

環境省補助事業

平成 15 年度環境技術開発等推進事業 [実用化研究開発課題]

閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化

(環境修復技術のベストミックスによる物質循環構造の修復)

研究開発成果報告書

平成 16 年 3 月

財団法人 国際エメックスセンター

各地の都市近郊の閉鎖性海域では、前世紀を通じて、沿岸での産業の発展、人口の集中と大量消費生活による過大な流入負荷や、埋立等の地形改変など、人間活動の影響を受け続け、その結果として環境が悪化してきた。水質の悪化に対しては、規制等の施策が一定の効果を挙げてきたものの、「負の遺産」とも言える有機性汚泥の蓄積、貧酸素水塊の発生、生物多様性の著しい減少などの問題はますます深刻になっている。

このような中で、われわれの環境に対する視点は、水質の保全から、生物多様性の回復や、豊かな自然とのふれあいを取り戻すことなどへと進んできた。国においても、従来の保全型施策の充実にくわえて、海岸法など各法の改正、瀬戸内海環境保全基本計画・府県計画の改正、有明海及び八代海を再生するための特別措置に関する法律など、失われた良好な環境を回復させる施策が展開されてきている。平成 15 年 4 月には、自然再生推進法に基づいて自然再生基本方針が閣議決定され、過去の社会経済活動等により損なわれた生態系その他の自然環境をとりもどすことや、科学的知見に基づいて長期的な視点で順応的に取り組むべきこと、などの視点と方向性が明確に示された。また都市再生の面でも、海域環境を含めた都市沿岸の再生が課題に位置付けられ、東京湾再生プロジェクトに続き、大阪湾再生も行動計画が策定されようとしている。

一方で、これらの海域の環境修復・再生を実現するための方法や手段は、確立されているとは言えず、研究開発は緒についたばかりである。科学的知見に基づいた、効果的な技術と論理的な方法が早急に必要である。

本研究は、多様な技術の組合せにより閉鎖性海域の環境の修復・再生を図り、かつ、そのための科学的・論理的な方法を示そうとするものである。また、研究で得られた知見を活かし、実験海域である尼崎港（大阪湾奥部）の環境修復事業に向けた提案検討も行っていくこととしている。

本研究が、尼崎港から、大阪湾をはじめ、同様の問題を抱える閉鎖性海域の再生につながっていくことを期待したい。

本報告書は、環境省環境技術開発等推進事業[実用化研究開発課題]の助成を受け、平成 13～15 年度に実施した上記の研究の成果を取りまとめたものである。研究の実施に当たり開催したプロジェクト推進委員会において、オブザーバーとして出席いただき貴重な意見を賜った、国土交通省近畿地方整備局神戸港湾空港技術調査事務所、環境省環境管理局水環境部閉鎖性海域対策室、並びに兵庫県、尼崎市の各関係部局の方々に感謝の意を表すものである。

平成 16 年 3 月

財団法人国際エメックスセンター
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト推進委員会

目 次

はじめに	
1. 研究の背景	1-1
2. 研究の目的	2-1
3. 研究の進め方	3-1
4. 実証実験	4-1
4.1 バックグラウンド	4-1
4.2 浮体式藻場による海藻類育成と海藻バイオマス利用	4-8
4.3 エコシステム護岸	4-15
4.4 人工干潟	4-19
4.5 磯および石積堤を用いた閉鎖性干潟	4-28
4.6 流況制御	4-34
5. ベストミックスの評価	5-1
6. パッケージ化	6-1
7. 尼崎港内における環境修復提案	7-1
8. まとめ	8-1

資料編

1. 実証実験	資 1-1
1.1 実証実験海域の環境変動	資 1-1
1.2 浮体式藻場による海藻類育成と海藻バイオマス利用	資 1-32
1.3 エコシステム護岸	資 1-66
1.4 人工干潟	資 1-107
1.5 磯および石積堤を用いた閉鎖性干潟	資 1-160
1.6 流況制御	資 1-170
2. ベストミックスの評価	資 2-1
3. 研究プロジェクト実施経過概要	資 3-1

付録

1. 対外発表
2. 新聞報道

はじめに

閉鎖性海域では、20 世紀の大量生産・消費文明に起因する陸域からの過大な負荷等により物質循環の「歪み」が生じ、過剰な栄養塩や有機性汚泥が「負の遺産」として蓄積されている。環境の世紀と呼ばれる 21 世紀において、このような環境を修復し良好な状態で次世代に引き継ぐことが我々の責務である。

大阪湾奥に位置する尼崎港では、昭和初期から大規模な埋立てが行われ極めて閉鎖的な水域が形成された。港内には河川や下水処理施設を通じて陸域からの負荷が流入し続け、水質・底質が著しく悪化し、港内の底層～中層では夏季に貧酸素が拡がり、底生生物や底魚が生息できない状態が毎年繰り返し発生している。

兵庫県ではこのような背景を受け、尼崎臨海部における実効性の高い環境回復・創造事業を実施するため「臨海部における環境回復・創造事業に関する調査」が平成 12 年度に行われている。また、海と陸とを一体的に捉えた環境修復・創造事業「21 世紀の森づくり」が進められており、平成 14 年度から住民を主体とし、産学官が参加した森づくり協議会が形成され、具体的な検討が開始されている。

本研究開発はこのような背景と検討の経過を踏まえ、平成 13 年度に環境省補助事業「環境技術開発等推進事業、実用化研究開発課題」の採択を受け、研究代表者：上嶋英機、事務局：財団法人 国際エメックスセンターとし、表 1 および図 1 に示す産学官のメンバーにて尼崎港内を実証実験のフィールドとして環境修復技術の最適組み合わせを明らかにするための検討を進めてきた。

表 1 平成 15 年度閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト推進委員会

	氏 名	所 属
委員長	上嶋 英機	独立行政法人産業技術総合研究所産官学連携部門研究コーディネーター 海洋資源環境研究部門総括研究員
委 員	石川 潤一郎	(財)国際エメックスセンター 次長兼企画調査課課長
	井田 徹	(株)神戸製鋼所技術開発本部化学環境研究所環境技術研究室 主任研究員
	大塚 耕司	大阪府立大学大学院工学研究科海洋システム工学分野 助教授
	川井 浩史	神戸大学内海域環境教育研究センター 教授
	上月 康則	徳島大学大学院工学研究科エコシステム工学専攻 助教授
	木幡 邦男 (委員長代理)	独立行政法人国立環境研究所海域環境管理研究チーム 総合研究官
	谷本 高敏	兵庫県立健康環境科学研究所水質環境部 部長
	辻 博和	(株)大林組東京本社土木技術本部環境技術部 技術部長
	中西 敬	総合科学(株) 海域環境部 部長
	中村 由行	独立行政法人港湾空港技術研究所海洋・水工部沿岸生態研究室 室長
	山崎 宗広	独立行政法人産業技術総合研究所海洋資源環境研究部門生態系環境修復研究グループ 主任研究員

(50 音順)

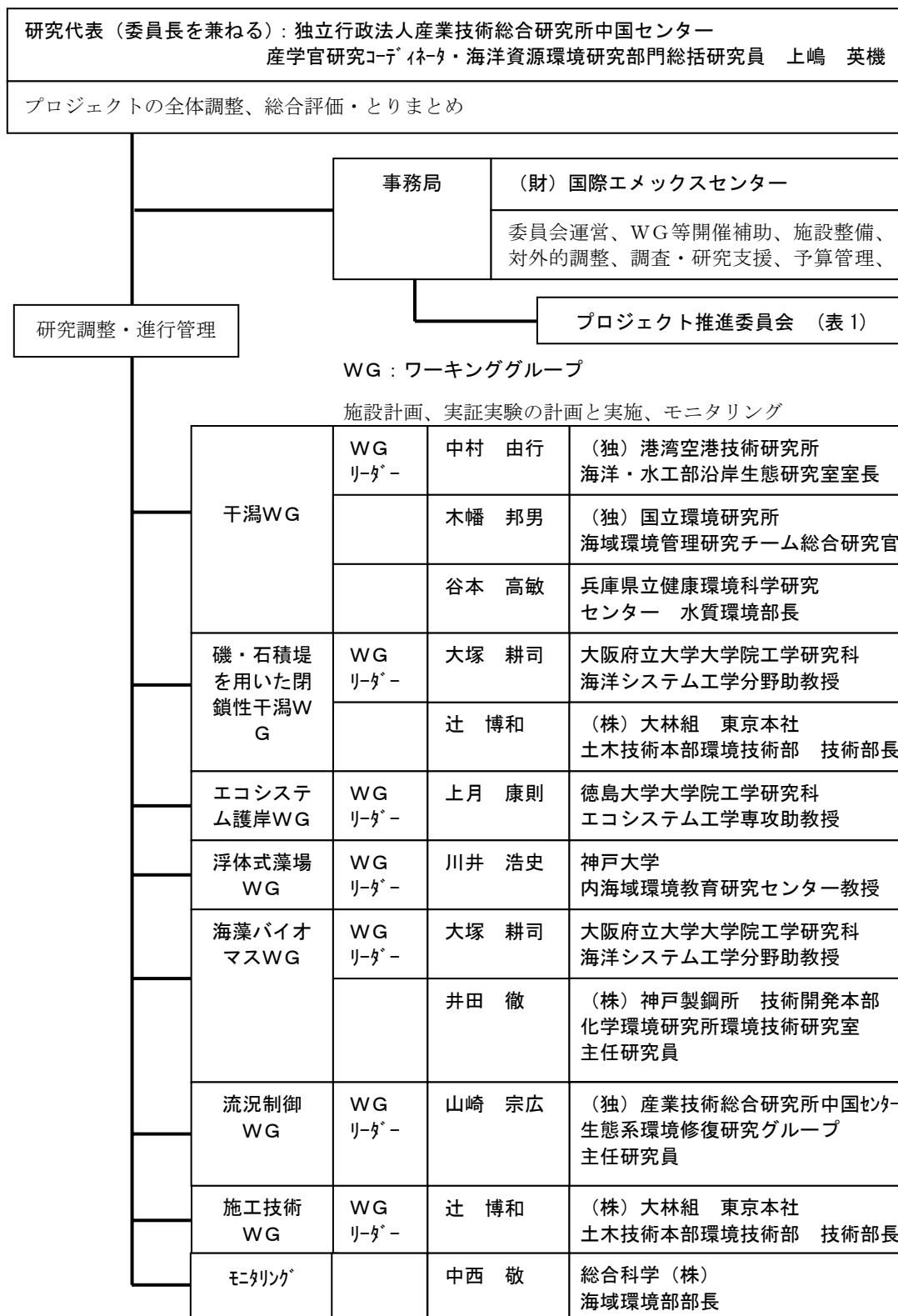


図1 プロジェクトにおける研究開発実施体制

1 研究の背景

1.1 都市型の閉鎖性海域の環境の現状

閉鎖性海域は、陸地に囲まれた比較的静穏な海域である。沿岸に発達した浅場には、磯や、河川からの土砂の供給や潮流による干潟や遠浅の砂浜など、さまざまな地形が形作られた。これらの浅場では海底まで届く豊富な日射により付着藻類などの活発な生産が行われ、大型の海藻・海草類による藻場も形成され、多様で豊富な生物の生息の場として機能していた。河川水や地下水とともに陸域から流入する栄養塩類は、この多様な生態系によって形成される複雑な物質循環の駆動力となり、より高次の生物へと円滑に移行し、外海や陸上への取り上げにより、バランスを保っていた。沿岸の大都市化と工業化が進むまでは、人間もこの中で農業・生活廃水などによる栄養塩類の供給と漁業による取り上げの両面でバランスの取れた役割を果たしていたと言える。

ところが 20 世紀、特にその後半に、閉鎖性海域の沿岸部で進展した産業の発展と人口の集中により、こうした環境は急激に変わった。沿岸の浅場は、工業用地や産業を支える港湾として、また都市の拡充のために埋め立てられた。多様な生物の生息場であった浅場は失われ、ごく限られた種類と量の生物しか生息できない垂直護岸に置き換えられた。そのため、生態系は以前の健全な状態と比べ極端に貧弱なものとなり、物質循環は単純な構造になり、ひいては滞ってしまった。また、入り組んだ埋立地や防波堤によって停滞性の高い海域が形成され、都市域の産業や生活からそこに排出される大量の栄養塩類は、過大な負荷として海域に蓄積し続けている。そして、これらが底層の溶存酸素濃度の低下など、生物生息環境のさらなる悪化を招き、環境の状態は悪循環に陥っている。極論すれば、このような都市域の閉鎖性海域（以下、都市型閉鎖性海域と呼ぶ）では、健全な自然環境はほぼ完全に喪失されていると言える。下水道の整備や種々の水質保全の努力にも関わらず、富（過）栄養化や赤潮が解消されず、底質への有機性汚泥の蓄積や、貧酸素水塊の発生などの問題がより顕著になってきているのは、このためである。

近年、失われた良好な環境の回復、多様な生物の生息空間の創出、自然とのふれあいの場の確保など、自然再生への取り組みが大きな動きとなっている中で、これらの海域における環境修復・再生は重要な課題となってきた。一方で、都市の側から海辺を見たとき、沿岸部の環境修復は、親水空間の再生や都市の活性化といった点から、都市再生の中にも位置づけられている。

1.2 従来の環境修復の問題点

健全な自然環境が失われてしまった都市型閉鎖性海域での環境修復とは、環境悪化の連関を断ちきり、徐々にでも環境が改善されていくようなスパイラルとすることである。つまり、より多様な生態系による物質循環の構造を修復することであり、そのことによって環境の持続的な修復が可能となる。

具体的な方策としては、陸域からの汚濁負荷を削減することが基本であるが、海域では前項で述べた生態系と物質循環の現状を改善するため多様な生物生息場を修復、創出することが望まれる。また、都市型閉鎖性海域では港湾利用にも配慮しなければならないが、これらのためには干潟だけではなく、様々な環境修復技術を組み合わせることが必要となる。また、物質循環の構造の面から見ても、対象とする物質には溶存態の栄養塩類や懸濁物質があり、それぞれに対応した技術が必要となる。さらに一般性を目指せば、まず対象海域の環境を十分に把握し、技術の効果予測と事前評価にもとづく、個々の海域に対応した修復アプローチが必要となり、本研究での調査方法や解析方法も一つの成果となる。

環境修復目標の設定については、近隣に残された比較的健全な生態系をモデルにするとより具体的で望ましい。しかしそれが叶わない場合には、そこに残存する生態系の復元ポテンシャルを適切に見だし、評価しつつ、実現可能性があり目標となる生態系とそれによる物質循環

を設定しなければならない。その他の目標設定において考慮しなければならないことには、より広域的な海域の環境目標や将来ビジョンとの整合性、都市住民が望む環境像、コストなどがある。実際の取組みでは、小規模な実験から始め、効果を長期間にわたって検証しながら修正しつつ、技術の完成度を高め、それらを事業に反映するといった、順応的管理（アダプティブマネジメント）の考え方に沿って取組まなければならない。

しかしながら、これまでの取組では、事前の当該海域の環境の現状把握、技術選定、適地選定、目標設定や長期にわたるモニタリングが充分になされた上で実施されているものが未だに少なく、その結果、成功失敗の判断がつかないものや、その要因を科学的に把握できない事例も見られる。また従来の修復事業では、干潟や藻場の造成に偏っており、目標とする多様な生態系による滞りの無い物質循環の形成を実現させるために、最も費用対効果の高い技術を港湾の様々な場にあわせて考えるといった考えも充分ではなかった。

以上のようにこれまでの環境修復の取組において、修復の成果を確実にしていくために不足していたものは、論理的な手続きと科学的な調査実験や評価であり、まずはそれらを具体的に示すことが緊急の課題である。同時に、港湾利用に配慮しつつ適応できる、干潟、藻場や磯浜の機能を代替する新しい技術の開発も必要である。

1.3 わが国を代表する都市型閉鎖性海域尼崎港と環境修復の必要性

実験海域の尼崎港は、大阪湾の最奥部に位置し、西側には武庫川、東側にも淀川をはじめ多くの河川が流入する場所で、かつては干潟の広がる地帯であった。大阪の西郊という地理的条件もあって、昭和初期から大規模な埋立が行われ、臨海部は重工業地帯として発展したが、それと同時に、海域環境は悪化した。現在の尼崎港は東西から馬蹄形に延びた埋立地に囲まれて閉鎖性が強く、海岸は垂直護岸で、水質、底質の悪化が著しく、生息する付着・底生生物は非常に乏しい。陸域からの負荷は、かつては工業地帯から、また現在も下水処理場などから流入し続けている。先に都市型閉鎖性海域と述べた海域の典型と言える。

一方、尼崎港臨海部では、産業構造の変化にともない、近年、低未利用地が発生してきたため、兵庫県は臨海部の再生を目指して「尼崎 21 世紀の森」構想と呼ばれるプロジェクトを開始し、推進中である。「森と人と水が共生する環境創造のまち」をテーマに、50 年から 100 年という長期スパンで臨海部の大規模なエリアに森を造成するとともに、森と一体となったまちづくりを進める都市再生事業である。同時に同事業は、住民、行政、専門家などによる「森づくり協議会」を組織して事業の検討を行うなど、自然再生事業の仕組みを自然再生法に先行して実施している先導的な事業でもある。ここでは事業のテーマにも見られるように、水辺の再生も重要な要素に位置付けられており、陸域と一体となった海域の環境修復の目標設定や方法の検討が進められることになっているが、そのための専門的な知見が緊急に必要とされている。前述のように都市型閉鎖性海域の環境修復については住民、行政のみならず、専門家の間にも十分な知見が蓄積されているとは言えないため、尼崎港において実際に実験研究を行うことが、的確な知見を提供する最も効率的な方法となる。

2 研究の目的

(1) 多様な環境修復技術の開発と最適な組合せ（ベストミックス）を示すこと

あらゆる港湾の場所を利用できる多様な技術の修復効果、各技術の適地条件、適用方法を実験によって求め、それらを用いることによって最大の効果が得られる技術の組み合わせ、適用方法を明らかにする。特に複数の技術適用による相乗的な効果発現作用（正の環境改善スパイラル作用）に着目する。

(2) ベストミックスの方法論の汎用化（環境修復技術のパッケージ化）

環境修復事業のための論理的かつ科学的な実施手法の汎用性を目標に、本研究で得られた知見を具体的に示しながら整理する。例えば、環境の現状把握方法、それに基づく環境修復技術の選定、実証実験による実海域における効果の検証方法や、事業化した場合の効果の予測（事前評価）方法など。

(3) 尼崎港における環境修復事業化のための提案

以上の成果を尼崎港を対象に、具体的な環境修復事業の提案と期待される効果を示す。この成果は、「尼崎 21 世紀の森」の検討会議で待たれているものであり、今後この案を中心に事業化に向けた議論が展開される予定である。

3 研究の進め方

閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化を進めるため、尼崎港において環境修復技術の組合せに関する検討を進めた。検討フローを図 3.1 に示した。図中の点線で囲んだ部分が「最適環境修復技術・ベストミックス」に関する検討となり、この部分の評価の考え方については、「5 ベストミックスの評価」に示した。図 3.1 に示したフローを汎用化したものが「方法論のパッケージ」に当たり、ここで適用した技術並びに、モニタリングや実験の結果から得られたデータ（各技術が有する物質循環修復の原単位）を組み合わせたものが「技術のパッケージ」に当たる。「方法論のパッケージ」並びに「技術のパッケージ」を合わせて、環境修復技術を他の海域で適用できるように整理したものを「6 パッケージ化」に示した。

検討フローを構成する各項目について概要を以下に示した。

(1) 現状の把握と評価

海域の環境を修復するためには、環境の現況把握と評価が重要かつ不可欠である。現況把握のための環境調査については、非生物的環境（水質・底質・流況・波浪等）と生物的環境（ネクトン、プランクトン、ベントス等）を互いに関連付けて調査することが重要である。また、物質循環構造を修復するという観点からは、港内における物質（有機懸濁物や栄養塩類等）の現存量、流入・流出量など物質循環の特性を定量的に整理する必要がある。しかしながら、海域においては、埋立てなどの開発事業にともなうアセスメント調査や事後調査が実施されてきたが、すでに悪化した環境を修復するという観点で行われた継続的な調査は限られる。

本検討においては、尼崎港におけるフェニックス事業（埋立事業）のアセスメント調査及び事後のモニタリング調査の結果を利用することが可能であったことから、これらのデータに基づき、港内環境の変遷並びに現況を評価した。また、不足する情報について補足調査を実施した。

これらの結果から、尼崎港内における環境の現況は表 3.1、3.2 のようにまとめることができる。また、港内の物質（窒素）循環構造の概略は図 3.2 に示すとおりとなった。

海域の環境を評価するための基準として、環境基準や水産用水基準がある。これらの基準と対比した結果、尼崎港内の水質は富栄養状態よりもさらに汚濁が進んだ腐水域の状態であり、生物生息場としても、また、親水空間としても非常に悪化した環境であると評価される。なお、当海域が環境基準 C 類型に指定されていること自体、環境の悪化が著しい海域であるといえる。

窒素の循環構造を見ると、表層では PN 濃度は港内外でほぼ同様、DIN では港外から若干値の低い海水が港内に流入することになる。港内の栄養塩の状態に最も強い影響を及ぼすのが下水処理場からの負荷でその値は 2.23Nt/日に達し、表層の窒素現存量（17.1Nt）の約 13%に相当する量が 1 日に流入する。これに対して海底からの栄養塩の溶出量は 0.05Nt/日と下水からの流入負荷の約 1/50 程度である。

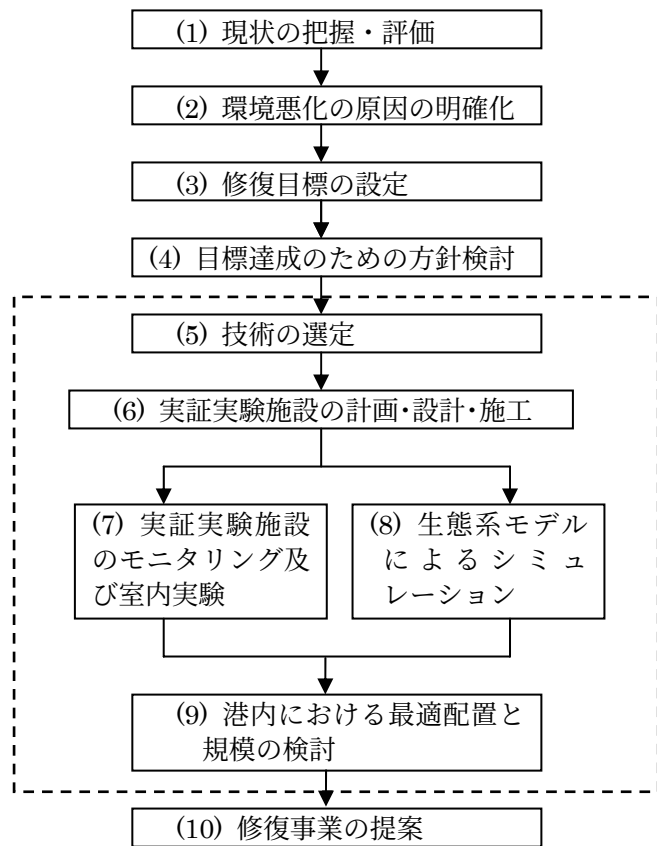


図 3.1 尼崎港内における検討フロー

表 3.1 尼崎港内の環境の現況と評価

区分 (単位)		現況	基準の例		備考
水質	COD (mg/l) [表層年平均]	11.0	不快感を感じない	8.0 以下	環境基準 C 類型
	TN (mg/l) [表層年平均]	2.2	生物生息環境保全	1.0 以下	環境基準IV類型
	TP (mg/l) [表層年平均]	0.11	〃	0.09 以下	環境基準IV類型
	透明度 (m) [年平均]	2.5	—	—	
	DO (mg/l) [夏季底層]	0	生物生息環境保全	2.0 以上	環境基準 C 類型
底質	COD (mg/g)	26.7	底質暫定除去基準 (運輸省資料)	30.0 以上	いずれか 2 項目 該当する場合に 除去
	IL (%)	11.6		10.0 以上	
	T-S (mg/g)	2.4		0.6 以上	
生物	大型	種数[春季]	3	—	—
	海藻	最大現存量[冬季]	29.0	—	—
	底生	種数[夏季]	2	—	—
	生物	多様度[夏季]	—	—	—
	付着	種数[夏季]	40	—	—
	動物	多様度[夏季]	—	—	—
親水性	水色	黒～茶	—	—	—
	COD (mg/l) [夏季]	11	アンケート調査結果	5 以下	
	透明度 (m) [夏季]	0.8	〃	5 以上	

＊環境基準と現況に示した値では測定深度や表記方法など異なる点があり一概に対比できない項目もあるが、一つの目安として基準値を示した。

表 3.2 尼崎港内の環境特性・問題点

区分	問題点等
物理的環境	・港内には-5m以浅の海域がほとんどなく-10mよりも深い部分が半分を占める。また、航路として浚渫された-10m以深の溝状の深みが存在する。 ・河川水は港内にほとんど流入しない。ポンプ等によって港外の河川へと放流されている。干満の差によって港内外を出入りする海水の量が港内の水質を左右する。 ・港内の流速が小さく、港外との海水移動・交換が限られている。
流入負荷	・陸域からの流入負荷は、下水処理施設からの負荷がほとんどを占める。1 日約 2 トの窒素が下水から流入する。
水 質	・下水処理施設からの流入水の影響を受け、表層の塩分が低い。 ・COD が高く、透明度が低い。そのため藻類による光合成可能水深が限られる。 ・窒素、磷等の栄養塩濃度が高く、富栄養状態である。(区分：腐水域に属する) ・表層では DO が高いが、底層では夏季 (6 月～10 月の間) に貧酸素状態が発生している。風の状態によって底層の貧酸素が表層まで 湧昇する。
底 質	・COD、強熱減量、全硫化物のいずれの値も高く、悪化が著しい。 ・栄養塩の溶出量は窒素量で 1 日約 0.05 トと流入負荷に比べると非常に少ない。
底生生物	・種類数、個体数ともに限られている。 ・過栄養域の指標生物であるヨツバネスピオ等が優占している。
付着植物	・種類数、現存量 (湿重量) ともに非常に少ない。 ・塩分や海中の光条件、海水の流動等が大型海藻の生育にとって好ましくない。
付着動物	・種類数が限られ、過栄養域の指標生物であるムラサキイガイが優占している。
その他	・一般市民が近づける海辺がない。 ・海辺に近づくことができても、垂直護岸で水にふれることができない。 ・魚影を見ることができない。 ・水の色が黒い (茶色)。

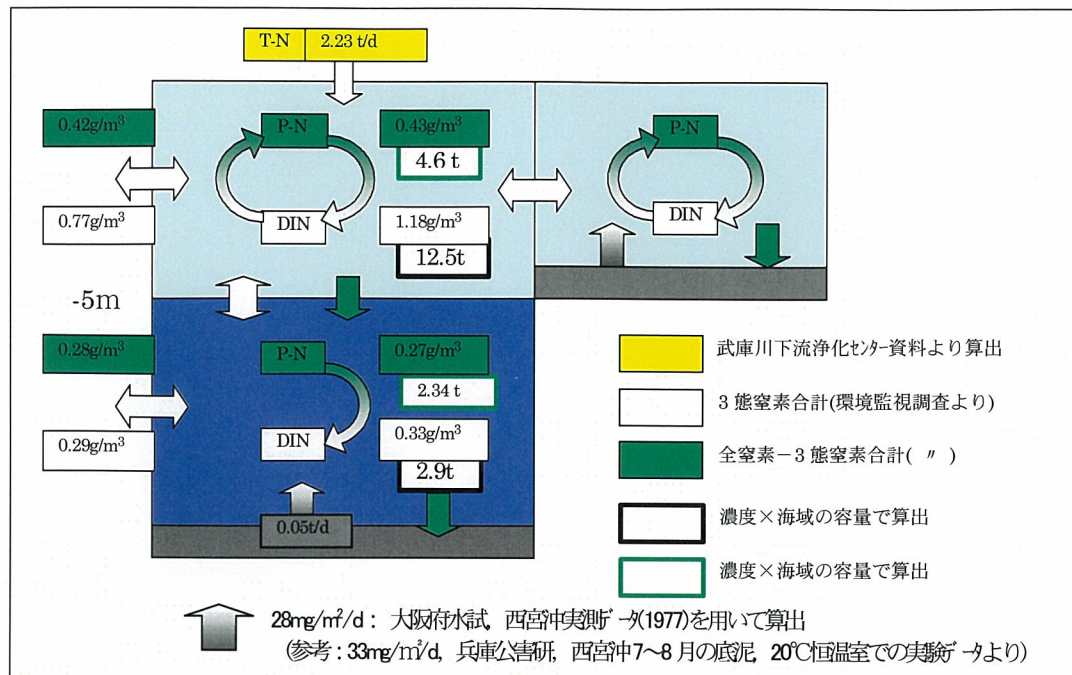


図 3.2 ニ崎港内外の物質循環構造の概略

(2) 環境悪化の原因の明確化

効果的な環境修復事業を実施するためには、環境悪化の原因を明らかにする必要がある。閉鎖性が強い沿岸域における環境の悪化は図 3.3 のように表現され、環境悪化の要因が複雑に関連し合っていることが分かる。例えば藻場の減少は、海藻の繁殖に適した水深帯「浅場」そのものが消失したことの他に、海藻の生育に適した流れの減少、透明度の低下が複合的に影響しあった結果生じている。

このことから、例えば環境修復技術として用いられる干潟の造成を捉えた場合、「砂浜減少・干潟の減少」に対する措置として浅場（干潟）を造成するとともに、人工干潟を物質循環上望ましい状態に保つために、「流れの変化」や「波あたり」に対する措置が必要となる。海域において歪みが生じた物質循環構造を適切な循環システムに修復し、生態系を望ましい状態にするためには、環境悪化の連関に示した個々の現象に対する修復措置をより効果的に組合せ総合的に実施しなければならない。閉鎖性が強い沿岸域の環境を修復するためには機能の異なる複数の技術を組合せて適用する必要がある。

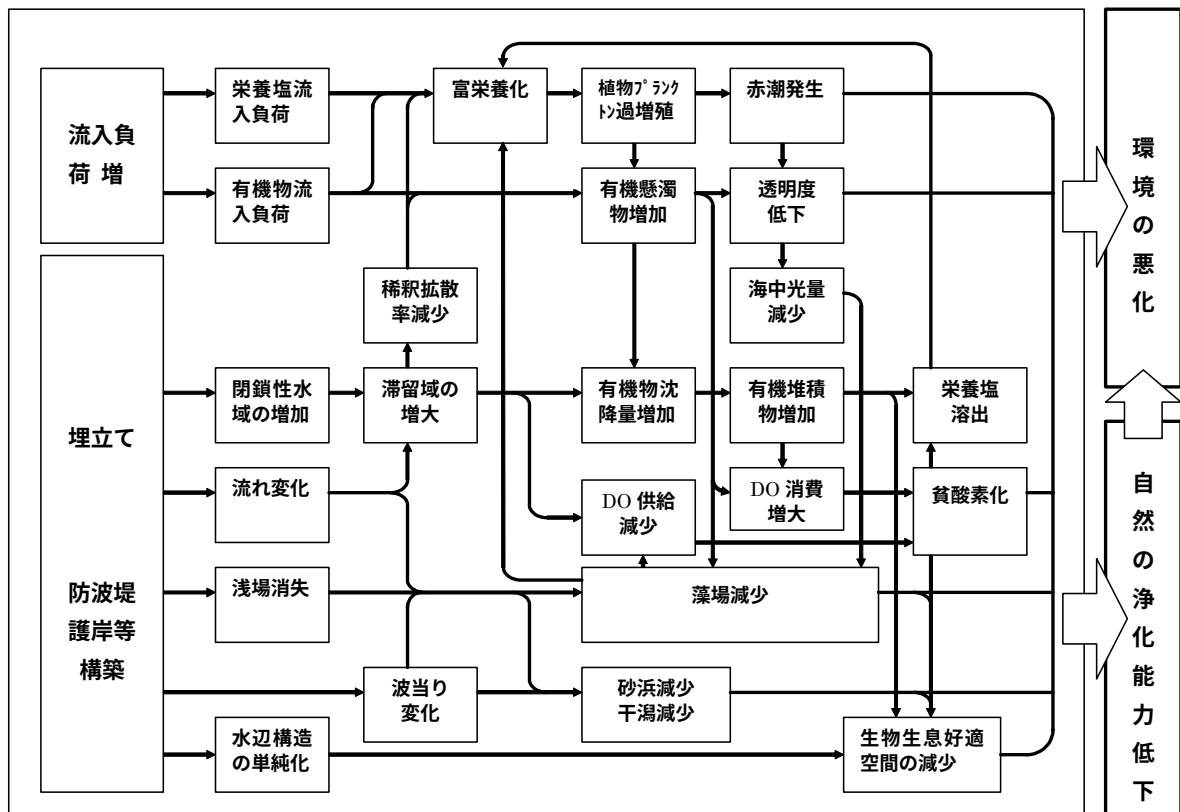


図 3.3 尼崎港内における環境悪化の連関

(3) 修復目標の設定

海域における環境指標は多様であり、環境修復目標を設定する場合の考え方も様々となる。市民や NPO、環境保全にかかわる団体、漁業関係者などその立場によって修復のイメージや目標が異なる。また、パブリックアクセスが非常に限られる尼崎港内では、多くの市民にとって海・海岸が意識されることがなく、「修復」することの意識が希薄であり、目標を設定すること自体が大きな課題となっている。

一般的には修復目標設定の考え方として、①過去の良好な状態を目標にする考え方、②対照となる良好な地点の状態を目標にする考え方、③潮干狩りや海水浴といった目的となる行動を実施できる状態を目標にする考え方などが挙げられる。ここでは、都市再生プロジェクト「21 世紀の森」構想が展開されており、水際部の「親水性」が課題として取上げられていることに加え、毎年半年間以上海底が無酸素状態になりそのことが生物の成育・生息に多大な影響を及ぼしていること等を踏まえ、透明度、DO、大型海藻の種類と量を修復目標設定の指標に選定し、その目標を表 3.3 のように設定した。

透明度については市民にとって分かりやすい親水性の指標であるとともに、港内の物質循環上重要な役割を果たす海藻の生育環境を表すことから重要な指標といえる。なお、目標値は人がきれいと感じる値：5mとした。DO については海域の生物の生死に係わる重要な指標であるとともに、様々な環境悪化の要因と関連する複合的な指標でもある。目標値は、表 3.4 に示す中から底生生物の生存可能な最低濃度 2.0mL/L を目安に 3.0mg/L 以上とした。

なお、海藻の種類・量については、高度成長期以前の海藻の種類数・量を目標とし、高度成長期以前の状態に近い海藻種数が現時点で出現する st.3(ポートアイランド)の状態を再生目標として設定した(図 3.4)。

表 3.3 修復の目標

項目		目標値(状態)	現況
水質	透明度	年平均 5m以上	年平均 2.5m
	DO	夏季の底層で 3.0mg/L 以上	夏季底層 0mg/L
生物	海藻の種類	ポートアイランド西側緩傾斜護岸での海藻	—

表 3.4 DO と生物の生理(参考)

		mL/L	mg/L
魚介類の致死濃度	底生魚類	1.5	2.2
	甲殻類	2.5	3.6
魚介類に生理的变化を引き起こす臨界濃度	魚類、甲殻類	3.0	4.3
	貝類	2.5	3.6
貧酸素と底生生物の生理、生態的变化	底生生物の生存可能な最低濃度	2.0	2.9
	底生生物の生息状況に変化を引き起こす臨界濃度	3.0	4.3
漁場形成と底層の酸素の濃度	底生魚類の漁獲に悪影響を及ぼさない底層の酸素濃度	3.0	4.3

参考資料：水産用水基準(2000 年版)、(社)日本水産資源保護協会

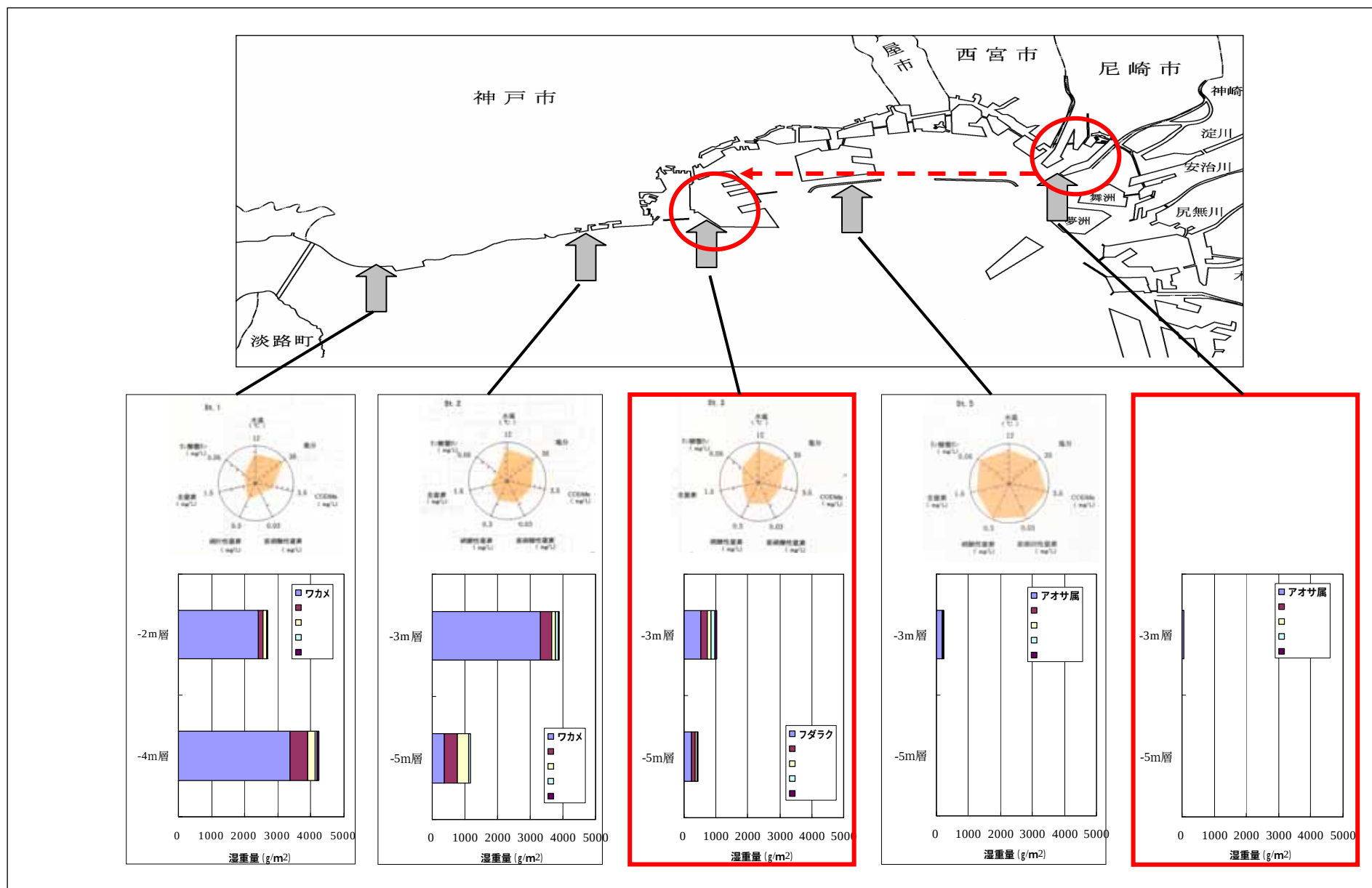


図 3.4 大阪湾奥部東西方向における海藻の分布

(4) 目標達成のための基本方針の検討

前項に掲げた修復目標を達成するため修復技術を選定するに当たって基本方針を整理した。

尼崎港内の環境修復を進めるためには、陸側で取り組むべき事項と本検討の対象となる沿岸域で取り組むべき事項にその対応策が分かれる。陸側で実施すべきものとしては下水処理場から流入する負荷の削減が挙げられる。港内の窒素収支を見ると（図 3.2 参照）、表層の窒素現存量の約 17%に相当する 2.23t の窒素負荷が 1 日に流入しており、これを削減することが港内の物質循環構造を修復するためには不可欠である。負荷を削減するためには、日常生活からの排水量を削減するといった基本的なことに加え、合流式・分流式の改善、高度処理といった措置があるが、これらについては本研究の対象に含まないものとした。

物質循環構造を修復するための海域での措置として、ここでは、一旦海域に排出された過剰な栄養塩、有機懸濁物、有機堆積物を生物体に置換え、海域から取り上げることの基本方針とした。また、修復技術を適用するに当たっては「修復技術が港内外で新たな環境影響を及ぼさないこと」、「自然のエネルギーを利用する（化石燃料を消費しない）こと」、「維持管理が不要であること」、「自然の材料を使用すること」を基本方針とした。

その他、港湾機能に支障を来す可能性があるものについては今後の港湾計画を勘案し、現時点で支障が大きいと判断されるものを除いた。

表 3.5 目標達成のための基本方針

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">① 下水処理水の負荷削減については本研究の対象措置に含まない② 修復技術が港内外で新たな環境影響を及ぼさないこと③ 自然のエネルギーを利用する（化石燃料を消費しない）こと④ 維持管理が不要であること⑤ 自然の材料を使用すること⑥ 港湾機能に支障を及ぼさない |
|---|

(5) 目標達成のための技術の選定

修復目標として掲げた項目を改善する「環境修復の連関」を作成し、環境修復技術の選定を進めた。「透明度」「DO」を改善・修復するための連関図を図 3.5 に示した。

透明度を改善するためには、海域のデトリタス（有機懸濁物）を削減する必要がある。デトリタスの削減については、陸域で対応すべき負荷の削減の他に、【内部生産の削減】⇒【植物プランクトンの基礎生産の抑制】⇒【NP 等栄養塩の削減】・・・というように修復方策の連関として整理することができる。このようにして作成した環境修復の連関に基づき、各事象に応じた技術を抽出した。

この結果透明度を改善するための技術として、「外海からの負荷の流入抑制」「下水の高度処理」「下水の港外放流」「浚渫」「覆砂」「海藻の生育基盤（藻場）の造成」「流れの創出」「付着動物の生息基盤の創出」が抽出された（ただし下水の高度処理は除く）。また、DO についても同様に、「鉛直混合」「エアレーション」「浚渫」「覆砂」「干潟の造成」「干潟表層の攪乱創出」「流れの創出」といった技術が抽出された。

このようにして抽出された技術を再度、基本方針に沿ってスクリーニングし、尼崎港内に適用すべき技術を選定した。さらにそれらの技術を港内の環境特性に応じた形にアレンジし適用技術を設計した。これら一連のフローは図 3.6 のように示すことができる。また、スクリーニングの過程は表 3.6 のように整理でき、尼崎港内の環境特性に応じたアレンジは表 3.7 のように整理できる。これが環境修復技術を論理的にしばらくこんだ場合のベストミックスとなる。

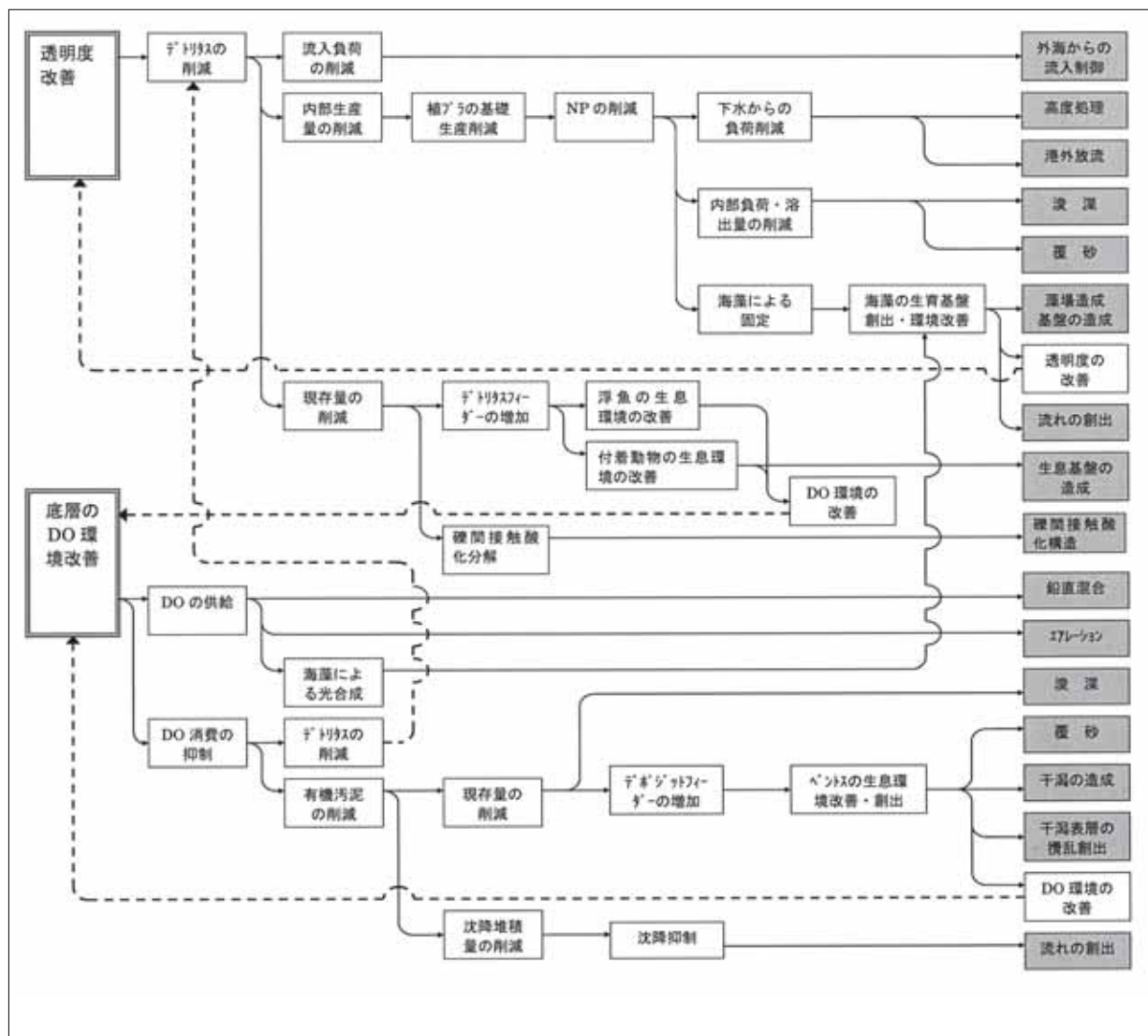


図 3.5 透明度、DO 修復の連関と抽出される技術

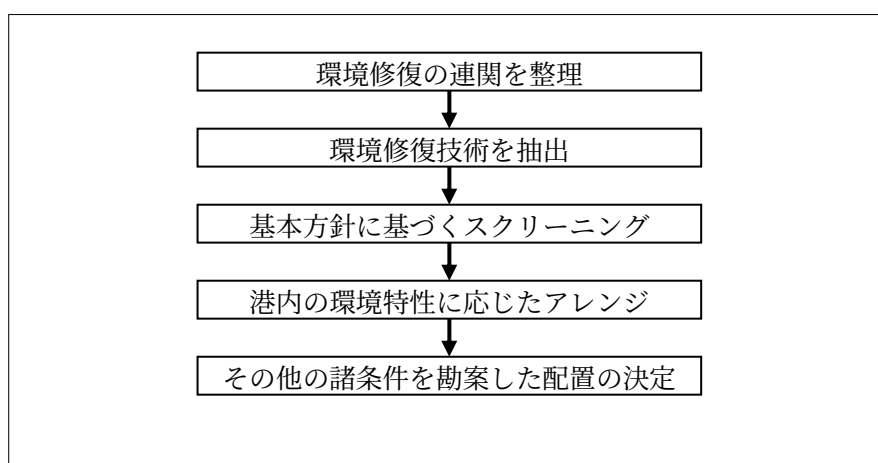


図 3.6 修復技術選定の手順

表 3.6 基本方針に基づく技術のスクリーニング

技術	基本方針に基づくスクリーニング						適用性
	①陸域 で対処	②他へ の影響	③エネ ルギーフリー	④維持 管理	⑤自然 の材料	⑥港湾機 能に支障	
港外負荷流入抑制							
下水の高度処理							
下水の港外放流							*1
浚渫							*2
覆砂							*3
藻場造成							○
流れの創出(海藻の生育)							○
生息基盤の造成(ベントス)							○
礫間接触浄化構造の造成							○
鉛直混合							
エアレーション							
干潟の造成							○
干潟表面の攪乱創出							○
流れの創出(懸濁物拡散)							*4

*1：他への影響が大きいと判断されたが、模型実験を行い結果を今後の検討の参考とした。

*2：発生する浚渫土砂の処理・利用上の課題が大きいと判断した。港内の物質収支に占める栄養塩溶出の割合が小さく、底層の DO が改善されない状態では効率的ではないと判断した。

*3：効果の持続性に課題があり、浚渫と同様底層の DO を改善しない状態では効率的ではないと判断した。

*4：他への影響が大きいと判断されたが、模型実験を行い結果を今後の検討の参考とした。

表 3.7 尼崎港内への具体的な適用

選定技術	港内環境の環境特性に応じたアレンジ		適用技術名
藻場の造成	・浮体式藻場にすることによってより広い面積の繁殖基盤を安価で容易に創出。潮汐の干満に左右されることなく基盤が繁殖場として機能。 ・浮体式藻場にすることによって、海面付近の表層において光環境を確保。干満に左右されることなく一定の光環境を確保。 ・冬季のみ海面を専用。海面利用の妨げとならない。	⇒	浮体式藻場
ベントスの生息基盤の造成	・多孔質材を利用。多様性に富んだ生息基盤を確保。 ・鉛直護岸部の利用にあたり船舶の係留を妨げない棚状の基盤を創出。	⇒	エコシステム護岸
干潟の造成	・岸沖方向ではなく、護岸に沿って干潟を造成（地盤改良費の低減、干潟の攪乱確保）	⇒	人工干潟
礫間接触浄化構造の造成	・石積浄化構造と干潟を組み合わせ。静穏性・攪乱の度合いを制御。	⇒	石積堤を用いた閉鎖性干潟
流れの創出	・港内の海水交換を促進。 ・海藻の生長に適した流れを創出 ・干潟の攪乱に必要な流れを創出。	⇒	流況制御

(6) 実証実験施設の計画・設計・施工

① 計画

尼崎港内における実証実験施設の計画に当たり以下の調査を行った。

- (a) 地盤条件を把握するためのボーリング調査
- (b) 爆発物が存在しないことを確認するための磁気探査
- (c) 実証試験施設造成のための海底地形測量

② 設計

予算規模を踏まえ、各実証実験施設の規模を算定するとともに、主に水深や波当り、護岸の形状、地盤条件といった物理的な条件に加え、海面及び係船護岸利用の実態を踏まえ、図 3.7 に示す 3 案の配置を比較検討した。結果として案 1 の A 地区にまとめて施設を設置することになった。

中でも干潟については、コストに最も影響する地盤条件を勘案し、既設の護岸に並行した形で設置することとした。



図 3.7 実証実験施設の設置位置比較検討図

③ 施工

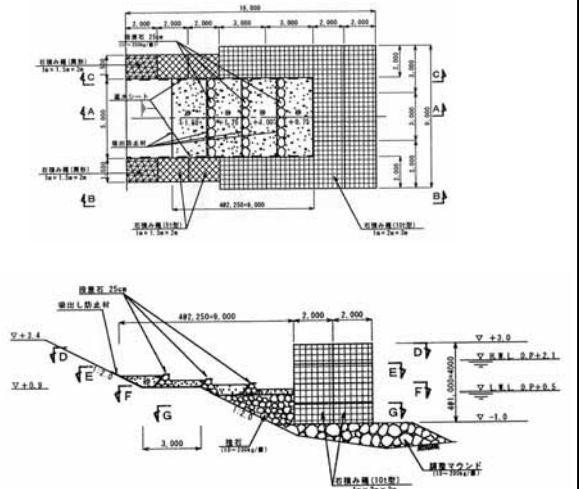
施工に当っては干潟に利用する砂の問題があり、海砂を利用すると他の地区での新たな環境影響が生じることになるため、当初、武庫川河口の浚渫土を利用することにしたが、浚渫土砂の発生量が限られるとともに、既に用途が決まっており変更できないとのことで、やむなく九州産の海砂を用いた。なお、この段階で干潟造成用の海砂代替材の必要性が明らかになったことから、代替材に関する検討を付加的に行った。

実証実験施設の形状、規模、配置を図 3.8 に示した。

人工干潟



石積堤を用いた閉鎖性干潟



エコシステム護岸

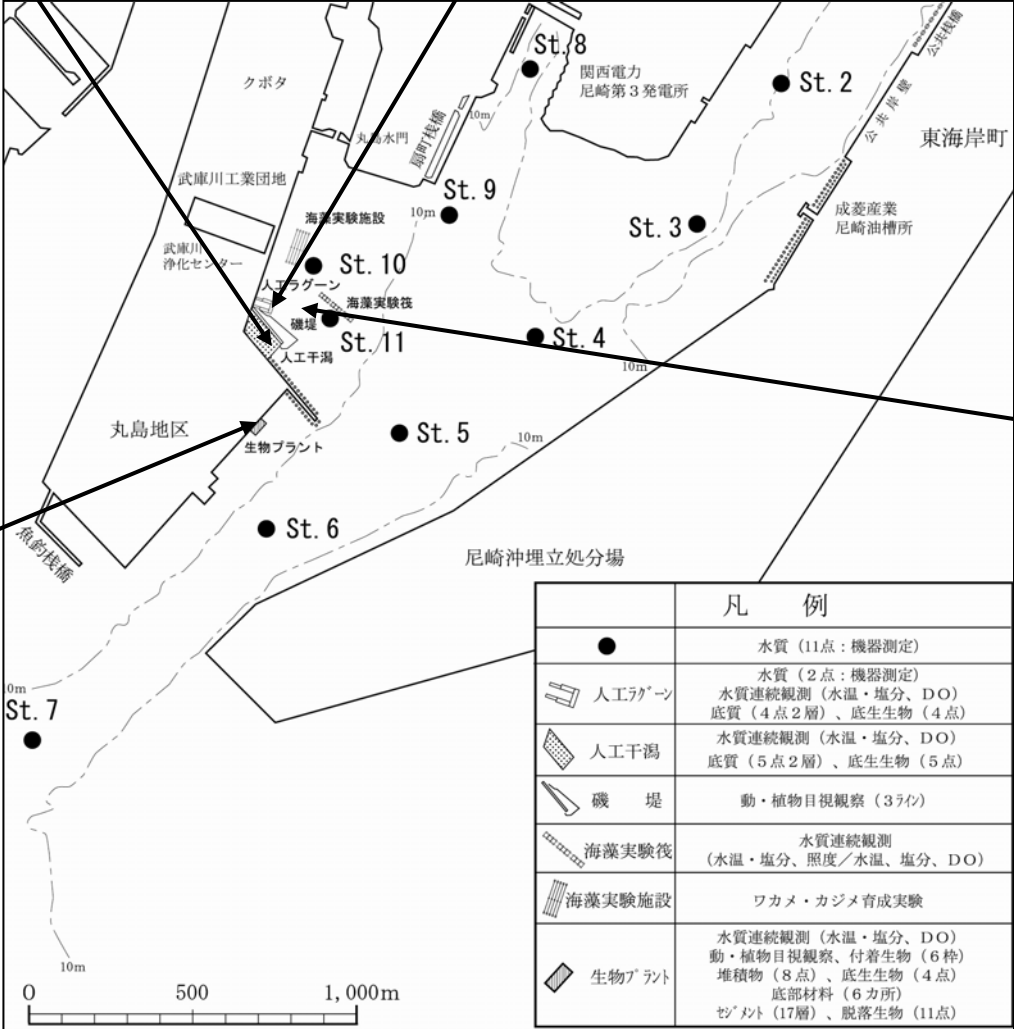
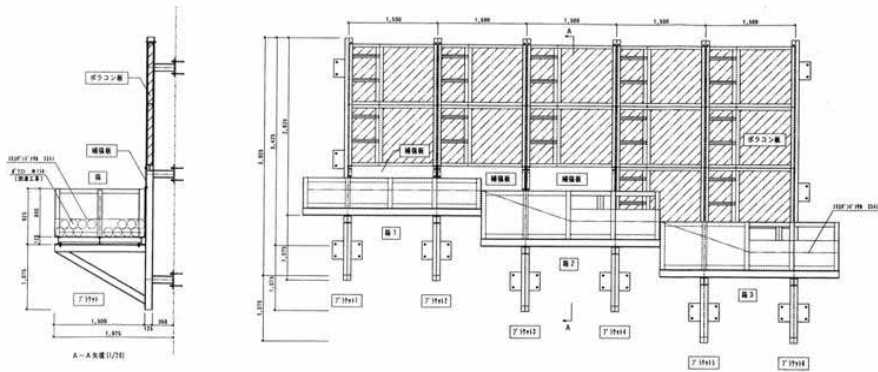
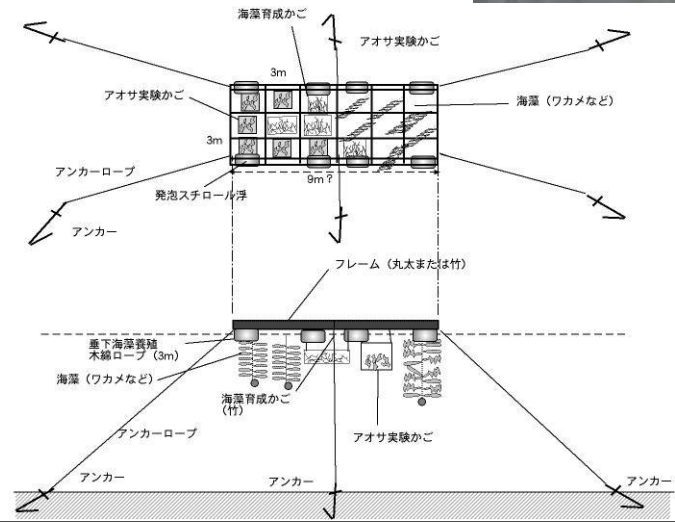


図 3.8 実証実験施設の概要

浮体式藻場



(7) 実証実験施設のモニタリング及び室内実験

このような検討経過を経て造成した以下の①～④の実証実験施設において、個別の技術が発揮する効果とその組合せによる効果を明らかにするため、継続的なモニタリング調査を行った。各施設の整備時期とその後のモニタリングの概略工程を表 3.8 に示した。また、

(独) 産業技術総合研究中国センターの室内模型を用いて流況制御実験を実施した。

各施設における調査・研究、解析の結果については「4 実証実験」に示した。

- ① 浮体式藻場
- ② 石積堤を用いた閉鎖性干潟
- ③ 人工干潟
- ④ エコシステム護岸
- ⑤ 流況制御

表 3.8 実証実験施設の造成とモニタリング期間の概要

	平成 13 年度										平成 14～15 年度		
	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3			
実用化研究課題公募	■												
応募から採択決定	■	■											
補助金交付決定				■	■								
環境調査				■	■	■							
修復方針の検討、技術の選定				■	■	■							
海底地形測量等事前調査					■	■	■						
施設計画・設計					■	■	■	■					
実証実験施設の造成・設置								■	■	■			
モニタリング											■	■	■

(8) 生態系モデルによるシミュレーション

実証実験施設におけるモニタリング調査の結果得られた、各施設が有する効果に関する定量的なデータに基づき、生態系モデルを構築し、実海域に施設を拡大した場合の効果について予測評価した。また、個別の技術を組み合わせて導入することによる相乗効果について定量的に評価した。

ここで得られたシミュレーション結果によって、尼崎港内に各技術・施設を適用・展開する際の必要規模とその効果を明らかにした。

シミュレーションの詳細については「5 ベストミックスの評価」に示した。

(9) 港内における最適配置と規模の検討

このようにして最適技術を抽出し、規模に関する検討を行った結果を踏まえ、尼崎港内での配置を検討した。検討に当たっては、さらに各種の制約が生じた。制約は表 3.9 のように整理することができる。実際の海域ではさらに多くの制約条件の下で修復技術を計画・配置・設計していくことになる。

表 3.9 港内での配置と規模を決定する上での制約

区分	内容
社会的制約	・護岸や背後地の利用 ・航行船舶等による海面利用
物理的制約	・水深 ・波当たり、流れ ・地盤条件 ・既設護岸の構造
経済的制約	・イニシャルコスト ・ランニングコスト ・費用対効果の評価

(10) 修復事業の提案

このような検討結果に基づき、尼崎港内における環境修復事業を提案した。提案については「7 尼崎港における環境修復提案」に示した。この提案が今後 21 世紀の森事業が展開される際の基礎的な情報を提供することになり、本研究における実用化の意味を果たすことになる。

参考資料

- 1) 平成 12 年度臨海部における環境回復・創造事業に関する調査報告書,(財)国際エメックスセンター,2001.
- 2) ECOSYSTEM ENGINEERING,6 号,2001.
- 3) 生態系環境修復技術の動向に関する調査,通産省工業技術院中国工業技術研究所,1999.
- 4) 水産基盤整備事業における環境配慮ガイドブック,社団法人全国漁港協会,2003.
- 5) 水産用水基準 (2000 年版),社団法人日本水産資源保護協会.

4．実証実験

4.1 バックグラウンド

4.1.1 尼崎港の環境の変遷と現況

(1) 尼崎港の環境の変遷

実証実験の対象に選定した尼崎港及びその周辺海域では、明治時代までは武庫川河口に形成された砂嘴と蓬川、庄下川等から供給された土砂によって砂浜が形成されていた。

大正時代に入り繊維や重化学工業の工場が立地され大阪湾内ではいち早く埋立てが進んだ。戦後尼崎港築港計画に基づきさらに港湾の整備、埋立てが進み、発電のまち、鉄のまちとしての経済成長の道を歩んだ。

昭和 25 年にはジェーン台風により市域の広範囲が浸水・被災したため防潮堤の整備が進められた。また時期を同じくして地下水利用による地盤沈下が進んだため、防潮堤の整備が加速された。その結果、安全性が確保されたものの親水性が低下する結果となった。

昭和 62 年からフェニックス事業が開始され、事業の進捗に伴い港内の閉鎖性が高まった。また、昭和 59 年に武庫川流域下水処理場が整備され、下水処理水が港内に流入することになった。

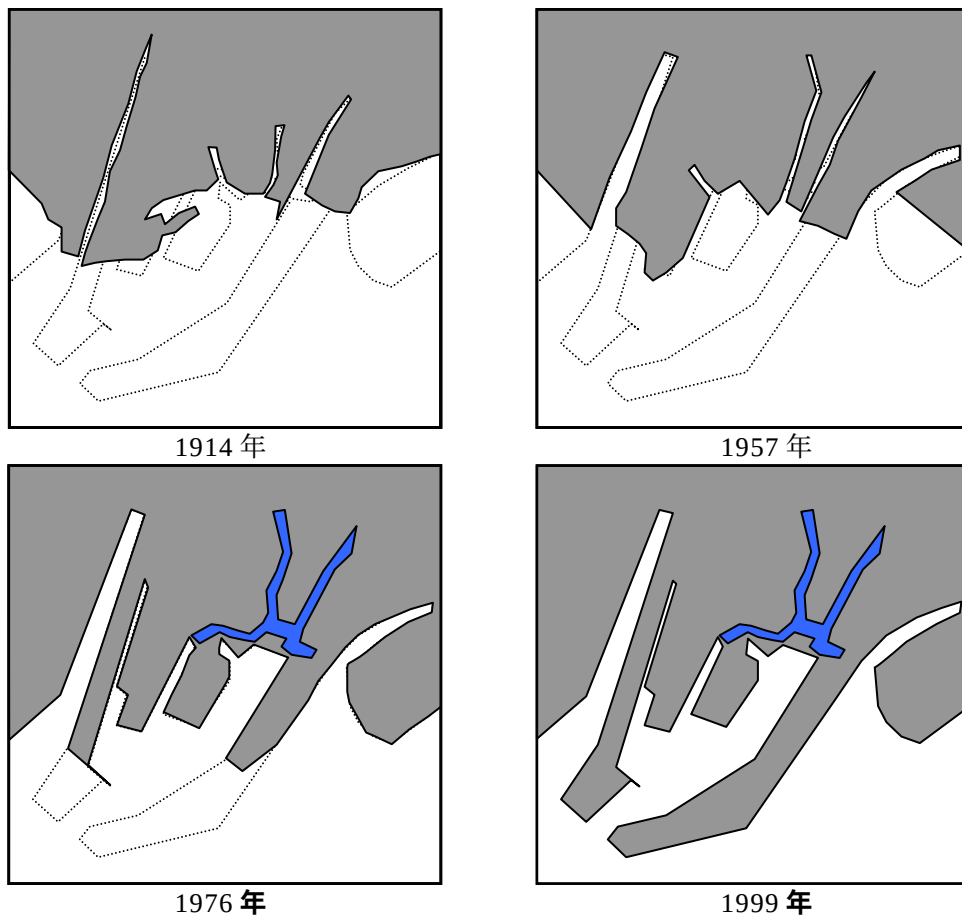


図 4.1.1 尼崎港の変遷

(2) 尼崎港内の環境の現況

現在の尼崎港内の水域面積は約 300ha であり、平均水深は約 8.5m、港内の半分以上が 10m 以深となっている。また、港内の航路部分は浚渫によって－12m前後の水深が確保されている。

港内には蓬川、庄下川、旧左門殿川が位置し、東・西・南・北堀運河を通じ港内水面に接している。これらの運河は閘門、水門で海と隔てられており、河川水のほとんどが常時はポンプ場や排水機場によって港外に排出されるため、河川水は港内にほとんど流入しない。一般的には河川を通じ海域に流入する陸域からの負荷が海域の富栄養化を助長しているとされるが、当港内では河川からの流入負荷がほとんど無い。これに対して港内には武庫川流域下水道（処理人口約 60 万人）からの排水の約半分程度が放流されており、窒素量で日平均 2.23 トンの負荷が港内に流入する。

フェニックス事業の埋立てによって閉鎖性が強まり、港内の静穏性が高まった。ここに、下水処理施設からの淡水が流入し、加えて淀川・武庫川からの河川水の影響もあり、港内は密度成層が形成されやすい状態となっている。また、港内にはある程度のうねりが進入するものの、常時はほとんど波浪が無く、主な波浪は航行船舶の曳き波であり静穏性が非常に高く、海水の攪乱が生じにくい。このような状態で、栄養塩濃度が年間を通じて高く、これに伴う内部生産に起因する懸濁物、有機泥の堆積も多いため、夏季には底層に貧酸素水塊が拡大分布する（図 4.1.2 参照）。

(3) 港内の利用

港内には発電所や化学工場が立地し、燃料や資材、製品の搬出入のための船舶利用が頻繁であった。しかしながら工場の撤退、発電所の閉鎖により、大型船舶による港の利用は減少している。現在では、丸山水門内側の係留箇所に停泊する釣り船、プレジャーボートの航行が港の利用の多くを占める。

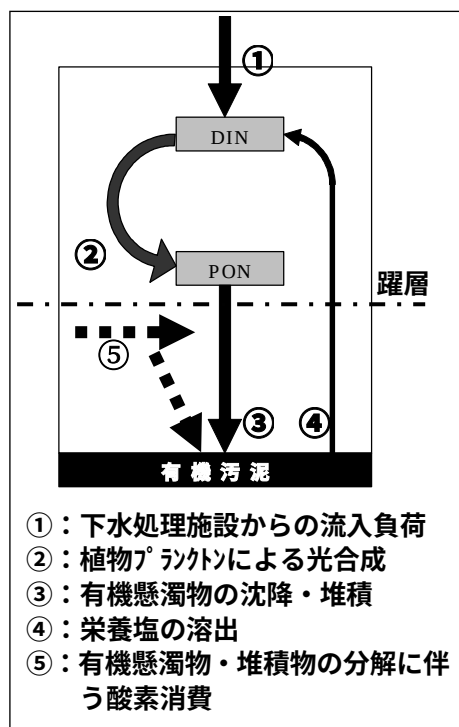


図 4.1.2 貧酸素の発生メカニズム

4.1.2 港内におけるモニタリング結果

(1) モニタリグ調査の概要

港内においては図 4.1.3 に示す調査を平成 14 年 2 月～16 年 2 月の間に定期的に実施した。また、平成 15 年度は表 4.1.1 に示した調査を行い港内水質の変動、各実証実験施設の状態を把握した。

このうち、修復目標として掲げた DO と透明度、付着生物についてその概況を以下に示した。

(2) 港内における貧酸素の発生

前述のように、港内は躍層が生じやすく、およそ半年の間（5 月～11 月）海底が貧酸素化・無酸素化する。また、北風が継続的に吹いた場合、表層の海水が港外に流出するのに対し、港外から底層の補償流が発生し、その結果港内の底層の貧酸素水塊が表層近くまで押し上げられ、いわゆる青潮現象が生じる。図 4.1.4 に、浮体式藻場の筏に設置した連続観測計（海面下-2m、-4 m）の水温、DO の変動を、図 4.1.5 に石積み閉鎖性干潟、人工干潟での水温、DO の変動を示した。

このように港内では-4mの水深では、8月～11月の間に3mg/Lを下回る貧酸素状態が頻発し、-2mの水深でも貧酸素状態が生じる場合がある。さらに干潟の潮間帯近傍でも突発的に貧酸素状態が生じる場合があり、生物の生息に大きな影響を及ぼしている。

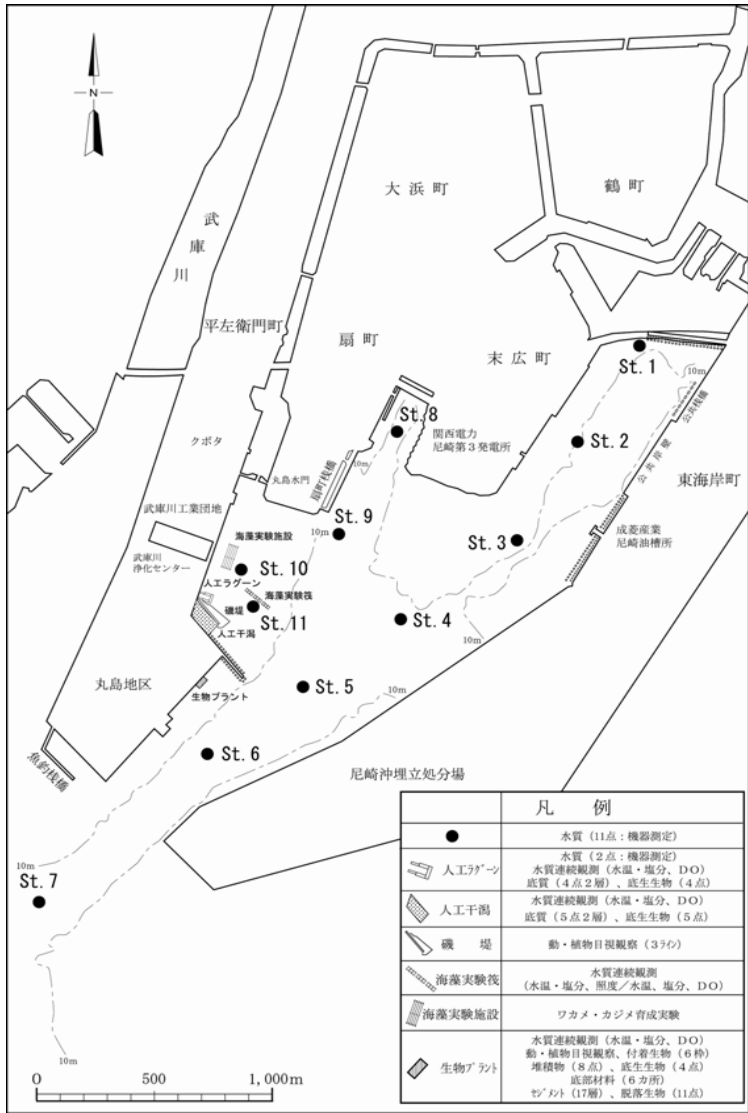
(3) 港内における透明度

港内の透明度はおよそ 0.5～5.0mの範囲で変動し、夏季には透明度が著しく低下する。透明度（海中光量）は浮体式藻場での大型藻類の生長量を左右する重要な因子であるとともに、干潟や石積み表面の付着珪藻の光合成に影響を及ぼす。透明度の改善によってより深い場所で光合成が行なわれ、その結果より深い場所に酸素が供給されることになる。

また、透明度は親水性の面からも重要な指標となる。

(4) 港内に分布する生物

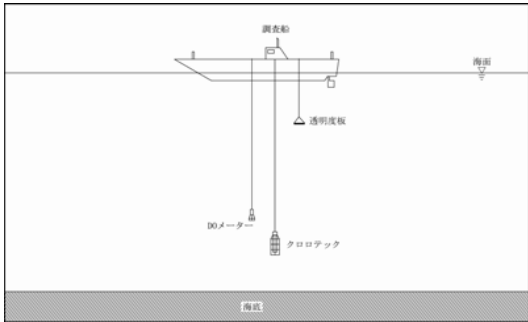
実験開始前は、港内護岸のほとんどが垂直構造であり、一部防波堤基礎の石積みに傾斜部が見られた。そこで生息・生育する生物は非常に限られ、底生生物では夏季には3種が確認されるのみであった。付着藻類は6種が確認され、その現存量は最大でも 50 g/m² 程度と非常に少なかった。



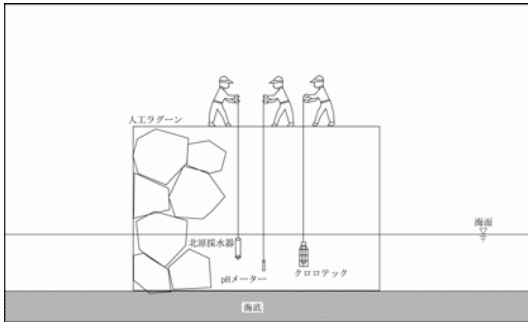
調査位置（実証実験施設周辺海域）

凡 例	
●	水質（11点：機器測定）
人工ラグーン	水質（2点：機器測定） 水質連続観測（水温・塩分、DO） 底質（4点2層）、底生生物（4点）
人工干潟	水質連続観測（水温・塩分、DO） 底質（5点2層）、底生生物（5点）
磯 堤	動・植物目視観察（3カ所）
海藻実験筏	水質連続観測（水温・塩分、照度／水温、塩分、DO）
海藻実験施設	ワカメ・カジメ育成実験
生物プラント	水質連続観測（水温・塩分、DO） 動・植物目視観察、付着生物（6種） 堆積物（8点）、底生生物（4点） 底部材料（6カ所） セメント（17層）、脱着生物（11点）

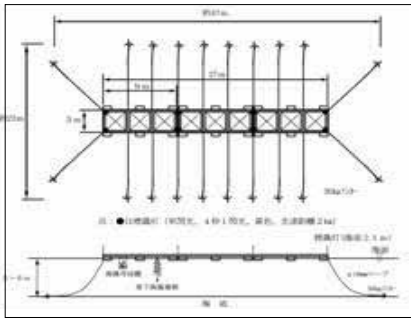
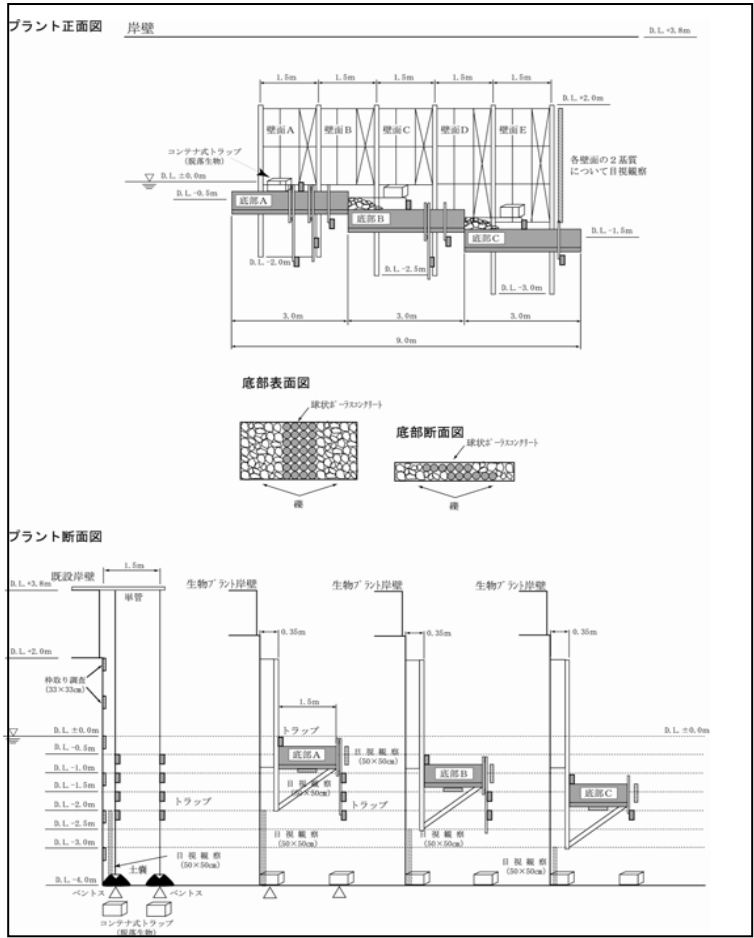
	港 内	浮体式藻場	石積み閉鎖性干潟	人工干潟	石積み堤	エコシステム護岸
定期確認調査（毎月）	—	・海藻類増養殖 ・連続機器観測（1点） 水温、塩分、DO、照度	・機器観測（2点） 水温、塩分、DO、濁度、pH等 ・水質調査（2点） ・底質調査（4点） ・付着珪藻（4点） ・地盤高	・底質調査（5点） ・付着珪藻（5点） ・地盤高	・地盤高	・機器観測 水温、塩分、DO ビデオ撮影
集中調査（四季）	・機器測定（11点） 水温、塩分、濁度、 クロフィル、光量子、DO	・海藻類増養殖 ・連続機器観測（1点） 水温、塩分、DO、照度	・機器観測（2点） 水温、塩分、DO、濁度、pH等 ・水質調査（2点） ・底質調査（4点） ・底生生物（4点） ・付着珪藻（4点） ・地盤高	・底質調査（5点） ・底生生物（5点） ・付着珪藻（5点） ・地盤高	・目視観察及び写真、ビデオ撮影 ・地盤高	・機器観測（1点） 水温、塩分、DO ・堆積物（8点） ・大型生物（5点） ・付着生物 定性（15点） 定量（12点） ・底生生物（4点） ・沈降物（25層・点）
連続機器観測（平成14年7月17日から観測開始） （ ）：設置水深（高さ）	—	・水温、塩分、DO （海面下2、4m）	・水温、塩分、DO （O.P.約0.8m）	・水温、塩分、DO （O.P.約0.4m）	—	・水温、塩分、DO （D.L-1.5m）
波高観測	—	—	—	・人工干潟 容量式波高計 ・潜堤全面10m 水圧式波高計	—	—
アサリ調査	・浮遊幼生（港内7点） （港外3点） ・着底稚貝（港内2点）	—	—	・浮遊幼生（干潟1点） ・着底稚貝（干潟2点）	—	—



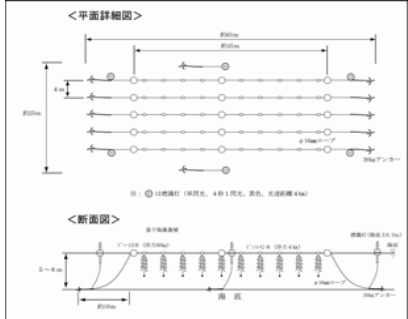
港内水質調査状況



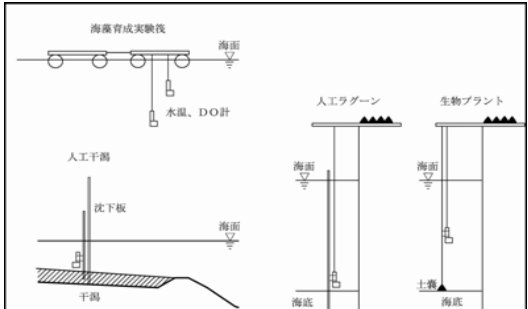
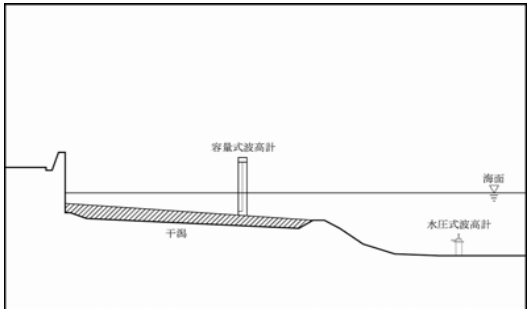
閉鎖性干潟での調査状況



浮体式藻場の概要



波高計設置状況



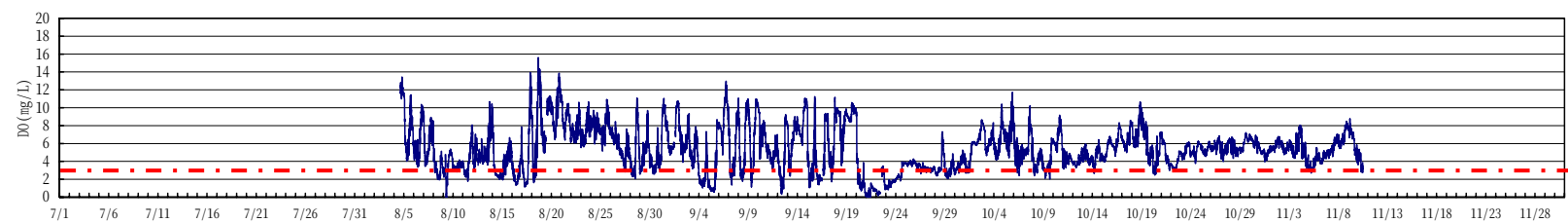
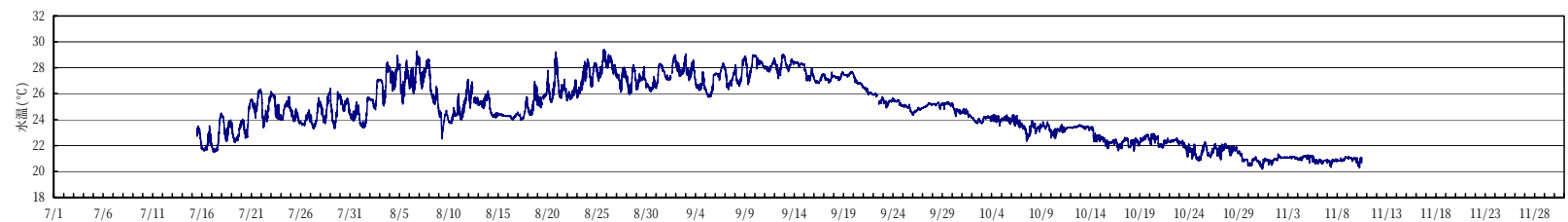
連続観測機器設置状況

4.1.3 調査の概要

表 4.1.1 平成 15 年度の調査概要

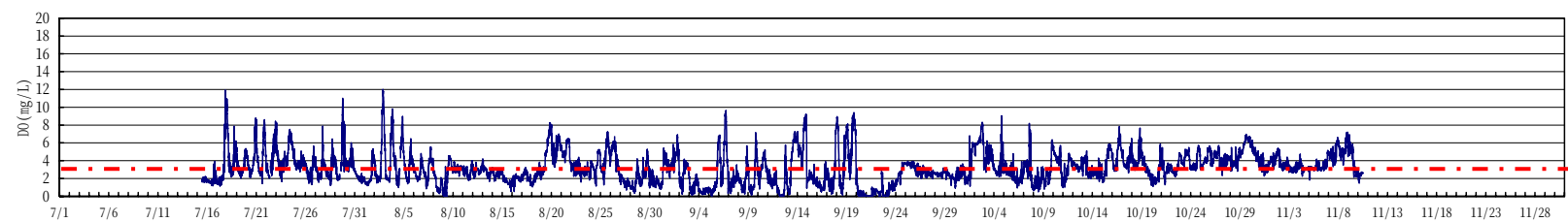
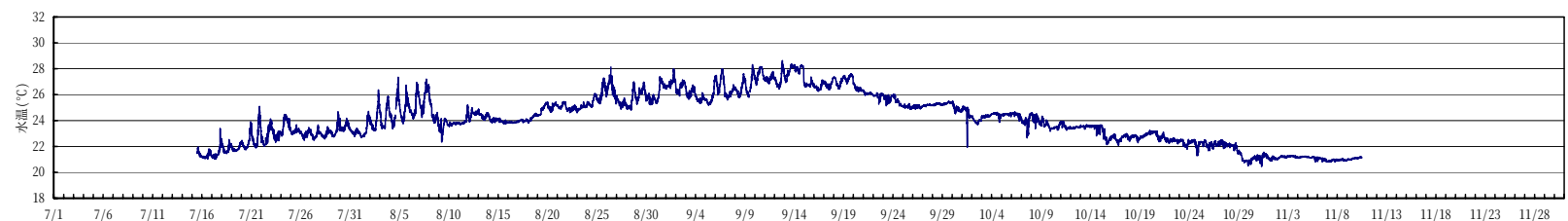
		海域		アサリ		干潟					閉鎖性干潟				エコシステム護岸										水質	筏			
		水質		幼生	稚貝	水質		底質	底生生物	地盤高	石膏球	漁獲物	水質		底質	底生生物	地盤高	付着生物	底生生物	堆積物	底部材料	セメント	脱落生物	一次生産	水質	連続計	浮体式	ロー式	
調査内容		機器測定		ネット曳網	コアサンプリング	機器測定	分析	分析	分析	測定	流動調査	定置網	機器測定	分析	分析	分析	測定	分析	分析	分析	分析	分析	分析	分析	機器測定	連続観測			
詳細内容		水温、塩分 濁度、DO クロロフィル 光量子		ネット曳網 5m曳き	コアサンプリング φ5cm	濁度	SS、クロロ	粒度、密度 強熱減量 TOC、AVS			石膏球 及び 電磁流速計	測定 胃内容物	水温、塩分 濁度、DO pH	SS、DOC POC、T-N T-P、TIN PO4-P、クロロ	粒度、密度 強熱減量 TOC、AVS			生物分析 目視観察	生物分析	C-N・P AVS	生物分析	C-N・P クロロフィル フェオフィチン	生物分析	DO	水温、塩分 濁度、DO クロロフィル 光量子	水温 DO			
平成15年	4月17日					○(1)	○(1)			○			○(2)	○(2)			○												カメラ回収
	5月14日							○3確認																		○(1)			カメラ回収
補足調査	19日			○(4)	○(3)																					○(1)			カメラ回収
	6月16日	○(11)	○(8)	○(3)	○(1)	○(1)				○			○(2)	○(2)			○									○(1)			
補足調査	7月14日	○(11)			○(1)	○(1)							○(2)	○(2)												○(1)			
	15日																									○(1)		設置	
	8月25日									○							○												
	27日	●(11)				●(1)	●(1)	●(24)	●(12)		●トビノスマット分布		●(2)	●(2)	●(8)	●(4)		●(6)	●(4)	●(5)	●(6)	●	●(4)	●	●(1)				
	28日							12点2層	12点	●					4点2層	4点	●					●			4層3セット	●(1)			
	29日										●(95)																		
	31日										●(95)																		
	9月26日	○(11)			○(1)	○(1)							○(2)	○(2)									●	●(4)		○(1)			
	27日																						●						
	10月21日		○(11)	○(3)																									
補足調査	24日	○(11)			○(1)	○(1)				○			○(2)	○(2)			○									○(1)			
	28日		○(11)																										
	31日				○(3)																								
	11月10日		○(11)	○(3)																								回収	
	17日																											カメラ仮置	
	25日	●(11)				●(1)	●(1)	●(18)	●(9)			●(1)	●(2)	●(2)	●(8)	●(4)									●(1)				
秋季調査	26日							9点2層	9点			●(1)			4点2層	4点													
	12月2日																											カメラ設置	
	6日																											カメラ観察	
	22日				○(1)	○(1)				○		○(1)	○(2)	○(2)			○											カメラ観察	
補足調査	23日											○(1)																	
平成16年																													
補足調査	1月23日				○(1)								○(2)																カメラ観察
	30日																												
冬季調査	2月19日																	●(6)	●(4)	●(5)	●(6)	●		●	●(1)				
	20日				●(1)		●(18)	●(9)	●			●(2)		●(8)	●(4)	●					●	●	●(5)	3層3セット				カメラ観察	
	3月19日							9点2層	9点						4点2層	4点													
	21日					TOC、AVSのみ分析						TOC、AVSのみ分析										●(5)					回収		

筏・海面下 2 m



3mg/L

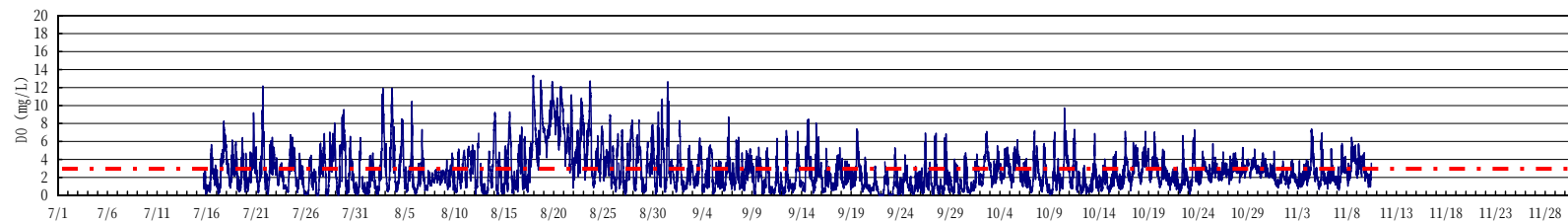
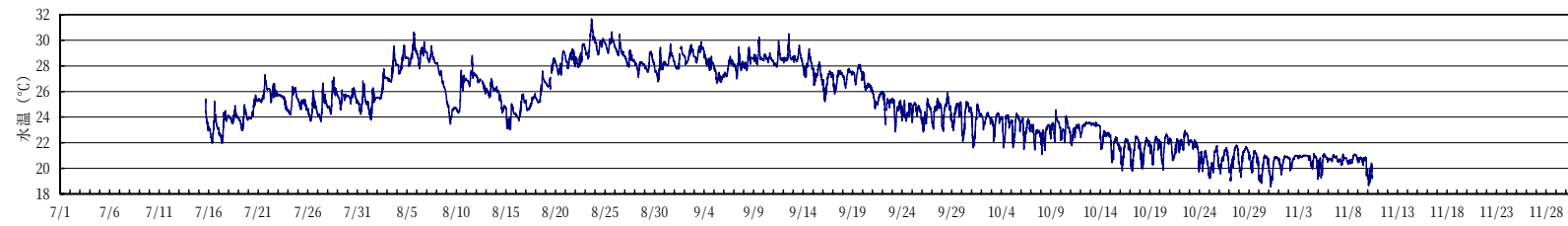
筏・海面下 4 m



3mg/L

図 4.1.4 浮体式藻場（筏）設置場所での水温、DO の変動（上：水深-2mの水温、DO、下：水深-4mの水温、DO）

閉鎖性干潟



干潟

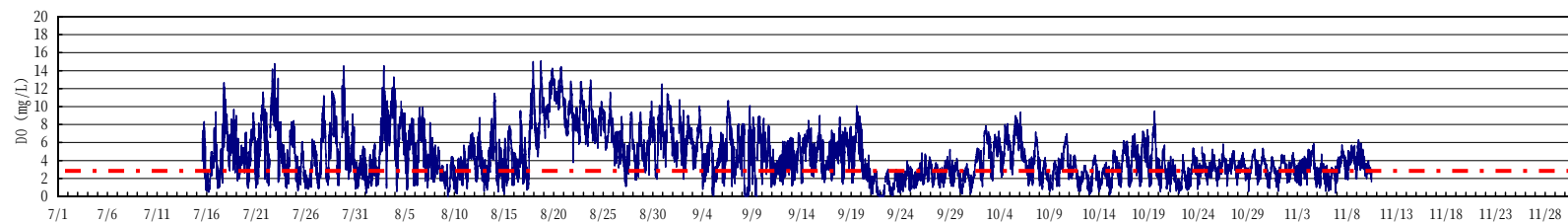
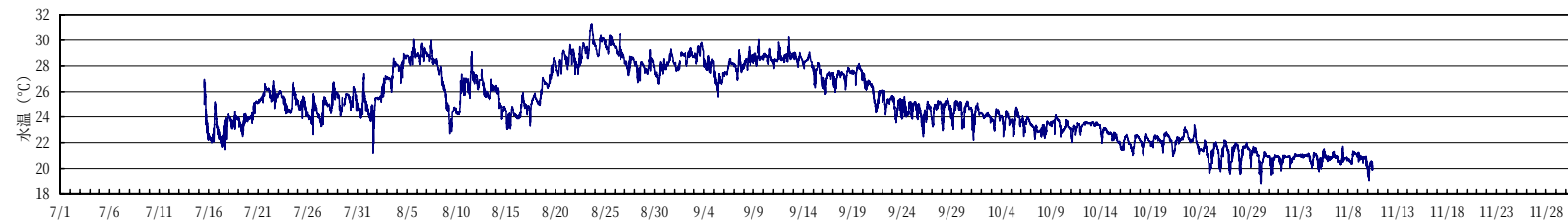


図 4.1.5 石積み閉鎖性干潟、人工干潟での水温、DO の変動（上：石積み閉鎖性干潟の水温、DO、下：人工干潟の水温、DO）

4.2 浮体式藻場による海藻類育成と海藻バイオマス利用

4.2.1 目的

尼崎港のような透明度が著しく低く、懸濁物が多い海域においては海藻類の生育に不可欠な光が到達する水深が非常に浅く、さらに夏季には底層に貧酸素層が発達することなどにより、そこに生育している海藻類の種類はきわめて限られている。しかし、これらの沿岸で多様な海藻類の育成をはかることにより、1) 海藻類自体の繁茂による無機栄養塩類の固定、2) 海藻類の繁茂にともない増殖する小型動物類による有機物の固定・消費および懸濁物の軽減をはかることができる。そこで現状では生育していないが、繁殖の可能性がある海藻類を明らかにするために様々な海藻類を対象とした育成実験を行うとともに、その成果に基づき選定した大型海藻類を育成し、その取り上げによる無機栄養塩類軽減に向けた実証実験を行った。

収穫されたワカメなどの海藻類の利用方法としては、1) 食用；2) 工業原料；3) 飼料；4) 肥料；5) 有機エネルギー源などが考えられる。ここではワカメについては食用としての利用は付着動物が多く、適さないと考えられるため、「尼崎21世紀の森計画」における利用を想定し、肥料としての利用を検討した。

また、尼崎港のような湾奥部の停滞水域に干潟・浅場が造成された場合、夏季にアオサやアオノリといった短命の緑藻類が大量発生する可能性が高い。これらは炭素/栄養塩固定効果が大きく、水質浄化効果が期待される半面、大発生した後一気に枯死して有機汚泥の原因ともなる。アオサなどを環境改善に常に役立つものとするためには、爆発的に増加した後、枯死する前に何らかの形で利用することが重要である。利用方法としては、食品、餌料、工業品の原料なども考えられているが、浅場に大量に打ち上げられたものは砂泥や枯死体、腐敗体の混入があるため、これらの利用は難しい。ここでは、このような状態のものでも利用可能なバイオマスガス化を取り上げ、超臨界水およびメタン発酵によるガス化効率、ならびに前処理工程の影響について調べた。

4.2.2 浮体式藻場

(1) 育成種の選定

平成13年冬から平成14年夏にかけて、大阪湾周辺に生育するスサビノリ、フダラク、ムカデノリ、ツルシラモ、ミゾオゴノリ（以上紅藻）、カジメ、ワカメ、シダモク、タマハハキモク、イソモク（以上褐藻）およびアナアオサ（緑藻）などの海藻類を、スサビノリとワカメについては養殖用種苗を用いて、その他の種については若い自然藻体（ムカデノリ、ツルシラモ、ミゾオゴノリ、シダモク、タマハハキモク、イソモク、アナアオサ）、または培養株から作製した種苗（フダラク、カジメ）を用いて、尼崎港内で育成実験を行った。

実験には図4.2.1に示す実験筏を用い、アナアオサ以外の種については海藻類の種苗または藻体を固定したロープを垂下した。またアナアオサについては後述するように筏の下に設置した実験かごの中で育成した。その結果、ワカメは非常に良好な成長を示し、成熟に至った。またツルシラモもある程度の成長を示したが、2ヶ月程度で枯死するに至った。アナアオサを含むそのほかの海藻類は藻体表面に付着した懸濁物や付着動物により光合成が著しく阻害された。

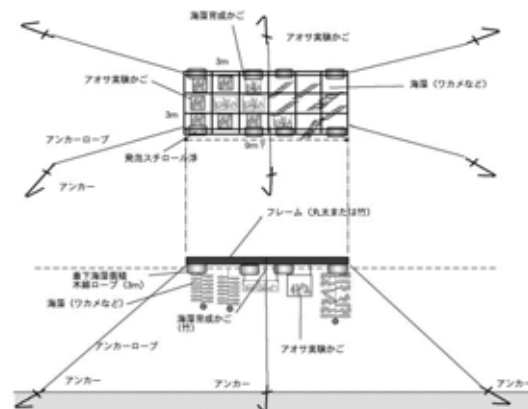


図4.2.1 実験筏（左：外観、右：上部および側面から見たイメージ図）



図4.2.2 実験筏において育成を試みた主な海藻類

(2) 籠によるアオサの育成

平成13年12月21日、尼崎港南西域における海藻養殖筏設置時に、アオサの繁殖状況を確認するとともに、藻体を大量に籠に入れたときのアオサ自身の遮光効果による成長阻害を調べることを目的として、湿重量1kgおよび4kgのアナアオサを入れた2つの大型アオサ籠（図4.2.2左）を設置した。平成14年1月9日、大型アオサ籠を引き上げ、中に入っていたアオサの湿重量を調べたところ、それぞれ0.5kgと1.7kgで、大幅に減少していた。この原因としては、籠が大きいためにアオサが生息する水深（籠の底面）が深くなりすぎ、十分な光強度が得られなかったこと、そのためにアオサ藻体が衰弱して細かくちぎれるようになり、網目から出て行ったこと、が考えられる。

そこで新たに小型で網目の細かいアオサ籠を製作し（図4.2.2右）、平成14年2月5日、再度、湿重量1kg、2kg、3kgのアナアオサを入れた3つのアオサ籠を筏に設置した。平成14年3月11日、アオサ籠を引き上げ、中に入っていたアオサの湿重量を調べたところ、1kgが400gに、2kgが600gに、3kgが600gにそれぞれ減少していた。この原因としては、アオサ籠の網目についた付着物（珪藻と泥とが混ざったものと考えられる）により光が遮られ、光合成に必要な十分な光強度が得られなかったこと、また、アオサ藻体が大量に付着していたヨコエビ類により摂食されていたこと、が考えられる。

これらの結果から、本実験海域においては、筏に籠を取り付ける方法ではアオサを効率よく増殖させることは難しいことがわかった。



図4.2.3 籠を用いたアオサの育成実験の様子（左：大型アオサ籠、右：小型アオサ籠）

以上の結果から、本実験ではワカメを主たる対象種として大規模育成を行い、そのバイオマス利用についての検討を行うこととした。しかし、磯場、人工干潟など本研究における他の実験区においてはアオサが大量に発生することも予想されることから、アオサ類のバイオマス利用についても検討を加えることとした。

(3) ワカメの大規模育成

平成13年度冬から平成14年度春にかけて行った、ワカメを対象とした実験筏を用いた育成実験により、以下の結果が得られた。

- 水深0.5-2.5 m程度でもっとも良好な成長が見られ、ワカメの藻体は全長2.3 m程度に達した。一方、水深3-4 m程度がワカメの生育限界水深であり、それ以下ではほとんど成長がみられない。
- 収穫は4月頃が適当であり、垂下ロープ1本あたり湿重量で5-10 kg、乾燥重量で450-800 g程度の収量が得られた。



図4.2.4 実験筏で育成した褐藻ワカメ（全体と孢子葉）と紅藻ツルシラモ

上記の結果をふまえ、より低いコストでワカメを育成するため、平成14年冬から平成15年春にかけては、水面に水平に設置したロープを用いた方法での育成を行った。また平成15年冬から平成16年春にかけては、高密度に育成した場合の影響を明らかにするため、異なる育成密度条件下での比較実験を行った。

平成14年度の実験では、水平に設置したロープから垂下する方法でも、筏による実験と同様の育成結果が得られた。しかし、平成15年11月は水温が下がるのが遅く、そのためワカメ種苗のかなりの部分（特に水深3 m以深の部分）が障害を受けた。このため、収穫時にも全体として平成13年度、14年度よりは相当程度収量が低く、また設置場所により種苗の状態が大きく異なるため、育成密度の効果については十分な検討が行えなかった。しかし、それぞれの実験区の中で比較的収量の高い垂下ロープが含まれる比率や最高収量を考えると、今回もっとも高い密度で育成したものでは、より低い密度で育成したものと比べるとやや収量が低くなる傾向が認められた。すなわち、垂下ロープを密植することにより単位面積あたりに設置できるロ

ープの数は増えるが、密植によって藻体に到達する光量が減少したり、栄養塩の吸収やガス交換に必要な海水の流動が不十分になるためワカメの生育が阻害される。結論として、垂下ロープを水平距離で0.5-1 m 程度の間隔を開ければ育成は十分可能で、この場合、水面 100 m² あたり乾燥重量で 30-100 kg 程度のワカメが収穫できると判断した。

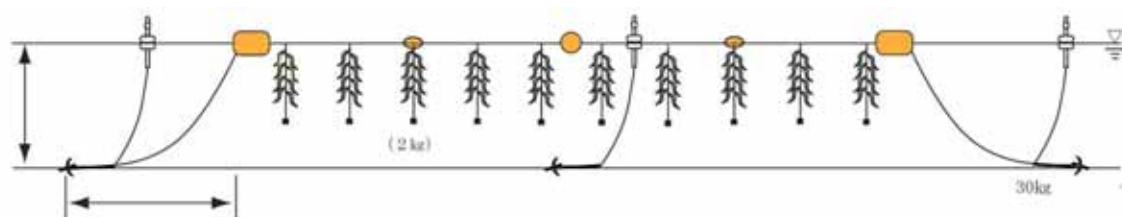


図4.2.5 水面と水平に設置したロープから垂下したロープでのワカメの育成



図4.2.6 育成密度の影響を明らかにする実験による育成結果
(左側手前低密度；右側奥高密度；右側手前中密度)

4.2.3 海藻バイオマスの利用

(1) 収穫されたワカメの成分分析と肥料化

肥料としての利用を検討するためには材料となる海藻類のリン酸・窒素・カリウムの含有比、有害物質の濃度などの把握が必要であり、このため尼崎港において収穫されたワカメの乾燥藻体を対象に、主要無機成分と重金属の含有量を調査した。また、堆肥化したのち、肥料としての有効性を確かめるため、コマツナをもちいた育成試験（農林水産省農蚕園芸局長通達 1943 号の「植物に対する害に関する栽培試験方法」をもとに実施）を行った。

育成されたワカメの成分分析、堆肥化・食害試験により、以下の結果が得られた。

- 収穫されたワカメには乾燥重量あたり約 2-2.5 % の窒素、約 0.3 % のリン酸、約 10 % のカリウムが含まれており、垂下ロープあたり窒素 10-20 g、リン酸 2-3 g、カリウム 40-70 g 程度を取り上げることが出来る。これは水面 100 m² あたり、窒素 0.6-2. kg、リン酸 0.09-0.3 kg、カリウム 3-10 kg に相当する。
- 収穫されたワカメに含まれる重金属は、乾燥重量あたりヒ素 0.0012 %、カドミウム 0.000018 %、水銀 0.000005 %、ニッケル 0.001 % 以下、クロム 0.003 %、鉛 0.00037 % 程度であった。これらはいずれも肥料としての利用には問題のないレベルにある。
- 収穫されたワカメは堆肥化することにより、肥料としての利用が可能である。しかし、通常の生ゴミなどと比較すると堆肥化に相当程度長い期間を要し、効率的な堆肥化にはさらに研究開発が必要である。
- 堆肥化したワカメはコマツナを使った実験から発芽阻害は見られず、また植物育成促進効果があることが確かめられた。しかし、その性能はバーク肥料と比較するとやや劣るため、混合成分などにさらに検討が必要である。



図 4.2.7 収穫されたワカメの堆肥化

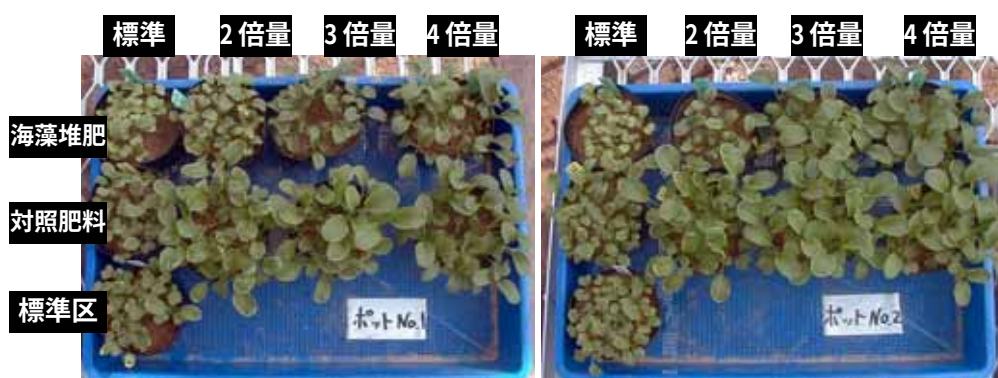


図 4.2.8 ワカメ肥料植害試験 コマツナ播種 21 日後
(上段ワカメ肥料；中段対照肥料；下段非施肥)

(2) バイオマスガス化

実験試料としては、大阪湾内に生息しているアオサを適宜採取したものを用いた。このうち平成14年2月4日にりんくう公園にて採取し、洗浄後乾燥させたアオサの成分を表4.2.1に示す。ドライベースで炭素成分が37.8%であった。

アオサバイオマスガス化の前処理として、①アルカリ処理（90℃のNaOH溶液中で10分間処理）、②酸処理（90℃HCl溶液中で10分間処理）、③粉碎処理（蒸留水を加えてミキサーでペースト状に粉碎）、④熱処理（蒸留水を加えてオートクレーブ170℃、30分間処理）、の4種類の方法で可溶化を行ったところ、図4.2.9のような状態となり、表4.2.2の可溶化率となった。可溶化率は熱処理が一番高く、約50%となった。

表4.2.1 実験用乾燥アオサの成分

分析項目	単位	測定結果
水分	(%)	14.3
灰分	(%-DB)	17.3
元素分析	C	(%-DB) 37.8
	H	(%-DB) 5.1
	N	(%-DB) 4.9
	P	(%-DB) 0.2
	S	(%-DB) 3.2

※%-DBはドライベースを示す

表4.2.2 アオサの可溶化試験結果

	S-TOC(mg/L)	可溶化率(%)
アルカリ処理	3800	23.3
酸処理	6600	40.4
粉碎処理	2730	16.7
熱処理	8290	50.8

注) S-TOC：可溶化処理した溶液の溶解性全有機炭素



図4.2.9 各種可溶化処理を施したアオサの様子

a) 超臨海水によるガス化

超臨海水を用いたガス化実験は、可溶化を行わないアオサを用いたバッチ試験と、熱処理による可溶化を行ったアオサを用いた連続流通試験の2種類を行った。バッチ試験では、内容量800mlの攪拌器つきオートクレーブを用い、30gの試料を、400℃、30Mpaの条件下で60分間反応させた。また連続流通試験では、450℃、30Mpaの条件下で反応時間が5分間になるように熱処理後の試料を連続供給した。

各実験によって得られた生成物のうち、炭素成分をアオサ試料中の炭素量で割った値を表4.2.3に示す。可溶化していない試料を用いてバッチ試験を行った結果、ガス化できたものがわずかに3.5%に留まり、そのほとんどが二酸化炭素であった。これに比べ、可溶化した試料を用いて連続流通試験を行ったところ、43%がガス化し、メタンガスとして7.8%が回収された。

表4.2.3 各実験で得られた炭素成分の比率（炭素収支）

	液回収比率 (%)	ガス回収比率 (%)			非回収比率 (%)
		CH ₄	CO ₂	その他	
バッチ試験	37.0	0.0	3.5	0.0	59.5
連続流通試験	15.7	7.8	15.6	19.8	41.1

b) メタン発酵によるガス化

メタン発酵によるガス化実験は、10l のジャーファーマンターを用いた馴養期間を調べた実験と、100 ml バイアル瓶を用いたアオサの洗浄前処理の有無による発酵効率の違いを調べた実験の 2 種類を行った。馴養期間を調べた実験では、種汚泥として下水処理場より得た下水汚泥を 35 °C に保ち、洗浄粉碎処理したアオサを稼働開始日より毎日 20～30 g の割合で投入し、ガス発生量を測定した。また洗浄処理の影響を調べた実験では、あらかじめジャーファーマンターで十分馴養された種汚泥を 35°C に保ち、洗浄粉碎処理したアオサおよび粉碎処理のみ行ったアオサを 2 g/l の割合で投入し、ガス発生量を測定した。

図 4.2.10 に示した馴養期間を調べた実験の結果を見ると、実験開始後約 20 日でガスが発生することがわかる。図 4.2.11 に示した洗浄処理の影響を調べた実験の結果を見ると、ガス化効率は落ちるものの、無洗浄のアオサペーストでもガスが発生することが確認できる。また洗浄アオサペーストでは 20 日後でアオサ 1g あたり約 400 ml のガスが発生しており（ブランクでの発生量を差し引けばよい）、その 50% がメタンとすれば、乾燥アオサから得られるメタンガスの発生量は約 200 ml/g で、約 34% の炭素がメタンとして回収されたことになる。

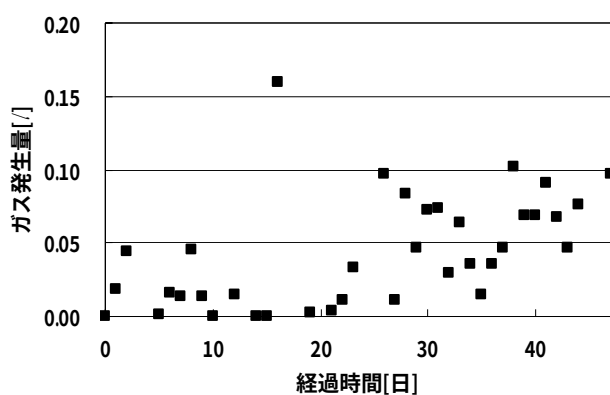


図 4.2.10 ジャーファーマンターを用いた馴養期間に関する実験結果

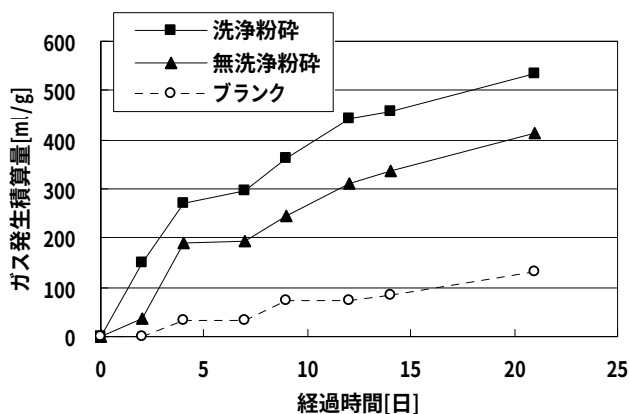


図 4.2.11 バイアル瓶を用いた洗浄処理効果に関する実験結果

4.3 エコシステム護岸

4.3.1 目的

溶存酸素の不足することの無い水深帯に護岸付帯式の床を設け、そこに堆積物食生物をはじめとする多様な生物の定着を促し、滞りの無い物質循環を形成させることを目的とする。

4.3.2 実験プラント設置および調査方法

(1) 事前調査

1) 溶存酸素の鉛直分布

2001年10月2日に溶存酸素濃度の鉛直分布を測定し、貧酸素の影響を受けない水深帯を把握することができた(図4.3.1)。秋季にも関わらず貧酸素水塊は残っており、底層では1.5mg/l以下を示す。実験プラントの設置水深帯の表層部でも4mg/l以下と生物が忌避を起こす濃度3.5mg/lに近い値であった。

2) 生物調査

尼崎港湾内の緩傾斜護岸の壁面、各水深帯で付着生物の剥ぎ取り調査を行った。沖洲港と比較して付着生物の種類数は少なく、沖洲港では潮間帯下部の方が種数は増加するものの、尼崎港ではその傾向はみられない。また堆積物食生物が多いことと藻食の動物がほとんど見られないことが特徴であった。付着動物量は潮間帯下部では両港湾ともに減少するが、その傾向は尼崎港で著しかった。また一般には緩傾斜護岸上では単位水深帯あたりの生物生息場が増加するために、生物種、量ともに豊かになると期待されたが、尼崎港ではそのような傾向は見られなかった。このように尼崎港湾内では物理的な環境よりも水質の方が支配的な要因となっていることが示唆された。

(2) 実験プラントの概要

実験プラントは護岸に敷設する形式をとる。図4.3.2に示すように形状はL字型をしており、1基の底面は横幅3.0m、海側に1.5mの大きさを持つ。また底面は夏季に発生する貧酸素の影響を受けない高さ、DL-0.5m、DL-1.0m、DL-1.5mにそれぞれ3基(以下、type A、B、C)設けた。また底面は連続性を保つため、各基の段差50cmを部材で傾斜にした。

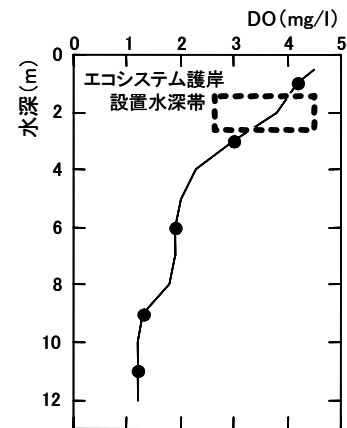


図 4.3.1 DO の鉛直分布

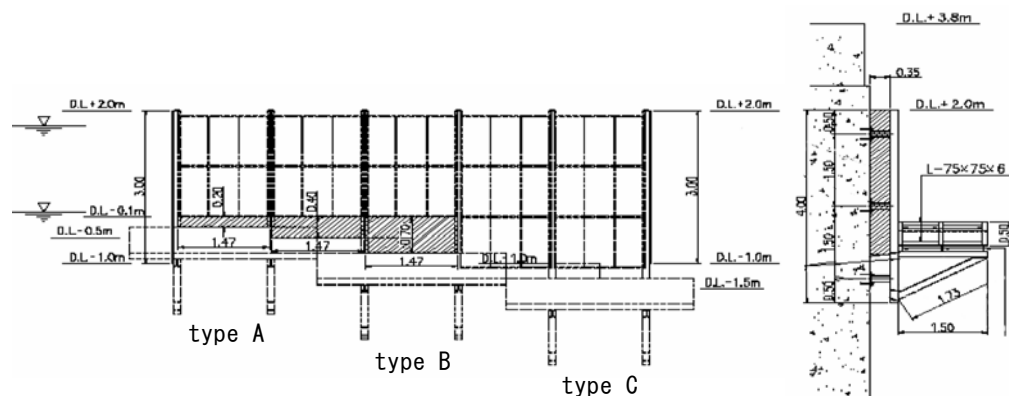


図 4.3.2 エコシステム護岸正面及び断面図

構造物の底部には $\phi 80$ - 150 mm の礫と骨材粒径 15 - 20 mm を持つ $\phi 15$ cm の球状ポーラスコンクリート(以下、PC)を敷設した。底面部材を敷き詰める厚さは 30 cm 程度とし、表層部に礫、下層部に球状 PC を置いた部分とそれらの順を入れ替えた部分の 2 通りの方法で敷設した。

(3) 検討項目

2002 年度と 2003 年度の調査結果から以下の解析を行った。

①夏季の貧酸素化、②生物多様性と堆積物食生物、③ムラサキイガイの摂餌、排泄および

脱落に伴う物質循環、④沈降物の酸素消費活性、⑤港湾における負荷削減効果

(4) 調査方法

1) 水質

水質調査は、2002年3月に構造物を設置した後、水質計を用いて約1ヶ月毎に溶存酸素を測定した。調査地点は既設構造物前とした。

2) 底質

沈降物は実験プラント底部と海底、既設構造物の底部で、直径82mm、高さ255mm筒形の容器を設置し、24時間後回収した。採取された沈降物は遠心分離し、酸素消費実験の試料とした。分析はO₂ UP TESTERを用いて水温25℃の暗条件下で攪拌しながら行った。

3) 生物相

生物調査は、坪刈り調査、目視観察、水中カメラを用いた撮影観察、脱落生物調査をおこなった。坪刈り調査は、既設構造物の壁面の1m間隔を剥ぎ取り、採取した。また、構造物A、B、Cの底部の礫、PCを採取し、実験室内で破壊し、そこに生息する生物を採取した。試料中の生物は種の同定と、個体数、湿重量を測定した。

4.3.3 調査結果および考察

(1) 夏季の貧酸素化

D0は夏季において2003年の夏季にはtype B、Cの水深帯であるD.L. -1.0m以深でも貧酸素化の基準である3.5mg/lを下回ることがあった。2003年夏季以降のD0は前年と比較してD0の回復が遅く、2003年10月24日の調査においてD.L. -1.5mでは2.9mg/lであった。また、プラント底部直上水のD0は同水深帯のそれと比較して継続的に低かった。これは底部材料の礫やPCに付着した生物活動などによってD0が消費されていたためと考えられる。

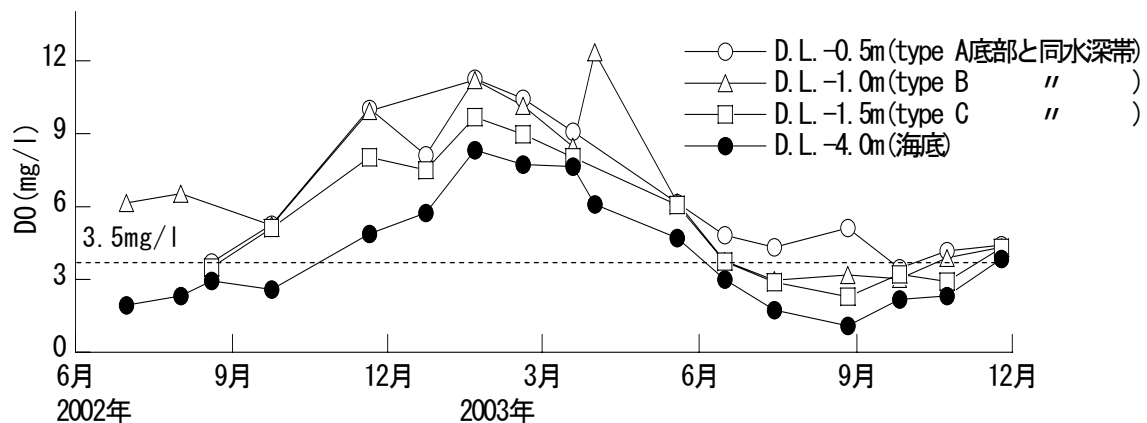


図 4.3.3 D0 の季節変化

(2) 生物多様性と堆積物食生物

図 4.3.4 に既設護岸海底、type A、type B、type C 底部における種類数および堆積物食生物の個体数の季節変化を示す。種類数は2002年5月において実験プラントを設置して2ヶ月程度しか経過していないものの、既設護岸と同程度であった。また、一年を通じて実験プラントが既設護岸よりも概ね高い傾向にあった。これは底部に生物の定着を促すPCなどの部材を用いたことやD0の豊富な水深帯に底部を設けたことが要因であると考えられる。堆積物食生物の個体数は既設護岸と比較して、実験プラント底部において高い傾向にあった。特に貧酸素化の進む夏季においては個体数の差は顕著であり、2003年8月には既設護岸の10倍以上の堆積物食生物が実験プラント底部で確認された。これも同様にPCなどの部材を設けた結果であると考えられる。これらの結果から既設護岸と比較して実験プラントでは多様な生態系が形成されており、特に堆積物食生物が多いことから、エコシステム護岸は有機物の負荷を受け止める機能、すなわち懸濁物を起点とする物質循環の改善を促す機能を有していることが示唆された。

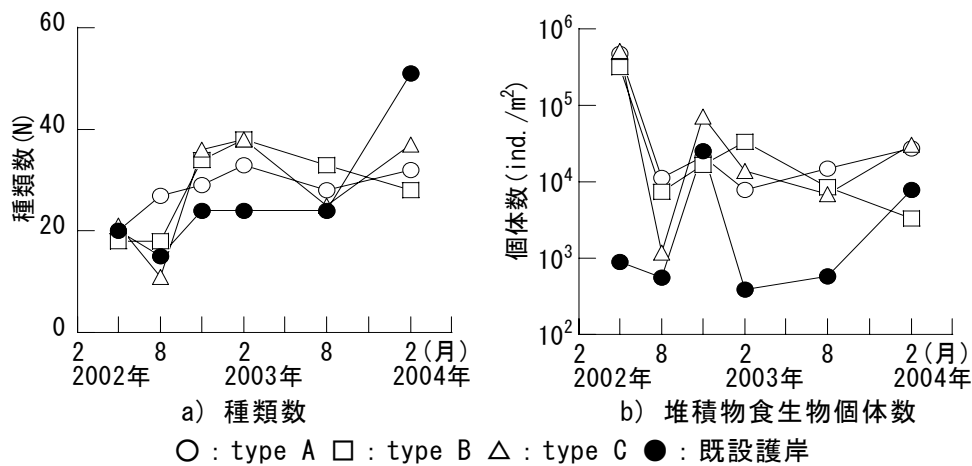


図 4.3.4 種類数および堆積物食生物個体数の季節変化

(3) ムラサキイガイの摂餌、排泄および脱落に伴う物質循環

ムラサキイガイの殻長組成、個体数、水温から摂餌、排泄量を推算することを試みた。用いた各パラメータを表 4.3.1 に示す。ここでの POC 濃度は 0.5mg/l を用いた。また 2003 年 8 月に剥ぎ取り採取したムラサキイガイの殻長を測定し、パラメータに用いた(図 4.3.5)。

既設護岸の単位幅壁面上のムラサキイガイ個体群は 527.6gC/day を摂餌し、318.7gC/day を排泄しており、type C では 336.0gC/day を摂餌、203.0gC/day を排泄している結果となった(図 4.3.6)。type C よりも深い水深帯の壁からは 115.7gC・day⁻¹ の排泄物が海底に負荷されていると考えられる。脱落生物同様に排泄物は貧酸素化した海域の中では汚濁負荷となるが、エコシステム護岸の設置によって排泄物由来の汚濁負荷を 64%削減していると試算された。また既設護岸におけるムラサキイガイ脱落量は 1m 幅あたり 585gC/month であった。矢持ら⁽³⁾が行った大阪湾南部の尾崎地先の調査では 900 gC/month であり、類似した結果が得られた。また 2002 年 8 月の調査結果からは、ムラサキイガイの脱落量の約 56% を受け止めることを把握できた。これらのことからエコシステム護岸の設置によって、ムラサキイガイ由来の有機物負荷量の 64%を削減する効果を有していることがわかった。

表 4.3.1 ムラサキイガイパラメータ

		DL+1.0	DL±0.0	DL-1.0	DL-2.0	DL-3.0
個体数	(ind・m ⁻²)	620	13600	6400	6530	140
水温	(°C)	28.5	28.1	27.1	25.9	25.7
軟体部乾燥重量推定式	(dry mg)	$0.0281 \times L^{2.86}$ L: 殻長(mm)				
軟体部炭素量換算式	(mg C)	$0.33939 \times DW^{1.0154}$ DW: 軟体部乾燥重量 (mg)				
摂食量推定式	(mg C・ind ⁻¹ ・day ⁻¹)	$86.4 \times (0.0000496 \times L^{2.72})^{0.77} \times Rt \times POC(mg \cdot l^{-1})$ $Rt=0.00326 \times T+1.78$ (25<T≤30) ⁽¹⁾				
炭素同化率		39.6% ⁽²⁾				

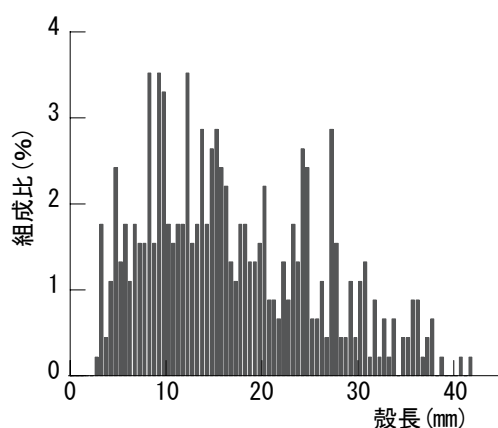


図 4.3.5 ムラサキイガイサイズ組成

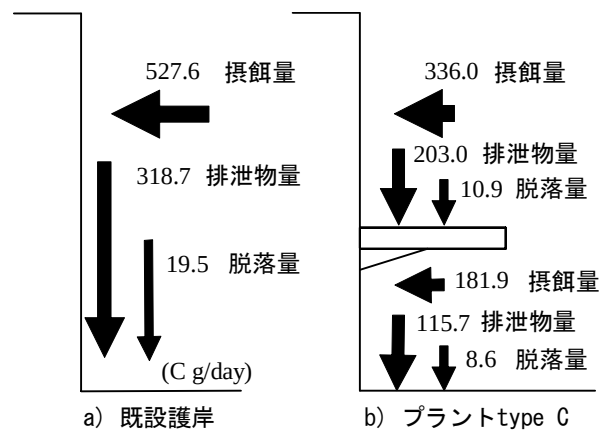


図 4.3.6 ムラサキイガイの物質循環

(4) 沈降物の酸素消費活性

図 4.3.7 より、単位炭素重量あたりの沈降物の酸素消費量は既設護岸前が護岸沖と比較して高かった。またこのときの沈降物の TOC flux も既設護岸前が高かった。護岸近傍に設置したセグメントトラップには、懸濁物食動物の排泄物由来の沈降物が多く採取されており、護岸から 20m 離れた所で採取された沈降物とは性状などは大きく異なっていた。このことから護岸近傍の沈降物には懸濁物食動物の排泄物を含む、酸素消費活性の高い物質が多く負荷されていると考えられる。有酸素層に設置されたエコシステム護岸はこのような酸素消費活性の高い物質を一旦受け止め、好気性分解や生物利用を促し、海底での酸素消費を削減する機能があると言える。

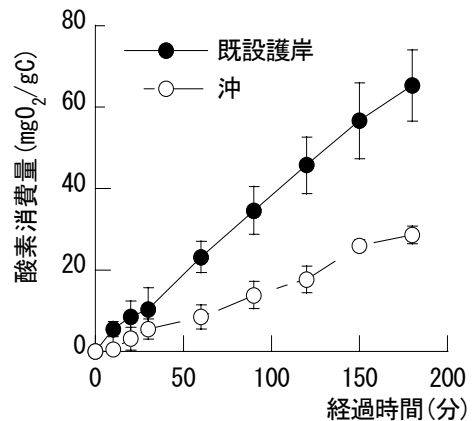


図 4.3.7 沈降物の酸素消費活性

(5) 尼崎港の環境改善効果の試算

沈降有機炭素量と(4)で測定した沈降物の酸素消費速度から 1m²あたりの酸素消費量を算出すると、既設護岸直下では 1.96gO₂/m²/day、沖では 0.64gO₂/m²/day と、既設護岸直下の方が約 3 倍酸素消費量は大きかった。また同時期の一次生産量 2.76gO₂/m²/day と単純に比較すると、既設護岸直下での沈降物による酸素消費量は一次生産量の 71%に相当していた。次に尼崎の港湾全体で考えると、護岸近傍を除く水域では沈降物によって 131kgO₂/day の酸素が消費されるが、護岸近傍では全沈降物の酸素消費量の 17%に相当する 27kgO₂/day の酸素消費が生じていると推定された。港湾内の一次生産量は 569kgO₂/day と酸素消費量よりも大きい、これは水面から 2m 以浅の表層部で生じていることである。

エコシステム護岸はこの有酸素層で活性の高い酸素消費物質を一旦受け止め、そこで好気分解や堆積物食動物などの餌として利用させ、海底付近での激しい酸素消費を防ぐという考えである。実測すると 1.96gO₂/m²/day の酸素消費速度に対し、2.76gO₂/m²/day の一次生産があり、エコシステム護岸の床付近の表層部では酸素収支は足りており、かつ海底部での沈降物由来の酸素消費量の 11%を削減することができると言える。

4.3.4 まとめ

エコシステム護岸のプラント実験から、本護岸を設置することで下記に示すように港湾の懸濁物を起点とする物質循環を改善できることが示唆された。

- ① エコシステム護岸は既設護岸と比較して、種類数は一年を通じて高く、貧酸素の進行する夏季において堆積物食生物の個体数が維持されることが期待できる。
- ② ムラサキイガイにおける海底への負荷は脱落生物によるものよりも、排泄物によるものの方が大きかった。このムラサキイガイ由来の有機物負荷はエコシステム護岸を設置すると 64%削減されると評価できた。
- ③ 酸素消費活性の高い物質を受け止め、エコシステム護岸底部の有酸素層において好氣的に分解または生物に利用され底層での酸素消費量を低減していることが示唆された。
- ④ 港湾すべての護岸にエコシステム護岸を採用すると、沈降物の酸素消費量を 11%抑制し、港湾全体の物質循環経路を改善する機能を有していることが示唆された。

参考文献

- 1) 磯野良介, 中村義治: 二枚貝による海水濾過量の推定とそれによぼす温度影響の種間比較, 水環境学会誌, 第 23 巻, 第 11 号, pp.683-689, 2000
- 2) 門谷茂ら: 富栄養化した水域の生態学的環境修復—北九州市洞貝湾を例として— 濾過食性二枚貝の生態特性を利用した海洋環境修復技術の開発, 環境学会誌, 11 (4), 407-420, 1998
- 3) 矢持進ら: 人工護岸構造物の優占生物が大阪湾沿岸域の富栄養化に及ぼす影響: 垂直護岸でのムラサキイガイの成長と脱落, 海の研究, 4, p.9-18, 1995

4.4 人工干潟

4.4.1 研究目的

沿岸域における有機汚濁対策として、下水道整備に代表されるような流入負荷削減のための対策や、浚渫、覆砂などの底質改善策などがかなりの費用をかけて実施されてきている。しかしながら、東京湾・大阪湾などのように過度に富栄養化が進行した水域では、あまり実効があがっていないのが現状である。これは、かつて干潟や藻場が担ってきた水質浄化機能が、場の物理的喪失によって大きく損なわれたことが大きな原因ではないかと推定されている。そのため劣化した干潟を修復したり、あるいは人工的に干潟を造成することにより、少しでも過去の自然浄化能力を取り戻し、水質改善につなげることが求められている。

尼崎港において、様々な環境修復の要素技術を最適に組み合わせ、生物体を中心とした有機物や栄養塩の有効利用を通して、総体として物質循環の機能が円滑に行われ、海水の浄化や生態系の回復を図ることが求められている。要素技術の組み合わせを考える前提として、富栄養化が過度に進行した尼崎港において、個々の要素技術が果たして機能するかどうかを見極め、機能するとすればその条件を整理することが必要である。ここでは干潟を取り上げ、尼崎港内に実証試験の場として造成し、基盤としての干潟地形や生物の定着をモニタリングする。

本研究においては、特にアサリなどの生息が可能な干潟を造成するため、必要な底質材料を選定し、干潟地形が安定して存在するように、周辺の波動条件などから地形の勾配を算定するなどの設計を行った後に、干潟を現地施工する。造成後には、地形の変化特に沈下量や、波等による洗掘・堆積量を追跡調査するとともに、生物加入・定着状況を詳細にモニタリングする。生物の加入については、特に幼生や親生物の加入の有無など、加入の機構がわかるような調査を実施する。また、特にアサリの定着を促進するため、予め赤穂干潟沖で採取されたアサリを養成かごに入れ、人工干潟上に設置し、その後の成長をモニタリングする。

自然再生の技術は未完成であり、様々な環境条件に依存するために不確実な部分が多い。従って、ある事業が目標像を定めて始められても、しばしば当初の目標とは異なる結果が生じやすい。予めこのような不確実性を見込み、作っては少しずつ手直しをする、順応的管理（Adaptive Management）が必要とされる。人工的に造成した干潟の管理においても、造成後に当初設定した目標とのズレを修正することは重要である。従って、当該実証実験では、干潟の洗掘・沈下などの物理的な地形変化の様子や、生物の定着の様子から、必要に応じて手直しを行う、Adaptive Management 手法の考え方を導入し、その手法の確立を目指す。

4.4.2 人工干潟の概要

図 4.4.1 に干潟実証実験施設（以下、人工干潟と記す）の平面図を示す。図のように、人工干潟は、側面は護岸と石積み堤、沖側は潜堤によって囲まれた 32m×12m の砂質干潟である。造成時には中央粒径 0.56mm の海砂が投入され、砂流出防止のため既設護岸は吸出し防止材、石積み堤は遮水シートで覆われている。

4.4.3 人工干潟の形状・底質・底生生物の追跡調査

(1) 現地調査概要

本研究では、尼崎港内に整備された人工干潟において、生物の生息基盤となる地形の変化を追跡しながら、生物の定着をモニタリングする。図 4.4.2 に調査地点を示す。さらに、アサリの生息が造成干潟においてどの程度可能であるかを調査する。ここで、アサリの



