

第13章 環境評価

松岡俊二

1 はじめに

天然の森林、大気、河川、湖沼、海洋といった環境資源は、その利用・開発にともないどのような環境影響が生じるのかを完全に予想することができないというリスクや不確実性、さらに、いったん開発すると元の自然状態に復元することは難しいという不可逆性を特徴としている。また環境財は、誰でも好きなだけ利用することが可能であるという非競合性、利用制限が難しいという非排除性という公共財としての性質を持つため、しばしば過剰に利用されがちである。環境を良好な状態に保ち、持続可能な発展を実現していくために、環境利用のあり方を見直し、社会全体が環境の持つ価値を正しく認識し、評価することが重要である。

環境評価には倫理的視点や歴史的視点など様々な評価が存在する。本章は、環境政策や環境に大きな影響を与える開発事業などの政策評価に着目し、環境の経済的評価と技術的評価を主に考察する。また本章の最後には、これら2つの環境評価を含めた持続可能な社会の形成のための総合的評価のあり方や社会の環境管理能力の開発の重要性について考察する。

2 環境の経済的評価

環境の経済的評価とは、環境の価値を貨幣額で表現することである。経済的評価手法によって、環境質の改善による社会的便益や、環境質の悪化による社会的費用を貨幣額で把握することができ、政策の効率性評

価が可能となる。

2.1 環境の経済的価値

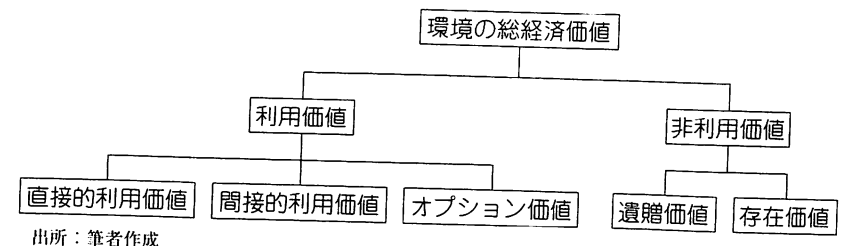
環境の経済的評価のためには環境の持つ価値を経済的価値として測定しなければならない。環境の経済的価値は利用価値と非利用価値に大別できる。図1に、環境の経済的価値の一般的な分類を示した。

利用価値とは現在の人々が環境を利用する、あるいは利用可能であることによって得られる価値である。利用価値には、直接的利用価値、間接的利用価値、オプション価値が含まれる。

直接的利用価値は森林資源の木材としての利用、水資源の飲料水としての利用など、環境資源を市場財として利用することから得られる価値である。間接的利用価値とは、森林や河川のレクリエーション利用や景観から得られる審美的価値といった環境財を間接的に利用することによって得られる価値である。オプション価値とは、現在、環境財を利用していなくても、将来において利用可能であるという選択権を人々が持つことから得られる価値である。こうした直接的・間接的な利用価値は、本質的に利己的な動機、すなわち各個人の自らの利益（効用）に基づいて測定される。

一方、非利用価値は現在世代による環境利用とは関係のない利他的な動機、すなわち他者（将来世代や人類以外の生物種）の利益に基づくものである。

非利用価値には遺贈価値と存在価値がある。遺贈価値とは、子や孫あ

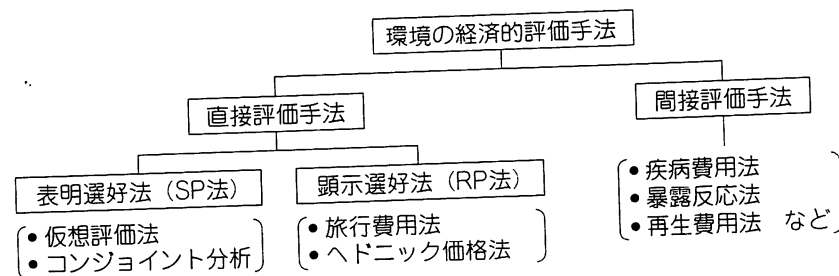


〈図1〉 環境の経済的価値の分類

るいはその先の将来世代が環境を利用するために現在の状態で環境を残すことによって生じる経済的価値である。存在価値とは人類以外の生物種の環境利用による価値で、人間以外の生物種の生存権を尊重することから生じる価値である。例えば、絶滅危惧種が生息している環境を保護することによって得られる価値はこれにあたる。

