

HSI モデルの構築と干潟の生物生息環境評価

村上和男* ・ 田中 章** ・ 久喜伸晃*** ・ 林 永悟****
明瀬一行***** ・ 宮本由郎***** ・ 市村 康*****

本研究は、「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ものである。ここでは、「質」「空間」「時間」によって評価される HEP 手法において、重要な「質」を示す HSI モデルの構築方法の検討、さらにモデルを用いアサリが生息する造成干潟のハビタットの適性についても検討した。その結果、底生動物などのように生息環境により生息密度が大きく異なる種を対象種とし、SI モデルさらには HSI モデルを構築する場合は、頻度分布を考慮し、データに対して何かしらの変換を行い、分布の著しい偏りを小さくすることが重用であることが分かった。ここでは、データに対して対数変換を行うことを提案した。HSI を求めた結果、ハビタットとしての「質」の検討ができた。

1. はじめに

事業を行う際の環境影響評価は、従来は環境基準等の達成可否かの観点から行われていたが、現在では環境への影響の回避もしくは低減への観点さらには代償ミティゲーションへと変わっている。

このような背景のなかで、港湾環境における施策では、自然環境の「保全」(現状の自然を維持すること)、「再生」(過去の自然を回復すること)、「創出」(変化した環境条件や社会条件に応じて新たに自然を創り出すこと)の必要性が求められている(交通政策審議会, 2005)。また、開発にあたっては、環境への影響を軽減するための対策を実施するとともに、整備された施設においても必要に応じて、追加的な環境対策を講じていくことも必要とされている。

良好な環境を保全・再生・創出していくためには、環境施策を実施するだけではなく、実施手法の見直しも重要である。そのためには、実施効果を定量的に評価する手法が重要となる。

良好な環境を保全・再生・創出するための、フィールドとして干潟を対象域として選定した。干潟の機能は、生物生産の場、生物生息の場、高い水質浄化の場、アメニティーの場として着目されている。本研究は、「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ものである。つまり内容は、アサリ漁場の確保、水質浄化、沿岸域の災害防止等を考慮した場を人工的に創出し造成干潟における生態系評価手法の検討である。

ここでは、「質」「空間」「時間」によって評価される HEP 手法において、重要な「質」を示す HSI モデルの構

築方法の検討、さらにモデルを用いアサリが生息する造成干潟のハビタットの適性についても検討を行った。

2. 生態系評価手法の選定

(1) 沿岸域における生物生息環境と生態系の評価

図-1 は沿岸域における環境の概念を示したものである。図に示されるように沿岸域環境は、水温・塩分・酸素・栄養塩・濁りや光に加えて海岸地形や潮汐によって起こされる流れや、風によって起こされる波などの物理化学環境の状況によって生物生息環境が形成される。これらは互いに影響を及ぼし合いながらバランスを取り合う関係である。例えば、物理化学要因と生物生息場とは、常に動的な平衡状態にあり、物理化学要因が変化すると生物生息場に直接的に影響を与え、また生物の変化は物

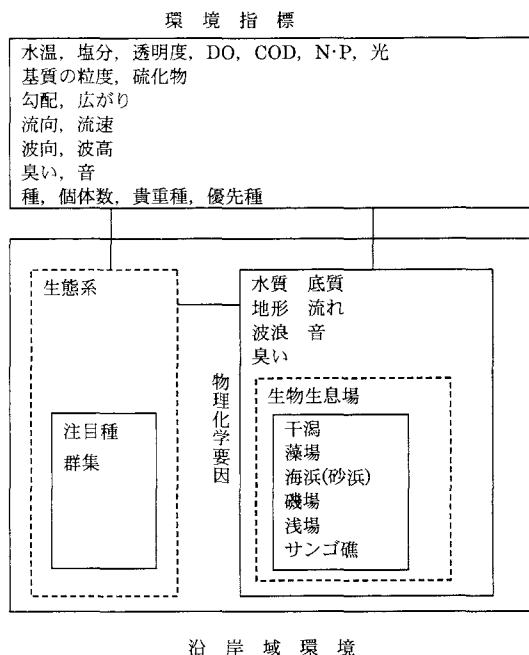


図-1 沿岸を構成する環境の概念

* 正 会 員 博(工) 武蔵工業大学教授工学部
** 農 博 武蔵工業大学助教授環境情報学部
*** 武蔵工業大学大学院環境情報学研究所
**** 武蔵工業大学工学部
***** 正 会 員 国土交通省広島港湾空港技術調査事務所
***** 国土交通省広島港湾空港技術調査事務所
***** 正 会 員 博(工) 日本ミクニヤ株式会社

