの PES は国家森林財政基金（National Forestry Financing Fund: FONAFIFO）によって運営されているため、FONAFIFO（2005）と FONAFIFO のホームページの記載内容に沿って以下のように整理する（表 4.4.2）。

表 4.4.2 コスタリカの PES に関連する主な歴史的背景の整理

年	内容	参考資料
1979	森林法の制定により、植林する土地に対する資産税の減税と再植林から得た収入に対しての減税を実施。	Steed (2007) FONAFIFOへのヒアリング
1990	FONAFIFO 設立の契機となる森林法 No.7174 と Executive Decree No. 19886-MIRENEM の制定。	森林法 No.7174: http://www.pgr.go.cr/scij/scripts/TextoCompleto.dll?Texto&nNorma=9104&nVersion=9764&nTamanoLetra=10&strWebNormativa=http://www.pgr.go.cr/scij/&strODBC=DSN=SCIJ_NRM;UID=sa;PWD=scij;DATABASE=SCIJ_NRM;&strServidor=¥¥pgr04&strUnidad=D:&strJavaScript=NO (25 Jan. 2011). Executive Decree No. 19886-MIRENEM: http://www.metabase.net/docs/cedarena/0006.html (25 Jan. 2011).
1991	国家予算から基金への投資に関する Law No. 7216 No. 31 の制定	Law No. 7216, No. 31: http://www.grupoice.com/esp/ele/docum/ley_7216_1.htm (25 Jan. 2011)
1996	森林法 No. 7575. Article 46 が公布。これにより国家森林財政基金（FONAFIFO）創設。また 1997 年から PES プログラムが開始。	森林法 No. 7575. Article 46: http://www.edeca.una.ac.cr/files/izuniga/EIA/LEY%20FORESTAL%207575.pdf (7 Feb. 2011).
1998	生物多様性法 No.7788 が制定され、35 条や 36 条、41 条などで森林などの保全区域に係る財源や信託基金に関する権限について明記。	7788 Biodiversity Law: http://www.grain.org/brl_files/costarica-biodiversitylaw-1998-en.pdf (25 Jan. 2011).

コスタリカにおいて、PES はスペイン語で PPSA (Programa de Pago de Servicios Ambientales)、英語で ESPP (Environmental Services Payment Program) と呼ばれ、森林の保全や復元などのマネジメント活動促進のための中小規模土地所有者への支援策として 1997 年に導入された。

PES プログラム (Pagos por Servicios Ambientales: PSA) では、以下の 4 つの生態系サービスを包括的に対象としたものとなっている (森林法 No.7575, Art 3, inciso k) ¹⁵⁹。

- 地球温暖化ガス排出の緩和
- 灌漑用水、エネルギー供給、消費のための水供給を含む水文学的サービス
- 生物多様性の保全
- レクリエーションやエコツーリズムのための景観美の供給

なお、FONAFIFO はコスタリカ政府が土地所有者の原生林の保存や森林の再生、植林などによる森林保全のためのインセンティブを与えるために設立された政府機関で、PES プログラムへの参加促進のために中小規模の私企業、NGO、個人などの土地所有者に対して金銭的な支援や、PES プログラム登録の認可などを行っている。

2) コスタリカの PES の制度

FONAFIFO の資料およびヒアリング (2011 年 2 月実施) を基に、最新の PES プログラムを表 4.4.3 に整理した。以下に現状の PES プログラムの概要について整理した。

FONAFIFO へのヒアリングによると、コスタリカでは、表 4.4.3 に示されたプログラムが運用されており、①森林の自然再生、②再植林、③牧草地や農地での植林、④既存の森林の保全、⑤森林保全+水資源 (川など) の存在するところの保全、⑥森林保全区で重要な生物種の区域の保全、⑦森林管理に対する支払いとなっている。ここで、「①森林の自然再生」とは、森林だけではなく何もしなくても自然が再生する土地 (耕作放棄地など) を対象としており、コスタリカではこういう土地が多く存在するとのことである。「③牧草地や農地での植林」は、牧草地や農業の収入がある場所で、植林をしているので、給付金額が安くなっている。「⑥森林保全区で重要な生物種の区域の保全」は、優先度が高いため一番投資金額が多いとのことであった。

PES は原生林の保全だけでなく、二次林の成長、植林を通じた森林の拡大などによる環境サービスの提供も期待されている (Steed, 2007)。これらの保全目標は中小規模の土地所有者と個々に PES の契約を結ぶことで達成するものとなっているが、PES プログラムへの参加は強制的ではなく、あくまで任意での参加となっている。個人が PES プログラムに参加する場合は、300 ヘクタールが土地を登録できる上限とされている (FONAFIFO, 2005, pp.10-12; Steed, 2007)。PES 参加者は持続可能な森林マネジメント計画の提示と、

¹⁵⁹ 森林法 No. 7575:

[tp://www.edeca.una.ac.cr/files/izuniga/EIA/LEY%20FORESTAL%207575.pdf](http://www.edeca.una.ac.cr/files/izuniga/EIA/LEY%20FORESTAL%207575.pdf) (7 Feb. 2011).

表 4.4.3 コスタリカの現在の PES の概要

種類	支払い方法	対象規模と 契約年数
①Regeneración Natural (森林の自然再生)	\$205 /ha (5年間\$41の均等払い)	2ha-300ha 5年
②Reforestación (再植林)	\$980/haを5年に分けて以下で配分 1-50%, 2-20%, 3-15%, 4-10%, 5-5%	1ha-300ha 15年
③Sistemas Agroforestales (牧草地や農地での植林)	\$1.3/本を3年に分けて以下で配分 1-65%, 2-20%, 3-15%	350本-3500本 5年
④Protección de Bosque (既存の森林の保全)	\$310/ha (5年間\$64の均等払い)	2ha-300ha 5年
⑤Protección de Bosque Recurso Hídrico (森林保全+水資源(川など)を 持っているところの保全)	\$400/ha (5年間\$80の均等払い)	2ha-300ha 5年
⑥Protección de Bosque Vacíos de Conservación (森林保全区で重要な生物種の 区域の保全)	\$375 /ha (5年間\$75の均等払い)	2ha-300ha 5年
⑦Manejo de Bosque (森林管理に対する支払い)	\$250 /ha (5年間\$50の均等払い)	2ha-300ha 5年

出典：FONAFIFO の PPT 資料およびヒアリングを基に作成。

適切な持続可能なマネジメント活動の実施が求められる (Sierra, 2006)。

これらは森林の専門家として特別な講習を受けて登録されている森林マネージャー (Regente Forestal, Forest Manager) の認定が必要で PES プログラムに認定されると最初の支払いがされるが、それ以降は持続可能な森林計画が遂行されているのか森林マネージャーによってチェックされ、問題ないことが確認されてから支払われる。一般的に森林マネージャーは持続可能な森林計画とモニタリングにかかる費用として、支払われる金額を報酬として受け取っている。

謝辞

コスタリカの現地調査にあたり、FONAFIFO の担当者にはヒアリングおよび現地調査において多大な協力を頂いた。ここに謝意を表します。

5. 生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究

5.1. 生態系サービスへの支払い (PES)

自然保護の政策手段としては、従来自然保護区設定、土地及びその地上物（森林、野生生物等）への開発行為規制、貴重生物種の捕獲及び取引の規制、国立公園等の自然保護区内の重要地域内土地所有者への固定資産税等の減免措置など、規制及び税制措置が中心に行われてきた。しかしこのような施策のみでは保護の区域及び対象種の維持管理費は生み出されず、結果として自然保護区のみならず生態系や都市域、里地里山でも生物多様性の損失・劣化が生じている。

生態系サービスとは「人間生活を支え満足させる、生態系や生物種によって構成される自然の過程」と定義されている (Daily, 1997)。すなわち PES とは、「自然の恵みに対してその恩恵を受ける受益者がその受益に相応する対価を自発的に支払うこと」であり、人間が享受する有形・無形の自然の恵みの価値を正しく認識・評価して、生態系サービスを経済活動の中に組み込む（外部不経済を内部化）ことと理解できる。

生態系サービスは、MA において供給サービス、調整サービス、文化的サービスおよび基盤サービスの 4 種類に分類されている。また UNEP や国際自然保護連合 (International Union for Conservation of Nature: IUCN) では PES の対象を、①下流から上流へ、②都市から地方へ、③先進地 (国) から開発途上地 (国) へ、④中心部から周辺部の 4 種類に分類している。

メキシコやコスタリカなどでは既に PES が国家政策として採用されている。しかし、まだ世界的な標準政策としては確立されていない¹⁶⁰。そのため日本を含め、各国で政策的・具体的な実現手法に関して様々な研究が進められているところであり、今後の研究蓄積が求められる政策であると言えよう。

¹⁶⁰ EIC ネット : <http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=4070>

5.2. 日本国内の PES 類似制度

平成 21 年度から 22 年にかけて進めてきた国内政策研究においては、主に国内の PES 事例収集を行った。研究対象は、日本における PES に関連して、主に森林法や自然公園法などの法制度や事業制度及び具体的な事業の事例として森林環境・水源税、水道料金等による水源（林）保全基金制度を中心に、農業における環境直接支払制度、生物多様性オフセット、森林認証制度などの主に生物多様性の保全とその持続的な維持管理に関する情報収集を行った。表 5.2.1 に生態系の種類と PES 類似制度の存在の有無を整理する。

5.2.1. 上流と下流をつなぐ支払の事例

上流地域から下流地域へ行き渡る自然生態系サービスに対する、下流地域から上流地域への支払いの事例は数多く見つかっている。

古いものでは 1784 年に越後国頸城郡水野村と下流の 24 カ村の間で交わされた合意に、まさに PES に相当する制度があった。上流の山林の開墾と炭焼きを中止することによる早期雪解けと土砂流出の防止に対して、24 カ村から代償として水野村へ 50 両の一時金及び毎年米 4 石を支払った事例である。また、上流地域で山林の開墾を中止したことで猪や鹿が田畑を荒らすことになった場合は、上流地域と下流地域の合意のもとで適宜立木を伐採する仕組み加えられていた（熊崎、1981）。

1900 年には、滋賀県犬上郡の郡営造林の事例がある。郡内 4,000 余町歩の水田を養っていた芹川及び犬上川があり、この 2 つの川は、彦根藩による上流の森林伐採、盗伐や野焼きによる森林荒廃を原因とし、水が不足しがちで、また豪雨による水害も多かった。そのため、犬上川上流の大君ヶ畑地区と芹川上流の雲仙地区の 2 箇所、郡が所有者から山林を借り入れ、植林をすることとした。しかしながら、地元部落の人々から強い反発を受け

表 5.2.1 日本国内の生態系の種類と PES 類似制度の有無

	生態系の種類	PES 類似制度の有無
1	海洋	ほとんど無い
2	沿岸	ほとんど無い
3	陸水	ほとんど無い
4	森林	あり（森林環境税など）
5	乾燥地	なし（国内にほとんど存在しない生態系である）
6	島嶼	ほとんど無い
7	山岳地	ほとんど無い
8	極地	なし（国内にほとんど存在しない生態系である）
9	農耕地	あり（直接支払いなど）
10	都市	あり（保護樹木などの補助金など）

たため、交渉の結果、郡の負担で上流地区の住民に直接支払が行われた。

同様の事例は、滋賀県甲賀郡の郡営造林や福岡県八女郡の郡営造林、明治用水土地改良区の矢作川上流の分収造林・山林など多くの事例が見られる。

昭和の時代においては、国内林業の低迷が続き、また森林管理への政府助成も不足する中、私有林での除間伐の遅れが目立つようになっていた。そこで県の事業に電力会社関わった森林の整備事例が見られるようになった。例としては 1979 年に立ち上げられた栃木県の栃木県水源林整備基金による県内の水源林の整備事業がある。これは電力会社の寄付金と県企業局からの繰入金をもとに設立された基金であり、その運用益で森林所有者が行う保育作業を助成するものであった。電力会社の水力発電にとって水源林の整備は重要な課題であったことから、受益者である電力会社が森林所有者の保育作業を助成し、その生態系サービスへの支払い行ったと考えられる。

他にも自治体を中心となって、設立した基金により実施される河川の上流地域と下流地域をつなぐ事業の事例もある。豊田市では、1994 年に豊田市水道水源保全基金が設立され安全でおいしい水道水の供給のために、水源涵養事業や水質保全の環境整備に利用された。基金の適用活動としては、水源保全林として間伐などの公的管理を行ったり、上流家庭の高度合併浄化槽切り替えへの補助を行ったりしている。同様の事例は愛知県の豊川水系における豊川水源基金、福岡市水道水源涵養事業基金など各地で見られ、河川流域の上流と下流をつなぐ基金の事例は全国 44 自治体に及ぶ（2009 年現在）。

5.2.2. 森林環境税の事例

1999 年の地方分権一括法に基づく地方税法改正によって創設された森林環境税等は日本における PES の代表事例であり、29 県の森林環境税等の独自課税、45 の都道府県・市町村の水道料金課金等から情報収集したところ、下記の点が共通していた。

- 近年の民有林における広域的な森林荒廃が背景となっている
 - 自然環境の公益的機能を県民共有の財産として位置づけた
 - 自然環境の公益的機能を持続的に維持管理するためには一定規模の安定的、継続的な財源が必要であったこと
 - 森林の恩恵を受けている県民全体が費用負担する「応益原則」が基盤となったこと
 - 「応益原則」に関して県民との議論のもと合意を得る手続が行われたこと
 - 税金・基金の使途としては、透明性を高くして公益的機能を高める施策及び公益上重要で既存制度では対応できない荒廃民有林の整備など新たな施策に重点を置いたこと
- 森林環境税の主たる目的は、水源涵養機能をはじめとする森林の環境面での機能に着目し、その恩恵を受ける県民から県民税という形で広く負担を求め、その税収を間伐などの森林の整備等に充てるものである。2003 年には、日本で初めての森林環境税が高知県で条例により制定され、岡山県、鳥取県などがそれに続いた。2009 年 4 月現在、30 県 1 市が同種の制度を導入している。ただし、その課税の水準や実施されている間伐などのハード

事業及び後継者育成等のソフト事業などの水準が、森林が有している生態系サービスに見合ったものであるかどうかという点については課題が残されている。

5.2.3. 農業における直接支払い制度の事例

農業が生み出す生態系サービスのうち、最大のものは食料の生産という供給サービスであるが、近代農業は単一作物を大量の水、化学肥料・農薬、エネルギーを多用することにより、長期的には収量減少、耕作放棄、土壌侵食などを引き起こす。十分な環境配慮を有する農業政策の下で適切かつ持続的な農法を確立しなければ世界的及び国家の食料自給と、生態系サービスを最大化して持続的に維持管理することは難しくなる。日本でも近代化により農業環境問題は他の先進国と同様に顕在化している。また、地域共同体の崩壊、農業者を含む地域住民の高齢化等による里地里山管理の労働力低減が生態系サービスの劣化・低下を招いている。

今までは国の制度として農業分野での生態系サービスへの直接支払い制度はなかったが、宮城県大崎市（マガン）、新潟県佐渡市（トキ）及び兵庫県豊岡市（コウノトリ）などの自治体が独自に絶滅危惧種の生息地・餌場となっている水田所有農家に、環境保全対策等の実施を条件に環境直接支払いを実施してきた。宮城県大崎市では、産地確立交付金制度を活用し、冬期における田圃への水張りとう有機農法を推進することにより、ガンの飛来する、生物多様性にも配慮した水田営農を支援してきた。

しかし 2011 年度からは、農林水産省が新たに環境保全型農業直接支援対策という地球温暖化防止や生物多様性保全に効果の高い営農活動に取り組む農業者に対する直接支援を行うこととなった。

直接支払制度の他にも、農林水産省は 2010 年度から米作農家への農業者戸別所得補償を行っており、これは 2011 年度からは麦、大豆などの農作物の他、林業、水産業の分野にも拡大された。

また、1998 年度には中山間地域等直接支払制度が創設された。耕作放棄地の増加等により農業の多面的機能の低下が特に懸念されている中山間地域等において、農業政策の維持を図りつつ、農業の多面的機能を確保することとした。特定農山村の急傾斜地等を対象とし、助成を行ってきた。農水省では、これにより、耕作放棄の発生防止、農業の多面的機能の維持・増進、将来に向けた農業生産活動の継続的实施、集落機能の活性化が図られてきたとしている。

5.2.4. 都市における PES 類似制度の事例

都市域における生態系サービスは、水緑や野生生物による都市生活者への精神的な癒し効果のみならずヒートアイランド現象の軽減など、都市における生活の質の向上にとって大きな意味を持っている。

国による PES 類似制度としては、生産緑地制度があげられる。この制度は市街化区域内の一定の土地で、農業等が営まれている 500 平方メートル以上の土地について指定されると、固定資産税の一般農地並み課税、相続税の納税の猶予の特例などが適用され、緑地維持にかかる実質的な負担軽減を図るものであり、都市部における緑地の保全という観点から一定程度の役割を果たしているものと考えられる。

また地方自治体が主体となって行われている制度としては、例えば東京都練馬区における保護樹木制度などがある。この制度は一定以上の大きさの樹木または樹林の保護を図るもので、保護対象として指定された場合は、管理費用の助成、損害賠償保険への加入などが受けられる。同様の制度は多くの都市域で行われているが、これらの制度は基本的に土地所有者の自発的な意志に基づくものであり、代替わりなどの際にその保護が継続される保証はない。

5.2.5. 企業が行なう水源林保全等の事例

日本では、先に見た電力会社のみならず、ビール会社等水や森に深い関係のある企業を中心に古くから森林の保全に対して資金を出し、社の森林として管理する事例が見られた。例えばアサヒビールは既に 1941 年「森を守ることは、本業を守ること」との認識のもと、その前身である大日本麦酒が、コルクの代用品としてアベマキの樹皮を確保することを目的として広島の実山を購入したことに始まり、その後、同社が分割され、森の管理を引き継いだアサヒビールがその森を「アサヒの森」として管理・運営をしている。同社は、これまで環境保全を重視した森林経営を続け、2001 年には国際的な森林認証機関から FSC 認証を日本で初めて取得した。現在、庄原市と三次市の大小 15 カ所の総面積 2,165 ヘクタールを有している。

持続可能な森林経営とそこから産出される林産資源の循環利用を促進するとともに、日本の森林管理水準の向上及び地球温暖化防止や都市を含む地域社会の生活に貢献する制度として、緑の循環認証会議が 2003 年に制定されている。仕組みは、持続可能な森林経営を行う森林を、生物多様性の保全や土壌及び水資源の保全と維持など 7 つの基準に基づいて認証し、さらにそこから生産される林産物も認証を受けた林産物取扱い事業者で販売する制度である。消費者に購買時の判断材料を与える制度として今後、安全安心のみを基準としてきた他の農林水産物認証への発展の可能性が高い。

同様の取り組みはキリンホールディングスやサントリーホールディングスでも見られ、それぞれ、2005 年、2003 年から「水の恵みを守る運動」、「天然水の森」として全国において関係工場にかかわる水源林を中心に関係自治体と連携して植林などの活動がおこなわれている。さらに近年では商社や自動車メーカー、デパートや半導体メーカーなど広い業種にわたり、森林と水資源の保全等にかかわる活動が広がっている。

5.2.6. 税金の控除

日本を代表する優れた自然の風景地やそれに準ずる地域、都道府県を代表する優れた風景地など国土の約 14 パーセントを占めている国立公園、国定公園、都道府県立自然公園などの自然公園制度は日本の重要な自然環境の保護を図るとともに、自然とのふれあいの場として生物多様性の保全及びレクリエーションの場の提供など多くの生態系サービスを提供している。一方でこれら自然公園内に土地等を有している住民にとっては、森林の保護管理への費用補助などと同様な制度は存在しないが、自然公園内の特に公用制限の厳しい森林等の土地所有者に対しては、土地等の売買に伴う所得税等（国税）の控除制度や、固定資産税（地方税）の軽減措置などが講じられている。

5.2.7. オフセットに類似する事例

日本では生物多様性オフセットに類似した国内事例として、工場等の敷地内の緑化率を達成できない場合に、敷地外に緑地を確保したり公園等の緑化を支援したりすることで目標達成を認めようとする千葉市の事例が挙げられる。千葉市が独自に定める「千葉市工場等緑化推進要綱（平成 20 年 4 月 1 日改正）」では、工場等の緑地率に関する努力目標を掲げている。ただし、目標を達成できない場合は、その不足分を敷地外で緑化することや、緑化支援することで代替できることとしている。厳密な生物多様性オフセットではないものの、一種のオフセットと考えられる。

また、森林の二酸化炭素吸収機能にかかわる支払いの事例が出てきている。例えば、国においては、京都議定書に基づく二酸化炭素の吸収源対策として、2002 年に「森林吸収源 10 ヶ年対策」を制定し、間伐の推進と保安林指定推進などを中心に、健全な森林の整備、保安林の適切な管理などに対する補助金を提供している。また、2008 年には民間の自主的な活動を支援する目的で、全国の地方自治体を中心に、間伐などによる森林の吸収量の増加をクレジット化して、それを企業等のオフセット活動の原資として売却するという排出量取引制度の構築が進んでいる。これも多様な機能を有する森林の一側面に着目した具体的な PES 類似制度のひとつである。

5.2.8. 国内 PES 類似制度の問題点と制度設計の課題

1) 国内 PES 類似制度の問題点

上記のように、幅広く見てきた PES 類似制度に関しては、下記のような問題点があげられる。

- これらの事例は生態系サービスへの支払いという観点から制度設計され実施されてきたものではなく、費用負担の水準や形態も様々なものとなっている。既存の PES 類似制度は、その支払水準や支払による生態系整備などがその生態系サービスの維持に

見合ったものであるかどうかの検証はまだ十分行われていない。

- 森林生態系、農耕地生態系及び都市生態系の一部を対象とするものにほぼ限られており、沿岸生態系、海洋生態系、湿地生態系などの PES 事例は見当たらない。
- 既存の PES 類似制度においては、必ずしも中心となっている生態系の全てのサービスに対して支払いができていない。
- 既存の PES 類似制度においては、必ずしも受益者と享受されている生態系サービスが直接リンクしていない。
- 森林による二酸化炭素の吸収機能については、受益者は県民には限られないが、この制度ではその負担を県民に限らざるを得ない。
- 農耕地生態系サービスへの支払いについては、これまでは中山間地に重点が置かれており、農耕地生態系一般の保全に直接つながる制度は限られていた。農業者個別所得補償制度によりその対象が大きく広がることとなるが、生態系サービス機能の維持という面でこの制度がどの程度効果があるかについては、引き続き検証していく必要がある。
- 都市生態系に関しては国や地方自治体において若干の PES 類似事例があるものの、当該都市生態系サービスを生み出す土地の所有者の自発的な意志をその基本としており、サービスの安定的な保全効果は限られているかもしれない。
- これまで地方公共団体が PES 類似制度を導入・推進してきており、また農業分野を中心に生態系サービスへの直接支払い類似制度の導入が試みられてきたが、全ての生態系をカバーした、国レベルでの PES 類似制度の政策的位置づけや、その導入に当たっての基本的な考え方は確立されていない。
- 国や自治体の制度にしても、森林環境税の事例を除き、ほとんどの PES 類似制度の支払いは補助金の形態となっている。財政状況に大きく依存し将来的にも厳しい状況にあることが予想されることから、この形態のままでは安定的な支払い制度の確立は難しいことが懸念される。

