

アサリの HSI モデルの構築および HEP による人工干潟の評価

Constructing a HSI Model for *Ruditapes philippinarum*,
and Evaluation of Artificial Tidal Flat by using HEP

久喜伸晃、田中章、村上和男（武蔵工業大学）、

明瀬一行（国土交通省中国地方整備局）、市村康（日本ミクニヤ株式会社）

Nobuaki KUKI, Akira TANAKA, Kazuo MURAKAMI (Musashi Institute of Technology),

Kazuyuki MYOUSE (Ministry of Land, Infrastructure and Transport Chugoku Regional Development Bureau), Yasushi ICHIMURA (Mikuniya Corporation)

1. 背景と目的

1999 年に施行された環境影響評価法では、評価項目に生態系が加えられ、ミティゲーションが明確に位置づけられた。生態系への影響に対するミティゲーションにおいては、悪影響をいかに回避・低減・代償したかを定量的に示す評価手法が必要である（田中，2000a，2000b）。また、2003 年に自然再生推進法が施行され、自然再生型公共事業など、生態系復元の動きが盛んになっているが、そのような自然復元を効果的に実施するには、明確な目標設定や成功基準の設定を可能とする生態系評価手法の確立が求められる（田中，2002）。

このように近年わが国では、生態系の定量的な評価手法の整備が必要となっており、特に米国で開発された定量的な生態系評価手法である HEP (Habitat Evaluation Procedure) が注目されている。

そのような中、日本在来種を対象とした HSI (Habitat Suitability Index) モデルの構築や、HSI 算出等による生態系評価等、HEP に関する研究が近年盛んになっている（久喜ら，2004）。しかしながら、HEP による生態系評価の研究は、HEP において「質」を担う HSI 算出による評価が中心的であり、「面積」や「時間」の概念を含んだ HU (Habitat Unit) や累積的 HU による評価を実施した研究事例はまだほとんど無く、実際の事業に HEP を適用するためにはそのような事例検討が必要である。

またその一方で、自然再生事業の実施に際しては、順応的管理 (Adaptive Management) の導入が求められるようになってきている（海の自然再生ワーキンググループ，2003）。

そこで本研究ではこれらの背景を踏まえ、ケーススタディとして広島県尾道系崎港に造成

された人工干潟および自然干潟を対象に、HEP を用いた順応的管理の仕組みを検討することを目的とした。

なお本稿は、国土交通省中国地方整備局広島港湾空港技術調査事務所の「干潟の生態系評価手法に関する調査」の一環として実施している研究の途中経過として報告するものである。

2. 研究方法

本研究では、まずアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の生息環境や既存のアサリの HSI モデルを文献により調査した。そして文献調査で得た知見に、評価対象干潟においてこれまで実施されてきたモニタリング調査データと、2004 年 11 月 18 日に実施した評価対象干潟におけるフィールド調査の結果を加味し、尾道系崎港での HEP 実施に適した HSI モデルを構築した。

次に構築したアサリの HSI モデルを用いて、HEP による干潟の比較評価を実施することとした。本研究の進捗状況としては、HEP 実施の途中段階にあり、現在のところ累積的 HU 算出による評価には至っていないが、その過程として HSI および HU 算出による人工干潟の比較評価を実施した。

そして以上のケーススタディを通じて、日本での HEP 実施における課題を検討した。最後に、自然再生事業の順応的管理において、HEP がどのように機能するのか、その仕組みについて考察した。

3. アサリの HSI モデル構築と HEP の実施

3-1. アサリの HSI モデル構築

a) ターゲット種の選定

アサリは、干潟の生態系を代表する二枚貝で

あり、また食用としても人気の高い水産有用種であるが、干潟の埋め立てや基質の変化などにより 1980 年代からその漁獲量は激減している（佐々木, 2001、堤, 2005）。そのような本種は、海水中の植物プランクトンなどを餌としており、優れた海水浄化機能も有している（風呂田, 1996、佐々木, 2001）。さらに、本研究の調査対象地である尾道系崎港における干潟造成事業では、アサリ以外の漁業は基本的に行われておらず、干潟造成の目的のひとつにアサリ漁場の確保があげられている。

