

英虞湾干潟域の生物生息機能・物質循環機能の定量的評価 と生態系再生手法に関する研究

誌名	三重県水産研究所研究報告
ISSN	18838812
著者名	国分,秀樹
発行元	三重県水産研究所
巻/号	18号
巻号補足	
掲載ページ	p. 1-91
発行年月	2009年10月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター

Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



英虞湾干潟域の生物生息機能・物質循環機能の定量的評価と 生態系再生手法に関する研究

国分 秀樹

Quantification of macrobenthos habitats and material circulation in tidal flats and development of an
ecosystem restoration method for tidal flat in Ago bay.

Hideki KOKUBU

目 次

第1章 序論

1. 1 干潟域環境の現状	
(1) 干潟域の重要性	1
(2) 干潟域の再生と課題	1
(3) 英虞湾の環境の現状	3
1. 2 沿岸環境再生に関する既往の研究と問題点	
(1) 干潟再生技術	5
(2) 干潟の評価手法	6
1. 3 本研究の目的と概要	
(1) 本研究の目的	7
(2) 本論文の構成	7
文献	8

第2章 英虞湾内の自然干潟の底質環境と底生生物の特性

2. 1 緒言	10
2. 2 英虞湾内の干潟の分類と定義	10
2. 3 方法	
(1) 形態別干潟の底質, マクロベントスの調査	10
(2) 航空測量による英虞湾内干潟面積の調査	11
2. 4 結果	
(1) 潮受け堤防後背地における海水交換の特徴	12
(2) 形態別自然干潟の底質およびマクロベントスの特徴	12
(3) 英虞湾内の形態別干潟の分布と面積	13
2. 5 考察	
(1) 潮受け堤防による底質およびマクロベントスへの影響	14
(2) マクロベントスと底質環境との関係	15
(3) 底質の栄養レベルをコントロールすることにより 生物生産性を向上させる干潟再生の考え方	17

2. 6 要約	17
文献	18
第3章 浚渫土添加による干潟環境の改善	
3. 1 緒言	19
3. 2 干潟再生実験区の造成方法	20
3. 3 干潟再生実験区の追跡調査の方法	
(1) 造成後の地形変化及び含泥率の観測	23
(2) 造成後の底質及び底生生物の観測方法	23
3. 4 結果および考察	
(1) 実験区周辺海域の波浪状況と地盤高および底質粒度の変化	24
(2) 造成後の有機物量とクロロフィル a の変化	26
(3) 造成後の干潟生態系の変化	
a) 時間経過に伴うマクロベントスの変化	28
b) 造成後の干潟生態系の発達と安定性	29
c) 底質の変化と生物の応答性	31
d) 水深毎のマクロベントスとアマモ蛸集生物の変化	32
(4) 英虞湾内自然干潟および他海域との比較	35
3. 5 要約	35
文献	36
第4章 潮受け堤防後背地における海水導入による環境改善	
4. 1 緒言	38
4. 2 海水導入による堤防後背地の再生実験	38
4. 3 干潟再生実験の追跡調査の方法	
(1) 海水導入前の事前調査（堤防後背地の現状）	39
(2) 海水導入後の底質及び底生動物の調査	40
4. 4 結果および考察	
(1) 海水導入前の堤防後背地の現状	
a) 後背地底質の特徴と TOC, TN の鉛直分布	40
b) 陸域由来有機物の底泥中含有実態	41
c) 底生生物の実態	42
(2) 海水導入後の底質及び底生動物の変化	
a) 底質の変化	43
b) マクロベントスの変化	44
c) 周辺植生の変化	45
(3) 他海域との比較	45
4. 5 要約	46
文献	46

第5章	自然干潟および浚渫土を用いて環境改善された干潟における酸素消費速度と総生産速度の定量化	
5.1	緒言	48
5.2	方法	
(1)	調査干潟	48
(2)	ベンシクチャンバー法による観測	49
(3)	底質と間隙水・底生動物・水位・光量子量の観測	50
5.3	結果	
(1)	ベンシクチャンバー内の溶存酸素濃度	50
(2)	調査干潟の底質と底生動物, 酸素消費速度の変化	52
5.4	考察	
(1)	各干潟の酸素消費速度の変化	52
(2)	各干潟の総生産速度の変化	54
(3)	各干潟の総生産速度の日周変化	55
5.5	要約	57
	文献	57
第6章	自然干潟および浚渫土を用いて環境改善された干潟における2潮汐間の物質収支の定量化	
6.1	緒言	59
6.2	方法	
(1)	調査干潟	59
(2)	各干潟の地盤高の調査	60
(3)	2潮汐間の直上水流入出フラックスの観測方法	60
(4)	底泥と直上水間の栄養塩フラックス調査	61
(5)	海水交換量及び流入出フラックスの解析方法	62
(6)	英虞湾環境動態予測モデルの概要	
a)	3次元流動モデル	62
b)	水質生態系モデル	63
c)	アコヤガイ成長モデル	65
d)	底質生態系モデル	65
e)	集水域モデル	66
f)	計算ケースおよび干潟パラメータ	66
6.3	結果	
(1)	干潟2潮汐間の水質の時系列変化	67
(2)	海水交換量の算定	70
6.4	考察	
(1)	底泥直上水間の栄養塩フラックス	70
(2)	干潟における2潮汐間の物質フラックスの算定	
a)	各干潟に流入出する Chl.a および形態別窒素リンフラックス	72
(3)	水質浄化能力の算定と他海域との比較	74
(4)	各干潟における流入出フラックスに関する底生生物と直上水質の影響	76

(5) 底質の栄養レベルをコントロールした人工干潟における、物質循環の変化	77
(6) 数値計算モデルによる干潟再生が英虞湾環境の再生及ぼす効果の検討	
a) 干潟における懸濁物除去量の変化	77
b) 湾奥部における炭素循環の変化	79
c) 英虞湾における干潟再生手法と環境改善効果の検討	80
6.5 要約	82
文献	83

第7章 結論

7.1 本研究の要約	85
7.2 今後の展望	89
謝辞	89

第1章 序 論

1.1 干潟域環境の現状

(1) 干潟域の重要性

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。これらの場合は、潮の干満や潮流などの影響に加えて、陸域や河川からの淡水、土砂、汚濁負荷の流入の影響も受けて、複雑かつ変動の大きい環境になっているが、そこには多種多様な生物が生息している。例えば、干潟においては、二枚貝類、甲殻類、腹足類、多毛類など、様々な種類の底生動物が多数生息する¹⁾。

干潟では、その場が静穏で水深が浅いことから、良好な光環境の元、1次生産が盛んに行われ、底生微細藻類等を中心とする豊富な植物が繁茂する²⁾。さらに、干潟に生息する底生動物は、その豊富な底生微細藻類や潮の干満を利用して海水中のプランクトン等の有機物を摂取し、体内に栄養を取り込んで成長、繁殖を行う。また、体内に有機物を蓄積した底生動物は、漁獲や飛来する鳥類などの上位の生物による捕食により沿岸域の外に運び出される。また、底生動物の消化により低分子化された有機物は、さらにバクテリアにより分解され、最終的には二酸化炭素と無機態窒素・リンまで無機化される。こうした底生動物の食物連鎖中の有機物摂取は、沿岸域生態系を支えていると同時に海域の水質浄化や物質循環機能を担う重要な役割を果たしている³⁾。このように底生微細藻類や底生動物をはじめとする干潟域の生産力は、海域の有機物の循環、分解、無機化に大きく寄与していることから、干潟等の沿岸域生態系には底生動物の生息が重要となっている。

しかしながら、日本において明治以降、干潟を含む浅場は次々と姿を消している。干潟は戦後だけでもその約4割が消失したといわれている⁴⁾。特に高度経済成長期以降、沿岸域の大規模な埋め立て、食料増産のための干拓により大小多数の干潟が消失した。環境省による第4回（1988年～1992年実施）の自然環境保全基礎調査報告書によると、主に埋立てや地形改変により、1978年から13年間に全国で総面積約3857haの干潟と、約6403haの藻場が消失したと報告されている。また、この13年以前にも、高度経済成長期を中心に閉鎖性内湾における臨海部の大規模な埋立てが盛んに行われており、東京湾、大阪湾、伊勢湾などにおいて多くの自然海岸が埋め立てられた。現在の東京湾では、1945年以前に残されていた

干潟の約80%にあたる7500haが消失し、現存する干潟は約1640haと報告されている⁵⁾。また伊勢湾についても同様に、1945年より約40%の干潟が埋め立てや干拓により消失したと言われている⁶⁾。

このような干潟の減少は、周辺海域へ様々な被害をもたらすと考えられる。底生動物への直接被害だけではなく、海域の物質循環機能が低下し、水中の透明度の低下や海底への有機物の堆積を助長して、赤潮や貧酸素化の頻発など沿岸域生態系にとって致命的な弊害を加速させていることも指摘されている⁷⁾。また、干潟域は沿岸域における水産資源の幼稚仔の保育場や再生産の場としても機能しており、干潟が減少することにより、我が国の重要な水産資源に大きな被害をもたらすといわれている。アサリを例に挙げると、その全国生産量は、1950年代から1980年代前半にかけて増加し1980年半ばにピークであったが、その後大きく減少し、2004年にはピーク時の1/5程度にまで減少している^{8), 9)}。干潟の消失は、こうしたアサリ生産量の減少の一因とされているが、大規模な干潟の埋立てが行われなくなった1990年代以降にも各地でその減少が見られていたことから、干潟の消失により引き起こされた水質や底質の悪化、流況変化、生息基盤の分断は、アサリの生育環境に今もなお悪影響を与え続けている現状が示唆されている¹⁰⁾。現在水産有用種の生産量低下や赤潮、貧酸素化が頻発する状況は、わが国の多くの富栄養化した閉鎖性海域で見られており、干潟の減少は過去の出来事ではなく、現在の沿岸生態系をも破壊しつつあることが認識されてきた。

以上より、現状の沿岸域環境においては、多種多様な底生動物が生息する干潟域をいかに保全、再生していくということが重要であり、沿岸域生態系の重要性を再認識し、これを再生するための具体的な方法を構築していくことが求められる。

(2) 干潟域の再生と課題

日本の沿岸域において、高度経済成長時の沿岸開発と共に多くの干潟が消失してしまった危機的状況を背景として、沿岸環境に対する関心が高まり、干潟やアマモ場を再生する動きが全国各地に広がってきた^{11), 12), 13)}。また、これと平行して、環境基本法（1993）や環境影響評価法（1997）の制定、河川法（1997）、海岸法（1999）ならびに港湾法（2000）の改正、自然再生推進法（2002）、海洋基本法（2007）の制定など、自然環境との調和を目

指した法律が相次いで制定された。わが国において、干潟など、沿岸域環境の再生が明確に意義付けられたのは、2001年、政府による「21世紀「環」の国づくり会議」¹⁴⁾の中で、現在に残された自然を保全するだけでなく、過去に消失した自然を再生する「自然再生」の重要性と自然再生型公共事業の推進が提言されたことによる。その後、2002年に新・生物多様性国家戦略、自然再生推進法が順次制定され、自然再生の理念や自然再生事業を推進するための具体的な方向性、生物多様性保全に対する方針などが示された¹²⁾。これは、「開発優先」から「環境の再生と調和」へと社会が変化していることを表している。さらに自然再生に向けた多様な機関の参画と連携の重要性が明確になり、これまで地域や自治体レベルに留まっていた取り組みから、海域単位の自然再生が求められる時代になってきた¹⁵⁾。一度失われた生態系の復元・再生は容易でないが、沿岸環境の機能低下の原因究明と再生のための手法を開発することは、重要な課題であるといえる。

さらに近年「里海」という概念が柳らにより示されている^{16), 17)}。「里海」とは、「人の手が加わることにより、生産性と生物多様性が高くなった沿岸海域」と定義されている。この概念の中では、沿岸域の豊かさの再生が定義されており、高度経済成長期以降の窒素・リンの総量規制や有害物質等の規制ではなく、海域本来の持つ水産資源や生物多様性といった「豊かさ」を取り戻すことを概念としている。その基本は、「沿岸海域で、太く、長く、

滑らかな物質循環」を実現させることである。すなわち「里海」を実現させるためには、沿岸海域の物質循環を定量的に明らかにして、人がどの部分にどのように手を加えることが沿岸海域の生態系を豊かにするのかを考えて、様々な自然修復・再生事業を行わなければならないといえる。

また近年、人工干潟の造成事例の増加により設計・施工方法や追跡調査データが蓄積され、沿岸域環境再生技術に関するマニュアル類が整備されつつある^{18), 19), 20), 21)}。しかし、環境再生の本来の目的である生物の生息地を再生するための技術体系の構築には未だ課題が残されている。例えば、干潟の造成に際して、本来は生態学的観点から底生動物の生息に最適な造成材料が決定されるべきであるが、現状では、必ずしも底生動物の生息に適した材料が使用されていない。また、アサリ等の水産有用種については、これまでに蓄積された研究および事業の成果や技術の活用による増殖場整備が可能となっているが、多様な生物を復活させることを主眼とした沿岸域環境再生とは異なる観点で造成が実施される事業といえる。

生物の多様性は、一般に、個々の生物が多様な生物の中に存在して形成されるといえる。さらに、これら多様な生物による食物連鎖の中で生産と淘汰が繰り返されることにより、その場に適応した自律的な生態系が形成されるものと考えられる。高い生物多様性を持つ干潟は環境変化に対して高い回復力、抵抗力および安定性を持つといわれている (Begon, et al., 1986)²²⁾。一方、個別種の

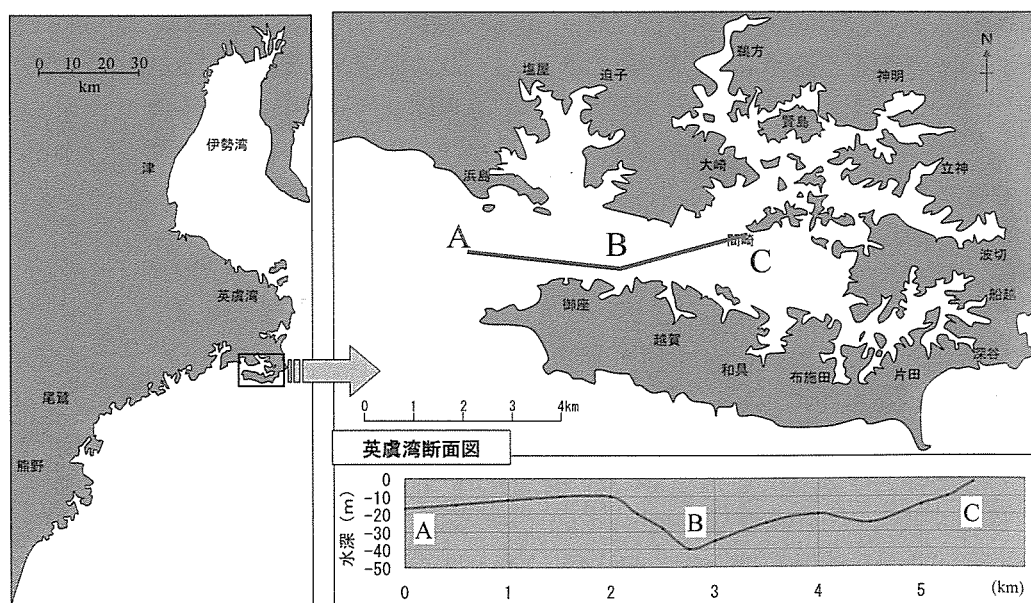
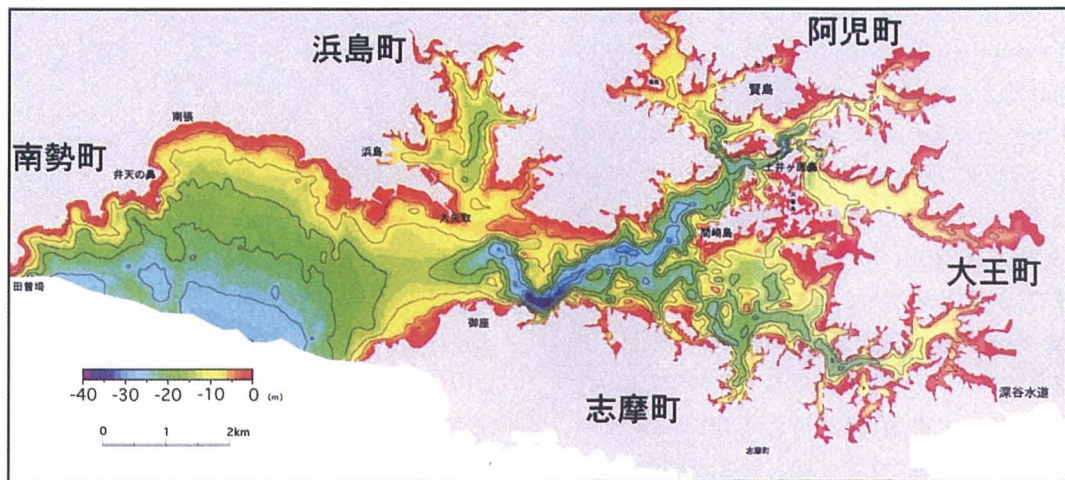
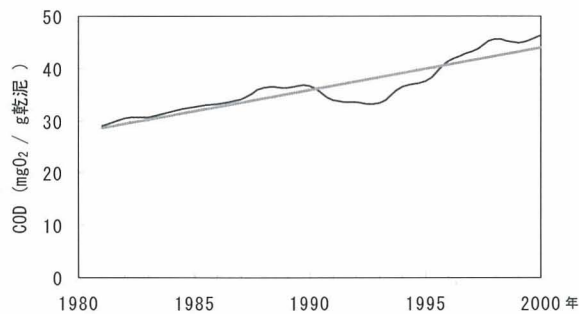
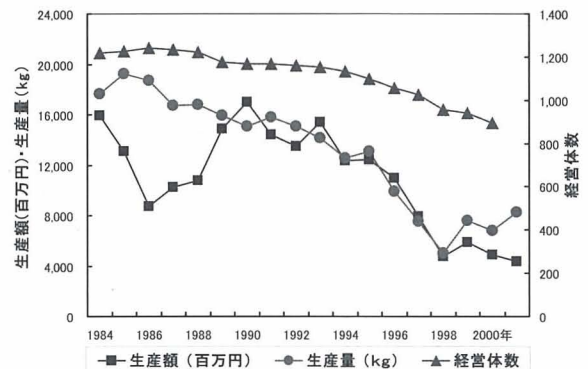


図 1-1 英虞湾の位置図と概要

図 1-2 英虞湾の海岸地形と水深図（三重県 1999）²³⁾図 1-4 英虞湾の底泥のCODの経年変化
(湾内 20 測点の平均値)²⁵⁾図 1-3 英虞湾における真珠養殖生産量と経営体数の変化
(英虞湾共販実績)

生息を目的とした自然再生では、造成後の環境変化はリスクとなってその種の減少を招く。そのため、安定した生態系の形成を手助けするためには、出来る限り多様な生物が生息できる場を構築することが必要であると考え。今後、真の干潟域環境再生技術確立するためには、生態学的な視野に立った干潟の設計・施工技術の開発を進め、多種多様な生物が生息する基盤を造成する環境再生技術を構築していく必要がある。

(3) 英虞湾の環境の現状

三重県は、南北に長い海岸線を有し、変化に富んだ地形や多彩な自然に恵まれることから、観光業が主要な産業のひとつとなっている。特に英虞湾は典型的なリアス式海岸の地形と真珠養殖筏の風景が一体化し、地域の観光拠点となっている。また、この変化に富んだ地形は、真珠のふるさとである英虞湾の他、多数の穏やかな内湾域を形成し、漁業生産の場としても養殖業や沿岸漁業に

とって良好な環境を維持してきた。しかし一方で、これらの内湾は閉鎖性の強い海域でもあり、特に英虞湾は湾面積約 26 km²、湾岸線 140 km に対して湾口幅は 1.7 km しかなく、全国的にみても極めて閉鎖度の高い海域である。英虞湾の位置図および海岸地形と水深図をそれぞれ図 1-1, 1-2²³⁾に示した。

三重県で生まれ、100 余年の歴史のある真珠養殖は、1990 年には過去最高の約 170 億円の生産をあげており、地場産業として重要な位置を占めている²⁴⁾。しかし、近年は二枚貝に対して強い毒性を有するヘテロカプサ赤潮の恒常的な発生や原因不明の感染症の発生、それらの影響による真珠の品質低下により、生産量は 2000 年の約 1/2 に、生産額は約 1/4 にそれぞれ減少し、危機的な状況に陥っている（図 1-3）。

真珠養殖の減産の要因は直接的には有害赤潮と病気によるものであるが、その要因をさらに探ると、長年にわたる漁場行使と陸域からの栄養塩の負荷の増加等による

漁場環境の悪化が無視できない。特に底質の富栄養化の進行が顕著であり、英虞湾底層での貧酸素水域の拡大につながっている。海底の底質汚濁については、三重県水産研究所が実施してきた20年以上にわたる英虞湾の環境調査から、英虞湾の底質汚濁は特に湾奥部で顕著化しており、年々悪化する傾向にあることが報告されている²⁵⁾(図1-4)。またそれと平行して夏期になると毎年のように大規模な貧酸素水塊が発生している²⁵⁾。底層水の貧酸素化は、底泥からの栄養塩の溶出、底生動物相の無生物化、単相化を引き起こし、海域の生産力を大きく低下させる要因となる²⁶⁾。図1-5に、英虞湾内における真珠養殖以外の漁獲量の推移を示すが、英虞湾内において、最初に大規模な貧酸素水塊が発生したと報告されている1960年以降、全盛期には約800トンあった漁獲量も現在

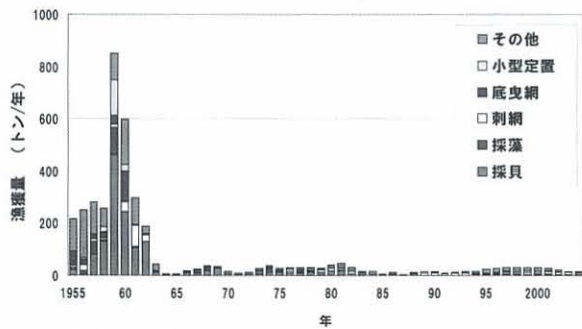


図1-5 英虞湾の真珠養殖以外の漁獲量の変化²⁶⁾

では20トン以下にまで減少している²⁶⁾。以上より、英虞湾における真珠養殖の生産低下及び漁獲量の減少、貧酸素水塊の発生等は大きな問題となっている。

このため、三重県農水商工部は汚染泥の除去を目的に大規模な浚渫事業を実施しているが、除去対象としているCOD $30 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 乾泥以上の海域面積は、約800万 cm^2 と英虞湾全域の約1/3に相当し、浚渫土の処分場の確保や費用の問題から全ての汚染泥を浚渫することは不可能である(図1-6)。このように、英虞湾の環境改善に1つの技術要素のみで対応することは困難であり、真珠養殖と環境保全の両立を図るためには、新たな環境創生のための技術開発が必要となる。さらに、英虞湾自体の環境改善を基本とした根本的解決策の検討が強く望まれている。

ここで、英虞湾内の自然浄化能力の変化として、沿岸域の開発についてふれたい。伊勢志摩国立公園内にあり、一見自然豊かな英虞湾であるが、入りくんだりアス式海岸の湾奥部では、水田干拓のため、潮受け堤防で海域と分断され、現在は耕作放棄され未利用地となっているところが湾奥部随所に存在する(図1-7)。このような場所は、過去にはすべて干潟やアマモ場であった。しかし、真珠養殖が開始される以前には、英虞湾では小規模な沿岸漁業と農業が中心に行われており、水田干拓は元禄時代より湾奥部で行われ、戦前まで続いた²⁷⁾。当初は土による堤防や石積み堤防を建設することで、海水が水田に

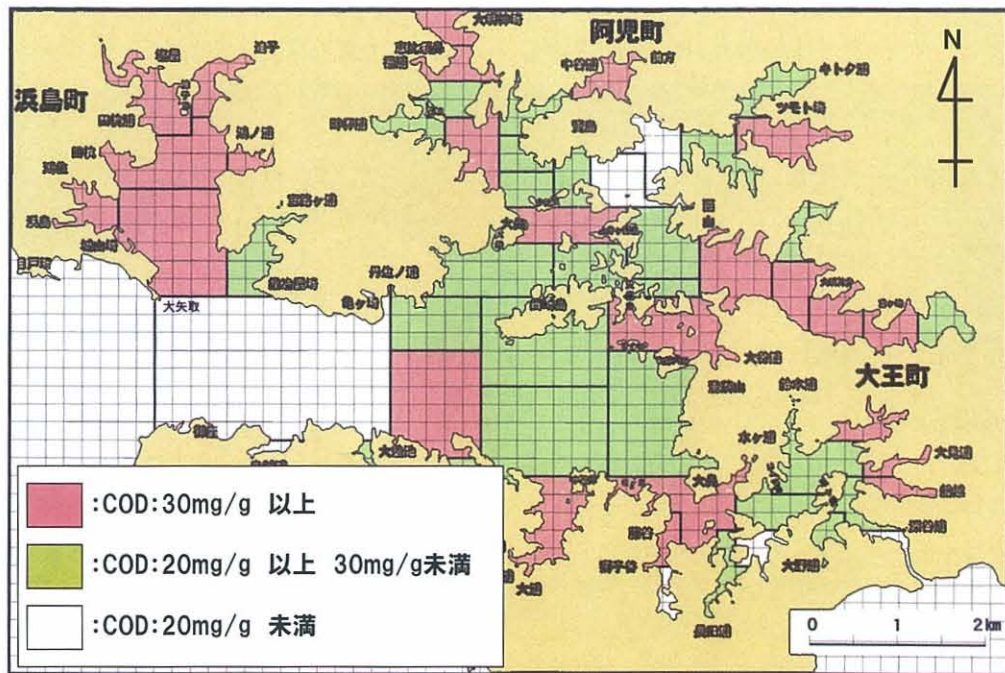


図1-6 英虞湾の海底底泥CODの平面分布(三重県, 1999より一部改変)

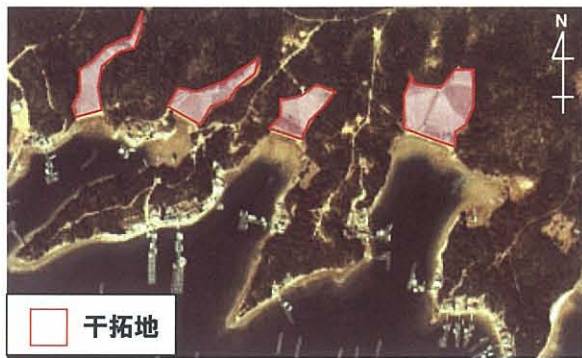


図 1-7 英虞湾湾奥部の干拓の状況

侵入することを防いでいた。しかし、1959年の伊勢湾台風と1960年のチリ津波の被害の後、耕作されている水田については、コンクリート製の潮受け堤防が建設され、湾奥部と海域との分断が強固に進んだ²⁷⁾。しかし、現在では我が国の食糧事情等により、耕作が放棄され、荒地や湿地として放置されている。また、阿児町史をみると、明治初期から昭和初期にかけて湾奥部に繁茂するアマモを刈り取り、農業用の肥料として用いたという報告もされている²⁷⁾。また、戦後から1980年代後半までは、湾内の干潟においてアサリが豊富に生息し、漁獲されていたが、頻発する貧酸素水塊と硫化水素および二枚貝に有毒なヘテロカプサ赤潮により、アサリは急激に減少し、現在ではほとんど生息が確認できず、漁獲もされなくなっている²⁷⁾。つまり、このような干拓により本来英虞湾が有していた、干潟や藻場の自然浄化能力が減少していることが考えられる。

以上のことから、英虞湾で底質汚染が進行している要因は、海域の自浄能力以上の汚濁負荷が加わることに、底層水の貧酸素化が進行し、底泥の有機物の酸化分解が阻害される等湾内の物質循環が停滞していることによるものと考えられる。従って、養殖生産活動を維持しつつ環境改善を図るには、汚濁負荷量の削減と同時に海域の自然浄化機能を増進することが不可欠であり、そのためには、干潟が減少したことによる影響を科学的かつ定量的に把握することが、必要である。

1.2 沿岸環境再生に関する既往の研究と問題点

(1) 干潟再生技術

干潟再生の代表的な事例として、広島県五日市市の干潟造成¹⁸⁾、瀬戸内海尾道糸崎港の干潟・藻場造成²⁸⁾、三河湾の干潟・浅場造成²⁹⁾、大阪湾阪南2区³⁰⁾などが挙げられる。広島県五日市市の事例は、我が国最初の大規模

干潟造成例である。その後、人工的に造成した干潟は本当に自然の干潟のような機能が発揮されるのかとの議論が提起され、研究者、技術者、行政関係者で議論が繰り返された。その間、1994年に(独)港湾空港技術研究所において干潟メソコスム水槽が導入され、人工的に造成した干潟の生物相や浄化能力に関する詳細な研究が進められ、人工干潟においても自然干潟に類似した生物相と浄化能力が機能するとの結論が得られつつある³¹⁾。このような研究成果を受けて、現在では全国で様々な干潟造成事業が推進される状況となった。

これらの干潟造成事業の初期に当たる1980～1990年代の技術課題は、干潟の水深や海底勾配などの地形形状をいかに決定し、波浪による侵食や圧密沈下に対して干潟地形をいかに安定させるかという土木工学的な問題が中心であった。今までの干潟造成事例において、造成当初の干潟地形が予想を反して大きく変形する事例も報告されている^{32), 33)}。このように干潟地形が大きく変形すると、底生動物の移入や定住が阻害されて干潟の生物生態機能や物質循環機能が損なわれることから、干潟地形の変化機構の解明と地形安定化方法の開発が重要な研究課題となっており、現在多くの研究が行われている。

一方、干潟の生態学的な機能については、干潟の底生動物の生息環境に適する水深帯、底質など極限られた項目について大まかな設計手法が示されているにすぎない¹⁸⁾。例えば、干潟の水深帯は、底生動物の生息に必要な干潮面から満潮面を中心に、各種の底生動物の生息特性に配慮して設定することとされているものの¹⁸⁾、既往の研究成果によると、干潮面付近で底生動物の量が増大する特性が明らかにされており^{33), 34), 35), 36)}、この水深帯を極力広くした地形形状の干潟が生物量の増大に有効であることが明確になってきた。また、底生動物の生息環境に直接影響する底質条件として、干潟造成材料の粒度分布、有機物量、酸化還元環境、硫化物などの底質が、底生動物の餌量、摂餌、潜砂、巣穴形成などに密接に関わっていることが指摘されているものの¹⁸⁾、実際の干潟造成材料には、干潟地形の侵食や圧密沈下の防止を優先するため砂質土が多用されている。しかし、現在、砂質土は海砂採取の禁止により大量調達困難な貴重な建設資材であることから、大量の砂質土が調達できる条件がない限り、大規模な干潟造成は不可能な状況にある。例えば、三河湾の干潟・浅場造成は、620haという国内最大規模の干潟・浅場を造成したものであるが、これは中山水道航路の整備事業において多量の浚渫土砂(砂質土)が発生したことにより多量の砂質土の調達が可能であっ

たからである²⁹⁾。このように、砂質土の大量調達が困難な状況は、大規模な干潟造成の推進を阻害する大きな要因ともなっている。

さらに、砂質土により造成された人工干潟のモニタリング結果によると、自然の干潟に比べてシルト質、有機物の含有量が少ないためバクテリア量が減少することや底生動物の復活が遅れるとの重要な指摘がある³⁷⁾。この指摘は、従来干潟造成に用いられてきた砂質土は底生動物への栄養供給が不十分であることを示唆するものである。

以上のことから、干潟再生技術の課題は、従来の土木工学的な手法だけではなく、生態学的な観点から捉えた再生技術開発が必要である。この課題に対し、干潟の機能に大きく影響を与える底生動物に着目し、造成後の早期復活や生息数の増大へ向けて、今後底生動物の生息に適する底質条件を明らかにし、干潟造成時の一つの設計手法へと確立する必要がある。

(2) 干潟の評価手法

我が国において、干潟やアマモ場などの浅場を生態系の観点から捉えた研究例は少なく、浅場の重要性が認識された1990年代になって、ようやく研究に取り組まれるようになってきた。それまでの干潟に関する研究例は、波や流れにともなう物質移動など、物理的な研究が主流であった。一方、干潟や湿地に生息する個々の生物の生理生態に関する研究は、北欧を中心に20世紀後半から行われてきたが³⁸⁾、干潟を生態系の場合として捉えた検討は不十分であった。そのため、干潟の生物生息機能および物質循環機能については十分に把握されていなかった。干潟が有する様々な機能の中でも、水質浄化機能は良く話題に上るところである。赤潮の被害や貧酸素水塊の発生など、海域の富栄養化の進行に伴って生じる水質の悪化現象と、干潟が失われてきたことが結びつけて論じられることもあり、干潟が失われたことで湾内の浄化能力が、損なわれたのではないかという指摘もなされている^{39), 40)}。

自然の浄化能力は自然界の生態系自体が有する物質循環機能に依存し、生態系を構成する生物の相互作用（食物連鎖）の中で決まるものである。したがって、干潟の有する水質浄化機能を評価するためには、生態系の特徴を十分に把握し、生物の役割を物質の循環量の形で定量化する必要がある。そこで、1990年代以降、干潟の価値が見直されると共に、東京湾、瀬戸内海、大阪湾、三河湾などの内湾自然干潟の有する干潟の生物生息機能およ

び物質循環機能について研究が行われるようになってきた。

研究対象とされた代表的な干潟としては、宮城県蒲生干潟⁴¹⁾、千葉県三番瀬⁴²⁾や盤州干潟⁴³⁾、愛知県藤前干潟や一色干潟⁴⁴⁾、和歌山県和歌川干潟⁴⁵⁾、徳島県吉野川干潟⁴⁶⁾などがあげられる。一方、人工干潟については、広島県五日市市の干潟造成¹⁸⁾、瀬戸内海尾道糸崎港の干潟・藻場造成²⁸⁾、三河湾の干潟・浅場造成²⁹⁾、大阪府阪南2区³⁰⁾、東京都葛西臨海公園⁴⁷⁾などが挙げられる。

これら主要な自然干潟及び人工干潟では、定期的もしくは数回にわたって現地調査が実施され、水質や底質ならびに生物の出現状況など、生物生息機能について詳細に報告されている。しかしながら、これらの現地観測の中で、長期にわたり継続的にモニタリングを行っている例は数少ない。

また近年、干潟の物質循環機能を把握するために、いくつかの手法が検討されている。まず、現地の底質や生物を用いた室内実験の手法がある⁴⁸⁾。室内実験は、特定の環境下における化学反応や生物応答を検討するには活用可能であるが、現地の環境を正確に再現することが困難であり、実験結果が自然系での応答を正確に再現しているか確認できない問題点を抱えている。一方、室内実験法とは対照的に、現地の干潟において、直接観測する手法がある。これは、盤州干潟⁴⁴⁾や大阪南港野鳥園⁴⁹⁾、阪南2区⁵⁰⁾などで行われている、2潮汐間の直上水の水質の変化から、各種物質フラックスを算出する手法や、阪南2区で行われているような直接チャンバーを設置し、チャンバー内の水質の変化から、各種物質フラックスを算出する手法である⁵¹⁾。この手法では、現地の環境を正確に再現できる反面、天候や潮汐など、多くの外的条件が変化するため、ばらつきや誤差が大きく、正確なデータの取得や解析などが、困難である。さらにこれらの中間的な位置づけの手法として、干潟メソコスム水槽を用いた手法がある。これは、独立行政法人港湾空港研究所や愛知県水産試験場で実施されている手法であり、水槽には現地の干潟土壌が投入してあり、水槽毎に波浪や潮位など外的条件を人為的にコントロールすることが可能であり、干潟の機能を比較検討することが可能である。しかしながら、干潟の物質循環機能について定量的に評価したものは数少なく、生物生息機能と共に評価された例はほとんど無い。

以上のことから、今後沿岸環境再生のツールとして干潟造成を行い、その評価を適正に行うためには、創出された人工干潟について生物生息機能と物質循環機能の両面から正しく評価していく必要がある。

1.3 本研究の目的と概要

(1) 本研究の目的

本研究では、英虞湾における干潟域の再生手法として、多種多様な生物の生息地を復活させるという生態学的な視点に立ち、干潟底質の栄養レベルを底生動物の生息に適した状態にコントロールする技術を提案し、その技術を用いて造成した人工干潟について、その生物生息機能と物質循環機能からみた造成効果を明らかにすることを目的にした。さらにこれらの観測データをパラメータとして英虞湾環境動態予測モデルと呼ばれる数値モデルに適用することにより、英虞湾における干潟再生による環境改善効果について総合的な評価を行い、英虞湾における干潟生態系再生手法を提案することを目的とした。

(2) 本論文の構成

本研究は、既発表の論文を中心にとりまとめたものであり、全7章で構成されている。

第1章では、「序論」として、研究の背景、既往の研究と課題、研究目的と研究概要について述べた。

第2章では、「英虞湾内の自然干潟の底質環境と底生生物の特性」として、湾内干潟域環境の現状を詳細に把握し、環境悪化の問題点を整理した。そのため航空機に搭載したマルチスペクトラルスキャナを用いて英虞湾内に現存する干潟及び、干拓により消失した干潟を観測し、その画像解析により、過去からの干潟の変遷を明確にした。さらに自然干潟を形態毎に分類し、それぞれの底質環境と生息する底生動物の特徴について整理した。そして、湾奥部の干拓が、周辺の干潟環境に与える影響について検討した。その解析結果より、干潟底生動物に最適な底質条件を明らかにした。本章は本論文の構成の核となる干潟底質の栄養レベルを、底生動物の生息に適正な値にコントロールすることによる、英虞湾の干潟域再生手法を提案した。以降の章でその手法を用いて改善した2種類の干潟における、生物生息機能と物質循環機能の特徴について述べた。

第3章では、「浚渫土添加による干潟環境の改善」として、第2章で明らかにした、干潟底生動物に最適な底質条件を元に、潮止め堤防前面の比較的貧栄養な前浜干潟に、英虞湾内で採取される栄養分豊富な浚渫土を用いて底質の栄養レベルをコントロールすることにより、阿児町立神浦において約7200 m²の干潟を造成し、造成から3年間の追跡調査結果を生物生息機能の観点から整理した。そして干潟造成後の地形や底質の変化及び底生動物の定着状況を解析し、人工干潟造成後の底質の変化に対する

底生動物の応答性と、底生動物の自律安定性について検討した。さらに、安定同位体による造成前後の干潟生態系の食物連鎖についても考察した。

第4章では、「潮受け堤防後背地における海水導入による環境改善」として、第2章で明らかにした、干潟底生動物に最適な底質条件を元に、過去に干潟であった、潮受け堤防後背地の過栄養な沿岸遊休地に、堤防により阻害されている海水流動をポンプにより回復させることにより底質の栄養レベルをコントロールする海水導入実験を阿児町杓浦において実施した。そして海水導入前後の底質と底生動物の変化特性について約3年間の調査結果を生物生息機能の観点から整理し、沿岸未利用地への海水導入が水質・底質変化に与える影響を未利用地・海域の両面から検討した。

第5章では、「自然干潟および浚渫土を用いて環境改善された干潟における酸素消費速度と総生産速度の定量化」として、地理的特性と形態で分類定義した3種類の自然干潟（河口干潟、前浜干潟、堤防後背地）と浚渫土を添加して造成した人工干潟において、明暗条件のベンシックチャンバーを設置し、現場における酸素消費速度の定量的観測を行った。その結果より各干潟における酸素消費速度と総基礎生産速度の特性を整理し、干潟造成前後で比較すると共に、他海域の自然干潟や人工干潟とも比較を行い、浚渫土を用いて環境修復を行った干潟における酸素消費および酸素生成特性について検討した。

第6章では、「自然干潟および浚渫土を用いて環境修復された干潟における2潮汐間の物質収支の定量化」として、英虞湾で造成した人工干潟の物質循環機能を評価するために、英虞湾内の3種類の自然干潟（河口干潟、前浜干潟、堤防後背地）および、浚渫土を添加して造成した人工干潟において、そこに流入・流出する水質の変化について2潮汐間にわたり定量的に連続観測し、各干潟に流入出する物質のフラックス及び物質収支について検討した。さらに他海域の自然干潟や人工干潟とも比較を行い、浚渫土を用いて環境修復を行った干潟における物質循環機能について検討した。

さらに「数値計算モデルを用いた干潟再生による英虞湾環境再生効果の検討」として、千葉らにより開発された⁵²⁾、英虞湾環境動態予測モデルと呼ばれる数値モデルを用いて、英虞湾における干潟再生による環境改善効果の検討を行った。本数値モデルは、3次元流動、水質生態系、底質生態系、アコヤガイ成長、集水域の5つのモデルから構成され、第4章及び第5章における各干潟の実測データをパラメータとして使用することにより、計

算を行う。

最後に第7章では、「結論」として、本研究で得られた主要な成果をとりまとめ、本研究の結論とした。

参考文献

- 1) 独立行政法人国立環境研究所：干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究，国立環境研究所特別研究報告，2003.
- 2) 門谷茂：沿岸浅海域における物質循環～潮間帯から河口干潟まで～，水環境学会誌，第22巻，第7号，pp.533-538，1999.
- 3) 佐々木克之：干潟域の物質循環，沿岸海洋研究ノート，第26巻，第2号，pp.172-190，1989.
- 4) 環境庁自然保護局：第4回自然環境保全基礎調査海域生物環境調査報告書（干潟，藻場，サンゴ礁調査），第2巻 藻場，1994.
- 5) 国土交通省港湾局，環境省自然環境局：干潟ネットワークの再生に向けて—東京湾の干潟等の生態系再生研究会報告書—，117p，2004.
- 6) 三重県科学技術振興センター：干潟・藻場・河口域の実態，三重県科学技術振興センター共同研究事業伊勢湾の生態系の回復に関する研究成果報告書，2003.
- 7) 相馬明郎：「きれいな海」から「豊かな海」へ～干潟・浅海域と湾央域および底生系と浮遊系のカップリングからみえてきたもの，海洋理工学会誌，Vol.13，No.1，pp.49-60，2007.
- 8) 柿野純：アサリ漁場をとりまく近年の動向，水産工学，Vol.29，No.1，pp.31-39，1992.
- 9) 渡部論史：アサリ資源の減少要因と対策，月刊海洋，Vol.39，No.4，pp.229-233，2007.
- 10) 灘岡和夫：アサリ資源減少要因からみたまとめ，沿関連第9回ジョイントシンポジウム 干潟生態系の危機—その現状と再生方策—，pp.65-68，2003.
- 11) 小田勝也：港湾における自然環境の再生・創造，土木施工，第44巻，7号，pp.2-7，2003.
- 12) 谷津義男，田端正広：自然再生推進法と自然再生事業，ぎょうせい，138p，2004.
- 13) 井上清和：水産庁における干潟再生の取り組み，月刊海洋，Vol.39，No.9，pp.575-579，2007.
- 14) 環境省：「21世紀『環の国』づくり会議」報告書，2001.
- 15) 山下洋：「森里海連環学—森から海までの統合的管理を目指して」，京都大学学術出版会，2007.
- 16) 柳哲夫：里海論，恒星社厚生閣，2006.
- 17) 瀬戸内海研究会議編：瀬戸内海を里海に～新たな視点による再生方策～，恒星社厚生閣，2007.
- 18) 国土交通省港湾局：港湾における干潟との共生マニュアル，港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所，138p，1998.
- 19) 増殖場造成計画指針編集委員会：沿岸漁場整備開発事業 増殖場造成計画指針 ヒラメ・アサリ編 平成8年度版，社団法人全国沿岸漁業進行開発協会，316p，1997.
- 20) 国土交通省港湾局：港湾構造物と海藻草類の共生マニュアル，港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所，98p，1998.
- 21) 国土交通省港湾局：海の自然再生ハンドブッカーその計画・技術・実践一，港湾空間高度化環境研究センター，第1～4巻，2003.
- 22) Begon, M., J. L. Harper and C. R. Townsend (1986) Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell, Oxford
- 23) 三重県：平成10年度県単英虞湾漁場環境改善計画策定調査報告書，pp.170，1999.
- 24) 永井清仁：アコヤ真珠の原点を求めて「日本産アコヤガイの異常へい死原因，Heterocapsa circularisquama 赤潮と赤変病に対する被害軽減方策に関する研究」，真珠新聞社，2008.
- 25) 中西克之，増田健，畑直重，山形陽一：英虞湾における底質汚染の現状と近年の進行状況，三重県科学技術振興センター水産研究部研究報告，10，pp.71-77. 2001.
- 26) 原口浩一1，国分秀樹，奥村宏征，山本民次：英虞湾における漁獲による窒素回収率，水産増殖，第巻，pp.，2008.
- 27) 中岡登：立神の歴史，「志摩立神誌」（中岡志州編），水神タイプ印刷，pp. 28-51，1980.
- 28) 大山洋志：浚渫土を用いた干潟・藻場再生事業—尾道糸崎港3地区の干潟—，土木施工，第44巻，7号，pp.38-43，2003.
- 29) 小椋進：失われた干潟・浅場の回復のために—三河湾における環境改善の取り組み—，土木施工，第44巻，7号，pp.69-74，2003.
- 30) 古川恵太，岡田知也，東島義郎，橋本浩一：阪南2区における造成干潟実験—都市臨海部に干潟を取り戻すプロジェクト—，海洋開発論文集，第21巻，pp. 659-664，2005.
- 31) 中村由行：干潟におけるミチゲーションを支える技術課題，水環境学会誌，Vol.24，No.3，pp.132-137，

- 2001.
- 32) 国土交通省港湾局：順応的管理による海辺の自然再生，港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所，294p，2007.
- 33) 桑江朝比呂：造成された干潟生態系の発達過程と自律安定性，土木学会論文集，No.790，Ⅶ-35，pp.25-34，2005.
- 34) 上野成三，高山百合子，湯浅城之：人工干潟の設計資料として整理した三番瀬干潟における底生生物の出現特性，海岸工学論文集，第51巻，pp.1006-1010，2004.
- 35) 風呂田利夫：日本全国沿岸海洋誌，第9章東京湾Ⅳ生物，東海大学出版会，pp.373-387，1983.
- 36) 矢持進，平井研，藤原俊介：富栄養浅海域における生態系の創出—人工干潟現地実験場での生物と窒素収支の変遷—，海岸工学論文集，第50巻，pp.1246-1250，2003.
- 37) 青山裕晃，甲斐正信，鈴木輝明：貧酸素化海域における浅場造成手法の検討—三河湾の事例—，平成11年度海洋理工学会秋季研究会講演要旨集，pp.29-36.
- 38) Karsten Reise：干潟の実験生態学，生物研究社，pp.175，2000.
- 39) 栗原康：河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー，東海大学出版会，pp.335，1988.
- 40) 佐藤正典，東幹夫，佐藤慎一，加藤夏絵，市川敏弘：諫早湾・有明海で何が起きているのか？，科学，Vol.71，No.7，pp.882-894.
- 41) 幸福智，坂巻隆史，野村宗弘，市村康博，木村賢史，西村修：蒲生干潟における干潟堆積物—上水間の懸濁態有機物の輸送特性，環境工学研究論文集，第42巻，2005.
- 42) 風呂田利夫：内湾の貝類，絶滅と保全—東京湾ウミナナ類の衰退からの考察，月刊海洋，号外，Vol.20，pp.74-82，2000.
- 43) 野村宗弘，小沼晋，桑江朝比呂，三好英一，中村由行：盤洲干潟における潮汐に伴う栄養塩収支に関する現地観測，港湾空港技術研究所資料，No.1020，pp.1-19，2002.
- 44) 青山裕晃，鈴木輝明：干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定，水産海洋研究，第61巻，第3号，pp.265-274，1997.
- 45) 矢持進，平井研，藤原俊介：富栄養浅海域における生態系の創出—人工干潟現地実験場での生物と窒素収支の変遷，海岸工学論文集，第50巻，pp.1246-1250，2003.
- 46) 上月康則，倉田健悟，村上仁士，鎌田磨人，上田薫利，福崎亮：スナガニ類の生息場からみた吉野川汽水域干潟・ワンドの環境評価，海岸工学論文集，Vol.47，pp.1116-1120，2000.
- 47) 木村賢史，三好康彦，嶋津輝之，赤沢豊：人工海浜の浄化能力について(2) 葛西人工海浜およびその地先における底生動物の現況とその浄化能力の検討，東京都環境科学研究所年報，pp.141-150，1991.
- 48) 桑江朝比呂，細川恭史，木部英治，中村由行：メソコスム実験による人工干潟の水質浄化機能の評価，海岸工学論文集，47巻，pp.，2000.
- 49) 矢持進，柳川竜一，橘美典：大阪南港野鳥園湿地における物質収支と水質浄化能の評価，海岸工学論文集，第50巻，pp.1241-1245，2003.
- 50) 矢持進，宮本宏隆，大西徹：浚渫土砂を活用した人工干潟における窒素収支—大阪湾阪南2区人工干潟現地実験場について—，土木学会論文集，No.748/Ⅶ-8，pp.13-21，2003.
- 51) 矢持進，小林愛実，平井研：干潟域における底生微細藻類の総光合成速度に関する考察，水環境学会誌，30(8)，441-448，2007.
- 52) 三重県：三重県地域結集型共同研究事業，英虞湾物質循環調査研究報告書，2008.

