

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR- 51 - 2003

干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究 (特別研究)

International collaborative research on the management of wetland ecosystem

平成 10 ~ 14 年度

FY 1998 ~ 2002

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/index-j.html>

干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究
(特別研究)

International collaborative research on the management of wetland ecosystem

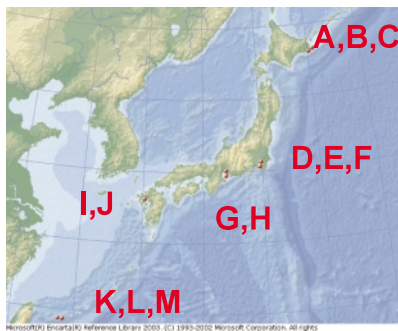
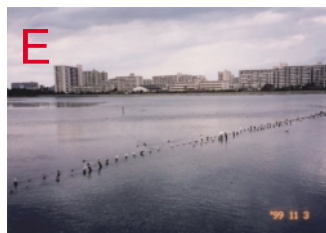
平成 10 ～ 14 年度

FY 1998 ～ 2002

特別研究「干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究」
(期間 平成10～14年度)

特別研究責任者：渡邊 信
特別研究幹事：野原精一
報告書編集担当：野原精一

- | | | | | |
|------------|----------|-----------|------------|-----------|
| A : 春国岱 | D : 西三番瀬 | G : 藤前 | I : 田古里川河口 | K : 石垣島網張 |
| B : 風連湖 | E : 谷津 | H : 南知多奥田 | J : 七浦 | L : 西表島古見 |
| C : 琵琶瀬川河口 | F : 富津 | | | M : 西表島干立 |



口絵写真 1 全国の干潟景観



1. 船橋海浜公園
(2002年5月)



2. 谷津干潟
(2002年5月)



3. 葛西臨海公園
(2002年5月)



4. 西三番瀬
(2002年5月)

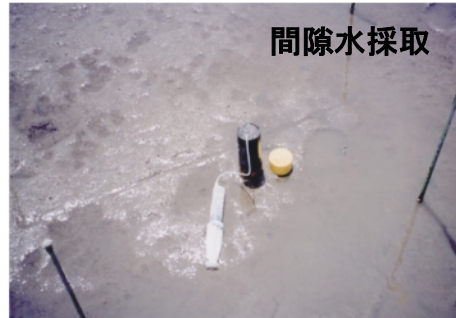
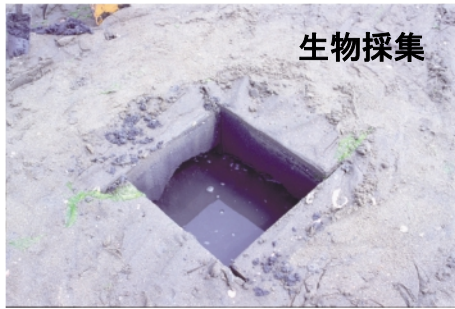
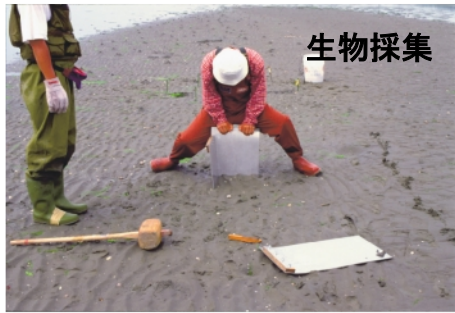
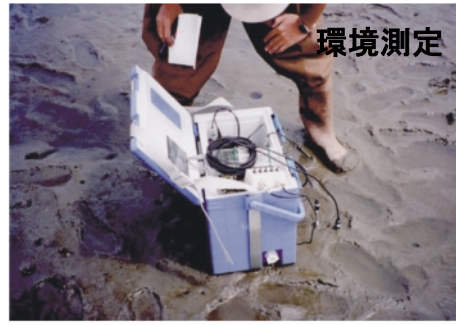
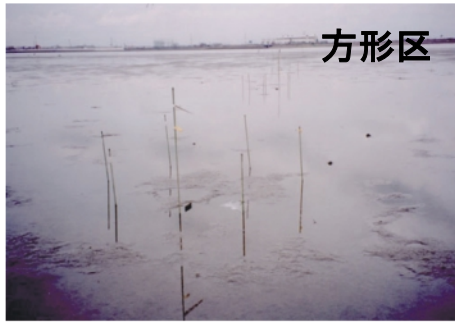


5. 富津干潟
(1999年6月)

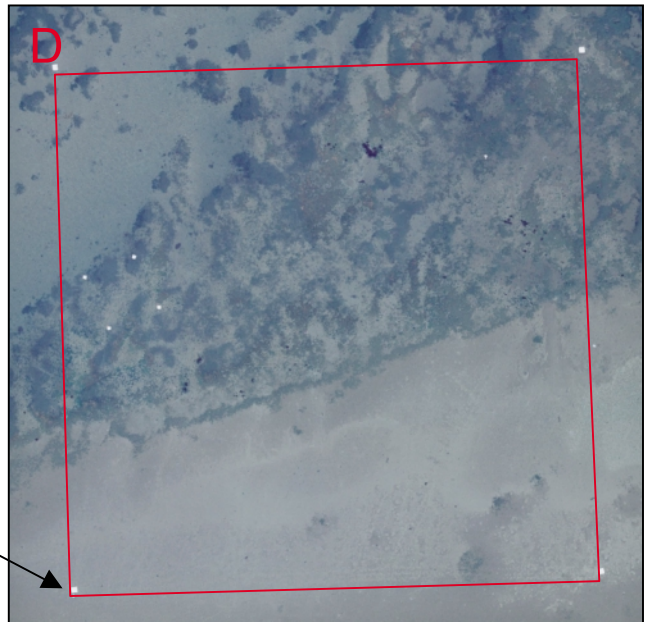
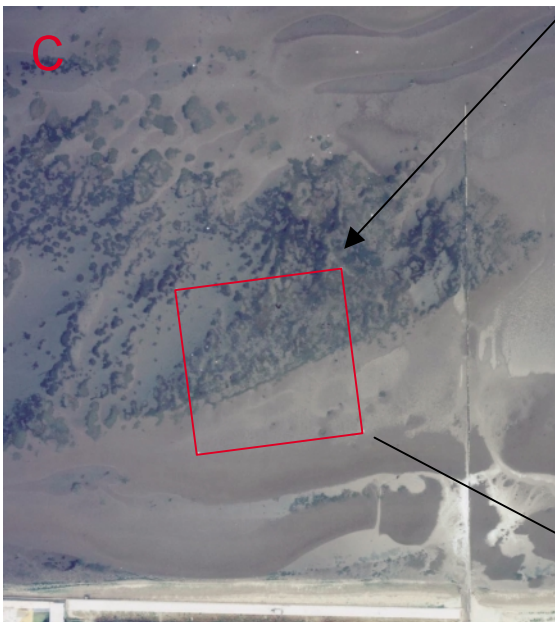
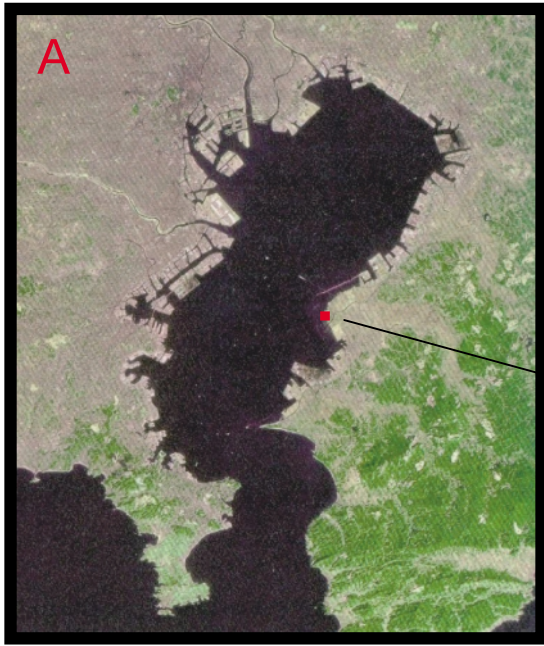


6. 盤洲干潟
(2002年11月)

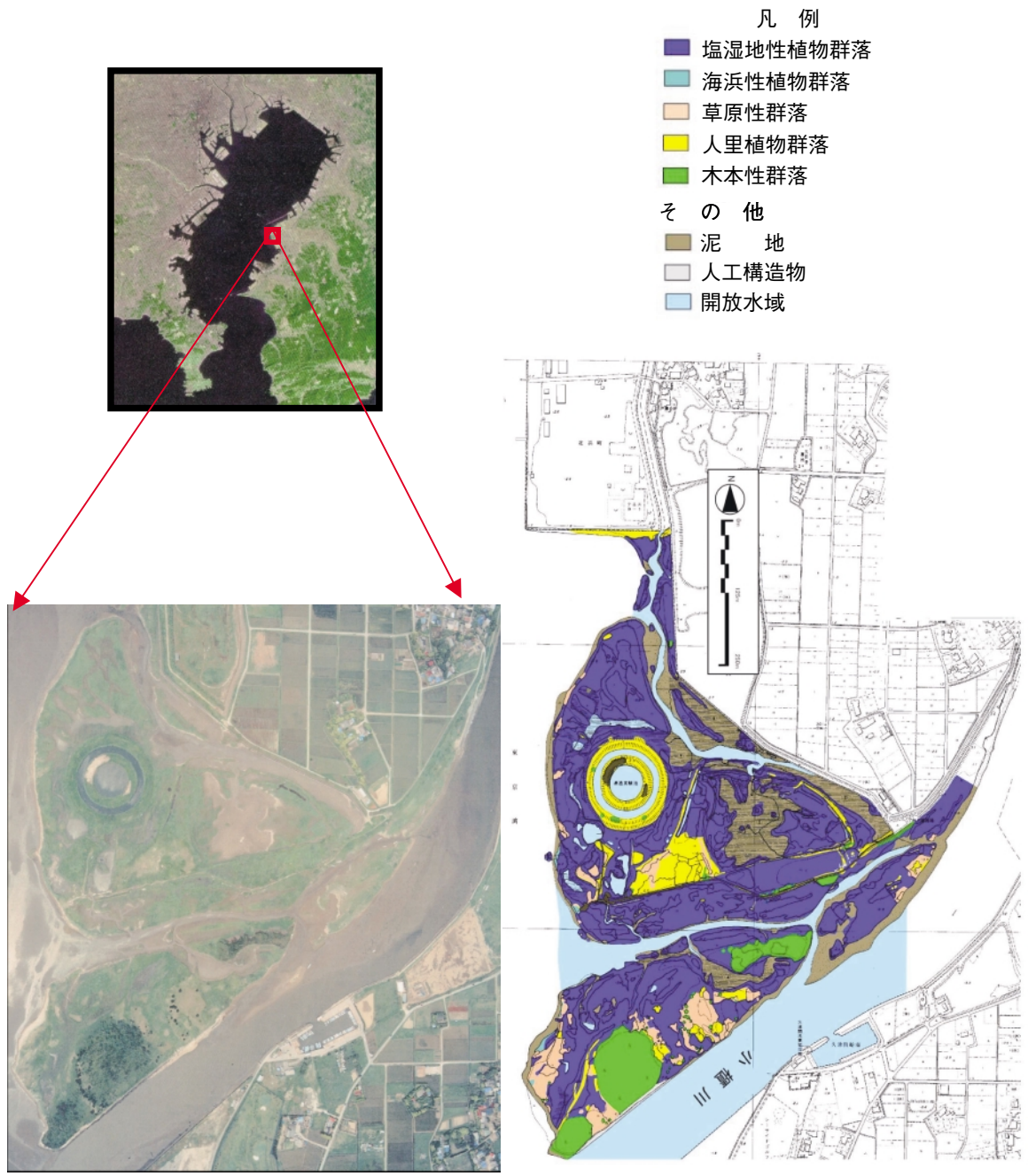
口絵写真2 空から見た東京湾の干潟



口絵写真3 干潟生態系の調査方法



口絵写真4 富津干潟における空間把握



口絵写真6 盤洲干潟と塩性湿地の植生図



谷津干潟
(2002年5月)



(2002年12月)



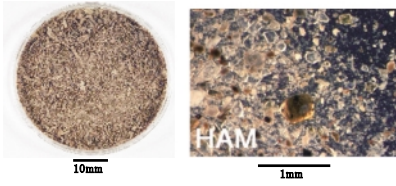
盤洲干潟
(1999年6月)



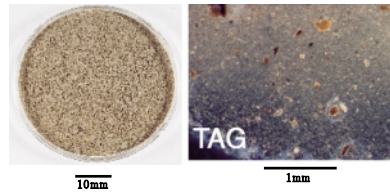
(2002年11月)

口絵写真7 谷津干潟・盤洲干潟の季節変化

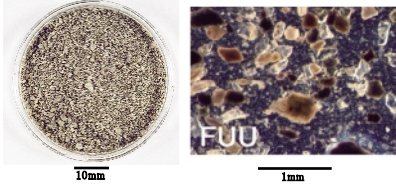
琵琶瀬川河口： 河口域干潟



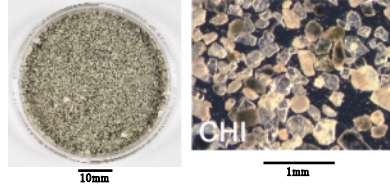
田古里川河口： 河口域干潟



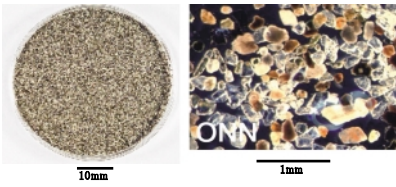
風蓮湖： 潟湖



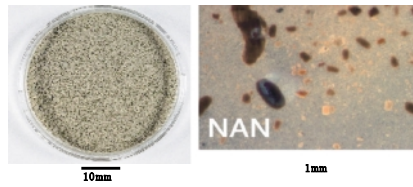
南知多： 前浜干潟



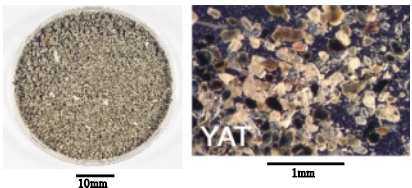
春国岱： 前浜干潟



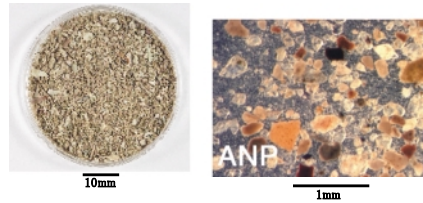
七浦： 前浜干潟



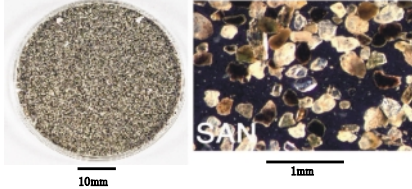
谷津： 潟湖



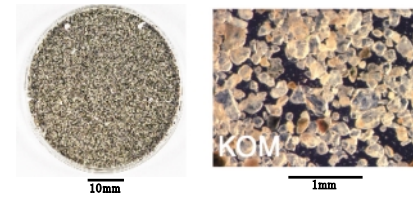
網張（石垣島）： 潟湖



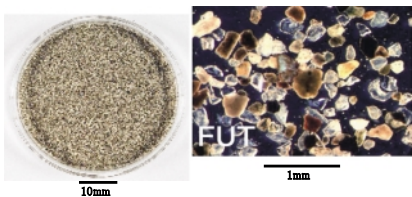
西三番瀬： 前浜干潟



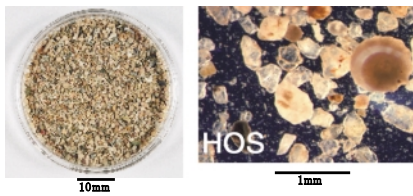
古見（西表島）： 前浜干潟



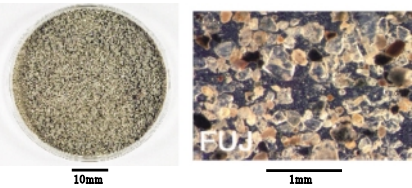
富津： 前浜干潟



干立（西表島）： 前浜干潟



藤前： 河口域干潟



口絵写真 8 全国干潟の底質

序

かけがえのない地球に古代文明が成立したのは、陸と海のエコトーンである水辺であった。以来人間は物質循環の結果生産される山海の幸を利用してきた。ところが現在、最も開発に曝されている生態系の一つはその水辺である干潟生態系である。開発に対する総合的・科学的・客観的評価がこれまで十分に行われず、一方的な価値観から今でも際限なく開発される状況にある。地球に誕生した生き物を勝手に消滅させてはいけないことは生命倫理の観点から当然であるが、それにとどまらず、人間の生命の基盤である自然生態系の重要な要素である干潟物質循環機能への評価もされなければならない。

「21世紀『環の国』づくり会議」で提唱され、2002年3月の「新・生物多様性国家戦略」に盛り込まれた自然再生事業では湿地の再生が重要な課題の一つとなっている。しかしながら、一般に最良の事業計画かどうか事前に判断することが困難であり、実際に湿地を再生できるかは現実に事業として実施後にはじめて自然再生の成功度を確認する状況にある。しかも湿地を生物多様性の高い状態で維持できる手法も確立しておらず、自然再生事業の事前段階として再生実験さえ十分には実施されていない現状である。

そこで、国立環境研究所では干潟生態系への開発影響を定量的・客観的に、物質循環的機能の観点から評価する手法の検討を行った。本報告書は平成10年度から14年度にかけて実施した特別研究「干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究」を取りまとめたものである。本研究は国立環境研究所の重点研究分野の一つである「生態系の構造と機能及びその管理手法に関する研究」の一環として実施された。

ここではモデル調査地として全国の標準的な干潟、東京湾富津干潟、盤洲干潟を例に干潟生態系の構造と機能の把握に関する調査を例に、生物地球化学的な観点から干潟の生態系について述べている。この研究の中で、従来の干潟研究とは異なる視点から新しいアプローチがなされた。干潟の環境と生態系を理解する上で日本全国の主な干潟13地点での比較研究と東京湾の干潟をケーススタディとして日本の干潟生態系の理解と保全が図られ、また環境アセスメントに際しての有力な生態系評価手法の一つになることを信じている。

終わりに、研究を推進する上で研究外の多くの方々に現地調査に際して多大なご協力とご助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表します。

平成15年9月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 合 志 陽 一

目 次

1 研究の目的と経緯	1
1.1 研究の背景と目的	1
1.2 研究の構成	1
2 研究の成果	3
2.1 全国干潟の類型化	3
2.1.1 全国干潟の水質環境	3
2.1.2 全国干潟の底質	5
2.1.3 全国干潟の分解活性	8
2.1.4 全国干潟のベントス群集	12
2.1.5 全国干潟の類型化	20
2.2 干潟生態系の空間的把握手法	23
2.2.1 富津干潟の空間把握（物理化学環境・底生藻）	23
2.2.2 富津干潟の空間把握（底質環境と生物）	27
2.3 干潟生態系の季節変化把握手法	28
2.3.1 盤洲干潟の機能の季節性と分布特性	28
2.3.2 盤洲干潟の分解機能	29
2.3.3 底生動物群集の季節的および空間的変動	33
2.3.4 盤洲干潟塩性湿地の植生の特徴	35
2.4 干潟の生態系評価手法	41
2.4.1 JHGM手法	41
2.4.2 HSIモデル	44
2.4.3 干潟の浄化機能の評価	51
2.5 湿地の生態系評価手法	55
2.5.1 全国湿地の現状	55
2.5.2 湿地生態系の機能評価手法	56
2.6 まとめ	57
引用文献	60
[資 料]	
I 研究の組織と研究課題の構成	65
1 研究の組織	65
2 研究課題と担当者	66

II 研究成果発表一覧	67
1 誌上发表	67
2 口頭発表	69

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の背景と目的

干潟・湿地生態系は国際的にも鳥類の生息地、越冬地あるいは中継地として重要な生態系であるとともに、独特の生物相を有し、生物多様性に富む生態系である。そのため、国際的に重要な湿地及びその動植物の保全を進め、湿地の適切な利用を進めることを目的に、ラムサール条約国際会議が釧路で開催され（1993年）、地球上に残されている湖、湿原や干潟を含めた湿地生態系に対し、「賢明な利用・活用」を図ることが提唱された。湿地生態系の保全及び持続的利用のために、湿地生態系をどのように国際的に維持管理していくことができるか具体的な対応が急務である。

日本において明治以降、干潟を含む湿地は次々と姿を消している。干潟は戦後だけでもその約4割が消失したと言われる。特に高度成長期以降、沿岸域の大規模な埋め立て・開発により大小多数の干潟が消失した。干潟は地球上において最も生物多様性の高い場所の一つであると言われている。日本の干潟は位置的に、世界規模で季節移動を行う渡り鳥にとっての渡りの中継地または越冬地として重要な役割を果たしており、これらの渡り鳥を含む干潟生態系の保全は急務である。また、干潟は漁獲の対象となる貝類や海草類の生産の場であり、またワタリガニ類やクルマエビ類、マコガレイなどの幼体期の生息場所でもある。レクリエーションの場、環境教育の場、自然の浄化槽としても近年注目されている。

また、1999年6月から施行された環境影響評価法には生態系影響評価の項目が加わり、数量的に影響を評価することが必要になってきた。しかしながら、我が国を含めたアジア、極東地域では湿地生態系の賢明な利用・活用方策を確立するための科学的知見が乏しいままに、農地化、ダム、水門建設等開発行為が進められており、この件に対する対応は完全に立遅れている。干潟生態系の保全を行うためには、干潟の機能を多角的・定量的に評価することが必要であろう。しかしながら、その評価方法は現在におけるまで確立されておらず、その確立が急がれる。現在の状況に鑑み、研究を進め、円滑に推進するためには湿地生態系のモニタリングについて実績と経験のある米国等との共同研究が必要であり、我が国の干潟・湿地を越冬地として利用する鳥類の繁殖地と

なっているロシア、中国との共同研究も必須である。

これまで全国の主な干潟を対象にある程度比較可能な調査を行ったものとして干潟研究会¹⁾が、特定の干潟においてマクロベントスの定量調査を行ったものとして、土屋・矢島²⁾（蒲生干潟）、大嶋・風呂田³⁾、日本水産資源保護協会⁴⁾（小櫃川河口干潟）、逸見⁵⁾（和白干潟）、山下・富永^{6,7)}（かつての諫早湾およびその周辺の干潟）、平野ら⁸⁾（太田川河口干潟）、風呂田ら⁹⁾（三番瀬）、新日本気象海洋¹⁰⁾（藤前干潟）、風呂田・鈴木¹¹⁾（谷津干潟）などがある。しかし、同じ調査団体が同時期に多数の場所で調査を実施していることはあまり例がなかった。そこで、本研究では、干潟の特性を全国レベルでとらえ環境影響評価に資する標準的な手法の開発を目的とした。

我が国を含むアジア、極東地域における干潟・湿地の保全および持続的利用のために必要とされる科学的知見を得て、干潟・湿地生態系の環境影響評価手法を確立することが本研究プロジェクト「干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究（1998～2002年度）」の目的である。

1.2 研究の構成

干潟・湿地生態系の中から高層湿原・干潟・河川の3タイプの生態系を選択して調査研究フィールドとし下記の2課題（サブテーマ）の研究を実施し、日本各地の主な干潟・湿地生態系の機能を明らかにする。また、渡り鳥類の繁殖地－越冬地の関係にある中国の湿地－有明海等、ロシアの干潟・湿地－釧路湿原等、各湿地の攪乱・非攪乱生息地において干潟等湿地生態系管理の基準となる計画を作成する。

（1）干潟等湿地生態系の特性と生物種の存続機構に関する研究（サブテーマ1）

干潟等湿地生態系の基本的な環境特性と生物種の存続機構を解明し、各種生物の存続に不可欠な生物的、物理的パラメータを明らかにするとともに、各種生物の最大環境収容力を算定する。以下はサブサブテーマ（1-1～2）である。

- ・1-1 干潟等湿地生態系の特性
- ・1-2 干潟等湿地生態系における生物種の存続機構

（2）湿地生態系の変動予測と管理計画の構築に関する

研究（サブテーマ2）

上記研究で得られたパラメータをもとに米国で開発された湿地生態系の評価モデルを応用して、変動の評価あるいは変動予測・評価を行い、湿地生態系の機能評価手法を提言する。また、湿地生態系の食物連鎖網の研究データを既存の湿地生態系物質循環モデルで解析し、周辺水域水質保全への役割を評価する。以上の成果を踏まえて、自然保護と水質保全の双方の立場での湿地生態系管理の基準となる計画を作成する。以下はサブサブテーマ（2-1～3）である。

- ・ 2-1 生態系評価モデルを活用した湿地生態系ミティゲーションの計画検討
- ・ 2-2 物質循環モデルによる周辺水域水質変動予測
- ・ 2-3 自然保護及び水質保全の視点での総合評価による生態系管理計画作成

謝辞

各干潟における野外調査の際に施設利用を快く許可していただいた、琉球大学熱帯生物圏研究センター西表実験所、七浦地区干潟展望館、森山町郷土資料館、名古屋女子大学、習志野市谷津干潟自然観察センター、浜中町霧多布湿原センターの皆様には深く感謝いたします。野外調査の便宜を図っていただいた村山茂樹氏、鹿島市漁業協同組合、野間漁業協同組合、南知多ビーチランドおよびビーチランド西海岸奥田中あさり組合、船橋漁業協同組合、富津漁業協同組合、金田漁業協同組合、久津間漁業協同組合、千葉県漁業協同組合連合会、根室市春国岱原生野鳥公園、根室湾中部漁業協同組合と、千葉県、富津市、船橋市、習志野市の各担当部局、財団法人海中公園センターの皆様には感謝いたします。また、和田恵次氏と風呂田利夫氏には本稿に関し数多くの貴重なコメントをいただいた。深く感謝します。

2 研究の成果

2.1 全国干潟の類型化

2.1.1 全国干潟の水質環境

(1) 調査地と調査方法

本研究では平均海面より深く低潮時に干出する砂泥底質平坦地 (intertidal sandy and muddy flat) を干潟とし、調査対象とした。調査地点には北海道3ヵ所 (春国岱, 風蓮湖, 琵琶瀬川河口), 東京湾3ヵ所 (西三番瀬, 谷津, 富津) 伊勢湾2ヵ所 (藤前, 南知多奥田) 有明海2ヵ所 (田古里川河口, 七浦), 沖縄県3ヵ所 (石垣島網張, 西表島古見, 干立) の13ヵ所を選定した (図1, 口絵写真1)。現地調査は1999年に2度実施し, その間は2潮, 約4週間であった。1回目の調査は5月29日 (沖縄県) から8月12日 (北海道) にかけて, 2回目の調査は6月28日 (沖縄県) から9月10日 (北海道) まで実施し, 季節変動については本研究では研究対象としなかった。

表層から深度10cmまでの底質を直径約55mm長さ約100mm体積250mlの塩化ビニール製のコアサンプラーを用いて各地点5本ずつ採取した。セラミック製採取器を用いて間隙水を採水し, 比色法およびイオンクロマトグラフ法で各種イオン濃度を測定した。上げ潮時に採取し

た干潟直上水についても同様な測定を行った。

(2) 表層水の主要イオンと栄養塩類

干出時に採取した干潟直上水は海水と淡水の混合を反映していた。沖縄の網張, 有明海の田古里川や七浦, 藤前干潟は主要イオンの濃度が低かった。同じく直上水の

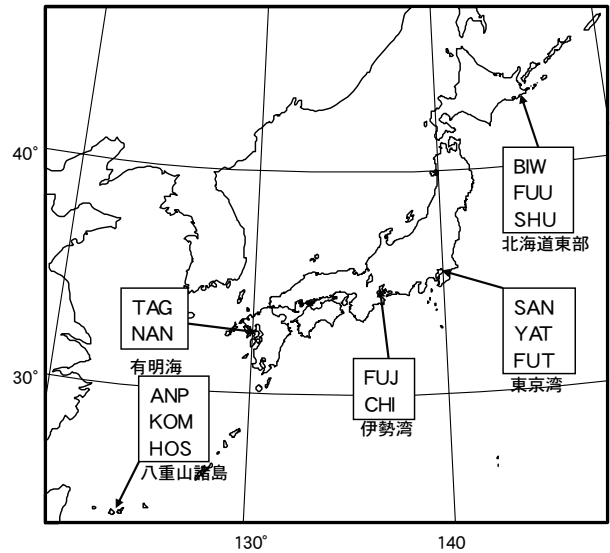


図1 日本国内の13ヵ所の調査対象地干潟
 沖縄県西表島干立; 同 古見; 同 石垣島網張; 佐賀県藤津郡太良町田古里川河口; 佐賀県鹿島市七浦; 愛知県名古屋市藤前; 同 知多郡美浜町南知多, 千葉県浦安市西三番瀬, 千葉県習志野市谷津, 同 富津市富津, 北海道厚岸郡浜中町琵琶瀬川河口, 同 根室市風蓮湖, 同 春国岱)

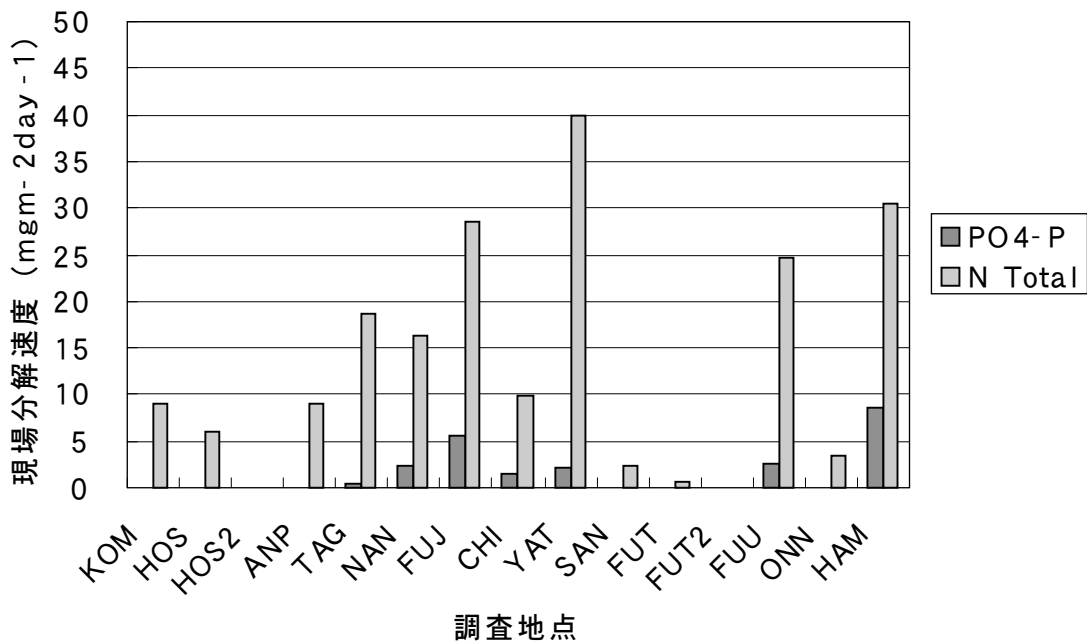


図2 干潟底質の無機化速度
 10cmの底質コアを現場に一定期間培養後の無機栄養塩類の濃度変化から求めた。

窒素やリンの栄養塩類は有明海の七浦田古里川や、藤前干潟、東京湾の西三番瀬や谷津干潟で高く富栄養化している水域であった。

(3) 間隙水

塩素イオン濃度は間隙水、直上水とも七浦、藤前、網張で低かった。有明海の七浦、田古里川河口と流域が都市部である西三番瀬、藤前で直上水の硝酸およびアンモニア濃度が高く、リン酸態リンは七浦、西三番瀬、藤前、谷津、流域に牧場を持つ春国岱、風蓮湖で高かった。

(4) 無機化速度

干潟表層10cmのコアを採取して、栄養塩類の初期濃度と約1ヵ月現場に放置後の栄養塩類の増加量から干潟底質の無機化速度を推定した。藤前干潟、谷津干潟、琵琶瀬川河口干潟、風連湖の干潟では窒素やリンの無機化速度が大きくなっており、底質の有機物量と関係が深く地域による温度の違いは無かった(図2)。リンの無機化速度は最大で $9\text{ mgPm}^{-2}\text{ day}^{-1}$ であり、窒素は $40\text{ mgNm}^{-2}\text{ day}^{-1}$ であった。リンと窒素の分解速度の関係(図3)をみるとリンの分解が進むにつれ窒素の無機化速度も増加するがやがて平衡に達する。

(5) 盤洲干潟の栄養塩環境の特徴

全国干潟では空間変化や季節変化が把握していなかった。そこでそれらの変化を明らかにすべく東京湾に残つ

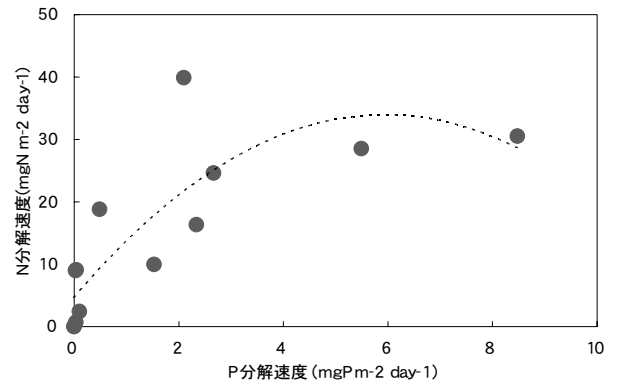


図3 リンと窒素の分解速度の関係

ている自然干潟である盤洲干潟の7地点(口絵写真7)で干出時の表層水を採取しての栄養塩類を2000年から2002年に渡る約2年間に14回採取して栄養塩類の空間変化と季節変化を把握した。小櫃川の河口地点であるBAN1から干潟最深部であるBAN6まで河川と海水の混合を考慮して地点を設けた。BAN1~3が河口域のラグーン、BAN4~6が前浜干潟、さらにBAN7が景観から潟湖干潟に区分される。どの地点も変動が大きいが、明瞭な季節性は示さない。空間変化では河口域のラグーンでは上流から下流のBAN1~3でアンモニアが増加し、レベルは異なるが前浜干潟の岸から湾中央のBAN4~6でも増加していた(図4)。硝酸はBAN1で比較的濃度が高いが地点間では違いが無い。リンも同様に明瞭な場所による違いは見られなかった。干潟の栄養塩環境を明らかにするには空間的な変化と季節的な変動を把握する必要がある。

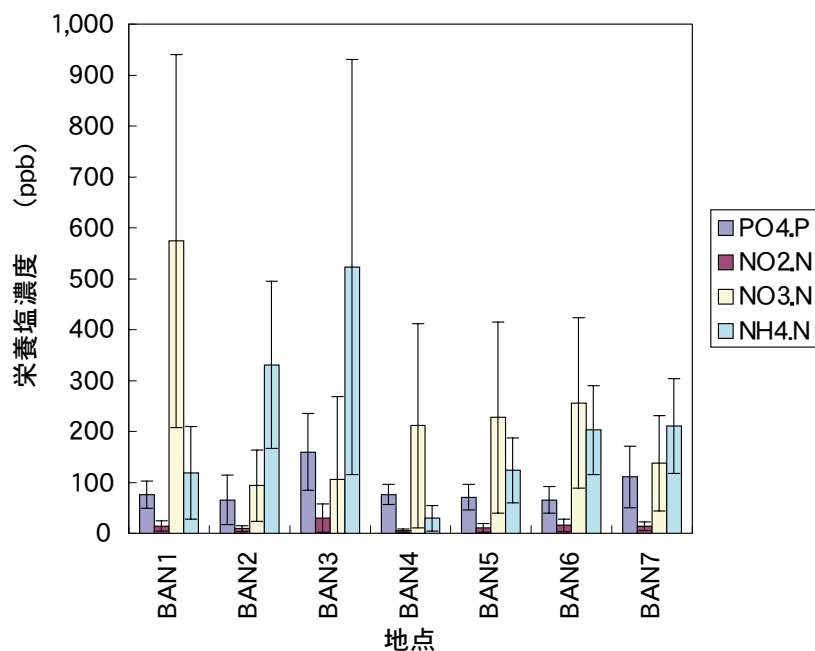


図4 盤洲干潟の栄養塩環境

2.1.2 全国干潟の底質

(1) 底質の粒度と化学組成

無機物粒子の粒度分析結果を表1に示した。Wentworth and Williams¹²⁾による区分に従うと、本研究における調査地は、諫早湾の2地点を除く全てが砂干潟に分類された。これらの砂干潟のうち、河口域干潟ならびに潟湖干潟ではシルト以下の画分が相対的に多く、細粒堆積物が流入河川上流から、もしくは上げ潮時に海域から供給されていることが示唆された。一方、諫早湾の2つの干潟はシルト以下の画分が顕著に多く、泥干潟を形成していた。

図5に各調査地点より採取した底質の主要元素組成を酸化物形態で示した。ただし、南西諸島の網張および干立の底質は、その構成物質の多くがサンゴ片や有孔虫片によって占められていたためCaCO₃として算出した。

各元素の含有量はSi>>Alを始めとして、おおむねクラーク数の降順に準じているものの、貝殻片などの混入によりCa含有量がFe含有量を上回る地点が多かった。

各底質の化学組成には、干潟の地形的な区分よりも、干潟を取りまく局所的な地域特性や生物由来成分の多寡が反映しているものと思われる。例えば、前述のように南西諸島の網張および干立では、サンゴ片や有孔虫片由来するCaCO₃が極めて多かった。しかし、立地条件の関係でこれらの堆積が認められない古見(西表島)では、SiO₂含量が90%を越えていた。

また、活火山からの距離が近い北海道や諫早湾では、

火山放屑物の影響でアルミニウム含量が相対的に高い値を示した。なお、この両地域の干潟は全有機炭素含量も高い値を示したが、その由来には大きな相違があると考えられる。すなわち、北海道地域では、寒冷な気候条件下において有機物が未分解の状態に堆積する。琵琶瀬川河口はその代表的な例で、底質上に堆積した有機物がマット状に発達し、局所的にピートの様相を呈していることが現地調査においても確認できた。一方、諫早湾の高い有機物含量は、その多くが富栄養状態にある海水中で生育した植物プランクトンに拠るものと推定される。

次に、Al₂O₃/SiO₂比と砂含率との関係を図6に示した。両者の相関係数はr=-0.83を示し、高い負の相関が認められた。干潟底質中のSiO₂含量は石英の存在量と密接な関係がある。石英は堆積物中の主要構成鉱物のひとつであるが、物理的および化学的な風化抵抗性が高く、一般に粗粒な粒子として存在する。波浪や潮汐などの物理的淘汰作用を常時受ける干潟では、細粒な粘土粒子や水和酸化粒子、有機物粒子などが洗脱され、相対的に粗粒な石英粒子が濃集する傾向を示す。このため、細粒物質に多く含有されるAlやTi、Feなどは石英粒子の相対的増加により希釈される。図に示したように、本研究で供試した試料でもこの傾向は明瞭に認められ、化学的手法を用いて全国の干潟底質の特性を議論する際には、粒度分布や化学組成(鉱物組成)に加えて、これらに多大な影響を与える波浪や潮汐などの外的営力の相違を考慮する必要があるだろう。

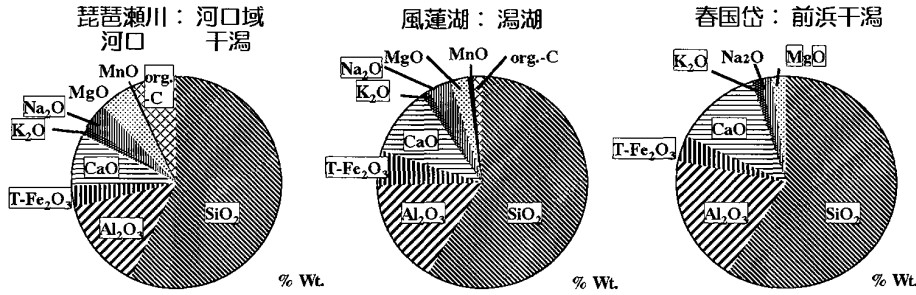
表1 調査地の粒度組成

地域	調査地	地形区分	砂*	シルト*	粘土*	区分**
北海道・道東	琵琶瀬川河口	河口域	74.10	17.99	7.91	sand
	風蓮湖	潟湖	83.18	7.09	9.73	sand
	春国岱	前浜	99.25	0.36	0.39	sand
東京湾	谷津	潟湖	85.47	7.44	7.10	sand
	西三番瀬	前浜	97.58	1.72	0.70	sand
	富津	前浜	97.16	0.63	2.21	sand
伊勢湾	藤前	河口域	77.04	9.62	13.33	sand
	南知多	前浜	97.80	1.86	0.34	sand
諫早湾	田古里川河口	河口域	27.84	27.66	44.50	sand silt
	七浦	前浜	3.35	22.73	73.92	siltclay
南西諸島	網張	潟湖	94.92	1.97	3.11	sand
	古見	前浜	98.63	0.63	0.74	sand
	干立	前浜	99.64	0.20	0.15	sand

