

第 1 章

視点と目的

第1章 視点と目的

1.1 SEA 研究の背景

1.1.1 はじめに 持続可能な社会形成における SEA

今日、「持続可能な社会づくり」は重要な課題として認められるようになってきた。この課題を共有する諸研究は、対象とする事象・現象の種類や規模において、非常に広範な分野に広がっている。時にこの課題は気候変動や食料供給、ピークオイル等の問題として、地球規模や国際的な視点で扱われ、一方で国や地域、あるいはコミュニティの規模において、資源循環や都市形態、地域固有の文化や伝統の継承といった問題としても扱われる。つまり、単純に研究が対象とするスケールが大きいというのではなく、その対象を捉えるスケールが多様であるということである。これらの研究は、いずれも「持続可能性 (sustainability)」という概念と密接な関わりを持って、あるいはこれを基盤として進められている。

しかし、この概念は初めから学問的広がりを持って生まれたわけでない。「持続可能性」という概念が自然生態系の維持システムと均衡した経済活動 (in equilibrium with basic ecological support system) という観点で学術分野において最初に用いられたのは、農林水産業における研究と言われている (Stivers, 1976)。1930 年代、アメリカでの中部では過耕作による砂嵐(Dust Bowl)が問題となり、土壌保全の研究の中でこの概念が用いられたⁱ。つまり、太陽からのエネルギーが一定の範囲で固定される下で、最大の生産高を得るにはどのようにしたら良いか、が研究の対象になったのである

(Robinson, 1989)。こうして生まれた考え方が最大維持可能収量 (MSY: Maximum Sustainable Yield) であり、この考え方は水産資源開発の分野や林業の分野の最大伐採可能量 (MAC: Maximum Allowable Cut) に広まっていった (例えば、北太平洋漁業協定、1952 年)。その後、特定分野の収益のための維持可能性として用いられていたこの概念が、人間活動を包括的にとらえた社会の存在に対して用いられるようになった (Coomer, 1979)。これに対し、必ずしも生態系を含む自然環境を直接的な対象としない議論としては、1910 年代ごろから米国での地下水開発に関する議論の存在が指摘できる。水収支研究グループ (1973) は Todd (1959) を引用しながら、1910 年代における米国の議論において、「ある地下水盆から持続的に好ましくない結果を生じさせずに揚水できる地下水量ⁱⁱ」と定義される持続性揚水量 (sustained yield) という概念が提起されていた

ことを指摘している。この持続性揚水量の概念は、経済的あるいは地下水障害的リスクのない範囲であることと水収支のバランスが永続的に維持できることの二つの要件から構成されている。つまり、人間活動の持続性を包括的な環境容量の中で指摘している概念とは言えないが、人為的な環境影響による人間活動へのリスクを長期的な時間スケールを持って管理するという点は注目すべき点である。さらに、この概念が 1970 年代の地下水利用に伴う公害問題の中で、リスクと利益を合せて議論するという社会科学的概念として用いられたことを踏まえると、今日の持続可能性の概念の萌芽として捉える事ができる。

そして今日では、社会の持続性を保障するための概念として広く用いられている。それではなぜこの「持続可能性」という概念が広い学術分野に受け入れられるようになったのか。この問いの答えを、今日における「持続可能性」の出発点に立ち返って探すことで、この概念を共有する SEA 研究の位置づけと方向性を考えることとする。

そもそも、今日よく用いられる「持続可能性」という概念は、世界保全戦略 (IUCN, 1980) をうけ、1984 年に国連によって設置された「環境と開発に関する世界委員会 (World Commission on Environment and Development)」通称、ブルントラント委員会ⁱⁱⁱの報告書の中で「sustainable development (持続可能な発展)」として認識されている。これは、「将来世代のニーズを損なうことなく現在の世代のニーズを満たすこと (meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs)」とされ、社会の発展に対する需要を世代間の衡平で議論したものである

(UNWCED, 1987)。この概念は、後の 1992 年国連環境開発会議(通称、リオ会議)において採択され、国際的な合意と共に世界に受け入れられた。この概念が生まれた背景には、1972 年のローマ・クラブによる『成長の限界』で指摘された「地球の資源には制限がある」という考え方がある。このように「持続可能性」という概念は、制約条件を持つ環境の中で、人間活動を行うためには、制約に対応した活動の管理が必要であるという発想であり、この管理のためには、世代を超える時間スケールでの計画的判断が求められることを意味する。この時間的スケールの広がりには最新の文献において「事実と意図、価値を内包する人類の旅の道程あるいはその行き先である」として表現されている (Commonwealth Australia, 2007)。さらに、この概念が世界的に合意されているという意味においては、「持続可能な発展」が先進国と発展途上国の双方に受け入れられる多面的な理解を許容していると考えられる (Kates, Parris and Lieserowitz, 2005)。

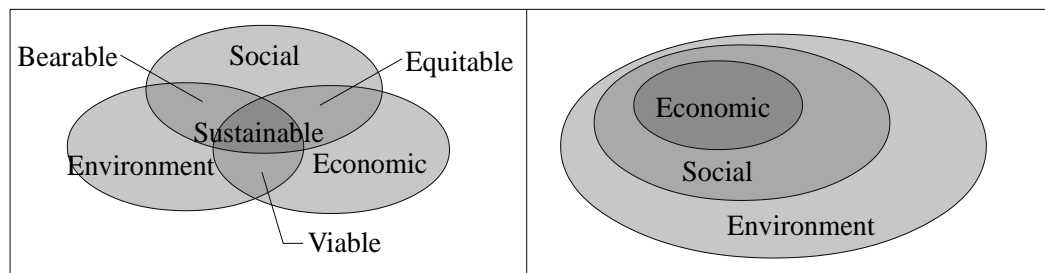
これらの「持続可能性」という概念の解釈に対する、時間スケール及び空間スケールの多様性という性格は、この概念が学術的に広範な用いられ方がなされるようになった要因と考えられる。つまり、この概念が多様な学問に対し多義的な解釈を許容しつつも、強力なメッセージを内包し、そのメッセージが多くの学術領域の目指す方向として受け入れられたからであると考えられる。

今日の「持続可能性」に対する学問的広がりに応ずる、この概念を中心に据えた一つの学術分野を創出しようとする動きが見られる。この動きの第一歩として、先ず学術分野の定義が試みられている。異なる立場に対し多面的な解釈を許容するこの概念が、学術的追求の対象として捉えられるとき、どのような定義をもって分野が規定されるのか。日本国内の研究機関である IR3S^{iv}では次のような定義を行っている。

この学問は、地球システム、社会システム、人間システムの3つのシステム、及びその相互関係に破綻をもたらしつつあるメカニズムを解明し、持続可能性という観点から各システムを再構築し、相互関係を修復する方策とビジョンの提示を目指すための基礎となる学術であって、最終的に持続可能な社会を目指すものである (Komiya H., Takeuchi K., 2006)。

この定義は、時間的側面で状態の維持を表した持続可能性という視点から、問題領域を3つの領域に分類し、それぞれの領域とそれらの相互関係において学術分野の定義を行っている。この定義が基にしている互いに部分を共有し合う3領域の存在という考え方は、以前から想定されてきた環境、社会、経済の3領域が互いに部分を共有し合いながら存在し、その全ての領域が共有される部分において持続可能性が定義されるという三分立構造 (the three pillars Sustainability) の考え方 (図 1.1 a.) に則している (例えば、Adams, 1990^v, 原科, 2005^{vi})。この場合、異なる点として三分立構造における経済にあたる領域が IR3S の定義では社会システムに含まれ、よりスケールの小さな系として個々人の生活様式や価値規範などを人間システムとして捉えている。

一方でこの考え方には、経済活動及び社会活動が基本として自然環境に依存しているという事実を適切に表現できていないとする指摘がある。この指摘に応える代表的な考え方として、環境による経済、社会の境界付^{vii}という考え方がある (例えば、Ott, 2003) (図 1.1 b.)。この考え方に基づいて Porritt (2006) は、「経済は第一のインスタンスであって、これは人間社会に内包されるサブシステムの一つであり、さらにその人間社会は第二のインスタンスであり、それ自体は地球という生物圏のサブシステムである。そしていずれのサブシステムも、それを内包するシステムの限界容量を超えて拡張することはできない。^{viii}」とした。この考え方の場合、やはり環境、社会、経済の3つの領域を前提としているが、サブシステムが上位システムに完全に内包されるとしている。そして、この理解における持続可能性は、この入れ子構造で成立する3つの系が時間的に維持可能な定常状態にあるという理解である。



(a) Three pillars sustainability.

持続可能性の概念を社会、経済、環境の3要素で構成し、各要素の重複する領域においてジゾク可能性の成立を示唆する。一般的に、社会、経済、環境の均衡を主張する際に用いられる。(Adams, 1990)

(b) Economy and society bounded by the environment.

Three pillars の考え方に対して、経済、社会は環境という環境というホストシステムによって境界付けられるという理解を明確にするための持続可能性の概念図。(Ott, 2003)

図 1.1 社会、経済、環境と持続可能性の概念図

これら二つの考え方を横断する概念として二つの考え方がある。ひとつは、Sadler and Verheem (1996) の提起した、三分立構造を生物圏の制限が包含するというものがある。この場合、三分立の要素はそれぞれ社会の目標、経済の目標、環境の目標となり、人間活動の目標として定義され、それらを超越的に包含する自然生態系が制限するという構造である。そしてもうひとつは、原科 (2005) が提示する順位づけられるとする考え方である。この考え方では、まず環境の持続可能性 (Environmental Sustainability) が確保されることを前提とし、その上で社会の持続可能性 (Social Sustainability) と経済の持続可能性 (Economic Sustainability) が保障されるという優先度の重みづけをおこなっている。

以上の例示は、この持続可能な発展という概念の有する多様な理解の一部にすぎないが、いずれの定義においても人間活動を、社会という単位でのふるまいと経済活動のふるまいや個人単位の活動のふるまいといった、社会の部分的な活動におけるふるまいに分けて、その間の相互作用を考えている。同時に、この社会と社会の部分という二つの系とともに存在するのが天然資源や生態系といった環境の系であり、この系もまた他の二つの系と相互に影響を及ぼし合っている。ここに例示した定義において異なるのは、その三つの系の相対的な関係である。しかし、それぞれの系のスケールを考えれば、そこに相対的な階層という概念を導入することは自然な理解であり、社会は環境のサブシステムであり、経済は社会のサブシステムとして捉えられる。であるとすれば、そのホストシステムにあたる環境がサブシステムに対して相互作用を通じて制約条件を要求するものといえる。つまり、社会システムは、ホストシステムである環境と自身のサブシステムの間位置づけられ、その相互作用において、ホス

トシステムである環境の制約要求を自身のシステムに取り込むと同時に、サブシステムである経済へと媒介する。社会システムにおいてこの機能を担うための自発的に自身のふるまいを規定する行為が意思決定である。しかしながら、持続可能な発展の概念そのものは、この社会の意思決定において、環境、社会、経済がどのように統合されるかについて厳密な定義を示唆していないという指摘もある（高村, 2002）。この社会の意思決定は部分的には国際的な憲章や国の法規によって方向付けがなされるが、やはりすべてが事前確定的に規定されるものでもない。つまり、そこには制度という社会的意思決定の機構に則った、意思形成という社会構成員の営みがあり、これによって意思決定は完結する。そしてこの行為を支援する目的で用いられるツールのひとつが戦略的環境アセスメント：SEA (Strategic Environmental Assessment)である。

SEA は一般的に、政策や計画といった将来に向けた社会的な意思決定を、環境や経済、社会に対する影響を予測し評価することで、支援するものであるといわれる。つまり SEA は、自然環境に加え社会及び経済を含めた、包括的な対象との間で戦略という長期的な視点で社会システムのあり方を選択することを実現するための仕組みである。そしてこのことこそが、「SEA は持続可能な社会づくりのための重要な手段のひとつである」、ということの意味している（例えば、Clark, 2000、原科, 2000、Gibson, 2006）。本研究の冒頭においてこの持続可能性の概念と SEA の間の関係の整理を図ったのは、環境のみを施策の対象として捉える環境行政^{ix}の枠において SEA が議論された場合、その目的とする持続可能な社会形成への寄与を限定的にしか議論できないと考えたからである。しかしながら、施策対象を環境、社会、経済と横断的に捉え、それらの戦略を統合するための具体的な方法に対して SEA がどのように寄与しうるかに関しては未だ手探りの状況にある。

1.1.2 SEA の導入

i 日本における SEA の導入

SEA に関する議論のはじまりは、必ずしも上述のような整理を踏まえた、持続可能な社会形成を掲げた意思決定ツールとして捉えるという形ではなかった。むしろ、意思決定ツールとして先に広く普及した事業実施段階で行われる環境アセスメント^xの延長として、その必要性に対する認識は高まった。そこでまず SEA の整理の出発点として、事業実施段階の環境アセスメントの関係から整理していく。とりわけ、我が国における SEA は、事業実施段階の環境アセスメントが導入される時期から、同一の枠組みで議論され、事業実施直前の段階で行われる環境アセスメント、いわゆる事業アセスと対をなす形で捉えられてきた。

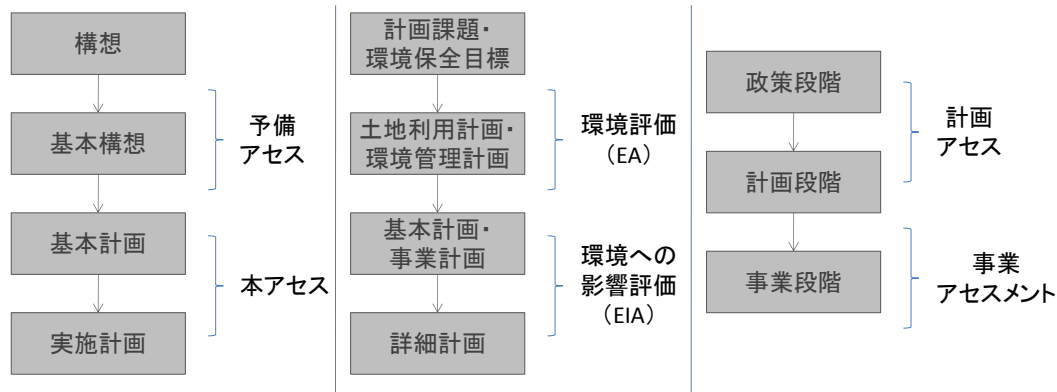
例えば、我が国において環境アセスメントの揺籃期における代表的な文献である島津（1977）は、公共事業の段階を構想段階、基本構想段階、基本計画段階、実施段階

の4段階に整理した上で、基本計画に対して実施する環境影響評価を本アセスとし、基本構想の段階で予備アセスを実施することを提唱した（図 1.2 a.）。この整理では、本州四国連絡橋の整備を例に、本州四国間の、船舶輸送能力を超過する輸送需要が認定される段階を構想段階とし、基本構想段階では、輸送モードの検討や大まかな位置の検討の段階としている。そして実際に環境影響評価が実施されるのは、ルートの設定や構造といった基本計画段階、実施段階である、としている。この段階では、十分な環境配慮施策を検討できないとして、この段階で行う環境影響評価を本アセスとした上で、抽象的な段階であっても、既存文献などを用いることで、本アセスで実施する環境影響評価の深度^{xi}を決定し、本アセスにおける負担を軽減できる、としている。当時、日本のみでなく欧米においても SEA という言葉は普及してなかったが、意思決定の内容が具体化した段階における環境アセスメントの限界を上位の検討段階に求めるという点で SEA に共通する概念が提示されていると言える。

山村（1980）は、島津の指摘に加えて、環境政策の体现のための環境システムという観点から同様の予備アセスの必要性を指摘している。これによると、行政は環境の質の管理のために計画を立て、政策決定をするに際してはそれに基づき総合的な評価によって同計画に適合する意思決定を行い、実施過程においても再評価を重ねながら環境を管理していくというシステムが必要であり、このシステムにおいて環境アセスメントの必要性が定式化される。つまりこの環境管理のシステムは、①環境政策の樹立にはじまり、②計画課題の解決及び環境保全の両者の目標設定と目標達成のための計画（それぞれ、土地利用計画、地域環境管理計画）、③基本計画、事業計画、詳細計画の一連の決定、④意思決定、⑤モニタリング、再評価、見直しの5段階に対して行われる包括的な環境配慮のシステムである。そしてこの中で、②計画課題の解決及び環境保全の両者の目標設定と目標達成のための計画を対象に実施される環境面からの評価が環境評価（EA：Environmental Assessment）である。

これは、③基本計画、事業計画、詳細計画の一連の決定に対して事業効果評価と同時に行われる複数回の環境アセスメント（山村はこれをミクロアセスメントと呼ぶ）が環境への影響評価（EIA：Environmental Impact Assessment）に先立って行われることから、上位計画を対象とするSEAに該当するといえる。そして、この環境評価（EA）と環境への影響評価（EIA）がセットで意思決定前のトータル・アセスメントシステムをなす。