5.3. 海外の PES 制度

5.3.1. 国家レベルの PES 制度

第4章の解説にあるように、国家レベルの PES 制度はコスタリカにて実施されている。1997年にコスタリカ政府によって導入されたこの制度は、土地所有者の原生林の保存や森林の再生、植林などによる森林保全のためのインセンティブを与えることを目的としている。また、そのために FONAFIFO が特化した運営機関として設立された。この PES 制度は森林から得られる地球温暖化ガス排出の緩和、灌漑用水、エネルギー供給、消費のための水供給を含む水文学的サービス、生物多様性の保全、レクリエーションやエコツーリズムのための景観美の供給といった生態系サービスを対象としており、中小規模土地所有者が森林の保全や復元などのマネジメント活動を実施することへ支払を行っている。

2003年からはメキシコでも環境省と国家森林委員会の主導の下、国家レベルの PES 制度が導入された。この制度は、メキシコにおいて深刻化する水不足と森林伐採に対応するため、コスタリカの制度よりも限定的に水量・水質管理を趣旨として森林保全を進めている。資金は州ごとの水道料金から集められ、上流の森林所有者への支払に充てられている。支払を受ける土地所有者は森林委員会と5年間の契約を結び、毎年森林委員会による活動評価を受けることとなっている。メキシコの PES 制度の下での支払い額は、森林の種類や地理的条件によって決定されており、契約対象となる土地の選定においても、生物多様性や地元住民の貧困度合、候補地の伐採圧力など様々な要因が考慮されている。しかし設立当初に比べると貧困対策や生物多様性保全等の二次的的目的に対する政治経済的なニーズが高まったことにより、伐採の圧力が高い地域への支払の優先順位が下がるなど、水源管理・森林面積の維持という本来の目的達成における課題も見つかっている (Southgate and Wunder, 2007)。

5.3.2. 地域レベルの PES 制度

国家レベルでの運営体制が整っていない場合でも、地域レベルで実施されている PES は数多くあり、ボリビアでは NGO が主導する水源林保全の PES がアンボロ国立公園の周辺地域で行われている。この PES プログラムは、水源林保全と生物多様性保全の2種類の森林生態系サービスを支払対象としており、これらに対する支払は国内・国外の両方の資金源から得ている。水の供給という生態系サービスを享受している地元住民からの支払はロス・ネグロス市が代行する形をとっている。また、生物多様性の保全に対する支払はアメリカの魚類野生動物保護局が行っている。支払の内容に関しては、金銭的な支払だけではなく地元コミュニティからの要求の下、一部の資金を養蜂ビジネスの立ち上げに充てることとなった。これはコミュニティとの交渉の中で取られた選択であり、PES 参加者の動機やニーズが必ずしも金銭的なものではなく、地元の状況によって多様な支払方法が有り得ると示された。ボリビアの PES は、同一の地域から得られる2つ以上の

生態系サービスを売ることによって、多様な資金源の確保に成功した事例であるが、一方でプログラムの設立までには複数の支払が行われることに対する疑問が生まれ、地元住民の信頼獲得に難航するなど、生態系サービス享受に対する「タダ乗り」（アメリカからの生物多様性保全への支払を活用した森林保全により、地元住民が無償で水供給サービスを得ること）の問題が考えられる。複数の生態系サービスへの支払を確保するにあたって「タダ乗り」の問題は避けて通れないものである。（Asquith et al., 2008）

他にも、南米ではエクアドルが最も豊富な PES プログラムを持っているとされており（Southgate and Wunder, 2007）、中央政府以外の主体が主導している PES プログラムでも長期的に実施されてきたものがある。その一つは 2000 年に設立された北部エクアドル・ピマンピロ市による、パラウルコ川の飲み水供給に対する支払制度である。この制度はピマンピロ市の森林管理計画の一環として地元の NGO エクアドル再生可能自然資源開発法人（Corporación para el Desarrollo de los Recursos Naturales: CEDERENA）が立案したものであり、ピマンピロ市から 32 キロメートル上流に位置するヌエバ・アメリカ協同組合へ水供給の支払をすることを目的としている。その背景には、ヌエバ・アメリカにおいて拡大する農業による森林伐採やアンデス固有の草原地帯の減退の問題があり、これらの土地利用を制限する代償として支払をする仕組みがデザインされた。PES の資金はピマンピロ市民のうち水道メーターを設置している利用者からの水道料金への 20 パーセントの上乗せ料金から得られており（市民の中でもメーターが設置されていない場合は支払が課されない）、さらに市の資金と海外援助資金を合わせてファンドを設立している。この支払制度に参加しているヌエバ・アメリカ共同組合の農家は、新たな開墾の代わりにすでに伐採が終わった空き地で農業をすることとなった。この制度の運用に関してはピマンピロ市の責任となっているため、定期的な土地利用のモニタリングを行う義務があるが、実際は市の予算不足や人員不足を原因とした管理不足が問題となっている。また、そもそもエクアドルの森林法ではこの高原地域での伐採や土地利用転換を禁止しているが、規制が上手く機能していないため PES によって法の順守へのインセンティブを提供しているという現状がある。（Wunder and Alban, 2008）

南米以外ではヨーロッパ、アメリカ等の先進国でも PES 制度導入事例がある。オランダの PES 事例では、南ホラント州、北ブラバント州などで実施されている農家への支払制度がいくつかある（De Groot and Hermans, 2009）。アウデ・ライン川流域（南ホラント州）では、地元の水道局が水質と水量の維持・改善を目的として水路の拡大と自然配慮型の堤防建設を行うこととし、水路沿いの農家は堤防の建設・維持管理に自主参加でき、その活動に対する支払を受けることができる。北ブラバント州の事例では、同じく農家を対象として自然配慮型の農業に水道局と州政府が支払をするという取り組みがあった。自主参加をする農家が農地の周辺に肥料や殺虫剤を利用しない一定の土地をバッファゾーンとして確保するというものであり、この土地の確保による収穫の減少に対し代償を支払うという仕組みである。実証段階では 700 件の農家が参加した結果 1,250 キロメートルも

のバッファゾーンが確保されたが、2007年のスケールアップの試みでは350名ほどの参加しか得られず（700キロメートルほどに相当）、2,700キロメートルの大規模な水路沿いのバッファゾーンを確保するという目標はかなわなかった。3つ目の事例は南ホラント州のミデン・デルフ란トの高人口密度地域における重要な生態系の保全に関するPES制度である。2004年に国内の自然保護政策に則って50キロメートルほどの自然配慮型堤防を建設するため、農家から土地を収用し水道局の管理下に置いた経緯があった。この土地収用に対して農家には代償金が支払われたが、追加的に実際の堤防管理を農家に任せてPESを行うという事業も実施された。4つ目の事例としては、南ホラント州のクリンペネルワード（ゴータ近辺）の水質改善と生態系再生に伴うPESがあげられる。ここでは泥炭堤防の典型的な生態系を維持することを目的とし、ハングロクロハラアジサシ（典型的な鳥類の一種）の保護に対して支払がされることとなった。農家は水路に浮島を浮かべたり、堤防の草刈を禁止するなどの措置を取ってアジサシの巣を守り、水道局からの支払を受けた。多くのPES制度は生態系保全や管理に対する費用対効果の高さが動機となって実施されると考えられるが、De Groot and Hermans（2009）の調査結果によると、これらの水道局によるPES事業は厳密な効果の測定は難しく、費用対効果を証明することはできなかった。また、上記自治体の水道局の意見からも、PESの実施においては費用対効果よりも、地元の農家や団体との連携強化や生態系保全に対する意識啓発、また、PESそのものの実証が目的であったことが判明した。これらのPES制度を立案・実施していくことにより、農家や他の行政主体との協働を育み、生態系の価値を理解・認識し、農業その他の経済活動による生態系への影響を実感するという効果が得られたとされている。

5.3.3. 海外PES制度の特徴

- 海外のPES制度は特に発展途上国で実施されている場合、生態系サービスの確保に加えて貧困対策という大きな目的がある場合が多い。
- 海外のPES制度においても日本の類似制度と同様に支払による生態系整備などの効果検証は十分に行われていない場合が多い。
- 日本と同様に海外のPES制度事例を見ても、森林生態系や農耕地生態系の一部を対象とするものにほぼ限られている。
- また、支払対象となっている生態系のサービスは、水供給や生物多様性（種の保全）、二酸化炭素の固定等に限定されている。
- 多くの海外PES制度においては、行政は仲介役に徹しているため日本とは逆に受益者と生態系サービスの提供者のつながりが分かりやすい。資金源は市民の支払や海外援助など不特定多数である場合が多いが、自治体は土地の利用者との契約のもと資金を支払うためサービスの提供者が特定されている。
- 国レベルでのPES制度はいくつか実施されているが、政治的圧力による方針の変化や生態系保全効果の検証不足など運営に当たっての課題も見られる。

- 海外の PES 制度では参加者のニーズに応じて必ずしも金銭的な支払ではなく地元の状況によって多様な支払方法が活用されている。
- 同一の地域から得られる 2 つ以上の生態系サービスを売ることによって、多様な資金源の確保に成功している。

日本および海外における数多い事例から、生態系サービスへの支払いや PES 類似制度については、他の政策目的と重複して実施されているものも多く、また、支払のみで生態系サービスの水準を維持・改善できるものではないということが認識された。この観点から、平成 23 年度においては生物多様性国家戦略や生物多様性地域戦略を含む、国内の生物多様性保全に関する諸制度やその位置づけを調べた。

5.4. 生物多様性・生態系保全政策の現状

5.4.1. 日本の生物多様性政策

国連生物多様性条約は 1992 年のリオデジャネイロで開催された国連環境開発会議にて署名され、同年 12 月 29 日に発効となった。日本も会議の際に署名しており、翌年批准国となっている。

生物多様性条約は、「締約国はその個々の状況及び能力に応じ、(...) 生物の多様性の保全及び持続可能な利用を目的とする国家的な戦略若しくは計画を作成し、又は当該目的のため、既存の戦略若しくは計画を調整し、特にこの条約に規定する措置で当該締約国に関連するものを考慮したものとなるようにすること」としている。これに基づき日本は 1995 年に生物多様性国家戦略を策定している。当初の生物多様性国家戦略は、保護地域の指定や種の保全、環境教育、生物多様性に関する研究の促進等を目指すとして、幅の広い計画となっていた。この生物多様性国家戦略の決定を受けて、2000 年 12 月の環境基本計画改定では、生物多様性の保全が戦略的プログラムとして位置づけられることとなった。また、2001 年 1 月には環境省が発足した。

この後の関係省庁の施策の動向としては、1997 年には河川法が改正され、目的に「環境の保全」が追加された。1999 年には海岸法も改正により目的に「環境の保全」が追加された。また、同年に食料・農業・農村基本法の成立により、自然環境保全等、農業の多面的機能の発揮が位置付けられた。2000 年の港湾法改正により、目的に「環境保全への配慮」が追加され、2001 年には森林・林業基本法の成立により、森林の多面的機能の発揮が明確化された。また同年、水産基本法の成立により、水産資源が生態系の構成要素であることが明示された。

この後、生物多様性国家戦略の見直し作業が開始され、2002 年 3 月には、新・生物多様性国家戦略が決定した。新・生物多様性国家戦略では、日本において問題となっている生物多様性への脅威が 3 つの危機として整理された。政府全体の中長期的なトータルプランとして位置づけられ、自然再生事業、里地里山の保全・利用、生態的ネットワーク形成等において各省連携、共同体制が強化されるべきであることが明示された。また、「安全性・効率性」や「地域文化」と生物多様性が密接不可分であることが明記されるなど、理念が拡大された。さらに、奥山の自然環境以外にも、里地里山など人の生活・生産活動とのかかわりの中で保全していくべき自然なども含め、施策の対象を国土全体に拡大することとなった。自然再生や里地里山保全などの具体的、実践的な取組の中で、国だけでなく、地方公共団体、専門家、住民、NGO、ボランティア等多様な主体の参加・連携を呼びかけることも重視された（渡邊、2002）。

2007 年には、新・生物多様性国家戦略をもとにさらなる見直しが行われ、第 3 次生物多様性国家戦略が策定された。この中では、生物多様性への脅威として気候変動による負荷も 4 つ目の危機として追加され、他にも森・里・川・海のつながりを重視し生態系ネッ

トワークを確保してゆくことなどが示された。具体的な取組について、目標や指標なども盛り込まれ、沿岸・海洋域など各省が関係する取組について、まとめて記載されたこと、「100年計画」といった考え方に基づく国土管理の長期的な目標像が示されたことなども改正点の特徴となっている。

5.4.2. 生物多様性基本法

日本は1993年に国連生物多様性条約に批准した際には、既存の法制度の下で条約の義務を十分に履行できるとして、新たな法の策定はしなかった。その根拠となる生物多様性関連の既存法制度としては、鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律（鳥獣保護法、大正7年法律第32号）、自然公園法（昭和32年法律第161号）、自然環境保全法（昭和47年法律第85号）絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律（種の保存法、平成4年法律第75号）、遺伝子組換え生物等の使用等の規制による生物の多様性の確保に関する法律（カルタヘナ法、平成15年法律第97号）特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（外来生物法、平成16年法律第78号）に基づく措置が講じられているとされた。

しかし、カルタヘナ法や外来生物法など、これらの法律のほとんどは直接日本の固有生物を保全するものではなかった。また、環境省が発表しているレッドデータブックに記載されている3,155種（2007年）のうち、鳥獣保護法は一部の哺乳類や鳥類のみ、種の保存法は87種のみしか対象に含まれていないことなど、実際は上記の法制度によって生物多様性が十分に保全され持続可能な利用が保障されるとは考えにくかった。そこで2008年、日本で生物多様性条約締約国会議を誘致することとなった流れもあり、市民立法案から発展し議員立法による生物多様性基本法が策定された。

生物多様性基本法は環境基本法の下に位置する循環型社会形成推進基本法とならぶ上位法として策定され、種の保全のみならず生物多様性に影響する土地利用や農林水産業など、広範囲にわたって効力を持つこととなり、さらには生物多様性に関係する計画はすべて生物多様性国家戦略を基本とすることとなった。また、生物多様性基本法により、国による生物多様性戦略の策定義務に加え、地方自治体による戦略作りも努力義務として明示された。

5.4.3. 生物多様性国家戦略 2010

生物多様性基本法の策定後、第3次生物多様性国家戦略が見直され、2010年に生物多様性基本法に基づく初めての国家戦略が策定された。こうして作成された「生物多様性国家戦略 2010」は、第3次戦略をベースとしており、また、2010年10月に名古屋で開催されたCBD-COP10を見通して、2050年までの中長期目標および2020年までの短期目標が設定された。「第1部：生物多様性の保全及び持続可能な利用に向けた戦略」と「第2部：生物多様性の保全及び持続可能な利用に関する行動計画」の2部構成となっている。

第1部では暮らしの支えとしての生物多様性の重要性やそれを脅かす気候変動等の危機、日本の生物多様性に関する総合評価などについて記述され、さらに「科学的認識と予防的順応的態度」など5つの基本的視点と「生物多様性を社会に浸透させる」など4つの基本戦略について示された。また、国内外の情勢に基づき、2012年頃までに必要とされる生物多様性の保全と持続可能な利用の方向性が提示された。第2部は日本の生物多様性関連施策の整理とともに、具体的な行動計画が記されている。

生物多様性の保全及び利用はさまざまな主体が関わることから、この戦略の実施責任は国だけのものではなく、地方公共団体、企業、NGO、国民などのさまざまな主体が自主的にかつ連携して取り組むことが重要であるとして、それぞれの主体が担うべき役割も示された。また、COP10開催を機に国際協力の重要度も増し、日本の里山など生物多様性の保全と持続可能な自然資源の利用・管理に貢献するための世界共通理念を「SATOYAMAイニシアティブ」として世界に発信するとともに、多様な主体の支持・参加を得た国際協調の枠組みを設立することで、問題の解決に貢献するとしている。

5.4.4. PES 制度に関連するその他の法律

国内には上記の生物多様性基本法以外にも生物多様性と関連の深い法律が多数存在する。ここではPESやPES類似制度と関連の深い国内法について、PES制度を展開する際の課題や望まれる対応について整理する。

表 5.4.1 PES 制度と関連する国内法と PES 制度導入の課題

法律名	PES 制度との関わりと課題、望まれる対応
生物多様性基本法	生物多様性の保全について事業者の責務が規定されていることから、企業等が生業伴う生態系サービスへの依存の大きさを定量的に把握し、将来的にはそれらの生態系サービスの提供者へ適切な支払いを行うことが望まれる。
国土利用計画法 国土形成計画法	地域環境の保全や安全の確保が目的の中に組み込まれていることから、政府や自治体が主導となり、国土の自然がもたらす生態系サービスや自然資本の大きさを把握し、これらの維持管理に必要な費用の算定を行うことが望まれる。
自然公園法 自然環境保全法	保護区等がもたらす調整サービスや文化サービスの受益者が地域的に偏っている反面、これらの生態系サービスのほとんどは税金によって一律に徴収されている。保全のための費用を税金だけでなく、現状では「著しく利益を受ける者」に限定せず、受益者全般（例えば公園の利用者など）が負担することが可能な仕組みとすることが望まれる。

自然再生推進法	国土の保全と公益性に留意しつつ整備を推進することが明記されている。また、費用は自治体が支払うこととなっているが、企業や住民も含めた特定の受益者が支払いを行うための仕組み（ファンドの創設など）が望まれる。
景観法	自治体が単位となって都市や農漁村等において良好な景観の形成を図る仕組みであり、文化的サービスの供給が地域住民だけでなく、観光客の増加などを経て生態系サービスへの支払いにつながる仕組みとなり得る。景観に対する支払い意思額などを用いて保全のために必要な経費を受益者が負担するなどの施策が考えられる。
森林・林業基本法 森林法	森林が有する多面的機能の持続的発揮のための費用は、原則として政府が責任を持つこととなっているが、受益者は偏在しており、生態系サービスの種類によっても受益者の分布は異なる。現在は、「淡水の供給」に重点が置かれているが、浄化や洪水調整、病虫害の抑制、花粉媒介といった機能についても経済的な評価を行い、森林生態系の管理に必要な費用を広範な受益者が適正に負担する仕組み作りが望まれる。
食料・農業・農村基本法 農地法 農業振興地域の整備に関する法律 有機農業の推進に関する法律	農耕地生態系では、直接支払いなどが既に運用されているが、補助金型の施策は必ずしも安定できていないので、保全に必要な費用を価格に上乗せした認証商品等の流通がさらに大きくなることが望まれる。
河川法 水質汚濁防止法	河川法に規定される治水、利水、環境保全、地域住民との関わりは、いずれも生態系サービスの一部と考えられる。河川がもたらす多面的な機能を評価し、その継続的な享受に必要な経費を受益者が負担する仕組み作りが望まれる。水質汚濁防止については、従前からの汚染者負担の原則が今後も適用されるべきである。遊水池など公共用水の水質改善に寄与する生態系サービスを特定し、その管理費用を受益者が負担できるようにすることも望まれる。
海洋基本法 海岸法	マングローブ林や海岸林は、暴風や高波などを軽減し、隣接地域住民に安全に寄与している。また、海岸や防波堤等の維持費を低減する等の効果や景観等の文化サービスも供給する場合がある。現在は、こうした森林の維持管理費用は国や地方自治体が負担していることが多いが、実際の受益者は偏

	<p>在している。森林環境を維持するために必要な経費を受益者が負担する仕組みが望まれる。</p>
<p>都市公園法 都市緑地法 都市計画法 首都圏近郊緑地保全法 近畿圏の保全区域の整備に関する法律 古都における歴史的風土の保存に関する特別措置法 都市の美観風致を維持するための樹木保存に関する法律</p>	<p>都市緑地の保全のための取り組みは存在するが、多面的な機能を定量的に評価していることはほとんど無い。TEEBでは、ICLEI（持続可能性をめざす自治体協議会）と協働し都市の生態系がもたらす生態系サービスの大きさの評価と共に管理に必要な費用負担の方法などを、世界中の事例を基に紹介するマニュアルを公開している（TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management）。今後、日本国内に於いても都市域の生態系サービスの定量化の取り組みが実施されることが期待される。</p>
<p>鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律（鳥獣保護法） 食品衛生法</p>	<p>野生動物はブッシュミートとしての価値があるだけでなく、日本国内ではイノシシやシカなどの増加によって中山間地域の農業が悪影響を受けていることから、狩猟によってこれらの野生動物を捕獲すること自体が農耕地生態系サービスの安定供給にも寄与する。現在は食品衛生法施工条例等の基準を満たす施設の整備と共に、高齢化が進む狩猟者の技術向上や伝承に対する取り組みが実施されることが望まれる。</p>
<p>環境の保全のための意欲の増進及び環境教育の推進に関する法律</p>	<p>PESを導入し、社会システムの中に組み込んでいくためには、経済外部性の克服、すなわち生態系サービスが無料でないことを国民が広く認知することが不可欠である。従って、行政、事業者、民間団体等はそれぞれの立場で、生態系サービスへの支払いの必要に荷対する認知度を向上させるため、学校等における教育活動の推進に責務を果たすことが望まれる。</p>
<p>エコツーリズム推進法 観光立国推進基本法</p>	<p>レジャーや景勝地の鑑賞は、主要な生態系サービス（文化的サービス）の一つである。近年、スキューバダイビングや登山客から環境保全のための費用を徴収する試みが見られ始めているが、さらなる普及が望まれる。</p>

5.5. 自治体による取組：生物多様性地域戦略

生物多様性基本法で定められた地方自治体による生物多様性地域戦略策定の努力義務にこたえるべく日本各地で地域戦略の策定及び検討が進んでいる。2011年10月末の時点では、14の道県および9市がすでに戦略を策定済みであり、その他にも多くの地方自治体が戦略策定に向けた検討を進めている（表5.4.1）。

表 5.4.1 地方自治体の生物多様性戦略策定状況

道県（14）	策定年月日	市（9）	策定年月日
滋賀県	2008年3月、2009年2月	千葉県流山市	2010年3月
埼玉県	2009年3月	岐阜県高山市	2010年3月
千葉県	2009年3月	名古屋市	2010年3月
愛知県	2009年3月	北九州市	2010年11月
兵庫県	2009年3月	神戸市	2011年2月
長崎県	2009年3月	さいたま市	2011年3月
北海道	2010年7月	千葉県柏市	2011年3月
栃木県	2010年9月	兵庫県明石市	2011年3月
熊本県	2011年2月	横浜市	2011年4月
福島県	2011年3月		
石川県	2011年3月		
大分県	2011年3月		
岐阜県	2011年7月		
佐賀県	2011年10月		

注：2011年10月末現在

これら自治体の戦略は、それぞれの自治体の文化的、社会的、経済的背景を十分に配慮したものとなっていることが望ましいとされており、多くのものが細かい地元の生活習慣や文化的背景を解説したうえで行動計画を提示している。多くの地域戦略は生物多様性国家戦略に類似した項目を設けており、それぞれの自治体における生物多様性への危機および保全・維持への課題を供述してその対策を行動計画として考案している。

生物多様性地域戦略の位置づけとしては、国家戦略と同様に上位計画として環境担当部局以外も交えた道県または市全体としての活動を示している。また、生物多様性保全に係る既存の政策・制度を整理しなおしてまとめた計画である場合が多いため戦略策定によって大幅な条例の改正などはないが、策定を機に、新たな施策を考案・展開している自治体も多い。

地域戦略を上位計画として適切に運営するためには部局間連携が不可欠となる。戦略案の作成は環境担当部局が主導となり実施するものの、ほとんどの自治体で部局横断的な検

討が行われている。また、より確実に部局間連携を図るために、生物多様性地域戦略の実施に関する司令塔となる専用の人員を設けたり、または多様な部局で適切に生物多様性への配慮を実施できるよう、指針を作成し全部局に配布したりという取り組みがみられる。生物多様性の保全に関する取組の分野に関しては、多くの戦略が野生動物保護、持続可能な農林水産業の促進、市民の生物多様性に関する意識啓発、民間参画の促進を組み込んだものとなっている。