図 4.4.1 人工干潟平面図

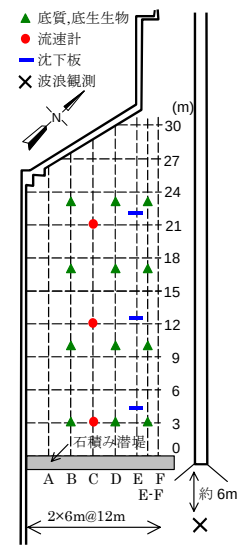


図 4.4.2 調査地点

生息が困難な場合には阻害因子を探る事とした。

(2) 現地調査結果

1) 地盤高

図 4.4.2 に示すように、干潟の沈下量を観測する目的で干潟域に沈下板 3 基の測量ポイントを設置した。観測は、1 回/月の頻度で実施し、各測点の沈下量の経時変化を求めた。

図 4.4.3 に各測点における沈下量の経時変化を示す。図より、干潟域の沈下について、6 月までの造成後約 3 ヶ月で約 3cm の沈下量が確認されたものの、6 月以降 1cm 以内の変動値に収まっている。以上から、施設の地盤沈下はほぼ収束する傾向を確認されており、沈下量に対しても当初設計予測の範囲内に収まる結果を得た。

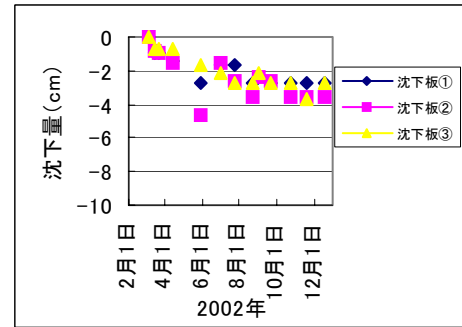


図 4.4.3 干潟施設の沈下量の経時変化

2) 砂面変動

干潟域を図 4.4.4 に示すように 114 地点の格子にて分割し、(測線は、縦方向に砂留潜堤を起点に 3m 間隔の測線を 5 本、1 m 間隔の測線を 15 本設定し、横方向に A～F の 6 測線を設定した) 各格子点における地盤高を 1 回/月計測した。図 4.4.4 に代表的な砂面変動を示すことを目的に、C 測線、E 測線の断面形状の経時変化を示す。各測線について、造成後 2 ヶ月までの 3 月～5 月にかけて砂留め潜堤背後域 (0～6 測線) で約 30cm～40cm 層厚の砂の流失が確認された。造成後 4 ヶ月が経過した 7 月以降には大きな砂の流失はほとんど確認されていない。砂面の変動は、潜堤から岸へ向かって (水深が浅くなるに従って) 6 測線～18 測線までの範囲で砂面変動が小さく、18 測線～30 測線までの範囲で 10cm 程度の変動が確認された。

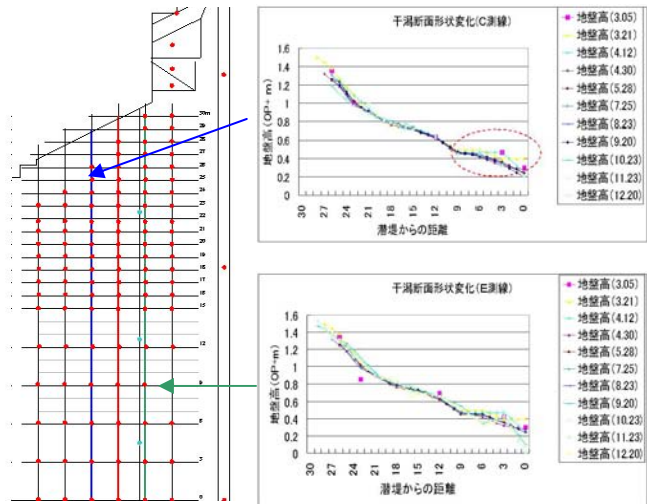


図 4.4.4 砂面変動

2002 年度及び 2003 年度は、尼崎付近を通過する大きな台風も無かったことから、造成材を補充する様な大きな外力が干潟域に働かず、その結果として上記に示した範囲で変動が収まったと考える。

3) 底質

①粒度

図 4.4.5 に平成 15 年 8 月に測定した粒度分布の結果を示す。岸沖方向の粒度変化をみると、潜堤背後 (潜堤から 3m) および岸側 (潜堤から 23m) の地点は、潜堤から 10, 17m 地点に比べて粗砂分の割合が大きく細砂・中砂分の割合が小さいことが分かった。潜堤から 10, 17m 地点付近の粒度は、平成 14 年度の調査によると干潟造成以降、粒度変化が小さいことが報告されてお

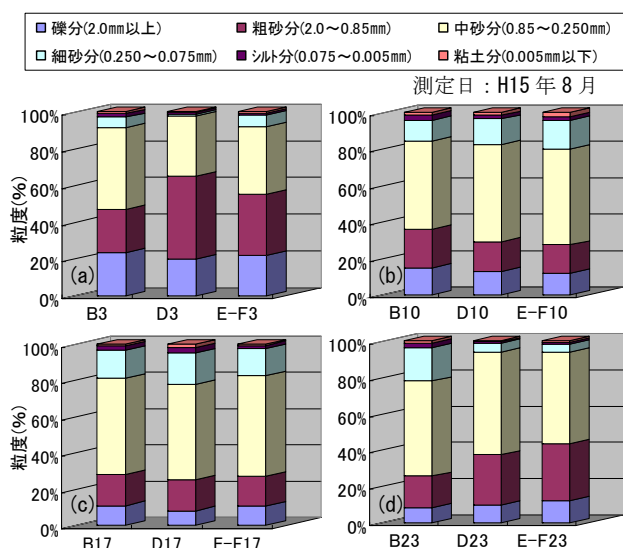


図 4.4.5 底質の粒度
(a:3m, b:10m, c:17m, d:23m 地点)

り、今回の調査結果と平成 14 年度後半の結果を比較すると、変化は小さかった。そのため、この地点では、干潟造成に用いた盛砂の粒度が現在も比較的維持されていることが分かった。潜堤背後および岸側の地点での粒度は、10, 17m 地点のものに比べて粗砂の割合が大きい、これは細砂・中砂分が流出したためと考えられる。

②強熱減量

図 4.4.6 に強熱減量の結果を示す。強熱減量は、1.0～2.5% となった。分布に関しては、比較的土粒子の粒径が大きい潜堤背後（潜堤から 3m）および岸側（潜堤から 23m）の地点で低く、土粒子の粒径が小さい潜堤から 10, 17m 地点で高くなる傾向を示した。

③酸揮発性硫化物

図 4.4.7 に酸揮発性硫化物の結果を示す。B 測線上の潜堤から 10m 地点において 0.29mg/g と高い値を示したが、その他の地点では 0.2mg/g 以下であった。分布に関しては、潜堤背後（潜堤から 3m）および岸側（潜堤から 23m）の地点で低く、潜堤から 10, 17m 地点で高くなった。

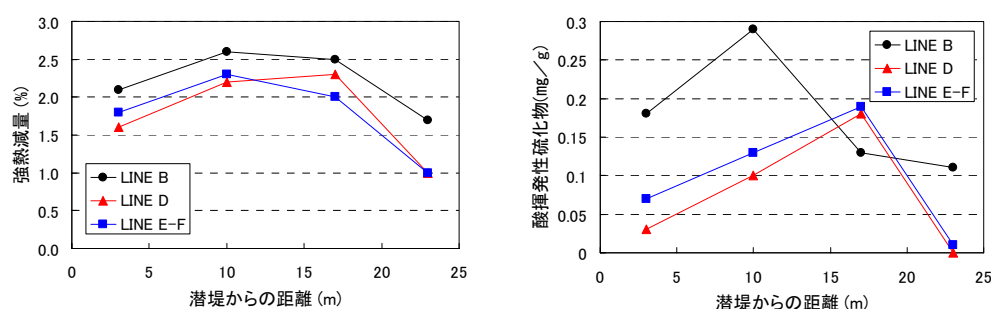


図 4.4.7 酸揮発性硫化物の分布

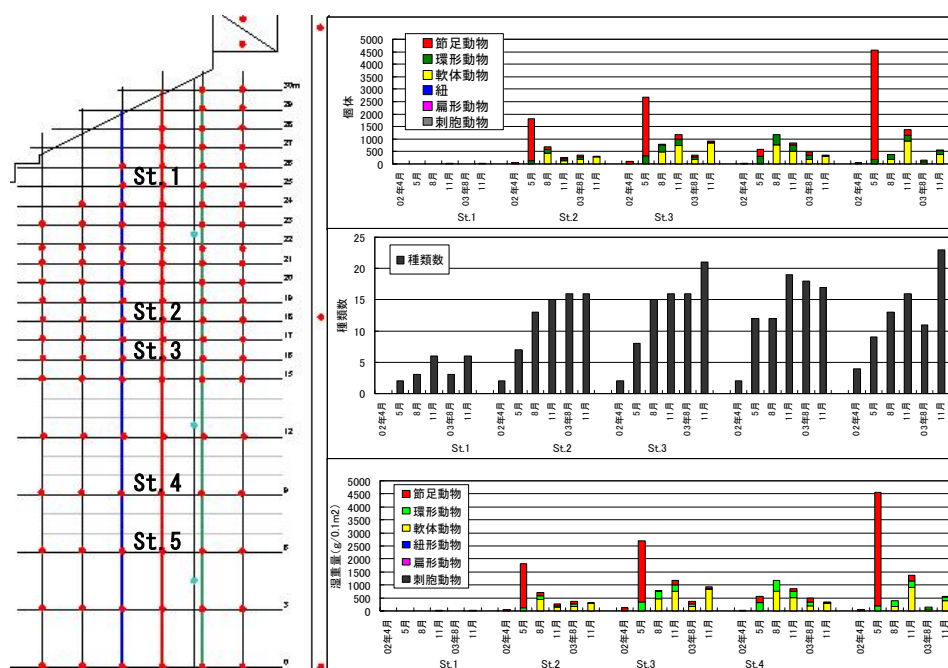


図 4.4.8 底生生物調査結果

4) 底生生物（マクロベントス）

①調査概要

図 4.4.8 に示す St.1～5 の 5 地点において、底生生物の種類数・個体数・湿重量を測定した。

②主な結果

図 4.4.8 に底生生物調査結果を示す。干潟域の底生生物についてみると、各調査地点ともに湿重量・種類数ともに増加傾向にある。個体数についてみると、干潟造成後の初期にはヨコエビ等の節足動物が優占し、その個体数が大きく影響して 5 月にはマクロベントス総個体数が極大値を

示した。この時期の節足動物を除外すれば、個体数についても調査期間にわたってほぼ増加傾向にあるといえる。優占する種類については、動物の門ごとにみても、季節ごとに大きく変動している。造成初期には節足動物が優占していたが、H14年8月以降に軟体動物（主として二枚貝類）が出現し、同年11月には優占するようになった。また、底生生物の個体数、湿重量は、岸側の地点から沖側の地点に向かって増加し、潜堤に最も近い地点で減少する傾向を示した。底生生物の湿重量でみると、軟体動物が卓越しており、軟体動物のほとんどがイガイ科（主にホトトギスガイ）とアサリで構成されていた。特に、イガイ科（ホトトギスガイ）が潜堤背後から18mの地点の範囲でマット状に生息していることが現地調査で確認された。

図4.4.9はイガイ科とアサリ湿重量の岸沖方向分布を示す（調査日：H15年8月）。イガイの湿重量は潜堤から3, 9mのB測線上で特に大きいことが分かる。一方、同3, 9mにおけるアサリの湿重量をみると、B測線上での値はD、E-F測線上に比べて小さくなる傾向を示した。

5) 干潟前面での航跡波

干潟内へ入射する波高の大きな波は、主に航跡波であることが分かった。そこで、干潟前面で航跡波を対象とした波浪観測を行った。その結果、波高は平均で約10cm、大きなものでは20cm程度であることが分かった。また、周期は2~4s程度であった。

4.4.4 Adaptive Management に対する考察

(1) 目的

人工干潟では、物理的な攪乱が小さく砂面の安定した場所で生物が多く出現したが、特定種（主にイガイ科）に偏る傾向があった。本検討では、流れ場の数値計算などを行い、人工干潟における物理環境条件と二枚貝の種類や個体数の関係を整理し、二枚貝の生息条件を考察した。

(2) 二枚貝の岸沖分布に対する考察

1) 現地調査結果の考察

①底質の化学的性質

酸揮発性硫化物とイガイの個体数、湿重量の結果を比較すると、双方の分布形状がよく一致していることが分かる（図4.4.7, 4.4.9）。そのため酸揮発性硫化物は、主にイガイ科のマット化によって、マット下部が嫌気化して発生したと考えられる。

②アサリとイガイの関係

アサリとイガイの湿重量の結果をみると、潜堤から3, 9m地点のB測線上では、イガイの湿重量が特に大きいことが分かる。この3, 9m地点のB測線上におけるアサリの湿重量は、同3, 9m地点のD, E-F測線での値に比べて小さくなっていることから、高密度に生息したイガイがアサリの定着や成長に悪影響を与えた可能性が考えられる（図4.4.9）。

2) 岸側領域の検討

岸側の地点で生物量が減少する原因として、冠水時間の減少、砕波による底質攪乱の影響が大きいと考えられる。以下に、冠水時間と砕波点について検討した。

①冠水時間

図4.4.10は、11, 2, 5, 8月および年間の干潟内における冠水時間割合を示したものである。冠水時間割合は、生物量が減少傾向を示す領域では同様に減少することが分かった。また、冠水

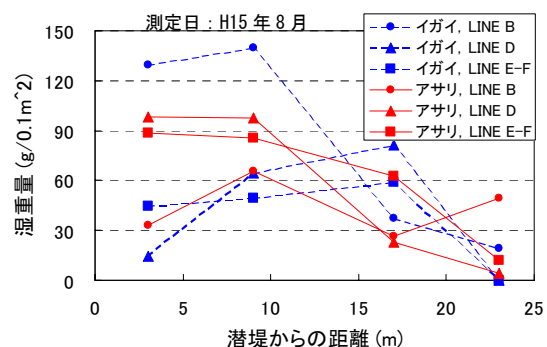


図 4.4.9 イガイとアサリの湿重量

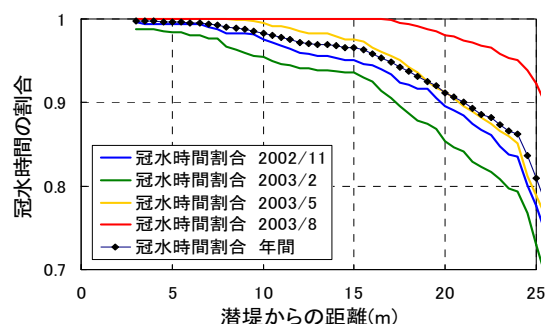


図 4.4.10 冠水時間割合

時間割合は月毎に変化するが、代表として年間の冠水時間割合をみると、生物量の多い潜堤から 9m 地点（割合：0.99）と少ない 23m（割合：0.87）での割合差は、約 0.1 であった。

②碎波点

観測された中で特に波高の大きな航跡波の波浪条件（波高 $H=0.2m$ ，周期 $T=3.0s$ ）で碎波点の検討を行った。地形条件は、潜堤での地形変化を考慮せずに、海底勾配 1/35 の一様斜面とした。碎波水深 h_B は、首藤の解で換算沖波波高 H'_0 を計算し、その値を用いて合田の碎波限界の実験曲線より求めた。計算の結果、 $h_B=0.37m$ となり、M.S.L.においては、碎波点は潜堤から約 24m 地点であることが分かった。この航跡波の碎波による底質攪乱の影響によって、生物の定着・成長が抑制されている可能性が考えられる。

3) 潜堤背後領域の検討

潜堤背後の地点は、その他に比べ土粒子が粗いため、底面せん断力や渦、乱れのエネルギーが大きいと考えられる。そのため、この地点で生物量が減少する原因として、底面せん断力や渦などの流れ場の影響が大きいと考えられる。そこで、「数値波動水路の耐波設計への適用に関する研究会」が開発した数値波動水路（CADMAS-SURF（V4.0））を用いて、潜堤背後領域の流れ場の計算を行った。

①計算条件

計算は、観測された中で特に波高の大きな航跡波を対象として、波高 $H=0.2m$ ，周期 $T=3.0s$ の波浪条件で行った。潮位条件は M.S.L.とした。図 4.4.11 に計算領域を示す。潜堤は捨石と被覆石により築堤されているため、図中の■で塗り潰す潜堤部は、空隙率 0.44，抵抗係数 1.00，慣性力係数 1.20 のポーラスセルで与えた。

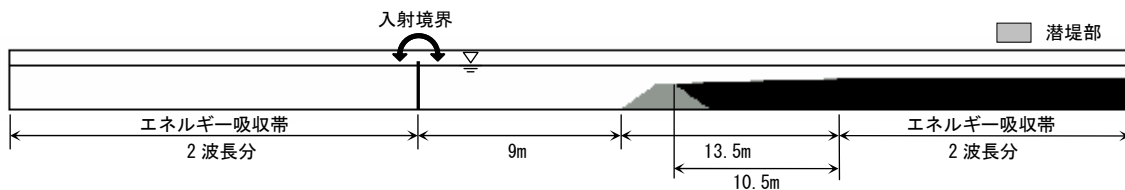


図 4.4.11 計算領域

②計算結果

図 4.4.12 に渦度絶対値 $|\zeta|$ の最大値、図 4.4.13 に流速ベクトルを示す。図 4.4.12 から、潜堤背後の領域には、大きな渦度が発生していることが分かる。この渦度の発生は、図 4.4.13 に示すような、押し波時において潜堤と干潟の境界部で生じる剥離が主な原因であると考えられる。

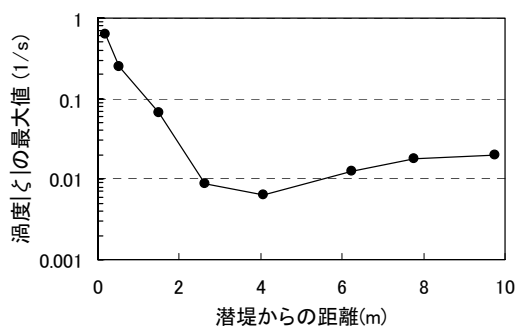


図 4.4.12 渦度絶対値

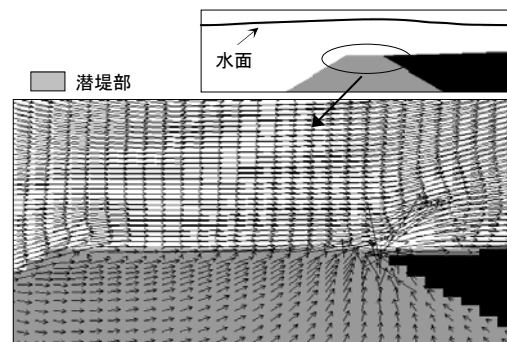


図 4.4.13 流速ベクトル

③波と生物の関係についての考察

数値計算により、潜堤背後領域では渦度の発生が確認された。この領域では、土粒子の粒径が粗く、また、生物量も減少していることから、この渦による底質攪乱作用が生物の定着や成長に悪影響を与えていると示唆される。

4.4.5 まとめ

現地調査ならびに波・流れの数値シミュレーションを行い、地盤や底質の変化過程や干潟生物の定着に関する検討を行った。特に人工干潟における二枚貝の生息環境条件に着目し、その問題点や改善方策を検討した。検討結果をまとめると以下の通りである。

- 1) 干潟砂面は、造成後約4ヶ月間は潜堤背後と潮間帯の一部で大きく変動したが、その後は安定しており、大きな潜掘や堆積が生じていない。
- 2) 干潟内の通常時における物理的な攪乱は航跡波によるものであることが明らかになった。航跡波の波高は大きなもので20cm程度、周期は3s程度であった。
- 3) マクロベントスの生物量は、地形の変化が少ない地点で最も多く、岸側や沖側の潜堤背後で減少する傾向が見られた。但し、イガイの湿重量が特に大きい地点では、アサリの湿重量が相対的に小さめであった。
- 4) 酸揮発性硫化物の分布は、ホトトギス貝を中心としたイガイ生物量の分布とよく一致しているため、主にイガイのマット直下が嫌気化したことにより硫化物が発生したと考えられる。
- 5) 高密度に生息したイガイが、アサリの定着を阻害したり、あるいはイガイのマット下部で発生した硫化物がアサリの成長に悪影響を与えた可能性が考えられる。
- 6) 岸側の生物量が減少する領域では冠水時間が相対的に少く底質の粒子が粗いこと、航跡波の碎波点はこの領域内にあることが分かった。また、イガイのマットが覆う面積は、平均水位が低下して冠水時間割合が減少する秋期において、減少した。これらにより、岸側では、冠水時間の減少による乾燥化と碎波による底質攪乱が生物量の減少や種間競争に大きな影響を与えていると考えられる。
- 7) 数値計算により、潜堤背後の領域では、他の領域に比べ非常に大きな渦度が発生することが分かった。この渦による底質攪乱が、生物の定着や成長に悪影響を与えていると示唆される。
- 8) 尼崎港内部のような過栄養で静穏な水域において、アサリなどの有用二枚貝の生息場を確保するためには、競合するホトトギス貝のマット化を防止することが重要である。そのためには、物理的な攪乱を増やす対策を講じる事が順応的管理手法の一環として重要であると考えられる。

4.4.6 二枚貝による水質浄化手法の開発と評価

(1) 目的

尼崎港内において実施する環境修復の目標は、透明度の向上および溶存酸素(DO)の改善であり、これを実現するためには、流入する栄養塩類を低減させ、また、港内で栄養塩を有効に循環させることが必要となる。本プロジェクトの一環として、尼崎港内に人工干潟（以下、人工干潟とする。）が造成されたことから、人工干潟を用いた生物による水質浄化の実証実験を行った。ここでは、ろ過食性による浄化機能を有する二枚貝であり、我が国の干潟での在来種であるアサリによる水質浄化手法の開発と評価を行うことを目的とした。さらに、将来的には港内、沿岸あるいは干潟生態系を修復し、食物連鎖を介した物質循環系による栄養塩類の循環および低減が必要となることから、アサリに対する競合種を含めた浮遊幼生・着底稚貝調査を実施し、さらに系外への栄養塩類除去の主要な担い手となる魚類調査を実施し、物質循環系構築のための布石とした。

(2) 調査手法と結果の概要

1) 人工干潟におけるアサリの生残率、成長、再生産

人工干潟においてステンレス製かご（図 4.4.14）中に、標準サイズ（殻長 20～34mm 殻高 10～17mm、殻幅 12～24mm 湿重量 2～8g）のアサリを 100 個体入れて養成した。1 ヶ月に 1 回の頻度で生残率、湿重量、殻長、殻高、殻幅を測定した。2002 年度 3 月の養成開始後、同年度 7 月までは順調な成長を示した。しかしながら、同年度 8 月の海水の貧酸素化、競合種（ホトギスガイ）による底質のマット化が起こると、生残率は激減し、養成中の全個体が死亡した（図 4.4.15）。

同時期に干潟内でアサリの稚貝（殻長 9～18mm、殻高 6～12mm、殻幅 4～8mm、平均湿重量 0.13～0.91g）が多数発生した。これらをかごの中で養成したところ、良好な生残率、成長（図 4.4.16）を示した。人工干潟上で稚貝が着底し成長することは、2002 および 2003 年度の両年度において見られ、人工干潟におけるアサリの再生産が可能となっていることを示している。

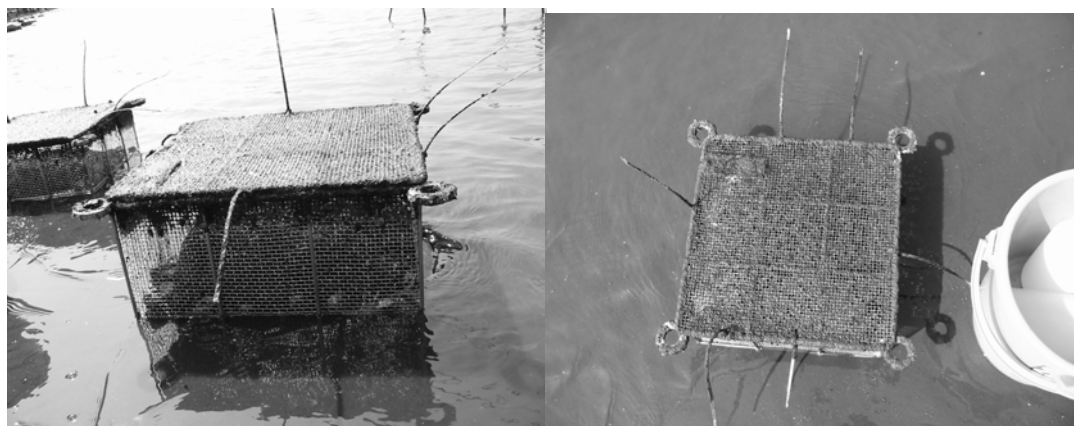
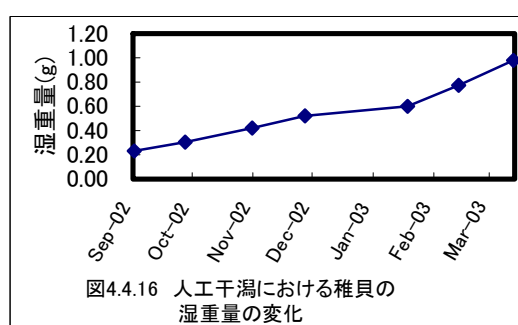
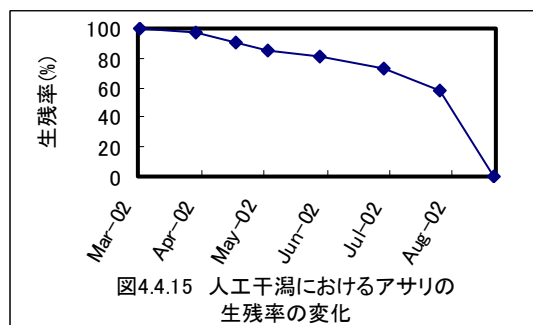


図 4.4.14 アサリ養成用ステンレス製かご（上写真；斜め前方から 下写真；上方から）
かごのサイズ等；縦および横 45cm、深さ 25cm、網目 5mm の正方形



2) 人工干潟におけるアサリによる栄養塩類の固定

1) におけるアサリの養成において、順調な成長を示した 2002 年 3 月～同年 7 月までの 4 ヶ月間に、アサリにより、窒素 $18.8(\text{g}/\text{m}^2)$ 、リン $1.86(\text{g}/\text{m}^2)$ の固定が行われたと計算される。この値は新舞子干潟、甲子園干潟等の既存の干潟に匹敵するものである。この結果から、尼崎港内の全窒素現存量($22.3(\text{t})^9=22.3\times 10^6(\text{g})$) をアサリによって固定するとすれば、必要な干潟の面積は以下のように推算される。

$$22.3\times 10^6(\text{g}) / 18.8(\text{g}/\text{m}^2)=11.9\times 10^5\text{m}^2$$

尼崎港内の港内総面積が $22.7\times 10^5\text{m}^2$ 、また、水深 10m 以浅の海域の面積が $12.6\times 10^5\text{m}^2$ であることを考慮すると、港内海域総面積の 52.4%、水深 10m 以浅の港内海域総面積の 94.4%に相当するアサリが生息可能な干潟は、机上の計算の上では尼崎港内の全窒素を 4 ヶ月間で除去する能力を持つと算出される。

3) アサリ養成手法の検討

アサリをかごの中で養成することによる生残率の減少、成長の阻害の有無を確認するため、アサリが自生する半自然海岸である赤穂海岸（兵庫県赤穂市）において尼崎港内と同じ条件で養成実験を行い、生残率、成長を比較した。対前月の生残率が 92%を下回ることとはなく、急激な生残率の減少は見られなかった。また、18 ヶ月間のかごの中の養成で湿重量が 2 倍になる等の結果が得られたことから、成長の阻害は見られなかった。これらの結果から水質浄化を評価する手法として、本研究で行った、かごを用いるアサリ養成手法を適用することに問題はないことが確認された。

4) 生息環境調査

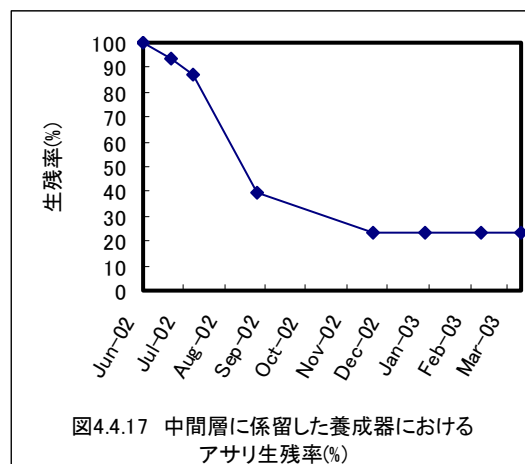
アサリ等の生物の生息に適した環境条件を把握するため、人工干潟内の溶存酸素(DO)、塩分量、底質の硫化物等を測定した。2002 および 2003 年度の 7 月から 11 月にかけて DO が $3\text{mg}/\text{L}$ を下回る貧酸素化が見られた。塩分は 9～30‰の間で推移した。また、硫化物は貧酸素化に伴って増加した。さらに、夏季にはホトギスガイ、コウロエンカワヒバリ等のマット形成を行う競合種の増加が見られ、多様な生物が生息するための環境の悪化が示された。

5) 種の保存または非難場所の確保

貧酸素化等の突発的な環境変動により生物の大量死が起きると、生態系の破壊に伴う物質循環の途絶により、水質浄化能が大幅に減少する。このようなアクシデントを乗り越えて水質浄化を途切れなく行うためには、人工干潟とは別の海域に種の保存または避難場所を設け、生き残った個体による浮遊幼生の供給を行うことが、人工干潟における早期の生物個体数の回復をもたらす有効である。この目的で、干潟とは別海域で砂を入れた養成容器を筏から係留してアサリを養成した。本養成方法では人工干潟において生残率の激減が見られた 2002 年度の夏季においても、40%の生残率が認められ（図 4.4.17）、種の保存または非難場所としての有効性が示された。

6) 底質の攪拌（耕耘）による競合種の増殖阻害

アサリの生残率の激減の原因となる、競合種（ホトギスガイ）のマット形成による、大量死を防ぐため、養成容器の底質の攪拌（耕耘）を行い、競合種の生育を阻害しアサリの生残率の向上を図った。1 ヶ月に 1 回の頻度（7;8 月は 2 週間に 1 回）で底質を攪拌すると、マット形成は見られず、60%以上の生残率が認められ（図 4.4.18）、この手法の有効性が認められた。また、この攪拌はアサリの成長には影響を与えなかった（図 4.4.19）。



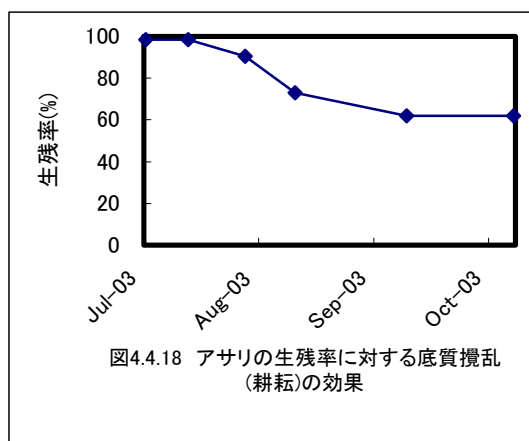


図4.4.18 アサリの生残率に対する底質攪乱(耕耘)の効果

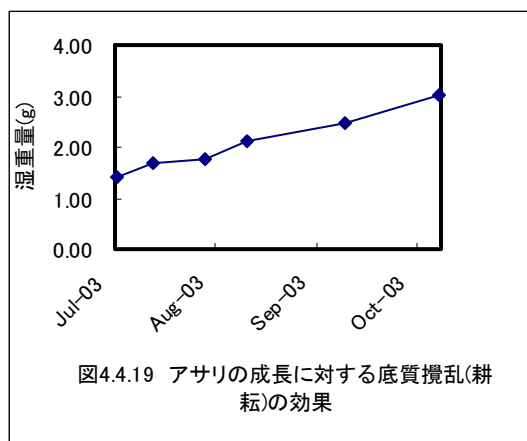


図4.4.19 アサリの成長に対する底質攪乱(耕耘)の効果

7) 浮遊幼生、着底稚貝

干潟による海水の交換等を通じての近隣の海域から浮遊幼生が供給され、人工干潟内のアサリの再生産に対して影響を与える。この影響を把握するため、浮遊幼生、着底稚貝調査を実施した。2002 および 2003 年の 5;6;10;11 月に浮遊幼生または着底稚貝が尼崎港内または人工干潟で確認された。着底稚貝については、その検出値が低いこと、浮遊幼生については、観測された個体数の変動が大きいことから今後の継続的な調査が必要であるが、以下の点を示唆する結果が得られた。人工干潟におけるアサリの再生産については、近隣の海域からの浮遊幼生の供給による影響がある。また、浮遊幼生、着底稚貝には多数の競合種（ホトトギスガイ、コウロエンカワヒバリ、ムラサキイガイ）が存在し、それらの成長、増殖への注意が必要であることが示唆された。

8) 魚類調査

魚類は、干潟における底生生物または付着藻類の捕食者であり、移動能力の大きさから過剰な栄養塩類を港外へ排除することも期待されている。魚類について、現存量と成長量を把握するため、干潟に定置網を設置し、魚類を捕獲し湿重量等を測定した。2003 年 11 月 26 日調査では、マハゼ、セスジボラ、スズキ等 5 種、湿重量 272g、2003 年 12 月 23 日調査ではスズキ、コトヒキ、カタクチイワシの 3 種、湿重量 69.7g を捕獲した。冬季の調査としては、一定量の存在が確認できたことから、成長が盛んになる春季から秋季には魚類による栄養塩類の排除が行われる可能性がある。

(3) まとめと考察

- 1) 人工干潟において、アサリの生存の脅威となるものは貧酸素化と競合種によるマット形成と考えられる。貧酸素化に対しては、成貝の生残率が激減した後も稚貝発生が見られたことから、種の保存の場を設けることにより早期の回復が見込まれることが明らかになった。競合種のマット形成に対しては、底質の攪拌（耕耘）が有効であり、二枚貝の採取や浜遊びの場等として人が干潟に入ること干潟の保全にとって考慮に値する。いずれの場合においても、近隣海域からの浮遊幼生の供給が、回復を加速する。
- 2) 餌となる植物プランクトン等が豊富で、水温が比較的高めに維持される人工干潟では、1) に示した脅威による生残率の激減がなければ、既存の干潟に匹敵する良好な栄養塩類の固定が行われる可能性がある。
- 3) 干潟は魚類にとって産卵場、餌場、稚魚の育成場として重要な役割を持つ。本調査において、魚類について一定量の存在が確認されたことから、今後は生活史の中で干潟を利用する魚類の増加が予想される。魚類の増加により、生物による物質循環における、栄養塩類の港外への排除量が増加する。このことは、人工干潟における水質浄化に対して、アサリのろ過食性による透明度の向上と海水中の過剰な栄養塩類の低減との相乗効果を付与することになり、水質浄化能の向上が期待できる。

4.5 礫および石積堤を用いた閉鎖性干潟

4.5.1 目的

尼崎港内のような閉鎖性の強い海域においても水質浄化が期待される土木技術として、石積堤（捨石堤）を用いた閉鎖性干潟がある。当該技術は赤井⁽¹⁾によって提唱され、石積堤体の空隙間に付着した微生物によって行われる接触酸化、水面の静穏化による沈殿作用、堤体での波浪曝気など、様々な水質浄化機能を有しているといわれている。また、人工干潟の護岸は大型の礫で被覆されており、礫としての生物生息空間を創出している。ここでは、閉鎖性干潟の石積堤が有する水質浄化効果と付着珪藻や底生動物出現の特性を明らかにするとともに、礫の機能を持つ人工干潟護岸における付着生物の出現状況を把握することを目的とする。

4.5.2 閉鎖性干潟実験施設の概要

尼崎港内に設置された石積堤を用いた閉鎖性干潟の様子を図 4.5.1 に、その形状・規模を図 4.5.2 にそれぞれ示す。施設を構成する石積堤は、堤体延長が 41m、堤体幅が堤体前面で 4m、堤体側面で 1.5m～2m とした。また、堤体を通じて行われる内外水域の海水交換が堤体前面のみで行うことを目的に堤体側面に遮水シートを敷設した。石積堤で囲まれた内水域は、幅 5m × 奥行 9m の矩形形状となっており、水深が満潮時には最大 OP+2.1m、干潮時には全域が干出する構造となっている。また、内水面に造成した干潟の地盤高を OP+0.75m～OP+1.5m の間で 4 段に分割し、0.25m 間隔の段差を設けた。



図 4.5.1 石積堤を用いた閉鎖性干潟の実証実験施設

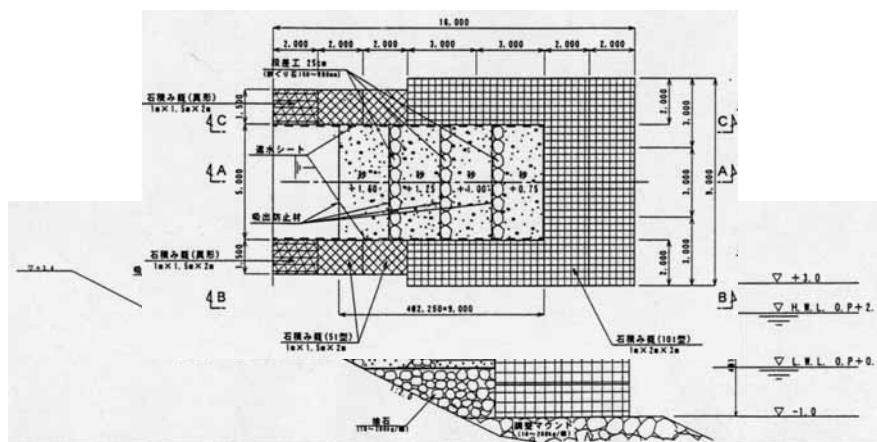


図 4.5.2 石積堤を用いた閉鎖性干潟の形状および規模

4.5.3 閉鎖性干潟の調査方法

閉鎖性干潟実験施設造成直後から、水質、底質、底生生物の調査を行った。調査頻度は、水質、底質については1回/月とし、底生生物は四季調査（4回/年：5月、8月、11月、2月）とした。水質調査は、石積堤による懸濁物質除去を中心とした水質浄化効果を確認することを目的とし、石積堤内外（図4.5.3のSt.4およびSt.10）にて多項目水質計（堀場U-10）またはバンドン採水器を用いた採水により、表4.5.1に示す項目について計測・分析を実施した。底質調査は、人工干潟との違いを明らかにすることを目的とし、閉鎖性干潟で4地点（St.1～St.4）、人工干潟で5地点（St.5～St.9）において、表層下約20mm層まで採泥、粒度組成、全硫化物濃度、強熱減量の各分析に供した。底生生物調査も人工干潟との比較を目的とし、底質の採泥地点と同一の場所において、表層下約20mm層まで採泥、Chl.a（付着藻類量）を分析するとともに、30cm×30cmの枠を用いて採取した泥を目あい1mmのふるいに通し、ふるいに残った底生動物を分析室にて測定した。

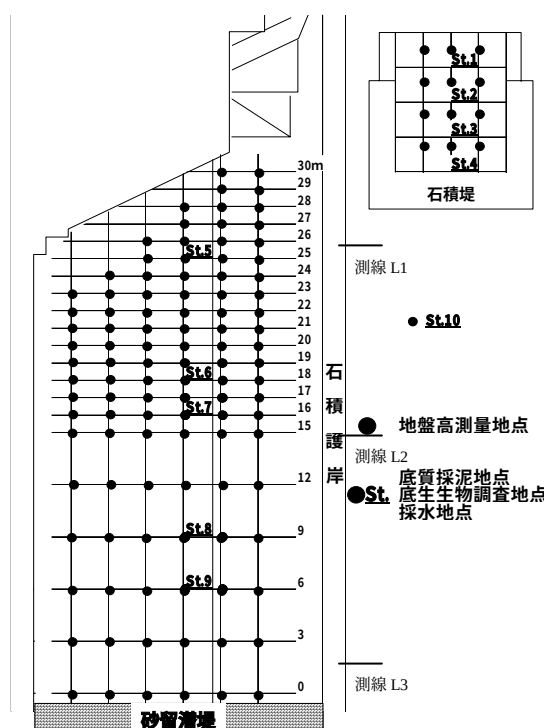


表4.5.1 水質調査項目

項目	調査地点	計測方法
水温・塩分 pH・DO 電気伝導度	堤内外水域1点	・多項目水質計 ・表層から50cm間隔
濁度・SS Chl.a	堤内外水域1点	・採水後室内分析 ・OP +1.75で採水
TOC・DOC T-N・T-P	堤内外水域1点	・採水後室内分析 ・OP +1.75で採水

図4.5.3 閉鎖性干潟および人工干潟での調査地点

4.5.4 閉鎖性干潟の調査結果

(1) 水質

水質チェッカーによる水質計測の結果を図4.5.4に示す。水温は各測点で差はなく、St.10の表層と底層にも顕著な差は見られない。塩分は港内の処理場および淀川の影響を強く受けることで値にばらつきが大きく、特にSt.10（表層）では平均して25程度と低かった。なお、7月の調査時には降雨の影響のために各測点とも低い値となった。DOはSt.4の値がSt.10（表層）に比較して低くなっており、礫間接触酸化の効果が現れている。

次に、採水後の室内分析結果を図4.5.5に示す。濁度、Chl.aともに夏場まで内外の値に大きな差が確認されなかったものの、8月以降にSt.4の値がSt.10の値に比較して低い傾向にあり、現地では真夏に堤外域の海水がコーヒー色に懸濁した時にでも、堤内域は透明感のある水域を形成していた。懸濁物質の除去率は堤外域の濃度が高いほど大きく、最大約75%の除去率となっている。これらの結果から、石積堤を用いた閉鎖干潟は、石積堤のフィルター効果と礫間接触酸化効果により、外水域の懸濁物質濃度が高い場合でも内水域の透明度を確保できることがわかった。

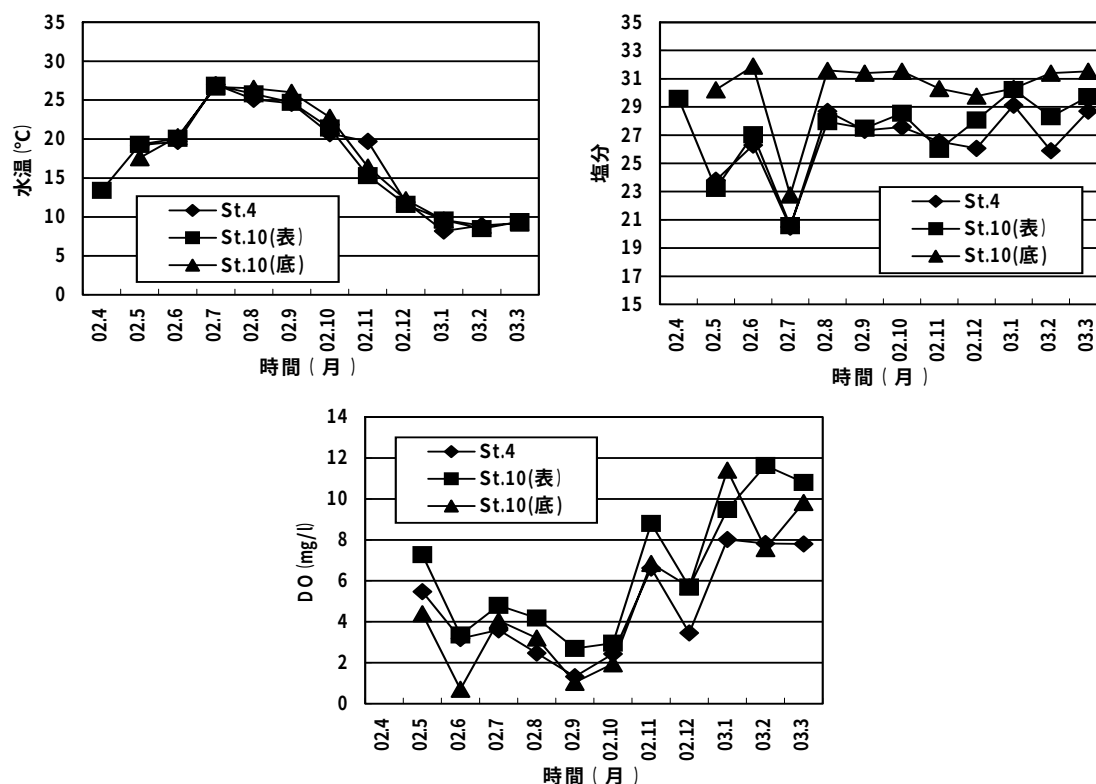


図 4.5.4 水質チェッカーを用いた石積堤内外の水質計測結果

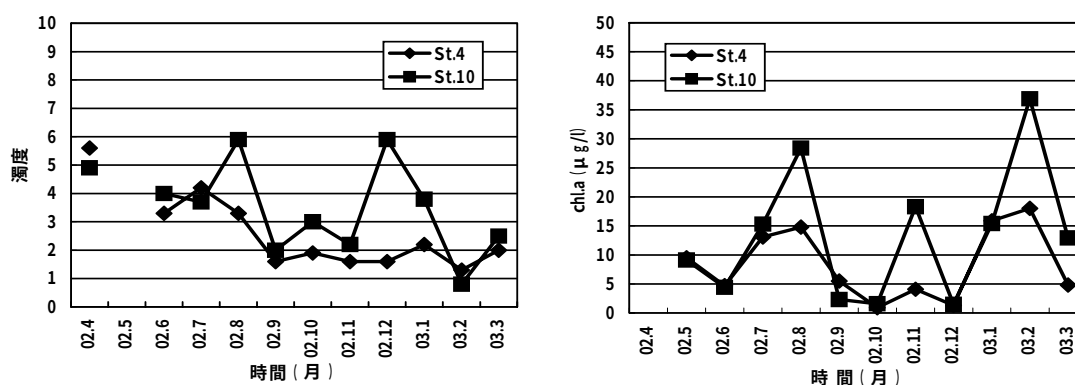


図 4.5.5 採水分析による石積堤内外の水質計測結果

(2) 底質

図 4.5.6 に石積堤内の St.3 および人工干潟内の St.6 の粒度分布の経時変化を示す。ここで、St.3 と St.6 は造成時には同じ地盤高であった。St.3 では施設が完成して約 1 年経過後も当初と比較して大きな変化が見られないが、St.6 では完成当初に比較して細粒分が減少する傾向にあり、同じ時期に同じ材料で施工した St.3 より細粒分の割合が少ない。この結果から、石積堤で干潟を囲むことで、当初の干潟域の設計条件である材料粒径、勾配、地盤高が安定して確保されることわかった。

(3) 底生生物

図 4.5.7 に各調査地点における Chl.a (付着藻類量) の経時変化を示す。調査地点別の比較では、閉鎖性干潟に設定した St.2, St.3 の Chl.a が他と比較して多い傾向にある。St.3 の 8 月の出現量に着目すれば、同じ地盤高にある St.6 に比較して 2 倍以上確認された。また、現地での目視調査でも閉鎖性干潟の付着藻類は夏場以降に密生していることが確認されている。これは、内水域の底質が安定することで付着藻類が着生し易くなったことや、内水域の透明度が高いことから付着藻類の一次生産量が人工干潟に比較して大きくなったためと推測できる。

図 4.5.8、図 4.5.9 に閉鎖性干潟および人工干潟の底生動物の個体数および湿重量をそれぞれ

れ示す。人工干潟では各調査地点とも個体数・湿重量が増加傾向にある。干潟造成後の初期には節足動物（ヨコエビ）が優占しているものの、8 月以降には軟体動物（二枚貝類）も確認された。また、軟体動物の個体数は、水深が深い場所では増加傾向を示し、浅い場所では減少傾向を示している。一方、閉鎖性干潟では、底生動物の個体数・湿重量ともに人工干潟に比較して極めて少ない。これは、石積堤で干潟を囲ったために底生動物の加入が減少又は遅れる傾向にあるためと考えられる。これら結果から、今後も付着藻類を摂餌する底生動物の移入・加入がなければ、閉鎖性干潟ではさらに付着藻類が繁茂し、内水域で有機物が蓄積されることが予想される。

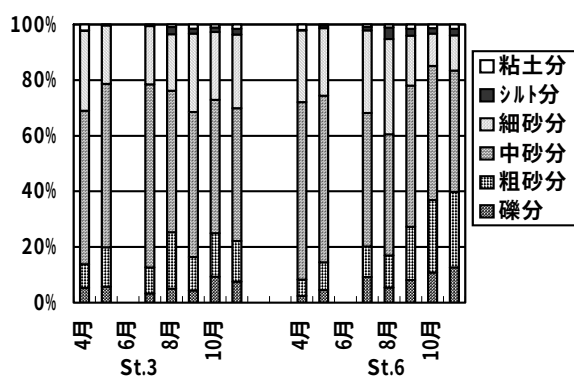


図 4.5.6 St.3 および St.6 の粒度分布

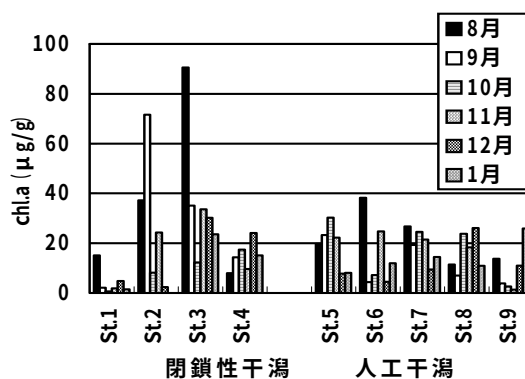


図 4.5.7 各調査地点での chl.a

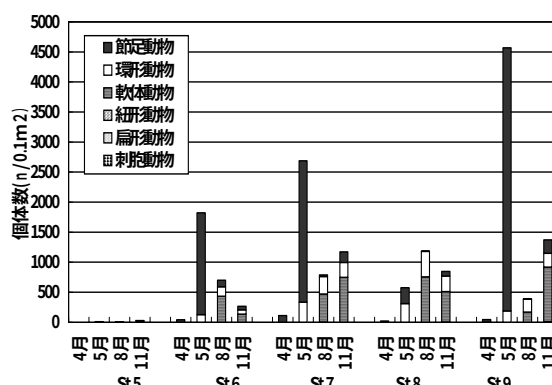
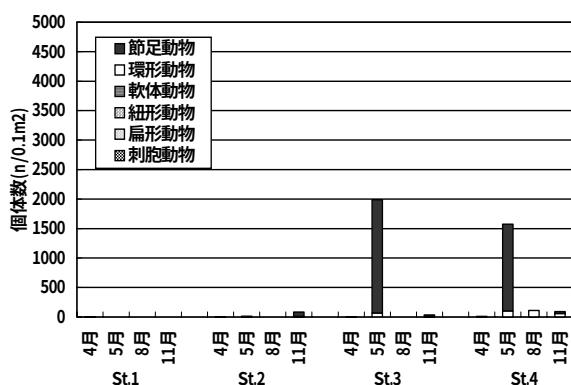


図 4.5.8 各調査地点での底生動物の個体数（左：閉鎖性干潟、右：人工干潟）

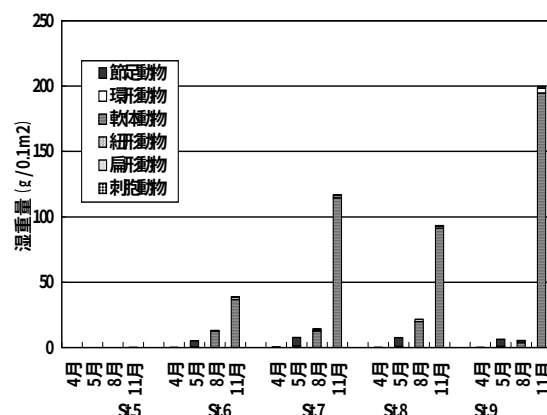
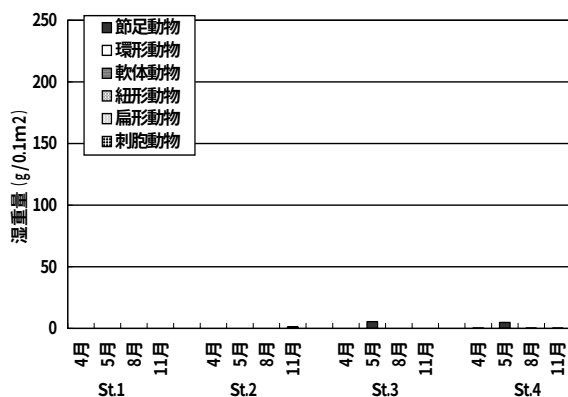


図 4.5.9 各調査地点での底生動物の湿重量（左：閉鎖性干潟、右：人工干潟）

4.5.5 磯の調査方法

磯機能を持つ人工干潟護岸については、付着生物の目視観察を中心に行った。2002 年 3 月に人工干潟実験施設が造成された後、平成 14 年度の調査では、2002 年 5 月 28 日、8 月 23 日、11 月 20 日、2003 年 2 月 18 日の 4 回、図 4.5.3 に示した測線 L1～L3 において付着生物の目視観察を行った。2003 年 2 月に干潟の基盤を安定させるために護岸前面に捨石が投入され、水深約 3m、幅約 8m のテラス状の磯が形成された。そこで平成 15 年度の調査では、このテラス状の磯に繁茂する海藻類の動態を調べるため、2003 年 4 月 9 日、5 月 20 日、6 月 18 日に目視観察を行った。また、2003 年 9 月 4 日にはアオサの坪狩りを行い、現存量を把握するとともに、生育面積を掛けることによって総湿重量を求めた。

4.5.6 磯の調査結果

表 4.5.2 に平成 14 年度に行った護岸測線での目視観察結果を示す。人工干潟造成 2 ヶ月後の 2002 年 5 月では、動物はほとんど見られず、いずれの測線においても表層に近いところでアオノリ属が多く見られ、アオサ属も点在していた。また下層ではイギス科がパッチ状に繁茂していた。夏場の 8 月にはアオノリ属が衰退し、代わりに表層でフジツボ類がびっしりと生息するようになった。その後 11 月には水深が少し深いところでもフジツボ類、カンザシゴカイ科が見られるようになり、2003 年 2 月には水深が深いところでセイヨウハバノリやイトグサ属もみられるようになった。

図 4.5.10 は、2003 年 4 月 9 日、5 月 20 日、6 月 18 日に撮影されたテラス状の磯表面の様子を示している。捨石投入 2 ヶ月後の 2003 年 4 月からアオサが付き始め、5 月から 6 月に掛けて一気に磯表面を覆いつくすように増殖した。また 6 月調査時には大量のミズクラゲが浮遊しているという現象も見られた。

2003 年 9 月に行った坪狩りの結果を表 4.5.3 に示す。このときは 6 月に比べてやや現存量は低下していたものの、現存量は 1.83kg-wet/m² ので、テラス状の磯の面積 336m² を掛けると、総湿重量は 616kg-wet と推定された。

これらの結果から、磯を造成した場合には、造成後約 2 ヶ月でアオサやアオノリなどの緑藻類が付き始め、半造成半年後にはフジツボやカンザシゴカイなどの付着動物も多く生息するようになることがわかった。特にアオサなどの緑藻類は加入後一気に増殖し、磯表面を覆いつくすように繁茂することがわかった。

表 4.5.2 人工干潟護岸の各測線における付着生物の出現状況

2002.5.28						
	L1		L2		L3	
アオノリ属	1.6～2.9m	++	1.6～2.9m	++	1.7～3.3m	++
アオサ属	3.7～6.0m	—	3.5～6.5m	+	3.4～6.7m	+
			6.5～8.0m	—	6.7～8.0m	—
イギス科	6m付近	+	6.5～8.0m	+	6.0～8.0m	+
2002.8.23						
	L1		L2		L3	
タデジマフジツボ、ヨーロッパフジツボ、イワフジツボ	0.9～4.2m	+++	0.9～2.6m	+++	1.0～3.5m	++
カンザシゴカイ科、チグレイソギンチャク	4.2～5.6m	—	4.9～8.2m	—	3.7～9.9m	—
2002.11.20						
	L1		L2		L3	
タデジマフジツボ、シロスジフジツボ、イワフジツボ	3.0～4.1m	+	3.0～4.0m	++	2.7～3.8m	++
ミドリイガイ、コウロエンカワヒバリガイ	5.1～6.5m	—	4.8～7.5m	+	3.8～7.1m	+
アメリカフジツボ、ヨーロッパフジツボ	4.5～6.0m	++	4.8～8.2m	++	4.5～8.0m	+
カンザシゴカイ科	4.8～6.0m	+	6.3～8.2m	++	6.0～9.9m	+
アオサ属	4.5～6.0m	+				
イギス科	4.5～6.0m	+	6.5～8.2m	++	6.5～9.9m	+
2003.2.18						
	L1		L2		L3	
タデジマフジツボ、シロスジフジツボ、イワフジツボ	2.6～3.6m	+	3.2～4.3m	++	2.9～3.5m	++
コウロエンカワヒバリガイ	3.8～6.5m	—	5.0～8.0m	+	3.5～4.6m	+
アメリカフジツボ、ヨーロッパフジツボ	4.0～5.5m	+	4.5～8.5m	+	4.1～7.5m	+
カンザシゴカイ科	5.5～7.0m	+	5.0～8.0m	+	4.2～7.5m	+
アオサ属、セイヨウハバノリ、イトグサ属	5.0～6.5m	+	6.0～8.5m	—	7.0m付近	++
アオノリ属			4.0m付近	—	3.7～5.4m	+



図 4.5.10 テラス状磯表面の付着生物の様子

表 4.5.3 テラス状磯に生育するアオサの現存量および総湿重量推定値

分布面積 (m ²)	現存量 (kg-wet/m ²)	総湿重量 (kg-wet)
336	1.83	616

4.5.7 まとめ

閉鎖性干潟における水質・底質・底生生物調査、ならびに磯機能を持つ人工干潟護岸における付着生物観察調査を行い、以下の結果を得た。

- ・ 閉鎖性干潟の石積堤は、外水域の懸濁物質が多い場合には高いろ過効果を持つ。また礫間接触酸化効果により内水域の溶存酸素を低下させる。
- ・ 閉鎖性干潟内は、静穏性が高く、透明度も高いことから、開放性の干潟に比べて付着藻類の活性が高くなる。
- ・ 石積堤によって仕切られていることから、閉鎖性干潟は開放性干潟に比べて底生生物の移入・加入が少ない。
- ・ 磯を造成すると、約 2 ヶ月後には、アオサやアオノリなどの緑藻類、フジツボやカンザシゴカイなどの付着動物等が生息するようになる。

参考文献

- 1) 赤井一昭：水域の浄化システム，第 11 回建設技術発表会論文集，pp.76-79，1984

4.6 流況制御

4.6.1 目的

停滞性の強い尼崎港の水質を改善するためには港内の海水が流動し、港外の海水と交換する必要がある。ここでは水理模型実験により港内の海水流動を活発にし、それによる海水交換促進工法を開発するとともに、海水交換促進による海域環境修復への寄与についての検討を行う。また尼崎港の水質は、下水処理場から排水される処理水が大きく影響することから、この処理水の影響把握と、それを低減させるための放流口の位置や制御方策の検討も行う。

4.6.2 実験施設

実験は、独立行政法人産業技術総合研究所中国センターにある中型平面水槽内の尼崎港水理模型を用いた。

図 4.6.1 に尼崎港水理模型の概観を示す。縦 18m、横 10m の平面水槽に、水平縮尺 1/500、鉛直縮尺 1/63 の大きさで尼崎港を製作してある。図の下端にあるのが空気圧式の起潮装置であり、また右端に設置されたポンプにより、簡易的に淀川の河川水の流出を再現することができる。

表 4.6.1 に尼崎港水理模型の縮尺諸元を示す。水理模型の縮尺はフルードの相似則によっている。但し、乱流拡散の相似を満たすために、鉛直縮尺は水平縮尺の 2/3 乗に設定している。水平縮尺と鉛直縮尺を設定すれば他の変数の縮尺は自動的に表 4.6.1 のように決められる。

4.6.3 海水交換促進実験

(1) 実験ケースと実験条件

図 4.6.1 に示す模型端に設置された空気圧式起潮装置により、半日周潮の M_2 潮を模型内に発生させて尼崎港の潮流を再現している。実験条件は表 4.6.1 に示すように、潮位振幅 0.56cm（原型で 35cm）、周期 11 分 50 秒（原型で 12 時間 25 分）に設定した。

海水交換を促進する工法として、表 4.6.2 に示す 4 ケースについての実験を実施した。各々の実験ケースに関する工法を図 4.6.2 に示す。Case0 は現況地形の場合である。Case1 は、現況地形に尼崎港東部埋立地の一部に水路を開削し、水路内の海水の出入りによって海水交換を促進する方法である。Case2 は、港口部に剥離構造物を設置し、港内に渦を発生させて海水交換を促進する方法である。なお剥離構造物は、大谷ら⁽¹⁾が提案したものであり、設置位置についても彼らに習った。Case3 は、埋立地の一利用法として遊水池（Wetland）を作り、港内に入出入りする海水の流量を増加させて海水交換を促進する方法である。

実験は淀川河川水を考慮し、図 4.6.3 に示すように河川流量を与えた。水理模型では淀川の形状を全て再現していないために、河川水の流入形態が大きく異なることが予想される。そこで、河川の形状も再現している瀬戸内海大型水理模型（水平縮尺 1/2000、鉛直縮尺 1/159）の淀川河口の流況から、河川水の放流時間を判断し設定した。すなわち、 M_2 潮の 1 周期 710 秒において、満潮直前の 121 秒から干潮直後の 590 秒までの時間帯で配管バルブを開として河川水を流し、その他の時間帯でバルブを閉として河川水を止めた。なお、与えた河川流量の値は

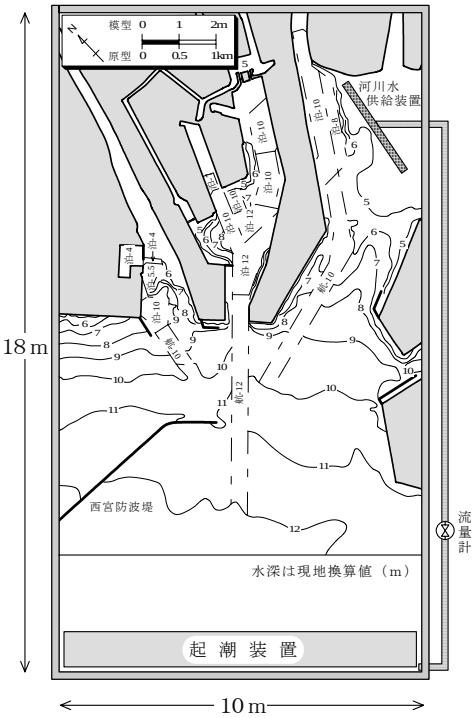


図 4.6.1 尼崎港水理模型の概観図

表 4.6.1 尼崎港水理模型の縮尺諸元

諸元	縮尺	現型	模型
水平縮尺	1/500	1km	2m
鉛直縮尺	1/63	10m	15.9cm
時間縮尺	1/63	1day	22m51s
流速縮尺	1/7.9	10cm/s	1.27cm/s
粗度係数	1/0.71	0.025	0.035
流量縮尺 (淀川)	1/250000	10m ³ /s 275m ³ /s	40cm ³ /s 1100cm ³ /s
潮位振幅	1/63	35cm	0.56cm
潮汐周期	1/63	12h25m	11m50s

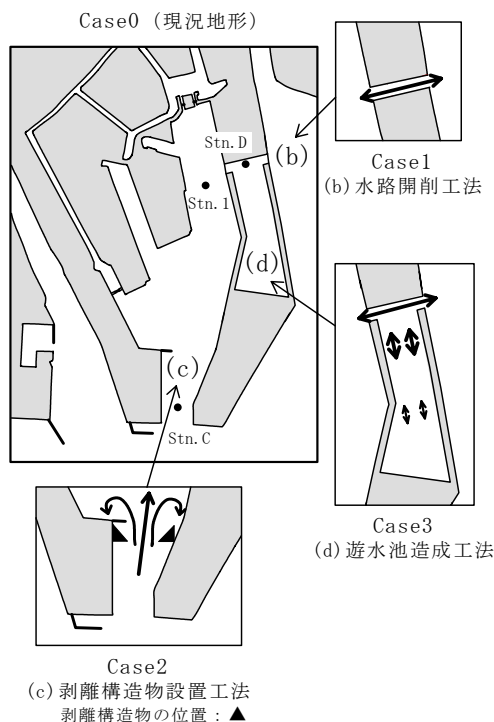


図 4.6.2 実験条件（地形条件）

表 4.6.2 海水交換促進工法の実験ケース

番号	ケース名 (海水交換促進工法)	工法の条件 (図4.6.2参照)
Case0	現況地形	(a) 面積1.75km ² 平均水深10m
Case1	水路開削工法	(b) 水路幅100m 長さ475m 水深6m
Case2	剥離構造物設置工法	(c) 港口幅330m 剥離点幅230m
Case3	遊水池造成工法	(d) 面積0.53km ² 水深3m

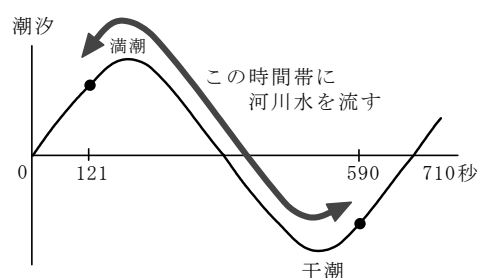


図 4.6.3 淀川河川水の放流条件

660ℓ/min であり、淀川の年平均流量 275 m³/s に相当する。

実験は、水位計による潮位変動の測定、電磁流速計による潮流の測定、浮標の軌跡をビデオ撮影することによる流況測定、浮標の港内での残存率を求める海水交換測定を実施した。

(2) 水位測定結果

図 4.6.4 は、現況地形 (Case0) と水路開削工法 (Case1) の港奥部 Stn.1 (図 4.6.2 参照) における水位の時間変化曲線を示したものである。両ケースとも振幅・位相が殆ど同じ曲線を描いており、水路開削工法を適用しても潮汐には影響を及ぼさないことが分かる。なお、他の実験ケースも殆ど同じ傾向であり、工法による違いはみられなかった。

(3) 潮流測定結果

港口部での流速は、断面流速を一樣と仮定すると港内の面積と潮位振幅、および港口部の断面積（港口幅×水深）で規定される。この流速を大きくすることと、港内の循環流を発生させることが海水交換を促進させることに繋がる。図 4.6.5 は、現況地形 (Case0) と遊水池造成工法 (Case3) の港口部 Stn.C (図 4.6.2 参照) における流速の時間変化曲線を示したものである。Case0 に比べて Case3 の方が港口部での流速が速くなっている。これは遊水池の造成によって港内の面積が増加し、港口部を通過する海水の流量が増加したことを意味する。次に、水路開削工法 (Case1) を適用したときの水路部 Stn.D における流れを図 4.6.6 に示す。水路部内の流れは、大部分の時間は港内に流入する強い流れとなっており、上げ潮最強時の短い期間に弱い流出の流れとなっている。このような、港口部および水路開削部からの海水の流入、流出による変化が港内の循環流を変化させ、海水交換を促進させるものと推論される。

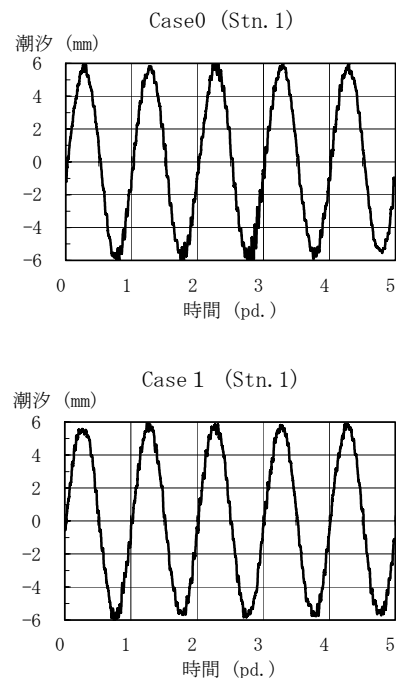


図 4.6.4 水位変化 (Stn. 1)

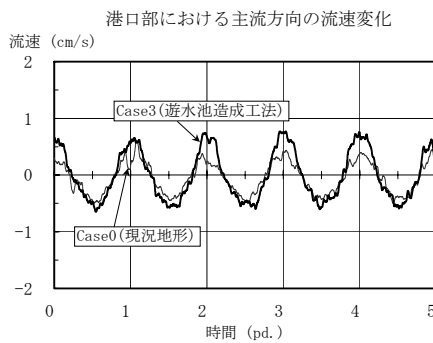


図 4. 6. 5 潮流変化 (Stn. C)

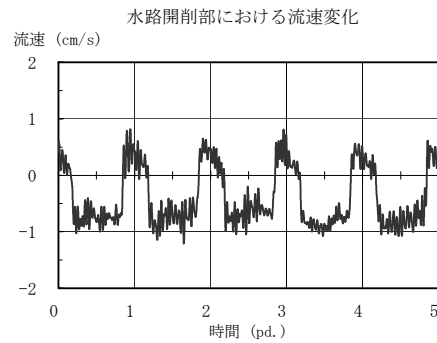


図 4. 6. 6 潮流変化 (Stn. D)

(4) 港内の流況測定結果

図 4. 6. 7 は、模型表面に浮かぶ浮標の動きを一潮汐周期間に渡って追跡して得た流跡図である。現況地形 Case0 の浮標の移動距離は、港口部で大きく港奥部に行くにしたがって徐々に小さくなっている。剥離構造物を設置した Case2 の場合は、流況のパターンは現況と似ているが、剥離構造物によって左側に反時計廻りの、右側に時計廻りの循環流が形成される。水路を開削した Case1 の場合は、前の 2 ケースとは異なり、港奥部でも比較的大きな浮標の移動距離の結果となっている。これは、図 4. 6. 6 でみてきたように水路内を通して上げ潮時に若干の海水が流出し、下げ潮時に大量の淀川河川水が流入したためである。この傾向は遊水池造成 Case3 の場合でも同様である。

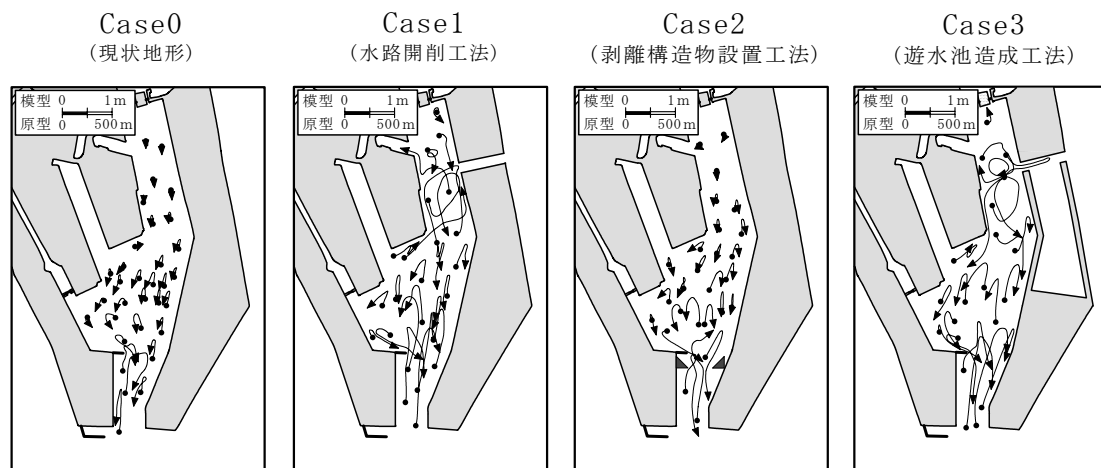


図 4. 6. 7 流跡図（浮標を一潮汐周期間追跡）

(5) 海水交換測定結果

港内の海水交換の測定方法は、初期状態として港内に浮標を均一に分布させ、潮汐によってその浮標が港外に出ていく個数（ここでは逆に、港内に残っている浮標の数を数える）を測定することによって行った。図 4. 6. 8 は初期状態の浮標の個数（合計 178 個）で規準化された浮標の港内での残存率である。海水交換が大きいほど、この残存率の減少が速いことを意味している。どの工法も適用することで残存率の値は小さくなり海水交換が促進されている。この浮標残留率変化より、海水交換速度の尺度となる平均滞留時間を求めると、Case0、1、2、3 の順に 33、15、18、16 潮汐周期と評価される。なお水路開削 Case1 では、密度流による海水交換も考えられるため、この効果を取り入れた数値計算により平均滞留時間の値を計算すると 6 潮汐周期という結果が得られた。

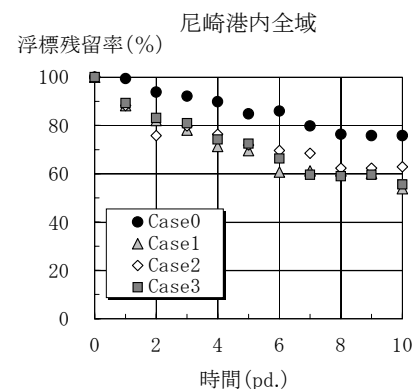


図 4. 6. 8 浮標残留率の時間変化

4.6.4 処理水の放流口の位置に関する染料拡散実験

(1) 実験ケースと実験条件

武庫川下水処理場（第1放流口）から排水される処理水の拡散パターンについて検討を行う。実験は、現地の排水量 $148,959 \text{ m}^3/\text{day}$ から、流量縮尺により放流する模型流量 $413.8 \text{ cc}/\text{min}$ を決め、可視化と濃度測定のためにインジゴカルミン染料 20 ppm 溶液を定量ポンプにより連続放流した。放流位置は、現況位置放流（CaseD0）、現況位置から南東方向へ 500 m 移動した沖合放流（CaseD1）、港口部放流（CaseD2）とした。なお、現況位置における放流パターンの制御を目的に、港中央部にある防波堤を 100 m 延長する実験（CaseB0）も実施した。

(2) 染料拡散測定結果

図 4.6.9 は、ビデオ撮影より得られた処理水の染料拡散パターン図を示したものである。図は染料の前線をスケッチしたものであり、図中の数字は放流開始からの経過周期を示す。沖合放流 CaseD1 の場合は、CaseD0 に比べて広範囲に染料水が拡がっている。港口部放流 CaseD2 の場合は、染料水は港外へ流出するものが多く、処理水の港内への影響が小さい。また防波堤を延長した CaseB0 の拡散パターンは、CaseD0 と同様であるが拡散スピードは速くなっている。これは、防波堤を延長することによって防波堤背後にできる残差流が大きくなったことに起因する。

表 4.6.3 は、港内における染料存在量を示したものである。港内の存在量は、詳細な濃度測定結果（一斉採水 12 測点、光学式濃度計 4 測点）を基に、港内を 34 個のボックスに分割し、各ボックス内の容積と染料濃度から染料の重さを算出し求めた。なお表の値は、CaseD0 で規準化している。沖合放流 CaseD1 は CaseD0 の値と殆ど同じであるが、放流位置を現況位置から港口部 CaseD2 に変更すると、港内での存在量が約 $1/2$ に減少する。また防波堤を延長することで、港内での存在量が約 $2 \sim 3$ 割減少する。

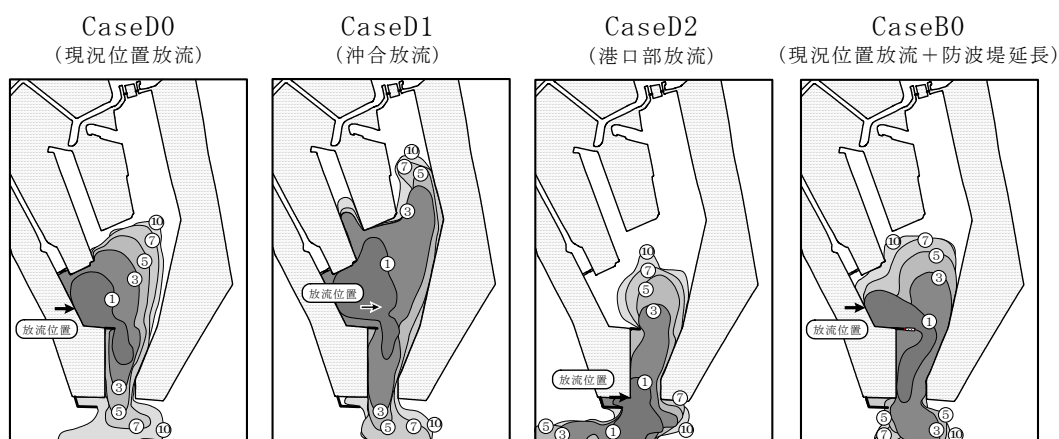


図 4.6.9 処理水の（染料水）の拡散パターン図

4.6.5 まとめ

水理模型による尼崎港の海水交換促進に関する実験と放流口の位置に関する実験を実施した。実験結果をまとめると以下の通りである。

①水路開削工法は、淀川河川水を港内に導いて海水流動を大きくし、海水交換に大きく寄与する。

また遊水池造成工法は、港口部での流速の増大と淀川河川水の流入により、海水交換促進の効果がみられ、環境修復技術として有効な手段となる。

②下水処理場から排水される処理水の放流位置を港口部に変更すると、拡散パターンが大きく変化して港内の染料存在量が約 $1/2$ となり、放流口の位置の重要性を示すことができた。

表 4.6.3 港内における染料存在量

	CaseD0	CaseD1	CaseD2	CaseB0
5周期後	1.00	1.06	0.51	0.82
10周期後	1.00	1.11	0.55	0.69

参考文献

1) 大谷英夫ら：流況制御のための湾口渦と水平循環流に関する実験的研究，海岸工学論文集，第 42 巻，pp.1221-1225，1995

5. ベストミックスの評価

5.1 目的

従来行われてきた環境修復事業は、人工干潟、藻場造成等、単一の技術の応用が目的であった。しかし、自然の環境は、干潟、藻場が単独で存在しているのではなく、磯場や汽水湿地なども含め、多様な環境が連続的に存在する場となっており、それぞれの環境に適応した多様な生態系が互いに補完関係を保つことによって健全な物質循環が形成されている。本プロジェクトでは、このような自然の多様な環境が有する機能を重視し、より自然に近い物質循環構造を形成するための複数環境修復技術の適正組合せ（ベストミックス）手法を確立することを目指している。そのため、実証実験施設の計画・設計段階においても、環境修復の連関に基づき環境修復のポイントを絞り込むとともに、物理・化学的な制約、社会的な制約を勘案し、尼崎港内における環境修復のための最適な技術を選択し、組み合わせた。すなわちこの時点で、論理的に想定される「ベストミックス」を組み立てたことになる。

しかしながら、技術の組合せによる補完機能を実証し、論理的に想定した「ベストミックス」による水質改善効果の定量化を行わなければ、尼崎港における環境修復事業提案の根拠となるベストミックスが評価されたことにはならない。そこで、まず実証実験施設におけるモニタリング調査において確認された現象に基づき、各技術相互の補完関係をまとめた。実証実験で確認された内容は、物理環境と生物との相互関係と生物間の相互関係があり、生態系の構造と機能を端的に表したものと見えるが、定量的に把握できるものとできないものとが混在するため、補完関係をまとめる上では定性的な評価に留めることとした。

次に水質改善効果を定量的に評価するため生態系モデルを用いたシミュレーションを行った。ここでは、本プロジェクトで考えられている技術を組み込んだ生態系モデルを構築し、尼崎港内全域で環境修復技術を適用することを前提に、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行い、各技術の環境修復効果および技術の組合せによる補完効果の定量化を試みた。

5.2 環境技術相互の機能補完関係

実証実験施設におけるモニタリング調査の結果から、各技術間の相互影響を抽出すると表 5.2.1 のようになった。これらを見ると、流動や透明度などの物理環境と生物との相互影響、捕食や酸素供給としての機能など生物間の相互影響があることが分かる。例えば、干潟や閉鎖性干潟の実証実験では、流れや波あたり（静穏度）と付着藻類の現存量に高い相関が見られており、適度な攪乱（流況制御）によってアサリの生息に適した干潟環境が維持できる可能性がある。また、アサリの浮体式藻場での飼育実験では、干潟において貧酸素による死滅が生じた夏季でも高い生残率が得られることが確認されている。

これらの相互関係を図で表したものが図 5.2.1 である。図中の外側の枠が「流れ場」すなわち流況制御であり、流況制御と浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟との補完機能を  の枠内に示している。また、黒色の矢印は浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟相互の補完機能を表しており、その説明を吹出し枠内に示している。なお、海藻バイオマス利用の補完機能と、海藻の胞子や遊走子、付着動物や底生動物の幼生などの供給に関しては、すべての技術が関係する機能であることからこの図では省略している。この図から、本プロジェクトで選択した環境修復技術は互いに多くの補完機能を有しており、しかも複数の技術が絡み合うことで機能の増幅が図られていることが理解できる。しかし、補完機能の中には定量化できるものとできないものがあり、単一の指標で総合的に評価することが非常に難しい。そこで次節では、懸濁物食性二枚貝のろ過による光環境の改善や、海藻の光合成による酸素供給など、物質循環型の生態系モデルで定量化できる補完機能に着目し、技術の組合せによる水質改善効果の定量的評価を試みた。

表 5.2.1 各実証実験施設の相互の機能補完関係

補完機能の供給元	補完機能の内容および供給先
浮体式藻場	- 海藻の光合成によって、周辺海域に酸素を供給して好氣的に保つ（エコシステム護岸、人工干潟）。 - 夏季の貧酸素水塊発生時期にはアサリなどの避難場所として機能させることができる（人工干潟）。 - 流れや波浪の減衰効果により、砂の移動等を軽減することができる（人工干潟）。 - 海藻の胞子や遊走子、付着動物の幼生などが様々な場所に供給される（エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。
海藻バイオマス	- 大型海藻によって固定された炭素や栄養塩を系外に除去することによって高い水質浄化機能を維持する（浮体式藻場） - 浅場造成場所には夏季にアオサなどの緑藻類が大量に発生して生態系に悪影響を及ぼす場合があるが、これを回収して利用することにより浅場の水質浄化機能を維持する（人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。
エコシステム護岸	- 懸濁物食性二枚貝（ムラサキイガイなど）のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場、磯・閉鎖性干潟）。 - 夏季の貧酸素水塊発生時期にはアサリなどの避難場所として機能させることができる（人工干潟）。 - 付着動物や底生動物の幼生などが様々な場所に供給される（人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。
人工干潟	- 懸濁物食性二枚貝（アサリなど）のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場、磯・閉鎖性干潟）。 - 魚類などの生活史に応じた生息場を提供し、周辺海域の生物多様性を確保する（エコシステム護岸、磯・閉鎖性干潟）。 - 底生動物の幼生などが様々な場所に供給される（エコシステム護岸、磯・閉鎖性干潟）。
磯・閉鎖性干潟	- 磯や石積堤に繁茂する海藻の光合成によって、周辺海域に酸素を供給して好氣的に保つ（エコシステム護岸、人工干潟）。 - 石積堤のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場）。 - 懸濁物食性二枚貝（ムラサキイガイなど）のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場）。
流況制御	- 港内外の海水交換を促進させることにより、対象海域全体の栄養塩レベルを低減させる（エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。 - 港内外の海水交換や上下混合により貧酸素水塊の発生を抑制し、生物生息範囲を拡大させる（エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。 - 適度な流れや攪乱をすることによって海藻の成長を促進させる（浮体式藻場、磯・閉鎖性干潟）。 - 適度な流れや攪乱をすることによってイガイのマット化を防ぎ、アサリの生息に適した環境を創出する（人工干潟）。 - 対象海域内の流れをすることによって、海藻の胞子や遊走子、付着動物や底生動物の幼生などの移動を促進させる（浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。

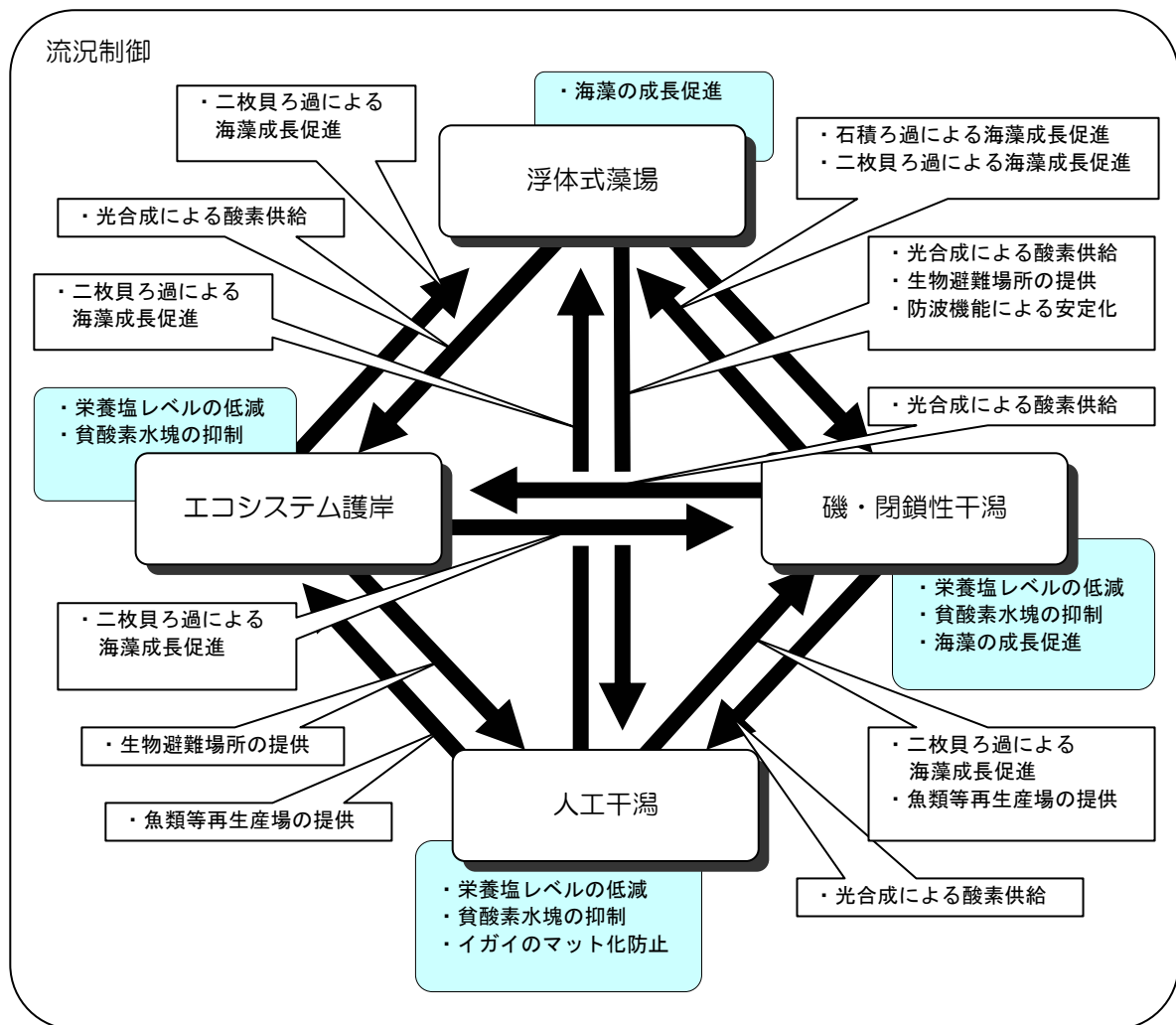


図 5.2.1 各環境修復技術の相互の機能補完関係

5.3 生態系モデルによる効果の定量化

前節では定性的に各技術の機能補完関係を評価したが、ベストミックスの評価を行う上でも、個々の技術の環境修復効果と、それらの組合せによる補完関係も含めた効果の定量化を行うことも重要である。そこで、本プロジェクトで考えられている技術の多くを対象としてモデル化し、尼崎港内全域で環境修復技術を適用した場合を想定した、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行った。ただし、ここで用いている生態系モデルは後述のように物質循環型のボックスモデルで、港内の流動の変化を考慮することができないため、流動制御技術に関しては下水処理場からの排水を港口部に移動させた場合（負荷量減少に相当）のみ取り扱うこととした。

(1) 生態系モデルの概要

ベストミックスの評価を行う際に用いる生態系モデルは、中谷ら⁽¹⁾がりんく公園内海のモデルとして開発した生態系モデルを基礎とする。このモデルは物質循環型のボックスモデルで、図 5.3.1 に示すように、浮遊系、付着系、底生系、底泥系、堤体系の各生態系モデルを独立なユニットとして扱い、ボックスごとに任意に組合せることができる。今回さらに、本プロジェクトで扱われている各技術の特徴が表現できるよう、環境に与える影響が大きい生物種であると思われる、ワカメ、ムラサキイガイ、アサリ（図中黄色で表示）を加えた。ただし、これらの生物については、現存量の季節変化を予測するまで生物パラメタが揃っていないことから、3月および9月に限定して現存量を尼崎での値を参考に一定値として与え、定常計算を行うこととした。

表 5.3.1 は各環境修復技術で考慮すべき要素について示したものである。本モデルでは前述の5つの生態系モデルを独立したユニットとして取り扱うことが可能なことから、これらのユニットの組合せとして既存の垂直護岸を含む各環境修復技術を表現することができる。

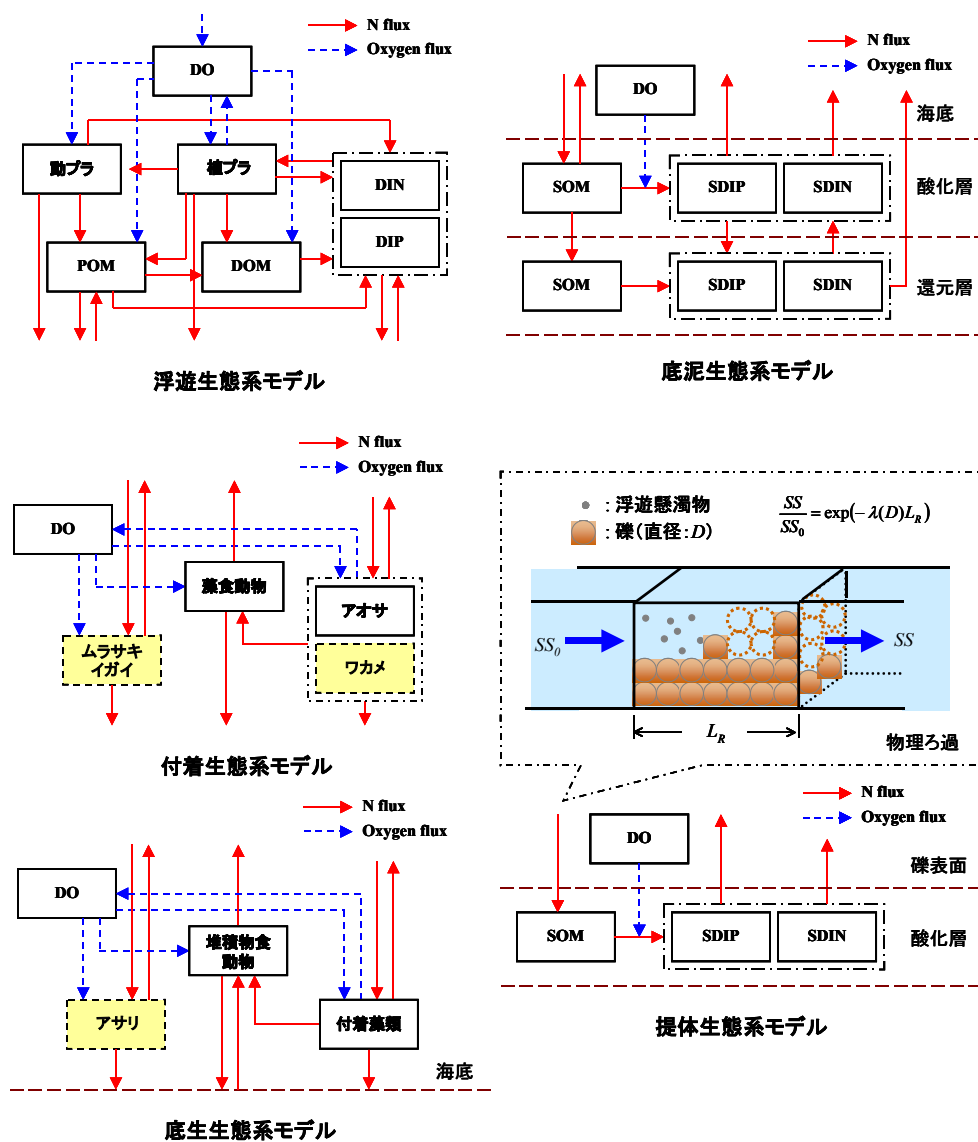


図5.3.1 各生態系モデルのコンパートメントおよびフラックス

表5.3.1 各環境修復技術で考慮すべき要素

		各環境修復技術において考慮するモデル					
		垂直護岸	浮体式藻場	エコシステム護岸	干潟	磯	閉鎖干潟
浮遊生態系	DO	■	■	■	■	■	■
	DIN	■	■	■	■	■	■
	DIP	■	■	■	■	■	■
	植物プランクトン	■	■	■	■	■	■
	動物プランクトン	■	■	■	■	■	■
	POM	■	■	■	■	■	■
付着生態系	DOM	■	■	■	■	■	■
	アオサ		■	■		■	■
	ワカメ					■	■
	藻食動物					■	■
底生生態系	ムラサキイガイ	■		■		■	■
	付着藻類				■		■
	堆積物食動物	■		■	■		■
底泥生態系	アサリ				■		■
	酸化層SOM	■		■	■		■
	還元層SOM	■		■	■		■
	酸化層SDIN	■		■	■		■
提体生態系	還元層SDIN	■		■	■		■
	物理ろ過					■	■
	酸化層SOM					■	■
	酸化層SDIN					■	■

数値計算を行う際のボックス配置は、図 5.3.2 に示すように、浅場を造成しない場合と、浅場を造成する場合の 2 つを作成した。浅場を造成しない場合は港内水深を一律 10m とし、鉛直方向に表層 2m 2 層、底層 6m 1 層の 3 層構造とした。また、浅場を造成する場合は港内西側凹部を 4 分割し、水深 1m から 4m まで傾斜をつけて、それぞれ 1m 層のボックスを積み重ねる構造とした。ボックス間の海水の移動は、簡単のため潮汐によってのみ行われると仮定し（平均潮汐差 0.606m として計算）、各ボックスにおいて連続の式を満足するように流量を定めた。

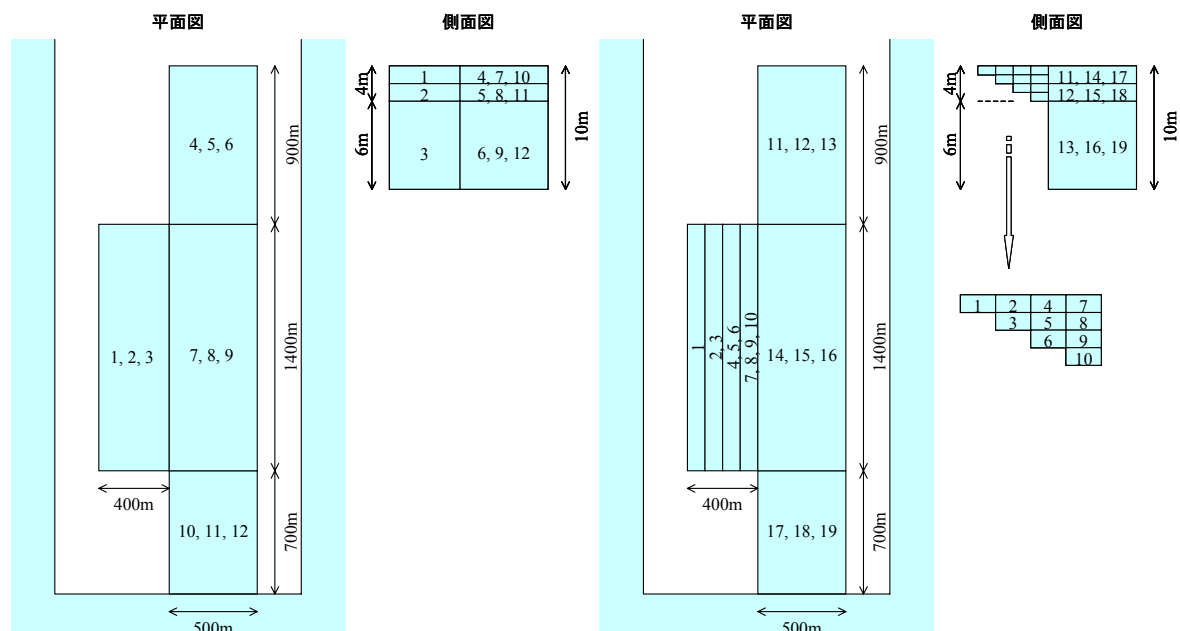


図 5.3.2 ニ崎港内を想定した計算ボックス配置（図中の数字はボックス番号を示している）、左：浅場を造成しない場合、右：浅場を造成する場合

(2) 計算条件および評価法

ベストミックスを評価するという観点より、各技術の適用の有無による比較を前提とし、図 5.3.3 に示すように、何も適用しなかった場合 (Case-1)、浅場の造成を行わなかった場合 (Case-2～4)、浅場の造成を行った場合 (Case-5～7)、ほぼ全ての技術を適用した場合 (Case-8) について、バックグラウンド条件を 3 月および 9 月の 2 条件で計算を行った。ただし、9 月についてはワカメの生育期ではないことから考慮していない。また、何も適用しなかった場合 (Case-1) とほぼ全ての技術を適用した場合 (Case-8) については、現状の下水処理場からの負荷を与えた場合と、下水処理場の負荷を減少させた（排水口を港口部に設置すると仮定）場合について比較計算を行った。ここで、エコシステム護岸を適用する位置は港内東側航路部の垂直岸壁全面（総延長 4600m、水深 2m まで）とした。また、浮体式藻場は浅場と隣接するように港内西側の凹部前面（長さ 1400m、幅 250m、5m²あたり 1 本のロープが垂下していると仮定）に配置し、第 2 層（水深 4m）までワカメが繁茂するとした。干潟を適用する位置は港内西側凹部の水深 3m までとし、その前面に砂止めを兼ねた堤体（磯）が水深 1m まで存在するとした。また閉鎖干潟は堤体も含めて港内西側凹部域の全面とした。

バックグラウンド環境条件は、尼崎港内でのモニタリングの結果を参考に与えた。ここで、干潟および閉鎖干潟に生息するアサリは水深 1m～2.5m に分布するとし、磯および閉鎖干潟の堤体に繁茂するアオサは各堤体表面積の 1/2 に分布するとした。また武庫川下流浄化センターからの排水の影響については、（独）産業技術総合研究所中国センターで行われた水理模型実験結果を参考に、排水口が現状位置の場合（負荷量＝2.23t-N/d、すべてのボックスに均一に添加されると仮定）と、港口部に設置した場合（現状の 0.515 倍の負荷量＝1.15t-N/d）の 2 通りで比較計算することとした。なお、計算ステップは 15 分で、計算開始 1000 日後の結果を解析した。

数値計算結果の評価には、以下の 2 つの指標を用いた。また必要に応じて、一次生産、懸濁物

ろ過、有機堆積物の蓄積等に着目したフラックス解析によって物質の流れを評価した。

- ① 透明度改善効果：各技術適用空間における表層海水中的の懸濁物質量および光減衰率を解析することによって透明度改善効果を評価する。
- ② 貧酸素化抑制効果：各技術適用空間における底層海水中的の溶存酸素を解析することによって貧酸素化抑制効果を評価する。

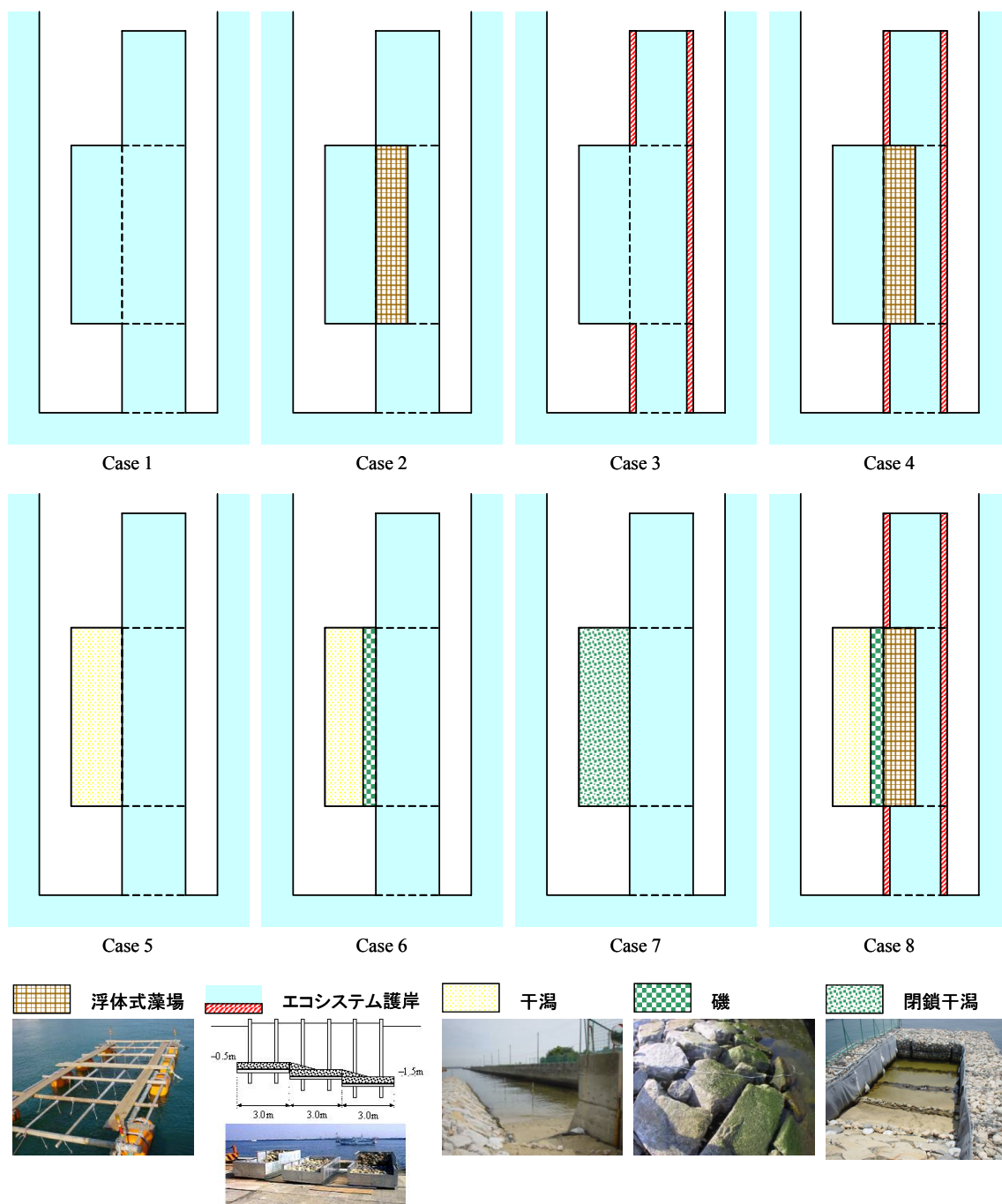


図 5.3.3 各 Case における環境修復技術の配置

(3) 計算結果および考察

表 5.3.2 に表層透明度（＝3.2/表層海水の光減衰率として算出）および底層溶存酸素の全ボックス平均値を示す。現状の Case 1 を見ると、表層透明度は3月の3.64mに比べて9月は1.25mとなっており、夏場はかなり透明度が低下する。また底層溶存酸素は9月に0.12 mg l⁻¹となっており、夏場の底層はほぼ無酸素状態になっている。

技術の適用による透明度の向上について夏場の 9A で比較すると、エコシステム護岸を適用した Case 3-9A では Case 1-9A との差は 0.19m とわずかであるが、浅場を造成すると大幅に上昇し、干潟と磯を配置した Case 6-9A では Case 1-9A との差は 0.79m となる。さらにその両方を適用した Case 8-9A では Case 1-9A との差が 1.33m にまで増加し、それぞれ単独に適用した場合の上昇量を単純に加えた値以上の効果が現れている。また Case 5-9A、Case 6-9A の値を比較すると、Case 6-9A の方が 0.19m 高く、同一面積の浅場造成をした場合でも、干潟単独ではなく磯と組合せることによって透明度の上昇が図れることがわかる。一方技術の適用による溶存酸素の増加について夏場の 9A で比較すると、透明度と同様エコシステム護岸を適用した Case 3-9A では Case 1-9A との差は 0.19mg l^{-1} とわずかであるが、浅場を造成すると大幅に上昇し、干潟と磯を配置した Case 6-9A では Case 1-9A との差は 1.21 mg l^{-1} となる。その両方を適用した Case 8-9A では Case 1-9A との差が 1.40 mg l^{-1} となっており、それぞれ単独に適用した場合の上昇量を加えた値とほぼ等しくなる。また Case 5-9A、Case 6-9A の値を比較すると、Case 6-9A の方が 0.09 mg l^{-1} 高く、溶存酸素の向上の面でも干潟単独ではなく磯と組合せることによる効果が確認できる。

同一面積で干潟+磯とした場合 (Case 6) と閉鎖干潟にした場合 (Case 7) を比較すると、閉鎖干潟のほうが透明度は高い値となるものの、溶存酸素は低い値となっている。これは、閉鎖干潟の堤体の効果によるもので、フィルター効果により懸濁物質は減少するものの、磯間接触酸化効果により溶存酸素も減少する。また、下水処理場からの負荷量を削減した効果 (A と B との比較) を見ると、透明度の向上より溶存酸素の増加のほうがより強く現れており、Case 8-9B では全体平均でも底層で 2.08mg l^{-1} の溶存酸素が確保できている。

表 5.3.2 表層透明度および底層溶存酸素の全ボックス平均値

表層透明度平均値 (m)					底層溶存酸素平均値 (mg l^{-1})				
	現状負荷量		負荷量減少			現状負荷量		負荷量減少	
	3月(3A)	9月(9A)	3月(3B)	9月(9B)		3月(3A)	9月(9A)	3月(3B)	9月(9B)
Case 1	3.64	1.25	3.87	1.43	Case 1	5.56	0.12	5.75	0.33
Case 2	3.70	—	—	—	Case 2	5.21	—	—	—
Case 3	3.75	1.44	—	—	Case 3	5.70	0.31	—	—
Case 4	3.90	—	—	—	Case 4	5.63	—	—	—
Case 5	3.99	1.85	—	—	Case 5	5.98	1.24	—	—
Case 6	4.20	2.04	—	—	Case 6	6.29	1.33	—	—
Case 7	4.30	2.35	—	—	Case 7	5.94	1.22	—	—
Case 8	4.53	2.58	4.76	2.85	Case 8	6.33	1.52	6.67	2.08

表層透明度 単位(m)

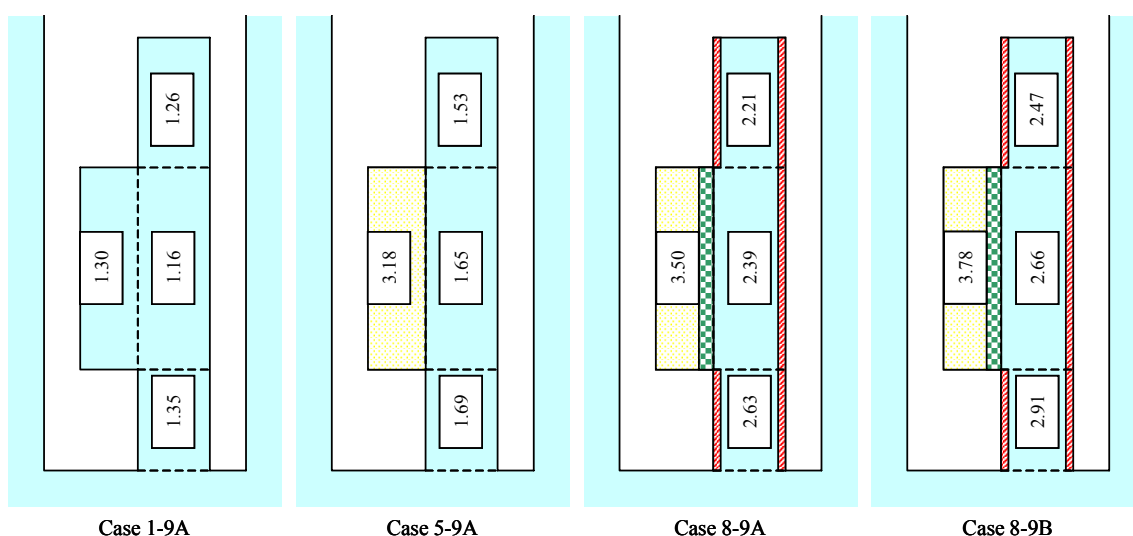


図 5.3.4 夏場 (9 月) における Case 1, 5, 8 の表層透明度の計算値

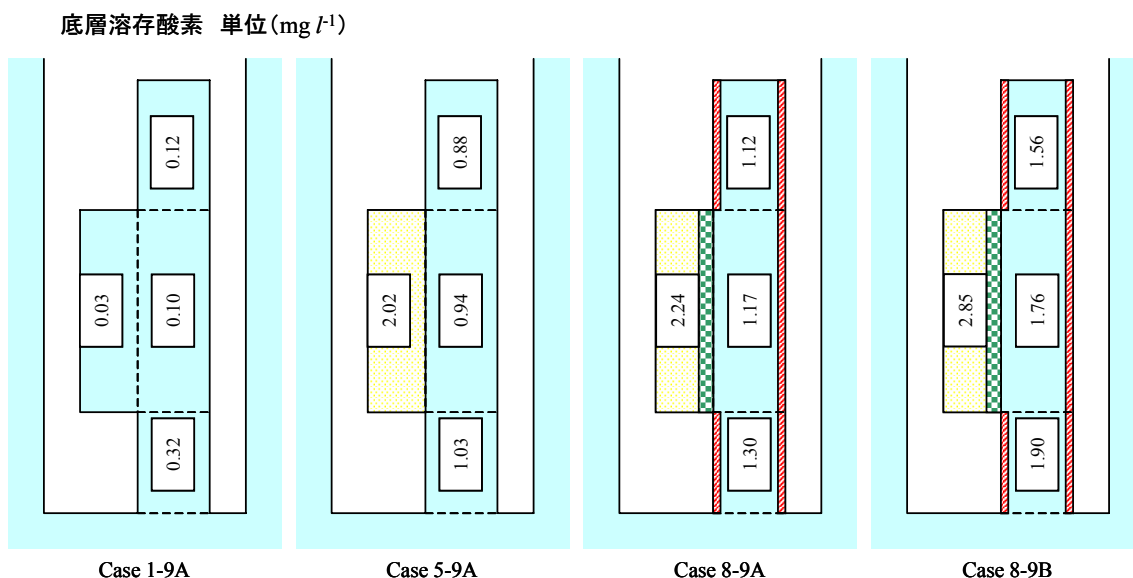


図 5.3.5 夏場（9 月）における Case 1, 5, 8 の底層溶存酸素の計算値

図 5.3.4、図 5.3.5 は、夏場（9 月）における Case 1, 5, 8 の表層透明度および底層溶存酸素の各技術適用空間における値をそれぞれ示したものである。透明度の向上、溶存酸素の増加とともに浅場造成場所で顕著に現れており、干潟単独の場合においても透明度は 3m 以上、溶存酸素は 2mg l^{-1} 以上が確保されている。また、ほぼすべての技術を適用し、さらに負荷量を削減した Case 8-9B では、浅場造成場所で透明度が 3.78m、溶存酸素が 2.85mg l^{-1} となり、本研究で設定した水質改善目標値である透明度 5m、溶存酸素 3mg l^{-1} に対し、透明度でほぼ 8 割、溶存酸素でほぼ 9 割の達成度となった。

以上の計算結果から、浅場の造成が水質改善効果に有効であること、さらに干潟と磯の組合せ等複合的な技術適用が効果を向上させることが確かめられた。このような水質改善効果の有効性を物質循環という観点から検証するため、9 月、現状負荷量の条件で、何も適用しない Case 1-9A と干潟のみ適用した Case 5-9A、それに干潟と磯を適用した Case 6-9A について懸濁物質まわりの窒素および溶存酸素のフラックスを解析した。

図 5.3.6、図 5.3.7 は、定常状態になる前の 100 日目の浅場造成場所（Case 1-9A の場合は水深 10m のまま）における懸濁物質および酸素のフラックスをそれぞれ図示したものである。現状の Case 1-9A では、懸濁物質食者はムラサキイガイのみであるため、懸濁物質の海底への沈降量が多く、底泥酸素消費も大きい。干潟を造成した Case 5-9A では、アサリによる懸濁物質除去により底泥への沈降量が若干減少し、底泥酸素消費もわずかに減少する。また透明度が上昇するため浮遊系の一次生産量も若干上昇する。しかし、大型藻類が全く生育していないため酸素供給源が付着藻類に限られることから、アサリの摂餌速度が抑えられている。これに比べ干潟と磯が存在する Case 6-9A では、磯に生育しているアオサからも酸素供給があるため、アサリの摂餌速度が上昇し、懸濁物質の沈降量が大幅に減少し、底泥酸素消費量も減少する。またこのとき透明度も上昇することにより、浮遊系の一次生産量、付着藻類の一次生産量ともに増加し、さらに酸素供給が促進されるという補完効果も確認できる。

これらの結果は、生物機能を利用した環境修復を行う際には、ひとつの生物機能にのみ着目した単一の技術を適用するのではなく、多様な生物生息場を創出し、生物間の補完機能が十分に発揮される場の創出が重要であることを示している。

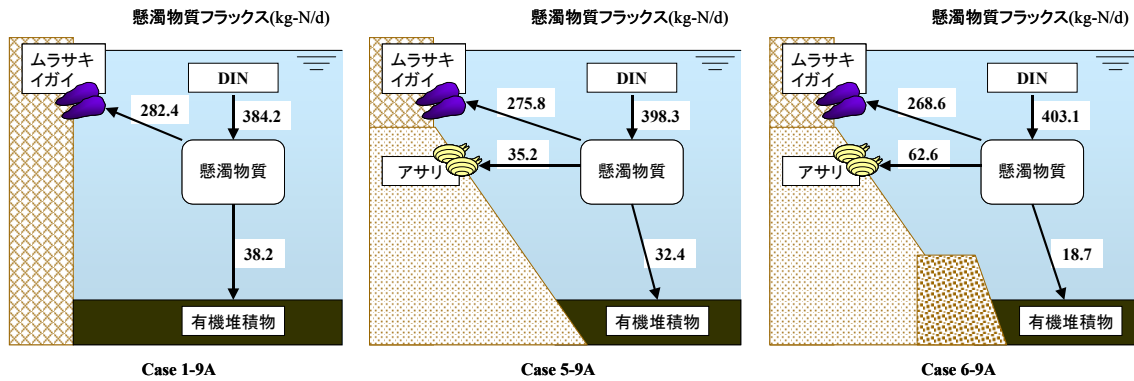


図 5.3.6 夏場（9 月）における Case 1, 5, 6 の浅場造成場所における懸濁物質フラックス

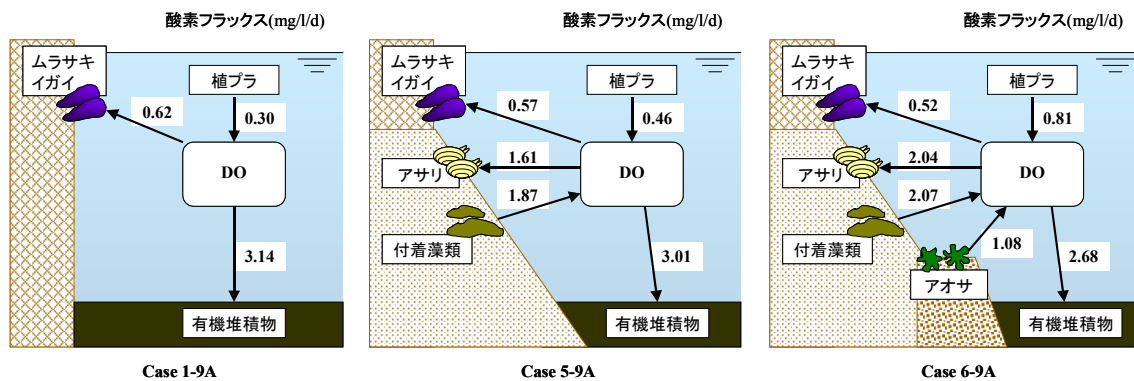


図 5.3.7 夏場（9 月）における Case 1, 5, 6 の浅場造成場所における酸素フラックス

5.4 まとめ

ここでは、技術の組合せによる補完機能を実証し、論理的に想定した「ベストミックス」による水質改善効果の定量化を行うことを目的として、まず実証実験施設におけるモニタリング調査において確認された現象に基づいた各技術相互の補完関係の整理を行った。その結果、本プロジェクトで選択した環境修復技術は互いに多くの補完機能を有しており、しかも複数の技術が絡み合うことで機能の増幅が図られることがわかった。しかし、補完機能の中には定量化できるものとできないものがあり、単一の指標で総合的に評価することが非常に難しいため、水質改善効果の定量的な評価を行う際には、懸濁物食性二枚貝のろ過による光環境の改善や、海藻の光合成による酸素供給など、物質循環型の生態系モデルで定量化できる補完機能に着目した。尼崎港内全域で環境修復技術を適用した場合を想定した、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行った結果、浅場の造成が透明度改善効果、貧酸素化抑制効果ともに大きいこと、懸濁物食性二枚貝のろ過と海藻の光合成による酸素供給は互いに大きな補完効果を生み出すことなどがわかった。最終的に最も水質改善効果が高い技術の組合せとして、図 5.4.1 に示すように、尼崎港西側凹部に干潟と磯、その前面に浮体式藻場を設置し、東側航路部の岸壁全面にエコシステム護岸を設置したケースが示された。このような技術配置をし、かつ下水処理場の排水口を港口部へ移設し負荷量を削減することにより、最も水質が悪化する夏季（9 月）においても、浅場造成場所においては、透明度で約 4m、溶存酸素で約 3mg/l まで改善される可能性を示すことができた。



図5. 4. 1 環境修復技術の最適配置を行った尼崎港のイメージ

1) 中谷直樹，大塚耕司，奥野武俊：生態系モデルを用いた環境修復技術の機能評価ーりんくう公園内海の事例ー，土木学会論文集，VII-30，pp.13-28, 2004

6 パッケージ化

6.1 環境修復技術の現状

閉鎖性海域の環境は、昭和 40 年代のいわゆる公害が問題となった時期に比べ一定の改善が図られてきた。しかしながら、依然として赤潮が恒常的に発生するとともに夏季には底層の貧酸素化が続き、海底には有機汚泥が堆積した状態が残されている。このような沿岸域の環境に対して修復・再生が市民の要請・時代の趨勢として進められようとしている。特に、自然再生推進法の成立に見られるように、失われた良質な環境を再生する取り組みが行われつつある。

一方、沿岸域の環境修復技術は、環境影響評価法の成立前後において、埋立て等の開発行為に対する代償措置、いわゆるミティゲーションが位置づけられ、その中で失われる機能と同等もしくはそれ以上の機能の回復・創出が求められたことから、消失する干潟や藻場を人工的に造成する技術の研究・開発が進められた。この場合の「環境修復」の対象はすなわち「失われる場」であり、多くの場合干潟もしくは藻場の造成であった。

これに対して、図 3.3 の環境悪化の連関に示したように、様々な原因が相互に関連し合い悪化を招いている閉鎖性海域の環境を修復するための技術は、干潟や藻場に限らず、図 3.5 の環境修復の連関のように様々な技術の適用が考えられる。環境修復に当たっては、技術の必然性や効果について科学的な検討に基づき、最適技術を選定し組み合わせることが重要である。このような考え方、検討の方法論の確立が求められている。

■環境修復技術選定上の課題

- ・ 海域に適した技術の検討が必要
- ・ 最適技術を選定し組み合わせるための方法論が求められている

6.2 尼崎港内におけるベストミックスに基づくパッケージ化

環境修復技術適用における課題を踏まえ、ここでは尼崎港内において調査、検討、実証したベストミックスに関する検討手法（方法論）を整理し、他の海域で同様な検討を行い適切な技術を選定できるためのフローを一つのパッケージと位置付け整理した。より効率的・効果的に環境修復を推進するためベストミックスの考え方（方法論）を整理し、方法論のパッケージ（いわば手引き）として取りまとめた。

以下に方法論のパッケージについて示す。

■パッケージ

- ・ 最適環境修復技術選定のための方法論のパッケージ

6.3 類似海域におけるパッケージの適用ケース

方法論のパッケージ、原単位のパッケージの適用ケースは図 6.3.1 のように想定される。対象となる港内において海域の環境条件を把握・評価し、地域住民のニーズや修復・再生の事業主体の別等の社会的な特性に基づく判断の下に、いずれか一方もしくは両方のパッケージを選択し、環境修復の検討を進めることになる。ここでは、環境特性に基づき尼崎港との類似性をいかに判断するのが重要となる。

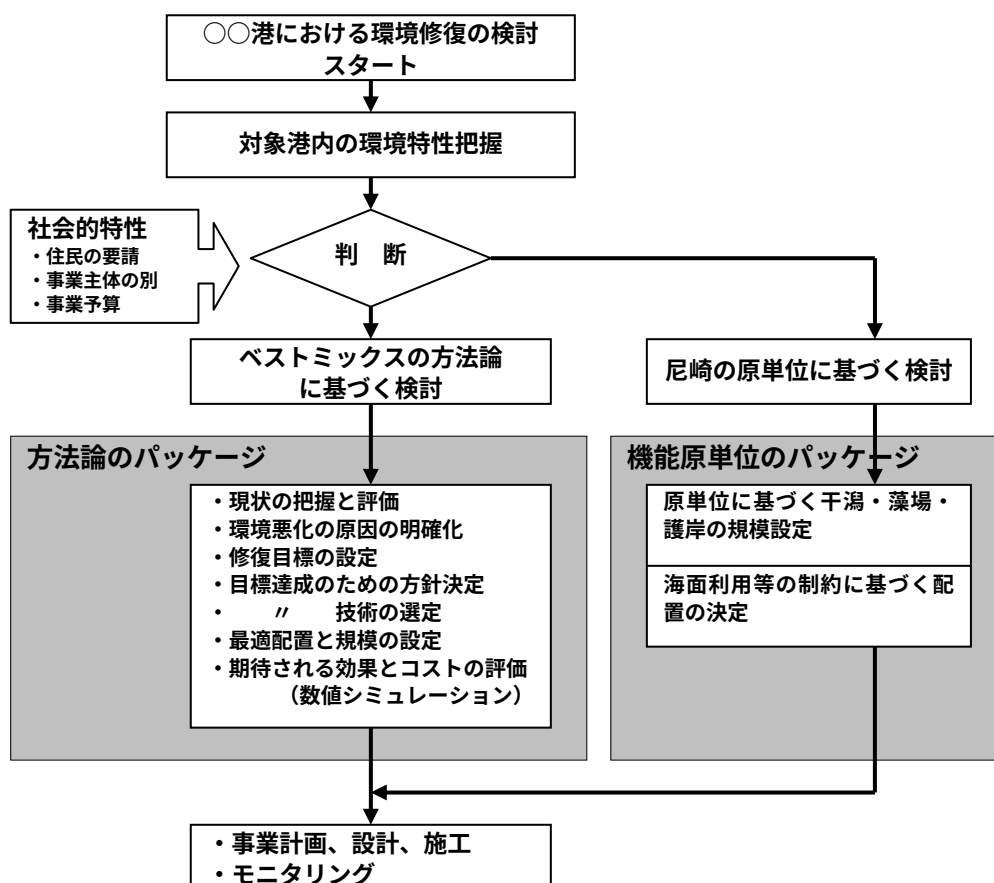


図 6.3.1 パッケージの適用ケース

6.4 方法論のパッケージによるベストミックスの検討

類似する閉鎖性海域における最適環境修復技術の選定手順を図 6.4.1 に示し、手順に基づく検討の進め方を以下に示した。

(1) 現状の把握・評価

海域の環境を修復するために、環境の現況把握と評価を行う。現況把握のための環境調査については、非生物的環境（水質・底質・流況・波浪等）と生物的環境（ネクトン、ベントス等）を互いに関連付けて調査することが重要である。また、物質循環構造を修復するという観点からは、港内における物質（有機懸濁物や栄養塩類等）の現存量、流入・流出量など物質循環の特性を定量的に整理する。

これらの結果から、対象港内における環境の現況、物質（窒素）循環構造の概略をまとめる。次に、環境基準や水産用水基準に照らして現況を評価する。

(2) 環境悪化の原因の明確化

効果的な環境修復事業を実施するためには、環境悪化の原因を明らかにする必要がある。環境悪化の要因が複雑に関連し合った閉鎖性海域では環境悪化の連関図を作成することが有効な手法である。

海域において歪みが生じた物質循環構造を適切な循環システムに修復し、生態系を望ましい状態にするためには、環境悪化の連関に示した個々の現象に対する修復措置をより効果的に組合せ、総合的に実施する必要がある。閉鎖性が強い沿岸域の環境を修復するためには機能の異なる複数の技術を組合せて適用する必要がある。

(3) 修復目標の設定

海域における環境指標は多様であり、環境修復目標を設定する場合の考え方も様々となる。市民や NPO、環境保全にかかわる団体、漁業関係者などその立場によって修復のイメージや目標が異なる。一般的には修復目標設定の考え方として、①過去の良い状態を目標にする考え方、②対照となる良好な地点の状態を目標にする考え方、③潮干狩りや海水浴といった目的となる行動を実施できる状態を目標にする考え方などが挙げられる。

都市近郊の閉鎖性海域の多くは「親水性」が課題であり、また海底の貧酸素が生物の生育・生息に多大な影響を及ぼしていることが多いことから、透明度、DO が再生の指標として適している。

透明度については市民にとって分かりやすい親水性の指標であるとともに、港内の物質循環上重要な役割を果たす海藻の生育環境を表すことから重要な指標といえる。DO については海域の生物の生死に係わる重要な指標であるとともに、様々な環境悪化の要因と関連する複合的な指標でもある。

(4) 目標達成のための基本方針検討

前項に掲げた修復目標を達成するため修復技術を選定するに当たって基本方針を整理する。

一般的には、陸側で取り組むべき事項と沿岸域で取り組むべき事項にその対応策が分かれる。陸側で実施すべき措置として下水処理場から流入する負荷の削減が挙げられる。

物質循環構造を修復するための海域での措置としては、一旦海域に排出された過剰な栄養塩、有機懸濁物、有機堆積物を生物体に置換え海域から取り上げることが基本となる。

また、修復技術を適用するに当たっては「修復技術が港内外で新たな環境影響を及ぼさないこと」、「自然のエネルギーを利用する（化石燃料を消費しない）こと」、「維持管理が不要であること」、「自然の材料を使用すること」を基本にする必要がある。その他、港湾機能に支障を来たす可能性があるものについては十分な検討が必要である。

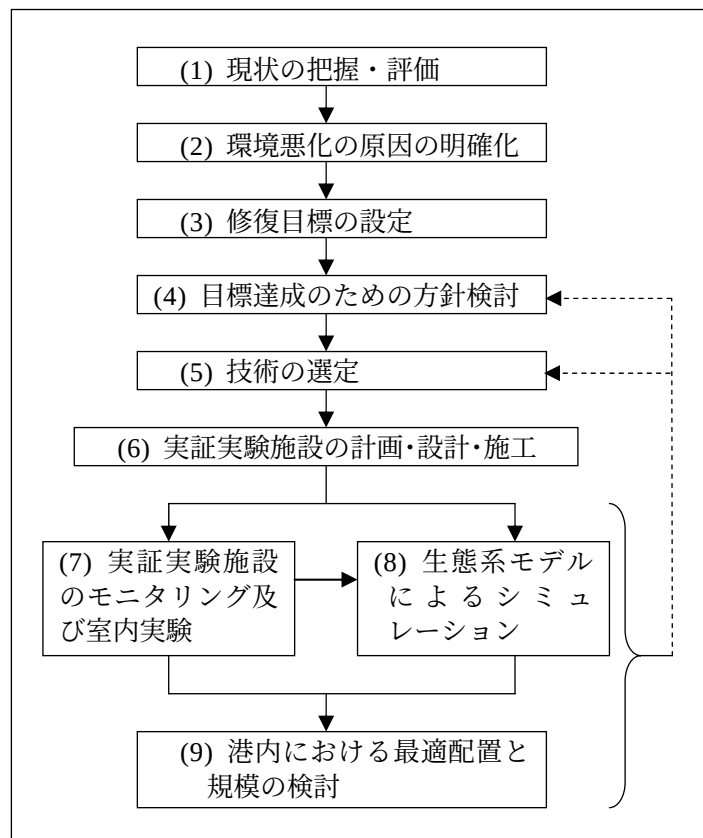


図 6.4.1 ベストミックスの検討手順

(5) 目標達成のための技術の選定

技術を選定するに当たっては、修復目標として掲げた項目を改善する「環境修復の連関」を作成することが有効である。

透明度を改善するためには、海域のデトリタス（有機懸濁物）を削減する必要がある。そのためには、陸域で対応すべき負荷の削減の他に、内部生産の削減⇒植物プランクトンの基礎生産の抑制⇒NP 等栄養塩の削減・・・というように修復方策の連関を明らかにし、必要な技術を抽出する。透明度を改善するための技術として、「外海からの負荷の流入抑制」「下水の高度処理」「下水の港外放流」「浚渫」「覆砂」「海藻の生育基盤（藻場）の造成」「流れの創出」「付着動物の生息基盤の創出」等が抽出される。また、DOについても同様に、「鉛直混合」「エアレーション」「浚渫」「覆砂」「干潟の造成」「干潟表層の攪乱創出」「流れの創出」といった技術が抽出できる。

このようにして抽出された技術を再度、基本方針に沿ったスクリーニングを行い、適用すべき技術を選定する。また、それらの技術を港内の特性に応じた形にアレンジする。これら一連のフローは図 6.4.2 のように示すことができる。

なお、この時点で尼崎港内で得られた各修復技術の機能が参考になる。環境修復技術の組合せによる物質循環構造の修復（窒素を指標）の概念図を図 6.4.3 に、各技術が有する機能を表 6.4.1 に示した。

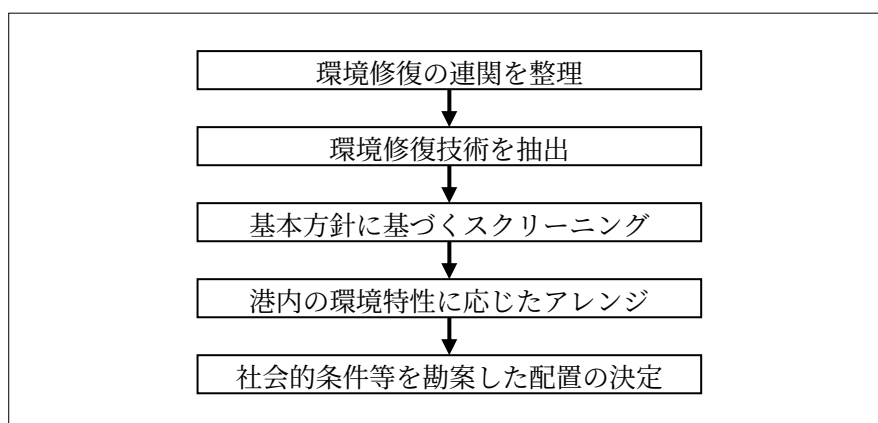
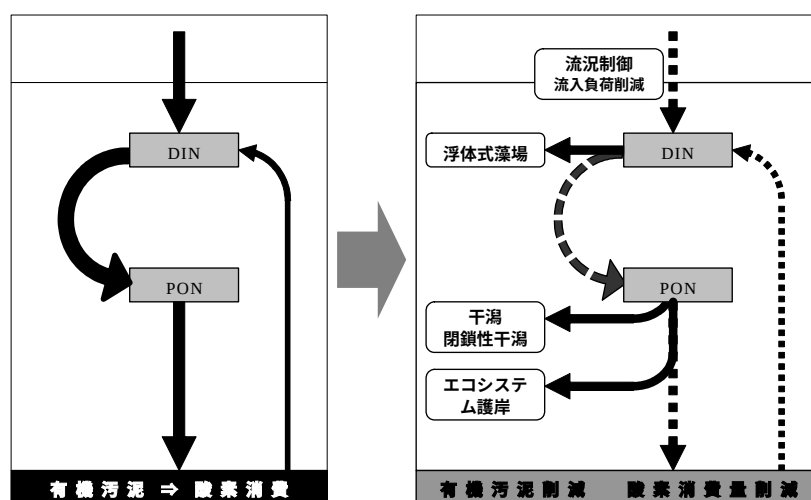


図 6.4.2 修復技術選定の手順



現状の物質循環構造が歪んだ状態

各技術の機能と物質循環構造の修復

図 6.4.3 環境修復技術の組合せによる物質循環構造の修復（窒素を指標とした概念図）

表 6.4.1 各技術が有する機能

技術	機能		
	機能	単位	値
浮体式藻場	溶存態の栄養塩を海藻が吸収固定	窒素 kg/100m ² 年	0.6~2.0
エコシステム護岸	棚部に生息する生物による有機懸濁物の除去	% (対垂直護岸比)	64
人工干潟	2 枚貝が有機懸濁物・堆積物を捕食し除去	窒素 kg/100m ² ・5 ヶ月	約 2.0
閉鎖性干潟	礫間接触酸化等による懸濁物の除去	% (懸濁物除去率)	最大 75