この整理に基づけば、事業計画が具体化した段階で実施される環境への影響評価の前段階であって、上位計画に当たる土地利用計画や地域の環境管理計画に対して環境



- (a) 島津（1977）による、SEA に該当する予備アセスの概念。事業実施段階における環境アセスメントを本アセスとし、それに先立つ環境アセスメントを予備アセスとして、その必要性を指摘した。
- (b) 山村（1980）による、SEA に該当する環境評価（EA）の概念。環境政策から、個別の開発事業における環境配慮までの環境管理システムが必要とし、その一部分として環境評価（EA）をとらえ、その必要性を指摘した。
- (c) 原科（1994）による、SEA に該当する計画アセスの概念。事業実施段階における環境アセスメントを事業アセスメントとし、それに先立つ環境アセスメントを計画アセスとして、その必要性を指摘した。

図 1.2 日本における SEA に該当する初期の概念

評価が実施される。そして、ここでは、環境評価が、島津（1977）が指摘した環境アセスメント免罪符論に応えるものとして、事業実施の段階における環境への影響評価の限界の克服を担うという考え方に加えて、環境の質の維持という観点での必要性が示唆されている。この環境の質の維持という観点では、環境の質を管理する体系的な制度体制が求められ、それも最も上位のレベルで方針づけるのが環境政策であり、この政策に基づいて個々の地域における環境管理の目標として保全すべき環境要素と維持すべき環境の質を特定するのが地域の環境計画である。そして、この環境管理の目標と並んで特定される各種計画分野の計画目標がある。この計画目標と環境管理目標を特定するためのツールとして、当該地域における環境の状態を分析し定式化するのが環境評価（EA）である。このように山村（1980）は、事業実施の段階における環境アセスメントの限界を議論の出発点にしながらも、新たに環境管理という視点で、SEAの必要性を説いている。

原科（1994）は環境影響評価法制定前の時点で、当時すでに公共工事を対象に普及

していた閣議了解に基づく環境影響評価（閣議アセス）を念頭に、その改善点として住民参加手続きの充実にならんで計画アセスメントの導入を指摘している。この背景には、島津（1977）が予備アセスの必要性を指摘した当時に比べ、事業段階の環境アセスメントが普及したものの、当初環境アセスメントの重要な要件として代替案が閣議アセスでは普及しなかったという事が挙げられた。このような状況に照らして、代替案の検討が可能な、より早い段階での環境アセスメントの必要性が明確になったとしている。そしてこれを計画アセスと呼び、計画段階に加え政策段階も対象としうとした（図 1.2 c.）。また、この点に関しては日本各地で住民からの要求も強いと指摘している。そして、成長管理政策の策定を例に、広域的な環境管理の視点が、上位段階の意思決定における環境配慮として重要な役割を果たすことを示している。同時に、個別の開発行為における累積的な影響を考慮することのできる手段としても、土地利用計画で対応する事柄と合わせて計画段階の環境アセスメントの必要性を主張している。島津（1977）が指摘した、予備アセスによる本アセスの負担軽減という視点に対しては、原科（1994）はティアリングによる効果として指摘している。政策段階から計画段階、事業段階と、複数の段階で複数の環境アセスメントが実施される場合においては、環境アセスメントの結果を積み重ねて、上位段階の環境アセスメントの結果を用いることで重複を避け、後の段階における環境アセスメントを効率的にする工夫があると指摘している。

このように、日本における環境アセスメントの揺籃期や普及期であって、戦略的環境アセスメントあるいは SEA という用語が用いられる以前から、SEA に相当する概念が環境アセスメントの枠組みで議論され、その理論や経験から、SEA の必要性が指摘されていた。そこで、これまでの日本における SEA の導入の経緯を整理するにあたっては、先に普及した事業段階で行われる環境アセスメントから議論していく。

■国における SEA 導入

現在、我が国では 1997 年に制定された環境影響評価法に基づいて、事業の実施される前に環境アセスメントが行われている。環境影響評価法制定以前は、閣議了解された手続きとしてアセスが行われ、閣議アセスと呼ばれていたが、法制定後は閣議アセスの手続きが改善されると同時に、法的根拠が与えられた。アセス法の制定によって改善された点は、主に下に示す 8 点である（原科、2000）。

- 対象事業において第一種には例外が認められない
- 横断条項が設定され、許認可へ反映される
- 環境大臣の意見提出が全ての場合に可能
- 意見募集の対象が限定されない
- スクリーニングの導入
- スコーピングの導入

- 影響回避・低減努力の明示、調査等委託先の明示
- 事後のフォローアップの導入

この結果、日本におけるアセス制度は事業実施における環境配慮の重要な手段として認識されるようになった。しかし、アセス法に基づくアセスの多くは、事業着工の直前に実施され一般に事業アセスと呼ばれる。この事業アセスでは、既定の上位計画の枠の中で、環境への悪影響をどのように最小限に抑えるかが焦点となる。つまり、上位計画での決定に基づく個別の事業計画を対象としていることから、次のような課題が指摘されている（原科、2000）。

- 事業計画の内容の多くが規定されているため、環境影響回避の為に検討できる幅が限られている
- 関連する他の計画との整合を測りにくい
- 検討する環境影響の範囲が狭義に限定的である
- 広域・長期的な累積影響などへの対処が困難
- 複数の計画・事業による複合的な環境影響への対処が困難

これらの課題を克服するために、公的機関においては、事業段階より上位の計画策定過程で実施する SEA の導入が模索されてきた。さらに今日では、財政構造改革のための公共事業の見直しや、市民参加・合意形成型のまちづくりの重要な手段として、SEA の社会的要請が高まっている。また、事業主体とは異なる第三者的な主体が関与することにより意思決定の透明性を高めることも期待されている。このように、SEA の必要性が広く認識された背景には、閣議アセスによる経験と環境影響評価法の制定に伴う、環境アセスメントの普及から認識された事業実施の段階における環境影響評価による環境配慮の限界があった。このような SEA の必要性の認識から SEA 制度が普及していく。

この SEA の普及において国レベルで明示的になったのは、1997 年の環境影響評価法の付帯決議であるといえる。アセス法の審議当時、同時に SEA について審議され、衆議院および参議院の付帯決議として、

「上位計画や政策における環境配慮を徹底するため、戦略的環境影響評価の調査・研究を踏まえて、制度化に向けて早急に具体的な検討を進めること」

として採択された。この決議を受けて、環境省(当時環境庁)では「戦略的環境アセスメント総合研究会(通称SEA 総合研究会)」を立ち上げ、これをはじめSEA に関する調査・研究を行ってきた。このSEA 総合研究会は8 年を超える期間に、20 回を越える会合を経て、2007 年3 月にSEA 導入のガイドライン「戦略的環境アセスメント導入ガイドライン」(以下、SEA 導入ガイドライン)を策定するに至った(戦略的環境アセスメ

ント総合研究会, 2007)。このSEA 導入のガイドラインが策定されこともあり、各事業種で実施に向けた検討体制が整いつつある。

具体的には、国土交通省がまとめた公共事業の構想段階における計画策定プロセスガイドライン（2008）が挙げられる。このガイドラインは社会資本整備重点計画法（平成15年法律第20号）に基づき策定された社会資本整備重点計画において位置づけられている、社会資本整備の推進にあたっての住民参加を充実させるという方針に則ったもので、「国土交通省所管の公共事業の構想段階における住民参加手続きガイドライン」（2003）による情報公開・提供と関係者および住民の計画策定への参加の促進を図るガイドラインに続くものである。このガイドラインでは、構想段階における計画策定プロセスを、社会、経済、環境等の多様な観点から総合的な検討にもとづいて行われるものとし、これによって計画を合理的に導き出す過程を住民参加による透明性のあるものとして進めていくとしている。このことから、当該ガイドラインは、戦略的環境アセスメントを含むものと理解され、環境省のSEA導入ガイドラインをうけて、事業所管官庁が当該事業種における運用のために作成した初めてのガイドラインとして理解される。

国土交通省においては、「那覇空港構想段階PIのためのレポート、滑走路増設案の決定に向けて」を作成し、この中で滑走路増設を、滑走路長及び、離岸距離のパラメータを変化させることで複数の代替案と増設しない場合の案（ノーアクション）を設定し検討してきた経緯を説明している。また、検討の結果実現可能性が高い二つの案に対し、①事業の必要性に対する空港能力、②利便性、③事業効率性（費用便益分析）、④地域社会への経済効果、⑤自然環境、⑥社会環境、⑦将来性の評価項目から影響を予測評価し、総合評価を付している。このレポートを意思決定前に作成し、公衆意見を募集することで意思決定に反映することを目指している。これは、環境省の提示したSEA導入ガイドラインにおけるSEAの概念を満たすものであることから、国レベルのSEAの最初の案件として見るができる。

■自治体におけるSEAの導入

これらの国レベルの取り組みに対し、自治体では国とは異なる独自の取り組みでSEA導入が進められた。自治体を対象とした網羅的な調査では、2002年1月の時点において、都道府県及び政令市など、全59自治体を対象とした調査がある。この調査では、4自治体においてSEAの導入がされたとしている（原科, 持木, 2002）。この調査に続いて同様の形式で行われた2006年のパネル調査では、SEAを導入した自治体が8自治体となったことが明らかにされた（原科, 杉本, 清水谷, 2007）。この2つの調査では、SEAの定義において評価方法や透明性・公衆関与の要件を部分的に緩和したものを採用しており、単純に自治体においてSEA導入が進んだとはいえないが、導入に対し前進している自治体があることは確かである（表 1.1）。

表 1.1 自治体における SEA 制度及び SEA に準ずる制度の導入の状況^{xii}

施行	自治体	制度名	制度根拠
1994 年 10 月	川崎市	環境調査制度	条例
1995 年 7 月	横浜市	事業調整制度	要綱
1998 年 4 月	三重県	環境調整システム	要綱
1999 年 4 月	高知県	文化環境評価システム	要領
2000 年 10 月	仙台市	環境調整システム	要綱
2001 年 4 月	滋賀県	イベント・広報事業に係る環境配慮指針 公共建築に係る環境配慮指針 環境こだわり指針（公共事業）	
2002 年 4 月	埼玉県	埼玉県戦略的環境影響評価	要綱
	神奈川県	環境配慮評価システム	要綱
2002 年 10 月	岐阜県	環境スクリーニング	
2003 年 1 月	東京都	東京都計画段階環境影響評価	条例
2003 年 4 月	島根県	島根県環境配慮指針	
	広島県	環境配慮ガイドライン	要綱
2003 年 7 月	富山県	富山県公共事業環境配慮指針	
2003 年 12 月	京都府	環境の公共事業行動計画	
2004 年 1 月	茨城県	環境配慮システム	要綱
2004 年 4 月	広島市	広島市多元的環境影響評価	要綱
2004 年 10 月	京都市	京都市戦略的環境影響評価	要綱
2006 年 9 月	北九州市	北九州市環境配慮指針	
2007 年 4 月	栃木県	栃木県公共事業配慮指針	
2008 年 4 月	千葉県	千葉県計画段階環境影響評価	要綱

日本計画行政学会 SEA 研究専門部会 第一回参考資料「SEA の近年の動向」(杉本 卓 作成)
を参考に筆者一部修正。2009 年 6 月現在、千葉県以降の新たな SEA 制度の制定は見られない。

このように、日本国内の複数の自治体において SEA あるいはこれに類似、準ずる制度が導入されている。現在も浜松市や静岡市、新潟市など複数の自治体で SEA 制度の導入が図られている（浜松市環境審議会, 2008、静岡新聞, 2008、新潟市環境審議会, 2008）。これらの自治体における制度導入は、厳密にはそれぞれの制度が異なることに加え、運用も及び実績も大きく異なっている。そのため、一概に自治体において SEA 制度が普及しつつあるとは言えないが、少なくとも SEA の必要性は議論され、類似する制度が制定されていることは事実である。

ii 海外における取組

同様の背景から、海外では政策及び計画策定の段階における環境配慮の必要性をうけて上位の意思決定段階で実施される SEA の導入が進んでいる。

■欧米における取組

米国では、国家環境政策法(National Environmental Policy Act. 1969 : NEPA) が世界における SEA の先駆けとして制定された。NEPA に関する詳細は第 3 章で整理するが、この連邦法により、連邦政府の行う事業や計画、政策、法案の決定の中で、環境に影響が考えられる主要な行為はすべてがアセスの対象となり、SEA の 1 つとして認識されている。

このように米国では世界に先駆けて SEA を導入し、運用してきた歴史がある。また、この NEPA による SEA は同様の法律で複数の州でも導入された。これらの州では、連邦制度とは異なり、独自の運用と法改正が行われている。年間の NEPA による SEA の運用件数は統計が取られていないため正確には把握できないが、EIS の作成数が 500 件程度であることから、EIS を作成する NEPA プロセスが 250 件程度実施され、そのうちの 1 割が政策、計画、プログラム段階で実施されていると仮定すると、20 件程度と考えられる^{xiii}。

カナダは、1973 年に政府令として環境アセスメント制度を導入したが米国とは異なり、事業段階に限られていた。カナダにおいて SEA が導入されたのは 1990 年の政策及び計画案の計画評価手続きに関する指令からである。この指令によって、連邦機関が政策及び計画を閣議提案する際に評価書の添付が義務付けられた。

一方、ヨーロッパ諸国では米国に遅れて SEA を導入することとなった。ヨーロッパでの SEA 導入は、主として欧州連合(EU)が中心的な役割を果たす。EU の前身である欧州共同体 (EC) では、1970 年代当初から NEPA の制定をうけて SEA の議論が行われた。1978 年に作成された EIA(Environmental Impact Assessment) 指令^{xiv}第 1 次案では政策・計画・プログラムが対象に含まれていた。しかし、SEA の技術と手続きに関する検討が不十分であったとして EU の EIA 指令(1985)^{xv}は事業段階に限定されることとなった (Therival, *et. al.*, 1992)。この時点で、SEA の導入を先送りしつつも、EC 加盟各国で合意の出来た EIA^{xvi}に限る形で指令発行に至った背景には、環境対策の間に生じる不均衡によって経済競争基盤に差異が生じる事を避ける政治的情勢の存在が指摘されている (McCormic, 2001)。

この後、EU による SEA 導入の義務化はイギリス、フランス、ドイツなどの主要な構成国^{xvii}の反対を受け難航し (Hamblin, 1999)、2001 年の EU 指令まで持ち越されることとなった。2001 年 5 月 31 日に欧州議会において、同年 6 月 5 に欧州委員会で採択された。この SEA 指令は前文、15 ヶ条項、2 つの付属章から成り立っており (European Union Directive, 2001^{xviii})、構成国は 2004 年 7 月までに SEA 手続きを国内法化することが求められていた。この間には、ヨーロッパの中で独自に SEA を導入した国や地域も現れ

た。

イギリスのイングランドでは、1992年の計画策定指針（PPG12）^{xix}において計画策定主体が開発計画の策定にあたって環境面だけでなく、社会・経済面の影響評価を合わせた持続可能性評価（SA：Sustainability Appraisal）の実施が言及された。また、2004年には計画・プログラムへの環境アセスメント規則（Environmental Impact Assessment Regulation 2004）を制定し、土地利用のみでなく全面的にSEAが導入された。オランダは1987年の段階でEIA法を制定し、この中で空間計画の作成にあたりSEIA

（Strategic-EIA）の実施を義務付け、SEAが導入された。また、1995年には全法案の上程にあたって環境テスト（E-test）の実施を内閣指令で義務付けている。このように、ヨーロッパ諸国ではEUの枠組みと各国の取り組みによってSEAの導入が進んでいる。

現時点での欧州におけるSEA制度の最新の導入状況を概観するために、SEA指令の達成状況について見ることにする。SEA指令は、EU加盟国に対し2004年7月21日までにSEA指令に従うために必要な国内法、政令、行政規則等の法令を整備し、EUの所管委員会に報告することを義務付けている。2004年の時点でポルトガルやドイツなど複数の国、地域でSEA指令の転置^{xx}されなかったことが確認されたが、欧州委員会が2009年1月にまとめた最終の調査報告書では27のすべての加盟国で転置が行われたことが確認された（European Commission, 2009）。

一方、SEA指令への適合確認が行われたのは14の構成国であり、このうち10の構成国では、転置されたそれぞれの国内法規において、SEA指令に対する不適格性が確認されている。このことから、27すべての国で外形上はSEAが制度上は導入されたが、SEAの手続き規定を含めて検証した場合には、多くの国においてSEA制度がSEA指令に適合する形で整備されたわけではないことが明らかにされた。また運用実績に関して、年間のSEA手続きの実施件数が最も多いフィンランドでは1500件、次いで英国では年間400-500件程度、フランスでも平均400件^{xxi}程度である。

■アジア、オセアニアにおける取組.

