

環境・利用との調和

鹿島建設技術研究所環境技術研究部 主任研究員

田 中 昌 宏

土 木 学 会
海岸工学委員会・水理委員会
2000年8月

環境、利用との調和

Integrating Ecology and Human Needs in Public Coastal Projects

田 中 昌 宏
Masahiro TANAKA

1. はじめに

21世紀を目前にして、我国の社会が大きく変わりつつあることの一つが、環境問題への取り組み方である。最近の沿岸域での環境問題の例を挙げると、名古屋市が計画していたゴミの最終処分場としての藤前千潟の埋立てが、渡り鳥の中継地を守るために中止され、東京湾の三番瀬の埋立ては、生物の保護の観点から当初計画の七分の一に及ぶ大幅な縮小に対しても、更なる計画変更が要請されている。こうした公共工事の大幅な変更は十年前には考えられなかった事であり、今後はすべての公共事業がこうした環境優先型に変わっていき、さらに「環境」という社会基盤を創造していく事が土木の重要な仕事になっていくものと考えられる。

こうした中、法律も1993年に環境基本法が制定され、1999年に環境影響評価法（新アセス法）が施行、事業法も、1997年に新河川法、1999年に新海岸法が施行され、港湾法もまもなく改正される運びとなっている。いずれも自然環境との調和と積極的な住民参加による合意形成に基づく事業の推進が共通した理念となっている。しかしこの二つの課題は、いずれもこれまでの我国が経験していない難しい問題であり、いかにこの理念を具体化するか、言い換えると、法律に命を吹き込むことが課題である。

旧海岸法では「海岸の防護」が唯一の目的であり、力学のみで対応できた。しかし、新海岸法で新たに管理目的として加わった「環境」と「利用」については、まずその定義から始めて、「海岸事業の目標として”どういう海岸にすべきか”という抽象的な課題を具体化していかなければならない。さらに新海岸法では、「海岸保全基本計画」の策定の段階から地方自治体や住民の意見を反映した「住民合意型の事業」を目指しており、合意形成をいかに図っていくかという課題にも我々エンジニアが取り組んでいく必要がある。また「環境」を考える上では、これまで海岸工学ではほとんど扱っていなかった生物学、生態学、化学などの知識が必要であり、「利用」については、経済学、社会学などの知識も必要となる。つまり、「環境、利用との調和」という課題は、海岸工学のパラダイム変換を必要とする課題と考えられる。

実は海岸工学ですでに「防護・環境・利用」の調和を目指した研究や技術開発が行われてきている。ただし、それはこれまでの海岸構造物に付加価値として生物が住めるような工夫をするといったハード技術に付随するものが主流であった。こうしたハード技術が今後も核となる事は間違いないが、今後はより大きな転換が必要であると考えられる。それは、上記の抽象的な課題を具体化し、合意形成の基となる具体的材料を提供する技術であり、「評価」というソフト技術が中心となる。ここでいう「評価」の対象は、環境はもとより事業の経済的な評価、さらには政策決定を行うための評価までも含まれる。

本稿では、海岸事業を「環境、利用」と調和させるために必要な評価技術を中心にまとめた。まず2章では、環境・利用との調和を図るために基本的に必要となる、言葉の定義、時空間的範囲の考え方、さらに環境の評価軸について整理した。3章～5章では、様々な評価軸について具体的な評価を行うための代表的な評価手法を紹介した。3章では、サイエンスの観点から物質循環・生態系の評価を目的とした手法、4章では、米国のミチゲーションを目的とした評価手法、5章では、政策決定を目的とした環境経済学の評価手法を紹介した。6章では、まず新アセスメント法について整理し、「環境、利用」との調和を含め、各種事業を市民に受け入れられるように推進するために必要な方策として、「戦略的アセスメント」(SEA: Strategic Environmental Assessment)についてまとめた。

2. 環境、利用との調和を図るために考慮すべき基本的事項

2.1 言葉の定義（環境、利用の意味）

「環境」、「利用」とは非常に漠然とした言葉であり、まずその意味を定義する必要がある。ここでは、磯部(1998,1999)の定義に従って、「利用」とは、人々の生活の内容を豊かにするために、海岸が持つ様々な資源から利益を得ること。「環境」とは、主体の認識するところすべての事象であり、防護と利用を包含する意味を持つ。(図-1参照)とする。ただし、「環境」については、本稿でも磯部に従って、「自然環境」あるいは「生態」という狭い意味で使用する。

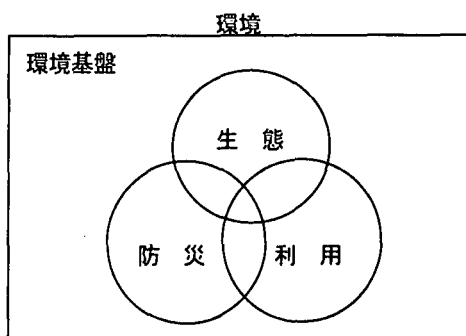


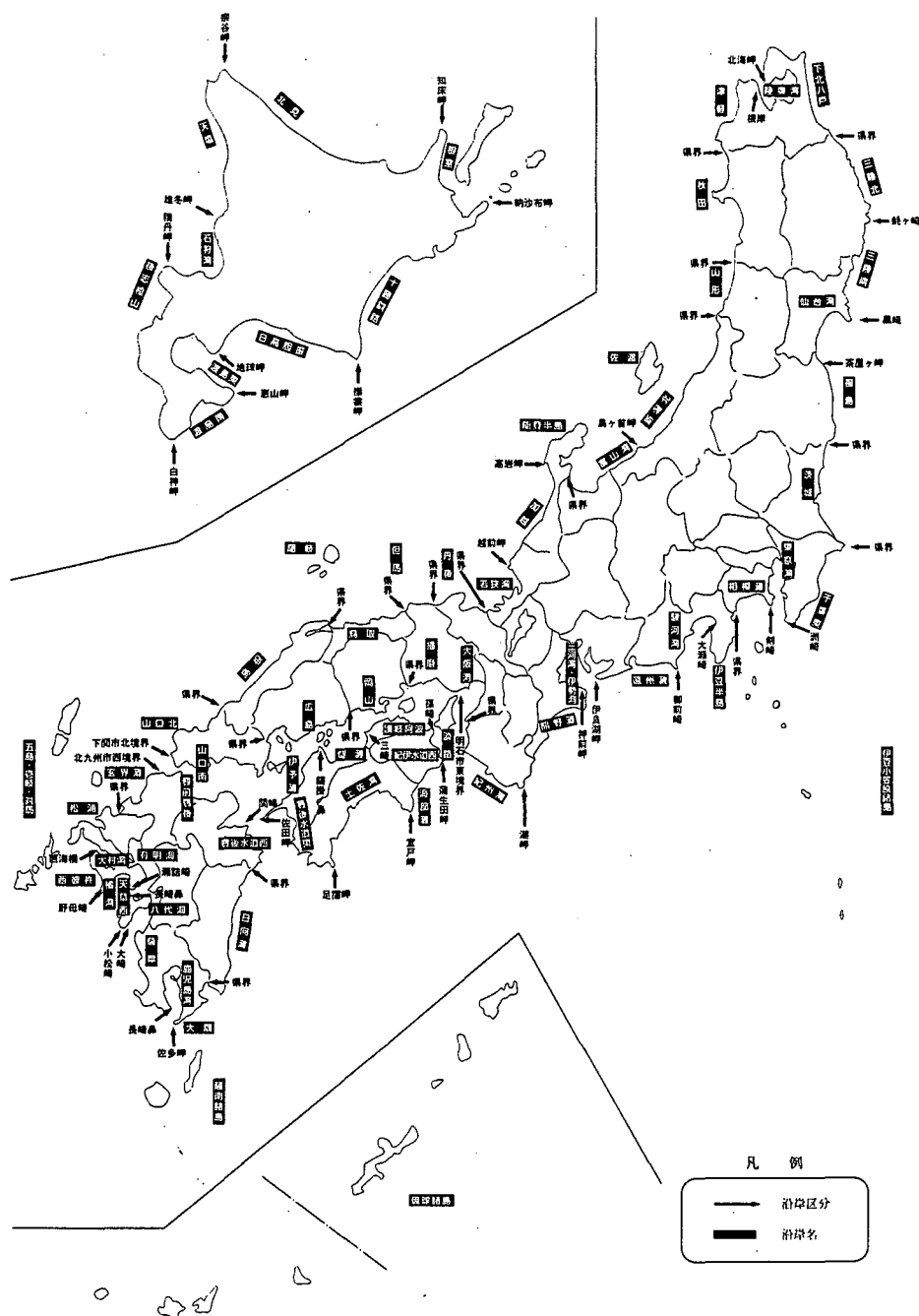
図-1 環境の基本構造(磯部, 1998)

2.2 時空間的範囲

次に環境について考慮すべき空間的範囲を考えてみる。海岸法では海岸基本方針として海岸基本計画を作成すべき海岸の区分を図-2の様に設定した(建設省河川局他,2000)。これは行政区分に関係なく、漂砂の連続性や海域環境の特性に合わせて決められている。一方、岸沖方向の空間的範囲は、海岸保全区域に対して、陸域は満潮時の水際線から、海側は干潮時の水際線からそれぞれ50m以内となっており、非常に狭い範囲に限っている。これは他の法律との関係などからやむをえない法律上の空間であるが、自然環境の連続性や利用の多様性を考えると、具体的な事業は別にして、考慮すべき範囲はより広範に及ぶ必要がある。そこで、ここでは対象とする範囲を、海岸を挟む陸域と海域から成る「沿岸域」とする。なお、国土庁が検討した「沿岸域圏の総合管理について」(国土庁, 1999)では、自然の系から見て一体として管理すべき範囲を、沿岸方向と岸沖方向に区別して、「基本圏域」を設定し、沿岸方向は海岸法と同じく国が示し、岸沖方向には各基本圏域毎の特性に合わせて設定する事を提案している。

