

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.1077

July 2019

干潟の環境価値の得点化とその活用

岡田知也・秋山吉寛・黒岩寛・内藤了二・渡辺謙太・棚谷灯子・桑江朝比呂

Method for the quantitative evaluation of environmental value in tidal flat and its utilization

Tomonari OKADA, Yoshihiro AKIYAMA, Hiroshi KUROIWA, Ryoji NAITO, Kenta WATANABE,
Toko TANAYA, Tomohiro KUWAE

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan

干潟の環境価値の得点化とその活用

岡田知也^{*}・秋山吉寛^{**}・黒岩寛^{***}・内藤了二^{****}・渡辺謙太^{*****}・棚谷灯子^{*****}・桑江朝比呂^{*****}

要 旨

著者らは、環境改善事業の1つである造成干潟の適切な維持・管理に役立つ環境価値の定量化手法を開発した。干潟は生物の生息場や人と海との触れ合いの場として貴重な場である反面、開発等の圧力によって近年衰退している場である。そのため、国内の各地で干潟の保全・再生・創造の環境改善事業が実施されている。

本手法では、各環境価値に対して、自然システムおよび社会システムにおける各環境価値と環境因子の関係を明確にし、環境価値の得点にそれらの環境因子の状態を反映させている。また、本手法は過去5年間の情報を加味することによって、持続可能性を考慮することができる。その結果、本手法は、対象とする造成干潟の環境価値および持続可能性を高めたい際に、どの環境因子を重点的に改良・対策するのが効果的であるかを示すことができる。本手法は、干潟の保全・再生・創造の環境改善事業において効果的なアプローチを示すことができる有益な手法である。

本資料では、東京湾の4つの干潟に対して本手法を用いて評価した事例を用いて、本手法で得られる得点および持続可能性指数の活用について示す。

キーワード：干潟，環境改善，保全，環境価値，生態系サービス，持続可能性，環境経済

^{*} 沿岸海洋・防災研究部海洋環境・危機管理研究室長

^{**} 沿岸海洋・防災研究部海洋環境・危機管理研究室研究官

^{***} (元) 沿岸海洋・防災研究部海洋環境・危機管理研究室研究員

^{****} 沿岸海洋・防災研究部海洋環境・危機管理研究室主任研究官

^{*****} 港湾空港技術研究所沿岸環境研究グループ研究官

^{*****} 港湾空港技術研究所沿岸環境研究グループ長

〒 239-0826 横須賀市長瀬 3-1-1 国土交通省国土技術政策総合研究所

電話：046-844-5019 Fax：046-844-9265 email: ysk.nil-kikaku@ml.mlit.go.jp

Method of quantitative evaluation of environmental value of tidal flats and its utilization

Tomonari OKADA^{*}
Yoshihiro B.AKIYAMA^{**}
Hiroshi KUROIWA^{***}
Ryoji NAITO^{****}
Kenta WATANABE^{*****}
Toko TANAYA^{*****}
Tomohiro KUWAE^{*****}

Synopsis

We propose a method of quantifying the environmental value that is useful for the proper maintenance and management of artificial tidal flats, as a type of environmental improvement project. Tidal flats are valuable not only as habitats for many species, but also as places where people interact with the sea. However, these areas have declined in recent years, so environmental improvement projects to conserve and restore them are being carried out across Japan.

In this method, a conceptual model of the relationship between each environmental value and related environmental factor in natural and social systems was created, and the relationships between environmental values and environmental factors were clarified. The state of the environmental factors affecting each environmental value was quantified, and the state of those factors was reflected in the evaluation value of the ecosystem service. Moreover, by this method, sustainability can be considered by adding the information of the past 5 years. As a result, the method can identify which environmental factors need to be improved, when we want to increase the environmental value and sustainability of the tidal flat. The method demonstrates an effective approach in environmental improvement projects to conserve and restore tidal flats.

In this paper, using this methods and the case of evaluating four tidal flats in Tokyo Bay, we explain the reasoning and use of environmental protection and restoration such as the score and sustainability index obtained by this method.

Key Words: tidal flat, environmental improvement project, environmental value, ecosystem services, sustainability, environmental economics

^{*}Head of Marine Environment and Emergency Management Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department
^{**}Researcher of Marine Environment and Emergency Management Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department
^{***}Research Engineer of Marine Environment and Emergency Management Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department
^{****}Senior Researcher of Marine Environment and Emergency Management Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department
^{*****}Researcher of Coastal and Estuarine Environmental Research Group, Port and Airport Research Institute
^{*****}Head of Coastal and Estuarine Environmental Research Group, Port and Airport Research Institute
3-1-1 Nagase, Yokosuka , 239-0826 Japan
Phone: +81-46-844-5019 Fax : +81-46-844-9265 e-mail: ysk.nil-kikaku@ml.mlit.go.jp

目 次

1. はじめに	1
2. 方法	2
2.1 環境価値および指標の設定	2
2.2 空間スケールおよび時間スケール	4
2.3 得点の算定方法	4
2.4 トレンド指数の算定	6
2.5 概念モデルの作成および PR 指数の算定	6
2.6 持続可能性指数	6
2.7 対象とした干潟および評価年	8
3. 結果	9
3.1 食料供給	9
3.2 親水利用（観光・レクリエーション）	10
3.3 親水利用（教育）	10
3.4 親水利用（研究）	10
3.5 地域密着性（昔からの特別な場）	10
3.6 地域密着性（日々の憩いの場）	10
3.7 水質調整（懸濁物除去）	13
3.8 水質調整（有機物分解）	13
3.9 水質調整（炭素貯留）	13
3.10 生物多様性（多様度）	13
3.11 生物多様性（貴重種）	13
4. 考察	20
5. おわりに	21
参考文献	21

1. はじめに

生態系サービスという言葉は、1992年に開催された国連環境開発会議「生物多様性に関する条約」から使われ出し（小路ら、2015）、生態系から人々が得る利益・恵みのことである。自然界から受けている恩恵を認識し、環境破壊への警鐘、生物保全の推進、環境の利用の実現を現実にするため、生態系・生物多様性に価値を見出そうという目的から生まれた言葉である。

生態系サービスの評価は、社会と生態系の関係の複雑さを解明し、人間の意思決定が生態系サービスの価値にどのように影響を与えるかを明確にする（Millennium Ecosystem Assessment, 2005）。このような評価は、価値を公的な意思決定プロセスに組み込むことを可能にする単位（貨幣等）での価値の変化を表す手段として必要である（Daily, 1997; Mooney, 2005）。なぜなら、多くの生態系サービスには公共財が混ざりあっており、ほとんど枯渇またはその近くにあったとしても利用の程度を制御することが困難であり（De Grootら、2009）、多くの生態系サービスが、市場取引がない状態で生産され享受されているため、それらの価値は日々の意思決定では過小評価される場合が多く、無視される場合さえあるからである（Pascualら、2010）。また、多くの人々は自覚せずに生態系サービスの便益を受けており、その価値（重要性）を認めることが出来ないからである。

そのため、“価値の見える化”が必要となり、生態系サービスの貨幣換算が提案された（Costanzaら、1997; Daily, 1997）。その手法には、市場評価アプローチ、顕示選好アプローチ、表明選好アプローチなどがある（Pascual, 2010）。これらの手法は、十分に発達した市場が存在するサービスに対しては合理的な評価が期待できるが、ほとんど市場化されていないサービスに対しては合理的な評価は難しい（Chan, Satterfield & Goldstein, 2012; Cooperら、2016）。

Halpernら（2012）は、貨幣換算をせずに海洋の状態を総合的に評価する手法として海洋健全度指数（Ocean Health Index）を提案した。この手法では、健全な海を「今も、将来も、人々への様々な恵みをもたらす海」と定義し、生態系から得ている便益だけではなく、社会的、経済的な便益もあわせて総合的な評価を可能としている（Halpernら、2014）。海洋の状態は、基準の状態との比較により得点化される。また、持続可能性や施策および制度の変化についても考慮することが可能であり、指標となるデータの量や質に柔軟に対応でき、地理的スケールの変化に対しても比較的容易に対応できる特徴をもつ

ている（Elfesら、2014; Halpernら、2015; Lowndesら、2015; Selgingら、2015）。この手法の利点は、経済学的視点からは定量化しにくい環境の価値をそれぞれ得点化して定量評価できることにある。なお海洋健全度指数では、環境の価値は、海洋の持続的利用と管理に関連する政策的なゴールとして定義されている。

他方、様々な人間活動に伴い、沿岸域では生物の生息場の改変が起き、沿岸域の生物多様性が乏しくなってきた。生物多様性は、生態系サービスの基盤であり、生物多様性の低下は生態系サービスの価値の低下および生産力の低下を引き起こす（Wormら、2006）。この問題は国際的な課題であり、生物多様性に関する国際的な枠組みとして、生物の多様性を包括的に保全し生物資源の持続可能な利用を行うための生物多様性条約（Convention on Biological Diversity）が1992年に採択されている。また、世界の多くの沿岸域で、生物の生息環境を再生・保全する目的で、人工の湿地、干潟、浅場およびサンゴ礁の造成が行われている（PIANC, 2008; IADC, 2017; Fredette and Suedel, 2011; De Vriend and Van Koningsveld, 2012）。港湾構造物に生物生息機能を付加することによって、港湾域に生息場を積極的に造ることも考えられている（上村ら、2011）。この考えは、working with nature や ecosystem-based management として推進されている（PIANC, 2008）。

干潟は生物の生息場だけでなく人と海との触れ合いの場として貴重な場であり、人に多くの生態系サービスをもたらす場であることを考慮すると、これらの環境改善事業は、生物の生息場機能だけでなく、生態系サービスを含めて評価すべきである。しかし、これらの環境改善事業は生態系サービスを考慮するに際して比較的小さなスケールであるため、大きな空間スケール（全球、国、地域等）における生態系サービスの既往の評価手法は環境改善事業の評価に適していない。また、環境経済学的手法による生態系サービスの評価値は、自然システムおよび社会システムとリンクしていないため、干潟をより一層良好な場とするための自然システム・社会システムに対する具体の対策を導くことができない。加えて、人為的な生態系は安定的な状態に必ずしも達していないため、持続可能性についても考慮する必要がある。これらのことから、求められる環境改善事業の評価は、対象水域の自然システムおよび社会システムの特性ならびに持続可能性を考慮することができる手法である。

これらの課題に対して、著者らは、沿岸域の環境価値の統合的評価手法（IMCES: Integrated valuation Method for Coastal Ecosystem Services）を開発している。IMCES

は、大きく二つの基本的な評価手法から構成されている（図-1）。一つは沿岸域の環境の価値を得点化することで現状や持続可能性を評価する「環境価値の得点化法（ESM：Environmental value Scoring Method）」、もう一つはESMで得られた得点を貨幣換算する「比較評価法（CEM：Comparative Evaluation Method）」である。ESMでは、環境の価値を場の現状および持続可能性を得点によって評価する。CEMでは、環境の価値の経済価値を評価する。本資料では、ESMについて説明する。

ESMは、海洋健全度指数の考え方をベースに著者らが開発した環境価値の得点化手法である。ここで「環境価値」とは、社会または人々が環境から得ている価値そのものと定義する。生態系サービスは、Ecosystem ServicesやNature's Benefit to Peopleとして世界的に広まっている言葉であるが、本手法で評価する対象は、必ずしも自然（Nature）だけではなく、造成干潟や生物共生型港湾構造物等の人工物に基づいた環境も含む。そこで、自然以外の環境も対象とできるように、「環境価値」という言葉を用いることとした。「環境価値」は、生態系サービスのサービス提供者に自然だけでなく人工物も加えたイメージである。

ESMでは得点と自然システム・社会システムが関連付けられている。また、持続可能性指数を求めることによって、環境価値の持続可能性を評価することができる。その結果、ESMは、対象とする造成干潟および自然干潟の環境価値や持続可能性を高めたい際に、どの環境因

子を重点的に改良・対策するのが効果的であることを示すことができる。したがってESMは、干潟の環境保全や修復において効果的なアプローチを示すことができる有益な手法となっている。

国総研資料（No.890）では、主にESMの得点の導出過程に力点を置いていた。そこで本資料では、干潟の環境保全や修復に対して、ESMで得られた得点および持続可能性指数の活用について、東京湾の4つ干潟に対して評価した事例を用いて示す。

2. 方法

本章では、ESMの概要について説明する。詳細は国総研資料（No.890）およびOkadaら（2019）を参照して頂きたい。ここでは、ESMの基本事項、および国総研資料（No.890）から改良した点や国総研資料（No.890）では示していなかった課題等を主に示している。

2.1 環境価値および指標の設定

ESMは環境価値の定量化手法として海の状態を考慮する海洋健全度（Halpernら、2012）の考え方を応用している。Halpernら（2012）は海洋健全度指数を場の活用の観点から、食料供給（漁業、養殖漁業）、零細漁業の機会、海洋生物、生計手段及び経済（生計、経済）、観光及びレクリエーション、場所の感覚（象徴的な種、特別な場）、炭素貯留量、海岸保護、きれいな水、生物