SEA導入の動きは欧米以外のおセアニアやアジアにも見られる。例えば1991年にニュージーランド政府は資源管理法（RMA：Resource Management Act.）を制定し、政策の策定、計画の策定に対してSEAを実施することを規定した。台湾は1994年にそれまで政令（アセス政令：1985）で実施されていた環境アセスメントを環境アセスメント法として制定し、この中で計画策定の段階の意思決定を対象とすることでSEAを導入した。2003年には中国がEIA法を制定し、この中でEIAとSEAが包括的に規定され、SEAが導入された。2005年には韓国が環境アセスメント法（1999年）の一部を改定する形で事前環境評価システム法を制定しSEAの実施が進められた。

■開発援助における取組.

SEAは先進国の政府においてその必要性が認識され、自発的に制度導入が進められてきた。一方、途上国におけるSEA導入に関しては開発援助の活動がその駆動源を担

ってきた。この動きを制度的に支えてきたのが、国際援助機関における業務手続を規定する手続きマニュアルや環境政策である。

これらの背景として 1970 年代から 80 年代にかけて、国際開発の活動に伴う自然環境や社会環境への負の影響がジャーナリズムや NGO の活動によってひろく報道されたことがある（臼井, 2005、Lee and George, 2002）。このようにして社会的に認知された負の影響を回避するため、各援助機関において環境配慮の制度が導入されていった。この中で最初に挙げられる代表的なものが 1984 年の世界銀行「環境に関する業務手続きマニュアル既定（OMS 2.36）^{xxii}」である。この制度によって、世界銀行が開発援助の融資業務を意思決定するに際して、環境影響の把握と影響低減措置の特定を行い、この情報を合せて融資審査が行われるようになった。

この後、1985 年には先進国のクラブである経済協力開発機構（OECD）において「開発援助プロジェクト及びプログラムに係る環境アセスメントに関する理事会勧告」が採択された。この OECD 理事会勧告では、開発援助行為の性格、規模及び立地場所のために環境に著しい影響を及ぼす可能性のある開発援助プロジェクト及びそのプログラムに際しては、可能な限り早い段階で適切な程度に環境の観点からアセスメントが行われることを求めている。また 1986 年には、「開発援助プロジェクト及びプログラムに係る環境アセスメントの促進に必要な施策に関する理事会勧告」が OECD によって採択された。これは、環境アセスメントの実施を規定した環境政策の公式な採択を積極的に支持し、計画、実施、監督における責任体制を確立すると同時に時宜を得た費用効果のよい方法で実施するのに十分な人的、財政的資源供与の保障を求めている。さらに 1989 年には「二国間及び多国間援助機関におけるハイレベル意思決定者のための環境チェックリストに関する理事会勧告」が採択された。これは二国間（Bilateral）の援助機関及び多国間（Multilateral）の援助機関の開発援助業務にあたって、資金援助が提案されている開発プロジェクトおよびプログラムの確認、計画、実施、評価において環境の側面が考慮されることを確保することを要求している。これらは、国際開発援助にあたって、個別のプロジェクトのみでなく、複数の個別プロジェクトを含むプログラムレベルや計画の段階、あるいは地域別やセクター別の方針を示す総合計画の段階から環境アセスメントを実施することを求めている。また、非自発的住民移転の問題に代表されるような社会影響もスコープに含んでいた。このことから、これらの OECD の一連の勧告は単なる事業段階の環境アセスメントに対する勧告ではなく、SEA を含むものであったと言える。

こうした背景の中で、世界銀行は 1989 年に OMS2.36 を改定し「環境アセスメントに関する業務指令（OD: Operational Directive 4.00）」を制定した。さらに 1999 年には OD4.00 は環境アセスメントに関する業務方針（OP: Operational Policy 4.01）として再整備された。この OP 4.01 では環境アセスメント（Environmental Assessment）はプロジェクトサイクルの各段階に対応する手続きとして定められている。そしてこの OP4.01 はこの他

の業務方針とファミリー^{xxiii}として環境社会配慮制度の体系をなしている。これらは、世界銀行がその業務の中で SEA を実施するための基盤としての根拠をなしてきた。しかしながら、世界銀行が行う政策借款や構造調整プログラムなどの極めて上位の意思決定レベルにおいて、必ずしも SEA が実施されることが制度的に保障されてはおらず、この段階の SEA の実施は 2000 年以降重要な課題として捉えられてきた。Ahmed and Sanchez-Triana (2008) によると、この問題に対処するための施策の一つとして、これ以降 SEA の研究とパイロットプロジェクトが実施され、近年 SEA に関する新たな知見の体系化が図られている。そしてこの取り組みの一つの成果として、新たな業務方針 OP/BP 8.60 として政策借款に係る環境アセスメントを規定し、政策形成における SEA の実施を保障し、政策形成と SEA の統合を図ることを規定した。

これらの国際開発援助分野における制度的進展は我が国の政府開発援助機関である JICA においても同様に見られる。当時、二国間援助のうち贈与に当たる部分の技術協力と無償資金協力の調査を実施していた JICA は、1988 年の第一次環境分野別援助研究会の提言をうけて、「環境配慮ガイドライン」を制定した。このガイドラインでは、自然環境影響に加えて、地域社会への影響を含めた環境要素に関して、事前審査の段階でスクリーニング及びスコーピングを行うことを規定していた。この後、2000 年には他のドナー機関との環境社会配慮制度の差異や社会的認識の変化からガイドライン改定の取り組みが進められた。この中で有識者委員会での議論やパブリックコメントを経て策定されたのが「環境社会配慮ガイドライン（2004 年）」である。そしてこのガイドラインにおいて明確に SEA が位置付けられることとなった。しかしその位置づけは、この環境社会配慮ガイドライン「1.5 JICA の責任」において示されたもので、SEA の実施は義務ではなく、その考え方を反映させるように努めるという、いわゆる努力規定^{xxiv}というかたちで規定された。

以上の日本国外における SEA に関する動きと、国際開発援助分野における SEA に関する動きをまとめたものが表 1.2 である。

表 1.2 国外における SEA に関わる動き

西歴（年）	国・地域・機関名	事項
1969	米国	国家環境政策法 NEPA 制定： Programmatic-EIA を含む.
1985	EC（欧州共同体）	EIA 指令： 全政策分野で計画段階の環境アセスを声明.
1984	世界銀行	環境に関する業務手続きマニュアル既定 OMS 2.36
1986	オランダ	EIA 法： 国・地域計画に EIA を適用. SEIA と呼ばれる.
1989	世界銀行	Operational Directive 4.00 Annex A： アセス制度化
1990	カナダ	政策及び計画案の環境評価手続に関する指令： 連邦機

		関が政策・計画を閣議提案する際、評価書を添付.
1991	UNECE (国連欧州経済委員会)	エスプー条約: 越境影響に対する EIA の政策・計画段階への適用の努力を求める宣言を採択.
	英国	政策評価と環境: SEA 実施のガイドライン.
	ニュージーランド	資源管理法 RMA: 政策段階から SEA の対象.
1992	英国	計画策定のガイドライン PPG12: 開発計画における SEA・持続可能性評価のガイドライン.
1993	デンマーク	SEA 行政指令: 持続可能性の構築が掲げられる.
	フランス	自然保護法: 改正により SEA 導入
1994	台湾	アセス法: 1985 年来の政令アセス.
1995	オランダ	環境テスト: 法案に対して環境評価を実施.
1996	スウェーデン	計画・建築法: 改正により計画段階の SEA 導入.
1997	米国	環境諮問委員会 CEQ: 実効性に関するレビューで NEPA 作業部会が上位段階の EIA の実施強化を指摘.
1998	UNECE	オーフス条約: 環境に関する情報・意思決定の参加・司法へのアクセスに関する条約.
	フィンランド	SEA ガイドライン: 行政規則として施行.
1999	世界銀行	Operational Policy/Bank Procedure 4.01 環境アセス: 世銀の意思決定へ包括的に適用.
	英国	PPG12: 開発計画の一部で SEA (持続可能性評価) 義務.
2001	世界銀行	環境戦略採択: 早い段階の統合的な SEA を掲げる.
	EU (欧州連合)	環境行動計画: 各種政策と環境配慮の統合を決定. SEA 指令: 2004 年 4 月までの国内法化を義務付ける.
2002	IAIA	SEA 実効性基準: 統合・持続可能性・参加・説明責任など 6 つのパフォーマンスの基準を発表.
2003	UNECE	キエフ条約: UNECE に加え、北米、中央・西アジア諸国が SEA 議定書採択.
	米国	NEPA レポート: 上位段階のアセスを強化するため、計画プロセスとの早い段階における統合を提案.
	中国	EIA 法: EIA と SEA を包括的に規定.
2004	世界銀行	OP/BP 8.60 政策借款アセス: 政策形成における SEA を保障. 政策形成と SEA の統合.
	JICA	環境社会配慮ガイドライン策定、SEA を努力義務化.
	英国	計画・プログラム段階の環境影響評価規則:

		強制土地収用法： 改定により土地利用計画と SEA の統合.
	フィンランド	SEA 規定： 省令として土地利用計画に対して SEA 義務.
2005	ドイツ	SEA 導入法： 従来の EIA に計画段階の SEA を統合.
	韓国	事前環境評価システム法改正： 1999 年法改正. SEA の本格実施.
2006	ギリシャ	Joint Ministerial Decision (JMD) 107017/2006 において環境に係る計画及びプログラムの環境アセスメントを規定.
	オランダ	環境管理法 Chapter 7 及び 環境アセスメント令 (Staatsblad 2006,336 & 388) を改定.
	スロバキア	環境アセスメント法 part II (国家、地方、地域レベルでの SEA の実施), part IV (越境影響への対処) を改定.
2007	ポルトガル	法令 232/2007、380/99、316/2007 によって環境に係る計画及びプログラム、土地利用計画に対する SEA の実施を規定.
	デンマーク	2004 年環境アセスメント法 (法令 316) を改定し計画プログラムに関する SEA を規定 (法令 1398/22 Oct. 2007) .
2008	オーストリア	連邦環境アセスメント法 Federal Law Gazzette I 112/2003, Vienna 改定により SEA を規定.
	アイルランド	法令 SI435/2004 及び法令 SI436/2004 改定により計画及び開発行為に関する SEA を規定.

筆者作成. 海外における主要な動きをまとめたもので、記載がすべての動きを網羅するものではない.

1.2 SEA に関する先行研究の整理

SEA 制度の導入に関する整理からわかるように、SEA 制度自体は米国の NEPA によってはじめて導入された^{xxv}。この後、国際協力分野や欧米を中心にその概念が広がり、制度化や運用の実験、あるいは制度の本格的な運用が展開されてきた。そして現在では、多くの政府において、政策や計画の策定という上位レベルの意思決定における環境社会配慮ツールとして広く認識されるようになってきた。このような経過の中で、SEA に関する研究は発展を遂げてきた。これらの研究は多様かつ膨大な蓄積となっているので、その全てを単一の軸で一度に整理することは困難であるし、先行研究の整理としても不適切である。そこで本稿では SEA の学術的議論における二つの側面に着目して先行研究を整理する。

一つ目の側面は、研究が対象とする国や地域の中で、その SEA 制度の必要性に係る議論や導入する（あるいは導入された）制度形態及び運用実態の分析を行うことで、当該国・地域の制度や運用の改善を目指すという側面である。この側面を有する諸研究は、終始対象とする国や地域に存在する他の制度や文化の中で議論が展開され、そしてその結論の帰結先はあくまでもその国・地域であり、その国・地域の制度や運用に還元される。

そして二つ目の側面は、研究が対象とする制度や事例の地理的あるいは文化的な属性にかかわらず、SEA というシステムや概念の普遍的な部分の改善や発展を目指すという側面である。この側面を有する研究は、おもに国際的な議論の場を介して行われる。当然ながら、これらの研究にあたっては、研究で特定の事例や制度を扱う場合においては、その事例や制度の属する国や地域の制度的あるいは文化的な背景は慎重に考慮されるが、その結論の帰結先は、一義的には SEA にかかわる国際的な議論で共有される SEA の中の普遍的なシステムや概念である。そしてこれらの研究によって得られる知見は、国際的な議論を経て、段階的に各国・地域に還元されていく。

このように、SEA に関する研究であっても、その結論として得られる知見の還元される先が、一義的に研究の行われる国や地域であるのか、あるいは国際的な議論であるのかという点で、SEA 研究は二つの側面を有している。そこで本稿においては、SEA に関する先行研究を日本国内における、国内の制度や運用に知見が還元されることを目指した研究と、国際的な学術コミュニティにおける研究の二つに分けて整理する。ただし、研究によってはこの両側面を併せ持つものもあり、すべての研究がこの二つのうちどちらかに分類されるという考え方ではない。

1.2.1 日本における SEA 研究

研究の背景でも若干ふれたように日本における SEA の議論は、SEA という用語が用いられるようになる以前から、事業の実施段階より上位の意思決定段階という概念で展開されてきた。これらの研究は、環境政策の専門家に加えて、中央政府や地方自治体、国内の環境アセスメントにかかわるシンクタンクやコンサルタントなどの民間業者、環境 NGO などの多様な主体によって展開されてきた。そして、その議論の場も学会における議論を中心に、行政の発行資料、行政機関の研究会、市民活動の勉強会といった広がりを持っていた。これらの先行研究を内容から分類すると以下の 4 種類に分類することができる。

- i. SEA の必要性や機能に関する理論の発展
- ii. 海外における制度導入状況の分析による制度実現可能性の検証
- iii. 国内の制度導入状況の分析による制度化促進の研究
- iv. 国内の事例分析による制度・運用改善の研究

i SEA の必要性や機能に関する理論の発展

我が国における SEA の理論的発展の萌芽は、環境アセスメントというツールの導入作業の中に見ることができる。60 年代の後半から 70 年代における公害行政の興りの中で環境アセスメントの実験が開始されるようになる。この後 80 年代にかけての環境アセスメントに関する代表的な文献（例えば、島津, 1975、水島, 1975、島津, 1977、山村, 1980）のなかに SEA の萌芽がみられる。冒頭でも若干触れたが、我が国ではこの時期に SEA に相当する概念が登場し、必要性に関する整理が行われた。

島津は（1977）、環境アセスメントの概論を展開する中で、計画の進め方に着目する。当時すでに社会問題化していた本州四国連絡橋整備事業を例にあげ、児島一坂出ルートにおける架橋整備にあたって大規模な環境アセスメントが予定されているが、そのルートが変更され事業計画に改正される可能性はないと指摘し、その上でこの検討段階における環境アセスメントの可能性と意義を理論的に提起している。この検討過程は①四国の地域格差を解消するために必要な施策であるか否かの検討、②必要であれば、橋かトンネルかどちらが良いか、③橋がよいとすればどこにかけるべきか、④ルートが決定したので橋梁設計を行う、という段階を踏むと考えた。これを、構想段階、事業基本構想の段階、事業基本計画の段階、事業実施計画という 4 段階で一般化し、アセスメントを行う時期が重要であるとしている。段階が進むごとに事業の内容がはっきりし後戻りがしにくく、修正幅も小さくなる。そこで免罪符ではない環境アセスメントのためにはなるべく早い段階で実施しなければならないと主張している。そしてこのためには事業基本構想の段階で環境アセスメントを実施する必要があるとする。さらに明快に、計画の土地習得前の公表が必要であるとしている。そしてこの段階の環境アセスメントを予備アセスと呼び、事業計画の段階や事業実施の段階で行われる環境アセスメントを本アセスと整理した。そしてこの予備アセスでは、

- 既存資料を中心にした文献調査を実施する。
- 事業の特性、地域の特性を確認し、本アセスでどのような環境項目を扱ったらよいか、本アセスの深さを決める。
- 本アセスメントに不可欠なデータであれば、現地調査を開始し、予測の精度を高めるための調査を行う。これは本アセス後まで継続する一貫した監視体制の開始を意味する。

としている。これらの手続きでは、SEA というよりも事業実施の段階における本アセスのスクーピングあるいは、スクリーニングのための簡易アセスの機能に近いとの印象もあるが、決定的に違うのは、事業実施の段階とは異なる上位の意思決定の段階において情報を公開しなければならないという点である。この点で、島津の整理は SEA の概念の萌芽であったと言える。

