

有明海における干潟海域環境の
改善・再生技術及び評価手法に関する研究

2009年3月

熊本大学大学院自然科学研究科

増田 龍哉

目 次

第1章 序論	1
1.1 背景と目的	1
1.2 本論文の構成	5
第2章 有明海の干潟環境と生物生息環境特性に関する調査研究	6
2.1 緒言	6
2.2 有明海における海岸線及び干潟の現状	6
2.3 現地調査の概要	12
2.3.1 調査対象干潟の選定	12
2.3.2 調査方法	16
2.4 生物生息環境特性	16
2.4.1 調査干潟の分類と環境特性	16
2.4.2 生物生息環境の特性	20
2.5 結言	24
第3章 有明海沿岸干潟海域における底質改善技術に関する研究	26
3.1 緒言	26
3.2 耕耘による泥質干潟の底質改善	28
3.2.1 背景と目的	28
3.2.2 現地実験及び追跡調査の概要	28
3.2.3 追跡調査結果及び耕耘効果の検討	35
3.2.4 耕耘による泥質干潟の底質改善効果	49
3.3 人工巣穴による底質改善	50
3.3.1 背景と目的	50
3.3.2 人工巣穴の構造	50
3.3.3 室内実験の概要と実験結果及び考察	52
3.3.4 現地実証試験の概要と試験結果及び考察	54
3.3.5 人工巣穴による底質改善効果	61
3.4 結言	61
第4章 生物生息環境の再生に向けた干潟再生実験に関する研究	63
4.1 緒言	63

4.2	熊本港「野鳥の池」における干潟再生実験 ～潟湖タイプ～	65
4.2.1	「野鳥の池」の概要と現地調査内容	65
4.2.2	地形・底質変化と生息生物の変遷	67
4.2.3	「野鳥の池」における物質循環	73
4.3	熊本港「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」における干潟再生実験～前浜タイプ～	77
4.3.1	「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」の概要と現地調査内容	77
4.3.2	地形変化及び底質の空間分布と生息生物の変遷	79
4.4	結言	88
第5章	干潟環境の評価手法に関する研究	90
5.1	緒言	90
5.2	HEP (Habitat Evaluation Procedure) 及び HSI (Habitat Suitability Index) モデルの概要	91
5.2.1	HEP の概要	91
5.2.2	HSI モデルの概要	92
5.3	熊本港「野鳥の池」における生物生息分布予測モデルの構築	95
5.3.1	評価対象と環境要因の選定	95
5.3.2	野鳥の池の概要と調査内容	95
5.3.3	SIモデルとHSIモデルの作成及び結果と精度検証	96
5.3.4	HSIモデルによる生物変動予測	99
5.4	熊本県沿岸干潟域における干潟環境評価手法の検討及び生物生息環境の支配要因把握	100
5.4.1	調査対象地と調査概要	100
5.4.2	評価対象と環境要因の選定	102
5.4.3	SIモデルの作成	105
5.4.4	HSIモデルの作成と精度検証及び改良	106
5.4.5	生物生息環境の支配要因	108
5.5	結言	109
第6章	結論	111
関連文献		115
謝辞		117

第1章

序論

1.1 背景と目的

有明海は九州西部に位置しており、福岡県、佐賀県、長崎県及び熊本県に囲まれた、海域面積約 1,700 km²の日本を代表する大型閉鎖性内湾である(図 1.1.1)。東京湾や伊勢湾等の閉鎖性海域と比べて閉鎖性が高く、大潮時の潮位差は湾口の早崎瀬戸で 3~4m、湾奥(住ノ江港)では 5m以上の大きな潮位差の下、我が国の干潟総面積の約 40%(約 190km²)に及ぶ日本で最も広大な干潟を有している。水は浮泥により濁っており、流入する河川の流域面積は約 8,000 km²、代表的な流入河川は、湾奥北部の六角川から時計回りに、筑後川、矢部川、菊池川、白川、緑川が有明海に流入している(表 1.1.1)。そのため、汽水性の海域が広範囲に広がっており、ムツゴロウ、オオシャミセンガイ、アゲマキ、ワラスボ、エツ、アリアケシラウオ等の固有の生物が多種多様に生息する、独特の生態系を有している。

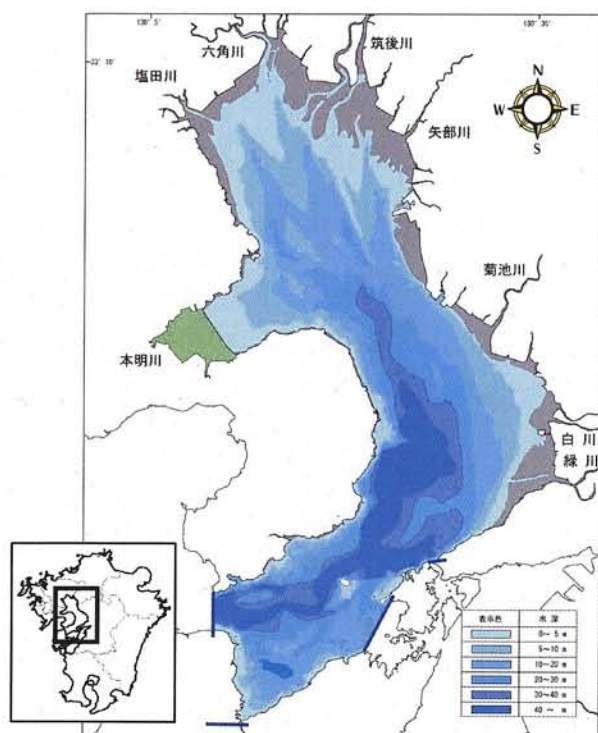


図 1.1.1 有明海の位置

近年、この有明海で赤潮の頻発化や大規模化、貧酸素水塊の発生、魚類やアサリ等の水産資源量減少、ノリの色落ち、底生生物や魚介類の減少と種組成の変化といった海域環境悪化問題が起こっている。このような状況の下、2000年のノリ不作を契機として、有明海及び八代海を豊饒な海として再生させることを目的とした「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」が2002年11月に施行された。この法律により、環境省に有明海・八代海総合調査評価委員会が設置

され、総合的な調査の結果に基づいて有明海・八代海の再生に係る評価により、2006年12月に環境変化の内容やその要因、再生へ向けた目標等がまとめられた。しかしながら、具体的な再生方策に関する議論が十分でなく、解明すべき課題も数多く残されている状況にある。このように、有明海では早急な海域環境の回復・改善策の実施が社会的に強く求められている。

有明海のような閉鎖性の高い海域における環境悪化問題の原因は、地球温暖化などの地球レベルでの気候変動も原因として考えられるが、①人為的及び自然的な流入負荷と内部負荷の増加と②高い浄化機能を有する干潟や塩性湿地の埋立てに伴う自浄作用の低下といった大きく二つの原因が考えられる。

前者の場合を考えてみると、主に流域山間部からの自然的流入負荷は流域圏の都市化等によって減少し、生活及び工場廃水や農業排水等の人為的流入負荷は、環境基準による規制や下水道の整備により昭和50年代から横ばいか減少傾向にある（図1.1.2）。また、主に底泥からの溶出やそれに伴う植物プランクトンの異常繁殖、枯死等の自然的内部負荷は「底質の悪化」が大きく影響を及ぼしていることが知られており、台風や大雨による突発的な負荷ではなく、流入負荷が長年に亘って少しずつ蓄積したことによるものと考えられている。人為的内部負荷は魚類の養殖による事例が多いが、有明海では魚類の養殖は湾口の天草周辺でのみ行なわれているにすぎず、9月から翌年3月までの冬季に行なわれているノリ養殖は、酸処理剤等の問題はあるものの、ノリの水揚げによって栄養塩を系外に除去してくれるため、むしろ浄化していると考えられる。

表 1.1.1 有明海及び他の閉鎖性海域の主な特徴

項目	有明海	八代海	東京湾	伊勢湾	大阪湾
水域面積 (km ²)	1,700	1,200	1,380	2,342	1,447
容体積 (km ³)	34	22	62	39	44
平均水深 (m)	20	22	45	17	30
干潟面積 (ha)	18,841	4,085	1,734	2,901	79
大潮時平均潮位差 (m)	5.4 (住ノ江港)	3.7 (八代港)	1.9 (東京港)	2.4 (名古屋港)	1.4 (大阪港)
閉鎖度指数	12.9	32.5	1.8	1.5	1.1 (瀬戸内海)
一級河川の流入水量 (10 ⁶ m ³ /年)	8,153	3,785	6,369	22,743	9,474
流域面積 (km ²)	8,420	3,409	7,597	16,191	5,766
流域内人口 (千人)	3,373	504	26,296	10,516	15,335

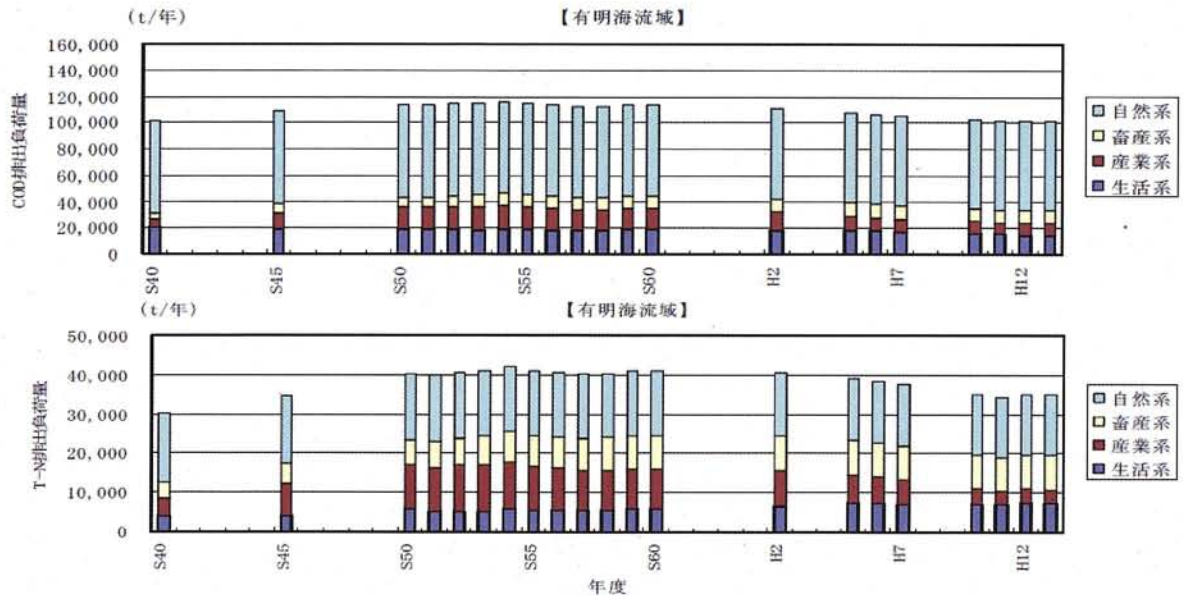


図 1.1.2 有明海の排出負荷量 (COD, T-N) の変遷

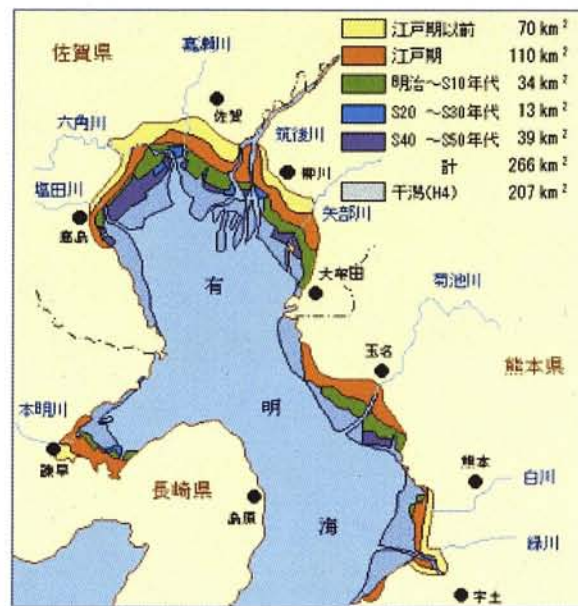


図 1.1.3 有明海における干拓の歴史

後者の場合を考えてみると、自然の干潟や塩性湿地は、陸域から供給される土砂が潮汐や潮流・波などによって、長い年月をかけて浸食や堆積を繰り返すことで形成され、陸から海までをつなぐ潮上帯から潮下帯までの連続した地形を有する多様な場所である。そして、その多様な環境条件の下で高い一次生産（植物が光合成により有機物を生産すること。）をもつ場所といわれており、その一次生産に支えられて底生生物や魚類、鳥類といった多種多様な生物が生息・来訪し、産卵、稚仔魚の生育の場としても機能している。さらに、そういった生物活動の下、食物連鎖を通じた物質循環がバランス良く効率的に行なわれることで高い浄化機能を有している。

しかし、有明海の干潟は江戸時代以前から戦後の食糧難の時代にかけては、主に農地などの土地を広げるために干拓が行なわれ、高度経済成長時期には工場や港湾施設等を造るために埋め立てられてきた(図 1. 1. 3). 干拓面積は江戸時代以前に約 70km², 江戸時代に 110km², 明治～昭和 10 年代に 34km², 昭和 20～30 年代に 13km², 昭和 40～50 年代に 39km², 環境省自然環境保全基礎調査によると, 1978 年度調査から 1989～1991 年度調査の間に, 有明海の干潟は 220.70km² から 207.13km² (6.1%減) に減少している(諫早干拓により消失した干潟 (15.50 km²) を減らすと 188.41km² となり, 14.6%減となる). さらに, 海と陸との境界線である水辺や海岸線はそういった農地等を防護するための防災目的で堤防が構築され, 堤防前面に干潟はあるものの, 潮上帯から潮下帯までの連続した地形をもった干潟や塩性湿地が姿を消している. このことは, 有明海の環境悪化に大きく影響を及ぼしていると考えられる.

以上のことから, 有明海は長年にわたる負荷の蓄積と, 干潟の埋立てや海岸線の人工化による自浄作用の衰退によって「負のスパイラル(悪循環)」に陥っているものと考えられる. よって, 有明海を豊饒の海として再生するためには, 負荷が蓄積することによって悪化した底質を改善する「場の改善」と, 潮上帯から潮下帯までの連続した地形をもった干潟や塩性湿地を創生することで自浄作用を回復させる「場の回復」が重要な改善策となると考えられる.

しかしながら, 「場の改善」「場の回復」を行なうにあたり, その前段階として有明海特有の干潟環境を理解し, その場の問題点に応じた対策を実施する必要があるが, 海域では浅海定線調査等の広域な調査データはあるものの, 沿岸干潟域を広域に調査した例は少ない. また, 海域内の様々な場所で, 各省庁を中心に覆砂や浚渫といった環境改善を目指した対策が数多く実施されているが, 思うような成果は得られておらず, さらに, 覆砂や浚渫の実施には莫大な費用がかかり, 浚渫土砂の処分や覆砂材の確保等多くの問題を抱えている.

本研究では, 有明海を豊饒の海として再生するために, 様々な考えられている環境悪化要因のなかから, 海岸線付近に位置する沿岸干潟域における底質環境の悪化と自然の浄化機能を有する干潟や塩性湿地の喪失という 2 つの要因に着目し, 有明海の沿岸干潟環境の現況を調べるとともに, その改善・再生技術の開発と実証試験及び再生策の事業化に向けた評価手法の検討までを幅広く行なった.

1.2 本論文の構成

本論文は6章より構成されており、海岸線付近に位置する沿岸干潟域における干潟環境の特性把握とそこに生息する生物の生息環境特性について調べ、底質環境の改善を行なうための新たな改善技術の開発、自然の浄化機能を有する干潟や塩性湿地を再生するための干潟再生実験を行なうとともに、再生策の事業化に向けた評価手法の検討までを幅広く行なった。以下に本論文の構成を示す。

第1章では、有明海の特徴と現状について触れ、本研究に至った背景と目的について述べている。

第2章では、有明海の現状を把握するための実態調査を行い、得られた調査データを用いて、有明海における干潟環境の特徴を分析し、そこに生息する生物との関連性から、生物生息環境の特性について考察した。

第3章では、近年著しい有明海の底質悪化の問題に対して、新たな改善策を開発するために行なった、①耕耘による泥質干潟の底質改善、②人工巣穴による底質改善という2つの研究について、その底質改善効果について考察した。

第4章では、生物や塩生植物等の生息場である干潟や塩性湿地を人工的に造成し、干潟生態系が有している自己再生機能（浄化機能）を回復（復元）させる「潟湖干潟の創生」「なぎさ線の回復」という干潟再生実験について、埋立地を掘削して造成された潟湖タイプの「野鳥の池」、人工島石積み護岸の前面に造成された前浜タイプの「東なぎさ線」「北なぎさ線」の3つの干潟再生実験結果から、生物の生息基盤となる地形や底質といった環境変化の変遷と、そこに新たに形成された生態系の回復過程について得られた知見を述べる。

第5章では、第4章で紹介した干潟再生事業の事業化へ向けての干潟環境の評価手法を確立するために、HEP (Habitat Evaluation Procedure) 応用することで、第4章で紹介した熊本港「野鳥の池」における生物生息分布予測モデルの構築と、第2章で紹介した有明海の自然干潟のうち熊本県沿岸干潟域の調査データを用いて、干潟環境評価手法の検討及び生物生息環境の支配要因把握について述べる。

第6章では、各章で得られた結果と今後の課題について述べる。

参 考 文 献

環境省有明海・八代海総合調査評価委員会 (2006) : 委員会報告.

第 2 章

有明海の干潟環境と生物生息環境特性に関する調査研究

2.1 緒言

有明海における干潟海域環境の回復と再生方策を実施していくためには、有明海特有の干潟環境を理解し、その場の問題点に応じた対策を実施する必要がある。しかしながら、海域では浅海定線調査等の広域な調査事例はあるが、干潟域を広域に調査した例は少ない。

そこで、有明海の現状を把握するための実態調査を行い、得られた調査データを用いて有明海における干潟環境の特徴を分析し、そこに生息する生物との関連性から生物生息環境の特性について考察した。

2.2 有明海における海岸線及び干潟の現状

有明海の海岸線及び干潟の現状を把握することと、調査対象地を選定するため、既存資料調査、整理を行い、2007年5月～6月に熊本県宇城市三角西港からその対岸にあたる長崎県南島原市大崎鼻までの海岸線約230kmの現地踏査を行った。

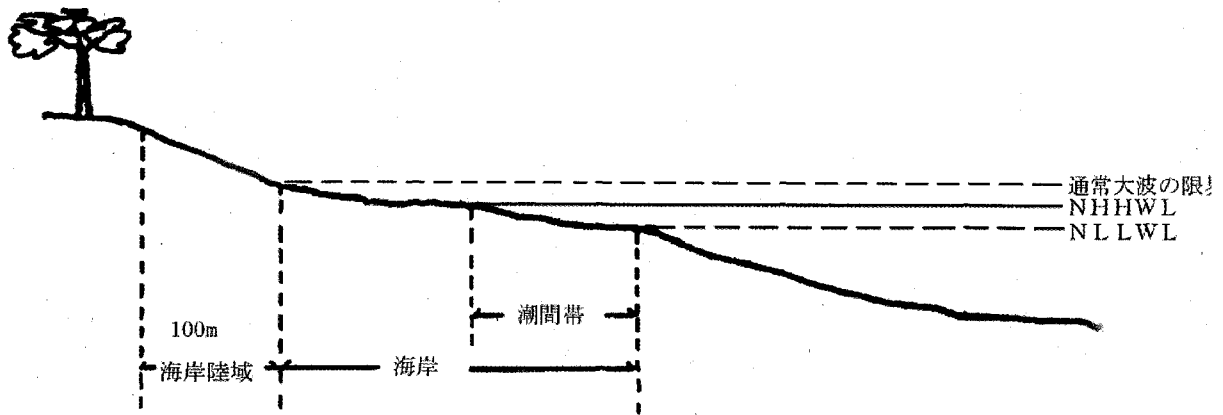
有明海における干潟及び海岸線の現状を把握するために、環境省が1993～1998年に行なった第5回自然環境保全基礎調査海辺調査報告書（以下、海辺調査）の結果を調査した。自然環境保全基礎調査とは、全国的な観点から我が国における自然環境の現況及び改変状況を把握し、自然環境保全の施策を推進するための基礎資料を整備するために、環境省が昭和48年度より自然環境保全法第4条の規定に基づき、概ね5年ごとに実施している調査である。一般に「緑の国勢調査」と呼ばれ、陸域、陸水域、海域の各々の領域について国土全体の状況を調査している。調査対象となっている海岸線は、「全国海岸域現況調査」（旧建設省1975年度）に表示されているもので、北方領土を除く短径100m以上の島を含む全国の海岸線である。海岸線は表2.2.1、図2.2.1(1)、(2)のように自然海岸、半自然海岸、人工海岸、河口部の4つに海岸線が区分されている。

表 2.2.1 海岸区分

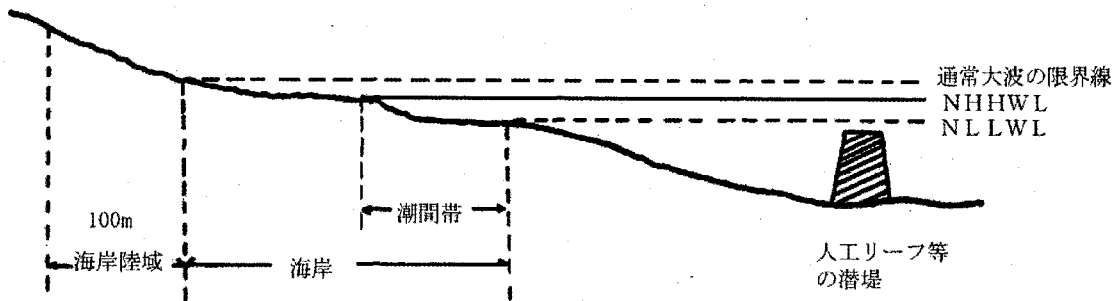
		区 分						
海	自然海岸 海岸が人工によって 改変されないで自然の 状態を保持している海 岸。 ただし、海域に離岸堤 等の人工構築物（潜堤 は除く）がある場合は、 半自然海岸とする。	海岸に浜が 発達してい る。	泥浜海岸	潜堤等	なし あり			
			砂浜海岸	潜堤等	なし あり			
			礫浜海岸	潜堤等	なし あり			
			磯浜海岸	潜堤等	なし あり			
		海岸に浜が発達してい ない（海食崖等）	潜堤等	なし あり				
	半自然海岸 道路、護岸、テトラポ ット等の人工構築物で 海岸の一部に人工が加 えられているが、潮間帯 においては自然の状態 を保持している海岸。 ただし、海岸に人工構 築物がない場合でも、海 域に離岸堤等の人工構 築物（潜堤は除く）があ る場合は、半自然海岸と する。 また、人工海浜、人工 干潟等は、半自然海岸と する。	人工構築物 の前面に浜 が発達して いる。	泥浜海岸	離岸堤 消波堤 潜堤等	なし あり			
			砂浜海岸		なし あり			
			礫浜海岸		なし あり			
			磯浜海岸		なし あり			
		人工構築物の前面には 浜が発達していない	なし あり					
人工海浜・人工干潟等		なし あり						
岸	人工海岸 海岸が、港湾、埋立、 浚渫、干拓等の土木工事 により著しく人工的に 改変された海岸（人為に よって造られた海岸）。 ただし、人工海浜、人 工干潟等は、半自然海岸 とする。	埋立によっ てできた海 岸	直立護岸	離岸堤 消波堤 潜堤等	なし あり			
			傾斜護岸		なし あり			
		干拓によっ てできた海 岸	直立護岸		なし あり			
			傾斜護岸		なし あり			
		上記以外 の土木工 事によっ てできた 海岸	直立護岸		なし あり			
			傾斜護岸		なし あり			
		河口部 河川法の規定（河川法適用外の河川にも準用）による「河川区 域」の最下流端を陸域の境とする。						

① 自然海岸

ア. 海岸及び海域に人工構築物が全くない。



イ. 海岸には人工構築物はないが、海域に常時海面下に没している人工構
堤等) がある。



② 半自然海岸

ア. 海岸に浜が発達している。

a. 海岸の一部に人工構造物があるが、潮間帯にはない。

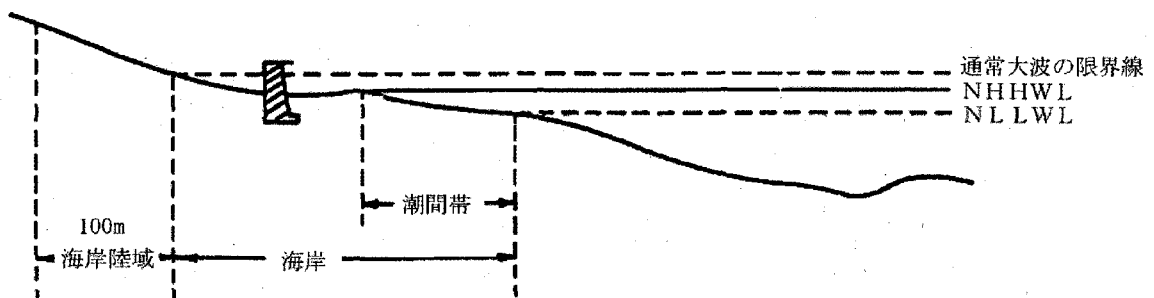
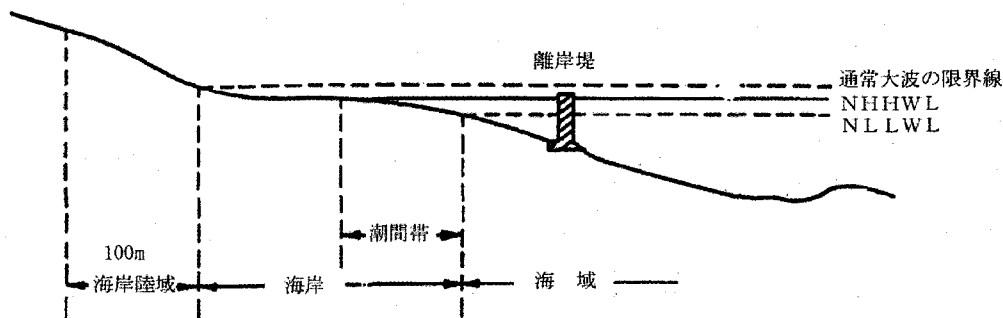


