

## 環境影響評価制度をめぐる法的諸問題 (1)

～環境影響評価の意義・目的・理念について～

# Legal Issues Relating to Environmental Impact Assessment with Reference to Its Significance, Purpose and Idea

関根 孝道

Takamichi Sekine

The Law of Environmental Impact Assessment was enacted in 1997. It was in 1999 that the Law become entirely applicable to the projects enumerated thereunder. Section 7 of the Law's implementing rule provides in essence that after the elapse of 10 years from when the Law had become applicable the Government shall examine how the Law has been implemented so far and take necessary measures according to the consequences. Therefore the year of 2009 is the time for the Government to conduct such reflection. Has the Law successfully protected the precious environment as originally expected? Has the Law faithfully been enforced by the governments concerned and observed by the project proponents? Is the Law effective on earth? This article argues the legal issues relating to the environmental impact assessment under the Law in order to detect the fundamental defects deeply rooted in the Law. This article deals with the significance, purpose, and idea of such an environmental impact assessment system as it should be. It is intended that this article in some way contribute to the 10 years' Law review above mentioned for a better system.

キーワード：環境影響評価、環境影響評価法、事業アセス、戦略アセス、NEPA、CEQ規則、環境保全措置

**Key Words** : Environmental Impact Assessment (EIA), Law of Environmental Impact Assessment, Project Assessment, Strategic Assessment, NEPA (National Environmental Policy Act), CEQ Regulations, Mitigation Measures

## 目次

第1 環境影響評価の意義・目的・理念 .....	213
はじめに .....	213
1 環境影響評価とは .....	213
1.1 環境影響評価の意義 .....	213
1.2 環境影響評価の目的 .....	214
1.3 環境影響評価の手法 .....	215
2 環境影響評価のモデル論 .....	215
2.1 実施段階 .....	215
2.2 実施主体 .....	216
2.3 審査機関 .....	216
2.4 対象事業 .....	216
2.5 影響 .....	216
2.6 目標 .....	216
2.7 事後検証 .....	217
3 再論、環境影響評価とは、なにか .....	217
3.1 比較法的な意義 .....	217
3.2 制度的特徴 .....	218
3.3 問題点、いくつか .....	218
(1) 信頼性 .....	219
(2) 審査制度 .....	219
(3) 対象事業 .....	219
(4) 市民参加 .....	219
(5) 実効性 .....	220

## 第1 環境影響評価の意義・目的・理念

### はじめに

環境影響評価法<sup>1</sup>は平成9年(1997)に制定された。その後、順次施行に移され、同11年6月12日に全面施行をみた<sup>2</sup>。同法附則7条は、「この法律の施行後10年を経過した場合において、この法律の施行の状況について検討を加え、その結果に基づいて必要な措置を講ずるものとする」と定めている。ということは、早くて、平成21年6月には、見直しの時期を迎える。環境省も、平成20年6月に「環境影響評価制度総合研究会」を立ち上げ<sup>3</sup>、行政主導の見直し作業がキック・オフされた。

同法の全面施行から10年。果たして、環境保全の目的は達成されたか。日本の環境影響評価制度の立法化は当時のOECD諸国の最後を飾った<sup>4</sup>。この不名誉な歴史的事実が示唆するように、日本の環境影響評価法は当初から志の低いものだった。環境先進国の仲間入りを果たすことに主眼があったつまり、日本にも、環境影響評価法のあることを世界にアピールしたかった一ので、日本の環境影響評価制度は、その産声を上げた時から実効性乏しく制度設計されたといえる。喩えてい

うと、明治政府が鹿鳴館をこしらえて舞踏会を催すようなものだった。「仏作って魂入れず」といった方が適切かもしれない。それから10年を経過した今も、環境に配慮しない開発によって環境が破壊されている現実が、同法の抱える問題性を浮き彫りにする<sup>5</sup>。日本の制度になが欠けているのか。

本稿は、上述した環境影響評価法の見直し—具体的には、改正—作業を意識しつつ、日本の環境影響評価制度をめぐる法的諸問題について論じるものである。第1回は、おもに、環境影響評価の意義・目的・理念といった原理原則論をとりあげる。議論のための議論—いわば議論の空中戦—には興味がないので、一般論・抽象論をあつかいつつも、頭の片隅には常に実際のアセス事例を念頭において、立法改正作業にとって意味ある論述を展開していきたい。実効性のある制度構築のために。