(6) 実証実験施設の計画・設計・造成

環境修復のための事業を本格的に実施するに先立ち実験的事業を実施することが望ましい。困難な場合には事業の検討を進めるが、その場合「順応的管理」を前提に事業を実施しなければならない。なお、環境実証実験（環境修復事業）の計画・設計・施工の手順を以下に示した。

① 計画

環境修復事業の計画・設計に当たっては以下の調査を行う必要がある。

- (a) 地盤条件を把握するためのボーリング調査
- (b) 爆発物が存在しないことを確認するための磁気探査
- (c) 実証試験施設造成のための海底地形測量

② 設計

予算規模を踏まえ、各実証実験施設の規模を算定するとともに、主に水深や波当り、護岸の形状、地盤条件といった物理的な条件に加え、海面及び係船護岸利用の実態を踏まえ設計を進める。

③ 施工

施工に当たっては使用する材料に留意する必要がある。干潟の場合利用する砂の問題があり、海砂を利用すると他の地区での新たな環境影響が生じることになるため良質な浚渫土を利用することが望ましい。しかしながら、良質な浚渫土砂を確保できない場合、海砂代替材を検討する必要がある。

藻場造成を行なう場合、種苗や母藻の供給が必要になる場合が多く、その際、同一海域で自生もしくは養殖された種苗・母藻を利用する。

(7) 実証実験施設のモニタリング

このような検討経過を経て造成した実証実験施設において、個別の技術が発揮する効果とその組合せによる効果を明らかにするため、継続的なモニタリングを行う。

(8) 生態系モデルによるシミュレーション

実証実験施設におけるモニタリング調査の結果得られた、各施設が有する効果に関する定量的なデータに基づき、生態系モデルを用いて、環境修復事業を本格的な規模で実施する場合の効果について予測評価する。

(9) 港内における最適配置と規模の検討

上記のような検討を踏まえ環境修復事業の配置、規模を決定する。検討に当たっては、さらに各種の制約が生じるため関係機関との調整が重要となる。

このようにして、方法論のパッケージを対象海域に当てはめ、環境修復事業を推進する。
経済的要因としてのコストの例を表 6.4.1 に示した。

社会的要因：護岸や背後地の利用 海面の利用（船舶の航行）
物理的要因：深さ、地盤の状態、護岸の構造 波当たり、流れ
経済的要因：コスト（イニシャルコスト・ランニングコスト）

表 6.4.1 コストの算出例

区分	諸元・規模	概算事業費
干潟及び磯	砂留め潜堤：約 2800m	2,800 百万円
	干潟：約 22ha	7,400 百万円
		計 10,200 百万円
浮体式藻場	約 8 ha	50 百万円
エコシステム護岸	延長約 1,200m	1,500 百万円

7. 尼崎港内における環境修復提案

7.1 環境修復提案の流れ

本研究の検討結果に基づき尼崎港内の臨海部における環境修復の提案を行なった。図 7.1 に示すように選定した技術を組合せ、修復目標を達成するための最適な組合せ・ベストミックスを設定した。

次に、尼崎港内にそれらの技術を適用した場合の効果を生態系モデルを用いて予測・評価した。その結果、浅場の造成が透明度改善効果、貧酸素化抑制効果ともに大きいこと、負荷量の削減も含めできる限り多様な技術を適用することにより、生物間の補間機能が発揮され、水質改善目標に対し夏場においても透明度でほぼ 8 割、溶存酸素でほぼ 9 割達成される可能性を示すことができた。

この段階で、目標達成のために必要な技術の規模が明らかになった(表 7.1)。これらの規模の技術を尼崎港内に適用、造成することによって対象海域の環境修復目標が達成されるが、実際には港湾機能、海面の利用に支障を来さないこと、さらに、地質や波浪の条件によって実際に干潟等が造成可能な範囲が限られることになる。

そこで、次に実現可能な規模を設定し、港内での環境修復事業として 3 案を立案した。これらの案を図 7.2～7.4 に示した。

これらの案に基づき「港湾計画」、「尼崎 21 世紀の森づくり計画」との調整を図り、当面の港湾利用を前提に実現可能な施設の配置・規模を絞り込んだ。なお、この段階で、現地の地盤条件、潮汐、波浪条件を勘案し、施設の安定性及び施工性に関する概略的な検討を行った。

さらに、この結果絞り込まれた最終案について生態系モデルを用い効果の予測評価を行った。

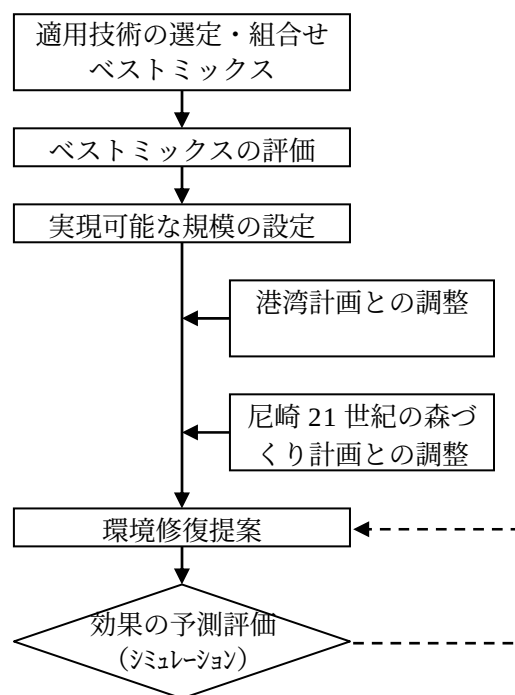


図 7.1 環境修復提案の流れ

表 7.1 修復目標達成のための施設必要規模

施設	規模	単位
浮体式藻場	35	ha
エコシステム護岸	4,600	m
干潟	42	ha
磯	14	ha



図 7.2 修復事業提案-1



図 7.3 修復事業提案-2



図 7.4 修復事業提案-3

7.2 安定性及び施工性に関する検討

安定性及び施工性の検討に当たっては以下の条件を前提とした。

- ①水深：設置対象地点の最新の深浅測量図を用いる。
- ②地盤条件：尼崎港内の地盤はその多くが軟弱地盤で、埋立時の外郭施設となる護岸等の基礎は、置換砂による大規模な地盤改良が実施されている。よって、港内に環境修復を目的とした施設（構造物）の設置を検討するに際し、表 7.2 に示す項目を既存資料から想定し、地盤条件を設定した。
- ③波浪条件：港外における有義波高 $H_{1/3}$ 、有義周期 $T_{1/3}$ について、確率波として統計処理されたデータとしてナウファスの神戸のデータに基づき、常時波浪について昭和 52～56 年の 5 年間の風資料より推算した結果、波高別出現率は 50cm 未満 86.5%、50cm 以上 13.5%、1.0m 以上は 1.0%となる結果を得た。また、異常波浪について、尼崎西宮芦屋港における異常気象による波浪は表 7.3 に示す値を参考とした。

なお、施工については表 7.4 に示した順序を想定した。

表 7.2 想定した地盤条件

目 的	項 目										
a. 施設の滑り，沈下等の安定性の検討に必要なデータ	・実施海域複数箇所における原位置試験データおよび室内試験データより求める。 <table border="0"> <tr> <td>1) 土質柱状図</td><td>2) N 値</td></tr> <tr> <td>3) 単位体積重量</td><td>4) 内部摩擦角(ϕ)</td></tr> <tr> <td>5) 一軸圧縮強度(q_u)</td><td>6) 圧密係数(C_c)</td></tr> <tr> <td>7) 粒度分布</td><td></td></tr> </table>	1) 土質柱状図	2) N 値	3) 単位体積重量	4) 内部摩擦角(ϕ)	5) 一軸圧縮強度(q_u)	6) 圧密係数(C_c)	7) 粒度分布			
1) 土質柱状図	2) N 値										
3) 単位体積重量	4) 内部摩擦角(ϕ)										
5) 一軸圧縮強度(q_u)	6) 圧密係数(C_c)										
7) 粒度分布											
b. 施設材料の検討に必要なデータ	・浚渫処理土の土質データ <table border="0"> <tr> <td>1) 単位体積重量</td><td>2) 粒度分布</td></tr> <tr> <td>3) 一軸圧縮強度またはコーン指数</td><td></td></tr> <tr> <td>4) 圧密係数</td><td></td></tr> </table> ・覆砂材の土質データ <table border="0"> <tr> <td>1) 単位体積重量</td><td>2) 粒度分布</td></tr> <tr> <td>3) 内部摩擦角</td><td></td></tr> </table>	1) 単位体積重量	2) 粒度分布	3) 一軸圧縮強度またはコーン指数		4) 圧密係数		1) 単位体積重量	2) 粒度分布	3) 内部摩擦角	
1) 単位体積重量	2) 粒度分布										
3) 一軸圧縮強度またはコーン指数											
4) 圧密係数											
1) 単位体積重量	2) 粒度分布										
3) 内部摩擦角											

表 7.3 想定した波浪条件

地 点 西 宫 防 波 堤 冲		
波 向	波 高 (m)	周 期 (s)
N	1.01	3.16
NNE	1.09	3.21
NE	1.26	3.47
ENE	1.47	3.75
E	1.22	3.58
ESE	1.77	4.20
SE	2.10	4.49
SSE	2.69	5.02
S	3.39	5.69
SSW	3.86	6.18
SW	4.51	6.80
WSW	4.26	6.61
W	2.28	4.81
WNW	1.48	3.80
NW	1.29	3.47
NNW	1.05	3.13

- (注) 1 大阪湾広域臨海環境整備センター
「波浪推算調査」(S.58.3)
2 過去 46 年間の台風データを基に推算。

表 7.4 施工方法の想定

対象施設	施設基本構造の概略	施工方法
干 潟		①砂留の築堤 ↓ ②覆砂 ・干潟中詰材の撤出し（浚渫処理土） ↓ ・干潟表面の覆砂（良質材） ↓ ③整形 ↓ ④生物生息機能のための微地形造成（自然力）
磯	※干潟の砂留堤体を磯場として利用	①捨石材投入 ↓ ②捨石均し（潜水作業） ↓ ③被覆石投入 ↓ ④被覆石整形（潜水作業）
筏式浮体式藻場		①筏組み立て（単体を陸上ヤードにて） ↓ ②海面へ釣り込み・連結 ↓ ③曳航 ↓ ④投錨・固定 ↓ ⑤種苗ロープの設置
ブイ式浮体式藻場		①ブイの連結（陸上 or 船上） ↓ ②アンカー取り付け ↓ ④現場投入 ↓ ⑤ワカメロープ設置 ↓ ⑥灯浮標設置
エコシステム護岸		①鋼製枠の製作（工場製作） ↓ ②ポリコン板の製作（工場製作） ↓ ③H鋼の取付（一部潜水作業） ↓ ④鋼製枠の設置（潜水作業） ↓ ⑤ポリコン板の設置 ↓ ⑥捨石材投入 ↓ ⑦捨石材保護工設置

以上の検討結果に基づき、修復提案を図 7.5 の案に絞り込んだ。

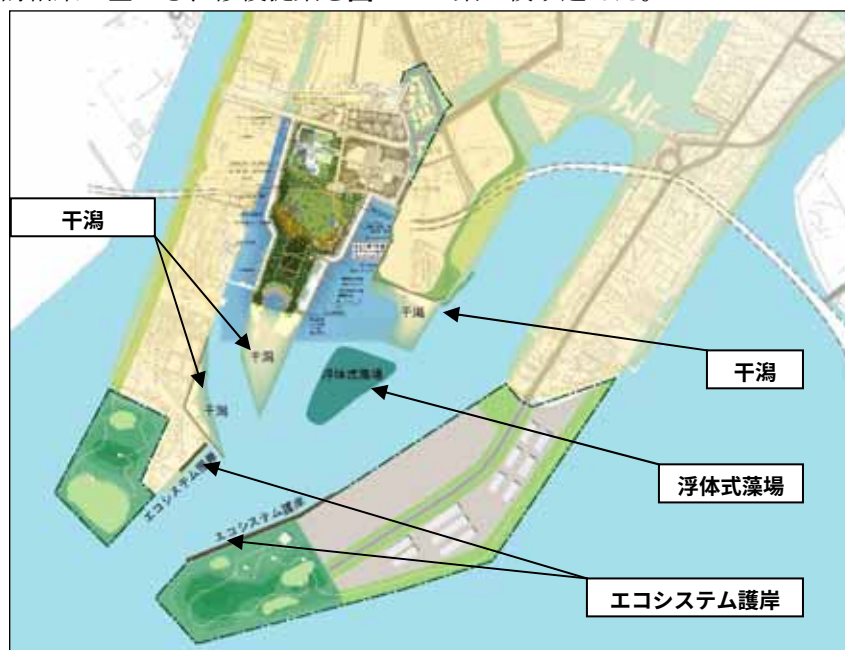


図 7.5 ニ崎港内における環境修復提案

7.3 概算事業費の算出

図 7.5 の案についてその概算事業費を算出した。算出にあたって、最も大きなウエイトを占める干潟については図 7.6、7.7 のような構造・断面を想定した。なお、費用を算出するに当たっては、多くの仮定が含まれることを付記する。

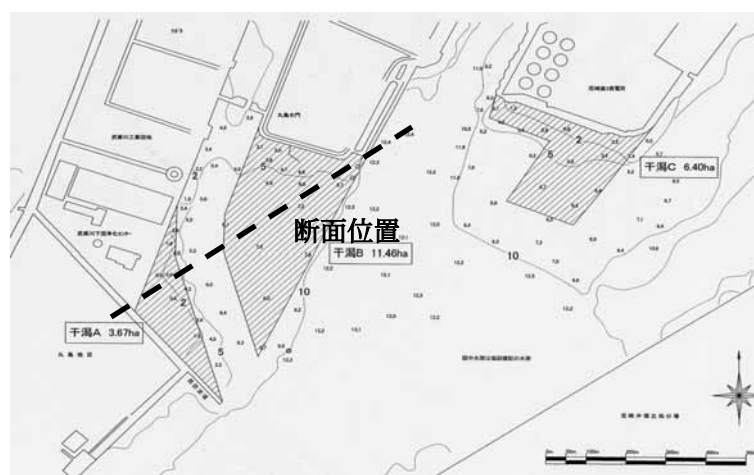


図 7.6 干潟平面図

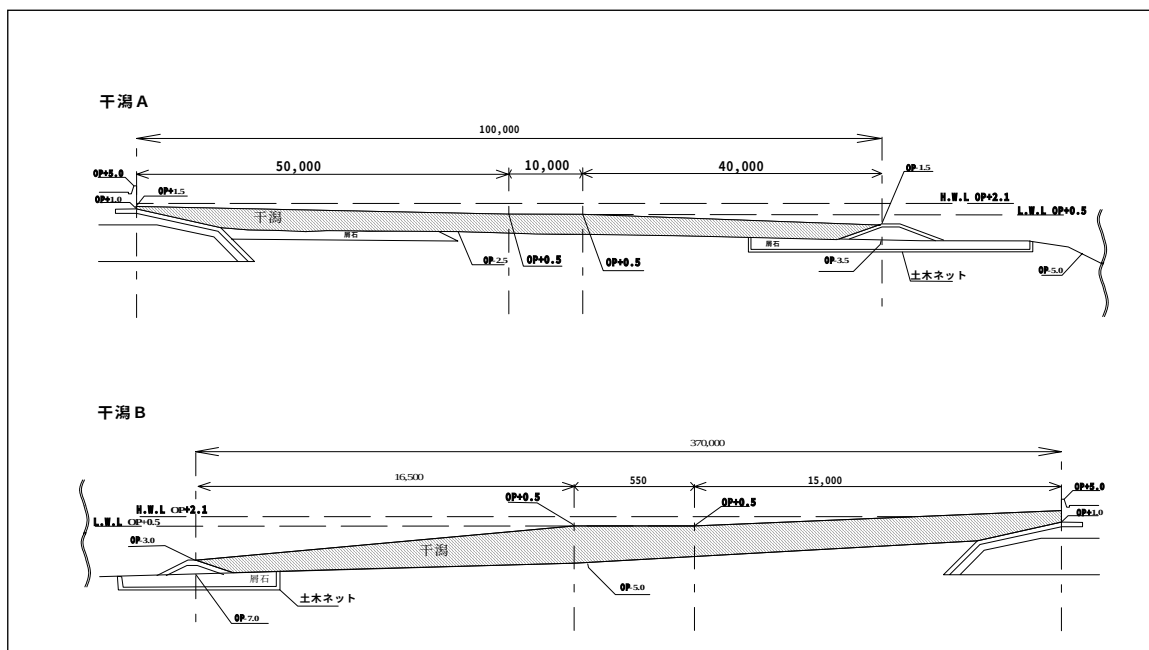


図 7.7 干潟断面図

表 7.5 概算事業費の算出結果

区分	諸元・規模	概算事業費	備考
干潟及び磯	砂留め潜堤：約 2800m 干潟：約 22ha	2,800 百万円 7,400 百万円 計 10,200 百万円	
浮体式藻場	約 8 ha	50 百万円	
エコシステム護岸	延長約 1,200m	1,500 百万円	
合計		11,750 百万円	

7.3 モデルによる効果の定量化

(1) 定量化の概要

5 節では、個々の技術の環境修復効果、並びにそれらの組合せによる相互影響、補間関係も含めた効果評価を行うことを目的として、尼崎港内全域で環境修復技術を適用した場合を想定し、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行った。その結果、浅場の造成が透明度改善効果、貧酸素化抑制効果ともに大きいこと、負荷量の削減も含めできる限り多様な技術を適用することにより、生物間の補間機能が発揮され、水質改善目標に対し夏場においても透明度でほぼ 8 割、溶存酸素でほぼ 9 割達成される可能性を示すことができた。しかし、実際には航路や泊地の確保等の制約を受け、理想状態に比べて小さい規模でしか技術を適用することができないため、環境改善効果もかなり小さくなることが予想される。ここでは、図 7.5 で示した制約条件を考慮した場合の環境修復提案の条件で夏場（9 月）の水質予測を行い、技術適用範囲が縮小した場合の水質改善効果の評価を行った。

(2) 計算方法

ここで使用する生態系モデルは 5 節で述べたものと同じで、各環境修復技術の適用範囲を縮小することによって制約条件を考慮した場合の水質予測を行った。計算には、前述ベストミックスの評価に示した浅場を造成する場合のボックス配置を使用した。図 7.5 に示した提案では西側凹部にも航路や泊地など水深が深い部分が存在するが、本モデルでは複雑な形状を模擬した流動計算を行うことができないため、水深が一律に浅くなる本ボックス配置で計算することとした。

図 7.8 に環境修復技術の適用範囲を示す。ここでは計算を行う季節を水質改善効果が顕著に見られる 9 月としたので、ワカメの生育期ではないことから浮体式藻場は考慮していない。また、制約条件より浅場の造成面積が約 20ha、エコシステム護岸の延長距離が 1.1km に制限されることから、図 7.8 に示すように、西側凹部の長さ 500m の範囲にのみ干潟および磯の生物が生息するとし、港口部のボックス表層にのみ総延長 1.1km のエコシステム護岸を配置することとした。なお、尼崎港全域に技術適用した Case 8-9A と同様、干潟に生息するアサリは水深 1m～2.5m に分布するとし、磯の堤体に繁茂するアオサは堤体表面積の 1/2 に分布するとした。その他バックグラウンド条件、計算ステップ等も 5 節の条件と同じとした。

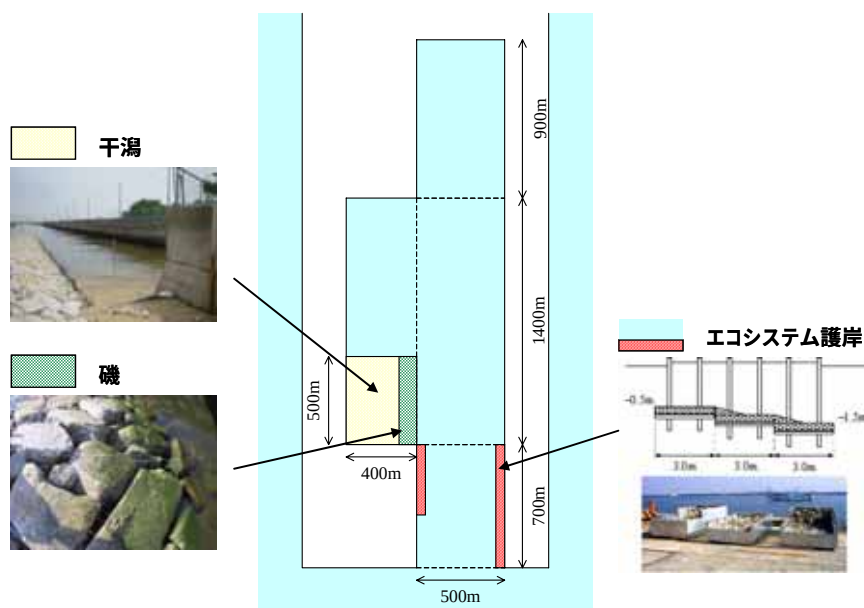


図 7.8 制約条件を考慮したケースを想定した環境修復技術の配置

(3) 計算結果および考察

図 7.9 は、表層透明度および底層溶存酸素の各技術適用空間における値をそれぞれ示したものである。第 5 章に示した尼崎港全域に技術適用した Case 8-9A と比べると、透明度の向上、溶存酸素の増加ともかなり小さいものの、何も適用していない Case 1-9A に比べれば特に西側凹部でかなりの改善効果が現れており、透明度は 1.30m から 2.16m に、溶存酸素は 0.03mg l^{-1} から 1.03mg l^{-1} に増加している。また、エコシステム護岸を港口部に配置したため、東側航路部では、港奥に行くほど水質改善効果は小さくなっている。溶存酸素 1.03mg l^{-1} はほとんどの生物が酸素欠乏に陥るレベルであるが、これは前述のように西側凹部での平均的な値として得られた数値であり、局所的には十分生物生息が可能なエリアが出現していると考えられる。これらの結果は、航路や泊地の確保等の制約を受け、理想状態に比べて小さい規模でしか技術を適用することができない場合には、尼崎港全体の水質を大幅に改善することは難しいものの、局所的には水質が改善され、生物生産場所、夏場の貧酸素時の避難場所等が確保されることによって、生物多様性が増す可能性を示している。

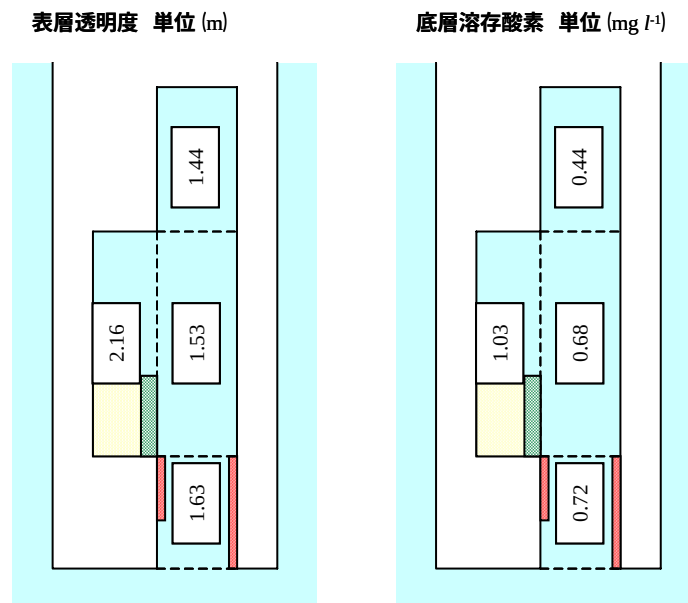


図 7.9 制約条件を考慮したケースの表層透明度および底層溶存酸素の計算値

(4) まとめ

ここでは、実際には航路や泊地の確保等の制約を受け、理想状態に比べて小さい規模でしか技術を適用することができない場合の環境改善効果を予測するため、制約条件を考慮した場合の環境修復提案の条件で夏場（9 月）の水質予測を行った。その結果、制約条件を受ける場合は、尼崎港全域に技術適用した場合のように尼崎港全体の水質を大幅に改善することは難しいものの、局所的には水質が改善され、生物生産場所、夏場の貧酸素時の避難場所等が確保されることによって、生物多様性が増す可能性を示すことができた。

なお、図 7.5 に示した規模の事業を港内にて実施するためにはおよそ 120 億円近い事業費が必要となる。富栄養化した閉鎖性海域が貴重な社会基盤であることに加え、そこでの環境修復の必要性・必然性が社会に認識されることが環境修復事業を進める上での大きな課題である。また、事業主体、費用負担のあり方などを解決することが、今後の事業化に向けた当面の課題となる。

8 まとめ

以上のように研究を進めてきた結果、4～7章に記載したような成果を得た。これらをまとめると下記ようになる。

(1) 多様な環境修復技術の開発とその最適な組合せ（ベストミックス）を示すとともに、その効果を以下のように定量化することができた。

- ① 尼崎港における環境の現状を調査、解析し、環境悪化の連関を明らかにし、次に透明度改善と底層の溶存酸素環境改善という目標を設定した。その目標を達成するために、技術の機能面に着目し、浮体式藻場（藻場造成）、エコシステム護岸（垂直護岸部でのベントス生息基盤）、人工干潟、石積堤を用いた閉鎖性干潟（礫間接触浄化等）、流況改善を選定した。技術の選定にあたっては、高度に土地利用が進んだ都市型の内湾では従来より着目されている干潟を造成できる場所は極めて限られていることと、濁質の濃度が高いために藻場も従来の方法では造成が不可能なことに留意し、それらの環境機能を代替でき、かつ広範囲に適用可能な技術を選択した点に特徴がある。
- ② 尼崎港内に、浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、石積堤を用いた閉鎖性干潟の現地実験施設を設置し、個々の技術およびそれらの効果の相乗、補完作用を定量化し、最適な技術の組み合わせを示すことができた。なお従前の現地実験では、単一の技術の効果を検証することを目的に行われてきたが、本研究のように複数の技術を適応し、個々の技術だけでなく、その効果の相乗作用、補完作用を見いだそうとする試みは国内外でも見あたらない。
- ③ 現地調査データを用いた生態系モデルによる数値シミュレーションによって、大規模にかつ適切に各技術を適用した場合の効果を評価した。その結果、水質のもっとも悪化する夏季においても、物質循環は改善されるために、浅場造成場所の平均で、表層の透明度が約4m（目標年平均5m、現状年平均2.5m）、底層の溶存酸素が約3mg/L（目標3mg/L、現状0mg/L）など、良好な生態系の形成が可能なレベルにまで環境を改善できることがわかった。また、アサリ等の動物による懸濁物質の除去と藻類による酸素の供給など、それぞれの技術の相互作用によって相乗的に環境改善効果が発現することを定量的に明らかにすることもできた。

(2) 都市型の内湾での環境修復技術のベストミックスを行うための方法論を提案（環境修復技術のパッケージ化）した。またその一部について試行し、その有効性を検証することができた。

(3) 尼崎港における環境修復事業化のための提案を行うことができた。本提案には下記の特徴がある。

- ① 航路や泊地、埠頭など港湾としての当面の利用状況や「尼崎 21 世紀の森」構想等も考慮し、より現実的な環境修復技術の施設配置と規模を具体的に検討した。またいくつかの仮定を含むものの、建設コストの試算も示すことができた。
- ② 生態系モデルによって、事業によってもたらされる効果を予測した。結果、港内全体の水質を大幅に改善することは難しいものの、夏場の貧酸素時においても避難場所や生物生産場所が確保されると事業を評価することができた。

(4) 実証試験によって各技術の環境修復効果について以下のような新たな知見を得ることができた。その成果は適宜論文等で発表されている。

- ① 浮体式藻場を用いれば、尼崎港のように極度に透明度が低く生息基盤の欠如した海域でも、藻場造成が可能であることを実証することができた。また栄養塩類の固定、系外除去の定量評価とともに、そのワカメの堆肥化に成功した。この堆肥が「尼崎 21 世紀の森」構想など陸域臨海部の森づくりに活用されれば、陸と海における栄養塩類の循環システムも形

成できることを示している。

- ②大量発生と環境への悪影響が懸念されるアオサについても、それを前処理をせずにメタンガス化し、資源化できる目処をつけた。
- ③エコシステム護岸では直立護岸から海底への負荷削減と底層の貧酸素化の低減に貢献できることを明らかにし、都市型の閉鎖性海域で問題となる直立護岸部の改善に有効な知見を得た。
- ④人工干潟では、干潟地形の安定性が確認され、設計手法の妥当性が確認された。その一方で、富栄養化した静穏な海域に建設された干潟上にはイガイ類がマットを形成するなどの管理上有用な知見を得ることができた。
- ⑤閉鎖性干潟では、期待した懸濁物の除去による透明度の向上などの効果が明らかになる一方で、一般の開放型の干潟と比較して底生生物の加入が遅れることなど、実用上の重要な知見が得られた。
- ⑥流況制御技術では、港口部における剥離構造物設置や水路開削などの海水交換促進工法の効果を明らかにするとともに、港内に放流されている下水処理水の放流位置の変更による港内への負荷削減効果や、現状の港口部の防波堤の延長による港内の流動改善効果などの効果を明らかにすることができた。

資料編

1 実証実験

1.1 実証実験海域の環境変動

(1) 港内におけるモニタリング調査の概要

港内においては本編 4.1.2 の図 4.1.3 に示す調査を平成 14 年 2 月～16 年 2 月の間定期的に実施した。また、平成 15 年度は本編 4.1.2 の表 4.1.1 の調査を行い港内水質の変動、各実証実験施設の状態を把握した。

(2) 港内におけるモニタリング結果

尼崎港内におけるモニタリング結果を次ページ以降に示す。

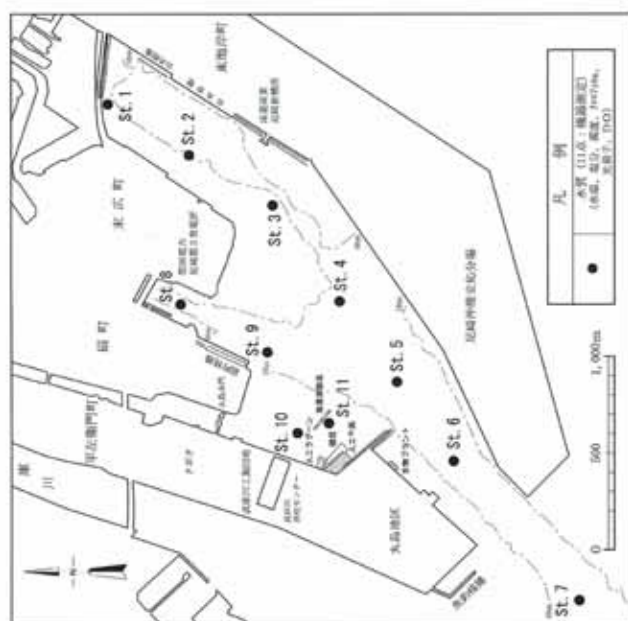
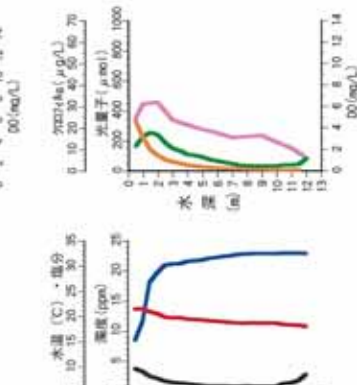
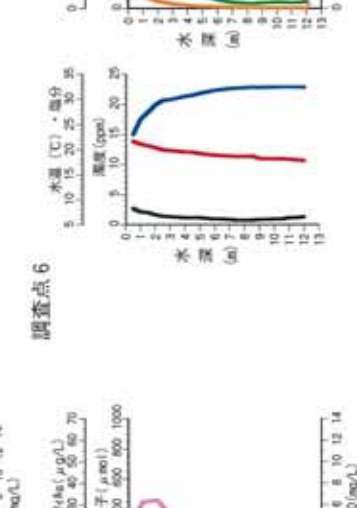
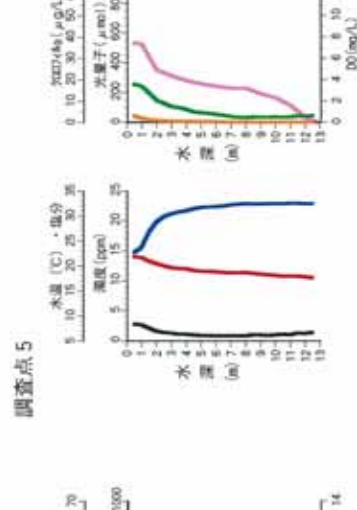
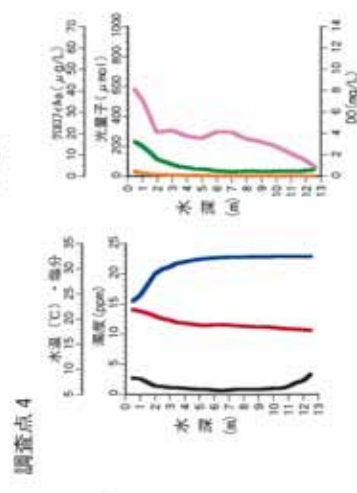
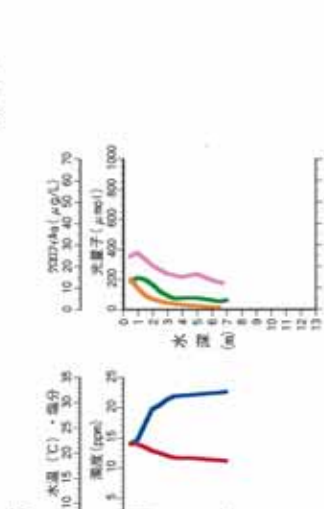
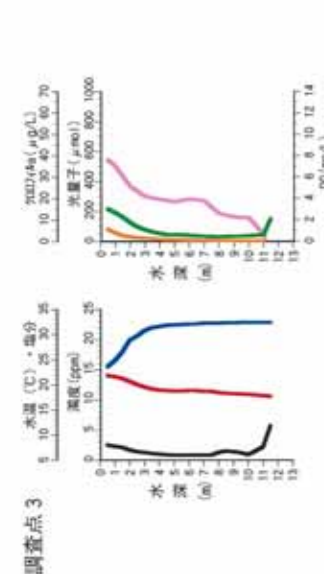
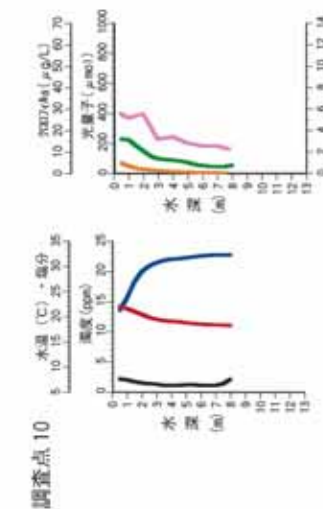
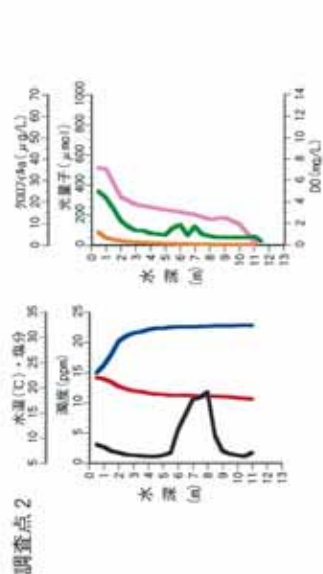
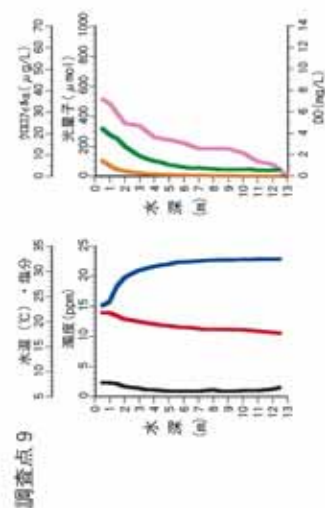
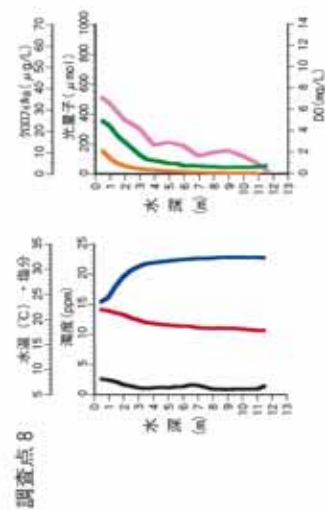
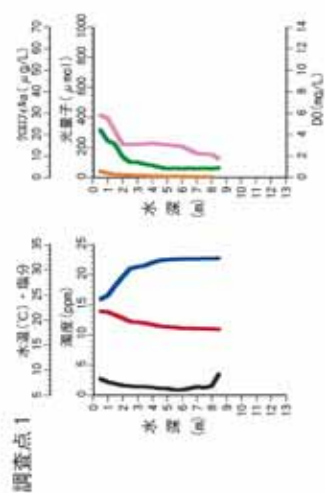


圖 1 (1) 水質項目鉛直分布 (水温・濁度・加圧係数・光子・DO)

調査年月日：平成15年6月16日

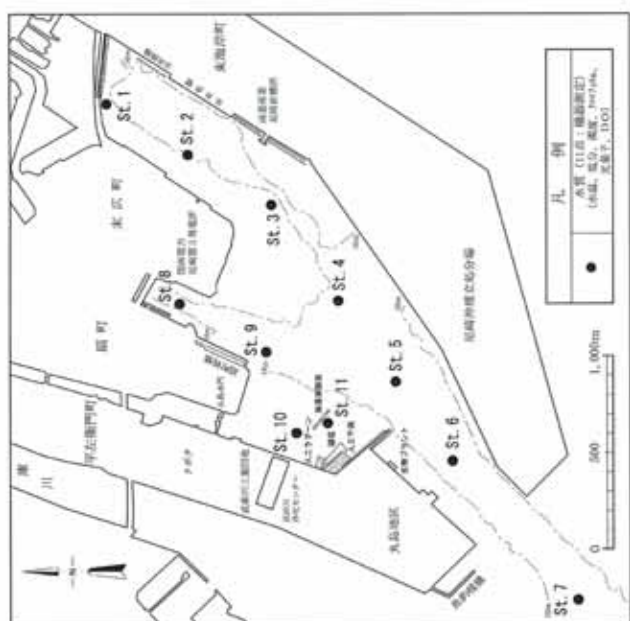
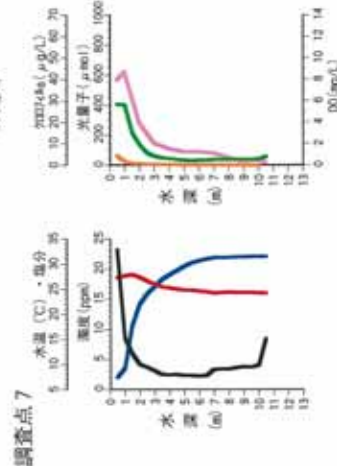
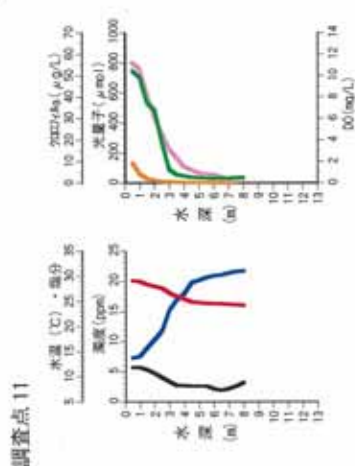
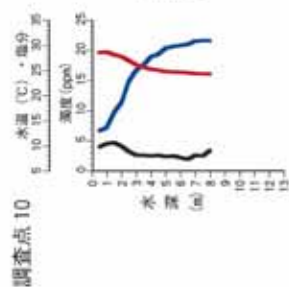
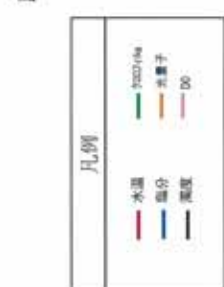
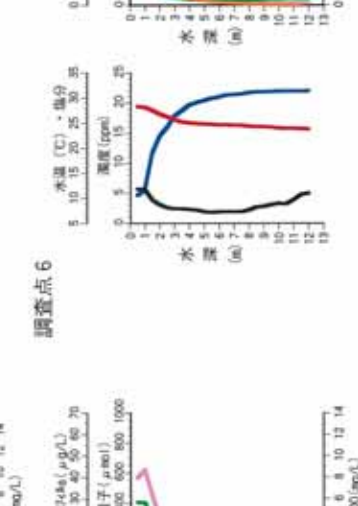
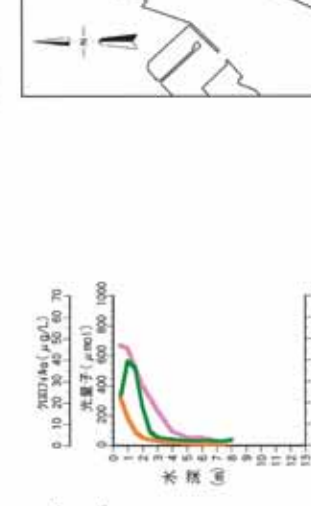
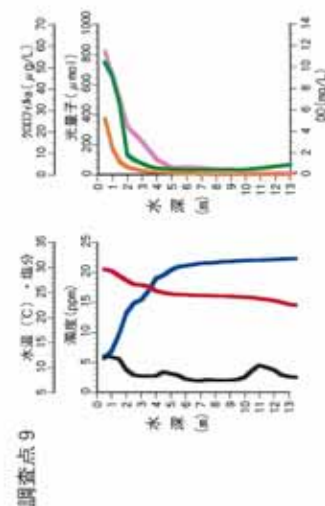
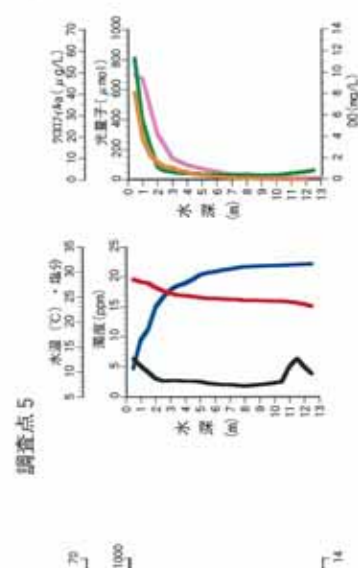
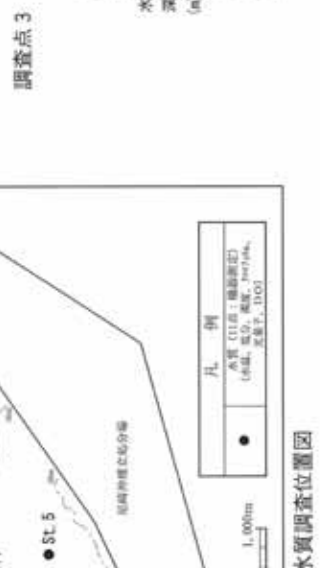
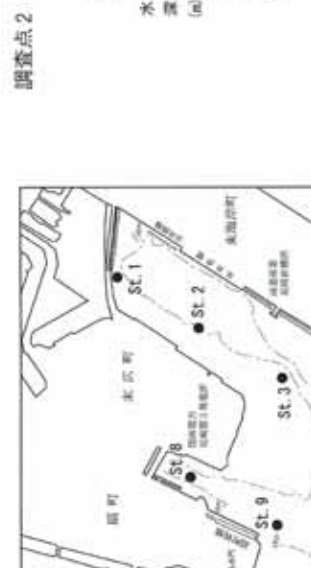
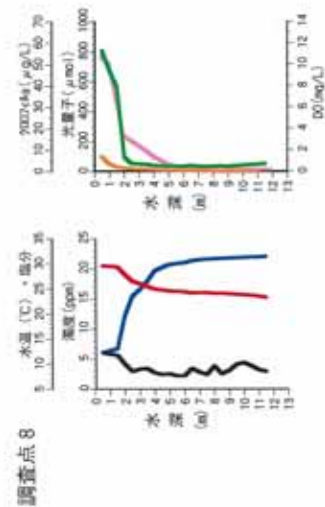
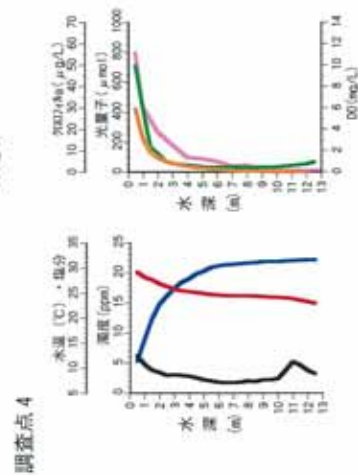
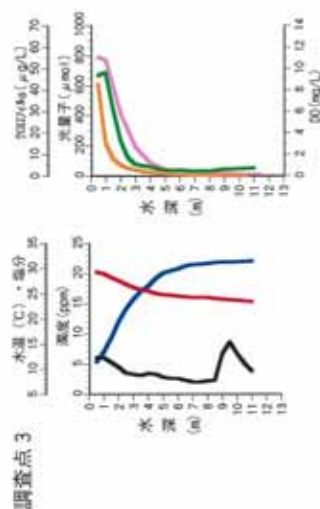
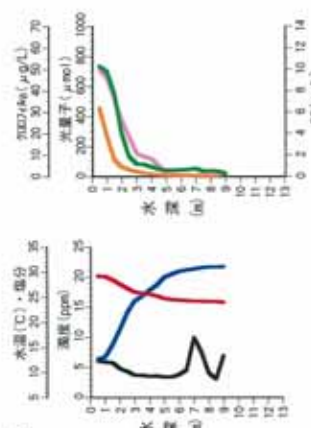
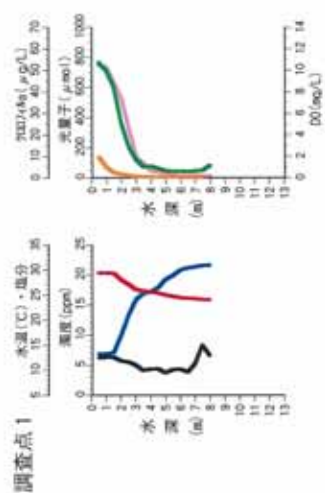
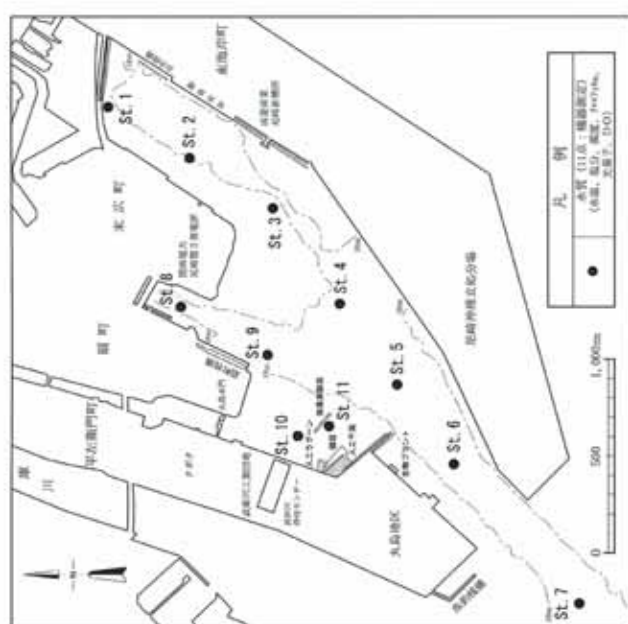
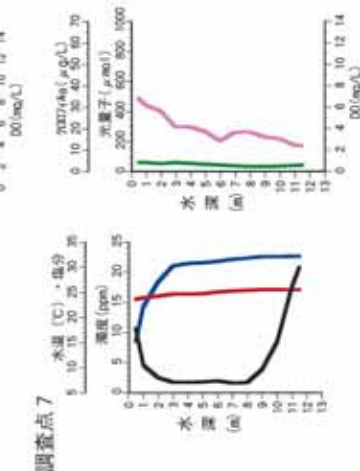
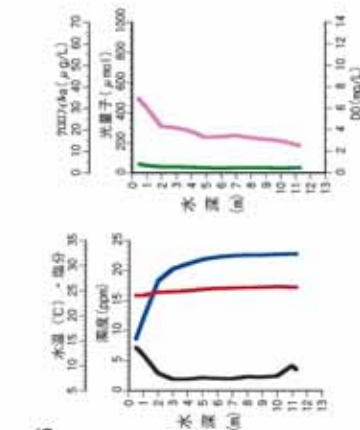
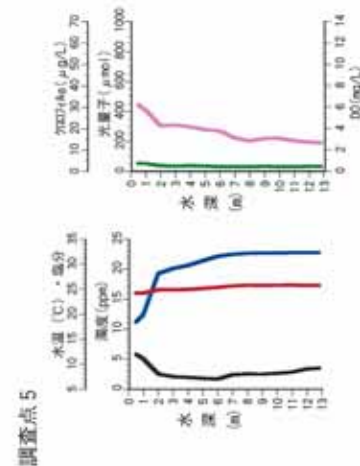
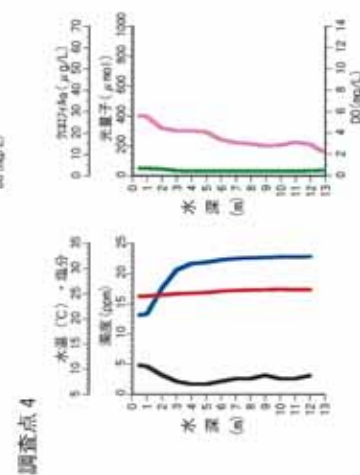
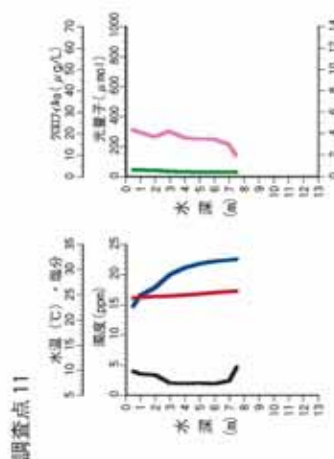
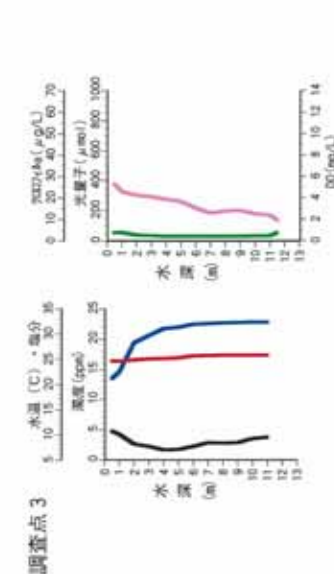
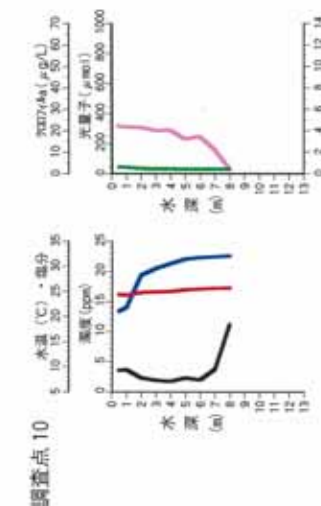
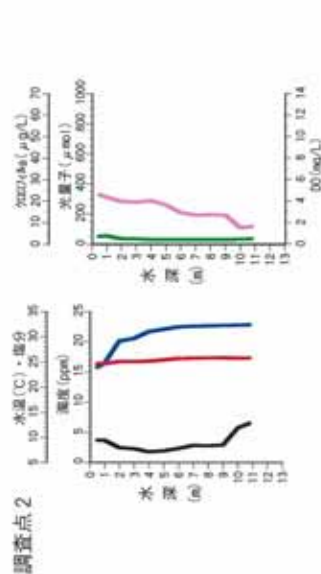
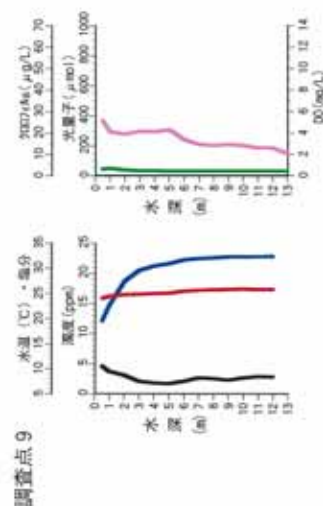
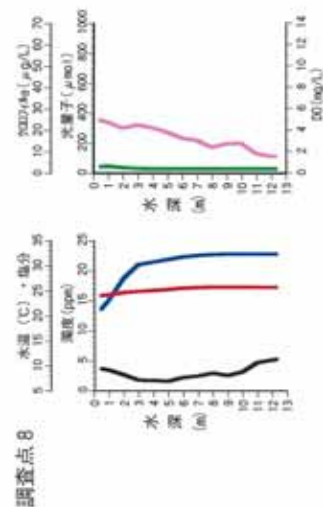
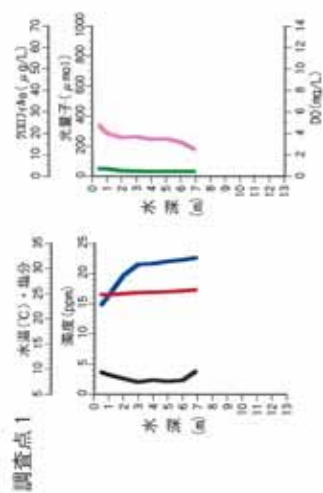


圖 1 (2) 水質項目鉛直分布 (水溫・塩分・濁度・加圧/a・光子・DO)

調査年月日：平成15年8月27日



水質調査位置図

(注) 本回においては、光子は欠測。

☒ 1 (3)

水質項目鉛直分布 (水溫・塩分・濁度・クロロフィル・DO)

調査年月日：平成15年9月26日

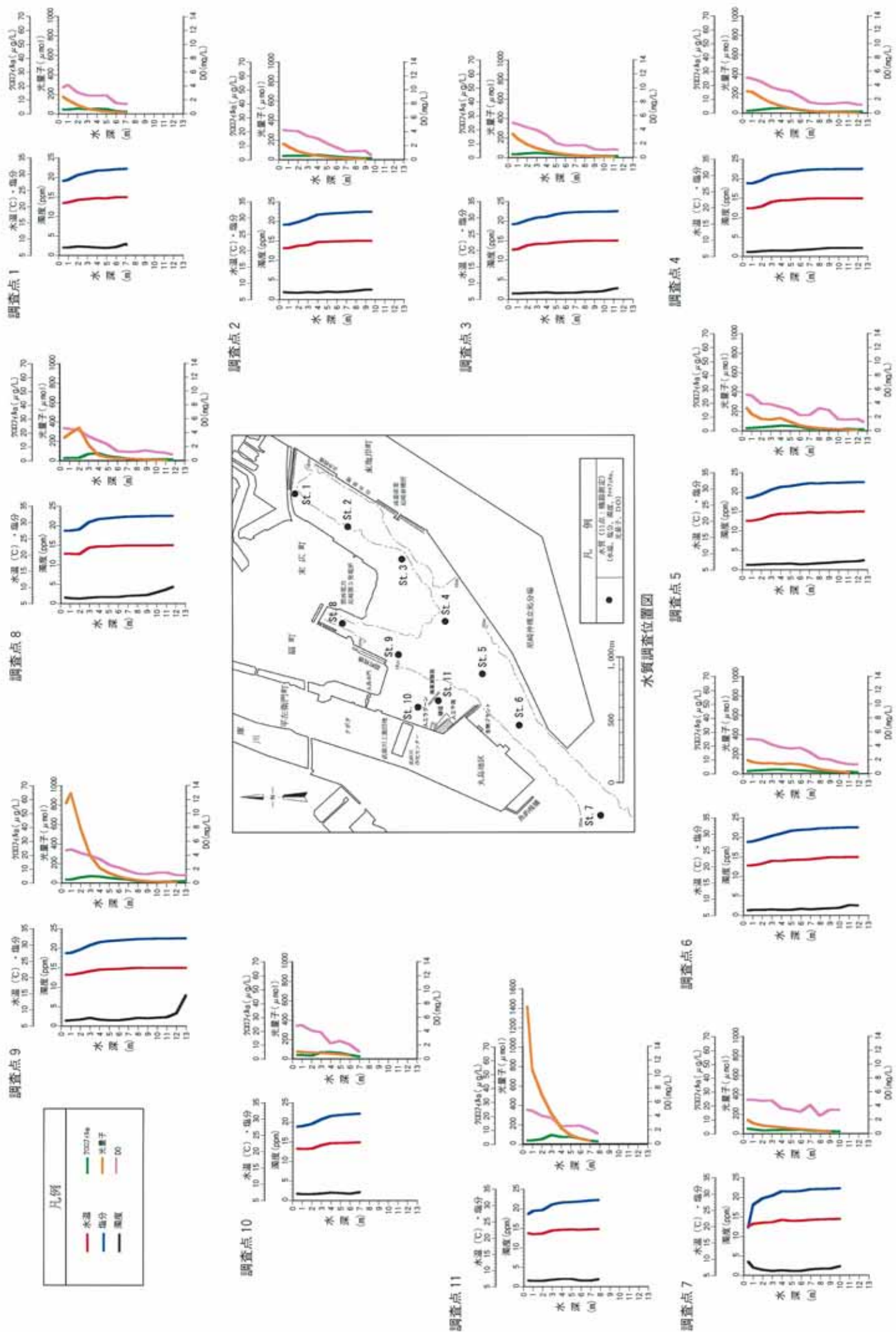


図 1 (4) 水質項目鉛直分布 (水温・塩分・濁度・DO)

調査年月日: 平成 15 年 10 月 24 日

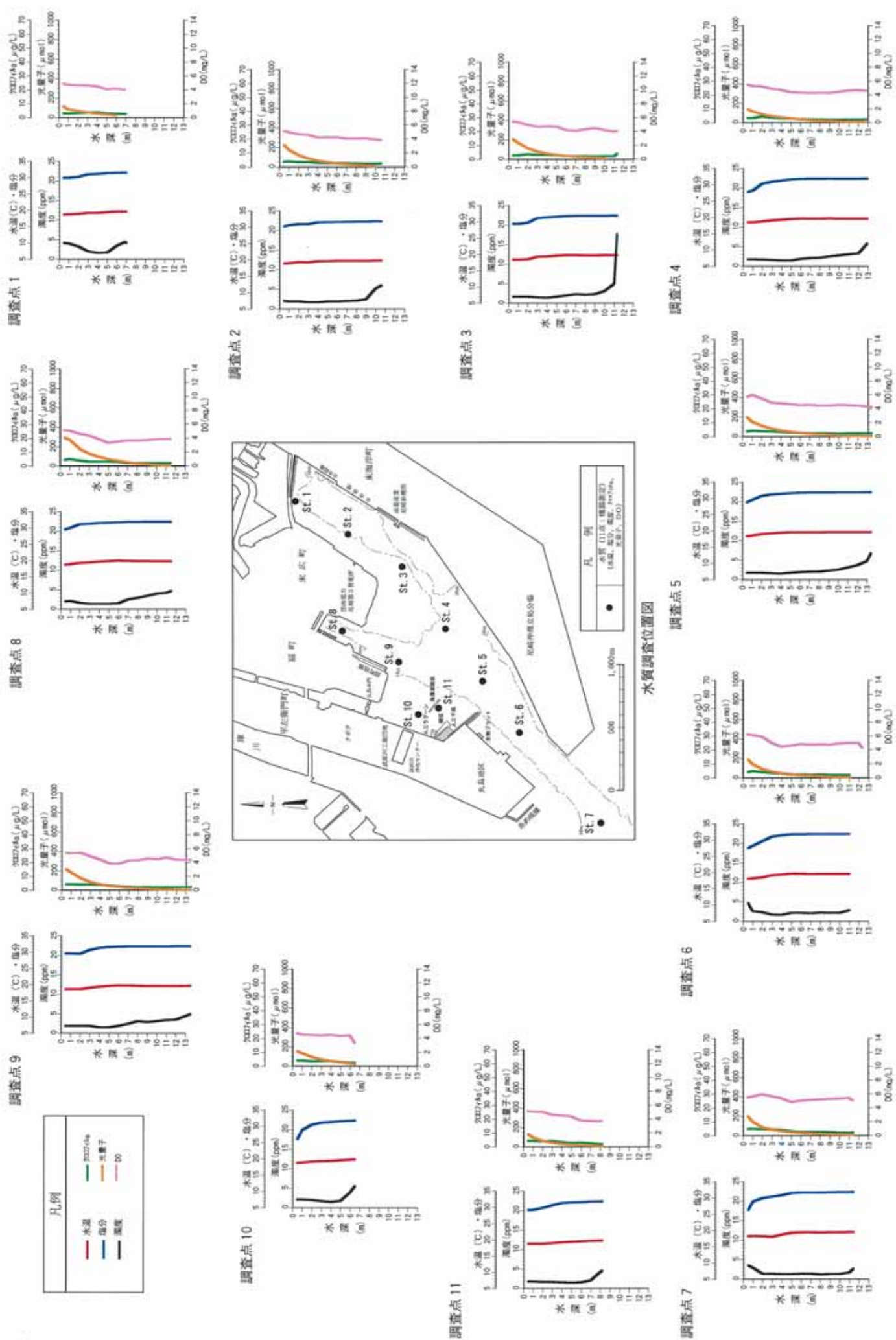


圖 1 (5) 水質項目鉛直分布 (水温・塩分・濁度・加圧・DO)

調査年月日:平成15年11月25日

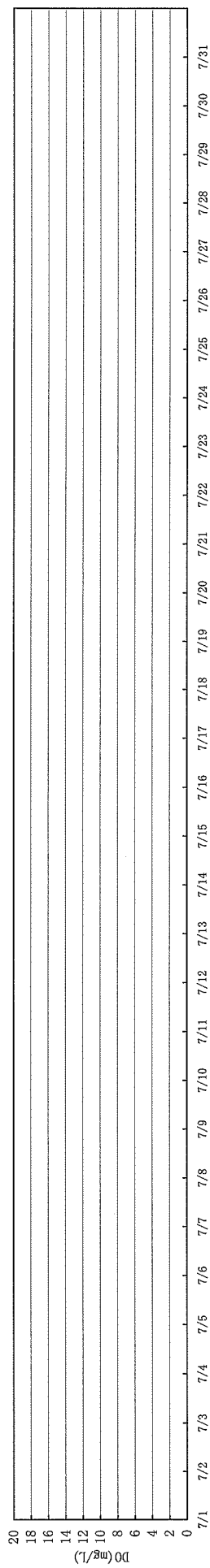
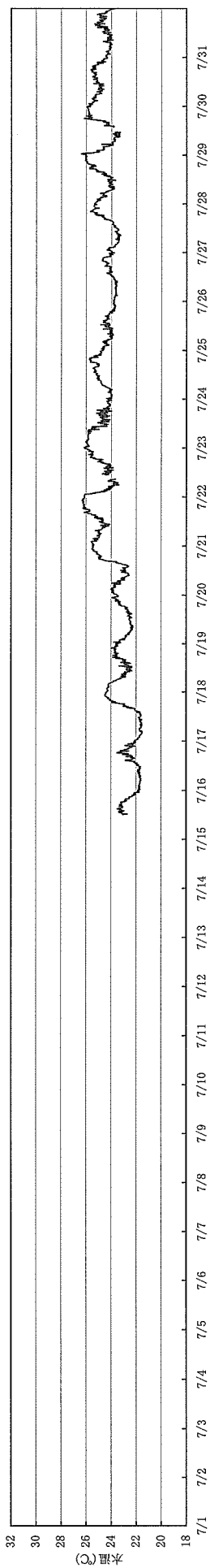
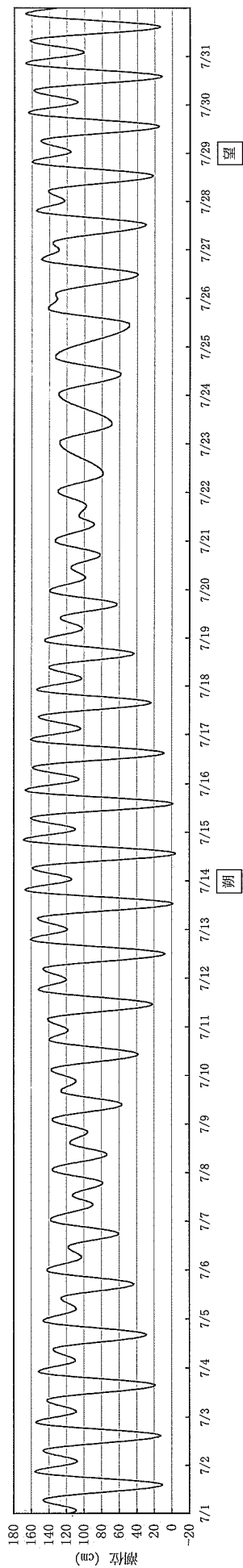


図2-1 (1) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下2 m : 7月)

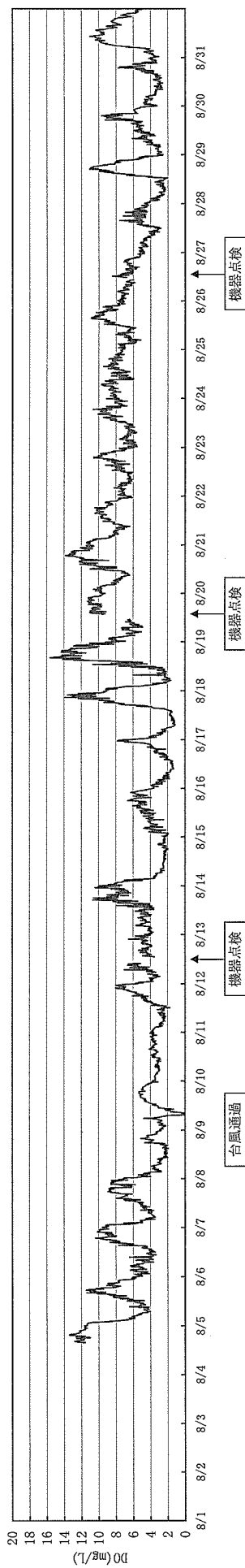
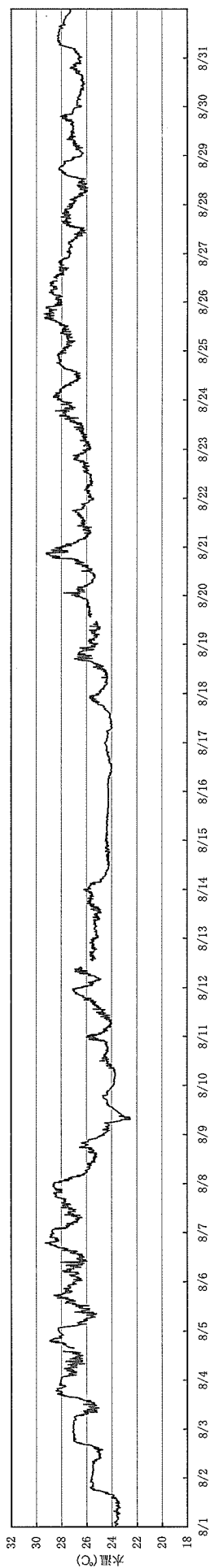
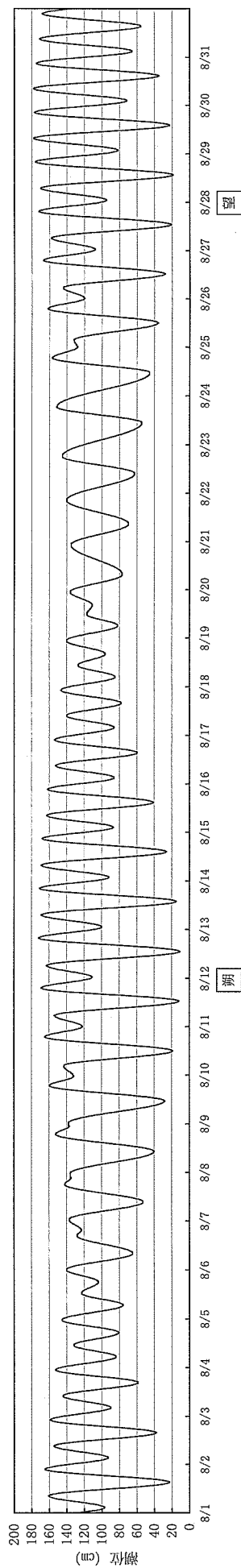


図2-1(2) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下2m : 8月)

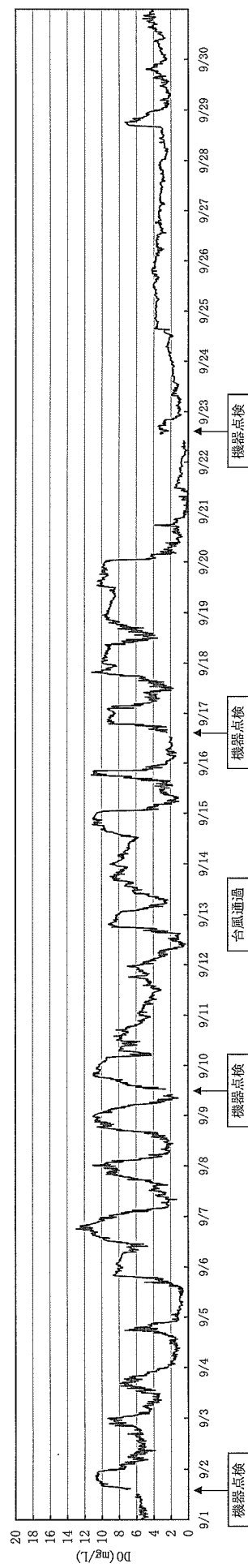
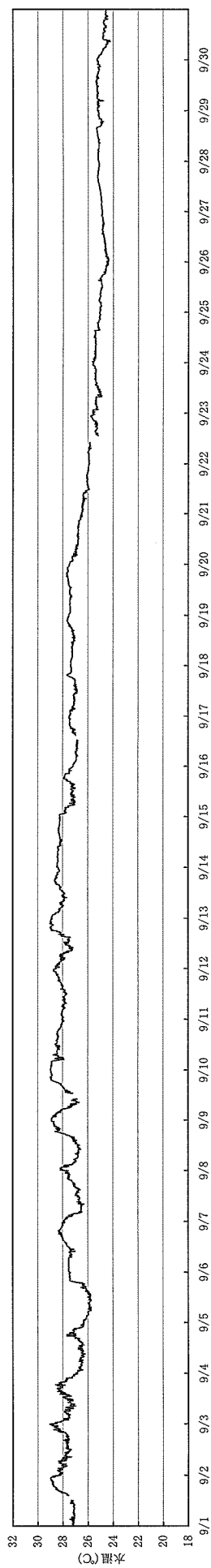
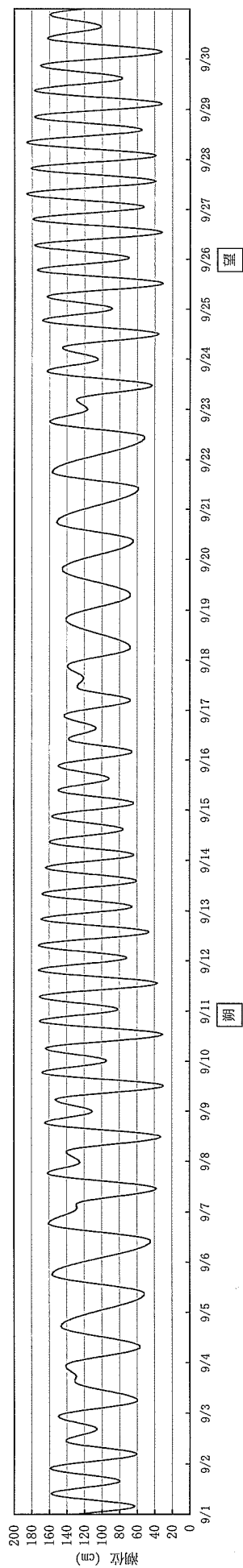


図2-1 (3) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下2m : 9月)

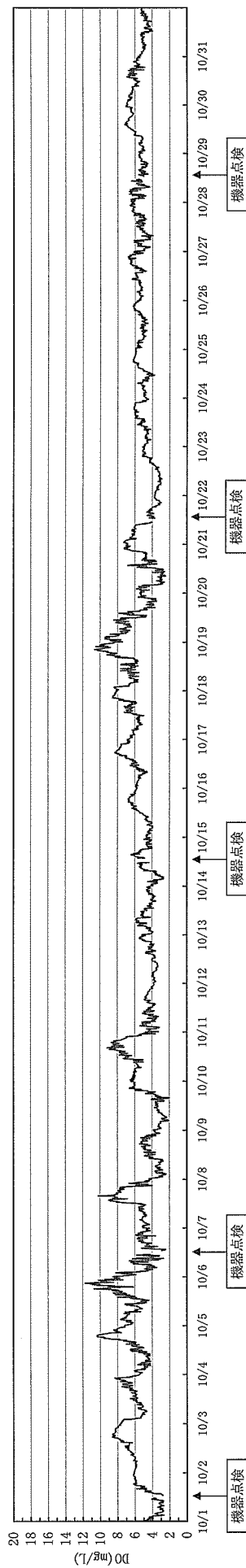
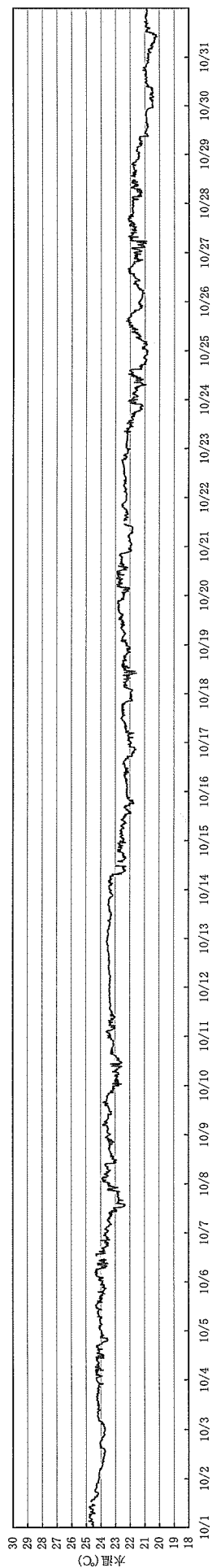
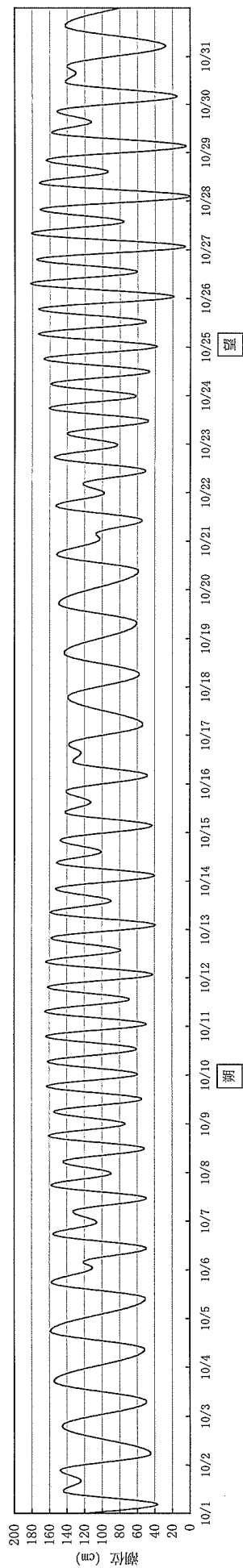


図2-1 (4) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下2 m : 10月)

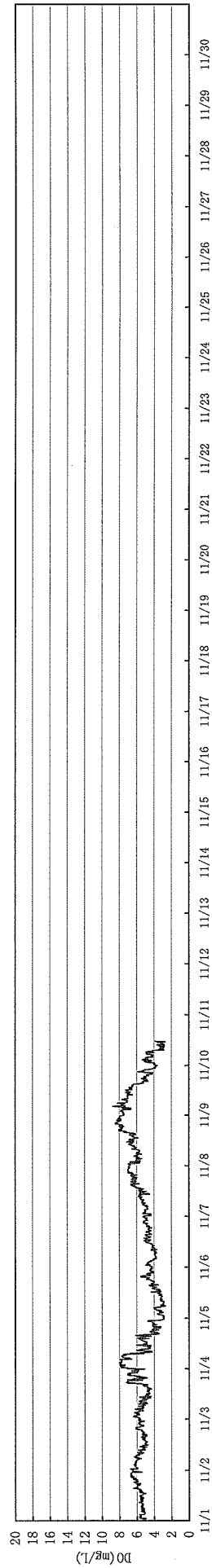
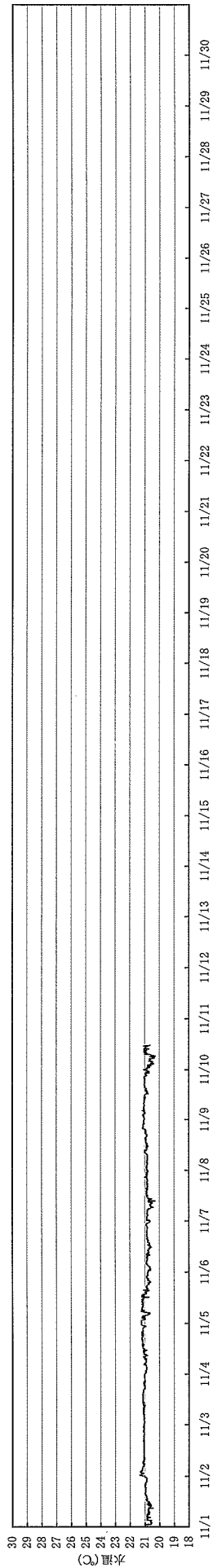
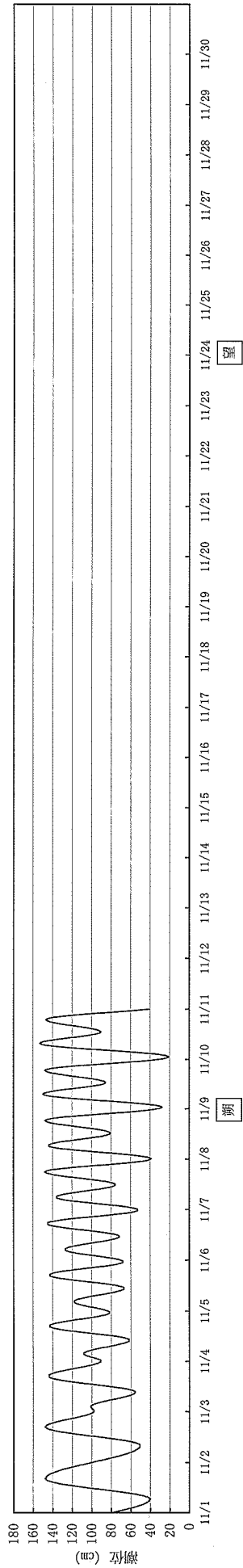


図2-1 (5) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下2 m : 11月)

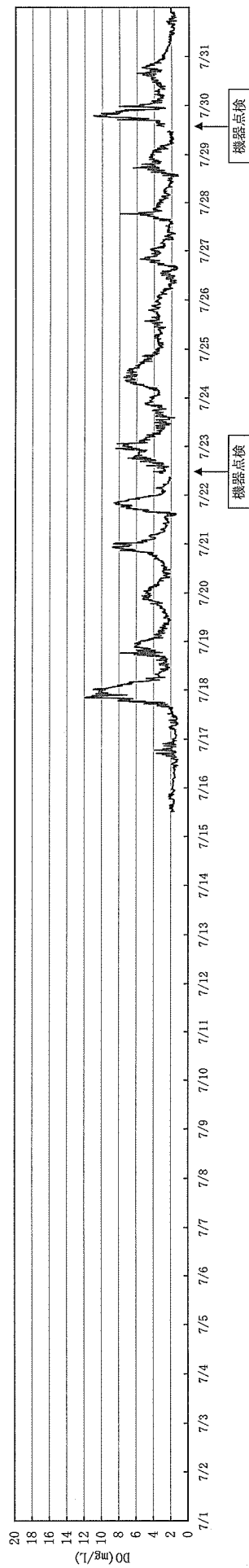
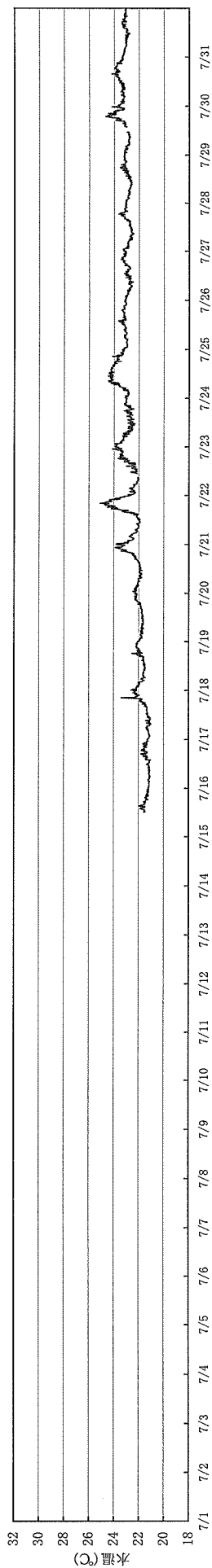
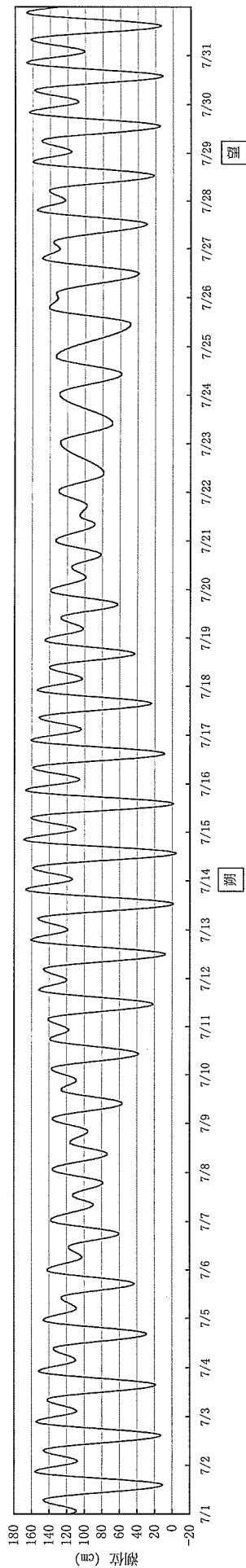


図2-2(1) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下4m : 7月)

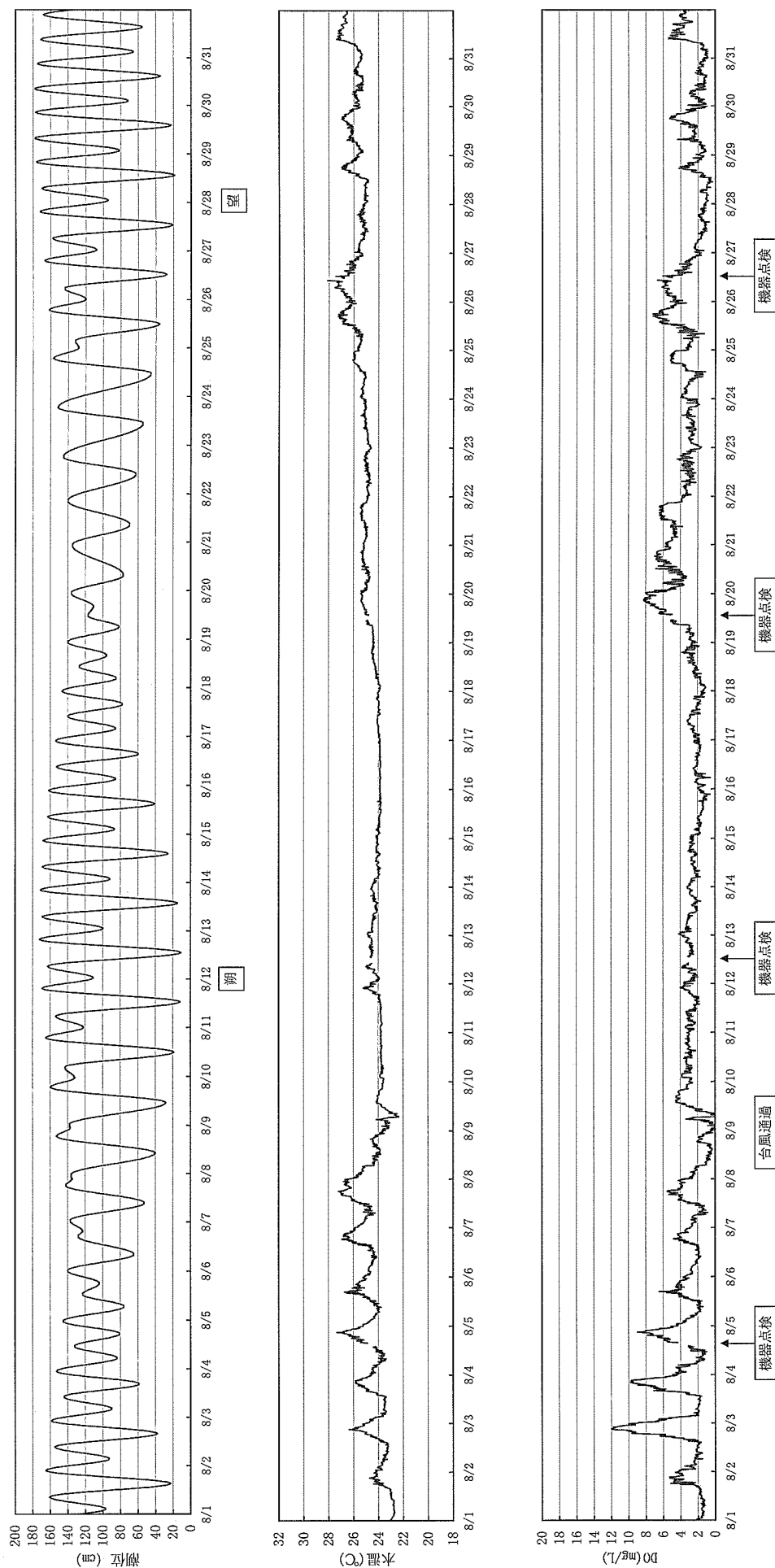


図2-2(2) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下4m : 8月)

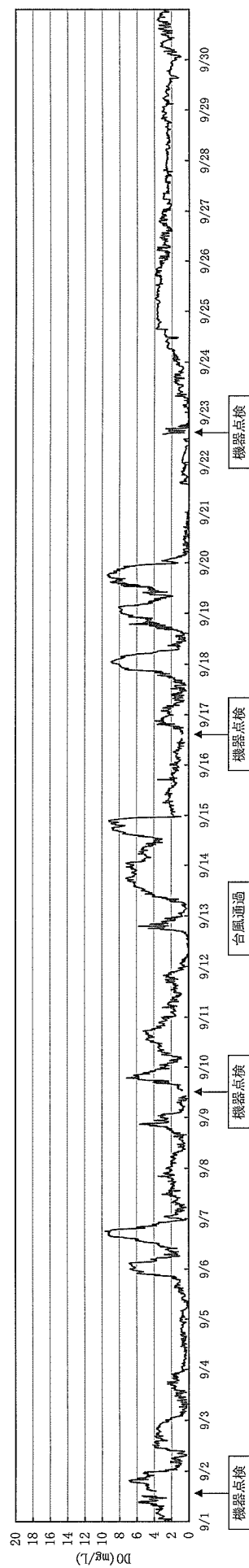
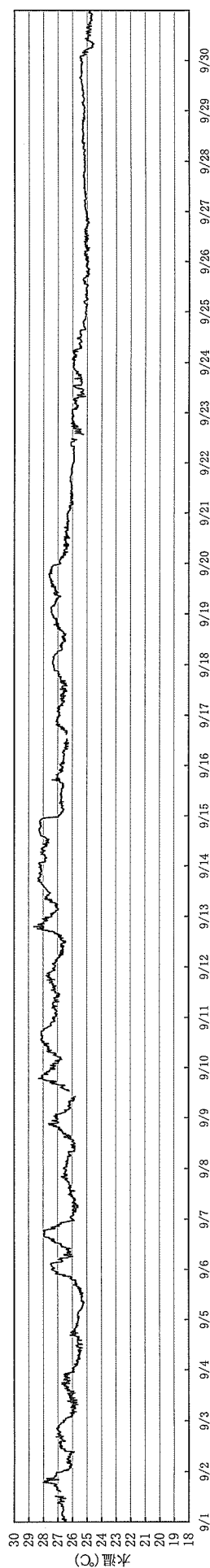
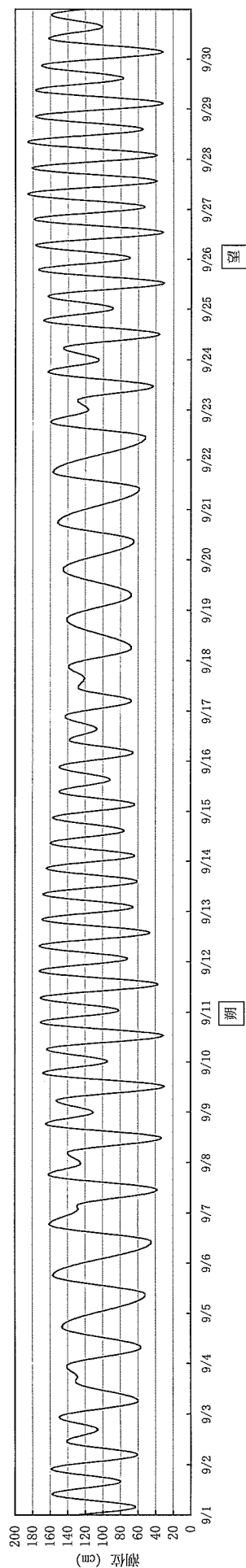


図2-2(3) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下4m : 9月)

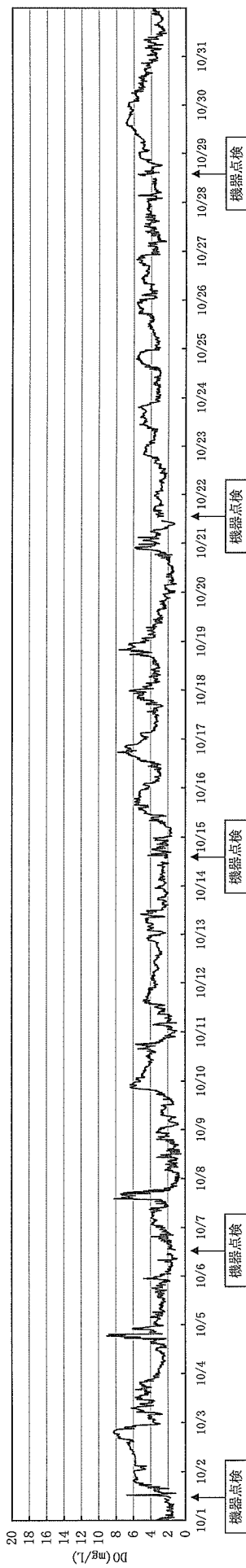
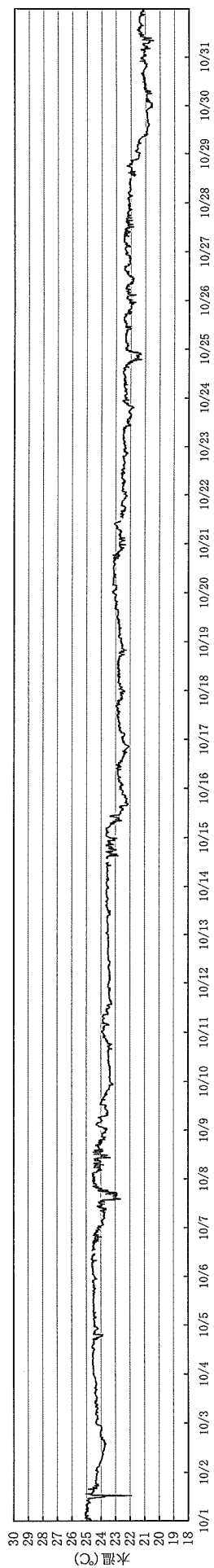
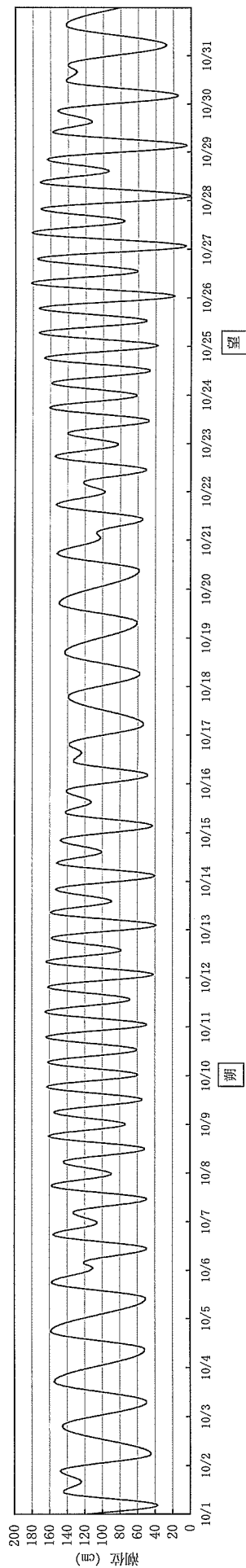


図2-2(4) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下4m : 10月)

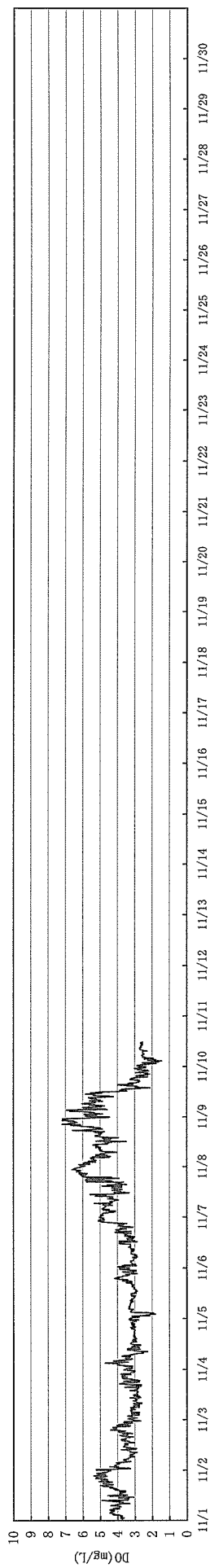
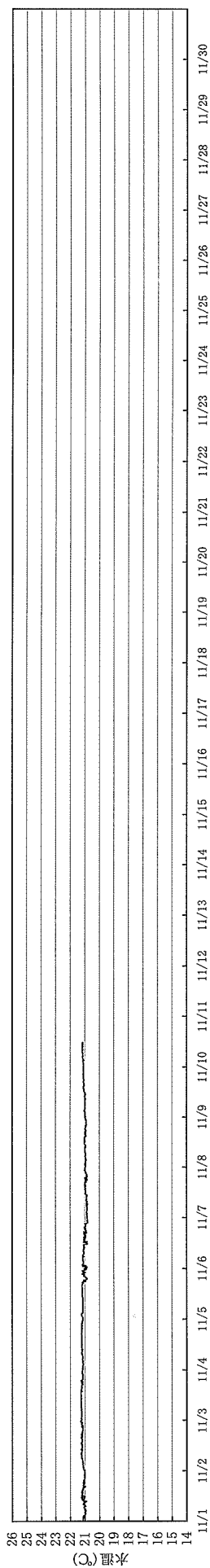
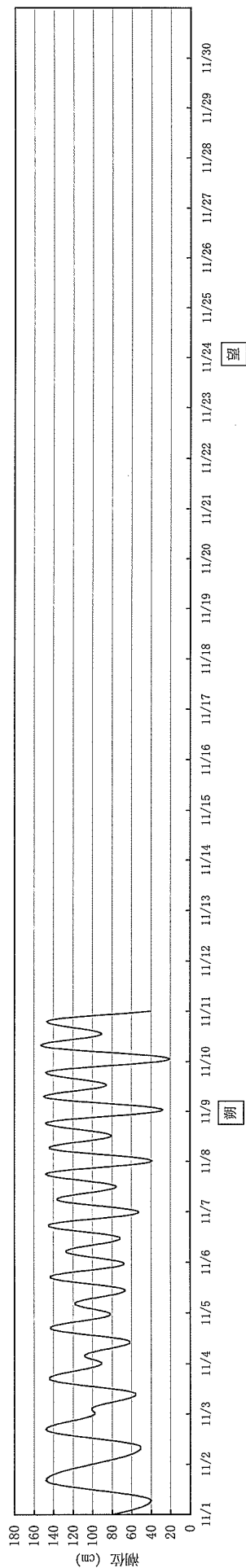


図2-2(5) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (筏・海面下4m : 11月)

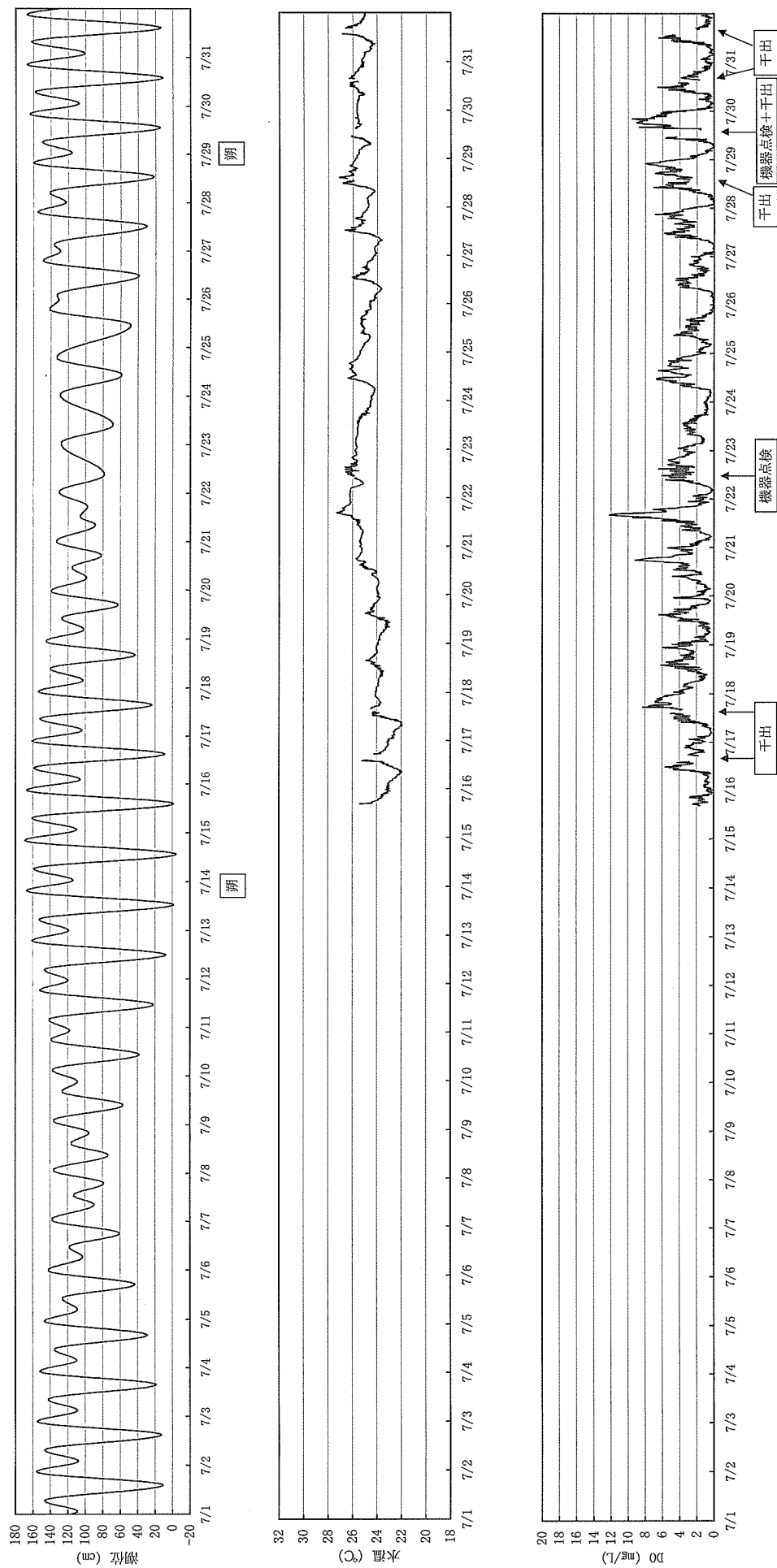


図2-3(1) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工ラグーン：7月)

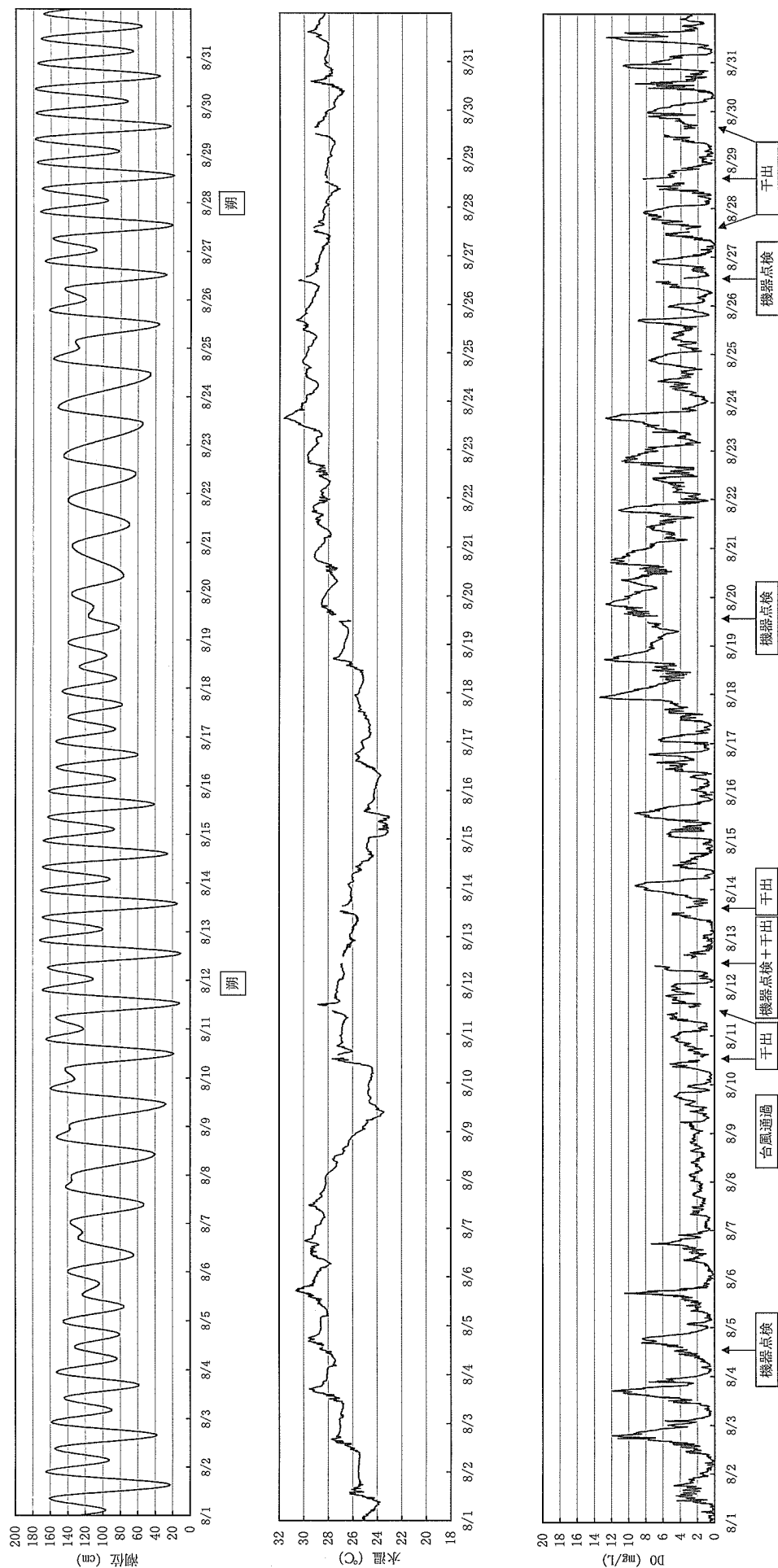


図2-3 (2) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人エラグーン : 8月)

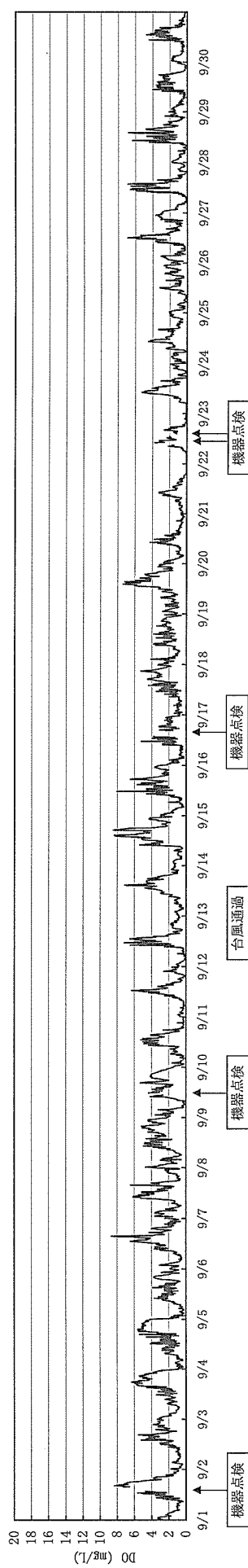
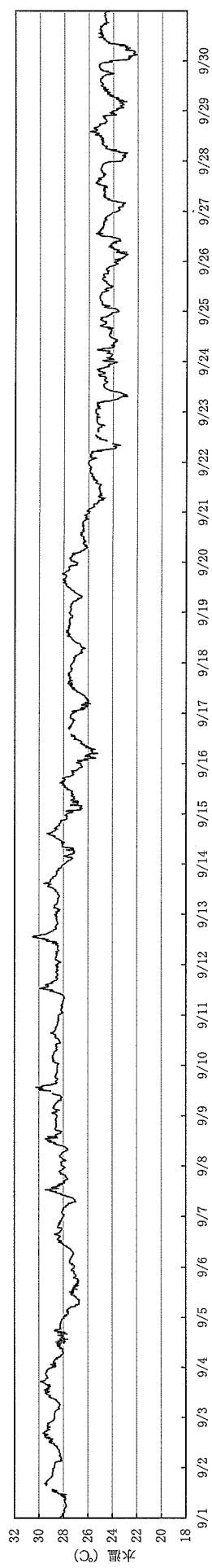
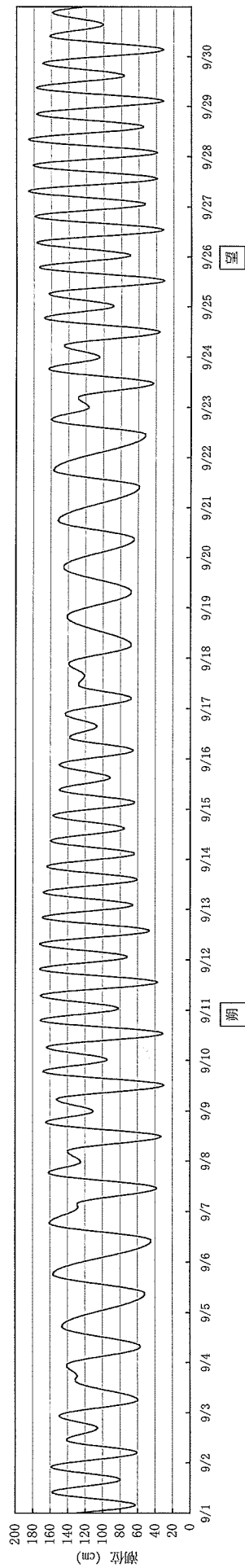


図2-3(3) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人エラグーン：9月)

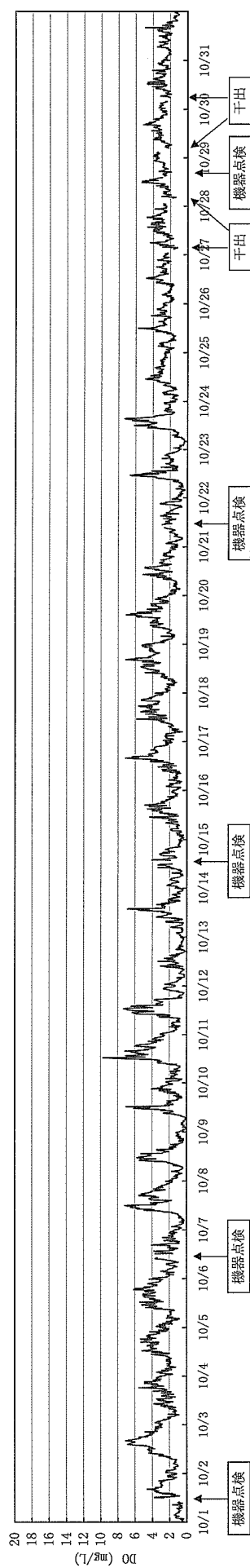
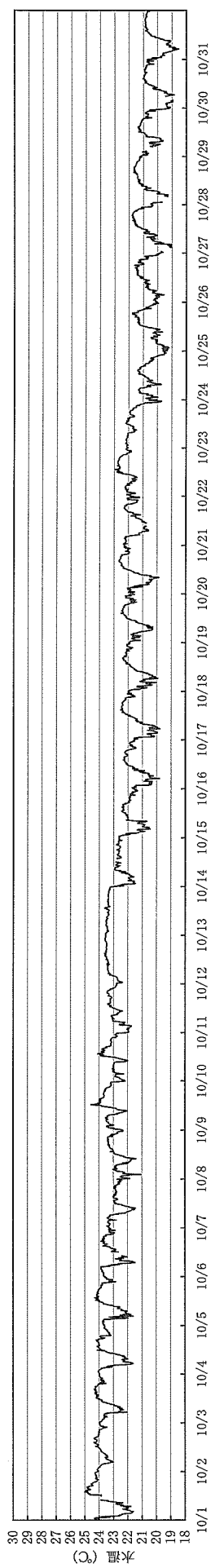
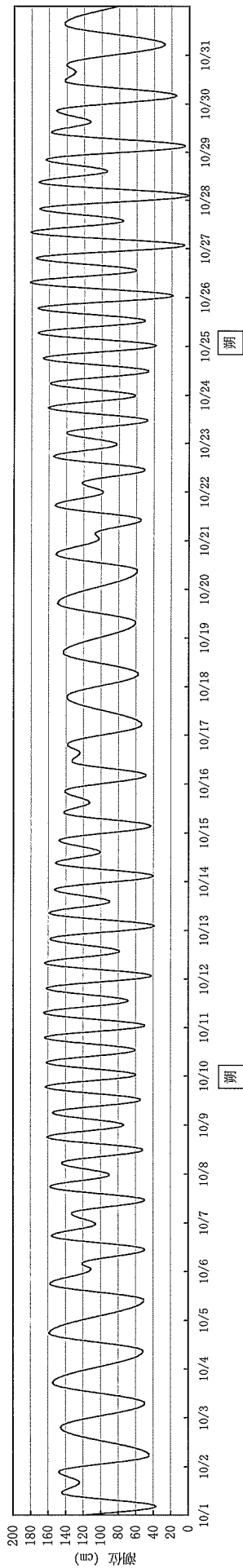


図2-3(4) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工ラゲーン：10月)

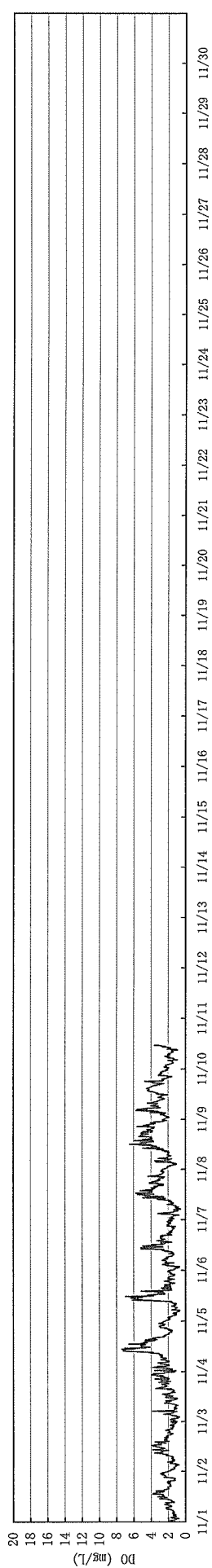
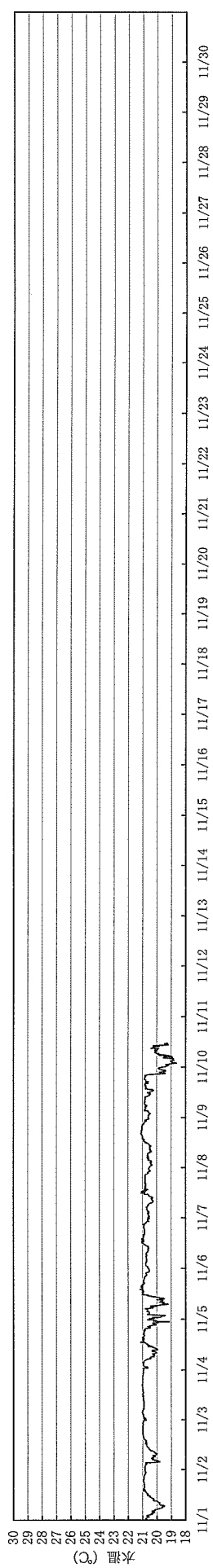
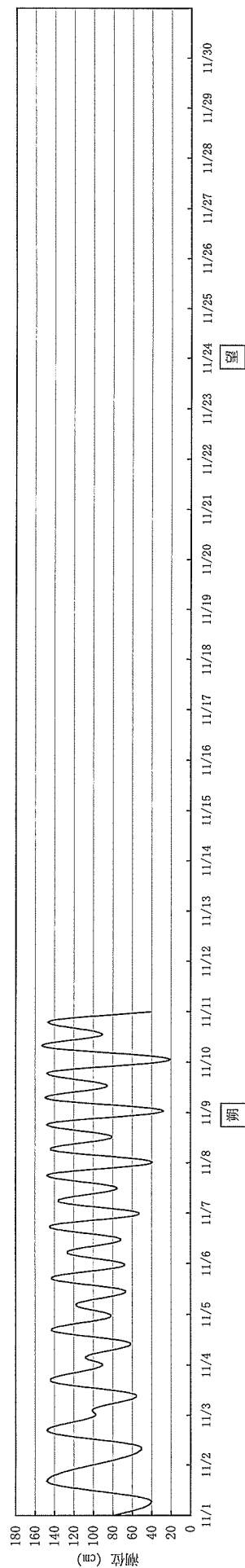


図2-3(5) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人エラグーン：11月)

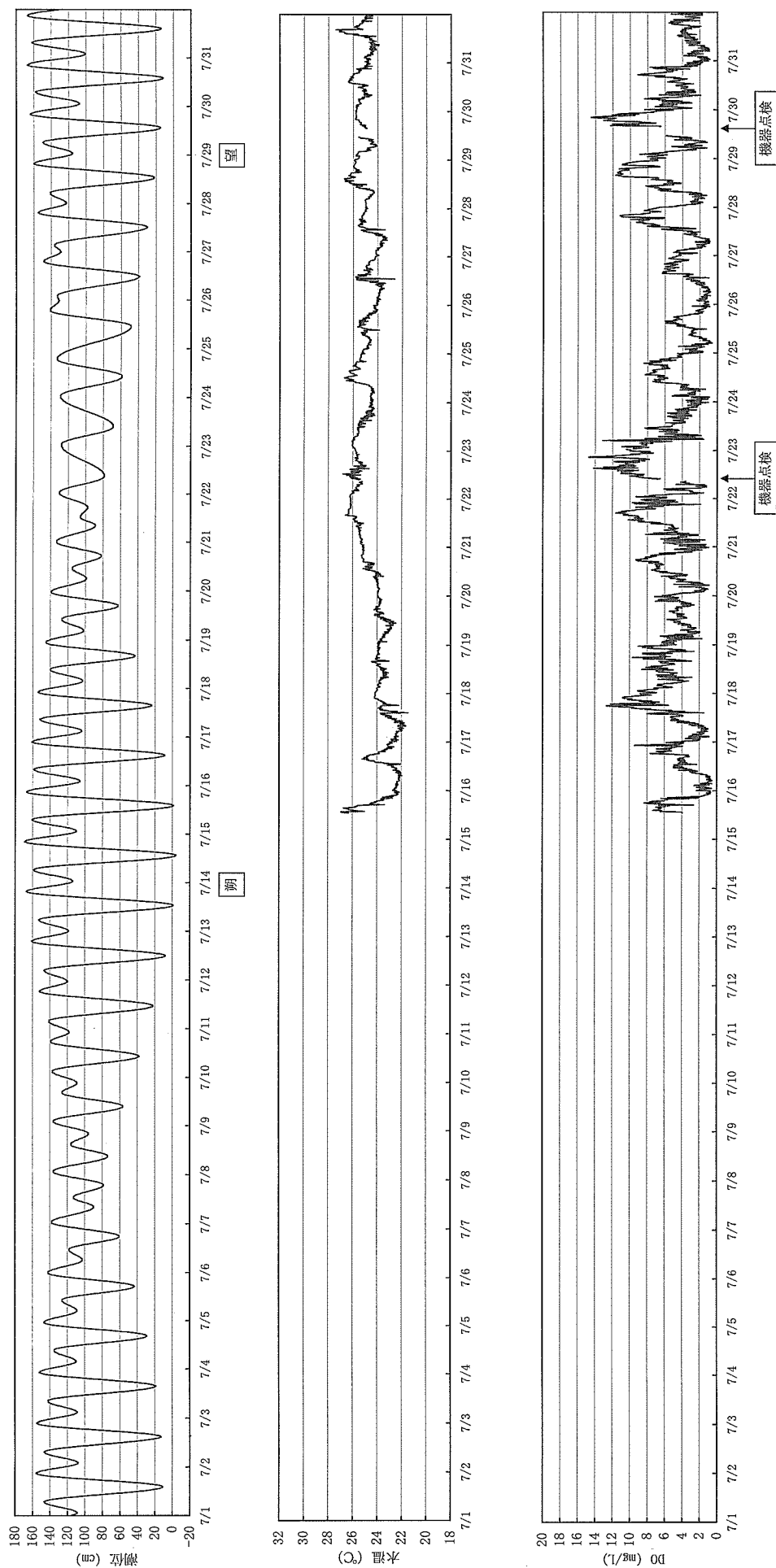


図2-4(1) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工干潟：7月)

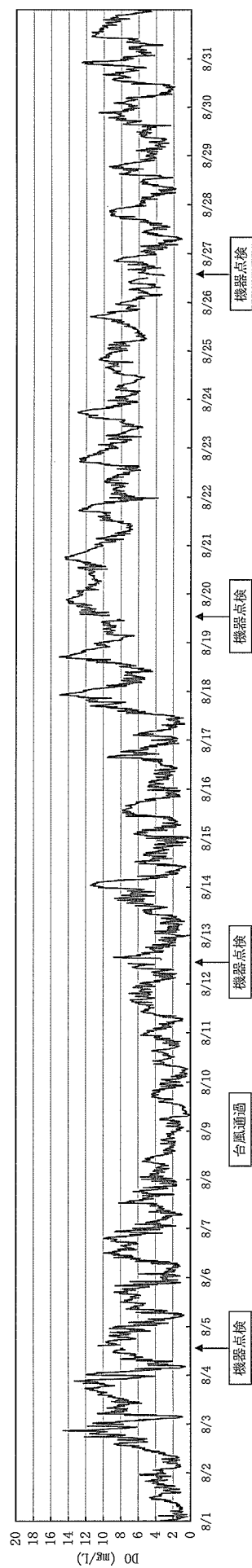
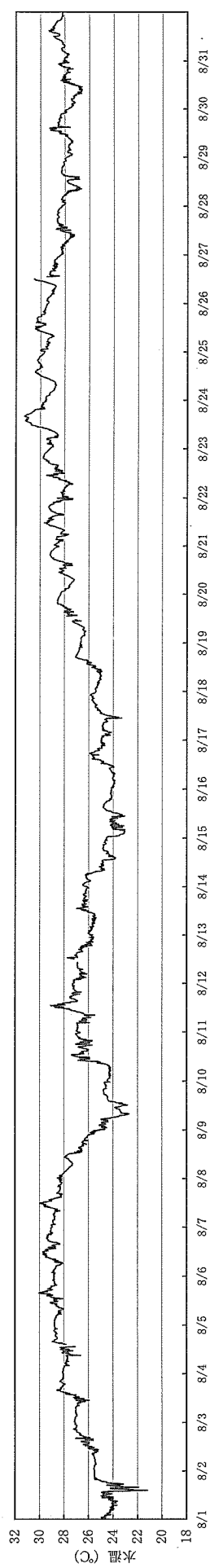
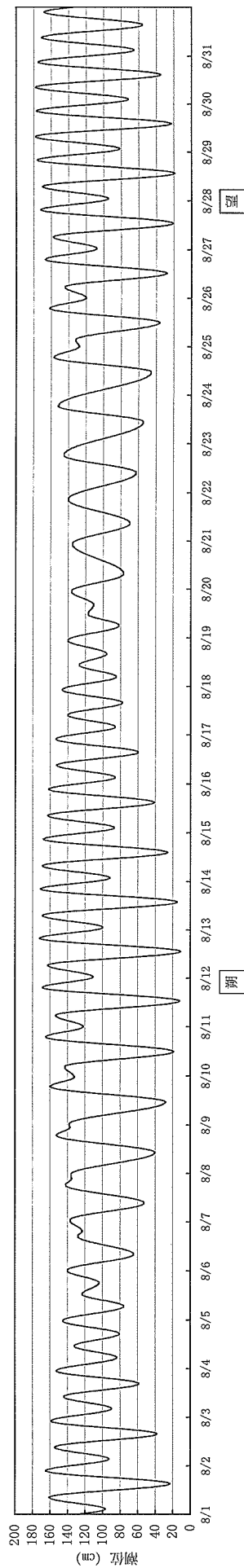


図2-4(2) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工干潟：8月)

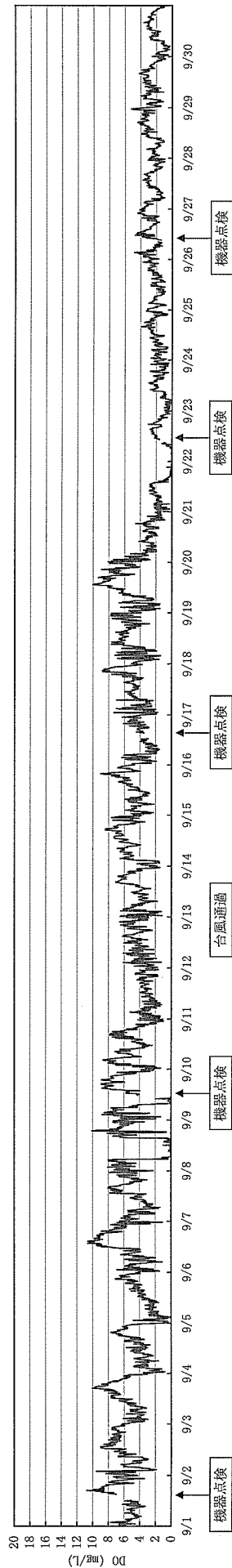
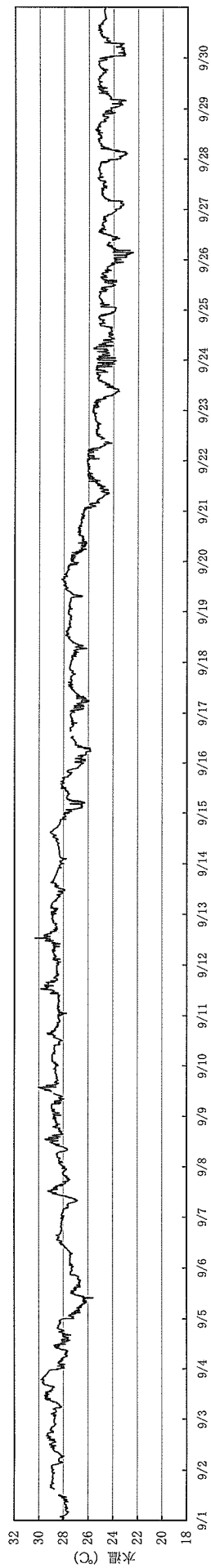
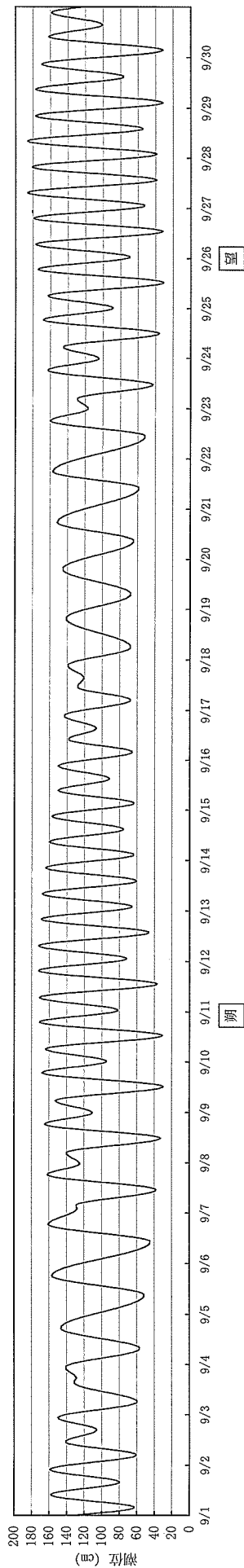


図2-4(3) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工干潟：9月)

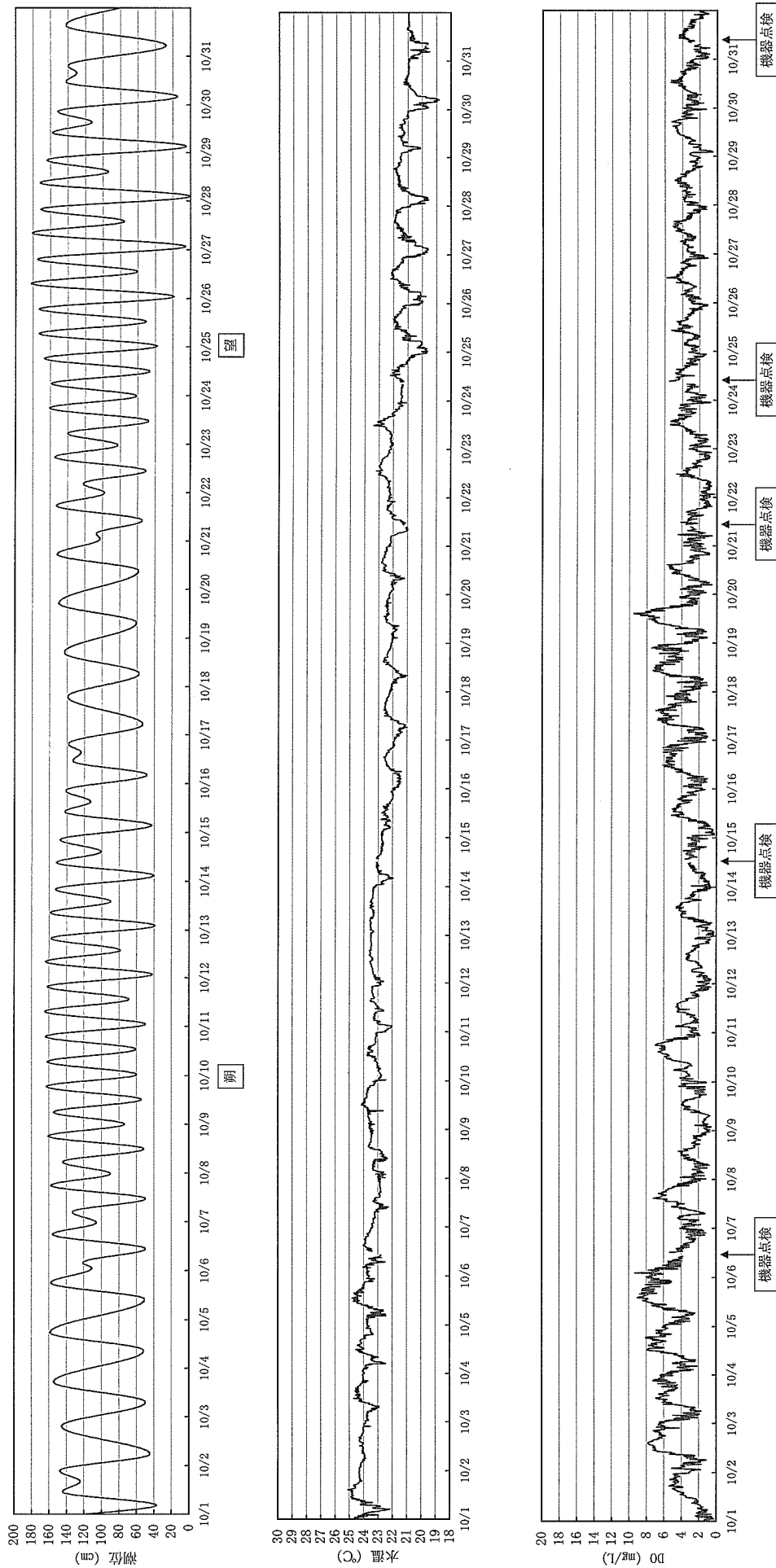


図2-4(4) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工干潟：10月)

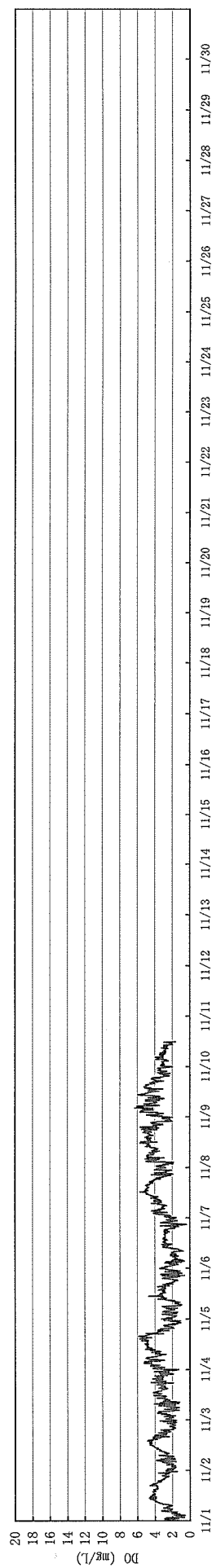
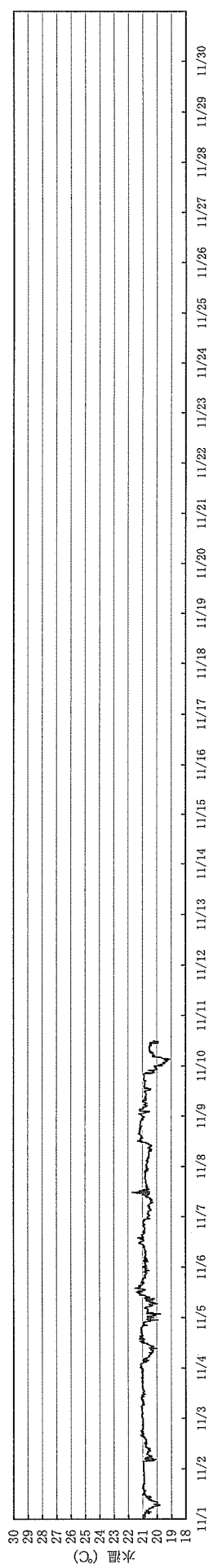
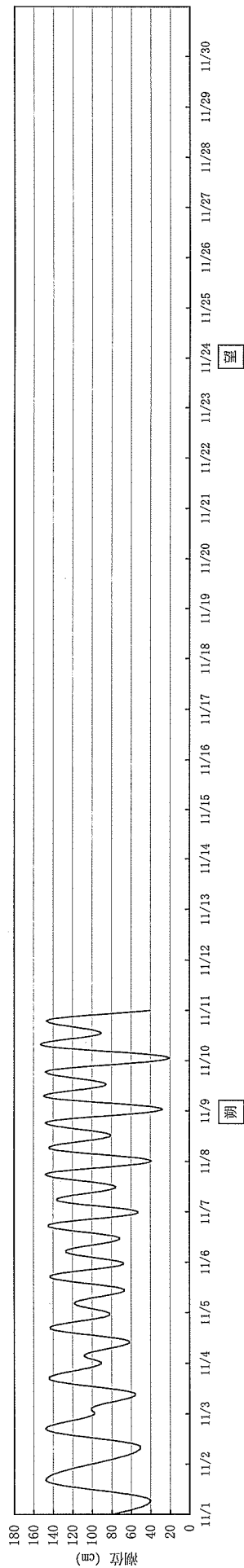


図2-4(5) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (人工干潟：11月)