考慮すべき沿岸域の岸沖方向の具体的な範囲は、地域毎に異なるため、その特性にあわせて考えることになるが、実際には非常に難しい。一つは物質あるいは漂砂の循環から考えられる。例えば内湾を考えると、沖合い境界として「湾口」が一つの目安となる。しかし注意しなければならないのは、あくまで根本的に自然は連続しており、最近の現地計測をベースにした研究では(例えば、藤原ら(1997)、日向ら(1999)、日比野ら(1999))、黒潮や親潮などの海流が内湾域の水質環境に大きな影響を持つことが明らかとなっており、評価対象の範囲は湾口までとしても、境界条件を支配する外洋の特性も十分考慮する必要が出てくる。もう一つは、生物そのものの生息範囲から評価対象領域を設定するする考え方である。海域の魚介類は、通常、成長の各段階で生息場を変えていく。図-3は開放性海岸の代表的な生物について、その産卵場から成体までを含む生息範囲を概念的に示したものである。これからわかるように、生物によっては、大陸棚縁まで考える必要があるものもあれば、河川まで考慮する必要があるものもある。この範囲の考え方は、土砂の循環についても同じである。また物理的な現象についても、この図からわかるように、従来の海岸工学の対象である碎波帯スケールの現象に加えて、より広域の現象を取扱う必要がある。陸上側に目を転じると、物質循環にしても生物の生息環境にしても、陸上からの物質の負荷や土砂供給などを考える必要があり、これも重要度に応じて、評価対象を陸上までを広くカバーするか、境界条件として考えるか、判断する必要がある。

時間スケールについても、自然環境が相手となると様々な観点から評価範囲を決める必要がある。例えば、図-4(石川,1999)の様に、対象とする空間スケールに応じて、時間スケールも異なる。また生物・生態系変化の時間スケールと事業のスケールの違い、個々の生物の環境変化に対する応答時間スケールの違い、複数の事業の累積的な影響、さらに人間の世代を超えた影響など、様々な視点が必要である。



図－2 海岸保全基本計画を作成すべき海岸の区分（建設省河川局他,2000）

2.3 評価軸と評価の対象

目的が防護のみであれば、その評価は水理的な機能と構造物としての機能のみであり、力学で評価できる。しかし、環境と利用の評価には、様々な角度からの評価が必要になる。表－1に考えられる沿岸域の評価軸

と評価の対象をまとめてみた(原科(1994)及び磯部(1998)を参考に作成)。これからわかるように評価軸の関係には、全く異質のものや相反する価値観に基づくもの、あるいは定量化が不可能と思えるものもある。最終的には、こうした様々な評価軸についての価値を集約して合意形成を図り、意思決定(政策決定)を行うことになる。後で紹介する環境経済学のアプローチは、政策決定の手段として、すべての価値を「貨幣」で評価する試みがなされている。これは一つの有力な選択肢であるが、それ自体様々な問題が指摘されており、単独の価値指標では、合意形成は難しいと考えられる。

合意形成を具体的にどう図っていくかという方法論は最終的に最も重要であり、そのために適切な評価を行う必要があるが、それは各海岸区域の特性や地域社会の目標とする沿岸像に応じて考えていく必要がある。

そこで本稿では、現在ある様々な環境の評価手法の中から代表的なものを取り上げて紹介する。なお、事業の評価を行うためには「予測」が不可欠であるため、ここでは、予測を前提とした手法に限る。また、生物・生態系の評価手法の詳細なレビューについては、例えば「沿岸の環境圏」(平野,1998)を参照されたい。

3. 物質循環、生態系の評価を目的とした手法

3.1 低次生態系モデル

低次生態系モデルは、表-1の評価軸では、主に物理・化学、生物、生態系及び水産を評価する手法である。この中には沿岸域に基本となる物理環境(流れと密度場)を評価する流動モデルが含まれ、モデルの中心は、

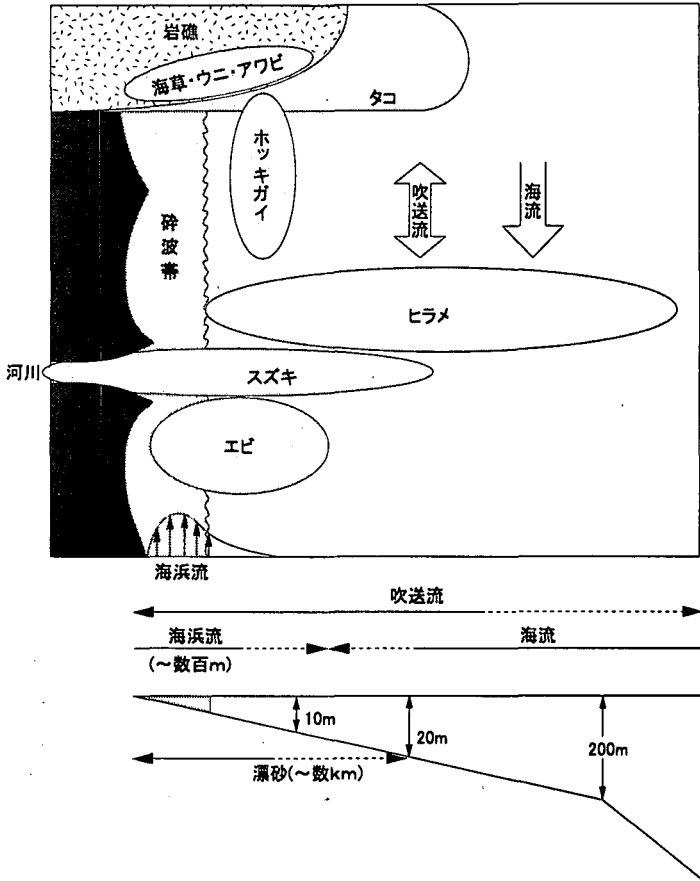


図-3 開放性海岸での生物の生息範囲(岸沖方向)
(「沿岸至近域における海生生物の生態知見」(海洋生物環境研究所, 1991)より作成)

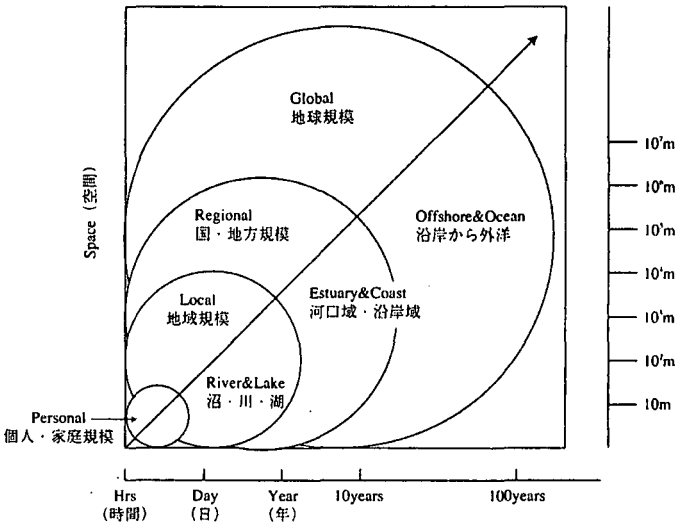


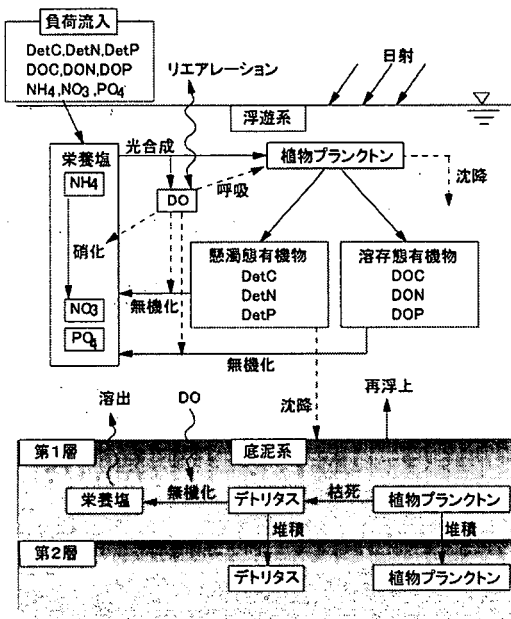
図-4 環境問題の時間スケールと空間スケール(石川,1999)

表-1 沿岸域の評価軸と評価対象(原科(1994)及び磯部(1998)を参考に作成)

目 的	評価軸	評価対象
防 護	安全・防災	海岸施設・構造物，防災システム
	利 用	交通（港湾，漁港，空港），エネルギー（発電所，備蓄基地），空間利用（土地造成，廃棄物処分），資源，
環 境	水産	漁業，養殖
	倫理	地球環境問題，希少種の保存，次世代への継承
	親水・審美感	レクリエーション，景観，音，臭，歴史，遺跡
	物理・化学	海象，底質，高潮，津波，水温，塩分，各種水質項目，水循環，漂砂・土砂収支
	生物	各生物，生活史，食物連鎖，種間関係
	生態系	物質循環，多様性