## 1 環境影響評価とは

### 1.1 環境影響評価の意義

環境影響評価というのは、もとは「Environmental

1 平成9・6・13法第81号。

2 同法附則1条参照。

3 この研究会は、環境省総合政策局長の私的諮問機関に位置づけられ、平成20年6月から同21年6月まで、(1)環境影響評価法の実施状況等の調査、及び、(2)環境影響評価法をめぐる諸課題ごとの調査を行うとされる。この調査結果を踏まえ、中央環境審議会(中環審)の諮問にかけられ、その答申をえた後、立法改正作業に着手されると思われる。研究会の会議や配布資料も原則として公開される。以上につき、第1回研究会配布資料「環境影響評価制度総合研究会開催要綱」参照。原則公開とされた点は評価できるが、研究会を構成する検討員の人選は不透明であり、研究会が行政の隠れ蓑にならぬように、改善を要する。たとえば、検討員には、「独立行政法人農業食品産業技術総合研究機構農村工学研究所」「財団法人電力中央研究所」「社団法人日本環境アセスメント協会」「財団法人かながわ廃棄物処理事業団」のような行政・業界の息が掛かっていると思われる代表者の顔ぶれが見られるのに、公害被害者団体や環境NGOなどからの代表者は含まれていない。学者委員も一本釣りのようであるが、第三者的・独立的な学会・団体などからの推薦を原則とするなど、審議委員人選の透明性を確保する必要がある。真の学識経験者が「御用人」と儲目で見られては気の毒ですらある。会議資料も後日公表とされるが、これでは傍聴者には討議内容が十分には分からない。当日配布とすべきである。

4 立法化経緯につき、環境庁環境影響評価制度推進室編著「速報環境影響評価法」ぎょうせい(平成9年)5~29頁、同推進室監修・環境庁環境影響評価研究会著「逐条解説環境影響評価法」ぎょうせい(平成11年)1~23頁。

5 同法の一般的な評価・問題点につき、日本弁護士連合会「環境影響評価法案」に対する意見書(1997年4月)、浅野直人「環境影響評価の制度と法」信山社(1998)74~95頁、福井秀夫執筆「経済アセスメントの法と経済分析手法」日本エネルギー法研究所発行「環境影響評価法制の総合的研究—環境アセスメント法制班報告書—」(1999年12月)341~350頁、大塚直「環境影響評価法の法的評価」畠山武道・井口博編集「環境影響評価法実務」信山社(2000年)21~47頁。

Impact Assessment(EIA)の訳語で、「人間の行為が環境に及ぼす影響の評価」を意味する<sup>6</sup>。ここに「評価」というのは、一連の行為からなる評価のループのことで、「調査→予測→評価→反映→調査」というプロセスとして理解される<sup>7</sup>。環境影響評価制度という場合には、それぞれの制度設計のしかたによって、環境影響評価の意味合いもちがってくる<sup>8</sup>。

後述するように、環境影響評価の目的には、環境に配慮した意思決定を行うという「環境配慮」の側面と、その配慮をより多くの市民参加の下で行うという「社会的合意」の側面があり、この両側面から環境影響評価の手法は「科学的」かつ「民主的」でなければならない。この点をふまえ、あるべき環境影響評価という観点から環境影響評価を定義すると、「環境に配慮し、かつ、社会的合意による意思決定を行うために」、人間の行為が環境に及ぼす影響を、「科学的かつ民主的」に評価し、「その結果を意思決定に反映させる」手続といえる。

環境影響評価法も、環境影響評価について、「事業の実施が環境に及ぼす影響について環境の構成要素に係る項目ごとに、調査・予測・評価を行うとともに、これらを行う過程においてその事業に

係る環境の保全のための措置を検討し、この措置が講じられた場合における環境影響を総合的に評価することをいう」と定義し(2条)<sup>9</sup>、環境影響評価の目的につき、「環境影響評価の結果をその事業に係る環境の保全のための措置その他のその事業の内容に関する決定に反映させる」といい、「環境の保全について適正な配慮がなされることを確保」することだとしている(1条)。

## 1.2 環境影響評価の目的

なぜ環境影響評価を行うのか。

さまざまな理由が考えられるが、以下の二点が重要である<sup>10</sup>。

一つは、環境に配慮した意思決定を保障することである。この点は環境の価値と関係する。環境の属性として基底性・有限性・稀少性・不可逆性などを指摘できる。基底性というのは、環境は人類存続の基盤であり、これなくして人間の将来もありえないことである<sup>11</sup>。有限性というのは、環境という資源は無尽蔵ではないので、その保存を図らなければ枯渇することである<sup>12</sup>。稀少性というのは、開発による環境破壊がこれほどまで