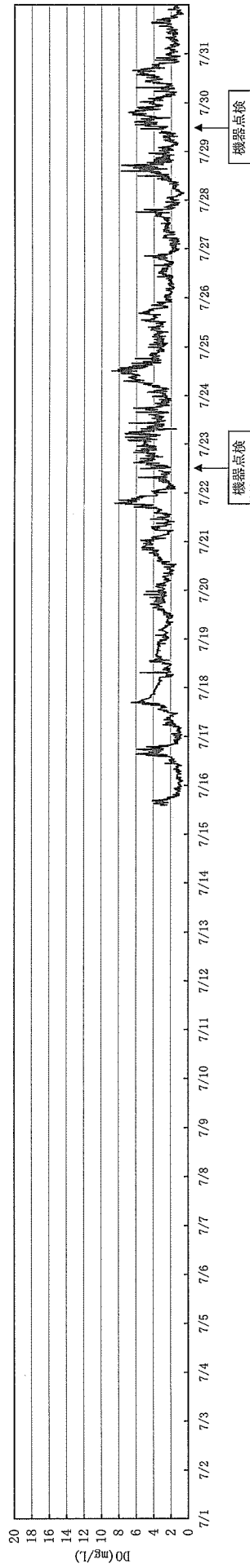
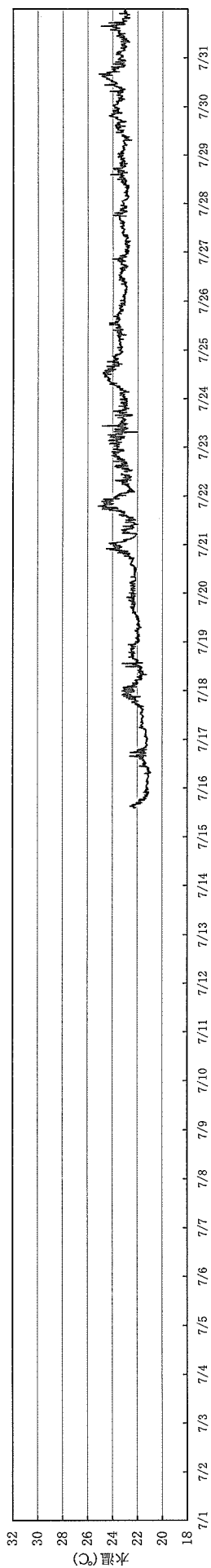
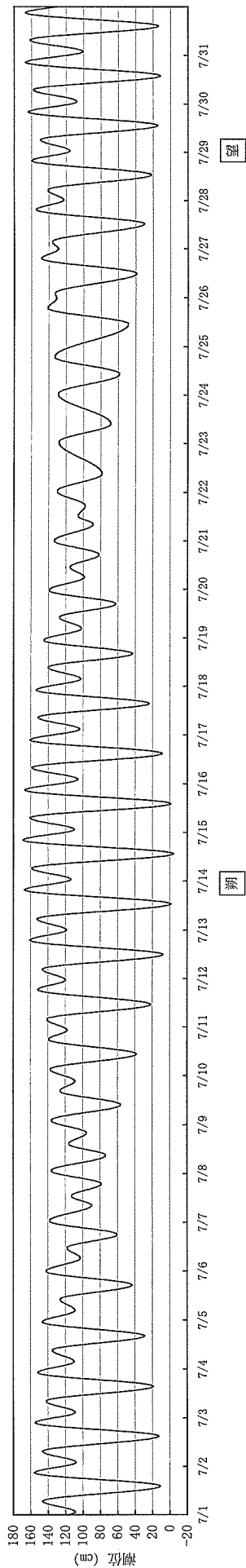


図2-5(1) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (生物プラント・D.L-1.5m : 7月)

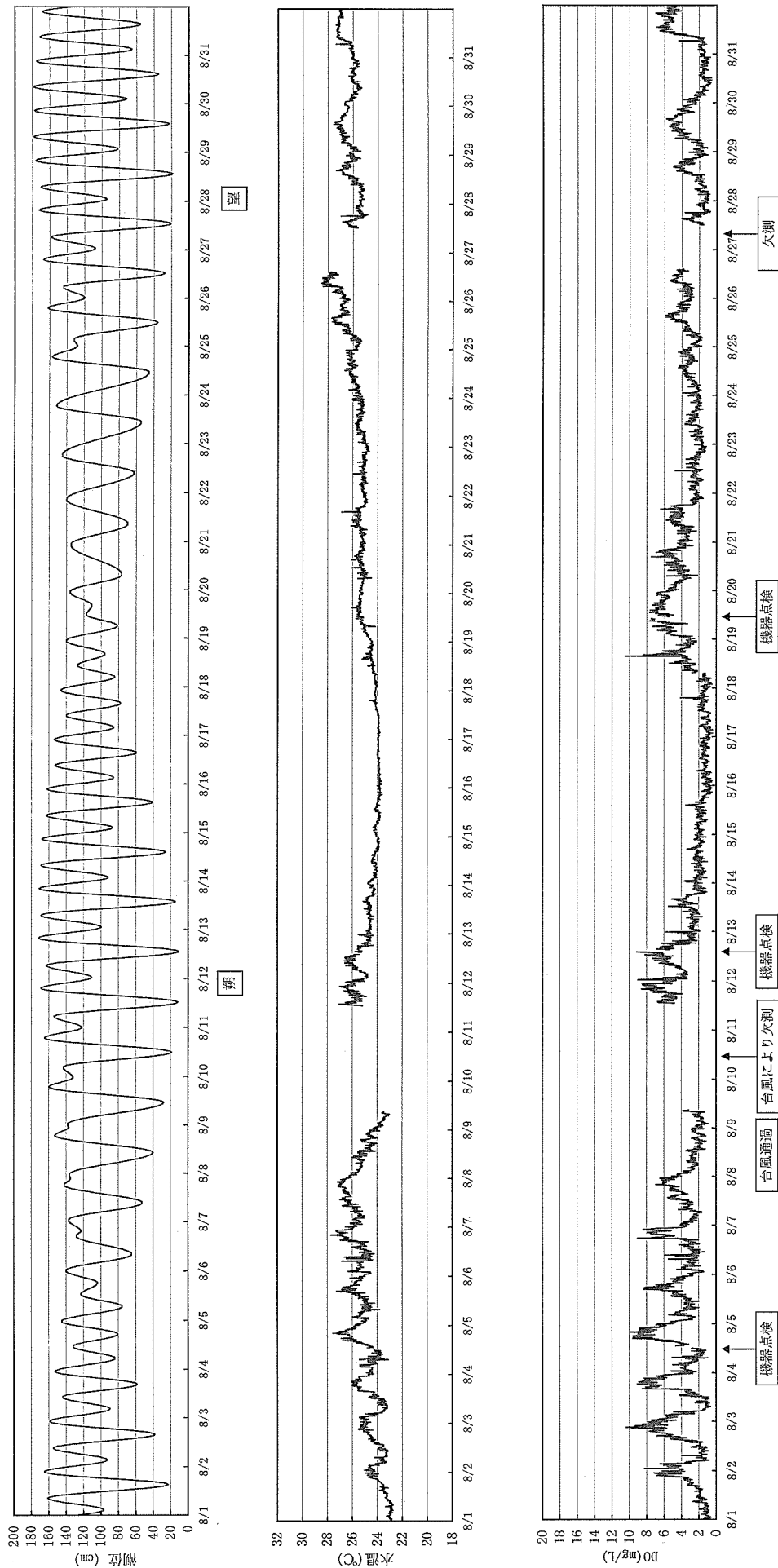


図2-5(2) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化（生物プラント・D.L-1.5m：8月）

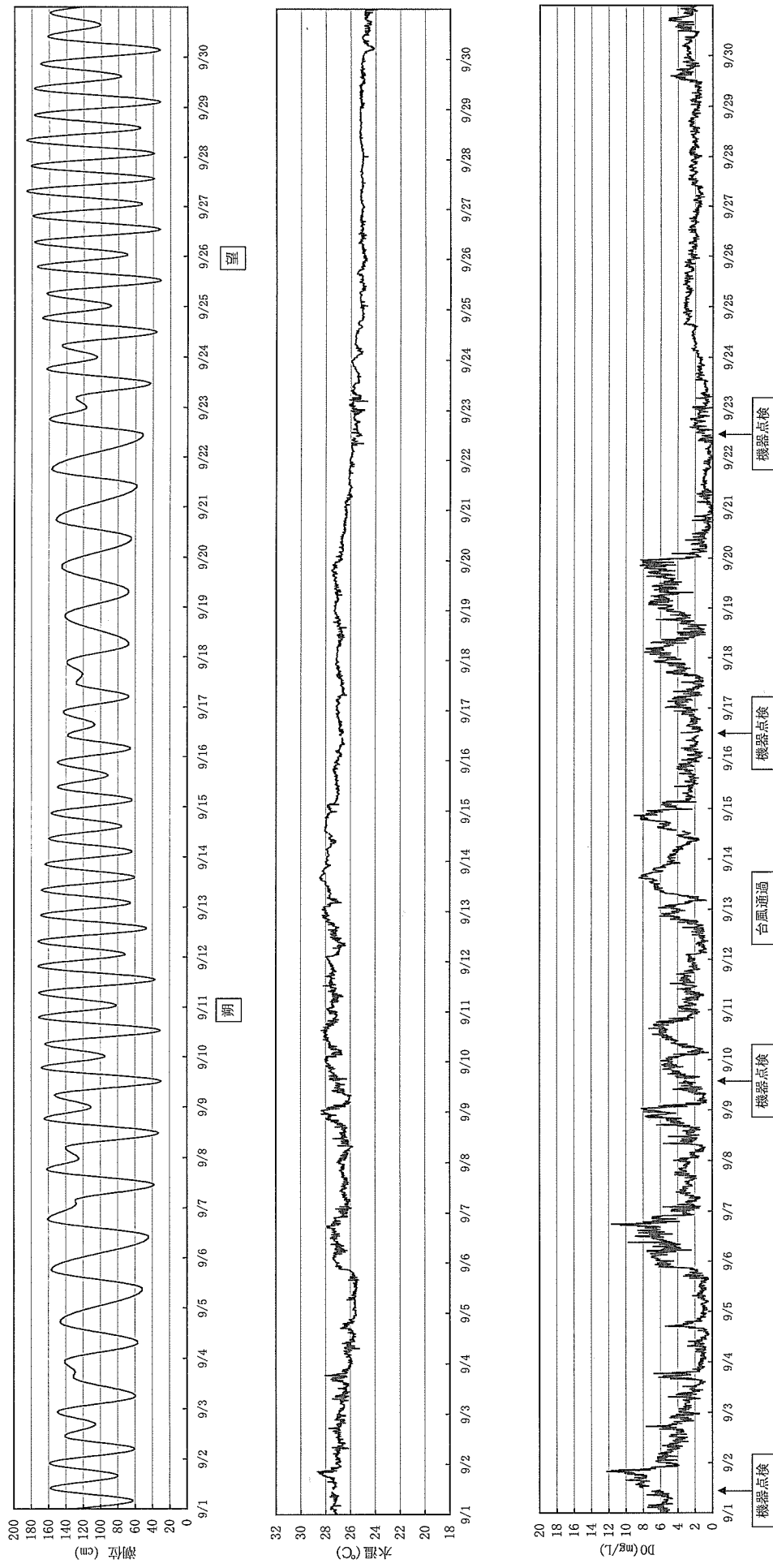


図2-5(3) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (生物プラント・D.L-1.5m : 9月)

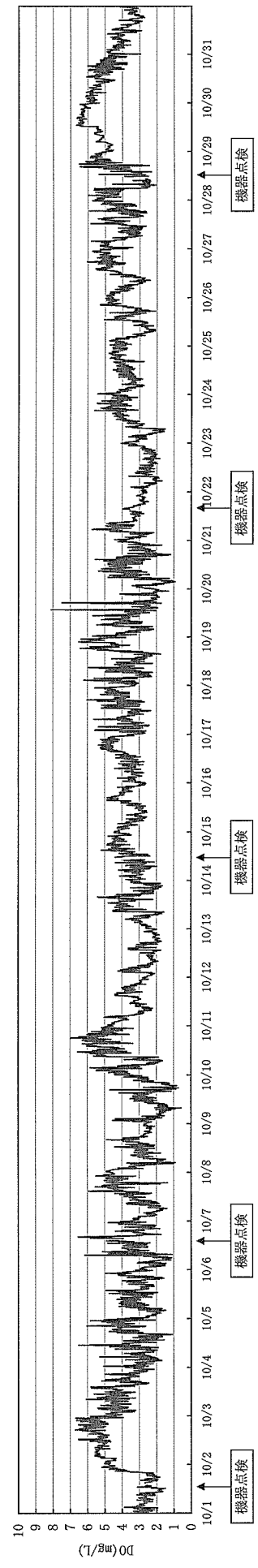
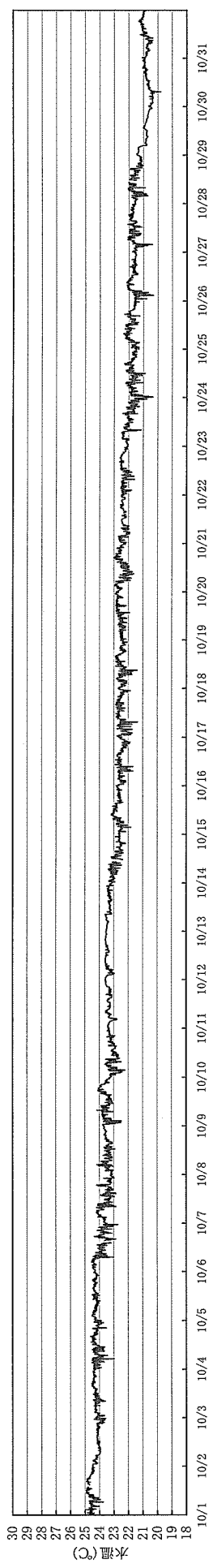
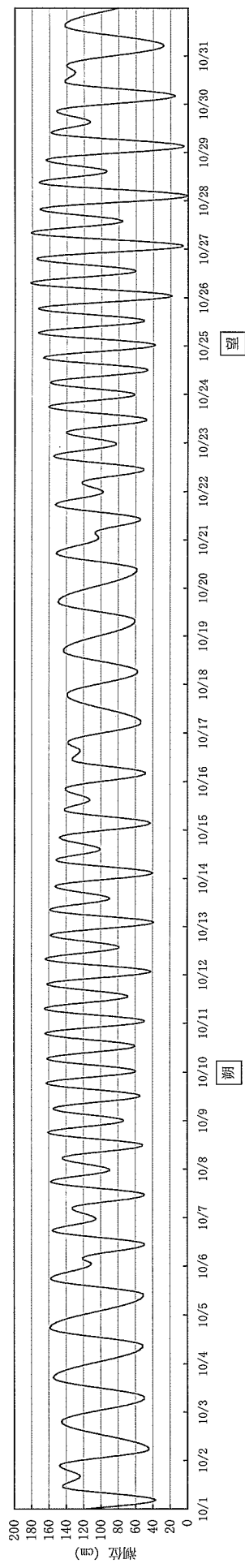


図2-5(4) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (生物プラント・D.L-1.5m : 10月)

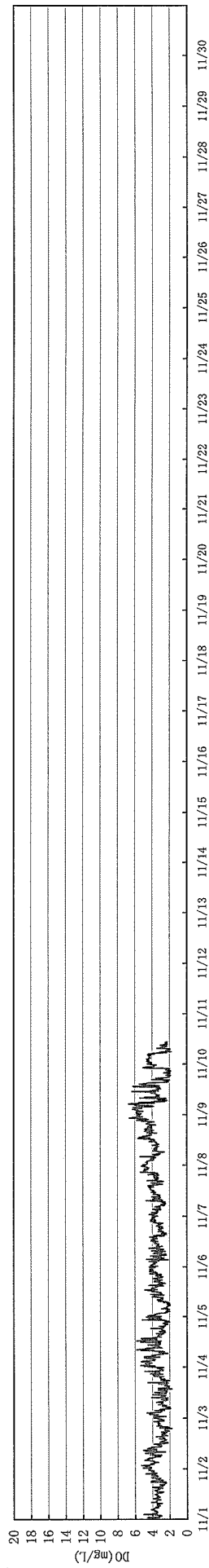
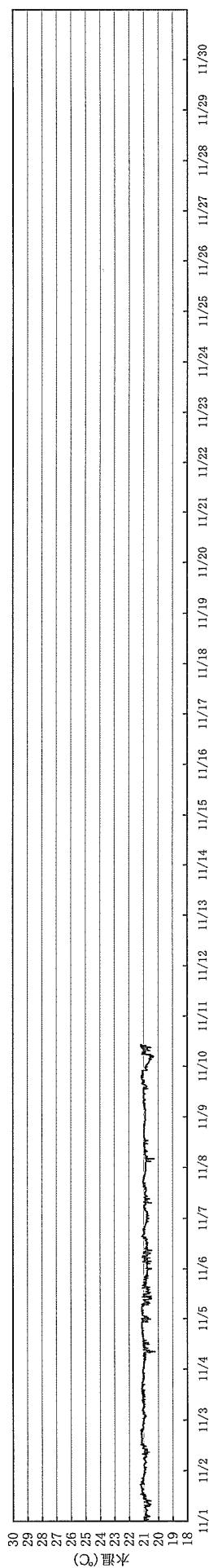
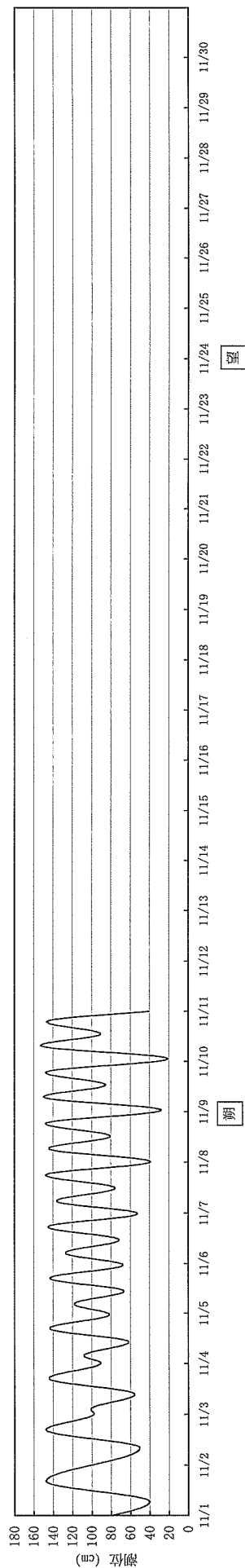


図2-5(5) 潮位・水温・塩分・DOの経時変化 (生物プラント・D.L-1.5m : 11月)

1.2 浮体式藻場による海藻類育成と海藻バイオマス利用

1.2.1 浮体式藻場

平成15年度は以下の実験を行った。

- 1) 育成密度がワカメの生育に及ぼす影響の検討
- 2) 収穫されたワカメの堆肥化と、肥料としての効果および成分の詳細な分析

(1) 育成密度がワカメの生育に及ぼす影響の検討

ワカメを高密度で育成すると、それぞれの藻体に到達する光量が不足したり、栄養塩の吸収やガス交換に必要な水の動きなどが低下して、ワカメの生育に障害が生じると考えられる。このため、単位面積あたりの程度の密度で育成が可能なかを明らかにするため、実験筏を用いて、育成密度が収穫量に及ぼす影響を明らかにするための実験を行った。実際には垂下ロープの設置間隔（水平方向密度）と、垂下ロープに結びつけるワカメ種苗の間隔（垂直方向）を変えた育成条件を設定して、その収量を比較した。条件としては水平方向で4条件（最高密度：0.5x0.5 m；高密度：0.5x1 m；標準密度：1x1 m；低密度：2x2 m:）、垂直方向で2条件（ワカメ種苗の固定間隔 20 cm または40 cm）を組み合わせた8条件を設定した。

合計104本

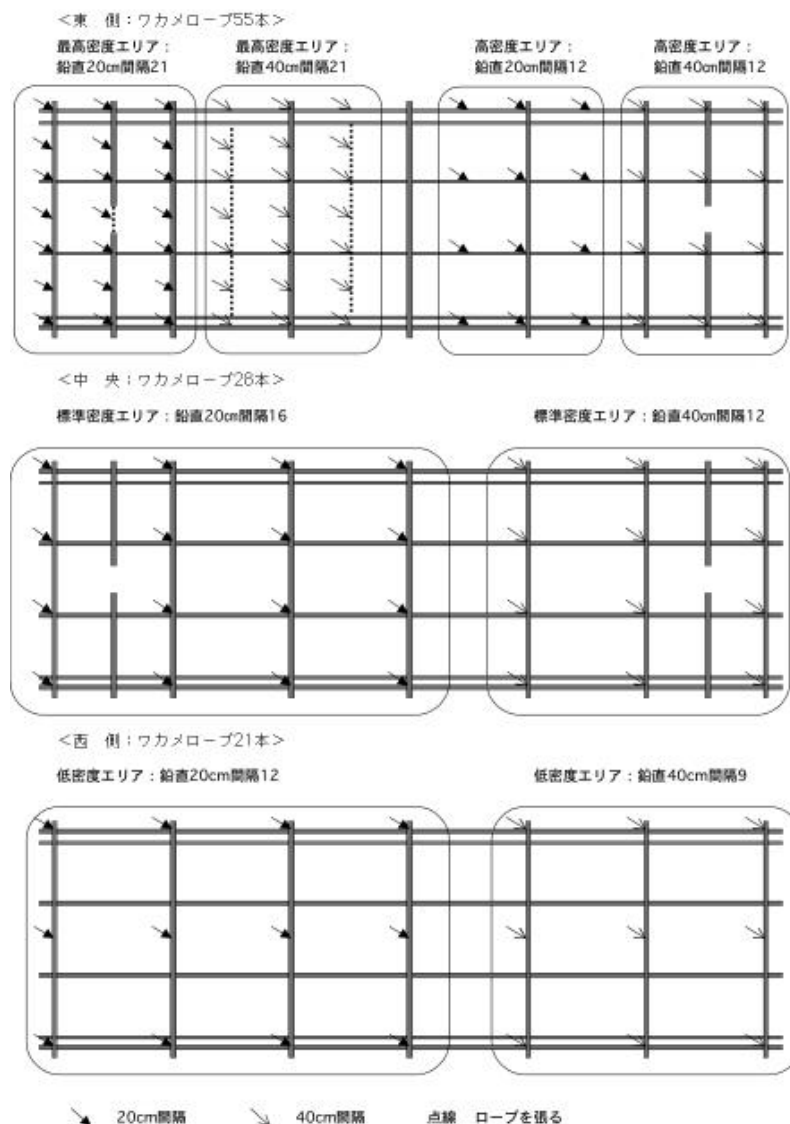


図1.2.1 ワカメの設置状況

実験は平成15年11月17日に兵庫県漁連から購入したワカメ種苗を実験筏に仮設置し、12月2日に垂下ロープへの固定作業を行い、育成を開始した。しかし、平成15年11月は水温が下がるのが遅く、仮設置した時点で水温は 20℃程度あり、また透明度も低かった。そのためワカメ種苗のかかなりの部分（特に水深 3 m 以深の部分）が障害を受け、相当程度枯死していた。この際、比較的状態のよいものを高密度部分に設置したために、低密度部分ではかなり状態の悪い種苗を用いることとなった。



図1.2.2 ワカメ種苗の垂下ロープへの固定と筏への取り付け

垂下ロープへの設置後は、平年通りの状態に復帰し、1月、2月に行った経過観察では、13年度、14年度とほぼ同等の成長が見られた。しかし、設置種苗の状態を反映してか、3月下旬の収穫時において、全体として平成13年度、14年度よりは相当程度収量が低かった（表1.2.1）。筏全体から回収された104本の垂下ロープ全体では乾燥重量で約34.6 kg（湿重量では推定約350 kg）のワカメが収穫された。



図1.2.3 ワカメの収穫



図 1.2.4 収穫されたワカメの乾燥

密度の及ぼす効果の判定については、上で述べた種苗の状態が悪く、また収穫されたワカメの状態を見ても設置場所により状態が大きく異なるため、今回の実験結果からは十分な検討が行えなかった。しかし、それぞれの実験区の中で比較的収量の高い垂下ロープが含まれる比率や最高収量を考えると、今回もっとも高い密度で育成したものでは、より低い密度で育成したものと比べるとやや収量が低くなる傾向が認められた。すなわち、水平方向で見ると、乾燥重量で600 gを超える高い収量を得られるものは、比較的状态のよい種苗を設置したにもかかわらず最高密度では見られなかったの対し、低密度では比較状態の悪い種苗を用いたにもかかわらず収量のよいものが多かった。一方、垂直方向の密度は顕著な違いは見られなかった。垂下ロープを密植することにより単位面積あたりに設置できるロープの数は増えるが、密植によって藻体に到達する光量が減少したり、栄養塩の吸収やガス交換に必要な海水の流動が不十分になるためワカメの生育が阻害される。結論として、垂下ロープを水平距離で0.5-1 m 程度の間隔を開ければ育成は十分可能で、この場合、水面 100 m² あたり乾燥重量で 30-100 kg 程度のワカメが収穫できると判断した。

表 1.2.1 異なる設置密度下で育成したワカメの収穫量（垂下ロープあたりの乾燥重量）

水平方向は各垂下ロープ間の間隔 [最高密度:0.5x0.5 m; 高密度:0.5x1 m; 標準密度 1x1 m; 低密度:2x2 m]、垂直方向はワカメ種苗の固定間隔 [20 cm または 40 cm]

太字で示したものは各実験条件の中でもっとも高い収量が得られたものの値を示す。

水平方向間隔	最高密度		高密度		標準密度		低密度	
垂直方向間隔	20cm	40cm	20cm	40cm	20cm	40cm	20cm	40cm
1	192	234	625	510	254	510	625	570
2	272	372	282	224	540	372	505	312
3	456	316	338	458	296	170	330	252
4	242	282	294	302	176	240	685	520
5	330	200	374	110	286	640	620	172
6	434	234	300	264	206	154	180	396
7	276	210	384	336	462	242	288	
8	545	392	312	186	346	308	590	
9	476	188	396	384	358	494	258	
10	280	306	196	294	224		660	
11	280	242	482	428	605		296	
12	500	406		212	555			
13	432	208			73			
14	282	280						
15	312	190						
16	492	326						
17	254	284						
18	332	196						
19	148	418						
20		300						
合計	6535	5584	3983	3708	4381	3130	5037	2222
平均	344	279	362	309	337	348	458	370

(2) 収穫されたワカメの堆肥化と、肥料としての効果および成分の詳細な分析

1) 目 的

平成14年度尼崎港ワカメ育成実験で収穫されたワカメ（収穫後30分程度藻体を水道水中に浸すことである程度脱塩したもの）を堆肥化し、幼植物体（コマツナ）による栽培試験を行い、植物育成用肥料としての有用性を確認した。

2) 実験期間

平成15年7月～平成16年2月

3) 実験概要

a. 堆肥化

水質改善と生物多様性の回復を目指し増養殖された海藻類を採取し、脱塩、乾燥させた藻体を高速発酵処理機(商品名“バイオメイト”)に米糠、尿素とともに投入、発酵させ、堆肥化した。

b. 幼植物体栽培試験(植害試験)

堆肥化させた藻体を土壤に投与した場合に作物の生育害が生ずるか否かを栽培試験を通じて判定した。試験は農林水産省農蚕園芸局長通達1943号の「植物に対する害に関する栽培試験方法」をもとに実施し、試験概要は一定量の藻体堆肥を土壤に混和させ、コマツナを播種し、発芽状況、初期生育状況を3週間調査するものである。

c. 海藻および堆肥成分分析

本試験に用いられる海藻類の堆肥は肥料取締法では「特殊肥料」に分類される。特殊肥料は、品質保全に関する一定の規格・基準はないが、主要成分含有量の表示義務がある。現段階ではこれら海藻堆肥を生産・販売するものではないが、将来的な利用を考慮し、主要成分含有量を分析した。また、利用する海藻に金属類の含有が懸念されるため、従来「普通肥料」に適用される公定規格に準ずる項目についても分析を行った。

4) 実施内容

a. 堆肥化

収穫後、水道水に30分程度浸した後、乾燥させたワカメ(動物付着なし・あり)を一昼夜淡水に浸漬した後、湿潤状態のまま計量し、高速発酵処理機に米糠および発酵微生物(エヌ・アイテクノ(株)製,商品名“バイオテック21”)とともに投入し、堆肥化した。その際、発酵程度により窒素分の補給として尿素も投入した。

i) 試験期間(堆肥期間)

- ・1回目：平成15年 8月 4日～ 8月 18日(14日間)
- ・2回目：平成15年 10月 27日～11月 4日(8日間)
- ・3回目：平成15年 11月 11日～11月 17日(6日間)

ii) 堆肥原料および量

堆肥化に伴う原料を表1.2.2,図1.2.5～6に示す。

表 1.2.2 堆肥原料および量

堆肥原料			容量(ℓ)	重量(kg)	備 考
1回目	海藻類	動物付着なし	15.0	8.2	(2003.4.17. 尼崎港), 事前に淡水にて一昼夜(24時間)浸漬
		動物付着あり	40.0	16.0	(2003.5.19. 尼崎港), 事前に淡水にて一昼夜(24時間)浸漬
	米糠		80.0	24.2	
	バイオテック21			0.5	放線菌, ナットウ菌, 乳酸菌等23種類の 好気性高温微生物および酵素群
2回目	海藻類堆肥	米糠混合	40.0	18.3	前回堆肥化物
	尿素	窒素分46%	—	0.4	発酵に必要な窒素分として添加した ※混入量は堆肥化物のC/N比が20以 下となるように算出した。
3回目	海藻類堆肥	米糠混合	32.4	16.7	前回堆肥化物
	尿素	窒素分46%	—	0.4	発酵に必要な窒素分として添加した ※混入量は堆肥化物のC/N比が20以 下となるように算出した。



動物付着なし(尼崎港 2003.4.17)



動物付着あり(尼崎港 2003.5.19)

図 1.2.5 原料海藻



図 1.2.6 原料海藻の淡水浸漬状況(1 昼夜:24 時間)

iii) 堆肥化結果および考察

①第1回目堆肥化試験(図1.2.7~8)

堆肥化にあたっては、高速発酵処理機を用い、堆肥化を試みた。当機は通常、生ゴミ等の堆肥化に使用し、約1昼夜で堆肥化される。今回、乾燥海藻類を淡水にて湿潤状態まで戻し米糠、菌体とともに処理機に投入したが、3日経過時点で海藻類がほとんど分解されていない状態であった。そのため海藻類を一旦取り出し、約数cm片に裁断した後、再投入した結果、約2週間後に海藻片が完全に分解された。



図1.2.7 高速発酵処理機(バイオメイト)



発酵処理中(原料投入直後)



発酵処理中(処理後期)

図1.2.8 第1回目堆肥化状況

海藻類を投入してから2週間後に一旦、処理機から堆肥化物を取り出し、後述する幼植物体栽培試験(植害試験)に供試した。その結果、土中からカビが発生し、供試植物の成長を著しく阻害した。堆肥化物の成分分析からも発酵が十分でない(未熟状態)と判断されたため、再堆肥化することとした。

②第2回目堆肥化試験(図1.2.9)

再堆肥化にあたっては、発酵に必要な窒素分として尿素を第1回目堆肥化物に加え、前回同様、高速発酵処理機を用いて行った。再堆肥化開始直後は発酵が促進され、著しいアンモニア臭が見られたが、1週間後にはアンモニア臭がほぼなくなったため発酵終了とした。



尿素混合



発酵処理中

図1.2.9 第2回目堆肥化状況

堆肥化物を投入してから約 1 週間後に処理機から再堆肥化物を取り出し、幼植物体栽培試験(植害試験)に供試した。その結果、前回同様、海藻堆肥処理区にのみ土壌表面よりカビ(糸状菌)が発生し、供試植物の生長量は標準区と同等レベルであり、対照肥料区と比較して明らかに劣っている。これは供試肥料である海藻堆肥が、まだ十分に発酵されておらず、未熟とはいかないまでも中熟の状態であるためと思われたため、再々堆肥化することとした。

③第 3 回目堆肥化試験(図 1.2.10)

再々堆肥化にあたっては、第 2 回目堆肥化物に再度尿素を加え、高速発酵処理機を用いて行った。再々堆肥化開始直後は、前回同様、発酵が促進され、著しいアンモニア臭が見られたが、1 週間後にはアンモニア臭がほぼなくなったため発酵終了とした。

堆肥化物を投入してから約 1 週間後に処理機から再々堆肥化物を取り出し、幼植物体栽培試験(植害試験)に供試したが、これまで同様、海藻堆肥処理区にのみ土壌表面よりカビ(糸状菌)が発生したため、栽培試験を中止した。

栽培試験の状況から、これまでの高速発酵処理機を用いた堆肥化方法では海藻堆肥を完熟させることは困難であると判断し、今だ完熟していない堆肥化物を土壌中で 2 次発酵させ、完熟させることとした。

2 次発酵の方法として、中止した栽培試験から幼植物体(播種から 1 週間経過)を全て引き抜き、土壌中の水分含量を 50~60%維持させた状態で約 1 ヶ月間放置した。約 1 ヶ月後には土壌表面のカビがほとんど見られなくなったため、土壌中で完熟したものと判断した。

その後、再度栽培試験を実施し、良好な結果が得られたことから堆肥化物が完熟したことを確認した。



図 1.2.10 堆肥化物

b. 幼植物体栽培試験(植害試験)

堆肥化させた藻体を土壌に投与した場合に作物の生育害が生ずるか否かを農林水産省農蚕園芸局長通達 1943 号の「植物に対する害に関する栽培試験方法」をもとに実施し、判定した。

i) 試験期間(栽培期間)

- ・ 第 1 回目：平成 15 年 10 月 1 日～22 日(21 日間)
- ・ 第 2 回目：平成 15 年 11 月 7 日～28 日(21 日間)
- ・ 第 3 回目：平成 16 年 1 月 8 日～29 日(21 日間)

ii) 試験方法

ア. 試験容器

プラスチック鉢(内容量:500ml)を用い、各試験区ごとに 2 連とした。

イ. 供試作物(指標作物)

- ・ 第 1 回目：コマツナ(タキイ種苗“ 極楽天”)
- ・ 第 2 回目：コマツナ(タキイ種苗“ 小松菜”)
- ・ 第 3 回目：コマツナ(タキイ種苗“ 極楽天”)

ウ. 供試土壌

真砂土(花崗岩風化土)：pH 5.5, EC 0.03mS/cm

エ．試験方法

①土壌の充填

供試土壌の試験容器への充填は 2mm 目のふるいを通した風乾土を用い、試験容器当りの充填量が約 500ml とした。

②土壌水分管理

試験期間中における土壌水分は、試験開始後約 10 日間は試験容器中における土壌の最大容水量の 50～60%となるように灌水を行い、その後は作物の生育に応じて適宜灌水(灌水し過ぎて鉢底から水が漏れない程度)した。

③海藻堆肥の調整

供試肥料(海藻堆肥)および対照肥料(類似普通肥料:バーク堆肥)は、それぞれ粉碎して 1 mm の目のふるいを通し、試験に供した。

※対照肥料(バーク堆肥)

- ・第 1 回目：ハリマ工業(株)製造 商品名“ 森のめぐみ”
- ・第 2 回目：(株)かんでんエルファーム製造 商品名“ エルコンボ”
- ・第 3 回目：ハリマ工業(株)製造 商品名“ 森のめぐみ”

④施肥設計(試験区)

供試肥料および対照肥料の標準施肥量は、試験容器当たり、肥料の乾物換算重量で 5g となる量とし、この施肥量を基準として、標準量施用区、2 倍量施用区、3 倍量施用区および 4 倍量施用区を設けた(表 1.2.3)。また、窒素飢餓等による生育遅延を回避するために、全ての処理区に窒素(N),リン酸(P2O5),カリ(K2O)として、それぞれ試験容器当たり 25mg に相当する硫酸アンモニア、過リン酸石灰および塩化カリを施用した(表 1.2.4)。

表 1.2.3 処理区

試験区			施肥量(g/鉢)		鉢数	肥料水分含量(%)
			現物当り	乾物当り		
第1回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	5.3	5	2	5.6
		2倍量施用区	10.6	10	2	
		3倍量施用区	15.9	15	2	
		4倍量施用区	21.2	20	2	
	対照肥料 (バーク堆肥)	標準量施用区	12.5	5	2	60.0
		2倍量施用区	25.0	10	2	
		3倍量施用区	37.5	15	2	
		4倍量施用区	50.0	20	2	
	標準区		—	—	2	—
第2回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	5.3	5	2	5.4
		2倍量施用区	10.6	10	2	
		3倍量施用区	15.9	15	2	
		4倍量施用区	21.2	20	2	
	対照肥料 (バーク堆肥)	標準量施用区	12.0	5	2	58.4
		2倍量施用区	24.0	10	2	
		3倍量施用区	36.1	15	2	
		4倍量施用区	48.1	20	2	
	標準区		—	—	2	—
第3回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	6.1	5	2	17.8
		2倍量施用区	12.2	10	2	
		3倍量施用区	18.2	15	2	
		4倍量施用区	24.3	20	2	
	対照肥料 (バーク堆肥)	標準量施用区	12.5	5	2	60.0
		2倍量施用区	25.0	10	2	
		3倍量施用区	37.5	15	2	
		4倍量施用区	50.0	20	2	
	標準区		—	—	2	—

※現物当りの肥料施肥量＝乾物当りの肥料施肥量÷乾物比＝5g÷(1－水分含量)

表 1.2.4 処理区の施用量

試 験 区			施用量(g/鉢)		成分量(mg/鉢)		
			現物当り	乾物当り	窒素 (N)	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリウム (K ₂ O)
第1回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	5.3	5	85	33	180
		2倍量施用区	10.6	10	145	41	335
		3倍量施用区	15.9	15	205	49	490
		4倍量施用区	21.2	20	265	57	645
	対照肥料 (バーク堆肥)	標準量施用区	12.5	5	85	50	50
		2倍量施用区	25.0	10	145	75	75
		3倍量施用区	37.5	15	205	100	100
		4倍量施用区	50.0	20	265	125	125
	標準区		—	—	25	25	25

※第2回目以降は堆肥化物の成分を実施していない。

⑤施肥方法

肥料は、試験容器全体の土壌と均一となるよう、よく混合して施用した。

なお、施肥は播種当日に施用したが、第3回目のみ播種約1ヵ月前に施用した(施用：平成15年12月4日、播種：平成16年1月8日)。

⑥播種

播種量は試験容器当り20粒とし、播種は種子が等間隔となるよう柵目状にピンセット等を用いて行い、播種後、風乾土壌で種子が隠れる程度に覆った。

⑦温度管理

試験期間中における栽培温度は15～30℃程度までの範囲内に保つように管理した。

⑧栽培期間および調査(表1.2.5)

栽培期間は播種後3週間とし、この期間中に発芽調査(発芽数,発芽率)を2回(播種後約1週間までに)、約1週間後から生育調査(葉長,状況写真)を2回、最終回に地上部を収穫し、生体重を測定した。

表 1.2.5 実施工程

項 目	10月			11月			12月			1月		
	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下
a. 施肥	1	第1回目		7	第2回目		4				第3回目	
b. 播種	1			7						8		
c. 発芽率調査	4,6,8			12,14						11,13,15		
d. 生育調査			15			21					22	29

iii) 栽培試験結果および考察

試験結果を図 1.2.11～20,表 1.2.6～8 に示す。

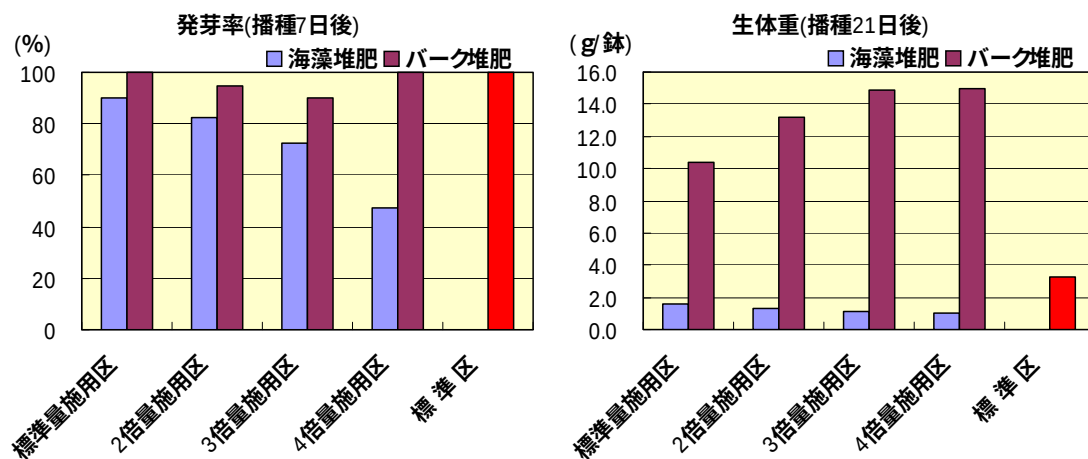


図 1.2.11 第 1 回目栽培試験結果

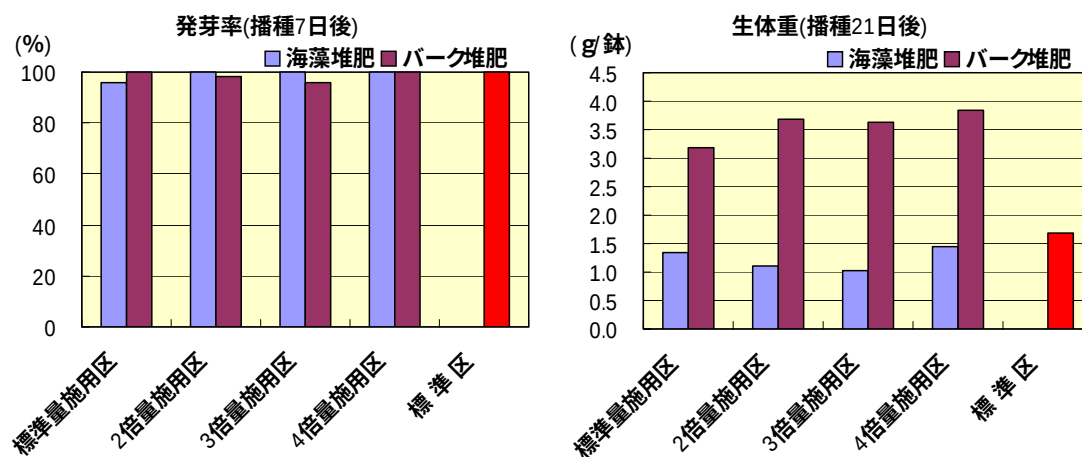


図 1.2.12 第 2 回目栽培試験結果

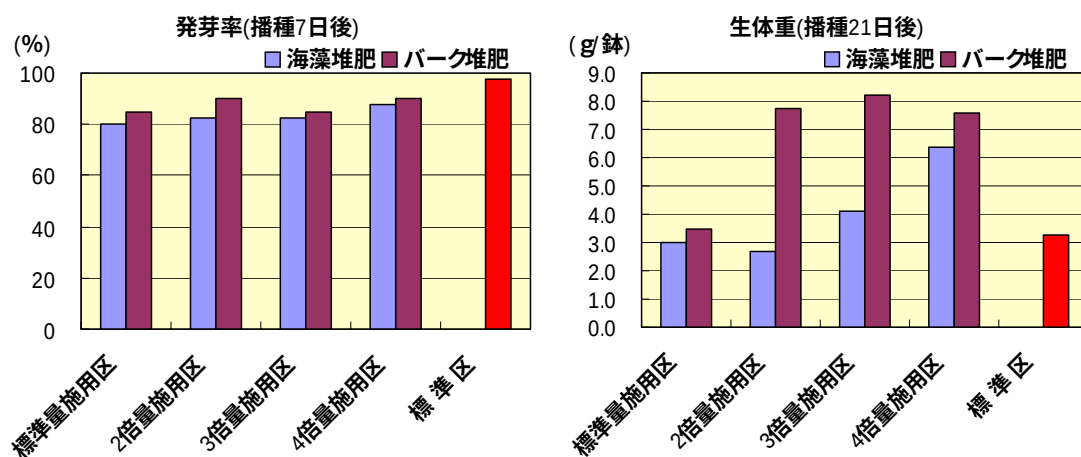


図 1.2.13 第 3 回目栽培試験結果

第 1,2 回目の栽培試験開始直後から海藻堆肥区にのみ土壌表面よりカビ(糸状菌)が発生し、供試植物であるコマツナの発芽を抑制した。その後、海藻堆肥区のみほとんど生長せず、最終的

な生長量は他の処理区と比較して著しく低い結果となった。これは供試肥料である海藻堆肥が十分に発酵されておらず、未熟な状態であるためと考えられる。

通常、堆肥熟度の指標は炭素窒素比(C/N 比)によって表され、20～40 程度(理想は 30 以下)とされる。例えばオガクズなどを含む高 C/N 比の有機物では、有機物分解に伴う微生物の急激な増加により、施用された無機態窒素が菌体に取り込まれることによって、作物は施肥窒素を吸収できず窒素飢餓を起こす。また、鶏糞のような低 C/N 比の有機物では、急激な分解に伴いアンモニアガスや亜硝酸ガスなどの窒素ガスが発生し、作物はクロロシスや黄白化などの障害を引き起こす。さらに炭酸ガスが急激に発生すると根に障害を引き起こし、作物の生育が阻害される。

第 1 回目の海藻堆肥は C/N 比が 37.6 と比較的高い値(対照バーク堆肥：35)だったが、数値的に問題はないレベルと思われた。しかし、堆肥化に大量の米糠を使用したため、米糠に含まれる糖分に微生物が反応し、土壌内が窒素飢餓状態となり、作物が生長に必要な窒素分を吸収できないため、今回のような結果になったものと考えられる。

その後、2 回にわたり新たな窒素源(尿素)を加えた海藻堆肥を発酵処理機に投入し、さらに土壌中で 2 次発酵させることにより堆肥化物を完熟させることができた。完熟させた堆肥化物は、3 回目栽培試験では、対照肥料には及ばなかったが、植物の生長を促進させる肥料としての機能は確認することができた。

表 1.2.6 第 1 回目栽培試験結果

試 験 区			ポット №	発芽成績			生育成績				異常症 状	
				3日後	5日後	7日後	14日後	21日後				
				発芽率 (%)	発芽率 (%)	発芽率 (%)	葉長 (cm)	葉長 (cm)	生体重 (g/鉢)	生体重 指数		
第1回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	1	10	85	90	0.6	2.3	1.5	45	カビ発生	
			2	15	90	90	0.8	2.6	1.6	48		
			平均	13	88	90	0.7	2.5	1.6	47		
		2倍量施用区	1	0	55	85	0.3	2.2	1.1	33	カビ発生	
			2	5	80	80	0.5	2.6	1.5	45		
			平均	3	68	83	0.4	2.4	1.3	39		
		3倍量施用区	1	0	45	70	0.4	2.6	1.1	33	カビ発生	
			2	0	50	75	0.6	2.3	1.2	36		
			平均	0	48	73	0.5	2.5	1.2	35		
		4倍量施用区	1	0	40	55	0.6	3.1	1.3	39	カビ発生	
			2	0	25	40	0.5	2.9	0.8	24		
			平均	0	33	48	0.6	3.0	1.1	32		
	対照肥料 (バーク堆肥)	標準量施用区	1	35	95	100	4.4	9.6	10.1	306		
			2	90	100	100	4.6	7.8	10.7	324		
			平均	63	98	100	4.5	8.7	10.4	315		
		2倍量施用区	1	55	90	90	6.1	10.4	13.9	421		
			2	55	100	100	5.1	10.1	12.5	379		
			平均	55	95	95	5.6	10.3	13.2	400		
		3倍量施用区	1	55	80	80	6.2	11.4	13.3	403		
			2	60	95	100	6.9	11.3	16.4	497		
			平均	58	88	90	6.6	11.4	14.9	450		
		4倍量施用区	1	55	100	100	7.0	12.4	15.3	464		
			2	55	90	100	7.1	12.5	14.6	442		
			平均	55	95	100	7.1	12.5	15.0	453		
	標 準 区		1	80	100	100	1.8	4.5	3.6	—		
			2	85	100	100	1.6	3.4	3.0	—		
			平均	83	100	100	1.7	4.0	3.3	100		

※生体重指数は標準区の平均値を100として算出

表 1.2.7 第 2 回目栽培試験結果

試 験 区			ポット №	発芽成績			生育成績				異常症 状
				3日後	5日後	7日後	14日後	21日後			
				発芽率 (%)	発芽率 (%)	発芽率 (%)	葉長 (cm)	葉長 (cm)	生体重 (g/鉢)	生体重 指数	
第2回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	1	—	96	96	2.1	2.5	1.2	71	カビ発生
			2	—	96	96	2.0	2.8	1.5	88	
			平均	—	96	96	2.1	2.7	1.3	79	
		2倍量施用区	1	—	100	100	1.8	2.5	1.0	62	カビ発生
			2	—	100	100	2.2	2.4	1.2	70	
			平均	—	100	100	2.0	2.5	1.1	66	
		3倍量施用区	1	—	100	100	1.2	1.5	1.2	73	カビ発生
			2	—	100	100	1.2	1.4	0.8	48	
			平均	—	100	100	1.2	1.5	1.0	60	
		4倍量施用区	1	—	100	100	2.2	3.0	1.8	106	カビ発生
			2	—	100	100	1.4	2.0	1.1	66	
			平均	—	100	100	1.8	2.5	1.4	86	
	対照肥料 (バーク堆肥)	標準量施用区	1	—	100	100	2.3	2.8	2.9	173	
			2	—	96	100	3.0	3.4	3.4	205	
			平均	—	98	100	2.7	3.1	3.2	189	
		2倍量施用区	1	—	96	96	3.2	4.2	4.4	260	
			2	—	100	100	2.8	3.6	3.0	179	
			平均	—	98	98	3.0	3.9	3.7	219	
		3倍量施用区	1	—	92	92	3.1	3.4	4.1	246	
			2	—	100	100	2.6	3.2	3.1	186	
			平均	—	96	96	2.9	3.3	3.6	216	
		4倍量施用区	1	—	100	100	4.2	4.2	3.2	192	
			2	—	100	100	3.1	4.3	4.4	264	
			平均	—	100	100	3.7	4.3	3.8	228	
		標 準 区	1	—	100	100	2.3	2.8	1.3	—	
			2	—	92	100	2.6	3.7	2.1	—	
			平均	—	96	100	2.5	3.3	1.7	—	

※生体重指数は標準区の平均値を100として算出

表 1.2.8 第 3 回目栽培試験結果

試 験 区			ポット №	発芽成績			生育成績				異常症 状	
				3日後	5日後	7日後	14日後	21日後				
				発芽率 (%)	発芽率 (%)	発芽率 (%)	葉長 (cm)	葉長 (cm)	生体重 (g/鉢)	生体重 指数		
第3回目	供試肥料 (海藻堆肥)	標準量施用区	1	5	85	85	0.8	3.9	3.3	102		
			2	10	75	75	0.7	3.8	2.7	83		
			平均	8	80	80	0.8	3.9	3.0	92		
		2倍量施用区	1	10	85	90	1.0	4.2	3.6	111		
			2	5	75	75	1.1	3.7	1.8	55		
			平均	8	80	83	1.1	4.0	2.7	83		
		3倍量施用区	1	5	75	85	1.6	4.6	3.4	105		
			2	5	70	80	1.8	6.0	4.8	148		
			平均	5	73	83	1.7	5.3	4.1	126		
		4倍量施用区	1	0	90	90	1.8	5.7	6.2	191		
			2	0	85	85	1.9	6.9	6.5	200		
			平均	0	88	88	1.9	6.3	6.4	195		
	対照肥料 (バーク堆 肥)	標準量施用区	1	5	50	75	1.5	4.9	3.1	95		
			2	20	95	95	1.7	4.9	3.8	117		
			平均	13	73	85	1.6	4.9	3.5	106		
		2倍量施用区	1	25	85	95	3.5	6.9	7.8	240		
			2	5	85	85	2.9	8.5	7.7	237		
			平均	15	85	90	3.2	7.7	7.8	238		
		3倍量施用区	1	20	75	80	3.2	7.8	7.7	237		
			2	25	85	90	3.3	7.7	8.7	268		
			平均	23	80	85	3.3	7.8	8.2	252		
		4倍量施用区	1	20	80	95	3.3	6.8	7.6	234		
			2	20	80	85	3.3	7.3	7.6	234		
			平均	20	80	90	3.3	7.1	7.6	234		
		標 準 区		1	25	95	100	1.2	4.2	3.5	—	
				2	20	85	95	0.9	3.7	3.0	—	
				平均	23	90	98	1.1	4.0	3.3	—	

※生体重指数は標準区の平均値を100として算出

【第1回目栽培試験状況】

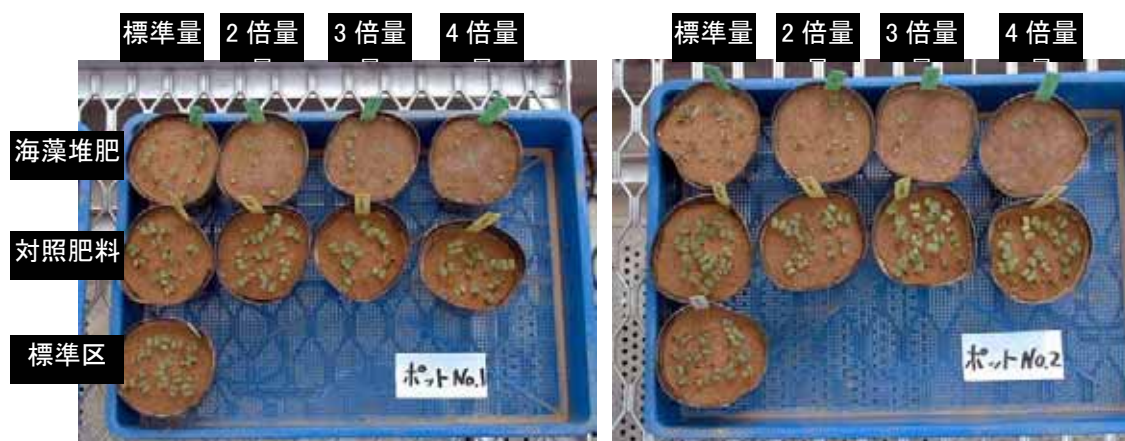


図 1.2.14 播種 7 日後

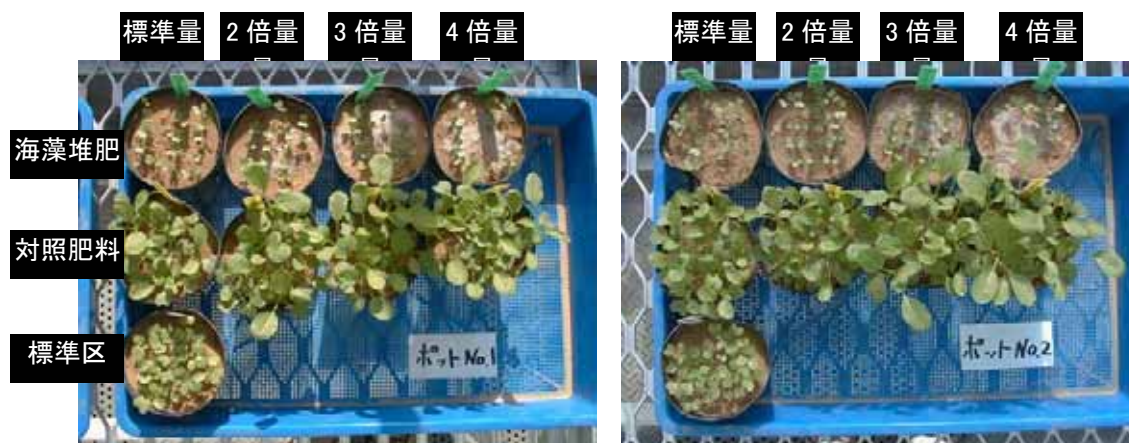


図 1.2.15 播種 14 日後



図 1.2.16 播種 21 日後

【第 2 回目栽培試験状況】

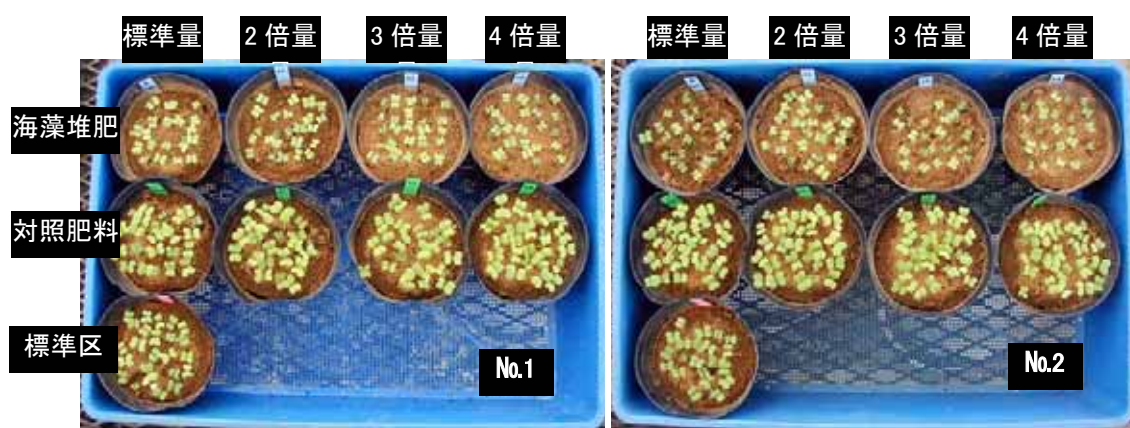


図 1.2.17 播種 7 日後

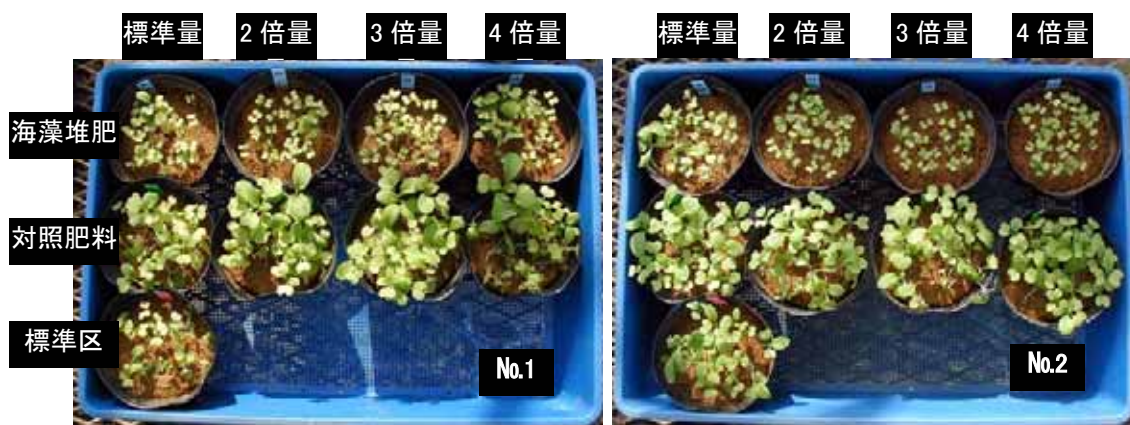


図 1.2.18 播種 14 日後

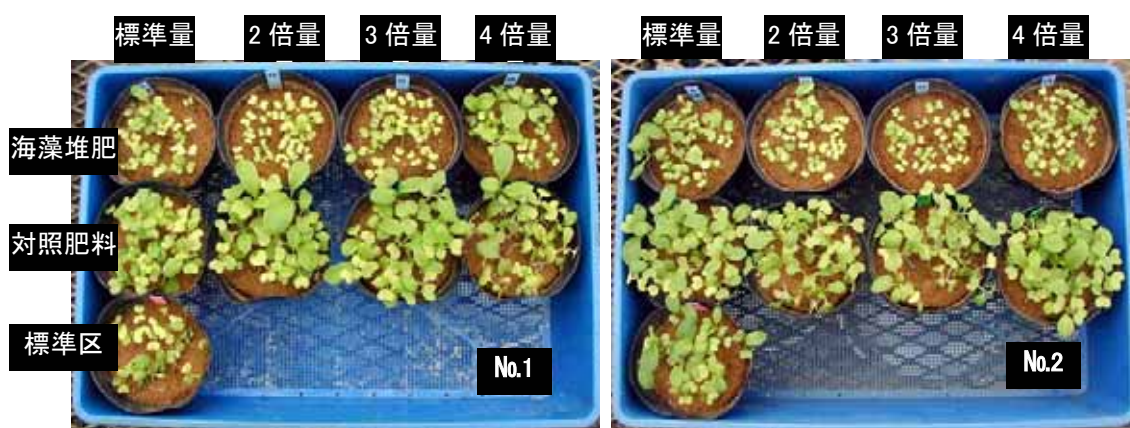


図 1.2.19 播種 21 日後

【第3回目栽培試験状況】

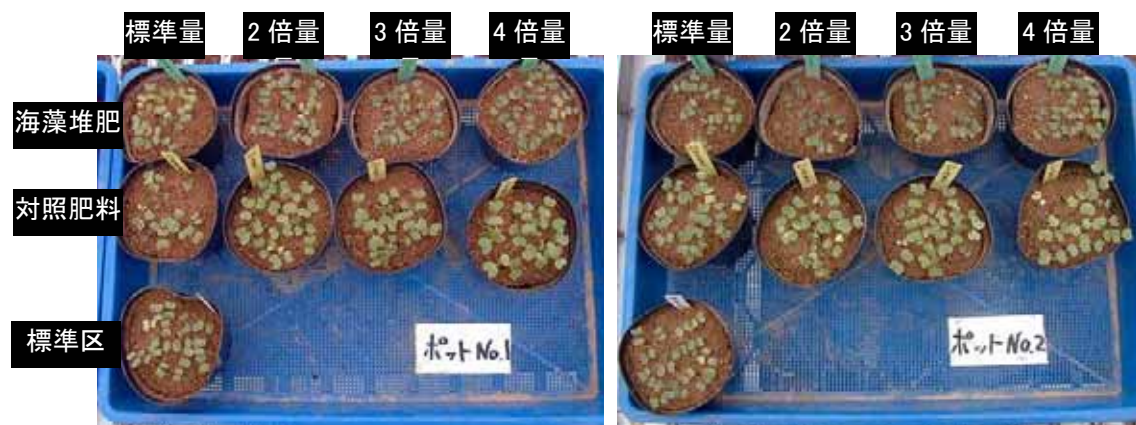


図 1.2.20 播種 7 日後

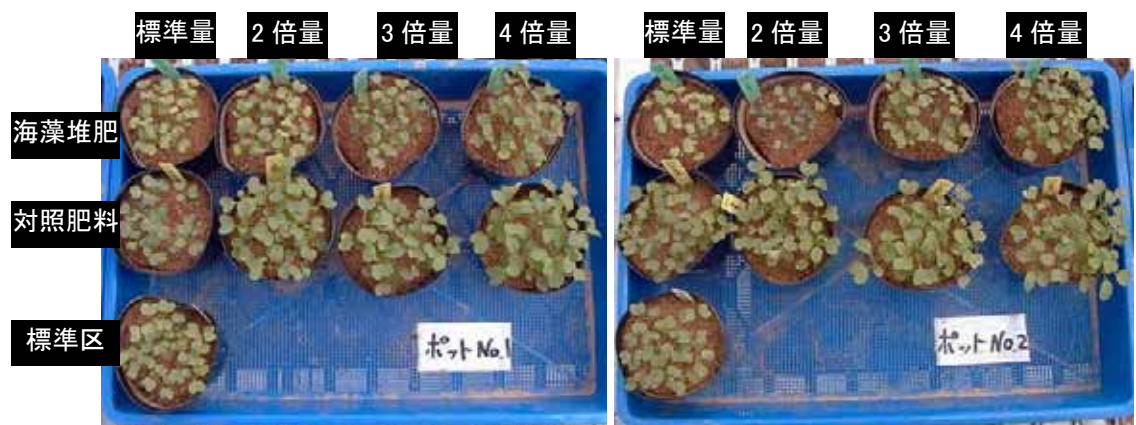


図 1.2.21 播種 14 日後



図 1.2.22 播種 21 日後

c. 海藻および堆肥成分分析

本試験に用いられる海藻類の堆肥は肥料取締法では「特殊肥料」に分類され、品質保全に関する一定の規格・基準はないが、主要成分含有量の表示義務があるため、将来的な利用を考慮し、主要成分含有量を分析した。また、利用する海藻に金属類の含有が懸念されるため、従来「普通肥料」に適用される公定規格に準ずる項目についても分析を行った。

海藻原料および第1回目堆肥化物の成分分析結果を表1.2.9に示す。また、参考として一般的な堆肥原料および堆肥化物の成分含量を表1.2.10に示す。

表 1. 2. 9 海藻原料および堆肥化物の成分分析結果

分析項目	単位	試料			肥料取締法による 規制値	分析法
		原料海藻 (動物付)	原料海藻 (動物無)	海藻堆肥		
【主要成分含有量】					最 大 量	
窒素全量(N)	%	2.10	2.50	1.20		土壤養分分析法9.5
リン酸全量(P ₂ O ₅)	%	0.31	0.37	0.16		肥料化学分析法4.2.3
カリ全量(K ₂ O)	%	9.80	13.00	3.10		肥料化学分析法4.3.4
炭素全量(C)	%	21.70	25.20	45.10		土壤養分分析法9.5
銅全量(Cu)	mg/kg	41.00	6.90	7.20	300	肥料化学分析法5.17.2
亜鉛全量(Zn)	mg/kg	220.00	110.00	100.00	900	肥料化学分析法5.1.2
石灰全量(CaO)	%	23.00	5.70	2.20	15	肥料化学分析法4.5.1
炭素窒素比(C/N)	—	10.33	10.08	37.58		土壤養分分析法9.5
水分含量	%	11.00	12.00	5.60		肥料化学分析法3.1
【含有を許される有害成分】					最 大 量	
砒素	%	0.0011	0.0012	0.00009	0.005	肥料化学分析法5.23.2
カドミウム	%	0.000048	0.000018	0.000015	0.0005	肥料化学分析法5.6.1
水銀	%	0.000023	0.000005	0.000003	0.0002	肥料化学分析法5.11.1
ニッケル	%	<0.001	<0.001	<0.001	0.03	肥料化学分析法5.20.2
クロム	%	0.0017	0.0003	0.0002	0.05	肥料化学分析法5.7.2
鉛	%	0.0012	0.00037	0.00021	0.01	肥料化学分析法5.18.1
【その他】						
pH	—	6.5	6.4	6.0		土壤養分分析法2.3.1

主要成分含有量をみると海藻堆肥は、前述のとおり、窒素分が少なく炭素分が多い結果となっている。原料の海藻の時点では、C/N比も低く分解し易い状態ではあるが、窒素の全体量が低いこと、高速発酵処理機を用いたこと、また米糠との配合割合の問題もあり、炭素分を分解し切れなかったものと思われる。

有機物肥料は、原料や処理により成分の片寄りがある。一般に魚カス、肉カス、骨粉などの動物系有機質資材では窒素とリン酸が多く、カリウムは少ないのに対し、油カスや米糠などの植物系有機質資材では、リン酸が少ないのが特徴である。今回の堆肥は、原料が基本的に植物系であるためリン酸が少なく、カリウムが多い。特にカリウムは他の堆肥化物(有機質肥料)と比較して多い傾向にある。これは、米糠よりも海藻に由来するものであり、海藻堆肥の特徴であるといえる。

その他に懸念された有害成分などについては、分析の結果、原料の海藻(特に動物付着あり)は比較的その含有量が多いが、それでも肥料取締法のかかる基準を遥かに下回っており、特に問題となる値ではなかった。

表 1.2.10 一般的な堆肥原料および堆肥化物の成分含量

種 類		成分量(乾物%)				
		窒素 (N)	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリウム (K ₂ O)	炭素 (C)	炭素窒素比 (C/N)
堆肥原料	海藻(動物付)	2.1	0.3	9.8	21.7	10.3
	海藻(動物無)	2.5	0.4	13.0	25.2	10.1
	米糠	3.1			37.8	12.2
	稲藁	0.6			45.0	75.0
	麦稈類	0.5			46.0	92.0
	イネ科植物	0.5			45.0	90.0
	レンゲ	2.7			46.0	17.0
	マメ科植物	3.0			50.0	16.7
	大豆カス	9.0			51.0	5.7
	籾殻	0.5			40.0	80.0
	落ち葉	0.9			48.0	53.3
	樹皮	0.5			50.0	100.0
	オガクズ	0.2			46.0	230.0
	牛糞	1.8			41.0	22.8
	豚糞	3.9			43.0	11.0
	鶏糞	4.5			42.0	9.3
堆肥	海藻堆肥	1.2	0.2	3.1	45.1	37.6
	バーク堆肥	1.2	0.5	0.5	42.0	35.0
	藁堆肥	1.6	0.8	1.8	28.0	17.5
	牛糞堆肥	2.1	2.1	2.2	33.0	15.7
	豚糞堆肥	2.9	4.3	2.2	35.0	12.1
	鶏糞堆肥	2.9	5.1	2.7	29.0	10.0
	オガクズ牛糞堆肥	1.7	1.6	1.7	39.0	22.9
	オガクズ豚糞堆肥	2.1	3.4	1.8	37.0	17.6
	オガクズ鶏糞堆肥	1.9	4.1	2.2	34.0	17.9
	木質資材堆積物	1.2	0.8	0.7	40.0	33.3
	籾殻堆肥	1.1	1.2	1.0	32.0	29.1
	生ゴミ堆肥	3.9	1.4	2.2	39.0	10.0
	下水汚泥肥料	3.6	5.2	0.3	25.0	6.9
	食品廃棄物堆肥	3.5	2.8	1.0	35.0	10.0
	剪定クズ堆肥	1.5	0.3	0.5	45.0	30.0

※以下の資料を参考に作成

- ・神奈川県作物別施用基準・12訂版(2001年3月)
- ・北海道立農業試験場・研究成果概要(1995年1月)
- ・三重県中央改良普及センター資料(2003年)

1.2.2 アオサバイオマス利用

(1) アオサバイオマス利用の目的

大阪湾奥部のような停滞水域においては、アオサやアオノリといった短命の緑藻類が優占種となることが多い。最近の研究では、これらの持つ炭素／栄養塩固定効果が非常に大きいという指摘がなされているが、逆に大発生した後一気に枯死して有機汚泥堆積の原因ともなることから、環境にとっては諸刃の剣であると言われている。

アオサなどを環境改善に常に役立つものとするためには、爆発的に増加した後、枯死する前に何らかの形で利用することが重要となる。アオサを回収して有効利用する方法については、健康食品の材料、養殖や養鶏の飼料等、いくつかのアイデアが出されているものの、いずれもフレッシュな藻体を利用するもので、浅場で自然大量発生したアオサについては、他生物との混生や、砂泥、枯死体、腐敗体の混入などの問題から利用が難しいとされてきた。

このような、砂泥、枯死体、腐敗体の混入時でも有効利用できる方法として、バイオマスガス化による資源生産を取り上げる。積極的にアオサを増殖することによって水質改善をはかるとともに、自然繁殖のものも含め回収／収穫した後、バイオマスガス化等の資源生産を行うというシステムが構築できれば、水質浄化効果と再生型資源の有効利用という2面での環境改善効果が期待できる。

閉鎖性海域における環境修復技術のパッケージにこのシステムを組み入れるためには、対象海域におけるアオサの最大収量と栄養塩固定効果、バイオマスガス化による資源収量等を定量的に評価する必要がある。そこで本研究では、尼崎港を対象として、現地実験によるアオサ最大収量の定量化、水質浄化効果および資源回収量の定量的評価を行うためのモデル計算、およびその基礎データ取得のための基礎実験を行う。

(2) アオサを用いた CNP リサイクル

本研究では、アオサの増殖システムおよびバイオマスガス化システムの定量的評価をターゲットとしているが、この背景には、図 1.2.23 に示すような、アオサを利用した CNP リサイクル・システムの実用化という目標がある。このシステムには、以下に示すような、アオサ増殖システム、アオサ収穫／回収システム、魚介類養殖システム、副生品回収システム、バイオマスガス化システム、等のサブシステムが含まれる。

- a. アオサ増殖システム：過栄養化が進んでいる停滞性の浅場は、元々アオサ大量発生の条件が整っているが、CNP 固定の観点からさらに積極的にアオサを増殖させるため、浮遊式や多段式のアオサ棚の開発、水流を利用した連続培養方式の増殖システムの開発、四季を通して収穫量を上げるための株の選定、等が必要となる。
- b. アオサ収穫／回収システム：増殖場からのアオサの収穫および自然大量発生しているアオサの回収を効率的に行うため、自動化／省人化したアオサ収穫／回収船の開発が必要となる。
- c. 魚介類養殖システム：内湾において養殖可能で水産価値の高いタイ、ヒラメなどの魚類、藻食性のアワビ、サザエなどの貝類を対象種とし、アオサを餌料とし底質環境に悪影響を及ぼさない形状の養殖システムの開発が必要となる。
- d. 副生品回収システム：アオサに含まれる抽出物質の医薬品／工業品原料としての資源可能性の調査研究、資源価値が認められるものについてはその商業生産を可能とするための副生品回収システムの開発が必要となる。
- e. バイオマスガス化システム：他生物との混生や、砂泥、枯死体、腐敗体の混入等によって食品等への利用が困難なアオサを対象として、水素やメタン等燃料ガスとしての有効利用を可能とするため、メタン発酵や超臨界水反応によるガス化システムの開発が必要となる。

本研究では、上記システムのうち、アオサ増殖システムとバイオマスガス化システムに着目し、特に基礎となるアオサ収量の定量化および最適増殖方法検討のための現地実験、アオサバイオマスのガス収量データ取得のための室内反応実験を行う。

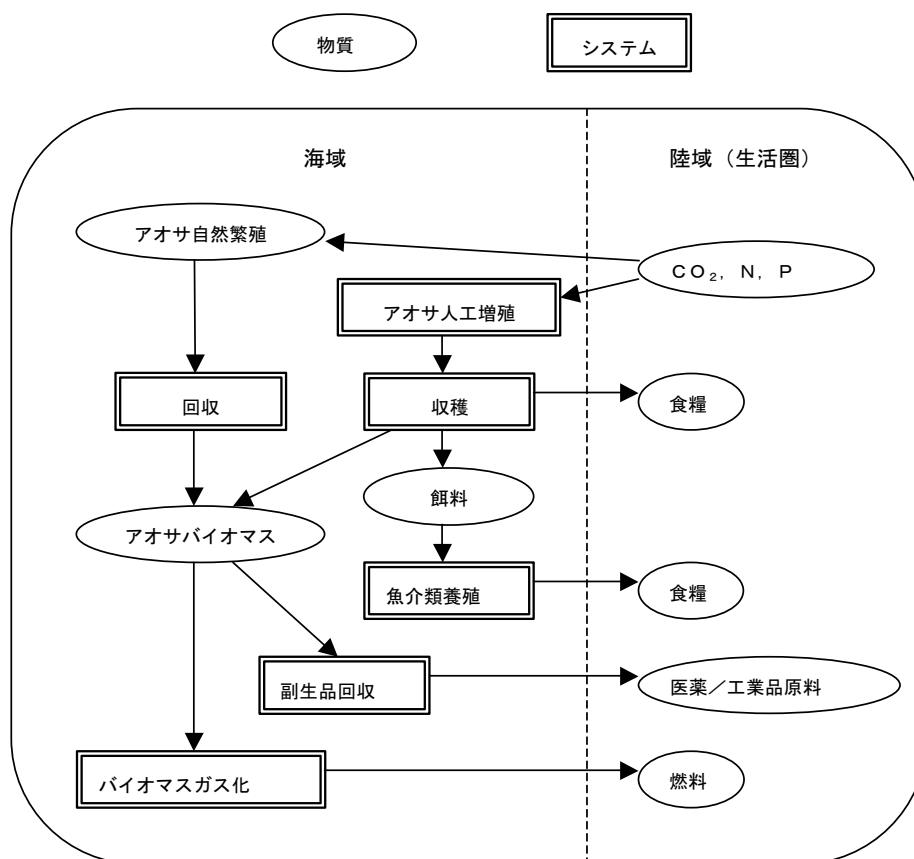


図 1.2.23 アオサを用いた CNP リサイクル・システムのコンセプト

(3) 現地実験

平成 13 年 12 月 21 日、尼崎港南西域における海藻養殖筏（図 1.2.24）設置時に、アオサの繁殖状況を確認するとともに、藻体を大量に籠に入れたときのアオサ自身の遮光効果による成長阻害を調べることを目的として、湿重量 1kgf および 4kgf のアナアオサを入れた 2 つのアオサ籠（図 1.2.25）を設置した。



図 1.2.24 海藻養殖筏写真

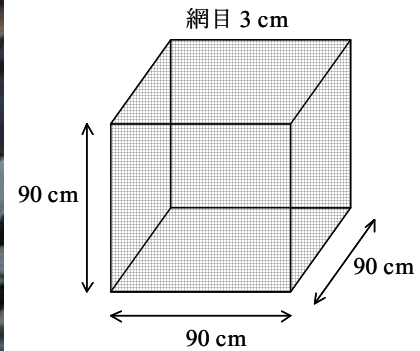


図 1.2.25 大型アオサ籠概要



図 1.2.26 水質計測用機器写真（左：水温塩分計、右：照度計）

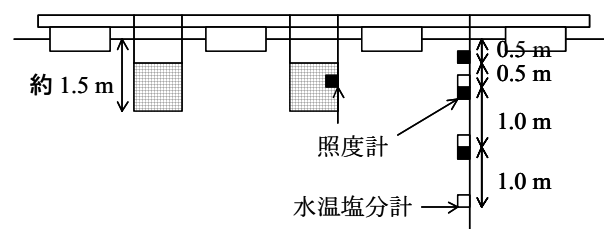


図 1.2.27 アオサ籠、水温塩分計、照度計の設置状況

また、生育環境をモニタリングするため、小型メモリ式水温塩分計および照度計（図 1.2.26）を、図 1.2.27 の位置に設置した。

平成 14 年 1 月 9 日、アオサ籠を引き上げ、中に入っていたアオサの湿重量を調べたところ、それぞれ 0.5kgf と 1.7kgf で、大幅に減少していた。この原因としては、籠が大きいためにアオサが生息する水深（籠の底面）が深くなりすぎ、十分な光強度が得られなかったこと、そのためにアオサ藻体が衰弱して細かくちぎれるようになり、網目から出て行ったこと、が考えられる。

そこで新たに小型で網目の細かいアオサ籠を製作し（図 1.2.28）、平成 14 年 2 月 5

日、再度、湿重量 1kgf、2kgf、3kgf のアナアオサを入れた 3 つのアオサ籠を筏に設置した。また、何も入れていないアオサ籠内部に照度計を設置した。

平成 14 年 3 月 11 日、アオサ籠を引き上げ、中に入っていたアオサの湿重量を調べたところ、1kgf が 400gf に、2kgf が 600gf に、3kgf が 600gf にそれぞれ減少していた。この原因としては、アオサ籠の網目に多くの付着物（珪藻と泥とが混ざったものと考えられる）がベツトリと付いており、十分な光強度が得られなかったこと、また、アオサ藻体に無数のヨコエビが付着しており、大量に捕食されていたこと、が考えられる。

これらの結果から、本実験海域においては、筏に籠を取り付ける方法ではアオサを効率よく増殖させることは難しいことがわかった。

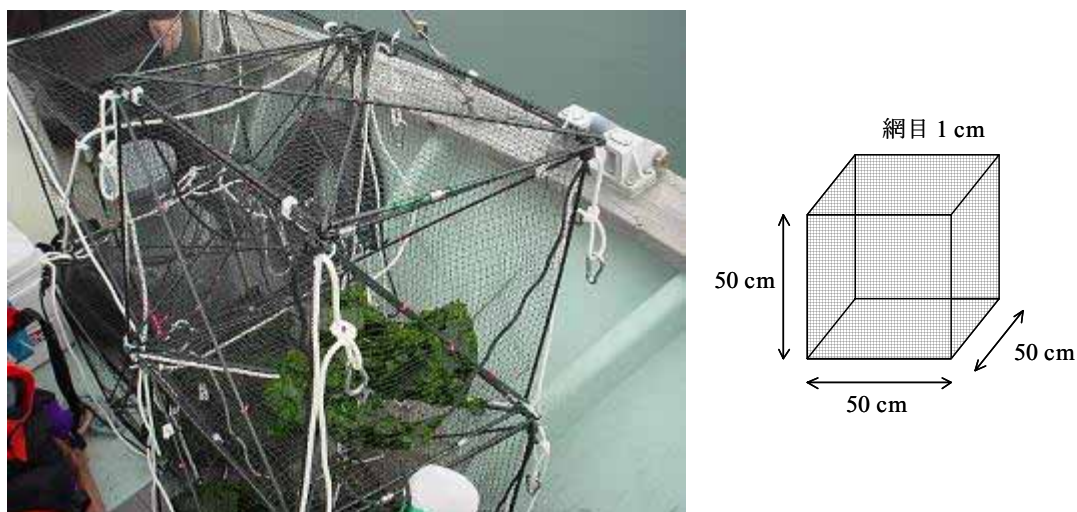


図 1.2.28 小型アオサ籠概要

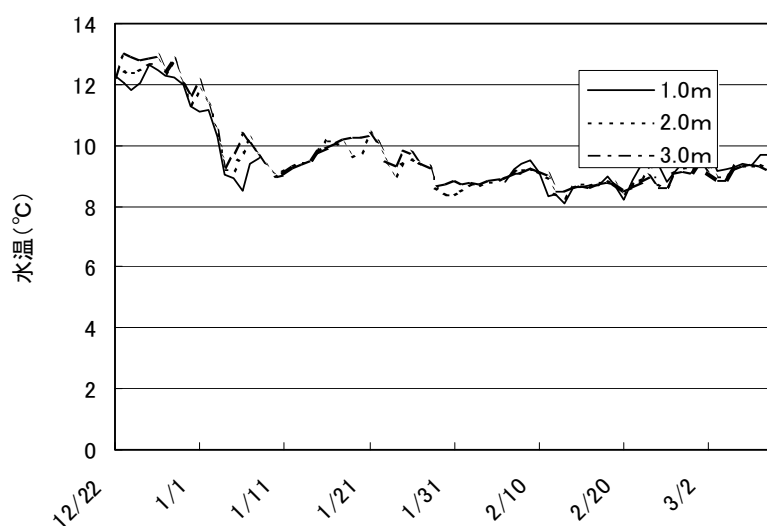


図 1.2.29 浮体式藻場の水温データ

次に水温、塩分、光強度のデータを、図 1.2.29、図 1.2.30、図 1.2.31 にそれぞれ示す。これらは、10 分間隔に取られたデータから 1 時間ごとの移動平均値を求め、そのうち毎日の 12:00～13:00 の平均値である。

水温は、計測開始時には 13℃前後であったが、2 月上旬には 8℃程度にまで下がり、3 月上旬には 10℃程度まで上昇している。また、表層 1.0m の水温が時折他の水深の値と異なっており、このとき塩分の表層 1.0m の値も他の水深の値と異なっているこ

とから、河川水の影響が現れていることが伺える。なお、水深 1.0m の水温、塩分について、1 月 9 日から 2 月 9 日までのデータが異常値を示していたので、この期間のデータは除いて表示した。

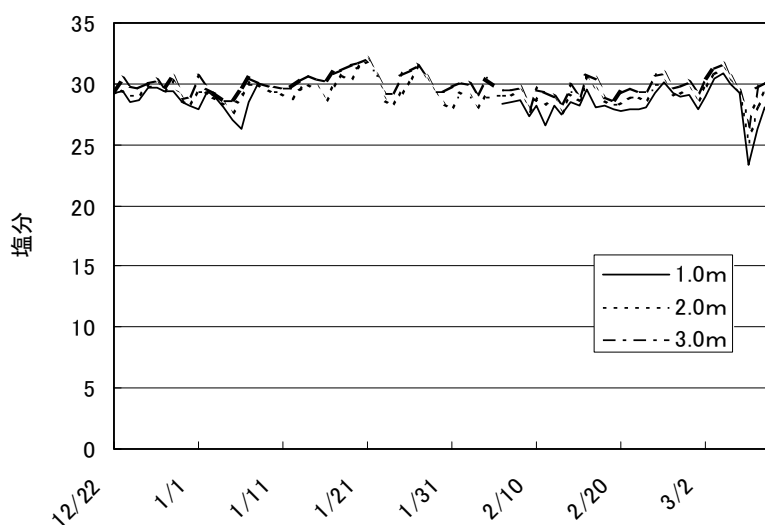


図 1.2.30 浮体式藻場の塩分データ

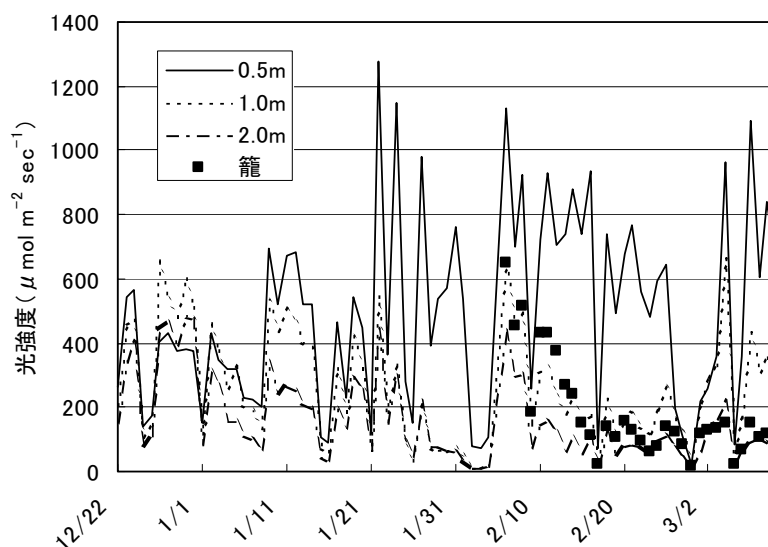


図 1.2.31 浮体式藻場の照度データ

光強度は、晴天時に水深 0.5m で強いピークが現れているが、水深 1.0m、2.0m と急激に減衰していることがわかる。また、アオサ籠の中の光強度は、設置直後は水深 1.0m 程度に相当する値となっているが、約 10 日間で急激に減少し、その後は低い値で推移している。この原因は前述の網目に付いた付着物によるものと思われる。なお、1 月 9 日までの 0.5m の値に異常値が見られたので、この期間のデータは除いて表示した。

(4) 室内実験用アオサ

実験試料となるアオサは、平成 14 年 2 月 4 日にりんくう公園内海にて採取し、洗浄後乾燥させた (図 1.2.32)。この乾燥アオサの成分分析を行ったところ、表 1.2.11 のようになった。



図 1.2.32 実験用乾燥アオサ

表 1.2.11 実験用乾燥アオサの成分

分析項目		単位	測定結果
水分		[wt%]	14.3
灰分		[wt%-DB]	17.3
元素分析	C	[wt%-DB]	37.8
	H	[wt%-DB]	5.1
	N	[wt%-DB]	4.9
	P	[wt%-DB]	0.2
	S	[wt%-DB]	3.2

※wt%-DB はドライベースを示す

表 1.2.12 下水汚泥の可溶化技術の評価（汚泥固形分の現象量で数値化）

汚泥可溶化方法		可溶化条件	可溶化率(%)
生物処理	1. 中温プロテアーゼ短時間	大和化成製プロチンKを0.5% (wt./vol) 添加し、30℃にて2時間振盪した。	0
	2. 中温プロテアーゼ長時間	大和化成製プロチンKを0.5% (wt./vol) 添加し、30℃にて20時間振盪した。	9
化学処理	3. 酸処理	1N になるHClを添加した後、6時間、37℃に保温した。	25
	4. アルカリ処理	1N になるNaOHを添加した後、6時間、37℃に保温した。	78
	5. オゾン処理	散気瓶を用い、1Lの汚泥にたいし1時間かけて1g-O ₃ /g-SSIになるようオゾンを注入した。	22
物理処理	6. ホモジナイザー	日本精機製バイオミキサー(450W、30000rpm)にて10分間処理した。	7
	7. フレンチプレス低圧	2000psiに加圧後、急激に減圧し処理した。	2
	8. フレンチプレス高圧	4000psiに加圧後、急激に減圧し処理した。	5
	9. 超音波	和研薬株式会社製アストラソニック超音波細胞破碎機(20kHz、97W)を用い、1L汚泥にたいして10分間照射した。	25
	10. 熱処理	65℃にて6時間、振盪処理しながら保温した。	21
物理＋化学	11. 水中放電	500mlの汚泥にたいし、30kVの高電圧パルスを50Hzで20分間印加した。	30

アオサバイオマスガス化の前処理として、最も効果的なアオサ可溶化技術の選定を行うために、下記の評価基準を参考にして可溶化方法を選抜し、アオサ処理への適用性検討試験を神戸製鋼所化学環境研究所において行った。すなわち、下水余剰汚泥のメタン発酵においては、メタン化率向上のための前処理として、可溶化技術の適用が広く研究されている。可溶化技術としては物理、化学、生物学的な技術が適用され、なかでも加水分解による加速効果が認められている⁽¹⁾、⁽²⁾。表 1.2.12 はそれらをまとめたものである。

ドイツでは汚泥可溶化技術の評価基準が策定されており、1 規定の NaOH による可溶化（NaOH：汚泥＝1:1、90℃、10 分間加熱）で溶解してくる TOC（総有機物炭素量）を基準値（100%）として、その他可溶化技術の能力を数値化している⁽³⁾。

乾燥アオサから表 1.2.13 に示す 4 種類の方法で可溶分を調製した。なお、原料アオサの分析値は、含水率：13.32%、全炭素：37.65%、VS/TS（有機物量／総物質質量）：81.81%であった。

可溶化試験の結果を表 1.2.14 に示す。ここで、可溶化率はアオサ試料 50g 中の炭素重量（wet-g/L）を 16318mg/L とし、溶解性全有機炭素（S-TOC）の割合から算出した。熱処理による可溶化率が最も高く、約 50% の TOC が可溶性画分に移した。また、可溶化物の様子を図 1.2.33 に示す。

表 1.2.13 アオサの可溶化条件

1) アルカリ処理	乾燥アオサ試料 50g を NaOH 溶液 (0.5N、1L) 中で 90℃、10 分間処理した。
2) 酸処理	乾燥アオサ試料 25g を HCl 溶液 (0.5N、500ml) 中で 90℃、10 分間処理した。
3) 粉碎処理	乾燥アオサ試料 25g に蒸留水 500ml を添加し、オステライザーで 10 分間粉碎処理を行った。
4) 熱処理	乾燥アオサ試料 25g に蒸留水 500ml を添加し、オートクレーブ 170℃、30 分間処理を行った。

表 1.2.14 アオサの可溶化試験結果

	S-TOC(mg/L)	可溶化率(%)
アルカリ処理	3800	23.3
酸処理	6600	40.4
粉碎処理	2730	16.7
熱処理	8290	50.8

注) S-TOC：可溶化処理した溶液の溶解性全有機炭素



図 1.2.33 各種処理を施したアオサの様子

(5) バイアル瓶によるメタン発酵実験

バイアル瓶によるメタン発酵実験は神戸製鋼所化学環境研究所および大阪府立大学において行った。神戸製鋼所では前節で述べた各処理のうち、熱処理と粉碎処理を施した可溶化アオサを用いて行った。メタン発酵用活性汚泥 1 m³あたりの可溶化アオサ

供給量は下記のとおりである。

- ① ブランク
- ② 無処理アオサ : 2 kg-wet/m³
- ③ 熱処理アオサ溶液 : 2 kg-wet/m³
- ④ 酢酸ナトリウム溶液 : 1 kg-wet/m³

なお、上記の各アオサはメタン発酵試験前に予めミキサー（オステライザー）で粉碎して用いた。また、種汚泥は固形分濃度（MLSS 濃度）約 1%の高温嫌気汚泥を用いた。試験は、上記①～④を各々n 数=3 で、12 日間発酵させた。

各試験のアオサまたは酢酸ナトリウム由来のガス発生量を表1.2.15に、積算ガス発生量を図1.2.34に示す。無処理アオサの試験に比べ、熱処理アオサでは最終のガス発生量が40%増加した。また無処理アオサの最終ガス発生量である108ml/g-VSに達する時間は、熱処理アオサの場合は半分以下に短縮できることがわかる。

表1.2.15 バイアル瓶によるメタン発酵実験結果

経過時間 (h)	0.0	24.5	98.2	147.8	269.7
無処理	0.0	23.6	49.1	68.7	108.0
熱処理	0.0	44.2	103.1	118.8	152.1
酢酸ナトリウム	0.0	16.7	177.8	275.0	311.1

注) ガス発生量の単位は ml/g-VS

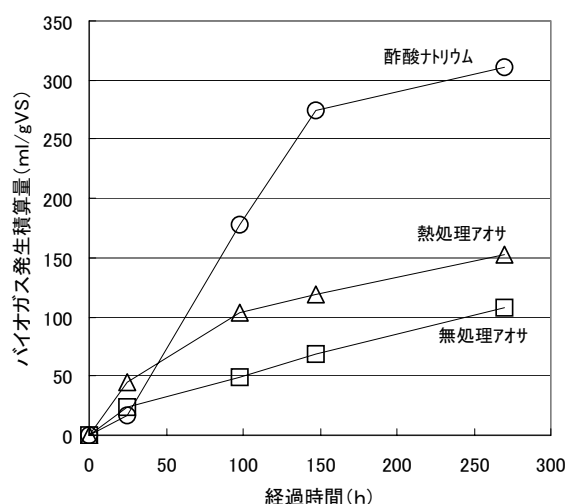


図 1.2.34 メタン発酵中の発生ガス積算量の推移（神戸製鋼所）

大阪府立大学では、可溶化処理を行わず、洗浄処理をしたものと無洗浄のもの（いずれも粉碎しペースト状にしたもの、乾燥アオサ含有率5%）との比較を行った。メタン発酵用活性汚泥 1 m³あたりのアオサ供給量は下記のとおりである。

- ① ブランク
- ② 洗浄粉碎アオサ : 2 kg-wet/m³
- ③ 無洗浄粉碎アオサ : 2 kg-wet/m³

なお、種汚泥は固形分濃度（MLSS 濃度）約 1%の中温嫌気汚泥を用いた。各試験のアオサの積算ガス発生量を図 1.2.35 に示す。ガス化効率は落ちるものの、無洗浄のアオサペーストでもガスが発生することが確認できる。また洗浄アオサペーストでは 20 日後でアオサ 1g あたり約 400ml のガスが発生しており（空白での発生量を差し引けばよい）、その 50%がメタンとすれば、乾燥アオサから得られるメタンガスの発生量は約 200ml/g で、約 34%の炭素がメタンとして回収されたことになる。

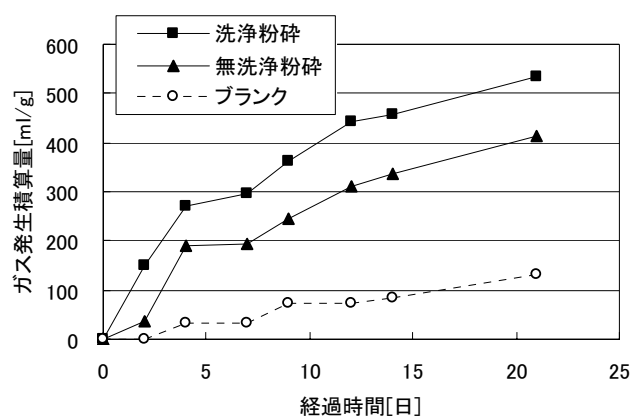


図 1.2.35 メタン発酵中の発生ガス積算量の推移（大阪府立大学）

(6) ジャーファーマンターによるメタン発酵実験

前述のペースト状アオサを用いて、10 ℓ完全混合型ジャーファーマンター（図 1.2.36）によるメタン発酵実験を大阪府立大学において行った。2002 年 7 月に入手した活性汚泥の性状が予備実験中にメタン発酵に適さなくなったため、2003 年 1 月に再度活性汚泥を入手し、馴養実験を再開した。

図 1.2.37 に示したバイオガス発生量を見ると、実験開始後約 20 日でガスが発生することがわかる。



図 1.2.36 ジャーファーマンターを用いたメタン発酵実験の様子

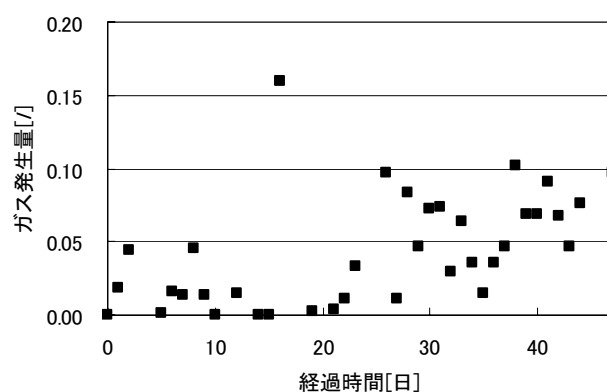


図 1.2.37 ジャーファーマンターによるメタン発酵中の発生ガス積算量の推移

(7) 超臨界メタン化試験

第 1 回目の超臨界水を用いたガス化実験は、平成 14 年 3 月に神戸製鋼所化学環境研究所にて実施した。図 1.2.38、図 1.2.39 に、使用した装置の概略を示す。装置は、攪拌器つきオートクレーブ（内容積：約 800cc）と所定の圧力を調整するよう設置した圧力調整弁より構成される。

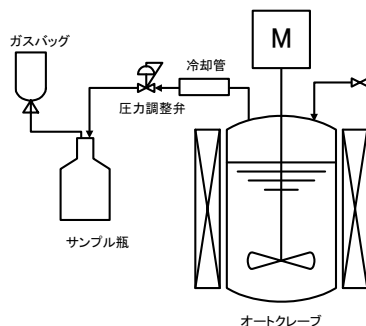


図 1.2.38 バッチ式超臨界水ガス化実験装置概略図

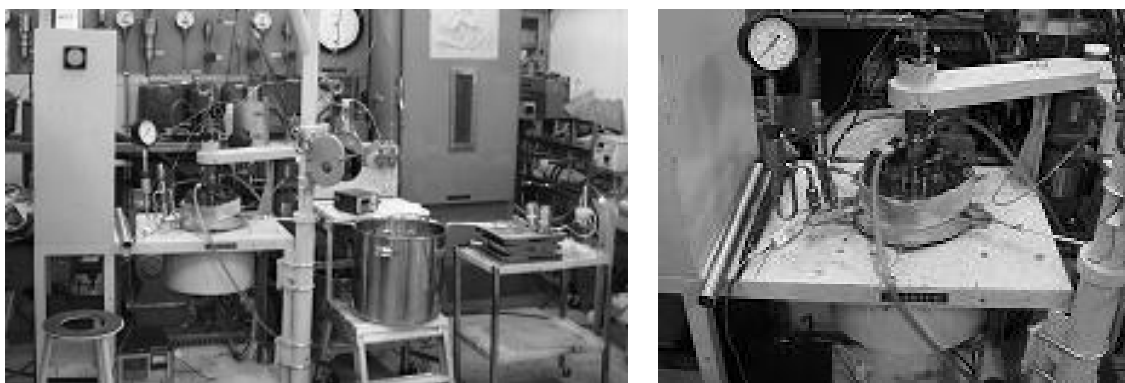


図 1.2.39 バッチ式超臨界水実験装置（左：装置全景、右：オートクレーブ部）

実験は、オートクレーブ内に原料であるアオサを充填し、次いで蒸留水により系内を充たした後、ヒーターにより外部より加熱することにより、所定の温度、圧力条件とした。反応時間は、所定の温度、圧力に到達した時点を開始時として、60 分間保持した。その後、ヒーター加熱を停止し冷却を行うことにより反応を停止させた。反応物は、ヒーター加熱時より、圧力調整弁出口部に液体回収用のサンプル瓶およびガス回収用のガスバッグ（3L）を設置し回収した。また、実験終了後、反応器内の反応物は蒸留水を用いて回収した。

なお、反応中でのガスの生成などに伴う圧力の上昇は、圧力調整弁により過剰分を流出させることにより調整した。表 1.2.16 に実験条件を示す。

表 1.2.16 バッチ式超臨界ガス化実験条件

	原料充填量 [g]	温度 [°C]	圧力 [MPa]	時間 [min]
SCW- TEST	30	400	30	60

反応物の評価は、反応液（サンプル瓶回収物）については図 1.2.40 に示す手順により、ろ液ならびにろ残についてそれぞれ分析を行い、回収ガスについては低級炭化水素についてガスクロマトグラフにより分析した。

図 1.2.41 に、実験における温度ならびに圧力の経時変化を示す。図より、圧力は 40 分程度で 30MPa に到達しており、内部温度については、70 分程度よりほぼ 400℃ に到達していることが確認できる。実験中の写真を図 1.2.42 に示す。

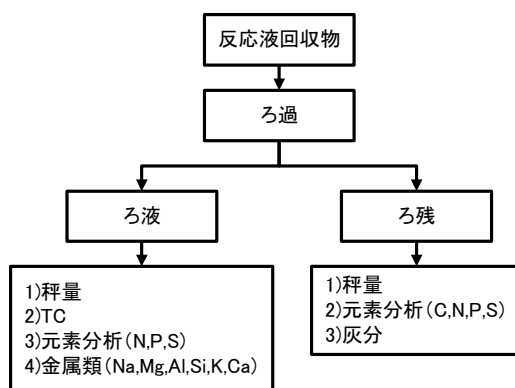


図 1.2.40 回収物の分析手順

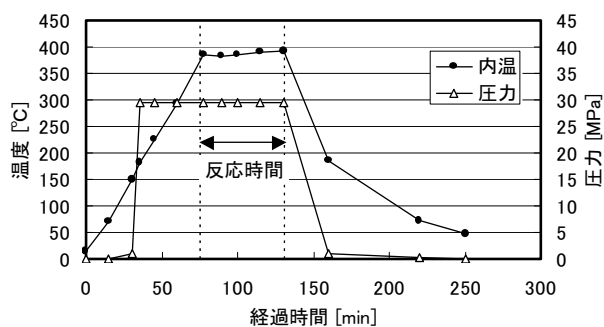


図 1.2.41 内部温度と圧力の経時変化

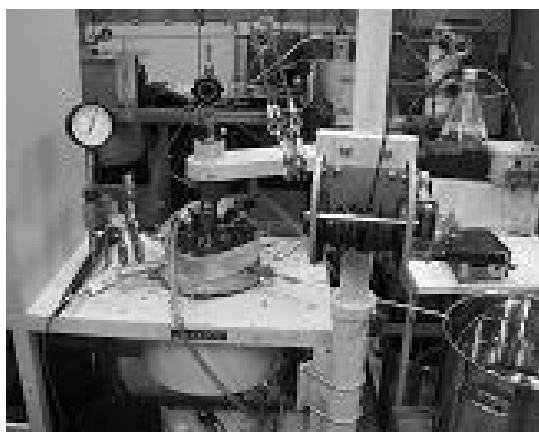


図 1.2.42 バッチ式超臨界ガス化実験中写真（左：オートクレーブ部、右：ガスバック部）

実験後回収したサンプル量を表 1.2.17 に示す。表において、保圧弁回収物は、反応中に圧力調整弁より流出した回収液であり、反応器回収物は冷却後に反応器を開放し回収した液である。

また、回収物の写真を図 1.2.43 に示す。写真より、回収液は褐色の液体であり、チャー化物と見られる固形分も少量残存していることがわかる。

表 1.2.18 に、回収液中のろ液およびろ残についての分析結果を示す。また、表 1.2.19 に、回収ガスの分析結果を示す。表 1.2.18 より、回収物ろ液中には炭素が残存しており、ガス化が完全に完結していないことが確認できる。ただし、ろ残中にも炭素が確認されており、これはチャー化物と考えられる。また、表 1.2.19 より、生成ガス中の主成分は、窒素（もしくは窒素酸化物）ならびに二酸化炭素であり、目的のメタンなどの生成は極少量認められた程度であった。

表 1.2.17 バッチ式超臨界ガス化実験回収物秤量結果

	回収液		ガス [L]
	保圧弁 回収物 [g]	反応器内 回収物 [g]	
サンプル 量	492.8	318.1	1.78



図 1.2.43 バッチ式超臨界ガス化実験反応後回収物

表 1.2.18 バッチ式超臨界ガス化実験回収物分析結果

	ろ液	ろ残
重量[g]	808.81	2.09
TC	3920 mg/L	32.2 wt%
TOC	4460 mg/L	
N	1040 mg/L	2.3 wt%
P	9 mg/L	3.6 wt%
S	490 mg/L	5.3 wt%
灰分	-	44.9 wt%
Na	120 mg/L	-
Mg	375 mg/L	-
Al	<1 mg/L	-
Si	8 mg/L	-
K	740 mg/L	-
Ca	45 mg/L	-

表 1.2.19 バッチ式超臨界ガス化実験回収ガス分析結果

体積[L]	回収ガス	
	1.78	
	発生量 [L]	組成 [mol%]
H ₂	0.000	0.00
N ₂ *	1.155	64.90
CO	0.000	0.00
CH ₄	0.004	0.25
CO ₂	0.617	34.67
C ₂ H ₄	0.003	0.16
C ₂ H ₆	0.000	0.02

N₂*：窒素と見られるピークに該当する

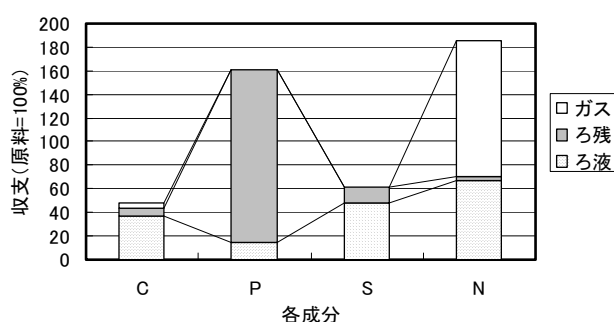


図 1.2.44 バッチ式超臨界ガス化実験回収物の各成分収支

図 1.2.44 は、C、P、S、N について原料を基準として、回収したろ液、ろ残およびガスにどの程度分配したかについて整理した結果である。

C については、原料中の約 50wt%程度しか回収できておらず、半分に相当する量が未回収であった。なお、回収されたうちのほとんどは水溶性成分として回収され 37wt%程度、チャー化物として 7wt%程度、ガスとして 3.5wt%程度であった。

P については、ろ液中には一部残存するもののほとんどが固形物として回収される。また、N については、ほとんどがろ液およびガス中に含まれるが、このうちガスについては、ガスクロ分析では、窒素のピーク位置で検出されているものの、CO₂ の発生などから類推して、酸化され NO₂ に転換しているものと考えられる。そのため、ガス中の N 量は、原料に対して 50wt%程度と見込まれる。

以上のように、回収されたガス化率は、C 基準で 3.5wt%程度と非常に低い結果であった。また、生成したガスは、窒素（もしくは窒素酸化物）ならびに二酸化炭素が主成分であり、目的物であるメタンなどの可燃性ガスの収率は 1%未満と非常に低い結果であった。この原因として、アオサの骨格が糖類であると仮定した場合、酸素を多く含む物質であるため、この骨格内の酸素が分解時に N ならびに C と結合し、酸化物を形成するものと推察される。

また、回収物中にチャー化物も見られることから、今回の条件では、ガス化までの反応に至らず、重合物などの副反応の進行が示唆された。

これらの結果より、可溶化処理を行っていないアオサを用いた超臨界水によるガス化は、400℃程度の温度では困難であると考えられる。

そこで、熱処理後の可溶化アオサを原料とした、流通式装置による超臨界条件でのガス化評価試験を神戸製鋼所化学環境研究所において実施した。

超臨界反応原料として、乾燥アオサ試料 50g に蒸留水 1000ml を添加し、オートクレーブ 170℃で、30 分間熱処理を行った。乾燥アオサ原料の分析結果を表 1.2.20 に、また熱処理結果を表 1.2.21 に示す。

次に熱処理済みのアオサを原料として、流通式装置を用い 450℃、30MPa、反応時間 5 分の条件下でガス化処理を実施した。表 1.2.22 に実験条件を示す。また図 1.2.45 に今回の試験で使用した装置概略図を示す。熱処理後のアオサをスラリーポンプにより反応器へ連続供給し、反応液は冷却した後、圧力調整弁により大気圧まで開放し回収した。また、ガスはガスメータにより計測するとともにガスクロマトグラフにより低級炭化水素類を分析した。

表 1.2.20 アオサ原料分析結果

分析項目	単位	測定結果
水分	[wt%]	13.32
C	[wt%-DB]	37.65

※ wt%-DB は、ドライベースを示す

表 1.2.21 熱処理結果

乾燥アオサ [g]	蒸留水 [g]	回収液		参考値**
		回収液量* [g]	アオサ濃度 [wt%]	可溶化率
50.0	1000	1220	3.55	50.8

*熱処理時の雰囲気水が混入したため、回収量が仕込み量より増加

**メタン発酵の前処理時に解析した可溶化率

表 1.2.22 流通式超臨界ガス化実験条件

	原料供給量 [cc/min]	スラリー濃度 [wt%]	温度 [℃]	圧力 [MPa]	反応時間 [min]
SFG-1	2.6	3.55	450	30	5

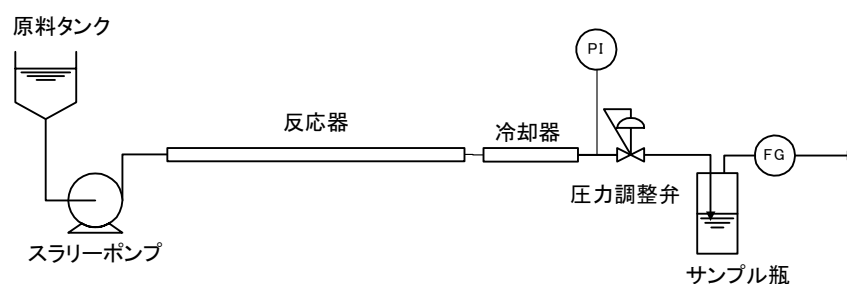


図 1.2.45 流通式超臨界ガス化装置概略図

表 1.2.23 流通式超臨界ガス化実験回収物炭素収支

	供給量	回収量		非回収物
		液	ガス	
C 量 [mg/min]	34.5	5.4	14.9	14.2
C 収率 [wt%]	100	15.7	43.2	41.1

反応器条件が一定になった時点（定常時）での炭素収支を表 1.2.23 に示す。また、図 1.2.46 は発生ガス組成である。熱処理原料ならびに回収液の写真を図 1.2.47 に示す。実験結果より、C 換算で 40%程度は回収されていないが、実験終了後反応管内を観察したところ、黒色固形物（図 1.2.48）が確認されたことから、一部がチャー化したものと推察される。

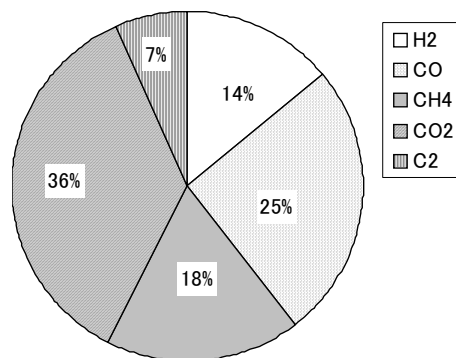


図 1.2.46 流通式超臨界ガス化実験発生ガス組成



図 1.2.47 流通式超臨界ガス化実験原料および回収液写真（左：熱処理後のアオサ、右：ガス化後の回収液）



図 1.2.48 流通式超臨界ガス化実験系内蓄積物乾燥後写真

以上のように、熱処理後のアオサを原料として、流通式反応装置を用いて 450℃、30MPa の条件下でガス化処理を行った結果、ガス化率は第 1 回目の可溶化処理を行っていないアオサを用いた実験結果と比べて向上することが確認された。ガス化率は、炭素基準（ $100 \times \text{ガス成分中の炭素重量} / \text{原料アオサ中炭素重量} [\%]$ ）で 3.5%（2001 年度バッチ試験）に対し、43.2%（2002 年度流通式試験）である。

図 1.2.49 には、バッチ試験と流通式試験で得られたガス成分組成の比較を示す。メタンのみに注目すると、流通式試験ではガス成分中の 18mol%、原料アオサ中炭素に対して 7.8%の収率であった。しかし、チャー化も同時に進行することが示唆されたことから、熱分解で生じたラジカルに水素付加してメタン等のガスとして早期に安定化させるために、アオサ自身の熱分解で生じた水素が使われたことも考えられる。

したがって、チャー化を極力抑制しつつ、メタン等のガス収率を向上させるためには、急速にガス化条件まで昇温することにより重合温度領域（200～400℃程度）を回避すること、効果的な水素供給原料を使うことなどが必要であろう。ただし、急速加熱の場合には、さらに塩類の溶解度低下による塩類の系内堆積に対して対策が必要となるだろう。

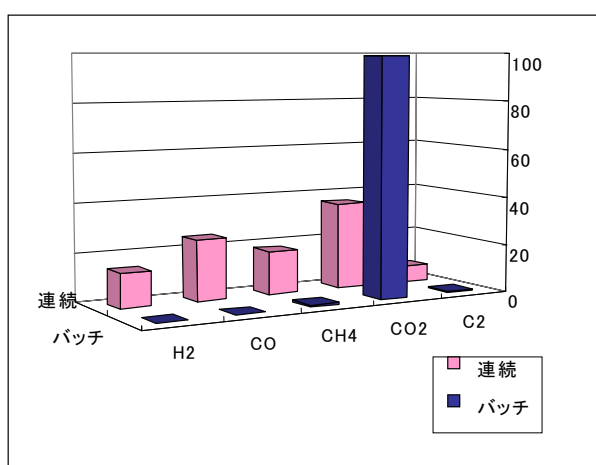


図 1.2.49 バッチ式超臨界ガス化実験と流通式超臨界ガス化との発生ガス成分の組成の比較

参考文献

- 1) 五十嵐ら：オゾン処理による下水汚泥の可溶化と嫌気消化の効率化、第 36 回水環境学会要旨集、p.517、2002
- 2) 山下ら：超音波による嫌気性消化法の性能向上、第 39 回下水道研究発表会要旨集、p.815、2002
- 3) ドイツ下水道協会研究グループ 3.1.6.報告書「機械式下水汚泥可溶化の方法と応用領域」、2000 年 4 号、pp.570-576、2000

1.3 エコシステム護岸

1.3.1 エコシステム護岸の概要

(1) 形状

プラントは護岸に敷設する形式をとる。図 1.3.1 に示すように、形状はL字型をしており、1 基の底面は横幅 3.0m、海側に 1.5m の大きさを持つ。また底面は夏季に発生する貧酸素の影響を受けない高さ、DL-0.5m、DL-1.0m、DL-1.5m にそれぞれ 3 基設けた。なお 3 種類の底面は連続性を保つため、図 1.3.2、図 1.3.3. のように各基の段差 50cm を部材で傾斜にした。取付詳細図を図 1.3.4 に示した。

(2) 壁面部材

プラント壁面の部材と付着生物群集の関係を検討するために、空隙の異なるものを 3 種類設けた。空隙を有しない普通のコンクリート材料、骨材粒径 5~25mm のポーラスコンクリート材料（以下、PC）、4mm の空隙を持つガラス焼成材料をそれぞれ板状に成形し、壁面に使用した（図 1.3.5、図 1.3.6）。

(3) 底面部材

底面には礫と球状 PC を敷設した。礫は $\phi 80\sim 150\text{mm}$ 、PC は骨材粒径 15~20mm を持つ $\phi 15\text{cm}$ の球状のものを用了。底面部材を敷き詰める厚さは 30cm 程度とし、表層部に礫、下層部に球状 PC を置いた部分とそれらの順を入れ替えた部分の 2 通りの方法で敷設した（図 1.3.7、図 1.3.8、図 1.3.9）。設置後は最も浅い水深に設置したものの、図 1.3.10 のように底面がうっすらと見える程度であり、海藻の定着を大いに期待することはできないと考える。

(4) 水質調査

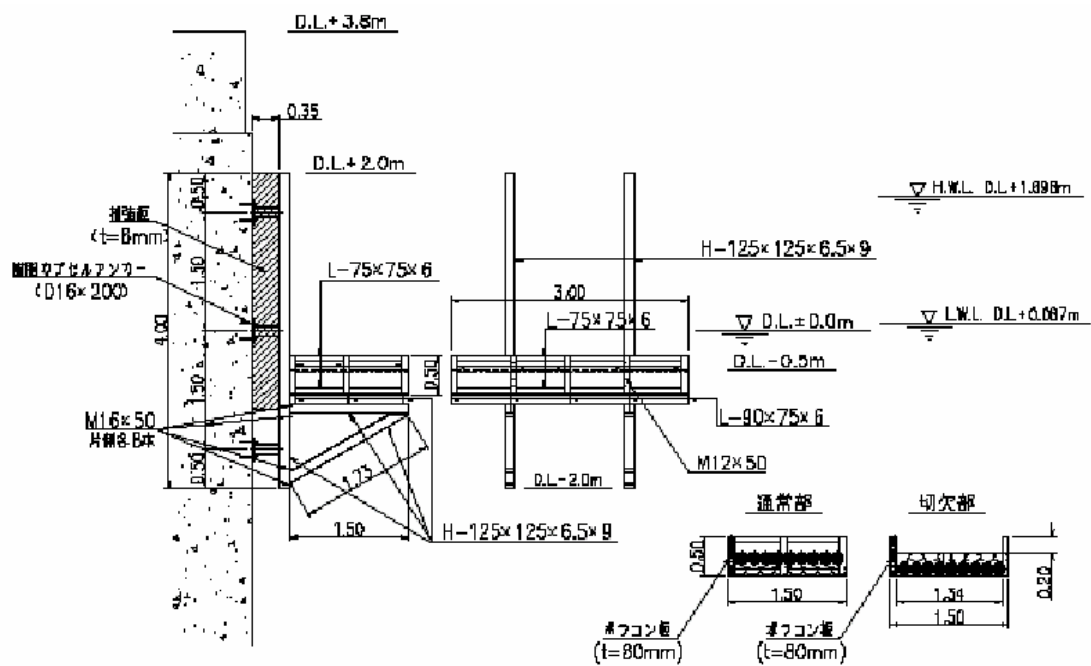
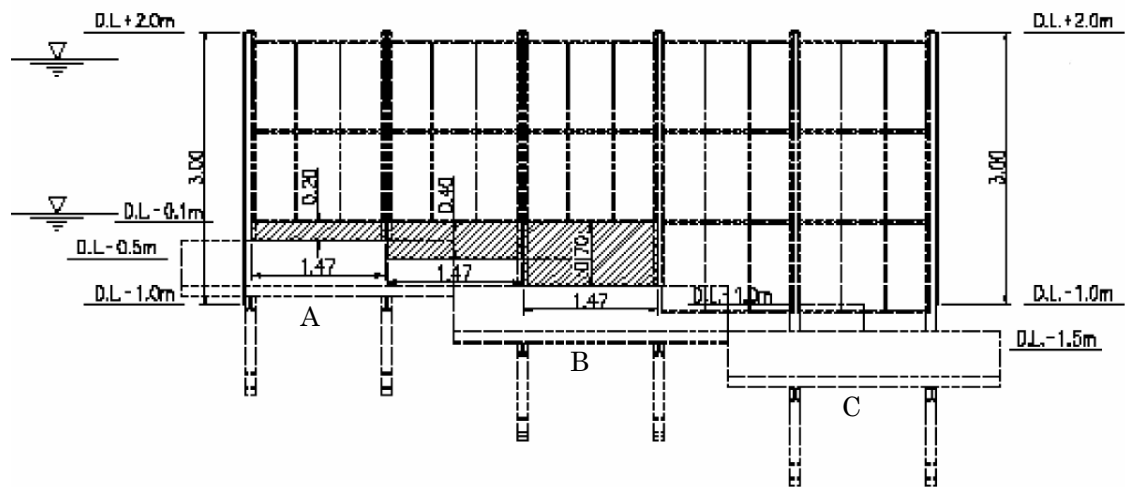
水質調査は、2002 年 3 月に構造物を設置した後、水質計を用いて約 1 ヶ月毎に水温、DO、塩分、pH を測定した。調査地点は図 1.3.11 に示すように既設構造物前と構造物 A、B、C の底部直上（○：調査地点）とした。また、構造物 C と等しい水深帯 D.L. -1.5m に、連続水質観測計（アレック電子 AD08M-6）を設置し、水温、塩分、DO の連続観測についても行った。

(5) 沈降物および堆積物

底質については沈降物と堆積物を調査、分析を行った。沈降物は構造物 A、B、C の底部と海底、既設構造物の底部（図 1.3.12）で、直径 6cm、高さ 9cm 筒形のプラスチックケースを設置し、24 時間設置後回収した。試料は実験室に持ち帰り沈降物量の分析を行った。試料の一部を遠心分離し、沈殿したものを Chl.a、Pheo.a、TOC、TN の分析試料とした。

(6) 生物相

生物調査は、坪刈り調査、目視観察、水中カメラを用いた撮影観察、脱落生物調査をおこなった。坪刈り調査は、既設構造物の壁面、D.L.+1.0m~D.L.-3.0m 間の 1m 間隔を剥ぎ取り（50×50cm）、採取した。海底ではコドラート（50×50cm）を用いて堆積物からサンプリングし、同定した。また、構造物 A、B、C の底部の礫、PC を 3 個ずつダイバーにより採取し、その PC を実験室内で破壊し、そこに生息する生物を採取した。レキも PC と同様に 3 個ずつダイバーにより採取し、表面を剥ぎ取りサンプリングを行った。それぞれの設置地点を図 1.3.13 に示す。試料中の生物は種の同定と、個体数、湿重量を測定した。目視観察では、既設構造物および構造物 A、B、C を対象に行い、水中カメラを用いた観察は大型生物を対象に行った。また一ヶ月間にわたり、図 1.3.13 に示す各地点においてプラスチックコンテナを設置し、脱落生物を採取した。その後実験室内において 4mm 目合いのふるいでふるった後、ふるい上に残ったものをソーティングを行い、種の同定と湿重量を測定した。また主要生物の個体数を測定した。



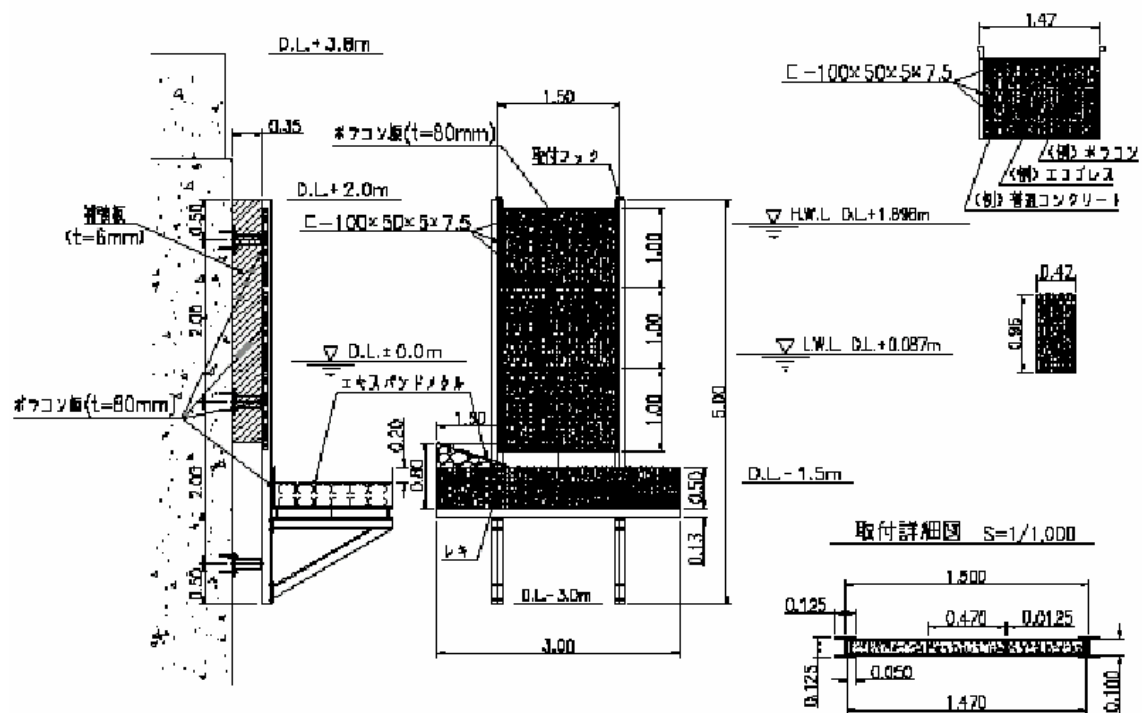


図 1.3.3 取付横断面

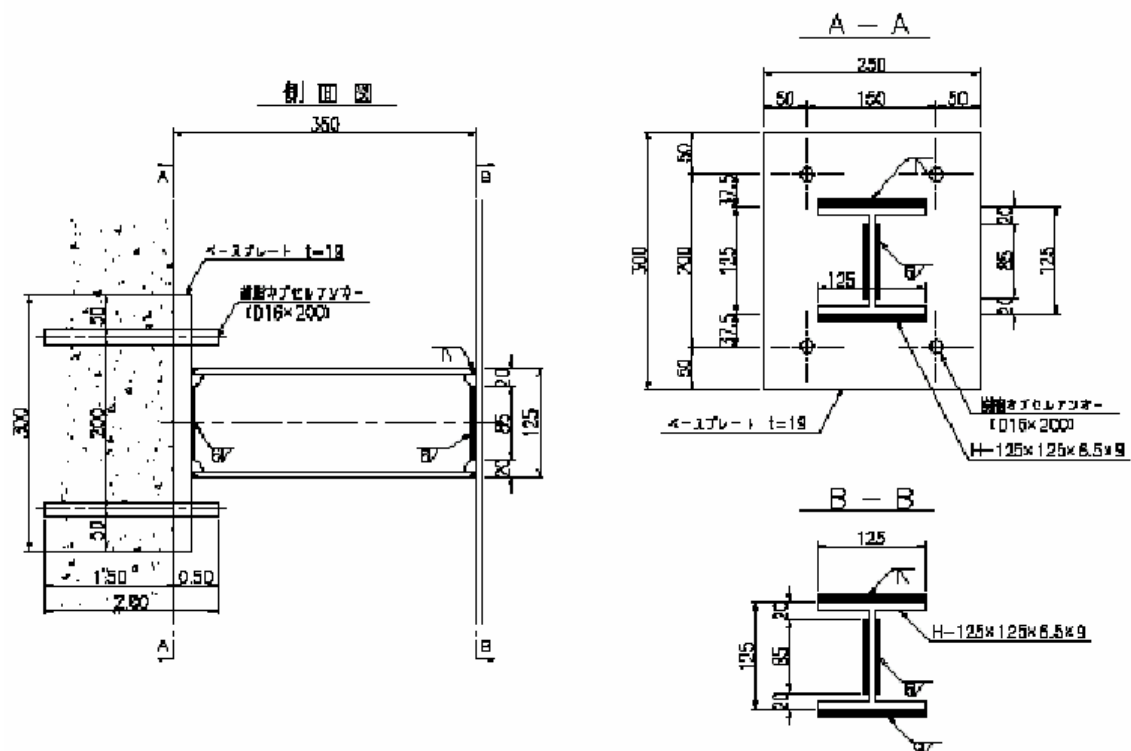


図 1.3.4 取付詳細図



図 1.3.5 プラント壁面の材料



図 1.3.6 設置後壁面裏側



図 1.3.7 プラント底面と部材



図 1.3.8 三基のプラント底部

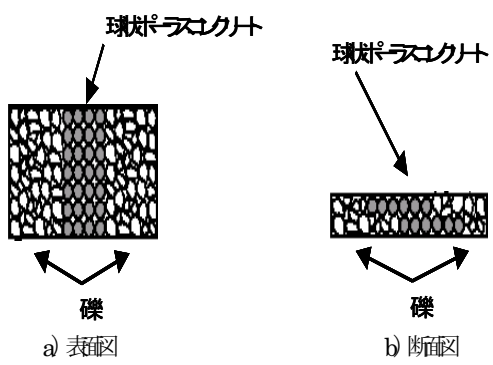


図 1.3.9 プラント底部材



図 1.3.10 設置後のプラント底面

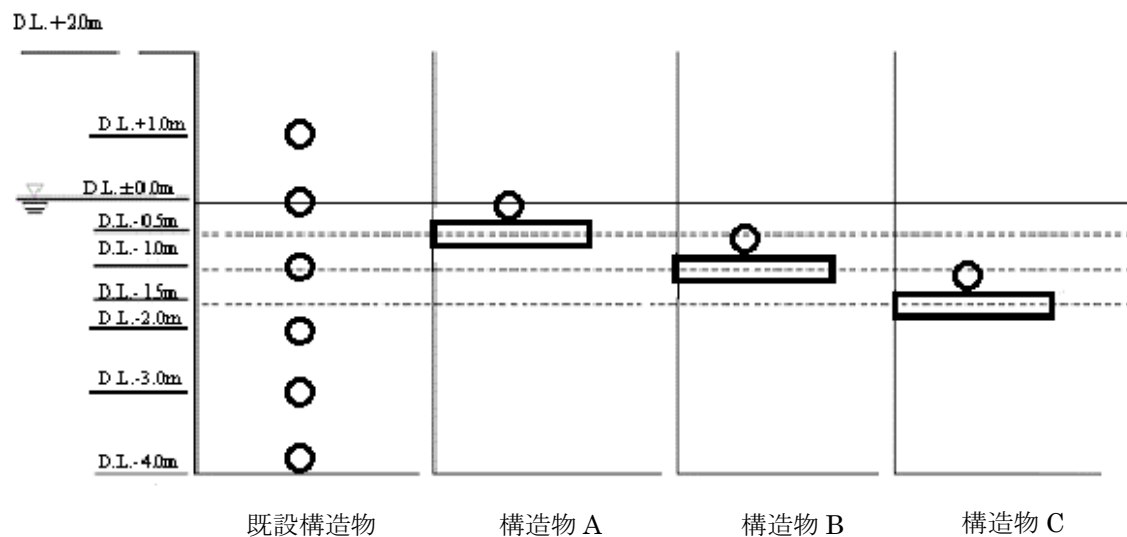


図 1.3.11 水質調査地点

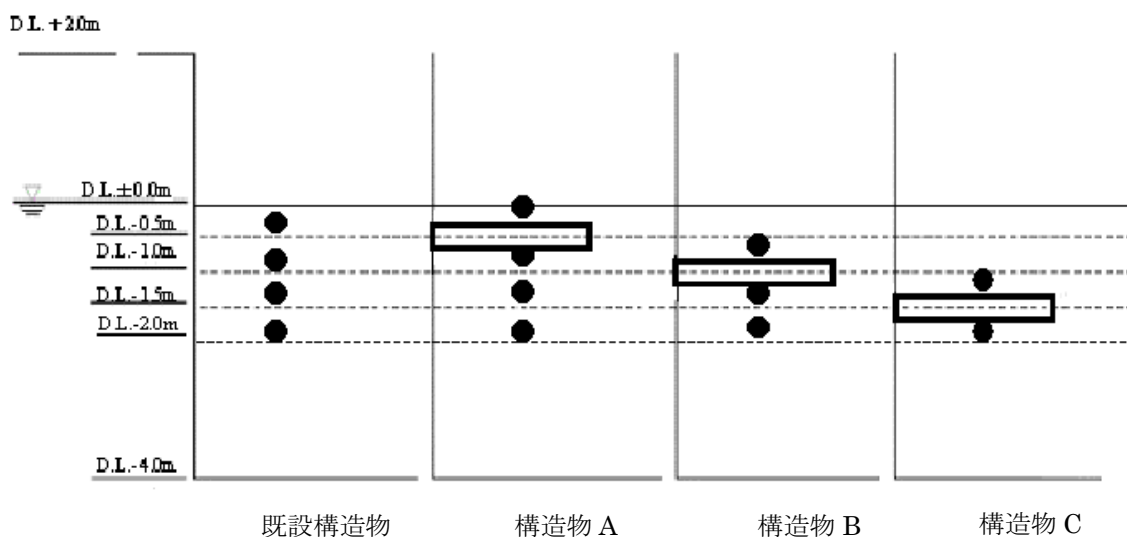


図 1.3.12 セジメントトラップ調査地点

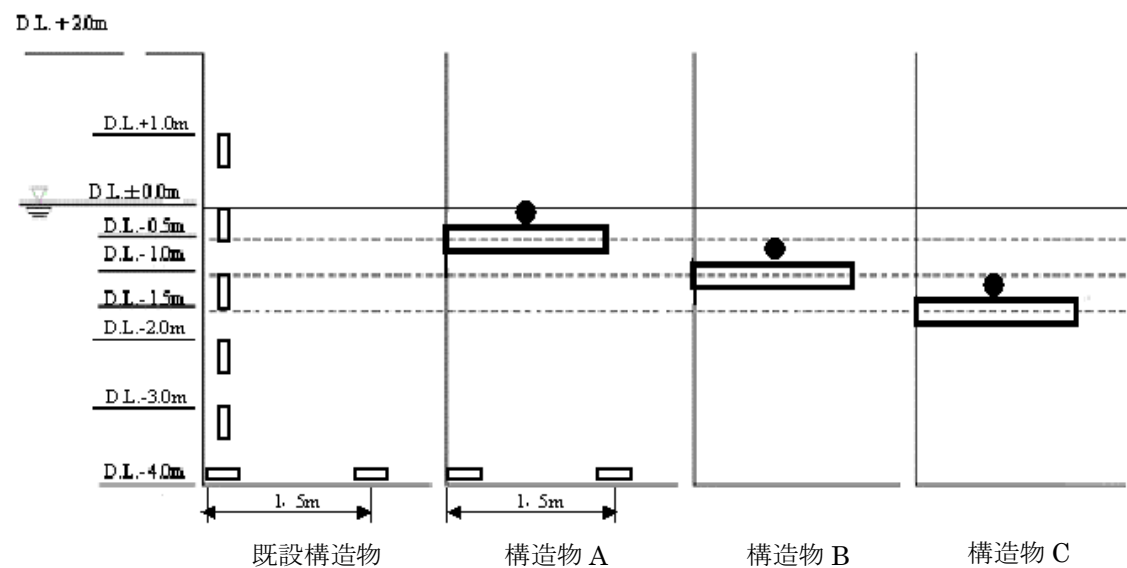


図 1.3.13 生物調査地点

表 1.3.1 各地点における湿重量優占種

場所	順位		1	2	3
尼崎	ア	上	マガキ (タテジマイソギンチャク科)	タテジマフジツボ	コウロエンカワヒバリガイ
		中	コウロエンカワヒバリガイ	タテジマイソギンチャク	イソギンチャク目
		下	イワホリガイ科	アメリカフジツボ	イワホリガイ科
尼崎	イ	上	コウロエンカワヒバリガイ	マガキ	タテジマフジツボ
		中	コウロエンカワヒバリガイ	ムラサキガイ	イワホリガイ科
		下	サルボウ	イワホリガイ科	マガキ
尼崎	ウ	上	マガキ (タテジマイソギンチャク科)	イボニシ	(タテジマイソギンチャク科)
		中	タテジマイソギンチャク	タテジマイソギンチャク	イソギンチャク目
		下	イワホリガイ科	アシナガコカイ	(タテジマイソギンチャク科)
沖洲	D.L+1.0～±0.0m		マガキ	シロスジフジツボ	アメリカフジツボ
	D.L±0.0～-1.0m		エゾカサネカンザシコカイ	イボニシ	マガキ