生態系サービスや生物多様性の経済価値の内部化に資する取組やその促進も一部の戦略には見られ、パートナーとなっている主体は金融機関や民間企業、NGO など多岐にわたっている。具体的な施策としては、既存の交付金制度を活用し生物多様性の利用・保全を促すものや、新たな PES 類似制度を設立するもの、さらにはノーネットロスを目指した生物多様性保全・持続可能な利用を促す政策などが見られた。また、農産物や地元の木材等に関する認証制度も多く自治体が活用する方針を立てている。

5.5.1. 分野横断的な計画づくり：生物多様性ちば県戦略

生物多様性ちば県戦略（2009年3月）は、生物多様性を生活の基盤として位置づけ、多様な主体の参画の必要性を強調し、なりわいの視点を強調した戦略である。また、包括的な生物多様性保全のための条例を策定する必要があると考え、内容の検討を進めるとしている。県の生物多様性地域戦略策定後、県下の市町村に対して情報提供や技術支援、地域戦略策定のワークショップの開催などを通じて、平成30年までに市町村レベルでの地域戦略の策定を目指している。また、県レベルで自然環境の間をつなぐ回廊（コリドー）を整備し緑と水辺のネットワークを推進するために、市町村が行う「緑の基本計画」の策定を支援している。

千葉県では、これまで、身近な自然環境から地球全体の将来を見据えたさまざまな取組を策定し実行してきたが、それをより強固なものとし、県内の自然と文化とともに豊かな生物多様性を後世に残すことを目指している。そこで生物多様性の現状と課題を踏まえ、今後さらに深刻さを増すと考えられる地球温暖化を一体的にとらえたうえで生物多様性の保全・再生とその持続的利用について実践的対策を検討し策定されたものが「生物多様性ちば県戦略」である。千葉県の生物多様性地域戦略の大きな特徴は、「徹底した情報公開と住民参加」に基づくボトムアップのプロセスを経た戦略の策定である。県戦略の策定にあたっては、「千葉方式」と呼ばれる県民主体の県政運営のもと行われた。戦略の策定は専門委員会による検討だけでなく、20回を超える「千葉県の環境づくりタウンミーティング」、市民・NPOによって自発的に組織された36回にわたる「ちば生物多様性県民会議」や「戦略グループ会議」、学術研究者等による県内各地でさまざまな話し合いをもとに行われた。こうした徹底した住民参加のもとで戦略が策定されたことで、その策定プロセスが生物多様性保全についての市民への啓発活動に繋がり、戦略に基づいた保全活動の実施において市民の積極的な参加を促すことに繋がっている。

このちば県戦略では、県産木材の利用拡大を図るため、住宅建築における県産材の利用や、公共施設や公共工事等における県産材の利用を促すほか、「ちばの木認証制度」を普及するとしている。また、「ちばエコ農産物」という県独自の農産物の認証制度を導入し、化学合成農薬と化学肥料を通常の半分以下に減らし、「どんな農薬をいつ使ったか」などの記録を残し、県職人による現地踏査を含めた栽培前と収穫前の審査を経た農作物への認証を行っている。千葉県は、インターネットを通じて袋や箱に印刷された「認証番号」からの詳しい栽培情報を提供し、「ちばエコ農産物販売協力店」などの情報提供も行っている。さらに、廃棄物の不法投棄が行われた地域での自然を回復するために、企業や県の出資によって設立された「ちば環境再生基金」の充実と活用を図り、基金を市町村と地域住民との協働により実施される生物多様性の保全事業や、NPO等の民間団体による自主的な里山保全・水質浄化活動等の環境保全・環境学習活動に拡大して助成等を行うこととしている。

5.5.2. 森の生態系サービスを確保するための PES：あいち自然環境保全戦略（愛知県の生物多様性地域戦略）

愛知県は生物多様性地域戦略を、「あいち自然環境保全戦略」と題して2009年3月に策定している。この戦略には、森林環境税に類似する税金制度と生態系ネットワークの形成を組み合わせた、PESに向けた施策が盛り込まれている。

愛知県内では人工林、都市の緑、里山林において、県民すべてが水源の涵養、土砂の流出防止、生物多様性の保全などの公益的機能の恩恵を受けている。しかし近年になり、これら緑地の手入れ不足による荒廃や、利用されなくなった里山林の増加、都市の緑の減少などによる機能低下が懸念されている。そこで、生物多様性戦略の行動計画には「あいち森と緑づくり税を活用した森と緑づくりの推進」が示された。

こうして2009年4月より新たなあいち森と緑づくり税が導入された。あいち森と緑づくり税条例のもと実施されているこの施策は、住民税として個人県民税年間500円、法人県民税年間5パーセント（資本金により年間1,000円から40,000円増）の超過課税により緑地整備の資金調達を可能とする。税収見込みは初年度約15億円で、以降は年間約22億円（個人：約18億円、法人：約4億円）の税収が見込まれている。当面の超過課税期間は2009年度から5年間に設定され、最終年度を目処に延長継続の必要性を検討することとなっている。

これらの財源の利用目的は、森林（人工林）の再生、里山林の保全・活用および都市の緑の保全・創出である。人工林の再生には、林業活動では整備が困難な、林道から遠い奥地や交通量が多く作業性が悪い公道沿いの森林の間伐を行う必要があり、また、森林整備技術者養成の必要性も高い。里山林の保全・活用としては、地域住民や地元団体との協働モデル事業、里山林の公有林化による保全、放置された里山林を再生するための整備事業を予定しており、都市の緑の保全・創出には民有樹林地を緑地として保全し、緑の少ない

市街地での緑化等を行うこととしている。あいち森と緑づくり税の約半分は県下の森林の間伐に、残りの半分は公園整備などの都市緑化に利用されている。このうち、1パーセント強は環境教育のために使われ、「あいち森と緑づくり税」を活用したNPOやボランティア団体による環境保全活動や環境学習を支援するために活用されている。

愛知県におけるもう一つの特徴ある取り組みは、生態系ネットワーク形成モデル事業である。県では、第10回国連生物多様性締約国会議の名古屋での開催をきっかけとして、先導的に「生態系ネットワーク」の形成を進めていくために2010年から3年間、県内3地域においてモデル事業を実施し、その成果を検証して生態系ネットワーク形成に向けたガイドラインを作成し、県内全域に取り組みを広げていく計画である。モデル事業は、①知多半島における特有の自然である、海、ため池、里山を結ぶネットワークの形成と、地域の原風景の再生、②名古屋東部丘陵における大学を中心とした住民、企業、自治体の協力のもと市街地における生態系の再生、③西三河における放置によって荒廃しつつある人口針葉樹林における生物多様性の再生、の3つである。各事業において地域のステイクホルダーが参加する協議会を設置して生態系調査を実施し、事業計画を策定し、3年間で事業を実施予定である。地域のステイクホルダーの積極的な参加のもとに進められるモデル事業を通じて、県内の生態系ネットワーク形成に向けたガイドラインを作成し、生態系ネットワークの拡大を通じて生態系の保全を進めていこうという、新しい生物多様性保全の取り組みである。

5.5.3. 生物多様性配慮の促進：生物多様性ひょうご戦略

兵庫県は、2009年3月に生物多様性ひょうご戦略を策定した。もともと兵庫県では、「豊かな自然環境」と「人の営み」が調和し、美しい景観のもとで健康で快適な生活をおくることができる「持続可能な社会づくり」に向けて、様々な自然環境保全の取組を展開していた。1995年にはすでに、地域版生物多様性戦略の先駆けとなる「兵庫ビオトープ・プラン」を策定し、生態系の保全にも言及していた。県ではこれらの取り組みをもとに自然環境の保全・再生を図る取組を活発に展開しており、その代表例としては、瀬戸内海の再生、コウノトリの野生復帰、里山林の整備などが挙げられる。また、野生動物の保護管理に関する調査研究拠点として「森林動物研究センター」を設置し、さらに環境学習・教育などの充実も図っている。また、各地域においては、地域住民やNGO・NPO等による自然環境の保全・再生の自主的な実践活動が数多く行われており、兵庫県もその支援を進めている。

しかし、これまでの取組は、それぞれが生物多様性の保全・再生に貢献する先進的なものではあるものの、県全体の生物多様性に関する目標や基本方針が共有されていなかったため、それぞれの取組が個別的な対応となり、さまざまな施策の連携を効果的に行えなかったり、流域等を単位とした生態系の連続性を確保する視点が不足したりという課題があった。このため、県行政のみならず、国、市町、県民等のあらゆる主体が共有できる基本

指針という位置づけで、兵庫県で生物多様性に関して実施してきた取組を体系的に整理し、「生物多様性ひょうご戦略」を策定した。

ひょうご戦略の特徴としては、コウノトリの野生復帰など兵庫県の先導的な取組と NPO の多彩な活動実績をとりまとめたことや、NPO 等の活動をさらに充実・強化するために、NPO の交流や情報共有を図るネットワーク化を推進したことに加え、県や市町のすべての事業において生物多様性の視点を取り入れるために、アドバイザーの設置や工法等の手引きとなる生物多様性配慮指針などの基盤整備を推進したことである。また、戦略の効果的な促進を図るために、その行動計画の実施スケジュールを明確にし、毎年の計画の実施状況を評価するための具体的な数値目標を定めている。

中でも、県内のすべての事業で生物多様性の視点を取り入れるための仕組みづくりの一環として実施された、生物多様性配慮指針の策定は兵庫県の生物多様性地域戦略における非常に先進的な取り組みである。この配慮指針は、道路、河川、海岸、森林、農用地、ため池などのセクターごとの指針から成り立っており、県内外の具体的な事例をもとに、事業における生物多様性への具体的な配慮策（技術指針）を提示している。この指針は県のホームページで公開され、新しい技術が随時更新されている。県では、これらの配慮指針と合わせて、生態系、植物、昆虫類、鳥類、魚類、哺乳類等の分類ごとに 16 分類のレッドデータブックを 2016 年までに、外来生物対策として、ブラックリスト、外来生物防除マニュアルを 2013 年までに完成させ、生物多様性保全の取り組みを進めるための専門家によるアドバイザー制度を設置して、事業における生物多様性配慮の取り組みを具体的に進めていく計画である。これらに加えて、県はすでに県を 8 地域に分けて地域の生態系ネットワークのマッピングを行った「兵庫ビオトープ・プラン」を策定している。このように、兵庫県では事業者が具体的な生物多様性保全に向けての取り組みを行いやすいように、県内の生態系に関する基礎データ、生態系保全のためのガイダンス、アドバイスの仕組み等が整いつつある。

兵庫県の「生物多様性ひょうご戦略」や「兵庫ビオトープ・プラン」の策定、生物多様性の基礎データの収集、事業における生物多様性配慮指針の策定、レッドデータブックの策定・更新などにおける県立人と自然の博物館の果たす役割は大きい。博物館には 60 名以上の常勤の生態系の研究者が配置され、県の生態系関連政策の検討・策定にも積極的に関わってきている。

兵庫県はまた 2004 年の台風による甚大な被害を契機に、2006 年から県民みどり税を導入し、一人当たり年間 800 円の森林管理・都市緑化のための目的税を徴収している。これらの税金は森林基金として森林管理、都市緑化に活用されている。基金 24 億円の内訳は、個人からの税金が約 20 億円、企業からの寄付が約 4 億円である。

5.5.4. 生物多様性保全からのなりわい創出：石川県生物多様性戦略ビジョン

石川県生物多様性戦略ビジョンは、県全体の基本的な方針として位置づけられ、地元の

ステークホルダーおよび県庁内の多様な部局を交えた検討の後、2011年3月に策定された。生物多様性戦略ビジョンの目標設定は、国家戦略に合わせた50年の中長期目標に加え、県独自の目標期間として今後10年間の短期目標も示している。石川県の戦略は、生物多様性の保全のみを目指すよりも、生物多様性国家戦略で取り上げられている4つの危機のうち、第2の危機「人間活動の縮小による危機」に対応する形で里山・里海の活性化を主軸としている。

生物多様性戦略ビジョンの策定に向けた準備の中で、石川県における生物多様性減少の根本的な原因は、燃料革命やプラスチック製品などの普及による里山・里海の経済価値の低下であると認識された。そのような背景のもと里山・里海を維持していくには、新たな価値の創造が必要であり、また、そのためには、農林水産物などの地域資源の発掘に加え、それらを重要と感じる、新たな価値観の創造が必要であると考えられた。また、規制的な生物多様性の保全よりも、利用保全に重点を置くべきと考えられたことから、生業（なりわい）の創出も含めた7つの重点戦略が選定された。

重点戦略1「里山里海における新たな価値の創造」と重点戦略2「多様な主体の参画による新たな里山づくり」は相乗効果が得られる施策である。重点戦略3「森・里・川・海の連環に配慮した生態系の保全」は、生態系ネットワークの保全に着目した取組であり、佐渡市で放鳥されたトキなどが飛来し、暮らせるような生態系の確保を目指している。重点戦略5では主に哺乳類や鳥類などの種の保全を取り上げており、重点戦略6では里山里海の重要性に関する普及啓発、重点戦略7では国際的な情報発信にそれぞれ焦点を当てている。

現在の生物多様性戦略ビジョンは石川県環境総合計画とは独立した政策となっている。環境総合計画は廃棄物管理や温暖化対策など生物多様性以外の環境問題を対象としており、生物多様性戦略ビジョンは並立するものとなっているが、いずれ環境総合計画に反映・統合することが想定される。

石川県の生物多様性戦略ビジョンの下の活動内容として特徴的なものは、「里山創成ファンド」の設立と運営である。このファンドは県が地元の金融機関と連携して設立し、基金総額50億円程度を活用して里地里山の地域資源を掘り越し、持続可能な新たなビジネスの創出を支援することとしている。この基金は生物多様性戦略ビジョンと同時に発足した新たな取り組みであるが、仕組みとしては、もともと商工労働部が所管していた「次世代産業創造ファンド事業助成金制度（次世代ファンド）」があった。次世代ファンドも地元金融機関が出資して設立したファンドであり、その経験があったことで里山創成ファンドも賛同を得る事ができた。

里山創成ファンド発足当初はプロジェクト10件分の枠を設けていたが、それを大幅に上回る40件以上の応募があった。里山創成ファンドは、県が実施する里山人材育成プログラムの参加者から、新商品やサービスの開発、ブランド作り等のビジネスの提案を集め、そこに投資することを趣旨としている。直接的な資金支援の効果以外にも、選定されたプ

プロジェクトを公表することによって他の県内組織に里山の利用保全に向けた様々な取り組みの可能性について考える機会を与え、生物多様性の主流化を図るという波及効果も期待されている。里山創成ファンドは、構想段階では自然の利用保全を目的としたファンドであった。そこに耕作放棄地の問題も絡めたことから、なりわいの創出として広くとらえることとなった。生物多様性の利用保全という観点を育ててゆくためには、今後県がしっかりとフォローアップしていかなければいけないことだと認識されている。里山の資源を活用したビジネスが創出され、里山利用の活性化につながれば減退が懸念される里山生態系サービスの確保へ貢献できる取組である。

この里山に関連し、CBD-COP10では、日本政府主導の SATOYAMA イニシアティブが今後活用されうる有用なツールとして認識され、同時に SATOYAMA イニシアティブ国際パートナーシップが発足された。日本が対外的にどのように生物多様性の保全および持続可能な利用を促進していくのか、どのように今まで国内で蓄積された里山の利用保全に関する政策的・学術的なノウハウを国際協力に生かすのか注目されている。

5.6. 国内 PES 制度設計の課題

日本において PES の制度設計を行う場合に下記のような課題が存在する。

- PES 制度の確立を図るには、国民がどのようなサービスに何をどれほど負担し、それにより国等がどのようなサービスの提供を行うかという一国の社会経済システムの根幹的な問題を解明しなければいけない。よって、まずはこの政策の基本的な意味や全体政策の中の位置づけ等について国民全体が理解し共有する必要がある。
- 戦後の日本の急速な経済成長において、国や地方自治体は道路、港湾、空港等の公共交通インフラの整備、電源開発など、社会資本整備を積極的に行うことで日本の発展を促した。しかし、都市生態系、農耕地生態系、森林生態系、沿岸域生態系、海洋生態系、湿地生態系などの自然資本の維持という観点は意識されてこなかった。そのため、市場経済には十分組み込まれないこれらの自然資本が劣化し、持続可能な経済社会の構築に問題が生じている。そのような状況を踏まえると、まずは国の政策の中に自然資本の維持・改善の必要性を明確に位置づけることが必要になる。その状況を踏まえて、既存の制度を PES 制度として位置づけるのか、それらを改善するのか、あるいは新たに制度を創設するのか等の判断が可能となってくる。
- 生態系サービスは必ずしもマーケット化になじまない面もあることから、すべての生態系サービスについて PES 制度そのような仕組みを作ることは必ずしも現実的ではない。そのため、それぞれの生態系サービスごとに、どのような費用負担の仕組みを作るべきかについては、公平性、効率性、行政コスト等などの観点から、総合的に判断する必要がある。
- PES 制度はもとよりそれのみで生態系サービスの水準を維持・改善できるというものではない。すなわち、PES 制度は自然資本の維持・改善という大きな政策目標の中で、既存のゾーニング規制や開発等に際してのノーネットロス制度の創設等と併せて運用することで、はじめてその役割を果たしうるものである。その意味で既存のゾーニング規制の再検討やノーネットロス制度などの検討を引き続き進めていく必要がある。

5.7. 国内の生物多様性政策枠組みに関するまとめ

5.7.1. 国内統合政策としての生物多様性基本法・戦略策定の機能性

効果的に生物多様性の保全及び持続可能な利用を促進・実施するには、個別施策としての PES だけではなく生物多様性のノーネットロスを基本理念として、多様な規制や補助金、税金徴収など他の施策と統合・再構成していく必要があり、それには生物多様性が政策の上位優先事項として位置づけられ、統合的な政策枠組み作りが必要となる。

生物多様性基本法が上位法として策定され、生物多様性国家戦略、生物多様性地域戦略の明確な位置づけがなされたことにより、個別の生物多様性利用・保全施策の域を超えた分野横断的な計画作りが可能となってきている。土地利用政策や農業政策にも生物多様性への配慮を導入することが地域戦略に明記されたり、また、生物多様性への配慮に関するガイドラインが各分野向けに策定されたりと、自治体レベルから始まり確実に生物多様性に対する意識は高まっていると言える。

生物多様性地域戦略を検証すると、認証制度や基金、助成金という形で自治体は生物多様性や生態系サービスの確保に力を注いでいる。また、生態系サービス維持のための資金確保に合わせ、生物多様性地域戦略を策定することにより、多様な主体の役割が明示され、自治体レベルで包括的に生態系への配慮を促すことにつながっている。ただし、市場の失敗を是正し、公共財である生物多様性を保護する行動を奨励し、破壊する行動を罰する仕組みを作るためにはまだ規制力が足りない。PES 制度を日本の国レベルで導入するには、まず生物多様性を確実に保全しその価値を経済に内部化することを目的に、さらに上位の政策としてノーネットロス政策を検討すべきである。その上で、自治体が勧めている各種の生態系サービスへの支払に類似する施策を国レベルで標準化し、広めていくことが可能となる。

国内の PES 類似制度に関しては、必ずしも生態系サービスを維持・改善するための支払が目的となっていないものがあるという問題点が把握されたが、生物多様性地域戦略の行動計画に森林環境税に類似する制度が一施策として位置づけられるなど、戦略策定は生態系サービスの観点を既存の制度にも適用する役割を担っていると言える。生態系や生物多様性の保全に対するこういった施策の貢献度や効果は、今後の戦略見直しや定期審査の中で適切に評価し、必要に応じて施策の改善を進めるべきである。

5.7.2. 国内 PES 制度設計の可能性

現在国家レベルの PES 制度を導入・運営している国でも、主に水の供給というごく限られた森林生態系のサービスを対象に、国民からの支払を集め維持管理に充てている。このことを踏まえ日本で国家レベルの PES 制度を導入するとすれば、すでに国内で多くの都道府県が活用している森林環境税をもとに設計できると考えられる。ただし、これを国家の PES 制度として位置づける場合は実際の森林の利用状況の設定、水供給サービスの

価値評価や、支払による森林生態系の維持・改善効果のモニタリング等の役割を担う、コストリカの FONAFIFO ような専任の運営機関が必要となる。また、水供給以外に多数の生態系サービスへの支払制度を国家レベルで統合するとなればこの機関は環境や農林業、経済など分野横断的に活動する権限が必要となるため、省庁間の協働の下設立されなければならない。現在の日本で実現するには時間がかかることが予想されるため、水の供給に関しては国家 PES 制度設計の可能性はあるものの、他のサービスに関しては現時点では自治体レベルの制度設計及び試行が効率的であると考えられる。表 5.7.1 に、生態系サービス毎に、今後 PES 制度の設計がなされる可能性の大きさを整理した。

5.7.3. 自治体の取り組み促進と連携の強化

PES 制度確立を図るには、国民がどのようなサービスに何をどれほど負担するか決め、それにより国等がどのようなサービスの提供を仲介するかという検討が必要であり、そのためにはまず国民が享受している生態系サービスを認識する必要がある。また、生物多様性や生態系サービスの享受は地域特性が強いため、受益者と供給者の間で効果的な費用負担と利益分配を行うためにはケースバイケースの検証が必要となる。その中で制度設計を行うには、地域に密着した多様な主体との関わりを持ち、さらに生態系サービスへの支払に関する地元のニーズを把握している自治体による仲介が不可欠となることが考えられる。

表 5.7.1 生態系サービスの種類と PES 制度設計の可能性

生態系サービスの種類	PES 制度設計の可能性	理由
食料など供給サービス全般、水の調整など	高い。森林環境税等として既に実施されている場合もある	生態系サービスの供給者と受益者が共に特定しやすい
病虫害の抑制、花粉媒介、教育的価値、土壌浸食の抑制、レクリエーションとエコツーリズムなど	中程度。現在は PES 制度が存在しないが、今後導入の見込みがあるもの（狭義の PES)	供給者と受益者の関係が比較的明確で、PES 制度が成立しやすい
水の浄化機能、自然災害からの防護など	中程度。現在は PES 制度が存在しないが、今後導入の見込みがあるもの（税金型)	受益者が不特定多数で制御が難しいことから、自治体等が管理するのが現実的である
大気質の調整、光合成、土壌形成、栄養塩循環、一次生産、水循環、インスピレーションなど	低い。PES 制度に組み込むのは難しい	受益者が不特定多数で、供給する範囲を制御できない。生態系サービスの定量評価が難しい

また、PES 制度のデザインにあたっては、検討・立案段階から地域住民の参加を得ることで、このような制度の経済社会的役割を広く認知させることが可能となる。

生物多様性保全・持続的利用に向けた地域の取り組みには先進的なものもあるが、その普及に力を入れる必要がある。低炭素都市推進協議会などの自治体間の情報共有の場が先進的な取り組みやその普及の後押しになることもあり、同様の効果を期待できる生物多様性自治体ネットワークの活動を活性化すべきである。また、生態系機能の維持における生態系ネットワークの重要性も広く認識されており、自治体レベルでのネットワークづくりが多くみられる。今後市町村の境界また県境を越えた協力体制を整えてゆくことが課題となるため、国として生物多様性ネットワークの確保に向け自治体とのさらなる連携を図るべきである。