そのため本研究では、人工干潟をアサリのハビタットとして評価することが望ましいと考え、アサリを HSI モデル構築のターゲット種として選定した。

b) ライフステージの選定

アサリのライフステージはその生育段階に応じて、卵および精子、受精卵、トコロフォア、D 状期幼生（(100~110)~130 μ m）、アメンボ期幼生（130~180 μ m）、フルグロウン期幼生（180~(200~230) μ m）、着底稚貝（(200~230)~300 μ m）、初期稚貝（300~1000 μ m）、稚貝（1~15mm）初期成貝（15~25mm）、成貝（25mm 以上）というように区分される（増殖場造成計画指針編集委員会, 1997）。そしてアサリは、そのようなライフステージに応じて、生息場所や必要とする環境要因を異にしている（高橋ら, 1986）。そのため、より適正な HSI モデルを構築するには、そのライフステージを考慮した HSI モデルを構築する必要があるということがあらかじめ考えられた。

またさらに、評価対象地の干潟では稚貝の放流を実施しており、2001 年度の海老地区や百島地区のモニタリングでは、その 2 ヶ月前にも稚貝の放流を行っていた。本研究では評価対象の尾道系崎港のモニタリングデータを加味して HSI モデルを構築することとしたが、放流された稚貝の個体数が包含されたデータで HSI モデルを構築した場合には、その信頼性に問題が生じると考えられた。

そこで、本研究ではアサリのライフステージを大きく 3 つに分けて捉え、着底稚貝までの浮遊生活をする段階を幼生、着底後で殻長が 15mm 未満の段階を稚貝、そして殻長が 15mm

以上となる段階を成貝とした。

本研究においては、アサリのライフステージを以上のように区別した上で、モニタリングデータから稚貝数を排除し、アサリ「成貝」を対象としたモデルを構築することとした。

c) ハビタット変数の選定

HSI モデルを構築するには、まず、ターゲット種の生存必須条件とそれを定義するハビタット変数を整理する必要がある。アサリの生態に関する文献（高橋ら, 1986、増殖場造成計画指針編集委員会, 1997）や、既存のアサリ HSI モデル（市村ら 2003、新保ら, 2000, 2001、鈴木ら, 2001、田中ら, 2003、）では、アサリの生息環境を規定する様々な要因があげられており、その一例としては、水温、塩分、DO、中央粒径、含泥率、地盤高、強熱減量、酸化還元電位、硫化物などがある。

本研究では、過去の干潟の状況も評価の対象とするため、評価対象地でこれまで実施された環境調査において、ある程度データが揃っている環境要因をハビタット変数として HSI モデルを構築することとした。そのため、比較的モニタリングデータが確保されている、強熱減量、中央粒径、含泥率、地盤高の 4 項目をハビタット変数として選定した。また、本アサリ HSI モデルにおける、ハビタット変数と生存必須条件の関係は図 1 のように整理した。

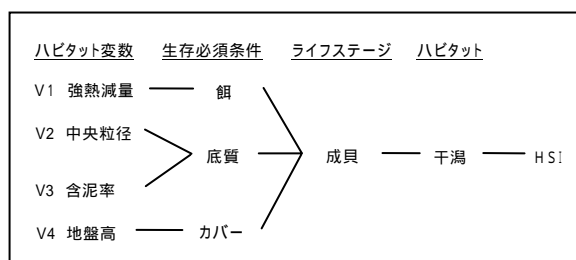


図1 アサリ HSI モデルにおける、ハビタット変数と生存必須条件の関係

d) 各 SI モデルおよびモデル結合式の構築

本研究で構築した 4 つの SI (Suitability Index) モデルを図 2 に示す。これらの SI モデルは、主に高橋ら (1986) による知見をもとに、尾道系崎港のモニタリングデータを踏まえて勘案し作成した。なお、地盤高における SI モデル (V4) は、DL (基本水準面) を基準 (0) とし、DL からの高低差として地盤高を示した。ここで以下