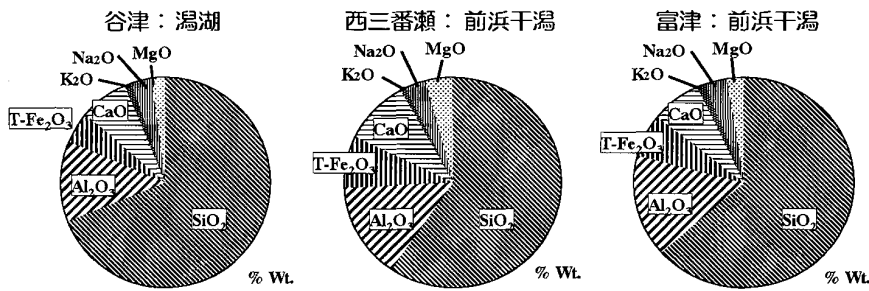
* 砂：63~2000 μm；シルト：4~63 μm；粘土：<4 μm
単位はそれぞれ重量%。

** Wentworth and Williams (1932) による区分。

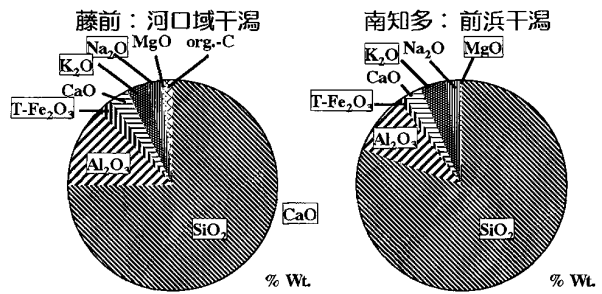
北海道・道東



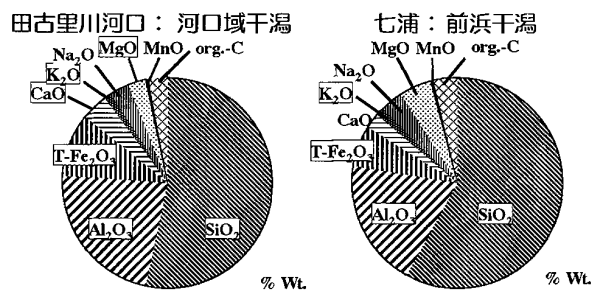
東京湾



伊勢湾



有明海



南西諸島

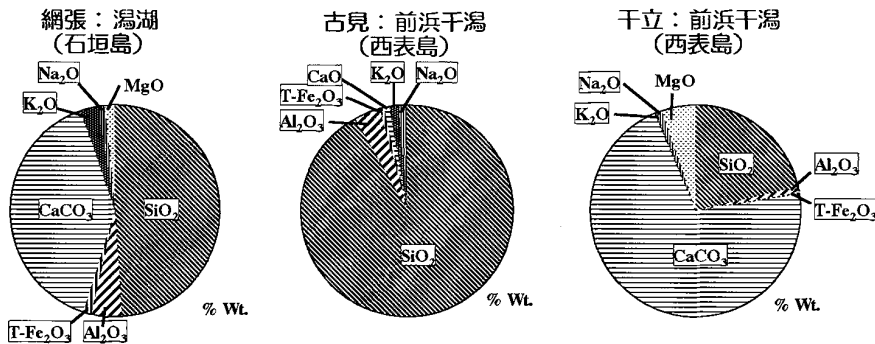


図5 主要元素組成の比較
各調査地点より採取した底質の主要元素組成(酸化物形態)

(2) リン酸の吸着能と吸着形態

干潟における物質循環の一要素として、底質のリン酸吸着能に着目した。図7に25°C、初期濃度 $P=5.87\text{g l}^{-1}$ (pH7.0) の条件下で測定した底質のリン酸吸着量を示した。有明海に面する田古里川河口域や七浦では顕著にリン酸吸着量が多く、それに次いで道東の琵琶瀬川河口域、南西諸島の干立が高い値を示した。

一般に、リン酸は底質中や土壌中においてAlやFeの非晶質もしくは準晶質粘土、水酸化物や有機物複合体などに強く吸着し、難溶化することが知られている。この反応はAlやFeの存在形態とpHの影響を受け、AlやFeの結晶化度が低いほど反応性が高く、中性から酸性に向かって配位子交換や沈殿生成が生じやすい。一方、酸性～弱アルカリ性を示す海水に晒される干潟の環境下では、リン酸はCaやMgなどのアルカリ土類金属との反応性が高く、沈殿を生成する。そこで、本研究では干潟の底質中に普遍的に存在するCaと結合している無機リン (Ca結合型P: Ca-P) を選択的に抽出し、現地調査において実測した底質のpHとの関係、および全リン (T-P) に占める存在割合を検討した。

まず、図8に底質のpHとCa-P含有量との関係を示した。図示したように、両者の間には高い負の相関が認められ ($r=-0.85$)、微アルカリ性から弱アルカリ性に向かうにしたがってCa-P含有量は減少を示した。すなわち、Ca-Pの含有量は底質間隙水、もしくは海水のpH条件によって規定されていることが推定された。これらの水質に関する詳細は他章に譲るが、環境水中におけるリン酸の脱吸着には共存イオンの種類と濃度に密接な関係があるため、今後は間隙水および海水との間の化学平衡を検討していく必要がある。

一方、T-P含有量とCa-P含有量との関係を図9に示した。ここで、底質中のCa-P含有量の差異が、現在のpH環境条件下におけるCa-P生成速度や生成量の相違に基づくのであれば、当然Ca-P/T-Pには差異が生じるはずである。しかし、図示したように両者の間には高い正の相関が認められ ($r=0.86$)、底質中のT-P含量に対するCa-P含量の割合は約1/5を示した。また、前述の図5に示したように、各底質中のCa含量には大きな差異があり、最小値 (古見: $\text{Ca}=3.91\text{g kg}^{-1}$) は最大値 (干立: $\text{Ca}=270.97\text{g kg}^{-1}$) の約1/70を示した。全Ca含量とCa-P含量との間には関係性が認められないため ($r=0.00$)、Ca含量の多寡にかかわらず、底質中のCa-P/T-Pはほぼ一定であること

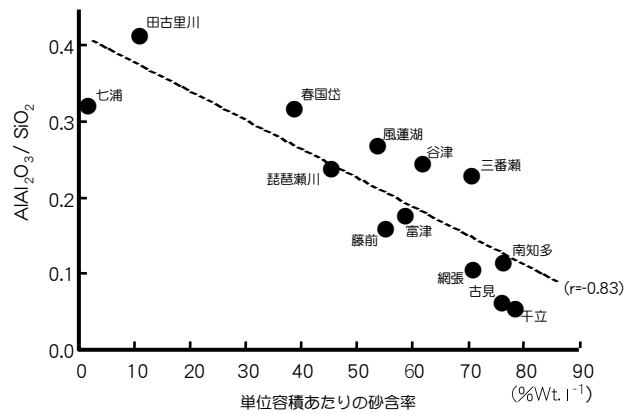


図6 砂合率と $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$ 比との関係

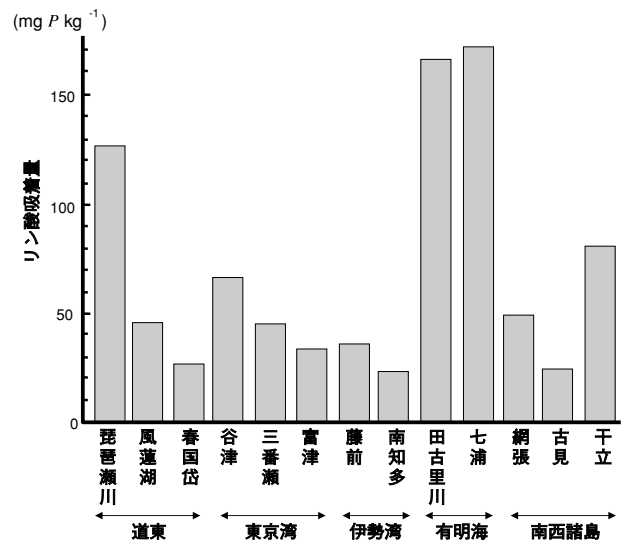


図7 底質のリン酸吸着量の比較
25°C、初期濃度 $P=5.87\text{g l}^{-1}$ (pH7.0) の条件下で測定

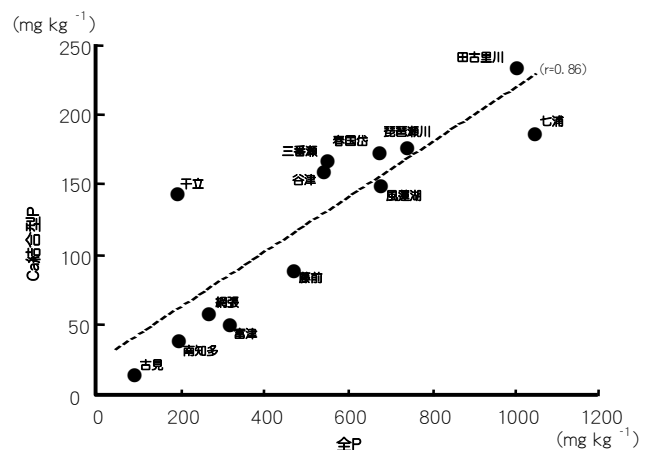


図8 底質のpHとCa結合型P含有量との関係

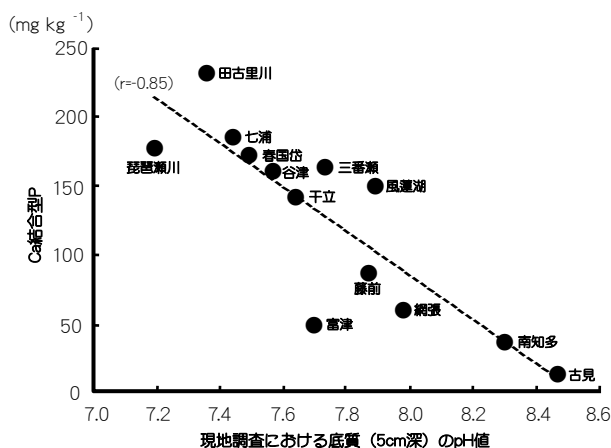


図9 全P含有量とCa結合型P含有量との関係

が明らかになった。

リン酸は水域において富栄養物質となり得るため、その挙動は干潟生態系においても極めて重要である。その意味において、全国の干潟から得た今回の研究結果は非常に興味深く、調査地における簡易なpHの測定値により、底質中のCa結合型のリンや全リンの含有量を推測できる可能性が示唆された。

2.1.3 全国干潟の分解活性

(1) はじめに

陸域と海域の接点に位置する干潟生態系には河川を通して陸上生態系から種々の物質が絶えず供給されるとともに、海域からも潮流により物質が供給されている。干潟では、このように河川や海域から供給される種々の栄養塩類(および干潟内で分解によって生じる栄養塩類)を利用して、海草や海藻類、植物プランクトンおよび底生藻類により光合成が行われ、また、このようにして生

産された植物体は動物によって摂食され、また、植物や動物の遺体、排泄物および陸海域から供給される懸濁有機物質は微生物を始めとする分解者により分解され、最終的には無機化、再利用される。干潟生態系の重要な機能の一つである浄化機能は、このような物質循環の過程の中で発揮され、特に、有機物の分解過程は浄化機能に直接結びつく重要な過程である。そのため、植物や動物に由来する有機物質の干潟における分解特性を明らかにすることは、干潟の機能を評価する上で重要である。

一方、生物体を構成する高分子化合物は分解過程で微生物にそのままの形態で吸収され、代謝されるわけではない。一般に細菌類は不溶性の高分子化合物を直接、細胞内に吸収できないため、これらの高分子化合物を分解する酵素を細胞外に生産し、分解された低分子の水溶性物質を細胞内に吸収、代謝に利用している。分解産物である単糖類やアミノ酸は、多様な微生物が容易に吸収、代謝できることから、高分子化合物の分解においては、その初期分解の過程が全体を律速していると考えられており、これら高分子化合物の分解に関与する菌体外酵素の量を測定することにより、干潟の有機物分解特性を評価できると期待されるが、我が国の干潟底泥での酵素活性の測定例はほとんどない。

そこで植物体、動物体の代表的な構成成分であるセルロースおよびキチンに注目し、これらの物質の分解酵素の活性から干潟の有機物分解能を評価することを目的として研究を行っている。ここでは、その第一段階として、日本国内で気候条件、立地条件条件の異なる13ヵ所の干潟を選び、底泥の酵素活性を同一の手法で測定、比較することにより、このような手法で果たして干潟間の機

表2 干潟の水文地形的特徴

調査地	位置	水文地形的区分	底質の粒度による区分
千立 (HOS)	北緯 24° 23′ 東経 123° 44′	前浜干潟	砂質干潟
古見 (KOM)	北緯 24° 19′ 東経 123° 54′	前浜干潟	砂質干潟
網張 (ANP)	北緯 24° 23′ 東経 124° 08′	潟湖	砂質干潟
田古里川河口 (TAG)	北緯 32° 57′ 東経 130° 12′	河口域干潟	泥質干潟
七浦 (NAN)	北緯 33° 04′ 東経 130° 08′	前浜干潟	泥質干潟
藤前 (FUJ)	北緯 35° 04′ 東経 136° 50′	前浜干潟	砂泥質干潟
南知多 (CHI)	北緯 34° 47′ 東経 136° 51′	前浜干潟	砂質干潟
西三番瀬 (SAN)	北緯 35° 38′ 東経 139° 56′	前浜干潟	砂質干潟
谷津 (YAT)	北緯 35° 40′ 東経 140° 00′	潟湖	砂泥質干潟
富津 (FUT)	北緯 35° 19′ 東経 139° 48′	前浜干潟	砂質干潟
琵琶瀬川河口 (BIW)	北緯 43° 03′ 東経 145° 04′	河口域干潟	砂泥質干潟
風連湖 (FUU)	北緯 43° 16′ 東経 145° 28′	潟湖	砂泥質干潟
春国岱 (SHU)	北緯 43° 16′ 東経 145° 27′	前浜干潟	砂質干潟

能の差を有意に評価し得るかを検証し、合わせて、これらの環境条件の相違が干潟の機能に及ぼす影響と関与する要因についての基礎的知見を得た。

(2) 調査地

日本国内の13カ所の干潟（沖縄県西表島干立；同古見；同石垣島網張；佐賀県藤津郡太良町田古里川河口；佐賀県鹿島市七浦；愛知県名古屋市藤前；同知多郡美浜町南知多，千葉県浦安市西三番瀬，千葉県習志野市谷津，同富津市富津，北海道厚岸郡浜中町琵琶瀬川河口，同根室市風蓮湖，同春国岱）を調査対象地として選んだ（図1）。これらの干潟は亜熱帯から亜寒帯まで広範囲の気候帯に位置し、また、地形的には潟湖（網張，谷津，風蓮湖），河口域干潟（藤前，田古里川河口，琵琶瀬川河口），前浜干潟（干立，古見，七浦，南知多，西三番瀬，富津，春国岱）を含んでいた。これらの干潟の水文地形学的特徴等について表2に示した。

(3) 試料の採取

調査対象としたそれぞれの干潟の中央付近に10~15m間隔で5つの試料採取地点を設定し、1999年5月中旬~8月中旬の大潮に近い時期の干潮時，試料採取地点の水

位が0 cmの時に測定用試料を採取した。試料は各採取地点で表層10cmの底泥を内径5.5cmのコアで採取した。採取した試料コアは冷蔵して研究室に持ち帰り，清浄なビニール袋の中で十分均一に混合した後，酵素活性の測定まで冷蔵保存した。酵素活性の測定はおおむね試料採取後2週間以内に行ったが，一部，4週目に行った。なお，一部の試料については1週目と10週目に測定を行い，試料を冷蔵中の酵素活性の失活について検討したが，有意な差は認められなかった。

(4) 酵素活性の測定法

セルロースやキチンなどの高分子化合物の分解には，異なった機能を持つ複数の酵素が関わっている。セルロースを分解するセルラーゼ（CEL）とは単一の酵素ではなく，セルロースを構成するグルコース鎖の β -1,4 グルコシド結合を異なった部位で切断するエンド-グルカナラーゼ，エクソ-グルカナラーゼ， β -グルコシダーゼ，などの酵素複合である。CELの定量には，グルコースの β -1,4結合を含む低分子化合物を基質として， β -グルコシダーゼによる分解産物を比色法や蛍光によって測定することも行われているが，カルボキシメチルセルロース（CMC）を基質として生成した還元糖量を，切断によって生じた還元末端量として定量する方法では，これらの酵素のいずれをも含む。本研究において早野¹³⁾の方法にしたがいCEL活性の測定を行った。

(5) 結果

CEL活性（図10 (a)）は干潟によって大きな差が見られ，低いところでは $2\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ （西三番瀬）であった。多くの干潟では $10\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ 以下であったが，藤前ではCEL活性は $15\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ であり，特に高かったのは琵琶瀬川河口および風蓮湖で，それぞれ， $20\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ および $30\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ であった。一つの干潟内でもCEL活性に変動がみられ，同一の調査地から採取した5試料間の変動係数は，谷津干潟では11%と小さく，一方，春国岱では127%と変動が非常に大きかったが，多くの干潟では20~60%の範囲内であった。

AGA活性（図10 (b)）もCEL活性同様，干潟間で差が大きく，多くの干潟では $50\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ 以下で，最も低いところでは $10\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ （干立）であった。高いAGA活性を示したのは，田古里川河口（ $75\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ），七浦（ $97\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ），藤前（ $98\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ），風蓮湖

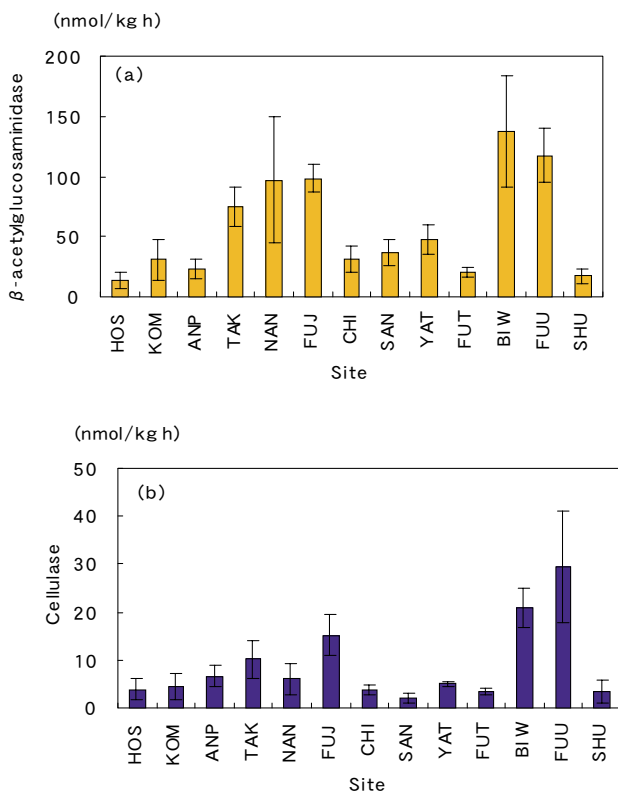


図10 各調査地点のセルラーゼ活性および β -アセチルグルコサミンターゼ活性 ($\text{nmol g}^{-1}\text{h}^{-1}$)

($118\text{nmol g}^{-1} \text{h}^{-1}$) および琵琶瀬川河口 ($138\text{nmol g}^{-1} \text{h}^{-1}$) であった。また、各干潟内で採取した試料間の変動係数は12%から55%の範囲であった。

これら2種類の酵素活性はいずれも調査を行った干潟の間で変動が大きく、活性の低い干潟と高い干潟の間では10倍以上の差が認められたが、2種類の酵素活性の間には正の相関関係が見られ ($r = 0.838$; $p < 0.01$)、風連湖、琵琶瀬川河口、藤前、田古里川河口、七浦の5ヵ所では他の8ヵ所の干潟に比較して酵素活性が高い傾向にあった。ただし、これらの干潟のうち風連湖では特にCEL活性が高く、また、七浦ではAGA活性が高いにもかかわらずCEL活性は高くはなかった(図11)。また、これら酵素活性の高い干潟では有機態炭素量も高い傾向にあったが、風連湖、藤前では、田古里川河口、七浦よりも有機態炭素量が低いにもかかわらず、酵素活性、特に

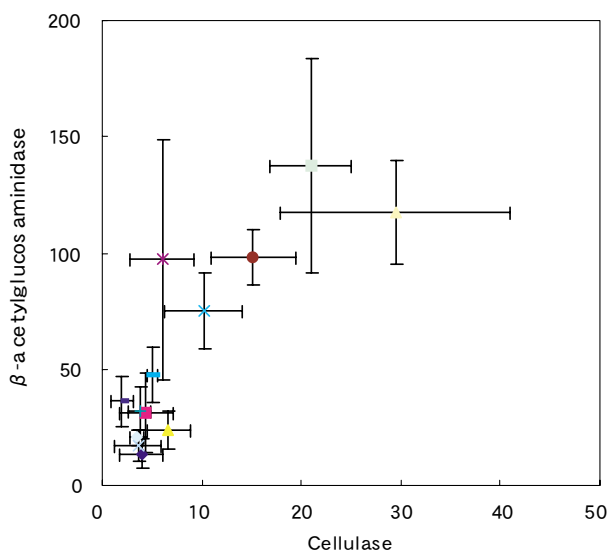
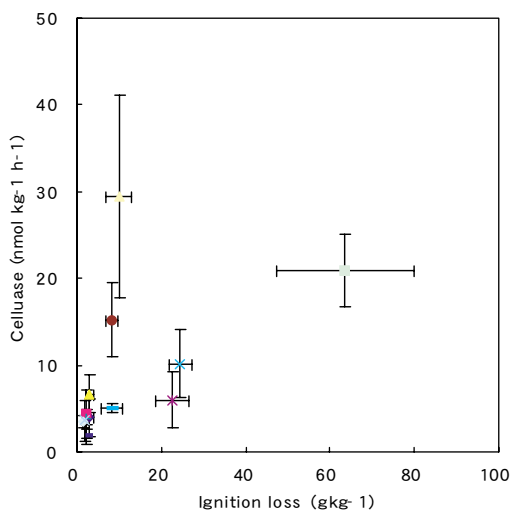


図11 干潟底泥のセルラーゼ活性とβ-アセチルグルコサミンターゼ活性の関係



CEL活性が高い値を示すなど、有機物量と2種類の酵素活性の関係についても干潟間で違いが見られた(図12)。

(6) 考察

有機物を分解する機能は生態系の持つ重要な機能の一つであるが、干潟生態系においては有機物の大部分は底泥中に存在しており、その供給源は河川や海域から流入する懸濁物の堆積および干潟内での一次生産および二次生産活動による植物および動物体に由来するデトリタスである。これら底泥中の有機物の分解は微生物が菌体外に分泌する酵素の働きによってなされるが、本研究で対象としたCELおよびAGAはそれぞれ、植物体を構成する代表的な高分子化合物であるセルロースの分解に寄与する酵素と、節足動物や菌類が持つキチンのアミノ多糖類を非還元末端側から切断する酵素であり、底泥中での有機物分解過程において重要な働きを担っていると思われる。

本研究において調査を行った干潟では、底泥の酵素活性は有機態炭素含量と共に大きく異なりながらも、どのような酵素活性が高くなるかは(七浦ではAGA活性が高く、風連湖ではCEL活性が高いなど)干潟によって違いが見られた(図12)。底泥の酵素活性は、基質となる有機物の沈殿、供給により高まることが報告されている。本研究においても底泥の有機物量(有機態炭素量)と酵素活性の間におおむね相関関係が認められたことは、有機物供給の大きい干潟の底泥ではそれを分解する微生物活動も活発で、生成される酵素量も多く、分解活動が活発に行われていたと思われる。一方、個別の酵素活性に影響を及ぼす要因を考えると、酵素活性と底泥中に残存

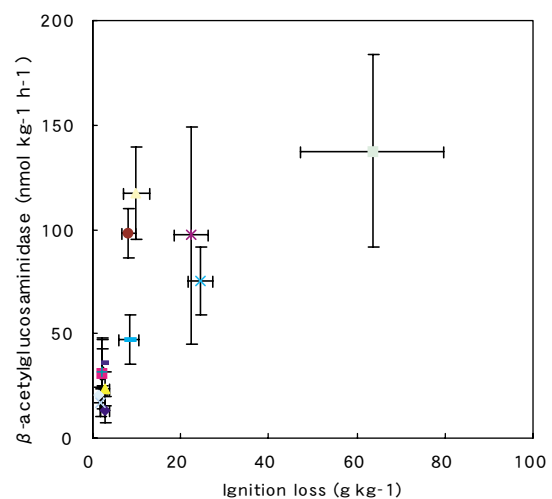


図12 干潟底泥中の有機物量と酵素活性の関係

している基質の量は（キチンなど分解速度が比較的速い物質は底泥中に蓄積しにくいことなどから）必ずしも明瞭でない場合がある。そこで、基質の供給量から各干潟を特徴付けるために、植物生産量の指標であるクロロフィル *a* 量とキチンの主要な供給源である甲殻類の現存量の関係を見ると（図13）、調査を行った13カ所の干潟のうち藤前はクロロフィル *a* 量、甲殻類ともに多く、古見、干立、田古里川河口、七浦では甲殻類が多く、クロロフィル *a* 量が少なく、南知多、網張、谷津、琵琶瀬川河口、春国岱、風連湖ではクロロフィル *a* 量が多く、甲殻類が少なく、西三番瀬、富津ではクロロフィル *a* 量、甲殻類ともに少なかった。酵素活性の高かった5カ所の干潟（風連湖、琵琶瀬川河口、藤前、田古里川河口、七浦）のクロロフィル *a* 量および甲殻類現存量について見ると、有機物含量、AGA活性に比較してCEL活性の高かった風連湖ではクロロフィル *a* 含量が高く、一次生産量は高いと思われる。しかし、底泥表面の付着藻類の多くは珪藻類であり、珪藻類は緑藻類や高等植物と異なり、セルロースによる細胞壁を持たない。クロロフィル *a* 量と底泥へのセルロース供給量、セルラーゼ活性の関係は不明である。むしろ、河川などからのセルロース態有機物の供給が大きいのかもかもしれない。一方、有機物含量およびAGA活性が高かったのに対しCEL活性は低かった七浦では、クロロフィル *a* 量は低かった（ $1 \mu\text{g g}^{-1}$ ）が、同じ有明海沿岸に位置する田古里川河口干潟と同様、多数のヤマトオサガニ（*Macrophthalmus (Mareotis) japonicus*）が生息し、甲殻類の現存量は調査地域のうちでは最も高かった（ 27.8g m^{-2} ）。このように比較的大

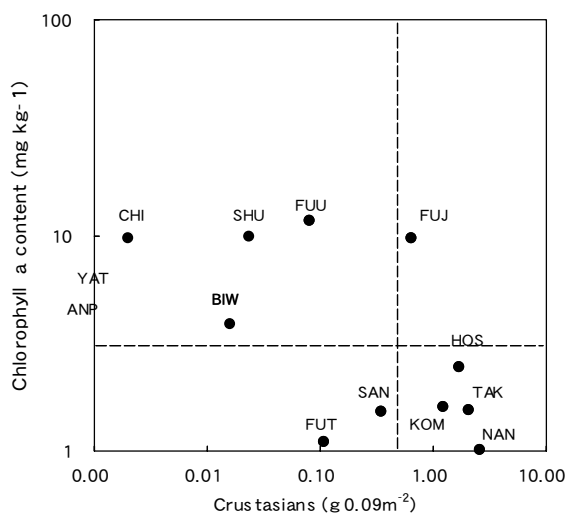


図13 各調査地点の甲殻類の現存量と底泥中のクロロフィル *a* 含量

型の甲殻類が多数生息していたことはキチンの供給量が他の干潟に比較して高いことを示しており、このことが、七浦においてAGA活性を相対的に高めた原因の一つと思われる。それに対して、甲殻類現存量の多い干潟のうちでも干立や古見ではAGA活性は高くなかった。干潟底泥の酵素活性のこのような違いは干潟の生物相、生産量の違いだけでは説明できない。

底泥中の微生物により生産された菌体外酵素は、溶出して一部は流亡し、一部は底泥粒子に吸着して時間の経過と共に分解、あるいは吸着した粒子と共に懸濁態として系外へ流出する。Savil *et al.*¹⁴⁾ はラグーン底泥中の酵素の存在状態と安定性について調べ、酵素の種類により粒子への吸着性が異なることを報告し、また、底泥の間隙水に溶出した酵素は無機あるいは有機態の粒子に吸着している酵素タンパク質より分解されやすいことを指摘している。酵素タンパク質の固相への吸着機構としては様々な機構が考えられているが、いずれの吸着機構においても、その吸着量は底泥粒子の表面積に依存する。本研究で調査を行った干潟底泥の含泥率と酵素活性との間には、正の相関関係が認められ、泥質の干潟ほど酵素活性は高かった（図14）。泥質の七浦、田古里川、砂泥質の藤前、谷津、琵琶瀬川河口、風連湖では含泥率と共に有機物含量も高く、固相粒子が有する交換吸着能の指標である陽イオン交換容量も $4 \text{ me}/100\text{g}$ 以上であったのに対し、それ以外の砂質干潟では $3 \text{ me}/100\text{g}$ 以下であり、特に、南知多、干立、古見では $1 \text{ me}/100\text{g}$ 以下であった。これらの干潟では生物生産量が高く、これらに由来するデトリタスの供給が多かったとしても、それらを分解する微生物によって生産される菌体外酵素の多くは底泥粒子に安定に吸着できず、酵素は短時間の間に分解または流亡し、底泥中に蓄積することはなかったと思われる。

本研究においては、干潟底泥の有機物分解機能として、底泥の酵素活性を実験室内の 30°C 一定条件下で測定した。前述した様に、酵素活性の測定に際しては用いる基質によっても異なった値を示し、また、実際の干潟では pH や温度条件によっても分解速度は大きく異なる。Duddridge and Wainwright¹⁵⁾, King¹⁶⁾, Mayer¹⁷⁾ らは酵素活性に及ぼす温度の影響を室内実験で調べ、反応温度が 20°C から 30°C に上昇することにより反応速度は2倍以上になる結果を得ている。当然、野外条件下の底泥による有機物分解、浄化量を見積もるには温度条件や pH を考慮する必要がある。Meyer-Reil¹⁸⁾, Arnosti¹⁹⁾, Mallet

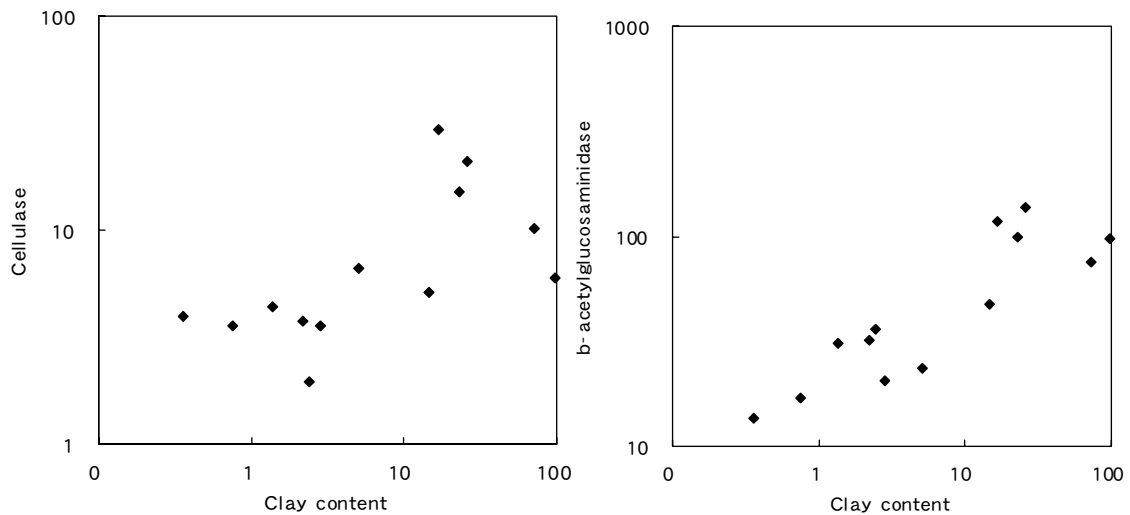


図14 各調査地点のシルト粘土含量と酵素活性の関係

and Debroas²⁰⁾等は温度条件が比較的安定している海底泥の酵素活性を、現場と同じ温度条件の下で測定した。しかし、干潟時に干出する干潟底泥の表面では温度条件も短時間で著しく変動することから、試料採取(干出)時の温度条件に合わせて室内で分解活性を測定することは、あまり意味を持たない。むしろ、一定の温度条件の下で測定することにより、底泥中の「酵素量」を比較、評価することができる。酵素活性から野外条件下での底泥の分解機能を評価するには、基質の種類、性状、温度条件の他にもいくつかの条件を考慮する必要がある。Savil *et al.*¹⁴⁾は、都市近郊のラグーンでセルラーゼ活性を(温度37℃の条件下で)測定し(1.5~5.2 $\mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$)、この値と1 cmまでの底泥が水質浄化に関係していると仮定して、ラグーン全体で底泥のセルロース浄化能を5000kg h^{-1} であると見積もった。しかし、これは、基質濃度、底泥のかくはん、透水性、潮位差など、干潟の物理的、水文地理学的要因によっても変わりうる。実験室で得られた酵素活性は、最適条件下で分解可能なポテンシャルと考えるべきである。地域的にかけ離れたり、立地条件の大きく異なる干潟を比較する場合には、酵素活性をそのまま指標とすることはできない。しかし、類似の立地条件下に置かれた干潟の活性を比較し、環境変化の干潟機能への影響を論じる場合には、酵素活性は分解機能の指標の一つとなるであろう。

2.1.4 全国干潟のベントス群集

(1) はじめに

主に生息するマクロベントスと底質および汚染状況から、干潟を二枚貝優占型(全て砂質)、多毛類優占型(富栄養化した泥質)、貧毛類優占型(極度に富栄養化)の3つに分けた(干潟研究会¹⁾)。干潟の有機物量・底生動物・粒度組成のどれもが河口部から奥部干潟にかけて勾配を持ち、粒度組成で細かい粒子が多い場所では有機物量も多くEh値が低い。さらに、地形的に高いところほど粒度組成が粗く、Eh値は高く、有機物量は少ない傾向があり、流速がこれらの環境要因に影響を及ぼしていることを示唆している。そしてこれらの環境条件に基づき、干潟の底生動物群集を、ヤマトスピオ・イソジミ型、ゴカイ・イトゴカイ類型、サビシラトリガイ・ミズヒキゴカイ型の3つに分類した。干潟上部はマクロベントスの現存量が少なく甲殻類が優占し、干潟下部は現存量がきわめて多く二枚貝類が優占している(日本水産資源保護協会⁴⁾)。マクロベントスの現存量は貝類(ウミナシ類とオオノガイ、マガキ、アサリなど)が約90%と大部分を占め、甲殻類は干潟上部に多く、多毛類は干潟中央部に、貝類は干潟中央部から下部にかけて多く、また現存量の多い地点は干潟下部に多い。個体数の多い地点には特定種が優占している(逸見⁵⁾)。

これまで全国の主な干潟を対象にある程度比較可能な調査を行ったものとして干潟研究会¹⁾が、特定の干潟においてマクロベントスの定量調査を行った。主な調査地は蒲生干潟、小櫃川河口干潟、和白干潟、かつでの諫早湾およびその周辺の干潟、太田川河口干潟、三番瀬、藤

前干潟、谷津干潟などがある。しかし、同じ調査団体が同時期に多数の場所で調査を実施していることは余り例がなかった。そこで、本研究では、全国の干潟のうち10ヵ所でマクロベントスの、5ヵ所でメイオベントスの定量調査を行い、いくつかのパラメータ間の関係を解析した。その結果を先行研究と比較することにより、干潟の評価方法について議論する。

(2) 方法

マクロベントスおよびメイオベントスの採集は1999年に、それぞれの干潟の中央付近で行った。場所により地理的条件は異なるため、中央付近をその干潟の代表的な場所と考えてそこで採集を行った。ただし、富津では干潟のほぼ下半分が藻場となっており、その場所を避けた結果、干潟の上部で採集を行った。マクロベントスの調査地は沖縄県の新見と干立、佐賀県鹿島市の七浦と佐賀県太良町の田古里川河口干潟、愛知県南知多の藤前と南知多奥田、東京湾の西三番瀬と富津、北海道東部の琵琶瀬川下流域の感潮域と春国岱の外洋側である。田古里川河口と七浦は軟泥で歩けなかったため、潟スキーを使って干潟に入って調査を行った。基本的には30cm×30cmの面積の場所をまず地表～深さ15cm、16cm～30cmまでのマクロベントスを下層のサンプルとした(口絵写真3)。定義に従い、1mmメッシュのふるいでふるって残ったベントスをマクロベントスとした。採集したマクロベントスは、10%ホルマリンで固定後、種の同定を行い、種ごとの個体数と湿重量を測定した。種の同定が困難な一部のサンプルについては属レベルまで、属レベルの同定も困難なものについては科レベルまでの同定を行った。

メイオベントスの採集は春国岱の外洋側(9月9日)、谷津干潟(千葉県習志野市)の砂地と泥地(9月24日)、富津海岸(9月25日)、七浦(7月30日)、田古里川河口(8月29日)のマクロベントスの採集地点の近くで行った。直径3cmの円筒形状に深さ17cmまでの泥または砂泥を深さ別に採集した。これらを併せて1サンプルとし、各調査地とも約1m間隔で3サンプル採集した。それぞれの泥サンプルを0.1mmメッシュのふるいでふるい、得られたベントスをメイオベントスとした。得られたサンプルは10%ホルマリンで固定後、可能なレベルで同定を行い個体数をカウントした。

マクロベントス・メイオベントス群集の種多様度指数はShannon & Weaver²¹⁾の提唱した多様度指数(H')を用

いて表した。公平度(J)も算出した。

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i, J = H'/H'_{\max} \text{ (但し, } H'_{\max} = \log_2 S, S: \text{種数)}$$

マクロベントスについては種と湿重量を、メイオベントスについては種と個体数を用いて算出した。

和田ら²²⁾の分類にしたがい、各調査地のマクロベントス群集の中から「絶滅寸前」種、「危険種」、「希少」種が何種出現したかを記録した。環境庁(当時)のレッドデータブックに使われていた絶滅危惧種と危急種が、それぞれ和田らの絶滅寸前種と危険(な状態にある)種に相当すると考えられる。今後、本稿中でレッドデータブックという場合は、和田ら²²⁾を指し、レッドデータリスト種は「絶滅寸前」種、「危険」種、「希少」種を指す。

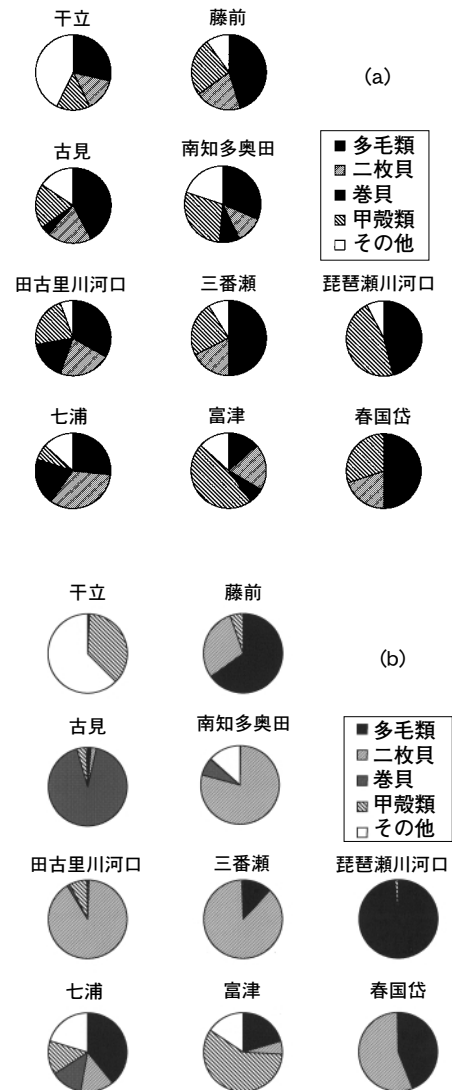


図15 各調査地において採集されたマクロベントスの分類群別 (a) 種数と (b) 湿重量の割合

(3) マクロベントスの種数と個体数

図15は、各調査地におけるそれぞれの分類群（主に綱レベル）の動物の種数と湿重量がその場所で採集された合計の種数と湿重量に占める百分率（%）を計算し、その値の全調査地における平均値を示している。種数で多くを占めたのは多毛類（36.7%）、甲殻類（26.2%）、二枚貝類（17.8%）であり（図16（a））、湿重量では二枚貝類（36.4%）、多毛類（28.2%）、甲殻類（12.8%）であった（図16（b））。順序こそ異なるものの上位3位まではどちらの項目にも共通の分類群が出現し、その中でも多毛類の割合が比較的高かった。また、両項目とも腹足類が4位の割合を占めた（図16）。