5.7.4. 生物多様性の経済価値の内部化に向けての今後の研究課題

愛知県、石川県、千葉県、兵庫県へのヒアリングから明らかになったことは、生物多様性・生態系サービスの経済価値の内部化に資する取り組みを進めていくためには、まず地域の生物多様性や生態系サービスについて把握し、その保全の優先順位を明確にする必要がある、ということである。また、地域の生物多様性や生態系サービスに関する情報をデータベース化し、継続的に更新をしていく中で、地域の生態系ネットワークの構築、生物多様性地域戦略と都市計画や地域の長期計画・ビジョンとの統合を進め、分野横断的な取り組みを進めていくことも重要である。生物多様性地域戦略と地域全体の計画やビジョンとの整合性を高め、生物多様性保全のための具体的な技術指針などを提示していく中で、生物多様性・生態系ネットワークの保全を個別事業、環境影響評価の手続き、地域計画等において進めていくことが可能となる。また、これらの取り組みや計画が適切に実施されているのかについての定期的なモニタリングや評価も、取り組みや計画の適切な実施を図る上で重要である。さらに、地域ごとの情報を統合し比較できるような国レベルのデータベースの確立とデータの定期的な更新も、生物多様性・生態系サービスの保全対策の策定、県レベルを超えた生態系ネットワークの確立などを目指していくうえで重要である。

また、生物多様性や生態系サービスの経済的価値を評価し、それらのサービスへの支払いを通じた生物多様性や生態系サービスの保全を進めていくために、生物多様性・生態系サービスの経済的価値を評価するための指標や手法の開発が進められている。一方で、生態系サービスは様々な生態系が複雑に絡み合って創出されており、ひとつの生態系サービスを提供する要素を明確化することは容易ではない。また、生態系サービスへの支払いを促進するために生態系サービスを商品化しひとつの価格を設定することによって、これらのサービスが持っている多様な価値を見失うことにもなりかねない。例えば、森林による二酸化炭素の吸収という生態系サービスを最大化するためには、画一した種による植林が最も効率的であり多様な地域の植生でなくともよいということになる。さらに、生態系サービスの創出、交換、消費の過程において、十分な情報にアクセスのない者、政策に影響

力を持っている者などの間で、力の不均衡が生じることは避けられない (Kosoy and Corbera, 2010)。また、洪水や、火災、干ばつや病気など、生態系サービスの中には必ずしも人間の生活に利益を及ぼさないものもある。さらに、同様の生態系サービスを提供するのに必ずしも地域特有の動植物が必要なわけではなく、生態系サービスだけを取り上げると外来種のほうが効率的にサービスを提供する場合もある (Redford and Adams, 2009)。こうした、生態系サービスの経済的評価や支払い制度の設計を進めていくうえでの課題を十分に考慮した上で制度設計を行っていく必要がある (Gomez-Baggethun et al., 2010; Kosoy and Corbera, 2010)。また、多様で変化する社会生態系の下で、制度設計においては透明性を確保したプロセスで、様々なステークホルダーや自然資源の利用者を含めた議論を行っていく必要がある。市場メカニズムの弱点を把握したうえで、公平性の高い生態系サービスの経済的価値の内部化を進めていくためには、具体的な事例などをもとに、これらの課題について今後さらなる研究を進めていく必要がある。

6. シンポジウム開催

3年間における本研究の成果を広く一般に知らしめ、また今後の国際的な研究ネットワークを確立するため、3年度目にシンポジウムおよびワークショップを開催した。以下に、それぞれの概要および討議内容を記す。

6.1. 生物多様性と生態系サービスの経済学

開催日時：2012年1月18日

開催場所：国連大学

主催者：IGES・環境省



時間	プログラム
14:00	開会挨拶
14:05	来賓挨拶
14:10	成果発表 <ul style="list-style-type: none">・ アジア及びグローバルレベルでの生物多様性・生態系サービスに関する経済的分析（馬奈木俊介）・ 生態系サービスの経済価値評価（栗山浩一）・ 生物多様性・生態系サービスへの支払いに関わる国内政策研究（一方井誠治）
15:10	会場からの質疑応答
15:20	休憩
15:35	パネルディスカッション <ul style="list-style-type: none">・ テーマ：経済的価値をどのように実社会において広く内部化するか・ ファシリテーター：小嶋公史・ パネリスト：共同研究者2名（吉田謙太郎、一方井誠治） 外部有識者3名（松下和夫、日引聡、香坂玲）
16:35	会場からの質疑応答
16:55	閉幕挨拶

6.1.1. シンポジウム概要

本シンポジウムは、本研究の3年間の成果を広く社会一般に知らしめることを目的として開催したものである。成果発表においては、選択実験を用いた生態系サービスの経済価値評価事例や、生物多様性と幸福度や生産性との関係というユニークな経済的分析、またPESに関する政策や取組などが紹介された。パネルディスカッションでは、経済的価値を

どのように実社会において広く内部化するかというテーマの下、愛知目標における経済的価値の位置付けや PES の課題、経済的価値の可視化を通じた合意形成や開発権譲渡制度の応用可能性などがパネリストから発表された。また、産業界を巻き込むための仕組みについて議論が行われ、認証制度の活用や環境パフォーマンスを市場で評価するシステムの必要性が指摘された。

なお、本シンポジウムでの議論については、紙業タイムス社の専門週刊誌紙「Future」第 1629 号の 17～19 ページにおいても紹介されている。

6.1.2. 討議内容

1) 成果発表

馬奈木俊介

「アジアおよびグローバルレベルでの生物多様性・生態系サービスに関する経済的分析」

- この公開シンポジウムでは、生物多様性と生態系サービスの経済学に関する研究の成果の一部について発表する。また、この主な成果は書籍として出版した。
- 自然は分からないことが多い。例えば、カナダの魚がどれだけ資源として残存しているか特定するのは難しい。海に存在する魚の量が分かれば、漁獲量も計画できるが、今どれだけいるかわからない。そこで毎年どのくらいストックとして残存しているかを予測して、漁獲量を決めてきた。資源が回復するだろうという予測が繰り返されてきたが、全く当たらなかった。実際のストックは減る一方である。
- 気候変動でも、自然科学的に人間が原因で気候変動が起きているかどうかという議論があるが、その議論の答えが出てから対策をとればよいという理論は間違いである。確固たる答えが出てからでは、遅すぎる可能性が大きい。
- 常に対極にある議論をすることは面白いことであるが、今現在の知見を基に、最も人々の幸福につながる政策を採るべきである。不確実要素をどのように政策に取り込むかが課題である。
- 生物多様性に関しても、対策のための多額な費用が必要となるという問題がある。しかし、その負担を軽減する方法として経済的手法を調べている。また誰がどれだけ負担する必要があるのか特定する必要がある。経済に対して負担とならず、社会に貢献できる方法を、経済評価を通して模索している。
- TEEB に対しては、多くの批判もある。しかし、少なくとも GDP の 7 パーセントは生物多様性・生態系サービスに由来するという価値が示されている。無視することができないような割合を占めていることが示された。
- 経済分析においては、様々な疑問が存在する。例えば、生態系を守れない地域では他の地域で確保しオフセットできるのか、森林に関しては REDD 等の施策に実効性があるのか、PES を新しい投資として考えられるのか、どれくらいの負担額となるのか、

生態系サービスは資本と考えるべきなのか、費用と考えるべきなのか、どの生態系を守るべきなのか、などである。

- 一般論としては、GDPは精緻化された数値である。ブータンやヨーロッパでの議論を考えると幸福度を勘定することは必要である。しかし、政策の指標としてこれのみを考慮したのでは、その時々気分など不確実性が高いため不十分である。飽くまでも幸福度はひとつの指標である。
- 日本の場合は、GDPは上昇したけれど、主観的な幸福度は向上していない。これは世界的に見ても同じであり、個人によるばらつきが大きい。傾向として、収入は大きな要因であることがわかる。環境意識が高い人はどうやら収入も高く幸福度が高いという結果も出ている。環境意識と所得、幸福度には正の相関が見られた。また、グローバルレベルでは自然資本を増やすことは、それ自体が長期的にはGDPにプラスだという研究結果もある。
- ある一定額で生態系を守ろうとする際には、植林が行われることが多い。しかし、植林をするだけでいいのかという問題もある。気候変動と違い生物多様性は地域性が重要で今後はこのような地域性も取り組んでいく必要がある。
- ポートフォリオの概念を生態系サービスの保全にも適用すべきである。世界的に見ると、アフリカや南米の森林を守ることが、一定の制約下では一番重要な価値を守れることが明らかにされた。
- ミティゲーションバンクの場合には、お金で解決できると示すと反論が多い。それは、個々人の生態系サービスに対する価値が違うためである。しかし、取引をするバンカー等が価格を設定して、他の地域との取引を仲介することで可能となるのではないか。
- 長期的な生態系サービスの価値をどう考えたらいいかという点も問題である。価値の目減りの問題が関係する。100年後の価値は3パーセントの割引率で考えるとほとんどゼロになるが、現実にその割引率が当てはまるわけではない。割引率は永遠に一定ではなく、短期的には3パーセントでいいかもしれないが、長期的に見るとそうとは限らないという研究成果が得られた。
- 生態系サービスは資本として考える部分が多い。また、ポートフォリオの概念で守るべき生態系の最適な組み合わせを考えれば、企業などにとっても良い投資先となる。

栗山浩一

「生態系サービスの経済価値評価」

- TEEB報告書では生態系サービスの金銭的価値を評価し、それを政策に反映することが重要とされているが、では、どのようにして生態系の金銭価値を評価すべきなのかが問題となる。生態系を守ることによってどれだけの価値があるのか知るためには、いくつかの特別な手法が必要となる。
- 環境の価値など市場価格が設定されていないが、敢えて評価しなければいけないもの

には顕示選好法が使える。代替法なども合わせ、生態系の機能を人工的商品に置き換えたときのコストを計算することとなる。

- もうひとつの手法として、CVM や選択実験などの表明選考法がある。
- 実際に林野庁によって行われた評価には、森林の水源保全の役割を分析し、ダムに置き換えた場合のコスト計算がある。しかし、森林の大きな役割は災害防止や水源保全として計算されており、生態系サービスの価値は評価されていない。なぜならば、森林の生態系サービスの提供機能は人工の商品に存在せず、置き換えて計算ができないから。
- これより、敢えて人々に直接支払意欲を聞いた。宮城県の大崎市では、ふゆみずたんぼを実施することによって渡り鳥の生息地域を確保している。その価値を評価するために、選択実験という手法を用いた。蕪栗沼の湿地の面積の拡大、ふゆみずたんぼの拡大、水鳥の観察施設の設置、全体でかかる一世帯当たりのコストの組み合わせいくつかの中から、回答者が一番良いと思うものを選択させた。これを分析すれば、それぞれの項目に対して回答者がどれだけ重視しているか分かる。年間一世帯当たりの、それぞれの項目に対する支払意思をみると、全国と宮城県の結果にギャップが見られた。湿地保全、ふゆみずたんぼに対する価値は宮城県民の間では低い（マイナス金額）、エコツーリズムの価値は高い（近隣で利用しやすいから）。しかし、全国の回答をみると、エコツーリズムよりも湿地保全やふゆみずたんぼに対する支払意思が高い（エコツーリズム施設の利用可能性が低いためと思われる）。
- 別の調査では、森林、農地、自然公園、湿地の保全の現状を回答者に説明した上で、同様の選択実験を実施した。森林保全の結果としては、全国の回答者が役 12 のグループに分かれた。平均では 196 円／世帯の支払意思が見られ、低い金額に偏りが見られた。農業に関しては、ばらつきが大きい。平均 2,357 円／世帯と金額は大きい、農業はむしろ自然破壊と考える人もいることも明らかにされた。湿地についても、ばらつきが大きく、生態系に関して詳しい人は湿地を重視するが、逆に湿地には価値がないと捉える人もいた。政策評価として、1) 森林+湿地を守るパターン、2) 農業+自然公園を守るパターン、3) バランスを重視するパターンの 3 通りで価値を算出したところ、1) の価値が最も高いという研究成果が得られた。
- 今までは土地利用規制や補助金による保全が多かったが、その限界が見えてきている。今後、企業や社会への経済的価値があることを示すことが重要となるため、今回のような実証研究がますます重要な情報源となるであろう。

一方井誠治

「生物多様性・生態系サービスへの支払に関わる国内政策研究」

- 過去の政策や制度の中から、PES に類似する制度を探してみた。昔の事例で優れたものが比較的多く、水野村（新潟）においては、川の上流で炭焼きをするために、下流

への水量減少などの損害を考慮した支払いをするという制度が活用されていた。また、滋賀県犬上郡の郡営林の運営の事例や、栃木県水源林整備の事例もあり、電力会社と県が協力して基金を設立し、森林運営に充てるという制度が活用されてきている。これは今でも全国各地で行われている制度である。

- さらに、近年では森林環境税など、市民から直接資金的貢献を得る制度も広まっている。例えば、豊田市水道水源保全基金などにより水源林の保全が行われている。
- 農業における直接支払制度も生態系サービスへの支払いとして見ることができる。これは国の財政に大きく左右されるのでどれだけ発展するかはまだわからない。
- 他にも、ふゆみずたんぼのような個別支援や、都市生態系における PES 類似制度（保護樹林・保護樹木制度など）が挙げられる。個別企業が企業の社会的責任（Corporate Social Responsibility: CSR）の一環として実施している水源林保全も、PES 類似の取り組みとして考えられる。
- 森林や農耕地域、都市に対する PES 類似制度は存在するが、沿岸域や海洋など、その他の生態系への支払は見られない。また、森林環境税のように受益者が直接支払をして生態系の保全に貢献している制度は少ない。
- すべての生態系をカバーした国レベルでの PES 政策は存在しない。しかし、企業の自主的取り組みに任せておいても生態系が効果的に保全されるとは思えない。
- 今後の望ましい発展方向として考えられるのは、生態系サービスとその基盤となる自然環境を社会資本として整備していくことであり、欧州で推進されているグリーン・インフラストラクチャーのような枠組みが参考になるかもしれない。生物多様性の経済評価の精度が上がれば、ピグー税は有効かもしれないが、現状では難しいかもしれない。
- 生態系サービスの保全・持続的利用を進めるためには、市場に任せておくだけではなく、保全の目標水準を国民的に議論し、そこに到達するための経済的手法を特定することが不可欠となる。

2) パネルディスカッション

「経済的価値をどのように実社会において広く内部化するか」

ファシリテーター：小嶋公史

パネリスト：吉田謙太郎、一方井誠治、松下和夫、日引聡、香坂玲

松下和夫

「PES の日本における制度化・政策化への課題」

- 生態系サービスの価値評価は政策における意思決定に非常に有用である。
- これまでの研究成果発表では、幸福と生態系、生産性と生態系というユニークな観点が提示された。

- 生物多様性オフセットや、PES、環境に関する財政改革、グリーン商品市場など新たな制度提案もあり、生物多様性保全政策は進化してきた。従来型の規制や課税措置から、生態系サービスへの支払など経済制度に発展している。
- PES の制度化、政策化への課題として、PES 概念の曖昧さや政策としての付加価値の必要性などがあげられる。また、経済的評価は生態系の価値を示すために重要であるが、生態系サービスの経済価値と、その保全費用額との違いにどう対処するかという問題もある。また、生態系の維持管理には時間がかかることも問題となる。
- 民間による自主的取組を促進する枠組みが必要である。PES の便益を示し、取組を評価する枠組みが必要である。
- これからは社会資本整備の意義の転換が必要となるため、生態系サービスの維持をコストではなく資本として捉え、国の政策に組み込む必要がある。今後、人工的資本より自然資本の価値が高まることが予想されるため、自然資本の維持管理が課題となる。

目引聡

「経済的価値をどのように実社会において広く内部化するか」

- 生物多様性の価値には、アメニティ、生態系サービスなど、市場に内部化されない価値がある一方、医薬品等の原材料としての市場価値もある。それらをどのように統合するかが課題となる。
- 生物多様性・生態系サービスの保全に関しては、それぞれに応じて様々な対策が考えられる。
 - 1) 経済活動に伴う被害（汚染など）が発生した場合などの外部費用に対する解決策としては環境税（ピグー税）が考えられる。
 - 2) 植林による間接的な恩恵などの外部便益に相当する補助金や支払いの仕組みが必要となる。
 - 3) 土地開発などに伴う生物多様性の損失に対しては、1) より望ましい土地利用の促進のための支払、2) 代償措置、3) 利用規制などの対策を考えなければいけない。
 - 4) 水産資源などの保全には、フリーアクセスが問題になるので、所有権の設定が必要で、漁獲量許可証取引制度もひとつの持続的利用を促す方法として考えられる。
 - 5) 森林の違法伐採や漁獲手法の差別化をするためには、認証が必要となる。
- 前3つのケースにはメリット・デメリットがある。PES など経済的手段を使えば、補助金の財源確保が問題になる。また、最少の費用で保全はできるが、価値の高い生態系が保全されるとは限らないことや、どれぐらいの量が保全されるかわからないということがデメリットとなる。
- ミティゲーション、オフセットバンクを活用する場合は、異なる土地の質的な違いが問題となるが、量的な不確実性がなく、外部便益の推計が不要である。
- 土地利用規制のデメリットは、生物多様性保全の費用が高くなるかもしれないことで

ある。ただしメリットとしては、確実に保全が可能となる。しかし、開発可能地域の価値と保全地域の価値で格差が生じるから分配公平性の問題が生じる。土地利用規制と所得分配の公平性を政策的に考慮しなければいけなくなる。そのためには開発権譲渡制度（土地の開発権を一定の土地に設定し、開発権の取引を可能とする制度。開発を許可された地域と許可されていない地域の分配の不公平性を是正できる）が活用できるのではないか。

- 生物多様性保全と一言で述べても、このように非常に多様な手法とそれぞれに伴う課題がある。

香坂玲

「生物多様性保全と市場メカニズムの活用」

- 「生物多様性と私たち」という高校生向けの書籍を出版した。
- 生物多様性条約においては、2002年から2010年までの定性的な目標が未達成に終わった理由として、経済的な評価の欠如がひとつの原因として挙げられている。
- 次の目標として採択された愛知目標の特色として、いつまでに、どれくらいの量のことをするのかという定量的な目標が組み込まれたことが挙げられる。
- ヨーロッパでは当初規制型の保全が行われていたが、近年は市場メカニズムを応用した保持金など、所有者が選択肢を持てる仕組みに取り組んでいる。例えばフィンランドでは、今までは土地利用規制を主としていたが、それでは土地所有者からの反発が起き、受け入れられにくいという問題があった。これを踏まえ、近年では市場の仕組みを活用し、所有者に土地利用方法の選択肢を与える方針の下、試行錯誤で保全制度作りを進めている。現在、様々な補助金や借り上げ制度の提案へと発展している。
- 日本にも森林環境税があり、東京都などの大都市部が実施していないにも関わらず、200~230億円ほど確保されている。ただし、市民の間では森林環境税を支払っているという意識があまりないのでは。森林環境整備目的のためだけに使われているかという確認も必要である。
- 他には、美ら海基金の話も出たが、漁協・企業が行っている取組としてサンゴ礁の保全活動がある。参加者がお金を支払い、サンゴの再生作業を手伝うという逆転の発想の下、実施しており、需要もあることから成功している。
- 水俣など、日本にはかつて甚大な汚染が起きた場所でも自然を再生させることに成功している。生物多様性や生態系サービスの価値の評価は大切だが、地元では雇用などの重要性が大きい。水俣においてチッソは汚染の原因企業であったが、大きな雇用者でもあった。生態系の価値評価や保全を進めるためには、このような社会的価値を考慮していかなければならない。

吉田謙太郎

「生物多様性と生態系サービスの経済的価値と合意形成」

- TEEB では 3 段階アプローチが提唱されている。第 1 には価値の認識が必要である。第 2 段階では価値の証明が必要となり、第 3 に価値の補足が必要となる。第 2 段階の価値の証明の部分が経済評価の部分にあたる。ここでは、金額ではなく可視化が重要である。必ずしもこれらのステップすべてが満たされる必要はなく、例えば価値の認識が浸透していれば、生物多様性と生態系保全の達成が可能なのもある。しかし、価値の重要性に対する認識があっても、それを捕捉できていなければ、まず価値の証明をすることが必要となる。林野庁も森林に関して繰り返し価値の証明を実施している。近年、これが政策に位置付けられたことにより、中山間地域の直接支払制度などへと発展している。
- 生態系保全は様々な事例があるが、それを持続的に行うには利害調整と合意形成が不可欠である。生態系保護と持続的利用には必ず利害の対立が生じる。例えば、鹿児島県出水市におけるマナヅルの保護には、農業への被害を補償するなどの方法がとられている。しかし、大きな養鶏地域であるため、鳥インフルエンザの発生などの問題も発生している。
- 絶滅危惧種の保全には多くの場合、地元の農業や畜産業との対立がある。例えばヤンバルクイナの保全に関しては、生息地が米軍基地や私有林などであり、エコツーリズムには向いていないという課題がある。
- 合意形成の難しい場合もある。保全の価値が認識されているが、自分が支払う場合はあまり高い金額にならず、しかし被害が生じた場合の補償を受けるとなると、大きな額を要求するなど、このギャップが価値評価において課題となる。

質問①ーファシリテーターよりー

実社会における経済価値の内部化には、産業界の取り組みが重要とされているが、産業界を巻き込むためにはどのような仕組みやインセンティブが必要か。

一方井誠治

- 最終的には、規制が保全に繋がると考える。米国などに比べて、日本の保護地域の規制は弱いので、まずは強固なベースラインが必要である。土地利用におけるゾーニングなどの対策を講じた上で、経済的価値を検討していくべきだと思う。

松下和夫

- 基本的には、まずは生態系サービスが持つ価値を明示する必要がある。次に、できる限り受益と負担が対応した仕組みが必要である。さらに、生態系サービスの保全に取り組む企業を、認証制度などにより差別化することが重要である。今後、自動車産業が自然素材を使う等の展開が考えられるが、それを正確に評価する必要がある。また、地域の資源や人材を生かせる制度が必要となる。
- 日本釣新興会が環境配慮型の釣り具を販売し、そこで得られた資金を水環境の清掃や

整備に生かしているという事例もある。

日引聡

- なぜ企業が CSR に積極的であるかを考えた場合、それは環境への取組が長期的な利益に繋がるからであり、ブランド的な役割が大きい。環境リスクを評価する投資家がいるため、企業の環境負荷が株価に影響することも考えられる。また、環境配慮の認証を受けていないと発注を受けられないなどの規制があると企業も努力する。これらより、環境パフォーマンスを市場で評価するシステムができれば中小企業などの取り組みも促進できるのではないか。

香坂玲

- 中小企業と大企業の取り組みの格差は実際見られる。また、最終製品が見えやすい企業とそうでない企業の間では、CSR にも相違が生まれる。携帯電話の部品製造など、最終製品において環境負荷がわかりにくい場合、環境配慮をどのように促進すべきか、どのようにインセンティブを与えるかが課題である。石油コンビナートも同様である。消費者に如何に情報を正しく伝えるかが重要であり、生物多様性は最終的に土地利用に関わるため、広がりをもって消費者に訴えていく必要がある。
- リオサミットの際は、日本企業がかなり力を持ち、国際的に注目されていた分、外部圧力も強かった。だからこそ、改善が重ねられてきた部分もあると思われる。現在は状況が変わり、国際的プレゼンスが低下している。リオ+20 に関しても、日本企業からは消極的な印象を受ける。