2.2 環境の経済的評価手法

環境の経済的評価には多様な手法があるが、大別すると、直接評価手法と間接評価手法に分けられる。図2に環境の経済的評価手法の主なものを示した。



出所：筆者作成

〈図2〉 主な環境の経済的評価手法

2.2.1 直接評価手法

直接評価手法は、環境に対する人々の選好に基づき、直接的に人々の支払意思額（Willingness to Pay: WTP）を計測する手法である。直接評価手法には、表明選好法（stated preference: SP）と顕示選好法（revealed preference: RP）がある。

表明選好法は、アンケートを用いて環境に対する人々の選好・WTPを直接尋ねることで環境の経済的価値を測定する方法で、仮想評価法（Contingent Valuation Method: CVM）とコンジョイント分析（Conjoint Method: CJ）が代表的である。

顕示選好法は市場行動に選好に関する情報が顕在化していると仮定し、人々の経済行動から環境の経済的価値を測定する方法である。国立

公園などの自然景観の経済的価値を測定する際によく使われる旅行費用法（TCM）や、住宅地環境の評価やリスク評価に用いられるヘドニック価格法（HPM）などがある。

2.2.1.1 仮想評価法（CVM）

1947年のシリアシ=ワトラップ（S. V. Ciriacy-Wantrups）のアイデアに基づき、1958年、米国・内務省国立公園局はデラウェア川流域のレクリエーション価値を測定するためにCVMを最初に用いた（竹内1999）。

CVMは、アンケートを用いて環境に関する支払意思額、あるいは受取意思額（Willingness to Accept: WTA）を人々から直接的に聞き、統計的处理によって平均（あるいは中間値）支払意思額を計算し、対象人口による合計値をその環境の経済価値とするものである。利用価値に限らず非利用価値の評価も可能である。しかし同時に、アンケート票の設計やアンケート実施の方法などによる様々なバイアス（偏り）が存在することが指摘されており、結果の安定性・再現性に問題のある方法でもある。1989年、米国・アラスカ沖におけるエクソン・バルディーズ号の原油流出事故による環境被害の賠償責任を問う裁判でCVMが用いられ、その有効性・科学性に対する議論は一気に加速した。

2.2.1.2 コンジョイント分析（CJ）

コンジョイント分析はもともと計量心理学や市場調査の手法として発展してきたが、1990年代に環境評価に応用されるようになった（大野編2000）。環境の経済的評価手法の中で最も新しい手法である。

CJはCVMと同じくアンケートを用いた評価方法だが、CVMが環境財の支払意思額を直接聞くのに対し、CJは多数の属性のセットとして政策や環境財（商品）の選択を聞くことにより、属性ごとの限界支払意思額（MWTP）を明らかにするものである（竹内1999）。また、CJはCVMと同じく、利用価値だけでなく非利用価値の評価も可能であるが、多数の属性の組み合わせからの選択であり、CVMよりバイアスの生じる可能性が少ないと指摘されている。

2.2.1.3 旅行費用法 (Travel Cost Method: TCM)

1947年、米国・内務省国立公園局は何人かの経済学者に国立公園の経済的評価手法について尋ねる手紙を送付し、1949年、寡占理論など有名なハロルド・ホテリングがTCMのアイデアを提出した。日本では、1970年に熊崎実がTCMを紹介し、その後、実際にTCMに基づくいくつかの調査研究が行われている(栗山1998)。

国立公園(景勝地・行楽地)を訪問するのに要する費用が、その環境のレクリエーション利用としての経済価値を反映していると仮定するものである。具体的には、公園統計やアンケート調査から国立公園を訪れる人々の訪問回数、出発地点、旅行方法、旅行手段、費用、時間などのデータを収集し、旅行費用(公園に対する需要曲線)を推計し、経済的価値を計算する。

TCMは間接的利用価値のみを評価する手法で、その他の非利用価値などについては評価対象としていない。さらにTCMの問題点としては、複数目的旅行者の旅行費用や長期滞在者の評価が難しいといった点、距離費用の適切な計算や時間価値の評価などが指摘されている。

2.2.1.4 ヘドニック価格法 (Hedonic Price Methods: HPM)

ヘドニック価格法は、フレドリック・ウォー (Frederick V. Waugh) が農作物のヘドニック価格関数を推定したことに始まる(大野編2000)。ヘドニック価格法は、環境などの非市場財の変化が代理市場の価格(地価や賃金)へ資本化するというキャピタリゼーション仮説に基づき、住宅や労働といった財サービスを「属性の束」とみなし、環境を含む各属性に対する支払意思額を推計する手法である。ヘドニック価格法には、宅地価格データをもとに推計を行うヘドニック宅地価格法と、労働賃金データをもとに推計を行うヘドニック賃金法がある。消費者の個人データではなく、地代や賃金などの市場データだけで計測するため、情報収集のための費用が少ないが、データによる制約も大きい。