第2章 英虞湾内の自然干潟の底質環境と底生生物の特性

2.1 序 論

真珠養殖の発祥の地として知られる英虞湾では、近年底質環境の悪化が著しく、特に湾奥部では赤潮の頻発や夏期の底層水の貧酸素化のため、海域の生物生産性は極めて低下している^{1,2)}。その原因の一つとして、湾奥部における干潟の減少が考えられる。干潟は、その水質浄化機能や幼稚仔の保育場としての機能等から、沿岸生態系を保全する上で重要な役割を担っていることはよく知られている^{3,4)}。しかし、諫早湾における堤防締めきりのように、全国的に過去にあった干潟や藻場の埋め立てや干拓が行われてきた⁵⁾。それは英虞湾においても同様であり、入りくんだリアス式海岸の湾奥部では、水田干拓のため、潮受け堤防で海域と分断された。その潮受け堤防内の後背地（以後堤防後背地）過去には耕作利用されていたが現在は耕作放棄され、未利用地となっているところが多く見られる。このような堤防後背地は湾奥部随所に存在する。このことから過去からの干潟面積の減少が干潟域の生物生産機能を低下させ、湾内の環境悪化の一因となっている可能性は否定できない。しかし、現在湾内の干潟面積の変化を定量的に把握された例はない。そこで、本章では、英虞湾内に現存する干潟及び、干拓により消失した干潟を画像解析により、形態毎に分類し、さらにそれぞれの干潟の底質環境と生息する底生生物の特徴について整理した。そこで、ここでは湾奥部の干拓が、周辺の干潟環境に与えた影響について検討した。

2.2 英虞湾内の干潟の分類と定義

英虞湾内の干潟について、地理的特性と形態、並びに現存するか否かにより、分類、定義したものを図2-1に示す。英虞湾の干潟は大きく分けて、現存干潟と潮受

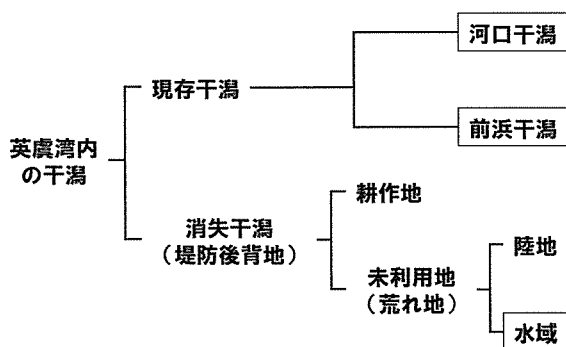


図2-1 英虞湾内干潟の分類

け堤防建設によって干拓された消失干潟に分類できる。前者については、常に陸域から河川水の供給がある河口に形成される河口干潟と、大きな河川の流入のない海岸部に形成される前浜干潟に分類した。河口干潟については、最大の流入河川である前川の河口に発達する鵜方浜や、迫子川河口の干潟など、湾北部に集中している。また前浜干潟は、個々の面積は小規模であるが、リアス式海岸の入り組んだほとんどの海岸線に形成される。英虞湾の湾奥部には、干拓のために建設された潮受け堤防の前面に形成される場合が多い。

一方、後者の消失干潟は、過去に天然の干潟であったが、水田開墾のため干拓が行われたものを指す（図1-7）。これを、現在も水田や畑として利用されている耕作地と、耕作放棄され荒れ地となっている未利用地に分類した。さらにこの未利用地については、荒れ地になっている陸地と陸域からの淡水や、海域からの海水が侵入して滞水し、ヨシ原や池になっている水域に分類した。

真珠養殖が開始される以前には、英虞湾では小規模な沿岸漁業と農業が中心に行われており、湾奥部沿岸域の水田干拓は元禄時代より、戦前まで続いた⁶⁾。さらに1959年の伊勢湾台風と1960年のチリ津波の被害の後、コンクリート製の潮受け堤防が建設され、干潟域と海域との分断がさらに進んだ⁶⁾。しかし、現在では耕作が放棄され、荒れ地や湿地として放置されている場所が多い。本研究では、上述した図2-1の河口干潟と前浜干潟、そして潮受け堤防後背地の未利用地の中の水域について、代表的な場所を選定し、調査を行った。

2.3 方法

2.3-1 形態別干潟の底質、マクロベントスの調査

図2-1に示すように、分類した河口干潟、前浜干潟、潮受け堤防後背地の未利用水域について、英虞湾内の代表的な場所をそれぞれ選定し、季節ごとに年4回、1年間の底質とマクロベントスの変化を調査した。河口干潟は英虞湾内の最大の前川河口に発達する鵜方浜の地盤高の異なる4地点（DL+1 m, +0.5 m, ±0 m, -0.5 m）を調査地点とした。また、前浜干潟は、英虞湾の最奥部の潮受け堤防の前面に広がる立神浦（DL+1 m, +0.5 m, ±0 m, -0.5 m）と杓浦（DL+1.5 m, +1.0 m, +0.5 m）の異なる2地点の干潟を調査した。堤防後背地については、前浜干潟と同様の杓浦（DL+1.0 m, +0.5 m, ±0 m）に加え、立石浦（DL+0.5 m, ±0 m）及び石淵（DL+1.0

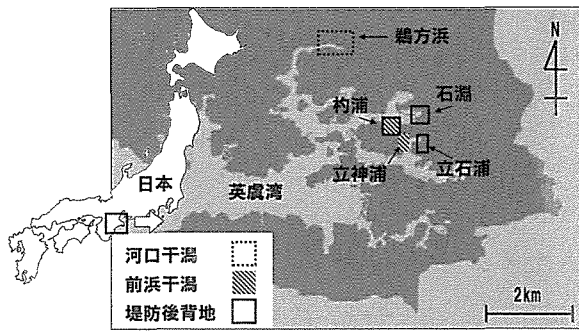


図 2-2 調査干潟の概要

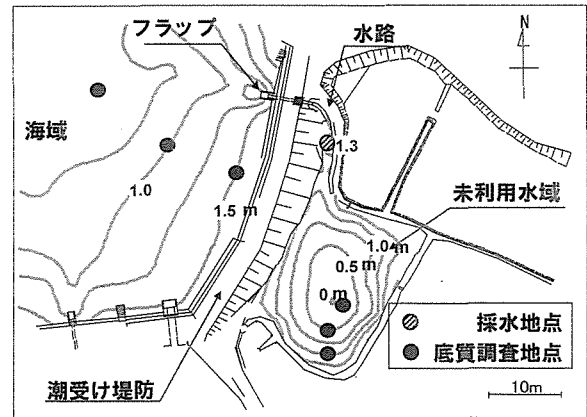


図 2-3 杓浦の堤防後背地の概要

表 2-1a) 湾内河口干潟と前浜干潟の底質及び底生生物の特徴

		河口干潟	前浜干潟	
		鶴方浜	立神浦	杓浦
調査日		2003.05.24	2003.04.03	2006.02.23
		2003.08.05	2003.07.30	2006.06.10
		2003.11.16	2003.10.25	2006.09.20
		2004.02.12	2004.01.23	2007.01.13
調査水深		+1.0m, +0.5m 0m, -0.5m	+1.0m, +0.5m 0m, -0.5m	+1.5m, +1.0m +0.5m
底質 (DL+0.5m)	外観性状	砂泥質	砂礫質	砂礫質
	含泥率 (%)	24.5 ± 2.8	10.4 ± 1.4	14.1 ± 3.4
	COD (mg·g-dry ⁻¹)	12.9 ± 0.9	1.4 ± 0.2	2.4 ± 0.3
	TOC (mg·g-dry ⁻¹)	7.7 ± 0.5	1.2 ± 0.1	2.7 ± 0.3
	TN (mg·g-dry ⁻¹)	0.75 ± 0.2	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.0
	AVS (mg·g-dry ⁻¹)	0.43 ± 0.2	0.07 ± 0.0	0.08 ± 0.0
	Chl-a (mg·g-wet ⁻¹)	32.4 ± 12.0	9.5 ± 1.3	3.5 ± 0.4
	C/N比	10.3 ± 1.9	7.7 ± 1.9	8.4 ± 2.9
マクロ ベントス	個体数 (個・0.2m ²)	376.1 ± 87.1	107.9 ± 21.0	200.9 ± 58.7
	種類数 (種・0.2m ²)	26 ~ 22	13 ~ 9	19 ~ 14
	湿重量 (g・0.2m ²)	81.8 ± 9.0	21.2 ± 6.0	24.0 ± 4.0
	多様度指数 (H')	2.34 ± 0.11	1.32 ± 0.06	1.50 ± 0.08
	平均湿重量 (g-ind. ⁻¹)	0.21 ± 0.05	0.26 ± 0.05	0.21 ± 0.09

表 2-1b) 湾内堤防後背地の底質および底生生物の特徴

		堤防後背地(未利用水域)		
		杓浦	立石浦	石瀬
調査日		2006.02.23	2005.05.28	2005.05.28
		2006.06.10	2005.07.12	2005.07.12
		2006.09.20	2005.10.08	2005.10.08
		2007.01.13	2006.01.10	2006.01.10
調査水深		+1.0m, +0.5m 0m	+0.5m, 0m	+1.0m, +0.5m 0m
底質 (DL+0.5m)	外観性状	泥質	泥質	泥質
	含泥率 (%)	78.6 ± 5.4	82.4 ± 6.9	75.1 ± 5.7
	COD (mg·g-dry ⁻¹)	86.1 ± 5.3	97.2 ± 2.0	74.2 ± 4.6
	TOC (mg·g-dry ⁻¹)	56.7 ± 1.5	51.8 ± 2.4	43.5 ± 2.4
	TN (mg·g-dry ⁻¹)	4.6 ± 0.2	4.6 ± 0.4	3.8 ± 1.9
	AVS (mg·g-dry ⁻¹)	4.7 ± 2.1	3.0 ± 0.8	2.9 ± 0.2
	Chl-a (mg·g-wet ⁻¹)	38.2 ± 11.4	15.4 ± 3.1	9.7 ± 2.7
	C/N比	12.5 ± 1.5	11.4 ± 1.4	12.7 ± 0.4
マクロ ベントス	個体数 (個・m ²)	552 ± 86.0	471 ± 200	881 ± 164
	種類数 (種・0.2m ²)	8 ~ 5	8 ~ 4	14 ~ 10
	湿重量 (g・m ²)	18.0 ± 6.0	33.0 ± 15.5	29.0 ± 6.5
	多様度指数 (H')	0.49 ± 0.08	0.42 ± 0.11	0.58 ± 0.06
	平均湿重量 (g-ind. ⁻¹)	0.04 ± 0.01	0.09 ± 0.04	0.05 ± 0.02

(多様度指数H'はShannon-Wienerを使用)

m, +0.5 m, ±0 m) の潮受け堤防後背地の未利用水域を調査地点とした。各調査干潟の位置を図 2-2 に、調査日時を表 2-1 に示した。

底質は直径 8 cm のアクリル製コアを用いて未攪乱試料を採取し、クロロフィル-a は表層から 1 cm, それ以外(含泥率, COD, AVS, T-N, TOC) は表層から 12 cm を試料とした。マクロベントスは、各地点面積 0.2 m² (0.2 m × 0.2 m × 5 回), 深さ 20 cm で干潟底質を採取し、1 mm メッシュのふるいにかけた後、残留物についてマクロベントスの種類数、個体数、湿潤重量及び食性を調べた。食性については、風呂田ら⁷⁾の干潟生物の摂食様式を参照し、分類した。またマクロベントスの多様度指数 H' は、次式により表わされる Shannon-Wiener の多様度指数¹⁵⁾を用いた。

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_e \frac{n_i}{N} \quad (\text{式 2-1})$$

ここで、S は種類数、n_i は種 i の個体数、N は総個体数

を表す。上記の多様度指数は、種組成の平衡度を加味したものとして用いられている。また図 2-3 に示す杓浦の潮受け堤防後背地の未利用水域について、海水交換パターンを把握するため、堤防前面海域及び後背地未利用水域における 15 日間(2006 年 1 月 3 日 12:00 ~ 18 日 12:00)の潮位変化について潮位計(アレック社製 compact-TD)を用いて連続観測した。同時に後背地未利用水域の塩分濃度の変化を 2 時間毎(2006 年 1 月 10 日 9:00 ~ 21:00, 16 日 8:00 ~ 20:00)に塩分計(アレック社製 AAQ1183)を用いて観測した。観測は晴天時に行った。潮位観測の結果より交換水量を算出した。

2.3-(2) 航空測量による英虞湾内干潟面積の調査

英虞湾全域の干潟面積を把握するために航空機に搭載したマルチスペクトラルスキャナ(中日本航空社製 AZ-M:以下 MSS)を用いて 2005 年 7 月 22 日の満潮時(8:19 ~ 8:55:DL+1.59 m)と干潮時(15:02 ~ 15:39:DL+

0.35 m) に 2 回観測を行った。観測は晴天時に行った。近赤外波長帯は水が存在する場所では吸収されてしまうために、陸域と海域の境界線を明確に区別し観測することが可能である。その特徴を利用し、それぞれの MSS の近赤外 (756 ~ 770 nm, 919 ~ 976 nm, 993 ~ 1,081 nm) スペクトルの画像を幾何補正及びオルソ化した後、画像解析によって、海域と陸域の区別を行い、満潮時と干潮時の差分から潮間帯である干潟面積を算出した。干潟の形態については、MSS のトゥルーカラー画像解析による判読及び現地の日視調査、文献調査⁶⁾により河口干潟、前浜干潟、堤防後背地（消失干潟）に形態分類した。面積については、撮影された MSS 画像の 1 画素が 2.5 m × 2.5 m であることから、それぞれ抽出した干潟画像の画素数をカウントすることにより算出した。

2.4 結果

2.4-1) 潮受け堤防後背地における海水交換の特徴

図 2-3 に調査干潟の概要を示す。杓浦は英虞湾奥部に存在する典型的な干潟地形である。過去に干潟であった湾奥部は潮受け堤防によって海域と分断され、後背地は水田開墾のために干拓されたが、現在は耕作放棄された未利用水域である。潮受け堤防には海域から後背地への逆流防止フラップ付きの排水口が設置されており、水路を経由して堤防内外がつながっている。しかし、現在そのフラップにはカキ殻などの生物が多量に付着していることから、潮汐にともない、海域から後背地への海水の出入りがある。図 2-4 に堤防前面海域及び後背地未利用水域における 15 日間の潮位と塩分の変化を示す。後背地未利用水域における潮位は上げ潮時には海域より遅れて上昇し、大潮時には約 2 時間遅れて、海域より約 30 cm 低い最高潮位を示した。下げ潮時も同様に、海域より約

2 時間遅れて潮位が DL+1.3 m 付近に集束するように減少し、最低潮位を示した。これは潮汐にともない、堤防前面海域の海水が堤防の排水口を通して流入出していることが考えられる。しかし排水口は狭く、流量が小さいため、未利用水域の潮位変動は海域と比較してゆっくりと変化している。さらに排水口と未利用水域をつなぐ水路の地盤高が DL+1.3 m であることから、最干時には DL+1.3 m 付近に潮位が集束すると考えられる。以上より、未利用水域の地盤高が DL:0m であるため常に滞水があることがわかった。その結果潮位変動は海域の潮位にともない、DL+1.3 m ~ +1.7 m の範囲で変動し、1 潮汐で滞水量の 18-24% が交換していることが分かった。

さらに未利用水域の塩分は、上げ潮時に上昇し、下げ潮時に減少する傾向を示した。しかし塩分は 27.1 ~ 30.6 と、比較的高い値を示すことから、未利用水域の海水交換パターンは、陸域からの淡水の流入よりも堤防前面海域からの海水交換が卓越していることが推測された。これは、観測時が冬場の晴天時であったために陸域の流入がほとんどなかったことが原因として考えられる。さらに英虞湾の陸域から海域への流入特性として、出水時に陸域からの流入が起こり、比較早く収まるという既存の報告例⁸⁾とも同様の傾向を示す。以上より、上記の減少は英虞湾内の潮受け堤防の後背地共通の減少であると推測できた。

2.4-2) 形態別自然干潟の底質とマクロベントスの特徴

分類した干潟の潮間帯 (DL+0.5 m) 地点における底質の外観性状と分析結果および出現したマクロベントスの個体数、種類数、湿重量及び多様度指数 (Shannon-Wiener) について、1 年間の平均値を表 2-1 に示した。また、干潟のマクロベントスは、水深によって影響を受け

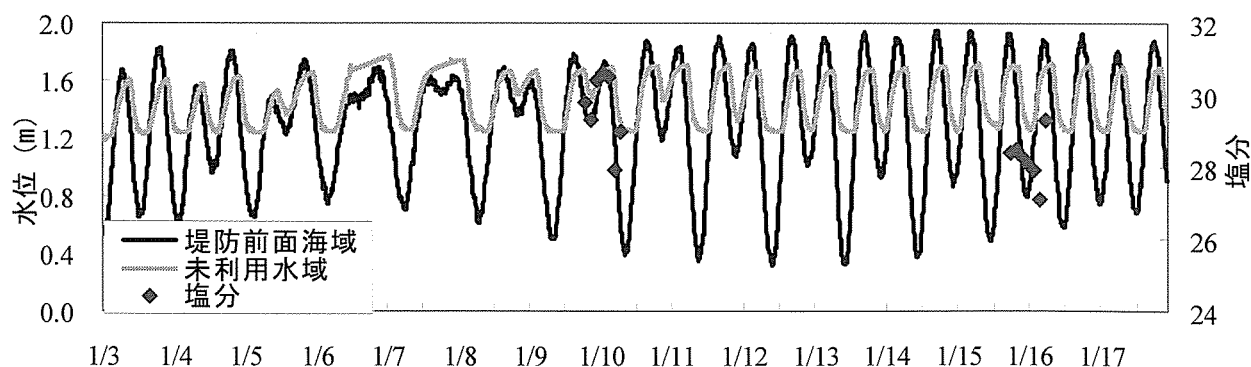


図 2-4 潮受け堤防前後の潮位の塩分の変化

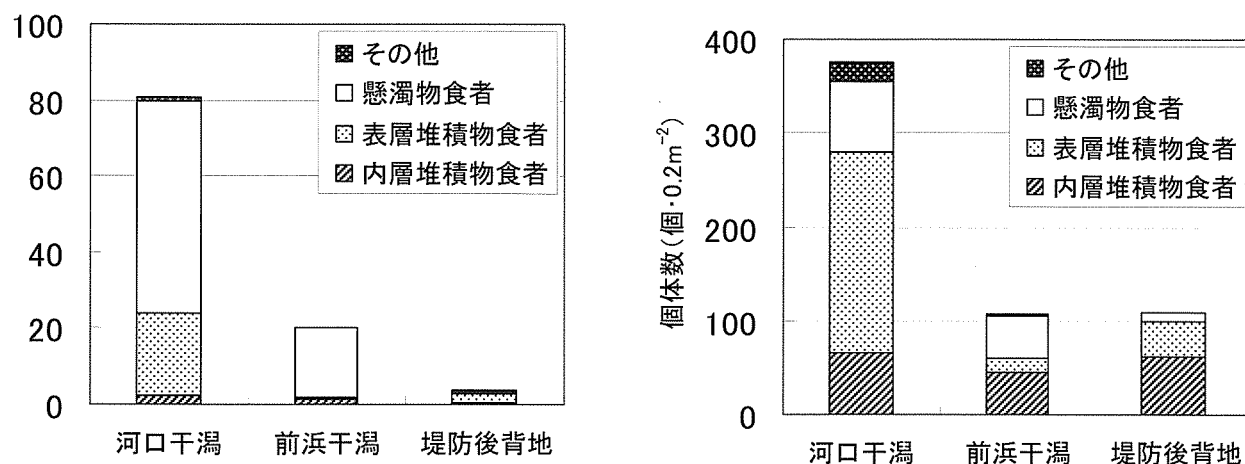


図 2-5 形態別の干潟における食性毎のマクロベント組成 (DL:+0.5 m)

ること¹³⁾から、各干潟共通する調査水深である DL+0.5 m 地点に出現したマクロベントスについて、食性毎の個体数及び湿重量の 1 年間の平均値を図 2-5 に示した。結果は平均値 ± 標準誤差で表した。データの比較は Turkey の全群間比較検定⁹⁾を用い、各干潟間の差を確認した。p<0.01 で統計的に有意であると判断した。

含泥率（シルトと粘土の含有率）は堤防後背地で最も高く（p<0.01）、河口干潟、前浜干潟の順に低くなり、外観性状は、前浜干潟が砂礫質、河口干潟が砂泥質、堤防後背地が泥質であった。外観性状に対応して、杓浦、立石浦、石淵の堤防後背地で、共に底質の有機物含有量は最も高く（p<0.01）、AVS も水産用水基準 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dry}^{-1}$ ¹⁰⁾ を大きく超える高い値を示した。一方、立神浦と杓浦の潮受け堤防前の前浜干潟では、共に有機物含有量は最も低く（p<0.01）、AVS も同様の傾向であった。河口干潟はその中間的な値であった。また、底質のクロロフィル-a 量は、底質の有機物含有量の高い堤防後背地と河口干潟で高く、有機物含有量の低い前浜干潟では低くなった（p<0.01）。

河口干潟に出現したマクロベントスは、二枚貝類のアサリ (*Ruditapes philippinarum*)、オキシジミ (*Cyclina sinensis*)、腹足類ではウミゴマツボ (*Stenothyra edogawaensis*)、多毛類ではコケゴカイ (*Ceratonereis erythraeensis*) が主な優占種であった。マクロベントスの個体数、種類数、湿重量は 3 種の干潟の中で河口干潟が最も多く（p<0.01）、懸濁物食性から肉食性までの多様性の高い生物相が定着していた。一方、立神浦と杓浦の潮受け堤防前面の前浜干潟では、二枚貝類のシオヤガイ (*Pillucina pisidium*) やウメノハナガイ (*Pillucina pisidium*) のような海水から栄養を得る懸濁物食者が優占種であり、生物個体数、種類数、

表 2-2 英虞湾内の自然干潟の面積

	海域面積	現存干潟		消失干潟(堤防後背地)	
		河口干潟	前浜干潟	耕作地	未利用地
面積(km ²)	27.1	0.03	0.81	0.31	1.54

湿重量共に河口干潟に比べて少なかった（p<0.01）。また杓浦や立石浦、石淵の潮受け堤防の後背地に出現したマクロベントスは、塩分が低かったため、出現したマクロベントスの多くは、イトゴカイ (*Capitella sp.*) やユスリカ (*Chironomidae*) のような小型でかつ汽水域で生息する生物であった。また湿重量は他の干潟と比較して極端に小さく、種類数や多様性が 3 種の干潟の中で最も低かった（p<0.01）。

2.4-(3) 英虞湾内の形態別干潟の分布と面積

航空機に搭載した MSS による近赤外画像の解析及び現地を目視調査から形態毎に干潟を抽出した結果を図 2-6 に、各干潟面積の算出結果を表 2-2 に示す。ここで示す未利用地については、図 2-1 で示した陸地と水域両方を合計したものである。本論文では最大満潮時から最大干潮時までの干出距離が 50 m 以上あるものを干潟と定義すると、英虞湾内に現存する全干潟面積は約 0.84 km²であった。その中で河口干潟は 0.03 km²と少なく、現存する干潟のほとんどは、湾奥部のリアス式海岸に広がる前浜干潟であった。また過去に干潟であった潮受け堤防後背地の全面積は 1.85 km²、その中で現在農耕地として利用されている面積は 0.31 km²、荒地や湿地となっている、未利用地の面積は 1.54 km²であった。以上より、干拓が行われる以前には、英虞湾内に干潟は 2.38 km²存在していたこ



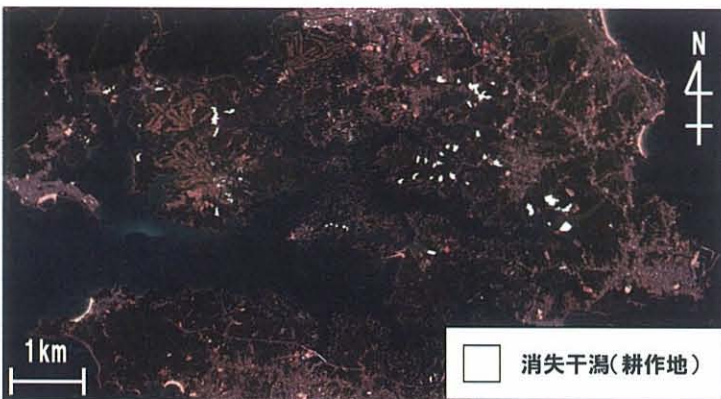
a. 前浜干潟



b. 干拓による消失干潟(未利用地)



c. 河口干潟



d. 干拓による消失干潟(耕作地)

図 2-6 英虞湾内の自然干潟および干拓による消失干潟の分布

とになり、過去より約 69% の干潟及び、それに連続したアマモ場が英虞湾内で干拓等により消失したことが推定できた。また、英虞湾の海域面積が 27.1 km² であることから、現存する干潟は海域に対して約 3%、過去に存在した干潟は約 10% であることが分かった。これは、東京湾の 1.8%、伊勢湾の 0.6%、有明海の 12.2% と比較しても¹⁶⁻¹⁹⁾、過去には有明海に匹敵する干潟面積の割合であったといえる。つまり英虞湾は、個々の干潟の面積は小規模であるが、リアス式海岸の入り組んだ湾奥部には、多くの干潟が存在していたことを示している。さらに水田干拓による、湾奥部の潮受け堤防の建設により、大規模な干潟の消失だけではなく、現存する堤防前面の前浜干潟までもが、影響を受け、底質環境の低有機物化と生物相の貧弱化が起きている可能性が推測された。このことから、英虞湾における干潟の減少が海域環境へ及ぼす影響は大きい可能性が考えられる。

2.5 考 察

2.5-(1) 潮受け堤防による底質およびマクロベントスへの影響

過去に同じ干潟であった、潮受け堤防前後の前浜干潟(立神浦、杓浦)及び堤防後背地(立石浦、石淵、杓浦)において、底質の有機物量とマクロベントスが大きく異なることから、潮受け堤防建設による底質およびマクロベントスへの影響について考察する。

まず底質の C/N 比をみると、前浜干潟で 7.7~8.4、河口干潟で 10.3、そして堤防後背地で 11.4~12.7 となり、特に堤防後背地で高い値を示した。これは、陸からの影響を示すと考えられる。一般に陸上の高等植物ほど、セルロースの割合が大きくなり、C/N 比が上昇することが知られている¹¹⁾。つまり潮受け堤防後背地の底質には、陸上植物由来のリター等が流入し、堤防により後背地に堆積していることが推測された。

潮受け堤防前面の前浜干潟(立神浦、杓浦)における水深毎の COD と含泥率の 1

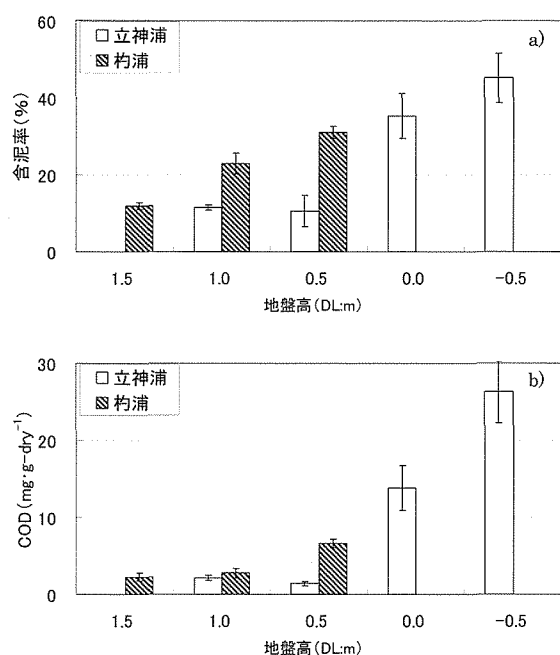


図 2-7 前浜干潟(立神浦、杓浦)における水深毎の底質の変化

年間の平均値を図 2-7 に示した。立神浦、杓浦ともに、堤防近傍 (DL+1.5 m, +1.0 m) の底質は、砂礫質で有機物含有量も低く粗粒化していたが、潮間帯から潮下帯へ水深が深くなるにつれて、底質の細粒化及び有機物含有量が増加した。これは堤防近傍の潮間帯では、潮汐及び波浪等の外力により、干潟底質中の細粒分が流出することにより粗粒化し、潮下帯に堆積していることが考えられる。この現象は、湯浅ら¹²⁾による立神浦に造成した人工干潟の地形変化と干潟周辺の波浪観測の結果も同様な傾向を示しており、比較的波浪の静穏な英虞湾においても、台風など荒天時の波浪により、堤防近傍底質の粗粒化と低有機物化が起きていることが推測された。

以上より、潮受け堤防前面の底質は堤防のない河口干潟に対して相対的に低有機物量になり、一方堤防後背地では有機物含有量の高い底質環境になっていることがわかった。これは、過去の干拓による潮受け堤防の建設が原因として考えられる。堤防後背地では、陸域からの有機物等の流入が堤防により蓄積されるため底質中の有機物量が高くなり、一方、堤防前面の前浜干潟では、陸域からの有機物等の供給の低下と、堤防建設による堤防前面の波浪条件の変化が底質の粗粒化を起し、低有機物化につながったことが推測された。

マクロベントスについては、河口干潟である鵜方浜は、個体数、種類数、湿重量は 3 種の干潟の中で最も多く、懸濁物食性から肉食性までの多様性の高い生物相が定着

していた。これは、最も河川からの有機物流入も豊富にあることから、底質は砂泥質で有機物含有量も前浜干潟と比較して高く、その結果クロロフィル-*a* で示される、底生微細藻類等のマクロベントスのエサが豊富に存在することが原因として考えられる。一方、立神浦や杓浦の潮受け堤防前面の前浜干潟では、二枚貝類のような海水から栄養を得る懸濁物食者が優占種であり、生物個体数、種類数、湿重量共に河口干潟に比べて少なかった。これは、前浜干潟は潮受け堤防による陸域からの有機物等の供給の低下と、波浪条件の変化による細粒化のために、底質も砂礫質で有機物含有量が低いことが原因として考えられる。その結果、底質中のクロロフィル-*a* も低く、堆積物食性よりも、海中から栄養を得る懸濁物食性のマクロベントスが優占することが推測された。また杓浦や立神浦、石淵の潮受け堤防の後背地に出現したマクロベントスは、湿重量は他の干潟と比較して極端に小さく、種類数や多様性が 3 種の干潟の中で最も低かった。これは上述の前浜干潟と同様に潮受け堤防が原因として考えられる。堤防により、分断された後背地は海水の交換も悪く、陸域から流入するリター等の有機物を蓄積するため、底質の有機物含有量が高く、かつ還元的な底質環境のもと、生物活性が高まる夏期には底質中の AVS は高くなる。その結果、マクロベントスの生息を妨げていることが考えられる。それにより、マクロベントスのエサとなるクロロフィル-*a* は豊富にもかかわらず、多様性や生物量が低く、比較的富栄養な場所に強い多毛類が優占する貧弱な生物相になることが推測された。

以上より、底質環境に依存して干潟のマクロベントスの種類数、個体数が大きく変化することが推測された。さらに湾奥部の潮受け堤防の建設により、堤防前後の底質環境だけではなく、そこに生息するマクロベントスまで影響し、貧弱な生物相になることが推測された。

2.5-2) マクロベントスと底質環境との関係

底質環境により出現するマクロベントス相が左右されることから、マクロベントスに最適な底質環境を把握するために、分類した各干潟に出現したマクロベントスについて、個体数、種類数、湿重量と底質の COD、含泥率、AVS の関係を整理し、それぞれ図 2-8 に示した。

COD の値は $0.4 \sim 98.4 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、含泥率は $6.7 \sim 96.7\%$ 、AVS は N.D. $\sim 6.7 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ の範囲に分布しており、多様な底質環境におけるマクロベントスの出現特性を把握することが可能である。この底質環境の範囲内において、COD が $20 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dry}^{-1}$ 以上、含泥率が 40%、AVS が

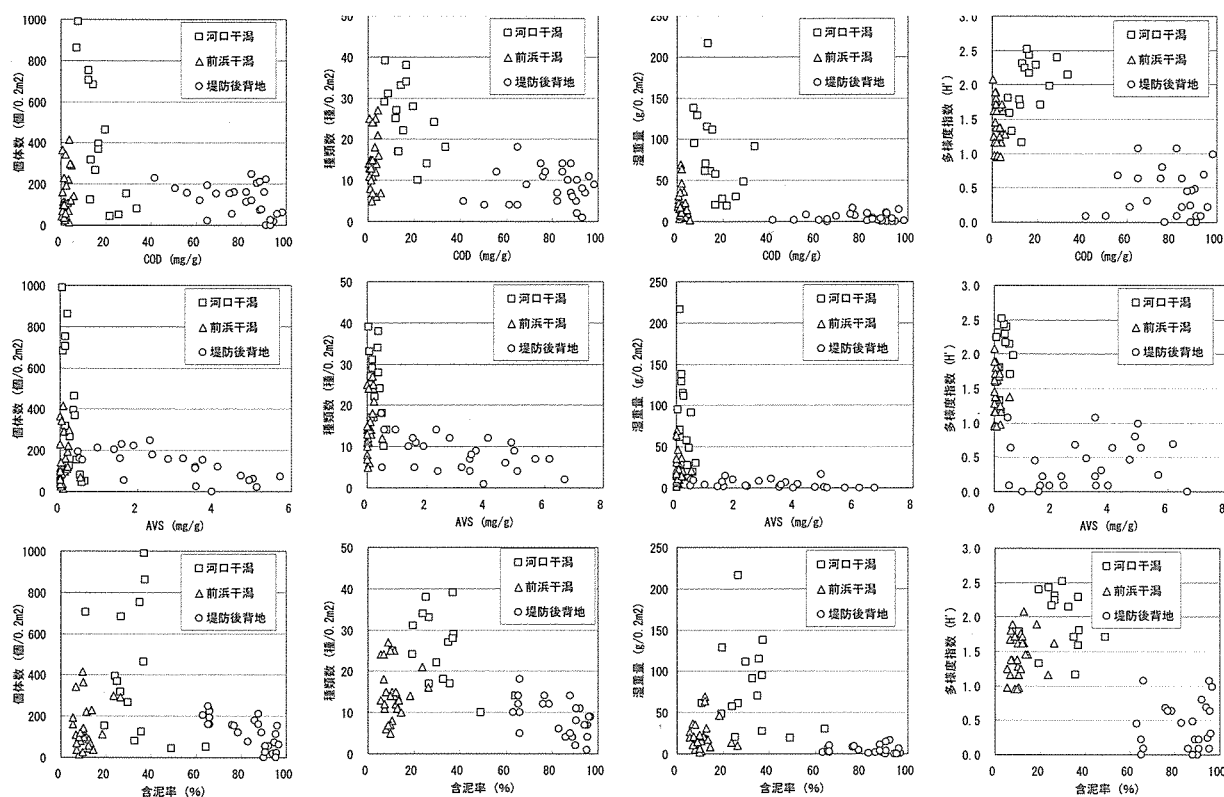


図 2-8 湾内自然干潟における底質（COD, AVS, 含有率）とマクロベントス（個体数, 種類数, 多様度指数）との関係

0.3 mg・g⁻¹・dry⁻¹以上の高有機物量, 高泥分域では, マクロベントスの個体数, 種類数, 湿重量ともに明確な減少傾向を示した。これは高有機物量, 高泥分の底質環境では, 特に夏季に還元状態になりやすいことから, マクロベントスの生息に適していないと考えられる。また, COD が 3 mg・g⁻¹, 含泥率が 15% 以下の低有機物量・低泥分においても同様にマクロベントスの個体数, 種類数, 湿重量ともに明確な減少傾向を示した。これは低有機物量, 低泥分の底質環境は干潟生物に対する栄養供給が少ないため, マクロベントスのエサとなる底生微細藻類の現存量も少なくなり, マクロベントスの生息に適していないことが考えられる。つまり干潟底質の有機物含有量が, 出現するマクロベントスの現存量に大きく影響し, 底質の有機物含有量が少なすぎず, 夏季に底質が過度な還元状態にならない程度の有機物を含有することが, マクロベントスの定着に適していることがわかった。そこでマクロベントスが最大となる有機物量・泥分の範囲を整理すると, COD は 3 ~ 20 mg・g⁻¹, 泥分は 15 ~ 40 %, AVS は 0.3 mg・g⁻¹・dry⁻¹以下の範囲であるといえる。この値は, 高山らによる同海域における, 浚渫土を用いた底生生物に適した底質栄養レベル比較試験¹⁴⁾や英虞湾以外の三番瀬や瀬戸内海の自然干潟においても, 有機物

量・泥分の少ない底質より, ある程度の有機物・泥分を含んだ底質において生物種類数・個体数が增大することが同様に示されており¹⁴⁾, 英虞湾のみならず, 全国の海域で汎用性を持つものであると考えられる。

上記の結果は, 各干潟における安定期のデータを使用していることから, マクロベントスの種類数, 個体数, 湿重量を用いて最適な底質条件を判断することは妥当であると考えられる。しかし, 特定の種が優占している干潟で個体数が增大する場合, この個体数を健全な干潟生物量として評価することには疑問が残る。そこで, マクロベントスの出現特性を多様度指数を用いて, COD, 含泥率, AVS との関係を示した (図 2-8)。図 2-8 より, 多様度指数が最大となる底質条件は, 他の個体数, 種類数, 湿重量と比較して, 有機物含有量や含泥率がやや高い範囲となった。以上より底質と生物出現特性の関係は, 種類数, 個体数だけでなく, 生物多様性にも適用可能であることがわかった。

この図から判断すると, マクロベントスの個体数, 種類数, 湿重量, 多様度指数共に最大となる範囲は, 河口干潟の底質が一致し, 堤防前面の前浜干潟は立神浦, 杓浦共に低有機物量, 堤防後背地は杓浦, 立石浦, 石淵共に高有機物量の範囲に一致する。以上より, 英虞湾の干



図 2-9 湾奥部の潮受け堤防前後の現状（模式図）

潟の大部分を占める湾奥部の潮受け堤防の前後では、堤防建設により、堤防の内側と外側の関連が断たれ、前浜干潟では底質の低有機物化、堤防後背地では底質の高有機物化が起こっていることがわかった。その結果双方ともに生物相が貧弱になるという「潮受け堤防による生態系と物質循環系の分断」が起きていることが推測された（図 2-9）。

2.5-(3) 底質の栄養レベルをコントロールすることにより生物生産性を向上させる干潟再生の考え方

上記の結果を元に、英虞湾における干潟再生の概念的モード図を図 2-10 に示す。生物多様性の高い適度な栄養を含んだ良好な干潟に対し、潮受け堤防で分断された前浜干潟と堤防後背地は、それぞれ底質の低有機物化、高有機物化のため、共に生物多様性が低い状態である。そこで、貧栄養である堤防前干潟については、有機物を添加することにより、過栄養である潮受け堤防後背地については、有機物を減らすことにより、生物生産性と多様

性の向上を図ることができる可能性がある。つまり、本研究では、底質の栄養レベルを底生生態系に適正な値にコントロールすることにより、生物生産性を向上させる干潟再生を目的とする。具体的には、貧栄養である堤防前面の干潟については、現在英虞湾で行われている浚渫事業と連携し、栄養豊富な浚渫土を混合することにより改善を行う。一方、過栄養である潮受け堤防後背地については、堤防により阻害されている海水流動を回復させることにより底質栄養レベルの改善を行う。このように英虞湾では、もともと干潟のない場所に新たに造成することではなく、現存する、あるいは消失した干潟に適切に人の手を加えることで干潟生物の生産性と多様性の両方を高めることにより物質循環能の回復を図り、「里海」を取り戻すことをコンセプトとする。

2.6 要約

本研究では、英虞湾内に現存する干潟及び、干拓により消失した干潟の形態別面積を画像解析により試算した。さらにそれぞれの干潟の底質環境と生息する底生生物の特徴について整理することにより、湾奥部の干拓による干潟の減少が、周辺の干潟環境に与える影響について検討した。主な結論を以下に示す。

- 1) 航空測量で撮影した画像解析から、英虞湾内に現存する全干潟面積は約 0.84 km²であるのに対し、過去に干潟であった潮受け堤防後背地の全面積は 1.85 km²であり、

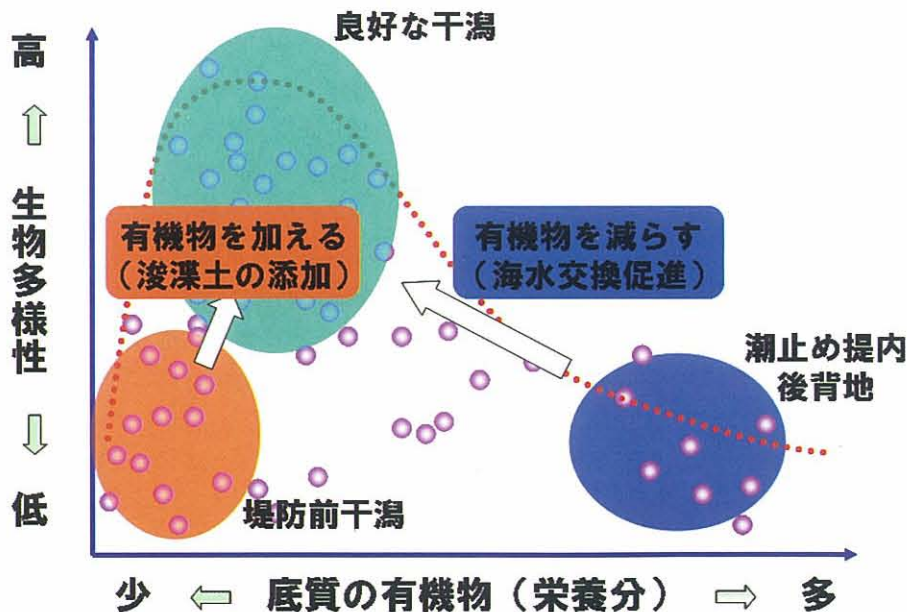


図 2-10 英虞湾の干潟の改善策概念図

英虞湾では干拓により約 69% の干潟及び、それに連続したアマモ場が消失したことが分かった。さらに、干拓された干潟のうち約 85% が荒地や湿地として未利用地になっていることが明らかになった。

- 2) 干潟のマクロベントスは、底質環境に依存して種類数、個体数が大きく変化するため、干潟生物の生育環境にとって底質条件が重要であることがわかった。
- 3) 有機物含有量の低い底質より、夏期に底質が極度の還元状態にならない程度の有機物を含んだ方が、マクロベントスの種類数、個体数が増大することが分かった。マクロベントスに関する底質の最適条件は、COD は $3 \sim 18 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 、泥分は $15 \sim 40 \%$ 、AVS は $0.3 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 以下の範囲であると考えられた。
- 4) 英虞湾の干潟の大部分を占める湾奥部の潮受け堤防の前後では、干拓による堤防建設により、堤防の内側と外側の関連が断たれて、前者では高有機物量、後者では低有機物量の底質環境となることがわかった。そのため双方の生物相が貧弱になるという「潮受け堤防による生態系と物質循環系の分断」が起きていることがわかった。

以上より、低下した潮受け堤防前後の干潟の生物生産性を向上させることが今後の英虞湾の浅場環境再生を考える上で必要となり、底質の栄養レベルを底生生態系に適正な値にコントロールすることにより、生物生産性を向上させる可能性を見いだした。

参考文献

- 1) 中西克之, 増田健, 畑直亜, 山形陽一: 英虞湾における底質汚染の現状と近年の進行状況, 三重県科学技術振興センター水産研究部研究報告, 10, 71-77, 2001.
- 2) 上野成三, 高山百合子, 片倉徳男: 水質環境の動的変化に着目した英虞湾の現地観測, 海岸工学論文集, 46, 1051-1055, 1999.
- 3) 鈴木輝明: 干潟域の物質循環と水質浄化機能, 地球環境, 11 (2), 161-171, 2006.
- 4) 門谷茂: 干潟域の一次生産者-その生態と機能—干潟域の生物生産—低次から高次へ—, 日本水産学会誌 70, 796-797, 2004.
- 5) 宇野木早苗, 佐々木克之: 有明海異変の発生システムについて, 海の研究, 16 (4), 319-328, 2007.
- 6) 中岡登: 立神の歴史, 「志摩立神誌」(中岡志州編), pp. 28-51, 水神タイプ印刷, 三重県, 1980.
- 7) 風呂田利夫: 干潟底生生物の分布と摂食様式, 月刊海洋, 28 (2), 166-177, 2000.
- 8) 高橋正昭, 井岡幹博, 千葉賢: 英虞湾流入河川中の栄養塩の挙動について, 四日市大学環境情報論集, 9 (1), 35-42, 2007.
- 9) S. Brugman *et. al.*: Endocrinology, 143 4265-4270, 2002.
- 10) 社団法人日本水産資源保護協会: 水産用水基準, 2000.
- 11) 寺島美南子・古宮正利・寺島滋: 北海道西方海域から得られた海底堆積物中の有機物組成と初期続成分解の地球化学的研究, 地質調査所月報, 50, 307-319, 1999.
- 12) 湯浅城之・上野成三・高山百合子・織田幸伸: 干潟地形を対象とした地形と底質粒度に関する平面水理実験, 海岸工学論文集, 53, 481-485, 2006.
- 13) 桑江朝比呂: 造成された干潟生態系の発達過程と自律安定性, 土木学会論文集 790, 25-34, 2005.
- 14) 上野成三・高山百合子・湯浅城之: 人工干潟の設計資料として整理した三番瀬干潟における底生生物の出現特性, 海岸工学論文集, 51, 1006-1010, 2004.
- 15) 菊地泰二: 環境指標としての底棲生物(1)—群集組成を中心に—, 環境と生物指標 2—水界編—, 日本生態学会環境問題専門委員会編, 255-264, 共立出版, 1975.
- 16) 東京湾の干潟等の生態系再生研究会: 平成 14 年度東京湾の干潟等の生態系再生研究会報告書, 2003.
- 17) 水野知巳: 干潟・藻場・河口域の現況と変遷調査, 三重県科学技術振興センター共同研究事業「伊勢湾の生態系の回復に関する研究」成果報告書, 46-50, 2003.
- 18) 環境省: 干潟の分布状況消滅状況, 第 2 回自然環境保全基礎調査, 1979.

第3章 浚渫土添加による干潟環境の改善

3.1 緒言

一般に、人工干潟の造成材料については砂質土が多用されるが、建設材料としての砂は不足状態にあることに加えて、採取地での環境破壊が懸念される¹⁾。また、干潟造成材料に砂質土を使用した場合、栄養が不十分となり、底生生物の復活が遅れるという指摘もある²⁾。一方、航路整備事業や底質浄化事業として実施される浚渫事業では、今後10年で発生する浚渫土は約2億3千万 m^3 と言われており、処分地の確保が大きな問題となっている³⁾。

英虞湾においても同様であり、リアス式海岸の閉鎖された海域であることから、長年にわたる漁場行使と陸域からの負荷の増加等による漁場環境の悪化によって、特に底質の富栄養化の進行が顕著であり、海底には大量のヘドロが堆積している⁴⁾。このため、三重県農水商工部において、汚染泥の除去を目的に大規模な浚渫事業を実施しているが、浚渫土の処分場の確保や費用の問題から全てを浚渫することは困難であり、大きな課題となっている⁵⁾。

浚渫土は、これまで主に埠頭用地や産業用地の埋め立て造成に利用されてきたが、近年は、浚渫土の有効利用を図り、海洋環境への影響を軽減するという観点から、港湾計画における干潟材料としても利用されている⁶⁾。浚渫土を利用した干潟の計画における材料選定基準は、海洋投入処分と同様に、化学的、生物学的に有害な物質に対する安全基準を満たすこととなっている。すなわち、浚渫土はこの基準を満たしていれば、干潟材料に使用することが可能である。

このような背景から、浚渫土を利用した人工干潟の実施例が増加してきた^{7), 8)}。浚渫土を利用した干潟整備事業の先駆的な事例のひとつとして、瀬戸内海尾道糸崎港で実施された港湾整備と干潟整備一体型の公共事業が挙げられる⁹⁾。これは1984年から1996年までに航路浚渫土を利用して約60haの干潟を整備したものである。この事業では、干潟整備後も継続的にモニタリング調査を実施しており、十数年にわたる干潟の地形変化やそれにとまう底質や底生生物、浅場環境の変遷などについて長期に調査を実施した事例となっている。その後、三河湾では、1999年度より着手した中山水道航路の整備事業から出される浚渫土砂（砂質土）を利用した海域環境創造事業により、2004年度までに620haの干潟・浅場を整備する^{10), 11)}など、浚渫工事と自然再生の統合を事業規模で実施した事例が増えつつある。

干潟の造成事業において、三河湾の事業のように材料となる良質な砂質土が大量に確保できることは大変まれな例であり、シルト分を多く含むいわゆる泥質の浚渫土を用いる場合が多い。本章では、海域に堆積した泥で、予め有害物質が含まれていないことを確認したものを対象としている。一般に、シルト分を多く含む浚渫土を利用した干潟の造成方法としては、浚渫土を干潟の内部に敷設し、その上に清浄な山砂あるいは海砂により覆砂する方法が採用されている（図3-1(a)）。山砂、海砂は、建設資材として各地で採取される天然砂であり、主に骨材や地盤改良材として使用するための品質としてシルト・粘土分や有機不純物などの混合が少ないことが定められていることから、有機物の少ない清浄な砂質土として調達されている。図3-1(a)に示すように、浚渫土を用いた干潟造成を行う場合、浚渫土は干潟の「嵩上げ材料」として地下に封印され、単なる嵩上げ材料として使用されているにすぎない。しかし、浚渫土に多量に含まれる有機物は干潟の底生生物の栄養源であることから、重金属やダイオキシン類などの有害物質が含まれていなければ浚渫土は干潟生態系への栄養供給材料として利用できる可能性がある。さらに、好气的環境にある干潟生態系では浚渫土中の有機物の酸化分解が促進されるとも期待される。

そこで、高山ら¹²⁾は、従来、不要物として処分されてきた浚渫土を有用な資源として利用した新しい干潟造成方法を確認することを目的として、浚渫土の干潟材料としての有用性を確かめる干潟再生実験を英虞湾において

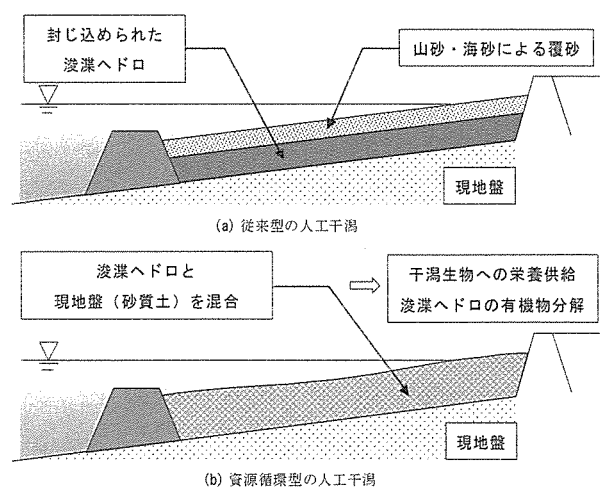


図3-1 浚渫土を用いた干潟造成の概念図

実施した^{13), 14), 15)}。具体的には、2000年9月より三重県英虞湾において異なる割合で浚渫土を混合した6区画の小規模な人工干潟(5 m × 5 m)を造成し、3年間の調査結果から、干潟生態系に最適な底質の有機物量と粒度条件を明らかにし、干潟造成材に浚渫土を利用する際の混合率の設定方法を取りまとめた。

ここで提案する干潟造成方法は、「浚渫土は干潟の底生生物の栄養供給源である」という新しい概念に基づくもので、浚渫土を地下に封印せず、干潟表面の現地盤土と混合して干潟を造成することにより、干潟生態系への栄養供給を確保しつつ、浚渫土自体の浄化を行うという資源循環型の干潟造成方法である(図 3.1(b) 参照)。この干潟再生実験は、地元の漁業者と研究者が共同で実施しており、漁業者が主体となった先駆的な環境修復事例としても注目された¹⁶⁾。

以上の研究成果を基に、三重県では2004年3月に同海域において規模を拡大して約7200 m²の人工干潟を造成した。本章では、第2章で明らかにした、干潟底生生物に最適な底質条件を基に、底質の栄養レベルをコントロールすることにより、生物生産性と多様性を向上させる干潟再生手法とその効果について述べる。具体的には、潮止め堤防前面の比較的貧栄養な干潟には、英虞湾内で採取される栄養分豊富な浚渫土を用いて干潟再生実験を行い、造成から3年間の追跡調査結果を整理し、干潟造成後の地形や底質の変化及び底生生物の定着状況を解析し、人工干潟造成後の底質と底生生物の変化特性について取りまとめた。

3.2 干潟再生実験区の造成方法

第2章において、有機物含有量の低い底質より、夏期に底質が極度の還元状態にならない程度の有機物を含んだ底質の方が、マクロベントスの種類数、個体数、湿重量が増大することが示された。そこで、英虞湾内で採取される栄養分豊富な浚渫土を用いて、干潟底生生物に最適な底質の栄養レベルにコントロールし、干潟の生物生産性の向上を確認することを目的として、干潟再生実証実験を実施した。英虞湾及び実験場所の地図を図 3-2 に示した。英虞湾では2000年より、三重県農林水産商工部が水産用水基準¹⁷⁾を満たさない、COD: 30 mg・g-dry⁻¹以上の海底について、浚渫事業を実施している⁵⁾。しかし、英虞湾は伊勢志摩国立公園内に位置することからも、採取した浚渫土の処理が問題となっている。そこで本章では、浚渫事業と連携し、新規干潟材料としての浚渫土の利用手法についても実証した。

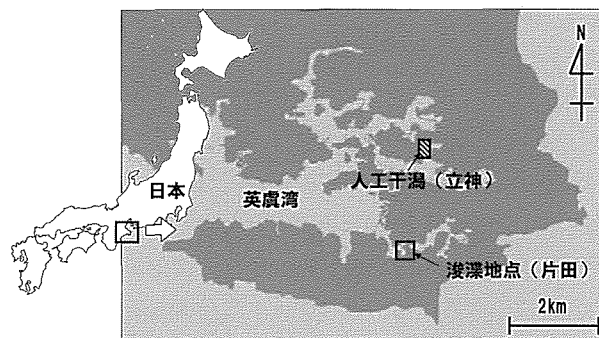


図 3-2 人工干潟造成場所(立神)と浚渫地点(片田)

表 3-1 干潟実験区の緒言

実験区	実験区①	実験区②	実験区③
施工方法	陸域施工		海域施工
施工面積	1500m ²	1500m ²	4200m ²
浚渫土混合率	50%	30%	30%
竣工時期	2004年3月		2005年3月
混合場所	現位置		陸上ヤード
混合の環境	陸上/水中	陸上	陸上

表 3-2 干潟実験区造成時の混合層厚

	実験区①	実験区②	実験区③
浚渫土混合率	50%	30%	30%
浚渫土層厚	50cm	30cm	20cm
現地土砂層厚	50cm	70cm	40cm
造成後層厚	100cm	100cm	50cm

実験場所は、英虞湾の湾奥部に位置する静穏な海域である。後背地は潮受け堤防の建設によって干拓されたが、現在は耕作放棄地として放置されている。その堤防前面の前浜干潟を実験場所に設定した。

図 3-2 に示す英虞湾立神浦の潮受け堤防前の比較的有機物含有量の少ない干潟の生物生産性を向上させるため、近隣で採取した有機物豊富な浚渫土を加えることにより、人工干潟を造成した。工事は2003年12月～2004年3月と(実験区①, ②)、2004年12月から2005年3月までの(実験区③)の2回行った。前者では浚渫土混合率50%の実験区①と、30%の実験区②を各1500 m²ずつ、後者では混合率30%の実験区③を4200 m²を地盤高DL+1.2 m～-0.8 m勾配1/25で造成した。干潟の施工方法と各実験区の概要を表 3-1, 表 3-2 に示す。

人工干潟の平面図と断面図を図 3-3, 図 3-4 に、造成に使用した浚渫土および実験区の干潟土壌の設計値と施工後の底質の性状を表 3-3, 表 3-4 に示した。造成に用いた浚渫土は英虞湾片田地先で浚渫され脱水処理されたものを粉砕して用いた。造成方法は現地地盤をあらかじめ混合率50% 実験区①で50 cm、30% 実験区②で30 cm掘削

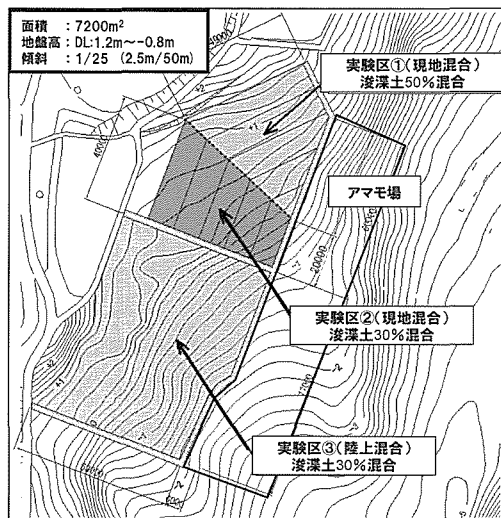


図 3-3 干潟実験区の平面図

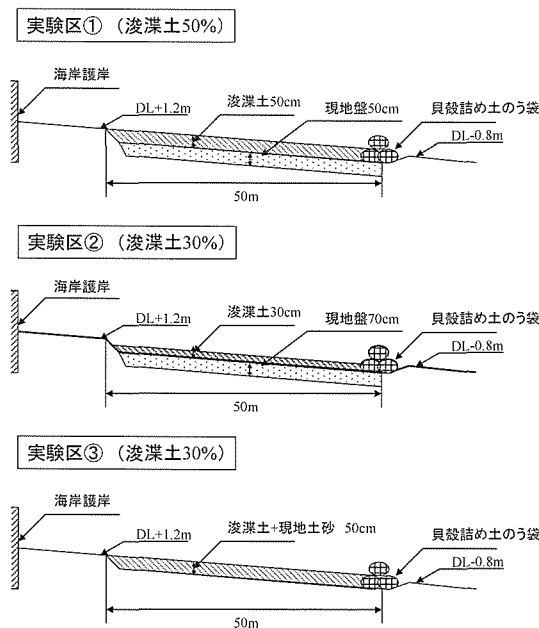


図 3-4 干潟実験区の断面図

表 3-3 造成に使用した浚渫土の性状

	含泥率 (%)	COD (mg・g ⁻¹ -dry)
実験区①② 現地土砂	16.1	0.46
浚渫土	91.1	12.00
実験区② 現地土砂	24.5	0.54
浚渫土	84.0	16.40

表 3-4 各干潟実験区の干潟土壌の設計値と施工後の底質の性状

	混合率	含泥率 (%)	COD (mg・g ⁻¹ -dry)
実験区①	50%	目標値	45.0 - 65.0
		造成後	54.2
実験区②	30%	目標値	30.0 - 50.0
		造成後	39.2
実験区③	30%	目標値	30.0 - 40.0
		造成後	42.3

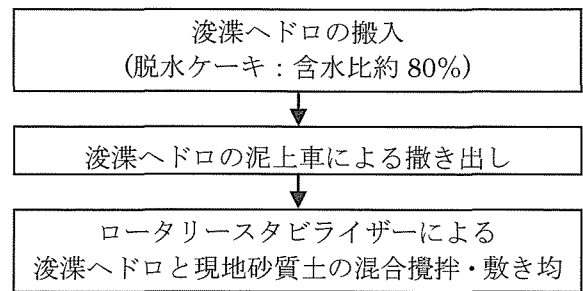


図 3-5 干潟実験区①②の造成施工手順

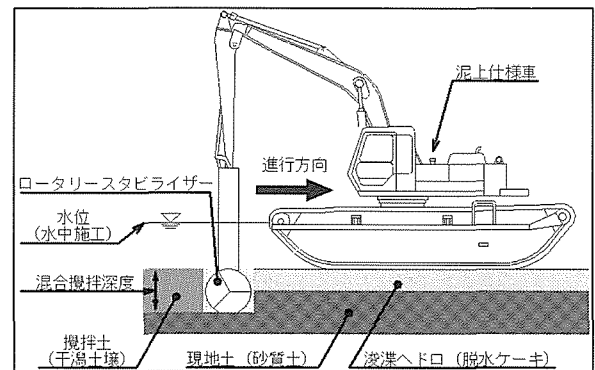


図 3-6 干潟実験区①②の造成施工手法

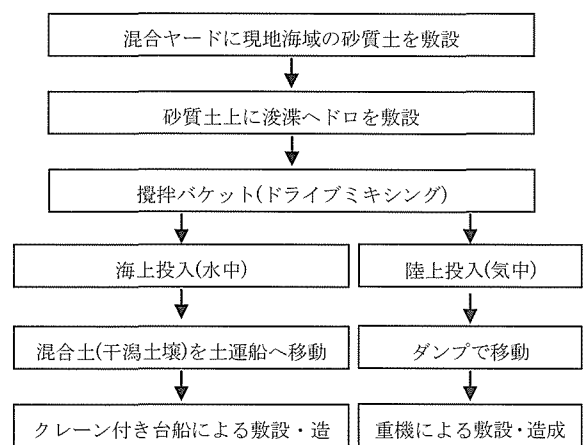


図 3-7 干潟実験区③の造成施工手順

し、その上に浚渫土を 50% 実験区①で 50 cm, 30% 実験区②で 30 cm 敷設した後、スタビライザー付き泥上車で 1 m の深さまで混合することにより所定の混合率の実験区を造成した。図 3-5 に施工手順を、図 3-6 に施工方法を示す。各実験区の間は木杭と仕切布を設置し、沖側周囲の土留め潜堤は粉碎したアコヤガイの貝殻を網袋に入れた貝殻土嚢で作成した。アコヤガイの貝殻は英虞湾内の真珠養殖の過程で大量に発生する廃棄物である。



図 3-8 干潟実験区③の造成施工状況

一方実験区③では、図 3-7、図 3-8 に示す施工手順と施工方法に従い、陸上で現地地盤土と浚渫土とを所定の混合率に十分に混合した後、敷設することにより造成した。造成場所の地形と人工干潟の平面図を図 3-3 に、造成に用いた浚渫土および干潟土壌の設計値と施工後の底質の性状について表 3-4 に示した。造成に用いた浚渫土は、片田地先で浚渫され、脱水処理されたものを砕いて用いた。各実験区の間と沖側周囲の土留め潜堤は、実験区①②と同様に、砕いたアコヤガイの貝殻を網袋に入れた貝殻土嚢で作成した。なお、干潟造成方法の詳細は片倉ら(2004)¹⁸⁾を参照されたい。造成工事完成後の概要を図 3-9 に示した。このように、実験区①と②を比較することにより、浚渫土の混合率の違いによる生物生息機能の変化を、



図 3-9 造成工事完成後の概要

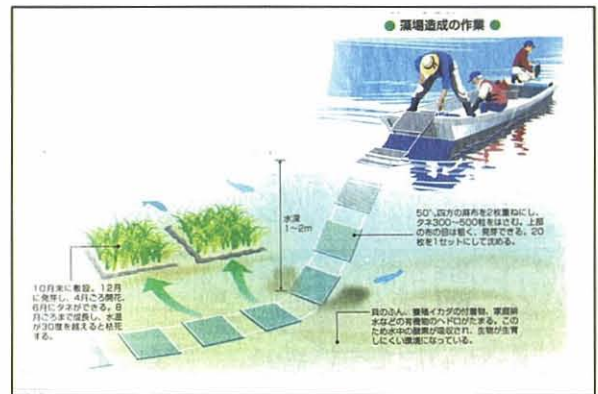


図 3-10 造成工事完成後の概要（出典：産経新聞）

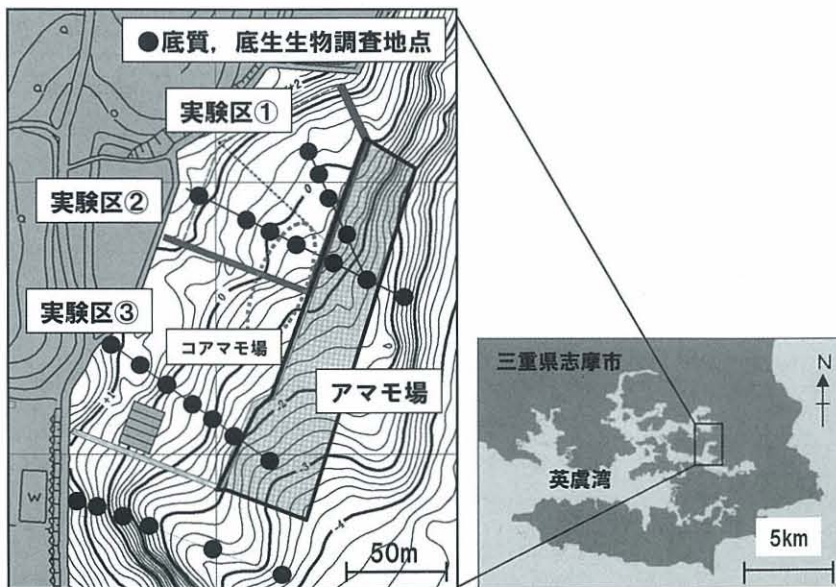


図 3-11 調査地点図

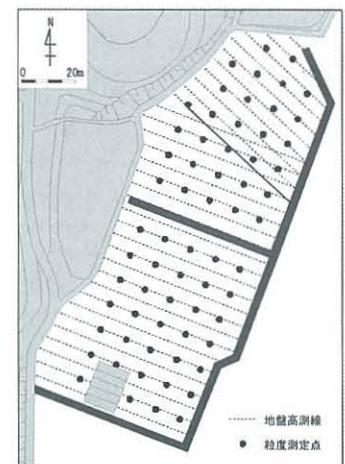


図 3-12 地盤高測線および底質測点

実験区②と③を比較することにより、造成工法の違いによる生物生息機能の変化を検討する。

また、2004年11月および2005年11月に、造成干潟の沖合にアマモ場を造成した。造成方法は、50 cm × 50 cmの鉄製の2枚の金網にアマモの種子を播種したジュートマットを挟み、50 セットずつ連結することで、船より海底へ設置した（図 3-10）。詳細は前川ら（2007）¹⁹⁾を参照されたい。