理化学要因へ影響し合うという相互関係を結びながらその場に特有な生態系が形成される。そして、これらの環境の中で、物理化学要因は、沿岸域の環境を構成する最も基本となるものである。

大槻 (1995) は、生態系の場の形成にあたって、磯、干潟、藻場および砂浜の場に分け、各場の特性に応じて、場の成立要因に着目した新たな基質の創出や工夫、底質の改善、海象条件の制御や利用、水質の改善、地形 (海岸・海底) の改変等の「場造り」の生物生息環境創りを行っていくことが、最も基本的かつ重要なことであると指摘している。

(2) HEP の選定理由

米国において1969年の国家環境政策法 (NEPA) によって環境の価値を定性的かつ定量的に把握する手法が求められるようになった。その後、生態系など環境の現状の評価手法は、1970年代を中心とする米国における法制度のもとに、提案され改良を加えられた後、実施に移され、現在に至っている (田中, 2002a)。欧州各国においてもいくつか提案されているが、適用事例とその実用性において、米国で用いられている方法が、より先進的、実用的である。なかでも、沿岸環境の生物種を指標として客観的かつ定量的な環境評価の方法として実用化されているものとして HEP, WET, HGM などがある。

生態系評価手法の中で、WET や HGM は湿地に限られているうえに、WET は定性的で、HGM は複雑である。これらに比べ、HEP は基本的に陸域、水域、湿地とどのタイプでも適用可能であり、生態系の価値をその生息する野生生物にとってのハビタットの適性度すなわち人工的に形成された干潟における生物の生息条件の適性度という視点でみる手法である。そして、現在でも米国で最も使われている手法である。さらに、HEP は生態系の評価にあたって重要な、「何」、「どこに」、「どれくらい」、「いつ」再生するのか? すなわち「主体」ごとに「質」、「空間」、「時間」という概念を含んでいる。(田中, 2002b)。

そこで、HEP を導入するメリット整理すると以下のようになる。

- 生物の生息条件の適性度を評価できる。
- 生態系を生態学的に定量的評価ができる。
- 知見が多く理解しやすく、事業者、コンサルタントおよび住民等による合意形成がはかりやすい。
- 「質」「空間」「時間」という概念を含んでおり、結果および目標をより総合的、かつ具体的に示しやすい。

3. HEP の概要と HSI モデル

HEP については、田中 (1998, 2002a, 2002b) に詳しいがまとめると以下のようになる。

(1) HEP の基本的考え

HEP とは Habitat Evaluation Procedure (ハビタット評価手続き) の略で、生態系をそこに生育・生息する野生生物のハビタット (生育・生息環境) としての適否から評価する手続きのことである。

HEP はもともと、米国の環境アセスメントにおける生態系評価のためのツールとして生まれた手法である。すなわち開発等により影響を受ける前の生態系の状態、影響を受けた後の生態系の状態、代償ミティゲーションにより復元された生態系の状態などを定量的に示し、生態系の消失分と代償される分を比較考量することを目的としている。

したがって、この HEP のもつ総合的かつ定量的な生態系評価の考え方は、環境アセスメントだけでなく人工干潟造成などの自然再生における評価としても有用といえる。HEP による評価は最終的に、同一期間における異なる調査地での相対的な比較評価や、同一調査地における異なる期間での相対的な比較評価を可能とし、生態学的な視点から定量的な目標達成の判断基準 (目標達成基準) を提供するものである。