2.2.2 間接評価手法

間接評価手法は、汚染とその影響の間の暴露・反応作用に基づき環境

の経済評価を行うものである。間接評価手法は個人が直接にも間接にも評価を行っていないため、多くの経済学者は直接評価手法を利用する方がよいと考えている。

しかし間接評価手法は、個人の選好に直接依存していないため、結果の安定性・頑健性(robustness)があり、今なお一定の有用性がある。間接評価手法には、疾病費用法(Cost of Illness Approach: COI)、暴露反応法(Dose-Response Methods)、再生費用法(Replacement Cost Methods)などがある。以下、疾病費用法(COI)について述べる。

大気汚染の程度により気管支炎や喘息などの疾病の発生率も変化する。健康便益の評価方法としては、直接評価手法のヘドニック価格法や仮想評価法などもあるが、疾病費用法は1960年代から用いられている。疾病費用法は、大気汚染などによる健康被害にともなう医療支出(治療・リハビリ・介護などの費用)と病気による労働時間損失による賃金損失などをもとにして経済便益を計測する。

疾病費用法(COI)などの間接評価手法は、直接評価手法とは異なり、人々の支払意思額(WTP)を測定できないため、便益の評価額が過少となる。そのため、一定の補正值を用いて間接評価手法から得られた便益をWTP値へ換算することが行われる。以下に述べる筆者らの行ったCOIの事例では、ロウら(Row *et al.* 1995)の研究にも基づき、2.0という補正值を用いている。

2.3 環境の経済的評価の政策利用

環境政策の効率性を評価するとき、通常、費用便益分析(Cost-Benefit Analysis)を用いる。費用便益分析は様々な政策手段を効率性基準で比較するものである。すなわち、政策実施により得られるであろう環境質の改善による便益と、その実施に要するであろう費用との比較考量を行い、便益が費用をどれだけ上回るのかという純便益の大きさ、あるいは便益と費用の比率(費用・便益比率)を比較し、どのような政策手段が最も効率的なのかを判断するのである。本章では、その具体例として、筆者らの行った「大気汚染対策の費用便益分析—日本のSO_x規制を事例として」(Kochi & Matsuoka *et al.* 2001)を紹介する(表1参照)。

〈表1〉 硫黄酸化物 (SO_x) 対策の費用便益分析結果
(単位: 10億円, 1993年価格)

SDR(社会的割引率)=0%のケース

		第1期 (1968~73年)	第2期 (1974~83年)	第3期 (1984~93年)
費用		9215	27233	16248
便益	医療支出	20759	12687	2639
	労働損失	2071	1742	343
	COI合計	22830	14428	2982
	WTP	45660	28856	5964
便益/費用		4.96	1.06	0.37

SDR(社会的割引率)=2.5%のケース

		第1期 (1968~73年)	第2期 (1974~83年)	第3期 (1984~93年)
費用		5576	15991	9354
便益	医療支出	13626	8228	1695
	労働損失	1404	1181	233
	COI合計	15029	9409	1927
	WTP	30058	18818	3854
便益/費用		5.39	1.18	0.41

SDR(社会的割引率)=9%のケース

		第1期 (1968~73年)	第2期 (1974~83年)	第3期 (1984~93年)
費用		2387	6632	3811
便益	医療支出	6809	4078	829
	労働損失	682	573	113
	COI合計	7490	4652	942
	WTP	14980	9304	1884
便益/費用		6.29	1.40	0.49

注: COI合計は、10億円以下の桁を含めて計算しているため、表中の医療支出と労働損失との合計と一致しない場合がある。

出所: Kochi & Matsuoka *et al.* (2001)

筆者らの研究は、1968年から1993年の日本における硫黄酸化物 (SO_x) 対策を3期に時期区分し、それぞれの政策時期における政策の費用便益を疾病費用法 (COI) により評価した。第1期は1968年の大気汚染防止法の制定から1973年、第2期は大気汚染防止法改正 (総量規制導入) の1974年から全国的にSO_x環境基準が達成された1983年、第3期はその後の1984年から1993年までとした。

費用便益分析では、各年の費用や便益を社会的割引率 (Social Discount Rate: SDR) を用いて現在価値化を行う。社会的割引率の値をめぐっては議論があるが、それぞれの時期の公定歩合などを考慮し、0%、2.5%、9%という3パターンを設定した。