に各 SI モデルの範囲の詳細を示す。

強熱減量における SI モデル(V1)の範囲は、強熱減量 0%を SI=0、1%~2%を SI=1、10%以上を SI=0 とした。

中央粒径における SI モデル(V2)では、中央粒径が 0.05mm 以下を SI=0、1mm~2mm を SI=1、2.46mm 以上を SI=0 とした。

含泥率における SI モデル(V3)では、含泥率 0%を SI=0、5%~20%を SI=1、30%以上を SI=0 とした。

地盤高における SI モデル(V4)では、DL を基準とした地盤高が -3m 以下を SI=0、-1m~1m を SI=1、2.5m~を SI=0 とした。

なお、HSI モデルの結合式は、HSI の値とアサリ個体数との関係において、最も決定係数が高くなるように検討をした。その結果、最も決定係数が高くなった(決定係数(R^2)=0.43)地盤高、強熱減量、中央粒径、含泥率の積を結合式に採用した。

$$HSI = \text{強熱減量における SI} \times \text{中央粒径における SI} \times \text{含泥率における SI} \times \text{地盤高における SI}$$

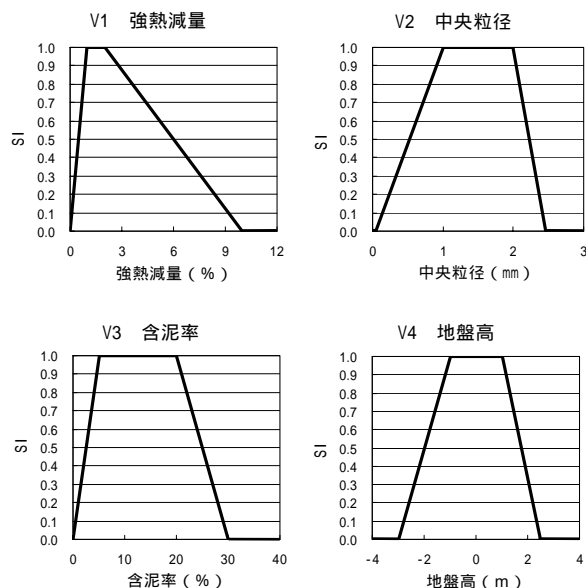


図2 アサリの各変数における SI モデル

e) 本アサリ HSI モデルの適用範囲

本アサリ HSI モデルは、尾道系崎港の干潟を評価するために、既存文献による知見に、尾道系崎港のモニタリングデータを加味して構築した。したがって地理的適用範囲は、尾道系崎

港の人工干潟および自然干潟を対象とする。また、季節の範囲としては、アサリ成貝の通年の八ピタットの評価に適用するものである。

3-2 . HEP の実施

本来、HEP を用いた評価とは、最終的には累積的 HU の算出による比較評価を実施するものである。しかし本研究は現段階では累積的 HU による評価には至っておらず、ここではその過程で実施した、HSI および HU の概算による干潟の比較評価の結果について報告する。なお、累積的 HU による比較評価は今後実施する予定である。

a) HEP 実施の対象地

国土交通省中国地方整備局広島港湾・空港整備事務所では 1984 年から 1996 年にかけて、尾道系崎港(松永港区)の航路浚渫土砂を利用して、尾道市の 3ヶ所(百島地区・海老地区・灘地区)で人工干潟を造成した。造成した干潟面積は百島地区が約 36ha(1984~1987 年に実施)、海老地区が約 16ha(1988~1989 年に実施)、灘地区が約 4ha(1995~1996 年に実施)で、国内で最大級の規模の人工干潟造成事業である(海の自然再生ワーキンググループ, 2003)。