山村（1980）は環境政策で設定された環境政策上の目標を達成するための手段の施策の一つとして SEA を捉えるという理論的な側面の可能性を示唆している。この理解においては、計画課題の特定や解決方針の決定と同時に、環境行政分野の課題設定や方針決定を行うことで、事業実施の段階における環境アセスメントにおいて、総合的な評価が可能になると整理している。これは、当時の環境行政の目標が、すぐれた環境の保全と典型七公害の防止に限定されていることによって、事業実施段階の環境アセスメントにおける社会影響を含めた総合的な評価が困難になっている。なぜなら、環境アセスメントとは、極めて合目的的なシステムで、事前確定的な目標達成のための意思決定に資することを意図した判断形成過程と理解しているからである。このような問題に立脚して、計画課題の設定と同時に環境保全の目標を設定することに資する環境評価（EA）を提案した。

このためのツールとして山村（1980）は、具体的な手続きを提唱する。その手続きは、代替構想の検討、調査、予測・評価、公表、決定となる、としている。ここで代替構想とされるものは、構想段階の代替案のことであり、基本的な手続きは事業実施の段階における手続と同じものを提案する。この頃すでに、我が国においても、事業実施の段階における環境アセスメントの運用が見られており、その手続き自体は十分認識されたものであった。

この後、原科（1994）は、日本国内において閣議了解に伴う環境アセスメントが普及してきた状況を踏まえて、その後の環境アセスメントを展望する中で SEA について触れる。ここにおいても、SEA という用語は用いられず、計画アセスメントとして指摘された。この中では、代替案検討の実施や累積的影響への対処、地球環境課題への対応といった、事業実施段階の環境アセスメントの実施の中で提起されてきた具体的な課題を指摘し、これらの実施可能性あるいは対処可能性を確保できるのは上位の意思決定段階であると整理し、事業実施の段階の上位に当たる計画策定の段階で環境アセスメント実施することの有用性を指摘した。これを計画アセスとし、都市の発展に伴う累積影響あるいは広域影響に対処するためには、広域的な開発計画を対象とし、基本的に土地利用計画の課題としながらも、計画アセスによる対処が必要であると整理した。

これまでの整理においては、事業実施段階の環境アセスメントを基盤として、その限界を補う一つの形式として、事業実施より上位の意思決定段階を対象とする環境アセスメントという概念で整理され、それを示す用語も予備アセスや環境評価、計画アセスなど、統一されてこなかった。しかし、1997 年の環境影響評価法制定以後、この状況は大きく変化していった。

環境影響評価法の制定までは、事業実施段階の環境アセスメントを法的に制定することが一つの大きな目標となり、上位の意思決定段階までを対象とした議論は先送りされてきた。しかし、環境影響評価法制定後の 1998 年に環境省主催で SEA 総合研究会が開始される^{xxvi}。この研究会の開催と時期を同じくして多くの SEA に関する文献が現れる（例えば、原科, 1998、寺田, 1999、大森, 1999、原科, 1999）。これらの文献によって、当時 SEA の

理論的整理が先行していた欧州の研究が紹介された。これらの海外研究を通じた我が国における理論的整理によって、SEA の定義や具体的対象、目的と論理的根拠に対する理解が広がり始めた。また、国内の道路計画や廃棄物処理事業計画の策定において、部分的に環境情報を調査整理し、参加プロセスの中で計画を策定していく手続きが試みられ、これを SEA の理論の上で整理する研究も行われた（原科, 2003、土屋, 2004）。これらの研究においては、SEA 果たすべき機能を、計画策定における合意形成の機能と並べて議論することで、SEA の実施による合意形成への正の寄与が事例の分析を通じて指摘されるようになってくる。この中では、SEA が利害関係者の意向を環境情報に基づいて表明し、集約していくという側面が強調される。

このように、我が国においても SEA の理論的側面の研究は 70 年代の環境アセスメントが普及し始める頃から試みられてきた。しかし、それらは海外における理論研究に立脚したものが主導的であり、我が国の内発的な整理が活発に議論されてきたとは言い難い。

ii 海外における制度導入状況の分析による制度実現可能性の検証

これらの研究は複数の海外制度を特定地域あるいは特定の分類内において網羅的に調査し比較するものと、特定の制度に着目しその制度構造や運用を分析するものに分けられる。いずれの研究も 2000 年前後から、日本における SEA 制度の導入の準備として進められてきた。これらの内、網羅的に制度を把握したものとしては環境省が実施した調査が挙げられる（環境省, 2001、環境省, 三菱総合研究所, 2003、環境省, 2004、環境省, 2006）。

これらの一連の報告書は、環境省で行われた SEA 総合研究会（1998 年 7 月より 2007 年 3 月まで計 20 回）の資料に用いられるなど、国内の制度整備に向けた専門家の議論の参考となった。これらの報告書では、米国や欧州の先進国を中心に、各国の法制度整備状況や、法制度の構成、それらにより実施される SEA の手続きや適用対象が主な調査対象となった。この結果、欧米で SEA が法あるいは行政制度によって広範に整備が進んでいることや、その手続き体系として、多くの国や地域で事業実施の段階における環境アセスメントと同じあるいは類似していることが明らかとなった。同時に、グッドプラクティスとして選ばれた複数の事例も紹介され、実際のプロセスや必要になった期間、用いられた評価項目や予測手法などの環境分析手法が紹介された。また、一連の調査では、アジアの国や地域、さらに発展途上国も調査の対象となった。そして、これらの調査から、日本周辺のアジア各国に加えて、ベトナムやインドネシアといった東南アジアの国々でも SEA の制度化の動きがあることが確認された。

特定の制度とその事例に着目した研究では、それらの制度とその運用の紹介を通じて日本における SEA 制度の可能性の考察が展開された（例えば、松行, 木下, 西浦, 2006、山下, 2006、清水谷, 原科, 2007、姥浦, 2007、松行, 木下, 西浦, 2008）。松行, 木下, 西浦 (2006) では、イングランドにおける地域空間戦略（DPD : Development Plan Document）の策定において実施された持続可能性評価（SA : Sustainability Appraisal）を事例に、空港関連

の開発圧力が高い中で、どのように SEA が意思決定に影響を与えたかを分析した結果、日本における SEA 導入可能性の議論に意義があると結論付けた。

姥浦（2007）はドイツのエアランゲン市における土地利用計画（F-Plan）策定時における SEA の実施事例を調査し、開発紛争が存在する地域における土地利用の意思決定において、代替案を用いた SEA プロセスが実施されたプロセスを明らかにした。この結果より、日本においても線引き変更段階などの開発の内容が具体化する段階での SEA は有効であると結論付けた。

このように、海外の先行する SEA 制度の整備や、運用事例を対象とした研究では、分析対象で見られた SEA の有効性を根拠にして、日本における SEA の実現可能性と導入による効果を、それぞれの計画分野ごとに示唆している。

iii 国内の制度導入状況の分析による制度化促進の研究

国内では、国に先行する形で複数の地方自治体が SEA 制度を整備した。これらの取り組みを網羅的に調査し、SEA 制度導入の傾向と導入促進及び導入を阻害する要因を分析している。原科、持木（2002）は 2001 年 12 月に全国の都道府県及び政令指定都市を対象に、SEA の導入状況や導入に関する調整の状況を調査した。この結果、SEA に類似した制度も含める、4 の自治体で導入済みであり 6 の自治体で導入を検討していることが明らかになったとしている。また、関係者の判断やメディア、住民の意思などが導入に対し正に働いたのに対し、ノーアクションの検討や経済・社会面との比較考量といった SEA システムの特徴に抵抗が強いと結論付けている。

原科、杉本、清水谷（2006）は原科、持木（2002）の調査に対するパネル調査を実施し、時系変化をとらえた。この結果、一部の自治体では SEA 制度の導入が促進された一方、一部では検討状況が後退し、SEA 導入の検討を断念した自治体もあることが明らかとなった。また、導入阻害要因として他制度との調整や人材、SEA の実施手法などの、課題が具体的な点にシフトしたことが確認されたとしている。

このように、我が国における SEA 制度の導入は複合的な要因から自治体が先行して進められたという傾向が明らかになってきている。また、現在の SEA 導入における課題は、実際の運用を見据えた具体的な点に移っており、他の計画制度との関連や実施手法に焦点が当てられている。

iv 国内の事例分析による制度・運用改善の研究

日本国内における SEA の事例は多いとはいえない状況にある。しかしながら、近年これらの事例から、今後の制度整備や運用の改善に向けた示唆を求めた研究がされるようになってきた。

黒岩（2007）は、日本の SEA 制度の中でも、他の自治体に比べ早い時期に SEA に該当する制度を制定した埼玉県の当該制度「埼玉県戦略的環境影響評価実施要綱」とその運用

を分析している。この埼玉県の SEA 制度は、次の 5 点で特徴的とされた。①適用対象が同県の事業アセス制度と同じ ②県の策定する計画が対象 ③複数案の検討を原則とする ④社会経済面の評価項目を有する ⑤計画書と報告書の二つの SEA 文書を軸に手続きが構築される。この制度は、事業実施よりも上位の計画の段階で住民参加と第三者委員会の関与する手続きを持つ環境アセスメントとしては日本で初めて制度化されたものである。黒岩（2007）は、地下鉄沿線計画、土地区画整理事業、廃棄物処理施設整備計画の 3 事例への適用を踏まえた上で次のように結論付けている。まず、計画策定者によって、事業諸元がおおよそ確定した上で SEA 制度を管轄する環境部局に相談があり、それから SEA を実施するケースが多いとしている。そしてこれを実施時期の遅延として表現し、事業実施の立地選定後の段階であることや、事業の仕様が決定してから開始される点を課題として指摘した。

また、環境アセスメントにおける代替案分析に着目した研究からも、SEA の該当する事例における課題が提起されている。この研究によると、日本における環境影響評価法施行以後の SEA と事業アセス双方を含む環境アセスメントの全事例において、立地に関する代替案が記載された事例が 5 件確認されたとしている。しかしながら、この事例の多くは、すでに検討された複数立地に関する検討の経緯を記載したものであり、これから複数立地の中から最も適した立地を検討するという性格のものではなかったことがインタビュー調査から明らかになったとしている（Harashina, Miyashita and Hara, 2007）。

この代替案作成を含む環境アセスメントの初動段階の手続きに関する研究では、自治体の SEA に焦点を絞ったものも行われた。この研究においては、自治体における SEA の全 11 事例を分析対象とし、各事例における SEA 手続きの開始された時点での検討段階と、SEA 文書において実際に検討が記載された検討段階が比較分析された。その結果、全 11 事例中、立地選定の検討段階で SEA が開始された事例は 3 件であり、この中の 1 件は立地選定より下位に当たる施設配置の検討段階で代替案が記載されていることがわかった（小野寺, 2009）。このように、SEA の中で検討される段階が下位の検討段階にシフトする原因として SEA の担当官の判断があげられる。そして、この判断において評価結果の住民への分かりやすさや、事業段階と同様の影響低減策の検討が重視される場合に、下位の検討段階に関する内容が SEA において取り扱われる傾向にあるとしている。

このように、国内の事例を分析対象とした研究からは、政策・計画・プログラムを対象とする SEA の概念とは異なり、多くの運用において事業段階直上の段階で SEA が実施されていることが明らかになって来ている。また、この要因として、事業段階とは異なる概念を提示する SEA について、その概念の理解は広がりつつあるものの、具体的な手法が確立されていない結果、事業段階の手法が応用できる範囲で SEA を実施する傾向が生じていることが示唆されている。

1.2.2 SEA の国際的な議論

SEA に関する国際的な議論として、その出発点は 1969 年に制定された米国の国家環境政策法 (NEPA : National Environmental Policy Act.) として考えるのが一般的である (例えば、Sadler and Verheem, 1996; Wood, 2002; Wright, 2006)。これは、NEPA に基づいて NEPA の実施規則を制定することが求められている大統領府の環境諮問委員会 (CEQ : Council on Environmental Quality) が 1978 年に制定した CEQ 規則において、NEPA による環境アセスメントの対象である「連邦政府の主要な行為」に含まれるものとして、「新たな規則の採用もしくは、計画の策定、政策の策定、手続きの採用、法案、プログラムの策定またはこれらの改定」として明記されことにより、SEA に該当する制度が含まれるとして考えられているからである。また、この NEPA の法案作成に携わった中心人物の一人である Lynton K. Caldwell も、SEA に関する概念が確立された後になって、この NEPA の精神は、戦略的な意思決定に対して、環境に関する科学的な情報を意思決定者に提供することを意図したものであり、SEA の概念を包含しているとしている (Caldwell, 2000)。そして、表 1.2 からわかるようにこの NEPA 制定以後、環境アセスメント制度の制度化は SEA に該当する政策や計画、プログラムへの適用を議論しながら広がっていく。

しかしながら、NEPA に関しては CEQ (1997) が、またその他の制度の実態に関しても Fischer (2002) などが指摘するように 90 年代に至るまでの制度制定及び運用において SEA の概念に該当する制度の制定や運用が展開していったわけではなかった。一方で、80 年代から 90 年代にかけて、政策や計画の策定といった戦略的な意思決定の段階における環境配慮の要請は高まり、改めてこれらの意思決定段階における環境配慮のツールとして何が考えられるのかという根本的な議論から SEA の本格的な議論が始められる。この議論の出発点については、SEA という用語の出現を一つの契機として捉える事が出来る。

そこで本節では、80 年代の終わりの SEA という用語の出現から、90 年代にかけて展開された戦略的な意思決定段階における環境配慮のツールとして議論を、SEA 概念の萌芽・確立としてまとめてくくることとする。その後 2000 年ごろから、拡大しつつある運用実績に対する検証作業が盛んにおこなわれるようになり、この中で SEA の運用における課題が指摘されるようになってきた。そして、これらの指摘を受けて、理論研究の側から SEA 目的や機能に関して理念的な提案が試みられるようになってきた。そこで、本研究では、SEA の国際的な議論を以下の 3 つに分類して整理する。

- i. SEA 概念の萌芽と確立
- ii. SEA 概念の深化と運用に対する検証
- iii. 課題克服に向けた理念的提案

i SEA 概念の萌芽と確立

先に述べたように、SEA の概念に該当する制度としては、NEPA が世界における先駆けであり、80 年代の間に北米や欧州において複数の制度が制定されている。これらの制度は、いずれも事業実施の段階より上位の意思決定段階における環境配慮を実現するためのものであり、90 年代にかけてこのツールとして SEA という概念が定式化されていく。はじめに SEA という用語が使用されたのは、Wood and Djeddour (1989) においてであり、この中において、

政策や計画そしてプログラムに適した環境アセスメントというものは個別の事業に適用される環境アセスメントよりもその戦略的な性格が強く、重要な点において異質性を持っているようである。そこで我々はこのようなタイプのアセスメントを指す用語として「戦略的環境アセスメント」を用いることとする。

として、SEA をという用語を採用した。これは欧州連合の諮問を受けてマンチェスターの EIA センターで作成された報告書であり、その中間報告において初めて SEA という用語が出版された。この後 90 年代の前半は、この SEA の考え方や原理、原則に関する議論が中心に展開していく（例えば、Jacobs and Sadler, 1989; World Bank, 1991; UNEC, 1992; Therival *et. al.*, 1992; Wood and Djeddour, 1992）。この議論の中には SEA に対する多くの懐疑的な見解も含まれており、その指摘の多くは SEA の役割と実施することによる利益が依然として曖昧であるという点や (Scheurs and Devuyt, 1995)、総論的に有益な情報源として考えたとしてもその具体的な手法が曖昧であるという点 (Meehan, 1995) であった。同時に SEA の概念に対する期待が急速に広まったことに対して、Wagner (1995) は SEA についての議論を信念条項に終始していると批判し上で、具体的な有効性が示されなければならない、と指摘した。さらに、SEA の有効性を最も強く主張していた中の一人である Partidario (1993) も、当時の議論の中心は理念的な概念化が中心で、実用的な概念化の作業を欠いていると指摘している。

このような議論は学術誌や国際的な研究会で展開され、とりわけ欧州の政府やカナダ政府による研究が積極的に展開された。この結果、SEA に対して一定の共有される定義が形成された。この頃の最も基本的な定義として、

SEA は提案された政策・計画・プログラムにより生ずる環境面への影響を評価する体系的なプロセスである。その目的は意思決定の可能な限り早くかつ適切な段階で、経済及び社会に関する事項と同等に、環境の配慮が十分に行われ、その結果が適切に反映されることを保障することである。(Sadler and Verheem, 1996) が挙げられる。これはオランダ政府が 1994 年に環境アセスメントの専門家を内外から招待し開催したワークショップにおける議論を基に、オランダ政府の委託でまとめられた報告書に提示されたものである。同時期にカナダ政府による環境アセスメントに関するサミットも開催されており、このサミットの最終報告においても同様の定義がみとれる。

SEA は特定の事業段階の意思決定ではなく、プログラムや政策段階の意思決定

に環境アセスメントの原理を応用するという考え方を基にしている。(Canada. Federal Environmental Assessment Review Office., 1994)