SO_x対策による便益は、対策実施により汚染濃度が低下し、喘息・気管支炎などの有症率が減少することによる健康便益とした。具体的には、疫学データに基づく有症率の変化と人口データをもとに健康被害者数の減少を推定し、これと健康被害による1人当りの医療支出および労働時間損失額を乗ずることで便益を計算した。便益は(1)、(2)、(3)式で示される。

$$\text{便益} = \sum_{t=0}^e \text{BM } t / (1+r)^t + \sum_{t=0}^l \text{BL } t / (1+r)^t \quad \dots\dots(1)$$

$$\left(\begin{array}{l} \text{BM } t: t \text{ 期の医療支出} \quad e: \text{平均余命年} \quad r: \text{社会的割引率} \\ \text{BL } t: t \text{ 期の労働損失} \quad l: \text{平均労働残余年数} \end{array} \right)$$

ここで、

$$\text{BM } t = (\text{Ds} - \text{Df}) \cdot \text{Pf} \cdot \text{Mf} \quad \dots\dots(2)$$

$$\text{BL } t = \text{外来} [\text{A} \cdot \text{B} \cdot \text{Wf} \cdot (\text{Ds} - \text{Df}) \cdot \text{Pf} \cdot \text{Ff} / 2 \cdot \text{C}] + \text{入院} [\text{E} \cdot \text{G} \cdot \text{Wf} \cdot (\text{Ds} - \text{Df}) \cdot \text{Pf} \cdot \text{Ff} \cdot \text{H}] \quad \dots\dots(3)$$

$$\left(\begin{array}{l} \text{Ds: 対策期首年の有症率} \\ \text{Df: 対策期末年の有症率} \\ \text{Pf: 対策期末年の人口} \\ \text{Mf: 対策期末年の1人当りの呼吸系疾患医療支出} \\ \text{Wf: 対策期末年における15歳以上人口就業率} \\ \text{Ff: 対策期末年における1日当り賃金} \end{array} \right)$$

A = 0.83 : 呼吸器系疾患患者に占める外来患者の割合
B = 0.44 : 呼吸器系疾患患者の内、外来患者に占める生産人口の割合
C = 52 : 呼吸器系疾患患者の内、外来患者の年平均通院日数
E = 0.17 : 呼吸器系疾患患者に占める入院患者の割合
G = 0.31 : 呼吸器系疾患患者の内、入院患者に占める生産人口の割合
H = 15 : 呼吸器系疾患患者の内、入院患者の年平均通院日数
(A,B,C,E,G,Hのデータの出所：厚生省・平成5年「患者調査」)

費用計測では、行政費用について信頼できるデータが得られなかったため、汚染発生源（企業）において発生する公害防止費用（設備投資などの初期投資、設備の維持管理費、良質な燃料への燃料転換費）の推計を行った。また、便益との計測範囲を一致させるため、費用の発生期間を対策期末年よりモデル患者の平均余命年数分とした。費用を(4)式で示した。

$$\text{費用} = \sum_{t=0}^e Ct / (1+r)^t \quad \cdots \cdots (4)$$

(Ct : t期の費用 e : 平均余命 r : 社会的割引率)

便益を(1)～(3)式で、費用を(4)式で計測し、表1に各SOx対策期の費用便益比率を示した。

SOx対策の費用・便益比率は、第1期、第2期、第3期において、それぞれ6.29～4.96, 1.40～1.06, 0.49～0.37であった。環境質の改善にとともに、SOx対策の社会的効率性は低下している。特に、全国的にSOx環境基準が達成された後の第3期の1984年から1993年の費用便益比率は1.0を大きく下回っており、この時期に窒素酸化物(NOx)や粒子状浮遊粉塵(SPM, PM₁₀, 特にPM_{2.5}が有害)といった肺がん等の健康被害の原因物質に対する汚染対策へと重点をシフトすべきであった可能性を示唆している。

2.4 環境の経済評価の必要性

環境政策の評価では、効率性、公平性、持続性といった社会経済的な評価基準もふまえた議論が重要である。従来の日本の環境政策は、「安全性」を絶対的な評価基準としてきた。確かに人々の健康・安全を守めることは環境政策や社会政策の最優先の基準とすべきである。

同時に、現代社会にあっては環境汚染、食品汚染、交通事故、災害などの様々なリスクが存在している。私たちの社会が有限の資源しか持たない以上、こうした様々なリスクにどのように効果的かつ効率的に対処するのかを考えなくてはならない。その際、様々なリスクの対策に要する費用とそのリスク対策から得られる便益とを比較することにより、どのような政策体系（ポリシー・ミックス）が良いのかを判断することが可能となる。こうした手法は費用便益分析の応用分野であり、リスク便益分析(Risk Benefit Analysis)とよばれている。