海域の食物連鎖の基本となる一次生産（植物プランクトン生産）量を評価するもので、栄養塩（リン、窒素）や炭素（デトリタス、溶存炭素）の循環をシミュレートする（図-5参照）。同時に生物の生息環境として重要な溶存酸素濃度も評価される。さらに、光環境や地球環境で重要なCO₂（炭酸ガス）の評価も可能である。図-5は、著者らが構築した生態系モデルの構成を示しており、浮遊系と底泥系からなり、それぞれのコンパートメント（変数）は移流拡散方程式に生化学反応による項を追加した方程式を数値的に解くことによって求められる（詳しくは、例えば横山,1993）。現在の一般的な低次生態系モデルでは、図-5のコンパートメントに、一次消費者（動物プランクトン）が加えられ、さらに底泥系が重要な場合には、底泥系の物質循環がより詳細にモデル化される（例えば、千葉県,1998、松梨,1998）。

図-6 は仮想的に東京湾に浮体式の海上空港を建設した場合のシミュレーション結果の一例(田中ら, 1999)で, 植物プランクトンの濃度の現状との差を示したものである。低次生態系モデルはこの様に, 事業による水質環境の変化を定量的に評価できると同時に, 物質循環の収支の変化を評価できるため, 影響の原因



図一5 低次生態系モデルの構成の例（田中ら，2000）

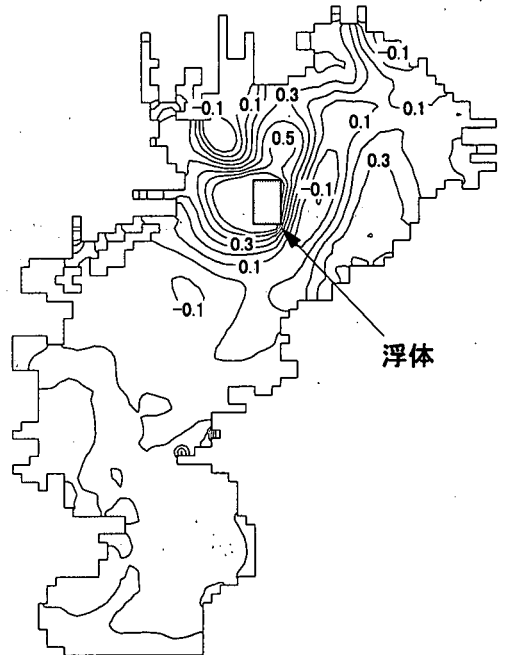


図-6 海上空港の影響評価の例
(植物プランクトン濃度(g/m^3)の現状との差)

を特定することができる。

低次生態系モデルについては、各種パラメータや結果の検証のためのデータが現状では十分でないため、その精度については疑問視する向きもある。しかし、流動モデルについては事業の評価に対して許容できるレベルに達していると考えられ、生態系モデルについても、評価の道具として既に定着していると言える。

3.2 高次の生物を対象としたモデル

低次生態系モデルによって、内湾では富栄養化や貧酸素の評価ができ、開放性の沿岸域では漁業の資源管理などに基本的な情報を提供できる。しかし、生態系へのインパクトをより分かりやすく評価するためには高次の生物の評価が必要となる。漁場環境と生物資源を対象としたモデルについては中田(1998)によって詳しくまとめられているので、そちらを参照されたい。

ここでは、小田ら(1997)が開発した個体群動態モデルを紹介する。このモデルでは、各種事業が生物個体群に及ぼす影響を直接評価できるモデルを目指し、大阪湾を対象に、代表生物として「ヨシエビ」を選んでいる。図-7はヨシエビの生活史を示している。このモデルでは、ヨシエビ浮遊幼生期の各段階での、塩分・水温耐性、走行性、鉛直移動特性などを調べ、それを基に行動様式をモデルに組み込んだ個体群動態モデルを開発している。このモデルを、流動モデル・低次生態系モデルに接続し、個体群をラグランジュ的に追跡する。図-8に結果の例を示す。(a)が浮遊幼生の初期配置で、(b)が3週間後の分布状況であり、幼生が淀川の河口近くへ集積する様子が再現されている。この結果は、浮遊幼生の動態に鉛直移動と低塩分忌避行動を考慮したもので、両者を考慮しないと、河口近くへの集積が表現できなかった。

このモデルの特徴は、物理、化学及び生物の素過程を

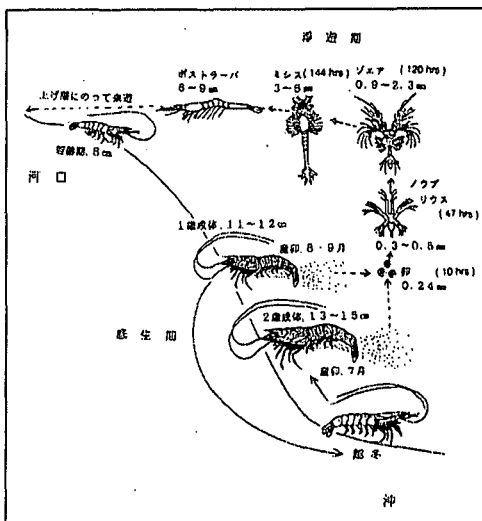
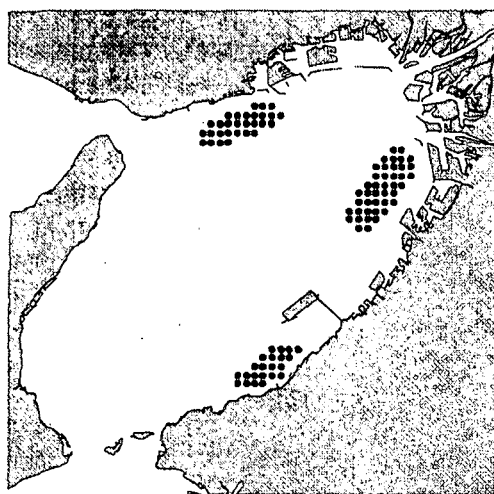
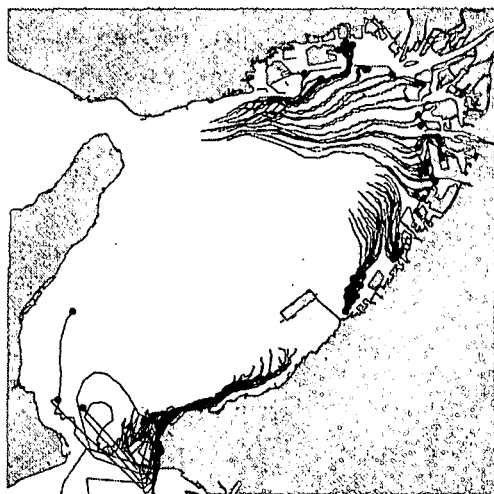


図-7 ヨシエビの生活史 (小田ら, 1997)



(a) 初期分布



(b) 3週間後

図-8 鉛直移動と低塩分忌避行動を考慮したヨシエビ浮遊幼生のシミュレーション結果 (小田ら, 1997)

定式化し、それらを積み上げていくボトムアップ型の低次生態系モデルと高次生物の動態を直接モデル化するトップダウン型のモデルを結合したところにある。高次生物の動態についてはデータ取得が難しいため、検証が困難であり、単独では結果に対する信頼度は低いですが、このモデルでは基本場となる流動と低次生態系については実測データによる検証を行っているため、信頼性を高めることができる。

このモデルで対象とした高次生物は1種であったが、高次生物の複数種の捕食関係までを考慮したモデルが理想である。しかし、プログラムの煩雑さや計算時間の問題から、この延長上での実現は極めて困難である。関根ら(1994)は、こうした問題を解決するため、プログラミング言語として、オブジェクト指向言語のSmalltalkを用いたアプローチを行っている。これら二つのモデル開発では、生物の基本特性を把握するため、室内実験をできる限り行って、モデルの精度あるいは信頼性を確保しているが、実海域での検証の困難さが最大の課題である。

4. 米国のミチゲーションを目的とした評価手法

4.1 各種評価法の概要

低次生態系モデルを用いた環境評価は万国共通に広く用いられているが、その評価はあくまで自然環境の中の尺度である。したがって、事業における意思決定を行うためには、影響の度合をどのように判断するかという別の尺度による評価が必要になる。

米国では、1988年のブッシュ大統領のウエットランドに対する「ノーネットロス」宣言以来、自然環境に影響がでると判断される場合には、「回避→最小化→代償」の順でミチゲーションが検討されるようになった。このため、評価手法についても、最初からミチゲーションの評価を目的とした手法が数多く提案されている。代表的なモデルの概要については、これまで数多くの文献(例えば、新保・阪東, 1998)があるので、ここでは詳しく述べないが、米国で主流で、日本にも適用性の高い手法はHEP(Habitat Evaluation Procedure, US Fish and Wild Service, 1980)である。そこで、本章では、著者らが開発したアサリのHEPモデルを紹介する。

他の手法が日本の事業における評価として、その適用が難しい理由は以下の通りである。

① WET(Wetland Evaluation Technique)

概要: 湿地帯の持つ機能(物理的, 化学的, 生物的, 社会的から11項目)と価値(3つ)を、3つの観点(社会的重要性, 有効性(能力), 機能を発揮する機会の多さ)から、高・中・低の3段階評価する。

問題点: 個々の機能毎の定性的評価であるため、意思決定、計画条件等に使いにくい。

② HGM(Hydrogeomorphic Approach)

概要: 湿地帯をまず全国レベルで大きく7つに分類し、さらに地域レベルで分類する。次にその地域で評価の基準となる理想的な湿地を選び、各湿地は各種機能毎に基準湿地との相対評価で点数化される。

問題点: 具体的に評価を行うためには、7つの湿地毎のガイドブックがあるが、沿岸湿地のガイドブックの内容が日本の干潟などに必ずしも適切でない。また基準となる理想状態の湿地が近くに無い場合や、日本では自然が変化に富んでいるため、仮に同じ海域でも個々の湿地に個性があり、相対的評価が難しい。