3.3 干潟再生実験区の追跡調査の方法

3.3-1) 造成後の地形変化及び含泥率の観測

図 3-11 に調査地点図を、図 3-12 に地盤高測線および底質測点を示す。地盤高測線間隔は5 m とし、小型船に DGPS 受信機と精密音響測深機を設置して、調査海域において連続的に水深データを取得した。船の入れない汀線部については、光波測距儀を使用して計測した。計測は、実験区①、②は2004年6月から、実験区③は2005年6月からほぼ半年毎に行った。底質粒度の測点間隔は約10 m とし、柱状採泥器によって表層12 cmの底泥を採取した後、粒度分析を行った。底質調査は、両実験区とも2005年6月からほぼ半年毎に実施した。また、実験区1 造成後の2004年7月27日から、人工干潟の沖側約50 mの海底（DL: -4.5 m）に超音波式波高計（協和商工（株）製 DL-3）を設置し、干潟に到達する波浪の常時観測を行った。

3.3-2) 造成後の底質及び底生生物の観測方法

2003年4月より干潟造成予定地周辺の地盤高の異なる測点（24 地点）において、底質とマクロベントスの事前調査を年4回、定期的に行った。さらに、人工干潟造成後、2004年5月から図 3-11 に示す造成干潟周辺の測点に

おいて地盤高毎に底質、マクロベントスについて同様に年4回、定期的に調査を行った。それぞれの調査項目は表 3-5 に示したとおりで、底質のクロロフィルは表層から1 cm、それ以外は12 cmの堆積物を分析資料とした。マクロベントスの調査は、各地点面積0.2 m²、深さ20 cmで採取し、マクロベントスの種類数、個体数、湿重量を調べた。また、造成したアマモ場の蛸集生物については、1 mmメッシュのネットを用いて作成した、30 cm × 30 cmのパラシュート型コドラート（図 3-13）を使用し、生物が避散しないようにアマモ地上部を採取し、蛸集生物（葉上生物と卵稚仔）の種類数、個体数、湿重量を調べた。本論文では事前調査を含めて、2003年4月から2007年1月までの約4年間の調査結果をとりまとめた。

表 3-5 追跡モニタリング調査項目

調 査 項 目	
底質	含水率、灼熱減量、酸化還元電位、pH、COD、AVS、T-N、T-P、クロロフィル-a
地盤高 粒度	5mメッシュで造成干潟上を測量
底生生物	出現種、個体数、種類数、湿潤重量、食性
アマモ場 蛸集生物	出現種、個体数、種類数、湿潤重量、食性、付着藻類、葉上生物、卵稚仔

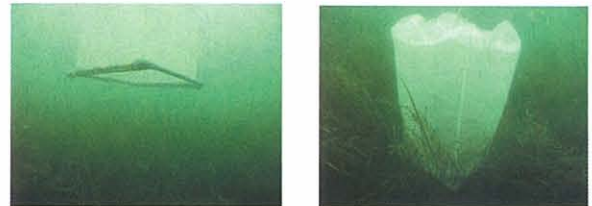


図 3-13 パラシュート型コドラートを用いたアマモ場蛸集生物観測

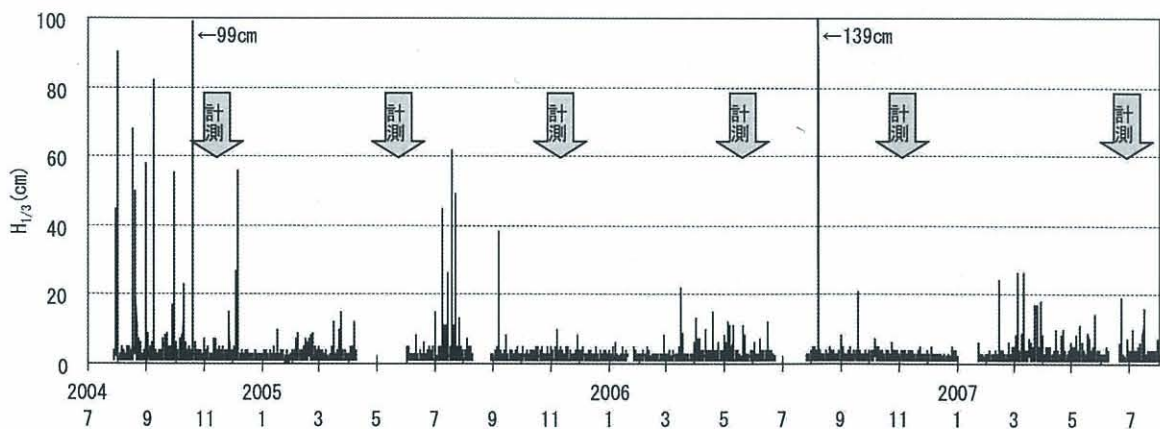


図 3-14 現地の有義波高観測状況（2004年7月～2007年7月）

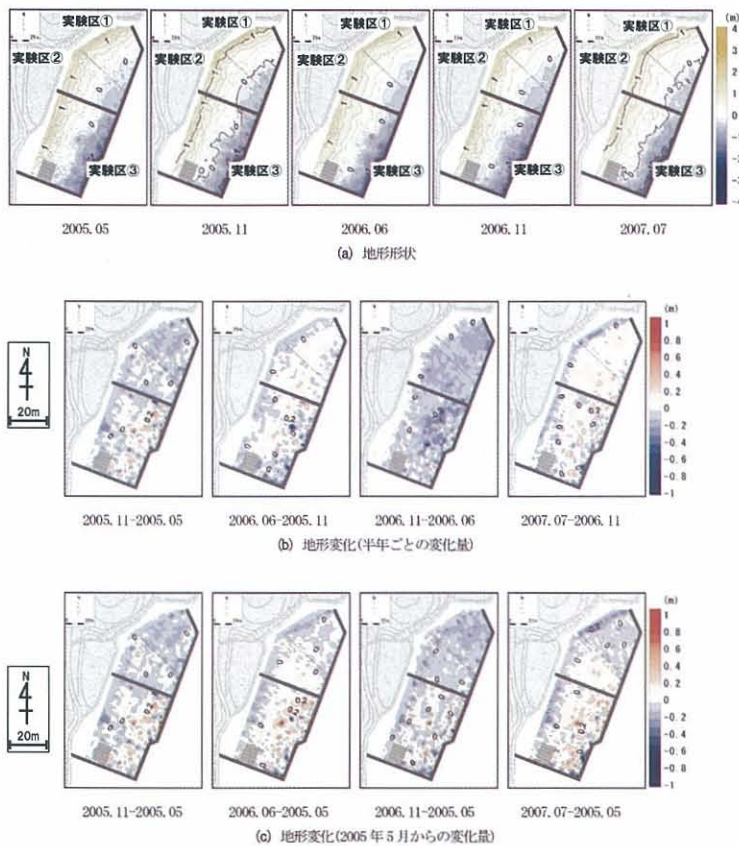


図 3-15 干潟造成後の地形変化状況

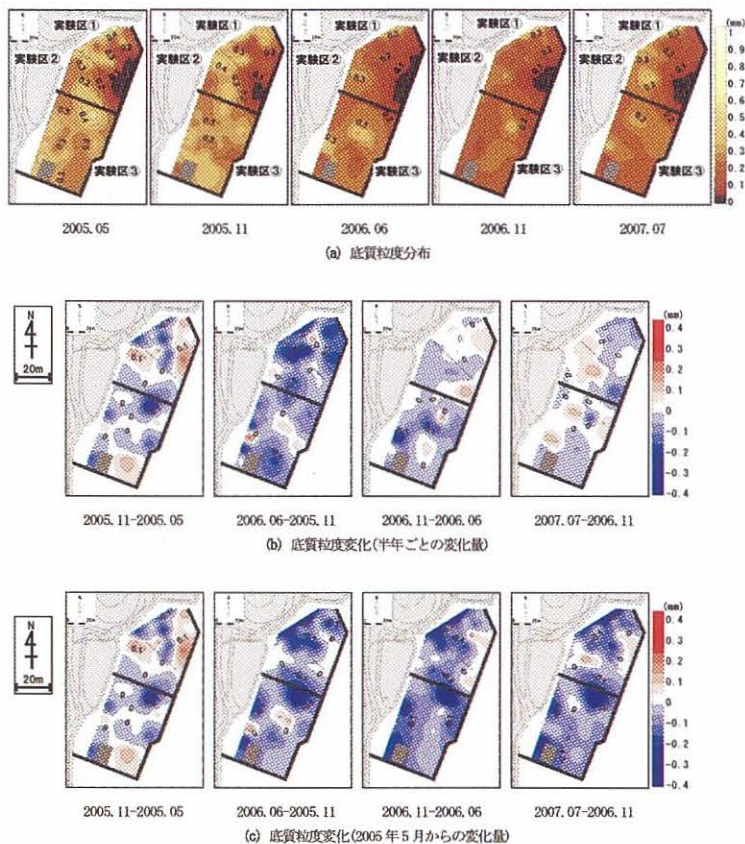


図 3-16 干潟造成後の底質粒度変化状況（中央粒径）

3.4 結果および考察

3.4-1 実験区周辺海域の波浪状況と地盤高および底質粒度の変化

人工干潟沖の海底に設置した海象計（超音波式波高計）による有義波高の観測結果を図 3-14 に示す。なお、図 3-14 には、調査（地形計測・底質採取）を行った時期もあわせて示した。当該海域は、リアス式海岸で知られる英虞湾の奥部に位置していることから風波が非常に小さく、常時波浪は 5 cm 以下となっている。夏季においては、台風接近の影響による高波浪が確認されるが、観測期間中に有義波高が 1 m を超えたのは 1 日だけであった。また、地形が非常に入り組んだ湾奥部にあるため、外海からのうねりも到達せず、半日～1 日程度で常時波浪に戻っていた。台風の影響による高波浪の頻度は 2004 年が最も多かったが、これは、この年における台風の上陸・接近数が過去最多であったことに起因している。なお、波高調査期間中（2004 年 7 月 27 日～2007 年 7 月 4 日）において、この付近に接近した主な台風は、2004 年が 8 個（10, 1, 15, 16, 18, 21, 22, 23 号）、2005 年が 3 個（7, 11, 14 号）、2006 年が 3 個（7, 10, 15 号）、2007 年が 0 個であった。一方、冬季においては、低気圧の接近等によって外海では高波浪になることがあっても、当海域では波高が 20 cm

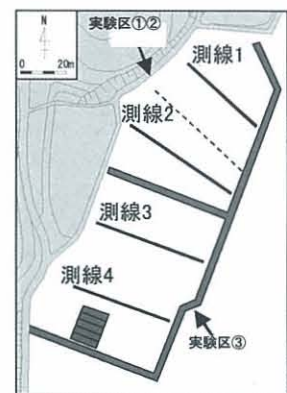


図 3-17 鉛直断面測線

以上になることはほとんどなく、静穏な状態が多くなっていた。以上のことから、英虞湾立神地区の人工干潟周辺は、地形状況などから極めて静穏な海域であり、高波浪が発生するのは台風の来襲がある夏季だけであることが明らかになった。

人工干潟上における地盤高と底質粒度（中央粒径）について、両実験区造成後の2005年5月から2007年7月までの調査結果を図3-15、図3-16に示す。また、図3-17に示した4測線の岸沖方向断面分布を図3-18、測線の全データの平均値の経時変化を図3-19に示す。なお、地盤高の基準はDLとした。実験区①②（2004年3月造成）と実験区③（2005年3月造成）における地盤高の(a)平面分布、(b)半年ごとの変化量、(c)造成後からの変化量の平面分布図を図3-15に示す。実験区①②における半年

ごとの変化量を見ると（図3-15 (b)）、高波浪があった夏季（2005年5月～2005年11月、2006年6月～2006年11月）には侵食し、常時波浪が続いた冬季（2006年6月～2005年11月、2007年7月～2006年11月）には堆積する傾向が見られた。一方、実験区③では、造成直後の半年間（2005年5月～2005年11月）における変化量は、堆積した地点と侵食した地点が混在していた。これは、造成直後にあった干潟表面の凹凸が波浪によって均されたためと考えられる。しかし、2005年11月以降では、1年早く造成された実験区①②とともに冬季（2005年11月～2006年6月、2006年11月～2007年7月）に堆積し、夏季（2006年6月～2006年11月）に侵食する傾向が見られた。実験区①②と実験区③における底質粒度の(a)平面分布、(b)半年ごとの変化量、(c)2005年5月からの

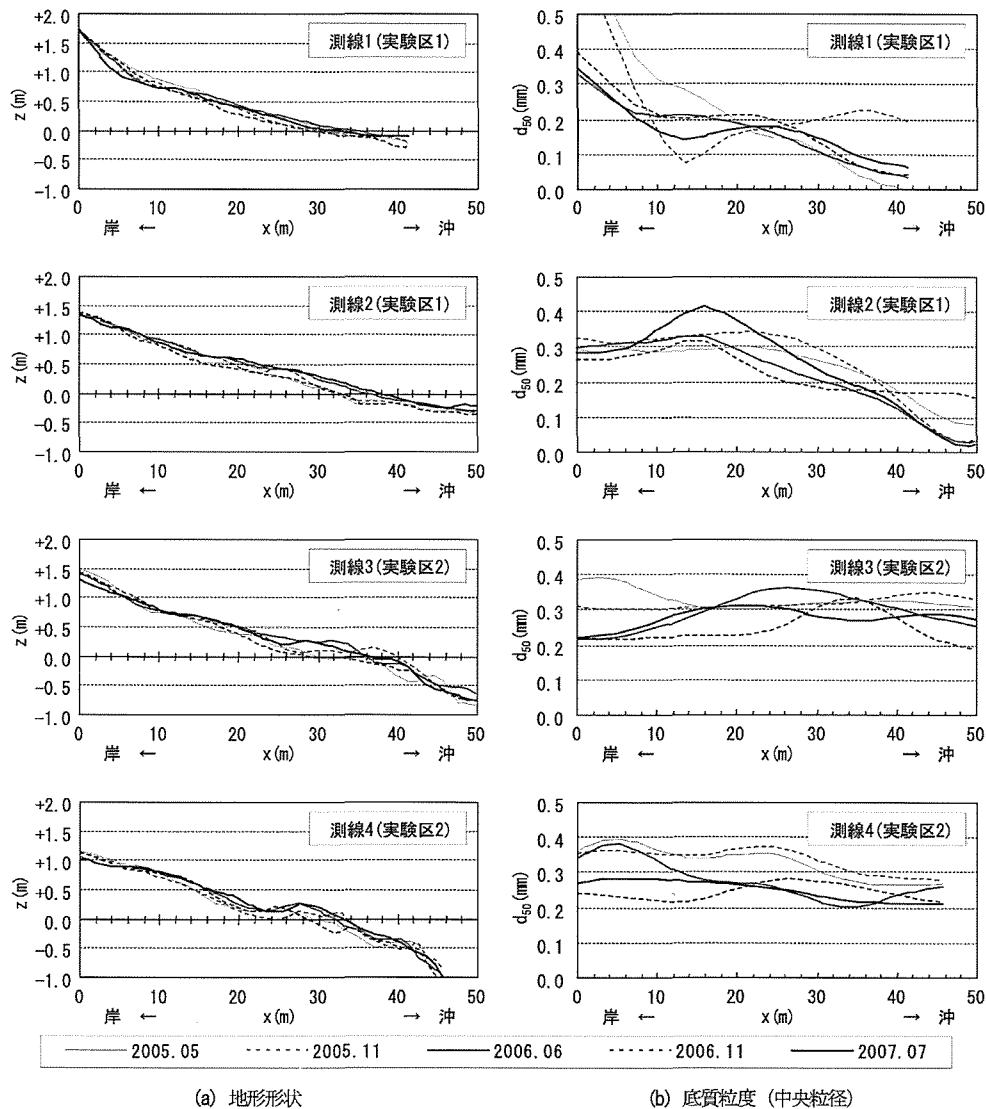


図3-18 各測線を平均した地盤高・底質粒度の分布とその変化

変化量を図 3-16 に示す。実験区①②の粒度分布を見ると (図 3-16 (a)), 岸側では粗粒化, 沖側で細粒化しているのに対し, 実験区③では岸沖方向, 沿岸方向ともに明確な分級が見られず, 比較的均一となっている。また, 半年ごとの変化によると (図 3-16 (b)), 実験区①②の沖側 (DL 0 m 以深) では高波浪があった夏季 (2005 年 5 月～2005 年 11 月, 2006 年 6 月～2006 年 11 月) には粗粒化し, 常時波浪が続いた冬季 (2005 年 11 月～2006 年 6 月) には細粒化する傾向が顕著に見られたが, 実験区③ではそれほど明確な変化は見られなかった。これは, 両実験区の造成方法の相違が原因と考えられる。すなわち, 浚渫土を海底の現地盤上で混合させて造成した実験区①②よりも, 陸上で現地盤土と浚渫土を混合させて造成した実験区③の方が, 干潟底質が安定しており, 変化が少なかったといえる。2005 年 5 月からの変化状況を見ると (図 3-16 (c)), 実験区①②の沖側の一部では粗粒化傾向が見られるものの, 両実験区ともに全体的には細粒化傾向にある。これは, 当該海域の波浪状況が非常に静穏なため細粒分が堆積しやすくなっており, 当人工干潟の特質といえる。図 3-17 に示した 4 測線における地盤高および底質粒度の岸沖方向断面分布を図 3-18 に示す。地形断面形状を見ると, 測線 1 では岸沖距離 $x = 2 \sim 15$ m ($z = +0.5 \sim +1.5$ m) 付近で汀線の後退が見られる。この測線を含む実験区は, 他の測線よりも浚渫土を多く用いており, また実験区上で現地底質と混合して造成された区画である。そのため, 波浪による侵食だけではなく, 圧密沈下の影響も大きく受けていると考えられる。また, 他の測線においては, 地盤高 z が $+0.5$ m 以深で侵食と堆積による動的な変動を繰り返しながら, 概ね $1/20 \sim 1/30$ の勾配を維持している。底質粒度 (中央粒径) を見ると, 実験区①②では岸沖方向に分級しており, 岸側が $0.3 \sim 0.4$ mm, 沖側が約 0.1 mm となっていたのに対し, 実験区③では, 岸側と沖側で 0.1 mm 程度の変化しかなかった。地盤高および底質粒度における 4 測線の全データを平均した値の経時変化を図 3-19 に示す。ここでは, 測線上の岸側から沖側までのすべての値を平均して示した。

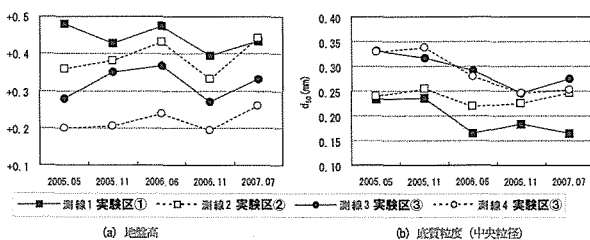


図 3-19 各測線を平均した地盤高・底質粒度の経時変化

地盤高では, 最初の半年間はバラつきが見られたが, 2005 年 11 月以降は冬季の堆積と夏季の侵食を交互に繰り返していた。底質粒度のデータから, 実験区①②のうち測線 1 においては, 夏季に粗粒化, 冬季に細粒化する傾向が見られた。測線 2 では明確な変化はなかったが, 実験区③の測線 3.4 では季節に関係なく細粒化する傾向が見られ, 2 年間で中央粒径が約 0.08 mm 小さくなっていた。以上のことから, 本人工干潟の変化特性として, 地形変化については, 常時波浪で堆積, 高波浪で侵食していることが明らかになった。また, 底質粒度については, 実験区①②で LWL より深いところでは常時波浪で細粒化, 高波浪で粗粒化していることが確認できたが, 全体的に細粒化する傾向にあった。実験区③については, 明確な季節変化は確認できなかったが, 造成後に細粒化することが確認できた。人工干潟では一般に, 造成後に粗粒化することが問題となっているが, 当人工干潟のように静穏な海域に細粒分を多く含む浚渫土を用いて造成された干潟では, 細粒分を維持できることが明らかになった。以上のことから, 来襲する波高が大きい海域においても, 構造物等の設置によって波高を減衰させることが出来れば, 侵食や細粒分流出を抑制できることが可能と考えられる。

この課題に対して, 湯浅ら (2006)²⁰⁾ によって波浪等による干潟の地形変化の抑制と安定化に関する実験を行っており, 人工干潟の潮下帯にコアマモを移植することが地形変化の抑制に効果的であることが検証されている。

3.4-(2) 造成後の有機物量とクロロフィル a の変化

図 3-11 に示した各実験区および周辺浅海域において, 地盤高毎に調査した 24 地点の底質のクロロフィル a と COD について, 事前調査より 1 年毎の平均値の平面分布をそれぞれ図 3-20 (b), 図 3-20(c) に示した。COD は造成直後, 浚渫土の添加により実験区全体で増加したが, 実験区①②において, 2004 年から 2005 年にかけて減少が見られ, 2006 年にはほぼ安定した。これは, 前述の地盤高と含泥率の変化と同様な傾向であり, 底質中に含まれる有機物と含泥率には, 相関があることから, 波浪等による造成初期の底質の移動がこの原因と考えられた。一方実験区③では, 造成後, 大きな変化がみられず安定していた。この原因についても, 前述の 3.4-(1) と同様に, 浚渫土を海底の現地盤上で混合させて造成した実験区①②よりも, 陸上で現地盤土と浚渫土を混合させて造成した実験区③の方が, 底質が安定しており, 変化が少なかったと考えられる。

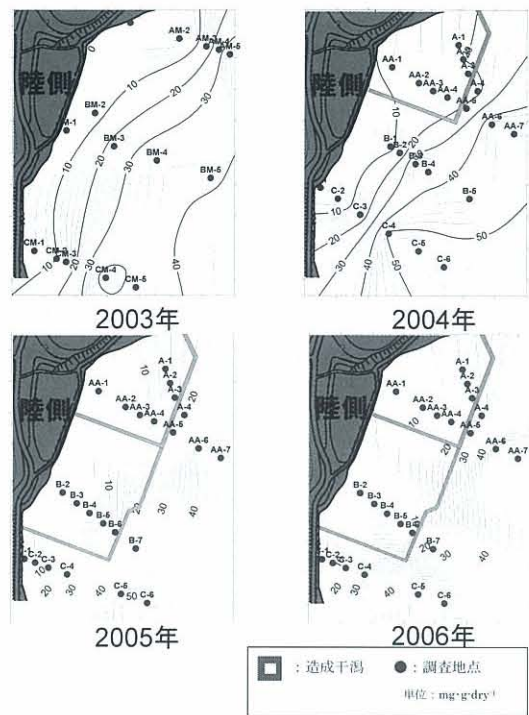
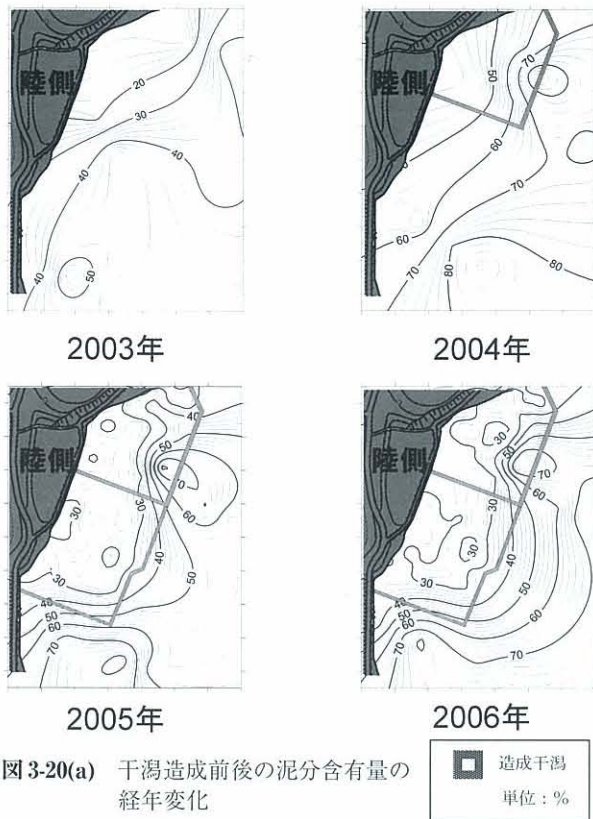


図 3-20(c) 干潟造成前後のCODの経年変化

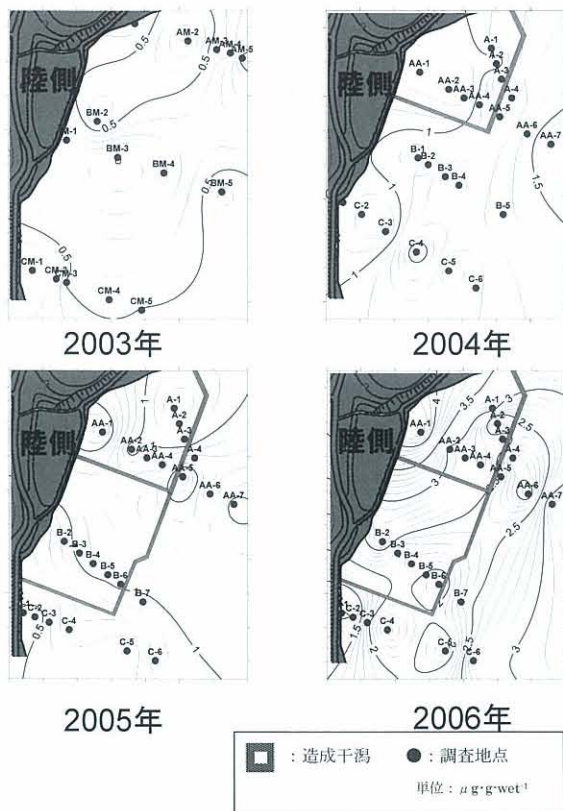


図 3-20(b) 干潟造成前後のクロロフィル-aの経年変化

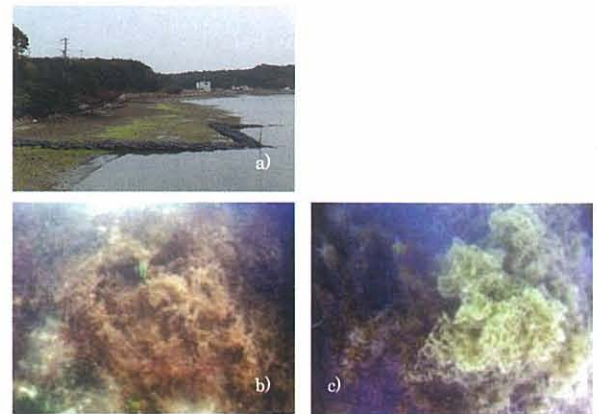


図 3-21 実験区内で造成直後に発生した藻類
(a) 底生微細藻類, b) ホソジズモ, c) カゴメノリ

また、底質のクロロフィルaは、造成後、両実験区ともに増加し、2006年には造成前と比較し、2倍以上になった。これは、水質が変化していないことから、浚渫土には底生微細藻類等の成長に必要な栄養分の供給源である有機物が多く含まれるため、砂礫質で有機物含有量が低い造成前の底質と比較し、クロロフィルaが増加しやすいことを示している。このことは第6章(6.4-(2))に示すように、底質間隙水中の無機栄養塩濃度が造成前で低く、造成後で高いという報告とも一致する。また、定量的には把握できていないが、目視調査により、各実験区ともに、造成初年度の冬期から春期にかけて、実験

区底泥表層一面において、底泥微細藻類をはじめ、ホソジズモやカゴメノリ、フクロノリといった藻類発生を確認した（図 3-21）。しかし次年度以降は大規模な発生は起こらず、クロロフィル a 量は安定した。これは、底生生物の定着していない造成初期における、底質中の有機物量の増加が原因と考えられる。さらに、実験区周辺の底質においても、クロロフィル a 量の増加が確認できた。これは添加した浚渫土の波浪による拡散や、栄養塩等の溶出等によって、実験区だけでなく、周辺海域まで、影響していることが考えられた。

以上より、浚渫土を干潟生態系への栄養供給材として利用することにより、底質中の有機物の分解が促進し、マクロベントスの餌となる、底生微細藻類の増加へとつながっていることが推測された。

3.4-(3) 造成後の干潟生態系の変化

a) 時間経過に伴うマクロベントスの変化

実験区①②および実験区③において、地盤高 DL+0.5 m の測点で出現した底生生物について、多毛類、腹足類、二枚貝類、甲殻類、硬骨魚類の分類群に分類し、種類数

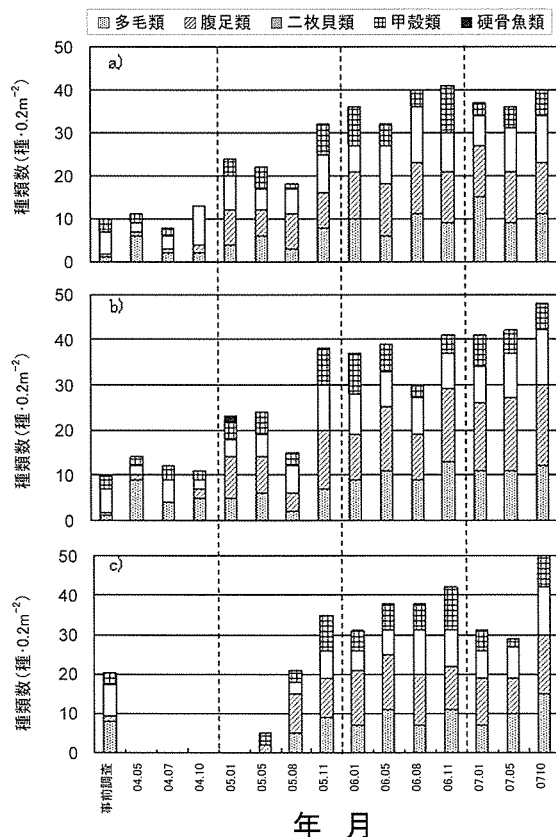


図 3-22 各実験区におけるマクロベントス種類数の造成後 3 年間の変化 (a) 実験区①, b) 実験区②, c) 実験区③)

および個体数、湿重量の造成後 3 年間の変化を図 3-22, 図 3-23, 図 3-24 に示した。造成前のマクロベントス相は、種類数は実験区①②で 12 種、実験区③で 20 種、個体数も実験区①②で 98 個体・0.2 m⁻²、実験区③で 113 個体・0.2 m⁻²と貧弱であった。両実験区ともに、シオヤガイ (*Anomalocardia squamosa*) という、水中の懸濁物を摂食するろ過食者の二枚貝が優占していた。しかし、干潟造成後約半年で各実験区ともに種類数は事前調査と同等以上に回復し、造成後 1 年で徐々にろ過食者の二枚貝類や堆積物食者の多毛類のような定住性の生物も増加し、造成 3 年後には、実験区①で 41 種・0.2 m⁻²、実験区②で 43 種・0.2 m⁻²、実験区③で 41 種・0.2 m⁻²まで増加することが分かった。種類数については 3 年後以降も増加する傾向を示した。

一方、個体数は造成後 4 ヶ月目より、実験区①②で二枚貝のホトトギスガイ (*Musculus senhousia*) が、実験区③でホトトギスガイ (*Musculus senhousia*) と腹足類のコゲツノブエ (*Clypeomorus coralina*) のような単一種が急激に移入増加した。造成後約 1 年から 1 年半で、定住性の生物も増加し、各実験区ともに事前調査と比較して約

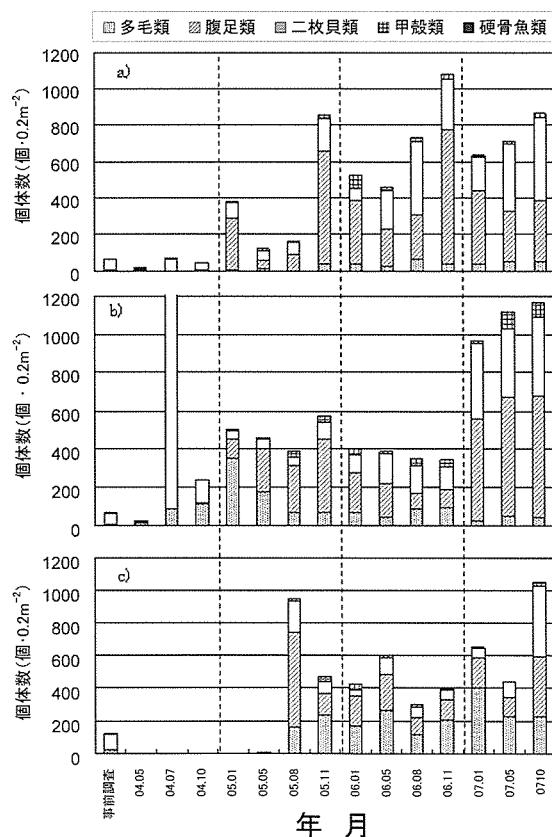


図 3-23 各実験区におけるマクロベントス個体数の造成後 3 年間の変化 (a) 実験区①, b) 実験区②, c) 実験区③)

3～4倍になった。そして造成後1年以降、季節的な変動はあるものの、増加した個体数はほぼ平衡状態に達することが分かった。湿重量については、事前調査では $74.1\text{g}\cdot 0.2\text{m}^{-2}$ であったが、造成直後にマクロベントスはほとんどいなくなり、その後徐々に増加した。季節的に増減の変動はあったが、実験区①③では造成後約2年、実験区②では、造成後約1年半で事前調査時と同等まで

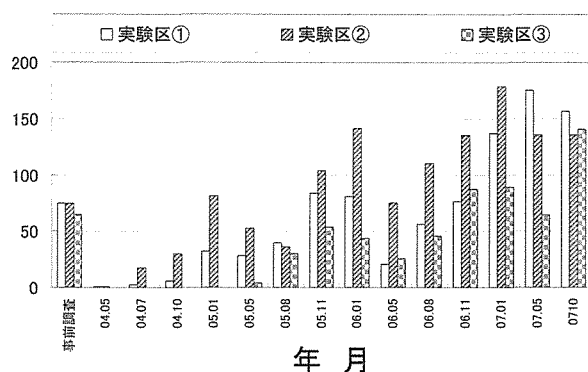


図 3-24 各実験区におけるマクロベントス湿重量の造成後3年間の変化

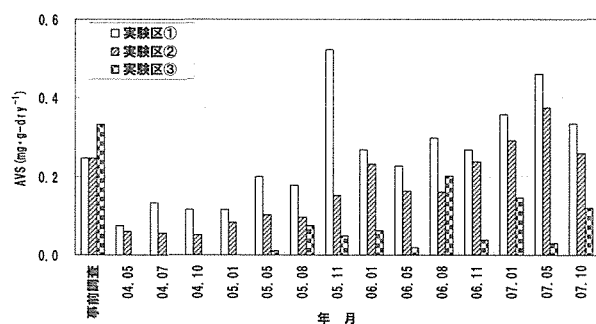


図 3-25 各実験区における AVS の経時変化

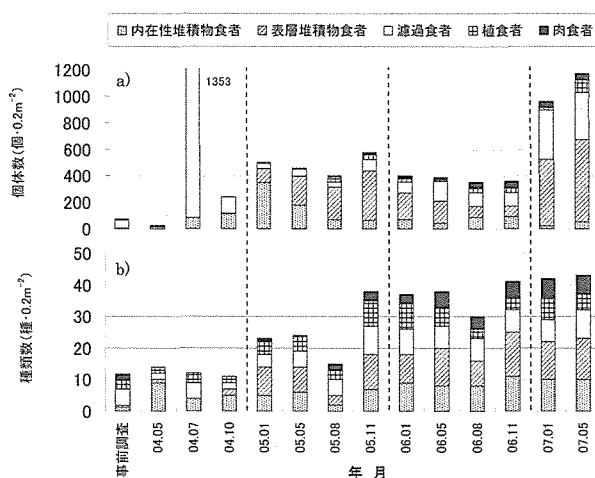


図 3-26 実験区②における食性別マクロベントスの造成後3年間の変化 (a) 個体数, b) 種類数

増加し、以後も増加を続け、3年半後には実験区①で $156.4\text{g}\cdot 0.2\text{m}^{-2}$ 、実験区②で $135.6\text{g}\cdot 0.2\text{m}^{-2}$ 、実験区③で2年半後に $140.5\text{g}\cdot 0.2\text{m}^{-2}$ になった。実験区ごとに比較すると、浚渫土を50%混合した実験区①よりも浚渫土を30%混合した実験区②および③が、マクロベントスの回復が早い傾向が見られた。これは、実験区①では、浚渫土の添加量が多いため、夏期に干潟底質が嫌気状態になり、マクロベントス量が減少することが原因として考えられる。これは図3-25に示す、各実験区における AVS の変化も同様に、実験区①で常に他の実験区よりも AVS が高いことから、夏期に底質が過度な還元状態にならない程度の有機物を含有する実験区②および③のほうが、底生生物の定着に適していることが考えられた。

また、実験区②において、地盤高 DL+0.5 m の測点で出現した底生生物について、内在性堆積物食者、表層堆積物食者、ろ過食者、植食者、肉食者の食性別に分類し、種類数および個体数の変化を図3-26に示した。造成前はろ過食者主体であったが、造成後、ろ過食者に加えて、腹足類や甲殻類、多毛類等の内在性堆積物食者と表層堆積物食者が増加した。これは、有機物豊富な浚渫土を添加することにより、前項で示した底生微細藻類が増加したために、それらをエサとする表層堆積物食者や内在性堆積物食者、植食者等のマクロベントスが増加したためであると考えられた。さらに石樋ら²⁸⁾は、同人工干潟に生息する底生動物の出現種毎の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ 値の関係を解析することにより、食物連鎖の変化を検討している。その結果、人工干潟造成前と比較して造成後では、いずれの種においても、底生微細藻の寄与が大きくなっており、干潟造成によって食物源が変化したことが確認されている。これは干潟造成の材料に用いられた浚渫土の栄養によって増殖した底生微細藻を餌として、もともと底生微細藻を餌としていたベントスのみならず、懸濁物食者においても底生微細藻類を餌とする割合が増え、干潟食物網全体の生物量の増加に貢献したことが、 $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ によって裏付けられたといえる。

このように、底質の栄養レベルをコントロールすることにより、造成前よりも種類数、湿重量ともに豊富な生態系が形成されることが明らかになった。

b) 造成後の干潟生態系の発達と安定性

図3-26に示した造成後の出現種の食性別種構成をみると、造成後1年半までは肉食者はみられなかった。しかし、造成後1年半以降チロリ (*Glycera chirori*) やギボシイソメ (*Lumbrineris nipponica*)、タカノケフサイソガニ

(*Hemigrapsus takanoi*) といった肉食者も徐々に増加し、干潟マクロベントスの種構成も大きく変動せず、安定する傾向にあった。ここでは示していないが、他の実験区①や③においても同様の傾向を示した。これは、造成初期に高い増殖率の単一種が急激に増加したことからも、不安定な発達初期の状態であると考えられる。その後次第に肉食者等の食物網高次の生物が移入することにより、種構成のバランスが保たれ、安定化していくことを示している。

さらに図 3-27 に各実験区に出現したマクロベントスの平均個体重量の経時変化を示した。造成前の事前調査

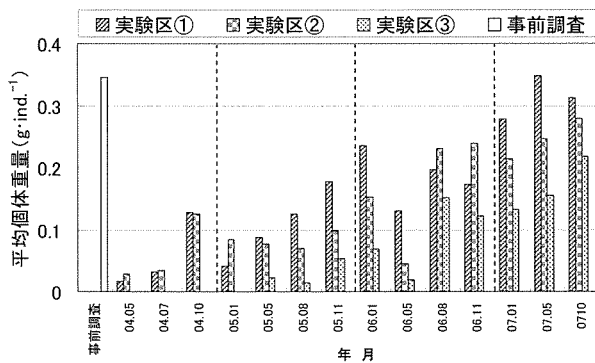


図 3-27 各実験区におけるマクロベントス平均個体重量の変化

では、平均個体重量は $0.35\text{g}\cdot\text{ind}^{-1}$ であり、シオヤガイ (*Anomalocardia squamosa*) などの比較的大型の種が優先していた。造成直後各実験区では前述のように小型の二枚貝類や腹足類などが出現した。その後平均個体重量は徐々に増加し、実験区①②では約 3 年で事前調査と同等に回復し、オキシジミ (*Cyclina sinensis*) やアサリ (*Ruditapes philippinarum*) のような二枚貝類やタカノケフサイソガニのような甲殻類も出現した。一方、1 年遅れで造成した実験区③における造成後 2 年半の調査では、実験区①②同様に、二枚貝類や甲殻類も出現していたが、まだ事前調査時までには回復していなかった。これは、造成前は個体数種類数ともに少ない貧弱なマクロベントス相であったが、干潟として生態系が安定状態しているため、マクロベントスは成熟しており、個体あたりの平均重量は大きいことが考えられる。一方、人工干潟のような新たに造成された場所では、造成時に堆積物表層の剥離と浚渫土の敷設によりマクロベントスが一度減少してしまっているために、見かけ上種類数や個体数が約 2 年で回復し、大きく事前調査を上回ってはいるが、個体の小さいマクロベントスが多く、未成熟であることが考えられる。この結果は Odum²¹⁾ らによる未成熟な生態系の一般的な特徴と一致している。また、川上ら²²⁾ も、人工干潟において、造成後の時間経過に伴い、マクロベントス

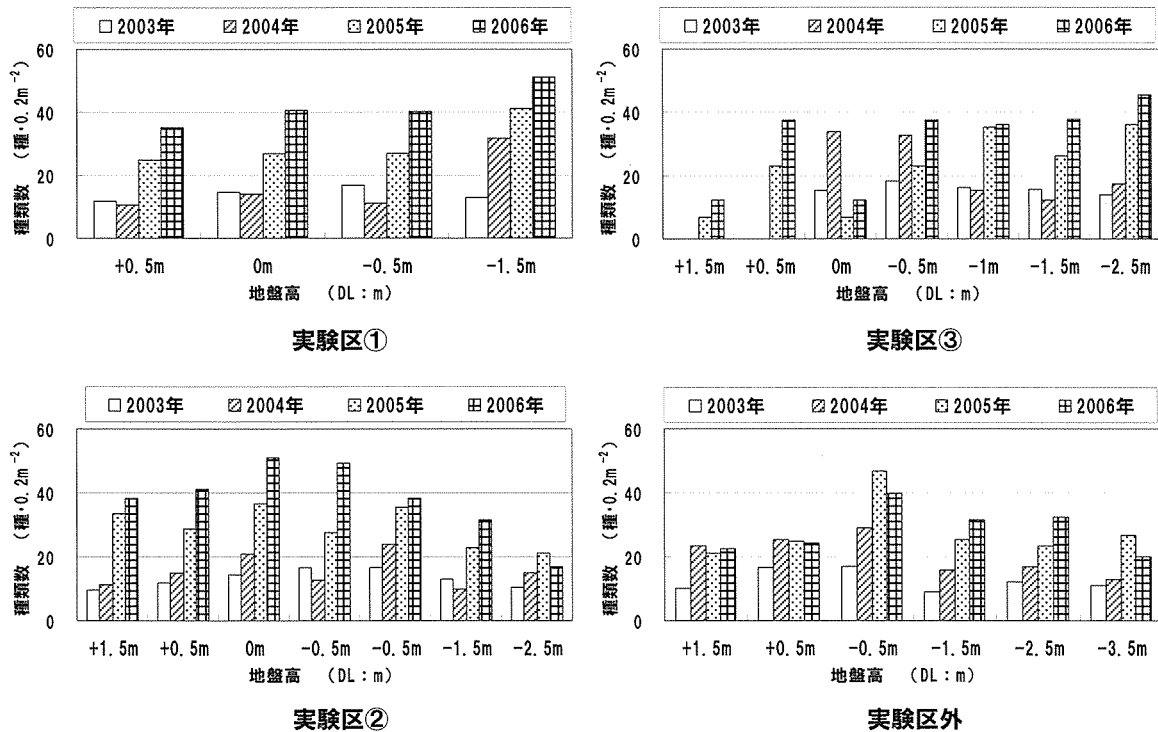


図 3-28(a) 各実験区における地盤高毎のマクロベントス種類数の経年変化

の個体数と種類数の増加とともに、優占種が徐々に大型で長命な種へ遷移していくことを報告している。一般的に物理的環境変化の激しい不安定な場所には繁殖力強い日和見種である R 選択性の底生動物が、一方環境が安定した生態系には、K 選択性の底生動物が生息するといわれており²³⁾、本研究結果も、造成1年後までは、日和見種である R 選択性の底生動物が、それ以降は、K 選択性の底生動物が回復してきていることから、同様な傾向を示す。また、大型生物ほど寿命が長くなり、食性や再生産に関して干潟への依存性が高まることから(桑江ら2005)²⁴⁾、干潟生態系の発達初期急激な環境変化に耐えることが難しいと考えられる。以上より、人工干潟造成後、干潟生態系が回復し、安定するまでに少なくとも3年は必要であるということが明らかになった。

c) 底質の変化と生物の応答性

各実験区および周辺海域において、地盤高毎に調査した24地点のマクロベントスの種類数と個体数のデータを用いて、2003年の事前調査より1年毎の平均値の平面分布の経年変化を図3-28(a), (b)に示した。また、全調査地点における、2003年から2007年までのマクロベントスの個体数および種類数と地盤高、含泥率とCODとの関係をそれぞれ図3-29、図3-30、図3-31に示した。

図3-29より、マクロベントスは造成後、各水深におい

て種類数、個体数ともに経年的に増加し、特に地盤高が $DL \pm 0 \sim -1$ m 付近で個体数、種類数ともに多くなった。また図3-30、図3-31に示す底質とマクロベントスとの関係からも、 $DL \pm 0$ m 付近、含泥率が30%付近、CODが $10 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 付近でマクロベントスの個体数が増大している。これは、干潟生態系に最適な底質の含泥率とCOD、地盤高条件が、それぞれ15%~35%、3~10 $\text{mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 、 $DL+0.5$ m ~ -1.0 m であるという桑江、矢持、高山ら²⁴⁾ ~ ²⁶⁾の報告例とも一致している。つまり、前章図2-10で示したコンセプトと同様の結果を示し、浚渫土という形で貧栄養な干潟底質に有機物を添加することにより、干潟の生物量と多様性を共に向上可能であることを示している。

さらに、造成当初の干潟底質の設計値と造成3年後の底質との関係を図3-32に示した。その結果、大きな地形変化は起こっていないが、干潟沖側に細粒分が堆積することにより、含泥率とCODが増加し、当初の設定値よりも高い値になっていた。このことは、造成当初に底質を底生生物の最適値に設定しても、造成後の地形変化を含めた底質の変化により、当初の設定値と異なる底質に変化する可能性を示している。今回の英虞湾のような静穏な海域においては、比較的大きな変化は起きなかったが、特に実験区①②における沖側においては細粒化が起こっ

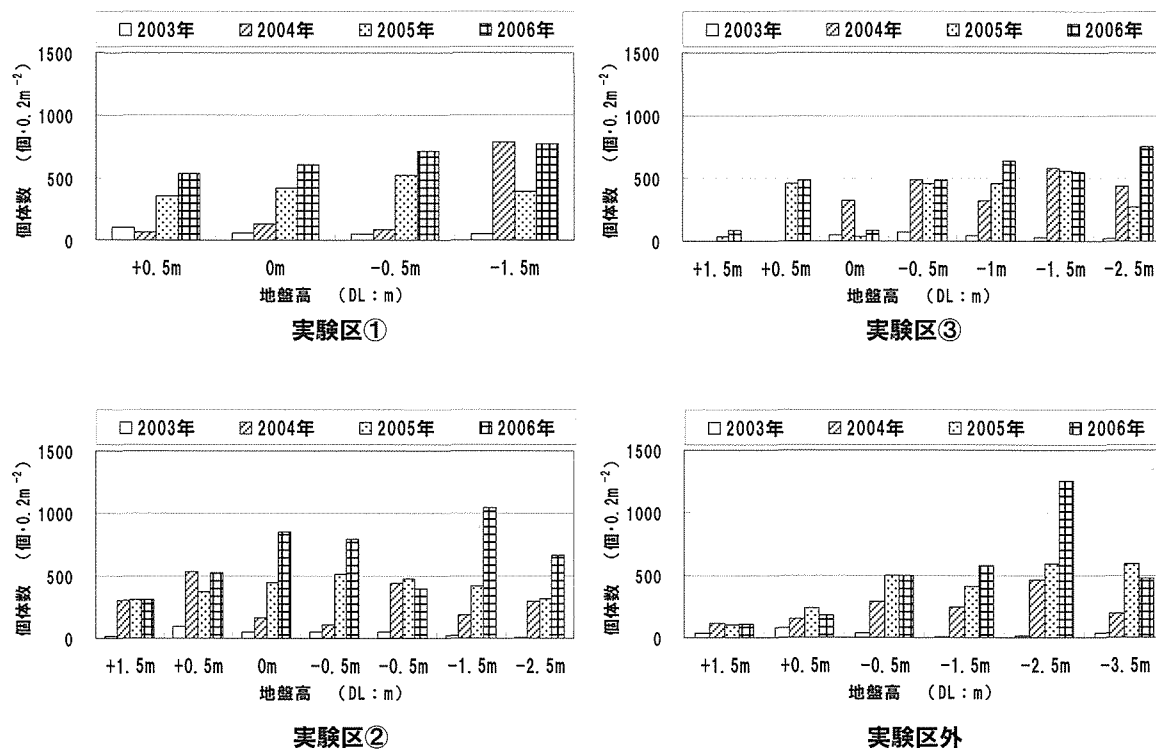


図3-28(b) 各実験区における地盤高毎のマクロベントス個体数の経年変化

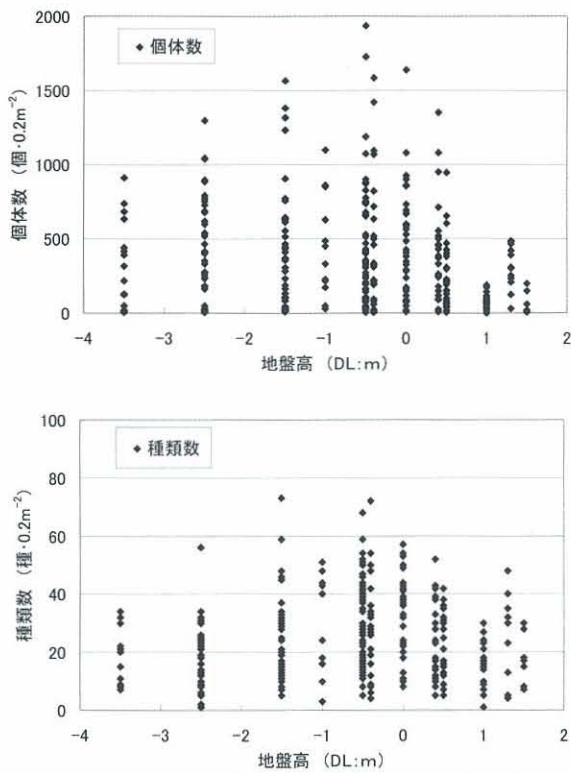


図 3-29 干潟の地盤高とマクロベントスの個体数と種類数との関係

ているため、底生生物が減少していると考えられる。波浪等の強い海域においては、造成直後より底質が安定するまでの時間を考慮に入れた干潟造成が望まれる。

また、実験区①②および実験区③を比較すると、実験区①②では底質のCODや含泥率が広く分散しているのに対して、実験区③ではCODで $10 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 付近、含泥率が30%付近に収束していることがわかる。また2006年において、1年遅く造成している実験区③の方が、個体数が豊富になった。これは、前述の3.4-(3)-a)のように干潟土壌の安定性が原因として考えられる。事前に陸上で浚渫土を混合した実験区③の方が、造成初期の干潟表面の流動が押さえられるため、造成時に設定した底質環境が維持されることにより、マクロベントスの回復が早いことが推測された。さらに人工干潟周辺海域においても、造成後、底生生物の経時的な増加が確認できた。これは浚渫土を添加することによる影響が考えられた。以上より、マクロベントスは干潟底質条件に対応して変動することが明らかになった。

d) 水深毎のマクロベントスとアマモ蛸集生物の変化

干潟造成後約2年経過したところ、実験区②のDL:0～0.5 m付近において、コアマモ (*Zostera japonica*) 場の形成が見られた (図 3-11)。また造成干潟沖側の

