

環境アセスメントにおける定量的生態系評価手法 - 代償ミティゲーションとの関係において -

田中 章¹
ウェールズ大学通信制大学院²

キーワード： 生態系，定量的評価手法，HEP，代償，ミティゲーション，環境影響評価

1. はじめに

従来の日本の環境アセスメントの生態系関連分野の調査の中には、「調査のための調査」のように、いわば調査すること自体が目的となっているような調査が多くみられる。これらの調査は、それにかかった費用や時間に相応するだけのミティゲーション形成などの環境配慮に役立っているとは云いがたい。開発事業に伴い、実質的な回避、最小化、代償というミティゲーションを形成するためには、開発事業による環境へのマイナスとプラスとを定量的に評価することが不可欠である。

生態系に関しては、開発がある以上は、回避も最小化(低減)もできずに最後まで残る、生態系の消失という悪影響が必ず存在するため、代償ミティゲーションは極めて重要な方策である(田中, 1998b, 1999)。環境アセスメントにおいて、生態系の消失について何らかの措置を行なわなければ、今後もこれまでと同様、開発がある以上は生態系の消失は続くのである。

図1にみると、東京湾の干潟は消失し続けており、残された三番瀬や盤洲干潟においても既に様々な開発計画が存在しており、今後も環境アセスメントの運用によっては、東京湾の干潟の消失は続く恐れがある。一方、米国サンフランシスコ湾においては、生態系の質の問題は残るが、少なくとも生態系保全に最も重要である土地確保という点では図2のように自然的海岸面積は年々増加している。サンフランシスコの自然的海岸の土地利用面積が増加し続けているのは、避けられない個々の沿岸域開発において代償ミティゲーションが義務付けられており、また、それを支えるHEPなどの定量的生態系評価手法が確立しているからである(田中, 1998c)。

1997年環境影響評価法の運用において、代償ミティゲーションのあり方も含めて、生態系の定量的評価手法については未だに明らかにされていない。本稿は、このような状況を受けて、特に代償ミティゲーションの形成を促進させることを念頭におきつつ、開発事業に対する生態系のマイナスとそれに対するミティゲーションによるプラス効