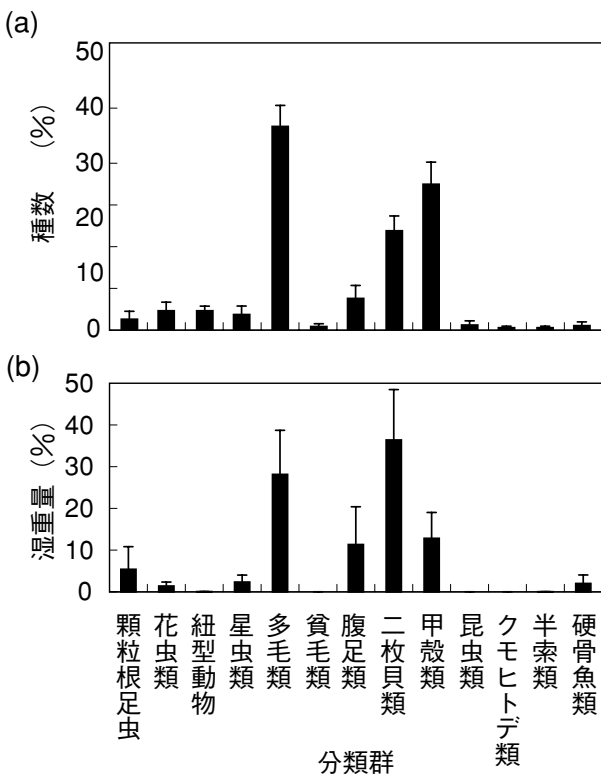


図16 全調査地において採集されたマクロベントスの分類群別 (a) 種数と (b) 湿重量の平均百分率 (+標準誤差)

(4) マクロベントス優先分類群により分類される干潟タイプ

全国10ヵ所の干潟においてマクロベントス相の調査を行ったが、そのうち湿重量（いわゆる現存量）に関し、二枚貝類が優先していたのが4ヵ所、巻貝類が1ヵ所（貝類で合計5ヵ所）、多毛類が3ヵ所、甲殻類が1ヵ所、その他（原生動物根足虫類）が1ヵ所と、貝類特に二枚貝類が優占する場所が多かった。この結果は、かつて全国

30ヵ所の干潟のうち15ないし17ヵ所で二枚貝類が優占し、2ヵ所で巻貝類が優占するという干潟研究会¹⁾の結果と類似している。ただし、これについては採集地点（潮位）の影響を考慮する必要がある。したがって、今回のように干潟の中央部付近で採集する場合には二枚貝類や巻貝類が優占しやすいのかも知れない。

干潟研究会¹⁾は底生動物の質的構成に基づき、干潟のタイプを二枚貝優占型、多毛類優占型、貧毛類優占型の3つに大別した。そして、二枚貝優占型の干潟は瀬戸内海、伊勢湾、東京湾沿岸に散在し、多毛類優占型の干潟は富栄養化が顕著に進行している泥質性の河口干潟に見られ、貧毛類優占型の干潟は極度に汚染した、もしくは淡水塊の影響がきわめて強い潟湖・河口に種としてみられると述べている。二枚貝優占型の干潟はほとんど全てが砂質であり、今回二枚貝が優占していた南知多、西三番瀬、春国岱もそうであった。それらの干潟ではアサリが優占する場所が多く、他にはイソシジミやシオフキ、ホトトギスガイなどが見られ（北方の春国岱ではウバガイ）、それらの貝が砂質を好むのであろう。

今回多毛類が優占していた七浦、藤前、琵琶瀬川河口はいずれも泥質または砂泥質の干潟であり（矢部ら²³⁾）、干潟研究会¹⁾の分類条件となっている「富栄養化した」「泥質の」「河口干潟」を満たしているようである。砂泥質の谷津干潟においても多毛類が優先している（風呂田・鈴木¹¹⁾）。

貧毛類は藤前干潟においてわずかに出現したが、貧毛類が優占する干潟は今回なかった。淡水の影響が強い太田川の放水路の上流では貧毛類が優占し（平野ら⁸⁾）、これは干潟研究会¹⁾の指摘と一致する。藤前の採集地点は、名古屋市内で日光川と庄内新川という2つの比較的大きな河川が合流する場所であったので、有機物量と塩分濃度のどちらも貧毛類の生息条件を満たしていた可能性がある。

今回、富津でのみ甲殻類が優占していたが、ここでは干潟のほぼ下半分が藻場となっており、その場所を避けた結果、干潟の上部で採集することになった。そのため二枚貝類が少なかったのだろう。

(5) メイオベントスの種数と個体数

全ての調査地において種数、個体数とも線形動物がもっとも多く、ほとんどの場所においてその次に多かったのは節足動物、それから環形動物であった（図17（a））。

(b)。有明海の2調査地では他地点ではみられなかった軟体動物類が出現した(図17(a), (b))。それらは七浦ではエドガワミズゴマツボ(危険種)とクリイロカワザンショウの、田古里川河口干潟ではフネガイ科やニッコウガイ科の小型個体であった。

図18は、各調査地におけるそれぞれの分類群(門レベル)のメイオベントスの種数および個体数在那个場所て採集された合計の種数および個体数に占める百分率(%)を計算し、その値の全調査地における平均値を示している。

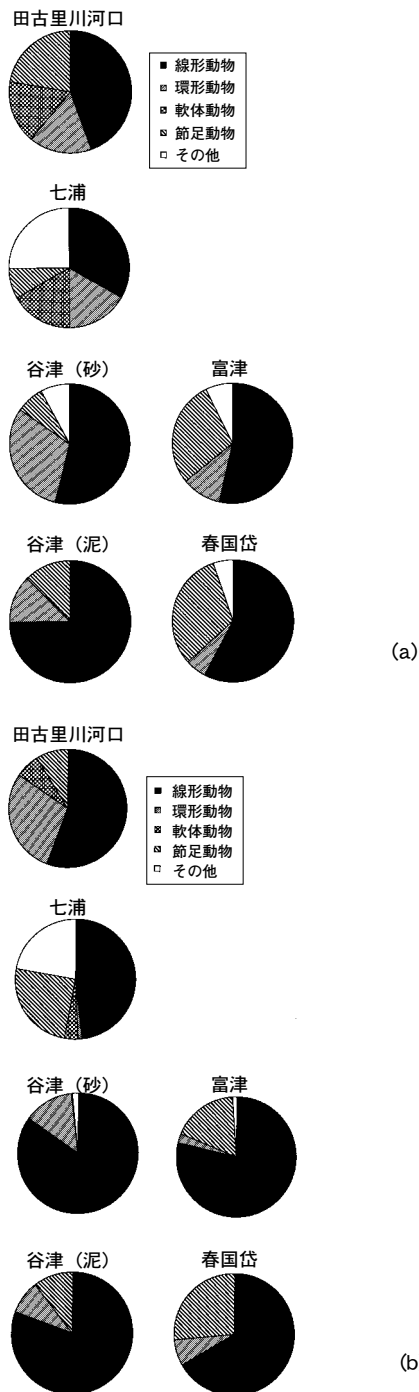


図17 各調査地において採集されたメイオベントスの分類群別 (a) 種数, (b) 個体数の割合

る。種数、個体数ともに最も多かったのは線形動物で、2位が節足動物、3位が環形動物であった。

(6) メイオベントス優先分類群により分類される干潟タイプ

調査したどの場所においても、全体的にも、種数、個体数ともに線形動物が優占しており、次に多かったのが節足動物(主にカイアシ類 *Copepoda* とカイクシ類 *Ostracoda*)、それから環形動物の順であった。*Aryuthaka*²⁴⁾ と日本水産資源保護協会⁴⁾ でも線虫綱が優占し、それに続いてカイアシ類(日本水産資源保護協会1992では特にソコムジコ類 *Harpacticoida*)が多いと報告されており、今回の結果はこれらと類似している。また、有明海の2つの干潟においてのみ軟体動物(稚貝)が出現した。それらは七浦ではエドガワミズゴマツボ(危険種)とクリイロカワザンショウの、田古里川河口干潟ではフネガイ科やニッコウガイ科の小型個体であった。田古里川河口干潟ではフネガイ科のマクロベントスとしてハイガイ(絶滅寸前種)、ニッコウガイ科のマクロベントスとしてイチョウシラトリガイ(絶滅寸前種)とテリザクラガイ(危険種)が採集されているので、ここで採集された2つの科のメイオベントスはこれらの種の稚貝である可能性がある。このことは、マクロベントス相がメイオベントス相に影響を与えている場所が存在することを示している。

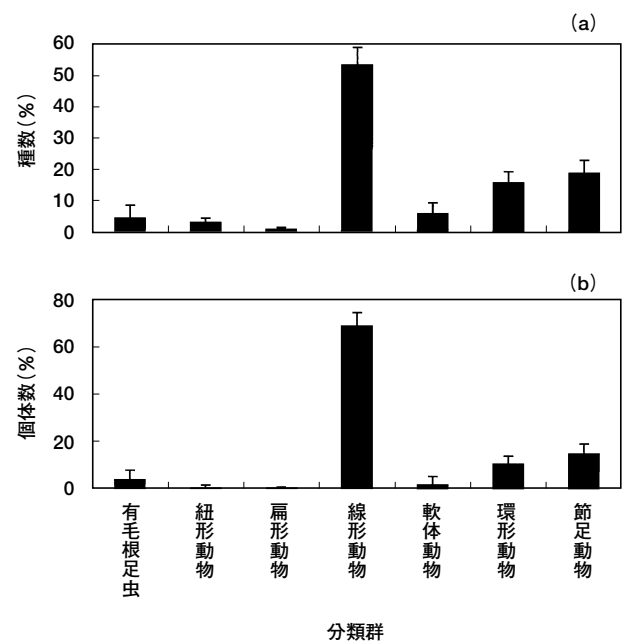


図18 全調査地において採集されたメイオベントスの分類群別 (a)種数, (b)個体数の平均百分率(+標準誤差)

(7) 絶滅のおそれのある又は希少な種の数

今回、17種の絶滅が危惧される種または希少種が採集された。それらは、有明海の2つの調査地点、田古里川河口と七浦において、最も多く（どちらも6種）採集された（図19）。どちらにおいても絶滅寸前種は2種以上採集されたのに対し、それ以外の調査地点では今回は採集されなかった。種数、湿重量共に多かった南知多においては、田古里川河口と七浦に次いで多い4種、古見では2種が採集されたが、西三番瀬においては今回全く採集されなかった（図19）。

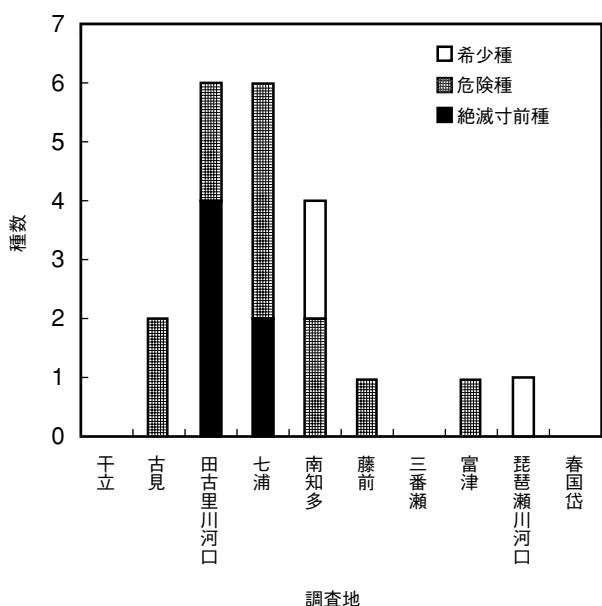


図19 各調査地において採集された絶滅のおそれのある、または希少な種の数
種の選定基準は和田ら²²⁾による

(8) 深さ別採集状況

マクロベントスについては、種数、個体数、湿重量ともに下層（16～30cm）においてより上層（0～15cm）においてずっと多く採集された（図20）。メイオベントスについても、上層ほど多くの種と個体が採集された（図21）。また、上層と下層とで合わせて採集された種のうち上層で採集された種の割合は、マクロベントスとメイオベントスのどちらにおいても9割を超え、したがって下層でのみ採集された種は1割に満たなかった（表3）。

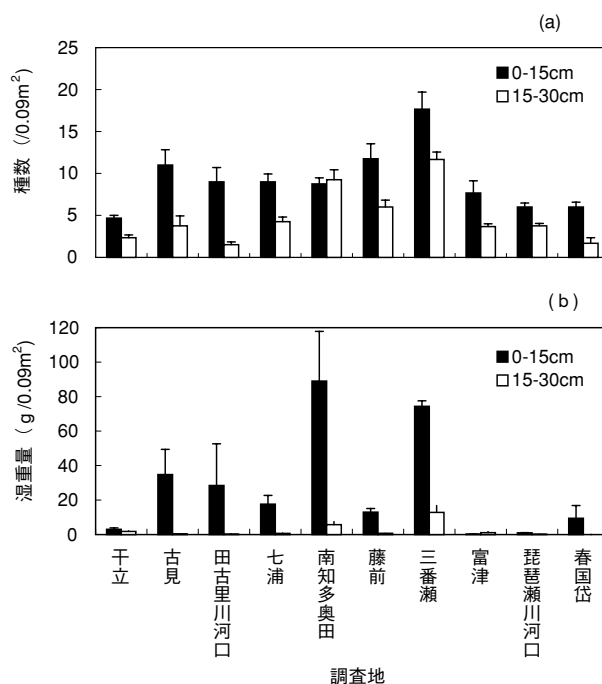


図20 10カ所の調査値において深さ別に採集されたマクロベントスの (a) 種数と (b) 湿重量

表3 上層（マクロベントス）または最上層（メイオベントス）から採取されたベントスの割合
種数については採集された種のうち上層から採集されたものであり同じ種が下層からも採集されている場合も含まれる。

	マクロベントス種数 (上層/合計)	マクロベントス湿重 量 (上層/合計)	メイオベントス種数 (上半分/合計)	メイオベントス個体 数(上半分/合計)
干立	1.000	0.632		
古見	0.962	0.991		
田古里川河口	1.000	0.992	1.000	1.000
七浦	1.000	0.964	0.964	0.836
藤前	0.950	0.951		
南知多奥田	0.571	0.940		
西三番瀬	0.853	0.853		
谷津： 砂地			0.923	0.990
泥地			1.00	1.000
富津海岸	0.933	0.478	0.614	0.957
琵琶瀬川河口	0.923	0.804		
春国岱	1.000	0.997	1	0.995
平均±標準誤差	0.919±0.041	0.860±0.056		0.963±0.026

(9) 種数と個体数または湿重量

マクロベントスでは、1 方形区あたり採集された種数と湿重量ともに場所間において有意な差があった（種数： $H = 22.486, d.f. = 8, P = 0.0041$ 、 $\tau = 21.213, d.f. = 8, p = 0.0066$, Kruskal Wallis test）。1 方形区あたりの種数が多かったのは上から順に西三番瀬、南知多、古見であり、湿重量では南知多、西三番瀬、古見の順で大きかった（図22）。種数と湿重量のどちらについても上位3 地点は全て砂質干潟であった。しかし、全ての砂質干潟でそれらが大きい訳ではなく、春国岱と干立は種数と湿重量共に、また富津は湿重量が、砂泥質または泥質干潟の藤前、七浦、田古里川河口よりも小さかった（図22）。2つの変数間の相関関係について調べてみると、種数が多い場所ほど湿重量も大きいという統計上有意な正の相関があった（ $\tau = 0.556, n = 9, p = 0.037$, 図22）。

メイオベントスでは、1 サンプルあたり採集された種数と個体数の場所間における違いはどちらも統計上有意であった（種数： $H = 12.164, d.f. = 5, p = 0.033$ ；個体数： $H = 12.977, d.f. = 5, p = 0.024$, Kruskal-Wallis検定法）。種数、個体数共に富津と春国岱が多かった（図23）。

(10) 多様性指数

マクロベントスにおいて種数と湿重量から算出した多様性指数は、七浦、藤前、富津と南知多（等しかった）の順に高かった。公平度が高かったのは上から順に七浦、

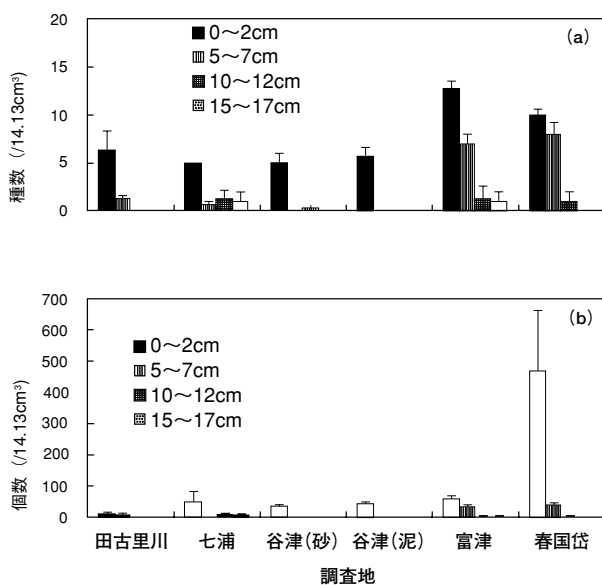


図21 10カ所の調査値において深さ別に採集されたメイオベントスの (a) 種数と (b) 個体数

藤前、富津であり、多様性指数の上位3カ所とほぼ一致していた。しかし、どちらの変数も、種数と湿重量が多い西三番瀬と古見では特に高くはなかった（図24）。多様性指数と公平度ともに富津は上位にランクされているが、採集されたベントスは少なかった。1 方形区あたり採集された平均種数は9カ所中5位、湿重量は9位（最下位）であった（図22）。

メイオベントスに関し算出した種多様性指数は高い方から富津、田古里川河口干潟、春国岱の順であり、公平度は田古里川河口干潟、谷津干潟（砂質底）、富津の順であった（図25）。

(11) 干潟のレッドデータリスト種

絶滅のおそれのある種（絶滅寸前種と危険種）および希少種（和田ら²²⁾に基づく）の採集された種数は、有

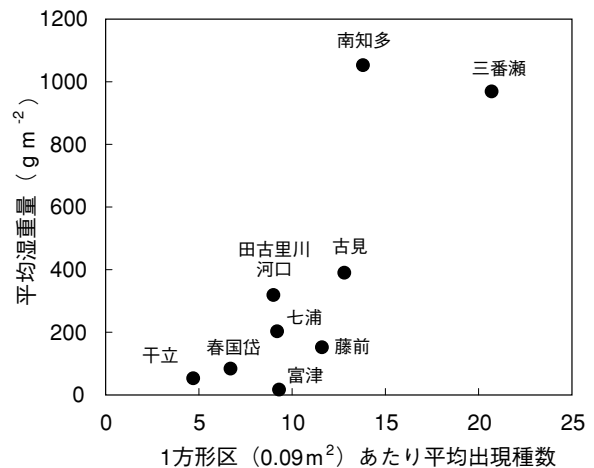


図22 9カ所の調査地において、方形区 (0.09m²) ごとに採集されたマクロベントスの平均種数と1 m²あたり平均湿重量との関係

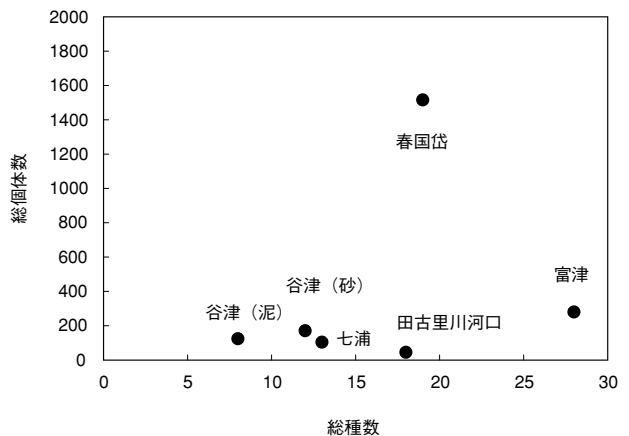


図23 6カ所の調査地において採集されたメイオベントスの種数と個体数の関係

明海の2つの調査地点において最も多かった。田古里川河口では、有明海で最近記録のなかったイチョウシラトリガイの生貝が採集された。七浦では、テリザクラとエドガワミズゴマツボ、ハナグモリガイが多数採集された。七浦は有明海では最初に見つかったエドガワミズゴマツボの多産地である。

(12) 採集する深さ

今回、マクロベントスを深さ30cmまで採集したが、上半分の15cmまでで種数の92%、湿重量の86%が出現した。また、多くの先行研究では深さ20cmまでの採集で定量評価がなされてきた。しかし、マクロベントスの中には、種類はそれ程多くはないが、それより深いところに多く生息するものもいて、ベントス群集の評価を行うためにはそれらの採集も行う必要があるという指摘もなされている。新日本気象海洋¹⁰⁾によると、藤前干潟において50cm以深の地中にアナジャコの大型個体が多く生息し、その現存量は大きい。アナジャコの巣穴は深さ2mに達することも少なくない。多毛類の中にも深いところに多く生息するものもいる。したがって、それぞれの干潟のベントス群集を正しく評価するためには、生息が確認できなくなる深さまで(60cmまたは2m以深)採集を行う必要があると言えるが、その実施にはそれなりの調査装置が必要となる。そのため、深さ20~30cmまでの採集による定量評価が行われている研究が多い。土屋・矢島²⁾は深さ20cmまでの採集により、種数・個体数ともに90%以上が採集されたので、採集深度は20cmまでとして調査を行っている。

メイオベントスについては、いずれも深さ10cmまでで調査しており、分類群によって多少の変異はあるものの、深さ10cmの範囲内でも表層に近いほど個体数が多い。今回、深さ17cmまでの4層のうち、7cmまでの上半分において種数にして全体の92%、個体数にして96%と大部分が出現した。このことは採集する深さを多少深くしても新しい種が出現することを示しているが、深さ10cm前後までの採集でおおむね良いと考えられる。

(13) マクロベントスの種数と個体数または湿重量

それぞれの場所で採集された種数と湿重量との間に正の相関があった。一般に、種数の多い場所は生物多様性が高いと考えられるので、今回の結果は生物多様性の高い場所において湿重量も大きいことを示唆する。単位面

積あたり採集されたマクロベントスの種数と湿重量は、調査地間において有意に異なっていた。これらの差は上述(優先分類群により分類される干潟タイプにおいて)したのと同様に採集地点に起因すると考えられる。本研究ではそれぞれの干潟において中央部あたりの一環境のみを選んだ。したがって、採集されたベントス群集の組成と量は採集ポイントの環境に依存していると考えられる。例えば、潮位は一つの重要な環境である。博多湾の和白干潟ではほぼ全域でウミナナ科貝類(大部分はホソ

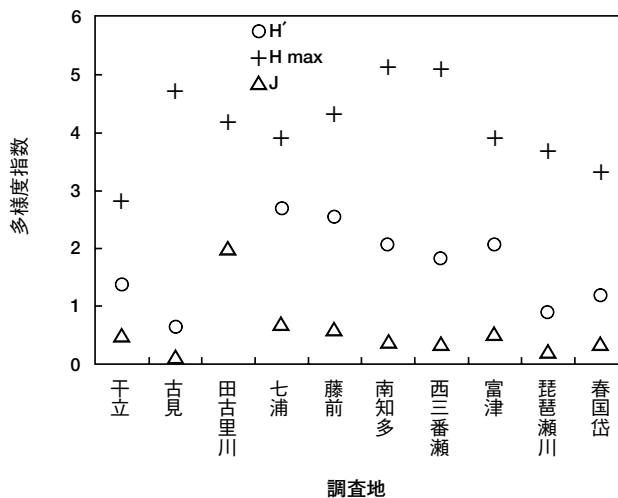


図24 10カ所の調査地において算出したマクロベントスの多様度指数(Shannon-WeaverのH', H' max, J) 種数と種ごとの湿重量を用いて算出

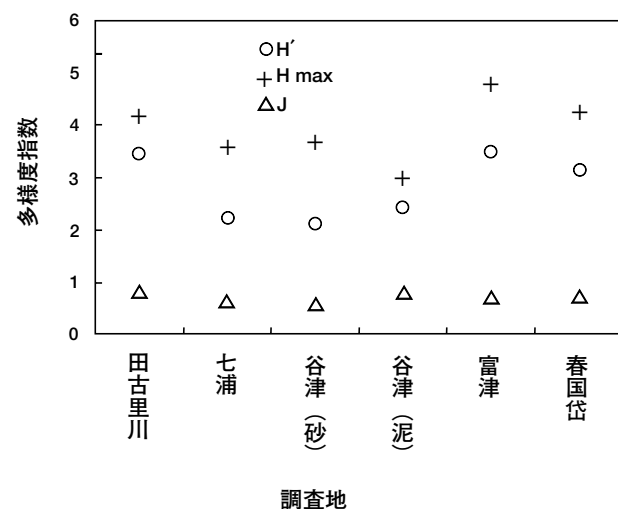


図25 6カ所の調査地において算出したメイオベントスの多様度指数(Shannon-WeaverのH', H' max, J) 種数と種ごとの個体数を用いて算出

ウミナナで一部ウミナナが混じると思われる、古賀、私見)が多いものの、それ以外では、干潟の上部ではスナガニ科カニ類などの甲殻類が、中央部ではゴカイなどの多毛類が、下部ではアサリやホトトギスガイなどの二枚貝類が多いと報告されている。東京湾の小櫃川河口干潟では、潮位により生物相が違ってくるだけでなく、現存量も大きく違うことが報告されている。干潟の上部ではスナガニ類やゴカイ類などの堆積物食者が多く、その現存量は 100gm^{-2} 程度であるのに対し、干潟の下部では懸濁物食の二枚貝類が多く、その現存量は 1kgm^{-2} 以上である。今回、富津ではドロクダムシなどの甲殻類が優占しており、湿重量は 16.4gm^{-2} と低く、干潟上部から期待される分類群相と現存量になった。これはこの調査地のほぼ下半分が藻場と重複していて、そこを避けた結果、採集場所が干潟上部に偏ったためであると考えられる。一方、西三番瀬の調査地点は護岸に隣接していたため、高潮位の場所がなく富津とは逆に採集地点が低い場所に偏った可能性がある。マクロベントスの分類群と湿重量の結果からも、南知多と西三番瀬ではアサリが優占していたことから、中潮位または低潮位の場所であったことが推測される。このように、どの潮位で調査を行ったかが採集された生物相や湿重量に影響を与えたと考えられる。

また、それぞれの干潟において、全部で何種類のベントスが生息しているかは、そこにどれだけタイプの異なる生息場所を含んでいるかに依存する可能性が指摘されている。それによると、当時の諫早湾内の幾つかに干潟において採集された種数が多かったのは、干潟の状況が変化に富んだ国見町神代干潟(砂泥質・礫干潟とアマモ場を含む)と小長井町井崎干潟(岩礁と砂泥質・泥質干潟を含む)であった。したがって、アセスメントの際にはそのような場所を全て調査して評価を行う必要がある(踏破型の調査)。

(14) メイオベントスの種数と個体数または湿重量

種類数、個体数ともに富津と春国岱で多く採集されたが、この2地点はマクロベントスについては種類数、個体数ともに少ない場所であった。また、これら2地点における採集ポイントは前述の通り干潟の上部であった。しかし、今回は調査地点数が少なかったため、潮位とメイオベントスの種数や個体数との関係の解明は今後の課題である。

個体群密度(1m^2 あたり)は、千葉県の盤州干潟では夏季に $17\sim 120\times 10^4$ 、冬季に $14\sim 114\times 10^4$ 、鹿児島市の与次郎浜では年平均が 121×10^4 である。今回の結果はこれらとは採集方法が異なるので一概に比較はできないが、田古里川河口干潟で約 2.1×10^4 、七浦で 8.1×10^4 、谷津干潟の砂底で 4.8×10^4 、泥底で 5.8×10^4 、富津海岸で 13.2×10^4 、春国岱で 71.5×10^4 となっていた。富津海岸と春国岱以外の場所の密度は先行研究の結果と比べてかなり低いと思われる。

(15) 多様度指数

マクロベントスにおいて種数と種ごとの湿重量の情報から算出した多様度指数は、種数が多く湿重量の大きい干潟において必ずしも高くはなかった。この原因としては、干潟においては種数の多い場所であっても、湿重量の大部分を少数種(貝類)が占めることがあると考えられる。例えば、逸見⁵⁾は個体数の多い方形区では特定種が優先していたと述べている。本研究では湿重量について、南知多ではアサリが48.7%、西三番瀬でもアサリが64.1%、古見ではイボウミナナが92.0%を占めた。その一方で、湿重量が全体の1%に満たない種が南知多では28種(80%)、西三番瀬では27種(79%)にも上った。したがって、多数種のマクロベントスが採集されるような干潟においては、優占種となる貝が湿重量の大部分を占め、他方で少量しか採集されない種が多数存在する可能性が指摘される。種の多様度は今回、採集された種数は少ないものの、貝類が重量的には優占しない干潟で高かった。干潟のマクロベントスの多様性は多様度指数で表現するには適していないのかも知れない。多様度指数については経験的なデータに基づき、その指数の有効な計算ができるかどうかについて疑いが持たれているという。

メイオベントスにおいては、マクロベントスとは異なり、種数あるいは個体数の多さと多様度指数の大きさはある程度一致していた。この原因として、個体数の特定の種への偏りが比較的小さいことと、少数個体のみ採集された種の割合が少なかったことが考えられる。まず、優占種が占める割合については、富津では線形動物の1種が23.8%を、春国岱では線形動物の1種が26.4%を、田古里川河口でもヤマトスピオが24.4%を占めたに過ぎない。その一方で、個体数が全体の1%未満の種は富津では13種(46%)、春国岱では9種(47%)、田古里川

河口では0種（0%、但しこれは総採集個体が100に満たなかったため）だけであった。したがって、多数種のメイオベントスが採集される干潟においては、優占種が全体に占める割合が小さく、他方で少数個体しか採集されない種も多くないという特徴があるのではないか。その結果、種の多様度は採集された種数が多かった場所で高かったのだろう。

2.1.5 全国干潟の類型化

(1) 生態系の機能評価手法

人間活動による開発で回避 (avoidance) の手続きがとられずに生態系の一部あるいは全てが破壊されてしまう場合、修復に際し何らかの基準で当該生態系の修復目標あるいは修復程度を評価する必要がある。生態系評価には単位面積あたりの生態系機能とその面的広がりといった質量両面からの評価が必要となる。米国では湿地生態系の評価法としてWET (Wetland Evaluation Technique), HEP (Habitat Evaluation Procedure), HGM (Hydrogeomorphic) アプローチといった手法が利用されてきたが、感潮域である潮汐湿地は農業や宅地に不適な土地としてみなされ、評価の事例も少ない。一方我が国では古くから漁業をはじめ人間生活と干潟が深く関わり、同時に狭い国土を補うために埋め立ての歴史も古い。現在でも諫早、藤前、三番瀬といった残された貴重な干潟が次々と存続の危機にさらされているにもかかわらず干潟における生態系機能の評価手法は確立していない。

(2) HGMアプローチによる類型化

HGMアプローチは湿地生態系に特化した比較的新しい機能評価手法で、はじめに対象湿地を水文地形学的 (Hydrogeomorphic) に分類した7つのクラス、すなわち窪地 (Depressional), 湖周辺 (Lacustrine fringe), 感潮域 (Estuarine fringe), 傾斜地 (Slope), 河岸 (Riverine fringe), 無機土壌平地 (Mineral soil flat), 有機土壌平地 (Organic soil flat) に分類する (Smith *et al.*²⁵⁾) HGMアプローチを提唱した米国陸軍工兵隊 (U.S. Army Corps of Engineers) の管理管轄は平均水面以上の陸域湿地である (Shafer and Yozzo,²⁶⁾) ため、潮間帯に属するいわゆる干潟についてはこれまで適用されていない。各クラスは上位のサブクラスである気候や地質などを基準に分類され、さらに下位のサブクラス分類基準である水の供給様式、傾斜、氾濫原および流域の位置と大きさ、塩分濃度、

景観構成要素などを基準にして細分される (Smith *et al.*²⁵⁾)。HGMアプローチでは同一の水文地形学サブクラスは同等の機能を持つ (Brinson²⁷⁾) と定義されていることが特徴で、サブクラスに分類する作業は開発に直面した対象生態系の評価を迅速かつ正確に実施させるために行われる。その点でいわゆる詳細な湿地目録や希少種の存否に焦点をおいた生物目録を作成する手法と異なる。サブクラス内には評価対象地域とその季節的および地理的な変異幅を把握するための参照地域および人為の影響をできる限り受けていない参照基準地を含んだ複数の湿地を含む領域 (domain) を選定し、領域内に共通に想定される機能を評価チームに属する専門家が設定し、実際の調査を行う (Smith *et al.*²⁵⁾)。

本項では日本の干潟生態系において、同一の水文地形学サブクラスは同等の機能を持つ、というHGMアプローチの原則を検証することを目的とする。湿地生態系の機能の指標についてはBrinson²⁷⁾ が提唱した5項目である水の特徴 (Water Characteristics), 底質の特徴, 栄養条件, pH, 色 (水色), に準じて設定した。

(3) 調査地と調査方法

本研究では欧米のHGMアプローチの感潮域クラスよりも水深が深い干潟域、具体的には平均海面より深く低潮時に干出する砂泥底質平坦地 (intertidal sandy and muddy flat) を干潟と定義し、調査対象とした。

調査地点には北海道3ヵ所 (春国岱, 風蓮湖, 琵琶瀬川河口), 東京湾3ヵ所 (西三番瀬, 谷津, 富津) 伊勢湾2箇所 (藤前, 南知多奥田) 有明海2ヵ所 (田古里川河口, 七浦), 沖縄県3ヵ所 (石垣島網張, 西表島古見, 干立) の13ヵ所を選定した (図1, 口絵写真1)。潮汐表から各調査地点に最も近い標準港を選定し年最大干満差を算出した。現地調査は1999年に2度実施し、その間は2潮, 約4週間であった。1回目の調査は5月29日 (沖縄県) から8月12日 (北海道) にかけて, 2回目の調査は6月28日 (沖縄県) から9月10日 (北海道) まで実施し, 季節変動については本研究では研究対象としなかった。

各干潟の中央部に10~15m間隔で5つの調査地点を配置し, 調査は大潮干潮時の干出直後に行った。干潟内の空間変動については本研究では調査対象としなかった。電気伝導度 (EC), 水素イオン濃度 (pH), 酸化還元電位 (ORP), 地温はハンディ型計器を用い現場で測定した。

表4 生態系機能の指標としての調査項目
 図中における略号とともに併記した。

底質の特徴 15項目		水の特徴 15項目		栄養条件 10項目	
電気伝導度	EC	年最大干満差	Tide	底質中の含有量	
水素イオン濃度	pH	間隙水中の濃度		可給態窒素	AvN
酸化還元電位	ORP	ナトリウムイオン	InNa	可給態リン	AvP
温度	T	カリウムイオン	InK	全窒素	TN
含泥率	cw	マグネシウムイオン	InMg	全リン	TP
中央粒径	Md	カルシウムイオン	InCa	間隙水中の濃度	
重量含水率	ω	塩素イオン	InCl	硝酸および亜硝酸態窒素	InNO
乾燥密度	ρd	硫酸イオン	InSO	アンモニア態窒素	InNH
強熱減量	Li	塩分	InSal	リン酸態リン	InPO
底質流動	Sflu	直上水中の濃度		直上水中の濃度	
底質中の含有量		ナトリウムイオン	Na	硝酸および亜硝酸態窒素	NO
全炭素	TC	カリウムイオン	K	アンモニア態窒素	NH
全アルミニウム	TAl	マグネシウムイオン	Mg	リン酸態リン	PO
全カルシウム	TCa	カルシウムイオン	Ca		
全鉄	TFe	塩素イオン	Cl		
全マグネシウム	TMg	硫酸イオン	SO		
		塩分	Sal		

表層から深度10cmまでの底質を直径約55mm長さ約100mm体積250mlの塩化ビニール製のコアサンプラーを用いて各地点5本ずつ採取した。セラミック製採取器を用いて間隙水を採水し、比色およびイオンクロマトグラフ法で表1に示すような各種イオン濃度を測定した。上げ潮時に採取した干潟直上水についても同様な測定を行った。底質サンプルはかくはん後分取し、105℃で48時間以上加熱して含水率と乾燥密度を測定した。さらに550℃で2時間加熱して強熱減量を算出した。サンプルの一部を湿式灰化しプラズマ発光分光分析法で主要元素を測定した。粉砕機により微粉化したサンプルは乾式燃焼法および比色定量によって全炭素、全窒素、全リンを測定した。可吸態リンおよび窒素は抽出後、比色定量で測定した。粒度分析は湿式篩分法と過酸化水素水による有機物除去後に乾式篩分および沈降法を併用して行い、中央粒径値（Md ϕ およびd）および含泥（63 μ m以下の各分）率を算出した。底質の流動状態を評価するために、直径約10mmの園芸用の被覆ポールを干出中の干潟底質に4～6本挿入し、突出部の長さの変化率を計算した。

これら13カ所における40項目（表4）の測定結果から得られた相関係数行列を用いて主成分分析を実施した。

(4) 結果

対象とした13干潟を水文地形学的な特徴で分類した。河口より陸側に位置する河口域干潟には琵琶瀬川河口と田古里川河口干潟、海の一部が砂嘴や砂州によって仕切

られた半隔離水界である潟湖干潟には、網張、谷津、風蓮湖が分類された。このうち谷津は流入河川を持たなかった。残りの8干潟はすべて前浜干潟に分類され、南知多、富津では付近に大きな河川が無かった。これらをまとめると地形的特徴と水の供給様式によって5つのサブクラスに分類された（表5）。

気候サブクラスについては、陸上植物の分布から得られた気候区分によれば亜寒帯：北海道3カ所、暖温帯：本州5カ所および九州2カ所、亜熱帯：沖縄3カ所に分類された。さらに海流の影響を加味した海藻分布から得られた気候区分（千原²⁸⁾）によればI区：北海道3カ所、II区：本州5カ所、III区：九州2カ所と沖縄3カ所に分類された。

底質サブクラスについては、有明海2地点で含泥率

表5 調査地の水文地形学的な分類結果

地形クラス	主要な水供給源	その他の水供給源	調査地	地形サブクラス
前浜干潟	海	特になし（小河川）	富津千潟（東京湾） 南知多奥田海岸（伊勢湾） 七浦海岸（有明海） 	B1
		隣接する大きな河川（下げ潮時影響大）	春国岱（根室湾） 西三番瀬（東京湾） 藤前千潟（伊勢湾） 古見千潟（沖縄西表） 千立海岸（沖縄西表） 	B2
潟湖干潟	海	特になし（小河川）	地下水 谷津千潟（東京湾） 	L1
		隣接する大きな河川（下げ潮時影響大）	風蓮湖（北海道） 網張千潟（沖縄石垣） 	L2
河口域干潟	河川	海（上げ潮時影響大）	琵琶瀬川河口（北海道） 田古里川河口（有明海） 	E

70%以上と高かった。琵琶瀬川河口では40%程度であったが、有機物除去後は藤前、谷津、風蓮湖と同様に20～30%に低下した。そのほかの干潟では10%以下であった。Wentworth区分によれば七浦がsiltyclay、田古里川河口がsand-silt-clay、他の地点は全てsandに分類された。本研究では、泥干潟（有明海2地点）、砂泥干潟（藤前、谷津、風蓮湖、琵琶瀬川河口）、砂干潟7地点に分類し、底質サブクラスを3つに分類した。

次に生態系機能に関する指標40項目による主成分分析の結果、13干潟を類型化した結果を図26に示した。第1および第2主成分の累積寄与率は64%、第1主成分だけでも48%が決定されていた。調査項目による変量プロットと調査地点の主成分分析結果から、第1主成分は塩分濃度に代表される海水と淡水の供給状況および底質の含泥率と鉱物組成の影響、第2主成分は底質の有機物量とリン、アンモニアに代表される流入負荷の影響を示していると解釈された。

以下に因子負荷量の高かった項目について、水文地形的分類とあわせて結果を示す。ECは地形サブクラスB1（表4を参照、以下同様）に属する七浦、藤前（B2）、田古里川河口（E）で低く、海水同様高いpHを示したのは南知多（B1）、古見と干立（B2）、風蓮湖（L2）であった。