表 1.3.2 各地点における食性別湿重量優占種

場所	順位		1	2	3
尼崎	ア	上	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 マガキ フサゲモクス (タテジマイソギンチャク科) タマキビ	タテジマフジツボ ウエバトクダムシ デンガクコカイ -	コウロエンカワヒバリガイ - イソガニ -
		中	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 アメリカフジツボ ヒゲナガヨコエビ属 アシナガコカイ -	タテジマフジツボ (スピオ科) 多岐腸目 -	コウロエンカワヒバリガイ トンガリトクダムシ イソギンチャク目 -
		下	懸濁物食 堆積物食 肉食 草食 コウロエンカワヒバリガイ (スピオ科) (タテジマイソギンチャク科) -	アメリカフジツボ トンガリトクダムシ アラムシロ -	イワホリガイ科 トロソコエビ属 アシナガコカイ -
	イ	上	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 コウロエンカワヒバリガイ フサゲモクス ケフサイソガニ -	マガキ ウエバトクダムシ タテジマイソギンチャク -	タテジマフジツボ ヒゲナガヨコエビ属 デンガクコカイ -
		中	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 コウロエンカワヒバリガイ トンガリトクダムシ (タテジマイソギンチャク科) -	ムラサキガイ ミスヒキコカイ アシナガコカイ -	イワホリガイ科 ヒゲナガヨコエビ属 ケフサイソガニ -
		下	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 サルボウ (スピオ科) (タテジマイソギンチャク科) -	イワホリガイ科 トンガリトクダムシ アシナガコカイ -	ミドリイガイ トロソコエビ属 チチュウカイミドリガニ -
	ウ	上	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 マガキ オオセキモクス イボニシ タマキビ	タテジマフジツボ ヒゲナガヨコエビ属 (タテジマイソギンチャク科) -	コウロエンカワヒバリガイ ウエバトクダムシ ケフサイソガニ -
		中	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 タテジマフジツボ ヒゲナガヨコエビ属 アシナガコカイ -	ヨーロッパフジツボ ウエバトクダムシ デンガクコカイ -	マガキ オオセキモクス ケフサイソガニ -
		下	懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 イワホリガイ科 トンガリトクダムシ アシナガコカイ -	コウロエンカワヒバリガイ トロソコエビ属 (タテジマイソギンチャク科) -	ホトトギス (スピオ科) (オトヒメコカイ科) -
沖洲	D.L+1.0～±0.0m		懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 マガキ オオセキモクス ウミサカシキヤ科 タマキビガイ	シロスジフジツボ (フサコカイ科) ヒドロ虫目 (ケハダヒザラガイ科)	アメリカフジツボ イソヨコエビ ウメボシイソギンチャク科 シロスソカケガイ
	D.L±0.0～-1.0m		懸濁物食 堆積物食 肉食 藻食 エゾカサネカンザシコカイ (フサコカイ科) (コカイ科) シロスソカケガイ	マガキ マルエラワレカラ ノルマンタナイス タマキビガイ	ナミガバシワガイ (トクダムシ科) ウミミスムシ ヤスリヒザラガイ

1.3.2 結果

(1) 水質

図 1.3.14 に D.L.-0.5m、D.L.-1.0m、D.L.-1.5m、D.L.-4.0m における水温、塩分、DO の季節変化を示す。水温は 2002 年 7 月 1 日の調査開始から水温は上昇し始め、8 月 2 日の調査では表層において 30℃に達し、それ以降、徐々に低下し始めた。1 月 21 日調査時以降は 10℃以下まで低下した。7 月 1 日、8 月 2 日に水深が深くなるにつれて水温は低くなったが、11 月 20 日以降はその傾向は逆転した。しかしながら 1 月 21 日調査時以降は、そのような傾向はみられなかった。塩分は 7 月当初より 1~2m の水深帯に変化が見られ、成層化していたが、8 月 20 日には台風の影響によって塩分は一様化した。秋季から冬季にかけては、表層が底層と比較して若干低い傾向にあった。DO は夏季において D.L.-1.0m 以深で貧酸素化の基準である 3.5mg/l を下回っており、海底では 1.0mg/l を下回ることもあった。秋季においても海底では貧酸素化していたが、それ以降は 3.5mg/l を下回っていなかった。また、成層が崩れた 2002 年 8 月 20 日では表層から一様に DO は低くなっていた。特に D.L.-1.0m、D.L.-1.5m に底面を持つ構造物 B、C の DO は既設構造物のそれらよりも低い値を示しており、これは底面の礫材、PC に付着した生物の呼吸などによって DO が激しく消費されていたためと考えられる。また各構造物の底面での DO を示した図 1.3.15 より、水深が低い構造物ほど DO は低下する傾向にあった。

最も低い位置にある構造物 C の高さ (D.L.-1.5m) に設置した連続観測結果 (図 1.3.16、図 1.3.17) から、北風の影響を受けて 2002 年 8 月 4 日から 8 月 10 日および 2003 年 6 月 16 日から 10 月 24 日において塩分は激しく変動していたことが記録されている。また DO は、3.5mg/l を下回っている時期が続き、構造物 C は生物の生息場に厳しい環境にあったことがわかる。

- ・ 富栄養化海域に特徴的な夏季の成層が生じており、このときにはエコシステム護岸上 (D.L. -0.5m~D.L. -1.5m) においても DO は 3.70~2.30mg/l と低かった。
- ・ 塩分の変動は 33.10~10.91p. s. u. と大きく、生物の生息場としては厳しい環境にあった。

(2) 沈降物

2002 年 8 月から 2004 年 2 月までの既設構造物、プラント底部における懸濁物の沈降フラックス、沈降物 TOC 濃度、TOC 沈降フラックスを図 1.3.18 に示す。

沈降フラックスについて季節間、底部水深の違いによる明確な傾向はみられなかった既設構造物では 4.24~57.78、構造物 A 底部には 2.18~34.16、構造物 B 底部は 3.17~33.22、構造物 C 底部には 2.37~51.80 (g/m²/day) が沈降しておりそれぞれ平均で 52%、62%、59%をトラップしていた。

TOC 濃度も沈降フラックスと同様に季節間、底部水深間に明確な差はみられなかった。沈降物の TOC 濃度は 77~164 mg C/g であり、徳島県小松島港の既設構造物直下における 27~57 mg C/g⁴⁾ に比べ非常に高い値を示した。

TOC 沈降フラックスも季節間、底部水深に傾向は確認されなかった。構造物 A、B および C 底部では TOC 沈降フラックスを平均で 50%、62%、57%をそれぞれ受け止めており、沈降フラックスと同様に構造物 B の削減効果が最も大きく、次いで底部 C、底部 A となった。護岸近傍の沈降物のほとんどは付着動物の排泄物由来であり⁴⁾、それらによる有機物汚濁負荷量は養殖場のそれに匹敵するといわれている。プラントではいったん、それらを底部で受け止めることによって、海底への負荷を削減していると考えられる。

次に 2003 年 9 月、2004 年 2 月の沈降物の酸素消費活性を図 1.3.19 に示す。2003 年 9 月の結果より、既設護岸前の沈降物における酸素消費量は沖のそれと比較すると高かった。護岸近傍に設置したセジメントトラップには、付着生物の排泄物が多く混入しており、護岸から 20m 離れた沖で採取された沈降物と性状が大きく異なっていた。ムラサキイガイの糞については、その体内に共生する腸内細菌が関与し分解が促進されることが指摘されている⁵⁾。このことから、護岸近傍の沈降物には優占種であるムラサキイガイの排泄物が多く含まれ、酸素消費活性が高くなったと考えられる。また、夏季と冬季を比較してみると、既設護岸前における沈降物の酸素消費活

性は夏季において高い値を示し、夏季の沖と冬季の既設護岸前では同程度の値であった。これは、実験水温を現地の水温に合わせるため夏季には 20℃、冬季には 10℃で行っており、酸素消費活性は水温の増加に伴い高くなること⁶⁾から、夏季における酸素消費活性が高くなったと考えられる。糞のように分解されやすい物質は海底に沈降すると海底の貧酸素化を助長する要因となることが考えられる。エコシステム護岸には、このような酸素消費活性の高い沈降物を有酸素層で受け止め、好気性分解や堆積物食性動物をはじめとする生物の利用を促し、海底での酸素消費を削減する機能があることが示唆された。

- ・ プラント設置によって海底への汚濁負荷量が 50～62%程度削減された。
- ・ エコシステム護岸は酸素消費活性の高い護岸近傍の汚濁負荷を受け止めることにより、海底の貧酸素改善機能を有していることが示唆された。

(3) 堆積物

2002 年 5 月から 2003 年 8 月までの既設護岸海底、プラント底部における堆積物の TOC 濃度、TN 濃度、AVS 濃度を図 1.3.20 に示す。TOC 濃度、TN 濃度については構造物間や地点間の差、また季節的な変化もみられなかった。AVS 濃度は貧酸素化が進行する夏季において構造物 A および C では既設護岸海底と比較すると低い値を示した。日本水産資源保護協会が発刊している水産用水基準（生活環境項目）⁴⁾によると、海域における底質の環境基準では底質中の硫化物濃度は 0.2mg/g 乾泥と設定されている。このことから特に汚濁が顕著となる夏季において、構造物 C では基準値程度の硫化物濃度であった。しかしながら全体的に目視観察からはひどく嫌気化しているようには伺えず、値の大小関係の生じた原因については、沈降物や糞の性状などから検討する必要がある。

- ・ 夏季における硫化物濃度は構造物 A (0.2mg/g) および C (0.2mg/g) において既設構造物海底のそれ (0.29mg/g) よりも低い傾向にあった。
- ・ 上記の原因については沈降物や糞の性状などから検討する必要がある。

(4) 付着生物相および脱落生物

1) 分類群別生物相

2002 年 5 月 28 日の既設構造物底部および構造物 A、B、C のそれぞれの底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.21 に示す。全調査地点で種類数はおおよそ 20 種類前後となっており、既設護岸と構造物 A、B および C の底部のそれらには大きな差はみられなかった。種構成では既設護岸の底質を反映し、多毛類の種類数が大きかった。なお既設護岸底部の二枚貝の多くは護岸壁面から脱落したものであると思われる。次に構造物 ABC の生物種数を比較すると礫材に比較してやや PC のほうがやや高くなる傾向がみられた。個体数は既設構造物と構造物 A、B、C の底部を比較すると、構造物 A、B、C の底部の個体数は数倍多かった。また構造物 A、B、C では水深が深くなるにつれ個体数は少なくなる傾向にあった。これらの傾向は水深が深くなると DO が減少することと一致している。個体数比は既設護岸海底では甲殻類コノハエビが優占 (90%) していた。構造物 A、B、C では二枚貝ムラサキイガイの個体数比が優占する傾向にあったが、構造物 A、B、C と深くなる順にその割合は減少し、コノハエビの個体数比率が増加する傾向にあった。湿重量では全調査地点で二枚貝（殻付湿重量）の値が卓越し、約 60%以上を占めていた。既設構造物ではムラサキイガイなどを捕食する大型のマヒトデが生息しており、この重量比が大きく評価された。また構造物 A、B、C の順に、二枚貝類の個体数が減少すると同時に、湿重量も顕著に減少していた。

2002 年 8 月 23 日の既設構造物直下と A、B および C の底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.22 に示す。種類数は 5 月 28 日と比較すると各構造物に差がみられ、構造物 A で 27 種と最も多くの種が確認された。種構成を 5 月 28 日と比較すると全調査地点で甲殻類が減少し、多毛類の割合が増加した。また、5 月 28 日では全ての構造物で見られた海星類が全く確認できなかった。個体数も、構造物 A の PC での値が卓越し、その内の約 60%を二枚貝類

が占めていた。また、5月28日と比較すると全調査地点で総個体数が1/10種以下に減少した。個体数比でも、5月28日と比較すると全調査地点で甲殻類の割合が大きく減少し、多毛類の値が増加した。湿重量では、個体数と同様に構造物AのPC中の値が卓越し、湿重量比では5月28日と比較して既設構造物において二枚貝類の割合が減少したことが特徴である。

2002年11月20日の既設構造物直下と構造物A、BおよびCの底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図1.3.23に示す。種類数は8月23日と比較して全地点において増加しており、構造物A、B、Cについては水深が深くなるにつれて、より増加する傾向がみられた。個体数は5月28日、8月23日の傾向とは異なり、構造物Aの礫が最も大きい値であった。また、8月23日と比較すると全調査地点で総個体数が10倍以上に増加した。湿重量も個体数と同様に8月23日と比較すると全調査地点で総湿重量が10倍以上に増加した。また全調査地点において湿重量のほとんどが二枚貝で占められており、最優占種はミドリイガイであった。また構造物A、B、Cの底部を比較すると構造物A、B、Cの順に二枚貝の湿重量が減少し、それ以外の割合が増加する傾向にあった。

2003年2月18日の既設構造物直下と構造物A、BおよびCの底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図1.3.24に示す。種類数は水深が深くなる構造物A、B、Cの底部の順に多くなる傾向があった。また種構成は全調査地点で差はみられなかった。個体数は11月20日の結果と比較すると二枚貝が大幅に減少し、甲殻類が増加した。同様に甲殻類の割合が増加したが、既設構造物では変化がみられなかった。湿重量も同様に11月20日の結果と比較すると二枚貝が大幅に減少した。また水深が高い構造物ほど二枚貝の割合が高かった。

2003年8月27日の既設構造物直下とA、BおよびCの底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図1.3.25に示す。種類数は2002年8月と比較して構造物Bの礫を除いて増加していた。個体数は構造物C以外の構造物で甲殻類がそのほとんどを占めており、構造物AとBではヨーロッパフジツボが、既設構造物はコノハエビとヨーロッパフジツボが優占していた。構造物Cにおいては汚濁指標種であるアシナガゴカイとミズヒキゴカイ科が卓越していた。湿重量は地点間の差が大きく、構造物Aの礫、構造物BのPCおよび構造物Cにおいてムラサキイガイが優占していた。

2004年2月19日の既設構造物直下とA、BおよびCの底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図1.3.26に示す。既設構造物は2003年2月と比較して2倍程度の種類が確認された。プラントの種類数はどの地点においても30種程度であった。また種構成は全地点ともに類似していた。個体数は二枚貝類のムラサキイガイが優占しており、次いで多毛類のスピオ科の一種が卓越していた。湿重量では、個体数と同様にムラサキイガイが最優占種であった。

- ・ 個体数、湿重量ともに夏季に少なく、冬期に多く、その差は10倍程度あった。
- ・ 年間を通して各構造物で二枚貝が優占しており、その優占種は5月にはムラサキイガイ、8月はウスカラシオツガイ、11月にはミドリイガイ、2月はコウロエンカワヒバリガイと季節毎に変化した。
- ・ また冬季を除いて水深が高い構造物ほど二枚貝の割合が高く、この傾向は既設構造物と同様のものではなかった。

2) 食性別生物相

2002年5月28日の食性別の既設構造物底部、構造物A、BおよびCの底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図1.3.27に示す。種類数では既設構造物および構造物A、B、Cともに藻類が少ないことから、藻食動物は極めて少なく、懸濁物食動物、堆積物食動物、肉食動物、腐肉食動物によって構成されていた。この傾向は全ての構造物で大きな差異はみられなかった。個体数は既設構造物では腐肉食動物コノハエビが90%近く占めているのに対し、構造物A、B、Cでは懸濁物食動物と堆積物食動物で構成されていた。特に沈降物が堆積しやすい最も水深の深い構造物CのPCには堆積物食動物が多く、肉食動物は少なかった。この傾向を湿重量で比較すると、二枚貝を殻付重量で評価していることもあり、より顕著に見られる。

2002年8月23日の食性別の既設構造物底部、構造物A、BおよびCの底部での種類数、個体

数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.28 に示す。種類数では 5 月 28 日と同様に既設構造物および構造物 A、B、C ともに藻食動物は極めて少なく、懸濁物食動物、堆積物食動物、肉食動物腐肉食動物によって構成されていた。個体数では、5 月 28 日と比較して、懸濁物食動物と堆積物食動物で 80%以上構成されていたことは同様であったが、堆積物食動物や肉食動物は増加していた。

2002 年 11 月 20 日の食性別の既設構造物底部、構造物 A、B および C の底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.29 に示す。8 月 23 日の調査時に確認されなかった藻食生物が、構造物 B 底部の PC のみであるが確認された。

2003 年 2 月 18 日の食性別の既設構造物底部、構造物 A、B および C の底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.30 に示す。

2003 年 8 月 27 日の食性別の既設構造物底部、構造物 A、B および C の底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.31 に示す。個体数、湿重量ともに懸濁物食性の二枚貝が優占しており、そのほとんどがムラサキイガイであった。個体数構成では肉食の割合が水深の深くなる構造物につれて大きくなっていた。

2004 年 2 月 19 日の食性別の既設構造物底部、構造物 A、B および C の底部での種類数、個体数、湿重量およびその構成結果を図 1.3.32 に示す。2003 年 2 月の結果とは異なり、藻食性の巻貝が確認された。種構成はいずれの地点においても違いはみられず、2003 年 8 月と同様に懸濁物食性のムラサキイガイが卓越していた。

海底の様子については水中カメラで目視観察も行っており、2002 年 5 月 28 日に行った調査では、大量に脱落したムラサキイガイとそれに蟄集する大量に繁殖したマヒトデが見られた。しかし、8 月には脱落、死亡したムラサキイガイは見られたが、その上には薄く堆積物が積もり、マヒトデは全くみられなかった。また冬季の観察では大量に脱落したミドリイガイが確認された。2003 年度においては夏季、冬季ともに大量のムラサキイガイが確認されており、2002 年度の傾向とは大きく異なっていた。2003 年 8 月においてもムラサキイガイの脱落個体は確認されたものの、図 1.3.16、1.3.17 から分かるように冷夏であったため、死亡せずに生存していたと考えられる。

- ・ 5 月の海底では大量に脱落したムラサキイガイとそれに蟄集するマヒトデが確認されたが、8 月ではマヒトデは全くみられなかった。
- ・ また冬季の観察では大量に脱落したミドリイガイが確認された。

3) 生物相の季節変化

種類数、個体数、湿重量の季節変化を図 1.3.33 に示す。種類数は夏季において全体的に減少する傾向がみられ、水深が深い構造物すなわち構造物 C がより顕著であった。これは D0 の結果からもわかるように夏季の間の断続的な貧酸素化が原因であると考えられる。このことは個体数と湿重量にも関連し種類数と同様の傾向がみられた。次に既設構造物における生物相の季節変化を図 1.3.34 に、また表 1.3.3 にプラントにおける主要生物の季節変化を示す。5 月時の多様度指数の低下は、ムラサキイガイが最優占種で水深の最も深い構造物 C においても 51.6%、高い構造物 A においては 91.0%と非常に高い優占率を示した。また PC と礫は若干の違いがあるが、2002 年 8 月にはウスカラシオツガイが最優占種であった。5 月に最優占種のムラサキイガイは 2002 年 8 月にはほとんど確認されなかった。前述したように水中ビデオカメラを用いた目視観察によると、海底面上に大量の脱落したムラサキイガイが確認されている。このことからムラサキイガイが脱落したことによって、壁面または底部での優占種が変化したことがわかる。また 2002 年 11 月では最優占種がミドリイガイに移り変わった。このミドリイガイは原産地が西太平洋・インド洋の熱帯海域であり、夏季の高水温を好み繁殖する外来種である。しかしながら 2 月調査時には全く確認されておらず、コウロエンカワヒバリガイが最優占種となっていた。この時期の水中ビデオカメラ調査で大量のミドリイガイの脱落個体が確認された、これは本種の原産地が熱帯海域ということもあり水温の低下により越冬できずに脱落したのと考えられた。2003 年 8 月では PC と礫は若干の違いがあるが、ムラサキイガイが優占していた。2002 年 8 月ではム

ラサキイガイが脱落し、優占種が移り変わっていたが、2003 年は冷夏で水温が低かったため死亡・脱落せずに生息していたと考えられた。また同年の 2 月においても既設構造物ではムラサキイガイが同様に優占していた。しかしながらこれまでの傾向と異なり、同月のプラントではコウロエンカワヒバリガイが優占していた。

ここで主要二枚貝の生態的特長等を以下に示す。

・ムラサキイガイ (*Mytilus galloprovincialis*)^{8) 9)}

地中海が原産地であり、1929 年から 1933 年の間に東京湾に侵入したと推断されている。近縁種のヨーロッパイガイ(*Mytilus edulis*)は、欧米でカキ類とともに食用二枚貝として有用種である。しかし、その繁殖力の強さと付着性から、船舶、養殖施設、発電施設などの汚損生物でもある。また近年の研究により、護岸に付着したムラサキイガイが夏季の高水温または貧酸素水塊の影響により大量に死亡、脱落することが知られている。

・ウスカラシオツガイ (*Petricola* sp.)¹⁰⁾

シオツガイを小形にしたようなイワホリガイ科の一種で、東京湾や瀬戸内海で確認されている。南関東では、少なくとも 1990 年代の初頭には東京湾の湾奥部で生息が確認され、現在では浦賀水道（東京湾口）にまで、その分布を広げている。本種は、セイヨウイワホリガイ *Ptericola* (*Rupellaria*) *lithophaga* とされることもあるが、日本に移入されたものは穿孔することはなく、近似の別種だと考えられる(セイヨウイワホリガイはクシケガイ亜属の模式種)。近年正式にウスカラシオツガイとされた。

・ミドリイガイ (*Perna viridis*)¹¹⁾

西太平洋・インド洋の熱帯海域沿岸部が原産地であり、1965 年に兵庫県での生息が確認された外来種である。主に植物プランクトンを餌とする濾過食を行うが、食餌中には動物プランクトンやデトリタスも確認される。また原産地が熱帯海域ということもあり、水温の低下に非常に弱く、越冬できない個体が多く確認されている。

・コウロエンカワヒバリガイ (*Limnoperna fortunei*)¹²⁾

1970 年代に日本の内湾や河口域に移入したイガイ科の二枚貝である。分布域が非常に広く日本国内各地で確認されている。また河口域にも広く分布することから、非常に広い範囲の塩分の範囲に対して耐性が高い。

- ・ 2002 年 5 月に最優占種であったムラサキイガイは、同年 8 月には全く確認されなくなった。
- ・ 2002 年 11 月に最優占種であったミドリイガイも、2003 年 2 月には生息が確認されなかった。
- ・ 2003 年 8 月はムラサキイガイが優占しており、冷夏の影響により夏季においても生息していた。

以上の変化は主に各種の水温変化に対する生態的特長によって生じたと推察された。

4) 脱落生物

2002 年 8 月、2003 年 2 月、同年 8 月および 2004 年 2 月からそれぞれ一ヶ月間設置した脱落物調査の結果を表 1.3.4 に示す。2003 年 2 月を除いて最も脱落していた種はムラサキイガイであり、2002 年 8 月では既設構造物では約 79%、構造物 C 底部では約 64%を占めていた。他には繁殖時期のミドリイガイや、年間を通じて現存量の大きいコウロエンカワヒバリガイやウスカラシオツガイが確認された。また既設構造物とエコシステム護岸における成長段階を検討するために、ムラサキイガイの殻長を測定した。なお個体数は二枚そろっている個体は 1 個体、1 枚のものは 0.5 個体で換算した。その結果を図 1.3.35 に示す。両地点ともに殻長 10mm 程度がピークとなっており、最大殻長も 29mm と比較的小さい。これらの個体は越冬していないと考えられるサイズであり(図 1.3.36)⁸⁾、冬季から春季にかけての成長停止線が確認されなかったことから 0 歳個

体であることがわかった。つまり貧酸素化が慢性化した富栄養化海域に生息するムラサキイガイは冬季から春季にかけて基質上に着定し、夏季に死亡、脱落することからサイズ組成はほぼ同様であり、成長の違いはみられなかった。

ムラサキイガイの死亡脱落について、矢持ら⁹⁾は夏季の高水温の干出時において体温が上昇し、死亡脱落すると報告している。また、東京湾におけるムラサキイガイは 26℃以上でその成長が抑制されるという報告もある¹³⁾。さらに門谷ら⁵⁾は洞海湾におけるムラサキイガイの大量死亡は、高水温によって酸素要求量が高まったことが要因であると指摘している。尼崎港においても夏季に溶存酸素が 3.5mg/l を下回る場合があることから、酸素要求量に対して溶存酸素が不足していたことが原因であったと考えられる。しかしながら、ムラサキイガイは低酸素適応により殻を閉じ、一定の期間外界との交流を完全に遮断することが可能であり、低塩分濃度などの悪環境下でもしばらく生存することが知られている。また、ムラサキイガイは高い無酸素耐性を示すことも知られている。平井ら¹⁴⁾は 0.80ml/l 以下の低酸素水中にムラサキイガイを投入し、DO が 0.5ml/l 程度になると急激に酸素消費量は低下し、DO が 0.1ml/l になると呼吸量が 0 となったと報告している。このとき、ムラサキイガイの生存日数は 7 日間から 45 日間以上で、上述したような殻を閉じた状態ではほとんど動かなくなったことも報告している。さらに、水温の影響についても言及しており、貧酸素水にムラサキイガイを入れ、水温 10℃の場合と 20℃の場合とで比較を行っている。低水温時と高水温時とを比較すると、低水温時の方が生存率は高かったと報告されている。さらに洞海湾の湾奥部において塩分 20psu 前後でムラサキイガイがほとんど確認されていないことから、低塩分下での生息が困難である⁵⁾との報告もある。

以上のことからムラサキイガイの死亡脱落の要因は、高水温、貧酸素化、低塩分などが相互に影響し、また他の要因として波浪による攪乱、重量の増加、さらに個体間の競争の激化などが考えられる。

- ・ 脱落した生物の中では、ムラサキイガイの個体が最も多かった。
- ・ これは高水温、貧酸素化、低塩分などが相互に影響する他に、波浪による攪乱、重量の増加、さらに個体間の競争の激化などが考えられたが、特に水温による影響が大きいと思われる。

(5) 技術評価

生物相からみた技術評価について以下にまとめる。

① プラント近傍の生物多様性が既存護岸（以下、既設構造物）のそれに比較して増加しているか？

生物多様性の指標のひとつである種類数は 2002 年 5 月においてプラントを設置して 2 ヶ月程度しか経過していないものの、既設護岸と同程度であった。また、一年を通じてプラントが既設護岸よりも概ね高い傾向にあった。これは底部に生物の定着を促す PC などの部材を用いたことや DO の豊富な水深帯に底部を設けたことが要因であると考えられる。

② 堆積物食生物がプラントの底面に定着しているか？

堆積物食生物の個体数は既設護岸と比較して、プラント底部において高い傾向にあった。特に貧酸素化の進む夏季においては個体数の差は顕著であり、2003 年 8 月には既設護岸の 10 倍以上の堆積物食性動物がプラント底部で確認された。これも同様に PC などの部材を設けた結果であると考えられる。

③ プラントを設置した護岸近傍の有機物負荷が既設構造物のそれよりも減少しているか？

1.3.2(2)項で前述したようにプラント設置によって沈降物の 50～62%程度を床上で受け止め、海底への汚濁負荷量を削減する機能を有していることが分かった。しかしながら脱落生物が環境に与える影響は考慮されておらず、効果を定量的に評価するには至っていない。そこでこの評価項目については、次章で検討し、考察・評価する。

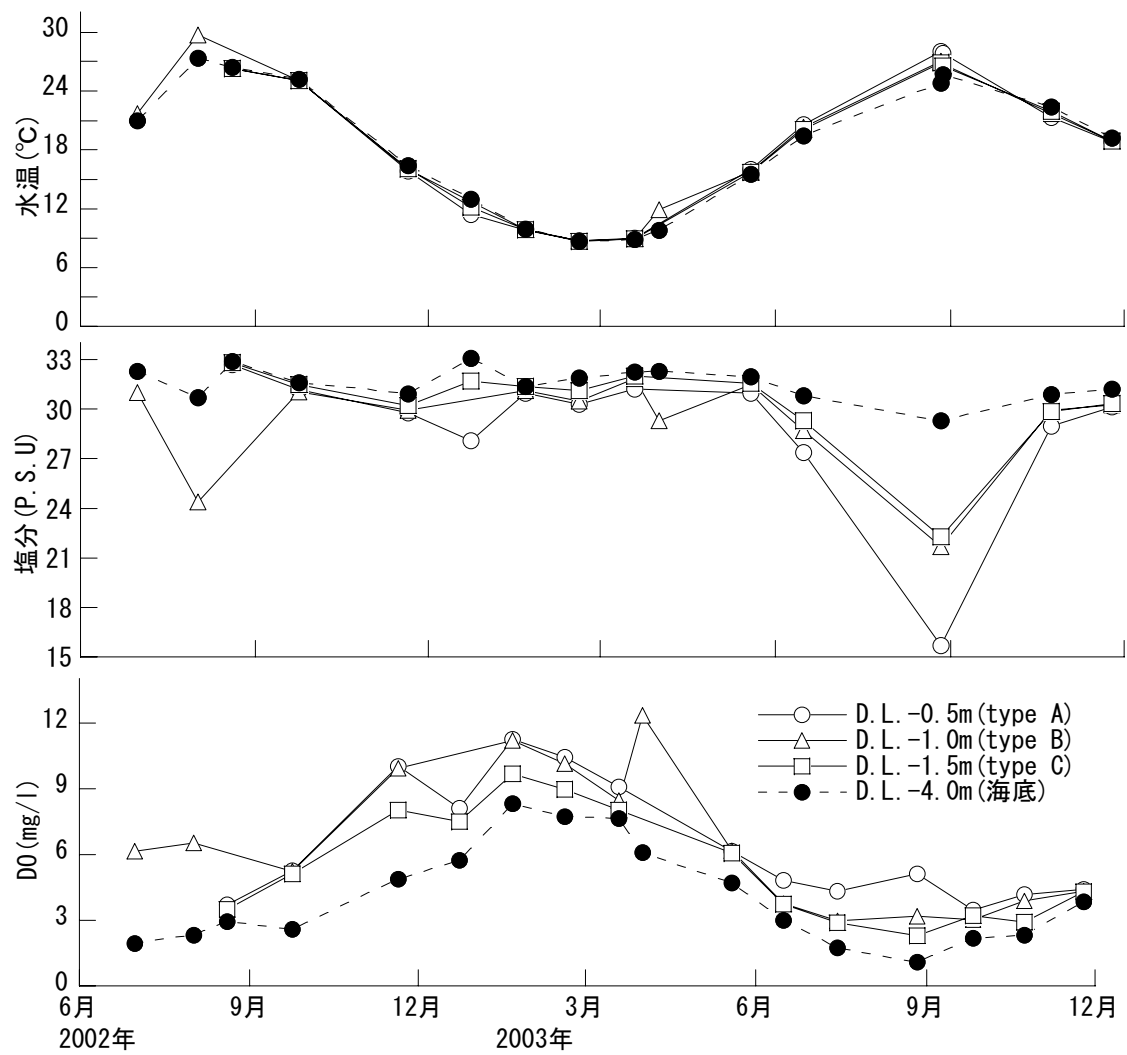


図 1.3.14 水温，塩分，溶存酸素の季節変化

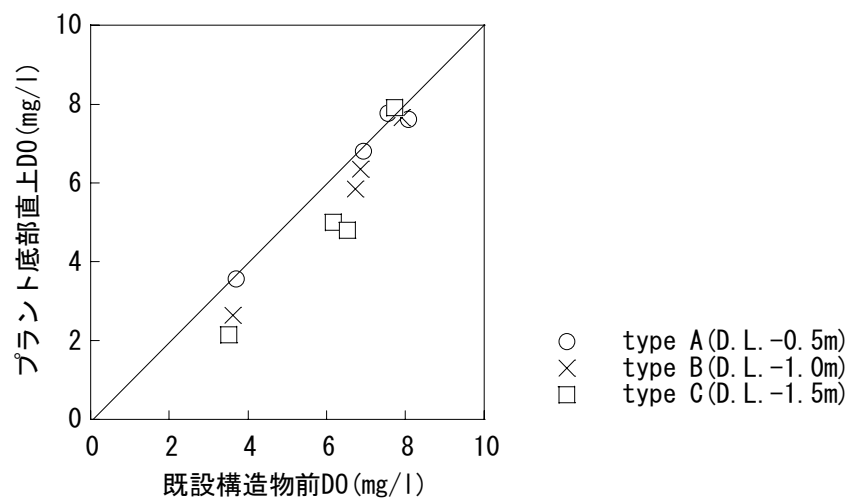


図 1.3.15 プラント底部直上 D0 と既設構造物前 D0 の関係

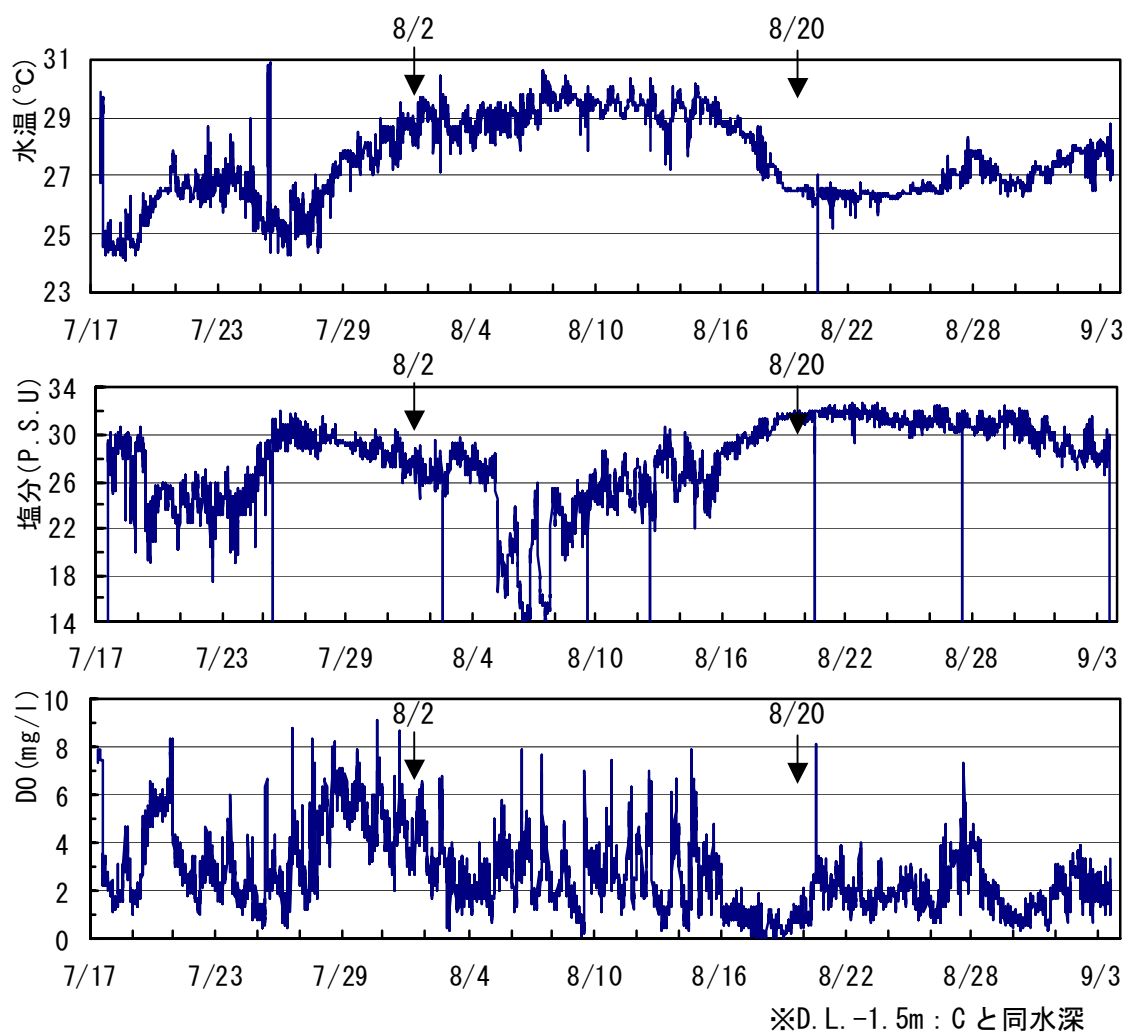


図 1.3.16 水質連続観測 (2002 年)

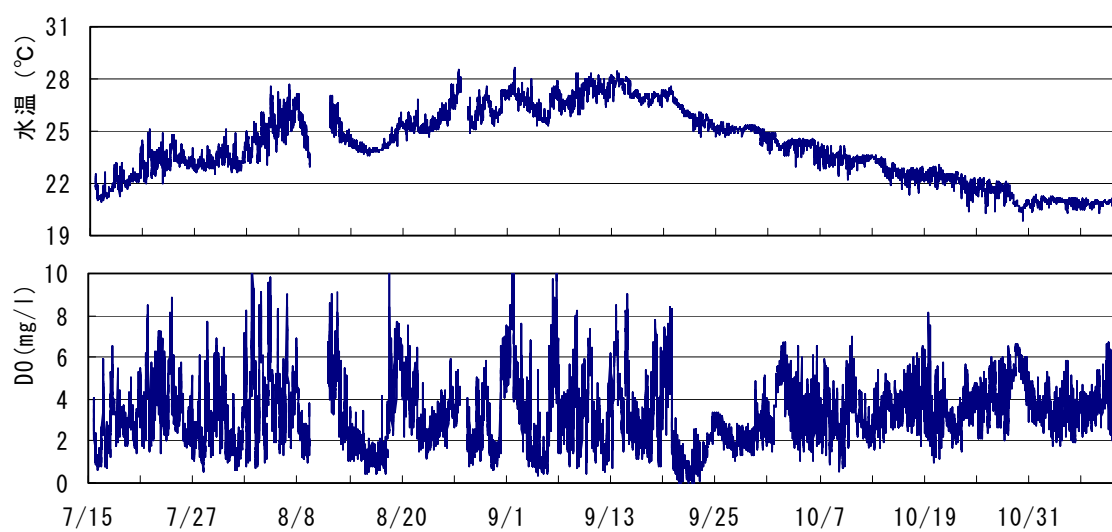


図 1.3.17 水質連続観測 (2003 年)

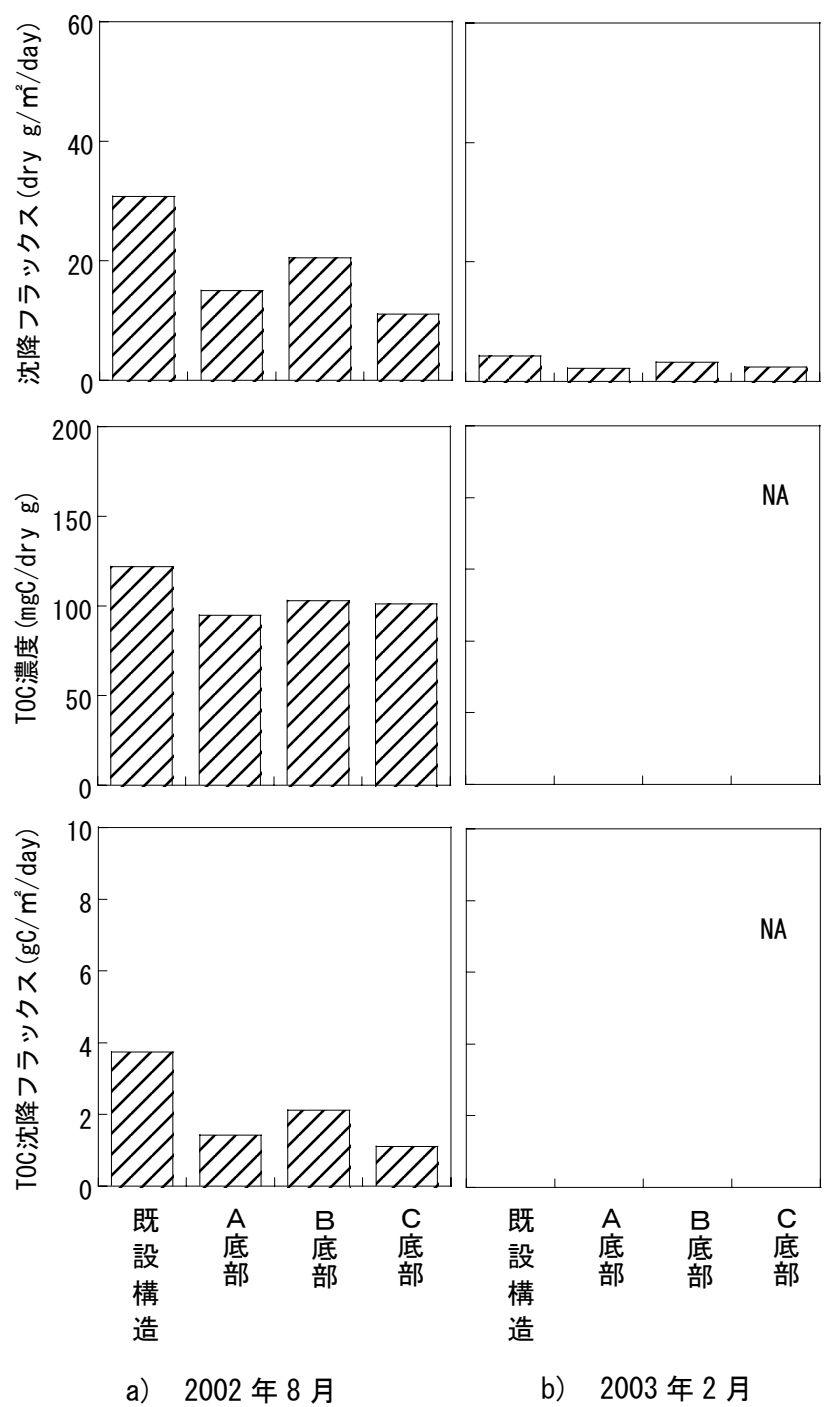


図 1.3.18-1 沈降フラックス, 沈降物 TOC 濃度, TOC 沈降フラックス

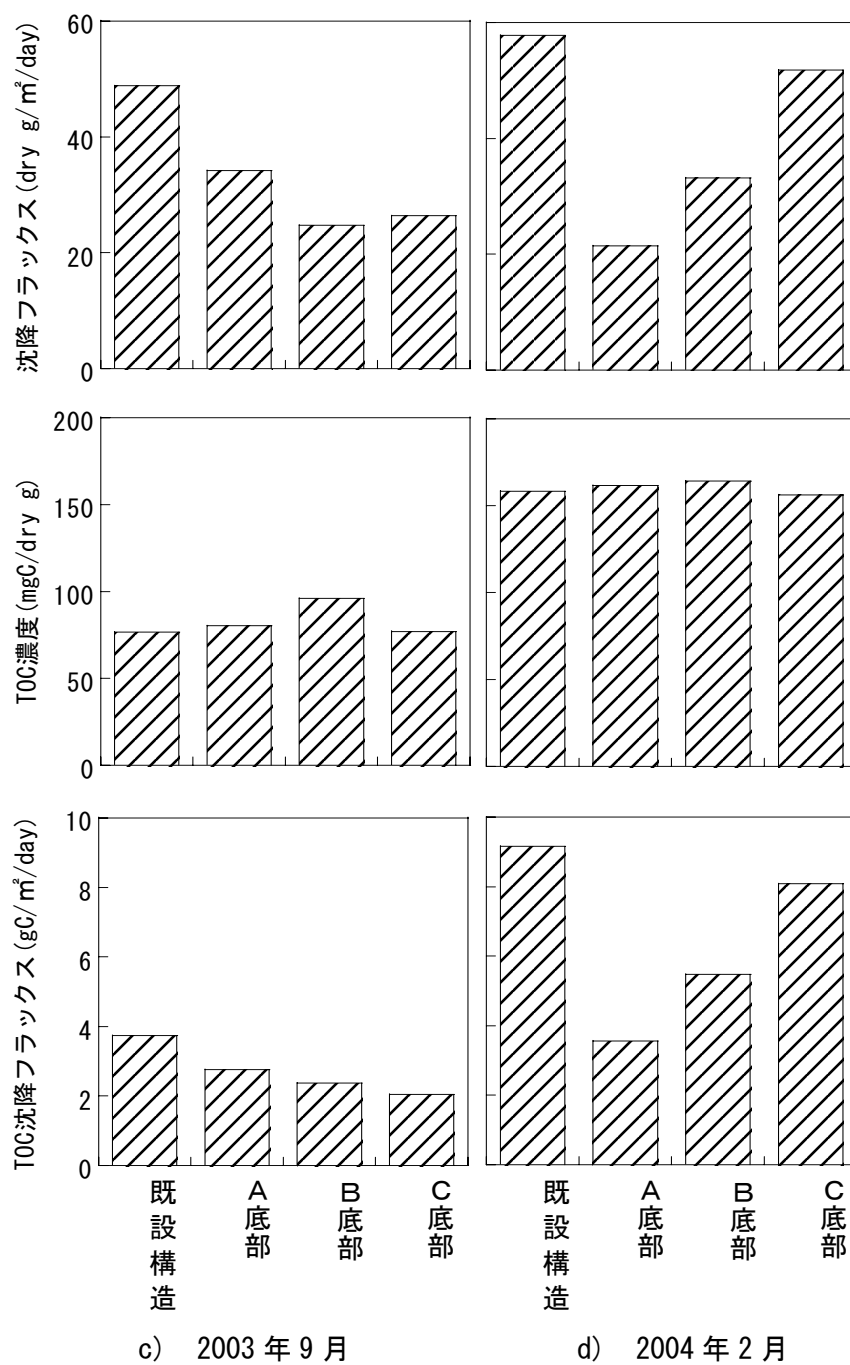


図 1.3.18-2 沈降フラックス, 沈降物 TOC 濃度, TOC 沈降フラックス

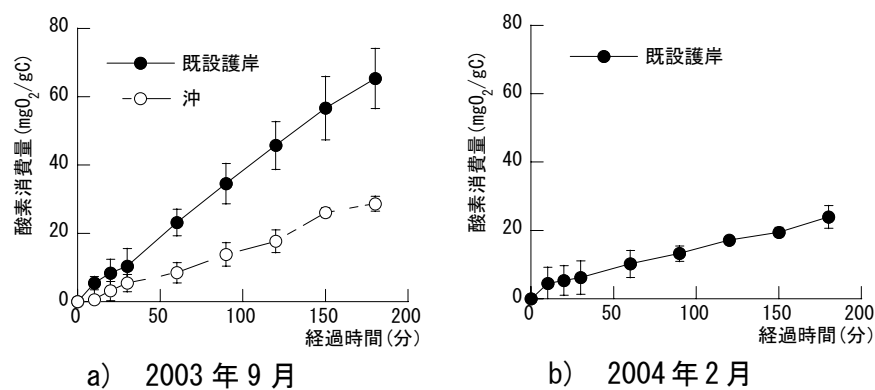
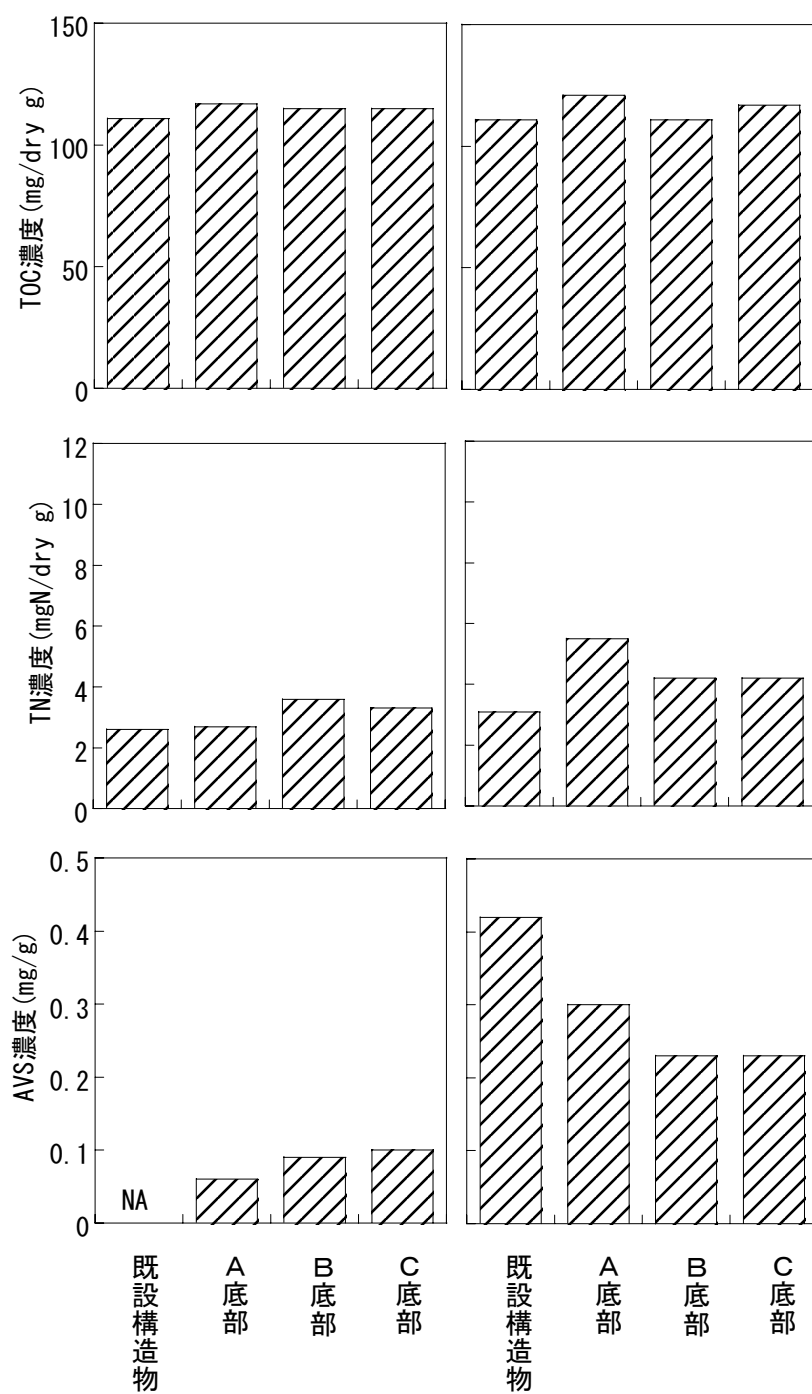
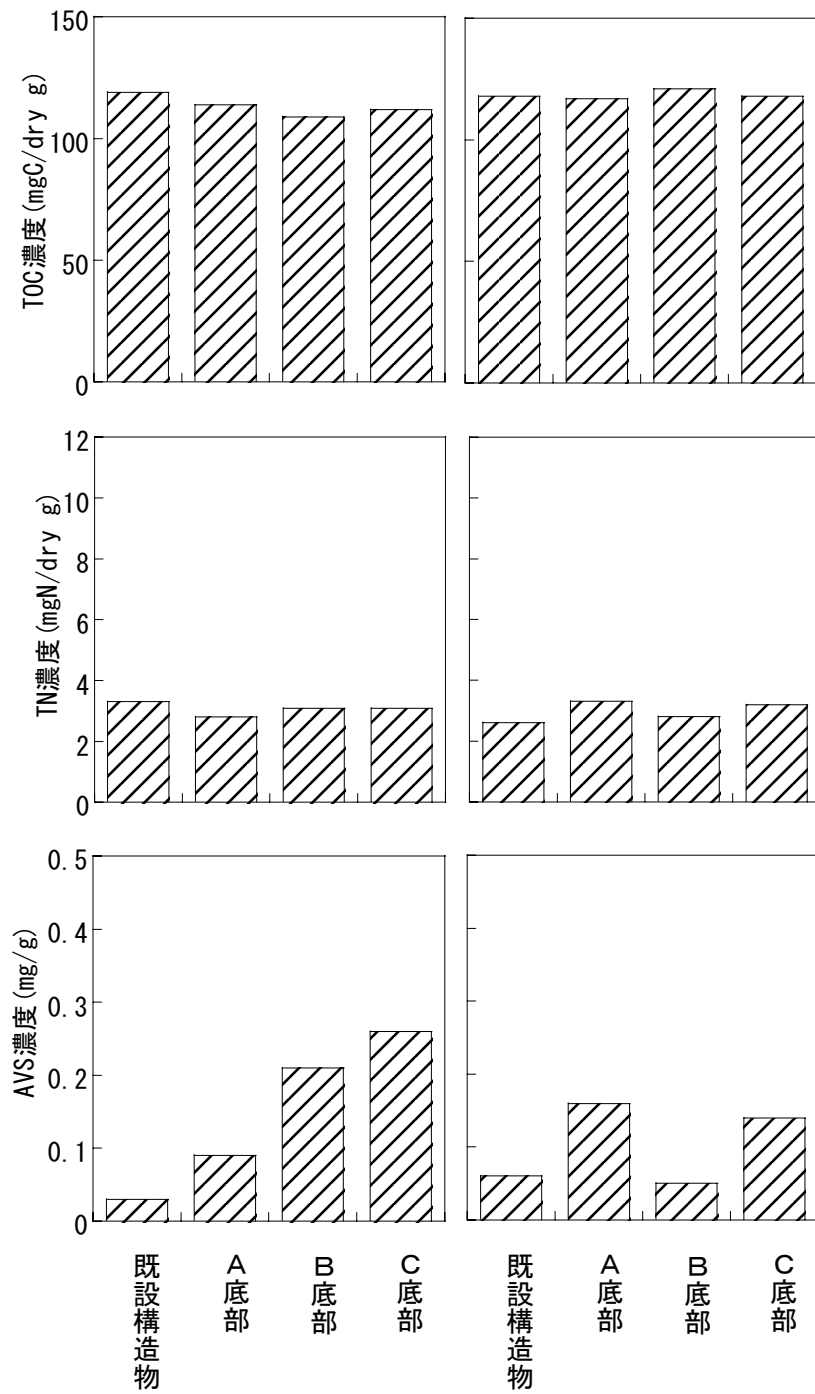


図 1.3.19 沈降物の酸素消費活性



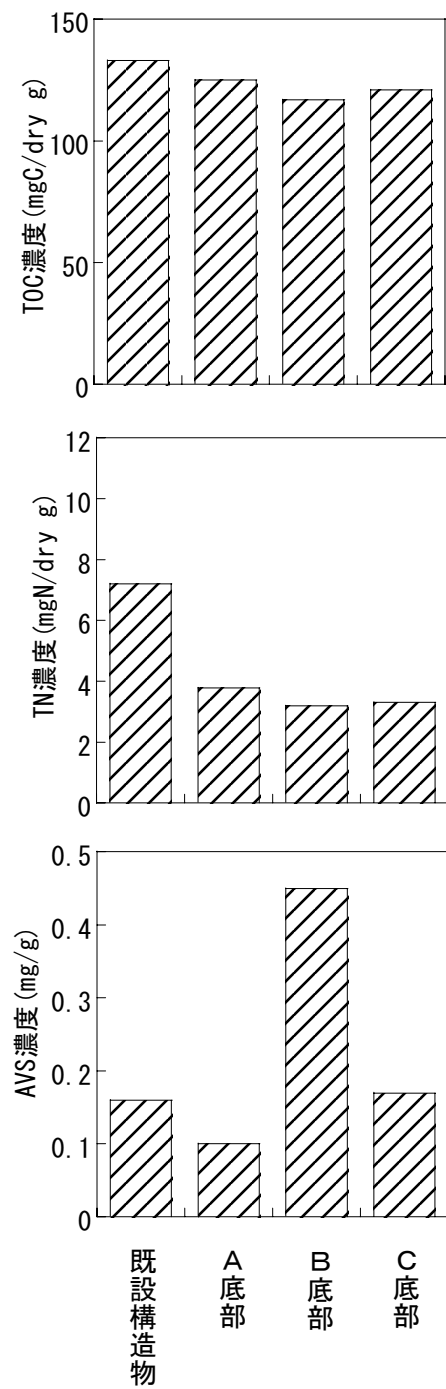
a) 2002 年 5 月 28 日 b) 2002 年 8 月 20 日

圖 1.3.20-1 堆積物 TOC 濃度, TN 濃度 AVS 濃度



c) 2002 年 11 月 21 日 d) 2003 年 2 月 18 日

図 1.3.20-2 堆積物 TOC 濃度, TN 濃度 AVS 濃度



e) 2003 年 8 月 27 日

図 1. 3. 20-3 堆積物 TOC 濃度, TN 濃度 AVS 濃度

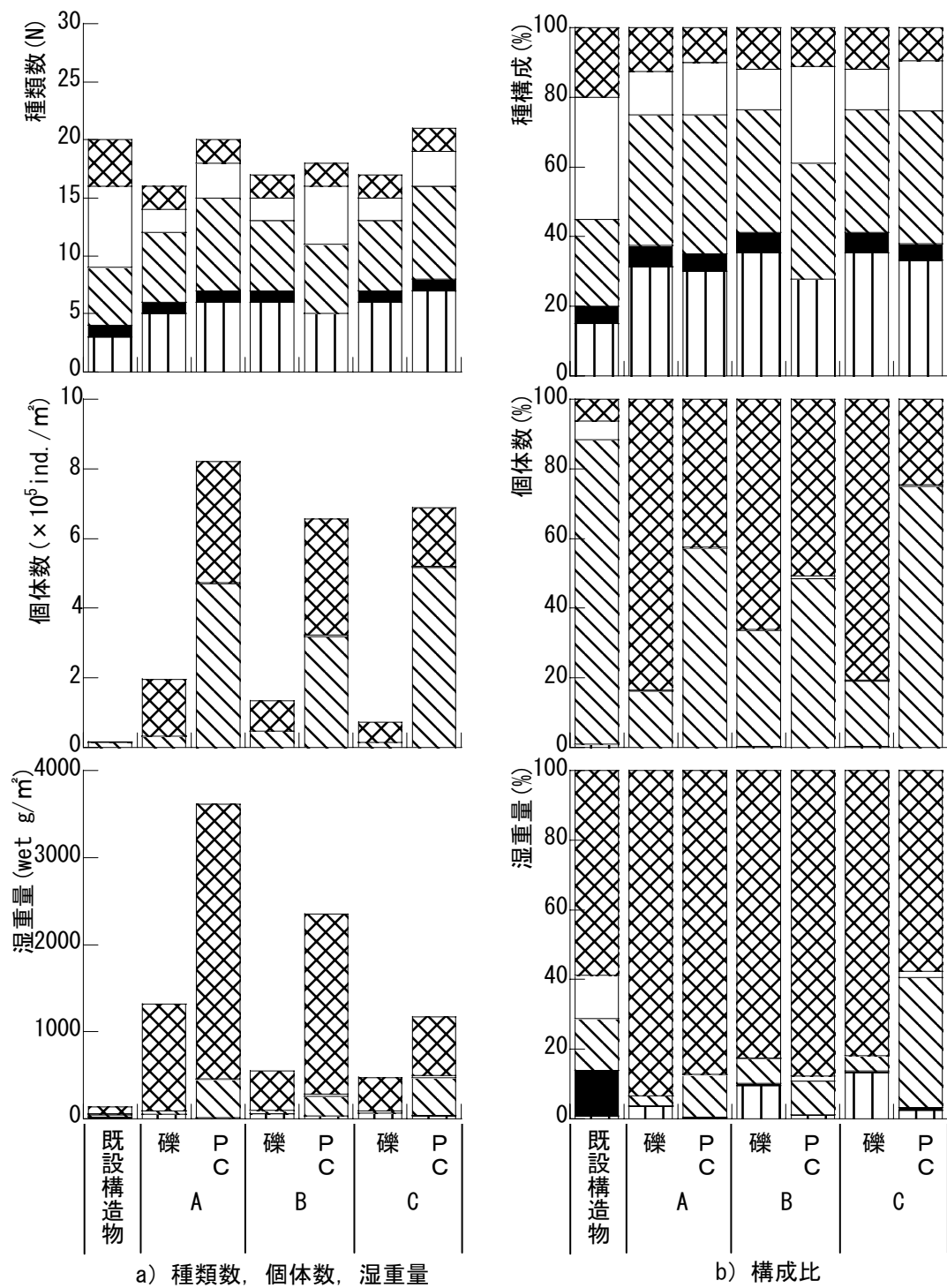
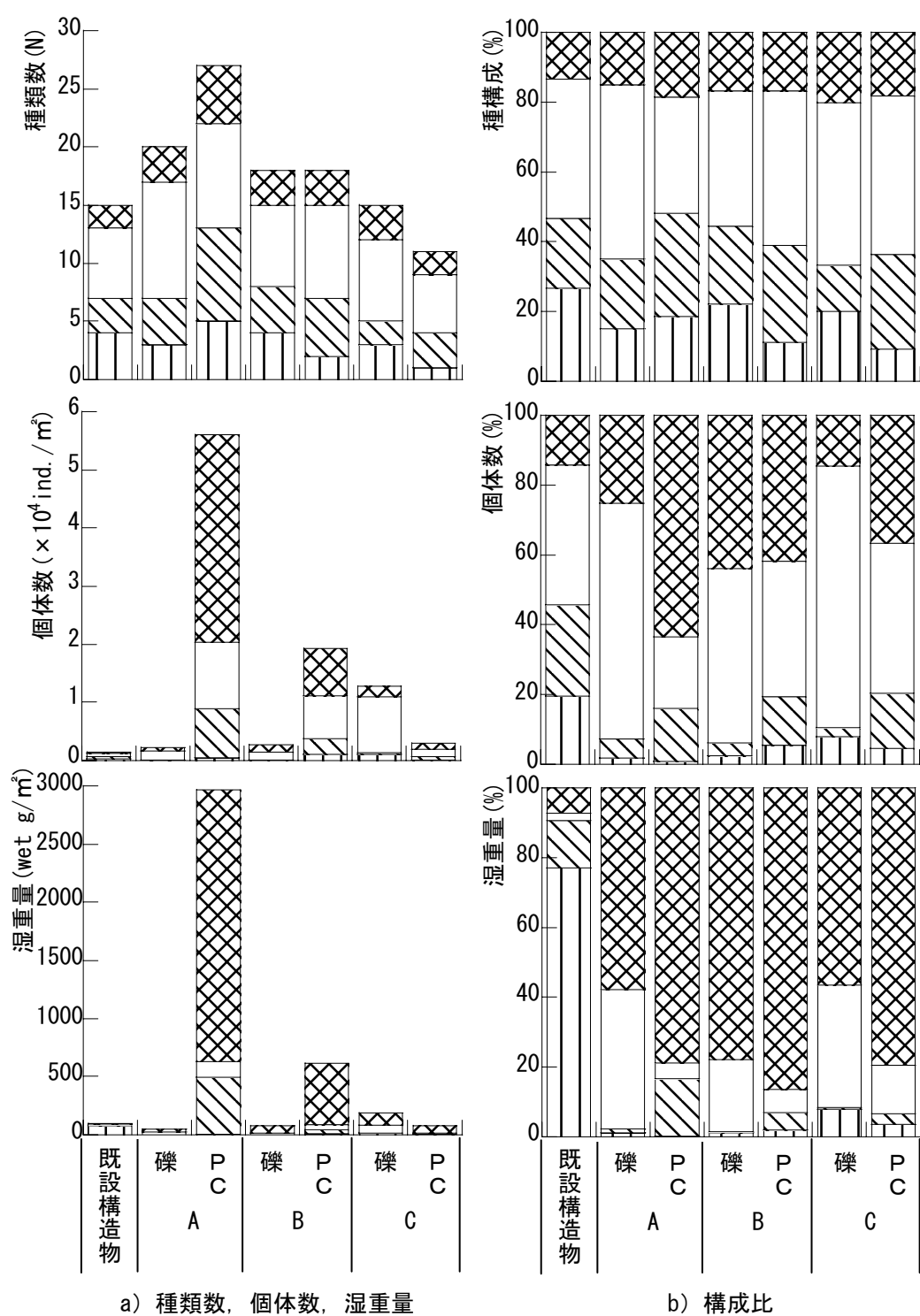
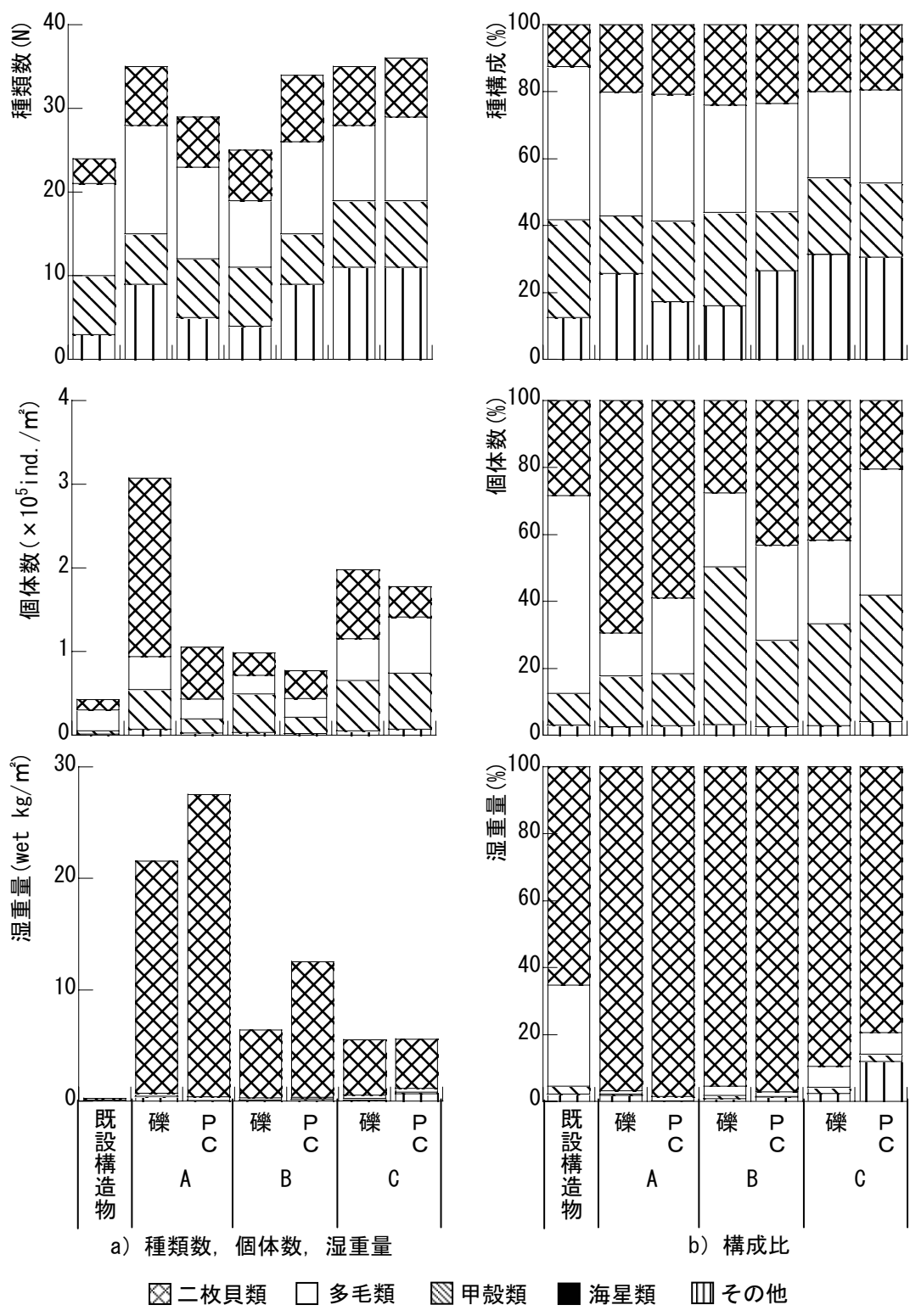


図 1.3.21 種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2002 年 5 月 28 日)



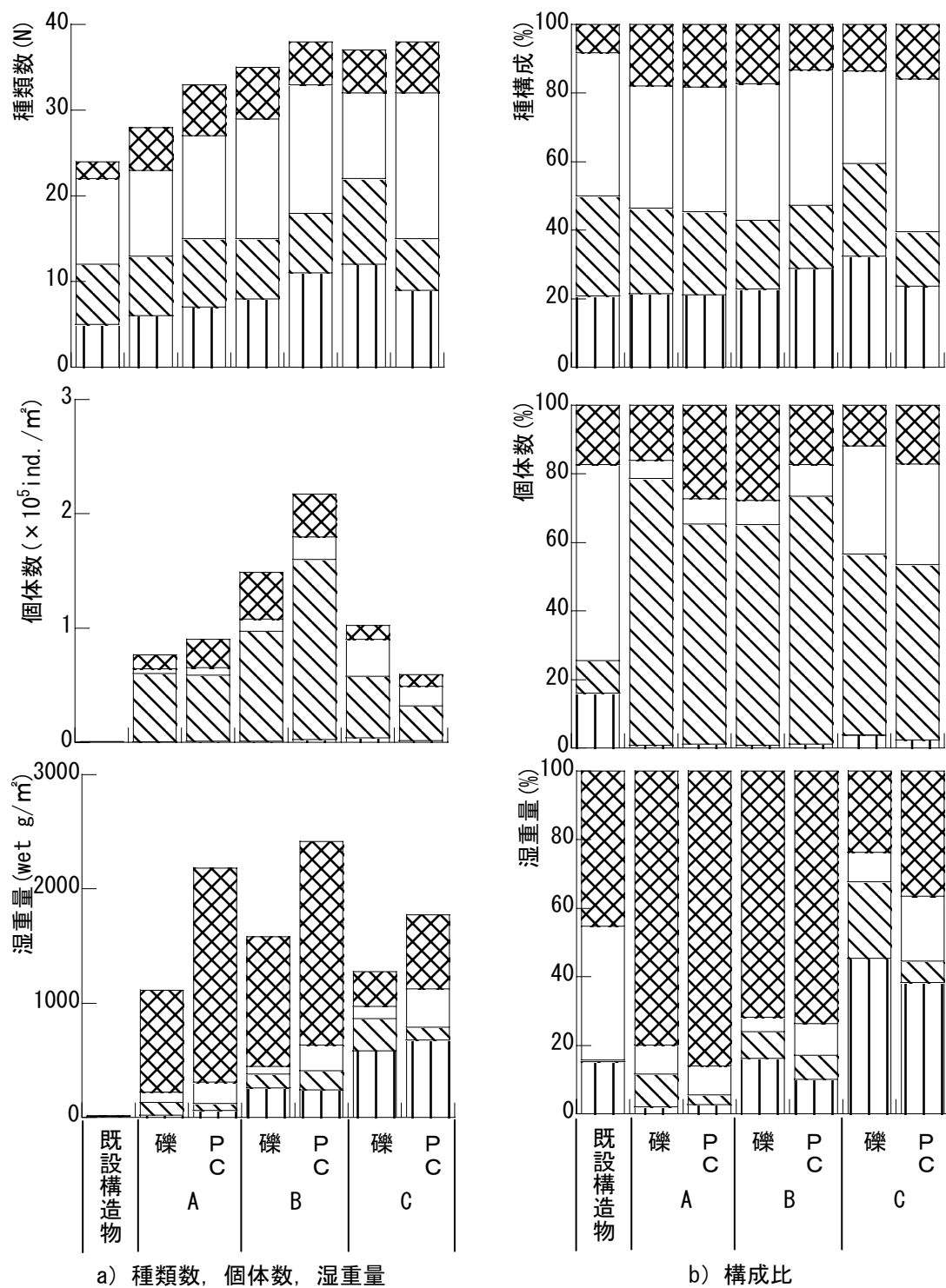
* 個体数密度は単位面積（海底：0.25m²，礫材：0.162m²，PC：0.0531m²）あたりの個体数で示す

図 1.3.22 種類数，個体数，湿重量および構成比（2002 年 8 月 20 日）



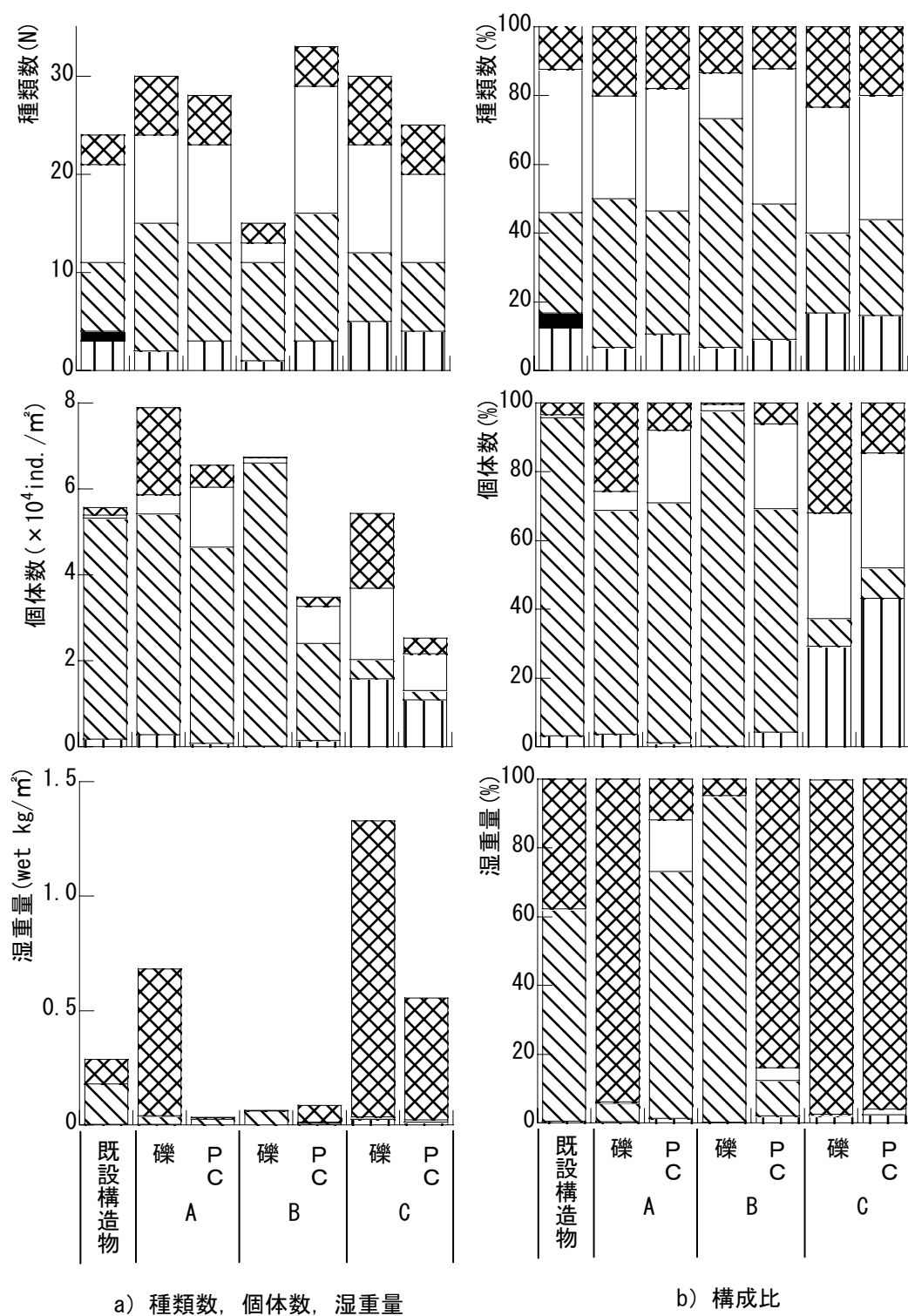
* 個体数密度は単位面積（海底：0.25 m^2 ，礫材：0.162 m^2 ，PC：0.0531 m^2 ）あたりの個体数で示す

図 1.3.23 種類数，個体数，湿重量および構成比（2002 年 11 月 20 日）



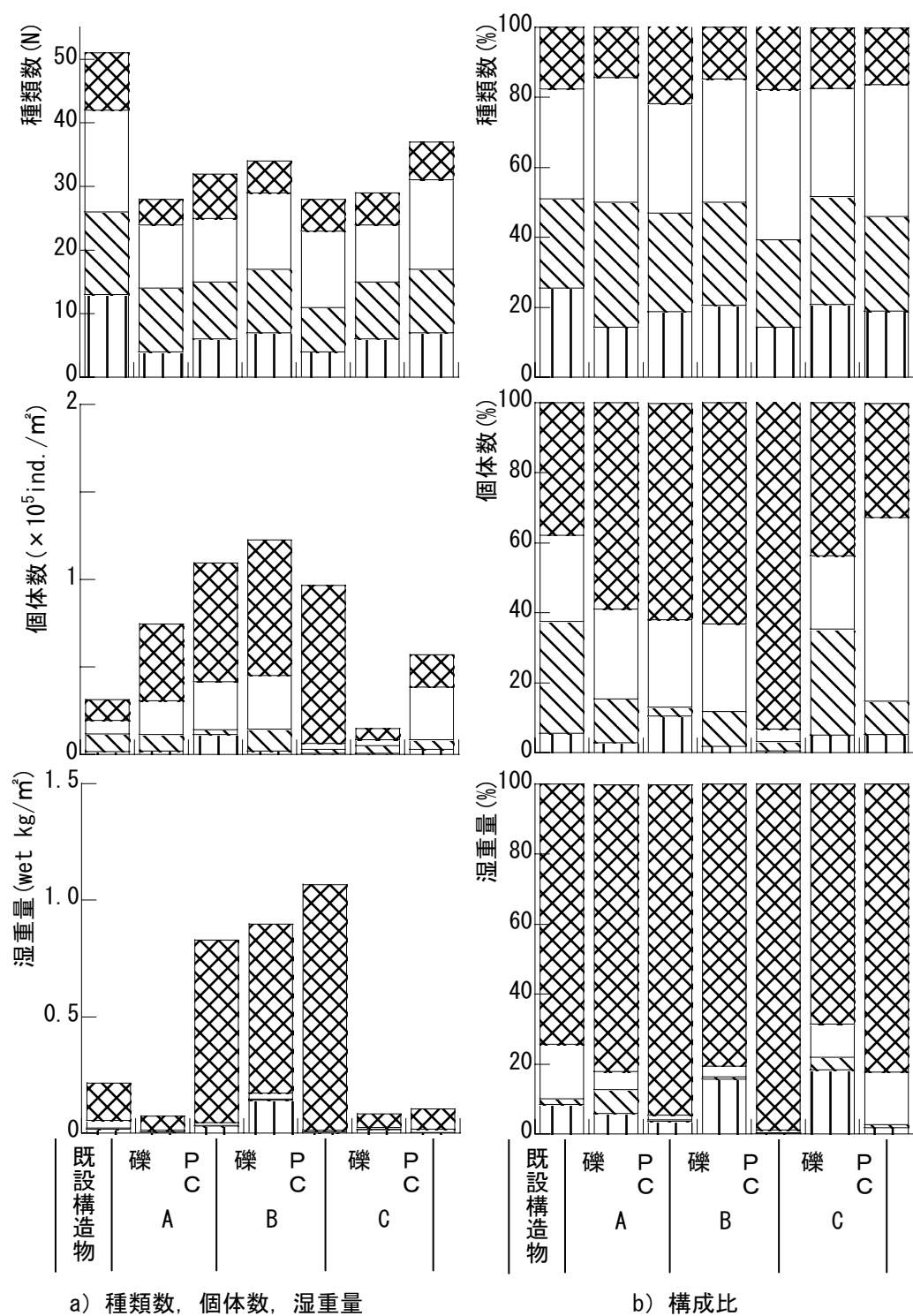
* 個体数密度は単位面積（海底：0.25m², 礫材：0.162m², PC：0.0531m²）あたりの個体数で示す

図 1.3.24 種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2003 年 2 月 18 日)



* 個体数密度は単位面積（海底：0.25m²，礁材：0.162m²，PC：0.0531m²）あたりの個体数で示す

図 1.3.25 種類数，個体数，湿重量および構成比（2003 年 8 月 27 日）



* 個体数密度は単位面積（海底：0.25m²，礫材：0.162m²，PC：0.0531m²）あたりの個体数で示す

図 1.3.26 種類数，個体数，湿重量および構成比（2004 年 2 月 19 日）

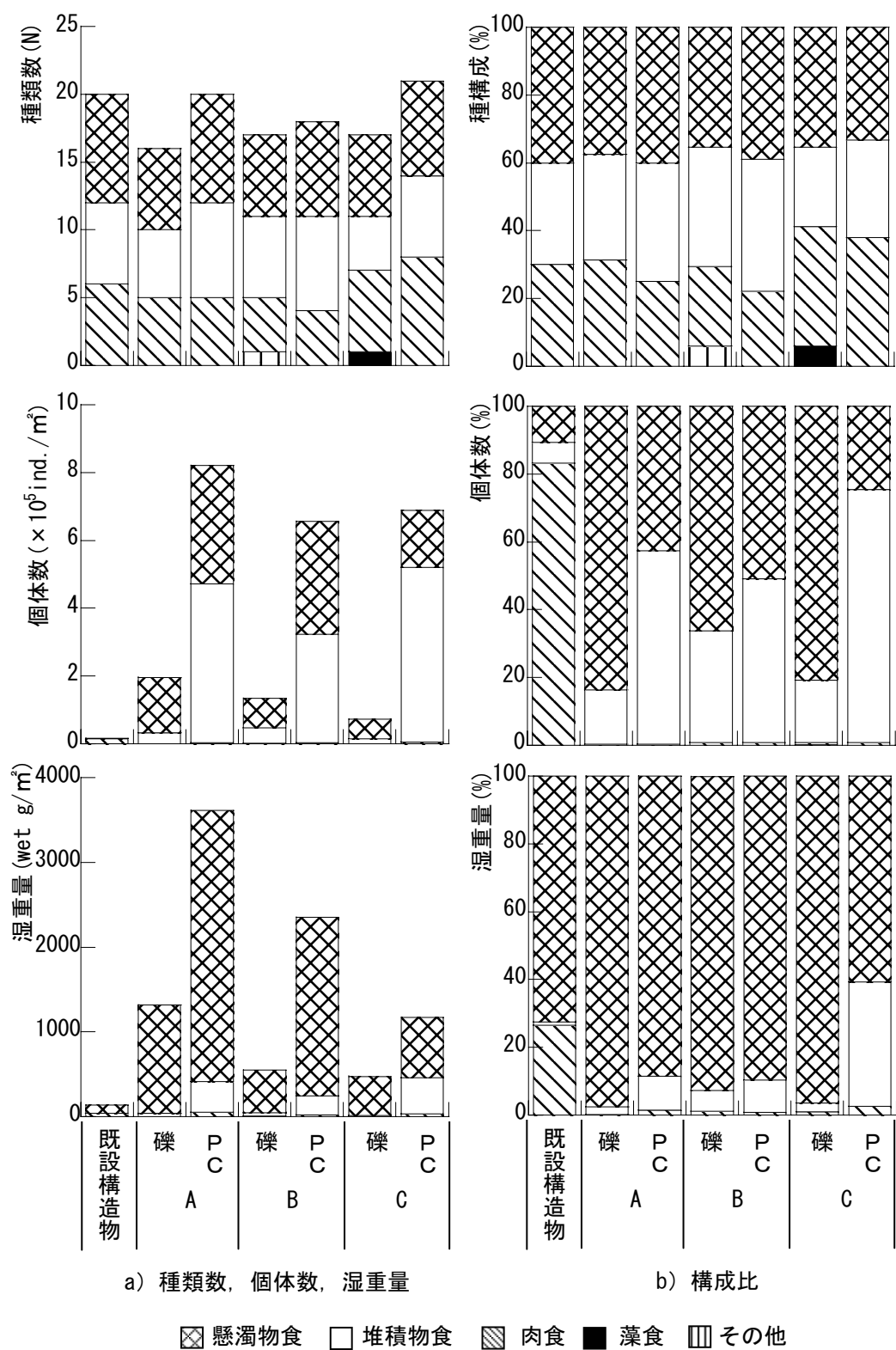


図 1.3.27 食性別の種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2002 年 5 月 28 日)

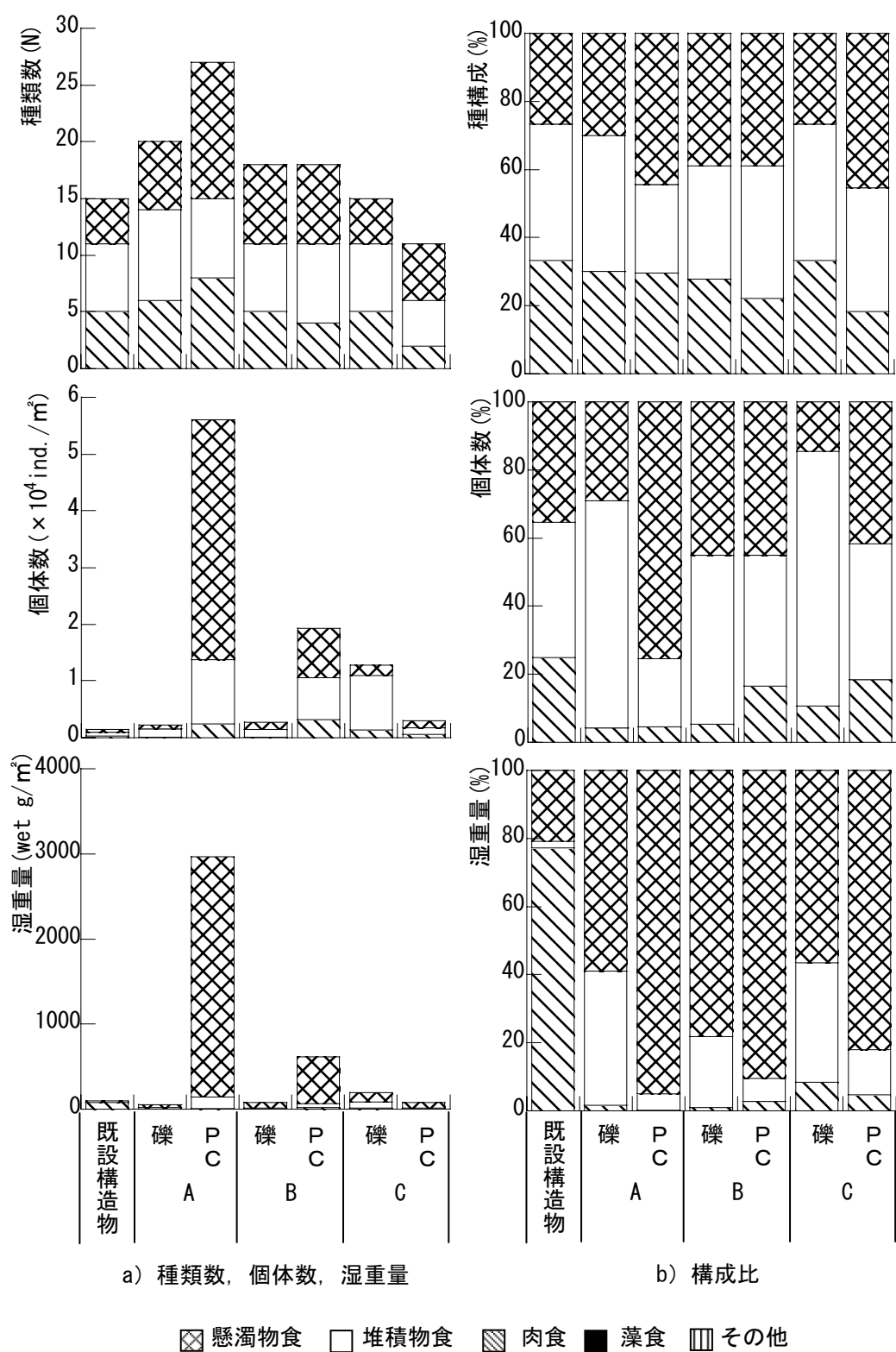


図 1.3.28 食性別の種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2002 年 8 月 20 日)

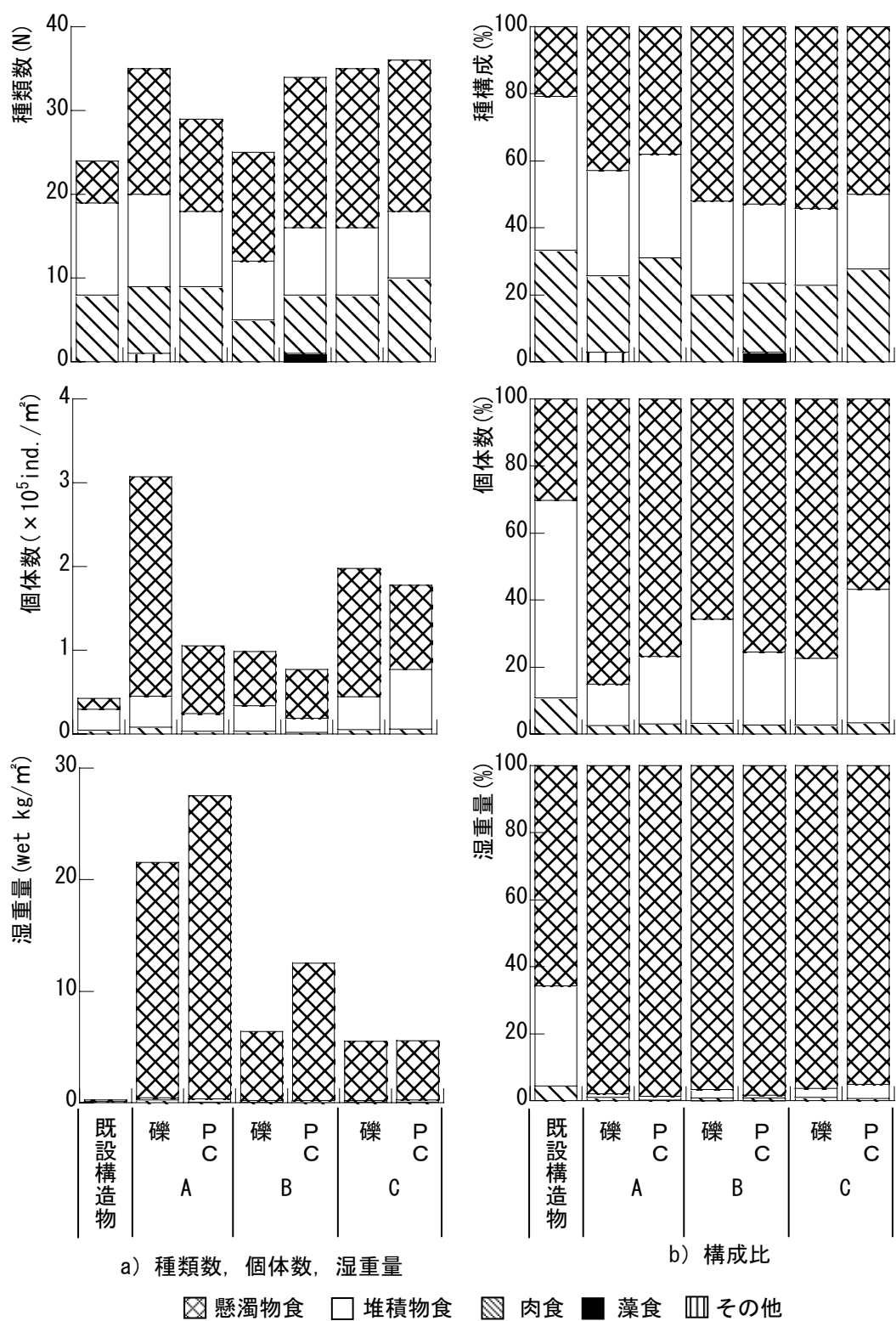


図 1.3.29 食性別の種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2002 年 11 月 20 日)

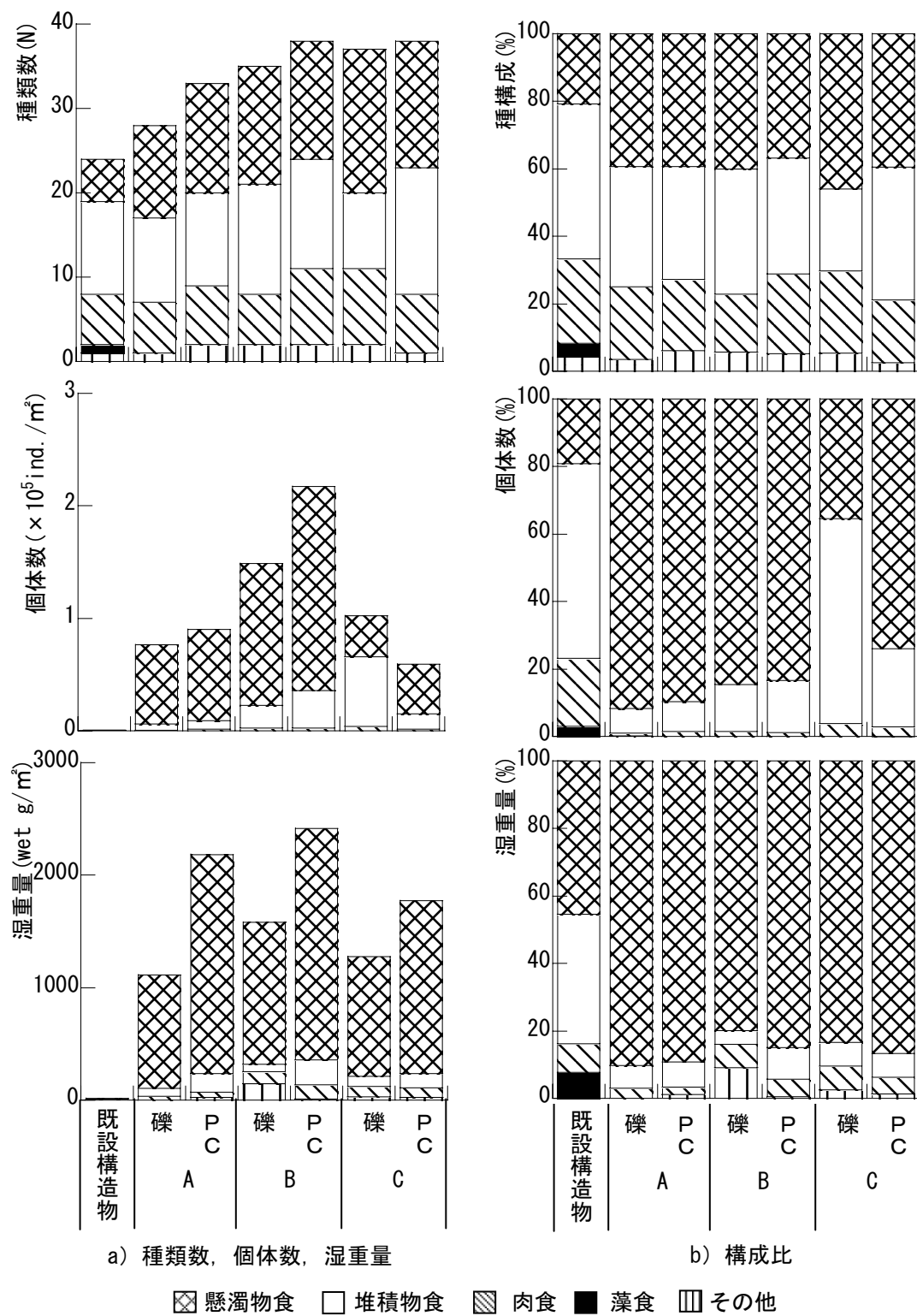


図 1.3.30 食性別の種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2003 年 2 月 18 日)

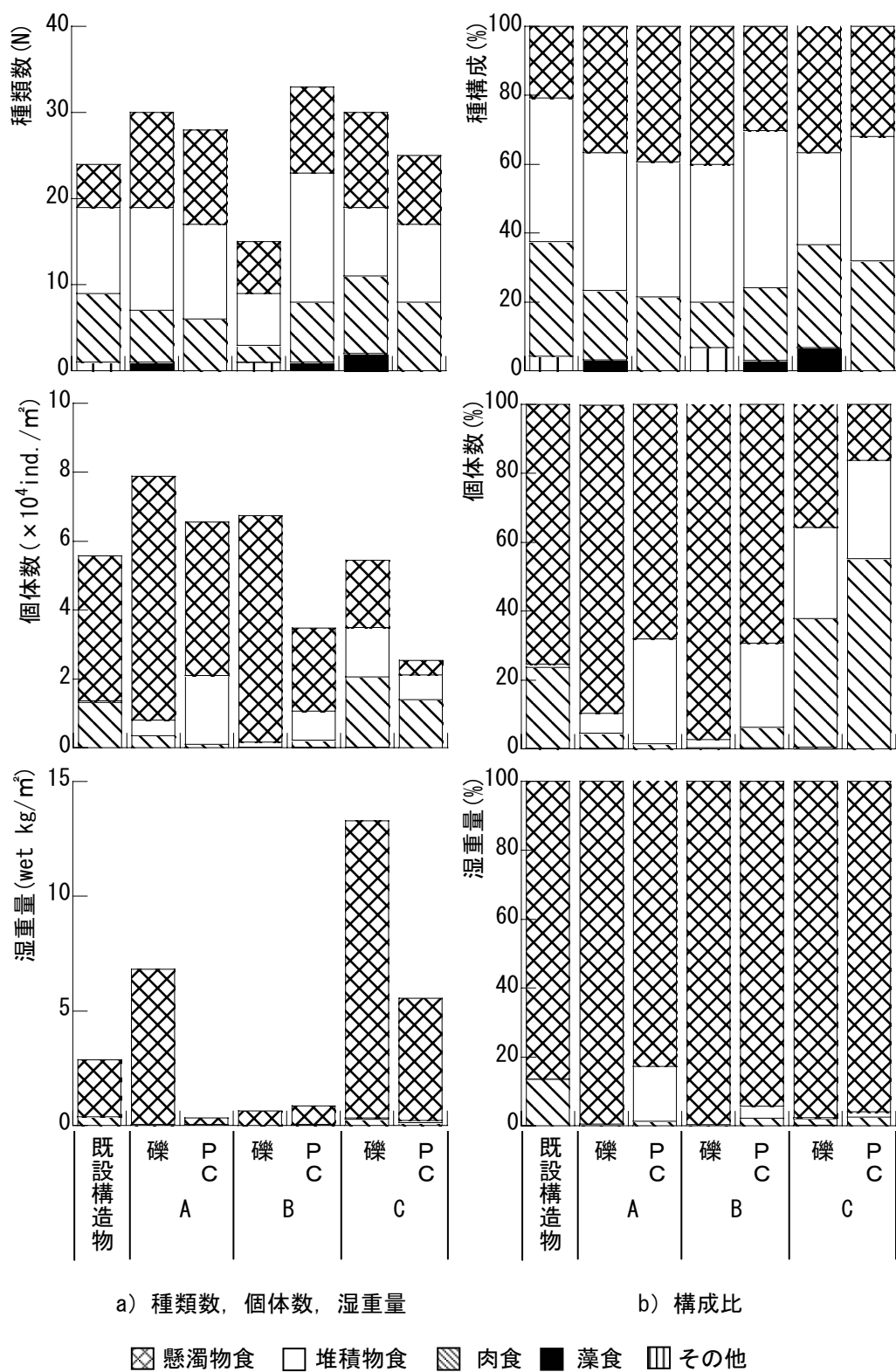


図 1.3.31 食性別の種類数, 個体数, 湿重量および構成比 (2003 年 8 月 27 日)

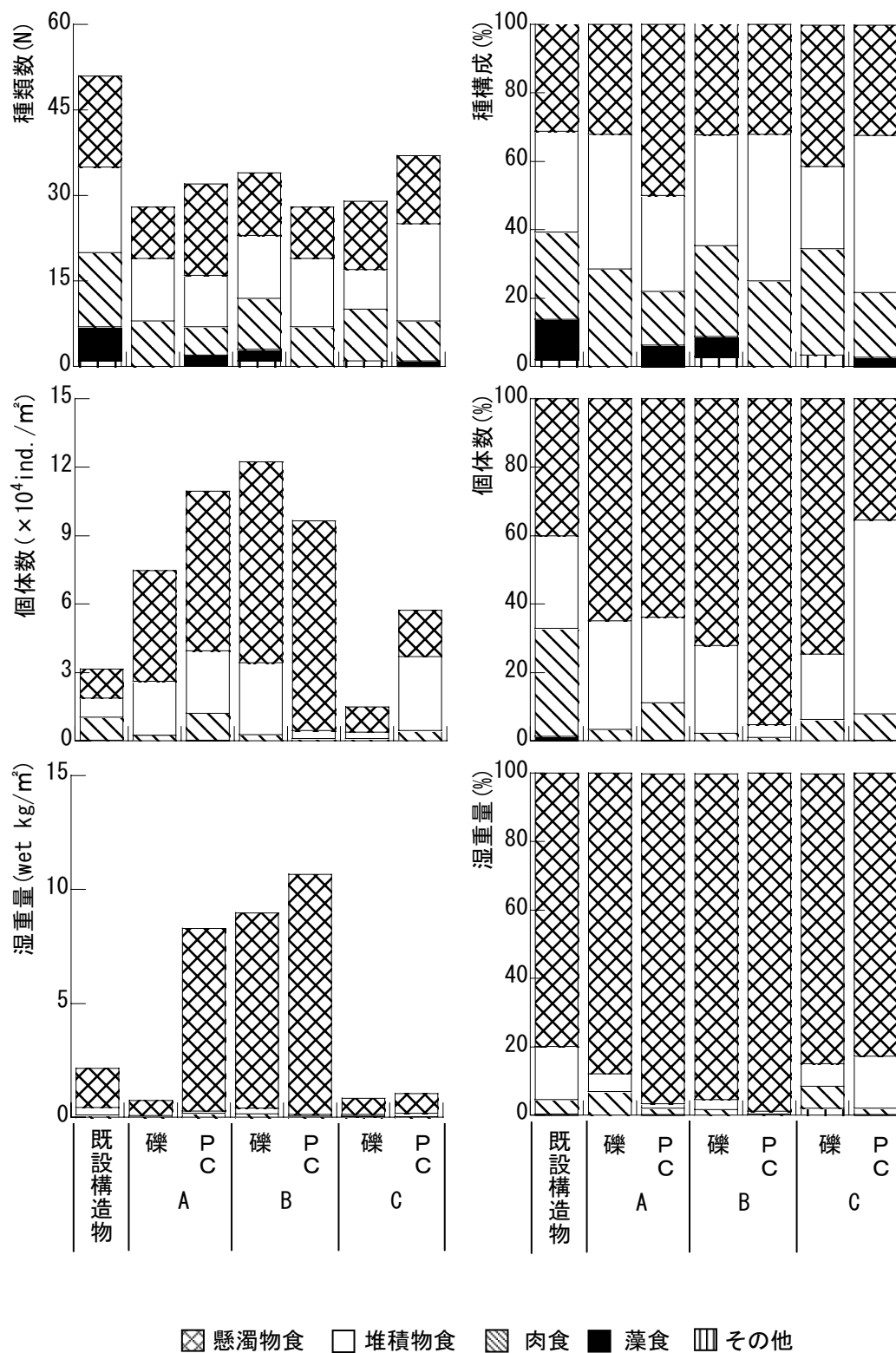


図 1.3.32 食性別の種類数，個体数，湿重量および構成比 (2004 年 2 月 19 日)

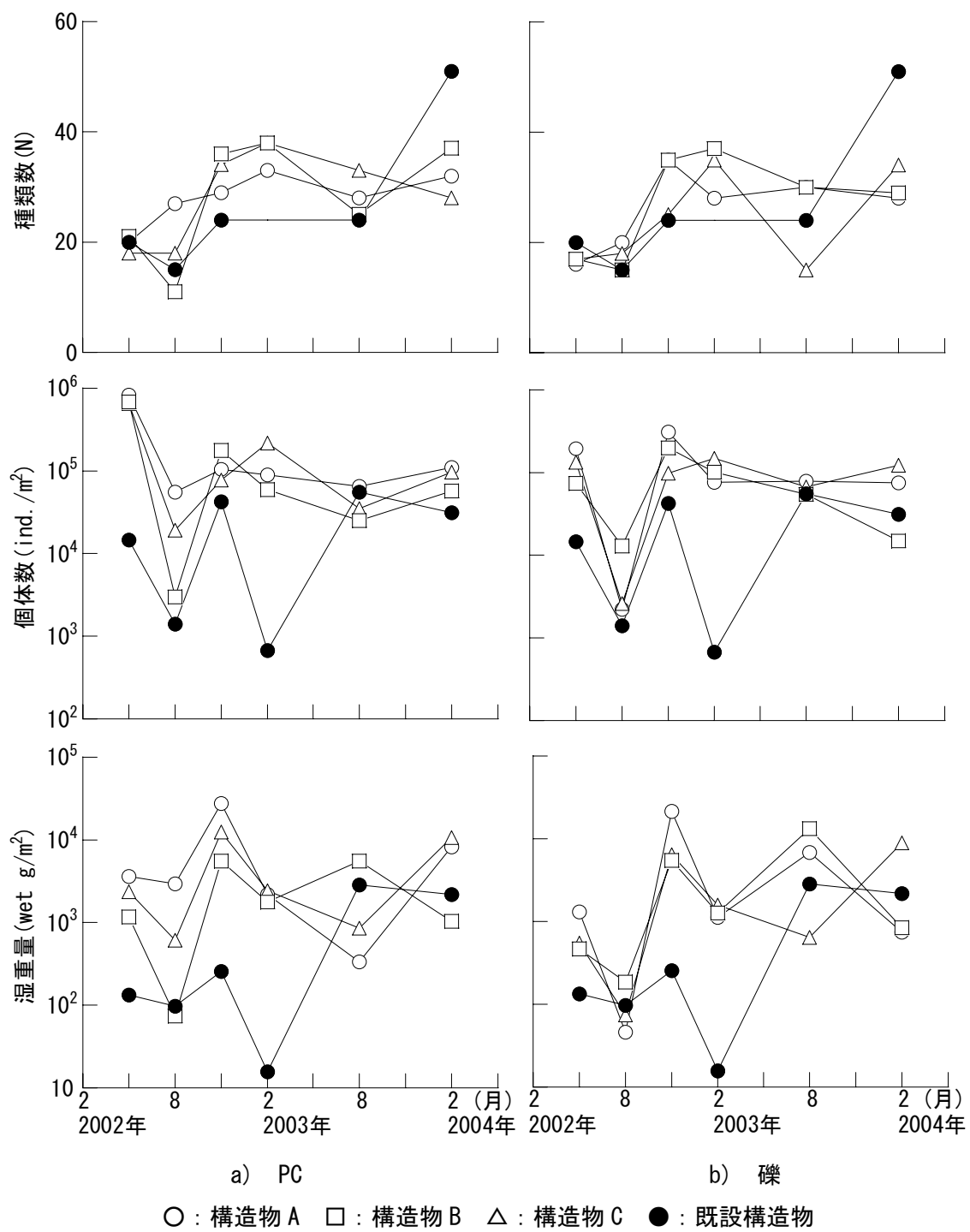


図 1.3.33 種類数, 個体数, 湿重量の季節変化

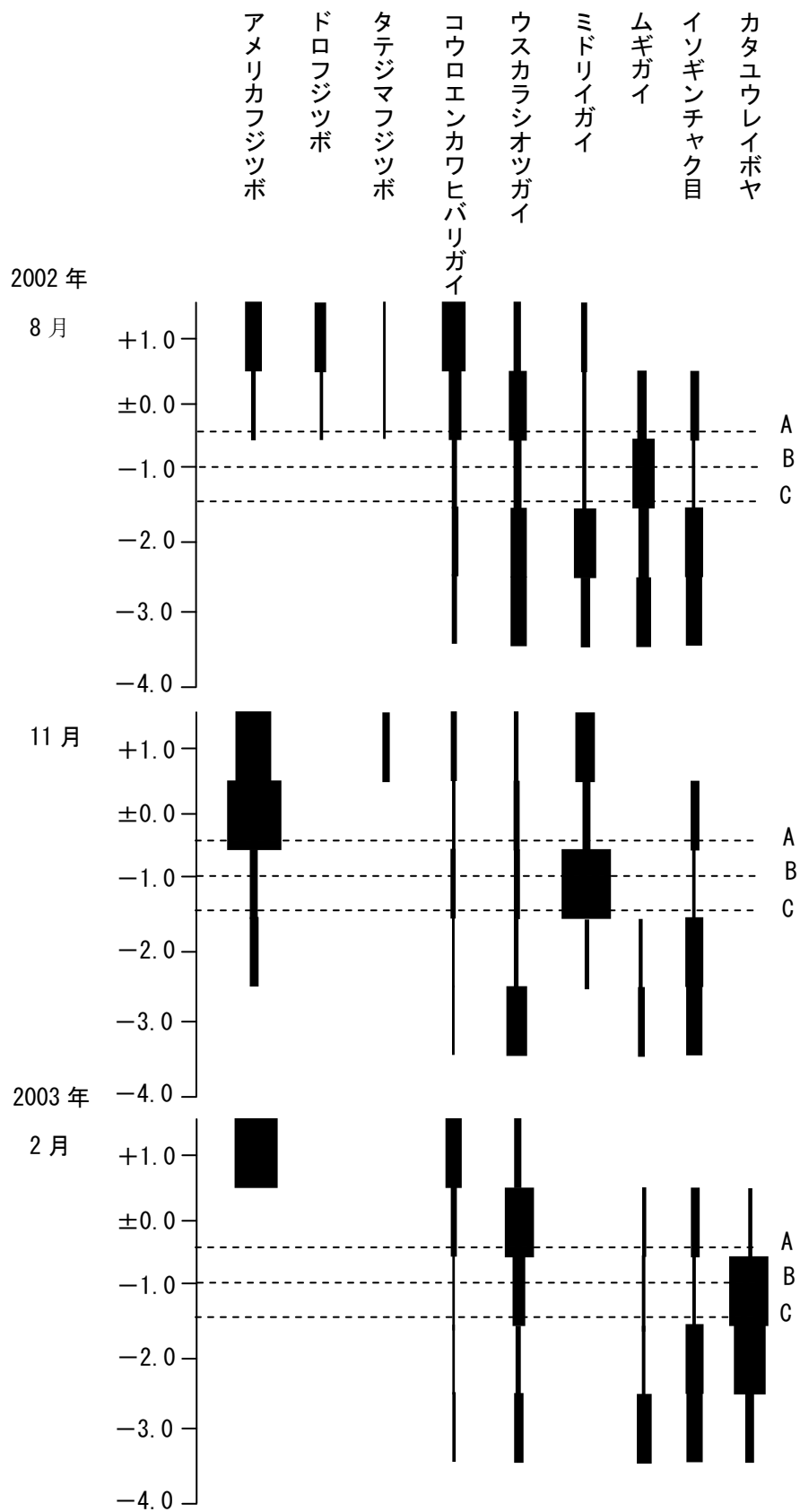


図 1.3.34-1 既設構造物における生物相の鉛直分布（重量比%, 100%）

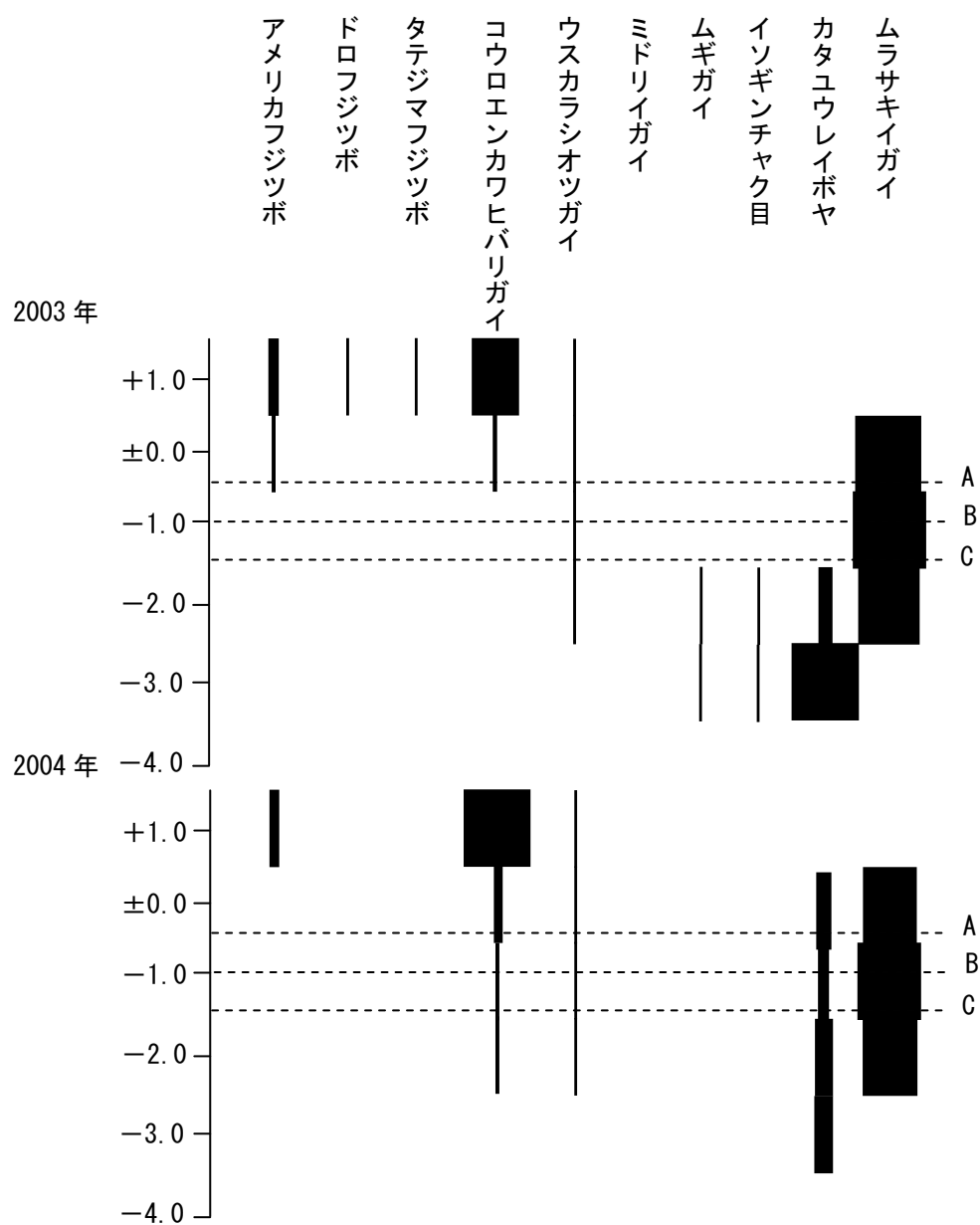


図 1.3.34-2 既設構造物における生物相の鉛直分布（重量比%, 100%）

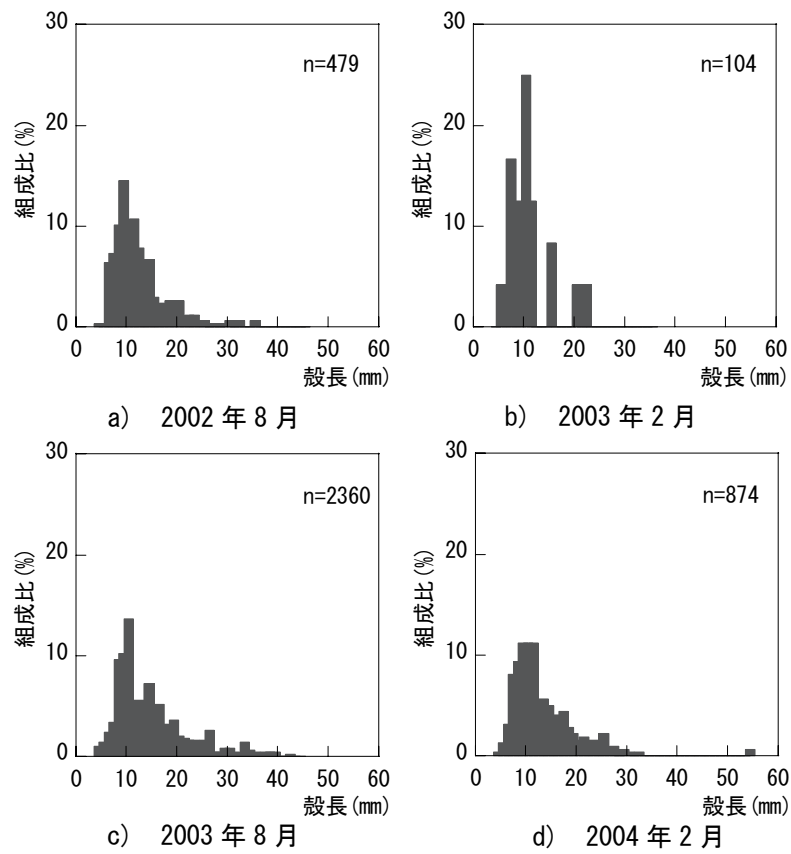


図 1.3.35 脱落したムラサキイガいの体長組成

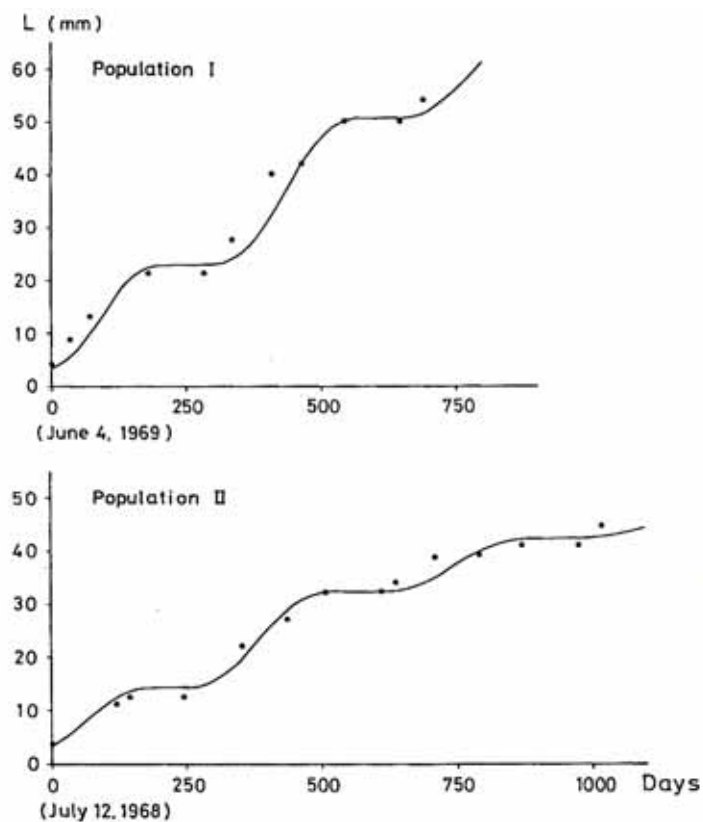


図 1.3.36 一般ベルタランフィ式を用いたムラサキイガイ成長曲線⁶⁾

表 1.3.3 環境共生護岸における主要生物の季節変化（重量％）

材	季節	地点	ヨーロッパ フジツボ	ムラサキガイ	ミドリイガイ	コウロエンカワヒバリガイ	ウスカラシオツガイ	マガキ	アシナガゴカイ	ミズヒキゴカイ科	クビナガワレカラ	カタユレイボヤ	シロボヤ
P C	2002年5月	A	1.0	84.5							0.3		
		B	0.9	86.5							0.2	0.6	
		C	1.0	51.6							0.1	2.3	
	2002年8月	A	11.6		12.0	7.3	60.4		4.5				
		B	2.8		7.9	2.3	76.2		5.9	0.3			
		C	2.0		4.8		74.7		9.9	0.5			
	2002年11月	A			75.6	13.6	5.7	3.7	0.5	0.3	0.1		
		B			81.3	10.5	4.8		0.5	1.1	0.1		0.6
		C	0.8		45.5	6.6	25.9		0.7	1.3	1.0		3.7
	2003年2月	A				64.8	3.3	16.8	1.3		2.3		
		B				33.6	36.9	2.6	2.4		6.3	0.5	4.3
		C				9.5	8.6	17.5	1.1		5.5	9.7	15.2
磯	2003年8月	A	64.7	9.5		2.0			7.1	6.3			
		B	8.9	83.5		0.2	0.2		0.6	1.6	0.2		
		C		61.8			0.2		0.2				
	2004年2月	A		25.3		67.4	0.9	0.2		0.5		1.8	
		B		13.2		83.6	0.7		0.1	0.5			
		C		3.0		66.4	5.3	5.4	0.1	4.3		0.2	
	2002年5月	A	0.8	91.0							0.3	0.3	
		B	0.8	77.9							0.1	4.1	
		C	1.5	79.8							0.1	3.7	
	2002年8月	A	1.1		36.2	21.1	0.5		32.4	4.5			
		B	0.1		19.0	0.3	58.5		16.5	4.2			
		C			2.5		53.9		17.0	14.5			
	2002年11月	A			77.2	5.0	5.4	8.8	0.4	0.2	0.3		0.9
		B			77.2	12.1	5.1	0.9	1.0	0.5	0.7		
		C	0.8		47.3	5.0	36.2	0.4	0.4	0.3	0.9		
	2003年2月	A	0.6	0.3		75.8	3.4	0.1	0.7		8.5		
		B		1.5		40.5	28.2	0.1	1.1		6.0		
		C				12.5	9.4		1.2		18.4	14.4	2.7
	2003年8月	A	5.0	92.9		0.8	0.2		0.1	0.1			
		B		81.7	4.7								
		C			97.2				0.1	0.1			
	2004年2月	A		3.8		74.2	2.3		0.1	0.2	0.3		
		B	0.1	1.8		73.1	4.3		0.3	0.4	0.1	14.3	
		C	0.1	0.2		63.9	2.0		0.4	4.7	0.4	13.9	

表 1.3.4 脱落生物結果（wet g/m²/day）

種名/地点		2002年8月		2003年2月	2003年8月	2004年2月
		直立構造物	構造物C底部	直立構造物	直立構造物	直立構造物
ムラサキガイ	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	28.22	7.42	2.76	196.11	57.69
コウロエンカワヒバリガイ	<i>Limnoperna fortunei kikuchi</i>	2.88	1.17	18.16	14.50	20.40
フジツボ類	<i>Balanus sp.</i>	2.55	0.99	27.81	43.65	15.02
スチエラ科	<i>Styelidae</i>		0.03	12.16		6.55
ミドリイガイ	<i>Perna viridis</i>	4.58	1.25	16.68	0.28	5.18
カンザシゴカイ科	<i>Hydroides sp.</i>	0.90	0.04	7.89	0.48	4.46
マガキ	<i>Crassostrea gigas</i>	1.22	0.08	12.23	5.59	2.94
ウスカラシオツガイ	<i>Petricola sp.</i>	1.61	0.52	9.91	0.43	1.35
コケムシ類	<i>Bryozoa</i>	0.03		2.42		0.34
ホトギスガイ	<i>Musculus senhousia</i>				0.07	0.17
海綿類				4.08		
卵塊		0.52	0.02	0.63		
その他		4.24	3.43		0.18	1.50
湿重量合計		46.74	15.03	114.73	261.29	115.59

1.3.3 考察

本技術は多種多様な生物の生息場として機能し、懸濁物を起点とする物質循環が活性化されることを目標としている。

生物相および脱落生物の結果から、ムラサキイガイが生物相や周辺環境に与える影響が大きい種であることがわかった。特に夏季においてどの程度の影響があるかについて検討するため、ムラサキイガイの排泄量および脱落個体の含有炭素量を推算し、プラントによる海底への有機炭素負荷削減効果について推測した。二枚貝類は海水中有機懸濁物を摂餌するため、その水質浄化機能^{11),12)}や生態に関する研究が数多く行われている。これらの既報から摂餌量に関するパラメータと調査結果から得られた数値を表 1.3.5 にまとめた。なお、潮間帯である DL+1.0m から DL±0.0m までの冠水時間は 18 時間とした。脱落個体の軟体部有機炭素量と体長組成との関係については、図 1.3.37 のように求めた¹⁶⁾。

図 1.3.38 に 2002 年 8 月、2003 年 8 月におけるムラサキイガイの摂餌量、排泄量、脱落量の推定結果を示す。2002 年 8 月における既設構造物の単位幅壁面に生息するムラサキイガイ個体群は有機懸濁物から 75.6gC/month を摂餌し、45.6gC/month を排泄する一方で、64.0gC/month の個体が脱落していた。また構造物 C よりも浅い (DL-1.5m 以浅) 水深帯には、ムラサキイガイが 300 個体付着している。これらが摂餌、排泄しているものを床上で受け止めるとし、また脱落量は実測したものをを用いて算出すると、この個体群は 55.5gC/month を摂餌、33.3gC/month を排泄し、21.8 gC/month 脱落していたことがわかる。同様に 2003 年 8 月には既設構造物での摂餌量は 15,810gC/month、排泄量は 9,540 gC/month、脱落量は 583gC/month であった。また構造物 C ではそれぞれ 10,080gC/month、6,089gC/month となった。大阪湾の一次生産量は 13.2~68.7gC/m²/day¹⁷⁾であるが、それを上回る量を海底に糞として供給していることとなる。また前年の結果と比較するとムラサキイガイの個体数が増加したことから海底の方向に発生する有機炭素量は約 20 倍となった。また 2003 年 8 月の調査では、構造物 C 床上でのコンテナが流失してしまったために、脱落量を測定できなかったが、排泄量だけを比較しても実証構造物 C を設置すると、既設構造物の 64%に相当する量が床上で受け止められていたと考えられる。大阪湾奥部の港湾内でのムラサキイガイの脱落に関する先行研究¹⁹⁾において、夏季に 900gC/month 脱落することが報告されている。これは本調査で得られた値、583gC/month に比較するとやや大きい、大阪湾奥部ではこの程度のムラサキイガイが既設構造物から海底に脱落していると思われる。

両年 8 月の DO の分布を示した図 1.3.39 から、DL-2.0m 以深では貧酸素化しており、海底に負荷されるムラサキイガイ由来の有機炭素は生物に利用されることなく堆積し、さらに環境を悪化させる原因となっていると考えられる。ここで、排泄量と脱落量を比較すると現存量の少ない 2002 年には脱落量の方が多かったが、現存量の多い 2003 年には排泄量の方が脱落量よりも 16 倍多かった点は着目すべき点である。これまで貧酸素化する内湾では付着生物そのものが脱落することが問題視されてきたが、現存量が多くなると摂餌活動していることも問題になることが本結果からわかる。

プラントを設けると、前述したように既設構造物に付着するムラサキイガイ由来の海底への有機物炭素負荷量を 50~64%程度削減できることを述べた。しかし、これらは床上に堆積しており、これが好氣的に分解もしくは生物利用されなければ、懸濁物を起点とする物質循環が活性化させたとはいえない。図 1.3.39 より構造物 C の床を設置した DL-1.5m の DO は、2002 年には 5.4mg/l、2003 年では 2.3mg/l であった。本水域では躍層が DL-1.5m 付近にあるために、ここでの DO は不安定であるが、2002 年では比較的 DO が高く床上の有機炭素は好氣的に分解されていると思われる。

次に堆積物の生物利用については、2002 年における既設構造物前面の海底には堆積物を食する堆積物食生物が 560ind./m² 程度で、死亡したムラサキイガイなどを食する肉食生物が

348ind./m² 程度であった。一方構造物 C 床上では堆積物食生物が 9,576ind./m²、肉食生物が 1,376ind./m² と海底のそれに比較して約 12 倍も多く生息しており、床上の堆積物は餌として利用され、物質循環は活性化されていると考えることができる。

- ・ エコシステム護岸を設置することにより既設護岸の海底への有機物負荷の約 50～64%に相当する量が削減されていると評価できた。
- ・ エコシステム護岸は既設構造物と比較して有機物負荷に対する堆積物食・肉食生物の現存量が大きく、床上に負荷された有機物の一部は生物によって利用されていることが示唆された。

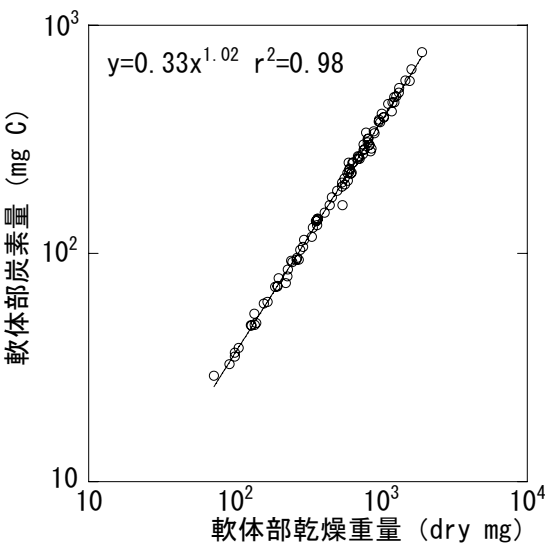


図 1.3.37 軟体部乾燥重量と軟体部炭素量の関係

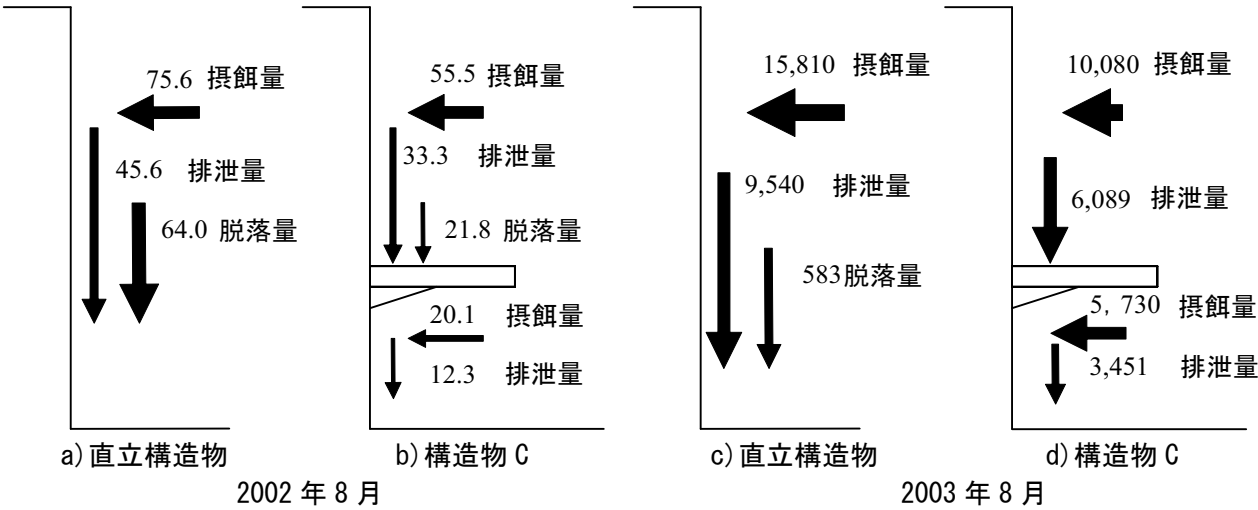


図 1.3.38 ムラサキイガイを中心とした物質循環 (gC/month)

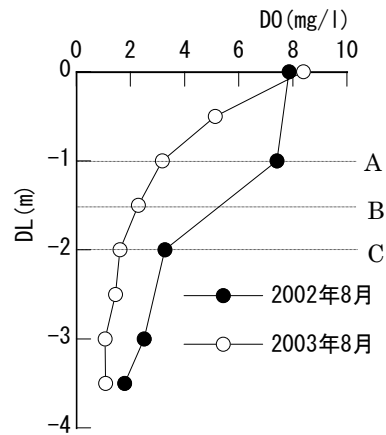


図 1.3.39 夏季における DO 鉛直分布

表 1.3.5 ムラサキイガイの摂餌、排泄に関するパラメータ

		DL+1.0	DL±0.0	DL-1.0	DL-2.0	DL-3.0	
個体数	(ind./m ²)	2002年8月	200	40	60	60	20
		2003年8月	620	13600	6400	6530	140
水温	(℃)	2002年8月	26.3	26.3	26.4	26.4	26.4
		2003年8月	28.5	28.1	27.1	25.9	25.7
摂餌量推定式 (mg C/ind./day)		$86.4 \times (0.0000496 \times L^{2.72})^{0.77} \times R_t \times POC$ (mg/l)					
		$R_t = 0.00326 \times T + 1.78$ (25 < T ≤ 30) ¹⁵⁾					
炭素同化率	(%)	39.6 ⁵⁾					