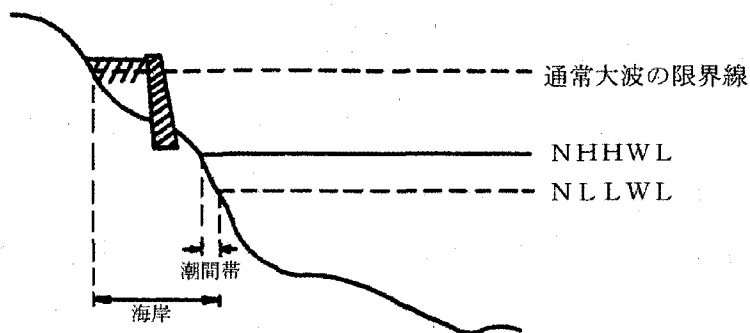
図 2.2.1 (1) 自然海岸・半自然海岸・人工海岸の定義

- b. 海岸には人工構築物はないが、海域に海面上に出ている人工構築物（離岸堤等）がある。ただし、潜堤のように海面に没している人工構築物がある海岸は、自然海岸（①ーイ参照）とする。



- イ. 海岸に浜が発達していない。

海岸の一部に人工構築物があるが、潮間帯にはない。



③ 人工海岸

潮間帯に人工構築物がある。

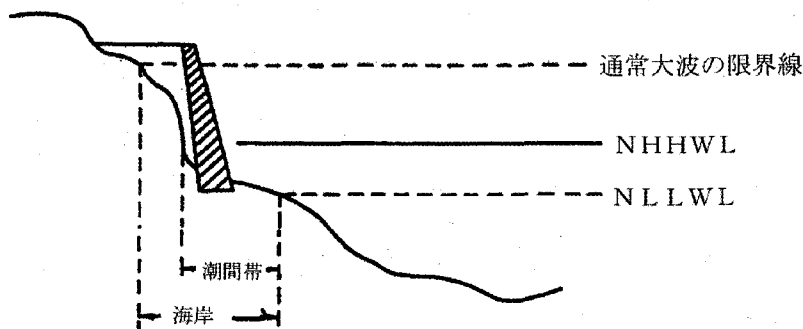
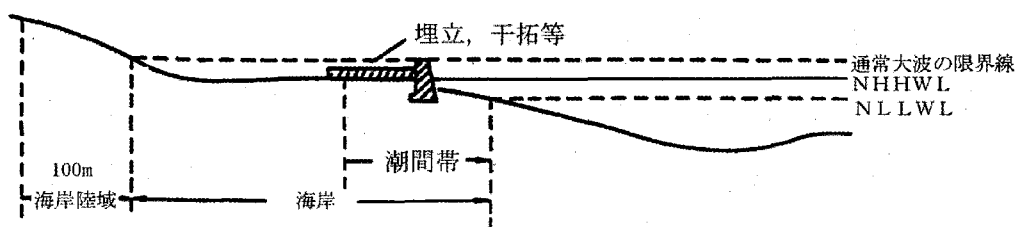


図 2.2.1 (2) 自然海岸・半自然海岸・人工海岸の定義

全 88 海域における自然海岸，半自然海岸，人工海岸，河口部で分類された海岸線の構成比のデータを図 2.2.2 に示す。なお，有明海と比較するために八代海，東京湾，全国平均を同様に示す。有明海における海岸線の構成比は，自然海岸 17.24%，半自然海岸 24.59%，人工海岸 55.39%，河口部 2.78% で，全国平均は，自然海岸 53.09%，半自然海岸 12.97%，人工海岸 32.99%，河口部 0.95% である。有明海の自然海岸は全国平均と比べて比率が少なく，自然海岸の構成比が全 88 海域中 82 位，近海である八代海は 57 位であり，83～88 位には湾口が南方向にあり台風の影響を受けやすく閉鎖性のある東京湾や大阪湾などである。高潮や津波などの災害防止のためとはいえ，人工化が顕著に進んでいることがわかる。ただし，この海岸線データには，ほとんど人のいない地域や離島も含まれており全国平均の結果に反映されている。

日本の干潟総面積は 49,380.3ha で，有明海の干潟面積が 20,390.7ha（全国の干潟面積の 41.29%）と最も広く，次いで周防灘西が 6,532.4ha（全国の干潟面積の 13.23%），八代海が 4,082.5ha（全国の干潟面積の 8.27%）となっている。都道府県別にみると有明・八代海を有する熊本県が 10,337ha（全国の干潟面積の 20.93%），次いで佐賀県が 9,585.9ha（全国の干潟面積の 19.41%），福岡県が 4,323.9ha（全国の干潟面積の 8.76%）となっている。

環境省のデータには，干潟の底質粒度組成を礫（礫），砂，砂泥，泥の 4 つに分類し干潟の構成が表されているデータも含まれている。なお，干潟の底質粒度組成の明確な定義は設定されておらず，目視による調査者の判断となっている。そのデータを用いた有明海における干潟の底質粒度組成の面積構成比を図 2.2.3 に示す。なお，用いたデータは，諫早湾の締め切り堤防で消失した干潟を考慮し，データを除いたものである。しかし，このデータと現地踏査の目視結果とを比較して異なる印象を強く受けたため，現地踏査の目視結果から環境省のデータを再分類と修正を施した干潟の底質粒度組成の面積構成比を図 2.2.4 に示す。なお，現地踏査を行っていない熊本県宇城市三角～天草，長崎県南島原市大崎鼻～口之津までについては，周辺の干潟のデータや環境省のデータを用いた。「その他」の項目については，干潟面積が狭く表わすことが困難ため表記していない。図 2.2.3 では泥が 60%，図 2.2.4 では泥が 42%，砂泥・泥が 17% を占め有明海の粒度組成は泥分が多い結果となった。しかし，礫（礫）の底質粒度組成が加わったことで構成比に大きな違いが生じた。底質粒度の分布状況では，有明海の干潟は湾西部と湾口部は底質粒度組成に礫（礫）が存在し，湾口部から湾奥部にかけて泥分が増す傾向にあり，湾奥部と湾東部は面積の広い干潟が発達している。

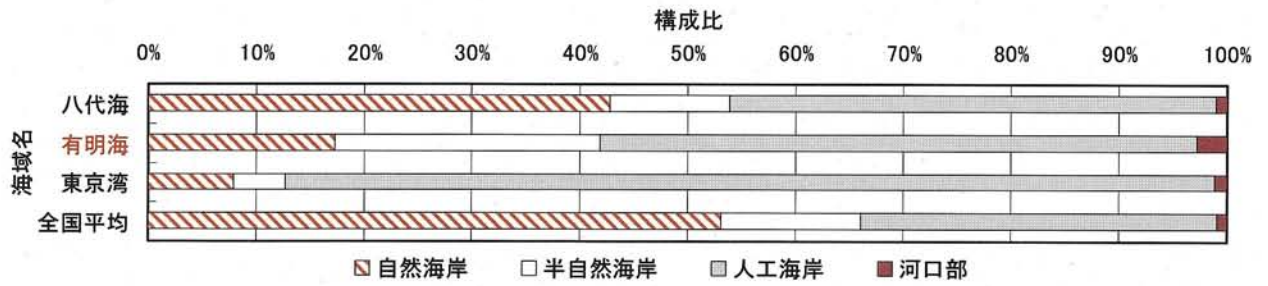


図 2.2.2 海域別海岸線の構成比

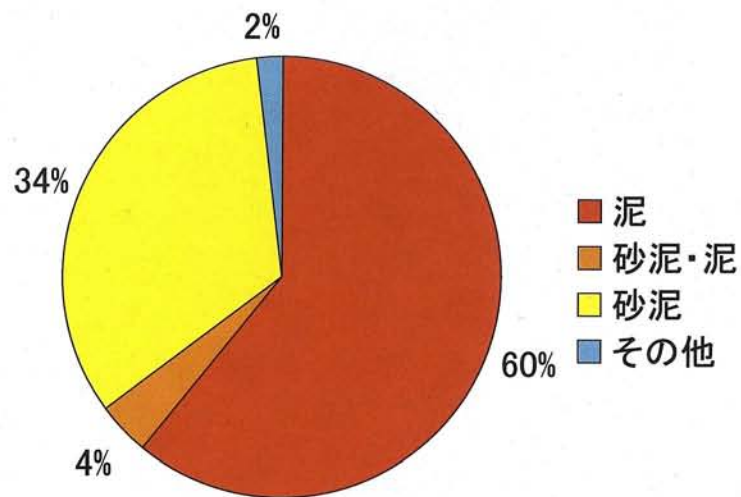


図 2.2.3 干潟の底質粒度組成の面積構成

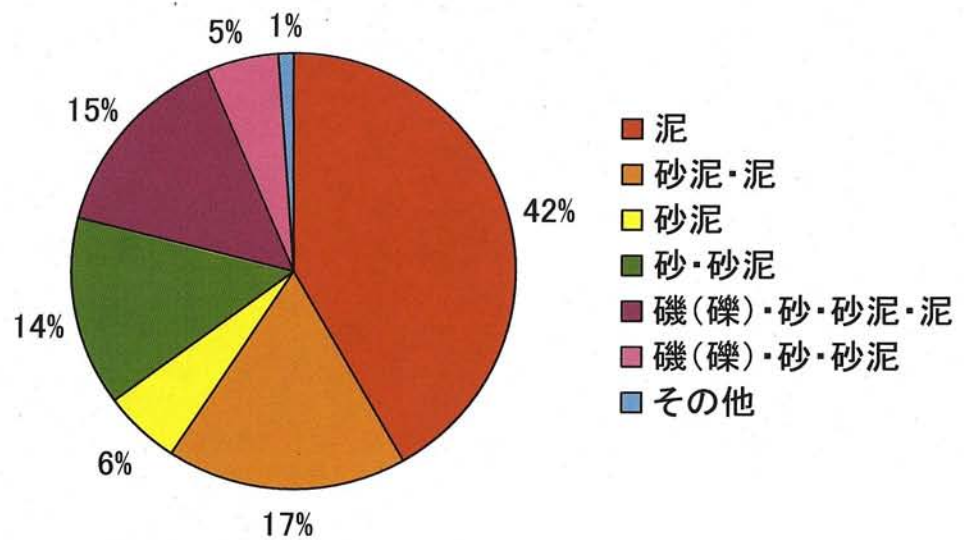


図 2.2.4 現地踏査を考慮した干潟の底質粒度組成の面積構成

2.3 現地調査の概要

2.3.1 調査対象干潟の選定

環境省の第6～7回自然環境保全基礎調査(2002～2004)の浅海域調査(藻場・干潟調査)によって、有明海の筑後川河口、諫早湾等の干潟において生物調査が行われているが、地形や底質等の項目について調査は行われていない。そこで、有明海沿岸干潟域において地形、底質及び底生生物を同時期に調査するために現地調査を行った。

調査干潟の位置を図2.3.1、2005～2006年の調査干潟の概要を表2.3.1(1)、(2)、2007年の調査干潟の概要を表2.3.2(1)、(2)に示す。2005～2006年までは熊本県熊本市南部を流れる緑川河口から熊本県玉名市中心部を流れる菊池川河口までのK-15からK-28の熊本県沿岸の調査を行った。2007年は有明海全域を対象として、5～6月に熊本県宇城市三角西港からその対岸にあたる長崎県南島原市大崎鼻までの海岸線約230kmの現地踏査を行い、目視底質性状、生物相等から調査地点が偏りすぎぬよう、有明海を一周するように14箇所の調査対象干潟を選定して調査を行った。なお、調査地点は各調査対象干潟において測線を設け、岸から沖方向に番号が大きくなるように1～4地点設定した。

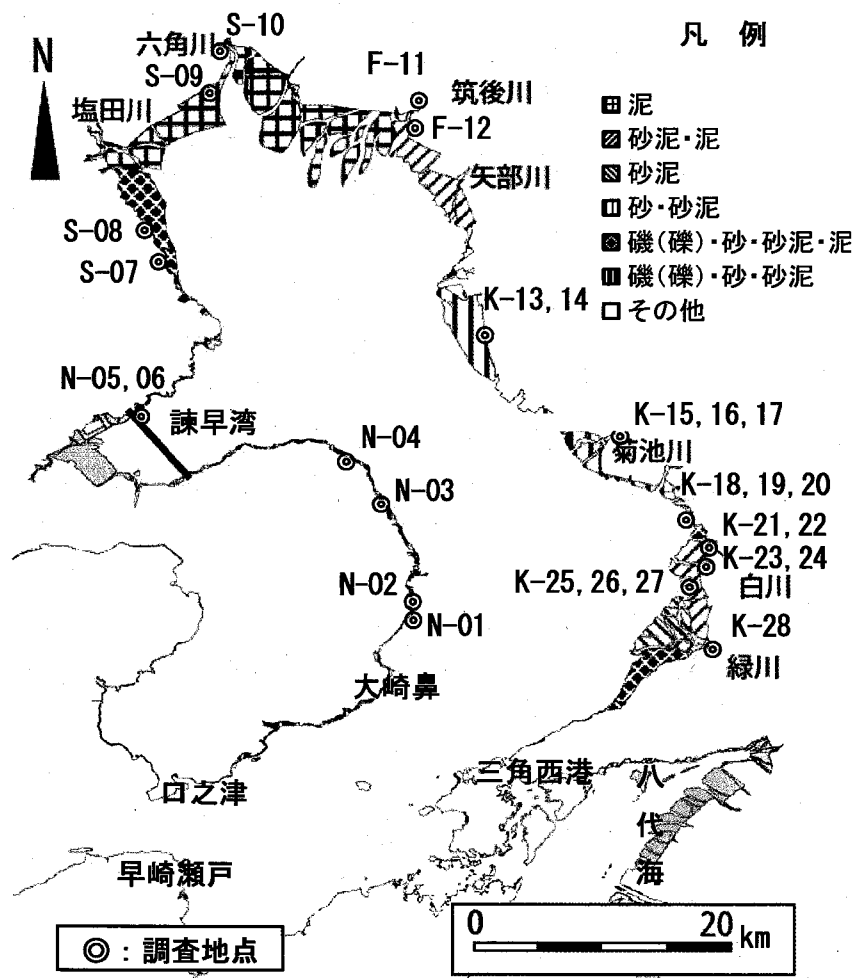


図 2.3.1 調査干潟位置図

表 2.3.1(1) 2005～2006 年の調査干潟の概要


干潟番号	場所(調査日)	特徴	写真
K-15	熊本県玉名市 菊池川河口干潟 右岸 (2006年10月18日)	熊本県北部を流れる一級河川である菊池川の河口から約2.4～2.6km上流に位置する自然河口干潟で、中央粒径が0.02～0.11mmの泥質～砂泥質干潟である。勾配は約1/25～1/33で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約100m干出する。菊池川河口干潟では調査箇所を3測線設けており、菊池川河口A,Bは背後地と連続した地形を有しており、高潮帯付近に塩生植物(ハマツツナ, フクド, ナガミノオニシバ)が繁茂している。菊池川河口Bは高潮帯付近がコンクリート護岸となっているため塩生植物は生息していない。	
K-16			
K-17			
K-18	熊本県熊本市 塩屋地先干潟 (2006年11月2日)	熊本市北部に位置し、護岸等の人工物がなく背後地まで連続した地形を有している自然前浜干潟で、中央粒径が0.04～0.34mmの砂質干潟ある。勾配は1/25～1/30で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約100m干出する。塩屋干潟では調査箇所を3測線設けている。調査地点をAで5地点、Bで5地点、Cで6地点設けた。	
K-19			
K-20			
K-21	熊本県熊本市 百貫港周辺 (2005年9月1日)	熊本市北部を流れる坪井川河口にある自然河口干潟で、中央粒径が0.02～0.04mmの泥質干潟である。勾配は約1/75で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約170m干出する。百貫港干潟では調査箇所を2測線設けており、B測線で2005年7月から覆砂試験が行われている。調査地点をA測線で3地点、B測線で3地点設けた。	
K-22			
K-23	熊本県熊本市 小島地先干潟 (2006年10月23日)	熊本市内中央部を流れる一級河川である白川の河口部に位置する自然河口干潟で、中央粒径が約0.14mmの砂泥質干潟である。勾配は約1/750で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には高潮帯から約1.5km干出する。調査地点は6地点設けた。	
K-24	熊本県熊本市 白川河口干潟 右岸 (2005年8月18日)	熊本市内中央部を流れる一級河川である白川の河口から約2km上流に位置する自然河口干潟で、中央粒径が約0.1mmの砂泥質である。勾配は約1/150で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には護岸から約160m干出し、高潮帯には塩生植物(シオクグ)が繁茂している。調査地点は3地点設けた。	

表 2.3.1(2) 2005～2006 年の調査干潟の概要





干潟番号	場所(調査日)	特徴	写真
K-25	熊本県熊本市 熊本港周辺 (2006年7月12日)	熊本市内中央部を流れる一級河川である白川の河口から約1.5kmの熊本港周辺の干潟である。熊本港周辺干潟は中央粒径が0.02～0.09mmの泥質干潟である。熊本港北干潟は熊本港埋立地の北岸の自然前浜干潟で、2006年9月に造成された人工干潟の事前調査が行われた地点である。熊本港・比較は野鳥観察と環境調査を目的として、熊本港北東角に2002年10月に造成された野鳥の池の比較対象地点として設けられている池外の調査地点である。熊本港東干潟は熊本港埋立地の東岸の自然前浜干潟で、2005年10月に造成された人工干潟の事前調査が行われた地点である。調査地点は熊本港北干潟で3地点、野鳥の池・比較で2005年と2006年にそれぞれ1地点、熊本港東側で3地点である。	
K-26	(2006年7月12日)		
K-27	(2005年8月3日)		
K-28	熊本県熊本市 緑川河口干潟 右岸 (2005年8月18日)	熊本市を含む3市10町2村を流れる一級河川である緑川の河口から約1km上流に位置する自然河口干潟で、中央粒径が0.02～0.04mmの泥質干潟である。勾配は約1/50で、朔望平均干潮位(L.W.L.)時には護岸から約70m干出し、高潮帯に塩生植物(シオクグ)が自生している。調査地点は3地点設けた。	

表 2.3.2(1) 2007 年の調査干潟の概要





干潟番号	場所(調査日)	特徴	写真
N-01	長崎県島原市地 先干潟 (2007年9月27日)	島原半島の中ほどに位置する砂質の前浜干潟で、河川の影響は少なく潮間帯にはアオサが広い範囲に繁茂している。	
N-02	長崎県島原市地 先干潟 (2007年9月27日)	島原半島の中ほどに位置する二級河川・水無川の河口部にある砂礫質の河口干潟で滞りが通っている。塩生植物(ヨシ、ハマツナ)が繁茂し、周辺には淡水動物、植物も生息している。	
N-03	長崎県南島原市 地先干潟 (2007年9月26日)	島原半島の北部に位置する砂礫質の前浜干潟で、背後地には住宅があり護岸で分けられている。	
N-04	長崎県南島原市 地先干潟 (2007年9月26日)	島原半島の北部に位置する砂礫質の前浜干潟で、背後地には住宅があり護岸は、消波ブロックで覆われている。潮間帯付近にはアオサが繁茂している。	

表 2. 3. 2(2) 2007 年の調査干潟の概要

干潟番号	場所(調査日)	特徴	写真
N-05	長崎県諫早市地先干潟 (2007年10月25日)	諫早湾奥部の潮受け堤防南端付近に位置する砂礫質の前浜干潟で、潮上帯は貝殻が多く存在し、塩生植物(ホンバノハマアカザ、オニシバ、ハママツナ)が繁茂している。	
N-06			
S-07	佐賀県太良町地先干潟 (2007年10月10日)	太良町の中心部地先に位置する泥礫質の前浜干潟で、沖に向かうにつれて、底質が礫から泥になっていく。背後地にはグラウンドや住宅があり、護岸は消波ブロックで覆われている。	
S-08	佐賀県鹿島市地先干潟 (2007年10月10日)	鹿島市の肥前七浦駅地先に位置する泥質の前浜干潟で、護岸前に岩場が広がり、多くの付着生物などの生息場になっている。	
S-09	佐賀県白石町地先干潟 (2007年10月11日)	白石町の干拓地前面に位置する泥質の前浜干潟で、ムツゴロウやヤマトオサガニが多く生息しており、護岸は消波ブロックで覆われている。	
S-10	佐賀県小城市六角川河口干潟左岸 (2007年9月11日)	有明海北部に流入する一級河川・六角川河口に位置する泥質の河口干潟で、シオマネキやムツゴロウの保護区となっており、塩生植物(ヨシ、ウラギク)が繁茂している。	
F-11	福岡県柳川市筑後川河口干潟左岸 (2007年9月11日)	有明海北部に流入する一級河川・筑後川河口に位置する泥質の河口干潟で、塩生植物(ヨシ、シオクグ)が繁茂しており、堤防背後には農地が広がっている。	
F-12	福岡県柳川市地先干潟 (2007年9月11日)	有明海北部に流入する一級河川・筑後川河口に位置する泥質の前浜干潟で、10km以上沖合まで広がる広大な干潟が発達している。護岸には押え盛石が施してあり、堤防背後には農地が広がっている。	
K-13	熊本県荒尾市地先干潟 (2007年9月10日)	三池港南部に位置する砂泥質の前浜干潟で、約5km沖合まで広がる広大な干潟が発達しており、アサリ漁が行なわれている。護岸は傾斜型護岸となっており、背後地は住宅地となっている。	
K-14			

2.3.2 調査方法

調査は7～11月に行い、地形、底質及び底生生物について大潮干潮時を目安として同時期に調査を実施した。

地形調査は、各調査対象干潟の護岸から水際までの調査測線を設け、トランシットを用いてT.P.値を基準として横断測量を行った。

底質調査は、各調査地点において表層5cmの底泥を採取し、保冷した状態で持ち帰り、粒度分布、含水率、CODsed、全硫化物、全窒素について分析を行った。底質分析方法を表2.3.3に示す。

底生生物調査は、各調査地点においてコドラート(25cm×25cm)を用いて底泥を1地点あたり2回採取し、1mmメッシュのフルイにかけた。フルイ上に残った底生生物は容器に入れ、中性ホルマリンで固定し、保冷した状態で持ち帰り、種の同定、個体数、湿重量を計測した。

表 2.3.3 底質分析方法

底質項目	単位	分析方法
含泥率	%	レーザー解析/散乱式粒度分布測定装置 LA-920
含水率	%	底質調査方法Ⅱ.3
CODsed	mg/gdry	底質調査方法Ⅱ.20
全硫化物	mg/gdry	底質調査方法Ⅱ.17
全窒素	mg/gdry	底質調査方法Ⅱ.18

2.4 生物生息環境特性

2.4.1 調査干潟の分類と環境特性

有明海における干潟環境の特徴を分析するために、全28箇所、計102地点の調査地点に対してクラスター分析を行うことで調査地点を分類した。さらに、分類した各グループの環境特性を統計的に得るために主成分分析も同時に行った。なお、地盤高、岸からの距離、含泥率、含水率、CODsed、全硫化物、全窒素の7項目が調査データから得られているが、岸からの距離は地盤高に反映され、CODsedは全硫化物や全窒素を一部含んでいることから、地盤高、含泥率、含水率、全硫化物、全窒素の5項目を分析項目とした。

クラスター分析の結果、図2.4.1の樹形図に示すように、102地点の調査地点がA～Fまでの6グループに分けられた。なお、図中の破線は6つのグループに分けた切断線である。グループに分ける切断線を設けるにあたり、特異性の高い地点(Fグループにあたる地点)を他のグループに含めないこと、各グループの地点数が少なくなりすぎず、グループ数をなるべく多くすることを考慮した。

各分析項目の主成分負荷量を図2.4.2に示す。なお、第3主成分までの累積寄与率は91.5%である。第1主成分は含泥率、含水率、全硫化物、全窒素が負の方向に大きいため「底質項目全体の低さ」、第2主成分は地盤高が正の方向に大きいため「地盤高の高さ」、第3主成分は全硫化物が負の方向に大きいため「硫化物の低さ」と解釈した。主成分分析の第1～3主成分の散布図をグループ別にマーカーを変えて図2.4.3、各グループの主成分得点毎の平均を図2.4.4に示す。第1～3主成分までで累積寄与