吉田謙太郎

- 消費者の意識改革は少しずつ進む。30 年前と比較しても、排出量や廃棄物の分別などに対する意識は随分進歩している。一般に説明しにくいという問題があるが、CBD-COP10 以来、生物多様性に対する意識も高まりつつあると思われる。企業に対しても、保全に貢献しないと認められないという状況が将来生まれてくるであろう。
- ブラジルの太平洋沿いの森林を保全するという多数の企業の取組がある。PES のモデル事業をブラジル政府とドイツなどの企業が共同で実施している。企業がビジネスリスクを負い、ブラジル政府が取組を認証するという体制を採用している。先進的な取組を発展させるためには、このように企業がある程度リスクテーカーの役割を担うことが重要である。
- 日本には固有種や希少種が多く、保全活動が盛んに行われているが、種によっては進んでいないものもある。企業が任意で新たな仕組み作りに参加してくれないものか。

質問②－会場より－

- 生態系保全は何のために行うのか。生物多様性は多様であるがゆえに守るのか、それとも人間が生態系サービスを受けているので、それを持続的に享受するために守るのか。

吉田謙太郎

- 生物多様性、生態系、生態系サービス、これら3つは混同されている。これらは本当に保護しなければいけないのかという疑問が生じる。ただし、保護が進んでいるということは、保護したいと考えられているからであろう。存在価値というものもあり、それに賛同している人が多いからこそ、守られているのではないか。環境倫理学を考えると、価値は直感的であり、価値を感じる人にとってはそれが真実であるとされている。

香坂玲

- 説明する際の言葉の使い方の違いもあり、どこに重点を置くかは人それぞれである。生態系サービスとして考えた場合には、人間への価値を考慮した概念であるが、生物多様性には存在価値がある。

日引聡

- 現在だけでなく将来価値も視野に入れた上での価値認識が必要。薬品の原料としての価値など、生物多様性にはとても重要な用途がある。ペニシリン、アスピリンなども、自然にあるものから得られている。生物多様性は将来の病気対策に重要である。40パーセントの薬品が生物多様性からの恩恵であるとされている。また作物の品種改良の面でも、新たな遺伝子資源として生物多様性はとても重要である。農業生産性が過去40年間で40～50倍に伸びているのも生物多様性のおかげである。さらには農業生産性においてミツバチなどの特定の生き物の役割が不可欠なことが多い。このようなことから生物多様性を守る必要がある。

松下和夫

- なぜ守るのかということは、環境思想や宗教でも重視されてきた問題である。今日のテーマでは、生態系サービスや生物多様性の価値の評価、主流化、内部化が中心なので、どうしても保全の理由として経済価値を考えてしまうが、今後は他の視点も考慮しなければいけない。

一方井誠治

- 主観的な話をすると、人間の幸福感というのは、人間社会で得られるものと、自然に対峙したときに得られる幸福感、両方あると思える。両方とも重要ではあるものの、社会的な幸福感が満たされる代わりに、自然から得られる幸福感が減少しているように感じる。なぜ守るかといえば、自然から得られる幸福感を逸してまで、社会的な幸福感を優先させたくないからである。

質問③－会場より－

- 企業の環境活動をどうしたらよいかという点では、企業の重要なステークホルダーとして職員がいる。職員というステークホルダーの役割はどう考えるか。

香坂玲

- 従業員は実際とても重要であるが故に、CSR が植樹に偏重していると思われる。木を自分で植えて、それが育つ姿を見るという満足感を得るのは主に従業員だからである。しかし、さらに一步進んで、どのように長期的な地域への便益につなげていくかが課題となる。

6.2. 生物多様性と生態系サービスの経済学に関するワークショップ

開催日時：2011年11月15日

開催場所：東北大学

主催者：IGES・東北大学

時間	プログラム
13:00	開会挨拶（馬奈木俊介）
13:00	大きな不確実性の下での意思決定：グローバルな変革の時代における環境管理 (Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change) ステファン・ポラスキー、ミネソタ大学
13:30	騒がしい環境での学習：不都合なモデルのための適応的管理（Learning in a noisy environment: adaptive management for inconvenient models） マイケル・スプリングボーン、カリフォルニア大学デービス校
14:00	食糧・農業のための非植物性遺伝資源を活用した科学者の保全行動：全国調査からの成果（Conservation behaviour of scientist using non-plant genetic resources for food and agriculture for research: findings from a national survey） エリック・ウェルチ、イリノイ大学
14:30	休憩
14:40	バイオマスという新たな資源の収穫による影響（Impacts of harvesting new sources of biomass） ニコラス・フォーセル、パリ工科学院
15:10	カバーで本を判断するな：高美湿地の生態系サービス（Do not judge a book by its cover: ecosystem service of the Kaomei wetland） 李慧琳、国立台湾大学
15:50	日本における生態系サービスの価値評価（Valuing ecosystem services in Japan） 吉田謙太郎、長崎大学
16:20	長期における割引率（Discount rate in the long run） 馬奈木俊介、東北大学
16:50	閉会挨拶（馬奈木俊介）

6.2.1. ワークショップ概要

本ワークショップは、東北大学の協力の下、本研究成果の発表と今後の研究のための国

際的ネットワーク確立のために開催したものである。また本研究代表者である馬奈木は、本ワークショップに続いて 11 月 16 日～18 日まで開催された「生態系適応科学のための国際フォーラム：攪乱に対する人間社会の適応」においても、環境経済のセッションコーディネーターとして貢献している。本ワークショップに基づき、現在ステファン・ポラスキー氏と共同で、英文雑誌の特別号において生態系サービスの経済価値に関する企画を検討しているところである。

6.2.2. 討議内容

ステファン・ポラスキー

「大きな不確実性の下での意思決定：グローバルな変革の時代における環境管理」

- 不確実性の下、我々はどのようにして現在や将来のニーズに合う意思決定を促すことができるか。
 - 確率の評価とともに、想定される最大の損害が最小になるように決断を行う戦略（ミニマックス）に基づいたアプローチを採ることは可能であり、また、通常の効用関数にシャドープライスなどを含む持続可能性条件を取り入れるという方法も可能である。
 - 閾値というものは不確実である（例えば、気候変動分野における 550ppm という基準）
- 「自然資本の価値」
- 大きな 3 つの課題は、その量を理解し、価値を理解し、そして持続可能な利用のためのインセンティブを創設することである。
 - Natural Capital Project は、複数の生態系サービスを評価し、地図上に示すことが可能な InVEST モデルを開発した。

マイケル・スプリングボーン

「騒がしい環境での学習：不都合なモデルのための適応的管理」

- 直接的利益と学習に伴う将来的な間接的利益のバランスをどのように図るか、またどのように解決手法を開発するか。
- 漁業資源、マングローブ、情報という動的ストックを含むシステム機能として、学習を採り入れた収穫資源と生態系の最適管理を目指す管理モデルを開発した。そして、不確実性を低下させるため、魚の生存率に関する階層的モデルやベイジアン学習を用いて分析を実施した。
- 学習がない場合に比較し、学習がある場合には利益が長期に亘り上昇したことから、適応的管理が理論的には理想のアプローチであることが示された。
- 気候変動のような変動状況下では、学習の速度も重要である。

エリック・ウェルチ

「食糧・農業のための非植物性遺伝資源を活用した科学者の保全行動：全国調査からの成

果」

- 米国政府は ABS に関する規制の実施に積極的であるが、現在、植物以外の生物に関するデータは少ない。
- プロジェクトの目的は異なる分野の研究者の遺伝資源に対するアクセスの決定要因を理解することである。研究枠組みの主要素はアクターと経路（交換の公的性、資源移転協定の使用、記録の保管、規制要素、使用条件、非金銭的期待）であり、米国の研究者を対象として、プロジェクトの性質や記録の保管、報告や利益分配などに関する質問を尋ねた。
- この研究より、新たな ABS システムは公的性を上昇させる費用があること、また、自発的な記録保持のためにはインセンティブを検討する必要があることが示された。

ニコラス・フォーセル

「バイオマスという新たな資源の収穫による影響」

- スウェーデンにおける多くの絶滅危惧種は、枯れ木や倒木と生態学的な関係があるため、これらを収穫することは困難である。
- 収穫を増加させるひとつの方法は切り株を収穫することであり、これは感染性の菌を減少させることにも繋がる。
- 環境にそれほど負荷をかけずに、バイオマスの収穫量を増やすことは可能である。

李慧琳

「カバーで本を判断するな：高美湿地の生態系サービス」

- 生態系サービスの経済価値評価に関する異なる手法として、CGE モデルを用いる。ここでは、開発度の低い高美湿地を対象として、水質浄化に注目した代替費用として、機会費用に加えて波及効果も追加した。
- この分析より、従来評価されていた代替費用の 1.618 倍高い値が示された（拡張代替費用）。これはおそらく、政府費用の減少とそれに伴う他の目的への投資額の増加によるものであると考えられる。

6.3. 会議成果

シンポジウムでは、企業を中心として約 200 名の方々のご参加をいただき、大盛況に終わることができた。生物多様性に対する関心、またその経済価値に対する国内の興味は依然として高いことがわかり、さらに企業からの参加者が多いことから、今後、企業と連携しながら政策オプションの研究を進める必要があることが示されたと言える。

また、ワークショップでは、生物多様性から気候変動の不確実性まで、多様なテーマについて海外の研究者と活発な議論を行うことができた。環境価値評価は欧米を中心として海外のほうが先進的な面もあるため、今後、国際的な連携をさらに高め、世界的により有意義な研究を進めることが望まれる。

7. 結論—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

7.1. 生態系サービスの持続的な利用と生態系サービスの経済価値評価

1992年のリオ・デ・ジャネイロにて環境と開発に関する国連会議（地球サミット）が開かれ生物多様性条約が締結された。それ以降、生物多様性に対する関心は世界的な高まりを見せている。生物多様性をどのレベルにおいて保全するかは議論が続いている。遺伝子資源は新薬開発において重要な要素であるが、各個体において異なる遺伝子をすべて保全することは不可能である。同様に現状の資金制約下において一千万とも一億とも言われる種を各個保全することは極めて困難であり、仮に特定のキーストーン種やアンブレラ種を保全するにしてもそのためにはそれらの生息地を保全することが絶対条件となる。このように考えると生物多様性を保全するにあたり優先的に考慮されるべきは生態系である。生態系は極めて複雑で他の生態系との区分が困難であることから政策の対象としづらい側面があることは事実であるが、生態系の保全なくして種や遺伝子の保全が難しいことに鑑みるとその重要性は一目瞭然である。生態系アプローチとして生物多様性条約において謳われているように、生態系に注目した保全政策が生物多様性保全の効率的および効果的な実施の鍵となると考えられる。

このように様々に分類される生態系は、それぞれのその本来的な機能において栄養塩固定や水質浄化、大気調節などの環境維持活動を行うとともに、自然資源を生産する。これらは人間にとって極めて重要な生活基盤であり、経済活動との類似性を基に捉えるならば、前者はサービスの提供、後者は財の提供に他ならない。MA（2005）はこれらを総称して「生態系サービス」と呼び、4つの区分に基づく31のサービスに分類している。供給、調整、文化、基盤の4つに区分された生態系サービスは、食糧供給から気候調整、レクリエーションから土壌形成まで広汎であり、その与える影響の範囲も洪水抑制などの地方レベルから大気調整などの世界レベルまで多層的である。様々な生態系が多様なサービスを提供し、そこに存在する種が生態系の機能に影響を及ぼすことに鑑みると、生態系サービスは生物多様性に支えられたものであると言える。

しかし、自然資源の収奪的な利用などによる生態系の劣化に伴い、ミレニアム生態系評価で分析された24の生態系サービスのうち15が現在劣化傾向にあるとされる。森林面積の減少は地域的な気候調節機能の劣化をもたらし、とりわけ河畔林の伐採は土壌浸食の抑制機能を低下させている。水の浄化や廃棄物の処理に関するサービスは湿地生態系の減少とともに低下し、マングローブ林やサンゴ礁の劣化は自然災害からの防護に関するサービスを縮小し沿岸域での暴風雨による被害の危険性を高めている。近年のエコツーリズムの振興に伴い生態系によるレクリエーション的なサービスの供給は増加しているが、一方で特定の地域の集中的な利用はその地の生態系を劣化させることに繋がりその他のサービスを劣化させる恐れがある。生態系サービスの非持続的利用は人間の福利に重大な悪影響を及ぼす可能性があり、さらに絶滅した種を復活させることが不可能であるように、一度失

われた生態系を元の状態に戻すことは極めて困難であり、収奪的に利用した後に復元すればよいという発想は容易には受け入れ難い。やはり生態系を劣化させないような生態系サービスの利用が求められているのであり、利用と保護のバランスを目指した生態系保全や生態系サービスの持続的利用が必要とされている。

このような市場の失敗を抜本的に是正するためには、外部経済として現在捉えられている調整サービスなどの生態系サービスの経済価値を内部化、すなわち市場にて金銭価値で評価することが必要になる。それは、生態系サービスの経済価値が正しく認識されないことから開発による短期的な利益が優先され、それが長期的な便益を減少させる結果を招いてきたからである。生態系サービスの経済価値評価による利点はその便益を可視化できることであり、その規模の認識が容易になることである。そして生態系サービスによる経済的便益を開発や収奪による利益と比較することが可能になることから、前者が後者を上回る場合には生態系を保全するための経済的インセンティブを創出することが可能になることである。今後、生態系サービスの経済価値を内部化させるためには、その正しい評価分析とともに、生態系サービス提供者に対する対価の支払いや生態系サービス劣化に対する費用負担、市場でのサービス取引手法の確立など法的・制度的な政策がさらに必要になると考えられる。

このような政策的背景から、本研究では地方レベルおよび全国レベルでの生態系サービスの経済価値評価を実施した。宮城県蕪栗沼を対象とした選択実験からは、「湿原保全」や「ふゆみずたんぼ」の面積が地元である宮城県住民にはほとんど影響していないことが示される一方、「水鳥の観察施設」は 1,721 円と高い値が示された。この結果は、地域住民が蕪栗沼に対して非利用価値よりも利用価値を重視していることを示唆している。これに対して、宮城県以外の人々の限界支払意志額は、「湿原保全」が 100 ヘクタールあたり 857 円、「ふゆみずたんぼ」が 100 ヘクタールあたり 249 円と宮城県サンプルよりも高い値を示すのに対し、「水鳥の観察施設」は 181 円と低い値に留まっている。この理由として、宮城県以外の一般市民は、蕪栗沼から遠く離れているため水鳥の観察施設を利用する可能性が低く、利用価値よりも非利用価値を重視していることが考えられる。本分析からはこのように、環境の価値は利用価値と非利用価値で性質が大きく異なり、利用価値の受益者は利用者に限定されるため地域限定的に、非利用価値の受益者は広範囲に存在することが示された。生態系サービスの経済価値評価においてはこのような個人差を適切に考慮し、選好の多様性を考慮する必要があると言える。

全国の生物多様性保全政策に関する選択実験からも同様に、回答者の属性に応じて効用パラメータは大きく異なることが示され、生物多様性保全には選好の多様性を考慮することが重要であることが判明した。ここではさらに、選好の多様性を考慮したランダムパラメータ・ロジットモデルの推定結果を基に、仮想的な 3 種類の政策評価を実施した。いずれの政策も絶滅危惧種は現状より改善されるが、政策 1 は保護林および湿地保全、政策 2 は環境保全型農業を重視したものであり、政策 3 は全体バランスを重視したものである。

この集計価値においては、保護林および湿地保全を重視した政策 1 が 2,340 億円と最大値を示した。この評価額を生物多様性保全政策の費用と比較することで、経済的効率性の高い保全策のあり方を検討することが可能となる。

また、沖縄県やんばる地域における絶滅危惧種の経済価値評価からは、価森林の保護面積を 1 平方キロメートル増加させることの限界支払意思額は 1 世帯当たり年額 2.9 円、ヤンバルクイナ羽数を 1 羽増加させることの限界支払意思額は 1.0 円、ヤンバルテナゴガネの絶滅回避のための特別保護については 2,423 円と示された。この結果から、仮に、森林を全て保護地域に指定し、ヤンバルクイナを発見当時の羽数まで増加させ、ヤンバルテナゴガネを確実に絶滅から回避させるための対策を実施するというシナリオを想定した場合の WTP は 1 世帯当たり年額 3,980 円と推計される。保護地域を拡大し、絶滅危惧種を保護するという取り組みに対する WTP を尋ねる方法として CVM も有効であるが、選択実験の場合、各政策手段・対象ごとに便益評価額が得られるため、費用便益分析を実施する際には有効な方法であると考えられる。

このような生態系サービスの経済価値評価と併せて、生態系サービスに対する支払意思と幸福度との関係性や、係る時間的・空間的な割引率に関する考察も実施した。支払意思と主観的幸福度との関係性に係る分析からは、ダム開発による生態系破壊、水源林の破壊、水質汚染、地球温暖化による農業被害、湿地における生物多様性喪失などの環境破壊や汚染について、支払意思が高い人ほど幸福感を感じているという示唆が得られた。また、その環境汚染が近い将来から遠い未来のいつ起ころうとも、支払意思は幸福感と関係性が深いが見出された。同様に、近い将来についての支払意思が幸福感と関係性が深い可能性があることが見出された。同様に、自分の居住地域に近いほど、支払意思は幸福感と関係が深いということが言え、総じて、環境に対する保護の意識を高く保つことは、高い幸福度と関係する可能性を有することが考えられる。生態系サービスに対する時間的・空間的な割引率に関する分析結果からも、同様の点が明らかにされ、近い未来では割引率が大きい、遠い未来では割引率が小さく、また、上記のような環境破壊につき、身近な地域で起こる場合に、より支払確率が高いことが示された。

人々の支払意思からのみではなく、生産性という観点からも生態系サービスの経済価値を考察した。この分析結果からは、バイオマスの増加率が 1 パーセント上昇すると GDP 成長率がおよそ 0.045 パーセント上昇することが示された。また、森林面積と農地面積のトレードオフを想定したシナリオ分析からは、森林や生物多様性の GDP に対する影響は、各国の状況に応じて正にも負にもなることがわかり、これより、単純にどちらか一方の増大のみを目指すのではなく、森林と農地の最適なバランスを模索することが GDP の増加に対して重要であることが示唆された。

このような生態系サービスによる経済的便益が実際に得られるものと仮定し、現実の生態系復元費用を考慮して、その費用便益率を反映させたポートフォリオ分析も実施した。その分析結果からは、国際的な公的機関や環境団体が、社会経済的便益や経済効率性を認

識した上で、生態系復元への投資配分を決定する際には、プロジェクト・ポートフォリオの視点を反映させることで、生態系復元への投資効率をある側面において改善できることが示された。また、生態系関連の資金配分については、従来から生態学的重要性に基づく判断基準が主張されてきたが、費用便益率や予算超過可能性などの社会経済的な視点からの投資判断基準は、社会経済のみならず生態学的な観点からの費用対効果という点からも優れたものであることが明らかにされた。これらより、生態系復元について投資を行う際には、社会経済的な便益を考慮し、プロジェクト・ポートフォリオの観点を取り入れることが重要であると言える。

7.2. PES の国内適用可能性

生態系サービスを享受している人々（受益者）に対して、その内容と規模に応じた適正な支払いにより生態系を直接的に保全する仕組みとして PES の概念が誕生した。この概念は、例えばある地域の下流側に住んでいる人々は、上流部にある森林によって水質浄化や洪水抑制などの生態系サービスを享受しているため、森林の持続的なマネジメントを行うための費用を森林所有者などに支払うという概念である。

PES はエクアドルやコスタリカなど、世界各地で既に導入されており、PES の理論と実践の経験は蓄積されつつあるが、社会情勢や環境特性、法制度などにより、対象とする生態系サービス、生態系サービスの購入者および販売者、支払い金額、モニタリング方法などは多種多様である。PES は (a) 「生態系サービス利用者が PES の資金供給を行うプログラム」、(b) 「政府が中心となり資金供給するプログラム」、(c) 「PES に類似したプログラム」の大きく 3 つに分類される。(a) の場合、主な生態系サービス購入者は企業やサービス利用者であり、生態系サービス供給者と利用者の両者が自発的に PES の契約をしている特徴がある。一方 (b) の場合は、生態系サービスの購入者は第三者である政府がほとんどで、生態系サービスの供給者は自発的に PES プログラムに参加している。

このように PES には様々な形態が存在しており、世界的な標準政策としては未だ確立されていない。そのため、我が国でこれを導入するためには、これら諸外国の制度を参照するとともに、我が国における PES に類似したプログラムを整理し、以て導入に際しての課題や問題点を明確にする必要がある。

我が国では古くから PES に類似した取組が見られる。古いものでは、1784 年に越後国頸城郡水野村と下流の 24 ヶ村の間で交わされた合意があり、上流の山林の開墾と炭焼きを中止することによる早期雪解けと土砂流出の防止に対して、24 ヶ村から代償として水野村へ 50 両の一時金および毎年米 4 石が支払われている。このような下流から上流に対する支払いは現代も実施されており、豊田市では 1994 年に豊田市水道水源保全基金を設立し、安全でおいしい水道水の供給のために、その基金を水源涵養事業や水質保全の環境整備に利用している。同様の事例は、2009 年現在、全国 44 自治体に及ぶという。

1999 年の地方税法改正により創設された森林環境税等は、日本における PES 類似制度の代表事例である。森林環境税の主たる目的は、水源涵養機能をはじめとする森林の環境面での機能に着目し、その恩恵を受ける県民から県民税という形で広く負担を求め、その税収を間伐などの森林の整備等に充てるものである。2003 年には、日本で初めての森林環境税が高知県で条例により制定され、岡山県、鳥取県などがそれに続いた。2009 年 4 月現在、30 県 1 市が同種の制度を導入している。

森林のみならず、農業の生態系サービスに対する支払いも実践されている。1998 年度には、中山間地域等直接支払制度が創設され、耕作放棄地の増加等により農業の多面的機能の低下が特に懸念されている中山間地域等において、農業政策の維持を図りつつ、農業の多面的機能を確保するために、助成金を支払うこととしている。また、宮城県大崎市や新

潟県佐渡市、兵庫県豊岡市などの自治体は独自に、渡り鳥などの絶滅危惧種の生息地・餌場となる水田所有農家に、環境保全対策等の実施を条件に環境直接支払いを実施してきた。このような制度は農林水産省により 2011 年度から拡大され、環境保全型農業直接支援対策として、地球温暖化防止や生物多様性保全に効果の高い営農活動に取り組む農業者に対する直接支援を行うこととされている。

農村のみならず、都市における PES 類似制度も散見される。国による制度として、生産緑地制度があり、市街化区域内の一定土地面積での営農が認定されると、緑地維持にかかる実質的な負担軽減を図るために、固定資産税の一般農地並み課税、相続税の納税猶予の特例などが適用されるという。これは、都市部における緑地の保全という観点から一定程度の役割を果たしているものと考えられる。また、地方自治体が主体として取り組む制度としては、例えば東京都練馬区における保護樹木制度などがある。この制度は一定以上の大きさの樹木または樹木の保護を図るもので、保護対象として指定された場合は、管理費用の助成、損害賠償保険への加入などが受けられることとされている。

国や地方自治体が生態系サービスの購入者となるタイプだけでなく、我が国には企業による実践例もある。電力会社の水力発電において、水源林の整備は重要な課題であることから、1979 年には、電力会社の寄付金と県企業局からの繰入金を基に栃木県水源林整備基金が設立され、その運用益で森林所有者が行う保育作業が助成されている。また、アサヒビールは、「森を守ることは、本業を守ること」との認識の下、「アサヒの森」として森林管理を実践している。同様の取組は、サントリーホールディングスやキリンホールディングスでも見られ、それぞれ 2003 年、2005 年から「天然水の森」、「水の恵みを守る運動」として、全国において関係工場に関連する水源林を中心に、関係自治体と連携して植林などの活動を実施している。