果を客観的に定量化する手法のあり方について検討したものである

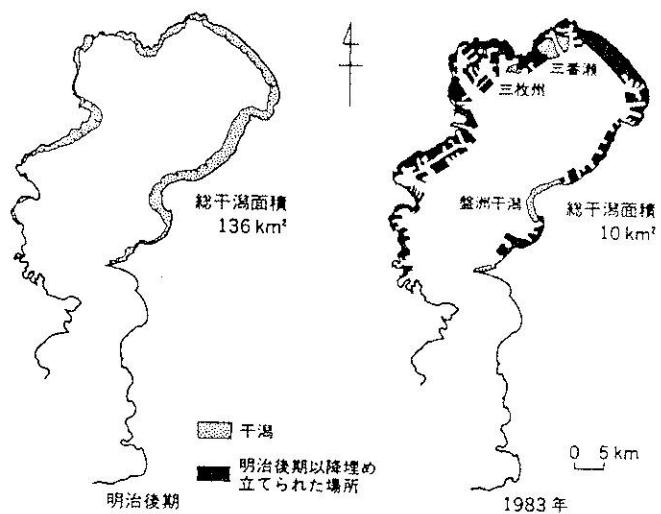


図1 消失し続ける東京湾の干潟

出典：環境庁（1990）

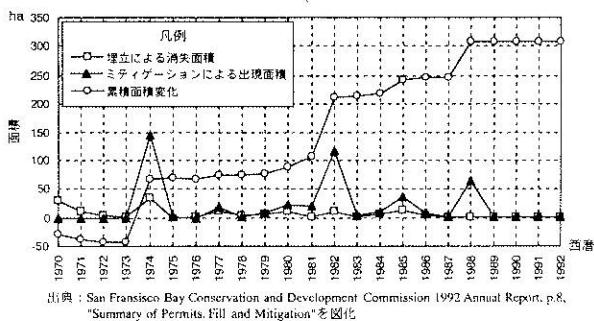


図2 増え続けるサンフランシスコ湾の自然的海岸

出典：田中（1998b）

¹ 国際影響評価学会日本支部事務局長

〒240-0112 神奈川県三浦郡葉山町堀内 804-4-204

² <http://www.uwa.co.jp/welcome>

2. 新しい評価領域 - 生態系の代償ミティゲーション

環境影響評価法は、その内容に関して多くの課題を残してはいるが確実に日本の開発と保全のあり方を変えつつある。中でも、法制化で日本の環境アセスメントに初めて明確に位置付けられたミティゲーション（法では環境保全措置）は、環境アセスメントの有効性を左右する重要なプロセスである。それは、環境影響（インパクト）を「問題」とすれば、ミティゲーションは「解決」に相当し、環境アセスメントの「結論部分」といえるからである（田中, 1998d）。従来の閣議決定要綱や自治体条例などの環境アセスメント制度では、この結論部分が明確に位置付けられてこなかったが、そのことが日本の環境アセスメントの有効性を低くしていた主な原因の一つである。

生態系保全における環境アセスメントの実効性という視点でみると従来の日本の制度には次のような課題が挙げられる。

第1に、前述したとおり、環境アセスメント制度に環境影響に対するミティゲーションが明確化されていなかつたために、詳細に調査・検討が行われる「現況」や「予測」に比べ、「環境保全対策」等のミティゲーション提案部分は極めて内容の薄いものとなっていた。

第2に、科学的方法論が未確立のものについてはとりあえず除外しておくという日本の慣習の中で、定量的に評価しにくく、従って環境基準も設定が困難である「生態系」や「身近な自然」などは制度においても評価の対象から除外されていた。

第3に、開発用地における植生や野生生物ハビタットの面積消失などに対する補償（代償ミティゲーション）に関しては具体的なガイドラインがなく、個々の環境アセスメントにおいて問題を認識していてもその対策を形にできなかった。

即ち、従来の日本の環境アセスメント制度下ではいくら詳細に環境アセスメント調査を実施したところで、地域の生態系は消失していく一方であったということである。

環境影響評価法によって、新たに環境アセスメントの評価項目として「生態系」が追加された。ところで、従来からあった「動物、植物」、「地形・地質」等の項目だけでは保全されることのなかったもの、「生態系」項目を加えることによって保全されると期待されているものとは一体何であろうか？よく指摘されるのは、自然環境に関して、従来、バラバラであった評価を、包括的な「生態系」としての評価が必要であったということである。確かに、従来、地形地質、日照、水系、大気、植生、フロラやファウナなどがバラバラに評価されており、全体としての評価はなかった。しかし、環境アセスメントにおいて生態系の構成要素をバラバラに評価しても全体的に評価しても、それが定性的な評価に終始するならば、生態系を保全するツールとしての環境アセスメントの効果は、従来の環境アセスメントとたいして変わらないものとなるであろう。

従来の日本の環境アセスメントでは実現できなかったことは、「空間的」かつ「時間的」広がりにおいて、生態系を保全することである。例えば、従来の環境アセスメ

ント調査において貴重生物が確認された場合、「周辺に、同種又は同じようなハビタットが存在するから、当該開発区域の個体又はハビタットが消失しても問題はない」という論理や、一步、前向きに保全に踏み込んだところで、「貴重種を周辺に移植するから問題はない」という論理がまかり通っていた。しかし、移植先の土地を含め開発区域以外の生態系保全や地域のスプロール開発防止に事業者が責任を有しているわけではないので、このような理由は論理的ではない。このような問題は、貴重種だけではなく、一般的な植生やハビタット、地形・地質、身の回りの自然や景観、レクリエーション資源などについても同様であり、これらは、従来型「事業アセス」の限界といえるものである。