率が90%を超え、各グループの地点はどの散布図においてもグループ毎に集まっている。以上より、今回のグループ分けは統計的に見て明確な差があると考えられる。

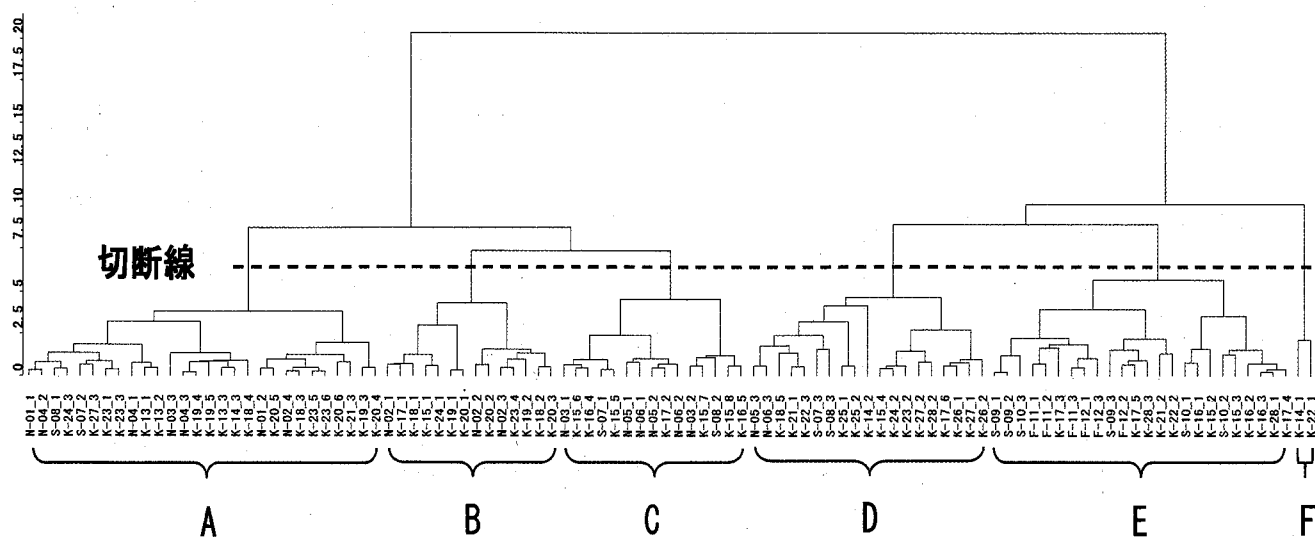
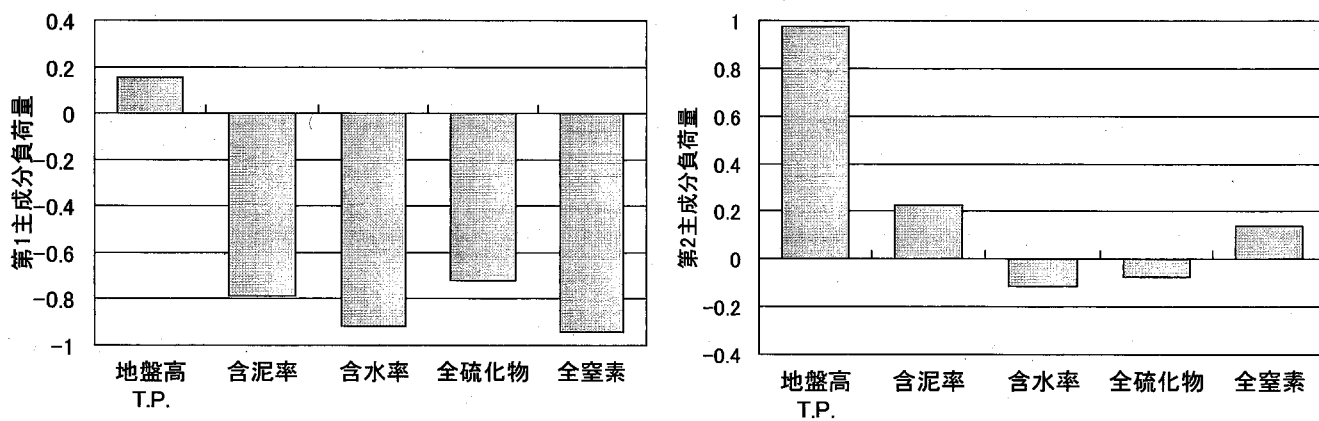
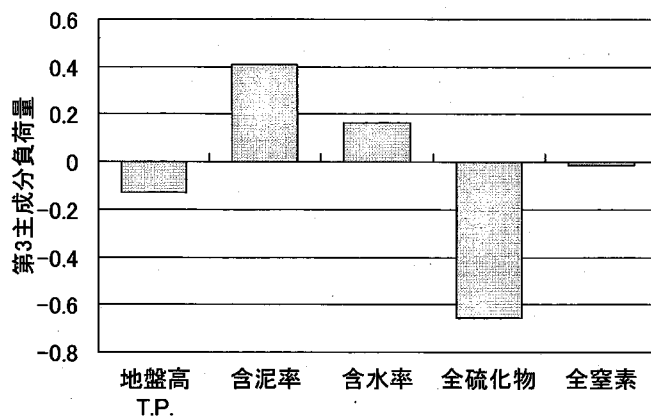


図 2.4.1 クラスタ分析の樹形図 (ウォード法)



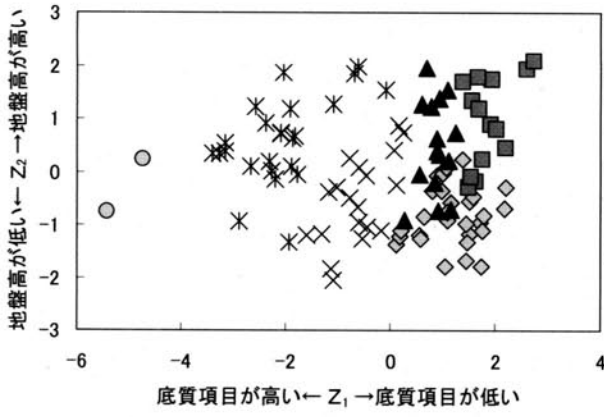
(a) 第1主成分

(b) 第2主成分

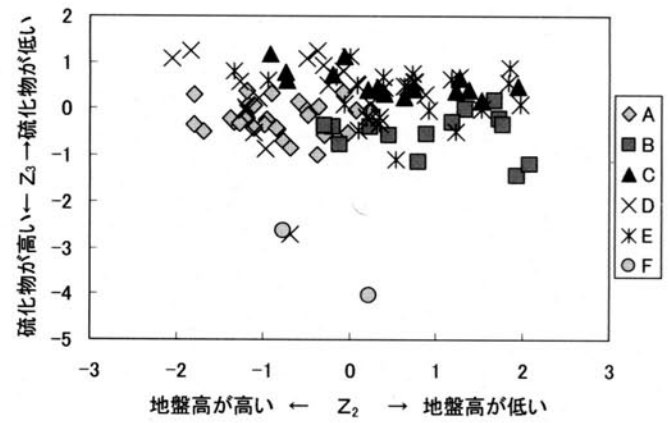


(c) 第3主成分

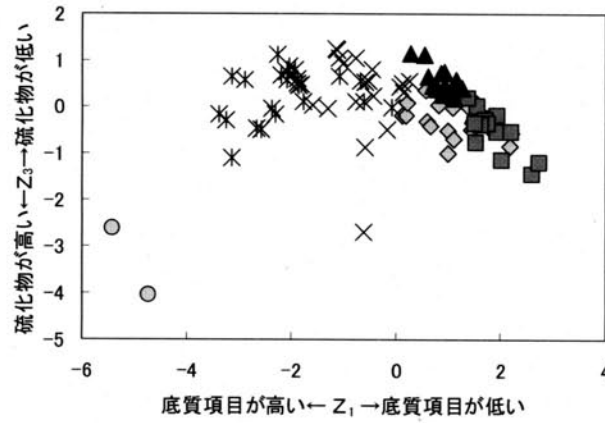
図 2.4.2 各分析項目の主成分寄与度



(a) 第1主成分と第2主成分

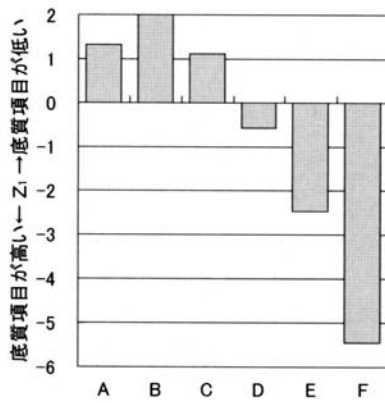


(b) 第2主成分と第3主成分

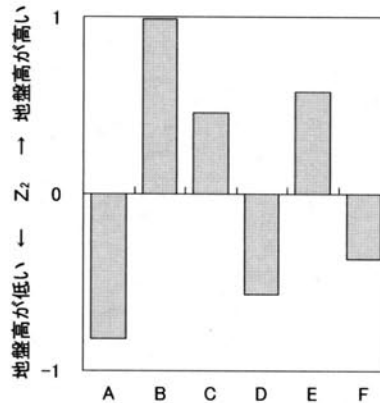


(c) 第1主成分と第3主成分

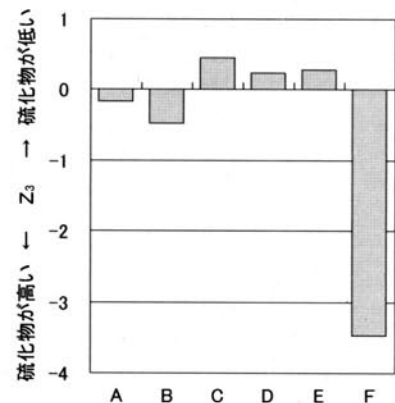
図 2.4.3 主成分得点の散布図



(a) 第1主成分



(b) 第2主成分



(c) 第3主成分

図 2.4.4 各グループの主成分得点の平均

各グループの調査データの平均値，最大値，最小値を表 2.4.1 に示す．以下に各グループの特徴を述べる．

- ・A グループ： 地盤高，含泥率が低い傾向があり，沖側にある調査地点が多い．
- ・B グループ： 地盤高が顕著に高く，含泥率，全硫化物，全窒素が低い傾向があり，湾口部の岸側にある調査地点が多い．
- ・C グループ： 含泥率が高く，含水率，全硫化物，全窒素が低い傾向があり，含泥率が高く，含水率が低い．
- ・D グループ： 地盤高が低く，底質項目が平均よりやや高い傾向がある．
- ・E グループ： 地盤高と全ての底質項目が高い傾向があり，河川の影響を強く受けている調査地点が多い．
- ・F グループ： 含泥率，含水率が高く，全硫化物，全窒素が顕著に高い．その中でも全硫化物は特に高く，最も岸寄りの調査地点である．また，その特異性から地点数が極めて少ない．

以上のことをまとめると，A グループは「沖側の砂～砂泥質の地点」，B グループは「地盤高が顕著に高く底質項目が低い湾中央部岸側の砂質の地点」，C グループは「底質粒度組成に礫，粗砂が存在する地点」，D グループは「砂泥～泥質の地点」，E グループは「河川からの影響が強い泥質の地点」，F グループは「岸側の泥質で全硫化物が顕著に高い地点」と位置づけられる．

表 2.4.1 各グループの調査データの平均値，最大値，最小値

グループ	地点数	項目	地盤高 T.P.(m)	含泥率 (%)	含水率 (%)	全硫化物 (mg/gdry)	全窒素 (mg/gdry)
A	28	平均	-0.53	25.6	23.3	0.07	0.26
		最小～最大	-1.69～0.57	1.2～56.7	8.1～34.0	0.01～0.19	0.05～0.61
B	14	平均	1.47	19.7	15.2	0.03	0.16
		最小～最大	0.26～2.77	0.0～61.5	1.4～30.0	0.01～0.09	0.04～0.35
C	15	平均	0.51	68.8	19.2	0.03	0.18
		最小～最大	-1.19～2.13	53.7～91.4	13.0～25.0	0.01～0.05	0.08～0.42
D	19	平均	-0.50	65.0	40.6	0.15	0.85
		最小～最大	-2.12～0.97	38.7～86.6	26.0～61.0	0.03～0.63	0.47～1.30
E	24	平均	0.54	81.4	53.3	0.21	1.93
		最小～最大	-1.31～2.13	59.9～94.6	30.0～67.0	0.02～0.52	0.93～2.80
F	2	平均	-0.16	83.0	61.5	1.00	2.90
		最小～最大	-0.75～0.44	81.3～84.7	52.0～71.0	0.90～1.10	2.60～3.20
全地点平均			0.16	52.7	32.6	0.12	0.79

2.4.2 生物生息環境の特性

前項で分けられた6つの干潟環境グループ毎に、今回の底生生物調査によって得られた底生生物、10門15綱44目107科170種について分析し、生物生息環境特性について考察した。各グループの門別平均種数、平均個体数、平均湿重量を図2.4.5~7、各グループの生活様式別平均種数、平均個体数、平均湿重量を図2.4.8~10、各グループの個体数、湿重量、出現頻度別の優占種を表2.4.2に示す。

図2.4.5~10の全地点平均から判断すると、有明海沿岸干潟域では軟体動物、環形動物、節足動物が総種数の大部分を占め、軟体動物と環形動物が同程度多く、続いて節足動物が多い。個体数においても、同じく軟体動物、環形動物、節足動物が総個体数の大部分を占めるが、全体の50%以上を軟体動物が占める。湿重量では、軟体動物と節足動物が総湿重量の大部分を占めるが、全体の90%以上を軟体動物が占める。生活様式別では、種数、個体数、湿重量共に内在性の生物が占め、特に湿重量では、総湿重量の80%以上を内在性の生物が占めている。このことから、内在性の生物は、表在性の生物より大きい生物が多いことがわかる。しかし、ムツゴロウ等の表在性の大型生物は、一般的に移動性が高いため今回の調査方法では捕獲できなかったことも考えられる。

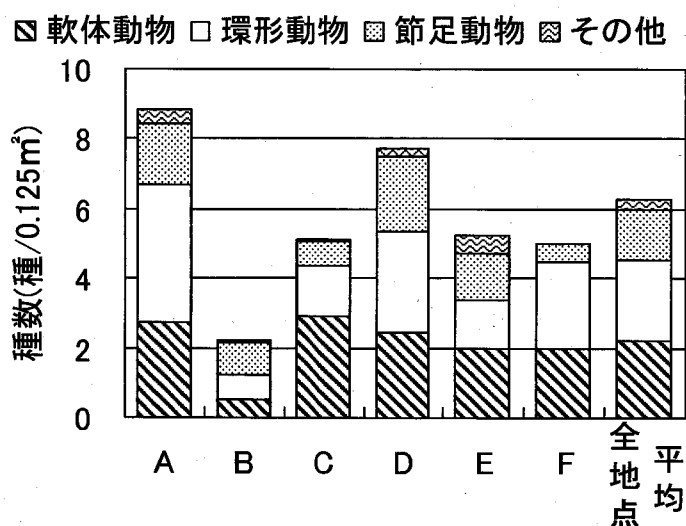


図2.4.5 各グループの門別平均種数

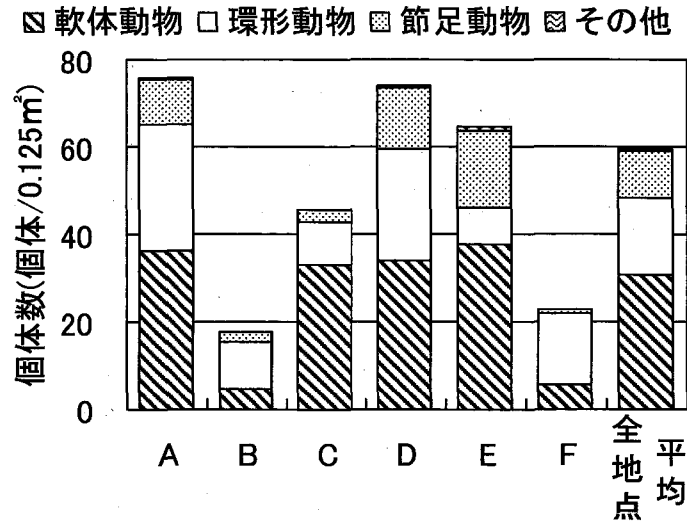


図 2.4.6 各グループの門別平均個体数

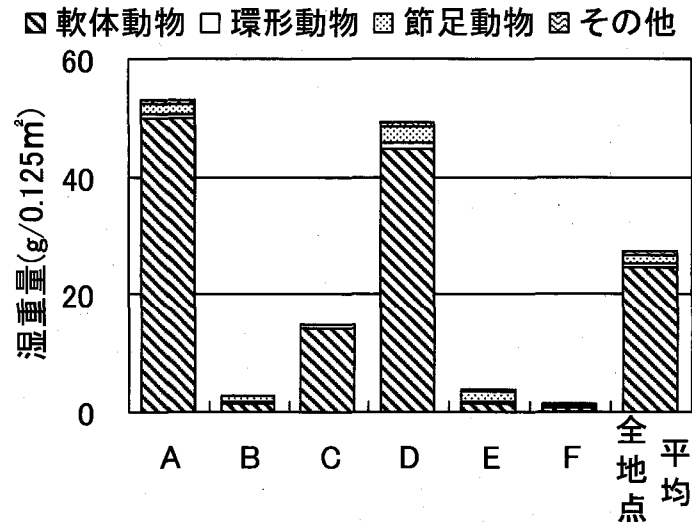


図 2.4.7 各グループの門別平均湿重量

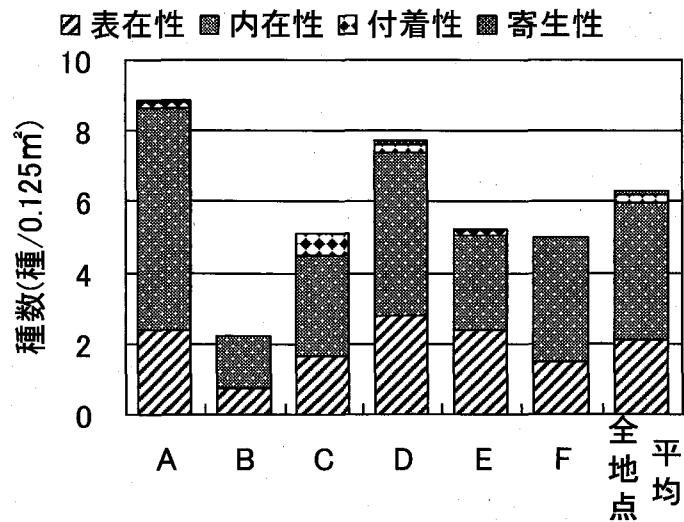


図 2.4.8 各グループの生活様式別平均種数

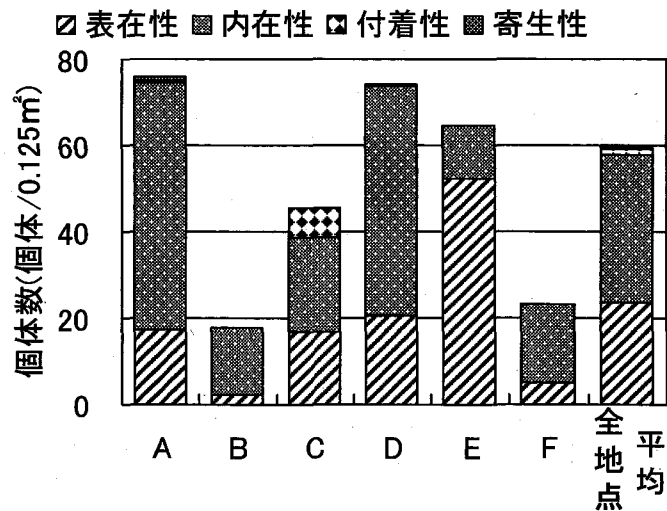


図 2.4.9 各グループの生活様式別平均個体数

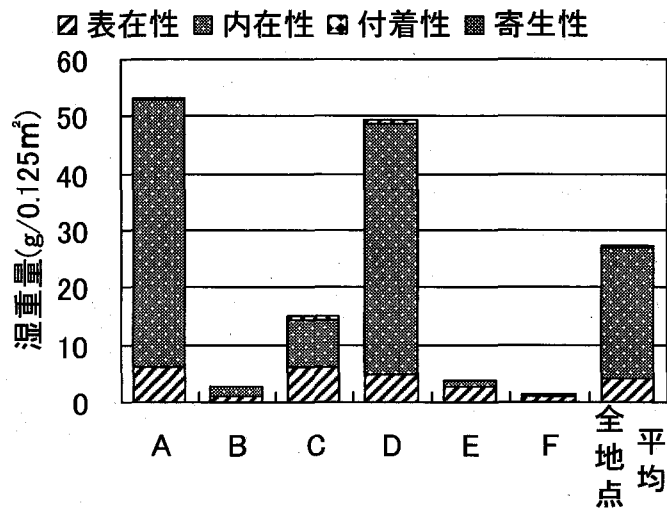


図 2.4.10 各グループの生活様式別平均湿重量

表 2.4.2 各グループの個体数, 湿重量, 出現頻度の優占種

個体数(個体/0.125m ²)				湿重量(g/0.125m ²)				出現頻度			
グループ	生物名	生活様式	平均	グループ	生物名	生活様式	平均	グループ	生物名	生活様式	出現頻度
A	コケゴカイ	内在性	15.68	A	シオブキガイ	内在性	22.27	A	シオブキガイ	内在性	15/28
	ホトトギスガイ	内在性	12.61		アサリ	内在性	12.49		アサリ	内在性	15/28
	シオブキガイ	内在性	6.82		マテガイ	内在性	4.79		<i>Glycera</i> 属の一種	内在性	13/28
B	コケゴカイ	内在性	8.14	B	ハクセンシオマネキ	表在性	0.58	B	シオブキガイ	内在性	2/14
	クチバガイ	内在性	3.21		クチバガイ	内在性	0.46		クチバガイ	内在性	2/14
C	タマキビガイ	付着性	6.20	C	シオブキガイ	内在性	0.43	B	ホソイトゴカイ	内在性	2/14
	ウミミナ	表在性	5.87		ウミミナ	表在性	4.19		ハクセンシオマネキ	表在性	2/14
	カワグチツボ	表在性	5.60		ハナグモリガイ	内在性	2.69		コムツキガニ	表在性	2/14
D	アサリ	内在性	20.05	D	アサリ	内在性	2.61	C	<i>Dicranomyia</i> 属の一種	内在性	2/14
	イトメ	内在性	12.05		アサリ	内在性	35.67		スナインゴカイ	内在性	4/15
	ホソイトゴカイ	内在性	5.11		シオブキガイ	内在性	4.21		ホソイトゴカイ	内在性	8/19
E	カワグチツボ	表在性	23.88	E	シオマネキ	表在性	0.57	D	アラムシロガイ	表在性	7/19
	タイガードロクダムシ	表在性	10.50		クロヘナタリガイ	表在性	0.40		ヤマトキョウスチロリ	内在性	7/19
	トライミスゴマツボ	表在性	6.08		チゴガニ	表在性	0.31		ムツハリアケガニ	表在性	7/19
F	ホソイトゴカイ	内在性	11.00	F	アラムシロガイ	表在性	0.67	E	ホソイトゴカイ	内在性	9/24
	ウミマイマイ	表在性	3.00		ニホンスナモグリ	表在性	0.26		無針綱	内在性	8/24
	クシカギゴカイ	内在性	3.00					F	ハナグモリガイ	内在性	7/24
									アサリ	内在性	2/2

A グループは、総種数、総個体数、総湿重量共に最も多く、種の多様性に富んでおり、内在性の軟体動物や砂泥質を好むコケゴカイ等の環形動物が多く確認された。地盤高が低いことから、干出時間が短く海水につかる時間が長いため、懸濁物食者であるアサリ、シオフキガイ等の二枚貝の生息に適している。特にシオフキガイは、総湿重量の約 40% を占め、出現頻度も最も高いことから、シオフキガイの生息に適している場所と考えられる。二枚貝が多いことで、シロピンノ等の二枚貝に寄生する生物の個体数が最も多く確認された。また、干出時間が短いことで、表在性の個体数が少ないが、砂泥質を好むユビナガホンヤドカリや巻き貝が確認されている。

B グループは、総種数、総個体数、総湿重量、門別、生活様式別で見ても「全地点平均」より少なく、14 地点中 9 地点で生物が 1 個体も確認されず、優占種の出現頻度も、最高で 14 地点中 2 地点と優占しているとは言えない。地盤高が顕著に高いことにより、干出時間が長く、さらに、含泥率が低いことで干潟の保水能力が低いため、慢性的に土中水分が少ないと考えられる。また、全窒素が低いことから、餌となる底生藻類等が少なく、底生生物の生息にあまり適していないと推察される。

C グループは、総個体数、総種数、総湿重量共に「全地点平均」より少ないが軟体動物が多い。タマキビガイやウミニナ等の巻き貝が多く確認されたが、出現頻度が多い生物は存在しない。付着性の生物が多いことから、石や岩等の付着基質が存在している調査地点が含まれていることが推察され、他のグループに比べ、干潟表面が立体的かつ多様性があり、礫、粗砂が底質粒度組成に存在する等、今回の分析項目では、分析に考慮されにくい特徴を有しているため分類できていないものと考えられる。

D グループは、総種数、総個体数、総湿重量共に「全地点平均」より多く、種の多様性に富み、アサリ、シオフキガイ等 A グループで多く確認されている生物が確認されている点が A グループと似ている。異なる点は、泥分が増し泥質を好むホソイトゴカイ等が多くなって、全体的に泥質寄りの生物相になり、大型の節足動物のヤマトオサガニも多く確認された。

E グループは、「全地点平均」より総個体数が多く、総種数、総湿重量が少なく、特に、総湿重量は顕著に小さい。河口付近の汽水域に生息する種が多く確認され、内在性の生物は少ないが、他のグループに比べて表在性の生物が多く生息している。しかし、そのほとんどは、カワグチツボやタイガードロクダムシ等小型で表在性の堆積物食者であることから湿重量は小さい。河川水の影響によって、有機物が多く餌が豊富で、地形に変化に富むため潮溜まりや滞りができ、泥質のため干潟表面に水分があることが要因と考えられる。干潟に生息する環形動物は、そのほとんどが海産種であることから、河川の影響を受けることにより、塩分濃度が低くなるため少ない。また、地盤高が高いことで干出時間が長く、懸濁物食者の生息に適さないため内在性の生物が少ないと考えられる。

Fグループは、総種数、総個体数、総湿重量共に「全地点平均」より少なく、総個体数の70%以上を環形動物が占め、軟体動物や節足動物が極めて少なく、総湿重量は最小である。硫化物が過剰に高いことで、多くの生物の生息を阻み、餌を消費しきれないため全窒素が高く、嫌気状態にあり、それがまた、生物の生息を阻むといった悪循環に陥っているものと考えられる。ただ、このデータから泥分が多く、有機物や硫化物が多い場所は生物の生息には適していないと思われがちだが、有明海の干潟域では、その場に応じた様々な生物が生息していることが明らかとなった。しかし、現状ではその特異性から地点数が少なく、データも少ないため、もっとこのような場所を調査し、解析する必要がある。

2.5 結言

有明海における干潟環境の特徴を把握するために、全28箇所、計102地点の干潟調査を行い、調査地点に対してクラスター分析を行うことで調査地点をその特性によって分類した。さらに、分類したグループ毎に底生生物調査によって得られた底生生物について分析することで、生物生息環境の特性について考察した。その結果、有明海の干潟環境は6つのグループに分類でき、それぞれの干潟環境における生息生物の特徴が把握できた。しかし、今回行なった調査だけでは、有明海の干潟環境を全て網羅したデータは得られておらず、今後も調査データを蓄積することで有明海特有の干潟環境を理解していく必要がある。さらには、得られたデータから、有明海における環境悪化要因などの分析を行ない、有明海の再生・改善方策の実施に繋げていく必要がある。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) これまでに、有明海の干潟環境を地形、底質、底生生物について広域かつ同時に調査はなされておらず、本研究で実施した調査により、有明海の干潟環境を理解する上での重要な基礎データが取得できた。
- (2) 有明海の干潟を全28箇所、計102地点調査し、その地形や底質データから有明海の干潟環境を6グループに分類でき、それぞれの干潟環境における生息生物の特徴が把握できた。
- (3) 2005～2007年に実施した底生生物調査によって、10門15綱44目107科170種の底生生物が確認された。

- (4) 有明海沿岸干潟域では軟体動物, 環形動物, 節足動物が総種数の大部分を占め, 軟体動物と環形動物が同程度多く, 続いて節足動物が多いことが明らかとなった。しかし, ムツゴロウ等の表在性の大型生物は, 今回行なった調査方法では捕獲できなかった可能性が高いため, より詳細なデータ取得のために調査方法の検討が必要である。

参 考 文 献

佐藤正典：有明海の生きものたち 干潟・河口域の生物多様性, 海游舎, pp.16-19, 2000.