このように、SEA 概念の初期においては、対象を事業実施段階より上位の政策、計画、プログラムとして捉えるのが一般的であり、また、手法としても従来の環境アセスメントで用いられたシステムを基本にして応用することが考えられていた。このような理解の下に、世界では制度化が進み、運用実績が拡大していくことになった。

ii SEA 概念の深化と運用に対する検証

1990 年代の半ばから、拡大してきた SEA の運用実績や各国国際機関で導入が進められた SEA 制度に対して、その検証的な試みが多く展開されるようになってきた。Sadler (1996) の中では、52 の SEA 事例が SEA 先進国あるいは国際機関から収集され分析された。また、この一連の研究の中から政策の策定段階で用いられる SEA に特化した分析もおこなわれた (de Bore and Sadler, 1996)。

Therival and Pertidario (1996) は、欧州を中心とした先進国に加え、オセアニアとネパールから SEA の法制度及び行政規則を収集し、そのアプローチと方法論の分析を行った。その上で 10 の事例を分析し、結果、SEA をセクターSEA、土地利用計画 SEA、政策 SEA の 3 つのタイプに分けられるとした。そしてこれらは、Petts (1999) において網羅的にまとめられていった。そして、この頃になると、政策段階の SEA を計画やプログラムといった他の SEA と積極的に分離して議論する研究もおこなわれるようになった (Bailey and Dixon, 1999)。また、環境アセスメントの専門誌 Impact Assessment and Project Appraisal の特集号においても、横断的な SEA の事例の評価が試みられた (Thissen, 2000a)。この中で Thissen (2000b) は、特集号の編者としての巻頭記事において、各国における SEA の検証が進んできたが、その中で SEA の多様な運用が確認されるようになってきたことを踏まえて SEA の概念を再整理し、理論的な寄与が改めてもたらされるべきであると指摘した。また、同時に運用の多様性は、意思決定の文脈が持つ多様性に起因するとし、この文脈を汲んだ理論的な再整理が必要であると指摘した。

Verheem and Tonk (2000) は、オランダの環境テストと呼ばれる法案の提出に適用される簡易的な環境アセスメントと土地利用計画策定への適用事例を分析した。この結果、意思決定者のうち、SEA を専門としない関係者の間で、SEA が何でありどのような目的であるのかが十分に理解されないことによって、制度的に意図された効率性が十分に発揮されなかったと指摘した。これを受けて、必ずしも実施が義務化されていない SEA に対し、多様な形態を理論的に支援することで意思決定者における SEA の受容性を高めることが必要であると指摘した。また、Harvey (2000) はオーストラリアの海岸管理計画の策定を 30 事例を分析し、事業段階よりも上位の計画の策定段階で実施された SEA にもかかわらず、事業段階と同様の評価手法やアセスメントの方法が採られていることを指摘した。そして、分析の結果、計画段階では比較的漠然とした環境情報が生産されることが効率性の観点か

ら重要で、事業アセスと同様の手法を用いることが問題となっていると指摘した。デンマークにおける空間計画の SEA の事例分析からは、計画策定者が、各々の判断において SEA を臨機応変に形を変えて適用しており、これによって策定過程の民主性の側面が強化されていることが示唆され、ゆえに空間計画の中に SEA を取り込んでいくことが今後の目標になると指摘し、従来とは異なる手法の有用性を示唆している (Elling, 2000)。

一方で、Buckley (2000) は欧米だけでなくオセアニアやアジアを含めた各国の SEA の法的な制度を比較することで、従来の環境アセスメントの手法が政策の策定段階において環境コストを認識し公衆参加の機会を保障することからも有用であると指摘した。

これらの、SEA 専門家の間での議論に加えて、国際機関の調査報告書も運用実態の検証においては大きな議論を形成していった。World Bank (1996) は 1993 年から 1995 年の同機関によって実施された SEA の事例を分析した。この結果から、セクター EA として行われてきた各セクターをそれぞれ全体的に扱う SEA の多くは、サブプログラムと呼ばれるプログラム段階でも下位の意思決定に適用されており、本来のセクターを全体的に扱う SEA とはなっていないことが明らかとなった。また、地域 EA と呼ばれる、特定地域の総合的な開発計画に適用される SEA に至っては、運用が行われていなかったことが指摘された。そして、これらの主な要因として、とりわけ事業レベルの環境アセスメントに焦点を当てた制度が決定的な問題になっているという指摘がなされた。また 1996 年から 2000 年にかけての運用実態の検証では、やはりセクター EA の運用件数は伸びているもののサブプログラムへの集中が見られたほか、地域 EA は依然として限られており、政策策定に適用する EA や政策借款に適用された EA は存在しなかったことが明らかとなった。そして、この後も World Bank は SEA を環境政策の重要な柱と位置づけ OECD-DAC などと協力して運用実績の検証を進めている (World Bank, 2002)。

このように各国または国際機関で導入された制度や運用に対する検証が試みられてきた。また、先進国における SEA と開発援助における SEA の双方を扱った研究も行われた (例えば、Sheate, 1995; Goodland, 1997; Partidario and Clark, 1999)。これらの研究を通じて指摘された課題に対し、その要因を明らかにしようという研究が展開されるようになった。Fischer (2002) はイングランド、オランダ、ドイツにおける 80 の交通と土地利用を中心にした SEA 事例をシステマティックに分析し、SEA は政策段階、計画段階、プログラム段階でそれぞれ異なった方法が求められているにもかかわらず、それが制度的に整備されていないことに問題があると指摘した。また、各手続きに対する分析からは、政策や計画、プログラムの原案の準備に対し、SEA の実施が遅延していることが問題であると指摘した。

このように、SEA 制度の導入とその運用が拡大した一方で、プログラム段階では比較的運用が進むが、より上位の政策やプログラム段階では運用が進まないといった課題が運用実態の検証から指摘されるようになり SEA に関する大きな課題の一つとして認識されるようになった。また、SEA 制度の運用にあたっては、SEA 制度が基盤とした従来の事業段階

の環境アセスメントの概念にとどまらない多様な形態の SEA が、それぞれ異なる意思決定の文脈に則して展開されていることが明らかになった。これらの運用を理論的に整理し、制度に反映させることで多様な運用を支援する必要性に関しても認められるようになり、これは今後の SEA に関する理念的な発展につながっていく。また、より具体的な手続き論では、政策や計画の原案を作成する意思決定のプロセスにおいて、SEA プロセスが開始されるタイミングが遅延する傾向にあり、この傾向が政策や計画の策定といったより上位の意思決定の段階における SEA を困難にしているという指摘がなされ、このタイミングの遅れは政策などの上位の意思決定段階に SEA の適用が進まない課題と関連付けられて認識されるようになった。

iii 課題克服に向けた理論的展開

1990 年代後半から 2000 年以降にかけて、これらの課題の整理と克服のための概念の再構築が試みられた。そしてこれらの議論の多くは、事業実施段階の環境アセスメントの応用としての SEA という捉え方ではなく、より広範な概念基盤を用いることで、SEA のあり方を捉えなおす試みになっていった。とりわけ、SEA が適用される政策や計画の意思決定の文脈に対する議論の欠如が指摘され、意思決定理論や計画理論の発展を取り込むかたちで議論が進んでいった。

これらの中心的な議論として SEA と意思決定プロセスとの関係に関する研究が挙げられる。この研究は、SEA の結果をより強く意思決定に反映させることのできる SEA の在り方として、SEA を意思決定に統合していくという考え方が基になっており、この方向性自体は SEA 概念の萌芽期にも考えられていた（例えば、Holtz, 1991; Partidario, 1993; Goodland and Edmondson, 1994）。この後、各国各機関の SEA 制度に対する網羅的な研究を経ることで、SEA と意思決定の関係に関して大きく二つのタイプがあり、それぞれを分けて整理する必要性が指摘された。Partidario (1996) はこの二つのタイプを SEA 手法のアプローチの違いによるものとして整理し、従来の事業の実施段階で行われた環境アセスメントで得られた知識と経験を生かし、スコーピングや EIS の作成に関して、アセスメントの原理だけでなく手続きや制度規定を政策や計画の策定段階に応用するボトムアップアプローチとした。これに対し、政策や計画の意思決定における理論を用いて、それぞれの意思決定にテラーされた形式で需要設定、方策の設定、持続可能性評価を行うトップダウンアプローチがあるとした。そして、不確実性の高い抽象的な情報がもたらされる SEA においてはトップダウンアプローチが比較的適していると指摘した。

この整理に基づいて、必ずしも従来の環境アセスメントで用いられてきた体系的なプロセスに依存しない SEA を理論的に定式化することの必要性が指摘された。また、Verheem and Tonk (2000) は方法が多様化している現状の中で意思決定者の間で SEA の定義に関して混乱が生じていることを認めた上で、SEA が適用される段階が複数存在することから、それらの意思決定の文脈に特有な方法を取ることによって SEA の実効性は高まるとした。

同時に、混乱を回避するためにも多様な手法を許容する統一的な原理が定式化されなければならないとした。そして、この統一的な原理が定式化された場合には、この原理に基づいて柔軟な SEA プロセスが設計される必要があるとして、プロセスの柔軟性という概念を導入した。

Koronov and Thissen (2000) は SEA に対する多様な理解とプロセスの柔軟性に対する理解が浸透してきたことを支持しながらも代替案分析の表面的な側面とその部分的な効果、SEA の学術的な位置づけを示唆することに終始しており、政策形成や意思形成のプロセスに関する知見との関係や因果関係、果たしうる役割に関する分析が不十分であり今後の課題であると指摘した。この上で **Hervert A. Simon** の戦略的意思決定理論に関する一連の研究（例えば、**Simon, 1957**）を引用しながら、SEA における不確実性の対処において限定合理性に対する戦略決定論を援用することの必要性を指摘した。そして、多主体間の利害調整機能に関する理論は SEA の理論と一致するとし、総合的評価に対する利害関係者と政策立案者の学習と交渉の過程を SEA の担当官がバランスさせることで意思決定を目指すことが必要であると指摘した。このように、SEA の議論において、プロセスの柔軟性と利害関係者間の積極的なコミュニケーションによる関心や価値の SEA への取り込みが支持されるようになってきた。

この議論は **Vincent and Partidario (2006)** によって、価値の統合に向けたプロセスとしての機能を担うべきであると指摘された。そしてこのためには、流動的な価値形成過程に対応できる柔軟なプロセスを可能にする制度規定が必要であると同時に、価値の統合には、環境問題を背景にする持続可能性の価値と社会政治的価値の二つを仲介する相互的なコミュニケーションが不可欠であると指摘した。そして、**Bina (2007)** は SEA において事業段階の環境アセスメントと決定的に異なる点として持続可能性への貢献が挙げられるとし、環境の影響に対処するためのプロセスではなく、影響の要因に関連する意思決定のタイミングにおいて意思決定者に環境事項に関する議論への参加と責任を明確にするプロセスが必要であるとした。さらに **Partidario (2007)** はこの考えを延長し、SEA を事業段階の環境アセスメントと目的が明確に異なるツールであり、異なるパラダイムの構築が必要であるとし、従来の環境アセスメントの用語を用いて議論されていた SEA 議論に対し、新たな用語の対応を提案した。また、**Jao (2004)** は、SEA の機能に関して、戦略的な意思決定によってもたらされる結果の予測分析ではなく、戦略的な意思決定そのものの改良することが重要であり、これを可能にするためには意思決定との時間的關係が決定的な影響を与えると考えた。そしてこの考えに基づいて、意思決定プロセスと一体的に進行する SEA プロセスが必要であるとした。この中で、意思決定プロセスと SEA プロセスの進行に関する時間的な關係が初めてモデル化（統合型 SEA）された。これらは、意思決定の記述的な理論を、SEA が対応すべき文脈（context）として捉え、この文脈の中で SEA が機能する方法を概念化したものといえる。

これらの研究と同時期に、意思決定の規範理論からの示唆を求める研究も展開されてき

た。Cherp, Watt and Vinichenko (2007) は Koronov and Thissen (2000) と同様に Hervert A. Simon の戦略理論に加えて、Mintzberg (1989) の戦略組織論と Mintzberg (1994) の戦略意思決定プロセスモデルに基づいて、戦略的な段階の意思決定プロセスが有する乱雑さ (messy) や無秩序さ (chaotic) な性質に着目し、SEA プロセスの非形式的な性格 (informal process) を重視することの必要性を指摘した。同時に、戦略形成に関する意図的形成原理と創発的形成原理の異なる 2 原理の存在を指摘し、創発的形成原理による戦略形成に SEA が寄与するためには、学習を用いた試行錯誤や順応的管理を通じた柔軟なプロセスの必要性を指摘した。

そして、これらの理論的展開に関して戦略性を重視する SEA として包括的に概念化する研究も見られる。Partidario (2007) は事業実施の段階で行われる EIA から新しい概念として生まれた SEA が、その後の概念の発展過程において、EIA と同じ方法論に基づく SEA (EIA-based SEA) と EIA とは異なる方法論を基盤にする SEA (Strategic SEA) に分けられるとした。そして、今後の SEA の概念として、次の 3 つを果たすべき主要機能として、①戦略的意思決定のプロセスに環境面と持続可能性面を形成するプロセスを統合する、②戦略的代替案により発生する機会 (opportunity) とリスク (risk [=impact]) の評価、③戦略的プロセスとその成果物の妥当性検証、の 3 つを指摘した。

これらの理論的な議論の流れは、SEA と従来の EIA との異質性に主眼をおいているのに対し、そのような理論的な議論に対する懐疑的な見解や、従来の EIA との同質性に注目することで従来の EIA から得られた知見の SEA における有用性に関する指摘も見られた。Fischer (2003) は、近年の SEA 理論の発展過程は、ポストモダンのパラダイムにのっとって展開されていると評価し、結果的に対話的公正 (communicative justice) が規制的公正 (regulative justice) よりも重視される傾向が強いと指摘した。これは、Innes (1995) や Healey (1997) に代表されるような対話的計画理論 (communicative planning theory) の文脈に強く影響を受けており、それ自体は否定すべきものではないが、この議論は時として、Meyerson and Banfield (1955) や Faludi (1973) が整理してきた、合理的計画理論 (rational planning theory) のパラダイムに環境アセスメントが依拠することの有用性を否定する側面があることを指摘した。そして、このような SEA と意思決定の統合につながる議論が続けば、従来、意思決定に対し補完的な機能を有していた環境アセスメントの機能は失われる可能性があるとの懸念を示した。また、これまで環境アセスメントが示してきた効果に着目すれば、戦略的意思決定段階においても体系的な構造的計画手続き (systematic structured planning procedure) は依然として有効な場合があり、必ずしもポストモダンの文脈において否定されるべきものではないと主張した。

この計画理論におけるコミュニケーション理論を SEA に応用することに対する懐疑的な見解は Lawrence (2000) にも見られる。Lawrence (2000) は、限定的でかつ散在的な計画理論と EIA の相互作用は、EIA が計画理論における洞察と知見を応用して発展するという点において大きな失敗をもたらしたとした。これまでの計画理論に依拠する SEA の理論

的展開を否定した。その上で、計画理論においてすでに解決の方向性が見出された価値対立と政治権力の問題は、EIA の議論において依然大きな課題となっていると指摘した。そして、Richardson (2005) は、この指摘から、SEA において、権力や価値が対立状況にある場合において、安易にコミュニケーション理論を援用することは危険であると指摘した。この指摘においては、Foucault (1979) の制度化された手続きが経済偏重主義などの特定の志向を拡大再生産するという考えを用いた。つまり、知識 (knowledge) が権力 (power) の中で形成されるという考え方をとっている。また、Flyvbjerg (1996) の Michel Foucault に関する研究から、知識が権力に寄与するだけでなく、その反対の原理、つまり権力の知識に対する寄与に関する指摘も援用された。この上で、Richardson (2005) は Elling (2004) の Jurgen Habermas の理論を基盤にした「EIA が正しく機能するためには合理的な討議過程 (rational deliberative process) から政治過程 (political process) を完全に分離することが必要である」とした指摘を非現実的であるとして否定し、Daniels and Walker (1996) や Willkins (2003) の「EIA は価値観の存在を取り込み、プロセスを通じて価値対立を仲介するべきである」との考え方を支持した。そして、EU の交通政策形成で実施された SEA の事例分析に基づいて、SEA や EIA は本来の性質からして、その制度設計から運用における細部の実践に至るまで、すべての段階で権力や価値観の影響からは逃れられないと指摘した。さらに、これまでの意思決定と環境アセスメントの議論において、価値観の取り込みや価値対立の調整機能の整理に十分な注意が払われていないとした上で、コミュニケーション理論を援用する SEA においては価値観の相違が存在することを認め、かつ実際の決定は政治家による政治過程にゆだねるという二つのステップによって、環境アセスメントと権力を乖離させなければならないとした。そしてこのためには、知識や認識に埋もれた価値観や信念にかかわる討議がオープンに展開されることで保障される透明性の中で、利害関係者は各々の知識や認識を環境アセスメントに持ち込むことが可能になるということを前提にしなければならないとした。