本研究における評価対象地は、これら尾道系崎港の人工干潟である百島地区、海老地区、灘地区と、自然干潟である福田港地区の合計 4 地点とした(図 3)。なお生物多様性情報システム(web1)より、福田港地区の干潟面積は 7ha として検討した。

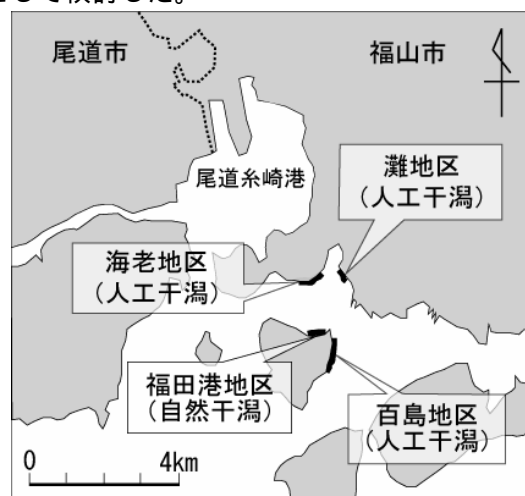


図3 評価対象干潟位置図

b) HSI の概算

構築した HSI モデルにより 1998 年度から 2004 年度までのモニタリングデータに基づき算出した HSI を表 1 に示した。しかし、モニタリングの実施内容はその年ごとに、調査対象地や調査項目が異なっていたため、それに伴い、HSI 算出のできないケースがあった。

表 1 より、それぞれの干潟において算出した各年の HSI を比較評価することで、各干潟におけるアサリのハビタットとしての「質」がどのように推移しているかを読み取ることができる。すなわち、海老地区および福田港地区では HSI が減少していることから、ハビタットの「質」が減少傾向にあると考えられ、反対に、造成から最も時間が経過している百島地区ではハビタットの「質」は増加傾向にあると考えられる。なお、造成から間もない灘地区におけるハビタットの「質」は、ほぼ一定の傾向を保っていると考えられる。

また、一定の単位期間における各対象地の HSI を比較評価するため、HSI データの欠損があることを考慮して、ここでは各評価対象地で 1998 年度から 2004 年度までの間に算出された各 HSI の平均をとり、これを便宜的に「平均値」とした。これらと比較評価すると、全体的な傾向として自然干潟（福田港地区）よりも人工干潟（百島地区・海老地区・灘地区）の方が、アサリに対してのより高いハビタットの「質」が確保されていると判断できる。

表 1 1998 年から 2004 年における HSI の値

	人工干潟			自然干潟
	百島地区 (36ha)	海老地区 (16ha)	灘地区 (4ha)	福田港地区 (7ha)
1998	0.34	0.58	0.69	-
1999	-	-	0.62	-
2001	0.51	0.35	0.62	0.21
2004	0.59	0.37	-	0.12
平均値	0.48	0.43	0.64	0.17

c) HU の概算

HU は、HSI に面積をかけ合わせることで求められる。人工干潟造成後の 1998 年から 2004 年にかけては、各人口干潟面積の変動は無く、また自然干潟の面積も変動が無いものとし、本研究では百島地区を 36ha、海老地区を 16ha、灘地区を約 4ha、そして、福田港地区を 7ha として検討した。

表 2 に HU の概算結果を示した。ここでは干潟面積の変動が無かったと仮定した。したがって、HU の経年変化は、すべて HSI の経年変化によるものになるため、HU の経年変化については省略した。そして、対象地ごとに、「平均値」の HSI に面積をかけ合せ、各対象地の 1988 年から 2004 年までの 7 年間における全体的な HU の傾向として、その結果を示した。これにより、7 カ年の単位期間あたりの各干潟におけるアサリのハビタット（「質」×「空間」）が以下に示すように比較評価された。

すなわち、HU の算出結果より、人工干潟である百島地区（HU = 17.28）、海老地区（HU = 6.93）、灘地区（HU = 2.57）は、自然干潟である福田港地区（HU = 1.16）よりも、アサリのハビタットとしてより適した干潟であると考えられ、よりアサリの生息数が高いと推察された。