含水率は琵琶瀬川河口（E）と田古里川河口と七浦が50%以上と高く、乾燥密度は低かった。そのほかの干潟では含水率は20%前後であった。藤前では含水率は他の地点と大きく変わらないが乾燥密度は低かった。

塩素イオン濃度は間隙水、直上水とも七浦、藤前、網張（L2）で低かった。有明海の七浦、田古里川河口と流域が都市部である西三番瀬（B2）、藤前で直上水の硝酸およびアンモニア濃度が高く、リン酸態リンは七浦、西三番瀬、藤前、谷津（L1）、流域に牧場を持つ春国岱（B2）、風蓮湖で高かった。

底質の全炭素については泥炭が形成されていた琵琶瀬川河口で卓越した。底質中の可給態リンについては藤前で卓越し、流域負荷の高い東京湾3地点、北海道3地点においても比較的高かった。干立、網張ではカルシウムが多かった。有明海2地点ともアルミニウムが卓越した。伊勢湾2地点では鉄とアルミニウムがほぼ等量存在し、その他の干潟ではアルミニウム、鉄、カルシウム、マグネシウムの存在比は海域ごとに類似した。

底質流動は春国岱、七浦、干立で堆積が卓越し、田古

里川河口では侵食がみられた。それ以外の地域では流動は少なかった。西三番瀬では人為的攪乱で欠測した。

(5) 考察

前浜干潟、潟湖干潟、河口域干潟という分類は扱うスケールによって入れ子構造を示すことが示唆された。多くの河川を内包する有明海湾奥に位置する七浦は数百m程度の小スケールではB1に区分された。しかし七浦は琵琶瀬川河口、田古里川河口（E）と類似した機能指標（ECや含水率）を示した。これは数km離れた鹿島川や塩田川、さらに数十km程度離れた六角川、筑後川の影響であると考察された。また、伊勢湾湾奥に位置する藤前（B2）は日光川、庄内川、新川河口内部には位置しない

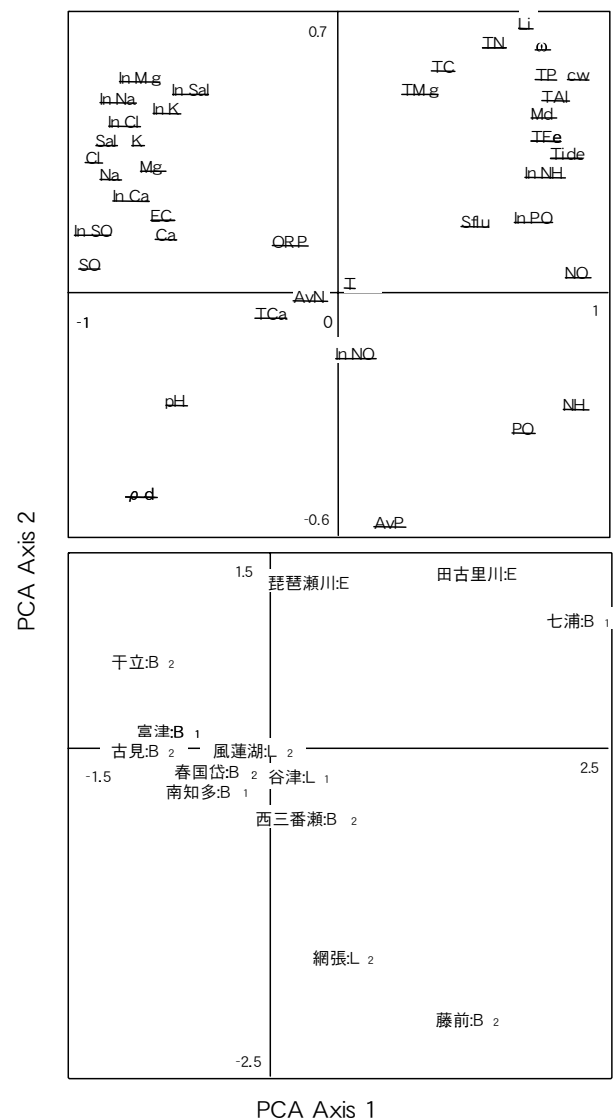


図26 主成分分析の結果
測定項目の変量プロット（上）と各調査地点の主成分得点（下）、上図中の略号は表4、下図中の地点名に続く略号は表5を参照。

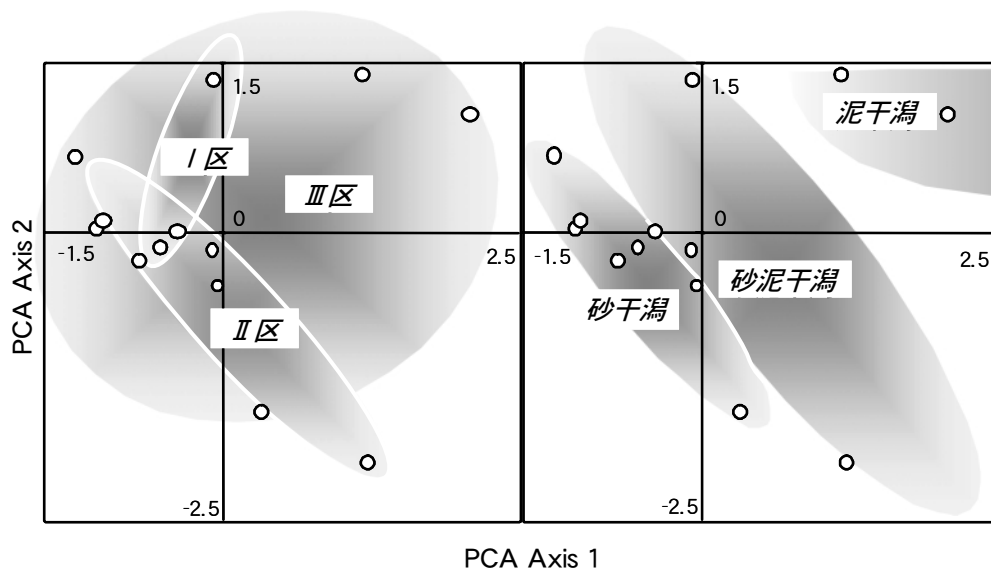


図27 調査地点の機能指標による分類結果と気候サブクラス（左）、底質サブクラス（右）との対応
気候サブクラスは海藻植生によるものを示した。

が数百mで隣接する。これら河川の影響を強く受けて河口域干潟的な機能指標を示したと考察された。またBeタイプであっても古見は河口から遠く、干立は流入河川が小さく、春国岱は外洋に面しており、西三番瀬に注ぐ江戸川は堰で制御されているためいずれも機能は前浜(Bタイプ)的であった。地形サブクラスは扱う地理スケールによって結果が左右されることがあると結論した。

気候および底質サブクラスと生態系機能指標の分類結果の対応関係を図27に示した。生態系機能指標は泥、砂泥、砂干潟の底質サブクラスに対応して3群に分類された。気候サブクラスについて、陸上および海藻植生による気候分類との対応はとれなかったが、北海道では土壌に未分解の植物遺骸が泥炭となって堆積しており北海道の気候が生態系機能に大きく影響していた。沖縄の一部干潟の底質は熱帯海域の特徴である有孔虫の死殻から構成され、それに起因するカルシウムはリンの吸着に大きな影響を与えることが予想される。したがって気候サブクラスは海域サブクラスとあいまって下位のサブクラスとして利用できるかと考察した。

欧州でHGMアプローチを用いて湿地の生態系評価手法の確立を試みている欧州湿地生態系機能解析 (FAEWE: Functional Analysis of European Wetland Ecosystems) プロジェクトでは水文地形学的に均一な天然の地形単位では土壌・底質も同一であるという原則に基づいて研究を進めている (Maltby, E. *et al.*²⁹⁾)。米国と異なるのは欧州の湿地スケールが

小さいため、水文地形区分 (HGMU: Hydrogeomorphic Unit) を小さくしていること、古くから人間が湿地を管理および改変してきたという背景を反映し植生を生態系機能の指標に利用しないことにある (McInnes, R.J. *et al.*³⁰⁾)。日本の干潟においても欧州型HGMアプローチと同様に対象地域に対し数百m以下の小スケールで水供給源と底質に応じて水文地形区分を分類し評価を行うことが、干潟における最も迅速で適切な生態系機能の評価手法となりうると考察した。

2.2 干潟生態系の空間的把握手法

2.2.1 富津干潟の空間把握 (物理化学環境・底生藻)

(1) はじめに

前節では全国各地の干潟を調査し、環境アセスメントを実行する上で必要な生態系区分・類型化の検討を行い、水文地質学的な基準からサブクラスを別け、底質の有機物含有量、無機炭素量や底質の粒度組成は生態系機能のユニット区分として重要な指標であることを示した。しかし、一つの干潟生態系を評価する際にどのくらいの広さの場所からどれくらいの数の標本を採取すれば定量的な評価ができるかこれまで明確ではなかった。言い換えれば、底生動物などの方形区内での採取、ライントランセクト法による把握など点や線的な調査が一般的であり、リモートセンシングによる面的な調査について十分確立されていない。そこで干潟環境に対する面的情報抽出の可能性について検討し、サンプルを採取する際に問題である空間的均一性を把握し、どのくらいの干潟

の地域範囲からサンプルを採取するべきかを検討した。

(2) 調査地および方法

モデル調査地として東京湾富津干潟（**図28**、**口絵写真4**）でヘリコプターによる高度別の航空写真熱画像とSPOT衛星によるマルチスペクトルデータの取得を行った。富津干潟全体を含む大領域、100方形区の中領域を2ヵ所、10m方形区の小領域を2ヵ所設定した（表5）。方形区（100×100m）に49ヵ所の採集地点を等間隔に設定し、干潟の各種の機能・環境データを収集した。地形については光波測量器で測量した。

一次生産機能の把握のため底質表層のmini-PAMによる量子収率の測定後、メタノール抽出後のクロロフィルaの定量を行った。栄養塩類の貯蔵および除去機能の把握のため、底質コアサンプル（10cm深）の間隙水を吸引採取し、干潟底質間隙水の栄養塩類の分析を行った。間隙水の酸素安定同位体比を測定して海水と淡水の混合について観測した。その他環境要因として底質コアサンプルの有機物含有量、無機炭素量、粒度組成、底質灼熱減量及び窒素・炭素・リンの含有率等の場所による違いを測定した。

(3) 結果および考察

図29に約800mの高度から取得したSPOT衛星画像を示し、**図30**に低高度（小領域）～高高度（中領域）から撮影した干潟の航空写真（2000年7月4日撮影）を示した。SPOT衛星画像からは富津干潟全体、高度約1,500mから

約2,300mの範囲、中高度約400mから約100mの範囲、低高度約40mから約10mの範囲が撮影された。画像データの取得高度の違いによって抽出可能な項目は**表6**の通りである。撮影高度が上昇するに連れて生物の情報や干潟微地形の情報抽出は困難になるが、把握できる範囲が広がるため、適切な観測高度を選択しリモートセンシング手法によって面的な情報の抽出が可能になった（舟橋ら³¹⁾）。

地形測量の結果、岸から約200m沖合までに6ヵ所の凸部凹部が繰り返して干潟の比高差は約1mあった。底質の粒度分布を見ると、比較的均一に見える100mの中でも粒径の違いがあり、主として125～500μmに差が見られた。酸素安定同位体比は海水と淡水の混合状態を把握する良い指標となる。そこで表層水および底質間隙水の酸素安定同位体比を測定した。100m中領域方形区内での同位体比の違いは最大で0.5パーミルあり、コアマモ類の生育する比較的低い場所で酸素安定同位体比は重く相対的に海水の割合が高いと考えられた。底生微細藻類はコアマモなどの藻場で相対的に大きく、干潟裸地で少なかった（**口絵写真5**、**図31**）。同様にPAM活性もコアマモ藻場での底質が高く光合成が相対的に藻場で高いと考えられた。コアマモなどの海産大型植物の被度は中領域方形区内の半分が多く、裸地と藻場の比較を行い、環境の違いを見いだした。その植生の違いは底質の堅さ、沈殿量などの性質と相関が高く、植生被度と有機物含量は相関が高かった。干潟生態系の一次生産性などの機能を評価するとき景観ユニットとしての藻場や干潟裸地を機

表6 抽出可能項目（高度別）

情報区分	目視情報	現地目視観察	低高度写真 40m	中高度写真 400m	高高度写真 1500m	熱画像 40-400m	SPOT 800km
地形・基盤	タイドプール	○	○	△	△	△	△
	干出部	○	○	△	△	△	△
	地盤高	○	×	×	×	×	×
	さざ波砂連	○	○	×	×	×	×
	サンドウェーブ	△	×	○	○	×	○
	感潮クレーク	△	×	○	○	×	○
	干潟全体像	○	×	×	○	×	○
干出部含水状況	○	×	×	×	×	○	
生物	コアマモ	○	○	×	×	×	×
	アオサ	○	○	×	×	×	×
	アオノリ	○	×	×	×	×	×
	アマモ	○	○	×	×	×	×
	オゴノリ	○	○	×	×	×	×
	ハネモ	○	×	×	×	×	×
	藻場	○	○	○	○	○	○
	藻場活性状態	○	×	×	×	×	○
	ゴカイ糞塊	○	○	×	×	×	×
	生物生息孔	○	○	×	×	×	×
その他	表面温度	○	×	×	×	○	×

能ユニットとして区別して評価する必要性を実証した。生物活性や環境データから干潟全体の機能を把握するため適切な調査地点数の検討を行った。

本研究では航空写真等を使って干潟を類型区分し、比較的均一と認識されたユニットごとにそれらの機能を定量することで干潟全体の影響評価が可能になった。

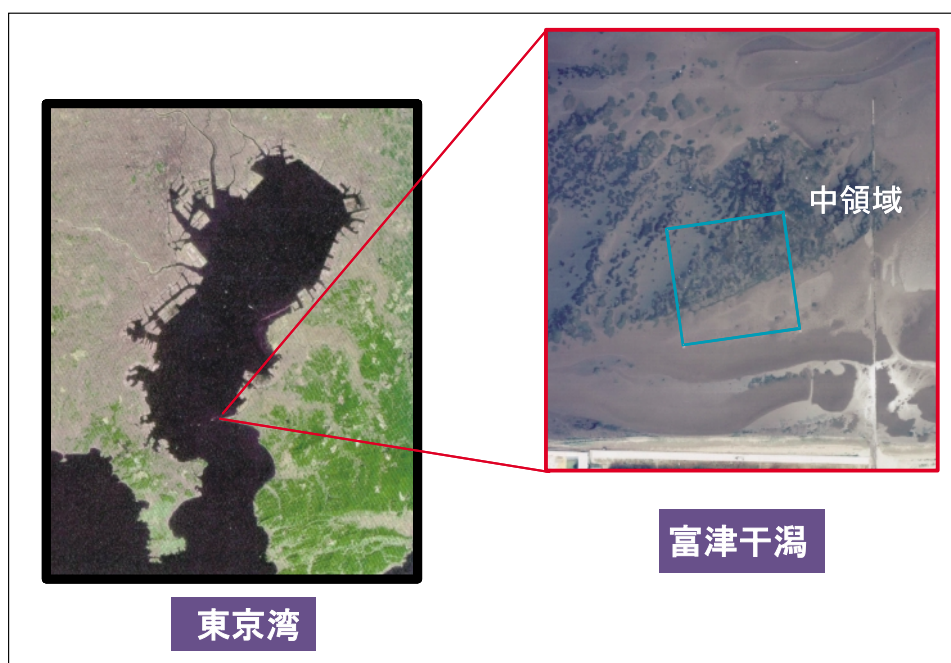


図28 モデル調査地としての東京湾富津干潟

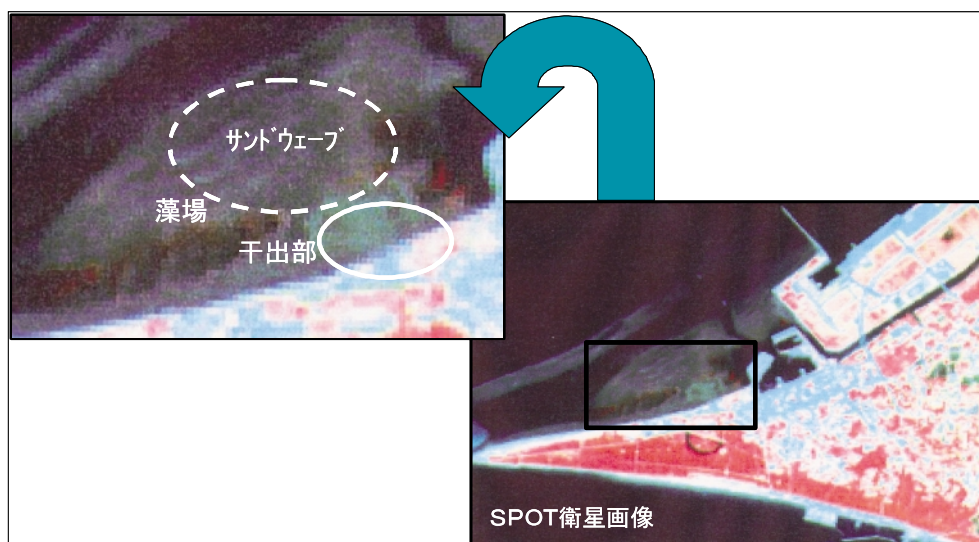


図29 約800mの高度から取得したSPOT衛星画像



図30 低高度から撮影した干潟の航空写真（2000年7月4日撮影）

0.22	0.16	0.39	0.23	0.22	0.38	0.14
0.23	0.38	0.68	0.61	0.58	0.42	0.38
0.09	0.62	0.92	0.12	1.00	0.19	0.26
0.05	0.31	0.23	0.51	0.09	0.16	0.23
0.14	0.27	0.11	0.09	0.10	0.10	0.17
0.06	0.04	0.07	0.09	0.08	0.14	0.12
0.08	0.02	0.00	0.04	0.09	0.06	0.08

図31 富津干潟の方形区における微細藻類の現存量（相対値）

2.2.2 富津干潟の空間把握（底質環境と生物）

（1）はじめに

現在、各地に残存する藻場は干潟よりも沖帯に分布している。水産の近代化に伴い、干潟はアサリ類の養殖などで「海の畑」に変貌し、船外機や収穫用器具にからまる藻場は干潟内から除去されているのが現状である。昨今、養殖畑としての干潟の収量が低下し、同時に底質の流出も進んでいるため、東京湾に残存する数少ない自然干潟のひとつ、千葉県富津干潟では毎年大量の土砂が供給されている。

富津干潟には天然のアマモ・コアマモ群落からなる藻場が干潟上に広がっている（図32、口絵写真4）。本項では我が国で稀少な存在となりつつある干潟上に分布する海草藻場の現在の状況と過去の生育状況を比較し、同時に、定性的に記述されることが多かった藻場の生態系機能をコアマモ群落を材料として、底質の物理、化学、生物地球化学的な調査結果とあわせて考察することを目的とする。

（2）調査地と方法

東京湾における過去の景観資料および生物分布資料のうちアマモ・コアマモなど海草藻場の分布情報が得られるものを抽出した。現況調査については自然干潟、人工干潟を問わず東京湾の全干潟を干潮時に徒歩で行った。

一部立ち入り禁止区域に関しては研究者に対する聞き取り調査および航空写真の閲覧調査によって補完した。

干潟上藻場の生態系機能に関する調査は千葉県富津洲北岸干潟（口絵写真4）で実施した。富津干潟の護岸から100m付近に100×100mの永久方形区を設置（図32）し、その内部に約17m間隔で49点の調査地点を設置し測量を実施した。野外調査は2000年7月と8月、大潮干潮時の水位0cm時に行った。各調査地点に50cm四方の方形枠を置き、目視により各種海産大型植物の相対被度を求めた。同定には新崎³²⁾、千原²⁸⁾、千原³³⁾を用いた。植生調査地点の近傍において、現地あるいはサンプル採取後に下記項目を調査した。底質の物理環境として含泥率、含水率、土壤硬度計による土壤硬度および土壤貫入試験器による深度別貫入抵抗、底質界面における底質流動性、化学環境として、pH、EC、ORP、間隙水の各種栄養塩類濃度、生物地球化学的特徴として、底質表層のクロロフィルa濃度、強熱減量、綿布埋設法による有機物分解速度、などを測定した。測定法は矢部³³⁾にしたがった。

（3）結果および考察

千葉県水産試験場富津分場より農商務省³⁴⁾が作成した明治41年東京湾漁場図をお借りし、東京湾の干潟上の多くにあじ藻およびいら藻の記載を得た。古い呼び名

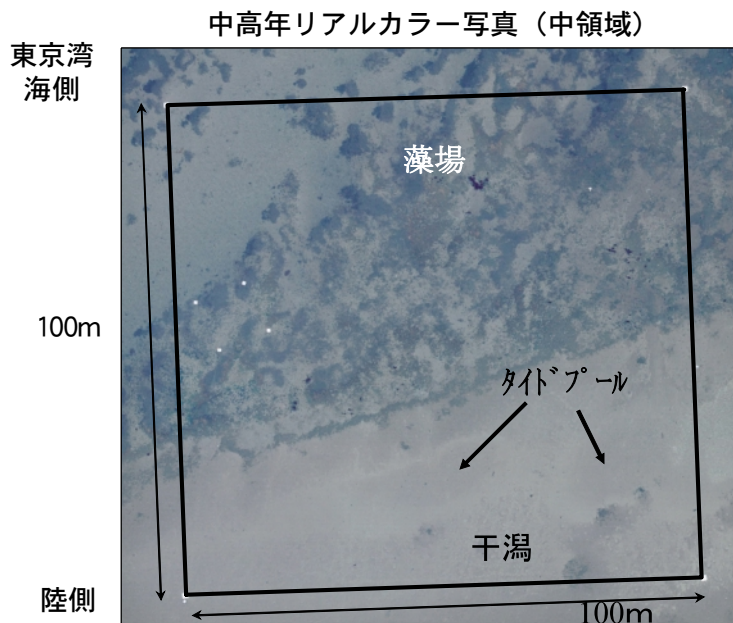


図32 富津洲北岸100×100mの永久方形区

北が海側、南が陸側を示す。四隅の白い点は1×1mのシート緑色の部分は主にコアマモからなるパッチ

および該当植物の大きさに関する船橋漁業協同組合での聞き取り調査の結果、あじ藻がアマモ、にら藻がコアマモを指すと結論付けた（図33、口絵写真5）。

さらに、江戸期の葛飾北斎³⁵⁾の版画である富嶽三十六景のうち登戸浦（現在の千葉市登戸3丁目登戸神社付近）には、熊手状の器具やざるを手にして貝類を採取および運搬する人々の姿が見受けられる（口絵写真5）。このことから時間帯は干潮時前後と推測されるが、この版画には沿岸の砂浜域に干出している緑色植物群落記載されている。東京湾における干潟の現存植生から推測すると、塩湿地植物のシオクグあるいは海草のコアマモのいずれかであると推測された。さらに前出の農商務省作成東京湾漁場図とあわせて考えるとこの植物はにら藻、すなわちコアマモである可能性が高いと結論付けられた（図34）。

一方、現存する干潟上藻場は富津洲北岸でアマモ・コアマモ群落を確認できた。木更津盤洲干潟の一部ではコアマモ藻場が確認された。そのほかには長期にわたる定着が確認されないもの時折その存在が報告される船橋三番瀬沖、横浜野島海岸および隣接する金沢人工干潟などがあげられる。

植生調査の結果、大型海産植物としては海草コアマモ、アマモ、紅藻オオゴノリ、ツルシラモ、石灰藻の一種、イグスの一種、褐藻ツノマタ、緑藻ハネモ、ネダシグサの一種、アナアオサ、ボウアオノリの11種が出現した。海草植生とpH、ORPの間には負の相関がみられた。底質流動は植生が存在すれば種を問わず急激に低下した。一方貫入試験の結果、地下10cm以深では海草植生の増加にともなって貫入抵抗が増し、この関係は根圏のない深度50cm程度までみられた。底質の強熱減量との関係は海藻植生より海草植生で明瞭であり、8月には強い一次相関（ $R>0.7$ ）（表7）を示した。

富津干潟の裸地部は流域負荷の低い典型的な砂干潟で含泥率が低く、深部まで酸化的であることが分かっている。干潟上の海草植生は底質表層を安定化させ有機物の堆積を促進するだけにとどまらず、地下部が存在しない深度まで底質を硬化・安定させて還元的環境を形成していた。干潟上の藻場パッチネスは、従来の研究成果にあるように動物相の産卵場、住み込み、採餌場機能（東³⁶⁾、水島³⁷⁾）などに加えて、富津干潟のような有機物に乏しい砂干潟において、多様な底質環境を供給していることを明らかにした。過去との植生変遷に関する調査

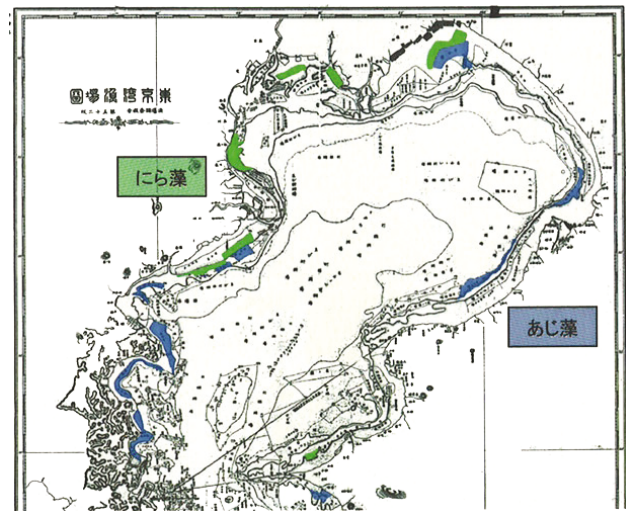


図33 東京湾漁場図
明治41年農商務省発行。橙はにら藻（コアマモ）場，黄緑はあじ藻（アマモ）場を示す。

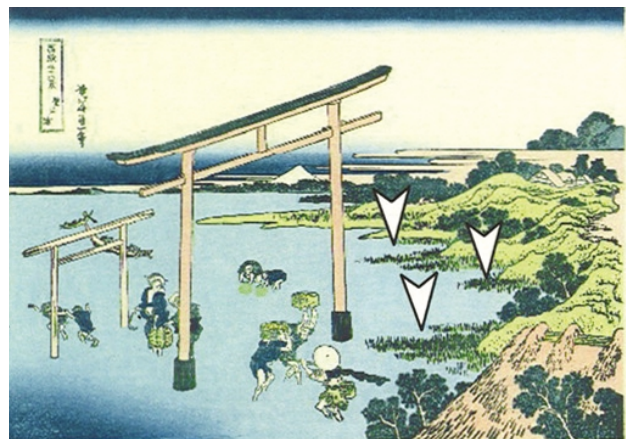


図34 富嶽三十六景，登戸浦
西暦1800年前後の千葉市登戸3丁目登戸神社付近と推測される。白矢印で示した植物がコアマモと推測された。

の結果、かつて干潟上藻場は現在のように稀少なものではなく、むしろごく普通に見られる植生景観であったことが考察された。これらの結果から、干潟における生態系機能評価に際し干潟上に分布する藻場（あるいはパッチ）を独立した景観ユニットとして取り上げ、その機能と面積を算出する必要があることを明らかにした。

2.3 干潟生態系の季節変化把握手法

2.3.1 盤洲干潟の機能の季節性と分布特性

(1) はじめに

我々は干潟生態系への開発影響を定量的・客観的に、物質循環的機能の観点から評価する手法（JHGM手法）の開発を行った。これまで、全国各地の干潟の生態系区分・類型化を行った（矢部ほか²³⁾）。また、底質の有機

表7 環境因子と植生相対被度との相関行列

地盤高	干出中の地温		ORP	pH	EC	含泥率 攪乱強度 土壌硬度										有機物量	綿布分解活性
	5cm	40cm				2.5cm	5cm	10cm	20cm	30cm	40cm	50cm	60cm				
7月																	
コアマモ			○						●					●		●	
アマモ											●					●	
海草合計			○													●	
ハネモ属sp.1											●						
ネダシグサ属sp.2																	
アナアオサ																	
ポウアオノリ																	
ツルシラモ																	
石灰藻sp.																	
ツノマダsp.																	
イギス属sp.																	
海藻合計																	
植被合計			○														
裸地			●						○	○	○		○			○	
8月																	
コアマモ			○	●							●		●			●	
アマモ				●													
海草合計			○	●												●	
アナアオサ																	
ポウアオノリ																	
海藻合計																	
植被合計			○														
裸地			●						○	○	○	○	○	○	○	○	

○: R<-0.6
●: R>0.6

物含有量、無機炭素量や底質の粒度組成は生態系機能のユニット区分として重要な指標であることを明確にした。そこで、次の段階として干潟全体を評価する際に問題である空間的・季節的均一性を把握し、いつ・どのくらいの干潟範囲からサンプルを採取するべきかを検討した。

(2) 調査地および方法

小櫃川河口干潟は、東京湾で唯一残された広域の干潟で、三角州には同じく最大の塩生植物群落が形成されている(口絵写真6)。汽水域の水路周辺(St.1~3)、前浜干潟(St.4~6)、潟湖干潟(St.7)の合計7カ所の採集地点を設定し(口絵写真7)、干潟の各種の機能・環境データを2001年に収集した。一次生産機能の把握のため底質表層の量子収率の測定、メタノール抽出後のクロロフィルaの定量を行った。栄養塩類の貯蔵及び除去機能の把握のため底質コア(10cm深)の間隙水を吸引採取し、栄養塩類の分析を行った。分解機能の把握のため人工基物として綿布を埋設し、4週間後の分解状態を張力試験で分解活性として評価した。また、三角州上の各植物種の分布と微地形、特に標高との関係を調べた。

(3) 結果および考察

汀線から陸域にかけてシオクグ、ハママツナ、ヨシ、アイアシの塩生湿地植物、チガヤ、コウボウシバ、ハマエンドウなどの海浜植物、セイタカアワダチソウの陸上植物と、標高が変化するにつれて植生も変化し、河口干潟においても標高の高い位置では陸上植物が生育してい

た。1980年資料と2001年の植生区分図を比較した結果、満潮時に冠水するヨシ群落の面積が減少し、満潮時に冠水しない場所に生育するアイアシ群落の面積が全体的に広がっていた。

図35に示す様に、前浜干潟では底生の微細藻類の現存量が高く、季節変化は小さい。一方、水路周辺の干潟は季節変化が大きいが、干潟生態系の機能評価には景観ユニットと測定時期を考慮した調査を必要とする。景観ユニットは生態系機能のユニットとしても有効であると考えられた。

2.3.2 盤洲干潟の分解機能

(1) はじめに

我々は植物体、動物体の代表的な構成成分であるセルロースおよびキチンに注目し、これらの物質の分解酵素

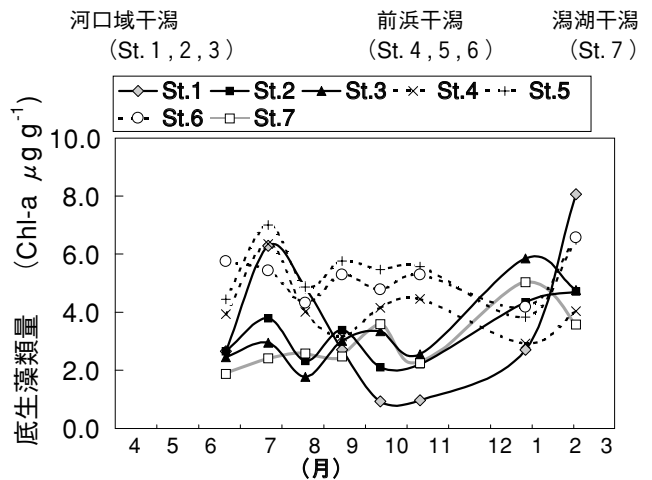


図35 盤洲干潟における底生微細藻類の現存量の季節変化

活性から干潟の有機物分解機能を評価することを目的として研究を行ってきた。先に、干潟底泥の物理的、化学的および生物的特性に応じて酵素活性が異なることを示したが、干潟生態系は空間的・時間的に非常に不均一であり、有機物分解活性も空間的、時間的に大きく変動していることが予想される。

ここでは、小櫃川河口域、盤洲干潟（千葉県木更津市）において、底泥中の酵素活性の垂直分布から、適切な試料採取方法を検討したうえで、河口域、前浜など景観、立地条件の異なる地点で底泥中の酵素活性を通年調査し、これらの酵素活性を指標として干潟内での分解機能の場所による違い、および分解機能の時間的な変動の評価を行った。

(2) 方法および調査地

小櫃川河口域、盤洲干潟（千葉県木更津市）において景観、立地条件の異なる7地点を選定し、調査および試料採取を行った（口絵写真7、**図36**）。S1～3は河口部の洲に形成された干潟であるが、S1は河川の本流に沿った地点、S2およびS3は本流から外れた水路沿いの干潟である。S4～6は河口域の前面に広がる砂質の干潟であり、S7は、かつては小櫃川本流から分かれた流路の一部であったと思われるが、現在では堤防でせきられて本流からの流れはない。S3とS7は含泥率が高く、S3はやや還元が進んでいた（**表8**）。

(3) 試料採取法

2001年6月から2002年11月にかけて計8回（2001年6月21日、9月16日、2002年2月1日、3月5日、7月12日、9月6日、11月4日）の調査を行った。なお、いずれの調査においても、大潮に近い時期の昼間干潮時、底泥が干出した時間帯に調査および試料の採取を行った。

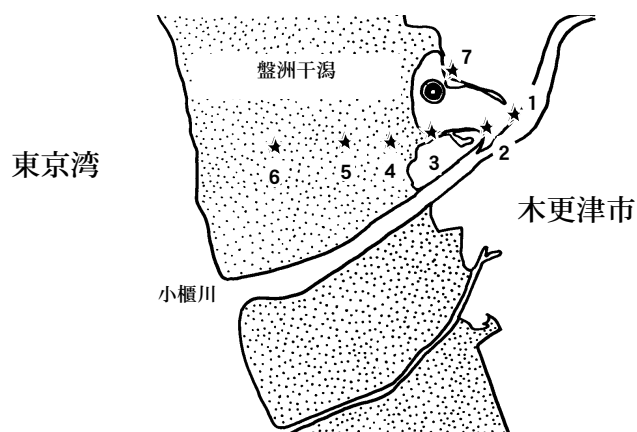


図36 小櫃川河口域・盤洲干潟の調査地点

酵素活性測定用の底泥試料は、先端を切った50ml容量ポリシリンジ（内径29.1mm）を用いて、底泥表面から深さ75mmまでをコア試料として採取した。各調査地点から3本の試料を採取し、冷蔵して研究室に持ち帰った。2001年6月および9月には、酵素活性の層位別分布の測定に供するため、採取した3本の試料のうち1本を15mm厚の5層位に切り分け、清浄なビニール袋に入れ、酵素活性の測定まで5℃で保存した。他の2本のコア試料は（2002年2月の調査以降は3本のコア試料とも）底泥表面から15～30mmの層位のみを切り分け、分析用試料として清浄なビニール袋に入れ、酵素活性の測定まで5℃で保存した。

(4) 酵素活性測定法

それぞれ植物細胞壁および甲殻類の外殻の主要な構成高分子である、セルロースおよびキチンの分解に関与するβ-グルコシダーゼ活性（GLU）、β-アセチルグルコサミニダーゼ活性（AGA）、また、微生物的活性の指標としてエステラーゼ活性（EST）を測定した。

AGA活性はp-ニトロフェニールN-アセチルβ-D-グルコサミニド（PNAG）を基質として、p-ニトロフェノー

表8 調査地点の水環境の特徴

地点名	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
水文地形学的区分	E	E	E	FS	FS	FS	L
電気伝導度 (mS cm ⁻¹)	13.9	13.5	13.1	24.2	13.9	14.5	31.5
pH	7.5	7.2	7.3	7.5	7.5	7.7	7.1
酸化還元電位 (mV)	98	133	25	319	246	182	193
含泥率 (<63 μm %)	2.3	3.6	22.2	0.7	0.9	1	63.2
全炭素 (%)	1.22	1.37	3.19	0.43	0.74	0.84	7.2
全窒素 (%)	0.15	0.15	0.31	0.09	0.16	0.28	0.58

1) E, 河口域干潟; FS, 前浜干潟; L, 潟湖干潟

ルの生成速度を金沢・高井³⁸⁾の方法で測定した。GLU活性はp-ニトロフェニールβ-D-グルコピラノシド(PNG)を基質として、p-ニトロフェノールの生成速度を早野³³⁾の方法を一部改変して測定した。

EST活性の測定はSchnurer and Rosswall³⁹⁾の方法にしたがった。

(5) 酵素活性の垂直分布と試料採取における留意点

2001年6月および9月における各地点の酵素活性の深さ方向の分布を採取時期ごとに示した(図37)。各酵素活性とも、採取時期、地点間で変動は大きく、特に、同一のコアで深さが数cm離れた層位の間でも数倍の差が見られる場合があった。底泥では表面へ易分解性の新鮮な有機物が沈降堆積する事により、底泥表面で最も分解活性が高く、表層から下層に向けて次第に酵素活性が低下することがすでに指摘されており、本調査においても表層から下層に向けて酵素活性が低下する傾向にあるコアが多かったが、一部のコアでは表面より数cm下の層

で特異的に高い酵素活性が示される場合があった(6月S2のGLU, AGA, S3のGLU, 9月S1のEST, S3のGLU, S7のAGAなど)。このような不規則で局所的な活性の高まりは、底泥中の粗大な有機物やベントスが試料に混入したため、その層位だけ局所的に生物的活性が高いことなどの理由によると思われる。

7地点、5層位、2回の調査による計70点の試料についての各酵素活性(平均値±標準偏差)は $6.8 \pm 5.0 \mu \text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (AGA), $10.4 \pm 8.5 \mu \text{mol g}^{-1} \text{hr}^{-1}$ (GLU), $0.022 \pm 0.012 \text{unit g}^{-1} \text{hr}^{-1}$ (EST)であり、変動係数はそれぞれ74, 82, 55%に達した。AGA, GLUに比較してEST活性の変動係数が低かったのは、FDAが多くの種類の酵素により加水分解されるため、AGAやGLUの様に基質となる有機物の局在による影響が小さかったのかもしれない。

また、異なった層位間での酵素活性の変動が大きかったことは、底泥試料の採取においては採取層位に留意する必要があることを示す。

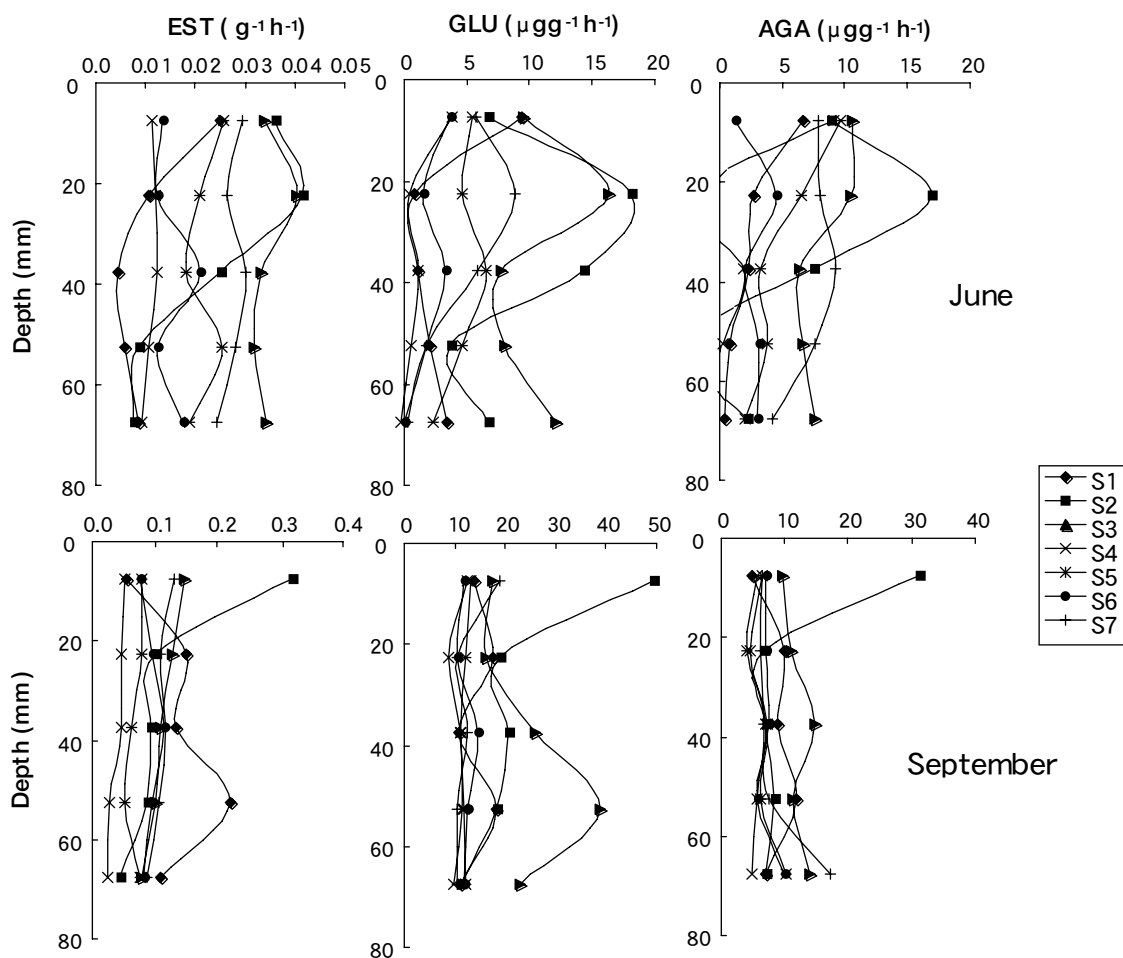


図37 各調査地点の酵素活性の垂直分布

そこで、攪乱や微地形の影響などで空間的に酵素活性も不均一に分布し、系時的にも激しい変動が予想される底泥の表面、表層を除いた4層位（15～75mm）、7地点2回の調査による計56点の試料について酵素活性（平均値±標準偏差）を求めると、それぞれ $6.3 \pm 4.3 \mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (AGA), $9.8 \pm 7.6 \mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (GLU), $0.021 \pm 0.010 \text{unit g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (EST) であった。変動係数はそれぞれ、68, 78, 48%であり、5層位についての試料間の変動に比較して、平均値はやや低く、変動係数も小さかった。このことから、データの再現性を高めるうえでは、表層を避けて試料を採取することが好ましいと考えられた。