環境影響評価法において、「回避」、「低減（最小化）」に加えて、「代償」というミティゲーション方策が示された。これらの方策のうち、「回避」が最優先され、「回避」も「最小化（低減）」もできない悪影響に対してのみ「代償」を行なうという優先順位を徹底することはいうまでもない。しかし、生態系については他の評価項目と状況が異なることに注意しなければならない。即ち、いくら環境影響を部分的に「回避」しても開発面積などを縮小して「最小化」する努力をしても、開発が回避されない（開発がある）以上は必ず残ってしまう悪影響、即ち、ハビタット消失・分断などの生態系の「空間的損失」が必ず存在するということである。従って、環境アセスメントが生態系保全のツールとして有効に機能するためには、「代償」という第3のミティゲーション方策の形成を支援することが重要となるのである。

3. 定量的生態系評価手法-HEP

代償ミティゲーションの適性な形成のためには、開発事業の及ぼす直接又は間接的な影響によって失われる生態系と代償ミティゲーションによって得られる生態系を定量的に比較考量することが必要になる。日本の環境アセスメントにおいてはこれまで生態系の定量化評価手法はほとんど使われてこなかったので、本稿では米国で最も盛んに用いられている HEP について紹介する（HEP の詳細は拙著（1998c）を参照）。

米国では、1969年の国家環境政策法（NEPA）により生態系等の環境の価値を定量的に把握することが必要になり（NEPA102条B「現在は定量化されていない環境の価値に対しても適切な配慮をすること」）、これを受けて数百以上の生態系評価手法が考案された。HEP (Habitat Evaluation Procedure) はその中でも最も優れた手法であり、1974年に連邦野生生物局（USFWS）によって原型が考案されてから今日に至るまで、改良が重ねられつつ使われている。

HEP は、生態系を、そこに生息する野生生物のハビタットとして評価する。そのため、まず保全対象とする野生生物種を選定し、その種のハビタットとしての適性値を、餌、水、繁殖地などの条件ごとに検討し、最終的には、開発事業の時間的な流れも考慮して、生態系の価値を総合的に評価する仕組みである。

HEP の指標である HU (Habitat Unit) は、ある場所に

ついて、ある野生生物種のハビタットとして評価した場合の適正度 (HSI) とそのハビタットの面積を乗じた値である。

$$HU = 質 (ハビタットの質 : HSI) \times 量 (ハビタットの面積)$$

HUを構築する HSI(Habitat Suitability Index)は、餌、水、カバー、繁殖などのハビタットとしての適性度を左右する限定要因の状況と当該種のポピュレーション(キャリング・キャパシティー)との関係によって0(まったく不適)から1(最適)までの値で示された複数の SI (Suitability Index) を総合的に判断したものである。

図3は、ウサギの一種 (Eastern Cottontail) のハビタットの適性を林冠の被度について表したものであり、縦軸が SI を示す。このウサギは 25%までは林冠被度がより多い林を好むが、50%を超えると逆により少ない林を好むことがわかる。

この他、図4の騒音と営巣率の関係のように開発行為による環境影響そのものについての SI を構築することも可能である。主要な野生生物種の SI は連邦野生生物局などが発行している既存資料から得ることが可能である。