リスクを0（ゼロ）にすることは不可能であり、またあるリスクを0（ゼロ）に近づけることにも膨大な財政投入が必要であり、環境リスクだけでなく、交通リスク、食品・化粧品リスク、災害リスクなどの様々なリスクも存在する。こうした様々なリスク対策を総合的に判断し、対処することが求められている。そのためには費用便益分析や技術的評価、さらにはリスク認識という社会的評価もふまえた的確なリスク分析と総合的リスク管理(Comprehensive Risk Management)政策の確立が不可欠である。

3 環境の技術的評価

環境影響評価などの環境の技術的評価の重要な目的は、自然環境における「ノー・ネット・ロス (no net loss)」ということである。「ノー・ネット・ロス」の概念は、アメリカにおいて、低湿地(wetland)を中心とする生態系の保護・再生を目的としたミティゲーション(mitigation: 緩和)の考え方と同時に、自然湿地の総量と質を減少させないという理念として使用されるようになった。現在では湿地帯に限らず、自然環境の総量と質を維持するという意味で用いられている。

一方で、社会の発展や生活向上のためには、公共事業などで環境に手

を加えざるをえない。「ノー・ネット・ロス」を実現するためには、環境への影響を回避 (avoid)、低減 (minimize) し、必要に応じて緩和措置を行う (mitigate) という三原則が重要である。

特に自然への代償措置においては、自然と人間の共生のために生態系をデザインすることを目的とした生態工学の一分野であるミティゲーション技術が必要となる。自然システムは、人工システムと同様に「多くの要素が互いに関連を持ちながら、全体を構成している集合体」であるが、個々の生物種や大気質、水質などの生態系・環境系要素や要素間の関係 (生物間ネットワーク) は人為的に作ることが不可能である。自然システムは、人工システムとは決定的に異なる性質 (不可逆性) を持っている。本来、ミティゲーションとは自然への補償措置であり、自然システムと人工システムの相違点を十分に認識した上で、両者の調和を図っていく姿勢が求められる (森本・亀山編 2001)。

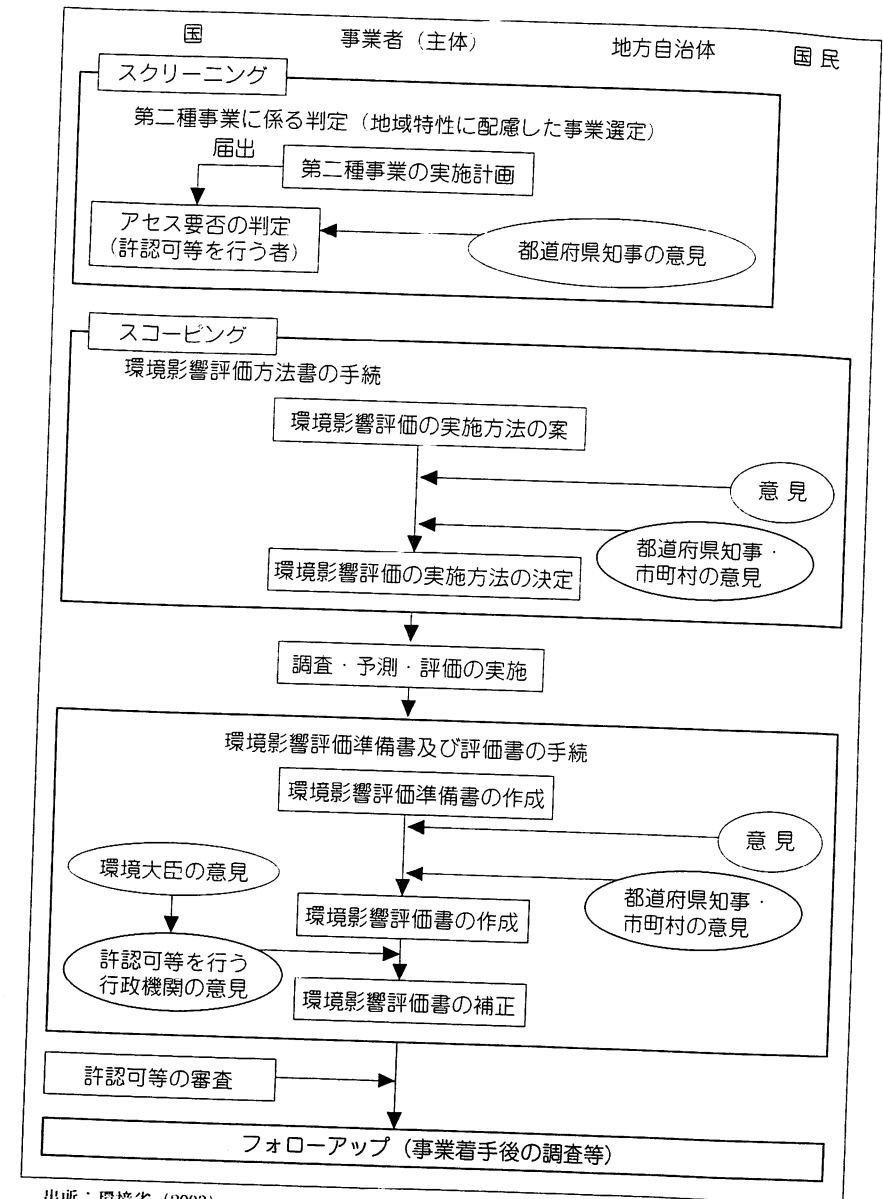
こうしたミティゲーションを社会的・民主的な手続きとして実現する手法が、環境アセスメント (環境影響評価 = Environmental Impact Assessment: EIA) や戦略的環境アセスメント (Strategic Environmental Assessment: SEA) といった環境の技術的評価手法である。