(6) 酵素活性に基づく分解機能の空間分布と経時的変動
8回の調査で7地点から3点ずつ採取された、計168点の試料について、3種類の酵素活性の平均値および標準偏差はそれぞれ、 $46 \pm 42 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (AGA), $75 \pm 41 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (GLU), $0.019 \pm 0.011 \text{unit g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (EST) であった。異なる地点、調査時期のみならず、同一地点および時期に採取した試料間でも変動は大きく、各酵素の変動係数は91% (AGA), 55% (GLU), 58% (EST) に達した。

酵素活性のこのような変動の要因について、酵素活性を対数変換したうえで分散分析法により解析した。変動に寄与する要因として、調査時期 (A), 調査地点 (B) を想定し、各要因の酵素活性の変動への寄与率を求めた。その結果、ESTの変動には地点間差、時期間差の寄与が大きく、また、これらの交互作用も有意に寄与していたが、誤差変動は比較的小さかった。このことは、EST活性は地点間で異なり、さらに、地点間差は調査時期によって異なることを示している。一方、GLUおよびAGAの変動には地点間差、調査時期間差が有意に寄与していたが、2つの要因の間には有意な交互作用は認められなかった。このことは、各酵素活性は地点間で有意な差が認められ、しかも、その地点間差は調査時期にかかわらず、いつも同様であり、また、いずれの調査地点におい

表9 各酵素活性の変動に寄与する要因

	f	EST %	AGA %	GLU %
A (調査時期)	7	18.9**	24.0**	36.9**
B (地点間差)	6	38.8**	36.5**	31.4**
AxB	55	24.2**		
e	99	18.2	39.5	31.7
T	167	100	100	100

ても時期的な変動は互いに類似していたことを示している (表9)。

分散分析の結果、酵素活性の測定値（を対数変換したもの）の変動が2つの要因および誤差変動に分解されたことから、AGAおよびGLUの測定値が以下の成分で構成され、変動しているとみなすことができる。

$$\log A = S_{time} + S_{site} + S_e + CF$$

ただし、A: 酵素活性の測定値

S_{site} : 地点間で変動する成分

S_{time} : 調査時期で変動する成分

S_e : 誤差など不規則な要因で変動する成分

ここで

$$S_{time} = \log K_t, S_{site} = \log K_s, S_e = \log K_e, CF = \log C$$

とすると

$$\log A = \log (K_t \cdot K_s \cdot K_e \cdot C)$$

$$A = K_t \cdot K_s \cdot K_e \cdot C$$

の形で表される。

係数 K_s は、干潟内部での異なった地点間の酵素活性の違いを示す指標であり、係数 K_t は調査時期による活性の変動を示す指標である。また、修正項Cは干潟によって異なった値を取り、ここでは盤洲干潟の酵素活性の高さを示す指標である。

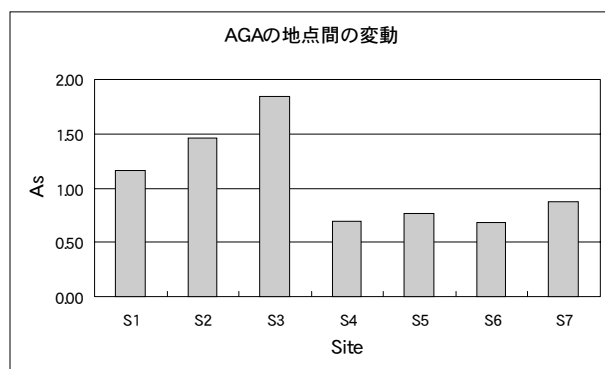
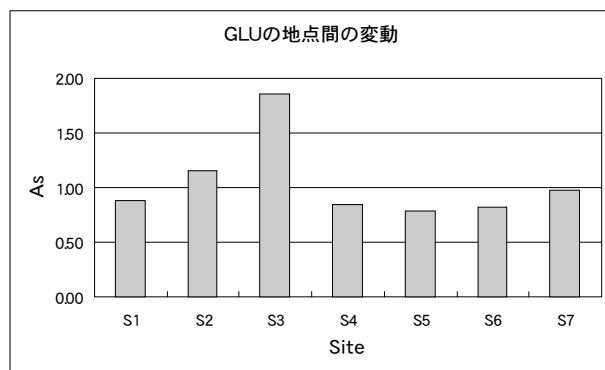


図38 GLUおよびAGA活性の地点間差

HGMアプローチにより干潟の機能を評価する際には、同一の景観ユニットに属する干潟は同一の機能を有することを前提とするが、本研究において前浜に位置するS4, S5, S6ではAGA, GLUともに係数Ksに差は認められなかった。一方、河口域に属するS1, S2, S3ではAGA, GLUともに、前浜 (S4, S5, S6) より高かったが、地点間で差が見られ、S3>S2>S1の順であった。また、潟湖 (S7) では前浜と同程度であった (図38)。このことは、分解機能の評価に関して河口域のような複雑な景観・立地条件の干潟では小規模なユニットに基づいて評価を行う必要があるが、前浜干潟は一般的な機能を持ち、同一のユニットとして扱えることを示している。例えば、前浜干潟の一部に人為的な改変や新たに人工の干潟を造成した時に、それが従来の自然状態の干潟に対してどの程度の機能を持っているか、あるいは自然干潟の代替となっているかを評価するには、比較の対象となる同一の景観ユニットに属する基準点とKsを比較することによってできる。その際、底泥の酵素活性は時間的、空間的に変動が大きい、AGAおよびGLUの変動が前述の式で表現できることは、各地点の係数Ksは同一時期に調査・測定を行うことで比較することが可能であることを示す。一方、時期的変動を示す係数Ktについては、本調査の期間には、季節的変動は見

だされず、むしろ、2001年から2002年にかけて酵素活性は低下する傾向にあった (図39)。原因は不明であるが、同一地点で調査を継続し、Ktの変動を比較することにより、干潟環境、機能の長期間のモニタリングに活かせると考える。

2.3.3 底生動物群集の季節的および空間的変動

(1) はじめに

干潟など湿地生態系の環境影響評価手法には、生息環境の評価手法としてHSI (Habitat Suitability Index) を用いるHEP (Habitat Evaluation Procedure) や生物種の分布データから評価を行うIBI (Index of Biotic Integrity)、湿地生態系に特化した新しい機能評価手法としてHGM (Hydrogeomorphic Approach) などが知られている。HEPは魚類や野生の鳥獣に適用され、IBIは河川の水生昆虫や魚類群集などに用いられてきた。

本研究では、干潟等湿地生態系の機能を評価することを目的とし、HGMを日本の干潟生態系に応用したJHGMの開発を行ってきた。北海道から沖縄まで日本全国13干潟において調査を行い、FCI (Functional Capacity Index) を算出する基礎となる多くの項目についての研究を行った。その結果、前浜干潟などの景観との関係、底質サブクラスや気候サブクラスに分けることなどが機能評価に際して重要であるとの結論を得た (矢部ほか²³⁾)。

平成12~13年度には、生態系機能の空間的な広がりや季節性を考慮に入れたJHGMを作成することを目的とし、東京湾内の盤洲干潟において干潟生態系の機能の一つである底生生物群集を維持する機能に着目し調査を行った。東京湾に残された干潟のうちで、盤洲干潟は前浜干潟に加え、潟湖干潟および河口域干潟を有している自然干潟である。

ここでは、底生動物群集と干潟の地形区分との関係、季節性に着目し、2001年6月・9月と2002年3月の3回にわたり盤洲干潟 (口絵写真6, 7) で調査を行った。河口域干潟の3地点 (St.1, St.2, St.3) と前浜干潟の3地点 (St.4, St.5, St.6) および潟湖干潟の1地点 (St.7) の合計7地点で調査地点ごとに0.25m²の底泥を3回採取し、1mmメッシュでふるってサンプルとした。固定後、研究室へ持ち帰って拾い出し、種ごとに個体数および質量を計数し、得られたデータを用いて統計的解析を行った。

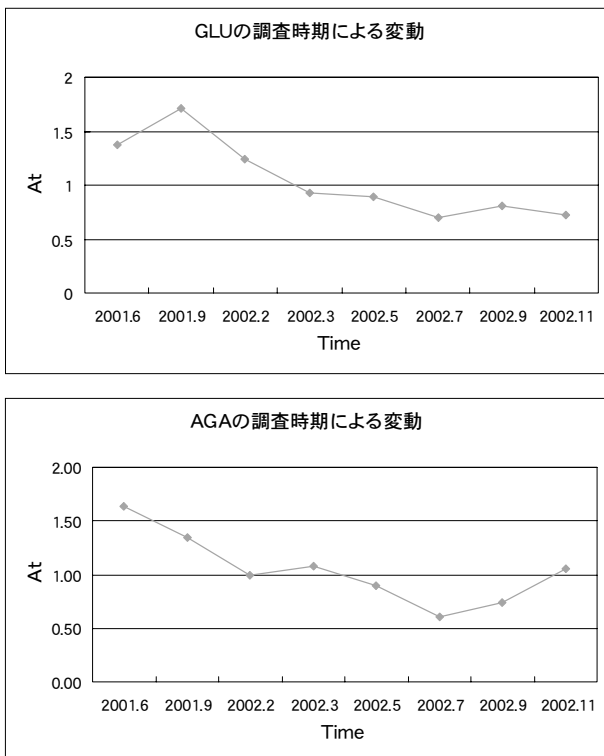


図39 GLUおよびAGA活性の時期的変動

(2) 底生動物の個体数

6月の調査では、前浜干潟の3地点でウメノハナガイモドキをはじめとする二枚貝が優占し、そのうち1地点では巻き貝のイボキサゴが優占していたのに対して、河口域干潟の3地点および潟湖干潟の1地点ではチゴガニやコメツキガニなどの甲殻類やゴカイやコケゴカイなどの多毛類が優占していた(図40)。

9月の調査では、前浜干潟の3地点のうち1地点で巻き貝のホソウミニナが高密度で出現した点を除くと6月とほぼ同様の傾向が見られ、河口域干潟と潟湖干潟では6月と同様に甲殻類と多毛類が優占していた(図41)。

春先の3月の調査では、前浜干潟で6月と同様の傾向が見られたが、次いで多毛類も出現していた。河口域干潟と潟湖干潟ではやはり甲殻類と多毛類が優占していた(図42)。

すべての季節・地点を通してみると、底生動物の個体数が最も多かったのは二枚貝とイボキサゴが高密度で出現した6月のSt.6であり、個体数が最も少なかったのは6月のSt.2、次いで6月のSt.7であった。

(3) 底生動物の種数について

6月の調査では、底生動物の種数が前浜干潟の3地点で18~26種であったのに対して、河口域干潟の3地点では15種、潟湖干潟の1地点では11種と低かった。分類群別にみるといずれの地点でも甲殻類と多毛類がそれぞれ5~8種と3~8種と多かった。

9月の調査では、前浜干潟の3地点で15~18種、河口域干潟の3地点で13~18種であったのに対して、潟湖干潟の1地点では4種類と低かった。分類群別にみると多毛類が2~7種、甲殻類が1~8種とすべての調査地点で出現していたのに対して、二枚貝や巻き貝は前浜干潟の3地点ではそれぞれ3~6種と2~4種が出現していたが、河口域干潟と潟湖干潟では出現している地点数が少なかった。

3月の調査では、前浜干潟の3地点で11~19種、河口域干潟の3地点で11~17種、潟湖干潟の1地点で11種と、6月の調査時と比較して少ない目ではあるが、9月調査時の潟湖干潟ほど種数は低くなかった。分類群別にみると多毛類、甲殻類、二枚貝がそれぞれ3~7種、3~7種、1~5種とすべての調査地点で出現していたのに対して、巻き貝は前浜干潟の3地点および河口域干潟の1地点と分布が偏っていた。

個体数 (m⁻²)

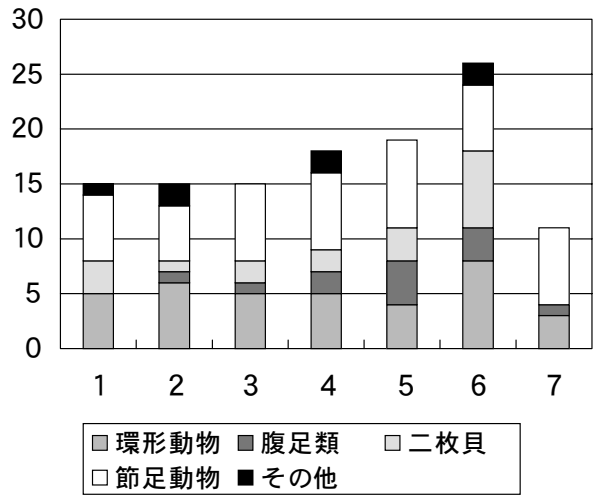


図40 盤洲干潟における6月の底生動物の個体数

個体数 (m⁻²)

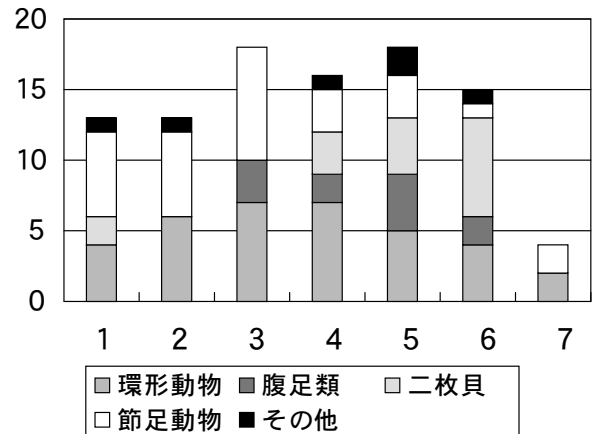


図41 盤洲干潟における9月の底生動物の個体数

個体数 (m⁻²)

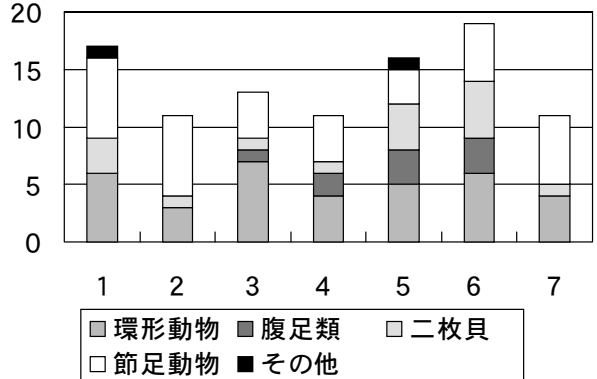


図42 盤洲干潟における3月の底生動物の個体数

すべての季節・地点を通してみると、底生動物の種数が最も多かったのは6月のSt.6であり、種数が最も少なかったのは9月のSt.7で、甲殻類のチゴガニとコメツキガニおよび多毛類のゴカイとイトゴカイ (*Heteromastus* sp.) のわずか4種しか出現していなかった。

(4) 二元分散分析 (繰り返しあり) の結果

主要な4つの分類群 (多毛類, 二枚貝, 巻き貝, 甲殻類) および底生動物全体の個体数のデータを用いて季節間および地点間のマトリックスを作成し、二元分散分析 (two-way ANOVA with repeated measures) を行った。その結果、巻き貝で季節間の差が有意 ($P < 0.05$) であったが、巻き貝を含む4つの分類群および底生動物全体で地点間の差が有意 ($P < 0.01$) であった。巻き貝については6月にSt.6でイボキサゴの、9月にSt.4でホソウミナナのパッチを採集した可能性があり、季節間の差の有意水準も低い。したがって、1%の有意水準のみで議論するならば、主要な4つの分類群および底生動物全体の個体数について地点間の差が有意であるが季節間については必ずしもそうではないことが明らかとなった。

(5) 主成分分析の結果

主要な分類群の分布データを用いた主成分分析 (PCA) では前浜干潟の3地点が河口域干潟の3地点ならびに潟湖干潟の1地点とPCA Axis1により明瞭に分けられるが、それには二枚貝, ゴカイ・イトゴカイなどの多毛類, チゴガニなどの甲殻類の生息密度が重要であることが推論された。

(6) 対応分析法の結果

また、6月と9月および3月の底生動物の種組成データを用いた対応分析法 (CA) では、前浜干潟の3地点の底生動物群集が河口域干潟の3地点ならびに潟湖干潟の1地点の群集と第1軸により明瞭に分けられ、6月と9月の潟湖干潟の群集の一部が第2軸によって河口域干潟の群集と区分された。この場合の潟湖干潟の底生動物群集は甲殻類のチゴガニ, アシハラガニ, ヤマトオサガニの3種および多毛類のイトゴカイの1種 (*Heteromastus* sp.) 以外はほとんど出現せず、多様性指数も低い数値となっていた。

(7) 考察およびまとめ

盤洲干潟の底生動物群集を地形区分ごとに調査地点を設置し、季節ごとに採集を行ったが、主要な分類群および底生動物全体での個体数を用いた分散分析の結果から明らかであるように地点間の差が季節間の差より大きいと考えられる。

さらに底生動物群集の分布データを用いた統計解析の結果から、主成分分析と対応分析いずれの場合でも前浜干潟の調査地点の群集が他の地形区分の群集と第1軸により区分されたが、潟湖干潟の群集は必ずしも河口域干潟の群集と明瞭に分けられるわけではない。

これらの群集の構成種について考察してみると、前浜干潟では二枚貝のアサリやウメノハナガイモドキや巻き貝のイボキサゴが優占種となっており、その生活様式は内在型で、摂餌様式は濾過摂食 (Suspension Feeding) である。もちろんホソウミナナなどの表在型のDeposit Feedersや、季節によってはコケゴカイなど内在型のDeposit Feedersや大型の捕食者やScavengerも出現するが、前浜干潟の底生動物群集の主要な構成種は濾過摂食者である。

一方、河口域干潟および潟湖干潟では甲殻類のコメツキガニやチゴガニ, そしてヤマトオサガニ, ゴカイやコケゴカイなどの多毛類が優占していることが多いが、これらの種的生活様式は、甲殻類の場合では巣を有する表在型, 多毛類では内在型と異なっているが、摂餌様式は両者で共通のDeposit Feedingである。このように、地形区分が異なると機能的にも異なる底生動物群集が形成されると考えられた。

また、今回の調査からは潟湖干潟と河口域干潟の底生動物群集を明瞭に区分することはできなかったが、盤洲干潟の潟湖干潟はもともと人為的に河口域干潟がせき止められてできたものであり、流入する河川水の影響もなく、あるいは特殊な潟湖干潟であるのかもしれない。この点についてはさらに他の干潟の事例と比較検討するなどして、今後さらに調査をすすめる必要があると考えられる。

2.3.4 盤洲干潟塩性湿地の植生の特徴

(1) はじめに

小櫃川河口干潟は、現在、東京湾に残された唯一の自然干潟であり、その後背湿地には、シオクグ, ハママツナ, ヨシ, アイアシなどの塩性湿地植物群落形成されている。これらの植物群落は、千葉県レッドデータブ

ックに掲載され、アイアシは東京湾内の干潟で最大の生育域であり、千葉県特定植物群落に指定されている。

干潟に生育する植物について、延原⁴⁰⁾は、干潟に形成される植物の帯状分布は土壌中の塩分濃度および微地形による影響を受けていると報告し、大野⁴¹⁾はシオクグ、ハママツナ、ヨシは満潮時に冠水する低地の泥湿地に生育し、アイアシは満潮時に冠水しにくく、ヨシよりも高い位置に生育するなど、立地環境が潮位変動により棲み分けられていると報告している。このような干潟植物は、底生生物、昆虫類など多様な生物の生息場とされ、豊かな生態系を形成し、水質浄化も促している。

近年、小櫃川河口干潟は、セイタカアワダチソウ等の帰化植物、ツル植物のクズ、竹林、エノキ等の樹林と、本来、干潟には生育しにくい陸上植物が頻繁に確認され、干潟に生育する塩性湿地植物、海浜植物などの生育に大きな影響を与えていると考えられる。しかし、近年、小櫃川河口干潟全体の植生調査は行われてなく、干潟植生の現状について詳細に調べる必要がある。

本項では、小櫃川河口干潟の後背湿地全体の植生調査を行うことで、帰化植物、在来の陸上植物の生育域を把握し、将来的な干潟植生の保全・復元に向けての基礎資料となることを目的とする。

(2) 調査地と方法

植生調査は、植生区分調査、群落組成調査を行った。調査範囲および地点は、植生区分調査では後背湿地全体、

群落組成調査では特徴的な帯状分布を形成している植物群落を5ヵ所選定し、植生ラインをそれぞれ設定した(図43)。

調査時期は、植生調査を6～9月、微地形調査を10月に行った。調査方法としては、植生区分調査は航空写真を用いて植生エリアを区分し、区分できない場所については現地で確認した。群落組成調査は植生ライン上における微地形測量とBraun-Branquet⁴²⁾法による各群落のコードラート調査を行った。

植生区分面積の算出は、GISソフト(Arc view3.1)を使用し、面積の算出を行った。

(3) 現存植生区分調査

植生区分の結果については、口絵写真6に示すとおりである。確認された植物群落は、シオクグ、ハママツナ、ヨシ、アイアシなどの塩性湿地植物群落、ハマヒルガオ、コウボウムギ、ハマエンドウ等の海浜植物群落、チガヤ、オギ等の草原性群落、エノキ林、タブノキ、竹林の陸上木本群落、帰化植物のセイタカアワダチソウやスイカズラ、ヨモギ等の人里植物、クロマツ植林や竹林などの木本樹林が確認された。

(4) 植生区分面積および比率

植生区分図による各区分の面積および比率については、表10に示すとおりである。

塩性湿地植物は、アイアシ群集が127160.0m²、比率

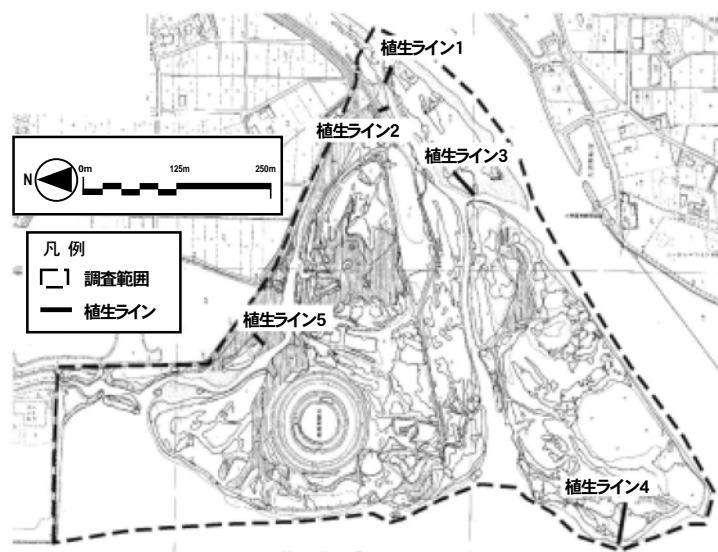


図43 植生区分調査および群落組成調査の地点範囲

表10 各区分の面積 (m²) および面積比率 (%)

タイプ	別区分名	面積 (m ²)	比率 (%)
塩性湿地植物群落	シオクグ群落	3566.20	1.23
	ハママツナ群落	360.40	0.12
	ヨシ群落	83553.50	28.86
	アイアシ群落	127160.00	43.93
海浜植物群落	コウボウシバ群落	756.60	0.26
	チガヤ群落	10499.20	3.63
	テリハノイバラ群落	1242.70	0.40
陸上草本群落	オギ群落	1778.10	0.61
	クズ群落	12798.80	4.42
	乾性草本群落	5637.90	1.95
竹 林	アズマネザサ群集	236.40	0.08
	竹 林	4308.50	1.49
陸上木本群落	落 葉 林	2845.10	0.98
	常 緑 林	29.40	0.01
	落葉混交林	162.84	0.06
	クロマツ林	18054.60	6.24
帰化植物群落	セイタカアワダチソウ群落	19894.00	6.87
人工構造物	人工構造物	149.70	0.05
	合 計	289467.74	100.0

43.93%と全体の半分近くを占め、続いてヨシ群落も83553.5m²、比率28.86%とアイアシ群集の次に広い面積を占め、塩性湿地植物が調査地全体の大部分を占めていた。シオクグ群集、ハママツナ群集も確認されたが、全体的には低い値であった。海浜植物はチガヤ群落の比率が3.63%、コウボウシバ群落、テリハノイバラ群落の比率がそれぞれ0.26%、0.40%と、本来、干潟及び海岸で確認される植物の占める割合が低かった。

一方では、クズ群落の12798.8m²、比率4.42%、セイタカアワダチソウ群落の19894.0m²、比率6.87%と陸域に生育する種が占めていた。

(5) 群落組成表と常在度表

1) 群落組成表

現在、小櫃川河口干潟の植生は、汀線（基準点）から陸域にかけて

- ① シオクグ、ハママツナ、ヨシ等の満潮時に冠水する低地の泥湿地に生育する植物
- ② アイアシの満潮時に冠水しにくい砂泥地に生育する植物
- ③ コウボウシバ、チガヤ、テリハノイバラ等の砂地に生育する植物
- ④ セイタカアワダチソウ、クズなどの陸域に生育す

る植物

- ⑤ エノキ、クロマツ林等の樹林地に区分された。

本研究では、選定した5つの植生ライン上のコドラート調査結果から、群落組成表を作成し、各群落の種組成について明らかにした。群落組成表では8の植生単位を識別し、識別した群落の植生状況については以下に示す。

【ヨシ群落】

単一で群落を形成する以外は、シオクグ、アイアシ、チガヤと混生していた。土壤環境は混生する植物種により異なり、シオクグ、アイアシとの混生域では泥地、チガヤとの混生域では砂地であった。

【シオクグ群集】

単一で群集を形成する以外は、ヨシ、ハママツナなどの塩性湿地植物、チガヤ、テリハノイバラの海浜植物と混生していた。土壤環境は混生する種により異なり、ヨシ、ハママツナでは砂泥地、チガヤ、テリハノイバラでは砂地であった。

【ハママツナ群集】

シオクグが比較的高い被度で混生していた。

【アイアシ群集】

シオクグ、ヨシの塩性湿地植物と混生していた。

【セイタカアワダチソウ群落】

アイアシ、ヤマノイモ、ヘクソカズラ、オギ、ヨモギ、オニドコロ等と混生し、アイアシ以外は全て陸上草本であり、土壌は乾燥土壌であった。

【テリハノイバラチガヤ群落】

テリハノイバラ、チガヤ以外に、ツル性植物であるスイカヅラが比較的高い被度で混生していた。

【チガヤ群落】

ハマヒルガオ、ハマエンドウ、ハチジョウナ、コウボウシバの海浜植物と混生していた。

【ホソバオニシバ群落】

ハマエンドウ、チガヤが疎らに混生していたが、大部分はホソバオニシバが占めていた。

2) 常在度表

2001年6月と9月に行った各植生ラインのコードラート調査結果を基にして作成した常在度表を表2に示す。その結果、塩生湿地植物で形成されている植生ライン1、3、5 Aタイプ、塩生湿地植物、海浜植物、陸上植物で形成されている植生ライン4をBタイプ、塩生湿地植物、海浜植物で形成されている植生ライン2をCタイプと3つのタイプに区分けした。植生ライン3では、シオクグ、ハママツナの常在度が比較的高く、ハママツナは9月に減少した。植生ライン1、5では、ヨシ、アイアシが比較的高く、植生ライン5では6月、9月とも変化が見られなかったが、植生ライン1では、9月にシオクグ、ヨシが減少した。植生ライン4では、シオクグ、ホソバオニシバ、ヤマアワ、ギシギシ、ホソムギ、オギ、セイタカアワダチソウが9月に減少又は消失し、ヨシ、テリハノイバラ、コウボウシバ、スイカヅラ等が増加した。植生ライン2では、ヨシ、アイアシが9月に減少し、オギが出現した。

(6) 各植生ラインの微地形と優占群落

各植生ラインの微地形と優占群落については、**図44 (1) ~ (3)**に示すとおりである。

1) 植生ライン1

6月調査では、基準点から1.7~4.8m間でシオクグ群集、7.0~9.0m間でヨシ群落、9.0~14.0m間でヨシ-アイアシ群落、14.0~23.0m間でアイアシ群集と、比高が基準点から高くなるにつれて湿地から乾性植物に変化した。

9月では、3.0~4.5m間でシオクグ群集、6.5~10.0m間でヨシ群落、10.0~14.0m間でヨシ-アイアシ群落とシオクグの生育域が減少し、ヨシの生育域が拡大した(図

44 (1))。

2) 植生ライン2

6月調査では、基準点から2m間でヨシ群落、3.3~8.5m間でヨシ群落、8.5~11.3m間でシオクグ群集、11.3~15.0m間でアイアシ群集、15.0~18.0m間でセイタカアワダチソウ群落と、基準点から高くなるにつれて湿性から乾性植物に変化した。

9月調査では、基準点~1.5m間でヨシ群落、9.0~9.5m間でシオクグ群集、11.5~15.0m間でアイアシ群集、15.0~18.0m間でセイタカアワダチソウ群落と、6月に比べてヨシの生育域とシオクグの生育域が縮小した(図3 (1))。

3) 植生ライン3

6月調査では、4.0~7.5m間でシオクグ群集、7.5~10.5m間でシオクグ-ハママツナ群集、10.5~13.5m間でハママツナ群集、13.5~40.0m間でシオクグ群集、40.0~46.0m間でシオクグ-ハママツナ群集、46.0~47.0m間でヨシ群落、47.0~アイアシ群集と、4.0~46.0m間までは、地形や植生において大きな変化は見られなかった。9月調査では、6月に比べてハママツナの生育域が広がった(図44 (2))。

4) 植生ライン4

6月調査では、6.5~7.5m間で乾性草本群落、7.5~24.0m間でチガヤ群落、24.0~28.0m間で比高が低くなる区間ではヨシ群落、24.0~43.0m間の比高が高くなる区間ではチガヤ、テリハノイバラ、その他の草本植物が優占し、再び比高が低くなるとシオクグ群集、ヨシ群落に変化した。

9月調査では、4.0~8.0m間でチガヤ群落と6月に比べて生育域が海側に広がった。

しかし、ヨシ群落や乾性草本群落、テリハノイバラ群落は消滅し、チガヤ群落が生育していた(図44 (2))。

(7) 微地形と植生被度との相関関係

汀線(基準点0mとした場合)からの比高と植生被度との関係を**図45**に示す。シオクグは比高0.4~0.8m間に生育し、比高0.5m前後で被度4~5の高い値を示す一方、比高1.3m付近の陸域においても被度5を示した。ハママツナは、比高0.5m前後で被度2~3程度に生育が限られていた。ヨシは、比高0.2~1.35m間に生育し、比高0.45~0.7m間では被度5という高い値を示した。その後、比高が高くなるにつれて被度は低くなり、比高1m以上ではあばらに生育していた。アイアシは、比高0.5~

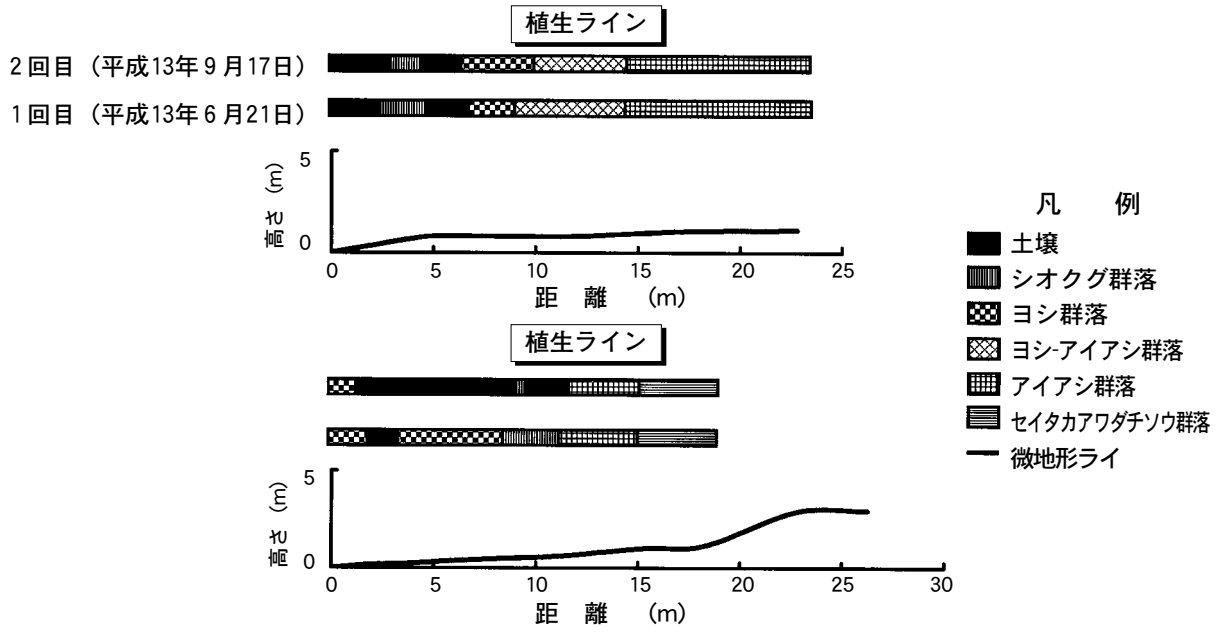


図44 (1) 各植生ラインの微地形と優占群落

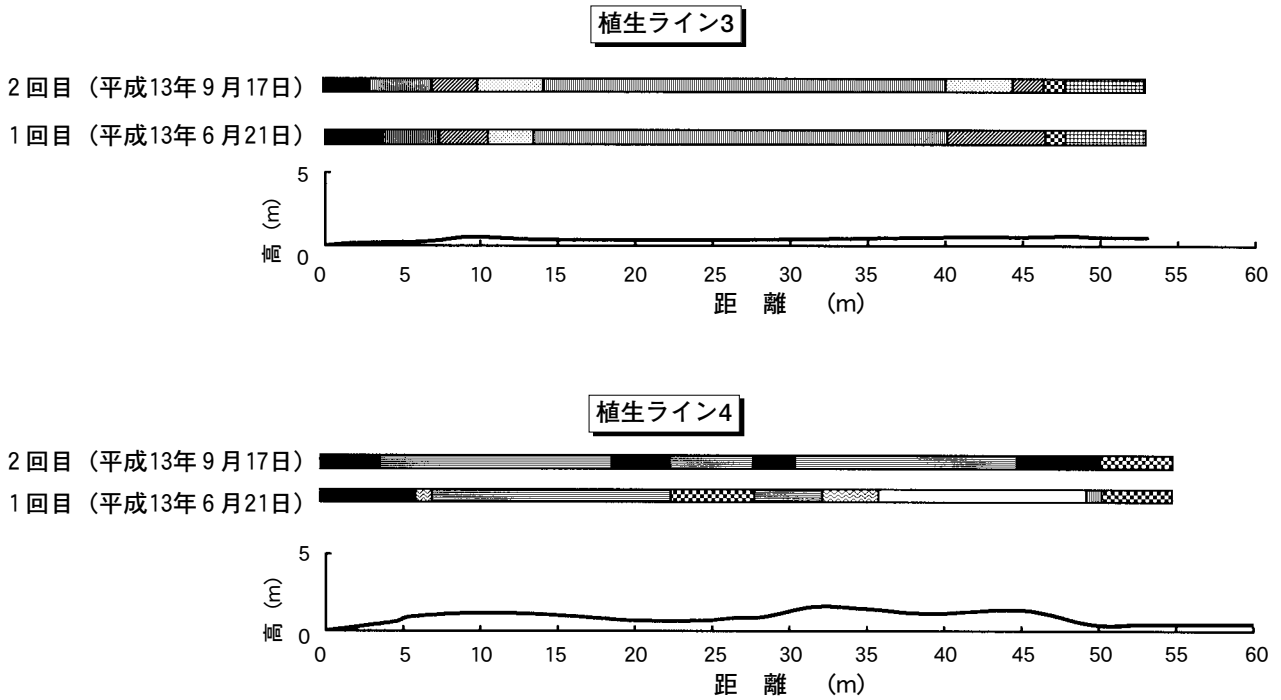


図44 (2) 各植生ラインの微地形と優占群落

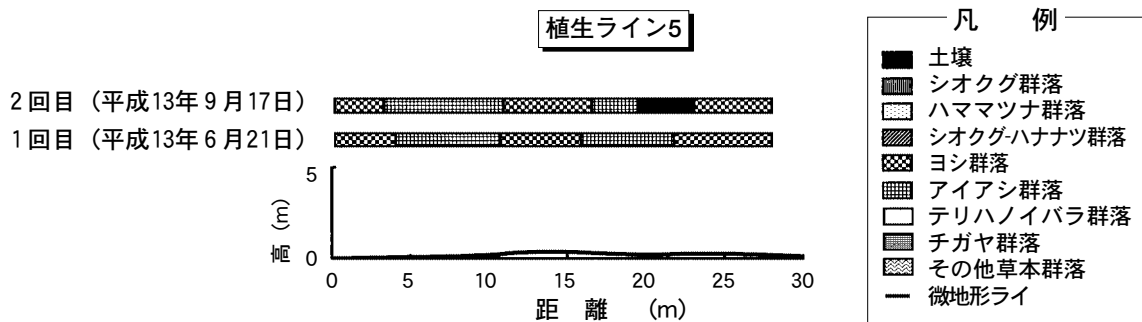


図44 (3) 各植生ラインの微地形と優占群落

1.5m間に生育し、比高0.55~0.7m間では被度5の最高値を示し、比高1m以上でも被度2とヨシよりも高かった。セイトカアワダチソウは、1.0~3.0m間に生育し、全て被度5を示した。チガヤは、比高0.7~1.6m間に生育し、比高1m付近で被度5を示した。テリハノイバラは比高1.0~1.6m間に生育し、被度5を示した。コウボウシバ、ハマエンドウに関しては、比高0.9~1.6m間の陸域で確認されたが、大部分が低い被度であった。

(8) 考察

今回の調査結果では、アイアシの面積が調査地全体の面積の半分近くを占め、他の塩性湿地植物であるヨシ、

シオクグ、ハマツナ等の面積よりも広く分布していた。

アイアシは、現在、千葉県レッドデータブックに掲載され(千葉県⁴³⁾、東京湾内においても生育域が限られており、小櫃干潟後背湿地のアイアシ群集の稀少価値は高い。一方で現在の小櫃干潟では、満潮時に冠水する泥地にも生育できるヨシよりも満潮時に冠水しない砂地に生育中心を持つアイアシの生育面積がはるかに大きい、という植生の現況は、干潟後背地における泥地環境が多くなく、むしろ砂地化および陸地化が進んでいることを示していると考察した。帰化植物のセイトカアワダチソウ群落、ツル性植物のクズ群落、アズマネサザ、メダケの竹林、エノキ等の樹林地等の陸上植物が確認され、