6 環境影響評価制度の嚆矢は1969年制定の米国国家環境政策法(National Environmental Policy Act of 1969, 42 U. S. C. A. secs. 4321-4370f, "NEPA")であり、EIAの用語も同法に由来する。もっとも、同法や後述するCEQ規則は「environmental impact」「environmental assessment」「environmental impact statement」と表現しているの、講学的に一括してEIAと総称される。以下、同法は、適宜、「米国法」「米国アセス法」「NEPA」などと表記して引用する。同法につき、一般的に、環境庁環境アセスメント研究会監修・財団法人地球・人間環境フォーラム編集「世界の環境アセスメント」ぎょうせい(平成8年)29~75頁、大塚直執筆「I アメリカ、カリフォルニア、カナダ」前掲「環境影響評価法制の総合的研究—環境アセスメント法制報告書—」99~117頁。米国のアセス制度については、本稿でも別に章立てをして詳論する予定である。

7 「評価」には広狭二義があり、広義には、このような評価のループを意味するが、狭義には、環境調査・予測に基づく評価それ自体を意味し、広義の評価ループの一プロセスを構成する。狭義の評価は調査・予測と区別して用いられる。なお、環境影響評価における評価の問題性につき、鷲田豊明「環境影響評価入門」勁草書房197頁以下、参照。

8 後述するように、「環境」「影響」「評価」のそれぞれの意味内容も、環境影響評価の制度設計いかんによって異なったものとなる。

9 ここに「事業」というのは、「特定の目的のために行われる一連の土地の形状の変更(これと併せて行うしゅんせつを含む)、並びに工作物の新設及び増改築をいう」ものとされ、「環境に及ぼす影響」についても、「当該事業の実施後の土地又は工作物において行われることが予定される事業活動その他の人の活動が当該事業の目的に含まれる場合には、これらの活動に伴って影響を含む」ものとされている(2条)。なお、この環境影響評価の定義で特徴的なのは、広義の評価の過程において、当該事業に係る環境の保全のための措置—いわゆる環境保全措置—を検討するものとし、「この措置が講じられた場合」の効果分を差し引いて「環境影響を総合的に評価」するという点である。この点は後に詳述するが、いきなり環境保全措置の検討に入る前に、いわゆる代替案の検討を義務づけ、各代替案ごとの環境影響の有無・程度を明らかにする作業を先行させる必要がある。

10 環境影響評価法1条は、環境影響評価の目的につき、「環境影響評価を行うことが環境の保全上極めて重要」で、「現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に資する」という、お決まりの常套句で片づけている。これでは環境影響評価をおこなう真の目的は分からない。

11 この点は一般的な法的認識事項でもある。たとえば、環境基本法3条には、「人類の存続の基盤である限りある環境」という文言が明記されている。

12 環境の有限性も環境基本法3条の「限りある環境」の下りから読みとれる。後述する環境の稀少性も同じ文言から導きうるであろう。

に深刻化した今日、環境は稀少な資源として保護されるべきことを意味する。一方、いちど破壊された環境を復元するのは物理的・経済的・社会的に不可能な場合が多い。これが環境の不可逆性である。このような環境の特質は、環境に影響をおよぼす行為の実施にさきだち、環境配慮の観点から、その行為の厳密なチェック、すなわち環境影響評価を必要不可欠なものとする<sup>13</sup>。

二つ目は環境の共有性と関係する。環境は、生物的要素と非生物的要素が大気・水・土壌などの環境媒体によってネットワーク化されたものと理解できる。とすると、環境の改変による影響は局所的なものではありえず、このネットワークを伝播して不特定・多数者へ被害をおよぼしうる。このような環境改変行為の特質を考えると、たとえ適法な権利行使としてなされた開発であっても、環境を共有する者は開発にたいし発言権をもつことになる。これが環境影響評価における市民参加の基礎であり、社会的合意が必要とされる所以である。環境が万人の共有に属することから、法的に、環境権や自然享有権なるものが提唱されるが<sup>14</sup>、環境影響評価はこの環境権・自然享有権を実現するといえる。

### 1.3 環境影響評価の手法

いかに環境影響評価がなされるべきか。

上記のように、環境影響評価の目的として、環境に配慮した意思決定と市民参加による社会的合意の二つが重要である。とすると、環境影響評価は、環境に配慮した意思決定ということから、自然科学的な根拠をもつべきことになる。これは科

学性の要件である。自然科学的な裏づけなくして環境配慮の実現もありえない。いっぽう、市民参加による社会的合意は、民主制国家の下では、民主的な手続によって達成された場合にのみ正当性をもちうる。これは民主性の要件といえる。民主性という評価基準は社会科学と関係する。環境影響評価において、情報公開・市民参加・説明責任・意思決定の透明性といったことが要請されるのも、民主性の要件と関係する。