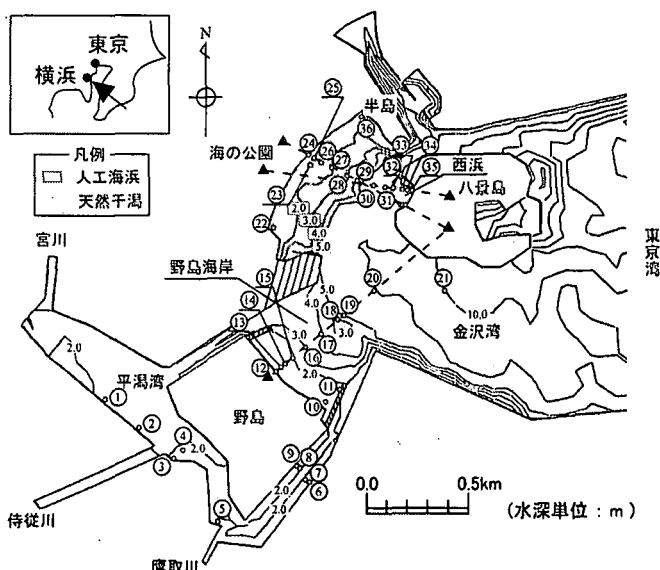
③ BEST(Biological Evaluation Standardized Technique)

概要: 底生魚を対象に、生息環境を現存量、餌の現存量、産卵量、生産量から評価する。すべて現状の実測データから定量的な評価を行う。

問題点: 詳細な現地調査が必要であること。評価はあくまで実測データを用いるため、事業によって変化した環境あるいは新しい環境についての評価は、それに似た現存する場所のデータを取得する必要がある。このため予測に用いるのは難しい。

上記の三つの手法について、ここでは日本への適用の問題点のみを指摘したが、各評価手法のベースにあ

米国ではこの他にも数多くの評価法が提案され、事業の評価に実際に適用されている様であるが、たくさんあるということは、自然環境に対して普遍的な評価が難しいことを物語っているとも言える、とかく米国ではミチゲーションなどがすべてうまく行っているように錯覚するが、必ずしもそうではなく、各事業毎に環境評価と合意形成には相当な努力が必要である事を改めて認識すべきである。



4.2 アサリ HEP モデル

HEP の最終目的は、代償として必要となる面積を算出することである。まず対象地域を地被状態で分類し、各ユニット毎に、そこに住むあるいは利用する代表的な生物について、生物毎の生息地として価値 (HSI : Habitat Suitability Index) を評価する。各ユニット毎に、HSI に面積を乗じた値を対象地域の生息地単位 (HU: Habitat Unit) とし、これを基に代償に必要な面積を算出する。したがって、HSI と対象生物の生息量が線形な関係であれば、つまり失われる生物量は、ミチゲージシ

環境因子		選択理由
底質	中央粒径	人工海浜の材料選定の目安となる
	泥分率	
	強熱減量	アサリの餌となり、且つ海水の酸素消費に影響を及ぼす有機物の含有量の指標となる
	酸化還元電位	アサリに有害な硫化物の生成に影響
水質	水温	アサリの成長や生残に影響
	塩分	アサリの幼生変態や生残に影響
干出時間		アサリへの餌供給や夏期の地温上昇に影響

環境因子		選択理由
底質	中央粒径	人工海浜の材料選定の目安となる
	泥分率	
	強熱減量	アサリの餌となり、且つ海水の酸素消費に影響を及ぼす有機物の含有量の指標となる
	酸化還元電位	アサリに有害な硫化物の生成に影響
水質	水温	アサリの成長や生残に影響
	塩分	アサリの幼生変態や生残に影響
干出時間		アサリへの餌供給や夏期の地温上昇に影響

HEP には、オリジナル HEP と修正 HEP がある。オリジナル版 HEP (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980) には、詳しいマニュアルがあり、HSI モデルの作成方法が定められている。その方法は、まず、生息に影響を及ぼす環境因子を洗い出し、各因子について生息環境の点数化 (SI モデルの作成) を行う。これを「生物の棲みやすさ指標 (SI)」と呼び、さらにこれらを総合化して一つの数値 HSI を求める。SI モデルは、科学的知見や現地観測に基づき作成する。修正 HEP は、SI モデルは作らず、数人の専門家などからなる評価チームを編成し、それぞれが、HIS を採点する。したがって、客観性はオリジナル HEP の方が高いが、SI モデルの作成に時間と費用が必要である。

著者らは(新保ら, 2000), オリジナル HEP に基づいてアサリの HEP モデルを作成したので, その概要を紹介する。

著者ら（新保ら，1999）は，図－9に示す，神奈川県金沢八景海域で現地観測を行い，アサリの生息量と環境因子を実測し，その結果，表－2に示す因子がアサリの生息環境として重要である事を明らかにした。そ

こで、これらの環境因子についてSIモデルを作成した。

b. SIモデルの作成

SIは、各環境因子について生物の棲み易さを数値化した指標であり、0.0～1.0の数字で表す。生息不可能な条件は0.0、最適な生息条件は1.0とする。例えば、中央粒径のSIモデルを図-10に示す。まず、各観測点における中央粒径とアサリ個体数をプロットする。個体数が最大である地点の中央粒径0.25mmが最適な粒径であるとしてSIを1.0とし、アサリが生息していない粒径のSIを0.0する。さらにこのSI曲線に一般性をもたせるため、既往の知見を勘案して、最適な範囲や制限となる境界線を修正する。なおこの例では、最適な粒径0.25mmでもアサリが生息していない点もあるが、これらの点は、中央粒径以外の環境因子に制限されているものとする。この点はHEPの重要な考え方の一つであり、各指標の満点はその海域での生息許容量と考える。

同様に、表-2の各因子について、SIモデルを作成した。さらにこの研究では、生息環境として波が重要であることを見出し、波による摩擦速度 u_* をHEPモデルに組み込んだ。 u_* のSIモデルを図-11に示す。図-12には柿野ら(1991)による東京湾東岸の盤洲干潟における u_* とアサリの稚貝密度の関係を示す。金沢八景では、内湾域であるため比較的波が弱く、 u_* の最大値が4 cm/sで、そこで生息量も最大であった。ところが、盤洲のデータも同様に生息量は u_* が4 cm/sでピークを示し、それ以上大きくなると生息量は減少している。 u_* が4 cm/sを超えると生息量が減少する理由は、柿野らが指摘するように、底質の移動が活発になり、アサリが定着できなくなるためと考えられる。一方、 u_* が4 cm/sより小さくなると生息量が減少する理由は、波が餌環境とシルト分の除去に影響しているためではないかと考えられる。アサリは主に浮遊している有機物

(植物プランクトンやデトリタス)を餌として吸い込むが、波れ的作用によって底質に堆積した有機物が巻き上げられたり、海浜流によって他から有機物が輸送される事が、良好な餌環境を保つために必要であると考えられる。アサリがシルト分を嫌う理由は、器官が詰まってしまうためであり、波はシルト分を除去する役割がある。

(3) HSIモデル

HSIは、各SIによって評価された環境因子を総合化し、地域の生息地としての適性を数値化した指標であり、0.0～1.0の数字で表す。総合化の方法は、各環境因子の相互の関係が、制限因子であるか、累積関係に

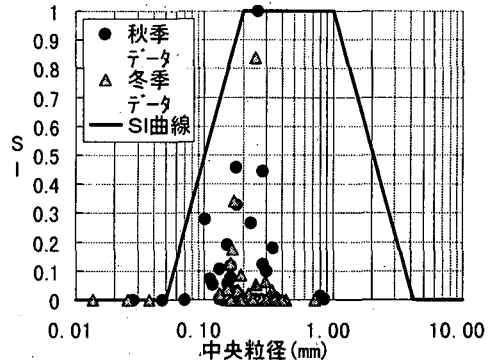


図-10 中央粒径のSI

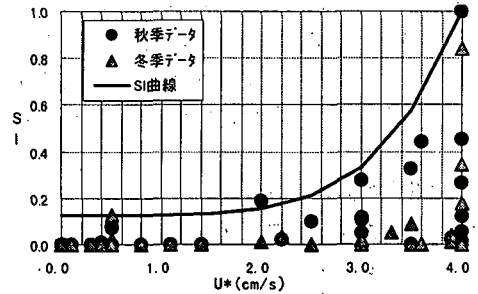


図-11 底面摩擦速度のSI

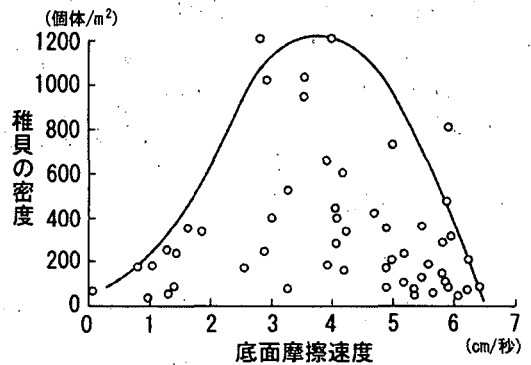


図-12 東京湾盤洲の底面摩擦速度とアサリ稚貝密度の関係(柿野ら,1991)

あるか等を考慮して決定する。本モデルでは、次式の様にこれら SI の積とした。

HSI=底質 SI (中央粒径, 泥分率, 強熱減量, 酸化還元電位の SI の最小値)

×水質 SI (水温と塩分の SI の積)

×干出時間 SI

× u_b SI

(1)