(2) HEP の基本的仕組みと HSI

野生生物のハビタットの適否を適切に評価するには、その野生生物の必要とするハビタットの「質」、「空間」および「時間」という視点はどれも必要である。HEP での評価は、ハビタットを「質」と「空間」と「時間」という3つの視点から捉え、これらの積 (「質」×「空間」×「時間」) という単位でハビタットの状況を評価する手法である。

$$\text{HEP での評価} = \text{「質」} \times \text{「空間」} \times \text{「時間」} \cdots (1)$$

HEP での評価はまずはハビタットの「質」を算出することからスタートする。ハビタットの「質」は、ある野生生物種にとってのハビタットの適性を示す HSI (Habitat Suitability Index) という指標として表される。この HSI の算出には、複数の SI (Suitability Index) モデルより構成される HSI モデルを用いる。SI モデルとは対象とする野生生物種と、その種のハビタットの適性を規定する個々の環境要因との因果関係を示したモデルである。ハビタットの「質」を示す HSI は、SI モデルによって示される複数の SI を統合したもので、対象の野生生物種のハビタットとしてどの程度の適性があるかを、0 (生息に不適) から 1 (最適) までの標準化した数値で表現する。

次に算出した「質」を示す HSI にハビタットの「空間」を掛け合わせる。「空間」は評価対象の生態系の土地面積のことである。「質」×「空間」つまり、HSI にその土地面積を乗じることで、HU (Habitat Unit) という指標が算出される。

「質」と「空間」が掛け合わされた指標である HU に、

さらにハビタットの「時間」を掛け合わせることで、HEPの最終的なアウトプットである「累積的HU」が算出される。ハビタットの「時間」とは、評価対象の生態系がハビタットとして確保される期間のことである。「質」や「空間」は経年的に変化するものであるため、それらに乗じたHUもまた経年的に変化する指標である。「累積的HU」はハビタットが確保される一定の期間におけるHUを累積的に加算することで算出される指標である。

調査地の生態系はこのようにして算出された「累積的HU」を指標として相対的に評価される。このようにして異なる調査地の同一期間での「累積的HU」や、同一調査地の異なる期間での「累積的HU」の相対的な比較評価をおこなうことにより、人工干潟の造成に際し計画段階から維持管理段階まで順応的管理手法とリンクした生態系評価が可能となる。

HEPは、「質」、「空間」、「時間」によって評価される手法である。ここにおける「質」を表す指標はHSIであり、HEPは「HSI」×「空間」×「時間」ということになる。したがって、HEPを活用する上でHSIモデルを構築することが重要である。近年はHEPやHSIモデルに関する研究が進められているが(例えば、田中, 1998, 2002a, 2002b, 財団法人生態系協会, 2004)、日本における統一的なHSIモデルのマニュアルは整備されておらず、統一性に欠けるなどの課題がある(久喜ら, 2004)。

4. 造成干潟における検討

(1) 造成干潟の概要

研究対象フィールドの造成干潟は、広島県尾道市周辺の海老地区、百島地区、灘地区の3ヶ所で約60haの面積を有し、いずれも沖合の潜堤によって侵食が防止されている。なお、対象の自然干潟として福田港地区を選定した。造成干潟は、尾道系崎港の航路泊地の浚渫で発生した土砂を投入し、その後覆砂を行っている。このよう

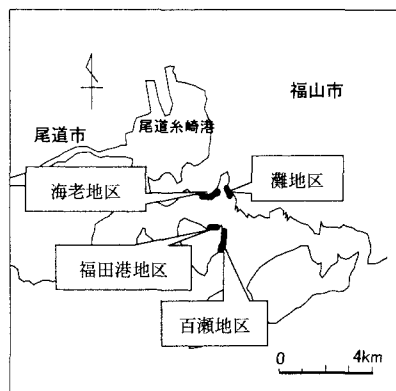


図-2 干潟位置図

な干潟において、主に夏期に継続的なモニタリング調査として、底質調査および底生動物が行われてきている。底生動物は、杓取り法にて種・個体数・湿重量の計測について行われている。なお、地盤高の計測も行われている(運輸省, 1988, 1991, 1995, 1998, 1999, 2000; 国土交通省, 2001, 2002)。