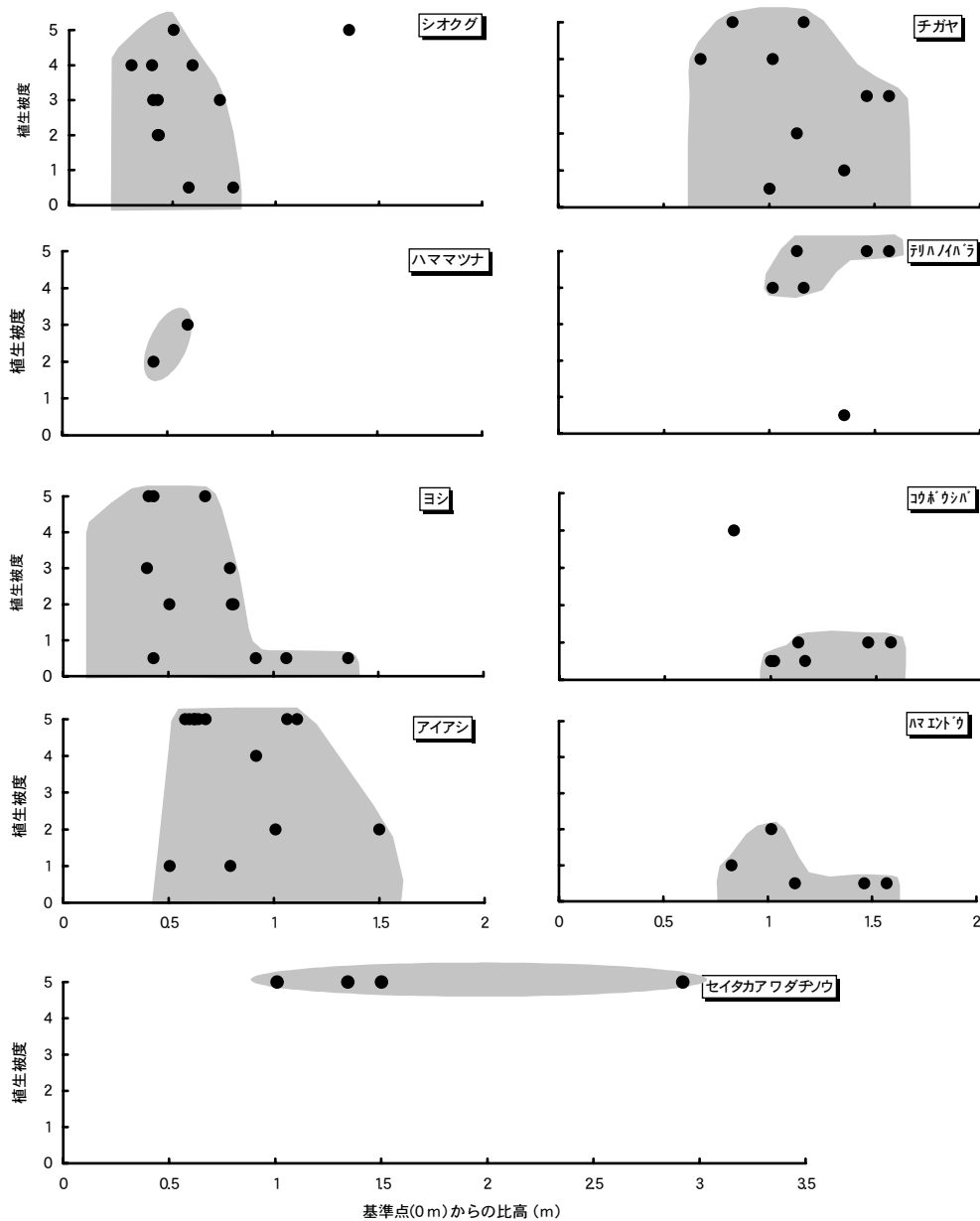


図45 汀線(基準点0mとした場合)からの比高と植生被度との関係

アイアシと陸上植物の面積を加算すると、調査地全体の約70%が満潮時に冠水しない可能性が高く、冠水する泥湿地環境は全体の約30%と見積もられた。一方、本来、砂地に生育しているコウボウシバ、チガヤ、テリハノイバラなどの海浜植物は、セイタカアワダチソウ、オギ、クズなどの陸上植物よりも面積が小さく、特に、チガヤ群落は、セイタカアワダチソウと混生している場合が多く、陸生植物の侵入が進行していると考えられる。

現在の小櫃川河口干潟の植生は、塩性湿地植物として、アイアシが最も広く分布し、その他には、セイタカアワダチソウ群落、クズ群落などの陸上植物が局所的に確認され、ヨシ、シオクグ、ハママツナ等の泥湿地環境に生息する塩性湿地植物は衰退傾向にあると考察した。微地形と植生の調査結果からも、標高が高くなると陸地植物が生育する傾向にあることから、今後、陸地化が進行した場合、干潟に生息する底生生物、昆虫類が減少し、鳥類の餌場も減少すると考えられ、干潟の生態系が破壊されるおそれがある。このことから、今後はさらに詳細な植生調査を行い、また、現況結果を過去の資料（航空写真、植生区分図）と比較することで、過去からの植生変遷について明らかにする必要がある。

2.4 干潟の生態系評価手法

2.4.1 JHGM手法

(1) 日本の環境アセスメントの歴史

日本では昭和48年には港湾法や公有水面埋立法の改正で環境アセスメントが義務付けられ、公共事業を所管する各省庁は独自に環境アセスメントの技術指針を定めた。昭和59年には「環境影響評価実施要綱」を閣議決定し、いわゆる閣議アセスが公共事業に義務付けられた。自然環境項目には評価法をはじめ定量できない事象が多かった。平成5年に環境基本法が制定され、その指針の元に自然環境アセスメントの充実を図るため、平成7年の「自然環境に係わる環境アセスメント手法の充実に関する調査報告書」をはじめとして評価手順等がまとめられた。環境庁（当時）はアセスメントの実施方法等を「自然環境アセスメント技術マニュアル」にまとめた。環境影響評価法の成立、公布（平成9年）され、新たに生態系の評価が加わり、主務省庁による技術指針が平成10年に定められた。環境省では生物の多様性分野に関する環境影響評価技術の向上を図るため検討会が設置され、「(I) スコーピングの進め方について」（平成11年）、

「(II) 生態系アセスメントの進め方について」（平成12年）が報告された。その環境アセスメント技術ガイドとして「生態系」「自然とのふれあい」が発行された。これらの本はアセスメントのマニュアルではなく、評価技術の基本的な考え方とその技術手法を示したものであった。環境省はマニュアルを提示するとその方法をコピーしてアセスメントが画一化することを懸念したことによると思われる。一方、現実の環境アセスメントの現場では新たな生態系の評価について具体的な手法を求めている。その声に答えるべく現在環境省ではより具体的な生態系評価について検討会を設置して評価手法の具体的な検討を始めており、具体的で画一的でない評価手法を提示することが求められている。

次に具体的な検討例として、湾の環境の改善として人工干潟の検討が挙げられる。環境庁（省）では「自然を活用した水環境改善実証事業」で藻場・干潟の造成について香川県・静岡県・東京都・山口県において調査研究をした。また、平成10～12年には「藻場・干潟等の環境保全機能定量評価基礎調査」の委員会で藻場・干潟の浄化機能についての定量評価について検討を行った。浄化機能の評価やシミュレーションモデルによる生態系評価についてはレビューされているが、体系的な評価システムについては十分検討はされていない。

ここでは、米国で開発された湿地生態系の評価モデルのうち主なものと国立環境研究所で開発している湿地生態系の評価モデル（JHGMモデル）を比較して述べ、これまでに開発したJHGMモデルについて紹介する。

(2) HGMモデルとJHGMモデルの比較

これまで欧米で湿地の評価手法は1970年代から開発され（Larson and Mazzarese⁴⁴⁾、様々な批判や変更を受けてきた。現在、米国には各州の独自の方法を含めて50を超える評価法がある（Bartoldus⁴⁵⁾。それらの中で代表的な手法とJHGMモデルを比較した（Bartoldus⁴⁵⁾。

国立環境研究所で開発した水文地形学的手法による日本の湿地生態系評価モデル（JHGMモデル）は米国で開発された湿地生態系の評価モデル（HGMモデル）を基礎として日本の環境に応用して開発した湿地生態系の新評価モデルである。JHGMモデルの基本的な構造はHGMモデルとほぼ同じで、湿地の定義、湿地の分類、生態系機能評価の基礎、機能容量を評価するモデルの開発、モデルの検証の手順で実施される。また、大きな特徴の一

つとして、開発事業地のアセスメントに对照地域（コントロール）を設けて、事業の影響を相対的に評価する点があげられる。この考えは事業地のみ詳しく調べるこれまでの日本のアセスメントには無かった考え方である。さらに、对照地は15～25地点を選び、各地点での現地調査は簡便な測定手法を取っている。HGMモデルは元々米国で開発されてきたため、米国の湿地を念頭に開発された。そのため、そのまま日本に導入するには湿地に気候的、地理的環境あるいは文化的な背景に違いがあるため、JHGMモデルの開発に当たっては日本の特異性・社会的事情を考慮して行った。すなわち、比較对照地は8ヵ所以上として作業量の軽減を行い、従来生物調査や生態系の調査で実施されている手法をできるだけ取り入れると同時に簡便性に心がけた。

表のようにHGMモデルは河川と湿地を評価するように開発してきたが、日本では干潟の埋め立てや河川のダム化が最も問題になっている。したがって、湿地に加え干潟、河川に対応できるようにJHGMモデルを開発している。現在のところ米国のHGMモデルには干潟について評価する構成にはなっていない点は大きく異なる点の一つである。

HGMモデルについて日本ではいくつかの批判がされてきた。その一つは、米国の広大な地と違って同じ湿地を日本国内で探せないのでは？ということである。理論的に全く同一の湿地は米国にも日本にも存在しないが、同じサブクラスの機能をもつ湿地はどこにでもあり、機能の面から見れば同等の湿地は数多く存在する。その同じ機能を持ちうる湿地生態系の中で比較し、開発行為によってその機能がどれくらい失われるかを評価するのがHGMモデルの本質である。もし、どうしても他に比較できる場所がない場合には、その湿地自体が既に貴重な保護すべき湿地生態系であるから、事業を行うべきではなくそのアセスメントの実施は無意味である。

手付かずの湿地が日本には無いのではないかと？そうならば、完全な機能は評価できないのでは？という疑問もされる。確かに人為影響はどこにでもあり、広大な米国でも例外ではない。人為影響の効果を消去して本来の機能を推定するために、数多くの对照の湿地からモデル作りをしている。

(3) JHGMモデルの概要

1) 湿地とは何か

水依存の生態系を湿地と広く定義する。

2) 湿地の分類

水文地形学的分類（Brinson²⁷⁾）を行いクラス・サブクラスを決定する。

JHGMモデルによる湿地の区分は、1) 水が緩やかな傾斜地や低地に停滞している生態系（湿地・湿原）、2) 多量の水（水域）と陸との移行帯（沿岸域）、3) 水が流れている生態系（河川）である。1) にはいわゆる高層湿原・中間湿原・低湿地が含まれる。2) には湖沼沿岸、塩湿地、潟湖、泥干潟（泥性潮間帯）、砂干潟（砂性潮間帯）、れき性潮間帯、転石潮間帯、岩礁潮間帯が含まれる。3) には河川や水路などがある。

干潟については地形学的特徴、主要な供給源、塩分濃度から前浜干潟、潟湖干潟、河口域干潟の3つに大別してそれぞれから3ヵ所以上の調査地を日本全体から選択して、評価基準となるモデル作りを行った。

3) 生態系機能評価の基礎概念

生態系には

- ・その構造の構成要素（植物・動物・デトライタス・土壌・大気）
- ・それらをつなぐ過程（空気や水の動き）
（エネルギーフローと栄養素の物質循環）
- ・物理・化学・生物過程を通しての関連性
- ・生態系と取り巻くランドスケープ構成要素とのリンク

という概念的基礎がある。したがってそれら基礎項目を適切に調査して、事業の影響を把握することが必要である。

4) JHGMモデルの実施手順

事業対象地に湿地生態系が存在する場合、以下の手順に添って環境影響評価を行う。

1. 湿地生態系のクラス分類

湿地・干潟・河川の区分。

2. 評価モデルの機能項目の選択

堆積、脱窒、無機化、有機物分解、一次生産、多様性維持、野生生物維持機能等。

3. 湿地生態系のサブクラス分類

砂干潟・泥干潟・潟湖・藻場・裸地等。

4. 事業対象地内のサブクラスの同定

砂干潟・泥干潟・潟湖・藻場・裸地等をリモートセンシングおよび現地調査して

同定する。

5. 事業対象地内およびその集水域のサブクラスの配置と面積の算出

リモートセンシングおよび現地調査して位置と面積を算出する。

6. 参照基準湿地の選択

事業対象地と同じサブクラスをもつ近隣地域参照地を既存の資料から選ぶ。

7. 参照基準湿地と事業対象湿地への現地調査および定量選択した機能に応じた測定方法に基づき調査する。

8. 参照基準湿地と事業対象湿地の機能の比較および評価

JHGMモデルを参考に機能の比較および評価を実施する。

5) アセスメント対象となる機能

すべての湿地の持つ機能を短期間の間にアセスメントする事は不可能である。したがって、現在の科学技術で把握できる最良の手法を用いて湿地の持つ機能と価値を把握することになる。JHGMモデルでは、湿地に上記のような機能が存在するとして評価を実施する。事業に影響されると考えられる生態系の機能はそこから選択して評価することになる。例えば、野生生物の生息地の提供という機能を評価するには適切なモデル式を作成するため、干潟においてはマクロベントス、メイオベントス、海藻、海草、微細藻類等の生息密度調査や現存量調査、生物相調査および種多様性の調査を実施することになる。

6) 調査および結果

参照基準の干潟機能（堆積、脱窒、無機化、有機物分解、一次生産、多様性維持、野生生物維持機能）定量しモデル化するため、代表的な自然の干潟からサンプルを採取して解析を行った。測定した項目は次のよう（表4）である。

(4) 個別性が強い各海域の干潟再生に、従来と異なった技術の体系化

そこで、国立環境研究所では湿地における生態系評価手法の国際比較を行った。米国（HGM・HEP・BEST・IBI・WET）、欧州（FAEWE・PROTOWET）に習って我々は水文地形学的分類に基礎を置くJHGM手法を提唱

している。

まず、環境アセスメントの際の比較対照となる対照基準地として国内の亜寒帯：北海道（風蓮湖、春国岱、琵琶瀬川河口）、温帯：東京湾（西三番瀬、谷津干潟、富津海岸）、伊勢湾（藤前干潟、南知多奥田海岸）、有明海（田古里川河口、七浦海岸）、亜熱帯：沖縄県（網張干潟、古見干潟、干立海岸）の13ヵ所を選定し（表5、口絵写真1）、生物活性の最も高い時期とその4週間後に現地調査を実施した。干潟生態系を理解し、環境アセスメントを実行する上で必要な生態系区分・類型化を行い、水文地形学的な基準から3つのサブクラスを作った（矢部ほか²³⁾）。

底質の有機物含有量、無機炭素量や底質の粒度組成（口絵写真8）は生態系機能のユニット区分として重要な指標となり、干潟の地形的な特徴による分類は重要でないことを明確にした。一次生産の指標と考えられる底質表層のクロロフィルa濃度と分解速度の指標と考えられるセルラーゼ活性との関係を見てみると、3つのグループに分かれた。第1のグループは底質のクロロフィルa濃度とセルラーゼ活性が低い干潟、第2のグループは底質のクロロフィルa濃度は低いがセルロース分解活性が高い。このグループは分解過程が卓越している物質循環システムが機能しており、栄養分や有機物は外部から供給されていることが予想される。第3のグループはクロロフィルa濃度が高くセルラーゼ活性が低い。このグループは内部生産が高く、一次生産者が作り出した有機物から始まる物質循環系であると推定される。日本各地の多様な干潟を調査したことによって生産と分解から干潟生態系が類型化された。

次に、1999年に全国の干潟調査の結果を示して、日本の参照基準干潟の生態系特性概要を明らかにし、その後機能評価軸作成について調べた。

1) 機能の価値評価

湿地の持つ機能から生じる利益、財、サービスの価値評価を一般社会で判断するために、JHGMモデルでは湿地の機能評価を行うことができる。以下に用語を整理した。

・参照標準地（Reference standard）

長期的な人影響の少ない生態系を参照基準地とし、最も高い、持続的な機能容量を標準とする。

- ・機能容量 (Functional Capacity)
 - ある生態系がある機能をどれくらい発揮しているかを示す。
- ・機能容量指数 (FCI)
 - 現状の機能容量 ÷ 参照基準地の機能容量
- ・参照領域
 - 参照湿地が選択された比較的大きい地理的範囲。
- ・参照湿地 (Reference Wetland)
 - 自然の過程と人為的攪乱の結果地域的な湿地サブクラスで示される現実の湿地。
- ・対象湿地 (アセスメント対象事業地の中の湿地)
 - 開発事業で影響が予想される湿地。

湿地の機能評価モデル (JHGMモデル) は評価すべき様々な機能を対象湿地 (アセスメント対象事業地の中の湿地) における機能容量指数 (FCI) の変化およびその合計面積を調査して、(機能容量×面積) が開発前と開発後に変化するかを判断する指標を作成する。代替地を提示する場合にはその (機能容量×面積) がどうなるかを判断することも可能である。

影響評価とは必ず何かと比べてその事業の影響を計るため、比較の対照が必要となる。そして、開発事業による影響かどうかの判断するために、事業対象地とそれ以外を比較する。したがって、比べなければ変化したか結論できない。これまで実施されてきた多くにアセスメントにおいての結論である「影響は軽微である」との判断は、事業対象地だけを調査して判断している場合には論理的に根拠があいまいである。今後、影響は「ある機能として (機能容量×面積) で何%失われる可能性がある」という定量的な判断がなされる必要があり、そうでなければ一般社会が認知しないであろう。

(5) 科学的な環境影響評価に比較対照 (Reference) が必要なのはなぜか？

その理由の一つは影響を定量化できることや対照に比べてどれくらい機能が落ちるかを判断できるからである。同じ干潟でも南北で環境や生物種が異なるので、地域特性を考慮する必要がある。地域の比較対照があれば、地域特性を考慮できる。また、対照があれば、年変動による変化であるか事業による影響であるかを分離して考えることができる。たとえば、調査年の台風・冷夏などの気候変動の効果を消去できる。さらに、比較対照があ

れば、事業実施の5年後に同じ場所を再調査や再評価することで事後評価が可能になる。

2.4.2 HSIモデル

(1) はじめに

小櫃川河口干潟は、東京湾において数少ない自然干潟の1つであり、その後背地では、塩湿地性植物群落が形成されている。2001年に後背湿地全体の植生調査、ライン・トランセクト法を用いた植物社会学的植生調査を基盤とする方形区調査、微地形調査を行った。その結果、ハマツナ、シオクグ、ヨシ、アイアシなどの塩湿地性植物群落、コウボウシバ、テリハノイバラなどの海浜性植物群落、セイタカアワダチソウ等の人里植物群落に区分され、群落は比高の高さに応じて区分された。さらに2002年には、小櫃川河口干潟の後背地を対象とした植生調査、土壌調査 (EC) を行い、塩性植生の生育環境要因を明らかにするとともに、塩生湿地植物の生育環境評価モデル (HSIモデル) について検討した。

(2) 調査地の概要

小櫃川により形成された三角州とその周辺部を示し、三角州は南北最大約1km、東西最大約0.7kmのほぼ二等辺三角形で、その東辺で陸地とつながっている。この盤州干潟は面積約1,400ha、砂質干潟として日本一と言われている。また、前浜と後浜が一体になって、東京湾に残るただ一つの自然干潟を形成している。河口域は大きく3つに分けられる。塩湿地性植物群落のある中州、マツ林と前面に海浜植物群落のある南州、浸透実験池を中心に広いヨシ群落のある北州である。各州には大小のクリーク (水路) や塩沼地があり、潮の干満の影響を受けている。

(3) 調査方法

平成14年5月は微地形調査、6月、9月は植生調査と土壌調査、12月は土壌調査をそれぞれ行った。調査ラインは小櫃川河口干潟の後背地を対象に17ライン設置した (図46参照)。植物社会学的植生調査はライン・トランセクト法を用いて行った。ラインは带状植生と垂直方向に汀線から内陸側にかけて設置し、ライン上に形成されている群落ごとに1m²の方形区を設け、方形区内の植生、土壌、微地形についてそれぞれ調べた。微地形調査、土壌調査はECの測定、T-N、T-Pの分析を行った。

(4) 調査結果

1) 植物社会学的植生単位の識別

小櫃川河口干潟の後背地における植物社会学的植生調査により得られた資料を用いて群落区分表を作成し、植生単位の抽出を行った。その結果、塩湿地性植物群落のハマツナ群落、シオクグ群落、ヨシ群落、アイアシ群落、海浜性植物群落のコウボウシバ群落、草原性群落のテリハノイバラ群落、チガヤ群落、オギ群落、人里植物群落のセイタカアワダチソウ群落、クズ群落の4タイプ10群落に識別した(表11)。

2) 各群落優占種の植物量と比高との関係

各群落優占種における平均生育比高値は、塩湿地性植物のハマツナが0.65mと最も低く、シオクグ、ヨシ、アイアシの順に高くなった(図47)。

常在度表により識別された代表的な群落優占種の植物量と生育比高範囲との関係を調べた結果(図48)、ハマツナは比高0.46~0.82m間に生育し、植物量は比高0.68m付近で最大値2.8を示した。シオクグは比高-0.24~1.27m間に生育し、植物量は比高0.50mを越えると高くなり、比高0.80m付近で最大値7.2を示した。

3) 各群落優占種の植物量とEC (S m⁻¹) との関係

各群落優占種の平均EC値は、塩湿地性植物ではシオクグ、ヨシが0.60Sm⁻¹、0.56Sm⁻¹と高く、ハマツナ、

アイアシが0.43Sm⁻¹、0.45Sm⁻¹と上記種より低かった。その他には、海浜性植物のコウボウシバが0.01Sm⁻¹、また、草原性植物のテリハノイバラが0.14Sm⁻¹、チガヤが0.09Sm⁻¹、人里植物のセイタカアワダチソウが0.04Sm⁻¹と低かった(図49)。

各群落優占種の植物量とその生育塩分範囲(EC)との関係について調べた結果(図50)、塩湿地性植物のハマツナは0.07~0.80Sm⁻¹間に生育し、植物量は全体的に低い値を示したが、0.6Sm⁻¹で最大値1.8を示した。シオクグは0.0008~1.265Sm⁻¹間に生育し、植物量は1.00~1.50Sm⁻¹間で7と比較的高く、ECがさらに高くなると低

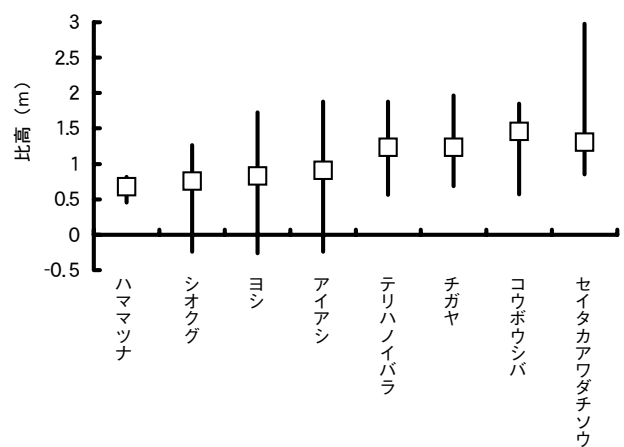


図47 各群落優占種の生育比高範囲(口は平均値を意味する。)

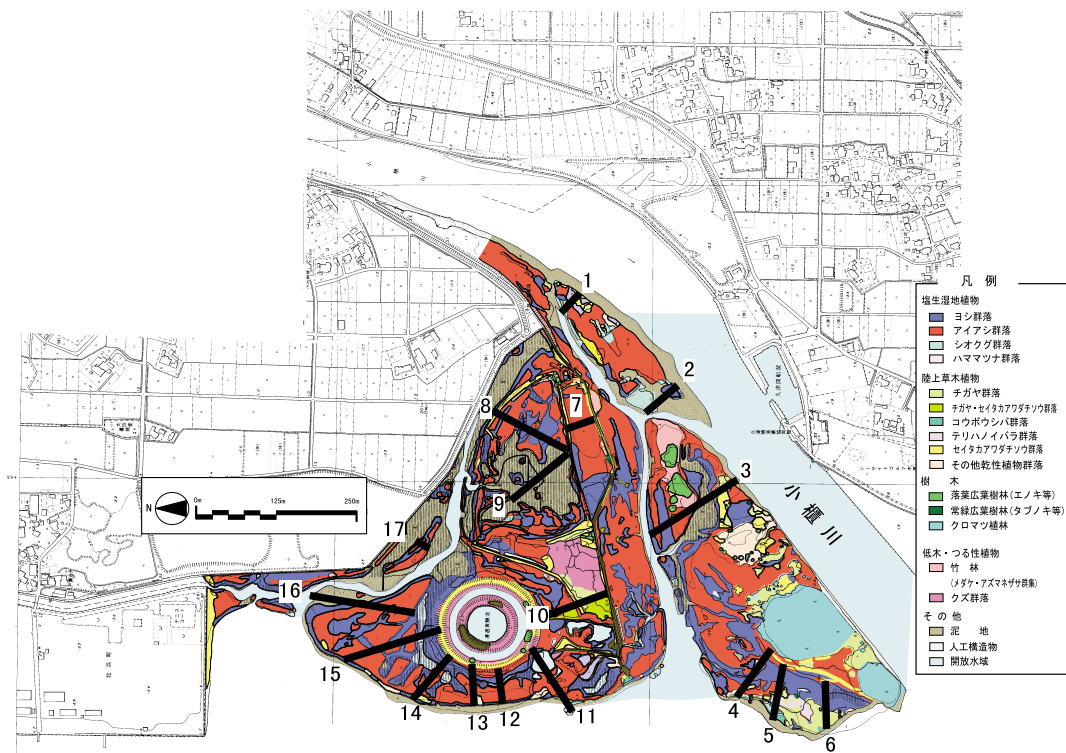
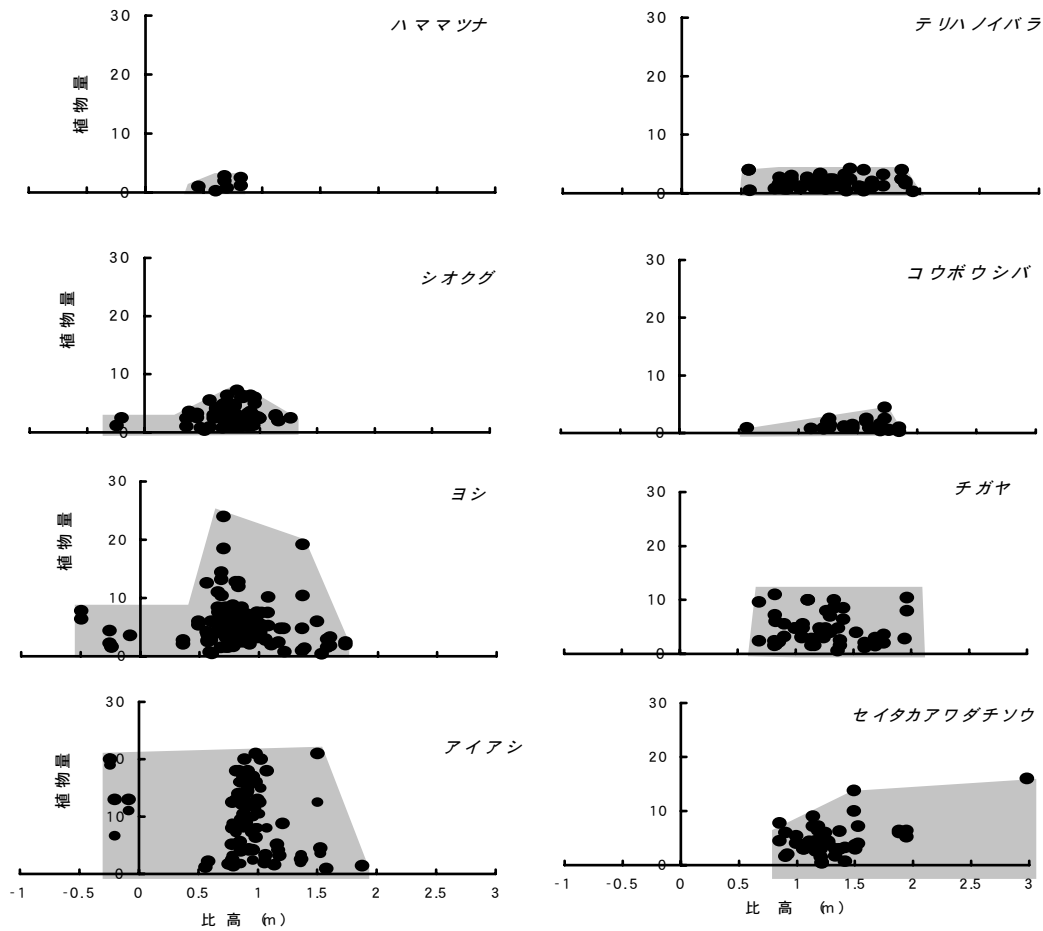


図46 小櫃川河口干潟における調査位置図

表11 小櫃川河口干潟の常在度表

通し番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
植生類型	塩湿地性植生				海浜性植生		草原性植生				人里植生			
群落区分	a	b	c		d	e		f	g	h	I		J	
資料数	20	31	7	11	3	6	2	9	2	8	1	3	7	3
平均種数	1	3	3	2	2	4	5	4	6	5	4	5	5	5
ヨシ	V2-4	IV+2	V2-3	Ⅲ+2	Ⅱ2	Ⅲ+1	.	Ⅱ+1	V+1	Ⅱ+1	.	Ⅱ+	Ⅲ1-2	Ⅱ+
アイアシ	I+1	V3-5	.	Ⅱ+2	Ⅱ+	.	.	I1	Ⅲ+	I1	.	IV1-2	Ⅱ1	.
シオクグ	I+1	I1-3	V3-4	V+5	IV2	I3	.
ハママツナ	I+	.	.	I1	V2-4	I+	.	.	I2	.
コウボウシバ	V3-5	V1-2	Ⅱ1-3	Ⅲ1	Ⅱ+1
チガヤ	I+	r1-3	I1	.	.	I1	V2	V3-5	V+4	Ⅱ+2	.	.	Ⅲ+3	Ⅱ4
テリハノイバラ	.	I+2	I1	I+3	.	Ⅱ+3	.	Ⅲ1-3	V+2	V3-5	V2	IV1	Ⅲ2	Ⅲ+
オギ	V5	.	.	.
セイタカアワダチソウ	.	I1-3	.	.	.	I3	.	Ⅲ1	Ⅲ1	Ⅱ1-2	V1	V+3	V2-4	Ⅲ2
クズ	I3	.	.	.	Ⅱ+	Ⅱ+2	V4-5
ハチジョウナ	.	I+	I+	I1	.
マツナ	.	r+	I4
ハマヒルガオ	I1	IV+2	V4	Ⅱ2
ハマエンドウ	I+	Ⅲ2	I3
ケカモノハシ	V3
ハマダイコン	Ⅱ1-4
ヤマアワ	Ⅲ+
ネズミムギ	I+	Ⅱ1-4	Ⅲ3	I1	.	Ⅲ+3
スイカツラ	.	.I1	.	.	.	I1	.	I2	Ⅲ1	Ⅱ+	.	V3-5	.	Ⅱ1
ヨモギ	I+	Ⅲ1	I+	.	I+	.	.	Ⅲ1-4	.
ヘクソカズラ	Ⅱ+1	Ⅱ+1	Ⅱ+
オニウシノケグサ	I1	.	.	.	Ⅱ+
ギシギシ	.	r3
トボシガラ	.	r2
クコ	.	.	I2
シロバナサクラタデ	.	r1	I3
ススキ	I2
ヒメムカシヨモギ	I+
ツルウメモドキ	I+
カラスノエンドウ	Ⅱ+2
コモチマンネングサ	.	r+	I _r



- | | | |
|------------------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------|
| 塩性湿地植物
・ハマツナ
・シオクグ
・ヨシ
・アイアシ | 陸上（海浜）植物
・テリハノイバラ
・チガヤ
・コウボウシバ | 陸上（帰化植物）
・セイタカアワダチソウ |
|------------------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------|

$$\left[\begin{array}{l} \text{植物量} \\ P_i (i \text{種 の植物量}) = (C_{vi} \times H) / 2 \\ C_{vi} : i \text{種 の優占度の被度値 (Durwen 198 H : } i \text{種 の平均草丈 (m)) \end{array} \right.$$

図48 小櫃川河口干潟で確認された群落優占種の植物量と比高との関係

下した。ヨシは $0.0008\sim 1.662\text{Sm}^{-1}$ 間に生育し、植物量は $\text{EC}1.00\text{Sm}^{-1}$ 付近まで段階的に高くなり、 1.00Sm^{-1} を越えると低下した。アイアシは $0.0002\sim 1.367\text{Sm}^{-1}$ 間に生育し、植物量は $0.0009\sim 0.895\text{Sm}^{-1}$ 間で比較的高く、それ以上にECが高くなると低下した。

海浜性植物のコウボウシバは $0.00009\sim 0.134\text{Sm}^{-1}$ 間に生育し、その植物量は 0.00009Sm^{-1} で4.5と最高値を示し、ECの上昇とともに低下した。草原性植物のテリハノイバラは $0.0008\sim 1.367\text{Sm}^{-1}$ 間に生育し、その植物量は 0.0008Sm^{-1} で最も高く、さらにECが高くなると段階的に低下した。チガヤは、 $0.00023\sim 0.960\text{Sm}^{-1}$ 間に生育し、植物量は $0.0023\sim 0.342\text{Sm}^{-1}$ 間で10~11と比較的高く、 0.5Sm^{-1} を超えると極端に低下した。人里植物のセイタカアワダチソウは、 $0.0008\sim 0.600\text{Sm}^{-1}$ 間に生育し、その植物量は 0.00395Sm^{-1} で16と最高値を示し、ECの上昇とともに低下した。

4) HSIモデル

各群落優占種の植物量と環境指標（比高，EC）との関係を基にHSIモデルを作成した。

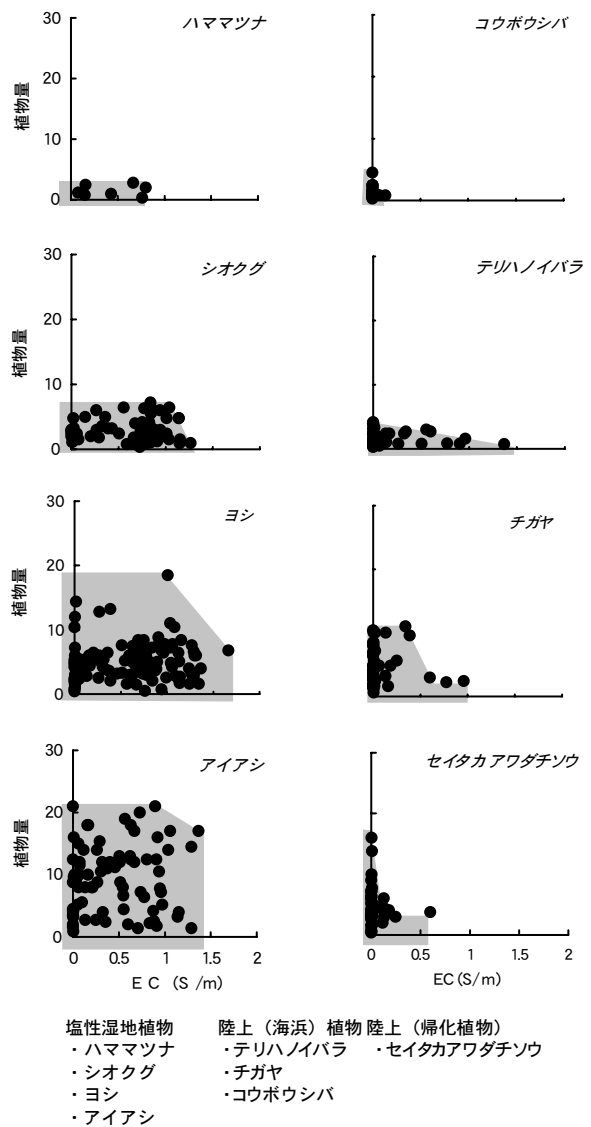
比高を環境指標としたHSI値は、塩湿地性植物においては、ハママツナが比高 $0.50\sim 0.75\text{m}$ ，シオクグが比高 $0.75\sim 1.00\text{m}$ ，ヨシが比高 $0.50\sim 0.75\text{m}$ ，アイアシが比高 $-0.25\sim 0\text{m}$ ，比高 $0.75\sim 1.50\text{m}$ で最適HSI値を示し、種により違いがみられた（図51）。

ECを環境指標としたHSI値は、塩湿地性植物ではハママツナが $0.50\sim 0.75\text{Sm}^{-1}$ ，シオクグが $0.75\sim 1.00\text{Sm}^{-1}$ ，ヨシが $1.00\sim 1.25\text{Sm}^{-1}$ ，アイアシが $0\sim 0.25\text{Sm}^{-1}$ ， $0.75\sim 1.00\text{Sm}^{-1}$ でそれぞれ最適HSI値を示し、アイアシに関しては、全体的に高いHSI値を示した（図52）。

HSI値の算出方法：各群落優占種の植物量の最大値を最適HSI値=1とし、他のHSI値は最大植物量の比率から算出した。

例：ヨシの最大植物量=10→HSI値=1（最適値）
 $=5\rightarrow\text{HSI値}=5/10=0.5$

塩湿地性植物の最適SI値は、比高に関してはハママツナ，ヨシが同じであり，シオクグが若干高かったが，ECに関してはハママツナ，シオクグ，ヨシの順に高くなった。これらの種は、基本的に汀線付近で潮の冠水の影響を受ける立地に生育しているが，ハママツナ，シオクグに関しては、内陸側の中州および小櫃川低水敷に生



$$\left[\begin{array}{l} \text{植物量} \\ P_i (i\text{種の植物量}) = (C_{vi} \times H) / 2 \\ C_{vi}: i\text{種の優占度の被度値 (Durwen 1982)} \quad H: i\text{種の平均草丈 (m)} \end{array} \right]$$