環境省：第5回自然環境保全基礎調査・海辺調査, 1998.

環境省：第6～7回自然環境保全基礎調査・浅海域調査(藻場・干潟調査), 調査地概要九州, 2007.

五十嵐学, 古川恵太：東京湾沿岸域における付着生物および底生生物の空間分布特性, 海洋開発論文集, 第23巻, pp.459-464, 2007.

第3章

有明海沿岸干潟海域における底質改善技術に関する研究

3.1 緒言

有明海における底質分布を図 3.1.1、底質中央粒径の変遷を図 3.1.2 に示す。有明海の底質は、湾奥部及び諫早湾ではシルトが広く分布しており、湾奥部の六角川沖から西側の太良町沖、諫早湾南側において強い硫化水素臭が確認されている。また、湾中央部の熊本沖においても、同様の事が報告されている。このように、近年有明海では底質悪化が問題となっており、過去の変遷をみると泥化してきているのが分かる。泥化の原因としては、有明海に流入する砂分の減少や潮流の変化等様々な要因が指摘されているが、その因果関係は詳細には分かっていない。

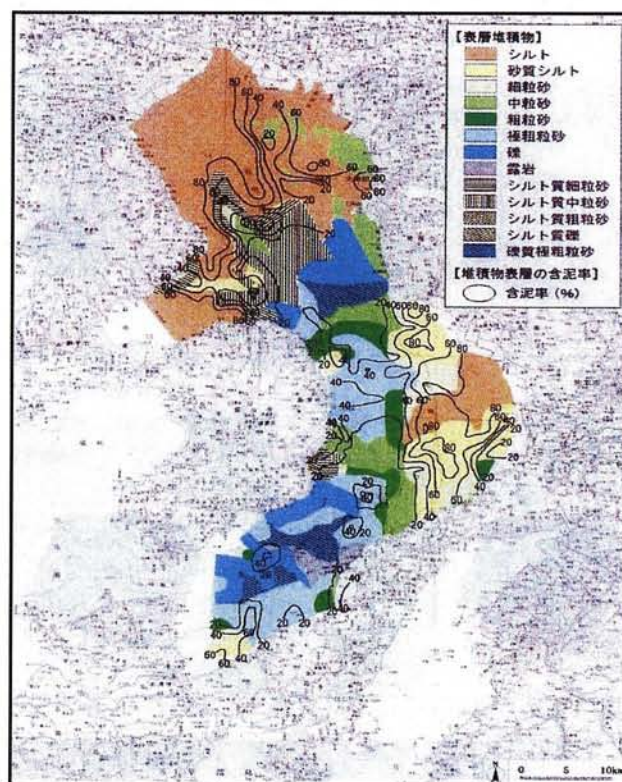


図 3.1.1 有明海における底質中央粒径の変遷 (出典：がらかぶが見た有明海の風景)

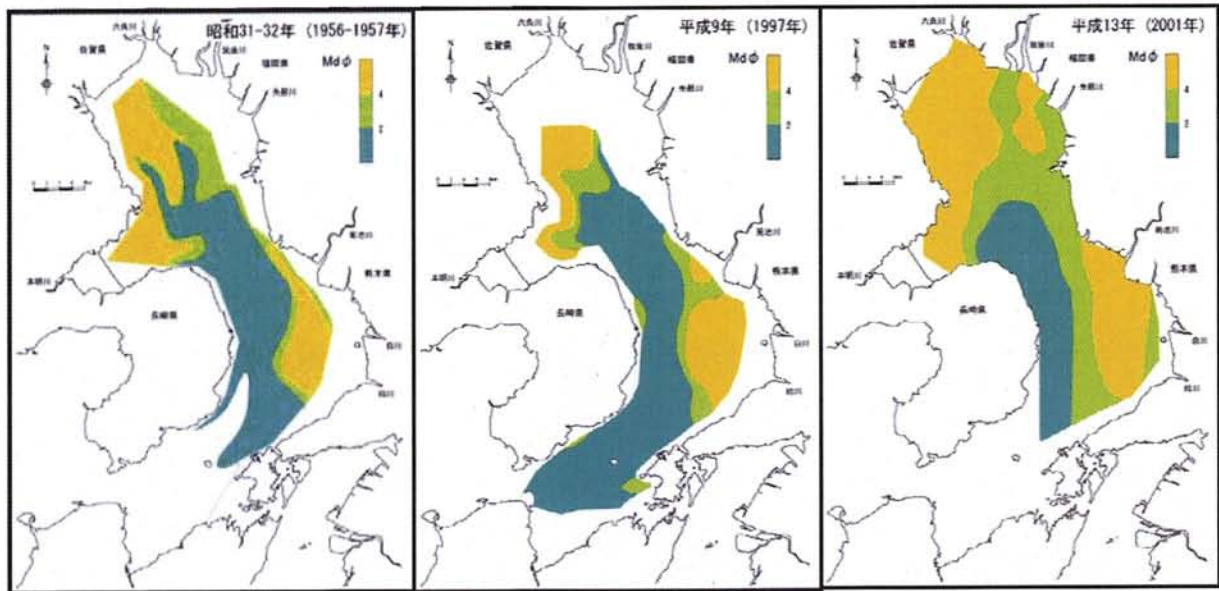


図 3.1.2 有明海における底質中央粒径の変遷 (出典：有明海・八代海総合調査評価委員会報告)

一般的に、泥分の多い底質は有機物を多く含むため、その分解過程において酸素を消費することから、有明海で問題となっている貧酸素水塊発生の要因としても指摘されている。さらに貧酸素水塊によって底生生物等が斃死し、その死骸が有機物として底質に堆積してしまうといった悪循環に陥ってしまう。また、貧酸素状態になった海底では、栄養塩が海水中に回帰し、植物プランクトンの増殖、赤潮の発生へとつながり、それらが枯死することで有機物として底質に堆積し、また、赤潮の場合は魚類の斃死へとつながり、さらなる悪循環に陥ってしまう。さらに、有機物が堆積物中の嫌気的な環境下に蓄積した場合、硫化水素が発生し、生物を死滅させてしまう。実際、有明海の湾奥部を中心に、硫化水素の存在が報告されていることから、有明海における底質環境の改善は大変重要な課題となっている。

底質環境の悪化問題に対する対策は、河川における適切な土砂管理を含めた流入負荷の対策だけでなく、底質に長年蓄積された負荷に対して底質改善を実施し、悪循環を改善する必要がある。全国で行なわれている対策工法としては浚渫や覆砂が代表的なものとして挙げられるが、その実施には莫大な費用がかかり、浚渫土砂の処分や覆砂材の確保等多くの問題を抱えている。

そこで、本研究では近年著しい有明海の底質悪化の問題に対して、その改善策を開発するために、①耕耘による泥質干潟の底質改善、②人工巣穴による底質改善という2つの研究を行なった。

3.2 耕耘による泥質干潟の底質改善

3.2.1 背景と目的

有明海の広大な干潟を形成している土粒子は、「有明粘土」と呼ばれる泥質が約 60% を占め、この泥質干潟は陸と海と大気の接する場所として、有明海固有の生物が多種多様に存在し、高い生物生産力を有しており、また、陸域からの有機物や栄養塩などの負荷が、直接沖合の海域へかかるのをやわらげている。そのため、泥分が堆積しやすい環境となっており、有機物等も多く堆積・蓄積し、嫌氣的な環境に陥りやすくなっている。

そこで、泥質干潟を耕耘・曝気することで底泥に酸素供給を行い、通常は嫌気状態の底質を好気状態にして、微生物による硝化・脱窒、底生生物のバイオターベーションを促進させることで、有機物の分解・除去、栄養塩の除去、生物生息環境の改善を行い、干潟の浄化能力を促進させようとするものである。干潟の耕耘・曝気は同様のものが 2002 年にも行われており、その調査では含水比の低下、還元的雰囲気緩和（1 週間程度）、巣穴数の増加などがみられたが詳しいことはわかっていない。

本研究では、底質環境の改善・維持を目的として 2004 年に行なわれた泥質干潟の耕耘・曝気現地実験結果に基づいて、科学的視点から泥質干潟の耕耘による改善効果の検討を行った。

3.2.2 現地実験及び追跡調査の概要

(1) 実験場所

熊本港周辺に広がる前浜干潟（約 390ha）のうち、底質有機物量の指標のひとつである強熱減量や COD_{sed} の値が高かった、熊本港大橋南側に位置する泥質干潟（含泥率約 95%）で干潟耕耘実験を行った（図 3.2.1）。

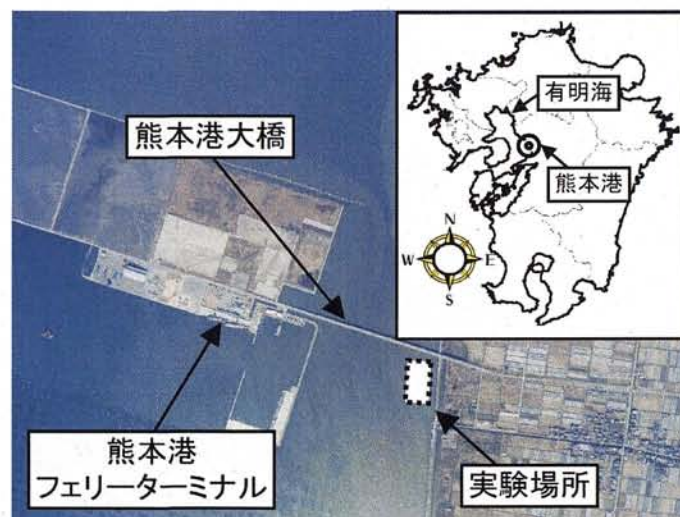


図 3.2.1 実験場所位置図

(2) 干潟耕耘方法

干潟の耕耘は農作業用のトラクターを用いるなど、いくつかのやり方が存在するが、軟弱な泥質干潟を容易に走行でき、スリット式散気管によってエアレーションしながら耕耘が可能な、国土交通省九州地方整備局（下関港湾空港技術調査事務所）と㈱キューヤマの共同技術開発製品の干潟走行式底質浄化装置を用いた（写真 3.2.1）。本装置の主な性能を表 3.2.1 に示す。

耕耘時期は河川等から海域に最も負荷がかかると考えられる梅雨の後で、干潟の浄化に寄与している微生物や底生生物の活性が高い夏場の高温時に設定し、2,500m² (50m×50m) の面積を縦方向、横方向それぞれ 2 回/日（3 時間/日）、泥深約 30cm まで耕耘した（写真 3.2.2, 図 3.2.2）。なお、耕耘実施日は昼間に長時間干潟が露出する、若潮から中潮にあたる、2004 年 8 月 11 日から 13 日の 3 日間である。耕耘条件を表 3.2.2、耕耘実施日と耕耘実績を表 3.2.3 に示す。なお、混入空気量は、耕耘機に付属の空気量メーターの値を読んだ実測値である。



写真 3.2.1 干潟走行式底質浄化装置

表 3.2.1 干潟走行式底質浄化装置の主な性能

主項目		性能(実測値)	
寸法	全長 3.1m	単純走行	最大 7km/h
	全幅 3.5m	曝気走行	平均 3km/h
主機関	空冷ディーゼル	曝気量	約 1000L/分
重量	約 560kg	改良深さ	20~30cm
曝気	機械式過給器		(調節可能)



写真 3.2.2 耕耘作業状況

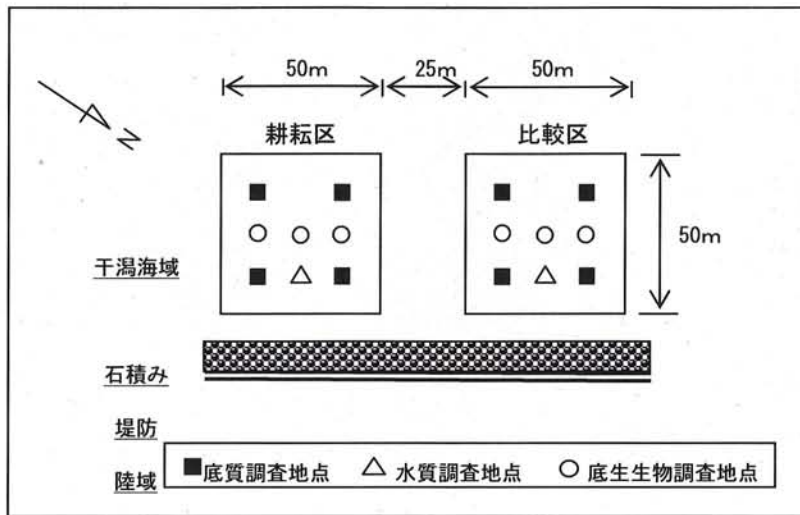


図 3.2.2 調査区の概要

表 3.2.2 耕耘条件

項目	耕耘実施条件
耕耘面積	2,500 m ² (50m×50m)
耕耘速度	平均時速 3.3km/h
耕耘時間	3.0 時間/日 (給油時間等は除く), 3 日間連続
1 日当り耕耘回数	4 回 (縦方向 2 回 + 横方向 2 回)
耕耘深さ	30cm

表 3.2.3 耕耘実施日及び耕耘実績

耕耘日	耕耘時刻	耕耘実績		
		耕耘時間	耕耘回数	混入空気量
2004 年 8 月 11 日	11 : 00 ~ 14 : 30	3 時間	4 回	189m ³
2004 年 8 月 12 日	10 : 30 ~ 12 : 30, 13 : 30 ~ 14 : 30	3 時間	4 回	211m ³
2004 年 8 月 13 日	11 : 00 ~ 12 : 00, 12 : 30 ~ 14 : 30	3 時間	4 回	238m ³

(3) 追跡調査方法

図 3.2.2 に示す調査地点において耕耘前，直後，3 日後，2 週間後，1 ヶ月後，2 ヶ月後に水質，底質，底生生物（マクロベントス），微生物の追跡調査を実施した．本調査は現場実験であるため，水質や底質などの海象，気象，季節による変化は避けられない．そこで，耕耘区の 25m 北西側に，耕耘を行わない比較区を設け，耕耘区と同様の調査を行った．

水質分析項目及び分析方法を表 3.2.4 に示す．水質は，直径 30cm の塩ビパイプを干潟に挿入し，調査区における干潟直上水を明条件と暗条件でトラップし，干潟が露出する前の水質から干潟が露出して 3 時間後の水質の変化を調査した（写真 3.2.3）．

底質分析項目及び分析方法を表 3.2.5 に示す．底質は，直径 75mm のコアサンプラーを泥深 30cm 挿入して柱状採泥し，表層（0～-1cm），上層（-3～-7cm），下層（-18～-22cm）を分析試料とし，底質の物理性状，有機物量，栄養塩，酸化還元状態の変化を調査した．なお，ORP，pH，泥温は東亜ディーケーケー社製のポータブル測定器のセンサーを直接干潟に挿入して測定した．

表 3.2.4 水質分析項目及び分析方法

項目	略号	単位	測定・分析方法
化学的酸素要求量	COD _m	mg/l	JIS K 0102(1998)17
溶存態化学的酸素要求量	D-COD _m	mg/l	JIS K 0102(1998)17
全窒素	T-N	mg/l	JIS K 0102(1998)45.2, 45.3 又 45.4
溶存態全窒素	D-T-N	mg/l	JIS K 0102(1998)45.2, 45.3 又 45.4
全リン	T-P	mg/l	JIS K 0102(1998)46.3.3
溶存態全リン	D-T-P	mg/l	JIS K 0102(1998)46.3.3
アンモニア態窒素	NH ₄ -N	mg/l	EPA-350.1
亜硝酸態窒素	NO ₂ -N	mg/l	EPA-1992 353.1
硝酸態窒素	NO ₃ -N	mg/l	EPA-1992 353.1
リン酸態リン	PO ₄ -P	mg/l	Standard Methods-1995
クロロフィル a	Chl-a	µg/l	海洋観測指針(1999)6.3.3
浮遊物質量	SS	mg/l	環境庁告示第 59 号付表 8
水素イオン濃度	pH	-	JIS K 0102(1998)12.1
塩分	SAL	‰	海洋観測指針(1999)5.3
溶存酸素	DO	mg/l	JIS K 0102(1998)32.1
調査地点：干潟露出前地点，耕耘区域明条件・暗条件，比較対照区域明条件・暗条件の 5 地点。			
調査回数：耕耘前，3 日後，14 日後，31 日後の 4 回。			



写真 3.2.3 水質調査状況

表 3.2.5 底質分析項目及び分析方法

項目	略号	単位	測定・分析方法
強熱減量	IL	%	底質調査方法Ⅱ.4
化学的酸素要求量	COD _{sed}	mg/g	底質調査方法Ⅱ.20
全窒素	T-N	mg/g	底質調査方法Ⅱ.18
全リン	T-P	mg/g	底質調査方法Ⅱ.19
硫化物	T-S	mg/g	底質調査方法Ⅱ.17
含水率	—	%	底質調査方法Ⅱ.3
pH	—	—	pH 計にて現地測定
酸化還元電位	ORP	mV	ORP 計にて現地測定
粒度分析	—	—	JIS A 1204

調査地点：耕耘区域 4 地点，比較対照区域 4 地点を基本とし，現地で直接計測する pH と ORP については，各調査区域内の任意の 2 地点で測定し，大きく誤差が出た場合は再度測定した。調査場所は泥質干潟で，地点によって粒度の差がほとんど無い場所であるため，各調査区域内の 4 地点の試料を分割後に混合し，1 検体とした。

調査回数：耕耘前，直後，3 日後，14 日後，31 日後の 5 回。粒度分析は耕耘前，3 日後，14 日後，31 日後の 4 回。

底生生物は，25cm×25cm の方形枠（コドラート）を泥深 30cm 挿入して採泥し，採泥試料を 1.0mm 目の篩でふるい，篩上に残った底生生物を採集・分析し，種類，個体数等の変化を調査した。なお，調査を行ったのは耕耘前，31 日後，60 日後の 3 回である。また，1.0m×1.0m の方形枠を調査区に設置し，目視で確認できる直径約 5mm 以上の巣穴をカウントした。なお，巣穴はヤマトオサガニのものが主であった。

微生物は、底質分析試料から直接微生物の DNA を抽出した後、16S rRNA 遺伝子の PCR 増幅およびクローン解析を行った。その解析結果を国際遺伝子データベースに照会し、相同性の高い遺伝子から、微生物相の変化を調査した。

底質試料からの DNA の抽出方法には、i) Fast DNA SPIN Kit for soil (Qbiogene, Irvine, CA, USA), ii) ISOIL (ニッポンジーン, 東京), iii) ISOIL for Beads Beating (ニッポンジーン), iv) ISOIL for Beads Beating with SPI (ニッポンジーン) の 4 種類の試薬キットを用いて検討した。その結果、抽出効率の最も高かった Fast DNA SPIN Kit for soil を用い一部改良した方法を以下に記載する。

Lysing Matrix E tube に底質試料 500 mg を加え、40 mg の Difco スキムミルク (Becton Dickinson, Franklin Lakes, NJ, USA) を溶解させたリン酸ナトリウム緩衝液を 978 μ l, MT Buffer 122 μ l を加えた。このサンプルをマルチビーズショッカー (安井器械, 大阪) で 690 秒間 (破砕 30 秒, 冷却 30 秒を繰り返す) 破砕した。破砕後 14000 \times g, 30 秒間遠心分離を行った。遠心分離後上澄液を 1.5 ml 容エッペンドルフチューブに移し, PPS を 250 μ l 加え, 手で 10 回振り混ぜた。振り混ぜた後, 14000 \times g, 30 分間遠心分離を行い, 15 ml 容ファルコンチューブに移し, あらかじめ振り混ぜておいた Binding Matrix Suspension 1 ml 加えた。緩やかに 2 分間混ぜて吸着させ, 3 分間静置することでシリカマトリックスを沈降させた。Binding Matrix を流さないように気をつけ, 上澄み液 500 μ l を取り除いた。残った上澄み液で沈殿を攪拌し, 約 600 μ l の攪拌液を Spin Filter へ移し, 14000 \times g, 1 分間遠心分離した。Catch tube を空にし, 再度 Matrix 液を攪拌し Spin Filter へ移し 14000 \times g, 1 分間遠心分離した。Spin Filter へ SEWS \cdot M 500 μ l を加え 14000 \times g, 1 分間遠心分離した。Catch Tube を空にし, 14000 \times g, 2 分間遠心分離した。遠心分離後, Spin Filter を新しい Catch Tube にセットし 5 分間乾燥を行った。乾燥後, DES 50 μ l を加えボルテックスで攪拌させ, 14000 \times g, 1 分間, 室温で遠心分離し, DNA を回収した。

得られた DNA サンプル原液あるいは滅菌水で希釈した溶液を鋳型 DNA として PCR 反応による 16S rRNA 遺伝子の増幅を行った。PCR プライマーには, Eu27F (5' -AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3'), 1490R (5' -GGTACCTTGTTACGACTT-3') を用いた。PCR 反応には Ampli Taq Gold (Applied Biosystems) 及び Gene Amp PCR System Model 2400 (Applied Biosystems) を使用した。反応液の組成はキットの説明書に従い, 95 $^{\circ}$ C 9 分間のプレインキュベーションの後, 95 $^{\circ}$ C 1 分間, 50 $^{\circ}$ C 1 分間, 72 $^{\circ}$ C 2 分間の温度サイクルを 35 回繰り返して反応を行った。得られた PCR 増幅断片はプラスミド pT7-Blue (Novagen, Madison, WI, USA) に連結し大腸菌 DH5 α を用いてクローン化した。得られた形質転換体から Wizard Svminiprep system (Promega, Madison, WI, USA) を用いてプラスミドを抽出し, 挿入断片の塩基配列を CEQ DTCS-Quick Start Kit (Beckman Coulter, Fullerton, CA, USA) および CEQ8000 遺伝子解析システム (Beckman