(2) 生物指標の検討

本研究で対象としたアサリなどの底生動物においては、個体数の密度は、生息環境ごとに大きな差異があることが多い。同様な傾向は、ヤマトシジミの分布にもみられる(市村ら, 2004)。図-3にアサリの個体数密度の頻度分布を示した。図において0の階級は無個体、20の階級は1~20個体、40の階級は21~40個体……200の階級は181~200個体をそれぞれ示す。ここで最大値は、199個体/0.125 m²で次いで大きい値は104個体/0.125 m²と約半分程度の違いがあり、非常に偏った分布を示す。このような分布を示す場合そのままデータを用いモデルを構築することは不適切であると考えられる。そこで、頻度分布よりデータの変換について検討を行った。

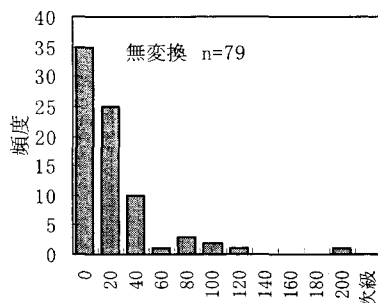


図-3 アサリ個体数密度の頻度分布

(3) 頻度分布の検討

先の図-3に示したようなアサリの個体数密度は非常に偏った頻度分布を示していた。そこで、データに何らかの変換を行い、著しく偏った分布を小さくする必要があると考えられる。そこで、個体数密度に対してルート変換、すべての個体数密度に1を加えて対数変換を行いそれらの頻度分布を図-4に、対数変換して求めた頻度分布を図-5にそれぞれ示した。このような変換を行い個体数密度の頻度分布を求めた場合、0の頻度を除いては無変換、ルート変換そして対数変換と分布は正規分布に近くなり、バラツキが小さくなった。

(4) S Iモデルの作成

個体数密度の頻度分布は、その密度数を無変換、ルート変換、対数変換と換算するに従い、分布系は0の頻度を除いては正規分布に近くなり、バラツキが小さくなった。そこで、さらにこのような変換を行うことがどのよ

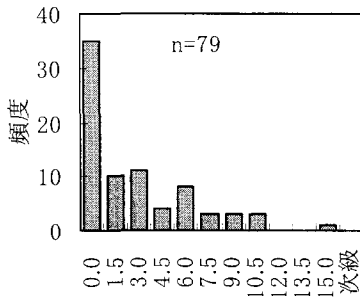


図-4 アサリの個体数密度をルート変換した場合の頻度分布

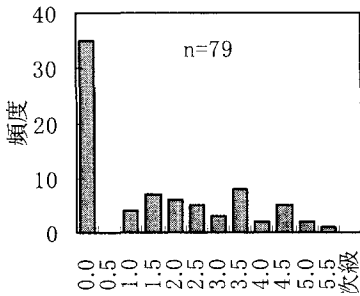


図-5 アサリの個体数密度を対数変換した場合の頻度分布

うに SI モデルを作成するにあたり影響を及ぼすかの検討を行った。各変換を行なった一例として、地盤高、強熱減量、中央粒径、含泥率の各環境要因から中央粒径の

SI モデルを取り上げ図-6 に示す。図は a) が無変換、b) がルート変換、c) が対数変換を行い図化したものである。

図中の SI 曲線は、高橋ら (1986) 既存の資料をもとに、生息範囲から勘案して修正し決定しており、いずれのグラフにおいても線の傾きは同一である。ここで、図-6 a) の無変換の図においては中央粒径 1 mm 以下、アサリ個体数指数 0.2 以下に多くのデータが集まっている。しかしながらルート変換そして対数変換を行うにあたって、中央粒径は何の変換も行っていないため 1 mm 以下に多くのデータが集中しているが、アサリ個体数は 0 ~ 1 にかけて無変換よりルート変換そして対数変換と、幅広い分布をとるように変化していることがわかる。このことより、SI モデルを作成するにあたって、対数変換を行ったほうが、SI 曲線がデータをより適切に表すモデルとなっていることがわかる。

(5) HSI モデルの作成

HSI モデルは、SI モデルを結合することにより作成され、評価対象種や群集のハビタットの適性としての適性を 0 (生息に不適) から 1 (生息に最適) の指標で表す。