このように、広義に捉えれば PES とみなし得る取組を我が国では古くから多々実施しているが、これらには以下のような問題がある。まず、従来の制度は一定の費用負担という観点から構築されてきたものであり、その支払水準が生態系サービスの維持に見合うものであるかどうかの検証はまだ十分行われていないため、これらの制度が本当に持続的な生態系サービス利用を実現させるかということについては疑問が残る。逆説的に言えば、支払水準が低いならば、本来の効果は期待できないということである。その意味で、その価格設定においては、まず目標とする生態系サービスの利用状況を設定した上で、国民の福利を勘案し、適正な値を導き出すという定量的な評価が重要となるであろう。

次に、現在の制度は、重要な生態系サービスすべてに対して支払いをしているとは限らず、また必ずしも受益者と負担者が一致しているとは言えないという問題がある。森林による CO₂ の吸収機能については、受益者は県民には限られないが、これらの制度ではその負担を県民に限らざるを得ない。

さらに、これまで PES 類似制度を導入・推進してきたのは地方公共団体であり、中央政府が率先してきたものは、農業分野を中心としたものが多い。国レベルでの広汎な生態

系を対象とした PES の政策的位置付けや、その導入に際しての基本的な考え方は確立されていないと言える。また、森林環境税の事例を除き、多くの PES 類似制度の支払いは補助金の形態である。将来的に厳しい財政状況に鑑みれば、この形態のままでは安定的な支払い制度の確立は難しいことが懸念される。

このような既存の制度の問題点を踏まえ、我が国における PES 制度設計に向けた課題を挙げるならば、まず、国民がどのような生態系サービスにどれほど負担し、それにより政府がどのようなサービスを提供するかという、一国の社会経済システムの根幹的な問題を解明する必要がある。この政策の基本的な意味や全体政策における位置付けなどについて、国民全体が理解する必要がある。日本で国家レベルの PES 制度を導入するとすれば、自治体の森林環境税をもとに森の水源涵養機能に対する支払を設計できると考えられるが、実際の森林の利用状況の設定、水供給サービスの価値評価や、支払による森林生態系の維持・改善効果のモニタリング等の役割を担う、専任の運営機関が必要となる。この機関は分野横断的な権限を要するため省庁間の協働もとの設立が必要となり、現時点では自治体レベルの制度設計及び試行が効率的であると考えられる。また、生態系サービスの享受は地域特性が強いため、制度設計にはケースバイケースの検証が必要となる。そのため、地域に密着し地元のニーズを把握している自治体による仲介が不可欠となることが考えられる。これを踏まえ、既存の制度を PES として位置付けるか、それらを改善するか、あるいは新たな制度を創設するかなどの判断をすべきである。

また、生態系サービスはその性質に応じて、必ずしも市場化に馴染むものではないことから、すべての生態系サービスについて PES のような仕組みを作ることは必ずしも現実的ではない。それぞれの生態系サービス毎に、どのような費用負担の仕組みを作るべきかについては、公平性、効率性、行政負担などの観点から総合的に判断する必要がある。加えて、PES 制度はそれのみで生態系サービスの水準を維持・改善できるというものではないため、自然資本の維持・改善という大きな政策目標の中で、既存のゾーニング規制や開発等に際してのノーネットロス制度の創設等と併せて運用することが必要である。

7.3. REDD+の理論と実践

森林減少・劣化など土地利用変化に伴う CO₂ 排出量は、すべての人為的な排出量の約 20 パーセントにも相当するとされ、その取り扱いが世界的に注目されている。Stern (2007) によると、森林の減少・劣化を抑止する活動やその対処策を採ることは、他の気候変動対策と比較して、「非常に費用対効果の高い排出削減方法」とされている。このような背景の下、UNFCCC において「REDD プラス (+)」という新たな緩和策が検討されている。REDD+の基本的な考え方は、開発途上国で起こる森林減少や森林劣化を抑制する活動を採ることで、森林からの炭素排出量を抑制、または森林保全策を採ることで、炭素蓄積量を維持・増加させる地域住民など土地利用者に対して、経済的なインセンティブを与えるものである。REDD+の目的は CO₂ の排出削減であるが、その対象となる森林には炭素蓄積の機能だけではなく、水源涵養・生物多様性の保全・木材生産や地域住民への森林産物の提供などの様々な機能があるため、生物多様性保全や地域住民の生計向上など副次的な便益 (コ・ベネフィット) を得ることが期待されている。

REDD+は、森林の炭素蓄積量の変化を伴う活動を実施し、且つその評価を行うものであるため、従来の森林管理の事業・活動とは全く異なる技術の適用や新たな制度の構築とその実施能力が必要となる。このため、開発途上国において REDD+を実施するには、準備活動にかかる費用から、森林減少・劣化抑止策など実際の事業活動とその評価にかかる費用、そして森林減少・劣化抑止策による補償費用まで、莫大な費用が必要となる。このため、準備や実施に係る資金を如何に調達するかは大きな課題である。

REDD+では現在、基金方式、市場方式、ハイブリット方式の 3 つの資金調達方式が検討されている。基金方式は、先進国や国際社会が設置した基金を開発途上国に提供し、その資金を基に REDD+事業を行うものであり、事業の準備段階において開発途上国が資金を利用できる利点がある反面、炭素排出権取引としての位置付けは低くなり、先進国や国際社会側からの長期的な資金提供は困難になる。一方で市場方式は、排出削減した CO₂ をクレジット化して炭素市場で取引し、資金を先進国の政府・企業等から集めるものであり、資金調達面で優れるが、その一方で REDD+事業が市場優先に走ると、森林への関心が炭素蓄積のみに集中し、生物多様性保全や地域住民の生計確保など森林の持つ多様な機能が軽視される可能性があり、結果的に森林が持続的に管理されない可能性や地域住民の生計に負の影響を与えるリスクが懸念される。とりわけ、森林ガバナンスが脆弱だとされる国や REDD+の実施体制が十分でない国での市場の資金導入は、REDD+事業を効果的かつ公正に実施することが困難だと予想される。ハイブリット方式は、この両者を組み合わせたもので、事業初期段階で基金方式を取り入れた後、事業実施段階で多額の資金を獲得できる市場方式を利用するというものであり、最近の議論では最も好ましいものと考えられている。REDD+の先駆的な取組は、国際機関からの資金提供による基金方式や二国間・多国間プログラムによる基金方式、先進国の NGO・企業等の支援による市場方式など、既にいくつか見られる。現存する資金調達方式は、基金方式と自主的な市場方式であ

るが、いずれも将来はコンプライアンスのある市場方式を視野に入れているものが多いと見られる。

この REDD+ による炭素クレジットについて、その価格に関する定量的分析からは、文献値に基づき、その値を二酸化炭素 1 トンあたり 4 ドルと設定した場合には、社会厚生水準が減少するという結果が示された。これは、インドネシアにおいて CO₂ 排出削減目標を達成するという目標の下、森林伐採に関するシナリオを設定した CGE モデルによる分析結果であり、その理由は林業部門および林業部門の製品（木材）を主要中間投入財とする木材加工業部門の生産が大幅に減少するためであると考えられる。本分析より、社会厚生水準が減少しないために必要となる REDD+ クレジット価格を算出したところ、二酸化炭素 1 トンあたり約 4.4 ドルに設定する必要があるという結果も得られた。インドネシアは、REDD+ を重要な森林政策・気候変動対策として位置付けており、現地レベルでの炭素測定・報告・検証・モニタリングや森林管理体制等の確立のための活動や、自主的炭素認証システムを通じた炭素の市場取引実施を前提とした事業など、先駆的な取組みを実施している国である。ここでの炭素クレジットの取引は、今後の REDD+ の発展に大きな影響を及ぼすことが予期されるため、その適正な価格付けについてさらなる研究を進める必要があるであろう。

炭素クレジットを扱う市場方式の下、REDD+ に投入される資金規模を考えるならば、従来の森林保全策と比較して、森林など自然環境やその周辺に与える影響は桁違いに大きくなる。事業が順調に運ばば、生態系の維持や住民の生計に大きく貢献できるが、失敗した場合には森林管理や地元社会に大きな負の影響を与える可能性があるため、事業の実施やそのプロセスの展開は慎重におこなわなければならない。事業の有効性と公正性の確保は必須であり、このための基盤作りが十分に出来るよう、準備活動に費用をかけることが重要であろう。

7.4. 生物多様性オフセット・バンキングメカニズムの制度設計

生物多様性オフセットは、開発事業などで多様な生物が生息している環境などを破壊した場合に、近隣地などの異なる場所で、可能な限り破壊された生息地と同等の機能や質を持つ環境を人工的に創出等することにより、その影響をオフセット（代償）する行為である（BBOP, 2009）。ただし、生物多様性オフセットで対象とする影響は、生物の生息域や生態系の機能だけに限らず、人々が利用することによる価値や文化的な価値なども含める場合があり、生物多様性オフセットを通じて、これらの影響を相殺して少なくとも「ノーネットロス」を達成し、可能であればプラスの効果とする「ネットゲイン」を達成することとしている。生物多様性オフセットは、環境影響の回避および最小化を検討した後、最後の手段のとして行われるものとされており、この階層構造を十分理解して実践することが極めて重要である。

生物多様性オフセットは、米国、オーストラリア、ドイツなど世界各地ですでに国内で制度化されており、生物多様性オフセットを実施する方法として、開発事業者自身によるオフセットの実施、政府や NGO などが管理する基金への費用支払い（In-Lieu-Fee ミティゲーション）、土地所有者やバンクスポンサーからのクレジットの購入（生物多様性オフセット・バンキングシステム）などがある。しかしながら、生物多様性オフセットを事業者自らが実施する場合には、生物多様性の復元・創出などの失敗リスクや費用増大、開発による環境の損失とオフセットの時間差などが問題となる。このような背景の下、消失する湿地に対するオフセットを簡易的に行うために、米国では湿地ミティゲーションバンキングの概念が生まれたとされ、近年ではこのようなバンキングの利用が最も好ましいオフセット方法であるとされている。なお、生物多様性オフセット・バンキングシステムとは、開発事業者自身または土地所有者などの第三者が、自分の土地などで予め生物多様性を復元・創出した際に、これをクレジットとして貯蓄し、自らが行う開発行為のオフセットの用途として利用するか、またはオフセットの必要な開発事業者などに販売するシステムである。

米国の生物多様性オフセット・バンキングシステムには、ミティゲーション・バンキングとコンサーベーション・バンキングの2つがあり、前者は保全対象が湿地と河川で、湿地の生態系の機能も評価対象とされていることに対し、後者は絶滅危惧種とその生息地への影響のオフセットを対象としている点が異なる。カリフォルニア州などでは、双方のバンキングシステムを活用することで生物多様性および生態系機能の両面からの保全を目指すとともに、生物多様性オフセット・バンキングシステムの利用を積極的に進めていると言える。また、In-Lieu-Fee ミティゲーションは、あまり積極的に導入されていない状況にあり、その理由として、異種やオフサイトでのオフセットとなる可能性が高いこと、クレジットの販売額や代償割合の決定方法が不明瞭であること、永続的なサイト管理に課題があること、サービスエリアの設定方法に問題があることなどが挙げられている。このような理由から、In-Lieu-Fee ミティゲーションは、現時点ではミティゲーション・バンキン

グが利用できない場合の補完的な役割を担うものであると考えられる。

オーストラリアでは、土地所有者(オフセットサイト所有者)、開発者・開発許可保有者、政府の3者が生物多様性オフセットの関係者となり、オフセットサイトの土地所有者による管理や保護を行うための基金は、通常開発者等により賄われる。一方で、政府は生物多様性オフセットのルールを定めた法律の整備という規制者の役割を有する。オーストラリアには、バイオバンキングとブッシュブローカーという2つの先駆的なバンキング・システムが存在する。前者は土地所有者にとって持続的な収入システムやオフセットに関するオプションが多く、また管理活動が永久に実施されるなどの特徴を有しており、市場の仕組みが重視されていると推察される。一方で後者には、非公開なレジストリ、管理費用のための短期間の資金供給、長期的な管理を目指していない仕組みなどの特徴が挙げられるが、その反面、単位の統一や政府の仲介、10年間という期間限定により、開発者の費用負担減という優れた面もある。

以上のように本研究で対象とした米国とオーストラリアの経験から得られる知見として、生物多様性オフセット・バンキングシステムにおいて最も重要な点は、開発等の用途でバンクサイトの土地改変がなされないように法的に永久的もしくは長期的に保護すること、そして基金等を用いて当該保護区の管理費用を長期的に支給し続ける仕組みを構築することと考えられる。

米国などの生物多様性オフセット・バンキングシステムを我が国へ直接適用するのが困難な理由として、土地所有形態が小面積ごとの細分割で複雑なことと、地価が高いことなどが指摘されている。このため、米国のように民間企業が大面積の土地を購入し、大規模化により費用を下げる方法は、我が国では困難と考えられる。一方、オーストラリア・ヴィクトリア州のブッシュブローカーのように個人小規模土地所有者を中心とし、自らの土地をバンクサイトにする制度設計や、米国のように未活用の土地(例えば耕作放棄地など)を他人が利用する権利(地役権)を活用して生物多様性を創出するなどの方法は、我が国への応用の観点から多くの示唆を与える仕組みである。ただし、小規模な保護区が散在しても生物多様性保全の効果は低くなるため、広域計画レベルでのバンクサイトの誘導や周囲の保護区との連携の強さをクレジット数に反映させるなどの工夫が重要と考えられる。永久的／長期的な管理費用のための基金に関しては、開発者もしくはバンクスポンサーが負担する場合のいずれにおいても初期投資としては大きなものとなる。この対策として、米国・オーストラリアともバンク設立を行う主体の負担を小さくするシステムを導入している。例えば、米国ではIDなどがあり、一方、オーストラリアでは種や生態系評価の基礎情報となるデータベースを活用した体系的・画一的な評価手法の構築やマニュアルの整備、EOIやマッチング手法の導入は、情報やノウハウを持たない小規模土地所有者にとって、バンキングへの参入コストやリスクを低減させるための政策支援ツールであり、それと同時にシステムの効率的な運用においても有効である。我が国のように、新規大規模の開発事業が減少しつつあり、クレジットの需要を見出しづらい状況下では、EOIによる早

期の需要と供給のマッチングは有効なツールのひとつと考えられる。この点は本研究における経済実験においても示されているところであり、環境価値の違う二地域間において生物多様性オフセット・バンキングを実施する際には、仲介者の役割を果たす環境トレーダーを介在させることで、オフセット制度を有効かつ経済効率的に行うことができることが明らかにされている。一方で、管理費用を低減させる方法として、例えばブッシュブローカーのように管理活動を行う契約を 10 年間で終了させるなどの設定も考えられるが、我が国で注目されている里山生態系のように人間の手を入れることで保たれる生態系については、長期的な管理の確保が重要な要素であることは留意すべき点である。

7.5. 総括と今後の展望

本研究では、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として、PES や REDD、生物多様性オフセットなどを念頭に、生態系サービスの経済価値評価を初めとして種々の定量的分析や、また定性的な政策分析を実施した。その成果は上述されたところであり、また政策オプションとしての PES や REDD、生物多様性オフセットなどに関する課題や提言などは、本章の結論において包括的にまとめられたところである。

愛知目標を採択した CBD-COP10 以降、生物多様性に対する一般の関心はさらなる高まりを見せており、その経済価値に関する興味も引き続き強い。それは、本研究成果を発表したシンポジウムにおいて、多くの方々に参加いただいた事実からも明らかである。このシンポジウムの特徴的は、企業からの参加が大半を占めたことであり、これより生態系サービスの経済価値に対する企業の関心の高さが伺えたと言える。本研究で分析の対象とした PES や REDD、生物多様性オフセットなどは、いずれも企業の積極的な参加が強く望まれる取組であり、企業との対話を踏まえて政策立案や制度設計を実施することが今後益々重要となると考えられる。

併せて、CBD-COP10 や生物多様性と生態系サービスの経済学に関するワークショップにおいて実践したように、海外の有識者とのネットワーク構築をより一層推進する必要がある。近年では生態系サービスを定量化するようなモデルも開発されており、この分野においては欧米諸国が先進的であることは疑いようのない事実である。我が国も、世界銀行が主導する生態系資本アカウンティングに関するグローバルパートナーシップなどを活用して諸外国との連携を強め、海外の先進的な事例を国内において適用するとともに、我が国から生態系サービスの持続的利用を促すためのメカニズムを発信することが望まれる。

III. 添付資料

1. 参考文献

以下、各章・各項毎に参考文献を記載する。

1.1. 生態系サービスとは

巖佐庸・松本忠夫・菊沢喜八郎・日本生態学会編（2003）『生態学辞典』共立出版株式会社。

Ehrlich, P.R. and Ehrlich, A.H. (1981) *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, New York: Random House.

Elmqvist, T., Folke, C., Nystrom, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. and Norberg, J. (2003) 'Response diversity, ecosystem change, and resilience', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 488–494.

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005a) *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*, Washington, D.C.: Island Press.

—— (2005b) *Ecosystems and Human Well-Being, Volume 1: Current State and Trend*, Washington, DC: Island Press.

Tilman D., Polasky, S. and Lehman, C. (2005) 'Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature', *Journal of Environmental Economics and Management*, 49: 405–426.

1.2. 生態系サービスの非持続的利用

Bartolome, J. and Vega, I. (2002) *Mining in Donana: Learned Lessons*, Madrid: WWF Spain.

Goldschmidt, T., Witte, F. and Wanink, J. (1993) 'Cascading effects of the introduced Nile Perch on the detritivorous/phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria', *Conservation Biology*, 7 (3): 686–700.

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005a) *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*, Washington, D.C.: Island Press.

Pidwirny M. (1999) 'Geography 210: introduction to environmental issues', cited at the *Vital Water Graphics* prepared by UNEP.

<http://www.unep.org/dewa/vitalwater/article115.html> (Accessed: 10 December 2010)

Sekhar, N.U. (2004) 'Fisheries in Chilika lake: how community access and control impacts their management', *Journal of Environmental Management*, 73: 257–266.

UNEP/GRID-Arendal (2007) *Extent of deforestation in Borneo 1950-2005, and projection towards 2020*, UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library.

<http://maps.grida.no/go/graphic/extent-of-deforestation-in-borneo-1950-2005-and-projection-towards-2020> (Accessed: 2 December 2010)

UNEP/GRID-Arendal (2009) *The disappearance of the Aral Sea*, UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library.

<http://maps.grida.no/go/graphic/the-disappearance-of-the-aral-sea> (Accessed: 22 April 2011)

WHO (2007) *Combating waterborne disease at the household level*.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/combating_diseasepart1lowres.pdf (Accessed: 10 December 2010)

1.3. 生態系サービスの経済価値

Pearce, D. and Moran, D. (1994) *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan.

1.4. 生態系サービスの持続的利用のための政策

森田玉雪・馬奈木俊介 (2010) 「水産エコラベリングの発展可能性—ウェブ調査による需要分析」 寶多康弘・馬奈木俊介編『資源経済学への招待—ケーススタディとしての水産業』ミネルヴァ書房.

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005a) *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*, Washington, D.C.: Island Press.

Wakamatsu, H., Uchida, H., Roheim, C. A., Anderson C. M. and Managi, S. (2010) *Consumer Preferences for Ecolabeled Seafood in Japan: Influence of Information on Preferences*, presented at the XVth biennial conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade, Montpellier, France, July, 2010.

Managi, S. Yamamoto, Y., Iwamoto, H. and Masuda, K. (2008) 'Valuing the influence of underlying attitudes and the demand for organic milk in Japan', *Agricultural Economics*, 39 (3): 339–348.

UNEP/WCMC (2009) *World Database on Protected Areas (WDPA): January 2009*, Cambridge, UK: UNEP-WCMC.

http://www.wdpa.org/resources/statistics/2009MDG_Growth_Chart.gif (Accessed: 21 April 2011)

1.5. 名古屋議定書の締結と生態系サービスの将来

外務省 (2010) 『戦略計画 2011-2020 (愛知目標)』.

http://www.mofa.go.jp/mofaj/press/pr/wakaru/topics/vol66/pdfs/66_aichi.pdf

(2010/12/10)

2.1. アジアにおける持続的な生態系サービス利用の政策影響評価

地球・人間環境フォーラム (2008) 『違法伐採による環境影響調査業務』環境省請負業務報告書：地球・人間環境フォーラム。

鷲田豊明 (1999) 「環境経済グローバルモデルによる生態系評価を含むシミュレーション分析」『国民経済雑誌』179 (5): 43–60.

Ahammad, H. and Mi, R. (2005) *Land Use Change Modeling in GTEM: Accounting for Forest Sinks*, ABARE Conference Paper 05.13.

Armington, P.S. (1969) 'A theory of demand for products distinguished by place of production', *IMF Staff Papers*, 16:159–176.

Becker, G.S. (1965) 'A theory of the allocation of time', *Economic Journal*, 75 (299): 493–517.

BAPPENAS (2009) *Indonesia Climate Change Sectoral Roadmap: Synthesis Report*, BAPPENAS, Republic of Indonesia.

Chopra, K. and Kumar, P. (2004) 'Forest biodiversity and timber extraction: an analysis of the interaction of market and non-market mechanisms', *Ecological Economics*, 49: 135–148.

Dagang, A.A., Richter, F., Hahn-Schilling, B. and Manggil, P. (2001) *Financial and Economic Analyses of Conventional and Reduced Impact Harvesting Systems in Sarawak*, paper read at International Conference Proceedings on Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management, 26 February to 1 March 2001, at Kuching Sarawak, Malaysia.

Engel, S. and Palmer, C. (2008) 'Payments for environmental services as an alternative to logging under weak property rights: the case of Indonesia', *Ecological Economics*, 65: 799–809.

Forest Watch Indonesia and Global Forest Watch (2002) *The State of the Forest: Indonesia*. Washington DC: Global Forest Watch.

Goodland, R.J.A., Asibey, E.O.A., Post, J.C. and Dyson, M.B. (1991) 'Tropical moist forest management: the urgency of transition to sustainability', I R. Costanza (ed.) *Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability*, New York: Columbia University Press.

Hamilton, C. (1997) 'The sustainability of logging in Indonesia's tropical forests: A dynamic input-output analysis', *Ecological Economics*, 21: 183–195.

Indonesia Forest Climate Alliance (IFCA) (2008) *Reducing Emissions From Deforestation and Forest Degradation in Indonesia: REDD Methodology and*

Strategies Summary for Policy Makers, IFCA.

- Keith, H., Mackey, B.G. and Lindenmayer, D.B. (2009) 'Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests', *PNAS* 106 (28): 11635–11640.
- Kojima, S. (2007) *Sustainable Development in Water-stressed Developing Countries: A Quantitative Policy Analysis*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Malavasi, E.O. and Kellenberg, J. (2002) *Program of Payments for Ecological Services in Costa Rica*, presented at Building Assets for People and Nature: International Expert Meeting on Forest Landscape Restoration, Heredia, Costa Rica, 27 February to 2 March 2002.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, DC: Island Press.
- Ministry of Forestry (2008) *Forestry Statistics of Indonesia 2007*, Ministry of Forestry, Republic of Indonesia.
- (2010) *NAMAs and MRV Manner*, Ministry of Environment, Republic of Indonesia.
- Nordhaus, W.D. (1993) 'Rolling the "DICE": an optimal transition path for controlling greenhouse gases', *Resource and Energy Economics*, 15: 28–50.
- Sohngen, B. and Mendelsohn, R. (2003) 'An optimal control model of forest carbon sequestration', *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (2): 448–457.
- Tjondronegoro, S.M.P. (2003) *Land Policies in Indonesia*.
- van Beukering, P.J.H., Cesar, H.S.J. and Janssen, M.A. (2003) 'Economic valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia', *Ecological Economics*, 44: 43–62.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987) *Our Common Future*, Oxford: Oxford University Press.