要するに、環境影響評価は、科学的な決定であると同時に、社会科学的评价にも服する。この自然科学・社会科学性の両側面を合理性という用語でおきかえると、環境影響評価は合理的な意思決定モデルといえる<sup>15</sup>。

## 2 環境影響評価のモデル論

環境影響評価の内実が上記のようなものだとしても、その制度設計にはさまざまなパターンがありうる。制度設計上の考慮要因として、以下のものが重要である。この考慮要因に応じて、環境影響評価制度には多様なバリエーションが生まれる。以下、各考慮要因ごとのバリエーションを検討していく。

### 2.1 実施段階

環境影響評価は、いつ環境影響評価を行うかという観点から、戦略アセスメント (Strategic Assessment)<sup>16</sup> と事業アセスメント (Project Assessment) に二分される。一般に、政策実現の

13 上述したような環境の価値・属性からいわゆる予防原則 (予防的アプローチ) も正当化され、世界一少なくとも国際環境法・先進諸国一の環境法では予防原則が常識化している。環境影響評価は予防原則を制度化・手続化したものといえる。その必要性も世界の常識である。たとえば、予防原則につき、環境と開発に関するリオ宣言第15原則、環境影響評価につき、同第17原則、参照。

14 環境権につき、中山充「環境権論の意義と今後の展開」大塚直・北村喜宣編「環境法の挑戦」日本評論社 (2003) 45頁以下、自然享有権につき、山村恒年「環境保護の法と政策」信山社 (平成8年) 121頁以下及び同頁の脚注 (10) に引用された文献、参照。

15 環境影響評価とシステム分析との関係につき、原科幸彦「改訂版・環境アセスメント」放送大学教育振興会 (2000) 32頁以下、参照。

16 戦略アセスメントにつき、一般的に、B・サドラー、R・フェルヒーム著・原科幸彦監訳「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」ぎょうせい (平成10年)、環境アセスメント研究会編集「わかりやすい戦略的環境アセスメント～戦略的環境アセスメント総合研究会報告書」中央法規 (2000年)、参照。

プロセスは、構想→政策→基本計画→プログラム→実施計画→事業実施の各段階をへて実施されるが、この事業実施の前になされる環境影響評価が戦略アセスメント、事業実施段階でなされるのが事業アセスメントである。戦略アセスメントは、さらに、政策(Policy)アセスメント、計画(Plan)アセスメント、プログラム(Program)アセスメントのそれぞれに分かれる。実施計画の段階でなされるものであっても、複数の立地ポイントを対象になされるものと、単一の立地ポイントに絞ってなされるものがある。事業実施段階でなされる事業アセスメントは単一の立地ポイントを対象になされるのが通常である。

## 2.2 実施主体

だれが環境影響評価を行うかという観点から、事業者みずからが行う事業者型とそれ以外の第三者が行う第三者型に分かれる。第三者型は、当該事業の許認可権者等がその許認可等に際して実施するものと、当該事業とは無関係の第三者が実施するものが考えられる。許認可権者等が実施する場合には当該許認可等に係る事業との結びつきが強くなる。許認可権者等は公的機関であるが、許認可権者等が事業主体でもある場合には、事業者型であれ第三者型であれ、環境影響評価の実施主体は一致する。

## 2.3 審査機関

だれが環境影響評価の結果を審査するかという観点から、自己審査型と第三者審査型の二つに分けられる。第三者審査型の場合にも、環境影響評価の実施主体によるバリエーションにおけると同じく、当該事業の許認可権者が審査するものと第三者が審査するものが区別される。自己審査型の場合は第三者的な審査機関は不在で、いわゆる

自主アセスとして制度は完結するので、環境影響評価の実施主体に全幅の信頼をおくことになる。

## 2.4 対象事業

環境影響評価の対象事業の設定のしかたによって、限定列举型と包括無限定型の二つに分けられる。たとえば、前者は、道路事業を対象とする場合、「4車線以上・総延長10km以上の道路」というように対象事業を具体的に列举するものであり、後者は、「環境に著しい影響を与える事業」というように、対象事業を包括的に規定するだけで個別具体事業による縛りをかけないものである。限定列举型の場合にも、限定列举された事業に準ずる規模と属性をもった事業を対象に加える緩やかな制度設計も考えられる。限定列举型の場合は、いわゆるスソ切り等による脱法的行為も考えられるので、脱法対策制度を設けるかどうかとも重要である。