3.1 環境アセスメント (EIA)

環境アセスメントとは、環境に大きな影響を与える可能性のある開発事業 (project) の決定に先立ち、環境悪化を未然に防ぐことを目的に環境影響を調査・予測・評価し、予想される悪影響を回避・低減・緩和するための一連のプロセスである。

1969年に米国で制定された国家環境政策法 (National Environmental Policy Act: NEPA) が環境アセスメント制度の始まりである。日本の環境アセスメントの制度化は、地方自治体の環境アセスメント条例として始まり、政府レベルでは1984年に環境アセスメント・ガイドラインの閣議了解 (閣議アセス) が行われ、1997年の環境影響評価法として法制化が完了した。

以下では、日本の環境影響評価法 (以下、「アセス法」と略す) のプロセス (図3参照) を検討し、環境アセスメントの特徴および課題を明ら



出所：環境省（2003）

〈図3〉 環境影響評価法（EIA）のプロセス

かにする。

環境アセスメントの最初のプロセスにおいて重要なのは、スクリーニング（screening）である。スクリーニングとは審査してふるいにかけるという意味で、環境アセスメントを実施すべき対象事業かどうかを判断するプロセスである（森本・亀山編 2001）。

アセス法では、一定規模以上の事業は「第一種事業」に指定され、必ずアセスメントを行う必要がある。それ以下の規模の事業は、「第二種事業」に指定され、環境アセスメントが必要かどうかを個別に判断するとされており、その際、事業が行われる都道府県の知事が意見を表明することとされている。

次にスコーピング（scoping）である。スコーピングは評価範囲を絞り込むプロセスであり、環境アセスメントの対象項目の選定や調査・予測・評価の手法を決定する。

アセス法では、事業者による環境影響評価の実施方法案に、地域の住民の意見と地方自治体の意見を取り入れるプロセスとしてスコーピングが規定されている。調査・予測・評価の対象となる環境要素は、大気質、水質、土壌、異臭、騒音、振動、地盤沈下などの公害環境要素と、動物、植物、生態系、景観などの自然環境要素である。実際のアセス法では、①環境の自然的構成要素の良好な状態の保持、②生物の多様性の確保および自然環境の体系的保全、③人と自然のふれ合い、④環境への負荷、という4つに分けられている。スコーピングによって、重点的に調査・予測・評価を行う環境要素が決定されるため、ミティゲーションの大まかな方針が明確になる。

以上のプロセスの後に、環境に対する影響を調査・予測・評価し、その影響をミティゲーション（緩和）するという段階に入る。アセス法では、調査や予測においてその事業の環境に対する負の影響が多少ともある場合は、緩和措置（環境保全措置、ミティゲーション）を検討しなければならないとしている。事業者が環境への影響を調査・予測・評価した内容、および緩和措置をとる代替案は、環境影響評価準備書として開示される。また、準備書に対する地域の住民や地方自治体の意見表明の機会が設けられている。

こうしたプロセスの結果、事業の基本的な方針が環境影響評価書として作成され、事業に対する許認可等をとる行政機関の意見が取り入れられ、審査される。

3.2 環境アセスメント（EIA）の課題と戦略的環境アセスメント（SEA）

環境アセスメントが社会的合意をうる必要かつ十分条件は、科学性と民主性である（原科 2000）。科学性とは再現性のことである。科学性が特に求められているのは、環境への影響に対する調査・予測・評価の段階、および代替案の作成などのミティゲーション段階においてである。科学性の方法論的基礎としてはシステム分析があり（原科 2000）、アセス法ではスコーピングとその後の調査・予測・評価、準備書と評価書の作成段階でそれを取り入れている（図3参照）。