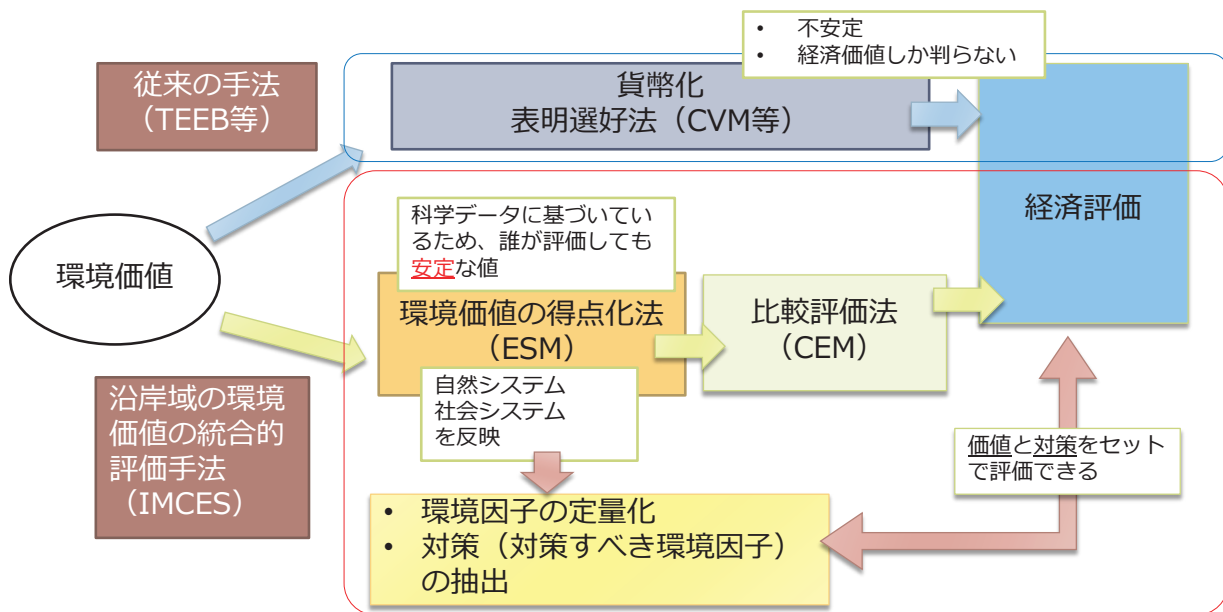


図-1 沿岸域の環境価値の統合的評価手法（IMCES）の構成

多様性の10群13項目のゴールにより構成している。ESMでは、干潟の特徴を考慮し、食料供給（「食料供給」）、親水利用（「観光・レクリエーション」、「教育」、「研究」）、地域密着性（「昔からの特別な場」、「日々の憩いの場」）、水質調整（「懸濁物除去」、「有機物分解」、「炭素貯留」）、生物多様性（「多様度」、「貴重種」）の5群11項目の環境価値とした。なお、沿岸域には「海岸防護」の環境価値もあるが、干潟では波浪低減効果が非常に小さかったため（岡田ら，2015）、検討対象外としている。今後、藻場やサンゴ礁等の他の沿岸域へ展開を行う際には、重要な環境価値として評価する必要があると考えている。

設定した環境価値の状態を的確に表現でき、かつデータの入手が可能なものを各環境価値の指標として設定した（表-1）。なお、環境価値および指標の設定はまだ議論の途中であり、本資料の設定は国総研資料（No.890）およびOkadaら（2019）でまとめた段階のものである。本手法の開発に伴い、環境価値の設定等は改善・変更が

あることは留意して頂きたい。

「食料供給」は、アサリ等の水産有用種を食料としての供給する価値であり、水産有用種の湿重量を指標とした。「観光・レクリエーション」は潮干狩り等により得られる価値であり、観光・レクリエーション活動を目的とした入込客数を指標とした。「教育」は環境教育活動により得られる価値であり、環境教育活動を目的とした来場者数を指標とした。「研究」は研究活動により得られる価値であり、論文および報告書の数を指標とした。「昔からの特別な場」は沿岸域の持つスピリチュアルな価値および歴史的な価値であり、神事・祭事の開催数および歴史的建造物の数を指標とした。「日々の憩いの場」は海岸線で散歩したり休憩したりすることで得られる価値であり、日常的な利用者の総利用時間にその場を大切に思うかといった意識係数を掛けて求めた憩いの場指数を指標とした。「懸濁物除去」は生物活動により懸濁物を除去する価値であり、二枚貝によるろ過水量を指標と

表-1 ESM（環境価値の得点化法）で評価する環境価値とその指標

環境価値	指標	指標	時空間スケールの定義	単位
食料供給	食料供給	水産有用種の湿重量	年間平均値 単位面積当たり	g/m ²
親水利用	観光・レクリエーション	観光・レクリエーションを目的とした入込客数	年間合計値 単位面積当たり	人/m ² /year
	教育	環境教育を目的とした来場者数	年間合計値 評価範囲当たり	人/year
	研究	論文および報告書の数	年間合計値 評価範囲当たり	人/year
地域密着性	昔からの特別な場	神事・祭事の開催数および歴史的建造物の数	年間合計値 評価範囲当たり	回数（または個数）/year
	日々の憩いの場	憩いの場指数	年間合計値 評価範囲当たり	人・時間/day
水質調整	懸濁物除去	二枚貝によるろ過水量	年間平均値 単位面積当たり	g/m ² /day
	有機物分解	底生生物による有機物分解量	年間平均値 単位面積当たり	g-COD/m ² /day
	炭素貯留	底生生物中および堆積物中の炭素固定量	年間平均値 単位面積当たり	g-C/m ²
生物多様性	多様度	多様度指数（γ多様性）	年間平均値 評価範囲当たり	-
	貴重種	貴重種の出現数	年間合計値 評価範囲当たり	種数/year

した。「有機物分解」は生物活動により有機物を分解する価値であり、底生生物による有機物分解量(COD換算)を指標とした。「炭素貯留」は炭素が生物活動等を通じて大気中以外の場所へ長期間固定され気候変動を緩和する価値であり、底生生物中および堆積物中(0-10 cm)の炭素固定量を指標とした。「多様性」は多様な生物種が生息することそのものに対する価値であり、調査地点全体での多様性指数(γ多様性)を指標とした。「貴重種」は貴重な生物種が生息することそのものに対する価値であり、絶滅危惧種カテゴリーを重み係数とした貴重種の出現数を指標とした。

2.2 空間スケールおよび時間スケール

環境価値を算定する際の空間スケールについては、大きく二つのアプローチがある。一つは、干潟全体で得られる環境価値を評価対象とするアプローチ、もう一つは、単位面積から得られる環境価値を評価対象とするアプローチである。ESMでは、単位面積あたりの値を基本的には用いている。ただし、面積に対する依存性が弱い指標、および現象を単位面積あたりに補正することが困難な指標については、干潟全域から得られる環境価値を指標とした(表-1)。生物の種数は面積に対して非線形の関係であり(Gotelli & Colwell, 2001)、かつ、その関係を定式化することが困難である。よって、生物の種数に関して、面積の補正は行わずに調査結果を使用した。

このため、生物多様性の評価に際しては、同じ調査方法で取得されたデータを使用し、干潟間の調査地点数の違いによるバイアスを極力減らした。生物の種数の適切な空間補正の方法は今後の課題である。

時間スケールは1年とした。ただし、時間の補正方法は指標の特性に依存するため、それは指標毎に異なっている(表-1)。アサリの現存量及び炭素貯留量のように年間平均値が重要となる指標に対しては、指標の値として年間平均値を用いた。観光・レクリエーション活動による来場者数や貴重種数のように年間総数が重要となる指標に対しては、指標の値として年間の合計値を用いた。

2.3 得点の算定方法

各指標*i*の得点 I_i は、式(1)のとおり、指標*i*の現況指数 x_i と近未来指数 $x_{i,F}$ の平均により算定する。

$$I_i = \frac{x_i + x_{i,F}}{2} \quad (1)$$

現状指数 x_i は、式(2)のとおり、現状の実測値を基準の状態の値で規格化したものである。

$$x_i = \frac{X_i}{X_{i,R}} \quad (2)$$

ここで、 X_i : 指標*i*における現状の実測値、 $X_{i,R}$: 指標*i*における基準の状態の値である(国総研資料, No.890)。

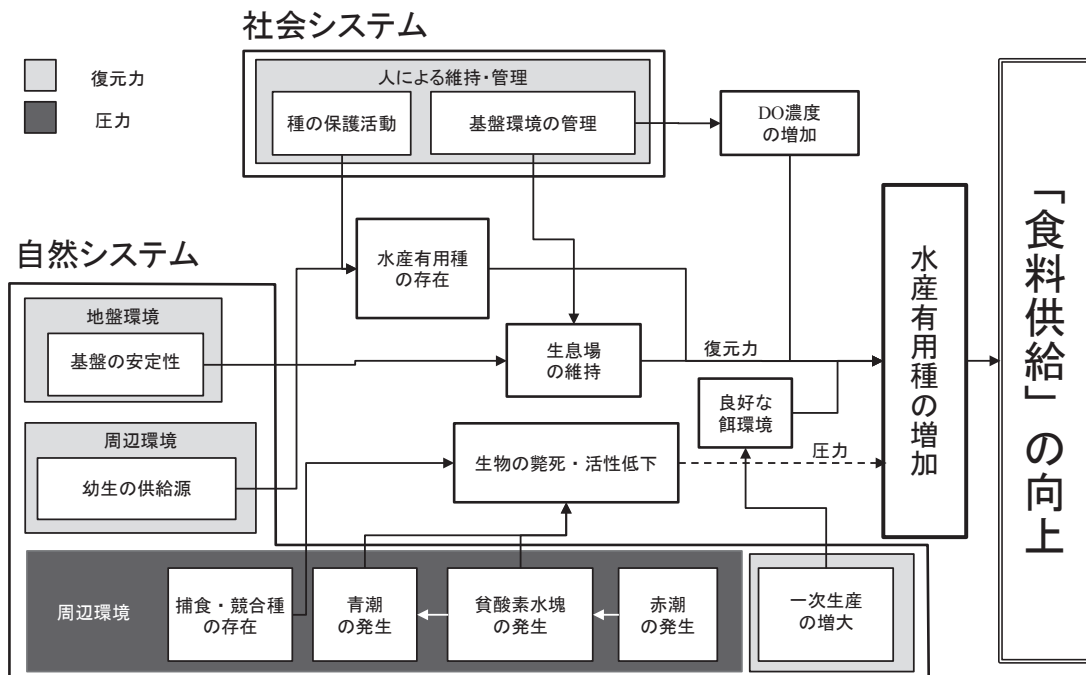


図-2 「食料供給」の概念モデル

本研究では、各指標に対して、過去5年の期間中に4つの干潟で得られた最大値を基準の状態の値として設定した。この期間は後述する近未来の予測期間に合わせた。造成干潟の状態を評価する目的では、現状の生態環境における自然干潟の状態との比較が重要である。したがって、5年間の期間の長さは適切であると考えられる。もし東京湾のように50年前から環境が劣化した水域で自然干潟の状態のみを評価する目的ならば、過去5年間の最大値を用いた相対比較は不適切かもしれない。環境が劣化する前（50年前）の理想的な値等を基準値とすべきで

ある。

指標 i における近未来指数 $x_{i,F}$ は式 (3) で定義される。

$$x_{i,F} = (1 + \beta T_i + (1 - \beta) PR_i) \cdot x_i \quad (3)$$

ここで、 T_i : 指標 i におけるトレンド指数 (2.4 節参照)、 β : トレンド指数と PR 指数 (2.5 節参照) の重み付け、 PR_i : 指標 i における PR 指数である。

Halpern ら (2012) は、 $\beta = 0.67$ として、間接的に算出される圧力や復元力に対し、直接測定された過去のト

表-2 「食料供給」の PR 指数の設定

PR 指数	良好な状態の定義	PR 指数の状態	値
貧酸素の発生	夏季に貧酸素が発生しない状態	夏季の最低 DO > 6 mg/L	+1.0
		夏季の最低 DO < 2 mg/L	-1.0
一次生産の増大	餌が豊富にある状態	年平均 Chla > 20 µg/L	+1.0
		年平均 Chla < 3 µg/L	± 0.0
		年平均 Chla = 0 µg/L	-1.0
基盤の安定性	地盤高が大きく変化するような侵食や堆積、圧密沈下等がなく安定している状態	基盤が安定している	+0.5
		基盤が安定していない	-0.5
青潮の発生	青潮の発生およびその影響が無い状態	青潮の影響が確認されていない	+0.5
		青潮の影響が確認されている	-0.5
幼生の供給源	近隣（同一湾内）に幼生の供給源となる自然干潟又は造成干潟が存在する状態	近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在する	+0.5
		近隣に幼生の供給源となり得る浅場が存在しない	-0.5
捕食・競合種の存在	貴重種や水産有用種等に対する捕食・競合種が確認されていない状態	捕食・競合種が確認されていない	+0.5
		捕食・競合種が確認されており、対策が講じられている	± 0.0
		捕食・競合種が確認されており、対策が講じられていない	-0.5
種の保護活動	貴重種や水産有用種等の種を保護するための活動や捕獲規制等が行われている状態	複数の種に対しての保護活動が行われている	+0.5
		特定の種に対しての保護活動が行われている	± 0.0
		保護活動は行われていない	-0.5
基盤環境の管理	養浜・盛土等による砂の補給、耕耘・均し等の基盤整備がなされている状態	基盤の管理を実施している	+0.5
		基盤の管理を実施していない	-0.5

レンドを2:1の割合で重視しており、本研究でもその考え方に従った。ただし、本手法は環境因子と得点とのリンクを重視した評価手法であるので、この β の値については今後の検討課題である。

2.4 トレンド指数の算定

トレンド指数 T_i は、各指標の現状が過去5年間の実測値より上昇傾向又は下降傾向のいずれの過程にあるのかを-1.0から+1.0の範囲で評価するものである。各指標について、過去5年間の調査結果より得られた実測値を、現状指数と同様に理想的な状態の値により規格化し、時間に対する近似直線の傾きから求めた。近過去5年間のデータが存在しないためトレンド指数の算定ができない場合には ± 0 とした。

2.5 概念モデルの作成およびPR指数の算定

PR (Pressure & Resilience) 指数 PR_i は、周辺環境や自然現象、人為的行為等が各指標に及ぼす影響の度合いを-1.0から+1.0の範囲で数値化するものである(国総研資料, No.890)。ここでは、「食料供給」を例として説明する(図-2, 表-2)。「食料供給」以外のPR指数の設定は、国総研資料(No.890)およびOkadaら(2019)を参照して頂きたい。この概念モデルは、適切な対策の

留意点を導く上で非常に重要である。なお、対象水域によって環境因子は適切に変える必要がある。

ここで示す環境因子は、大きさによって、正の効果(Resilience)にもなれば、負の影響(Pressure)にもなる。この点が、Halpernら(2012)が用いたPressure指数とResilience指数とは異なる。そこで、ここでは、Pressure指数とResilience指数を統合し、PR指数とした。 PR_i は、指標にマイナス影響が及ぶ場合を-1.0から0.0、プラス影響が及ぶ場合を0.0から+1.0で評価した。この PR_i の評価方法は、定量的なデータと定性的なデータでは異なる。詳細は国総研資料(No.890)を参照して頂きたい。最終的な PR_i は、各環境価値に関わる全環境因子の PR_i の平均値とした。現段階では各環境因子の重みは同じとしているが、環境価値に対する環境因子の影響の重みについて今後検討する必要がある。