1.3.4 まとめ

本研究では、エコシステム護岸および既存護岸に形成される付着生物相を比較し、それによって生じる物質循環から、エコシステム護岸の技術評価を行った。

付着生物相の季節変化の大きな特徴は、以下のとおりである。

- (1) 個体数、湿重量ともに季節変動が大きくその差は10倍程度あった。年間を通して各構造物で二枚貝が優占しており、その優占種は5月にはムラサキイガイ、8月はウスカラシオツガイ、11月にはミドリイガイ、2月はコウロエンカワヒバリガイ季節毎に変化した。また冬季を除いて水深が高い構造物ほど二枚貝の割合が高く、この傾向は既設構造物と同様のものではあった。

- (2) 2002年5月の海底では大量に脱落したムラサキイガイとそれに蛸集するマヒトデが確認されたが、同年8月ではマヒトデは全くみられなかった。また冬季の観察では大量に脱落したミドリイガイが確認された。
- (3) 脱落した生物の中では、ムラサキイガイの個体が最も多かった。これは高水温、貧酸素化、低塩分などが相互に影響する他に、波浪による攪乱、重量の増加、さらに個体間の競争の激化などが考えられたが、特に水温による影響が大きいと思われる。
- (4) エコシステム護岸を設置することにより既設護岸の海底への有機物負荷の約50～64%に相当する量が削減されていると評価できた。
- (5) エコシステム護岸は既設構造物と比較して有機物負荷に対する堆積物食・肉食生物の現存量が大きく、床上に負荷された有機物の一部は生物によって利用されていることが示唆された。

参考文献

- 1) 岡田 要：新日本動物図（上，中，下），北隆館，1988
- 2) 今島 実：環形動物，多毛類，生物研究社，1996
- 3) 西村 三郎：原色検索日本海岸動物図鑑〔特〕，保育社，1992
- 4) 森正次：物質循環の改善を目的とした新しい海岸構造物の沈降物負荷削減効果，徳島大学大学院工学研究科エコシステム工学専攻修士論文，p41-43，2004
- 5) 門谷茂，小濱剛，徳永保範，山田真知子：富栄養化した水域の生態学的環境修復-北九州市洞海湾を例として-濾過食性二枚貝の生態的特性を利用した海洋環境修復技術の開発，環境科学学会誌，11（4），407-420，1980
- 6) 宮岡修二，石垣衛，辻博和：貧酸素水塊を形成する閉鎖性港湾の浄化に関する研究，大林組技術研究所報，54，1997
- 7) 日本水産資源保護協会：<http://www.jfrca.or.jp/>
- 8) 細見彬文：ムラサキイガイの生態学，山海堂，1989
- 9) 矢持進，有山啓之，日下部啓之，佐野雅基，鍋島靖信，睦谷一馬，唐沢恒夫：人口護岸構造物の優占生物が大阪湾沿岸域の富栄養化に及ぼす影響：垂直護岸でのムラサキイガイの成長と脱落，海の研究，4，p.9-18，1995
- 10) 黒住耐二，岡本正豊：近年、南関東に定着した移入貝類，日本貝類学会，2002
- 11) 植田育夫：ミドリイガイの日本定着，黒装束の侵入者，恒星社厚生閣，p.27-45，2001
- 12) 木村妙子：コウロエンカワヒバリガイはどこからきたのか？—その正体と進入経路—，黒装束の侵入者，恒星社厚生閣，p.47-69，2001
- 13) 梶原武，浦吉徳，伊藤信夫：東京湾の潮間帯におけるムラサキイガイの付着，成長および死亡について，水環境学会誌，44，p.949-953，1978
- 14) 平井明夫，林智草：低酸素海水中におけるムラサキイガイの酸素消費量と生存日数，付着生物研究，Mnriae Fouling 6（1），p31-34，1986
- 15) 磯野良介，中村義治：二枚貝による海水濾過量の推定とそれにおよぼす温度影響の種間比較，水環境学会誌，第23巻，第11号，pp.683-689，2000
- 16) 山本明佳：徳島県小松島港における植物プランクトンの一次生産とムラサキイガイ個体群を中心とした有機物収支の推定に関する研究，徳島大学大学院工学研究科エコシステム工学専攻修士論文，pp34，2002
- 17) 城久：海域環境の特徴とその推移，生物環境，大阪湾の海域環境と生物生産，財団法人日本水産資源保護協会，p.34-46

1.4 人工干潟

沿岸域における有機汚濁対策として、下水道整備に代表されるような流入負荷削減のための対策や、浚渫、覆砂などの底質改善策などがかなりの費用をかけて実施されてきている。しかしながら、東京湾・大阪湾などのように過度に富栄養化が進行した水域では、あまり実効があがっていないのが現状である。

一方で、わが国の高度成長期には臨海部の大規模な開発が行われ、後背地の開発と相俟って、干潟・藻場を含む浅海域の多くが埋立等によって消失し、沿岸域の環境は大きく変貌した。第二次大戦前には全国で約 82,600ha の干潟が存在したと言われているが、1978 年までにその約 38% が消失し、さらにその後 1992 年までの 13 年間に、全国で干潟の約 7 %、藻場の約 3 %が消失したとされている¹⁾。

以上のことから、かつて干潟や藻場が担ってきた水質浄化機能が、場の物理的喪失によって大きく損なわれたことが、内湾の富栄養化の進行や、負荷削減対策にも拘らず水質の改善傾向が見られないことの大きな原因ではないかと推定されている。そのため劣化した干潟を修復したり、あるいは人工的に干潟を造成することにより、少しでも過去の自然浄化能力を取り戻し、水質改善につなげることが求められている。

干潟は、生物生息・生物生産・浄化・アメニティーなど、様々な機能に恵まれ、自然再生の中心的な役割を担う場として注目されている。その機能の大部分は、干潟に生息する生物によって担われているため、人工的に整備した場所に生物の加入が速やかに行われ、安定した活動が行われる必要がある。

2003 年に施行された自然再生法には、様々な新しい概念が盛り込まれている。自然再生の技術は未完成であり、様々な環境条件に依存するために不確実な部分が多い。従って、ある事業が目標像を定めて始められても、しばしば当初の目標とは異なる結果が生じやすい。予めこのような不確実性を見込み、作っては少しずつ手直しをする、順応的管理 (Adaptive Management) が必要とされる。人工的に造成した干潟の管理においても、造成後に当初設定した目標とのズレを修正することは重要である。

1.4.1 研究目的

尼崎港において、様々な環境修復の要素技術を最適に組み合わせ、生物体を中心とした有機物や栄養塩の有効利用を通して、総体として物質循環の機能が円滑に行われ、海水の浄化や生態系の回復を図ることが求められている。

要素技術の組み合わせを考える前提として、富栄養化が過度に進行した尼崎港において、個々の要素技術が果たして機能するかどうかを見極め、機能するとすればその条件を整理することが必要である。ここでは干潟を取り上げ、尼崎港内に実証試験の場として造成し、モニタリングする干潟の目的を述べる。

干潟における環境機能は、生息する生物が担っている。図 1.4.1 に、典型的な干潟生態系の食物網を示す。これらの生物が安定して生息し、食物網を通した相互依存関係が破綻なく維持されることが当面の目標となる。ただし、これらの構成生物すべてが、周辺が人工的な護岸で囲われ、過度に富栄養化が進行した尼崎港において実現される必要は、必ずしもないであろう。干潟の造成目的は、従来より様々であるが、アサリなどの二枚貝が多い砂泥質干潟か、トリの生息場としての干潟（どちらかといえば泥質干潟が主体）に大別できよう。尼崎地区を考えると、トリの生息場所は近隣の地域でいえば大阪南港・鳴尾浜などに存在しており、改めて尼崎港内に求められているわけではない。従って、当面トリは目的の生物対象から外すこととする。アサリなどの懸濁物食性二枚貝はどうだろうか。二枚貝の生息は、潮干狩りなどの利用をはじめとする親水機能面が期待されるほか、濾過作用によって海水から有機懸濁物を除去され、さらにヒトを含めた高次の生物に利用されるため、浄化機能面からも期待される点が大きいといえる。

懸濁物食性の二枚貝には、アサリ・シオフキ・バカ貝などの有用種がある一方、ホトトギス貝、コウロエンカワヒバリ貝など、トリの利用はあっても人の食用としては期待できないイガイの仲間がある。特にホトトギス貝は表在性の二枚貝であり、高密度に生息する場合には底表面をマット状に覆う。そのため、他の生物種の定着や生息を阻害するばかりでなく、マットによって酸素の透過が阻害され、底質が還元状態になり、硫酸還元が生じやすい。それによって生じる硫化物

は多くの生物にとって有害であり、生物の多様性が損なわれる。

尼崎港内で果たしてアサリなどの有用二枚貝が安定して生息し、期待されるような機能を発揮してくれるであろうか。その答えは、実証試験を待たねばならないが、少なくともその可能性は予め検討しておく必要がある。その際に参考となるのは、周辺の生息の状況である。大阪湾の周辺にはあまり干潟と呼べる場所はないが、人工的に造成された場所としては、西宮港内に造成された甲子園浜がある。ここには、粒径の大きめの砂浜が造成され、かつ量的には多くはないが、アサリも定着している。そのため、富栄養が進行した大阪湾奥部においても、アサリなどの浮遊幼生は存在し、定着場所を安定に確保することができれば、可能性として十分アサリなどの二枚貝が加入し、生息することが可能であると考えられる。

以上のことから、本研究においては、アサリなどの生息が可能な干潟を造成するため、必要な底質材料を選定し、干潟地形が安定して存在するように、周辺の波動条件などから地形の勾配を算定するなどの設計を行った後に、干潟を現地施工する。造成後には、地形の変化特に沈下量や、波等による洗掘・堆積量を追跡調査するとともに、生物加入・定着状況を詳細にモニタリングする。生物の加入については、特に幼生や親生物の加入の有無など、加入の機構がわかるような調査を実施する。また、特にアサリの定着を促進するため、予め赤穂干潟沖で採取されたアサリを養成かごに入れ、人工干潟上に設置し、その後の成長をモニタリングする。さらに当該実証実験では、干潟の洗掘・沈下などの物理的な地形変化の様子や、生物の定着の様子から、必要に応じて手直しを行う、Adaptive Management 手法の考え方を導入し、その手法の確立を目指す。

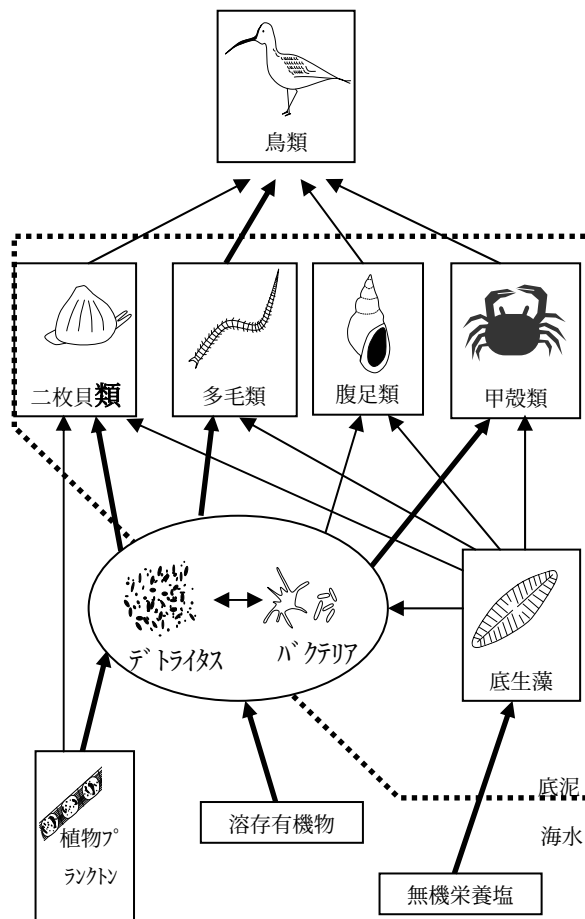


図 1.4.1 典型的な干潟生態系食物網模式図

1.4.2 実証施設の概要

干潟の造成にあたっては、軟弱地盤上で安定した干潟を造成するため、

- ①地盤改良（改良済み既設護岸の活用）
- ②軽量材の活用
- ③浮体構造の利用

について比較検討を実施し、最適工法である①を採用した。

施設の形状・規模を図 1.4.2～図 1.4.3 に示す。図のように、干潟実証実験施設（以下、人工干潟と記す）は、側面は護岸と石積み堤、沖側は潜堤によって囲まれた 32m×12m の砂質干潟（造成時の中央粒径：0.56mm）であり、OP+1.0m の高さまで 1/50 勾配にて造成した。

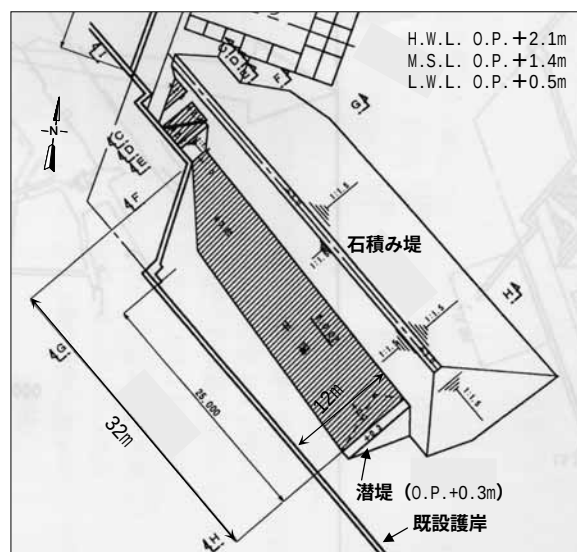


図 1.4.2(a) 人工干潟平面図

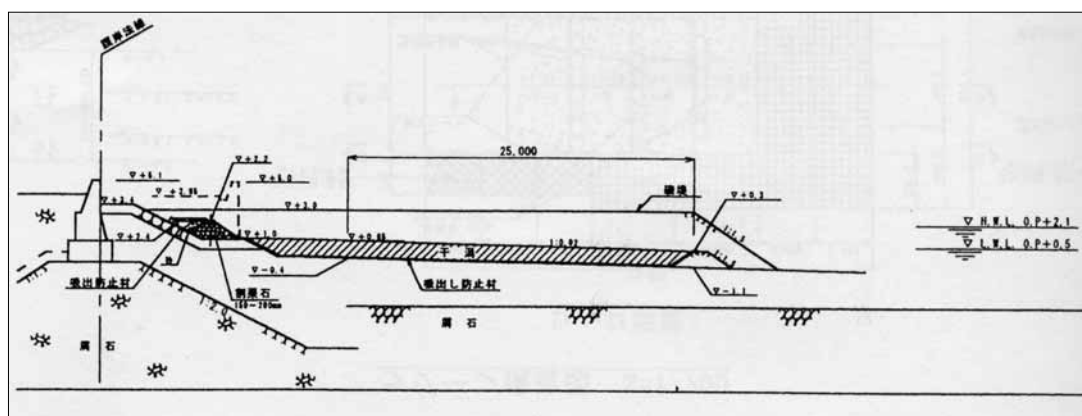


图 1.4.2(b) 人工干沟断面图



図 1.4.3 人工干潟の全景
資 1 - 109

1.4.3 研究内容

本研究では、尼崎港内に整備された人工干潟において、生物の生息基盤となる地形の変化を追跡しながら、生物の定着をモニタリングする。さらに、二枚貝の水質浄化機能に着目し、アサリの生息が造成干潟においてどの程度可能であるかを調査する。ここで、アサリの生息が困難な場合には阻害因子を探る事とした。

1.4.4 人工干潟の形状・底質・底生生物のモニタリング調査

(1) 干潟施設の沈下

干潟施設の沈下について調査方法とその結果を以下に示す。

1) 調査概要

図 1.4.4 に示すように、干潟の沈下量を観測する目的で干潟域に沈下板 3 基および石積み堤体に 6 地点の測量ポイントを設置した。観測は、1 回/月の頻度で実施し、各測点の沈下量の経時変化を求めた。

2) 主な結果

図 1.4.5 に各測点における沈下量の経時変化を示す。図より、干潟域の沈下について、6 月までの造成後約 3 ヶ月で約 3cm の沈下量が確認されたものの、6 月以降 1cm 以内の変動幅に収まっている。石積み堤体の沈下について、最も大きな沈下が予測される堤体先端部 (No.1+5.0 測点) では当初に約 4～6 cm/月の沈下量が確認されたが、現況では 1cm/月以下の沈下量となっている。

以上から、施設の地盤沈下はほぼ収束する傾向が確認されており、沈下量に対しても当初設計予測の範囲内に収まる結果を得た。

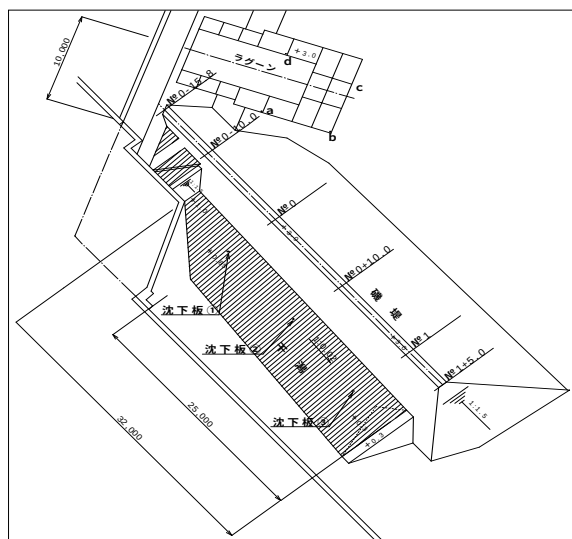


図 1.4.4 干潟沈下の測量点

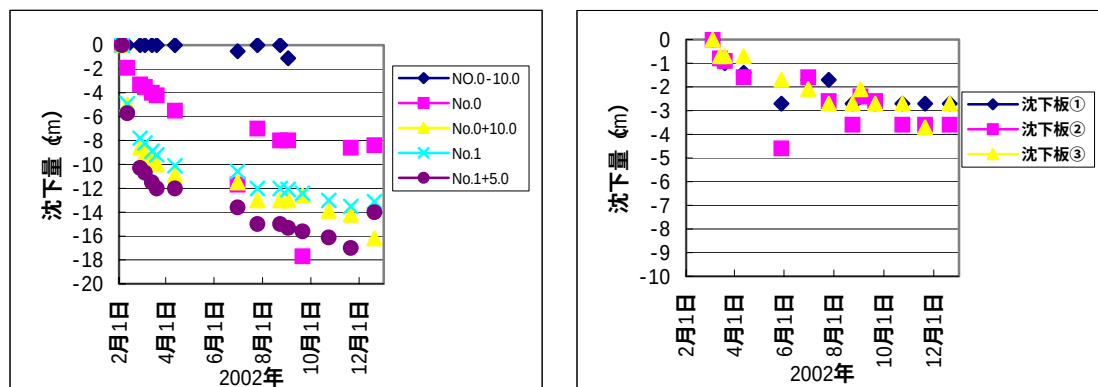


図 1.4.5 沈下量の経時変化

(2) 砂面変動

波浪等の影響によって洗掘・堆積される可能性がある干潟域の砂面変動量を把握することを目的に、以下の調査を実施した。

1) 調査概要

干潟域を図 1.4.6 に示すように 114 地点の格子にて分割し（測線は、縦方向に砂留潜堤を起点に 3m 間隔の測線を 5 本、1 m 間隔の測線を 15 本設定し、横方向に A～F の 6 測線を設定した）、各格子点における地盤高を毎月 1 回計測した。

2) 主な結果

図 1.4.7 に、代表的な砂面変動の例として、C 測線、E 測線の断面形状の経時変化を示す。各測線について、造成後 2 ヶ月までの 3 月～5 月にかけて砂留め潜堤背後域（0～6 測線）で約 30cm～40cm 層厚の砂の流失が確認された。造成後 4 ヶ月が経過した 7 月以降には大きな砂の流失はほとんど確認されていない。砂面の変動は、潜堤から岸へ向かって（水深が浅くなるに従って）、6 測線～18 測線までの範囲で砂面変動が小さく、18 測線～30 測線までの範囲で 10cm 程度の変動が確認された。調査期間中は、尼崎付近を通過する台風も無かったことから、造成材を補充する様な大きな外力が干潟域に働かず、その結果として上記に示した範囲で地形変動が収まったものと考えられる。

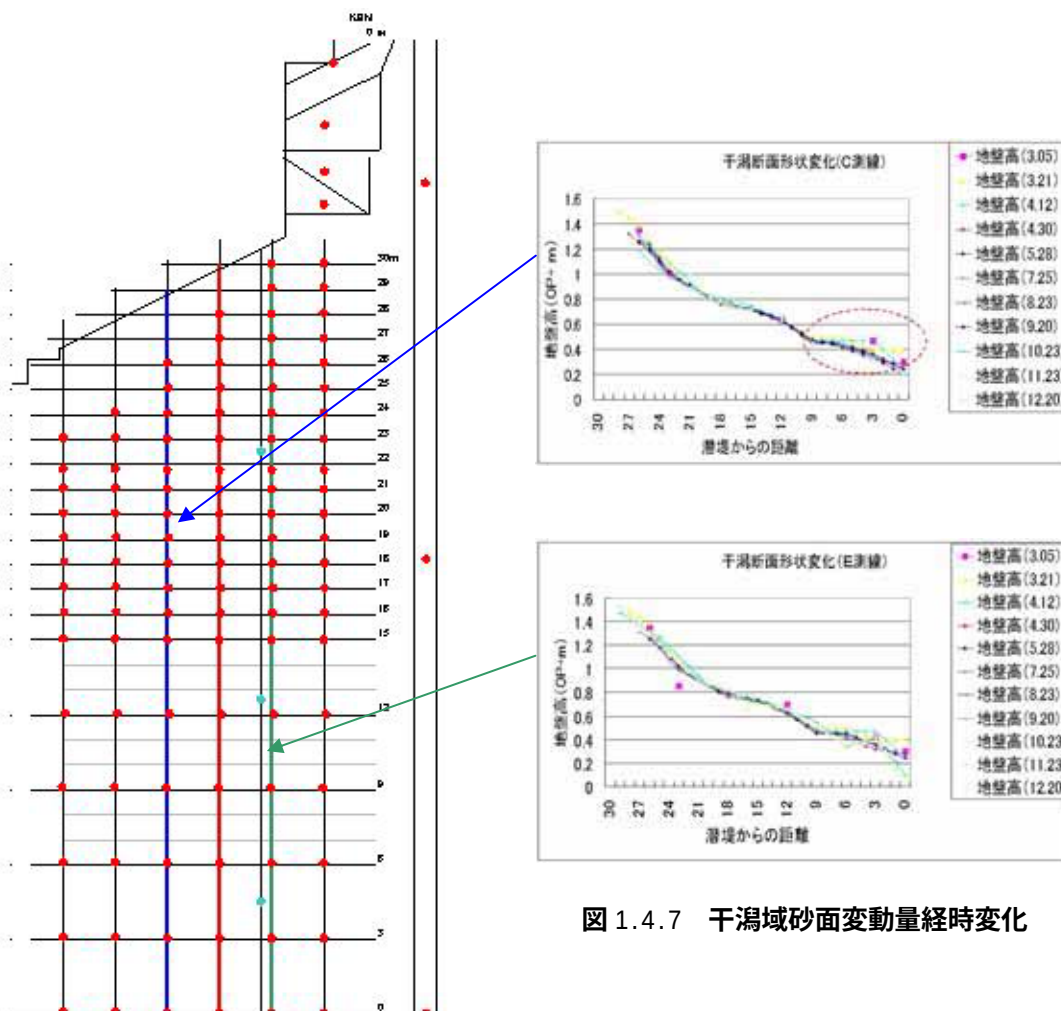


図 1.4.6 砂面変動測点

図 1.4.7 干潟域砂面変動量経時変化

(3) 底質の粒度組成

波浪等の影響によって洗掘・堆積される干潟域の砂面の粒度組成変化を把握することを目的に、以下の調査を実施した。

1) 調査概要

図 1.4.8 中に●印で示した 5 地点において、底質のコア採取を行い、粒度組成を調査した。サンプルは 10cm の深さで採取し、表層～2cm, 2cm～5cm の底質粒度組成を分析した。

2) 主な結果

図 1.4.9 に、表層～2cm の粒度組成について、結果を示す。潜堤から岸に向かって 18m 以上離れた範囲において、粗砂分（0.85mm～2.5mm）の割合が増加することが確認された。潜堤から岸に向かって 6m～16m の範囲では粒度変化は少なく、細粒分の割合も増加傾向であることが確認された。

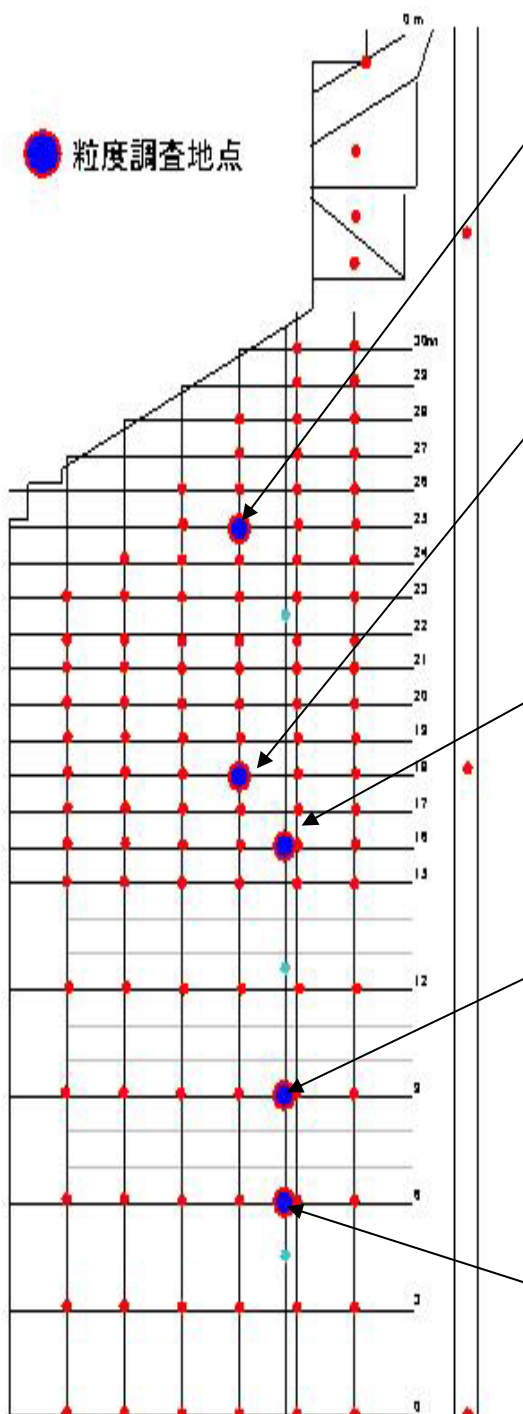


図 1.4.8 底質採取地点

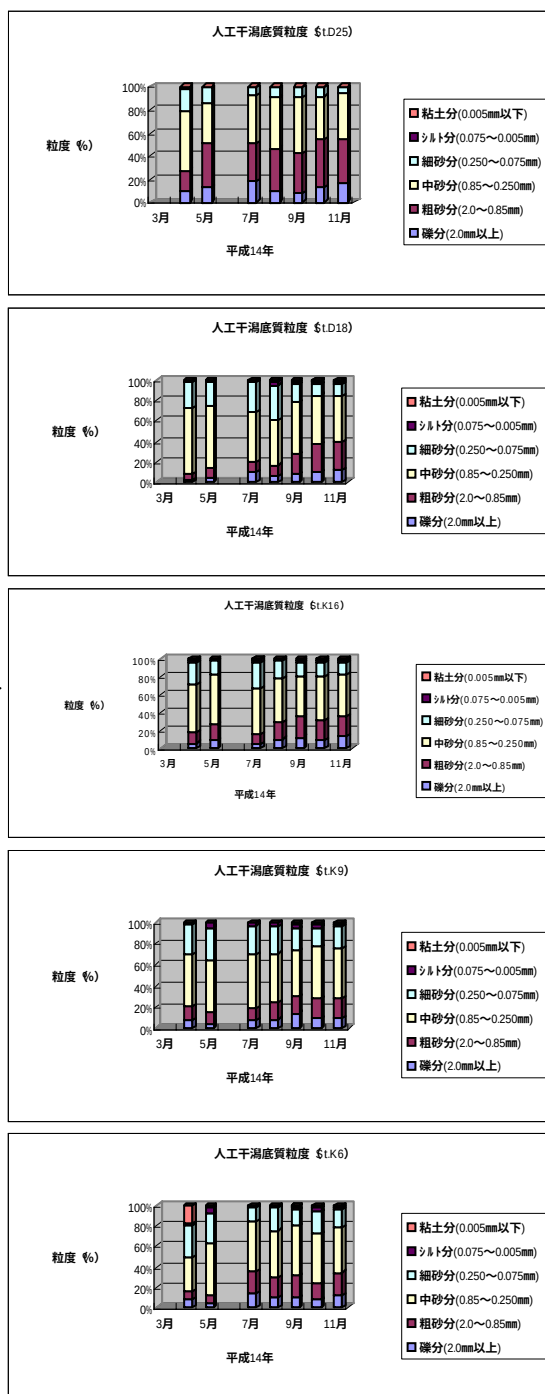


図 1.4.9 底質粒度の経時変化

(4) 底生生物

干潟の底生生物調査は、一般のモニタリング調査、および加入調査から構成される。それぞれについて、調査方法と主な結果を以下に示す。

1) モニタリング調査概要

図 1.4.10 に示す St.1～5 の 5 地点において、底生生物の種類数・個体数・湿重量を測定した。また、■印で示した地点において、加入の機構がわかるような「加入調査」を行った。

いずれの調査においても、底生生物は各調査地点において、出現種類別に個体数、湿重量を計測した。

2) モニタリング調査の主な結果

図 1.4.11 に底生生物調査結果を示す。干潟域の底生生物についてみると、各調査地点ともに湿重量・種類数ともに増加傾向にある。個体数についてみると、干潟造成後の初期にはヨコエビ等の節足動物が優占し、その個体数が大きく影響して 5 月にはマクロベントス総個体数が極大値を示した。この時期の節足動物を除外すれば、個体数についても調査期間にわたってほぼ増加傾向にあるといえる。

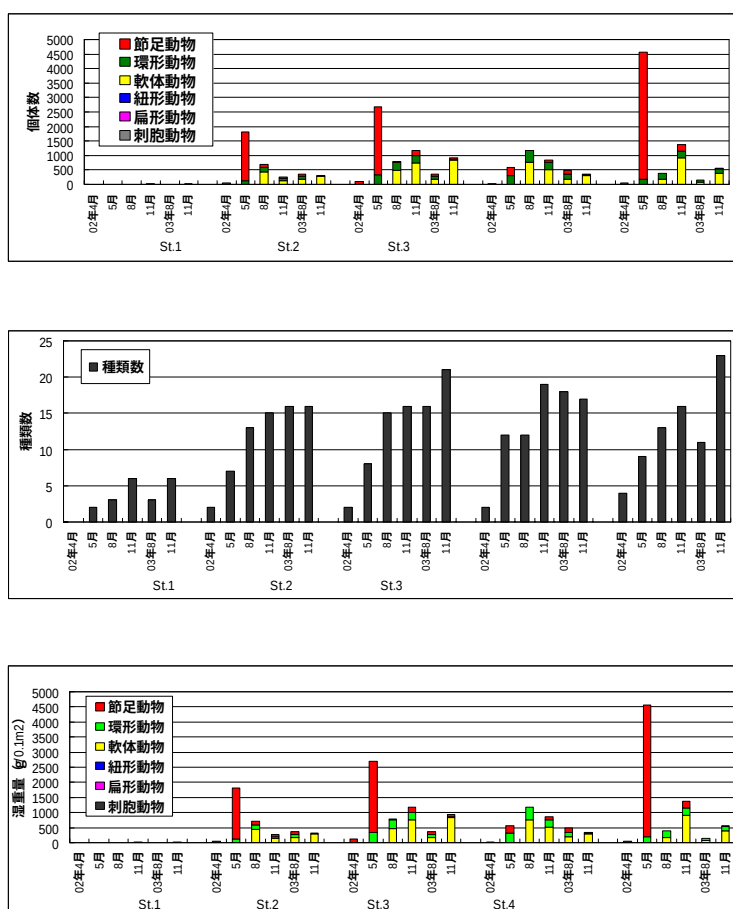
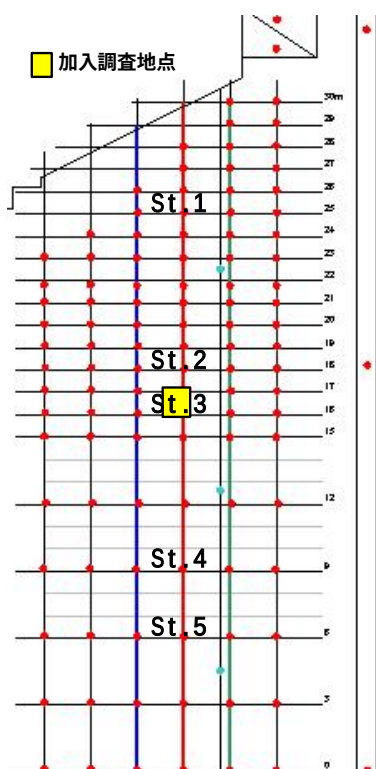


図 1.4.10 底生生物調査地点

図 1.4.11 底生生物調査結果

優占する種類については、動物の門ごとにみても、季節ごとに大きく変動している。5 月には節足動物が優占していたが、8 月以降に軟体動物（主として 2 枚貝類）が出現し、11 月には優占するようになった。

マクロベントスの定着には、干潟の地盤高（冠水時間）が大きく影響するようである。5 月のヨコエビ類を中心とした節足動物の分布は、常時水没している K 6 地点で最も個体数及び湿重量が大きく、逆にほぼ常時干出している D 2 5 においては最小であった。8 月の生物分布をみると、K 6 において、多毛類が優占し（アシナガゴカイ、スビオ）、潮間帯の K 6 - D 1 8 においては

二枚貝（ホトトギス貝、コウロエンカワヒバリ貝）が優占していた。一方、D25においては、個体数が激減し、 0.1m^2 あたり総個体数は6個体にすぎず、K9の約1/200であった。また、調査期間を通じて、潮間帯内では冠水時間の少ないD18において、個体数・湿重量ともに、そこよりも深い地点より少なめであった。

2枚貝の種別についてみると、アサリは若干出現しているものの、そのほとんどがイガイ科であった。特に、イガイ科（ホトトギスガイ）が潜堤背後から18mの地点の範囲でマット状に生息していることが現地調査で確認されている。

この結果から、マット状に生息するホトトギスガイがアサリの定着を阻害している可能性があると推定される。

3) 加入調査の概要

我々は、単なる生物モニタリング調査と共に、生物がどのような形態で干潟に棲みつくのかができるような調査を実施した。一般に、干潟材料となる砂を原地盤の上に覆砂後、生物が加入・定着する過程として、①幼生が定着して成長する、②元々覆砂土に生物が棲んでいた、③覆砂土よりも下層の原土から生物が移動してきた、④覆砂していない周辺の原土から生物が移動してきた、等の様々な過程が考えられる。この加入機構の解明は、干潟造成技術上重要なポイントとなる。なぜなら、例えば①の寄与が大きいならば、浮遊幼生が集積しやすく、加入が起こりやすい場所を選定する必要がある。③の寄与が大きいならば、覆砂による埋め殺しを最小限に抑え、下層の原土からの移動を助けるために、覆砂土を薄く何度も投入するなどの工夫が必要となる。

図1.4.12に示した3種類のコアを用いた実験は、原地形が砂浜で、かつ周辺に自然干潟が残る三河湾において造成された人工干潟（西浦地区）において行ったものである。尼崎地区においては、人工干潟の原地形は直立壁の護岸および水深の深い海底地形から構成されていた点を考慮し、干潟に典型的な種の親生物が原地形に残されていた可能性が低いと、本研究では、通常のアクリルパイプのほか、口にプランクトンネットをかぶせて幼生のみ加入が出来るパイプ、の2種類のアクリルパイプを用いることとした。

予めふるいで篩ってマクロベントスを取り除いた干潟土砂をこれらのパイプに入れ戻し、試験区にパイプごと多数埋め、所定の時間経過後に3本ずつ取り出してみるという現地実験を行った。本実験の結果は、1)および2)において示した通常のマクロベントスのサンプリング調査と比較することで、上述の②以外の生物加入量の大小関係が調べられることになる。図1.4.12に、生物が加入する機構、及び実験系の様子を模式的に示す。本実験のスタートは、干潟造成からは約2ヶ月後にずれていることに注意されたい。

4) 加入調査の主な結果

図1.4.13に実験結果を示す。造成干潟自体のマクロベントス生物量（コントロール）は干潟造成後約6ヶ月経過して急激に個体数・種類数共に増加したが、本実験では、①、②及び④全ての加入が可能な系（ケース2）では、予想通り最も加入量が大きく、約3ヶ月経過後に大幅な増加を示している。特に種類数に関してはコントロールと遜色ない結果が得られている。また、①のみが可能な系（ケース1）では顕著に生物加入が少なかった。特に個体数密度においては、ケース1での増加速度は少ない結果となった。ただし、約5ヶ月経過後のケース1については、ネット表面に目詰まりが生じていた。このため、幼生加入量が過小評価となっていると考えられる。

図中の直線は、個体数密度および種類数の増加速度を直線回帰したものである。期間平均で、 $5000\text{個体}/\text{m}^2/\text{月}$ 、 $1.1\text{種類}/\text{月}$ の増加を示している。

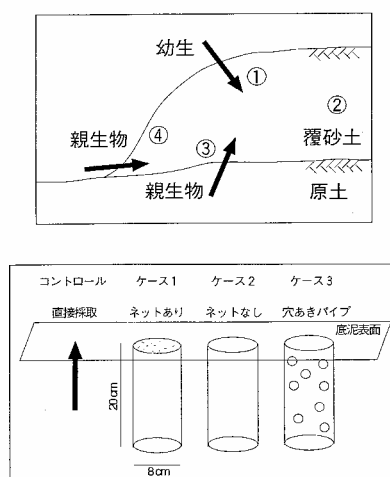


図 1.4.12 底生生物加入調査の方法（本実験では、ケース1及びケース2を実施した）

(5) 生物の加入・定着に関する考察

1) 時間経過に伴う個体密度と種類数の変動

本研究では、マクロベントスを1年以上調査し、干潟造成後の時間経過に伴う種類数の単調な増加が確認された²⁾ (図 1.4.11 参照)。港湾空港技術研究所の干潟メソコスムでは、室内に基盤となる砂質の干潟を整備し、マクロベントスがない状態を初期条件として実験を開始し、生海水を導入しながら親生物がきわめて加入しにくい系で生物定着のモニタリングが行われている。実験開始後底生藻類を中心とした加入がまず生じ、次いでメイオベントスなどの加入が続き、約1年経過後にはマクロベントスまでの生物加入が進行した。その後6年経過時点まで、生態系創出後の経過時間とマクロベントスの種類数との間には、明瞭な増加傾向がみられているが、創出後の経過時間とマクロベントスの個体密度との間には有意な関連性がみられていない³⁾。

現地で造成された干潟ではどうだろうか。三河湾では湾口での航路浚渫によって発生した砂質土砂を用いて複数の地点で干潟造成が行われている。山口ら⁴⁾は2カ所の造成干潟において生物の定着をモニタリングし、造成後約6ヶ月で急激なマクロベントスの加入と生物量の増加を観察している。その後、地盤高が低い地点においては約2年までに種類数の増加傾向が続いた、地盤高の高い地点においては4年以上にわたって種類数が増加し続けている。上野ら⁵⁾は、三重県英虞湾で干潟地形を創出し、マクロベントスの定着の様子を18ヶ月間モニタリングしている。そして、現地の砂質の堆積物を使用した実験区では、種類数が実験開始直後から単調に増加し、9ヶ月でおおむね平衡状態に達する一方、個体数については、18ヶ月間増加し続けることを報告している。川上ら⁶⁾が実施した長崎県諫早湾における6年間の現地実験では、泥質および砂質の造成干潟におけるマクロベントスの個体密度および種類数が平衡状態に達するのにそれぞれ約3年および約2年要したことを報告している。矢持ら⁷⁾は大阪府阪南地区でマクロベントスを1年以上調査し、干潟造成後の時間経過に伴う種類数の増加がみられた一方、個体密度については明瞭な時間経過に伴う変動がみられなかったと報告しており、本研究と同様の結果を得ている。これらの現地造成干潟における結果を総括すると、マクロベントスの種類数については造成後約半年以内に急激な加入があり、長くて2年程度で平衡状態に達するケースが多いといえる。

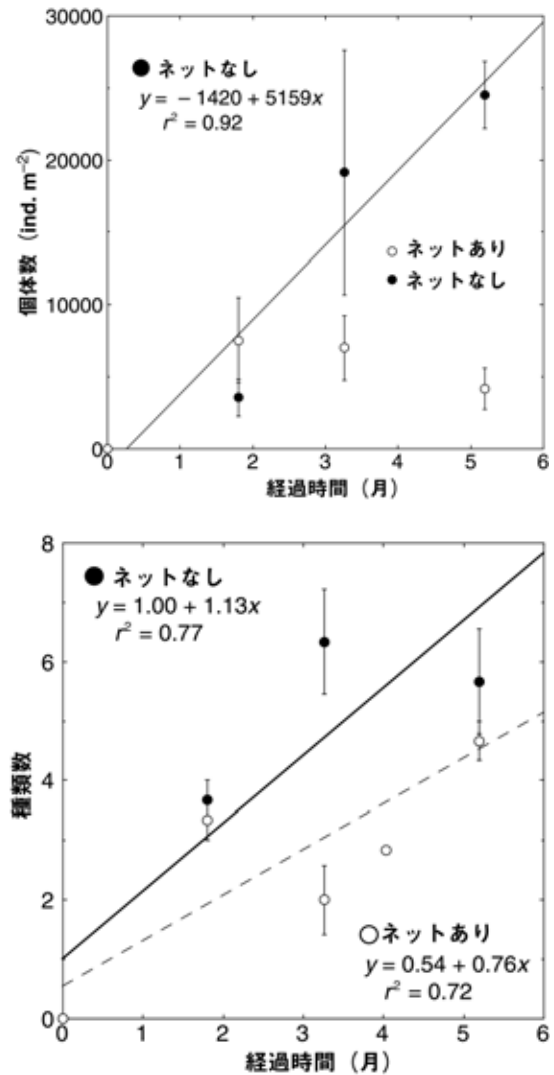


図 1.4.13 マクロベントス加入調査の結果。上図：個体数密度の経時変化、下図：種類数の時間変化。

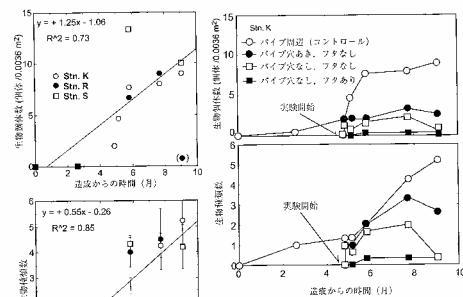


図 1.4.14 三河湾西浦人工干潟におけるマクロベントス加入調査の結果。左図：造成後の個体数密度（上）及び種類数（下）の経時変化、右図：図 1.4.12 において示した底生生物加入調査による生物個体数密度及び種類数の時間変化。

2) 幼生の分散性と発生様式

底生生物の定着に影響を及ぼす要因は実に様々であり、例えば塩分・酸化還元電位・粒度・有機物量・餌としてのデトライタス・着底基質のバクテリア相などが知られている⁸⁾。そして定着する種により、これらの要因の相対的重要性は異なる。しかし、いくら好適な環境条件が整っていても、生物がその干潟に接近することができなければ、永遠に底生生物は定着しない。つまり、底生生物の造成干潟へ接近が、定着のための第一関門である。Lewin et al.⁹⁾は造成された salt marsh でマクロベントスを調査し、定着したマクロベントスが、拡散しやすい幼生期の存在する生活史を持つ種であったことを報告している。

桑江ら¹⁰⁾は、盤洲干潟の高潮帯において普遍的にみられるホソウミニナ (*Batillaria cumingii*) が、干潟メソコスムにおいて6年間に一度も出現しなかったことに疑問を持ち、2000年7月に成体の *B. cumingii* を干潟メソコスムの水槽3に投入する実験を試みた。その結果、*B. cumingii* の投入後約2ヶ月で小型の殻を持つ個体が出現し水槽内での再生産が確認され、3年以上経過した後も安定した *B. cumingii* の生息がみられた。つまり、干潟メソコスムの環境条件そのものは *B. cumingii* にとって不適ではないことが実証された一方、*B. cumingii* が6年間に一度も出現しなかったのは、この種の供給過程に問題があったためであることも判明した。*B. cumingii* は浮遊幼生期を持たない直達発生型（親に似た形でふ化する）の発生様式であることが Adachi and Wada¹¹⁾ によって明らかにされている。すなわち、*B. cumingii* は幼生による浮遊分散がないため、成体が生息しない干潟メソコスムへの新規加入が起きなかったわけである。

以上の事例から、造成干潟のような新しい生態系では、分散性の高い浮遊幼生期を持つ種が加入しやすく、分散性の低い幼生期を持つ種や、直達発生の種は加入しにくいことがわかる。したがって、マクロベントスの幼生の分散性や発生様式は、造成干潟における種類数の増加や生態系の発達に速さに大きく寄与すると考えられる。

3) 幼生の供給や成体の移入を考慮した造成干潟の成熟促進

未成熟な生態系では、日和見種が卓越し大型の生物が少ないため、種類数が少なく多様性も低いといえる。しかしながら、実際の干潟造成においては、造成後の干潟の発達を待つ時間的余裕がなく、成熟を早めたいという要請も現実には存在すると思われる。とすれば、幼体の供給や成体の移入を考慮した成熟促進も考える必要がある。具体的な技術方策としては、効率的なマクロベントスの幼生供給や成体の移入が起きるように、既存干潟の近くに場所を選定すること、幼生の供給経路（流れによる幼生の輸送）を考慮して場所を選定すること、繁殖期の成体を持ち込むことにより、受精卵や幼生の当該干潟への接近機会を増やすことなどが考えられる。これらの技術方策が成熟促進に対して有効な手段であるかどうか検討する必要がある。

4) 三河湾西浦地区人工干潟との比較

尼崎港におけるモニタリング調査結果を、三河湾西浦地区人工干潟での調査結果と比べると、ほぼ同様、もしくは若干早めの生物加入速度を示している。西浦においては造成後約5-6ヶ月において急激な個体数の増加がみられた。尼崎においては、同様な急増は約3ヶ月後にすでにヨコエビを中心とした増加が生じている。10ヶ月経過後の種類数/個体数密度はそれぞれ西浦干潟で、5種類、3000個体/m²であったのに対して、尼崎地区ではそれぞれ8ヶ月後（11月）に15-19種類、2500-14000個体/m²であった。両者の比較においては、冠水時間・周辺の生物生息状況などを考慮しなければならないが、尼崎地区において、干潟生物定着の十分なポテンシャルを有していることは確かであると思われる。周辺の干潟から親生物が加入可能な場では、生物の個体数や重量で判断すれば、比較的短期間に生物が加入・定着するものと期待される。

また、加入生物の種類や順序にも違いが見られる。西浦地区においては、周辺に潮干狩り場など二枚貝の生息場が広がっていることから、早くからアサリやバカ貝などの有用二枚貝の定着がみられた。一方、尼崎地区においては、まずヨコエビの親生物が周辺から加入し、ついでイガイを中心とした二枚貝が加入/定着した。アサリなどの定着はみられるものの、より汚濁に強い種であるホトトギス貝が優占し、かつこれらがマット化して干潟表面を覆ったため、アサリなどの他の二枚貝の定着を阻害したものと考えられる。

造成干潟では、早い段階（約半年）でのマクロベントスの成体の加入が著しい。但し、西浦地区では造成後の大きな地形変化（バー地形の移動による堆積）が生物生息にとって大きな障害となった。一方、尼崎地区においては、波による攪乱が小さく、大きな地形変化がなかったものの、

乱れが弱いことがイガイのマット化につながった可能性があると考えられる。

(6) 調査結果の総括

干潟形状調査、底質調査、底生生物調査より以下の項目が確認された

- 1) 干潟砂面変動について大きな変動は収束したものの、砂留潜堤背後および潮感帯の一部にて数 cm の砂の移動が確認された。また、潜堤から岸方向へ 6～16m の領域について、砂面はほとんど動かないことが確認された。
- 2) 生物調査から、干潟全域における底生生物種出現数の増加および重量の増加傾向が確認された。生物個体数・出現数データから、砂面が安定した場で相当数・種の生物が出現しているものの、湿重量データからは軟体動物（2 枚貝）が卓越している結果を得た。2 枚貝に着目すると、砂面が安定した場所で個体数・重量が増える傾向にあるが、2 枚貝のほとんどはイガイ科にて構成されている。
- 3) 上記から、物理的な攪乱が小さい場では、生物の個体数・重量は増加するものの特定生物種にかたよる傾向があることが推定される。
- 4) 今後、干潟実証実験施設における物理場の変化と生物相の関連を調査し、③の事象を確認することが課題として抽出された。

1.4.5 Adaptive Management に関する調査及び考察

(1) 目的

人工干潟の形状・底生生物などのモニタリング調査により、尼崎港内干潟実証実験施設（以下、人工干潟とする）の地盤高は、砂留潜堤背後および潮間帯の一部で洗掘が起こったが、その他の領域ではほとんど変動していないこと、底生生物は、砂面が安定した場所に多く出現していることが分かった。また、湿重量でみると二枚貝が卓越しているが、そのほとんどはイガイ科であることが確認された。このように、人工干潟では、物理的な攪乱が小さく砂面の安定した場所において生物が多く出現したが、特定種（主にイガイ科）に偏っていた。そこで本検討では、底生生物や底質・流況・波浪（主に航跡波）などの現地調査ならびに波・流れの数値シミュレーションを行い、人工干潟における物理的環境条件と二枚貝類の種類や個体数の関係を整理し、二枚貝の生息条件を考察した。

(2) 現地調査の概要

2003 年 8 月 27 日にイガイ科のマット化、底生生物、底質の調査、2003 年 8 月 29～31 日に底面付近の流況調査、2003 年 11 月 6～7 日に波浪観測、底面流速、潮位および地盤高の調査を行った。図 1.4.15 に調査地点を示す。干潟内には、岸沖方向へ潜堤を起点に 15m までは 3m 間隔、15～30m までは 1m 間隔、干潟幅方向へは 2m 間隔で測線を設定し、調査はこれらの側線を基準に行った。

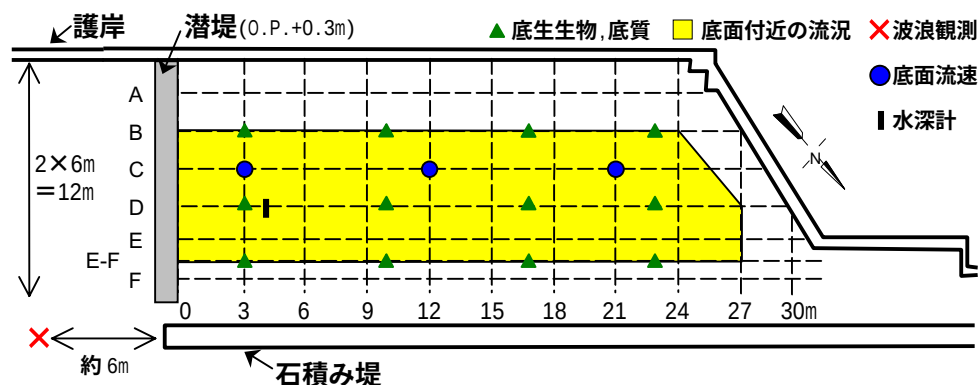


図 1.4.15 調査地点

1) イガイ科のマット化

項目：イガイ科マットの平面分布、マット厚

地点：平面分布は干潟全域、マット厚は B,D,E-F 側線上の潜堤から 3,10,17,23m の地点
平面分布は潜水士による目視観測、マット厚はコアサンプリングにより測定した。

2) 底生生物

項目：マクロベントスの種類数、個体数、湿重量

地点：B,D,E-F 側線上の潜堤から 3,10,17,23m の地点、採泥厚さは約 10m

3) 底質

項目：粒度、強熱減量、全有機態炭素、酸揮発性硫化物 AVS、密度

地点：B,D,E-F 側線上の潜堤から 3,10,17,23m の地点、2 層（0～2cm, 2～10cm）

4) 底面付近の流況

項目：流動場の強さ

地点：B,C,D,E,E-F 側線上の潜堤から 1.5m 間隔（一部、3m 間隔）の計 88 地点

測器：石膏球

測定期間：48 時間

流動場の強さは、石膏球を底面近傍に 48 時間設置し、前後での石膏球の重量差から測定した。

5) 地盤高

地点：A,B,C,D,E 側線上の潜堤から 3m 間隔（一部、1m 間隔）の地点

測器：レベル

6) 潮位

地点：E 側線上の潜堤から 4m の地点

測器：水深計（ALEC 電子社製 MDS-TD）

7) 航跡波を対象とした波浪観測

項目：波高、周期

地点：石積堤から約 6m 沖側の人工干潟外の地点（地盤高 O.P.約-1.1m）

測器：観測ポール、ビデオカメラ

波高・周期の測定は、図 1.4.15 の×印で示す地点に観測ポールを設置し、ここでの水面変動をビデオカメラで撮影して、撮影画像を解析して行った。

8) 航跡波伝搬時の底面流速

地点：C 側線上の潜堤から 3（底面から 0.45m）、12（底面から 0.20m）、21m（底面から 0.20m）の地点

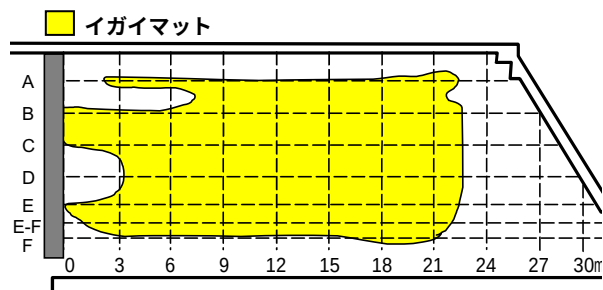
測器：電磁流速計（ALEC 電子社製 AEM）

サンプリング間隔：0.5s

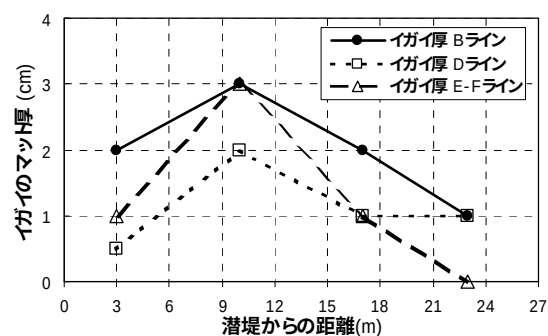
(3) 現地調査結果

1) イガイ科のマット化

イガイ科のマット化は 7 月から進行しはじめ、8 月に最大となったが以後は減少し、10 月には潜堤から 10m の地点を除いて消滅した。図 1.4.16 は、マット化が最も繁栄した 8 月に行った調査結果である。(a) にイガイマットの平面分布、(b) にマット厚分布を示す。平面分布の結果から、干潟の大部分においてイガイ科がマット化していることが分かる。ただし、潜堤背後および潜堤から 21m より岸側の範囲においては、マット化していない領域が存在することが分かる。また、マット厚は、岸側の地点（潜堤から 23m）から沖側に向けて徐々に増加



(a) イガイマットの平面分布



(b) マット厚の分布

図 1.4.16 イガイマットの分布

するが、潜堤背後の地点（潜堤から 3m）では減少する傾向を示した。なお、マット厚の最大値は約 3cm であった。

2) 底生生物

図 1.4.17 にマクロベントスの種類数を示す。種類数は最も岸側の地点（潜堤から 23m）で一部小さな値となったが、その他の領域では 8～16 程度の値を示した。分布に関しては、明確な傾向を示さなかった。

図 1.4.18、1.4.19 に、それぞれマクロベントスの個体数、湿重量を示す。個体数、湿重量は、最も岸側の地点（潜堤から 23m）から沖側へに向けて増加し、最も沖側の地点（潜堤から 3m）で減少する傾向を示した。湿重量の結果をみると、軟体動物が卓越していることが分かり、そのほとんどがイガイ科（主にホトトギスガイ）とアサリで構成されていた。

図 1.4.20、1.4.21 は、それぞれイガイ科とアサリの個体数、湿重量を示したものである。個体数では、イガイ科がアサリの 5 倍程のオーダーとなったが、湿重量では同程度であった。また、図 1.4.21 をみると、イガイの湿重量は潜堤から 3、9m の B 測線上で特に大きいことが分かる。一方、同 3、9m におけるアサリの湿重量をみると、B 測線上での値は D、E-F 測線上に比べて小さい。このように、イガイが高密度に生息する場所においては、アサリの生息量は減少する傾向を示した。

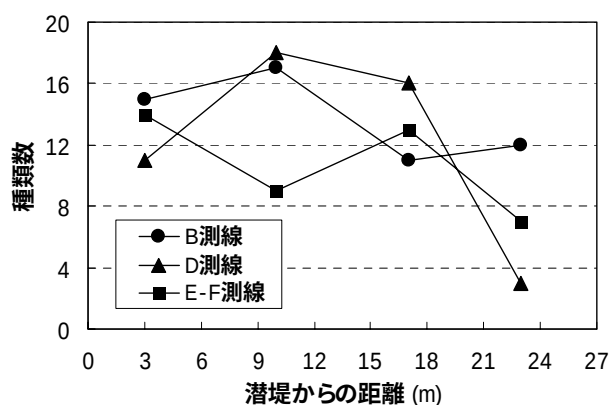


図 1.4.17 マクロベントスの種類数

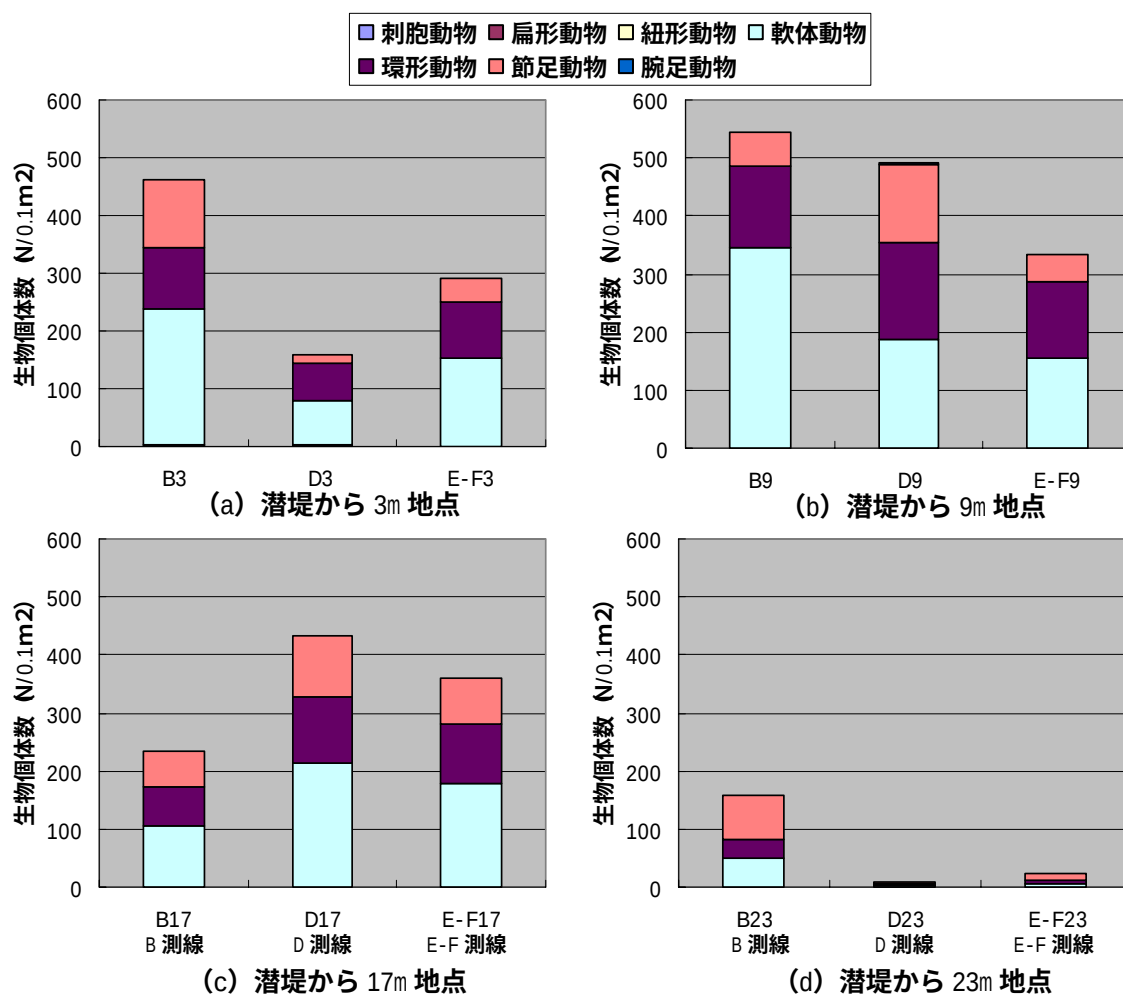


図 1.4.18 マクロベントスの個体数

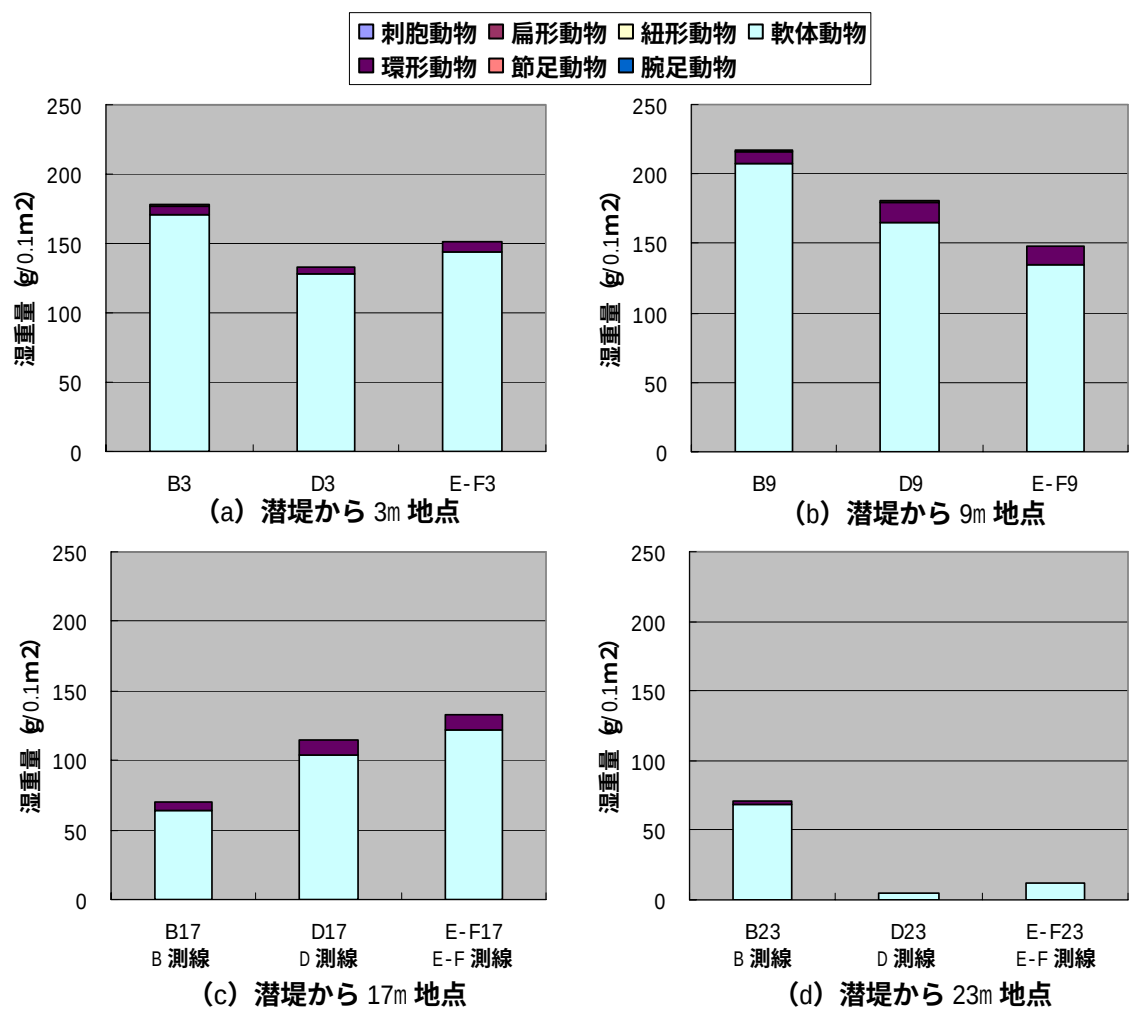


図 1.4.19 マクロベントスの湿重量

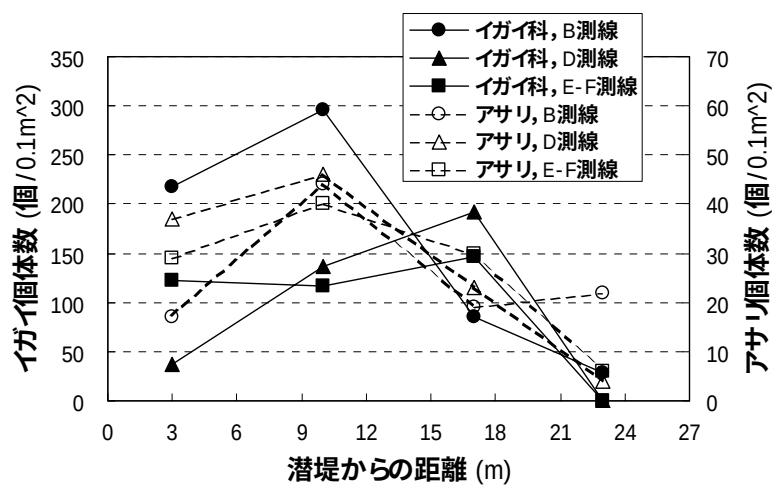


図 1.4.20 イガイとアサリの個体数

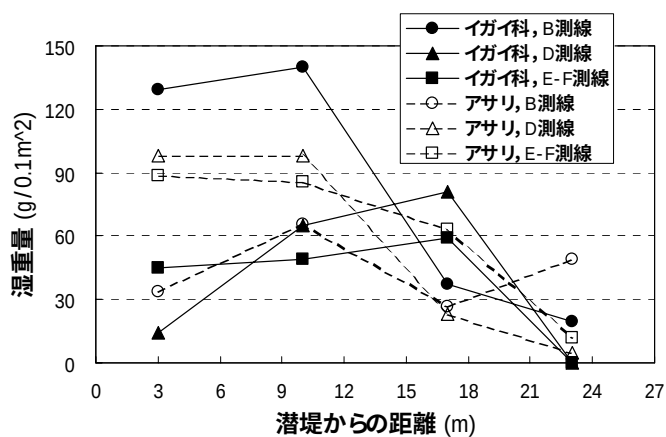


図 1.4.21 イガイとアサリの湿重量

3) 底質

a) 粒度

図 1.4.22 に 0～2cm 層での粒度分布の結果を示す。これらの図をみると、すべての地点においてシルト・粘土分は約 1～5%、砂分は約 75～85%、礫分は約 10～20%であり、砂分が主体で構成されていることが分かる。

岸沖方向の粒度変化をみると、最も潜堤側の地点（潜堤から 3m）と最も岸側の地点（潜堤から 23m）の地点は、潜堤から 10、17m 地点に比べて粗砂分の割合が大きく細砂・中砂分の割合が小さいことが分かる。潜堤から 10、17m 地点付近は、造成時の粒度が比較的維持されていることから、潜堤背後および岸側の地点において粗砂分の割合が大きいのは、細砂・中砂分が流出したためと考えられる。

2～10cm 層での岸沖方向の粒度変化は、0～2cm 層と同様の分布傾向を示した。0～2cm 層と 2～10cm 層での粒度を比較すると、潜堤背後の地点では 0～2cm 層の方が 2～10cm 層より粗砂・礫分の割合が大きかった。他の地点では、大きな差が表れなかった。

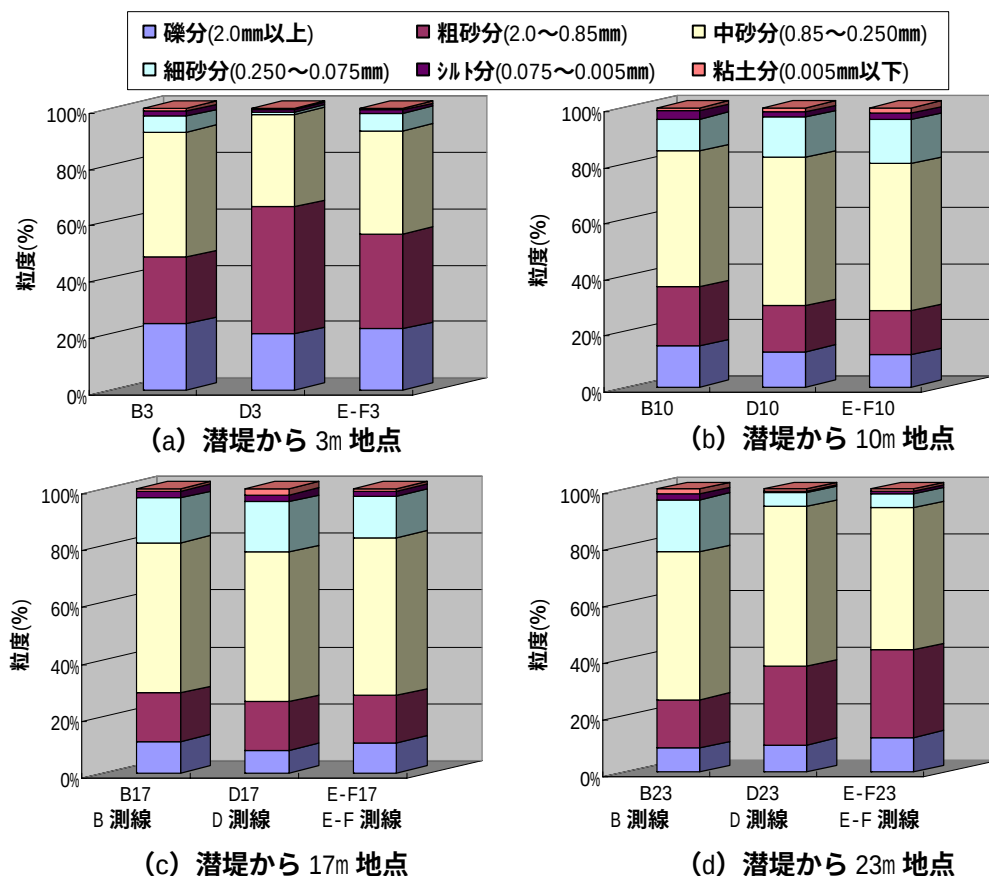


図 1.4.22 底質の粒度

b) 酸揮発性硫化物 AVS

図 1.4.23 に酸揮発性硫化物 AVS (0~2cm 層) の測定結果を示す。B 測線上の潜堤から 10m 地点において 0.29mg/g と高い値を示したが、その他の地点では 0.2mg/g 以下であった。AVS の分布とイガイ湿重量の分布を比較すると、双方の分布形がよく一致していることが分かる。そのため、AVS は主にイガイ科のマット化によって、マット下部が嫌気化して発生したと考えられる。また、イガイ科の湿重量および AVS の値が特に大きい地点では、アサリの湿重量は減少する傾向がある。そのため、イガイ科のマット化は、アサリの直接の加入阻害や底質還元化による成長阻害を生じさせたものと考えられる。

c) 強熱減量

図 1.4.24 に強熱減量 (0~2cm 層) の結果を示す。強熱減量は、約 1.0~2.5% となった。分布に関しては、土粒子の粒径が大きい潜堤背後 (潜堤から 3m) および岸側 (潜堤から 23m) の地点で低い値、土粒子の粒径が小さい潜堤から 10、17m 地点で高い値を示した。

d) 全有機態炭素

図 1.4.25 に全有機態炭素 (0~2cm 層) の測定結果を示す。全有機態炭素は約 0.1~0.5% となった。分布形は、強熱減量と同様に、潜堤背後 (潜堤から 3m) および岸側 (潜堤から 23m) の地点で低く、潜堤から 10、17m 地点で高くなった。

e) 密度

密度は 2.64~2.68g/m³ 程度の値を示し、分布には顕著な傾向が表れなかった。

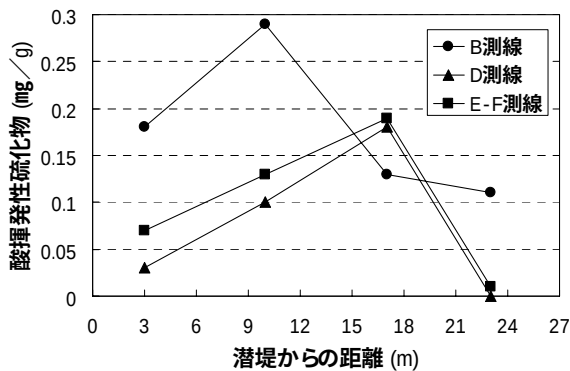


図 1.4.23 酸揮発性硫化物

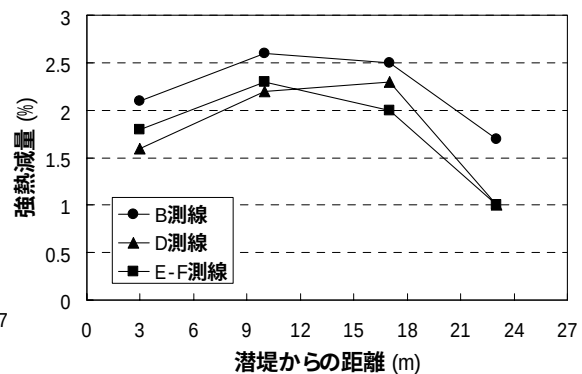


図 1.4.24 強熱減量

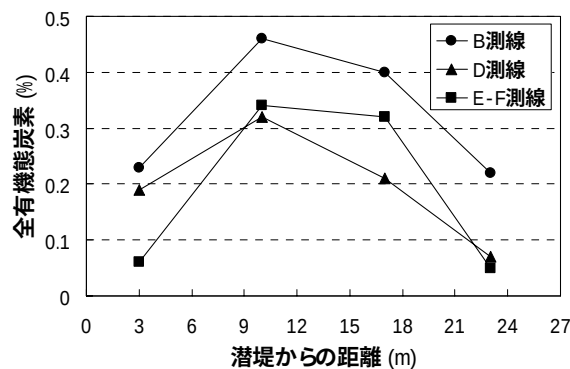


図 1.4.25 全有機態炭素

4) 底面付近の流況

石膏球を用いて流動場の強さを測定した。図 1.4.26 に流動場の強さの平面分布を示す。図に示す値は、測定により求めた最大強さを基準とした比率 (0~1) である。この図から、流動場の強さは、潜堤背後の領域と岸側領域で大きな値を持つことが分かる。

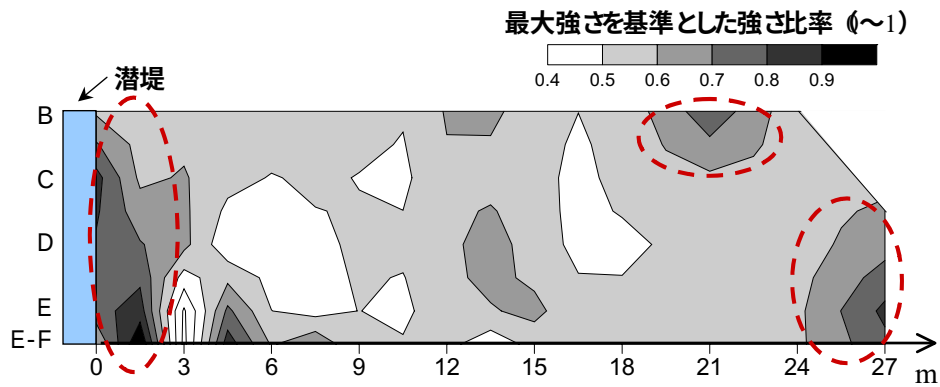


図 1.4.26 流動場の強さ

5) 航跡波を対象とした波浪観測

湾口から入射する波（主にうねり）に対して、人工干潟はその回折領域に位置するため影響が小さく、また、尼崎港での風は年間を通してN～W方向に卓越しており、人工干潟はSE方向に向いているため風波の影響も小さい。そのため、人工干潟は通常時非常に静穏である。しかし、船舶の往来があると、比較的波高の大きな航跡波が、干潟内へ入射することが分かった。

以下に航跡波の測定結果を示す。なお、船舶の航行がない時に行った波浪観測の結果から、通常時に発生する波の有義波高は約4.5cm、有義波周期は約1.8sであることが分かった。

a) 測定ケース

表 1.4.1 に航跡波の測定ケース、図 1.4.27 に船舶の航行ルートを示す。表 1.4.1 のように、測定は全部で 24 ケース行ったが、撮影画像で明確に航跡波を確認することが出来たのはその内 10 ケース（表中■で塗ったケース）であった。「root type」欄は、船舶の航行ルートを表し、ここに示す typeA～D は図 1.4.14 の通りである。

b) 結果

図 1.4.28 に波高、図 1.4.29 に周期の測定結果を示す。航跡波は、通常時の波浪の有義波高、有義波周期を参考にして、波高 4.5cm 以上かつ周期 1.8s 以上の波を対象として整理した。これらの図から、波高は平均すると約 10cm であるが、20cm 以上となるものもあることが分かる。また、周期は 2～4s 程度であった。

表 1.4.1 航跡波の測定ケース

case	date	time		ship-type	root type
		hour	minute		
1	11/6	12	42	ガット船	D
2			43	-	D
3		14	40	渡船	B
4			49	クルーザー	B
5			58	渡船	A
6		15	8	-	C
7	11/7	10	19	ガット船	C
8			25	ガット船	D
9			29	渡船	B
10			47	フェリーバージ	C
11			55	-	D
12		11	3	渡船	B
13			8	クルーザー	B
14			23	渡船	A
15			25	ガット船	D
16			48	フェリーバージ	D
17			0	クルーザー	C
18		12	13	ガット船	D
19			30	土運船	C
20			31	渡船	B
21			52	渡船	A
22			50	土運船	C
23		13	30	渡船	B
24			46	渡船	A

注) ■ 塗り波高, 周期を測定することが出来たケース。

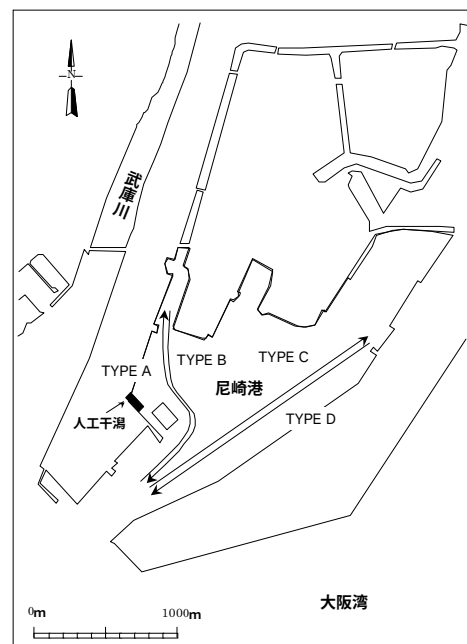


図 1.4.27 船舶の航行ルート

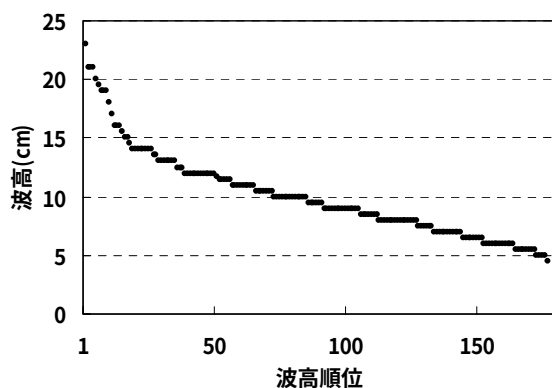


図 1.4.28 航跡波の波高

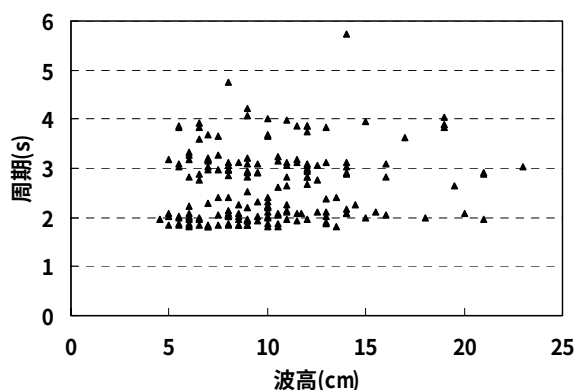


図 1.4.29 航跡波の周期

6) 航跡波伝搬時の底面流速

航跡波伝搬時に測定した底面流速を用いて、底面せん断力を計算した。底面せん断力は、まず測定流速を航跡波成分と航跡波以外の流速成分に分離して、田中ら⁽³⁾の波・流れ共存場での摩擦係数を用いて計算した。計算対象は、波高が特に大きかったケース 6,7,14,17,18 (表 1.4.1 参照) とした。これら 5 ケースの潮位条件は、約 O.P.+2.0m であった。

a) 航跡波成分の分離

式 (1.4.1) のように、測定流速 $U(t)$ は、航跡波成分 $u_w(t)$ と航跡波以外の流速成分 $u_f(t)$ から成ると考え、 $u_w(t)$ と $u_f(t)$ の分離を行った。

$$U(t) = u_w(t) + u_f(t) \dots\dots\dots (1.4.1)$$

$u_f(t)$ は、主にサーフビートやセイシュのような長周期成分と海浜流のような定常成分から成ると考えられる。そこで、 $u_f(t)$ は $U(t)$ を 8.5s 間隔で移動平均して求め、 $u_w(t)$ は $U(t) - u_f(t)$ として計算した。

図 1.4.30 に計算結果の一例 (ケース 6、潜堤から 3m 地点) を示す。この図から、 $u_f(t)$ は $u_w(t)$ と比べて無視できない大きさであることが分かる。

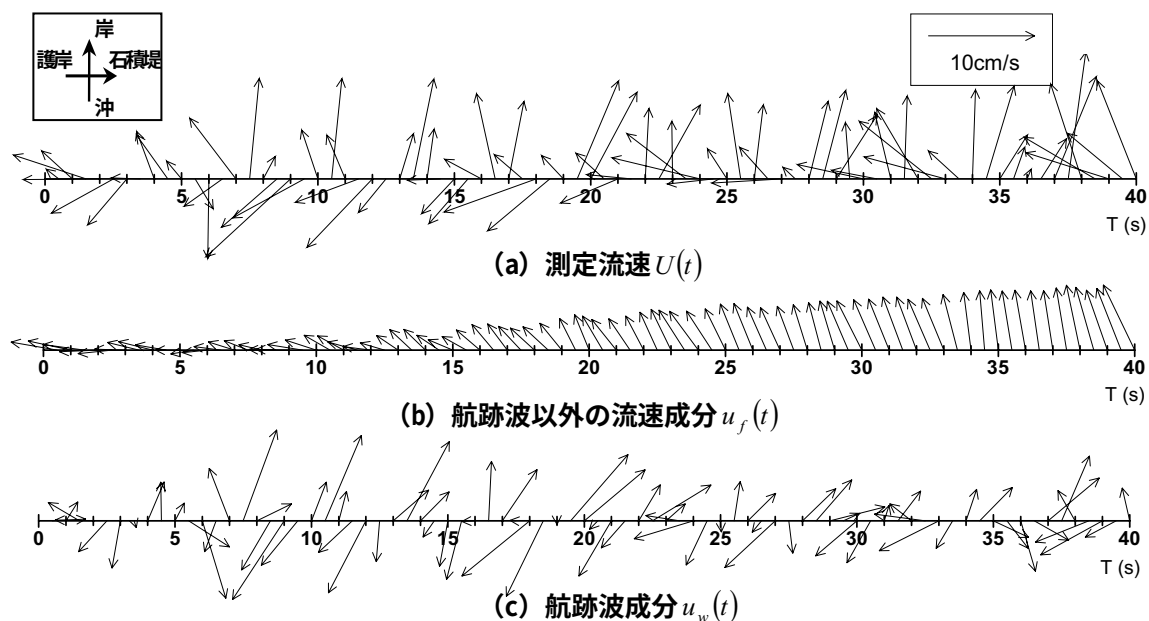


図 1.4.30 測定流速の分離

b) 底面せん断力

底面せん断力は、上記の $u_f(t)$ を流れ成分と仮定して、田中ら¹²⁾の波・流れ共存場での摩擦係数 f_{cw} を用いて計算した。この方法では、底面せん断力の最大値 $\tau_{0\max}$ は次式で定義される。

$$\tau_{0\max} = \rho \frac{f_{cw(R)}}{2} \hat{U}_w^2 \quad (1.4.2)$$

ここに、 ρ は流体密度、 $\hat{U}_w$ は境界層外縁波動流速の振幅である。摩擦係数 f_{cw} は、全 flow regime に適用可能な次式により算定した。

$$f_{cw} = f_2 \{ f_1 f_{cw(L)} + (1 - f_1) f_{cw(S)} \} + (1 - f_2) f_{cw(R)} \quad (1.4.3)$$

ここに、 $f_{cw(L)}$ は層流、 $f_{cw(R)}$ は粗面乱流、 $f_{cw(S)}$ は滑面乱流での摩擦係数である。また、 f_1 、 f_2 は重み関数であり、次式で表される。

$$f_1 = \exp \left\{ -0.0513 \left(\frac{R}{2.5 \times 10^5} \right)^{4.65} \right\} \quad (1.4.4)$$

$$f_2 = \exp \left\{ -0.0101 \left(\frac{R}{R_1} \right)^{2.06} \right\} \quad (1.4.5)$$

$$R = 500 \frac{\bar{u}_c z_h}{\nu} + \frac{\hat{U}_w a_m}{\nu} \quad (1.4.6)$$

$$R_1 = 0.501 \left\{ 350 \gamma \frac{z_h}{z_0} + (1 - \gamma) \frac{\hat{U}_w}{\sigma z_0} \right\}^{1.15} \quad (1.4.7)$$

$$\gamma = \frac{\bar{u}_c / \hat{U}_w}{1 + \bar{u}_c / \hat{U}_w} \quad (1.4.7)$$

ここに、 $\bar{u}_c$ は流れ成分の流速、 z_h は水深、 a_m は波動による底面水粒子軌道振幅、 ν は動粘性係数、 z_0 は粗度長 ($z_0 = k_s / 30$ 、 k_s : 相当粗度 (=0.06cm とした))、 σ は波の角周波数である。

このようにして求めた底面せん断力 $\tau_{0\max}$ を、摩擦速度 U_* で表したのが図 1.4.31 である。(a) は最大波の U_* 、(b) は波高の大きな波の上位 1/3 に対して計算した U_* の平均値を示す。このように、 U_* は岸沖方向に対して明確な分布を示さなかった。また、値は最大でも 1.2cm/s 以下と小さかった。

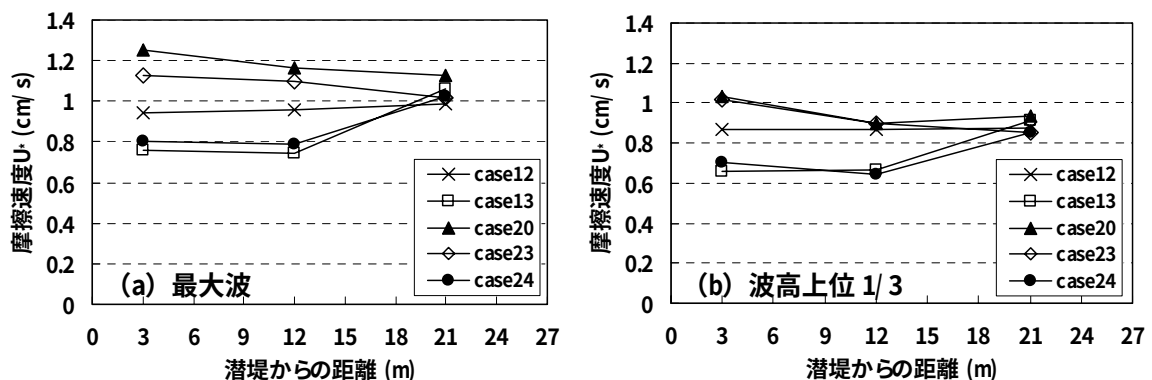


図 1.4.31 航跡波の摩擦速度 U_*

7) 地盤高

図 1.4.32 は、地形変化を確認するために行った干潟内地盤高の調査結果である。平成 14 年度の地盤高調査では、造成後 4 ヶ月を経過すると大きな変動は収束し、地盤は安定状態にあると報告している。今回の測定結果と平成 14 年度の安定期に達した地盤高を比較したところ、ほとん

ど変動していなかった。また、地形勾配は約 1/35 であった。

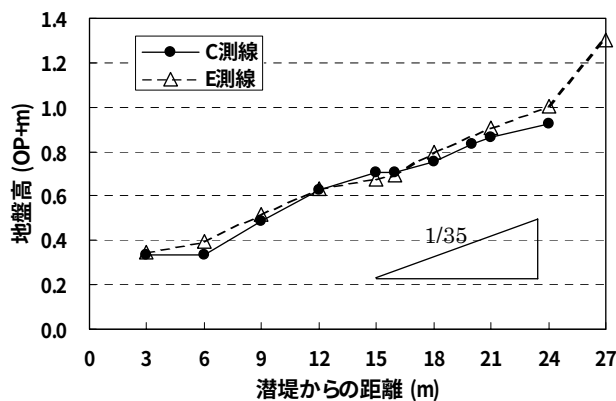


図 1. 4. 32 干潟内の地盤高

8) 潮位

干潟内で測定した水深の時系列データから、干潟内での潮位変動に伴う流れ（潮流）を計算した。潮流の算定には、式（1.4.8）を用いた。

$$A(h) \frac{dh}{dt} = \int_0^h u \, dz \dots\dots\dots (1.4.8)$$

ここで、 h は水深、 $A(h)$ は水深測定点から汀線までの距離である。なお、水深 h の測定日 (03/11/16) は、中潮期であった。

図 1.4.33 に、潮流流速 u の計算結果を示す。このように、 u の振幅は最大で 0.2cm/s 程度と非常に小さいことが分かる。

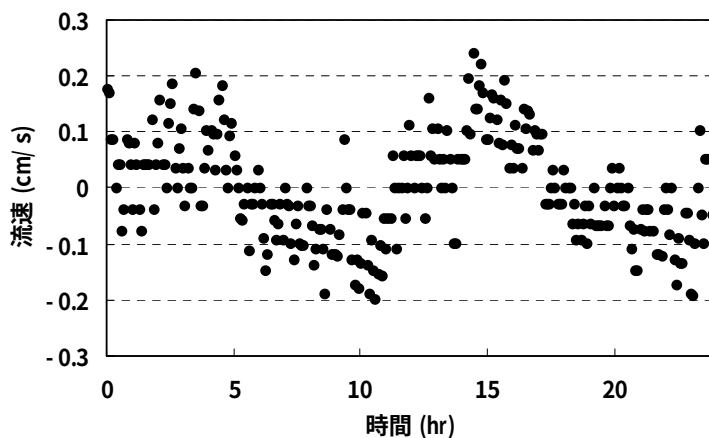


図 1. 4. 33 潮流流速

(4) 潜堤背後領域の数値計算

潜堤背後の領域は、粒度調査と石膏球を用いた流況調査から、その他の領域に比べて物理的攪乱が大きいと考えられる。そのため、この領域で生物量が減少する原因として流れ場の影響が考えられる。そこで、数値波動水路（CADMAS-SURF (V4.0)）¹³⁾を用いて、潜堤背後領域の流動場の計算を行った。

1) 計算条件

表 1.4.2 に計算条件を示す。計算は、航跡波の波浪条件に対して行った。潮位は M.S.L. (O.P.+1.4m) とした。潜堤部は、捨石により築堤されているため、空隙率 0.44、抵抗係数 1.00、慣性力係数 1.20 のポーラスセルを与えた。また、干潟部底面は滑面乱流境界とした。図 1.4.34 に計算領域を示す。計算は潜堤から 10.5m までの領域を対象とした。

表 1.4.2 計算条件（流れ場の計算）

波浪条件(航跡波)		潮位	潜堤部	干潟部
波高H (m)	周期T (s)			
0.20	3.0	M.S.L.	空隙率0.44 抵抗係数1.0 慣性力係数1.2	滑面乱流境界

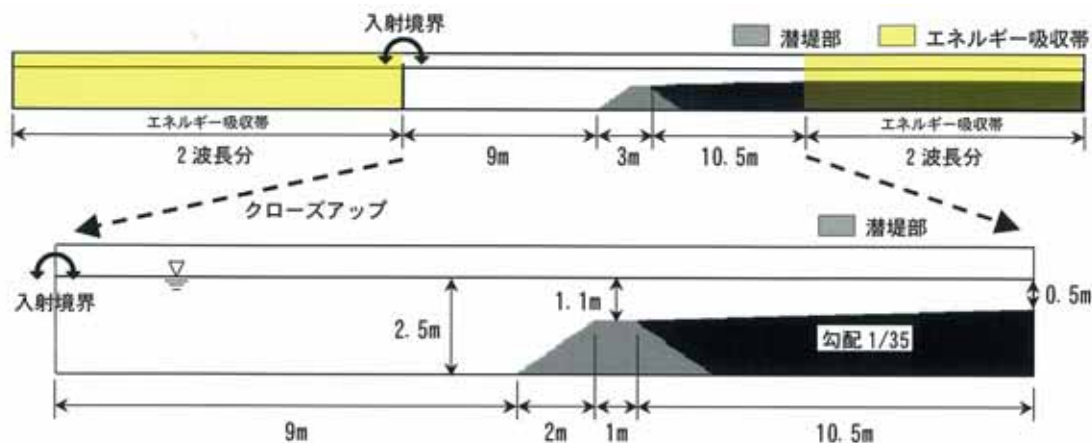


図 1.4.34 計算領域

2) 計算結果

図 4.4.35 に渦度絶対値 $|\zeta|$ の最大値の計算結果を示す。渦度 ζ は式 (1.4.9) により求めた。

$$\zeta = \frac{\partial v}{\partial x} - \frac{\partial u}{\partial y} \dots\dots\dots (1.4.9)$$

ここに、 u は水平方向流速成分、 v は鉛直方向流速成分、 $dx=6\text{cm}$ 、 $dy=2\text{cm}$ である。

この図から、潜堤背後の領域には、大きな渦が発生することが分かる。このため、潜堤背後の領域で生物量が減少する一因として、渦による攪乱の影響が示唆される。また、同領域で粗砂・礫分の割合が大きいのも、渦による底質の巻き上げで他領域より土粒子が移動し易くなっているためと考えられる。

図 4.4.36 は押し波時の流速ベクトル図である。この図のように押し波時には、潜堤と干潟の境界部で剥離が生じ、流速ベクトルの分布が不均一になる。この流れの剥離が、この領域での大きな渦度の主な発生原因であると考えられる。

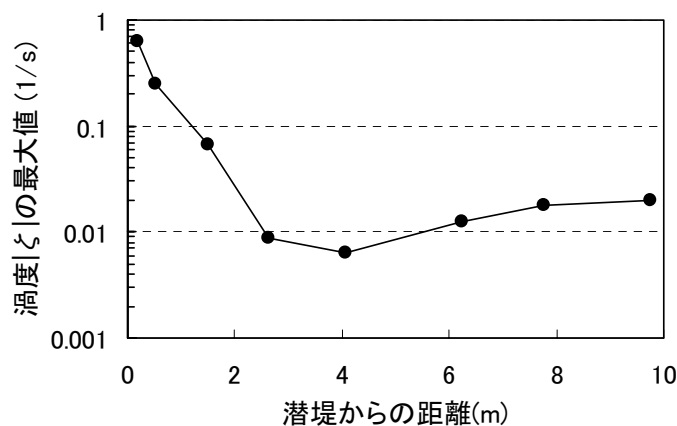


図 4.4.35 渦度絶対値 $|\zeta|$

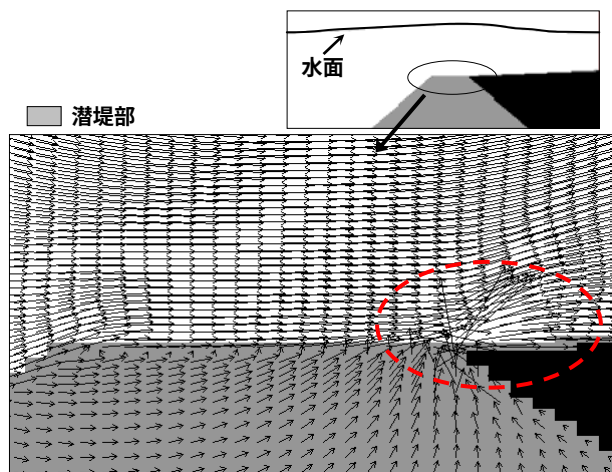


図 4.4.36 流速ベクトル

(5) 冠水時間特性

気象庁が公開する大阪市港区築港における 2002/11/01～2003/10/31 の潮位データを用いて、月々の冠水時間割合を計算した。計算には、式 (1.4.10) を用いた。

$$\text{冠水時間割合} = \left\{ \frac{\text{月間冠水時間}(h)}{\text{各月の日数} \times 24(h)} \right\} \dots\dots\dots (1.4.10)$$

図 1.4.37 は、11,2,5,8 月の冠水時間割合を示したものである。この図から、冠水時間割合は、生物量が減少する岸側領域において、同様に減少することが分かる。また、イガイ科のマット化は、7 月から進行しはじめ、8 月に最大となったのち減少して、秋期には一部を除いて消滅したが、特に岸側領域での冠水時間割合は、マット化の進行・減衰とほぼ同様な変動を示すことが分かる。

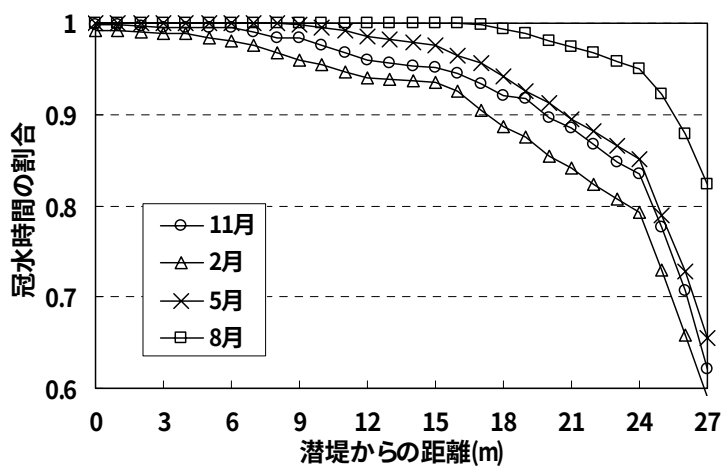


図 1.4.37 冠水時間割合

(6) 月別平均水深での碎波点と底面摩擦速度

1) 碎波点

航跡波の波浪条件を用いて、人工干潟内の碎波水深 h_B を計算し、月別平均水深での碎波点を求めた。表 1.4.3 に h_B の計算条件を示す。 h_B は、地形を勾配 1/35 の一様斜面として、合田の碎波限界条件¹⁴⁾を用いて計算した。計算の結果、 h_B は 0.37m であることが分かった。

表 1.4.3 碎波水深 h_B の計算条件

波浪条件		地形
波高H (m)	周期T (s)	
0.20	3.0	一様斜面 勾配 = 1/ 35

図 1.4.38 は、月別の碎波点の位置を示した結果である。この図から、碎波点は月毎に変動するが、潜堤から 22～27m の範囲に位置することが分かる。

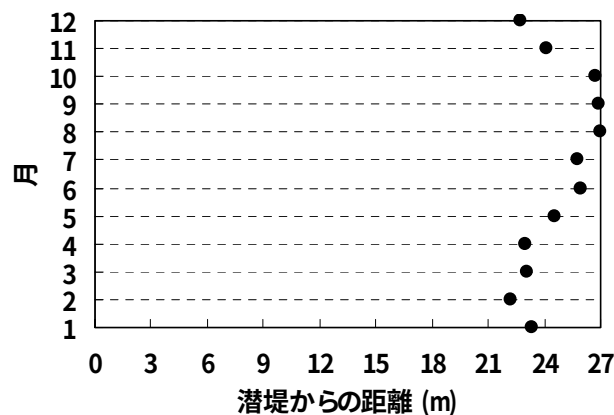


図 1.4.38 月別の碎波点

2) 底面摩擦速度

碎波点の計算と同様に航跡波の波浪条件 ($H=0.2m$ 、 $T=3.0s$) を用いて、月別平均水深での底面摩擦速度 U_* を計算した。 U_* は、以下に示す Jonsson の方法¹⁵⁾で底面せん断力 τ_0 を計算して求めた。底面境界層内の流れは、滑面乱流と粗面乱流の遷移領域に位置するが滑面乱流に近いので、滑面乱流の式を用いた。

$$\tau_0 = \frac{\rho}{2} f_w \hat{U}_w^2 \dots\dots\dots (1.4.11)$$

ここに、 ρ は流体密度、 f_w は摩擦係数、 $\hat{U}_w$ は境界層外縁波動流速である。

$$\frac{1}{4\sqrt{f_w}} + 2 \log_{10} \frac{1}{4\sqrt{f_w}} = 2 \log_{10} \frac{\hat{U}_w a_m}{\nu} - 1.55 \dots\dots\dots (1.4.12)$$

$$\hat{U}_w = \frac{a\sigma}{\sinh kh} \dots\dots\dots (1.4.13)$$

ここに、 a_m は底部水粒子軌道振幅、 ν は動粘性係数、 a は波の振幅 ($=H/2$)、 σ は角周波数、 k は波数、 h は水深である。なお、碎波点までの浅水変形に伴う波高変化は首藤の式¹⁶⁾により計算し、碎波帯内の波高は次式により与えた。

$$H = 0.78h \dots\dots\dots (1.4.14)$$

図 1.4.39 は、11,2,5,8 月における U_* の分布を示したものである。この図をみると、特に岸側の領域において、 U_* は月毎の変化が大きく、また、イガイのマット化の進行・減衰とほぼ同様な変動をすることが分かる。一方、中砂 ($d=0.06cm$) の移動限界摩擦速度は 4.1cm/s である¹⁷⁾のに対して、碎波点での摩擦速度は 5.6cm/s であることが分かる。そのため、この領域で礫・粗砂分

の割合が大きくなるのは、主に碎波によって中砂より小さい粒径の土粒子が流出したためであると考えられる。

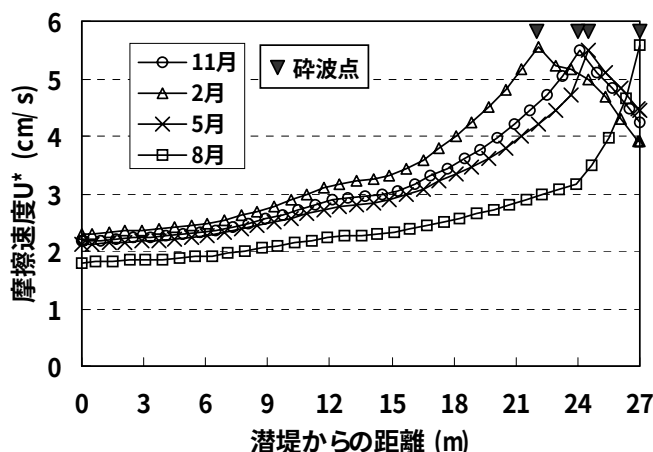


図 1.4.39 月別の底面摩擦速度 U^* 。

(7) 調査及び考察の総括

- 1) イガイ科の湿重量が特に大きい場所では、アサリの湿重量は相対的に減少する傾向を得た。また、AVS の分布は、ホトギスガイを中心としたイガイ科の生物量の分布とよく一致していた。これは、イガイ科がマット化することによって、アサリは直接的な加入阻害やマット下部で発生した硫化物による成長阻害を受けたものと考えられる。
- 2) 人工干潟内の通常時における大きな物理的外力は、航跡波によるものであることが分かった。航跡波の波高は大きなもので 20cm 程度、周期は 3s 程度であった。
- 3) 潜堤背後では、大きな渦が発生することが分かった。そのため、潜堤背後で生物量が減少する一因として、渦による攪乱の影響が示唆される。
- 4) 生物量が減少する岸側の領域では、相対的に冠水時間が短いこと、航跡波の碎波点はこの領域内であることが分かった。また、イガイ科生物マットは、冠水時間が減少する秋期において衰退した。これらの事により、岸側の領域では、冠水時間の減少と碎波による底質攪乱が生物量の減少に影響を与えていると考えられる。

1.4.6 今後の展望

流れ・底質・および生物の空間的な分布を詳細に調べ、それらの相関性を解析して、イガイが優占する環境条件を定量的に見出すこと、また、イガイの優占化を防止する対策が課題として抽出された。今後検討して行きたいと考えている。

参考文献

- 1) 中村由行 (2000) : 第 38 回日本水環境学会セミナー講演資料集(水辺の生態環境の保全と修復), 社団法人日本水環境学会, pp. 96-118.
- 2) 石垣衛・大塚耕司・桑江朝比呂・中村由行・上月康則・上嶋英機 (2003) : 大阪湾奥の閉鎖性水域に造成した捨石堤で囲われた干潟の効果と課題, 海岸工学論文集 50: 1236-1240.
- 3) 桑江 朝比呂・三好英一・小沼 晋・井上 徹教・中村 由行 (2004) : 干潟再生の可能性と干潟生態系の環境変化に対する応答 干潟実験施設を用いた長期実験 . 港湾空港技術研究所報告 第 43 巻第 1 号, 21-48.
- 4) 山口良永・明石正廣・山本浩・加藤英紀・中田喜三郎・中村由行・鈴木輝明・風間宗宏 (2003) : 浚渫土による造成干潟への生物加入 (三河湾奥部 2 海域における比較), 海洋理工学会春季大会
- 5) 上野成三・高橋正昭・高山百合子・国分秀樹・原条誠也 (2002) : 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: 1301-1305.
- 6) 川上佐知・羽原浩史・篠崎孝・鳥井英三・古林純一・菊池泰二 (2003) : 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: 1231-1235.
- 7) 矢持進・平井研・藤原俊介 (2003b): 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: 1246-1250.
- 8) 菊池泰二 (1979): 多毛類 *Capitella capitata* の生態, 生活史: 汚濁指標種の生態的特性をめぐって. ベントス研連誌 17/18: 33-51.
- 9) Lewin, L. A., D. Talley, and G. Thayer (1996): Succession of macrobenthos in a created salt marsh. Marine Ecology Progress Series 141: 67-82.
- 10) 桑江朝比呂・三好英一・小沼晋・野村宗弘・中村由行 (2002b): メソコスム実験による水底質変化に対する沿岸干潟生態系応答に関する研究. 平成 13 年度環境保全研究成果集 67.1-67.21.
- 11) Adachi, N., and K. Wada (1999): Distribution in relation to life history in the direct developing gastropod *Batillaria cumingi* (Batillariidae) on two shores of contrasting substrata. Journal of Molluscan Study 65: 275-287.
- 12) 田中 仁・Aung THU (1993): 全ての flow regime に適用可能な波・流れ共存場抵抗則, 土木学会論文集 No. 467/ II-23, pp. 93-102.
- 13) 数値波動水路の耐波設計への適用に関する研究会 (2001): 数値波動水路の研究・開発, 財団法人沿岸開発技術研究センター, 296p.
- 14) 合田良実 (1970): 砕波指標の整理について, 土木学会論文報告集 No. 180, pp. 39-49.
- 15) 本間 仁 (1985): 海岸環境工学, 東京大学出版会, pp. 62-70.
- 16) 首藤伸夫 (1974): 非線型長波の変形, 第 21 回海岸工学講演会論文集, pp. 57-63.
- 17) 渡辺 晃 (1979): 振動流境界層と海浜過程, 第 15 回水工学に関する夏期研修会講義集 (B 海岸・港湾コース), 土木学会, pp. B-3-1~B-3-13.

1.4.7 二枚貝による水質浄化手法の開発と評価

(1) 目的

尼崎港内において実施する環境修復の目標は、透明度の向上および溶存酸素(DO)の改善であり、これを実現するためには、流入する栄養塩類を低減させ、また、港内で栄養塩を有効に循環させることが必要となる。本プロジェクトの一環として、尼崎港内に人工干潟（以下、人工干潟とする。）が造成されたことから、人工干潟を用いた生物による水質浄化の実証実験を行った。ここでは、ろ過食性による浄化機能を有する二枚貝であり、我が国の干潟での在来種であるアサリによる水質浄化手法の開発と評価を行うことを目的とした。さらに、将来的には港内、沿岸あるいは干潟生態系を修復し、食物連鎖を介した物質循環系による栄養塩類の循環および低減が必要となることから、アサリに対する競合種を含めた浮遊幼生・着底稚貝調査を実施し、さらに系外への栄養塩類除去の主要な担い手となる魚類調査を実施し、物質循環系構築のための布石とした。

(2) 尼崎実証施設人工干潟調査

1) 調査方法

a) アサリの養成

2002年3月15日に調査を開始した。図1.4.40に示す養成かご（以下「かご」とする。）1個につき、赤穂漁業協同組合の協力により赤穂干潟沖で採取されたアサリ100個を投入した。これを潮下帯である、図1.4.41に示した位置に4かごを設置した。設置後は、周囲から他の大型生物が混入しないように、養成かごの上方から網目を通して周辺の砂を被覆した。アサリには追跡調査を行うため貝殻に番号をマーキングした。なお、1かごには化学分析用にマーキングしていないアサリ80個を同時に投入した。養成開始時のアサリのサイズは概略以下のとおりであった
殻長 20～34mm、殻高 12～24mm、殻幅 10～17mm、湿重量 2～8g



図 1.4.40 アサリ養成かご（左写真；斜め前方から 右写真；上方から）
かごのサイズ等；縦および横 45cm、深さ 25cm、網目 5mm の正方形

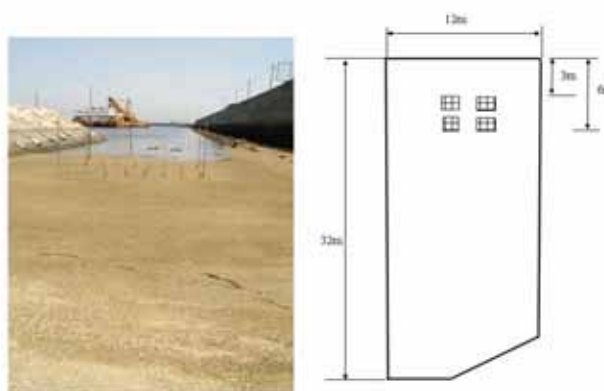


図 1.4.41 干潮時の人工干潟とかごの埋設位置の略図

b) アサリのサイズ測定、分析

養成したアサリについては、1ヶ月に1回の割合で生残数を確認し、デジタル表示式のノギス（デジマチックキャリパ(Mitutoyo)）により殻長、殻高、殻幅を測定した（読みとり 0.01mm、測定再現性 0.1mm）。同時に、上皿天秤(Shimadzu BX-320S)により湿重量を測定した。（読みとり誤差 10mg）

さらに、各月3個体をクーラーボックス中で冷蔵保存の上、実験室に持ち帰り、次式で定義される肥満度を測定した。

$$\text{肥満度} = \{ \text{軟体部乾燥重量 (g)} / (\text{殻長 (cm)} \times \text{殻高 (cm)} \times \text{殻幅 (cm)}) \} \times 100$$

乾燥条件；80℃、3日間

c) アサリの養成環境に関する分析

人工干潟の水質および底質について分析を行った。試料はアサリの養成かごの埋設時に採取し、クーラーボックス中で冷蔵保存の上、実験室に持ち帰った。

i) 水質

窒素、リンの栄養塩類および溶存態有機炭素(DOC)、全有機炭素(TOC)、溶存酸素(DO)、クロロフィル-a(Chl-a)等を測定した。

ii) 底質

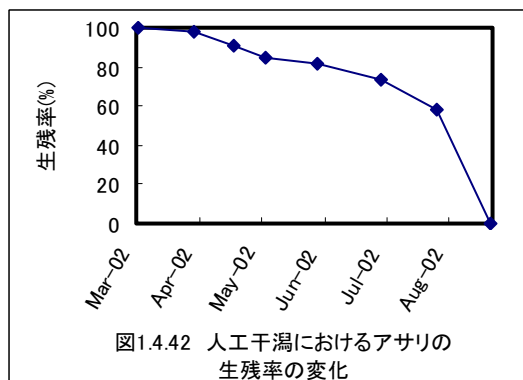
含水率、強熱減量(IL)、含泥率、酸化還元電位(ORP)、硫化物等を測定した。

分析方法については、水質は日本工業規格 JIS K0102(1998)、海洋観測指針(気象庁, 1991)、底質は底質調査方法（環境省, 1988）に従った。また、底質の硫化物は検知管（特殊測定法検知管（ヘドロテック-S；試薬添加法）201L（全硫化物 0.002～0.02mg） ガス検）を用いて行った。

2) 調査結果

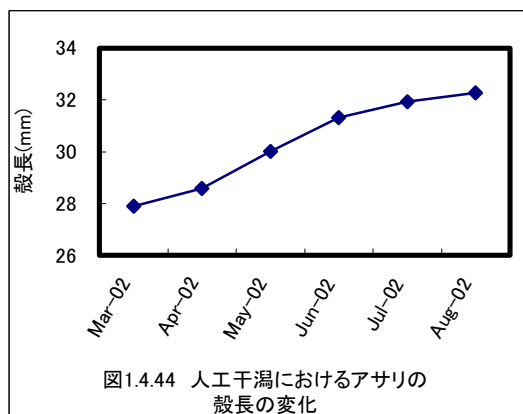
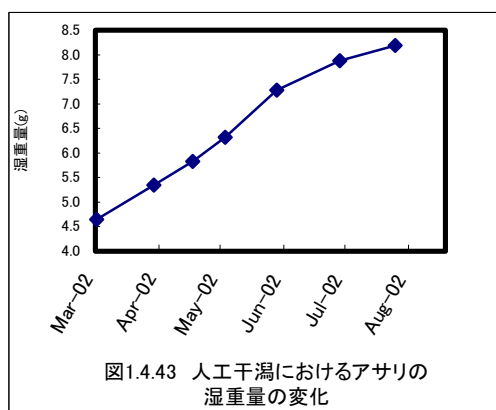
a) アサリの生残率

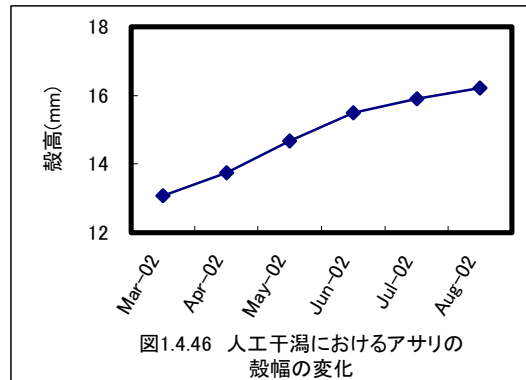
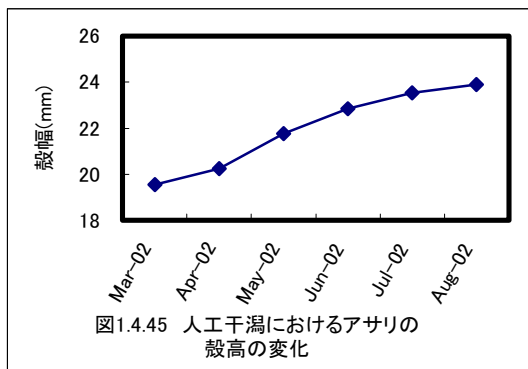
アサリの生残率について、図 1.4.42 に示す。6月までの当初3ヶ月では80%以上の生残率を示した。7月以降溶存酸素(DO)の減少とともに減少し、8月末には大量死による生残率の大幅な減少があった。



b) アサリの成長

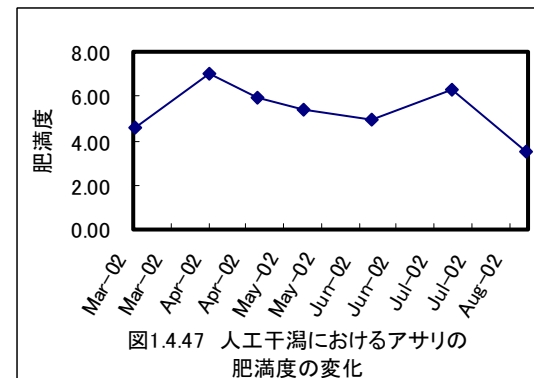
各月に測定したアサリの平均湿重量およびサイズの平均値の増加について、図 1.4.43～46 に示す。湿重量は調査現場での個体全体の重量測定値であり、サイズは現場での殻長、殻高、殻幅の測定値である。





8月末の大量死までは湿重量、サイズともに順調に増加した。また、いずれについても、4月から6月に増加率が大きいことが示された。

図1.4.47に肥満度の変化を示す。4月と7月にピークが見られ、関東地方以南ではおおむね春と秋を中心に年2回観察されているとされる抱卵期との関係が考えられる。

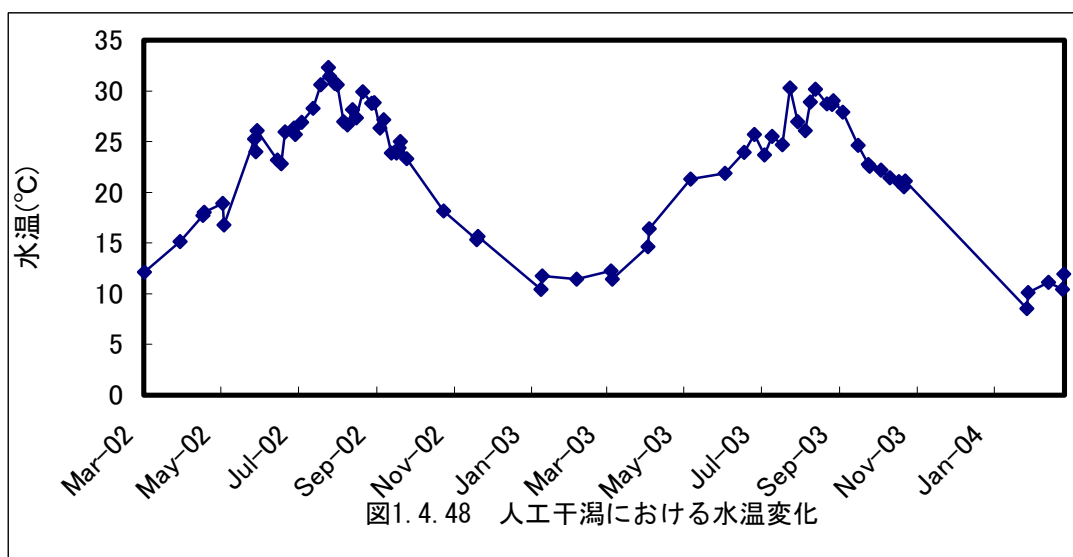


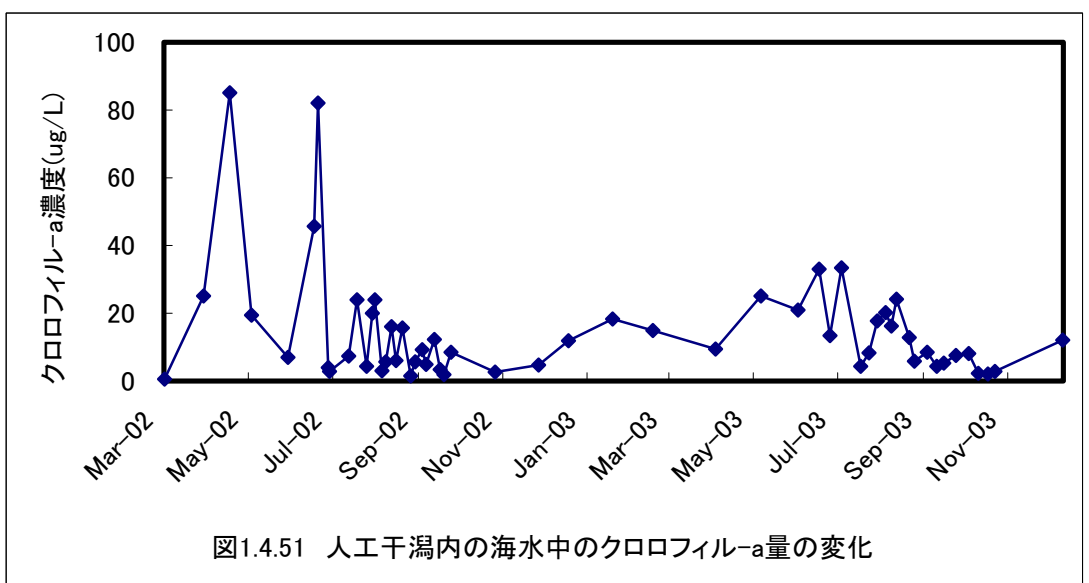
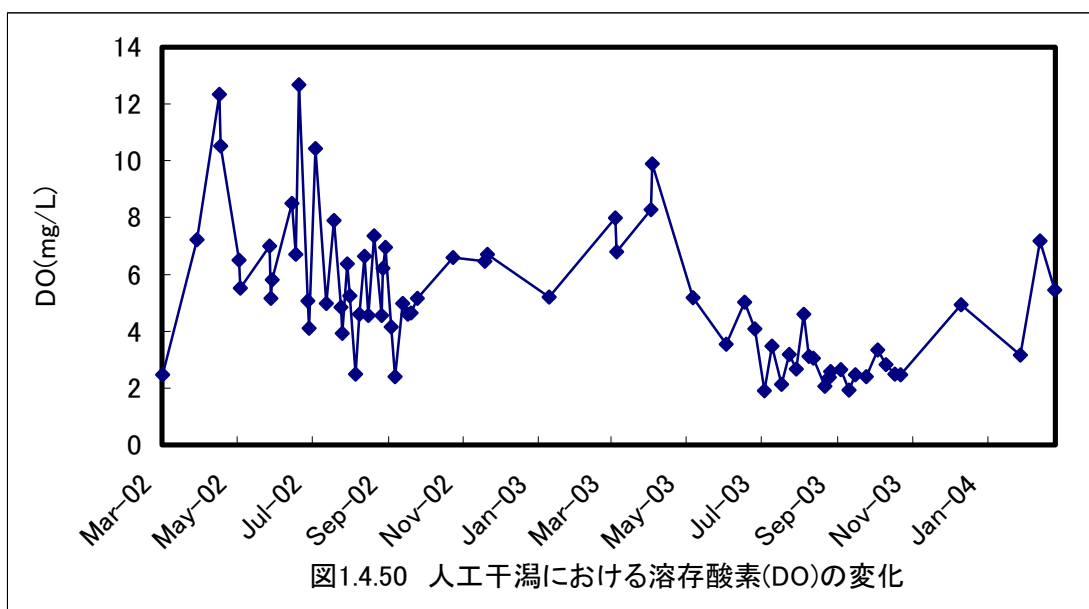
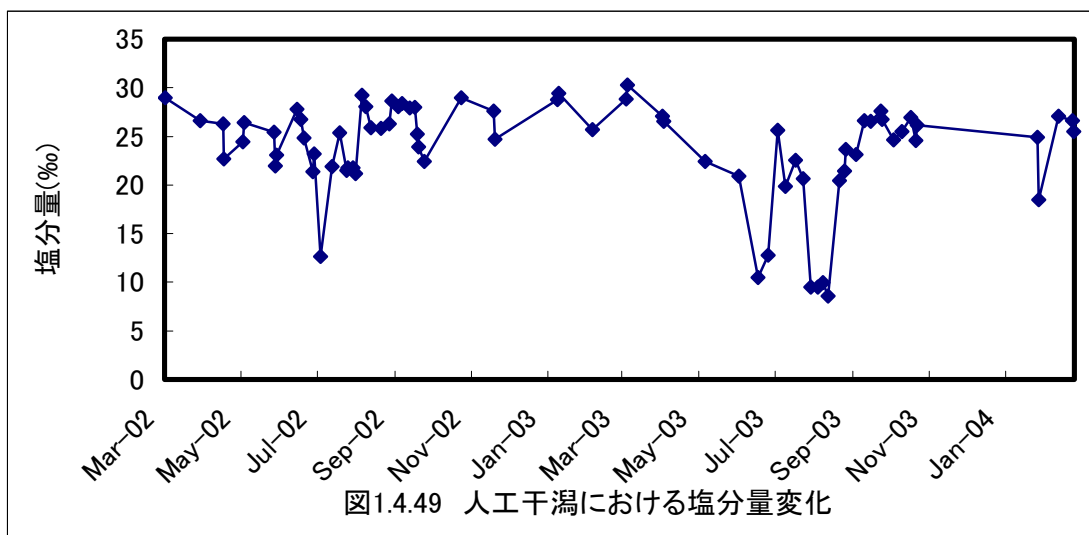
C) アサリの生息環境に関する分析

I) 水質変化

図1.4.48～51にアサリの成長に重要な水質項目（水温、塩分、D0、Chl-a）の変化を示す。

水温は8.53～32.3℃であり、アサリ幼生の正常な発生水温域である12℃～20℃を冬季は下回り、夏季は超過していた。塩分は8.56～30.26であり、低塩分時には浮遊幼生または着底稚貝の成長に悪影響が出る可能性が示された。D0は1.90～12.7mg/lであった。この濃度範囲の場合18℃～20℃程度であれば、アサリは貧酸素化の影響を受けずに数日間生存可能である。しかしながら、30℃を超える水温下等では貧酸素状態の継続時間によっては、へい死が起こるD0のレベルである。Chl-aは1.44～85.15 μg/lであり、変動は大きい、日射量が増加し、水温が上昇する5月から7月にかけてピークが見られた。D0の増加に歩調を合わせた推移を示すが、過剰に増殖した植物プランクトンが枯死後沈降し、底層における酸素消費の基質になっていることが考えられる。

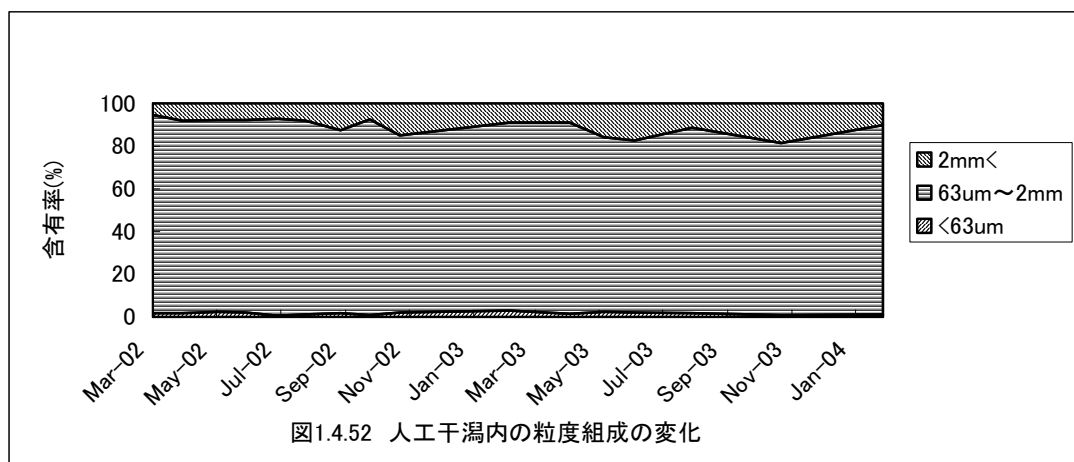




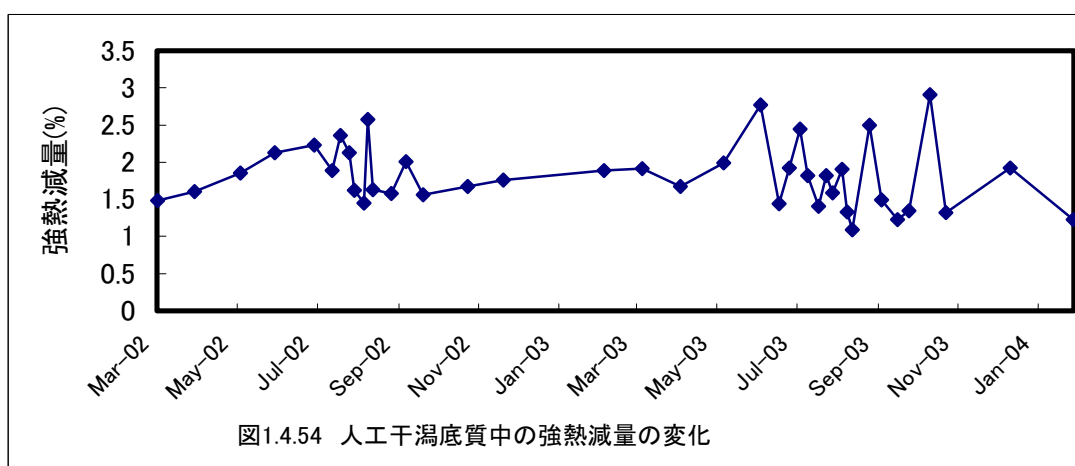
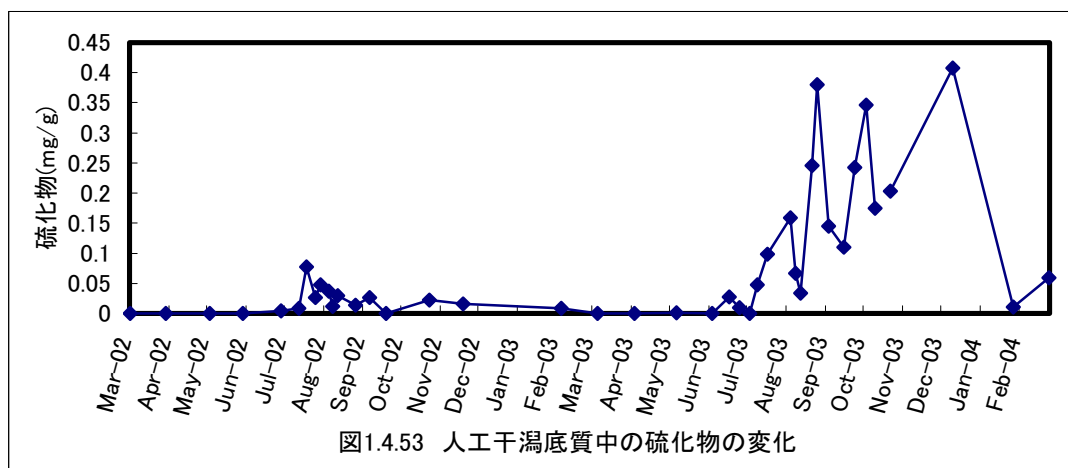
ii) 底質調査

