

平成 28 年度博士論文

石炭灰造粒物による沿岸域の底質環境改善技術に関する研究

(Study on improvement technique of coastal marine sediments using granulated coal ash)

平成 28 年 9 月

広島大学大学院工学研究科

社会基盤環境工学専攻

中 本 健 二

石炭灰造粒物による沿岸域の底質環境改善技術に関する研究  
Study on improvement technique of coastal marine sediments using granulated coal ash

目次

	Page
<b>第 1 章 序論</b>	
1.1 研究の背景	1
1.2 研究の目的と位置付け	2
1.2.1 石炭灰造粒物の概要と特徴	2
1.2.2 石炭灰造粒物有効活用の現状	3
1.2.3 既往の研究	6
1.2.4 研究課題の明確化	13
1.3 研究の方法	16
1.3.1 石炭灰造粒物の材料特性	16
1.3.2 石炭灰造粒物の底質改善機能	16
1.3.3 石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善手法と改善効果	17
1.3.4 石炭灰造粒物の覆砂材としての生物親和性	18
1.3.5 石炭灰造粒物の耐波浪特性（覆砂設計手法）	19
1.4 論文の研究フロー	21
1.5 論文の構成	22
1.6 石炭灰造粒物覆砂技術の活用に関する索引	24
1.6.1 石炭灰造粒物覆砂技術による底質改善の手順	24
1.6.2 沿岸域の底質環境改善方針の設定（索引）	24
1.7 用語の定義	26
第 1 章関連参考文献	27
<b>第 2 章 石炭灰造粒物の材料特性</b>	
2.1 石炭灰造粒物の基礎特性（概要）	30
2.1.1 石炭灰造粒物の材料特性	30
2.1.2 物理化学特性に関する既往の研究	31
2.2 配合調整した石炭灰造粒物の物理化学特性	32
2.2.1 配合調整した石炭灰造粒物の製作と物理化学特性に関する実験方法	32
2.2.2 物理化学特性試験の結果と考察	32
2.2.3 配合調整した海砂代替材の圧壊強度	34
2.2.4 配合調整した石炭灰造粒物の主要元素構成比	34

	Page
2.2.5 石炭灰造粒物の XRD 解析による化合物の同定 .....	35
2.2.6 熱重量・示唆熱分析による組成物質量の把握 .....	36
2.3 石炭灰造粒物による pH 上昇特性 .....	38
2.3.1 石炭灰造粒物による pH 上昇実験 .....	38
2.3.2 貯留実験による pH 上昇実験（静止媒体中の拡散） .....	38
2.3.3 かけ流しによる pH 上昇実験（対流項を考慮した拡散） .....	38
2.3.4 pH 上昇実験結果と考察 .....	38
2.4 石炭灰造粒物の保水特性と溶存態イオンの溶出特性 .....	42
2.4.1 石炭灰造粒物の保水特性と Ca 溶出特性 .....	42
2.4.2 溶存態イオンの溶出試験方法 .....	44
2.4.3 溶出特性試験の結果と考察 .....	44
2.5 環境再生材の材料となるアルカリ剤の化学特性 .....	46
2.5.1 アルカリ剤の化学特性の検討目的 .....	46
2.5.2 イオンの溶出と水和固化特性の把握 .....	47
2.5.3 アルカリ剤の化学特性 .....	50
2.6 長期養生した海砂代替材の組成物変化 .....	56
2.6.1 海砂代替材の組成変化 .....	56
2.6.2 長期養生試料の SEM 画像観察 .....	57
2.6.3 長期養生試料の比表面積の変化 .....	57
2.7 石炭灰造粒物の長期的な物理化学特性の変化 .....	59
2.7.1 長期間覆砂に用いた石炭灰造粒物の物理特性 .....	59
2.7.2 長期間覆砂に用いた石炭灰造粒物での覆砂層再現実験（化学特性評価） .....	60
2.7.3 海水浸漬による化学組成変化 .....	62
2.7.4 経年覆砂材内部の元素構成変化 .....	66
2.7.5 経年覆砂材からの溶存イオン溶出特性 .....	72
2.8 本章のまとめ .....	74
第 2 章関連参考文献 .....	77

### 第 3 章 石炭灰造粒物の底質改善機能

3.1 石炭灰造粒物覆砂による底質改善機構の概要 .....	78
3.1.1 石炭灰造粒物の底質改善に関する既往の研究 .....	78
3.1.2 硫化水素の吸着機能 .....	81
3.1.3 リンの吸着機能 .....	82
3.1.4 底質改善機構と改善性能に関する検討課題 .....	83
3.2 土壌反応特性と底質安定化機構 .....	84

	Page
3.2.1 石炭灰造粒物および比較材料の土壌反応特性	84
3.2.2 石炭灰造粒物による底質安定化機構	85
3.2.3 石炭灰造粒物による底質安定化実験および調査	86
3.3 石炭灰造粒物覆砂による底質酸素要求量の低減効果	88
3.3.1 干潟覆砂を再現した室内実験方法	88
3.3.2 干潟覆砂を再現した室内実験結果と考察	88
3.3.3 干潟覆砂を再現した室内実験による底質からの溶出物質抑制効果	89
3.4 石炭灰造粒物により浄化された河岸ヘドロの有機物特性評価	92
3.4.1 河岸ヘドロの有機物特性評価の概要	92
3.4.2 有機泥を構成する有機物の概要と分析法	92
3.4.3 河岸堆積泥の特性	93
3.4.4 石炭灰造粒物の散布効果とその機構	96
3.5 油脂類の吸着性能と微生物付着特性	100
3.5.1 石炭灰造粒物の油脂類吸着性能	100
3.5.2 有機泥堆積干潟での油脂類低減効果検証	103
3.5.3 石炭灰造粒物への微生物の付着評価	105
3.6 硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構と最適配合の検討	107
3.6.1 硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構の検討	107
3.6.2 硫化物イオン吸着機能に注目した石炭灰造粒物の最適配合の検討	111
3.7 本章のまとめ	114
第3章関連参考文献	115

## 第4章 石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善手法と改善効果

4.1 石炭灰造粒物に係る施工技術の概要	117
4.1.1 石炭灰造粒物を用いた施工技術に係る既往の研究成果	117
4.1.2 石炭灰造粒物を用いた施工技術に係る検討課題	120
4.2 底質浄化能力を持つ作業場構築技術の開発	121
4.2.1 底質浄化能力を持つ作業場構築技術開発の目的	121
4.2.2 干潟再生実証試験の目的と対象干潟の概要	121
4.2.3 干潟機能再生と作業場構築技術の検討	124
4.2.4 実証試験区および作業場の設計と構築	126
4.2.5 小規模実証試験の検証・評価	128
4.3 大規模底質改善施工技術の開発	132
4.3.1 大規模底質改善施工技術開発の必要性	132
4.3.2 大規模実証試験の目的と対象干潟の概要	133

	Page
4.3.3 大規模施工技術の確立	133
4.3.4 石炭灰造粒物透水層の支持力評価	136
4.3.5 干潟再生材の透水機能評価	137
4.4 石炭灰造粒物透水層の地下水流動と濁質の輸送	140
4.4.1 石炭灰造粒物層内における地下水流動と濁質の輸送の検討目的	140
4.4.2 石炭灰造粒物層内に形成される環境	140
4.4.3 石炭灰造粒物層内での濁質の輸送	145
4.5 過栄養な内港における底質改善手法	149
4.5.1 過栄養な内港における底質改善手法検討の目的	149
4.5.2 実証試験の実施概要	150
4.5.3 モニタリング調査	151
4.5.4 効果的な散布方法に関する実験	154
4.5.5 効果が減衰する浮泥堆積厚に関する実験	155
4.5.6 内港地区における底質改善手法の提案	156
4.6 超軟弱泥堆積海域での底質改善状況の評価するための調査手法	158
4.6.1 調査法検討の目的	158
4.6.2 福山内港での現地底泥浄化実験の概要	158
4.6.3 超軟弱地盤での環境調査の計画	159
4.6.4 調査方法の妥当性の検討	161
4.7 本章のまとめ	168
第4章関連参考文献	170
<b>第5章 石炭灰造粒物の覆砂材としての生物親和性</b>	
5.1 石炭灰造粒物覆砂の生物親和性に係る既往の研究と解明すべき課題	172
5.1.1 石炭灰造粒物の生物親和性に係る既往の研究成果	172
5.1.2 石炭灰造粒物の生物親和性と解明すべき事項	172
5.2 覆砂による底生生物相の変化	173
5.2.1 覆砂材基質表層への珪藻類の付着調査	173
5.2.2 付着藻類の評価および考察	173
5.2.3 造粒物への藻類付着と生物相の多様化	174
5.2.4 石炭灰造粒物への珪藻類の付着量評価	176
5.3 ヤマトシジミ生息基盤への適用性評価	179
5.3.1 シジミ生息基盤への適用性評価の目的	179
5.3.2 河川感潮域底質でのシジミ生息環境調査	180
5.3.3 河川感潮域での現地シジミ生息実験	183

	Page
5.3.4 室内実験によるシジミ生息基盤の適用性評価	184
5.4 アサリ生息基盤への適用性評価	190
5.4.1 アサリ生息基盤への適用性評価の目的	190
5.4.2 石炭灰造粒物敷設干潟のアサリ生息調査	190
5.4.3 干潟での短期アサリ行動選好性実験	194
5.4.4 石炭灰造粒物層へのアサリ成貝潜入実験	196
5.4.5 室内での模擬地盤によるアサリ生息実験	198
5.5 石炭灰造粒物を用いた生育基盤におけるアマモ場の形成過程と維持機構	200
5.5.1 アマモ場の形成過程と維持機構検討の目的	200
5.5.2 アマモ場育成基盤における地盤の安定性検討方法	200
5.5.3 アマモ場育成基盤における地盤の安定性検討結果	203
5.5.4 アマモ場の形成過程と維持機構に係る考察	206
5.6 本章のまとめ	209
第5章関連参考文献	211
<b>第6章 石炭灰造粒物の耐波浪特性（覆砂設計手法）</b>	
6.1 流れによる石炭灰造粒物の移動限界特性	213
6.1.1 限界掃流力に関する水理実験	213
6.1.2 限界掃流力に関する水理実験結果と考察	216
6.2 波浪による石炭灰造粒物の移動限界特性	221
6.2.1 波浪による粒径毎の移動限界に関する水理実験	221
6.2.2 波浪による粒径毎の移動限界に関する実験結果と考察	221
6.2.3 波浪による混合粒径覆砂の移動限界に関する水理実験方法	223
6.2.4 波浪による混合粒径覆砂の移動限界に関する実験結果と考察	224
6.2.5 現地の波浪条件に対する考察	227
6.3 沿岸域に覆砂した石炭灰造粒物の移動予測	229
6.3.1 波浪移動予測の目的	229
6.3.2 岸沖方向の移動確認に関する水理実験	229
6.3.3 岸沖方向の移動確認に関する水理実験結果	231
6.3.4 平衡断面予測モデルによる再現計算	235
6.3.5 水理実験の再現計算結果	237
6.3.6 移動抑制を目的とした検討	239
6.4 草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の浸食防止工	240
6.4.1 草方格原理の浸食防止工への応用	240
6.4.2 水理実験による浸食防止工の効果確認実験	241

	Page
6.4.3 石炭灰造粒物基盤の浸食防止工現地実証実験……………	246
6.4.4 草方格原理を利用した浸食防止工の適用性……………	248
6.5 本章のまとめ……………	249
第6章関連参考文献……………	251
<b>第7章 結論</b>	
7.1 研究の目的と位置付け……………	253
7.2 石炭灰造粒物の材料特性に関する研究成果……………	255
7.3 石炭灰造粒物の底質改善機能に関する研究成果……………	261
7.4 石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善手法と改善効果に関する研究成果…	266
7.5 石炭灰造粒物の覆砂材としての生物親和性に関する研究成果……………	272
7.6 石炭灰造粒物の耐波浪特性（覆砂設計手法）に関する研究成果……………	277
7.7 今後の課題……………	281
<b>謝辞</b>	283

# 第1章 序論

## 1.1 研究の背景

我が国では国民経済の発展に伴い各種副産物の発生も極めて大きく、リサイクルの一層の推進が望まれている。公共事業等の建設工事では埋め立て用材や構造物等の建設資材として海砂、山土、石材等の天然資材が大量に消費されている。このような状況において、更に臨海部では高炉一貫製鉄所や石炭火力発電所等から大量に鉄鋼スラグや石炭灰等の再生資材となりうる産業副産物等が排出されている<sup>1)</sup>。このため、産業副産物等を再生資材として積極的に活用し、天然資材の消費抑制、環境負荷の低減、事業コストの低減を図ることが望まれている。近年、循環型社会の形成を目指した取り組みが各方面で鋭意検討され、また、各種資材の再資源化の促進が求められ、それに必要な技術開発が進められ、所要の成果を得ている。我が国において排出事業者の責務が非常に重い、循環型社会経済システムを構築するに当たっては、再生資源のユーザーとなる関係機関と排出事業者が先導的にリサイクル推進に取り組むことが不可欠であるといえる。

一方で、国民経済の発展に伴い大都市に隣接した閉鎖性海域では、これまでの窒素・リン等の過剰な負荷により、海底に沈降し有機泥として堆積している。沈降した有機物は底生生物や微生物（細菌）のエネルギー源となる。底生生物や微生物が有機物を代謝・分解する際に底層水中の溶存酸素を消費する。そして、この底層水中の溶存酸素消費が表層からの酸素供給を上回る場合、貧酸素化が進行する<sup>2)</sup>。貧酸素化の進展は、底質の嫌気化を促進し底質にはヘドロ（還元有機泥）の堆積が進行する。中国経済産業局(2009)<sup>3)</sup>によると、広島湾奥部では、海域全体の酸素消費のうち底泥の酸素消費が約50%近くを占めていることから、広島湾奥部の貧酸素水塊の発生抑制には底質改善が有効と言える。このヘドロ（還元有機泥）が堆積した底質の改善を目的に、石炭灰を造粒・固化した海砂代替材（石炭灰造粒物）が覆砂材として活用され、その底質改善効果が確認されている。

石炭灰造粒物の海域利用に関して、中国経済産業局（2011）<sup>4)</sup>は、「ビジネス展開に至るまでには、まだ時間がかかる」と評価していた。しかし、瀬戸内海における海砂の採取禁止・規制などの天然資源の保全、および循環型社会形成への意識の高まりなどを背景に、水域環境改善事業において、鉄鋼スラグ、石炭灰などの産業系リサイクル材の積極的な活用への取り組みが進められている。その取り組みとして、国土交通省中国地方整備局により「石炭灰造粒物による底質改善手法の手引き」が、実事業へ適用する際の指針を示すことを目的に製作（平成25年3月）されている。また、その改善効果については、環境省のETV事業<sup>5)</sup>により技術実証が行われている。これらの手引きの整備と技術実証により、石炭灰造粒物の普及環境が整いつつある。

石炭灰造粒物は、密度が小さく軽量で、硫化物イオンおよびリンの吸着機能が既往の研究で確認されている。一方で、自然材料と異なり石炭灰とセメントの混合造粒物のため、その配合比率により材料特性が変化することが想定されるが既往の研究では確認されていない。また、造粒物は微細空隙を有し、敷設箇所でもアルカリ環境を維持するため有機泥底質へ覆砂した場合に物理化学的な作用が生じると想定されるが、その詳細は不明である。さらに、底質の改善と併せて進む生物の生息基盤としての親和性（生物親和性）についても詳細に評価されていない。よって、石炭灰造粒物を活用した底質改善技術の普及を図るには、これら不明事項への科学的手法による知見の蓄積と計画から施工段階までの技術開発、効果の技術的検証（有効性の検証）が必要といえる。



## 1.2 研究の目的と位置付け

論文は、石炭灰造粒物による沿岸域での底質改善に関する技術開発および効果の検証を研究目的とした。石炭灰造粒物は、密度が小さく軽量で、硫化物イオンおよびリンの吸着機能が既往の研究で確認されている。一方、自然材料と異なり石炭灰とセメントの混合造粒物のため、その配合比率により材料特性が変化することが想定されるが既往の研究では確認されていない。また、造粒物は微細空隙を有し、敷設箇所でアルカリ環境を維持するため有機泥底質へ覆砂した場合に物理化学的な作用が生じると想定されるが、その詳細は不明である。さらに、底質の改善と併せて進む生物の生息基盤としての親和性（生物親和性）についても詳細に評価されていない。

石炭灰造粒物を活用した底質改善技術の普及を図るには、これら不明事項への科学的手法による知見の蓄積が必要である。この課題に対応するため、本論文では、石炭灰造粒物の材料特性と底質改善機能を明らかにするとともに、沿岸域に堆積した有機泥底質の改善手法とその改善効果について論じた。併せて、実証試験により造粒物敷設層の生物生息基盤としての親和性を評価するとともに、沿岸域での覆砂設計に必要となる耐波浪特性を研究した。本研究は産官学の研究協定により太田川水系の河岸干潟および広島湾沿岸域での底質改善実証試験事業等へ参画し、そのフィールドに密着して取り組み、研究成果の一部は工学的な事業課題に対する解決手法として貢献することを目指した。

### 1.2.1 石炭灰造粒物の概要と特長

石炭灰造粒物の素材は石炭火力発電所で発生するフライアッシュに少量のセメント等を添加して転動造粒方式により造粒・固化<sup>6)</sup>したものである。その外観を写真-1.2.1に示す。この石炭灰造粒物は、港湾工事推奨用リサイクル製品便覧（2014）<sup>1)</sup>に、以下の特徴が示されている。

#### (1) 特徴

- ①粒子密度は、 $2.1\sim 2.6\text{ g/cm}^3$ 、単位体積重量は湿潤状態で $10\sim 16\text{ kN/m}^3$ 、水中で $4\sim 8\text{ kN/m}^3$ であり、天然砂より軽い。このため、ヘドロ（還元有機泥）上への覆砂においても、減り込み量が天然材料に比べ少ない。
- ②粒そのものは、容積の40%の微細な空隙を保有している。
- ③高い硫化水素吸着能力を有する
- ④海底に覆砂を施した石炭灰造粒物の表面は光の届く範囲で、短時間に珪藻被覆される。
- ⑤覆砂間隙中に浮泥が堆積しても、弱アルカリ環境下を維持しているため、嫌気状態になりにくく、ヘドロ化しない。

底質から溶出する富栄養化物質（N, P）の吸着・抑制効果がある。

上記の特徴により、海域での好気条件が創造しやすく、特に閉鎖性海域で問題となってきた貧酸素に対し、高い改善効果が得られる。結果的に底生生物相の改善に繋がっている。

#### (2) 供給基地

石炭火力発電所で製品加工を行っているが、コストを考慮しなければ海送により基本的に日本全国をカバーできる。ただし、船運搬可能地域が供給上有利となる。

### (3) 適用範囲

港湾・空港工事における、環境改善用の覆砂材として活用できる。

覆砂後に良好な浸透場を形成するため、細粒分は極力減らしておく必要がある。



出典) 中国電力㈱：Hi ビーズ（製品パンフレット）<sup>6)</sup> 掲載図を転載

写真-1.2.1 石炭灰造粒物（Hi ビーズ／中国電力）<sup>6)</sup>

### (4) 施工実績

石炭灰造粒物の施工実績を表-1.2.1 に示す。主に環境修復用の覆砂材として活用されている。2005年より、国土交通省中国地方整備局での活用が始まり、その主な施工場所は中国地方の瀬戸内海沿岸域および山陰地方の汽水湖である中海となっている。

表-1.2.1 石炭灰造粒物（環境修復用）の施工実績 <sup>1)</sup>

No.	発注機関	施工時期	施工場所	概略数量	備考
1	国土交通省中国地方整備局（出雲河川事務所）	平成 17～継続	中海 （島根県・鳥取県）	210,000	環境修復
2	山口県	平成 18～20 年	埴生沖，小野田沖	37,000	水産事業
3	島根県	平成 22～23 年	安来沖	14,000	環境修復
4	国土交通省中国地方整備局（広島港湾事務所）	平成 22 年	広島湾（海田）	9,400	環境修復
5	国土交通省中国地方整備局（太田川河川事務所）	平成 20 年	広島市内 （一級河川）	100	河川浄化
6	国土交通省中国地方整備局・広島県・福山市	平成 23 年	福山港	5,500	環境修復
7	広島県	平成 23 年	京橋川（広島市内）	2,700	環境修復
8	広島高速道路公社	平成 23 年	本川（広島市内）	590	環境修復
9	国土交通省中国地方整備局（太田川河川事務所）	平成 23～24 年	天満川（広島市内）	435	環境修復
10	松江市	平成 25 年	松江城 堀川	実証試験	水質浄化

出典) 港湾工事推奨用リサイクル製品便覧（平成 25 年度版）（p.136，リサイクルポート推進協議会技術開発部会循環資源利用促進分科会，3/2014.）<sup>1)</sup> 掲載表を転載

## 1.2.2 石炭灰造粒物有効活用の現状

石炭灰造粒物の活用状況の現状を概説する。石炭灰を産出する中国電力（株）では、瀬戸内海における海砂の採取禁止・規制が進められる中、海砂に替わる新たな材料が求められ、石炭灰を造粒し、砂の代替材となる石炭灰造粒物を 2000 年（平成 12 年）から製造している<sup>6)</sup>。石炭灰（フライアッシュ）を造粒・固化した材料で、覆砂材等の環境改善材および地盤改良材として活用されている。粒径は概ね 0~40 mm 程度で、10 N/mm<sup>2</sup>程度の強度を持った材料としている。

中国経済産業局（2011）<sup>4)</sup>は、石炭灰造粒物の海域利用に関する現状を「近年、各地で実証試験や研究が行われるようになっており、今後、海域環境改善への利用促進が期待されるが、現状では材料の有効性の検証などの研究開発段階であり、石炭灰造粒物を利用した製品開発や販路開拓などのビジネス展開に至るまでには、まだ時間がかかると考えられる」と評価していた。この石炭灰造粒物の研究開発段階との評価は、鉄鋼スラグの“漁業者の受け入れで事業展開が可能”との評価と比較して遅れている現状であった。

しかし、循環型社会形成への意識の高まりなどを背景に、水域環境改善事業において、産業系リサイクル材の積極的な活用への取り組みが進められている。石炭灰造粒物を活用した環境改善技術の更なる普及には、計画から施工段階までの技術開発とその効果の技術的検証（材料の有効性の検証）に係る研究が必要な現状がある。

以下では、石炭灰造粒物の活用にあたり、参考資料となり得る技術認証やマニュアル、手引き等の整備の現状を示す。

### (1) NETIS への登録

石炭灰造粒物は、国土交通省新技術情報提供システム（NETIS）に登録されている。登録 No.SKK-120002-A「環境修復用の砂代替材」<sup>7)</sup>、登録 No.SKK-120003-A「Fine ビーズ（地盤改良、臭気成分の除去）」<sup>8)</sup>として登録されている。NETIS 掲載情報は、当該技術に関する証明、認証その他何ら技術の裏付けを行うものではなく、新技術活用にあたっての参考情報となっている。申請情報は、技術開発者からの申請に基づく情報のため、その内容について、国土交通省が評価しているものではない。また、評価情報も活用等を行った結果に基づき評価を行うものであり、個々の現場の条件その他により評価は変わりうる性格を有するものとしている。なお、石炭灰造粒物は、2016 年 3 月末の時点で評価情報は登録されていない。

### (2) 環境技術実証事業（ETV）による技術認証

石炭灰造粒物は、「環境省環境技術実証事業（ETV）」において、平成 22 年度に閉鎖性海域における水環境改善技術分野について実証されている<sup>5),9)</sup>。本事業では、「石炭灰造粒物による硫化物イオン、DIN および DIP の吸着による底質・水質の改善とこれに伴う底生生物の生息環境の改善効果の検証」を実証の目的としている。

実証対象技術の概要では、その効果を①へドロ層への圧密沈下抑制、②間隙水浸透場の形成、③へドロからの栄養塩類・硫化物の封鎖・吸着、④生物生息環境の改善、⑤循環資源の再利用としている。実証試験は、短期的な効果を広島県広島市南区丹那町（大河漁協）、長期的な効果を山口県熊毛郡田布施町馬島沖周辺海域の設置後 8 年経過した場所において効果を検証している

実証試験についての技術委員会の見解は、水質および底質の改善について、石炭灰造粒物の覆土

は、短期的な効果として「DIN, DIP, 硫化物イオンの溶出抑制及び ORP の低下抑制による水質および底質改善が期待できる技術である。」とし、長期的な効果としても「DIP, 硫化物イオンの溶出抑制および ORP の低下抑制による水質および底質改善が期待できる技術である。」としている。

また、生物生息環境の改善について、短期的な効果として「原地盤や砂利区と比較して数ヶ月でより多くの種類が出現するなど、生物生息環境の改善において短期的効果が期待できる技術である。」とし、長期的な効果としても「敷設後 8 年を経過しても原地盤より種類数が多いことから、生物生息環境の長期的改善効果が期待できる技術である。」としている。

### (3) 地方自治体でのリサイクル認定

石炭灰造粒物は地方自治体において、「山口県認定リサイクル製品<sup>10)</sup>」、「しまねグリーン製品<sup>11)</sup>」に認定されている。

山口県は、リサイクル製品の利用促進及びリサイクル産業の育成を図るため、山口県内で発生する循環資源を利用して、県内で製造加工されるリサイクル製品を認定している。認定されたリサイクル製品は、山口県の公共工事地産地消推進モデル事業の選定対象になる。この公共工事地産地消推進モデル事業は「県内産の新製品・新技術・新工法等を積極的に公共工事へ利活用することにより、開発促進へのインセンティブを与え、販路拡大を支援すると共に、建設産業の経営多角化をも促し、もって雇用創出と県経済の活性化を図ることを目的」としている。山口県では「山口県ふるさと産業振興条例」の趣旨をふまえ、より一層の県内産業の振興を図るため、公共工事においても地産地消に取り組んでいる。

島根県は、循環型社会の実現を目指して、島根発の優れたリサイクル製品を「しまねグリーン製品」に認定し、資源の循環的な利用の促進とリサイクル産業の育成を図っている。しまねグリーン製品は、県の定める認定基準を満たしたリサイクル製品である。しまねグリーン製品の認定期限は、認定を受けた日から 3 年を経過する日の属する年度の末日まで（更新可能）となっており、石炭灰造粒物の認定期限は、平成 29 年 3 月 31 日（更新可能）である。

認定されたリサイクル製品には次のメリットがある。島根県知事から認定証を交付、しまねグリーン製品認定マークをシールの作成・包装紙への印刷などに使用できる。島根県が認定製品と事業者を紹介する製品カタログを作成・配布。島根県のホームページや新聞広告等で紹介する。環境関連イベントでの認定製品の展示・紹介のほか、県内外の製品展示会への出展支援。販促支援補助金として、グリーン製品の販売促進に要する経費の一部を補助する。一方で、公共事業等への利活用についての支援は具体的に示されていない。

### (4) 技術指針とマニュアル類の整備

「港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針<sup>12)</sup>」が平成 16 年 3 月に制定（平成 24 年 3 月に一部改訂）され、建設・産業副産物等からなる各リサイクル製品（無機系循環資源）の特徴や適用性と利用上の留意点が体系的に整理された。石炭灰造粒物は、本技術指針に、適用先「藻場、浅場・干潟造成、覆砂材、人工砂浜等」において覆砂材としての適用性があることが示されている。

近年、リサイクルに係る技術開発及び各種材料の利用マニュアルやガイドライン類等の整備が進められていることから、最新の技術情報を反映するとともに、実務者にとって解りやすく使いやすいものとするため、リサイクル材料の利用手続きや関係法令を整理した「港湾・空港等整備におけ

るリサイクルガイドライン（平成 13 年 3 月）」及びリサイクル技術指針（平成 16 年 3 月，平成 24 年 3 月に一部改訂）を見直し，「港湾・空港等整備におけるリサイクルガイドライン（改訂）<sup>13)</sup>」として統合（平成 27 年 12 月）されている。石炭灰造粒物は，このガイドラインにおいて，技術評価が上がり，「品質の評価基準」において「A：既に当該用途を想定した品質基準が設けられている」，「実績の評価基準」において「a：利用実績が多いもの、または汎用性が高いもの」と整理されている。そして，品質と実績の両評価基準を併せて，「すでに当該用途を想定した品質基準が設けられる等，利用が可能」と評価されている。

国土交通省中国地方整備局広島港湾空港技術調査事務所では，平成 19 年度から平成 24 年度の 6 年間に渡って，広島湾奥部に位置する海田湾において検討・実証された「石炭灰造粒物による底質改善手法」を実際の事業等へ適用する際の指針を示すことを目的<sup>14)</sup>に，平成 25 年 3 月に，「石炭灰造粒物による底質改善手法の手引き」を発行し，公開している。手引きでは，石炭灰造粒物による底質改善技術を事業に適用する際の検討に係る内容を，実際の検討手順を想定し整理を行っている。また，技術資料編に，手引きのバックグラウンドデータや調査方法等の具体的な内容を整理している。

### 1.2.3 既往の研究

石炭灰造粒物の先行研究を公表順に表-1.2.2 に示し，その主な研究について概説する。前節で示した有効活用の現状で記載した技術認証，技術基準，マニュアル類の制定は以下の既往研究成果によるものである。

表-1.2.2 石炭灰造粒物の環境改善に係る先行研究一覧

No	公表年月	研究名称	執筆者
1	9/2003	Hi ビーズによる環境改善効果について，土木学会年次学術講演会講演概要集，第 7 部門，Vol.58, pp.623-624.	池田陵志，齊藤直，松崎和征，車田佳範
2	7/2005.	石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の検討，海洋開発論文集，Vol.21, pp.743-748.	富田智，日比野忠史，末國光彦，田多一史，水野雅光
3	7/2006.	有機泥の堆積した河岸の親水性向上のための施工技術の検証，海洋開発論文集，Vol.22, pp.939-944.	日比野忠史，末國光彦，山田恭平，田多一史，富田智，水野雅光
4	7/2007.	浸透柱による水循環の形成と底質改善効果の把握，海洋開発論文集，Vol.23, pp.1135-1140.	藤原哲宏，日比野忠史，末國光彦，末次弘道，富田智，水野雅光
5	7/2008.	へドロが堆積する河岸での浸透柱の敷設による水循環の形成，海洋開発論文集，Vol.24, pp.651-656.	藤原哲宏，日比野忠史，吉岡一郎，田多一史
6	4/2008	石炭灰造粒物を用いた沿岸底質環境改善材開発のための基礎的研究～栄養塩溶出試験および <i>Skeletonema costatum</i> の増殖試験～，水環境学会誌，Vol.31, No.8, pp.455-462.	浅岡聡，山本民次，山本杏子
7	2009	Remediation of coastal marine sediments using granulated coal ash in seawater. <i>J. Hazad. Mat.</i> , Vo.172, pp.1188-1192.	Satoshi Asaoka, Tamiji Yamamoto, Ichiro Yoshioka, Hitoshi Tanaka
8	2009	石炭灰造粒物による有機質底泥の改善，用水と廃水 Vol.51 No.2, pp.157-163, 2009.	浅岡聡，山本民次
9	3/2009	底質改善材としての石炭灰造粒物の底生微細藻および底泥の菌叢への影響，用水と排水，51, 237-244.	浅岡聡，山本杏子，原口浩一，山本民次

10	6/2009	広島湾における効率的な底質改善技術の効果の検証ー海田湾をパイロット海域とした現地調査および室内実験からの検討ー, 海洋開発論文集, Vol.25, pp.407-412.	西田芳浩, 川内清光, 山本裕規, 首藤敬, 日比野忠史
11	5/2009.	浸透柱内における浸透流による細粒分の挙動に関する研究, 土木学会第 61 回中国支部研究発表会発表概要集, II-13.	西浦大貴, 池原貴一, 日比野忠史, 横田英嗣
12	6/2009.	ヘドロが堆積する内湾での人工覆砂材による底質改善効果, 海洋開発論文集, Vol.25, pp.389-394.	藤原哲宏, 日比野忠史, 齊藤直, 阿部真己
13	7/2009.	石炭灰造粒物による硫化物イオンの除去, 水環境学会誌, Vol.32, No.7, pp.363-368.	浅岡聡, 山本民次, 早川慎二郎
14	11/2009.	石炭灰造粒物覆砂による環境修復効果ー汽水域をフィールドとしてー, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.65, No.1, pp.1026-1030.	福間晴美, 日比野忠史, 山本民次, 齊藤直
15	2010	Characteristics of phosphate adsorption onto granulated coal ash in seawater. <i>Mar. Poll. Bull.</i> , Vo. 60, pp.1188-1192.	Satoshi Asaoka, Tamiji Yamamoto.
16	6/2010.	河口堆積ヘドロと石炭灰から造る地盤改良材の物理特性, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.105-110.	藤原哲宏, 西浦大貴, 日比野忠史, 吉岡一郎
17	6/2010.	石炭灰造粒物の海底散布時の沈降・めり込み特性, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.129-134.	井上省吾, 日高和幸, 木村道夫, 日比野忠史, 首藤敬
18	6/2010	ヘドロ被覆設計のための海底有機泥挙動の把握, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.141-146.	日比野忠史, 三戸勇吾, 今川昌孝, 駒井克昭, 木村道夫
19	9/2010	石炭灰造粒物の環境改善効果に係る基礎的性状, 土木学会第 65 回年次学術講演会, II-168, pp.335-336.	樋野和俊, 柳楽俊之, 福間晴美, 齊藤直
20	5/2011	石炭灰造粒物の組成とヘドロ浄化機能, 土木学会第 63 回中国支部研究発表会発表概要, VII-11.	上野耕平, 日比野忠史, 齊藤直, 吉岡一郎
21	6/2011.	廃棄物リサイクル品を用いた底質改善手法の検討, 土木学会論文集 B3 (海洋開発) 土木学会論文集 B3 (海洋開発) Vol.67, No.2, pp.I 505-I 510.	日比野忠史, 藤原哲宏, 田多一史, 中川保夫
22	6/2011.	ヘドロ化した海域における石炭灰造粒物の海底散布時のめり込み量の評価と予測, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp.523-528.	末次弘道, 三戸勇吾, 木村道夫, 日比野忠史
23	11/2011.	底生生物に対する石炭灰造粒物によるリサイクル材の安全性評価, 土木学会論文集 B2, (海岸工学) Vol.67, No.2, pp.I 1111-I 1115.	齊藤直, 山本民次, 日比野忠史, 桑原智之, 花岡研一
24	6/2011.	石炭灰造粒物層による底質改善効果の予測モデルの構築, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp.I 517-I 522.	日比野忠史, 三戸勇吾, 齊藤直, 木村道夫
25	6/2011.	石炭灰造粒物の海底被覆による海域環境の改善効果, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp.I 511-I 516.	井上省吾, 西野博史, 木村道夫, 日比野忠史, 首藤敬
26	6/2012.	ヘドロが堆積した港湾における石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I 1262-I 1267.	越川義功, 日比野忠史, 吉岡一郎, 出路康夫
27	7/2012	Combined adsorption and oxidation mechanisms of hydrogen sulfide on granulated coal ash. <i>J. Coll. Interface Sci.</i> Vo. 377, I-1, pp. 284-290	Satoshi Asaoka, Shinjiro Hayakawa, Kyung-Hoi Kim, Kazuhiko Takeda, Misaki Katayama, Tamiji Yamamoto
28	10/2012.	石炭灰造粒物の覆砂による底質改善, 水環境学会誌, Vol.35, No.10, pp.159-166.	中原真哉, 平岡喜代典, 山本民次, 上嶋英機
29	2012	石炭灰造粒物の海底被覆による底質環境の改善効果の持続性, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I 1145-I 1150.	玉井和久, 西野博史, 出路康夫, 日比野忠史, 首藤敬, 西土井誠
30	2012	波, 流れを受ける石炭灰造粒物基盤の安定性に関する研究, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I 592-I 1599.	中下慎也, 河内友一, 吉岡一郎, 日比野忠史
31	2012	石炭灰造粒物によるアサリ育成基盤の創造, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I 1067-I 1072.	樋野和俊, 齊藤直, 宮國幸介, 柳楽俊之, 吉岡一郎

32	2012	スカムが発生する内港での底質環境の改善法の設計と施工, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I_1151-I_1156.	濱田泰広, 田辺弘雄, 清水直樹, 吉岡一郎, 三戸勇吾, 齊藤直, 日比野忠史
33	2012	石炭灰造粒物による津波堆積へドロの再資源化, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I_1151-I_1156.	樋野和俊, 齊藤直, 宮國幸介, 柳樂俊之
34	2012	韓国竜院湾における底質環境改善法の設計, 土木学会論文集 B2, (海岸工学) Vol.68, No.2, pp.I_1446-I_1450.	福井勝吾, 李寅鉄, 齊藤直, 日比野忠史
35	2012	石炭灰造粒物による海域覆砂による底質改善効果の持続性, 土木学会論文集 B2, (海岸工学) Vol.68, No.2, pp.I_1156-I_1160.	樋野和俊, 宮國幸助, 齊藤直, 吉岡一郎
36	2013	Suppression of phosphate release from coastal sediments using granulated coal ash, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vo.116, pp. 41-49.	T. Yamamoto, K. Haada, K. H. Kim, S. Asaoka, I. Yoshioka
37	3/2013.	砂層河岸に堆積した有機泥の浄化技術の評価, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.69, No.4, pp.I_102-I_107.	藤原哲宏, 日比野忠史, 吉岡一郎, 田多一史
38	6/2013	石炭灰造粒物の海底被覆による中・長期的な海域環境改善効果, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.I_892-I_897.	玉井和久, 小畑健二, 芳倉勝治, 日比野忠史, 首藤啓, 山本裕規, 三戸勇吾
39	6/2013	地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.I_1024-I_1029.	藤原哲宏, 中本健二, 日比野忠史, 齊藤直
40	4/2014	Field experiments on remediation of coastal sediments using granulated coal ash, Marine Pollution Bulletin, Vo. 83, pp.132-137.	Kyunghoi Kim, Tadashi Hibino, Tamiji Yamamoto, Shinjiro Hayakawa, Yugo Mito, Kenji Nakamoto, In-Cheol Lee
41	5/2015	Estimation of hydrogen sulfide removal efficiency with granulated coal ash applied to eutrophic marine sediment using a simplified simulation model, Marine Pollution Bulletin, Vo. 94, pp. 55-61.	Asaoka, S., T. Yamamoto, H. Yamamoto, H. Okamura, K. Hino, K. Nakamoto, T. Saito

## (1) 海砂代替材としての活用

石炭灰造粒物は、火力発電所から発生する石炭灰を主材料とするリサイクル品であり、環境に優しい海砂代替材として開発されている。中国電力の石炭灰造粒物は、2001年2月にリサイクル製品として認定・登録されている<sup>10)</sup>。伊原健司(2007)<sup>15)</sup>らは、岩国飛行場滑走路移設事業における埋め立て地盤の改良工事において、石炭灰造粒物をSCP(サンドコンパクション)工法およびSD(サンドドレーン)工法の改良材の代替材として使用した場合の改良効果の実証研究を行っている。そのなかで、石炭灰造粒物について海砂と同程度の地盤改良効果が期待でき、施工上も特段の問題のないことを確認している。伊藤信一(2010)<sup>16)</sup>は、SCP用材とした石炭灰造粒物の実証実験を踏まえた山口県小野田港での実工事への活用について取りまとめている。そのなかで、中国地方整備局が新技術パイロット事業として施工を行い、造粒物の強度は施工1年経過後において強度増加しており、耐久性に優れた材料である事を報告している。

石炭灰は、電気事業の石炭火力発電所だけでなく、一般産業用ボイラーからも排出されるので、複数の企業が造粒物の製造技術と設備を保有している。建設資材としての利用は、中国電力の他に、宇部興産他のゼットサンド(石炭灰造粒砂)<sup>17)</sup>、四国電力の灰テックビーズ(粒状地盤材料)<sup>18)</sup>、北陸電力の再生路盤材<sup>19)</sup>などがある。

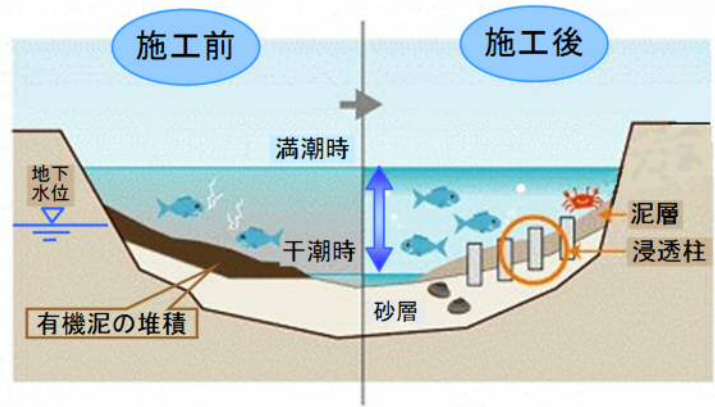
## (2) 浸透柱および親水性向上材としての活用

環境改善に係る研究として、石炭灰造粒物を用いた透水層(浸透柱)<sup>20)</sup>(**図-1.2.1**)による底質改善の技術開発が、2004年5月に太田川水系天満川で現地試験が開始され、知見を蓄積しながら実際の事業への活用に移行している。富田智ら(2005)<sup>21)</sup>は、石炭灰造粒物を用いた浸透柱による底質改善技術の検討について検討している。施工した浸透柱の効果について、藤原哲宏ら(2007)<sup>22)</sup>は、水循環の形成と底質改善効果について現地でのモニタリング調査を実施し報告している。併せて、藤原哲宏ら(2008)<sup>23)</sup>は、浸透柱の敷設による水循環の形成を浸透流解析と現地調査により評価している。

さらに日比野忠史ら(2006)<sup>24)</sup>は、有機泥の堆積した河岸の親水性向上へ石炭灰造粒物を活用(**写真-1.2.3**)した場合の施工技術について検証している。また、藤原哲宏ら(2010)<sup>25)</sup>は、河口堆積ヘドロと石炭灰造粒物から造る地盤改良材の物理特性を評価している。

これら、浸透柱および親水性向上材としての活用について、藤原哲宏ら(2013)<sup>26)</sup>は、砂層河岸に堆積した有機泥の浄化技術(**図-1.2.2**)の評価として、実証実験による検討結果をまとめている。また、日比野忠史ら(2011)<sup>27)</sup>は、本技術の一連の検討について、廃棄物リサイクル品を用いた底質改善手法の検討として、3年間にわたるモニタリング調査により、その環境改善効果について検証・評価を行っている。





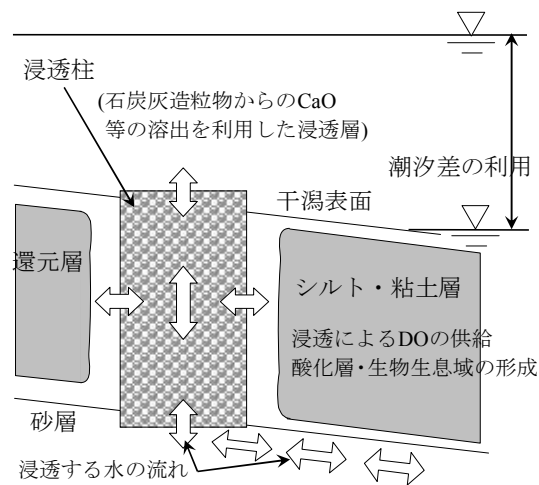
出典) 浸透柱による河川底質改善技術 (中国電力株式会社, 2010 エネルギーグループ CSR 報告書, pp.46, 8/2010) 掲載図を加筆転載

図-1.2.1 浸透柱による底質改善技術のイメージ<sup>20)</sup>



(河岸に堆積したヘドロ干潟上に地盤改良材を用いて施工 (太田川河川事務所施工))

写真-1.2.3 旧太田川空鞆橋下流に施工された遊歩道<sup>11)</sup>



出典) 砂層河岸に堆積した有機泥の浄化技術の評価 (図-2, 藤原哲宏ら, 土木学会論文集 B1 (水工学), 3/2013.)<sup>26)</sup> 掲載図を転載

図-1.2.2 浸透柱による底質改善機構の概要<sup>26)</sup>

### (3) 海田湾における覆砂材としての活用

藤原哲宏ら(2009)<sup>28)</sup>は、広島湾で最も水質・底質汚濁が進んだ広島湾北部海域の海田湾で、3年経過時の現地調査により、栄養塩溶出抑制、新生堆積物再堆積対策および巻き上がり抑制という石炭灰造粒物による底泥被覆の底質改善効果を検証している。

海田湾海域での覆砂実証試験区的设计のため、日比野忠史ら(2010)<sup>29)</sup>は、石炭灰造粒物覆砂設計のための海底有意泥挙動を把握している。また、井上省吾ら(2010)<sup>30)</sup>は、石炭灰造粒物の海底散布時の沈降・めり込み特性を検討している。そして、井上省吾ら(2011)<sup>31)</sup>は、石炭灰造粒物の海底被覆による海域環境の改善効果について調査結果により確認し、継続的な効果確認の必要性を示している。併せて、海田湾での施工を対象として、末次弘道ら(2011)<sup>32)</sup>は、ヘドロ化した海域における石炭灰造粒物の海底散布時のめり込み量の評価と予測方法を考案し公表している。

これら一連の検討に基づき、日比野忠史ら(2011)<sup>33)</sup>は、海田湾における石炭灰造粒物による底質改善効果の予測モデルを構築している。

そして、玉井和久ら(2012)<sup>34)</sup>は、海田湾に施工した石炭灰造粒物の海底被覆による底質環境の改善効果の持続性をモニタリング調査により考察している。さらに、玉井和久ら(2013)<sup>35)</sup>は、石炭灰造粒物の海底被覆による中・長期的な海域環境改善効果をモニタリングにより確認し、被覆層の間隙構造や硫化水素の化学的な除去などの本技術に特有の物理的・化学的な効果が3年以上は継続して得られたことを報告している。

### (4) 海田湾以外の海域および汽水域における覆砂材としての活用

石炭灰造粒物の覆砂材としての利用は、2002年2月に山口県田布施町馬島東部地先海域において漁場環境改善を目的とした試験区が施工され<sup>36)</sup>、長期的な底質改善効果のモニタリングが開始された。効果の持続性について、樋野和俊ら(2012)<sup>37)</sup>は、山口県馬島沖において海底覆砂による底質改善効果の持続性(覆砂10年後)を検証している。

濱田泰弘ら(2012)<sup>38)</sup>は、広島県福山市の福山内港で発生しているスカムの発生機構を解明し、石炭灰造粒物による底質改善技術を現地に適用するための設計法の提案を行っている。汽水域をフィールドとした石炭灰造粒物の環境修復効果は、福間晴美ら(2009)<sup>39)</sup>によって、中海を対象とした研究が報告されている。

### (5) 硫化物イオンおよびリンの吸着機能

石炭灰造粒物の環境改善性能として、浅岡聡ら(2009)<sup>40)</sup>は、還元状態での硫化物イオンの吸着能力を明らかとし、飽和吸着量を評価している。また、浅岡聡ら(2009)<sup>41)</sup>は、石炭灰造粒物が間隙水中の $PO_4\text{-P}$ を吸着し、底泥からの $PO_4\text{-P}$ の溶出を抑制することを明らかにしている。更にS.Asaka et al(2009)は、海域底質を模擬した掛け流し実験により、石炭灰造粒物による間隙水の $PO_4^{3-}$ の低減と掛け流し水のリンの減少効果を報告している。

### (6) 安全性に関する研究

斎藤直ら(2011)<sup>43)</sup>は、底生生物に対する石炭灰造粒物の安全性評価を実施している。また、「環境省環境技術実証事業(ETV)<sup>8)</sup>」において、採取された石炭灰造粒物の溶出試験が実施され「問題は確認されなかった」ことが報告されている。この試験<sup>44)</sup>は、平成22年7月～10月にかけて広島

湾内（大河漁港）での「短期的な効果」、および設置後 8 年を経過した平成 22 年 8 月～11 月にかけて山口県田布施町馬島沖での「長期的な効果」の確認時に、「海洋汚染防止法（水底土砂基準）総理府令第 6 号」および、「産業廃棄物処理法（建設汚泥基準）総理府令第 5 号」に基づき実施されたものである。

#### (7) 生物親和性に関する既往研究

底質改善のみでなく石炭灰造粒物の生物生息基盤への活用検討が研究されており、その概要をレビューした。浅岡聡ら（2008）<sup>45)</sup>は、石炭灰造粒物からのリン・ケイ素の溶出試験・プランクトンの増殖試験を行い、有機物含有量が高く、間隙水中のリン・シリカなどの溶存無機物濃度が低い底泥に対しては、底生微細藻類などの増殖を通して底生生態系の修復が期待できることを報告している。また、樋野和俊ら（2012）<sup>46)</sup>は、広島県尾道市戸崎地区において、石炭灰造粒物を人工干潟材としてアサリ育成基盤の創造について実証試験を実施し、その有効性を確認している。同様に、藤原哲宏ら（2013）<sup>47)</sup>も、地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築を試みている。さらに、越川義功ら（2012）<sup>48)</sup>により、ヘドロが堆積した港湾における石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤について、現地実験によりアマモ場を形成する基盤として有効に機能することが示唆されている。

#### (8) 波浪への安定性

石炭灰造粒物の流体力学特性を明らかにすることを目的に、中下慎也ら（2012）<sup>42)</sup>は、実海域に造成した石炭灰造粒物基盤を模した室内実験を行い、波、流れを受ける石炭灰造粒物基盤の安定性に関する事項について検討している。その中で、石炭灰造粒物の比重は、砂の比重に比べて小さく、波や流れの強い浅場では地盤が安定しないことを想定し、模型実験で流速分布、底面せん断応力、および間隙水圧の測定から地盤材料の安定機構について考察している。このなかで、構成した基盤の形状が港湾内で発生する小さい波でも地形変位が発生しやすいといった課題が残っている。

#### (9) 新たな活用方法

東日本大震災の被災地に膨大に堆積する津波堆積ヘドロの処理について、齊藤直ら（2012）<sup>49)</sup>は、石炭灰造粒物の持つ物理特性と化学特性を活用して、津波堆積ヘドロを長期間仮置した後でも利用可能な第 2 種改良土相当の強度を持つ土材料に改質し、改良土の悪臭を抑制できる可能性を示している。また、広く農地にある津波堆積ヘドロに散布することで、細菌繁殖抑制の効果を示している。対象とする土質の性状に合わせた合理的な配合設計手法と管理手法の検証について展望している。

日本国外への展開として、福井勝吾ら（2012）<sup>50)</sup>は、韓国竜院湾における底質環境改善法の設計として、石炭灰造粒物を用いた浄化法を提案している。

## 1.2.4 研究課題の明確化

石炭灰造粒物有効活用の現状（1.2.2）で示したとおり、石炭灰造粒物を活用した環境改善技術の更なる普及には、計画から施工段階までの技術開発とその効果の技術的検証（材料の有効性の検証）に係る更なる研究が必要な現状がある。既往の研究をレビューした結果より得られた石炭灰造粒物の利用拡大を図るうえでの技術的な検討課題を以下のとおり明確化する。また、その概要を表-1.2.3に整理した。

### (1) 材料特性に関する課題

産業副産物である石炭灰をセメントにより造粒・固化した人工材料のため、その化学物理特性について、明らかにされる必要がある。

微細な細孔が多く多孔質で、砂に比べ軽量であり、覆砂により Ca や Si 等の溶存態イオンが溶出すると共に、pH が若干上昇する化学的特性を有している。既往の研究により基礎的な特性は把握されているものの不明点が数多く存在している。具体的には、石炭灰とセメントの混合比率を変化することで、強度や組成物質、細孔の分布等がどの様に変化するのかは不明である。また pH の上昇特性、溶存態イオンの溶出特性についても定量評価はなされていない。さらに、セメントとの反応により生成されるため、養生期間および現地覆砂後の長期的な化学組成の変化が想定されるが、その化学的な組成変化について評価されていない。これらリサイクル材料としての物理化学特性の評価は本材料を普及させるうえで研究が必要な課題である。

### (2) 環境改善メカニズムに関する課題

還元状態にある底質の改善効果は報告されているが、未だそのメカニズムは不明な事項が存在する。石炭灰造粒物は FA にセメントを添加しており、結晶質と非晶質の混合物質である。そのため覆砂した底質（土壌）との反応が想定されるが、そのメカニズムは既往の研究では、明らかにされていない。覆砂による底質酸素要求量の低減も想定されるが、環境温度による影響を受けると考察される。有機泥上への覆砂により有機物の特性も変化すると考察される。従来から覆砂した底質の n-ヘキサン抽出物質等の低減が報告されているが、そのメカニズム解明も課題である。硫化物イオンの吸着機能についてもその特性を明らかにする事が課題である。これら石炭灰造粒物の底質改善機構と改善性能に関する事項は、本技術を普及させるうえで研究が必要な課題である。

### (3) 耐波浪性特性把握に関する課題

覆砂材料として浅場に設置する場合、流れや波浪により移動することが懸念される。流れ・波浪等による石炭灰造粒物の移動特性を把握することは不可欠といえる。砂の波浪移動特性に関する研究は古くから数多くなされてきたが、造粒物は、比重が軽く、砂や礫と比較し球形に近く、平均粒径は 20mm 前後と大きく、内部摩擦角が明らかになっていない等、自然材料と異なる特性を有しており、波浪に対する諸特性を把握する事が課題である。また移動特性とともに移動予測が評価できれば、実施工時の設計手法構築が可能となる。これら石炭灰造粒物の耐波浪特性把握に関する事項は、本技術を沿岸域において活用するうえで研究が必要な課題である。

### (4) 施工技術に関する課題

沿岸域における施工技術では、海上からの船舶による覆砂と陸上からのアプローチによる機械施工があげられる。陸上からのアプローチによる施工ではヘドロの浄化とともに、超軟弱地盤上での重機作業を可能とする作業通路および作業場構築技術の開発が必要である。また、施工後の経年に伴う改善効果を評価することも効果の持続性を検討する上で必要である。

ETV では、技術的課題や改善の方向性として、「効果の持続性を高めるための技術的検討が、今後、必要である。」とし、他の実水域への適用可能性を検討する際の留意点として「覆土により海底地形の変化が伴うことを考慮しつつ、比較的栄養塩濃度の高い海域などの環境改善を必要とする場所を慎重に選定する必要がある。」と見解が示されている。しかし、浮泥が大量に堆積した過栄養海域における底質の改善事例は少なく、技術が確立されていない現状がある。本材料の普及拡大を図るうえで負荷が大きい過栄養な沿岸域における石炭灰造粒物を活用した施工技術の開発が必要である。

これら石炭灰造粒物の施工および効果の評価に関する事項は、本技術を沿岸域において活用するうえで研究が必要な課題である。

### (5) 生物の生息基盤に関する課題

還元有機泥が堆積した干潟に覆砂した場合の生物親和性については、十分な定量評価がなされていない。覆砂後の生物相の変化と珪藻類の選好的な付着状況、シジミ、アサリの生息基盤としての適用性、およびアマモの着床基盤としての適用性など生植物生息の可否を丁寧に評価することが必要である。これら石炭灰造粒物の生物親和性に関する事項は、本技術を沿岸域において活用するうえで研究が必要な課題である。

表-1.2.3 研究課題の概要と解決のアプローチ(研究のロードマップ)

レビューによる課題項目	研究課題の明確化	研究方法 (解決のアプローチ)
1.材料特性に関する課題	FA とセメントの混合により物理化学特性の何 (比表面積, 密度, 強度, 組成化合物) が変化するのか不明.	FA とセメントの配合比率を変化させた造粒物を製造し, その物理化学特性 (比表面積, 密度, 強度, 組成化合物) の変化を定量評価する.
	弱アルカリ環境の保持による底質を改善する手法だが, 海水および淡水での pH の上昇特性が定量評価されていない.	室内実験により海水および淡水での pH の上昇特性を評価する.
	Ca イオン, Si イオン等の溶存態イオンの溶出について, その溶出期間と溶出量が定量化されていない.	溶出が想定される溶存態イオンについて, 長期的な溶出量を室内実験により評価する.
	原材料となる FA, セメントとの化学特性が明確でない.	FA, セメントおよび造粒物について, 化学特性を実験的に評価する.
	製造後の養生期間により組成・特性が変化すると想定するが明確でない.	FA とセメントの混合比率を変化させた造粒物の 30 ヶ月後の組成変化を評価する.
長期間覆砂した場合の造粒物の物理化学特性は不明.	実海域で長期間使用 (最長 13 年間) した造粒物を採取して, 未使用品との物理化学特性の変化を評価する.	
2.環境改善メカニズムに関する課題	有機泥との何らかの反応特性があると考察されるがその詳細は不明.	土壌と造粒物の反応特性を室内実験により評価する.

	覆砂した底質の酸素消費要求量の改善効果が定量化されていない.	室内実験により覆砂した干潟を再現し、酸素消費抑制量を温度毎に評価する.
	還元有機泥の特性変化が明らかに去れていない.	覆砂により変化した有機泥の特性を現地調査、および試料分析により評価する.
	従来から確認されている n-ヘキサン抽出物質等の改善メカニズムが不明.	油脂類の吸着特性に関する仮説を考察し、実験および現地調査により検証する.
	硫化物イオンの吸着特性と造粒物の配合の関係が明らかにされていない.	硫化物イオン吸着特性と造粒物の配合について、その関係性を実験的に評価する.
3.施工技術に関する課題	陸上施工による効率的な覆砂技術が検討できないか. また実事業に反映できる施工速度や施工効率および覆砂厚の設計手法が確立されていない.	小規模な実証試験により、重機作業の効率化が図れる作業床構築技術を実証する. 小規模実証試験で得られた知見により大規模施工での作業効率施工速度等の検証により施工技術に関する知見を蓄積する.
	造粒物覆砂による透水層機能に関する知見の蓄積が不十分.	既往の覆砂箇所での透水層機能に関する調査を行い、効果知見を蓄積する.
	負荷が大きい環境での効果的な施工方法の確立.	実事業へ提案可能な覆砂工法を開発する.
	底質改善状況の評価するための手法構築が必要.	効果の確認調査を通じて調査手法の構築を図る.
4.生物生息基盤に関する課題	珪藻類の繁茂は定性的な評価が多く数値評価の事例が不足している. また生物相の変化に関する事例も不足.	造粒物覆砂と在来底質による藻類および生物相の現地調査により、珪藻付着量の数値評価、生物相の経時変化を評価する.
	有用二枚貝（シジミ、アサリ）生息基盤としての適用性は不明.	ヤマトシジミの生息基盤としての適用性を室内および現地実験により評価. アサリの生息基盤としての適用性を室内および現地実験により評価.
	造粒物基盤でのアマモ場の形成過程の知見は不十分.	実海域での造粒物基盤での育成実験によりアマモ場の形成過程を評価する.
5.耐波浪特性に関する課題	流れ・波浪による移動限界特性が明らかにされていない.	粒径毎の造粒物について流れ・波浪による移動特性を水理実験により評価する. 混合粒径の移動特性を水理実験により評価する.
	沿岸域に覆砂した場合の波浪による造粒物の移動が予測できないか.	岸沖報告の移動特性を水理実験により明らかにする. 水理実験結果より波浪による移動を数値シミュレーションにより定式化する.
	造粒物を敷設した干潟の移動防止工が検討できないか.	草方格原理による造粒物基盤の浸食防止工の適用性を評価する.

## 1.3 研究の方法

本節では、研究課題の明確化において整理した研究ロードマップ（図-1.2.3）の研究方法（解決のアプローチ）をより詳細に示す。

以下に前節（1.2.4）で示した研究課題に対する各章での本研究の方法について述べる。

### 1.3.1 石炭灰造粒物の材料特性（第2章）

第2章では、海砂代替材としての石炭灰造粒物の基礎特性を概説し、これまでに明らかにされていない、物理化学特性に関する事項を本研究に係る公表論文を主体に論じる。

#### (1) 配合を調整した造粒物の物理化学特性の変化

石炭灰造粒物は、石炭灰とセメントの混合・造粒固化によって製造されている。この材料比率によって物理・化学特性は変化し、覆砂材としての性状変化が想定される。材料配合の比率を変化させた造粒物を製造し、配合調整した石炭灰造粒物の物理化学特性の変化を明らかとする。

#### (2) 石炭灰造粒物の底質改善に係る材料特性

石炭灰造粒物は、弱アルカリ環境の形成およびCaイオンやSiイオン等の溶存態イオンの溶出にその特徴があると報告されているが、その定量的な評価は、既往の研究では不明である。①造粒物の組成の変化、②石炭灰造粒物によるpH上昇特性、③溶存態イオンの溶出特性、④原材料となるフライアッシュおよび高炉セメントの水和特性、⑤石炭灰造粒物の長期的な物理化学特性の変化について対照材料（自然砂礫、コンクリートおよびセメント固化体）との比較等により、石炭灰造粒物の覆砂材としての物理・化学特性について、その詳細を明らかとする。

#### (3) 長期的な物理化学特性

実海域で長期間覆砂材に使用した場合の海砂代替材としての物理特性（強度、吸水率、形状）の維持や化学特性に伴う組成変化については十分に明らかにされていない。石炭灰造粒物を覆砂材として活用する場合の、物理化学特性に基づく長期的な機能性維持について、実験的に明らかとする。敷設後13年および3年が経過した石炭灰造粒物を採取し、物理化学特性の維持および変化について、実験室での覆砂層再現によるマクロ的手法と元素分析によるミクロ的手法により長期的な物理化学特性の変化を明らかとする。

### 1.3.2 石炭灰造粒物の底質改善機能（第3章）

第3章では、石炭灰造粒物覆砂による底質改善機構について、既往の研究をレビューすると共に、これまで明らかにされていない、土壌反応特性と底質安定化機構、石炭灰造粒物により浄化された河岸ヘドロの特性、油脂類の吸着性能と覆砂効果、硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構と最適配合に関する事項を本研究に係る公表論文を主体に論じる。

#### (1) 土壌反応特性と底質安定化機構

還元有機泥が堆積した干潟に石炭灰造粒物を敷設する場合の土壌反応特性、および干潟上を歩行

可能とする地盤支持力の改善と底質の溶出物質を抑制する化学反応特性である底質安定化機構を明らかにする。石炭灰造粒物の覆砂材としての底質改善機構を明らかにするため、対照材料と土壌反応特性、化学組成性状を比較し、底質安定化機構に関する新たな知見を得る。

## (2) 底質酸素要求量の低減効果

石炭灰造粒物は内部空隙が大きく覆砂材として用いた場合に、透水性が良い事が確認されている。覆砂材として活用する場合、透水性と相反するキャッピング効果である底質酸素要求量の低減効果は重要であるが十分に明らかとされていない。また環境温度の変化により底質の酸素要求量は変化するため、覆砂効果は温度変化の影響を受ける。環境温度を変化させた場合の石炭灰造粒物覆砂による底質酸素消費抑制効果、および溶出物質抑制効果に関する実験を行い、従来評価されていなかった新たな知見を得る。

## (3) 河岸ヘドロの有機物特性

還元有機泥上に覆砂すると CaO を含む酸化物を溶出するアルカリ剤造粒物はヘドロ内に蓄積する還元物質の酸化（還元状態の緩和）や有機泥粒子のコンシステンシーの変化等を生起させてヘドロ層の浄化（硫化水素の発生や貧酸素化抑制、地下水の流動性向上等）を促進し、生物棲息場の再生を可能にする機能を有している。ヘドロ化が進んだ河岸干潟に 1km 以上にわたって散布した石炭灰造粒物覆砂箇所を対象に、石炭灰造粒物によるヘドロ地盤の浄化量を評価するための有機物特性に関する新たな知見を得る。

## (4) 油脂類の吸着特性と微生物付着特性

石炭灰造粒物の覆砂区では、n-ヘキササン抽出物質の低減が確認されている。これは石炭灰造粒物の微細空隙に油分が吸着されやすく、その吸着された油脂類を餌として分解する微生物が選好的に付着し卓越するためと考察される。しかし、その詳細は評価されていない。この底質環境改善機能に係る材料特性を評価するため、実験室で現地を模擬した覆砂層を再現し、石炭灰造粒物を覆砂材として活用した場合の油脂類の吸着特性について定量的に把握する。また、沿岸域に覆砂された石炭灰造粒物のサンプリング試料表面に付着しているバイオフィームについて、その DNA 解析により微生物の同定を行い、環境改善性能に関する新たな知見を得る。

### 1.3.3 石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善手法と改善効果（第4章）

第4章では、事業実施に必要となる計画から施工段階までの技術的ノウハウを具体的な手法により研究、実証した事項について、手順および機能効果について論じる。具体的には、ヘドロが堆積する干潟において、底質浄化能力を持つ作業場構築技術を開発した。その成果を基に大規模な施工開発技術に発展させ、その施工に係る技術を開発すると共に、改善性能を評価した。石炭灰造粒物覆砂による沿岸域の底質改善技術に関する事項を本研究に係る公表論文を主体に論じる。

#### (1) 京橋川作業床

広島デルタ太田川派川河岸には有機泥が堆積し景観、親水性が低下している。市内派川河岸の親



水性の回復を目的に、石炭灰造粒物を用いた底質改善実証試験事業（産官学プロジェクト）が進められている。本論文では、有機泥が堆積する河岸干潟での重機作業では、仮設作業床の構築が不可欠である。重機を用いる石炭灰造粒物の撒布作業では、造粒物により作業場の構築が可能であることを確認し、作業場そのものにも底質改善機能を有する浄化層（造粒物層）の構築法について論じる。

また、本技術を実事業で活用するための大規模底質改善施工技術を確立することを目的に、大規模（7,296m<sup>2</sup>）実証試験により施工性能・事業コストを評価し、支持力 0 kN/m<sup>2</sup> のヘドロ堆積干潟において B/C 向上が望め、安全な重機作業を可能とする石炭灰造粒物の敷設厚を評価できる設計用データの蓄積を図る。

## (2) 河口域干潟に覆砂した石炭灰造粒物層の持続性

広島デルタの河口域の河川干潟では生活排水の増加によりヘドロ化が進み、アナジャコ等が優占する泥干潟が形成されている。泥化が進み、かつ護岸堤内側との地下水流動が遮断された河川干潟の底質環境改善を図るため、2011 年には石炭灰造粒物を用いた透水層が設置された。本論文では石炭灰造粒物層内における地下水流動性を把握するために、施工 2 年後の造粒物層内の流動性、地下水の性状の測定、地下水の連続測定を実施し、その機能および効果について論じる。

## (3) 過栄養な内港における石炭灰造粒物による底質改善手法

スカムの発生や悪臭問題のある過栄養な内港域において、石炭灰造粒物による底質改善の有効性に関する実証試験が実施されている。実証試験開始後、スカムの大量発生は認められず、一定の改善効果があることが確認されている。一方で、経時的に石炭灰造粒物層の沈下が生じ、散布区境界外から堆積泥の流入が生じ、これに伴い被覆層上へ最大 80cm 程度の厚みで浮泥が堆積していた。

本論文では、過栄養な内港域で有効な底質改善手法として、1 層目に細粒分、2 層目に粗粒分を散布し、圧密沈下が生じた後に 3 層目を散布する粒度調整 3 度撒き工法の提案について、現地調査および室内実験により論じる。

## (4) 超軟弱泥堆積海域での底質改善状況を評価するための調査手法

一般に有機物の堆積が深刻な場での調査は慣例的な方法で行なわれており、間隙水の採水法や海底泥の採取法、およびそれらの分析法は確立されていない。特に、底質分析においては貝殻等が混入する海底泥の特性を無視したまま土質試験法に準拠して行なわれる等、海域での調査に適合した調査法や分析法は統一されていないのが現状である。

本論文では、堆積泥の浄化が進む海底において浄化の程度を評価するための調査法、分析法を検討するため、福山内港において行なった超軟弱堆積泥の調査の方法を検証するとともに、有機泥や間隙水の分析法および分析結果の評価について論じる。

### 1.3.4 石炭灰造粒物の覆砂材としての生物親和性（第 5 章）

第 5 章では、石炭灰造粒物の生物親和性に係る事項について、本研究に係る公表論文を主体に論じる。珪藻類の付着、アサリやシジミといった有用二枚貝への生息基盤、およびアマモ育成基盤としての適用性を評価する。石炭灰造粒物の生物生息基盤としての親和性を室内実験や現地実験、お

よび現地調査により評価する。

### (1) 藻類の付着量および干潟生物相の変化

砂礫状材料である石炭灰造粒物は透水性が高く、覆砂層内および層上では珪藻類の付着が確認されるが、これまで付着藻類の特徴や付着量は詳細に評価されていない。本論文では、有機泥堆積干潟に石炭灰造粒物を敷設した場合の珪藻類の付着を対照箇所と併せて現地調査および試料分析により定量評価することで、珪藻類付着特性について論じる。

また、干潟再生材として石炭灰造粒物を用いることによる覆砂前後の底生生物相の変遷について論じる。

### (2) シジミ生息基盤への適用性

還元有機泥が堆積した感潮河川底質へ石炭灰造粒物を覆砂した場合のシジミ生息基盤への適用性を評価する。本論文では、現地調査、現地実験および室内実験により、石炭灰造粒物と対照材料（在来底質、自然砂礫）を生息基盤として比較し、適用性を論じる。本検討において最も重要な課題は、まず砂礫質材料である石炭灰造粒物に、砂泥と同様にシジミが潜入可能であるか確認することである。還元状態が改善された底質 DO と感潮域の塩分が重要な項目と考察されるため、短期的、長期的に評価する場合、生息基盤としてどちらの影響が支配的かを検討する。また、潜入可否と併せて、継続した有機泥沈降がある還元有機泥底質改善箇所のシジミ生息環境を調査した。これらの検討により従来把握されていなかった石炭灰造粒物覆砂のシジミ生息基盤への適用性について評価する。

### (3) アサリ生息基盤への適用性

底質の改善に併せて、アサリ等有用二枚貝の生息基盤の回復が期待されている。石炭灰造粒物は、覆砂材としての生物親和性が確認されているが、アサリの生息基盤としての基礎特性は十分に明らかにされていない。本論文では、還元有機泥が堆積する干潟へ石炭灰造粒物を覆砂材として活用した場合のアサリ生息基盤への適用性について実験的に評価する。対照基盤（在来底質、自然砂礫）との比較による室内実験、現地実験およびモニタリング調査により、石炭灰造粒物のアサリ生息基盤への適用性について新たな知見を得る。

### (4) 石炭灰造粒物基盤におけるアマモ場の形成過程と維持機構

還元有機泥が堆積した過酷な環境下においてアマモ場を構築するために、ヘドロの底質改善効果を有する石炭灰造粒物を生育基盤材料として使った室内実験、現地実験が行われ、その有効性が検証されている。石炭灰造粒物は、アマモの生育に支障がないこと、石炭灰造粒物を用いて現地の底質、地盤高を最適化すればアマモ群落を十分期待できることが明らかになっている。

一方、造成初期における生育基盤の不安定化への対策のほか、高水温をはじめとした衰退要因で消滅しない群落の構築が課題となっている。本論文では、石炭灰造粒物によるアマモ生育基盤について、複数年にわたる継続調査を行い、都市部の港湾に造成した生育基盤でのアマモ場形成過程と定着機構について論じる。

## 1.3.5 石炭灰造粒物の耐波浪特性（覆砂設計手法）（第6章）

第6章では、事業実施に必要となる流れ・波浪による石炭灰造粒物の耐波浪特性について論じる。浅海域での活用にあたり、流れや・波浪による石炭灰造粒物（混合粒径）の移動限界特性を検討し、沿岸域での波浪による石炭灰造粒物の移動を数値解析シミュレーションにより予測する手法を構築する。また、草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の浸食防止工について研究する。これら水理実験により明らかにした石炭灰造粒物の耐波浪特性に関する事項を本研究に係る公表論文を主体に論じる。

### (1) 石炭灰造粒物の流れ・波浪による移動限界特性

浅場における石炭灰造粒物の設置水深、断面形状等を設計するために、流れ・波浪による石炭灰造粒物の移動特性を把握することが不可欠である。砂浜の移動に関する研究は古くから数多くなされてきたが、石炭灰造粒物は、①比重が1.8（砂質土2.6）と小さい、②造粒物であるため砂や礫と比較して球形に近い、③平均粒径が20mm前後と大きい、内部摩擦角が明らかになっていないなど、これまでの研究で実施されてきた実験材料と異なる点が多い。このため、石炭灰造粒物の移動限界を評価するには、従来の提案式の石炭灰造粒物に対する適用性をあらかじめ確認しておく必要がある。そこで、石炭灰造粒物に対し流れ・波浪における移動限界を調べる水理実験を行い、実験結果と従来の提案された公式とを比較して、それらの石炭灰造粒物への適用性を示す。

### (2) 沿岸域に覆砂した石炭灰造粒物の移動予測

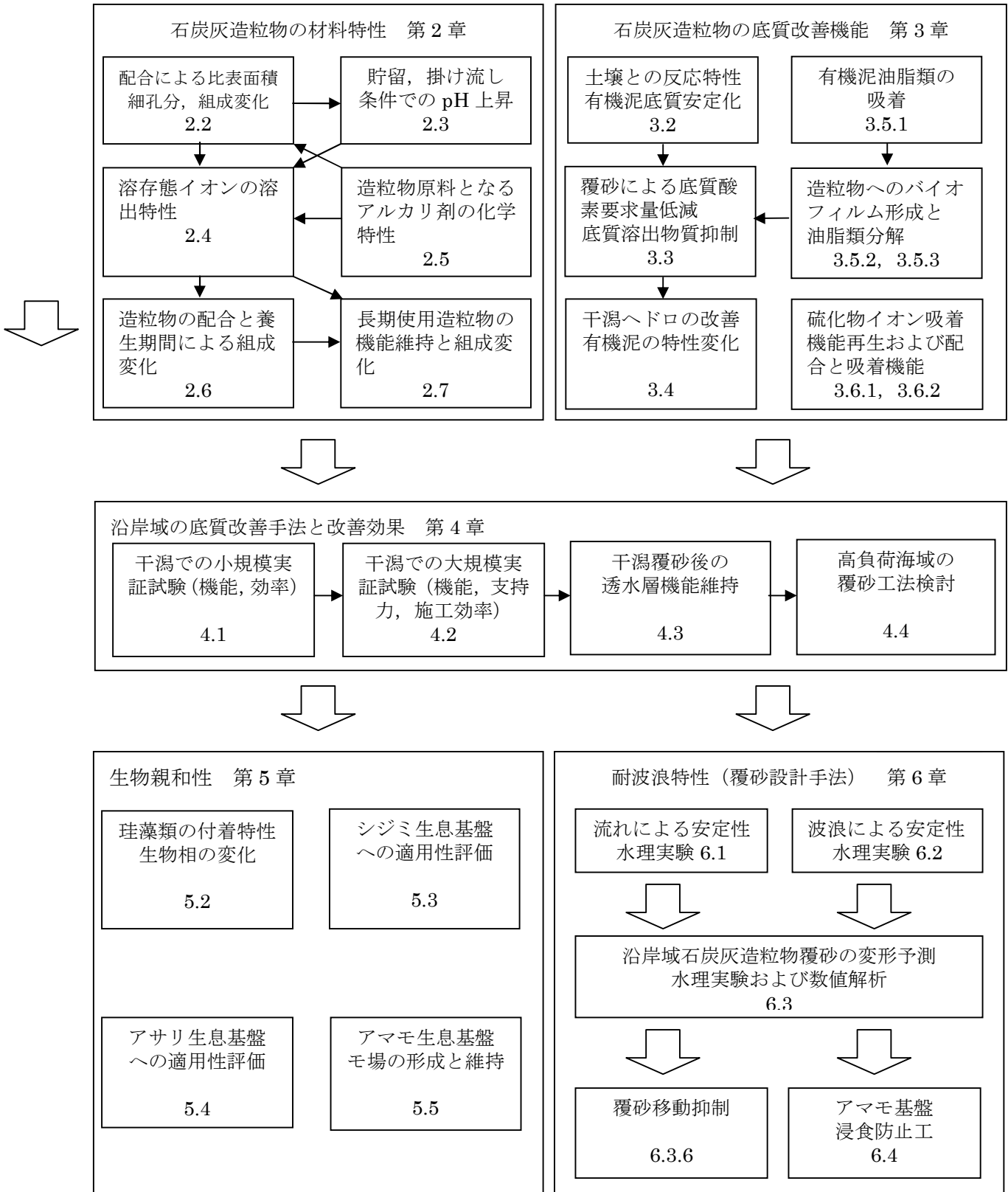
砂礫と材料物性の異なる（比重が軽い、球形）石炭灰造粒物について波浪による岸沖方向の移動状況を確認し、数値シミュレーションにより海浜変形を再現することで、石炭灰造粒物を用いた浅場造成時の設計を可能にすることを目的に論じる。まずは、①均等および混合粒径の石炭灰造粒物の波浪による岸沖方向の移動状況を水理実験により明らかにする。さらに、②水理実験結果より石炭灰造粒物へ適用できるよう平衡断面予測モデルの係数を設定し、再現計算を試みる。また、③石炭灰造粒物の移動抑制を目的として潜堤を設置した水理実験を行い、平衡断面予測モデルによる再現について検討する。

### (3) 草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の浸食防止工

石炭灰造粒物は、その材料特性（比重： $1.8\text{g/cm}^3$ ）のため、構成した基盤の形状が港湾内で発生する小さい波でも地形変位が発生しやすいといった課題が残っている。造成初期においてその傾向が現れやすく、これはアマモを代表とする生物の生息基盤として活用する場合、造成基盤で侵食が発生すれば、造成初期ではアマモの定着不良、定着後はアマモ地下部の露出、損傷による流出が懸念される。そこで、本論文では、港湾内で発生する波浪に対する石炭灰造粒物基盤の侵食防止工として、砂漠の飛砂防止対策である「草方格原理」を応用した侵食防止工について、水理模型実験及び実海域での実証実験によって、対策工としての効果検証や現地への適用性について検討する。

## 1.4 論文の研究フロー

論文の研究フローを図-1.4.1に示す。



図中番号は、第2～6章の関連節番号を索引として示す

図-1.4.1 論文の研究項目に関する関係図 (研究項目相関図)

## 1.5 論文の構成

本論文は、図-1.5.1 に示すように7章で構成される。本論文では石炭灰造粒物を覆砂材として活用し、沿岸域に堆積した有機泥底質の改善技術に係る改善機構と改善性能を含めた技術開発とその技術的検証を目的とした研究について論じた。本研究は産官学の研究協定による実証試験事業へ参画し、そのフィールドに密着して取り組んでおり、研究成果の一部は工学的な事業課題に対する解決手法として貢献している。本論文では、石炭灰造粒物の①物理化学特性を明らかにするとともに、②石炭灰造粒物の底質改善機構と性能について研究した。③実証試験事業や実事業での施工技術の開発と改善性能を評価した。更に、実証試験により石炭灰造粒物覆砂層の④生物生息基盤としての親和性を評価し、生物生息基盤への適用手法について検討し、併せて、⑤沿岸域での覆砂設計に必要な耐波浪特性を検討している。本論文は7章から構成されている。

第1章では、本研究の背景、目的と位置付けを示し、本研究の対象材料である石炭灰造粒物について概要と特徴および石炭灰造粒物有効活用の現状について概説した。また既往の研究をレビューして取りまとめ、研究課題を明確化して研究方法を示し、本論文と石炭灰造粒物覆砂技術活用に関する索引を整理した。

第2章では、海砂代替材としての石炭灰造粒物の基礎特性を概説し、明らかにされていない物理化学的な材料特性を論じた。主として室内実験を中心に、配合調整した石炭灰造粒物の特性の変化、覆砂層のpH上昇特性、溶存態イオンの溶出特性、10年以上経過した長期的な物理化学特性の変化について研究し、定量的な知見を得た。その結果、石炭灰造粒物の覆砂材としての物理化学的特性を明らかとした。

第3章では、石炭灰造粒物覆砂による底質改善機構について、既往の研究をレビューすると共に、これまで明らかにされていない改善機構と改善性能を実験（室内、現地）および現地調査の分析結果により論じた。その結果、土壌反応特性と底質安定化機構、石炭灰造粒物により浄化された河岸ヘドロの特性、油脂類吸着性能と微生物のバイオフィーム形成、硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構について、その特性を評価した。

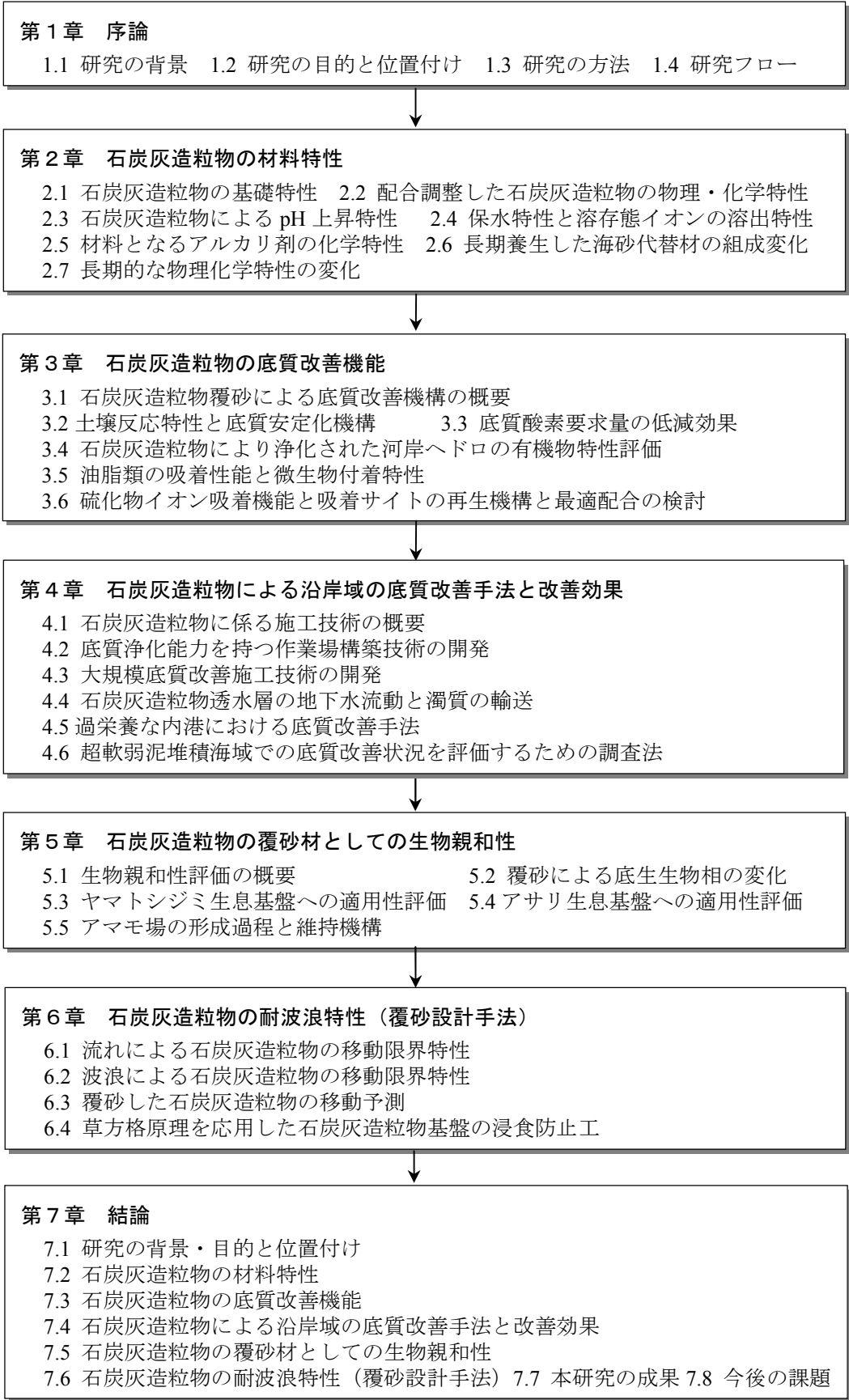
第4章では、覆砂事業に必要な計画から施工段階までの技術的ノウハウを具体的な手法により研究開発し、実証した事項について実施手順および機能効果について論じた。

第5章では、石炭灰造粒物の生物親和性に係る事項について論じた。珪藻類の付着状況、アサリやシジミといった有用二枚貝への生息基盤、およびアマモ育成基盤としての適用性を研究した。室内実験や現地実験、および現地調査により石炭灰造粒物の生物生息基盤としての親和性を評価すると共に、実証試験により生物生息基盤への適用手法について評価した。

第6章では、覆砂事業に必要な流れ・波浪による石炭灰造粒物の耐波浪特性について、主として水理模型実験により論じた。本研究において、流れや・波浪による石炭灰造粒物の移動限界特性の検討、覆砂後の波浪移動の予測を数値解析により定式化した。また、草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の浸食防止工について検討した。

最後に第7章では、各章の内容を要約整理するとともに、本研究で得られた研究成果を総括し、今後の研究課題を取りまとめた。

なお、第7章は本研究論文の独立した要約として小冊子にすることが可能な内容で取りまとめる。



注1) 第2,3,4,5,6章は本研究に係る公表論文を主体に論じる。

注2) 第2,3,5,6章の第1節は既往研究のレビューにより概説する。

図-1.5.1 論文の構成

## 1.6 石炭灰造粒物覆砂技術の活用に関する索引

### 1.6.1 石炭灰造粒物覆砂技術による底質改善の手順

石炭灰造粒物覆砂技術による底質改善の実施フローは、図-1.6.1に示すとおりである。還元状態となった沿岸域を再生させるためには、単に底質の改善だけではなく、生物が生息できる場の復元が必要である。生物の生息環境に係る環境構築の方針が十分に策定されていない場合は、周辺の自然環境や類似事例などから、柔軟な対応を行えるような事業計画を策定する。

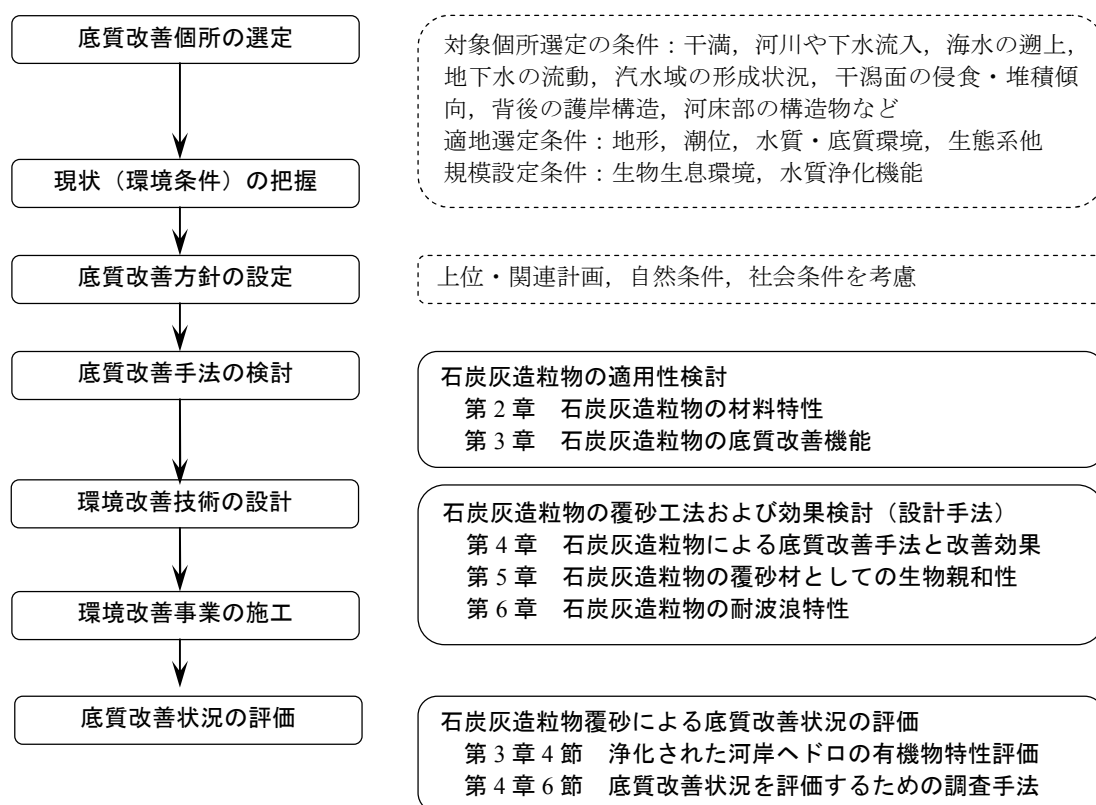


図-1.6.1 石炭灰造粒物による底質改善技術の実施フロー

### 1.6.2 沿岸域の底質環境改善方針の設定（索引）

沿岸域の底質環境改善方針の設定に際しては、対象域の自然・社会条件を含めた環境条件をもとにその底質環境をどのように改善するかを考慮し、併せて生息生物種の生態に配慮するとともに、環境条件に応じて相互に関連する対策技術を適切に組み合わせることが重要である。

改善すべき底質環境条件とその対策および石炭灰造粒物覆砂適用技術の関係を図-1.6.2に示した。索引枠（右枠）には、第2～6章の関連節番号を索引として示した。

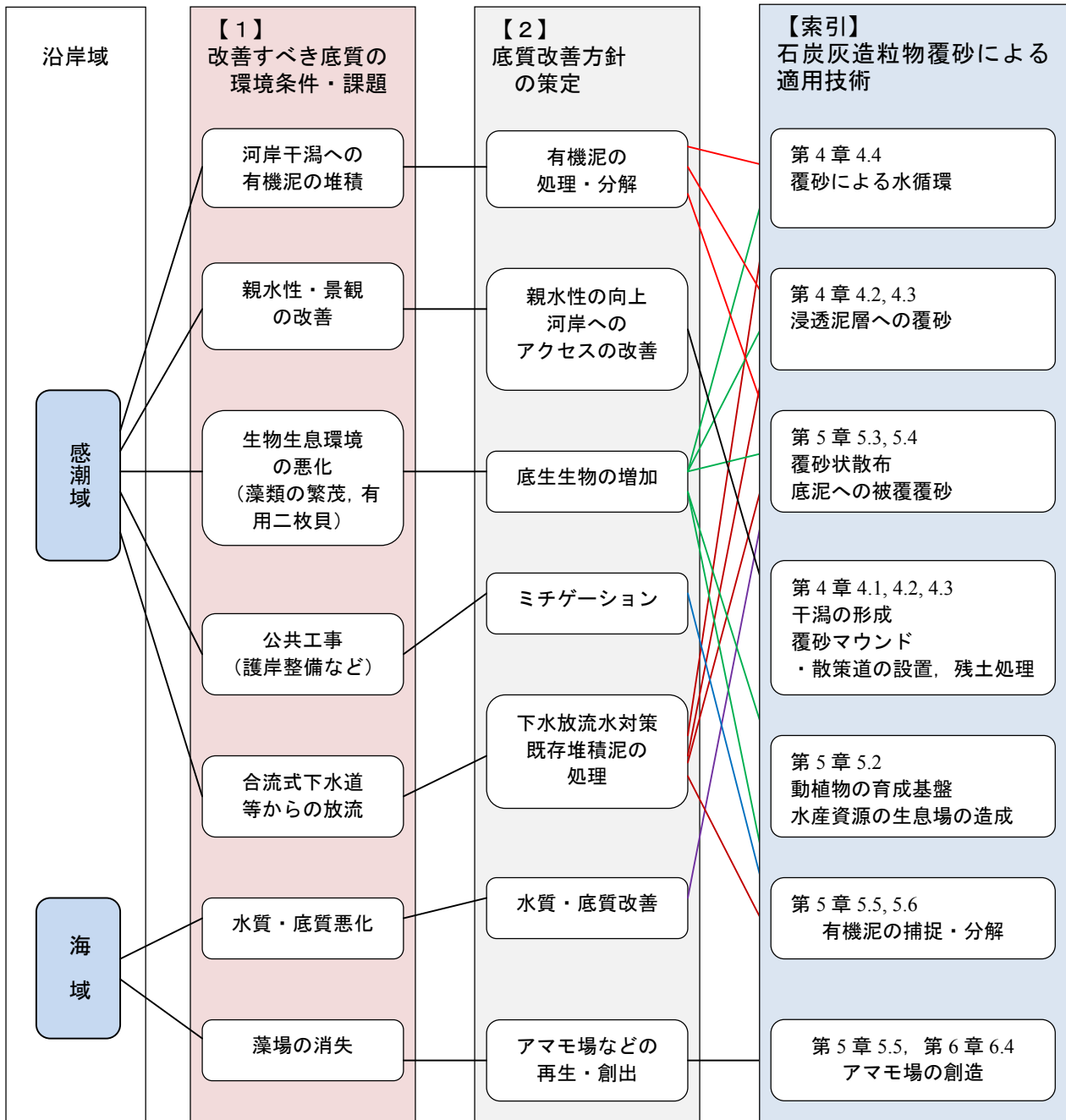


図-1.6.2 改善すべき底質の改善条件と石炭灰造粒物による適用技術



## 1.6 用語の定義

### 石炭灰 (Coal ash)

石炭灰火力発電所から産出される産業副産物.