表 2 HU の値

	人工干潟			自然干潟
	百島地区 (36ha)	海老地区 (16ha)	灘地区 (4ha)	福田港地区 (7ha)
平均値	17.28	6.93	2.57	1.16

4. HSI モデルおよび HEP の課題

4-1. HSI モデル構築における課題

アサリの生息の適否を規定する要因は様々あるが、その中からどの要因をハビタット変数にするかによって、HSI モデルの精度の良し悪しや、モニタリング調査の手間や費用などが変わってくる。また、実際の具体的な維持管理の評価に適用できるよう、人為的な働きかけが可能な環境要因をハビタット変数に選定しなければならない。それゆえに、HSI モデル構築において、どのようなハビタット変数を選定するかは重要な意味を持つ。

しかしながら、本アサリ HSI モデルは過去の尾道系崎港の干潟を評価することを念頭に置いているため、そのハビタット変数は、必然的にこれまでのモニタリングデータに存在する項目から選定せざるを得なかった。このように今回構築した HSI モデルは、限られた条件の下で構築されていることから、その精度などに課題があるといえる。

また、適用可能な地理的範囲が広く、汎用性の高い同種の HSI モデルが既に存在していたと

しても、評価対象地におけるモニタリングデータに不足がある場合には、その HSI モデルを適用することはできない。そのような場合には、本研究でそうしたように、評価対象地域の過去のモニタリングデータの有無に基づいた HSI モデルを構築する必要性が生じてくる。その際には、既存の HSI モデルなどの文献を参考にしながら、過去のモニタリングデータの範囲の中で、できうる限り適正なモデルを構築するという態度が求められる。

言い換えれば、人工干潟等の自然再生において HEP 等の定量的評価を行おうとする場合には、事業の計画時から必要なモニタリングを実施し、施工時や維持管理時にも継続してモニタリングすることが肝要となる。

4-2 . HEP の実施における課題

前述したように、本調査の HSI モデル構築や HEP 実施において用いた、尾道系崎港のモニタリングデータは、あらかじめ HEP の実施を目的として収集されたデータではなく、環境の現況調査を目的としていた。そのために HSI モデル構築においては、ハビタット変数の選定が制限され、また HEP の実施においてはモニタリングデータの欠落から評価のできないケースがあった。

HSI モデル構築に際しては、ひとつの理想として、より普遍性が高く、より精度の高いモデルを構築することが目指されている。しかし現実には、HEP を実施する評価対象地において十分なモニタリングがなされておらず、既存の HSI モデルを適用した場合には、そのモデルに含まれるハビタット変数をカバーすることができないため、HEP による評価もできなくなるということが起こりうる。

HEP 実施による評価では、時間軸の概念が含まれており、過去から現在、または過去から未来という軸での評価が実施されるが、そのような時間軸を含んだ評価こそが日本の環境アセスメントや自然復元事業の評価に特に求められるものである(田中, 2000a, 2002)。このように過去からの時間軸を含めた評価を実施するには、現在や将来にわたる環境要因データはもちろん、過去の環境要因データの存在が必要となる。

またその一方で、自然復元事業においては、その実施に先立ち各種環境条件の調査を実施することが求められるが、その調査内容としては場当たりに現況を調査するのでは不適切である。自然再生事業では野生生物種のハビタットを復元することが、その中心的な目的となる。そのため自然再生事業の実施に際しては、事業実施以前より、ターゲットとなる野生生物種のハビタットの適否に係わる環境条件をモニタリングすることが重要である。

そしてまた、HEP を適用する際においてもこれらの情報がモニタリングされ、公開されることが必要である。もし自然復元事業の実施に際して、あらかじめ HEP の実施が計画されているのであれば、より適切な評価を実施するために、ターゲット種やモニタリングの項目などをあらかじめ指定しておくことが望ましい。