図 1. 4. 52～57 に粒度、硫化物、強熱減量(IL)、全窒素(TN)、全リン(TP)、全有機炭素(TOC)の変化を示す。

粒度については、含泥率が 0.6～2.9%、砂分が 80～93%で推移しアサリの生存に適していると考えられた。



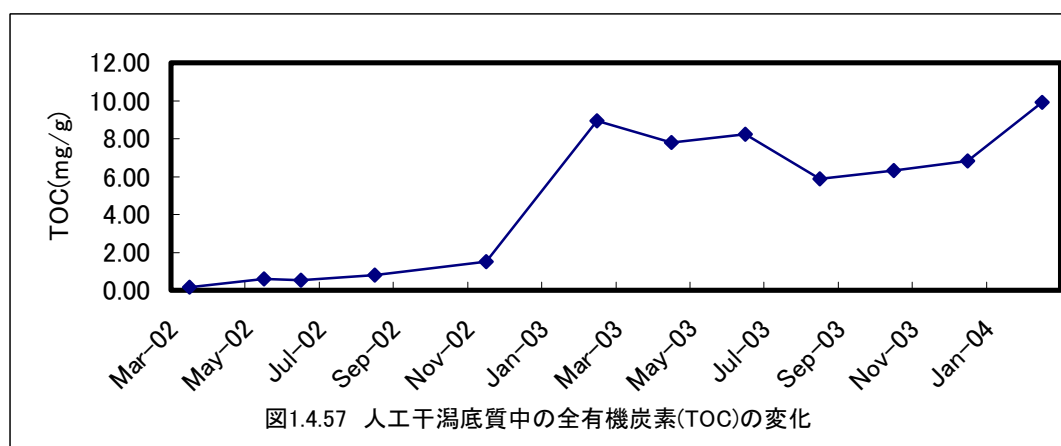
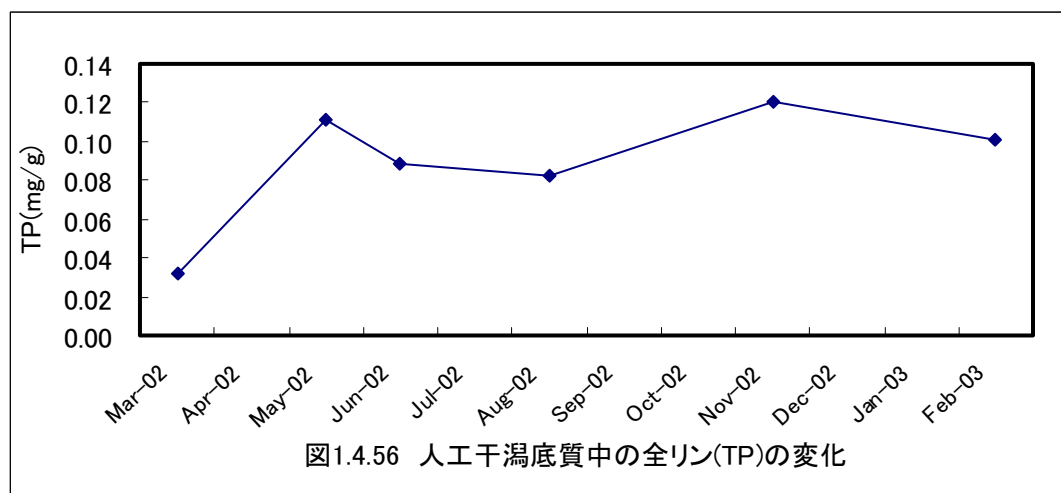
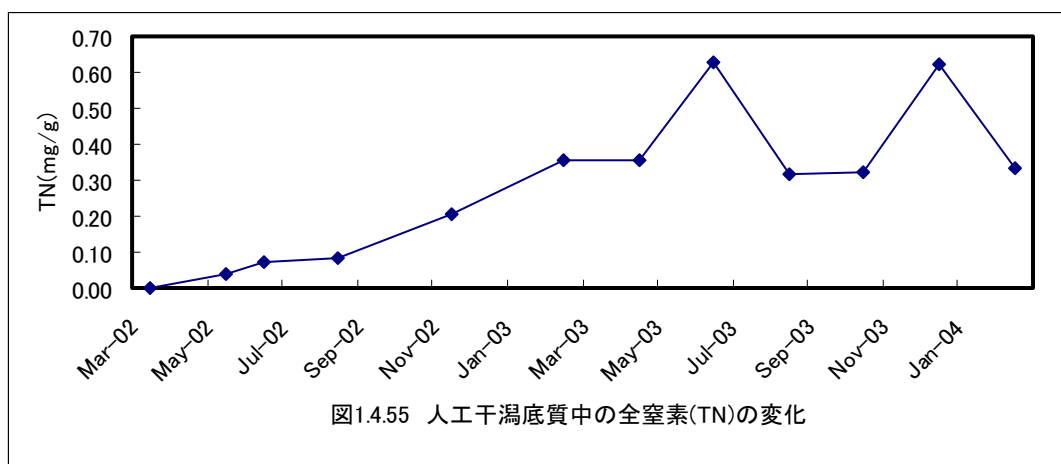
硫化物については、2002 年度は水質の貧酸素化が見られた 8 月中旬以降急激に増加し、0.05mg/g を超えるピークが 2 回見られた。2003 年度については、有機物の蓄積を反映して硫化物量は増加し、9 月から 12 月まで 0.11mg/g を超えていた。



強熱減量については、硫化物と同じく水質の貧酸素化が見られた 6 月～10 月にピークが見られた。5 月～8 月に Chl-a の高濃度のピークがあり、酸素を消費する有機物が、春季から夏季にかけて植物プランクトンの枯死体として供給されたことが一因と考えられる。

全窒素および全リンについては、干潟造成以後増加が見られた。全窒素は2003年6月まで増加を続け、その後は増減しているが、干潟造成当初と比較して0.314mg/g以上の窒素の蓄積が示された。これに対して全リンの増加は造成2ヶ月後に頭打ちになっている。全有機炭素については、全窒素と同様に干潟造成以後増加が続いた。2002年2月の急激な上昇以後も5.90mg/L以上で推移し、平成16年2月には再度上昇に転じた。この値は、既知の調査¹⁾²⁾で得られている、砂質の底質の値としては高く、今後の追跡調査が必要である。既述のとおり、含泥率に大きな変化がなく、富栄養化した水質に由来する赤潮発生と、その枯死体の蓄積が一因として考えられるが、未だ原因の特定には時期尚早である。

人工干潟造成後、周辺の環境条件に伴う、底質の変遷は興味深いことであり、今後の追跡調査が望まれる。



(3) 赤穂海岸半自然干潟調査

水質が良好な半自然干潟である赤穂海岸干潟（以降、半自然干潟とする。）を対照とし、実証施設完成に先立って 2001 年 10 月 22 日に調査を開始し、2002 年度、2003 年度にはその継続調査を行った。

なお、人工干潟で行っている方法と同じ方法については、記述を省略する。

1) アサリの養成および分析

干潟では大潮等の最干潮時に、数時間海底面が現れる潮間帯の海底に、人工干潟で使用しているものと同じ養成かごを埋設した。

養成かご 1 個につき、赤穂漁業協同組合の協力により赤穂海岸干潟沖で採取されたアサリ 100 個を投入し、4 かごを設置した。アサリには追跡調査を行うため貝殻に番号をマーキングした。なお、1 かごには化学分析用にマーキングしていないアサリ 80 個を同時に投入した。養成開始時のアサリのサイズは概略以下のとおりであった。

殻長 21～33mm、殻高 14～23mm、殻幅 10～15mm、湿重量 2～7g

2) 調査結果

a) アサリの生残率

アサリの生残率について、図 1.4.58 に示す。当初 1 ヶ月で 7.2%の死亡があったが、その後は減少幅が小さくなった。

18 ヶ月後の 2003 年 3 月には 50%、生残率は 29 ヶ月後の 2004 年 2 月には 28%となった。この減少については、各月間の減少幅は小さく、貧酸素化等の環境要因に由来するのではなく、各個体の寿命に伴う死亡による自然減によるものと考えられる。

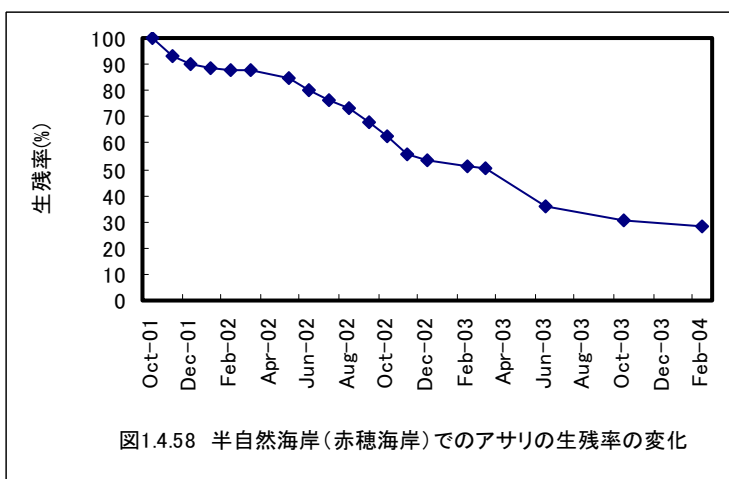


図1.4.58 半自然海岸(赤穂海岸)でのアサリの生残率の変化

b) アサリの成長

各月に測定したアサリの平均湿重量およびサイズの平均値の増加について、図 1.4.59～62 に示す。湿重量は調査現場での個体全体の重量測定値であり、サイズは現場での殻長、殻高、殻幅の測定値である。

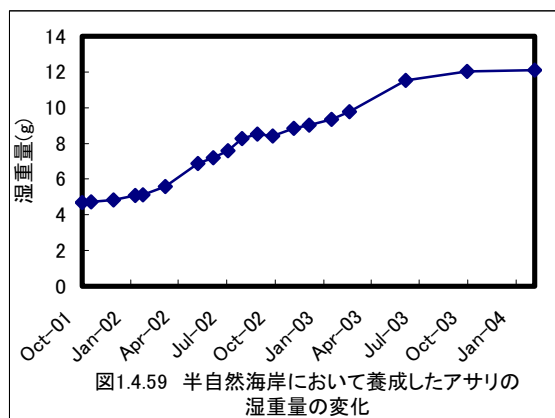


図1.4.59 半自然海岸において養成したアサリの湿重量の変化

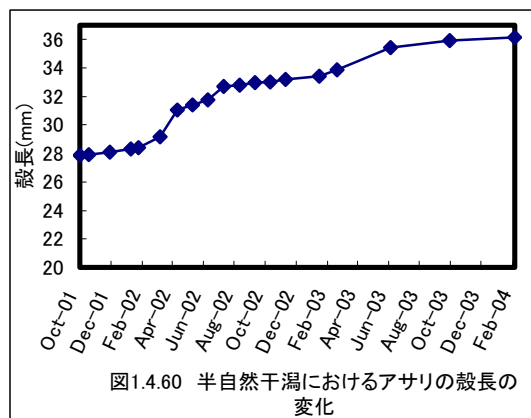
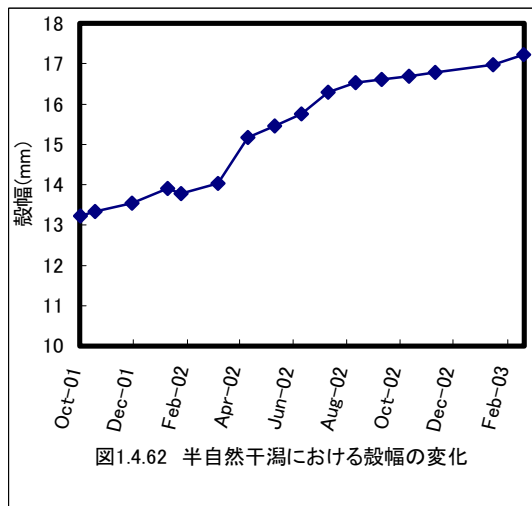
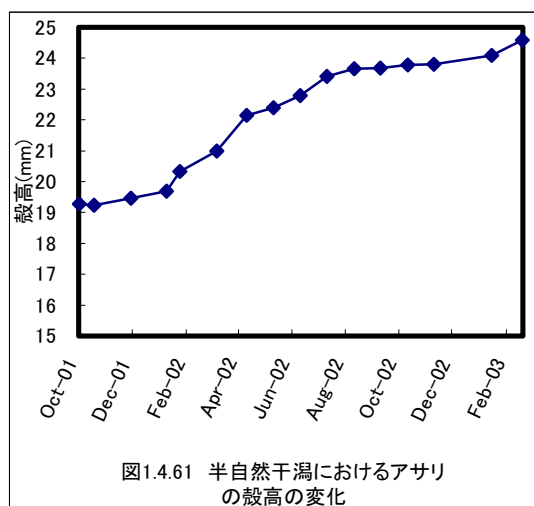
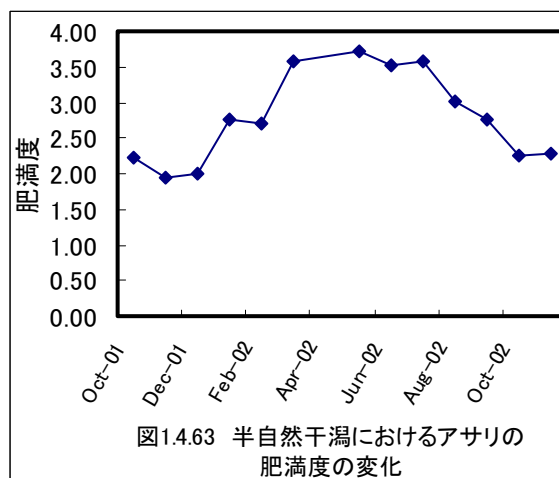


図1.4.60 半自然干潟におけるアサリの殻長の変化



尼崎の場合と同様に春季から夏季（3月から8月）にかけて、湿重量、サイズともに成長量は大きかった。この半自然干潟では年間を通しての養成ができたので、成長と季節の関係をより鮮明に示すことができた。

図 1. 4. 63 に肥満度の変化を示す。湿重量、サイズの成長と同じく春季から夏季にかけて大きくなり、抱卵期との関係が考えられる。



c) アサリの軟体部乾燥重量の推定

水質浄化能力の推算のためには、軟体部乾燥重量が必要となる。しかしながら、各個体について、軟体部と貝殻に分離し乾燥重量を測定することは、多大な労力を要する。また、生物調査においては、成長や環境変化に伴う変化について連続的に追跡することが重要である。

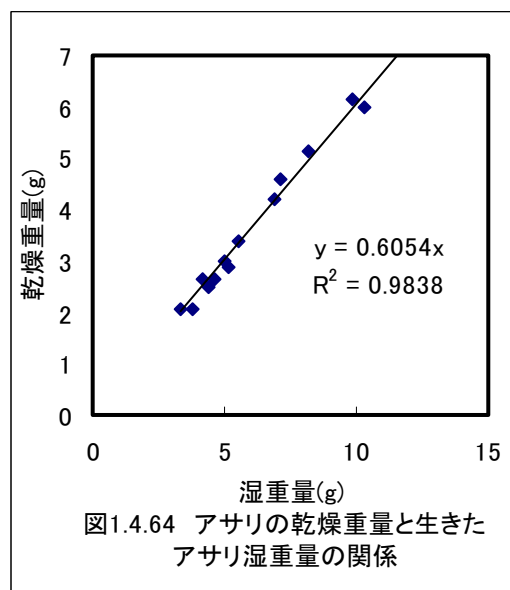
これらのことから、アサリを殺すことなく、軟体部乾燥重量を推算できる指標を得られる測定方法が必要である。

木幡らは殻長や殻付き湿重量を基に二枚貝の現存量を推定できることを示している³⁾。

本調査では、尼崎港内実証施設干潟において、アサリを外部から移入し養成するという生物にとってのストレスが生じる負の条件がある。このことから、長期間のモニタリングのためには、アサリの採取・解体個体数を可能な限り少数に抑える必要がある。このため、現場調査でアサリを殺さずに得られる湿重量、殻長、殻高、殻幅を利用する方法を検討した。

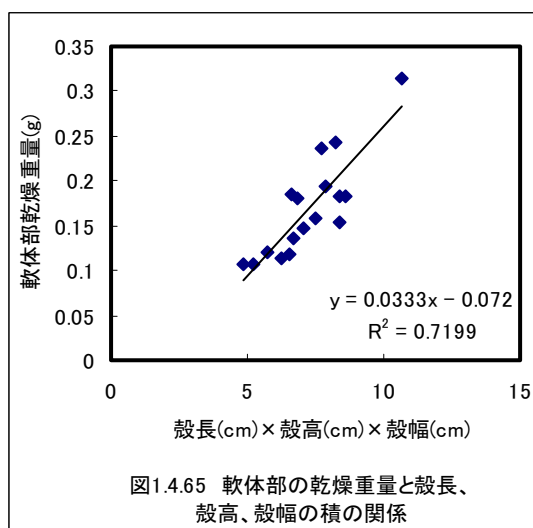
i) アサリの湿重量と乾燥重量の関係

アサリの湿重量と乾燥重量の関係を図 1. 4. 64 に示す。乾燥重量は実験室へ持ち帰った後、軟体部と貝殻に分離し、80℃、3日間乾燥させた重量である。両者は良好な相関を示し、現場での湿重量測定値から、乾燥重量を推算することが可能であることが示された。



ii) 軟体部の乾燥重量と殻長、殻高、殻幅の積の関係

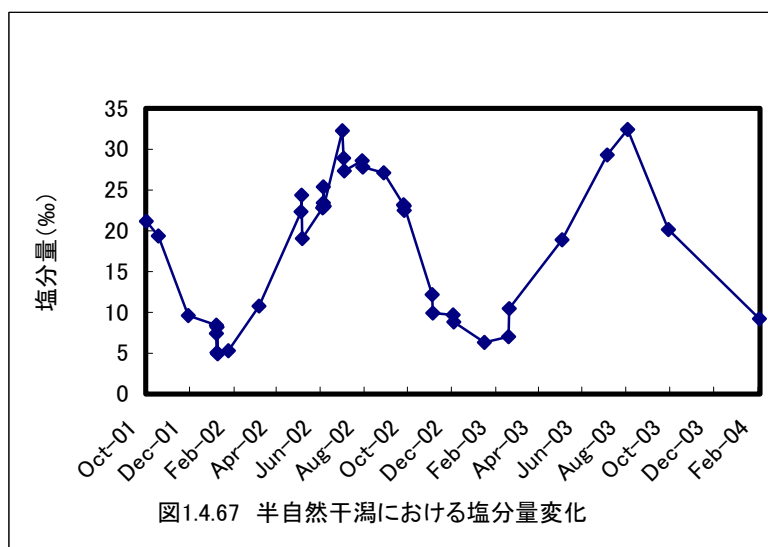
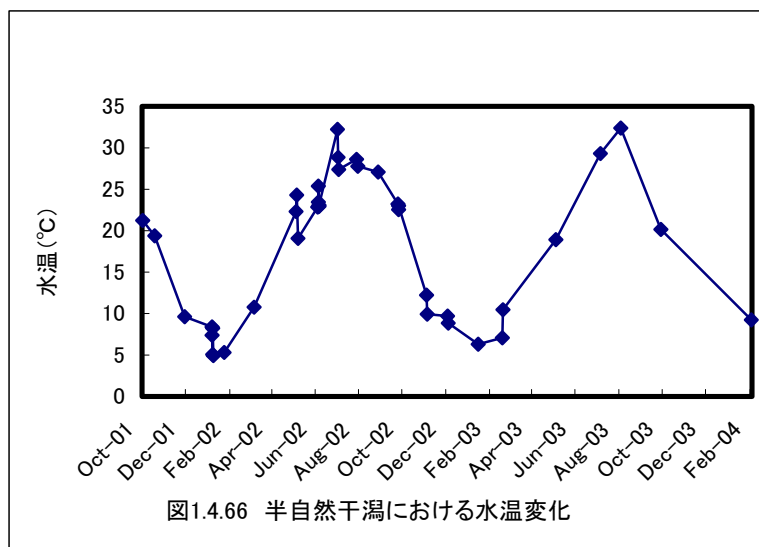
アサリの軟体部の乾燥重量と殻長、殻高、殻幅の積の関係を図 1. 4. 65 に示す。
軟体部の乾燥重量は 80℃、3 日間乾燥後の重量である。i) の関係と比較すると精度は劣るが相関が見られ、殻長、殻高、殻幅から軟体部の乾燥重量の概算値は得られると考えられた。i)、ii) から現場でアサリを殺さずに得られる測定値である湿重量、殻長、殻高、殻幅からアサリ個体全体の乾燥重量および軟体部乾燥重量を推算できる可能性が示された。

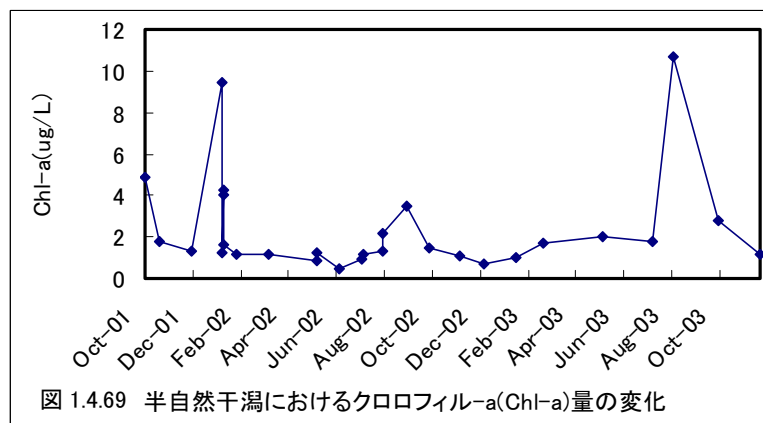
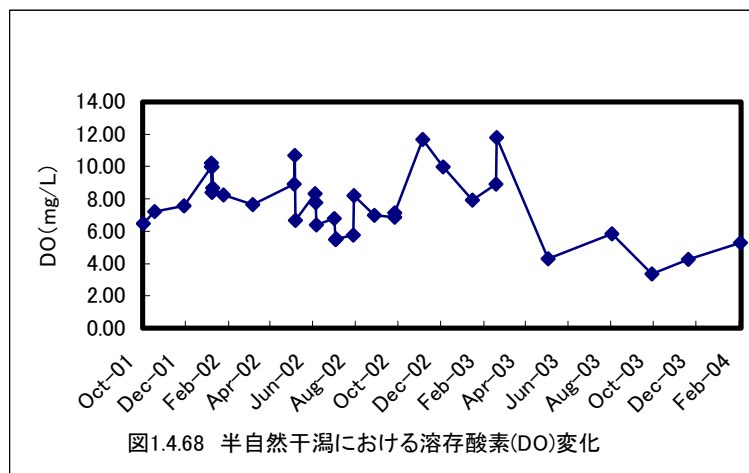


d) アサリの生息環境に関する分析

i) 水質変化

図 1. 4. 66～69 にアサリの成長に重要な水質項目（水温、塩分、DO、Chl-a）の変化を示す。



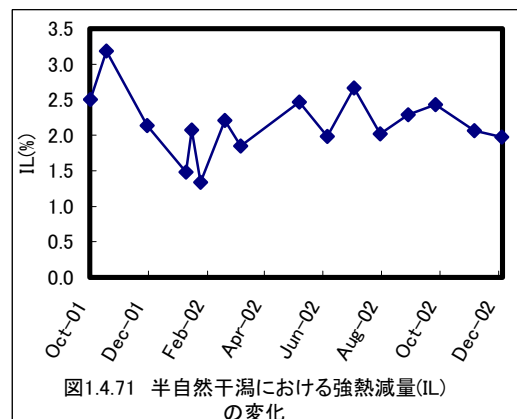
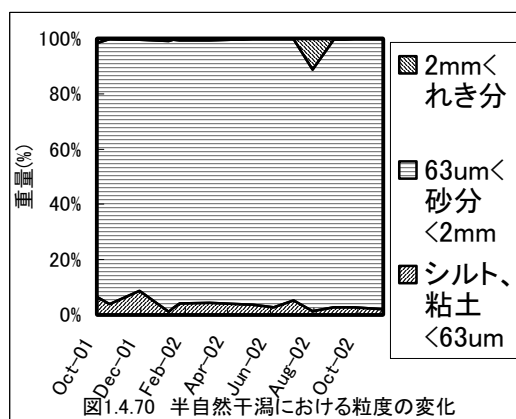


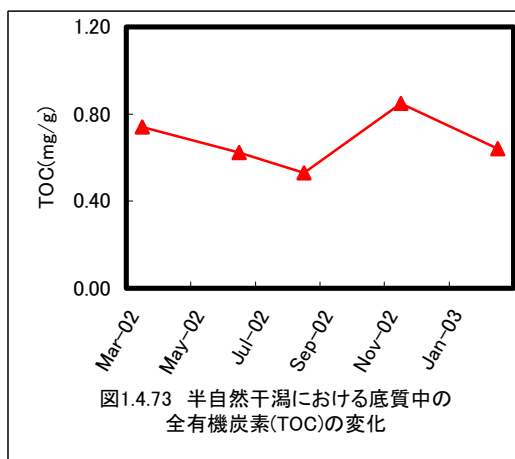
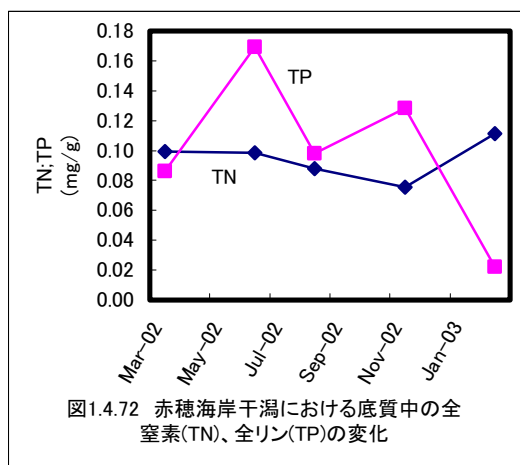
水温は 4.90～32.4℃であり、アサリ幼生の正常な発生水温域である 12.0℃～20.0℃を冬季は下回り、夏季は超過していた。塩分は 21.33～32.64 であり、アサリの生存には問題なかった。DO は 3.30～11.8mg/l であり、夏季でも貧酸素化は見られなかった。このことが、この半自然干潟における高く、安定した生残率の推移をもたらしたと考えられる。Chl-a は 0.43～10.7 $\mu\text{g/l}$ であり、人工干潟で見られたような高いピークは見られなかった。このことは、成長量が人工干潟より低い原因であろう。

ii) 底質調査

図 1. 4. 70～73 に粒度、強熱減量(IL)、全窒素(TN)、全リン(TP)、全有機炭素(TOC)の変化を示す。なお、硫化物は調査期間を通じて検出されなかった。

粒度については、含泥率が 0.80～8.60%、砂分が 87.8～98.5%で推移しアサリの生存に適していると考えられた。





強熱減量については、1.3～3.2%で推移した。秋季から冬季に減少し、冬季から夏季にかけて増加する傾向が見られるが、人工干潟で見られた春季から夏季への増加と比較すると鮮明ではない。硫化物と同じく水質の貧酸素化が見られた7月にピークが見られた。

全窒素については、0.1mg/g程度で推移し秋季に減少傾向が見られた。全リンについては、変動はあるが、0.022～0.169mg/lで推移した。全窒素は人工干潟の全窒素の増加により、半自然干潟の方が少なくなった。しかし、全リンは人工干潟では顕著な増加はなく、同程度となっている。

全有機炭素については、通常の半自然干潟で見られる値である0.53～0.85mg/gで推移し、顕著な増加または減少は見られなかった。

(4) 中間層でのアサリ養成調査

尼崎港内では夏季の貧酸素化が著しく、今回養成を試みたアサリ成貝はほとんどが死亡した。生物を定着させ、経年的に水質の浄化を図るには、個体群として貧酸素化による全滅を逃れることができる環境を整備し個体群の生き残り（「かくれがの個体群(refuge population いざという時の供給側の個体群)」⁴⁾）を図ることが不可欠と考えられる。このため、人工干潟において、アサリの生存に対する最大の障害になる、夏季の干潮時の水温、塩分濃度の急上昇、および貧酸素化、硫化物蓄積との複合作用の回避を図るため、尼崎港内に設置された筏に海砂を入れた、養成用の容器を係留しアサリを養成した。

なお、人工干潟で行っている方法と同じ方法については、記述を省略する。

1) アサリの養成および分析

尼崎港内で海藻類の増養殖を行っている筏に水深3mの層に図1.4.74に示した養成器を設置した。この中にマーキングしたアサリ成貝100個体を入れ、2002年6月10日から養成を行った。1～2ヶ月に1度引き上げて人工干潟と同様の調査を行った。また、砂については、3倍量以上の水道水で流水洗浄し、有機物、生物遺骸等の不要物を除去した。

なお、養成開始時のアサリのサイズは概略以下のとおりであった。

殻長 26～38mm 殻幅 14～19mm
殻高 20～29mm 湿重量 5～14g



図1.4.74 筏に係留したアサリ養成器（プラスチック製 縦38cm、横53cm、深さ37cm 砂層の厚さが10cmになるように砂を入れた。）

2) 調査結果

a) アサリの生残率

アサリの生残率について、図 1.4.75 に示す。貧酸素化が見られた7月から9月にかけて個体数は減少したが、40%が生き残り、12月以降は24%の生残率で安定している。

b) アサリの成長

各月に測定したアサリの平均湿重量およびサイズの平均値の増加について、図 1.4.76～79 に示す。湿重量は調査現場での個体全体の重量測定値であり、サイズは現場での全個体の測定値の平均値である。

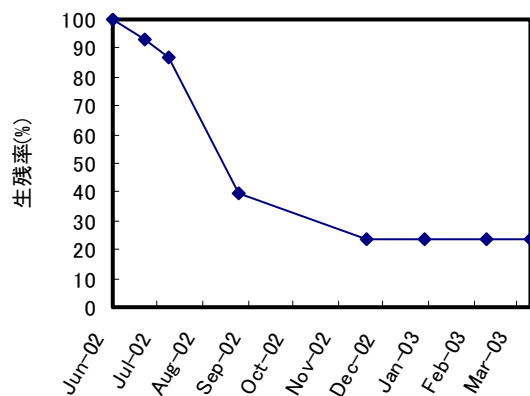


図1.4.75 中間層に係留した養成器におけるアサリ生残率(%)

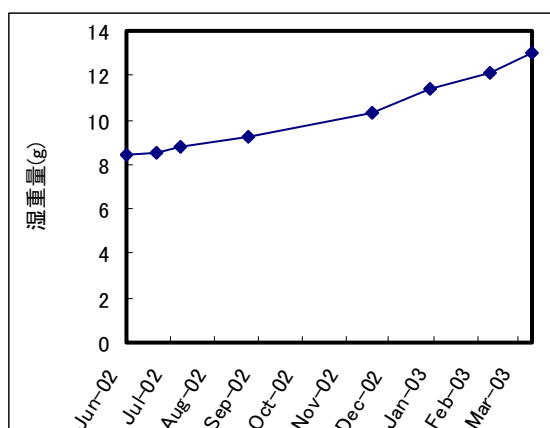


図1.4.76 中間層に係留した養成器におけるアサリの湿重量変化

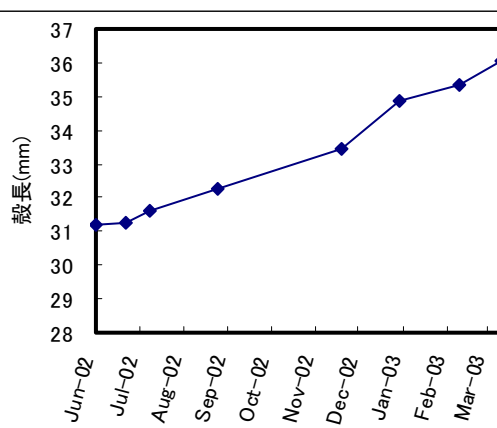


図1.4.77 中間層に係留した養成器におけるアサリの殻長の変化

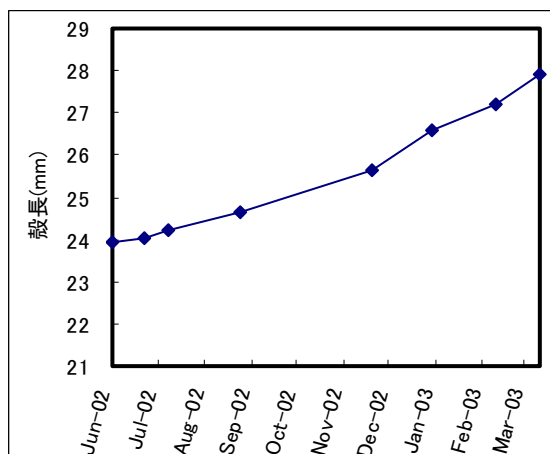


図1.4.78 中間層に係留した養成器におけるアサリの殻高の変化

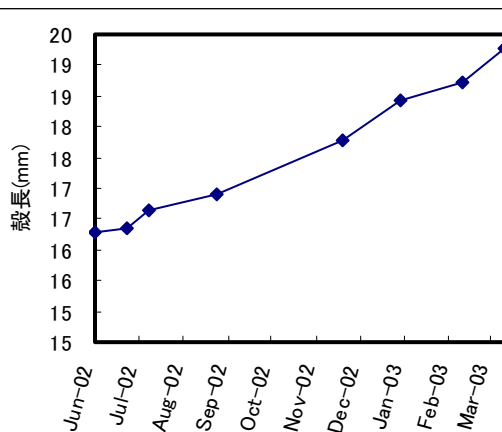


図1.4.79 中間層に係留した養成器におけるアサリの殻幅の変化(mm)

いずれの測定値も養成期間の長期化とともに増加し、順調な成長を示した。これらのことから、本養成方法が個体群の生き残り確保に有効であることが示された。

(5) 人工干潟でのアサリ稚貝調査（浮遊幼生、着底稚貝調査を含む）

尼崎港内において2002年3月15日に養成を開始したアサリ成貝は、2002年8月中旬～9月初旬に全個体が死亡した。死亡原因としては、夏季の貧酸素化が考えられ、生物の生息する場としては厳しいことが示された。

しかしながら、2002年9月初旬から人工干潟内にアサリの稚貝が見られ始めた。

この稚貝は、年間の生活史の完成等、人工干潟でのアサリ養成に非常に重要な知見をもたらす可能性があるため、これらを養成かごに入れて生残率、成長を調査した。また、外部由来の可能性を検討するため、着底稚貝、浮遊幼生の調査を行った。

なお、人工干潟で行っている方法と同じ方法については、記述を省略する。

1) アサリの養成および分析

2002年9月以降、人工干潟内で採取されたアサリの稚貝を養成かごに入れ、成貝と同じ位置で養成を開始した。

殻長が9mm程度の稚貝については、かごの網目からの漏出が多く、かご内に網目1mmのかごを入れて漏出を防いだ。

漏出による減少分を補うため、11月に40個体、12月に60個体を追加投入した。

このため生残率については、平成15年1月以降の結果を有効とする。（この期間は生残率99%であった。）

これらについて、月に1回の頻度で生残率、湿重量、殻長、殻高、殻幅を測定した。

なお、養成開始時のアサリのサイズは概略以下のとおりであった。

殻長 9～17mm 殻高 7～12mm

殻幅 4～7mm 湿重量 0.13～0.91g

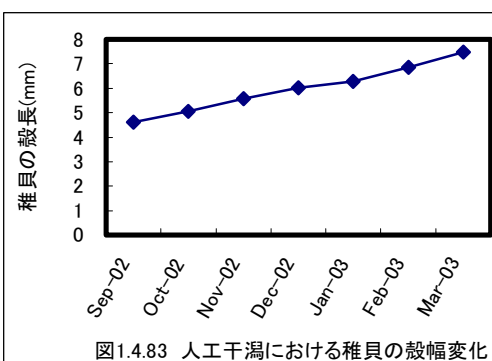
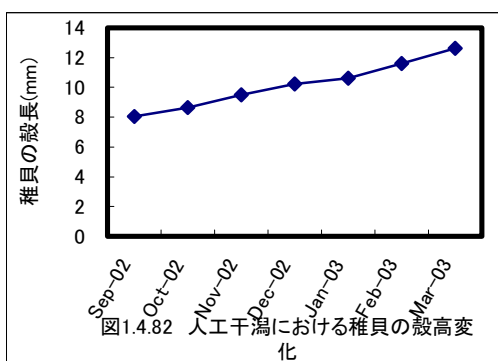
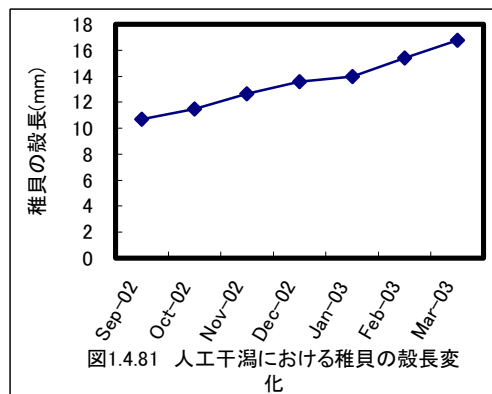
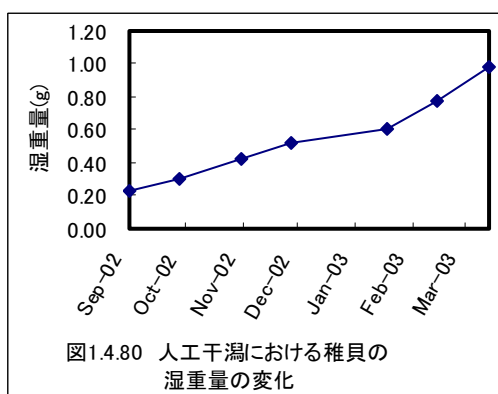
2) 調査結果

a) アサリの生残率

アサリの生残率については中途に加入した個体が多く 2003年1月以降の結果を有効とする。この期間は134個体中1個体の死亡が2003年3月に確認されたのみで、生残率は99%であった（図省略）。

b) アサリの成長

各月に測定したアサリの平均湿重量およびサイズの平均値の増加について、図1.4.80～83に示す。



水温が低かった 12 月～1 月に成長は低くなったが、他の期間は順調な成長が見られた。2 月以降はグラフの傾きに増加が見られ、成長率の増加が見られる。湿重量、殻長、殻高、殻幅の項目に共通して増加が見られた。

c) アサリの浮遊幼生、着底稚貝に関する調査

i) 浮遊幼生調査

①調査方法

図 1.4.84 に示す調査地点で、2002 年 9 月 24 日から同年 10 月 23 日までの 5 回、2003 年 5 月 19 日から同年 6 月 16 日までの 2 回、2003 年 10 月 21 日から同年 11 月 10 日までの 3 回、合計 10 回行った。実施にあたってはまる特 B 型ネット（口径 45 cm、側長 80 cm、網目 NXX17 (0.072 mm)）を海面下 5m から表層までの鉛直曳きを行うことにより行った。

なお、St.4 は干潟内であるため、5m の水平曳きを行った。また、St.2 および St.3 については水深が浅かったため、各々 4m、2m 曳くこととした。

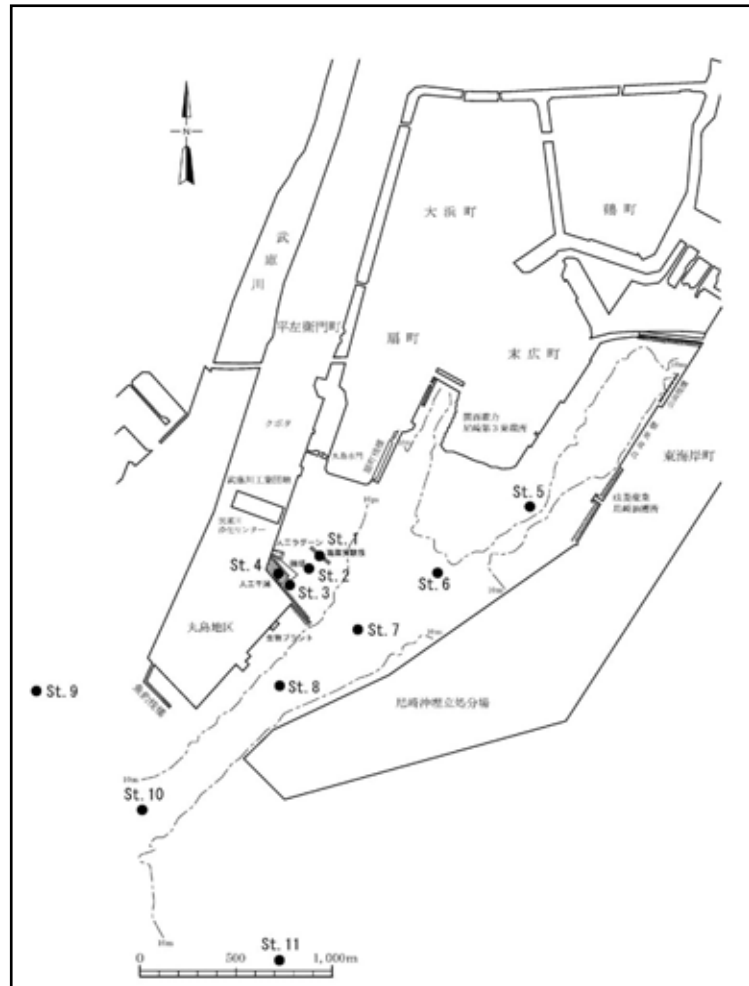


図 1.4.84 浮遊幼生調査地点図

②調査結果

表 1.4.4 および図 1.4.85～87（2003 年度結果のみ。）に調査結果を示す。アサリ浮遊幼生の存在量は少なかったが、2002 年 10 月 8 日のみ 3000 個体を超える浮遊幼生量を示した。浮遊幼生の放出は短い期間に集中して行われることが考えられた。

また、図 1.4.88 に水平分布図（2002 年 10 月 23 日）を示す。淀川河口方向に多くなっている。周辺でアサリが自生する海域としては、甲子園浜があるが、これは、淀川とは逆の方向にある。浮遊幼生の動きについては、海流、風向等のことも考慮に入れる必要があり⁵⁾、また、平成 16 年度の結果からはこのような分布は見られなかったため、今回の結果から由来を推定することは困難である。浮遊幼生の供給元としては地域個体群間ネットワークの視点⁶⁾から、泉南地域まで含めて考慮する必要があるだろう。

表 1.4.4 人工干潟および尼崎港内における
浮遊幼生調査結果

第 1 回 平成14年9月24日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	19,648	34	0.17
2	12,992	168	1.29

第 2 回 平成14年10月1日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	8,064	102	1.26
2	4,176	62	1.48

第 3 回 平成14年10月8日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	96,768	9,344	9.66
2	20,352	3,136	15.41

第 4 回 平成14年10月15日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	40,832	96	0.24
2	62,208	384	0.62

第 5 回 平成14年10月23日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	16,512	16	0.10
2	14,336	12	0.08
3	384	2	0.52
4	2,832	10	0.35
5	14,400	9	0.06
6	14,272	5	0.04
7	11,840	13	0.11
8	13,184	16	0.12
9	15,296	10	0.07
10	14,272	20	0.14
11	13,696	36	0.26

第 6 回 平成15年6月16日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	7,616	33	0.43
2	5,248	56	1.07
4	24,128	58	0.24
7	14,912	63	0.42
8	4,016	39	0.97
9	9,696	52	0.54
10	327	6	1.83
11	11,168	25	0.22

第 7 回 平成15年10月21日

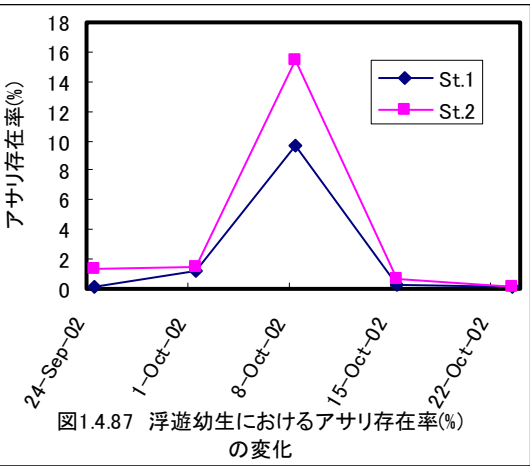
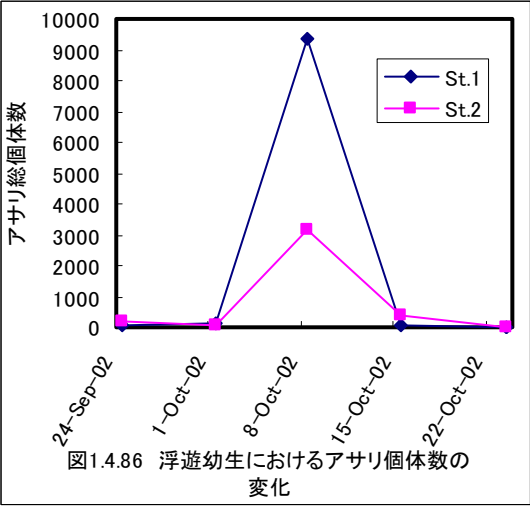
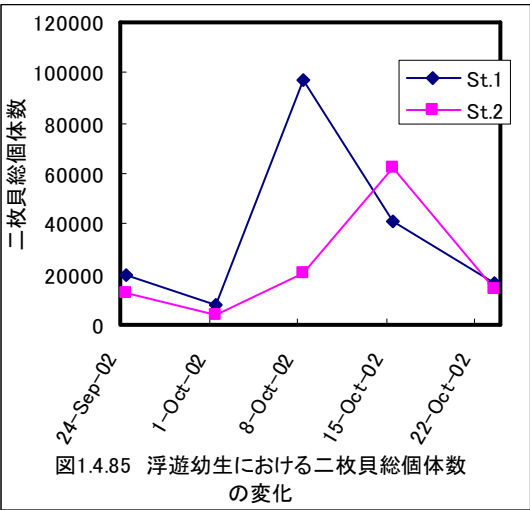
St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	848	24	2.83
2	540	0	0.00
3	322	3	0.93
4	3	1	33.33
5	277	5	1.81
6	291	1	0.34
7	267	37	13.86
8	309	35	11.33
9	984	144	14.63
10	203	35	17.24
11	804	27	3.36

第 8 回 平成15年10月28日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	1,088	13	1.19
2	1,156	3	0.26
3	83	1	1.20
4	88	0	0.00
5	341	5	1.47
6	812	0	0.00
7	326	6	1.84
8	214	15	7.01
9	217	25	11.52
10	236	15	6.36
11	309	18	5.83

第 9 回 平成15年11月10日

St.	二枚貝総個体数	アサリ個体数	アサリ存在率(%)
1	412	2	0.49
2	82	0	0.00
3	5	0	0.00
4	134	0	0.00
5	518	0	0.00
6	106	0	0.00
7	59	2	3.39
8	127	0	0.00
9	158	4	2.53
10	103	2	1.94
11	106	0	0.00



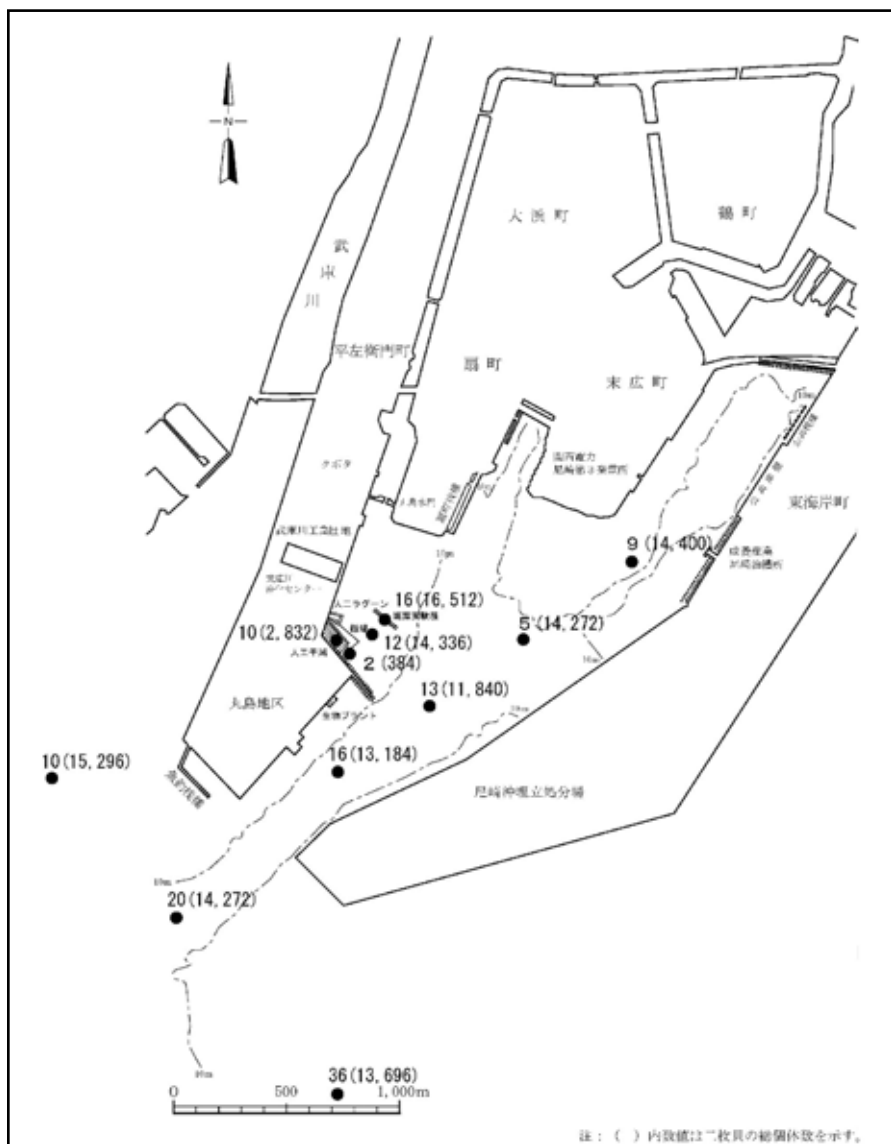


図 1.4.88 浮遊幼生水平分布図

ii) 着底稚貝調査

①調査方法

図 1.4.89 に示すとおり、人工干潟内 2 地点および尼崎港内 2 地点において、2002 年 10 月 30 日から同年 11 月 27 日までに 2 回および 2003 年 5 月、6 月、10 月、11 月に計 5 回実施した。干潟内においては、直径 10cm のアクリルパイプを底質に差し入れ、淡水洗浄によりあらかじめ稚貝を除去した砂を被覆し、1 週間設置した。これに直径 5cm のアクリルパイプを挿入し、表層 2cm の底質を試料として採取した。港内 2 地点においては、直径 5cm のアクリルパイプを底質に直接挿入し、表層 2cm の底質を試料として採取した。

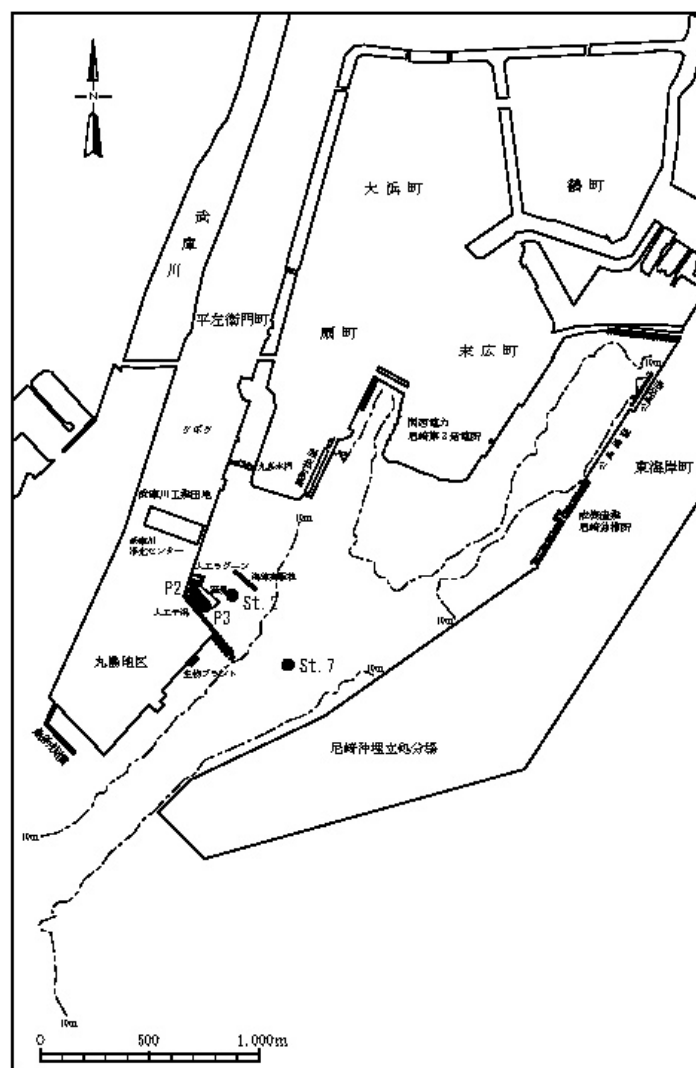


図 1.4.89 着底稚貝調査地点図

②調査結果

表 1.4.5 に調査結果を示す。競合種であるホトトギスガイ、コウロエンカワヒバリガイと比較してアサリの着底稚貝数は少なかった。このような競合種との存在量の差は浮遊幼生の数においても見られた。これらのことは初夏から秋季にかけて、これら競合種により底質がマット化する現象が目視観測されたこととも一致する。今後の推移によっては、アサリによる水質浄化のためには競合種の繁殖を抑える方策が必要となるだろう。

表1.4.5 人工干潟および尾崎港内における着底稚貝分布

調査年月日		2002年10月30日 (初期値)		2002年11月6日 (静置後値)			2002年11月20日 (初期値)					2002年11月27日 (静置後値)	
調査地点		P2	P3	P2	P3		P2	P3	St.2	St.7	実験前	P2	P3
底泥容量						底泥容量							
1.0mm以上区泥容量 (ml)	20	14	16	6		1.0mm以上区泥容量 (ml)	32	48	18	0.2	68	108	74
0.5～1.0mm区泥容量 (ml)	8	6	4	3		0.5～1.0mm区泥容量 (ml)	10	12	4	0.05	64	38	52
0.25～0.5mm区泥容量 (ml)	10	8	10	4		0.25～0.5mm区泥容量 (ml)	18	14	4	0.2	40	34	40
0.125～0.25mm区泥容量 (ml)	6	4	6	4		0.125～0.25mm区泥容量 (ml)	16	18	4	3	18	22	22
二枚貝総個体数						二枚貝総個体数							
1.0mm以上区	6.0	0.0	30.0	1.0		1.0mm以上区	28.0	16.0	0.0	0.0	0.0	5.0	17.0
0.5～1.0mm区	1.0	0.0	0.0	0.0		0.5～1.0mm区	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	1.0
0.25～0.5mm区	6.0	0.0	1.0	1.0		0.25～0.5mm区	3.0	2.0	2.0	0.0	0.0	4.0	22.0
0.125～0.25mm区	6.0	4.0	7.0	3.0		0.125～0.25mm区	7.0	9.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.0
1.0mm以上区						1.0mm以上区							
ホトギス	16.0		9.0			ホトギス	6.0	6.0				22.0	10.0
コウエンカサヒハシガイ	18.0		18.0			ミヅリガイ		4.0					
アサリ	3.0		1.0	1.0		コウエンカサヒハシガイ	18.0	5.0				7.0	
マツカゼガイ			1.0			マカシ							1.0
シヅガイ			1.0			アサリ	3.0	1.0				6.0	4.0
						マツカゼガイ							1.0
						シヅガイ	1.0					1.0	1.0
0.5～1.0mm区						0.5～1.0mm区							
アサリ	1.0					ホトギス						3.0	
						アサリ	2.0						
						シヅガイ							1.0
0.25～0.5mm区						0.25～0.5mm区							
ホトギス	5.0			1.0		ホトギス	2.0	2.0	2.0			2.0	22.0
アサリ	1.0		1.0			アサリ	1.0					2.0	
0.125～0.25mm区						0.125～0.25mm区							
ホトギス	5.0	4.0	7.0	3.0		ホトギス	7.0	9.0				2.0	1.0
アサリ	1.0												

St.	2003年5月19日			St.	2003年6月16日		
	P1 ^{*1)}	P2	P3		P1	P2	P3
底泥容量				底泥容量			
1.0mm以上区泥容量 (ml)	18	20	16	1.0mm以上区泥容量 (ml)	6	6	6
0.5～1.0mm区泥容量 (ml)	10	8	6	0.5～1.0mm区泥容量 (ml)	5	5	4
0.25～0.5mm区泥容量 (ml)	5	8	5	0.25～0.5mm区泥容量 (ml)	3	4	3
0.125～0.25mm区泥容量 (ml)	3	5	2	0.125～0.25mm区泥容量 (ml)	2	4	4
二枚貝個体数				二枚貝個体数			
1.0mm以上区	5	7	7	1.0mm以上区	3	4	4
0.5～1.0mm区	3	3	2	0.5～1.0mm区	1	2	0
0.25～0.5mm区	8	0	3	0.25～0.5mm区	6	0	0
0.125～0.25mm区	6	2	1	0.125～0.25mm区	0	0	0
1.0mm以上区				1.0mm以上区			
ホトギス	2.0	2.0	6.0	ホトギス	3.0	2.0	2.0
コウエンカビハシリガイ	-	5.0	-	コウエンカビハシリガイ	-	2.0	1.0
アサリ	3.0	-	1.0	ムササガイ	-	-	1.0
0.5～1.0mm区				0.5～1.0mm区			
ムササガイ	3.0	3.0	2.0	ムササガイ	1.0	2.0	-
0.25～0.5mm区				0.25～0.5mm区			
ムササガイ	8.0	-	3.0	ムササガイ	6.0	-	-
0.125～0.25mm区				0.125～0.25mm区			
ムササガイ	6.0	1.0	1.0	-	-	-	-
キヌマコガイ	-	1.0	-				

*1) P1はP2より10m陸側の地点

St.	2003年10月21日			2003年10月31日			2003年11月10日		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P2-P3 ^{*2)}
底泥容量									
1.0mm以上区泥容量 (ml)	20	18	26	20	26	24	16	34	8
0.5～1.0mm区泥容量 (ml)	12	12	4	10	6	8	10	4	8
0.25～0.5mm区泥容量 (ml)	10	12	2	6	8	10	8	3	10
0.125～0.25mm区泥容量 (ml)	2	10	2	1	2	6	2	3	6
二枚貝個体数									
1.0mm以上区	0	20	2	0	30	3	1	28	2
0.5～1.0mm区	0	3	0	0	0	0	0	0	0
0.25～0.5mm区	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.125～0.25mm区	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.0mm以上区									
コウモンカワビハヅリガイ	—	19.0	2.0	—	29.0	2.0	1.0	28.0	2.0
マカキ				—	1.0	—			
アサリ	—	1.0	—	—	—	1.0			
0.5～1.0mm区									
コウモンカワビハヅリガイ	—	3.0	—	—	—	—	—	—	—
0.25～0.5mm区									
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
0.125～0.25mm区									
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

*2) P2-P3はP2とP3の中間地点

(6) 底質の攪乱（耕耘）による競合種の増殖阻害

(5) において記述したとおり、競合種であるホトトギスガイ、コウロエンカワヒバリガイと比較してアサリの着底稚貝数は少なかった。このことは初夏から秋季にかけて、これら競合種により底質がマット化する現象が目視観測されたことと関係があると推測できる。2002 年夏季にはこの競合種のマット形成が一因となりアサリの大量死が起きた。今後、継続的なアサリによる水質浄化を行うためには競合種の繁殖を抑える方策が必要となる。

このための一策として、アサリの増殖場でもしばしば行われる、7月から9月のホトトギスガイの着底初期における底質表面の攪乱（耕耘）を行い有効性を検討した。

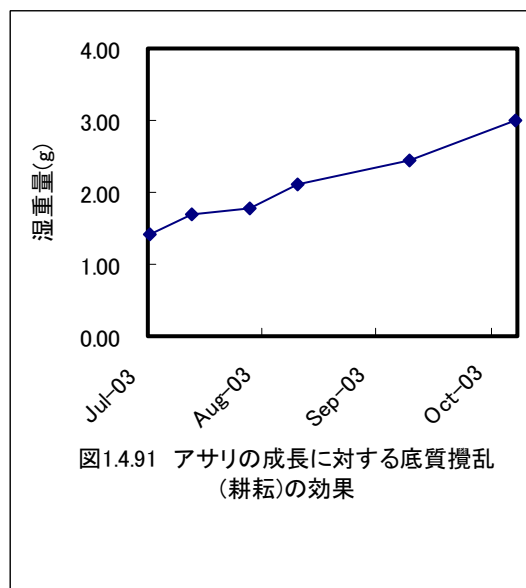
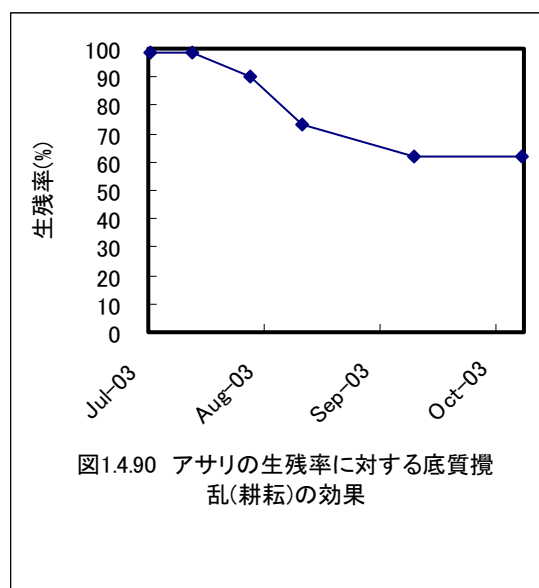
1) 調査方法

(2) で示した養成かごと同様の形状で、夏季における付着生物、浮遊藻類による目詰まり防止のため、網目を 1cm 四方とし、縦 30cm、横 30cm、高さ 15cm に縮小した養成かご内部に 7cm の砂層を設けるために縦 26cm、横 26cm、高さ 12cm のプラスチック製バットを入れた。このバット中に平均湿重量が 2.00g 以下の若齢のアサリ 30 個体とともに人工干潟の砂を入れた。本調査は 2003 年 7 月 16 日から 2003 年 11 月 4 日まで行い、7 月および 8 月は 2 週間に 1 回、9 月から 11 月は 1 ヶ月に 1 回の頻度で底質を攪乱した。養成したアサリについては 1 ヶ月に 1 回、生残率、湿重量、殻長を測定した。

2) 調査結果

目視観察において調査期間中、競合種（ホトトギスガイ）のマット形成は認められなかった。アサリについては 60%以上の生残率が認められ（図 1.4.90）、また、成長についても問題はなく（図 1.4.91）、手法の有効性が示唆された。このことから、二枚貝の採取や浜遊びの場等として人が干潟に入ることも干潟の保全にとって考慮に値する。

しかしながら、マット形成が抑制された原因としては、①2003 年度は 2002 年度と比較して 7 月、8 月の平均水温が 1.4℃低いこと、②15‰を下回る低塩分状態となる頻度が高かったこと（2003 年度；5 日、2002 年度；1 日）等のことも考えられるため本養成方法については、一層の検討が必要である。



(7) 魚類調査

干潟における底生生物または付着藻類の捕食者であり、移動能力の大きさから過剰な栄養塩類を港外へ排除することも期待されている魚類について、現存量と成長量を把握するため、干潟に定置網を設置し、魚類を捕獲し湿重量等を測定した。

1) 調査方法

2003年11月26日（1回目）および2003年12月23日（2回目）に定置網を人工干潟内に設置し、1昼夜放置した。網の内部に残った魚類を捕獲し、全長、体長、湿重量、胃内容物を測定した。2回の調査結果から魚類の現存量、生長量を推定することを目的とした。また、1回目の調査で比較的、採取個体数が多かったマハゼおよびセスジボラについて、それぞれ5個体および4個体を鰭カットし、再放流した。これらを再捕獲し同一個体を再度測定することにより、調査結果の信頼性の向上を期した。

2) 調査結果

調査結果について表1.4.6～9に示す。2003年11月26日調査では、マハゼ、セスジボラ、スズキ等5種、湿重量272g、2003年12月23日調査ではスズキ、コトヒキ、カタクチイワシの3種、湿重量69.7gを捕獲した。鰭カットした個体の再捕獲はできなかった。また、1回目と2回目で捕獲された種の大部分が異なり、唯一の同一種であったスズキにおいても個体の成長は見られず、魚類の成長量から水質浄化を推算することはできなかった。しかしながら、胃内容物調査結果からは、干潟底質に埋在性または干潟表層に生息するベントスおよび付着藻類等を含む珪藻類が見出され、干潟における物質循環に果たす役割の大きさが示された。さらに、現存量の減少する冬季の調査としては、一定量の存在が確認できたことから、成長が盛んになる春季から秋季には魚類による栄養塩類の排除が行われる可能性が示唆された。

表 1.4.6 定置網調査で採捕された生物の個体数

単位: 個体/網

No.	綱	目	科	学名	和名	11月26日			12月23日		計
						個体数	胃内容	再放流	個体数	胃内容	
1	腹足	アメフラシ	アメフラシ	<i>Bursatella leachii leachii</i>	トケアメフラシ	2					2
2	軟甲	十脚	テッポウエビ	<i>Alpheus brevirostratus</i>	テッポウエビ				1		1
3	軟甲	十脚	ホンヤドカリ	<i>Pagurus dubius</i>	ユビナガホンヤドカリ	4			7		11
4	軟甲	十脚	クモガニ	<i>Pyromaia tuberculata</i>	イッカククモガニ				1		1
5	軟甲	十脚	ガサミ	<i>Carcinus mediterraneus</i>	チチュウカイミドリガニ	4			3		7
6	軟甲	十脚	イワガニ	<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	イソガニ	1					1
7	軟甲	十脚	イワガニ	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	ケフサイソガニ	1			5		6
8	硬骨魚	ニシン	カタクチイワシ	<i>Engraulis japonicus</i>	カタクチイワシ				1	(1)	1
9	硬骨魚	スズキ	ボラ	<i>Liza carinata carinata</i>	セスジボラ	5	(1)	(4)			5
10	硬骨魚	スズキ	ボラ	<i>Liza macrolepis</i>	コボラ	1	(1)				1
11	硬骨魚	スズキ	スズキ	<i>Lateolabrax japonicus</i>	スズキ	2	(2)		1	(1)	3
12	硬骨魚	スズキ	シマイサキ	<i>Terapon jarbua</i>	コトヒキ				3	(3)	3
13	硬骨魚	スズキ	タイ	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	クロタイ	9	(9)				9
14	硬骨魚	スズキ	ハゼ	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	マハゼ	7	(2)	(5)			7
計						36	(15)	(9)	22	(5)	58

注: 1. 「胃内容」欄は、胃内容物分析を行った個体数を示す。

2. 「再放流」欄は、臀鰭の一部を切除した後、再び放流した個体数を示す。

表 1.4.7 定置網調査で採捕された生物の測定結果

No.	年	月	日	和名	全長(mm)	体長(mm)	湿重量(g)	備考
1	2003	11	26	トケアメフラシ	98.0	-	30.2	
2					80.1	-	34.4	
3				ユビナガホンヤトカリ	13.4	-	1.9	
4					5.4	-	0.2	
5					5.1	-	0.1	
6					3.4	-	0.1	
7				チチュウカイミドリガニ	42.8	32.5	22.4	
8					42.0	32.1	18.5	
9					42.0	32.2	19.4	
10					21.6	21.0	5.0	
11				イソガニ	25.1	21.9	7.7	
12				ケフサイソガニ	7.0	5.4	0.2	
13				セシジホラ	114.3	91.8	11.8	胃内容物分析
14					130.1	82.8	9.4	鰭カット再放流
15					95.0	76.8	6.9	鰭カット再放流
16					93.0	77.2	7.4	鰭カット再放流
17					95.5	78.8	7.8	鰭カット再放流
18				コホラ	63.1	52.0	3.3	胃内容物分析
19				スズキ	178.0	145.2	40.5	胃内容物分析
20					164.2	134.8	35.9	胃内容物分析
21				クロダイ	24.2	18.8	+	胃内容物分析
22					24.8	18.6	+	胃内容物分析
23					26.0	19.9	+	胃内容物分析
24					20.4	17.2	+	胃内容物分析
25					24.1	19.1	+	胃内容物分析
26					25.5	20.4	+	胃内容物分析
27					24.6	19.6	+	胃内容物分析
28					24.7	19.8	+	胃内容物分析
29					22.8	18.5	+	胃内容物分析
30				マハゼ	180.0	149.2	39.7	胃内容物分析
31					170.3	136.5	32.7	胃内容物分析
32					157.5	127.1	25.8	鰭カット再放流
33					156.3	125.8	22.5	鰭カット再放流
34					167.5	137.9	29.3	鰭カット再放流
35					146.0	120.8	21.3	鰭カット再放流
36					127.0	101.4	13.7	鰭カット再放流
37	2003	12	23	テッポウエビ	39.7	14.2	2.4	
38				ユビナガホンヤトカリ	11.5	-	2.3	
39					10.1	-	1.1	
40					10.0	-	0.9	
41					9.5	-	1.1	
42					9.4	-	0.7	
43					7.8	-	0.5	
44					4.6	-	0.2	
45				イッカクモガニ	8.9	12.6	0.2	
46				チチュウカイミドリガニ	43.2	33.8	21.8	
47					39.3	30.6	13.6	
48					39.1	29.7	13.7	
49				ケフサイソガニ	17.0	14.5	1.7	
50					11.0	9.6	0.5	
51					10.3	9.0	0.6	
52					6.8	6.2	+	
53					9.1	8.2	0.3	
54				カタクチイワシ	91.0	78.2	4.5	胃内容物分析
55				スズキ	150.0	124.3	29.2	胃内容物分析
56				コヒキ	103.9	81.4	15.6	胃内容物分析
57					92.5	73.8	10.6	胃内容物分析
58					84.2	71.2	9.8	胃内容物分析

注:「全長」及び「体長」欄はそれぞれ、ヤドカリ類では「甲長」及び「- (該当部位なし)」、エビ類では「体長」及び「頭胸甲長」、カニ類では「甲幅」及び「甲長」を示す。

表 1.4.8 定置網調査で採捕された生物の胃内容物分析結果

No.	和名	分析個体数	胃内容物出現種	湿重量%
1	カタチイワシ	1	カイアシ亜綱	100.0
2	セスジホラ	1	珪藻綱	100.0
3	コホラ	1	ヨコエビ [*] 亜目	100.0
4	スズキ	3	ニホント [*] ロソコエビ [*]	45.8
			ト [*] ロクダ [*] ムシ科	33.6
			アリタヨコエビ [*] 属	7.5
			コ [*] カイ科	6.5
			キスイタナイス	3.7
			スピ [*] オ科	1.9
			ワレカラ [*] 亜目	0.9
5	コトヒキ	3	コ [*] カイ科	100.0
6	クロダイ	9	カイアシ亜綱	100.0
			ニホント [*] ロソコエビ [*]	+
7	マハゼ [*]	2	ヨコエビ [*] 亜目	100.0
			ヒモムシ綱	+
			ホシムシ綱	+
			ニホント [*] ロソコエビ [*]	+

注:「湿重量%」は、11月調査結果と12月調査結果の魚種別胃内容物合計に対する胃内容物出現種の比率を示す。

表1.4.9 定置網調査で採捕された生物の胃内容物分析結果

No.	月	日	和名	計	不明消化物	珪藻綱		ヒゼムシ綱		ホシムシ綱		多毛綱				甲殻綱								胃内容物写真撮影個体																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																													
						細胞数	湿重量 (g)	個体数	湿重量 (g)	個体数	湿重量 (g)	個体数	湿重量 (g)	コカイ科	スピオ科	カイアシ綱	トコガタムシ科	メリタコエビ属	ヨコエビ・重目	ヨコエビ・重目	ワレガタ重目	タナイス目																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																															
1	11	26	セスジボラ	+		52	+																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																														

注:「+」は、0.01g未満であることを示す。

(8) 考察とまとめ

1) 二枚貝（アサリ）による栄養塩類固定

本研究では養成かごの中でアサリを養成し、そのろ過食性による過剰の懸濁有機物の除去を定量的に評価することを目標とした。かごの中で養成する手法については、自然条件に近い赤穂干潟（以降、半自然干潟）での実施において急激な個体数の減少、成長の停滞等が見られなかったことから、今回の目標には支障はないことを確認した。

尼崎港内に設置された人工干潟では、実験開始の2002年3月から同年7月までの4ヶ月間（以降、好成長期間）は、アサリは良好な生残率を維持し、栄養塩類の豊富さから肥満度において半自然干潟を凌駕したことから、アサリによる海水からの栄養塩除去が可能であることが示された。しかし、同年8月には、海域の貧酸素化およびホトトギスガイのマット形成による生息環境の悪化が顕著になった。

アサリは餌として取り込んだ懸濁有機物を高い効率で同化することが知られている。このことから、アサリは、そのろ過食性により、有機汚濁と同時に懸濁態窒素、リンをも水中から除去していると考えられる。

今回、人工干潟において養成したアサリについて、窒素、リンの固定量の大部分を占めると考えられる軟体部の窒素、リン、炭素（全有機炭素）の分析を行ったところ以下の値を得た。

以下に、今回得た実測値（平均値）を利用して人工干潟におけるアサリへの窒素、リンの固定量の試算を試みた。試算の期間については、上記の好成長期間とした。また、人工干潟では半自然干潟と比較して、殻付き湿重量に対する軟体部乾燥重量比の変動が大きかったため、（3 赤穂海岸半自然干潟調査）において示したように、殻付き湿重量から軟体部乾燥重量を推算するための通年適用可能な数式は決定できなかった。このため、各月において実測値から決定した数式を適用した。（3月； $y = 0.0723 \sum x_n + 0.0153n$ 、7月； $y = 0.103 \sum x_n - 0.153n$ ： $\sum x_n$ ；殻付き湿重量の全個体数、 y ；軟体部乾燥重量の全個体数、 n ；全個体数）

これらのことから、好成長期間にアサリに固定された窒素、リンの量を○式から試算した。

○アサリによる窒素またはリンの固定量＝アサリ現存量×CNP含有比×P/B比**

*CNP含有比；表3の平均値から、C:N:P=474:84.6:8.37とした。

**P/B比（生産量と現存量の比率）=2.00⁷⁾

以下の①②の差を○式のアサリ現存量の項に代入し、2002年3月から2002年7月の好成長期間に人工干潟で養成したアサリにより固定された窒素、リン量は以下のとおり試算した。

- ① 2002年3月養成開始時の軟体部乾燥重量
= $0.0723 \times 3 \text{ 月の殻付き湿重量の和}(1860(\text{g})) + 0.0153 \times 400$
= 141(g)
- ② 2002年7月の軟体部乾燥重量
= $0.103 \times 7 \text{ 月の殻付き湿重量の和}(2300(\text{g})) - 0.153 \times 292$
= 192(g)

なお、今回は養成かご4個を使用した試みである。4かごの底面積の和は、 $0.450\text{m} \times 0.450\text{m} \times 4 = 0.810\text{m}^2$ である。よって○式から、好成長期間の固定量は以下のとおり算出された。

窒素(g/m²) = $15.2(\text{g}) / 0.810\text{m}^2 = 18.8(\text{g/m}^2)$

リン(g/m²) = $1.51(\text{g}) / 0.810\text{m}^2 = 1.86(\text{g/m}^2)$

条件が異なるため単純な比較はできないが、近隣の代表的干潟である、甲子園干潟、新舞子干潟等の浄化量算定値 0.130~130(g/m²・year)（窒素）、0.00400~11.0(g/m²・year)（リン）⁸⁾との比較を4ヶ月間の養成による固定であることを考慮して行えば、人工干潟と本法の組み合わせによ

り短期間に自然の干潟に匹敵する量の栄養塩を固定することが可能であることが示された。仮に本法により、港内の全窒素現存量($22.3(t)^9=22.3 \times 10^6(g)$) をアサリに固定するとすれば、以下の面積の干潟が必要となる。

$$22.3 \times 10^6(g) / 18.8(g/m^2) = 11.9 \times 10^5 m^2$$

尼崎港内の港内総面積が $22.7 \times 10^5 m^2$ 、また、水深 10m 以浅の海域の面積が $12.6 \times 10^5 m^2$ であることから、港内海域総面積の 52.4%、水深 10m 以浅の港内海域総面積の 94.4%をアサリが生息可能な干潟に変えれば、計算の上では4ヶ月間で港内の窒素現存量をアサリに固定できることとなる。

しかしながら、肥満度に見られるように軟体部の重量は変動する(3.51~7.04 ; 2002 年 3 月~2002 年 8 月) ため、評価には調査時期の特定が必要であること、効果的な固定と系外への排出には肥満度、および窒素、リンの含有量が高い時期を選定することが必要である。また、貧酸素化等の環境悪化により大量の斃死があると、富栄養化に加担する恐れがあるため、水質のモニタリングの継続実施、バブリング等による適正な溶存酸素濃度の維持管理、ホトトギスガイ等の競合種の過剰増殖によるマット形成の阻害が望まれる。

2) 貧酸素化対策

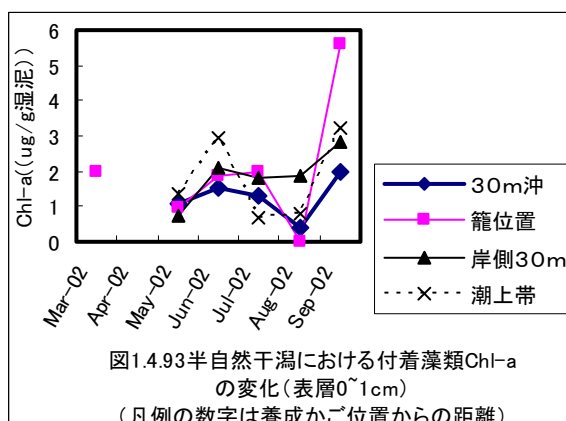
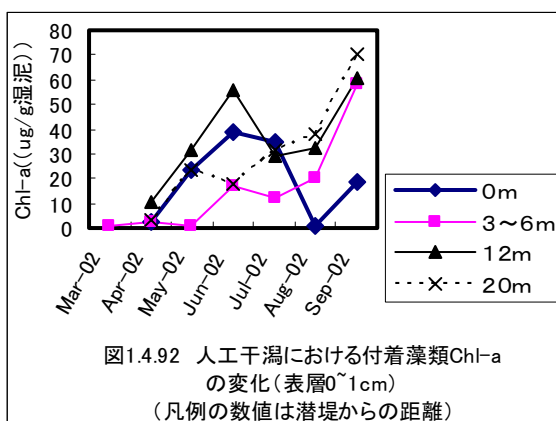
尼崎港内のような富栄養化海域で夏季に頻発する、貧酸素化は生物にとって脅威となる。このため、筏に養成器を係留し中間層でアサリを養成することを試みた。調査機会毎に底質を洗浄し、競合種または有害種の繁殖を抑えたこともあり、40%が夏季を乗り切り、24%が本年度末まで生き残ることができた。このような方法で種の保存を図ることは、貧酸素化による脅威にさらされる環境で生物を利用する際には重要なことと考える。

3) 競合種への対応

成貝が貧酸素化で死亡した後、稚貝が着底した(2002 年、2003 年の両年に見られた。)ことは、連続性の維持の観点から、人工干潟でのアサリによる水質浄化に非常に有益なことである。また、浮遊幼生、着底稚貝調査結果から周辺海域から浮遊幼生が供給される可能性がある。従って、着底条件を整備しておけば外部からの自然移入が可能であり、さらに、成貝が夏季を乗り切ることが可能となるように環境を整備することでアサリの生活史が完成し、自然繁殖が緒に就くと考えられる。

しかしながら、現在の人工干潟では浮遊幼生および着底稚貝調査で明らかになったように、競合種であるホトトギスガイ、コウロエンカワヒバリガイ、ムラサキイガイ等がアサリより数的に優勢である。また、図 1.4.92 に示すように過剰な栄養塩類の存在により、底質の付着藻類の繁茂が著しい。半自然干潟におけるような適度の付着藻類の存在(図 1.4.93)は酸素供給、泥食者または堆積物食者のエサとして、干潟の物質循環に必須である。しかしながら、前出の競合種および過度の付着藻類による底質表面でのマット形成はマットの下の底質環境に、泥分率や硫化物濃度の上昇、海水交換の悪化等を引き起こす。このことは、アサリのような埋在性生物の生存にとって脅威となる。¹⁰⁾

競合種の優先、付着藻類の過剰な繁茂を裏付けるような底質のマット化が 2002 年 6 月から 11



月頃まで目視により確認された。(図 1.4.94)

マットの下の底質中には、アサリの稚貝は少なく、死骸が多く見出された。アサリによる水質浄化を継続させ、効果の顕在化を図るには、浮遊幼生の着底、稚貝の成長を含む生活史の完成、繁殖が不可欠である。このため、生存環境を脅かす競合種の増加抑制、付着藻類の繁茂の適正化によるマット形成の阻止が必要である。2003 年夏季にはこれに対する実行可能な手法として底質の攪乱(耕耘)の有効性を検討した。天候が競合種の繁殖に不適当であったため、過大な評価はできないが、底質の攪乱を行った実験区については競合種の繁殖は見られず、かつ、アサリの成長の阻害は見られなかった。このことから、二枚貝の採取や浜遊びの場等として人が干潟に入ることも干潟の保全にとって考慮に値する。今後の採用し得る対応策として期待できるだろう。



図 1.4.94 人工干潟底質表層に見られた付着藻類のマット

4) 魚類を含む生物による物質循環による水質浄化への発展

干潟として生物多様性を保持し、継続的な水質浄化の効果拡大を狙うにはアサリ以外の生物に目を向けることが必須となる。中でも、移動能力の大きさから栄養塩類の持ち出し効果が期待される魚類について調査した。成長量から水質浄化能を見積もることはできなかったが、現存量の減少する冬季に一定量の存在を確認できたことから、成長が盛んになる春季から秋季には魚類による栄養塩類の排除が行われる可能性が示唆された。また、胃内容物調査結果から干潟底質に埋没または干潟表層に生息するベントスおよび付着藻類等を含む珪藻類が見出され、干潟における物質循環に魚類が果たす役割の大きさが示された。これらのことから、アサリによる過食性により透明度が向上することで底生藻類が増加し、これが魚類の繁殖につながれば、水質浄化にプラスの連鎖が期待できる。アサリから始めた生物を利用した水質浄化への取り組みが今後、このような生物多様性を推進する視点から支持され、生物による物質循環による水質浄化に発展すれば効果、継続性において非常に有益である。

参考文献

- 1) 瀬戸内海環境情報基本調査-播磨灘・燧灘・別府湾-(資料編)、平成 14 年 3 月、(平成 13 年度環境省委託業務結果報告書)
- 2) メソコスム実験による水底質変化に対する沿岸干潟生態系応答に関する研究、75-1~75-11、平成 12 年度環境保全研究成果集 (Ⅲ)、環境省総合環境政策局総務課環境研究技術室編
- 3) 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 (国立環境研究所特別研究報告、SR-32-2000、平成 8~10 年度、平成 12 年 3 月、国立環境研究所)
- 4) DAVID RAFFAELLI and STEPHEN HAWKINS 著、朝倉 彰 訳 ((1996) INTERTIDAL ECOLOGY (1999) 潮間帯の生態学、上、195)
- 5) 鈴木輝明、市川哲也、桃井幹夫、(2002) リセプターモードモデルを利用した干潟域に加入する二枚貝浮遊幼生の供給源予測に関する試み-三河湾における事例研究-、水産海洋研究、66(2)、88-101.
- 6) 風呂田利夫(2002)、内湾ベントスにおける地域個体群間ネットワークの重要性、アサリの生産を支える生物生産環境の問題点と新たな研究視点-アサリは里海の主役-(独立行政法人水産総合研究センターシンポジウム) 要旨集、8-9
- 7) 木村賢史(1998)、沿岸域における底生動物の生息環境と浄化能力に関する研究、学位論文
- 8) 瀬戸内海の干潟・浅海域の浄化機能(瀬戸内海浅海域浄化機能基本調査最終とりまとめ) 平成 12 年 3 月、平成 11 年度環境省委託業務結果報告書
- 9) 平成 12 年度臨海部における環境回復・創造事業に関する調査報告書(平成 13 年 3 月(財)兵庫県環境クリエイトセンター委託事業)、財団法人国際エメックスセンター
- 10) 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振興開発協会、149-152

1.5 磯および石積堤を用いた閉鎖性干潟

1.5.1 目的

尼崎港内のような閉鎖性の強い海域においても水質浄化が期待される土木技術として、石積堤（捨石堤）を用いた閉鎖性干潟がある。当該技術は赤井⁽¹⁾によって提唱され、石積堤体の空隙間に付着した微生物によって行われる接触酸化、水面の静穏化による沈殿作用、堤体での波浪曝気など、様々な水質浄化機能を有しているといわれている。また、この水質浄化機能は、潮汐、波浪といった自然エネルギーや、生物間の物質循環などがエネルギー源となっており、熱や電気などの人為的なエネルギーを投入する必要がないことも大きな特徴である。また、人工干潟の護岸は大型の礫で被覆されており、磯としての生物生息空間を創出している。ここでは、閉鎖性干潟の石積堤が有する水質浄化効果と付着珪藻や底生動物出現の特性を明らかにするとともに、磯の機能を持つ人工干潟護岸における付着生物の出現状況を把握することを目的とする。

1.5.2 施設の概要

(1) 施設形状

尼崎港内に設置された石積堤を用いた閉鎖性干潟の形状・規模を図 1.5.1 に、その様子を図 1.5.2 にそれぞれ示す。施設を構成する石積堤は、堤体延長が 41m、堤体幅が堤体前面で 4m、堤体側面で 1.5m～2m とした。また、堤体を通じて行われる内外水域の海水交換が堤体前面のみで行うことを目的に堤体側面に遮水シートを敷設した。石積堤で囲まれた内水域は、幅 5m × 奥行 9m の矩形形状となっており、水深が満潮時には最大 OP+2.1m、干潮時には全域が干出する構造となっている。また、内水面に造成した干潟の地盤高を OP+0.75m～OP+1.5m の間で 4 段に分割し、0.25m 間隔の段差を設けた。

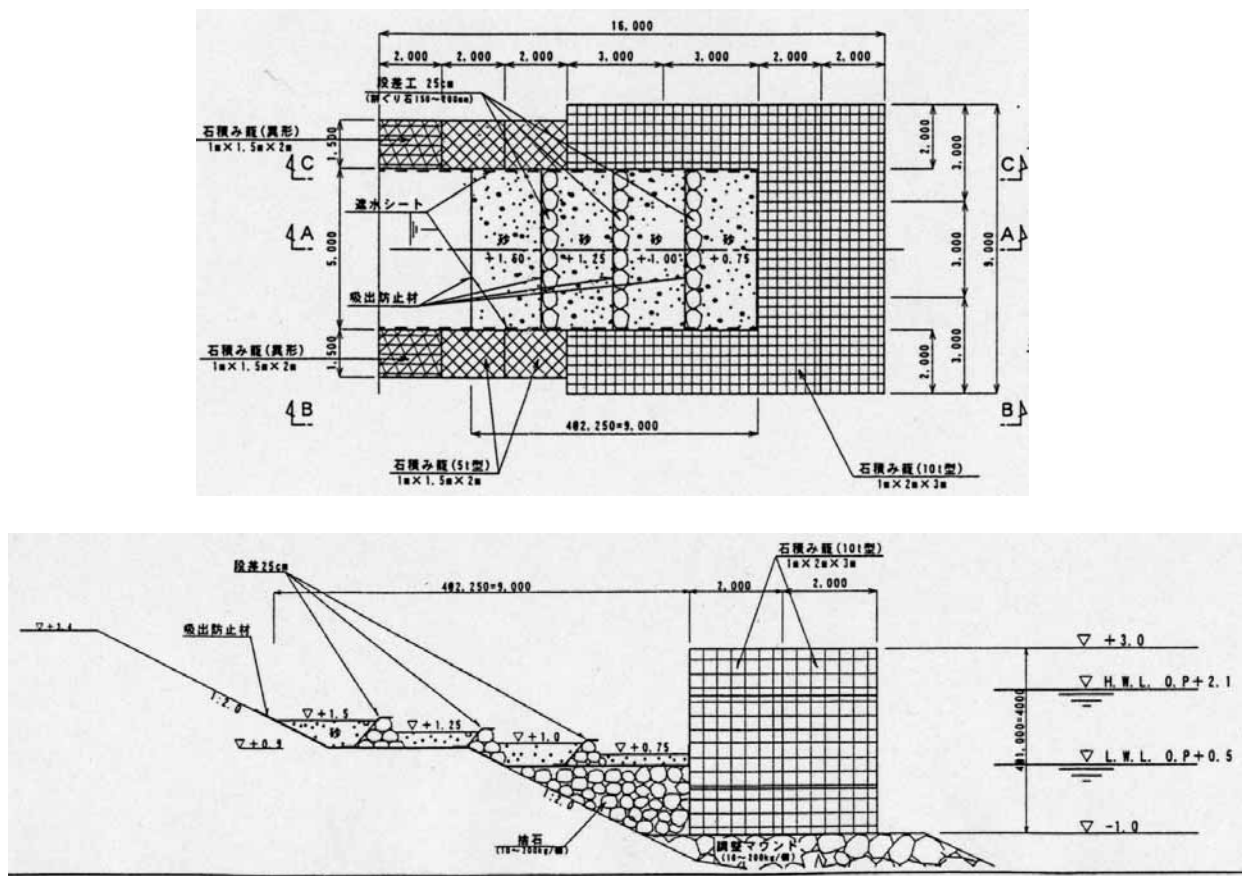


図 1.5.1 石積堤を用いた閉鎖性干潟の形状および規模



図 1.5.2 石積堤を用いた閉鎖性干潟の実証実験施設

(2) 施設の性能設計

施設規模決定時において、石積堤による内水面の水質浄化機能を以下のように設計した。

石積堤における海水接触時間の設定

石積堤の水質浄化性能について、宮岡ら⁽²⁾は図 1.5.3 に示すように、海水の礫層内滞留時間と Chl.a 除去率の関係を示している。図より、海水が礫層内に滞留する時間が約 1 時間で、Chl.a を指標とした懸濁物質は 70%～80%除去されることが示されている。また、滞留時間が約 2 時間を超えると浄化性能は頭打ちとなり、約 90%の除去性能を示している。この結果から、当該施設における海水が礫堤内に滞留する時間を 1～2 時間と設定した。

石積堤体の浄化性能の検討

前述の施設の仕様から、以下に示す水量収支を得る。

①ラグーン内水域保有水量

最大保有水量：72.5m³（大潮満潮時）

最小保有水量：9.5m³（大潮干潮時）

②石積堤体内保有水量：31m³

③石積堤体透過断面積：7.8m²（空隙率 50%）

上記の①～②の水量より、石積堤体内の透過流速は、大潮満潮時の供給水量が 63m³より、

$$63\text{m}^3/6\text{h} \div 7.8\text{m}^2 = 1.4\text{m/h}$$

を得る。また、石積堤体内に外海水が滞留する時間は、

$$31\text{m}^3 \div 63\text{m}^3/6\text{h} = 2.9\text{h}$$

を得る。上記にて求めた数字を図 1.5.3 に当てはめると、浄化性能として懸濁物質除去率約 90%を得る。

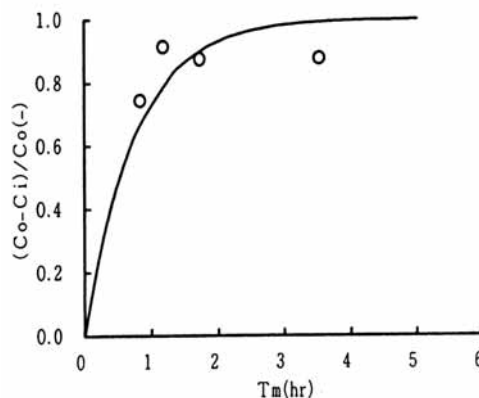


図 1.5.3 礫層内滞留時間と Chl. a 除去率

1.5.3 閉鎖性干潟の調査方法

閉鎖性干潟実験施設造成直後から、水質、底質、底生生物、微小電極を用いた堆積物中の酸素濃度分布の調査を行った。調査頻度は、水質、底質については 1 回/月とし、底生生物は四季調査（4 回/年：5 月、8 月、11 月、2 月）とした。水質調査は、石積堤による懸濁物質除去を中心とした水質浄化効果を確認することを目的とし、石積堤内外（図 1.5.4 の St.4 および St.10）にて多項目水質計（堀場 U-10）またはバンドン採水器を用いた採水により、表 1.5.1 に示す項目について計測・分析を実施した。底質調査は、人工干潟との違いを明らかにすることを目的とし、閉鎖性干潟で 4 地点（St.1～St.4）、人工干潟で 5 地点（St.5～St.9）において、表層下約 20mm 層まで採泥、粒度組成、全硫化物濃度、強熱減量の各分析に供した。底生生物調査も人工干潟との比較を目的とし、底質の採泥地点と同一の場所において、表層下約 20mm 層まで採泥、Chl.a（付着藻類量）を分析するとともに、30cm×30cm の枠を用いて採取した泥を目あい 1mm のふるいに通し、ふるいに残った底生動物を分析室にて測定した。微小電極を用いた堆積物中の酸素濃度分布の調査は、2003 年 11 月 7 日、閉鎖性干潟の定点（St.1）において行った。

測定日の天候は、晴れであった。先端径が 50 μ m のクラーク型酸素微小電極（OX-50 ; Unisense）を用いて O₂ 濃度を測定した。濃度変化に対する 90% 応答の時間保証値は < 0.2s である。微小電極をピコアンペアメータ（PA-2000 ; Unisense）に接続し、電極から発生した電流を電圧に変換した。明条件の実験では、電極先端が直射光に当たるようにした。また、暗条件の実験では、電極先端付近の堆積物が完全に遮光されるように、塩化ビニル製の箱で覆った。堆積物中の酸素濃度を深さ 0.2 mm ごとに測定した。得られたデータを解析し、濃度の不連続な変曲点を堆積物の表面の位置（堆積物深さ 0 mm）とした。

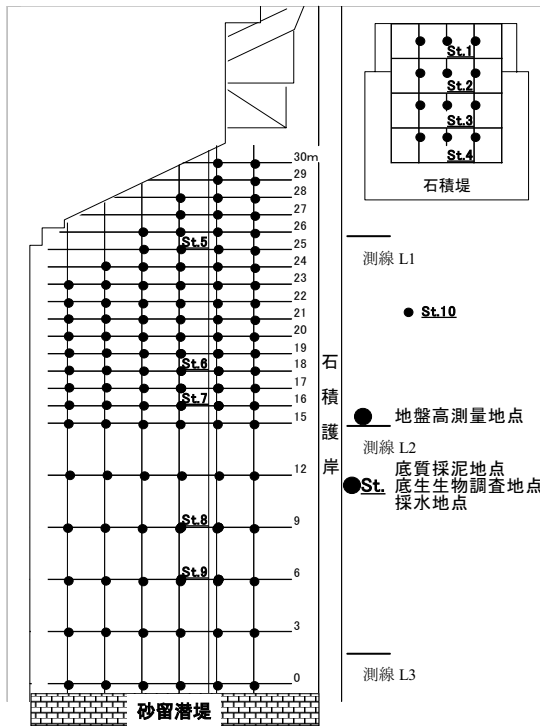


図 1.5.4 閉鎖性干潟および人工干潟での調査地点

表 1.5.1 水質調査項目

項目	調査地点	計測方法
水温・塩分 pH・DO 電気伝導度	堤内外水域 1 点	・多項目水質計 ・表層から 50cm 間 隔
濁度・SS Chl.a	堤内外水域 1 点	・採水後室内分析 ・OP +1.75 で採水
TOC・DOC T-N・T-P	堤内外水域 1 点	・採水後室内分析 ・OP +1.75 で採水

1.5.4 閉鎖性干潟の調査結果

(1) 水質

水質チェッカーによる水質計測の結果を図 1.5.5 に示す。水温は各測点で差はなく、St.10 の表層と底層にも顕著な差は見られない。塩分は港内の処理場および淀川の影響を強く受けることで値にばらつきが大きく、特に St.10（表層）では平均して 25 程度と低かった。なお、7 月の調査時には降雨の影響のために各測点とも低い値となった。DO は St.4 の値が St.10（表層）に比較して低くなっており、礫間接触酸化の効果が現れている。

次に、採水後の室内分析結果を図 1.5.6 に示す。濁度、Chl.a とともに夏場まで内外の値に大きな差が確認されなかったものの、8 月以降に St.4 の値が St.10 の値に比較して低い傾向にあり、現地では真夏に堤外域の海水がコーヒー色に懸濁した時にでも、堤内域は透明感のある水域を形成していた。懸濁物質の除去率は堤外域の濃度が高いほど大きく、最大約 75%の除去率となっている。これらの結果から、石積堤を用いた閉鎖干潟は、石積堤のフィルター効果と礫間接触参加効果により、外水域の懸濁物質濃度が高い場合でも内水域の透明度を確保できることがわかった。

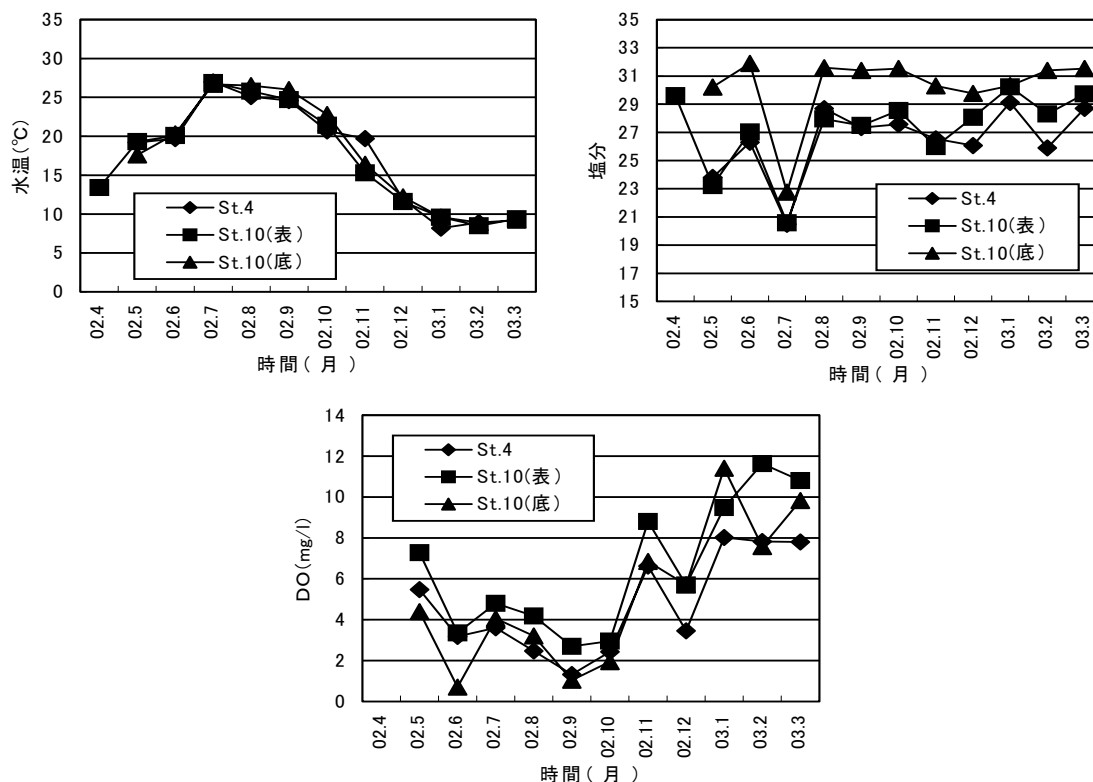


図 1.5.5 水質チェッカーを用いた石積堤内外の水質計測結果

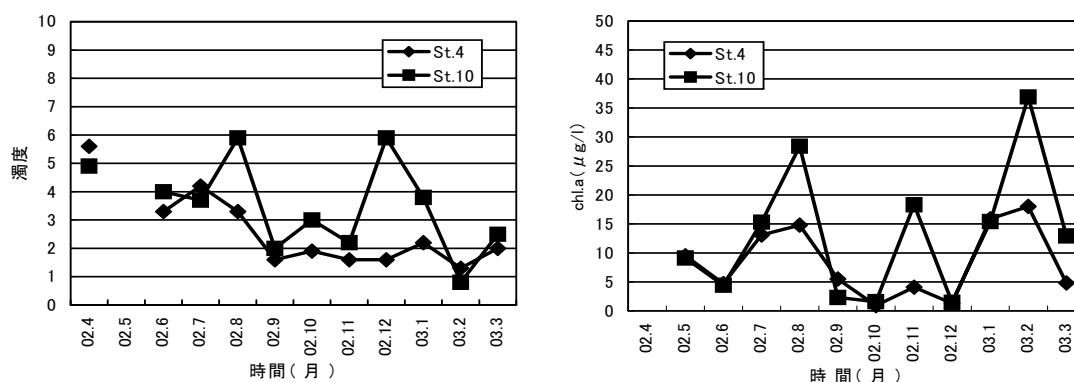


図 1.5.6 採水分析による石積堤内外の水質計測結果

(2) 地形変化

2002 年 4 月から 2003 年 3 月までの 1 年間に実施した地形測量結果より、捨石堤干潟および、人工干潟の基準面からの地盤高の変動量を求めた。図 1.5.7 に各施設の縦断方向の中心断面での地盤高の経時変化を示す。図は、2002 年 3 月、4 月、8 月、11 月、および 2003 年 2 月の結果を抽出して示したものである。人工干潟の地形変化について、造成直後の 2002 年 3 月の断面を

基準とすれば、約半年後の 8 月末には砂留め潜堤背後から 9m までの範囲で最大約 20cm の地形変化が確認された。また、1 日を通じて最も波当りの時間が長いと推定される潜堤から 18m 以上離れた地盤においても、約 10cm～20cm の地形変化が確認された。しかし、潜堤からの距離が 9m～18m の範囲の地盤では、造成当初に設定した高さに比較して 1cm～2cm の地形変化で収まっていることから、測量誤差を考慮した場合、地盤はほとんど変動していないと考えられる。

閉鎖性干潟の地形変化については、造成から 1 ヶ月後の 4 月のデータを基準とすれば、St.2 では最大 5cm 程度の地形変化が確認された。しかし、その他の計測地点では変化量が 2cm 以下程度であり、捨石堤干潟の地形はほとんど変動していないと考えられる。

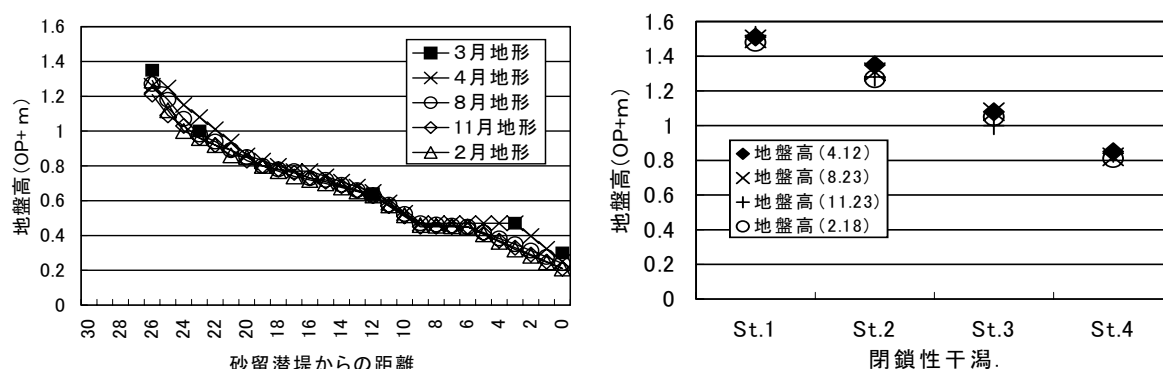


図 1.5.7 地盤変化の測定結果（左：人工干潟、右：閉鎖性干潟）

(3) 底質

図 1.5.8 に石積堤内の St.3 および人工干潟内の St.6 の粒度分布の経時変化を示す。ここで、St.3 と St.6 は造成時には同じ地盤高であった。St.3 では施設が完成して約 1 年経過後も当初と比較して大きな変化が見られないが、St.6 では完成当初に比較して細粒分が減少する傾向にあり、同じ時期に同じ材料で施工した St.3 より細粒分の割合が少ない。この結果から、石積堤で干潟を囲むことで、当初の干潟域の設計条件である材料粒径、勾配、地盤高が安定して確保されることわかった。

(4) 底生生物

図 1.5.9 に各調査地点における Chl.a (付着藻類量) の経時変化を示す。調査地点別の比較では、閉鎖性干潟に設定した St.2, St.3 の Chl.a が他と比較して多い傾向にある。St.3 の 8 月の出現量に着目すれば、同じ地盤高にある St.6 に比較して 2 倍以上確認された。また、現地での目視調査でも閉鎖性干潟の付着藻類は夏場以降に密生していることが確認されている。これは、内水域の底質が安定することで付着藻類が着生し易くなったことや、内水域の透明度が高いことから付着藻類の一次生産量が人工干潟に比較して大きくなったためと推測できる。

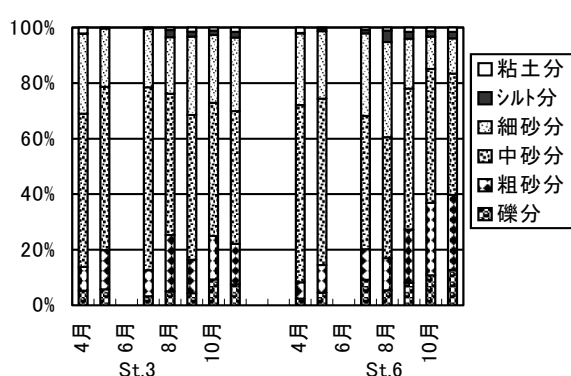


図 1.5.8 St.3 および St.6 の粒度分布

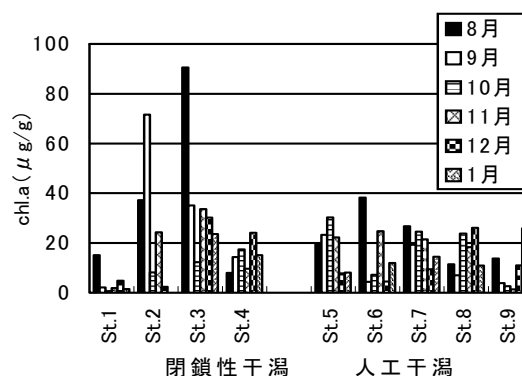


図 1.5.9 各調査地点での chl. a

図 1.5.10、図 1.5.11 に閉鎖性干潟および人工干潟の底生動物の個体数および湿重量をそれぞれ示す。人工干潟では各調査地点とも個体数・湿重量が増加傾向にある。干潟造成後の初期には節足動物（ヨコエビ）が優占しているものの、8 月以降には軟体動物（二枚貝類）も確認された。また、軟体動物の個体数は、水深が深い場所では増加傾向を示し、浅い場所では減少傾向を示している。一方、閉鎖性干潟では、底生動物の個体数・湿重量ともに人工干潟に比較して極めて少ない。これは、石積堤で干潟を囲ったために底生動物の加入が減少又は遅れる傾向にあるためと考えられる。これら結果から、今後も付着藻類を摂餌する底生動物の移入・加入がなければ、閉鎖性干潟ではさらに付着藻類が繁茂し、内水域で有機物が蓄積されることが予想される。

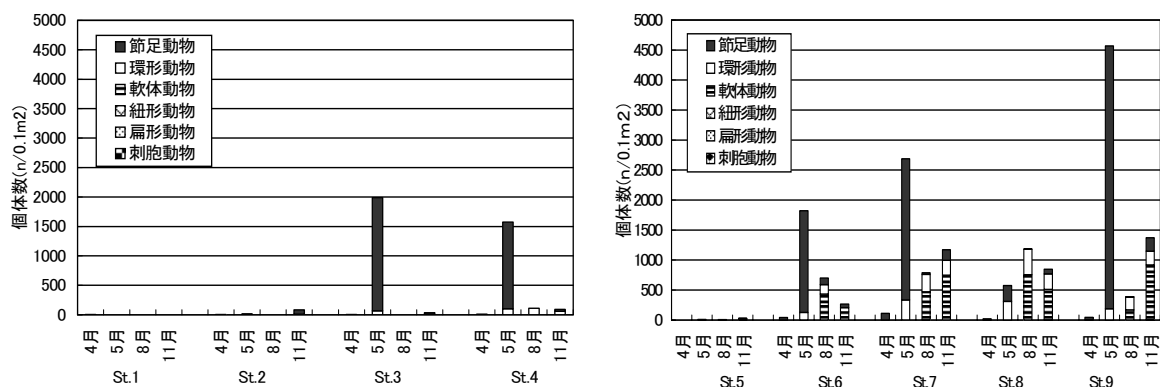


図 1.5.10 各調査地点での底生動物の個体数（左：閉鎖性干潟、右：人工干潟）

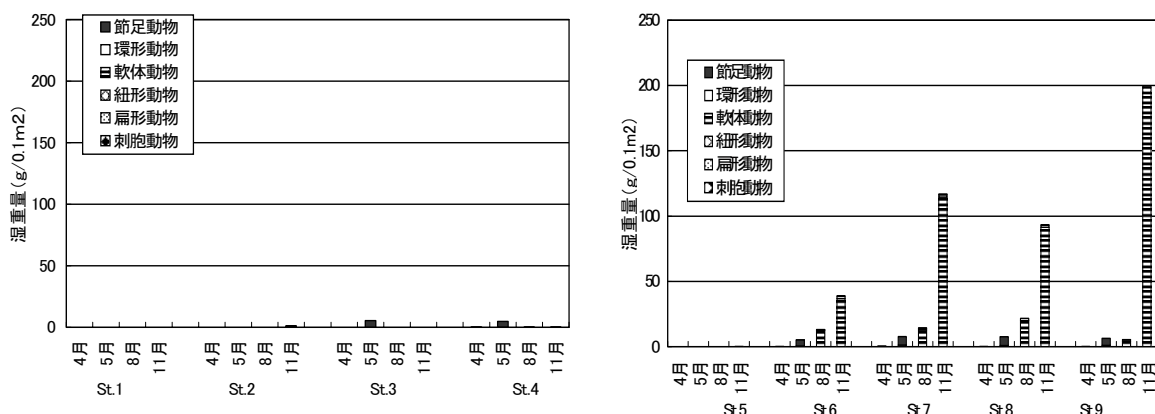


図 1.5.11 各調査地点での底生動物の湿重量（左：閉鎖性干潟、右：人工干潟）

(5) 微小電極を用いた調査

明条件および暗条件における堆積物中の酸素濃度分布を図 1.5.12 に示す。暗条件においては、大気と接している堆積物表面において酸素濃度が飽和しており（約 $260 \mu\text{M O}_2$ ）、その深度で最大値を示し、深くなるにつれて徐々に酸素濃度が低下している。そして、堆積物深さ約 9 mm において無酸素となっている。一方、明条件においては、堆積物表面における酸素濃度飽和値から堆積物深さ約 1mm にかけて急激に酸素濃度が上昇し、堆積物深さ約 1mm において極大値をとっている（約 $880 \mu\text{M O}_2$ ）。この極大値を酸素飽和度に換算すると約 340%であり、強度な過飽和状態となっていることから、底生微細藻類による非常に活発な光合成が示唆される。極大となる深度よりも下層では酸素濃度は深さとともに低下し、堆積物深さ約 14 mm において無酸素となっている。明条件では、底生藻類の光合成によって堆積物中下層に酸素が供給され、暗条件の場合よりも酸化層厚を厚くなっている事が見いだされた。明条件・暗条件ともに、深さ方向の濃度減少は必ずしも単調ではない。これは、底生生物の巣穴など、堆積物の構造の不規則性による可能性があると考えられる。

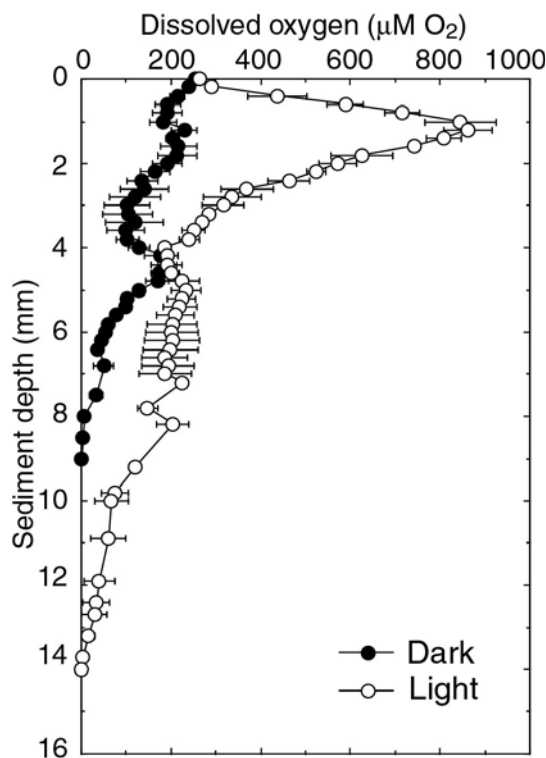


図 1.5.12 明条件および暗条件における堆積物中の酸素濃度分布

1.5.5 磯の調査方法

磯機能を持つ人工干潟護岸については、付着生物の目視観察を中心に行った。2002 年 3 月に人工干潟実験施設が造成された後、平成 14 年度の調査では、2002 年 5 月 28 日、8 月 23 日、11 月 20 日、2003 年 2 月 18 日の 4 回、図 1.5.4 に示した測線 L1～L3 において付着生物の目視観察を行った。2003 年 2 月に干潟の基盤を安定させるために護岸前面に捨石が投入され、水深約 3m、幅約 8m のテラス状の磯が形成された。そこで平成 15 年度の調査では、このテラス状の磯に繁茂する海藻類の動態を調べるため、2003 年 4 月 9 日、5 月 20 日、6 月 18 日に目視観察を行った。また、2003 年 9 月 4 日にはアオサの坪狩りを行い、現存量を把握するとともに、生育面積を掛けることによって総湿重量を求めた。

1.5.6 磯の調査結果

表 1.5.2 に平成 14 年度に行った護岸測線での目視観察結果を示す。人工干潟造成 2 ヶ月後の 2002 年 5 月では、動物はほとんど見られず、いずれの測線においても表層に近いところでアオノリ属が多く見られ、アオサ属も点在していた。また下層ではイギス科がパッチ状に繁茂していた。夏場の 8 月にはアオノリ属が衰退し、代わりに表層でフジツボ類がびっしりと生息するようになった。その後 11 月には水深が少し深いところでもフジツボ類、カンザシゴカイ科が見られるようになり、2003 年 2 月には水深が深いところでセイヨウハバノリやイトグサ属もみられるようになった。

図 1.5.13 は、2003 年 4 月 9 日、5 月 20 日、6 月 18 日に撮影されたテラス状の磯表面の様子を示している。捨石投入 2 ヶ月後の 2003 年 4 月からアオサが付き始め、5 月から 6 月に掛けて一気に磯表面を覆いつくすように増殖した。また 6 月調査時には大量のミズクラゲが浮遊しているという現象も見られた。

2003 年 9 月に行った坪狩りの結果を表 1.5.3 に示す。このときは 6 月に比べてやや現存量は低下していたものの、現存量は 1.83kg-wet/m^2 ので、テラス状の磯の面積 336m^2 を掛けると、総湿重量は 616kg-wet と推定された。

これらの結果から、磯を造成した場合には、造成後約 2 ヶ月でアオサやアオノリなどの緑藻類が付き始め、半造成半年後にはフジツボやカンザシゴカイなどの付着動物も多く生息するようになることがわかった。特にアオサなどの緑藻類は加入後一気に増殖し、磯表面を覆いつくすように繁茂することがわかった。

表 1.5.2 人工干潟護岸の各測線における付着生物の出現状況

2002.5.28						
	L1		L2		L3	
アオノリ属	1.6～2.9m	++	1.6～2.9m	++	1.7～3.3m	++
アオサ属	3.7～6.0m	—	3.5～6.5m	+	3.4～6.7m	+
			6.5～8.0m	—	6.7～8.0m	—
イギス科	6m付近	+	6.5～8.0m	+	6.0～8.0m	+
2002.8.23						
	L1		L2		L3	
タテジマフジツボ, ヨーロッパフジツボ, イワフジツボ	0.9～4.2m	+++	0.9～2.6m	+++	1.0～3.5m	++
カンザシゴカイ科, チゲレイソギンチャク	4.2～5.6m	—	4.9～8.2m	—	3.7～9.9m	—
2002.11.20						
	L1		L2		L3	
タテジマフジツボ, シロスジフジツボ, イワフジツボ	3.0～4.1m	+	3.0～4.0m	++	2.7～3.8m	++
ミドリイガイ, コウロエンカワヒバリガイ	5.1～6.5m	—	4.8～7.5m	+	3.8～7.1m	+
アメリカフジツボ, ヨーロッパフジツボ	4.5～6.0m	++	4.8～8.2m	++	4.5～8.0m	+
カンザシゴカイ科	4.8～6.0m	+	6.3～8.2m	++	6.0～9.9m	+
アオサ属	4.5～6.0m	+				
イギス科	4.5～6.0m	+	6.5～8.2m	++	6.5～9.9m	+
2003.2.18						
	L1		L2		L3	
タテジマフジツボ, シロスジフジツボ, イワフジツボ	2.6～3.6m	+	3.2～4.3m	++	2.9～3.5m	++
コウロエンカワヒバリガイ	3.8～6.5m	—	5.0～8.0m	+	3.5～4.6m	+
アメリカフジツボ, ヨーロッパフジツボ	4.0～5.5m	+	4.5～8.5m	+	4.1～7.5m	+
カンザシゴカイ科	5.5～7.0m	+	5.0～8.0m	+	4.2～7.5m	+
アオサ属, セイヨウハバノリ, イトグサ属	5.0～6.5m	+	6.0～8.5m	—	7.0m付近	++
アオノリ属			4.0m付近	—	3.7～5.4m	+

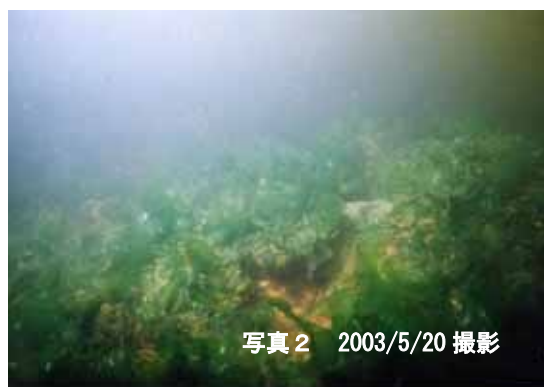


図 1.5.13 テラス状磯表面の付着生物の様子

表 1.5.3 テラス状磯に生育するアオサの現存量および総湿重量推定値

分布面積 (m ²)	現存量 (kg-wet/m ²)	総湿重量 (kg-wet)
336	1.83	616

1.5.7 まとめ

閉鎖性干潟における水質・底質・底生生物調査、ならびに磯機能を持つ人工干潟護岸における付着生物観察調査を行い、以下の結果を得た。

- ・ 閉鎖性干潟の石積堤は、外水域の懸濁物質が多い場合には高いろ過効果を持つ。また礫間接触酸化効果により内水域の溶存酸素を低下させる。
- ・ 閉鎖性干潟内は、静穏性が高く、透明度も高いことから、開放性の干潟に比べて付着藻類の活性が高くなる。
- ・ 石積堤によって仕切られていることから、閉鎖性干潟は開放性干潟に比べて底生生物の移入・加入が少ない。
- ・ 磯を造成すると、約 2 ヶ月後には、アオサやアオノリなどの緑藻類、フジツボやカンザシゴカイなどの付着動物等が生息するようになる。

参考文献

- 1) 赤井一昭，斎藤公男，沢田守，大塚耕司，田中藤八郎：海洋の空（人工ラグーン）の機能とその利用に関する調査研究報告書，1997
- 2) 宮岡修二，石垣衛，辻博和，小林真，石積浄化堤による海水浄化工法（その 4）－水質浄化性能に及ぼす水量負荷の影響－，大林組技術研究所報，No.55，pp.79-84，1997

1.6 流況制御

1.6.1 目的

停滞性の強い尼崎港の水質を改善するためには港内の海水が流動し、港外の海水と交換する必要がある。ここでは環境修復技術における海水の流れの重要性に着目し、まず、停滞域の流れを制御して海水交換を促進する技術について水理模型実験により検討した。

次いで、尼崎港の水質は、下水処理場から排水される処理水が大きく影響するために、この処理水の影響と、それを低減させるための放流口の位置について水理模型実験により検討した。

最後に、尼崎港内に環境修復技術を実際に適用した場合の地形変化を考慮し、干潟造成による港内流況への影響を水理模型実験により検討した。

なお海水交換を促進する技術は、これまでにいくつか提案されているが、局所的な効果しかみられないものやランニングコストのかかるものが多い。ここでは潮汐エネルギーを利用してランニングコストのかからない海水交換促進技術について評価した。

1.6.2 実験施設

実験は、独立行政法人産業技術総合研究所中国センターにある中型平面水槽内の尼崎港水理模型を用いた。

図 1.6.1、写真 1.6.1 に尼崎港水理模型の概観を示す。縦 18m、横 10m の平面水槽に尼崎港を製作してある。図の下端にあるのが空気圧式の起潮装置であり、また右端に設置されたポンプにより、簡易的に淀川河川水の流出を再現することができる。

水理模型実験は、原型と模型との間で運動学的相似を保ちながら、幾何学的相似を任意に選んで行われる。一般的に内湾を対象とした水理模型は、水平方向のスケールに比べて鉛直方向のスケールが小さいために異なった縮尺が採用される。この時、原型と模型のフルード数を一致させるために、式 (1.6.1) によって時間縮尺が決められる。

$$t_r = \frac{X_r}{\sqrt{h_r}} \quad (1.6.1)$$

ここに、 t_r は時間縮尺、 X_r は水平縮尺、 h_r は鉛直縮尺である。

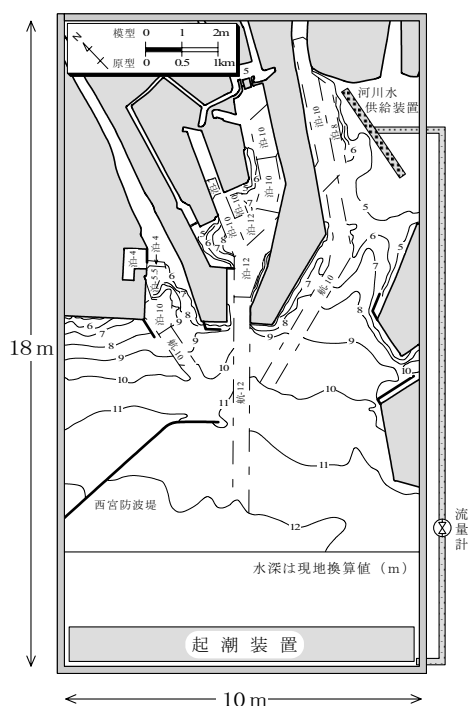


図 1.6.1 尼崎港水理模型の概観図



写真 1.6.1 尼崎港水理模型

表 1.6.1 尼崎港水理模型の縮尺諸元

諸 元	縮 尺	現 型	模 型
水平縮尺	1/500	1km	2m
鉛直縮尺	1/63	10m	15.9cm
時間縮尺	1/63	1day	22m51s
流速縮尺	1/7.9	10cm/s	1.27cm/s
粗度係数	1/0.71	0.025	0.035
流量縮尺 (淀川)	1/250000	10m ³ /s 275m ³ /s	40cm ³ /s 1100cm ³ /s
潮位振幅	1/63	35cm	0.56cm
潮汐周期	1/63	12h25m	11m50s

表 1.6.1 は、尼崎港水理模型の縮尺諸元を示したものである。尼崎港は、水平縮尺 1/500、鉛直縮尺 1/63 で製作されている。なお、乱流拡散の相似を満たすために、鉛直縮尺は水平縮尺の 2/3 乗に設定され、水平縮尺と鉛直縮尺が決まれば他の変数の縮尺は自動的に表 1.6.1 のように決められる。

1.6.3 海水交換促進実験

(1) 実験ケースと実験条件

図 1.6.1 に示す模型端に設置された空気圧式起潮装置により、半日周潮のM₂潮を模型内に発生させて尼崎港の潮流を再現している。実験条件は表 1.6.1 に示すように、潮位振幅 0.56cm（原型で 35cm）、周期 11 分 50 秒（原型で 12 時間 25 分）に設定した。

海水交換を促進する工法として、表 1.6.2 に示す 4 ケースについての実験を実施した。各々の実験ケースに関する工法を図 1.6.2、写真 1.6.2 に示す。Case0 は現況地形の場合である。Case1 は、現況地形に尼崎港東部埋立地の一部に水路を開削し、水路内の海水の出入りによって海水交換を促進する方法である。Case2 は、港口部に剥離構造物を設置し、港内に渦を発生させて海水交換を促進する方法である。なお剥離構造物は、大谷ら⁽¹⁾が提案したものであり、設置位置についても彼らに習った。Case3 は、埋立地の一利用法として遊水池（Wetland）を作り、港内に入出入りする海水の流量を増加させて海水交換を促進する方法である。

実験は、先ず淀川の影響を考慮しないで尼崎港内の流動に限定した実験を行った。次いで、淀川の尼崎港への影響を考慮し実験を行った。なお淀川を考慮した実験のケース名は、各実験ケース番号の後に A、B を付記した。淀川の河川流量の値は 2 つのケースについて実施し、A の場合は流量が 660/min. であり、B の場合が 1000/min. である。

表 1.6.2 海水交換促進工法の実験ケース

番 号	ケース名 (海水交換促進工法)	工法の条件 (図1.6.2参照)
Case0	現況地形	(a) 面積1.75km ² 平均水深10m
Case1	水路開削工法	(b) 水路幅100m 長さ475m 水深6m
Case2	剥離構造物設置工法	(c) 港口幅330m 剥離点幅230m
Case3	遊水池造成工法	(d) 面積0.53km ² 水深3m

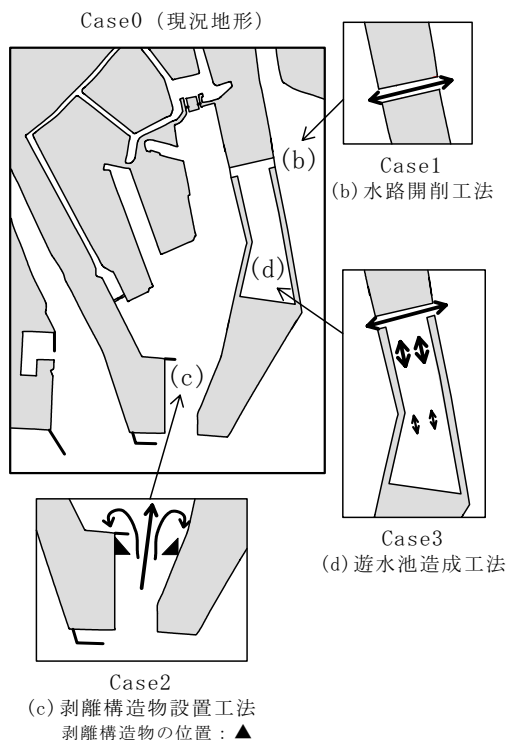


図 1.6.2 実験条件（地形条件）



Case1



Case2



Case3

写真 1.6.2 各工法のスナップ

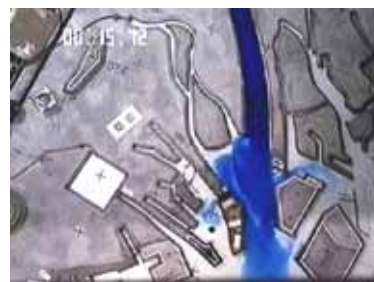
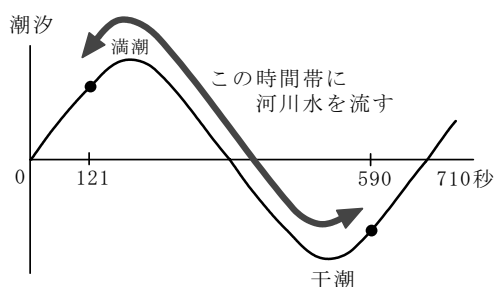


図 1.6.3 淀川河川水の放流条件（右図：瀬戸内海大型模型実験状況）

淀川からの河川水の流入は、図 1.6.3 に示すように与えた。尼崎港水理模型では淀川の形状を全て再現していないために、河川水の流入形態が大きく異なることが予想される。そこで、河川の形状も再現している瀬戸内海大型水理模型（水平縮尺 1/2000、鉛直縮尺 1/159）の淀川河口の流況から、河川水の放流時間を判断し設定した（右図は瀬戸内海大型水理模型実験の状況）。すなわち、 M_2 潮の 1 周期 710 秒において、満潮直前の 121 秒から干潮直後の 590 秒までの時間帯で配管バルブを開として河川水を流し、その他の時間帯でバルブを閉として河川水を止めた。

なお、淀川の年平均流量 $275 \text{ m}^3/\text{s}$ は本模型縮尺にすると、 $660/\text{min.}$ であり、河川水の放流時間を図 1.6.3 のように限定すると、 $1000/\text{min.}$ となる。

表 1.6.3 に、尼崎港の潮汐の調和定数を示す。尼崎港内の潮汐の調和定数は 表に示すように、半日周潮である M_2 潮が最も大きい、日周潮である K_1 潮もかなり大きい値を示している。しかしここでは、海水交換という比較的長い期間での現象を見るための実験として、長期間の平均潮として M_2 潮を実験条件として採用した。

実験は、表 1.6.4 に示すように水位計による潮位変動の測定（水位計：ケネック製 SW-201 型）、電磁流速計による潮流測定（二次元電磁流速計：アレック電子製 ACM-250 型）、浮標の軌

表 1.6.3 尼崎港の潮汐の調和定数

	振幅 (cm)	遅角 (deg.)
M_2 潮	30.3	215.7
S_2 潮	17.2	229.5
K_1 潮	25.9	204.0
O_1 潮	19.3	181.8

表 1.6.4 実験内容

実 験 名	実 験 内 容
水位測定	図1.6.4の●印点で水位
潮流測定	図1.6.4の▲印点で流速
流況測定	浮標の軌跡を追跡
海水交換実験	港内に残存する浮標個数の測定
染料点源拡散実験	港口部での染料拡散より乱れ強度、 拡散強度の測定

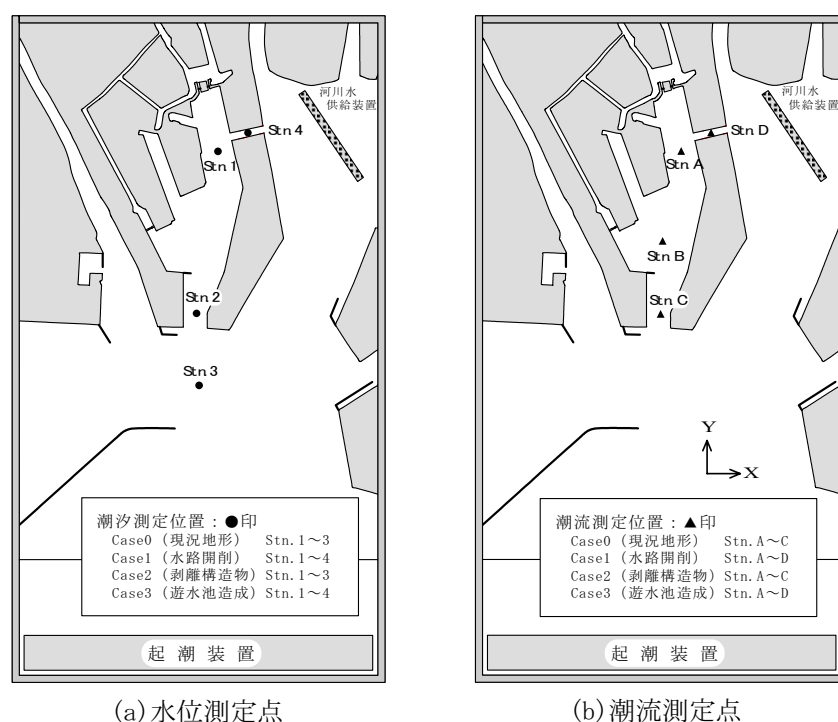


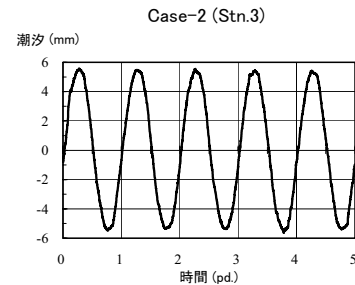
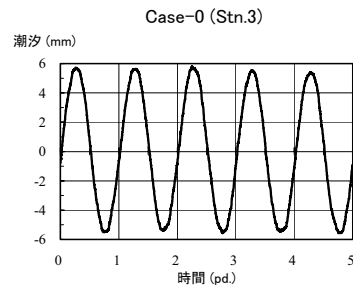
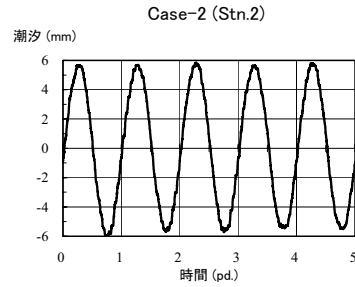
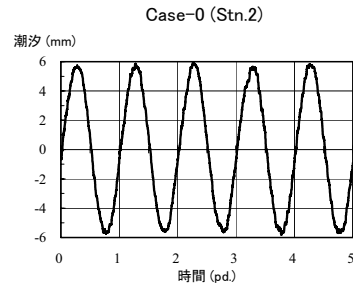
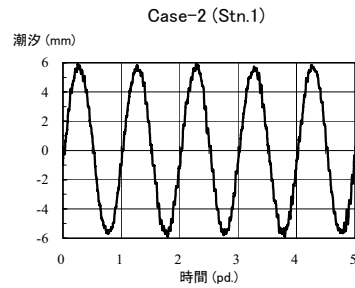
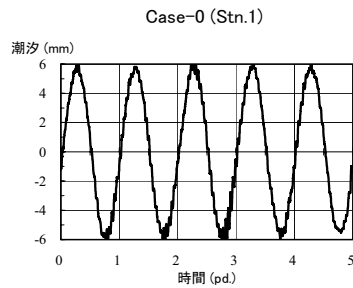
図 1.6.4 水位・潮流測定的位置

跡をビデオ撮影することによる流況測定（浮標ボール：直径 35mm、比重 0.92）、浮標の港内での残存率を求める海水交換実験を実施した。なお淀川を考慮しない実験では、物質の拡がり速度を求める染料点源拡散実験も実施した。

(2) 水位測定結果

図 1.6.4 に水位計の設置地点を ● 印にて示す。Stn.1 は港奥部、Stn.2 は港口部、Stn.3 は港外である。

先ず、淀川を考慮しない実験シリーズの水位測定結果について述べる。図 1.6.5、図 1.6.6 に、



(淀川河川水なし)

(淀川河川水なし)

図 1.6.5 水位変化 (Case0 : 現況地形)

図 1.6.6 水位変化 (Case2 : 剥離構造物)

表 1.6.5 水位振幅と位相差

(淀川河川水なし)

測 点	Case0 (現況地形)		Case2(剥離構造物)	
	振幅(mm)	位相(deg.)	振幅(mm)	位相(deg.)
港奥部 Stn.1	5.7	0.2	5.7	0.7
港口部 Stn.2	5.7	0.5	5.7	0.8
港外部 Stn.3	5.6	0.6	5.6	0.0