## 2.5 影響

いかなる影響を評価するかという観点から、環境アセスメント型と総合アセスメント型の二つに区分される。一般に、「影響」という場合には、環境的影響、経済的影響、社会的影響、文化的影響など、さまざまな影響が考えられる。環境アセスメント型というのは、各種影響のうち環境影響だけを評価の対象とし、総合アセスメント型というのは、それ以外の影響もひろく評価の対象とするものである。総合アセス型の場合、環境影響評価の手續において社会・経済評価が行われるので、政策・事業評価などの関係性が問題となる。

## 2.6 目標

環境影響評価はなにを目標とするかの観点か

ら、合理的意思決定型と環境保全目標クリア型の二つに分けることができる。前者は、環境に影響を及ぼす行為について上述した意味での合理的な意思決定を目的とし、後者は、事業実施を前提とし、環境基準のような環境保全目標を達成することを目的としてなされるものである。さらに、合理的意思決定をめざす場合にも、検討範囲の射程の設定のしかたによって、さまざまなバリエーションが考えられる。すなわち、代替案を考慮するか、「No Action」案を含めるか、ミティゲーションのあつかい—たとえば、「回避、縮小、代償」のプライオリティをどうするか—などによって、制度内容はちがったものとなる。

## 2.7 事後検証

環境影響評価結果の事後検証作業をやるかという観点から、やりっぱなし型、モニタリング・フィードバック型の二つが区別される。前者は、環境影響評価の事後検証を想定しないもので、たとえ環境影響評価の予想と実際の結果がちがっていても、是正手段を講じないものである。後者は、モニタリングという事後検証作業をおこない、その結果をフィードバックして、何らかの事後対策を講ずるしくみを手続法化するものである。この事後検証部分がないと、アセス書にいくら立派なことが書かれていても画餅であり、言いたい放題となってしまう。アセス内容はいくらでも空理空論でごまかせる。

## 3 再論、環境影響評価とは、なにか

### 3.1 比較法的な意義

以上から明らかなように、環境影響評価制度の内容は、その制度設計いかんによって異なったものとなる。

世界で最初に環境影響評価制度を定めた米国の国家環境政策法は、上記のバリエーションでいうと、戦略アセスメント、包括無限定型、総合アセスメント、合理的意思決定型となっている。このような米国的な理解を前提とすると、環境影響評価とは、「環境に影響を与えうる行為一般について、事前に、その行為と『No Action』案をふくむ代替案が環境その他に及ぼす影響を総合的に評価し<sup>17</sup>、その結果を比較検討することによって、いかなる行為をなすべきか合理的な意思決定をする手続」といえる。注意すべきは、ミティゲーションを考える場合にも、環境影響の回避・縮小・代償の順序で、検討すべきものとされている点である<sup>18</sup>。

いっぽう、日本法の下では、事業アセスメント、限定列举型、環境アセスメント、環境保全目標クリア型<sup>19</sup>の制度設計となっている。それゆえ、環境影響評価は、「事業の実施を前提として、その実施が環境に与える影響を評価し、環境基準などの環境保全目標値をクリアーさせるための手続」といえる。いまだに、事業実施が至上命題で、そのために環境保全措置—平たくいえば、環境対

17 NEPAの解釈施行規則として、CEQ(Council of Environmental Quality)として知られる「環境の質に関する委員会」の制定した行政規則、いわゆるCEQ規則がある(C. F. R. Chap. V, secs. 1500-1517)。この規則は、よきNEPA判例ルールを取捨選択して集大成したものであり、抽象的・一般的で条文数の少ないNEPA規定をほぼ逐語的に補充するものとして重要である。同規則がNEPAに基づいて発せられ、すべての連邦行政機関に対する拘束力をもつことにつき、CEQ規則1500.3条の第1・2文、1507.1条等、参照。NEPA訴訟においても、NEPA規定の正しい法解釈を示したものとして、裁判所に対する権威(deference)が認められている。「No Action」案につき、CEQ規則1502.14条(d)、参照。

18 ミティゲーションの範囲につき、CEQ規則1508.20条。なお、同1508.25(b)(3)、1505.2(c)、参照。

19 環境省によると、日本の現行法は以前の環境保全目標クリア型を改めベスト追求型に移したものと力説されるが、法文上この点は曖昧にされており、いかなる意味でも米国的な代替案の比較検討が義務づけられているとは言いがたい。現行法下におけるベスト追求型の環境影響評価につき、環境アセスメント研究会編集「実践ガイド環境アセスメント」ぎょうせい(平成19年)28頁以下、環境影響評価制度研究会編集「環境アセスメントの最新知識」ぎょうせい(平成18年)28頁以下、参照。建前論としてはともかく、ベスト追求型評価が実際に行われているとは言いがたい。建前から制度を論じることはできても、実際の運用(実務)いかんは建前論からは分からない。建前と実際のギャップが制度問題で制度改正の必要な点である。本稿では実際の運用からアセス制度を論じている。