Coulter)を用いて決定した。方法はマニュアルに従った。得られた各プラスミド由来の塩基配列を、それぞれ GENETYX ver. 5.1 ソフトウェア(ソフトウェア開発, 東京)を用いて編集後, BLASTN プログラム²⁾を用いて相同性の高い 16S rRNA 遺伝子を検索した。

DNA サンプルを鋳型 DNA として PCR 反応による Adenosine-5' -phosphosulfate reductase 遺伝子 (*apsA*) の増幅を行った。PCR プライマーには, APS-FW (5' -TGGCAGATMATGATYMACGGG-3'), APS-RV (5' -GGGCCGTAACCGTCCTTGAA-3')を用いた。PCR 反応には Ampli Taq Gold を使用し, 95° C 9 分間のプレインキュベーションの後, 95° C 1 分間, 60° C 55 秒間, 72° C 2 分間の温度サイクルを 35 回繰り返して反応を行った。得られた PCR 増幅断片はプラスミド pT7-Blue に連結し大腸菌にクローン化した後, 塩基配列を決定した。得られた塩基配列から GENETYX ver. 5.1 ソフトウェアを用いて, アミノ酸配列を推定し, BLASTP プログラムを用いて系統解析を行った。分子系統樹の作成は, Clustal X および Mega 2.1 ソフトウェアを使用して近隣結合法により行った。

DGGE 法は, Øvreås らの方法に従い以下のように行った。抽出 DNA を鋳型とし, 真正細菌の 16S rRNA 遺伝子 V3 領域を増幅するプライマーセット PRBA338F (5' 末端に GC-clump を付加したもの) および PRUN518R を用いて PCR 増幅を行った。PCR 反応には Ampli Taq Gold を使用し, 95° C 9 分間のプレインキュベーションの後, 95° C 1 分間, 55° C 1 分間, 72° C 2 分間の温度サイクルを 30 回繰り返して反応を行った。得られ DNA 断片を DCode Universal Mutation Detection System (Bio-Rad Laboratories, Hercules, CA, USA) を用いて DGGE を行った。泳動緩衝液として 0.5×TAE 緩衝液を用い, 20%から 50%の変性剤濃度勾配を施した 10% (w/v) のポリアクリルアミドゲルに PCR 増幅断片をロードした。電気泳動は 60°C で行い, 25V の電圧下で 20 分間泳動を行った後, 130V の電圧下で 8 時間泳動を行った。電気泳動後のゲルは銀染色あるいは臭化エチジウムで染色し, DNA を検出した。DGGE ゲルからの DNA の切り出し回収は QIAEX II Gel Extraction Kit (Qiagen GmbH, Hilden, Germany) を用いて行った。切り出し回収した DNA 断片は, プラスミド pT7-Blue に連結し大腸菌にクローン化した後, 塩基配列を決定した。系統樹は, Clustal X および Mega 2.1 ソフトウェアを使用して近隣結合法により作成した。

3.2.3 追跡調査結果及び耕耘効果の検討

(1) 水質調査結果と耕耘効果の検討

貧酸素や赤潮対策としての耕耘効果を検討するために、D0、無機態窒素、無機態リンの濃度変化から、単位時間・単位面積当りの生産・消費・回帰速度を試算した結果、耕耘3日後と2週間後に比較区との差が見られた(図3.2.3, 図3.2.4)。

純生産速度(明条件でのD0濃度変化)は耕耘区の3日後が $330\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 、2週間後が $430\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ であったのに対し、比較区の3日後が $30\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 、2週間後が $180\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ であった。酸素消費速度(暗条件でのD0濃度変化)は耕耘区で3日後、2週間後とも $0\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ であったのに対し、比較区の3日後が $30\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 、2週間後が $20\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ であった。総生産速度(明条件と暗条件の差)は耕耘区が比較区よりも3日後に $270\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 、2週間後が $230\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 上回った。

無機態窒素の回帰・消費速度は耕耘区が比較区よりも3日後明条件で $3.0\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 、暗条件で $1.0\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 、2週間後暗条件で $6.0\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 回帰速度が抑えられ、無機態リンは耕耘区が比較区よりも3日後明条件で $1.3\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 、暗条件で $1.4\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 、2週間後明条件で $0.6\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 、暗条件で $1.5\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ 消費速度が促進された。

これらの変化は、後に述べる底生生物調査結果からも明らかであるが、耕耘後一時的に底生生物などの消費者が少なくなることにより、生産者である底生藻類等が繁殖しやすい環境が創生されたためと考えられる。水質調査結果から、波及的ではあるが、泥質干潟の耕耘が貧酸素や赤潮対策に有効な手段であることが示唆された。

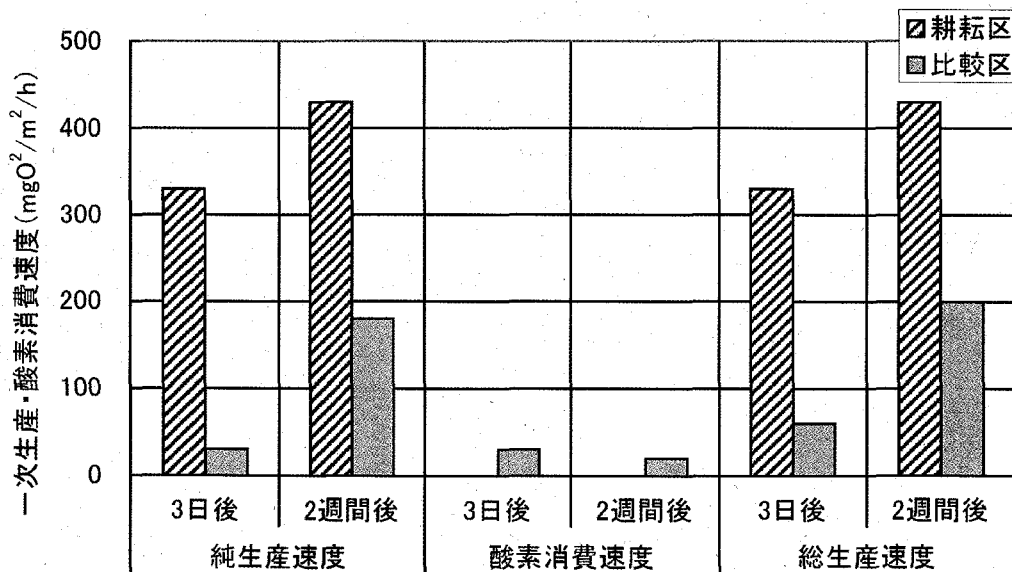


図 3.2.3 一次生産・酸素消費速度の比較

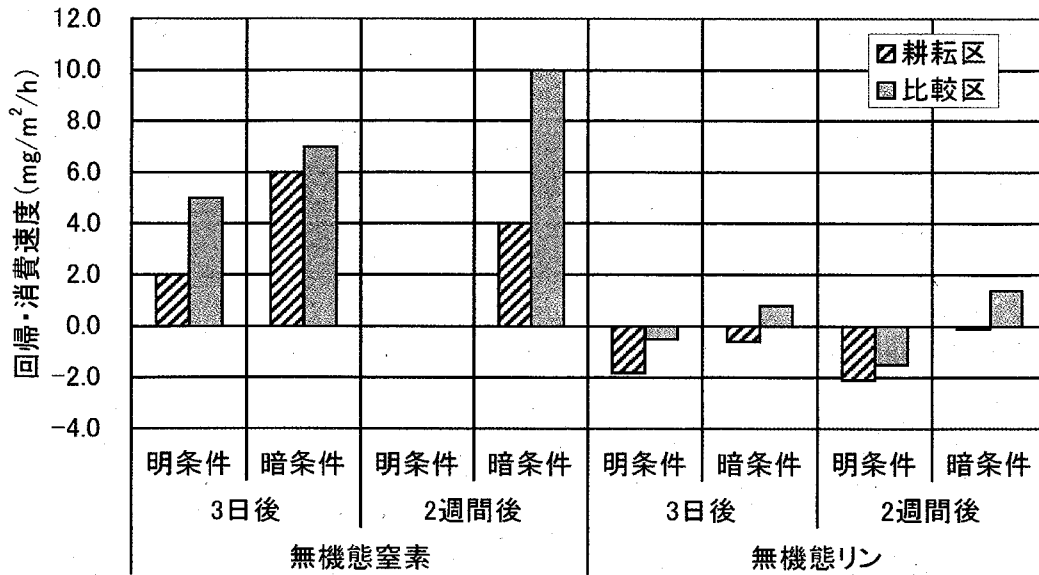


図 3. 2. 4 無機態窒素, リンの回帰消費速度の比較

(2) 底質調査結果と耕耘効果の検討

底質は、1回の調査で4地点/区域ずつ分析し、データの均質化を図るため、4つの分析値のうち、最大値と最小値を除いた平均を算出し、耕耘による変化のみを明確にするために、耕耘区で得られた値を比較区の値で補正したものを検討に用いた。

耕耘後の物理性状の変化を粒度、含水率の分析結果からみてみると、粒度は耕耘前後で大きな変動は無く、含泥率95%前後で推移した。含水率は表層で2週間後まで増加し、1ヶ月後には減少して耕耘前よりも低い値であった。上層、下層は2週間後まで減少し、1ヶ月後には減少はおさまりに、耕耘前よりも低い値で落ち着いた(図3.2.5)。

表層で含水率が高くなったのは、海水が干潟表面にたまりやすくなったためと考えられる。これは、後に述べる巣穴観測の結果からも明らかであるが、耕耘によって、一時的に底生生物の巣穴が無くなったことによるもので、1ヶ月後の含水率の減少も、巣穴が増えた時期と一致することから、底生生物の巣穴の中に海水がたまり始めたことによる減少と考えられる。なお、上層、下層で含水率が減少したのは、底泥の自重圧密によるものと考えられる。

耕耘後の有機物量の変化をCODsedの分析結果からみてみると、表層は、耕耘直後に減少し、3日後、2週間後と徐々に増加して耕耘前よりも高い値を示すが、1ヶ月後には再度減少して耕耘前よりも低い値を示した。上層、下層では、耕耘後に減少し、1ヶ月後も持続した(図3.2.6)。

全層で耕耘直後に減少したのは、有機物や無機性亜酸化物等が耕耘することによって減少したためと考えられ、この事は直接的な耕耘効果として挙げられる。表層で3

日後、2週間後と増加し続けたのは、底生藻類の増殖によることが、現場での目視観察によって確認されており、1ヶ月後に減少したのは、底生藻類が底生生物の摂食によって減少したためと考えられる。上層、下層の1ヶ月後の減少は底生生物の生物攪乱によるもので、波及的な耕耘効果と考えられる（原田ら，2002）。

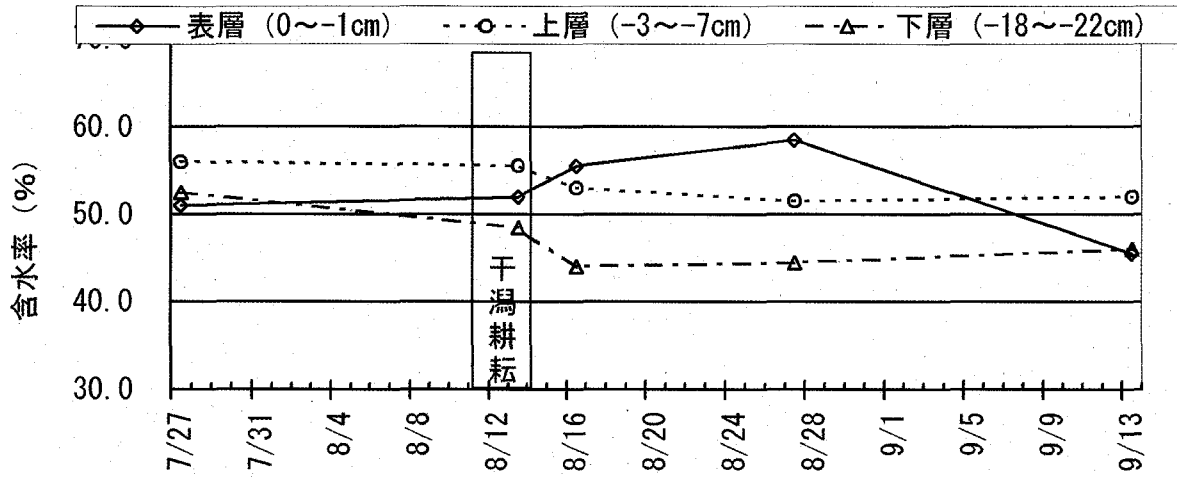


図 3.2.5 耕耘前後における含水率の変化

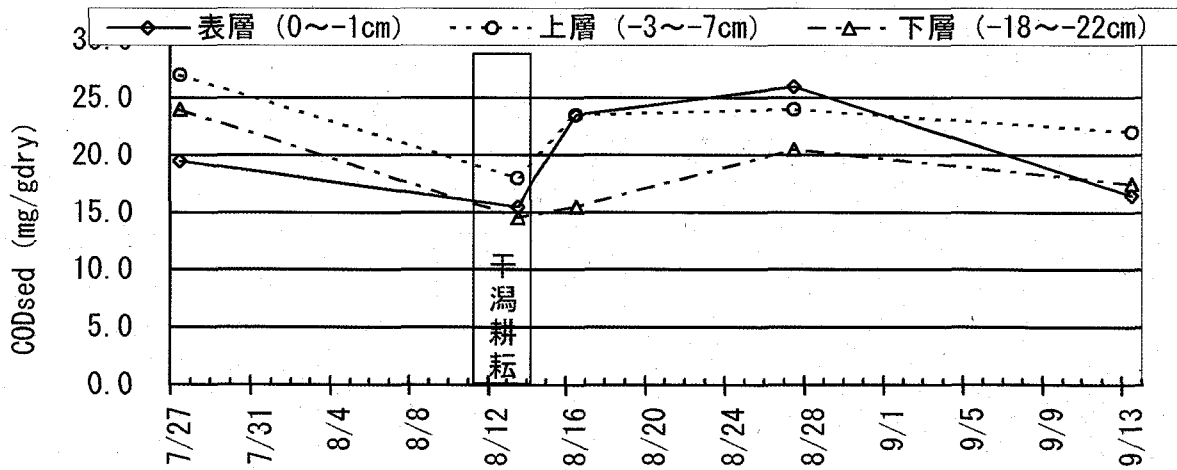


図 3.2.6 耕耘前後における CODsed の変化

耕耘後の栄養塩類の変化を全窒素の分析結果（図 3.2.7）からみてみると、表層、上層は耕耘直後に減少したが、下層では耕耘前と同程度であった。表層、下層は3日後から2週間後と増加して耕耘前よりも高い値であったが、1ヶ月後には減少し、表層は耕耘前よりも低い値であった。上層は3日後に増加したものの、2週間後、1ヶ月後と減少し、耕耘前と同程度の値であった。表層、上層で耕耘直後に減少したのは硝化・脱窒によるものと考えられ、耕耘・混気による直接的な耕耘効果として挙げられる。また、下層で減少がみられなかったことから、耕耘・混気による硝化促進作用が下層までは及んでいないことが示唆された。表層における3日後から2週間後までの増加は底生藻類の増殖、1ヶ月後の減少は底生生物の摂食による底生藻類の減少によるものと考えられる。3日後から1ヶ月後までの上層、下層での増加は外部からの負荷が主な要因で、減少は底生生物の生物攪乱による波及的な耕耘効果と考えられる。

耕耘後の酸化還元状態の変化を硫化物、ORP の分析結果からみてみる（図 3.2.8, 図 3.2.9）。硫化物は表層で耕耘直後に増加し、3日後、2週間後と減少したものの、1ヶ月後においても耕耘前よりも高い値を示した。上層、下層は耕耘直後に減少し、2週間後まで増減するものの、1ヶ月後には耕耘前よりも低い値を示した。

ORP は3日間の耕耘期間中の耕耘直後と2ヶ月後のデータが得られている。全層で1日目の耕耘直後に低下し、2日目直後、3日目直後には上層、下層で上昇がみられた。表層は3日後、2週間後と上昇、低下を繰り返す、1ヶ月後、2ヶ月後には耕耘前の値である $0 \pm 50\text{mV}$ の範囲に落ち着いた。上層は3日後から1ヶ月後までは耕耘前の値である $-100 \pm 50\text{mV}$ の範囲に落ち着き、2ヶ月後には表層と同程度の値まで上昇がみられた。下層は3日後には耕耘前の値である $-150 \pm 50\text{mV}$ に戻り、2ヶ月後までそのまま推移した。

耕耘直後に表層で硫化物の増加、ORP の低下がみられるのは、泥質干潟底泥内部での割合を多く占める、還元層を混合する影響と考えられる。しかし、2週間後から1ヶ月後には概ね耕耘前の状態に戻っている。一方、耕耘直後に還元層である上層、下層の硫化物が減少しているのは、耕耘・混気によって硫化物が揮散、酸化分解したためと考えられ、直接的な耕耘効果として挙げられる。また、3日後から2週間後までに上層で硫化物が減少しているのは、底生生物の生物攪乱による波及的な耕耘効果と考えられる。

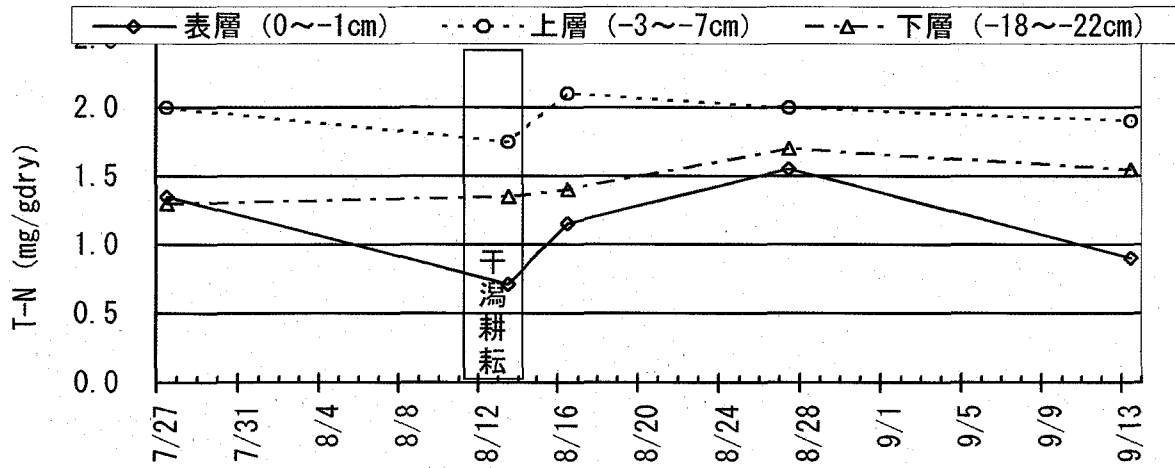


図 3.2.7 耕耘前後における全窒素の変化

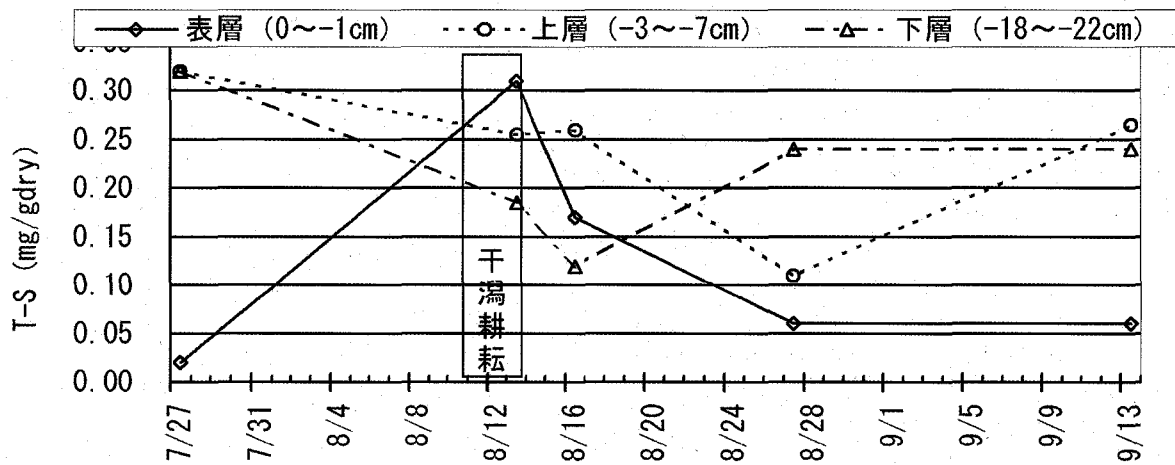


図 3.2.8 耕耘前後における硫化物の変化

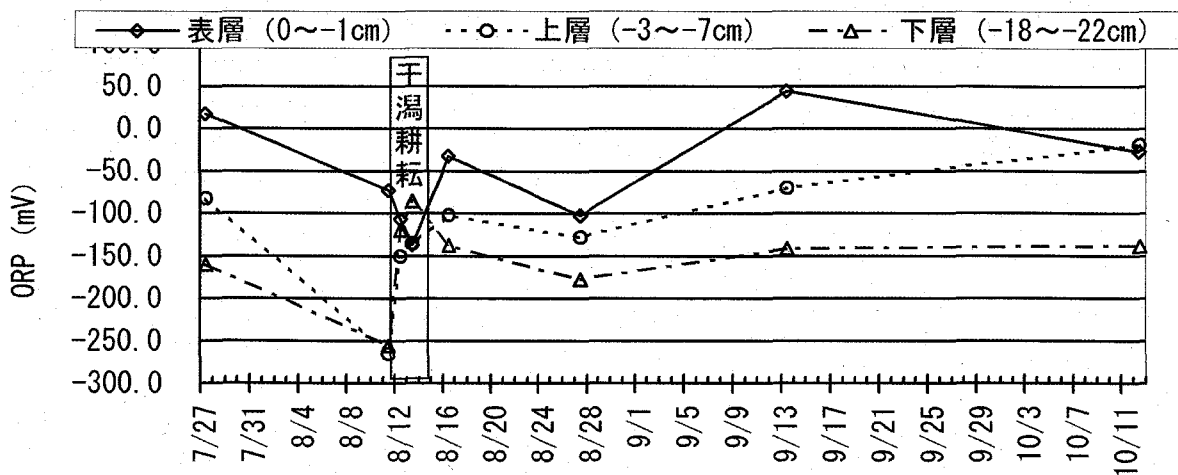


図 3.2.9 耕耘前後における ORP の変化

(3) 底生生物調査結果と耕耘効果の検討

底生生物調査結果から、底生生物の種類数、個体数、巣穴数の変化を耕耘区と比較区で比較し、耕耘の効果を検討した。

耕耘前はゴカイなどの環形動物種が多く、耕耘区、比較区とも大きな種の違いはみられなかった。耕耘後は耕耘区において環形動物種、ハゼなどの脊椎動物種の減少がみられたが、アラムシロガイ、ササゲミミエガイなどの軟体動物種、ヤマトオサガニ、ムツハアリアケガニなどの節足動物種の増加がみられ、2ヶ月後も持続した。総種類数でも耕耘後に比較区よりも種類が多くなっている(図3.2.10)。

耕耘区における個体数は、耕耘前は環形動物のみ比較区より多く、それ以外は比較区より少ない。1ヶ月後には環形動物は減少し、節足動物は比較区と同程度まで、軟体動物は比較区以上に増加した。2ヶ月後は環形動物と軟体動物の個体数は1ヶ月後と同程度で、節足動物は比較区の2倍以上に増えた。総個体数で見ると、耕耘前は比較区より少ないが1ヶ月後には比較区と同程度となり、2ヶ月後には比較区を上回った(図3.2.11)。

耕耘により底生生物の種類数や個体数が増加したことは耕耘効果として挙げられる。

耕耘前は耕耘区、比較区とも巣穴数は同程度であった。耕耘後は巣穴が破壊され、3日後まで巣穴が無い状態であるが、2週間後には巣穴が確認され、1ヶ月後、2ヶ月後と比較区よりも巣穴が多くなった(図3.2.12)。このことは、個体数の増加と対応しており、このように巣穴が増加した場合、溶存酸素を多く含んだ海水が巣穴を通じて還元層まで供給されるようになり、底質浄化には望ましいことから、耕耘効果として挙げられる。実際、巣穴が増え始めた時期に、底質のCODsedや硫化物が減少していることから明らかである。