### フライアッシュ (Fly ash)

石炭火力発電所の微粉炭燃焼ボイラの燃焼ガスから電気集じん器で採取された石炭灰.

### クリンカアッシュ (Clinker ash)

石炭火力発電所の微粉炭燃焼ボイラの炉底 (クリンカホッパ) に落下採取された石炭灰.

### 石炭灰造粒物 (Granulated coal ash) :

石炭火力発電所から産出されるフライアッシュをセメントで造粒・固化した海砂代替材.  
産業副産物 (Industrial by-product)

産業活動に伴い副次的に産出される物質であり, 再生資源および廃棄物等を含む.

### 再生資源 (Recycling resources)

産業副産物等のうち有用なもので原材料として利用できるもの又はその可能性があるもの.

### アルカリ剤造粒物 (Alkaline granulated material)

石炭灰造粒物を含む CaO を含む酸化物を溶出する造粒物の総称.

### 還元有機泥 (sludge)

有機物を多量に含み底質に堆積し還元状態となった底泥. 本研究での改善対象物となる.

### 覆砂 (Covering)

汚濁の進んだ海底面を良質な材料で覆うことにより, 底泥からの栄養塩類の溶出を低減し, 底生生物などの生息環境を改善する.

### 底質 (Sediment)

海域, 河川, 湖沼など水域の底に溜まった表層土.

### 底質改善 (Sediment improvement)

還元状態の有機泥が堆積し生物相が貧弱となった沿岸域の水底表層土の性状を好気状態に改質し底生生物などの生息環境を改善する.

### 被覆層 (Over layer)

底泥上へ散布された覆砂材の層で, 原泥と混合状態にないもの.

### スカム (Scum)

汚泥が自ら発生した気体を含んで軽くなり水面に浮上したもの. 油脂類や比重の低い有機物を多量に含んでいる.

### 還元物質 (ODU : Oxygen Demand Unit)

$\text{H}_2\text{S}$  や  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  などの還元物質濃度を酸素消費量に換算した物質質量.

### セディメントトラップ (Sediment trap)

上方から下方へ沈降する粒子を補修する器具および手法.

### 生物親和性 (Biological affinity)

生物生息の容易さ. 人工材料が生物へ与える影響の度合い.

### 吸着サイト (Adsorption site)

硫化水素等を化学的に分解, 吸収する物質面の総称.

## 第1章 関連参考文献

- 1) リサイクルポート推進協議会：港湾工事推奨用リサイクル製品便覧（平成 25 年度版），pp.134-140, 3/2014.
- 2) 金谷弦，中村泰男，東博紀，牧秀明：都市沿岸海域の底質環境劣化の機構とその底生生物影響評価に関する研究，国立環境研究所プロジェクト報告，第 106 号，2013.
- 3) 経済産業省中国経済環境局：閉鎖性水域の海域別調査（瀬戸内海）～最適な費用対効果の水環境改善対策の組み合わせ調査～報告書，p139, 2009.
- 4) 経済産業省中国経済産業局：平成 22 年度地域新産業創出促進事業－瀬戸内海再生ニュービジネス創出調査事業－報告書，pp.2\_16-2\_23, 2/2011.
- 5) 一般財団法人広島県環境保健協会，株式会社エネルギア・エコ・マテリア：閉鎖性海域における水環境改善技術実証試験結果報告書，平成 22 年度環境技術実証事業（環境省），pp.13-14, 5/2011.
- 6) 中国電力株式会社：Hi ビーズ（製品パンフレット），9/2015
- 7) 国土交通省：NETIS 新技術情報提供システム，環境修復用の砂代替材－石炭灰を使用した環境修復用砂代替材－（Hi ビーズ）  
[http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetail1.asp?REG\\_NO=SKK-120002](http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetail1.asp?REG_NO=SKK-120002), 4/2016.
- 8) 国土交通省：NETIS 新技術情報提供システム，Fine ビーズ ～石炭灰を活用した締固め改善材～  
[http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetailPreview.asp?REG\\_NO=SKK-120003](http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetailPreview.asp?REG_NO=SKK-120003), 4/2016
- 9) 環境省：閉鎖性海域における水環境改善技術分野平成 22 年度実証試験結果報告書の概要
- 10) 山口県廃棄物・リサイクル対策課：山口県認定リサイクル製品一覧表，山口県 HP，  
<http://www.pref.yamaguchi.lg.jp/cms/a15700/22zeroemi/r-ichiran.html>, 5/2013.
- 11) 島根県環境生活部環境政策課：しまねグリーン製品のご紹介（パンフレット），3/2014.
- 12) 国土交通省港湾局：港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針，5/2004.  
<http://www.mlit.go.jp/kowan/recycle/>
- 13) 国土交通省港湾局 航空局：港湾・空港等整備におけるリサイクルガイドライン，12/2015.  
[http://www.mlit.go.jp/kowan/kowan\\_fr5\\_000054.html](http://www.mlit.go.jp/kowan/kowan_fr5_000054.html)
- 14) 国土交通省中国地方整備局広島港湾空港技術調査事務所：石炭灰造粒物による底質改善手法の手引き，3/2013.
- 15) 石原健司，小暮敬二：代替材料による地盤改良効果に関する実験的研究，土木施工，vol.48, No.11, pp.84-88, 11/2007.
- 16) 伊藤信一：石炭灰リサイクル材の建設資材への活用～小野田港の石炭灰を利用した SCP 工法～，月間建設 02-10，pp.24-26, 2/2010
- 17) 大中昭：実証プラントによる石炭灰造粒砂（ゼットサンド）の開発，石炭灰有効利用シンポジウム 2003，session-3, 3-3, <http://www.brain-c-jcoal.info/coalash/pdf/CoalAshSympto2003/3-3Ohnaka.pdf>, 12/2003.
- 18) 四国電力株式会社：灰テックビーズ（粒状地盤材料），四国電力株式会社 HP，  
[http://www.yonden.co.jp/energy/environ/ash/use/page\\_08.html](http://www.yonden.co.jp/energy/environ/ash/use/page_08.html), 5/2013.
- 19) 橋本徹，伊藤始，水上隆司：石炭灰を利用した再生路盤材（造粒物）の研究，電力土木，一般

- 社団法人電力土木技術協会, No.356, pp.35-39, 11/2011.
- 20) 中国電力株式会社：2010 エネルギアグループ CSR 報告書, pp.46, 8/2010
  - 21) 富田智, 日比野忠史, 末國光彦, 田多一史, 水野雅光：石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の検討, 海洋開発論文集, Vol.21, pp.743-748, 7/2005.
  - 22) 藤原哲宏, 日比野忠史, 末國光彦, 末次弘道, 富田智, 水野雅光：浸透柱による水循環の形成と底質改善効果の把握, 海洋開発論文集, Vol.23, pp.1135-1140, 7/2007.
  - 23) 藤原哲宏, 日比野忠史, 吉岡一郎, 田多一史：ヘドロが堆積する河岸での浸透柱の敷設による水循環の形成, 海洋開発論文集, Vol.24, pp.651-656, 7/2008.
  - 24) 日比野忠史, 末國光彦, 山田恭平, 田多一史, 富田智, 水野雅光：有機泥の堆積した河岸の親水性向上のための施工技術の検証, 海洋開発論文集, Vol.22, pp.939-944, 6/2006.
  - 25) 藤原哲宏, 西浦大貴, 日比野忠史, 吉岡一郎：河口堆積ヘドロと石炭灰から造る地盤改良材の物理特性, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.105-110, 6/2010.
  - 26) 藤原哲宏, 日比野忠史, 吉岡一郎, 田多一史：砂層河岸に堆積した有機泥の浄化技術の評価, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.69, No.4, pp.I\_102-I\_107, 3/2013.
  - 27) 日比野忠史, 藤原哲宏, 田多一史, 中川保夫：廃棄物リサイクル品を用いた底質改善手法の検討, 土木学会論文集 B3 (海洋開発) Vol.67, No.2, pp.I\_505-I\_510, 6/2011.
  - 28) 藤原哲宏, 日比野忠史, 齊藤直, 阿部真己：ヘドロが堆積する内湾での人工覆砂材による底質改善効果, 海洋開発論文集, Vol.25, pp.389-394, 6/2009.
  - 29) 日比野忠史, 三戸勇吾, 今川昌孝, 駒井克昭, 木村道夫：ヘドロ被覆設計のための海底有機泥挙動の把握, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.141-146, 6/2010
  - 30) 井上省吾, 日高和幸, 木村道夫, 日比野忠史, 首藤敬：石炭灰造粒物の海底散布時の沈降・めり込み特性, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.129-134, 6/2010.
  - 31) 井上省吾, 西野博史, 木村道夫, 日比野忠史, 首藤啓：石炭灰造粒物の海底被覆による海域環境の改善効果, 土木学会論文集 B3 (海洋開発) Vol.67, No.2, pp.511-516, 2011.
  - 32) 末次弘道, 三戸勇吾, 木村道夫, 日比野忠史：ヘドロ化した海域における石炭灰造粒物の海底散布時のめり込み量の評価と予測, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp.523-528, 6/2011.
  - 33) 日比野忠史, 三戸勇吾, 齊藤直, 木村道夫：石炭灰造粒物層による底質改善効果の予測モデルの構築, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp.I\_517-I\_522, 6/2011.
  - 34) 玉井和久, 西野博史, 出路康夫, 日比野忠史, 首藤啓, 西土井誠：石炭灰造粒物の海底被覆による底質環境の改善効果の持続性, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_1145-I\_1150, 2012
  - 35) 玉井和久, 小畑健二, 芳倉勝治, 日比野忠史, 首藤啓, 山本裕規, 三戸勇吾：石炭灰造粒物の海底被覆による中・長期的な海域環境改善効果, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.I\_892-I\_897, 6/2013
  - 36) 特定非営利活動法人瀬戸内里海振興会：底質改良材 (Hi ビーズ) による漁場環境改善実証試験, 瀬戸内里海振興会 HP, <http://www.satoumi.org/report/report.htm>, 5/2013.
  - 37) 樋野和俊, 宮國幸助, 齊藤直, 吉岡一郎：石炭灰造粒物による海域覆砂による底質改善効果の持続性, 土木学会論文集 B2, (海岸工学) Vol.68, No.2, pp.I\_1156-I\_1160, 2012

- 38) 濱田泰広, 田辺弘雄, 清水直樹, 吉岡一郎, 三戸勇吾, 齊藤直, 日比野忠史: スカムが発生する内港での底質環境の改善法の設計と施工, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_1151-I\_1156, 2012
- 39) 福間晴美, 日比野忠史, 山本民次, 齊藤直: 石炭灰造粒物覆砂による環境修復効果—汽水域をフィールドとして—, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.65, No.1, pp.1026-1030, 11/2009.
- 40) 浅岡聡, 山本民次, 早川慎二郎: 石炭灰造粒物による硫化物イオンの除去, 水環境学会誌, Vol.32, No.7, pp.363-368, 7/2009.
- 41) 浅岡聡, 山本民次: 石炭灰造粒物による有機質底泥の改善, 用水と廃水 Vol.51 No.2, pp.157-163, 2009.
- 42) 中下慎也, 河内友一, 吉岡一郎, 日比野忠史: 波, 流れを受ける石炭灰造粒物基盤の安定性に関する研究, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_592-I\_1599, 2012
- 43) 齋藤直, 山本民次, 日比野忠史, 桑原智之, 花岡研一: 底生生物に対する石炭灰造粒物によるリサイクル材の安全性評価, 土木学会論文集 B2, (海岸工学), Vol.67, No.2, pp.I\_1111-I\_1115, 11/2011.
- 44) 中原真哉, 平岡喜代典, 山本民次, 上嶋英機: 石炭灰造粒物の覆砂による底質改善, 水環境学会誌, Vol.35, No.10, pp.159-166, 12/2012.
- 45) 浅岡聡, 山本民次, 山本杏子: 石炭灰造粒物を用いた沿岸底質環境改善材開発のための基礎的研究—栄養塩溶出試験および *Skeletonema costatum* の増殖試験—, 水環境学会誌, Vol.31, No.8, pp.455-462, 4/2008.
- 46) 樋野和俊, 齊藤直, 宮國幸介, 柳楽俊之, 吉岡一郎: 石炭灰造粒物によるアサリ育成基盤の創造, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_1067-I\_1072, 2012
- 47) 藤原哲宏, 中本健二, 日比野忠史, 齊藤直: 地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.I\_1024-I\_1029, 6/2013.
- 48) 越川義功, 日比野忠史, 吉岡一郎, 出路康夫: ヘドロが堆積した港湾における石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_1262-I\_1267, 6/2012.
- 49) 齊藤直, 宮國幸介, 樋野和俊, 日比野忠史: 石炭灰造粒物による津波堆積ヘドロの再資源化, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_102-I\_107, 2012
- 50) 福井勝吾, 李寅鉄, 齊藤直, 日比野忠史: 韓国竜院湾における底質環境改善法の設計, 土木学会論文集 B2, (海岸工学) Vol.68, No.2, pp.I\_1446-I\_1450, 2012

## 第2章 石炭灰造粒物の材料特性

### 2.1 石炭灰造粒物の基礎特性（概要）

石炭灰造粒物は、火力発電所から発生するフライアッシュをセメントと混合し、適量の加水により造粒・固化した海砂代替材である。中央粒径  $d_{50}=20\text{ mm}$  程度の礫状材料<sup>1)</sup>であり、覆砂材として硫化水素の発生抑制・吸着およびリン酸（栄養物質）の吸着効果が確認されている。覆砂材、干潟再生材として酸化物を溶出する空隙率の大きい石炭灰造粒物透水層を設置することにより、堆積泥による目詰まり防止（イオン交換による透水性の向上）、間隙内への大気を取り込みと流れによるDO供給（酸化状態の確保）、そして有機泥の分解と流出による有機泥の減量が期待される<sup>2), 3)</sup>。本章では、石炭灰造粒物の基礎特性を示すとともに、これまで明らかにされていない材料特性として、配合調整した石炭灰造粒物の物理化学的特性変化、覆砂層のアルカリ環境維持（pH上昇）特性、溶存態イオンの溶出特性、および13年経過した造粒物の長期的な機能維持について論じる。

#### 2.1.1 石炭灰造粒物の材料特性

石炭灰造粒物の基本的物性一覧を表-2.1.1に示す。砂質土より軽量で、吸水率が大きい特徴を有している。

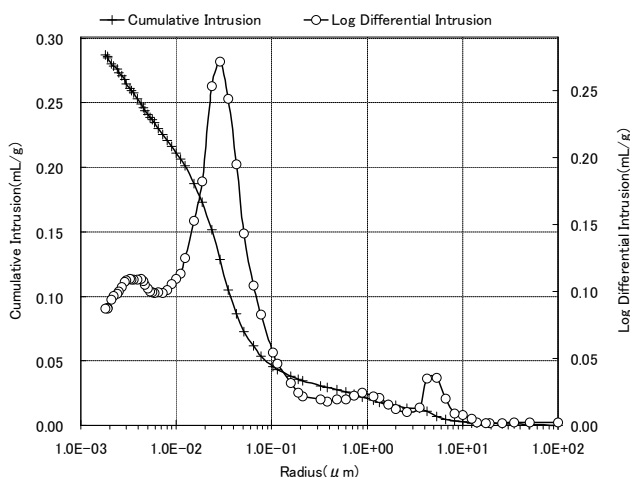
表-2.1.1 石炭灰造粒物の基本的物性一覧<sup>1)</sup>

品質項目	単位	試験方法	規格値	備考
土粒子の密度	g/cm <sup>3</sup>	JIS-A-1202	2.1~2.4	砂質土 2.6~2.8
乾燥密度	g/cm <sup>3</sup>	JIS-A-1225	0.8~1.1	砂質土 1.2~1.8
湿潤密度	g/cm <sup>3</sup>	JIS-A-1225	1.0~1.4	砂質土 1.6~2.0
含水比	%	JIS-A-1203	15~35	
粒度（ふるい）	%	JIS-A-1204	粒度加積曲線参照	
透水試験 （粒径40mm以下）	m/s	JIS-A-1218	1.04×10 <sup>-2</sup> m/s (0Ec)	
			4.99×10 <sup>-7</sup> m/s (6Ec)	
最適含水比	%	JIS-A-1210	40~50 (5mm以下)	
			20~30 (40mm以下)	
吸水率	%	JIS-A-1110 JIS-A-1109	15~25	水砕スラグ 0.5~3.0
三軸圧縮強度 内部摩擦角 （粒径40mm以下）	度	JGS 0524	35以上 (0Ec)	礫質土 35° 砂質土 30° 水砕スラグ 35°
			45以上 (6Ec)	
圧壊強度	MPa	JIS-Z-8841	1.2以上	
重金属の溶出試験	-	海洋汚染基準 （昭和48.2.17 総令6）	基準値以下	陸上利用の場合は「土壌の汚染に係る環境基準」

出典) 中国電力㈱：Hi ビーズ（製品パンフレット）<sup>1)</sup> 掲載図を転載

## 2.1.2 物理化学特性に関する既往の研究

石炭灰造粒物の細孔径について、樋野和俊ら(2010)<sup>4)</sup>は、水銀圧入法により測定している。図-2.1.1 および表-2.1.2 にその結果を示す。測定結果によると平均細孔半径は0.011  $\mu\text{m}$  で、メソポア範囲(直径2~50nmの細孔)の細孔が多く、細孔容積も0.29 ml/gとなっている。石炭灰造粒物の気孔率は40%あることから、無数の微細孔を保有しており、この微細孔が大きな表面積となり物質の吸着に優位に働くと考察している。海域への石炭灰造粒物の敷設状況を写真-2.1.1へ示す。表層へ藻類が繁茂しており、これまで覆砂材として活用されてきた海砂とは異なる様相を示しており、単なるカバーリング材の効果以上の特性を有することが想定される。



出典) 石炭灰造粒物の環境改善効果に係る基礎的性状(図-2, 樋野和俊ら, 土木学会第65回年次学術講演会, 9/2010.)<sup>4)</sup> 掲載図を転載

図-2.1.1 石炭灰造粒物の細孔径分布<sup>4)</sup>

表-2.1.2 石炭灰造粒物の細孔径測定値(水銀圧入法)<sup>4)</sup>

累積細孔容積 (ml/g)	平均細孔半径 ( $\mu\text{m}$ )	気孔率 (%)	かさ密度 (g/ml)	真密度 (g/ml)
0.29	0.011	40	1.4	2.34

出典) 石炭灰造粒物の環境改善効果に係る基礎的性状(表-3, 樋野和俊ら, 土木学会第65回年次学術講演会, 9/2010.)<sup>4)</sup> 掲載表を転載



写真-2.1.1 海域への石炭灰造粒物の敷設状況

## 2.2 配合調整した石炭灰造粒物の物理化学特性

### 2.2.1 配合調整した石炭灰造粒物の製作と物理化学特性に関する実験方法

石炭灰造粒物は、FA（フライアッシュ）と高炉セメント B 種（JIS 規格品）および結合水の化学反応（水和反応とポズラン反応）によって生成される化合物であり、FA とセメントの混合比率により物理化学特性が異なることが想定されるが、その詳細は確認されていない。自然砂礫と異なり非晶質と結晶質の混合物質となっており物理的な材料特性のみでなく、その化学組成によりイオンの溶出特性等が変化することが想定される。

FA とセメント混合率の変化による覆砂材の化学的な組成変化を把握するために、表-2.2.1 に示す様に配合を変化させて、小型パン型造粒機を用いて加水転動造粒方式により造粒物（覆砂材：粒径 10 mm）を試験製作した。なお、比較試料として FA 添加率を可能な限り大きくした FA 固化体（ケース 1）、および FA を添加しないセメント固化体（ケース 5）を試作した。覆砂材としての特性に影響を与えると想定される空隙率、比表面積、細孔径分布、および反応性を評価する非晶質強度を定量的に評価した。

比表面積は、気体吸着法（窒素吸着、BET 多点法：ASAP2420、マイクロメリテック社製）により測定した。また空隙率、細孔径分布は細孔分布測定装置（マイクロメリテックオートポア III9400、島津製作所社製）を用い水銀圧入法（測定範囲：0.005～120 μm）により測定した。なお、空隙率は単位質量あたりの全細孔容積に、乾燥密度を積算した値である。空隙の分布は細孔径に対する細孔容積と加積細孔容積率として表示した。併せて、XRD（X 線回折装置、RAD-RU300、理学電機製）により結晶組成物（化合物）を同定し、同定された物質の半定量解析（Reference Intensity Ratio 法）を実施した。非晶質量の評価は、結晶質と非晶質のピークを分離して非晶質強度を全強度（非晶質含）で除すことで定性的に算出した。また、熱重量・示唆熱分析（差動型熱天秤、Themo plis EVO II、リガク社製）により組成物質量を評価した。

表-2.2.1 試験製作した覆砂材（石炭灰造粒物）の配合<sup>5)</sup>

海砂代替材 試作配合	石炭灰添加率 (重量比)	高炉セメントB種添加率 (重量比)
ケース1	95.0%	5.0%
ケース2	87.0%	13.0%
ケース3	70.0%	30.0%
ケース4	40.0%	60.0%
ケース5	0.0%	100.0%

### 2.2.2 物理化学特性試験の結果と考察

FA 添加量に比例し乾燥密度は低下した（図-2.2.1）。これはセメントに比較し FA の密度が小さいためである。一方、空隙率は FA95 %（ケース 1）で大きかったが、セメント添加率が極端に低く、覆砂材に要求される材料強度は満足されなかった。要求強度を満足する FA 添加率はケース 2 以下であり、FA70 %で空隙率が最大となっていた。これは比表面積（図-2.2.2）が FA70 %で最も高くなっている結果と一致する。細孔容積分布（図-2.2.3）と加積細孔容積分布（図-2.2.4）も FA の添加率に応じて大きく性状が異なっていた。覆砂材の空隙率、比表面積が大きいと底質中の間隙水との接触面積が大きくなるため、溶存態イオンの溶出およびイオン交換等の化学反応性が向上すると評

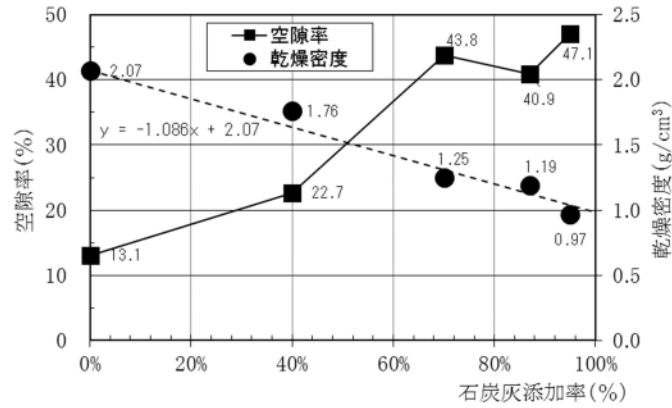


図-2.2.1 覆砂材の配合と空隙率・乾燥密度の関係<sup>5)</sup>

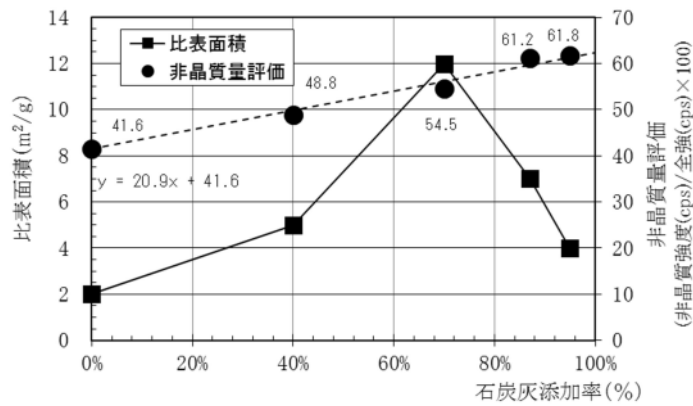


図-2.2.2 覆砂材の配合と比表面積・非晶質量評価の関係<sup>5)</sup>

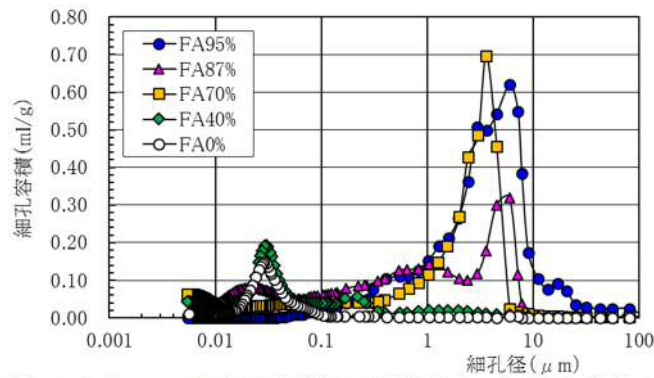


図-2.2.3 FA比率を調整した覆砂材の細孔容積分布<sup>5)</sup>

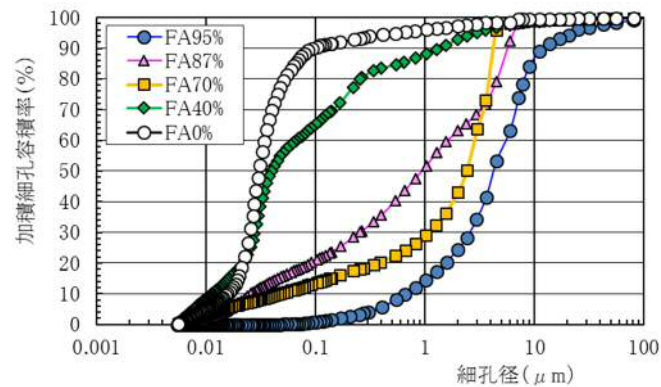


図-2.2.4 FA比率を調整した覆砂材の加積細孔容積率分布<sup>5)</sup>



価できる。また、非晶質量評価が高いほど、覆砂材の組成物質は結晶化しておらず溶存態イオンの溶出が高いと考察する。本実験において、FA 添加率が高いほど非晶質量は高く、結晶化が促進されていない結果が得られた。

一方で、石炭灰造粒物の硬化は、セメントの水和反応、および水和物と FA とのポズラン反応によるものであり、両反応により比表面積と空隙率を最適化する添加率が存在する。比表面積および細孔容積分布から FA70 %程度が覆砂材として反応性が高いと実験結果から評価できる。

### 2.2.3 配合調整した海砂代替材の圧壊強度

配合調整した海砂代替材の圧壊強度試験を実施した。試験は 12 ヶ月養生後に 1 軸圧縮試験機により球形試料を対象とした JIS-Z-8841 圧壊強度試験に基づき実施した。直径 10 mm 程度の試料をそれぞれ 10 個用いた。10 試料の平均値（圧壊強度）と変動係数を図-2.2.5 に示す。石炭灰添加率の増加に伴い、圧壊強度は低下した。これは、図-2.2.6 に示す強度発現に寄与する CaO の構成比の変動と傾向がほぼ一致している。1.2N/mm<sup>2</sup> を品質基準としており、石炭灰添加率 90%程度までは実施工に必要な強度水準が満足されている。

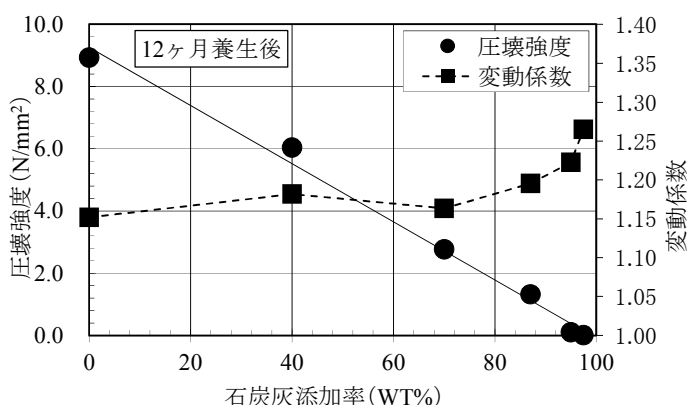


図-2.2.5 配合を変化した海砂代替材の圧壊強度<sup>6)</sup>

### 2.2.4 配合調整した石炭灰造粒物の主要元素構成比

30 ヶ月養生した海砂代替材 5 ケースを用いた蛍光 X 線分析装置により元素構成比を分析した (図-2.2.6)。微量元素も分析したが、ここでは主要な構成元素を示した。横軸は石炭灰の添加率、縦軸は XRF 分析で得られた元素構成比である。配合調整した海砂代替材の元素構成比が明らかとなった。Si, Al および Fe は石炭灰の添加率に伴い増加した。一方で、Ca, S, および Mg は石炭灰添加率増加に伴い減少した。これらは各材料の混合比率に依存している。産地および産出時期により石炭灰およびセメントの元素構成は変動するため海砂代替材の元素構成も変動するが図-2.2.6 により製造される海砂代替材の元素組成を説明できる。

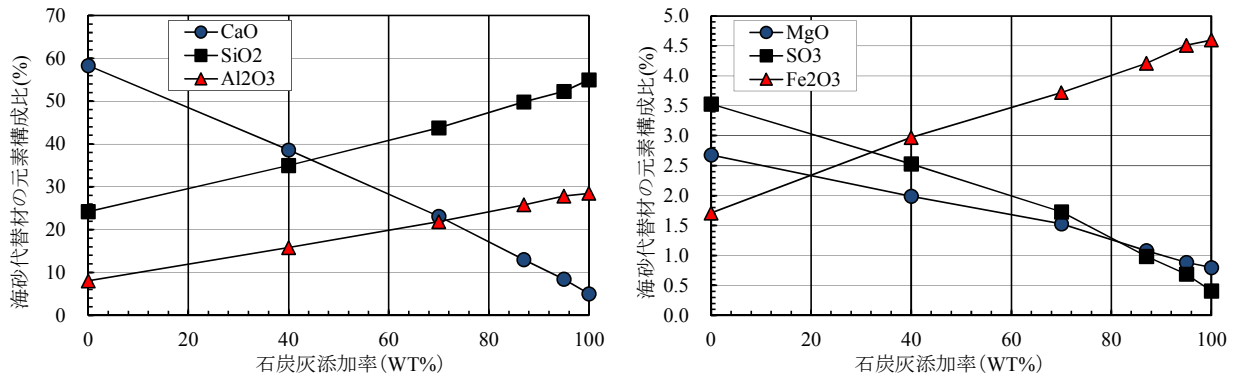


図-2.2.6 配合を変化した海砂代替材の主要元素構成比<sup>6)</sup>

### 2.2.5 石炭灰造粒物の XRD 解析による化合物の同定

配合調整した造粒物を XRD (X 線回折) 解析装置 (RAD-RU300; 理学電気製) により分析した結果, FA 混合率による結晶組成物の違いが確認された (表-2.2.2). これは FA とセメント混合率による水和反応とポゾラン反応率の相違が原因と考察される. 併せて同定された物質の半定量解析 (Reference Intensity Ratio 法) により, FA 混合率の違いによる化合物 (結晶組成物) の定量評価 (表-2.2.2) した. 非晶質量の評価は, 非晶質を含む全強度をピーク分離により算出し, 非晶質強度を全強度で割る事で求めた. 本実験により組成物質の非晶質量 (表-2.2.2) が定量的に明らかとなった. FA 混合率が高いほどセメント量が減少し, セメント水和反応による結晶組成物が減少するため結晶化していない非晶質量が高くなったと考察できる. ケース 1 は, 造粒可能となる最小限のセメント混合率で, FA とほぼ同様の性状と考えられる. 一方で, ケース 5 には FA は添加されておらず, セメント固化体の組成が示されている. 非晶質量評価が高いほど, 覆砂材の組成物質は結晶化しておらず溶存態イオン溶出能力は高くなると考察される.

### 2.2.6 熱重量・示唆熱分析による組成物質の把握

熱重量・示唆熱分析 (TG-DTA 分析) は, 試料を加熱した際に起こる質量変化 (TG) と熱的挙動 (DTA: 発熱や吸熱) を連続的に測定することで, その質量変化を基に, セメント水和物, ポゾラン反応生成物質量の定量化が可能である. 分析条件は窒素ガス雰囲気下で還元状態とし, 温度条件を 25 ~ 1000 °C, 昇温速度を 10 °C/分とした. TG 曲線 (図-2.2.7) は熱重量分析結果であり, TG の下降は質量減少を示す. DTA 曲線 (図-2.2.8) は示差熱分析結果 (熱的挙動) であり, DTA の上昇は発熱現象を, 下降は吸熱現象を示す. 図中 25~300 °C は, 付着水の脱離, カルシウムシリケート水和物や Ettringite 等の脱水分解による質量減少と吸熱が示されている. 400~550 °C は, Ca(OH)<sub>2</sub> (Portlandite) の脱水分解による質量減少と吸熱, 600~900 °C は, 覆砂材に含まれる CaCO<sub>3</sub> (Calcite) の脱炭酸による質量減少と吸熱反応が主な反応である. FA 混合率の増加とともに温度上昇に伴う TG の質量減少率は, 増加 (図-2.2.7) した. これは非晶質量が多いと相対的に結晶水和物が減少し, 高温でも脱水分解量が減り TG が変化しないと考察できる. これは XRD 解析で確認された FA 混合率の増加とともに非晶質量が増加 (表-2.2.2) する傾向と同様であった.

1000 °C において, FA95% の TG は -2.5% であるが, FA0% (セメント固化体) では TG は -15.0% となっている. また FA95% の吸熱量は最も高く, FA0% の吸熱量は最も低い結果となった. これま

で覆砂材として活用されている石炭灰造粒物は、FA87%の混合率である。これは覆砂材として施工する際に必要となる強度（1.2MPa）を満足するセメント混合率より配合を選定している。

FA 混合率を変化させて、土壌反応特性と Ca イオン等溶存態イオン溶出特性をコントロールできれば、後述する石炭灰造粒物による還元有機泥干潟の底質安定化検討が可能になると想定する。土壌反応特性、Ca イオン等溶存態イオン溶出特性は、造粒物の組成性状と密接に関係している。今後は、FA 混合率を変化した造粒物により土壌反応特性、Ca イオン等溶存態イオンの溶出特性を実験的に把握し、本研究で得られた XRD 解析、TG-DTA 分析結果を比較して、土壌反応特性と組成物質の相関関係を評価することが課題である。

表-2.2.2 配合比率を変化させた石炭灰造粒物の定量結果<sup>7)</sup>

相名 (結晶名称)	定量値(wt%)				
	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Case 5
	FA95%	FA87%	FA70%	FA40%	FA0%
非晶質量評価	61.8	61.2	54.5	48.8	41.6
$\text{Al}_6\text{Si}_2\text{O}_{13}$ (Mullite)	48.9	30	19.9	16	0
$\text{SiO}_2$ (Quartz)	24.3	17.8	9.5	9.4	0
$\text{CaCO}_3$ (Calcite)	20.1	46.8	36.6	49.6	13.3
$\text{Ca}_3\text{SiO}_5$ (Hatrurite)	6.8	4.8	13.6	19.5	34.4
$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot (\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$ (Ettringite)	0	0.5	1.0	2.7	2
$\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Portlandite)	0	0	0	2.2	3.3
$\text{CaSiO}_3$ (Wollastonite)	0	0	2.9	0	6.8
$\beta$ - $\text{Ca}_2\text{SiO}_4$	0	0	0	0	36.6
$\gamma$ - $\text{Ca}_2\text{SiO}_4$	0	0	16.3	0	0
$\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{O}_6$	0	0	0	0	3.6
$\text{C}_2\text{H}_2\text{CaO}_4 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaO} \cdot 11\text{H}_2\text{O}$	0	0	0	0.6	0

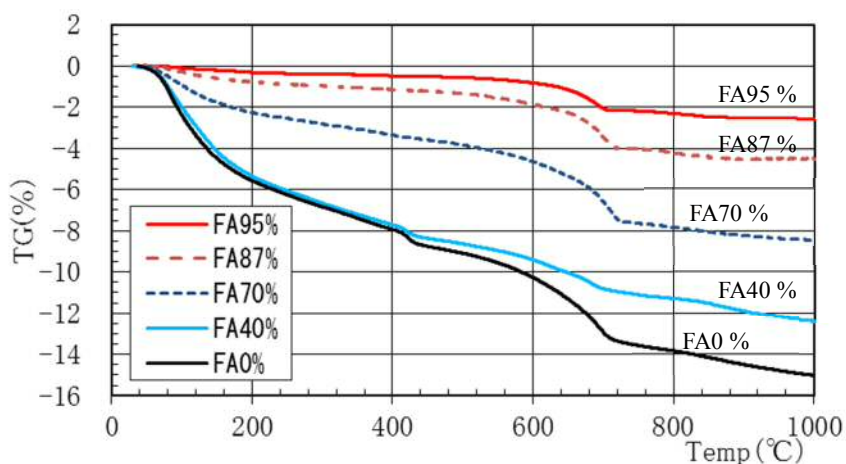


図-2.2.7 FA 混合率を変化した覆砂材の TG 曲線<sup>7)</sup>

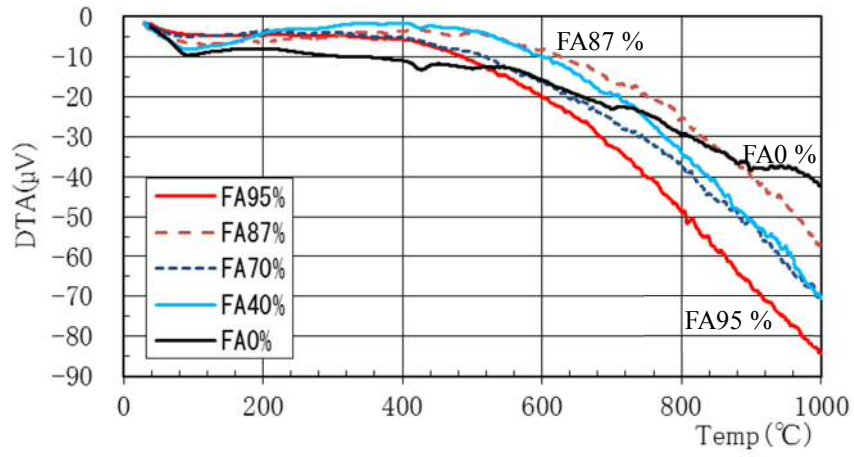


図-2.2.8 FA 混合率を変化した覆砂材の DTA 曲線<sup>7)</sup>

## 2.3 石炭灰造粒物による pH 上昇特性

### 2.3.1 石炭灰造粒物による pH 上昇実験

石炭灰造粒物の覆砂層内および直上水では pH が上昇するが、これまで pH の上昇特性は詳細に評価されていない。本研究では、海水および淡水（純水および河川水）に石炭灰造粒物を敷設した場合の短期的な pH 上昇について、室内実験によりその基礎特性を明らかにする。これまでの現地実証試験や覆砂事業で、敷設箇所の pH 上昇が確認されている。Ca イオンの継続的な溶出によるアルカリ環境を維持することにより、硫化水素の発生抑制や富栄養化した底質からの溶出するリン酸の吸着および溶出抑制が確認されている。その pH 上昇特性は、定性的に確認されているが、定量的な特性評価は十分でない。

本節では、海水および淡水（純水）での石炭灰造粒物の敷設環境を想定した条件を実験室で再現し、①水流が無い貯留状態（静止媒体中の拡散）と②水流がある掛け流し状態（対流項を考慮した拡散）について評価し、覆砂層内の pH 上昇特性について示す。

### 2.3.2 貯留実験による pH 上昇実験（静止媒体中の拡散）

実験用水槽（φ100 mm、高さ 700 mm）に石炭灰造粒物（5 mm 以下）を敷設し、純水（イオン交換水）と海水を表-2.3.1 に示す実験条件で投入し pH の挙動を観察した。pH の測定は図-2.3.1 に示す、①水槽上部、②石炭灰造粒物層直上水（上層 5 cm）、③造粒物間隙水の 3 箇所で 0, 5, 10, 30, 60, 120 分後に行った。ただし、実験用水と造粒物の固液比 1 : 100 の試料については、間隙水は測定できない。初期水の pH は海水 8.1、純水 7.6 とした。静止媒体中の拡散と対流拡散を評価するため、スターラーによる攪拌の有無についても実験条件とした。

また、長期的な石炭灰造粒物の pH 変化を把握するため、固液比 1:10 において、貯留状態でお pH 上昇実験を実施した。200g に 2000mL の河川水を用いて実験した。粒度の影響を評価するために粒径に応じた測定を実施した。

### 2.3.3 かけ流しによる pH 上昇実験（対流項を考慮した拡散）

4000 mL のカラム（図-2.3.5）に石炭灰造粒物を敷設して、純水を掛け流し、カラム下部の排水口での pH の挙動を測定した。石炭灰造粒物の敷設量はカラムの通水断面積で 5%、10%、15% の 3 ケース（表-2.3.2）とした。流量は、20, 40, 200 mL/min の 3 ケースとした。これらの断面流速は、それぞれ、0.25, 0.50, 2.50 cm/min となり、カラム内の純水は、200 分、100 分、20 分で入れ替わる。初期水の pH を 7.6 で実験を開始し、実験用水の pH が定常状態となり十分に安定したことを確認するまで測定した。

### 2.3.4 pH 上昇実験結果と考察

#### (1) 貯留状態での pH 上昇特性

貯留条件での pH 上昇特性を図-2.3.2 に示す。固液比 1:100 においても pH 上昇は 10 分程度で安定した。よって、実験開始 10 分後の pH を図-2.3.3 に整理した。固液比が 10:100 の場合、海水の初期 pH(8.1)は、間隙水で 9.0、水槽上部で 8.5 へ上昇している。また、純水の初期 pH(7.6)は、間隙水で 10.4、水槽上部で 9.9 へ上昇している。固液比が大きいと攪拌の有無は影響しないが、固液比が小

さい場合は、攪拌の影響が明確に確認された。長期的な石炭灰造粒物の pH 変化を把握するため、固液比 1:10 において、貯留した実験結果を図-2.3.4 に示す。粒径による pH 上昇の相違は表面積に影響していると考察できる。感潮河川水のため水質の緩衝作用により pH は時間の経過に従い大きく変動する結果が得られた。本実験結果より、現地においても複雑な緩衝作用により pH は大きく変動することが想定される。

## (2) 掛け流し状態での pH 上昇特性

掛け流し条件での pH 上昇特性を図-2.3.6 ((a), (b), (c)) に示す。流量が 200mL/min, 断面積比 5% においても pH 上昇は 10 分程度で安定した。よって、実験開始 40 分後の pH を図-2.3.6(d)に整理した。純水の初期 pH(7.6)は、断面積比が大きく (15%), 流速が遅い (20 mL/min) 場合 (図-2.3.6(c)) に 10.4 へ上昇している。これは貯留条件 (純水) の間隙水と同程度の pH である。また、流速が大きく断面積が小さい場合でも 9.7 へ上昇している。これは貯留条件 (純水) の直上水 (9.5~9.7) と同程度の pH である。

## (3) pH 上昇実験の考察

本実験により、石炭灰造粒物覆砂による pH 上昇特性が明らかとなった。造粒物を緩衝作用の少ない淡水域で使用する場合の覆砂層内間隙水 pH は 9.5~10.4 程度に維持されると考察する。また、貯留実験結果より、海域で使用する場合の覆砂層内間隙水 pH は、8.0~9.0 程度に維持されると考察できる。なお、現地海域での覆砂箇所では流水の移流、拡散により設置 18 日後において層内間隙水 pH は 8.1~8.7 となっている<sup>9)</sup>。

表-2.3.1 貯留実験 (pH 上昇実験) 条件<sup>8)</sup>

実験用水	2ケース; 純水(イオン交換水), 海水
固液比 (石炭灰造粒物: 実験用水)	実験用水 100 石炭灰造粒物(4ケース) 1, 3, 5, 10
攪拌の有無	2ケース; 攪拌有り, 攪拌無し
pH計測時間	初期値, 5, 10, 20, 60, 120分

表-2.3.2 かけ流し実験条件

項目	実験条件
カラム容量	4,000mL
敷設量	3ケース 通水断面積比 5%, 10%, 15%
流速	3ケース 20mL/min, 40mL/min, 200mL/min

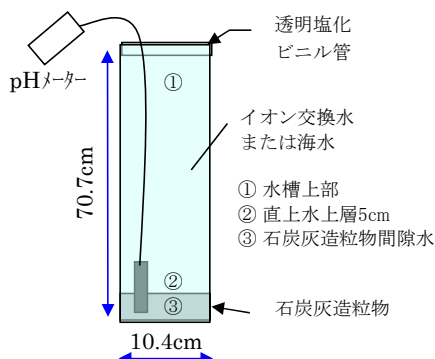


図-2.3.1 貯留実験 (pH 上昇実験) の概要<sup>8)</sup>

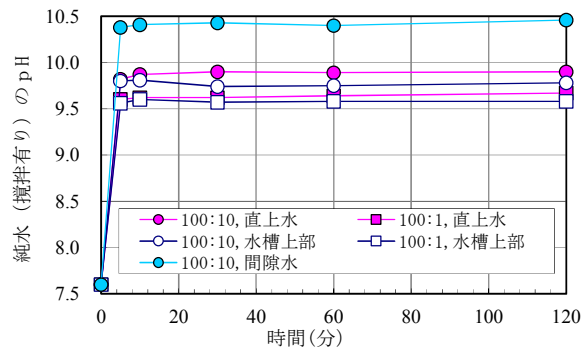


図-2.3.2 石炭灰造粒物による pH 上昇実験結果<sup>8)</sup>

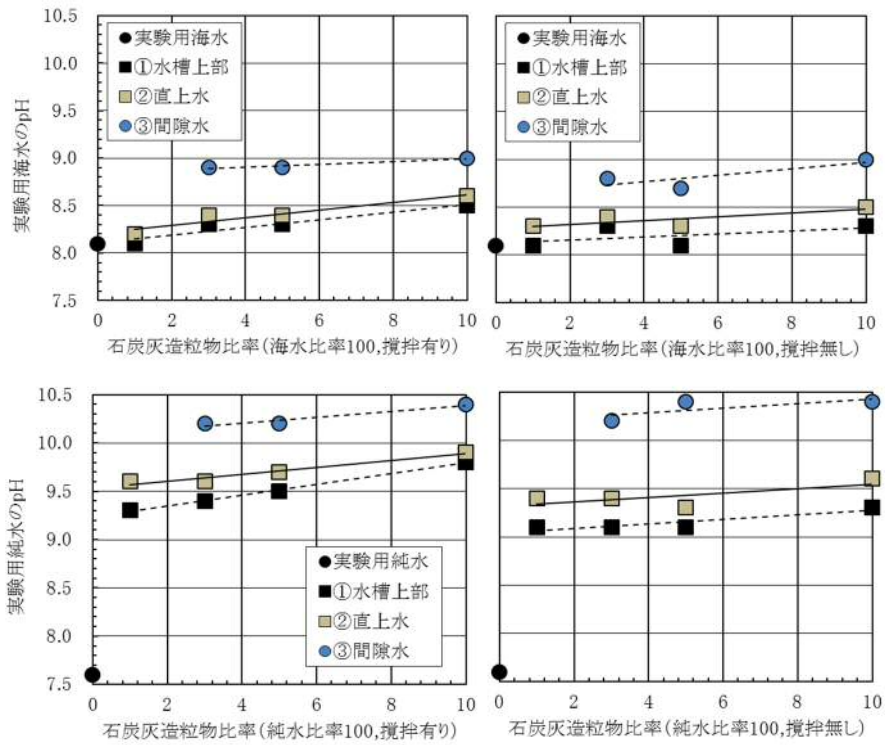


図-2.3.3 石炭灰造粒物による pH 上昇実験結果<sup>8)</sup>

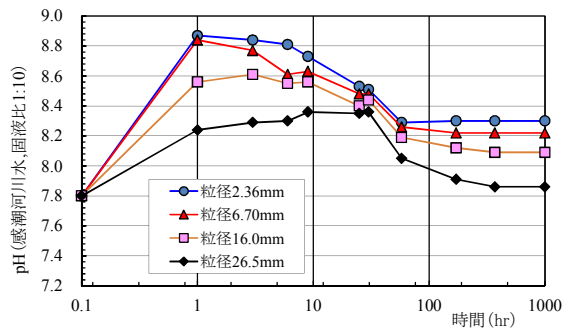


図-2.3.4 石炭灰造粒物による長期 pH 上昇実験結果

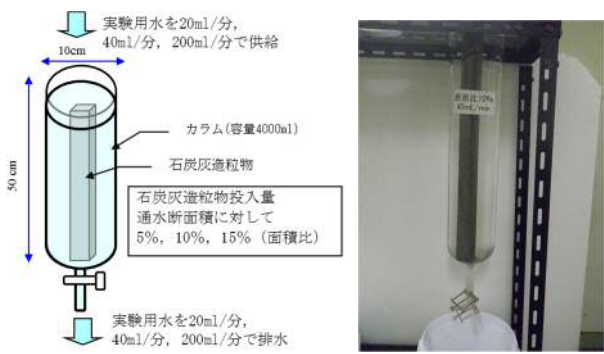


図-2.3.5 石炭灰造粒物によるかけ流し実験概要

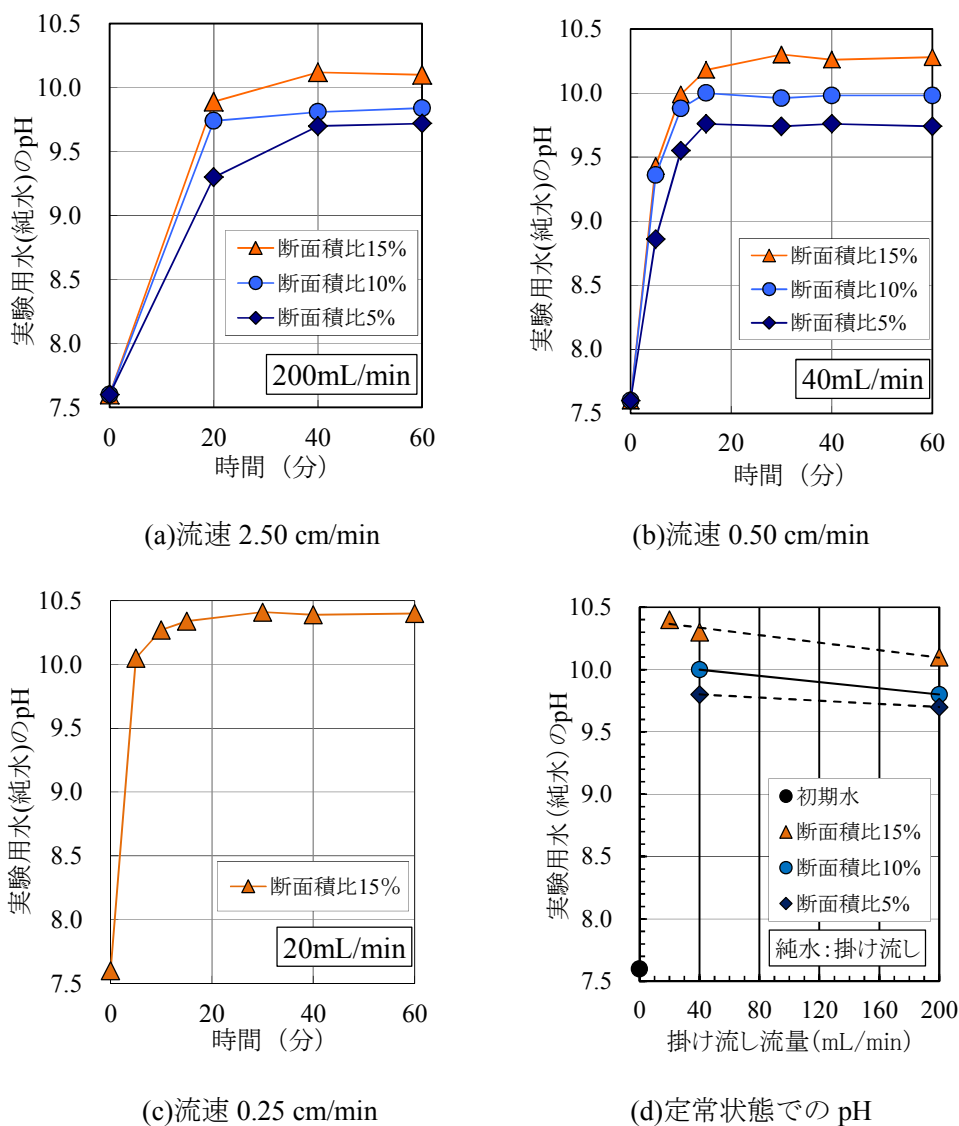


図-2.3.6 掛け流し条件(純水)での pH 上昇特性



## 2.4 石炭灰造粒物の保水特性と溶存態イオンの溶出特性

### 2.4.1 石炭灰造粒物と比較材料の保水特性と Ca 溶出特性

石炭灰造粒物の粗粒分を含めた透水性については、既往の研究<sup>5)</sup>で報告されており粒径 2mm 以上の粗粒分は、一般的な砂礫土と同様の透水性能を有している。本研究では覆砂材として土壤反応性を評価するため、従来明らかにされていない細粒分 (2mm 以下) について、その透水性と保水特性を pF 試験 (砂柱法および遠心法: 地盤工学会規格 JGS0151-2009) により評価 (図-2.4.1) した。石炭灰造粒物と CA の粒度分布は、ほぼ同様である。pF 値 3.0 以上では、毛管現象で連続していた水が脱水により連続が切れはじめる状態である。塑性限界と一致しており難移動性の水分と評価できる。pF 値 1.5~3.0 が保水性に寄与する水分となり、pF 値 1.5 以下の土壤水分は重力に引っ張られて流亡する易移動性水分である。覆砂した石炭灰造粒物の細粒分層内は FA と同等の高い保水性を有すると評価される。CA と同等の粒度分布であるが保水性は向上している。これは石炭灰造粒物の高い空隙率 (約 40%) に起因すると考察できる。

次に、石炭灰造粒物と比較材料 (FA, CA, および自然石 (広島花崗岩)) の Ca イオン溶出特性を室内実験により比較 (図-2.4.2) した。試験材料をイオン交換水で洗浄しプラスチック製ネットに入れてアクリルパイプ内に吊るし、イオン交換水 2 L, 固液比 2.5 %, 20 °C の恒温槽内で、直上水をスターラーで攪拌した。経過日数毎に試料を採水し、ろ過後 (ろ紙 No5 C), Ca イオン溶出量を ICP 質量分析装置 (Agilent 7500 ce) により分析した。分析結果は材料重量で除して単位重量当りの溶出量により評価した。90 日間の Ca イオン溶出量は CA (240  $\mu\text{g/g}$ ) および花崗岩 (70  $\mu\text{g/g}$ ) は微量であり FA (3800  $\mu\text{g/g}$ ) も、30 日でほぼ溶出が止まっている。一方、石炭灰造粒物は一定勾配の溶出速度が維持されており、既往の研究<sup>5)</sup>で、石炭灰造粒物からは 360 日以降も Ca イオンが溶出することが確認されている。本実験により同条件において石炭灰造粒物は、自然石, CA, および FA に比較し Ca イオンの溶出速度が大きいことが定量的に明らかとなった。

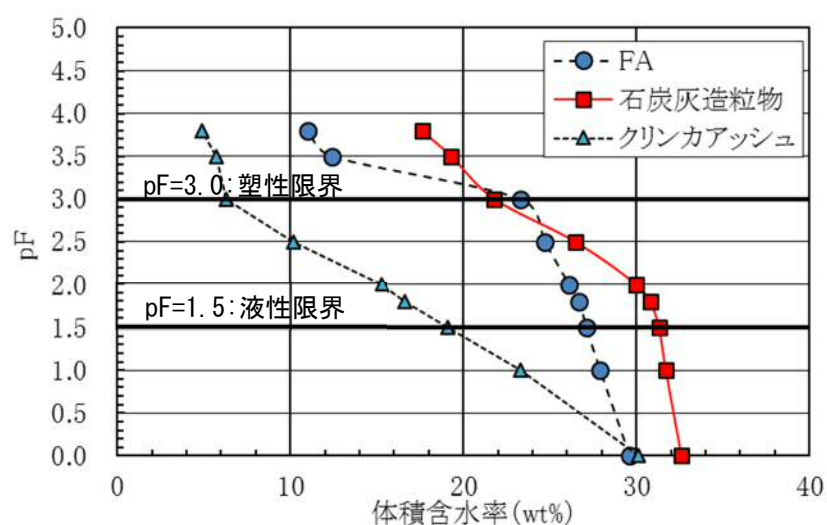


図-2.4.1 石炭灰と石炭灰造粒物 (細粒分) の pF-水分<sup>7)</sup>

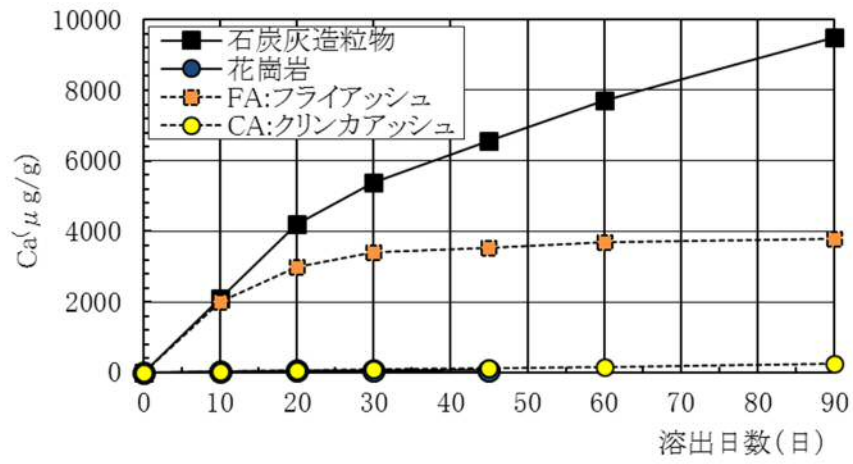


図-2.4.2 石炭灰造粒物と比較材料の Ca 溶出特性<sup>7)</sup>

## 2.4.2 溶存態イオンの溶出試験方法

広島湾ではカキ養殖が盛んであり、カキの主要な餌である珪藻が成長段階に必要とするケイ酸イオンが海域および干潟覆砂材から供給されることを想定し溶出試験を長期的(300日間)に実施した。併せて石炭灰造粒物の主要な組成物質であるが溶出特性が明らかにされていない物質(Ca, Al, Fe, および Mn)の溶出特性を実験的に評価した。溶出試験は石炭灰造粒物(覆砂材:配合ケース2)、広島県産自然石(花崗岩)、および海域工事で用いられる高炉セメントB種コンクリート(呼び強度:30 N/mm<sup>2</sup>)を比較材料として室内実験により実施した。

測定結果を確認しながら十分な溶出が確認されるものについて、長期的(300日間)に実験を継続した。試験材料をイオン交換水で洗浄しプラスチック製ネットに入れてアクリルパイプ内に吊るし、イオン交換水2L、固液比2.5%、20℃の恒温槽内で、直上水をスターラーで攪拌した。経過日数毎に、試料を採水し、ろ過後(ろ紙No5C)、各測定項目を分析(表-2.4.1)した。なお、実験開始30日までは、溶解度維持のため10日毎にイオン交換水を全て入れ替えた。ケイ素の測定には、吸光光度計(UV1600)、その他の測定物質にはICP質量分析装置(Agilent 7500 ce)を使用した。測定結果は材料重量で除して単位重量当りの溶出量により評価した。

表-2.4.1 溶存態イオンの測定方法<sup>5)</sup>

測定項目	測定物質	測定方法	定量下限 (mg/L)
ケイ酸イオン	ケイ素	JIS K 0101 44.1.1	0.100
カルシウムイオン	カルシウム	誘導結合プラズマ 質量分析装置に よる一斉分析法	0.001
アルミニウムイオン	アルミニウム		0.001
鉄イオン	鉄		0.001
マンガンイオン	マンガン		0.001

## 2.4.3 溶出特性試験の結果と考察

実験開始から300日間の測定対象物質の溶出特性を評価するとともに、その結果から比較材料との相違を考察する。鉄、マンガンについては、90日間測定を実施したが、どの材料からもほぼ全試料が定量下限値未満の測定結果であったため、90日間で測定を中止した。鉄、マンガンについては何らかの物質と反応し、溶存態でなく沈殿物として沈降している可能性も推測される。石炭灰造粒物の主な組成物であるCaイオンの溶出量(図-2.4.3)が多い結果であった。自然石である花崗岩からは、各溶存態イオンの溶出は定量下限値以下で、有意な値は確認されなかった。石炭灰造粒物とコンクリートからの300日間の溶存態イオン溶出量を比較するとCaイオン(図-2.4.3)については、ほぼ同等、Siイオン(図-2.4.4)は約5倍、Alイオン(図-2.4.5)は約3倍の溶出が確認された。Caイオンは、石炭灰造粒物の組成物質から遊離、溶出したものと評価できる。コンクリートのセメント添加量は300 kg/m<sup>3</sup>以上であり、試験に用いた石炭灰造粒物のセメント量と比較し2倍程度であるにも関わらずCaイオンの溶出量は同程度であった。これは石炭灰造粒物の空隙率、比表面積および非晶質量の特性に起因すると考察する。Caイオン、Siイオンは、溶出速度が一定勾配で維持されており、1年程度は安定して溶出機能が維持されると評価できる。一方で、Alイオンは、180日経過以降はその溶出が止まっている。

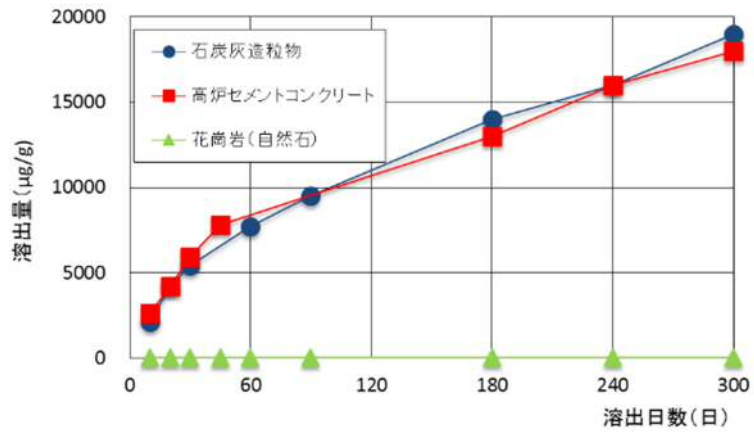


図-2.4.3 乾燥重量当りのカルシウムイオン溶出<sup>5)</sup>

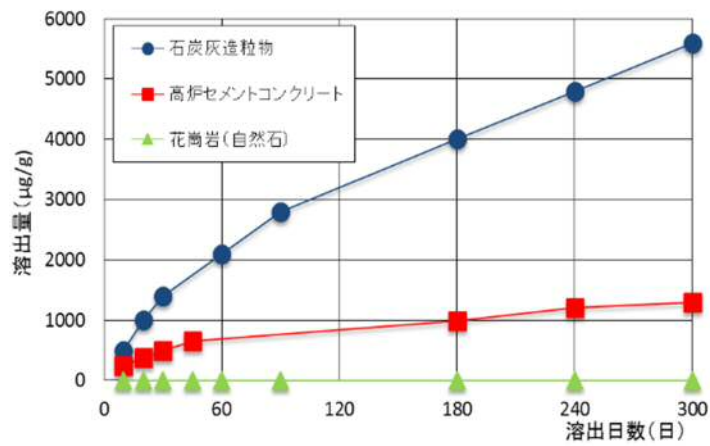


図-2.4.4 乾燥重量当りのケイ酸イオン溶出量<sup>5)</sup>

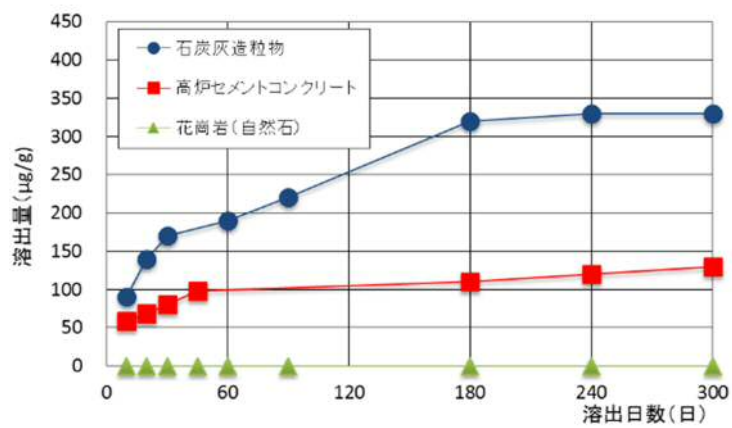


図-2.4.5 乾燥重量当りのアルミニウムイオン溶出量<sup>5)</sup>

## 2.5 環境再生材の材料となるアルカリ剤の化学特性

### 2.5.1 アルカリ剤の化学特性の検討目的

沿岸地盤に堆積する砂泥は溶解（イオンの溶出）やカチオン交換により様々な底質環境を形成している。鋳物から溶出するイオンは生物の成長に極めて重要な働きを持っており、過剰に有機物が堆積する場では鋳物の溶解のし易さが生態系に及ぼす影響は大きくなる。鋳物を構成するシリカ（ $\text{SiO}_2$ ）等の酸化物は酸性土壌を中性化、弱アルカリ性化する他、底棲生物の良好な餌となる植物の活性を高める等、生態系にとって極めて優良な溶出物である。シリカの溶出は土粒子などを構成するSi-O-Si結合（siloxane bond）が加水分解されること、すなわちシリカ表面にあるシラノール基（Si-OH）でアルカリ土類金属イオンがイオン交換することにより促進する。Doveら<sup>10)</sup>は、純水ではシラノール基の加水分解はほとんど起こらないこと、田中<sup>12)</sup>はNaClやKClなどアルカリ金属イオンがシリカゲル表面の水素イオンとイオン交換すると、Si-O-Siの切断が起こりやすくなること、シリカの溶出は陽イオンの種類（イオン半径）にも依存しており、Na溶液よりもCa溶液においてシリカの溶出速度が速いことを示している。上記のように酸化物の溶解は鋳物からのシリカの溶出を誘発する等、土壌を構成する物質の物性を変化させること、溶存イオンの種類によって物性変化の程度が変わることはよく知られている。

本研究では、溶解非晶質の $\text{SiO}_2$ 、 $\text{Al}_2\text{O}_3$ 、 $\text{CaO}$ 、 $\text{Fe}_2\text{O}_3$ 等の酸化鋳物を含んで組成されるアルカリ剤（酸化物）としての性質を有する鋳物の再結晶組成物を対象とする。アルカリ剤が溶解する時には水と反応し水酸化物を介して $\text{OH}^-$ と陽イオンが溶出される。溶出イオンは土壌のpHの上昇と2次鋳物である微細土粒子表面での陽イオン交換により粒子の性質を変化させる。

例えば水和 $\text{Na}^+$ が吸着した粒子に $\text{Ca}^{2+}$ 等の多価の陽イオンが侵入するとSiの溶出の他にカチオン交換に引き続きイオン架橋を形成し微細粒子の凝集（団粒構造化）を起こし易くして土壌環境を改善する。金属イオンを溶出させるアルカリ剤は粒子のコンシステンシー変化（団粒構造化）等を生起させて地盤地下水の流動性向上や地盤の還元化（硫化水素の発生等）を抑制する効果が想定される。コンシステンシー変化は生物棲息場を再生させていく等、有機物が堆積しヘドロ化した沿岸域を再生する可能性を高める。本研究では石炭灰等を用いて作成するアルカリ剤造粒物が還元化した有機泥土壌での生態系を再生する機構を明らかにすることを目標として造粒物の材料となるアルカリ剤の化学特性、主にイオンの溶出特性、水和特性を論じた。

表-2.5.1 各アルカリ剤の化学組成<sup>10)</sup>

アルカリ剤	脱炭スラグ	フライアッシュ	高炉セメントB種
CaO(%)	42.2	1	55
SiO <sub>2</sub> (%)	12.4	63	24.7
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	3.3	27	8.9
MnO(%)	2.8	-	0.1
アルカリ剤の調整方法	粉碎後 75μm以下に調整	Fo(75μmオーバー) Fa(75μmアンダー) の2種類の試料に分級	75μm以下に調整

## 2.5.2 イオンの溶出と水和固化特性の把握

### (1) 対象とするアルカリ剤

本研究では水と混合させることで水和固化体を生成するアルカリ剤を対象とした。用いたアルカリ剤は石炭灰 (FA)、脱炭スラグ (スラグ)、高炉セメントB種 (セメント) である。() 内は本論文中での呼称である。表-2.5.1には用いたアルカリ剤の化学組成が示されている。

#### (a) 石炭灰 (フライアッシュ ; FA)

燃焼炉内で浮遊する溶融状態の灰分が EP (電気集塵機) で捕捉されたものが FA である。FA は石炭が粉碎された微粉炭 (石炭粉) が燃焼炉で 1000℃以上で燃焼した生成灰であるが、数%の微粉炭が未燃焼炭素として残る。石炭には不純物としてカオリナイト、イライト、パイライト、クオーツ等の鉱物が含まれており、これらは約 1600℃の燃焼により溶解し再結晶化する。結晶質として FA に含まれる SiO<sub>2</sub> は 70%程度であるが、そのうち 2 割程度はクオーツ (SiO<sub>2</sub>) とムライト (Al<sub>6</sub>O<sub>13</sub>Si<sub>2</sub>) の結晶相、その他は非晶質のガラス相として存在する。パイライト (FeS<sub>2</sub>) に含まれる鉄は燃焼によりマグネタイト、ヘマタイトに結晶化した酸化鉱物となる (図-2.5.1)。FA は Ca(OH)<sub>2</sub> が加わることで、ポゾラン反応が進行し、水和固化体が生成される。

#### (b) 脱炭スラグ (スラグ)

脱炭スラグは製鋼スラグの 1 種である。製鋼スラグは、鉄鋼製造に伴う副産物である鉄鋼スラグの 1 つであり、銑鉄やスクラップから成分を調節し、鋼を製造する製鋼工程で副生される。脱炭スラグは転炉内で酸素と反応させ除去する工程で生成するスラグであり、Ca、Si などを酸化物として含有する。製鋼スラグは溶解した酸化物等が比較的ゆっくり冷却されるため、主にカルシウムシリケート等の結晶質を有する。製鋼スラグは潜在水硬性を有し、pH を高くすることでイオンを溶出させ固化することが可能だが、固化するためには溶出したイオン結合する相手が必要である。

#### (c) 高炉セメント B 種 (セメント)

潜在水硬性のある高炉スラグ (鉄鋼スラグの一種) の微粉末を普通ポルトランドセメントに 30~60%混合させ製造している。高炉セメントに含まれている酸化物は水和反応を起こり易くするため不安定な結晶である。

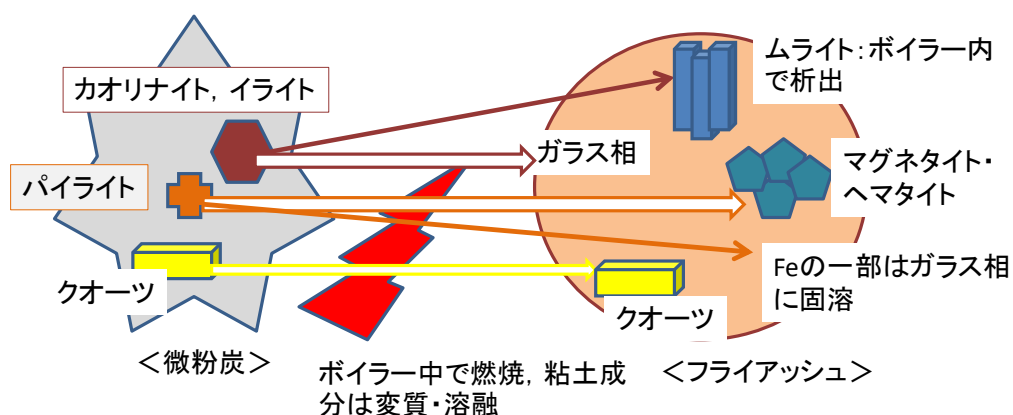


図-2.5.1 微粉炭の約 1600℃の燃焼によるフライアッシュの生成概念図<sup>10)</sup>

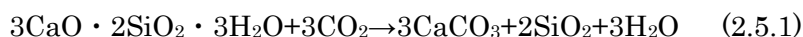
表-2.5.2 各温度での燃焼物<sup>10)</sup>

減少分	減少時の温度
AFtの結合水脱離	75~100℃
AFmの結合水脱離	150℃
C <sub>3</sub> AH <sub>6</sub> の結合水脱離	225℃
CHの結合水脱離	380~430℃
CaCO <sub>3</sub> のCO <sub>2</sub> 脱離	600~850℃

(AF : エトリンガイト水和物, AFm : モノサルフェート水和物,  
C<sub>3</sub>AH<sub>6</sub> : ハイドロガーネット, CH : Ca(OH)<sub>2</sub>)

## (2) 金属イオンの溶出と水和物（固化体）の生成

対象としたアルカリ剤は水に接触すると溶解し、CaやSi等の金属イオンが溶出する。非晶質の酸化金属は水と反応することで、水和物を形成する。Ca、Siイオンは相互に結合し水和反応が進行する。溶出したCa、Siイオンはアルカリ剤表面で水と反応してケイ酸カルシウム水和物（C-S-H）や水酸化カルシウム（Ca(OH)<sub>2</sub>）等の水和物を生成し、アルカリ剤の固化が進行する。アルカリ剤の水和反応が進行し水和物が生成する過程で、水和物の一部は大気中のCO<sub>2</sub>と反応し難溶性の炭酸カルシウムが生成される。そのため炭酸カルシウムの生成が進行することで溶出特性が変化する。白川ら<sup>13)</sup>は、炭酸ガスとセメント水和物の反応への水和の影響について示しており、セメント水和物と炭酸ガスの主な反応を(2.5.1)式のように示している。また、Ca(OH)<sub>2</sub>は炭酸ガスと反応し炭酸カルシウムを生成（(2.5.2)式）しやすい特性を有する。



無機質であるアルカリ剤が燃焼により減量するのは化合物に結合した水酸基（OH<sup>-</sup>）、炭酸基（CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>）、水和物中のH<sub>2</sub>Oの気化によるものである。水酸基を持つ化合物、水和物は燃焼することで水酸基、結合水の脱水が起こり、炭酸カルシウムでは脱炭酸が起こる。水和生成物や炭酸カルシウムの燃焼温度はそれぞれ異なることから、燃焼試験を行うことで水和反応の進行度や生成物の推定が可能と考えられる。表-2.5.2には、各温度で燃焼する水和生成物が示されている。

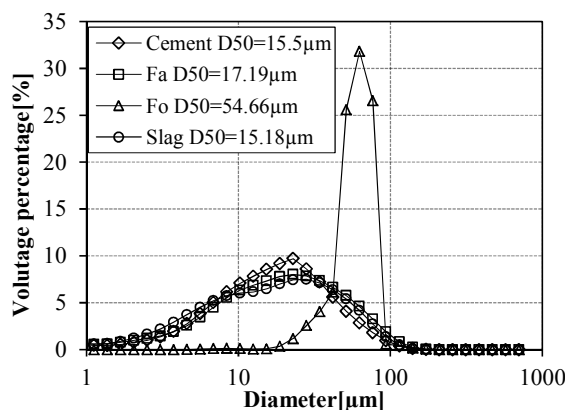


図-2.5.2 各アルカリ剤の粒度分布<sup>10)</sup>

表-2.5.3 海水中の含有物<sup>10)</sup>

成分	重量(g)	濃度(g/L)
塩化マグネシウム(6水塩)	222.23	11.11
塩化カルシウム(2水塩)	30.7	1.54
塩化ストロンチウム(6水塩)	0.85	0.04
塩化カリウム	13.89	0.69
炭酸水素ナトリウム	4.02	0.20
臭化カリウム	2.01	0.10
ホウ酸	0.54	0.03
フッ化ナトリウム	0.06	0.00
塩化ナトリウム	490.68	24.53
硫酸ナトリウム(無水)	81.88	4.09

表-2.5.4 溶媒中のイオン量<sup>10)</sup>

SiO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> [mmol/L]	ND (0.01mmol/L以下)
Ca <sup>2+</sup> [mmol/L]	16.22
Al <sup>3+</sup> [mmol/L]	ND (0.0018mmol/L以下)
Mn [mmol/L]	ND (0.009mmol/L以下)

(表中のイオンは測定項目である)

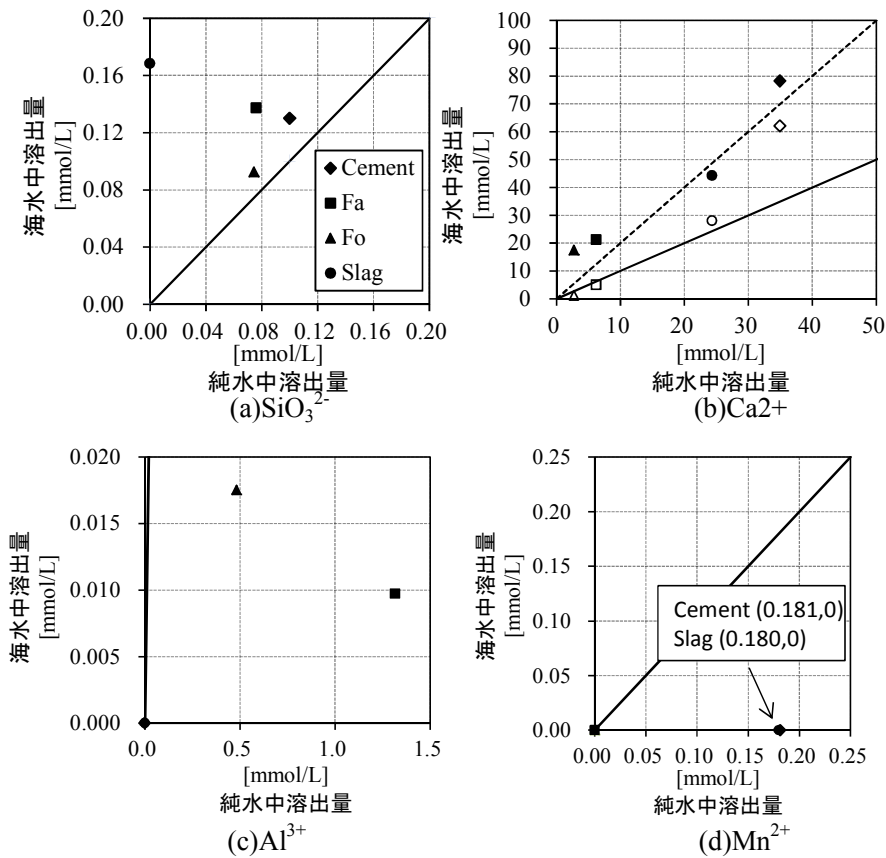


図-2.5.3 各アルカリ剤からの溶出イオン濃度<sup>10)</sup>

(実線上では純水と海水の溶出量が同値, 凡例は図 (a) ~ (d) で共通,  
図(b)中の白抜きは, 海水中に含まれていた Ca 濃度を差し引いた真の溶出量)



### (3) 水和固化に関するアルカリ剤の特性把握試験

#### (a) 溶出試験

イオンの溶出は水とアルカリ剤の表面が接触し、酸化金属が溶解することで起こるため、溶出速度は表面積に依存する。溶解が起こる材料の表面積を可能な程度均一化するため、試料は 75 $\mu$ m で調整された。スラグは粉碎し 75 $\mu$ m 以下に調整、FA は 75 $\mu$ m フルイにより Fo (75 $\mu$ m 残留) と Fa (75 $\mu$ m 通過) の 2 種類の試料に分級した。図-5.2.2 に試験に用いたアルカリ剤の粒度分布を示しており、セメント、Fa、スラグが同分布とみなせる程度に調整されていることがわかる。アルカリ剤からのイオンの溶出は、溶媒に溶存するイオン濃度等に依存するため、溶媒として純水と海水を用いた。

溶出試験は純水溶媒と海水溶媒で比較できる様に、それぞれの溶媒において固液比 1:10 に調節し、100rpm で 6 時間振とう後、1 時間静置させ、ガラス繊維ろ紙グレード GF/F (粒子保持能:0.7 $\mu$ m) のろ紙でろ過した後にイオン濃度を測定した。用いた海水の溶存イオン濃度が表-2.5.3 に示されている。溶解後に測定されたイオンは、アルカリ剤を構成する主成分の酸化金属 (CaO, SiO<sub>2</sub>, AlO<sub>3</sub>, MnO) から溶出する Ca, Si, Al, Mn である。測定量は測定時の存在量であり、化学反応などが起こった場合は実際の溶出量よりも少ない値を示すが、本論文では測定値を溶出量として扱っている。溶媒の性状としてイオンの他に pH, 酸化還元電位 (ORP), 電気伝達度 (EC) を測定した。

#### (b) 燃焼試験

燃焼試験では溶出試験に用いた試料に加えて水和固化させた試料が用いられた。試料は 100 $^{\circ}$ C で乾燥され、燃焼温度を変えて減量が測定された。水和固化の進度は水和固化体からの水の脱離温度が異なることを利用して、200 $^{\circ}$ C, 300 $^{\circ}$ C, 375 $^{\circ}$ C, 500 $^{\circ}$ C, 600 $^{\circ}$ C, 850 $^{\circ}$ C の各温度で燃焼させ、その減量を比較して推定した。アルカリ剤中の水と水の離脱 (表-2.5.2) は 200 $^{\circ}$ C~600 $^{\circ}$ C, 炭酸カルシウムの燃焼は 850 $^{\circ}$ C であることから、水和物と CaCO<sub>3</sub> を区別することができる。

#### (c) 水和固化試験

アルカリ剤に水を加えない状態、水を加えた後、1 時間 (1h), 1 日 (1d), 1 週間 (1w) の 4 段階で生成された水和物の燃焼試験を行った。水和物はアルカリ剤 10g に水 3g を加えて生成された。加水により変化する物質は水和物のみと考え、水和物の燃焼温度から、各段階での水和状態 (水和反応の進行程度) の評価を行った。アルカリ剤の水和反応の進行度の推定は燃焼試験結果 (各温度での減量分布特性) を比較することで行なった。

## 2.5.3 アルカリ剤の化学特性

### (1) 溶出特性

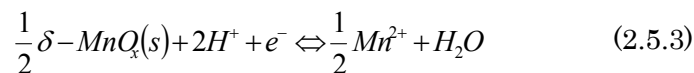
#### (a) 溶媒の性状変化による溶出特性の把握

図-2.5.3 には各アルカリ剤から溶出するイオン濃度の純水溶媒と海水溶媒での比較を示している。図には(a) Si, (b) Ca, (c) Al, (d) Mn の各イオン濃度を示している。図中の実線は純水と海水での溶出量が 1 対 1 となる量を示している。図-2.5.3(b) Ca には溶媒中に含まれていたイオン量 (表-2.5.4) を差し引いたアルカリ剤から溶出した真の溶出量も併せて示している。全てのイオンの溶出量は純水と海水で異なり、かつ各々のイオンで溶出特性が異なっている。全てのアルカリ剤にお

いて海水中での Ca と Si の溶出量は増大する特性があり，セメント，FA では純水に比較して 2 倍を越える溶出量になる．Ca は他の 3 つのイオンの 100 倍以上のオーダーでの溶出があり，Ca の溶出量は FA，スラグ，セメント間で数倍の差がある．Al は FA，Mn はセメントとスラグのみで溶出し，Al，Mn とも純水中での溶出が多くなっている．Al は Ca と結合することで水和物を生成する物質であり，Mn は電子伝達物質である．

図-2.5.4 には各アルカリ剤の F-CaO (フリーライム：未水和の CaO) 含有量と Ca の溶出量関係が示されている．F-CaO はエチレングリコールに溶出した CaO を ICP 発光分光分析法により測定された．Ca<sup>2+</sup>の溶出は C-S-H や CaO から起こるが，初期の溶出段階では F-CaO の反応 (CaO + H<sub>2</sub>O → Ca(OH)<sub>2</sub> → Ca<sup>2+</sup> + 2OH<sup>-</sup>) が優先して起こり，C-S-H からは長期間に渡って溶出する．本試験で溶出している Ca<sup>2+</sup>はほとんどが F-CaO からの溶出であると考えられることから，FA，スラグとも純水では 1 時間で F-CaO の 40%が溶解したと推定される．

図-2.5.5 には溶媒の(a) pH-ORP, (b) ion-pH, (c) ion-ORP 関係が示されている．ion は測定された Al, Ca, Si, Mn イオン溶出量の和である．酸化物から陽イオンが溶出すると OH<sup>-</sup>が生産され，pH は増加する．pH が増加すると ORP は pH 依存性により，図-2.5.5(a)の H<sup>+</sup>/H<sub>2</sub>の勾配 (pH 依存減率) に沿って減少する．純水中でのイオン溶出では ORP は pH 依存減率に近い勾配で変化しているが，海水での ORP は pH 依存減率を越えて低下している．pH 依存減率と異なる ORP の低下は溶存物質の還元反応によって起こることから，海水中ではアルカリ剤の溶解 (イオンの溶出) により酸化還元反応を誘発していることが推定される．図-2.5.5(a)での海水中の ORP 低下は MnO<sub>x</sub>(s)/Mn<sup>2+</sup>の勾配に準じて低下していることから，海水中では Mn イオンからの電子生産により ORP が低下していることが予想される．MnO<sub>x</sub>/Mn<sup>2+</sup>の酸化還元反応は Matocha<sup>14)</sup>により(5.2.3)式で示されている．



$$E_h^0 = 1.29$$

スラグとセメントでは純水中での Mn イオンの溶出が確認できており (図-2.5.3)，(5.2.3)式の反応が起こることが裏付けられる．

イオンの溶出量が純水よりも多い状態にあるにも関わらず (図-2.5.5(b))，pH は純水に比較して海水においてすべてのアルカリ剤で低くなっている．陽イオンの溶出量が多い海水中での pH の上昇量が純水よりも少なくなるためには，陽イオンとともに溶出する OH<sup>-</sup>が消費される必要がある．原ら (2013)<sup>15)</sup>は，セメント処理土の Ca 溶出は海水に含まれる MgCl<sub>2</sub> や MgSO<sub>4</sub> が処理土中の Ca(OH)<sub>2</sub> と反応し不溶性の Mg(OH)<sub>2</sub> を生成すると同時に溶解度の高い CaCl<sub>2</sub> や CaSO<sub>4</sub> の形態に変化させることを示している．海水には約 10%の MgCl が溶存しており，OH<sup>-</sup>は Mg イオンと反応し，不溶性の Mg(OH)<sub>2</sub> が生成されたことが pH を低下させた一因と考えられる．

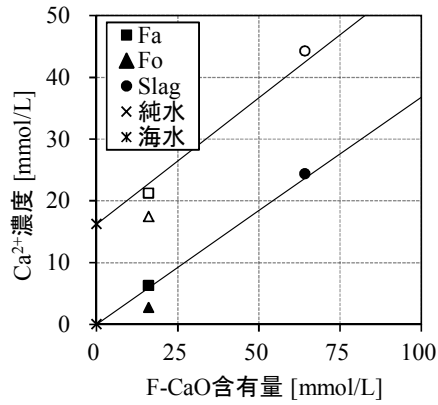


図-2.5.4 F-CaO 含有量-Ca 溶出量関係<sup>10)</sup>  
(黒塗りは純水, 白抜きは海水,, 実線は1:1の線を示す)

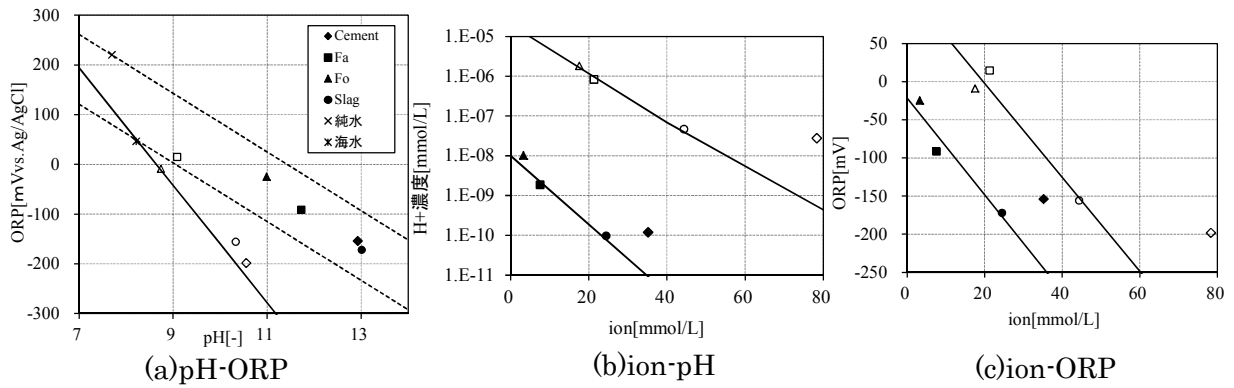
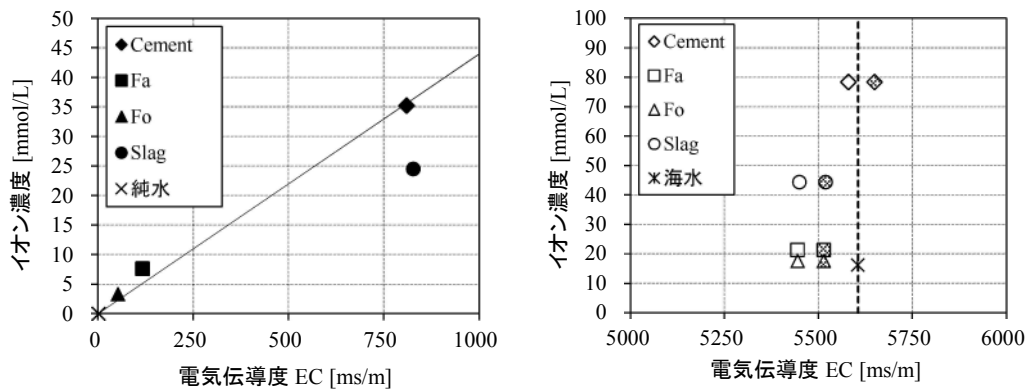


図-2.5.5 各アルカリ剤からのイオン溶出と pH, ORP の変化特性<sup>10)</sup>

(黒塗りは純水, 白抜きは海水での溶出試験結果, ion は Al, Ca, Si, Mn イオンの総量を示す.  
図(a)での点線は水の pH 依存減率, 実線は  $MnO_x(s)/Mn^{2+}$  の pH 依存性を示す.)