(4) HSI モデルの現地への適用

本モデルを金沢八景海域に適用した結果を図-13 に示す。これは横軸に HSI を縦軸にその点の個体数を示しており、図中の実線上に近いほど HSI モデルは優れている。図-13 (a) は (1) 式に波による u_b を入れない場合、(b) は入れた場合である。これを見ると、(b) の方が線形性が高く、環境因子として波による底面摩擦が重要である事が分かる。これは、波の u_b をモデル変数に加えることで、水深あるいは平面的な地形特性により波が弱く u_b が小さい場所で、HSI が小さくなったことによっている。

図-14, 15 に HSI とアサリの個体数の空間的な分布を示す。HSI と個体数は良く対応していることがわかる。また HSI あるいは個体数の分布は、この狭い海域でもかなり変動しており、生物環境の評価には、このような目細かな評価が必要であることがわかる。

4.3 生物環境評価における物理環境 (海岸工学的アプローチ) の重要性

図-14 の HSI の高い場所を詳しく見ると、まず人工島である八景島の裏側にある西浜、次に野島海岸の南西端にある突堤の近く、さらに人工海浜北端の半島の付け根など、海岸構造物の近くあるいは平面的な地形に変化のある場所が、アサリの生息環境として適していることがわかる。これについてはまだ発表していないが、流れのシミュレーションを用いてアサリ幼生の着底場所やアサリの餌となるプランクトンの集積特性を検討したところ、平面的な地形の変化によって渦や還流が発生する場所にこれらが集積しやすいことが判明している。

また、モデル変数に波の作用を考慮する事は、評価

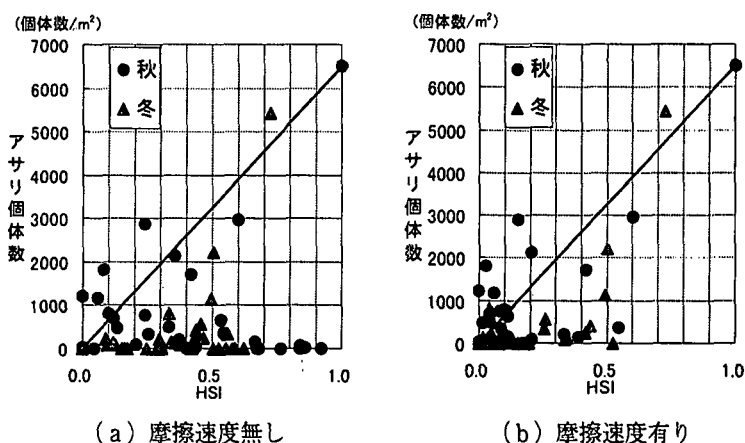


図-13 HSI とアサリの個体数の関係

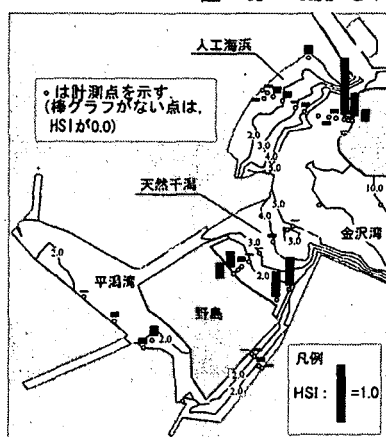


図-14 HSI の分布



図-15 アサリ個体数の分布

地点の調査でわかる底質などの特性に加え、海域全体の中に占める評価地点の環境特性を評価に組み込む事を意味する。波浪の場合には、周辺の地形と防波堤などの構造物が重要となる。例えば、沖波条件と水深が同じであっても、周辺地形や構造物などの影響で波が変形を受け、対象地点の波力が異なり、アサリの生息環境も異なる。さらに、アサリの生息環境への波浪の導入は、人工干潟の形状や配置を決定する上で極めて有効と考えられる。

この様に、生物の生息環境を考える上で、流れや波など海岸工学の知識が重要であることがわかる。さらに底質の粒径や泥分率などもその特性評価は従来からの海岸工学の専門領域である。特に今後は分級の問題や海浜変形計算の精度向上が、生物環境評価においても極めて重要なテーマであることがわかる。

5. 意思決定・政策決定を目的とした評価手法

先にも述べたように低次生態系モデル等の自然科学による環境の評価は、あくまで自然環境の中の尺度での評価である。またミチゲーションでは、損失する影響を、それに見合う別の自然環境で代償しようとするものであるから、環境の価値判断は自然環境の中で閉じている。しかし、ある事業によって自然環境へ何らかの影響が生じる場合の、事業実施の判断には、こうした評価軸とは異なった価値判断が必要と考えられる。仮にミチゲーション制度を導入しても、No-Net-Loss を実現するために、膨大な費用がかかるとすれば、目的の事業自体、最初から実施が不可能である。「今後は自然にいっさい手を加えない」という選択肢も有り得るが、これも社会の合意形成が必要である。おそらく数多くの選択肢が有り、それは地域性などによっても大きく異なるであろう。いずれにしても「持続可能な発展」を図っていくためには、何らかの意思決定が必要であり、そのためには、自然科学の尺度だけの評価だけでは不十分であり、意思決定に必要な価値評価を提供する必要がある。海岸事業においても、防護に加え、環境、利用との調和を図るためには、こうした評価が不可欠である。

こうした目的のための環境の価値評価は主に環境経済学の分野で行われている。"CVM"(Contingent Valuation Method)という手法を最近良く耳に思う。CVMは環境経済学での代表的な環境の評価手法である。こうした評価手法については、筆者も全くの門外漢であるため、詳しい内容は専門書に譲ることとし、ここでは、その概要と、その基礎にある環境評価の考え方を紹介する。

5.1 環境経済学における環境評価の考え方

鷺田(鷺田ら,1999)は、まず環境評価の領域を図-16の様に分類している。これを見るとまずわかるように、自然科学的な視点は含まれていない。これはそうした視点が必要無いという意味ではなく、ここでの評価の意味は、社会的な意思決定をするための「価値判断」であり、自然科学的な「評価」はその基本となる一つの「情報」と考える。こうした基本的な考え方の明確な切り替えが重要である。筆者も含めて多くの工学者は、環境問題は自然環境の現象であるから、生物の専門家やあるいは海洋の専門家に判断を仰ぐしかないと、考える傾向があるのではないだろうか？しかし、ある事業によって生じる環境影響が仮に自然科学的な評価によってわかったとしても、それによって事業をどうするかは、ここに示されたような、政策的、経済的あるいは文化的評価による

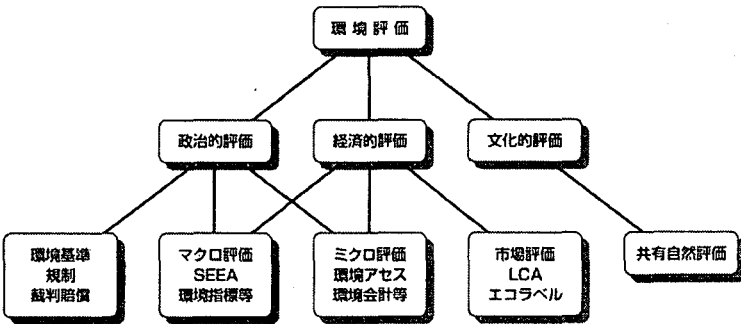
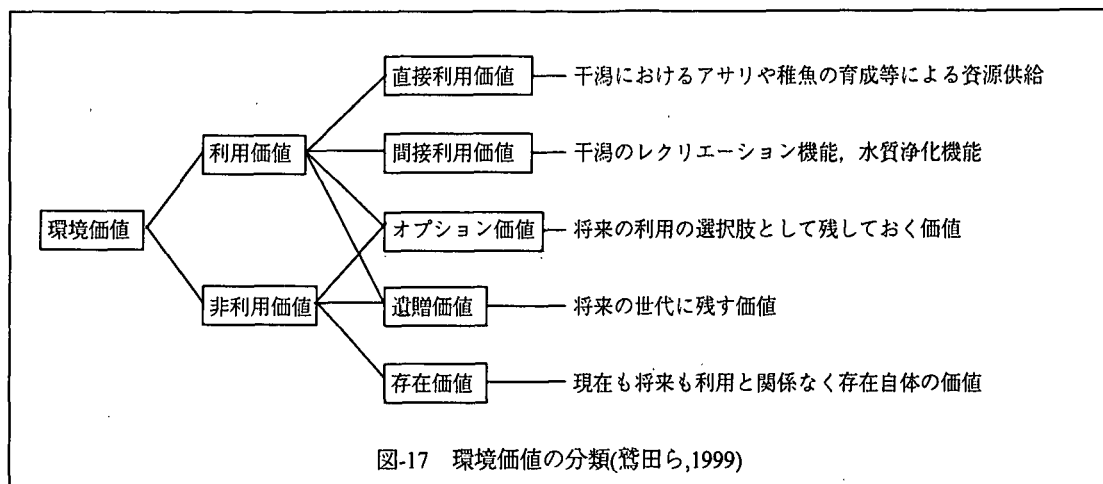


図-16 環境評価の領域の分類 (鷺田ら,1999)



表—3 環境経済学における環境評価手法の分類 (竹内(1999)及び鷺田ら(1999)より作成)

アプローチ法	評価手法	モデル	利用価値	非利用価値
顕示選好アプローチ	トラベルコスト法	個人需要モデル	○	
		ゾーン型モデル		
	ヘドニック法	宅地価格モデル	○	
		資金モデル		
	家計生産関数	ダメージ関数	○	
		回避行動分析		
		家計生産モデル		
表明選好アプローチ	CVM	オープンエンド法	○	○
		競りゲーム法		
		支払いカード法		
		二項選択法		
	コジョイント分析	ペアワイズ型	○	?
		選択型		

って判断すべきことである。さらに人間が自然を完全に理解する事は、おそらく不可能であり、自然科学的な評価結果には、常に何らかの不確実性が含まれている。こうした自然科学評価の不確実性をも前提として、意思決定を行うために必要となる「価値判断」の評価を行おうとするのが、環境経済学の立場である。