このように、世界的には SEA の制度化や運用実績の拡大という実社会の動きとともに、SEA の研究は展開してきた。この展開の中で、従来の事業実施の段階で行われてきた事業アセスに基づいた SEA の考え方では、実際の運用にあたって実効性と効率性において課題が生じる場合があることが確認されてきた。そして、これらの課題の克服に向けて、計画理論や意思決定理論を積極的に応用することで、SEA の機能や原則を修正する研究が進められた。これらの研究の結果、SEA を実施することの目的や SEA のプロセスと意思決定のプロセスとの親和性に関する新たなモデルが提示され、中でもプロセス進行に関して SEA と意思決定の両プロセスを並行して進行するモデルが統合型として注目されるようになってきた。一方でこれらの規範的なモデルの提示に対し、従来モデルに基づく既存の運用実績に対する正の評価を否定することはできない、あるいは、価値対立状況における SEA と政治過程の機能の整理を基にして、必ずしも提示されたモデルが有効ではないとする研究が展開された。

1.3 視点と目的

1.3.1 本研究の視点

i 意思決定の「段階」とプランニングプロセスの「ステップ」

本研究では、プランニングプロセスと SEA の統合に関する概念が提起された契機として、SEA の運用に対する検証から認識されるようになった課題を既往研究に基づいて次の二つに整理する。一つめは意思決定の「段階」に関するもので、他方はプランニングプロセスの「ステップ」に関するものに整理して捉える。なお、この整理に関しては 2 章で概念の定式化を行うが、本章においては本研究の依拠する視点として説明する。

まず、意思決定の「段階」に関する課題であるが、本来的に SEA は戦略的な意思決定段階を対象とする環境アセスメントとして初期の概念が確立した。この頃の整理においては戦略的意思決定段階として、「事業段階」よりも上位の「政策」「計画」「プログラム」の段階が該当するとされ、この 3 つの段階を戦略的意思決定段階としてまとめて考えていた。しかしながら、実際の運用においては、プログラム段階への適用は進んだものの、セクター別の開発政策や地域別の成長政策、総合計画といった政策段階や計画段階への適用は進まなかったという課題であった（図 1.3）。

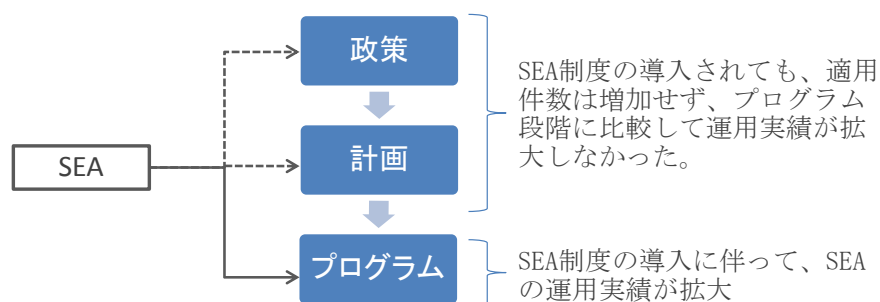


図 1.3 意思決定の段階と SEA 適用における課題

そして二つめのプランニングプロセスの「ステップ」に関する課題は、プランニングプロセスにおける時間的に連続した複数の作業の実施に対し、SEA の手続きが実施されるタイミングが遅延するという現象に起因する課題である（図 1.4）。この現象が生じる主な要因は、実施される SEA を規定する制度が、従来の事業段階の環境アセスメントを基にした制度であることによるとされる。なぜなら、従来の環境アセスメントは、形成された意思決定前の原案の持つ環境影響を予測評価し、低減する方策を意思決定に反映させることを目的としたシステムであるため、結果的に原案作成後に SEA プロセスが開始される傾向が強くなるからである。しかし、このような運用が図られた場合、原案の形成前段階の過程での環境配慮は困難となる。これによって、意思決定の目的や政策による問題解決の方向

性や策定の必要性の認定など、意思決定の前提になる決定前提と呼ばれる根本的な内容に対して環境の事項を考慮する機会が得られなくなるという課題が生じる。このような SEA プロセスの開始タイミングが遅延するという傾向は、事業段階で実施されていた環境アセスメントでは大きな課題としては指摘されなかった。なぜなら、事業段階の意思決定においては、事業実施の目的や事業の概略といった根本的な決定前提の多くは、上位の意思決定段階、つまり政策や計画、プログラムの段階で決定されていたからである。しかしながら、戦略的な意思決定段階においては、この決定前提の形成が意思決定において事業段階よりも重要度が高まるため、SEA においては課題として認識される。

以上の二つの課題は、より上位の段階の意思決定の方が、プランニングプロセスのステップに関する問題が顕著に表れ従来の手法の実効性が低くなるため、より上位の意思決定の段階の方が運用の進展が遅れるという点で関連をもっていると考えられている。このため、これらの課題を克服するための手法として、プランニングの開始されるステップから SEA のステップを開始するという考え方が提示されてきた。そして、これはプランニングプロセスと SEA プロセスを一体的に実施する方法論として整理され、統合型 SEA としてモデル化されつつある。

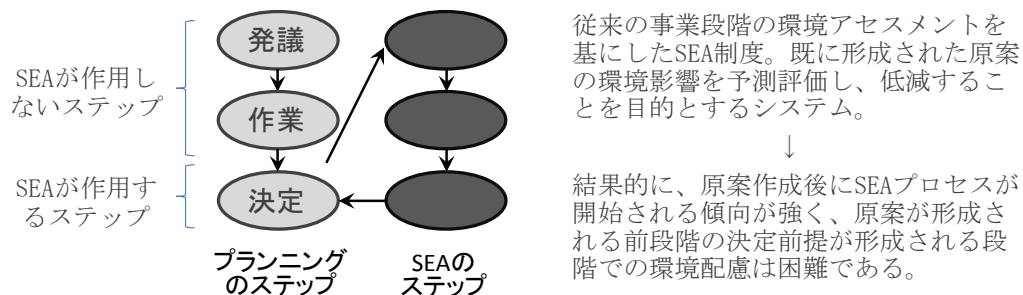


図 1.4 プランニングプロセスのステップと SEA プロセスのステップの時間的関係における課題

ii 手続統合型 SEA の特徴と問題の所在

本研究では、前節における既存研究における議論の流れを以上のように整理してとらえる。この整理に基づき、SEA とプランニングの関係から SEA の方法論に関して二つの類型を定式化する。一つは原案が形成された後に意思決定の直前というプランニングプロセスのステップで SEA が実施され意思決定に反映が図られる従来型の方法論を、決定という公式の合意を示す行為の準備過程であるステップと、公式な決定の直前で意思決定に入力される SEA のアウトプットの準備過程のステップが相互に関連していないという意味で「分離型 SEA」とする。他方は、プランニングプロセスの開始される初めのステップから、プ

ランニングプロセスに並行して一体的に実施するという方法論であり、これを「手続統合型 SEA（以下、統合型 SEA）」とする。そしてこの統合型 SEA のモデルは、事業段階とは異なる上位段階の意思決定において、実質的に意思形成を担う決定前提を確定するステップにおいて環境配慮の機会を確保する有効な方法論であると考ええる。

しかしながら、このモデルの議論は、理念的に提示されたばかりであり、実現するための具体的な手法については議論が展開されていない。そこで、本研究ではこの統合型 SEA について、これを実現するための具体的な手法について考える。

統合型 SEA に関しては従来の分離型と決定的に異なる点は、プランニングプロセスの上位ステップに対して SEA が作用する点である。ここで、そもそも SEA とは、情報的手段を用いて環境配慮を実現する手段であることを考えると、SEA が作用する対象のプランニングプロセスのステップが公開過程となることが要求される。しかしながら、プランニングプロセスの上位のステップは従来において必ずしも公開過程として執り行われていたわけではない。つまり、プランニングプロセスの上位のステップが閉鎖過程として実施されていた場合には、分離型から統合型の SEA に移行することによって、当該ステップに対し過程の透明化が要求されることになる（図 1.5）。ことさら、従来の分離型の EIA において、制度導入時に意思決定の透明化が大きな論点となったことを踏まえれば、統合型 SEA の導入・実施にはこの点が大きな論点となるといえる。これは、「情報公開により、潜在的な関係主体に対し関心を喚起し、公共空間での議論を形成し、ここから生じる社会的評価によって事業主体に環境配慮を誘導させる」という、情報的手段のメカニズムを用いた SEA が機能するためには根本的な論点といえる。

SEA は公共空間での議論を用いるため、統合型 SEA は公開過程である環境面の検討プロセスと、従来閉鎖過程にあった経済・社会面の検討プロセスを統合することが必要となると考える。この場合、プランニングプロセスの上位のステップを透明化するための具体的な参加手法が確立される必要がある。本研究はこの視点に立って統合型 SEA の参加を研究するものである。

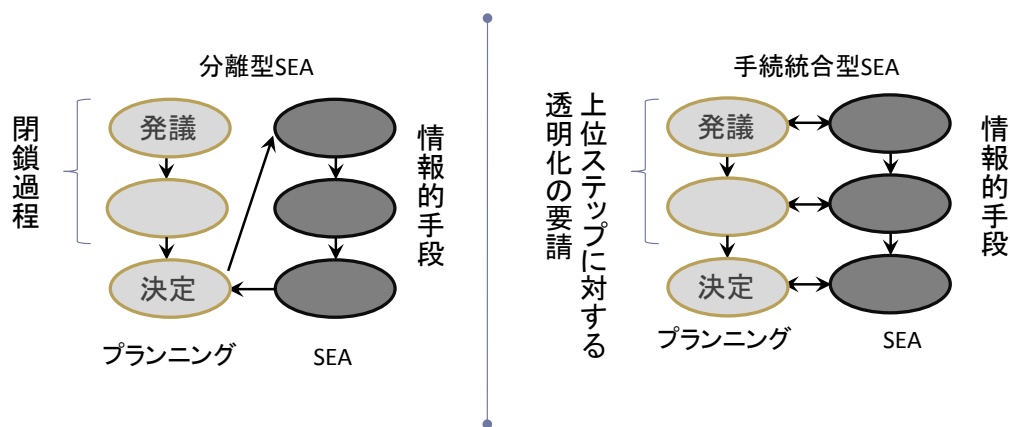


図 1.5 分離型と手続統合型の SEA モデル

1.3.2 本研究の目的

本研究は、規範モデルとして提示された手続統合型 SEA が、どのような参加の制度と手法でプランニングプロセスに作用し、環境配慮上の効果を与えたかを明らかにすることを目的とする。

1.4 研究の対象と構成

1.4.1 研究の対象

本研究は、米国ワシントン州における SEA 制度と、同制度が適用されたピュージェット湾地域の成長管理政策の策定を統合型 SEA の制度と運用事例として取り上げて扱う。この地域における SEA 及び事業段階の環境アセスメントの制度に関しては第3章で詳述分析するが、当該地域では 1972 年より州環境政策法（State Environmental Policy Act : SEPA）が制定されて以降運用が続けられてきた。この SEPA は、世界で最初の SEA を制度化したとされる米国の国家環境政策法（NEPA、1969 年）にならって制定されたワシントン州の州法である。この SEPA には、事業段階の環境アセスメントと SEA が区別されることなく、EIS 作成にかかわるプロセスとして規定されている。このことから、ワシントン州では SEA を規定する制度が、1972 年より運用されているといえる。

また、同州では 1990 年に成長管理法が導入されたことにより、土地利用計画体系が見直され、広域的な成長管理政策や土地利用計画による開発や保全のコントロールが、積極的に行われるようになった。このように、制度的に戦略段階の意思決定を重視する傾向がみられる。

一方で、同州では人口流入が続いており、都市の周辺における開発需要が高い地域

でもある。この土地利用の傾向に関しては第4章でデータを用いて詳述するが、州内で最も経済活動の盛んな地域はシアトルを中心にしたピュージェット湾地域であり、この地域内では、スプロール現象が都市計画上の課題として認識されている。とりわけ、同地域の周辺にはカスケード山脈やマウント・レイニア、オリンピック公園等の自然公園やこれらにつながる自然資源が存在し、これらへの環境負荷や保全が求められている。

このワシントン州における制度とピュージェット湾地域を事例として選択したのは、同州において分離型 SEA の問題が表面化し、その統合型 SEA の構築が図られたうえ、ピュージェット湾地域において統合型 SEA の運用が試みられたからである。これまで同州の SEA は、事業段階の環境アセスメントと区別されない同一の枠組みによる制度に基づいていた。しかしながら、上述の成長管理法の導入以後、地域の成長管理政策や総合計画の策定にあたって、積極的に SEA が実施されるようになったが、この中で分離型の SEA に見られる課題が表面化した。この課題を克服するために構築された制度が統合型 SEA のモデルに該当すると考えられ、この制度が適用され成長管理政策が策定された。このことから、当該地域の制度と事例は、統合型 SEA の参加手法を分析する対象として適合し、統合型 SEA の参加手法の確立を目指す本研究にとって有益な知見をもたらすものと考ええる。

1.4.2 研究の構成

本研究の本章以降の構成は以下のとおりである（図 1.6）。第2章では、SEA の理論研究を基に複数の異なる方法論が混在する統合型 SEA の概念を整理し、参加の観点から概念を定式化する。これは、従来の環境アセスメントにおける参加を出発点とし、統合型 SEA において参加の理論的側面における変化に着目することで、分析の枠組みを抽出するものである。

第3章では、第2章で提示される分析の枠組みのうち、制度面における分析を行う。この章では、分析対象とする SEA 制度を、その変遷過程を含めて分析することで、統合型 SEA における参加の機能に、制度的にどのような変化が生じたか、その変化はどのように意味づけられるかを明らかにする。第4章では、第3章で分析した制度の運用局面を扱う。統合型 SEA における参加がプロセスとしてどのようにプランニングプロセスに統合されたのか、そのプロセスの振る舞いと、参加の結果をマクロレベルで分析する。これによって、統合型 SEA が適用された場合に、どのようなプロセスと参加が展開され得るのかを明らかにする。続く第5章では、第3章及び第4章で分析した制度とその運用事例における効果を分析する。ここでは、各利害関係者の関与構造を、PSRC における主体ベースの意思決定構造と主要な参加主体を特定するためのステークホルダー分析によって整理する。その上で、主要な参加主体が、参加機会を通じて提出した意見を分析することによって、各ステップでの参加が政策形成の議論にも