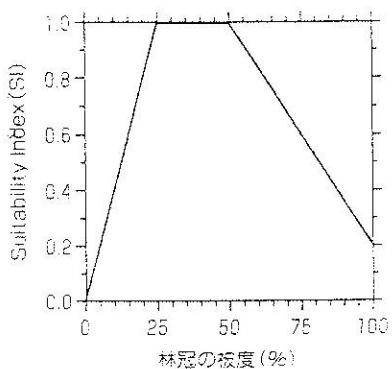


図3 SI (Suitable Index) の例 1

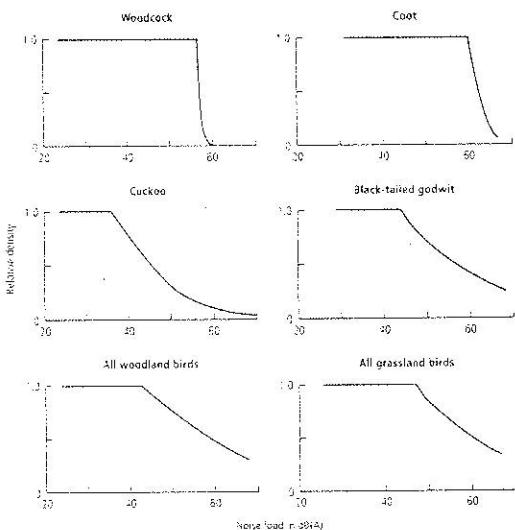


図4 SI (Suitable Index) の例 2

出典: Treweek, 1999

図5はある森林におけるゴミ処分場開発と供用に関する HU の経年変化を表現したものである。グラフの縦軸はハビタットの価値 (HU) の変化を、横軸は時間的経過を示している。まず、工事開始時点 (0 年) には 900HU だったものが、土工事等によって一気に低下し、供用 (ゴミ埋立て) 開始時点 (5 年後) には 400HU になっており、その後、ゴミの埋立て作業、ゴミ運搬車両の行き来などでさらに HU は低下し、最終的にゴミ埋立てが修了した時点 (20 年後) では 200HU までに低下する。供用修了後、表土復元、植栽などのメンテナンスを 50 年実施するため HU は 500 度程まで回復する。その後は、植生が自然に回復するとともに野生動物なども戻り、生態系は徐々に復元されていくので HU は漸増していく。しかし、100 年単位ではもともとの 900HU までに至らない。

HEP では、このように開発事業計画における重要な時点 (この例の場合は 0, 5, 10, 20, 80, 100 年後) における HU を検討し、HU の経年的変化を表現していく。図2における HU の経年変化の積分値 (図中の斜線部分) は累積的 HU を示している。このように HEP の最終的アウトプットである累積的 HU は、生態系の質と量 (空間的かつ時間的広がり) を考慮した指標であることがわかる。

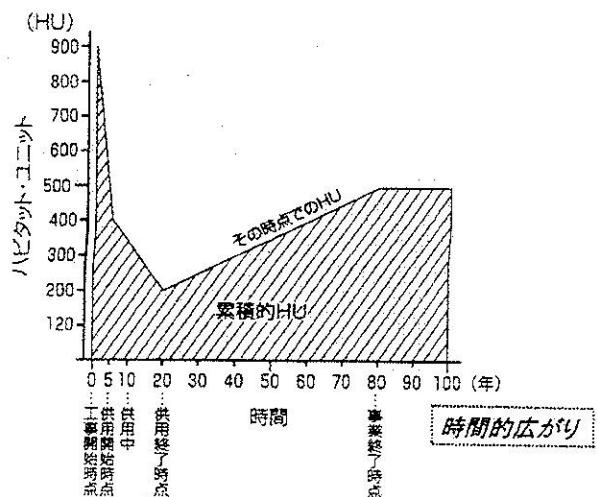


図5 HU (Habitat Unit) と時間との関係

HEP は、もともと NEPA による環境アセスメントにおける生態系評価のために生まれた手法である。即ち、生態系の消失分 (net loss) と代償すべき分 (net gain) を定量化し、比較考量することを目的としている。

図6は、このような HEP の最終段階を模式化したものである。図中、天秤の左側の皿には開発事業によって消失する生態系の価値 (net loss) が、右側の皿には代償ミティゲーションによって創出される生態系の価値 (net gain) が、それぞれ累積的 HU (斜線部分) で示されている。

図中、左側のグラフの PA2 は図5で説明したものと同

じである。PA1は開発サイトにおいて当該開発事業が回避されたと仮定した場合のHUを示したものである。この場合、工事開始時点のHUは当然、PA2と同じであるが、その後、時間の経過と共に漸減している。ちょっと考えると、開発が回避された以上、そこは何も開発されないのである。この例のように周辺のスプロール開発などの間接的影響により残された森林の質も低下していくことが多いのである。このような例は日本では都市周辺に残されたコナラの二次林などが当てはまる。結局、開発がなかった場合の累積的HU(PA1)から開発があった場合のHU(PA2)を差し引いた値が開発サイトにおいて開発によって失われた生態系の価値(net loss)となる。