2.6 持続可能性指数

現況指数と近未来指数の差分は、近未来5年程度の環境価値(得点)の増減を意味しており、これを持続可能性指数 S_i と定義する。

$$S_i = \frac{(x_{i,F} - x_i)}{x_i} \quad (4)$$

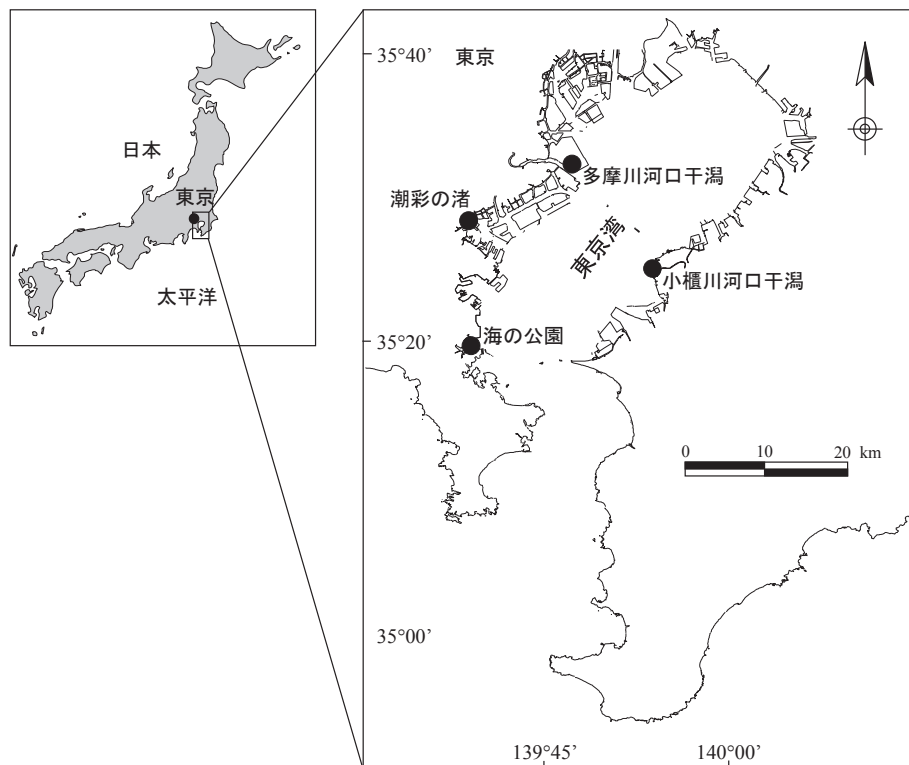


図-3 評価対象とした干潟(潮彩の渚, 海の公園, 多摩川河口干潟, 小櫃川河口干潟)の位置

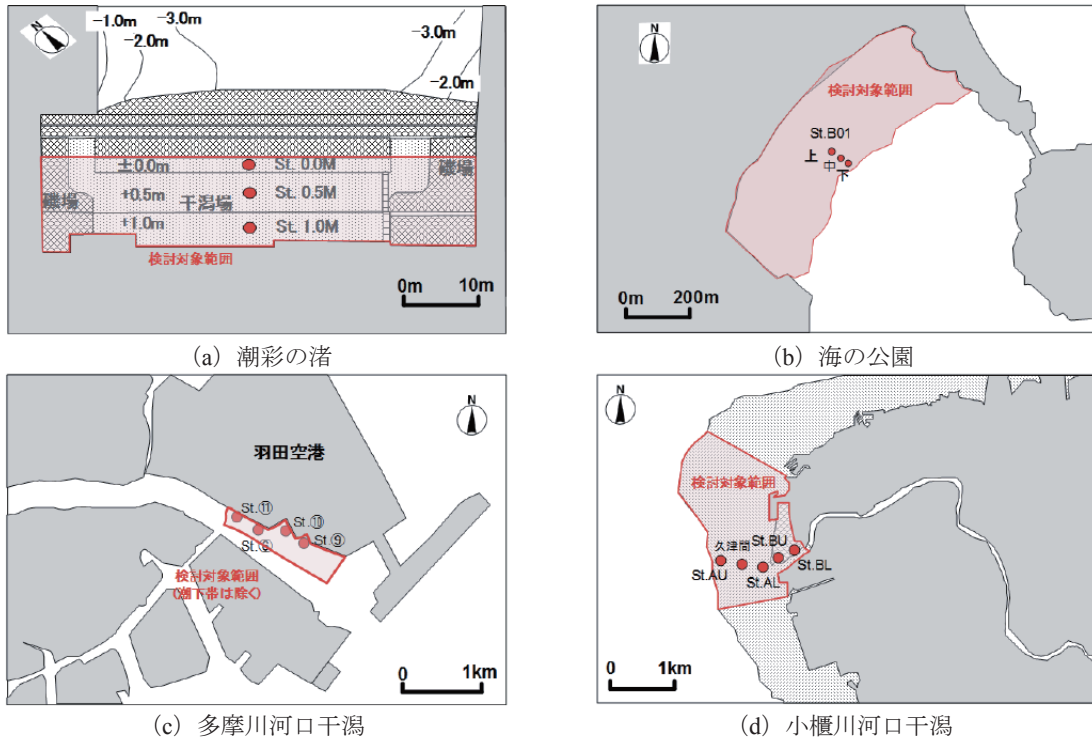


図-4 各干潟の形状およびデータ採取地点

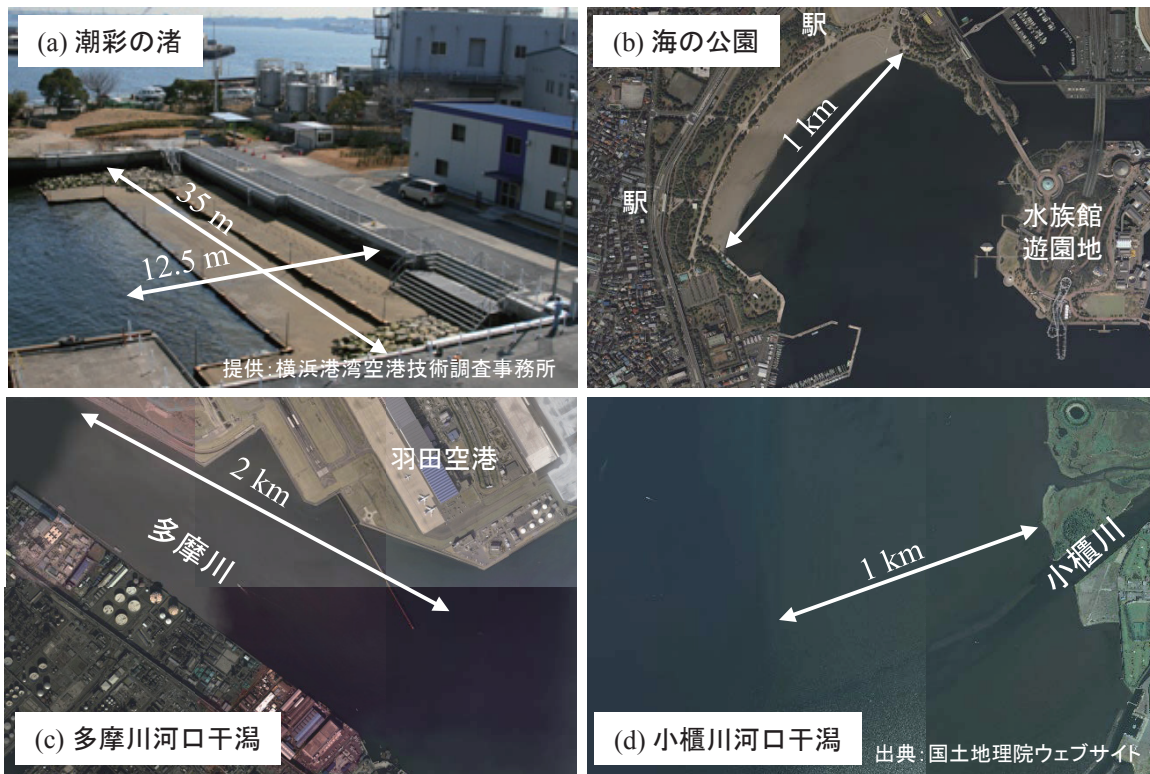


図-5 各干潟の写真。(a)：国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所提供，(d)：地図・空中写真閲覧サービス（国土地理院）(<https://mapps.gsi.go.jp/maplibSearch.do#1>) に地点名およびスケールを加筆したものである。

表-3 評価した4つの干潟の概要

	潮彩の渚	海の公園	多摩川河口干潟	小櫃川河口干潟
自然 or 造成	造成干潟 2008年完成	造成干潟 1980年完成	自然	自然
底質	砂	砂	砂・泥	砂・泥
面積 (m ²)	438	150,000	250,000	6,500,000
海岸長さ (m)	35	800	2,500	3,500

表-4 得点および持続可能性指数の算定結果。ハッチは持続可能性がマイナスであることを示す。

環境価値	得点 I_i / 持続可能性指数 S_i			
	潮彩の渚	海の公園	多摩川 河口干潟	小櫃川 河口干潟
食料供給	12 / -41%	5 / +17%	4 / +1%	6 / +12%
観光・レクリエーション	- / -	79 / -1%	0 / -7%	0 / +16%
親水利用				
教育	40 / -41%	67 / +11%	0 / -	39 / +17%
研究	65 / +26%	15 / +2%	75 / +34%	71 / +48%
地域密着性				
昔からの特別な場	- / -	- / -	51 / +3%	80 / +13%
日々の憩いの場	- / -	100 / +10%	3 / -3%	3 / +17%
水質調整				
懸濁物除去	100 / +18%	21 / +13%	14 / +9%	9 / +10%
有機物分解	52 / -8%	12 / +27%	40 / +22%	18 / +19%
炭素貯留	59 / -9%	17 / -3%	80 / -8%	14 / +3%
生物多様性				
多様度	87 / +10%	100 / 28%	88 / -2%	78 / +2%
貴重種	9 / -14%	12 / +16%	100 / +54%	100 / +31%

持続可能性指数がプラスの場合は、現状の状態でも環境価値が向上することを意味する。逆に持続可能性指数がマイナスの場合は、現状の状態では環境価値が減衰することを意味する。持続可能性指数がマイナスの場合には、持続可能性指数がマイナスとなる原因となる環境因子をPR指数から見いだすことができる。そして、その環境因子を対策の留意点とすることができる。

2.7 対象とした干潟および評価年

本手法では、干潟の価値を基準の状態との比較により得点化を行う。そのため、造成干潟を評価するには、基準として自然干潟の状態を使うことができるように、自然干潟を合わせて評価することが肝要である。ま

た、対象干潟は、同じ基準値を適用できる水域内の干潟とする必要がある。本研究では、閉鎖性内湾である東京湾 (Furukawa and Okada, 2006) の2つの造成干潟 (潮彩の渚、海の公園) と2つの自然干潟 (多摩川河口干潟、小櫃川河口干潟) を評価対象とした (図-3, 4, 5, 表-3)。本検討では4つの干潟を対象としたが、評価点の偏りを減らすためには、対象干潟の数は多い方が望ましい。

潮採の渚は、生物共生型港湾構造物の一つである。直立護岸に生息場を造るため、テラス型干潟を護岸前面に配置している。水深方向の生物多様性をもたせるため、干潟の地盤高さは3つの高さ (DL = 0 m, +0.5 m, +1.0 m) に設定している (諸星ら, 2008)。また、このテ

ラス型干潟は護岸のカウンターウェイト効果によって耐震補強としても機能している。潮採の渚は、生物共生型護岸の実証施設であることから、普段は市民には開放しておらず、公開時にのみアクセスが可能である。海の公園は造成干潟であるが、造成から30年以上が経過しており、自然干潟と造成干潟の中間の機能および特徴を有していることが期待できる。都市域においてアクセス可能な貴重な海浜として、市民に親しまれている。

干潟の検討対象範囲は、海域と陸域の境界面から潮間帯（L.W.L.以浅）までとした。海域と陸域の境界面は、護岸、または干潟の背後に隣接する構造物を基準とした。評価年は、2013年とし、トレンド算出のための過去の値は、2009年から2012年のデータを用いた。

3. 結果

全ての環境価値の得点を算出した（表-4）（Okadaら，2019）。各指標の定量化の過程において、4つの干潟に対して共通の基準値を用いているので、得点の干潟間の比較が可能である。また、各環境価値に対して、PR指数を参照して、干潟の価値を高める対策の留意点を見いだすことができる。得点およびPR指数の算出過程は国総研資料（No.890）およびOkadaら（2019）を参考にしたい。ここでは結果のみを示す。

3.1 食料供給

造成干潟である潮彩の渚の得点（12）は、自然干潟である多摩川河口干潟（4）および小櫃川河口干潟（6）以上の値であり、自然干潟以上の質（単位面積当たりの湿重量）を示していた。潮彩の渚は得点が高かったものの、