以上のように HEP の実施、つまり最終的に累積的 HU を算出するためには様々な情報が必要となる。すなわちそれは、「ある時期における、ある質を有した場所が、どこからどこに広がっているのか」という経年的なデータである。

例えば、本ケーススタディのような人工干潟造成事業であれば、アサリなどのターゲット種に対する環境要因の、同一調査ポイントにおける経年的なデータや、干潟の面積の変遷データが必要である。つまり、人工干潟を造成する前の海岸の状況はどの様であったか、そこに自然干潟は無かったのか、というようなデータも必要となる。さらには、それらの干潟面積をどのように具体的に設定するのかという問題もあり、以上のような点は、今後の課題といえる。

5 . 順応的管理における HEP の役割

近年、自然再生事業の実施に際しては、順応的管理による実施が求められている。なお、順応的管理は「計画(仮説)→実施(実験)→検証(モニタリング)→計画の再設定(フィードバック)」のようなサイクルで実施されるものである(鷲谷, 2002、鷲谷・松田, 1998)。

一方、米国では、環境アセスメントを「Incremental Process」(増加していくプロセス)と呼ぶことがあるが、それは、環境アセスメントがいわゆる順応的管理として機能していることを意味する(田中, 2003)。そして、その

ような米国の環境アセスメントにおける生態系の評価手法として最も広く用いられている HEP は、生態系をターゲット種のハビタットとしての「質」×「空間」×「時間」という視点から定量的かつ生態学的に評価する手法であり（田中，2002）、そもそも順応的管理に適した評価手法であると考えられる。

ここで HEP を用いた生態系の順応的管理のフローを図 4 に示した。本フロー図では自然再生事業を、事業プロセス、説明責任、合意形成の 3 つの視点から捉え、モニタリングとフィードバックを重視した順応的管理手法における HEP の位置づけを示している。

フロー図からも読み取れるように、HEP は、モニタリングの結果を「目標生態系」と照らし合わせ、自然復元事業の実質的な行為に対して、定量的な評価を行い、さらにその結果を事業計画へ具体的にフィードバックさせるツールとして機能する。また当初の目標生態系は、フィードバックするたびに、目標生態系´ 目標生態系´´ と微妙に変化してゆく。これにあわせて、事業目標も微調整されてゆく。したがって、HEP は干潟造成事業での順応的管理において、事業の評価や目標設定のツールとしてまさに適した手法といえる。

今後、順応的管理の定量的かつ順応的のツールとして HEP を導入し、さらなる事例を積み重ねていくことが重要であろう。

引用文献

風呂田利夫（1996）、「干潟生態系」、遺伝、50（7）、p.19-23
 市村康ほか（2003）、「HSI モデルを用いた人工干潟の生物生息場の評価」、第 31 回環境システム研究論文発表会公演集、p.537-541
 久喜伸晃・吉沢麻衣子・田中章（2004）「HSI モデルの傾向と今後の課題」、環境アセスメント学会 2004 年度研究発表会要旨集、45-50
 佐々木克之（2001）、「アサリの水質浄化の役割」、水環境学会誌、24（4）、p.207-210
 新保裕美ほか（2000）、「アサリを対象とした生物生息地適正評価モデル」、海岸工学論文集、47、p.1111-1115
 新保裕美ほか（2001）、「干潟における生物生息環境の定量的評価に関する研究 多毛類を対象として」、海岸工学論文集、48、p.1321-1325
 鈴木誠・磯部雅彦・佐々木淳（2001）、「アサリの生息密度の推定法に関する研究」、海岸工学論文集、48、p.1391-1395
 高橋清孝・佐藤陽一・渡辺競（1986）、「アサリの生息限界に関する