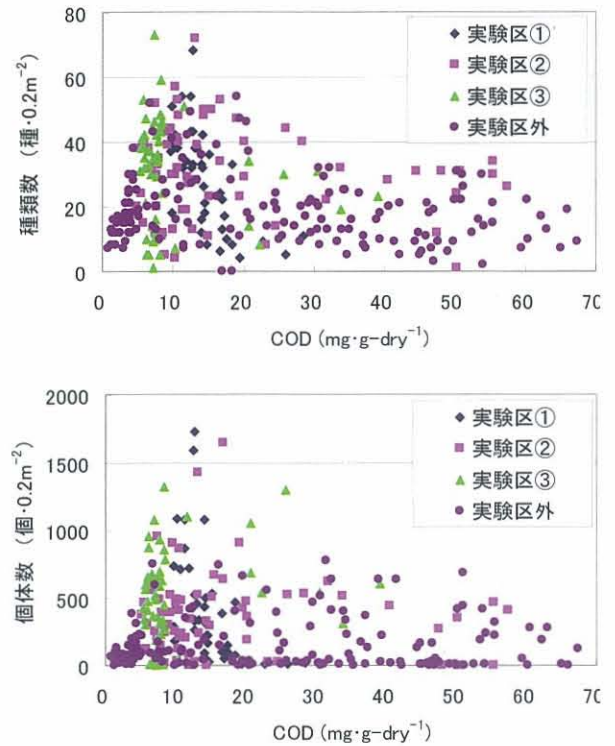


図 3-30 干潟底質のCODとマクロベントスの種類数と個体数との関係

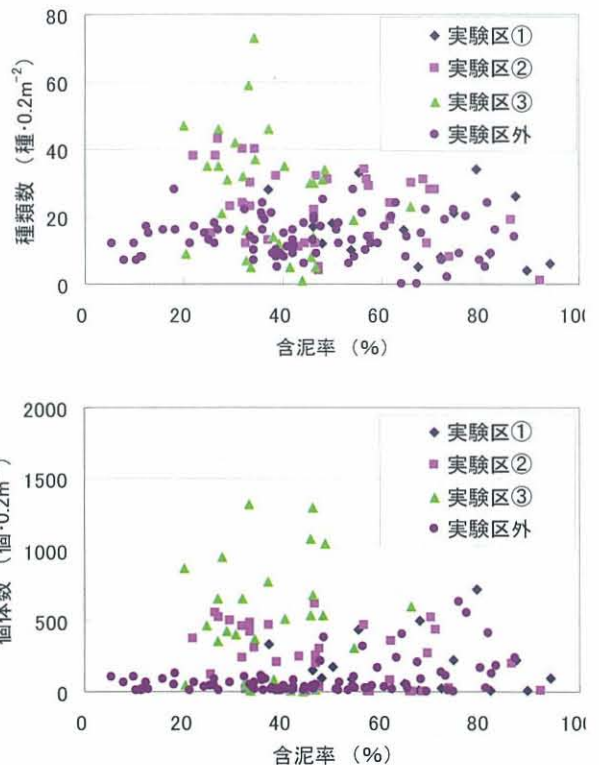


図 3-31 干潟底質の含泥率とマクロベントスの種類数と個体数との関係

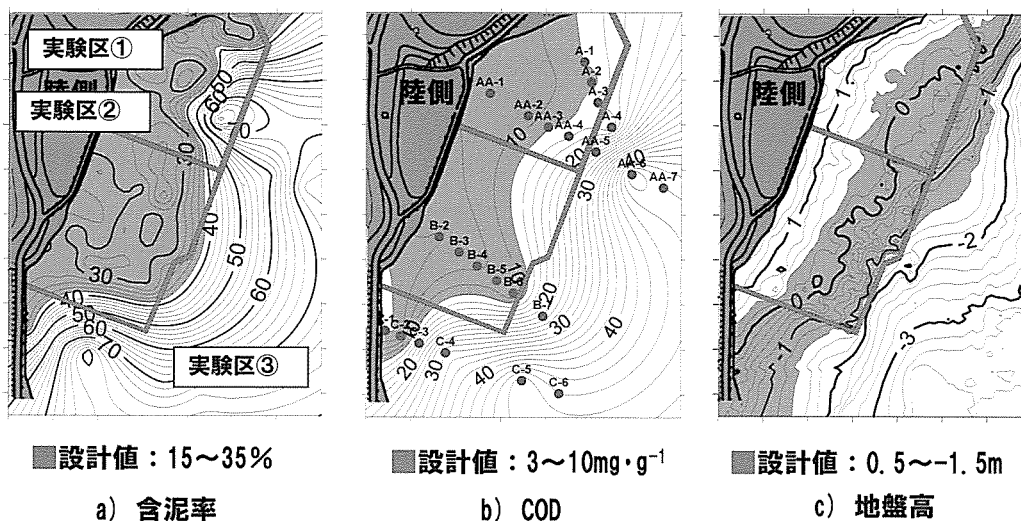


図 3-32 造成当初の干潟底質の設計値と造成3年後の底質との関係

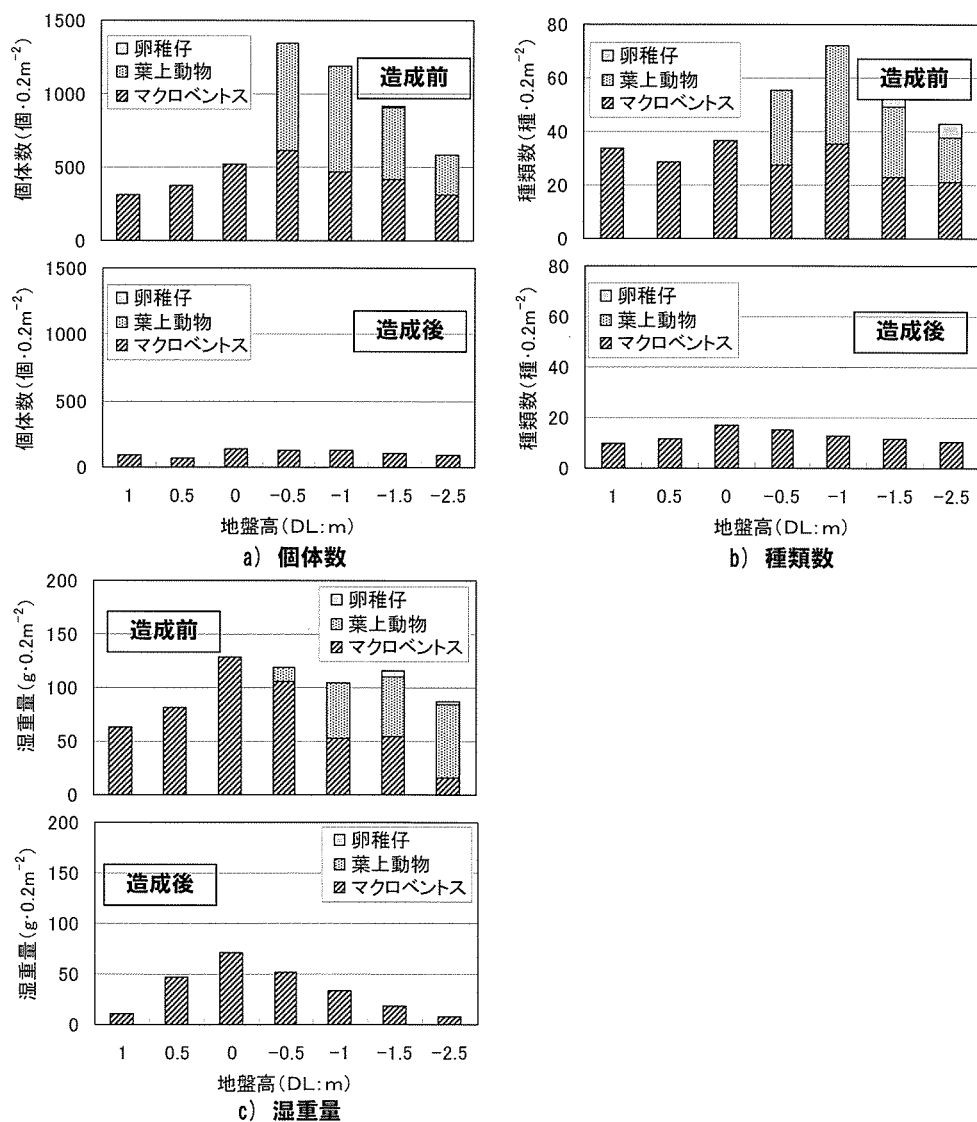


図 3-33 造成前後の水深別底生生物とアマモ葉上動物の変化（上段：造成後、下段：造成前）

DL: -0.5 m 以深のエリアにおいてアマモ (*Zostera marina*) 場が同様に確認できた (図 3-11)。前者については自然に介入して形成されたもので、添加した浚渫土に種子もしくは地下茎が混入していたこと、もしくは、周辺海域からの種子の移入が考えられる。一方後者については、前述したゾステラマット法によるアマモ場造成によるものである。

そこで、実験区②における、コアマモおよびアマモが繁茂した造成 3 年後と、繁茂していなかった造成前について、調査水深毎のマクロベントスおよびアマモ蛸集生物 (葉上動物および卵稚仔) の種類数、個体数および湿重量を比較した (図 3-33)。マクロベントスは造成後、各水深において個体数、種類数、湿重量共に約 3~4 倍の増加が見られた。さらに干潟以深のコアマモやアマモ場においては、付着生物や卵稚仔も増加し、アマモの繁茂していない造成前と比較して、場の水柱あたりの生物種類数が最大で約 3 倍、個体数が 10 倍、湿重量が約 5 倍以上

に増加することが明らかになった。これは、前述の 3.4-(2)-c) 及び、既往の報告例により、DL 0 m ~ -1.5 m で干潟のマクロベントスのバイオマスと種類数ともに最大となることから (桑江ら²⁴⁾, 矢持ら²⁵⁾, 上野ら²⁶⁾), 干潟単体で環境改善を行うと、DL: 0 m ~ -1 m を境に生物量が減少するが、同時にアマモ場を造成することにより、特に干潟以深において、マクロベントスと蛸集生物の増加により、相乗的に場の生物種類数と個体数共に増加することが明らかになった。

さらに、図 3-34 に本実験海域のすべての調査地点で出現したマクロベントスの総種類数の経年変化を多毛類、二枚貝類、腹足類、甲殻類、硬骨魚類毎に示した。造成前の事前調査では実験海域に出現した総種類数は 100 種程度であったが、造成後、マクロベントスは各分類群で増加し、3 年半後には、約 600 種が出現した。しかも造成後 3 年半が経過した現在においても緩やかであるが、増加傾向を示した。このことは、干潟造成後に生物相は、徐々に安定傾向にあるが、移入や消失を繰り返していることを示している。前述の 3.4-(2)-c) でも示したように、造成後生物相が安定するまで、3 年以上必要であることが推測できる。

以上より浚渫土を干潟底質の栄養供給材料として利用することにより、マクロベントスの増加につながり、さらに連続してアマモ場を造成することにより、相乗的に場の動物量が増加することが明らかになった。また、場の生物量が増加するということは、干潟の重要な物質循環機能の一つである、懸濁物質の分解除去機能の増進に

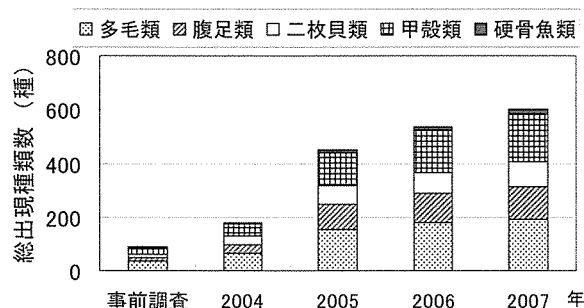


図 3-34 マクロベントスの総出現種類数の変化

表 3-6 各干潟における底質とマクロベントス

	大阪湾 阪南2区	三河湾 一色町地先	東京湾 葛西人工海浜	英虞湾 鵜方浜	立神人工干潟
調査年	2001	2001	1991	2004	2007
形態	前浜	前浜	前浜	河口	前浜
水質 (TN: mg・L ⁻¹)	0.71	0.78	0.75	0.52	0.18
底質					
IL (%)	2.6	1.2	3.4	5.1	5.1
含泥率 (%)	23.3	3.0	41.2	32.7	43.3
マクロベントス					
現存量 (g-wet・m ⁻²)	313	1520	85.8	409	673
種類数 (種)	7.3	13	17	24	42
優占種 (上位3種)	ホトギスガイ ヨツバネスピオa型 アシナゴゴカイ	シオフキガイ ホトギスガイ	アサリ Pseudopoydora. sp Paraprionospio. sp	ウミゴマツボ ホトギスガイ コケゴカイ	シオヤガイ ウメノハナガイ ホソウミナナ

つながる（第6章6.4-(3)）ことが示唆された。

3.4-(4) 英虞湾内自然干潟および他海域との比較

他海域における人工干潟造成事例として、大阪湾阪南2区人工干潟²⁹⁾、三河湾一色町地先の人工干潟³⁰⁾、東京湾葛西人工海浜³¹⁾における調査事例と、英虞湾内の自然干潟である鵜方浜の調査結果を用いて、底生生物と地質環境について比較検討した（表3-6）。ここで、阪南2区は前浜型、一色町地先および葛西人工海浜は前浜型、鵜方浜は河口干潟である。

まず英虞湾内で比較すると、浚渫土を用いて底質をコントロールすることにより、河口干潟である鵜方浜と類似した砂泥質の底質に変化していることがわかる。それに対して、底生生物量も鵜方浜が $409\text{g-wet}\cdot\text{m}^{-2}$ に対して $673\text{g-wet}\cdot\text{m}^{-2}$ 、種類数も24種に対して42種と河口干潟を上回る値になった。つまり、英虞湾内で最も生物量の豊富な河口干潟を上回る底生生物量と多様性を実現できたといえる。

また、他海域と比較すると、大阪湾阪南2区ではILが2.4%、含泥率が23.3%で砂泥質であり、秋期にはホトギスガイや多毛類が優占する。三河湾一色町地先の人工干潟については、ILが1.2%、含泥率が3.0%で砂質であり、シオフキガイやホトギスガイ、アサリなどの二枚貝類が優占した。また、東京湾の葛西人工海浜では、ILが2.6%、含泥率が41.2%で高く、春期にはアサリが優占するが、秋期にはヨツバネスピオa型が優占した。それに対して、英虞湾の人工干潟は浚渫土を添加したため、上記の干潟と比較してもILや含泥率は高かった。またマクロベントスの現存量は、大阪湾阪南2区の約2.2倍、一色町地先の人工干潟の約0.4倍、葛西人工海浜の約7.8倍となり、種類数では、大阪湾阪南2区の約5.8倍、一色町地先の人工干潟の約3.5倍、葛西人工海浜の約2.5倍となった。このように他の干潟と比較しても、マクロベントスの個体数、種類数共に高く、現存量についても三河湾一色町地先以外の他の人工干潟よりも高くなるということが特徴として示された。ここで、一色町地先の人工干潟の現存量が大きい理由として、シオフキガイやアサリなどの比較的大型の二枚貝類が常に優占し、現存量の8割以上を占めていたことが考えられた。英虞湾の人工干潟においてもアサリの出現は確認しているが、シオヤガイやウメノハナガイなどの小型の二枚貝類やホソウミナなどの腹足類が優占しているため現存量が一色干潟のそれに及ばない。その原因として、水質と底質の性状が異なることが考えられる。環境省の実施している公共用水

域水質調査では、英虞湾立神では、TNで $0.18\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ に対し、三河湾の一色町地先の水質は $0.73\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ と約4倍程度高い。このため、底質が砂質で有機物含有量が低くても、直接海水から栄養を採取する懸濁物食者が優占のマクロベントス相になると考えられる。一方、葛西人工干潟および阪南2区では、水質はTNでそれぞれ $0.75\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.71\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ と一色干潟海域と同等であっても、生物の現存量はそれぞれ約1/18、約1/5と低い。この原因の一つとして、青潮などの貧酸素水塊の影響が考えられる。東京湾や大阪湾の湾奥部ではしばしば、貧酸素水塊の湧昇が報告されている。そのため、葛西人工干潟や阪南2区の底生生物はダメージを受けている可能性が考えられた。それに対し、英虞湾では、青潮などの発生は確認されておらず、底質の有機物含有量も高いため表層堆積物者である腹足類などのマクロベントスも増加していることが考えられる。以上より、浚渫土を添加した人工干潟は、全国の他海域と比較して生物量も豊富で二枚貝類から表層堆積物食者までの多様なマクロベントスが生息できる環境を形成していることが特徴として示された。

3.5 要約

本章では、第2章で明らかにした、干潟底生生物に最適な底質条件を元に、潮止め堤防前面の比較的貧栄養な干潟に、英虞湾内で採取される栄養分過多の浚渫土を用いて干潟再生実験を行った。造成から3年間の追跡調査結果をとりまとめ、干潟造成後の地形や底質の変化及び底生生物の定着状況を解析し、人工干潟造成後の底質と底生生物の変化特性について干潟の生物生息機能の観点から整理した。主な結論を以下に示す。

- 1) 人工干潟造成後の地形変化特性として、干潟造成初期の干潟底質が安定しない時期に、波浪等により大きく変化が起きていることが分かった。地形変化については、常時波浪で堆積、高波浪で侵食していることが明らかになった。また、底質粒度については、実験区①②でLWLより深いところでは常時波浪で細粒化、高波浪で粗粒化していることが確認できたが、全体的に細粒化する傾向にあった。
- 2) 底質のクロロフィルaは、造成後、人工干潟において造成前と比較し、2倍以上に増加した。浚渫土を干潟生態系への栄養供給材として利用することにより、底質中の有機物の分解が促進され、主として堆積物食性のマクロベントスの餌となる底生微細藻類の増加へとつながっていることが推測された。
- 3) 浚渫土を用いて、干潟底質を底生生物の定着に適し

た状態にコントロールすることにより、造成後約1年半でマクロベントスの種類数、個体数共に3～4倍、湿重量で約2倍に増加することが明らかになった。また、造成前はろ過食者主体であったが、造成後、ろ過食者に加えて、腹足類や甲殻類、多毛類等の内在性堆積物食者と表層堆積物食者が増加し、有機物豊富な浚渫土を添加することにより、底生微細藻類や、それらをエサとする表層堆積物食者や内在性堆積物食者のマクロベントスが増加したことが考えられた。

- 4) 造成後1年半までは肉食者はみられなかったが、造成1年半以降肉食者も徐々に増加し、干潟マクロベントスの種構成も大きく変動せず、安定する傾向にあった。また、人工干潟のような新たに形成された場所では、造成時にマクロベントスが一時消失しているために、見かけ上種類数や個体数が約2年で回復し、大きく事前調査を上回っていたが、個体の小さいマクロベントスが多く、未成熟であることが考えられる。人工干潟造成後、干潟生態系が回復し、安定するまでに少なくとも3年は必要であるということが明らかになった。
- 5) 実験干潟の前面にアマモ場を造成することにより、DL±0 m以深でマクロベントスとアマモ蛸集生物が増加し、場の多様性が大幅に増加した。干潟単体で環境改善を行うよりも、相乗的に場の生物多様性が向上することが明らかになった。
- 6) 浚渫土を添加した人工干潟は、全国の他海域と比較して、生物量も豊富で二枚貝類から、表層堆積物食者までの多様なマクロベントスが生息できる環境を形成していることが特徴として示された。

以上より、浚渫土の豊富な有機物を比較的貧栄養な干潟生態系への栄養供給材料として利用することで、造成後、マクロベントスが増加し、生物量と多様性ともに高い生物相に変化させることが可能なことが分かった。さらに同時にアマモ場を造成することにより、相乗的に場の生物量と多様性がともに向上することが明らかになった。このような栄養レベルをコントロールする手法は、干潟に最小限の手を加えることにより、生物生産性と物質循環機能を向上させるものであり、他の閉鎖性海域にも展開可能であると考えられる。

文 献

- 1) 風呂田利夫：生態系修復としての人工海浜造成の問題点、沿岸海洋研究、第33巻、第2号、pp.163-167、1996.
- 2) 岡田光正：干潟・藻場の創出ならびに保全に関するバイオレメディエーション技術、第27回環境保全・公害防止研究発表講演要旨集、pp.9-11、2000.
- 3) 長瀬和則：港湾における自然再生の取組みについて、ヘドロ、No.98、pp.18-22、2007.
- 4) 中西克之、増田健、畑直亜、山形陽一：英虞湾における底質汚染の現状と近年の進行状況、三重県科学技術振興センター水産研究部研究報告、10、71-77、2001.
- 5) 三重県：平成10年度県単英虞湾漁場環境改善計画策定調査報告書、pp.170、1999.
- 6) 国土交通省港湾局：浚渫土砂の海洋投入及び有効利用に関する技術指針、国土交通省、pp.1-99、2006.
- 7) 港湾環境創造研究会：よみがえる海辺環境創造21、230 p、山海堂、1997.
- 8) 今村均：浚渫土の生物生息環境創造への有効利用、用水と廃水、Vol.39、No.7、pp.603-610、1997.
- 9) 大山洋志：浚渫土を用いた干潟・藻場再生事業一尾道系崎港3地区の干潟一、土木施工、44巻、7号、pp.38-43、2003.
- 10) 小椋進：失われた干潟・浅場の回復のために一三河湾における環境改善の取組み一、土木施工、44巻、7号、pp.69-74、2003.
- 11) 石田基雄、赤石正廣、金子健司：人為的な底質改善によるベントスの応答 ダム堆砂を用いた干潟造成、第18回沿環連ジョイントシンポジウム 流域から沿岸までの土砂動態が生物生息環境に及ぼす影響を考える、pp.61-63、2007.
- 12) 高山百合子、国分秀樹、上野成三：浚渫土を有効利用した英虞湾干潟再生実験から得られた干潟底質の最適条件、土木学会論文集、Vol. 64、No. 3、pp. 139-150、2008.
- 13) 上野成三、高橋正昭、原条誠也、高山百合子、国分秀樹：浚渫土を利用した資源循環型人工干潟の造成実験、海岸工学論文集、第48巻、pp.1306-1310、2001.
- 14) 上野成三、高橋正昭、高山百合子、国分秀樹、原条誠也：浚渫土を用いた干潟再生実験における浚渫土混合率と底生生物の関係について、海岸工学論文集、第49巻、pp.1301-1305、2002.
- 15) 国分秀樹、奥村宏征、上野成三、高山百合子、湯浅城之：英虞湾における浚渫土を用いた干潟造成実験から得られた干潟底質の最適条件、海岸工学論文集、第51巻、pp.1191-1195、2004.
- 16) 日経コンストラクション：特集 地域のゴミを現場

- で生かす, 日経コンストラクション 12.8 号, pp. 63-65, 2000.
- 17) 社団法人日本水産資源保護協会: 水産用水基準, 2000.
- 18) 片倉徳男・高山百合子・上野成三・小林峯男・国分秀樹: 浚渫土を用いた干潟再生工法におけるヘドロ混合の設計・施工計画, 海洋開発論文集, 第 30 巻, pp.885-890, 2004.
- 19) 前川行幸: アマモ場造成技術, 第 16 回沿環連ジョイントシンポジウム 英虞湾再生プロジェクト, pp. 34-36, 2007.
- 20) 湯浅城之, 上野成三, 高山百合子, 織田幸伸: コアマモ場の干潟地形安定化効果に関する二次元水理実験, 海岸工学論文集, 第 53 巻, pp. 496-500, 2006.
- 21) Odum, E. P.: The strategy of ecosystem development, Science, Vol. 164, pp. 262-270, 1969.
- 22) 川上佐知, 羽原浩史, 篠崎孝, 鳥井英三, 古林純一, 菊池泰二: 人工的に生成した干潟の成熟性評価に関する研究, 海岸工学論文集, 50 巻, pp. 1231-1235, 2003.
- 23) 松本忠夫: 生態と環境, 岩波書店, 生物学入門コース, pp. 102-103, 1993.
- 24) 桑江朝比呂: 造成された干潟生態系の発達過程と自律安定性, 土木学会論文集, No. 790, 25-35, 2005.
- 25) 矢持進, 平井研, 藤原俊介: 富栄養浅海域における生態系の創出—人工干潟現地実験場での生物と窒素収支の変遷—, 海岸工学論文集, 50 巻, pp. 1246-1250, 2003.
- 26) 上野成三, 高橋正昭, 高山百合子, 国分秀樹, 原条誠也: 浚渫土を用いた干潟再生実験における浚渫土混合率と底生生物の関係について, 海岸工学論文集, 49 巻, pp. 1301-1305, 2002.
- 27) Steneck R.S. and Watling L., 1982: Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: A functional group approach. Marine Biology 68, 299-319.
- 28) Yuka ISHII and Hisashi YOKOYAMA, 2008: Stable isotope analysis of the trophic structure of macrobenthos on an artificial tidal flat developed using sediments dredged from pearl-oyster farms in Ago Bay, Bulletin of Fisheries Research Agency, Special Issue: The 33rd UJNR Aquaculture Panel Symposium.(in print).
- 29) 矢持進, 宮本宏隆, 大西徹: 浚渫土砂を活用した人工干潟における窒素収支—大阪湾阪南 2 区人工干潟現地実験場について—, 土木学会論文集, No.748/ VII-8, pp.13-21, 2003.
- 30) 青山裕晃, 鈴木輝明: 干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定, 水産海洋研究, 第 61 巻, 第 3 号, pp.265-274, 1997.
- 31) 木村賢史, 三好康彦, 嶋津輝之, 赤沢豊: 人工海浜の浄化能力について (2) 葛西人工海浜およびその地先における底生動物の現況とその浄化能力の検討, 東京都環境科学研究所年報, pp.141-150, 1991.

第4章 潮受け堤防後背地における海水導入による環境改善

4.1 緒言

現在、わが国は、多くの自然沿岸域を失い、大量な環境負荷を生み出してきた結果、過剰な環境負荷と自然浄化能力の低下によって、自然生態系へのダメージが目に見える形で知ることとなった¹⁾。こうした現状を背景に自然再生への意識が具体化し、自然再生事業が進められている。

しかしながら、現実の沿岸域の状況に目を向けると、こうした干潟や藻場、湿地に関する再生技術だけでは解決できない実情がある。東京湾や大阪湾などの都市域の沿岸部には未利用地化した工場跡地が多く残され、また、一見自然豊かな印象のある英虞湾を例に見ても、放棄された田畑などの未利用地を多く抱えている²⁾。沿岸域の再生を実施する場合、このような未利用地の面積は無視できない程の規模であり、全国で約60000ha³⁾、東京湾では沿岸域一帯に約2149ha³⁾、英虞湾では現存する干潟の約2倍(185ha)の休耕田が放置されている²⁾。こうした実情を背景に、海域の自然再生手法の一手法として、沿岸部に位置する未利用地を干潟や海浜に再生する構想が議論されている³⁾。具体的には、大阪南港野鳥園⁴⁾や熊本港⁵⁾で行われているように、海岸堤防や護岸の一部を開削して未利用地に海水を導入することにより、沿岸域に本来あるべき砂浜や干潟を取り戻すもので、沿岸域の環境再生に多大な貢献をするものと期待が高まっている。

沿岸未利用地の定義は明確にされていないが、大まかにはその土地の利用目的の機能を果たしていないものと解釈されている。英虞湾における未利用地は、かつて水田として整備されたものの、現状ではほとんど利用されていない休耕田が多く存在している。しかしながら、未利用地の実態は、陸域と海域の境界に位置し、バッファゾーンとして陸域や流域からの負荷をトラップする機能を果たしていると考えられることから、堤防・護岸を開削して海水を導入するという行為は、これまでトラップされていた負荷や流域からの汚濁物質をそのまま海域へ放流する行為にもなりかねないことが懸念される。したがって、沿岸の未利用地への海水導入による干潟・海浜の再生という新たな自然再生手法を確立するためには、未利用地が沿岸域に及ぼす環境影響特性を水・陸両面から解明することが重要である。

このような沿岸未利用地の問題は英虞湾についても同様である。第2章で明らかにしたが、英虞湾においても、海域面積の約7%にもおよぶ浅海域が干拓され、現在そ

の約85%が沿岸遊休地として放置され、荒地や湿地として放置されている場所がほとんどである。

ここで、未利用地が沿岸域に及ぼす環境影響特性の概念を整理する。沿岸域の環境は、主に浄化能力と負荷量のバランスによって健全性が左右するものと考えられ、現状の浄化量、負荷量、さらには、許容負荷量、必要浄化量の観点から環境を捉えることが不可欠といえる。堤防開削による海水導入による環境影響特性として、海域側では、陸域側からの負荷を得るためマイナス効果となる一方、陸域側では、海水導入を行うことにより海域環境に近づくため、浄化能力を得てプラス効果となる。したがって、これら効果の大小を見極めることが重要である。このような観点から、三重県英虞湾において、実際に休耕田となっている沿岸未利用地を対象として、海水を導入することにより沿岸未利用地を干潟に再生する環境再生実験に着手した。

本章では、沿岸未利用地の再生技術開発の第一歩として、沿岸未利用地の生物生産性の向上を図るため、堤防により阻害されている海水交換をポンプにより回復させる海水導入実験を実施し、海水導入前後の底質と底生動物の変化特性について整理し、沿岸未利用地への海水導入がその水質・底質変化に与える影響を未利用地・海域の両面から検討した。

4.2 海水導入による堤防後背地の再生実験

第2章において、有機物含有量の低い底質より、夏期に底質が極度の還元状態にならない程度の有機物を含んだ方が、マクロベントスの種類数、個体数が増大することが示された。そこで、図2-10に示した干潟の改善策概念図に基づき、湾奥部の随所に点在する堤防後背地の生物生産性を向上させる干潟再生実験を行った。具体的には、潮受け堤防によって海水交換が著しく低下することで過栄養となり、生物がほとんど生息しない堤防後背地へ海水導入を促進することによって、干潟生態系の適正な栄養レベルにコントロールするものである。本実験は、沿岸未利用地の再生技術における第一歩として位置付け、最も簡易に実施可能な手法としてポンプによる海水導入実験を実施した。

現地実験場所と海水導入実験図を図4-1、実験区の概要図を図4-2に示す。本実験は、2006年5月より阿児町立神杣浦で実施した。実験場所は、英虞湾の入江の奥に位置し、過去には干潟であったが、明治時代に干拓され、



図 4-1 海水導入実験の概要（右：海域側、左：未利用地）

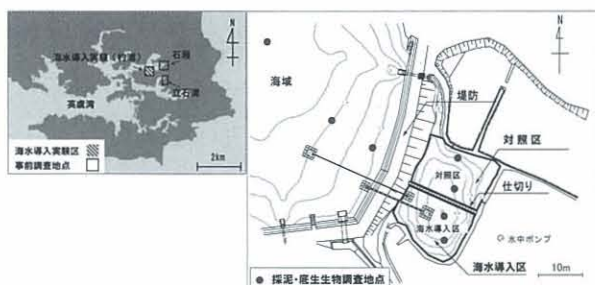


図 4-2 海水導入実験区の概要と事前調査地点図

現在は耕作放棄されている。海域側はコンクリート堤防により締め切られ、陸側は山々に連続したヨシ原と隣接し、水田として整備された名残から、実験地の周囲はあぜ道で囲まれている。また、堤防には逆流防止用のフラップが設置され、後背地と海域との多少の海水交換はある。本実験では、対象水域を中央で2区画に土糞で仕切り、1区画はポンプによる海水導入区とし、もう1区画は対照区として現状が維持される条件とした（総面積200 m²）。海水導入区の水位は、海域側の潮位にあわせて変化するようにポンプ流量を設定制御した。海水の取水口は海水導入実験区の最低水深であるDL:-1.2mの位置に設置した。ただし、現地の制約上、水位が実験地周囲のあぜ道高（DL:+1.4 m）を越えることのないよう水位の上限を設けた。

4.3 干潟再生実験の追跡調査の方法

4.3-1 海水導入前の事前調査（堤防後背地の現状）

調査対象地は、志摩市阿児町立神杓浦に位置する潮止め堤防内の湿地および潮だまりである（図4.3）。湿地および潮だまりの背後は低丘陵に囲まれ、小流域を形成する地形となっている。小流域内の降水等による水流出経路は、調査地を設定した背後の低丘陵→湿地→潮だまり（潮止め堤防の直上流に位置する）を流下し、潮止め堤防に設置された水門を流末として海域へ流出しており、平常時においても低水位ながら流出が見られる。

小流域内の陸域に分布する植生は、主にウバメガシ、



図 4-3 事前調査地点の概要

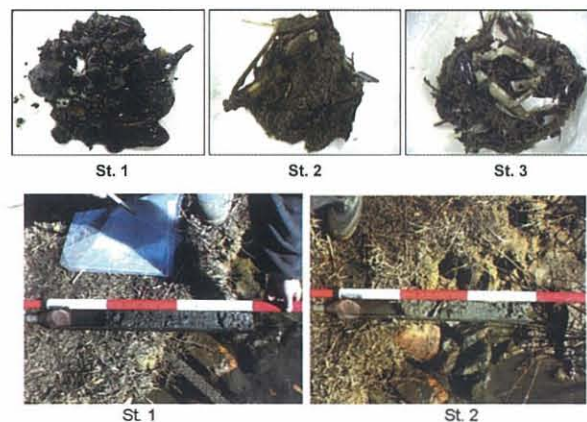


図 4-4 堆積物サンプリング状況

トベラ、アラカシ、ヤマモモ等の常緑広葉樹であり、一部には落葉広葉樹（ハンノキ）が見られた。また、調査地内の湿地は、水田耕作跡地であったが現在は放棄され、広い範囲にわたってアシが繁茂していた。

図4.3に示した調査対象地内の潮だまりの1地点(St.1)、湿地（アシ原）の2地点(St.2, St.3)から、底泥のサンプリング（図4.4）および底生動物のサンプリングを行った。底泥のサンプリングは、図4.4に示すように、底泥採取用のハンドオーガー（DAIKI 製 DIK-106B）を深さ40 cmまで底泥中に貫入して採取し、5 cm層位別に採取し、含水率、TOC、TN、植物由来有機物の混入状況を深さ別に測定した。

また、底生動物は、各地点面積0.2 m²、深さ20 cmで採取し、1 mmメッシュのふるいにかけた後、残留物中のマクロベントスの種類数、個体数、湿重量を計測した。

4.3-(2) 海水導入後の底質及び底生動物の調査

海水導入実験区造成後、2006年6月より海水導入区と対照区及び堤防前面の海域（干潟）の測点において地盤高毎（DL:0 m, +0.5 m, 1 m）に底質、マクロベントス（種類数、個体数、湿重量）について年に4回、定期的に調査を行った（図4-2）。底質は直径8 cmのアクリル製コアを用いて干潟底質の未攪乱試料を採取し、クロロフィル-aは表層から1 cm、それ以外（含泥率、COD、AVS、T-N、TOC）は表層から12 cmを分析試料とした。マクロベントスの調査は、各地点面積0.2 m²（0.2 m × 0.2 m × 5回）、深さ20 cmで干潟底泥を採取し、1 mmメッシュのふるいにかけた後、残留物についてマクロベントスの種類数、個体数、湿潤重量及び食性を調べた。食性については、風呂田ら（2000）⁷⁾の干潟生物の摂食様式を参照し、分類した。

4.4 結果および考察

4.4-(1) 海水導入前の堤防後背地の現状

a) 後背地底質の特徴と TOC, TN の鉛直分布

事前調査を行った図4-3に示す堤防後背地3地点における底質の分析結果について表4-1に示した。外観性状は泥質で、底質の有機物含有量は高く、富栄養化しており、AVSも水産用水基準0.2 mg・g-dry⁻¹（社団法人日本水産資源保護協会（2000））⁸⁾をはるかに超える高い値を示した。また、底質のクロロフィル-a量は12.2～37.0 mg・kg⁻¹と底質の有機物含有量と同様に高い値を示した。これは、第2章に示した結果とも同様の傾向を示している。

図4-5と図4-6に、採取した底泥（St.1, St.2）のTOCとTNの鉛直分布を示す（縦軸の深度は、各層の中央値）。図中には、比較のために英虞湾内の湾央部、湾奥部で採取した底泥の鉛直分布の測定値も併せて示した。

同図によれば、TOC, TNともに、ほとんどの深度で

St.1（潮だまり）の方がSt.2（アシ原）より高い傾向を示している。これは、前述したように、流域内の水流出経路がSt.2（アシ原）→St.1（潮だまり）となっており、加えてSt.1は潮止め堤防の直上流に位置するので、陸域からの有機物が潮止め堤防にせき止められ、堆積しやすいことによるものと考えられる。

前述のTOC, TNがSt.1よりもSt.2で低くなる傾向は、底泥採取流域内の局所的な傾向であるが、これらの測定値と英虞湾内底泥（湾央、湾奥）の測定値を比較すると、St.1, St.2ともに2倍程度の値を示していることから、今回の底泥採取地点が、両地点とも有機物の堆積域であると考えられ、第2章と同様の傾向を示すことから、潮止め堤防の影響であろう。また、図4-5、図4-6

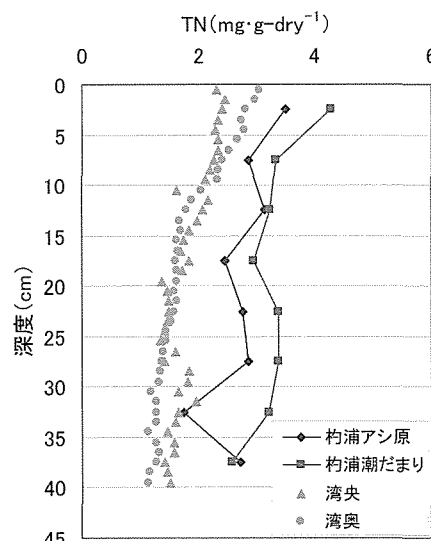


図4-5 採取堆積物の TN 鉛直分布

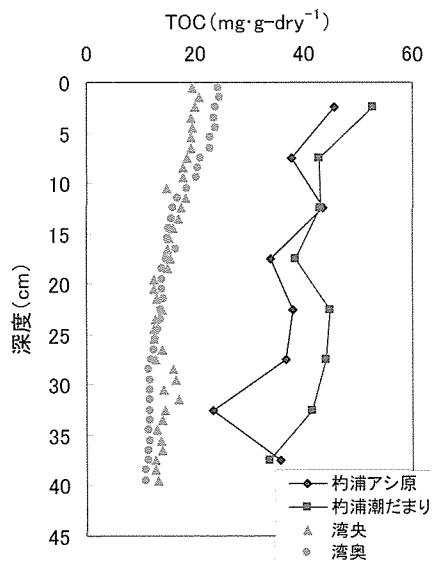


図4-6 採取堆積物の TOC 鉛直分布

表4-1 英虞湾内堤防後背地の底質と底生動物の特徴

調査地	堤防後背地(未利用水域)		
	杣浦	立石浦	石瀬
調査日	2006.02.23, 2006.06.10, 2005.05.28, 2005.07.12	2005.05.28, 2005.07.12	2005.05.28, 2005.07.12
	2006.09.20, 2007.01.13, 2005.10.08, 2006.01.10	2005.10.08, 2006.01.10	2005.10.08, 2006.01.10
調査水深	+1.0m, +0.5m, 0m	+0.5m, 0m	+1.0m, +0.5m, 0m
外観性状	泥質	泥質	泥質
含泥率 (%)	78.6 ± 5.4	82.4 ± 6.9	75.1 ± 5.7
COD (mg·g-dry ⁻¹)	86.1 ± 5.3	97.2 ± 2.0	74.2 ± 4.6
TOC (mg·g-dry ⁻¹)	56.7 ± 1.5	51.8 ± 2.4	43.5 ± 2.4
TN (mg·g-dry ⁻¹)	4.6 ± 0.2	4.6 ± 0.4	3.8 ± 1.9
AVS (mg·g-dry ⁻¹)	4.7 ± 2.1	3.0 ± 0.8	2.9 ± 0.2
Chl-a (mg·g-wet ⁻¹)	38.2 ± 11.4	15.4 ± 3.1	9.7 ± 2.7
C/N比	12.5 ± 1.5	11.4 ± 1.4	12.7 ± 0.4
個体数 (個・0.2m ⁻²)	109.4 ± 17.2	94.2 ± 39.9	176.2 ± 32.8
種類数 (種・0.2m ⁻²)	8 ~ 5	8 ~ 4	14 ~ 10
湿重量 (g・0.2m ⁻²)	3.6 ± 1.2	6.6 ± 3.1	5.4 ± 1.3

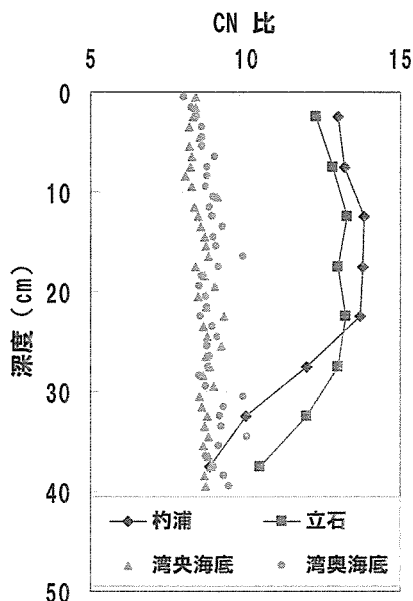


図 4-7 採取堆積物の CN 比の鉛直分布

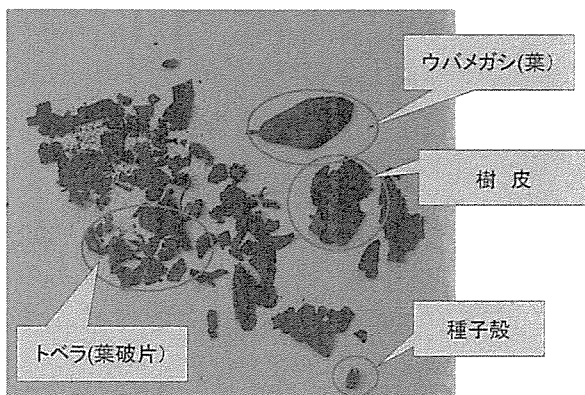


図 4-8 St.1 底泥中 (0 ~ 5 cm) の陸域植生由来有機物の含有状況 (目視分別による)

に示したデータから CN 比を求め、図 4-7 に示した。底質の C/N 比をみると、堤防後背地で 12.1 ~ 13.7 となり、湾内の一般的な海底堆積物の 7.8 ~ 8.9 と比較し、特に高い値を示した。上の高等植物ほど、セルロースの割合が大きくなり、C/N 比が上昇することが知られている（寺島ら(1999)）⁹⁾。つまり、潮受け堤防後背地の底質には陸上植物由来のリター等が流入し、堤防により後背地に堆積していることが推測された。

b) 陸域由来有機物の底泥中含有実態

St.1 における表層 (0 ~ 5 cm) に含まれる陸域由来有機物を目視によって分別した状況を図 4-8 に示した。含まれる陸域由来有機物のうち、樹木の葉については、目視である程度樹種の判定ができるもの（ウバメガシ、トベラ）と、細分化しており判定が不可能なものが混在し

表 4-2 St.1 堆積物中の目視による深度別陸域由来有機物含有状況

深 さ (cm)	有 機 物 含 有 内 容
0 - 5	葉 (ウバメガシ、トベラ 他不明)、樹皮、種子殻
5 - 10	葉 (ウバメガシ、他不明)、樹皮、種子殻
10 - 15	葉 (不明)、種子殻
15 - 20	葉 (不明)、種子殻
20 - 25	葉 (不明)、枝
25 - 30	葉 (不明)、樹皮
30 - 35	不明
35 - 40	不明

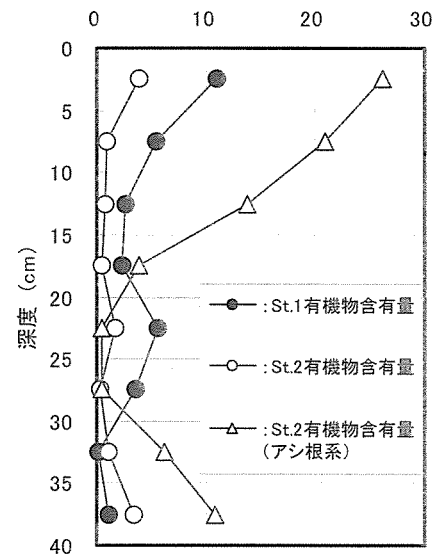


図 4-9 堆積物中の陸域由来有機物含有量鉛直分布

ていた。他の陸域由来有機物については、樹皮、種子殻は分類が可能であったが、樹種等については判定できなかった。また、St.1 の深度別有機物含有量は表 4-2 に示すとおり深さ 40 cm まで高濃度に含まれるが、深さが増すにつれて細分化し、樹種・部位判定が困難であった。

一方、St.1、St.2 の目視分別による陸域由来有機物含有量の鉛直分布は、図 4-9 に示すとおりである。なお、St.2 (アシ原) の底泥には、アシの根系が多く含まれていたため、この根系は除いて示している（図 4-9 に St.2 のアシ根系を併せて示している）。これらの図によれば、目視分別による含有量は深さが増加するにしたがって減少する傾向が見られる。これは、陸域から供給された有機物が分解しつつ、徐々に堆積していったこと、分解が進むとより有機物が細分化し、目視による分別が困難であっ

表 4-3 底生動物調査結果

調査年月日：平成17年12月16日
単位：個体数、湿重量(g)/0.09m²

No.	門	綱	目	科	種名	摂食様式	潮だまり		アシ原1		アシ原 2			
							個体数	湿重量	個体数	湿重量	個体数	湿重量		
1	環形動物	多毛	遊在	ゴカイ	<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	ゴカイ	S	9	0.381	-	-	-	-	
2			定在	ミスヒキゴカイ	<i>Cirriformia tentaculata</i>	ミスヒキゴカイ	S	42	1.401	-	-	-	-	
3				イトゴカイ	<i>Capitella</i> sp.		B	6	0.012	39	0.064	479	0.853	
4		貧毛	原始貧毛	イトミミズ	Tubificidae	イトミミズ科	B			12	0.014	-	-	
5		軟体動物	腹足	中腹足	ミスゴマツホ	<i>Stenothyra edogawaensis</i>	ウミゴマツホ	(S or H)	2	0.009	-	-	-	-
6				頭楯	スイナガイ	<i>Didontoglossa koyasuensis</i>	コヤスツラガイ		2	0.016	-	-	-	-
7	節足動物	甲殻	等脚	コツブシ	<i>Gnорimosphaeroma</i> sp.	イソコツブシ属		2	0.013	11	0.085	24	0.237	
8			端脚	エンボツコエビ	<i>Grandidierella japonica</i>	ニホツコエビ	S	5	0.025	1	0.002	1	0.001	
9		昆虫	コウチュウ	ガムシ	<i>Berosus</i> sp.	ゴマツブシ属	H	-	-	1	0.010	-	-	
10				ハエ	ヌカガ	Ceratopogonidae	ヌカガ科		-	-	3	0.002	64	0.042
11					ユスリガ	Chironominae	ユスリガ亜科		-	-	34	0.025	280	0.348
12					-	Brachycera	ハエ亜目		-	-	3	0.009	6	0.019
種類数								11		12		12		
合 計								68	1.857	104	0.211	854	1.500	

注) 湿重量の + は0.001g未満を示す。

H:植食者、C:肉食者、F:懸濁物食者、S:表層堆積物食者、B:表層下堆積物食者、空欄:不明

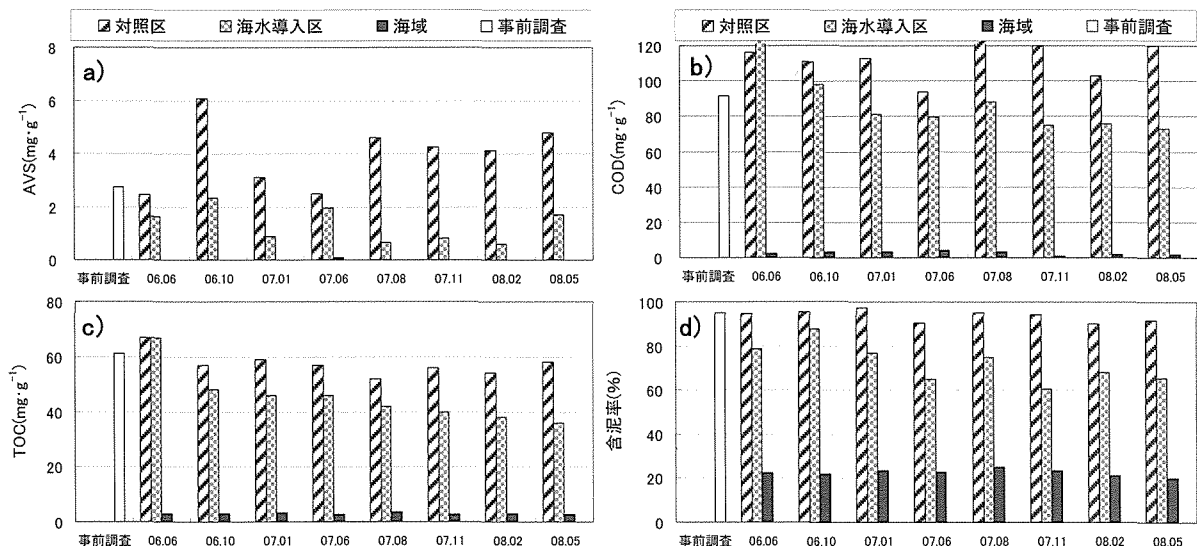


図 4-10 海水導入実験後の底質の変化 (a)AVS, b)COD, c)TOC, d)含泥率

たことによると考えられる。

c) 底生動物の実態

St.1～St.3において、採取した底泥中のマクロベントスの出現リストを表 4-3 に示した。後背地に生息するマクロベントスは、塩分も 15～22 と低いことから、イトゴカイ (*Capitella* sp.) やユスリカ (*Chironomidae*) のような小型でかつ汽水域で生息する生物が優占していた。また湿重量は極端に小さく、多様性の低い生物相であった。英虞湾干潟での調査結果と比較すると、全体的に種

類数、個体数ともに非常に少なく、英虞湾干潟の 1/8 程度であった。堤防により分断された後背地は、海水の交換も悪く、陸域から流入するリター等の有機物を蓄積するため、底質の有機物含有量が高く、それにより夏季には AVS が高く、過栄養かつ還元的な底質環境となり、生物の生息を妨げていることが推測された。それにより、ベントスの餌となるクロロフィル a は高い値にもかかわらず、多様性や生物量が低く、富栄養な環境に強い多毛類が優占する貧弱な生物相になることが推測された。

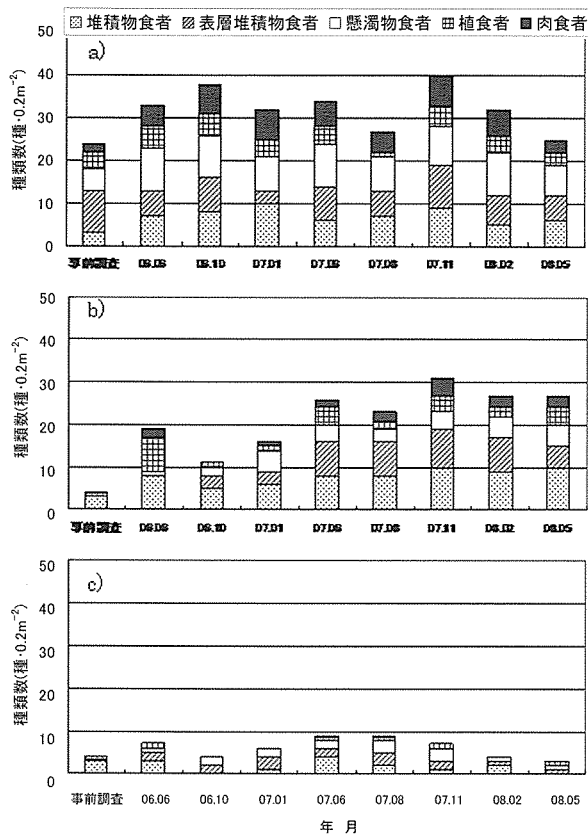


図 4-11 実験区および対照区における食性別マクロベントス種類数の変化
(a)堤防前面干潟、b)海水導入実験区、c)TOC 対照区)

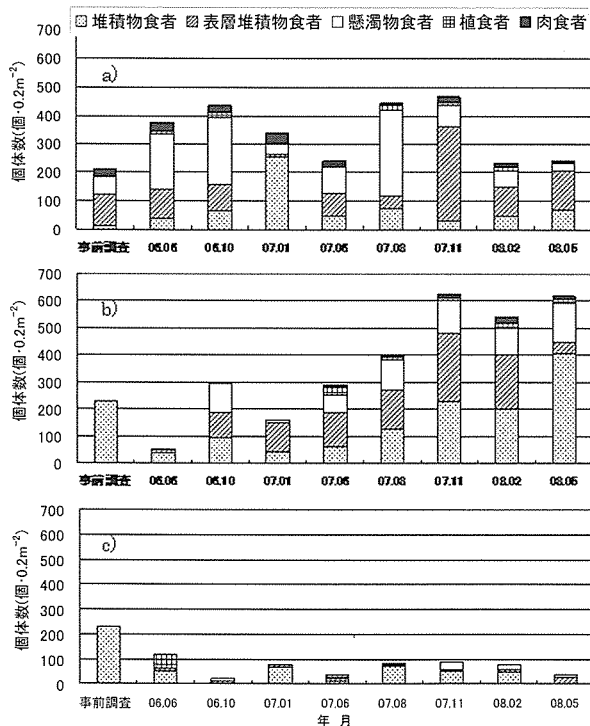


図 4-12 実験区および対照区における食性別マクロベントス個体数の変化
(a)堤防前面干潟、b)海水導入実験区、c)対照区)

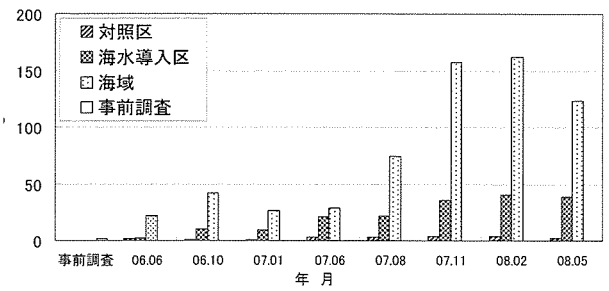


図 4-13 実験区および対照区におけるマクロベントス湿重量の変化

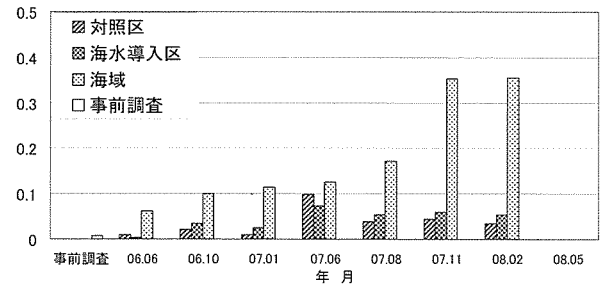


図 4-14 実験区および対照区におけるマクロベントス
平均個体重量の変化

4. 4- (2) 海水導入後の底質及び底生動物の変化

a) 底質の変化

海水導入区、対照区および堤防前面海域の潮間帯（地盤高 DL+0.5 m）の測点における COD と TOC、AVS および含泥率について、事前調査より海水導入後 1 年半の変化を図 4-10 に示した。事前調査および海水導入直後では COD が $91.5 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 、TOC が $67.1 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 、AVS が $4.7 \text{ mg} \cdot \text{g-dry}^{-1}$ 、含泥率が 72% と共に高く嫌気的な状態であった。しかし、実験開始後約 6 ヶ月で海水導入区において COD、TOC、AVS、含泥率すべてで減少し、1 年半後には堤防前面の前浜干潟と比較するとまだ高い値であるが、対照区と明確な差がみられた。一方、堤防前面の干潟底質については、特に大きな変化は見られなかった。これは、海水導入を行うことにより、堤内外との海水交換が促進され、徐々に海水導入区が好気的状态に変化していることを示す。そのため底質中の有機物が分解され、AVS で示される還元物質の量が減少していることが考えられた。今後長期的ではあるが、徐々に底質が改善していくことが推測された。しかし、本実験のようなポンプを用いた海水交換量による有機物の減少を考慮すると、マクロベントスに最適な底質条件に達するまでに、相当な時間が必要であることから、今後、海水交換量と底質の改善に関する検討が必要である。

b) マクロベントスの変化

海水導入区、対照区および堤防前面海域の潮間帯（地盤高 DL+0.5 m）の測点で出現した底生動物について、堆積物食者、表層堆積物食者、ろ過食者、植食者、肉食者の食性別に分類し、種類数および個体数の変化を図 4-11、図 4-12 に示した。さらに、事前調査よりマクロベントスの湿重量の変化を図 4-13 に示した。

実験開始後、海水導入区では塩分が 29～32 に上昇したため、マクロベントスは前述の汽水性のものから、ミズヒキゴカイ (*Cirriiformia tentaculata*) やホトトギスガイ (*Musculus senhousia*) のような海水性かつ富栄養化した場所に生息する生物相に変化した。事前調査および実験開始当初は堆積物食者である多毛類が優占した貧弱な生物相であったが、徐々に植食性の甲殻類や表層堆積物食性の腹足類などが増加し、実験開始半年後には、懸濁物食性の二枚貝類や、肉食者まで増加してきた。さらに 1 年半後では、種類数も最大 31 種類まで増加し、ウメノハナガイ (*Pillucina pisidium*) やソトオリガイ (*Laternula marilina*)、マメコブシガニ (*Philyra pisum*) による二枚貝類や甲殻類も出現した。一方、海水導入を行っていない対照区においては、多毛類が優占した事前調査と類似した貧弱な生物相のままであった。

また湿重量については堤防前面海域の潮間帯と比較す

るとまだ少ないが、海水導入実験区で徐々に増加し、造成 1 年半後には最大約 $40 \text{ g} \cdot 0.2 \text{ m}^{-2}$ まで増加することがわかった。底質についても、前述のとおり、徐々に好氣的に変化していることから、海水導入を行うことにより、堤内に堆積している高濃度の有機物の分解が徐々に進行し、ベントスの生息に適した底質環境へ変化していることが推測された。

しかし、図 4-14 に示した各実験区に出現したマクロベントスの平均個体重量は、堤防前面の潮間帯の 1/4 程度であることから、徐々に増加はしているが、まだ小型のものが主体であり、遷移途中であることが推測された。

一方、堤防前面海域についても、徐々にではあるが、湿重量が増加傾向にあった。これについては、干潟底質等に明確な変化はみられないが、海水交換により堤防後背地から有機物等の栄養が豊富な水が供給されるため、堤防前面のマクロベントスが増加した可能性が考えられた。しかし、現段階では、底質に大きな変化はみられておらず、結論づけるには不十分であることから、今後継続した調査が必要である。