さらに鷺田(1996)は、環境経済学における環境問題に対する捉え方の立場を二つに分けている。一つは、自然環境の利用をめぐる経済価値的バランスが崩れることによって環境問題が生じると捉える。この立場を「価値均衡論」と呼ぶ。この立場は、環境も経済的な価値、すなわち貨幣価値として評価できることを前提に、環境問題も費用と便益のアンバランスによって生じると考える。もう一つは、環境問題が自然環境との間で物質的バランスが壊れることによって発生すると捉える。この立場を「物質循環論」と呼び、「エコロジー経済学」と呼ばれる分野である。CVMを含む環境経済学の多くの評価手法は、前者の立場に立つ評価方法である。以下に述べる環境経済学は、「価値均衡論」に立ったものであり、環境の様々な価値を「貨幣価値」で評価する。

環境経済学では、環境の価値を、研究者によって若干の違いはあるが、図-17(鷺田ら,1999)の様に分類する。まず利用価値と非利用価値に分類され、利用価値とは、自然環境の資源供給としての価値(直接利用価値)やレクリエーション(間接利用価値)などによって、直接便益が得られる価値である。したがって、利用価値の評価は経済的なアプローチで貨幣価値として評価可能であることは理解できるであろう。非利用

価値を貨幣で評価しようとするのがCVMである。

5.2 環境経済学における環境評価手法

(1) 評価手法の分類

環境経済学における主な評価手法は、表-3の様に分類される。顕示選好法とは、人間の日常の(経済)活動から環境の価値を評価するものである。その代表の「トラベルコスト法」は、その名前からもわかるように、ある場所への旅行(交通)費用を基にその場所の環境価値を評価する手法である。したがって、顕示選好法では「非利用価値」は評価できない。表明選好法は、アンケートによって環境の価値を評価する手法であり、環境の「非利用価値」を貨幣で評価できる唯一の方法である。また、前者は事業の完了後にしか評価ができないのに対し、後者は事業実施前に評価ができるため、事業実施の意思決定を行う上では、後者が有効である。

(2) CVM

CVMは、アンケートにより仮想的な環境変化を回答者に示した上で、環境変化に対する支払い意志額(Willingness To Pay: WTP)や補償受容額(Willingness To Accept compensation: WTA)をたずねて、環境価値を評価する方法である。したがって、その結果を市民の合意形成の基礎資料に用いたり、あるいは政策決定の価値判断に直接的に用いることができる。しかし、その信頼性は、アンケートの質問票の設計にかかっており、様々なバイアス(ゆがみ)の発生が指摘されている。(バイアスについて分かりやすい一覧は、竹林・保田(1995)によって示されている。CVMの信頼性については、例えば竹内(1999)、具体的なCVMの内容については、例えば栗山(1998)を参照されたい。)

CVMでは(栗山,1998より)、景観の持っている価値を補償余剰と等価余剰を用いて評価するためには、人々に対して以下のようにWTPやWTAをたずねる。

環境改善の場合

- | | |
|------|---|
| 補償余剰 | 景観の水準を現在のQ'からQ"に改善させる政策が計画中だとします。この政策を実施するためには、あなたは最大いくらまで支払う意志がありますか。(政策実行のためのWTP) |
| 等価余剰 | 景観の水準を現在のQ'からQ"に改善させる政策が計画中だとします。この政策が中止されることになったとしたら、あなたはいくら補償が必要ですか。(政策中止によるWTA) |

環境悪化の場合

- | | |
|------|--|
| 補償余剰 | 景観の水準を現在のQ'からQ"に悪化させる政策が計画中だとします。この政策が実施された場合、政策導入以前と同じ状態に戻るためには、あなたはいくらの補償が必要ですか。(政策導入によるWTA) |
| 等価余剰 | 景観の水準を現在のQ'からQ"に改善させる政策が計画中だとします。この政策を中止するためには、あなたはいくらまで支払う意志がありますか。(政策中止のためのWTP) |

回答者には、質問の前に、仮想的な状況を正確に伝えるために、写真などを用いて説明する。

具体的な質問形式には、表-3に示したように、代表的なものが4つある。オープンエンド法は、回答者に自由に金額を記入してもらう。競りゲーム法は、まずある金額を提示し、それ以上支払うか否かをたずね、YESの人にはさらに高い金額を提示し、NOの人には回答が得られるまで金額を下げていく方法である。支払いカード法は、複数の金額が書かれたカードを用いて、支払い意志額を選択してもらう。二項選択法は、回答者にある金額を提示して、YESかNOかで答えてもらう。この質問を一回で行うのを「シングルバウンド」、二回行うのを「ダブルバウンド」と呼ぶ。ダブルバウンドでは、最初に提示された金額にYESと答えた場合は、さらに高い金額を提示し、NOと答えた場合には低い金額を提示する(図-18参照)。この提示金額は、数種類準備され(ダブルバウンド場合は、二つの金額の組み合わせのセット)、回答者毎にランダムに質問される。二項選択法では、このアンケート結果から環境の貨幣価値を、ランダム効用モデル、支払い意

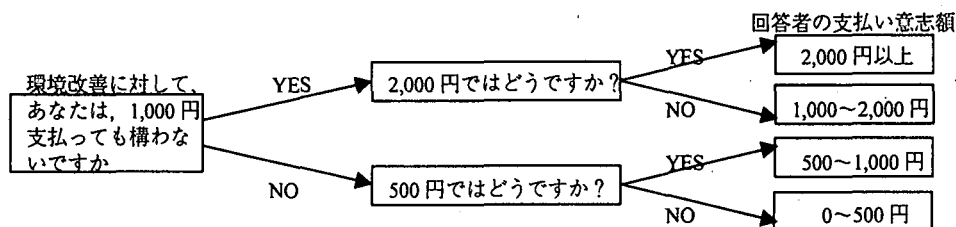


図-18 二段階二項選択法の質問の例 (成川(1999)より)

志額関数モデル、生存分析などの統計分析によって推定する。

現在のところ、二段階二項選択モデルが、開始点バイアス、範囲バイアス、戦略バイアスが存在しないため、最も信頼性の高い方法として多く用いられている。

(3) CVMの適用例

建設省(2000)は、従来の海岸事業の費用便益分析の対象が、主に高潮、侵食対策による物的被害軽減のみであったのに対し、新海岸法の理念を事業に反映させるため、「環境保全」効果と「利用促進」効果を評価するため、CVMを用いた検討を行っている。そこで、ここではCVMの適用例としてその概要を紹介する。

この検討では、幾つかの海岸を選んで、幾つかの視点からCVMを適用しているが、ここでは、シンプル

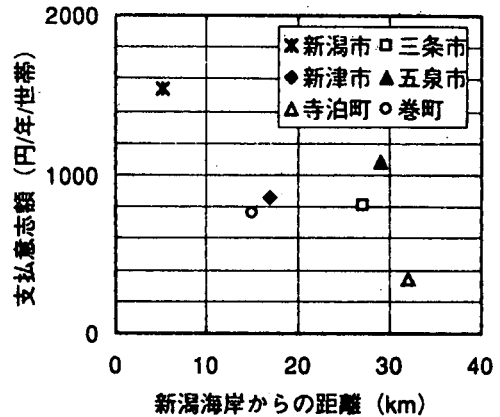
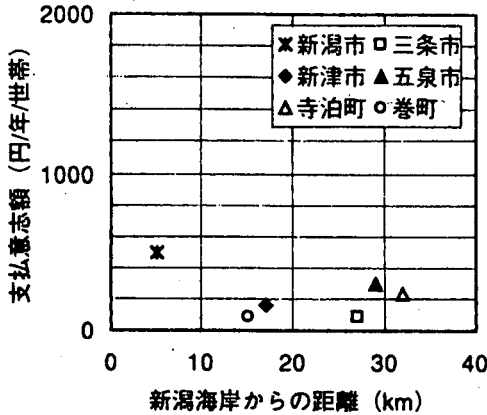
表-4 調査票の概要 (建設省(2000)より)

侵食海岸である新潟海岸の砂浜は、このまま何もしなければいずれ消失します。	
新潟海岸では、これから 30 年間このまま何もしせず砂浜の消失が進んだとしても高潮や高波による災害を受けることがないため、防災を目的としては新潟海岸に今後お金をかけることができなくなると仮定してください。	
しかし、砂浜が消失していくと様々なレクリエーションや教育、健康増進の場として利用できなくなります。これまでどおり利用できるよう砂浜を復活・維持していくためには、構造物の設置や維持にお金が必要になります。	
そこで、いま仮に新潟県民を対象として、新潟海岸の離岸堤などの構造物の設置や維持を行うための「新潟海岸の砂丘維持に関する基金」を設置するものとします。ここでの基金は、新潟海岸の砂浜の復活・維持という目的のみに使われ、新潟海岸以外の海岸に対してはいつさい使われません。	
基金ができた場合：	離岸堤などの構造物の設置や維持を行い、現在から 2029 年までの 30 年間、現在ある砂浜は維持され、いつでも自由に様々な利用ができます。
基金ができなかった場合：	現在から 10 年後(2009 年)まで砂浜は現在の状態ですが、離岸堤を維持・管理できないため、それ以降(2010 年から)は、
	・離岸堤が沈んでいくことによって砂浜を維持する効果が小さくなる。
	・大きな波が来た時には離岸堤が壊れるといった状況から、再び青山浜や小針浜といった新潟海岸の砂浜は失われていきます。
	そして、30 年後(2029 年)には現在より 40m 近く砂浜が消失すると仮定してください。
	ただし、砂浜の消失により災害が発生するといった問題はありません。
もし、この様な「新潟海岸の砂浜維持に関する基金」が設置された場合、あなたは 30 年間の間一世帯当たり毎年	
***円の寄付をしても良いと思いますか？	
当然、寄付した場合、家計の所得はその分だけ減ることを十分お考えください。	