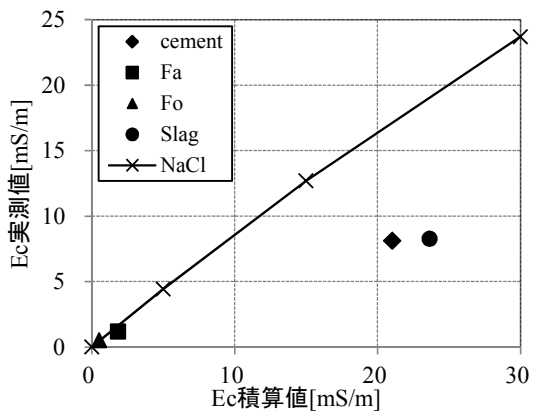
(a) 純水中での溶出

(b) 海水中での溶出

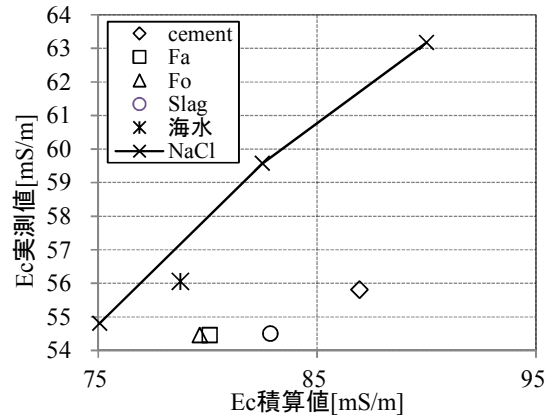
(イオン濃度スケール図(a)の 1/2)

図-2.5.6 各アルカリ剤の Ec-ion 関係<sup>10)</sup>

(図(b)のドットを含むプロットは, 表-5.2.3 中の Mg 濃度を EC 換算した値を含む EC を示す)



(a) 純水中での溶出



(b) 海水中での溶出

図-2.5.7 EC 実測値-積算値関係<sup>10)</sup>

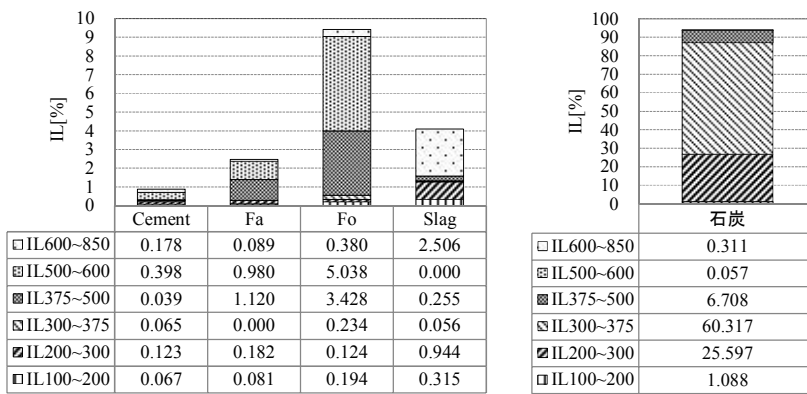
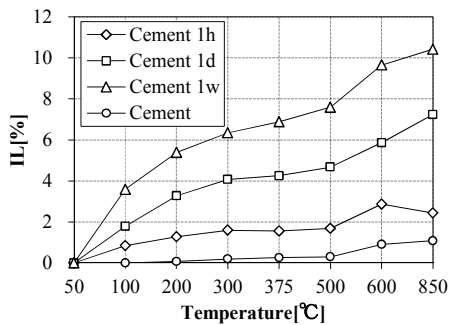
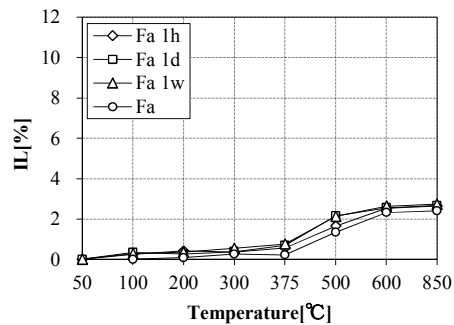


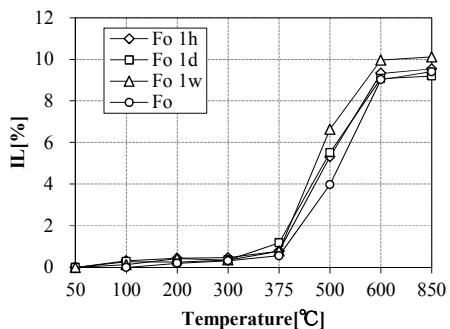
図-2.5.8 各アルカリ剤の燃焼特性<sup>10)</sup>



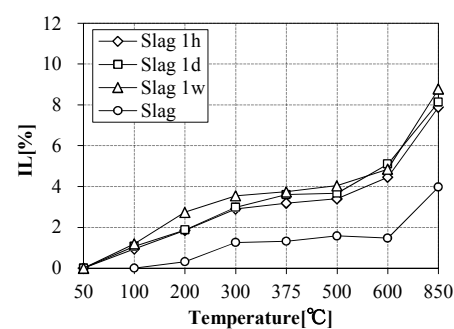
(a) 高炉セメント



(b) FA



(c) Fo



(d) 脱炭スラグ

図-2.5.9 各アルカリ剤の水和反応時間毎の燃焼特性<sup>10)</sup>

## (b) 電気伝導度による溶出イオン量把握の可能性

図-2.5.6にはEC-ion関係、図-2.5.7には溶媒中に存在するイオン量から求めたEC(積算値)と測定値が比較されている。積算ECは各溶融イオンの極限伝導率から求められた。図-2.5.7中の実線は、NaClを溶解して求められたECの関係を示している。ECは溶出イオン量の増加が多いアルカリ剤で大きくなるが、海水ではイオンの溶出によって溶出前の海水のECよりも低くなっている(図-2.5.6)。海水中でイオンの溶出によってECが減少するのは前述した不溶性物質(Mg(OH)<sub>2</sub>)や水和物の生成によるものと考えられる。海水のECがNaイオンのみが示すECに近い値を示しており、海水のECがNaイオンに強く依存していることがわかる。

海水中のpHはMg(OH)<sub>2</sub>が形成されると低下し、図-2.5.5(b)と図-2.5.6からpHとECの関係は反比例の関係であることから、Mgイオン濃度の低下によりECの低下が起こることが予測される。ECへのNaイオンの極限当量伝導率 $\lambda^\circ = 50.11\text{S}\cdot\text{cm}^2/\text{eq}$ 、Caイオンでは $\lambda^\circ = 120\text{S}\cdot\text{cm}^2/\text{eq}$ 、Mgイオンでは $106.06\text{S}\cdot\text{cm}^2/\text{eq}$ であるので、海水中のMgイオンがMg(OH)<sub>2</sub>となることによるECの低下量を見積もると69.38mS/mとなる。図-2.5.6(b)では、海水中のMgイオンが全てMg(OH)<sub>2</sub>となったと仮定し、Mg(OH)<sub>2</sub>の生成によるECの減量分を加えた場合にも海水よりも低いECを示している。

したがってECの低下は水酸化物の生成の他にアルカリ剤から溶解したCa、Si、Alイオンが溶解と同時に水和反応を生起していると考えられ、更なるECの減量分は水和物の生成によって起こっていると考えられる。

## (2) 燃焼特性

### (a) アルカリ剤の燃焼特性

図-2.5.8には各アルカリ剤と石炭の燃焼特性が示されている。石炭の燃焼特性を示したのは、FAに未燃炭素が含まれているためである。燃焼特性が異なることは、水和状態等が異なる成分(化合物)によりアルカリ剤が構成されていることを示している。850℃までの燃焼により脱炭スラグでは約4%、Faでは約2%、Foでは約10%、高炉セメントでは約1%の減量がある。Foでの減量分の90%以上が375~600℃で燃焼しており、石炭の減量分布と比較すると石炭成分より高い温度での燃焼温度であることがわかる。石炭から硫黄、コールタール等の不純物が除かれると燃焼温度が上昇することがわかっており<sup>16)</sup>、この燃焼分が未燃炭素と推定される。

600~850℃で燃焼するのは、CaCO<sub>3</sub>である。脱炭スラグでは減量の60%がCaCO<sub>3</sub>、離脱水も他のアルカリ剤の5倍以上多くあり、CO<sub>2</sub>の吸収や水和が起こり易い素材であると考えられる。

### (b) 水和固化体の燃焼特性

図-2.5.9には各アルカリ剤の水和反応時間毎の燃焼量の変化を示している。セメントでは時間を経るにつれて水和固化体が増加しているのが明確にわかる。スラグは、加水1時間後に燃焼量は2倍程度変化するが、1週間後の変化は1時間で起こる水和の1/2~1/3程度である。セメントでは、加水することにより水和反応の60%が1日で起こり、FAやスラグでは、1週間では水和反応がほとんど起こっていないことがわかる。FAはポゾランであるため、FAの水和反応を促進させるためには、Ca(OH)<sub>2</sub>やNaOHなどの水酸基が必要である。FA中にはSiやAlは豊富に含まれているが、CaO等の酸化物が含まれていないため、FA単独では水和固化が起こらなかったことが考えられる。スラグは水硬性を有しているが、1週間では水和反応が十分に促進されていないことが予測される。また、

セメントでは水和反応時間の増加に伴い各燃焼温度での燃焼量も増加していることから、エトリン  
ガイト水和物や  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  等の水和生成物が生成されていることが確認された。スラグでは  $50\sim 200^\circ\text{C}$   
間で多くの燃焼量が増加していることから、エトリンガイト水和物やモノサルフェート水和物が生  
成されていることが確認できた。

## 2.6 長期養生した海砂代替材の組成物変化

### 2.6.1 海砂代替材の組成物変化

養生開始6ヶ月後と30ヶ月後に、海砂代替材5ケースを用いてXRD回折により結晶組成物を定量評価した。確認された結晶組成物とその化学式を表-2.6.1に示す。6ヶ月養生後の結晶組成物質を図-2.6.1、および30ヶ月養生後の結晶組成物質を図-2.6.2に示す。養生期間により結晶組成物質比が異なることが確認された。石炭灰とセメント水和物によるポズラン反応は長期的に進行しており、6ヶ月以降も継続していると考察される。海砂代替材の主な結晶組成物は、Mulite, Calcite, Quartz, Hatrurite, Portlandite である。石炭灰の添加率にともない Mulite, Quartz は増加、Hatrurite, Portlandite, Calcite は減少している。6ヶ月養生後では石炭灰添加率と結晶組成物の比率について明確な関係性が認められないが、長期養生後では、添加率と結晶組成物の比率に明らかな関係性が認められる。これは造粒物の石炭灰とセメント水和物による硬化反応が十分に進行することに起因していると考察できる。なお、蛍光X線分析(XRF)およびXRD回折による定性・簡易定量分析では、試料を粉砕し均質化して偏りが無くなる様に調整している。

表-2.6.1 実験で確認された結晶組成物とその化学式<sup>6)</sup>

結晶組成物質名称	化学式
Mulite	$Al_6Si_2O_{13}$
Calcite	$CaCO_3$
Quartz	$SiO_2$
Hatrurite	$Ca_3SiO_5$
Portlandite	$Ca(OH)_2$
Magnesite	$MgCO_3$
Sjogrenite	$Mg_6Fe_2(OH)_{16} \cdot CO_3 \cdot 4(H_2O)$

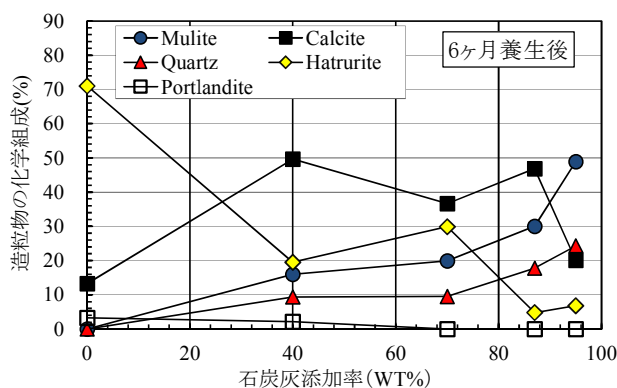


図-2.6.1 配合を変化した海砂代替材の主要元素構成(1)<sup>6)</sup>

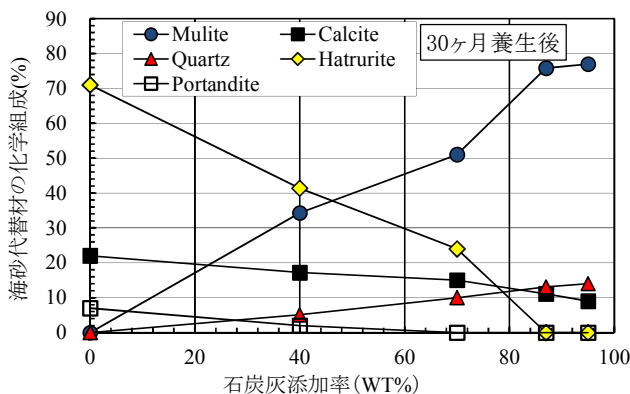


図-2.6.2 配合を変化した海砂代替材の主要元素構成(2)<sup>6)</sup>

## 2.6.2 長期養生試料の SEM 画像による観察および考察

30 ヶ月養生した海砂代替材を SEM 画像により観察した。造粒物は 30 ヶ月の養生後に中心部で分割し、破断面中心部を観察対象箇所とした。写真-2.6.1 の(a)から(e)に造粒物中心を観察した SEM 画像、(f)に海砂代替材の製造に用いた石炭灰の SEM 画像を示す。

石炭灰添加率 70%、および 87% 試料で多数の針状結晶組成物とそれに伴う微細空隙の発達が確認された。この微細空隙は FA 添加率 0% (写真-2.6.1(e)) の造粒物では確認されなかった。SEM 画像観察から微細空隙の発達を最大化する混合率が存在することが考察される。

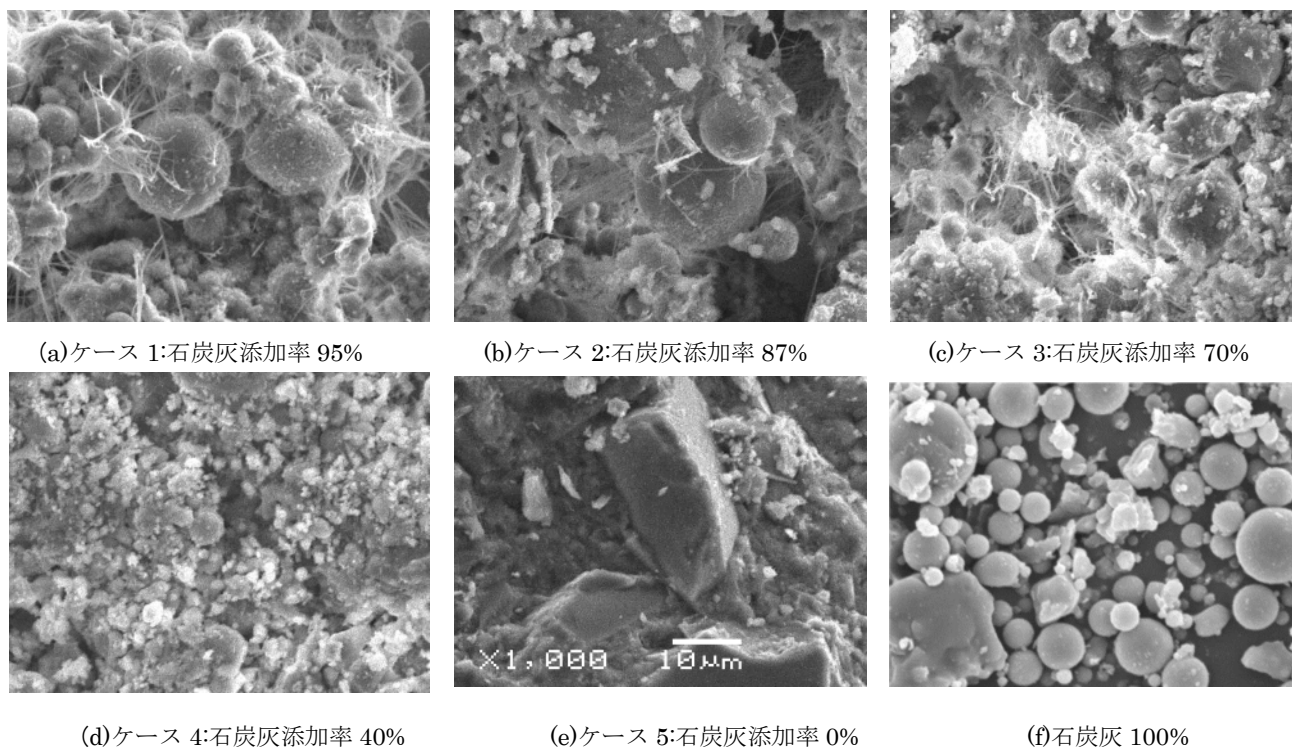


写真-2.6.1 配合調整した海砂代替材 (30 ヶ月養生後) および石炭灰の SEM 画像<sup>6)</sup>

## 2.6.3 長期養生試料の比表面積の変化

石炭灰とセメントの混合比率により比表面積が変化する事を 2 章 2 節で明らかにした。本節では長期的な養生期間の変化により海砂代替材の比表面積がどの様に変化するかを明らかとした。6 ヶ月および 30 ヶ月養生した試料を用い、気体吸着法 (窒素吸着, BET 多点法) により比表面積を測定した。測定結果を図-2.6.3 に示す。養生期間に関わらず、比表面積は配合比率の影響を大きく受けており、石炭灰添加率 70% で大きくなっている。また、6 ヶ月養生と 30 ヶ月養生を比較すると全ての配合で比表面積は増加している。石炭灰添加率が 40% 以下の場合、比表面積は  $8 \text{ m}^2/\text{g}$  以下である。一方 70% では  $20 \text{ m}^2/\text{g}$  以上となっており、大きな相違がある。

本論文 3 章において、石炭灰添加率 70% でポゾラン反応率が高い事 (図-3.6.7) を示しており、ポゾラン反応に伴い微細孔が発達し比表面積が増加すると考察できる。



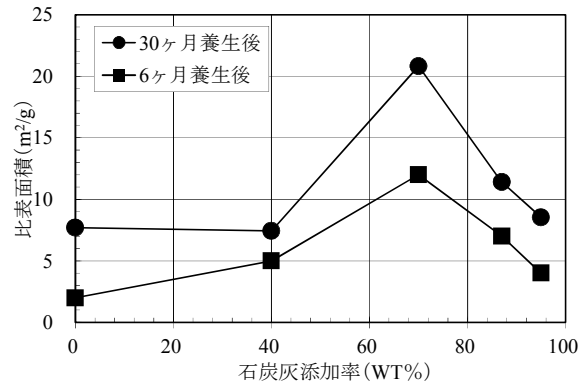


図-2.6.3 長期養生した海砂代替材の比表面積変化<sup>6)</sup>

## 2.7 石炭灰造粒物の長期的な物理化学特性の変化

実海域で長期間覆砂材に活用した場合の海砂代替材としての物理特性（強度、吸水率、形状）の維持や化学特性に伴う組成変化については十分に明らかにされていない。本節では、石炭灰造粒物を覆砂材として活用する場合の長期的な物理化学特性の機能性維持について、実験的に明らかとすることを目的に論じた。敷設後 13 年および 3 年が経過した石炭灰造粒物を採取し、マクロ的な手法とミクロ的な手法により実験し長期特性を評価した。石炭灰造粒物は、セメントをバインダーとした固化物のため、海水中で遊離カルシウムの溶出、水和に伴う pH の上昇や水酸化マグネシウムの生成がある。底質中では生成した水酸化カルシウムが可溶性のシリカと反応してカルシウムシリケート水和物を生成するポズラン反応が起こることを考察（第 3 章 3.2.2）している。個別の反応は定性的に明らかであるが、その反応により石炭灰造粒物の組成がの様に变化するかは未だ明らかにされていない。

本節では、実海域覆砂箇所から採取した試料により物理特性評価のため、圧壊強度試験、吸水率試験を実施した。また、化学特性評価のため、マクロ的な評価として、室内での覆砂層再現実験（pH 上昇試験）を行った。組成変化をミクロ的に把握するため、石炭灰造粒物断面の元素量分析と SEM 観察を行った。更に中心部と表層部の組成の相違が確認された 3 年経過試料について XRD 解析により結晶組成物質を同定した。そして、表層部と中心部に試料を分割して Ca および Si の溶出試験を実施し、組成変化に伴う溶出能力の変化を評価した。

これらの実験、調査により石炭灰造粒物の長期的な覆砂材としての安定性と組成変化のメカニズムについて新たな知見を得た。

### 2.7.1 長期間覆砂に用いた石炭灰造粒物の物理特性

海域底質覆砂材（敷設後 13 年）および干潟覆砂材（敷設後 3 年）として敷設されている石炭灰造粒物を海域より採取（表-2.7.1）し、その物理特性（表-2.7.1）を評価した。比較用材料として、未使用覆砂材（石炭灰造粒物）を準備した。採取したすべての覆砂材について外観を観察したが、摩耗や破碎は無く、形状は安定しており、外観面の劣化は確認されなかった。一方で表層部の色調は製造時の外観と比較して茶黒色に変色していた。これらの圧壊試験を実施し強度を確認した。一軸圧縮試験機により（JIS-Z-8841）に基づき試験を実施した。なお、試験サンプル数は 20 供試体とした。強度特性を評価した結果、未使用品と同等の強度水準（規格値: 1.20 MPa 以上）が維持されていることを確認した。

圧壊試験後の破断面を確認すると、覆砂経年後の試料は、未使用覆砂材と異なり、同心円状の色調変化が確認（写真-1）された。表層からの物質反応によるものと想定されるが、中心部の色調も変化している。石炭灰造粒物はセメントと FA の硬化反応により固化しており、天然材料と異なり、緩やかであるが海水中で組成変化が進行すると想定される。この断面の組成変化については、元素分析により評価することとした。

長期的な物理特性の変化有無を確認するため、吸水率についても試験を実施した。吸水率試験の結果を表-2.7.2 に示す。13 年および 3 年経過試料と未使用覆砂材の吸水率は同程度であった。この結果より、内部空隙等も経年に伴う変化は軽微と考察される。これらの結果より石炭灰造粒物は実海域で長期的（13 年）に海砂代替材として活用されても物理的に安定した材料と評価できる。

表-2.7.1 採取・分析試料の概要<sup>17)</sup>

採取箇所	干潟敷設箇所（表層）	海底覆砂箇所（表層）
覆砂後経過時間	3年	13年
覆砂時期	2012年12月	2002年
採取時期	2015年11月	2015年10月
採取箇所	広島県広島市 一級河川太田川水系 河岸干潟（潮位差4m）	山口県熊毛郡 田布施町 馬島沖 海底底質（水深12m）
敷設環境	好気環境	好気環境
採取方法	干出時に採取	潜水作業により採取

表-2.7.2 採取試料の物理特性<sup>17)</sup>

項目	未使用覆砂材	3年経過試料	13年経過試料
圧壊強度	1.30 MPa	1.33 MPa	1.42 MPa
吸水率	22.0%	22.3%	25.1%
色調	灰色	灰色	茶黒色
外観	-	劣化等なし	劣化等なし

## 2.7.2 長期間覆砂に用いた石炭灰造粒物での覆砂層再現実験（化学特性評価）

石炭灰造粒物の主な化学特性として Ca イオンおよび Si イオンの溶出<sup>5)</sup>がある。石炭灰造粒物の覆砂層内間隙水 pH は周辺環境より上昇する。石炭灰造粒物透水層内間隙水の pH 上昇は遊離 Ca の溶出に起因しており、長期的には Ca 溶出特性が抑制されると想定する。この pH 上昇特性について、マクロ的に把握するために、実験室で現地覆砂層を再現（表-2.7.3）し実験した。採取した試料を用いφ150 mm の円筒形実験水槽内に 100 mm の覆砂層を整形した。これに固液比 1:1 および 1:3 の条件で実験用水を加え、経時変化による pH の上昇を測定した。固液比 1:1 は覆砂層内間隙水の再現を目的とした。固液比 1:3 は、覆砂層直上水の再現である。実験用水は、海水では干渉作用が高く評価が困難なため、純水（イオン交換水）と淡水（活性炭処理した河川水）を用いた。

覆砂 13 年および 3 年経過試料により pH 上昇試験を実施した結果（図-2.7.1, 図-2.7.2）、経過年数に応じて pH 上昇の抑制を確認した。固液比 1:1、純水による実験では、覆砂年数に応じ pH 上昇が緩やかとなった。固液比 1:3 になると純水での pH 上昇抑制が明らかである。固液比 1:1 の淡水では 13 年経過試料の pH 上昇は抑制され、1:3 になると 3 年経過試料も上昇は抑制される。実験では pH は 10 分以内に一定値に収束している。これは現地覆砂層の pH が一定値に維持されることに一致する。本実験により経過年数に応じ pH 上昇は抑制されるが、13 年経過後も一定の pH 上昇特性が維持されていることが明らかとなった。

表-2.7.3 覆砂層再現実験概要<sup>17)</sup>

項目	実験条件
固液比	1:1(層内間隙水を想定), 1:3(直上水を想定)
実験水	2種類: 純水および活性炭処理水
実験材料	3種類 未使用の石炭灰造粒物 13年および3年経過覆砂材試料

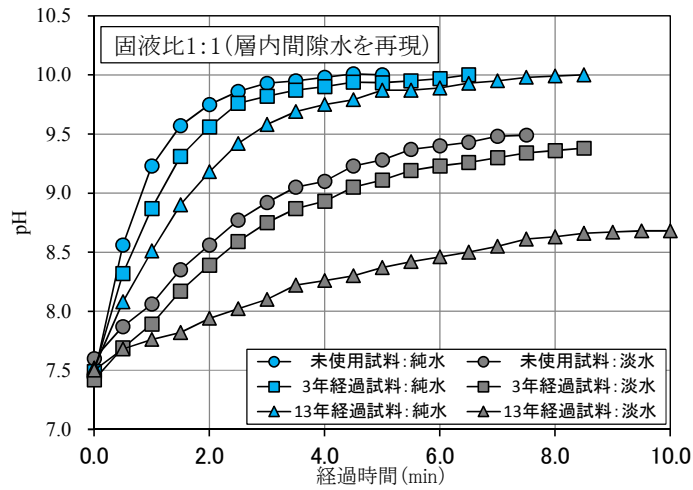


図-2.7.1 石炭灰造粒物覆砂層再現による pH 上昇試験(1)<sup>17)</sup>

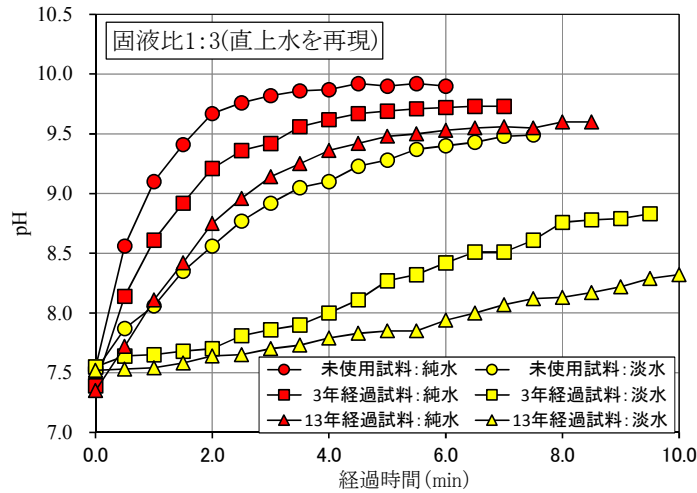


図-2.7.2 石炭灰造粒物覆砂層再現による pH 上昇試験(2)<sup>17)</sup>

## 2.7.3 海水浸漬による化学組成変化

### (1) 海水での長期浸漬による化学組成変化

海砂代替材を海水に3年間浸漬した試料, および実海域で覆砂材として活用し13年が経過した試料の元素構成比と組成物質を分析した. 分析結果は30ヶ月養生し未使用の海砂代替材と化学組成について比較評価した. 比較試料は表-2.2.1のケース2(石炭灰添加率87%)と同じ配合である.

蛍光X線分析による元素構成比の把握とXRD回析による結晶組成物の分析により考察, 評価した. また, 海水への浸漬に伴う組成変化は, 海砂代替材の表層から徐々に進展すると考察されたため, 試料は表層部と中心部に分割し, 偏りが無い様に粉碎処理して分析した. 試料は直径20mmのものを使用し, 中心~半径5mmを中心部, 半径5~10mmを表層部として分割した.

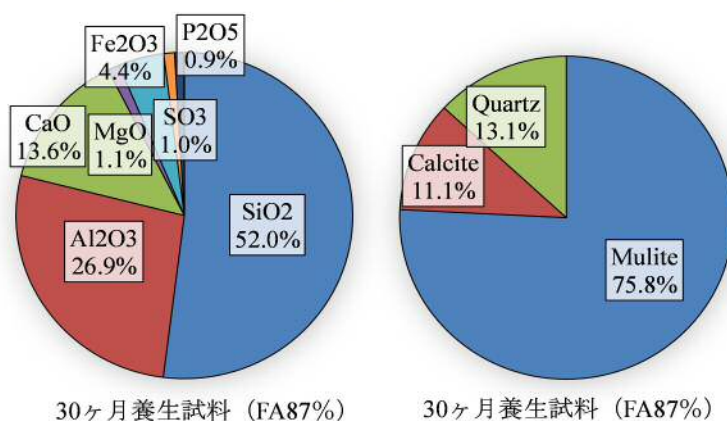


図-2.7.3 長期養生試料の元素構成比と結晶組成物質<sup>6)</sup>

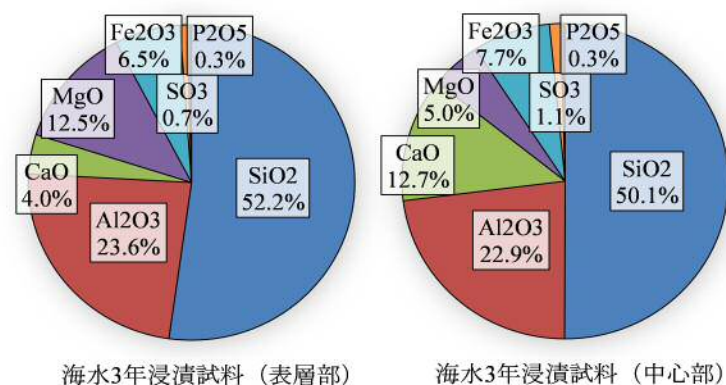


図-2.7.4 海水中で3年間浸漬した海砂代替材の元素構成比<sup>6)</sup>

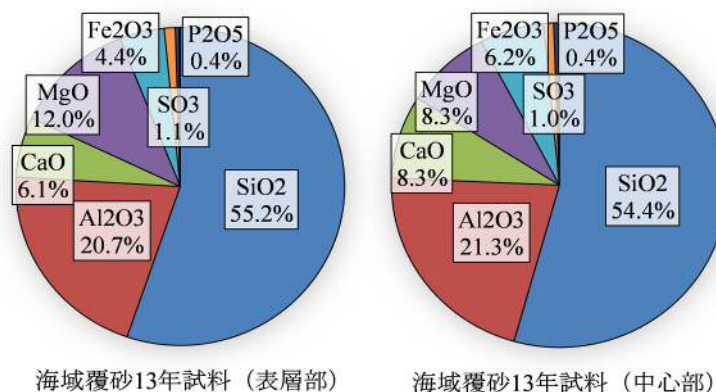


図-2.7.5 13年間海域で活用した海砂代替材の元素構成比<sup>6)</sup>

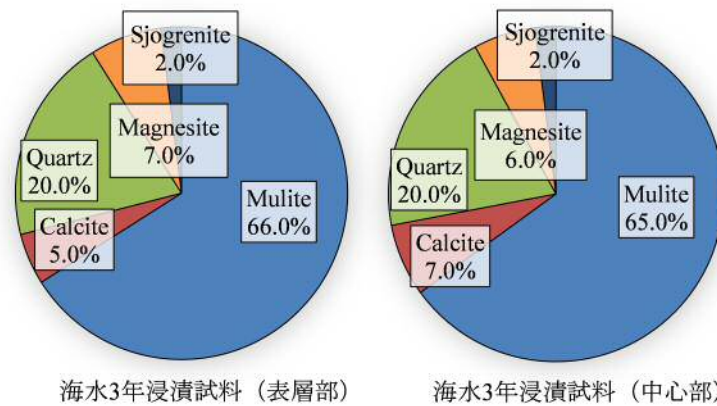


図-2.7.6 海水中で3年間浸漬した海砂代替材の結晶組成物<sup>6)</sup>

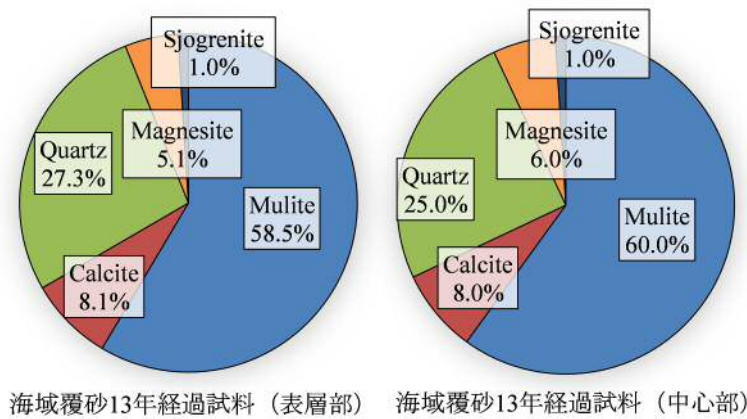


図-2.7.7 13年間海域で活用した海砂代替材の結晶組成物<sup>6)</sup>

## (2) 海水浸漬試料の分析結果と考察

30ヶ月養生し未使用の海砂代替材(石炭灰添加率87%)の元素構成比と結晶組成物質を図-2.7.3に示す。海域で3年間浸漬した試料の元素構成比を図-2.7.4, 結晶組成物質を図-2.7.6に示す。Caの減少とともに、Mgの吸着が確認された。中心部と比較し、表層部はCa減少量が多く、Mg付着量が多い。13年間海域で活用した試料の元素構成比を図-2.7.5, 結晶組成物質を図-2.7.7に示す。Calciteの比率が低下し、Magnesite, およびSjogreniteが生成されている。このメカニズムはCaの溶出と海水由来のMgが交換され、生成されたものと考察される。3年間海水に浸漬した試料と13年間使用した試料の組成変化は、ほぼ同様である。また3年間海水浸漬した試料は中心部と表層部のCaとMgの元素構成比が大きく相違しており、表層からCaとMgの交換反応が進んでいることが把握された。13年経過試料も表層部と中心部の組成はCaとMgの比率が相違している。しかし、その差は3年浸漬試料と比較して小さく、海砂代替材の最終組成形態と考察できる。

### (3) 海水浸漬試料の付着物質および溶出物質の評価方法

海域に敷設された海砂代替材には、海水の影響により表層および細孔へ海水由来の物質が吸着され担持されると想定される。また、造粒物からは組成変化が収束するまでの長期に渡り Ca 等の溶存態イオンが溶出する事を確認した（第2章 2.4.3）。これら溶出物質を把握するため、13年経過試料および3年間海水浸漬試料を用いて、付着および溶出物質を定量評価した。試料を純水により十分に洗浄し、105℃の乾燥炉で24時間乾燥した。乾燥した海砂代替材 100g を純水 1000ml により固液比 1:10 として溶液試料を作成し、20℃の恒温室に静置した。それぞれ4日後、および7日後に、溶液を ICP 発光分光分析装置（iCAP6000, Thermo Fisher scientific）により分析した。これら分析値を比較する事で、海域での使用に伴い付着する物質と長期的に溶出が継続する物質を評価した。

### (4) 溶出物質の分析結果と考察

ICP 発光分光分析装置により分析された結果を図-2.7.8～図-2.7.11 に示す。ここでは主要な溶存態イオンを示した。横軸に純水への浸漬期間、縦軸に純水に溶解した海砂代替材の付着および溶出物質が示されている。Ca は溶出物質で海水に3年間浸漬する事で、組成変化に伴い溶出量は微量になったと考察される。S, P は未使用品からも溶出されているが、その構成比から考察して海域で付着したものが溶解していると想定できる。Na, K は海水由来成分のため吸着物質と考察できる。Si は微量だが定常的に溶出している。Al, Fe, Mn の溶出量は非常に微量である。

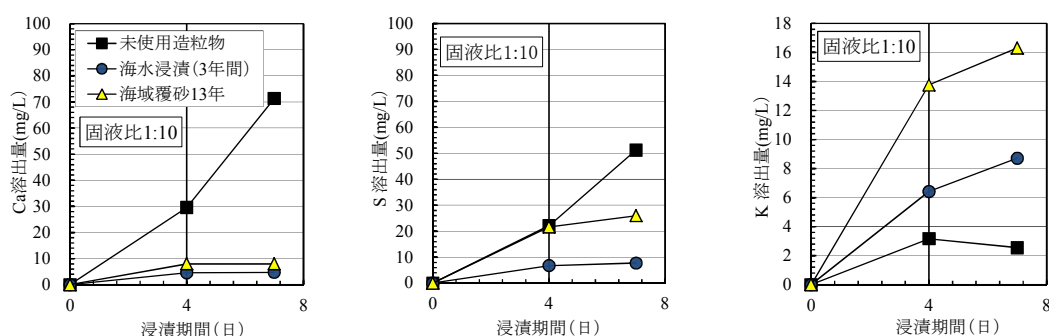


図-2.7.8 海砂代替材の溶出物質(1)<sup>6)</sup>

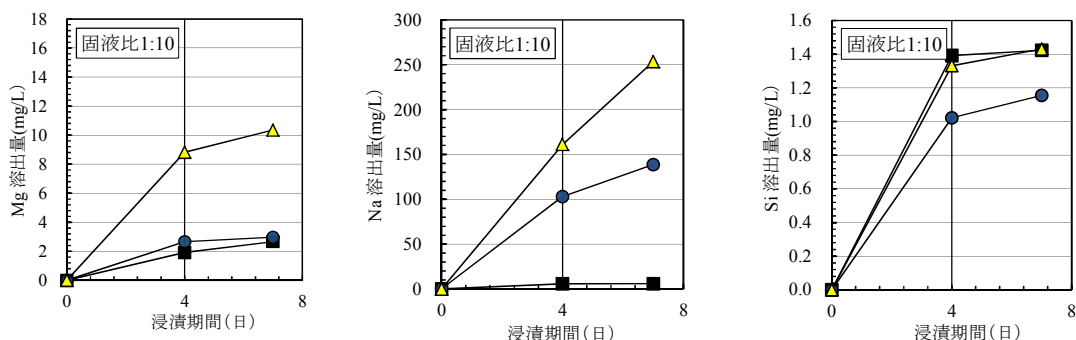


図-2.7.9 海砂代替材の溶出物質(2)<sup>6)</sup>

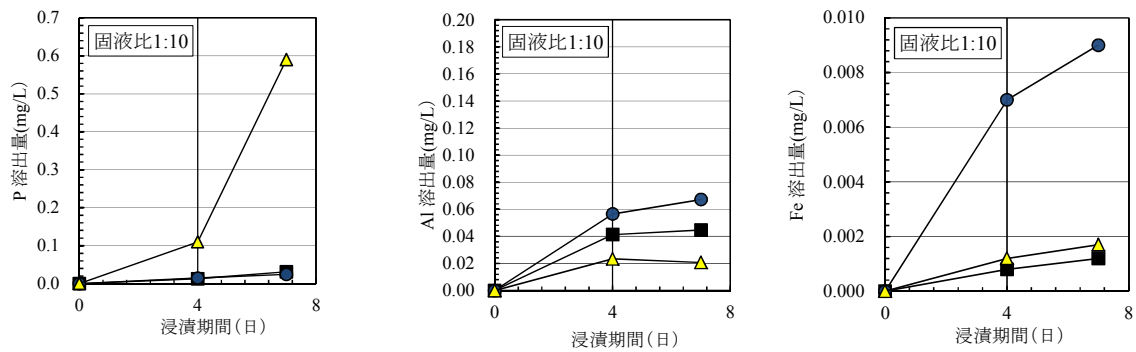


図-2.7.10 海砂代替材の溶出物質(3)<sup>6)</sup>

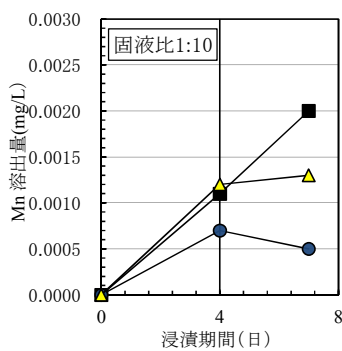


図-2.7.11 海砂代替材の溶出物質(4)<sup>6)</sup>



## 2.7.4 経年覆砂材内部の元素構成変化

### (1) 長期覆砂試料の元素分析方法

敷設後 13 年および 3 年が経過した石炭灰造粒物の組成変化を評価するため、ミクロ的なアプローチとして、石炭灰造粒物の構成元素について定性分析を実施した。覆砂材として使用された石炭灰造粒物を未使用覆砂材と比較すると、図-2.7.12 に示すとおり、断面に同心円状の色調変化が認められる。石炭灰造粒物からは、Ca, Si, Al の長期的な溶出が確認されている（第 2 章 2.4.3）。断面部の色調変化は、これらの溶出イオンや底質での造粒物組成物質の変化によるものと想定される。元素分析には、電子線マイクロアナライザ（EPMA: Electron Probe Micro Analyzer, SHIMADZU 製）を用いた。

採取した石炭灰造粒物を 2 つに分割し、断面整形の後に図-2.7.12 に示す間隔で、中心部から表層の元素構成を測定した。図-2.7.12 に示す石炭灰造粒物の中心から 6~8 mm 程度の箇所の色調の変化点がある。1 箇所の測定範囲は、 $30.21 \mu\text{m} \times 22.66 \mu\text{m}$  とした。石炭灰には未燃炭素が含まれており、その範囲を測定すると炭素元素量 (C) が卓越し適切な組成変化の評価が困難となるため、複数回測定して特異値は棄却した。EPMA による元素分析に併せて、各測定断面箇所を SEM 画像により観察した。

### (2) 長期覆砂試料の元素分析結果および考察

EPMA による石炭灰造粒物内の元素構成分析結果を図-2.7.13~図-2.7.18 に示す。SiO<sub>2</sub> およびその他の酸化物が主要な組成物質となっているため、O 元素の構成比率が大きい。O, Si, C の元素構成は一定で安定し表層部から中心部まで変化は確認されない。Ca 元素は、3 年経過試料（図-2.7.13）は、表層部（10,12mm）の測定箇所で減少している。また、13 年経過試料は、中心部から表層部までの全体で Ca 元素の減少が確認（図-2.7.13）された。Mg は 13 年経過試料の表層で高くなっており、海水由来の反応物質と考察できる。また、P は干潟覆砂（3 年）の表層側で明らかに高い、これは既往の研究 5,6) で明らかにされている P の吸着機能で、Ca との反応により吸着されたと考察できる。断面内の組成物質のバラツキを考慮すると、13 年経過試料は、中心部から表層部までほぼ同様の元素組成と評価できる。未使用品の元素組成もほぼ同様の組成であった。

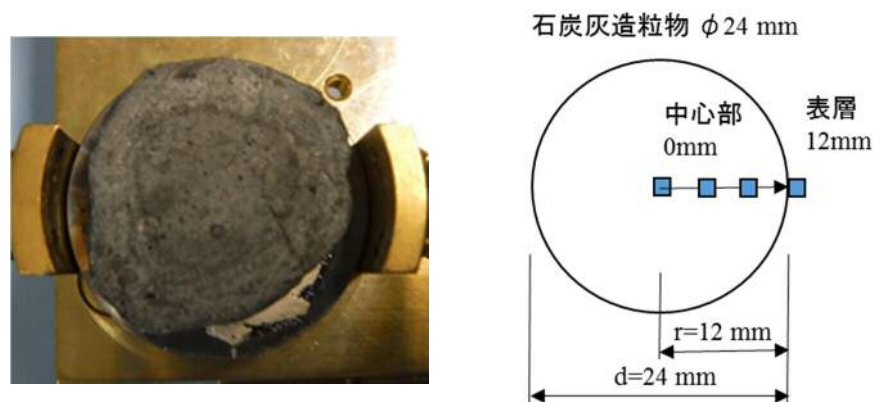


図-2.7.12 石炭灰造粒物の断面および EPMA 分析箇所<sup>17)</sup>

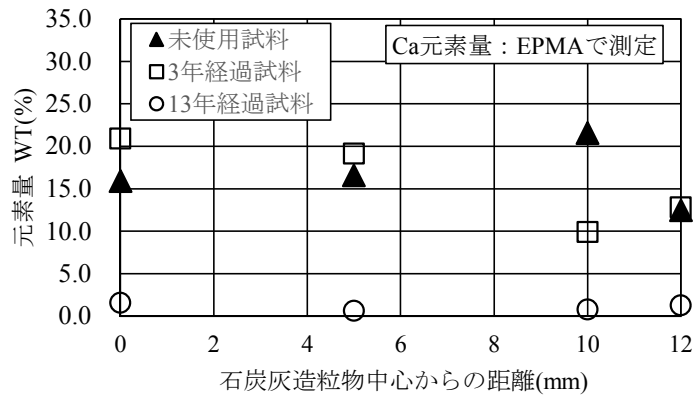


図-2.7.13 覆砂材の Ca 元素量分析結果<sup>17)</sup>

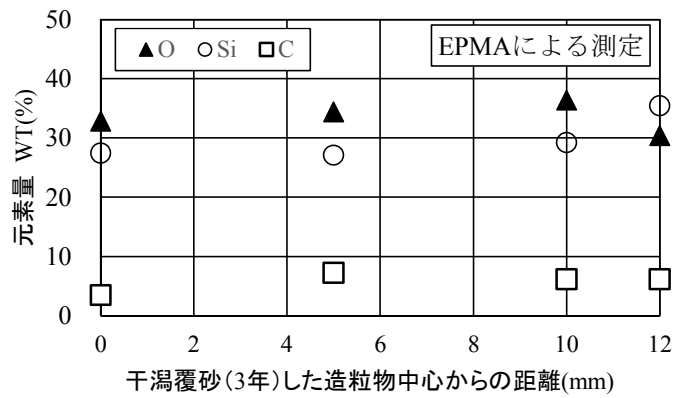


図-2.7.14 覆砂材 (3年) の元素量分析結果 (1)<sup>17)</sup>

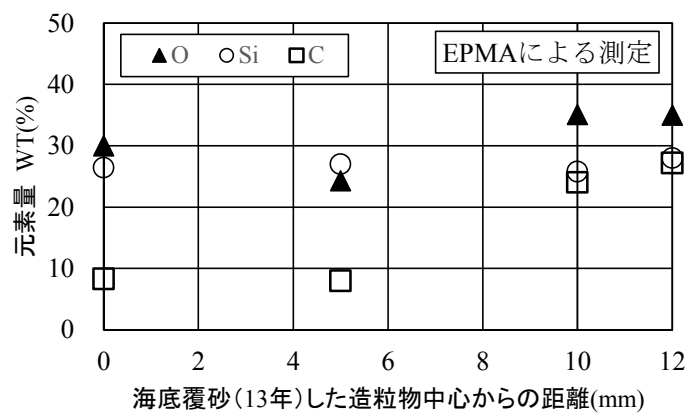


図-2.7.15 覆砂材 (13年) の元素分析結果 (1)<sup>17)</sup>

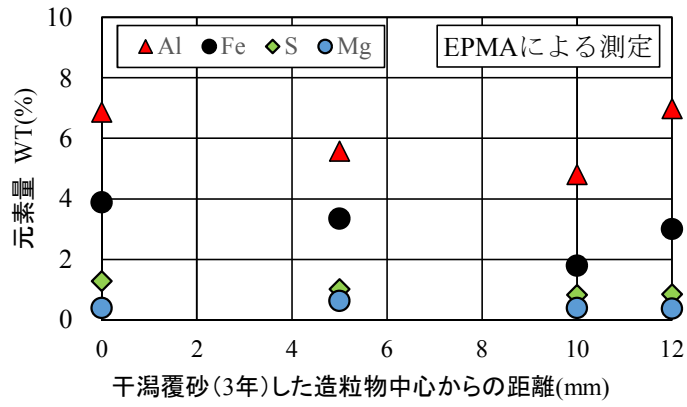


図-2.7.16 覆砂材 (3年) の元素分析結果(2)<sup>17)</sup>

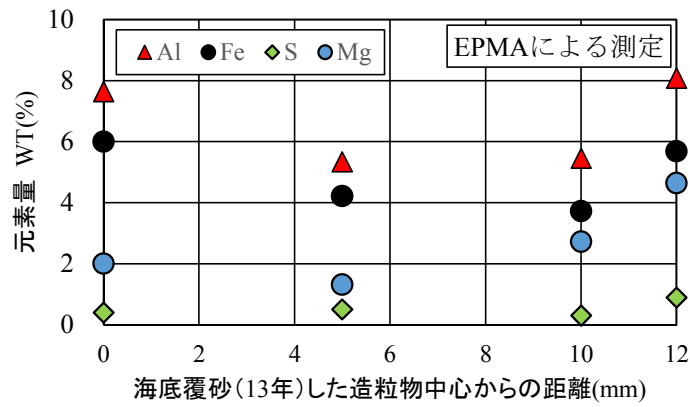


図-2.7.17 覆砂材 (13年) の元素分析結果(2)<sup>17)</sup>

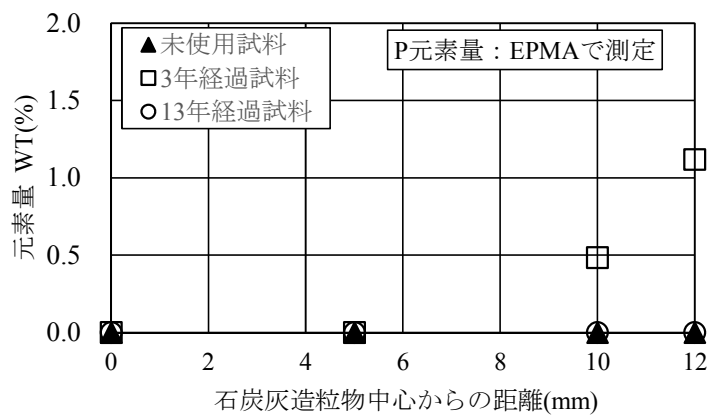


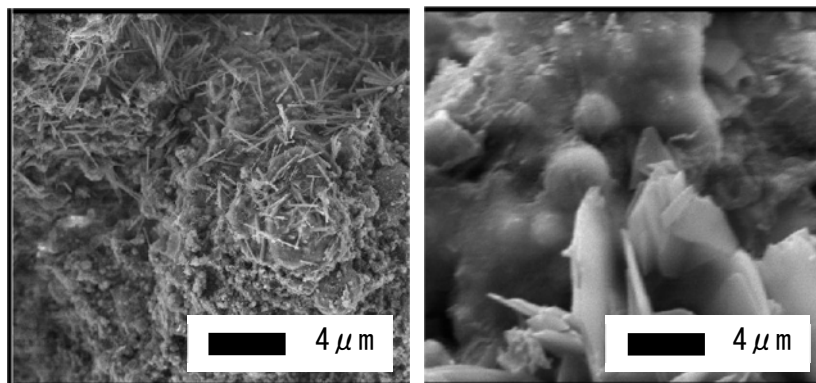
図-2.7.18 覆砂材の P 元素量分析結果<sup>17)</sup>

### (3) 長期覆砂試料の SEM 画像による観察および考察

EPMA により測定した分析箇所について SEM 画像により観察した。写真-2.7.1, 写真-2.7.2 はそれぞれ、石炭灰造粒物断面の表層部および中心部を示したものである。覆砂 3 年試料の中心部では、エトリンガイトの針状結晶（写真-2.7.1(a)）、ポルトランドイト（ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ）の六角板状の結晶性水和物が数多く確認された（写真-2.7.1(b)）。これらのことから中心部には反応物質（Ca）が多数存在していると評価できる。

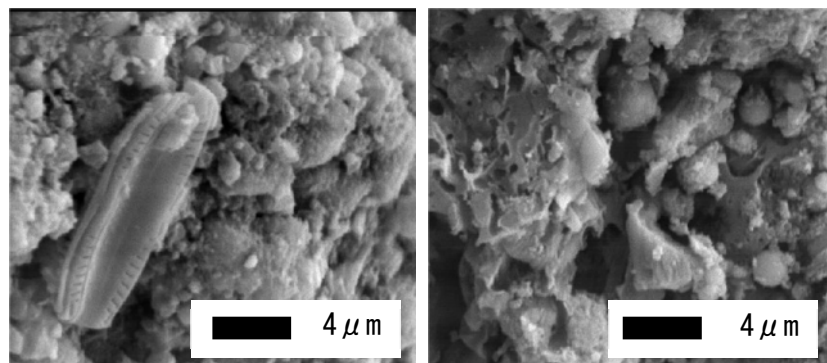
表層はケイ酸カルシウム水和物（C-S-H）の結晶やエトリンガイトの針状結晶が存在せず、全体が塊状になっていることがわかる。これは、表層が炭酸化し  $\text{CaCO}_3$  が形成された結果と考察される。また、干潟部への覆砂試料は、表層に珪藻類の付着が数多く観察された（写真-2.7.2(a)）。一方で、覆砂 13 年試料では、中心部から表層部までの SEM 画像で、エトリンガイトの針状結晶、ポルトランドイト（ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ）の六角板状の結晶性水和物は確認されず、表層部と同様に炭酸化が進行していると考察された。13 年試料は、断面全体が 3 年経過試料の表層 2 mm 範囲と同様の断面性状が観察された。

未使用の造粒物についても SEM 画像で確認した結果、表層は未使用の状況で炭酸化しており、その厚さは SEM 観察および EPMA 分析の結果、2mm 程度と考察される（写真-2.7.2(b)）。13 年経過試料は Ca 元素が低減しているが、強度特性は未使用品と同等である（表-2.7.2）。これは炭酸化に伴う  $\text{CaCO}_3$  の形成により、外殻部の強度が増進され、長期的な強度の維持に寄与していることが想定される。



(a) エトリンガイトの針状結晶 (b) 六角板状の結晶性水和物

写真-2.7.1 石炭灰造粒物中心部（覆砂後 3 年経過）<sup>17)</sup>



(a) 珪藻の付着（覆砂 3 年後） (b) 未使用の覆砂材表層部

写真-2.7.2 石炭灰造粒物表層部の SEM 画像<sup>17)</sup>

#### (4) 覆砂石炭灰造粒物の XRD 解析による化合物同定

3年経過試料の中心部と表層部は、元素構成が異なっており、それぞれの組成物質が異なることが想定された。3年経過試料の表層部と中心部の組成物質を調べることで、組成変化を評価することが可能と想定されたため、未使用の石炭灰造粒物と干潟に3年覆砂された造粒物の表層部と中心部の組成変化を XRD 解析により把握した。石炭灰造粒物は、FA（中国電力（株）新小野田発電所産）と高炉セメント B 種（JIS 規格品）および結合水の化学反応（水和反応とポゾラン反応）によって生成される化合物であり、FA とセメントの混合により結晶組成物質が生成される。石炭灰造粒物の結晶組成物（化合物）の組成変化と非晶質量を XRD（X 線回折）解析装置（RAD-RU300; 理学電気製）により分析した。併せて同定された物質の半定量解析（Reference Intensity Ratio 法）を実施し、表層部、中心部および未使用品の違いによる化合物（結晶組成物）の定量評価を実施した。非晶質量の評価は、非晶質を含む全強度をピーク分離により算出し、非晶質強度を全強度で割る事で求めた。

#### (5) XRD 解析による化合物の同定結果と考察

XRD 解析結果を図-2.7.19 に示す。2θ = 20~40° において各試料のピークの違いが確認できる。XRD 解析の結果、未使用品の石炭灰造粒物と比較して、覆砂経年試料は、非晶質量が低下していることが確認された。その非晶質量（表-2.7.4）は、中心部より表層部の低下が大きくなっており、非晶質部の溶出による減少が想定される。非晶質量評価が高いほど、覆砂材の組成物質は結晶化しておらず溶存態イオン溶出能力は高くなると考察される。

試料毎の結晶組成物の違いが確認された（表-2.7.5）。覆砂3年経過試料の表層部と中心部の違いによる化合物（結晶組成物）を定量評価した（表-2.7.5）。Mullite は未使用品と中心部で同様の組成量である。CaCO<sub>3</sub> は未使用と表層部で同様の組成量であった。表層部で CaCO<sub>3</sub> が多く検出された要因は、遊離 CaO と CO<sub>2</sub> の反応により表層で炭酸化が進行し CaCO<sub>3</sub> が生成したためと考えられる。

覆砂試料から Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>（Magnetite）、Ca<sub>4</sub>Al<sub>2</sub>O<sub>6</sub>Cl<sub>12</sub>·10H<sub>2</sub>O（Hydrocalumite）が 1.6~8.7% と少量ではあるが検出された。Magnetite は、鉄の酸化物であり、海域・河川・湖沼など水環境に遍在する磁性細菌の細胞内にも含まれている。未使用の造粒物からは Magnetite が検出されていないことから、実海域試料から検出された Magnetite は底質または石炭灰造粒物表層に生息していた磁性細菌由来の可能性が示唆される。

Hydrocalumite は、水酸化カルシウムとカルシウムアルミネート CaO・2Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> が反応して生成することが報告されている。実海域試料で検出された hidrocalumite は、石炭灰造粒物が海水中での反応により生成したと考察できる。これら生成物と敷設環境に関する詳細把握は、今後の研究課題である。

XRD 解析により、表層部と中心部でその化学組成が変化していることが確認された。海域での覆砂により中心部から表層部において、非晶質量の低減量が大きくなっている。これは表層から、遊離 Ca や Si 等が溶出するためと考察できる。結晶組成物量は、非晶質量が考慮されていないため、直接的に比較は困難であるが、表層部で CaCO<sub>3</sub> は高く、表層で炭酸化し造粒物の圧破強度の維持に寄与することで、物理特性を安定化していると考察できる。

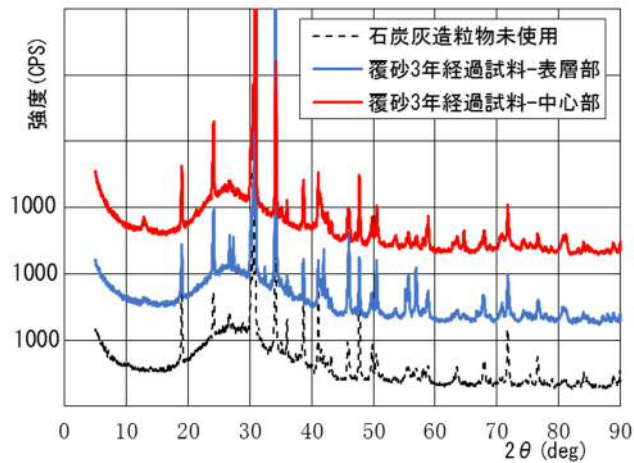


図-2.7.19 石炭灰造粒物の XRD 分析結果<sup>17)</sup>

表-2.7.4 非晶質量評価結果<sup>17)</sup>

試料名	非晶質強度 (cps)	全強度 (cps)	非晶質量評価 (非晶質強度/ 全強度×100)
石炭灰造粒物：未使用品	385542	629942	61.2
覆砂3年経過試料-表層部	307467	646346	47.6
覆砂3年経過試料-中心部	370273	661532	56.0

表-2.7.5 結晶組成物量評価<sup>17)</sup>

相名 結晶名称	定量値 (wt%)		
	石炭灰造粒物 未使用品	覆砂3年経過試料 表層部	覆砂3年経過試料 中心部
Al <sub>6</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>13</sub> Mullite	30.0	21.5	30.3
SiO <sub>2</sub> Quartz	17.8	27.0	39.4
CaCO <sub>3</sub> Calcite	46.8	41.2	21.5
Ca <sub>3</sub> SiO <sub>5</sub> Hatrurite	4.8	0.0	0.0
Ca <sub>6</sub> Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (OH) <sub>12</sub> ·26H <sub>2</sub> O Ettringite	0.5	0.0	0.0
Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> Magnetite	0.0	8.7	6.3
Ca <sub>4</sub> Al <sub>2</sub> O <sub>6</sub> Cl <sub>12</sub> ·10H <sub>2</sub> O Hydrocalumite	0.0	1.6	2.5

## 2.7.5 経年覆砂材からの溶存イオン溶出特性

### (1) 溶存態イオンの溶出試験方法

経年覆砂試料からのイオン溶出特性を調査した。既往の研究でその溶出特性が明らかにされている物質（Ca、および Si）の溶出特性を実験的に評価した。溶出試験は覆砂後 3 年経過した試料の表層部と中心部である。試料は中心部と表層部を切断して作成した。また、未使用の石炭灰造粒物を対照材料とした。なお、中心部と表層部で元素構成比の相違が確認された覆砂後 3 年経過試料を対象とした。

実験は、試験材料をイオン交換水で洗浄しプラスチック製ネットに入れてアクリルパイプ内に吊るし、イオン交換水 2 L、固液比は 1 : 400（試料 5.0 g）、20 °C の恒温槽内で、直上水をスターラーで攪拌した。実験期間は 1 ヶ月（31 日）とし所定の経過日数毎に、試料を採水し、ろ過後（ろ紙 No5 C）、Ca および Si の溶出量を分析した。なお、溶解度維持のため 10 日毎にイオン交換水を全て入れ替えた。Si の測定には、吸光光度計（UV1600）、Ca の測定には ICP 質量分析装置（Agilent 7500 ce）を使用した。

### (2) 溶出特性試験の結果と考察

覆砂 3 年経過試料の表層部と中心部からの溶出イオンを定量的に評価した。Si イオン溶出量を図-2.7.20 に、Ca イオン溶出量を図-2.7.21 に示す。Si については、3 年経過後も表層部、中心部ともに、未使用品と同様の溶出特性が維持されていた。この結果より Si については、実海域においても長期的に溶出が継続していると考察される。一方、Ca イオンについては、実験開始から 10 日間の溶出が、表層部で低かった。中心部からは未使用試料と同等の Ca が溶出している。また 10~20 日間は、未使用覆砂材と比較し、表層部、中心部ともに溶出量は低い。しかし 20~30 日では未使用品と同等の溶出特性となることが確認された。これは、3 年経過試料が、pH 上昇試験（図-2.7.1 および図-2.7.2）において pH の上昇までに時間を要することと一致している。および、元素分析での Ca 量は表層側が低下している傾向と一致していた。13 年経過試料も pH は上昇しており、能力は維持できている。この結果より Ca については、実海域において、安定した箇所に覆砂された造粒物は、3 年経過後も覆砂層内において継続的に Ca を溶出していると評価できる。

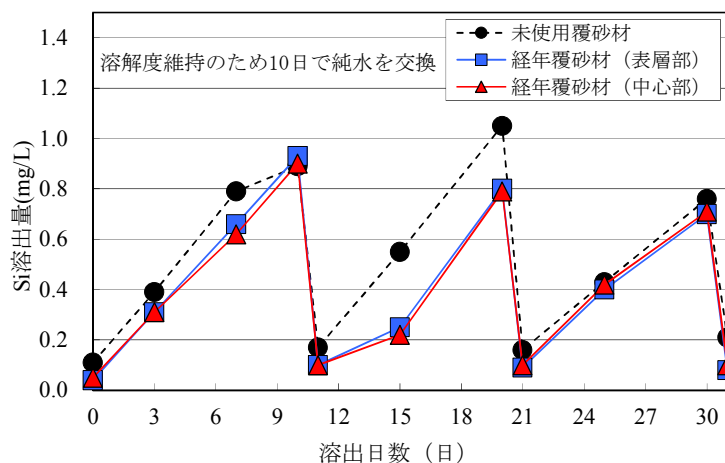


図-2.7.20 造粒物のケイ酸イオン溶出量 (30 日) <sup>17)</sup>

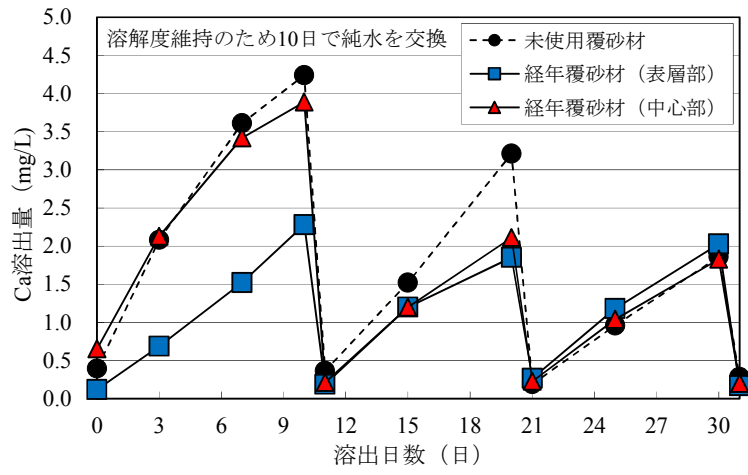


図-2.7.21 造粒物の Ca イオン溶出量 (30 日) <sup>17)</sup>



## 2.8 本章のまとめ

本章では、石炭灰造粒物の物理化学特性について論じた。得られた結論は以下の通りである。

### (1) 配合調整による物理化学特性の変化

- 1) 海砂代替材の元素構成比：配合を調整した海砂代替材（石炭灰造粒物）の元素構成比を示した。Si, Al および Fe は FA の添加率に伴い増加している。一方で、Ca, S, Mg はセメント添加率の低下に伴い減少している。これらは各材料の混合比率に依存している。産地および産出時期により、石炭灰およびセメントの元素構成は変動するが、造粒・固化で元素構成比は変化しないことを示した。
- 2) 海砂代替材の配合評価：比表面積の増加を目的とした場合は、FA 添加率を 70 %以上にするこ  
とで、比表面積の増加が図れる。

### (2) pH 上昇特性

- 1) 実験により、石炭灰造粒物覆砂による pH 上昇特性を示した。造粒物を緩衝作用の少ない淡水域で使用する場合の覆砂層内間隙水 pH は 9.5～10.4 程度に維持されると考察する。
- 2) 貯留実験結果より、海域で使用する場合の覆砂層内間隙水 pH は、8.0～9.0 程度に維持されると考察する。

### (3) 保水特性と溶存態イオンの溶出特性

- 1) Ca イオンは、石炭灰造粒物の組成物質から遊離、溶出したものと評価できる。コンクリートのセメント添加量は  $300 \text{ kg/m}^3$  以上であり、試験に用いた石炭灰造粒物のセメント量と比較し 2 倍程度であるにも関わらず Ca イオンの溶出量は同程度であることを示した。これは石炭灰造粒物の空隙率、比表面積および非晶質量の特性に起因すると考察する。
- 3) Ca イオン、Si イオンは、溶出速度が一定勾配で維持されており、1 年程度は安定して溶出機能が維持されると評価できる。
- 4) Al イオンは、180 日経過以降はその溶出が止まっていることを示した。

### (4) アルカリ剤の化学特性

- 1) 初期の Ca イオンの溶出量はアルカリ剤に含有される F-CaO 量に依存することを示した。
- 2) アルカリ剤からのイオンの溶出は溶媒中に存在するイオンの化学反応 ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$  や水和物の生成) を誘起するため、イオン量 (EC) を低下させる。EC の低下量は水和物生成量の推定法として利用できる可能性が見出された。
- 3) 水和物の減量は  $100^\circ\text{C} \sim 600^\circ\text{C}$  での燃焼量で表すことができた。この特性を利用することによりアルカリ剤の水和過程の推定の可能性が示唆された。
- 4) 高炉セメント B 種は、1 日で水和反応の約 60% が進行すること、脱炭スラグは加水後 1 時間以内に初期の水和は終了すること、石炭灰単体ではほとんど水和反応が進行しないことを示した。
- 5) 溶出試験、燃焼試験からアルカリ剤の水和固化特性を推定することができた。イオンの溶出量が多いアルカリ剤を水和させた固化体で高い燃焼率を示し、イオン溶出量が多いほど水和反応が促進されることが示唆された。

- 6) 還元化土壌の底質改善に効果的なアルカリ剤からのイオンの溶出は組成酸化物の結晶構造と溶媒により異なるため、環境再生材の製造過程においてアルカリ剤の化学特性を考慮することでより高い浄化能力を得ることが期待されることを示した。

#### (5) 長期養生した海砂代替材の組成物変化

- 1) 海砂代替材の結晶組成変化：6ヶ月および30ヶ月養生後の結晶組成物質を評価した。養生期間により結晶組成物質が異なることが確認された。ポゾラン反応は長期的に進行しており、6ヶ月以降も継続していると考察される。海砂代替材の主な結晶組成物は、Mulite, Calcite, Quartz, Hatrulite, Portlandite である。石炭灰の添加率にともない Mulite, Quartz は増加、Hatrulite, Portlandite, Calcite は減少している。長期養生後のものは石炭灰添加率と結晶組成物の比率に明らかな関係性が認められる。これはポゾラン反応等が十分に進行していることに基因していると考察できる。
- 2) 長期的な比表面積の変化：長期養生期間に伴う比表面積の変化が確認された。養生期間中も長期的に内部でポゾラン反応等が継続しており、製造6ヶ月と30ヶ月を比較すると比表面積が養生期間に伴い増加している。
- 3) 海水浸漬した海砂代替材の元素構成と結晶組成物質の変化：海域で3年間浸漬した海砂代替材の分析により、Ca 元素の減少とともに、Mg の吸着が確認された。XRD 回折と蛍光 X 線分析により、元素構成と結晶組成物質の変化を評価した。元素構成比の変化と海域で長期的に浸漬した後の組成物質の変化に関するメカニズムと最終組成形態が明らかとなった。
- 4) 海砂代替材の溶出物質：海水に長期浸漬した試料分析により、海砂代替材からの溶出物質を定量評価した。Ca は海水に3年間浸漬する事で、組成変化に伴い溶出量は微量になったと考察される。S, P は未使用品からも溶出されているが、その構成比から考察して海域で付着したものが溶解していると考察する。Si は微量だが定常的に溶出している。Al, Fe, Mn の溶出量は非常に微量である。

#### (6) 長期的な物理化学特性の変化

- 1) 長期的物理特性：海底覆砂後13年および3年経過した石炭灰造粒物を採取し物理特性を評価した。形状は安定しており、外観から劣化等は確認されていない。強度特性を評価した結果、未使用品と同等の強度水準(1.2 MPa 以上)が維持されていることを確認した。また、吸水率についても未使用品と同程度であった。これらより石炭灰造粒物は実海域で長期的(13年)に海砂代替材として活用されても物理的に安定した材料と評価できる。
- 2) 長期的化学特性：覆砂13年および3年経過した試料による実験の結果、経過年数に応じて pH 上昇が抑制されることが確認された。一方で、13年経過後も pH 上昇特性を有することが確認された。これは覆砂層の pH が長期間安定して維持されていることに一致する。
- 3) 長期的な元素構成変化：元素構成分析によって、造粒物内部の Ca の減少が確認された。Ca は表層の減少量が多く、覆砂期間に伴い元素量が低下することが確認された。干潟の覆砂試料表層ではリンの吸着が実証された。
- 4) 長期的な化学組成変化：XRD 回析により、表層部と中心部でその化学組成が変化していることが確認された。海域での覆砂により非晶質量が低下している。中心部より表層部において、非晶質量の低減量が大きくなっていった。また、表層は未使用品ですでに炭酸化しており、その厚さは SEM

観察および EPMA 分析の結果，2 mm 程度と考察された。

- 5) 組成変化後のイオン溶出特性：覆砂 3 年経過試料の表層部と中心部からの溶出イオンを定量的に評価した。Si イオンは，3 年経過後も表層部，中心部ともに未使用品と同様の溶出特性であった。Ca イオンは，表層部は低下しているが，中心部は未使用試料と同程度の溶出特性であった。

## 第2章 関連参考文献

- 1) 中国電力株式会社：Hi ビーズ（製品パンフレット），9/2015.
- 2) 日比野忠史，藤原哲宏，田多一史，中川保夫：廃棄物リサイクル品を用いた底質改善手法の検討，土木学会論文集 B3（海洋開発）Vol.67, No.2, pp.I\_505-I\_510, 6/2011.
- 3) 藤原哲宏，日比野忠史，吉岡一郎，田多一史：砂層河岸に堆積した有機泥の浄化技術の評価，土木学会論文集 B1（水工学），Vol.69, No.4, pp.I\_102-I\_107, 3/2013.
- 4) 樋野和俊，柳楽俊之，福間晴美，齊藤直：石炭灰造粒物の環境改善効果に係る基礎的性状，土木学会第 65 回年次学術講演会，II-168, pp.335-336, 9/2010.
- 5) 中本健二，及川隆仁，樋野和俊，日比野忠史：還元有機泥が堆積した海域の底質改善に用いられる石炭灰造粒物の生物親和性評価，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol.71, No.2, I\_1459-I\_1464, 2015.
- 6) 中本健二，井上智子，松尾暢，渡辺健一，樋野和俊，日比野忠史：石炭灰とセメント混合率を調整した海砂代替材の化学組成評価，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.72, No.2, CD-ROM, 2016.
- 7) 中本健二，仁科晴貴，松尾暢，樋野和俊，日比野忠史：還元有機泥覆砂材に活用される石炭灰造粒物の土壌反応特性と底質安定化機構，土木学会論文集 B1（水工学），Vol.72, No.4, I\_1027-I\_1032, 2016.
- 8) 中本健二，仁科晴貴，樋野和俊，日比野忠史：還元有機泥覆砂材に活用される石炭灰造粒物の油脂類吸着性能と覆砂効果，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.72, No.2, CD-ROM, 2016.
- 9) 一般財団法人広島県環境保健協会，株式会社エネルギー・エコ・マテリア：閉鎖性海域における水環境改善技術実証試験結果報告書，平成 22 年度環境技術実証事業（環境省），pp.26-29, 5/2011.
- 10) 水元健太，中本健二，Touch NARONG，日比野忠史：環境再生材の材料となるアルカリ剤の化学特性，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol.71, No.2, I\_1477-I\_1482, 2015.
- 11) Dove, P. M., Grerar, D. A.: Kinetics of quartz dissolution in electrolyte solutions using a hydrothermal mixed flow reactor, *Geochim. Cosmochim. Acta*, Vol. 54, pp. 955-969, 1990.
- 12) 田中美穂：シリカゲルの溶解に対するアルカリ，アルカリ土類及び亜鉛イオンの効果，*BUNSEKI KAGAKU*, Vol. 45, No. 7, pp. 683-687, 1996.
- 13) 白川敏夫，島添洋治，麻生實，永松静也：セメントペースト硬化体における炭酸化機構への水和の影響，コンクリート工学年次論文集，Vol. 24, No. 1, pp. 645-650, 2002.
- 14) Maocha, J.C.: Oxation-Reduction of contaminants, in: Hillel D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the environment*, Elsevier, pp. 133-140, 2005.
- 15) 原弘行，末次大輔，林重徳，松田博：海水に暴露したセメント処理土の劣化機構に関する基礎的研究，土木学会論文集 C(地圏工学)，Vol. 69, No. 4, pp. 469-479, 2013.
- 16) 持田勲，角南好彦：石炭の乾留とコークス化機構，鉄と鋼，第 14 号，pp. 21-27, 1985.
- 17) 中本健二，松尾暢，樋野和俊，日比野忠史：海砂代替材に活用される石炭灰造粒物の長期的な物理化学特性評価，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.72, No.2, CD-ROM, 2016.