2.2. 生物多様性オフセットに係る経済実験

—新たな生物多様性オフセット制度の提案：経済実験による有効性の実証—

- 大西学・馬奈木俊介 (2010) 「ITQの実証—ニュージーランドにおける実証分析—」 寶多康弘 馬奈木俊介編『資源経済学への招待—ケーススタディとしての水産業』ミネルヴァ書房；1310–161 項.
- 林希一郎 (2010) 林希一郎編著『生物多様性—生態系と経済の基礎知識』中央法規.
- 吉田謙太郎 (2010) 「生物多様性の経済評価と生態系サービスへの支払い」『環境情報科学』310 (3): 27–32.
- Cason, T.N. and Gangadharan, L. (2006) 'Emissions variability in tradable permit

- markets with imperfect enforcement and baking', *Journal of Economic Behavior and Organization*, 61: 191–216.
- Fishbacher, U. (1999) *z-tree – Zurich Toolbox for Readymade Economic Experiments*, Working paper No. 21, Institute for Empirical Research in Economics, University of Zurich.
- Godby, R.W. (1997) 'Emissions trading with shares and coupons when control over discharges is uncertain', *Journal of Environmental Economics and Management*, 232: 359–381.
- Godby, R.W. (2000) 'Market power and emissions trading: theory and laboratory results', *Pacific Economic Review*, 5: 349–363.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, Washington, DC: Island Press.
- Higashida, K., Tanaka, K. and Managi, S. (2011) *Evolutional Mechanism of Biodiversity Offset: Proposition Based on Evaluation by Experiment Approach*. Discussion paper.
- Kassar, I. and Lasserre, P. (2004) 'Spices preservation and biodiversity value: a real options approach', *Journal of Environmental Economics and Management* 48: 857–879.
- Ledyard, J.O., and Szakaly-Moore, K. (1994) 'Designing organizations for trading pollution rights', *Journal of Economic Behavior and Organization*, 25: 167–196.
- OECD (2002) 『環境保護と排出権取引 OECD 諸国における国内排出権取引の現状と展望』技術経済研究所.
- Smith, V.L. (1962) 'An experimental study of competitive market behavior', *Journal of Political Economics*, 70: 111-137.
- Tanaka, K., Higashida, K. and Managi, S. (2010) 'Efficiency of individual transferable quotas (ITQs) when fishers are able to choose vessel sizes: an experimental approach', *Kwansei Gakuin University discussion paper series*, No.57.
- Wråke, M., Myers, E., Burtraw, D., Mandell, S. and Holt, C. (2010) 'Opportunity cost for free allocations of emissions permits: an experimental analysis', *Environmental and Resource Economics*, 46 (3): 331–336.

2.3. 幸福度と環境保護への支払意思の関係性

- 倉増啓・鶴見哲也・馬奈木俊介 (2009) 「主観的幸福度指標と環境水準の関係性」『環境科学会誌』 22 (5): 362-369.
- 倉増啓・鶴見哲也・馬奈木俊介・林希一郎 (2010) 「主観的幸福度指標と環境汚染～国内でのサーベイデータを用いた計量分析～」『環境科学会誌』 23 (5): 401-409.

- 栗山浩一・馬奈木俊介著 (2008) 『環境経済学をつかむ』 有斐閣.
- 筒井義郎・大竹文雄・池田新介 (2009) 「なぜあなたは不幸なのか」『大阪大学経済学』 58 (4): 20-57.
- 筒井義郎 (2009) 「幸福の経済学は福音をもたらすか?」『行動経済学』 2 (2).
- 山根智沙子・山根承子・筒井義郎 (2008) 「幸福度で測った地域間格差」『行動経済学』 1 (1).
- Frey, B.S. and Stutzer, A. (2001) *Happiness and Economics: How the Economy and Institutions Affect Well-Being*, Princeton: Princeton University Press.
- Peiro, A. (2006) 'Happiness, satisfaction and socio-economic condition: some international evidence', *The Journal of Socio-Economics*, 35: 348-365.
- Tella, R.D., MacCulloch, R.J. and Oswald, A.J. (2001) 'Preferences over inflation and unemployment: evidence from surveys of happiness', *The American Economic Review*, 91 (1): 335-341.
- Welsch, H. (2002) 'Preferences over prosperity and pollution: environmental valuation based on happiness surveys', *Kyklos*, 55 (4): 473-494.
- (2006) 'Environment and happiness: valuation of air pollution using life satisfaction data', *Ecological Economics*, 58: 801-813.
- (2007) 'Environmental welfare analysis: a life satisfaction approach', *Ecological Economics*, 62: 544-551.

2.4. 生物多様性保護に対する支払意思の時間的割引率

- 栗山浩一・馬奈木俊介著 (2008) 『環境経済学をつかむ』 有斐閣.
- Alberini, A. and Chiabai, A. (2008) 'Discount rates in risk versus money and money versus money tradeoffs', *Risk Analysis*, 27 (2): 483-498.
- Cline, W.R. (1992) *The Economics of Global Warming*, Washington, DC: Institute for International Economics.
- Dasgupta, P. (2007) 'Comments on the Stern review's economics of climate change', *National Institute Economic Review*, 199: 4-7.
- Frederick, S., Loewenstein G. and O'Donoghue, T. (2002) 'Time discounting and time preference: a critical review', *Journal of Economic Literature*, Vol. XL: 351-401.
- Nordhaus, W.D. (1992) 'An optimal transition path for controlling greenhouse gases', *Science*, 258: 1315-1319.
- (2007) 'A review of the Stern review on the economics of climate change', *Journal of Economic Literature*, 45 (3): 686-702.
- Stern, N. (2007) *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Weitzman, M.L. (1998) 'Why the far distant future should be discounted at its lowest

possible rate', *Journal of Environmental Economics and Management*, 36: 201–208.
—— (2007) 'A review of the Stern review on the economics of climate change', *Journal of Economic Literature*, 45 (3): 703–724.

2.5. 生態系と生物多様性の生産性分析

北村行伸 (2005) 『パネルデータ分析』岩波書店.

筒井淳也・平井裕久・秋吉美都・水落正明・坂本和靖・福田亘孝 (2007) 『Stata で計量経済学入門』ミネルヴァ書房.

山本拓 (1992) 「時系列分析とその経済分析への応用」大蔵省財政金融研究所編『フィナンシャル・レビュー』6月.

Arrhenius, O. (1921) 'Species and area', *Journal of Ecology*, 9 (1): 96–99.

Baltagi, B.H. (2001) *Econometric Analysis of Panel Data*, UK: John Wiley and Sons.

Blundell, R. and Bond, S. (1998) 'Initial conditions and moment restrictions in dynamic panel data models', *Journal of Econometrics*, 87 (1): 116–143.

Cardinale, B.J., Ives, A.R. and Inchausti, P. (2004) 'Effects of species diversity on the primary productivity of ecosystems: extending our spatial and temporal scale of inference', *Oikos*, 104 (3), 436–450.

Coleman, B.D., Mares, M.A., Willig, M.R. and Hsieh, Y.H. (1982) 'Randomness, area, and species richness', *Ecology*, 63 (4): 1121–1133.

Di Falco, S. and Chavas, J.P. (2008) 'Rainfall shocks, resilience, and the effects of crop biodiversity on agroecosystem productivity', *Land Economics*, 84 (1): 83–96.

Extended Penn World Table 3.0. URL: <http://homepage.newschool.edu/~foleyd/epwt/> (Accessed: 21 May 2010)

FAOSTAT. URL: <http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor> (Accessed: 25 May 2010)

Food and Agriculture Organization (FAO) (2001) *Global Forest Resources Assessment 2000*, FAO Forestry Paper 140.

Gaston, K. J. (2000) 'Global patterns in biodiversity', *Nature* 405: 220–227.

McGuinness, K.A. (1984) 'Equations and explanations in the study of species-area curves', *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 59 (3): 423–440.

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005a). *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*, Washington, DC: Island Press.

—— (2005b) *Ecosystems and Human Well-Being, Volume 1: Current State and Trend*, Washington, DC: Island Press.

Richmond, A., Kaufmann, R.K. and Myneni, R.B. (2007) 'Valuing ecosystem services: A shadow price for net primary production', *Ecological Economics*, 64 (2): 454–462.

- TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Ecological and Economic Foundations*, edited by P. Kumar, London: Earthscan.
- Tilman D., Polasky, S. and Lehman, C. (2005) ‘Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature’, *Journal of Environmental Economics and Management*, 49: 406–426.
- Turner, J.R.G., Lennon, J.J. and Lawrenson, J.A. (1988) ‘British bird species distributions and the energy theory’, *Nature*, 335: 539–541.
- Tyndall Centre for Climate Change Research. URL:
http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/cty/obs/TYN_CY_1_1.html (Accessed: 1 Jun 2010)
- World Development Indicators.
<http://data.worldbank.org/indicator/EG.USE.COMM.KT.OE> (Accessed: 22 May 2010)
- World Resource Institute (WRI) (1997) *The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*, World Resource Institute.
- World Wildlife Fund (WWF) (2008) *Zero Net Deforestation by 2020 - A WWF Briefing Paper* -. Available at
http://assets.panda.org/downloads/wwf_2020_zero_net_deforest_brief.pdf
- Wright, D.H. (1983) ‘Species-energy theory: an extension of species-area theory’, *Oikos*, 41: 496–506.

2.6. グローバルな生態系復元に関するプロジェクト・ポートフォリオ分析

- Beisner, B.E., Haydon, D.T., Cuddington, K. (2003) ‘Alternative stable states in ecology’, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 376–382.
- Chan-Lau, J.A. (2010) ‘Fat tails and their (un)happy endings: Correlation bias and its implications for systemic risk and prudential regulation’, *IMF Working Paper*, WP/11/82, IMF.
- Chape, S., Spalding, M. and Jenkins, M.D. (2008) *The World's Protected Areas*, prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre, University of California Press, Berkeley, USA.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997) ‘The value of the world’s ecosystem services and natural capital’, *Nature*, 387: 253–260.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. and Roberts, C. (2005) : Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection, *Ecology Letters*, No.8, pp.23-29
- James, A., Gaston, K.J. and Balmford, A. (2001) ‘Can we afford to conserve

- biodiversity?', *BioScience*, 51 (1): 43–52.
- Matheson, D. and Matheson, J. (1998) *The Smart Organization: Creating Value through Strategic R&D*, Boston, MA: Harvard Business School Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Washington DC: Island Press.
- Moriarty, N. (2001) 'Portfolio risk reduction: optimizing selection of resource projects by application of financial industry techniques', *Exploration Geophysics*, 32: 352–356.
- Murdoch, W.W., Polasky, S., Wilson, K.A., Possingham, H.P., Kareiva, P. and Shaw, R. (2007) 'Maximizing return on investment in conservation', *Biological Conservation*, 139: 375–388.
- Scheffer M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. and Walker, B. (2001) 'Catastrophic shifts in ecosystems', *Nature*, 413: 591–596.
- Suding K.N., Gross, K.L. and Houseman, G.R. (2004) 'Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology', *Trends in Ecology and Evolution*, 19 (1): 46–53.
- Ten Brink, P., Bassi, S., Gantioler, S., Kettunen, M., Rayment, M., Foo, V., Bräuer, I., Gerdes, H., Stupak, N., Braat, L., Markandya, A., Chiabai, A., Nunes, P., ten Brink, B. and van Oorschot, M. (2009) *Further Developing Assumptions on Monetary Valuation of Biodiversity Cost Of Policy Inaction (COPI)*, Institute for European Environmental Policy (IEEP).
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2008) *Interim Report*, TEEB.
- (2009) *TEEB Climate Issues Update*, TEEB
- Underwood E.C., Shaw M.R., Wilson K.A., Kareiva P., Klausmeyer K.R., McBride, M.F., Bode, M., Morrison, S.A., Hoekstra, J.M. and Possingham, H.P. (2008) 'Protecting biodiversity when money matters: maximizing return on investment', *PLOS ONE*, 3 (1): e1515.
- Yoe, C., in association with Planning and Management Consultants. Ltd. (2001) *Ecosystem Restoration Cost Risk Assessment*, IWR Report 02-R-1.

2.7. REDD+の資金メカニズム

- 経済産業省 (2010) 平成 22 年度「地球温暖化対策技術普及等推進事業」第 2 回公募に係る交付先の採択結果について : <http://www.meti.go.jp/information/data/c101020aj.html> (2010 年 10 月 26 日)
- 地球環境研究センター (2010) 『CDM/JI 事業調査結果データベース』 .
http://gec.jp/main.nsf/jp/Activities-Feasibility_Studies_on_Climate_Change_Mitigation_Projects_for_CDM_and_JI-DB-List1 (2010 年 10 月 10 日)

- 永田信・井上真 (1998) 「経済発展と森林資源の変動—森林資源に関する逆 U 字型仮説—」 『生物資源の利用と再生』 農山漁村文化協会, pp.20–43.
- 百村帝彦 (2009) 「生物多様性と温暖化—森林保全策としての森林認証と REDD」 林希一郎編 『生物多様性・生態系と経済の基礎知識—わかりやすい生物多様性に関わる経済・ビジネスの新しい動き』 中央法規, pp.245–268.
- 百村帝彦・横田康裕 (2010) 「REDD プラスの制度・政策」 『森林科学』 60: 19–23.
- 百村帝彦・関良基・ロペス＝カセーロ・フェデリッコ (2010) 「アジアの発展途上国における造林事業の比較研究—地域住民の権利関係の観点より—」 『林業経済』 62 (11): 1–20.
- 山岸千穂 (2010) 「地球温暖化対策をめぐる最近の動向～新たな削減メカニズムを模索する動き～」 『立法と調査』 308: 67–79.
- Brown D., Seymour, F. and Peskett, L. (2008) ‘How do we achieve REDD co-benefits and avoid doing harm?’, in A. Angelsen (ed.) *Moving Ahead with REDD Issues, Options and Implications*, Bogor, Indonesia: CIFOR, pp.107–118.
- Chokkalingam U., Smith, J. and de Jong, W. (2001) ‘A Conceptual framework for the assessment of tropical secondary forest dynamics and sustainable development potential in Asia’, *Journal of Tropical Forest Science*, 13 (4): 577–600.
- Dutschke M., Wertz-Kanounnikoff, S., Peskett, L., Luttrell, C., Streck, C. and Brown, J. (2008) ‘How do we match country needs with financing sources?’, in A. Angelsen (ed.) *Moving Ahead with REDD Issues, Options and Implications*, Bogor, Indonesia: CIFOR, pp.41–52.
- Eliasch, J. (2008) *Climate Change: Financing Global Forests (the Eliasch Review)*. London: Office of Climate Change, Government of the United Kingdom.
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2006). *Global Forest Resources Assessment 2005*, FAO.
- (2010). *Global Forest Resources Assessment 2010*, FAO.
- Hoare, A., Legge, T., Nussbaum, R. and Saunders, J. (2008) *Estimating the Cost of Building Capacity in Rainforest Nations to Allow Them to Participate in a Global REDD Mechanism*, UK: Chatham House and ProForest.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007) *Forth Assessment Report: Climate Change 2007*, IPCC.
- Kaufmann, D., Kraay, A. and Mastruzzi, M. (2009) *Governance Matters VIII: Aggregate and Individual Governance Indicators, 1996-2008*, Washington, DC: World Bank Institute.
- Khare, A., Scherr, S., Molnar, A. and White, A. (2005) ‘Forest Finance, Development Cooperation and Future Options’, *Review of European Community and International Environmental Law*, 14 (3): 247–254.

Ministry of Forestry, Indonesia (MoF) (2010) *National strategy REDD - Indonesia readiness phase 2009 - 2012 and progress in implementation*, pp.19.

Phelps J., Webb, E. and Agrawal, A. (2010) 'Does REDD+ threaten to recentralize forest governance?', *Science*, 328: 312–313.

Stern, N. (2006) *The economics of climate change: The Stern review*, Cambridge University Press.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (2010) *Draft decision [-/CP.16], Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on long-term Cooperative Action under the Convention*, UNFCCC, pp.30.

Wertz-Kanounnikoff S. and Kongphan-apirak, M. (2009) 'Emerging REDD+: a preliminary survey of demonstration and readiness activities', *CIFOR Working Paper*, 46: 44.

3.1. 生態系サービスの評価事例に関する先行研究の収集

栗山浩一 (1997) 『公共事業と環境の価値－CVMガイドブック－』築地書館.

ミッチェル, RC・カーソン, RT/環境経済評価研究会訳 (2001) 『CVMによる環境質の経済評価－非市場財の価値計測』山海堂.

3.3. 全国規模での生態系サービスの経済価値評価

栗山浩一・庄子康編著 (2005) 『環境と観光の経済評価 国立公園の維持と管理』勁草書房.

Andrews, R. and Currim, I. (2003) 'Retention of latent segments in regression-based marketing models', *International Journal of Research in Marketing*, 20: 315–321.

Train, K. (2008) 'EM algorithms for nonparametric estimation of mixing distributions', *Journal of Choice Modeling*, 1: 40–69.

Train, K. (2009) *Discrete Choice Methods with Simulation*, 2nd ed., New York: Cambridge University Press.

4.1. 米国の生物多様性オフセット・バンキングシステムの概要

伊東英幸・林希一郎 (2010) 「米国の代償ミティゲーションの実施状況に関する調査」『環境アセスメント学会 2010 年度研究発表会要旨集』 pp.148–152.

Bean, M., Kihlsinger R. and Wilkinson, J. (2008) *Design of U.S. Habitat Banking System to Support the Conservation of Wildlife Habitat and At-Risk Species*.

BBOP (2009) *Biodiversity Offset Design Handbook*, Washington DC: BBOP. Available at <http://bbop.forest-trends.org/guidelines/odh.pdf> (31 Dec. 2010)

- Conservation Foundation (1988) *Protecting America's Wetlands: An Action Agenda- The Final Report of the National Wetlands Policy Forum*, Washington DC: Conservation Foundation.
- DeWeese, J. (1994) *An Evaluation of Selected Wetland Creation Projects Authorized Through the Corps of Engineers Section 404 Program*, US Fish and Wildlife Service.
- DFG (2010) *Report To The Legislature California Wetland Mitigation Banking*, Sacramento: DFG.
- Environmental Law Institute (ELI) (2002) *Banks and Fees: the Status of Off-site Wetlands Mitigation in the United States*, Washington DC: Environmental Law Institute.
- Ecosystem Marketplace (2010) *State of Biodiversity Markets : Offset and Compensation Programs Worldwide*, pp.73.
- Kerry, R.T., Georgiou S. and Fisher, B. (2008) *Valuing Ecosystem Services: The Case of Multi-functional Wetlands*, Earthscan Pubns Ltd, pp.192.
- Leon, S. and Mead, D. (2010) 'Conservation you can take to the bank: a market-based approach to conservation', *Endangered Species Bulletin*, 35 (2): 28–33.
- Madsen, B., Carroll, N. and Brands, K.M. (2010) *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. Washington DC: Ecosystem marketplace.
- Marybeth, B., Fox, J. and Bean, M.J. (2004) *Landowners Bank on Conservation: The U.S. Fish and Wildlife Service's Guidance on Conservation Banking*, 34-ELR, pp.10717–10722.
- Marsh, L.L., Porter, R.D. and Salvesen, D.A. (1996) *Mitigation Banking: Theory And Practice*, Washington DC: Island Press, pp.300.
- Mead, D.L. (2008). 'History and theory: the origin and evolution of conservation banking', in N. Carroll et al. (ed.) *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Sterling: Earthscan.
- National Research Council (NRC) (2001) *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act*, Washington DC: National Academy Press. Available at: <http://www.nap.edu/openbook.php?isbn=03090743.10>
- Ota, T. and Hayashi, K. (2010) 'Comparative analysis of the determining factors that define service area perimeters of conservation banks in California', *Environmental Information Science*, 24: 255–260.
- Redmond, A., Bates, T., Bernadino, F. and Rhodes, R.M. (1996) 'State mitigation banking programs: the Florida experience', in Environment Defense Fund (1999) *Mitigation Banking as Endangered Species Conservation Tool*, Washington D. C.

Environment Defense Fund.

Robert, B and Richard, R. (1994) 'National wetland mitigation banking study', *IWR Report*, 94-WMB-6. Available at:

<http://www.iwr.usace.army.mil/docs/iwrreports/94wmb6.pdf> (26 Jan. 2011).

USFWS (2003) *Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks*.

Wheeler, D.P. and Strock, J.M. (1995) *Official Policy on Conservation Banks*. Available at: <http://ceres.ca.gov/wetlands/policies/mitbank.html>

Womble P. and Doyle, M. (2010) 'Setting geographic service areas for compensatory mitigation banking', *National Wetlands Newsletter*, 3.1(5).

4.2. オーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステム

DSE (2008) *Electronic BushBroker Exchange: Designing a combinatorial double auction for native vegetation offsets*.

Mau, I. (2006) *A Different View: The Offset Regulation in Germany*.

Scanlon, J. (2007) *An Appraisal of the NSW BioBanking Scheme to Promote the Goal of Sustainable Development in NSW*.

Victorian Farmers Federation (2007) *Land and biodiversity White Paper*.

4.3. 米国とオーストラリアの生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較

田中章 (1999) 「米国の代償ミティゲーション事例と日本におけるその可能性」『ランドスケープ研究』62 (5): 581-586.

Alton North Conservation Bank (2007) *Exhibit F: Table of Credits and Calculations: California Tiger Salamander Credits and Plant preservation Credits*.

Bayon, R., Carroll N. and Fox, J. (2008) 'Introduction', in N. Carroll et al. (ed.) *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Sterling: Earthscan.

Bean, M., Kihslinger, R. and Wilkinson, J. (2008) *Design of U.S. Habitat Banking System to Support the Conservation of Wildlife Habitat and At-Risk Species*, Washington DC: Environmental Law Institute.

BBOP (2009) *Biodiversity Offset Design Handbook*, Washington DC. Available at: <http://bbop.forest-trends.org/guidelines/odh.pdf> (31 Dec. 2010)

Conservation Foundation (1988) *Protecting America's Wetlands: An Action Agenda-The Final Report of the National Wetlands Policy Forum*, Washington DC: Conservation Foundation.

- DECCW (2007) *Biobanking Scheme Overview*, Sydney, The State of NSW.
- (2008) *BioBanking Assessment Methodology*, Sydney, The State of NSW.
- (2009a) *Biobanking for developers*, Sydney, The State of NSW
- (2009b) *Guide to establishing a Biobank site*, Sydney, The State of NSW
- Denisoff, C. (2008) ‘Business considerations’, in N. Carroll et al. (ed.) *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Sterling: Earthscan.
- Department of Natural Resources and Environment (DNRE) (2002) *Victoria’s Native vegetation management, A framework for action*, Melbourne, The State of Victoria,
- DSE (2004) *Vegetation Quality Assessment Manual – Guidelines for applying the habitat hectares scoring method. Version 1.3*, Melbourne, The State of Victoria.
- (2009a) *BushBroker Information Sheet No. 3- Landowner*, Melbourne, The State of Victoria.
- (2009b) *BushBroker Information Sheet No. 5- Landowner Agreement*, Melbourne, The State of Victoria.
- (2010) *BushBroker Information Sheet No. 22- BushBroker fees and services*, Melbourne, The State of Victoria.
- DFG (2010) *Report To The Legislature California Wetland Mitigation Banking*, Sacramento.
- Gustanski, J.A. (2000) ‘Protecting the land: conservation easement, voluntary actions, and private lands’, in J.A. Gustanski and R.H. Squires (ed.) *Protecting the land: conservation easement past, present, and future*, Washington DC: Island Press.
- Hill, S. (2008) ‘Regulatory considerations’, in N. Carroll et al. (ed.) *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading System*, Sterling: Earthscan.
- Leon, S. and Mead, D. (2010) ‘Conservation you can take to the bank: a market-based approach to conservation’, *Endangered Species Bulletin*, 35 (2): 28–33.
- Madsen, B., Carroll, N. and Brands, K.M. (2010) *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. Washington DC: Ecosystem marketplace.
- <http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf> (9 Dec. 2010).
- National Research Council (NRC) (2001) *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act*, Washington DC: National Academy Press. Available at: <http://www.nap.edu/openbook.php?isbn=03090743.10>
- Ota, T. and Hayashi, K. (2010) ‘Comparative analysis of the determining factors that define service area perimeters of conservation banks in California’, *Environmental*

Information Science, 24: 255–260.