以上より、今後継続して調査する必要があるが、海水導入により過栄養かつ嫌気的狀態になっている潮受け堤防後背地の底質環境の改善と生物量を向上できる可能性

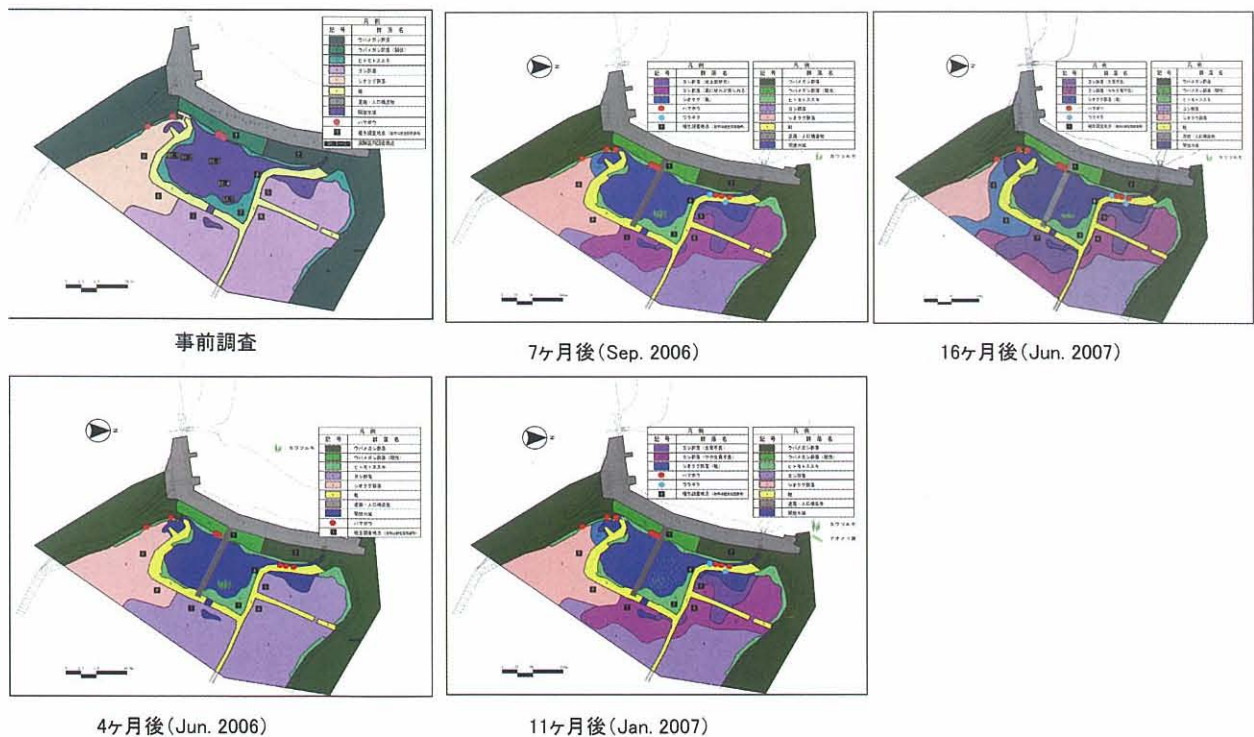


図 4-15 海水導入区周辺の植生分布

が示唆された。しかし、ポンプを用いた本手法では、海水交換量は限られており、底質の改善には、相当に時間が必要であると考えられる。今後本実験結果を元に、海水交換量と底質の改善に関する具体的な検討が必要である。

c) 造成後の周辺植生の変化

海水導入区周辺の植生分布の変化を図 4-15 に示した。事前調査の段階では海水導入予定水域は汽水域であり、周辺にはヨシ原やシオクグといった塩性湿地に生息する植生であった。このことから、堤防後背地は堤防では前浜と分断されているが、水抜き用に設置している水路を通じて多少の海水の侵入が生じていることが推測される。海水導入実験開始後、実験区周辺において、徐々にヨシ原の生育不良による後退がみられた。これは、海水導入のために塩分が高くなった影響により、汽水性から海水性の環境に変化したことが挙げられる。シオクグについてはヨシよりも耐塩性が高いために、生育不良は認められなかった。一方、対照区では、滞水域において汽水性に生息するカワツルモの生息がみられた。

以上より、海水導入によって、元々あった堤防後背地に形成された汽水生殖物の生育不良が起り、植生が変化することが分かった。実験を開始して1年半が経過したが、今後後背地を再生するにあたり、底生動物と植生の両方の視点から再生効果を把握し評価していく必要があると考えられる。

4.4-3) 他海域との比較

他海域における沿岸未利用地の再生事例として、大阪

南港野鳥園⁴⁾および熊本港⁵⁾で行われている海岸堤防や護岸の一部を開削して海水導入と本研究の結果と比較する。柳川らは、大阪湾南港野鳥園において水質底質環境と底生動物に関する現地調査を行い、野鳥園造成前後の生物及び底質環境の変化について検討を行っている¹⁰⁾。大阪南港野鳥園は、高度経済成長期の開発に伴い、堤防で囲われた埋め立て予定地に海水を再導入することにより造成された、潟湖型の人工塩性湿地である。野鳥園の造成は1983年に行われ、現在造成後約25年が経過した比較的安定した塩性湿地である。埋め立て地の有効利用事例として先進的な数少ない成功事例である。また熊本港野鳥の池も同様に、埋め立て予定地に海水を導入することにより、2002年に造成された潟湖型の人工塩性湿地である。森本らは、その野鳥の池において同様に底質及び底生動物の調査を行い、野鳥の池造成後の生物及び底質環境の変化について検討を行っている。ここでは、大阪南港野鳥園北池及び南池における造成後20年(1983年～2001年)の底質および底生動物の変化と、英虞湾杓浦における海水導入実験開始2年後(2005年～2008年)の変化および熊本港野鳥の池の海水導入後の底質と底生動物の特徴を比較した(表4-4)。なお大阪南港野鳥園の北池は、海砂を40cm施設して造成された池で、造成当初は雨水をためた池であったが、1995年に海水導入を開始し、現在は海水化している。一方南池は、北池と同様に海砂により造成され、2001年の調査時ため池のままである。

南池では、造成当初の底質は有機物の非常に少ない海砂であったが、2001年の調査では、ILは8.5%、T-Sは

表 4-4 英虞湾および他海域における海水導入後の底質と生物の変化

	大阪南港野鳥園北池		大阪南港野鳥園南池		熊本港(野鳥の池)		英虞湾杓浦海水導入実験区	
	1983	2001	1983	2001	2003	2004	2005	2008
	海水導入前	海水導入後	海水導入前	海水導入後	海水導入後	海水導入後	海水導入前	海水導入後
底質								
IL (%)	1.8	10.5	1.5	8.5	12.3	14.5	15.3	14.1
T-S (mg-S・g-dry ⁻¹)	0.0	0.9	0.0	1.4	0.01	0.02	4.0	1.0
生物								
甲殻類個体数 (n・m ⁻²)	15200	9100	0	900	180	420	35	107
二枚貝類個体数 (n・m ⁻²)	0	0	0	0	0	0	0	582
多毛類個体数 (n・m ⁻²)	0	1000	0	0	620	500	499	1050
昆虫類個体数 (n・m ⁻²)	8100	500	5800	8300	0	0	65	0
総現存量 (g-wet・m ⁻²)	29	24	5	28	13.2	6.4	3.6	170.5

1.4 mg-S·g-dry⁻¹まで増加し、底質の富栄養化が進行した。また、底生動物は淡水系のため、造成当初はユスリカなどの昆虫類しか出現していなかったが、2001年では昆虫類に加えて移動性の甲殻類が見られた。この結果は、英虞湾における潮受け堤防後背地の現状（表4-4 英虞湾2005）と類似した傾向を示している。英虞湾においても堤防後背地の底質はILが15.3%、T-Sが4.0 mg-S·g-dry⁻¹と有機物過多の底質環境になり、陸域集水域から雨天時に流入があるため、底に生息する生物相も汽水環境になり、ユスリカのような昆虫類と、コケゴカイのような多毛類しか生息していない。このことから、過去に干潟であった場所を堤防によって締め切った場合、後背地は富栄養化し、生物相も単相化するということがわかった。

一方北池では、造成当初は、南池と同様砂質で有機物含有量の少ない環境であったが、2001年度の調査ではILが10.5%、T-Sが0.9 mg-S·g-dry⁻¹まで増加していた。しかし、生物相は造成当初は昆虫類と甲殻類が多かったが、2001年の調査では、当初優占していた昆虫類が減少し、代わりに多毛類が増加しており、1995年の海水導入による北池の海水化が起っていた。

熊本港野鳥の池では、海水導入直後は多毛類が主体であったが、徐々に甲殻類も増加した。また、淡水等の流入がないため、昆虫類の発生は見られなかった。しかし、二枚貝類の発生が見られないこともあり、生息する底生動物の湿重量は、6.4～13.2 g-wet·m⁻²と少なかった。一方底質については、T-Sは0.01～0.02 mg-S·g-dry⁻¹と低いものの泥質で、ILは12.3～14.5%と高い値であった。

英虞湾の海水導入2年後では、同様に海水化の影響で実験区内の昆虫類は見られなくなり、代わりに、海水性の多毛類や甲殻類や二枚貝類の増加が見られた。生物の総現存量も170.5 g-wet·m⁻²まで増加した。底質はILとT-Sの減少が見られた。特に硫化物は大きく減少した。この結果は、海水導入後5年経過した大阪南港野鳥園北池や造成2年後の熊本港野鳥の池よりも生物及び底質の回復が早かった。このことから、海水交換を促進することにより、底質環境が変化し、それに応答して生物相も変化することが示された。

以上より、一度埋め立てや干拓により失われた沿岸遊休地に再び海水導入を行うことにより、生物が回復してることが明らかになった。

4.5 要約

本章では、過栄養化した潮受け堤防後背地の生物生産性の向上を図るため、阻害されている海水交換を回復さ

せる海水導入実験を実施し、海水導入前後の底質と底生動物の変化特性について整理し、海水導入による環境再生効果を検討した。本研究の主要な結論を以下に示す。

- 1) 潮受け堤防により干拓された後背地は、海水の交換も悪く、陸域から陸上植物由来のリター等が流入し蓄積するため、底質の有機物含有量が高く、過栄養かつ還元的な底質環境となり、生物の生息を妨げていることがわかった。
- 2) 海水導入実験後1年半で底質の好気化と堆積した高濃度の有機物の分解が徐々に進行し、それに伴ってマクロベントスも種類数と湿重量共に増加することが分かった。
- 3) 海水導入開始後約20年が経過した大阪南港野鳥園と、本実験結果は同様の傾向を示し、また、英虞湾のほうが生物量の増加は早かった。過去に干潟であった場所を堤防によって締め切った場合、後背地は富栄養化し、生物相も単相化するということがわかった。また、一度埋め立てや干拓により失われた沿岸遊休地に再び海水導入を行うことにより、生物が回復してることが明らかになった。

以上より、海水導入を行うことにより過栄養になった堤防後背地の底質環境が改善し、それによって底生動物が増加することにより、生物生産性を向上できる可能性が示唆された。しかし、堤防にポンプを設けて海水導入するような今回の手法においては、底質の改善には少なくとも5年以上といった中長期的な取り組みが必要であると考えられる。このために、比較的早期に効果を発現させるためには、①あらかじめ海水導入前に堤防後背地の栄養レベルを土木的手法により改善を行うという手法②堤防撤去による海水交換量の増進が有効であると考えられた。前者については、第3章において底質の栄養レベルをコントロールすることにより生物量が比較的早期に回復することが確認できている。一方後者については、海水交換効率と底質改善手法について、今後更なる検討が必要である。

また、海水導入による本干潟再生手法は、日本全国の沿岸域に現在約60000ha存在しているといわれている、沿岸遊休地の有効利用手法の一つとしての可能性が示された。

文 献

- 1) 瀧岡和夫：アサリ資源減少要因からみたまとめ、沿関連第9回ジョイントシンポジウム 干潟生態系の危

- 機—その現状と再生方策—, pp.65-68, 2003.
- 2) 国分秀樹, 奥村宏征, 松田治: 英虞湾における干潟の歴史の変遷とその底質, 底生動物への影響, 水環境学会誌, Vol.31, No.6, pp.305-311, 2008.
- 3) 国土交通省局: 平成14年度首都圏白書, 国土交通省, 2002.
- 4) 矢持進, 柳川竜一, 橘美典: 大阪南港野鳥園湿地における物質収支と水質浄化能の評価, 海岸工学論文集, 第50巻, pp.1241-1245, 2003.
- 5) 森本剣太郎, 三迫陽介, 滝川清, 古川恵太, 増田龍哉, 田中健路: 創生された潟湖干潟の特性と環境変動メカニズムの解明に関する研究, 海岸工学論文集, 第52巻, pp.1171-1175, 2006.
- 6) 中岡登: 立神の歴史, 「志摩立神誌」(中岡志州編), 水神タイプ印刷, pp.28-51, 1980.
- 7) 風呂田利夫: 干潟底生動物の分布と摂食様式, 月刊海洋, Vol.28, No.2, pp.166-177, 2000.
- 8) 社団法人日本水産資源保護協会: 水産用水基準, 2000.
- 9) 寺島美南子, 古宮正利, 寺島滋: 北海道西方海域から得られた海底堆積物中の有機物組成と初期続成分解の地球化学的研究, 地質調査所月報, Vol.50, pp.307-319, 1999.
- 10) 柳川竜一: 大都市河口域に位置する人工塩性湿地生態系の生物生息・水質浄化・物質循環機能に関する研究, 大阪市立大学大学院工学研究科博士論文, 2005.

第5章 自然干潟および浚渫土を用いて環境改善された干潟における酸素消費速度と総生産速度の定量化

5.1 緒言

内湾に分布する干潟域は、その水質浄化機能や幼稚仔の保育場としての機能等から、沿岸生態系を保全する上で重要な役割を担っていることは知られている^{1), 2)}。特に、干潟に生息する底生微細藻類は、光合成による酸素の供給や海水中からの栄養塩の吸収、底生動物群集への給餌機能など³⁾、干潟の物質循環と機能において重要であると考えられている。また干潟の機能評価を目的として栄養物質の動態や収支を明らかにするためには、栄養物質の河川からの負荷、潮汐と連動した海水交換による流入流出、堆積物からの溶出、脱窒、ならびに藻類や小型底生動物などの生物による取り込みなどを詳細に把握する必要がある。

実際に研究者によって干潟の基礎生産量の試算がされている。Smith and Hollibaugh ら⁴⁾は様々な研究者の観測した結果を総括して、平均的な干潟域の基礎生産速度を $300 \pm 100 \text{ g Cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ と見積もっている。しかし、様々な観測上の問題もあり、それぞれの機能の定量的な評価は少ないのが現状である。このうち、干潟域での底生微細藻類による取り込みと関連し、基礎生産速度を測定する方法としては、分離培養した底生微細藻類の温度または光強度別の基礎生産速度、現地堆積物におけるクロロフィル a 濃度の分布、気温日射量、日照時間、潮位変化、海水と堆積物表層における光の減衰などから推定する方法⁵⁾、採取した堆積物試料を恒温室内で培養し、明時と暗時の溶存酸素濃度の差から求める手法⁶⁾、底生微細藻類の培養株を特殊なチャンバーに入れて現地の堆積物表層に保持し測定する方法⁷⁾、微小電極を用いて直接干潟堆積物表層の酸素濃度の変化を観測する方法などが知られている。しかしながら、これらの手法のうち分離培養株を用いるものについては、現地の底生微細藻類群とは異なる優占種や生理活性での測定になることが課題であり、また、堆積物を恒温室内で培養する方法は現地の温度や光条件を再現できないことなどの課題が残っている。

また近年富栄養な閉鎖性内湾域では、埋め立てや干拓などにより、干潟が年々減少し、海域が本来有している自然浄化能力が失われてきている⁸⁾。それは真珠養殖の発祥の地として知られる英虞湾においても同様である。入りくんだリアス式海岸の湾奥部では、水田干拓のため、潮受け堤防で海域と分断され、過去にあった干潟の約

70%が消失した(第2章)。そこで三重県では、英虞湾内の干潟を再生するため、浚渫事業と連携して、人工干潟造成事業が行われてきた。第3章では人工干潟において、底生動物と地形変化を含めた底質の造成後3年間の変化をとりまとめ、造成後、マクロベントスの種類数、湿重量が共に増加し、多様性の高い生物相に変化することが分かった。

この人工干潟の底生動物量増加のメカニズムを評価するためには、底生動物の餌となる底生微細藻類の基礎生産および造成時に添加した干潟堆積物中有機物の分解特性等の物質循環機能を定量的に把握する必要がある。しかし、干潟の酸素消費及び基礎生産の定量的な評価は少ないのが現状である。そこで本章では、地理的特性と土地利用形態で分類定義した3種類の自然干潟と人工干潟において、酸素消費速度と総生産速度を定量的に把握し、比較検討することにより、浚渫土を用いた人工干潟の酸素消費および生成特性について整理した。

5.2 方法

5.2-1) 調査干潟

干潟の形態の違いによる酸素消費速度と総生産速度の差異を把握することを目的として、浚渫土を用いて造成した人工干潟および、湾内の3種類の自然干潟を対象として調査を行った。調査エリアおよび地点を図5-1に示す。英虞湾は最大潮位差が約2.0 mの海域である。

人工干潟は、立神浦の潮受け堤防前面の貧栄養な前浜干潟に、湾内で採取された有機物の豊富な浚渫土を30%の割合で混合することで2003年に造成された(第3章)。面積は7200 m²、勾配は1/25の砂泥質の干潟である。浚渫土は有機物を豊富に含むことから、造成後底生動物は増加し、現在は造成前の前浜干潟の約4倍の生物量を維持している(第3章)。一方、人工干潟と比較するために調査した自然干潟は、現存している河口干潟および前浜干潟と、現在は干拓されて利用されていない地域にある湿地帯の3カ所(図5-1)で、地理的特性と土地利用形態により図2-1のように分類、定義した。流入河川の少ない英虞湾において、河口干潟は0.03 km²と狭く、現存する干潟のほとんどはリアス式海岸に広がる前浜干潟(0.81 km²)である。一方、過去に自然干潟であったが、干拓が行われ、消失した干潟については、現在も水田や畑として利用されている耕作地(0.31 km²)と、耕作放棄(1.54

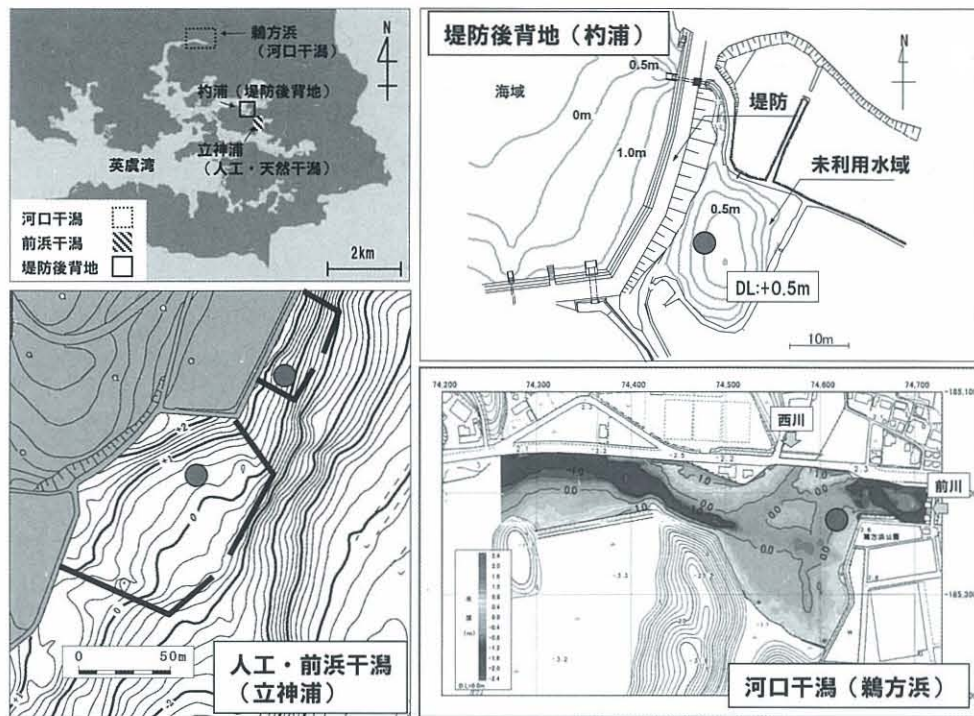


図 5-1 調査地点の概要 (●は調査地点)

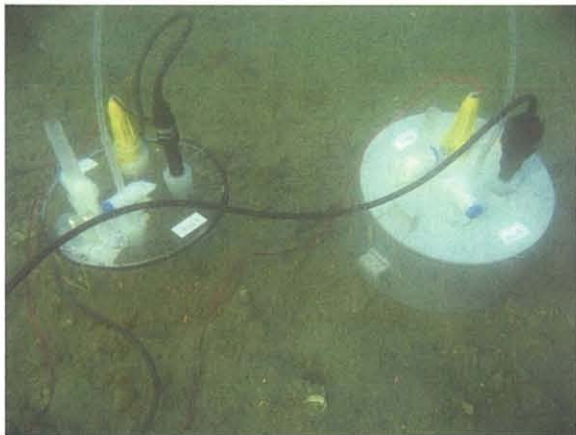


図 5-2 干潟底泥に設置したベンシックスチャンバー

km²) され荒地となっている未利用地が存在する。さらに未利用地は、荒地として放置されている陸地と、淡水や海水が侵入して滞水し、ヨシ原などの湿地になっている水域に分けられる。

本研究では、人工干潟(立神浦)、湾内最大の流入河川である前川の河口干潟(鵜方浜)、潮受け堤防前面の前浜干潟(立神浦)、および潮受け堤防後背地の未利用水域(杓浦)を調査対象とした(図 5-1)。

5.2-(2) ペンシックスチャンバー法による観測

分類した河口干潟、前浜干潟、潮受け堤防後背地の未利用水域について、季節ごとに年4回、1年間にわたり干潟堆積物とマクロベントスの変化を調査した。また、人工干潟および英虞湾内の3種類の自然干潟の潮間帯(DL:+0.5 m)において、アクリル製の明条件チャンバーと塩化ビニル製の暗条件チャンバーを現地に設置して溶存酸素の変化を観測した。このペンシックスチャンバーは、図 5-2 に示すように円筒形(底面積 314 cm²、高さ 15 cm、容積 4.7L)の容器に記録式の溶存酸素センサー(WTW 社製 Oxi 340i)と攪拌用のモーター(TAMIYA 製水中モーター)により構成される。溶存酸素センサーは高さ 10cmの位置にくるように設置し、30秒間隔で溶存酸素濃度を記録した。なお、チャンバーの裾は干潟堆積物に約 5 cm貫入するように設置し、水中モーターの攪拌速度は干潟堆積物の巻き上げが起こらず、かつ溶存酸素センサーの値が安定する程度に調製し、各干潟において同じ攪拌条件で観測した。また、事前に水中モーター稼働時にチャンバー内に染料を添加したところ、チャンバー内に速やかに染料が混合されるのを目視により確認した。さらにペンシックスチャンバーの測定と並行して、観測点の干潟直上水を孵卵瓶に採取し、明暗瓶法により同様に現場で培養し、直上水中の溶存酸素の変化を測定した。

この方法により、海水中の植物プランクトンの光合成と呼吸量を測定し、ベンシックチャンバー内の植物プランクトンによる光合成と呼吸による酸素消費を補正した。観測時間は2時間を1セットとし、2時間後には、チャンバーの蓋を開放し、チャンバー内の酸素濃度が外部の海水と同程度になるのを確認した後、再度観測を行った。1回の観測では上記の観測を3セット、合計6時間行い、各干潟に対して同様の調査を大潮の晴天時に毎月1回、1年間行った（人工干潟:2005年4月～2006年3月、河口干潟:2006年4月～2007年3月、前浜干潟:2005年4月～2006年3月、堤防後背地:2007年4月～2008年3月）。また、チャンバー内に大型藻類が入らないように設置した。さらに夏期（人工干潟:2005年8月、河口干潟:2006年8月、前浜干潟:2005年8月、堤防後背地:2007年8月）において、各干潟で1回ずつ、2潮汐間昼夜を通し、観測を行った。各干潟堆積物からの総生産速度は、ベンシックチャンバー内の溶存酸素変化から水中の植物プランクトンによる光合成と呼吸による酸素消費を差し引くことで、下記の式より算出した。

$$P = \{(DO_{LC} - DO_{LB}) - (DO_{DC} - DO_{DB})\} \cdot V/S/t \quad (\text{式 5-1})$$

ここでPは底生微細藻類の総生産速度 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)、DOLCは明チャンバー内の溶存酸素変化量 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$)、DOLBは明瓶内の溶存酸素変化量 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$)、DODCは暗チャンバー内の溶存酸素変化量 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)、DODBは暗瓶の溶存酸素変化量 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)、Vはチャンバーの容積 (4.7L)、Sはチャンバーの底面積 (0.0314 m^2)、tは観測時間 (h) である。

また、観測終了後チャンバー直下の底泥を深さ20cmまで採取し、1mmメッシュのふるいでふるった後、残留物中のマクロベントスの種類数、個体数、湿重量を計測した。そのデータを元に、チャンバー内のマクロベントスによる呼吸速度を下記の式より算出した。

呼吸速度を下記の式より算出した。

$$C = \left(\sum_{i=1}^l C_{bi} + \sum_{j=1}^m C_{cj} + \sum_{k=1}^n C_{pk} \right) \cdot V/S/t \quad (\text{式 5-2})$$

ここでCはチャンバー内の全マクロベントスの呼吸速度 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)、Cbiは軟体動物（二枚貝類、腹足類）(式 5-3)、Ccjは甲殻類 (式 5-4)、Cpkは多毛類の呼吸速度 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) である (式 5-5)。i, j, kは各底生動物の個体数である。Vはチャンバーの容積 (4.7L)、Sはチャンバーの底面積 (0.0314 m^2)、tは観測時間 (h) である。マクロベントスの各グループ別の呼吸速度は、そ

れぞれ二枚貝類^{9)~11)}、腹足類¹²⁾、甲殻類⁹⁾、多毛類^{12~14)}を用いた実験による文献式を用いて算出した。

$$Cb = 7.8 \times 10^{-6} \times t^{2.33} \times W^{-0.29} \quad (\text{式 5-3})$$

$$Cc = 5.2 \times 10^{-4} \times t^{1.63} \times W^{-1.29} \quad (\text{式 5-4})$$

$$Cp = 6.1 \times 10^{-4} \times t^{2.33} \times W^{-0.846} \quad (\text{式 5-5})$$

ここでtは観測時の水温を、Wは小型底生動物1個体あたりの湿重量である。

5.2-(3) 底質と間隙水・底生動物・水位・光量子量の観測

人工干潟および英虞湾内の3種類の自然干潟の潮間帯 (DL: +0.5 m) のベンシックチャンバー設置地点直近において、内径8cmのアクリルコアを用いて柱状試料を3本採取した。採取後攪乱させないように十分注意して表層1cmを切り取り、クロロフィルa、TOC、TN、AVS、COD、含泥率、間隙水中の溶存態窒素濃度 (NO_3 , NO_2 , NH_4) をそれぞれ測定した。TOC、TN、AVS、CODおよび含泥率については5、8、11、2月の4回、それ以外は毎月測定した。クロロフィルaは蛍光法により、TOC、TNは乾燥後、塩酸処理にて炭酸塩を除去し、CNコーダ (Elementar 社製 VARIO MAX) にて測定した。AVSは検知管法にて、CODはアルカリ法¹⁵⁾にて、含泥率については、ふるいにより粘土シルト含有率を測定した。間隙水については、採取後速やかに遠心分離 (2000rpm, 15min, 5℃) を行い、上澄みをフィルター (Wattman 製 GF/F) によりろ過した後、DIN濃度をオートアナライザー (BLtech 社製 TRACCS2000) にて測定した。また、マクロベントスについては、底質と同様に5、8、11、2月の年4回、各地点面積0.2 m^2 (0.2 m × 0.2 m × 5回)、深さ20cmで干潟堆積物を採取し、1mmメッシュのふるいにかけた後、残留物についてマクロベントスの種類数、個体数、湿潤重量を調べた。水位は観測地周辺にメモリ式の水位計 (STS 社製 MC1100WT) を設置し、10分間隔で観測した。光量子はメモリ式光量子計 (ライカ社製 LI-1400) をチャンバー直近の海底と空中に設置し、10分間隔で光量子量を測定した。

5.3 結果

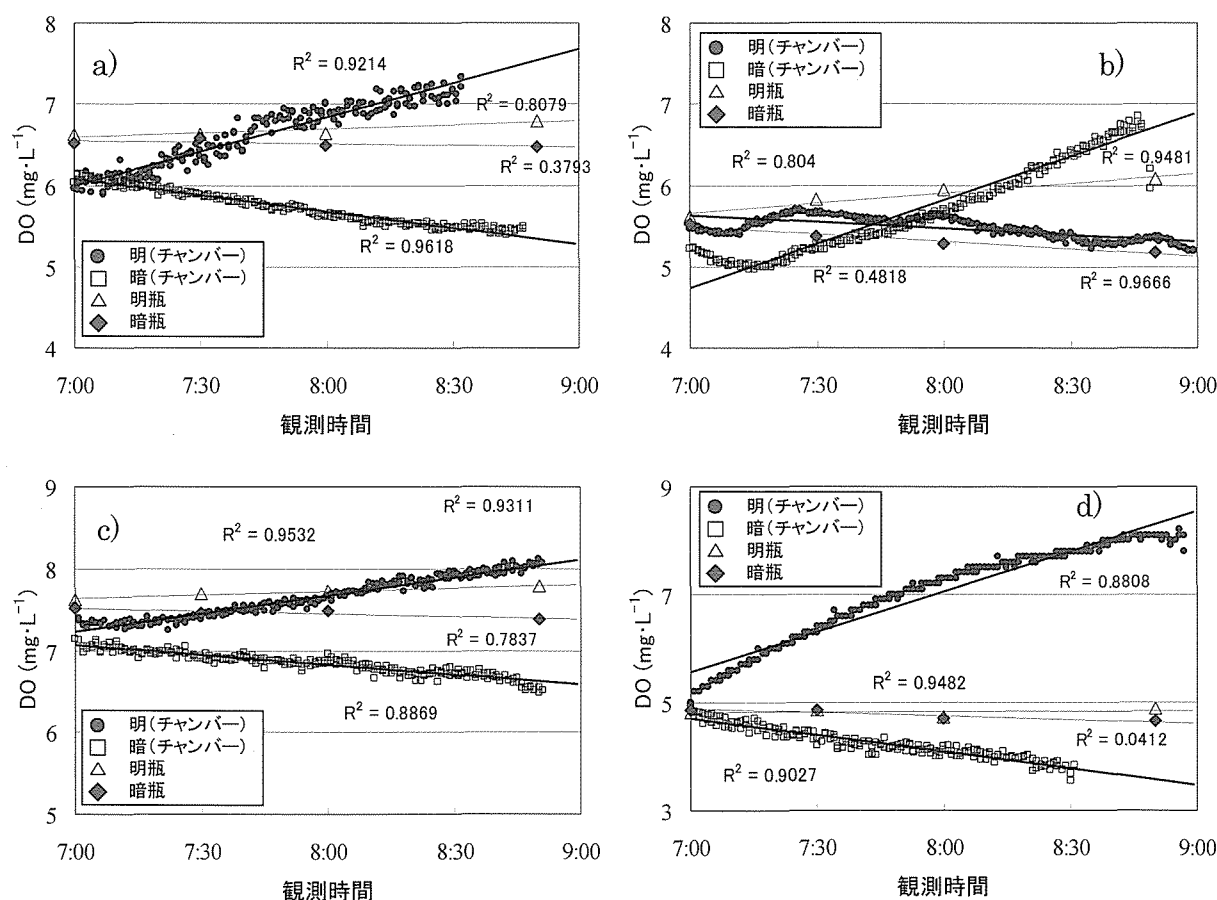
5.3-(1) ベンシックチャンバー内の溶存酸素濃度

人工干潟および湾内3種類の自然干潟の堆積物とマクロベントスの特徴を表5-1に示す。前浜干潟である立神浦は砂質でTOCは $2.7 \pm 0.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dry}$ と低かった。また、河口干潟である鵜方浜は砂泥質で、TOCは $7.7 \pm 0.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dry}$ 、堤防後背地である杓浦は泥質でTOCは

表 5-1 調査干潟の底質と底生動物、酸素消費速度および総生産速度の特徴

		人工干潟 立神浦	河口干潟 鵜方浜	前浜干潟 立神浦	堤防後背地 杓浦
底質 (DL+0.5m)	外観性状	砂泥質	砂泥質	砂礫質	泥質
	含泥率 (%)	28.1 ± 4.8	24.5 ± 2.8	14.1 ± 3.4	78.6 ± 5.4
	COD (mg·g-dry ⁻¹)	12.1 ± 0.9	12.9 ± 0.9	2.4 ± 0.3	86.1 ± 5.3
	TOC (mg·g-dry ⁻¹)	6.8 ± 0.2	7.7 ± 0.5	2.7 ± 0.3	56.7 ± 1.5
	TN (mg·g-dry ⁻¹)	0.81 ± 0.1	0.75 ± 0.2	0.4 ± 0.0	4.6 ± 0.2
	AVS (mg·g-dry ⁻¹)	0.36 ± 0.2	0.43 ± 0.2	0.08 ± 0.0	4.7 ± 2.1
	Chl.-a (mg·g-wet ⁻¹)	18.6 ± 2.3	31.7 ± 5.2	9.5 ± 1.1	32.2 ± 2.7
	C/N 比	8.4 ± 0.9	10.3 ± 1.9	8.4 ± 2.9	12.5 ± 1.5
マクロベント ス	個体数 (ind·0.2m ⁻²)	519.3 ± 93.1	376.1 ± 87.1	200.9 ± 58.7	109.4 ± 17.2
	種類数 (species·0.2m ⁻²)	42.1 ± 4.3	24.1 ± 2.3	16.5 ± 2.8	7.1 ± 0.8
	湿重量 (g·0.2m ⁻²)	109.3 ± 12.0	81.8 ± 9.0	24.0 ± 4.0	3.6 ± 1.2
酸素消費速 度	マクロベントス*2 (mgO ₂ ·m ⁻² ·h ⁻¹)	4.48 - 96.3	3.52 - 81.9	0.32 - 32.0	0.42 - 16.6
	バクテリア*3 (mgO ₂ ·m ⁻² ·h ⁻¹)	12.5 - 85.7	16.6 - 189	1.48 - 39.4	67.2 - 313
	全体 (mgO ₂ ·m ⁻² ·h ⁻¹)	35.2 - 163	22.4 - 289	1.80 - 51.3	70.4 - 314
光量子量 (mmol·m ⁻² ·s ⁻¹)		0.72 - 1.5	0.58 - 1.3	0.65 - 1.9	0.54 - 1.1
総生産速度*1 (mgO ₂ ·m ⁻² ·h ⁻¹)		32.0 - 190	19.2 - 502	34.7 - 98.4	49.5 - 330

*1: (式 5-1)より算出, *2: (式 5-2)より算出, *3: (全酸素消費速度-マクロベントス酸素消費速度)から算出


 図 5-3 7月における明暗ベンシックチャンバー内の溶存酸素濃度の変化の一例
 (a)人工干潟(2005), b)河口干潟(2006), c)前浜干潟(2005), d)堤防後背地(2007))

56.7±1.5 mg·g⁻¹-dry と高い値を示した。浚渫土を添加した人工干潟については、前者の砂質前浜干潟に有機物豊富な泥質の浚渫土を添加したため、砂泥質であり、TOC は 6.8±0.2 mg·g⁻¹-dry と河口干潟に近い値であった。

各干潟の夏期（7月）の観測におけるベンシックチャンバー及び海水用の明暗瓶内の溶存酸素濃度の変化を図 5-3 に示す。どの干潟においても、暗瓶および暗条件のチャンバー内で観測開始後、酸素濃度が直線的に減少し、明瓶および明条件のチャンバー内ではほぼ直線的に増加する傾向を示した。これは、暗条件において、チャンバー内では微生物等の底生動物の呼吸により、暗瓶内では植物プランクトンの呼吸により酸素消費が行われていることを示している。一方明条件において、チャンバー内では底生微細藻類の光合成により、明瓶内では植物プランクトンの光合成により酸素生成が行われていることを示している。また河口干潟において、観測初期にいずれのデータも溶存酸素濃度が減少したが、これは、チャンバー設置直後の底泥表層の攪乱の影響であると考えられた。

5.3-(2) 調査干潟の底質と底生動物、酸素消費速度の特徴
一定時間（120 分）ごとの暗チャンバー内の溶存酸素濃度から暗瓶内の海水の酸素濃度を差し引くことにより、干潟表面からの酸素消費速度を算出した。さらにチャンバー内の干潟堆積物に生息していたマクロベントスの呼吸速度を式 5-2 より算出し、干潟の酸素消費全体に占める割合を求めた。

各調査干潟における底質とマクロベントスの特徴および、酸素消費速度とマクロベントスの呼吸速度の計算値を表 5-1 に示した。含泥率（シルトと粘土の含有率）は堤防後背地で最も高く（ $p<0.01$ ）、河口干潟、前浜干潟の順に低くなり、外観性状は、前浜干潟が砂礫質、河口干潟が砂泥質、堤防後背地が泥質であった。外観性状に対応して、堤防後背地（杓浦）で、共に底質の有機物含有量は最も高く、AVS も水産用水基準 0.2 mg·g⁻¹-dry⁻¹ ¹⁶⁾ を大きく超える高い値を示した。一方、前浜干潟（立神浦）では、共に有機物含有量は最も低く、AVS も同様の傾向であった。河口干潟はその中間的な値であった。また、底質のクロロフィル-a 量は、底質の有機物含有量の高い堤防後背地と河口干潟で高く、有機物含有量の低い前浜干潟では低くなった。出現したマクロベントスの個体数、種類数、湿重量は 3 種の干潟の中で河口干潟が最も多く、一方、立神浦や杓浦の潮受け堤防前面の前浜干潟では、生物個体数、種類数、湿重量共に河口干潟に

比べて少なかった。また潮受け堤防の後背地に出現したマクロベントスは、湿重量は他の干潟と比較して極端に小さく、種類数や多様性が 3 種の干潟の中で最も低かった。

各調査干潟における酸素消費速度に対するマクロベントスとバクテリアの呼吸速度の内訳を表 5-1 に示した。干潟の形態間の特徴としては、調査干潟の中で最も干潟堆積物の有機物含有量が低い砂質の前浜干潟（立神浦）の酸素消費速度が 1.80 ~ 51.3 mg O₂ m⁻²h⁻¹ と最も低かった。続いて人工干潟が 35.2 ~ 163 mg O₂ m⁻²h⁻¹、河口干潟が 22.4 ~ 289 mg O₂ m⁻²h⁻¹ の順で高くなり、最も有機物含有量の高い堤防後背地（杓浦）の酸素消費速度が 70.4 ~ 314 mg O₂ m⁻²h⁻¹ と最も高い値を示した。その傾向は水温の低い冬期よりも水温が 20℃ を上回る 5 月から 10 月にかけて強くみられた。これには干潟堆積物の有機物含有量の高い干潟ほど、水温の上昇する春から秋期にかけて、ベントスやバクテリア等によって干潟堆積物中の有機物が分解されていることが考えられる

5.4 考 察

5.4-(1) 各干潟の酸素消費速度の変化

各干潟における毎月の酸素消費速度とマクロベントスの呼吸速度の変化を図 5-4-(A)-b), (B)-b), (C)-b), (D)-b) に示した。酸素消費速度は各干潟ともに水温が高くなる夏期（7, 8, 9 月）に最も高く、水温が低くなる冬期（12, 1, 2 月）に最も低くなった。これは水温が高くなると、干潟堆積物中のバクテリアやマクロベントスの呼吸活性が高くなり、干潟堆積物中の有機物が分解されていることが推測される。また図 5-4-(A)-c), -d), (B)-c), -d), (C)-c), -d), (D)-c), -d) に示した干潟堆積物の間隙水中の DIN および DIP 濃度も同様に夏期に上昇する傾向を示していることから、干潟堆積物の間隙水中の DIN 濃度と酸素消費速度との関係を図 5-5 に示した。両者には高い相関関係があることから、干潟堆積物中の有機物の分解により、間隙水中に分解生成物である DIN や DIP が高濃度に蓄積されることが考えられた。

さらに酸素消費速度に影響を与えられと考えられるマクロベントスの呼吸速度をみると、出現するマクロベントスの湿重量に対応して、人工干潟で最も高く 4.48 ~ 96.3 mg O₂ m⁻²h⁻¹、河口干潟で 3.52 ~ 81.9 mg O₂ m⁻²h⁻¹、前浜干潟で 0.32 ~ 32.0 mg O₂ m⁻²h⁻¹、堤防後背地で 0.42 ~ 16.6 mg O₂ m⁻²h⁻¹ の順で低くなった。またそれぞれ水温の上昇に伴って特に夏期に増加した。一方、干潟堆積物の全酸素消費速度に対するマクロベントスの呼吸速度の

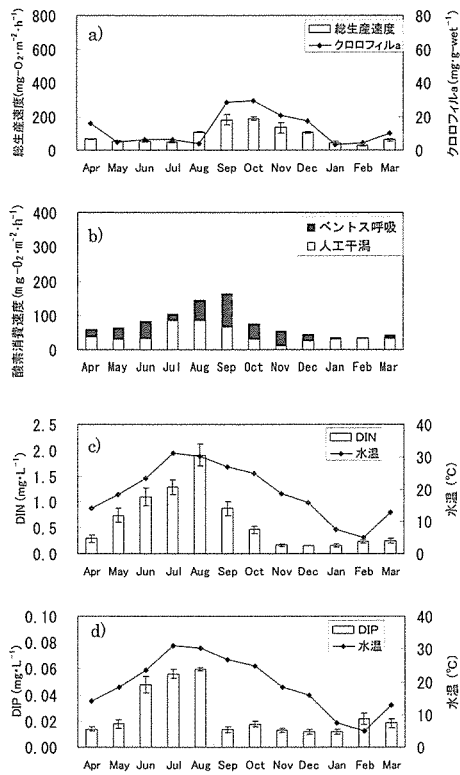


図5-4(A) 人工干潟におけるa)底生微細藻類量とその総生産速度, b)堆積物の酸素消費速度, c)間隙水中のDIN濃度, d)間隙水中のDIP濃度の変化

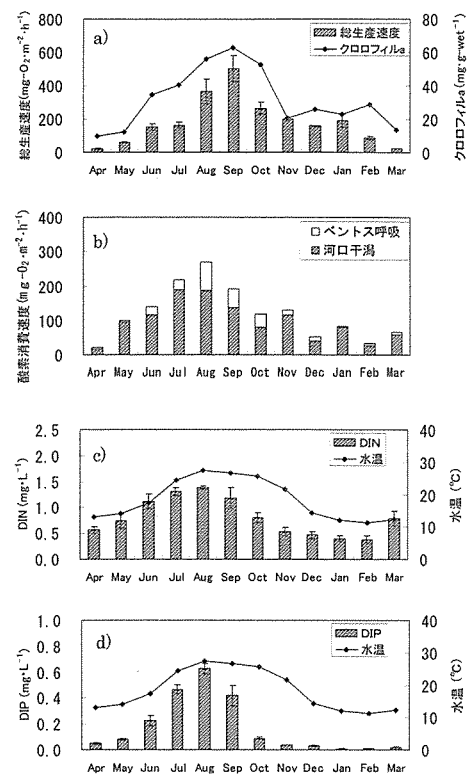


図5-4(B) 河口干潟におけるa)底生微細藻類量とその総生産速度, b)堆積物の酸素消費速度, c)間隙水中のDIN濃度, d)間隙水中のDIP濃度の変化

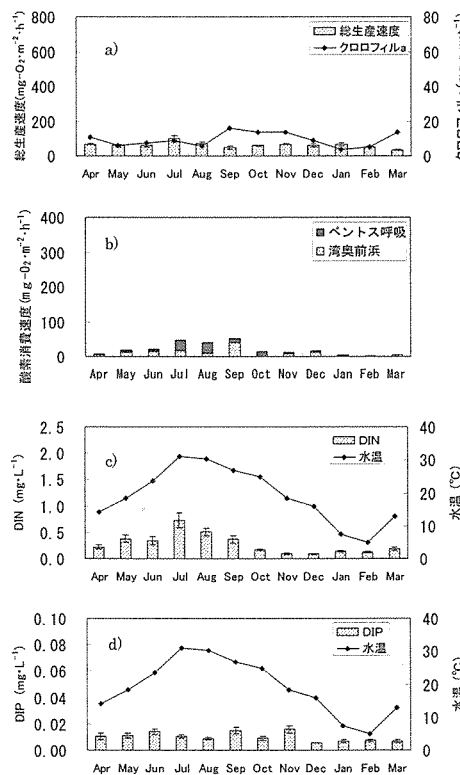


図5-4(C) 前浜干潟におけるa)底生微細藻類量とその総生産速度, b)堆積物の酸素消費速度, c)間隙水中のDIN濃度, d)間隙水中のDIP濃度の変化

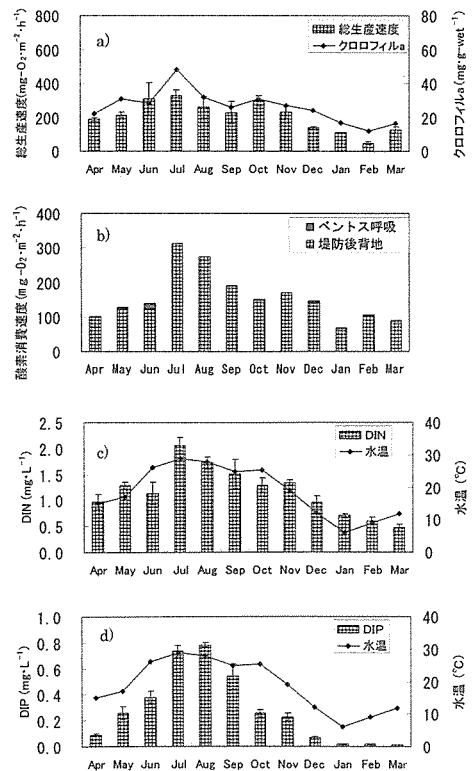


図5-4(D) 堤防後背地におけるa)底生微細藻類量とその総生産速度, b)堆積物の酸素消費速度, c)間隙水中のDIN濃度, d)間隙水中のDIP濃度の変化

割合は、前浜干潟で10～79%と最も高く、続いて浚渫土を添加した人工干潟で3.3～60%、河口干潟で4.1～33%、堤防後背地で0.2～11%であった。これは、干潟堆積物の有機物含有量とマクロベントスの湿重量に関係すると考えられる。すなわち、前浜干潟（立神浦）では、干潟堆積物の有機物含有量が少ないため、バクテリア等の有機物分解速度は低く、マクロベントスによる呼吸速度の割合が高くなったと推測される。対して堤防後背地（杓浦）では、干潟堆積物の有機物含有量が高いため、酸素消費速度は高いが、マクロベントスが極端に少ないため、呼吸速度の占める割合が低くなったと推測された。河口干潟や人工干潟については、干潟堆積物中の有機物とマクロベントス量も豊富であることから、その中間的な値になったと考えられた。

以上より、貧栄養な砂質の前浜干潟に浚渫土を添加して造成した人工干潟では、干潟堆積物の有機物量とマクロベントス量の増加により、干潟堆積物中の有機物の分解が促進され、それによって全酸素消費速度が最大値で51.3から163 mg O₂ m⁻² h⁻¹と約3倍に増加し、間隙水中のDIN濃度がそれにともない上昇することが推測された。

5.4-(2) 各干潟の総生産速度の変化

明暗チャンバーによる観測から（式5-1）より算出した各干潟の総生産速度と各干潟堆積物のクロロフィルa量の通年の変化を図5-4(A)-c)、(B)-c)、(C)-c)、(D)-c)に示した。干潟堆積物上の底生微細藻類による総生産速度は、夏期の水温上昇と共に増加し、河口干潟で9月、前浜干潟と堤防後背地で7月、人工干潟で10月に最大値を示した。また、干潟堆積物表層のクロロフィルa量も同様の傾向を示した。そこで各干潟の総生産速度とクロロフィルa量および酸素消費速度との関係をそれぞれ図5-6、7

に示した。クロロフィルa量は前浜干潟以外で高い正の相関を示し傾きも類似していた（ $R^2=0.71 - 0.77$ ）。また酸素消費速度（ $R^2=0.56 - 0.66$ ）は各干潟共に正の相関を示した。この結果は酸素消費速度で表される干潟堆積物中の有機物分解により、間隙水中のDIN濃度が上昇し（図5-5）、それを栄養として、クロロフィルaで表される底生微細藻類が増加し、その結果干潟での総生産速度が増加することを示唆している。また、7月から10月の総生産速度を形態別の干潟毎に比較すると、河口干潟が163～502 mg O₂ m⁻² h⁻¹と最も高く、堤防後背地で228～330 mg O₂ m⁻² h⁻¹、人工干潟で47.7～190 mg O₂ m⁻² h⁻¹、前浜干潟で48.0～98.4 mg O₂ m⁻² h⁻¹の順に低くなった。これは、干潟堆積物に含まれる有機物量と底生動物とクロロフィルa量が関係すると考えられる。表5-1より、常に河川より有機物等の栄養分を供給される河口干潟では、マクロベントスと干潟堆積物の有機物共に豊富であり、摂食圧があるにも関わらず、豊富なクロロフィル量を維持している。一方堤防後背地については、干潟堆積

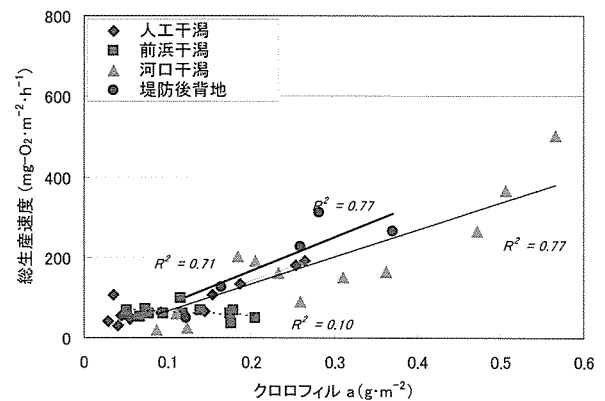


図5-6 自然干潟と人工干潟における基礎生産速度と干潟堆積物表層のクロロフィルa量との関係

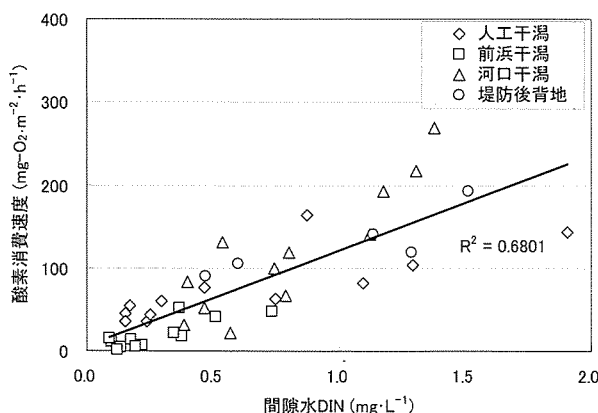


図5-5 自然干潟と人工干潟における酸素消費速度と間隙水中のDIN濃度との関係

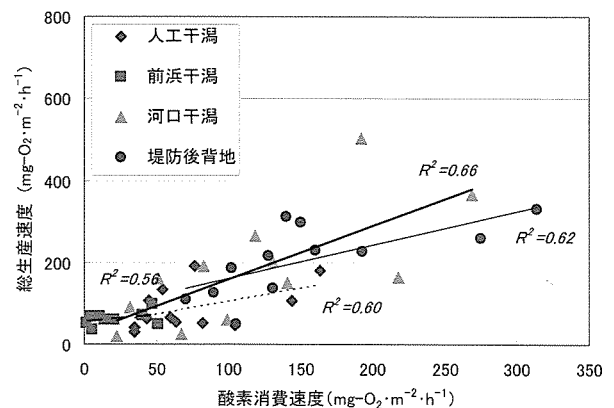


図5-7 自然干潟と人工干潟における基礎生産速度と酸素消費速度との関係



図 5-8 各干潟における総生産速度と底生生物の特徴(模式図)

物中の有機物は過剰で、クロロフィル量は豊富であるが、マクロベントスは貧弱であるため、摂食圧が低く、その結果総生産速度は高くなっていることが考えられる (図 5-8)。また、人工干潟造成前後で比較すると、造成前の前浜干潟よりも人工干潟の方が高い総生産速度を示した。これは浚渫土を添加することにより、人工干潟堆積物中に含まれる豊富な有機物が好気的条件下で分解無機化され、それを栄養として底生微細藻類の生産が行われたためであると考えられる (図 5-8)。

5.4-(3) 各干潟の総生産速度の日周変化

各干潟において夏期 (人工干潟：2005 年 8 月，河口干潟：2006 年 8 月，前浜干潟：2005 年 8 月，堤防後背地：2007 年 8 月) に行った，2 潮汐間の昼夜観測について，明暗チャンバー内の 2 時間毎の酸素濃度変化から干潟の総生産速度を算出し，その結果を水深，水中光量子量，水位の時間変化を併せて図 5-9 に示した。人工干潟，河口干潟，前浜干潟，堤防後背地の測定時の水位 (DL) は

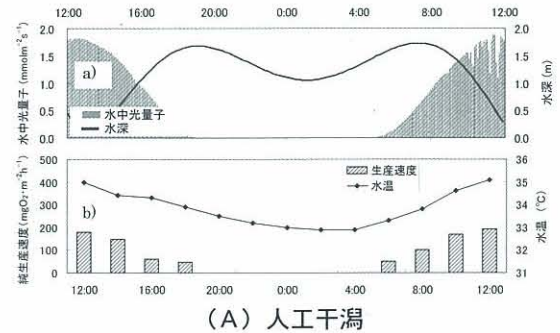


図 5-9(A) 人工干潟における a) 光量子量と水深，b) 基礎生産速度と水温の経時変化

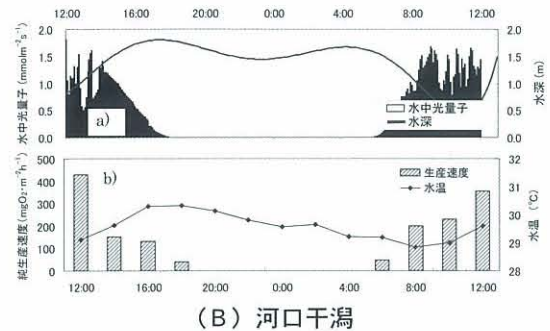


図 5-9(B) 河口干潟における a) 光量子量と水深，b) 基礎生産速度と水温の経時変化

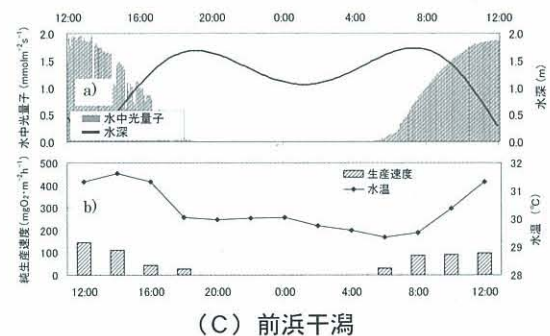


図 5-9(C) 前浜干潟における a) 光量子量と水深，b) 基礎生産速度と水温の経時変化

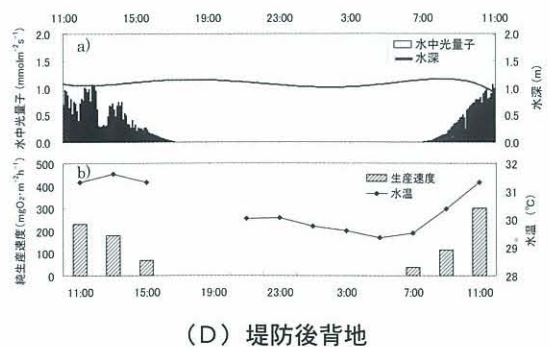


図 5-9(D) 堤防後背地における a) 光量子量と水深，b) 基礎生産速度と水温の経時変化

それぞれ、38～174 cm, 61～184 cm, 28～172 cm, 106～119 cm, 水温は32.7～35.1℃, 28.9～30.3℃, 29.4～31.6℃, 28.4～31.6℃, 水中光量子量はDL: +0.5 mの地点で0～1.95mmolm⁻²s⁻¹, 0～1.80mmolm⁻²s⁻¹, 0～1.96mmolm⁻²s⁻¹, 0～1.12mmolm⁻²s⁻¹, 塩分は32.1～33.2, 25.3～30.4, 32.3～33.1, 24.1～27.9の範囲で変化した。各干潟の総生産速度は光量子量が最も多い正午にかけて最大値を示した。また、干潟間では前述の図5-4と同様に河口干潟で総生産速度が最も高く、ついで堤防後背地、人工干潟、前浜干潟の順に低くなった。このように、いずれの干潟においても、正午にかけての光量子量の増加に伴い、明条件のチャンバー内の酸素濃度の増加速度が上昇し、総生産速度も上昇した。また正午から日没にかけての光量子量の減少に伴い、総生産速度も徐々に減少した。つまり、干潟の総生産速度は水位や水温よりも、光量子量に影響を受けて変化していることが考えられた。そこで、各干潟の光量子量と単位クロロフィルa量あたりの総生産速度の関係を図5-10に示した。ややバラツキはあるものの、どの干潟においても、単位クロロフィルa量あたりの総生産速度は光量子量に対して正の相関関係を示した。さらに観測中の最大光量子量においても総生産速度と直線関係があることから、光合成は飽和に達することはいと考えられた。また、図5-4にも示したように、各干潟堆積物間隙水中の栄養塩濃度も豊富に存在している。このことから、観測を行った4種類の干潟における夏期の底生微細藻類の光合成は、光制限であることが推測された。この結果は、和歌川河口干潟及び内之浦干潟¹⁷⁾や香川県高松市春日川・新川河口干潟¹⁸⁾で行った結果と同様の傾向を示した。