### 第3章 石炭灰造粒物の底質改善機能

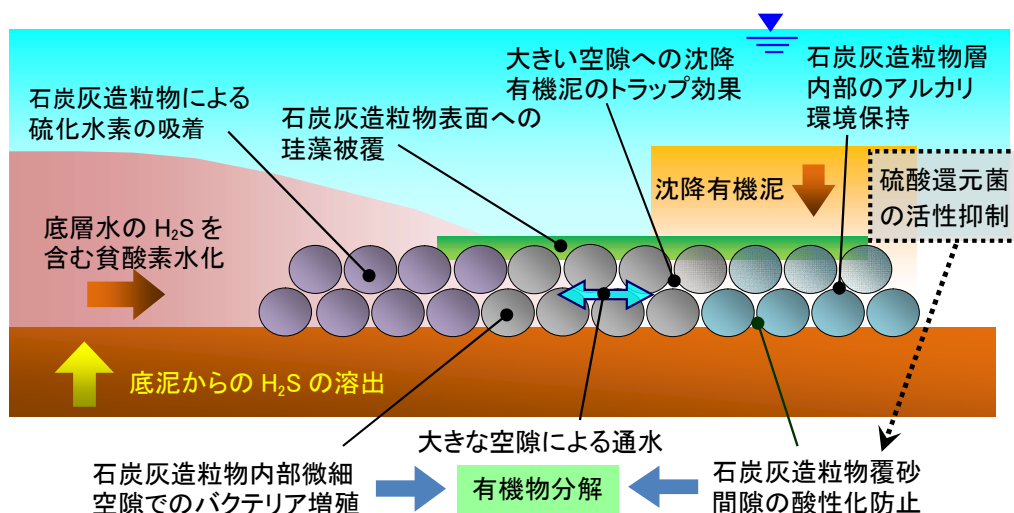
#### 3.1 石炭灰造粒物覆砂による底質改善機構の概要

##### 3.1.1 石炭灰造粒物の底質改善に関する既往の研究

石炭灰造粒物は、中央粒径  $d_{50}=20$  mm 程度の砂礫状材料であり、硫化水素の発生抑制・吸着およびリン酸（栄養物質）の吸着効果が確認されている。フライアッシュの化学成分である二酸化ケイ素（ $\text{SiO}_2$ ）および酸化アルミニウム（ $\text{Al}_2\text{O}_3$ ）にセメントの主要成分である酸化カルシウム（ $\text{CaO}$ ）が合わさった化学成分組成である。様々な酸化物を溶出する石炭灰造粒物は、有機物を含む底質の環境修復に用いられている。例えば酸化カルシウムは、水中で水和反応を起こして水酸化カルシウム（ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ）を生成して pH を上昇させる。石炭灰造粒物は、有機泥の浄化（有機物の分解や硫化水素の吸着など）を促進して、有機泥の還元化（へドロ化）を抑制する特性を持つ。

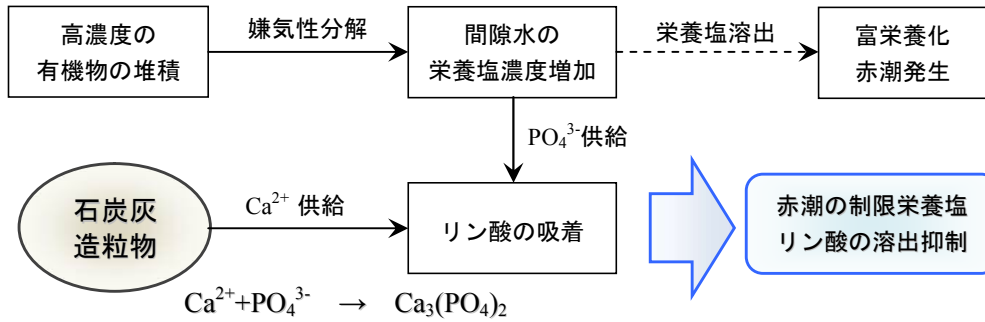
図-3.1.1 は、石炭灰造粒物による有機泥の浄化機能の概要を覆砂の事例で示している。石炭灰造粒物は、硫化物の吸着、大きな粒子間空隙による沈降有機泥のトラップ効果や通水効果、空隙内の酸性化防止、生物による効率的な有機物の分解などの機能を有している。石炭灰造粒物による有機泥の被覆は、底泥の間隙水から溶出するリン酸を吸着して底層水への溶出を低減することで、水域の富栄養化を抑制する機能を有している。

アルカリ化合物は様々な酸化物を溶出し、有機泥の堆積する場の環境修復技術に用いられている。本研究の対象である石炭灰の化学成分の中では、酸化カルシウム（ $\text{CaO}$ ）、酸化マグネシウム（ $\text{MgO}$ ）、酸化ナトリウム（ $\text{Na}_2\text{O}$ ）、酸化カリウム（ $\text{K}_2\text{O}$ ）がリン酸と反応すると考えられる。主に酸化カルシウムにより、難溶性のリン酸カルシウム（ $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ）を生成（図-3.1.2）していると推測される。



出典) 環境修復用の砂代替材ー石炭灰を使用した環境修復用砂代替材ー (Hi ビーズ/新技術情報提供システム[NETIS], 国土交通省, 中国電力株式会社) <sup>1)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.1 石炭灰造粒物の覆砂効果の概要 <sup>1)</sup>

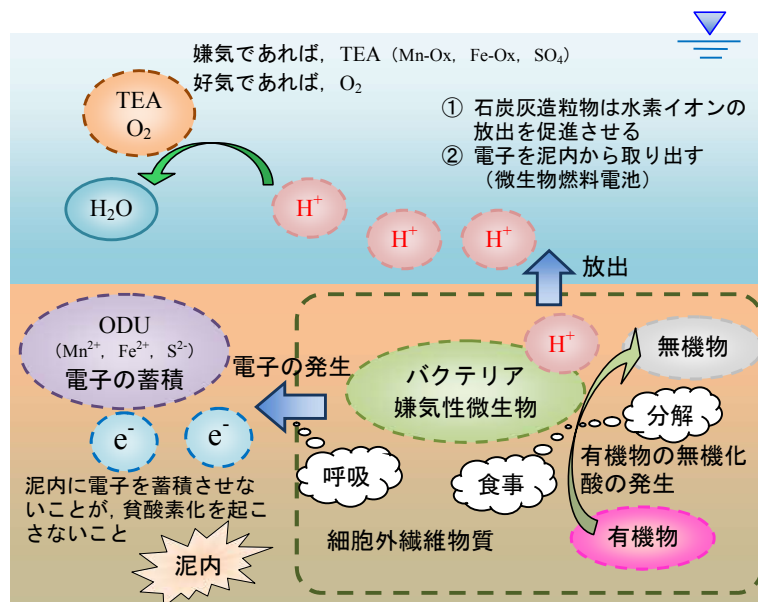


出典) 石炭灰造粒物を用いた河口域干潟および浅海域の底質環境改善手法の評価 (図-4.2.2, 藤原哲宏, 3/2014.)<sup>2)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.2 石炭灰造粒物の富栄養化の抑制機能<sup>2)</sup>

図-3.1.3 には、泥層内での有機物の分解系統図を示す。泥内の有機物が分解すると H<sup>+</sup> が発生し、電子が蓄積するために酸化体(最終電子受容体(TEA), Terminal Electron Acceptor)の還元物質(ODU)化が進行する。一方、主要な成分が酸化物(SiO<sub>2</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO など)の石炭灰を材料とする石炭灰造粒物は、接触する泥層間隙水内に酸化物を溶出する。間隙水内に溶出した酸化物は、泥内に蓄積した電子および H<sup>+</sup> を消費して泥内の還元状態を緩和するとともに弱アルカリ環境にする。

また、アルカリ化合物である石炭灰造粒物の有機泥への混入により、泥内に含有される鉄、マンガン、硫黄などのイオンは、Mediator(電子伝達物質)として電子の伝達距離を延長する。有機泥内の電子を強制的に放出させることにより、硫化水素の生成や酸素の消費が抑制され生物の生息環境が改善する<sup>1)</sup>。無害化された有機物が栄養分として底生生物に利用されることで、生物の自助による長期的な生態系の多様性への転換が期待される。

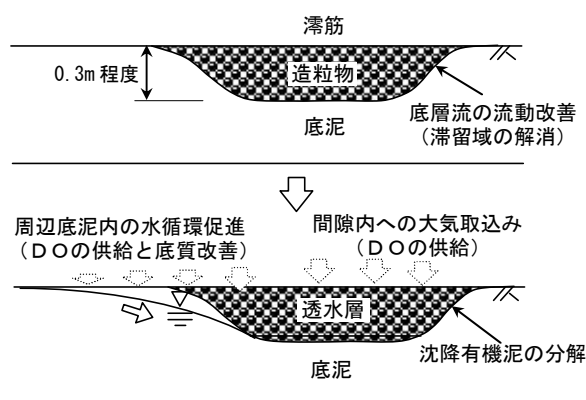


出典) 石炭灰造粒物の組成とヘドロ浄化機能 (図-5, 上野耕平ら, 土木学会第63回中国支部研究発表会発表概要集, 5/2011.)<sup>3)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.3 泥層内での有機物の分解系統図<sup>3)</sup>

覆砂材として酸化物を溶出する空隙率の大きい石炭灰造粒物透水層を設置（図-3.1.4）することにより、還元有機泥層の安定化、沈降堆積泥による目詰まり防止（イオン交換による透水性向上）、間隙内への大気を取り込みと流れによる DO 供給（酸化状態確保）、そして有機泥の分解と流出による有機泥の減量が期待される<sup>4)</sup>。

また、石炭灰造粒物層には干出時に層内間隙に大気を蓄えて、冠水後も造粒物層間隙内に大気が残留する機構が形成されている。写真-3.1.1 は、河岸干潟での石炭灰造粒物による覆砂部の表面から気泡が出ている状況である。造粒物層内では間隙水と空気の流動性が高く、大気は干出時に石炭灰造粒物層下部まで入り込み、造粒物層間隙の一部に残留する。この機構により、造粒物層内に捕捉された有機泥は嫌気性分解だけでなく、好気的な分解過程を有すると想定することができる。さらに、造粒物層下の有機泥に対しても大気との接触距離を短縮し、接触時間を拡大することで酸化的状態の形成を助長していると考えられる。



出典) 地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の創造(図-9, 藤原哲宏ら,

土木学会論文集 B3Vol.69, No.2., 6/2013.)<sup>4)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.4 石炭灰造粒物の敷設による底質改善メカニズム<sup>4)</sup>



出典) 石炭灰造粒物を用いた河口域干潟および浅海域の底質環境改善手法の評価(写真-4.2.2, 藤原哲宏, 3/2014.)<sup>2)</sup> 掲載図を転載

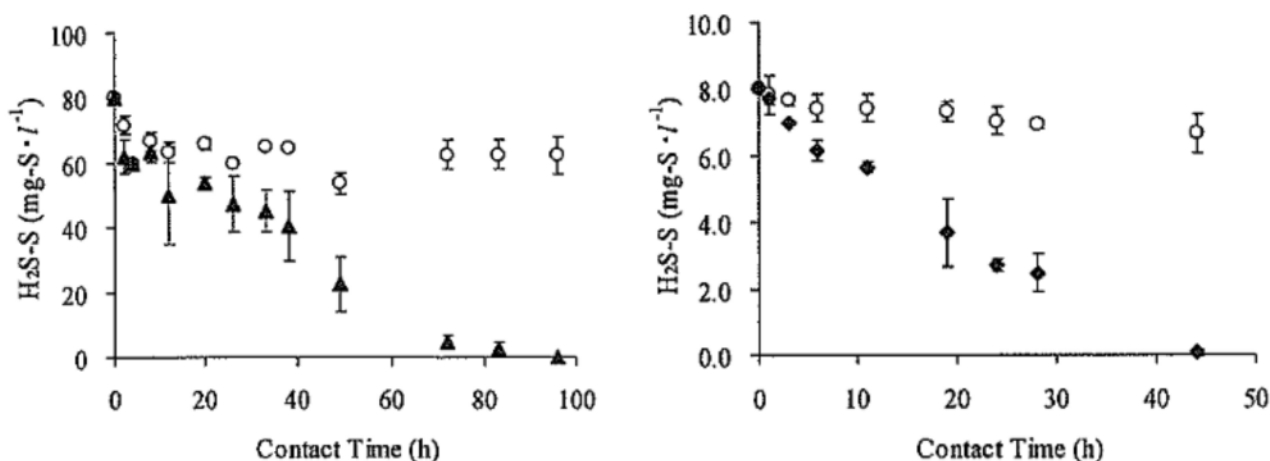
写真-3.1.1 石炭灰造粒物による覆砂部からの発泡状況(干出前)<sup>2)</sup>

### 3.1.2 硫化水素の吸着機能

石炭灰造粒物を用いた硫化水素の吸着機能が、これまでの研究により、その効果が報告されている。浅岡聡ら (2009)<sup>5)</sup>は、石炭灰造粒物のもつ特性を活用し、硫化物イオンの除去について、評価を行っている。

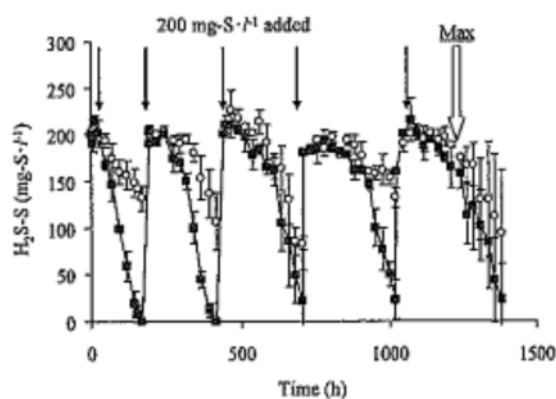
DO を 2 mg/L 以下とし、硫化物イオンの初期濃度をそれぞれ 8 mg-S/L, 80 mg-S/L に調整した海水に石炭灰造粒物を混合し、硫化物イオンの吸着効果 (図-3.1.5) を調べている。その結果、初期濃度 8 mg-S/L のケースで石炭灰造粒物添加 44 時間後に硫化物イオンが検出限界値 (0.1 mg-S/L) 以下、80 mg-S/L のケースで 96 時間後に同じく検出限界値以下まで低下している。この実験により、石炭灰造粒物は還元状態において硫化物イオンの吸着能力があることが明らかと言える。

さらに、石炭灰造粒物の硫化物イオン飽和吸着量 (図-3.1.6) については 108 mg-S/L との実験結果が示されており、活性炭 (2.3~71 mg-S/L) を上回る吸着能力があることが報告されている。



出典) 石炭灰造粒物による硫化物イオンの除去 (Fig.1, 2, 浅岡聡ら, 水環境学会誌 Vol.32 No.7, 2009.)<sup>5)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.5 硫化物イオン濃度の経時変化<sup>5)</sup>



出典) 石炭灰造粒物による硫化物イオンの除去 (Fig.4, 浅岡聡ら, 水環境学会誌 Vol.32 No.7, 2009.)<sup>5)</sup> 掲載図を転載

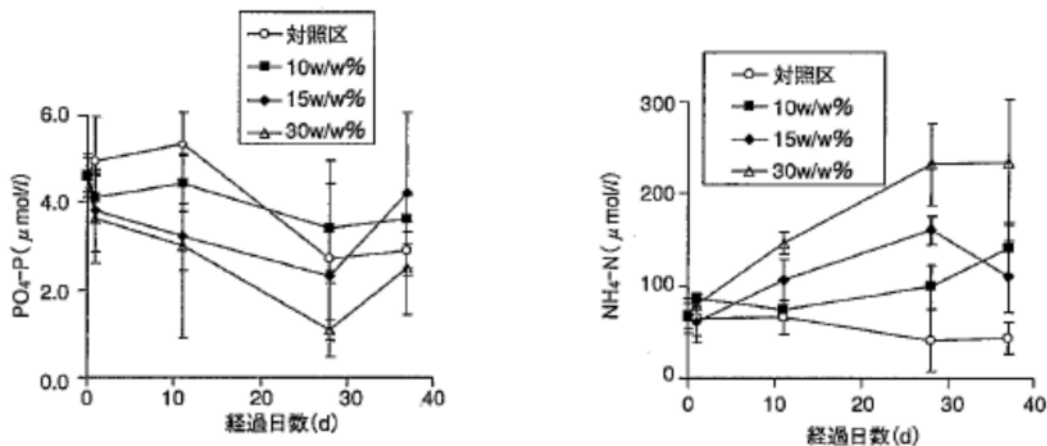
図-3.1.6 石炭灰造粒物への硫化物イオンの飽和吸着量<sup>5)</sup>



### 3.1.3 リンの吸着機能

石炭灰造粒物を用いたリンの吸着機能が、これまでの研究によりその成果が報告されている<sup>7),8),9)</sup>。中原らは、石炭灰造粒物のもつ特性を活用し、覆砂による底質改善について、評価を行っている。

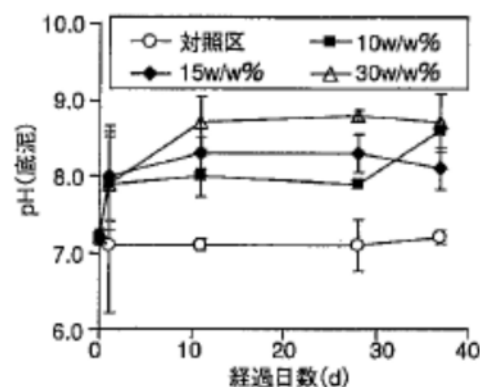
石炭灰造粒物を有機質底泥に混合したときの底質改善効果を、水槽を用いた擬似現場実験により検証した結果<sup>6)</sup>によると、石炭灰造粒物は間隙水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  を吸着し、底泥からの  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出を抑制 (図-3.1.7) することが明らかとなっている。また、底泥の pH を上昇させることで、硫酸還元菌の活性を抑制できる可能性がある一方で、pH 上昇に伴って底泥から  $\text{NH}_4\text{-N}$  が溶出することから、底泥に石炭灰造粒物を混合する場合には、石炭灰造粒物の混合比率を少なくするなどして pH 上昇を抑える工夫 (図-3.1.8)、あるいはアンモニア濃度自体を低下させるなどの対策が必要であることが示されている。



出典) 石炭灰造粒物による有機質底泥の改善 (図-4, 図-5, 浅岡聡, 山本民次,

用水と廃水 Vol.51 No.2、pp.157-163, 2009.)<sup>6)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.7 底泥間隙水の栄養塩濃度の経時変化<sup>6)</sup>



出典) 石炭灰造粒物による有機質底泥の改善 (図-4, 図-5, 浅岡聡, 山本民次,

用水と廃水 Vol.51 No.2、pp.157-16, 2009.)<sup>6)</sup> 掲載図を転載

図-3.1.8 底泥の pH の経時変化<sup>6)</sup>

### 3.1.4 底質改善機構と改善性能に関する検討事項

前節までで、石炭灰造粒物の有する底質改善効果について概説した。しかし、還元有機泥が堆積した干潟に石炭灰造粒物を敷設する場合の造粒物と有機泥との土壌反応特性、および干潟上を歩行可能とする地盤支持力の改善と底質の溶出物質を抑制する化学反応特性である底質安定化機構については、十分に明らかにされていない。

本章では、石炭灰造粒物を覆砂材および干潟再生材として活用する場合の土壌反応性、および化学的材料特性に基づく底質安定化機構と改善性能について、底質酸素消費抑制効果、および栄養塩類溶出抑制効果に関する室内外での実験を行い、底質改善機構と改善性能について論じる。

## 3.2 土壌反応特性と底質安定化機構

### 3.2.1 石炭灰造粒物および比較材料の土壌反応特性

干潟還元有機泥は、その土壌構成が複雑で有機物を多量に含有している一方、覆砂材となる自然砂礫は結晶質であり、土壌反応性は非常に低い。石炭灰造粒物は、FA にセメントを添加し造粒固化した砂代替材であり、結晶質と非晶質の混合物質である。SEM 画像（写真-3.2.1）で示すとおり粉体である FA の化学性状は、セメントの水和反応やポゾラン反応により変化していると想定される。

造粒固化により FA が有する陽イオン交換容量（CEC）や電気伝導度等の土壌反応特性が、どのように変化するかは明らかにされていない。その特性変化を明らかにするため、造粒前の FA と石炭灰造粒物の土壌反応特性を評価した。石炭灰造粒物は、粒径 0~40mm の分布を有し 2mm 以下の細粒分 20 %未満で活用されている。本研究では粉体との比較のため細粒分に着目し、土壌反応特性を粒径 2 mm 以下の細粒分により実験した。なお、2 mm 以上の粗粒分も化学組成が同様なため土壌反応特性は同程度になると考察される。

土壌環境分析法に準拠して、交換性陽イオンは原子吸光光度法、リン酸吸収係数はリン酸アンモニウム液法、可給態リン酸は水溶出法、および性状分析は土壌養分分析法により評価した（表-3.2.1）。併せて比較材料として、火力発電所から産出される石炭灰の一種で砂礫状物質のクリンカアッシュ（CA）の反応特性も評価した。CEC は、土壌中のもっとも重要な化学反応指標の一つで、窒素やリン酸などのイオン吸着保持に影響を与える要因である。有機土壌で 25~40 程度、砂礫土壌では 5~10 程度である。石炭灰造粒物の CEC は 8.80 meq/100g であり、FA (0.71 meq/100g)、CA (0.39 meq/100g) と比較し 10~20 倍程度である。CEC の増加は、交換性陽イオンの Ca イオンの増加によるものと考察される。交換性陽イオンは土粒子に吸着されている  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^{+}$ 、 $\text{Na}^{+}$  であり、その結合は弱く容易に別のイオンと置き換わることが可能である。アンモニア態窒素、硝酸態窒素は造粒固化により低減している。可給態リン酸は土壌生物が吸収利用できるリン酸の総量で、FA と比較し造粒固化により低減されていると考察できる。土壌分析法に基づくリン酸吸収係数は、土壌のリン酸吸着力を評価する指標であり火山灰土で数値が高く（2000 以上）、砂質土で低くなる。石炭灰造粒物のリン酸吸収係数は、2540 であり、高い値と評価できる。広島湾ではカキ養殖が盛んであり、カキの主要な餌である珪藻が成長段階に必要とするケイ酸イオンが海域および干潟覆砂材から供給されることを想定し溶出試験を長期間（300 日間）実施した。併せてこの作用により、底質からのリン酸溶出を抑制していると考察できる。石炭灰造粒物の土壌反応特性は、粉体である FA および砂礫状物質である CA と比較し、陽イオン交換容量は約 10 倍、リン酸吸収係数は 3 倍以上となっており、造粒固化により土中イオン吸着保持性能が向上されていると評価できる。

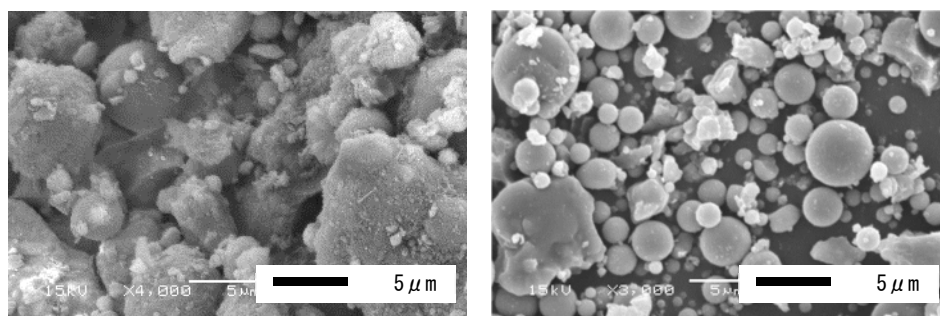


写真-3.2.1 SEM 画像(a)石炭灰造粒物, (b)造粒前の FA<sup>11)</sup>

表-3.2.1 石炭灰と石炭灰造粒物の土壌反応特性<sup>11)</sup>

分析項目		単位	FA	石炭灰 造粒物	CA
陽イオン交換容量(CEC)		meq/100g	0.71	8.80	0.39
電気伝導度		mS/cm	1.00	0.99	1.11
交換性 陽イオン	カルシウム	meq/100g	27.1	52.1	12.3
	マグネシウム		1.2	1.2	0.4
	カリウム		0.1	2.0	0.01
	ナトリウム		0.3	1.3	0.1
窒素	アンモニア態窒素	mg/100g	5.8	2.1	1.2
	硝酸態窒素		0.6	0.3	0.4
リン酸吸収係数		-	797	2540	675
可給態リン酸		mg/100g	208.7	10.1	15.6
性状 分析	カルシウム	mg-dry/kg	0.1未満	11.0	0.1
	マグネシウム		0.08	1.0	0.22
	カリウム		4.0	7.0	2.8
	ナトリウム		4.4	5.6	7.3

\*実験は、すべて2mm以下の粒径で実施

### 3.2.2 石炭灰造粒物による底質安定化機構

#### (1) 石炭灰造粒物と有機泥の化学反応機構

石炭灰造粒物覆砂により、有機泥層と石炭灰造粒物の接触・混合層では、その土壌反応性と溶出されるCaイオンの造粒物層内での保水性により、間隙水のCaイオン濃度が向上し、局所的に高pH層(pH10~11)が形成される。その結果、底質有機泥は次に示す化学反応機構により改質されると考察する。土粒子は、概ね負に帯電しており互いに反発しあう状態にあるが、Caイオンの正の電荷によってこれが中和され、土粒子は凝集し団粒化が促進される(図-3.2.1)。さらに団粒化した有機泥中では、間隙中に針状結晶水和物(Ettringite)によるネット構造が生成し、有機泥を安定化する(図-3.2.2)。微量ではあるが、石炭灰造粒物層内に存在するCa(OH)<sub>2</sub>は、有機泥土粒子のシリカ分とポズラン反応を起こし、土粒子と石炭灰造粒物との接着が起こると想定する。併せて、水和反応による土の含水比低下に起因されて有機泥が安定化し含水比の低下も想定される。反応物質であるCa(OH)<sub>2</sub>は、TG曲線(図-2.2.5)FA87%の400~550℃の減少量より0.4%と算定できるが、微量なためコンクリートの様な硬化反応ではなく、地盤の安定化(0.4~6 N/cm<sup>2</sup>)程度の強度レベルとなる。実際の底質覆砂では、これらの反応機構は単独でなく複合して起こると考察する。

感潮域では上記反応機構に併せて、海水由来の硫酸塩が存在するため、石炭灰造粒物層内でEttringiteの再生成が促進されると考察する。硫酸塩によるEttringite再生成の反応は、既往の研究<sup>12)</sup>により以下の様に示され、その反応機構は次のとおりと考察する。石炭灰造粒物層内の局所的なpH上昇で硫酸塩はセメント水和物であるCa(OH)<sub>2</sub>と反応し二水石膏を生成する(式(3.2.1))。そして、カルシウムアルミネート水和物と反応しEttringiteを生成(式(3.2.2))し周囲の有機泥と共に凝固する。

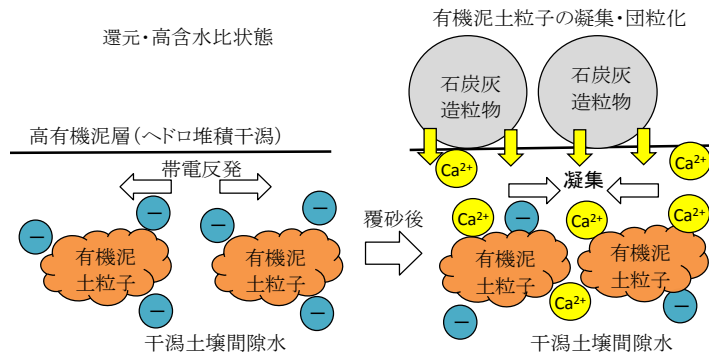
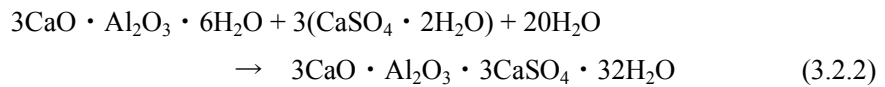
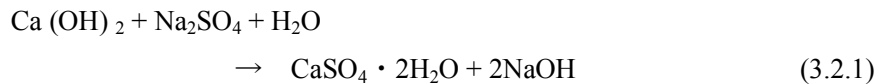


図-3.2.1 石灰灰造粒物覆砂による土粒子の凝集・団粒化概念図<sup>11)</sup>

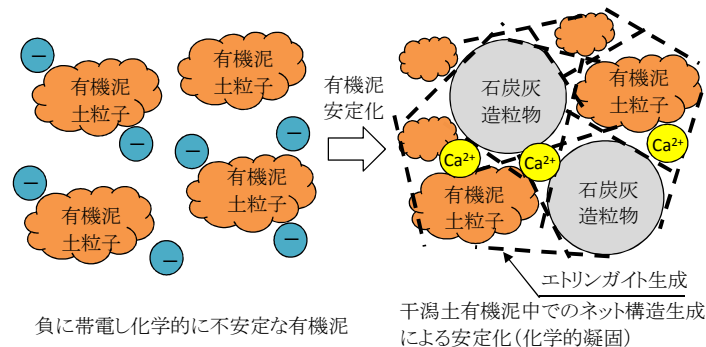


図-3.2.2 石灰灰造粒物覆砂による有機泥安定化概念図<sup>11)</sup>

### 3.2.3 石灰灰造粒物による底質安定化実験および調査

覆砂材である石灰灰造粒物と有機泥の接触面および混合層では、図-3.2.1、図-3.2.2に示す反応により底質の安定化が図られると考察されるため、その反応による安定化を室内実験および現地覆砂箇所からの試料採取により、一軸圧縮強度試験で評価した。作成した試料は現地を模擬して覆砂表層から底質までの混合層の再現を目的とした(表-3.2.2)。自然状態の有機泥を1級河川太田川派川干潟より採取し、石灰灰造粒物を混合し、高さ10 cm、直径φ5 cmの円柱供試体により評価した(図-3.2.3)。供試体は気中養生のため、硫酸塩の供給は遮断され自然乾燥状態により覆砂初期の安定化が再現されている。そのため、長期的な凝固反応は生じていない。石灰灰造粒物のみでは反応性は低く、海水由来の硫酸塩類を含有する有機底泥との混合により凝固反応が促進されていると考察する。

あわせて、太田川派川京橋川干潟で凝固反応した石灰灰造粒物を複数個所で採取し5 cm×5 cm程度のサイズに整形加工し圧縮強度を評価した。採取箇所底質のpH(7.3~8.9)と強度はバラツキが

大きく、6 試料の反応性を 1 軸圧縮強度で評価したところ、 $0.4 \sim 26 \text{ N/cm}^2$  であった。これは覆砂後 3 年が経過しており、局所的な海水由来の硫酸塩等による Ettringite の生成により化学的凝固が促進されたと考察される。その反応状況を SEM 画像により観察した。室内実験で有機泥と混合安定化させた試料 (写真-3.2.3(a)) と 1 軸圧縮強度が  $26 \text{ N/cm}^2$  であった現地凝固試料 (写真-3.2.3(b)) を比較すると、現地試料は凝固が促進し緻密になっていることが確認された。これは地盤の安定化 ( $0.4 \sim 6 \text{ N/cm}^2$ ) の強度レベルを上回っており、有機泥の混入量は不明だが時間の経過とともに、式(3.2.2)の Ettringite の生成が促進されたと考察される。

表-3.2.2 試験製作した試料一覧 <sup>11)</sup>

No.	作成試料 (カッコ内は重量比)	対象箇所
ケース1	石炭灰造粒物のみ	表層
ケース2	還元有機泥 (30%) + 石炭灰造粒物 (70%)	混合層1
ケース3	還元有機泥 (50%) + 石炭灰造粒物 (50%)	混合層2
ケース4	還元有機泥 (70%) + 石炭灰造粒物 (30%)	混合層3
ケース5	還元有機泥のみ	対象底質

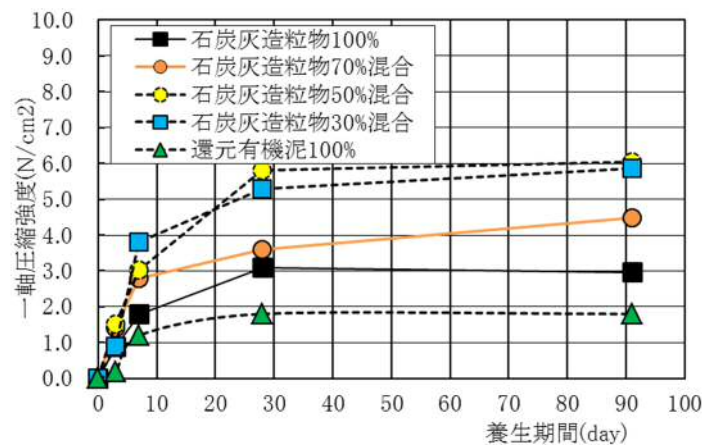


図-3.2.3 石炭灰造粒物覆砂による有機泥安定化評価 <sup>11)</sup>

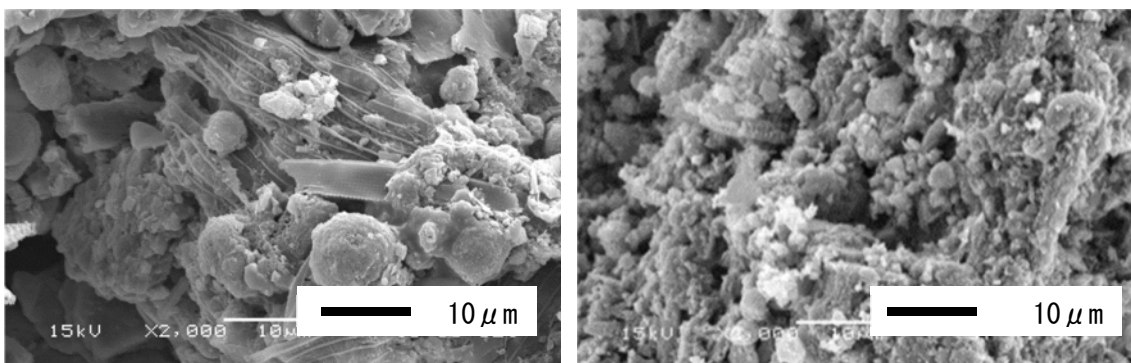


写真-3.2.2 SEM 画像(a)ケース 3, (b)現地覆砂での凝固試料 <sup>11)</sup>

### 3.3 石炭灰造粒物覆砂による底質酸素要求量の低減効果

既往の研究で、石炭灰造粒物は内部空隙が大きく覆砂材として用いたとき透水性が良いことが確認されている。透水性が向上するためキャッピング効果については、自然砂よりも劣るとも想定されるが、干潟において、覆砂効果の確認は重要であるが十分に明らかにされていない。本研究では、石炭灰造粒物による油脂類の吸着特性を定量的に把握し、自然石等他の覆砂材と比較すると共に、底質酸素要求量（SOD:Sediment Oxidation Demand）に代表される溶出物の抑制効果を室内実験により評価することで、石炭灰造粒物の環境改善性能に関する新たな知見を得た。

#### 3.3.1 干潟覆砂を再現した室内実験方法

##### (1) 底質酸素要求量低減に係る温度依存性評価

これまでの研究で、石炭灰造粒物の覆砂実験により SOD の低減が確認されている<sup>9)</sup>。還元有機泥層内の酸素消費要因としては、還元された金属の酸化、底生生物の呼吸、好気微生物の呼吸、硝化、硫化物の酸化等が挙げられる。これら消費過程を個別に考慮するのは事象を複雑にし、覆砂効果を評価するには効率的でない。還元有機泥堆積干潟の DO 消費には、温度依存性があるため、温度を変化させた場合の石炭灰造粒物による SOD 抑制効果を実験した。

##### (2) 干潟覆砂を再現した室内実験方法

石炭灰造粒物覆砂による底質改善効果を評価するために、現地干潟を模擬した室内実験を実施した。対象箇所を広島デルタ 1 級河川太田川派川の感潮河川干潟の底質として、還元状態となった底泥から溶出する物質と石炭灰造粒物覆砂による溶出抑制効果を実験的に評価した。現地干潟の底泥を採取し、円筒形コアパイプ（φ10 cm, h=50 cm）を用いて覆砂効果の確認実験が実施できる 5 cm の覆砂厚として、現地の層状地盤を約 1/10 スケールで再現した（図-3.3.1）。溶出物を評価するため、直上水は純水を用いた。恒温槽に装置を配置し温度を 10, 20, 30 °C に設定、上部を蓋で閉塞し、初期 DO は現地採泥時の直上水に合せ、20, 30°C では 5.6 mg/L, 10°C では 6.0 mg/L とした。DO は水深 10cm 毎、3 箇所測定し平均した。DO の経時変化により酸素消費抑制効果を評価した。併せて、20, 30°C において、現地還元有機泥間隙水 DO と同等の 1 mg/L 未満となった実験開始 240 時間後に、装置内の水を採取し還元状態で溶出する物質を測定した。覆砂試料についても効果比較のため同時に測定した。また、20°C 条件の試験体は、蓋をした状態で 150 日間の長期にわたり試験を継続し溶出物質（Fe, P, Mn, および Na）の抑制効果を確認した。

#### 3.3.2 干潟覆砂を再現した室内実験結果と考察

底泥溶出物抑制実験（図-3.3.1）による結果（図-3.3.2, 図-3.3.3）から底質酸素要求量（Sediment Oxygen Demand ; SOD）を実験期間 100 時間、および 200 時間で算出した（図-3.3.4, 図-3.3.5）。横軸は実験水槽の温度、縦軸は底質酸素要求量（DO 消費速度）である。感潮河川干潟有機泥に比較し、石炭灰造粒物を覆砂することにより 20°C における実験開始から 100 時間での SOD（図-3.3.4）は、還元有機泥 275 mg/m<sup>2</sup>/day, 石炭灰造粒物覆砂 125 mg/m<sup>2</sup>/day となっており、約 150.0 mg/m<sup>2</sup>/day の低減効果が確認された。200 時間においても SOD 低減量は大きい（図-3.3.5）。本実験により石炭灰造粒物覆砂による底質の酸素消費量の低減効果は温度条件により評価可能なことが確認された。

### 3.3.3 干潟覆砂を再現した室内実験による底質からの溶出物質抑制効果

再現した層状地盤底泥（図-3.3.1）からの溶出物質抑制効果を確認した。試料は懸濁物質を取り除き、溶存物質を ICP 発光分光分析（iCAP6000,Thermo Fisher scientific）により評価（図-3.3.6）した。ここでは主な物質（P, Fe, Mn, および P）を示した。覆砂により底質からの溶出物質量は低減され低減効果が確認された。既往の研究<sup>7)</sup>により石炭灰造粒物にはリンの吸着が確認されている。一般的にリンは底泥の還元化と共に溶出量が増加する。石炭灰造粒物覆砂により還元状態は緩和され、リンの溶出量が低減されていることが図-3.3.6 に示されている。Fe, Mn は還元状態で溶出する代表的な金属だが、これらの抑制も長期的に図られている。Na は、感潮河川域の底泥のため海水由来のものである。造粒物層間隙を通じて、底泥から溶出している。150 日経過後は造粒物覆砂の水槽 DO も 1 mg/L 未満の還元状態であったが、Fe, Mn, P の溶出は抑制されている。これらは造粒物と溶出物質とのイオン交換等化学反応に基因すると考察され、この原因究明については今後の課題としたい。

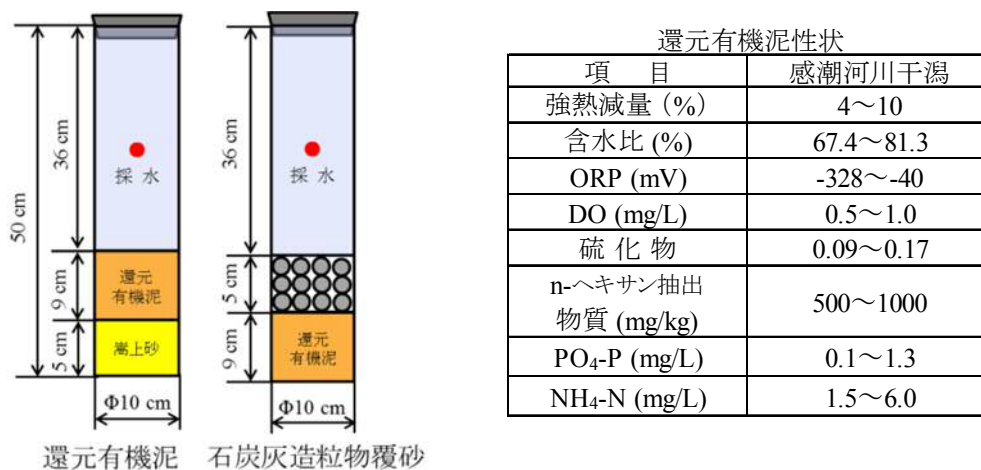


図-3.3.1 底泥溶出物質抑制実験概要および還元有機泥性状<sup>13)</sup>



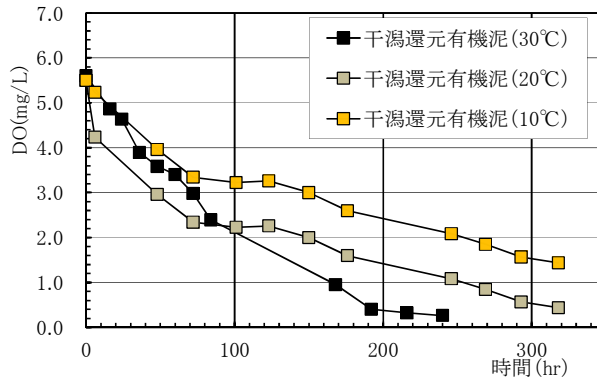


図-3.3.2 還元有機泥による DO 消費実験 <sup>13)</sup>

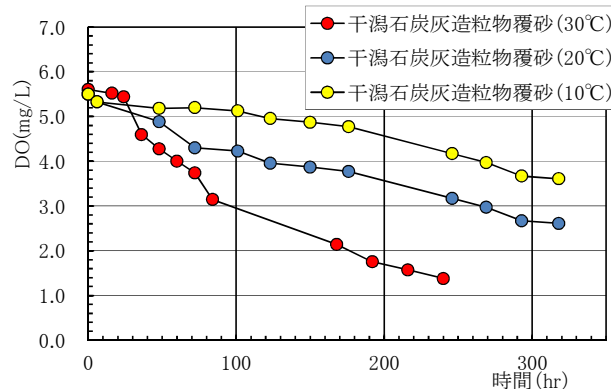


図-3.3.3 石灰造粒物による DO 消費低減実験 <sup>13)</sup>

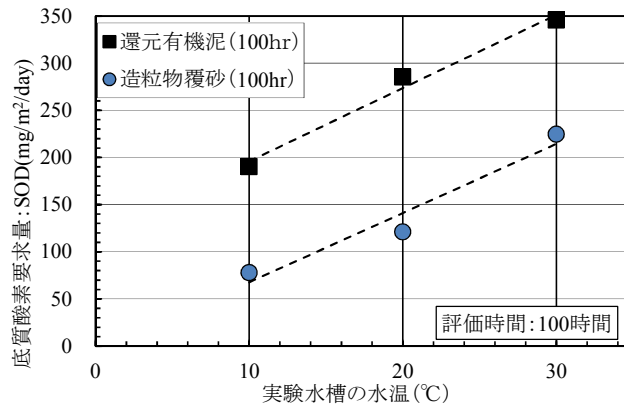


図-3.3.4 石灰造粒物覆砂による SOD の低減効果(1) <sup>13)</sup>

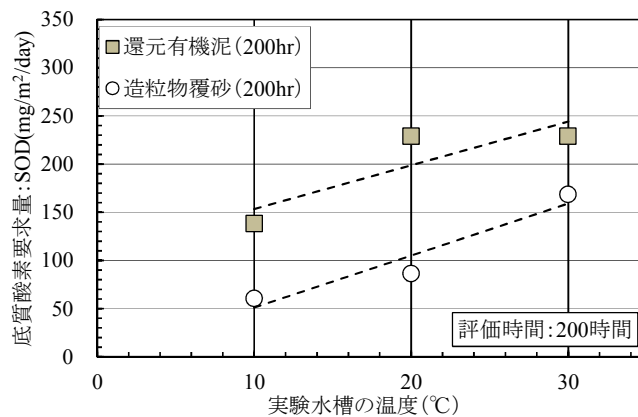


図-3.3.5 石灰造粒物覆砂による SOD の低減効果(2) <sup>13)</sup>

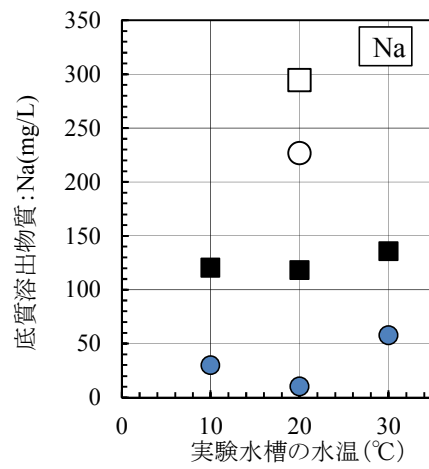
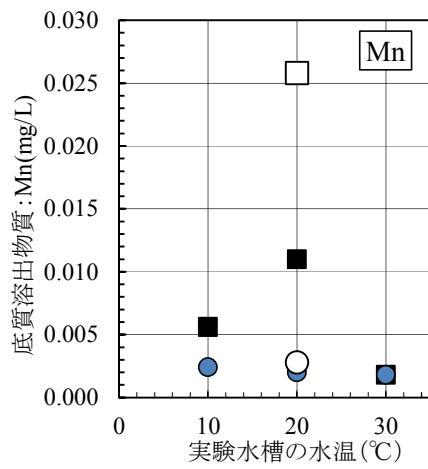
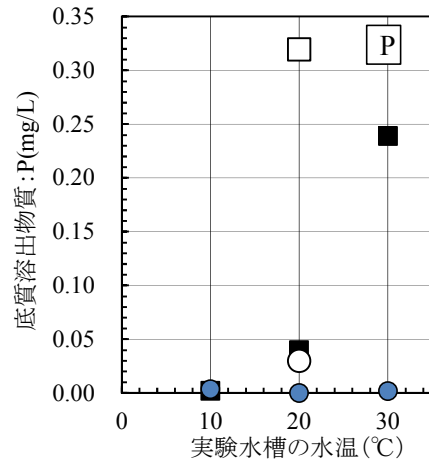
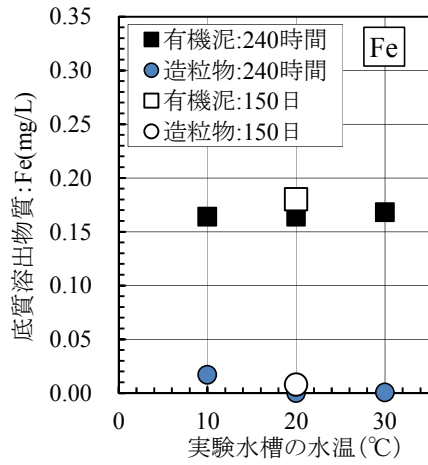


図-3.3.6 石炭灰造粒物による底質溶出物質の低減<sup>13)</sup>

### 3.4 石炭灰造粒物により浄化された河岸へドロの有機物特性評価

#### 3.4.1 河岸へドロの有機物特性評価の概要

太田川市内派川では人口増に伴う生活排水の増加によりしばしば未処理下水が放流され河岸のへドロ化が進んでいる。広島市内中心を流れる京橋川河岸においても上げ潮により河口から浮遊物質が輸送され 1cm/年程度の有機泥の堆積がある。著者らはアルカリ剤造粒物である石炭灰造粒物を利用し、市内派川河岸に堆積したへドロの浄化と生態系の再生を行なってきた。この底質改善技術を適用した 1 つとして京橋川での改善効果の評価を行なっている。

石炭灰造粒物のように酸化物 ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$  等) を材料として造粒されたアルカリ剤造粒物がへドロ上に散布されると、造粒物を構成する酸化物から泥層内間隙水に陽イオンと  $\text{OH}^-$  が溶出するため、pH が上昇する。さらに、アルカリ剤造粒物から溶出する水和  $\text{Ca}^{2+}$  は、土粒子表面に弱吸着水として吸着している水和イオン (海水と接する粒子では主に水和  $\text{Na}^+$ ) と交換して水分子層厚 (含水比) を減少させる。さらに、弱吸着水厚の減少は土のコンシステンシー特性の変化 (液性限界、塑性指数の低下) を促すと想定される。これらのコンシステンシーの変化は土粒子の粘性や水に対する鋭敏さを低下させ、微細粒子の団粒構造化や粒子の流動性を増大する効果を有している。すなわち、 $\text{CaO}$  を含む酸化物を溶出するアルカリ剤造粒物はへドロ内に蓄積する還元物質の酸化 (還元状態の緩和) や有機泥粒子のコンシステンシーの変化等を生起させてへドロ層の浄化 (硫化水素の発生や貧酸素化抑制、地下水の流動性向上等) を促進し、生物棲息場の再生を可能にする機能を有している。本節ではへドロ化が進んだ河岸干潟に 1km 以上にわたって散布した石炭灰造粒物によるへドロ地盤の浄化量を評価するための調査法および分析結果について論じた。

#### 3.4.2 有機泥を構成する有機物の概要と分析法

##### (1) 有機物の嫌気性消化過程

嫌気性消化過程では、易分解性である不安定な有機物 (多糖類, タンパク質, 脂質等) は低分子化され、最終的に二酸化炭素やメタンに無機化される<sup>15)</sup>。消化過程では ATP (アデノシン三リン酸) の生産等が行なわれ、微生物体内にエネルギーとして蓄えられている。有機物の分解では消化過程で生成される電子と  $\text{H}^+$  は微生物の活動 (ATP 生成等) に利用されるが、利用後に電子は酸化物の還元 (ODU : oxygen demand unit の生成) に用いられ、 $\text{H}^+$  と共に泥層内に蓄積される。堆積泥中で起こるこれらの過程が有機泥のへドロ化 (還元化, 酸性化) である。一方、不安定有機物を材料として<sup>16)</sup>、または植物プランクトン中の不飽和脂肪酸が酸化することによって<sup>17)</sup>、フミン酸, フルボ酸, ヒューミン等の腐植性有機物の生成が行なわれる。腐植性有機物は土壌の陽イオン交換容量 (CEC) を増大させる等の働きを有しており、腐植性有機物の存在はアルカリ剤造粒物の浄化効果を助長している。

##### (2) 有機泥の採取と分析方法

堆積有機泥の採取は京橋川に加えて福山港, 広島湾奥部 (呉湾, 海田湾) で行われた。福山港では下水放流口 (内港) から約 2 km と 10 km 以上離れた有機物含有量の少ない地点で採取した。

##### (a) アルカリ剤造粒物散布後の底泥採取

アルカリ剤造粒物として石炭灰をセメントで造粒した石炭灰造粒物が 2013 年 5 月に 10 cm ~ 40 cm

厚で河岸に散布された。試料採取は散布地点と未施工地点で行なわれた。未施工地点での底泥の採取厚は 10 cm, 上層は地盤表層, 中層は 10 cm 深, 下層は 20 cm 深を規準面とした。散布地点では上層は表造粒物, または泥表面から 5 cm 厚で採取し, 中層, 下層は未施工地点の中層, 下層に対応させて採取した。

### (b) 有機泥に含まれる元素および油脂成分の分析

採取した有機泥の含有元素 (C, N), n-ヘキサン抽出物質, 粒度組成, および燃焼特性を測定した。n-ヘキサン抽出物質にはフェノール類, アミン類等が含まれるが, これらを含めて油脂類として扱った。110°Cで炉乾燥させた有機泥を CHN 分析装置により含有元素量を測定した。CHN 分析により測定された C は全炭素 (T-C) を表している。

### (c) 泥の燃焼特性試験

燃焼試験では電気マッフル炉 (Yamato 科学機器社製, FO510) を用いて有機泥を 110°Cで乾燥 (含水比測定) 後, 200°Cから 600°Cまでに温度を変えて 4 時間燃焼し, 燃焼量に対する減少量 (mg/g) を測定した。燃焼温度は IL の添え字として, 例えば 400°Cまでの燃焼量は IL400 のように標記した。一般的に海底泥を対象とした有機泥分析では有機物量として IL600 が利用されているが, 600°Cの燃焼では粒子に吸着する構造水 (強吸着水) の蒸発による質量減少が含まれることから, 本解析では 400°Cの燃焼による減量分 IL400 を全有機物量としている<sup>18)</sup>。したがって IL600 と IL400 との差は構造水量として考えることができる。また, 不安定有機物は易燃性有機物であることから<sup>19)</sup>, IL300 を不安定有機物量として用いている。

## 3.4.3 河岸堆積泥の特性

### (1) 不安定有機物の堆積状態

図-3.4.1 には有機物の特性として, (a) 全有機物量 (IL400) と不安定有機物量 (IL300), (b) IL400 と T-C, (c) 構造水 (IL600-IL400) と吸着水 (含水比-構造水), 図-3.4.2 には微細粒子の物理・化学特性として, 細粒分含有率 (シルト+粘土成分) に対する (a) 含水比, (b) 全炭素量, (c) 油脂類 (n-ヘキサン抽出物質) の各々との関係が示されている。なお, セジメントトラップは河岸に 15 日間設置し捕捉された有機泥を河岸に輸送されて沈降する有機泥として分析した。

### (a) 不安定有機物の含有割合

不安定有機物には高分子のタンパク質, 炭水化物, 脂質および, それらの低分子化した炭素化合物が含まれる。不安定有機物は易分解性であるため, 不安定有機物含有量の多い有機泥は還元化し易い。図-3.4.1(a)では IL 比 (=IL300/IL400) は 0.6~0.8 程度の値をとっており (図-3.4.4 の横軸に IL 比が示されている), 不安定有機物の含有量が多い傾向にある。0.7 を越える IL 比を持つ有機泥は下水処理場に集積された未処理汚泥 (下水汚泥) と同程度の不安定有機物を含む可能性がある。自然由来の有機物であれば, 易燃性有機物は不安定な有機物として扱うことができる。しかし, 対象域は様々な起源の有機物が流入する河岸であり, 易燃性有機物が全て不安定有機物として扱うには問題がある。本論文では比較的分析容易な n-ヘキサンで抽出される油脂類を IL300 とともに分析することで有機物の起源を議論する。

下水汚泥では油脂類が不安定有機物に占める割合が大きいですが、京橋川の干潟泥（京橋泥）では堆積泥、捕捉泥がともに 1/4 以下の含有量である（図-3.4.4）。植物プランクトンを主に起源とする広島県呉湾の堆積有機泥（呉泥）では油脂類量は IL 比が同程度である広島県福山港内港の堆積泥（福山泥）の 1/5 程度の値を有している。京橋泥は一次生産を起源とした有機泥と同オーダの油脂分量となっている。一方、セジメントラップ捕捉泥は堆積泥と同程度の IL 比で、かつ堆積泥に比べ有機物含有量が多く粒子が細かい特性がある（図-3.4.2(b)）が、捕捉泥においては 0.5~1.1 mg/g 程度の油脂量でしかない。既往の調査において、京橋泥には 1mg/g を越える油脂類がしばしば検出されており、流況によって対象域への輸送量は変化すると考えられる。干満を繰り返す感潮河川では放流口からの流路が長くなるために放流下水を起源とした高級脂肪酸は対象域に輸送される間に分解し、低級化した脂肪酸は可溶性となり水中へ分離され易い特性がある。

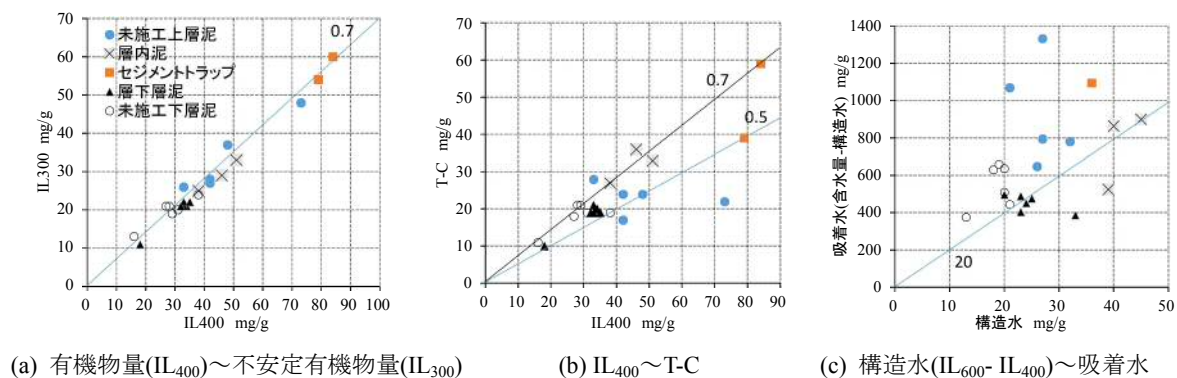


図-3.4.1 有機泥に含まれる有機物と微細粒子の特性（図-3～図-6 までの凡例は共通）<sup>14)</sup>

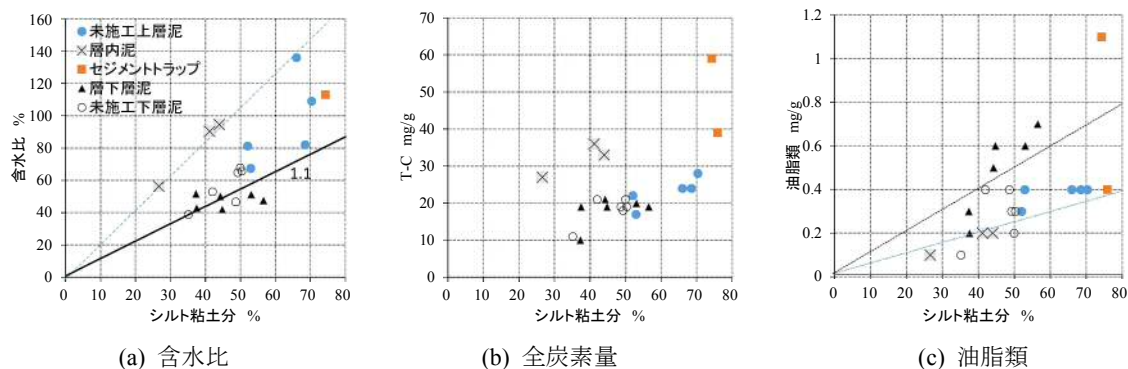


図-3.4.2 細粒分（シルト・粘土分）の物理・化学特性（点線は補助線）<sup>14)</sup>

### (b) 炭素、窒素含有量

全有機物（IL<sub>400</sub>）に含まれる全炭素量（C/IL 比）は 0.5~0.7 を中心に分布の範囲が広いが（図-3.4.1(b)）、Steutel ら<sup>20)</sup>の示した 0.58 を中心に分布している。C/IL 比は炭素化合物である有機物の炭素組成率を示している。なお、C/IL 比の高い不安定有機物は高級脂肪酸に代表される（75%程度）。京橋泥では C/IL 比が 70%を越える有機物を含んでいるのに対して（図-3.4.1(b)）、不安定有機物に対する油脂類含有量は 2%程度であり、油脂類が C/IL 比の高い要因になっていない。不安定有機物ではない可燃性の高分子炭素化合物が含まれていると考えられることから、対象泥では IL<sub>300</sub> を無条件で不安定有機物量とすることには問題がある。また、窒素の含有量は少ない（C/N>20）ことを

合わせて考察すると、タンパク質（アミノ酸）の含有は少なく、掃流されてきた不安定有機物の分解が終了段階にある、または陸域土壌起源の有機物が多く含まれると考えられる。

### (c) 水分保持能力

有機泥の水分保持能力は微細土粒子と細粒分に付着する有機物が担っており、通常の堆積泥の含水比は細粒分の含有割合に比例している。微細土粒子には構造水（500℃程度以上で蒸発）と水和した陽イオン（水和イオン、100℃で蒸発）が電気的に吸着しており、水和イオンの作る水分子層厚が粒子の保水能力の大きさに比例している。有機泥粒子に保持される水分は吸着水の外側には有機物に起因する重力水、または膨潤水（含水量-構造水-吸着水）が存在する。有機物の付着により粒子の表面積が増えること等によって水分保持能力は増大すると考えられる。太田川河岸泥では概ね細粒分（重量比）の1.1倍が含水比になっている<sup>21)</sup>。京橋泥もこの値を中心にプロットされる（図-3.4.2(a)中の実線）が、上層泥の含水比は高い傾向にある。未施工上層泥の重力水は構造水の20倍を越えていることから（図-3.4.1(c)）、上層泥の含水比が高いのは有機物が緩い状態で付着しているためと考えられ、水分は重力水として保持され易い粒子構造になっている。

### (2) 堆積泥および沈降泥の酸化還元状態

図-3.4.3に堆積泥のpHとORPの関係を示した。図中の実線は上から  $MnOx/Mn^{2+}$ ,  $Fe(OH)_3/Fe^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}/H_2S$  の酸化還元平衡線を表している。pHとORPの関係は  $SO_4^{2-}/H_2S$  の平衡線よりも上側にプロットされており、河岸干潟ではFeイオン ( $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ) を主体とした酸化還元反応が起こっていると推定される。また、酸素の供給が制限されるセジメントトラップ内に捕捉された有機泥では、有機物分解やODUの酸化による酸素消費能力が高いために、一般的に捕捉泥は強い還元状態を示す。しかし、本調査結果では15日間の捕捉期間にも関わらずORPが高い状態で維持されており、有機泥の掃流時間が長く酸素消費能力が小さい有機物状態で捕捉されていることが予想される。捕捉泥の酸化還元状態は油脂含有量が少ないことと連動していると考えられ、京橋河岸には下水成分の多くが中間体程度にまで分解が進んだ有機物、または易粘性の高分子炭素化合物である有機物が掃流されてきたと推定される。

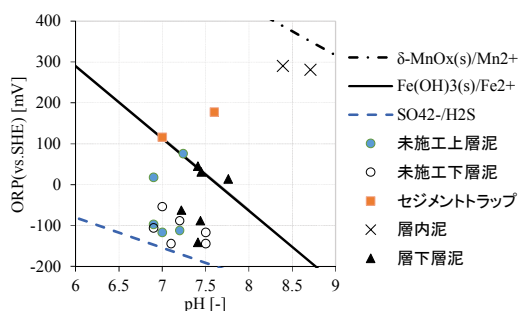


図-3.4.3 京橋泥の酸化還元状態（pH～ORP 関係）<sup>14)</sup>

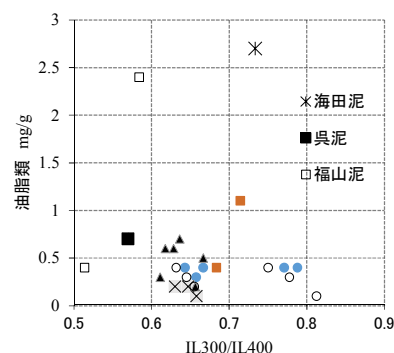


図-3.4.4 油脂類含有状態の比較<sup>14)</sup>

（京橋泥の凡例は図-3.4.1に同じ）

### (3) 京橋泥と下水汚泥、海底堆積泥との比較

図-3.4.4では河岸に堆積する京橋泥と海域に拡散した後に堆積して湾奥海底泥と同じレベルの油

脂類含有状態にある下水汚泥混入泥（福山泥），および広島湾奥に堆積する湾奥海底泥（海田泥，呉泥）の性状が示されている．図では全有機物に占める不安定有機物量比（IL比）と油脂類含有量との関係が比較されている．未処理下水が継続的に供給される場ではIL比が低下しても主要素である油脂類の含有割合の減少は少ない（油脂類の残存比が高い）傾向にある．広島湾奥域は下水起源の有機物の他に一次生産起源の有機物が堆積する環境にあり，下水が主な起源である有機泥と比較して油脂類の含有率は低い状態にある．一方，他時期での調査においては海田泥と同程度の油脂含有量であったが，本期間では京橋泥への油脂類の含有率は広島湾奥泥よりも低い状態にあり，新たな下水起源泥の有機物の堆積が少なかったと判断できる．有機泥に含まれる有機物の種類は有機泥の形成，起源に強く依存するが，これらの結果は下水起源泥の輸送経路，放流からの経過時間等の有機泥の受けた履歴に対する依存度が高いことを示している．

京橋泥の油脂類含有量の変動が海底堆積泥に比較して大きいのは混入した下水起源泥の放流から堆積に至るまでに受ける履歴，すなわち海水，淡水との接触時間，回数にも強く依存すると考えられる．下水汚泥に存在する易燃性有機物の多くは不安定な有機物として扱えるが，浮遊，沈降を繰り返して堆積する有機物には様々に異なる濃度のイオンとの接触がある．有機泥粒子での陽イオン交換や不安定有機物の分解は有機泥粒子の物理的特性を変化させるため不安定有機物の分離が促進されれば，安定な易燃性有機物が選択的に残存していくと考えられる．さらに，京橋泥では干潟の特性である藻類等を起源にもつ不安定有機物が新たに生産されることも油脂含有率が少なく不安定有機物量の多い状態を形成する要因として考えられる．



写真-3.4.1 石炭灰造粒物層の断面写真<sup>14)</sup>



写真-3.4.2 干出前に造粒物層内から気泡が浮出する状況（層内に常時空気が保持されている）<sup>14)</sup>

### 3.4.4 石炭灰造粒物の散布効果とその機構

#### (1) 造粒物層内での有機物性状変化

石炭灰造粒物層内，または層上に堆積した有機泥（じ後層内泥と呼ぶ）の分析値は図-3.4.1～図-3.4.6中に×で示されている．全ての図において層内泥は未施工（または施工前）上層泥の値とは異なる位置にプロットされており，石炭灰造粒物から間隙水に溶出したイオンの影響を受けて層内泥の性状を変化させたことがわかる．

#### (a) 造粒物層に形成される間隙

写真-3.4.1は造粒物散布後3年を経た造粒物層内の断面写真である。対象断面は約70cm厚で散布した後、施工時に作業道として利用しているため、数10回の重機(約1t)の通行により造粒物層表層と泥層は締め固められている。このため造粒物層上層では間隙が小さくなるが、それ以深では間隙率が高い状態にある。有機泥の堆積は表層の10cm程度に限られ、有機泥の堆積した上層においても空気、水が上下に貫通するため堆積した有機泥が圧密されることはない。造粒物層への有機泥の堆積状態は造粒物の設置法、有機泥との接触割合に依存して変化するが、表層下数10cmにあっても層内の浸透性は高く、写真-3.4.1にあるように干出時層内に地下水が造粒物層内に停滞することはない。

#### (b) 造粒物層内に堆積した有機泥の性状

粘土粒子表面で $\text{Na}^+$ から $\text{Ca}^{2+}$ への陽イオン交換が起これば水和イオン径が小さくなり有機泥の含水比(土粒子吸着水量)は低下する(3.4.4で後述)はずであるが、本調査結果では造粒物層が設置されていない干潟表面に堆積する有機泥(未施工上層泥)よりも含水比が高くなっている(図-3.4.2(a))。しかし層内泥に含まれる細粒分含有率は少ない状態にあることから(図-3.4.2, 未施工上層泥の約60%に対して約40%)、有機泥粒子の団粒構造化が予想できる。石炭灰造粒物自体に0.2g/g程度の吸水能力があり、吸水した造粒物が試料として混入することにより高含水比の特性が現われることも考えられるが、層内泥のC/IL比が大きいことから有機物の付着が多いことが原因と考えるのが妥当である。さらに、含水比の測定は採取方法、分析までの保管要領によって大きく値が変化する。干出後約4時間経過した後に採取した層内泥は88%、未施工上層泥は128%の含水比であり、造粒物層内では土粒子への吸着水量が低下していると推定できる。このことは図-3.4.1(c)において層内泥では吸着水量が多く、未施工地点では吸着水の20倍を越える重力水が含まれていることにも裏付けられている。

また、有機泥が石炭灰造粒物と接触することにより易燃性有機物に含まれる油脂類量は未施工域の1/2レベルに低下しており、選択的に脂肪酸が分解、分離(液化、けん化)、または腐植傾向化(脱水等による安定化)し易い環境が形成されている可能性がある。これまでの現地実験でも石炭灰造粒物層設置場では油脂類の減量が起こっており、本結果においても同様の効果が現われている。COOH基はアルカリ層内において $\text{H}^+$ が $\text{Ca}^{2+}$ 等の金属イオンに置換され不溶性の脂肪酸塩に中和される(けん化)。造粒物層内にできる間隙内では脂肪酸の金属石鹸化等、pHの上昇に伴った金属イオンの結合が起こり易い場が形成されている可能性が高いことがわかる。

#### (c) 造粒物層内、層下に形成される酸化還元状態

層内泥のpH~ORP関係が $\text{MnOx}/\text{Mn}^{2+}$ の酸化還元平衡線に近づき、層下にある堆積泥においても $\text{Fe}(\text{OH})_3/\text{Fe}^{2+}$ の平衡線付近に変化しており(図-3.4.3)、造粒物層による還元性の弱化、さらに酸化的状態への傾向が顕著に現われている。造粒物層内には干出時に層内に空気が蓄えられ、冠水後も層内に空気が残留する機構が形成されている(写真-3.4.2)。造粒物層内に堆積する有機泥は嫌氣的分解(電子の蓄積、還元化)のみならず、好氣的な分解(電子の消費、呼吸)が行われていることが考えられる。

#### (2) 石炭灰造粒物による有機物性状変化機構



### (a) 造粒物層内で起こる物理・化学現象

造粒物層内では生物の棲息環境が向上されることがこれまで行なった全ての現地実験で実証されている。生物の棲息環境の向上は酸化物の溶出に引き続いて造粒物層内の浸透性が向上することによると考えられる。造粒物層内の化学的特性は、浸透性に起因する以下の層内泥の物理性状変化を引き起こす役割を荷っている。

#### a) 液性限界の低下（粒子粘着性の低下）

石炭灰造粒物からは酸化物（ $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Si}^{2+}$ 等の陽イオン）の溶出があり、造粒物層内では $\text{Ca}^{2+}$ の濃度上昇が顕著に現れる。河口干潟では堆積有機泥が接するのは海水であることが多いことから有機泥には主に水和 $\text{Na}^+$ が吸着していると考えられる。干潟に設置された造粒物層内へは海水の浸入が多いが、造粒物からの $\text{Ca}^{2+}$ の溶出により造粒物層内の $\text{Ca}^{2+}$ 濃度が上昇するため有機泥に吸着する水和 $\text{Na}^+$ が水和 $\text{Ca}^{2+}$ と交換される機会が多くなる。 $\text{Na}^+$ は $\text{Ca}^{2+}$ に比較して水和数が低いために粒子の保水能力の低下による粒子表面への吸着水層厚の減少が起こる。吸着水層厚（含水比）の減少は有機泥粒子の粘着性低下として現われる。

#### ① 酸素消費量の低下

図-3.4.5 に示した層内泥と未施工上層泥の酸素消費試験結果では層内泥の酸素消費速度は 1/3 程度に低下しており、造粒物層内での ODU の生産量が少ない、または消費量が多いことがわかる。酸素消費試験に用いた有機泥の pH、ORP は層内泥が 6.7 と 124mV、未施工上層泥が 6.3 と -63mV であり、ORP 値と酸素消費速度が連動している。速度の速い酸素消費は主に ODU が行なっていることから、造粒物層内では電子が蓄積されない状態が形成されている（図-3.4.3）ことがわかる。造粒物層では干出中に流入した空気を保持する構造、酸化物を溶出する能力を有しており、有機物の分解により生産された電子を電子伝達物質を介して酸素、または酸化物に受け渡すこと（ODU の酸化）ができています。

#### ② 団粒構造化（泥粒子の団粒化）

土粒子の団粒構造化は通気性、透水性、保水性を向上させることが知られている。石炭灰造粒物が乾燥状態にない造粒物層内では $\text{Ca}^{2+}$ を介して細粒有機泥相互の結合が起こる。図-3.4.6 には京橋泥を構成するシルト粘土分（ $74\mu\text{m}$  以下）と礫分（2mm 以上）との関係が示されている。ここで扱う粒度区分は粒径を示すために用いられている。層内泥ではシルト粘土分に対する礫分の含有量が高い。未施工上層泥と比較すると礫分の含有率が 10 倍以上高くなっており、造粒物により微細有機泥の団粒構造化が進んでいることが推定できる。図-3.4.2(b)で示したように未施工上層泥では有機物（T-C）がシルト粘土分に含有しているのに対して層内泥に含まれる有機物は礫分にも多く付着しており、微細な有機泥が相互に結合し、団粒構造化していることが裏付けされる。

#### ③ 層内泥の化学的状態と粒子付着

有機泥の性状は粒子周辺の陽イオンの状態、酸化還元電位に依存している。対象干潟に浸入する水は海水であり $\text{Na}^+$ 濃度（海水では 10000mg/L オーダ）は $\text{Ca}^{2+}$ 濃度の 25 倍程度ある。石炭灰造粒物の単位  $\text{cm}^2$  当りの $\text{Ca}^{2+}$ の脱イオン水への溶出量は約 200mg/10 日である。 $\text{Ca}^{2+}$ 濃度の増加によって造

粒物層内で  $\text{Na}^+$  と  $\text{Ca}^{2+}$  のイオン交換が起こり易くなれば、造粒物層内は有機泥の含水量（吸着水）を低下させる場に変化していく。前述したように有機泥粒子が  $\text{Ca}^{2+}$  濃度の高い造粒物層内に侵入し有機泥粒子に吸着している水和  $\text{Na}^+$  が水和  $\text{Ca}^{2+}$  に交換されると、有機泥の粘着性が低下し、粒子相互の結合力を弱める。

有機泥粒子が乾燥状態にある石炭灰造粒物に接する場合には重力水が吸引され陽イオンを介した有機泥と造粒物との間に結合強度（サクション）の増大が得られるが、石炭灰造粒物が湿潤状態にある場合には造粒物の吸水力が無くなり、有機泥粒子の造粒物への付着力が小さくなる。さらに有機泥粒子の吸着水層厚の減少（粘着性の低下）により粒子の相互脱着が引き起こされる。すなわち、有機泥層に構築された石炭灰造粒物層内では造粒物から溶出した  $\text{Ca}^{2+}$  が層内泥の粘着性を低下させ流動性を向上させていると推定される。

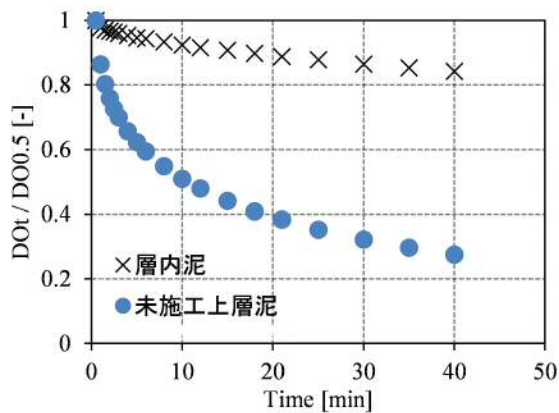


図-3.4.5 層内泥と未施工表層泥の酸素消費速度 <sup>14)</sup>

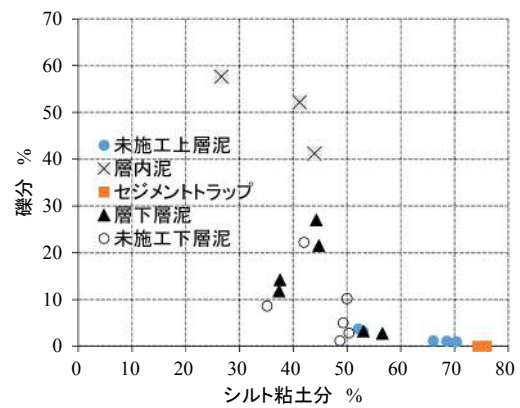


図-3.4.6 層内泥の団粒構造化 <sup>14)</sup>

### 3.5 油脂類の吸着性能と微生物付着特性

本研究は、石炭灰造粒物を覆砂材として活用する場合の、油脂類の吸着特性、覆砂による底質 SOD とリンの低減効果、またそれらに關係する覆砂層内および直上水の pH 上昇特性を実験的に明らかとすることを目的とした。

実験室で現地を模擬した覆砂層を再現し、石炭灰造粒物を覆砂材として活用した場合の特性について実験する。これまでの研究で、石炭灰造粒物表面には油分分解に關与する微生物がバイオフィルムを形成し担持されることが想定される。好気条件では油分分解に關与する好気性細菌、嫌気条件では油分分解に關与する嫌気性細菌が、周辺底泥に比較して卓越することが確認されている。これは石炭灰造粒物の微細空隙に油分が吸着されやすく、その吸着された油脂類を餌として分解する微生物が選好的に付着し卓越するためと考察される。

#### 3.5.1 石炭灰造粒物の油脂類吸着性能

##### (1) 石炭灰造粒物への油脂類吸着機構

石炭灰造粒物覆砂箇所では、これまでの調査により n-ヘキサン抽出物に代表される油脂類の低減が確認されている。また、石炭灰造粒物の表層には、周辺底泥と比較し、油分解機能を有する微生物（細菌）の卓越が確認されている。これらから、石炭灰造粒物は、有機泥の油脂類を吸着し、その油脂類を微生物により分解していると想定される。

石炭灰造粒物による油分解機能に関する概念図を図-3.5.1 に示す。河岸干潟の石炭灰造粒物覆砂層の間隙へ沈降有機泥がトラップされると石炭灰造粒物の細孔径が油脂類を吸着する。吸着された油脂類を集積因子として油分解微生物が増殖し微生物膜（バイオフィルム）を形成する。この微生物膜（バイオフィルム）が周辺の油脂類を含有する有機物を分解する。分解にあたっては、石炭灰造粒物層内の pH 上昇に伴うアルカリにより、油脂類が軟化し、表層での分解を容易にすると共に、剥離しやすい性状へ改質されると想定される。

しかし、石炭灰造粒物への油脂類の吸着特性は、これまでの研究では明らかにされていない。本研究では、室内実験により、石炭灰造粒物への油脂類吸着特性を自然礫質材と比較するし定量的に評価した。その後、現地干潟を再現した室内実験により、石炭灰造粒物の油脂類の吸着効果を評価した。

##### (2) 石炭灰造粒物への油脂類吸着確認実験

干潟再現実験に先立ち、油脂類吸着機能の有無について確認実験を実施した。廃植物油脂に石炭灰造粒物および対照材料である花崗岩（自然石）を浸漬し油脂類を付着させ、24 時間経過後に、表面の油脂類を布により丁寧に拭き取った。その後、還流抽出法により試料（石炭灰造粒物および自然石）に付着している n-ヘキサン抽出物質量を分析した。結果を表-3.5.1 に示す。石炭灰造粒物は、自然石と比較し油脂類の高い吸着特性を有することを確認した。油脂類に浸漬した石炭灰造粒物表層への油脂類の付着量は、一般の自然礫と比較し約 50 倍程度あることが、実験により確認された。これは、図-2.2.1 および図-2.2.2 に示した石炭灰造粒物の高い空隙率（40 %程度）と比表面積（7 m<sup>2</sup>/g 程度）に起因するものと考察する。

吸着状況を確認するため、未使用の石炭灰造粒物、油脂類を付着させた石炭灰造粒物、および覆砂した干潟から採取した石炭灰造粒物の各試料を自然乾燥させ水分を除去した後に、走査型電子顕

微鏡（JSM-6490：日本電子製）にて加速電圧 1.0kV で撮影を行った。その SEM 画像を写真-3.5.1 に示す。

未使用の石炭灰造粒物の表層には油脂類の付着は確認（写真-3.5.1(a)）されなかった。油脂類を付着させた石炭灰造粒物の表層では、石炭灰造粒物表層の空隙部に付着している油脂類の様子（写真-3.5.1(b)）が観察された。敷設した干潟から採取された石炭灰造粒物の表層には、油脂類に浸漬させた石炭灰造粒物の表層と同様の油脂類の付着を確認した（写真-3.5.2）。この SEM 観察と油脂類吸着確認実験により、石炭灰造粒物には、油脂類が吸着され易いことが明らかとなった。

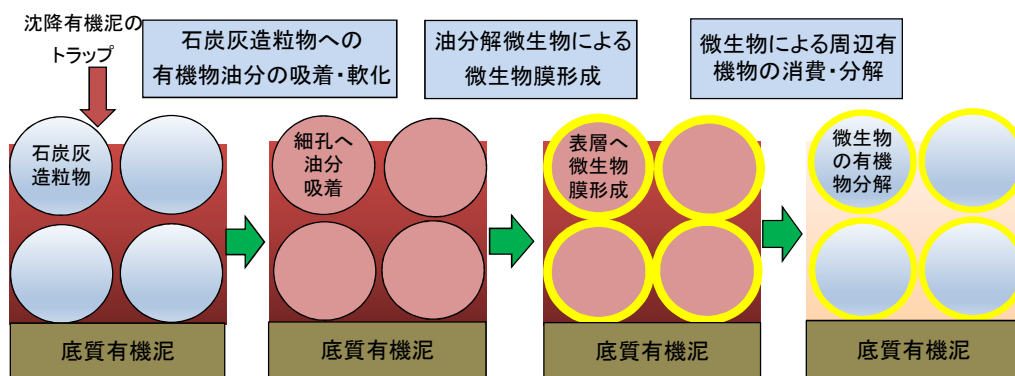
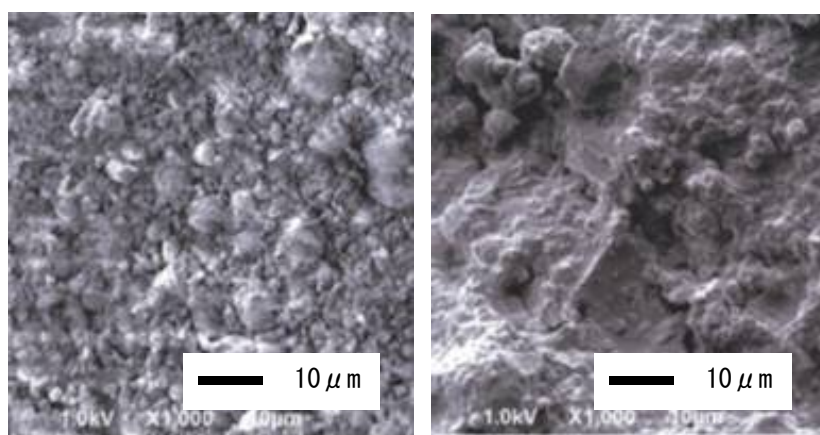


図-3.5.1 石炭灰造粒物による油吸着と微生物分解概念図<sup>13)</sup>

表-3.5.1 油脂類吸着確認実験結果<sup>13)</sup>

試料名	分析値(mg/kg)
石炭灰造粒物(植物性油脂浸漬)	140,000
天然石(植物性油脂浸漬)	2,900



(a)未使用の造粒物表層

(b)油脂類の付着状況

写真-3.5.1 SEM画像 石炭灰造粒物表層<sup>13)</sup>

### (3) 現地河川干潟を模擬した油脂類吸着実験方法

干潟での石炭灰造粒物への油脂類吸着プロセスを確認するために、室内実験により、石炭灰造粒物と自然石（広島県産花崗岩）に還元有機泥を付着させて、油脂類の吸着特性を定量的に評価した。実験条件を表-3.5.2に示す。

京橋川河岸干潟に堆積した還元有機泥を採取し、事前に、強熱減量（IL）、n-ヘキサン抽出物質（n-hexane extractable substances）を測定した。実験室でφ10cm、高さ40cmの2本のアクリルパイプ管内に、採取した有機泥を10cmの高さまで配置し、京橋川干潟を模擬した環境を再現した。配置した底泥内に、それぞれ石炭灰造粒物と自然石を敷設する。その上にイオン交換水2Lを加えた後に、20℃の恒温室内に静置して、石炭灰造粒物および自然石に油脂類を吸着させる。8日後および21日間静置後、アクリルパイプ内の石炭灰造粒物と自然石を回収し、表面に付着した底泥を拭き取る。その試料はソックスレー抽出器(Soxhlet extractor)を用いて還流抽出法により、n-ヘキサン抽出物質を分析する。n-ヘキサン抽出物質は、溶媒であるノルマルヘキサンにより抽出される不揮発性物質の総称で、油分（動植物油脂類および鉱物油）以外にも、界面活性剤や石鹸、アルコール、アミン類、フェノール等が含まれることから、石炭灰造粒物および天然石には油分以外の不揮発性物質が一定量含まれていると考えられる。これらを事前に確認し初期値とした。

### (4) 河川干潟を模擬した油脂類吸着実験の結果と考察

対照干潟の底質分析結果を図-3.5.2に示す。また、河川干潟を模擬した油脂類吸着実験結果を図-3.5.3に示す。分析は3試料で実施し、結果は3試料の分析値を平均している。初期値は石炭灰造粒物200 mg/kg、天然砂礫材230 mg/kgでほぼ同値であったため、ここでは初期値を210 mg/kgとして結果を整理した。実験開始8日後、および21日後のn-ヘキサン抽出物質により実験結果を評価した。8日後において石炭灰造粒物には、天然石と比較して約2倍の油脂類が吸着されていると評価できる。21日後は、初期値（210 mg/kg）を基準にすると石炭灰造粒物は720 mg/kg、天然砂礫材は250mg/kgとなり、吸着量が大幅に増加している。石炭灰造粒物の吸着量は、実験開始21日後で有機泥のn-ヘキサン抽出物質（700 mg/kg）とほぼ同値となっている。本実験により、21日後に天然砂礫と比較し、3倍程度の油脂類吸着特性が確認された。実験室と同様の現象が、有機泥堆積干潟においても起こっていると考察される。吸着された油脂類は、微生物により分解されると共に、石炭灰造粒物により形成される覆砂層内のアルカリ環境により油脂類が軟化し流出しやすくなると考察できる。

表-3.5.2 石炭灰造粒物への油脂類吸着実験条件<sup>13)</sup>

油脂類の吸着評価	n-ヘキサン抽出物質を測定
覆砂材	2ケース;石炭灰造粒物,天然石
還元有機泥	1級河川太田川派川京橋川感潮域から採取
実験用水	純水(イオン交換水)
実験期間	8日,21日後に吸着量を評価