表一 5 提示金額（建設省(2000)より）

(円/年/世帯)

グループ	初回	2 回目(YES)	2 回目(NO)
1	300	500	100
2	500	1,000	300
3	1,000	2,000	500
4	2,000	3,000	1,000
5	3,000	5,000	2,000
6	5,000	7,000	3,000
7	7,000	10,000	5,000



図一 19 支払い意志額の評価結果（建設省(2000)より）（左：中央値，右：平均値）

な例として，新潟海岸を対象とした「海岸保全便益」の評価を取り上げる。

表一 4 は調査で使用したシナリオと金額回答部を示している。政策を正確に理解してもらうため，砂浜が侵食していた事実を図・写真を用いている。この調査でも二段階二項選択方式を採用し，提示金額を表一 5 の様に設定した。

評価結果は図一 19 の様に，支払い意志額が中央値と平均値で，海岸からの距離で示されている。平均値を推定する場合には，打ち切り額を設定するが，この場合はその額を 10,000 円／年／世帯とした場合である。この結果では，中央値で見た場合，対象海岸からの距離の違いは明瞭に見られないが，平均値で見た場合には，距離の依存性が見られる。評価結果に，中央値と平均値のどちらを採用するかには議論があるようであり（例えば，栗山(1998)），この例からも平均値の方が高い金額を示す傾向がある。

なお，この当たりの評価内容については海岸工学の人間にはとっつきにくいかもしれないが，栗山はホームページ上「Excel でできる CVM」（<http://homepage1.nifty.com/kkuri/>）を公開しているので，参考にするとい

6. 環境，利用と調和した事業を実現するために必要な方策

1999 年 6 月 12 日環境影響評価法（新アセス法）施行され，我国の新たな環境行政がスタートした。これまでの我国の環境アセス（閣議アセス）は，事業を推進するための免罪符として“アワズメント”と呼ばれ，形式的・画一的な内容に終わっていたが，新アセス法は，単に環境への影響を評価するだけでなく，事業実施に伴って，積極的により良い環境を創造していくことを目指している。こうした新アセス法の理念は，海岸法と共通した理念であり，既に様々な議論がなされている。したがって，新アセス法の概要とその課題を整理することは，海岸事業の実施において大いに参考になるものと考えられる。さらに，EIA(Environmental Impact Assessment)の次にくるものとして，各事業の上位にある総合的な環境計画を立てるための戦略的アセス

メント（SEA）が検討されており、それについてもここでまとめることにする。

6.1 新アセスメント法の概要と課題

（１）理念と概要

新アセス法は、環境基本法の第14条に対応して、評価すべき環境要素として次の4つを挙げている。

- ◎環境の自然的構成要素の良好な保持（大気、水、土壌及びその他の環境）
- ◎生物の多様性の確保及び自然環境の体系的保全（植物、動物、生態系）
- ◎人と自然との豊かな触れ合い（景観、触れ合い活動の場）
- ◎環境への負荷（廃棄物等、温室効果ガス等）

こうした要素を具体的な事業に際して評価しようとした場合、当然画一的な手法に基づく評価は不可能であり、評価結果の判断も個別的とならざるを得ない。そこで、新アセス法では、閣議アセスには無かった次の手続きを導入している。

- ◎スクリーニング（対象事業のふるい分け）の導入
- ◎スコーピング（評価内容の検討）の導入
- ◎住民参加の機会の拡大
- ◎フォローアップの導入

この中で特に重要な手続きがスコーピングであり、新アセス法の目指す「オーダーメイド型アセス」の根幹を成す部分である。つまり、環境の地域性や個性に応じて、評価方法の内容を、地方自治体と住民の意見を反映させて、決める手続きである。さらにこの段階で、事業の代替案を含めた検討も可能となり、事業自体の必要性やミチゲーションを含めた、新アセス法の理念である「ベスト追求型のアセス」が実現する。

以上から、新アセス法の特徴を整理すると以下ようになる。

- ・ より良い環境保全・創造の実現 — 目標クリア型からベスト追求型へ
- ・ 地域特性や特殊性を反映したアセス — オーダーメイド型アセス
- ・ 情報公開、住民参加・民意の反映 — 各段階での公告・縦覧
- ・ 環境行政の強制力 — 環境庁長官の意見
- ・ 事業の決定は合意形成による
- ・ 事後評価（モニタリング）
- ・ 事業内の代替案の検討
- ・ 代償措置の検討

（２）運用上の課題

上記の様に、新アセス法の目指す方向は画期的なものであるが、問題はそれをいかに具体化し、実行していくかである。解決すべき課題を挙げると以下の様なものが考えられる。

- ・ 環境目標の決定（ベスト追求の具体的内容）
- ・ 評価の時間的、空間的範囲の決定方法
- ・ 評価対象種、評価手法の決定方法
- ・ 代替案、ミチゲーションの検討範囲

まず事業を行う地域の環境にとって、ベストあるいはベターな環境とはいかなるものなのか、その具体的な内容を明確にする必要がある。しかし、これは非常に難しい課題であり、まさに「合意形成」をいかに図るかが問題となる。具体的な評価についても、事業の負担者と受益者の設定方法、事業の将来のいつまでを影響評価の対象とするのか、空間的な範囲はどう決めるのか等々、非常に難しい問題である。この他、評価対象種の決定についても、環境庁のガイドラインでは、生態系の中から、上位、典型、特殊、を考慮して複

数種選択する事になっているが、海域では、食物連鎖が複雑であり、その選択方法は大きな課題である。さらに、代替案やミチゲーションの検討がうたわれているが、実際に事業者が限られた予算の中で、それをどこまで実行できるのか疑問である。

この様に、新アセス法は、その理念は画期的であるが、我国の様々な社会的背景を考えると、その実施自体に非常に多くの難題がある。しかし、世の中はさらにそれを越えた問題の解決を望んでおり、既に先へ動いている例もある。東京湾奥の三番瀬の埋め立て問題はこの一つの例である（詳しくは、海岸工学委員会(2000)）。新アセス法は、いわゆる「事業アセス」であり、事業内容についてアセスを行う。三番瀬の埋め立てについては、千葉県の独自のシステムにより、実質的に「計画アセスメント」が行われており、逆にまだ事業アセスは行われていない。計画アセスは、ある社会目的を達成するために、どのような事業が適切なかを評価するプロセスであり、事業アセスの上流側に位置する。つまり、現在我国が直面している環境問題の多くは、事業アセスの枠組みでは、解決できない。これが新アセス法の限界であり、早急にこれに答えるための社会的な枠組みづくりと法整備が必要である。

6.2 計画アセス、SEA（戦略的環境アセスメント）の導入の必要性

新アセス法が規定するアセスメントは、埋立てなどの事業の内容が決まった後、その事業を環境面からチェックする事が目的である。新アセス法では、事業の必要性についても検討する事がうたわれているが、本来的には、全体の社会目的の中で、他の事業との関連も含め、対象事業の必要性や規模を検討すべきであり、またそうでなければ、本当の議論はできない。つまり事業アセスより上流の事業の計画段階やさらに政策段階でのアセスメントが必要となる。ある社会目的、例えば交通渋滞を解消するための交通計画について、道路整備がよいのか、鉄道を選択すべき、といった事業計画の段階で環境への影響を評価するのが、「計画アセスメント」である。さらに地域の総合計画の中で、個別の事業の必要性やその累積としての環境への影響を評価するのが SEA である。図-20 にあるように、SEA は、Policy, Plan, Program の3つのPを対象とし、新アセス法は Project を対象としている。

SEA の導入については、欧米で制度化が進められており、我国でも環境庁が平成 10 年度より研究会を設置して検討を進めている。しかし、欧米でもその制度化には時間がかかっているように、これを法律として整備するためには難題が多いと考えられる。国土の狭い我国では、複数の事業が隣接するため、その必要性がより高いと考えられる。これは、上記した三番瀬の例からもわかるように、我国の多くの環境問題は、その事業の枠組みだけでは、解決できない問題が多いからである。藤前干潟の埋立てはゴミの最終処分場の空間確保が目的であり、三番瀬も廃棄物処分空間の確保が目的の大きな一つであり、いずれもゴミ問題という環境問題の解決を目的として、埋立てが計画された。つまり環境問題を、新たな環境問題で解決しようとしているわけであり、その事の善し悪しという根本的な議論を忘れてはならないが、我国の現状を考えると当面はこうした解決策意外に現実的な案は無い。すると、こうした問題の議論は素人的にも、「ゴミの減量化」の必要性やゴミ処分場として海域か陸上のどちらがよいのか、といった政策的な議論があつてしかるべきである。また三番瀬の埋立てでは、下水処理場が計画されているが、これは社会资本整備の一つであり、利便性向上と経済効果という人間にとっての大きなメリットがある。あるいは防災を目的とした防波堤や護岸整備に伴って沿岸の自然環境が影

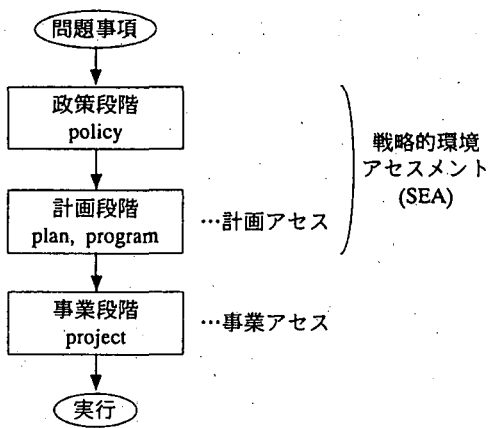
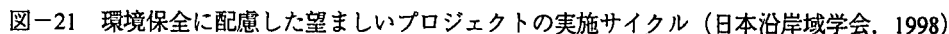