たらしめた寄与を明らかにする。

最後に第6章において、統合型 SEA の参加について、どのような制度とどのような手法によって、いかなる効果が確認されたかを整理し、本研究の結論を提示する。

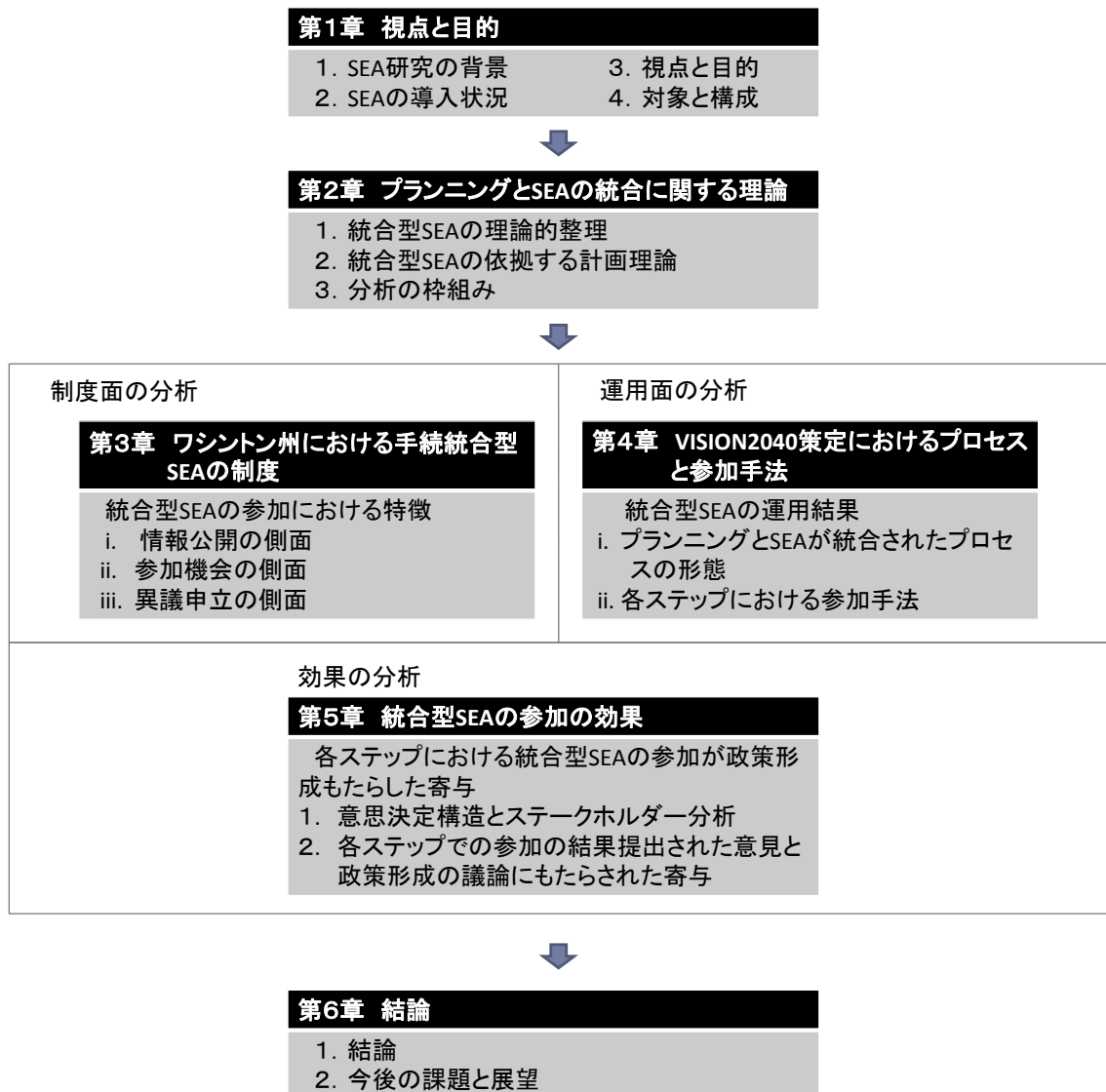


図 1.6 研究の構成

【脚注】

- ⁱ Robinson (1989)の Chapter-9 “Soil Conservation”において、アメリカの農業が抱えた過剰耕作とそれに伴う砂嵐の被害について触れられている。その中で、収穫高を維持するために土壌保全措置が試みられたが、農業事業者にとって十分な経済的誘因が認識されないことによってそれが成功せず、持続的な収穫高の維持に失敗したことを指摘している。
- ⁱⁱ 持続性揚水量は、持続性最大揚水量 (maximum sustained yield) と持続性許容揚水量 (permissive sustained yield) の二つの概念から構成される。前者はある地下水盆から持続的に揚水できる最大量であり、後者は経済的かつ合法的な下で社会的に許容される持続性最大揚水量のことである。よって、本稿で取り上げる概念は後者の持続性許容揚水量を指す。なお、Todd (1959)によれば、当時中心的に議論されていた「好ましくない結果」としては、水位低下に伴う揚水コストの増加、地盤沈下により水害などの災害や社会的被害、地下水の塩害化による地下水資源の喪失が挙げられる。
- ⁱⁱⁱ UNWCED (United Nations World Commission on Environment and Development) 国連の環境と開発に関する世界委員会は報告書「Our Common Future (地球の未来を守るために)」をまとめ、この中で持続可能な開発 (Sustainable Development) という概念を提唱した。WCED は 1982 年に開催された世界環境計画 (UNEP) の管理理事特別会合 (通称ナイロビ会議) において、日本政府が提案した地球環境の理想とその実現の世界戦略の策定を目指す委員会が総会で承認され、その結果設置されたものである。この後、約 4 年間の間に 8 回の会合が行われ、その成果が 1987 年に報告書としてまとめられた。“Sustainable Development”の邦訳においては、「持続可能な発展」と「持続可能な開発」の二つが見られる。一般的に国際連合に関係する日本の組織や政府、行政機関では“Development”に対して「開発」の訳語を用いる傾向が強い。しかし、環境分野で議論する場合、「開発」という訳語を用いた場合、量的な効果を目指した従来型の開発を連想させるという考えから、質的な効果を連想させる「発展」という訳語が用いられることが多い。“Sustainable Development”という用語の自己撞着性を回避する目的で、本研究では「持続可能な発展」の訳語を採用する。これは、“Development”という語彙が図らずも天然資源の枯渇と自然環境の劣化をまねいてきたとし、“Sustainable Development” という用語の撞着性は否定できないという指摘 (Redclift M., 2005) を考慮した整理である。これに対し、環境要素に、より強調をおいた “Environmentally Sustainable Development”という表現が用いられることもある (World Bank 1994) が、本研究では人間活動の持続性を一義的なものとして捉えるため、これは採用しない。
- ^{iv} サステナビリティ学連携研究機構 (IR3S : Integrated Research System for Sustainability Science). 2005 年度の科学技術振興調整費 (戦略研究拠点育成プロジェクト) に採択された「サステナビリティ学連携研究機構・Integrated Research System for Sustainability Science (以下 IR3S)」というプロジェクトに基づく複数の既存研究機関を横断する多体的な研究組織。立ち上げ段階では東京大学を中心とする京都大学、大阪大学、北海道大学、茨城大学の 5 大学がそれぞれに拠点を設け準備が進められた。2006 年度は、この 5 大学にさらに東洋大学、国立環境研究所、東北大学、千葉大学の 4 大学・研究機関が協力機関として加わった。現在では、これに早稲田大学と慶応大学が参加し、5 つの拠点と 6 つの協力機関で組織され新たな学術領域へのアプローチを目指している。
- ^v Adams W.M. (1990)の持続可能性の三分立構造においては、Social, Economic, Environment が互いに重複する領域を持つベン図で表現される。この中で、Social と Environment の重複領域が Bearable、Social と Economic の重複領域が Equitable、Economic と Environment の重複領域が Viable とされ、3 つの領域すべてが重複する部分が Sustainable と表現され

る。

- vi 原科（2005）の持続可能性の三分立構造においては、社会、経済、環境（人間活動の基盤）の3領域が想定され、社会と環境の重複領域が文化・風土（地域社会を支える）、社会と経済の重複領域が人間活動、経済と環境の重複領域が資源・環境資産（経済活動を支える）とされ、3つすべてが重なる領域が持続可能な都市・地域として定義される。
- vii この考え方では、Economic の領域は Social の領域に内包され、また同時に Social の領域は Environment の領域に内包される。そしてそれぞれの内包される領域はそれを内包する領域によって境界付けされる。
- viii “the economy is, in the first instance, a subsystem of human society which is itself, in the second instance, a subsystem of the total of life on Earth, the biosphere. And no subsystem can expand beyond the capacity of the total system of which it is a part.”
- ix 戦後、日本の環境行政は公害法の制定（大気汚染防止法、騒音規制法：ともに1968年、公害対策基本法：1976年など）にはじまり、同法律群の改正（公害対策基本法における経済調和条項の削除のほか、大気汚染防止法、水質汚濁防止法の改正：いずれも1972年）、環境庁の設置（1971年）を経て、産業公害を対象とした警察法的規制地域環境の汚染の防止という方向が現れ始めた。そして、国際的な条約や地球環境問題への関心の高まりから環境基本法（1993年）の制定を経て環境行政の対象は理念上拡大したといえる。つまり特定国民の法益の保護という消極目的でもって特定環境汚染者に対する抑制及び規制という性格から全人的に対象を拡大し、都市公害や生活公害も含めた環境管理の積極的目的を獲得した（原田, 1995）。この環境基本法の3つの理念、①環境の恵沢の享受と継承、②環境負荷の少ない持続可能な社会構築、③国際協調による地球環境保全の積極的推進は、領域横断的な理念を提示するが、環境行政が環境施策のみでなく、経済施策や社会施策を横断的に統合することで、この理念を達成するためには、個別法による施策の推進が求められる。この意味で、施策の推進のレベルにおいて、領域を横断した統合的施策の設計推進では、環境行政は限定的にしか展開されていない。
- x 環境影響評価、環境アセスメント、EIA : Environmental Impact Assessment の用語の使用に関しては次の基準に従う。これらの用語はいずれも意思決定によってもたらされると考えられる環境影響を、意思決定の前に予測し評価して、その結果を意思決定に反映させるシステムのことを表している。日本国内の制度の多くは、制度名として環境影響評価という表現を用いている。このことを踏まえて、国内における特定の制度に関する記述の場合であって、その制度が環境影響評価、またはこれに類似する名称の場合には、環境影響評価を用いる。国内外を問わず、特定の制度によらず、一般的に上述のシステム、制度、手続きを指す場合には環境アセスメントを用いる。欧米において事業実施直前の段階において実施される上述のシステムの制度、手続きを指す場合には EIA を用いる。ただし、特定の文献を引用する場合にあつては、引用文献の用法にそって記述するものとし、この場合には断りを併記する。
- xi ここでの「深度」とは、環境影響評価で扱う評価項目のことであり、一般的に環境影響評価のスコーピングで取り扱われる内容を指している（島津, 1977）。
- xii 川崎市は環境基本条例に規定される。広島県は環境配慮推進要綱に規定される。なお、川崎市、三重県、仙台市、東京都、広島県、京都府、茨城県、京都市、栃木県、千葉県は、いずれも社会・経済面の比較考量及び公衆の関与の点で通常の SEA の要件を満足しない。しかし、環境面からの予測評価結果の公表及び事業主体以外の関与が確保されている点で SEA に準ずる制度である。これは、原科、杉本、清水谷（2007）による準 SEA 制度に分類される。一方、横浜市、滋賀県、神奈川県、岐阜県、富山県、北九州市はいずれ

も政策もしくは計画の策定を対象としているが、結果の公表及び事業者以外の審査、社会経済面の比考量、公衆関与の要件を満足せず SEA とは言えない。しかし、政策や計画の段階で環境配慮を行う制度であるため、SEA と類似する制度である。これは、原科、杉本、清水谷（2007）による行政内部の調整制度に分類される。

- xiii 近年の NEPA による EIS の作成件数は、2005 年は 552 件、2006 年は 542 件、2007 年は 557 件、2008 年は 543 件であり、550 件前後で推移している。これは、準備書に当たる Draft EIS と評価書に当たる Final EIS の双方が含まれており、実際のアセスメントの実施件数はこの半分程度の 250 件前後と考えられている。一方、この中で SEA に該当する案件数は、統計が取られていないことから正確な数字は把握されない。我々が 2006 年に現地で実施した連邦環境委員会の担当官へのヒアリング調査からは、このうちの 1 割程度が該当するとみることが現実的であるとの見解が得られた。（ヒアリング；日時：11 月 27 日 13:00－14:00、対象者：Edward A. Boling 一次席法務顧問）
- xiv EU(EC) の法律には「規則 (Regulation)」、「指令 (Directive)」、「決定 (Decision)」、「勧告 (Recommendation)」がある。この中で「指令 (Directive)」は、採択された内容に関しては、これが構成国において実施されることに對し拘束力を持つが、実現するための実施の方法・形式は構成国に委ねられ、その実施形態は構成国によって異なる。EU の政策執行機関である欧州委員会によれば、EU 指令の発令は EU の政策執行において最も重要視される立法行為の一つで、統一的な EU 内において制度体系を整備し、制度的連続性と公平性を保証しつつ、各国における国家及び政治に基づく制度の多様性を損なわない手法として認識されており、近年は環境分野に限らず多くの分野において用いられる手法である (Borchardt K. D., 2000)。
- xv 97 年に改定 (97/11/EC) . The EIA Directive (EU legislation) on Environmental Impact Assessment of the effects of projects on the environment was introduced in 1985 and was amended in 1997. Member States have to transpose the amended EIA Directive by 14 March 1999 at the latest. 1985 年の指令は、事業実施の段階において事業による環境影響法予測評価し、公衆参加のを含めて環境アセスメントを実施することを求めている。
- xvi 前掲文末脚注 ix 参照.
- xvii EC 委員会は 1991 年に SEA に関する指令素案を作成し委員会に提出したが、「EC の役割は構成国の法制度に對し補完的であるべきだ」とし、補完性原理 (subsidiary principal) を盾にイギリスが強く反対し、ドイツ及びフランスもこれを追隨した (Hamblin P., 1999)。
- xviii EU Official Journal L197 of 21 July 2001, Page 30.
- xix Planning Policy Guidance (PPGs, 1992)は、2004 年に Planning Policy Statement (PPS, 2004)に改定され、その後 2008 年にも改定された。現在は Planning Policy Statement 12: Local Spatial Planning (PPS12) published on 4 June 2008 が施行されている。
- xx EU の報告書では EU 指令による各国の法制度の整備を“transposition”として表現している。“transposition”の和訳としては転位、移調、転置、移項が挙げられる。本論文では、EU によって提示された法規定が、各国の言語に翻訳され、各国の法制度の中に設けられるという意味を踏まえて「転置」と和訳する。
- xxi フランス政府は正確な件数を把握していないが、SEA 手続きを実施する 100 の主務官庁があり、各官庁の平均運用件数が 4 件程度であると報告している。なお、これはすべて土地利用に関するもので、他の事業種では年間 40 件程度であると推定された。なお、統

計の取り方が各国によって異なることから、一概に比較はできないが、年間数百件から数十件程度である国が多い。一方、マルタ、ポルトガル、ルクセンブルクではそれぞれ 1 件、2 件、3 件であった。このように、国の規模や制度の背景などから実施件数にばらつきは大きい。

xxii Operational Manual Statement 2.36 on Environmental Aspect of World Bank Work (May 1984)

xxiii OP 4.01 環境アセスメント、OP 4.04 自然生息地への環境配慮、OP 4.12 非自発的住民移転、OP 4.20 先住民族に関する社会配慮、OP 4.36 森林に関する配慮、OP 4.37 ダムの安全に関する配慮、OP 7.50 国際河川に関する配慮、OP 7.60 紛争地における脆弱性に関する配慮、OP 11.03 文化遺産の保護に関する配慮、などがある。

xxiv JICA 環境社会配慮ガイドライン（2004 年）1.5, JICA の責務、8 項「事業段階より上位のプランやプログラムの段階に関与する場合やマスタープランなどの全体的な開発計画に協力する事業においては、戦略的環境アセスメントの考え方を反映させるように努め、早い段階から広範な環境社会配慮の確保がなされるよう相手国政府に働きかけるとともに、その取り組みを支援する」。

xxv NEPA 及び NEPA に係る規則（例えば、環境諮問委員会 CEQ 規則、1978 年）において SEA という表現は用いられていないが、NEPA を SEA 制度の導入起源として認識することが一般的な理解になっている。例えば、Sadler B. and Verheem R. (1996)や NEPA の法案作成者である Caldwell L. K. (2000)、日本でも原科（2000）などによってこのような理解が示されている。

xxvi 環境省（1998）「戦略的環境アセスメント総合研究会 第一回議事概要」及び、当該会議資料。資料1-1 戦略的環境アセスメント総合研究会設置要綱、資料1-2 委員名簿、資料1-3 「戦略的環境アセスメント総合研究会」の公開に関する事項(案)、資料2 環境影響評価法について、資料3-1 SEAについて、資料3-2 戦略的環境アセスメントに関する諸外国の状況調査の概要について、資料3-3 戦略的環境アセスメントに関する諸外国の状況調査(サマリー)、資料4-1 EU「一定の基本計画及び実施計画の環境への影響の評価に係る指令案（1996.12.4）」の概要について、資料4-2 EU「一定の基本計画及び実施計画の環境への影響の評価に係る指令案（1996.12.4）」、資料4-3 Proposal for a COUNCIL DIRECTIVE on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment、資料5 アメリカにおける国家環境政策法(NEPA)によるSEAについて、資料6 オランダにおけるSEAについて、資料7 カナダにおけるSEAについて、資料8 平成10年度検討スケジュール(案)、資料9 戦略的環境アセスメントに関する国際ワークショップについて。