同様に、右側のグラフにおいて開発事業がある場合のHU(MP2)が増加するのは、代償ミティゲーションによる植栽及び管理によって生態系復元の速度が加速されるからである。一方、開発事業がない場合のHU(MP1)が漸減しているのは、開発サイトのPA1同様、何をしなくとも周辺のスプロール開発などによる悪影響を受けるからである。結局、MP2からMP1を差し引いた値(グラフの斜線部)は代償ミティゲーション・サイトにおいて代償ミティゲーション活動によって新たに創出される生態系の価値(net gain)を示している。

このようにHEPを用いると、開発サイトの生態系の「失われる価値(net loss)」だけではなく、代償ミティゲーションサイトの生態系の「創出される価値(net gain)」をも同様に客観的にわかりやすく表現することが可能になるため、環境アセスメントにおける生態系に対する環境影響と代償ミティゲーションの効果を比較考量するツールといえるのである。実際のHEPでは、図中の天秤の左右が等しくなるように代償ミティゲーション計画の場所、規模、質などを調整していくのである。

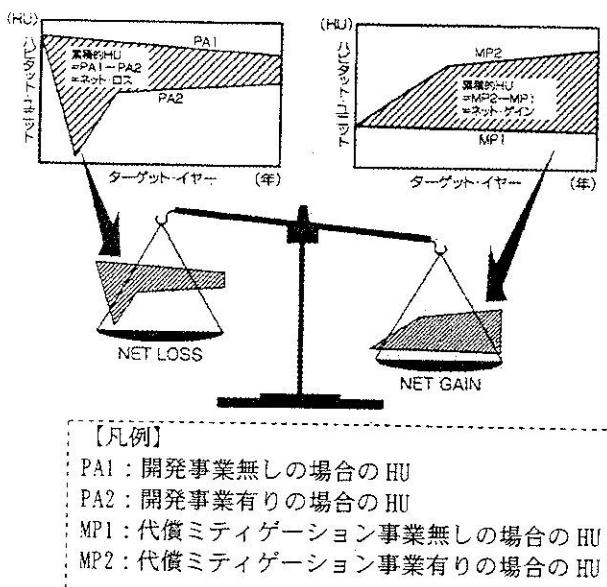


図6 HEPのアウトプットである累積的HUの概念

このように生態系の定量的評価を可能にするHEPであるが、いくつかの課題もある。HEPは生態系評価値を自動的に計算するブラックボックスではない。基本プロセスのマニュアルだけでも368頁にも及び、各ステップや指標化には、個々の野生生物種の専門家による高度な判断を必要とする。そのため、HEPは最も優れた生態系評価手法である一方、最も手間のかかる方法とも言われている。実際の生態系評価においては、HEPの概念を取り入れつつ、ケースバイケースで簡易化あるいは改良された手法が用いられていることが多い。

HEPによる生態系の分析は、前述したように保全対象とする野生生物種をまず選定し、そのハビタットの適性値としての餌、水、繁殖地などの条件ごとにSIモデルを設定し、それらを総合した指標としてのHSIモデル分析を土台としている。現在、米国では約200種の公認HSIモデルが連邦野生生物局(US Fish and Wildlife Service)や連邦地理調査局(US Geological Survey)などの政府機関から公表されている。これらの既にHSIモデルが公表されている種を保全対象とする場合には問題ないが、公表されていない種を保全対象としたHEP調査を行う場合には、対象種に関する広範で詳細な生態調査を実施しなければならない。

本来の環境アセスメント制度が評価の「手続き」を示したものであるのと同様、HEPも、その名のとおり、ハビタットを評価する「手続き(procedure)」を示したものである。従って、これらを用いて総合的な意思決定を最終的に行なうのは人間である。つまり、HEPも環境アセスメント同様、それを使う人の意思によって両刃の剣となりかねない危険性を有しているシステムである。