策一を講ずるべきか、環境保全目標に照らして検討するレベルのものから脱却できていない。実際には、環境「アワセメント」「アワセルメント」と揶揄されるように、事業実施のために意図的な操作がなされることも少なくない。

### 3.2 制度的特徴

日米両制度の比較検討から、日本の制度の特徴として、以下の諸点を指摘できる。

第一に、環境影響評価の目的につき、米国の制度は、事業の実施・不実施を合理的に決定するものであるが<sup>20</sup>、日本では、事業の実施を前提とし、環境保全目標クリアーという観点から、事業実施のためになすべき環境保全措置が検討される<sup>21</sup>。日本の制度は事業実施のためのものといえる。

第二に、実施時期につき、米国では実施計画以前の戦略段階でなされるが<sup>22</sup>、日本では立地決定後の実施計画段階でなされるのが通常である。この点も、日本の制度が事業実施を前提とするからであり、後述するように、代替案の比較検討に限界がある—というか、代替案が検討されない—ことと関係する。

第三に、対象行為についても、米国では、包括無限定的に「環境に著しい影響を与える行為」が対象とされ遺漏がないが<sup>23</sup>、日本では、限定列举された典型的行為だけが対象とされるので、環境影

響の著しい事業であっても対象外とされたり、いわゆるスソ切りによるアセス逃れの問題が起きる。いわば「天網恢々疎にして漏らさず」が米国制度であるが、法網が限定的で張られた網目にも大きな穴が空いているのが、日本の制度である。

第四に、米国では、「No Action」案をふくむ代替案の比較検討が必須とされ環境影響評価の核心部分とされるが<sup>24</sup>、日本ではそのように制度設計されていない。ミティゲーションについても、米国では回避・縮小・代償の優先順位で検討される点で<sup>25</sup>、日本の環境保全措置の考え方と異なっている<sup>26</sup>。

いかなる範囲の影響を評価対象とするかについても、第五に、米国では、環境影響だけでなく、経済的・社会的・文化的その他の影響が考慮される点で、いわゆる総合アセス制度になっているが<sup>27</sup>、日本では、環境影響だけが検討される制度になっている。合理的意思決定という観点からいうと、米国では総合的な合理性が追求されるに対し、日本では、環境的な合理性だけが—代替案の検討が必須ではないので—きわめて不十分な範囲と方法で、追求されるしくみとなっている。

### 3.3 問題点、いくつか

上記のような日本の制度の特徴をふまえ、以下のような検討課題を指摘できる。

20 たとえば、上述した「No Action」案の検討が必須とされることが、この点を物語る。

21 環境保全措置と環境影響評価の定義の関係につき、注9参照。

22 この点につき、CEQ規則1501.2条、1502.5条、参照。可能な限り早い時期からの環境影響評価が義務づけられている。

23 NEPA102条(C) (42 U. S. C. sec. 4332)。

24 NEPA102条(C) (iii)、CEQ1502.14条(代替案について定めた同条の規定内容を「環境影響評価書の核心部分」だとする)、参照。

25 注18参照。

26 確かに、基本的事項上は、米国制度のように「回避・縮小・代償」の優先検討順位が謳われてはいるが、実際のアセス事例では「代償」措置が検討されるだけである。建前論と現実論につき、注19でコメントしたように、実際の運用面から制度を論ずるのが本稿のスタンスである。ここに「基本的事項」というのは、正式名称「環境影響評価法第四条第九項の規定による主務大臣及び国土交通大臣が定めるべき基準並びに同法第十一条第三項及び第十二項第二項の規定による主務大臣が定めるべき指針に関する基本的事項」(平成9・12・12環告87)の略語である。以下、単に「基本的事項」として引用する。

27 CEQ規則1508.8。「影響」には「生態的、審美的、歴史的、文化的、経済的、社会的、健康的」なものを含むと定めている。このように経済的な影響が含まれることから、いわゆる費用対効果分析も要求される(同1502.23条)。



### (1) 信頼性

日本の制度は事業者アセス制度で、事業者自身による環境影響評価が実施されるので、客観性・公正性が確保されるかという問題がつきまとう<sup>28</sup>。

これは信頼性の問題でもあるが、環境影響評価手続の法的性格づけにも関係する。その実施主体が国・自治体のような公的機関である場合、環境影響評価手続は行政主体による行政手続となるので、情報公開・市民参加・説明責任・透明性など、上記民主性の要件からくる原理を制度化するのは困難でない。が、その実施主体が民間企業の場合には、環境影響評価手続は開発への規制となり、法的には、民間事業者と規制官庁との当事者間の権利義務関係として性格づけられるので、その経済活動の自由や財産権との関係で、民主性の要件との調整が必要となる<sup>29</sup>。