結合の方法は、個々の SI がハビタットの価値を規定する種類によって、相加平均法、相乗平均法、限定要因法、加算要因法などがある (田中, 1998)。

HSI モデルを作成するにあたり、結合式の決定には明確な数学的理論はない。そこで、底質の要因を限定する

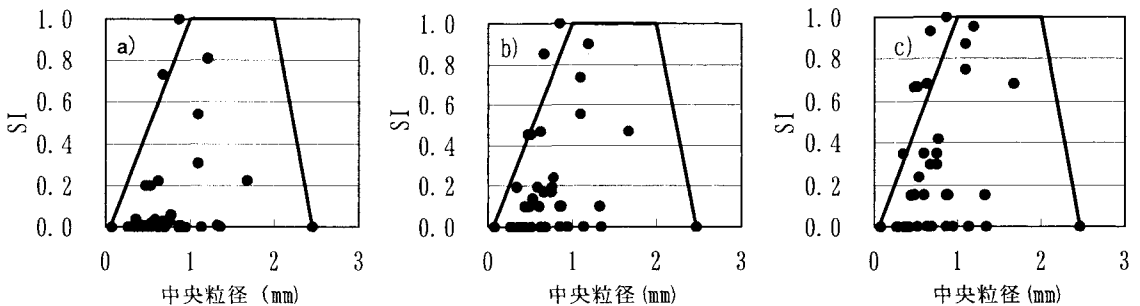


図-6 アサリの個体数密度に対する中央粒径の SI グラフ (a: 無変換, b: ルート変換, c: 対数変換)

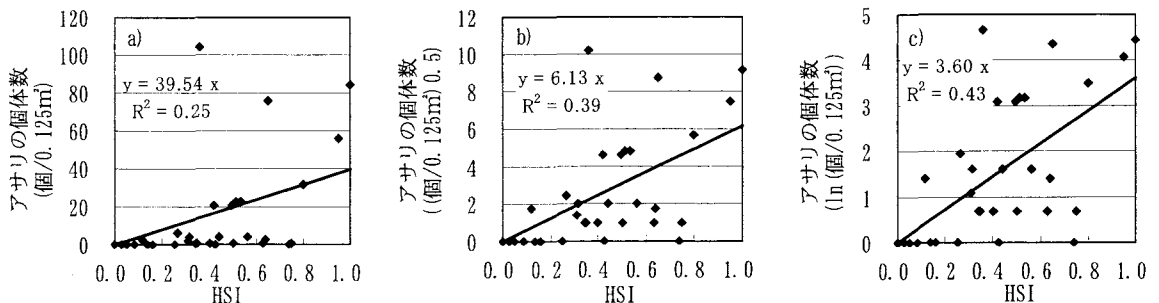


図-7 HSI とアサリの個体数密度 (a: 無変換, b: ルート変換, c: 対数変換)

ために強熱減量, 中央粒径, 含泥率の最小値やその最小値に地盤高を掛け合わせるなどの結合式の検討を行った。その結果, アサリの個体数との関係より, 最も決定係数が高くなった地盤高, 強熱減量, 中央粒径, 含泥率の積を結合式とした。

$$\text{HSI} = \text{地盤高の SI} \times \text{強熱減量の SI} \\ \times \text{中央粒径の SI} \times \text{含泥率の SI} \cdots \cdots (2)$$

ここで, 無変換, ルート変換および対数変換をそれぞれ行い結合した各 HSI とアサリの個体数との関係を図-7 に示す。決定係数は, 無変換, ルート変換および対数変換と行うにしたがってそれぞれ 0.25, 0.39, 0.43 と高くなった。このことより, アサリなど底生動物のように生息環境によって個体数密度に著しく差がある場合は, 頻度分布を考慮しデータに何らかの変換を行って, モデルを構築することが望ましいと考えられる。ここでは, 対数変換を提案する。