HEPの長所は数量化にあり、HEPの短所も数量化にあると言われている。今回は紙面の都合上、HEPの主要部ではあるが1部しか紹介することができなかつたが、HEPを導入する際の最初の条件は、開発側からと保全側からの専門家によるHEP調査グループを編成することなのである。つまり、HEPにおける数値化は両者の合意形成プロセスの産物であることに着目したい。HEPの意義は、わかりにくい生態系の価値を万国共通である数量に翻訳して表現することにより、開発側、保全側、その他の立場の人々に開発と保全の有り方に関する議論のわかりやすい「たたき台」を提供していることなのである。

今回、紹介したHEPという生態系評価手法は、生態系の価値を時間と空間という量的な広がりによって表現し、評価することが可能な優れた生態系評価ツールである。このような手法の導入によって日本の環境アセスメントはどう変わるであろうか?例えば、現在、会場の跡地利用が問題となっている愛知万博の場合には、跡地における新住宅市街地開発事業の面的開発などは、図6のような分析において将来にわたる森林の消失の量や期間が明らかにされると同時にその理由を明らかにせざるをえないため、愛知万博の当初の環境アセスメントから明らかにされ、その段階で検討されていたことであろう。したがって、現在のような「環境アセスメント以前の問題」は最初から存在しなくなることが期待される。

4. 日本の環境アセスメントにおける定量的生態系評価手法導入に関する考察

定量的生態系評価手法を大雑把に分けると、経済的アプローチと生態的アプローチに区分できる。

最近日本でも盛んに実施されている CVM (Contingent Valuation Methods) に代表される経済的アプローチは、一般的には現在の市場での価値が明らかではない生態系の有する様々な価値（生産機能、環境保全機能、レクリエーション機能、景観等）を人間の支払い意思額 (WTP) などで換算する手法である。

本稿で紹介した HEP と並んで米国のウェットランドの定量的生態系評価手法として普及している (Dennison, 1996) のが米国陸軍工兵隊による WET (Wetland Evaluation Technique) であるが、これは経済評価のように金換算はしないが、ウェットランドの価値を人々に対するアンケート調査により点数化する手法である (日本総合研究所, 1994)。

このような CVM や WET は、「生態系そのものの価値」あるいは「生態系が存在している価値」を表現するものということができる。

一方、HEP や HEA (Habitat Equivalency Analysis) に代表される生態的アプローチは、開発などの人間行為による生態系への悪影響を生態学的にハビタットの観点から定量化するとともに、破壊された生態系を復元・創造する必要度合いを定量化するものである。即ち、HEP は開発事業などによる生態系の消失量及びその消失に対して必要な復元量を比較考量するツールであり、HEA は石油流出などによる生態系の被害程度及びそれが元通りになるために必要な復元量を比較考量するツールである (NOAA, 1999)。

最近の米国では、生態系の価値は「生態系の価値を求めるよりも、失われた生態系を復元するための実際のコストを示すことに重点がおかれている。」(Carlson, 2000) 即ち、従来は CVM などの手法を用いて生態系の存在価値や失われた価値などを経済評価していたが、今日では失われた生態系を実際に復元するために必要なコスト（復元事業のコスト）をその生態系のコストとみなすようになってきているということである。

米国では、もともと、開発や事故による生態系消失などの生態系への悪影響に対しては、影響原因者や生態系保全の責任を負っているトラステー (trustee) (連邦野生生物局、NOAA、州政府など) が当該生態系の復元・創造を義務付けられているため (wetlands の no net loss の国策や Clean Water Act 404 のような法律など)，基本的に消失する生態系は復元・創造される。

CVM などの経済評価による価値は市場価値ではあっても、実際に消失した生態系の復元・創造事業を行なう場合の事業費とは直接的には関係がないため、結局は復元・創造事業のコストを算出しなければならない。そのためには、結局、どのような生態系に復元・創造するのかという生態学的なターゲットが明らかにされる必要があるのである。

HEP は消失した生態系の価値と代償ミティゲーションによって復元される生態系の価値をハビタットの価値

(HU) で比較考量することによって必要な（代償ミティゲーションといえる）復元・創造の姿を明らかにする手法である。したがって、HEP で算出される生態系の価値はあくまでも生態学的価値であり市場価値ではない。しかし、HEP によって代償ミティゲーションとして認められる生態系復元・創造事業の内容（生態系の姿や植栽量、工事方法、工事期間など）が明らかになり、この工事の見積もりによって市場価値換算が行なわれているのである。この工事見積もり価格は、通常の様々な工事の入札価格と同様、ケースバイケースである。