ここで、同じ光量(0.1mmolm⁻²s⁻¹)における他海域の単位クロロフィルa量あたりの総生産速度と比較する。

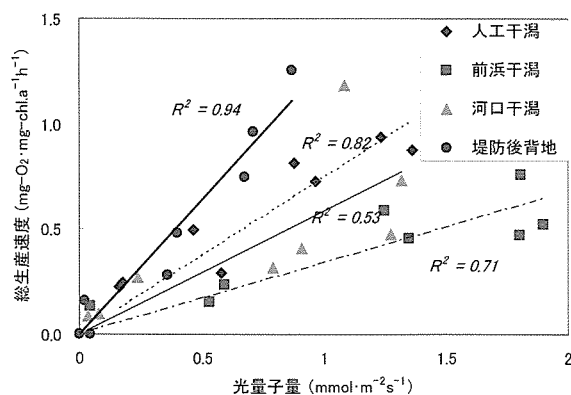


図5-10 自然干潟と人工干潟における単位クロロフィルa量あたりの総生産速度と光量子量との関係

英虞湾では人工干潟で0.08 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹, 河口干潟で0.05 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹, 前浜干潟で0.12 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹, 堤防後背地で0.04 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹であるのに対して、和歌川河口干潟¹⁷⁾では0.4 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹ (Sep. 2005), 内之浦干潟¹⁷⁾で1.3 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹ (Sep. 2005), イギリス南部のHythe塩性湿地¹⁹⁾で1.8 mg O₂ mg-chl.a⁻¹h⁻¹ (Mar. 1998)と高い活性を示した。この原因としては、観測時におけるクロロフィルaの採取層圧が考えられる。本研究では表層より1 cmを試料として採取しているが、和歌川河口干潟及び内之浦干潟では0.5 cm, Hythe塩性湿地では0.1 cmを採取して、その中のクロロフィルa量を計測している。つまり英虞湾の場合、実際に光の届かない深度に分布する底生微細藻類を含んでいるため、単位クロロフィルa量あたりの総生産速度が低くなったと考えられた。

また、図5-10において、干潟ごとに回帰直線の勾配に差異が認められた。これは各干潟における底質や水質等の因子が、総生産速度に影響を与えていることを示している。そこで、干潟における総生産速度へ影響を与える因子を明らかにするために、各干潟における毎月の観測値を元に、総生産速度を目的変数とし、光量子量、水温、クロロフィルaおよび間隙水中DIN濃度を説明変数とした重回帰分析を行った(n=48)。p<0.05で統計的に有意であると判断した。結果、クロロフィルa(p<0.01)、光量子量(P=0.047<0.05)および間隙水中DIN濃度(P=0.011<0.05)が正の影響を、水温(p=0.88>0.05)が負の影響を与えていた。以上の結果より、干潟における総生産速度は底質中のクロロフィルa量、間隙水中DIN濃度、光量子量の順に影響していることが考えられた(R²=0.84, p<0.001)。

以上より、干潟堆積物中の有機物量とクロロフィルa量が共に低い前浜干潟に、浚渫土を添加することによって、クロロフィルa量が平均値として、9.5μg·g⁻¹から18.6μg·g⁻¹に増加し、その結果、マクロベントスが平均で24.0g·0.2 m⁻²から109g·0.2 m⁻²に増加した。それによって全酸素消費速度が最大値で51.3から163 mg O₂ m⁻²h⁻¹へと約3倍増加した。また、昼夜観測を行った夏期(2005年8月)における1日あたりの総生産量が、1.06g O₂ m⁻² day⁻¹から1.90g O₂ m⁻² day⁻¹に約2倍増加することが分かった。この結果より、有機物含有量の低い砂質の前浜干潟に浚渫土を混合することにより、人工干潟の底生微細藻類を増加させ、さらには総生産量を増加させることができる可能性があることが分かった。

5.5 要約

本研究では、浚渫土を用いて造成した人工干潟において底生動物量が増加するメカニズムを評価するため、英虞湾内の3種類の自然干潟と人工干潟において、酸素消費速度と総生産速度を定量的に把握し、比較検討することにより、浚渫土を用いた人工干潟の物質循環機能の特性について整理した。主な結論を以下に示す。

- 1) 干潟における酸素消費速度は、干潟堆積物の有機物含有量が低い砂質の前浜干潟で $1.80 \sim 51.3 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ と最も低く、続いて人工干潟が $35.2 \sim 163 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、河口干潟が $22.4 \sim 289 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ の順で高くなり、最も有機物含有量の高い堤防後背地で $70.4 \sim 314 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ と最大値を示した。また酸素消費速度は、水温と干潟堆積物中の有機物含有量の増加と共に増加し、干潟堆積物中の有機物の好氣的分解により、間隙水中に分解生成物である DIN が高濃度に蓄積されることが分かった。
- 2) 干潟の全酸素消費速度に対するマクロベントスの呼吸速度の割合は、前浜干潟で $10 \sim 79\%$ と最も高く、続いて浚渫土を添加した人工干潟で $3.3 \sim 60\%$ 、河口干潟で $4.1 \sim 33\%$ 、堤防後背地で $0.2 \sim 11\%$ であった。酸素消費速度は干潟堆積物の有機物含有量とマクロベントスの湿重量が大きくなるほど増加することが分かった。
- 3) 干潟の総生産速度は、水温が上昇する夏期に増加し、河口干潟で9月、前浜干潟と堤防後背地で7月、人工干潟で10月に最大値を示した。また光量子量と干潟堆積物中のクロロフィルa量および酸素消費速度に正の相関があることが分かった。さらに観測を行った4種類の干潟における光合成は光制限であることが分かった。また、干潟のクロロフィルa量は、干潟堆積物に含まれる有機物量とマクロベントス量によって変化することが分かった。
- 4) 干潟堆積物中の有機物量とクロロフィル量が共に低い前浜干潟に、浚渫土を添加することによって、クロロフィルa量が平均で $9.5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ から $18.6 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ に増加し、その結果マクロベントスが平均で $24.0 \text{ g} \cdot 0.2 \text{ m}^{-2}$ から $109 \text{ g} \cdot 0.2 \text{ m}^{-2}$ に増加した。それによって全酸素消費速度が最大値で 51.3 から $163 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ へと約3倍増加し、昼夜観測を行った夏期（2005年8月）における1日あたりの総生産量が、 $1.06 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ から $1.90 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ に約2倍増加することが分かった。

以上より、浚渫土を用いた人工干潟では、干潟堆積物に豊富に含まれる有機物が好氣的条件で分解され、底生微細藻類やマクロベントスが増加し、砂礫質の自然前浜干潟より、豊富な生物相を形成することが特徴として考えられた。

文 献

- 1) 鈴木輝明：干潟域の物質循環と水質浄化機能，地球環境，Vol. 11, No. 2, pp. 161-171, 2006.
- 2) 中村由行，野村宗弘，神尾光一郎：盤州干潟周辺海域における底生系と浮遊系のカップリングに関する研究，港湾空港技術研究報告，Vol. 43, No. 2, pp. 35-71, 2004.
- 3) Yokoyama H., Y. Ishihi: Feeding of the bivalve *Theora lubrica* on benthic microalgae: isotopic evidence, Mar. Ecol. Prog. Ser., Vol. 255, pp. 303-309, 2005.
- 4) SMITH, S. V., AND J. T. HOLLIBAUGH: Coastal metabolism and the oceanic organic carbon balance. Rev. Geophys. Vol. 31 pp. 75 - 93, 1993.
- 5) 門谷茂：瀬戸内海の現状と干潟域における物質循環，潰瘍と生物，Vol. 22, pp. 323-331, 1999.
- 6) Admiraal W., H. Peletier: Influence of seasonal variations of temperature and light on the growth rate of cultures and natural populations of intertidal diatoms. Mar. Ecol. Prog. Ser., Vol. 2, pp. 35-43, 1980.
- 7) Hickman M.: Methods of determining the primary productivity of epipelagic and epipsammic algal associations, Limnol. Oceanogr., Vol. 14, pp. 936-941.
- 8) 三重県：伊勢湾の生態系回復に関する研究報告書，2004.
- 9) KENSHI KIMURA, OSAMU NISHIMURA, TAKAO TSUCHIYA, SHIGEYUKI OKUTOMI, KOJI TAMASHITA, YUHEI INAMORI, RYUICHI SUDO: Filtration, Respiration and Assimilation in the Suspension Feeding Bivalves, *Limnoperna fortunei kikuchii* and *Macrura veneriformis*, Jap. Jour. Water Treat. Biol., Vol. 34, No. 3, pp. 183-194, 1998.
- 10) 神園真人，山元憲一，江藤拓也，佐藤博之：下記の瀬戸内海周防灘における大型底生動物の酸素消費量，水産海洋研究，Vol. 60, No. 2, pp. 143-149, 1996.
- 11) 清木徹，平岡喜代典，李正奎，西嶋渉，向井徹雄，瀧本和人，岡田光正：広島湾における干潟の水質浄化機能に関する研究，水環境学会誌，Vol. 21, No. 7, pp.

- 421-428, 1998.
- 12) 細川恭史, 堀江毅: ヨツバネスピオの貧酸素耐性と内湾域における夏期無生物域の発生条件, 運輸省港湾技術研究所, Vol. 643, pp. 1-39, 1989.
- 13) 細川恭史, 堀江毅: 海域の貧酸素化による無生物底泥の発生条件について, 環境システム研究, Vol. 16, pp. 168-172, 1988.
- 14) CHARUMAS CHAPEONPANICH, SHIGERU MONTANI, HIROAKI TSUTSUMI, HIROSHI NAKAMURA: Estimation of oxygen consumption of a deposit-feeding polychaete capitella sp. I, Fisheries Science, Vol. 60, No. 3, pp. 249-251, 1994.
- 15) 環境庁水質保全局: 底質調査法とその解説, 日本環境測定分析協会, 1988.
- 16) 社団法人日本水産資源保護協会: 水産用水基準, 2000.
- 17) 矢持進, 小林愛実, 平井研: 干潟域における底生微細藻類の総光合成速度に関する考察, 水環境学会誌, Vol. 30, No. 8, pp. 441-448, 2007.
- 18) 斉藤のどか: 河口干潟域における底生珪藻の動態と環境諸因子の関係, 香川大学大学院修士論文, p. 97, 2002.
- 19) DRANSFELD, L.: The environmental and photo-physiological control of microphytobenthos primary production on an intertidal mudflat. University of Southampton, Faculty of Science, School of Ocean and Earth Science, PhD Thesis, p. 188, 2000.

第6章 自然干潟および浚渫土を用いて環境改善された干潟における2潮汐間の物質収支の定量化

6.1 緒言

第3章および第4章では、潮受け堤防により分断された、前浜干潟および堤防後背地の底質の栄養レベルを干潟のマクロベントスの生息に最適な条件に改善する手法について、その生物生息機能の改善効果を検討してきた。今後、これらの技術を確立する際には、改善を行った人工干潟の物質循環特性を詳細に把握し、周辺環境への効果を適切に評価する必要がある。物質循環機能を把握することは、自然再生事業の計画、立案段階において極めて重要な役割を持つといえる。

干潟が有する機能の中でも、富栄養化の低減すなわち窒素・リンの除去という水質浄化機能に寄せる期待は大きい。干潟やアマモ場といった空間は、一般的に海と陸とが接する境界域に位置することが多く、陸域起源の栄養に飛んだ河川水が最初に流れ込む場所である。そこでは底生微細藻類や海藻類が繁茂し、二枚貝類も多く生息する。富栄養化した海水中では、光合成を行うことにより、多量の植物プランクトンが発生し、特に初夏から秋にかけて、赤潮になる。さらに海水中に多量に発生した植物プランクトンは、海底に沈降堆積し、貧酸素化を助長するといわれている¹⁾。しかし、干潟に生息する二枚貝類等の底生動物は、海水中の植物プランクトンをエサとして吸収分解することにより、周辺海水中の窒素・リンを除去している。このような二枚貝類が懸濁物質をろ過摂食することを細川ら²⁾、青山ら³⁾、国立環境研究所⁴⁾では実験的に明らかにしている。さらに門谷⁵⁾や石井⁶⁾らは干潟に繁茂する底生微細藻類や海藻類が光合成により無機態の栄養塩を取り込むことも明らかにしている。

これまで、自然干潟における窒素・リンの動態が周辺海域に及ぼす影響について、現地観測・室内実験・モデル解析など様々な手法・切り口から検討されている（青山・鈴木, 1996; 松梨, 1996; Montaniら, 1998; Kohataら, 1999; 児玉ら, 2000, 矢持ら 2003, 野村ら^{7)~14)}）。しかしながら、干潟における諸現象には未解明な点が多く、シミュレーションモデルを用いた精度の高い予測を行うためには詳細な現地観測が依然として重要であるといえる。さらに人工的に創出された干潟の物質循環機能に関する本格的な研究例は阪南2区や大阪南港野鳥園で行われている程度で数少ないのが現状である。また、干潟の存在する極浅海域と、貧酸素が発生する沿岸域とは空間的に離れており、これらの関係を把握するためには、直接的

な現場観測だけでは限界がある。そのためには、干潟生態系や沿岸域の流動を考慮した数値モデルを用いて、両者の相互関係を検討する必要がある。

近年、このような物質循環機能に関する各種現場実測データの蓄積にともない、数値モデル解析によって自然干潟における窒素・リンの動態が周辺海域に及ぼす影響について精度の高い検討がされている^{7), 11), 14)}。その中でも相馬ら¹⁾は、内湾全体を、干潟・浅海域と湾央域、あるいは底泥中（底生系）と水中（浮遊系）の生態系が時空間的に相互に関連した複合生態系として捉え、東京湾における干潟の埋め立てや富栄養化に伴う底層水の貧酸素化について、その関係を予測・評価している。しかしながら、干潟生態系モデルやボックスモデルを用いて限られた計算領域内での検討が多く、湾全体の再生効果を研究した例は数少ない。

そこで、本章では、英虞湾で造成した人工干潟の物質循環機能を評価するために、英虞湾内の3種類の自然干潟（河口干潟、前浜干潟、堤防後背地）および、英虞湾立神浦に造成した、浚渫土を30%の割合で添加した人工干潟について、そこに流入・流出する水質の変化について2潮汐間にわたり定量的に連続観測し、各干潟に流入・流出する物質のフラックスについて検討した。さらに千葉ら¹⁵⁾により開発された、3次元流動、浮遊生態系、底生生態系、アコヤガイ成長、集水域の5つのモデルから構成される英虞湾環境動態予測モデルと呼ばれる数値モデルを用い、第4章及び第5章における各干潟の実測データをパラメータとして使用することにより、英虞湾全域に対する干潟再生効果の検討を行った。

6.2 方法

6.2-1) 調査干潟

干潟の形態の違いによる流入・流出する物質のフラックスの差異を把握する目的で、浚渫土を用いて造成した人工干潟および、湾内の3種類の自然干潟を対象として調査を行った。調査地点を図6-1に示す。

人工干潟は、湾奥部立神浦の潮受け堤防前面の比較的貧栄養な前浜干潟に、湾内で採取された有機物の豊富な浚渫土を30%の割合で混合することで2003年に造成された（第3章）。面積は7200 m²、勾配は1/25の砂泥質の干潟である。有機物が豊富にあることから、造成後底生動物は増加し、現在は造成前の前浜干潟の約3倍の生物量を維持している¹⁵⁾。自然干潟は、地理的特性と形態に

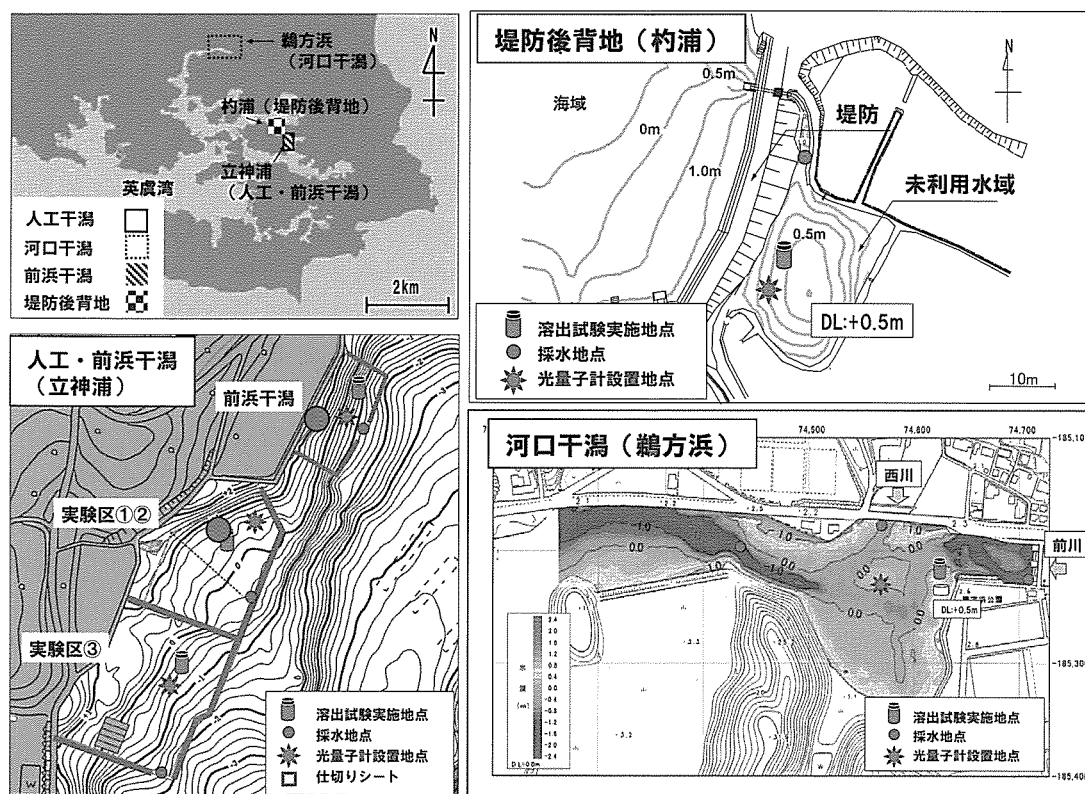


図 6-1 調査地点の概要と各干潟の 2 潮汐間の流入出フラックス調査地点

より、第 2 章図 2-1 に分類、定義した、河口干潟と前浜干潟、そして潮受け堤防後背地の未利用地の中の水域について、代表的な場所を選定し、調査を行った。河口干潟については、英虞湾最大の流入河川である前川の河口に発達する鵜方浜を、また前浜干潟は、湾奥部潮受け堤防前面の立神浦の前浜干潟を調査対象とした。潮受け堤防後背地の未利用地域については、杓浦を調査対象とした。

6.2-(2) 各干潟の地盤高の調査

図 6-1 に示す、英虞湾内の 3 種類の自然干潟（河口干潟（砂泥質）、前浜干潟（砂質）、堤防後背地（泥質））および、英虞湾立神浦に造成した、浚渫ヘドロを 30% の割合で添加した人工干潟（砂泥質、実験区 1, 2）について、大潮満潮時に船外機に搭載した測深器（ラサ電子(株) RS-122）を用いて 5 m × 5 m の格子サイズで深浅測量を行った。その値を元に干潟全体の地盤高図を作成し、各干潟に流入出する海水量の計算に用いた。

6.2-(3) 2 潮汐間の直上水流入出フラックスの観測方法

図 6-1 に示す英虞湾内の 3 種類の自然干潟（河口干潟（砂泥質）、前浜干潟（砂質）、堤防後背地（泥質））およ

び、英虞湾立神浦に造成した、浚渫ヘドロを 30% の割合で添加した人工干潟（砂泥質、実験区 1, 2）について、海水の出入り口を 1 カ所になるようにポリエチレン製のシートで囲い、そこから流入出する水質及び通過流速の経時的な変動を、出入り口に設置した調査地点において、2 潮汐間、1 時間毎に観測した。シートで囲われた状況を図 6-2 に示す。また、河口干潟である鵜方浜については、上流域からの流入があることから、潮汐による交換水質の他に、流入河川の水質と通過流速についても毎時観測した。杓浦の堤防後背地についても同様に上流からの流入があったが、ごく少量であったため、本研究では無視した。さらに人工干潟の実験区 1 については、底生動物の豊富な DL:0 m ~ -1.5 m を含む人工干潟全域と、前述の水深域を含まない DL:0 m 以浅域の 2 区画に分けて、同様にシートで囲い、そこから流入出する水質と通過流速の経時的な変動を 2 潮汐間、1 時間毎に観測した。観測日時は表 6-1 に示すとおりで、大潮の晴天時に行った。それぞれの調査地点を図 6-1 に示した。観測時は手こぎボートにてシート開口部へ接近し、多項目水質分析計（アレック社製:AAQ1183）を用いて、溶存酸素（以下 DO）、塩分、濁度、pH の鉛直分布を観測した。また同時

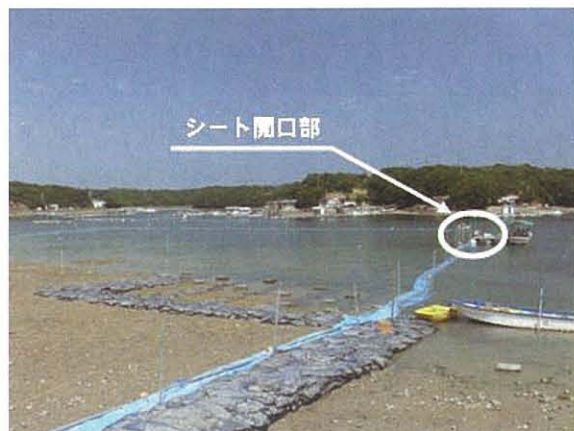


図 6-2 ポリエチレン製シートで干潟周囲を囲んだ状況

表 6-1 2 潮汐間の流入出フラックス観測日時

干潟	DL (m)	観測日
河口干潟	+1.5~-1.5	2006.09.21-22
	+1.5~-1.5	2007.01.18-19
前浜干潟	+1.5~-1.5	2006.07.27-28
	+1.5~-1.5	2007.02.19-20
堤防後背地	+1.5~-1.5	2006.08.21-22
	+1.5~-1.5	2006.12.21-22
人工干潟(実験区1)	+1.5~0	2005.07.21-22
	+1.5~-1.5	2005.08.04-05
	+1.5~0	2005.10.04-05
	+1.5~-1.5	2005.11.01-02
	+1.5~0	2006.01.26-27
人工干潟(実験区2)	+1.5~-1.5	2006.02.16-17
	+1.5~0	2006.09.04-05
	+1.5~-1.5	2007.01.30-31



図 6-3 シート開口部における水柱採水

に携帯型メモリ式電磁式流速計を（アレック社製：AEM1-D）用いて、10 分毎に開口部の通過流速を測定した。さらに内径 3 cm のホースを用いて、干潟底泥直上から、海水表面までの水柱を採取し、十分混合した後、分析試料とした。採水時の状況を図 6-3 に示す。水温、水深（STS 社製：MC1100WT）、光量（ライカ社：LI-1400）については、メモリ式の観測機器を現場に設置して 10 分間隔で測定した。採水した試料は、採水後現場で速やかに濾過し（GF/F）、冷蔵保存した後、SS、クロロフィル a（吸光法）、全窒素（TN）、全溶存態窒素（DTN）（島津製：TOC-VCPH）、全リン（TP）、全溶存態リン（DTP）、無機溶存態窒素（DIN）、無機溶存態リン（DIP）（BRAN LUEBBE 社製：TRAACS2000）について分析した。また、懸濁態窒素（PN）及び懸濁態リン（PP）については、それぞれ TN から DTN、TP から DTP を差し引くことにより算出した。有機溶存態窒素（DON）及び有機溶存態リン（DOP）については、それぞれ DTN から DIN、DTP から DIP を差し引くことにより算出した。

6.2-(4) 底泥と直上水間の栄養塩フラックス調査

図 6-1 に示した、英虞湾内の 3 種類の天然干潟および、英虞湾立神浦に造成した、浚渫ヘドロを 30% の割合で添加した人工干潟（砂泥質）について、底泥からの無機栄養塩の溶出と堆積物への取り込みを把握するために、水質観測と併せて現場実験を行った。内径 88 mm、長さ 30cm のアクリルコアを図 6-4 に示すように DL +0.5 m の地点に深さ 15 cm まで各 4 本設置し、最大潮位で設置、最低潮位で回収した下げ潮時と、最低潮位で設置、最高潮位で回収した上げ潮時にそれぞれ現場で培養した。培養開始時にはコア周辺の海水を採取しサンプルとした。培養後は直上水を底泥の巻き上げのないように採取し、均一に混合した後、サンプルとした。採取したサンプルは

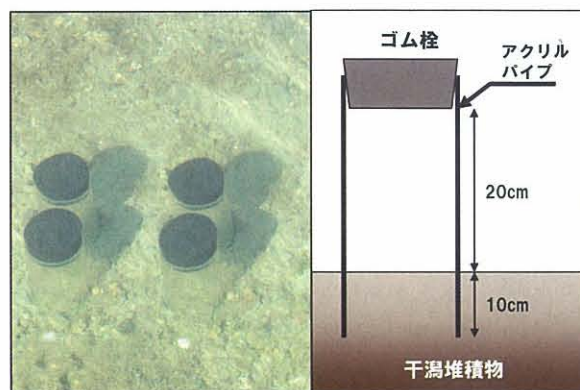


図 6-4 干潟に設置した溶出速度観測用コア

速やかに濾過した後、冷蔵保存し、無機溶存態栄養塩 (DIN, DIP) を分析した。開始時と培養終了時の直上水濃度の差から、式 (6-1) より底泥からの無機溶存態栄養塩 (DIN, DIP) の溶出速度を求めた。

$$F = \frac{C_t - C_0}{t} \times \frac{V}{A} \quad (\text{式 6-1})$$

ここで、 F は無機溶存態栄養塩 (DIN, DIP) の溶出速度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) を表す。

C_0 および C_t はそれぞれ、溶出実験開始直後と溶出実験終了時の海水中的無機溶存態栄養塩 (DIN, DIP) の濃度を表す。 V は直上水の体積、 A はコア内の底泥の表面積、 t は培養時間を表す。

また最大満潮時と最低干潮時にコア設置場所付近の干潟底質の柱状採泥を行い、表層より 1 cm を切り取り、速やかに実験室に持ち帰り、遠心分離器 (2500rpm, 20min) により間隙水を分離し、濾過後間隙水中の無機溶存態栄養塩 (DIN, DIP) を分析した。

6.2-(5) 海水交換量及び流入出フラックスの解析方法

シート開口部における通過海水量 Q_p ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) は、開口部での水位を 10 分間隔で観測し、式 (6-2) を用いて算出した開口部の通水断面積 A_t (m^2) と 0.5 m 毎に観測した実測流速と式 (6-3) を用いて算出した平均通過流速 V_t ($\text{m} \cdot \text{sec}^{-1}$) との積で求めた。

$$A_t = W_t \times H_t \quad (\text{式 6-2})$$

$$V_t = \sum_{i=0.5}^h v_i \quad (\text{式 6-3})$$

式 (6-2) と式 (6-3) の W_t はシート開口部の幅 (m)、 H_t は開口部の水深 (m)、 v_i は 0.5 m 毎に観測した水深毎の流速である。そして 1 時間毎の開口部通過海水量 Q_p ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) は以下の式 (6-4) で得られる。

$$Q_p = \sum_{t=10}^{60} A_t \times \frac{(V_t + V_{t+10})}{2} \quad (\text{式 6-4})$$

ここで、 A_t は水位観測から算出された開口部における通水断面積 (m^2)、 V_t は式 (6-3) から算出した時刻 t における平均通過流速 ($\text{m} \cdot \text{sec}^{-1}$)、 V_{t+10} は時刻 t から 10 分後の平均通過流速 ($\text{m} \cdot \text{sec}^{-1}$) である。

さらに河口干潟 (鵜方) については、前川と西川二つの河川からの流入があったため、同様にその流入河川の水位 H_{it} と平均流速 V_{it} を 10 分間隔で観測した。平均流速については、各調査時間毎に水深 0.5 m、河川幅 5 m 毎にそれぞれ流速を観測し、その合計により平均流速を算

出した。また、地形測量の結果と水位より、各観測時間毎の断面積 A_{it} を算出し、それと平均流速 V_{it} の積から流入量 Q_i を求めた。また、堤防後背地 (杓浦) についても、上流小集水域からの流入があったため、流入口に側溝を設置し、その水位 H_{it} と流速 V_{it} を 10 分間隔で観測し、流入口幅 W_{it} と水位 H_{it} の積から断面積 A_{it} を算出し、それと流速 V_{it} の積から流入量 Q_i を求めた。

1 時間毎に各干潟に流入出した各物質量は、毎時観測した各物質濃度 C_t および C_{t+60} の平均濃度を Q_p と Q_i それぞれにかけあわせることで求められる。そして全物質質量 M は 2 潮汐間の時間積分となる式 (6-5) から算出した。

ここで、 M は観測期間中の流入流出した全物質質量、 C_{pt} 、 C_{it} はそれぞれ時刻 t における開口部、流入河川の各物質濃度、 $C_{p(t+60)}$ 、 $C_{i(t+60)}$ はそれぞれ 60 分後に採水した開口部、流入河川の各物質濃度である。

6.2-(6) 英虞湾環境動態予測モデルの概要

計算には千葉らが開発した「英虞湾環境動態予測モデル」と呼ばれる数値モデルを用いた。このモデルの開発の目的は英虞湾の環境悪化原因を探ることや、人工干潟や藻場造成など環境改善行為の評価を行うこと、また科学的な真珠養殖管理のために、水質予測データを提供することなどにある。図 6-5 にモデルの全体像を示すが、詳細は英虞湾物質循環報告書を参照されたい¹⁵⁾。なお本モデルは 3 次元流動、水質生態系、底質生態系、アコヤガイ成長、集水域の 5 モデルから構成される。

a) 3 次元流動モデル

表 6-2 に 3 次元流動モデルの概要を示す。英虞湾の物質循環を検討する上で重要と考えられる流動場の特徴として、リアス式の海岸線を持つ海域に特有な複雑な水平流動が存在すること、季節に応じた特有の鉛直循環が存在すること、外海では春と秋、また冬にも沿岸湧昇が発生し、それが湾内の流動と水質に影響を与えていること、

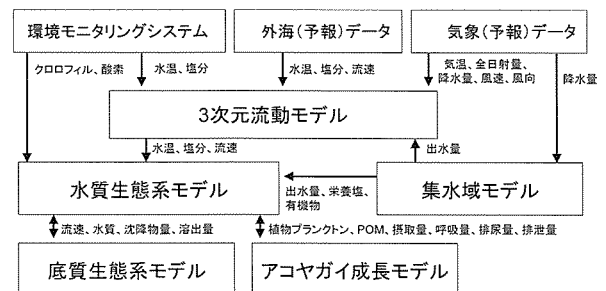


図 6-5 英虞湾の環境動態予測モデル

表 6-2 3次元流動モデルと水質生態系モデルの概要

流動モデル			
数値スキーム	有限差分法, 静水圧モデル, 時間分離解法(外部・内部モード), 時間1次精度陰解法(拡散項)陽解法(その他), Quickestスキーム(対流項), 物理量の完全保存を保証.		
乱流モデル	Mellor & Yamada レベル2.5(乱流エネルギーの輸送方程式を解く. 長さスケールは代数式で決定. Galperinの修正法適用)		
格子系	水平方向:直線直交格子. 領域Ⅰ(大)と領域Ⅱ(小)の結合モデル. 鉛直方向:直線直交格子(水深2m以深)と水面適合格子(水深2m以浅)の結合モデル. どちらも鉛直方向は不等間隔		
計算格子数	領域Ⅰ: $53 \times 34 \times 31$, 領域Ⅱ: $233 \times 97 \times 25$ (水面直下の鉛直格子幅は約22cm)		
解析要素	流動, 水位, 水温, 塩分	計算時間刻み	内部モード:100秒, 外部モード:10秒
水質生態系モデル			
数値スキーム	有限差分法, 時間1次精度陰解法(拡散項)陽解法(その他), 1次風上法(対流項), 物理量の完全保存を保障.		
格子系	水平方向:流動モデル領域Ⅱの5格子を1格子に置き換えたもの. 鉛直方向:流動モデル領域Ⅱと同一.		
計算格子数	$47 \times 20 \times 25$	計算時間刻み	60秒
解析要素	植物プランクトン2種(珪藻, ヘテロプサ)(各CNP別:セルオート考慮), 動物プランクトン1種, POC, PON, POP, DOC, DON, DOP, NH ₄ , NO ₃ , DIP, 溶存酸素		

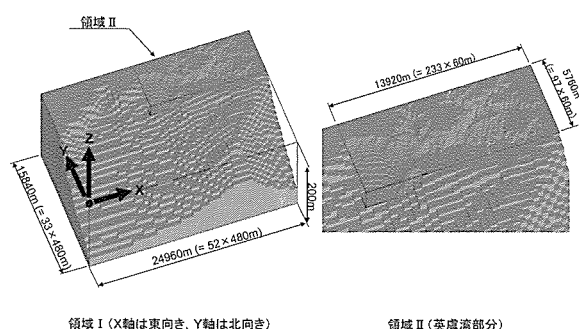


図 6-6 3次元流動モデルの解析領域
(注記:本論文で示す計算結果は全て領域Ⅱだけで求めたものである)

などが挙げられる。流動モデルは、この3つの流動の再現精度を高めることを念頭に開発された。湾奥の狭水路と外海という空間スケールの異なる流動の解析精度を同時に高める方法として、ネスティングモデル(領域連結モデル)を採用した。図6-6に示すように、ネスティングは2レベルで、外海を広く含む領域Ⅰの中に英虞湾部分の領域Ⅱを置いた。領域Ⅱの水平格子幅は60mであり、湾奥部の水路の幅(数100m)を考慮すると、やや大きい。物質循環の検討では1年以上の期間の解析を行なうことから、計算時間も考慮して決定した。領域Ⅰの外

海部分の広さは英虞湾の水平幅の約2倍とした。なお、通常の再現計算を行う場合はネスティングはせずに領域Ⅱだけで計算を行なった。境界条件には湾口に設置してある自動観測ブイの観測データより得られる1時間毎、1m毎の水質データを用いた。沿岸湧昇に伴う外海水の差込みなど、外海との海水交換現象を再現する場合にはネスティングは必須である。本報告書で示す全ての計算データは領域Ⅱだけで求めたものであることを注記する。

湾内の鉛直循環に関しては、河川から流入する淡水の水平分散と外海からの高塩分水塊の差込み、そして吹走流の計算精度を向上させることが重要である。ここで水平分散とは、水平移流と鉛直拡散の働きで物質が湾内に輸送される現象を指す。本事業の流動モデルには、最上部の計算格子面を海面に沿わせた水面適合格子(水深2m以浅)と固定格子(水深2m以深)を組み合わせたハイブリッドな解析方法を用いた。

b) 水質生態系モデル

表6-2に水質生態系モデルの概要を示す。水質生態系モデルは、英虞湾の低次生態系と真珠養殖を考慮したもので、図6-7に示す構成となっている。炭素、窒素、リン、酸素の保存性には各元素が形態を変えてコンパートメント間を移動する際に物質量が保存するように配慮した。

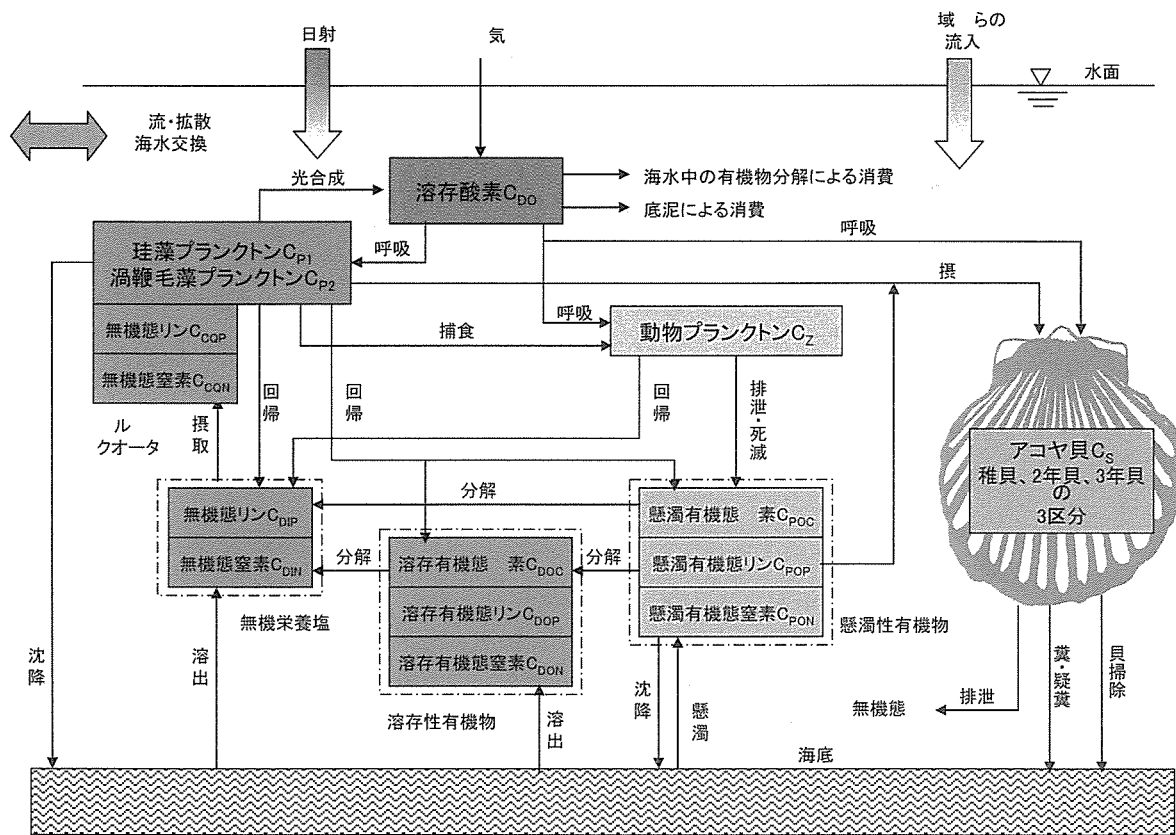


図 6-7 水質生態系モデルの構成図

そのため、懸濁態有機物 POM と溶存態有機物 DOM には、それぞれ炭素、窒素、リンのコンパートメントを用意した。また、CNP 比を一定値とする動物プランクトンやアコヤガイに関しては、自己の CNP 比と異なる CNP 比の餌を取り入れた場合に、過不足分を無機体や有機体で排泄するようにモデル化した。

動植物プランクトンの数理モデルについては、ERSEM-3(Vichi ら, 2004)¹⁶⁾と呼ばれる欧州の研究者が共同で開発を進めているモデルを参考に作成した。過去数年間の英虞湾のプランクトン調査データを分析した結果、優占種を珪藻3種 (*Chaetoceros* sp., *S.costatum*, *Nitzschia*.sp) と渦鞭毛藻2種 (*P.dentatum*, *H.circularisquama*) に絞り込んだ。珪藻については3種が同時に海域に表れることも多いために、1つのコンパートメントにまとめた。渦鞭毛藻については、活性化する水温に差があるために、2種類のコンパートメントに分けた。渦鞭毛藻はアコヤガイの成長を阻害する有害プランクトンである *H.circularisquama* を¹⁵⁾ コンパートメントに組み込んだ。珪藻との種の交代は、日周運動をする渦鞭毛藻の生活形態に関係があると考えられ、海域の表層の栄養塩濃度が低下する夏期に、珪藻に替わって出現するが多い。

渦鞭毛藻は夜間に海底近傍で栄養を摂取することができ^{17), 18)}，特に *H.circularisquama* は，貧酸素水塊の発生時期に海底近傍で増殖することが多く，これは貧酸素による海底からのリンの溶出に関係があると推定されている¹⁵⁾。数値シミュレーションにおいても，春に珪藻の増殖，夏期には *H.circularisquama* の増殖，秋には再び珪藻の増殖が発生し，種の交代が自然な形で再現された。これは，2種の植物プランクトンの増殖環境が数値計算で適正に再現されたためと考えられる。

動物プランクトンについては、英虞湾内の分布に関する知見はほとんど存在していなかったため、本モデルでは、動物プランクトンのコンパートメント数は最も単純化して1と設定した。なお、ERSEMのプランクトン類のコンパートメント数は植物プランクトンが4、動物プランクトンが4であり、本事業のモデルよりもかなり多い。本事業のコンパートメントである珪藻、渦鞭毛藻、動物プランクトンについては、ERSEMのDiatoms, Dinoflagellates, Microzooplanktonの数値モデルを参考に作成した。なお、植物プランクトンの増殖速度と、動物プランクトンの摂餌速度については、計算結果が観測データに合うように、合理的な範囲で値を調整した。

c) アコヤガイ成長モデル

アコヤガイは湾内に約1億個存在し、約3ヶ月で湾内の全海水をろ過するといわれている¹⁵⁾。このことから湾内の物質循環に与えるアコヤガイの影響は無視できない。表6-3にアコヤガイ成長モデルの概要を示す。本モデルでは、稚貝(1年貝)、2年貝、3年貝の3世代型とした。このモデルでは、世代別に初期貝肉重量を与え、常微分方程式を解いて成長を計算した。濾水量、呼吸量、排尿量、排糞量、同化効率、渥美らが実施したアコヤガイの水槽実験と現場実験で得られた実験式から求め¹⁵⁾、摂餌量は濾水量と餌密度の積として計算した。アコヤガイの計算セルへの配置は、実際の養殖海域に合わせて水平面内の位置を決め、水深方向はアコヤガイの垂下深度に合わせた。各セルの貝密度については、月別の貝数が判明しているため、それを元に与えた。アコヤガイの生理と成長関連のデータは渥美ら¹⁵⁾を参照されたい。

d) 底質生態系モデル

表6-3に底質生態系モデルの概要を示す。底質生態系モデルは、デンマークの研究者らの研究成果(Fossingら, 2004)¹⁹⁾(Bergら, 2003)²⁰⁾を元に、改良を加えながら独自に組みあげた。改良点としては、左山の窒素循環モデル(水野ら, 2000)²¹⁾(千葉, 2005)²²⁾を参考にして、懸濁態有機物が無機化する前に溶存態に分解する過程を組

み込み、また、動物ベントスと底棲微細藻類をコンパートメントに加えて、その食物連鎖を考慮できるようにした。これは、英虞湾には有光層深度よりも浅い海域が多く、底棲微細藻類による基礎生産と、それを利用する動物ベントスの食物連鎖を無視できないと考えたためである。なお、本章の計算においては、ベントス類は含めずに計算を行った。但し、ベントスの物理的な作用である生物攪拌と生物灌水は全ての計算で考慮した。この点は注意を要する。

図6-8に示すように底質生態系モデルは鉛直1次元のモデルで、物質の輸送過程としては移流と拡散(生物拡

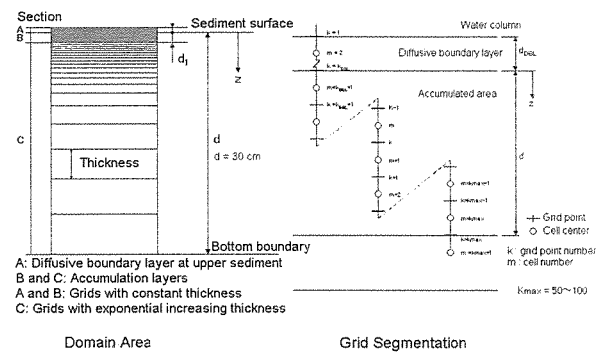


図6-8 底質生態系モデルの解析領域と格子配置図

表6-3 底質生態系モデル、アコヤ貝成長モデル、集水域モデルの概要

底質生態系モデル					
数値スキーム	鉛直1次元有限差分法, 時間分離解法(生物化と輸送に分離), 時間1次精度陰解法(拡散項)陽解法(その他)				
計算格子数	50, 100	解析領域	海底表面から深度20cmまで(D L含)	計算時間刻み	生物化 30秒, 輸送 300秒
解析要素	POC2種(分解, 分解), DOC, O2, NH4-, NO3-, PO4-, Fe2-, FeOOH2種(分解, 分解), FeS, FeS2, SO4-, Mn2-, MnO2(分解, 分解), S, H2S, FeOOH=PO4(分解, 分解), 付着藻類1種, 動物ベントス5種				
アコヤガイ成長モデル					
モデル形式	3 代型(1, 2, 3年貝)の分方程式モデル		モデル式	濾水量, 呼吸量, 排尿量, 排糞量, 同化率は貝肉重量で与えられた実験式で求める。摂餌量は濾水量と餌密度の積で求める。	
貝 度	月別・海域別データを与える		貝 置 ル	養殖海域のアコヤガイの位置の計算セルに貝を配置。	
集水域モデル					
モデル形式	GISデータベースと原位置法に基づく流出モデル		解析領域	英虞湾集水域全域	
土地区分	18		水平格子幅	10m	

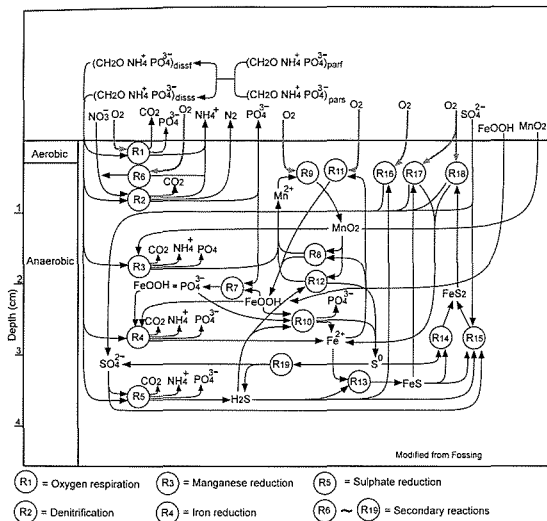


図 6-9 底質生態系モデル内の生物化学反応関係図

散を含む)と生物灌水が考慮されている。表 6-3 に示すように多数の物質をコンパートメントとして持ち、各物質間の複雑な生物化学反応や、吸着と結晶化などの物理過程が考慮されている。本モデルの生物化学反応の全体像を図 6-9 に示す。モデルの特徴は、有機物の酸化分解反応(1次反応)を酸化剤の異なる5種類の反応過程に分類し、反応で微生物が得られる自由エネルギーの大きさに従い5種類の過程が順番に選択されるとしている部分にある。5種類の酸化剤は、得られる自由エネルギーの順番で酸素、硝酸イオン、二酸化マンガン、水酸化酸化鉄、硫酸イオンとなっている。メタン発酵は含んでいない。各酸化剤の濃度が一定値以下に低下すると、次の順位の酸化剤が利用されるようにモデル化されており、それゆえ、自然な形で好気層と嫌気層などが定まる。従来型の底質モデルに見られる意図的な層区分は不要である。

図 6-8 に示すように、本研究では表層から一定区間の深度(3 cm)までを一定層厚とし、それ以深を指数関数的に格子間隔が広がる配置とした。また、堆積物表面上部の直上水側には内部に数点の格子を持つ拡散境界層(層厚 3 mm)を設けた。解析する堆積物の厚さは 30 cm とし、本計算は格子点数を 50 に固定して実施した。境界条件については、拡散境界層の上端で溶存態物質に直上水濃度を与え、懸濁態物質については堆積物表面で勾配ゼロの条件を与えた。なお、懸濁態有機炭素 POC、水酸化酸化鉄 FeOOH、二酸化マンガン MnO₂ については、堆積物表面で沈降フラックス(流入フラックス)を与えた。POC の沈降フラックスについては水質生態系モデルの

計算結果を採用した。FeOOH と MnO₂ の沈降フラックスは観測値から定めたが、その算出方法については Anggara ら(2008)²³⁾を算出されたい。解析領域下端の境界条件は全ての物質に対して勾配ゼロの条件を与えた。底質生態系モデルではパラメータを現地実測値、文献値、チューニング値の3種類に分類して値を決定した。現地実測値パラメータは、堆積物の密度や空隙率、有機物の沈降フラックス、堆積物の埋没速度(堆積速度)、アンモニア等の吸着係数、アンモニア等の生物灌水速度(Bio-irrigation Rate)、生物攪拌係数(Bioturbation Rate)で、英虞湾における実測値を用いた。文献値パラメータは、溶存物質の分子拡散係数、多くの物質の反応速度などで文献値を用いた。チューニングパラメータは有機物の無機化速度(1次反応速度)、水酸化酸化鉄と硫化水素の反応速度などの硫化物生成に係わる反応速度、硫化鉄やパイライトなどの硫化物の分解速度などであり、各物質の鉛直濃度分布が観測値に整合するように一定の範囲で値の調整を行なった。なおチューニングパラメータについては複数の文献で採用されている値の範囲で調整するように配慮した。このパラメータ値の決定方法の詳細については Anggara ら(2008)²³⁾を参照されたい。

e) 集水域モデル

表 6-3 に集水域モデルの概要を示す。集水域モデルは、唯一オフラインのモデルであり、GIS データベースに組み込まれた土地利用データ、原単位データ、高度データ、浄化量データなどを用いて、海域への負荷量を計算した。実際の水質解析では、この集水域モデルの計算結果で得られた海域への負荷量を単位降水量あたりのデータとして保存し、それを水質生態系モデルに組み込んで利用した。

f) 計算ケースおよび干潟パラメータ

干潟再生による、英虞湾環境再生効果を見積もるため、前述した英虞湾環境動態予測モデルに第 5 章および本章にて明らかにした、英虞湾内の3種類の自然干潟および人工干潟における、各種物質フラックスの値を使用することにより、モデル計算を行った。計算ケースとしては、英虞湾の現状(ケース 1)と、干拓による消失干潟をすべて、人工干潟並の生物量の干潟に再生したと仮定した場合(ケース 2)の2ケースで計算を行った。現況の干潟は前浜干潟が中心で総面積は 0.81 km²である。潮止め堤防の後背地は、かつての干潟で、現在は水田や荒地になっており、その中で海水が出入りする面積は 0.31 km²である。一方この後背地がすべて干潟に再生されると、総面積は 1.85 km²になる。各ケースにおける考慮した面積を

表 6-4 計算ケースおよび干潟面積

	干潟	面積(ha)	考
CAS 1 (現)	河口干潟	3	
	前浜干潟	81	有機物
	堤防後背地	31	有機物過多
CAS 2	河口干潟	3	
消失干潟を 生	前浜干潟	81	浚渫土砂による
	堤防後背地	185	海水導入による

表 6-5 干潟への流出入フラックス入力値

時	POC	PON	POP	DOC	DON	DOP	DIN	DIP
河口干潟 5月～10月	-0.8971	-0.2160	-0.0083	0.1002	0.0183	0.0001	-0.1678	-0.0116
そ 以外	-0.4327	-0.1120	-0.0021	0.0783	0.0132	0.0001	-0.1231	-0.0101
前浜干潟 5月～10月	-0.0600	-0.0104	-0.0020	-0.0290	-0.0050	-0.0007	0.0069	0.0012
そ 以外	-0.0340	-0.0040	-0.0010	-0.0140	-0.0025	-0.0004	0.0005	0.0001
堤防後背地 5月～10月	-0.0130	-0.0022	-0.0016	0.0080	0.0014	0.0002	0.0045	0.0012
そ 以外	-0.0044	-0.0007	-0.0003	0.0004	0.0007	0.0001	0.0008	0.0003
人工干潟 5月～10月	-0.1298	-0.0455	-0.0047	-0.1195	-0.0337	-0.0037	0.0397	0.0073
そ 以外	-0.0768	-0.0144	-0.0026	-0.0472	-0.0199	-0.0013	0.0085	0.0017

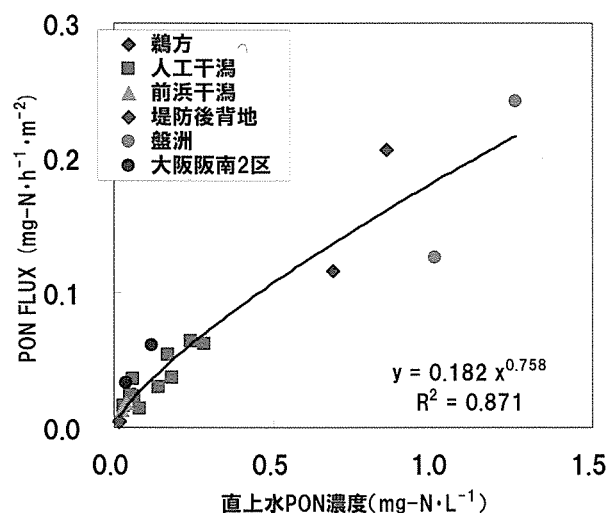
正値は流出(位: $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)

図 6-10 干潟における直上水の PON 濃度と PON 吸収フラックスとの関係

表 6-4 に、計算に用いた各種干潟の物質フラックスについては表 6-5 にデータをまとめた。モデル計算ではこのデータを入力値として用いた。なお、実際の計算では、POC 濃度が一定値以下になった場合には、流出入フラックスはゼロとした。

また、第 6 章において、各種流入フラックスは、直上水中の物質濃度によって変化することを示した(図 6-10)。そのため、流出入フラックスについては、英虞湾内外多数の干潟の観測データから求めた以下の実験式(6-6)に従い求めた。

$$F_{pon} = -0.510 C_{pon}^{0.758} \quad (\text{式 6-6})$$

ここで、 F_{pon} は PON のフラックス ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)

である。また、 C_{pon} は PON の濃度 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) である。なお、フラックスは干潟からの流出を正とする。また、他の項目についても同様の手法で英虞湾内外多数の干潟の観測データから算出した。以下に式を提示しておく。

$$F_{pon} = -0.310 C_{pon}^{0.63} \quad (\text{式 6-7})$$

$$F_{don} = -0.25 F_{poc} \quad (\text{式 6-8})$$

$$F_{din} = -0.132 F_{poc} \quad (\text{式 6-9})$$

$$F_{dip} = -0.018 F_{poc} \quad (\text{式 6-10})$$

ここで、 F_{pon} , F_{poc} , F_{doc} , F_{din} , F_{dip} はそれぞれ PON, POC, DOC, NH_4 , PO_4 のフラックス ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) である。また、 C_{pon} , C_{poc} は直上水中の PON および POC 濃度 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) である。なお、フラックスは干潟からの流出を正とする。

以上のデータを用いて 2004 年 1 月から 12 月までの計算を行った。

6.3 結果

6.3-1) 干潟 2 潮汐間の水質の時系列変化

図 6-1 に示した、各干潟について、夏期の連続調査における水中の光量子量、栄養塩濃度、クロロフィル a 濃度、DO、水深、水温、濁度の変化を図 6-11, 図 6-12, 図 6-13, 図 6-14 に示した。また、全調査時の上げ潮時と下げ潮時における無機溶存態窒素・リン濃度、クロロフィル a 濃度、DO、濁度の平均濃度を表 6-6 に示した。観測中は夏期・冬期ともに朝と夕方に満潮、昼と夜中に干潮となる潮汐パターンであった。

DO はすべての干潟において、上げ潮時に上昇し満潮時に極大値となり、下げ潮時に減少し干潮時に極小値となる潮汐と連動した周期的な変動を示した。表 6-6 に示す、上げ潮時と下げ潮時の平均濃度からも、上げ潮時のほうが下げ潮時よりも高い濃度を示した。この傾向は季節をとおして同様であった。これは沖合の高い DO の水が干潟に流入し、干潟上の低い DO の水が沖合へ流出していることを示す。つまり人工干潟上では、バントス等の呼吸と人工干潟底質中に豊富に含まれる有機物がバクテリア等によって分解され、酸素消費が盛んに行われていることが考えられる。このことは第 5 章で述べた、チャンバーを用いた干潟底泥の酸素消費速度の報告とも一致し、バクテリアを含む底生動物の呼吸が 1 次生産速度を上回っていることを示している。

また、海水中のクロロフィル a 濃度は、特に上流から河川等の流入のない、前浜干潟、人工干潟において夜間

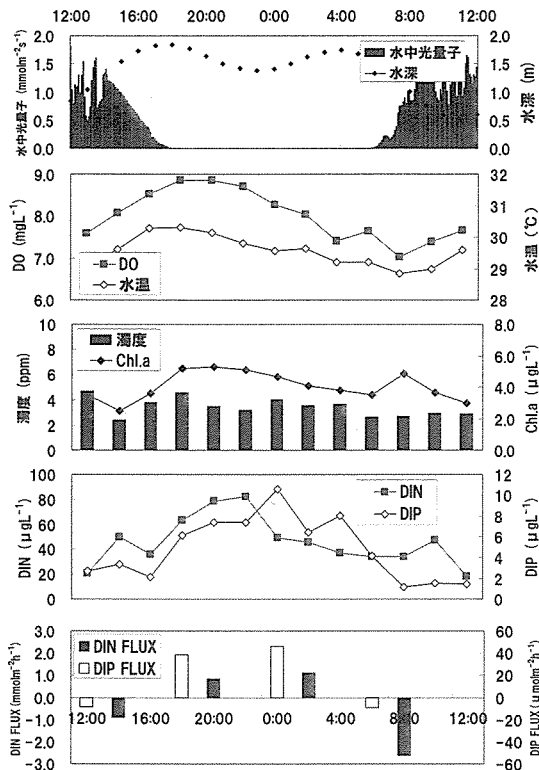


図 6-11 河口干潟における、下げ潮、上げ潮時の水質の変化 (光量子、水深、DO、水温、濁度、Chl.a、DIN、DIP、底泥直上水間 DIN、DIP フラックス (2006 年 9 月 21 日～22 日))