現況地形 (Case0)、剥離構造物設置 (Case2) の水位変動の測定結果を示す。また表 1.6.5 に、Case0 と Case2 の水位振幅と位相遅れの値を示す。図や表より、剥離構造物を設置しても港内の潮汐には影響を及ぼさないことが分かる。この潮位の振幅に関しては、実験ケース毎にほとんど同じ値を示している所以他のケースの結果に関しては、ここでは省略する。

次に、淀川を考慮した実験シリーズの水位測定結果について述べる。図 1.6.7 に淀川河川水を考慮した潮汐の測定結果を示す。ここでは、各々の河川流量ケース B の港奥部 Stn.1 での結果のみを示す。半日周潮である M_2 潮の正弦振動がどのケースにおいてもみられる。どの実験ケースの結果も、振幅・位相ともほとんど同じ曲線を描いており、今回の実験条件での地形変化および淀川河川水の流量変化では、潮汐変化を与えるほどにはなっていない。

潮汐の測定結果例として、Case0B と Case1B の振幅と位相遅れの値を表 1.6.6 に示す。

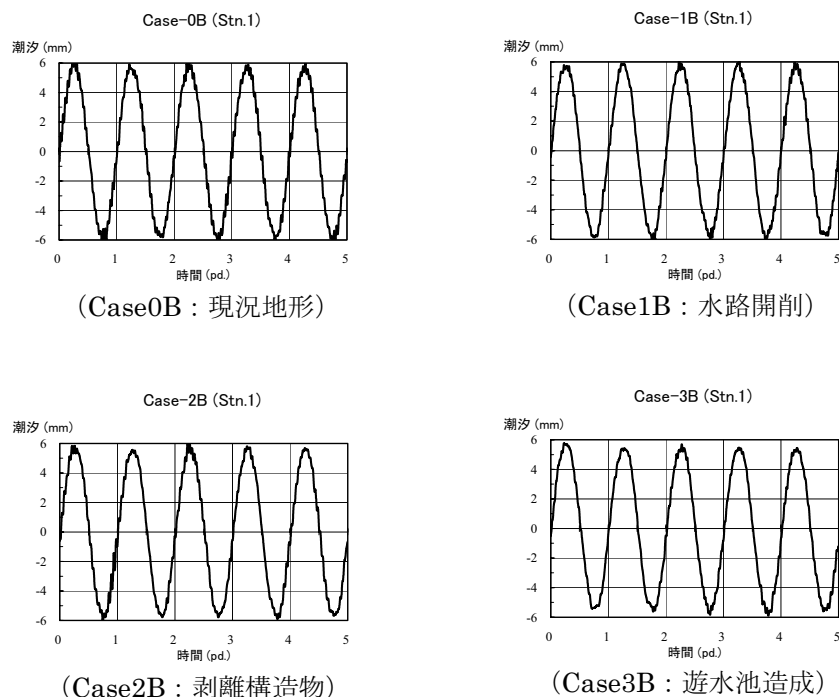


図 1.6.7 水位変化（淀川河川水流量 B）

表 1.6.6 水位振幅と位相差

（淀川河川水流量 B）

測 点	Case0B（現況地形）		Case1B(水路開削)	
	振幅(mm)	位相(deg.)	振幅(mm)	位相(deg.)
港奥部 Stn.1	5.8	0.1	5.8	0.1
港口部 Stn.2	5.8	0.1	5.8	0.1
港外部 Stn.3	5.7	0.1	5.8	0.1
水路部 Stn.4	—	—	5.8	0.1

(3) 潮流測定結果

次に、潮流の測定結果を示す。潮位の場合は、実験範囲が狭い場合には場所的な変化は非常に小さいが、潮流の場合は場所的に大きく変化するので、少し詳しく述べる。なお、流速の測定位置は、図 1.6.4(b) に示している。

まず、淀川を考慮しない実験シリーズの潮流測定結果について述べる。図 1.6.8 は、港口部における南北成分の流速の時間変化曲線を示したものである。現況地形（Case0）の流速変化をみると、水位の変化曲線にはそう明瞭にはみられないが、模型内の 2 次振動による変動がみられる。潮流の最も速いと思われる港口部において、約 5.1cm/s（現地換算）の流速となっている。港口部での流速は、断面流速を一樣と仮定すると港内の面積と潮位振幅、および港口部の断面積（港口幅×水深）で規定される。この流速を大きくすることと、港内の循環流を発生させることが海水交換を促進させることに繋がる。水路開削（Case1）と剥離構造物（Case2）の流速変化は、現況地形の場合とほぼ同じ結果となっている。しかし遊水池造成 Case3 では、港口部の流速が速くなっている。これは、遊水池の造成によって、港口部を通過する海水の流量が増加したことを意味する。

図 1.6.9 は、水路開削部における東西成分の流速の測定結果を示したものである。両図とも淀川河川水を考慮していないため、水路開削部からの顕著な海水の流入、流出がみられない。

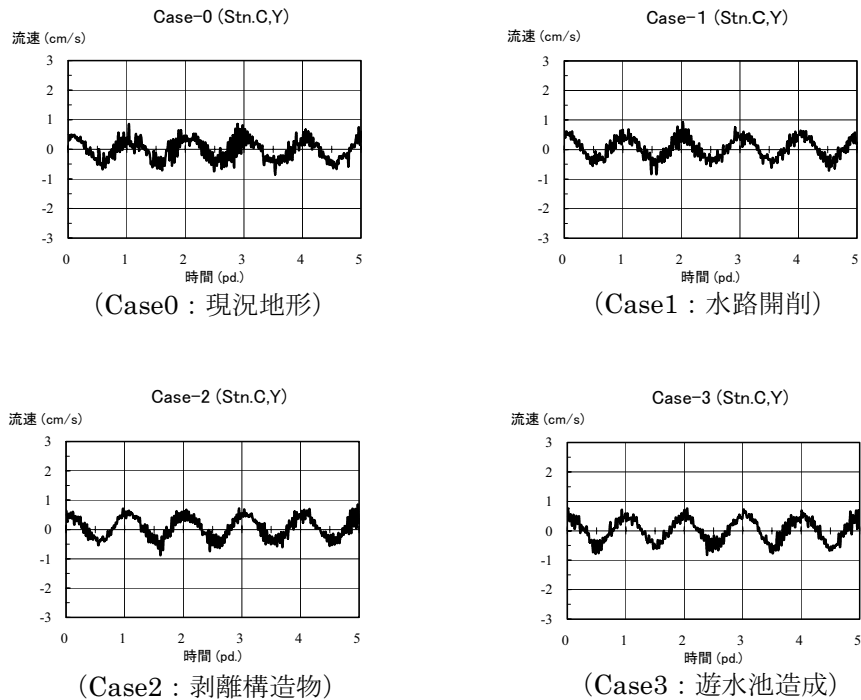


図 1.6.8 港口部における潮流変化（淀川河川水なし）

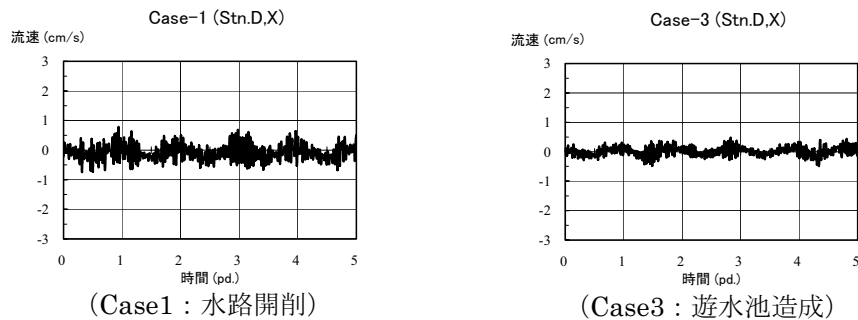


図 1.6.9 水路開削部における潮流変化（淀川河川水なし）

次に、淀川を考慮した実験シリーズの潮流測定結果について述べる。

図 1.6.10 は、河川流量ケース B の比較的流速の速い港口部の流速測定結果を、図 1.6.11 は水路開削部の流速測定結果を示したものである。

先ず尼崎港開口部の Stn.C における南北成分の流速結果をみる。現況地形 Case0B の場合は、尼崎港への海水の流入が港口部に限られるので、淀川の影響は小さく、淀川河川水の流出を考慮していない図 1.6.8 とほとんど同じであり、上げ潮時と下げ潮時の最大流速もほぼ同じ値を示している。これに対し、埋立地の一部に水路を開削した Case1B の場合は、下げ潮時に淀川河川水が開削部から流入し、下げ潮時に強い北流、上げ潮時に弱い南流となっている。次に剥離構造物 Case2B の場合は、現況地形に比べて流れが若干強くなり、また剥離構造物によって乱れが強くなっている様子がみられる。また、水路を開削して遊水池（Case3B）を設けると、港内の面積が増加したことにより港口部の流速も増加している。

次に、水路開削部の東西成分の流速結果をみる。図 1.6.11 の水路開削 Case1B の場合は、大部分の時間は西に向かう強い流れとなっており、上げ潮最強時に短い期間弱い東流となっている。遊水池 Case3B の場合も同様の結果を示しているが、遊水池からの海水の流入の影響からか、かなり乱れている。このような、港口部および水路開削部からの海水の流入、流出による変化が港内の循環流を変化させ、海水交換を促進させるものと思われる。

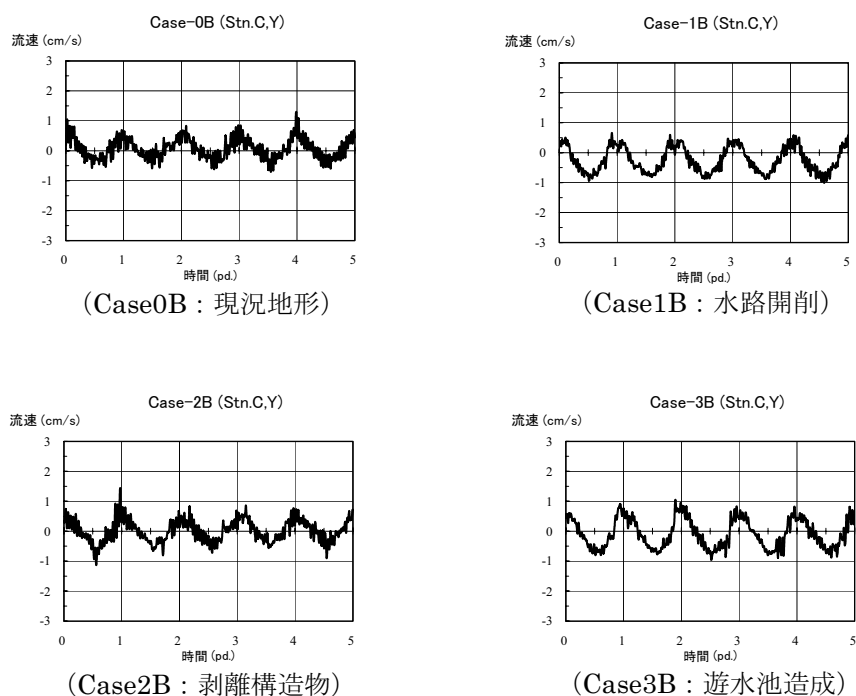


図 1.6.10 港口部における潮流変化（淀川河川水流量 B）

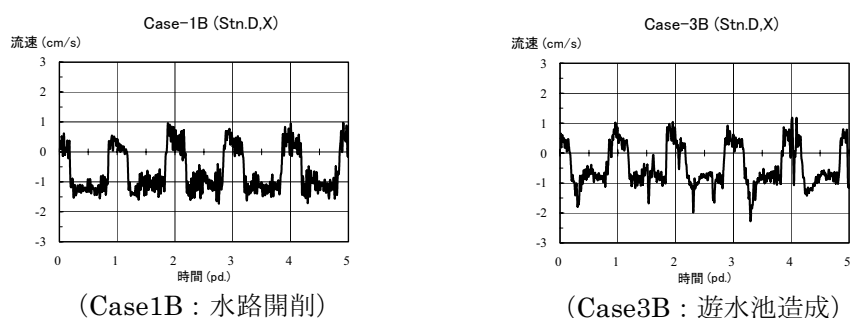


図 1.6.11 水路開削部における潮流変化（淀川河川水流量 B）

(4) 港内の流況測定結果

水路開削や遊水池造成ケースでは、水路開削部から淀川河川水が港内へ流れ込んでいる。そのためここでは、淀川を考慮した実験シリーズの実験結果について述べる。

図 1.6.12 は、河川流量ケース B の場合の流跡変化を示したものである。この流跡図は、模型表面に浮かぶ浮標の動きを一潮汐周期間に渡って追跡し得たものである。

現況地形 **Case0B** の浮標の移動距離（Tidal excursion）は、港口部で大きく、港奥部に行くにしたがって徐々に小さくなり、港口部に突き出た防波堤の背後に小さな反時計回りの循環流が形成されている。この流況パターンは、河川水を流していない実験ケースでも同様な結果が得られており、このことから淀川河川水が尼崎港内の流動場に与える影響は小さいと思われる。

剥離構造物を設置した **Case2B** の場合は、流況のパターンは現況と似ているが、剥離構造物によって左側（西部）に反時計廻りの、また右側（東部）に時計廻りの循環流ができています。この現象も、河川水を流していない実験ケースで同様な結果が得られており、淀川河川水の影響は小さい。

水路を開削した **Case1B** の場合は、前の 2 ケースとは異なり、港奥部でも比較的大きな浮標の移動距離の結果となっている。これは、図 1.6.11 でみてきたように水路内を通して上げ潮時に

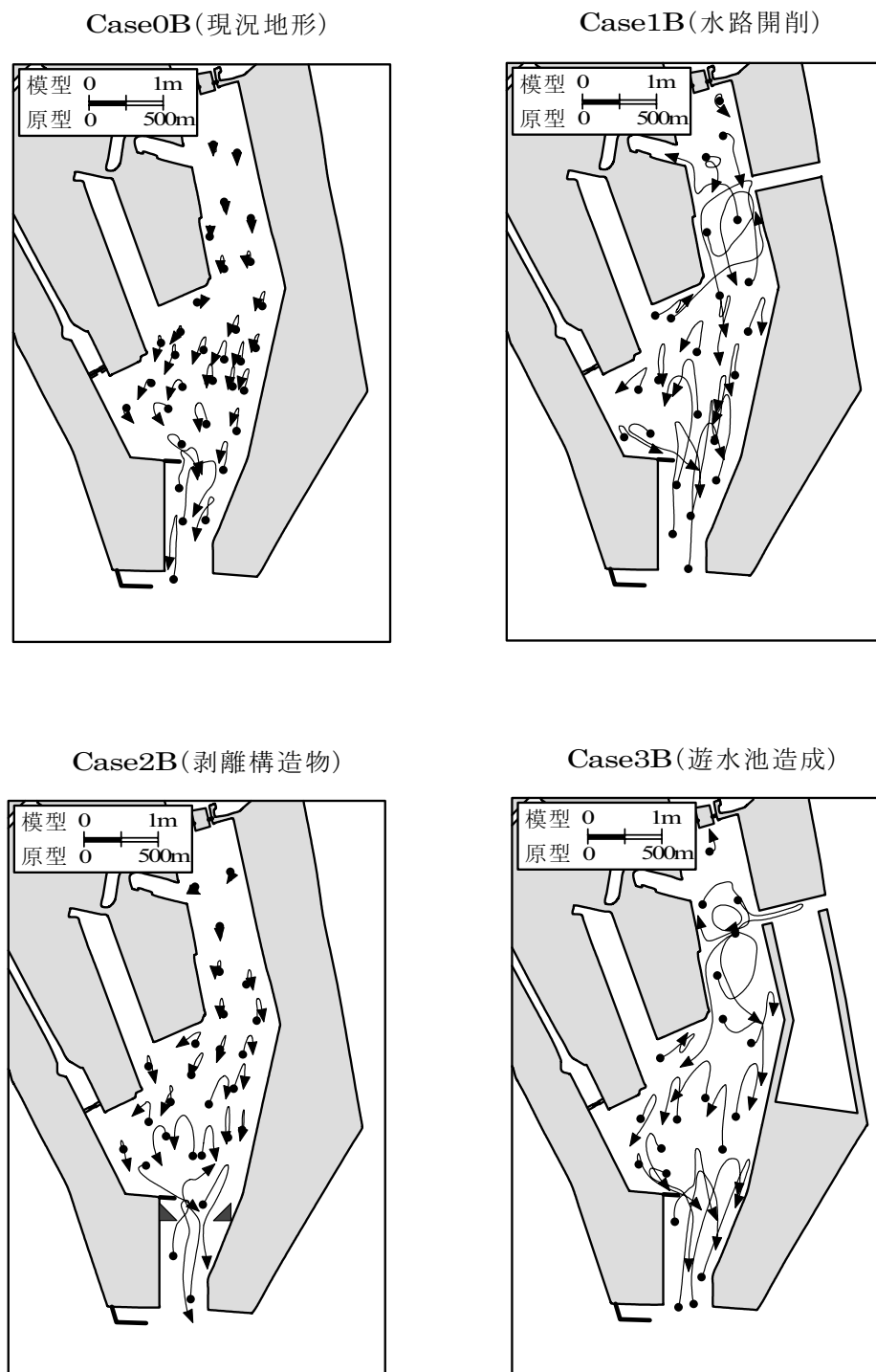


図 1.6.12 流跡図（淀川河川水流量 B、浮標を一潮汐周期間追跡）

若干の海水が流出し、下げ潮時に大量の淀川河川水が流入したためである。

この傾向は、遊水池造成 **Case3B** の場合でも同様であり、浮標の移動距離は更に大きくなっている。遊水池造成の場合は、水路開削部を通しての海水の流出入以外に、港内の面積の増大による港口部での流速増大が大きく影響している。

以上のことから、尼崎港東部埋立地の一部の水路開削による淀川河川水の誘導、および遊水池の造成による尼崎港内の面積の増大は、港内の海水流動の促進に大きく貢献していることが示された。

(5) 海水交換測定結果

これまで述べてきた港内の流動が、港内水と港外水との交換にどのように寄与しているかを調べるために海水交換実験を実施した。海水交換実験の方法としてはいくつか提案されているが、ここでは初期に港内に存在した浮標の数の残存率から海水交換の大きさを算定した。

この実験方法は、初期状態として図 1. 6. 13 に示すように浮標 178 個（●印で示したもの）を港内に均一に投入する。初期状態で港内に 178 個存在していた浮標の数が、潮の干満にしたがって港外に出ていき、港内の残った浮標の残存数から海水交換を以下の方法で算定する。

$$\tau_r = \int_0^{\infty} r(t) dt \quad (1.6.2)$$

$$r(t) = \frac{R(t)}{R_0} \quad (1.6.3)$$

ここに τ_r は平均滞留時間、 $r(t)$ は浮標の残存率、 R_0 は浮標の初期投入数、 $R(t)$ は時刻 t における浮標の残存数である。なお平均滞留時間⁽²⁾は、海水交換速度の尺度となるものであり、浮標は 20cm 間隔格子に初期配置した。実験状況を写真 1. 6. 3 に示す。

先ず、淀川を考慮しない実験シリーズの海水交換測定結果について述べる。

図 1. 6. 14 は、初期状態の浮標の個数で規準化された浮標の港内での残存率である。海水交換

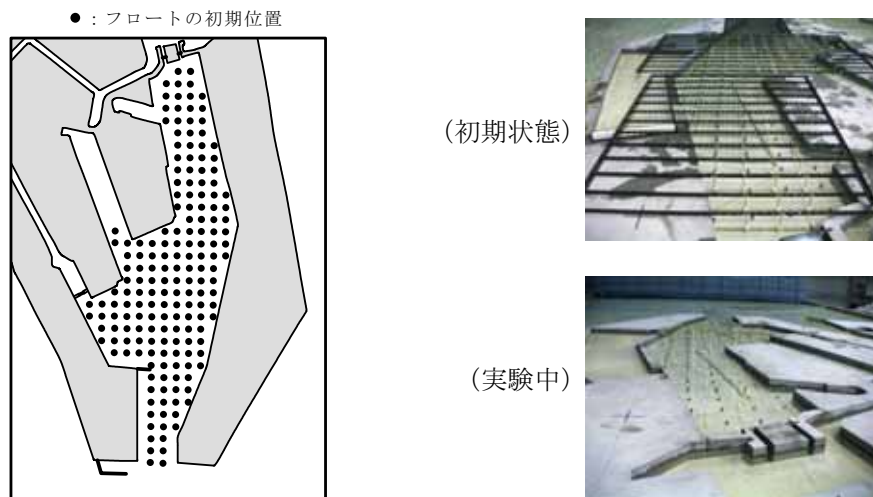


図 1. 6. 13 海水交換実験（初期状態での浮標位置）

写真 1. 6. 3 海水交換実験状況

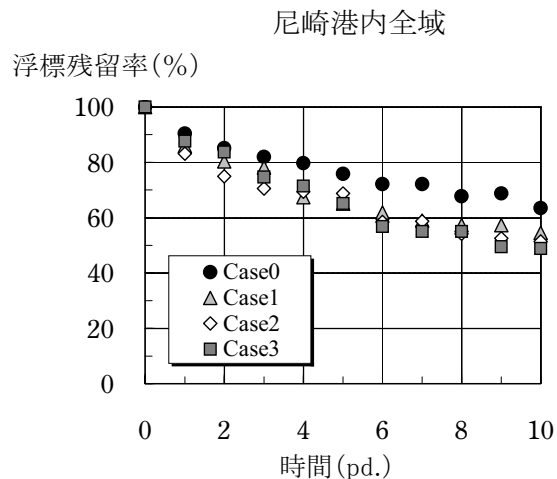


図 1. 6. 14 浮標残存率の時間変化（淀川河川水なし）

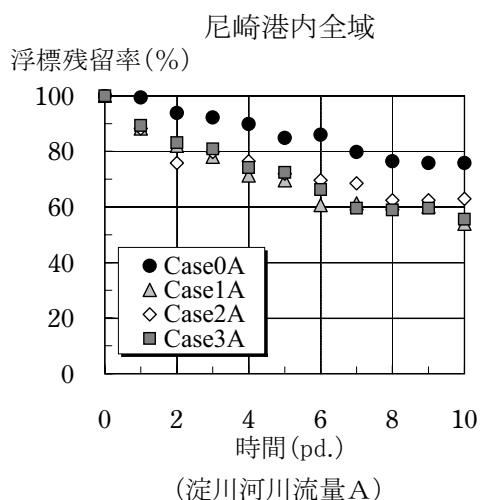


図 1. 6. 15 浮標残留率の時間変化

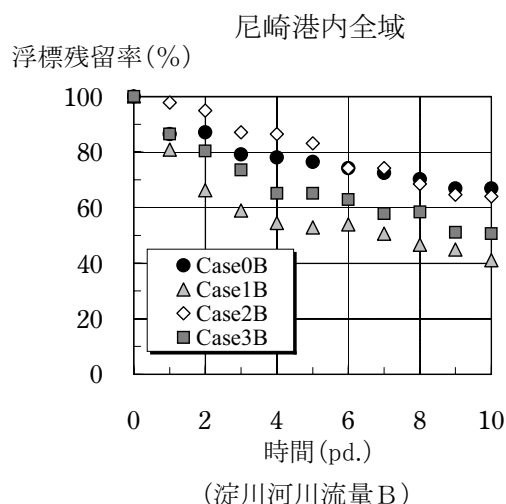


図 1. 6. 16 浮標残留率の時間変化

表 1. 6. 7 平均滞留時間と 50%交換時間
(淀川河川流量A)

	平均滞留時間 τ_r (pd.)	50%交換時間 (pd.)
Case0A (現況地形)	33.4	23.2
Case1A (水路開削)	15.1	10.5
Case2A (剥離構造物)	17.9	12.4
Case3A (遊水池造成)	15.5	10.8

表 1. 6. 8 平均滞留時間と 50%交換時間
(淀川河川流量B)

	平均滞留時間 τ_r (pd.)	50%交換時間 (pd.)
Case0B (現況地形)	21.4	14.8
Case1B (水路開削)	9.9	6.9
Case2B (剥離構造物)	22.2	15.4
Case3B (遊水池造成)	13.2	9.2

が大きいほど、この残存率の減少が速いことを意味している。この図から、海水交換が大きい順に示すと、Case3（遊水池造成）、Case2（剥離構造物）、Case1（水路開削）となっている。淀川河川水を考慮していないため、水路開削の海水交換への寄与は小さい。

次に、淀川を考慮した実験シリーズの海水交換測定結果について述べる。

図 1. 6. 15 に示すのは、河川流量Aシリーズの浮標残存率の結果である。この図から、黒丸で示した現況地形における浮標の減少速度の遅いことが分かる。また、この図の減少曲線から式 (1. 6. 2)、式 (1. 6. 3) で求めた平均滞留時間および残存率 $r(t)$ が 50%に減少するまでの時間を示した 50%交換時間を表 1. 6. 7 に示す。

同様の実験結果から、河川流量Bシリーズの浮標残存率の減少曲線を図 1. 6. 16 に、また平均滞留時間と 50%交換時間の結果を表 1. 6. 8 に示す。

以上の結果から、剥離構造物による港内の循環流の形成、および水路開削による淀川の河川水導入は、尼崎港内の海水の動きを大きくさせることが示された。また海水交換に関しても、剥離構造物、水路開削ともに効果あることが分かった。特に、水路開削の海水交換への効果は、淀川河川水の流入を考慮すると効果が大きいことが示された。なお、水路開削工法では、密度流による海水交換も考えられるため、この効果を取り入れた数値計算により平均滞留時間の値を計算すると 6 潮汐周期という結果が得られた。

淀川の影響を考慮しない場合には、剥離構造物等に効果がみられたが、水路開削に関しては淀川の影響を考慮する必要性が分かった。水路開削における淀川の重要性が示された。なお、遊水池造成の実験ケースは港内の浮標の移動距離からは海水流動の大きさを強くしている効果はみられたが、浮標の残存率から算定される海水交換率への効果はあまりみられなかった。海水流動の促進は、港内の水質環境改善に有効と考えられるので、浮標以外の評価方法で海水交換をみることも重要であると思われる。

(6) 染料点源拡散実験結果

港内の物質拡散の程度を把握するために、染料の拡散実験を実施した。

図 1.6.17(a)～(d)に港口部での染料の拡がり結果を示す。なお実験は、淀川を考慮しないシリーズのもので、500ppm のインジコカルミン溶液 10cc を表層部分に静かに流して一潮汐周期間追跡した。図は下げ潮後の憩流時を 0deg.として整理している。実験結果より、港口部の流速が大きくなった **Case3**（遊水池造成）では、港長方向に染料が拡がっている。**Case2**（剥離構造物）の場合は、染料が横断方向にも拡がっており拡散が大きいことが分かる。これらの結果から、港口部においても乱れや移流が港内の海水交換に寄与していることが分かる。

次に、染料雲の時間変化より、水平拡散係数を算出した。水平拡散係数は、式 (1.6.4) に示す、染料雲面積の時間変化を水平拡散係数とみなす平野・杉浦の方法⁽³⁾により算出した。

$$K_i = \frac{S_{i+1} - S_i}{4\pi(t_{i+1} - t_i)} = \frac{r_{i+1}^2 - r_i^2}{4(t_{i+1} - t_i)} \quad (1.6.4)$$

ここに、 K_i は水平拡散係数、 S_i は染料雲面積、 r_i は S_i と等価な円の面積に換算したときの円の半径である。

表 1.6.9 は、式 (1.6.4) より求めた水平拡散係数と等価半径を現地換算して示したものである。なお計算には、半潮時間までの実験データを使って求めた。各工法の水平拡散係数の値をみると、現況地形よりは大きくなっており、工法の有効性が認められる。

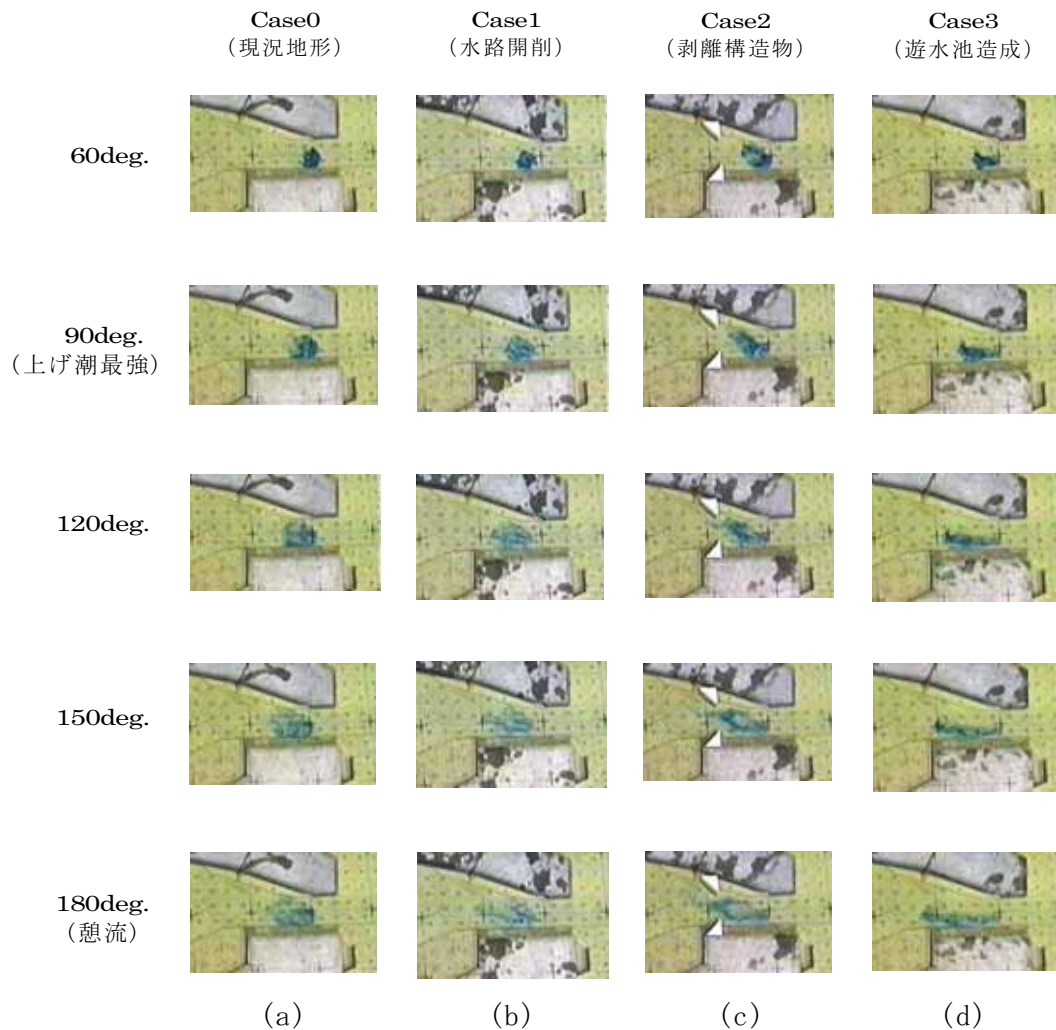


図 1.6.17 港口部における点源染料の拡がり（上げ潮期間）

表 1.6.9 染料雲の等価半径と水平拡散係数

	r_i (cm)	K_i (cm ² /s)
Case0	14,712	2.4×10^4
Case1	17,549	3.4×10^4
Case2	16,057	2.9×10^4
Case3	17,707	3.5×10^4

1.6.4 処理水の放流口の位置に関する染料拡散実験

尼崎港の水質は、下水処理場から排水される処理水が大きく影響する。次に、この処理水の影響把握と、それを低減させるための放流口の位置や制御方策について、水理模型実験により検討した。

(1) 実験ケースと実験条件

尼崎港の西部側に、武庫川下水処理場が操業している。資料によれば、放流口は二つあり、一つ（第1放流口）は尼崎港内へ、もう一つ（第2放流口）は武庫川へ配置されている。第1放流口より、多量の処理水（排水量 148,959 m³/day、COD 濃度 9.1mg/ℓ）が尼崎港内へ流れ込んでいる。

実験では、第1放流口から排水される処理水の拡散パターンについて検討を行った。可視化と濃度測定のために、インジゴカルミン染料 20ppm 溶液を定量ポンプにより連続放流した。放流した流量は、現地の排水量を模型換算した 413.8cc/min.である。

図 1.6.18 に、実験ケースを示す。放流位置は、現況位置放流 CaseD0、現況位置から南東方向へ 500m 移動した沖合放流 CaseD1、現況位置から港口部へ移動した港口部放流 CaseD2 とした。なお、現況位置における放流パターンの制御を目的に、港口部にある防波堤を 100m（模型では 20cm）延長する実験 CaseB0 も実施した。

なお潮汐条件は、海水交換促進実験の時と同様に、潮位振幅 0.56cm（原型で 35cm）、周期 11 分 50 秒（原型で 12 時間 25 分）に設定した。測定は、濃度計による染料濃度変動の測定（光学式濃度計：正豊工学製 MT-CMI 型、4 点）、採水による染料濃度測定（12 点）、染料の拡がりを把握するためのビデオ撮影を行った。

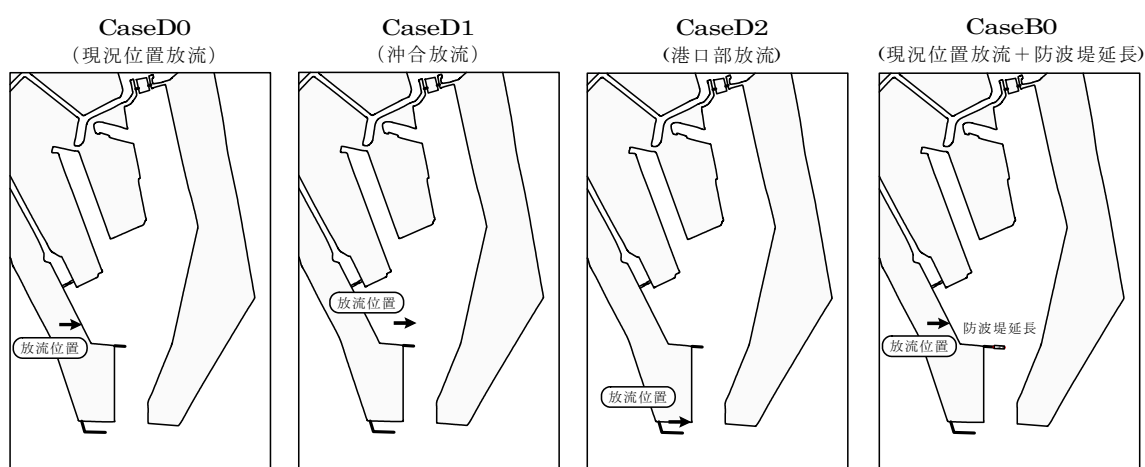


図 1.6.18 放流口の位置に関する実験ケース（放流位置を矢印で示す）

(2) 染料拡散測定結果

写真 1.6.4 は、放流開始から 1、3、5、10 周期後のスナップ写真を示したものである。放流口の位置によって拡散パターンや港内への影響が異なることが分かる。

図 1.6.19 は、ビデオ撮影より得られた処理水の染料拡散パターン図を示したものである。図は染料の前線をスケッチしたものであり、図中の数字は放流開始からの経過周期を示す。沖合放流 **CaseD1** の場合は、**CaseD0** に比べて広範囲に染料水が拡がっている。港口部放流 **CaseD2** の場合は、染料水は港外へ流出するものが多く、処理水の港内への影響が小さい。また防波堤を延長した **CaseB0** の拡散パターンは、**CaseD0** と同様であるが拡散スピードは速くなっている。

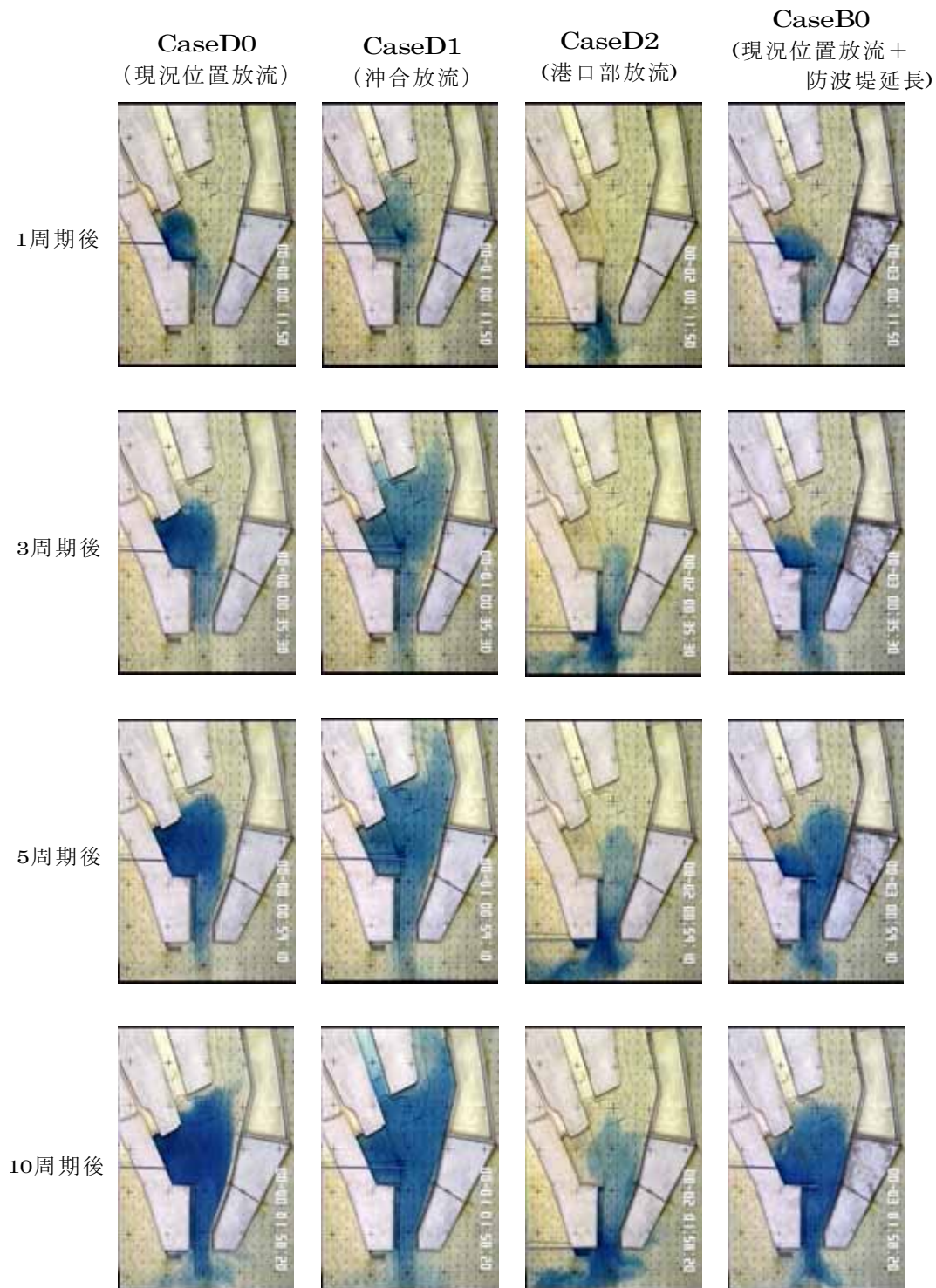


写真 1.6.4 放流口の位置の違いによる拡散の変化

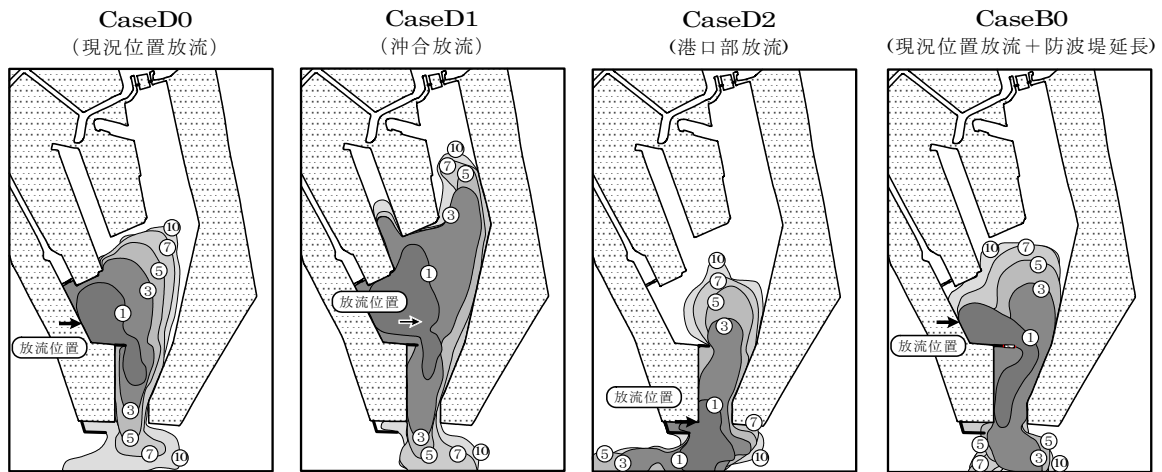


図 1.6.19 処理水の（染料水）の拡散パターン図

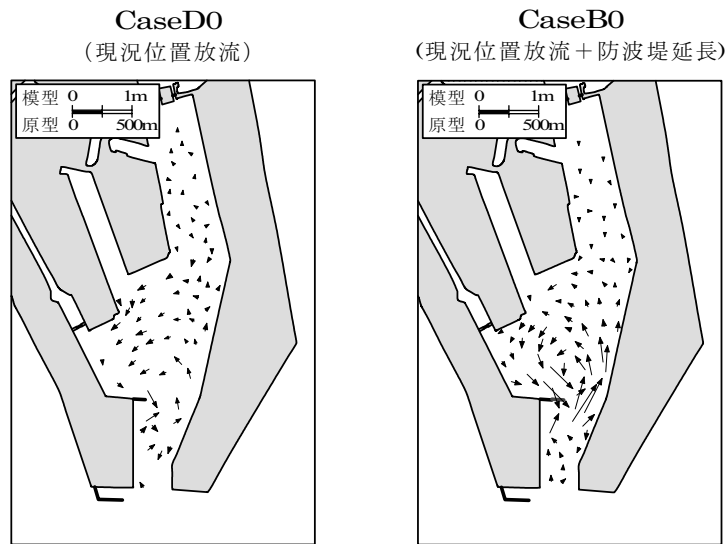


図 1.6.20 防波堤の延長の有無による潮汐残差流の変化

これは、防波堤を延長することによって防波堤の背後にできる潮汐残差流が、大きくなったことに起因する。図 1.6.20 は、このことを示した防波堤の延長の有無による潮汐残差流の変化図である。潮汐残差流は、浮標の一潮汐間の変位から求めた。このように潮汐残差流を大きくすることで、処理水の拡散パターンを速めることができる。

図 1.6.21、図 1.6.22 は、放流開始から 5 周期後、10 周期後の染料濃度の水平分布を示したものである。この図は、光学式濃度計と一斉採水による合計 16 地点の測定結果より求め、図中の数字の単位は ppm である。

現況位置放流 **CaseD0** の場合は、放流口付近を中心に染料濃度の高い領域が広範囲に存在し、水質環境の悪いことが伺える。沖合放流 **CaseD1** の場合は、**CaseD0** に比べて高濃度の領域は小さく、また染料水は湾奥の方まで広がっている。港口部放流 **CaseD2** の場合は、他のケースに比べて港内への影響が一番小さく、染料水の大部分は港外へ流出している。防波堤を延長した **CaseB0** の場合は、**CaseD0** に比べて高濃度の領域は小さく、染料水の港外へ流出が速まっている。

表 1.6.10 は、港内における染料の存在量を示したものである。港内の存在量は、港内を 34 個のボックスに分割し、各ボックス内の容積と染料濃度から染料の重さを算出し求めた。なお表の値は、**CaseD0** で規準化しており、図 1.6.23 にボックスの分割図を示す。

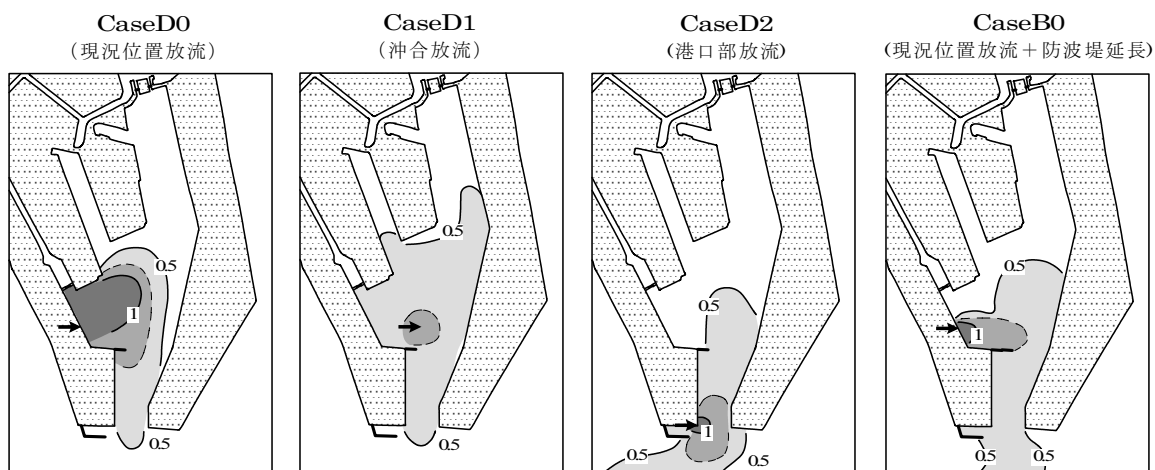


図 1.6.21 5 周期後の染料濃度分布図（単位：ppm）

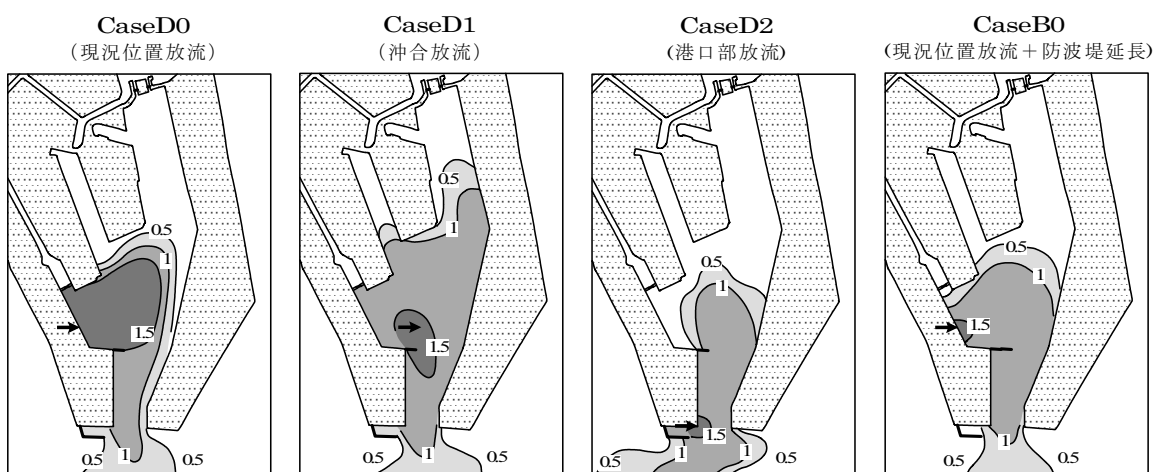


図 1.6.22 10 周期後の染料濃度分布図（単位：ppm）

表 1.6.10 港内における染料存在量

	CaseD0	CaseD1	CaseD2	CaseB0
5周期後	1.00	1.06	0.51	0.82
10周期後	1.00	1.11	0.55	0.69

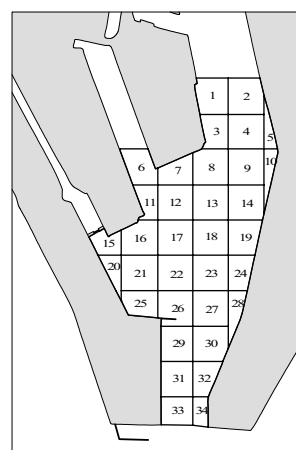


図 1.6.23 ボックス分割図

港内における染料の存在量をみると、沖合放流 CaseD1 では、現況放流 CaseD0 と殆ど同じ値である。放流位置を現況位置から港口部 CaseD2 に変更すると、港内での染料存在量が約 1/2 に減少する。また防波堤を延長した CaseB0 では、港内での染料存在量が約 2～3 割減少する。このように、港内での染料の存在量が減少すれば、港内の水質環境が改善されるものと思われる。

1.6.5 干潟造成による流況測定実験

環境修復技術の一つとして干潟造成がある。ここでは干潟造成による地形変化を考慮し、干潟造成によって港内の流況がどう変化するかを水理模型実験により検討した。また、大規模な干潟造成時の流況促進を目的に、前節で扱った防波堤の延長を試み検討した。

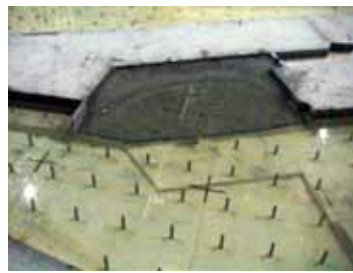
(1) 実験ケースと実験条件

尼崎港の西部側に、大規模な干潟造成を想定した。実験ケースは、水深 5m 以浅を干潟にした **CaseH1** と、水深 10m 以浅を干潟にした **CaseH2** を取り扱い、流況制御を目的に **CaseH2** の実験ケースに港口部にある防波堤を 100m（模型では 20cm）延長し（ケース名は **CaseH2B**）、実験を実施した。なお干潟の作製には細粒砂を用い、干潟造成状況を写真 1.6.5 に示す。

潮汐条件は、海水交換促進実験の時と同様に、潮位振幅 0.56cm（原型で 35cm）、周期 11 分 50 秒（原型で 12 時間 25 分）に設定した。測定は、浮標の軌跡をビデオ撮影することによる流況測定実験を実施した。



(CaseH1、5m 以浅干潟)



(CaseH2、10m 以浅干潟)

写真 1.6.5 干潟造成状況

(2) 流況測定結果

図 1.6.24 は、流跡の変化を示したものである。図は、一潮汐間の浮標の動きを示し、参考のために現況地形 **Case0** の結果も示す。

現況地形 **Case0** の浮標の移動距離は、港口部で大きく、港奥部に行くにしたがって徐々に小さくなり、港口部に突き出た防波堤の背後に小さな反時計回りの循環流が形成されている。水深 5m 以浅を干潟にした **CaseH1** の場合は、流況のパターンや移動距離は現況と良く似ており、干潟造成による流動場への影響はみられない。一方、水深 10m 以浅を干潟にした **CaseH2** の場合は、若干ではあるが防波堤背後の流れが現況よりは小さくなっている。これは、大規模な干潟造成が整流操作となって、防波堤で形成された渦度を弱めた結果であると思われる。

防波堤を延長した **CaseH2B** の場合は、**CaseH2** に比べて流動の規模は大きくなっており、現況に近い流れとなっている。なお潮汐については、干潟を造成しても港内に影響しない（変化がない）ことが水理模型実験より明らかになっている。

1.6.6 まとめ

水理模型による尼崎港の海水交換促進に関する実験、放流口の位置に関する実験、干潟造成による流況測定実験を実施した。実験結果をまとめると以下の通りである。

・海水交換促進に関する実験より、

- (1) 港口部に設置した剥離構造物設置工法は、港内の循環流を形成させる。このため、若干の海水交換促進効果がみられた。
- (2) 尼崎港東部埋立地の一部に水路を開削する水路開削工法は、上げ潮時に若干の海水が流出し、下げ潮時に大量の淀川河川水が流入する。このことにより、港内の海水流動が大きくなり、海水交換に大きく寄与する。水路開削工法は、環境修復技術として有効な手段となる。
- (3) 遊水池造成工法は、港口部での流速の増大と淀川河川水の流入により、海水交換促進の効果がみられた。

・放流口の位置に関する実験より、

- (4) 下水処理場から排水される処理水は、放流位置によって拡散パターンが異なる。

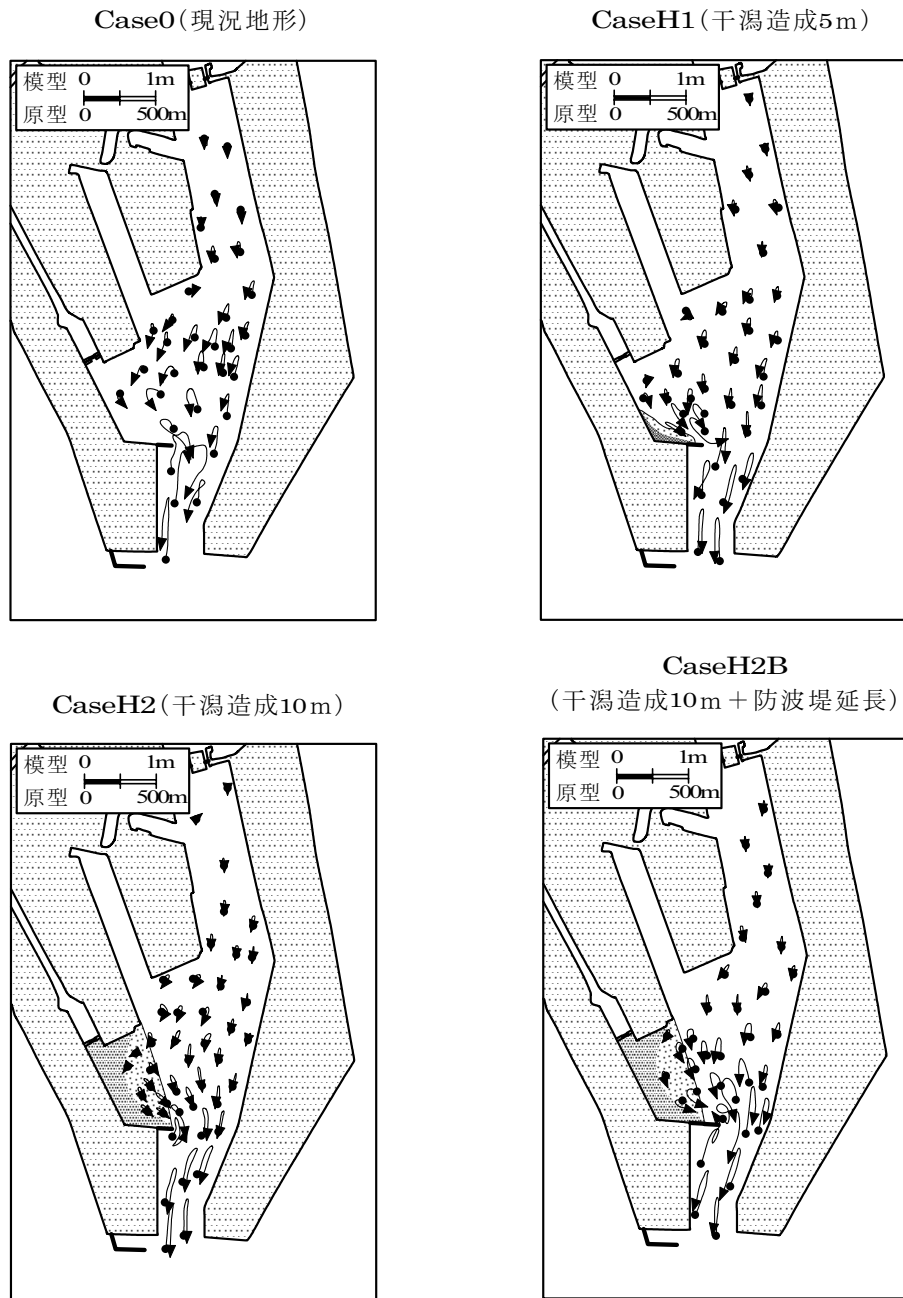


図 1.6.24 干潟造成による流跡の変化

(5)放流位置を港口部に変更すると、拡散パターンが大きく変化して港内の染料存在量が約 1/2 となり、放流口の位置の重要性を示すことができた。

・干潟造成による流況測定実験より、

(6)尼崎港西部に干潟を造成する場合、水深 5m以浅の造成では流動場に影響を及ぼさないが、水深 10m規模の造成では、干潟周辺の流動が若干小さくなる。

(7)港口部にある防波堤の延長は、港内の流動規模を大きくすることができる。

参考文献

- 1)大谷英夫ら：流況制御のための湾口渦と水平循環流に関する実験的研究，海岸工学論文集，第 42 巻，pp.1221-1225，1995
- 2)武岡英隆：沿岸海域の海水交換，沿岸海洋研究ノート，第 21 巻，第 2 号，pp.169-182，1984
- 3)平野敏行・杉浦健三：河川流入のある小内湾の塩分分布について，東海区水研報告，第 22 号，pp.1-15，1958

2. ベストミックスの評価

2.1 目的

従来行われてきた環境修復事業は、人工干潟、藻場造成など、単一の技術の応用、検証が目的であった。しかし、自然の環境は、干潟、藻場が単独で存在しているのではなく、磯場や汽水湿地なども含め、多様な環境が連続的に存在する場となっており、それぞれの環境に適応した多様な生態系が互いに補完関係を保つことによって健全な物質循環が形成されている。本プロジェクトでは、このような自然の多様な環境が有する機能を重視し、より自然に近い物質循環構造を形成するための複数環境修復技術の適正組合せ（ベストミックス）手法を確立することを目指している。そのため、実証実験施設の計画・設計段階においても、環境修復の連関に基づき環境修復のポイントを絞り込むとともに、物理・化学的な制約、社会的な制約を勘案し、尼崎港内における環境修復のための最適な技術を選択し、組合せた。すなわちこの時点で、論理的に想定される「ベストミックス」を組み立てたことになる。

しかしながら、技術の組合せによる補完機能を実証し、論理的に想定した「ベストミックス」による水質改善効果の定量化を行わなければ、尼崎港における環境修復事業提案の根拠となるベストミックスが評価されたことにはならない。そこで、まず実証実験施設におけるモニタリング調査において確認された現象に基づき、各技術相互の補完関係をまとめた。実証実験で確認された内容は、物理環境と生物との相互関係と生物間の相互関係があり、生態系の構造と機能を端的に表したものだといえるが、定量的に把握できるものとできないものとが混在するため、補完関係をまとめる上では定性的な評価に留めることとした。

次に水質改善効果を定量的に評価するため生態系モデルを用いたシミュレーションを行った。ここでは、本プロジェクトで考えられている技術を組み込んだ生態系モデルを構築し、尼崎港内全域で環境修復技術を適用することを前提に、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行い、各技術の環境修復効果および技術の組合せによる補完効果の定量化を試みた。

2.2 環境技術相互の機能補完関係

実証実験施設におけるモニタリング調査の結果から、各技術間の相互影響を抽出すると表 2.2.1 のようになった。これらを見ると、流動や透明度などの物理環境と生物との相互影響、捕食や酸素供給としての機能など生物間の相互影響があることがわかる。例えば、干潟や閉鎖性干潟の実証実験では、流れや波あたり（静穏度）と付着藻類の現存量に高い相関が見られており、適度な攪乱（流況制御）によってアサリの生息に適した干潟環境が維持できる可能性がある。また、アサリの浮体式藻場での飼育実験では、干潟において貧酸素による死滅が生じた夏季でも高い生残率が得られることが確認されている。

これらの相互関係を図で表したものが図 2.2.1 である。図中の外側の枠が「流れ場」すなわち流況制御であり、流況制御と浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟との補完機能を図 2.2.1 の枠内に示している。また、黒色の矢印は浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟相互の補完機能を表しており、その説明を吹出し枠内に示している。なお、海藻バイオマス利用の補完機能と、海藻の胞子や遊走子、付着動物や底生動物の幼生などの供給に関しては、すべての技術が関係する機能であることからこの図では省略している。この図から、本プロジェクトで選択した環境修復技術は互いに多くの補完機能を有しており、しかも複数の技術が絡み合うことで機能の増幅が図られていることが理解できる。しかし、補完機能の中には定量化できるものとできないものがあり、単一の指標で総合的に評価することが非常に難しい。そこで次節では、懸濁物食性二枚貝のろ過による光環境の改善や、海藻の光合成による酸素供給など、物質循環型の生態系モデルで定量化できる補完機能に着目し、技術の組合せによる水質改善効果の定量的評価を試みる。

表 2.2.1 各実証実験施設の相互の機能補完関係

補完機能の供給元	補完機能の内容および供給先
浮体式藻場	- 海藻の光合成によって、周辺海域に酸素を供給して好氣的に保つ（エコシステム護岸、人工干潟）。 - 夏季の貧酸素水塊発生時期にはアサリなどの避難場所として機能させることができる（人工干潟）。 - 流れや波浪の減衰効果により、砂の移動等を軽減することができる（人工干潟）。 - 海藻の胞子や遊走子、付着動物の幼生などが様々な場所に供給される（エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。
海藻バイオマス	- 大型海藻によって固定された炭素や栄養塩を系外に除去することによって高い水質浄化機能を維持する（浮体式藻場） - 浅場造成場所には夏季にアサリなどの緑藻類が大量に発生して生態系に悪影響を及ぼす場合があるが、これを回収して利用することにより浅場の水質浄化機能を維持する（人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。
エコシステム護岸	- 懸濁物食性二枚貝（ムラサキイガイなど）のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場、磯・閉鎖性干潟）。 - 夏季の貧酸素水塊発生時期にはアサリなどの避難場所として機能させることができる（人工干潟）。 - 付着動物や底生動物の幼生などが様々な場所に供給される（人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。
人工干潟	- 懸濁物食性二枚貝（アサリなど）のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場、磯・閉鎖性干潟）。 - 魚類などの生活史に応じた生息場を提供し、周辺海域の生物多様性を確保する（エコシステム護岸、磯・閉鎖性干潟）。 - 底生動物の幼生などが様々な場所に供給される（エコシステム護岸、磯・閉鎖性干潟）。
磯・閉鎖性干潟	- 磯や石積堤に繁茂する海藻の光合成によって、周辺海域に酸素を供給して好氣的に保つ（エコシステム護岸、人工干潟）。 - 石積堤のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場）。 - 懸濁物食性二枚貝（ムラサキイガイなど）のろ過作用により、周辺海域の透明度を高めるとともに、浮泥付着量を軽減させることにより、藻場の生息範囲を拡大させる（浮体式藻場）。
流況制御	- 港内外の海水交換を促進させることにより、対象海域全体の栄養塩レベルを低減させる（エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。 - 港内外の海水交換や上下混合により貧酸素水塊の発生を抑制し、生物生息範囲を拡大させる（エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。 - 適度な流れや攪乱を作ることによって海藻の成長を促進させる（浮体式藻場、磯・閉鎖性干潟）。 - 適度な流れや攪乱を作ることによってイガイのマット化を防ぎ、アサリの生息に適した環境を創出する（人工干潟）。 - 対象海域内の流れを作ることによって、海藻の胞子や遊走子、付着動物や底生動物の幼生などの移動を促進させる（浮体式藻場、エコシステム護岸、人工干潟、磯・閉鎖性干潟）。

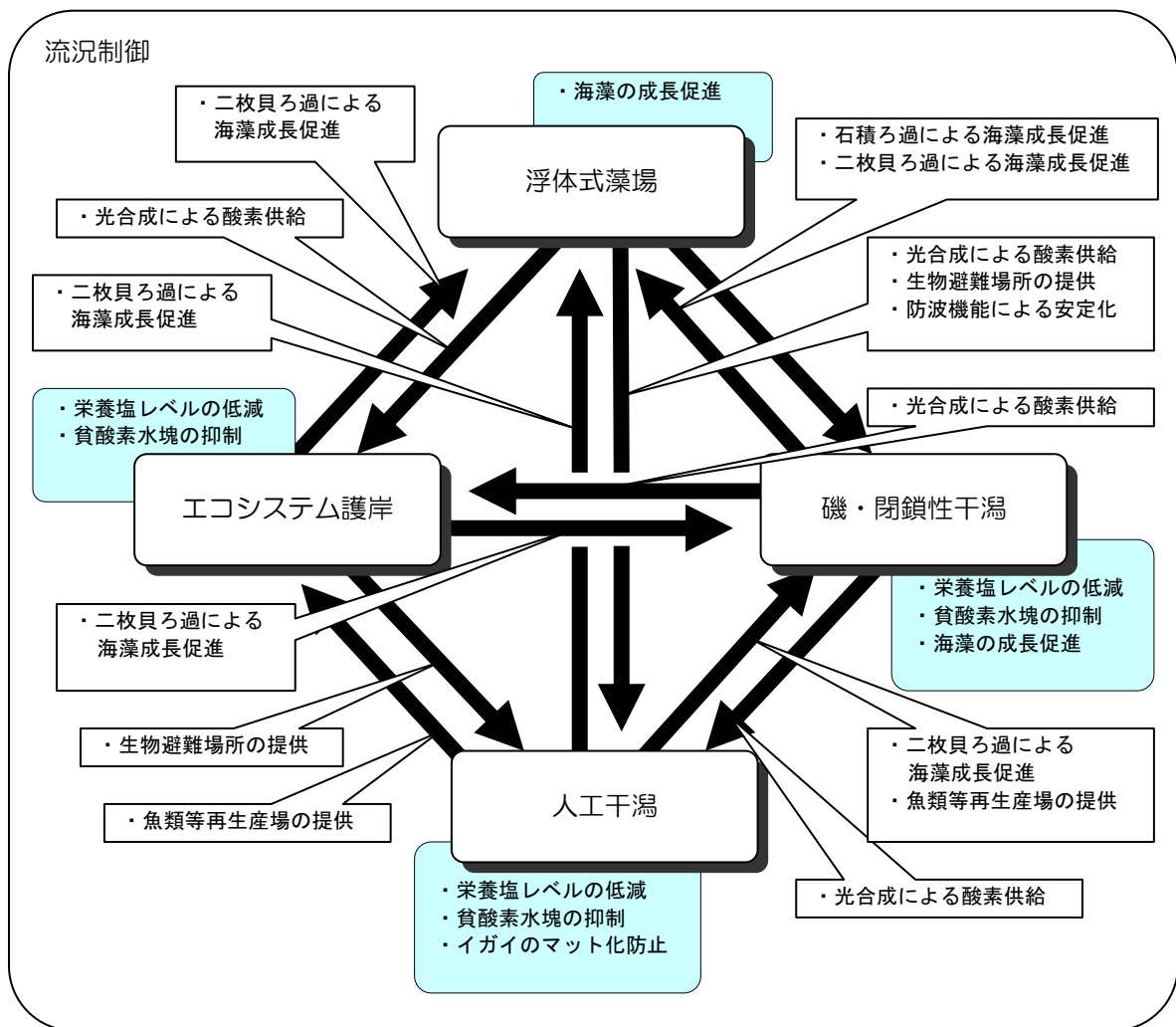


図 2.2.1 各環境修復技術の相互の機能補完関係

2.3 生態系モデルによる効果の定量化

前節では定性的に各技術の機能補完関係を評価したが、ベストミックスの評価を行う上で、個々の技術の環境修復効果と、それらの組合せによる補完関係も含めた効果の定量化を行うことも重要である。そこで、本プロジェクトで考えられている技術の多くを対象としてモデル化し、尼崎港内全域で環境修復技術を適用した場合を想定した、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行った。ただし、ここで用いている生態系モデルは後述のように物質循環型のボックスモデルで、港内の流動の変化を考慮することができないため、流動制御技術に関しては下水処理場からの排水を港口部に移動させた場合（負荷量減少に相当）のみ取り扱うこととした。

(1) 生態系モデルの概要

ベストミックスの評価を行う際に用いる生態系モデルは、中谷ら⁽¹⁾がりんく公園内海のモデルとして開発した生態系モデルを基礎とする。このモデルは物質循環型のボックスモデルで、図 2.3.1 に示すように、浮遊系、付着系、底生系、底泥系、堤体系の各生態系モデルを独立なユニットとして扱い、ボックスごとに任意に組合せることができる。今回さらに、本プロジェクトで扱われている各技術の特徴が表現できるよう、環境に与える影響が大きい生物種であると思われる、ワカメ、ムラサキイガイ、アサリ（図中黄色で表示）を加えた。ただし、これらの生物については、現存量の季節変化を予測するまで生物パラメタが揃っていないことから、3月および9月に限定して現存量を尼崎での値を参考に一定値として与え、定常計算を行うこととした。

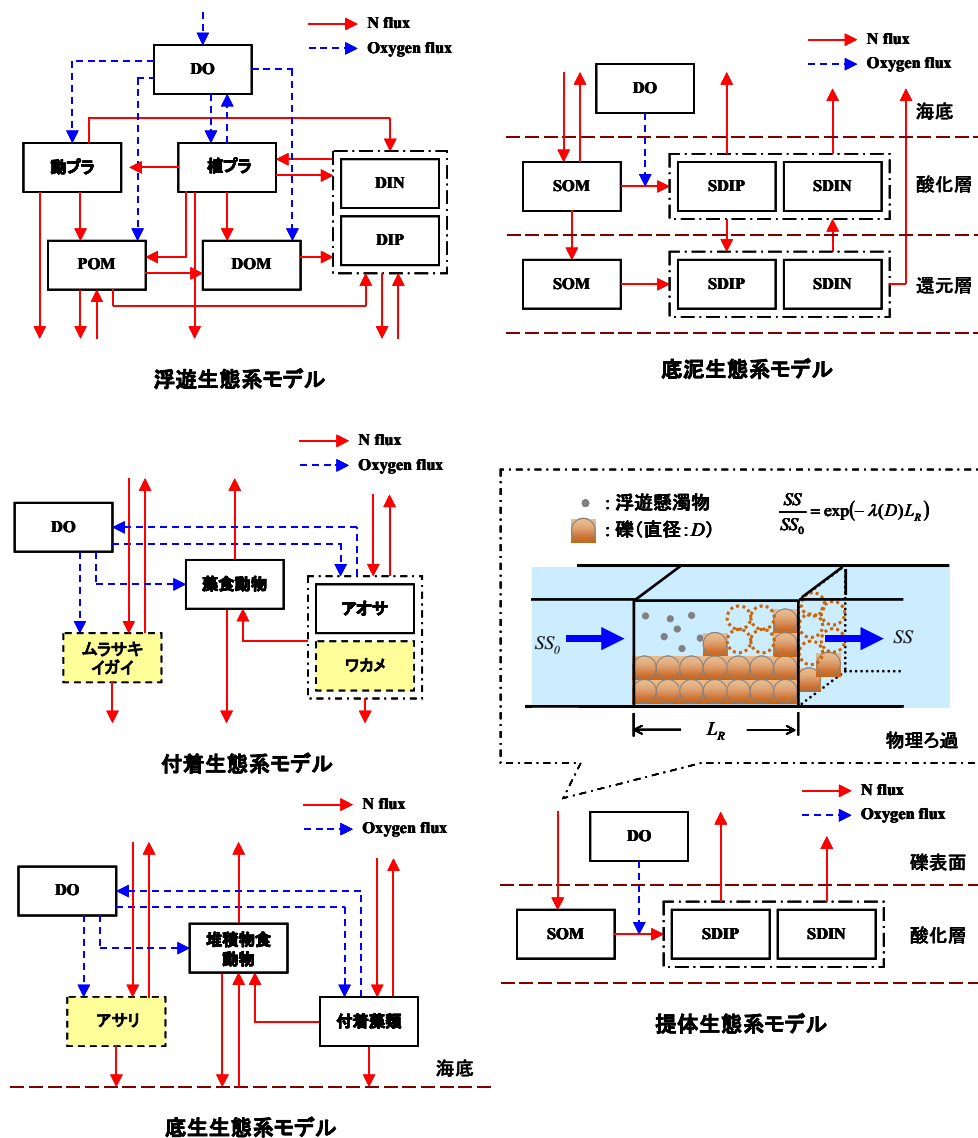


図2.3.1 各生態系モデルのコンパートメントおよびフラックス

今回新たに追加した、ワカメ、アサリ、ムラサキイガイのモデル計算式を表 2.3.1 に、計算に用いられる各生物パラメタの値を表 2.3.2 に示す。ワカメに関しては、Yokohama⁽²⁾の培養実験結果を基礎とし、Honda⁽³⁾のカジメ群落モデルで用いられている密生制限を考慮してモデル化した。ただし、ワカメは増殖した分だけ刈取って回収することを想定しているため、枯死は考慮していない。アサリに関しては、Solidoro ら⁽⁴⁾のモデルを基礎とし、排泄速度は Kuwae⁽⁵⁾を、排糞速度は青山ら⁽⁶⁾を参考にモデル化した。またムラサキイガイに関しては、東京湾奥部での現地実験結果を基に構築された北澤ら⁽⁷⁾のモデルを用いた。なお、これらの生物は現存量を一定とするため、死亡速度は成長速度と呼吸／排泄速度との差で表現した。

表 2.3.3 は各環境修復技術で考慮すべき要素について示したものである。本モデルでは前述の 5 つの生態系モデルを独立したユニットとして取り扱うことが可能なことから、これらのユニットの組合せとして既存の垂直護岸を含む各環境修復技術を表現することができる。

表 2.3.1 主要生物のフラックス計算式

項目	計算式	生物パラメタ
【ワカメ B_{UD} 】		
光合成速度	$F_{UD1} = K_{UD} \left(\frac{T - T_{UDmin}}{T_{UDmax} - T_{UDmin}} \right)^{\omega_{UD}} \left(1 - \left(\frac{T - T_{UDmin}}{T_{UDmax} - T_{UDmin}} \right)^{\omega_{UD}} \right) \mu_{UDN} \mu_{UDI} B_{UD}$	$K_{UD}, T_{UDmax}, T_{UDmin}, \omega_{UD}$
窒素制限	$\mu_{UDN} = \frac{DIN}{K_{UDN} + DIN}$	K_{UDN}
光制限	$\mu_{UDI} = 1 - \exp \left(-\alpha_{UD} I_0 \exp(-kz) \frac{1 - \exp(-k_{UD} B_{UD})}{k_{UD} B_{UD}} \right)$	α_{UD}, k_{UD}
光消散係数	$k = 0.2125 + 0.0088(B_{PP} / 48.5) + 0.054(B_{PP} / 48.5)^{1.5}$	
呼吸速度	$F_{UD2} = R_{UD} \exp(\beta_{UD} T) B_{UD}$	R_{UD}, β_{UD}
【アサリ B_{RD} 】		
懸濁物質ろ過速度	$F_{RD1} = V_{RD} \exp(\beta_{RD} T) \min \left(1, \frac{DO}{DO_{sat} qox_{RD1}} \right) (B_{PP} + B_{ZP} + POM) B_{RD}$	$V_{RD}, \beta_{RD}, qox_{RD1}$
呼吸速度	$F_{RD2} = V_{RDf} \left(\frac{T_{RDmax} - T}{T_{RDmax} - T_{RDopt}} \right)^{\beta_{RDf}(T - T_{RDopt})} \exp(\beta_{RDf}(T - T_{RDopt})) B_{RD} \min \left(1, \frac{DO}{DO_{sat} qox_{RD2}} \right)$	$V_{RDf}, T_{RDmax}, T_{RDopt}, \beta_{RDf}, qox_{RD2}$
排泄速度	$F_{RD3} = V_{RDel} \exp(\beta_{RDel} T) B_{RD} \quad (\text{明条件})$ $F_{RD3} = V_{RDde2} \exp(\beta_{RDde2} T) B_{RD} \quad (\text{暗条件})$	$V_{RDel}, V_{RDde2}, \beta_{RDel}, \beta_{RDde2}$
死亡速度	$F_{RD4} = F_{RD1} - F_{RD2} - F_{RD3}$	
【ムラサキイガイ B_{MY} 】		
懸濁物質ろ過速度	$F_{MY1} = V_{MY} \exp(\beta_{MY} T) \frac{GA^{POW}}{GA^{POW} + LO^{POW}} \frac{2OCP}{2OCP + PAR_p(B_{PP} + B_{ZP}) + PAR_{POM} POM} \cdot \min \left(1, \frac{DO}{DO_{sat} qox_{MY}} \right) (B_{PP} + B_{ZP} + POM) B_{MY}$	$V_{MY}, \beta_{MY}, POW, OCP, PAR_p, PAR_{POM}, qox_{MY}$
増加量関数	$GA = \gamma(1 - \alpha_{MYr2}) V_{MY} \exp(\beta_{MY} T) \frac{2OCP}{2OCP + PAR_p B_{PP} + PAR_{POM} POM} \cdot \min \left(1, \frac{DO}{DO_{sat} qox_{MY}} \right) (B_{PP} + B_{ZP} + POM) B_{MY}$	$V_{MY}, \beta_{MY}, OCP, PAR_p, PAR_{POM}, qox_{MY}, \alpha_{MYr2}, \gamma$
減少量関数	$LO = \alpha_{MYr1} \exp(\beta_{MYr1} T) \min \left(1, \frac{DO}{DO_{sat} qox_{MY}} \right)$	$\alpha_{MYr1}, \beta_{MYr1}, qox_{MY}$
呼吸速度	$F_{MY2} = \alpha_{MYr1} \exp(\beta_{MYr1} T) B_{MY} + \gamma \alpha_{MYr2} B_{MY}$	$\alpha_{MYr1}, \alpha_{MYr2}, \beta_{MYr1}, \gamma$
死亡速度	$F_{MY3} = F_{MY1} - F_{MY2}$	

ただし, B_{PP}, B_{ZP} はそれぞれ植プラ, 動プラのバイオマス, DIN は溶存無機態窒素, POM は懸濁態有機物, DO は溶存酸素, DO_{sat} は飽和溶存酸素濃度を表す。

表 2.3.2 主要生物のモデルで用いられる生物パラメタ

パラメタの項目	記号	値	単位	パラメタの項目	記号	値	単位
【ワカメ B_{UD} 】							
最大光合成速度	K_{UD}	11.91	d^{-1}	光制限係数	α_{UD}	0.0137	$\mu E^{-1} m^2 s$
光合成上限水温	T_{UDmaz}	35.0	$^{\circ}C$	藻体の光消散係数	k_{UD}	0.0044	$g-wet^{-1}$
光合成下限水温	T_{UDmin}	5.0	$^{\circ}C$	呼吸速度係数	R_{UD}	0.00089	d^{-1}
光合成温度係数	ω_{UD}	1.127		呼吸速度温度係数	β_{UD}	0.1243	$^{\circ}C^{-1}$
窒素半飽和定数	K_{UDN}	13.15	$\mu mol-N\ l^{-1}$				
【アサリ B_{RD} 】							
ろ過速度係数	V_{RD}	0.0878	$l\ mg-N^{-1}\ d^{-1}$	呼吸温度係数	β_{RD}	0.17	
ろ過速度温度係数	β_{RD}	0.0936	$^{\circ}C^{-1}$	呼吸酸素欠乏閾値	qox_{RD2}	0.25	
ろ過酸素欠乏閾値	qox_{RDI}	0.4		排泄速度係数明	V_{RDe1}	5.61E-4	d^{-1}
呼吸速度係数	V_{RDv}	0.01	d^{-1}	排泄速度係数暗	V_{RDe2}	1.32E-5	$^{\circ}C^{-1}$
呼吸上限水温	T_{RDmaz}	35.0	$^{\circ}C$	排泄速度温度係数明	β_{RDe1}	0.106	d^{-1}
呼吸最適水温	T_{RDopt}	20.5	$^{\circ}C$	排泄速度温度係数暗	β_{RDe2}	0.135	$^{\circ}C^{-1}$
【ムラサキガイ B_{MY} 】							
ろ過速度係数	V_{MY}	0.286	$l\ mg-N^{-1}\ d^{-1}$	静止時呼吸速度係数	α_{MYr1}	0.0036	d^{-1}
ろ過速度温度係数	β_{MY}	0.0679	$^{\circ}C^{-1}$	摂餌時呼吸率	α_{MYr2}	0.14	
餌制限勾配係数	POW	3.0		呼吸速度温度係数	β_{MYr}	0.0956	$^{\circ}C^{-1}$
最適粒子濃度	OCP	3.0E7	l^{-1}	酸素欠乏閾値	qox_{MY}	0.2	
植動プラ粒子換算係数	PAR_p	1.27E8	$mg-N^{-1}$	同化率	γ	0.5	
POM 粒子換算係数	PAR_{POM}	3.77E6	$mg-N^{-1}$				

表2.3.3 各環境修復技術で考慮すべき要素

		各環境修復技術において考慮するモデル					
		垂直護岸	浮体式藻場	エコシステム護岸	干潟	磯	閉鎖干潟
浮遊生態系	DO	■	■	■	■	■	■
	DIN	■	■	■	■	■	■
	DIP	■	■	■	■	■	■
	植物プランクトン	■	■	■	■	■	■
	動物プランクトン	■	■	■	■	■	■
	POM	■	■	■	■	■	■
付着生態系	DOM	■	■	■	■	■	■
	アオサ			■		■	■
	ワカメ		■				
	藻食動物					■	■
底生生態系	ムラサキガイ	■		■		■	■
	付着藻類				■		■
	堆積物食動物	■		■	■		■
底泥生態系	アサリ				■		■
	酸化層SOM	■		■	■		■
	還元層SOM	■		■	■		■
	酸化層SDIN	■		■	■		■
提体生態系	還元層SDIN	■		■	■		■
	物理ろ過						■
	酸化層SOM					■	■
	酸化層SDIN					■	■

(2) 計算条件

ベストミックスを評価するという観点より、各技術の適用の有無による比較を前提とし、表 2.3.4 に示すように、何も適用しなかった場合（Case 1）、浅場の造成を行わなかった場合（Case 2～4）、浅場の造成を行った場合（Case 5～7）、ほぼ全ての技術を適用した場合（Case 8）について、バックグラウンド条件を 3 月および 9 月の 2 条件で計算を行った。ただし、9 月についてはワカメの生育期ではないことから考慮していない。また、何も適用しなかった場合（Case 1）とほぼ全ての技術を適用した場合（Case 8）については、現状の下水処理場からの負荷を与えた場合と、下水処理場の負荷を減少させた（排水口を港口部に設置すると仮定）場合について比較計算を行った。

表 2.3.4 計算条件

	考慮する環境修復技術	バックグラウンド条件			
		現状負荷量		負荷量減少	
		3月	9月	3月	9月
Case 1- 3A 3B 9A 9B		■		■	
			■		
					■
Case 2- 3A	■	■			
Case 3- 3A 9A		■			
			■		
Case 4- 3A	■	■			
Case 5- 3A 9A		■			
			■		
Case 6- 3A 9A		■			
			■		
Case 7- 3A 9A		■			
			■		
Case 8- 3A 3B 9A 9B	■	■		■	
	■				
			■		
					■

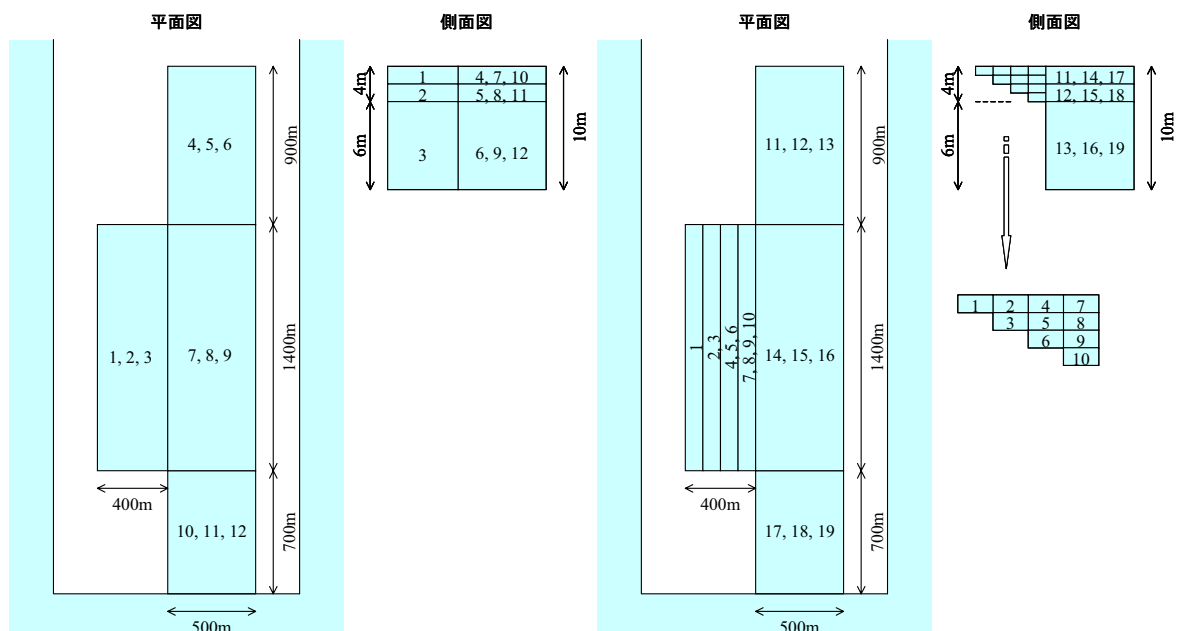


図 2.3.2 ニ崎港内を想定した計算ボックス配置（図中の数字はボックス番号を示している）、左：浅場を造成しない場合、右：浅場を造成する場合

数値計算を行う際のボックス配置は、図 2.3.2 に示すように、浅場を造成しない場合と、浅場を造成する場合の 2 つを作成した。浅場を造成しない場合は港内水深を一律 10m とし、鉛直方

向に表層 2m 2層、底層 6m 1層の 3層構造とした。また、浅場を造成する場合は港内西側凹部を 4分割し、水深 1m から 4m まで傾斜をつけて、それぞれ 1m 層のボックスを積み重ねる構造とした。ボックス間の海水の移動は、簡単のため潮汐によってのみ行われると仮定し（平均潮汐差 0.606m として計算）、各ボックスにおいて連続の式を満足するように流量を定めた。

図 2.3.3 に各 Case の環境修復技術の配置を示す。エコシステム護岸を適用する位置は港内東側航路部の垂直岸壁全面（総延長 4600m、水深 2m まで）とした。また、浮体式藻場は浅場と隣接するように港内西側の凹部前面（長さ 1400m、幅 250m、5m²あたり 1 本のロープが垂下していると仮定）に配置し、第 2 層（水深 4m）までワカメが繁茂するとした。干潟を適用する位置は港内西側凹部の水深 3m までとし、その前面に砂止めを兼ねた堤体（磯）が水深 1m まで存在するとした。また閉鎖干潟は堤体も含めて港内西側凹部域の全面とした。

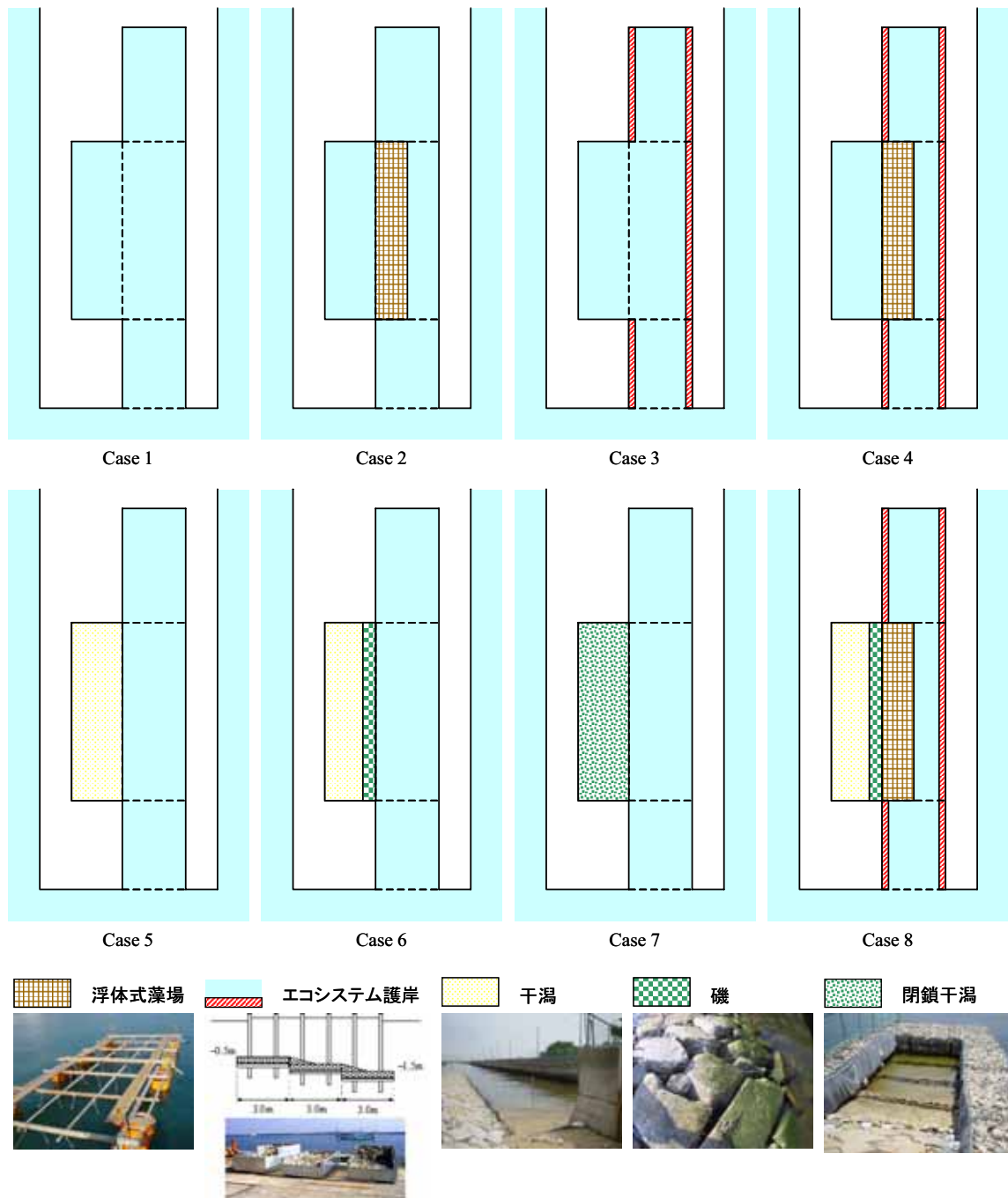


図 2.3.3 各 Case における環境修復技術の配置

バックグラウンド環境条件は、尼崎港内でのモニタリングの結果を参考に表 2.3.5 に示すような条件として与えた。ここで、干潟および閉鎖干潟に生息するアサリは水深 1m～2.5m に分布するとし、磯および閉鎖干潟の堤体に繁茂するアオサは各堤体表面積の 1/2 に分布するとした。また武庫川下流浄化センターからの排水の影響については、(独)産業技術総合研究所中国センターで行われた水理模型実験結果を参考に、排水口が現状位置の場合(負荷量=2.23t-N/d、すべてのボックスに均一に添加されると仮定)と、港口部に設置した場合(現状の 0.515 倍の負荷量=1.15t-N/d)の 2 通りで比較計算することとした。なお、計算ステップは 15 分で、計算開始 1000 日後の結果を解析した。

表 2.3.5 計算に用いたバックグラウンド条件

項目	記号	単位	値								
			西側凹部（初期条件）			東側航路部（初期条件）			港外（境界条件）		
			(0-2m)	(2-4m)	(4-10m)	(0-2m)	(2-4m)	(4-10m)	(0-2m)	(2-4m)	(4-10m)
海面直上光強度(3月)	I_0	$\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	446.0	—	—	446.0	—	—	446.0	—	—
海面直上光強度(9月)	I_0	$\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	725.0	—	—	725.0	—	—	725.0	—	—
水温(3月)	T	$^{\circ}\text{C}$	9.0	8.0	6.0	9.0	8.0	6.0	9.0	8.0	6.0
水温(9月)	T	$^{\circ}\text{C}$	25.0	24.0	22.0	25.0	24.0	22.0	25.0	24.0	22.0
溶存酸素(3月)	DO	$\text{mg-DO } l^{-1}$	11.0	9.0	5.0	10.0	7.0	5.0	9.0	8.0	5.0
溶存酸素(9月)	DO	$\text{mg-DO } l^{-1}$	8.0	3.0	0.5	8.0	3.0	1.0	6.0	3.5	1.0
溶存無機態窒素	DIN	$\text{mg-N } l^{-1}$	0.4	0.6	0.9	0.7	0.9	1.2	0.3	0.6	1.0
植物プランクトン	B_{PP}	$\mu\text{g-Chla } l^{-1}$	8.0	5.0	2.0	7.0	4.0	2.0	7.0	4.0	2.0
動物プランクトン	B_{ZP}	$\mu\text{g-N } l^{-1}$	2.0	1.0	0.0	2.0	1.0	0.0	1.5	0.9	0.4
懸濁態有機物	POM	$\mu\text{g-N } l^{-1}$	6.0	43.0	63.0	3.0	40.0	63.0	10.0	40.0	60.0
溶存態有機物	DOM	$\text{mg-N } l^{-1}$	0.08	0.10	0.12	0.08	0.10	0.12	0.08	0.10	0.12
付着／底生／底泥系バックグラウンド条件											
項目	記号	単位	値（初期条件）		備考						
			3月	9月							
有機堆積物	SOM	mg-C g-dry^{-1}	30.0	35.0	C/N = 9.26						
無機窒素堆積物	$SDIN$	mg-N g-dry^{-1}	2.5	2.5							
藻食動物	B_{SA1}	g-dry m^{-2}	200.0	200.0	N/dry weight = 0.084						
堆積物食動物	B_{SA2}	g-dry m^{-2}	200.0	200.0	N/dry weight = 0.084						
アオサ	B_{UV}	g-dry m^{-2}	200.0	35.0	N/dry weight = 0.06						
ワカメ	B_{UD}	g-dry m^{-2}	718.2	0.0	現存量一定, N/dry weight = 0.025						
アサリ	B_{RD}	g-dry m^{-2}	174.1	235.8	現存量一定, N/dry weight = 0.0845						
ムラサキイガイ	B_{MY}	g-dry m^{-2}	1610.0	1610.0	現存量一定, N/dry weight = 0.084						

(3) 計算結果および考察

数値計算結果の評価には、以下の 2 つの指標を用いた。また必要に応じて、一次生産、懸濁物ろ過、有機堆積物の蓄積等に注目したフラックス解析によって物質の流れを評価した。

- ① 透明度改善効果: 各技術適用空間における表層海水中的懸濁物質質量および光減衰率を解析することによって透明度改善効果を評価する。
- ② 貧酸素化抑制効果: 各技術適用空間における底層海水中的溶存酸素を解析することによって貧酸素化抑制効果を評価する。

表 2.3.6 に表層透明度(=3.2/表層海水の光減衰率として算出)および底層溶存酸素の全ボックス平均値を示す。現状の Case 1 を見ると、表層透明度は 3 月の 3.64m に比べて 9 月は 1.25m となっており、夏場はかなり透明度が低下する。また底層溶存酸素は 9 月に 0.12 mg l^{-1} となっており、夏場の底層はほぼ無酸素状態になっている。

技術の適用による透明度の向上について 9 月現状負荷量(表左の網掛け部分)で比較すると、エコシステム護岸を適用した Case 3 では Case 1 との差は 0.19m とわずかなのであるが、浅場を造成すると大幅に上昇し、干潟と磯を配置した Case 6 では Case 1 との差は 0.79m となる。さらにその両方を適用した Case 8 では Case 1 との差が 1.33m にまで増加し、それぞれ単独に適用した場合の上昇量を単純に加えた値以上の効果が現れている。また Case 5、Case 6 の値を比較すると、Case 6 の方が 0.19m 高く、同一面積の浅場造成をした場合でも、干潟単独ではなく磯と組み合わせることによって透明度の上昇が図れることがわかる。

表 2.3.6 表層透明度および底層溶存酸素の全ボックス平均値

底層溶存酸素平均値 (mg l^{-1})					表層透明度平均値 (m)				
	現状負荷量		負荷量減少			現状負荷量		負荷量減少	
	3月(3A)	9月(9A)	3月(3B)	9月(9B)		3月(3A)	9月(9A)	3月(3B)	9月(9B)
Case 1	5.56	0.12	5.75	0.33	Case 1	3.64	1.25	3.87	1.43
Case 2	5.21	—	—	—	Case 2	3.70	—	—	—
Case 3	5.70	0.31	—	—	Case 3	3.75	1.44	—	—
Case 4	5.63	—	—	—	Case 4	3.90	—	—	—
Case 5	5.98	1.24	—	—	Case 5	3.99	1.85	—	—
Case 6	6.29	1.33	—	—	Case 6	4.20	2.04	—	—
Case 7	5.94	1.22	—	—	Case 7	4.30	2.35	—	—
Case 8	6.33	1.52	6.67	2.08	Case 8	4.53	2.58	4.76	2.85

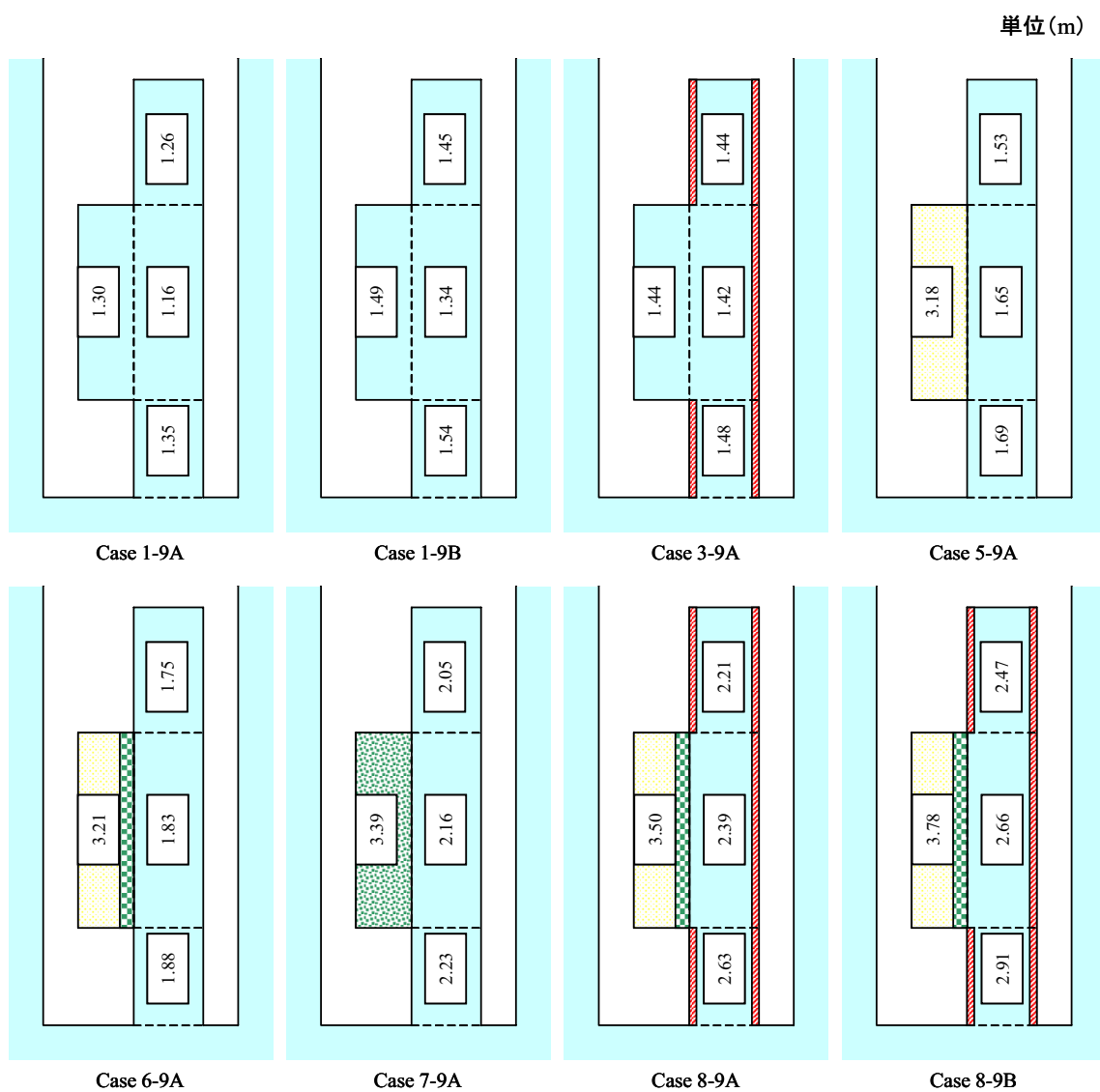


図 2.3.4 夏場（9月）における各 Case の表層透明度の計算値

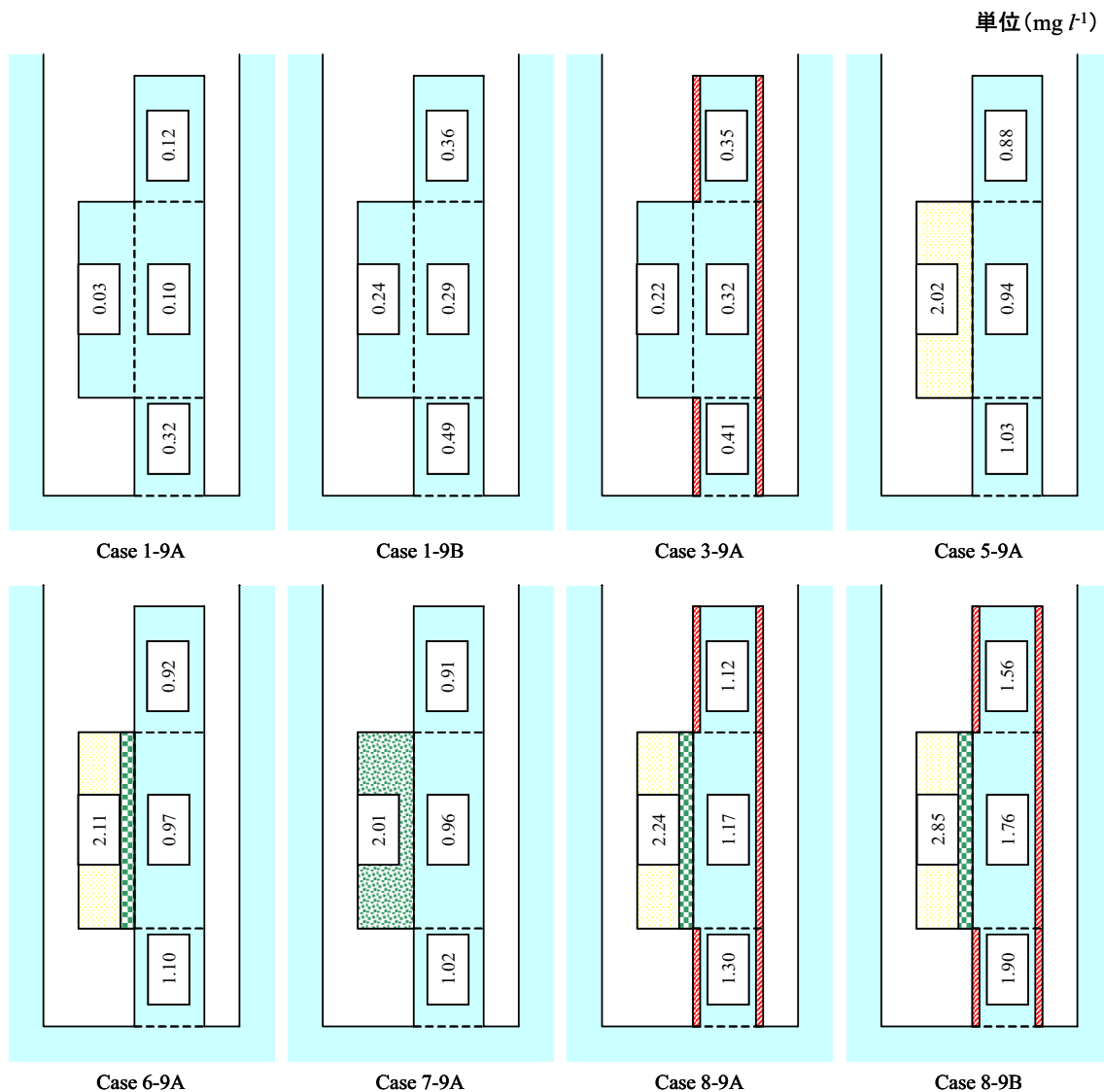


図 2.3.5 夏場（9 月）における各 Case の底層溶存酸素の計算値

一方技術の適用による溶存酸素の増加について 9 月現状負荷量（表右の網掛け部分）と比較すると、透明度と同様エコシステム護岸を適用した Case 3 では Case 1 との差は 0.19 mg l^{-1} とわずかなのであるが、浅場を造成すると大幅に上昇し、干潟と磯を配置した Case 6 では Case 1 との差は 1.21 mg l^{-1} となる。その両方を適用した Case 8 では Case 1 との差が 1.40 mg l^{-1} となっており、それぞれ単独に適用した場合の上昇量を加えた値とほぼ等しくなる。また Case 5、Case 6 の値を比較すると、Case 6 の方が 0.09 mg l^{-1} 高く、溶存酸素の向上の面でも干潟単独ではなく磯と組合せることによる効果が確認できる。

同一面積で干潟＋磯とした場合（Case 6）と閉鎖干潟にした場合（Case 7）を比較すると、閉鎖干潟のほうが透明度は高い値となるものの、溶存酸素は低い値となっている。これは、閉鎖干潟の堤体の効果によるもので、フィルター効果により懸濁物質は減少するものの、磯間接触酸化効果により溶存酸素も減少する。また、下水処理場からの負荷量を削減した効果を見ると、透明度の向上より溶存酸素の増加のほうがより強く現れており、Case 8 では 9 月であっても負荷量を削減すれば底層で 2.08 mg l^{-1} の溶存酸素が確保できている。

図 2.3.4、図 2.3.5 は、夏場（9 月）における各 Case の表層透明度および底層溶存酸素の各技術適用空間における値をそれぞれ示したものである。透明度の向上、溶存酸素の増加ともに浅場造成場所で顕著に現れており、干潟単独の場合においても透明度は 3m 以上、溶存酸素は 2 mg l^{-1} 以上が確保されている。また、ほぼすべての技術を適用し、さらに負荷量を削減した Case 8-9B

では、浅場造成場所で透明度が 3.78m、溶存酸素が 2.85mg l^{-1} となり、本研究で設定した水質改善目標値である透明度 5m、溶存酸素 3mg l^{-1} に対し、透明度でほぼ 8 割、溶存酸素でほぼ 9 割の達成度となった。

以上の計算結果から、浅場の造成が水質改善効果に有効であること、さらに干潟と磯の組合せ等複合的な技術適用が効果を向上させることが確かめられた。このような水質改善効果の有効性を物質循環という観点から検証するため、9 月、現状負荷量の条件で、何も適用しない Case 1-9A と干潟のみ適用した Case 5-9A、それに干潟と磯を適用した Case 6-9A について懸濁物質まわりの窒素および溶存酸素のフラックスを解析した。図 2.3.6、図 2.3.7 は、定常状態になる前の 100 日目の浅場造成場所（Case 1-9A の場合は水深 10m のまま）における懸濁物質および酸素のフラックスをそれぞれ図示したものである。現状の Case 1-9A では、懸濁物質食者はムラサキイガイのみであるため、懸濁物質の海底への沈降量が多く、底泥酸素消費も大きい。干潟を造成した Case 5-9A では、アサリによる懸濁物質除去により底泥への沈降量が若干減少し、底泥酸素消費もわずかに減少する。また透明度が上昇するため浮遊系の一次生産量も若干上昇する。しかし、大型藻類が全く生育していないため酸素供給源が付着藻類に限られることから、アサリの摂餌速度が抑えられている。これに比べ干潟と磯が存在する Case 6-9A では、磯に生育しているアオサからも酸素供給があるため、アサリの摂餌速度が上昇し、懸濁物質の沈降量が大幅に減少し、底泥酸素消費量も減少する。またこのとき透明度も上昇することにより、浮遊系の一次生産量、付着藻類の一次生産量ともに増加し、さらに酸素供給が促進されるという相乗効果も確認できる。

これらの結果は、生物機能を利用した環境修復を行う際には、ひとつの生物機能にのみ着目した単一の技術を適用するのではなく、多様な生物生息場を創出し、生物間の補完機能が十分に発揮される場の創出が重要であることを示している。

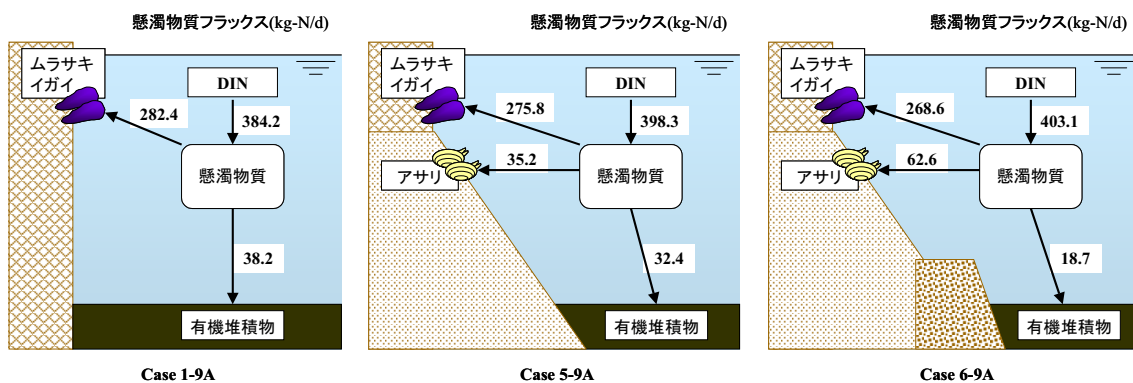


図 2.3.6 夏場（9 月）における Case 1, 5, 6 の浅場造成場所における懸濁物質フラックス

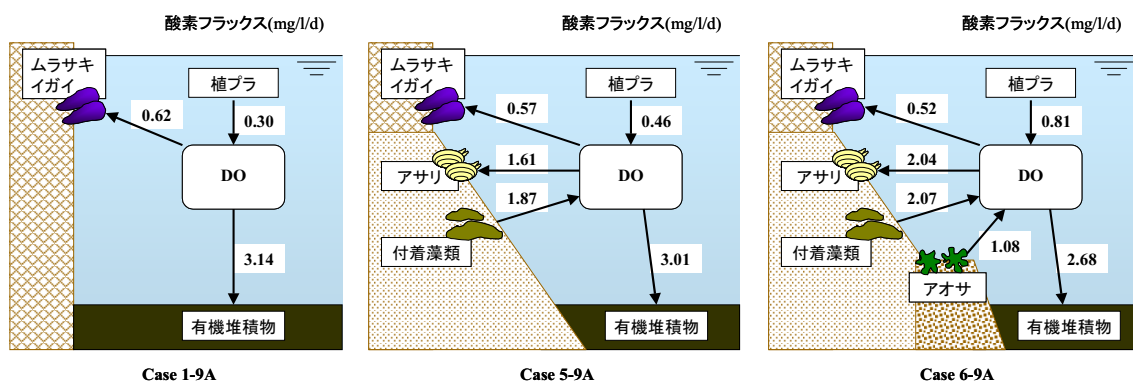


図 2.3.7 夏場（9 月）における Case 1, 5, 6 の浅場造成場所における酸素フラックス

2.4 まとめ

ここでは、技術の組合せによる補完機能を実証し、論理的に想定した「ベストミックス」による水質改善効果の定量化を行うことを目的として、まず実証実験施設におけるモニタリング調査において確認された現象に基づいた各技術相互の補完関係の整理を行った。その結果、本プロジェクトで選択した環境修復技術は互いに多くの補完機能を有しており、しかも複数の技術が絡み合うことで機能の増幅が図られることがわかった。しかし、補完機能の中には定量化できるものとできないものがあり、単一の指標で総合的に評価することが非常に難しいため、水質改善効果の定量的な評価を行う際には、懸濁物食性二枚貝のろ過による光環境の改善や、海藻の光合成による酸素供給など、物質循環型の生態系モデルで定量化できる補完機能に着目した。尼崎港内全域で環境修復技術を適用した場合を想定した、技術適用の有無、組合せの違い等の比較計算を行った結果、浅場の造成が透明度改善効果、貧酸素化抑制効果ともに大きいこと、懸濁物食性二枚貝のろ過と海藻の光合成による酸素供給は互いに大きな補完効果を生み出すことなどがわかった。最終的に最も水質改善効果が高い技術の組合せとして、図 2.4.1 に示すように、尼崎港西側凹部に干潟と磯、その前面に浮体式藻場を設置し、東側航路部の岸壁全面にエコシステム護岸を設置したケースが示された。このような技術配置をし、かつ下水処理場の排水口を港口部へ移設し負荷量を削減することにより、最も水質が悪化する夏季（9月）においても、浅場造成場所においては、透明度で約 4m、溶存酸素で約 3mg l^{-1} まで改善される可能性を示すことができた。



図2.4.1 環境修復技術の最適配置を行った尼崎港のイメージ

- 1) 中谷直樹, 大塚耕司, 奥野武俊: 生態系モデルを用いた環境修復技術の機能評価ーりんくう公園内海の事例ー, 土木学会論文集, □-30, pp.13-28, 2004
- 2) Yokohama, Y.: Photosynthesis Temperature Relationship in Several Benthic Marine Algae, Contributions from Shimoda Marine Biological Station, Tokyo Kyoiku University, No.223, 1971
- 3) Honda, M.: A Theoretical Analysis and Field Evaluation of a Light and Temperature Model of Production by *Eclonia cava*, Hydrobiologia, Vol.398/399, pp.361-374, 1999
- 4) Solidoro, C., Pastres, R., Melaku, D., Pellizzato, M. and Rossi, R.: Modelling the Growth of *Tapes philippinarum* in Northern Adriatic Lagoons, Marine Ecology Progress Series, Vol.199, pp.137-148, 2000
- 5) Kuwae, T.: Factors Affecting Nutrient Cycling in Intertidal Sandflats, Report of the Port and Airport Research Institute, Vol.41, No.1, pp.91-134, 2002
- 6) 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
- 7) 北澤大輔: 東京湾における浮体式構造物の海洋生態系への影響について, MEC モデルワークショップ (第 4 回) 報告書, pp.59-68, 2003

3 研究プロジェクト実施経過概要

本研究は平成 13 年度に環境省の環境技術開発等推進事業実用化研究開発課題（当初 2 ヶ年、後に 1 年延長）の採択を受けて実施された。概要を経時的にまとめると下記の通りである（研究実施項目の丸番号は本編 3 章「研究の進め方」に対応している）。

平成 13 年度

- 5 月 環境省環境技術開発等推進事業「実用化研究開発課題」公募
 - 6 月 本研究を「閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化（環境修復技術のベストミックスによる物質循環構造の修復）」として同課題に応募
 - 7 月 審査を経て課題採択
 - 8 月 研究推進のため、研究参加機関を委員とし、国土交通省近畿地方整備局神戸港湾空港技術調査事務所、環境省環境管理局水環境部閉鎖性海域対策室、兵庫県、尼崎市等をオブザーバとする「閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト推進委員会」を設置、8 月 29 日第 1 回委員会を開催し、実施計画を策定
 - 9 月 補助金交付決定
- 研究開始
- ①現状の把握・評価（尼崎港の環境の現況調査） 9～10 月
 - ②環境悪化の原因の明確化
 - ③修復目標の設定
 - ③目標達成のための方針検討
 - ⑤修復技術の検討・選定
 - ⑥実証実験施設の計画・設計・施工
- } 10～11 月
- 測量等現地調査、実証実験施設の設計、工事準備（許認可申請等） 10～12 月
- 尼崎港内における実証実験施設の造成・設置工事 12 月～平成 14 年 3 月
- ※平成 13 年度は「閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト推進委員会」を第 4 回まで開催、進捗に応じた計画のレビューと進め方を検討

平成 14 年度

- 研究実施継続
- ⑦現地モニタリングおよび室内実験 5 月～平成 15 年 3 月
 - ⑨港内における最適配置と規模の検討 3 月
- 環境修復効果試算、ベストミックス等、取りまとめ
- ※「閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト推進委員会」を 5 回開催、進捗に応じた計画のレビューと進め方の検討、成果の取りまとめ等を実施
- 平成 15 年 2 月 環境省に助成期間延長を申請
- ～5 月 環境省延長審査

平成 15 年度

- 5 月 環境省 助成延長決定
- 研究実施延長
- ⑦現地モニタリングおよび室内実験（追加データの取得） 5 月～平成 16 年 2 月
 - ⑧現地データを用いた生態系モデルによる数値シミュレーション 10 月～平成 16 年 3 月
 - 環境修復、技術の組合せ効果の予測と評価（より定量性の高いベストミックス評価）
 - ⑨港内における最適配置と規模の検討 12 月～平成 16 年 3 月
- 尼崎港環境修復提案検討とまとめ
- 全体取りまとめ 平成 16 年 3 月
- ※「閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト推進委員会」を 4 回開催、進捗に応じた計画のレビューと進め方の検討、成果の取りまとめ等を実施

付 録

付録 1 対外発表

付録 2 新聞報道

付録 1 対外発表

平成13年度
発表なし

平成14年度

発表題目	掲載誌名・発表学会名	発表年月日	発表者	備考
水理模型実験による尼崎港の海水交換促進工法に関する研究	土木学会中国支部第54回研究発表会	平成14年6月	山崎 宗広、村上 和男、上嶋 英機	口頭発表
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	瀬戸内海研究会議 瀬戸内海研究フォーラム in 和歌山	平成14年8月29、30日	国際エメックスセンター事務局	ポスターセッション
The Best Mix of Environmental Restoration Technologies: Amagasaki Harbor Project	Techno-Ocean 2002 International Symposium	平成14年11月21日	大塚 耕司	口頭発表
水環境修復技術のパッケージ化への取り組み	日本沿岸域学会 海洋環境産業シンポジウム	平成14年11月26日	石川 潤一郎	口頭発表
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	テクノオーシャン2002	平成14年11月20-22日	国際エメックスセンター事務局	パネル
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	フロンティアイノベーションフェア2002	平成14年11月20-22日	国際エメックスセンター事務局	パネル
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	海洋環境産業見本市(海洋環境シンポジウム併催)	平成14年11月26、27日	国際エメックスセンター事務局	パネル
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	シンポジウム「みんなで考えよう！瀬戸内の過去・現在・未来－瀬戸内海環境保全特別措置法と瀬戸内海の環境の現状と将来展望」	平成15年1月19日	国際エメックスセンター事務局	パネル
富栄養化海域において造成した干潟における二枚貝養成の試み	第37回日本水環境学会年会	平成15年3月4日-7日	宮崎 一、山崎 富夫、谷本 高敏、樋渡 武彦、木幡 邦男	口頭発表
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	水のEXPO(世界水フォーラム)	平成15年3月18-22日	国際エメックスセンター事務局	パネル

平成15年度

発表題目	掲載誌名・発表学会名	発表年月日	発表者	備考
Development of an Inhabitable Quaywall for Improvement of Material Cycle	13th (2003) International Offshore and Polar Engineering Conference	2003.5.25-30	Jyunya MIYOSHI, Yasunori KOZUKI, Kengo KURATA, Michio KITANO, Hitoshi MURAKAMI, Hiroyuki MIZUGUCHI	口頭発表
閉鎖性海域における環境修復技術の効果検証と最適技術のパッケージ化	土木学会論文集 No.741/Vii-28,95-100	平成15年8月	上嶋 英機	
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクト	瀬戸内海研究会議 瀬戸内海研究フォーラム in 大分	平成15年8月21、22日	国際エメックスセンター事務局	ポスターセッション
閉鎖性海域における干潟と人工干潟の問題点	日本水環境学会シンポジウム	平成15年9月18、19日	木幡 邦男、樋渡 武彦、萩原 富司、宮崎 一、山崎 富夫、木村 賢史	口頭発表
富栄養化した閉鎖性海域に造成された人工干潟における二枚貝による水質浄化の試み	日本水環境学会関西支部研究発表会	平成15年9月20日	宮崎 一、山崎 富夫、谷本 高敏、樋渡 武彦、木幡 邦男	口頭発表
石積浄化堤を用いた干潟造成の効果と課題	土木学会第58回年次学術講演会	平成15年9月24～26日	石垣 衛、大塚 耕司、辻 博和、上月 康則、上嶋 英機	口頭発表
流況制御による尼崎港内の環境修復 ー水理模型実験による海水交換促進工法の検討ー	産業技術総合研究所海洋資源環境研究部門成果発表会	平成15年11月14日	山崎 宗広、上嶋 英機、星加 章	ポスターセッション
ON-SITE EXPERIMENTS OF OPEN- AND CLOSED-TYPE ARTIFICIAL TIDAL FLATS AT INNER PART OF OSAKA BAY	第6回世界閉鎖性海域環境保全会議 (6th International Conference on the Environmental Management of Enclosed Coastal Seas (EMECS2003))	平成15年11月18～21日	KOJI OTSUKA, MAMORU ISHIGAKI, TOMOHIRO KUWAE, YOSHIYUKI NAKAMURA, YASUNORI KOZUKI AND HIDEKI UESHIMA	口頭発表
CULTIVATION OF CLAMS IN THE TIDAL FLAT CONSTRUCTED IN THE EUTROPHIC ENCLOSED COASTAL SEA AREA	第6回世界閉鎖性海域環境保全会議 (6th International Conference on the Environmental Management of Enclosed Coastal Seas (EMECS2003))	平成15年11月18～21日	HAJIME MIYAZAKI, TOMIO YAMASAKI, TAKATOSHI TANIMOTO, TAKEHIKO HIWATARI, AND KUNIO KOHATA	ポスターセッション

平成15年度

発表題目	掲載誌名・発表学会名	発表年月日	発表者	備考
ATTEMPTED REMOVAL OF EUTROPHICATING NUTRIENTS IN THE PORT OF AMAGASAKI, OSAKA BAY BY CULTIVATING SEaweEDS	第6回世界閉鎖性海域環境保全会議(6th International Conference on the Environmental Management of Enclosed Coastal Seas (EMECS2003))	平成15年11月18～21日	HIROSHI KAWAI, AKIHISA MIYAGAWA AND YASUHIRO USHIHARA	ポスターセッション
PROJECT AIMED AT PACKAGING OPTIMAL ENVIRONMENTAL RESTORATION TECHNOLOGIES FOR ENCLOSED COASTAL SEAS	第6回世界閉鎖性海域環境保全会議(6th International Conference on the Environmental Management of Enclosed Coastal Seas (EMECS2003))	平成15年11月18～21日	INTERNATIONAL EMECS CENTER SECRETARIAT	ポスターセッション
大阪湾奥の閉鎖性水域に造成した捨石堤で囲われた干潟の効果と課題	海岸工学論文集 第50巻／第50回海岸工学講演会	平成15年11月18－20日	石垣衛・大塚耕司・桑江朝比呂・中村由行・上月康則・上嶋英機	口頭発表
Project aimed at packaging optimal environmental restoration technologies – An overview	第12回環日本海環境協力会議(The 12th Northeast Asian Conference on Environmental Cooperation(NEAC))	平成15年11月24－26日	国際エメックスセンター	口頭発表
閉鎖性水域に造成した捨石堤で囲われた干潟の効果と課題	大林組技術研究所報告 No.67	平成15年12月	石垣 護、辻 和博	
水質変化から見た人工干潟における海水の貧酸素化について	兵庫県立健康環境科学研究センター年報 第2号, 2003	平成16年2月	宮崎 一、山崎富夫	
フィールドコンソーシアムのモデル事例 －尼崎プロジェクト－ 閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化プロジェクトの概要	中国経済産業局 第3回海域浄化・修復フォーラム	平成16年2月26日	国際エメックスセンター 北村竜介	口頭発表
人工干潟の環境と二枚貝の生残率について	第38回日本水環境学会年会	平成16年3月17-19日	宮崎一・山崎富夫・谷本高敏・樋渡武彦・木幡邦男	口頭発表
閉鎖性海域における最適環境修復技術のパッケージ化	沿岸域(日本沿岸域学会誌)第16巻第2号	平成16年3月	国際エメックスセンター 石原英治	

付録 2 新聞報道

平成 13 年度（平成 13 年度報告書に掲載）

平成 13 年 8 月 30 日	神戸新聞
平成 13 年 9 月 26 日	産経新聞
平成 13 年 12 月 22 日	産経新聞
平成 13 年 12 月 22 日	朝日新聞

平成 14 年度（平成 14 年度報告書に掲載）

平成 14 年 10 月 29 日	神戸新聞
平成 15 年 2 月 19 日	毎日新聞
平成 15 年 3 月 2 日	神戸新聞

平成 15 年度（次ページ以降に掲載）

平成 15 年 5 月 7 日	読売新聞
平成 15 年 5 月 9 日	読売新聞
平成 15 年 10 月 27 日	中国新聞
平成 16 年 3 月 19 日	朝日新聞
平成 16 年 3 月 19 日	朝日新聞
平成 16 年 3 月 19 日	産経新聞

〔1〕

昭和27年11月26日第3種郵便物認可

（日刊）©読売新聞社 2003年

水環境の再生産官学実証

瀬戸内海や湾など汚染が進む閉鎖性水域の水環境を公共事業で再生させる場合、事前に実験で効果を確かめた人工干潟や藻場など、複数の修復技術を組み合わせれば、より効率的に生態系をよみがえらせられることが、産官学のプロジェクトチームの実証研究でわかった。これまでは事業前後に十分な検証を行わず「造りっ放し」だったのが実情。チームは「公共事業は本来、費用対効果を考え計画的に行われるもの。水環境の再生では、事業前に効果を検証することを義務付けるべき」としており、今年施行された自然再生推進法に基づき、全国で進む事業に影響しそうだ。

複数技術組み合わせ

チームには産業技術総合研究所など経済産業、環境、国土交通三省の独立行政法人や神戸大、大阪府立大など計十団体が参加。国内最大の閉鎖性水域・瀬戸内海のうち、汚染度の高い大阪湾奥の尼崎港に実証実験場をつくり研究を進めた。各修復技術の効果を事前に現場で確かめ、複数を組み合わせて相乗効果を生む「ベストミックス」と呼ばれる手法で実験。約九十ある修復技術から、生物を付着しやすとした「エコシステム護岸」、いかだにつけるロープにワカメを付けて育てる「浮体式藻場」など五つを試した。

* 尼崎港

事前研究で効果予測

実験場には魚介類が定着するなど効果があった。これらのデータから、港内の三分の一を航路に残し、他の半分ずつに人工干潟と浮体式藻場を設け、護岸の半分をエコ護岸に変えた場合を想定。試算では、海中から年間約百十トの窒素を除去。生態系が復活するだけでなく、港外の水質を浄化し、人口三万五千人分の下水処理施設並みの効果が生まれることが予測できた。

海の環境問題に詳しい大阪市立大学大学院の小田一紀教授（環境水域工学）の話「それぞれの修復技術を生かした総合的再生の有効性が確かめられたことは、非常に有意義。事業前の効果予測を一般化すべきだ」

(第三種郵便物認可)

尼崎港環境再生 1年半で成果



多くの生物が確認されている人工干潟(尼崎港で)

カレイやイシダイ戻る

赤潮とヘドロで汚染された尼崎市の尼崎港で環境保全に取り組み「国際エメックスセンター」(神戸市、理事長・井戸敏三知事)が実験用的人工干潟などを整備したところ、海藻が繁殖し、わずか一年半でカレイやイシダイの豊かな海辺を取り戻す「第一歩」としている。

潮干狩りや海水浴を楽しめた尼崎港は一九三〇年代から進出が始まった工場の汚水などで海洋汚染が悪化。九〇年代以降の不況で市内の工場数はピーク時より約三割減ったが、植物プランクトンによる赤潮やその死がい海底にたまったヘドロは改善されないままになっている。

国際エメックスセンター干潟整備

水深約三層の海底に積み上げた石の上にシートを敷き、砂約百五十立方メートルを置いて人工干潟約四百八十平方メートルを造成。赤潮の原因になるプランクトンを抑え込むため、プランクトンを餌にするアサリ約四百匹入りのかごを水中に沈め、海面には、プランクトンの栄養になる窒素やリンなどを吸収するワカメをつるしたいかたを浮かべた。

この結果、酸素不足で生物が生息できなかった水深約五〜十層の酸素量が増加。干潟ではカレイの稚魚やイシダイなどが、石垣で作った囲いの中では、イワガニやイソガニ、イソギンチャクなど数十種類の生き物が確認された。

センターは「目立った水質の改善がないが、人工干潟のおかげで海底でも日光と酸素を十分に吸収できるようになった」と分析。短時間で生物が戻ってきたことで、今回の実験が環境修復の手法として有効なことがわかった。今後は、水質浄化に対する人工干潟の効力について実験を続ける。

イソギンチャク「カニなども確認」

豊かな海への第一歩



環境回復への模索

⑧ 海を身近に

最適な手法 提案へ

技術の複合化研究



国際エメックスセンターが研究する複合型環境修復の実験場（18日、兵庫県尼崎市の尼崎港）

閉鎖性海域の研究機関「国際エメックスセンター」（神戸市）などが、尼崎港で複合的な環境修復技術の研究を続けている。それぞれの海域環境に最適な技術の組み合わせ（ベストミックス）を探っており、海の潜在能力の回復を目指している。研究は、人工干潟▽い

「国際エメックスセンター」（神戸市）などが、尼崎港で複合的な環境修復技術の研究を続けている。それぞれの海域環境に最適な技術の組み合わせ（ベストミックス）を探っており、海の潜在能力の回復を目指している。研究は、人工干潟▽い

かたなど使った浮体式藻場▽直立護岸へ棚状に取り付け、海底に落ちる有機物をカットするエコシステム護岸▽海水浄化の原理の一つである「海洋の空」を生かした石積み

影響を調べる流況制御（水理模型実験）の五分野。二〇〇一年度から三年計画で進めている。

成果は、「尼崎21世紀の森」構想に盛り込まれた水辺環境修復に技術提案する。

△エメックス▽閉鎖性海域の環境管理を意味する英単語の頭文字をとって「EMECs」。国際エメックスセンターは、外務省と環境省所管の財団法人。主な事業は、世界の閉鎖性海域の環境保全・創造の調査、研究、活動団体への支援、ネットワーク化の推進など。

同センターによると、

尼崎産ワカメ収穫

①水質浄化②生物多様に③森の肥料にも——「一石三鳥」

兵庫県尼崎市の尼崎港で19日、ワカメの収穫作業があった。窒素やリンを含んで富栄養化した海を海藻類の養殖で浄化し、よみがえらせる実験の一環。透明度が低く濁

った海の中から約300本のワカメが水揚げされた。

この日、神戸大学の川井浩史教授ら実験グループのメンバーが尼崎市平左衛門町の沖に設けた筏

に移り、海中に垂らしたロープ約120本を次々と引き揚げた。ロープには昨年12月に植えた苗から育ったワカメがびっしり張りつき、長さ約2メートルで成長したワカメも、実験を進めてきた財団法人国際エメックスセンター(神戸市)による

と、ワカメなどの海藻類は窒素やリンを吸収して

生育するため水質浄化がはかれるほか、海藻類が繁茂して藻場になると生物の多様性も回復。収穫したワカメは乾燥させた後、同市の海岸部で県が進める森づくりの肥料としても活用するため「一石三鳥」になるという。

一帯は水質汚濁が進み、海藻類が育つほどの光が海底まで届かないため、海面の浮きから4メートルのロープをすだれのように垂らし、ワカメがどれだけ採れるか見極める実験をしていた。

川井教授は「ワカメはこれまで試した10種類の海藻のうち、この一帯で最も生育がよく浄化作用があった。今後はワカメを活用して市民の手で海の浄化を図る動きも出てくるのではないかと話していた。



水質浄化実験で水揚げされたワカメ。19日午前、兵庫県尼崎市の尼崎港で

①水質浄化②生物多様化③森の肥料に

尼崎産ワカメ収穫

環境実験
一石三鳥

兵庫県尼崎市の尼崎港で19日、ワカメの収穫作業があった。窒素やリンを含んで富栄養化した海を海藻類の養殖で浄化し、よみがえらせる実験の一環。透明度が低く濁った海の中から約300キロのワカメが水揚げされた。

この日、神戸大学の川井浩史教授ら実験グループのメンバーが尼崎市平左衛門町の沖に設けた筏に移り、海中に垂らしたロープ約120本を次々と引き揚げた。ロープには昨年12月に植えた苗から育ったワカメがびっしり張りつき、長さ約2メートルまで成長したワカメも。

実験を進めてきた財団法人国際エメックスセンター(神戸市)によると、ワカメなどの海藻類は窒素やリンを吸収して生育するため水質浄化がはかれるほか、海藻類が繁茂して藻場になると生物の多様性も回復。収穫したワカメは乾燥させた後、同市の海岸部で県が進める森づくりの肥料としても活用するため「一石三鳥」になるといふ。



水質浄化実験で水揚げされたワカメ。19日午前、兵庫県尼崎市の尼崎港で



水質浄化に一役! !

実験養殖の ワカメ収穫

尼崎港再生プロジェクト

環境の悪化した都市部
海域の再生に結び付けよ
うと、兵庫県尼崎市の尼

崎港で実験養殖されてい
たワカメの収穫が十九
日、同港で行われ、乾燥
させると約三十四キ
ロに相当するワカメが水揚
げされた。写真。
閉鎖性海域の環境再生
に取り組む財団法人「国
際エメックスセンター」
(神戸市)などが、平成

十三年から進めている同
港再生プロジェクトの一
環。ワカメは生活排水に
含まれる窒素やリンなど
を吸収し、水質浄化に役
立つとして、昨年十二
月、尼崎港内に沈められ
た百十五本のロープ(長
さ約四メートル)に植え付けて
育成してきた。
収穫されたワカメは肥
料化され、尼崎市内で進
められている緑化計画に
利用される。また、今回
の研究成果は他港の環境
再生にも役立てられると
いう。