最後に、近年、米国で非常に盛んになっているミティゲーション・バンキング・システム (田中, 1998a) を例にとって、定量的生態系評価と市場価値換算の関係について説明したい。

開発による生態系の損失分とバンクによる取得分の比較には HEP 使用が義務付けられている。HEP により、開発事業者が復元・創造しなければならない生態系のターゲットが明らかにされる。それに対応すると連邦野生生物局が認めるバンクの創造・復元分の権利を事業者が買う。それによって、開発事業者は代償ミティゲーションを行なつたと認められる仕組みである。

問題はこの権利の価格である。これが日本では誤解されているところであるが、この売買価格そのものは HEP では算出できない。あくまでもこの権利の価格は市場が決めるのである。つまり、そのバンクが提供するタイプの湿地の供給が過剰であれば価格は下がるし、不足していれば価格は上がる。それは、生態系の生態学的な価値とは必ずしも一致しないのである。

今後、日本の環境アセスメントにおいて定量的生態系評価手法の導入が不可欠であることは云うまでもないが、その場合、どういう目的で当該定量的手法を導入したのか？その結果は何に反映されるのか？が明確にされている必要があろう。特に、経済的指標の導入に際しては、その目的が必ず、悪影響を受けた生態系の実質的な保全活動に直結することを十分に検討する必要がある。

生態系の復元・創造は、表 1 の 3 タイプに集約されるが、これらの活動が、生態学的に「代償ミティゲーション」といえるのかどうか、それを示す手法が定量的生態系評価手法ともいえるのではないだろうか。「回避」、「最小化（低減）」、「代償」は環境影響評価法に位置付けられた。今度は、何をもって回避、最小化（低減）、又は代償といえるのか、見なされるのか、それらを定量的に表現するための手法の確立が急務である。

表 1 生態系復元・創造のタイプ

タイプ名	代償ミティゲーションの内容
タイプ1	これまでの累積的な開発に伴う生態系の消失に対して、新たに生態系を復元・創造する。(ビオトープ再生も、広義に含む)
タイプ2	石油流出の事故等によって破壊された生態系を元の生態系に復元する。
タイプ3	開発事業等によって消失した生態系を元の生態系に復元・創造する。

引用文献

- Carlson, Curtis P. 2000. Natural Resource Damage Assessment Process. *Proceedings for International Oil Spill Workshop "Better Direction of Oil-Spill Warning and Restoration System in Japan," Feb.22-23, 2000, Rissho Univ.*
- Dennison, Mark S. 1996. *Wetland Mitigation*. Rockville, Maryland. Government Institutes, 305pp.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, Department of Commerce, USA) 1999. Habitat Equivalency Analysis: An Overview, NOAA
- Treweek, Jo. 1999. Ecological Impact Assessment, Bristol, Blackwell Science, 351pp.
- 環境庁, 1990. かけがえのない東京湾を次世代に引き継ぐために
- 田中 章, 1988a. “アメリカのミティゲーション・バンキング制度.” *環境情報科学*27(4), 46-53
- 田中 章, 1988b. “環境アセスメントにおけるミティゲーション規定の変遷.” *ランドスケープ研究*61(5), 763-768
- 田中 章, 1998c. “生態系評価システムとしての HEP. “島津康男編 *環境アセスメントここが変わる*. 環境技術研究協会, 81-96
- 田中 章, 1998d. “環境ミティゲーションと環境アセスメントの原則.” *IAIA-Japan Newsletter* 2(1) 4-6
- 田中 章, 1989. “米国の代償ミティゲーション事例と日本におけるその可能性.” *ランドスケープ研究* 62(5), 581-586
- 日本総合研究所, 1996. *ミティゲーション（代償措置）手法について*. 113pp.