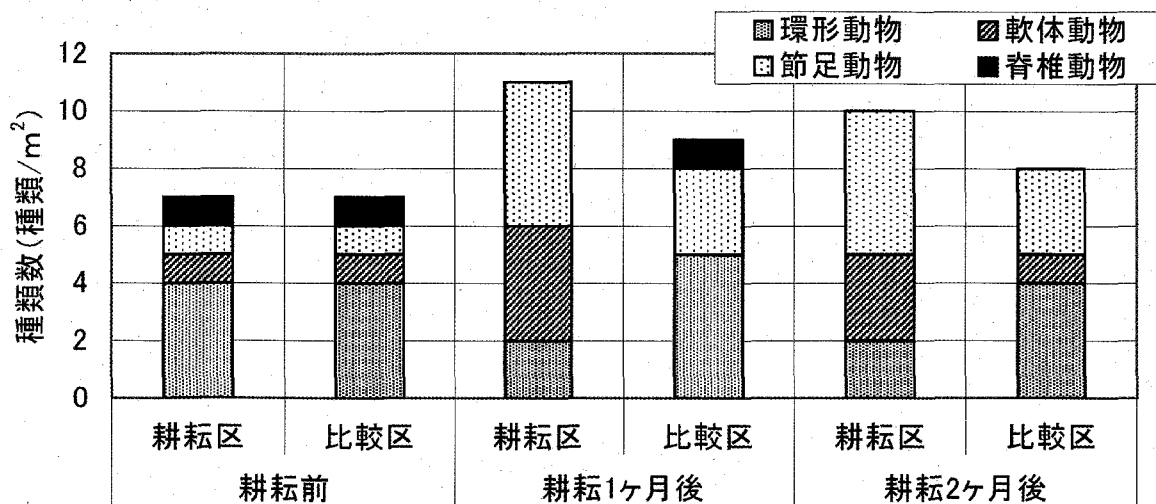


図 3.2.10 種類数の変化の比較

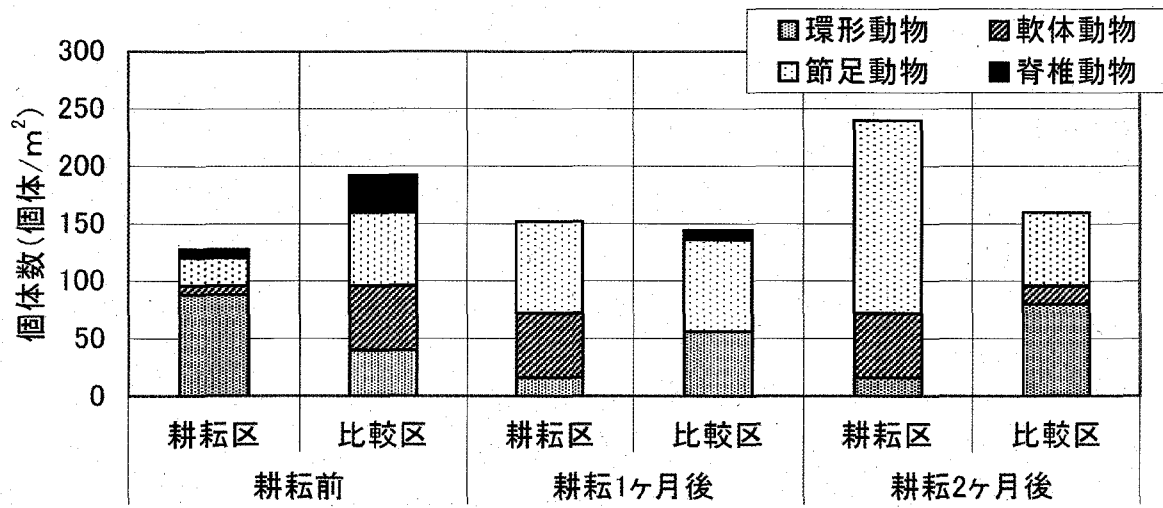


図 3.2.11 個体数の変化の比較

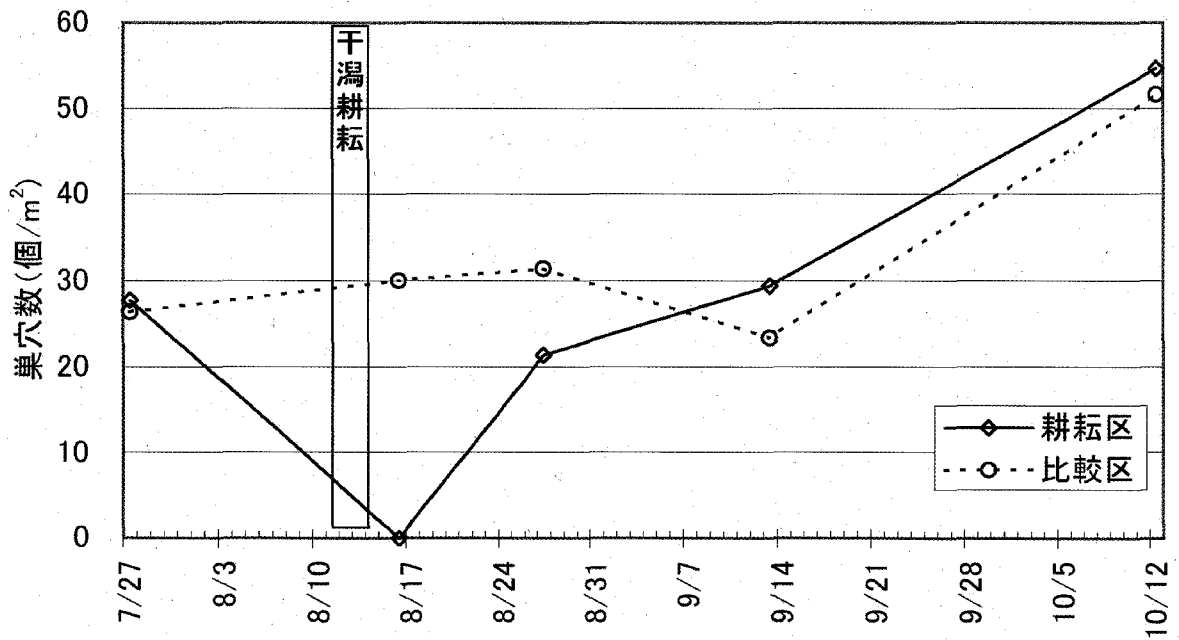


図 3.2.12 巣穴数の変化の比較

(4) 微生物調査結果と耕耘効果の検討

耕耘試験における底質試料の採取は2004年7月27日(耕耘前), 8月16日(耕耘3日後), 8月27日(耕耘14日後), 9月13日(耕耘1ヵ月後)に耕耘区(K)と比較対照区(H)でそれぞれ上層(0~-1.0cm), 中層(-3.0~-7.0cm), 下層(-18.0~-22.0cm)の3つの深度区分で採取した(計6試料). 8月13日(耕耘直後)については, 耕耘区のみの上層, 中層, 下層の3区分について採取した. 得られた底質試料(合計27試料)のうち7月27日~8月27日の21試料から間隙水を遠心分離により分画し, 硫酸塩濃度を測定した(表3.2.6). その結果, 耕耘前耕耘3日後, 14日後の各試料については, 耕耘区, 比較対照区によらず, 深度が深くなるにつれて硫酸塩濃度が低下する傾向が認められた. この結果は, 浅い区画では好気性の硫黄酸化細菌により硫化物が硫酸塩に変換されていること, および, 深い区画では嫌気性の硫酸塩還元細菌の作用で硫酸塩が消費されていることを示唆している. これに反して耕耘直後では, 深度による硫酸塩濃度の低下傾向が低減していることが判明した.

表 3.2.6 干潟耕耘試験における底質試料間隙水中の硫酸塩濃度

採泥日	深度区分	硫酸塩濃度(mg/l)	
		耕耘区(K)	比較対照区(H)
7月27日 (耕耘前)	上層	1370.45	1308.78
	中層	1247.11	1119.66
	下層	916.16	796.93
8月13日 (耕耘直後)	上層	1121.72	NT
	中層	1187.50	NT
	下層	983.99	NT
8月16日 (3日後)	上層	1323.17	1495.84
	中層	889.44	1134.05
	下層	706.49	1014.83
8月27日 (14日後)	上層	1621.23	1487.62
	中層	940.83	1203.94
	下層	784.60	768.16

NT, 採泥せず.

また、硫酸塩濃度が他の採泥日の試料に比べて全体的に高くなっていることが分かった。これらの結果から、耕耘直後には、上層、中層、下層が一時的に好気環境となり、硫酸塩還元細菌の活性より硫黄酸化細菌の活性が上回っていることを示唆している。

次に、底質試料（合計 27 試料）から DNA を抽出し、真正細菌の 16S rRNA 遺伝子を標的とした PCR-DGGE 解析を行った(図 3. 2. 13)。その結果、耕耘直後(8 月 13 日耕耘区)の試料とそれ以外の試料の間でバンドパターンに顕著な差が見られた。このことから耕耘の結果、耕耘直後には微生物相が大きく変動することが示唆された。また、耕耘を終了して約 3 日間後には、耕耘前の微生物相に再び戻ることが示唆された。今回の調査結果では、深度区分によるバンドパターンの違いは認められなかった。

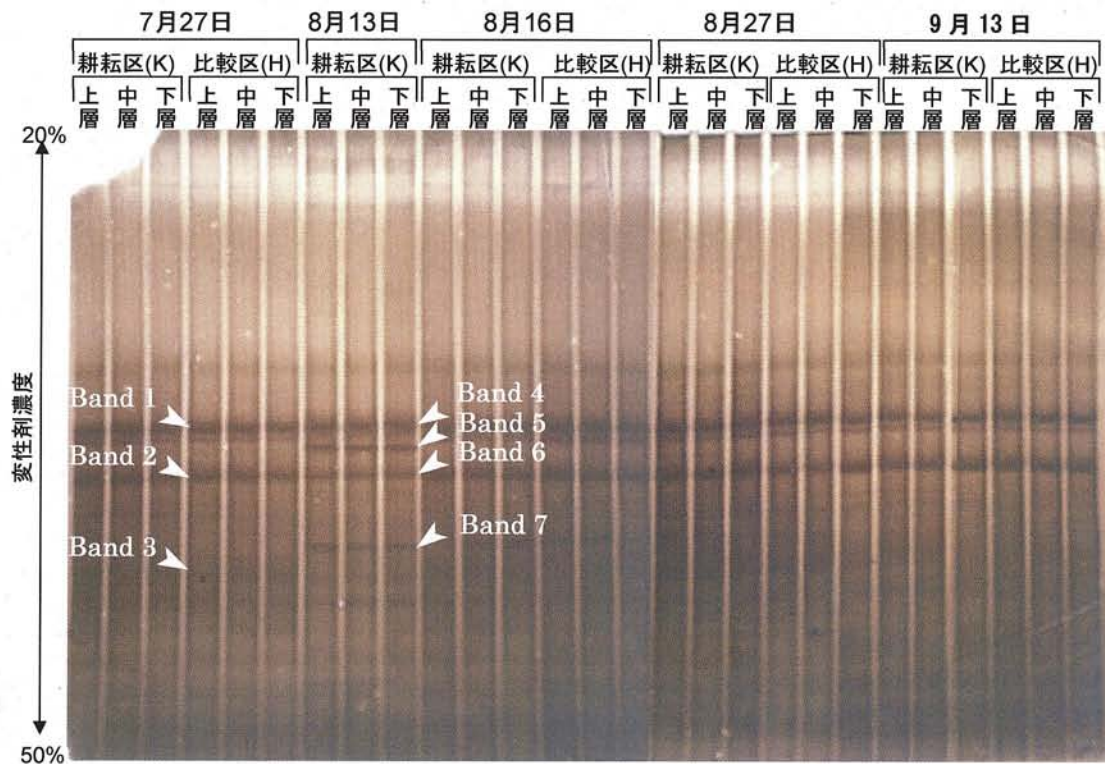


図 3. 2. 13 底質から抽出した DNA を用いた真正細菌 16S rRNA 遺伝子の PCR-DGGE 解析結果

※1 各レーンの上に採泥日，区画（耕耘区・比較対照区），深度区分（上層・中層・下層）を示した。

※2 切り出してクローン解析を行った 7 本の主要バンド(Bands 1~7)をアローヘッドで記した。

表 3.2.7 DGGE ゲルから切り出した主要バンドのクローン解析結果

バンド	Clone 名	分類(Phylum)	分類(Class)	最近縁種	相同性
耕耘前(2004年7月27日)					
Band 1	1-1	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	Uncultured clone AT-s3-48	100%
	1-3	<i>Proteobacteria</i>	<i>Deltaproteobacteria</i> (<i>Desulfobacterales</i>)	Uncultured clone SIMO-1376	94%
	1-4	<i>Firmicutes</i>	Unclassified	Uncultured Kazan-3B-19/BC19-3B-19	clone 99%
	1-5	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i> (<i>Chromatiales</i>)	Uncultured clone SIMO-2233	91%
	1-7	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	Uncultured clone PI_4z2c	95%
Band 2	2-2	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	Uncultured clone PI_4z2c	99%
Band 3	3-2	<i>Proteobacteria</i>	<i>Deltaproteobacteria</i>	Uncultured clone SIMO-2201	96%
	3-8	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i> (<i>Chromatiales</i>)	Uncultured clone SIMO-1667	97%
耕耘直後(2004年8月13日)					
Band 4	4-4	<i>Proteobacteria</i>	<i>Deltaproteobacteria</i>	Uncultured clone SIMO-1165	95%
	4-5	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	99%
Band 5	5-2	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	98%
	5-3	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	100%
	5-4	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	100%
	5-5	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	99%
	5-7	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	93%
	5-8	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	99%
Band 6	6-1	<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	Uncultured clone BS1-0-27	100%
	6-2	<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	Uncultured clone FE2MidBac43	96%
	6-3	<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	Uncultured clone FE2MidBac43	97%
	6-4	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	96%
	6-5	<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	Uncultured clone BF-A12	99%
	6-6	<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	Uncultured clone HPB-49	91%
Band 7	7-1	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Bacillus cereus</i>	100%
	7-2	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Bacillus cereus</i>	100%
	7-3	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillales</i>	<i>Bacillus cereus</i>	100%
	7-4	<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	Uncultured clone SIMO-1114	98%
	7-5	<i>Proteobacteria</i>	<i>Gammaproteobacteria</i>	Uncultured clone SIMO-1776	96%

※ なお、理論的には DGGE 解析による 1 本のバンドからは 1 種類の塩基配列を持つ断片が得られるはずだが、今回の調査では 1 本のバンドから異なる塩基配列が複数得られた。今後、実験方法をさらに検討をしていく必要があると考えている。

8 月 13 日以外の耕耘区および比較対照区の各深度区分で一致して主要バンドとして検出された 3 本のバンド (図中 Band 1~3) および、8 月 13 日の耕耘区の各深度区分で一致して主要バンドとして検出された 4 本のバンド (図中 Band 4~7) をそれぞれゲルから切り出し、クローン解析を行った (表 3.2.7)。その結果、7 月 27 日と 8 月 13 日の試料ではクローン化した 16S rRNA 遺伝子の系統位置が大きく異なることが判明した。耕耘前の試料からは *Proteobacteria* 門に属する *Gammaproteobacteria* 綱および *Deltaproteobacteria* 綱に分類されるクローンが優占的に検出されたが、耕耘直後の試料からは、*Firmicutes* 門に属する *Bacillales* 目に分類されるクローンや *Actinobacteria* 門に分類されるクローンが優占的に検出された。

得られた 16S rRNA 遺伝子クローンの系統的な位置をさらに詳細に解析するために、分子系統樹を作成した (図 3.2.14)。その結果、耕耘前の試料から得られた 8 クローンの内、5 クローン (1-1, 1-5, 1-7, 2-2, 3-8; Cluster 1) が紅色硫黄細菌

Allochromatium 属の系統的に近縁であり、2 クローン(1-3, 3-2; Cluster 3)が硫酸塩還元細菌 *Desulfobacter* 属と近縁であることが判明した。*Allochromatium* 属は硫黄酸化能を持つ光合成細菌であるので、耕耘前の底質中には、硫黄代謝能を有する細菌群が優占していることが示された。一方、耕耘直後の試料から得られた 19 クローンの内、6 クローン(6-1, 6-2, 6-3, 6-5, 6-6, 7-4; Cluster 2)が *Arthrobacter* 属細菌と近縁であり、11 クローン(4-5, 5-2, 5-3, 5-4, 5-5, 5-7, 5-8, 6-4, 7-1, 7-2, 7-3; Cluster 4)が *Bacillales* 目に分類され、*Bacillus* 属および *Staphylococcus* 属に近縁であることが判明した。*Arthrobacter* 属、*Bacillus* 属、*Staphylococcus* 属はいずれも好気性の従属栄養細菌であるので、耕耘を行うことで、底質中にはこれらの好気性細菌が優占したことが示された。

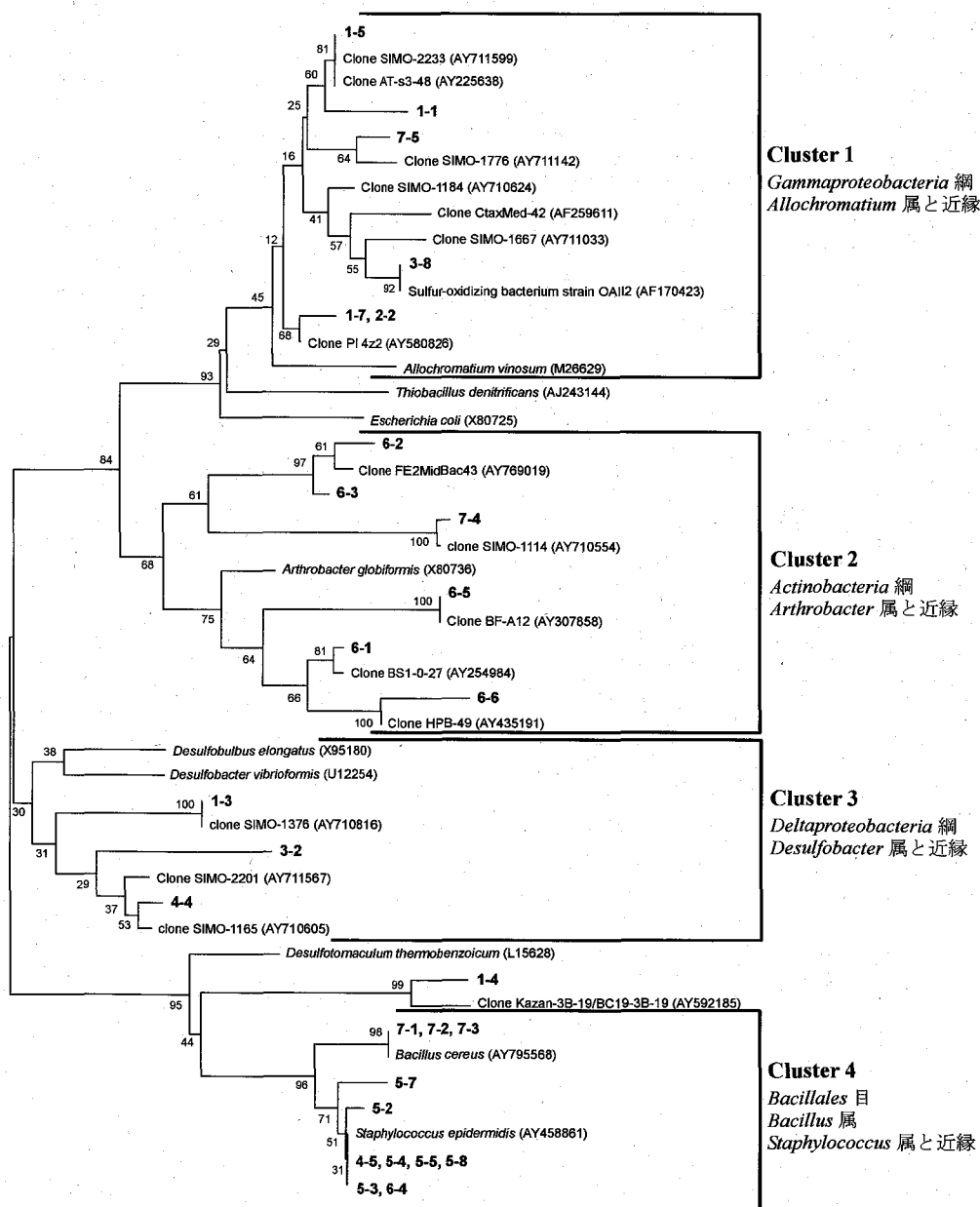


図 3.2.14 DGGE 解析による真正細菌の 16S rRNA 遺伝子塩基配列に基づき作成した分子系統樹。

真正細菌の 16S rRNA 遺伝子を標的とした PCR-DGGE およびクローン解析の結果、耕耘前 7 月 27 日の底質中には硫黄酸化能を持つ光合成細菌 *Allochrochromatium* 属に近縁な細菌および硫酸塩還元細菌 *Desulfobacter* 属に近縁な細菌が優占していることが示された。このことから、特に耕耘していない状態での干潟底質中の硫黄代謝の重要性が示唆される。そこで、硫黄代謝能を持つ細菌だけを特異的に検出し、その構成を調査した。硫黄代謝関連酵素 Adenosine-5' -phosphosulfate (APS) reductase は APS を還元し SO_3^{2-} を生成する反応を触媒する。研究された全ての硫酸塩還元細菌にはこの酵素の存在が確認されており、*Allochrochromatium* 属、*Thiobacillus* 属など一部の硫黄酸化細菌にも存在が認められている。この酵素をコードする遺伝子である *apsA* は、塩基配列が微生物間で極めて保存されており、*apsA* の塩基配列に基づく系統関係は、16S rRNA 遺伝子による系統関係とほぼ一致する。そのため、この遺伝子は環境試料中に生息する硫黄代謝関連微生物の群集解析のマーカーとして利用されている³⁾。

本調査では、7 月 27 日の耕耘区の底質試料(上層, 中層, 下層)および 8 月 13 日の耕耘区の底質試料(上層, 中層, 下層)から抽出した DNA を用いて、*apsA* の PCR 増幅とクローン解析を行った(表 3.2.8)。その結果、耕耘前, 耕耘後, 深さに係わらず、全ての底質試料において、*Allochrochromatium vinosum* の *apsA* 遺伝子に近縁なクローンが得られた。

表 3.2.8 APS reductase 遺伝子(*apsA*)を標的としたクローン解析結果

採泥日	底質試料	ライブラリ名	クローン数	最近縁種	相同性 (%)
7 月 27 日 (耕耘前)	耕耘区(K)上層	0727KU	13	<i>Allochrochromatium</i>	83-85
			2	<i>vinosum</i> <i>Thiobacillus</i> <i>denitrificans</i>	85-89
	耕耘区(K)中層	0727KM	11	<i>Allochrochromatium</i> <i>vinosum</i>	82-86
	耕耘区(K)下層	0727KL	6	<i>Allochrochromatium</i>	84-86
			1	<i>vinosum</i> <i>Thiobacillus</i> <i>denitrificans</i>	87
	8 月 13 日 (耕耘直後)	耕耘区(K)上層	0813KU	14	<i>Allochrochromatium</i> <i>vinosum</i>
耕耘区(K)中層		0813KM	17	<i>Allochrochromatium</i>	81-88
			1	<i>vinosum</i> <i>Thiobacillus</i> <i>denitrificans</i>	81
耕耘区(K)下層		0813KL	18	<i>Allochrochromatium</i>	82-86
			1	<i>vinosum</i>	90
			1	<i>Thiobacillus</i> <i>denitrificans</i> <i>Desulfovibrio</i> <i>indonensis</i>	83

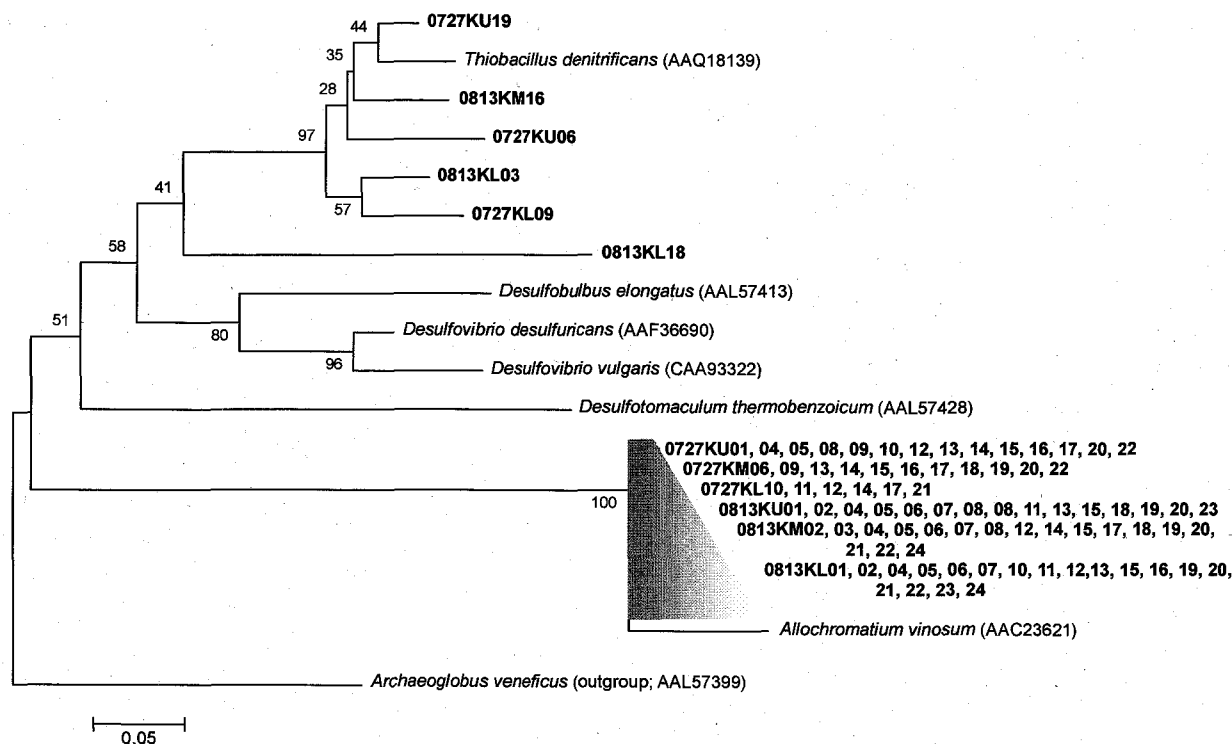


図 3.2.15 APS reductase の推定アミノ酸配列に基づく分子系統樹

また、クローン数は少ないながら、*Thiobacillus denitrificans* および *Desulfovibrio indonensis* に近縁な *apsA* クローンも検出された。得られた塩基配列を元に、アミノ酸配列を推定し、分子系統樹を作成した (図 3.2.15)。その結果、*Allochromatium vinosum* および *Thiobacillus denitrificans* に高い相同性を示した *apsA* クローンは、推定アミノ酸配列の比較でも、それぞれの ApsA とクラスターを形成することが判明した。しかし、*Desulfovibrio* 属に相同性を示したクローン 0813KL18 の推定アミノ酸配列は *Desulfovibrio* 属の ApsA とクラスターを形成しなかった。