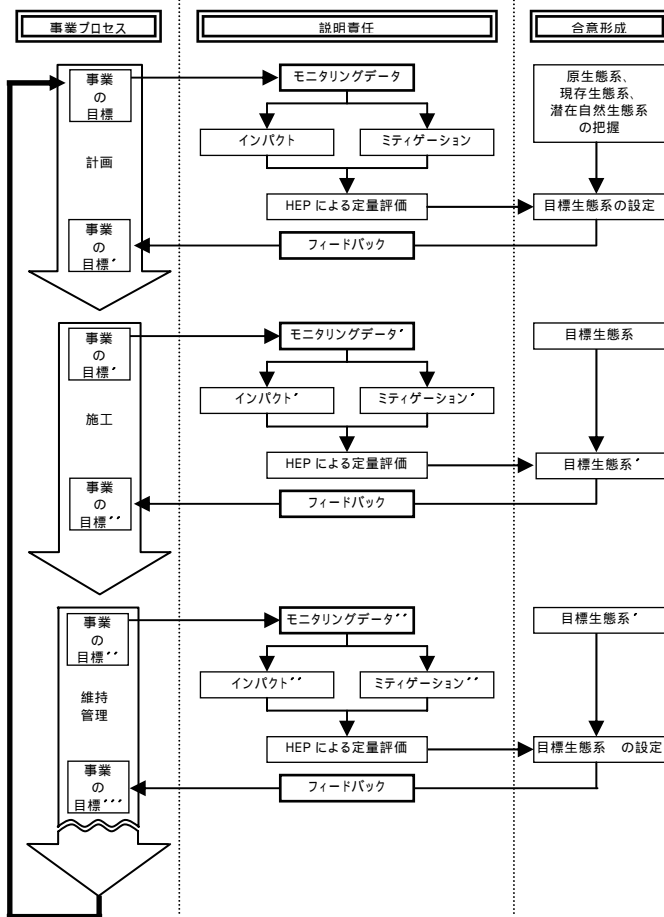


図 4 HEP を用いた生態系の順応的管理のフロー

注) 本フロー図における、原生生態系、現存生態系、潜在自然生態系とは、陸上生態系における原植生、現存植生、潜在自然植生に対応する語として便宜的に用いた。

る実験的検討」、宮城県水産試験場研究報告、11、p.44-58
 田中章（2002）、「何をもって生態系を復元したといえるのか？—生態系復元の目標設定とハビタット評価手続き HEP について—」、ランドスケープ研究、65（4）、p.282-285
 田中章（2000a）、「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—」、国際影響評価学会日本支部第 4 回研究発表会論文集、p.15-20
 田中章（2000b）、「新しい評価領域—ミティゲーションと生態系評価」、環境科学会誌、13（2）、p.280-281
 田中章（2003）、「生態系アセスメントにおける定量的評価手法利用の考え方」、生態系の定量的評価フォーラム 生態系の定量的評価手法の展望と情報交換、p.25-28
 田中昌宏ほか（2003）、「沿岸自然再生の計画・設計を支援する環境評価手法に関する一考察」、土木学会論文集、741、p.89-94
 堤裕昭（2005）、「干潟の底質環境の変化とベントス群集への影響」、月刊海洋、37（3）、p.107-115
 海の自然再生ワーキンググループ（2003）海の自然再生ハンドブック その計画・技術・実践 第 1 巻総論編、国土交通省港湾局監修、ぎょうせい、東京都、107pp.
 鷲谷いづみ（2002）、「順応的管理とは」、生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会編、環境アセスメント技術ガイド 生態系、財団法人自然環境研究センター、東京、277pp
 鷲谷いづみ・松田裕之（1998）、「生態系管理および環境影響評価に関する保全生態学からの提言（案）」、応用生態工学、1（1）、p.52 - 62
 増殖場造成計画指針編集委員会（1997）、「沿岸漁場整備開発事業 増殖場造成計画指針 ヒラメ・アサリ編」、社団法人全国沿岸漁業振興開発協会、東京、316pp.
 生物多様性情報システム（web 1）、自然環境保全基礎調査第 4 回 海域生物環境調査干潟分布図 .http://www.biodic.go.jp/kiso/map/hig_map_f.html, 2005.7.15

[キーワード：HEP，HSI モデル，アサリ，人工干潟，順応的管理，自然再生]