### (2) 審査制度

上記のように、日本の制度が事業者アセス制度で、信頼性の欠如という制度内在的な問題を抱えているとすると、信頼性確保のための工夫が必要となる。

ここでは、審査制度の問題をとりあげると、環境影響評価結果を審査し、これを意思決定に反映させる審査システムをいかに構築するかが、重要である。審査主体として、①対象事業の管轄官庁②事業実施主体の管轄官庁③第三者機関などが考えられるが、①および②の場合—両者は同じケースが多いが—には、事業者と管轄官庁との利害得失が一致し癒着もありうるので、審査の実効性確保のために別の手当が必要となる。

審査方法についても、①覆審的・実質審査②事後的・形式審査が考えられる。前者は、審査主体が事業者とは別個独立に環境影響評価をおこない、その結果にもとづき事業者のアセス結果を実質的に審査するもので、米国制度がこれに近いといえる。後者は、事業者のアセス結果をなぞって事後的に審査するもので、書面審査を中心とする形式審査がなされる。日本の制度は範疇的にはこれに属する。書面審査による場合にも、報告徴収・資料徴求、質問・立ち入りなどの行政調査権を認める必要があろう。

### (3) 対象事業

対象事業の決め方をめぐる論点として、上記のように、①無限定包括方式と②限定列举方式の二つが考えられる。①は環境影響評価が原則必要・例外不要、反対に、②は原則不要・例外必要の制度といえる。事業者からすれば、アセスの必要性の判断についての予測可能性・判断ミス責任回避という観点から、②の限定列举方式が望ましいといえる。一般住民の立場からは、環境保全の実効性・社会変化への適応性という観点から、①の無限定包括方式が望ましいといえる。米国が①、日本が②の制度を採用している。日本は事業者寄りの制度といえる。

### (4) 市民参加

市民参加をめぐる論点として、環境影響評価における市民参加のあり方がある。

上記のように、市民参加の根拠は民主性であるが、市民参加を排除するモメンタムとして事

28 NEPAの下でも、事業者が当該事業の許認可権をもつ行政機関の場合、事業の実施主体と環境影響評価のそれ—許認可権をもつ行政機関—とが同一主体となり、同じような問題がおきる。

29 ただし、日本の対象事業の規模要件はばかでないで、このような大規模開発事業を民間業者が行う場合にも、開発自由の原則が妥当する私人の自由な領域の行為とはいえない。20世紀的な開発自由の原則から訣別し、21世紀においては、大規模開発事業は「できない」のが原則であり、これを実施しようとする場合には、民間事業者であっても公的機関による開発に準じた実体的・手続的な行政規制に服するのを原則とすべきである。

業者の財産権や経済活動の自由があり、これを促進するベクトルとして、日本法的には環境共有の法理、米国的には、「環境の質(environmental quality)」の概念<sup>30</sup>、公共信託の法理<sup>31</sup>などがある。NEPAの目的は、この環境の質の保全を米国民に保障し、「人間にとって環境が生産的であり、かつ快適であること」(productive and enjoyable harmony between man and his environment)を企図している<sup>32</sup>。公共信託の法理とは、米国法において、湖、川、海などの自然公物管理の原則とされるもので、万人の利用に供されるべきものはそのような公的管理に服すべきものとされ、これを特定・少数の利用に供するような管理のしかたを違法とするものである。

このような米国法上の法原則は、自然公物管理のありかたとして、日本法のもとでも妥当するといえる。それゆえ、今後は、市民参加の根拠として環境共有の法理だけでなく、英米法で発達した「環境の質」の概念や公共信託理論なども援用して、環境影響評価における市民参加の実質化を図っていくべきだと思われる。

市民参加の形態についても、①情報提供参加②判断形成参加③権利防衛参加の三つがあるとされる<sup>33</sup>。①は意思決定権者にたいする情報提供の機会を一般市民に保障するだけの消極的なものである。②は一般市民に意思決定権者の判断過程への参加を認めるもので、より積極的な意味内容をもつ。③の参加形態は、自己の権利を防衛するために、侵害される自己の実体的な権利—たとえば、人格権—を根拠として参加を保障するものである。①の参加は「より多くの情報はより良い決定」

をもたらすとの前提にたつ。②の参加は民主主義の要請にもとづく手続的な参加権といえる。③の参加は、自由主義との関係性が深い実体的な参加権であって、憲法31条の適正手続条項で保障されたものといえる。