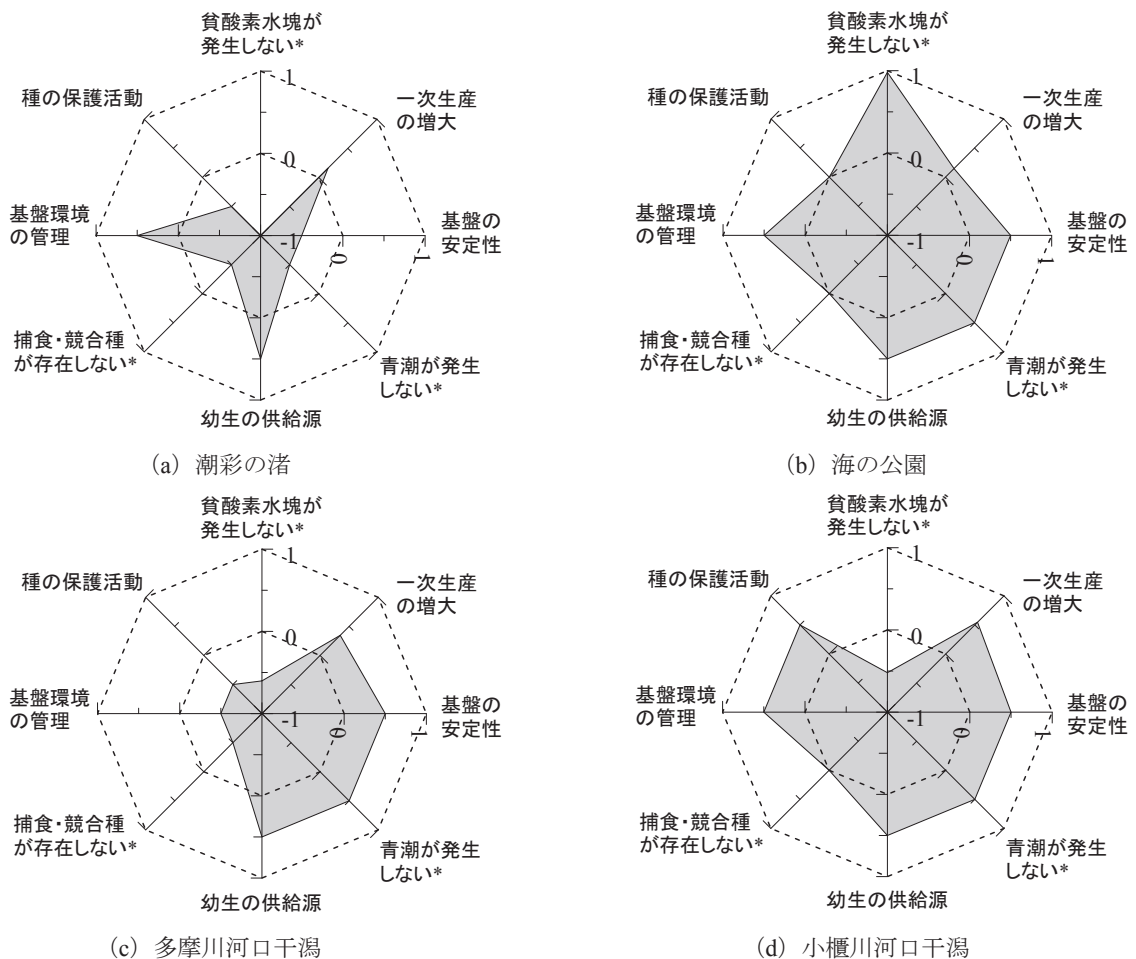


図-6 「食料供給」のPR指数の評価結果。*：概念モデルでは、[貧酸素水塊の発生]、[青潮の発生]、[捕食・競合種の存在]は圧力の表現であるが、図中ではPR値の意味と合わせるために、それぞれ[貧酸素水塊が発生しない]、[青潮が発生しない]、[捕食・競合種が存在しない]と復元力の表現としている。

持続可能性はマイナス (-41%) であった。このことは、現状の状態ではサービスは減衰していくことを示している。この減衰を抑制するために、PR 指数がマイナスであった [基盤の安定性], [青潮の発生], [捕食・競合種の存在], および [種の保護活動] について対策を実施することが求められる (図-6)。各環境要因と「食料供給」の関係を示す概念モデルは図-2 に示している。一方、造成干潟である海の公園の得点 (5) は、低かったものの、持続可能性はプラス (+17%) であった。現状の環境状態のままでも現状の環境価値の状態を維持できると考えられる。海の公園は水質が良好な水域に位置していること、造成から 30 年以上が経過していることから、海の公園は潮彩の渚とは異なり、水環境への対策や造成直後の地盤の不安定性がない。

自然干潟の多摩川河口干潟および小櫃川河口干潟の得点 (4, 6) は高くは無かったが、持続可能性はプラス (+1%, +12%) であった (表-4)。現状の環境状態でも現状の環境価値の水準は維持できると考えられる。多摩川河口干潟において環境価値をより一層高めるためには、[貧酸素水塊の発生], [捕食・競合種の存在], [基盤環境の管理], [種の保護活動] が留意点として挙げられる (図-6)。小櫃川河口干潟の環境価値をより一層上げるためには [貧酸素水塊の発生] が留意点となる。

3.2 親水利用 (観光・レクリエーション)

造成干潟の潮彩の渚は、一般に開放されていない実験区域内にあるため、観光・レクリエーション活動は認められていない。そのため、得点は無い。造成干潟の海の公園は、多くの人に利用され、得点は極めて高かった (79) (表-4)。他の干潟は 1 点以下であることから、海の公園は「観光・レクリエーション」としては、優れた干潟と言える。ただ、アオサの発生等の生息環境の悪化が見られ [基盤・生態系の健全性] がマイナスとなり、持続可能性指数がマイナス (-1%) であることが懸念される (図-7)。各環境要因と「観光・レクリエーション」の関係を示す概念モデルは図-8 に示している。

自然干潟の多摩川河口干潟および小櫃川河口干潟の得点は低かった。加えて、多摩川河口干潟では、持続可能性指数もマイナス (-7%) であった。この貴重な自然干潟の観光・レクリエーションの現状の環境価値の状態を維持するため、または高めるためには、[施設管理団体の存在], [イベント等の集客活動], [広報活動], [付帯・周辺設備の充実] および [アクセス性] が留意点となる。ただし、自然干潟にとって、「観光・レクリエーション」を促進することが適切であるかは、利害関係者との検討

が必要である。なぜなら、観光・レクリエーション活動と生態系は、トレードオフの関係がある可能性があると考えられるからである。このサービス間のトレードオフの関係については、今後検討しなければならない。

3.3 親水利用 (教育)

造成干潟である潮彩の渚および海の公園の得点 (40, 67) は、自然干潟と比べて高かった (表-4)。しかし、潮彩の渚の持続可能性指数はマイナス (-41%) であった。潮彩の渚で、「教育」を維持させるためには、[イベント等の集客活動], [広報活動], [種の保護活動], [アクセス性], [基盤の安定性], [基盤・生態系の健全性] が留意点としてあげられた (図-9)。各環境要因と「教育」の関係を示す概念モデルは図-10 に示している。

自然干潟である多摩川河口干潟では環境学習活動は全く実施されておらず 0 点であった。環境学習活動の核となる NPO 等の団体がいないことが大きな要因と考えられる。小櫃川河口干潟の得点は、潮彩の渚と近く (39)、持続可能性指数も高かった (+17%)。小櫃川河口干潟は、環境教育活動が活発であり、周辺環境の状態も良いと言える。

3.4 親水利用 (研究)

造成干潟よりも自然干潟である多摩川河口干潟、小櫃川河口干潟で高得点であった (75, 71) (表-4)。自然科学的研究対象としては、自然干潟の方が魅力的であるのかもしれない。実証試験施設である潮彩の渚は、定期的に試験や調査が行われており、自然干潟に近い得点であった (65)。「研究」は、様々な興味や関心、目的のもと成立するものであることから、PR 指数は設けていない。このため、持続可能性指数は近年のトレンドを示しているだけであり、対策検討にはあまり意味を持たない。

3.5 地域密着性 (昔からの特別な場)

この環境価値は地域固有のものであるため、深い歴史を持たず、また、公共施設としての制約を持つ造成干潟では、この環境価値は存在しない (表-4)。ただし、昔からの特別な場を有する自然干潟のミティゲーションとして造成される干潟等では、「昔からの特別な場」が存在する可能性もある。なお、神社と関係する海の精神的恩恵の定量化については秋山ら (2017) が詳しい。

3.6 地域密着性 (日々の憩いの場)