図49 各群落優占種の生育塩分濃度範囲（□は平均値を意味する）

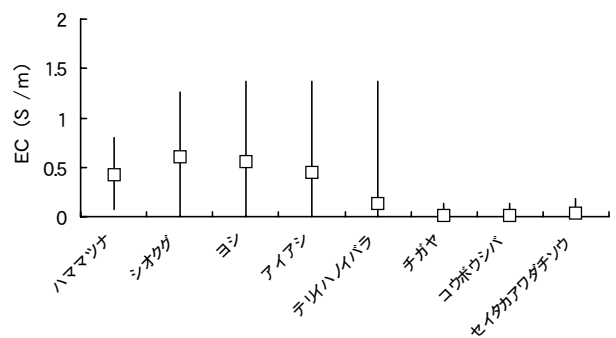
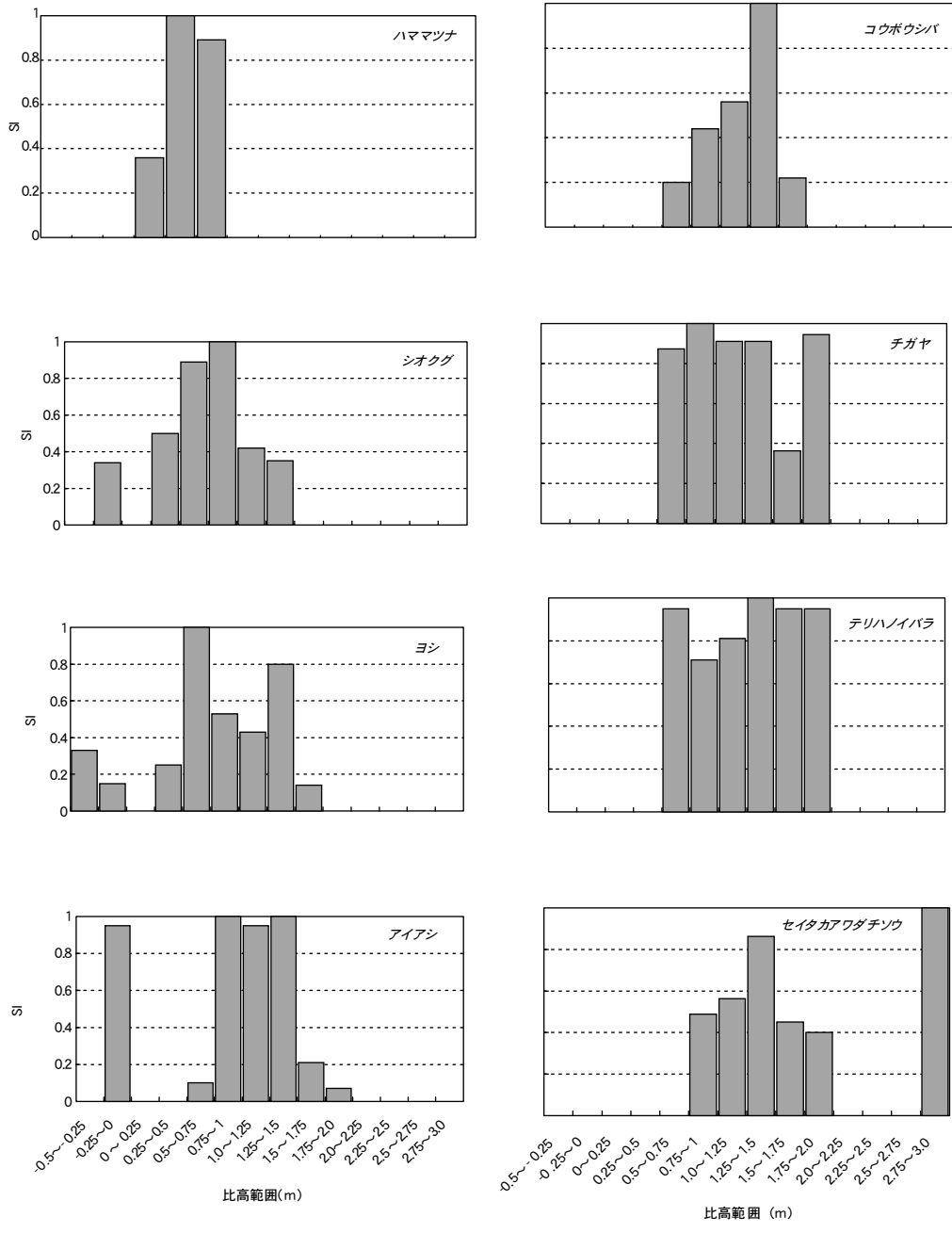
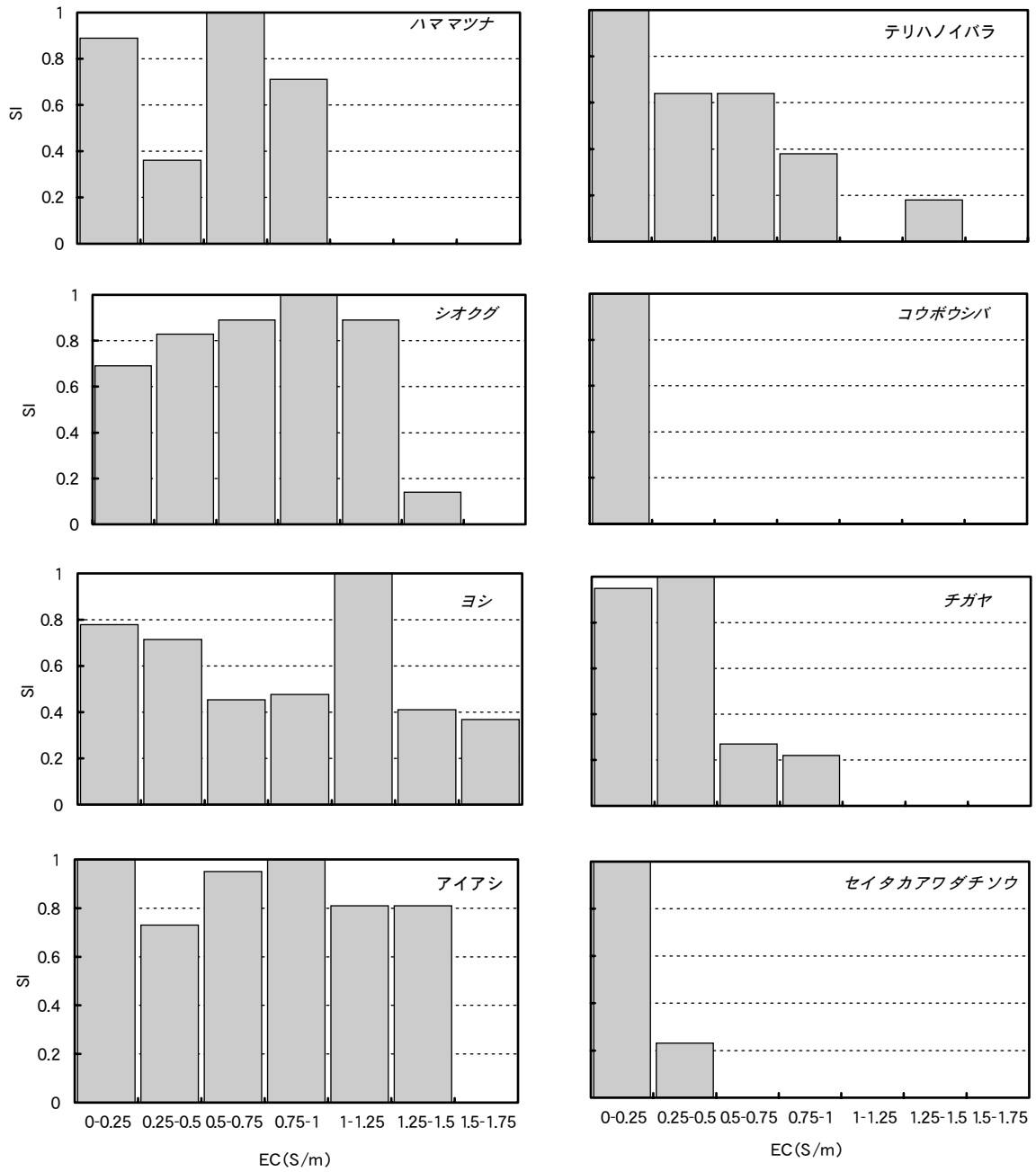


図50 小櫃川河口干潟で確認された群落優占種の植物量と塩分濃度（EC）との関係



- | | | | |
|------------------------------------------|------------------|---------------------------|---------------------|
| 塩湿地性植物
・ハマツナ
・シオクグ
・ヨシ
・アイアシ | 海浜性植物
・コウボウシバ | 草原性植物
・テリハノイバラ
・チガヤ | 人里植物
・セイトカアワダチソウ |
|------------------------------------------|------------------|---------------------------|---------------------|

図51 ECを環境指標とした各群落優占種のSIモデル



- | | | | |
|------------------------------------------------------|--------------------------|------------------------------------|-----------------------------|
| 塩湿地性植物
・ ハママツナ
・ シオクグ
・ ヨシ
・ アイアシ | 海浜性植物
・ コウボウシバ | 草原性植物
・ テリハノイバラ
・ チガヤ | 人里植物
・ セイタカアワダチソウ |
|------------------------------------------------------|--------------------------|------------------------------------|-----------------------------|

図52 比高を環境指標とした各群落優占種のSIモデル

育している場合が多いことから、海水が地下に浸透する立地環境よりも、内陸および河川からの淡水が地下に浸透する立地の方が生育に適していると考えられる。

アイアシの最適HSI値は、比高はヨシより高く、ECはヨシより低い値であった。大野⁴¹⁾の報告においても、アイアシはヨシより比高が高く、耐塩生の低い立地に生育すると指摘している。しかし、今回の結果では、アイアシは $1.25\text{-}1.5\text{Sm}^{-1}$ とECの高い範囲でもHSI値がヨシより高いことから、耐塩性は比較的高いと考えられる。

また、シオクグ、ヨシ、アイアシは、比高0m以下の立地においても確認され、特に潮の冠水の影響を受けないアイアシのHSI値は高かった。これは、アイアシの生育地が若干窪地で汀線からの距離があるために、満潮時においても潮の冠水を受けない立地であると考えられる。

コウボウシバは、比高が高く、ECが最も低い範囲で最適HSI値を示したが、この種の生育地は砂地であることから、保水力の小さい乾燥状態の立地に適しており、地下水の塩分濃度よりも、強風及び潮汐による砂の堆積・浸食による影響を受けると考えられる。チガヤ、テリハノイバラのHSI値は、比高0.5～2.25m、 $\text{EC}0\sim0.25\text{Sm}^{-1}$ の範囲で比較的高い値を示した。また、チガヤ、テリハノイバラはECが高くなるほどHSI値が低下する傾向を示したが、ECの適応範囲がハママツナおよびシオクグのレベルと同じであったことから、満潮時に冠水しないが地下水の耐塩性は比較的高いと考えられる。

セイトカアワダチソウは、本来耐塩性の低い植物であるが、最適HSI値では、比高およびECに関してチガヤ、テリハノイバラと重なり、実際に混生していることから、強風の影響で砂礫の堆積、侵食がなく、満潮時に潮が冠水しない立地であるならば、今後生育域を拡大するおそれがある。

(5) 今後のHSIモデルの課題

今回の生育環境評価では、汀線からの比高、地下10cmのEC値を環境指標として行ったが、今後は汀線からの距離、土壌粒度組成、土壌栄養塩類などの環境指標も複合的に取り入れることで、HSIモデルによる環境影響評価手法の開発を行う必要がある。また、ハママツナの生育環境評価を行うには、現状のサンプル数では非常に少ないため、今後は詳細な調査が必要である。

2.4.3 干潟の浄化機能の評価

(1) はじめに

環境の社会経済評価とは、環境の持っている価値を評価することである。地球規模での自然環境の劣化が問題視されている今日、環境評価は環境をめぐる開発と保護の対立を解決するために必要なものである。具体的には、公共事業の費用対効果の評価・環境規制の影響評価・環境破壊の損害額の評価などの場面で使われる。評価方法として代表的なものは、環境財に相当する私的財で置き換えた場合の費用をもとに環境価値を推定する再生費用法・旅行に要する費用を用いて評価するトラベルコスト法・環境資源が地代や賃金に与える影響を計測し、環境価値を計測するヘドニック法・人々に直接環境資源の貨幣価値を聞き出すCVMなどである(図53)。生態系(環境)を評価する手法については、アメリカなどで環境経済学として研究が進められているが、我が国ではまだごく一部でしか研究されていないのが現状である。本研究では、干潟の浄化機能に関する環境価値を、環境経済学にかかわって、解析評価した。

(2) 干潟の浄化機能の評価

1) 干潟の環境評価

干潟には生産価値・生物の遺伝子保全価値・浄化価値・レクリエーション価値・存在価値など多様な環境価値(図53)があり、これらを定量的に、かつ貨幣価値として評価・提示していくことは、干潟の保全や創造の原動力になると考えられる。

特に、干潟の浄化能力と下水処理場の排水処理能力を比較した例は、多く見られる。例えば、一色干潟(面積: 10km^2)の水質浄化能力は、1日最大処理水量75.8トン、計画処理人口10万人、処理対象面積 25.3km^2 程度の活性汚泥法の下水処理施設に相当する。金額にすると、建設費が122億1,000万円、年間維持管理費5億7,000万円で、その他の費用も含めると総額878億2,000万円である。

2) 再生費用法(代替法)に基づいた試算評価

これらの点を踏まえ、評価対象として、東京湾内の干潟8ヵ所、瀬戸内海の干潟6ヵ所の計14ヵ所をとりあげた。干潟の水質浄化量を示す物理化学的指標として、COD・透明度など様々あるが、ここではその1つであるT-N(全窒素の浄化量)を用いた。盤洲干潟・三番瀬干潟・富津州・幕張人工海浜・谷津干潟・検見川人工海

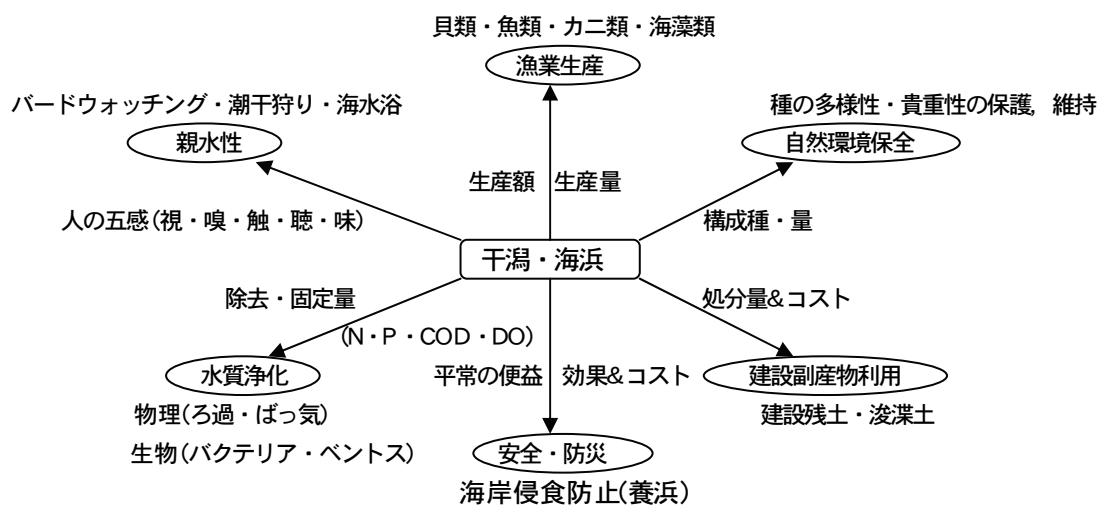
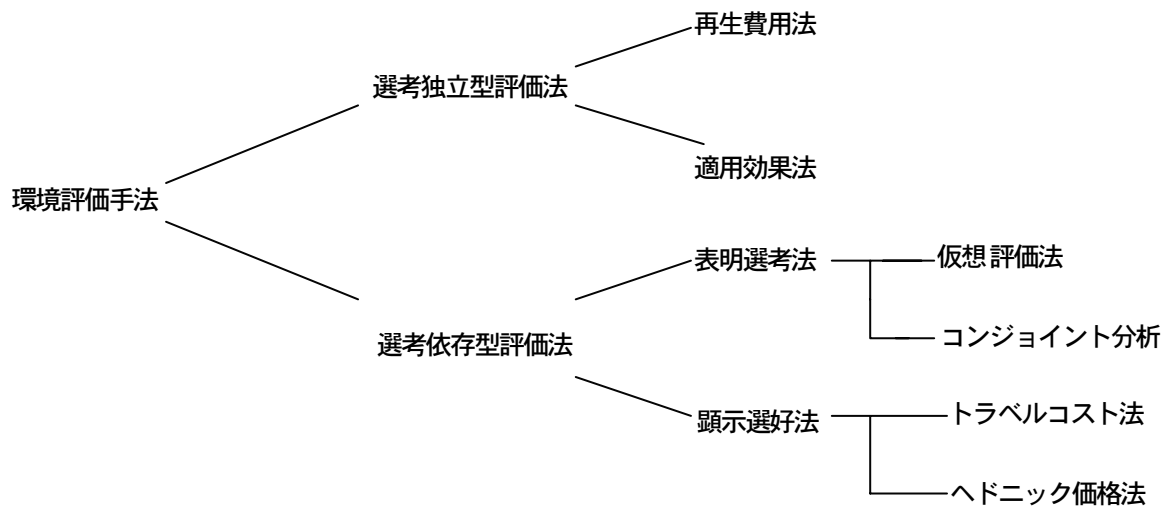


図53 干潟の機能と評価

浜・稲毛人工海浜の窒素浄化量については、千葉県環境生活部がマクロベントスの単位面積当たりの窒素浄化量に面積をかけて求めている。葛西人工海浜についても同様に、単位面積当たりの浄化量に面積をかけたものが社団法人海洋産業研究会から報告されている。瀬戸内海における6つの干潟の窒素浄化量については、環境省がマクロベントスの生産量と脱窒量（室内実験値）から求めている。なお、年間窒素浄化量に換算し、結果は表12に示すとおりである。

さらに、干潟の浄化機能を評価するにあたり、我が国に約1,200ある下水処理場の窒素の平均除去量およびその平均コストを用いた。各干潟の窒素浄化量を下水処理場における1人当たりの窒素除去量で割ることで、下水処理場に置き換えた干潟の排水処理可能人口を求めた。その値に、1人当たりにかかる下水処理場の年間コストをかけて、貨幣価値とした。

1人当たりの窒素除去量は、1人当たりの負荷量が年間で4.4kg、下水処理場における除去率が44%であるから、およそ1.9kgとなる。なお、下水道を使用している市民1人当たりの年間下水処理費用を約24,600円（神戸市のデータ）とする。

各干潟の浄化機能の貨幣価値（円/年）

$$= \text{各干潟の窒素浄化量 (kg/年)} / \text{下水処理場における1人当たりの窒素除去量 (kg/年)} \\ \times \text{1人当たりにかかる下水処理のコスト (円/年)} \\ = \text{各干潟の窒素浄化量 (kg/年)} / 1.9 \text{ (kg/年)} \times 24,600 \text{ (円/年)}$$

となる。算定した結果は、表13に示すとおりである。

3) 干潟生態系の浄化能力評価

ここでは、干潟の浄化機能を経済学的に評価する上で、底生動物による水質浄化特性に着目し、検討を行った。

珪藻類スケルトネマの個体数およびTOC・CODの経時変化からの評価

供試生物として、増殖すると水を茶褐色に濁らし、赤潮の原因となる植物プランクトン、珪藻類 *Skeletonema costatum* を全ての系に $22.848 \cdot 10^7$ 個体ずつ投入した。また、干潟において二枚貝の優占種であるアサリを計8個体、多毛類の優占種であるゴカイ4個体ずつ、計20個体を投入した。

実験装置は4系設け、いずれも21のプラスチックビーカーに、ガラスビーズを充填し、海水を11入れた。用いた海水は小笠原沖の海水（塩分濃度2%）に、人工排水を混合し、東京湾の水質に近づけた。また、実験期間中は海水をばっ気し、20℃の条件下で行った。実験系は、*S.costatum*のみを投入した対照系（RUN 1）、アサリ8個体と*S.costatum*を投入した系（RUN 2）、ゴカイ20個体と*S.costatum*を投入した系（RUN 3）、アサリ8個体とゴカイ20個体と*S.costatum*を投入した系（RUN 4）を作成した。

測定項目は、*S.costatum*の個体数、TOC（全有機炭素）、および、CODとし、サンプリング期間は24時間とした。

それぞれの経時変化については、図54、55、56に示した。RUN 1における*S.costatum*の個体数、TOC、CODの減少は、沈降などの物理的作用のためと考えられる。よって、

$$\text{生物の捕食による減少率 (\%)} = \{(\text{各系の減少割合} - \text{RUN 1の減少割合}) / \text{各系の減少割合}\} \times 100$$

とし、RUN 2～4における、生物的作用による浄化の占める割合を求めた。

その結果、*S.costatum*の個体数の経時変化については、対照系のRUN 1で、 $112 \cdot 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$ の減少であった。生物的作用による減少率は、RUN 2が34.9%、RUN 3が64.1%、RUN 4は58.2%となった。TOCについては、RUN 1では、 3.14 mg l^{-1} の減少を示した。減少率はRUN 2で46.9%、RUN 3で37.5%、RUN 4で37.9%となった。一方、CODの経時変化量はRUN 1で 1.13 mg l^{-1} の減少であり、RUN 2で56.6%、RUN 3で74.3%、RUN 4で68.3%と大きな減少率を示した。

生物による水質浄化が、COD除去の観点では大きな働きを示していることが明らかとなった。

4) T-N・T-Pの経時変化からの評価

供試生物としての潮間帯における3つのシステムの各生物相は、干出-冠水部：のゴカイ20個体、冠水部（浅）：ゴカイ10個体とアサリ5個体、冠水部（深）：アサリ5個体とした。

51のプラスチックビーカーに、三番瀬干潟より採取した底質を滅菌処理せずに充填し、海水に人工排水を混合してT-N： 3.5 mg l^{-1} 、T-P： 0.5 mg l^{-1} に調節したものを12時間周期で流入、流出を繰り返し、常にDOを一定に保った。3つのシステムを再現し、干出-冠水部については、31付近まで底質を充填し、5～21まで水位変動を生じさせ海水交換率を100%とした（RUN 1）。冠水部（浅）については、31付近まで底質を充填し、5～3.8lまで水位変動を生じさせ海水交換率を60%とした（RUN 2）。冠水部（深）については、21付近まで底質を充填し、5～3.8lまで水位変動を生じさせ海水交換率を40%とした（RUN 3）。T-N、T-Pの経時変化は、図57、58に

表12 年間の窒素浄化量

干潟名	所在地	干潟面積(ha)	浄化量(kg)
盤洲干潟	千葉	1,200	935,130
三番瀬干潟	千葉	1,200	919,070
富津州	千葉	174	69,715
幕張人工海浜	千葉	42	4,015
谷津干潟	千葉	40	14,600
検見川人工海浜	千葉	26	1,460
葛西人工海浜	東京	25	10,950
稲毛人工海浜	千葉	24	2,920
園ノ洲干潟	香川	54	124,200
曾保干潟	香川	46	1,656
勇崎干潟	岡山	21	3,150
高州干潟	岡山	14	18,200
新舞子干潟	兵庫	14	1,022
甲子園浜干潟	兵庫	2	2,000

表13 干潟の浄化能力に対する貨幣評価

干潟名	(単位：百万円) 干潟1ha当りの	
	干潟全体の貨幣価値	貨幣価値
盤洲干潟	12,107	10.1
三番瀬干潟	11,900	9.9
富津州	903	5.2
幕張人工海浜	52	1.2
谷津干潟	189	4.7
検見川人工海浜	19	0.7
葛西人工海浜	142	5.7
稲毛人工海浜	38	1.6
園ノ洲干潟	1,608	29.8
曾保干潟	21	0.5
勇崎干潟	41	1.9
高州干潟	236	16.8
新舞子干潟	13	0.9
甲子園浜干潟	26	13

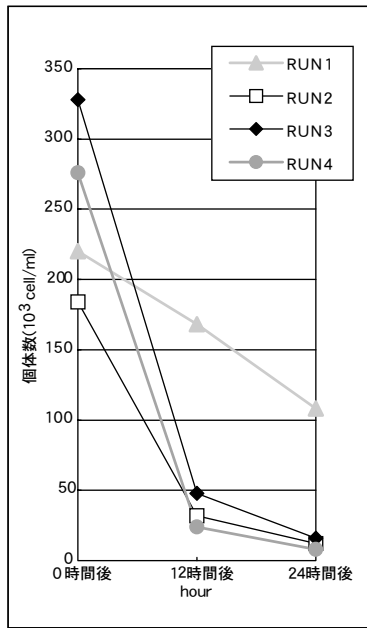


図54 *S. costatum*の経時変化

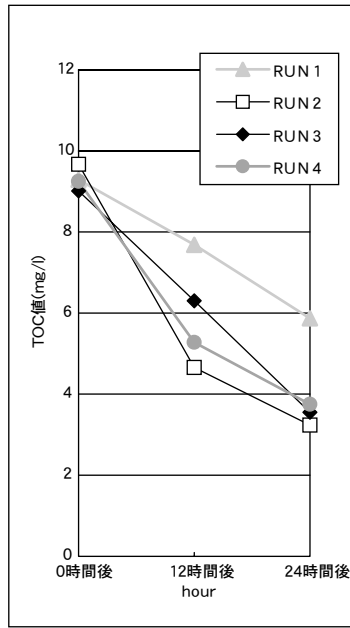


図55 TOCの経時変化

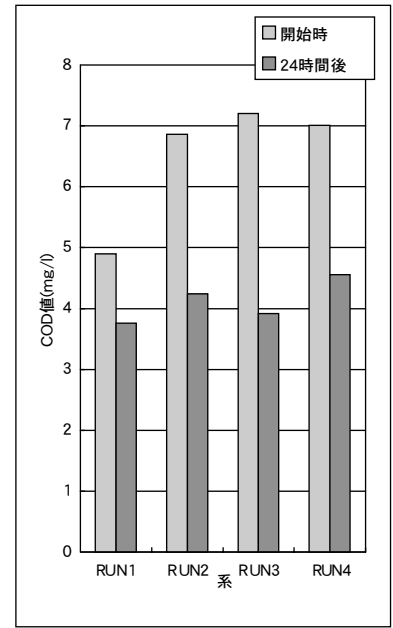


図56 CODの経時変化

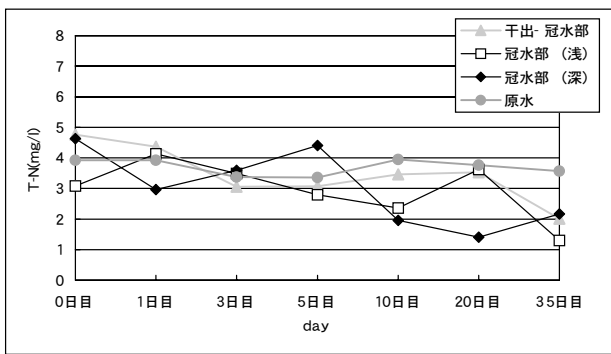


図57 Fill&DrainシステムにおけるT-Nの経時変化

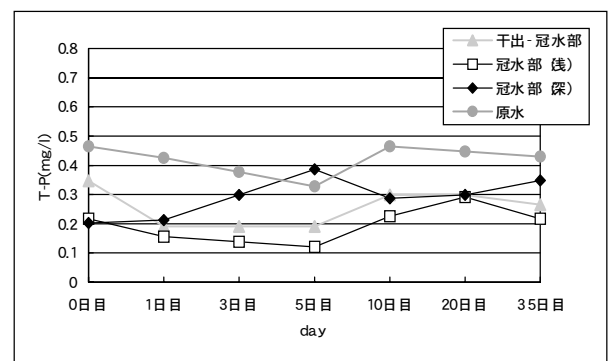


図58 Fill&DrainシステムにおけるT-Pの経時変化

表14 T-N除去率

システム	除去率
干出-冠水部	24.90%
冠水部 (浅)	19.40%
冠水部 (深)	24.90%

表15 T-P除去率

システム	除去率
干出-冠水部	17.30%
冠水部 (浅)	22.10%
冠水部 (深)	10.70%

示すとおりである。

RUN 1とRUN 3においては、同程度のT-N除去率であったが、RUN 2では最も低いことが確認できた(表14)。これは生物相、生物量が豊富なため、底生動物の代謝産物による影響があったと考えられる。また、T-P除去率においては、RUN 1、RUN 2では同程度であったが、RUN 3ではRUN 2の半分程度であった(表15)。これは、各エリアにおける海水交換率の違いから差が出たと考えられる。またゴカイは、リン除去にかかわっているのではないかと考えられる。

(3) まとめ

干潟面積と貨幣価値の相関関係についてエリア別に見たところ、東京湾内では相関係数(R値)が0.87、瀬戸内海では0.3となった。東京湾内に残された盤洲干潟や三番瀬干潟がいかに貴重であるかが分かる。また、今回の評価方法では、干潟面積が広いからといって、必ずしも浄化機能に対する貨幣価値が高まるとは限らないことが示唆された。また、浄化機能に係わる研究からは、干潟の浄化機能を経済学的評価解析する上で、生物的作用

による浄化は決して無視できないことが示唆された。

2.5 湿地の生態系評価手法

2.5.1 全国湿地の現状

(1) 日本の湿地面積

世界の湿地面積は約6.8～8.6×106km²であると推定されている。日本の湿地総面積は約65万haであり（環境庁（当時）、未発表）、世界の湿地の約0.076～0.10%ではない。世界平均では陸地の6.4%が湿地であるが、日本には国土のわずか1.7%しかなく湿地は非常に貴重な生態系である。一方かつては湿地であったと考えられる水田は1990年時点で284万haあり、国土の約7.5%にあたる。単純に水田は原始には湿地だったと仮定して計算すると自然の湿地から約81%が開墾・埋め立て等により水田に開発されたと推定される。明治以降の我が国の北海道の開拓の歴史は湿原または泥炭地の開墾の歴史であり、約20万haの湿原の62%が20年前までに農地化や都市化によって失われたと推定されているが、古くからの開発の歴史がある本州以南では本来の湿原面積を正確に推定すらできない（国立環境研究所⁴⁶⁾。

これら各種湿地の現在の日本にはわずか約65万haの湿地が現在あるのみとされている。最も広いのが淡水湖沼（約13万ha）、次いで低層湿原（約11万ha）、以後汽水湖沼、湿原、河畔、塩生湿地・マングローブ、高層湿原、河口域、中間湿原、湧水湿地、水田・雪田草原、その他、溜池、休耕田の順になっている。低湿地（湧水湿地）は約2万haで湿地全体の3%を占めるが、淡水湖沼やため池、河口域の部分的な沼沢地を合計しなければならないのでまだ正確には把握されていない。湿地に関する科学書は多く、多くは高層湿原、塩生湿地・マングローブを取り扱っているが、ヨシ等が主体の低湿地・沼沢地は小規模のものが多いためかまとまった単行本が見られない。

日本の湿地面積は、かつては約300万haにおよぶ広大な地域が含まれていたが、弥生時代に始まる稲作の導入以来、とりわけ低地、平野部に存在していたその多くは水田と化し、低湿地の原型を維持した生物群集や生物相は、そのかなりの部分をすでに喪失するか、または大規模な改変を余儀なくされてきた。

一方、日本列島の最北部の北海道東部や北部に横たわる釧路湿原やサロベツ湿原のように、水田耕作に不適な気候条件にある地域の低湿地は、曲がりなりにもその原

型を辛うじて維持しているし、一方、琉球諸島のマングローブ林に付随して発達する亜熱帯性の生物相を扶養している低湿地は、かろうじてその原型を維持している。しかし、潮の干満により独特な環境が維持されているいわゆる干潟の原型を維持した塩湿地（salt marsh）は、北海道東部の塩湿地を除いては開発行為の荒波にのまれ、急激に消滅しているのが現状である。

(2) 日本の重要湿地500

一般に、湿地（wetland、ウエットランド）とは、川の源流から海の浅い所、山地水域から湿原、湖沼、河川、人工水系を含み、干潟（塩湿地を含む）、マングローブ林、サンゴ礁、藻場などの沿岸域まで、水のある場所の総称である（IUCN⁴⁷⁾；IWRB日本委員会⁴⁸⁾）。湿原や干潟などの湿地には、多様な動植物が生息し、独特の生態系が形成されている。また、湿地は、重要で多様な機能を有しており、適切に保全することが必要とされているが、先に述べたようにこれまで日本の湿地は、人為の影響により急激に減少し、また環境の変化に曝され、衰退が急速に進行してきたため、国内各地でその保護・保全を求める要請が高まっている。一方、国際的にも、1999年（平成11年）5月に開催されたラムサール条約第7回締約国会議において登録湿地の倍増を目指す決議がなされるなど、湿地保全の緊急性が認識され、保全・保護の気運が遅ればせながら高まり、具体的な行動計画が策定されつつある（Matthews⁴⁹⁾；山下⁵⁰⁾）。

このような中で具体的には、国際水禽湿地調査局（IWRB）日本委員会が特に水鳥の生息地として国際的に重要な日本湿地目録⁴⁸⁾の中で、151ヵ所の湿地を記載した。そこでは湿原（約4万ha）、湖沼（約24万ha）、干潟（約5万ha）、河川、水田（約275万ha）、マングローブ林に類型化して面積を算出したがデータが十分であるとは言い難かった。国土地理院地理調査部も全国湖沼湿地の分布図をまとめ（国土地理院⁵¹⁾）、438ヵ所を記載したが、全国の湿地の合計面積について取りまとめにいたらなかった。一方環境省では、日本の湿地保全施策の基礎資料を得るため、多数の専門家の意見を得て重要湿地を選定してきた。湿原、河川、湖沼、干潟、藻場、マングローブ林、サンゴ礁など、生物多様性保全の観点から重要な湿地500ヵ所が選定された。現在選定されている日本の重要湿地500のそのうち湿原、人工湿地の位置等がインターネット上で公表されている

(<http://www.sizenken.biodic.go.jp/wetland/>)。環境省では、これらの重要湿地について、それぞれの湿地の特性、生物相の保全状況や地域の状況に応じて保全地域の指定等に向けた検討、重要湿地とその周辺における生物相保全上の配慮の必要性についての普及啓発を進めている。

(3) 日本における低湿地保護の現状

日本の平野部にかつて数多く存在した低湿地の自然の大半は、人間によるさまざまな経済活動の結果、その姿を消してきた。とりわけ、農業との関連からいえば、本州中西部以南では、過去約一千年におよぶ長い稲作の歴史もあって、本来の原型をとどめた低湿地はほとんど残されていない。かろうじて伝統的な農法をとる水田とその周辺の水辺環境が、かつての低湿地の生物たちの生育・生息場所として長く維持されてきたのである。しかし、ここ数十年の間、とりわけ過去三十年間余りの間に起こった農業形態の急激な変化は、農薬の大量使用や大規模な圃場基盤整備事業などによって、これら湿地生態系の生物の多くを絶滅に導き、水田生態系自体を本質的に変化させてきた。一方、すでに断片化して残された農耕地周辺の水辺や、山間部の谷間などにかろうじて残存する小規模な湿地も、産業廃棄物の投棄や処理場としての利用が急増するなかで全国各地において、すでにその多数が失われてしまったのが現状である。

これまで日本の湿地の報告書の多くは、その湿地の植物相及び植生をまず詳しく調べ、その保全の重要性、緊急性がもられている。その結果、国や地方自治体の天然記念物の指定を受け、保護されてきた。最近では、湿地の保全には水や栄養の涵養様式が重要という認識が高まり、小さな低湿地・湿原でも地形学・地質学・水文学・陸生物学・生態学等の調査・研究が行われて始めている(深泥池学術調査団(編)⁵²⁾；岩熊(編)⁵³⁾；宍塚の自然と歴史の会⁵⁴⁾；会津若松市教育委員会⁵⁵⁾)。しかしながら、各地域の自治体、特に教育委員会が中心に調査を進めている場合には、その報告書は配布部数が関係者に限定され、ISBN番号も申請していないので一般に入手しにくいことが多い。しかし、日本各地にはまだ、その環境、動植物相をはじめとする湿地の全容が判明していないか、小の湿地が数多く残されており、その調査・研究と保護・保全対策が緊急に必要なものが多い。今後多くの湿地で同様に総合的な学術調査がなされ、日本全国にその情報が行き渡り日本の湿地生態系の比較研究が進

むことを期待したい。

2.5.2 湿地生態系の機能評価手法

(1) 客観的な評価結果に基づく再生技術の体系化

まず、日本の環境アセスメントの歴史を振り返ることにする。日本では昭和48年には港湾法や公有水面埋立法の改正で環境アセスメントが義務付けられ、公共事業を所管する各省庁は独自に環境アセスメントの技術指針を定めた。昭和59年には「環境影響評価実施要綱」を閣議決定し、いわゆる閣議アセスが公共事業に義務付けられた。自然環境項目には評価法をはじめ定量できない事象が多かった。平成5年に環境基本法が制定され、その指針の基に自然環境アセスメントの充実を図るため、平成7年の「自然環境に係わる環境アセスメント手法の充実に関する調査報告書」をはじめとして評価手順等がまとめられた。環境庁(当時)はアセスメントの実施方法等を「自然環境アセスメント技術マニュアル」にまとめた。環境影響評価法の成立、公布(平成9年)され、新たに生態系の評価が加わり、主務省庁による技術指針が平成10年に定められた。環境省では生物の多様性分野に関する環境影響評価技術の向上を図るため検討会が設置され、「(I) スコーピングの進め方について」(平成11年)、「(II) 生態系アセスメントの進め方について」(平成12年)が報告された。その環境アセスメント技術ガイドとして「生態系」「自然とのふれあい」が発行された(自然環境研究センター⁵⁶⁾)。これらの本はアセスメントのマニュアルではなく、評価技術の基本的な考え方とその技術手法を示したものであった。環境省はマニュアルを提示するとその方法をコピーしてアセスメントが画一化することを懸念したことによると思われる。一方、現実の環境アセスメントの現場では新たな生態系の評価について具体的な手法を求めている。その声に答えるべく現在環境省ではより具体的な生態系評価について検討会を設置して評価手法の具体的な検討をはじめとしており、具体的で画一的でない評価手法を提示することが求められている。

(2) 湿地の物質循環機能の比較

日本では貴重種を重視する調査が中心で環境影響評価が成されており開発に対する総合的・科学的評価がこれまで十分に行われていない。そこで、これまで不十分であった湿地生態系への開発の影響を評価する基礎にするため、湿地林及び湿原の持つ物質循環的機能を評価する

ために比較研究を行った。

(3) 調査地および方法

比較対照として釧路湿原 (K1, 2, 3, 4の4地点), 赤井谷地 (A1, 2の2地点), 戦場ヶ原 (N1, 2の2地点) を選択して, 湿地の機能パラメーターを収集した。1998年の調査は6月と6週間後の8月に実施した。各地点から5サンプルを採取し, 変動幅を求めた。一次生産および多様性維持機能の把握は草本群落の最大現存量の刈り取り法から行った。方形区内の草本の密度と草丈の測定, 土壌環境の測定を行った。脱窒活性を知るため採取した土壌コアサンプルをアセチレンで阻害して, N_2O ガス生成速度を測定した。土壌コアサンプルの間隙水および抽出水を採取し, 栄養塩類の分析を行った。1つは埋設し6週間後に栄養塩類の増減を測定し栄養塩類の貯蔵及び除去機能の把握をした。それらの差から栄養塩の溶出量を推定した。採取した植物の栄養塩類(窒素, リン)の量を測定した。人工基物として綿布を埋設し, 6週間後の分解状態を張力試験で分解活性として評価した。土壌コアサンプルの灼熱減量および窒素・炭素・リンの含有率の6週間での変化を測定した。

(4) 結果および考察

K1, A1, N1はミズゴケ湿原, K2, N2は低木を含む泥炭地湿原, K3はスゲの優占する湿原, K4とA2はハンノキを含む湿地林であった。K1, A1の土壌は10%以下の灰分を含む泥炭, K2, K3, K4, A2, N2の土壌は灰分40%以上の泥炭であった。8地点の8月の草本現存量は62~844 g m^{-2} でK3で最大であった。6月の土壌間隙水の栄養塩類は0.2から0.6ppmの $\text{NH}_4\text{-N}$ が含まれていたが, 8月にはA1を除いてどの地点も低下した。 $\text{NO}_3\text{-N}$ はA2を除いて低かった。土壌間隙水のイオン濃度はK3以外は10ppm以下であったが, K3ではNaやClが高かった。日本の湿地はこれまで主に植生から分類されていたが, 湿地の立地環境によって様々な栄養状態が見られ, 高層・中間・低層という伝統的な3つの区分では生態系の機能評価に際して定量性に問題が多い。湿地の機能は様々あると広く認識されており, 本研究では生産・分解・生物多様性・脱窒能・栄養塩の保持と除去という5つの湿地生態系の機能に焦点を当てて比較研究を進めた。参照基準地と機能を比較し, リモートセンシング技術を使って類型区分し, 認識されたサブクラスごとに機

能を定量することで湿地生態系の全体の影響評価が可能になると思われた。

2.6 まとめ

(1) 干潟等湿地生態系の特性と生物種の存続機構に関する研究(サブテーマ1)

1) 微生物相全体の多様性に基づく評価手法の開発
PCRによるランダムな増幅, TGGE(温度勾配ゲル電気泳動法), DNA塩基配列に基づく, 多様性の解析温度勾配ゲル電気泳動法(TGGE法)を用いて野外微生物群集のDNAレベルの多様性解析手法の条件を検討した。

2) 特定の機能をもつ微生物相の多様性による評価, 湿地の類型化

3) 地域の湿原(釧路湿原, 赤井谷地, 日光戦場ヶ原)の計8地点から平板法によりセルロース分解細菌をランダムに分離した。単離された分解菌についていくつかの基本的な性質を調べ, 一次的な区分を行った。

3) アイソザイム分析による鼓藻類種個体群の遺伝子多様度の解析

水田, 放棄水田を含めた低層湿地に生息する鼓藻類の一種, ミカツキモ(*Closterium ehrenbergii*)を用いて, 生物情報による種の認識を行い, アイソザイム分析による種個体群の遺伝的多様性を調べる手法を検討した。

4) 湿地生態系のセルロース分解活性と, その酵素学的評価

湿原環境を物質代謝能から評価するために, 湿原の草本類の主要な構成成分であるセルロースの分解活性から湿原環境を評価する手法を検討した。セルラーゼ活性は地点により差が見られ, 釧路3, 赤井2, 日光2では低く(0.05 - 0.1 $\mu\text{mol wet g}^{-1}\text{h}^{-1}$) 釧路1, 2, 4, 赤井1では高かった(0.15 $\mu\text{mol wet g}^{-1}\text{h}^{-1}$)。各地点内での3ヵ所の間でも差は大きかったが, 貧栄養で, pHも低いミズゴケのマットで比較的セルラーゼ活性が高い傾向にあった。一方, ECの比較的高い地点でむしろ低い傾向にあった。

5) 湿原河川の魚類群集, 河畔林, 河川地形の相互関係

日本最大の淡水魚で北海道だけに生息するサケ科魚類イトウの産卵場分布をGPSで詳細に踏査し, 河川地形とイトウ産卵床分布との関係を定量的に解析した。本調査で確認されたイトウ産卵床の総数は309個で, すべての産卵床についてそのサイズや立地条件などのパラメーター