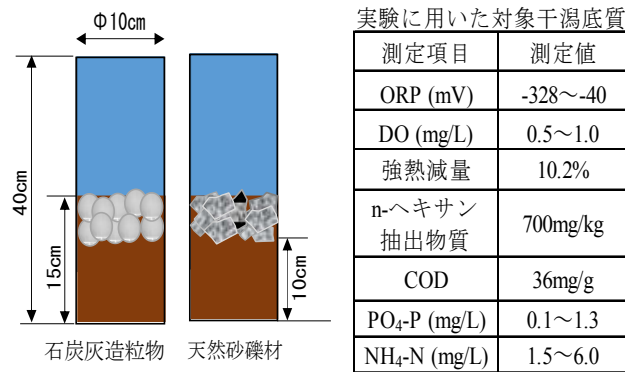


図-3.5.2 干潟を模擬した覆砂材への油脂類吸着実験概要<sup>13)</sup>

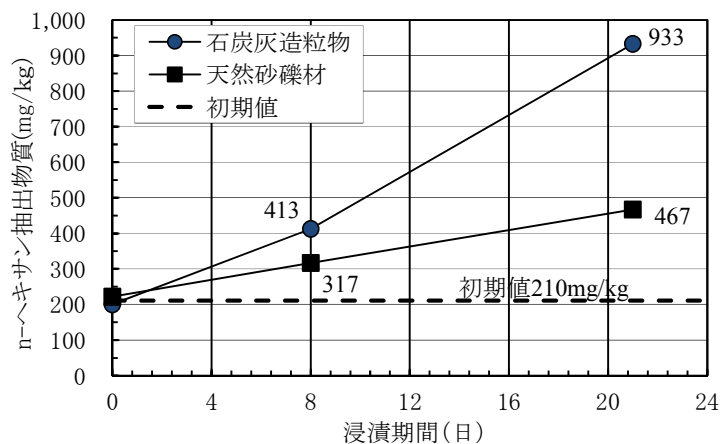


図-3.5.3 干潟を模擬した油脂類吸着実験結果<sup>13)</sup>

### 3.5.2 有機泥堆積干潟での油脂類低減効果検証

#### (1) 有機泥堆積干潟での油脂類低減効果検証方法

現地干潟でのモニタリング調査結果により油脂類の低減効果について検証した。2013年から3年間のモニタリング調査により、沈降泥、有機泥が堆積した在来底質、石炭灰造粒物敷設層上への堆積泥について採取し、強熱減量(II)とn-ヘキサン抽出物質(油脂類)を分析した結果を整理した。沈降泥は、干潟底質にセジメントトラップを夏季に1ヶ月間設置し回収したものである。

また、現地の石炭灰造粒物を採取し、付着泥を拭き取り石炭灰造粒物の油脂類吸着実験と同様に油脂類の付着状況を確認した。採取した石炭灰造粒物は、表面にバイオフィームが形成された手触りがヌルヌルとした試料である。実験室に落ち帰り、SEM画像により表層を詳細に観察した。

#### (2) 調査結果および考察

油脂類の低減効果の検証結果を図-3.5.4に示す。採取した泥のILとn-ヘキサン抽出物質（油脂類）の関係を整理した。夏季の沈降泥は、ILが12～14%程度で、油脂類は1,000～1,400 mg/kgであり、有機物量が多く油脂類含有量も多いと評価される。沈降泥が堆積する在来干潟および、石炭灰造粒物覆砂区では、どちらも有機物の流出や分解によりILおよび油脂類は低減されている。油脂類は造粒物覆砂区で100～710 mg/kg、在来干潟区で400～1,100 mg/kgであり、造粒物区で大きく低減している。覆砂後3年間のデータで、在来干潟のn-ヘキサン抽出物質の1/2～2/3程度に低減されている。これは油脂類の吸着実験結果と同じ傾向である。3年間のモニタリング結果すべてで、在来底質より石炭灰造粒物敷設区のn-ヘキサン抽出物質が低減されている。

また、敷設した干潟から採取された石炭灰造粒物の表層には、油脂類に浸漬させた石炭灰造粒物表層と同様の油脂類と考察される付着物が確認された（写真-3.5.2）。

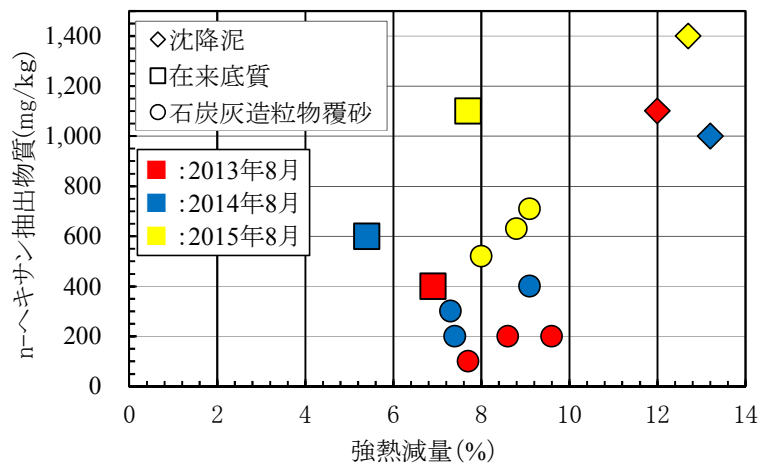


図-3.5.4 干潟調査による油脂類低減効果の確認<sup>13)</sup>

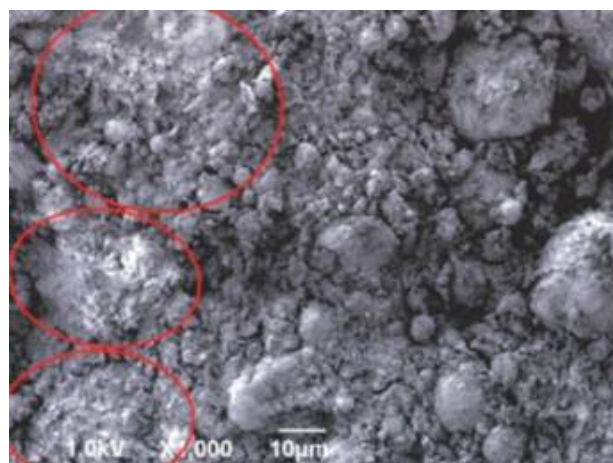


写真-3.5.2 SEM画像：干潟で採取した石炭灰造粒物の表層<sup>13)</sup>

### 3.5.3 石炭灰造粒物への微生物の付着評価

#### (1) 微生物付着評価用試料の採取

石炭灰造粒物への細菌の付着特性を評価するため、敷設した海域から石炭灰造粒物とその周辺底泥のサンプルを採取し、室内実験により細菌 DNA 分析を行った。それぞれのサンプルにより細菌担持の有無を分析し、石炭灰造粒物だけに担持されている細菌の同定を実施した。

採取箇所は表-3 に示す干潟敷設箇所と湾域覆砂箇所である。干潟敷設箇所は、4 m 程度の潮位変動により干出する河岸干潟の有機泥上に敷設された石炭灰造粒物で、好気環境の底質である。一方、湾域覆砂箇所は、湾内のカキの垂下式養殖場カキ筏下の底質に覆砂された石炭灰造粒物で、その底質 DO は夏季に 3 mg/L 以下となることもあり嫌気環境の底質といえる。それぞれの底質に敷設された造粒物と対照試料として周辺底泥を採取し、その基質に付着する細菌を評価した。

#### (2) 基質に付着した微生物の細菌群集構造解析

採取した試料から Ultra Clean DNA Isolation kit (MoBio 社製) を用いて細菌の DNA を抽出し、DNA を増幅させ細菌群集構造解析により付着細菌を同定した。

好気環境および嫌気環境ともに、造粒物と対照底泥の細菌 DNA 解析結果は類似し、それぞれの環境で同属の細菌の付着が推定された。好気環境では造粒物試料にのみ、強い蛍光輝度のバンドが 2 箇所、嫌気環境においても造粒物試料にのみ、強い蛍光輝度のバンドが 2 箇所確認された。これらのバンドは、造粒物へ卓越して付着している細菌の存在を示しており、PCR-変性剤グラジエントゲル電気泳動(DGGE)法により、それぞれの 2 本のバンドに該当する細菌を同定した。

#### (3) 付着微生物の評価および考察

好気環境、嫌気環境のそれぞれにおいて、同定した結果を表-3.5.3 に示す。好気環境の 2 本のバンドは、いずれも *Sphingomonas* 属であった。*Sphingomonas* 属は好気性細菌で基質表層にバイオフィルムを形成し油類を分解することが知られている。また、嫌気環境の 2 本のバンドは、*Acidovorax* 属、および *Propionibacterium* 属と推定された。これらも基質表層にバイオフィルムを形成し、油類を分解することが知られている。

石炭灰造粒物の敷設環境により、卓越して担持される微生物が異なっている事が確認された。干潮時に好气的環境となる干潟域では好機性菌が卓越し、有機物分解に寄与している。カキ筏下の嫌气的環境では、有機物分解に関与する嫌気性菌が周辺泥より卓越している。

石炭灰造粒物に付着していた細菌は対照基質（周辺底泥）では存在比率が低い結果であった。これは、石炭灰造粒物の微生物（細菌）担持機能の高さを示していると推定される。石炭灰造粒物に卓越して付着していた細菌は、いずれも油分解、有機物分解、および脱窒に関与するものであった。これらは、石炭灰造粒物周辺での有機物分解等に関係していると考察される。

卓越した細菌は、いずれもバイオフィルムを形成する細菌であり、石炭灰造粒物の表面にバイオフィルムを形成し付着していると考察される。石炭灰造粒物の細孔径は 0.01~5  $\mu\text{m}$  の範囲(図-2.2.3)であり、細菌の大きさは数  $\mu\text{m}$  であることから、細菌が担持されるには十分な空隙（細孔）ではない。このことから表層に生物膜を形成して細菌が担持されていると評価できる。

本実験結果より、石炭灰造粒物は油分解能を有する細菌を集積している可能性が高い。これは石炭灰造粒物の微細孔に沈降泥由来の油分が吸着され、その油分を増殖因子として、油分解菌が石炭



灰造粒物周辺に生物膜を形成していると考察される。石炭灰造粒物敷設箇所では n-ヘキサン抽出物の減少が複数箇所で見られ、本属の分解能によることが推察される。

表-3.5.3 石炭灰造粒物に卓越した付着細菌<sup>22)</sup>

採取箇所	干潟敷設箇所（表層）	湾域覆砂箇所（表層）
採取時期	2012年11月	2012年11月
採取箇所	広島県広島市 一級河川太田川水系 河岸干潟（潮位差4m）	広島県江田島市 カキ養殖筏下の底質 水深11m-14m
敷設環境	好気環境	嫌気環境
採取方法	干出時に採取	潜水作業により採取
石炭灰造粒物のみへ 付着が確認された 微生物（細菌）	<b><i>Sphingomonas</i> 属</b>	<b><i>Acidovorax</i> 属</b> <b><i>Propionibacterium</i> 属</b>
微生物の特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・好気性菌</li> <li>・バイオフィルムにより基質に付着</li> <li>・有機物分解による浄化</li> <li>・油分解菌</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・嫌気性菌</li> <li>・バイオフィルムにより基質に付着</li> <li>・有機物分解による浄化</li> <li>・油分解菌</li> </ul> <i>Acidovorax</i> 属のみの特性 <ul style="list-style-type: none"> <li>・脱窒菌：脱窒による窒素除去に関与</li> </ul>

### 3.6 硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構と最適配合の検討

#### 3.6.1 硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構の検討

##### (1) 硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構の検討目的

石炭灰造粒物は、硫化物イオンに対して吸着能を有することが明らかになっている。既往の研究により石炭灰造粒物を有機泥に覆砂すると長期にわたって硫化物イオンの濃度上昇が抑制されている<sup>10)</sup>。この持続効果は石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着サイトが再生しているためと推察できる。本節では、長期にわたる持続効果の定量的把握とそのメカニズムを実験的に明らかにする。

##### (2) 嫌気・好気条件の繰り返しによる硫化物イオンの吸着試験

有機泥が堆積した閉鎖性水域では、①夏期（成層期）に貧酸素状態が継続し硫化物イオンが石炭灰造粒物表面に吸着され、②季節が夏から秋へ移行し鉛直混合期に入ると水底（底層）へ酸素が供給され、石炭灰造粒物表面の硫化物イオン吸着サイトが再生し、次の季節を迎え、再び硫化物イオンを吸着すると考えられる。この嫌気・好気条件を模擬した室内試験により、硫化物イオンの吸着試験を実施した。実験①：嫌気条件（夏期の成層期を想定）により、予め窒素ガスをパージし酸素を脱気した硫化物イオン溶液へ石炭灰造粒物を添加、密栓し、100 rpm, 25°C(pH8.2; 30 mM Tris 緩衝液)で振とうさせながら経時的に硫化物イオンを測定した。実験②：好気条件（夏季→秋期の鉛直混合期を想定）として、嫌気実験終了後に緩衝液に入れ替え、通気可能な条件により1日間、100 rpm, 25°Cで振とうした。このように嫌気条件にて硫化物イオンを石炭灰造粒物に「吸着」させ、その後、好気条件とし石炭灰造粒物に吸着した硫化物イオンを脱着させ、吸着サイトを「再生」させる操作を1サイクルとする。硫化物イオン初期濃度 100 mg-S/L の実験条件で10サイクルを繰り返しサイクル毎の硫化物イオンの吸着速度を測定し吸着性能の持続性を評価した（図-3.6.1）。

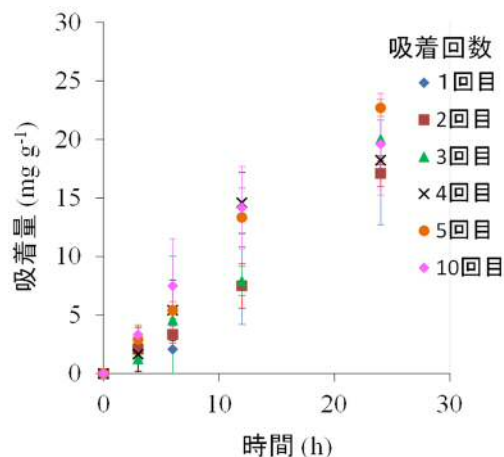


図-3.6.1 硫化物イオン吸着量の経時変化<sup>23)</sup>



図-3.6.2 石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着サイト再生機構<sup>23)</sup>

### (3) 嫌気・好気条件による硫化物イオン吸着性能評価

好気・嫌気条件を繰り返し、吸着サイトを繰り返し再生させても、少なくとも10回までは吸着量や吸着速度は低下せず、吸着能が持続することが明らかになった(図-3.6.1)。吸着・再生を繰り返すと実験容器の底に硫黄の白色沈殿が観察されることから、石炭灰造粒物表面に吸着した硫黄が吸着・再生を繰り返す過程で一部が剥がれ、石炭灰造粒物表面が露出すると考えられた(図-3.6.2)。

### (4) 石炭灰造粒物吸着サイトの再生メカニズム

造粒物に吸着した硫化物イオンの化学形態および、酸化、吸着サイトの再生に関与すると想定された鉄やマンガン形態変化(酸化還元反応に伴う価数変化)をX線吸収微細構造分析(XAFS)で測定し、鉄・マンガン形態変化から吸着サイトの再生について評価した。硫化物イオンを吸着後、好気条件で吸着サイトを再生したときの造粒物表面のマンガンおよび、標準試料(MnS, MnSO<sub>4</sub>, Mn<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)のXAFSスペクトルを図-3.6.3に示す。従来の研究から、石炭灰造粒物の+III価のマンガンの酸化物が+II価へ還元されるのに伴い硫化物イオンが硫黄へ酸化することが知られている。本研究では造粒物のマンガンの酸化物を硫化物イオンの吸着サイトとして、マンガンの酸化物のピークが低エネルギー側にシフトすると「吸着サイトへの吸着(還元)」、高エネルギー側にシフトすると「吸着サイトの再生(酸化)」と定義し、嫌気(吸着)・好気(再生)条件を繰り返して再生機構を明らかにした。

硫化物イオン吸着前の石炭灰造粒物と吸着1回目を比較すると吸着後はピークが低エネルギー側にシフトしており(図-3.6.3)、石炭灰造粒物のマンガンの酸化物が還元されたことがわかる。次に、好気条件にした「再生1回目」を比較すると、「吸着1回目」に比べ、ピークが高エネルギー側にシフトしており石炭灰造粒物のマンガンの酸化物が酸化されたことがわかる。ただし、「再生1回目」と吸着前を比べるとピークは「吸着前」まではシフトせず、一部の吸着サイトが再生したと考えられた。同サイクルによる実験で吸着サイト機能再生が明らかとなった。

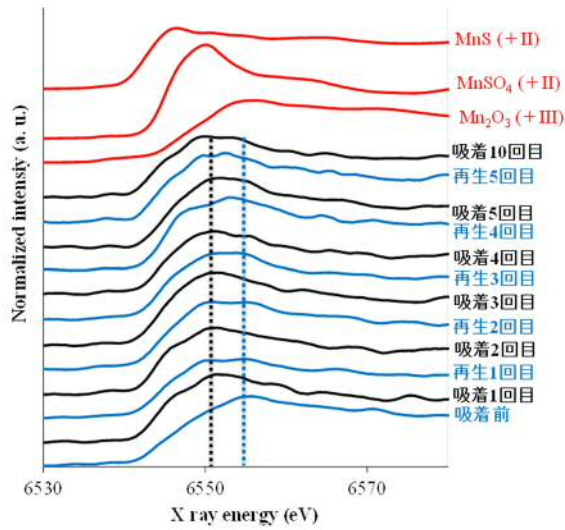


図-3.6.3 マンガンの XAFS スペクトル (造粒物表面) <sup>23)</sup>

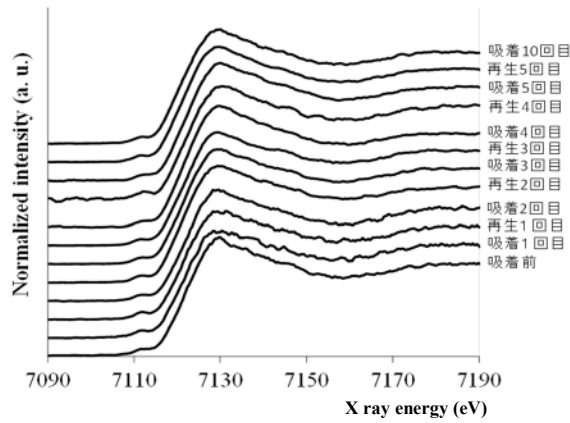


図-3.6.4 鉄の XAFS スペクトル (造粒物表面) <sup>23)</sup>

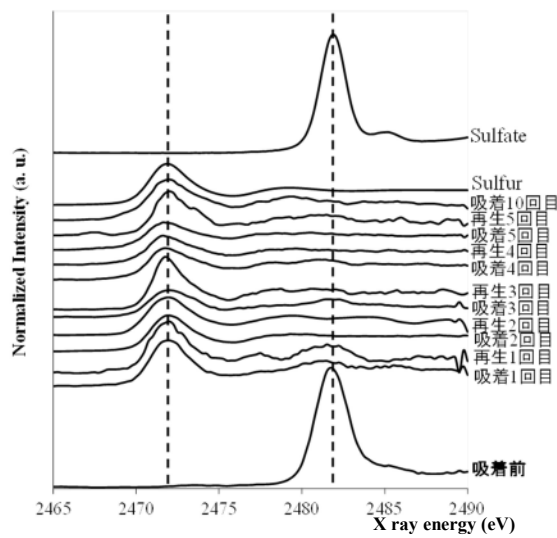


図-3.6.5 硫黄の XAFS スペクトル (造粒物表面) <sup>23)</sup>

#### (5) 石炭灰造粒物の表面の鉄の化学形態

硫化物イオンの吸着および吸着サイトの再生を繰り返したときの造粒物表面の鉄の XAFS スペクトルを図-3.6.4 に示す。吸着・再生を繰り返しても、吸収端のエネルギーやピークのエネルギーについて有意なシフトは認められず、石炭灰造粒物表面の鉄の形態は変化していない。よって、石炭灰造粒物表面の鉄は硫化物イオン吸着や吸着サイト再生に関与してないと考えられた。

#### (6) 石炭灰造粒物に吸着された硫化物イオンの化学形態

吸着・再生を繰り返したときの石炭灰造粒物表面の硫黄、および標準物質（0 価および+6 価の硫黄）の XAFS スペクトルを図-3.6.5 に示す。硫化物イオン吸着前の造粒物には 2482 eV 付近に+6 価の硫酸塩を示すピークが認められた。硫化物イオン吸着後（吸着 1 回目）では新たに 2472 eV 付近に 0 価の硫黄のピークが認められ、硫化物イオン吸着後、好気条件にした「再生 1 回目」においても 0 価の硫黄のピークが認められた。これは再生操作を繰り返しても消失せず、硫化物イオンは吸着されると好気条件移行後も硫黄の化学形態は安定していることを示している。

#### (7) 硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構の検討の結論

硫化物イオンは石炭灰造粒物表面でマンガン酸化物によって硫黄へ酸化され石炭灰造粒物表面に吸着される。表面に形成された硫黄の一部は剥がれ石炭灰造粒物の表面が露出する。好気条件ではマンガン酸化物が酸化され吸着サイトが再生される。このように好気・嫌気の繰り返しによる石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着機能は 10 サイクル（10 シーズン）後も有効であると考えられる。

### 3.6.2 硫化物イオン吸着機能に注目した石炭灰造粒物の最適配合の検討

#### (1) 硫化物イオン吸着機能に注目した最適配合の検討の目的

石炭灰造粒物は、海砂代替材として石炭火力発電所から発生するフライアッシュ（FA）とセメントを造粒・固化して製造されている。既往の研究で硫化物イオン吸着特性（108mg/g）が確認されており<sup>5)</sup>、閉鎖性水域の有機泥に覆砂すると硫化物イオンの濃度上昇が長期にわたって抑制されている。本研究では、石炭灰造粒物のFA混合比率を変化させて、配合による硫化物イオン吸着機能への影響について実験的に明らかにするとともに、影響要因と考えられる比表面積、ポズラン反応率との関係を実験結果に基づき考察した。

#### (2) 配合調整した石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着特性

FAとセメントの混合比率を調整（表-3.6.1）し、粒径10mm程度の造粒物を製造した。大気雰囲気中で1ヶ月間養生したものを試験材料として、室内実験により硫化物イオンの吸着試験を実施した。

石炭灰造粒物による硫化物イオン吸着試験は次のとおり。トリス塩酸緩衝液30mMを窒素ガスで脱気し、溶存酸素濃度を0.2m/g-S/L以下とした後、pH=8.2に調整した。この実験溶液に試験製作した石炭灰造粒物を添加し、実験容器内の気相を窒素ガスで置換し密栓した。その後、25℃、100rpmで穏やかに振とうし、溶存硫化物用検知管により硫化物イオン濃度を経時的に測定した。また、対照実験用に石炭灰造粒物を添加しない対照区を設けて同様に実験した。

配合G（FA=100%）、F（FA:C=97.5:2.5）は強度が不足しており造粒物として形状が維持できないため実験から除外した。また、配合E（FA:C=95:5）も強度不足により吸着試験中に徐々に形状が崩壊した。本実験によりFA混合比率を変化させた場合の硫化物イオン吸着特性への影響が定量的に把握され、硫化物イオン吸着量の経時変化は、FA混合比率が高いほど吸着量も高いこと（図-3.6.6）が明らかとなった。なお、配合A（セメント100%）では硫化物イオンの吸着特性は確認されなかった。セメント水和物では硫化物イオンが吸着されないことが明らかである。

表-3.6.1 試験配合表<sup>24)</sup>

配合ケース	フライアッシュ(F) 重量比	セメント(C) 重量比
A	0.0	100.0
B	40.0	60.0
C	70.0	30.0
D	87.0	13.0
E	95.0	5.0
F	97.5	2.5
G	100.0	0.0

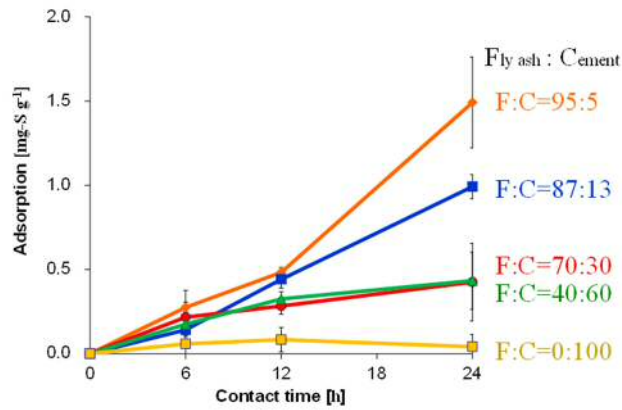


図-3.6.6 配合調整した造粒物の硫化物イオン吸着速度<sup>24)</sup>

### (3) 配合調整した石炭灰造粒物のポゾラン反応率

混合比率の変化による硫化物イオン吸着機能とポゾラン反応率の関係について考察した。ポゾラン反応は、FA のシリカ、アルミナがセメントの水和の際に生成される水酸化カルシウムと反応し組織が緻密になる化学反応であり、強度発現や比表面積の制御に重要であることから、硫化物イオン吸着機能とも何らかの関係性が想定された。そこで、FA とセメントの混合率を変化させた石炭灰造粒物のポゾラン反応率の定量化を試みた。ポゾラン反応率は、FA とセメントの混合率を変化させた造粒物製造時の FA 重量から、養生後に含まれる未反応の FA 重量を差し引くことで推定した。未反応の FA 重量は、山本ら (2010)<sup>25)</sup>FA コンクリート中の FA 量の推定の方法を参考にした。ただし、山本らの方法はフレッシュコンクリートに含まれる FA 量を測定するものである。そのため、本研究では石炭灰造粒物中の未反応の FA が定量できるように手法を一部修正し、ポゾラン反応率を定量的に評価した (図-3.6.7)。FA が最も反応した混合比は、FA : C=70 : 30 であった。一方、硫化物イオンの吸着量が増加するのは FA87%以上の混合率である。硫化物イオンの吸着量については、比表面積の影響は確認できなかった。一方で FA 比率が 70%以上の場合に高いポゾラン反応率を呈し、その範囲で硫化物イオン吸着量が高い事が確認されたが (図-3.6.8)、相関が得られる結果とならなかった。

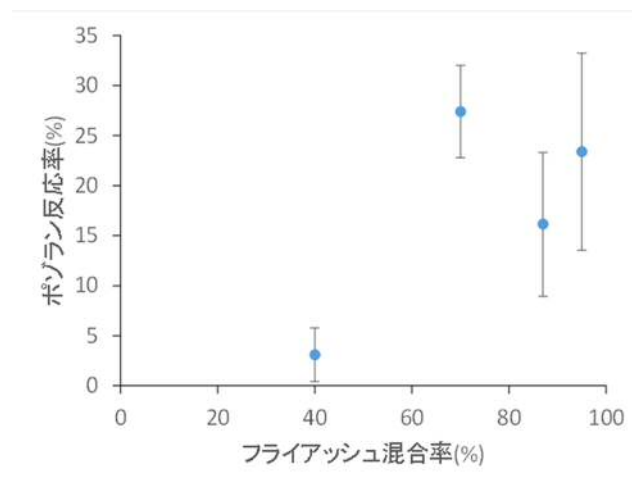


図-3.6.7 配合調整した造粒物のポゾラン反応率<sup>24)</sup>

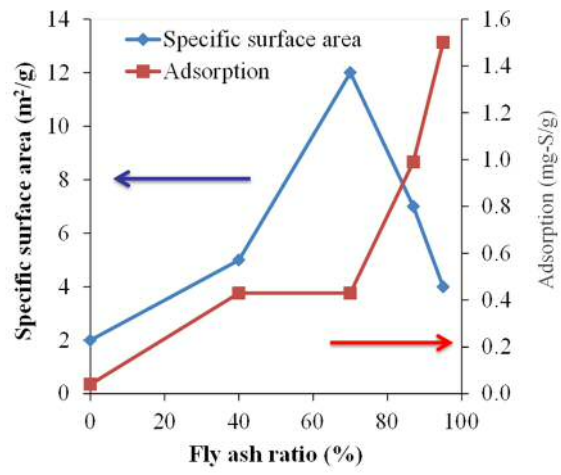


図-3.6.8 比表面積と硫化物イオン吸着量<sup>24)</sup>



### 3.7 本章のまとめ

本章では、石炭灰造粒物覆砂による沿岸域の底質改善機構と改善性能について検討した。得られた結論は以下の通りである。

#### (1) 土壌反応特性と化学特性による底質安定化機構

- 1) 石炭灰造粒物の土壌反応特性は、粉体である FA および砂礫状物質である CA と比較し、陽イオン交換容量は約 10 倍、リン酸吸収係数は 3 倍以上となっており、造粒固化により、土中イオン吸着保持性能が向上することを示した。
- 2) 石炭灰造粒物は、砂礫材料の CA と比較し造粒固化により、高い保水性能を有する。また、自然石、CA、および FA に比較し、Ca イオンの溶出速度が大きく、これは土壌反応性試験結果と傾向が一致している。
- 3) 石炭灰造粒物覆砂による底質安定化機構と安定効果を室内実験、現地調査結果より示した。
- 4) 石炭灰造粒物覆砂による底質酸素消費抑制効果、および溶出物質の抑制効果を示した。

#### (2) アルカリ剤造粒物として底質との反応特性

- 1) 有機泥を構成する有機物の物理・化学特性評価では、有機泥の C/IL 比（有機物組成）、燃焼特性（含水比、不安定有機物等）、n-ヘキサン抽出物質（油脂類）、酸素消費速度（ODU 量）、pH～ORP 関係を指標として相互関係を分析することにより実用的に有機泥の特性を推定できる。
- 2) 造粒物から溶出する CaO は造粒物層内での陽イオン交換を促進し有機泥のコンシステンシーを変化させることで造粒物層内での流動性（粒子の団粒構造化、粘着性低下）を向上させていると推定できる。
- 3) 造粒物によって形成される間隙層内に保持される空気、流動水の効用は pH～ORP 関係、酸素消費速度に明確に現われることを示した。
- 4) 石炭灰造粒物層では沈降・堆積する有機泥の還元化の抑制、間隙水の流動性を向上させることが確認された。

#### (3) 油脂類吸着と微生物付着特性

- 1) 石炭灰造粒物への油脂類吸着：確認実験および現地の再現実験により石炭灰造粒物への油脂類吸着特性が明らかとなった。自然石と比較し 50 倍の油脂類吸着性能があることが明らかとなった。
- 2) 覆砂効果の確認：温度依存性のある SOD の低減効果が定量的に確認された。底質からの溶出物質の抑制効果が併せて評価された。
- 3) 石炭灰造粒物表層に油分解菌がバイオフィルムを形成し卓越して担持されることを確認した。これらは底泥の n-ヘキサン抽出物の減少に寄与していると考えられる。

#### (4) 硫化物イオン吸着機能

- 1) 硫化物イオンは石炭灰造粒物表面でマンガン酸化物によって硫黄へ酸化され石炭灰造粒物表面に吸着される。表面に形成された硫黄の一部は剥がれ石炭灰造粒物の表面が露出する。
- 2) 好気条件ではマンガン酸化物が酸化され吸着サイトが再生される。好気・嫌気の繰返しによる石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着機能は 10 サイクル（10 シーズン）後も有効であることを示した。

### 第3章 関連参考文献

- 1) 国土交通省：NETIS 新技術情報提供システム，環境修復用の砂代替材－石炭灰を使用した環境修復用砂代替材－（Hi ビーズ）  
[http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetail1.asp?REG\\_NO=SKK-120002](http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetail1.asp?REG_NO=SKK-120002), 4/2016.
- 2) 藤原哲宏：石炭灰造粒物を用いた河口域干潟および浅海域の底質環境改善手法の評価，広島大学大学院，平成 25 年度博士論文，3/2014.
- 3) 上野耕平，日比野忠史，齊藤直，吉岡一郎：石炭灰造粒物の組成とヘドロ浄化機能，土木学会第 63 回中国支部研究発表会発表概要集，VII-11. 5/2011.
- 4) 藤原哲宏，中本健二，日比野忠史，齊藤直：地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.69, No.2, pp.I\_1024-I\_1029, 6/2013.
- 5) 浅岡聡，山本民次，早川真二郎：石炭灰造粒物による硫化物イオンの除去. 水環境学会誌，Vol.32, No.7, pp.363-368, 2009.
- 6) 浅岡聡，山本民次：石炭灰造粒物による有機質底泥の改善，用水と排水，Vol.51, No.2, pp.157-163, 2009.
- 7) Asaoka, S., and T. Yamamoto. : Characteristics of phosphate adsorption onto granulated coal ash in seawater. *Mar. Poll. Bull.*, 60, pp.1188-1192, 2010.
- 8) Asaoka, S., T. Yamamoto, I. Yoshioka and H. Tanaka: Remediation of coastal marine sediments using granulated coal ash in seawater. *J. Hazad. Mat.*, 172, pp.1188-1192, 2009.
- 9) Asaoka, S., S. Hayakawa, K. H. Kim, K. Takeda, M. Katayama and T. Yamamoto: Combined adsorption and oxidation mechanisms of hydrogen sulfide on granulated coal ash. *J. Coll. Interface Sci.* Vol. 377, I-1, P. 284-290, 2012.
- 10) Asaoka, S., T. Yamamoto, H. Yamamoto, H. Okamura, K. Hino, K. Nakamoto and T. Saito: Estimation of hydrogen sulfide removal efficiency with granulated coal ash applied to eutrophic marine sediment using a simplified simulation model, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 94, I-1, P. 55-61, 05/2015.
- 11) 中本健二，仁科晴貴，松尾暢，樋野和俊，日比野忠史：還元有機泥覆砂材に活用される石炭灰造粒物の土壌反応特性と底質安定化機構，土木学会論文集 B1（水工学），Vol.72, No.4, I\_1027-I\_1032, 2016.
- 12) 川浦実郎，森川留美子，大下英吉：硫酸塩浸食によるエトリンタイトの再生成による空隙量変化に関する解析的研究，コンクリート工学年次論文集，Vol.31, pp.859-864, 2009.
- 13) 中本健二，仁科晴貴，樋野和俊，日比野忠史：還元有機泥覆砂材に活用される石炭灰造粒物の油脂類吸着性能と覆砂効果，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.72, No.2, CD-ROM, 2016.
- 14) 日比野忠史，中本健二，廣中伸孝，樋野和俊：アルカリ剤造粒物により浄化された河岸ヘドロの有機物特性評，土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.70, No.2, I\_1110-I\_1115, 2014.
- 15) 片岡直明：嫌気生物処理技術の特徴と流れ：エバラ時報，No.229, pp.27, 2010.
- 16) Yamamoto, S., Ishiwatari, R.: A Study of the Formation Mechanism of Sedimentary Humic Substances-II. Protein-based Melanoidin Model, *Organic Geochemistry*. Vol.14, No.5, pp. 479-489, 1989.
- 17) 石渡良志：現世堆積物の地球化学的研究，地球化学，Vol.44, pp.31-41, 2010.
- 18) Mitchell, J.: The origin, nature, and importance of soil organic constituents having base exchange

- properties, *J. Am. Soc. Agron.*, Vol. 24, pp. 256-275, 1932.
- 19) Cuypers, C., Grotenhuis, T., Nierop, K.G.J, Franco, E.M., Jager, A.D. and Rulkens, W.: Amorphous and condensed organic matter domains: the effect of persulfate oxidation on the composition of soil/sediment organic matter, *Chemosphere*, Vol.48, pp.919-931, 2002.
  - 20) Steutel, S., Neve, S. D., Singier, B. and Hofman, G.: Quantification of organic carbon in soils: A comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Vol. 38, pp. 2647-2657, 2007.
  - 21) 西村尚哉, 駒井克昭, 今川昌孝, 日比野忠史:有機懸濁物質の形成に関する基礎研究 -有機物の付着特性-, 海岸工学論文集, 第 55 卷(2), pp.1056-1060,2008.
  - 22) 中本健二, 及川隆仁, 樋野和俊, 日比野忠史:還元有機泥が堆積した海域の底質改善に用いられる石炭灰造粒物の生物親和性評価, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.71, No.2, I\_1459-I\_1464, 2015.
  - 23) 中本健二, 樋野和俊, 浅岡聡:覆砂材に活用される石炭灰造粒物による硫化物イオン吸着機能と吸着サイト再生機構, 土木学会年次学術講演会講演概要集, 第 7 部門, Vol.70, pp.127-128, 2015.
  - 24) 中本健二, 樋野和俊, 浅岡聡:覆砂材に活用される石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着機能に注目した最適配合の検討, 土木学会年次学術講演会講演概要集, 第 7 部門, Vol.70, pp.129-130, 2015.
  - 25) 山本準紀, 川上博行, 名和豊春, 西田朗:フレッシュコンクリート中のフライアッシュ量の推定, セメント・コンクリート論文集, Vol. 64, No.1, pp.147-153, 2010.

## 第4章 石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善手法と改善効果

### 4.1 石炭灰造粒物に係る施工技術の概要

#### 4.1.1 石炭灰造粒物を用いた施工技術に関する既往の研究

石炭灰造粒物を用いた施工技術が、これまでに研究されその成果が報告されている。

末次弘道ら（2011）<sup>1)</sup>は、2009年5月～6月に実施された海田湾（水深7～10m）での試験施工で施工上の設計散布層厚7cm, 12cm, 23cmに対し中央粒径が20mm程度の石炭灰造粒物を敷設する場合の施工方法を検討している。

施工では、敷き均し作業が不要な「ベルトコンベア方式薄層撒出し工法（NETIS登録No.CGK-070001-V）」<sup>2)</sup>が採用されている。薄層撒出し工法は、**図-4.1.1**に示すように、石炭灰造粒物をベルトコンベアのホッパーから定量に切り出し、ベルトコンベア上のスクレーパにより、横方向に均一に落下させることにより撒出す。撒出し厚は、ベルトコンベア速度および作業台船の移動速度を変えることにより、覆砂層5cm～50cm程度までを自由に設定することが可能で、均一な撒出しにより均し作業が不要となるとしている。

藤原哲宏ら（2013）<sup>3)</sup>は、アサリ育成場の構築のため、育成層内の地下水循環（DOの供給）および流入下水（有機泥）の浄化の機能を向上させることを目的に、石炭灰造粒物透水層の設置による実証試験を実施している。

透水層の設置は滯筋の窪み10m幅を覆砂範囲とし、平均覆砂厚を0.3m、施工延長を140mとしており、施工は、容量2.0m<sup>3</sup>のコンクリートバケットに石炭灰造粒物を入れ、スパット台船搭載のクローラクレーンで吊上げて、作業員と潜水士の誘導により所定の位置に石炭灰造粒物を投入した（**写真-4.1.1**）。覆砂は、幅10m×延長140mの造成範囲を2.5m間隔に分割して、設計覆砂厚0.3m相当量（1.9m<sup>3</sup>）の石炭灰造粒物を小山状に投入した（**図-4.1.2**）。石炭灰造粒物の小山（**写真-4.1.2**）は、波浪や流水によって移動し時間経過とともに平坦になっていくと考えて敷き均しを省いている。

中海では、富栄養化の急速な進行、汽水湖特有の塩分躍層の形成、埋め立てや干拓事業に伴う浅場の消失、浚渫窪地の形成などにより、夏季の貧酸素水塊の発生、水質汚濁が問題となっている<sup>5)</sup>。自然再生推進法に基づく中海自然再生協議会第1期実施計画の中海浚渫窪地の環境修復実証事業の一環として、中海・米子湾細井沖窪地に石炭灰造粒物を50cm厚で敷設する実証事業<sup>5)</sup>が実施されている。これら大規模な事業では、石炭灰造粒物は船舶による海上輸送で施工箇所へ運搬されている。

上記のような大規模な事業のほか、湾奥部の小規模水路、運河なども施工対象として適用性がある。広島県広島市（大河漁港）において、中原真哉ら（2012）<sup>6)</sup>は、石炭灰造粒物による底質改善の実証試験を実施し、海底の覆砂により悪臭の原因となる硫化水素の発生抑制および、栄養塩類の溶出抑制を確認している。

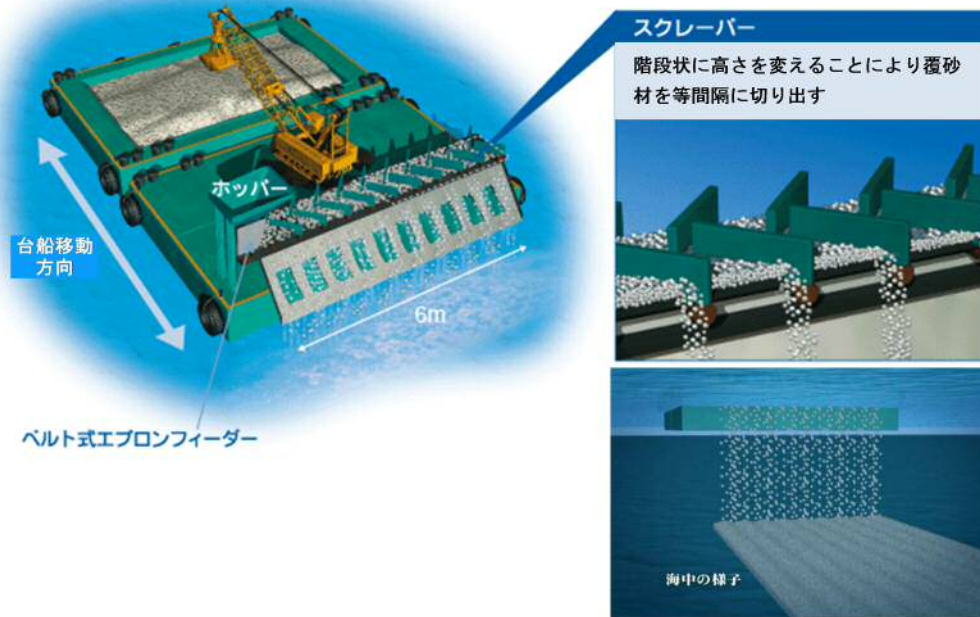


図-4.1.1 スクレーパー付きベルトコンベア方式薄層撒出し工法の概念図<sup>2)</sup>

出典) 干潟造成用薄層撒き出し工法, NETIS 登録 CGK-070001-A

(中国高压コンクリート工業株)<sup>2)</sup> より転載

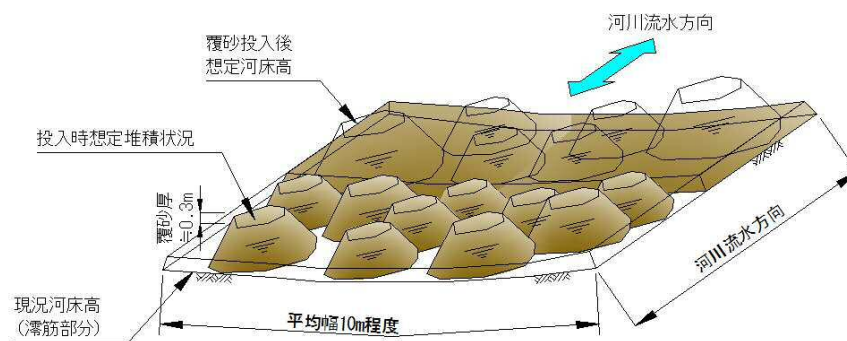


図-4.1.2 石炭灰造粒物の小山状投入概要図<sup>3)</sup>

出典) 石炭灰造粒物を用いた河口域干潟および浅海域の底質環境改善手法の評価

(図-5.5.10, 藤原哲宏, 3/2014)<sup>2)</sup> 掲載図を転載



**写真-4.1.1** コンクリートバケットを用いた覆砂材の投入状況<sup>2)</sup>  
 出典) 石炭灰造粒物を用いた河口域干潟および浅海域の底質環境改善手法の評価  
 (図-5.5.3, 藤原哲宏, 3/2014)<sup>2)</sup> 掲載図を転載



**写真-4.1.2** 覆砂材（石炭灰造粒物）の小山状投入完了時の状況<sup>3)</sup>  
 出典) 地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築, (写真-3, 藤原哲宏  
 ら, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vo1.69, No.2, 6/2013)<sup>3)</sup> 掲載図を転載



**写真-4.1.3** 石炭灰造粒物の海上運搬状況

#### 4.1.2 石炭灰造粒物を用いた施工技術に関する検討課題

石炭灰造粒物を用いた施工技術については、その適用事例が少ないため、検討すべき課題がある。本章では、以下の課題について論じた。

沿岸域における施工技術では、海上からの船舶による覆砂と陸上からのアプローチによる機械施工があげられる。陸上から施工ではヘドロの浄化とともに、超軟弱地盤上での重機作業を可能とする作業通路および作業場構築技術の開発が必要であり4章2節, 3節において、その技術開発に関して論じる。

また、施工後の経年に伴う改善効果を評価することも効果の持続性を検討する上で必要であり、4章4節において、改善効果の持続性について論じる。

環境省環境技術実証事業(ETV)平成22年度の閉鎖性海域における水環境改善技術分野において、石炭灰造粒物の技術的課題や改善の方向性として、「効果の持続性を高めるための技術的検討が、今後、必要である。」とし、他の実水域への適用可能性を検討する際の留意点として「覆土により海底地形の変化が伴うことを考慮しつつ、比較的栄養塩濃度の高い海域などの環境改善を必要とする場所を慎重に選定する必要がある。」と見解が示されている。しかし、浮泥が大量に堆積した過栄養海域における底質の改善事例は少なく、技術が確立されていない現状である。石炭灰造粒物の活用拡大を推進するうえで過栄養な沿岸域における石炭灰造粒物を活用した施工技術の開発が必要であり4章5節において、本技術開発に関して論じる。

これら石炭灰造粒物の施工および効果の評価に関する事項は、本技術を沿岸域において活用するうえで研究が必要な課題である。改善評価に関する調査手法について4章6節において論じる。

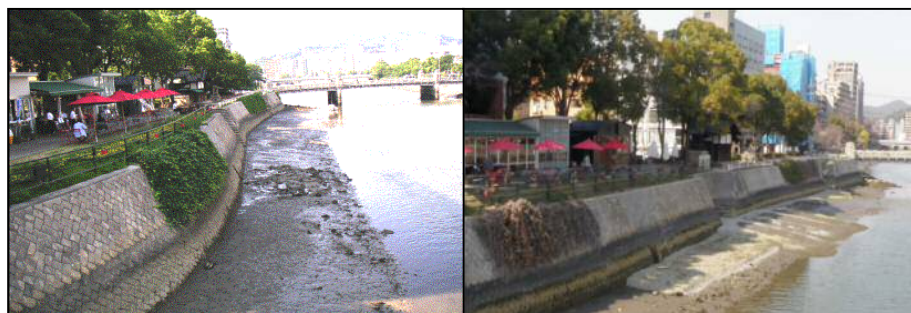
## 4.2 底質浄化能力を持つ作業場構築技術の開発

### 4.2.1 底質浄化能力を持つ作業場構築技術の開発目的

近年、異常降雨や人口増に伴う生活排水の増加により、陸域から河川への高い汚濁物質の流入負荷が発生している。特に、合流式下水道が整備された都市域では、処理不可能な汚水が放流され河道内に有機泥として蓄積され、底質環境の悪化を招いている。太田川三角洲（広島デルタ）では、当初計画を越える生活排水等の放出により河道内に形成された干潟のヘドロ化（有機泥の還元的堆積）が進行し生態系が大きく変化している。感潮河川では上げ潮とともに河口から有機泥が運ばれると干潟部には高塩分の吸着水を持つ有機泥が沈降・堆積する。海水環境下で堆積した有機泥は海水によって掃流され難く、淡水が流れる機会の少ない干潟上には有機泥が堆積しやすい状況にある。

都市を流れる河道の環境再生を目的に、広島デルタを貫流する太田川水系の京橋川河岸干潟（写真-4.2.1）を環境改善対象として石炭灰造粒物を用いた底質改善実証試験事業（産官学プロジェクト）が進められた。本研究は、この実証試験事業に参画し、ヘドロの浄化とともに都市河川河道内において効率的に造粒物散布作業を実施するために、超軟弱泥上での重機作業を可能とする作業通路および作業場の構築法を検討した。

本節の研究目的はヘドロ堆積干潟において安全で費用対効果の高い作業場を石炭灰造粒物により構築し、作業場そのものも底質改善を促進する手法を開発することである。提案する作業場は施工後に仮設作業床の撤去が不要で、遊歩道等に活用でき、底質改善事業のB/C向上が望める新たな作業場構築技術を検討した。事業実施に必要な作業場構築技術を開発するため、事前調査による干潟の詳細評価、作業場構築技術の検討、実証試験区の設計と構築を行なった。そして、実証試験区のモニタリング調査により干潟再生と作業場構築技術の検証・評価を実施した。



（実証試験前 2009年12月）

（実証試験区構築後 2011年3月）

写真-4.2.1 京橋川オープンカフェ沿い干潟<sup>7)</sup>

### 4.2.2 干潟再生実証試験の目的と対象干潟の概要

#### (1) 干潟再生実証試験の目的

当該地区は干潟沿いのオープンカフェによる賑わい場の提供に併せて、河川利便者の親水性向上を目指した「水の都ひろしま」構想を実践する地域である。「水の都」とは美しい水辺を人々が有意義に利用できる空間であることを認識して、①底質改善（還元性の低減）、②親水性向上（水辺の再認識）、③生物生息環境改善（生態系の再生）を目標とした干潟再生を試みた。

#### (2) 干潟環境の事前調査



図-4.2.1 に実証試験対象地区の位置図、写真-4.2.2 に施工前の干潟の状況を示す。対象干潟には高有機質の微細泥（有機泥）が還元的に堆積し親水性は低い状況にある。親水性、多様性の高い干潟再生に必要な要因分析と対策方針を検討するため、2009年12月～2010年2月に干潟環境の事前調査（干潟の地形・性状、地下水流動、河川水質、底質、生物調査等）を行った。

#### (a) 干潟の地形と表層の性状

対象地域では塑望時潮位差が4mあり、大潮干潮時には河岸に幅15m程度の干潟が出現する。干潟地盤上には河口から運ばれた有機泥が最大で1m程度堆積し超軟弱な地盤となっている。図-4.2.2と図-4.2.3に有機泥の堆積状況を示した。図-4.2.2には平面図、図-4.2.3には代表的な断面図が示されている。干潟地盤には、数十cmの厚さで有機泥が砂層上に堆積していた。有機泥厚の厚い箇所では1m以上、深度約0.5m以深では護岸整備時からあると考えられるガレキの占める割合が多くなっている。

#### (b) 地下水流動の状況

広島デルタ河川では潮汐変動によりデルタ地下と河道内には水位差が生じデルタ地下から河道内に地下水が流出している。対象域における地下水の流入を調査した。護岸際付近では、深度約0.4m付近の砂層から地下水の湧出があり、護岸背後からの流出水も確認された。しかしながら干潟地盤内に挿入したコアパイプでは、地下水の流動状況は確認できず（写真-4.2.3）、干潟有機泥層には、地下水の水循環は形成されていなかった。

#### (c) 底質と土壌硬度

底質調査結果を表-4.2.1に示した。底質の強熱減量値は8.4%、シルト・粘土分が約8割を占めており、広島湾沿岸域に堆積する有機泥に近い特性であると考えられる。干潟土壌硬度は0.0～0.2 kgf/cm<sup>2</sup>（土壌硬度計による測定）であり、超軟弱地盤である。土壌硬度の分布は一概に小さい傾向を示しており区域ごとによる違いは把握できなかった。

#### (d) 生物調査

コドラート（0.25m×0.25m）を用いて深さ5cmまでの干潟泥を採取した結果、軟体動物2種、環形動物7種、節足動物3種の計12種を確認した。環形動物（ゴカイ類）が主な生息種であり、Heteromastus属（イトゴカイ）の生息が多く干潟の生物相は貧弱であった。

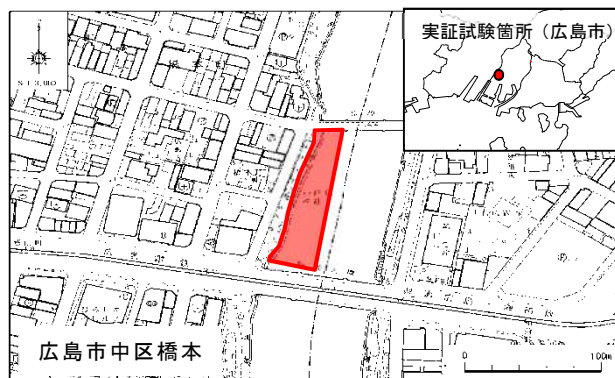


図-4.2.1 京橋川オープンカフェ前面 干潟再生実証試験位置図<sup>7)</sup>



写真-4.2.2 京橋川オープンカフェ沿い干潟の状況(2009年12月)<sup>7)</sup>

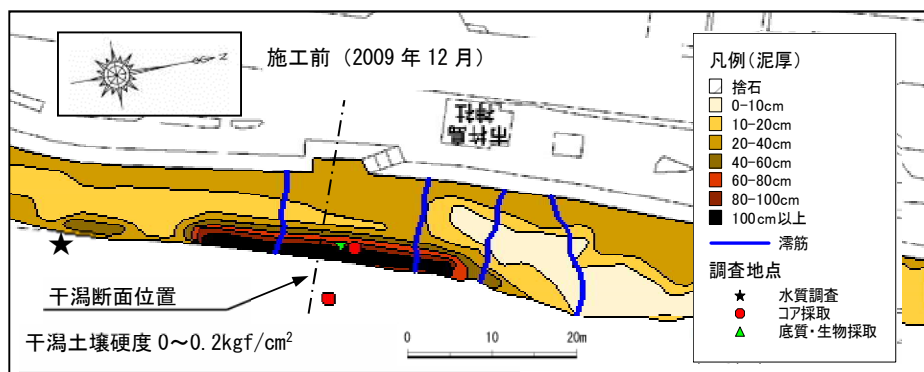


図-4.2.2 事前調査時の干潟のヘドロ(高有機泥)堆積状況<sup>7)</sup>

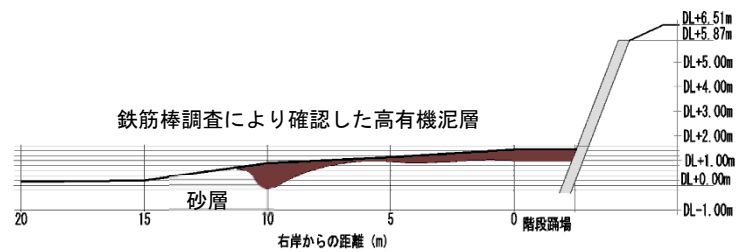


図-4.2.3 対象干潟断面図(図-2 中干潟断面位置)<sup>7)</sup>



写真-4.2.3 コアパイプによる地下水流動状況確認<sup>7)</sup>

表-4.2.1 底質調査結果<sup>7)</sup>

項目	京橋川右岸地区 代表地点
硫化物(mg/g)	0.02
強熱減量(wt)%	8.4
アンモニア態窒素(mg/l) <sup>※</sup>	1.54
亜硝酸態窒素(mg/l) <sup>※</sup>	0.005
硝酸態窒素(mg/l) <sup>※</sup>	0.022
リン酸態リン(mg/l) <sup>※</sup>	0.073
粒 4.75mm以上の粒子	0.1
度 細礫分	0.3
組 粗砂分	3.9
成 細砂分	16.5
% シルト分	51.8
粘土分	27.4

※ 底泥中の間隙水について採取・分析

### 4.2.3 干潟機能再生と作業場構築技術の検討

#### (1) 干潟機能再生の考え方

大潮干潮時に出現する 15m 程度の干潟を再生対象として実証試験区(図-4.2.4)を設定した。干潟機能再生のため、①干潟堆積へドロ層内の水循環（底層還元化の抑制）および②親水性機能を向上させる歩行可能地盤を構築する。①の手法として河岸堆積泥内と表層に透水性の高い浸透層を構築する。浸透層での地下水の循環機構は広島デルタ河川の特性であるデルタ地盤方向から流水部への地下水の流出機構を利用する。ただし、本護岸では干潟背後護岸の法尻には鋼矢板（止水矢板，耐震矢板）が打設されており，河道内へのデルタ地下水の流動を阻害しているため(図-4.2.5)，事前調査時に確認された護岸付近からの湧出水を利用する構造を検討した。②の手法として超軟弱泥層硬化・安定化により干潟地盤の支持力を向上させる。市民が干潟上を散策できる親水性の高い河岸構造を浸透層に付与する。

#### (2) 対策工の検討

##### (a) 有機泥の浄化能力を持つ石炭灰造粒物層

上げ潮による継続的な有機泥の供給があることから，第 3 章で示した干潟に沈降・堆積する有機泥油脂類の減量が期待でき，さらに生態系の再生に実績のある礫状の石炭灰造粒物を用いることにした。石炭灰造粒物は火力発電所から発生する石炭灰に少量のセメントを混合したものであり，図-2.4.3，図-2.4.4 で示すとおり Ca イオン，Si イオン等が溶出する酸化物が主成分である。石炭灰造粒物を用いた浸透層を構築することで透水層（間隙）の目詰まり防止，還元化の抑制，干潟層内での酸素の保持効果が期待される。なお，生態系の再生に係る生物親和性は，第 5 章において論じる。

##### (b) 浸透層での水循環（DO の供給・空気の保持）の形成

細粒有機泥が主に堆積する底層での水循環の機能は，透水性の高い層（透水性を維持できる粗粒材による透水溝）をへドロ地盤内および表層に設置し，護岸下層からの流出水を透水層内に流動させることで発揮させる。流動に併せて，礫状材料によって形成される間隙には干潮時に間隙内に取

り込んだ大気により生物に対する十分な酸素供給が可能となる構造を作る。

**(c) 超軟弱地盤上での作業場構築技術の検討**

一般的に超軟弱地盤上での重機作業は鉄板等を用いて行われる。鉄板等の敷設、撤収には、大規模な仮設工事が必要となるばかりでなく、敷設、撤去に作業時間を要するため、施工時の作業効率が大きく低下し、事業費が増高する課題がある。この課題を解決するために、石炭灰造粒物を敷設して作業場を構築する方法(図-4.2.6)を検討した。造粒物を活用することにより、施工機械の交通荷重を利用して散布造粒物を地盤表層へ強制置換させることで、透水層の機能を確保するとともに、ヘドロの掘削が不要なため建設残土の発生を大きく抑制できる。

本技術が実施工に適用できれば、施工後に足場の撤収を必要とせず、短時間に作業場を構築できると同時に敷設した作業場自体がヘドロを浄化する機能を有する透水層となる。作業終了後には作業場透水層は石炭灰造粒物による透水溝と同様にヘドロ浄化を促進しつつ、遊歩道等の構造物(透水層)として活用できる。

**(3) 構築する干潟再生構造物とその機能**

干潟再生透水層として構築する透水溝の底質改善メカニズムを図-4.2.7に示す。酸化物を溶出する空隙率の大きい透水溝を設置することにより、①堆積泥による目詰まり防止(イオン交換による透水性の同上)、②間隙内への大気を取り込みと流れによるDOの供給(酸化状態の確保)、③有機泥の分解と流出による有機泥の減量が可能となる。なお、施工後は透水層となる作業場(図-4.2.6)も透水溝と同様な干潟再生機能が期待され、その効果を評価する。また、透水溝の掘削により発生したヘドロ残土を石炭灰造粒物細粒分と混合固化し混合覆砂マウンドを構築(図-4.2.7)することで、残土処分と親水性向上を図ることができる<sup>3)</sup>。

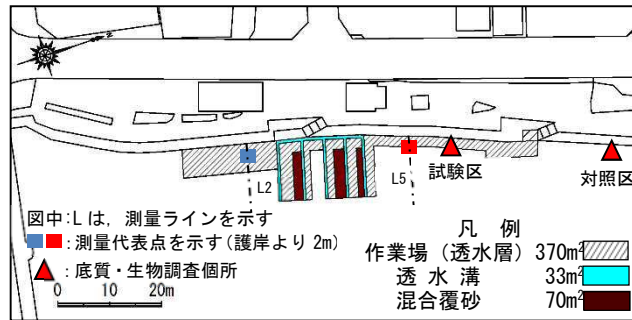


図-4.2.4 作業場構築範囲を示す試験区の施工平面図<sup>7)</sup>

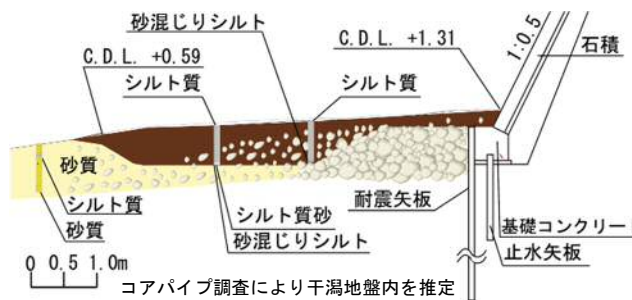


図-4.2.5 コアパイプ調査による干潟推定断面および護岸構造図<sup>7)</sup>

#### 4.2.4 実証試験区および作業場の設計と構築

##### (1) 作業場（兼透水層）の設計

作業場（透水層）の敷設厚は、交通荷重および敷設材料自重に対し、河床地盤の支持力が確保できる深度（厚さ）により検討した。河床地盤の支持力は Terzaghi の式に基づき算定した。せん断抵抗角  $\phi=0^\circ$  と評価し、粘着力は、Terzaghi and Peck の推定式と粘性土のコンシステンシーの関係より  $12.5 \text{ kN/m}^2$  と評価した。使用する最大重機（本実証試験では、クローラキャリア 1t 級）が 2 台並列した場合を荷重条件として、石炭灰造粒物敷設厚さごとの支持力を照査した結果、45 cm の敷設厚で、安全率 1.3 を確保できる設計となった。現地での施工性を考慮し設計敷設厚を 50 cm とした。作業場構築の検討モデルを図-4.2.8 に示す。なお、石炭灰造粒物の単位体積重量 ( $13 \text{ kN/m}^3$ ) は、一般の碎石等 ( $18 \text{ kN/m}^3$ ) に比較し軽いため、設計上も有利になる。

##### (2) 干潟再生実証試験施区の概要

###### a) 施工場所

広島市中区橋本町（京橋川右岸：京橋川ホップソファ）

###### b) 施工面積 施工範囲：約 $480 \text{ m}^2$ 施工延長：約 70m

###### c) 施工期間 2011 年 2 月～3 月（準備工を除く）

###### d) 施工方法

敷鉄板による仮設作業場に代わり石炭灰造粒物を活用した作業場を採用した。検討(図-4.2.9)した透水溝と混合覆砂による約  $70 \text{ m}^2$  の実証試験区は作業場を浸透層に活用することで約  $480 \text{ m}^2$  に拡大(図-4.2.4, 写真-4.2.4)できた。作業場は石炭灰造粒物を層状に敷設することで構築した。造粒物の粒径は 3～40 mm で、施工必要量は約  $200 \text{ m}^3$  であった。ヘドロ上での作業に小型バックホウおよびキャリア（約 1.0t）を用いた。作業場厚を 50cm で計画したが、実績のない工事のため安全性を考慮し着工時は 70 cm 厚とした。ただし、作業開始後、安全性が確認された後は 50 cm 厚で構築した。トン袋に詰めた石炭灰造粒物をクレーンで吊り、河道内に散布した。クレーンの作業範囲外へは 1t のキャリアにより 0.5 t の造粒物を運び小型バックホウで層状に敷設(写真-4.2.5)した。敷設後は、施工機械の交通荷重(写真-4.2.5)を利用して散布造粒物を地盤表層へ強制置換させることで、透水層の機能を確保するとともに建設残土の発生を抑制した。混合覆砂層は、図-4.2.7 に示す透水溝の施工で発生した底泥残土と 3mm 以下の石炭灰造粒物を約 1:1 となるようにバックホウ混合し、混合覆砂（底泥残土＋細粒石炭灰造粒物）を作り、親水性向上施設とし、残土の発生量無しで干潟再生事業を施工した。

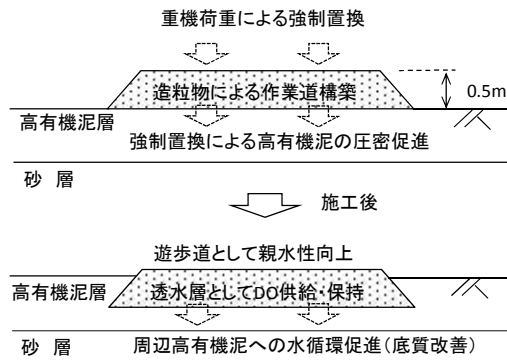


図-4.2.6 石炭灰造粒物による作業場（作業道）構築技術<sup>7)</sup>

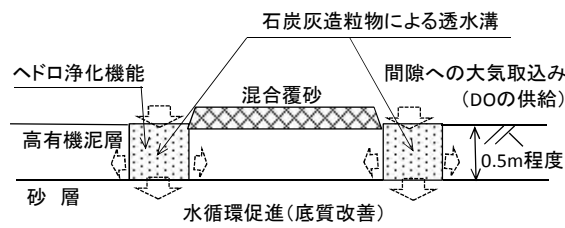


図-4.2.7 石炭灰造粒物の透水溝による環境改善メカニズム<sup>7)</sup>

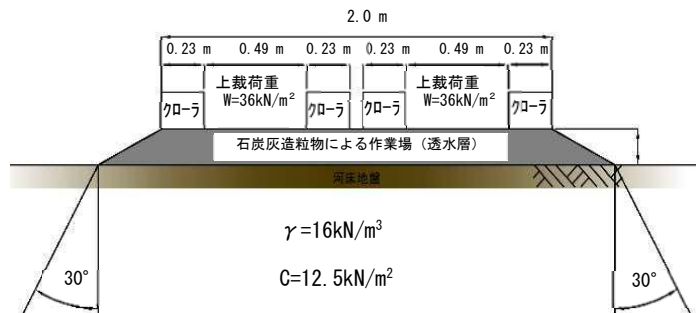


図-4.2.8 作業場構築の検討モデル図<sup>7)</sup>

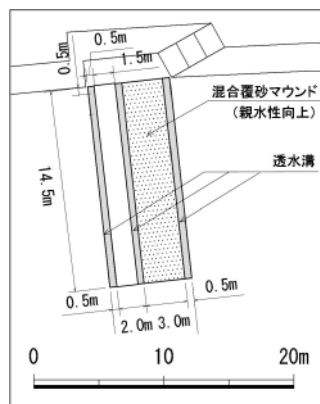


図-4.2.9 実証試験区検討図<sup>7)</sup>



(施工完了時 2011 年 3 月)

写真-4.2.4 実証試験区の構築<sup>7)</sup>

#### 4.2.5 小規模実証試験の検証・評価

##### (1) 作業場構築の施工効率

作業場および実証試験区構築に係る施工実績を表-4.2.2に示す。感潮河川干潟のため、施工可能時間は干潮時の4時間程度である。小規模な施工機械によるものにも関わらず、 $23 \text{ m}^2/\text{hr}$ 程度(表-4.2.3)の高い施工効率で作業場を構築出来る事が確認された。石炭灰造粒物による作業場構築は、高有機泥を掘削後に設置する透水溝工(施工効率 $1.4 \text{ m}^2/\text{hr}$ )に比較し施工効率は16倍程度向上する。しかしながら、作業場は透水溝と構造が異なるため底質改善機能を確認することが必要となる。

##### (2) 干潟再生事業の費用便益比(B/C)向上

環境再生事業では便益を数値として表すのは複雑となるため、ここでは底質改善範囲のみを便益(Benefit)、仮設備を含めた施工総額を費用(Cost)としてB/Cを検討した。本作業場構築技術を活用することにより、当初計画していた $100\text{m}^2$ 程度の実証試験検討案(図-4.2.9)に比較し、同規模の予算で約 $480\text{m}^2$ の試験区が施工可能となった。作業場を撤去せず透水層として底質改善事業に活用する事で従来の仮設作業床と比較し高い施工効率を確保できた。実証試験区の底質改善範囲は4.8倍(実証試験区: $480\text{m}^2$ /検討案: $100\text{m}^2$ )となりB/Cの向上(B/C=4.8)が可能となった。

軟弱干潟上での敷鉄板による仮設作業床と施工単価を比較するために、作業サイクルに基づき概算施工費を算出した。作業条件により施工費用は異なるため、実証試験で稼働した重機、稼働作業人員および必要資材を調達可能額により算出(表-4.2.3)した。造粒物作業場の施工単価( $2.4 \text{ 千円}/\text{m}^2$ )は、敷鉄板による仮設作業床の施工単価( $5.0 \text{ 千円}/\text{m}^2$ )と比較し1/2程度に低減される。なお、現場状況により変動する作業場以外の仮設工および資機材の現場への運搬費は考慮していない。

##### (3) 底質および生物生息環境の改善効果と親水性向上

構築した作業場による底質および生物生息環境の改善機能を評価するためモニタリング調査を行った。実証試験区と対照区の底質性状を調査(観測位置は図-4.2.4)した結果、作業場構築(透水層)により水循環が形成され強熱減量、n-ヘキサン抽出物質、硫化物は試験区で低い値(図-4.2.11)

を維持しており、底質性状が改善されていることが確認された。底質の酸化還元電位は対照区に比べ試験区で高く酸化状態が維持されていた。また、作業場の透水層機能維持を確認するため、透水層（作業場）の一部を掘削調査した。表層から 15cm 程度の造粒物間隙に有機泥がトラップされていたが、嫌気状態になっておらず 15cm 以深の造粒物層空隙は保たれ透水層の機能維持が確認された。さらに、作業場を構築した造粒物層境界部において生物量が増加しており（図-4.2.12）透水層の効果により生物生息環境が改善されていると考えられる。

実証試験区の土壤硬度および地盤形状のモニタリングにより造粒物作業場の親水性機能向上を評価した。中山式土壤硬度計により実証試験区の構築 18 ヶ月後の土壤硬度分布（図-4.2.13）を調査した結果、作業場において遊歩道等に必要の硬度（1~5 kgf/cm<sup>2</sup>）の維持が確認された。

作業場構築によるヘドロ堆積厚ごとの土壤硬度変化（図-4.2.14）を確認した。ヘドロ堆積厚が 100cm 程度であっても造粒物により安定した土壤硬度が維持されている。

遊歩道の形状維持を評価するため定期的に実証試験区の水準測量を行った。作業場地盤高の経時変化（観測位置は図-4.2.4）を図-4.2.15 に示す。当初の形状、地盤高が維持されており、新たなヘドロ堆積による地盤高の変化も確認されなかった。実証試験前と比較し親水性向上が図られていることが確認された。



写真-4.2.6 作業場施工状況および構築した作業場<sup>7)</sup>

表-4.2.2 試験区および作業場構築に係る施工実績<sup>7)</sup>

工 法	施工面 積	施工時間	石炭灰 造粒物量
透水溝工	33.1m <sup>2</sup>	6 日×4hr	29m <sup>3</sup>
混合覆砂工	70.4m <sup>2</sup>	3 日×4hr	30m <sup>3</sup>
作業場(散布工含)	371.1m <sup>2</sup>	4 日×4hr	154m <sup>3</sup>
計	474.6m <sup>2</sup>	13 日×4hr	213m <sup>3</sup>



表-4.2.3 作業場構築に係る施工費用および施工効率<sup>7)</sup>

工 法	石炭灰造粒物作業場	仮設作業床 (敷鉄板設置・撤去)
日施工費	22.3 万円/日	32.5 万円/日
日施工数量	92.8m <sup>2</sup> /日(4hr/日)	65.0m <sup>2</sup> /日(4hr/日)
時間施工効率	23.2m <sup>2</sup> /hr	16.3m <sup>2</sup> /hr
1m <sup>2</sup> 当り施工費	2.4 千円/m <sup>2</sup>	5.0 千円/m <sup>2</sup>
撤去作業	不要	必要(上記施工費に含)
施工規模	100~500m <sup>2</sup>	
施工条件	軟弱干潟作業, 材料工事費共(資機材運搬費除)	

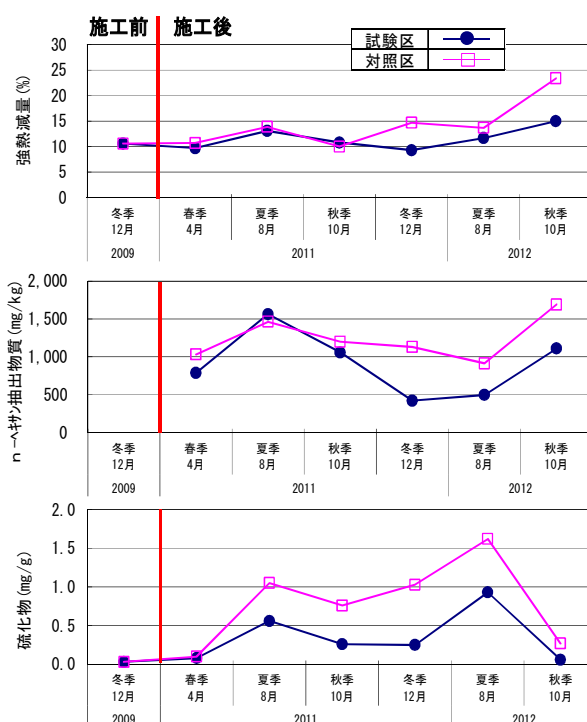


図-4.2.11 干潟表層泥の底質性状<sup>7)</sup>

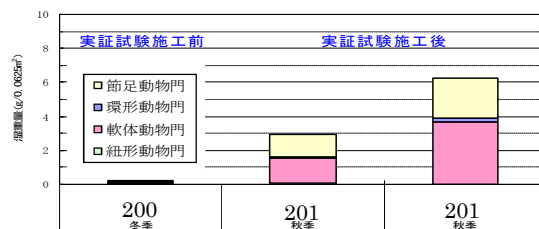


図-4.2.12 造粒物層境界部の干潟底生生物調査結果<sup>7)</sup>

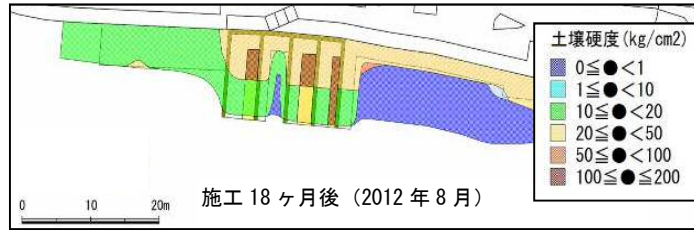


図-4.2.13 実証試験区の土壌硬度分布図<sup>7)</sup>

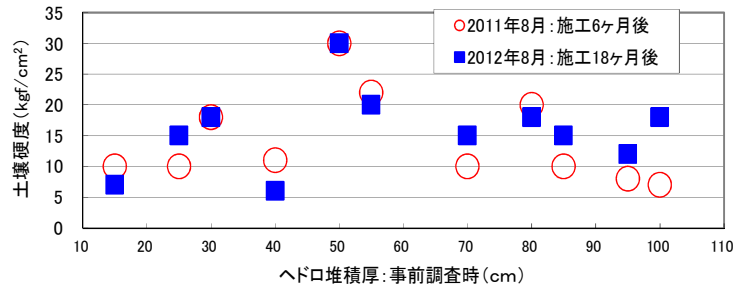


図-4.2.14 遊歩道の機能維持を示す土壌硬度の変化<sup>7)</sup>

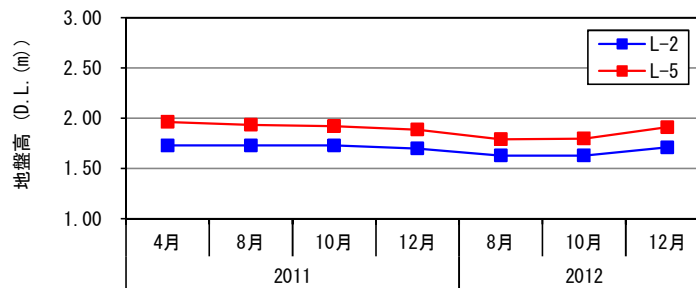


図-4.2.15 造粒物作業場地盤高の経時変化<sup>7)</sup>

### 4.3 大規模底質改善施工技術の開発

#### 4.3.1 大規模底質改善施工技術開発の必要性

広島デルタ太田川派川河岸には還元有機泥が堆積し、景観、親水性が低下している。ヘドロ（還元有機泥）が堆積した干潟再生を目的に、石炭灰造粒物（リサイクル材）を用いた底質改善実証試験事業（産官学プロジェクト）が進められている。著者らは、ヘドロが厚く堆積する河岸干潟において底質環境を改善するために、石炭灰造粒物による底質浄化能力を持つ作業通路構築技術（図-4.3.1）を開発してきた。これまでの小規模（475 m<sup>2</sup>）実証試験により底質改善効果が確認され、事業化に向けた基本的な施工技術が確立されている<sup>7)</sup>。

本節の研究目的は、開発技術を実事業で活用するため大規模（7,296 m<sup>2</sup>）実証試験により、①施工性能、事業コストを評価し、②地盤支持力 0 kN/m<sup>2</sup> のヘドロ堆積干潟において B/C 向上が望める安全な重機作業を可能とする造粒物の敷設厚を評価できる設計用データの蓄積を図り、③干潟再生材としての酸素（底質 DO）供給機能、および造粒物の生物親和性を検証することで干潟再生事業に必要となる大規模底質改善施工技術を確立することである。

研究対象は、太田川水系京橋川の河岸干潟である。当地区では「水の都ひろしま」推進計画を踏まえ干潟沿いのオープンカフェによる賑わい場の提供（写真-4.3.1）と共に、河岸の親水性向上を併せた干潟再生事業が進められている。対象干潟の事前調査、試験区的设计施工、施工後のモニタリング調査、および室内実験により開発技術を検証・評価した。



写真-4.3.1 対象干潟の外観<sup>8)</sup>  
(施工前 2009年12月)



写真-4.3.2 大規模試験区構築<sup>8)</sup>  
(施工後 2013年5月)

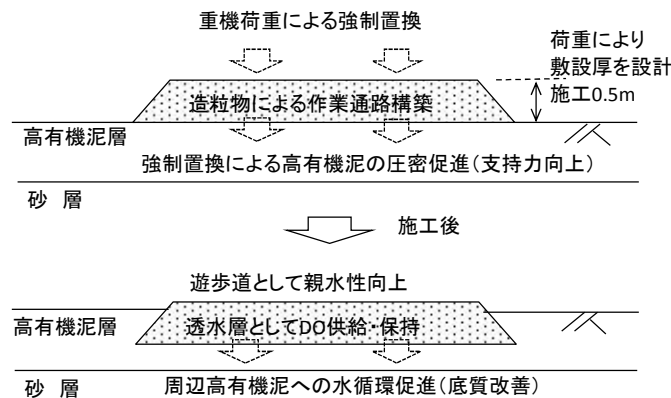


図-4.3.1 石炭灰造粒物による作業通路構築技術<sup>8)</sup>

### 4.3.2 大規模実証試験の目的と対象干潟の概要

#### (1) 大規模実証試験の目的

2011年からの小規模実証試験により、限られた範囲での底質改善、親水性向上、生物生息環境改善効果が確認されている。しかし本技術の事業化に向けては、小規模実証試験では確認できない大規模施工時の施工性、事業コスト縮減、実効性の高い底質改善技術の確立が必要である。本実証試験の目的は、大規模施工技術を確立すると共に、歩行困難となった干潟を人が歩き水辺に近づける空間に改善し親水性の向上を図り、悪化した底質環境を改善し、多様な生物生息環境を創出することである。

#### (2) 対象ヘドロ干潟の概要と事業範囲の検討

当該箇所は感潮河川で朔望潮位差が約4m、大潮干潮時に幅15m程度の干潟が出現する。対象干潟の一部は、石炭灰造粒物による小規模な底質改善実証試験（2011年）が実施されている。2012年に対象干潟を詳細に調査（干潟性状、土壌硬度、底質等）し底質改善が必要な箇所を選定した（図-4.3.2）。干潟上には還元有機泥が最大で1m程度堆積し歩行困難であった。微硫化水素臭が発生し底泥は広島湾沿岸に堆積する有機泥に近い特性であった。

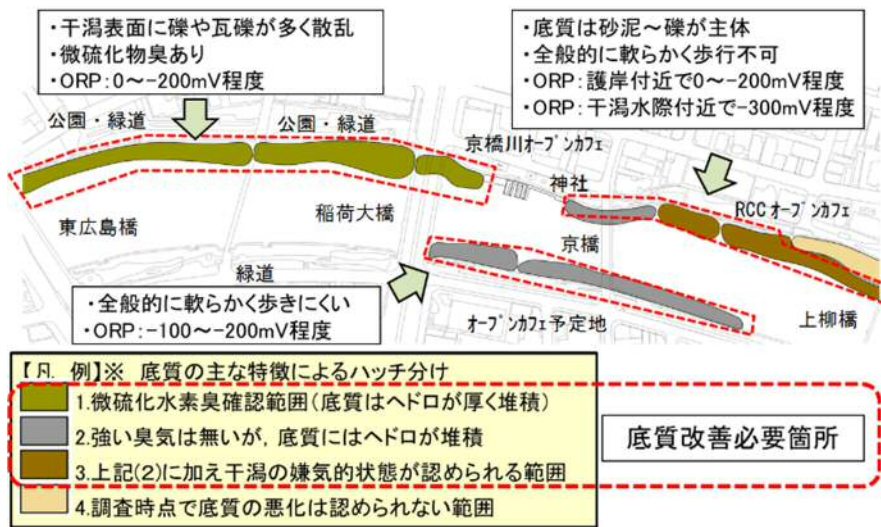


図-4.3.2 対象干潟の底質状況概要図（2012年調査結果）<sup>8)</sup>

#### (3) 石炭灰造粒物による透水層の機能

石炭灰造粒物は、火力発電所から発生するフライアッシュを造粒・固化した海砂代替材である。礫状材料であり、覆砂材として硫化水素の発生抑制・吸着およびリン酸（栄養物質）の吸着効果が確認されている。干潟再生材として酸化物を溶出する空隙率の大きい石炭灰造粒物透水層を設置することにより、①堆積泥による目詰まり防止（イオン交換による透水性の向上）、②間隙内への大気を取り込みと流れによるDO供給（酸化状態の確保）、③有機泥の分解と流出による有機泥の減量が期待される。施工後は遊歩道となる作業通路も透水層として同様な干潟再生機能が期待される<sup>3), 9), 10)</sup>。

### 4.3.3 大規模施工技術の確立

#### (1) 施工技術の検討と事業費用低減策

底質改善が必要な事業範囲への石炭灰造粒物透水層の施工を検討した。対象干潟の上下流には道路橋が架橋されており作業船の現場への入域は困難である。造粒物を陸上作業により敷設するには、ヘドロ堆積干潟上に重機作業が可能となる作業道の構築が必要であった。干潟の土壌硬度は、人が歩行可能となる  $50 \text{ kN/m}^2$  (土壌の表面硬度を貫入により測定)以下であり重機作業に必要な支持力は確保されていない。仮設作業道を設置撤去するには多額のコストがかかるため石炭灰造粒物を敷設することで地盤の適度な安定化を図り施工時の重機作業を可能とし、施工後は干潟上を散策できる遊歩道とするとともに、透水層として底質への DO 供給・保持による底質改善を目指した。大規模実証試験での透水層施工技術の概要を図-4.3.3 に示す。2012 年の調査結果より図-4.3.4 に示す箇所を大規模実証試験範囲とした。施工数量が増加するため施工単位当りの費用が低減されることは明らかである。しかし、干潟へ覆砂するためのアプローチとなる作業通路の施工量も同様に増加するため、小規模施工と同じ工法ではコスト低減額は限られてしまう。そこで小規模実証試験時に、その底質改善効果が確認された敷設厚さ 10 cm の薄層覆砂を基本とする工法(図-4.3.5)を採用した。地盤へのめり込みが大きく覆砂機能の確保が困難な箇所は覆砂厚を 20 cm に増加して、機能を確保しつつ平均厚を減少させることにより、施工速度向上とコスト低減を図った。

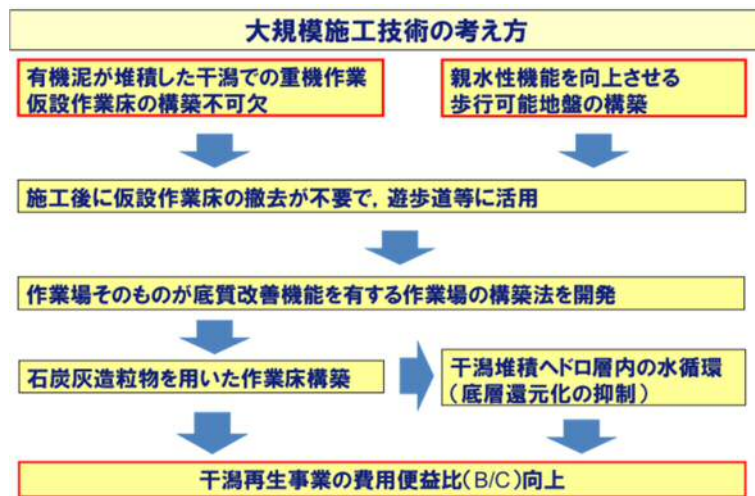


図-4.3.3 大規模実証試験による透水層施工技術の概要<sup>8)</sup>

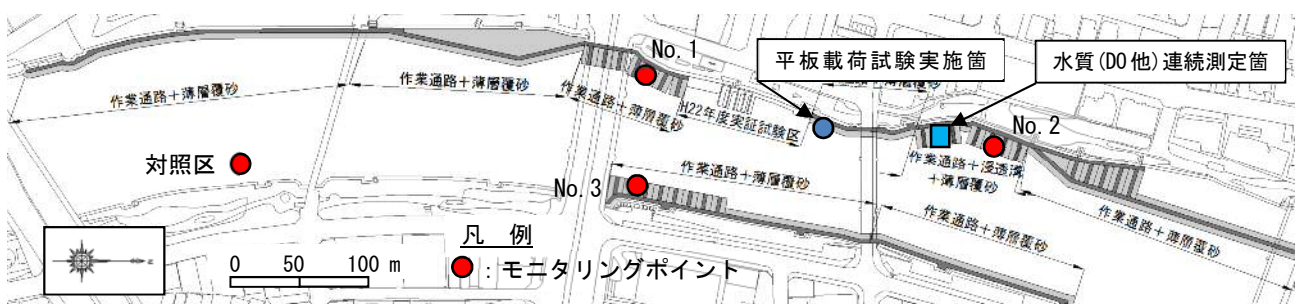


図-4.3.4 大規模実証試験施工平面図および調査箇所<sup>8)</sup>

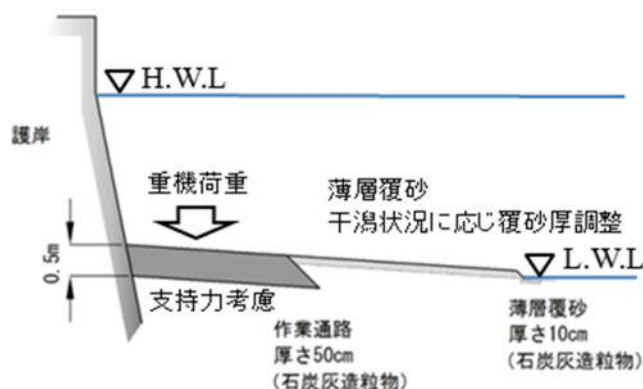


図-4.3.5 石炭灰造粒物作業通路および薄層覆砂の概要<sup>8)</sup>

## (2) 実証試験区設計時の地盤評価

作業場（透水層）の敷設厚は、交通荷重および敷設材料自重に対し、河床地盤の支持力が確保できる深度（敷設厚）を算出することで設計した。河床地盤の支持力は Terzaghi の式に基づき算定した。せん断抵抗角  $\phi=0^{\circ}$  と評価し、粘着力は、Terzaghi and Peck の推定式と粘性土のコンシステンシーの関係より粘着力  $c=12.5 \text{ kN/m}^2$ （非常に柔らかい）と評価した。実際の干潟は歩行さえ出来ず支持力は  $0 \text{ kN/m}^2$  であるが、施工時に造粒物および重機荷重により地盤全体が強制的に置換、圧密され造粒物と在来干潟の 2 層地盤が形成されると仮定した。本設計計算に基づく干潟地盤の許容支持力は  $63 \text{ kN/m}^2$  となり造粒物敷設厚  $30 \text{ cm}$  で、施工重機（ $1 \text{ t}$  積キャリア）走行時の安全を確保できる設計となった。ただし、施工時の安全性を考慮して  $50 \text{ cm}$  厚での施工とした。なお、敷設する材料の自重も載荷荷重となり石炭灰造粒物の単位体積重量（ $13 \text{ kN/m}^3$ ）は、一般の碎石等（ $18 \text{ kN/m}^3$ ）に比較し軽いため軽量盛土材と同様に設計上も有利になる。本手法で算出した地盤支持力の妥当性を検証するため、施工後に平板載荷試験による支持力試験により評価することとした。