図-20 SEA の位置づけ (原科, 1999)

このように SEA の導入は、我国の環境問題を解決するための極めて重要な課題であるが、そのためには社会の根本的な改革が必要である。原科(1999)は SEA を導入するための要件を次のように述べている。「SEA の要件は、科学性と民主性である。SEA の核心は評価であり、評価の科学性のためには政策や計画の策定という戦略的段階で判断に用いられる情報が全て提供されなければならない。政策評価や計画評価では、環境面だけに範囲を限定した評価では科学的とは言えない。判断は環境面と社会・経済面の両者を比較考量するものでなければならない。このためには判断形成に必要な情報は全て公開されることが必要である。そして、民主性のためには、十分な情報公開の上で住民参加が必要条件であることは言うまでもない。これらの条件を満たす事が、SEA 導入に必要である。」つまり、まず情報公開と住民参加が根本的に必須であり、さらに環境の評価を、生態系の評価といった自然の評価だけではなく、社会的あるいは経済的な価値として評価する必要がある。

情報公開は、法律も整備され今後は一段と進むであろうが、本当の意味での住民参加を実現し、合意形成を図っていくためには、合意形成の具体的な方法論とその判断材料としての様々な角度からの環境の価値評価が必要になる。まず第一に、事業の経済(利用、防災)価値と損失環境の価値をを推し量る「天秤」が必要と考えられる。この天秤は、環境経済学では、その錘として「貨幣」を用いる。これは上記したように、目



的が事業の費用便益評価にあるからであり、一つの明確な天秤である。しかし、貨幣を用いた天秤だけでは、様々な環境に対する価値観を集約する事は難しいと考えられる。環境の価値を、数値化する事自体への批判もあると思われる。しかし、社会として合意形成を、透明性を確保しながら図っていくためには、何らかの目に見える価値評価が必要と考えられる。少なからず人間は何らかの意思決定をする際、独自の天秤を持っているはずであろうから、それに相当する社会的な天秤の仕組みを合意形成によって作っていく必要があると考えられる。

このように SEA の導入は遠い道のりに思えるが、地方自治体では、三番瀬の他にも SEA の試みが始まっている例がある。川崎市の環境調査制度、東京都の総合アセスメント制度がそれである。これらもまだ問題を抱えているようであるが(原科,1999)、実施可能な内容から始め、何よりも情報公開と住民参加を重視して、徐々に良いものにしていく事が近道であると考えられる。そういう意味では、国レベルではなく、地方自治体レベルの方が機動性も高く、実現が早いと考えられる。

7. おわりに

本稿では、海岸事業を防護だけではなく、環境及び利用と調和させるために、必要と考えられる基本的な考え方と評価手法についてまとめてみた。「はじめに」で述べたように、その内容は従来の海岸工学の範疇を越え、他分野との連携や新たな学際領域の研究分野の開拓が必要であることを物語っている。特にこれまでの海岸工学になかった二つの研究及び技術的視点が必要である。第一は、自然環境を理解するために化学、生物、生態系などの分野に対し、工学的なアプローチをすること、第二は、環境問題は、実は人間サイドの問題であり、環境と調和していくためには、合意形成を図っていくことが本質的に重要である事を認識し、そうした問題にもエンジニアが積極的に取り組むこと、である。こうした内容については、拒否反応を示す方も多いと思われるが、社会環境を整備していくという土木工学の目的を達成するために必要であれば、研究分野の境界に戸を立てるのではなく、むしろ積極的に取り組むべきではないだろうか。おそらくこうした考え方は、海岸工学の中ではまだマイナーであるが、徐々にそうした視点に立った研究や技術開発が増えていくことも事実である。本稿が、そうした流れをさらに加速することに少しでも役立てば、幸いである。

なお、本稿で述べた内容は、海岸工学委員会・地球環境問題小委員会の活動として、この2年間(1998年6月～2000年6月)で議論した内容に対応している。特に第三分科会「環境評価」での議論は大変有意義であった。委員の皆様には、この場所を借りて、感謝したいと思います。

参考文献

- 石川公敏(1999):環境影響評価のシナリオ,明日の沿岸環境を築く,日本海洋学会編,恒星社厚生閣,pp.111-129.
磯部雅彦(1998):ミチゲーションの調査分析と沿岸環境管理の枠組みの提案,海岸論文集,Vol.45,pp.1236-1240.
磯部雅彦(1999):改正海岸法の理念の実現に向けて,海岸,Vol.39, No.1, pp.14-18.
小田一紀・石川公敏・城戸勝利・中村義治・矢持 進・田口浩一(1997):内湾の生物個体群動態モデルの開発—大阪湾の「ヨシエビ」を例として—,海岸論文集, Vol.44,pp.1196-1200.
海岸工学委員会地球環境問題研究小委員会(2000):沿岸域における広域環境問題の取り組み,第三期地球環境問題研究小委員会調査研究報告書.
柿野 純,中田喜三郎,西沢 正,田口浩一(1991):東京湾盤洲干潟におけるアサリの生息と波浪との関係,水産工学, Vol. 28, NO.1, pp.51-55.
海洋生物研究所(1991):沿岸至近域における海生生物の生態知見,貝類・甲殻類・ウニ類編, p.535.
海洋生物研究所(1991):沿岸至近域における海生生物の生態知見,魚類・イカタコ編, p.594.
栗山浩一(1998):環境の価値と評価法,北海道大学図書刊行会, p.279.
建設省河川局・農林水産省構造改善局・農林水産省水産庁・運輸省港湾局(監修)(2000):海岸保全基本方針,

(社)全国海岸協会, p.22.

建設省河川局防災・海岸課海岸室他(2000): 海岸事業の事業効果に関する調査, 土木技術資料, Vol.42, pp.40-45.

国土庁(1999): 「沿岸域圏の総合的な管理のあり方に関する調査」概要, 国土庁ホームページ,

<http://www.nla.go.jp/keikai/summary.html>.

新保裕美・阪東浩造(1998): 米国における沿岸域環境価値評価手法と日本におけるその適用例, 火力原子力発電, Vol.49, pp.1707-1713.

新保裕美, 田中昌宏, 越川義功, 柵瀬信夫, 池谷 毅(1999): 現地調査によるアサリ生息量と環境要因との関係の検討ー神奈川県金沢湾・平潟湾を対象としてー, 海岸論文集, 第46巻, pp.1216-1220.

新保裕美・田中昌宏・池谷 毅・越川義功(2000): アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル, 海岸論文集, Vol.47, (印刷中).

関根雅彦・中西 弘・浮田正夫(1994): 水域生態系モデリングツール SSEM を用いた水門工事に伴う魚のへい死自己の解析, 土木学会論文集, No.491/Ⅱ-27, pp.99-108.

竹内憲司(1999): 環境評価の政策利用, 勁草書房, p.158.

竹林征三・安田吾郎(1995): 河川経済調査手法の体系化の現状と今後の課題, 水文・水資源学会誌, Vol.8, pp.19-37.

田中昌宏・J. van Kester・池谷 毅・滝本邦彦(1999): 大規模海洋構造物の環境影響評価モデルの開発, 海洋開発論文集, Vol.15, pp.113-118.

田中昌宏・稲垣 聡(2000): 外海水の侵入が内湾の水質環境に及ぼす影響に関する研究, 海岸論文集, Vol.47, (印刷中).

千葉県(1998): 環境の補足調査によって把握した「市川二期地区・京葉港二期地区計画に係る環境の現況について」(要約版), p.336.

中田英昭(1998): 漁場環境と生物資源系のモデリング, 水工学シリーズ 98-B-9, pp.1-19.

成川和也(1999): 海域環境の経済評価ーCVMーを中心にー, ヘドロ, No.74, pp.14-21.

日本沿岸域学会(1998): 沿岸域における環境管理のあり方について, 日本沿岸域学会調査研究報告, No.5.

原科幸彦(編著)(1994): 環境アセスメント, 放送大学教育振興会, p.282.

原科幸彦(1999): 環境影響評価法の次にくるものー戦略的環境アセスメント(SEA)ー, 環境技術, Vol.28, No.6, pp.9-384.

日向博文・吉岡 健・八木 宏・灘岡和夫(1999): 冬季東京湾における黒潮系暖水波及の実態解析, 海岸論文集, 第46巻, pp.1001-1005.

日比野忠史・豊田政史・深和岳人(1999): 大船渡湾での貧酸素水塊の形成と消滅機構, 水工論文集, 第43巻, pp.1073-1078.

藤原建紀・宇野奈津子・多田光男・中辻啓二・笠井亮秀・坂本 亘(1997): 外洋からの瀬戸内海に流入する窒素・リンの負荷量, 海岸論文集, 第44巻, pp.1061-1065.

平野敏行(監修)(1998): 沿岸の環境圏, フジテクノシステム, p.1597.

松梨聖一郎・今村正裕(1998): 湾奥水域における水ー底質予測と負荷削減に伴う水質および栄養塩溶出フラックスの応答, 土木学会論文集, No.608/Ⅶ-9, pp.31-47.

横山長之(1993): 海洋環境シミュレーション, 白亜書房, p.201.

鷺田豊明(1996): 環境と社会経済システム, 勁草書房, p.348.

鷺田豊明・栗山浩一・竹内憲司(編)(1999): 環境評価ワークショップ, 築地書館, p.165.

U.S. Fish and Wildlife Service (1980), Habitat Evaluation Procedures, EMS 102.