(6) 造成干潟のハビタットの「質」

データに対して対数変換を行い構築した HSI モデルにより平成10年度から平成16年度までの HSI の計算を行った結果を表-1 に示す。その結果, 造成干潟の海老地区および対象自然干潟とした福田港では HSI は減少傾向にあった。造成から最も経過している百島地区では増加傾向にあった。なお, 造成から間もない灘地区においては, ほぼ一定の傾向であった。しかしながら, これらの結果は, 多年度にわたる結果ではないため, 例えば海老地区はハビタットの「質」が低下しており, 百島地区は増加しているとは一概に言いがたい。今後も継続してモニタリングを行い, HSI を求めハビタットの適性を「質」の面から評価を行っていくことが必要である。

表-1 HSI の経年変化

年度	海老地区	百島地区	灘地区	福田港地区
H16	0.37	0.59	—	0.12
H13	0.35	0.51	0.62	0.21
H11	—	—	0.62	—
H10	0.58	0.34	0.69	—

5. ま と め

本研究は, 「質」「空間」「時間」によって評価される HEP 手法において, 重要な「質」を示す HSI モデルの構築方法の検討, さらにモデルを用いアサリが生息する造成干潟のハビタットの適性についての検討を行った。主要な結果は以下のとおりである。

- (1) 底生動物などのように生息環境により生息密度が大きく異なる種を対象種とし, SI モデルさらには HSI モデルを構築する場合は, 個体数などの生息密度の頻

度分布を考慮し, データに対して何かしらの変換を行い, 分布の著しい偏りを小さくすることが重要である。

- (2) ここでは, 対数変換を行いモデルを構築したほうがアサリの個体数と HSI との関係を評価した場合, 決定係数 0.43 と高い値を示した。

- (3) 造成干潟のハビタットの「質」の検討をおこなったが, 多年度わたる結果ではなかったため, 今後モニタリングを継続し評価を行うことを提案した。

本研究として, 現段階までに得られた知見についてまとめたが, 今後さらに詳細に HSI に検討し, 「質」×「空間」として HU を検討し, さらには「質」×「空間」×「時間」として累積的 HU の検討を行い, 干潟の生態系評価手法の検討を行う予定にしている。

参 考 文 献

- 市村 康・木村和也・中村幹雄(2002): HEP によるヤマトシジミの生息環境の評価, 平成14年度日本水産工学会学術講演会論文集, pp. 229-232.
- 運輸省第三港湾建設局(1988): 海老地区環境現況等調査報告書, 昭和63年3月および6月。
- 運輸省第三港湾建設局(1991): 海老及び百島地区環境等現況調査報告書, 平成3年9月。
- 運輸省第三港湾建設局(1995): 海老, 百島, 灘地区環境現況調査報告書, 平成7年9月。
- 運輸省第三港湾建設局(1998): 尾道糸崎港人工干潟における生物生息状況調査報告書, 平成10年10月。
- 運輸省第三港湾建設局(1999): 平成11年度尾道糸崎港人工干潟総合とりまとめ調査報告書, 平成11年11月。
- 運輸省第三港湾建設局(2000): 平成12年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況等調査報告書, 平成12年11月。
- 大概 忠(1995): 自然(生態系)の保全と再生(創造)の考え方, ヘドロ, No. 62, pp. 38-44.
- 久富伸見・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2003年度研究発表会要旨集, pp. 45-50.
- 交通政策審議会(2005): 今後の港湾環境政策の基本的な方向について(答申), 10p.
- 国土交通省中国地方整備局(2001): 平成13年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況調査報告書, 平成14年1月。
- 国土交通省中国地方整備局(2002): 平成14年度尾道糸崎港干潟における生物生息状況調査報告書, 平成14年12月。
- 高橋清孝・佐藤陽一・渡辺 競(1986): アサリの生存限界に関する実験的検討, 宮城県水産試験場研究報告, 11, pp. 44-58.
- 田中 章(1998): 生態系評価システムとしての HEP, 環境アセスメントここが変わる編集委員会編著, 環境技術研究会, pp. 81-96.
- 田中 章(2002a): 米国のハビタット評価手続き HEP 誕生の法的背景, 環境情報科学31(1), pp. 37-42.
- 田中 章(2002b): 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61(5), pp. 763-768.
- (財) 日本生態系協会(2004a): テンの HSI モデル ver. 1.0, (財) 日本生態系協会。