USFWS (2003) *Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks*.

Wheeler, D.P. and Strock, J.M. (1995) *Official Policy on Conservation Banks*.

Womble P. and Doyle, M. (2010) 'Setting geographic service areas for compensatory mitigation banking', *National Wetlands Newsletter*, 3.1 (5).

4.4. 諸外国の PES—コスタリカを中心に

FONAFIFO (2005) *Ministerio de Ambiente y Energia Fondo Nacional de Financiamiento Forestal Según acuerdo Décimo Tercero, celebrado en la Sesión Ordinaria el 02-2005 del 19 de enero del* (Ministry of Environment and Energy National Forest Fund Financing As Agreed Thirteen Held in the 2002-2005 Regular Session January 19, 2005). Available at

http://www.fonafifo.com/text_files/servicios_ambientales/Manuales/Manual2005.pdf (9 Feb. 2011).

Mayrand, K. and Paquin, M. (2004) *Payments for environmental services: a survey and assessment of current schemes*, Montreal, Canada: Unisfera International Centre, pp.52.

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington DC: Island Press.

Stefano, P. (2008) 'Payments for environmental services in Costa Rica', *Ecological Economics*, 65: 712–724.

Steed, B.C. (2007) 'Government payments for ecosystem services - lessons from Costa Rica', *Journal of Land Use and Environmental Law*, 23 (1): 177–202.

Sierra, R. and Russman, E. (2006) 'On the efficiency of environmental service payments: A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica', *Ecological Economics*, 59 (1): 131–141.

Wunder, S., Engel S. and Pagiola S. (2008) 'Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries', *Ecological Economics*, 65: 834–852.

Wunder, S. (2005) 'Payments for environmental services: some nuts and bolts', *CIFOR Occasional paper*, 42. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.

5.1. 生態系サービスへの支払い (PES)

Daily, G. (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Covelo,

CA: Island Press.

5.2. 日本国内の PES 類似制度

熊崎実 (1981) 「水源林造成における下流参加の系譜」『水利科学』3: 1-24.

5.3. 海外の PES 制度

Asquith, N.M., Vargas, M.T. and Wunder, S. (2008) 'Selling two environmental services: in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia', *Ecological Economics*, 65: 675 – 684.

De Groot, R.B.A. and Hermans, L.M. (2009) 'Broadening the picture: negotiating payment schemes for water-related environmental services in the Netherlands', *Ecological Economics*, 68: 2760 – 2767.

Southgate, D. and Wunder, S. (2007) 'Paying for watershed services in Latin America: a review of current initiatives', *SANREM CSRP, OIRED Virginia Tech Working Paper* No. 07-07.

Wunder, S. and Albán, M. (2008) 'Decentralised payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador', *Ecological Economics*, 65: 685 – 698.

5.4. 生物多様性・生態系保全政策の現状

草刈秀紀 (2009) 「2010 年生物多様性条約締約国会議と生物多様性基本法」『哺乳類科学』49: 159-165.

渡邊綱男 (2002) 「新・生物多様性国家戦略」『ランドスケープ研究』66 (2): 112-115.

5.7. 国内の生物多様性政策枠組みに関するまとめ

Gomez-Baggehun, E., Groot, R., Lomas, P.L. and Montes, C. (2010) 'The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes', *Ecological Economics*, 69:1209–1218.

Koao, N. and Corbera, E. (2010) 'Payments for ecosystem services as commodity fetishism', *Ecological Economics*, 69: 1228–1236.

Redford, K.H. and Adams, W.M. (2009) 'Payment for ecosystem services and the challenges of saving nature', *Conservation Biology*, 23 (4): 785–787.

2. 図表番号

2.1. 図

- 1.1.1 生物多様性と気候変動に関する国際的取組
- 1.2.1 ボルネオ島の森林面積の遷移
- 1.2.2 アラル海の水面積の遷移
- 1.3.1 生態系サービスの総経済価値
- 1.4.1 世界の保護区の数および面積の推移
- 1.5.1 愛知目標 20 の個別目標
- 2.1.1 年間択伐量
- 2.1.2 年間皆伐量
- 2.1.3 土地開発による年間森林減少量
- 2.1.4 年間植林面積
- 2.1.5 択伐施工地の総森林ストック
- 2.1.6 総植林地面積
- 2.1.7 各期末での総森林面積
- 2.1.8 各期末での総森林ストック
- 2.1.9 年間林産品量
- 2.1.10 年間 CO₂ 排出量
- 2.1.11 持続可能な森林利用による一人あたり等価変分（ドル／人）
- 2.1.12 GDP（10 億ドル）
- 2.1.13 林業生産量経年変化（基準年 BAU=1）
- 2.1.14 木材加工業生産量経年変化（基準年 BAU=1）
- 2.1.15 SFU による木材中間財投入量への影響
- 2.1.16 家計所得（ドル／人）
- 2.1.17 家計貯蓄率
- 2.1.18 家計資産（ドル／人）
- 2.1.19 各ケースにおける SFU の一人あたり等価変分（ドル／人）
- 2.1.20 各ケースにおける家計資産（ドル／人）
- 2.2.1 生物多様性オフセット制度の概要
- 2.2.2 環境トレーダーを介在した経済実験概要
- 2.2.3 各地域におけるクレジット平均取引価格
- 2.2.4 トレーダーの各地域におけるクレジット買い越し数と残余クレジット数
- 2.2.5 効率性のラウンドごとの推移
- 2.3.1 都道府県別幸福度
- 2.3.2 主観的幸福度と所得の関係

- 2.4.1 規範的（倫理的）アプローチと記述的アプローチの違い
- 2.4.2 都道府県別 WTP（ダム開発、5年後）
- 2.4.3 WTP と所得の関係（ダム開発、5年後）
- 2.4.4 ダム開発 5年後
- 2.4.5 ダム開発 20年後
- 2.4.6 ダム開発 100年後
- 2.4.7 ダム開発 日本
- 2.4.8 ダム開発 東南アジア
- 2.4.9 ダム開発 南米
- 2.4.10 水源林 5年後
- 2.4.11 水源林 20年後
- 2.4.12 水源林 100年後
- 2.4.13 水源林 日本
- 2.4.14 水源林 東南アジア
- 2.4.15 水源林 南米
- 2.4.16 水質汚染 5年後
- 2.4.17 水質汚染 20年後
- 2.4.18 水質汚染 100年後
- 2.4.19 水質汚染 日本
- 2.4.20 水質汚染 東南アジア
- 2.4.21 水質汚染 南米
- 2.4.22 農業被害 5年後
- 2.4.23 農業被害 20年後
- 2.4.24 農業被害 100年後
- 2.4.22 農業被害 5年後
- 2.4.23 農業被害 20年後
- 2.4.24 農業被害 100年後
- 2.4.25 農業被害 日本
- 2.4.26 農業被害 東南アジア
- 2.4.27 農業被害 南米
- 2.4.28 ダム開発 WTP（中央値）
- 2.4.29 ダム開発 WTP（平均値）
- 2.4.30 水源林 WTP（中央値）
- 2.4.31 水源林 WTP（平均値）
- 2.4.32 水質汚染 WTP（中央値）
- 2.4.33 水質汚染 WTP（平均値）

- 2.4.34 農業被害 WTP (中央値)
- 2.4.35 農業被害 WTP (平均値)
- 2.4.36 ダム開発 WTP (中央値)
- 2.4.37 ダム開発 WTP (平均値)
- 2.4.38 水源林 WTP (中央値)
- 2.4.39 水源林 WTP (平均値)
- 2.4.40 水質汚染 WTP (中央値)
- 2.4.41 水質汚染 WTP (平均値)
- 2.4.42 農業被害 WTP (中央値)
- 2.4.43 農業被害 WTP (平均値)
- 2.4.44 湿地 シナリオ 5-1
- 2.4.45 湿地 シナリオ 5-2
- 2.4.46 湿地 シナリオ 5-3
- 2.4.47 湿地 5年後
- 2.4.48 湿地 20年後
- 2.4.49 湿地 100年後
- 2.4.50 湿地 WTP (中央値)
- 2.4.51 湿地 WTP (平均値)
- 2.4.52 湿地 WTP (中央値)
- 2.4.53 湿地 WTP (平均値)
- 2.4.54 ダム開発の時間割引
- 2.4.55 水源林の時間割引
- 2.4.56 水質汚染の時間割引
- 2.4.57 農業被害の時間割引
- 2.4.58 湿地の時間割引
- 2.5.1 計量分析モデル概観
- 2.5.2 BAU シナリオにおける森林面積の年変化率
- 2.5.3 NNL シナリオにおける森林面積の年変化率
- 2.5.4 BAU シナリオと NNL シナリオとの森林面積の差異 (BAU=1)
- 2.5.5 BAU シナリオと NNL シナリオとの農地面積の差異 (BAU=1)
- 2.5.6 BAU シナリオと NNL シナリオとの生物多様性の差異 (BAU=1)
- 2.5.7 BAU シナリオと NNL シナリオとのバイオマスの差異 (BAU=1)
- 2.5.8 BAU シナリオと NNL シナリオとの GDP の差異 (BAU=1)
- 2.6.1 生態系の復元経路例
- 2.6.2 プロジェクト・ポートフォリオ・マトリックス
- 2.7.1 人為的に排出される GHGs の割合

- 2.7.2 世界の森林面積の変化
- 2.7.3 REDD+概要
- 2.7.4 開発途上国における森林面積変化の推移
- 2.7.5 インドネシアでの REDD+実証活動
- 2.7.6 インドネシアでの REDD+プロジェクト
- 2.8.1 被災した農地の復旧・復興対策案
- 2.8.2 被災した漁港の復旧・復興対策案
- 2.8.3 回答者の職業構成
- 2.8.4 被災した農地の復旧・復興対策案に対する選好
- 2.8.5 被災した漁港の復旧・復興対策案に対する選好
- 3.1.1 環境財の貨幣測度
- 3.2.1 選択実験の設問例
- 3.2.2 支払意思額の分布から見た環境価値の多様性
- 3.3.1 生物多様性保全対策の一例
- 3.4.1 選択実験の設問例
- 4.1.1 生物多様性オフセットの階層構造
- 4.1.2 境界決定要因の時系列比較
- 4.2.1 NSW 州の BBG (左) と VIC 州の BBR (右) の土地所有者の手続き
- 4.3.1 米国の創出タイプのクレジットを販売しているバンクの ID の例
- 4.3.2 米国の費用負担構造と資金と長期マネジメント費用の流れ
- 4.3.3 オーストラリアの費用負担構造と資金と長期マネジメント費用の流れ

2.2. 表

- 1.1.1 生態系の分類
- 1.1.2 生態系サービスの分類
- 1.2.1 生態系サービスの変化
- 2.1.1 インドネシア森林データ
- 2.1.2 SAM の地域家計に関連する部分
- 2.1.3 地域家計を解消した SAM の当該部分
- 2.1.4 地域家計取引の一般家計および政府への付け替え
- 2.2.1 バンカー、事業者の費用、開発収入の設定
- 2.2.2 各地域の過剰・過少開発の要因分析
- 2.3.1 アンケート概要
- 2.3.2 シナリオ概要
- 2.3.3 基本統計量
- 2.3.4 都道府県別幸福度

- 2.3.5 ダム開発による生態系破壊（シナリオ 1）推計結果
- 2.3.6 ダム開発による生態系破壊（シナリオ 1）推計結果（含交差項）
- 2.3.7 水源林の破壊（シナリオ 2）推計結果
- 2.3.8 水源林の破壊（シナリオ 2）推計結果（含交差項）
- 2.3.9 水質汚染（シナリオ 3）推計結果
- 2.3.10 水質汚染（シナリオ 3）推計結果（含交差項）
- 2.3.11 地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）推計結果
- 2.3.12 地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）推計結果（含交差項）
- 2.3.13 支払意思の分析結果（全モデル）
- 2.3.14 支払意思額の分析結果（全モデル）
- 2.4.1 都道府県別 WTP（ダム開発、5年後）
- 2.4.2 都道府県別 WTP（水源林、5年後）
- 2.4.3 都道府県別 WTP（水質汚染、5年後）
- 2.4.4 都道府県別 WTP（農業被害、5年後）
- 2.4.5 都道府県別 WTP（湿地（定義のみ）、5年後）
- 2.4.6 WTP（中央値、平均値）
- 2.4.7 ダム開発による生態系破壊（シナリオ 1）推計結果
- 2.4.8 水源林の破壊（シナリオ 2）推計結果
- 2.4.9 水質汚染（シナリオ 3）推計結果
- 2.4.10 地球温暖化による農業被害（シナリオ 4）推計結果
- 2.4.11 湿地における生物多様性（シナリオ 5）推計結果
- 2.5.1 計量分析における対象国
- 2.5.2 基本統計量
- 2.5.3 生物多様性モデルに関する推計結果
- 2.5.4 バイオマスモデルに関する推計結果
- 2.5.5 生産性モデルに関する推計結果 1
- 2.5.6 生産性モデルに関する推計結果 2
- 2.6.1 対象となる生態系と地域の組み合わせ
- 2.6.2 基礎統計量
- 2.6.3 基礎シミュレーション結果
- 2.6.4 プロジェクト・ポートフォリオの試算結果
- 2.6.5 保護区指定率および絶滅危惧種率
- 2.6.6 各投資基準に基づく費用便益率および予算超過可能性
- 2.6.7 保護区指定率および絶滅危惧種への貢献
- 2.7.1 REDD+実施に必要なとされる費用
- 2.7.2 既存および可能性のある REDD+の資金源

- 2.7.3 REDD+の段階的アプローチ
- 2.7.4 森林面積減少の大きな国（1990-2010）
- 2.7.5 REDD+の先駆的な取組と資金調達方式
- 2.8.1 生物多様性への選好に関する重回帰分析結果
- 3.1.1 生物多様性の評価事例
- 3.1.2 環境価値評価の手法
- 3.1.3 CVM のバイアス
- 3.2.1 属性および水準（蕪栗沼）
- 3.2.2 限界支払意思額
- 3.3.1 属性および水準（全国調査）
- 3.3.2 推定結果
- 3.3.3 限界支払意思額
- 3.3.4 クラス数の決定
- 3.3.5 潜在クラスロジット推定結果
- 3.4.1 属性および水準（やんばる地域）
- 4.1.1 米国のミティゲーションの定義
- 4.1.2 2003 年における各種オフセット方法の割合（%）
- 4.1.3 MB の構成要素
- 4.1.4 MB と CB の発展経緯
- 4.1.5 アンケートの質問項目
- 4.1.6 アンケート回答内容の概要
- 4.3.1 4つの生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較
- 4.4.1 世界各国の PES 制度の整理
- 4.4.2 コスタリカの PES に関連する主な歴史的背景の整理
- 4.4.3 コスタリカの現在の PES の概要
- 5.4.1 地方自治体の生物多様性戦略策定状況

3. 略語表

ABS	Access and Benefit Sharing 遺伝子資源へのアクセスと利益配分
BBOP	Business and Biodiversity Offsets Program ビジネスと生物多様性オフセットプログラム
CBD	Convention on Biological Diversity 生物多様性に関する条約（生物多様性条約）
CGE	Computable General Equilibrium 計算可能一般均衡
COP	Conference of the Parties 締約国会議
CO2	Carbon Dioxide 二酸化炭素
CSR	Corporate Social Responsibility 企業の社会的責任
CVM	Contingent Valuation Method 仮想評価法
EPA	Environmental Protection Agency (米国) 環境保護庁
EU	European Union 欧州連合
EU-ETS	EU-Emissions Trading Scheme EU 域内排出量取引制度
FAO	Food and Agriculture Organization 国連食糧農業機関
FONAFIFO	National Forestry Financing Fund 国家森林財政基金
FSC	Forest Stewardship Council 森林管理協議会
GDP	Gross Domestic Product 国内総生産
GEF	Global Environmental Fund 地球環境ファシリティ
GHGs	Greenhouse Gases

	温室効果ガス
IPCC	Inter-governmental Panel on Climate Change 気候変動に関する政府間パネル
IUCN	International Union for Conservation of Nature 国際自然保護連合
MA	Millennium Ecosystem Assessment ミレニアム生態系評価
MSC	Marine Stewardship Council 海洋管理協議会
NGO	Non-Governmental Organization 非政府組織
NPO	Non-Profitable Organization 非営利組織
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development 経済開発協力機構
OLS	Ordinary Least Square 最小二乗法
PES	Payment for Ecosystem Services 生態系サービスへの支払い
REDD	Reduced Emission from Deforestation and forest Degradation 森林減少・劣化からの温室効果ガス排出削減
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity 生態系と生物多様性の経済学
TFP	Total Factor Productivity 全要素生産性
TEV	Total Economic Value 総経済価値
UNDP	United Nations Development Program 国連開発計画
UNEP	United Nations Environment Program 国連環境計画
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change 国連気候変動枠組条約
WTP	Willingness to Pay 支払意思額

4. 出版書籍概要

本研究の成果を広く国内一般に知らしめるため、日本語書籍を昭和堂より出版した。また、「世界に貢献する環境経済の政策研究」という目的の下、本研究成果を海外にも発信するため、英語書籍の出版を予定している。

4.1. 日本語書籍

2011年10月に出版した日本語書籍の概要および目次を以下に示す。

4.1.1. 概要

書名：生物多様性の経済学－経済評価と制度分析－

編者：馬奈木俊介・地球環境戦略研究機関

概要：本書では、生態系サービスの持続的利用に資することを目的に、生態系管理に関わる評価と制度分析について、主に経済学的観点から研究を行う。前半では、生態系サービスに関わるマクロ・レベルの定量的評価分析を行い、制度の全体像を的確に把握する。後半では、その基本分析の精度を高めるために経済学的基礎を備えた分析を行うとともに、地域主体についての政策提言を行う。従来、国内の生物多様性に関しては、主に生態学的な観点から評価分析され、経済学的な視点は重視されてこなかった。管理制度の経済的効果を明らかにすることで、さまざまな制度を経済学的観点から評価することが可能になり、今後の資源管理制度の設計に資することが期待される。



4.1.2. 目次

第I部 生物多様性の基礎

第1章 生態系サービスの持続的利用 蒲谷景、馬奈木俊介

第II部 生態系サービスの経済評価

第2章 生態系サービスの経済価値 蒲谷景、西宮洋

第3章 生態系サービスの経済価値評価の応用 栗山浩一

第4章 農業に関する生態系サービスへの支払いと経済評価 吉田謙太郎

第5章 生物多様性における支払意志 倉増啓、鶴見哲也、赤尾健一、馬奈木俊介

第6章 幸福度と環境保護への支払意志の関係性 倉増啓、鶴見哲也、馬奈木俊介

第7章 生態系と生物多様性の生産性分析 蒲谷景、馬奈木俊介

第 III 部 生態系サービスの管理手法

第 8 章 経済モデルを用いた持続可能な森林利用政策の影響評価 小嶋公史、蒲谷景

第 9 章 REDD プラスの資金メカニズム 百村帝彦

第 10 章 オフセット制度の経済実験 田中健太、東田啓作、馬奈木俊介

第 11 章 米国と豪州の生物多様性オフセット・バンキングシステムの比較
太田貴大、伊東英幸、林希一郎、マルホトラ・カーティック

第 12 章 PES の制度設計に向けて 一方井誠治、西宮洋

第 13 章 水田での環境直接支払い事例 西宮洋

第 IV 部 結論

第 14 章 生物多様性の保全に向けて 馬奈木俊介

4.2. 英語書籍

3年間の研究成果を示す英語書籍を現在編集中であり、2012年夏頃に出版する予定である。以下に日本語概要および英語目次を示す。

4.2.1. 概要

書名：生物多様性と生態系サービスの経済学

(The Economics of Biodiversity and Ecosystem services)

編者：馬奈木俊介

概要：本書では、生態系サービスの経済価値評価と生物多様性保全および資源管理のための経済的手法について、研究成果を紹介する。その目的は、国家およびグローバルなレベルでの生態系サービスの持続的利用に、経済学を通じて貢献することである。生態系サービスの経済価値が可視化され、将来の資源管理システムの枠組形成に資することが期待される。本書は四部構成を採り、第一部では、生態系サービスの持続的利用の重要性や、CBDの歴史について紹介する。第二部では、生物多様性や生態系サービスを金銭的に評価するための様々な手法を示し、続く第三部では、生態系保全を促進するための経済的手法について、量的および定性的な評価を行う。最後となる第四部では、生態系復元や資源管理の経済的分析に焦点を当てる。

4.2.2. 目次

Part I Biodiversity and Ecosystem Services

Chapter 1 Sustainable Use of Ecosystem Services

Kei Kabaya and Shunsuke Managi

Chapter 2 History of The CBD

Tania Ray Bhattacharya and Shunsuke Managi

Part II Valuation of Ecosystem Services

Chapter 3 Applied Economic Valuation of Ecosystem Services (under work)

Koichi Kuriyama

Chapter 4 Payment for Agricultural Ecosystem Services and Its Valuation

Kentaro Yoshida

Chapter 5 Determinants of Happiness: Environmental Degradation and Attachment to Nature

Tetsuya Tsurumi, Kei Kuramashi, and Shunsuke Managi

Chapter 6 Productivity Analysis on Ecosystem and Biodiversity

Kei Kabaya and Shunsuke Managi

Part III Economic Instruments for Ecosystem Conservation

Chapter 7 Towards The Establishment of A PES Policy Framework

Seiji Ikkatai

Chapter 8 Impact Assessment of Sustainable Forest Use Policy with The Economic Model

Satoshi Kojima and Kei Kabaya

Chapter 9 Financing REDD-plus: A Review of Options and Challenges

Kimihiko Hyakumura and Henry Scheyvens

Chapter 10 Evaluation of Offset Schemes with A Laboratory Experiment

Keisaku Higashida, Kenta Tanaka, and Shunsuke Managi

Part IV Economic Analysis on Ecosystem Restoration and Resource Management

Chapter 11 Project Portfolio Analysis on The Global Ecosystem Restoration

Kei Kabaya and Shunsuke Managi

Chapter 12 Diversity on Fisheries: Price Volatilities in Japanese Market

Kentaka Aruga and Shunsuke Managi

Chapter 13 Market Delineation among The Japanese Retail Fish Market

Kentaka Aruga and Shunsuke Managi

- この印刷物は国等による環境物品等の調達に関する法律（グリーン購入法）に基づく基本方針の判断の基準を満たす紙を使用しています。
- リサイクル適正の表示
この印刷物はAランクの資材のみを使用しており、印刷用の紙にリサイクルできます。