#### (5)実効性

最後に、実効性の確保をめぐる論点をとりあげる。

この点は信頼性とも関係するが、日本の制度は信頼性がなく、実効性もないものとなっている。すなわち、上記のように、アセスの実施主体が事業者自身であるので、自己出題・自己採点のしくみで、お手盛りの弊害が常につきまとう。それゆえ、アセス手続への第三者関与の方法として、新たな独立審査機関の設置が考えられてよい。

現行法の下でも、関係行政機関による関与がビルド・インされているが<sup>34</sup>、アセス事業者と管轄官庁との親密な関係—現行法の対象事業は大規模事業であるが、このような事業は管轄官庁の意向に沿ったもので、両者の連携のもとで進められるのが一般であろう—を前提すると、多くを期待できない。環境省の関与についても<sup>35</sup>、とくに対象事業が事業官庁による公共事業の場合、どこまでチェック機能を果たせるか疑問である。たとえば、対象事業が閣議決定された事業計画に係るような場合には、根本的な見直しを求めずお手上げであろう。地方レベルでの都道府県・市町村の関与についても、その意見の扱いは明確でなく事業者や国の機関に一任されているので、実効性が

30 この「環境の質」の概念につき、NEPA101条(a)(42 U. S. C. sec. 433)は、環境の質を「回復及び維持することが、人間のあらゆる福祉と発展にとって極めて重要」だという認識を示している。このような重要性から、NEPAを管轄する大統領府直属の委員会も「Council on Environmental Quality」と命名され、NEPAの目的の一つにその設立が挙げられている(NEPA2条、42 U. S. C. sec. 4321)。

31 「Public Trust Doctrine」のことであるが、詳しくは、畠山武道「アメリカの環境保護法」北海道大学図書刊行会(2001)71頁以下、参照。

32 NEPA2条(42 U. S. C. sec. 4321)。前掲原科181頁以下、参照。

33 前掲山村「環境保護の法と政策」176頁以下。

34 たとえば、評価書に係る意見提出権につき、環境影響評価法24条、いわゆる横断条項に基づく審査権につき、同33条以下。

35 同法23条。

あるとはいいがたい。少なくとも、複数行政機関の横割的・学際的な関与を広く認め、アセス結果の問題点が浮き彫りになるようにした上で、争点整理・意見調整・紛争解決の手続を整備すべきだと思われる<sup>36</sup>。

さらに、実効性確保のために、行政機関へ環境配慮の権限を一般的に付与するだけでなく(環境基本法19条)、環境影響評価法において、従来の法令、政策、計画、事業を環境配慮の観点から見直し、環境影響評価手続との整合性確保を義務づける規定を設けるべきであろう<sup>37</sup>。これは、一般的に対象事業を拡大し、戦略アセスメント導入の橋頭堡ともなりうるものである。

加えて、実効性確保の観点から、事後的な監視のしくみとして、事業者がアセス結果を遵守するシステムが必要である。現行法は、事業者「性善」説にたち事業者に全幅の信頼を置いているが<sup>38</sup>、事業者が責任を果たさなかった場合に、環境配慮を事業者を義務づける手続が必要である。

最後に、実効性確保の観点から重要なのは、環境影響評価の結果に対する司法審査の可能性を保障することである。とくに、その結果に不満をもつ一般市民に提訴権を保障し、裁判所において、事業者によるアセス結果の不当性・違法性、これにもとづき事業の許認可をした行政の違法を争う法的ルートが開かれていなければならない。これは環境影響評価制度の実効性を確保する最後の砦となる。米国においても、アセス訴訟が環境影響評価制度の精度・信頼をたかめ、実効性を確保する最後の手段となっている<sup>39</sup>。

36 この点につき、CEQ規則1504条以下はCEQへの紛争案件の回付とCEQによる調整手続を定めているが、参考になる。

37 NEPA3条(42 U. S. C. A. sec. 4333)、参照。

38 環境影響評価法38条1項は、「事業者は、評価書に記載されているところにより、環境の保全についての適正な配慮をして当該対象事業を実施しなければならない」と規定するだけで、「実施」しなかった場合の手続・効果については沈黙している。

39 アセス手続それ自体が司法審査に服することは判例法上確立しているし、CEQ規則1500.1条(a)も、裁判所も連邦行政機関と共にNEPA規定を実現する責任を共有すると定め、行政機関によるNEPA手続遵守の司法的チェックを裁判所に求めている。司法審査の時期、アセス訴訟の請求原因につき、同1500.3条第6・7文、参照。