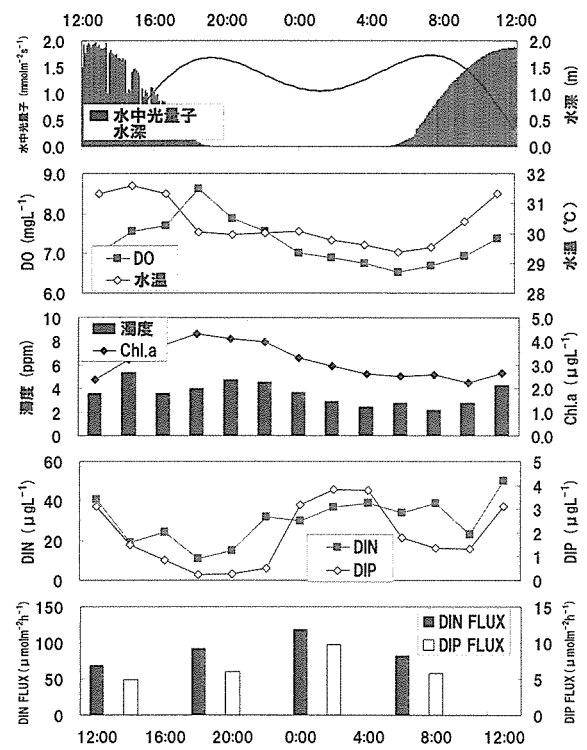


図 6-12 前浜干潟における、下げ潮、上げ潮時の水質の変化 (光量子、水深、DO、水温、濁度、Chl.a、DIN、DIP、底泥直上水間 DIN、DIP フラックス (2006 年 7 月 27 日～28 日))

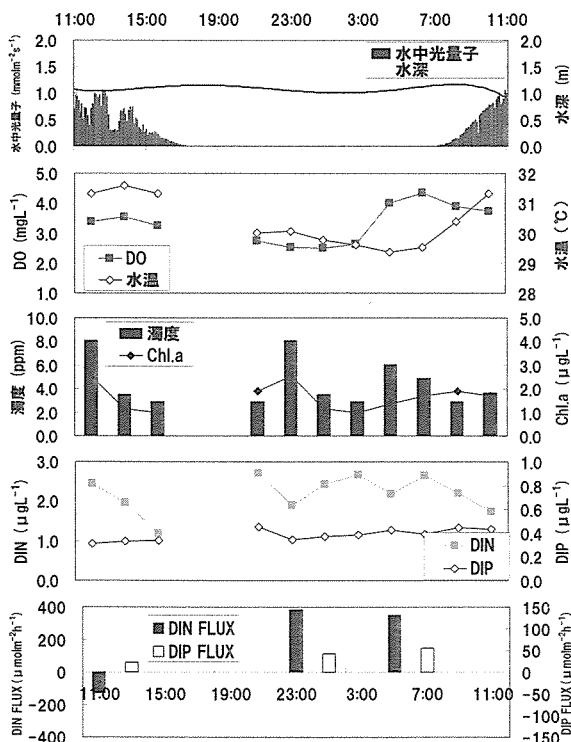


図 6-13 堤防後背地における、下げ潮、上げ潮時の水質の変化 (光量子、水深、DO、水温、濁度、Chl.a、DIN、DIP、底泥直上水間 DIN、DIP フラックス (2006 年 8 月 21 日～22 日))

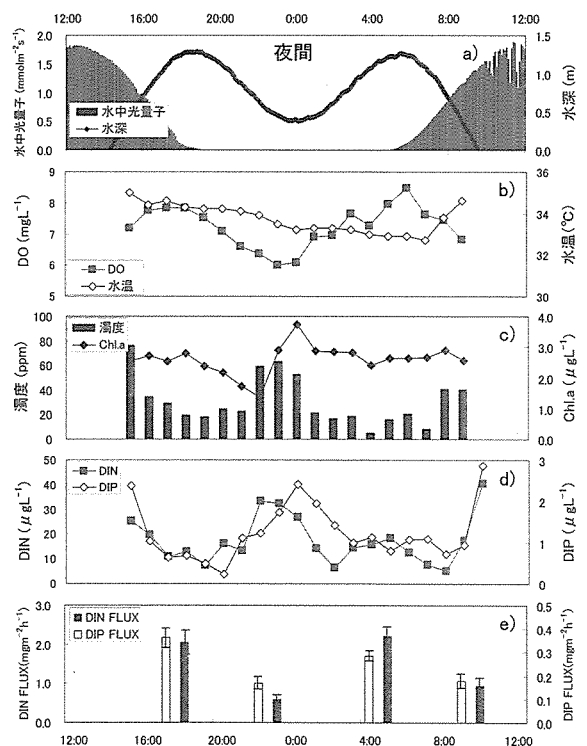


図 6-14 浚渫土を添加した干潟における、下げ潮、上げ潮時の水質の変化 (光量子、水深、DO、水温、濁度、Chl.a、DIN、DIP、底泥直上水間 DIN、DIP フラックス (2005 年 7 月 21 日～22 日))

表 6-6 上げ潮時および下げ潮時における Chl.a, 濁度, DO, DIN, DIP 濃度の平均値

干潟	観測日		Chl.a μg/L	濁度 mg/L	DO mg/L	DIN mgN/L	DIP mgP/L
河口干潟	2006.09.21-22	上げ潮	4.30	3.63	8.02	0.410	0.039
		下げ潮	3.80	3.22	7.98	0.560	0.047
	2007.01.18-19	上げ潮	3.56	2.89	8.90	0.420	0.032
		下げ潮	3.12	2.56	8.67	0.460	0.035
前浜干潟	2006.07.27-28	上げ潮	3.21	3.72	7.28	0.028	0.0016
		下げ潮	3.01	3.51	7.02	0.032	0.0021
	2007.02.19-20	上げ潮	2.23	1.62	8.89	0.012	0.0020
		下げ潮	2.01	1.02	8.56	0.014	0.0031
堤防後背地	2006.08.21-22	上げ潮	1.80	5.12	3.48	0.023	0.0049
		下げ潮	1.67	4.29	2.92	0.022	0.0046
	2006.12.21-22	上げ潮	1.70	3.98	6.78	0.023	0.0038
		下げ潮	1.59	3.88	6.21	0.019	0.0038
人工干潟(実験区①②)	2005.07.21-22	上げ潮	2.87	3.52	7.49	0.014	0.0010
		下げ潮	2.24	2.65	6.80	0.023	0.0014
	2005.08.04-05	上げ潮	2.45	4.51	7.12	0.028	0.0018
		下げ潮	1.97	2.43	6.21	0.035	0.0029
	2005.10.04-05	上げ潮	2.22	2.68	7.34	0.016	0.0021
		下げ潮	1.89	1.85	6.56	0.026	0.0023
	2005.11.01-02	上げ潮	2.09	2.33	7.56	0.012	0.0019
		下げ潮	1.67	2.02	7.01	0.015	0.0021
	2006.01.26-27	上げ潮	0.91	1.30	9.32	0.019	0.0012
		下げ潮	0.84	1.31	9.12	0.025	0.0015
	2006.02.16-17	上げ潮	1.09	1.22	9.01	0.010	0.0003
		下げ潮	0.99	1.01	8.89	0.012	0.0004
人工干潟(実験区③)	2006.09.04-05	上げ潮	4.26	3.62	8.12	0.039	0.0038
		下げ潮	3.95	3.16	7.81	0.047	0.0047
	2007.01.30-31	上げ潮	1.89	1.56	8.98	0.023	0.0015
		下げ潮	1.57	1.46	8.76	0.025	0.0015

の下げ潮時に減少, 上げ潮時に増加する傾向を示した。また表 6-6 に示す, 上げ潮時と下げ潮時の平均濃度をみると, すべての干潟において, 上げ潮時のほうが下げ潮時よりも高い濃度を示した。この傾向は季節をとおして同様であった。これらの結果から, 上げ潮時に, 濃度高い植物プランクトンを含む海水が沖から干潟へ流入し, 干潟上のベントス等により摂食されて減少していることが推測できる。

濁度については, 特に人工干潟において, 下げ潮時の水位の低下に伴い, 大きく上昇する傾向を示した。これは, 下げ潮時に波浪等によって干潟堆積物を巻き上げていることが考えられた。特に人工干潟では堆積物中に泥分を多く含むため, 濁度の上昇が起こったと考えられた。それ以外には, 各干潟共に観測中潮汐の変動に伴った大きな変化はなかった。

溶存態無機栄養塩濃度 (DIN, DIP) の変動は, 特に上流から河川等の流入のない, 前浜干潟, 人工干潟にお

いて上げ潮時に減少し, 下げ潮時に増加する傾向を示した。河口干潟や堤防後背地では, 潮位と連動した明確な変化は見られなかったが, 表 6-6 に示す, 上げ潮時と下げ潮時の平均濃度をみると, 常に下げ潮時の DIN, DIP 濃度のほうが, 常に上げ潮時よりも高い値を示していた。これは上げ潮時に沖側からの低濃度の水が流入することと, 下げ潮時に干潟堆積物から溶出した無機栄養塩によって高濃度になった水が流出することが原因であると考えられる。さらにこの傾向は前述した DO の変化パターンとは逆位相になることから, ベントスやバクテリアの活動による流入懸濁物の分解と, 干潟堆積物中の有機物の分解による無機栄養塩の溶出が原因として考えられる。また上記の原因の他に溶存態無機栄養塩濃度の変化については, 干潟上の底生微細藻類や大型海藻等の光合成による吸収が考えられる。矢持らによるアオサの繁茂する大阪南港野鳥園における2潮汐間の水質連続観測結果¹²⁾では, 日中に底生微細藻類やアオサ類の光合成に

表 6-7 潮位変動から推算した水量とシート開口部を通過する実測水量

			実測水量 (m^3)	推算水量 (m^3)	比率 (%)
河口干潟	2006.09.21-22	流入	51329	-	-
		流出	81969	-	-
	2007.01.18-19	流入	54991	-	-
		流出	98874	-	-
前浜干潟	2006.07.27-28	流入	1333	1449	92.0
		流出	1246	1337	93.2
	2007.02.19-20	流入	1800	1893	95.1
		流出	1795	1992	90.1
堤防後背地	2006.08.21-22	流入	542	556	97.5
		流出	563	570	98.7
	2006.12.21-22	流入	522	543	96.2
		流出	511	538	94.9
人工干潟 実験区①②	2005.07.21-22	流入	2611	2863	91.2
		流出	2764	2944	93.9
	2005.08.04-05	流入	5832	5969	97.7
		流出	5985	6254	95.7
	2005.10.04-05	流入	1842	1976	93.2
		流出	1961	2153	91.1
	2005.11.01-02	流入	6988	7834	89.2
		流出	7160	8306	86.2
	2006.01.26-27	流入	1240	1376	90.1
		流出	1214	1340	90.6
	2006.02.16-17	流入	3251	3741	86.9
		流出	3354	3662	91.6
人工干潟 実験区③	2006.09.04-05	流入	5049	5287	95.5
		流出	5363	5959	90.0
	2007.01.30-31	流入	5701	6341	89.9
		流出	5684	6028	94.3

伴う DIN の消費によって、海水中の DIN 濃度が低下したと報告されている。一方、野村らによる盤州干潟の連続観測結果では、本研究と同様に下げ潮にともなう溶存態無機栄養塩濃度 (DIN, DIP) の低下が報告されている。本研究で対象とした 4 種類の干潟には、アオサ等の大型海藻類の繁茂は見られなかったことから、日中の底生微細藻類や大型海藻の光合成よりも、バントスやバクテリアによる底泥からの溶存態無機栄養塩 (DIN, DIP) の溶出のほうが勝っていた可能性が考えられた。

また、表 6-6 より夏期と冬期の水質の変化を比較すると、溶存態無機栄養塩濃度 (DIN, DIP)、クロロフィル a 濃度、DO、濁度の上げ潮時と下げ潮時における水質変化傾向は類似しているが、各項目の変化量は冬期の方が低い値を示した。この理由として、水温と日射量の低下による干潟上の生物活性の低下が原因と考えられた。

6.3-(2) 海水交換量の算定

シートにより囲まれたエリアの水塊が潮汐によりどれくらいの割合で開口部より流入・流出しているかを調べるために、各干潟で毎正時に実測した流速から式 (6-4) を用いて算出した 2 潮汐間の干潟域への実測水量と潮位

観測と干潟地形より断面積法にて算出した帯水量から推定した水量との関係を表 6-7 に示した。河口干潟は上流河川からの流入があったため、実測水位のみを示した。また堤防後背地については上流域からの流入は無視できるほどであった。その結果、すべての観測で 86% から 99% の海水がシート開口部より流入出しており、両者は良く一致していることが明らかになった。

6.4 考 察

6.4-(1) 底泥直上水間の栄養塩フラックス

各調査干潟について、現場コア培養実験の結果から整理した、夏期の底泥からの無機栄養塩の溶出フラックスをそれぞれ図 6-11(e)、図 6-12(e)、図 6-13(e)、図 6-14(e) に、各干潟における各季節の溶存態無機栄養塩 (DIN, DIP) の溶出フラックスおよび、最大満潮時と最低干潮時のコア設置場所付近の干潟底質表層の間隙水の濃度をそれぞれ表 6-8、表 6-9 に示した。

夏期の人工干潟および前浜干潟については、常に底泥から直上水方向への溶出がおきた。さらに昼間と夜間の溶出速度を比較すると、常に昼間のほうが夜間よりも溶出速度が低くなった。一方、冬期の前浜干潟と河口干潟

表 6-8 干潟堆積物から直上水への無機栄養塩溶出フラックス

			溶出速度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)			
			昼間		夜間	
			DIN	DIP	DIN	DIP
河口干潟	2006.09.21-22	上げ潮	-6.71	-0.026	36.62	2.710
		下げ潮	-10.17	-0.439	15.59	0.240
	2007.01.18-19	上げ潮	-34.68	-0.640	-	-
		下げ潮	-25.68	-0.448	21.26	0.357
前浜干潟	2006.07.27-28	上げ潮	0.96	0.181	1.66	0.303
		下げ潮	1.15	0.151	1.29	0.187
	2007.02.19-20	上げ潮	0.50	-0.011	-	-
		下げ潮	-0.45	-0.084	0.65	0.164
堤防後背地	2006.08.21-22	上げ潮	-	-	4.93	1.745
		下げ潮	-1.79	0.698	5.39	1.318
	2006.12.21-22	上げ潮	-0.23	-0.012	-	-
		下げ潮	-0.32	-0.009	2.32	0.560
人工干潟 実験区①②	2005.07.21-22	上げ潮	2.06	0.164	2.21	0.128
		下げ潮	0.94	0.080	0.60	0.075
	2005.08.04-05	上げ潮	1.51	0.075	1.65	0.045
		下げ潮	0.55	0.017	1.10	0.031
	2005.10.04-05	上げ潮	0.77	0.103	1.03	0.110
		下げ潮	0.32	0.012	0.45	0.030
	2005.11.01-02	上げ潮	0.54	0.054	0.60	0.051
		下げ潮	0.12	0.026	0.19	0.025
	2006.01.26-27	上げ潮	0.45	0.046	0.60	0.047
		下げ潮	-	-	0.28	0.023
	2006.02.16-17	上げ潮	0.21	0.017	0.60	0.047
		下げ潮	-	-	0.28	0.023
人工干潟 実験区③	2006.09.04-05	上げ潮	2.45	0.238	4.02	0.482
		下げ潮	-	-	3.25	0.323
	2007.01.30-31	上げ潮	0.13	0.135	-	-
		下げ潮	0.18	0.033	0.67	0.055

(※+は堆積物からの溶出、-は堆積物への吸収を表す)

と堤防後背地については、夜間には底泥から直上水方向への溶出が起きたが、昼間は、逆に直上水から底泥方向への溶存態窒素・リンの吸収が起きた。また、間隙水中および溶出する DIN はほとんどがアンモニア態窒素であった。これは、人工干潟とおよび夏期の前浜干潟については、バクテリア等による干潟堆積物中有機物の分解や、ベントスの排泄による底泥からの無機栄養塩の溶出が、常に底生微細藻類や海藻による溶存態無機栄養塩の吸収を上回っていることを示している。特に浚渫土という形で干潟堆積物中有機物を添加した人工干潟では、有機物分解が盛んに行われていることが考えられた。それに対して、冬期の前浜干潟および河口干潟と堤防後背地については、昼間には光合成が盛んに行われ、底生微細藻類や海藻類の一次生産による無機栄養塩の吸収がバクテリア等による有機物の分解や、ベントスの排泄による底泥からの無機栄養塩の溶出を上回っていることを示す。ただし夜間になると、光合成による吸収がなくなるため、溶出傾向に変化することが考えられた。このことは第5章で述べた、河口干潟と堤防後背地の一次生産速度が高いという報告とも一致する。河口干潟（鵜方浜）では、観測時に干潟表面にアオサ (*Ulva pertusa* Kjellman)

やボウアオノリ (*Ulva intestinalis* Linnaeus) といった海藻の繁茂が見られたこと、また堤防後背地（杓浦）では、クロロフィル a で表される底生微細藻類と、ホソジズモ (*Chaetomorpha crassa*) が多量に繁茂していたことから、昼間に光合成が盛んに行われ、溶存態無機栄養塩が吸収されたことが考えられた。

また、潮汐変化による溶出フラックスを比較すると、すべての干潟において上げ潮時の方が下げ潮時より溶出フラックスは高くなり、さらに間隙水中の無機栄養塩の濃度も干潮時の方が満潮時よりも高い傾向を示した。このことは、干出時に底質中の有機物等の分解により間隙水中に蓄積された高濃度の無機栄養塩が、上げ潮の冠水時の濃度勾配により急激に溶出するためであると考えられる。また昼間と夜間の間隙水中の無機栄養塩濃度および溶出フラックスについては、両方とも夜間の方が昼間よりも高い値を示した。これは昼間に底生微細藻類等の光合成により、間隙水中に蓄積された無機栄養塩を吸収していることが原因として考えられ、その結果、底泥から直上水への溶出フラックスも低下してことが推測できる。この傾向は野村らによる盤州干潟における、栄養塩溶出フラックス観測結果¹⁴⁾と同様の傾向を示していた。

表 6-9 干潟堆積物間隙水の無機栄養塩濃度

			間隙水濃度 (mg・L ⁻¹)			
			昼間		夜間	
			DIN	DIP	DIN	DIP
河口干潟	2006.09.21-22	干潮時	0.67	0.221	2.27	0.515
		満潮時	0.42	0.321	1.33	0.764
	2007.01.18-19	干潮時	0.40	0.023	-	-
		満潮時	0.11	0.057	1.16	0.440
前浜干潟	2006.07.27-28	干潮時	1.12	0.123	0.91	0.293
		満潮時	0.57	0.169	0.82	0.148
	2007.02.19-20	干潮時	0.38	0.040	-	-
		満潮時	0.29	0.019	0.32	0.025
堤防後背地	2006.08.21-22	干潮時	-	-	2.68	0.212
		満潮時	1.23	0.345	2.21	0.461
	2006.12.21-22	干潮時	0.89	0.032	-	-
		満潮時	0.92	0.024	1.11	0.120
人工干潟 実験区①②	2005.07.21-22	干潮時	3.16	0.047	6.88	0.076
		満潮時	1.41	0.044	1.59	0.048
	2005.08.04-05	干潮時	2.18	0.017	3.50	0.047
		満潮時	1.52	0.019	1.75	0.016
	2005.10.04-05	干潮時	0.63	0.013	2.02	0.020
		満潮時	0.38	0.008	0.57	0.008
	2005.11.01-02	干潮時	1.49	0.029	2.84	0.029
		満潮時	0.55	0.008	1.00	0.013
	2006.01.26-27	干潮時	-	-	0.38	0.013
		満潮時	0.30	0.010	0.35	0.010
	2006.02.16-17	干潮時	0.49	0.011	0.67	0.013
		満潮時	-	-	0.23	0.011
人工干潟 実験区③	2006.09.04-05	干潮時	2.58	0.136	3.68	0.063
		満潮時	-	-	1.74	0.026
	2007.01.30-31	干潮時	0.72	0.037	-	-
		満潮時	0.26	0.044	0.69	0.022

さらに、季節的な変化としては、すべての干潟において溶存態無機栄養塩の溶出フラックスは水温の高い夏期には高く、水温の低い冬期には低くなった。これは、夏期の水温の上昇に伴い、干潟上のベントスやバクテリア等の活性が高くなり、結果として、干潟堆積物中の有機分解が促進されていることが考えられた。

以上より、底質からの無機態栄養塩の溶出は、底質の有機物濃度によって変化し、また、干潟上の底生微細藻類や海藻類により基礎生産とも関係して、日中には光合成による吸収も起こっていることが明らかになった。

6.4-(2) 干潟における2潮汐間の物質フラックスの算定

a) 各干潟に流入出する Chl.a, および形態別窒素リン収支

表 6-7 より、各調査干潟において、シートにより囲まれたエリアの水塊が、潮汐により 85% 以上開口部より流入出していることから、干潟には海水がシートの開口部をほぼ経由して流入出するものとし、式 (6-5) から、上げ潮時と下げ潮時に流入出する各物質のフラックスを時間的に積分してシート開口部を移動する物質収支を算出し表 6-10 に示した。負の値は干潟への吸収、正の値は干潟からの放出を表す。

クロロフィル a の収支は、河口干潟で 23 ～ 50g, 前浜干潟で 0.07 ～ 0.08g, 堤防後背地で 0.001 ～ 0.002g, 人工干潟で 0.09 ～ 5.82g であった。また、いずれの観測も負の値、つまり干潟に吸収トラップされていた。また、流入量に対するトラップ率は、河口干潟で 28.5 ～ 16.3% と最も高く、人工干潟 (19.1 ～ 5.1%), 堤防後背地で (10.4 ～ 12.5%), 前浜干潟で (1.8 ～ 3.2%) の順で低くなった。

また、形態別窒素・リンの収支については、植物プランクトンや底生微細藻類、海藻による光合成とマクロベントスや微生物による取り込みと分解無機化が関与すると考えられる。懸濁態の窒素・リンについては、各干潟で四季を問わず吸収、トラップされており、PN は河口干潟で 2621 ～ 5479g, 前浜干潟で 3.4 ～ 35.1g, 堤防後背地で 0.27 ～ 0.45g, 人工干潟で 14.5 ～ 114g であった。また PP は、河口干潟で 51 ～ 222g, 前浜干潟で 1.1 ～ 5.4g, 堤防後背地で 0.09 ～ 0.27g, 人工干潟で 0.97 ～ 18.2g であった。一方、溶存無機態の DIN については、河口干潟で 3160 ～ 4463g, 堤防後背地で 0.90 ～ 0.96g が吸収トラップされ、前浜干潟で 1.88 ～ 22.9g, 人工干潟で 1.82 ～ 167g が排出されていた、DIP については、河口干潟で 257 ～ 309g, 堤防後背地で 0.23 ～ 0.30g, 前浜干潟の冬

期で0.48gが吸収トラップされ、前浜干潟の夏期で4.35g、人工干潟で0.65～36.5gが排出されていた。またDONについては、河口干潟で77～489g、堤防後背地で0.53～0.57gが放出され、前浜干潟では5.1～22.8gがトラップされ、人工干潟では、2005年7月、11月の調査においてそれぞれ43.4g、16.5gが排出され、それ以外では7.7～139gトラップされていた。DOPについては、河口干潟の夏期で28gの排出、冬期で51gのトラップ、堤防後背地で0.18～0.29gの排出、前浜干潟で0.94～4.7gが吸収トラップされ、人工干潟では、2005年8月、2006年1月、2月の調査においてそれぞれ11.8g、0.11g、6.8gが排出され、それ以外では0.86～18.1gがトラップされていた。TNとTPの収支は、TNで人工干潟の2005年7月に23.7g、TPで同じく人工干潟の2005年8月に11.7gの排

出になった以外は、ほぼすべての干潟でTN、TPが干潟にトラップされていた。また、流入量に対するTNトラップ率は、河口干潟で26.2～19.1%と最も高く、人工干潟（18.3～4.1%）、前浜干潟で（10.7～6.4%）、堤防後背地で（9.3～1.4%）の順で低くなった。TPのトラップ率についても、河口干潟で28.1～11.4%と最も高く、同様に人工干潟（16.1～1.3%）、堤防後背地で（5.8～6.8%）、前浜干潟（4.5～0.1%）の順で低くなった。

物質収支の特徴をまとめると、各干潟に共通する特徴として、懸濁有機態の窒素・リンおよびクロロフィルaが常に干潟に吸収されている傾向を示した。これは光合成等により植物プランクトン等の懸濁態有機物濃度の高くなった沖合の水が、上げ潮とともに干潟に流入し、懸濁物食者等の底生動物によって取り込まれることにより

表 6-10 各干潟における2潮汐間の海水交換量と Chl.a, 形態別窒素・リンの収支

		水量	Chl.a	DIN	PN	DON	TN	DIP	PP	DOP	TP	
		m ³	g	g	g	g	g	g	g	g	g	
河口干潟	2006.09.21-22	流入	51329	104	2500	7931	4595	20056	1934	2109	1006	5317
		河川	30640	72	36182	2184	2360	29407	2148	1945	1582	3312
		流出	53555	126	34219	4636	7444	40010	3773	3832	2616	8126
		収支		-50	-4463	-5479	-489	-9453	-309	-222	28	-503
	2007.01.18-19	流入	54991	89	1097	4452	4213	9876	991	871	1123	3371
		河川	43883	52	31237	1190	1984	11938	1672	590	782	2812
流出		57392	118	29174	3021	6274	16110	2406	1410	1854	5823	
収支			-23	-3160	-2621	-77	-5704	-257	-51	-51	-360	
前浜干潟	2006.07.27-28	流入	1333	4.22	52.99	81.78	63.21	308.00	7.22	53.09	62.98	125.76
		流出	1246	4.14	75.91	46.67	42.44	275.03	11.57	47.74	58.28	120.06
		収支		-0.08	-22.92	-35.11	-20.77	-32.97	-4.35	-5.35	-4.70	-5.70
		2007.02.19-20	流入	1800	2.11	13.32	21.89	28.90	103.22	8.88	7.21	4.56
	流出		1795	2.04	15.20	18.53	23.81	96.65	8.40	6.10	3.62	53.92
	収支			-0.07	-1.88	-3.36	-5.09	-6.57	-0.48	-1.11	-0.94	-0.08
堤防後背地	2006.08.21-22		流入	542	0.019	2.48	5.72	4.89	56.00	0.67	0.85	1.22
		流出	563	0.017	1.58	5.27	5.42	55.18	0.37	0.58	1.51	2.14
		収支		-0.002	-0.90	-0.45	-0.53	-0.82	-0.30	-0.27	0.29	-0.27
		2006.12.21-22	流入	522	0.011	3.21	2.10	3.33	7.10	0.98	0.56	0.77
	流出		511	0.010	2.25	1.83	3.90	6.43	0.75	0.47	0.95	0.33
	収支			-0.001	-0.96	-0.27	-0.57	-0.67	-0.23	-0.09	0.18	-0.13
人工干潟 実験区①	2005.07.21-22		流入	2611	6.98	39.69	504	279	578	3.19	43.80	50.23
		流出	2764	6.51	47.92	476	322	602	4.17	41.83	41.22	59.50
		収支		-0.47	-8.23	-27.93	-43.48	-23.77	-0.99	-1.97	-9.01	-10.00
		2005.08.04-05	流入	5832	9.25	396	967	1102	1672	145.10	117.94	98.21
	流出		5985	7.49	513	850	997	1568	163.10	99.82	110.02	210.91
	収支			-1.76	-117.44	-116.83	-104.63	-104.02	-18.00	-18.12	-11.81	-11.70
	2005.10.04-05		流入	1842	4.67	38.09	312	201	678	5.21	52.19	32.09
		流出	1961	4.28	45.49	291	185	649	6.92	48.97	31.23	29.62
		収支		-0.39	-7.40	-21.07	-15.75	-29.42	-1.71	-3.22	-0.86	-2.37
		2005.11.01-02	流入	6988	10.32	423	1256	356	998	78.90	88.12	119.00
	流出		7160	9.24	456	1142	372	933	93.42	76.76	104.71	163.06
	収支			-1.08	-32.93	-114.34	-16.46	-64.94	-14.52	-11.36	-14.29	-11.14
	2006.01.26-27		流入	1240	1.78	20.19	191.65	101.34	111.47	3.44	26.47	14.89
		流出	1214	1.69	22.01	177.11	93.63	91.05	4.09	25.50	15.00	16.19
		収支		-0.09	-1.82	-14.54	-7.71	-20.42	-0.65	-0.97	0.11	-0.22
		2006.02.16-17	流入	3251	3.11	130	307	437	972	20.99	44.85	56.78
	流出		3354	2.68	137	263	401	898	24.27	31.20	63.61	111.67
	収支			-0.43	-6.22	-44.11	-36.10	-73.99	-3.28	-13.65	-6.83	-3.54
人工干潟 実験区③	2006.09.04-05		流入	5049	18.02	2099	668	876	1234	211	86.49	187.45
		流出	5363	12.20	2271	449	737	1047	247	71.43	142.78	142.38
		収支		-5.82	-172.06	-219.25	-139.41	-186.61	-36.14	-15.06	-44.67	-23.59
		2007.01.30-31	流入	5701	5.98	993	457	668	871	78.23	45.02	67.34
	流出		5684	5.03	1053	397	553	756	87.49	41.06	47.93	71.90
	収支			-0.95	-60.66	-60.26	-115.25	-114.85	-9.26	-3.96	-19.41	-14.11

水中から除去されたと推測できる。ただし、堤防後背地については、底生動物量が他の干潟と比較して極端に低いことと、小さな水路でのみ海域とつながっている、極度に閉鎖されている停滞水域である。このことから、上げ潮によって流入した海水中の懸濁態有機物が、停滞することにより、後背地に沈降することが原因として推測できる。

また人工干潟と前浜干潟では、溶存態の窒素・リンが常に干潟から沖合へ放出されており、河口干潟と堤防後背地では、常に干潟に吸収されていた。人工干潟および前浜干潟では、干潟底質からの溶出速度や、間隙水中の無機栄養塩の濃度が増加していることから（表 6-8, 表 6-9）、底生動物からの排泄や干潟底質中の有機物のバクテリア等による分解により、溶存無機態の窒素・リンが干潟から沖合へ放出されていることが考えられる。一方、河口干潟と堤防後背地については、第 5 章のチャンバーを用いた干潟底泥の酸素消費速度の報告でもふれたが、基礎生産が高いことから、底生微細藻類等の光合成による溶存態窒素リンの吸収が行われていることが推測された。これは、図 6-11, 図 6-13 に示した、干潟底質からの溶存態窒素リン溶出速度の結果とも一致する。また上記の傾向は、野村ら（2002）¹⁴が千葉県盤洲干潟、矢持ら（2003）¹²が大阪南港野鳥園で行った報告例とも一致した。以上のことから、干潟上では、潮汐によって流入する海水中の窒素やリンの存在形態を変えつつ周辺海域への

負荷を軽減していることが明らかとなった。

6.4-(3) 水質浄化能力の算定と他海域との比較

物質収支の結果から各干潟に流入する窒素やリンは、その形態を変えつつも概ね干潟に吸収トラップされていることが明らかになった。しかしながら、観測に要した時間と海水が滞留している干潟面積は、干潟毎、観測毎で一定ではないため、表 6-10 で算出した各干潟の物質収支をそれぞれの干潟面積と経過時間で除することで、各観測における 1 日間の 2 潮汐間の流入出フラックスを算出し、表 6-11, 表 6-12 に示した。また、比較対象として、野村らが盤洲干潟で行った観測結果¹⁴および矢持らが大阪南港野鳥園で行った物質収支の観測結果¹²)も併せて表 6-11, 表 6-12 に示した。なお、計算に用いた各観測における干潟面積は、最大冠水面積を算出して用いた。

その結果、TN と TP のトラップ速度はそれぞれ河口干潟で $335 \sim 222 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $18.9 \sim 14.0 \text{ mg-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, 前浜干潟で $9.8 \sim 7.8 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $1.7 \sim 0.1 \text{ mg-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, 堤防後背地で $4.1 \sim 3.3 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $1.4 \sim 0.7 \text{ mg-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, 人工干潟で $46.1 \sim 14.9 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $6.3 \sim 3.7 \text{ mg-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であることが明らかになった。英虞湾内で比較すると、河口干潟である鵜方浜が窒素リンのトラップ速度が最も大きく、続いて人工干潟、前浜干潟、堤防後背地の順で低くなった。河口干潟と比較すると、湾奥部に残された、堤防前

表 6-11 各干潟における 2 潮汐間のクロロフィル a および窒素の流入流出フラックス（負の値は干潟への吸収を表す）

		マクロベントス	Chl.a	DIN	PN	DON	TN
		湿重量($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	$\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	$\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	$\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	$\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$
河口干潟	2006.09.21-22	84.3	-1891.2	-167.8	-206.0	18.4	-355.5
	2007.01.18-19	94.6	-892.0	-123.0	-112.0	13.0	-222.0
前浜干潟	2006.07.27-28	26.4	-23.3	6.8	-10.4	-6.2	-9.8
	2007.02.19-20	28.3	-8.0	2.2	-4.0	-6.0	-7.8
堤防後背地	2006.08.21-22	1.5	-3.1	-4.5	-2.3	2.7	-4.1
	2006.12.21-22	0.5	-2.2	-4.8	-1.3	2.8	-3.3
人工干潟	2005.07.21-22	39.4	-297.3	5.2	-17.5	27.3	14.9
	2005.08.04-05	109.3	-554.3	37.0	-36.8	-32.9	-32.8
	2005.10.04-05	69.6	-248.0	4.6	-13.2	-9.9	-18.5
	2005.11.01-02	83.4	-340.6	10.4	-36.0	5.2	-20.4
	2006.01.26-27	62.6	-56.7	1.1	-9.1	-4.8	-12.8
	2006.02.16-17	89.2	-136.0	2.0	-13.9	-11.4	-23.3
人工干潟	2006.09.04-05	89.1	-1438.6	42.5	-54.2	-34.4	-46.1
	2007.01.30-31	78.9	-236.0	15.0	-14.9	-28.5	-28.4
大阪南港野鳥園	2002.07.31-08.01	134.0	22.1	-76.9	-61.2	39.3	-98.8
盤 干潟	2000.08.30-31	154.5	-	185.5	-243.1	-	-57.6

表 6-12 各干潟における2潮汐間のリンの流入流出フラックス（負の値は干潟への吸収を表す）

		DIP	PP	DOP	TP
		mg-P・m ⁻² ・day ⁻¹	mg-P・m ⁻² ・day ⁻¹	mg-P・m ⁻² ・day ⁻¹	mg-P・m ⁻² ・day ⁻¹
河口干潟	2006.09.21-22	-11.6	-8.3	1.0	-18.9
	2007.01.18-19	-10.0	-2.0	-2.0	-14.0
前浜干潟	2006.07.27-28	1.3	-1.6	-1.4	-1.7
	2007.02.19-20	-0.6	-1.3	-1.1	-0.1
堤防後背地	2006.08.21-22	-1.5	-1.3	1.5	-1.4
	2006.12.21-22	-1.1	-0.5	0.9	-0.7
人工干潟	2005.07.21-22	0.6	-1.2	-5.7	-6.3
	2005.08.04-05	5.7	-5.7	3.7	3.7
	2005.10.04-05	1.1	-2.0	-0.5	-1.5
	2005.11.01-02	4.6	-3.6	-4.5	-3.5
	2006.01.26-27	0.4	-0.6	0.1	-0.1
	2006.02.16-17	1.0	-4.3	2.1	-1.1
人工干潟	2006.09.04-05	8.9	-3.7	-11.0	-5.8
	2007.01.30-31	2.3	-1.0	-4.8	-3.5
大阪南港野鳥園	2002.07.31-08.01	-	-	-	-
盤 干潟	2000.08.30-31	16.8	-17.4	-	-0.6

面の前浜干潟や後背地の窒素リントラップ速度は、1オーダー低いことが明らかになった。ただし、上記の干潟の底質を改善することで再生した人工干潟は、河口干潟と前浜干潟の中間的な値となり、窒素リントラップ能力を向上できることが明らかになった。

窒素のトラップ速度に関して、他海域の事例と比較すると、野村らは、2000年8月に東京湾盤州干潟において2潮汐間のオイラーの連続観測を行った結果、DINは185.5 mg-N・m⁻²・day⁻¹で排出されたものの、PNは243.1 mg-N・m⁻²・day⁻¹でトラップされ、結果TNで57.6 mg-N・m⁻²・day⁻¹トラップされたと報告している。また、桑江らは²⁴⁾、1996～1999年に同じ盤州干潟の底泥を用いた室内実験から窒素収支を検討しており、TNのトラップ速度は189.5 mg-N・m⁻²・day⁻¹になったと報告している。また三河湾一色干潟においては佐々木ら²⁵⁾によって1982年7月に連続観測が行われ、DINとPNのトラップ速度はそれぞれ115.0 mg-N・m⁻²・day⁻¹、29.0 mg-N・m⁻²・day⁻¹であり、TNで144 mg-N・m⁻²・day⁻¹トラップされたと報告された。一方、青山ら⁷⁾による同じ一色干潟の現地観測結果においては、1994年6月にPNは100.8 mg-N・m⁻²・day⁻¹でトラップされたが、DTNは80.2 mg-N・m⁻²・day⁻¹で排出され、同年10月の観測におけるPNおよびDTNの収支は、774.5 mg-N・m⁻²・day⁻¹、211.9 mg-N・m⁻²・day⁻¹の排出であり、全く異なる傾向を示したと報告されている。この10月の観測時には青潮発生直後であり、懸濁物を摂食する底生動物が減少したためであ

ると推察している。また、1996年に伊勢湾の小鈴谷干潟で青山らが行った結果では²⁶⁾、6月の観測ではPNおよびDTNの収支は236.4 mg-N・m⁻²・day⁻¹のトラップと268 mg-N・m⁻²・day⁻¹の排出であったが、赤潮が発生した9月においてはPNのトラップ速度は516.7 mg-N・m⁻²・day⁻¹と著しく増加し、DTNも155.5 mg-N・m⁻²・day⁻¹トラップされたことを示している。このように自然干潟における窒素収支については、観測時期や、その干潟に生息する懸濁物食者のような底生動物や大型海藻や底生微細藻類の影響や、観測時期の直上水の水質等により、大きく影響を受ける可能性が示唆された。全国各地の窒素収支の結果と、英虞湾の自然干潟とを比較すると、河口干潟である鵜方浜の窒素トラップおよび排出速度は同オーダーの値を示したが、湾奥部の潮受け堤防前後の前浜干潟や堤防後背地では、低い値を示した。これには各干潟に生息している底生動物量と直上水の水質が関係していると推測された。

次に人工的に創出された干潟における窒素収支について検討する。細川ら²⁷⁾は、室内に造成されたメソコスム干潟実験場において物質収支の観測を行っている。それによると、造成後約半年経過した6月と7月におけるDINのトラップ速度は125.2 mg-N・m⁻²・day⁻¹、ONの排出速度が9.9 mg-N・m⁻²・day⁻¹、TNの平均トラップ速度は115.3 mg-N・m⁻²・day⁻¹であり、溶存態をトラップして有機態を排出していた。また、矢持らによる大阪南港野鳥園¹²⁾における2001～2002年における2潮汐間の連続

観測の結果では、DINは $304.5 \sim 76.6 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ でトラップされ、PNも同様に $104.3 \sim 10.3 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ でトラップされたもののDONは $144.9 \sim 15.5 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ で排出し、結果TNで $263 \sim 6.7 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ トラップされたと報告している。また、同様に矢持らによって浚渫土砂を用いて大阪府岸和田沖に造成された阪南2区人工干潟で3年間にわたり9月に物質収支の観測が行われている¹³⁾。その結果、造成後初年度は、干潟底泥から溶出に起因してか、DINが排出されTNで $851 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と高い速度で排出されたが、アオサやアサリが増殖したことに伴い、1年後には $709 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、2年後には $575 \text{ mg-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度でのトラップの場に変化したと報告されている。このように造成初期の干潟では、海藻類や底生微細藻類の増殖が底生動物の増殖よりも早いいため、DINの取り込みが卓越したと考えられた。

英虞湾における浚渫土を用いて造成した人工干潟では、前述したメソコスムや阪南2区などと同様、造成して間もない、比較的若い干潟である。本章で実施した観測では、造成後約2年が経過しており、マクロベントス量も増加しており、アオサのような大型海藻は繁茂していない。そのため造成初期の底生微細藻類や海藻類が卓越した状態の収支はとらえられていない。しかし、造成2年後では、年間を通してDINの排出と、PNおよびTNのトラップが行われていた。また他の干潟と比較して、DINが排出される傾向が強いことは、干潟上のマクロベントスからの排出が多いことと、造成材料として使用した浚渫土中の豊富な有機物がバクテリア等に分解され、結果として底泥から溶出していることが考えられた。また、TNのトラップ速度としては、自然干潟の盤州干潟と比較すると直上水中の水質が異なるが、約1/2～同等の値を有していた。このように、浚渫土を用いて英虞湾湾奥部に造成した人工干潟においても、1年を通じて周辺海域への栄養負荷を軽減できるなどの水質浄化機能を有することが明らかとなった。

6.4-(4) 各干潟における流入出フラックスに関する底生動物と直上水水質の影響

前述のように、国内の自然干潟に関する物質収支の観測から、干潟の物質収支については、その干潟に生息する底生動物の影響や、観測時期の直上水の水質等により、大きく影響を受ける可能性が推測された。

そこでその影響を確認するため各観測における1日間の2潮汐間の流入出フラックスと各干潟の観測時におけ

るマクロベントスの単位面積あたりの湿重量をあわせて表6-11、表6-12に示した。また、同様に盤州干潟と大阪南港野鳥園の観測結果も示した。

シートにより囲まれたエリアの異なる人工干潟実験区①②(図6-1)について、各季節の2潮汐間の流入出フラックスを比較すると、すべての季節において人工干潟全域(DL 1.5 m～1.5 m)を囲ったエリアのフラックスの方が、人工干潟のDL 0 m以浅を囲ったエリアのフラックスよりも大きくなった。これは、上野ら(2004)、矢持ら(2003)の既往の報告によりDL 0 m～1.5 mでマクロベントスのバイオマスと種類数がともに最大となることから、この水深帯を含む人工干潟全域の方が、流入出する直上水に対する底生動物の影響が大きくなり、懸濁有機物の摂餌による取り込みと排泄、分解等による溶存態無機栄養塩の放出量が大きくなったためであると考えられる。そこで、観測した英虞湾内の3種の自然干潟と浚渫土を用いた人工干潟および、他海域の比較対象として、自然干潟の盤州干潟¹⁴⁾と人工干潟の大阪南港野鳥園¹²⁾について、そこに生息する懸濁物食者の湿重量と、各観測におけるPNのフラックスとの関係を図6-15に示した。図6-15により、各干潟の懸濁物食者の湿重量と、PNの吸収フラックスとは正の相関関係を示した。これは、生息する懸濁物食者の湿重量が大きい干潟ほど、流入出する物質フラックスの量も大きくなることを示している。つまり、干潟に生息する底生動物量が増加すると、直上水中の懸濁物質を分解する能力や、生物活動による干潟堆積物から直上水への溶存態物質の排出等の物質循環のフローが太くなることが考えられる。このように干潟に生息するマクロベントス(特に懸濁物食者)は、干潟の物質循環に大きく寄与していることが明らかになった。

また、流入出フラックスの絶対量をみると、河口干潟である鵜方浜が、他の英虞湾内の干潟と比較しても、1オーダー大きかった。前述した懸濁物食者の湿重量を考慮に入れても、過大な値である。これは、干潟直上水の水質が関係していると考えられる。そこで図6-16に干潟直上水中のPN濃度の平均値とPNの吸収フラックスとの関係を、図6-17に夏期における各干潟直上水の各態窒素の平均濃度を示した。

図6-16より干潟直上水中のPN濃度とPNの吸収フラックスは、高い正の相関を示し、図6-15に示した懸濁物食者の湿重量とPNフラックスとの関係よりも相関が高かった。これは、干潟の持つ懸濁物除去能力は、直上水の濃度と、それを吸収分解する懸濁物食者の湿重量に

大きく影響を受けるが、英虞湾の場合、湾奥部の懸濁態窒素の濃度が、東京湾¹⁴⁾や大阪湾¹²⁾と比較しても低い。懸濁物食者の湿重量よりも直上水中の影響の方が大きいことを示す。図6-16に示されるように、流入出フラックスの最も高い河口干潟は、英虞湾最大の河川である前川の河口に発達する干潟である。そのため、常に陸域からの栄養の供給があり、直上水の窒素濃度も他の干潟と比較しても5倍以上ある。一方、河川の流入のない湾奥部に発達する前浜干潟や、堤防後背地、そして前浜干潟に造成した人工干潟については、直上水の窒素濃度は低い。以上のことから、干潟の物質循環に与える影響は、直上水の水質によっても大きく影響を受け、変化するということが明らかになった。

6.4-(5) 底質の栄養レベルをコントロールした人工干潟における物質循環の変化

ここでは、前述した人工干潟と前浜干潟の窒素・リンフラックスを比較することにより、干潟底質の栄養レベルをコントロールする2種類の干潟再生手法について、造成前後の物質循環機能の変化について検討した。まず、第3章にも示したように、比較的貧栄養な干潟について、浚渫土を添加する手法によって、マクロベントス量が約3倍に増加し、生物量と多様性ともに高い生物相に変化させることが可能なことが分かった。また、底生動物は干潟の物質循環機能に大きく寄与しており、前述の干潟物質収支の解析結果から、人工干潟の特性として、水中の懸濁態窒素リンに対してシンクであり、溶存態無機栄養塩に対してはソースとして機能していることが明らかとなった。図6-18に本干潟造成効果のイメージ図を示

す。造成前の比較的貧栄養な前浜干潟に、浚渫土という形で有機物を添加することにより、干潟底生動物のバイオマスが、 $120\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ から $547\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ に増加した。さらにそれだけではなく、底生微細藻類等の干潟の一次生産者のバイオマスもクロロフィルa量で $15.8\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ から $28.3\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ まで増加し、それによって1日あたりの総生産量が $1.06\text{gO}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $1.90\text{gO}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ に約2倍増加することが分かる。結果として、夏期の懸濁物窒素の吸収フラックスは、 $10.4\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $36.4\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ へ増加し、溶存態無機窒素の排出フラックスは、 $6.8\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $37.0\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ へ増加していることが明らかになった。このことは、干潟の生物量が増加することにより、懸濁物に対してシンク、溶存態に対してソースの機能は変化しないが、6.3-(5)で上述したように、懸濁物の吸収と溶存物の放出が増えて、干潟における物質循環のフローが太くなることを示している。その結果、水質浄化機能として水中からのTN除去量として、一日あたり $4.1\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $32.8\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ に増加することがわかった。

以上より、栄養レベルをコントロールする手法は、干潟に最小限の手を加えることにより、生物生産性と物質循環機能を向上させるものであることが特徴として明らかになった。

6.4-(6) 数値計算モデルを用いた干潟再生が英虞湾環境の再生及ぼす効果の検討

a) 干潟における懸濁物除去量の変化

干潟における懸濁態窒素除去量について、ケース1及びケース2における数値モデルの計算結果および、第6

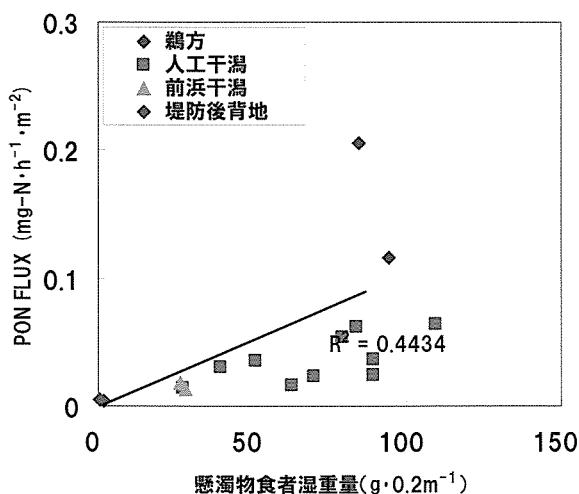


図6-15 天然干潟および人工干潟における懸濁物食者湿重量と懸濁態窒素吸収フラックスとの関係

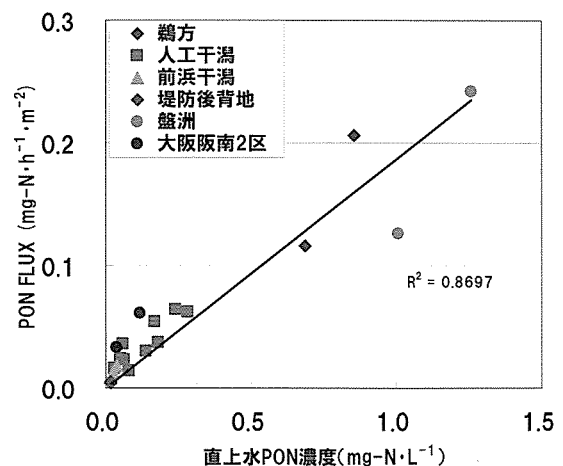


図6-16 天然干潟および人工干潟における直上水のPON濃度と懸濁態窒素吸収フラックスとの関係

章での実測値と日数の積から算出した結果を湾奥部における海水中植物プランクトンの純基礎生産量の値と比較した(表 6-13)。ケース 1 の英虞湾の現状の干潟においては、実測値からの計算で $3.7\text{ton-N}\cdot\text{year}^{-1}$ 、モデルによる計算で $2.4\text{ton-N}\cdot\text{year}^{-1}$ の懸濁態窒素 (PON) が干潟において除去されていた。またこれは、英虞湾湾奥部の年間の純基礎生産量 $462\text{ton-N}\cdot\text{year}^{-1}$ に対してそれぞれ、0.8%, 0.5% であり、海域における PON の除去は小さいことがわかった。一方、すべての干潟を人工干潟並に再生したと仮定した、ケース 2 における懸濁態窒素 (PON) 除去量は、実測値からの計算で $42.9\text{ton-N}\cdot\text{year}^{-1}$ 、モデル

による計算で $19.3\text{ton-N}\cdot\text{year}^{-1}$ の懸濁態窒素 (PON) であった。またこれは、英虞湾湾奥部の年間の純基礎生産量 $483\text{ton-N}\cdot\text{year}^{-1}$ に対してそれぞれ、8.9%, 4.0% であり、約 10 倍に増加するという結果となった。これは湾奥全体に対する割合であり、有機物の堆積で底質が悪化している各浦の奥部においては、PON の水中濃度を低下させる効果があると考えられる。また、実測値と日数の積から算出した結果とモデルによる計算値については、前者のほうが、除去量が大きくなった。これは、図 6-19 のケース 2 における一日あたりの PON 除去フラックスの変化で示したように、モデルによる計算では、水中の PON 濃度によってフラックスが、変化するように設定してあるためであると考えられる。そのため、基礎生産が大きくなる暖候期 (5 月～10 月) には、海水中の PON 濃度の上昇にともない、除去フラックスも上昇するが、基礎生産の低い寒候期 (11 月～4 月) には除去フラックスも低くなる。さらに、一度干潟上で除去された海水中の PON 濃度は沖合からの移流もしくは基礎生産速度に依存するため、常に一定ではないことが考えられる。このことから、実測値と日数の積による算出では過大評価をしている可能性が挙げられた。

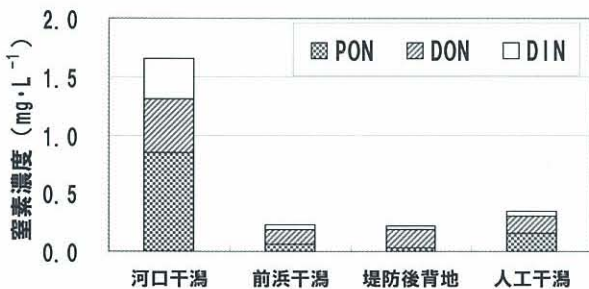


図 6-17 英虞湾内天然干潟および人工干潟の直上水の平均各態窒素濃度

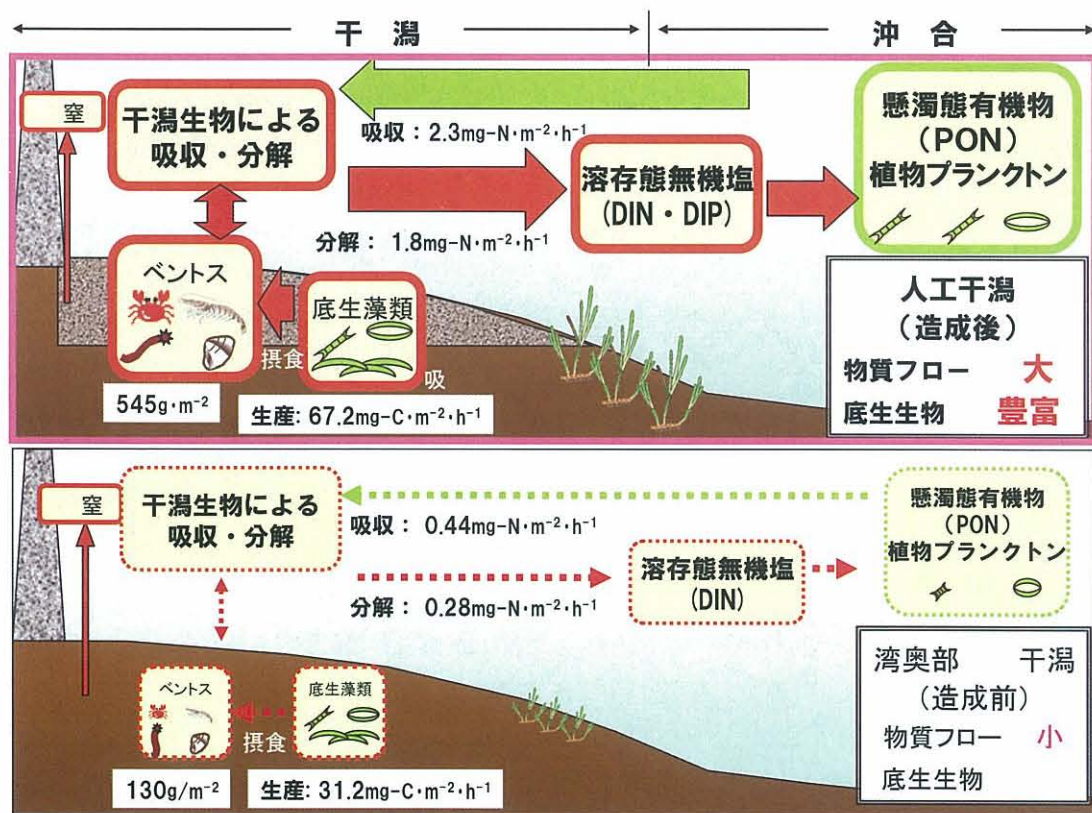


図 6-18 干潟栄養レベルをコントロールする物質循環機能の向上 (概念図) 上段: 造成後, 下段: 造成前

b) 湾奥部における炭素循環の変化

数値モデルによるケース1およびケース2における2004年1月から12月までの計算結果から炭素循環図を作成し、図6-20に示した。ここでの数値は1年間の総量をしめす。また、併せてモデルの計算結果で特に変化が大きかった部分を抽出して概略図を作成し、図6-21に示した。計算結果より、ケース1とケース2を比較すると、干潟を再生することにより、懸濁物の吸収フローと、溶存態の放出のフローが、それぞれ16ton-C・year⁻¹から128ton-C・year⁻¹、9ton-C・year⁻¹から34ton-C・year⁻¹へと増加した。これは、干潟を再生することにより、生物生息機能が向上し、干潟に生息するマクロベントス量が増加することによって、各種物質循環フラックスが増加したことが原因であると考えられる。第2章および第3章の各干潟における実測値を用いて、マクロベントス量を算出すると、134 ton-C・year⁻¹から1450 ton-C・year⁻¹に約10倍に増加していることが推測される。これは、干潟のマクロベントスの増加によって、物質フラックスが増加するという具体的なデータであり、湾奥部の干潟を再生することで、干潟域における物質循環を向上させることができることが示された。

また、干潟へのフラックス以外で、大きく変化した点として、海底への懸濁態(POC)の沈降量の減少が挙げられる。図6-20より、ケース1とケース2では、湾奥部海底への懸濁態(POC)の沈降量が、炭素換算で424ton-C・year⁻¹から395ton-C・year⁻¹へと29ton-C・year⁻¹(約7%)減少する結果となった。これは干潟再生によって向上した懸濁物除去機能が、海水中の植物プランクトン