造成干潟である潮彩の渚は、市民に開放されていない

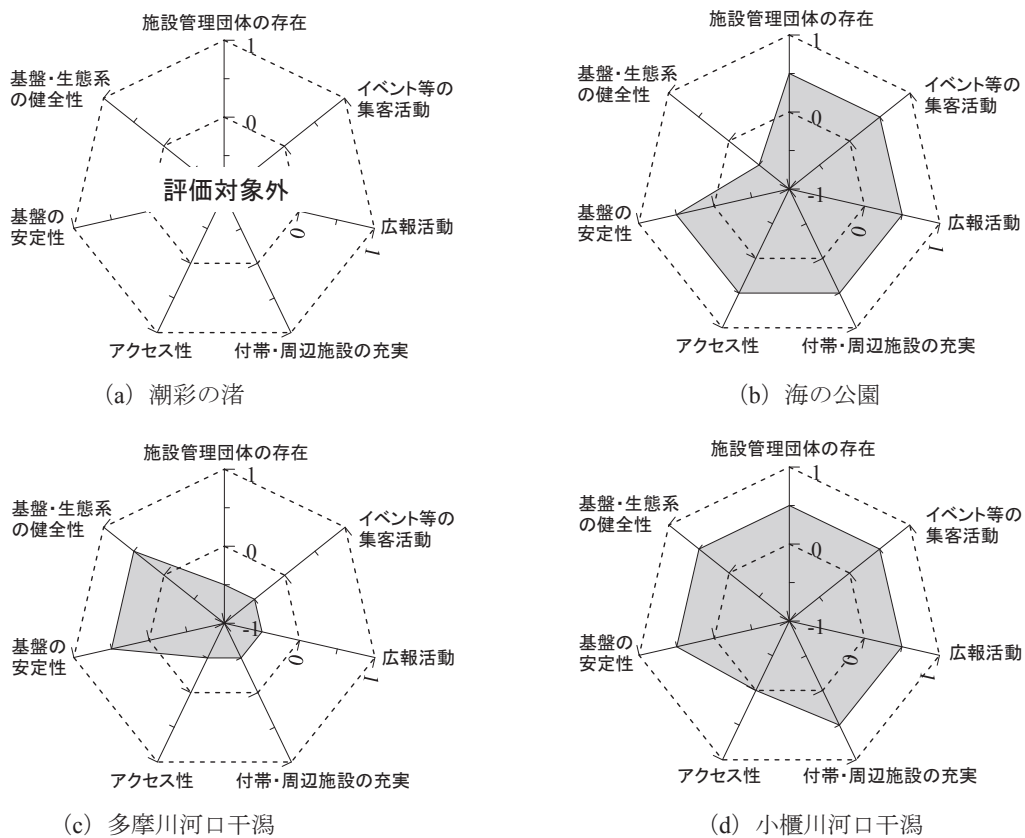


図-7 「観光・レクリエーション」のPR指数の評価結果

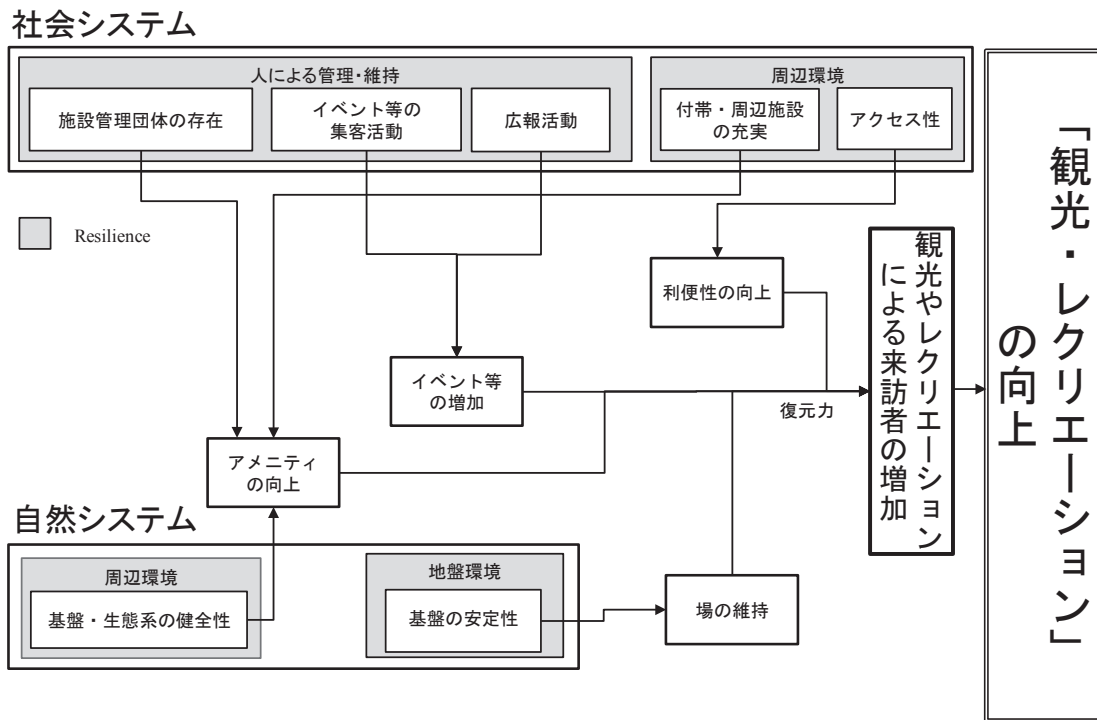


図-8 「観光・レクリエーション」の概念モデル

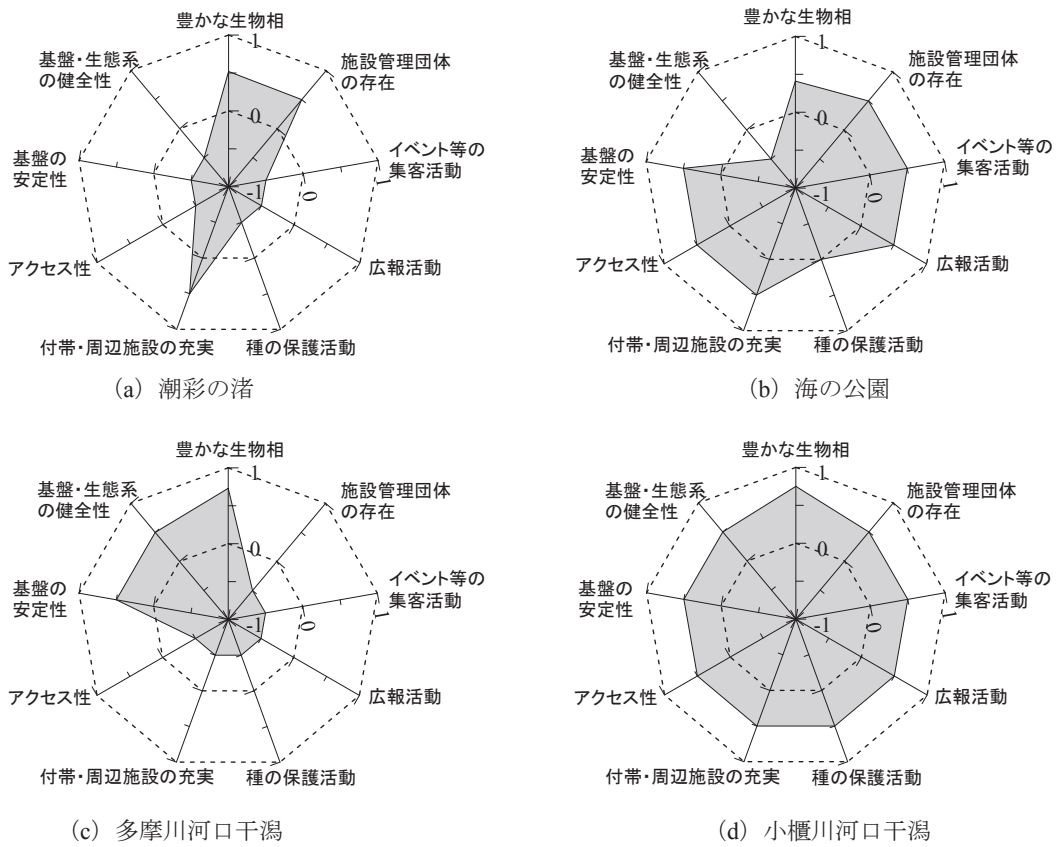


図-9 「環境教育」のPR指数の評価結果

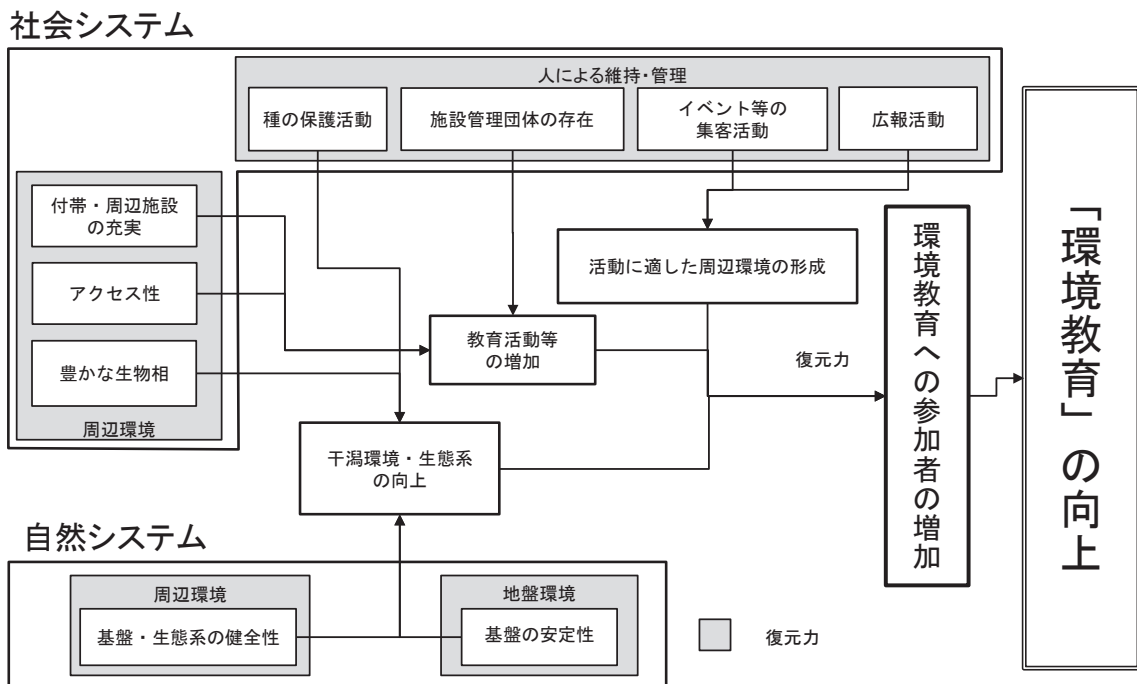


図-10 「環境教育」の概念モデル

実験区域内にあるため、「日々の憩いの場」は「観光・レクリエーション」と同様に制限されている(表-4)。造成干潟の海の公園は、多くの人に利用され、得点は極めて高かった(100)。「観光・レクリエーション」と同様に「日々の憩いの場」に関して優れた干潟である。持続可能性はプラス(+10%)であることから、現状の環境状態で高い環境価値を提供可能である。PR指数の中で唯一、「基盤・生態系の健全性」がマイナスであった(図-11)。この点に対策を講じることによって、より一層高い環境価値を提供することが可能である。各環境要因と「日々の憩いの場」の関係を示す概念モデルは図-12に示している。自然干潟の多摩川河口干潟および小櫃川河口干潟の得点は低かった(3, 3)。多摩川河口干潟の持続可能性指数はマイナスであった(-3%)。得点が低いながらも現状の状態を維持していくためには、「施設管理団体の存在」, 「付帯・周辺施設の充実」, 「基盤環境の管理」が留意点として挙げられた。小櫃川河口干潟の持続可能性指数はプラスであり(+17%)、現状の状態が現状の水準を維持できるものと考えられる。評価点の低さは、周辺に生活する人口の少なさも影響していると考えられる。

3.7 水質調整(懸濁物除去)

潮彩の渚の得点は高かった(100)(表-4)。また、持続可能性指数はプラス(+18%)であった。現状の環境状態で十分である。機能をより一層高めるためには、「貧酸素水塊の発生」, 「基盤の安定性」, 「青潮の発生」に対する対処が効果的な対策と言える(図-13)。各環境要因と「懸濁物除去」の関係を示す概念モデルは図-14に示している。海の公園の得点(21)は、潮彩の渚程高くは無かったが、持続可能性指数(+13%)およびPR指数は高く、安定した機能の持続が期待できる。自然干潟の多摩川河口干潟の得点は高くないものの(14)、持続可能性もプラス(+9%)であり、安定した高い機能が期待できる。小櫃側河口干潟の得点は低いものの(9)、持続可能性はプラス(+10%)であるので、環境価値は低いながらも安定した機能の維持が期待できる。

3.8 水質調整(有機物分解)

潮彩の渚の得点(52)は高いものの、持続可能性はマイナス(-8%)であった(表-4)。この機能を維持するためには、「貧酸素水塊の発生」, 「基盤の安定性」, 「青潮の発生」に対する方策を検討する必要がある(図-15)。各環境要因と「有機物分解」の価値の関係を示す概念モデルは図-16に示している。海の公園の得点(12)

は低いものの、持続可能性はプラス(+27%)であり、少なくともこの状態を維持する必要がある。自然干潟の多摩川河口干潟の得点(40)は高く、持続可能性もプラス(+22%)であり、安定した機能維持が期待できる。小櫃川河口干潟の得点(18)は多摩川河口干潟程ではないが、持続可能性はプラス(+19%)で、安定した機能の維持が期待できる。

3.9 水質調整(炭素貯留)

潮彩の渚の得点(59)は高かったが、持続可能性はマイナス(-9%)であった(表-4)。これは、トレンド指数が大きな負値であることに起因していた(国総研資料, No.890)。「炭素貯留」を高めるためには、炭素貯留機能の9割程度を担う堆積物中への炭素貯留量を増やすことが重要であり、「基盤の安定性」に対処する必要がある(図-17)。各環境要因と「炭素貯留(堆積物中)」の関係を示す概念モデルは図-18に示している。海の公園の得点(17)は低く、持続可能性もマイナス(-3%)であった。「人為的な土壌環境の改変」がマイナスであることから、覆砂等を実施して有機物の底泥への貯留を促進させることも効果的である。自然干潟である多摩川河口干潟の得点(80)は高かったが、持続可能性指数はマイナス(-8%)であった。小櫃川河口干潟の得点(14)は低いものの、持続可能性指数はプラス(+3%)であり、低いながらも安定した機能の維持が期待できる。

3.10 生物多様性(多様度)

潮彩の渚および海の公園ともに自然干潟と比べて同等またはそれ以上の得点(87, 100)であり、持続可能性はプラス(+10%, +28%)であった(表-4)。現状の環境状態でも安定した持続可能性が期待できる。ただし潮彩の渚のPR指数はマイナスであった「基盤の安定性」, 「種の保護活動」, 「外来生物の存在」, 「基盤・生態系の健全性」に留意することが望ましい(図-19)。各環境要因と「多様度」の関係を示す概念モデルは図-20に示している。自然干潟の多摩川河口干潟および小櫃川河口干潟の得点(88, 78)も高かった。しかし、多摩川河口干潟の持続可能性指数はマイナス(-2%)であり、この高い機能を維持するためには、「種の保護活動」および「外来生物の存在」に留意する必要がある。

3.11 生物多様性(貴重種)