以上の結果から、次の結論が導き出される。耕耘前の底質試料中には、*Allochromatium* 属が優占して存在することが判明した。*Allochromatium* 属以外は、16S rRNA 遺伝子の解析結果 *Desulfobacter* 属が、*apsA* 遺伝子の解析結果 *Thiobacillus* 属がそれぞれ検出されたことから、これらの細菌もかなりの菌数存在することが示された。これらの3種類の細菌により、干潟底質において、図 3.2.16a に示す硫黄サイクルを中心とした微生物生態系が存在することが示唆された。*Desulfobacter* 属に近縁な硫酸塩還元細菌が嫌気環境 (おそらく地中深いところ) で硫酸塩を硫化物に還元する。生じた硫化物は *Allochromatium* および *Thiobacillus* 属に近縁な硫黄酸化細菌により硫酸塩に酸化される。*Allochromatium* および *Thiobacillus* 属は、好気環境では酸素を電子受容体として利用できるが、嫌気環境でも、*Allochromatium* の場合光エネルギーを利用することで CO_2 を電子受容体として硫化物の酸化を行うことが出来る。また、*Thiobacillus* は嫌気環境中では硝酸亜硝酸塩を電子受容体として硫化物の酸化

を行うことが出来る（硫黄脱窒）。

干潟耕耘を行い、干潟底質を一時的に好気環境に変化させることで、底質中の微生物相は大きく変化することが本調査で判明した。干潟耕耘直後には、それまで優占していた硫黄代謝細菌群の菌数が低下し、それらに代わり *Staphylococcus* 属、*Bacillus* 属、*Arthrobacter* 属に近縁な好気性従属栄養細菌群が優占した（図 3.2.16b）。これらの細菌群は干潟の耕耘に伴って、酸素を電子受容体とした有機物の分解反応を進めているものと考えられる。しかし、*apsA* 遺伝子の解析結果から、硫黄酸化細菌が完全に消滅するわけではないことが分かった。また、DGGE の解析結果からも、耕耘3日後には、耕耘前と同様な微生物相に戻ることが示された。一過的な好気環境により好気性従属栄養細菌群が優占した後、底質は浅い部分が好気性、深い部分が嫌気性の環境に戻り、それに伴い、硫酸塩還元細菌と硫黄酸化細菌による硫黄サイクルが再び復活するものと考えられる。

以上により、耕耘により好気性従属栄養細菌群が優占して効率的底質浄化が行われることが示唆されが、好気環境は一過的で3日後には、耕耘前の微生物相に戻ることが明らかとなった。

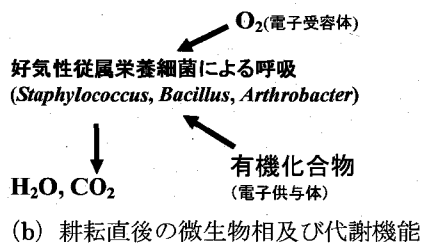
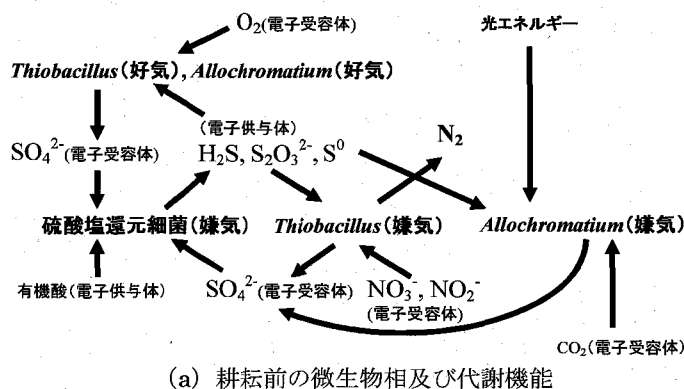


図 3.2.16 (a) 耕耘前と (b) 耕耘直後の微生物相および代謝機能

3.2.4 耕耘による泥質干潟の底質改善効果

耕耘による泥質干潟の底質改善効果について、物理的、化学的、生物学的に調べた結果、泥質干潟を耕耘する事による直接的な改善効果と、干潟環境を取り巻く食物連鎖からなる波及的な改善効果がみられた。泥質干潟環境の改善は沖合海域環境への負荷削減につながることから、泥質干潟の耕耘は有明海の干潟海域環境改善に有効な改善策であることが示唆された（図 3.2.17）。

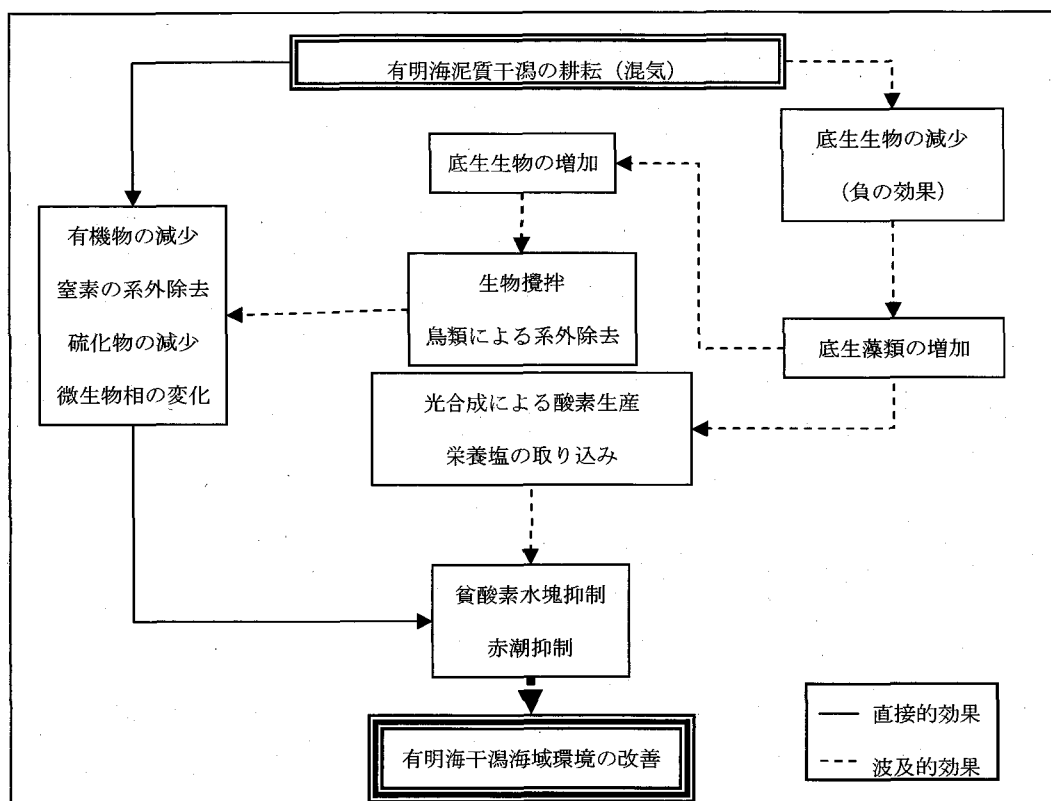


図 3.2.17 泥質干潟耕耘効果概念図

3.3 人工巣穴による底質改善

3.3.1 背景と目的

ゴカイやカニ等の底生生物の多くは、底泥中に巣穴を形成し、底泥表面と同様の固液接触界面を底泥内部まで拡大させ、バイオターベーションによってそれを維持している。この固液接触界面は、酸化層と還元層の境界面で、有機物の分解や硝化・脱窒に代表される物質循環が活発に行われていると考えられている(図 3.3.1)。しかし、底質が悪化して生物が生息できない場所では、巣穴が無いために自浄作用が衰え、慢性的に嫌気状態になるといった悪循環に陥っている。こういった底質悪化の問題に対し、流入負荷や内部負荷を削減させる対策に加えて、積極的に底質改善を行なって生物の生息場を改善する必要がある。「人工巣穴による底質改善」は、底生生物の巣穴を人工的に再現し、干潮時に干出する干潟域では水位差、干潟にならない場所では潮流を利用して、底泥中に上層水を輸送し、好気的環境を創出することにより底質改善を行なうものである。

3.3.2 人工巣穴の構造

本研究は現地実証試験であるため、形状及び大きさは現地への設置の容易さ、設置後の安定性を考慮し、直径 50mm の塩ビ管を 50cm×50cm の正方形に組み、底泥埋め込み部(L=50cm)を 4 本連結させる形状とした。底泥埋め込み部の材質には海水の浸透が生じるように、多数の穴を有する既製品のドレーン管を 2 種類採用した。これらの形状、ドレーン管から、「ドレーンタイプ」、「MAX ドレーンタイプ」、MAX ドレーン管を U 字型に連結して横方向に海水を送り込む「U 字タイプ」の 3 タイプを製作した(写真 3.3.1)。また、干潮時に干出する干潟域では上部に長さ 50cm の嵩上げパイプを取り付け、干出しない海域では潮流などの流れを利用するために L 字型のエルボーを取り付けた(図 3.3.2)。

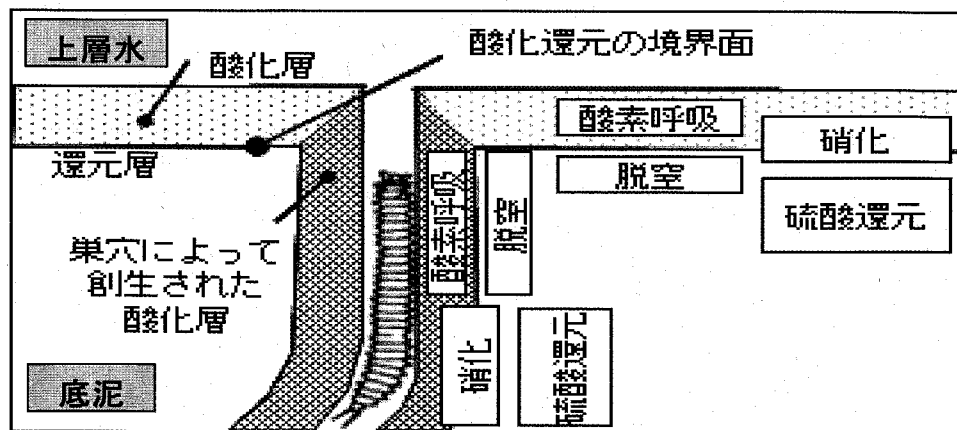


図3.3.1 巣穴の形成が物質循環に及ぼす影響

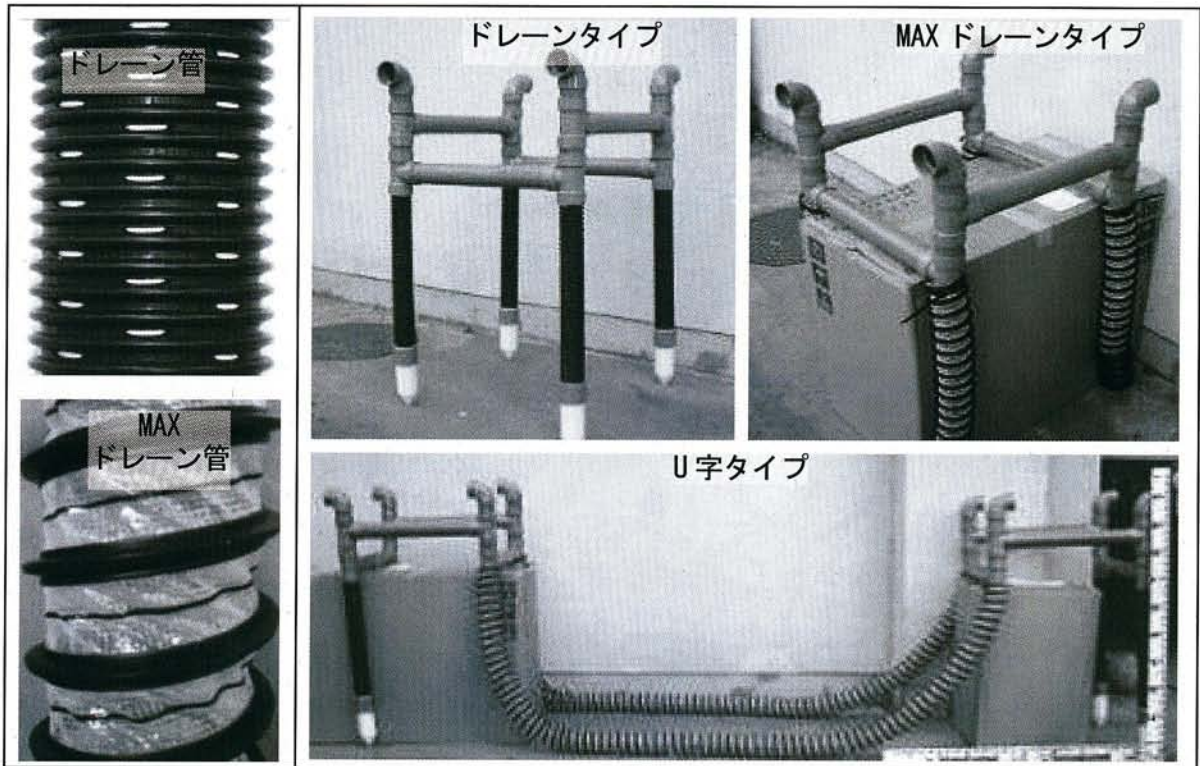


写真 3.3.1 人工巣穴とドレーン管

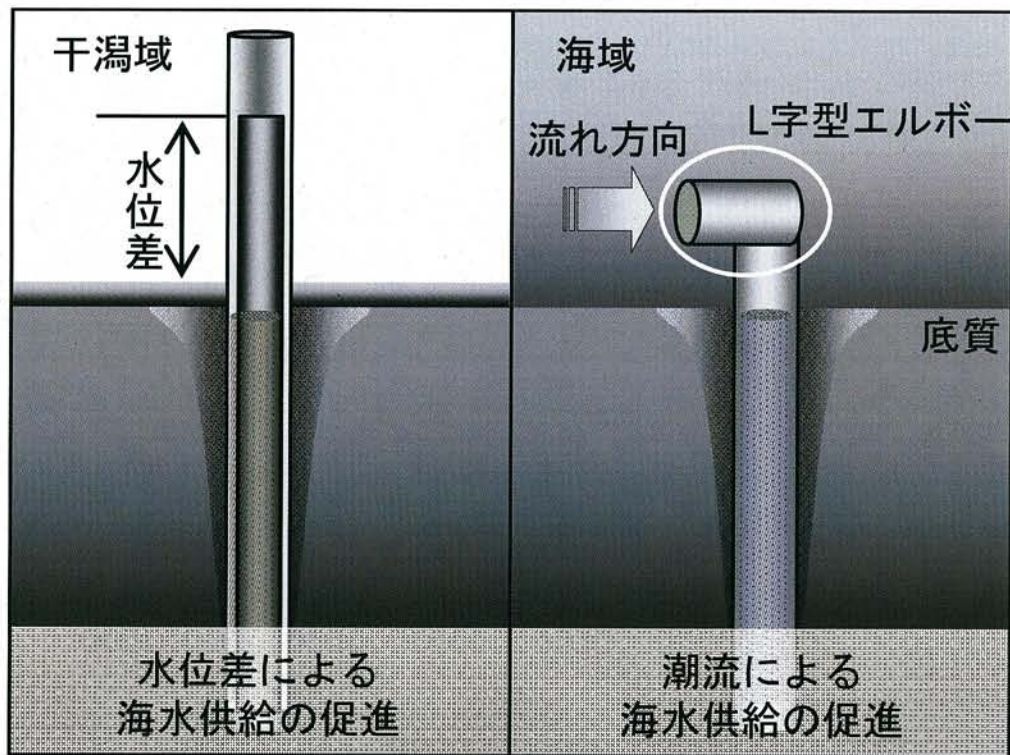


図3.3.2 人工巣穴の構造

3.3.3 室内実験の概要と実験結果及び考察

人工巣穴によってどれくらいの期間・範囲で好气的環境が創出されるのかを把握するために室内実験を行なった。室内実験装置を図 3.3.3 に示す。内径 30cm のアクリル製容器に試験地の底泥を入れ、そこに MAX ドレーン管を用いた人工巣穴を埋め込んだ。人工巣穴内に曝気した人工海水 (ORP が 350mV 以上) を約 20L/day で連続して供給し、使用した海水はそのまま排水した。そして、ポータブル ORP 計 (TOADKK RM-P20・白金電極法) を用いて定期的に ORP の測定を行った。なお、ORP 計の測定値は水素電極値に換算している。実験は 3 ヶ月間行い、実験初期は ORP の測定を人工巣穴の中心から 6cm、深さ 10cm の地点と表面の海水の 2 点で 11 日目まで連続して行い、数値が安定してからは間隔をあけて 20, 21, 24, 25 日目に測定し、30 日目から週一回で測定地点を 11 箇所を増やした。

人工巣穴中心からの距離が 6cm, 9cm, 15cm 離れた地点の深さ 10cm における ORP の変化を図 3.3.4 に示す。人工巣穴の中心から 6cm 離れた地点では、1 日目から ORP が上昇し、その状態が 61 日目まで継続し、以降実験終了の 89 日目まで徐々に上昇し続けた。また、深さ 10cm では巣穴に近い場所ほど ORP が高く、89 日目の ORP の断面分布は図 3.3.5 のようになり、人工巣穴によって好气的な底質環境が形成されることが示唆された。

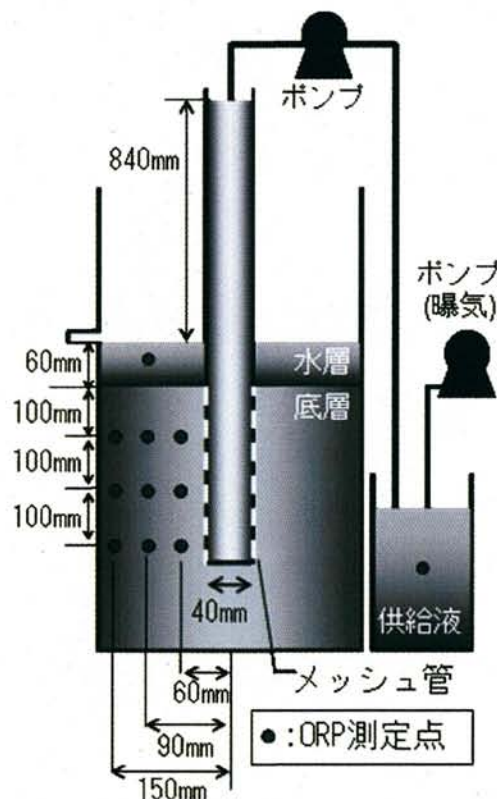


図 3.3.3 室内実験装置

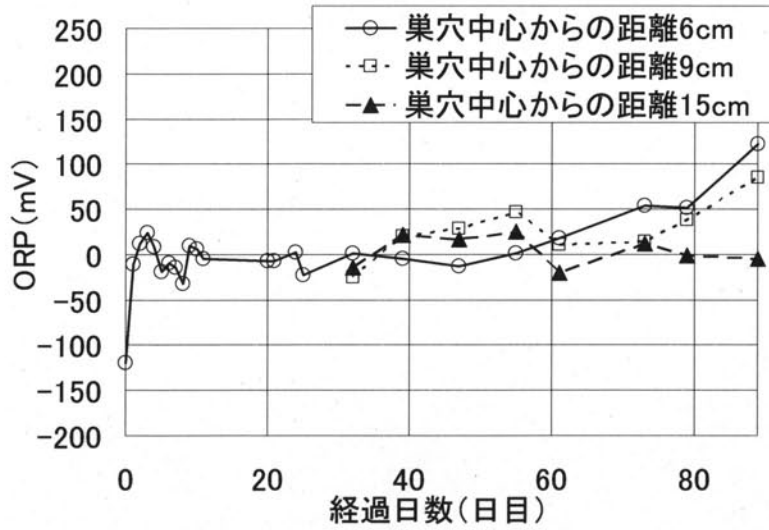


図 3.3.4 底質 ORP の時系列変化 (深さ 10 c m)

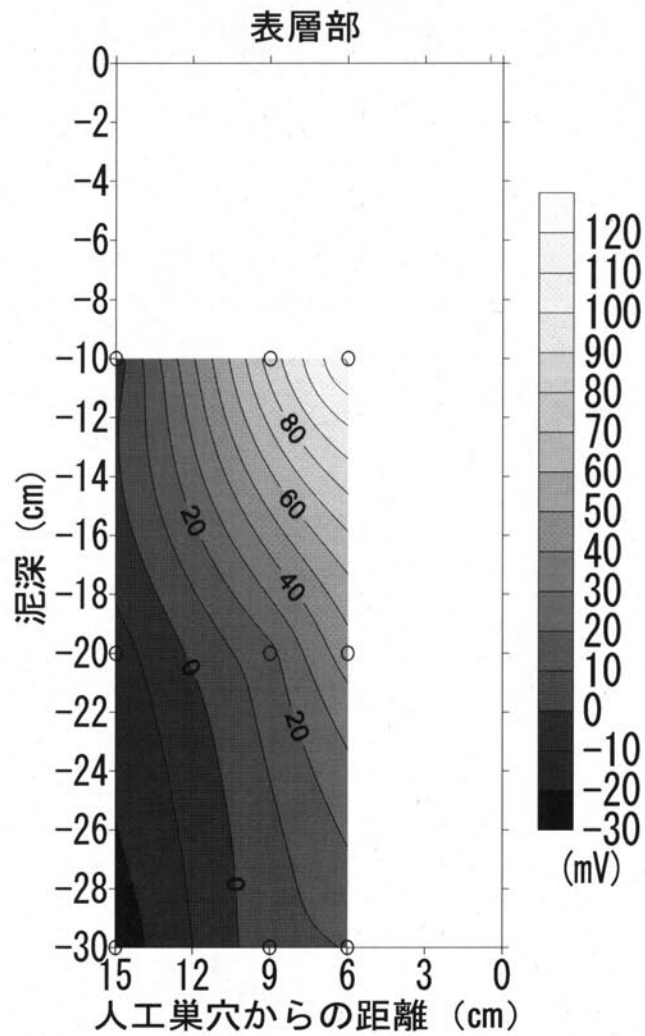


図 3.3.5 運転 3 ヶ月目の底質 ORP 分布

3.3.4 現地実証試験の概要と試験結果及び考察

(1) 調査概要

人工巣穴設置地点の位置図を図 3.3.6, 配置図を図 3.3.7, 設置状況を写真 3.3.2, 調査項目及び調査日を表 3.3.1 に示す. 干潟域は生物が少なく底質が悪化していると考えられる坪井川河口の北側に位置する百貫港近傍の干潟, 海域はその沖合に人工巣穴を設置した. 設置規模はドレーンタイプ及び MAX ドレーンタイプが, 3.5m×3.5m の正方形区域内にそれぞれ 16 基, U 字タイプが 3.5m×6.5m の長方形区域内に 8 基で, 50 cm 間隔に配置した. 人工巣穴の埋め込み深さは 50 cm で, U 字タイプは MAX ドレーン管を底泥中約 20cm の深さで水平になるように埋設した.

底質追跡調査は人工巣穴設置地点及び比較対象地点において, 2 週間後まで表層(0~1cm)と上層(7~13cm)の 2 層, 3 ヶ月後から 1 年後まではそれに中層(17~23cm), 下層(27~33cm)を加えて 4 層の分析試料を柱状採泥し, 底質の物理性状, 有機物量, 栄養塩, 酸化還元状態の変化を調査した. 底生生物も底質と同様の地点で採泥を行い, 採泥試料を 1.0mm 目の篩でふるい, 残った底生生物を採集・分析し, 種類数・個体数・湿重量を調査した. 微生物は, 底質分析試料から直接微生物の DNA を抽出した後, 硫酸還元菌の亜硫酸還元酵素 (Dissimilatory sulfite reductase) をコードする遺伝子である, *dsrB* 遺伝子領域を標的として PCR 増幅を行い, DGGE 法による泳動パターンにより硫酸還元菌の増減を調査した. なお, 底質・微生物の詳細な分析方法は前述した「3.2 耕耘による泥質干潟の底質改善」と同じ方法である.