しかし、環境要素の知識や情報には限界があり、自然には未知性、不確実性が必ず存在する。自然環境に対するシステム分析の精度や信頼度は、その自然環境に対する知識量・情報量に基づくため、一定程度の不確実性をともなうことは必然である。アセス法では、調査・予測の不確実性が大きい場合、効果に関する知見が不十分な緩和（環境保全）措置を講ずる場合、および環境影響の程度が著しいものとなるおそれがあるときは、工事中および供用後の環境状況を把握するための事後調査の実施とその公開が規定されている。

システム分析に基づく評価手法には定量的評価と定性的評価がある。定量的評価とは、環境基準などの評価基準と事業案で予測される環境状態を比較評価する手法で、例えば、大気質や水質などに関する項目の評価はこれに当たる。定性的評価とは、定量的評価ができない人々の満足度などに基づく評価である。複数案を相対比較し、どれが良いと思われるかを評価する手法で、利便性や快適性、歴史や文化などに対する影響評価はこれに当たる。環境アセスメントでは、複数の代替案のそれぞれにおける環境影響を項目別に定量的・定性的に評価し、どのように悪影響をミティゲーション（緩和）できるのかという観点から総合的に評価する。

人の嗜好に基づく定性的評価は、定量的評価に比べて誰が評価するかによって評価結果の変動が大きい。環境アセスメントの評価結果が社会的に容認されるためには、科学性だけでなく民主性、すなわち事業者からその地域の住民まで全ての関係主体（ステークホルダー）の価値判断を、環境アセスメント全体のプロセスに反映することも重要になる。

アセス法では、スコーピングとその後の準備書の作成を含めた評価書作成過程において住民参加を制度化しており、法制化される以前の「閣議アセス」の時代と比べれば格段に民主的になったといえる。しかし、今後はスクリーニング段階からの住民参加や、事後評価制度の導入のような環境アセスメントの対象期間の拡大が必要である。さらに、科学性や民主性の条件が整っていても、環境アセスメント自体の限界のために生じる課題もある。

環境アセスメントの対象である公共事業などの開発事業（project）は、政府の全体的な開発政策・戦略である政策（policy）や計画（plan）、あるいは個別セクターのプログラム（program）に基づいて実施される（サドラー／フェルヒーム 1998）。上位の政策や計画において、個別の開発事業の枠組みは決定されているのである。そのため、個別事業を対象とした環境アセスメントでは、タイミングとして遅く、評価対象の幅も狭く、有効な代替案を検討する可能性が乏しいことが指摘されてきた。また、環境アセスメントの対象とならない規模の小さな事業の積み重ねによる累積的影響の評価が困難なこと、複数の事業者が特定の地域で集中的に事業を行った場合、これらの事業の複合的影響や広域的影響の評価が困難なこと、などが明らかとなってきた（環境アセスメント研究会編 2000）。

これらの課題の解決策が戦略的環境アセスメント（SEA）である。戦略的環境アセスメントとは、個別の事業実施に先立つ戦略的な（strategic）意思決定の段階、すなわち、政策、計画、プログラムを対象とした環境アセスメントである（環境アセスメント研究会編 2000）。

環境アセスメントに比べてSEAはより早いタイミングで、より幅広い環境保全対策を検討することが可能である。また、SEAは上位の政策・計画を対象とすることで特定地域の環境への累積的影響を評価し、交通

ネットワーク等を広域的視点から評価できることから、環境アセスメントの限界を補うだけでなく、環境に著しい影響を与える政策・計画の策定にあたって環境への配慮を意思決定に統合する点（意思決定のグリーン化）でも意義がある（環境アセスメント研究会編 2000）。

戦略的環境アセスメントの手法にはいまだ定説はなく、いわば試行段階であるが、世界銀行などの国際援助機関、欧米先進諸国や日本の地方自治体などで実施されてきており、持続可能な開発を可能にする有力な意思決定支援手法として期待されている。