造成干潟である潮彩の渚および海の公園は自然干潟の多摩川河口干潟や小櫃側河口干潟と比べると得点(9, 12)は低かった(表-4)。造成干潟における貴重種の存

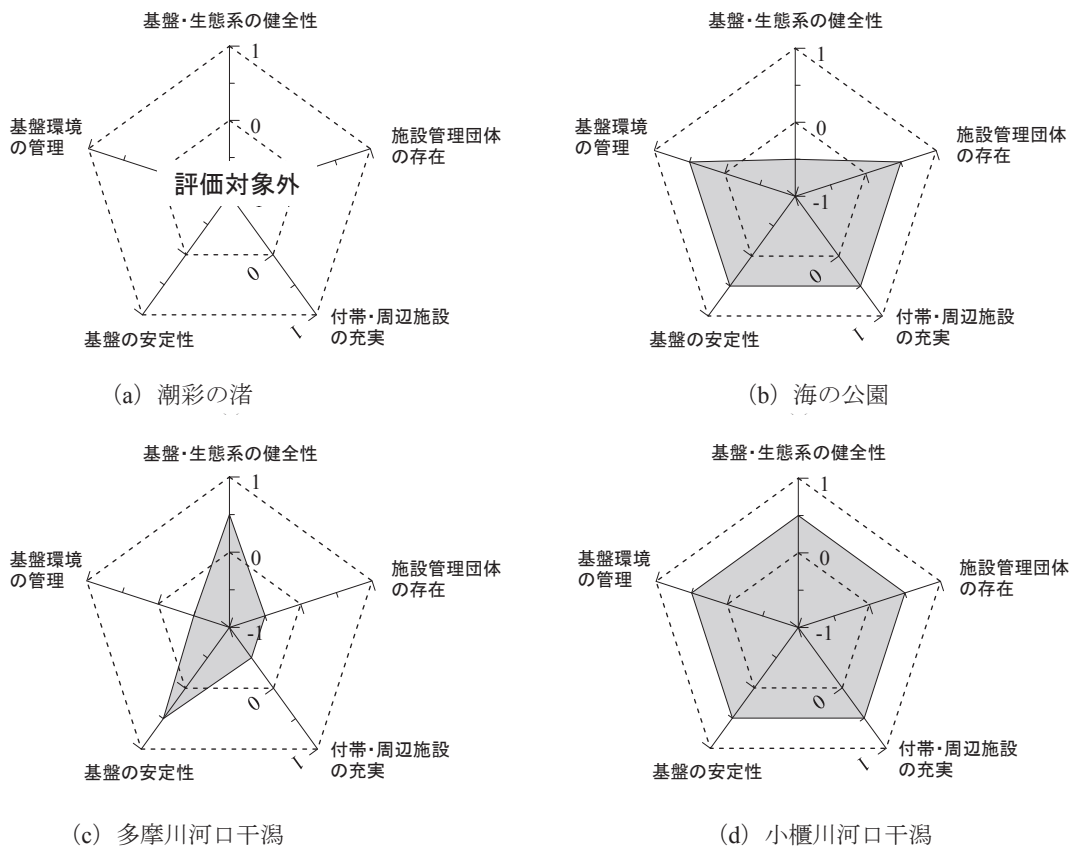


図-11 「日々の憩いの場」のPR指数の評価結果

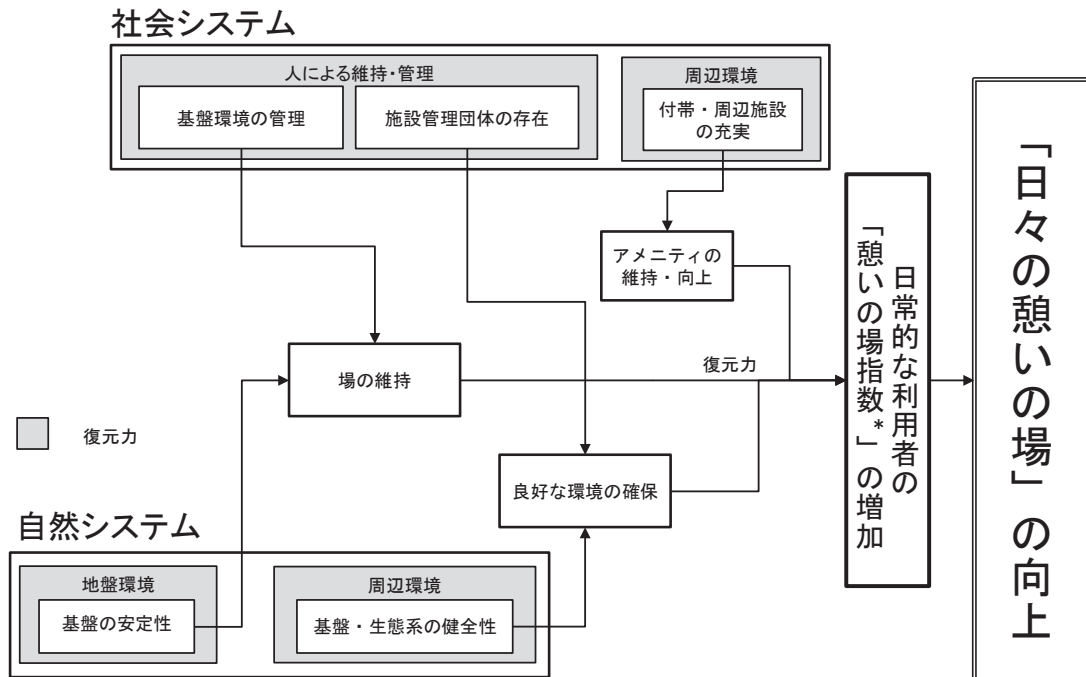


図-12 「日々の憩いの場」の概念モデル。*：日常的な利用者の総利用時間に対して、その場を大切に思うかといった意識的な側面で重み付けを行った指数

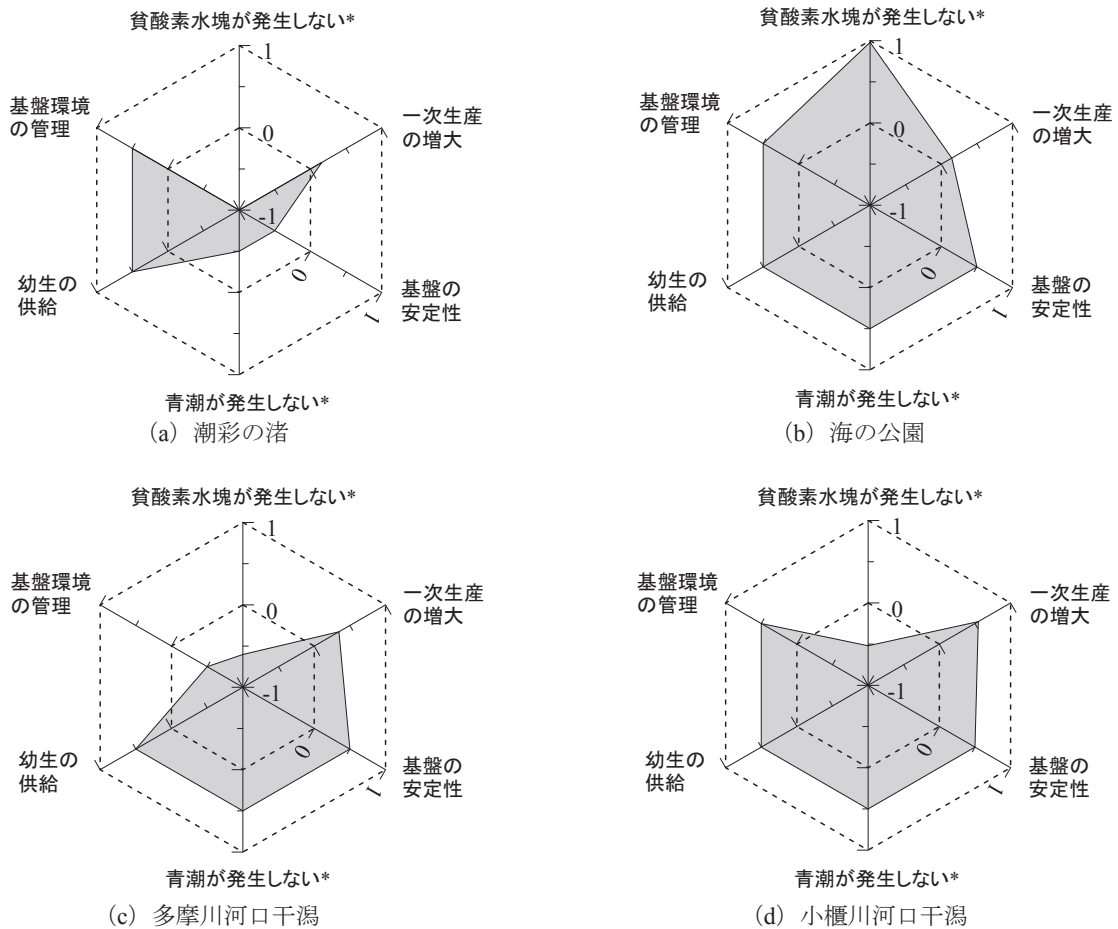


図-13 「懸濁物除去」のPR 指数の評価結果. *: 概念モデルでは, [貧酸素水塊の発生], [青潮の発生] は圧力の表現であるが, 図中ではPR 値の意味と合わすために, それぞれ [貧酸素水塊が発生しない], [青潮が発生しない] と復元力の表現としている.

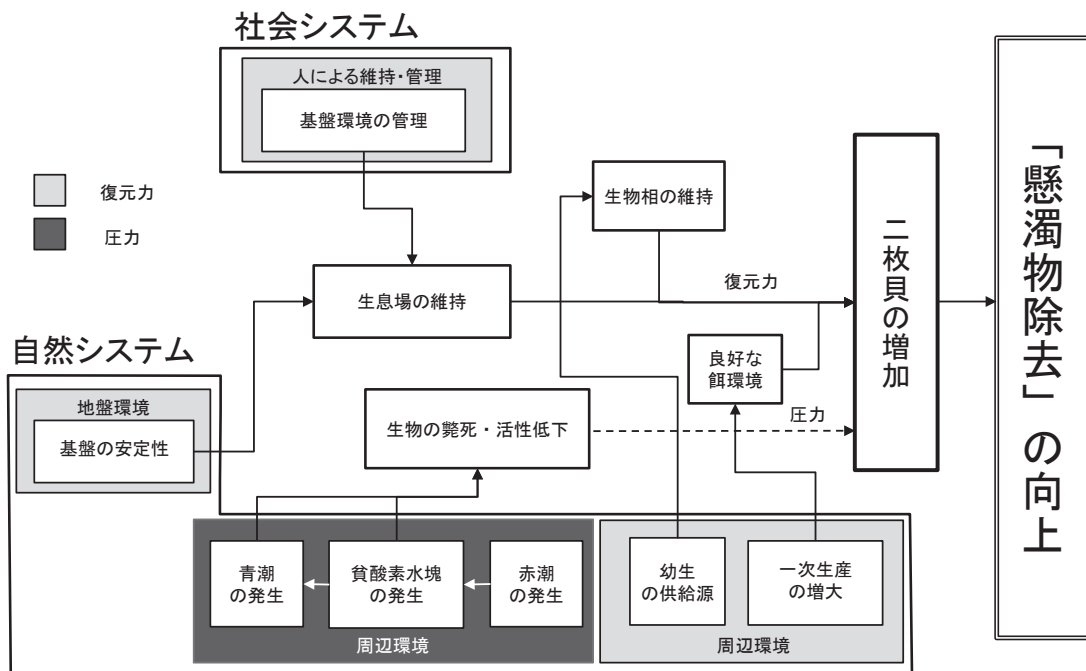


図-14 「懸濁物除去」の概念モデル

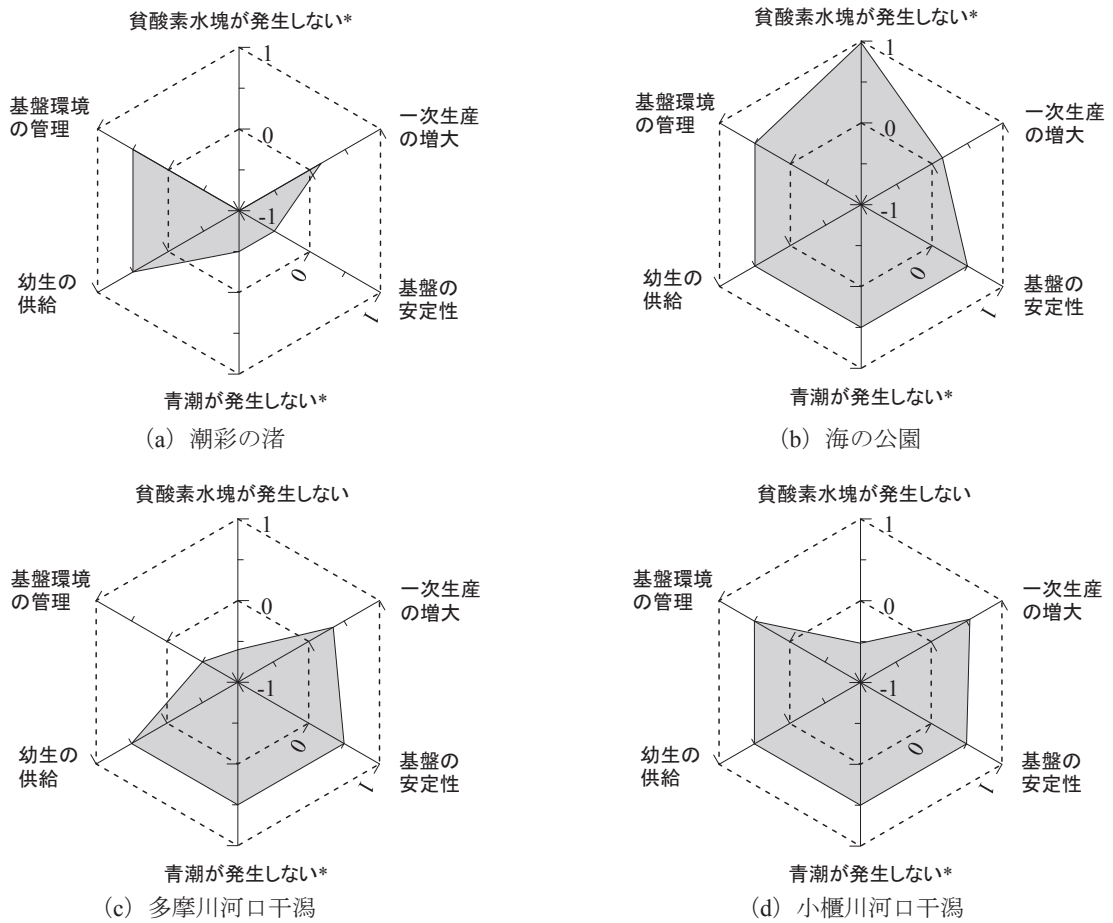


図-15 「有機物分解」のPR指数の評価結果. *: 概念モデルでは, [貧酸素水塊の発生], [青潮の発生]は圧力の表現であるが, 図中ではPR値の意味と合わせるために, [貧酸素水塊が発生しない], [青潮が発生しない]と復元力の表現としている.