を計測した。産卵地点の河道幅は最小で137cm, 最大で1121cmであり, 河道幅と産卵床長の間には有意な正の相関が認められた。産卵床は河川内にランダムに分布していたのではなく, 何個かの産卵床がまとまり, クラスターをつくって分布していた。そして, それら産卵床のクラスターは河道の屈曲率が比較的高い部分につくられる傾向がシミュレーション解析によって認められた。

6) 多段階リモートセンシングによる干潟調査手法の検討

東京湾富津干潟を研究対象域として, 干潟全体の大領域・現地調査を集中して行う中領域・10m方形区の小領域の3段階で干潟情報の抽出の可能性について検討した。プラットフォームはSPOT衛星およびヘリコプターを, センサーはマルチスペクトル・リアルカラー・熱画像センサーを使用した。データ取得高度によって抽出できる情報を整理した。

7) 全国の干潟ベントス調査

以下のようなことが明らかになった。

1. マクロベントスに関し, 全体的には種数では多毛類, 甲殻類, 二枚貝類の順に, 湿重量では二枚貝類, 多毛類, 甲殻類の順に多かった。湿重量で優先する分類群により干潟を分けると, 貝類優先型(5カ所), 多毛類優先型(3カ所), その他(2カ所)に分けられた。
2. メイオベントスでは全体的に, 種数, 個体数とも線形動物が最も多く, 節足動物, 環形動物の順でこれに続いた。すべての干潟において線形動物の種数が最も多く, 個体数でも優占していた。
3. 絶滅のおそれのある種(絶滅寸前種と危険種)および希少種の採集された種数は, 有明海の2つの調査地点において最も多かった。田古里川河口では, 有明海で最近記録のなかったイチョウシラトリガイの生貝が採集された。七浦では, テリザクラとエドガワミズゴマツボ, ハナグモリガイが多数採集された。七浦は有明海では最初に見つかったエドガワミズゴマツボの多産地である。
4. マクロベントスは深さ30cmまでを2層に分けて, メイオベントスでは深さ17cmまでで4層の採集を行った。マクロベントスでは上層から全体の92%の種が出現し, 湿重量の86%が採集された。メイオベントスでも上半分の2層から全体の92%の種が出現し, 個体数の96%が採集された。
5. マクロベントスについては, 単位面積あたりの種数

が多い場所ほど湿重量も大きいという統計上有意味な相関があり, そのような場所に多様な生物が数多く存在していると考えられた。種数と湿重量の多かった3地点はいずれも砂質干潟であった。しかしその一方で, いくつかの砂質干潟の種数と湿重量は, 泥質・砂泥質干潟より少なかった。採集された種数と湿重量に影響を与えた要因として潮位と底質が, 場所間におけるベントス相の違いの原因としては主に潮位と底質が考えられた。

6. メイオベントスについては, 単位面積・体積あたりの種数, 個体数ともに場所間で違いがあった。種数, 個体数ともに多かったのは, マクロベントスの少ない砂質干潟であった。

7. マクロベントスの種の多様度を, 種数と種ごとの湿重量の割合から干潟ごとに算出したところ, 多様度は必ずしも種数と湿重量の多い場所(=貝類が優占する場所)で高くはなかった。メイオベントスの種の多様度を, 種数と種ごとの個体数の割合から干潟ごとに算出したところ, 多様度は種数と個体数の多い場所で高かった。

8) 干潟の特性の比較と類型化

全国の干潟を評価するために次の8つの測定項目から類型化を行い干潟生態系のサブクラス区分方法を検討した。

一次生産の指標と考えられる底質表層のクロロフィル*a*濃度と分解速度の指標と考えられるセルラーゼ活性との関係を見てみると, 3つのグループに分かれた。第1のグループは底質のクロロフィル*a*濃度とセルラーゼ活性が低い干潟で, 東京湾のFUT, YAT, SANと沖縄のKOM, HOS, ANPである。このグループは一次生産も分解も低い生態系であろうと推定される。第2のグループは底質のクロロフィル*a*濃度は低いがセルロース分解活性が高い有明海のTAG, NANと北海道のBIWである。このグループは分解過程が卓越している物質循環システムが機能しており, 栄養分や有機物は外部から供給されていることが予想される。第3のグループはクロロフィル*a*濃度が高くセルラーゼ活性が低い伊勢湾のFUJ, CHIと北海道のFUUである。このグループは内部生産が高く, 一次生産者が作り出した有機物から始まる物質循環系であると推定される。一次生産が高くかつ分解活性も高い干潟のタイプ(第4のグループ)は今回の調査からは見いだせなかった。日本各地の多様な干潟を調査し

たことによって生産と分解から干潟生態系が類型化された。

(2) 湿地生態系の変動予測と管理計画の構築に関する研究 (サブテーマ2)

湿地生態系の変動予測と管理計画の構築に関する研究アセスメントの際の比較対照となる対照基準地として釧路湿原 (4地点)、赤井谷地 (2地点)、戦場ヶ原 (2地点) を選択して、湿地の機能パラメーターを収集した。1998年の調査は6月と6週間後の8月に実施した。各地点5サンプルを採取し、変動幅を求めた。湿地評価モデル: 参照基準地からのデータから各機能の最大値を求め、その値を1として新評価モデル (略称でJHGMモデルとする) の0~1までの数値として表した。

湿地の機能は様々あると認識されているが、本研究では生産・分解・生物多様性・脱窒能・栄養塩の保持と除去という5つの湿地生態系の機能に焦点を当てて研究を進めた。5サンプル内の変動幅は8地点間のそれより小さく、場所の異なる湿地を機能面から比較をするのに十分であると考えられた。参照基準地と比較することで影響を評価することが可能になると思われる。

自然の価値にはまだまだ多くの未知のものがあり、特に生物多様性の喪失は人類にとってどの様な不利益を与えているのか研究しなくてはならないと考えられる。自然と対話し、貴重な生物のためばかりでなく、人間にとっても重要な未知の湿地の価値・機能をアセスメントすることが今後ますます重要になっていくと思われる。

生態系機能の空間的な広がりや季節性を考慮したJHGMモデルを事業の比較対象地として盤洲干潟・塩生湿地に適用するための調査を実施した。ケーススタディとして東京湾の盤洲干潟において干潟機能ユニットの空間的把握法の調査および機能の季節性データを取りまとめ、底生微細藻類の現存量は前浜干潟では変動が小さいが、河口干潟では季節変動が激しいことを見いだした。窒素やリンの無機化速度は前浜干潟より塩生湿地隣の河口干潟では大きく、干潟の物質循環モデルには修正を要することを見いだした。特に、塩生湿地の航空写真撮影と現地踏査によって詳細な植生図を作成し、ヨシとアイアシ (絶滅危惧種) の生育は塩分や水位によって制限されその結果2種が帯状分布していることを見いだした。JHGMモデルによる評価手法と既存の評価手法 (HEP, IBI, WET) との比較するため情報収集を行った。

生態系機能の評価のためJHGMモデルを事業の比較対象地に適用するため、東京湾の比較調査を盤洲干潟・富津干潟・西三番瀬・谷津干潟で実施した。干潟の航空写真撮影と現地踏査、底生生物・底生藻類等の調査から各干潟生態系の構造と機能を明らかにした。

小櫃川河口塩生湿地における高等植物の分布調査、測量調査、土壌環境調査を実施し、塩性湿地植物、海浜植物、陸上植物の総合被覆度を指標に環境 (土壌水の電気伝導度、比高等) との関係を示す生育地適性 (HSI) モデルを作成した。塩生湿地植物の最適SI値は、比高に関してハママツナ、ヨシが同じ、シオクグがやや高く、電気伝導度に関してはハママツナ、シオクグ、ヨシの順に高くなった。

JHGMモデルによる評価手法と既存の評価手法 (HEP, IBI, WET) との比較するため情報収集を行った。マクロベントスの綱ごとの個体数データを用いた多変量解析の結果、生息場機能は水文地形学的サブクラスおよび下位のサブクラスとよく一致した。

干潟における空間的不均一性を把握するため、東京湾富津干潟の中領域に100×100mの方形区に49ヵ所の採集地点を設定し、生物活性や環境データを収集して干潟全体の機能を把握する手法および適切な調査地点数の検討を行った。地形測量の結果、岸から約200m沖合いまでに6ヵ所の凸部凹部が繰り返して干潟の比高差は約1mあった。コアマモなどの海産大型植物の被度は方形区内の半分に多く、裸地と藻場の比較を行った。その植生の違いは底質の堅さ、沈殿量などの性質と相関が高く、植生被度と有機物含量は相関が高かった。干潟の生態系機能ユニットとして裸地と藻場に区別して評価する必要性を実証した。

近年の工業化・農地化によって埋め立てられ、特に都市域では河川河口域にのみわずかに残るようになっていく。その干潟は生物が生息する重要な生態系であるばかりでなく、様々なサービス機能があった。それらの干潟生態系の機能を再生させ、より良い環境を取り戻すには、人工湿地を含めた干潟・湿地の再生・創造が不可欠である。しかし、自然の節理を無視した再生・創造では持続可能な生態系を確保できない。そのため、より自然に近い干潟・湿地生態系の自然再生実験等によって自然の節理を学び、干潟・湿地生態系の再生および管理・事業評価を実施する必要がある。自然再生事業に先立って理念・シナリオの形成を行い、野外調査および再生実験等

から基礎的知見を得て、持続可能な湿地生態系の再生技術の検討を行うと同時に、再生評価手法を開発すること

が今緊急に求められている。

引用文献

- 1) 干潟研究会 (1974) : 開発の干潟に及ぼす影響に関する研究 (秋山章男・桑原連・松田道生編).
- 2) 土屋 誠・矢島孝昭 (1975) : 蒲生干潟における底生動物の分布. 栗原康編, 蒲生干潟の環境保全に関する基礎的研究, 宮城県調査研究報告書, 69-86.
- 3) 大嶋 剛・風呂田利夫 (1980) : 小櫃川河口周辺における底生動物の分布. 千葉県木更津市小櫃川河口干潟の生態学的研究 I, 東邦大学理学部海洋生物学研究室・千葉県生物学会 (編), 45-68.
- 4) 日本水産資源保護協会 (1992) : 漁業保全機能定量化事業報告書, 第一期とりまとめ. 249p.
- 5) 逸見泰久 (1994) : 博多湾東部におけるベントスの定量的研究. WWF Jpn. Sci. Rep. **2**, 49-73.
- 6) 山下弘文・富永健司 (1995) : 有明海諫早湾干潟の生物および生息環境の研究 (第1報). 諫早湾干潟研究会. 55p.
- 7) 山下弘文・富永健司 (1996) : 有明海諫早湾干潟の生物および生息環境の研究 (第2報). 諫早湾干潟研究会. 35p.
- 8) 平野義明・藤岡義三・北島芳朗・小松茂美・川本中・稲葉明彦 (1985) : 太田川河口域の底生動物. Benthos Res. (日本ベントス研究会誌), **28**, 12-19.
- 9) 風呂田利夫・山西良平・福田 宏・森野 浩 (1996) : 東京湾奥部三番瀬北西域におけるマクロベントス相と分布特性, 千葉生物誌, **46**, 1-7.
- 10) 新日本気象海洋 (1998) : 西1区建設調査 (環境モニタリング (底生生物調査・干潟浄化機能調査)), 報告書. 51+24p.
- 11) 風呂田利夫・鈴木嘉平 (1999) : 東京湾奥部谷津干潟の 1986-87 年冬期における底質環境ならびにマクロベントスの生息状況と垂直分布. 日本ベントス学会誌, **54**, 36-43.
- 12) Wentworth, C. K. and Williams, H. (1932) : The classification and terminology of the pyroclastic rocks. *Bulletin of the Natl. Res. Council.*, **89**, 19-53.
- 13) 早野恒一 (1992) : 土壌酵素活性の測定. 新編土壌微生物実験法 1, 養賢堂, 東京, 411p.
- 14) Savil, N., A. Cherqui, D. Tagliapietra, and M-A. Coletti-Previero (1994) : Immobilized enzymatic activity in the Venice lagoon sediment. *Water Res.*, **28**, 77-84.
- 15) Duddridge, J. E and M. Wainwright (1982) : Enzyme activity and kinetics in substrate-amended river sediments. *Water Res.*, **16**, 329-334.
- 16) King, G. M. (1986) : Characterization of β -glucosidase activity in intertidal marine sediments. *Applied and Environ. Microbiol.* **51**, 373-380.
- 17) Mayer, L. M. (1989) : Extracellular proteolytic enzyme activity in sediments of an intertidal mudflat. *Limnology and Oceanography*, **34**, 973-981.
- 18) Meyer-Reil, L.-A. (1987) : Seasonal and spatial distribution of extracellular enzymatic activities and microbial incorporation of dissolved organic substrates in marine sediments. *Applied and Environ. Microbiol.* **53**, 1748-1755.
- 19) Arnosti, C. (1995) : Measurement of depth and site related difference in polysaccharide hydrolysis rates in marine sediments. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, **59**, 4247-4257.
- 20) Mallet, C. and D. Debroas (2001) : Regeneration of β - and α -glycolytic activities in the sediments of a eutrophic lake. *Microbial Ecol.* **41**, 106-113.
- 21) Shannon, C. E. and W. Weaver (1949) : *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press, Urbana, Illinois.
- 22) 和田恵次・西平守孝・風呂田利夫・野島 哲・山平良平・西川輝昭・五嶋聖治・鈴木孝男・加藤 真・島村賢正・福田 宏 (1996) : 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. WWF Jpn. Sci. Rep. **3**, 1-182.
- 23) 矢部 徹・野原精一・宇田川弘勝・佐竹 潔・広木幹也・上野隆平・河地正伸・木幡邦男・渡辺 信・古賀庸憲 (2002) : 干潟生態系のレストレーションに際しての生態系機能評価, 日本造園学会誌 ラン

- ドスケープ研究, 65 (4), 286-289.
- 24) Aryuthaka, C. (1985) : Ecological studies on sediment meiofauna in a seagrass (*Zostera marina*) bed, with special reference to nematodes. *Benthos Res.* (日本ベントス研究会誌), 28, 42-62.
- 25) Smith, R. D., A. Ammann, C. Bartoldus and M. M. Brinson (1995) : An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices., Tech. rep. WRP-DE-9. U.S. Army Eng. Waterw. Exp. Stan., Vicksburg, MS., 71p.
- 26) Shafer, D. J. and D. J. Yozzo (1998) : National guidebook for application of hydrogeomorphic assessment to tidal fringe wetlands., Tech. rep. WRP-DE-16, U.S. Army Eng. Waterw. Exp. Stn. Vicksburg, MS., 59p.
- 27) Brinson, M. M. (1993) : A hydrogeomorphic classification for wetlands., Tech. rep. WRP-DE-4. U.S. Army Eng. Waterw. Exp. Stn., Vicksburg, MS., 79p.
- 28) 千原光雄 (1990) : 海藻. 学研, 東京, 292p.
- 29) Maltby, E., D. V. Hogan, J. H. Immirzi, J. H. Tellam and van der M. J. Peijl (1994) : Building a new approach to the investigation and assessment of wetland ecosystem functioning, In W. J. Mitsch (ed) . *Global Wetlands: Old World and New.*, 637-658.
- 30) McInnes, R. J., E. Maltby, M. S. Neuber, and C. P. Rostrun (1998) : Functional analysis: transforming expert knowledge into a practical management tool., In A.J. McComb and J.A. Davis (eds) *Wetlands for the Future.* Gleneagles Publ., Adelaide, 407-429.
- 31) 舟橋 学, 赤松幸生, 木戸活彦, 井上公人, 西部美可, 野原精一, 矢部 徹 : マルチステージ観測による干潟環境の把握「空間情報技術の実際」, (社) 日本観測協会, 61-68, 2002
- 32) 新崎盛敏 (1964) : 原色海藻検索図鑑. 北隆館, 東京, 217p.
- 33) 千原光雄・井上 健・田中次郎・三浦昭雄・宮田昌彦・吉崎 誠 (1998) : 第5章千葉県の藻類. 海の藻類, 千原光雄 (編) 千葉県史43千葉県の自然誌本編4. 千葉県の植物1. 千葉県, 492 - 698.
- 34) 農商務省 (1908) : 明治41年東京湾漁業図
- 35) 葛飾北斎 (1831~33) : 富嶽三十六景
- 36) 東 幹夫 (1981) : 稚魚育成場としてのアマモ場の役割, 日本水産学会 (編) 藻場・海中林, 恒星社厚生閣, 東京, 34-56.
- 37) 水島敏博 (1981) : アマモ場におけるホッカイエビの生態と生産. 日本水産学会 (編) 藻場・海中林, 恒星社厚生閣, 東京, 57-74.
- 38) 金沢晋二郎・高井康雄 (1976) : 土壌におけるβ-アセチルグルコサミニターゼ活性の測定法, 日本土壌肥料学会誌, 47, 329-332.
- 39) Schnurer, J. and T. Rosswall (1982) : Fluoresen Diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environ. Microbiol.*, 43, 1256-1261.
- 40) 延原 肇・宮崎英生・宮本 隆・斧山素一 (1980) : 小櫃川河口の塩性地植物群落, 千葉県木更津市小櫃川河口干潟の生態学的研究 I, 東邦大学理学部海洋生物学研究室・千葉県生物学会共編, 69-94.
- 41) 大野啓一 (1999) : 感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性—三浦半島小網代干潟をフィールドとして—, 河川整備基金事業 感潮河川の水環境特性に関する研究, 河川環境管理財団, 59-71.
- 42) Braun-Blanquet, J. (1956) : *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde.* 3. Aufl., Springer, 865p.
- 43) 千葉県 (1999) : 千葉県の保護上重要な野生生物—千葉県レッドデータブック—植物編, 435p.
- 44) Larson, J. S. and D. B. Mazzaresse (1994) : Rapid assessment of wetlands: history and application to management. In *Global Wetlands: Old and New.* Edited by W.J. Misch, Elsevier Sci., 625-636.
- 45) Bartoldus, C. C. (1999) : A comprehensive review of wetland assessment procedures: A guide for wetland practitioners. *Environ. Concern Inc.* 194p.
- 46) 国立環境研究所 (1997) : 湿原の環境変動に伴う生物群集の変遷と生態系の安定化維持機構に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, SR-22, 52p.
- 47) IUCN (1989) : *A Directory of Asian Wetlands.* Compiled by Derek A. Scott. IUCN, The World Conserv. Union. 1181p.
- 48) 国際水禽湿地調査局 (IWRB) 日本委員会 (1989) : —特に水鳥の生息地として国際的に重要

- な－日本湿地目録, IWRB日本委員会, 263p.
- 49) Matthews, G.V.T. (1993) : The Ramsar Convention on Wetlands: Its History and Development (ラムサール条約その歴史と発展), 小林聡史訳, 釧路国際ウエットランドセンター発行, 137p.
- 50) 山下弘文 (1993) : ラムサール条約と日本の湿地－湿地の保護と共生への提言－. 信山サイテック, 203p.
- 51) 国土地理院 (1994) : 全国湖沼湿地の分布図, 国土地理院地理調査部.
- 52) 深泥池学術調査団 (編) (1981) : 深泥池の自然と人－深泥池学術調査報告書－, 京都市文化観光局文化財保護課, 312p.
- 53) 岩熊敏夫 (編) (1995) : 宮床湿原の生態系構造, 湿原の環境変動に伴う生物群集の変遷と生態系の安定化維持機構に関する研究, 国立環境研究所研究報告, R-134, 191p.
- 54) 宍塚の自然と歴史の会 (1995) : 宍塚大池地域自然環境調査報告書, 224p.
- 55) 会津若松市教育委員会 (1996) : 赤井谷地の自然－天然記念物「赤井谷地沼野植物群落」調査指導会議報告－, 会津若松市文化財調査報告書第49号, 256p.
- 56) 自然環境研究センター (2002) : 環境アセスメント技術ガイド, 生態系, 生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会編, 277p.

[資 料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

平成10～12年度

生物圏環境部部長, 環境植物研究室, 水圏環境部部長, 社会環境システム部 地球環境研究グループ 地域環境研究グループ	上席研究官, 分子生物学研究室 水環境質研究室, 情報解析研究室 野生生物保全研究チーム 海域保全研究チーム,	環境微生物研究室, 水環境工学研究室, 主任研究官	生態機構研究室 土壤環境研究室
----------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------	---------------------------------	--------------------

平成13～14年度

生物圏環境研究領域 領域長 生態系機構研究室 系統・多様性研究室	渡邊 信 野原精一 佐竹 潔 矢部 徹 笠井文絵 広木幹也 上野隆平 河地正伸
生物多様性研究プロジェクトグループ 多様性機能研究チーム	高村典子 福島路生
流域圏環境管理研究プロジェクトグループ 流域環境管理研究チーム 海域環境管理研究チーム	村上正吾 林 誠二 木幡邦男 樋渡武彦
循環型社会形成推進・廃棄物研究センター バイオエコエンジニアリング研究室 地球環境研究センター 研究管理官	稲森悠平 山形与志樹

[B 共同研究機関]

ロシア科学アカデミー生物土壤科学研究所	Y.N.Zhuravlev所長
ロシア科学アカデミー生物土壤科学研究所	(Eugenyi Makarchenko室長)
中国科学院北京動物研究所	宋 大祥 (Song Baxiang) 教授
中国吉林省自然保護研究所	(干 宏兵 (Yu Hongbing) 副所長)
中国科学院北京動物研究所	(何 芬奇 (He Fen-qi) 教授)
中国科学院長春地理研究所	(楊 永興 (Yang Yongxing) 教授)
米国スミソニアン環境研究センター	(Dennis F. Whigham主任研究員)
オランダ・ウトレヒト大学	(Jos T.A. Verhoeven教授)

[C 客員研究員]

古賀庸憲	(和歌山大学教育学部)	(平成10～14年度)
福原晴夫	(新潟大学教育学部)	(平成10～14年度)
山本鎔子	(明治大学農学部)	(平成10～14年度)
大高明史	(弘前大学教育学部)	(平成10～14年度)
菊地義昭	(茨城大学)	(平成10～14年度)
落合正宏	(東京都立大学理学部)	(平成10～14年度)
福井 学	(東京都立大学理学部)	(平成10～14年度)
岩熊敏夫	(北海道大学)	(平成10～12年度)
濱田浩美	(千葉大学教育学部)	(平成10～12年度)
竹原明秀	(岩手大学人文科学部)	(平成10～12年度)
國井秀伸	(島根大学汽水域研究センター)	(平成12～14年度)
土谷岳令	(千葉大学理学部)	(平成12～14年度)
八木明彦	(名古屋女子大学理学部)	(平成12年度)
赤木 右	(東京農工大学)	(平成13年度)
宇田川弘勝	(日本学術振興会)	(平成13～14年度)
楊 宗興	(東京農工大学)	(平成14年度)

2 研究課題と担当者 (*客員研究員)

(1) 干潟等湿地生態系の特性と生物種の存続機構に関する研究 (サブテーマ1)

・1-1 干潟等湿地生態系の特性

野原精一・渡邊 信・佐竹 潔・上野隆平・矢部 徹・笠井文絵・広木幹也・河地正伸・高村典子・
福島路生・木幡邦男・樋渡武彦・稲森悠平・古賀庸憲*・福原晴夫*・山本鎔子*・大高明史*・菊地義昭*・
落合正宏*・福井 学*・濱田浩美*・竹原明秀*・國井秀伸*・八木明彦*・宇田川弘勝*・楊 宗興*・
赤木 右*・土谷岳令*

・1-2 干潟等湿地生態系における生物種の存続機構

野原精一・渡邊 信・佐竹 潔・上野隆平・矢部 徹・笠井文絵・広木幹也・河地正伸・高村典子・
福島路生・樋渡武彦・古賀庸憲*・福原晴夫*・山本鎔子*・大高明史*・菊地義昭*・福井 学*・岩熊敏夫*

(2) 湿地生態系の変動予測と管理計画の構築に関する研究 (サブテーマ2)

・2-1 生態系評価モデルを活用した湿地生態系モニタリングの計画検討

野原精一・佐竹 潔・矢部 徹・広木幹也・村上正吾・林 誠二・木幡邦男・稲森悠平・山形与志樹

・2-2 物質循環モデルによる周辺水域水質変動予測

野原精一・矢部 徹・広木幹也・村上正吾・林 誠二・木幡邦男・稲森悠平

・2-3 自然保護及び水質保全の視点での総合評価による生態系管理計画作成

野原精一・矢部 徹・村上正吾・木幡邦男・稲森悠平・山形与志樹・Y. N. Zhuravlev*
Eugenyi Makarchenko*・宋 大祥* (Song Baxian)・干 宏兵*・何 芬奇* (He Fen-qi)
・楊 永興* (Yang Yongxing)・Dennis F. Whigham*・Jos T.A. Verhoeven*

Ⅱ 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者・題目・掲載誌・巻(号)・頁・刊年

- 上野隆平, 野原精一, 加藤秀男: 十和田湖沿岸域のコスリカ分布, 国立環境研究所研究報告, R-167, 99-101, 2001
- 藤原英史, 坂野博之, 高村典子, 野原精一, 上田 宏: 炭素・窒素同位体比を用いた洞爺湖の食物網解析 —沿岸帯有機物の沖帯食物連鎖への流入—, 国立環境研究所研究報告, R-167, 115-124, 2001
- 野原精一: 尾瀬沼に始まったコカナダモの衰退現象について, 尾瀬の保護と復元, **23**: 39-46, 1998
- 岩熊敏夫, 野原精一, 竹原明秀, 安類智仁, 加藤秀男: 尾瀬ヶ原池中田代の土壌環境と植生, 尾瀬総合学術調査団編「尾瀬ヶ原総合研究」, 258-273, 1998
- 野原精一, 佐竹 潔, 矢部 徹, 安類智仁, 岩熊敏夫: 尾瀬ヶ原池澮の水質と水生植物の一次生産, 尾瀬総合学術調査団編「尾瀬ヶ原総合研究」, 493-500, 1998
- 林 秀剛, 味沢伸輔, 李 鎬慶, 河村一孝, 村上雅文, 酒井 周, 村上哲生, 平林公男, 野原精一: 尾瀬ヶ原池澮の水質と藻類, 尾瀬総合学術調査団編「尾瀬ヶ原総合研究」, 831-844, 1998
- 花里孝幸, 林 秀剛, 岩熊敏夫, 大高明史, 酒井 周, 森 正幸, 河村一孝, 森 尚仁, 野原精一, 笠井文絵: 尾瀬ヶ原池澮の動物プランクトン群集構造とそれに影響を与える要因, 尾瀬総合学術調査団編「尾瀬ヶ原総合研究」, 845-861, 1998
- 野原精一, 加藤秀男, 高村典子, 三上 一: 十和田湖の水生植物の現状 —1997年の調査から—, 国立環境研究所研究報告, R-146, 49-54, 1999
- Nozaki H., Misawa K., Kajita T., Kato M., Nohara S., Watanabe M. M.: Origin and evolution of the colonial Volvocales (Chlorophyceae) as inferred from multiple, chloroplast gene sequences, *Mol. Phylogenetics Evol.*, **17**, 256-268, 2000
- 野原精一, 矢部 徹: コカナダモ侵入後の尾瀬沼生態系の変化について, 尾瀬の保護と復元, **24**, 23-30, 2000
- Hanazato T., Hayashi H., Sakai S., Mori M., Kawamura K., Nohara S.: Significance of dissolved organic matter in a mire pool ecosystem, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**, 1649-1652, 2000
- 野原精一: JHGMの紹介, 平成12年度藻場・干潟等の環境保全機能定量評価基礎調査報告書, 環境省水環境部, 151-165, 2001
- Nohara S.: The new assessment system from 1999 in Japan. *Proceedings of Wetland Restoration in Coastal Environments Workshop: Construction techniques, ecology of intertidal habitat, and function assessment procedures*, Dec. 5-8, 2000, 173-182, 2001
- 野原精一(編): 亜熱帯域島嶼生態系の保全 —亜熱帯域島嶼の生態系保全手法の開発に関する基礎研究— (平成9～11年度) 報告書 国立環境研究所研究報告, R-158, 200p., 2001
- 奥井智子, 野原精一, 古川昭雄: グンバイヒルガオの発根頻度と葉面積との関係, 国立環境研究所研究報告, R-158, 147-153, 2001
- 野原精一: 亜熱帯島嶼生態系の保全システム, 国立環境研究所研究報告, R-158, 195-200, 2001
- 野原精一, 上野隆平, 加藤秀男: 十和田湖の水生植物分布の現状と現存量, 国立環境研究所研究報告, R-167, 64-74, 2001
- Fukuhara H., Ohtaka A., Kimura N., Fukui M., Kikuchi Y., Nohara S., Ochiai M., Yamamoto Y., Oze Akashibo Res. Group: Spring red snow phenomenon "Akashibo" in the Ozegahara mire, Central Japan with special reference to distribution of invertebrates in red snow, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **28**, 1645-1652, 2002
- 舟橋 学, 赤松幸生, 木戸活彦, 井上公人, 西部美可, 野原精一, 矢部 徹: マルチステージ観測による干潟環境の把握「空間情報技術の実際」, (社)日本測量協会, 61-68, 2002
- 野原精一, 矢部 徹: 尾瀬沼生態系における水質・底質環境と水生植物の動態 (2000～2001年), 尾瀬の保護と復元, **25**, 27-41, 2002

Okui T., Nohara S., Furukawa A.: The role of adventitious roots in supplying water to *Ipomoea pes-caprae*, TROPICS, **12**, 171-177, 2002

野原精一：第2巻陸域編2，第3章湖沼調査，7-2 沿岸域，7-2-① 水草，地球環境調査計測事典，**2**，209-214, 2003

野原精一，河野昭一（編）：福井県敦賀市中池見湿地総合学術調査報告，国立環境研究所研究報告，R-176，387p., 2003

野原精一，河野昭一：日本の内陸性低湿地の特性，(1) その生態的特性と生物多様性保全の緊急性，福井県敦賀市中池見湿地総合学術調査報告，国立環境研究所研究報告，R-176，3-10，2003

広木幹也，矢部 徹，野原精一，宇田川弘勝，佐竹 潔，古賀庸憲，上野隆平，河地正伸，渡辺 信：加水分解酵素活性を用いた日本各地の干潟底泥の有機物分解機能評価 陸水学雑誌，**64** (2)，113-120，2003

矢部 徹，野原精一，宇田川弘勝，佐竹 潔，広木幹也，河地正伸，渡辺 信，古賀庸憲：干潟生態系のレストレーションに際しての生態系機能評価，ランドスケープ研究，**65** (4)，286-289，2002

矢部 徹，國井秀伸：第2巻陸域編2，第4章 5-5 植物（藻場・塩生湿地を含む）調査，地球環境調査計測事典，**2**，300-304，2003

2 口頭発表

発表者・題目・学会等名称・開催都市名・年月

- 佐竹 潔, 上野隆平: 亜熱帯島嶼の河川の底生動物, 特に淡水エビについて, 第47回日本生態学会, 東広島, 2000.3
- 佐竹 潔, 上野隆平, 野原精一: 小笠原諸島の河川の底生動物相について, 第65回日本陸水学会, 福岡, 2000.9
- 佐竹 潔, 野原精一, 矢部 徹, 広木幹也, 宇田川弘勝: 干潟生態系の機能評価手法 - 底生動物群集の季節的及び空間変動 - 自然系調査研究機関連絡会議, 札幌, 2002.11
- Satake K., Hiroki M., Utagawa H., Tadokoro S., Sasanuma T., Yabe T., Nohara S., Ueno R., Kawachi M., Koga T., Watanabe M.M.: Spatial patterns and seasonal changes of macro-benthic communities in Banzu tidal flat, Tokyo Bay, Japan, VIII INTECOL, Seoul, 2002.8
- 佐竹 潔, 野原精一, 広木幹也, 矢部 徹, 宇田川弘勝: 東京湾小櫃川河口干潟の底生動物群集, 第50回日本生態学会, つくば, 2003.3
- 佐竹 潔, 野原精一, 矢部 徹, 広木幹也, 宇田川弘勝, 橋詰和慶, 笹沼武二, 田所 悟: 東京湾内の干潟の底生動物群集, 日本海洋学会春季大会, 東京, 2003.4
- 野原精一, 矢部 徹, 安類智仁: 尾瀬沼にコカナダモの衰退現象は始まったか? 第63回日本陸水学会, 松本, 1998.10
- 野原精一: 島嶼生態系研究の新たな展開, -序にかえて-, 第46回日本生態学会, 松本, 1999.3
- 野原精一, 矢部 徹, 広木幹也, Whigham D. F., Verhoeven J.: 湿地林及び湿地の機能評価手法の検討, 第46回日本生態学会, 松本, 1999.3
- 野原精一, 落合正宏, 福原晴夫, 山本鎔子, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (4) 分布とアカシボタイプ・一次生産・分解活性, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 落合正宏, 菊地義昭, 野原精一, 福原晴夫, 山本鎔子, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (5) アカシボの化学成分, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 山本鎔子, 川村 晃, 落合正宏, 菊地義昭, 野原精一, 福原晴夫, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (6) アカシボコア内の Trachelomonas 様藻類の分布, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 菊地義昭, 福原晴夫, 大高明史, 落合正宏, 野原精一, 山本鎔子, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (7) 尾瀬ヶ原におけるアカシボ中のソコムジンコ (予報), 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 福原晴夫, 大高明史, 落合正宏, 菊地義昭, 野原精一, 山本鎔子, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (8) 雪上・雪中の動物の分布, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 野原精一: 湖沼水草帯の生物多様性・大型水生植物と比較湖沼学, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 船橋 学, 赤松幸生, 木戸活彦, 井上公人, 西部美可, 野原精一, 矢部 徹: 多段階リモートセンシングによる干潟調査手法の検討, 平成12年度日本写真測量学会秋季学術講演会, 鳥取, 2000.11
- Nohara S: The new assessment system from 1999 in Japan Wetland Restrtaion in Coastal Environments Workshop: Construction techniques, ecology of intertidal habitat, and function assessment procedures, Laurel, Maryland & Vicksburg, Mississippi, USA, 2000.12
- 野原精一, 山本鎔子, 福原晴夫, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (9) 尾瀬の水循環の解析とアカシボの発生との関連, 第65回日本陸水学会, 福岡, 2000.9
- 菊池義昭, 福原晴夫, 大高明史, 落合正宏, 野原精一, 山本鎔子, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (12) アカシボと池澮のソコムジンコの比較, 第65回日本陸水学会, 福岡, 2000.9
- 田淵敬一, 石井浩介, 小島久弥, 竹田 純, 池上啓一, 野原精一, 大高明史, 落合正宏, 菊池義昭, 山本鎔子, 福原晴夫, 尾瀬アカシボ研究グループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (13) アカシボ構成微生物への分子生態学アプローチ, 第65回日本陸水学会, 福岡, 2000.9
- 野原精一: ウェットランドの生態系評価のありかた, 第48回日本生態学会, 熊本, 2001.3
- 野原精一, Whigham D. F., Verhoeven J.: 湿地林及び湿原の物質循環機能の比較, 第48回日本生態学会, 熊本, 2001.3

- 奥井智子, 野原精一, 古川昭雄: 海岸砂丘におけるグンバイヒルガオの生存戦略, 第48回日本生態学会, 熊本, 2001.3
- 宇田川弘勝, 野原精一, 濱田浩美: 御蔵島土壌の理化学性, 日本土壌肥料科学会関東支部千葉大会千葉, 2001.9
- 野原精一: 尾瀬ヶ原の赤雪現象 -特徴・分布・メカニズム-, 第66回日本陸水学会, 仙台, 2001.10
- 野原精一: 「雪解けの陸水学」特集にあたって, 第66回日本陸水学会大会, 仙台, 2001.10
- 矢部 徹, 野原精一, 広木幹也, 佐竹 潔, 上野隆平, 渡辺 信, 古賀庸憲, 宇田川弘勝: 干潟生態系における機能評価の試み, 第48回日本生態学会, 熊本, 2001.3
- 野原精一, 広木幹也, 佐竹 潔, 矢部 徹: 東京湾小櫃川河口域における塩生湿地と干潟生態系の景観ユニット, 第67回日本陸水学会, 府中, 2002.10
- 野原精一: 「干潟の復元は可能か」趣旨説明, 第49回日本生態学会, 仙台, 2002.3
- 野原精一, 矢部 徹, 広木幹也, 佐竹 潔, 上野隆平, 宇田川弘勝: 干潟生態系の機能評価手法 (1) - 2次元空間の均一性と一次生産性 -, 第49回日本生態学会, 仙台, 2002.3
- 宇田川弘勝, 野原精一, 広木幹也: 小笠原諸島に分布する非石灰質土壌の生成過程 (I) - 一般理化学性および遊離酸化物の存在形態, 日本土壌肥料学会, 名古屋, 2002.4
- Nohara S., Hiroki M., Yabe T., Satake K., Utagawa H.: A comparative study of Natural tidal flat ecosystem in Japan. 2nd Japan-Korea Joint Workshop on Tidal Flats, Kobe, 2002.11
- Nohara S., Yabe T.: Classification of tidal flat ecosystem for functional assessment model (JHGM) in Japan, VIII INTECOL, Seoul, 2002.8
- 野原精一: 陸と海のエコトーン-干潟生態系の構造と機能から物質循環を考える-, 第50回日本生態学会, つくば, 2003.3
- 宇田川弘勝, 前島勇治, 広木幹也, 野原精一: 時系列に基づく亜熱帯土壌も理化学性変化, 東京大学原子力研究総合センターシンポジウム, 東京, 2002.10
- 広木幹也, 花菱香奈, 宇田川弘勝, 野原精一, 佐竹 潔, 矢部 徹: 干潟生態系の機能評価手法 (3) - 酵素活性の分布と変動 -, 第49回日本生態学会, 仙台, 2002.3
- 宇田川弘勝, 広木幹也, 前島勇治, 野原精一: 小笠原諸島に分布する非石灰質土壌の腐植組成, 日本ペドロジー学会, 福井, 2002.5
- Utagawa H., Maejima Y., Hiroki M., Nohara S.: Changes in soil properties in a chronosequence of subtropical soils in Ogasawara (Bonin) Island, Japan - Application of meteoric ^{10}Be dating to estimate soil age, AMS-9 Pre-conference workshop - I, Tokyo, 2002.9
- Hiroki M., Yabe T., Nohara S., Utagawa H., Satake K., Ueno R., Kawachi M., Koga T., Watanabe M. M.: Hydrolytic enzyme activities as a function of tidal flat ecosystems in Japan, VIII INTECOL, Seoul, 2002.8
- 広木幹也, 野原精一, 花菱香奈, 宇田川弘勝, 佐竹 潔, 矢部 徹: 東京湾小櫃川河口干潟における底泥の有機物分解活性, 第50回日本生態学会, つくば, 2003.3
- 宇田川弘勝, 広木幹也, 野原精一, 矢部 徹, 佐竹 潔, 河地正伸: 我が国における干潟底質の化学的及び鉱物学的特性, 第50回日本生態学会, つくば, 2003.3
- 矢部 徹, 野原精一, 安類智仁: デファレンシャルGPSを活用した湖沼調査法 -尾瀬沼における事例-, 第63回日本陸水学会, 松本, 1998.10
- 矢部 徹, 野原精一, 安類智仁: 沈水植物の変遷とその評価 -尾瀬沼における事例-, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 矢部 徹, 野原精一, 古賀康憲, 宇田川弘勝, 広木幹也, 渡辺 信: 干潟生態系の機能評価に関する基礎研究, 第64回日本陸水学会, 彦根, 1999.10
- 矢部 徹, 野原精一, 佐竹 潔, 上野隆平, 古賀庸憲, 広木幹也, 渡辺 信: 干潟生態系の機能評価と分類に関する研究, 第47回日本生態学会, 東広島, 2000.3
-

発表者・題目・学会等名称・開催都市名・年月

矢部 徹, 野原精一, 佐竹 潔, 上野隆平, 古賀庸憲, 広木幹也, 渡辺 信: 底質分析結果による干潟生態系の類型化の試み, 第65回日本陸水学会, 福岡, 2000.9

矢部 徹, 野原精一, 古賀庸憲, 佐竹 潔, 河地正伸, 上野隆平, 広木幹也, 宇田川弘勝: HGMアプローチによる干潟の分類結果と大型底生動物の生息状況, 第67回日本陸水学会大会, 府中, 2002.10

矢部 徹, 広木幹也, 野原精一, 佐竹 潔, 上野隆平, 宇田川弘勝: 干潟生態系の機能評価手法 (2) - 植生と底質環境 -, 第49回日本生態学会, 仙台, 2002.3

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告
SR-51-2003

平成15年 9月30日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2
電話 029-850-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 アサヒビジネス株式会社

〒300-0066 茨城県土浦市虫掛3317-2

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

September 2003

無断転載を禁じます