## (3) 大規模実証試験区の構築

大規模実証試験区の施工は、 $7,296 \text{ m}^2$  のヘドロ干潟を対象とし 2013 年 5 月に施工完了した（写真-4.3.2, 写真-4.3.3）。都市部干潟での施工のため、造粒物を大型土嚢に積めて搬入する必要があった。4 t 積トラックに 1 t 大型土嚢 4 袋を積載して現場搬入した。大型土嚢に詰めた石炭灰造粒物は 13 t 級クレーンで吊り、河道内に敷設した。クレーンの作業範囲外へは 1 t 積キャリアにより石炭灰造粒物を運び小型バックホウで層状に敷均した。敷設後は、施工機械の交通荷重を利用して散布造粒物を地盤表層へ強制置換させることで、作業通路を構築し透水層の機能を確保するとともに建設残土の発生を抑制した。施工箇所は、潮位の影響を受けるため、作業時間は 4 hr/日であった。

## (4) 施工速度の向上と施工コストの低減評価

実証試験区構築で得られた詳細データから今後の事業化検討のために施工速度、事業コストを定量的に評価した（表-4.3.1）。環境再生事業では便益を数値として表すのは複雑となるため、ここでは底質改善範囲のみを便益（Benefit）、造粒物の搬入費用を含めた施工総額を費用（Cost）として B/C を検討した。小規模施工時データと比較し事業コストの低減（ $1 \text{ m}^2$  当り 56 %低減）、施工効率の向

上（小規模施工の4.3倍）が確認された。薄層覆砂（厚さ10cm）を主とした施工により、小規模施工時の平均層厚42cmは、大規模施工時では平均層厚35cmに低減可能となった。これにより単位（1m<sup>2</sup>）当り施工量は83%に低減されている。なお、施工箇所が都市部でない場合はダンプトラックによる直接搬入が可能となり、大型土嚢での詰込み、荷卸し作業が不要となり施工費用は更に低減可能となる。



写真-4.3.3 石炭灰造粒物の敷設状況（藻類の付着状況）<sup>8)</sup>

表-4.3.1 石炭灰造粒物層の施工速度と施工費用の低減効果<sup>8)</sup>

項目	大規模試験施工	小規模試験施工
河川底質改善範囲	7,296m <sup>2</sup>	475m <sup>2</sup>
造粒物施工数量	2,584m <sup>3</sup>	200m <sup>3</sup>
施工期間（施工時間）	47日（191hr）	13日（52hr）
1日当り施工速度	160m <sup>2</sup> /日	37m <sup>2</sup> /日
施工速度の向上率	小規模施工の4.3倍	1
実証試験費用	54.0百万円	8.0百万円
1m <sup>2</sup> 当り施工費用	7,400円/m <sup>2</sup>	16,800円/m <sup>2</sup>
1m <sup>2</sup> 当り造粒物使用量	0.35m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup>	0.42m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup>
1m <sup>2</sup> 当り施工費低減	小規模に比較し56%減	-

#### 4.3.4 石炭灰造粒物透水層の支持力評価

##### (1) 平板載荷試験による作業通路の支持力評価

ヘドロ堆積干潟での安定した重機作業に必要となる作業用通路の設計データを蓄積するために、施工後に現場実験により造粒物敷設厚毎の支持力を図-4.3.4に示す箇所で平板載荷試験により評価した。試験箇所は在来ヘドロ干潟と施工時に干潟上へ実験的に敷設した厚さが異なる4箇所（5cm, 10cm, 20cm, および50cm）とした。

造粒物は礫状材料のためポータブルコーン貫入試験等の簡易試験では、粒礫状の造粒物が貫入の支障になり、適切な支持力評価が困難なため平板載荷試験（写真-4.3.4）により測定した。干潮時の干潟上での作業となり安定した試験反力の確保が困難なため、試験は、「JIS A 1215 道路の平板載荷試験方法」に準拠しながらも試験条件を次の通り設定した。一般的な平板載荷試験の載荷盤はφ30cmであるが、これは粒状材料を対象にしている場合である。本試験では造粒物を対象とするため、載荷盤の径は造粒物径を考慮し、大型のφ45cmとした。変位は4箇所のダイヤルゲージにより測定し、荷重は重量を測定してある錘を人力により載荷した。載荷パターンは「段階式載荷」とし、初期荷重を載せて載荷盤を十分に馴染ませた後に、錘を段階的に載せて沈下の進行が止まるのを待つ

て載荷荷重と変位計を読み取り記録した。 所定の載荷継続時間中に変位量が急激に増大，荷重保持や荷重載荷が困難になったなど地盤が破壊状態に達したと判断できる時は試験を終了することとした。 試験後は造粒物の敷設厚さを確認するため，載荷箇所を試掘し敷設厚さを確認した。

平板載荷試験により得られた造粒物敷設厚毎の荷重強度と沈下量の関係を図-4.3.6に示す。 道路舗装路盤（コンクリート舗装），鉄道路路床，空港滑走路床などと同様に，地盤反力係数を算定する沈下量  $S=1.25\text{ mm}$  として地盤の支持力を評価（図-4.3.7）した。 許容支持力は図-4.3.7の支持力に適切な安全率（通常3）を考慮して算出が可能である。

## (2) 石炭灰造粒物作業通路の設計方法

敷設した造粒物（透水層）を新たな支持層と評価し重機荷重を支持させる場合，支持力は弱い下層地盤（干潟地盤）の影響をうけるため地盤の多層性を考慮する必要がある。 弱層（干潟地盤）が全体の支持力値を支配するのか，あるいは作業通路（透水層）を含む層状地盤全体の破壊によって支持力が決定されるか検討が必要である。 平板載荷試験結果より， $0\text{ kN/m}^2$ の干潟地盤支持力は，造粒物  $5\text{ cm}$  厚の敷設により  $77\text{ kN/m}^2$ に向上している。 下層地盤の影響は受けるものの，層状地盤全体で荷重を支持していると評価できる。 よって，ヘドロ干潟であっても，石炭灰造粒物による強制置換，圧密促進により造粒物と在来干潟の2層地盤が形成され，弱層への応力分散を考慮して河床地盤の支持力が確保できる深度（厚さ）を算出することで作業用通路の設計が可能となる。 平板載荷試験結果より許容支持力を評価すると造粒物敷設厚  $30\text{ cm}$  では，約  $210\text{ kN/m}^2$ の極限支持力となり安全率を3とすれば，許容支持力は設計値とほぼ同様の  $70\text{ kN/m}^2$ （設計値  $63\text{ kN/m}^2$ ）と評価できる。



写真-4.3.4 石炭灰造粒物層の平板載荷試験状況<sup>8)</sup>

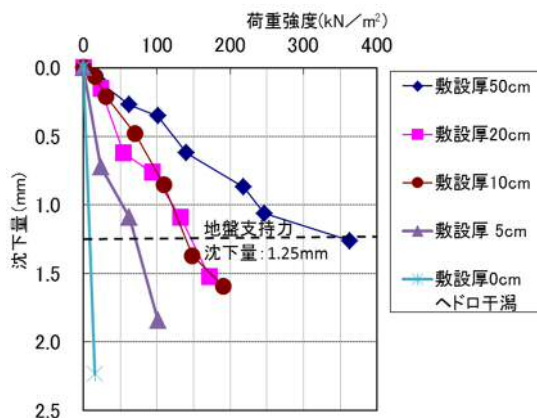


図-4.3.6 造粒物敷設厚毎の荷重強度と沈下量の関係<sup>8)</sup>



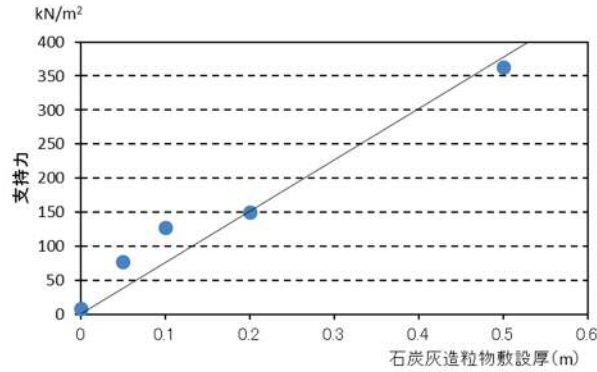


図-4.3.7 石炭灰造粒物敷設厚と支持力の関係<sup>8)</sup>

### 4.3.5 干潟再生材の透水機能評価

#### (1) 透水層の機能性確認

施工した透水層（作業用通路）の透水機能を評価するため、施工前後の干潟にメモリー式水質計（図-4.3.8）を図-4.3.9, 図-4.3.10 に示す設置高に埋設し、1ヶ月間（大潮期～大潮期）の連続観測により透水層内の水循環の形成と底質 DO の供給機能を確認した。施工前の高有機泥層内 DO（図-4.3.9）は、1~2 mg/L 程度であった。干潟時においても DO は 3.8 mg/L 以下であり干潟は還元的な状況であった。透水層（作業通路）施工後の DO（図-4.3.10）は、上下層内ともに 6 mg/L 以上が観測されており、水位（潮位変化）に追従した水循環機能が確保されていることが検証された。対象干潟は干潮河川であり、塩分濃度も水位変動に追従して干潮時は河川水の影響を受け、満潮時は海水の影響を受けることが確認された。このことから作業用通路は透水層としても十分に機能していることが確認された。

#### (2) モニタリングによる改善効果の確認

施工後モニタリングにより底質の改善、親水性の向上、生物生息環境の改善について評価した。干潟の歩行可否を指標とする親水性機能の向上は、干潟表層の土壌硬度を測定することにより評価した。施工 15ヶ月後（2014年8月）においても歩行に必要な 50 kN/cm<sup>2</sup> 以上の土壌硬度が干潟全体で維持されている。底質改善効果は、対照区および施工範囲 3ヶ所（図-4.3.4）のモニタリングポイントで評価した。施工 15ヶ月後においても硫化水素の発生抑制が確認されている。



図-4.3.8 水質計設置・測定概要<sup>8)</sup>

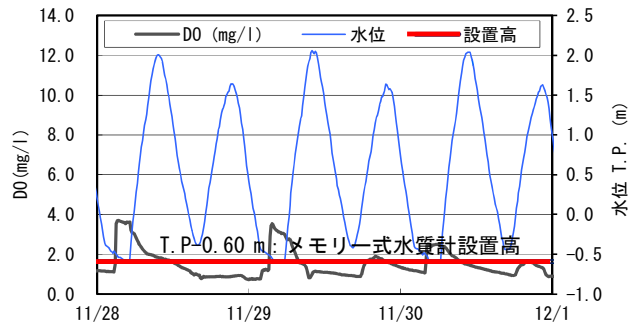


図-4.3.9 高有機泥層内（施工前）の DO 評価<sup>8)</sup>

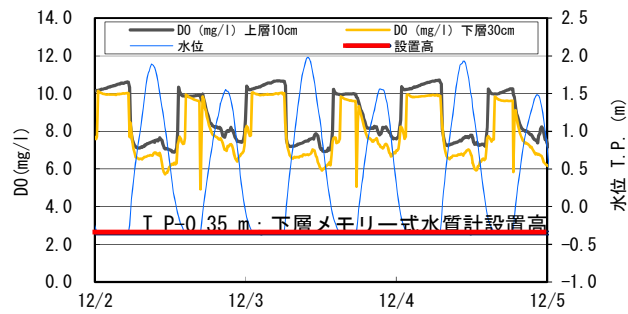


図-4.3.10 石炭灰造粒物層内（施工1年後）の DO 評価<sup>8)</sup>

## 4.4 石炭灰造粒物層内における地下水流動と濁質の輸送

### 4.4.1 石炭灰造粒物層内における地下水流動と濁質の輸送の検討目的

広島デルタを流れる太田川の市内派川河口域の河川干潟では生活排水の増加によりヘドロ化が進み、アナジャコ等が優占する泥干潟が広範囲に形成されている。また、漁獲量が低下したアサリ漁場再生のために種苗放流が継続されているが、その効果も小さく、アサリの生産は期待できない状況にある。広島デルタでは不透水層が T.P.-10~-30m 付近にあり<sup>11)</sup>、河川護岸の耐震化にあたり、護岸の河川側法尻や堤内側法尻に不透水層まで達する鋼矢板が打設されている。不透水層まで達する鋼矢板の打設によって護岸堤内地と干潟間での地下水循環が阻害されることが示唆されており<sup>12)</sup>、太田川に形成されている干潟に生息する二枚貝の生息環境を形成する重要な要因の一つに地下水流れがあることが示されており<sup>13)</sup>、地下水循環の阻害がアサリの生産低下の一因として予想される。

2011 年には泥化が進み、かつ護岸堤内地側との地下水流動が阻害された河川干潟においてアサリ育成技術構築の試みとして、透水性が高く、造粒物から CaO 等が溶出するアルカリ剤としての効果も期待できる<sup>14)</sup>石炭灰造粒物を用いた透水層が設置された。さらに、2012 年には干潟の底質環境改善機能の検証を目的とした現地実証試験とモニタリング調査が実施され、施工後 12 ヶ月後の結果が報告されている<sup>3)</sup>。その結果、造粒物の散布により地下水の流動性の改善、底質の強熱減量の減少、酸化還元電位の改善が確認されている。

本研究では施工から 2 年後の 2013 年から 2014 年にかけて底質、地下水質の現地調査を行い、石炭灰造粒物層内における地下水の流動を明らかにし、石炭灰造粒物散布による改善効果の持続性や二枚貝の生育場としての適性について検討した。

### 4.4.2 石炭灰造粒物層内に形成される環境

#### (1) 調査地点と現地調査の概要

図-4.4.1 に調査を実施した太田川市内派川の吉島地区、図-4.4.2 には吉島地区における石炭灰造粒物の散布状況と調査地点を示す。調査地点の特徴として、造粒物区 1 は造粒物が非常に多く、40cm 程度の層厚がある。造粒物の間隙は砂泥だが、やや締まっており、砂が比較的多い。造粒物区 2 は造粒物が多く、30cm 程度の層厚があり、造粒物の間隙は砂泥である。対照区は造粒物の散布が無い地点で造粒物区の近くに設定した。対照区の底質は砂泥だが、泥分が多い。

河川干潟に施工した造粒物層内の地下水質、地下水の流動を把握するために、造粒物区と対照区における流動性、地下水の性状、造粒物層内における地下水の連続測定を実施した。地下水の流動は造粒物層内と対照区の地下水位の変化を連続的に測定することで地下水の動きの有無を地下水流動性として検討し、造粒物層内の地下水の性状は塩分、水温、クロロフィル a 濃度、濁度、pH、ORP を多項目水質計 (AAQ-1183, JFE アドバンテック社製) などを用いて測定した。

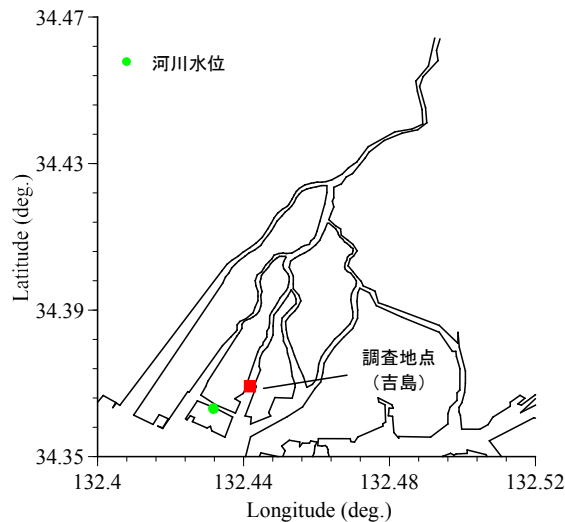


図-4.4.1 調査地点<sup>15)</sup>

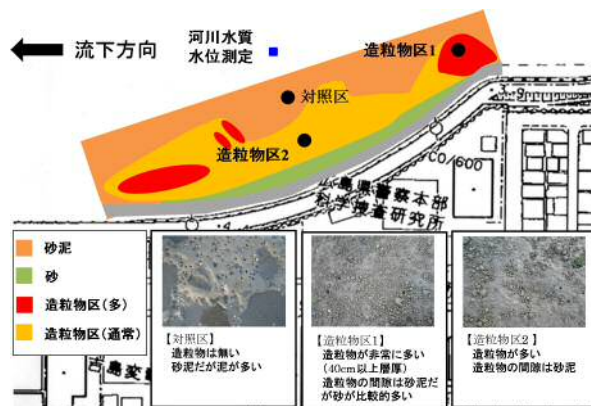


図-4.4.2 石炭灰造粒物の散布状況<sup>15)</sup>

## (2) 造粒物散布地点と対照区での地下水性状

図-4.4.3 には2013年11月22日に測定した造粒物区と対照区の深度毎に測定した地下水のpHとORPの関係、図-4.4.4には造粒物区2における地下水質の鉛直プロファイルを示した。

対照区ではpHが7.7~7.8、造粒物区ではpHが7.9~8.15と造粒物区でpHが0.2程度高い。これは、石炭灰造粒物の効果の1つであるCaOの溶出に伴ってOH<sup>-</sup>が生成されたことによるものである。また、地盤下になるほどORPは低下する傾向にあり、その低下量はpHの上昇による低下分よりも大きい。特に、造粒物区2では地盤下35cm程度から泥層が確認されており、石炭灰造粒物層よりも下の泥層まで達するとORPは地盤下40cmで-100mV、地盤下50cmで-250mVと急激に低下し、還元状態が形成されていることがわかる。

図-4.4.4より、地盤下35cmで泥層が出現するとともに地下水の水温が上昇し、DOが低下する傾向にあり、石炭灰造粒物層と泥層では異なる水環境が形成されていることがわかる。

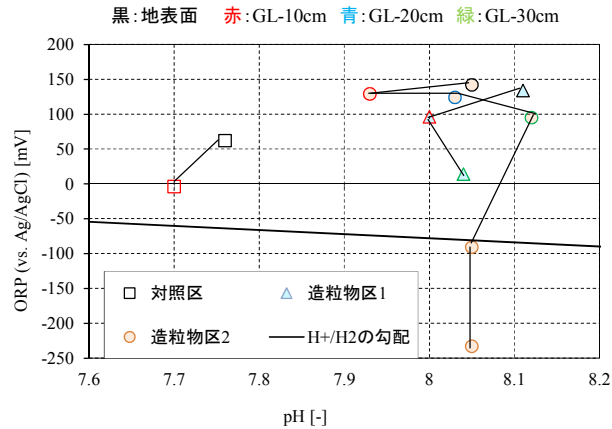


図-4.4.3 造粒物区と対照区の深度毎に測定した地下水のpH～ORP 関係<sup>15)</sup>

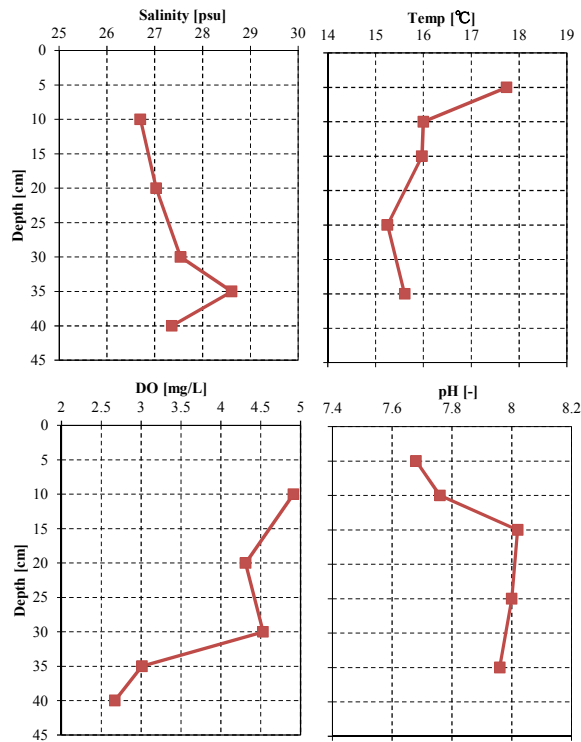


表-4.4.4 造粒物区2における地下水質の鉛直プロファイル<sup>15)</sup>

### (3) 粒物層内の地下水性状の連続測定

造粒物層内の地下水性状を連続測定し、流動性を測定することを目的として、造粒物区1と2の地盤下20cm、25cmに流向・流速計（Comact-EM計，JFEアドバンテック社製）を設置した。測器はφ125mmのメッシュ（φ2mm程度）入りの塩ビパイプに入れ、地下水を10分間隔で連続測定した。同時に河川に水位・水温計（Compact-TD計，JFEアドバンテック社製）を設置し、河川水の水位、水温を連続測定した。石炭灰造粒物層内で生じている地下水流動は機器の精度（1cm/s）よりも小さかったため、地下水流向・流速については考察することができなかった。そのため、地下水の水温変動のみを用いて地下水の流動性を検討した。

図-4.4.5には吉島における(a)河川水位、(b)造粒物層内の地下水と河川水の水温の経時変化が示さ

れている。地下水温は上げ潮開始直後に低下しており、上げ潮の干潟冠水時に低水温の河川水が地盤内に活発に浸透していることがわかる。水温の変動が造粒物区 1 と 2 で異なるのは両地点の機器の設置高さが異なるため（造粒物区 1：地盤下 20cm，造粒物区 2：地盤下 25cm）であると考えられる。

以上のことから石炭灰造粒物層内においては地下水の流動が活発に生じていることがわかった。

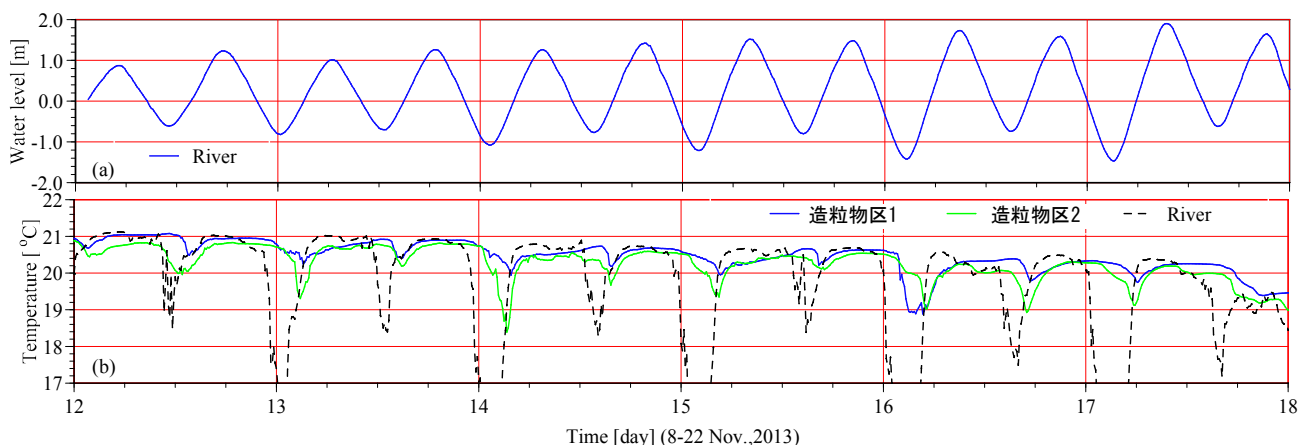


表-4.4.5 吉島における(a)河川水位，(b)造粒物層内の地下水と河川水の水温の経時変化<sup>15)</sup>

#### (4) 石炭灰造粒物層，対照区における地下水位変動

図-4.4.6には大潮期における(a)河川水位と(b)造粒物区 1，対照区における地下水位変化が示されている。石炭灰造粒物区 1 の地盤高は T.P.-0.76m，泥干潟区の地盤高は T.P.-0.95m であった。地下水位は造粒物区 1，対照区それぞれにφ250mm の塩ビパイプを 20cm 程度埋め，パイプ内に出現する地下水位の経時変化を測定した。

泥質干潟においては地下水の流動性が低く，河川水との水位差が生じた場合においても地下水位が低下しない現象が太田川市内派川の空鞆地区で確認されており<sup>16)</sup>，吉島地区においても底質改善前の泥干潟では地下水位の低下が生じるような環境ではなかったことが予想される。造粒物区においては河川水位が地盤高よりも低い期間に 5 cm 以上地下水位が低下したのに対し，泥干潟である対照区においては地下水位の低下は生じていないことがわかる。造粒物層内における地下水位の低下は下げ潮時に透水性の高い石炭灰造粒物層の地下水位と河川水位の水位差が生じることによって生じている。

図-4.4.7には 2014 年 5 月 29 日に石炭灰造粒物地盤内，河川に水温・水位計 (Compact-TD 計) をそれぞれ設置して測定された地下水位と河川水位の経時変化が示されている。地下水位測定地点の地盤高は T.P.-0.88m 程度であり，図中に実線で示されている。また，機器は地盤下 20cm 程度に埋設した。地下水位は河川水位が地盤高まで低下した後から水位の低下勾配が急激に変化する。この期間は干潟が干出しており，図-4.4.6 で示されている地下水位の変動と一致する。石炭灰造粒物区における地下水位は河川水位が地盤高よりも低くなったときに確認され，地下水位と河川水位の間に水位差が生じるタイミングは調査期間中ほぼ一定であった。また，干出時間は潮汐に依存し，大潮期には干出時間は長くなる。干出時間の増加に伴い地下水位低下量も増加しており，石炭灰造粒物区においては干出期間に地下水位が低下し続けていることがわかる。

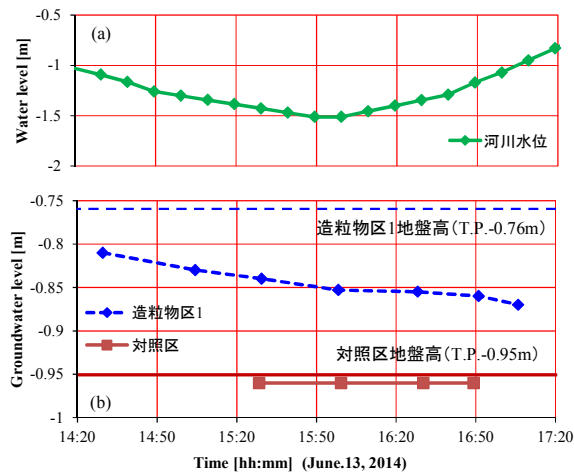


図-4.4.6 大潮期における(a)河川水位と(b)造粒物区1，対照区における地下水位変化<sup>15)</sup>

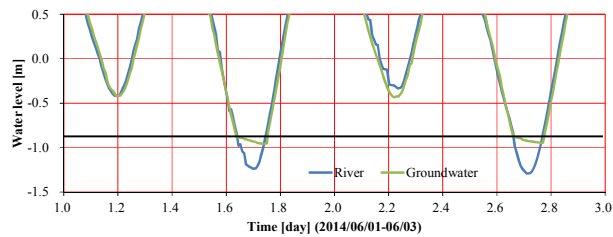


図-4.4.7 河川水位と石炭灰造粒物層内の地下水位変動<sup>15)</sup>

#### (5) 潮位変動に伴う石炭灰造粒物層内の地下水質変動

図-4.4.8 には石炭灰造粒物の地盤下 10cm, 20cm, 30cm における(a)河川水位, (b)地下水位, (c)塩分, (d)水温, (e)DO 濃度の経時変化が示されている。地下水質は、造粒物区1にφ250mmの塩ビパイプ3本をそれぞれ10cm, 20cm, 30cmの深さまで並べて挿入し、パイプ内の泥と石炭灰造粒物を除去し、塩ビパイプの底面から湧出する地下水を多項目水質計を用いて測定した。なお、地盤下30cmにおいても塩ビパイプの底面は泥層まで達しておらず、石炭灰造粒物層からの地下水を測定している。

石炭灰造粒物層内の地下水はどの深さにおいても同様の低下速度であり、下げ潮時の100分間で5～6cm低下した。17時15分の結果は河川水位が地盤高と等しくなる直前の測定結果であり、河川水位の上昇に伴って石炭灰造粒物内の地下水位が上昇し始めていることがわかる。地下水質は地盤下10cmと20cm, 30cmでは大きく異なり、地盤下10cmの塩分は低く、水温、pH、DO濃度は高い。地盤下10cmの水質は同時に測定した河川水表面層の水質に近いことから、河川水の影響を受けた地下水であることが予想される。一方で地盤下20cm以深の地下水は起源が河川表面層水とは異なる石炭灰造粒物層内を流れる地下水と考えられ、水温は地盤下10cmと比較して2度程度低く、塩分は2～3psu程度高い。しかしながら、DO濃度は5mg/L程度存在している。

これらの結果から、石炭灰造粒物層内では地下水流動が活発に生じており、地下水位も地盤下10cm程度まで低下していることがわかる。対照区では地下水位が低下せず、石炭灰造粒物層内では

地下水位が低下すること、地下水の DO 濃度が高い状態で保たれていることから、施工後 2 年が経過しても地下水流動性が高い場が維持されていることがわかった。

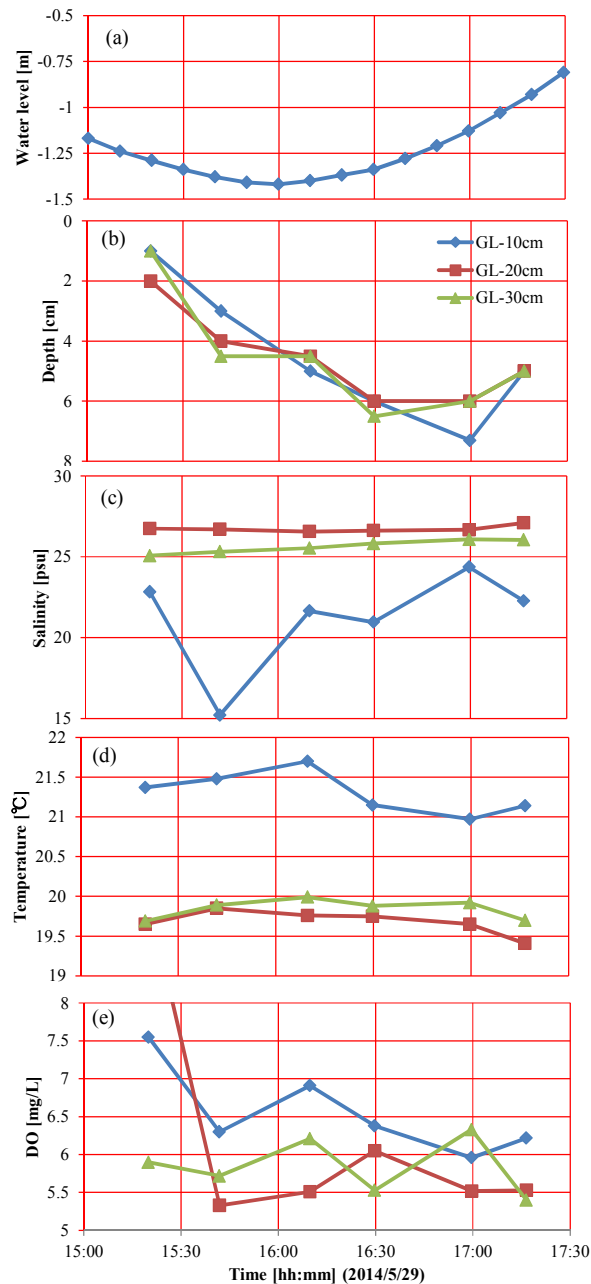


図-4.4.8 石炭灰造粒物層内の各深さにおける (a)河川水位, (b)地下水位, (c)塩分, (d)水温, (e)DO 濃度の経時変化<sup>15)</sup>

#### 4.4.3 石炭灰造粒物層内での濁質の輸送

石炭灰造粒物層内においては現地の泥干潟と比較して地下水の流動性が高く、干出時に地下水位が低下すること、地下水流動に伴う水温変動や DO 濃度が高い状態で維持されていることが確認された。石炭灰造粒物層内においては地下水流動に伴い濁質が堆積していることが現地調査から明らかとなっており、この石炭灰造粒物内を流動する濁質が底生生物の餌料として利用できるのであれば、底生生物（アサリなど）の良好な生息場が形成されている可能性がある。以下では、石炭灰造



粒物層内を流動する濁質に着目し、濁質の組成や時間的な濃度変化について検討する。

### (1) 調査の概要

地下水、河川水に含まれる濁質の組成を明らかにするため、2014年9月9日に河川水位が地盤高よりも低くなった期間（下げ潮時）と、その後河川水位が地盤高付近まで上昇した期間（上げ潮時）に河川水と造粒物区1の層内の地下水を採取し、クロロフィルaとフェオフィチン濃度を測定した。また、造粒物層内での濁質の移動、DO濃度の経時変化を明らかにするため、造粒物層内の地下水の連続測定を実施した。造粒物層内の地下水の連続測定には造粒物層内に3mmのメッシュで覆ったカゴ（16cm×26cm×12cm）を設置し、その中に塩分・水温計（Compact-CT計）、溶存酸素計（DOW計）、濁度計（CLW計、以上JFEアドバンテック社製）を設置し、2014年9月10日～10月7日まで10分間隔で地下水の連続測定を実施した。塩分と水温については河川水も併せて調査した。地下水の測定において、各機器は測定部を上に向けて測定を行った。調査後には造粒物層内に設置したカゴ内の堆積泥（造粒物層内を流動する濁質が堆積したもの）と造粒物区表層の堆積泥を採取し、75 $\mu$ mのふるいで分けることで細粒分含有率と燃焼特性（300 $^{\circ}$ C、375 $^{\circ}$ C、500 $^{\circ}$ C、600 $^{\circ}$ Cの強熱減量）を測定した。

### (2) 造粒物層内の濁質性状と潮汐に伴う変動

図-4.4.9には下げ潮時、上げ潮時における河川水と造粒物層内間隙水のクロロフィルa、フェオフィチン濃度、図-4.4.10には観測期間中の(a)河川水位、河川水と間隙水の(b)塩分、(c)水温、間隙水の(d)クロロフィルa、濁度、(e)DO濃度の経時変化が示されている。

クロロフィルaは二枚貝の餌料となるが、造粒物層内には河川水と同程度の濃度でクロロフィルaが存在していること（図-4.4.9）、造粒物層内の間隙水性状は干潟が干出するタイミングで大きく変化しており（図-4.4.10）、地下水位の低下に伴って表層河川水が浸透していることが予想される。二枚貝の生育環境として重要なクロロフィルaは概ね2～6 $\mu$ g/Lで河川水のクロロフィルaと同程度の濃度で長期的に維持されており、DO濃度は2～8mg/Lの範囲で変動しており、貧酸素状態が継続することはなかった。

### (3) 造粒物層内を流動する濁質の性状

図-4.4.11には造粒物区2の表層と層内に堆積する泥の(a)細粒分含有率、(b)燃焼特性を示した。造粒物層内を流動する濁質は表層に堆積する泥よりも細粒分含有率、有機物量（IL600）が高いことがわかる。75 $\mu$ mのふるいでふるい分けした試料では表層泥と層内の濁質の燃焼特性は同程度であることから、表層泥は造粒物層内へ輸送される際に有機物量を多く含む細かい粒径の濁質に選別されて輸送されていることが予想される。

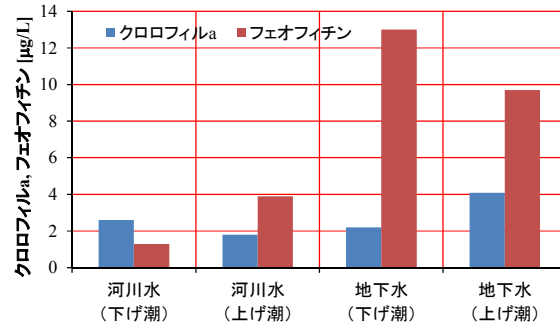


図-4.4.9 下げ潮時、上げ潮時における河川水と造粒物層内地下水のクロロフィル a, フェオフィチン濃度<sup>15)</sup>

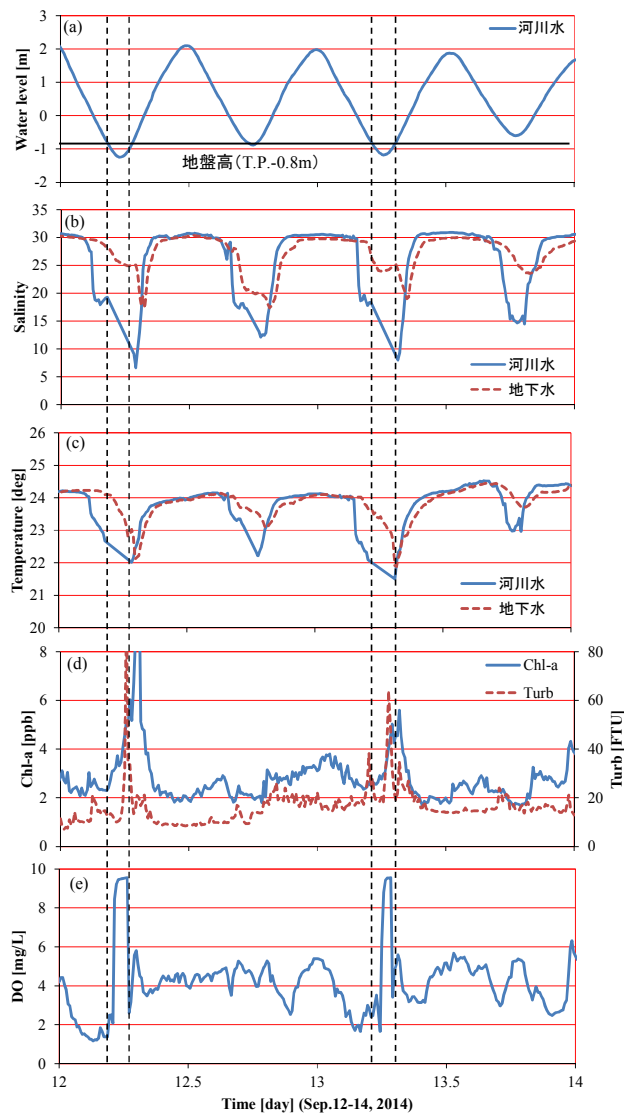


図-4.4.10 大潮期における(a)河川水位と造粒物層内と河川水の(b)塩分, (c)水温, (d)クロロフィル a, 濁度, (e)DO 濃度の変化 (点線期間は造粒物区の干潟が干出したことを表す)<sup>15)</sup>

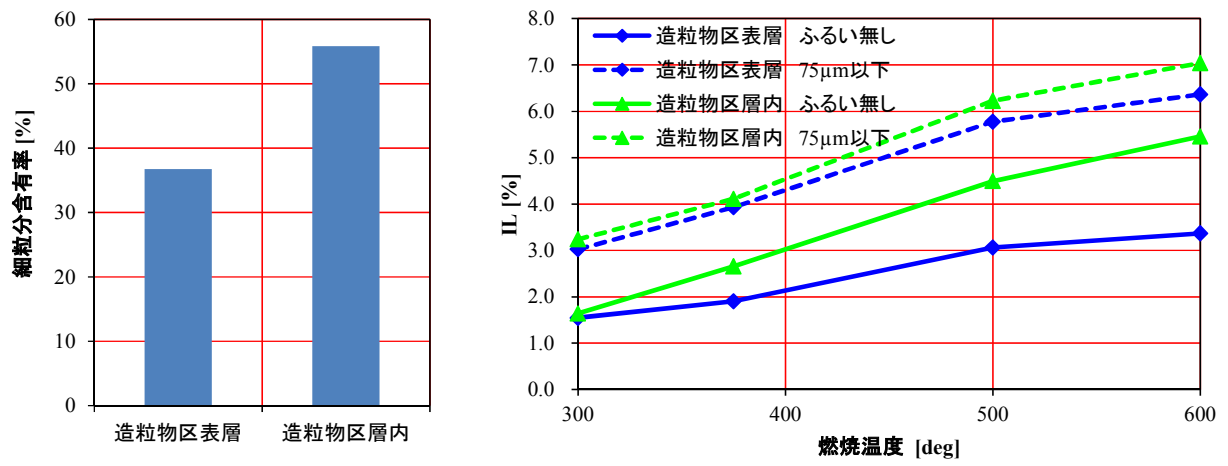


図-4.4.11 造粒物区2の表層と層内に堆積する泥の(a)細粒分含有率, (b)燃烧特性<sup>15)</sup>

## 4.5 過栄養な内港における底質改善手法

### 4.5.1 過栄養な内港における底質改善手法検討の目的

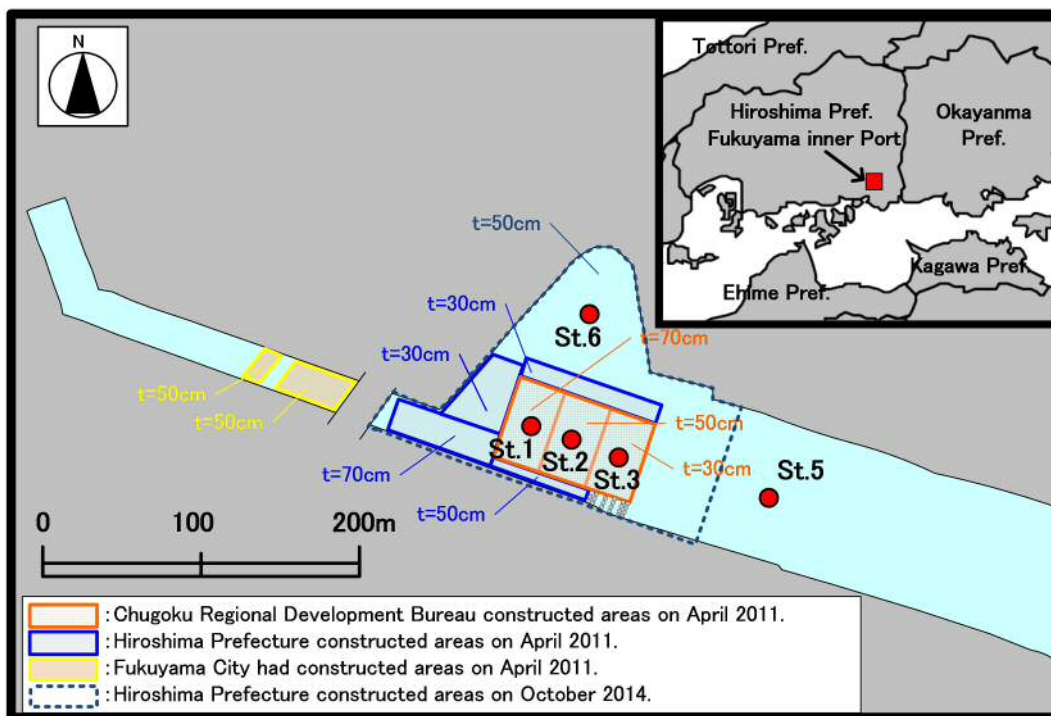
港湾内の内港地区や水路といった狭小な海域では、富栄養状態を乗り越し、大量の浮泥の堆積、青潮の頻発、悪臭の発生といった過栄養状態にある海域がまだまだ散見される。このような、狭小な過栄養海域は、人々の生活に近接した場にあることが多く、アメニティ環境の向上を考える上で早急な対策が望まれる。また、本来、陸域と海域の接点という生物の生息や再生産に重要な海域にデッドゾーンが広がることは、沿岸域の生態系保全の視点からも望ましいものではない。

このような過栄養海域における環境改善の方向性として、まず、過栄養状態を作り出す原因となっている負荷源対策が挙げられるであろう。一方で、近年、閉鎖性海域における貧酸素といった水環境の改善に、底質の改善が重要であることも指摘されている<sup>19)</sup>。浮泥が大量に堆積しているような過栄養海域においても、陸域の負荷の対策に加え、底質の改善が重要と考えられる。しかしながら、浮泥が大量に堆積した過栄養海域における底質の改善事例は少なく、技術が確立されていないのが現状である。

福山市の市街地に位置する福山港内港地区（以下、内港地区）では、閉鎖性の強い海域に合流式下水道の越流負荷があり、海底に未処理下水を多く含んだ浮泥が1m以上堆積した。この結果、赤潮や青潮が頻発するとともに、例年、スカム（scum）と呼ばれる浮泥の海面への浮遊現象<sup>20)</sup>があり、悪臭や景観面から水環境問題が深刻化し、環境改善が求められていた（写真-4.5.1）。これに対して内港地区の環境改善を目的として効果的な底質改善策を検討するための実証試験が実施された<sup>21)</sup>。一方、平成26年4月には福山市により合流式下水道の改善事業（越流負荷を4割程度に削減）が完了しており、実証試験は下水道の改善事業の完成に合わせて行なう抜本的な底質改善事業の手法を決定するためのものである。本研究の目的は、内港地区の実証試験の結果をもとに、浮泥が大量に堆積するような過栄養海域における石炭灰造粒物を用いた底質改善手法を提案するものであり、福山泥に対する石炭灰造粒物の効果については既往の研究<sup>17),21)</sup>で検討されている。



写真-4.5.1 実証試験の範囲<sup>18)</sup>



実証試験範囲に示された t は石炭造粒物の設計散布厚を示す。

図-4.5.1 実証試験の範囲と調査地点図<sup>18)</sup>

## 4.5.2 実証試験の実施概要

### (1) 実証試験の目標と施工区の概要

実証試験では、内港地区で特に問題となっている「スカムの発生」、「悪臭被害」、「生物生息環境の著しい悪化」を改善可能な技術を実証し、海域環境改善方策の提言を行うことが目標とされた。

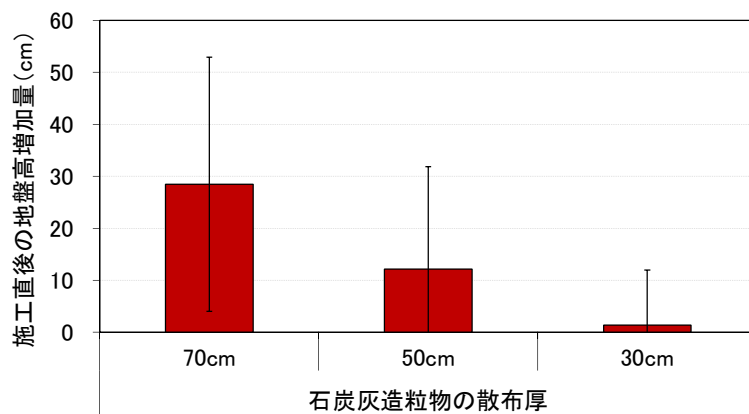
実証試験区の施工は、中国地方整備局、広島県、福山市により、最も有機汚濁の進んだ湾奥部の計約 1ha の範囲において 2010 年 3 月から 4 月間に実施された（図-4.5.1）。内港地区は航路になっているため、設計段階において、航路水深 2m、または現状水深の確保が制約条件となっている。そこで、石炭灰造粒物の初期のめり込みとその後の密沈下によって航路水深がほぼ変化しない設計層厚として、30cm、50cm、70cm の区画が設計された<sup>21)</sup>。各散布厚における設計上の最終的な水深の増加量は、それぞれの区間で施工前水深+22cm、+6cm、-12cm であり、制約条件は確保された。

### (2) 実証試験区の施工状況

海田湾の実証試験で使用された薄層撒き出し工法<sup>24)</sup>は、内港地区が狭隘な地形のため適さず、起重機船とグラブバケットにより、石炭灰造粒物を散布することで施工を行った。確実に散布厚を確保するためバケット一掴みあたりの散布層厚および面積を測定し、散布回数を調整することで設計層厚分の造粒物散布を行った。

施工直後の石炭灰造粒物の散布と材料のめり込みによる地盤高の変化が水深変化として測量された。散布による 30cm、50cm、70cm の区画の平均水深増加量はそれぞれ+1cm、+12cm、+29cm であり（図-4.5.2）、施工時の石炭灰造粒物の底泥への平均めり込み量（散布量－地盤高の増加量）に換

算すると、それぞれの区画で、29cm、38cm、42cmであった。室内実験から土質特性（液性限界、塑性限界）を考慮してめり込み量は25cmと予想したが<sup>21)</sup>、石炭灰造粒物の海底衝突時の浮泥の巻き上がり量が予想を越えて多く、散布厚が厚い程めり込み量が多くなったと考えられる。なお、施工後の圧密沈下により、1年後には施工前から地盤高の変化がほぼ無かったことを確認している。



各区とも15地点ずつ計測した平均値であり、バーは標準偏差を示す。

図-4.5.2 施工直後の30cm区、50cm区、70cm区の地盤高の増加量の平均値<sup>18)</sup>

### 4.5.3 モニタリング調査

#### (1) 調査概要

モニタリング調査は、図-4.5.1に示す調査地点を中心に実施した。施工直後の2011年4月から開始し、2013年12月まで実施した。以下に主要な調査の実施方法を示す。

スカムの発生状況を把握するため、5月、8月、10月、12月の4ヶ月間、内港地区を展望できる眺望点にカメラを設置し、15分間隔で連続撮影を行った。スカムの発生レベルを表-4.5.1のとおり定義し、各日のスカムの最大発生時の写真からスカム発生状況を評価した。また、石炭灰造粒物層の沈下状況と浮泥の堆積状況を把握するため、水路測量業務準則施工細則の浮泥計測方法を応用し、地盤高の計測と浮泥厚の計測を行った。ここで、地盤面は底面積113cm<sup>2</sup>、重量約2.7kgの円錐形の錘の静止位置、浮泥面は簡易音響測深器の計測水深位置、浮泥厚は浮泥面と地盤面の差分と定義した。さらに、水・底質の改善状況を把握するため、多項目水質計により水質の鉛直プロファイルを計測するとともに、潜水土により、底質、直上水、間隙水、底生生物の採取を行った。実証試験区内(St.1, St.2, St.3)の間隙水については、予めエアストーンを石炭灰造粒物層内の上面から10cmの深度に埋設し、エアストーンに繋いだチューブからシリンジ等で吸引することで採水を行った。なお、実証試験区内では、石炭灰造粒物層の上面を採取深度の基準にしたため、浮泥表面からの間隙水の採水位置や底質の採取位置は石炭灰造粒物層上への浮泥の堆積厚に依存している。一方で、対照地点(St.5, St.6)については、柱状採泥した底泥表面の0-10cmを採取し、底質や間隙水の分析試料としたため、実証試験区内の地点と浮泥表面からの採取深度が異なっている。

表-4.5.1 スカムの発生レベルの定義. <sup>18)</sup>

レベル1	数個程度のスカムが見られる.
レベル2	撮影範囲の局所部でスカムが見られる.
レベル3	撮影範囲の特定範囲でスカムが見られる.
レベル4	撮影範囲の広範囲でスカムが見られる.
レベル5	海面がスカムで覆われる (図-1 参照).

## (2) 主要な調査結果

図-4.5.3 にスカムの発生頻度の高い春季 (5 月) のスカムの発生状況を示した. 散布後の 3 年間, レベル 4 以上のスカムの発生は確認されておらず, 写真-4.5.1 のようなレベル 5 のスカムの発生は無かった. これは, 最も有機汚濁の進んだ範囲を石炭灰造粒物で被覆した効果と考えられる. また, スカムの大規模発生があった年の 4 月の月降水量は, 100mm を超えていたが, 実証試験期間中の 4 月の月降水量は 50mm 程度であり, 気象的な要因によりスカムの発生が少なかった可能性もある. 実証試験区内の状況については, 施工から約 3 ヶ月後には, 石炭灰造粒物層の圧密沈下と同時に, 石炭灰造粒物層の上に浮泥が 30cm から 50cm 程度堆積していた (図-4.5.4). その後も St.1 から St.3 の石炭灰造粒物層の地盤高は緩やかに圧密沈下し, これと反比例するように浮泥の堆積量は増加している. 地盤高の沈下量と浮泥の堆積量の間には有意な正の相関関係が見られ, 石炭灰造粒物層が沈下することで生じる“窪み”に周辺の浮泥が流入してきたものと推定される (図-4.5.5). なお, 急激に浮泥の堆積が生じた 2011 年 4 月から 8 月間において, 合流式下水道から越流負荷された懸濁物質が全て St.1 から St.3 の区画 (約 0.5ha) に堆積したとしても, 5cm 程度にしかならず, 同期間の浮泥堆積量の 10%から 20%程度しか説明できないことを確認している.

石炭灰造粒物層へ浮泥が大量に堆積した条件下において, 底泥 (もしくは石炭灰造粒物層) の酸化還元電位 (ORP) や間隙水中の硫化水素濃度は, 散布区と対照区で差が見られなくなる傾向にあった. 悪臭の原因物質である間隙水中の硫化水素濃度の経時変化を図-4.5.6 に示した. 実証試験区の施工から約 3 ヶ月後の 2011 年 8 月の時点では, 対照区の St.5 において最も硫化水素濃度は高く, 実証試験区の St.1 から 3 では最大で 1/2 以下まで硫化水素濃度は低下していた. 施工後 2 年を経過すると, 間隙水中の硫化水素濃度は対照区と試験区で明確な差が無くなった. なお, 図-4.5.6 において対照区の St.6 では, 散布区よりも硫化水素濃度が低く, 相対的に良好な底質環境であることを示している. これは, 水深が浅く, 貧酸素の影響を受けにくい地点であること, 造粒物の散布区の窪みへ浮泥が流れ込んだため, 下水からの放流成分 (浮泥) の堆積が減ったことによると考えられる. ちなみに, 下水には富栄養物質が溶存態としても含まれていることから, 局所的な底質改善のみでは水質までの改善には限界があり, 実証試験期間中において, 青潮, 赤潮に対する改善効果は確認できなかった. また, 底生生物については, 実証試験期間中, 全地点において確認できなかった.

本実証試験では散布区への浮泥の堆積により石炭灰造粒物による底質改善効果が明確に現れていなかった. 一方で, 局所的な沈下が生じることにより, 放流下水の堆積範囲を狭める効果があることが確認された. ただし, 継続的に下水放流が続く場では堆積泥厚が増大していくため, 浄化効果の高い間隙を多く持った石炭灰造粒物層を維持することが必要となる. 以上の結果より, 下水放流が続く超軟弱な底泥を有する海域において底質改善効果を継続的に得るには, 地盤の局所的な沈下を減少させ, 高間隙の石炭灰造粒物層を形成することが重要と言える. また, 浮泥堆積を制御できない場合には, どの程度の浮泥堆積まで効果が持続するかを把握し, 管理することが必要と考えら

れる。これらの点は、実証試験区のモニタリング結果のみから検討することは困難であり、①高間隙層を形成させるための効率的な散布方法、②底質改善効果減衰させないための浮泥堆積層厚の把握を主な目的に室内実験を行った。

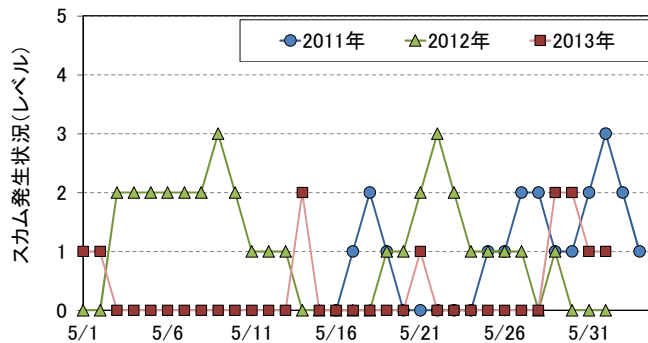


図-4.5.3 実証試験期間中の春季のスカムの発生状況<sup>18)</sup>

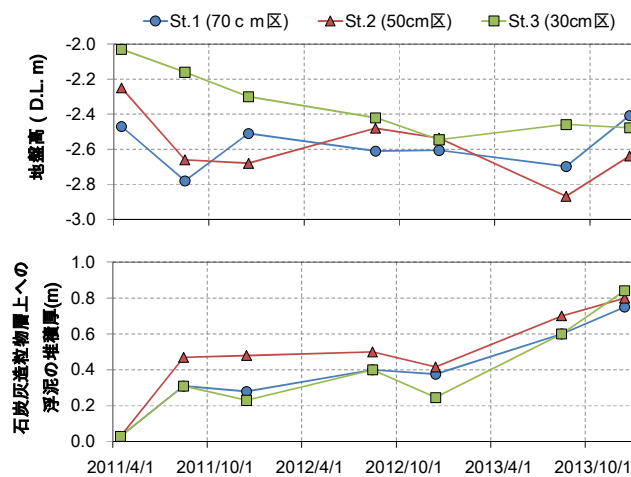


図-4.5.4 実証試験期間中の地盤高（上）と浮泥堆積量の経時変化<sup>18)</sup>

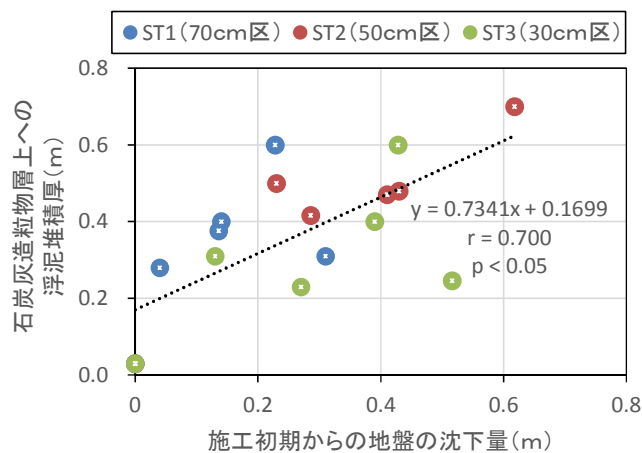


図-4.5.5 石炭灰造粒物層の沈下量と浮泥堆積層厚の関係<sup>18)</sup>

(地盤高の増加があった2013年12月以降は、堆積している浮泥の圧密により計測地盤高が増加したと考え、データを除外した。)



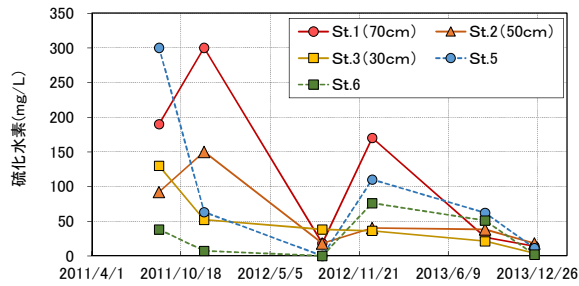


図-4.5.6 実証試験期間中の間隙水中の硫化水素濃度の変化<sup>18)</sup>

#### 4.5.4 効果的な散布方法に関する実験

##### (1) 実験の目的と概要

内港地区では、高間隙の造粒物層を形成させることが底改善効果を得るために重要と考えられた。また、地盤高の沈み込みと浮泥の大量堆積を最小限にするには、初期のめり込み量の低減も重要な課題と考えられた。これらの点を改善した効果的な散布方法を把握するため、アクリル水槽でグラブバケットでの施工状況を模し、石炭灰造粒物の散布状態の観察を行った。アクリル水槽のサイズは350mm×350mm×高さ1300mmであり、1m以上の落下距離を確保し、石炭灰造粒物が泥面に達するまでに終端速度に達することを確認している。

##### (2) 実験結果

アクリル実験水槽による観察結果を図-4.5.7に示した。観察の結果、グラブバケットによる散布では、分級が生じ、大粒径の石炭灰造粒物から、海底に到達することが明らかとなった。大粒径の石炭灰造粒物から海底へ到達する状況にあると、高間隙の造粒物層が形成され難くなることが予想される(図-4.5.8)。石炭灰造粒物層間隙への浮泥の捕捉という観点からは、このような物理構造は不利であり、上層側には大きな間隙(隙間)を持った粗粒径の石炭造粒物層が形成されることが望ましい。また、めり込み量が当初予想よりも大きかった理由の一つとしてバケットから投入された造粒物塊の運動量が大きく海底泥の巻き上がり量が多かったことが考えられる。なお、海田湾の実証試験で用いられたような薄層撒き出し工法<sup>24)</sup>の場合は、少量の造粒物が連続的に散布されるため、巻き上がり量が少ないと考えられる。

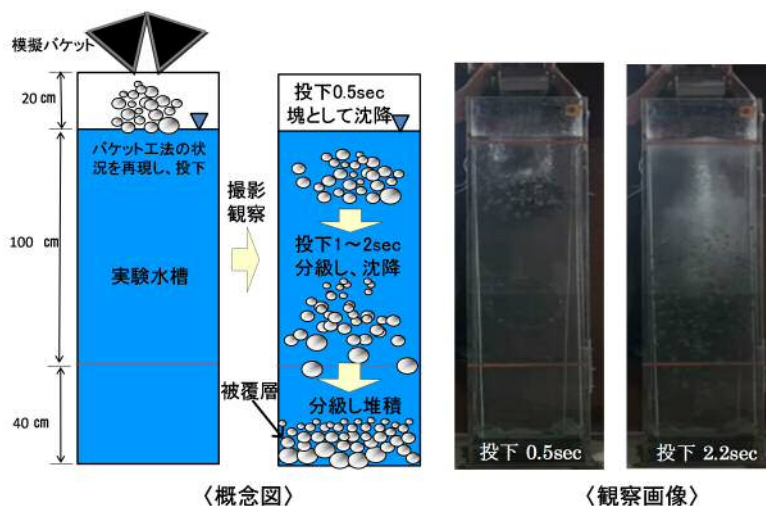


図-4.5.7 アクリル水槽による観察結果<sup>18)</sup>

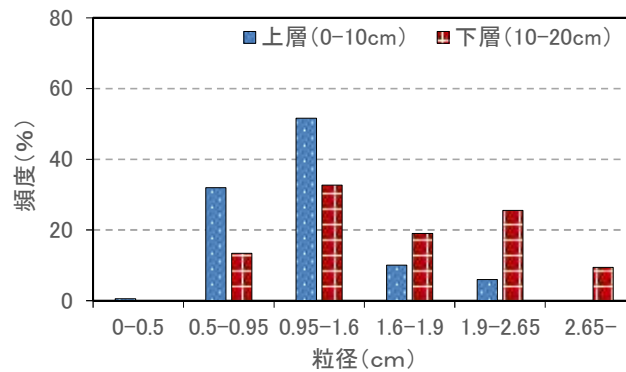


図-4.5.8 アクリル水槽に堆積した石炭灰造粒物層の粒度<sup>18)</sup>

#### 4.5.5 効果が減衰する浮泥堆積厚に関する実験

##### (1) 実験の目的と概要

内港地区において、底質改善効果を継続的に得るには、底質改善効果が減衰する浮泥層厚を把握し、管理することが必要と考えられた。また、散布実験から示されるように、石炭灰造粒物の粒度は重要なファクターであり、粒度による効果の差異の把握も必要と考えられた。

以上のような点を把握するために室内実験を行った。実験は、2013年9月にSt.5で採取した柱状採泥試料を用いた。内径15cmのアクリルコアで柱状採泥した底泥試料（約40cm）に対して20cm厚で石炭灰造粒物を散布した。散布した石炭灰造粒物の粒径範囲は5mm-40mm（ケース2）と5mm-10mm（ケース3）の2種類である。また、石炭灰造粒物層上への浮泥の堆積状況を再現するため、St.5付近で採取した浮泥を5cm、10cm、20cm堆積させたケースを作成した（ケース4からケース6）。石炭灰造粒物の散布を行わないケース（底泥約60cm）を比較対照とした（ケース1）。溶出試験は、覆砂や浮泥堆積の影響が明確に把握できるように、閉鎖・静置条件で行い、採取時の水温（27℃）で14日間培養した。培養後、直上水の溶存硫化物、pH・酸化還元電位（ORP）の計測を行った。

##### (2) 実験結果

溶出試験の結果を図-4.5.9に示した。浮泥の堆積が無いケース2では、石炭灰造粒物からのカルシウム分の溶出により直上水のpHは9程度まで上昇し、pH7を基準として補正したORPは正の値を示した。溶存硫化物濃度も対照（ケース1）より大幅に低下し、底質改善効果が確認できた。一方、浮泥の堆積ケースでは、浮泥堆積厚が5cm（ケース4）ではケース2と同程度であったが、10cm（ケース5）になると直上水のORPの低下や溶存硫化物濃度の上昇が生じ、効果が減衰する可能性が高いことが示された。浮泥の堆積厚が20cm（ケース6）になると対照（ケース1）と同程度までORPの低下や溶存硫化物濃度の上昇が見られ、底質改善効果がほぼ消失する可能性を示していた。また、粒度を調整したケースについて見てみると、ケース3（5-10mm；粒度調整品）では、直上水中のpHは10以上まで上昇し、溶存硫化物濃度は検出下限以下であり、ケース2（5-40mm；通常製品）と比較し、硫化水素の溶出抑制効果が高いことを示していた。これは、粒径が細かいほど、溶存硫化物が拡散するための間隙（隙間）が少なく、キャッピングの効果が高くなること、細粒分を用いるこ

とで単位体積あたりの石炭灰造粒物の表面積が多くなり、カルシウム分の溶出や硫化水素の化学的除去もしくは抑制の効果がケース2より強く得られたためと考えられる。

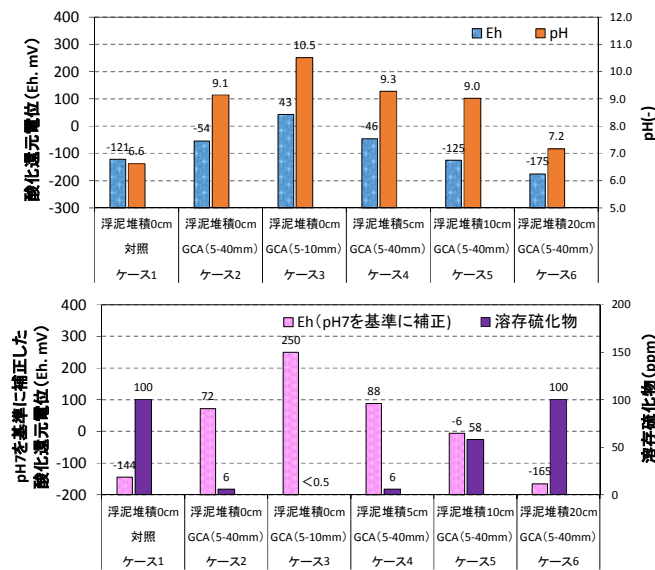


図-4.5.9 溶出試験による14日後の直上水の酸化還元電位・pH（上）とpH7を基準とした酸化還元電位・溶存硫化物濃度（下）<sup>18)</sup>

#### 4.5.6 内港地区における底質改善手法の提案

実証試験で得られた各種知見を踏まえ、内港地区で適用可能な底質改善手法を提案した（図-4.5.10）。まず、グラブバケット工法で生じる分級の影響をキャンセルするため、予め材料の粒度調整を行い、1層目に細粒分を散布することで、めり込み量を最小限にしつつ、キャッピング効果の高い層で浮泥を覆い、地盤面を安定化させる。その後、粗粒分を散布することで、大きな間隙（隙間）を持ち、新たに沈降してくる浮泥を補足しやすい層を形成させる。ここまでを一次施工とし、一次施工後は経過観察期間を設ける。これは、浮泥層が数mの厚みで堆積している内港地区では、地盤の圧密沈下が生じ、表層へ浮泥が大量に堆積する可能性があるためである。施工後の圧密沈下により、底質改善効果の減衰が生じる可能性の高い10cm以上の浮泥堆積が認められた場合には、航路水深を確保できる範囲で粗粒分による二次施工を行う。

内港地区では、本手法を用いて底質改善が進められた。2014年8月から10月にかけて最奥部の約2haの一次施工が行われた（図-4.5.1）。2014年12月にはこれまで底生生物の生息が確認されなかったSt.2において、海底面にゴカイの棲管も確認されており、浮泥の堆積厚も数cmと非常に良好な状態であることが確認されている（写真-4.5.2）。

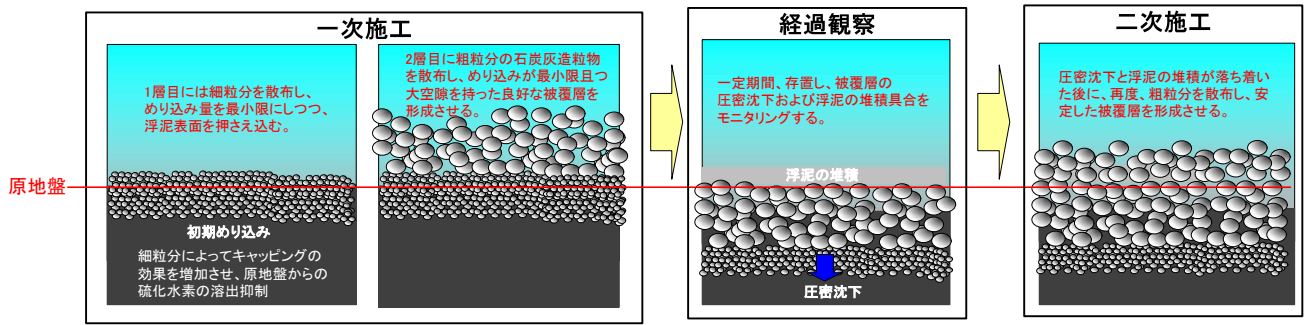


図-4.5.10 内港地区における底質改善手法の概念図<sup>18)</sup>

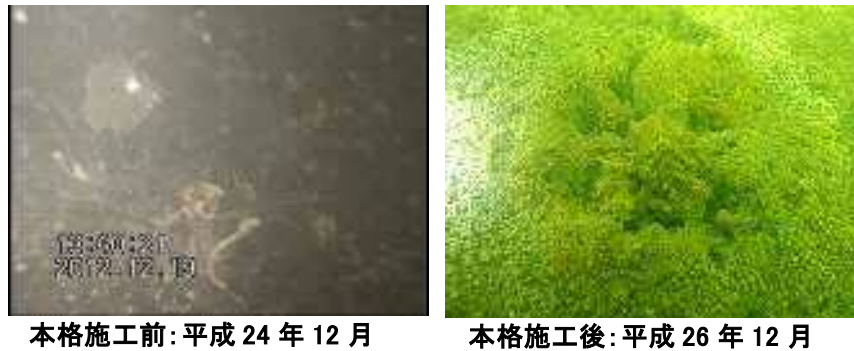


写真-4.5.2 本格施工前（左）と本格施工から3ヶ月後（右）のSt.2における海底面の状況<sup>18)</sup>

## 4.6 超軟弱泥堆積海域での底質改善状況を評価するための調査手法

### 4.6.1 調査法検討の目的

海底泥は嫌気的な状態にあるため、有機泥の嫌気分解によって生成される ODU（酸素消費物質）の高い酸素消費能力により強い還元場が形成されている。不安定な有機物<sup>26)</sup>が堆積する底泥の含水比は高く 500%を超える場もある。特に、未処理下水等を起源とする不安定な有機物が多量に含まれる汚水が海底に堆積した海域では超軟弱な地盤が形成され底質環境の調査および改善は極めて困難な状態にある。このような海域での底質浄化の方法として土粒子より固体密度の小さい礫状造粒物の撒布法が実証されている<sup>27)</sup>。海田湾等で実施されている浄化法は礫状造粒物である石炭灰造粒物を海底に撒布して超軟弱地盤の圧密を促進するとともに、酸化的高間隙層を構築し間隙層内にトラップされた沈降有機泥を浄化するものである。一般に有機物の堆積が深刻な場での調査は慣例的な方法で行なわれており、間隙水の採水法や海底泥の採取法、およびそれらの分析法は確立されていない。特に、底質分析においては貝殻等が混入する海底泥の特性を無視したまま土質試験法に準拠して行なわれる等、海域での調査に適合した調査法や分析法は統一されていないのが現状である。

本節の検討目的は堆積泥の浄化が進む海底において浄化の程度を評価するための調査法、分析法を確立することである。本節では、福山内港において行なった超軟弱堆積泥の調査の方法を検証するとともに、有機泥や間隙水の分析法および分析結果の評価について論じる。

### 4.6.2 福山内港での現地底泥浄化実験の概要

福山内港での石炭灰造粒物の撒布は現況（60回/年程度）の下水放流下において底泥からのスカムの浮上を抑制し悪臭を防止すること、下水放流量が低減される 2014 年度に実際的な環境再生を行うために効率的な施工方法を確立することを目的に国交省、広島県、福山市、中国電力（株）、広島大学の共同事業として行なわれた。施工後の 3 年間は造粒物の撒布によりスカムの発生を抑制し悪臭を防止することができている。2011 年～2013 年までの底質浄化実験（2011 年 3 月に造粒物撒布完了<sup>21)</sup>）ではスカムの発生抑制機構の解明、現地に適応する最適な造粒物の撒布方法等明らかにするために、年 2 回の調査が計画されている。なお、本節の研究で用いた結果は主に 2011 年の調査で得られたものである。

#### (1) 石炭灰造粒物の撒布範囲と撒布厚

2014 年に抜本的対策を行なうための実証実験である造粒物の撒布は、限定的な条件下で行われた。ただし、スカムによる悪臭対策は急務であったため、最大の効果が発揮されるように、海底の有機汚濁化が最も深刻であり、スカムや硫化水素（悪臭）の発生源と考えられる水路～水路出口付近で行われた。図-4.6.1 に現地での造粒物の撒布範囲と撒布厚さを示した。撒布層厚は有機汚泥化が進む水路部～出口付近で 50cm とした。実証実験では、最適な施工厚を決定するために 30cm～70cm の範囲（太線区画）で撒布厚を変えて施工している。図-4.6.1 には原地調査を行うための基準点が併記されている。

#### (2) 福山内港底泥調査の視点

造粒物撒布の効果である①造粒物層の沈下（ヘドロ圧密）量、②有機物の造粒物層上への堆積量、

造粒物層間隙量の変化，③間隙層内での有機物の性状変化，④造粒物による有機泥の浄化能力を評価するために計画された以下に示す調査が行なわれた。

- ①試験区画の施工地盤沈下量状況に関する調査
- ②沈降泥の造粒物層上への有機泥の堆積と造粒物層間隙への捕捉に関する調査
- ③，④石炭灰造粒物層によるスカムや硫化水素等の発生抑制（浄化量把握）に関する調査

### 4.6.3 超軟弱地盤での環境調査の計画

#### (1) 造粒物撒布に伴う地盤沈下量の推定 (①)

有機泥の沈降が頻繁にある超軟弱地盤では地盤面の変動を詳細に捉えることは困難であるため、音波、レッド等を用いた通常行なわれる測深法に併せて、**図-4.6.2**に示す模型（塩ビパイプφ20cm）を用いて造粒物層の沈下量および地盤面高さ（新規堆積厚）を予測した。50cm厚で造粒物を投入した直径30cmの塩ビパイプと造粒物を投入しない2種類の塩ビパイプをヘドロ層に設置した。造粒物層表面の高さは撒布によるめり込み量が20cm<sup>3</sup>としてヘドロ層表面+30cmとした。基準値となる水温計の沈下を防止するため、**図-4.6.2**中央に示したように支持パイプ（2.5m）に水温計を取り付けた。ただし、現地海底にはヘドロが数mの厚さ（容易にφ2cmの塩ビパイプが泥内に挿入される深度）で堆積しており、完全に固定することは不可能であった。

**図-4.6.2**には計測パイプの(a)設置時と(b)回収時の状況が示されている。造粒物層は自重によって沈降するのみならず、海底に新しく有機泥が堆積したことがわかる。造粒物層と地盤面の動きは層内で測定された水温関係によって推定した。本推定法では深度およびパイプ内に固定して測定された泥温と月1回測定された海底直上の水温（CTD）を指標値として利用した。**図-4.6.4**には一例として設置後、約5ヶ月間の地盤表面および造粒物層表面での温度とCTD水温の経時変化を示した。これらの温度を比較することによって海底面の位置を推定した。

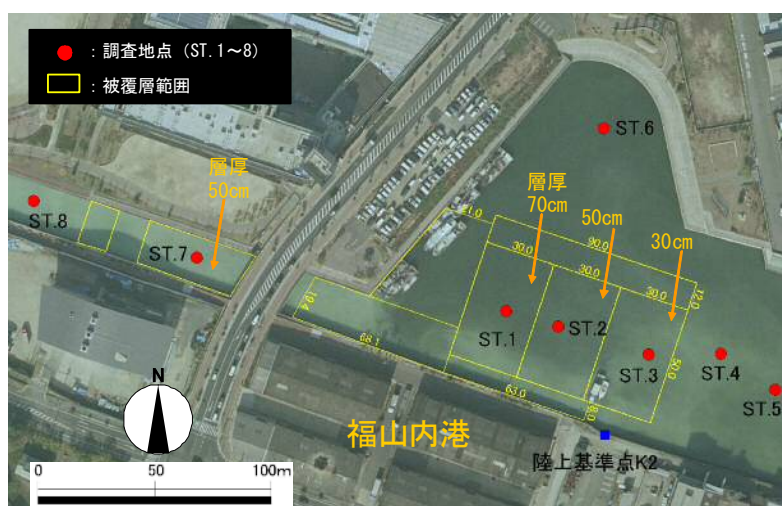


図-4.6.1 造粒物の撒布範囲と厚さ，および調査地点<sup>25)</sup>

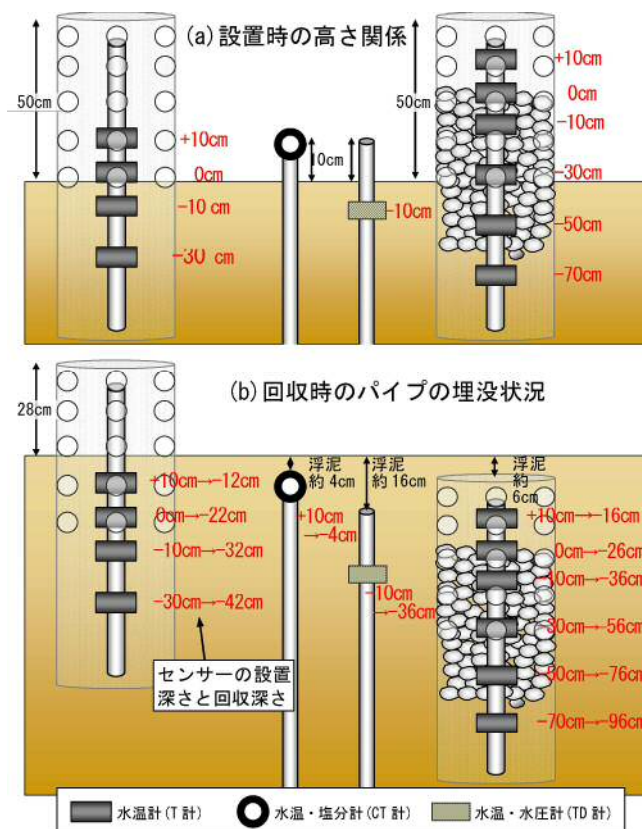


図-4.6.2 地盤面および造粒物層の沈下の予測のための模型実験<sup>25)</sup>  
 (St.4に設置, 図(b)では設置時と回収時のセンサーの深さの変化を→で表している)

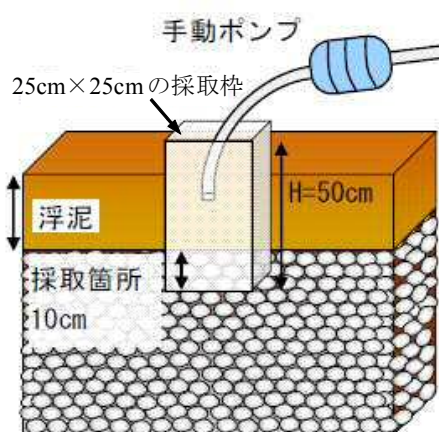


図-4.6.3 造粒物層内の間隙測定(間隙泥採取)法<sup>25)</sup>

## (2) 造粒物層内への沈降泥の流入量調査 (②)

造粒物層の間隙の変化は図-4.6.3に示すガイド(25cm×25cm×深さ50cmの枠)を用いて行なわれた。ガイドを造粒物層表面まで挿入し、造粒物層上に堆積した有機泥を手動ポンプで採取した後、ガイドを造粒物層に10cm押し込んだ後、手動ポンプにより間隙内に溜まった有機泥量を間隙の変化量とした。造粒物投入によって形成される造粒物層内の間隙量はφ20cmの亚克力パイプに溜めた

海水中に造粒物を投入し、造粒物層上に上昇した海水の体積から算出した。施工後の有効間隙量（侵入した有機泥量を除いた間隙量）は間隙内に溜まった有機泥の体積、重量から算定された。

### (3) 造粒物層上への有機泥の堆積量調査 (2)

上記の方法で造粒物層上から採取された有機泥量から堆積量を計測，さらにセジメントトラップ法によって有機泥の沈降量を計測した。また，沈降泥の造粒物層上への堆積量の推定法としてCTD法および圧力計による方法を提案した。CTD法は超軟弱な海底ではセンサー部が容易にヘドロ層内に貫入されることを利用して，貫入時の伝導度の変化から泥厚を推定した。

堆積量の経時変化は有機泥層内に埋設した水温水圧計（図-4.6.2，TD計）によって推定した。海水に対して約2倍の水中密度の有機泥が圧力センサー上に堆積することにより堆積厚さ分の圧力の上昇を感知することになる。圧力値から水位変動分を差し引けば圧力センサーによって新規に堆積する有機泥の堆積厚さを測定することを試みた。

### (4) 石炭灰造粒物による有機泥の浄化量把握調査 (3, 4)

直接およびセジメントトラップによって採取された有機泥のIL，含水比，POC，PON，n-ヘキサン抽出物質質量，pH，ORPが測定された。さらに，造粒物層とヘドロ層内に埋設したエアストーンにより採取された間隙水のDIN，DIP，HS<sup>-</sup>，硫酸イオン濃度が測定された。これらの造粒物層と非散布層で採取された有機泥，間隙水の分析結果を比較することで石炭灰造粒物による有機泥の浄化量を把握した。

## 4.6.4 調査方法の妥当性の検討

造粒物模型によって推定された造粒物層の沈下量，およびCTD，圧力計を用いて推定した造粒物層上への有機泥の堆積高さ，さらに有機泥，間隙水の性状比較による造粒物の浄化能力について検討した結果（妥当性）について評価する。

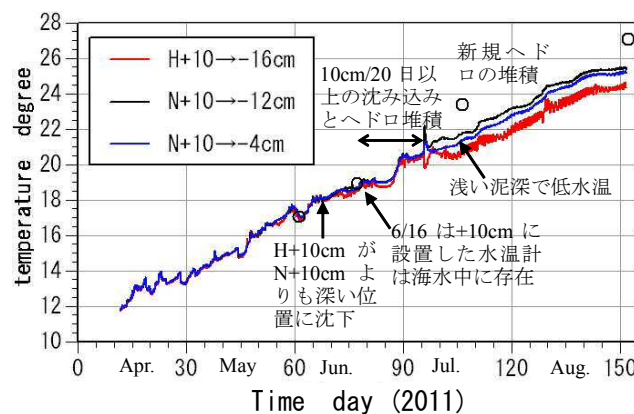


図-4.6.4 ヘドロ表層に設置された水温の経時変化から推定される底面の位置の例 <sup>25)</sup>

(○はCTDデータ，凡例のHは図造粒物ビーズ層，Nは非散布層，  
→は設置時と回収時のセンサーの海底面からの深さの変化を表す)



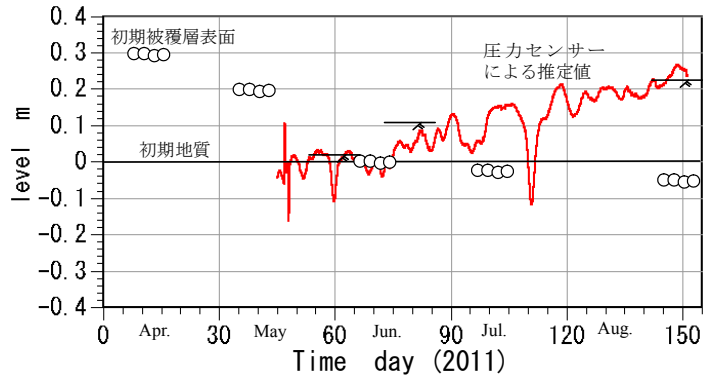


図-4.6.5 推定される造粒物上への有機泥の堆積量<sup>25)</sup>  
(造粒物上面 (連○) の沈降と新規堆積量 (バー))

### (1) 水温、泥温関係による造粒物層の沈下量の推定

造粒物層系では模型の沈下と新規有機泥の堆積により全体で海底面下 56cm の深さから回収された。同じレベルに設置した 2 つの計測用パイプでは回収時 (4 ヶ月後) には造粒物層系が非散布系よりも 34cm 深く沈下していた (図-4.6.2(b))。