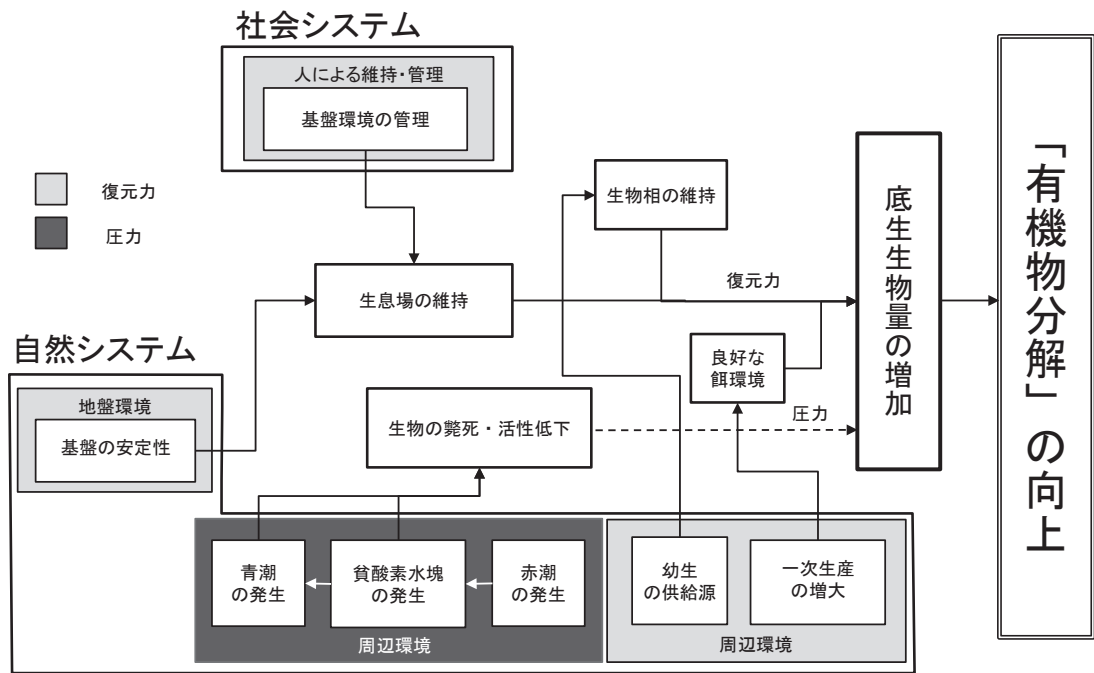


図-16 「有機物分解」の概念モデル

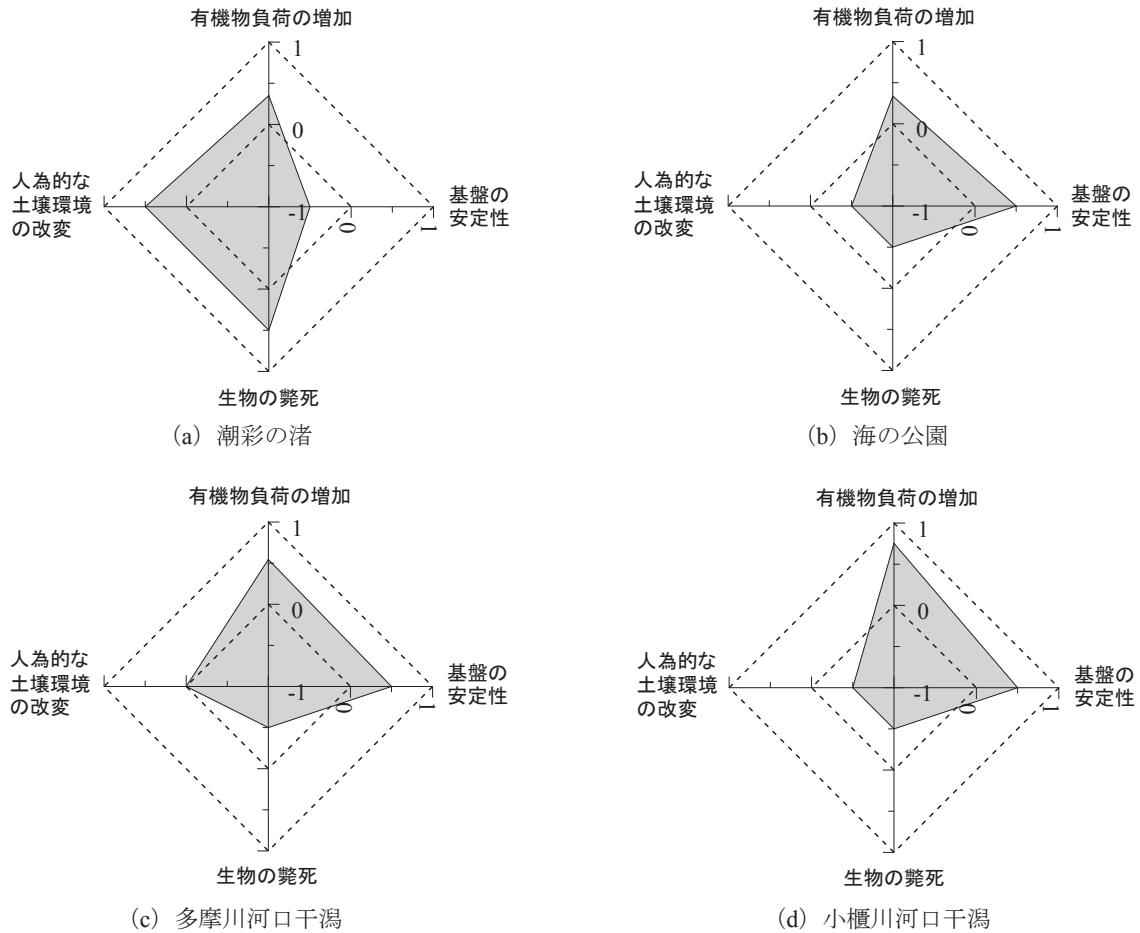


図-17 「炭素貯留（堆積物中）」のPR指数の評価結果

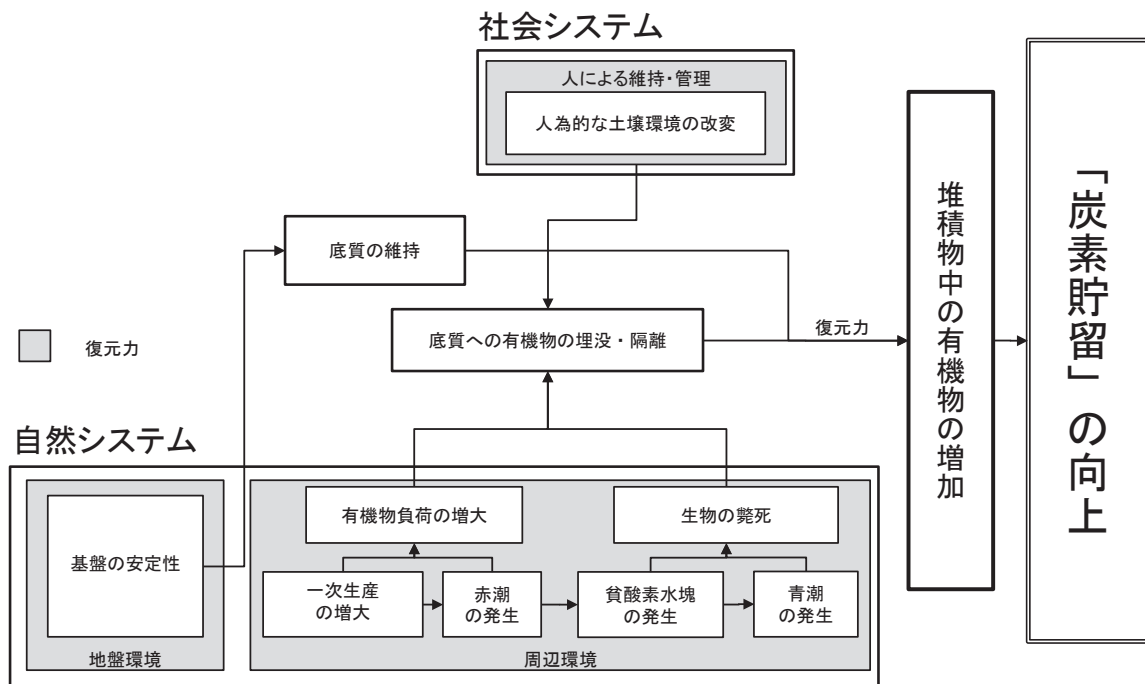


図-18 「炭素貯留（堆積物中）」の概念モデル

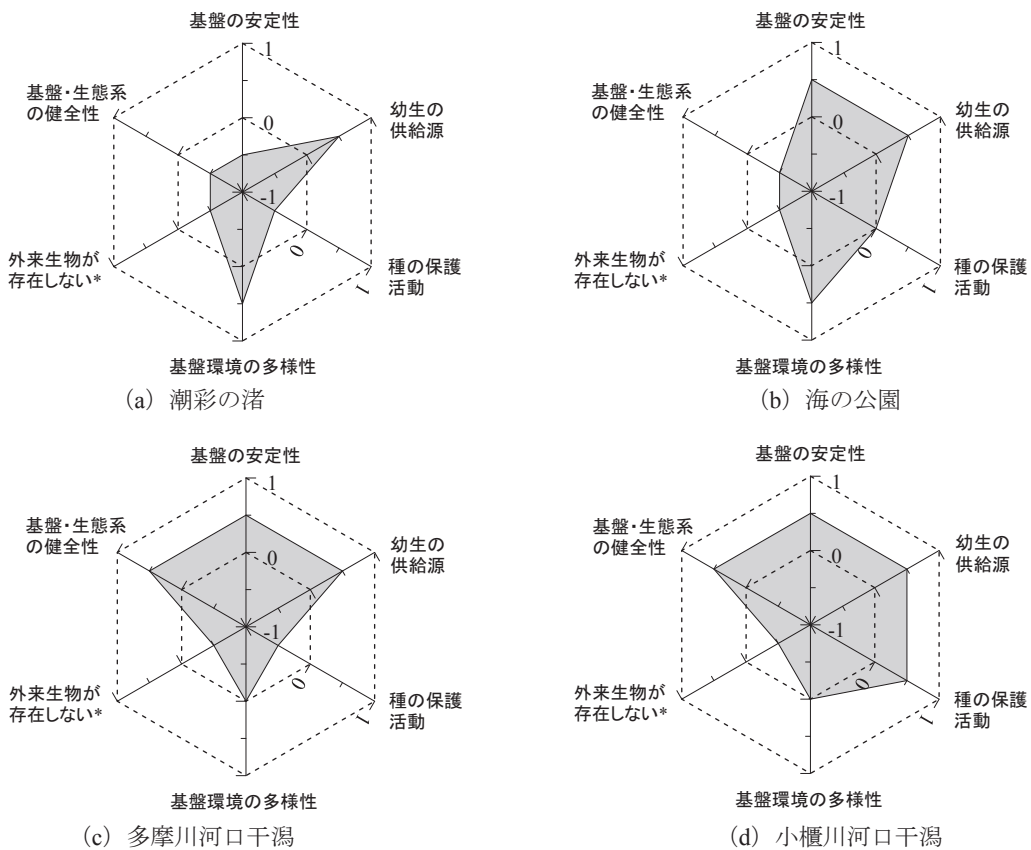


図-19 「多様度」のPR指数の評価結果. *: 概念モデルでは, [外来生物の存在]は圧力の表現であるが, 図中ではPR値の意味と合わせるために, [外来生物が存在しない]と復元力の表現としている.

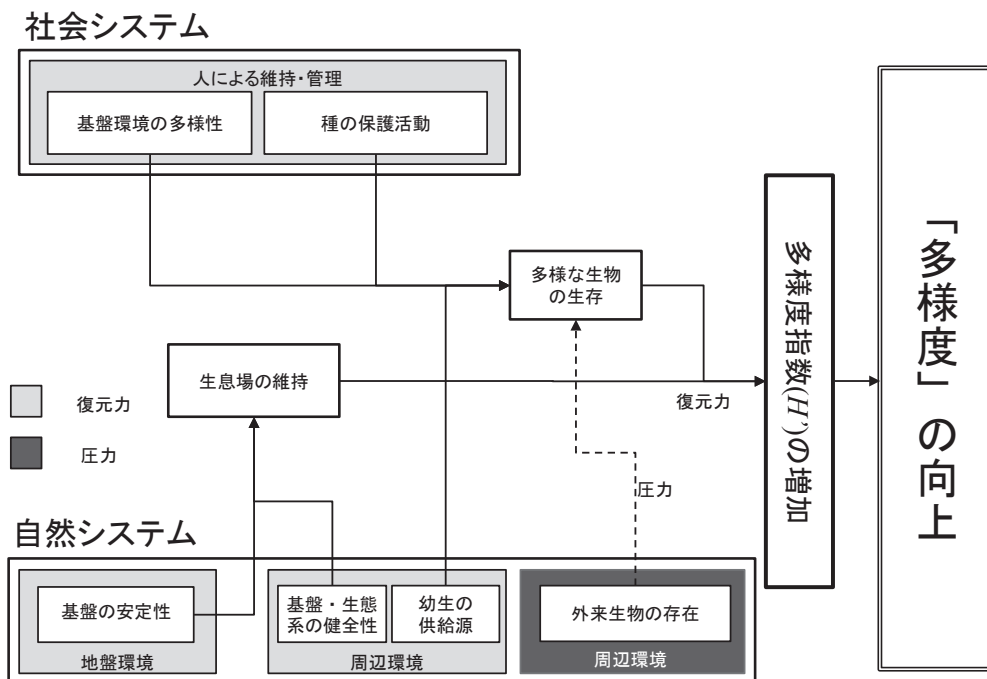


図-20 「多様度」の概念モデル

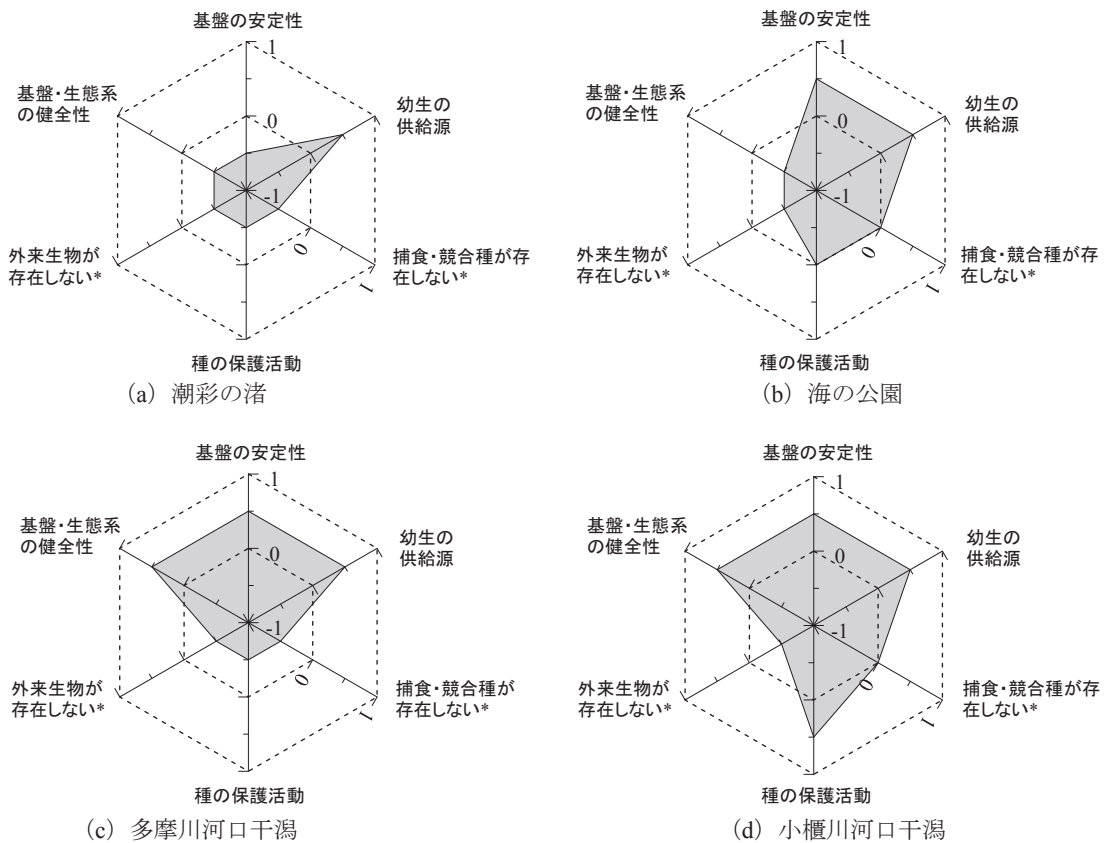


図-21 「貴重種」のPR指数の評価結果. *: 概念モデルでは, [捕食・競合種の存在] および [外来生物の存在] は圧力の表現であるが, 図中ではPR値の意味と合わせるために, それぞれ [捕食・競合種が存在しない], [外来生物が存在しない] と復元力の表現としている.