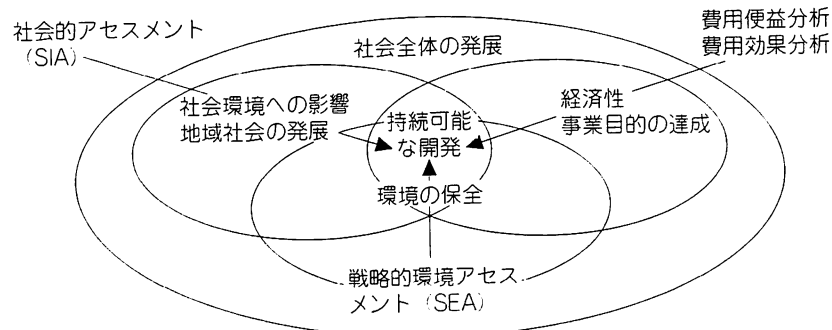
4 おわりに

本章は、政策評価にかかわる環境評価手法として、経済的評価手法と技術的評価手法について紹介した。

環境の経済的評価手法と技術的評価手法は、現在、最も標準的な環境の評価手法である。日本では環境アセスメントに代表される技術的評価手法の制度化が行われてきたが、経済的評価手法の導入は遅れている。一部の公共事業などでは、うちうちに費用便益分析が行われているが、その結果が一般に公開されることはまれで、測定の根拠や妥当性などにおいて問題が多い。

さらに、環境の技術的評価手法や経済的評価手法は、開発による歴史・文化的側面への影響、少数民族（マイノリティ）やジェンダー（社会的性差）への影響といった社会的評価手法とあわせて使用されることが望ましい。持続可能な開発の達成のためには、環境、経済、社会という3つのボトムライン（スリー・ボトムライン）の持続性が重要であり、そのためには技術的アセスメント（EIAおよびSEA）、経済的アセスメント（費用便益分析や費用効果分析）、社会的アセスメントという3つの手法による総合的評価が不可欠である。図4にこれらの関係を示した。

また、技術的・経済的・社会的評価手法にも基づく総合的評価手法を活用し、持続可能な社会を形成するためには、こうした手法・プロセスを制度化するとともに、手法を使いこなし、情報公開などによりプロセスを開かれたかたちで効果的・効率的に運用する社会的能力の形成が重要である（松岡編 2004；井村・松岡・下村編 2004）。



出所：環境アセスメント研究会編（2000：19）をもとに筆者作成

〈図4〉 持続可能な社会形成のための総合的評価の考え方

社会的能力の形成は、キャパシティ・デベロップメント（Capacity Development）として、1990年以降の国際開発政策および国際援助政策の主要なアプローチとなっている。キャパシティ・デベロップメントのためには、現在の社会の能力水準を評価し、次に目指すべき能力水準を明確にすることが必要で、こうした手法はキャパシティ・アセスメント（Capacity Assessment）といわれている（Matsuoka *et al.* 2005）。

環境評価の政策利用のためには、技術的・経済的・社会的評価手法の開発や制度化だけではなく、社会の能力開発そのものが求められていることをしっかりと認識しなければならない。

[引用・参考文献]

- 井村秀文・松岡俊二・下村恭民編（2004）『シリーズ国際開発2 環境と開発』、日本評論社。
- OECD編（1999）『環境政策の便益——貨幣評価』、中央大学出版部。
- 大野栄治編（2000）『環境経済評価の実務』、勁草書房。
- 環境アセスメント研究会編（2000）『わかりやすい戦略的環境アセスメント』、中央法規出版。
- 環境省（2003）『平成15年版環境白書』、ぎょうせい。
- 栗山浩一（1998）『環境の価値と評価手法——CVMによる経済評価』、北海道大学図書刊行会。
- サドラー、B. / R. フェルヒーム（1998）『戦略的環境アセスメント——政

- 策・計画の環境アセスの現状と課題』、原科幸彦監訳、ぎょうせい。
- 竹内憲司（1999）『環境評価の政策利用——CVMとトラベルコスト法の有効性』、勁草書房。
- 原科幸彦（2000）『環境アセスメント 改訂版』、放送大学教育振興会。
- 松岡俊二編（2004）『国際開発研究——自立的発展へ向けた新たな挑戦』、東洋経済新報社。
- 森本幸裕・亀山章編（2001）『ミティゲーション』、ソフトサイエンス社。
- 鷺田豊明（1999）『環境評価入門』、勁草書房。
- Kochi, I., S. Matsuoka, M. Memon & H. Shirakawa（2001）“Cost benefit analysis of the sulfur dioxide emissions control policy in Japan,” *Environmental Economics and Policy Studies* 4（4）.
- Matsuoka, S. *et al.*（2005）*Social Capacity Assessment and Capacity Development, 21th Century COE Program Working Paper, 2005-5*, Hiroshima University.
- Row, R. *et al.*（1995）*New York State Environmental Externalities Cost Study*, Oceana Publications.