などの懸濁物を浅場で吸収、分解することにより、海底への沈降量を減少させていることを示している。この減少量は、真珠養殖による海底への沈降負荷量が約15ton-C・year⁻¹であることから、その約2倍の量に相当する。つまり、湾奥部の底泥悪化の主原因のひとつとされる真珠養殖に伴う海底への負荷の約2倍の懸濁態除去能力が干潟にはあることを示している。なお、図6-20より、ケース1とケース2を比較しても、アコヤガイの現存量が変化していないことから、干潟再生に伴い、植物プランクトン除去量増加による真珠養殖への餌不足等の影響はないと考えられる。これは、干潟では植物プランクトン等の懸濁物の吸収分解が盛んに行われると同時に、溶存態の栄養塩も海域へ放出されることから、再び植物プランクトンの再生産に利用されていることが考えられる。これは植物プランクトンの純生産量がケース1とケース2で3060ton-C・year⁻¹から3200ton-C・year⁻¹へと増加していることから示されている。つまり浅場における物

表6-13 濁態窒素除去量と湾奥部プランクトンの純生産量

		懸濁態窒素除 量 (ton-N・year ⁻¹)	純生産量 (ton-N・year ⁻¹)	純生産量に 対 する 合(%)
CASE1	モデル計算結	2.4	462	0.5
現	実測値	3.7	462	0.8
CASE2	モデル計算結	19.3	483	4.0
干潟 生	実測値	42.9	483	8.9

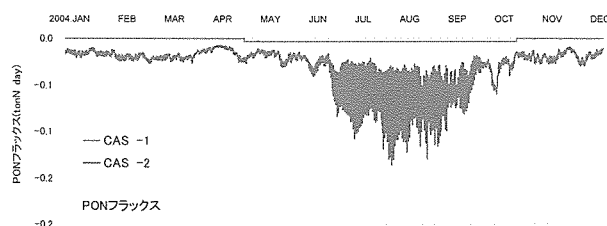


図6-19 モデル計算での1日あたりの干潟のPON吸収フラックスの変化

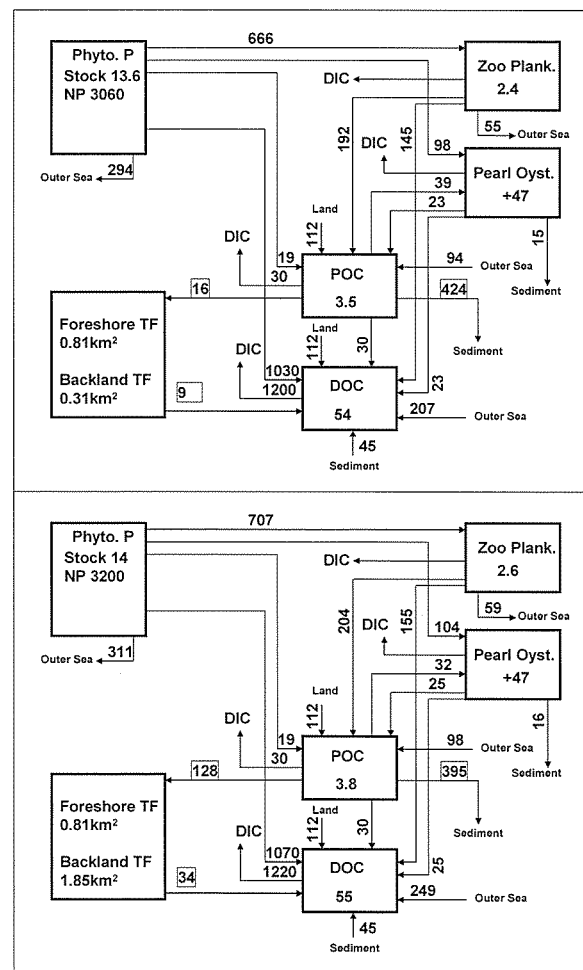


図6-20 数値モデルによる英虞湾湾奥部における炭素循環図 (Jan. ~ Dec. 2004. 上段: ケース1, 下段: ケース2)

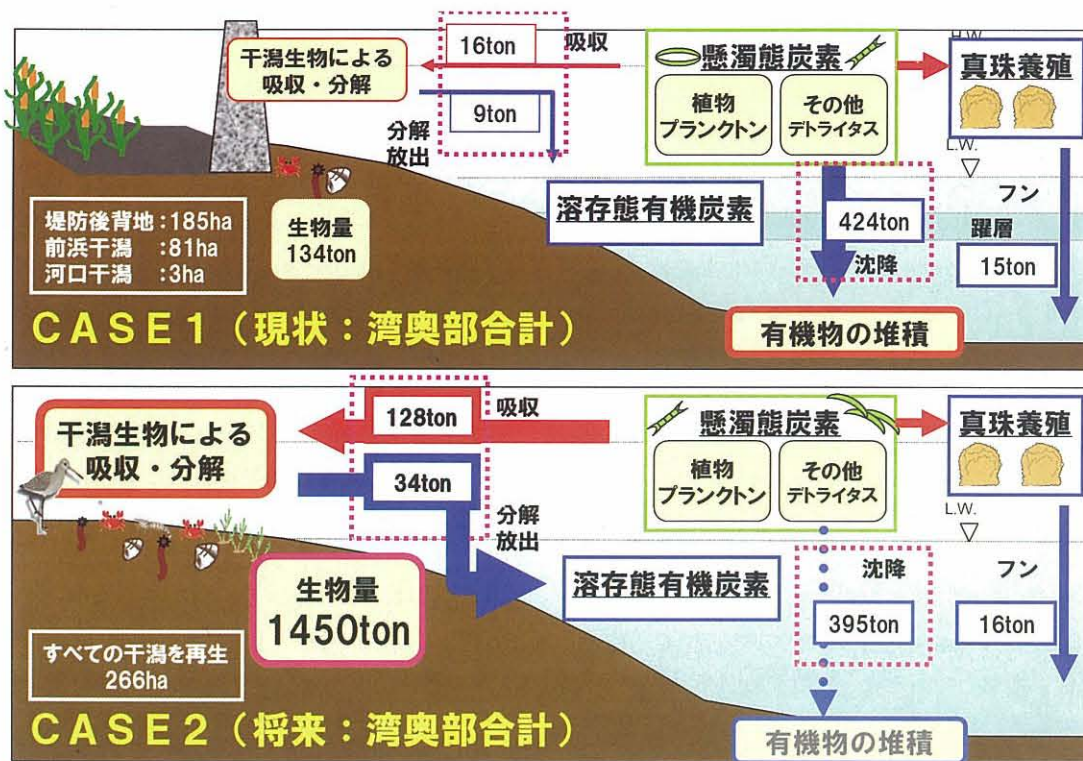


図 6-21 数値モデルによる英虞湾干潟再生効果の試算結果（概念図）

質循環が盛んに行われることにより、沖合の沈降物量を減少させる効果もあることが推測された。

以上より、数値モデルの計算結果より、英虞湾の干潟をすべて再生することにより、干潟域の物質循環機能が向上するだけでなく、沖合の海底への負荷を軽減できることが示唆された。

c) 英虞湾における干潟再生手法と環境改善効果の検討

実測値を用いたモデル計算によって、干潟は、海域の物質循環において、水中の懸濁有機態物の分解無機化という大きな役割を果たしているということが明らかになってきた。そこで本節では、英虞湾で干潟再生の手法と環境改善効果について検討する。図 6-22 に湾奥部の浅場再生による英虞湾の環境改善の概念図を示した。数値モデルの計算結果と前章までに得られた知見を総括すると、戦前の潮受け堤防が設置される前の天然の入り江には、潮の満ち引きする干潟や藻場が存在したはずである。そこでは好氣的な分解や生物による取り込み、あるいは脱窒等、様々な物質循環機能が働いていたと考えられる。さらに天然の入り江では、干満に応じて海水が水平的に大きく動くので、海水の鉛直混合が強まり、貧酸素化を弱め、有機物は再懸濁して分解が促進されていたと推測される。しかし、現在の英虞湾において、水田整備にともない潮受け堤防建設により 70% 以上の干潟が

消失したことは、前述した干潟の物質循環機能や入り江の物理的な流動機能を弱めて英虞湾内の物質循環構造を大きく変えた可能性がある。図 6-22 の現状で示すように、植物プランクトンやデトリタス等の海底への沈降量の増大により底質に有機物が蓄積し、これが貧酸素水塊の発生へとつながり、さらには沖合での赤潮の発生を助長した可能性がある。このように干潟や藻場の減少は、環境悪化の悪循環への引き金になるということが推測される。

また、本章では数値モデル計算にアマモ場の効果を考慮していないが、干潟とアマモ場を同時に再生することにより、相乗的に生物の多様性と物質循環機能が向上するという結果も第 3 章でも実証されており、また第 5 章及び本章において酸素生成機能や懸濁物除去機能が向上することも実験的に示されている。このことから干潟だけでなくアマモ場を含めた再生を行うことで、懸濁物の分解機能を向上させ、海底への沈降物抑制等の更なる環境改善効果が期待できる。さらに本研究では示していないが、桑江ら²⁸⁾や原口ら²⁹⁾により、鳥類や水産業により、干潟からの有機物の除去機能が示されていることから、干潟におけるマクロベントスの増加は、鳥類や水産業などによる「系外排出」も期待できる。このように英虞湾内における干潟の役割として、水中有機物の分解

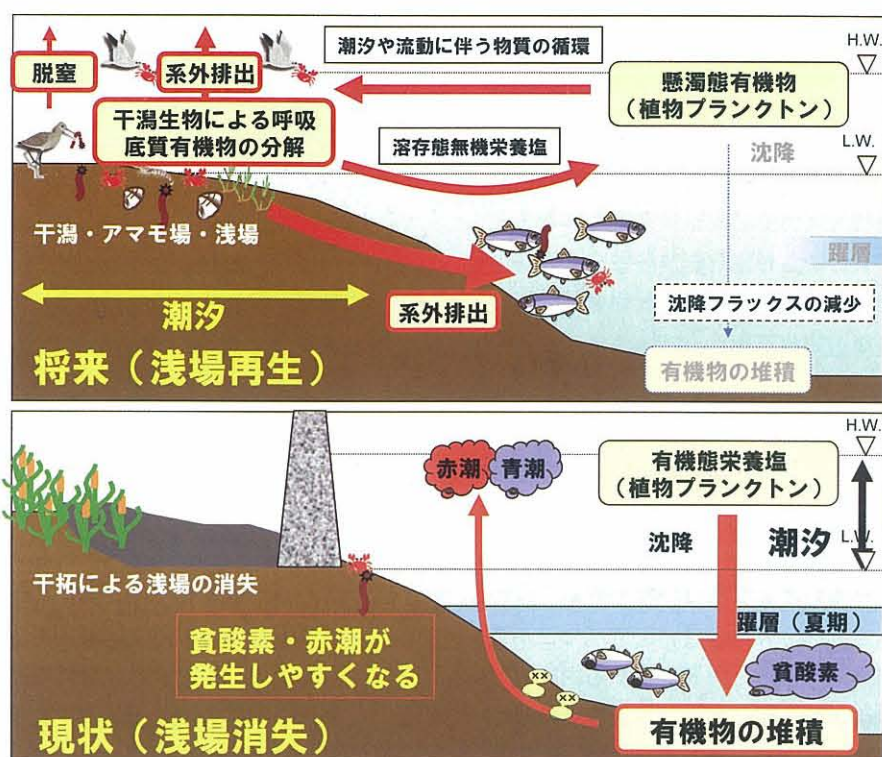


図 6-22 湾奥部の浅場再生による英虞湾の環境改善(概念図)

無機化という重要な役割を果たしているということが示された。今後英虞湾において、従来から言われてきたように、真珠養殖や陸域からの汚濁負荷削減をしていくことも重要であるが、同時に英虞湾本来が有していた浅場の自然浄化能力も向上させていくことが、今後の英虞湾を生物生産性豊かな海域へと改善していく上で重要であると考えられる。

では、どこにどのように干潟を再生していけばよいのであろうか。第3章で前述したように、現在三重県農水商工部において、英虞湾海底に堆積した富栄養化したヘドロを浚渫し、その浚渫土を用いて潮受け堤防前面の貧栄養な前浜干潟を実験的に人工干潟に変更している。現在造成3年後において造成前と比較し約3倍の生物量に改善しているが、堤防前面の前浜干潟ということもあり、今後干潟底質の低有機物化やそれに伴うメンテナンスの問題も無視できない。そのことから、今後安定した干潟再生を行うためには、堤防後背地を含めた環境改善が必要であると考えられる。第2章でも述べたように、現在後背地の約80%以上が沿岸未利用地として放置されている。また、第4章にも述べたように堤防後背地には多量の有機物が堆積しているため、これらを利用して、堤防前面の貧栄養な前浜干潟の改善も可能であると考えられる。さらには、陸域からの栄養塩等の流入も考えら

表 6-14 英虞湾における環境改善技術のコスト

法	コスト(百万円:1ha たり)
浚渫工事	50～100
浚渫土を用いた干潟造成	50～100
後背地の（堤防 含）	10～20

れることから、前述した底質の低有機物化やメンテナンスの問題も軽減されることが考えられる。

ここで、上記の環境改善技術に関するコストについても述べる。表 6-14 に英虞湾における浚渫及び浚渫土を用いた人工干潟造成と潮受け堤防を撤去した後背地の改善に関する試算コストを示す。浚渫及び干潟造成については、三重県農水商工部の沿岸漁場整備事業の報告書³⁰⁾より引用した。ただし事業面積によってコストは変更するために、幅を持たせて示した。2003年度の浚渫及び干潟造成面積はそれぞれ、0.8haと0.3haであった。また、堤防撤去に関しては、平成18年度公共工事設計労務単価基準額積算表³¹⁾より算出した参考値である。現在英虞湾で行っている、浚渫及び干潟造成では共に1haあたり5千万円から1億円のコストがかかっている。それに対して、堤防後背地の改善を行う場合は、陸上作業で可能なため、堤防撤去を含め1haあたり約2000万円でも可

能である。以上より、海底の富栄養化した堆積物を利用するよりも、後背地の有機物を利用するほうがコスト面から有効である。

以上のことから、今後、本研究で開発した底質の栄養レベルをコントロールする技術を用い、英虞湾湾奥部の後背地を含めた干潟アマモ場生態系を再生することにより、潮受け堤防で分断され、貧弱化している堤防前後の生物生産性を向上させ、円滑な海域の物質循環を取り戻すことが、英虞湾の環境悪化を抑制する新たな沿岸域の利用手法として考えられる(図 6-22)。ただし、本研究はこの干拓を否定するものではない。過去の湾奥部の干拓は、その時代の人間生活に必要であったものである。しかしその後情勢は刻々と変化し、過去に耕作されていた堤防後背地は耕作放棄され、現在その 80%以上が荒地もしくは沿岸未利用地として放置されている。このような沿岸未利用地を放置せずに有効利用する必要がある。このように、人間生活と自然との共生のために、その時代にあった手法を検討し、順応的に沿岸域を管理していくことが、今後、真の豊かな里うみの再生につながると考えられる。

6.5 要約

本章では、英虞湾で造成した人工干潟の物質循環機能の評価するために、英虞湾内の 3 種類の自然干潟(河口干潟、前浜干潟、堤防後背地)および、英虞湾立神浦に造成した、浚渫土を 30% の割合で添加した人工干潟について、そこに流入・流出する水質の変化について 2 潮汐間にわたり定量的に連続観測し、各干潟に流入・流出する物質のフラックスについて検討した。さらに千葉らにより開発された、3 次元流動、浮遊生態系、底生生態系、アコヤガイ成長、集水域の 5 つのモデルから構成される英虞湾環境動態予測モデルと呼ばれる数値モデルを用い、第 4 章及び第 5 章における各干潟の実測データをパラメータとして使用することにより、英虞湾全域に対する干潟再生効果の検討を行った。主な結論を以下に示す。

1) シート開口部で採取した海水中の DO 及びクロロフィル a 濃度、はすべての干潟において、上げ潮時に高く、下げ潮時に低くなる潮汐と連動した周期的な変動を示した。一方、溶存態無機栄養塩濃度(DIN, DIP)は、常に下げ潮時の DIN, DIP 濃度のほうが、常に上げ潮時よりも高い値を示し、DO の変化パターンとは逆位相になることがわかった。また、夏期と冬期の水質の変化を比較すると、溶存態無機栄養塩濃度(DIN, DIP)、クロロフィル a 濃度、DO、濁度の上げ

潮時と下げ潮時における水質変化傾向は類似しているが、各項目の変化量は冬期の方が低い値を示した。

2) 各干潟における各季節の溶存態無機栄養塩(DIN, DIP)の溶出速度の観測を行った結果、人工干潟および前浜干潟の夏期については、常に底泥から直上水方向への溶出がおきた。また常に昼間のほうが夜間よりも溶出速度が低くなった。一方、前浜干潟の冬期と河口干潟と堤防後背地については、夜間には底泥から直上水方向への溶出が起きたが、昼間は、逆に直上水から底泥方向への溶存態窒素・リンの吸収が起きた。また、間隙水中および溶出する DIN はほとんどがアンモニア態窒素であった。

3) 潮汐変化による溶出フラックスを比較すると、すべての干潟において上げ潮時の方が下げ潮時より溶出フラックスは高くなり、さらに間隙水中の無機栄養塩の濃度も干潮時の方が満潮時よりも高い傾向を示した。このことは、干出時に底質中の有機物等の分解により間隙水中に蓄積された高濃度の無機栄養塩が、上げ潮の冠水時の濃度勾配により急激に溶出するためであると考えられた。

4) 底質からの無機態栄養塩の溶出は、底質の有機物濃度によって変化し、また、干潟上の底生微細藻類や海藻類による基礎生産とも関係して、日中には光合成による吸収も起こっていることが明らかになった。

5) 物質収支の特徴をまとめると、各干潟に共通する特徴として、懸濁有機態の窒素・リン並びにクロロフィル a が常に干潟に吸収されている傾向を示した。また人工干潟と前浜干潟では、溶存態の窒素・リンが常に干潟から沖合へ放出されており、河口干潟と堤防後背地では、常に干潟に吸収されていた。人工干潟および前浜干潟では、底生動物からの排泄や干潟底質中の有機物のバクテリア等による分解により、溶存無機態の窒素リンが干潟から沖合へ放出されていることが考えられる。一方、河口干潟と堤防後背地については、基礎生産が高いことから、底生微細藻類等の光合成による溶存態窒素リンの吸収が行われていることが推測された。

6) 各干潟における流入出フラックスと底生動物および直上水水質には正の相関関係があり、干潟の持つ懸濁物除去能力は、直上水の濃度と、それを吸収分解するマクロベントスの湿重量に大きく影響を受け変化するということが明らかになった。

7) 造成前の比較的貧栄養な前浜干潟に、浚渫土という形で有機物を添加することにより、干潟底生動物のバ

イオマスが、 $120\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ から $547\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ に増加し、さらに底生微細藻類等の干潟の一次生産者のバイオマスもクロロフィルa量が $15.8\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ から $28.3\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、1日あたりの総生産量が $1.06\text{gO}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $1.90\text{gO}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ に約2倍増加することが分かった。また結果として、夏期の懸濁物窒素の吸収フラックスは、 $10.4\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $36.4\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ へ増加し、溶存態無機窒素の排出フラックスは $6.8\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $37.0\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 増加していることが明らかになった。このことは、本技術により、干潟における物質循環のフローが太くなることがわかった。

- 8) 各ケースで計算した懸濁態窒素除去量について、数値モデルの計算結果を湾奥部における海水中植物プランクトンの純基礎生産量の値と比較した。ケース1の英虞湾の現状の干潟においては、 $2.4\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ の懸濁態窒素(PON)が干潟において除去されており、英虞湾湾奥部の年間の純基礎生産量 $462\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ に対してそれぞれ、0.5%であり、海域におけるPONの除去は小さいことがわかった。一方、すべての干潟を人工干潟並に再生したと仮定した、ケース2における懸濁態窒素除去量は $19.3\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ であり、年間の純基礎生産量 $483\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ に対して4.0%であり、約10倍に増加するという結果となった。これより有機物の堆積で底質が悪化している各浦の奥部においては、PONの水中濃度を低下させる効果があると考えられた。
- 9) 数値モデルによるケース1およびケース2における2004年1月から12月までの計算結果から湾内の炭素循環について検討した。その結果干潟を再生することにより、干潟のマクロベントス量が、 $134\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $1450\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ に約10倍に増加し、それに伴い、懸濁物の吸収フローと、溶存態の放出のフローが、それぞれ $16\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ 、 $9\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $34\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ へと増加した。さらに湾奥部海底への懸濁態(POC)の沈降量が、炭素換算で $424\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $395\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ へと $29\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ (約7%)減少する結果となった。以上より、数値モデルの計算結果より、英虞湾の干潟をすべて再生することにより、干潟域の物質循環機能が向上するだけでなく、沖合の海底への負荷を軽減できることが示唆された。
- 10) 英虞湾で干潟再生の手法と環境改善効果について検討した結果、英虞湾内における干潟の役割として、水中有機物の分解無機化という重要な役割を果たしてい

るということが示された。さらに今後、本研究で開発した底質の栄養レベルをコントロールする技術を用い、英虞湾湾奥部の堤防後背地を含めた干潟生態系を再生することにより、潮受け堤防で分断され、貧弱化している堤防前後の生物生産性を向上させ、円滑な海域の物質循環を取り戻すことが、英虞湾の環境悪化を抑制する新たな沿岸域の利用手法として考えられた。

文 献

- 1) 相馬明郎:「きれいな海」から「豊かな海」へ～干潟・浅海域と湾奥域および底生系と浮遊系のカップリングからみえてきたもの、海洋理工学会誌, Vol.13, No.1, pp.49-60, 2007.
- 2) 細川泰史, 木部英治, 三好英一, 桑江朝比呂, 古川恵太: 盤州干潟におけるアサリによる濾水能力分布調査, 港湾技術研究資料, No. 844, pp. 21. 1996.
- 3) 青山裕晃, 鈴木輝明: 干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定, 水産海洋研究, 第61巻, 第3号, pp.265-274, 1997.
- 4) 国立環境研究所: 海域保全のための浅海域における物質循環と水質浄化に関する研究報告, 国立環境研究所特別研究報告, pp. 49, 2000.
- 5) 門谷茂: 沿岸浅海域における物質循環～潮間帯から河口干潟まで～, 水環境学会誌, 第22巻, 第7号, pp.533-538, 1999.
- 6) 石井裕一, 村上和仁, 矢内栄二, 石井俊夫, 灘和夫: 東京湾億部に位置する潟湖型干潟におけるアオサの栄養塩類吸収特性, 海岸工学論文集, 第48巻, pp. 1136-1140, 2001.
- 7) 青山祐晃, 鈴木輝明: 干潟の水質浄化機能の定量的評価, 愛知水試研究報告第3号, pp. 17-28, 1996.
- 8) 松梨史郎: 東京港の夏季における窒素・リンの水一底泥間のフラックス, 海岸工学論文集, 第43巻, pp. 1116-1119, 1996.
- 9) Montani, S., P. Magni, M. Shimamoto, N. Abe and K. Okutan: The effect of a tidal cycle on the dynamics of nutrients in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan, Journal of Oceanography, Vol. 54, pp. 65-76, 1998.
- 10) Kohata, K., T. Hiwatari and H. Tanaka: Water purification by bivalves in shallow areas of Tokyo Bay, Proceedings of MEDCOAST99 – EMECS99, pp. 301-312, 1999.
- 11) 児玉真史・松永信博・水田健太郎: 夏季の和白干潟

- における栄養塩収支に関する現地観測, 水工学論文集, 44 巻, pp.1095-1100, 2000.
- 12) 矢持進, 柳川竜一, 橋美典: 大阪南港野鳥園湿地における物質収支と水質浄化能の評価, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp.1241-1245, 2003.
- 13) 矢持進, 宮本宏隆, 大西徹: 浚渫土砂を活用した人工干潟における窒素収支—大阪湾阪南 2 区人工干潟現地実験場について—, 土木学会論文集, No.748/ VII-8, pp.13-21, 2003.
- 14) 野村宗弘, 小沼晋, 桑江朝比呂, 三好英一, 中村由行: 盤洲干潟における潮汐に伴う栄養塩収支に関する現地観測, 港湾空港技術研究所資料, No. 1020, pp.1-19, 2002.
- 15) 三重県: 三重県地域結集型共同研究事業, 英虞湾物質循環調査研究報告書, 2008.
- 16) Vichi, M., J.W.Baretta, J.G.Baretta-Bekker, W.Ebenhoh and C.Kohlmeier, P.Ruardij, N.Pinradi and M.Zavatarelli: European Regional Seas Ecosystem Model III Review of the biogeochemical equations, ERSEM_III_report, 2004.
- 17) 山本民次, 橋本俊也, 松田治, 多田邦尚: 瀬戸内海における植物プランクトン態 N:P 比とその変動要因, 水産海洋研究, Vol. 63, pp. 6-13, 1999.
- 18) 山本民次, 橋本俊也, 辻けい子, 松田治, 樽谷賢治: 1991-2000 年の広島湾海水中における親生物元素の時間空間的変動、特に植物プランクトン態 C:N:P 比のレッドフィールド比からの乖離, 沿岸海洋研究, Vol. 39, pp. 163-169, 2002.
- 19) Fossing, H., P.Berg, B.Thamdrup, S.Rysgaard, H.M.Sorensen, K.A.Nielsen: Model set-up for an oxygen and nutrient flux for Aarhus Bay (Denmark), National Environmental Research Institute (NERI) Technical Report No. 483, Ministry of the Environment, Denmark, 2004.
- 20) Berg, P., S.Rysgaard, B.Thamdrup: Dynamic modeling of early diagenesis and nutrient cycling: A case study in Arctic marine sediment, American Journal of Science 303, pp. 905-955, 2003.
- 21) 水野光一, 原田晃, 左山幹雄, 堀口文雄: 海域攪乱が内湾生物環境に与える影響評価に関する研究, 工業技術院 中国工業技術研究所, 2000.
- 22) 千葉賢: 海底堆積物内の物質循環モデルに関する基礎的研究, 四日市大学環境情報論集, 第 8 号, 第 1 巻, pp. 17-37, 2005.
- 23) Anggara Kasih G.A., S.Chiba, Y.Yamagata, Y.Shimizu, K.Haraguchi: Numerical model on the material circulation for coastal sediment in Ago Bay, Japan, submitted to Journal of Marine Systems, 2008.
- 24) 桑江朝比呂, 細川恭史, 木部英治, 中村由行: メソコスム実験による人工干潟の水質浄化機能の評価, 海岸工学論文集, 第 47 巻, pp. 1096-1100, 2000.
- 25) 佐々木克之: 干潟域の物質循環, 沿岸海洋研究ノート, 第 26 巻, 第 2 号, pp. 172-190, 1989.
- 26) 青山祐晃, 甲斐正信, 鈴木輝明: 伊勢湾小鈴谷干潟の水質浄化機能, 水産海洋研究, 第 64 巻, pp. 1-9, 2000.
- 27) 細川恭史, 桑江朝比呂, 三好英一, 室善一郎, 木部英治: 干潟実験施設を用いた物質収支観測, 港研資料, No. 832, pp. 22, 1996.
- 28) 桑江朝比呂・河合尚男・赤石正廣・山口良永: 三河湾の造成干潟および自然干潟に飛来する鳥類群集の観測とシギ・チドリ類が果たす役割, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp. -, 2003.
- 29) 原口浩一, 国分秀樹, 奥村宏征, 山本民次: 英虞湾における漁獲による窒素回収・水産増殖, Vol. 55, No. 4, pp. 653-654, 2007.

第7章 結 論

7.1 本研究の要約

第1章では、研究の背景、既往の研究と課題、研究目的と研究概要について示した。

第2章では、航空機に搭載したマルチスペクトラルスキャナを用いて英虞湾内に現存する干潟及び、干拓により消失した干潟を観測し、その画像解析により、過去からの干潟の変遷を試算した。さらに自然干潟を形態毎に分類し、それぞれの底質環境と生息する底生生物の特徴について整理し、湾奥部の干拓が、周辺の干潟環境に与える影響について検討した。そして、その解析結果より干潟底生生物に最適な底質条件を明らかにし、干潟底質の栄養レベルを底生生物の生息に適正な値にコントロールすることによる、英虞湾の干潟域再生手法を提案した。以下に第2章の結論をまとめる。

- 1) 航空測量で撮影した画像解析から、英虞湾内に現存する全干潟面積は約0.84 km²であるのに対し、過去に干潟であった潮受け堤防後背地の全面積は1.85 km²であり、英虞湾では干拓により約69%の干潟及び、それに連続したアマモ場が消失したことが分かった。さらに、干拓された干潟のうち約85%が荒地や湿地として未利用地になっていることが明らかになった。
- 2) 干潟のマクロベントスは、底質環境に依存して種類数、個体数が大きく変化するため、干潟生物の育成環境にとって底質条件が重要であることがわかった。
- 3) 有機物含有量の低い底質より、夏期に底質が極度の還元状態にならない程度の有機物を含んだ方が、マクロベントスの種類数、個体数が増大することが分かった。マクロベントスに関する底質の最適条件は、CODは3～18 mg・g-dry⁻¹、泥分は15～40%、AVSは0.3 mg・g-dry⁻¹以下の範囲であると考えられた。
- 4) 英虞湾の干潟の大部分を占める湾奥部の潮受け堤防の前後では、干拓による堤防建設により、堤防の内側と外側の関連が断たれて、前者では高有機物量、後者では低有機物量の底質環境となることがわかった。そのため双方の生物相が貧弱になるという「潮受け堤防による生態系と物質循環系の分断」が起きていることがわかった。
- 5) 低下した潮受け堤防前後の干潟の生物生産性を向上させることが今後の英虞湾の浅場環境再生を考える上で必要となり、底質の栄養レベルを底生生態系に適正な値にコントロールすることにより、生物生産性を向

上させる可能性を見いだした。

第3章では、第2章で明らかにした、干潟底生生物に最適な底質条件を元に、潮止め堤防前面の比較的貧栄養な前浜干潟に、英虞湾内で採取される栄養分豊富な浚渫土を用いて底質の栄養レベルをコントロールすることにより、阿児町立神浦において約7200 m²の干潟を造成し、造成から3年間の追跡調査結果を生物生息機能の観点から整理した。そして干潟造成後の地形や底質の変化及び底生生物の定着状況を解析し、人工干潟造成後の底質の変化に対する底生生物の応答性と、底生生物の自律安定性について検討した。以下に第3章の結論をまとめる。

- 1) 人工干潟造成後の地形変化特性として、干潟造成初期の干潟底質が安定しない時期に、波浪等により大きく変化が起きていることが分かった。地形変化については、常時波浪で堆積、高波浪で侵食していることが明らかになった。また、底質粒度については、実験区①②でLWLより深いところでは常時波浪で細粒化、高波浪で粗粒化していることが確認できたが、全体的に細粒化する傾向にあった。
- 2) 底質のクロロフィルaは、造成後、人工干潟において造成前と比較し、2倍以上に増加した。浚渫土を干潟生態系への栄養供給材として利用することにより、底質中の有機物の分解が促進され、主として堆積物食性のマクロベントスの餌となる底生微細藻類の増加へとつながっていることが推測された。
- 3) 浚渫土を用いて、干潟底質を底生生物の定着に適した状態にコントロールすることにより、造成後約1年半でマクロベントスの種類数、個体数共に3～4倍、湿重量で約2倍に増加することが明らかになった。また、造成前はろ過食者主体であったが、造成後、ろ過食者に加えて、腹足類や甲殻類、多毛類等の内在性堆積物食者と表層堆積物食者が増加し、有機物豊富な浚渫土を添加することにより、底生微細藻類や、それらをエサとする表層堆積物食者や内在性堆積物食者のマクロベントスが増加したと考えられた。
- 4) 造成後1年半までは肉食者はみられなかったが、造成1年半以降肉食者も徐々に増加し、干潟マクロベントスの種構成も大きく変動せず、安定する傾向にあった。また、人工干潟のような新たに形成された場所では、造成時にマクロベントスが一時消失しているために、見かけ上種類数や個体数が約2年で回復し、大き

く事前調査を上回っていたが、個体の小さいマクロベントスが、未成熟であると考えられる。人工干潟造成後、干潟生態系が回復し、安定するまでに少なくとも3年は必要であるということが明らかになった。

5) 実験干潟の前面にアマモ場を造成することにより、 $DL \pm 0$ m以深でマクロベントスとアマモ蛸集生物が増加し、場の多様性が大幅に増加した。干潟単体で環境改善を行うよりも、相乗的に場の生物多様性が向上することが明らかになった。

6) 浚渫土を添加した人工干潟は、全国の他海域と比較して、生物量も豊富で二枚貝類から、表層堆積物食者までの多様なマクロベントスが生息できる環境を形成していることが特徴として示された。

以上より、浚渫土の豊富な有機物を比較的貧栄養な干潟生態系への栄養供給材料として利用することで、造成後、マクロベントスが増加し、生物量と多様性ともに高い生物相に変化させることが可能なことが分かった。さらに同時にアマモ場を造成することにより、相乗的に場の生物量と多様性がともに向上することが明らかになった。このような栄養レベルをコントロールする手法は、干潟に最小限の手を加えることにより、生物生産性と物質循環機能を向上させるものであり、他の閉鎖性海域にも展開可能であると考えられる。

第4章では、第2章で明らかにした、干潟底生生物に最適な底質条件を基に、過去に干潟であった、潮受け堤防後背地の過栄養な沿岸遊休地に、堤防により阻害されている海水交換をポンプにより回復させることにより底質の栄養レベルをコントロールする海水導入実験を阿見町杓浦において実施した。そして海水導入前後の底質と底生生物の変化特性について約3年間の調査結果を生物生息機能の観点から整理し、沿岸未利用地への海水導入が水質・底質変化に与える影響を未利用地・海域の両面から検討した。以下に第4章の結論をまとめる。

- 1) 潮受け堤防により干拓された後背地は、海水の交換も悪く、陸域から陸上植物由来のリター等が流入し蓄積するため、底質の有機物含有量が高く、過栄養かつ還元的な底質環境となり、生物の生息を妨げていることがわかった。
- 2) 海水導入実験後1年半で底質の好気化と堆積した高濃度の有機物の分解が徐々に進行し、それに伴ってマクロベントスも種類数と湿重量ともに増加することが分かった。

3) 海水導入開始後約20年が経過した大阪南港野鳥園と、本実験結果は同様の傾向を示し、また、英虞湾のほうが生物量の増加は早かった。過去に干潟であった場所を堤防によって締め切った場合、後背地は富栄養化し、生物相も単相化するということがわかった。また、一度埋め立てや干拓により失われた沿岸遊休地に再び海水導入を行うことにより、生物が回復してくることが明らかになった。

以上より、海水導入を行うことにより過栄養になった堤防後背地の底質環境が改善し、それによって底生動物が増加することにより、生物生産性を向上できる可能性が示唆された。しかし、堤防にポンプを設けて海水導入するような今回の手法においては、底質の改善には少なくとも5年以上といった中長期的な取り組みが必要であると考えられる。このために、比較的早期に効果を発現させるためには、①あらかじめ海水導入前に堤防後背地の栄養レベルを土木の手法により改善を行うという手法②堤防撤去による海水交換量の増進が有効であると考えられた。前者については、第3章において底質の栄養レベルをコントロールすることにより生物量が比較的早期に回復することが確認できている。一方後者については、海水交換量と底質改善について、今後更なる検討が必要である。

また、本手法は、日本全国の沿岸域に現在約60000ha存在しているといわれている、沿岸遊休地の有効利用手法の一つとしての可能性が示された。

第5章では、地理的特性と形態で分類定義した3種類の自然干潟（河口干潟、前浜干潟、堤防後背地）と浚渫土を添加して造成した人工干潟において、明暗条件のベンシクチャンパーを設置し、現場における酸素消費速度の定量的観測を行った。その結果より各干潟における酸素消費速度と総基礎生産速度の特性を整理し、干潟造成前後で比較すると共に、他海域の自然干潟や人工干潟とも比較を行い、浚渫土を用いて環境修復を行った干潟における酸素消費および酸素生成特性について検討した。以下に第5章の結論をまとめる。

- 1) 干潟における酸素消費速度は、干潟堆積物の有機物含有量が低い砂質の前浜干潟で $1.80 \sim 51.3 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ と最も低く、続いて人工干潟が $35.2 \sim 163 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、河口干潟が $22.4 \sim 289 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ の順で高くなり、最も有機物含有量の高い堤防後背地で $70.4 \sim 314 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ と最大値を示した。また酸素消費

速度は、水温と干潟堆積物中の有機物含有量の増加と共に増加し、干潟堆積物中の有機物の好氣的分解により、間隙水中に分解生成物である DIN が高濃度に蓄積されることが分かった。

- 2) 干潟の全酸素消費速度に対するマクロベントスの呼吸速度の割合は、前浜干潟で 10～79%と最も高く、続いて浚渫土を添加した人工干潟で 3.3～60%、河口干潟で 4.1～33%、堤防後背地で 0.2～11%であった。酸素消費速度は干潟堆積物の有機物含有量とマクロベントスの湿重量が大きくなるほど増加することが分かった。
- 3) 干潟の総生産速度は、水温が上昇する夏期に増加し、河口干潟で 9 月、前浜干潟と堤防後背地で 7 月、人工干潟で 10 月に最大値を示した。また光量子量と干潟堆積物中のクロロフィル a 量および酸素消費速度に正の相関があることが分かった。さらに観測を行った 4 種類の干潟における光合成は光制限であることが分かった。また、干潟のクロロフィル a 量は、干潟堆積物に含まれる有機物量とマクロベントス量によって変化することが分かった。
- 4) 干潟堆積物中の有機物量とクロロフィル量が共に低い前浜干潟に、浚渫土を添加することによって、クロロフィル a 量が平均で $9.5\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ から $18.6\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ に増加し、その結果マクロベントスが平均で $24.0\text{g}\cdot 0.2\text{m}^{-2}$ から $109\text{g}\cdot 0.2\text{m}^{-2}$ に増加した。それによって全酸素消費速度が最大値で 51.3 から $163\text{mg O}_2\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ へと約 3 倍増加し、昼夜観測を行った夏期（2005 年 8 月）における 1 日あたりの総生産量が、 $1.06\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ から $1.90\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ に約 2 倍増加することが分かった。

以上より、浚渫土を用いた人工干潟では、干潟堆積物に豊富に含まれる有機物が好氣的条件で分解され、底生微細藻類やマクロベントスが増加し、砂礫質の自然前浜干潟より、豊富な生物相を形成することが特徴として考えられた。

第 6 章では、英虞湾で造成した人工干潟の物質循環機能を評価するために、英虞湾内の 3 種類の自然干潟（河口干潟、前浜干潟、堤防後背地）および、英虞湾立神浦に造成した、浚渫土を 30% の割合で添加した人工干潟について、そこに流入・流出する水質の変化について 2 潮汐間にわたり定量的に連続観測し、各干潟に流入・流出する物質のフラックスについて検討した。さらに千葉らにより開発された、3 次元流動、浮遊生態系、底生生態系、

アコヤガイ成長、集水域の 5 つのモデルから構成される英虞湾環境動態予測モデルと呼ばれる数値モデルを用い、第 4 章及び第 5 章における各干潟の実測データをパラメータとして使用することにより、英虞湾全域に対する干潟再生効果の検討を行った。以下に第 6 章の結論をまとめる。

- 1) シート開口部で採取した海水中の DO 及びクロロフィル a 濃度はすべての干潟において、上げ潮時に高く、下げ潮時に低くなる潮汐と連動した周期的な変動を示した。一方、溶存態無機栄養塩濃度（DIN, DIP）は、常に下げ潮時の DIN, DIP 濃度のほうが、常に上げ潮時よりも高い値を示し、DO の変化パターンとは逆位相になることがわかった。また、夏期と冬期の水質の変化を比較すると、溶存態無機栄養塩濃度（DIN, DIP）、クロロフィル a 濃度、DO、濁度の上げ潮時と下げ潮時における水質変化傾向は類似しているが、各項目の変化量は冬期の方が低い値を示した。
- 2) 各干潟における各季節の溶存態無機栄養塩（DIN, DIP）の溶出速度の観測を行った結果、人工干潟および前浜干潟の夏期については、常に底泥から直上水方向への溶出がおきた。また常に昼間のほうが夜間よりも溶出速度が低くなった。一方、前浜干潟の冬期と河口干潟と堤防後背地については、夜間には底泥から直上水方向への溶出が起きたが、昼間は、逆に直上水から底泥方向への溶存態窒素・リンの吸収が起きた。また、間隙水中および溶出する DIN はほとんどがアンモニア態窒素であった。
- 3) 潮汐変化による溶出フラックスを比較すると、すべての干潟において上げ潮時の方が下げ潮時より溶出フラックスは高くなり、さらに間隙水中の無機栄養塩の濃度も干潮時の方が満潮時よりも高い傾向を示した。このことは、干出時に底質中の有機物等の分解により間隙水中に蓄積された高濃度の無機栄養塩が、上げ潮の冠水時の濃度勾配により急激に溶出するためであると考えられた。
- 4) 底質からの無機態栄養塩の溶出は、底質の有機物濃度によって変化し、また、干潟上の底生微細藻類や海藻類による基礎生産とも関係して、日中には光合成による吸収も起こっていることが明らかになった。
- 5) 物質収支の特徴をまとめると、各干潟に共通する特徴として、懸濁有機態の窒素・リン並びにクロロフィル a が常に干潟に吸収されている傾向を示した。また人工干潟と前浜干潟では、溶存態の窒素・リンが常に干潟から沖合へ放出されており、河口干潟と堤防後背

地では、常に干潟に吸収されていた。人工干潟および前浜干潟では、底生動物からの排泄や干潟底質中の有機物のバクテリア等による分解により、溶存無機態の窒素リンが干潟から沖合へ放出されていることが考えられる。一方、河口干潟と堤防後背地については、基礎生産が高いことから、底生微細藻類等の光合成による溶存態窒素リンの吸収が行われていることが推測された。

6) 各干潟における流入出フラックスと底生動物および直上水水質には正の相関関係があり、干潟の持つ懸濁物除去能力は、直上水の濃度と、それを吸収分解するマクロベントスの湿重量に大きく影響を受け変化するということが明らかになった。

7) 造成前の比較的貧栄養な前浜干潟に、浚渫土という形で有機物を添加することにより、干潟底生動物のバイオマスが、 $120\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ から $547\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ に増加し、さらに底生微細藻類等の干潟の一次生産者のバイオマスもクロロフィル a 量が $15.8\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ から $28.3\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、1日あたりの総生産量が $1.06\text{g O}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $1.90\text{g O}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ に約 2 倍増加することが分かった。また結果として、夏期の懸濁態窒素の吸収フラックスは、 $10.4\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $36.4\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ へ増加し、溶存態無機窒素の排出フラックスは $6.8\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ から $37.0\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 増加していることが明らかになった。このことは、本技術により、干潟における物質循環のフローが太くなることがわかった。

8) 各ケースで計算した懸濁態窒素除去量について、数値モデルの計算結果を湾奥部における海水中植物プランクトンの純基礎生産量の値と比較した。ケース 1 の英虞湾の現状の干潟においては、 $2.4\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ の懸濁態窒素 (PON) が干潟において除去されており、英虞湾湾奥部の年間の純基礎生産量 $462\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ に対してそれぞれ、0.5% であり、海域における PON の除去は小さいことがわかった。一方、すべての干潟を人工干潟並に再生したと仮定した、ケース 2 における懸濁態窒素除去量は $19.3\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ であり、年間の純基礎生産量 $483\text{ton}\cdot\text{N}\cdot\text{year}^{-1}$ に対して 4.0% であり、約 10 倍に増加するという結果となった。これより有機物の堆積で底質が悪化している各浦の奥部においては、PON の水中濃度を低下させる効果があると考えられた。

9) 数値モデルによるケース 1 およびケース 2 における 2004 年 1 月から 12 月までの計算結果から湾内の炭素循環について検討した。その結果、干潟を再生するこ

とにより、干潟のマクロベントス量が、 $134\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $1450\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ に約 10 倍に増加し、それに伴い、懸濁物の吸収フローと、溶存態の放出のフローが、それぞれ $16\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $128\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ 、 $9\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $34\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ へと増加した。さらに湾奥部海底への懸濁態 (POC) の沈降量が、炭素換算で $424\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ から $395\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ へと $29\text{ton}\cdot\text{C}\cdot\text{year}^{-1}$ (約 7%) 減少する結果となった。以上より、数値モデルの計算結果より、英虞湾の干潟をすべて再生することにより、干潟域の物質循環機能が向上するだけでなく、沖合の海底への負荷を軽減できることが示唆された。

10) 英虞湾で干潟再生の手法と環境改善効果について検討した結果、英虞湾内における干潟の役割として、水中有機物の分解無機化という重要な役割を果たしているということが示された。さらに今後、本研究で開発した底質の栄養レベルをコントロールする技術を用い、英虞湾湾奥部の堤防後背地を含めた干潟生態系を再生することにより、潮受け堤防で分断され、貧弱化している堤防前後の生物生産性を向上させ、円滑な海域の物質循環を取り戻すことが、英虞湾の環境悪化を抑制する新たな沿岸域の利用手法として考えられた。

以上より、本研究では、第 1 章のコンセプトで示すように、干潟底質の栄養レベルをコントロールすることで生物生産性と多様性を向上させる手法を提案した。その結果、比較的貧栄養な干潟について、浚渫土を添加する手法と、富栄養化した堤防後背地に海水を導入する 2 種類の手法によって、マクロベントスを増加させ、生物量と多様性ともに高い生物相に変化させることが可能なことが分かった。

また、底生生物は干潟の物質循環機能に大きく寄与しており、干潟物質収支の解析結果から、干潟の特性として、懸濁態有機物に対してシンクであり、溶存態無機栄養塩に対してはソースとして機能していることが明らかとなった。さらに同時にアマモ場を造成することにより、相乗的に場の生物量と多様性がともに向上することも明らかになった。図 6-22 に示した干潟造成効果のイメージ図からも干潟底質の栄養レベルをコントロールすることで、バイオマスと多様性ともに高い生物相に変化するだけでなく、底生微細藻類等、干潟の一次生産者のバイオマスも増加し、結果として、干潟の基礎生産も高くなることが示された。生物量が多くなるということは、第 6 章で述べたように、懸濁物の吸収と溶存物の放出が増

えて、干潟における物質のフローが太くなる。このような栄養レベルをコントロールする手法は、干潟に最小限の手を加えることにより、生物生産性と物質循環機能を向上させるものであり、「里海」の概念にも合致するといえる。このことから本研究は、沿岸海域の生態系再生に関して、新しい知見と手法を提起するものであると考えられる。具体的には、浚渫土を有効利用という観点では、全国的に実施されている航路浚渫やダムの浚渫によって排出される土砂の有効利用法として活用できる。また海水導入に関しては、現在全国の沿岸や港湾域に約60000ha存在するといわれている、沿岸遊休地の有効利用法として活用できる。このように英虞湾のみならず、同様の問題を抱える他の閉鎖性海域にも展開可能である技術手法であるといえる。

さらに数値モデルを用いた物質循環機能の解析により、英虞湾では、過去からの食糧増産のための湾奥部の干拓による干潟の消失と、潮止め堤防建設に伴う物質循環系の分断が、堤防前後の生物生産性を著しく低下させていることが明らかになり、この干潟の生物生産性の低下が、英虞湾全体の物質循環にまで影響を与えている可能性が示された。ただし、本研究はこの干拓を否定するものではない。過去の湾奥部の干拓は、その時代の人間生活に必要であったものである。しかしその後情勢は刻々と変化し、過去に耕作されていた堤防後背地は耕作放棄され、現在その80%以上が荒地もしくは沿岸未利用地として放置されている。このような沿岸未利用地を放置せずに有効利用する必要がある。そこで、今後、本研究で開発した底質の栄養レベルをコントロールする技術を用い、英虞湾湾奥部の干潟アマモ場を含む浅場生態系を再生することにより、潮受け堤防で分断され、貧弱化している堤防前後の生物生産性を向上させ、円滑な海域の物質循環を取り戻すことが、英虞湾の環境悪化を抑制する新たな沿岸域の利用手法として考えられる。このように、人間生活と自然との共生のために、その時代にあった手法を検討し、順応的に沿岸域を管理していくことが、今後、真の豊かな里うみの再生につながると考えられる。

7.2 今後の展望

我が国の多くの内湾域で赤潮、貧酸素化、海底の富栄養化などの環境問題が深刻化している状態にあり、その要因として、流域からの汚濁負荷が大きな寄与を占めていることを30年以上前から指摘されてきた。これは英虞湾においても同様であり、特に英虞湾の場合、環境悪化の要因は流域からの汚濁負荷に加えて、真珠養殖から

排出された汚濁負荷も大きな原因と信じられてきた。しかし、本研究では英虞湾の沿岸域の開発状況に着目して詳細な検討を行うことにより、英虞湾では、過去からの食糧増産のための湾奥部の干拓による干潟の消失と、潮止め堤防建設に伴う物質循環系の分断が、堤防前後の生物生産性を著しく低下させていることを明らかにした。さらに、この干潟の生物生産性の低下が、英虞湾全体の物質循環にまで影響を与えている可能性について示した。このように英虞湾における過去からの自然浄化能力の低下も環境悪化の一因であるという新しい知見を示した。さらに、本研究で提案した底質の栄養レベルをコントロールすることにより生物生産性と多様性を向上させる技術を用いて、低下した堤防前後の干潟の生物生産性の向上が可能であることを実証し、広く市民及び行政関係者へ公表してきた。その結果、干潟再生技術は、現在三重県農水商工部が英虞湾で行っている浚渫事業と連携し、浚渫土の有効利用法としての浚渫事業と干潟造成がセットになった事業へと移行検討中である。しかし、堤防後背地を含めた、沿岸遊休地の有効利用手法としての展開に関しては、残念ながら、大きな進展は見られない。その原因として、潮受け堤防の改変に関する多くの問題があげられる。たとえば、堤防後背地の土地利用地目改変の問題、所有者の問題、防災の問題等である。これらの問題をクリアできなければ、真の英虞湾の自然再生にはつながらない。そのためには、干潟再生の効果について明確に示して行く必要があり、更なる英虞湾周辺域のステークホルダーへの情報提供が必要であると考えられる。

幸い、現在の英虞湾では、志摩市が中心となり、地元市民や漁業者、NPO、行政関係者、教育関係者、観光関係者、研究者など多様な主体が参画して、英虞湾環境の今後の方向性を考えていく、「英虞湾自然再生協議会」が2008年3月より発足された。その中では、本研究成果を含めた英虞湾の環境について共通認識を確立しつつあり、今後の統合的な海域管理への進展が期待される。本研究の本来の最終目標である、海域における円滑な物質循環に基づいた、干潟環境の再生の実現へ向けて、海域利用者との共同作業を通じて、海域環境の共通認識と環境再生に対する合意形成を図り、その時代にあった手法を検討し、順応的に沿岸環境を管理していくことが重要である。

謝 辞

本研究は、私が三重県に入庁して以来8年間取り組んだ研究成果であり、2003年から2008年までは、科学技術

振興機構の地域結集型共同研究事業「閉鎖性海域の環境創生プロジェクト」の中で行った研究成果である。本研究を行うにあたり、多くの方々のご指導およびご助言をいただきました。

大阪市立大学大学院工学研究科 矢持進教授、貫上佳則教授、重松孝昌准教授ならびに徳島大学大学院工学研究科 上月康則教授には、本論文のとりまとめに際し、多くの貴重なご意見を賜りました。また、京都大学防災研究所 森信人准教授、大阪市立大学大学院工学研究科 遠藤徹助教、小池敏也技術員ならびに環境水域工学分野の学生皆様には本論文を作成するにあたり、多くのご指導ご支援を賜りました。厚くお礼申し上げます。なかでも、矢持進教授には論文をまとめるにあたり、公私ともにご配慮頂いたことに深く感謝する次第です。三重県の研究員である私が、この研究室を志願した理由は、フランスでの国際会議で偶然お会いしたこともきっかけですが、やはり矢持先生が元々は私と同じ地方自治体の研究員であったということです。県の研究員という立場で第一線の研究を行い、大学の教授になられたという姿は、今でも私の目標です。心より感謝申し上げます。

英虞湾での研究は、多くの方々のご助力なしでは、うてい今日までたどり着くことはできませんでした。(株)あの津技研代表取締役兼三重大学工学部 加藤忠哉名誉教授、広島大学 松田治名誉教授、三重大学生物資源学部 前川行幸教授ならびに四日市大学環境情報学部 千葉賢教授には、英虞湾で研究を行うにあたり、多大なご指導をいただきました。加藤先生には若輩な私に主体的に研究事業を進める機会を多分に与えていただきました。松田先生には、研究指導だけではなく、国際会議やシンポジウムでの研究発表の機会など、公私ともに多大なご配慮を賜りました。共に行った英虞湾内干潟全域調査や、韓国での講演、シーカヤックなど思い出深いです。前川先生には、現場と漁業者の方々とのコミュニケーションの大切さ、一般市民への研究成果発表の方法など、多くのご指導を賜りました。千葉先生には、研究における客観性の大切さを学ばせて頂きました。物質循環研究会で長時間白熱した議論をさせて頂いたことは思い出深いです。心より感謝申し上げます。

また、立神真珠研究会 原条誠也氏、志摩の国漁業協同組合ならびに立神真珠漁業協同組合には、現場を使用して研究を行うにあたり、地元との調整等、格別のご配慮を賜りました。なかでも原条氏には英虞湾や真珠養殖に対する熱意と経済（経営）感覚の大切さなど多くのことを学ばせて頂きました。深く感謝申し上げます。

また、大成建設（株）上野成三氏、片倉徳男氏、高山百合子女史、独立行政法人養殖研究所 石樋由香女史、芙蓉海洋開発（株）菊地昭氏、湯浅城之氏、今井大蔵氏、（株）あの津技研 Ahmed Dabwan 氏、インド国立中央農業大学 Patel Arun Bai 准教授、有限会社仲田潜水 仲田幸正氏、滝塚智晴氏ならびにダイブステーション 35 清水憲夫氏、清水健太氏には英虞湾の干潟再生を目標に向かつて共に現地に赴き、議論を重ね、昼夜観測など苦楽を共に過ごした貴重な仲間です。なかでも上野氏には、研究に対する熱意と情熱を学ばせて頂きました。今でも、研究開始当初に叱られたことは忘れません。本当に悔しく、そしてありがたいものでした。未だ目標にさせて頂いています。また、高山女史とは、研究開始当初より共同研究者として、切磋琢磨をさせて頂きました。共に英虞湾の成果で学位を取得できたことを誇りに思います。菊地氏には、現地調査を行うにあたり、多大なご助力をいただきました。湯浅氏ならびに仲田氏には昼夜観測や潜水調査等の過酷な調査において、多大なご助力をいただきました。本研究を進めるにあたり、諸氏の協力はなくてはならないものであり、心より感謝申し上げます。

また、水産振興事業団 西村守央氏、山形陽一氏、水産研究所 中島博司前所長、西村昭史管理監、藤原正嗣主幹研究員、土橋靖史主幹研究員、清水康弘主任研究員、増田健主任研究員、奥村宏征主任研究員、畑直重主任研究員、渥美貴史研究員、西川次寿主任技術員、柴原加代子女史ならびに水産研究所の皆様、志摩市産業振興部 浦中秀人係長、三重県農水商工部 近藤宏哉主幹、川本英司主査、中山一朗主査、広島大学大学院生物圏科学研究科 原口浩一研究員、三重大学生物資源学部 森田晃央研究員、石川卓研究員、池山洋久氏、西尾美保女史、原口小百合女史、岡本ちひろ女史には、本研究を行うにあたり、多大なご配慮とご助言、ならびに共に同じ目標へ向けて5年間研究を行ったコア研究室の仲間として活発な議論やご助力をいただきました。また、論文作成のため、休暇等で多分にご迷惑をおかけしたにもかかわらず、暖かく受け入れていただきました。心より厚くお礼申し上げます。なかでも山形氏とは、地域結集型共同研究事業の立ち上げより、共に仕事をさせて頂き、研究事業中におきましても、的確なご指導、ご助言ならびに主体的に研究を行う機会を与えていただくなど、公私にわたり多大なご配慮をいただきました。今でも、県職員としての目標とさせて頂いております。またこの5年間の研究成果から、さらなる学位取得者へとつながることを期待申し上げます。

また、いつも私に協力，サポートしてくれた，父，祖母，義父母ならびに，私の学位取得を天国で喜んでくれている母と祖父に感謝します。そして，時には研究面からのアドバイスを，時には精神面のサポートをしてくれた，最愛の妻 陽子に深く感謝の意を述べたいとおもいます。本当にありがとう。

最後に，本研究は三重県の事業の中で行わせて頂いた

ものであり，また，人材育成事業（博士号取得促進事業）の中では，論文作成のため，職業専念義務免除等の休暇のご配慮を賜りました。私はこの事業の中で，多くのことを学び，そして成長させて頂きました。深く感謝致します。そのことから本論文の研究成果が英虞湾，そして伊勢湾等，閉鎖性海域の環境再生への一助となり，事業化へと展開していくことを切に願います。