【参考文献】

- Adams W.M. (1990) “Green Development: Environment and Sustainability in the Third World”, *Natural Environment Problems and Management*, Routledge
- Adams W.M. (2006) “The Future of Sustainability: Re-thinking Environment and Development in the Twenty-First Century” Report of the IUCN Renowned Thinker Meeting, 29-31 January
- Ahmed K. and Sanchez-Triana E. (2008) “Strategic Environmental Assessment for Policies – An Instrument for Good Governance” The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. p. 219
- Annandale D., Bailey J., Ouano E., Evans W. and King P. (2001) “the potential role of strategic environmental assessment in the activities of multi-lateral development banks” *Environmental Impact Assessment Review*, **21** pp.407 – 429
- Bailey J. and Dixon J. (1999) “Policy Environment Assessment” In Petts J. (ed) *Handbook of Environmental Impact Assessment*, Volume 1, Blackwell Scientific Ltd, Oxford, UK, pp. 251-272
- Borchardt K. D. (2000) “The ABC of Community Law” European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, p.115
- Buckley R. (2000) “Strategic Environmental Assessment of Policies and Plans: Legislation and Implementation” *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol.18, No. 3, pp. 209-215
- Bina O. (2007) “A Critical Review of Dominant Lines of Argumentation on the Need for Strategic Environmental Assessment” *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. **27**, pp. 585-606
- Caldwell L. K. (2000) “Perspectives on Strategic Environmental Assessment - Preface” Partidario M. R., Clark R. (eds.), Lewis Publishers
- Canada. Federal Environmental Assessment Review Office. (1994) “Final Report, International Summit on Environmental Assessment” ISBN 0662217055, p .34
- CEQ (1997) “The National Environmental Policy Act; A Study of Its Effectiveness After Twenty-five Years” Executive Office of the President, p.51
- Cherp A., Watt A. and Vinichenko V. (2007) “SEA and Strategy Formulation Theories: From Three Ps to Five Ps” *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. **27**, pp. 624-644
- Clark R. (2000) “Making EIA Count in Decision-Making” in Partidario M. R., Clark R. (eds.) *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*, Lewis Publishers, pp. 15-29
- Commonwealth Australia (2007) “Defining Sustainability” House Standing Committee on Environment and Heritage, Inquiry into a Sustainability Charter” 16, February
- Coomer C. J. (1979) “Quest for a Sustainable Society (Pergamon Policy Studies on Business and Economics)” Pergamon Prints. p. 260
- Daniels S.E. and Throgmorton G.B. (1996) “Collaborative Learning: Improving public Deliberation in Eco System Management” *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. **16**, pp. 71-102
- de Bore J. and Sadler B. (1996) “Environment Assessment for Policies: Briefing Papers on Experiences in Selected Countries” Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Report No. 54, The Hague
- Elling B. (2000) “Integration of Strategic Environmental Assessment into Regional

- Spatial Planning” *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol.18, No. 3, pp. 233-243
- Elling B. (2004) “Modernity and Communicative Reflection in Environmental Assessment” In Hilding- Rydevik T., Hlokk Theodorsdottir A. eds., *Planning for Sustainable Development: The Practice and Potential for Environmental Assessment*, Proceedings from Fifth Nordic Environmental Assessment Conference, Reykjavik, Iceland, 25-26 August, 2003, Stockholm, Nordregio
- European Commission (2009) “Study Concerning the report on the application and effectiveness of the SEA Directive (2001/42/EC)” European Commission DG Environment, Report no. p-67683-a, Issue no. 2, 5 January 2009.
- Faludi A. (1973) “Planning Theory: Progress in Planning” Oxford, Pergamon, p.312
- Flyvbjerg B. (1996) “The Bark Side of Planning: Rationality and ‘Realrationalitat’” in Mandelbaum S., Mazza L. and Burchell R., *Explorations in Planning Theory*, Rutgers, Center for Urban Policy Research, p.543
- Fischer T.B. (2002) “Strategic Environmental Assessment in Transportation and Land Use Planning” Earthscan, London, p.272
- Fischer T.B. (2003) “Strategic Environmental Assessment in Post-Modern Times” *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 23, pp. 155-170
- Foucault M. (1979) “Discipline and Punish: the Birth of Prison” New York Vintage Books, p. 333
- Gibson R. (2006) “Sustainability assessment: basic components of a practical approach” *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol. 24, No. 3, pp. 170-182
- Goodland R. (1997) “The Strategic Environmental Assessment Family” *Environmental Assessment*, Vol. 5, No. 3, pp. 17-20
- Goodland R. and Edmondson V. (1994) “Environmental Assessment and Development” *IAIA-World Bank Symposium Report*, Washington DC, World Bank
- Green K. and Raphael A. (2002) “Third Environmental Assessment Review FY92-00” The World Bank, Washington DC
- Harashina S., Miyashita Y. and Hara N. (2007) “Utilized Methods of Comparing Alternatives in Environmental Impact Assessment in Japan” International Association for Impact Assessment 27th Annual Conference Final Program, Paper No. 772, pp. 49-50
- Harvey N. (2000) “Strategic Environmental Assessment in Costal Zones, Especially Australia’s” *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol.18, No. 3, pp. 225-232
- Healey P. (1996) “The Communicative Turn in Spatial Planning Theory and Its Imprecations for Spatial Strategy Formulation” *Environmental Planning B.*, Vol. 23, pp.217-234
- Holtz S. (1991) “Issues in Environmental Impact Assessment of Policy: A Research Prospectus” *Draft Paper Prepared for Canadian Environmental Assessment Research Council*, Ottawa, Canada
- Innes J. (1995) “Planning Theories Emerging Paradigm: Communicative Action and Interactive Practice” *Journal of Planning Education and Research*, Vol. 14, No. 3, pp. 183-189
- IUCN: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, United Nations Environmental Planning and World Wildlife Fund (1980) “World Conservation Strategy - Living Resource Conservation for Sustainable Development”
- Jacobs P., Sadlar B. (1989) “Sustainable Development and Environmental Assessment: Perspectives on Planning for a Common Future” Ottawa, Canadian Environmental Assessment Research Council.
- Joao E. (2004) “Key Principles of SEA” in Schmidt M, Joao E. and Albrecht E. (eds.)

-
- Implementing Strategic Environmental Assessment, *Environmental Protection in The European Union*, Vol. 2, Springer, pp. 1-14
- Kates R., Parris T. and Lieserowitz A. (2005) "What is Environmental Development?" *Journal of Environment* 47 (3) pp. 8-21
- Komiyama H, Takeuchi K (2006) "Sustainability science: building a new discipline" *Sustan Sci* 1:1-6.
- Koronov L. and Thissen W.A. (2000) "Rationality in Decision and Policy Making: Implications for Strategic Environmental Impact Assessment" *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol. 18, No. 3 pp.191-200
- Lawrence D.P. (2000) "Planning Theories and Environmental Impact Assessment" *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20, pp.607-624
- Lee N. and George C. (2002) "Environmental Assessment in Developing and Transitional Countries" p.290
- McCormic J. (2001) "Environmental Policy in the European Union" Palgrave, p.147
- Meehan B. (1995) "Environmental Assessment in Ireland" *Environmental Impact Assessment Newsletter* Vol. 10, p. 10
- Meyerson M. and Banfield E.C. (1955) "Politics Planning and Public Interest" Free Press, New York, p.353
- Mintzberg H. (1987) "The Strategy Concept 1: Five Ps for Strategy" *California Management Review*, Vol. 30, No. 1, pp.11-25
- Mintzberg H., Ahlstrand B. and Lampel J. (1998) "Strategy Safari" New York, Prentice Hall, p.407
- Ott K. (2003) "the Case for Strong Sustainability" In Ott K. and Thapa P. (eds) *Greifswald's Environmental Ethics*, Steinbecker Verlag Ulrich Rose
- Partidarion M.R. (1993) "Anticipation in Environmental Assessment: Recent Trends at the Policy and Planning Levels" *Environmental Impact Assessment Review* Vol. 11, No. 1, pp.27-44
- Partidarion M.R. (2007) "Scale and Associated Data – What is Enough for SEA Needs?" *Environmental Impact Assessment Review* Vol. 27, pp.406-478
- Partidario M. R. and Clark R. (1999) "Perspectives on Strategic Environmental Assessment" Lewis Publisher, Boca Raton, Florida
- Petts J. (1999) "Handbook of Environmental Impact Assessment" Volume 1, Blackwell Scientific Ltd, Oxford, UK
- Porritt J. (2006) "Capitalism as if the World Mattered" London, Earthscan, p.64
- Redclift M. (2005) "Sustainable Development 1987–2005: an Oxymoron Comes of Age" *Sustainable Development* 13 (4) pp.212-227
- Richardson T. (2005) "Environmental Assessment and Planning Theory: Four Short Stories about Power, Multiple Rationality and Ethics" *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 25, pp. 341-365
- Robinson K. (1989) "Farm and Food Policies and Their Consequences", Prentice-Hall, Inc.
- Sadler B. (1996) "Environmental Assessment in Changing World: Evaluating Practice to Improve the Performance" *Final Report, International Study of Effectiveness of Environmental Assessment*, Canadian Environmental Assessment Agency, Canada.
- Sadler B. and Verheem R. (1996) "Strategic Environmental Assessment 53: Status, challenges and Future Directions" Ministry of Housing, Spatial planning and the Environment, The Netherlands, and the Institutional Study of Effectiveness of Environmental Assessment

- Scheurs P. and Devuyt D. (1995) "Environmental Assessment in Belgium" *Environmental Impact Assessment Newsletter* Vol. 10, pp.5-6
- Sheate W. (1995) "Transport Policy A Critical Role of SEA" *World Transport Policy and Practice*, Vol. 1, No. 4, pp.17-24
- Simon H. A. (1957) "Models of Man" John Wiley & Son p.486
- Stivers R. (1976) "The Sustainable Society: Ethics and Economic Growth" Philadelphia Westminster Press.
- Therival R., Wilson E., Heaney D., Thompson S. (1992) "Strategic Environmental Assessment" Earthscan, p.192
- Therival R., Partidario M. R. (1996) "the Practice of Strategic Environmental Assessment " Earthscan, London. p. 224
- Thissen W. A. [ed.] (2000a) "Special Issue of Impact Assessment and Project Appraisal" Vol. 18, No. 3
- Thissen W. A. (2000b) "Strategic Environmental Assessment at a Crossroads" *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol.18, No. 3, pp. 174-176
- Todd D. K. (1959) "Ground Water Hydrology" John Wiley and Sons, Inc., New York, p. 336.
- UNECE United Nations Economic Commission for Europe (1992) "Application of Environmental Assessment Principals to Policies, Plans and Programs" Geneva: *UNECE Environmental Series* No. 5
- UNWCED : United Nations World Commission on Environment and Development, (1987) "Report of the World Commission on Environment and Development" General Assembly Resolution 42/ 187, 11 December.
- Verheem R. and Tonk J. A. (2000) "Strategic Environmental Assessment: One concept, Multiple Forms" *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol.18, No. 3, pp. 177-182
- Vincent G. and Partidario M.R. (2006) "SEA Enhance Communication for Better Environmental Decisions" *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 26, pp.696-706
- Wagner D. (1995) "Environmental Assessment in Germany" *Environmental Impact Assessment Newsletter* Vol. 10, pp.8-9
- Wilkins H. (2003) "The Need for Subjectivity in EIA: Disclosure as a Tool for Sustainable Development" *Environmental Impact Assessment*, Vol. 23, pp. 401-414
- Wood C. (2002) "Environmental Impact Assessment, A Comparative Review" Prentice Hall, New Jersey.
- Wood C. and Djeddour M. (1989) "Environmental Assessment of Policies, Plans and Programs" *Interim Report to the Commission of European Communities*, UK: EIA Center, University of Manchester (Final Report submitted 1990, Contract No. B6617-571-572-89)
- World Bank (1991) "Environmental Assessment Sourcebook" 3 Vols., Washington D.C., *World Bank Technical Paper* Number 139.
- World Bank (1994) "Valuing the Environment: Proceedings of the first annual international conference on environmentally sustainable development" Serageldin I., Steer A. (eds.) *World Bank Report* No. 13520
- World Bank (1996) "Regional Environmental Assessment" *Environmental Assessment Sourcebook Update*, No. 15, Environmental Department, World Bank, Washington DC
- World Bank (2002) "Making Sustainable Commitments" *An Environmental Strategy for the World Bank*, Environment Department, World Bank, Washington DC

- Wright F (2006) “The Purpose and Benefits of Undertaking Strategic Environmental Assessment: The Case of Scotland in Mid-1990s” unpublished PhD thesis, University of Strathclyde, Glasgow.
- 姥浦 道生 (2007) 「ドイツにおける F-plan 策定時の戦略的環境アセスメントの適用に関する研究--エアランゲン市における萌芽的取組みを事例として」都市計画論文集, vol. 42, pp.763-768
- 大森 恵子 (1999) 「戦略的環境アセスメントをめぐる状況」資源環境対策, 環境コミュニケーションズ, vol. 53, No. 8, pp.785-788
- 小野寺 祐貴 (2009) 「地方自治体における環境アセスメントの手続き初期段階に関する研究」東京工業大学理学部地球惑星科学科 学士論文, p. 95
- 環境省 (2001) 「海外における戦略的環境アセスメントの技術手法と事例」(請負契約: 三菱総合研究所)
- 環境省, 三菱総合研究所 (2003) 「効果的な SEA と事例分析」p.170
- 環境省 (2004) 「諸外国の政策段階における戦略的環境影響評価制度調査報告書」p.62
- 環境省 (2006) 「諸外国の戦略的環境影響評価制度導入状況調査報告書」p.71
- 黒岩 努 (2007) 「「SEA」に関する埼玉県の取り組み」環境アセスメント学会誌, vol. 5, No.2, pp. 32-39
- 静岡新聞 (2008) 「環境影響評価条例を制定へー 浜松市 2008 年 10 月 20 日」.
- 島津 康男 (1975) 「環境アセスメント 方法と原則」環境情報科学センター, p.189
- 島津 康男 (1977) 「環境アセスメント」NHK ブックス、日本放送出版協会、p.251
- 清水谷 卓, 原科 幸彦 (2007) 「イングランドの開発計画制度の枠組における戦略的環境アセスメントの特徴--都市・農村計画制度と環境配慮制度の変遷に着目して」環境情報科学論文集, vol. 21, pp. 339-344
- 戦略的環境アセスメント総合研究会 (2007) 「戦略的環境アセスメント総合研究会報告書」戦略的環境アセスメント総合研究会, 環境省, pp3-16.
- 新潟市環境審議会 (2008) 「新潟市における環境影響評価制度のあり方について一答申」平成 20 年 9 月.
- 土屋 雄一郎 (2004) 「公論形成の場における手続きと結果の相互承認--長野県中信地区廃棄物処理施設検討委員会を事例に」環境社会学研究, No. 10, pp.131-144
- 寺田 達志 (1999) 「戦略的環境アセスメントの導入に向けて」ジュリスト, No. 1149, pp.99-103
- 浜松市環境審議会 (2008) 「浜松市環境審議会議事録 平成 20 年 10 月 20 日」.
- 林 希一郎 (2009) 「政策と計画・プログラムに適用される戦略的環境アセスメント制度の国際比較」環境アセスメント学会誌, vol. 7, No. 1, pp.11-15
- 原 雄一, 倉田 学児, 勝本 卓, 水野 啓, Herath S. (2009) 「流域におけるシナリオ・モデル分析による環境影響評価と社会経済効果の融合」環境アセスメント学会誌, vol. 7, No. 1, pp.72-83
- 原科 幸彦 (1994) 「環境アセスメント」放送大学教育振興会、p.282
- 原科 幸彦 監訳(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」原著 B・サドラー, R・フェルヒーム
- 原科 幸彦 (1999) 「道路整備と戦略的環境アセスメント」道路, 日本道路協会, vol. 701, pp.8-12
- 原科 幸彦 (2000) 「改訂版 環境アセスメント」放送大学教育振興会、p.331
- 原科 幸彦 (2005) 「第1章 公共計画における参加の課題」、原科 幸彦 編 『市民参加と合意形成』学芸出版. pp.11-40
- 原科 幸彦, 杉本 卓也, 清水谷 卓 (2007) 「戦略的環境アセスメントの自治体におけ

- る導入動向と制度化の条件」環境科学会誌, **20** (2) pp.95-106.
- 原科 幸彦, 持木 克之 (2002) 「自治体における戦略的環境アセスメントの導入状況とその要因」 日本都市計画学会学術論文集, (**37**) pp.1075-1080.
- 原田 尚彦 (1995) 「公害・環境法制」、ジュリスト, **1073**, p.78
- 松行 美帆子, 木下 瑞夫, 西浦 定継 (2006) 「イングランドにおける土地利用計画への戦略的環境アセスメントの適用に関する研究」都市計画論文集, vol. **41**, pp.881-886
- 松行 美帆子, 木下 瑞夫, 西浦 定継 (2008) 「土地利用計画に対するオランダ・イングランドの戦略的環境アセスメント制度及び事例の比較研究」都市計画論文集, vol. **43**, pp. 757-762
- 水島 孝治 (1975) 「環境アセスメントシステムの検討」自治研究, vol.**53**, No. 5
- 水収支研究グループ編；新井信男、中馬教充、細野義純、古川博恭、郷原保真、鎌田烈、木村重彦、工藤浩、熊井久雄、柴崎達雄、新藤静夫、高橋一、鶴巻道二 (1973) 『地下水資源学 ―広域地下水開発と保全の科学―』, 共立出版, p. 382.
- 山下 潤 (2006) 「地域的な土地利用計画に対する戦略的環境アセスメント--スウェーデンにおける SAMS 事業を事例として」比較社会文化, vol. **12**, pp. 19-24
- 山村 恒年 (1980) 「環境アセスメント」有斐閣選書. p.348