自重によりヘドロ層内に沈下していく造粒物層内に埋設した温度計および造粒物を投入しない計測パイプ内に設置した温度計データに、基準となる温度計データ、海底水温 (CTD) を合わせて比較することにより造粒物層の動きが推定された。

図-4.6.5 に推定された造粒物層の沈降と新規ヘドロ層の堆積量が示されている。図中の連○は造粒物層表面の位置の推定値、バーはヘドロ層表面の位置の推定値を示している。推定値は、例えば図-4.6.4 に示した深さの泥温と CTD 水温との比較から求められる。泥温を指標として造粒物層の沈下深さを推定する本手法では基準となる深さの温度計を固定できていないが、完全に固定できない場合でも、CTD 水温および複数設置した泥温が基準値として利用でき、図-4.6.5 に示すように造粒物層の沈下と堆積量を妥当に推定できている。ただし、圧力センサーには下水放流等の影響が含まれているため高周波成分の利用には流速等のデータが必要となる。

### (2) CTD による有機泥の堆積量の推定

図-4.6.6 に CTD によって造粒物層上に堆積した有機泥厚さを示した。上段は海底地形とともに有機泥厚さが示されており、下段には造粒物層上に堆積した有機泥厚さのみが示されている。造粒物層上への有機泥の堆積量は伝導率測定センサーが泥層内に埋設した時に伝導率が低下することを利用しており、伝導率の低下点の水深と造粒物層に着底した水深の差を新規堆積泥厚としている。堆積泥層厚の精度は同時に潜水士により測定された堆積泥厚と比較することで十分な精度を確認できた。

### (3) 圧力センサーによる有機泥堆積量の推定

図-4.6.5 中の実線は圧力センサーによる有機泥層表面の推定値を示している。圧力計による堆積泥の推定では圧力値の他に水位データを用いる。本推定法では堆積泥層内に埋設された圧力センサーの圧力値と実水位との差から水位変動によらない変動成分を求めて浮泥の堆積厚を求めた。ただ

し、埋設された圧力センサーは気圧を正確に除去できないため、気圧等による水位変動成分が含まれると考えられる。図-4.6.5において圧力センサー値とパイプ内で測定された水温分布から求められる堆積厚さ（バー）を比較する。図-4.6.4 に示した海底+10cm に設置された温度（N+10cm）とCTD 水温から6月以降にヘドロ堆積が始まり、7月17日（106日）までに10cm以上のヘドロの堆積があったことが推定できる。回収時に造粒物層表面上に堆積した26cmの堆積泥層厚は、センサー値と一致していた。さらに、圧力センサーから得られた結果はCTD水温と泥温の関係から得られた結果と対応しており、泥内圧力と水位差の変動成分が有機泥の堆積量を表していると判断できる。

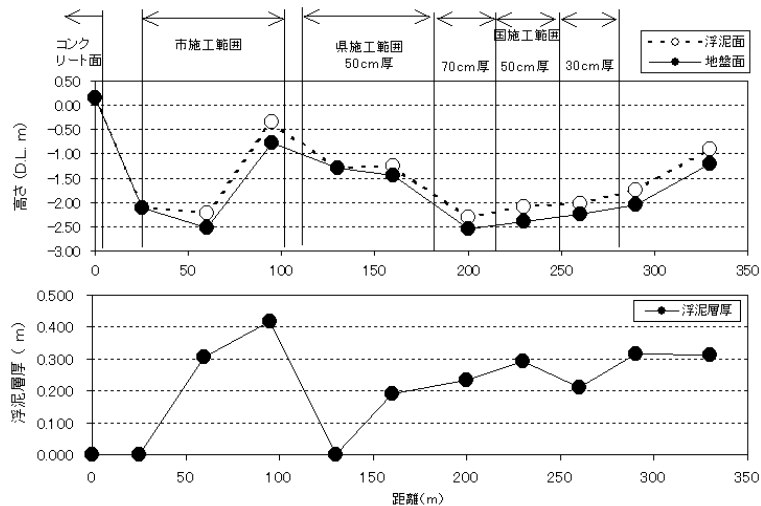


図-4.6.6 CTDによって推定された造粒物層状に堆積した浮泥厚さ<sup>25)</sup>

#### (4) 石炭灰造粒物による有機泥の浄化量把握

##### (a) 有機泥浄化の評価

海底堆積泥の汚濁は堆積有機泥の還元状態（ODUの種類と量）に依存している。不安定な有機物が多量に堆積する場の還元性は強く、メタンとともに大量の $H_2S$ が発生し悪臭の原因となる。還元性が弱い場においても $Fe^{2+}$ 、 $Mn^{2+}$ 等のODUが水層のDOを消費し貧酸素化を促進する。したがって、有機泥の浄化は①毒性の強い硫化水素量や②n-ヘキサン抽出物質、C/N比等で表わされる油脂分等の不安定な有機物の減少量に合わせて③ODUの生成状態を表わすpH～ORP関係から評価できる。下水のような人為性の高い有機物を起源とする有機泥の浄化量を評価するためにはPOC、PON、IL等の従来行なわれている物質の含有量を計測することに加えて有機泥の低温度での燃焼試験や間隙水のpH～ORP関係を検討することにより考察の幅が増し、浄化機構の推定を容易にする。さらに、造粒物の撒布、非撒布の効果โดยตรง評価するためにセジメントトラップ内の閉じた場での造粒物の有無による有機性状の変化を比較した。

##### (b) 造粒物による汚泥浄化能の評価

セジメントトラップ捕捉泥では造粒物の有無による沈降有機泥性状の違いを直接比較することより造粒物による堆積物の浄化の程度を評価することが可能と考えられる。図-4.6.7にはセジメントトラップ内（St.4）に作成した造粒物層のある場合とない場合の沈降有機泥の性状が比較されている。

図中の n-ヘキは n-ヘキサン抽出物質を表わしており、IL400 は 400°Cで燃焼した減量値、IL600 は 400°Cで残留した物質を更に 600°Cで燃焼させた時の減量値である。燃焼温度を変えた強熱減量試験により不安定な(易分解性)有機物と腐植性(難分解性)有機物の変化量を簡易に比較できる。300°C～400°Cによる燃焼量は分解し易い不安定な有機物の含有量を示すことが報告されている<sup>28)</sup>。文献28)では300°Cでの燃焼が提案されているが、本調査では初年度は400°C、2年目は300°Cで燃焼試験を行なっている。

福山内港泥に含まれる n-ヘキサン抽出物質量は 104mg/g オーダの濃度で存在しており、造粒物による減量効果は限定的と考えられるが、図-4.6.7では n-ヘキサン抽出物質(油脂類)が10%程度減少している。また、POCの減量がPONに比較して大きくなっていることから、造粒物層内で不安定な有機物の内、油脂の分解が進んでいることが推定できる。n-ヘキサン抽出物質の減少がある造粒物層内ではIL400の減少も認められ、造粒物層内での油脂成分の減量がIL400によって評価できている。このことは n-ヘキサン抽出物質の変化をIL400により推定できる可能性を示唆している。

### (c) 造粒物層内でのヘドロ浄化の評価

図-4.6.8には造粒物層内(St.1~3, St.7)、非撒布域堆積泥層内(St.4~6, St.8)とSt.1~3(造粒物非投入セジメントトラップ)において8月、12月に採取された有機泥の性状が比較されている。○で囲んだ値は水路部(St.7と8)での12月の観測値である。pH~ORP関係には海田湾での実証実験<sup>27)</sup>での結果もあわせて比較されている。図(f)のILhはIL600とIL400の差であり、腐食性有機物量を示す。堆積泥に含まれる有機物の組成は複雑で改質による性状変化を個々に捉えることは不可能である。しかし、採取場所や採取方法により有機物性状が異なるため各々の方法で採取された有機泥のIL400/IL600比(燃焼特性)n-ヘキサン抽出物質等の相互関係を見出すことにより有機泥の性状変化を平均的に捉えることができる。

造粒物層内から採取された有機泥の顕著な特性は、pH、含水比が高いこと、n-ヘキサン抽出物質濃度が低い傾向にあることである。一般的に有機泥の含水比は付着する有機物の量と性状に依存する。造粒物層内にある n-ヘキサン抽出物質量が少ない有機泥の含水比は高く POC 含有量が小さい傾向にある。造粒物層内では粗水性の高い油脂分が分解され易く、付着有機物量が同程度であれば油脂分の減少により含水比の高い状態が保たれる。主に生活排水を起源とした堆積泥に含まれる n-ヘキサン抽出物質は、多種の油脂成分で構成されるが、長期に堆積すると、高級脂肪酸等の C の価数の高い(C=18程度)油脂が残存する傾向にある。前述のように n-ヘキサン抽出物質含有量が高い堆積泥には易燃性の有機物(IL400)が多く含まれることから、IL400/IL600比(IL比、図中の実線と点線)から有機物の起源を推定することが可能である。例えば、生活起源の有機泥のIL比が0.6~0.75程度であるのに対し、一次生産起源の有機泥では0.3程度の値をとる。IL比が有機泥の起源を表すのは脂肪酸の他、生活排水に多く含まれるタンパク質、糖等の不安定な有機物の燃焼温度が低いためである。図-4.6.8(a)ではIL600が高い有機泥にIL400の含有量が高く(図中の実線から点線方向に変化)、易粘性の(不安定な)有機物から分解が進んでいることがわかる。

セジメント捕捉泥のIL400~n-ヘキサン抽出物質関係に一意的な関係は現われていないのは、有機物を構成する炭素化合物の種類が多く、脂質の占める割合が堆積期間により異っているためと考えられる。また堆積していない有機泥(捕捉泥)にバラツキが多いのは生活排水として放流される有機泥には様々な高分子の有機物が含まれているためであり、IL400が高く n-ヘキサン抽出物質含有

量が低い傾向にある有機泥は PON 濃度が高い傾向にある（図-4.6.8(b),(d)）ことから，流出初期の有機泥には腐食性有機物が少なくアミノ基を含む炭素化合物の含有率が高い，これに対し堆積状態ではアミノ酸の存在量は少なく，脂肪が蓄積され易いことが予測できる。

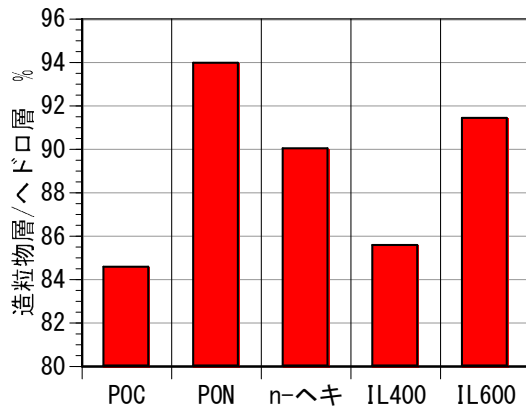


図-4.6.7 セジメントトラップ内での造粒物層による沈降物の浄化量<sup>25)</sup>

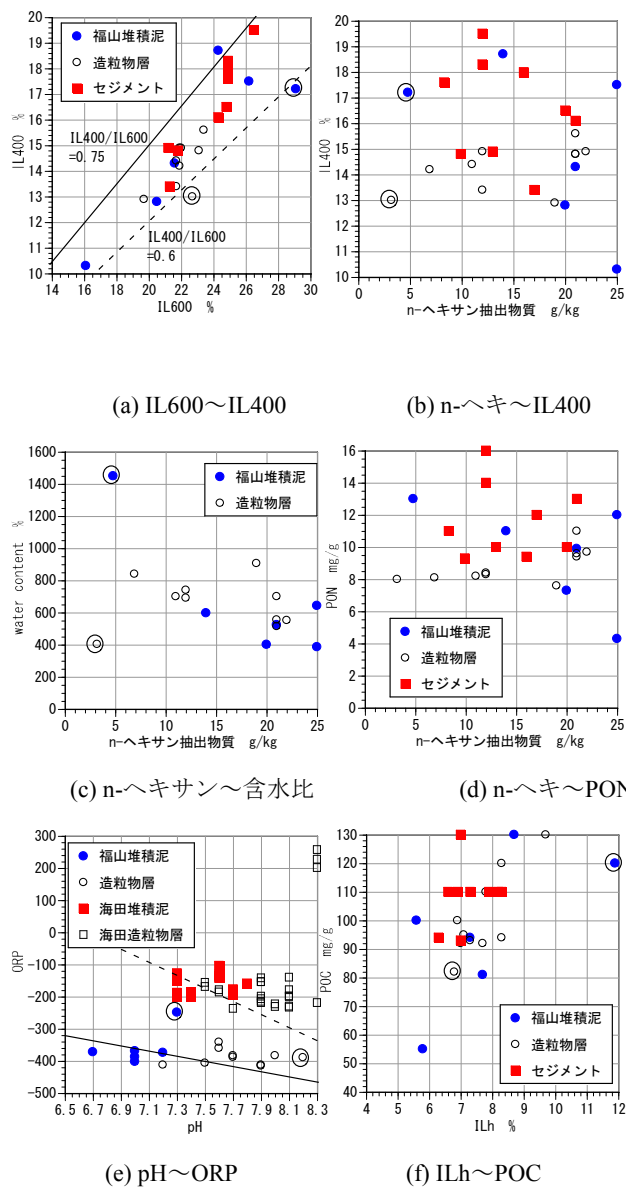


図-4.6.8 有機泥の性状評価のための分析項目の相互関係<sup>25)</sup>

(5) ヘドロ浄化機構の評価（強い還元状態下にあるヘドロ浄化機構）

図-5.6.8(e)では造粒物の撒布によって造粒物層内では pH が最大 8.2 程度まで増加しており、酸性化した福山内港有機泥を中和～弱アルカリ化する効果がある。造粒物層内では pH のみが上昇し ORP は上昇傾向にある。この関係を鉄および硫黄の還元反応式（図-4.6.8(e)中の実線、ネルンストの関係、電極による  $H^+/H_2$  の勾配加算済）から判断すると、福山内港に撒布した造粒物層内では硫化反応（ $SO_4^{2-}$  の生成）が起り得る場が形成されているが、造粒物層によって硫化水素の発生（S の還元）が抑制されていることがわかる。この効果により、造粒物層内で鉄の還元状態が抑制され酸素消費能力が低下していることが理解される。

造粒物層内において硫化水素が発生し難い pH～ORP 関係が形成されるのは造粒物が徐々に酸化物を溶出させる機構を有していることが主な要因である。継続的に溶出する酸化物が  $H_2O$  と反応してヘドロ層内の pH を増加させる。pH が高くなるのは造粒物から溶出した例えば  $CaO$  は加水分解され  $Ca^{2+}$  と  $OH^-$  にイオン化するためである。

図-4.6.9 に石炭灰造粒物の混合による硫化水素除去機構を示した。硫化還元菌は嫌気状態で有機物を分解し硫化水素を生成するが、pH の 9 以上でその活動が弱くなることが知られている。有機泥層に石炭灰造粒物が混入すると pH が高くなり硫化還元菌の活動が弱くなることで硫化水素の発生が抑制され ORP の低下を抑えることになる。

さらに、石炭灰造粒物は  $CaO$  の他に酸化マグネシウム、酸化鉄など硫化水素を除去する機能を持つ物質によって構成されている。これらの物質が溶出することにより酸化物から酸素が供給され硫化水素を硫酸塩に酸化させる。したがって硫化水素の濃度が高い状態にある有機泥であっても  $SO_4^{2-}$ 、 $FeS$ 、 $FeS_2$  に変化し、硫化水素が除去される。造粒物層内では pH の上昇に伴う酸化反応が起り、酸素を消費する硫化水素を除去することで ORP の低下を生じさせていないと考えられる。これらの酸化物の溶出が還元ポテンシャルを低下させ  $H_2S$  の生成を抑制することができる。

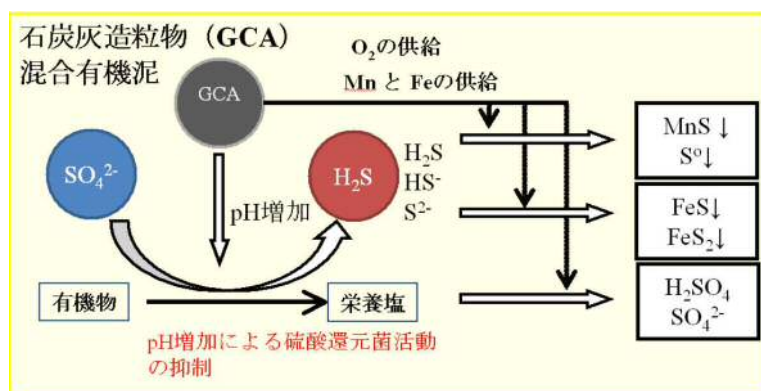


図-4.6.9 石炭灰造粒物混合による硫化水素除去機構<sup>25)</sup>

## 4.7 本章のまとめ

本章では、石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善技術について検討した。得られた結論は以下の通りである。

### (1) 底質浄化能力を持つ作業場構築技術の開発について

- 1) ヘドロ化が進み支持力  $0 \text{ kN/cm}^2$  の超軟弱地盤において、重機作業が可能で干潟再生効果を兼ね備えた新たな作業場構築技術を開発した。
- 2) 造粒物をヘドロ干潟での作業場構築に活用する事で、従来の敷鉄板による作業床に比べ高い施工効率で作業場を構築できることが確認された。
- 3) 施工後の撤去が不要なため透水層として干潟再生事業に活用する事により再生事業の費用便益比(B/C)を向上できる事が確認された。
- 4) 造粒物作業場（透水層）により底質の IL, 硫化物, n-ヘキサン抽出物が減少し、透水層としての環境改善機能が確認された。また遊歩道として十分な土壌硬度が維持され、河岸利用者が散策等に利用できる環境が維持され親水性が向上している。
- 5) 本小規模実証試験で得られた成果を基に、当該地区では産官学による大規模な干潟再生実証試験が実施された。

### (2) 大規模底質改善施工技術の開発について

- 1) 大規模施工技術の確立：試験施工により施工指針とできる施工性能および事業コストが評価され、小規模試験と比較し B/C 向上が見込める大規模施工技術が確立した。
- 2) 透水層の支持力と機能の確認：ヘドロ堆積干潟において造粒物透水層厚と地盤支持力の特性が新たな知見として得られた。これにより高有機泥厚  $1 \text{ m}$  かつ干潟地盤支持力  $0 \text{ kN/m}^2$  のヘドロ干潟において、重機作業に必要となる作業用通路への石炭灰造粒物の敷設厚が検討可能となった。また、透水層内で水位変動（潮位）に沿った水循環と底質 DO 供給が確認され、透水機能が検証された。

### (3) 透水層の地下水流動と濁質の輸送について

- 1) 施工から2年が経過した造粒物層内の地下水流動性を明らかにし、石炭灰造粒物散布による改善効果の持続性や有用二枚貝の生育場としての適性について検討した。
- 2) 透水層としての機能を期待して施工された石炭灰造粒物層内では施工から2年後においても十分に地下水流動が生じており、透水層としての効果が持続していることが明らかとなった。
- 3) 造粒物層内では潮汐変動に伴う地下水位変動が生じていることから、地下水流動が活発に生じ、地下水流動に伴って酸素を含む地下水とクロロフィル a を含む濁質が造粒物層内へ輸送されていることが明らかとなった。
- 4) 造粒物層内では地下水流動に伴いクロロフィル a は  $2\sim 6\mu\text{g/L}$ 、溶存酸素濃度は  $2\sim 8\text{mg/L}$  で河川水と同程度に維持されており、二枚貝の生息に良好な水環境が形成されていることが考察される。

### (4) 過栄養な内港における底質改善手法について

- 1) 福山港内港地区において、石炭灰造粒物を用いた底質改善の実証試験を行い、スカムの抑制効果、

底質改善効果を示した。

- 2) 下水の放出が継続する場では実証試験区の沈下に伴う表層への浮泥の堆積により底質改善効果が減衰することも確認された。
- 3) また、グラブバケット工法による石炭灰造粒物の散布により、分級が生じ、めり込み量の増大と溶出抑制効果の低減を引き起こしている可能性が指摘された。
- 4) このような点を踏まえ、1層目に細粒分、2層目に粗粒分を散布し、圧密沈下が生じた後に3層目を散布する粒度調整3度撒き工法を提案し、内港地区において底生生物を着生できることを示した。

#### **(5) 超軟弱泥堆積海域での底質改善状況を評価する調査手法について**

- 1) 造粒物撒布区域と非撒布区域の調査地点における従来のセジメントトラップ、採泥に加えて、造粒物層模型等の実験的調査により、造粒物層の沈下量、新規ヘドロの堆積量の推定、間隙水の挙動、石炭灰造粒物層のヘドロ浄化効果について把握することができた。
- 2) 圧力センサーの変動値から新規流入ヘドロの堆積量を推定できることがわかった。この手法により超軟弱泥上に堆積する有機泥を連続的に測定することが可能になった。
- 3) 石炭灰造粒物層上に堆積する有機泥の堆積量をヘドロ層内での伝導度の変化（CTD観測）により十分な精度で推定できることが確認できた。
- 4) 下水のような人為性の高い有機物を起源とするヘドロの浄化量を評価するためには従来行なわれている含有量を計測することに加えてIL400（燃焼特性）、n-ヘキサン抽出物質（油脂成分）やpH、ORPの計測により考察の幅が増し、浄化機構を推定することを容易にする。
- 5) 酸化物の継続的な溶出が還元ポテンシャルを低下しH<sub>2</sub>Sの生成を抑制することができる



## 第4章 関連参考文献

- 1) 末次弘道, 三戸勇吾, 木村道夫, 日比野忠史: ヘドロ化した海域における石炭灰造粒物の海底散布時のめり込み量の評価と予測, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp.523-528, 6/2011.
- 2) 国土交通省: 技術名称 スクレーパ付きベルトコンベア方式薄層撒出し工法, 登録 No.CGK-070001-V, NETIS 新技術情報提供システム (New Technology Information System), 新技術概要説明情報, <http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/>, 4/2016.
- 3) 藤原哲宏, 中本健二, 日比野忠史, 齊藤直: 地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.I\_1024-I\_1029, 6/2013.
- 4) NPO 法人自然再生センター: 浚渫産地埋め戻し資材としての産業副産物の活用—住民合意を目指した安全性評価に関する研究—成果報告, 環境省: 環境研究・技術情報総合サイト, <http://www.env.go.jp/policy/kenkyu/index.html>, 4/2016.
- 5) NPO 法人自然再生センター: 中海自然再生事業実施計画【第1期】浚渫産地の環境修復事業, <http://www.nakaumi-saisei.org/>, 4/2016.
- 6) 中原真哉, 平岡喜代典, 山本民次, 上嶋英機: 石炭灰造粒物の覆砂による底質改善, 水環境学会誌, Vol.35, No.10, pp.159-166, 10/2012.
- 7) 中本健二, 廣中伸孝, 樋野和俊, 日比野忠史: ヘドロ堆積干潟での底質浄化能力を持つ作業場構築技術の開発, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.70, No.2, I\_1104-I\_1109, 2014.
- 8) 中本健二, 廣中伸孝, 樋野和俊, 日比野忠史: ヘドロ堆積干潟での石炭灰造粒物による大規模底質改善施工技術の開発, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.71, No.2, I\_808-I\_813, 2015.
- 9) 浅岡聡, 山本民次ら: 石炭灰造粒物による硫化物イオンの除去. 水環境学会誌, 32, pp.363-368, 2009.
- 10) 日比野忠史, 藤原哲宏, 田多一史, 中川保夫: 廃棄物リサイクル品を用いた底質改善手法の検討, 土木学会論文集 B3 (海洋開発) Vol.67, I, pp.505-510, 2011.
- 11) 中下慎也, 中岡孝行, 三上育英, 清家泰, 日比野忠史: 河川感潮域における不圧地下水と干潟地下水との水循環, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.69, pp. 1216-1220, 2013.
- 12) 中下慎也, 駒井克昭, 日比野忠史, 福岡捷二, 阿部徹: 地下構造が河川干潟の地下水・底質環境に及ぼす影響, 河川技術論文集, 第16巻, pp.185-190, 2010.
- 13) 中下慎也, 駒井克昭, 日比野忠史, 池原貴一: 土砂に埋没したイソシジミの生息に関する基礎研究, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.66, pp.1086-1090, 2010.
- 14) 藤原哲宏, 日比野忠史, 吉岡一郎, 田多一史: 砂層河岸に堆積した有機泥の浄化技術の評価: 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol. 69, pp.1405-1410, 2013.
- 15) 中下慎也, 中本健二, 中澤泉, 福嶋正博, 日比野忠史: 石炭灰造粒物層内における地下水流動と濁質の輸送, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.71, I\_1089-I\_1094, 2015.
- 16) 藤原哲宏, 日比野忠史, 末國光彦, 末次弘道, 富田智, 水野雅光: 浸透柱による水循環の形成と底質改善効果の把握, 海洋開発論文集, 第23巻, pp.1135-1140, 2007.
- 17) Granulated coal ash - used method for remediation of organic matter enriched costal sediments, *Procedia Engineering*, Vol.116, pp.326-333, 2015

- 18) 正田武, 卜部憲登, 平田正浩, 三戸勇吾, 中本健二, 日比野忠史: 過栄養な内港域における再生資源を用いた底質改善手法の提案, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.71, No.2, I\_880-I\_885, 2015.
- 19) 山本裕規, 山本民次, 高田忠宏, 三戸勇吾, 高橋俊之: 浮遊系-底生系カップリング・モデルによる広島湾北部海域の貧酸素水塊形成に関する動態解析, 水環境学会誌, Vol.34, No.2, pp. 19-28, 2011.
- 20) 山崎正夫, 津久井公昭: 河川におけるスカムの発生に関する研究 (その 1), 東京都環境科学研究所年報, pp. 174-179, 1991.
- 21) 濱田泰広, 田辺弘雄, 清水直樹, 吉岡一郎, 三戸勇吾, 斉藤直, 日比野忠史: スカムが発生する内港での底質環境の改善法の設計と施工, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp. I\_1151-I\_1156, 2012.
- 22) 斉藤直, 山本民次, 日比野忠史, 桑原智之, 花岡研一: 底生生物に対する石炭灰造粒物によるリサイクル材の安全性評価, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.67, No.2, pp. 1111-1115, 2011.
- 23) 玉井和久, 小畑健二, 芳倉勝治, 日比野忠史, 首藤啓, 山本裕規, 三戸勇吾: 石炭灰造粒物の海底被覆による中・長期的な海域環境改善効果, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol. 69, No.2, pp. I\_892-I\_897, 2013.
- 24) 末次弘道, 三戸勇吾, 木村道夫, 日比野忠史: ヘドロ化した海域における石炭灰造粒物の海底散布時のめり込み量の評価予測, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, pp. I\_523-I\_528, 2011.
- 25) 日比野忠史, 長津義幸, 三戸勇吾, 中本健二: 超軟弱泥が堆積する海域での底質環境改善状況の評価するための調査法, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.69, No.2, I\_880-I\_885, 2013.
- 26) Cuypers, C., Grotenhuis, T., Nierop, K.G.J, Franco, E.M., Jager, A.D. and Rulkens, W.: Amorphous and condensed organic matter domains: the effect of persulfate oxidation on the composition of soil/ sediment organic matter, *Chemosphere*, Vol.48, pp.919-931, 2002.
- 27) 玉井和久, 西野博史, 出路康夫, 日比野忠史, 首藤啓, 西土井誠: 石炭灰造粒物の海底被覆による底質環境の改善効果の持続性, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.68, No.2, pp. I\_1145-I\_1150, 2012.
- 28) 福井勝吾, 鮎川和泰, 菅原庄吾, 清家泰, 日比野忠史, 福岡捷二: 河口干潟地盤内での硝化・脱窒を促進する浸透水の役割, 土木学会論文集 (水工学), Vol.69, NO.4, pp. I\_553-I\_558, 2013.

## 第5章 石炭灰造粒物の覆砂材としての生物親和性評価

### 5.1 石炭灰造粒物の生物親和性に係る既往の研究と解明すべき課題

#### 5.1.1 石炭灰造粒物の生物親和性に係る既往の研究

石炭灰造粒物を敷設することにより、底質の環境改善に併せて、底生生物の増加が確認、報告されている。底質の改善には、生物の関与が重要なファクターとなり石炭灰造粒物覆砂の生物親和性は、覆砂材として底質改善性能を評価するうえで重要な項目である。

環境省の「環境技術実証事業(2011)」<sup>1)</sup>では、「短期的効果」について、石炭灰造粒物区において、底生生物の個体数、質重量、種類数および多様度指数が高い値を示し、石炭灰造粒物による生物生息環境の改善効果を裏付ける結果が得られている。また、「長期的効果(8年以上経過)」についても、底生生物の個体数、質重量、種類数および多様度指数は、改良区で高い傾向にあり、種類数と個体数は、石炭灰造粒物覆土前より増えており、生物生息環境の改善効果を裏付ける結果が得られている。そして、「散布後8年を経過した石炭灰造粒物の状況をみると、覆土された状態を残し、底生生物にとっては、堆積した泥だけでなく、付着基質やその間隙など、多様な生息環境が形成されていた。」と評価している。

石炭灰造粒物の生物への影響について、齋藤直ら(2011)<sup>2)</sup>は、底生生物に対する石炭灰造粒物によるリサイクル材の安全性を評価している。その中で、石炭灰造粒物の影響による微量重金属濃度の生物濃縮作用を検討するためイシマキガイを用いて水槽実験による120日間の飼育を行い、重金属の生物濃縮が認められなかったことを報告している。また、樋野和俊ら(2012)<sup>3)</sup>は、アサリ生息基盤の創造に取り組み、石炭灰造粒物を用い実海域で2年間の実証試験を行い、主にアサリ育成基盤への適用性を検証している。底質改善とアサリ場の検討として、藤原哲宏ら(2013)<sup>4)</sup>は、地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築を試み、それまで確認されなかったアサリの生息を確認している。

海底草植物類については、越川義功ら(2012)<sup>5)</sup>は、ヘドロが堆積した港湾において石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤を設置し、現地実験によりアマモ場を形成する基盤として有効に機能することを示唆している。

#### 5.1.2 石炭灰造粒物の生物親和性と研究すべき事項

既往の研究からも明らかな様に、石炭灰造粒物覆砂により形成された基盤への生物の生息に関する研究は知見も限られており、還元有機泥が堆積した干潟に覆砂した場合の生物親和性については、十分な定量評価がなされていない。覆砂後の生物相の変化と珪藻類の選好的な付着状況、シジミ、アサリ等の有用二枚貝の生息基盤としての適用性、および生物多様性を確保するためアマモの着床基盤としての適用性など生植物生息の可否を丁寧に評価することが必要である。これら石炭灰造粒物の生物親和性に関する事項は、本技術を沿岸域において活用するうえで研究が必要な課題である。

本論文では、次節以降で①珪藻類の選好的付着状況、②シジミの生息基盤としての適用性、③アサリの生息基盤としての適用性、④アマモの生息基盤としての適用性について論じる。

## 5.2 覆砂による底生生物相の変化

### 5.2.1 覆砂材基質表層への珪藻類の付着調査

干潟へ覆砂された造粒物には、従来から覆砂数日後に藻類の付着が確認（写真-5.2.1）されている。一方で、還元有機泥である在来底泥には、目視で藻類の付着は確認されない。これらの相違を定量確認するため、周辺の自然石に付着している藻類を併せて採取、同定しその付着性を評価した。

採取箇所は、同じく広島市内一級河川太田川水系の河岸干潟である。潮位差は約4 mあり、干潟の干出時に試料を採取した。石炭灰造粒物敷設箇所では、5 cm×5 cmの面積を5回ケレンし、サンプル容器に採取した。同様に周辺自然石からも試料を採取し実験室に持ち帰り同定を行った。石炭灰造粒物敷設箇所の干潟底質のORPは224 Eh.mV、在来底泥箇所は、-229 Eh.mVであった。また、pHは、石炭灰造粒物箇所7.93、在来底泥箇所は7.02であり、覆砂材敷設箇所は周辺よりpHが高い値を示した。これは石炭灰造粒物からのCaイオン溶出（図-2.4.3）に起因するものである。

### 5.2.2 付着藻類の評価および考察

干潟へ敷設した石炭灰造粒物表層と周辺自然石表層の藻類を同定（図-5.2.1）した。優先種は、珪藻類（図-5.2.2）であり、その細胞数と種類数を評価した。石炭灰造粒物の表層には、従来から自然に存在する基質と同様の種が確認された。このことから石炭灰造粒物に付着する藻類は、従来からの優先種であり、周辺自然石と比較し種類数は同程度であるが、細胞数は多く珪藻類が付着しやすい環境にあると考察される。また、還元有機泥には、目視によって付着は確認されず、石炭灰造粒物の敷設により従来優先種である珪藻類が選好的に付着する環境を創造できると想定される。これは自然石にはないケイ酸イオン等の溶出特性（図-2.4.4）によるものと考察する。

併せて、試料採取箇所のn-ヘキサン抽出物質を分析すると石炭灰造粒物の付着泥は300 mg/kg、周辺箇所表層では500 mg/kgであった。同箇所でのセジメントトラップによる沈降泥の分析結果は1,200 mg/kgであり、石炭灰造粒物による底泥油分の減少が確認された。この結果についても選好的な付着微生物の関与が考察される。

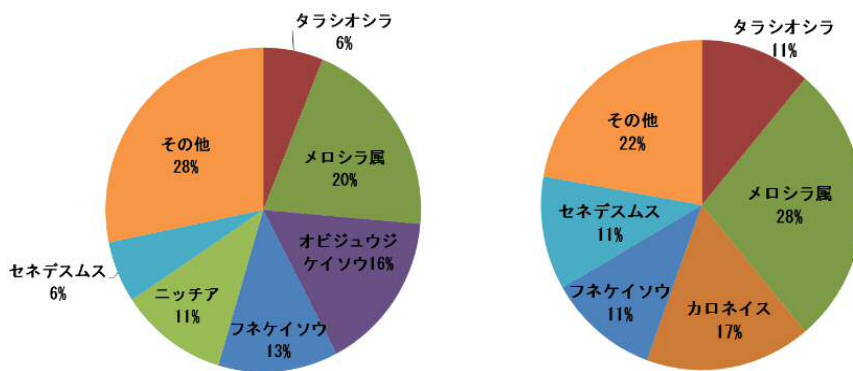


(a) 石炭灰造粒物への藻類付着(水没時)<sup>6)</sup>



(b) 石炭灰造粒物への藻類付着(干潮時)<sup>7)</sup>

写真-5.2.1 干潟へ敷設した石炭灰造粒物への藻類付着状況



(a) 石炭灰造粒物表層 (b) 周辺自然石表層

図-5.2.1 干潟で確認された藻類の同定結果<sup>6)</sup>

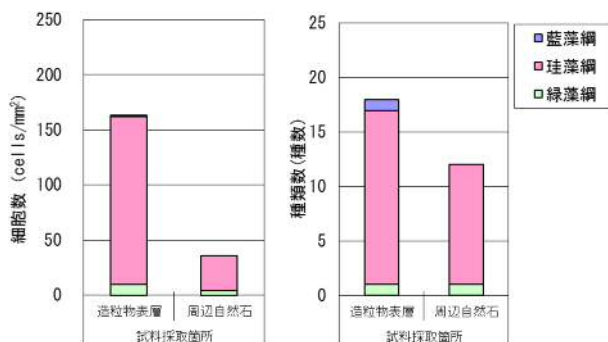


図-5.2.2 干潟で確認された藻類細胞数および種類<sup>6)</sup>

### 5.2.3 造粒物への藻類付着と生物相の多様化

敷設した造流物へ施工数日後から藻類の付着が確認(写真-5.2.1(a))された。対照区の有機泥表層では、目視で藻類の付着は確認されず、モニタリング箇所(図-4.3.4)で藻類の付着状況(図-5.2.3)を調査した。確認された藻類は主に珪藻類で、優占種は特殊なものではなく干潟の一般的な種であった。干潟再生材として造粒物を用いることで、これら従来優先種により、ヘドロ干潟を従来の環境へ改善できる可能性が示唆された。施工前後の調査により泥質を好む生物から、砂礫質を好む生物へと干潟生物相の変化(表-5.2.1)が確認されている。

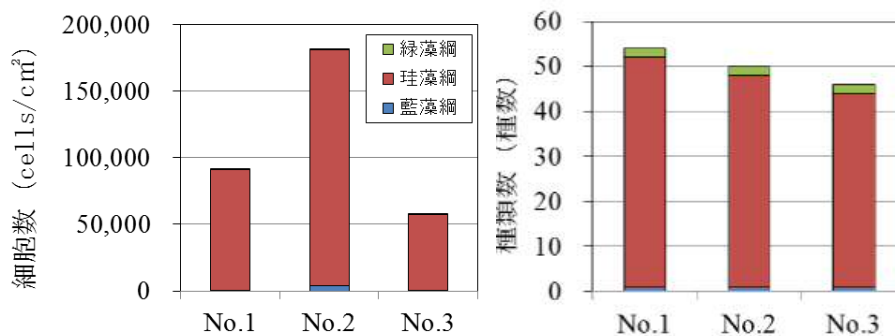


図-5.2.3 造粒物表層の珪藻類付着量評価<sup>7)</sup>

表-5.2.1 施工前後で確認された生物相の変化<sup>7)</sup>

箇所	施工前(2012.11)	施工後(2013.11)	施工後(2014.8)	凡例
No.1	△ Heteromastus属 (環形動物)	△ ヤマトスピオ (環形動物)	◎ 矽シマフジツボ (節足動物)	◎ 岩などに付着して生息
	□ ウミゴマツホ (軟体動物)	○ ケフサイソガニ (節足動物)	○ チゴガニ (節足動物)	○ 礫混じりの環境に生息
	□ ムロスナウミナナフシ (節足動物)	○ シマト'ロソコヒ (節足動物)	○ シマト'ロソコヒ (節足動物)	□ 砂泥環境に生息
	△ チゴガニ (節足動物)	—	□ ムロスナウミナナフシ (節足動物)	△ 泥環境に生息
	- ハエ目 (節足動物)	—	- マリヤコヒ属 (節足動物)	- 不明
対照区	△ Heteromastus属 (環形動物)	△ Heteromastus属 (環形動物)	△ Heteromastus属 (環形動物)	
	□ ウミゴマツホ (軟体動物)	□ ムロスナウミナナフシ (節足動物)	△ ヤマトスピオ (環形動物)	
	—	—	△ ケヤリムシ科 (環形動物)	

## 5.2.4 石炭灰造粒物層内への藻類の付着量評価

### (1) 珪藻類の付着量評価の目的

石炭灰造粒物の主要な化学組成物質はケイ素のため、長期間にわたり微量ではあるがケイ酸イオンを溶出することを図-2.4.4 および図-2.7.20 において示した。砂礫状材料である石炭灰造粒物は透水性が高く、覆砂層内および層上では珪藻類の付着が確認されるが、これまで付着藻類の特徴や付着量は詳細に評価されていない。本節の研究目的は、有機泥堆積干潟に石炭灰造粒物を敷設した場合の珪藻類の付着を現地調査および試料分析により定量評価することである。

### (2) 石炭灰造粒物への珪藻類の付着

これまでの現地実証試験や覆砂事業で、透水層として敷設された石炭灰造粒物への珪藻類の付着が確認されている(写真-5.2.1)。微量なケイ酸イオンの継続的な溶出によるケイ素の供給機構を維持することにより、珪藻類の消費による付着が想定される。一般的な砂泥区との付着量や付着種の相違について定性的に確認されているが、定量的な付着評価は十分でない。本研究では、1級河川太田川市内派川において石炭灰造粒物敷設環境での珪藻類付着について、石炭灰造粒物層と周辺の有機泥堆積層を比較することで造粒物層への珪藻類付着量について評価した。

### (3) 底生性微細藻類の調査方法

対象は1級河川太田川市内派川(図-5.2.4)で、石炭灰造粒物による底質改善を実施している①天満川中広地区、②旧太田川上流(基町地区)、③旧太田川下流(本川吉島地区)、④京橋川橋本地区の4地区である。2014年9月に、石炭灰造粒物区と周辺の在来底質区の底質試料を採取し実験室において微細藻類を観察し種を同定した。採取箇所の状況を図-5.2.5に示す。石炭灰造粒物および在来底質ともに表層と間隙にトラップされている微細藻類を対象に5cm×5cmのコドラート、深度3cmの試料を採取した。調査項目はクロロフィルa、フェオフィチンと微細藻類(優占種把握)である。京橋川試料は、造粒物表層への珪藻類付着を確認するため採取試料のSEM画像(写真-5.2.2)を観察した。

### (4) 調査結果と考察

クロロフィルa(図-5.6.5)は、石炭灰造粒物区で17~210 $\mu\text{g}/25\text{cm}^2$ 、砂泥区で5.4~38 $\mu\text{g}/25\text{cm}^2$ であり、造粒物層で顕著に高かった。フェオフィチンは石炭灰造粒物区で5.3~95 $\mu\text{g}/25\text{cm}^2$ 、砂泥区で14~52 $\mu\text{g}/25\text{cm}^2$ であった。クロロフィルa/(クロロフィルa+フェオフィチン)は石炭灰造粒物区で68.9~76.9%、砂泥区で9.4~64.1%であった。これらの結果から、石炭灰造粒物区は砂泥区と比べて藻類の現存量、活性が高いと考察される。微細藻類(図-5.2.6)の種類数は石炭灰造粒物区で15~17種類、砂泥区で16~18種類であり各地点とも共通した種類が確認され、確認された種の多くは羽状目(表-5.2.2, 写真-5.2.3)で底生性の種であった。優占種は、石炭灰造粒物区と砂泥区を比較すると、旧太田川下流では優占種が異なっていたが、その他の3地点では概ね共通の種が優占種である。また、石炭灰造粒物区では、Naviculaceae 1やNavicula sp. 1の比率が高い。

### (5) 珪藻類の付着量評価の結果

本検討により，石炭灰造粒物覆砂層の透水機能によりクロロフィル a 等の濁質が底質層内を循環していると考察された．珪藻類の付着種類数は同程度であるが，石炭灰造粒物層で珪藻類の細胞数は多く，珪藻類が付着しやすい環境が創造されていると考察される．

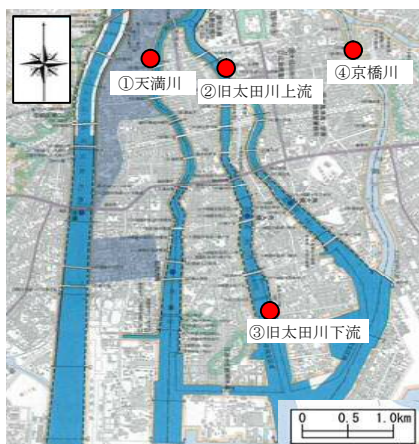


図-5.2.4 調査位置図（1級河川太田川市内派川）<sup>8)</sup>

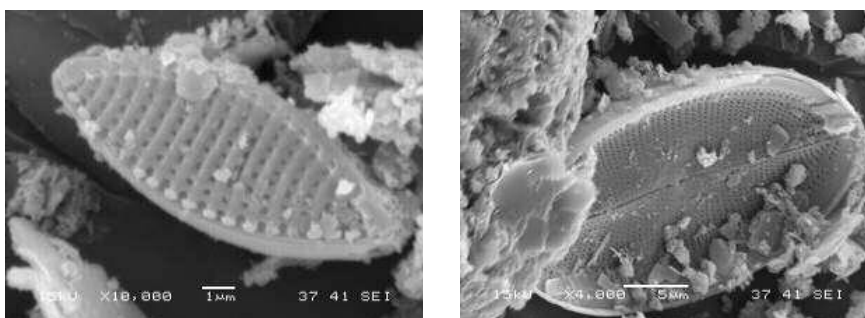


写真-5.2.2 SEM 画像：造粒物へ付着した珪藻（羽状目）<sup>8)</sup>

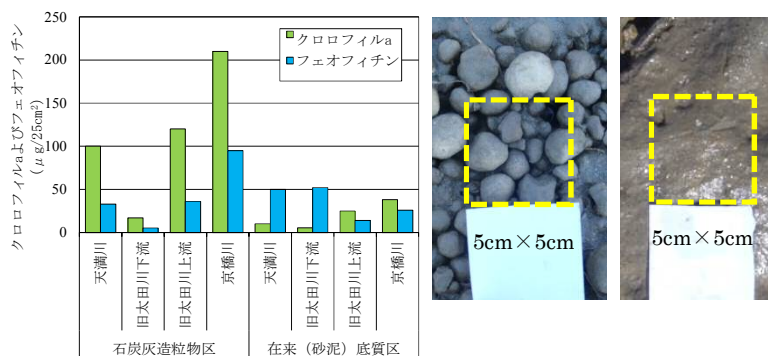


図-5.2.5 調査箇所のクロロフィル a とフェオフィチン<sup>8)</sup>



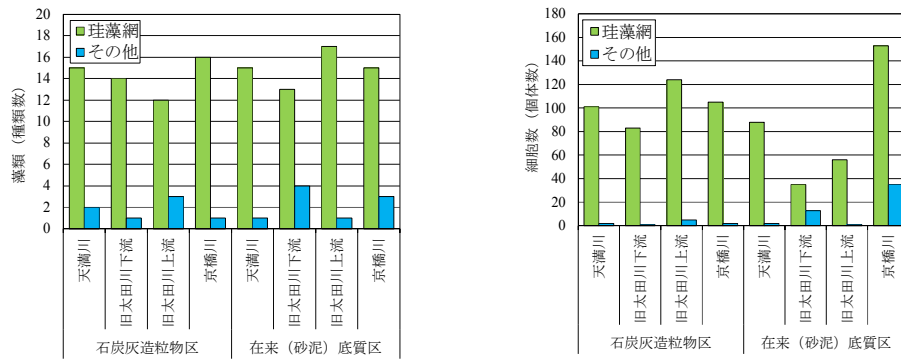


図-5.2.6 調査箇所藻類の種類数と細胞数<sup>8)</sup>

表-5.2.2 調査箇所の藻類の優占種<sup>8)</sup>

石炭灰造粒物区	単位	天満川	旧太田川下流	旧太田川上流	京橋川
優占種 上位3種 (組成比10%以上)	%	<i>Navicula</i> sp. 1 23.3	<i>Naviculaceae</i> 1 47.6	<i>Naviculaceae</i> 1 21.7	<i>Navicula</i> sp. 1 34.6
		<i>Naviculaceae</i> 1 13.6	<i>Navicula</i> sp. 1 11.9	PENNALES 2 14.7	<i>Nitzschia</i> sp. 2 10.3
		<i>Nitzschia</i> sp. 3 13.6		<i>Cymbella</i> sp. 1 14	<i>Nitzschia</i> sp. 3 10.3
在来砂泥区	単位	天満川	旧太田川下流	旧太田川上流	京橋川
優占種 上位3種 (組成比10%以上)	%	<i>Naviculaceae</i> 1 28.9	<i>Oscillatoria</i> sp. 10.4	<i>Cymbella</i> sp. 1 15.8	<i>Navicula</i> sp. 1 31.9
		PENNALES 2 12.2	PENNALES 2 10.4	PENNALES 2 15.8	不明4 17.0
		<i>Navicula</i> sp. 1 11.1		<i>Navicula</i> sp. 1 12.3	<i>Nitzschia</i> sp. 2 11.2

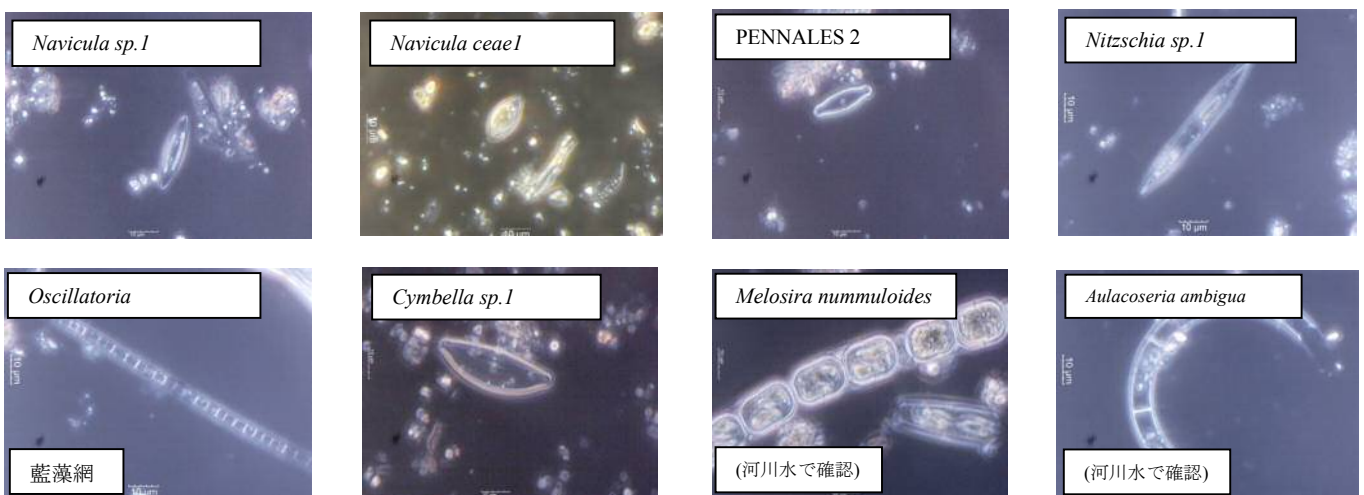


写真-5.2.3 太田川(調査箇所)で確認された微細藻類(優占種)<sup>8)</sup>

## 5.3 ヤマトシジミ生息基盤への適用性評価

### 5.3.1 シジミ生息基盤への適用性評価の目的

石炭灰造粒物覆砂による底質の改善に併せて、有用二枚貝であるヤマトシジミの生息基盤の回復が求められている。石炭灰造粒物は、還元有機泥が堆積する底質の覆砂材として生物生息環境の改善が確認され<sup>6)</sup>、その生物親和性等が報告<sup>7)</sup>されている。その一方、ヤマトシジミの生息基盤としての適用性は明らかにされていない。

ヤマトシジミは高い水質浄化能力を有することから河川環境の水質改善および保全への効果が期待されている<sup>10), 11)</sup>。悪化した底質を良質な覆砂材で改善し、その底質がヤマトシジミの生息場として機能すれば、漁業資源の増大のみならず採取による系外搬出効果による河川底質環境の改善にも寄与できる。ヤマトシジミは砂泥質の底質を好む事が知られている。一方で、覆砂材である石炭灰造粒物は砂礫質材料であるが、湿潤密度は $1.0\sim 1.4\text{ g/cm}^3$ と自然砂礫( $1.6\sim 2.0\text{ g/cm}^3$ )と比較し軽量である。このため、粒径が大きくてもシジミの底質への潜入は自然砂礫と比較し有利と想定されるが、その潜入性能は不明であり潜入能力解明は生息基盤としての適用性を検討するうえで極めて重要である。

本研究の目的は、還元有機泥が堆積した感潮河川底質へ石炭灰造粒物を覆砂した場合のシジミ生息基盤への適用性を評価することである。現地調査、現地実験および室内実験により、石炭灰造粒物と対照材料(在来底質、自然砂礫)を生息基盤として比較し、適用性を評価した。

対象箇所は、広島デルタ1級河川太田川派川京橋川の感潮域(図-5.3.1)である。当該地区は還元有機泥が堆積する干潟に石炭灰造粒物の覆砂(覆砂厚 $10\sim 50\text{ cm}$ )による底質改善事業が実施され生物生息環境改善が期待されている。本研究において最も重要な課題は、まず砂礫質材料である石炭灰造粒物に、砂泥と同様にシジミが潜入可能であるか確認することであった。次に、還元状態が改善された底質DOと感潮域の塩分が重要な項目と既往の研究<sup>12), 13)</sup>から考察されたが、短期的、長期的に評価する場合、生息基盤としてどちらの影響が支配的か検討した。また、潜入可否と併せて、継続した有機泥沈降がある還元有機泥底質改善箇所のシジミ生息環境を調査した。

既往の研究で得られている環境条件<sup>10), 11)</sup>を踏まえて、現地調査によりシジミの生息条件を把握し、現地在来底質でのヤマトシジミ生息実験により検討項目を明確にした。その結果を室内実験条件に反映し、実験水槽へ現地模擬地盤を構築し、各条件におけるヤマトシジミの底質への潜行行動を実験的に明らかにした。これら一連の現地調査と実験(現地、室内)により、従来把握されていなかった石炭灰造粒物覆砂のシジミ生息基盤への適用性に関する新たな知見が得られた。



写真-5.3.1 (a) 石炭灰造粒物覆砂, (b) 還元有機泥<sup>9)</sup>

### 5.3.2 河川感潮域底質でのシジミ生息環境調査

#### (1) 現地調査による対象箇所環境の把握

対象箇所の環境性状把握を目的に現地調査（2012.11.～2014.10）が実施された。石炭灰造粒物覆砂箇所（30 cm 厚）および、在来還元有機泥堆積箇所にて2013年8月に、□25 cm コドラートを用いて表層 10 cm の底生生物を調査（表-5.3.1）し、微量であるがシジミの生息が確認された。太田川市内派川でのヤマトシジミ生息環境の調査事例は少なく、太田川市内派川を対象とした既往の研究<sup>11)</sup>では、水温、塩分、DO、粘土含有率、ORP、地盤高を重要な環境要因として検討している。対象地区の上流域ではシジミ漁が実施されている環境のため、本研究では、塩分、DO、底質（粘土含有率、ORP）を重要な環境要因として調査した。漁業関係者から、対象箇所は高度成長期以前にシジミ漁が盛んにおこなわれていた箇所で、底質に還元有機泥が堆積しシジミの生息が激減したとのことを聞き取っており還元的な環境の影響についても評価が必要であった。

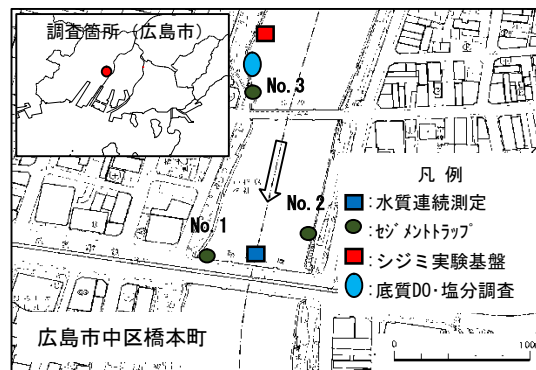


図-5.3.1 京橋川調査位置図<sup>9)</sup>

表-5.3.1 対象河岸底質での底生生物生息調査結果<sup>9)</sup>

項目	種名	太田川派川京橋川	
		覆砂区(個体数)	在来区(個体数)
軟体動物	ウミゴマツボ	1	0
	ヤマトシジミ	2	2
	ソトオシガイ	2	1
環形動物	Goniada属	5	2
	ヤマトスピオ	12	2
	Pseudopolydora属	1	0
	Heteromastus属	65	2
	Laonome属	83	5
節足動物	ドロソコエビ属	5	2
	ケマ科	0	1
	ムロミスナウミナナフシ	27	8
	アサシヤコ	1	0
	ケフサイソガニ	2	0
	ヤマトオサガニ	2	1
	チゴガニ	3	0
	ハエ目	1	0
確認個体数		212個体	26個体
確認種類数		15種類	10種類
湿重量		5.056g	1.454g

## (2) 対象箇所の水質調査結果とその概要

感潮河川のため、塩分変化の把握を目的に河川水位の上昇（大潮上げ潮）時に京橋川河央（図-5.3.1）において、クロロフィル a、濁度を含めて水質連続測定を実施した。定時期（2013年12月）は河川流量が少なく塩分が高い渇水期とした。干潮から満潮となる4時間の鉛直方向

プロファイルを観測（図-5.3.2）した。塩分躍層は明確でなく3.5mの水深で同様の塩分が観測された。干潮時の塩分10 PSUは満潮時に32 PSUに上昇している。シジミの餌と関連付けられるクロロフィル a と濁度は、満潮前に急激に上昇する傾向にあった。濁度は干潮時には底層の巻き上がり等の影響により10~12 FTUを示し、上げ潮とともに低下傾向となり満潮時は3FTU程度であった。

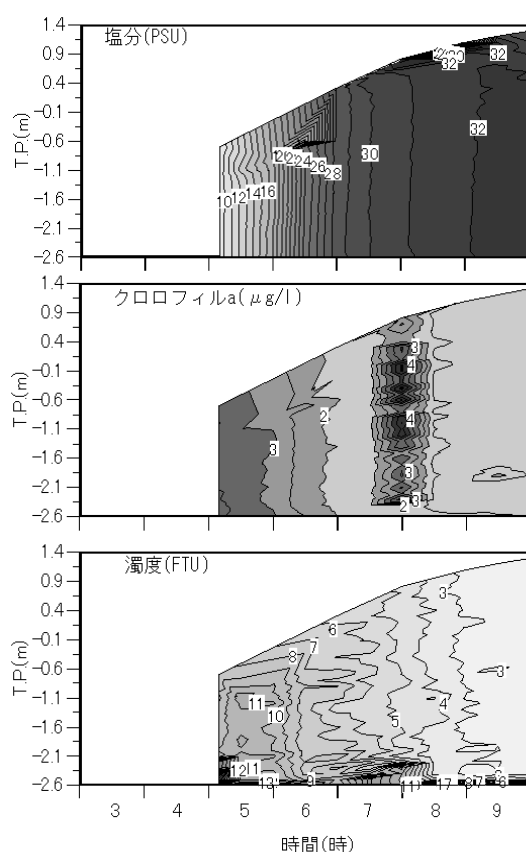


図-5.3.2 水質連続測定結果（上げ潮時に観測）<sup>9)</sup>

## (3) 対象箇所の底質調査による底質 DO・塩分の評価

対象箇所の底質 DO と塩分を調査するため京橋川干潟（図-5.3.1）において、大潮時の還元有機泥層内と石炭灰造粒物層内の底質 DO・塩分の経時変化を観測した。観測期間は2013年11月23日から1ヶ月間とし、DO計、塩分濃度計を底質内（河床から10cm下層を測定）へ設置し、併せて河川水位を連続して測定した。堆積している還元有機泥層内の底質 DO（図-5.3.3）は2 mg/L未満の貧酸素状態、還元有機泥層内の塩分（図-5.3.4）は、恒常的に15~20 PSUであった。感潮河川水の塩分は最大32 PSUが観測されており、泥層内の透水性は低いと考察される。一方、石炭灰造粒物層は河川水位の変動に伴い、底質 DO（図-5.3.5）は好気環境を保つと共に、塩分（図-5.3.6）は0~

27 PSU と変動しており、透水性が高く層内の水循環が確認された。なお、図-5.3.5、図-5.3.6で、河川水位が水質計設置高より低い時間帯のデータは取得されていない。石炭灰造粒物層内の DO 調査は、夏季（2014年8月から1ヶ月間）においても実施したが DO 経時変化は図-5.3.5と同様の傾向であった。また、クロロフィル a、濁度を短時間の観測値で評価するのは適切でないため、干潟の3箇所（図-5.3.1）にセジメントトラップを設置し有機泥の沈降堆積速度を調査した（図-5.3.7）。3回の調査期間中に出水はなく、トラップ内の泥は強熱減量が10%以上であることが確認された。測定データから5~50 g/m<sup>2</sup>/hr程度の沈降速度があり恒常的な有機泥堆積環境であることが把握された。なお、夏季（2014年8月）にクロロフィル a を測定したところ60 µg/Lあり季節変動が大きいことが確認された。

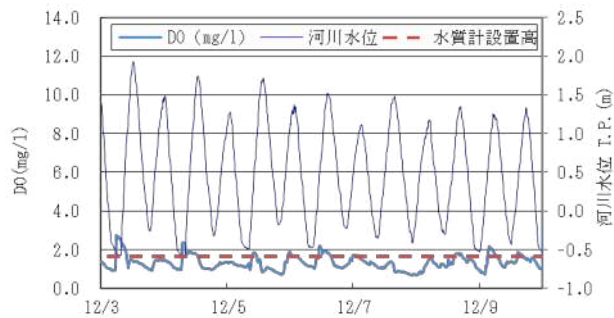


図-5.3.3 還元有機泥層内の DO 経時変化<sup>9)</sup>

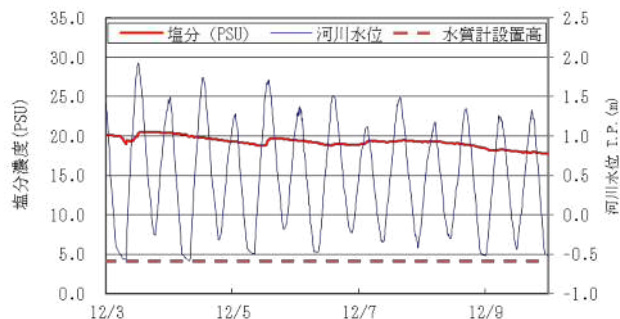


図-5.3.4 還元有機泥層内の塩分経時変化<sup>9)</sup>

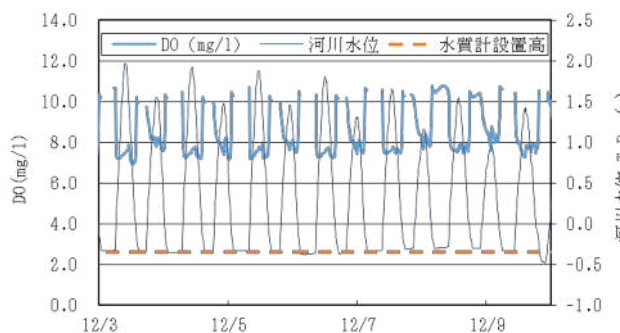


図-5.3.5 石炭灰造粒物層内の DO 経時変化<sup>9)</sup>

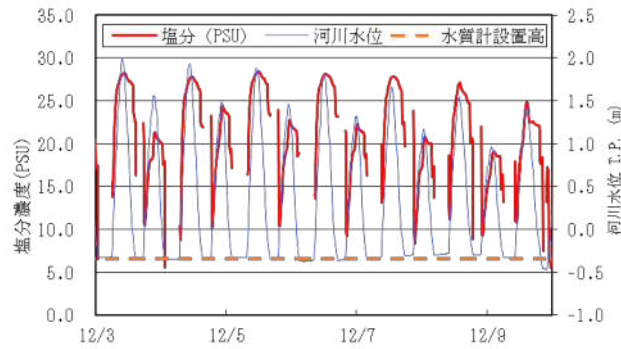


図-5.3.6 石炭灰造粒物層内の塩分経時変化<sup>9)</sup>

#### (4) 現地調査によるシジミ生息に係る考察

現地調査により、石炭灰造粒物と還元有機泥層の底質 DO、塩分変動、間隙水循環および有機泥の沈降堆積速度が把握された。既往の研究<sup>12),13)</sup>では DO は 1.5mg/L 以上、塩分は、宍道湖産のヤマトシジミでは、22PSU 以下が好適とされている。還元有機泥層の底質 DO は条件を満足しておらず、長期的な生息は困難な環境と想定された。直上水の DO は上げ潮時に観測したところ 5.6 mg/L であり、底泥の巻き上がりの影響を考慮しても生息条件を十分に満たすものであった。一方で石炭灰造粒物は透水性が良いため潮位変動に伴い 22 PSU 以上の塩分となる時間は大潮時に約 5 時間、小潮時の塩分は 10 PSU 程度が最大値である。短時間であれば殻を閉じていると想定されるが、その時間的な耐性については不明な点が多い。現地で個体数は少ないがシジミの生息は確認されており生息基盤として適用性を検討するには複合した影響要因を個別に検討することが適切である。現地生息実験を行い、底質と塩分条件を考慮した条件での室内実験を実施した。

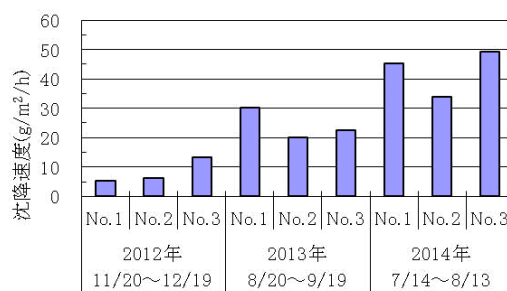


図-5.3.7 セジメントトラップによる沈降泥沈降速度<sup>9)</sup>

### 5.3.3 河川感潮域での現地シジミ生息実験

室内実験に先立ち、還元有機泥の堆積環境においてヤマトシジミがどの程度生息可能か検証するため、還元有機泥内で現地生息実験（実験期間:2015.5.19~2015.6.18）を実施した。底質に試験区（1.6 m×1.6 m）を設置しシジミ散布範囲を金網で区画しシジミの流出を抑制した。試験区にシジミ（200 個以上/m<sup>2</sup>）を散布し、生息状況を経過期間毎に観察しコドラートで生息数を確認した。試験区の地

盤高は T.P.+1.4m で干潮時に干出するが干出後も十分な保水性を有している。粒度組成は太田川市内派川において河口でシルト・粘土分は 10 %以下，下流域で 20～50 %，上流域で 50～80 %という特徴があり，当該地区も京橋川の中・上流域に位置しており，シルト・粘土分が 80 %を占めた。

対象地区の底質および間隙水は，表-5.3.2 のとおりである。強熱減量は 8.4 %とやや大きい値であった。硫化物は 0.2 mg/g 以下であり，シジミの生息に問題がないレベルである。シジミ散布 2 日後（写真-5.3.2）に，現地の観察とシジミ生息状況を 25 cm コドラートにより表層 10 cm 厚の範囲で調査した。散布した半数のシジミは底質に潜入せず底質上で固く殻を閉ざしていた。上げ潮時の現地測定で，直上水は 27 PSU が確認され高塩分によりシジミは潜入活動に移れなかったと考察される。15 日後の調査では，半数が底質に潜入，半数は殻を開き死滅していた。散布 30 日後の調査では，コドラート内外全てのシジミは殻を開けて死滅し，生存は確認されなかった。原因については，底質の貧酸素状態と塩分濃度の影響が想定され，実験箇所の底質環境ではシジミの生息は困難と考察された。

表-5.3.2 現地底質条件一覧<sup>9)</sup>


項目	対象箇所底質	試験区状況
強熱減量 (%)	4～10	
含水比 (%)	67.4～81.3	
ORP (mV)	-328～-40	
DO (mg/L)	0.5～1.0	
硫化物	0.09～0.17	
n-ヘキサン抽出物質 (mg/kg)	500～1000	
PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	0.1～1.3	
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	1.5～6.0	



写真-5.3.2 (a) シジミ散布 2 日後，(b) 散布 15 日後<sup>9)</sup>

### 5.3.4 室内実験によるシジミ生息基盤の適用性評価

#### (1) 石炭灰造粒物および自然砂礫への潜入実験

現地での調査と実験結果を踏まえ，京橋川干潟および石炭灰造粒物覆砂箇所を模擬した実験基盤を用いて，室内実験により石炭灰造粒物のシジミ生息基盤への適用性を検討した。当該対象箇所上

流で採取されたシジミを用いて、シジミ成貝による模擬地盤への潜入性能および生息性能について実験した。実験条件を表-5.3.3に、模擬基盤の性状を表-5.3.4に示す。本実験では、既往の研究<sup>13)</sup>と実験結果を比較できるように、気温、水温を20℃とした。透明な矩形実験水槽(長さ300mm×幅180mm)内に、高さ100mmの石炭灰造粒物、感潮域の還元有機泥、および比較材料により模擬地盤を作成した。実験開始時の初期DOは、現地実験の底質直上水と同じ5.6mg/Lに調整し、DOを経時的に測定した。京橋川の底質改善箇所約2000m上流のシジミ漁場区で採取されたヤマトシジミ(写真-5.3.3)を採取後速やかに実験室へ運搬し、模擬地盤上に静置した。本実験により対象干潟でのシジミ生息基盤構築に必要な環境条件を考察した。配置後1hr以内の短期的な潜入状況を確認すると共に実験環境への馴致時間を考慮して、24hr毎に底質への潜入個体数を計測した。観察後はシジミを掘り起し、模擬基盤上に再配置した。潜入できず時間の経過に伴い貝殻を開いて死亡が確認されたものは取り除き生息数を計測した。

石炭灰造粒物の湿潤密度は、自然砂礫と比較し軽量であり、粒径が大きくてもシジミの底質への潜入は有利と想定される。しかし、底質の粒径変化と潜入特性に関する知見はない。そこで石炭灰造粒物の模擬基盤により、粒径とシジミ成貝の底質潜入性能(写真-5.3.4)について粒径分布を変化させて実験(図-5.3.8)した。併せて比較基盤として京橋川シジミ漁場箇所の自然砂および自然礫質材による潜入特性を実験(図-5.3.9)した。8日間の室内実験において、石炭灰造粒物は粒度分布φ2~10mmでは、自然砂と同様な潜入が観察された。石炭灰造粒物は、自然砂と比較して、湿潤密度が小さく軽量なため、2~10mmの粒径であれば、砂と同様な潜入が可能と考察できる。自然礫質材φ19mmが混入する地盤では5日程度で、半数が潜入を諦め底質上で殻を閉ざしていた。石炭灰造粒物ではφ26.5mmが混入すると同様な傾向であった。礫質材と同粒径であれば石炭灰造粒物への潜入が容易であることが確認された。しかし、自然砂と比較すると潜入の容易さは劣っている。一方で、現地は底質上に沈降有機泥が堆積するため、これを考慮した条件としたところ(有機泥を容積比10%混入)、自然砂と同様な潜入特性(図-5.3.10)となった。自然砂より湿潤密度が小さい礫状の石炭灰造粒物層へ含水比が高く細粒分が多い有機泥が混合されることで、粒度調整効果が働き底質の潜入抵抗が低減しシジミの潜入が容易になったと考察される。



表-5.3.3 ヤマトシジミ潜入実験条件一覧<sup>9)</sup>

項目	実験条件
シジミ殻長	20~32 mm程度 (成貝)
シジミ殻幅	13~18 mm
湿重量	7.0g/個体 (平均) : 大16g~小4g
散布数量	10個体/水槽
実験水深	100 mm
模擬地盤厚	100 mm
水槽底質面積	540 cm <sup>2</sup> (300 mm×180 mm)
シジミ散布密度	185個体/m <sup>2</sup>
実験用水	感潮河川水 塩分濃度毎に採水

表-5.3.4 実験模擬基盤の性状<sup>9)</sup>

実験基盤	基盤性状
河川域還元有機泥	性状は表-2のとおり
河川域自然砂	上流シジミ漁場区で採取
石炭灰造粒物	実験条件により粒度分布を調整
自然礫質材	実験条件により粒度分布を調整
複合基盤	石炭灰造粒物+河川域還元有機泥



写真-5.3.3 (a) 実験用シジミ外観



(b) シジミ配置状況<sup>9)</sup>

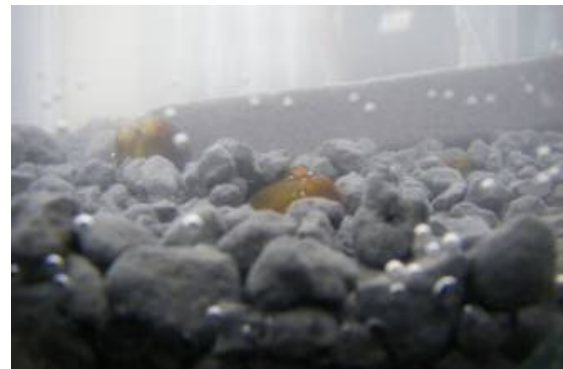


写真-5.3.4 石炭灰造粒物へのシジミ潜入開始・完了状況<sup>9)</sup>

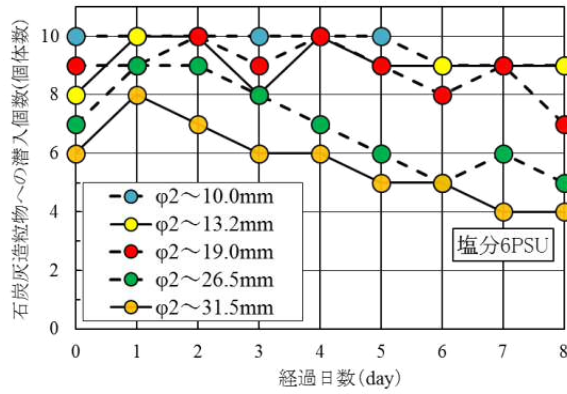


図-5.3.8 石炭灰造粒物の粒径を変化した場合の潜入状況<sup>9)</sup>

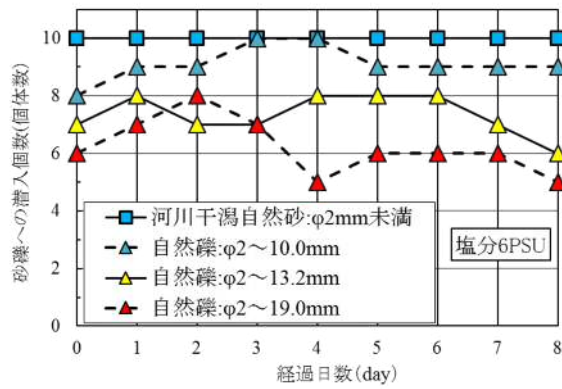


図-5.3.9 砂礫の粒径を変化した場合の潜入状況<sup>9)</sup>

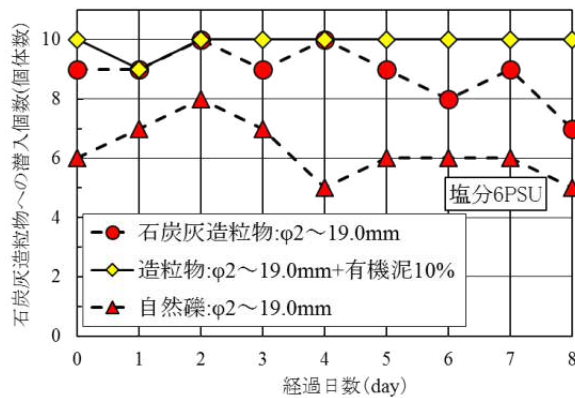


図-5.3.10 石炭灰造粒物に有機泥を混合した場合の潜入状況<sup>9)</sup>

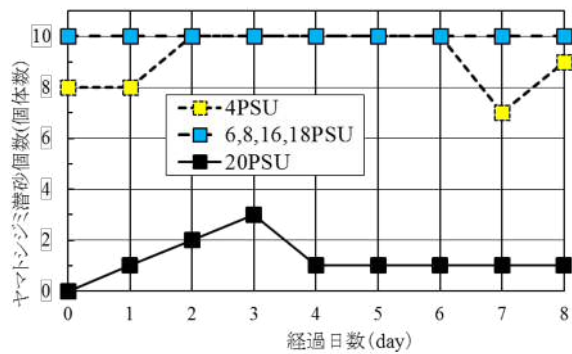


図-5.3.11 塩分を変化した場合の潜入状況<sup>9)</sup>

## (2) 塩分と沈降泥を考慮した模擬地盤への潜入実験

潜入行動への塩分の影響を検討するため、複数の塩分条件により潜入実験を実施した。既往の研究<sup>13)</sup>では 22 PSU 以下は好適とされており、還元有機泥層内の 20 PSU (図-5.3.4) を考慮して、4～20 PSU の 6 ケースで、自然砂地盤への潜入性能を確認 (図-5.3.11) した。6～18 PSU では、静置直後から潜砂行動を開始し、実験期間中安定して潜砂していた。一方で 20 PSU では、殻を閉じ潜入を開始しなかった。馴致時間が必要なこともあるが、20 PSU では 5 日以降、死貝が確認されはじめ、8 日後は、潜砂した 1 個体以外を除いて殻を開き死亡していた。18 PSU と 20 PSU では、シジミの潜入性能の違いが実験的に確認された。太田川派川に生息するヤマトシジミは、宍道湖における既往の知見<sup>13)</sup>22 PSU でなく、20 PSU で活動が制限される結果となった。本研究で用いたシジミは上流域で採取しており潮位変動に伴う塩分変動が小さい環境で成長している。成長環境による塩分耐性の違いによりシジミの活動が制限されたと考察される。

次に、高塩分 (20 PSU) での底質の違いによる潜入行動特性を評価 (図-5.3.12) した。複合基盤は、石炭灰造粒物に現地の有機泥を混合したものである。石炭灰造粒物に有機泥を 10% 混合した模擬基盤の潜入性能 (図-5.3.10) が良好であったことを踏まえ、容積比で有機泥を 20%、および 30% 混合している。2 日後以降は、シジミが徐々に環境に馴致し、潜入数が増加していったが、基盤へ潜入できたシジミは限られていた。塩分 20 PSU の環境 (図-5.3.13) では、4 日後まではすべてのシジミは生存していたが、5 日後から死亡が確認され始めた。基盤内へ潜入したシジミは生存できていた一方で、潜入していないシジミは死亡が確認され始めた。また 8 日後に生存していたシジミは全て、模擬基盤内へ潜入したものであった。砂および石炭灰造粒物で死亡数が多いのは、透水性が高く高い塩分が直接浸潤し間隙水中の塩分が高くなるためと考察できる。一方で、還元有機泥の透水性は悪く貧酸素状態であるが、底泥採取時は干潮時で、5.6 mg/L の直上水が表層を流れ、模擬地盤の塩分濃度は 18 PSU となっていた。既往の研究<sup>12)</sup>では、ヤマトシジミは高い貧酸素耐性を有することが報告されている。底質による直上水 DO (図-5.3.14) は、還元有機泥で低くなり好適値 (1.5mg/L 以上) 未満となった。長期的には底質 DO の影響を大きく受けるが、短期的には高い塩分濃度で活動が制限され、潜入できず死亡したと想定される。石炭灰造粒物と有機泥が混合されることで、塩分濃度が高い環境において、保水性による塩分の影響と還元状態が緩和されシジミ生息基盤となる環境が形成されると考察する。

現地シジミ生息実験結果を今回得られた知見で整理すると、短期的に潜入しなかったシジミは塩分の影響を回避するために殻を閉ざしていたと想定する。2 週間後は半数が底質へ潜入していたが、2 週間で塩分環境に馴致できたものも、底質 DO の還元状態により 1 ヶ月後には死滅したと考察できる。石炭灰造粒物を還元有機泥が堆積する感潮域においてシジミの生息基盤として適用するには 20 PSU 以上でのシジミの塩分耐性時間を検討することが、今後の課題である。

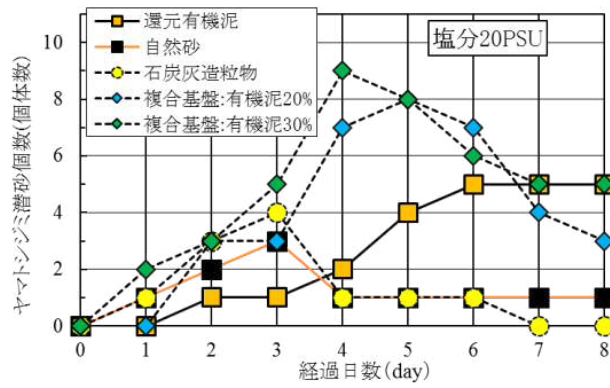


図-5.3.12 ヤマトシジミ潜入実験 (20 PSU) 結果<sup>9)</sup>

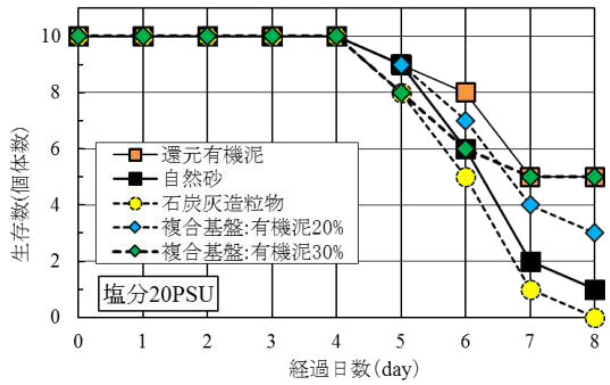


図-5.3.13 生息基盤ごとのヤマトシジミの生存数の変化<sup>9)</sup>

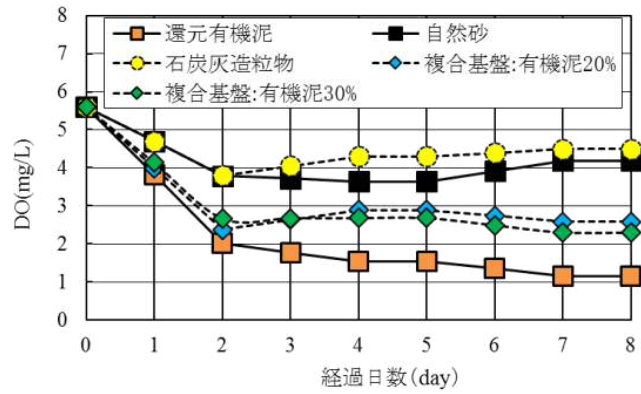


図-5.3.14 生息基盤ごとの DO の変化<sup>9)</sup>

## 5.4 アサリ生息基盤への適用性評価

還元有機泥が堆積する干潟へ石炭灰造粒物を覆砂材として活用した場合のアサリ生息基盤への適用性について実験的に評価した。対照基盤（在来底質，自然砂礫）との比較による室内実験，現地実験およびモニタリング調査により，石炭灰造粒物のアサリ生息基盤への適用性について論じた。

### 5.4.1 アサリ生息基盤への適用性評価の目的

河口干潟において石炭灰造粒物を用いた透水層の設置による干潟の底質改善機能の検証を目的とした現地実証試験を実施（図-5.4.1）している。2011年8月に覆砂（0.3 m厚）と床掘置換（0.3 m厚）による試験区域を造成し，それまで確認されなかったアサリの生息が確認されている<sup>4)</sup>。石炭灰造粒物は，覆砂材として生物親和性が確認<sup>6)</sup>されているが，アサリ生息基盤としての基礎特性は十分に明らかにされていない。これまでに石炭灰造粒物をアサリ育成基盤へ活用する研究が実施されているが，良好な自然干潟において実施されたものである<sup>3)</sup>。本研究の目的は，還元有機泥が堆積する干潟へ覆砂材として石炭灰造粒物を活用した場合のアサリ生息基盤としての適用性を評価することである。アサリが生息している場所を調べると，砂を基盤として小石が散在する砂礫質干潟で多いことが報告されている<sup>15)</sup>。覆砂材である石炭灰造粒物も砂礫質材料であり，湿潤密度は $1.0\sim 1.4\text{g/cm}^3$ と自然砂礫（ $1.6\sim 2.0\text{g/cm}^3$ ）と比較し軽量である。粒径が大きくてもアサリの底質への潜入は自然砂礫と比較し有利と想定されるが，その潜入性能は不明である。潜入能力解明は生息基盤としての適用性を検討するうえで極めて重要である。現地調査，および室内外での実験により，石炭灰造粒物と対照材料（在来底質，自然砂礫）を比較し，潜入性能を明らかにすると共に，アサリ生息基盤としての適用性を評価した。

### 5.4.2 石炭灰造粒物敷設干潟のアサリ生息調査

#### (1) 石炭灰造粒物覆砂箇所の干潟ゾーニング調査

石炭灰造粒物覆砂箇所（写真-5.4.1）は，施工から4年が経過している。小山形状に敷設した覆砂材は，計画通り波浪や流水によって移動し時間経過とともに平坦になっている。施工から2年後の2013年から2014年にかけて干潟調査が実施され，石炭灰造粒物層内では，地下水流動に伴って酸素を含む地下水とクロロフィル a を含む濁質が造粒物層内へ輸送されていることが明らかとされている<sup>16)</sup>。2015年6月に，石炭灰造粒物覆砂箇所とその周辺を含む範囲を調査し，底質の状態，原地盤との混合状況や滲筋の状況から，造粒物の分布・混合範囲をゾーニングし干潟環境マップ（図-5.4.2）を作成した。干潟環境マップから代表9地点を選定し，底質環境とアサリ生息の関係性把握を試みた。

干潟の代表9地点について影響要因と考えられる粒度組成，含水比（水分量），全硫化物，強熱減量，およびアサリを含む底生生物調査を実施した。各調査地点でコドラートにより $30\text{ cm}\times 30\text{ cm}$ ，深さ $10\text{ cm}$ の底質を採取し， $1\text{ mm}$ 篩で篩分けし底生生物の同定，計測を実施した。また，石炭灰造粒物の底質での体積率を併せて分析した。

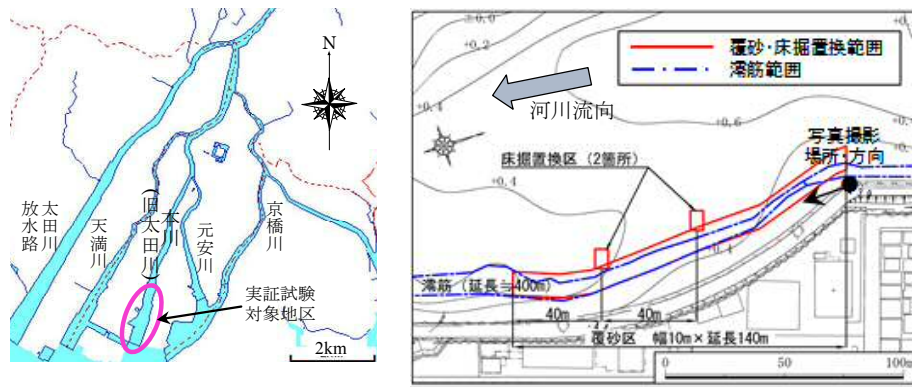


図-5.4.1 底質改善実証試験位置図および石炭灰造粒物覆砂範囲<sup>14)</sup>

## (2) アサリ生息調査結果および考察

干潟代表地点の底質粒度組成(図-5.4.3)は、岸側(1-1, 2-1, 3-1)で礫分の割合が高く、沖側(1-3, 2-3, 3-3)で砂分が高い傾向であった。シルト・粘土分は、沖側の2-3, 3-3で約40%と高い。アサリ生息調査結果(図-5.4.4)と粒度組成を比較すると、底質の石炭灰造粒物体積比率が高い地点で、多くのアサリが確認されている。また、アサリは低DO環境下には高い耐性を示すものの、硫化物に対しては耐性が低く、アサリの生育が可能な硫化物濃度は、1.0 mg/g以下との報告がある<sup>17)</sup>。本調査では、いずれの調査地点も硫化物(図-5.4.5)は、0.1 mg/g未満と低かったが、0.05 mg/gを超える地点ではアサリの生息は確認されなかった。