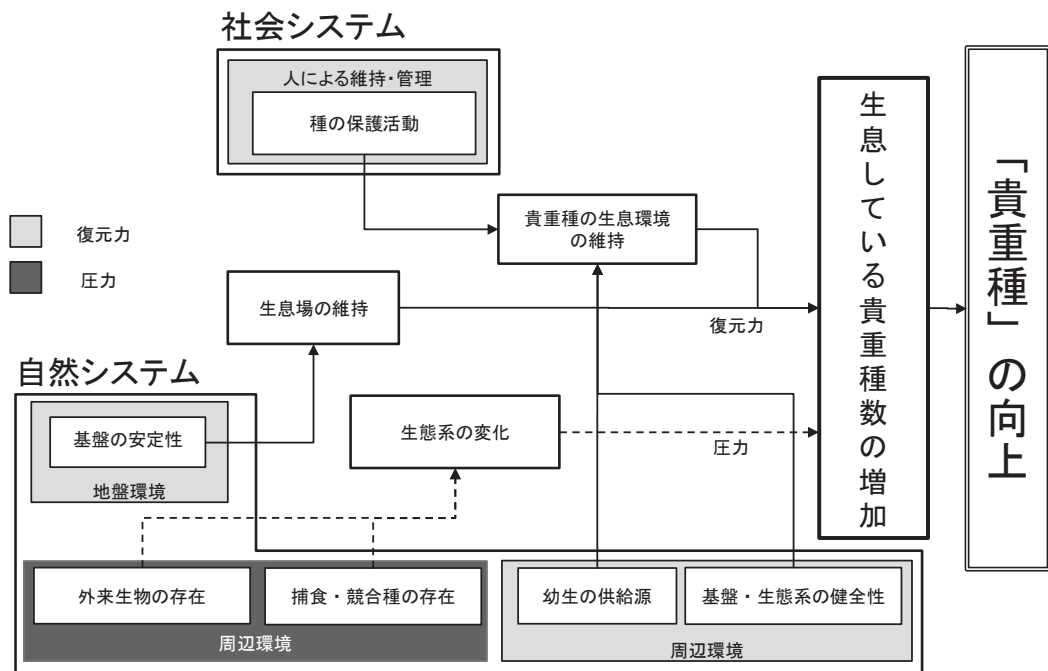


図-22 「貴重種」の概念モデル

在が自然に及ばないことはやむを得ないが、少しでも自然干潟に近づくためには、潮彩の渚では〔基盤の安定性〕、〔捕食・競合種の存在〕、〔種の保護活動〕、〔外来生物の存在〕、〔基盤・生息環境の健全性〕が、海の公園では〔外来生物の存在〕および〔基盤・生息環境の健全性〕が留意点となる(図-21)。各環境要因と「貴重種」の関係を示す概念モデルは図-22に示している。

4. 考察

干潟間で得点を比較することによって、各環境価値を評価することができた。また、持続可能性指数と合わせることで、現在の環境条件でその環境価値が持続可能かもしくは劣化するかが評価できた。得点の低い環境価値および劣化が懸念される環境価値を改善したい時には、PR指数をチェックすることによって、対策することが望ましい環境因子を見つけることができた。この環境因子が妥当か否かは、概念モデルが適切に作成されているかにかかっている。現段階では、手法のフレームの開発段階であるので、概念モデルの妥当性には主眼をおいていない。実用段階では、概念モデルの精査が必要になるだろう。本研究で示した概念モデルは、富栄養化が著しい東京湾における干潟に対する概念モデルである。概念モデルは、適用水域の特徴を踏まえて適切に作成することが重要である。

造成干潟の潮彩の渚に着目した場合、「食料供給」、「環境教育」、「有機物分解」、「炭素貯留」および「貴重種」の持続可能性指数がマイナスであり、それらが対策に必要な環境価値として明らかになった。その対策としては、〔貧酸素水塊の発生〕、〔青潮の発生〕、〔基盤の安定性〕、〔捕食・競合種への対策〕、〔種の保護活動〕、〔イベント等の集客活動〕、〔広報活動〕、〔アクセス性〕、〔基礎・生態系の健全性〕、〔外来生物の存在〕が挙げられた。この中で、〔基盤の安定性〕は、全ての環境価値に共通した対策となる環境因子であった。〔貧酸素水塊の発生〕、〔青潮の発生〕は食料供給、有機物分解、炭素貯留に共通した対策となる環境因子であった。このように幾つかの環境因子は、複数の環境価値に対して機能する。

現段階では、環境価値の重みは評価していないため、環境価値によって100点の価値は異なり、表-4の値を用いて環境価値間の価値を比較することはできない。また、単純に環境価値の得点を統合して総合得点を出すこともできない。そのため、現段階では、どの環境価値を対策することが、ある干潟の全体的な環境価値を効果的に改善することになるかは判らない。対策を検討する際

には、環境因子の複数環境価値への寄与および環境価値の複合的評価を踏まえた上で、何が効果的対策かを検討する必要がある。

環境価値の複合的評価に関しては、Halpernら(2012)は全てのゴールの重みを同じとして、全てのゴールの平均点を総合得点とした。また、Daigleら(2017)は評価対象地域の住民へのアンケートより求めた各ゴールの重要性に基づきゴールの重みを設定し、総合得点を算出している。この課題に対して著者らは、経済価値とアンケート調査に基づく重み設定方法を検討しているところである(岡田ら, 2017)。

「観光・レクリエーション」で触れたように、環境価値間にはトレードオフがあることが考えられる。このトレードオフの関係を示すためには、4つの干潟だけでは、情報量が少なすぎる。事例を増やして、トレードオフの関係を明らかにする必要がある。干潟の複合的な環境価値向上を目指すためには、結果で示したような個別の環境価値向上に対する対策の検討では不十分である。トレードオフの関係と環境価値の重みの両方を考慮し、どの環境価値に対して対策を講じることが、干潟の全体的な環境価値の向上に対して効果的であるかを検討できるようにする必要がある。

環境因子の効果の重みも異なることが考えられる。現在、PR指数の重みは同じとしているが、この重みについても検討する必要があるだろう。また、定性的なPRは、定量的なPRの半分の影響しか持たないとしている。この設定について、PR指数の重みと合わせて検討する必要がある。さらに、近未来値に対するPR指数の寄与率を決める β はHalpernら(2012)に従い0.67としているが、環境因子と得点とのリンクを重視した著者らの手法における適切な値を検討する必要がある。

各環境価値の指標は、日本国内で一般的に実施されている環境調査指標に限定している。このため、科学的な視点からは、適切でない指標やモデル式がある。例えば、「炭素貯留」は、地球温暖化の緩和効果を評価するのであれば、炭素貯留速度を指標とするのが妥当であるが、炭素貯留量(現存量)を指標としている。また、「多様性」の評価に用いられている種類数は、調査地点数への依存性が非常に大きいので、調査地点数の補正モデルを作成して調査地点数のバイアスを除去するべきである。しかし、このような指標の不十分性は、どのようなモデルであっても、データの制約や科学的知見の欠如等から少なからず生じるものである。データやモデルの不十分性を認識した上で、必要に応じて議論や改良を重ねていくことが重要であると考えられる。

最後に得点の誤差について触れておく。得点は、過去5年間のデータの傾きを加味した近未来指数を反映している。したがって、過去5年間のデータのバラつきが大きい場合には、得点の誤差範囲は大きくなる。過去5年間のデータから近未来指数を推定した「食料供給」、「教育」、「研究」、「懸濁物除去」、「有機物分解」、「炭素貯留」、「多様性」、「貴重種」の誤差範囲を推定した（詳細はOkadaら、2019参照）。±20近い偏差をもつ環境価値があったものの、平均的な偏差は±10以下であった。本手法で求めた評価点は、調査データの経年変化のバラつきによって、この程度の偏差を有していることを認識した上で用いることに注意が必要である。

5. おわりに

著者らは、環境改善事業（造成干潟）に係る自然システムおよび社会システムを十分に考慮して、事業の環境価値および持続可能性を適切に評価でき、それらの改善対策の留意点を見つけることができる手法（IMCES）の開発を進めている。本手法は、環境価値の得点および持続可能性指数のみならず、各環境価値に影響を及ぼす自然システム・社会システムの環境因子の点数を示すことができる。そのため、対象とする造成干潟の環境価値または持続可能性を改善したい際に、どの環境因子を重点的に改良・対策するのが効果的であるかを明確に理解することができ、造成干潟の効率的な管理に活用できる。また、本手法は自然干潟の保全に対しても活用することができる。

ただし現段階では、考察に示したように幾つかの課題がある。これらの課題を改善し、実用性のより高い評価手法としていきたい。

(2019年5月30日受付)

参考文献

- 秋山吉寛, 黒岩寛, 山内都江, 岡田知也 (2017): 神社と関連する海の精神的恩恵の定量評価に関する検討, 沿岸域学会誌, Vol. 30, No.3, pp.91-102.
- 井芹絵里奈, 岡田知也, 秋山吉寛, 渡辺謙太, 桑江朝比呂 (2016): 干潟および干潟の生態系が有するサービスの定量化手法の考案, 国総研資料, No. 890. <http://www.yokohama-nilim.go.jp/kenkyuseika/pdf/ks0890.pdf> (May, 2019)
- 岡田知也, 三戸勇吾, 高橋俊之, 高濱繁盛, 秋山吉寛, 黒岩寛, 渡辺謙太, 棚谷灯子, 杉野弘明, 徳永佳奈恵, 久保雄広, 桑江朝比呂 (2017): 干潟健全度指数と経済的価値による干潟のサービスの統合的評価手法, 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol. 73, No.2, pp.I_1561-I_1566.
- 岡田知也, 高橋俊之, 三戸勇吾, 菅野孝則, 井芹絵里奈, 秋山吉寛, 渡辺謙太, 鈴木高二郎, 吉田稔, 鳥羽光晴, 桑江朝比呂 (2015): 干潟が有する海岸保護・港湾機能の定量的評価手法, 土木学会論文集 B3, Vol.71, No.2, pp.1651-1656.
- 上村了美, 吉田潤, 岡田知也, 古川恵太 (2011): 秋田港大浜地区生物共生型護岸における初年度モニタリング調査, 国総研資料, 648. <http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryoutnn/tnn0648pdf/ks0648.pdf> (May, 2019)
- 小路淳, 堀正和, 山下洋編 (2015): 浅海域の生態系サービス - 海の恵みと持続的利用, 恒星社厚生閣.
- 諸星一信, 鈴木信昭, 今村均, 古川恵太, 亀山豊, 木村尚 (2008): 自然再生・利用・防災機能の向上のための都市型干潟・磯場の整備計画, 海洋開発論文集, 24, pp.759-764. DOI: <https://doi.org/10.2208/prooe.24.759>
- Chan K, Satterfield T & Goldstein J (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecol. Econ.* 74:8-18; DOI 10.1016/j.ecolecon.2011.11.011.
- Cooper, N., Brady, E., Steen, H. & Bryce, R. (2016): Aesthetic and spiritual values of ecosystems: Recognising the ontological and axiological plurality of cultural ecosystem 'services'. *Ecosyst. Serv.* 21:218-229; DOI 10.1016/j.ecoser.2016.07.014.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. and van de Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp.253-260.
- Daigle, R. M., Archambault, P., Halpern, B. S., Lowndes, J. S. S., & Côté, I. M. (2017): Incorporating public priorities in the Ocean Health Index: Canada as a case study. *PLoS ONE*, 12(5), 1-22. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0178044>.
- Daily G. C. (1997): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island press: pp. 49-69.
- De Groot, R., et al. (2010): Integrating the ecological and

- economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, in: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity, The Ecological and Economic Foundations*. <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/> (January, 2018)
- De Vriend, H.J. and Van Koningsveld, M. (2012): *Building with Nature: Thinking, Acting and Interacting Differently*, EcoShape, Dordrecht, the Netherlands.
- Elfes CT, Longo C, Halpern BS, Hardy D, Scarborough C, Best BD, Pinheiro T, Dutra GF (2014) A regional-scale ocean health index for Brazil. *PLoS ONE* 9:e92589 DOI 10.1371/journal.pone.0092589.
- Fredette, T.J. and Suedel, B.C. (2011): *Corps of Engineers Aims for Environmental Sustainability, Inland Port*, 6:4-7.
- Furukawa, K. and Okada, T. (2006): Tokyo Bay: its environmental status - past, present and future -, in: E. Wolanski (Ed.), *The Environment in Asia Pacific Harbors*, Springer, pp. 15-34.
- Gotelli NJ., Colwell RK. (2001): Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x.
- Halpern BS, Longo C, Hardy D, Mcleod KL, Samhouri JF, Katona SK, Kleisner K, Lester SE, O’ Leary J, Ranelletti M, Rosenberg AA, Scarborough C, Selig ER, Best BD, Brumbaugh DR, Chapin FS, Crowder LB, Daly KL, Doney SC, Elfes C, Fogarty MJ, Gaines SD, Jacobsen KI, Karrer LB, Leslie HM, Neeley E, Pauly D, Polasky S, Ris B, St Martin K, Stone GS, Sumaila UR, Zeller D (2012): An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488:615–620 DOI 10.1038/nature11397.
- Halpern BS, Longo C, Scarborough C, Hardy D, Best BD, Doney SC, Katona SK, Mcleod KL, Rosenberg AA, Samhouri JF (2014): Assessing the health of the US West coast with a regional-scale application of the ocean health index. *PLoS ONE* 9:e98995 DOI 10.1371/journal.pone.0098995.
- International Association of Dredging Companies (IADC) (2017): *Facts about Building with Nature*, IADC Information Update from the IADC. <https://www.iadc-dredging.com/ul/cms/fck-uploaded/documents/PDF%20Facts%20About/facts-about-building-with-nature.pdf> (January, 2018)
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005): *Ecosystem and Human Well Being: Synthesis*. Island Press.
- Okada T, Mito Y, Iseri E, Takahashi T, Sugano T, Akiyama YB, Watanabe K, Tanaya T, Sugino H, Tokunaga K, Kubo T, Kuwae T. 2019. Method for the quantitative evaluation of ecosystem services in coastal regions. *PeerJ* 6:e6234. DOI: 10.7717/peerj.6234
- Pascual, U., et al. (2010): The economics of valuing ecosystem services and biodiversity, in: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity, The Ecological and Economic Foundations*. <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/> (January, 2018)
- PIANC (2008): *Working with Nature PIANC Position Paper*, PIANC, Brussels, Belgium.
- Selig ER, Frazier M, Leary JKO, Jupiter SD, Halpern BS, Longo C, Kleisner KL, Sivo L, Ranelletti M (2015): Ecosystem services. *Ecosystem Services* 1–10.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. and Watson, R. (2006): Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, Vol. 314, pp. 787-790.

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of NILIM

No. 1077

July 2019

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写のお問い合わせは
〔〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1
管理調整部企画調整課 電話:046-844-5019〕
E-mail:ysk.nil-kikaku@ml.mlit.go.jp