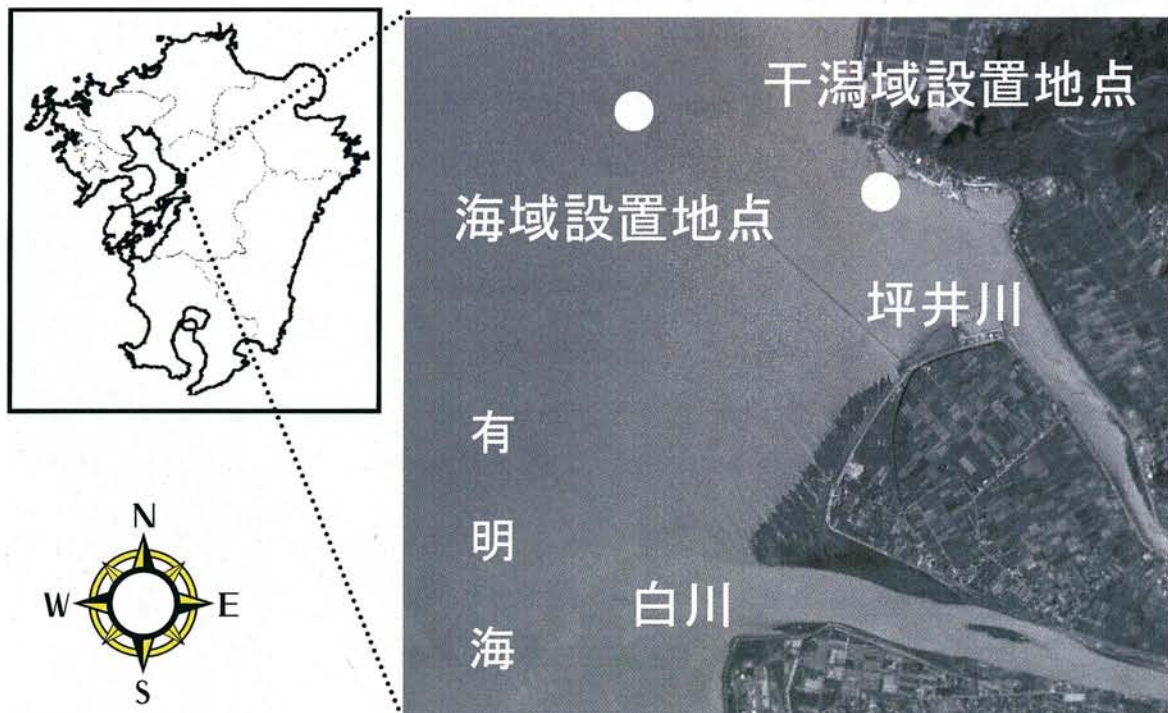


図3.3.6 人工巣穴の設置地点位置図

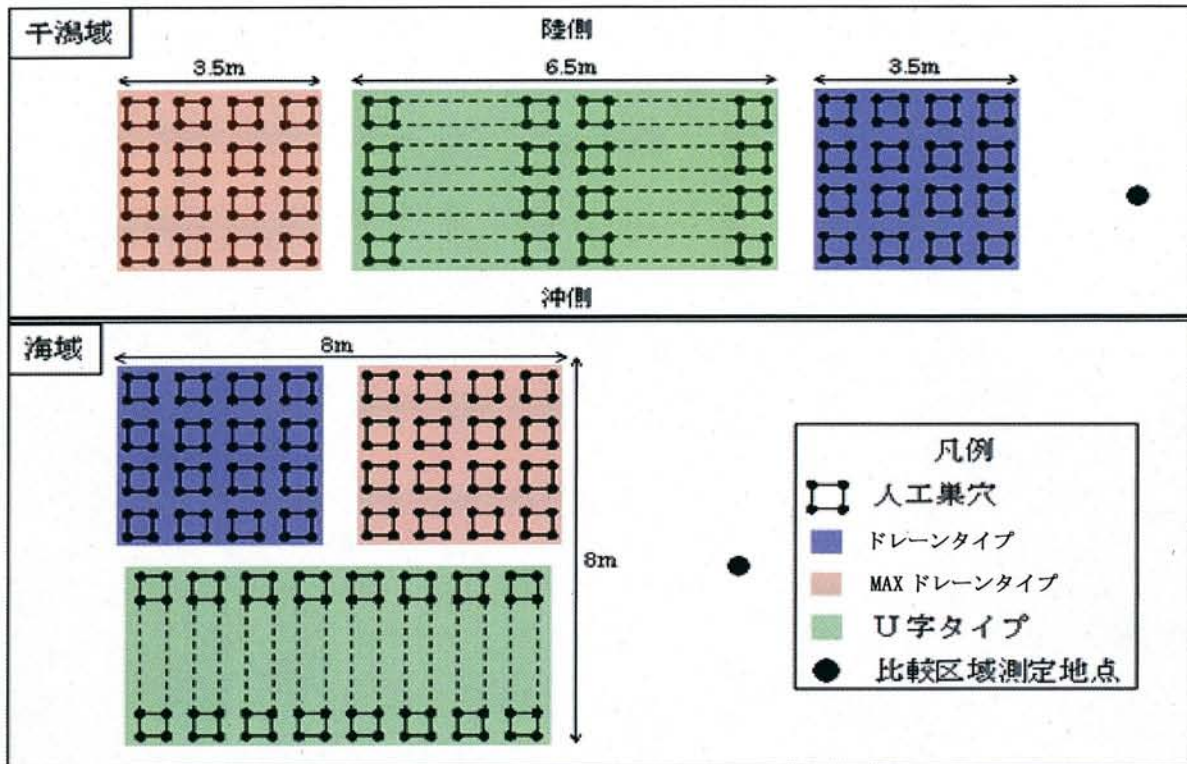


図 3.3.7 人工巢穴詳細設置図



写真 3.3.2 設置状況 (左:干潟域遠景, 中:干潟域近景, 右:海域近景)

表 3.3.1 調査項目及び調査日

調査項目	底質	粒度組成, 含水率, 強熱減量, CODsed, 硫化物, 全窒素, 全リン, pH, ORP, 泥温
	生物	マクロベントスの種数・個体数・湿重量, 微生物 (硫酸還元菌の増減)
調査日	06/02/13	設置前調査, 干潟域人工巢穴設置
	02/14	干潟域設置1日後調査
	02/15	海域人工巢穴設置(2/14~15)
	02/16	海域設置1日後調査
	02/27	設置2週間後調査
	05/25	設置3カ月後調査
	08/25	設置6カ月後調査
	11/20	設置9カ月後調査
07/02/02	設置1年後調査	

(2) 人工巣穴設置後の状況

人工巣穴の設置地点では潮流によって洗掘が起こったものの、6ヵ月後以降は浸食の進行はおさまった(写真3.3.3)。また、調査期間中に台風0610号(8月18日)、0613号(9月17日)の接近により、海域、干潟域のMAXドレーンタイプとU字タイプが破損した(写真3.3.4)。

人工巣穴内の目詰り状況は、海域では直接確認できていないが、海水の出入りや巣穴内部にアナゴが生息していることが確認されていることから、泥の堆積はほとんど起こっていないと考えられる。干潟域では内部に泥が堆積し、1年後には最上部付近まで泥が堆積した(写真3.3.5)。

6ヵ月後から、海域では海藻やアカニシガイ、干潟域ではフジツボやカキ等の付着生物が確認され、付着生物の隙間にカニやゴカイなどの生息やその卵なども付着しており、海域においては設置地点内で稚仔魚の群れが確認されるなど、人工巣穴が魚介類の産卵・生息場になるといった波及的な効果も確認された(写真3.3.6)。



写真 3.3.3 浸食状況



写真 3.3.4 破損状況

写真 3.3.5 堆積状況



写真 3.3.6 確認された生物 (左:アナゴ, 中:アカニシガイ, 右:カキとフジツボ)

(3) 底質調査結果と考察

a) 海域

人工巣穴の設置前及び比較対象地点の底質は、概ね含泥率が 60%、含水率が 45%、強熱減量が 6.0%、CODsed が 12mg/gdry, 硫化物が 0.15mg/gdry, 全窒素が 1.0 mg/gdry, 全リンが 0.7 mg/gdry であった。8 月と 11 月に表層の含泥率が約 20%、強熱減量が約 5.0%、CODsed が約 10mg/gdry, 硫化物が約 0.25mg/gdry, 全窒素が約 1.0 mg/gdry, 全リンが約 0.5 mg/gdry 増加した。

人工巣穴の設置地点では、硫化物以外に比較対象地点との有意な違いや規則的な変化は見られなかった。海域における硫化物の変化を図 3.3.8 に示す。硫化物が 3 ヶ月後に比較対象地点の表層(0~1cm)、上層(7~13cm)で増加しているのに対して、全タイプの人工巣穴の設置地点で増加が抑えられた。また、6 ヶ月後以降もドレーンタイプ設置地点で表層の硫化物増加が抑えられている。これは、人工巣穴によって海水が浸透するとともに、人工巣穴設置地点付近で潮流が乱れることによって底泥が飛散し、好気的な環境が維持されているためと考えられる。

b) 干潟域

人工巣穴の設置前及び比較対象地点の底質は、概ね含泥率が 60%、含水率が 40%、強熱減量が 6.0%、CODsed が 13mg/gdry, 硫化物が 0.20mg/gdry, 全窒素が 1.0 mg/gdry, 全リンが 0.6 mg/gdry であった。8 月と 11 月に表層の含泥率が約 25%、含水率が約 35%、強熱減量が約 5.0%、CODsed が約 10mg/gdry, 全窒素が約 1.0 mg/gdry, 全リンが約 0.5 mg/gdry 増加した。硫化物は 11 月に表層で約 0.15mg/gdry 増加した。

人工巣穴の設置地点では、硫化物以外に比較対象地点との有意な違いや規則的な変化は見られなかった。ドレーンタイプ設置地点において表層で 3 ヶ月後、上層で 6 ヶ月後まで減少傾向が見られたものの、その後は増減を繰り返し、比較対象地点との有意な違いや規則的な変化は見られなかった。

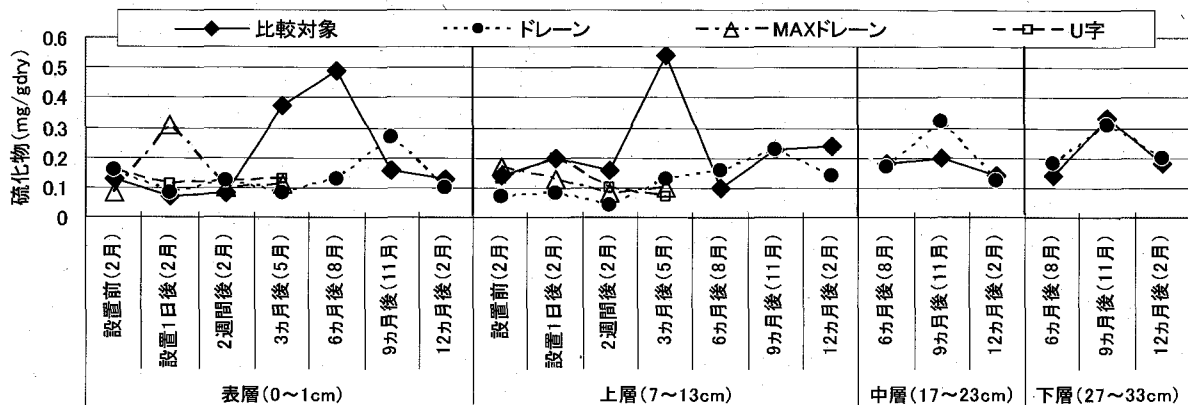


図 3.3.8 海域における硫化物の変化

(4) 生物調査結果と考察

a) 海域

海域における比較対象地点とドレーンタイプ設置地点の底生生物個体数、種数、湿重量を図 3.3.9(a) に示す。人工巣穴の設置前及び比較対象地点の生物相は、ダルマゴカイ等の環形動物が優占しており、8月と11月にそれらの個体数は減少し、2月に増加する傾向を示した。

ドレーンタイプの設置地点では、3ヵ月後には種数が増加し、6ヵ月後以降は、軟体動物のマルテンスマツムシ(干潟 RDB ; 絶滅寸前)やアラムシロが確認され始め、9ヵ月後には個体数の増加が見られたものの、1年後には減少した。また、湿重量では、3ヵ月後から比較対象地点よりも大型のベントスが確認されるようになっているのは、軟体動物によるものである。9ヵ月後の個体数増加は、サルボウガイによるもので、人工巣穴にサルボウガイの稚貝が着床し、成長したためと考えられる。サルボウガイやマルテンスマツムシは設置前や比較対象地点では確認されておらず、前者は稚貝期に付着するための基質が必要で、後者は泥質干潟近縁部の岩礫が混じるような場所に生息するというような生態学的特長から、人工巣穴によって生息場ができるとともに、底質が悪化する時期に稚貝が死滅することがなかったため、人工巣穴の設置地点でのみ確認されたと考えられる。

b) 干潟域

干潟域における比較対象地点とドレーンタイプ設置地点の底生生物個体数、種数、湿重量を図 3.3.9(b) に示す。人工巣穴の設置前及び比較対象地点の生物相は、クシキゴカイ等の環形動物が優占しており、5月まで個体数は減少した。8月はアラムシロやシズクガイといった軟体動物、11月はドロクダムシの一種といった節足動物が優占し、個体数も増加したが2月には減少した。

ドレーンタイプの設置地点では、2週間後に個体数・種数ともに増加したものの、3ヵ月後には比較対象地点と同様に減少した。6ヵ月後以降はアラムシロやアサリといった軟体動物が優占し、種数も増加した。また、湿重量は、6ヵ月後から比較対象地点よりも大型のベントスが確認されるようになっているのは、軟体動物によるものである。アサリは設置前や比較対象地点では確認されておらず、稚貝期に付着するための基質が必要であることから、干潟域における変化も海域と同様の理由と考えられる。

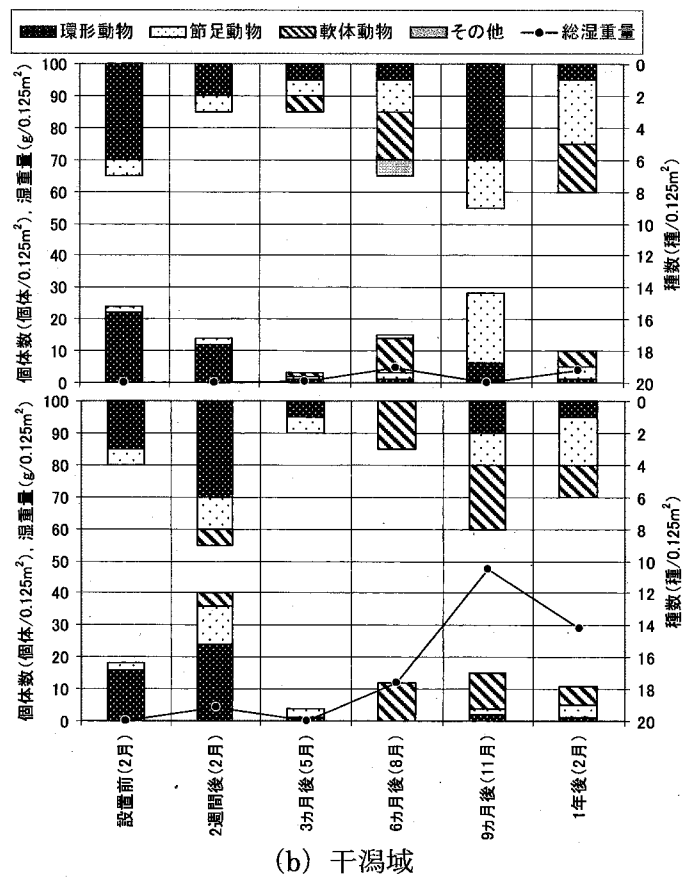
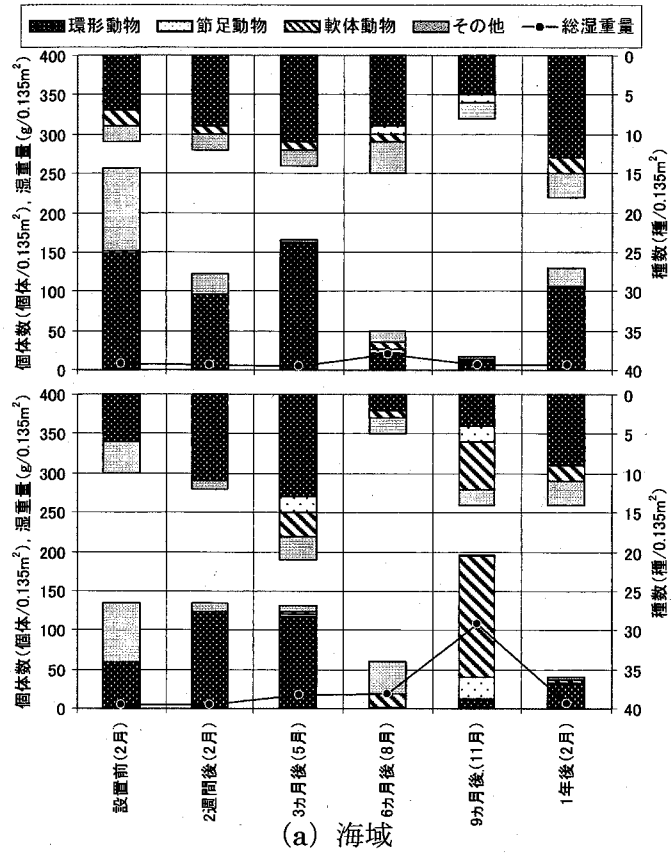
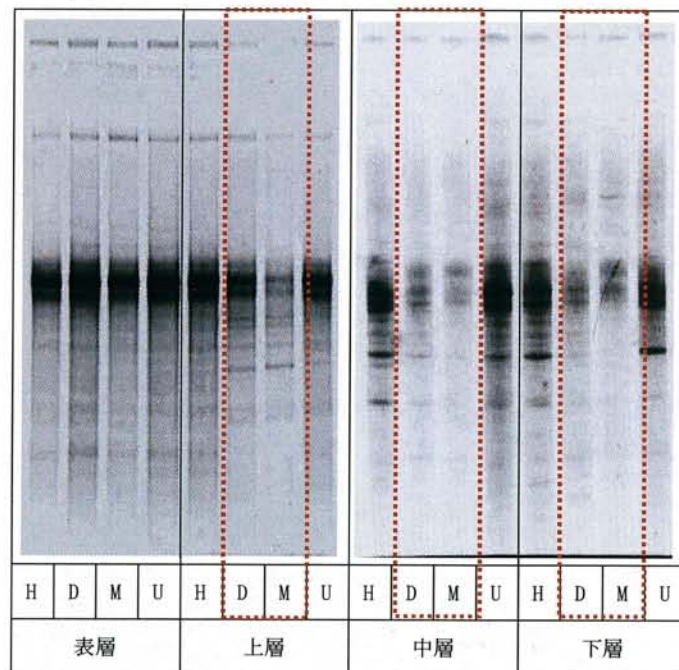


図 3.3.9 底生生物の個体数, 種数, 湿重量(上: 比較対象, 下: ドレーンタイプ)

(5) 微生物相調査結果と考察

人工巣穴設置直後の干潟域においては表層よりも上層の方がバンドの本数が多かった。これは、表層が上層よりも好気的な環境であるため、嫌気性の硫酸還元菌が少ないためであると考えられる。しかし、海域においては表層と上層でのバンドパターンに顕著な差は見られなかった。これは、海域は常に海水に浸かっているため、海域の表層が干潟域の表層よりも嫌気的な環境であることが要因であると考えられる。3ヵ月後までは、表層と上層でから得られたバンドパターンにはほとんど相違はなく、それぞれのサンプルから得られたバンドパターンと比較対象地点から得られたバンドパターンに顕著な違いは見られなかった。しかし、6ヵ月後に干潟域の中層および下層では2週間後までは見られなかった顕著な変化が見られたため、これを検証するために、干潟域において8ヵ月後のサンプリングを行った。8ヵ月後の表層においては6ヵ月後までと同様に比較対象地点とそれ以外のサンプルから得られたバンドパターンの間に変化は見られなかった。しかし、上層、中層、下層においてはドレーンタイプ及び MAX ドレーンタイプにおいてバンドパターンが薄くなっていた(図 3.3.10)。これらの結果は、人工巣穴を設置した場所の底質が好気的になったことで、嫌気性の硫酸還元菌が減少したことを示唆している。



H: 比較対象, D: ドレーン, M: MAX ドレーン, U: U字

図 3.3.10 設置8ヵ月後の底質における DGGE

3.3.5 人工巣穴による底質改善効果

有明海の干潟海域環境の回復・改善技術を開発することを目的として、底生生物の巣穴を人工的に再現し、底泥中に上層水を輸送することによって底質改善を行なう「人工巣穴」の室内実験及び現地実証試験を行なった。目詰りや破損といった人工巣穴の構造や持続性、微生物の定量的評価など多くの課題を残しているものの、室内実験では、好氣的な底質環境が形成、現地実証試験では人工巣穴によって好氣的な環境が維持し、硫酸還元細菌の減少が示唆された。また、人工巣穴が魚介類の産卵・生息場になるといった波及的な効果も確認された。以上のように、「人工巣穴による底質改善」による干潟海域環境の回復・維持方策としての有効性が認められ、干潟海域環境の保全、改善効果が大きいと期待できる。

3.4 結言

近年著しい有明海の底質悪化の問題に対して、その改善策を開発するために、①耕耘による泥質干潟の底質改善、②人工巣穴による底質改善という2つの研究を行ない、その効果について検証を行なった。両試験とも定量的な改善効果の把握には至らなかったが、干潟海域環境の回復・維持方策としての有効性が認められ、新たな干潟海域環境の保全、改善策として大いに期待できる。

本章で得られた主要な結果を以下にまとめる。

- (1) 泥質干潟を耕耘することによる底質改善効果について、現地実験により検証した。その結果、泥質干潟を耕耘する事によって、一時的ではあるが有機物や全窒素、硫化物が減少するといった直接的な改善効果と、底生生物の種数や個体数が増える等、干潟環境を取り巻く食物連鎖からなる波及的な改善効果がみられた。泥質干潟環境の改善は沖合海域環境への負荷削減につながることから、泥質干潟の耕耘は有明海の海域環境改善に有効な改善策であることが示唆された。
- (2) 底生生物の巣穴を人工的に再現し、干潮時に干出する干潟域では水位差、干潟にならない場所では潮流を利用して底泥中に上層水を輸送し、好氣的環境を創出することにより底質改善を行なうものである。2006年より熊本県熊本市の中央部を流れる坪井川河口の干潟域と海域で現地実証試験を行なっている。その結果、人工巣穴によって好氣的な環境が維持されるとともに、人工巣穴が魚介類の産卵・生息場になるといった波及的な効果も確認された。

参 考 文 献

- 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会 (2006) : 委員会報告.
- 栗原康編著 (1988) : 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, 東海大学出版会, pp.43-84.
- 佐藤正典編 (2000) : 有明海の生きものたち 干潟・河口域の生物多様性, 海游舎, pp.72-205.
- 滝川清・田中健路・外村隆臣・増田龍哉・森岡三郎・酒井勝 (2003) : 有明海干潟環境改善へ向けた対策工とその効果, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp.1226-1230.
- 滝川清・増田龍哉・田中健路・弥富裕二 (2004) : 創生された人工干潟における環境変動のメカニズムに関する研究, 海岸工学論文集, 第 51 巻, pp.1201-1205.
- 滝川清・増田龍哉・森本剣太郎・田中健路・大久保貴仁・西原孝美・吉田秀樹 (2005) : 有明海干潟海域環境改善へ向けた泥質干潟耕耘の効果に関する研究, 海岸工学論文集, 第 52 巻, pp.1201-1205.
- 滝川清・増田龍哉・森本剣太郎・松本安弘・大久保貴仁 (2006) : 有明海における干潟海域環境の回復・維持へ向けた対策工法の実証試験, 海岸工学論文集, 第 53 巻, pp.1241-1246.
- 原田浩幸・滝川清 (2002) : 有明海干潟底泥の水質浄化機能と物理的攪乱による能力強化に関する研究, 海岸工学論文集, 第 49 巻, pp.1121-1125.
- 滝川清・古川憲治・鈴木敦巳・北園芳人・原田浩幸・田中健路・柿本竜治・山下隆男 (2002) : 有明・八代海沿岸域の自然環境評価と環境共生型社会基盤整備に関する研究, 平成 10~13 年度科学研究費補助金 (基盤研究 (A) (2)) 研究成果報告書, (課題番号 10308026), 453p.
- Altschul, S. F., T. L. Madden, A. A. Schäffer¹, J. Zhang, Z. Zhang, W. Miller, and D. J. Lipman: Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database search programs. *Nucleic Acids Res.*, 25, 3389-3402 (1997)
- Deplancke, B., Hristova, K. R., Oakley, H. A., McCracken, V. J., Aminov, R., Mackie, R. I. and Gaskins, H. R.: Molecular ecological analysis of the succession and diversity of sulfate-reducing bacteria in the mouse gastrointestinal tract. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66, 2166-2174 (2000).
- Øvreås, L., L. Forney, F. L. Daae, and V. Torsvik. Distribution of bacterioplankton in meromictic Lake Sælenvannet, as determined by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified gene fragments coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63, 3367-3373 (1997).