1-1,1-2では石炭灰造粒物層が厚く、水平方向へ水循環があることが確認<sup>16)</sup>されている。アサリは調査地点1-2の18個体/0.09 m<sup>2</sup>が最も多く、稚貝の着底が確認されるとともに、調査地点1-1,1-3,2-2では成長した個体も確認された。また、強熱減量1.1~10.3%の範囲でアサリの現存量が多い事が報告されている<sup>17)</sup>。強熱減量(図-5.4.5)は2~4%程度であり、問題ないと考察される。底生生物調査結果の個体数(図-5.4.6)は、環形動物門が多く、アサリを含む軟体動物門は、石炭灰造粒物の体積比率が高い地点で多い。石炭灰造粒物の体積比率が高い地点ではコケゴカイが相対的に多く出現した。既往の研究<sup>18)</sup>によりコケゴカイは、底質の攪拌作用が大きく、底質を酸化の方向に保つと考えられている。体積比率が低い地点では、ドロオニスピオ、イトゴカイ類といった有機汚濁指標種<sup>19)</sup>が多い傾向にあった。

湿重量(図-5.4.7)は、軟体動物門が大きく、石炭灰造粒物区(写真-5.4.2, 写真-5.4.3)で多い傾向がみられた。主にアサリやホトトギスガイ等の二枚貝であった。アサリ、ゴカイが生息している場所を調べると、砂を基盤として小石が散在する干潟が多いと言われている。砂だけの干潟(砂原干潟)は、アサリがエイや魚に食べられた跡が、確認されている。砂だけの干潟に、粒径50-60 mm程度の小石を混ぜることによって、アサリをはじめとする底生生物が増え、アサリなどの着底量も多い事が報告されている<sup>15)</sup>。

本干潟においても砂礫状材料である石炭灰造粒物により同様の効果で、アサリを含む軟体動物の生息環境が改善されたと考察される。これらの調査よりヘドロ堆積干潟をアサリ生息基盤へ改善する場合、水循環のみでなく底質の粒度組成が大きく影響すると考察された。両事項は密接な関係にあるが短期的、および長期的に影響する要因を評価するため、粒度組成に関する現地実験と水循環の無い状況を再現する室内実験により生息基盤の必要条件を検討した。



写真-5.4.1 (a)施工時 (2011年8月), (b)施工4年後 (2015年8月) <sup>14)</sup>

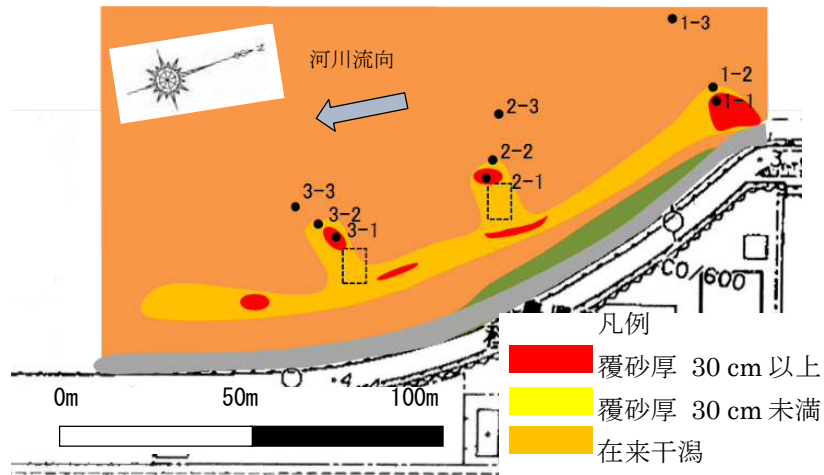


図-5.4.2 干潟ゾーニングマップとアサリ生息調査箇所 <sup>14)</sup>

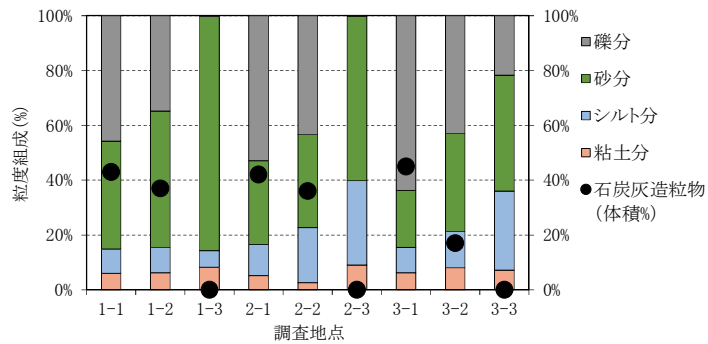


図-5.4.3 干潟調査地点の粒度組成 <sup>14)</sup>

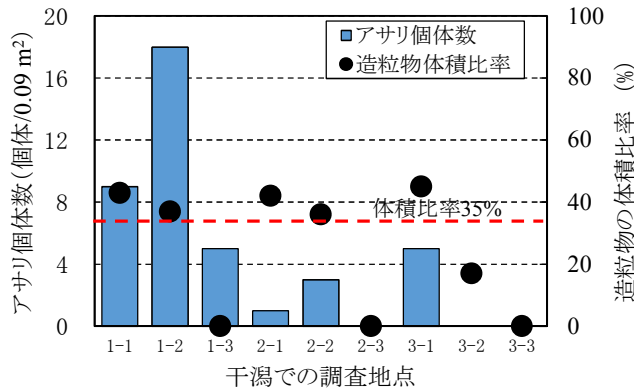


図-5.4.4 アサリ生息状況 (個体数) と造粒物の体積比率 <sup>14)</sup>

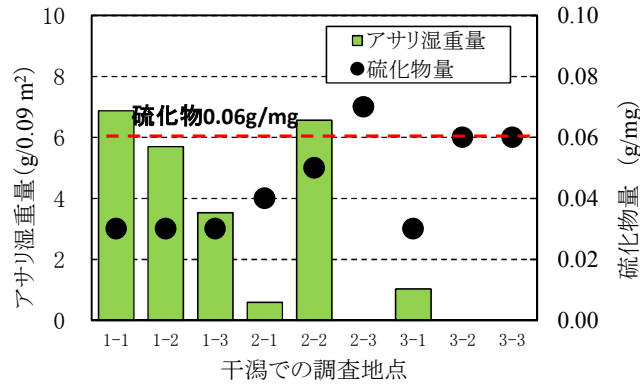


図-5.4.5 アサリ生息状況（湿重量）と硫化物量<sup>14)</sup>

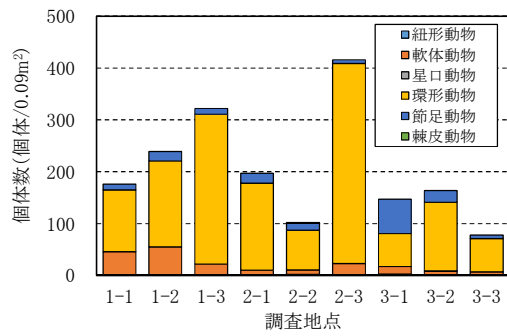


図-5.4.6 干潟調査地点の生物個体数<sup>14)</sup>

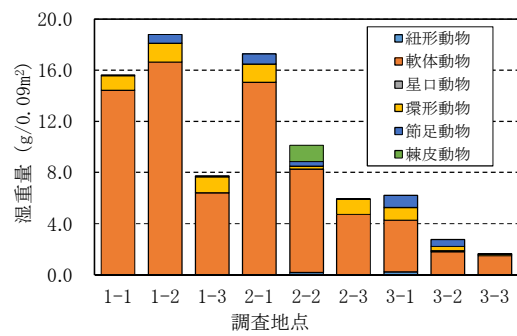


図-5.4.7 干潟調査地点の生物湿重量<sup>14)</sup>



写真-5.4.2 (a)石炭灰造粒物区 (1-1)



(b)有機泥堆積区 (3-3)<sup>14)</sup>



写真-5.4.3 (a)石炭灰造粒物区 (1-1)



(b)有機泥堆積区 (3-3)<sup>14)</sup>



### 5.4.3 干潟での短期アサリ行動選好性実験

#### (1) 干潟での短期アサリ行動選好性実験方法

現地干潟で、底質粒度組成の影響を確認するために自然砂と石炭灰造粒物の基盤によりアサリの行動選好性を実験した。砂による覆砂基盤は、沈降有機泥の堆積により早期に劣化する。石炭灰造粒物は大きな間隙によるトラップ効果により長期的な機能維持が可能である。

ここでは粒度組成の影響を検討するため短期間での行動選好性を実験した。行動選好性実験（図-5.4.8）では、在来自然砂層と石炭灰造粒物の互層（実験区 1,2）、および生息基盤の透水性が向上すると想定される地盤高の起伏を考慮した実験区 3 を設定した。透水性が良く土壌間隙水の流動がある、1-1 地点（図-5.4.2）に、50 cm×50 cm の実験区を設定した。実験区は金網で区画し、アサリの区画外への移動を抑止した。実験区の上層、下層へは自由に移動可能である。なお、実験区は石炭灰造粒物敷設箇所を設定しているため、砂区の周囲は石炭灰造粒物の干潟である。短期的な選好行動を評価するため、実験期間は大潮から次の大潮までの 15 日間（2014.5.29～2014.6.13）とした。実験区の上層、下層へそれぞれ 40 個体（2 層 80 個体）散布し、3 つの実験区へアサリ成貝計 240 個体（80 個体×3 実験区）を配置した。アサリには、識別可能なマーキングを施し、15 日後に移動箇所と各層の生存個体数を確認した。干潟の大潮干潮時の干出時間は 4 時間程度である。既往の研究<sup>20)</sup>でアサリの潜砂性能は、殻長 15～20 mm で最も高いとされており、本実験でも殻長 15～20 mm 程度のアサリを主に使用した。

#### (2) 干潟でのアサリ行動選好性実験結果と考察

アサリの行動選好性実験結果を図-5.4.9 に示す。環境への馴致時間が限られたためか、50～70 % の生存率であった。本実験により下層に散布したアサリは総じて、上層へ移動する行動が確認された。また、生存個体数は下層よりも上層に散布したアサリが高い結果であった。実験終了時には、ほとんどのアサリは上層へ移動しており、実験区 1 および 2 の下層で生存していたアサリは、それぞれ 1 個体のみであった。これより覆砂層内の水循環が高い上層がアサリの生息に適している環境にあることが考察される。また、実験区 3 での生存数が高い結果であった。これも石炭灰造粒物層の高い透水性に起因していると考察される。石炭灰造粒物と対照材料（在来自然砂）では、行動選好性に大きな違いはなく、アサリの生息には底質の水循環が重要な指標となり得ることが考察された。

石炭灰造粒物は、中央粒径 20 mm 程度ではあるが、実験結果より、アサリは石炭灰造粒物と砂区相互を垂直方向に移動することが確認された。砂層と石炭灰造粒物層でのアサリの選好行動に大きな相違はないと考察できる。

しかし、石炭灰造粒物下層から自然砂上層への移動量が若干少なく、砂層に比較しアサリの移動が抑制されている可能性が想定された。これについて室内で粒度調整した基盤での潜入実験により確認することとした。

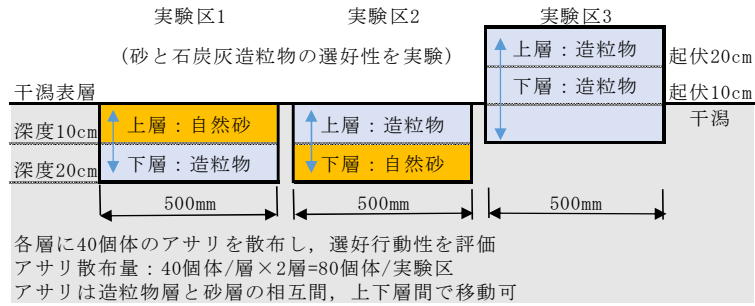


図-5.4.8 アサリ行動選好性実験概要<sup>14)</sup>

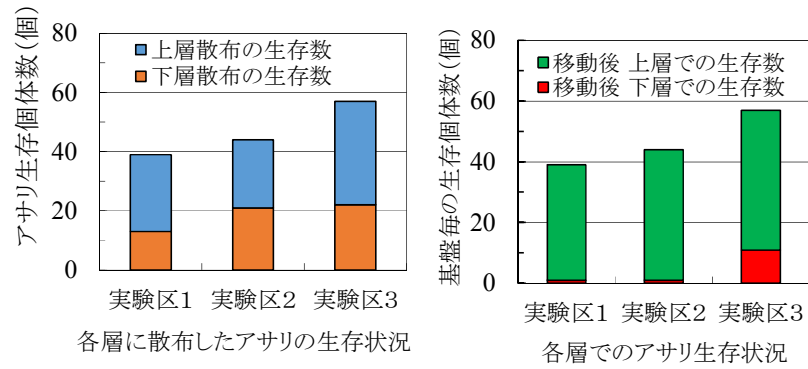


図-5.4.9 アサリ行動選好性実験結果<sup>14)</sup>

## 5.4.4 石炭灰造粒物層へのアサリ成貝潜入実験

### (1) 石炭灰造粒物および自然砂礫への潜入実験

石炭灰造粒物の湿潤密度は、 $1.0\sim 1.4\text{ g/cm}^3$ と自然砂礫 ( $1.6\sim 2.0\text{ g/cm}^3$ ) と比較し軽量のため、粒径が大きくてもアサリによる底質への潜入は自然礫質と比較し有利と想定される。しかし、どの程度の粒径まで潜入可能かとの知見はない。そこで室内実験により、石炭灰造粒物および自然砂礫による模擬基盤を構築し、粒径とアサリ成貝の底質潜入性能について底質粒径を変化させて実験した。粒径を変化させて同様の実験を実施することでアサリの短期的な潜入適応性を確認する。一方で、石炭灰造粒物の覆砂箇所は底質上に沈降有機泥が堆積する干潟のため、これを考慮した条件においてもアサリの底質潜入能力について実験した。

### (2) 室内実験方法（石炭灰造粒物への潜砂適応性）

実験条件を表-5.4.1に示す。実験では、透明な矩形実験水槽（長さ 300 mm × 幅 180mm）内に、高さ 100 mm の模擬基盤を構築した。模擬基盤材料の一覧を表-5.4.2に示す。石炭灰造粒物、自然砂礫および感潮域の還元有機底泥により実験模擬基盤を作成した。実験室の気温、水温は 20 °Cとした。実験開始時の初期 DO は、現地の底質直上水と同じ 5.6 mg/L に調整した。実験には人工海水を使用した。アサリを 24 時間人工海水中の模擬基盤で馴致させた後に実験を開始した。模擬基盤上に静置（写真-5.4.4）し、24 時間後に基盤へ潜入している個体数を計測した。実験は 3 回連続して実施した。24 時間後に潜入していたアサリを掘り起し模擬基盤上に再配置した。

表-5.4.1 アサリ潜入実験条件一覧<sup>14)</sup>

項目	実験条件
アサリ殻長	15~36 mm程度（成貝）
アサリ殻幅	13~32 mm
湿重量	8.0g/個体（平均）：大14g~小4g
散布数量	10個体/水槽
実験水深	100 mm
模擬地盤厚	100 mm
水槽底質面積	540 cm <sup>2</sup> （300 mm×180 mm）
アサリ散布密度	185個体/m <sup>2</sup>
実験用水	人工海水

表-5.4.2 実験模擬基盤の性状<sup>14)</sup>

実験基盤	基盤性状
還元有機泥	干潟堆積へドロを採取
河川域自然砂	1級河川太田川派川感潮域で採取
石炭灰造粒物	実験条件により粒度分布を調整
自然礫質材	実験条件により粒度分布を調整
混合基盤	石炭灰造粒物+採取還元有機泥

### (3) 室内実験結果および考察

石炭灰造粒物、自然砂および自然礫質材へのアサリの潜入実験結果（図-5.4.10）より、同粒径であれば石炭灰造粒物への潜入は、自然礫質材に比較し容易であることが確認された。しかし、自然

砂と比較すると潜入の容易さは劣っている。単一粒径(16.0~19.0 mm)では、アサリが鉛直に傾斜 ( $60 < \theta < 90$ ) して潜行行動を示すが、潜行行動が途中で止まってしまっている個体も観察された。

実際の干潟では、覆砂後に沈降有機泥の堆積、および細粒分の流入が発生し、混合粒径層が形成される。また還元有機泥層の上層に敷設されるため、これらとの混合を考慮した実験条件を設定する必要がある。現地干潟泥との混合層による潜入実験を実施した結果、有機泥を容積比で 20% 混入すると自然砂と同様な潜入特性 (図-5.4.11) となった。これは、細粒分が増加したことにより底質の含水比 (水分量) が向上し、潜入が容易になったためと考察される。

なお、現地還元有機泥層は、底質 DO が 0.1 mg/L 未満と低く、還元有機泥が厚く堆積した干潟での長期的な生息は困難と考察される。



写真-5.4.4 (a) アサリ配置状況 (b) アサリ潜入状況<sup>14)</sup>

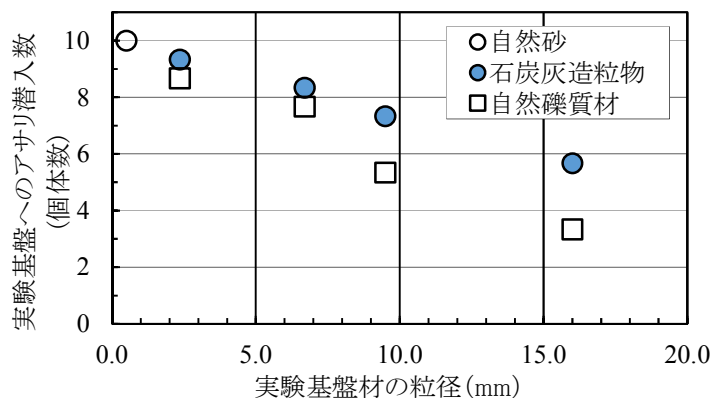


図-5.4.10 模擬基盤へのアサリ潜入実験結果 (3回平均値)<sup>14)</sup>

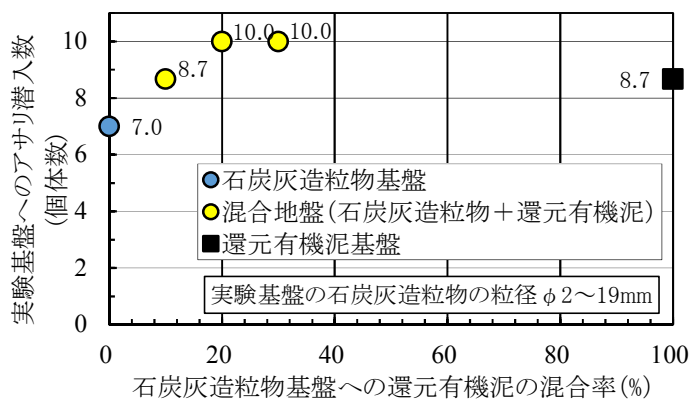


図-5.4.11 混合基盤へのアサリ潜入実験結果 (3回平均値)<sup>14)</sup>

## 5.4.5 室内での模擬地盤によるアサリ生息実験

### (1) 模擬地盤によるアサリ生息実験の目的と方法

アサリの生息には水循環のみでなく底質の粒度組成等が大きく影響すると考察された。両事項は密接な関係にあるが短期的に影響する要因を評価するため、室内実験により、透水層内の水循環が無い状況を創り出し、底質の影響を把握することとした。

室内実験では、石炭灰造粒物を敷設した河口干潟の底質改善実証試験箇所（図-5.4.2）より透水層を含めた底質を採取し、実験室において、図-5.4.3に示す9箇所の底質を再現した。この現地を模擬した実験基盤を用いて、アサリの生息基盤としての適用性を検討した。水槽内での実験のため水循環は発生しない。

本実験により、当該干潟の環境改善効果を評価すると共に、当該干潟でのアサリ生息基盤構築に必要な環境条件を考察した。

### (2) 模擬基盤を用いたアサリ生息実験結果および考察

現地模擬基盤へのアサリの潜入状況を図-5.4.12に実験終了時の模擬基盤底質間隙水 DO を図-5.4.13に示す。また、再現基盤でのアサリ生存実験結果を図-5.4.14、図-5.4.15に示す。10日後の生息個体数は、石炭灰造粒物体積率35%以上の基盤で多く、間隙水 DO も高い。実験時の観察によっても、造粒物体積比率が高い基盤の直上水は、濁りが少なく生息基盤として底質 DO の消費抑制と巻き上がり防止効果による場が形成されると考察できる。

2-1の石炭灰造粒物体積率は高いが、潜入個体数および生存個体数は少ない。2-1の含水比は40%以下と低く底質の表面は手触りで固い状態で、底質 DO も0.1 mg/L未満であった。これらは現地調査（図-5.4.4）箇所2-1の生息数が同様に低い結果に関係すると考察される。

還元有機泥と比較し石炭灰造粒物を混合した層では、水循環を強制的に抑止しても10日後の底質 DO が0.5 mg/L以上を維持できており、アサリの短期的（1週間程度）な生息環境が良いことが確認された。底質改善を行う干潟は、沈降有機泥が定常的に供給される環境であり石炭灰造粒物と有機泥が混合されると生息基盤として底質 DO の消費抑制と巻き上がり防止効果によりアサリ生息に適する場が形成されると考察できる。また、水循環が無いと1週間以降では、死亡数が増加するため、還元有機泥が堆積する干潟での長期的（1ヶ月以上）なアサリ生息には石炭灰造粒物透水層においても水循環による底質 DO 維持が重要な要因となる。

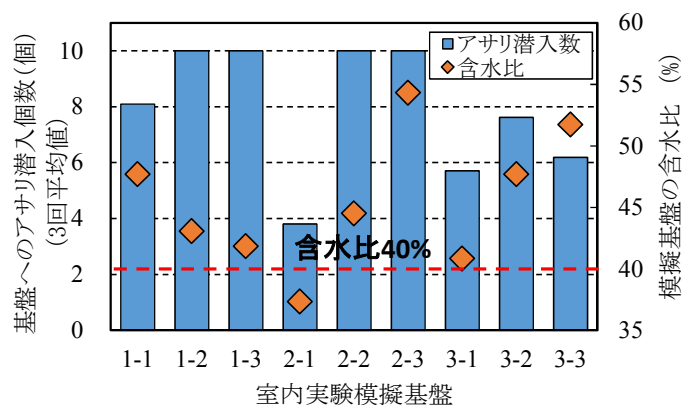


図-5.4.12 模擬基盤へのアサリの潜入性状（3回平均値）<sup>14)</sup>

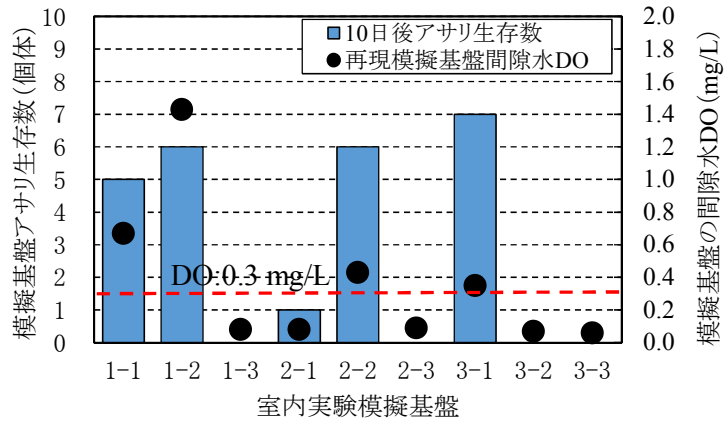


図-5.4.13 実験終了時の模擬基盤底質間隙水 DO <sup>14)</sup>

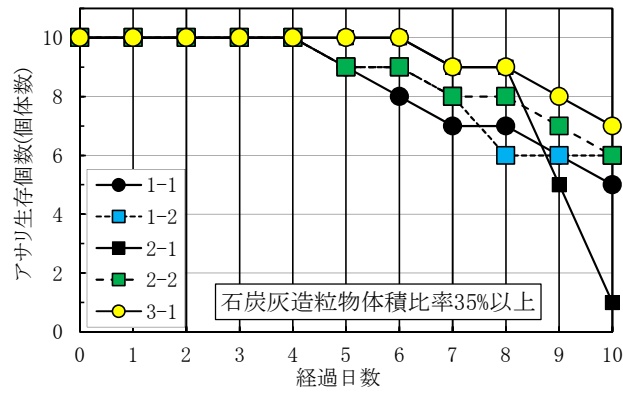


図-5.4.14 模擬基盤でのアサリ生存実験 (1) <sup>14)</sup>

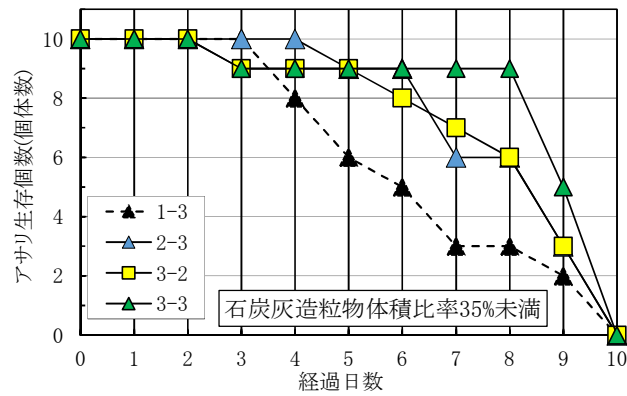


図-5.4.15 模擬基盤でのアサリ生存実験 (2) <sup>14)</sup>

## 5.5 アマモ場の形成過程と維持機構

### 5.5.1 アマモ場の形成過程と維持機構検討の目的

都市部の沿岸環境は、水質の改善に一定の成果が見られてきたが、生物多様性の確保に向けてはさらなる取り組みが必要である。これまでも大規模な干潟造成による環境再生プロジェクトが行われているが<sup>22), 23), 24)</sup>、都市部では用地の確保など大規模なプロジェクト化には課題が多い。そのため、都市部の沿岸生態系の整備では、小規模でも数多くの生育場をつくる方向での実施が、低コストでより現実的な進め方といえる。今後、老朽化したインフラの耐震化などリニューアルが進むが、対象となる運河や護岸近傍の捨石帯付近は、沿岸生態系整備の対象エリアとして、その重要性が高まる。

このような海域において生物多様性を確保するメニューの一つがアマモ場整備<sup>25), 26), 27)</sup>である。このような水域では、海底に堆積し続けるヘドロ対策や、夏期における貧酸素水塊、生育限界を超過する高水温<sup>29)</sup>への対応が課題となるが、都市部の閉鎖性が強い内湾でのアマモ場の再生に関する詳細な報告は数少ない<sup>28)</sup>。

既往の研究により、これらのアマモにとって過酷な環境下においてアマモ場を構築するために、ヘドロの底質改善効果を有する石炭灰造粒物を生育基盤材料として使った室内実験、現地実験を行い、その有効性について検証されている<sup>5)</sup>。その結果、石炭灰造粒物自体はアマモの生育に支障がないこと、石炭灰造粒物を用いて現地の底質、地盤高を最適化すればアマモ群落を十分期待できることが明らかにされている。一方、湾奥であっても波の影響には注意が必要であり、造成初期における生育基盤の不安定化への対策のほか、高水温をはじめとした衰退要因で消滅しない群落の構築が課題とされている。

さらに、これらの知見をもって、都市部でアマモ場再生事業を計画、実施するためには、前述の課題のほか、造成する生育基盤の変動特性に関する情報の充実、群落形成の再現性の確保が急務であり、さらなる検討が必要である。そこで、本節では、生育基盤の造成規模を拡大するとともに、複数年にわたる継続調査を行うことにより、都市部の港湾に造成した生育基盤でのアマモ場形成過程と定着機構を明らかにすることを目的に論じた。

### 5.5.2 アマモ場育成基盤における地盤の安定性検討方法

#### (1) 生育基盤の造成

実験場所は、都市の港湾に形成される典型的な小水域のモデルとして、広島市南区宇品地先の護岸前面の海域を選定した(図-5.5.1)。当該水域は、カキ殻混じりの砂泥質で、軟泥が表層に堆積している。そのため、低潮位時には海底面が波による擾乱を受け、シルトの巻き上がりによる海水の濁りが観察された。また、底泥の状態は、海底面から10 cm程度下層は硫化鉄(FeS)を多く含み、黒色を呈していた。

石炭灰造粒物(粒径20~50 mm, 中央粒径12 mm, 湿潤密度1.84 g/cm<sup>3</sup>)を使った生育基盤の造成は2010年3月に行った。生育基盤の仕様を図-5.5.2に示す。生育基盤の大きさは3.2 m×2.8 mとし、造成面には岸沖方向に傾斜を持たせた。そのため、生育基盤の浅水深部および深水深部における造成目標地盤高は、それぞれC.D.L. +0.10m、C.D.L. -0.35 mであり、石炭灰造粒物投入後は地形測量を実施しながら基盤表面の凹凸を調整、完成とした。なお、大潮満潮時の水深は4~5m、干潮時

の水深 0.5 m 以下となるため、浅水深部は大潮干潮時に干出するが深水深部は常時水面下となっている。

## (2) 生育基盤における流速変化および地盤変動調査

流速調査は、造成初期に発生しやすい生育基盤の地形変動の発生要因を特定するため、2010 年 4 月中旬の生育基盤整備直後から 5 月末にかけての 2 ヶ月間実施した。測定は流速計（JFE アドバンテック社製、Compact EM）を基盤面に設置し、サンプリング間隔 10 分、1Hz で毎時 1 分間計測するように設定し、流れを計測した。

地盤変動調査は基盤造成直後の 2010 年 3 月から 2012 年 1 月までの 23 ヶ月間にわたり、1~3 ヶ月毎に合計 12 回実施した。調査は、図-5.5.2 に示す基盤表面に設定した 9 つの計測点（中心線に沿って岸側から沖側にかけての 5 点、汀線方向の 4 地点）について、護岸上に設置した基準点を起点とした水準測量で、基盤面の地盤高を計測した。

## (3) 生育基盤へのアマモ場形成過程と定着機構

### (a) 生育基盤へのアマモ移植

生育基盤へのアマモ移植は、造成 1 ヶ月後の 2010 年 4 月に実施した。移植したアマモは、遺伝子攪乱を防ぐために、広島湾で採集したアマモ種子を使い、神奈川県葉山町の実験施設で種苗生産した<sup>27)</sup>苗である。これを現地まで輸送し、到着後に苗が入ったポッドを移植ユニットに装着した。移植ユニットは、既往の研究<sup>5)</sup>で使用したタイプと同じもので、袋詰玉石工を応用している。移植したアマモは 18 ポット分、合計 113 本（草体長：36±12 cm（平均±標準偏差））で、到着時のアマモ草体の品質は良好であった。アマモの移植は、図-5.5.2 に示した格子状に配置した基盤上の移植地点に、2 ユニットずつスクーバ潜水で設置した。また、対照として生育基盤から離れた地点にも、移植ユニットを設置した。なお、移植後 1 年目の夏にアマモ草体本数の大きな減少が確認されたため、2010 年 9 月に移植ユニット 9 個を追加し、合計 22 本のアマモ苗を追加移植した。

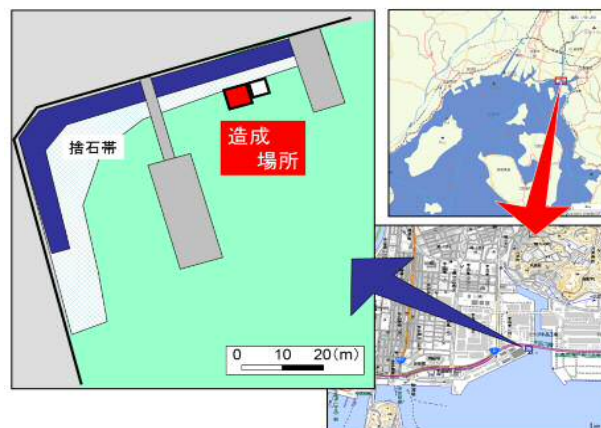


図-5.5.1 アマモ生育基盤実験場所（広島市宇品港）<sup>21)</sup>



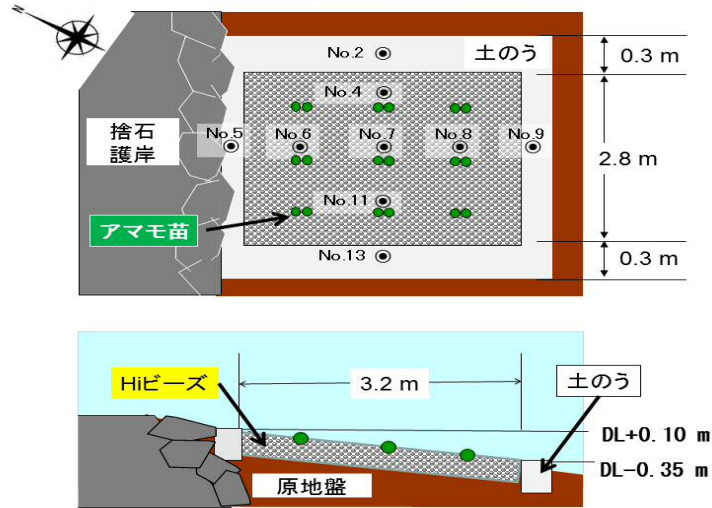


図-5.5.2 石炭灰造粒物によるアマモ生育基盤の平面・断面図<sup>21)</sup>



図-5.5.3 アマモ移植ユニットの設置状況<sup>21)</sup>



図-5.5.4 アマモ根茎の生育基盤内への定着調査の実施状況<sup>21)</sup>

## (b) 生育基盤におけるアマモの定着確認調査

アマモの定着確認調査は、2010年4月から2013年1月までの33カ月間に合計13回実施した。調査は生育基盤全体が干出することが少ないため、スクーバ潜水で行った。調査では、生育基盤におけるアマモ移植ユニット設置地点それぞれにおけるアマモ草体本数、および地点ごとに無作為に選んだ20本の草体長を計測した。なお、干出時に実施した場合は、スクーバ潜水の作業内容と同様の計測を実施した。

## (c) アマモ根茎の生育基盤内への定着メカニズム

石炭灰造粒物の生育基盤におけるアマモの着生機構を検証するために、2012年7月に形成されたアマモ群落の一部を基盤ごと掘り起こし調査計測を行った。計測項目は、基盤面への土砂厚、アマモ地下茎の匍匐深、細根の到達深さである。アマモが生育している基盤を、スコップでおよそ20cm四方で切り出し、石炭灰造粒物上に堆積した砂泥質の厚さを計測する。その後、基盤面において活着しているアマモの地下茎を確認しながら深さ位置を計測した。さらに、地下茎から伸びている細根を、水で流しながら先端を確認し、その進入深を計測した（図-5.5.4）。

## 5.5.3 アマモ場育成基盤における地盤の安定性検討結果

### (1) アマモ生育基盤における地盤の安定性検討

生育基盤の安定性を評価するため、地盤高の計測結果をもとに、基盤中心を岸沖方向および汀線方向それぞれの断面形状の変化を図-5.5.5に示した。

岸沖方向の地形断面をみると、いずれの地点でも地盤高は造成直後が最も高く、造成目標範囲内（C.D.L.-0.35~+0.10 m）で造成当初から傾斜を有していたことがわかる。その後、2ヶ月後の計測では、相対的に地盤高は低くなり、その変位量は最大21 cmに達した。また、その変位量は岸側ほど大きい傾向であった。しかし、その後の地盤高計測では各地点とも大きな変動は確認できず、2010年5月以降は地盤高変位量の標準偏差は平均12.8 mmと小さかった。さらに、汀線方向断面における地形線も岸沖方向断面の場合とほぼ同様の傾向にあり、安定地形となれば、ほとんど変動しないことを示唆している。

生育基盤の急激な地盤高変位の原因を明らかにするために、図-5.5.6に生育基盤上に設置した流速計による流速絶対値の変動を示した。流速は概ね20 cm/s以下を示すことが多かったが、小潮時よりも大潮時に大きくなる傾向を示した。また、一潮汐間では満潮時よりも干潮時に瞬間的に大きな流速が観測され、最大66 cm/sに達した。

### (2) 生育基盤へのアマモ場形成過程と定着機構

#### (a) 生育基盤におけるアマモ場形成過程

図-5.5.7に生育基盤におけるアマモの草体本数と平均草体長の変動を示した。生育基盤に導入したアマモは、造成1年目の高水温期に大きく減少した。その数は10本まで減少したため、20本のアマモを追加移植した。2年目の草体本数は当初の移植本数まで回復後にゆるやかに増加し約200本に達した。この時、アマモの成長を示す平均草丈は、高水温期に低下するものの80 cmにまで増加した。3年目の草体本数は、さらに急激な増殖傾向を示すとともに、高水温期でも草体本数を減少させることはなかった。33ヶ月後の最終計測時には、生育基盤上のアマモ草体本数は580本以上に

達し、図-5.5.8 に示すようなアマモ群落を形成していた。なお、この時のアマモによる基盤被覆率は全体の約 50 % 以上であり、十分に湾奥部のアマモ場として自立増殖できる仕様となった。

**(b) 生育基盤におけるアマモ根茎への定着メカニズム**

図-5.5.9 に生育基盤内部におけるアマモ根茎と石炭灰造粒物との位置関係に関する断面分布を示した。アマモが繁茂した生育基盤表面には砂泥が堆積しており、基盤材である石炭灰造粒物は容易には確認できなかった。しかし、表層の堆積砂を除去すると、下部に石炭灰造粒物が存在しており、生育基盤は上下 2 層構造になっていた。この時の基盤表面の堆積物の層厚は平均 2.3 cm であり、下部の石炭灰造粒物の隙間にも砂泥が入り込み一体化していた。繁茂していたアマモの地下茎を中心とした地下部は、基盤のごく表面に近い 1.4 cm 下の堆積物層内で伸長し、この部分から地上部草体を発達させていた。さらに、地下部の地下茎から伸びる細根は、堆積物層内にとどまることなく、下部に位置する石炭灰造粒物層に達しており、その深さは平均 4.9 cm に及んでいた。

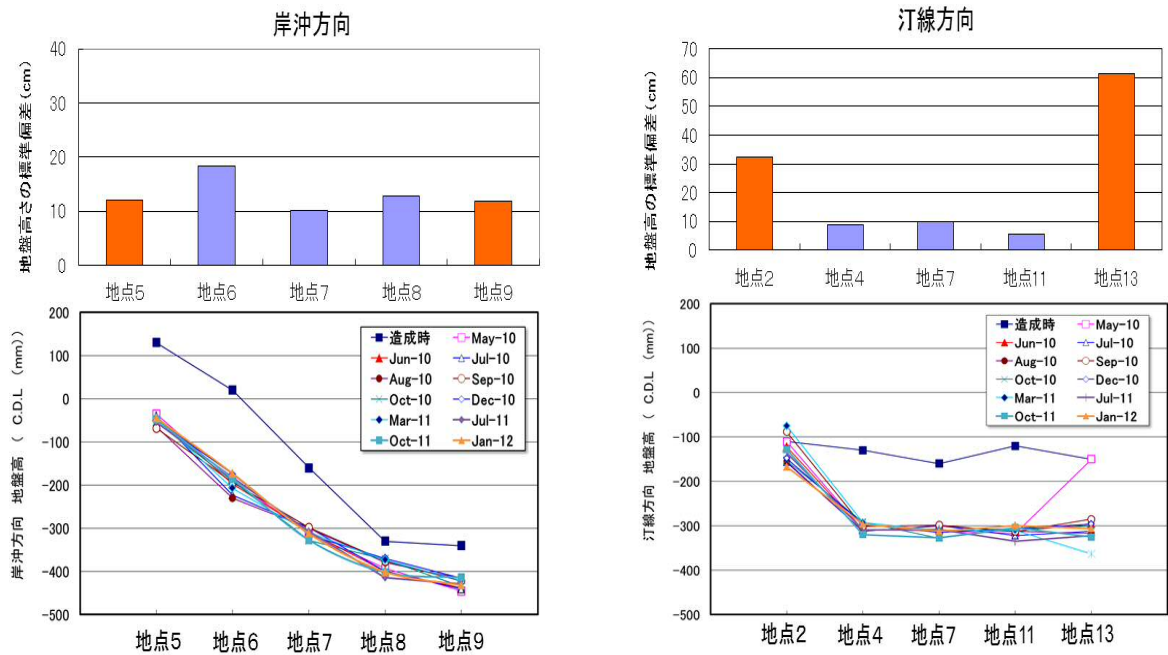


図-5.5.5 石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤の相対地盤高の推移<sup>21)</sup>  
(2010年3月～2012年1月)

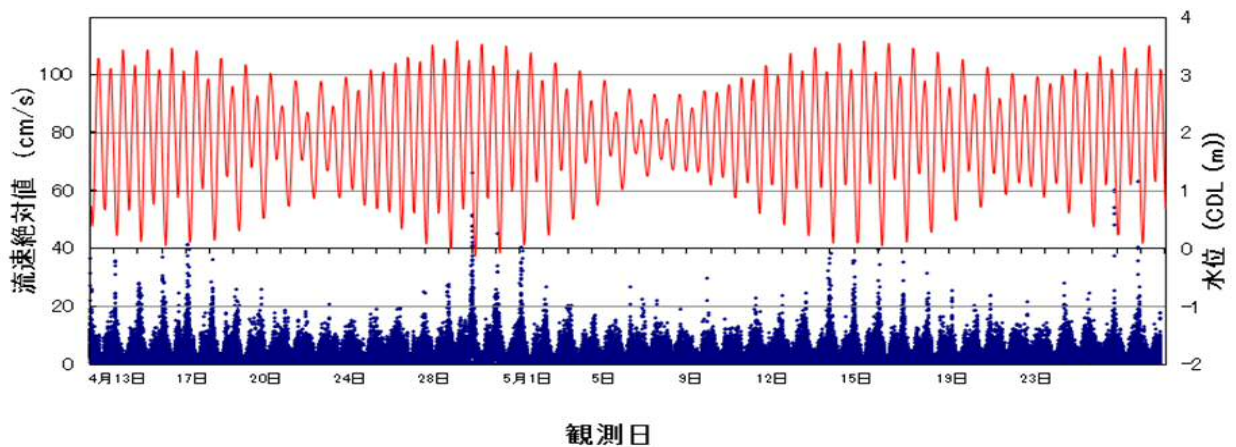


図-5.5.6 生育基盤造成初期における潮位変動と基盤上における流速絶対値の計測結果<sup>21)</sup>  
(2010年4月13日～5月28日)

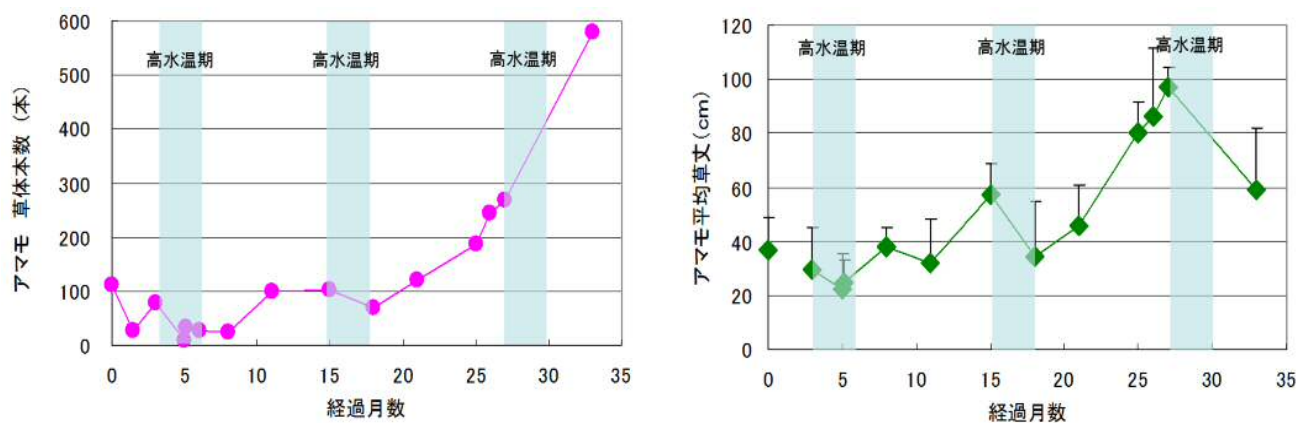


図-5.5.7 石炭灰造粒物を使って造成した生育基盤上でのアマモ草体本数の増加と成長特性<sup>21)</sup>  
(2010年4月～2013年1月)



図-5.5.8 生育基盤上に形成されたアマモ場の草体状況<sup>21)</sup>  
(2013年1月 移植33ヶ月後)

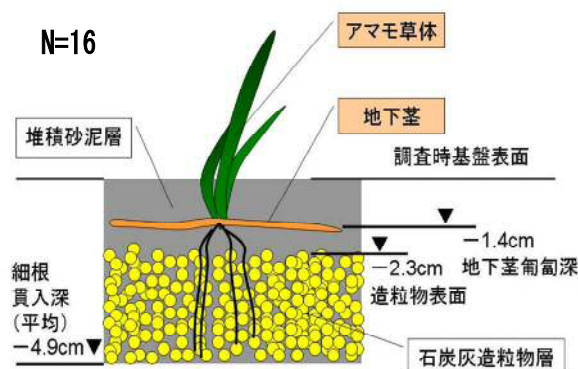


図-5.5.9 生育基盤内部におけるアマモ地下茎・細根と石炭灰造粒物層の位置関係<sup>21)</sup>

#### 5.5.4 アマモ場の形成過程と維持機構に係る考察

本研究で示されたように、石炭灰造粒物を用いて現地の底質、地盤高を適した状態に維持できれば、移植後複数年に亘ってアマモ群落の形成が期待できる。また、移植したアマモの定着、増殖状況も既報と同様以上の結果であり、石炭灰造粒物を使った生育基盤によるアマモ場再生技術の再現性を確認することができた。そこで、アマモ場形成に寄与した3つの要因とその波及効果について述べる。

##### (1) 生育基盤の物理的な安定地形化

図-5.5.5に示したように、造成初期における生育基盤の地盤高は大きく変動(最大-21cm)した。しかし、造成2ヶ月後以降の変動量はほぼ5cm以内であり、早期に安定地形となった。造成初期における地盤変位量は既報<sup>5)</sup>とほぼ同じ値であり、図-5.5.6に示したように水位低下時の波によって引き起こされた可能性が高い。

この課題は比重の小さい石炭灰造粒物を使う場合の留意事項となる。そのため、本研究と平行して、波に対する石炭灰造粒物の安定性に関する検討実験が行われた<sup>30)</sup>。その結果、周期5秒の波を当てると、水深20cm、50cmの2つの条件では、波高がそれぞれ13cm、24cmに達すると石炭灰造粒物で構成された基盤が大きく変化している。また、この時の基盤表面における流速値を微小流速振幅理論で計算すると、それぞれ44cm/s、51cm/sとなる。

造成初期における生育基盤の地盤高(C.D.L. -0.35~+0.10m)を同時期の平均低潮位(C.D.L.+0.08m)と比較すると、小さな波高でも石炭灰造粒物が動く水深となる時間は多い。また、実測でも40cm/s以上が複数回、観測されたように(図-5.5.6)、現地では基盤材料の石炭灰造粒物を動かす限界波高以上の波が出現していたと考えられる。しかしながら、石炭灰造粒物の安定性検証実験で得られた知見に、風や波といった気象条件、地盤高などの地盤条件を併せて計画すれば、生育基盤の安定性は十分に確保できる。

前述の通り、その後も台風1004号、1112号の通過など高波浪の発生が推測されるにも関わらず、地盤高の大きな変位は確認されなかった。その原因は基盤上で見られる多くの堆積土砂や水位低下時の観察状況から、周辺の環境条件と後背部の護岸構造が関連している可能性も考えられる。生育基盤周辺の底質は砂泥質であり、水位低下時には護岸前面に高濁度水塊が帯状に形成されている。

この現象は、現地は河口が隣接していることもあり、護岸前面の捨石帯に堆積していた多量の底泥粒子が浮遊することに起因している。そのため、この時、直下に位置する石炭灰造粒物の生育基盤の空隙には、浮遊した底泥粒子の多くが沈降し、補足されると推定できる。そして、最終的には、この現象が造成した生育基盤の物理的安定性の向上に寄与したと考えられる。

## (2) アマモ定着を促す移植手法と基盤構造

造成初期における地盤高変位量に関わらず (図-5.5.5)、草体本数は維持されたことから生育基盤へのアマモ定着には、移植ユニットは引き続き有効であったことがわかる。導入初期におけるアマモの減少は、いくつかの要因が考えられるが、ユニット自体の流出はなく、波によるポットの抜けや食害が主な要因と考えられる。つまり、草体自体の健全性が維持されれば生長により定着し、波条件でアマモ定着が困難な場所にも適用可能となる。

一度、定着したアマモは、地下茎を地面に平行に匍匐させながら、多くの細根を地盤内に伸長し増殖する。今回の計測で明らかになった生育基盤内部でのアマモ地下部の分布位置から、細根は深さ約 5 cm まで達する (図-5.5.9)。その結果、アマモが定着した地盤は細根が基盤を一体化させ、基盤の浸食に対する抵抗性を大きくしている。また、この事実から、アマモ定着時において層厚 5 cm 以上の石炭灰造粒物層を確保すれば、この部分が海草類の流出防止支持層として機能を発揮できると考えられる。

## (3) 高水温への対応

アマモ場の構築のための生育基盤を設計するにあたって、人為的な制御が難しい項目が水温である。これまでアマモの生育限界は  $28^{\circ}\text{C}$ <sup>29)</sup>とされ、この数値が適地選定のうえで重要な役割を占めてきた。そのような観点で今回の結果を見ると、当初 113 本を移植したが最低期には 10 本(生残率 9%)まで減少した。この時の広島港の平均水温は過去最高  $28.1^{\circ}\text{C}$  (平年値  $26.1^{\circ}\text{C}$  ; 第六管区海上保安部海洋情報部) を記録し、沿岸部ではさらに高い水温で長期的な影響を受けたと見られる。

今回のように温暖化の影響を受け、10 年に 1 度程度の頻度で猛暑が発生し、沿岸の海水温でも高水温が出現する可能性は十分にある。そのため、都市部の港湾のアマモ場再生では、アマモ群落が高水温期の衰退を乗り越え自立的に維持することが必要とされる。その対策として、実施した減耗時の追加移植、初期本数の増加の 2 つの手法が考えられる。追加移植は水温低下期の実施で効果的であったが負担が大きく、初期本数を多くすることが望ましい。これは自然界に存在する遺伝的に多様なアマモの種子からアマモ苗をつくることで、苗それぞれが持っている水温耐性の幅を活かす狙いがある。また、岡山産のアマモでは最高水温  $29^{\circ}\text{C}$  で 1 ヶ月間という条件下で、十分な光があれば 50% 以上の草体が生残するとの知見もあり<sup>31)</sup>、過酷な水温条件でも移植する草体数を多くすること、基盤の設定地盤高を光条件を満たす条件に設定することで、都市部の沿岸で自立的に群落を維持するアマモ場の構築の可能性は高まる。

## (4) 波及効果

今回の実験によって形成されたアマモ場では、初夏に多数の花穂をつけており、一部を採集して発芽の可否を確認したところ、良好な発芽率 (採集 6 ヶ月後、淡水処理発芽誘因法で 98%) を示した。この事実は形成されたアマモ場が周辺海域への種子供給能力を持っていることを示している。

また、形成されたアマモ場では早々に多くの水生生物が確認され、資源増殖の中核として機能をしつつある。特に、初夏にはコウイカの卵塊、秋からは稚ナマコの出現といった水産上の有用種が確認されており、整備による費用対効果を含めて、整備の有効性を実証することは今後の重要な課題であろう。

## 5.6 本章のまとめ

本章では、石炭灰造粒物の生物親和性について論じた。得られた結論は以下の通りである。

### (1) 珪藻類の付着特性

- 1) 石炭灰造粒物覆砂層の透水機能によりクロロフィル a 等の濁質が底質層内を循環していると考察された。
- 2) 珪藻類の付着種類数は同程度であるが、石炭灰造粒物層で珪藻類の細胞数は多く、珪藻類が付着しやすい環境が創造されていると考察される。

### (2) シジミ生息基盤への適用性評価

- 1) 石炭灰造粒物は密度が小さく、同じ粒径の自然礫質材料と比較して、シジミ成員の潜入は容易であることが定量的に確認された。
- 2) 石炭灰造粒物は、礫状材料のため自然砂と比較するとシジミの潜入行動は劣るが、現地は沈降泥堆積環境である。この沈降泥の堆積を踏まえて評価すると自然砂と同様の底質潜入行動をとることが定量的に確認された。
- 3) 現地実験により長期的（1 ヶ月以上）なシジミ生息には底質 DO が重要な指標となることが確認された。還元有機泥が堆積する底質への石炭灰造粒物覆砂により、底質 DO をシジミの好適値(1.5 mg/L 以上)に改善できることが確認された。沈降有機泥の堆積状況を想定した室内実験においても底質 DO 低下の抑制効果が確認された。
- 4) 室内実験により短期的（1 週間程度）なシジミの生息には塩分が重要な指標となることが確認された。高塩分域でのシジミ生息基盤は底質地盤の透水性に影響される。底質改善を行う干潟は、沈降有機泥が定常的に供給される環境であり、石炭灰造粒物と有機泥が混合されると生息基盤として底質 DO の消費抑制と保水性の両方が向上する場が形成されることが確認された。

### (3) アサリ生息基盤への適用性

現地調査、および室内外での実験により、還元有機泥堆積干潟の覆砂材に石炭灰造粒物を活用した場合のアサリ生息基盤としての適用性に関する新たな知見が得られた。

- 1) 石炭灰造粒物を敷設した干潟では、底質粒度組成とアサリ生息に相関があり、石炭灰造粒物体積率 35% 以上で、アサリ生息数が多い事が確認された。
- 2) 干潟での短期アサリ行動選好性実験により、還元有機泥堆積干潟では、アサリは水循環が良好な層を好み、行動選好性に砂と造粒物の相違は確認されなかった。
- 3) 石炭灰造粒物はその密度が小さく、同じ粒径の自然砂礫と比較して、アサリ成員の潜入は容易である。しかし、粒径に比例してアサリの潜入が抑制されることが室内実験により確認された。
- 4) 還元有機泥が堆積する干潟に石炭灰造粒物を覆砂すると在来底質と混合層が形成されるとともに、沈降する細粒分の補給により、砂礫混じりの干潟が形成される。この干潟はアサリ成員にとって潜入容易な環境となることが室内実験により確認された。
- 5) 室内実験により還元有機泥と比較し石炭灰造粒物を混合した層では、水循環を強制的に抑止しても 10 日後の底質 DO が 0.3 mg/L 以上を維持でき、アサリの短期的（1 週間程度）な生息環境が良いことが確認された。



- 6) 室内実験により還元有機泥堆積干潟での長期的（1 ヶ月以上）なアサリ生息には水循環による底質 DO の維持が重要な要因となることが考察された。

#### (4) アマモ場の形成過程と維持機構

本研究では、広島港の地先海岸に石炭灰造粒物によるアマモ生育基盤を海底に造成し、基盤上におけるアマモ群落の形成過程や定着機構について検討を行った。その結果、以下のことが明らかとなった。

- 1) 港湾における石炭灰造粒物を使った生育基盤の造成とアマモの植え付けにより、港湾の護岸近傍部へのアマモ場の形成、維持を確認した。
- 2) 石炭灰造粒物を使った生育基盤は低潮位時に波の影響を受けるが、一定期間後に地形変動は収束するため、生育基盤としての機能を発揮しやすくなる。
- 3) 石炭灰造粒物で造成した生育基盤は、アマモの地下茎、細根が基盤の細部に入り込むことで草体の流出を防ぎ、なおかつ地形の安定化に寄与している。

## 第5章 関連参考文献

- 1) 一般財団法人広島県環境保健協会, 株式会社エネルギー・エコ・マテリア: 閉鎖性海域における水環境改善技術実証試験結果報告書, 平成22年度環境技術実証事業(環境省), pp.13-14, 5/2011.
- 2) 齋藤直, 山本民次, 日比野忠史, 桑原智之, 花岡研一: 底生物に対する石炭灰造粒物によるリサイクル材の安全性評価, 土木学会論文集 B2, (海岸工学), Vol.67, No.2, pp.I\_1111-I\_1115, 11/2011.
- 3) 樋野和俊, 齋藤直, 宮國幸介, 柳楽俊之, 吉岡一郎: 石炭灰造粒物によるアサリ育成基盤の創造, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, pp.1067-1072, 2012.
- 4) 藤原哲宏, 中本健二, 日比野忠史, 齋藤直: 地下水が遮断された河口干潟でのアサリ育成場の構築, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.69, No.2, I\_1024-I\_1029, 2013.
- 5) 越川義功, 日比野忠史, 吉岡一郎, 出路康夫: ヘドロが堆積した港湾における石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_1262-I\_1267, 6/2012.
- 6) 中本健二, 及川隆仁, 樋野和俊, 日比野忠史: 還元有機泥が堆積した海域の底質改善に用いられる石炭灰造粒物の生物親和性評価, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.71, No.2, I\_1459-I\_1464, 2015.
- 7) 中本健二, 廣中伸孝, 樋野和俊, 日比野忠史: ヘドロ堆積干潟での石炭灰造粒物による大規模底質改善施工技術の開発, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.71, No.2, I\_808-I\_813, 2015.
- 8) 中本健二, 樋野和俊, 日比野忠史: 石炭灰造粒物への珪藻類の付着量評価, 土木学会中国支部研究発表会概要集, 2016.
- 9) 中本健二, 井上智子, 松尾暢, 樋野和俊, 日比野忠史: 河川感潮域におけるヤマトシジミ生息基盤への石炭灰造粒物の適用性評価, 土木学会論文集 B1(水工学), Vol.72, No.4, I\_1021-I\_1026, 2016.
- 10) 大沼克弘, 藤田光一, 望月貴文, 天野邦彦: 太田川放水路を事例とした河口干潟の設計・管理方法の枠組みに関する研究, 河川技術論文集, 第17巻, 2011.
- 11) 富田智, 岩井克己, 市村康, 土屋正隆, 阿部徹, 太田川市内派川における HSI 手法を用いた場の評価, 土木学会中国支部, Vol.60, 07, 2008.
- 12) 中村幹雄, 品川明, 戸田顕史, 中尾繁: ヤマトシジミの貧酸素耐性, 水産増殖, 45 巻 1 号, pp.9-15, 1997.
- 13) 中村幹雄, 安木茂, 高橋文子, 品川明, 中尾繁: ヤマトシジミの塩分耐性, 水産増殖, 44 巻 1 号, pp.31-35, 1996.
- 14) 中本健二, 井上智子, 仁科晴貴, 樋野和俊, 日比野忠史: 還元有機泥堆積干潟で覆砂材に活用される石炭灰造粒物のアサリ生息基盤への適用性評価, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.72, No.2, CD-ROM, 2016.
- 15) 増田恵一, 兵庫県東播磨沿岸海域における二枚貝の分布, 兵庫県立農林水産センター水産技術センター研究報告(水産編) 43 号, pp.22-29, 2013.
- 16) 中下慎也, 中本健二, 中澤泉, 福嶋正博, 日比野忠史: 石炭灰造粒物層内における地下水流動と濁質の輸送, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.71, pp.1089-1094, 2015.
- 17) 沼口勝之: アサリの生態と養殖場造成, 全国沿岸漁業振興開発協会, pp.119-137, 1990.
- 18) 伊藤克敏: 各種汚染底質に生息するゴカイ類の浄化機構の解明と応用, 科学研究費助成事業研究成果報告書, 2012.

- 19) 北森良之介：環境指標としての底生動物(2)指標生物を中心に，共立出版，pp.265-273, 1975.
- 20) 佐々真志，渡辺要一，梁順普：生態地盤学の展開によるアサリの潜砂性能の系統的解明，土木学会論文集 B2 (海岸工学)，Vol.65, pp.1116-1120, 2009.
- 21) 越川義功，日比野忠史，中下慎也，吉岡一郎，中本健二，山木克則：石炭灰造粒物を用いた生息基盤におけるアマモ場の形成過程と維持機構，土木学会論文集 B3(海洋開発)，Vol.69, No.2, I\_1072-I\_1077, 2013.
- 22) 春日井康夫，久本忠則，中山康二，松本秀雄：広島県尾道糸崎港における干潟再生事業，海洋開発論文集，19，pp.107-112, 2003.
- 23) 浅井正，米原吉彦，相原昌志，大島巖，岡田光正，吉川茂樹：アサリ干潟の成立要件とその順応的管理の構築について，海洋開発論文集，22，pp.217-222, 2006.
- 24) 川上砂知，菅野孝則，田中英治，中本雄二，林貴行，高浜繁盛：ミチゲーションにより造成した干潟の20年にわたる順応的管理の実践，土木学会論文集 B3 (海洋開発)，Vol.68, No.2, I\_558-I\_563, 2012.
- 25) 鳥井正也，山田勝美，佐伯信哉，前野仁，平原渉：東備地区広域漁場整備事業における順応的管理手法を導入したアマモ場再生の実践，海洋開発論文集，24，pp.753-758, 2008.
- 26) 田多一史，宮本浩司，奥田節夫，常森通浩，首藤啓：児島港海岸エコ・コースト事業におけるアマモ場再生の順応的管理，海洋開発論文集，25，pp.479-484, 2009.
- 27) 越川義功，山木克則，林文慶，中村華子，田中昌宏，小河久朗：アマモの安定種苗生産とその移植による群落形成，海洋開発論文集，22，pp.625-630, 2006.
- 28) 工藤孝浩，木村尚，小田原卓郎：横浜みなとみらい21新港地区における市民団体による海域環境改善の試み，海環境と生物および沿岸環境修復技術に関するシンポジウム発表論文集，pp.62-72, 2002.
- 29) 川崎保夫，飯塚貞二，後藤 弘，寺脇利信，渡辺康憲，菊池弘太郎：アマモ場造成に関する研究，電力中央研究所報告，U14，231p，1988.
- 30) 中下 慎也，河内 友一，吉岡 一郎，日比野 忠史：波，流れを受ける石炭灰造粒物基盤の安定性に関する研究，土木学会論文集 B3 (海洋開発)，Vol.68, No. 2 I, pp.594-599, 2012.
- 31) 藤澤邦康，林浩志，小橋啓介，小宮山秀樹：高水温と水中光量が移植アマモの成長・生残に及ぼす影響，岡山水試報，17, pp.41-45, 2002.

## 第6章 石炭灰造粒物の耐波浪特性（覆砂設計手法）

### 6.1 流れによる石炭灰造粒物の移動限界特性

石炭灰造粒物の流体力学特性を明らかにすることを目的に、中下慎也ら（2012）<sup>1)</sup>は、実海域に造成した石炭灰造粒物基盤を模した室内実験を行い、波、流れを受ける石炭灰造粒物基盤の安定性に関する事項について検討している。その中で、石炭灰造粒物の比重は、砂の比重に比べて小さく、波や流れの強い浅場では地盤が安定しないことを想定し、模型実験で流速分布、底面せん断応力、および間隙水圧の測定から地盤材料の安定機構について考察している。これまで石炭灰造粒物による覆砂は比較的水深の大きい箇所で行われているが、石炭灰の有効利用や環境改善といった観点から、今後その適用域を水深の小さい浅場まで拡大していくことが求められる。石炭灰造粒物を浅場に設置する場合、覆砂材料が流れや波浪により移動する恐れがあり、浅場における石炭灰造粒物の設置水深、断面形状等を設計するために、流れ・波浪による石炭灰造粒物の移動特性を把握することが不可欠である。

#### 6.1.1 限界掃流力に関する水理実験

##### (1) 移動限界特性検討の目的

砂浜の移動に関する研究は古くから数多くなされてきたが、石炭灰造粒物は、①比重が1.8と小さい、②造粒物であるため砂や礫と比較して球形に近い、③平均粒径が20mm前後と大きい、④内部摩擦角が明らかになっていないなど、これまでの研究で実施されてきた実験材料と異なる点が多い。このため、石炭灰造粒物の覆砂設計手法を検討するには、従来の提案式の石炭灰造粒物に対する適用性をあらかじめ確認しておく必要がある。そこで、石炭灰造粒物に対し流れにおける移動限界を調べる水理実験を行い、実験結果と従来の提案された公式とを比較して、それらの石炭灰造粒物への適用性を論じる。

##### (2) 水理実験に用いた石炭灰造粒物の概要

石炭灰造粒物は、石炭灰、セメント、水を原料として製造され、形状はほぼ球状で直径3～40mm程度が混在し（図-6.1.1）、湿潤密度が $1.8\text{ t/m}^3$ と砂（ $2.6\text{ t/m}^3$ 程度）よりも小さいことが特徴である。また、石炭灰造粒物は富栄養化物質を吸着する効果があることから、湖沼や海に敷設することで水質・底質改善効果が期待される。主な諸元を表-6.1.1に、実験で使用した石炭灰造粒物の粒径加積曲線を図-6.1.2に示す。



図-6.1.1 石炭灰造粒物<sup>2)</sup>

表-6.1.1 石炭灰造粒物の諸元<sup>2)</sup>

項目	単位	規格値
湿潤密度	t/m <sup>3</sup>	1.8
自然含水比	%	15~35
透水係数	cm/s	1.04×10 <sup>0</sup> (0Ec)
吸水率	%	15~25
圧壊強度	MPa	1.2 以上

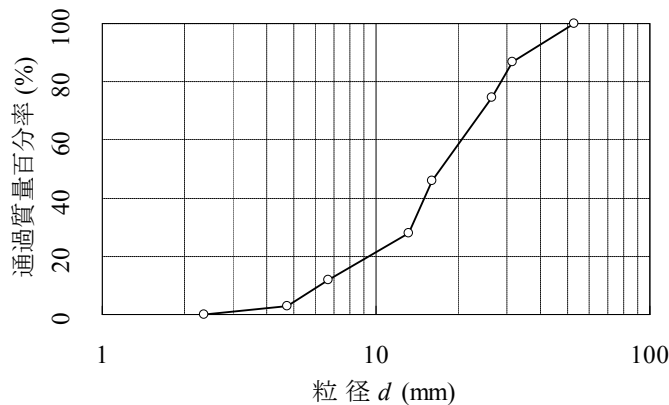


図-6.1.2 石炭灰造粒物の粒径加積曲線<sup>2)</sup>

### (3) 限界掃流力の水理実験方法

長さ 40 m, 幅 1 m の可変勾配式二次元水路のうち, 図-6.1.3 に示すように水路上流部 15 m を幅 50 cm に仕切り, その中央部約 10 m の区間に表-6.1.2 に示す各粒径の石炭灰造粒物を敷均し, 水深 10 cm で等流となる流れを作用させた. 勾配を変化させ, 流れ作用時の粒子の移動状況を観察し, 移動限界状態となる勾配, 流速等を把握し, 限界掃流力を算出した. ここで, 移動限界状態とは岩垣の実験<sup>3)</sup>に倣い「粒子が時々動く状態」と「水路幅全体にわたって一様に連続的に移動する状態」の中間的状态と定義した.

実験に先立ち, それぞれの粒径の石炭灰造粒物について比重と水中における内部摩擦角を測定した. 内部摩擦角の測定方法は岩垣の方法に倣い, 同一粒径の石炭灰造粒物を板にニス付けし, その上に一様に石炭灰造粒物を敷いてから, その板を水中に入れて徐々に傾斜させ, 造粒物が動きはじめるときの板の傾斜角を測定して内部摩擦角  $\phi$  とした. 粒子の動き始めの限界としては, 表面に現れている粒子のほとんどが動き始めるという状態を採用し, 5 回の測定の平均値を採用した. 結果を表-6.1.3 に示す. 岩垣による砂の摩擦角の測定結果<sup>3)</sup>では,  $\tan \phi$  の値は 0.907~1.118 をとっており, 今回測定した石炭灰造粒物の値と概ね一致している. よって, 石炭灰造粒物の内部摩擦角は砂と同程度であることがわかる.

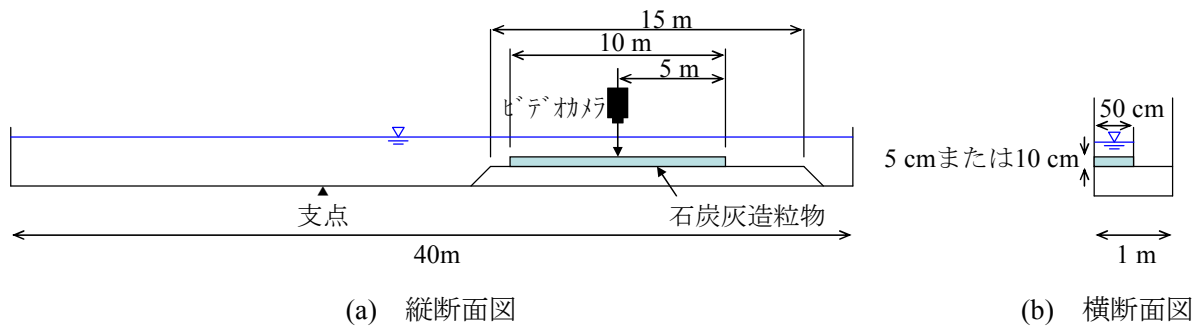


図-6.1.3 実験水路<sup>2)</sup>

表-6.1.2 実験で使用する石炭灰造粒物<sup>2)</sup>

粒径 $d$ (mm)	均等粒径 (定義値)
2.36~4.75mm	3mm
4.75~6.7mm	5mm
9.5~13.2mm	10mm
13.2~16.0mm	15mm
19.0~26.5mm	20mm
26.5~31.5mm	30mm
37.5mm 以上	40mm

表-6.1.3 使用した石炭灰造粒物の粒径, 比重, 摩擦角<sup>2)</sup>

粒径 $d$ (mm)	比重 $\sigma\rho$	$\tan\phi$
3	1.80	1.153
5	1.87	1.130
10	1.80	1.032
15	1.81	1.115
20	1.79	0.898
30	1.79	0.831
40	1.75	0.980

## 6.1.2 限界掃流力に関する水理実験結果と考察

### (1) 粗度係数 $n$ の比較

石炭灰造粒物を敷き詰めた水路の粗度係数の実験結果および Manning・Strickler の式から算出した値を表-6.1.4 に示す。均等粒径の粗度係数は、若干のばらつきが見られるが、概ね Manning・Strickler 式の値と同等であった。混合粒径の粗度係数の実験結果は均等粒径 10 mm の結果と同程度であった。これは、3~40 mm の粒径が混在することで空隙が補填され、平均粒径よりも相対的な粗度高さが小さいためと考えられる。

表-6.1.4 各粒径の粗度係数  $n$ <sup>2)</sup>

粒径 $d$ (mm)	粗度係数 $n$	
	実験結果	Manning・Strickler 式
3	0.0143	0.0158
5	0.0152	0.0172
10	0.0172	0.0194
15	0.0189	0.0207
20	0.0219	0.0217
30	0.0189	0.0232
40	0.0243	0.0244
混合粒径	0.0168	0.0216 ( $d_m=19.5\text{mm}$ による)

### (2) 均等粒径による実験結果

均等粒径の実験結果を表-6.1.5 に示す。また、実験から得られた無次元表示の限界掃流力  $u_{*c}^2/\{(\sigma/\rho)-1\}gd$  と  $u_{*c}d/\nu$  の関係と、Shields 曲線および岩垣式との比較を図-6.1.5 に示す。岩垣式<sup>3)</sup>は、砂粒 1 個に作用する力のつり合いから、Shields の関数関係を理論的に導き、実験結果を参考に限界掃流力に関する式(6.1.1)を提案したものである。

$$\begin{aligned}
 671.0 \leq R_* & \quad ; \quad u_{*c}^2 = 0.05(\sigma/\rho - 1)gd \\
 162.7 \leq R_* \leq 671.0 & \quad ; \quad = \{0.01505(\sigma/\rho - 1)gd\}^{25/22} \nu^{-3/11} d^{31} \\
 54.2 \leq R_* \leq 162.7 & \quad ; \quad = 0.034(\sigma/\rho - 1)gd \\
 2.14 \leq R_* \leq 54.2 & \quad ; \quad = \{0.1235(\sigma/\rho - 1)gd\}^{25/32} \nu^{7/6} d^{11/32} \\
 R_* \leq 2.14 & \quad ; \quad = 0.14(\sigma/\rho - 1)gd
 \end{aligned} \tag{6.1.1}$$

ここに、 $R_* = \{(\sigma/\rho - 1)g\}^{1/2} d^{3/2} / \nu$

今回の石炭灰造粒物の実験結果は Shields 曲線、岩垣式と値、傾向とも概ね一致している。

図-6.1.6 に実験から得られた限界摩擦速度と粒径との関係の岩垣式および栗原式との比較を示す。ここで、栗原式<sup>4)</sup>は、限界掃流力の無次元表示  $u_{*c}^2/\{(\sigma/\rho)-1\}gd \tan \phi$  および  $u_{*c}d/\nu$  の関係にそれぞれ境<sup>5)</sup>の提唱した  $\beta$  (粒子の均一度を示す係数) を付加し提案したものが式(4.1.2)である。

$$\begin{aligned}
\log_{10} X < -1.0 & : \frac{u_{*c}^2}{\beta(\sigma/\rho-1)gd} = -0.047 \log_{10} X - 0.023 \\
-1.0 < \log_{10} X < -0.6 & : & = 0.01 \log_{10} X + 0.034 \\
-0.6 < \log_{10} X & : & = 0.0517 \log_{10} X + 0.057
\end{aligned} \tag{6.1.2}$$

ここに  $X = \{1.02 \times 10^{-7} (g/\beta v^2)(\sigma/\rho-1)\}^{1/3} d$   
 $\approx (\sigma/\rho-1)^{1/3} d$

ただし、式(4.1.2)で  $X$  の近似値を用いるときは無次元量でなくなるので、 $d$  の単位として **cm** を使用する。ここでは、均等粒径であるため  $\beta=1$  とした。均等粒径の石炭灰造粒物の限界掃流力は、岩垣式とほぼ一致していることがわかる。ただし、粒径 3 mm と 5 mm の限界掃流力は岩垣式をやや下回るため、材料移動を極力避けたい場合には栗原式を使用したほうが安全側である。

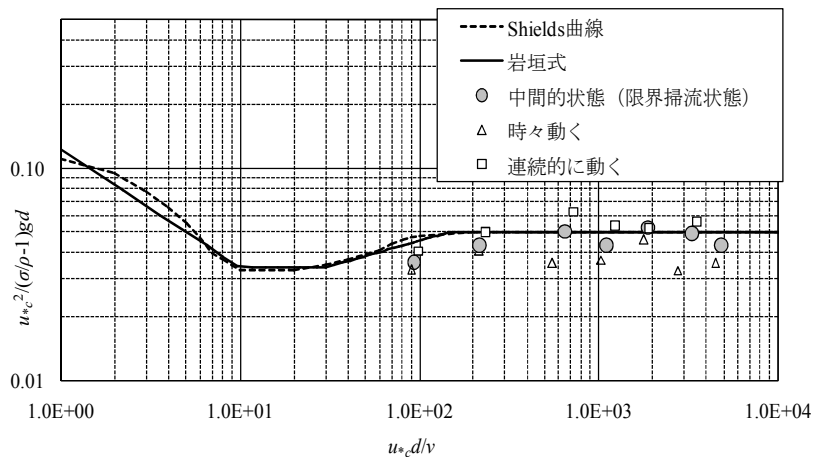


図-6.1.5  $u_{*c}^2/\{(\sigma/\rho)-1\}gd$  と  $u_{*c}d/v$  の関係<sup>2)</sup>

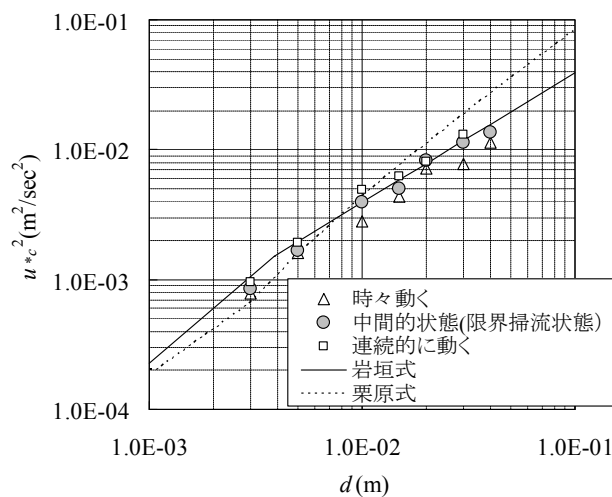


図-6.1.6 限界摩擦速度と粒径の関係 (均等粒径)<sup>2)</sup>



表-6.1.5 流れ実験結果 (均等粒径) <sup>2)</sup>

d (mm)	移動状態	$u_{*c}$ (m/sec)	$u_{*c}^2$ (m <sup>2</sup> /sec <sup>2</sup> )	$u_{*c}d/\nu$	$u_{*c}^2/\{(\sigma/\rho)-1\}gd$	tan $\phi$
3	時々動く	0.028	0.0008	89.97	0.033	1.153
	中間(4個/60sec)	0.029	0.0008	93.19	0.036	
	全面的に動く	0.031	0.0010	99.61	0.041	
5	時々動く	0.040	0.0016	214.22	0.041	1.130
	中間(2個/60sec)	0.041	0.0017	219.58	0.043	
	全面的に動く	0.044	0.0019	235.65	0.049	
10	時々動く	0.053	0.0028	553.35	0.036	1.032
	中間(4個/60sec)	0.063	0.0040	657.76	0.051	
	全面的に動く	0.070	0.0049	730.84	0.062	
15	時々動く	0.066	0.0044	1036.00	0.037	1.115
	中間(2個/60sec)	0.071	0.0050	1114.48	0.043	
	全面的に動く	0.079	0.0062	1240.06	0.053	
20	時々動く	0.085	0.0072	1778.99	0.046	0.898
	中間(3個/60sec)	0.091	0.0083	1904.56	0.053	
	全面的に動く	0.090	0.0081	1883.63	0.052	
30	時々動く	0.088	0.0077	2743.43	0.033	0.831
	中間(5個/60sec)	0.107	0.0114	3335.76	0.049	
	全面的に動く	0.114	0.0130	3553.99	0.055	
40	時々動く	0.106	0.0112	4457.53	0.036	0.980
	中間(3個/60sec)	0.116	0.0135	4878.05	0.043	
	全面的に動く	計測不能				

### (3) 混合粒径による実験結果

混合粒径は、ふるい分けた各粒径をラッカーで色付けし、粒径加積曲線に倣って再混合して作成した (図-6.1.7)。

混合粒径の実験結果を表-6.1.6 に示す。全粒径とも、ほぼ同等の限界掃流力で移動を開始する点特徴的である。粒径 3 mm は、粒子の移動が確認できなかったため移動なしとした。また、図-6.1.8 に今回の実験結果(中間的移動状態)、平野<sup>6)</sup>による実験、Egiazaroff の式(6.1.3)、芦田・道上の式(6.1.4)、Egiazaroff・浅田の式(6.1.5)および中川ら<sup>7)</sup>の式(6.1.6)の、各粒径および均等粒径の無次元限界掃流力の比  $\tau_{*ci}^*/\tau_{*cm}^*$  と各粒径と均等粒径の比  $d_i/d_m$  の関係の比較を示す。中川ら<sup>7)</sup>の式は粒度分布形状の効果を考慮し、特に大粒径分の精度を向上させている。

$$\frac{u_{*ci}^2}{(\sigma/\rho-1)gd_i} = \frac{0.1}{\{\log_{10}(19d_i/d_m)\}^2} \quad (6.1.3)$$

$$d_i/d_m \geq 0.4: \frac{\tau_{*ci}^*}{\tau_{*cm}^*} = \left\{ \frac{\log_{10} 19}{\log_{10}(19d_i/d_m)} \right\}^2 \quad (6.1.4)$$

$$d_i/d_m \leq 0.4: = 0.85 \frac{d_m}{d_i}$$

$$\frac{\tau_{*ci}^*}{\tau_{*cm}^*} = \left\{ \frac{\log_{10} 23}{\log_{10}(21d_i/d_m + 2)} \right\}^2 \quad (6.1.5)$$

$$\frac{\tau_{*ci}^*}{\tau_{*cm}^*} = f_E(\beta_i) \cdot \left[ \frac{\ln 15.05}{\ln\{15.05(\eta_m/\eta_e)d_i/d_m\}} \right]^2 \quad (6.1.6)$$

$$f_E(\beta_i) = \frac{k_1 \sin \beta_0 + \cos \beta_0}{\sin \beta_0} \cdot \frac{\sin \beta_i}{k_1 \sin \beta_i + \cos \beta_i}$$

ここに、 $u_{ci}^*$ ：粒径  $d_i$  の砂礫の移動限界摩擦速度、 $\tau_{ci}^* = u_{ci}^{*2} / (\sigma' \rho - 1) g d_i$ 、 $\tau_{cm}^* = u_{cm}^{*2} / (\sigma' \rho - 1) g d_m$ 、 $d_i$ ：それぞれの河床の各砂礫径  $d_m$ ：平均粒径、 $u_{cm}^*$ ：粒径  $d_m$  に対する移動限界摩擦速度、 $k_l$ ：揚力抗力比、 $\ln \eta_m = (1/2) \ln 2 \eta_m g$  (粒度分布が対数正規型の場合)、 $\sigma_g = (d_{84} / d_{16})^{1/2}$  (粒度分布の広がりを示す)、 $\eta_e = ks / d_{50}$  ( $ks$ ：相当粗度)、 $\beta_i$ ：砂礫の抜け出し角 ( $\beta_0$ ：均一砂の値) である。

混合粒径の石炭灰造粒物の限界掃流力は粒径が小さい場合は Egiazaroff・浅田の式と比較的適合し、粒径が大きいところでは中川らの式と適合性が高いことがわかる。また、石炭灰造粒物の粒径別の無次元限界掃流力は平野による実験結果と同様の傾向であった。平野による実験<sup>6)</sup>では中央粒径  $d_{50} = 1 \text{ mm}$  程度、 $\sigma_g = 2.31$  の砂を使用しているのに対し、今回の実験では  $d_{50} = 16 \text{ mm}$ 、 $\sigma_g = 1.94$  の石炭灰造粒物を使用している。中央粒径の比は 10 倍以上と大きいですが、双方の実験結果は同様な傾向を示しており、密度・形状が異なり、中央粒径が大きい石炭灰造粒物の混合粒径においてもその分布形が同等であれば、砂による既往の実験と同様な結果が得られることが確認できた。



図-6.1.7 混合粒径 (粒径毎に色付け)<sup>2)</sup>

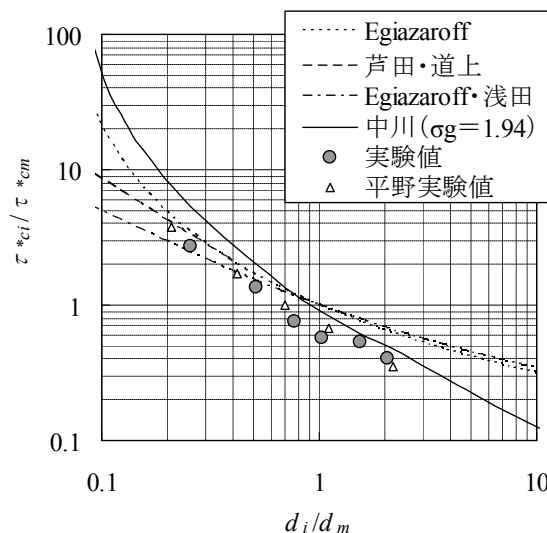


図-6.1.8 粒径別の無次元限界掃流力 (混合粒径)<sup>2)</sup>

表-6.1.6 流れ実験結果 (混合粒径) <sup>2)</sup>

$d_m$ (mm)	$d_i$ (mm)	移動状態	$u_{*ci}$ (m/sec)	$u_{*cm}$ (m/sec)	$d_i/d_m$	$u_{*ci}^2/u_{*cm}^2$	$\tau_{*ci}/\tau_{*cm}$
19.5	3	移動なし	-	0.089 ※ ※均等粒径 $d_{15}$ , $d_{20}$ における $u_{*c}$ 値の関 係より按分して算出	0.154	-	-
		移動なし	-			-	-
		移動なし	-			-	-
	5	時々動く	0.066		0.256	0.550	2.145
		中間(5個/10min)	0.074			0.691	2.696
		全面的に動く	0.084			0.891	3.474
	10	時々動く	0.066		0.513	0.550	1.072
		中間(7個/10min)	0.074			0.691	1.348
		全面的に動く	0.084			0.891	1.737
	15	時々動く	0.066		0.769	0.550	0.715
		中間(5個/10min)	0.068			0.584	0.759
		全面的に動く	0.092			1.069	1.389
	20	時々動く	0.066		1.026	0.550	0.536
		中間(16個/10min)	0.068			0.584	0.569
		全面的に動く	0.092			1.069	1.042
	30	時々動く	0.066		1.538	0.550	0.357
		中間(9個/10min)	0.081			0.828	0.538
		全面的に動く	0.092			1.069	0.695
	40	時々動く	0.066		2.051	0.550	0.268
		中間(3個/10min)	0.081			0.828	0.404
		全面的に動く	0.092			1.069	0.521

## 6.2 波浪による石炭灰造粒物の移動限界特性

前節では、均等・混合粒径の流れに関する移動特性を明らかにしてきた。本節では、主に均等・混合粒径の石炭灰造粒物の波浪に関する移動特性を水理模型実験により明らかにし、現地の波浪条件を考慮した考察について論じる。

石炭灰造粒物の主な諸元を表-6.1.1に、実験で使用した石炭灰造粒物の粒径加積曲線を図-6.1.1に示す。

### 6.2.1 波浪による粒径毎の移動限界に関する水理実験

可変勾配式二次元水路に勾配 1/10 の模型斜面を設置し、その上に石炭灰造粒物を敷均し、規則波を作用させた。波浪が斜面へ到達した直後は、石炭灰造粒物の初期敷均し状況により粒子の不安定さにばらつきがあることが懸念されたため、粒子の動き方がほぼ安定する約 2 分後の移動状況を観察した。表-6.2.1 に示す各実験ケースにおける「初期移動」、「全面移動」の限界水深を把握し従来の砂礫で提案された公式と比較した。ここで、初期移動限界とは表面に突出した粒子がいくつか動き出す状態<sup>8)</sup>、全面移動限界とは表面の第一層の粒子がほとんど動き出す状態<sup>9)</sup>と定義される。図-6.2.1 に実験水路を示す。

表-6.2.1 均等粒径の波浪実験ケース<sup>2)</sup>

粒径 d (mm)	5, 10, 20 (均等粒径)
波高 H (cm)	5, 7.5, 10, 12.5, 15
周期 T (sec)	1, 1.5, 2, 2.5, 3
合計	75 ケース

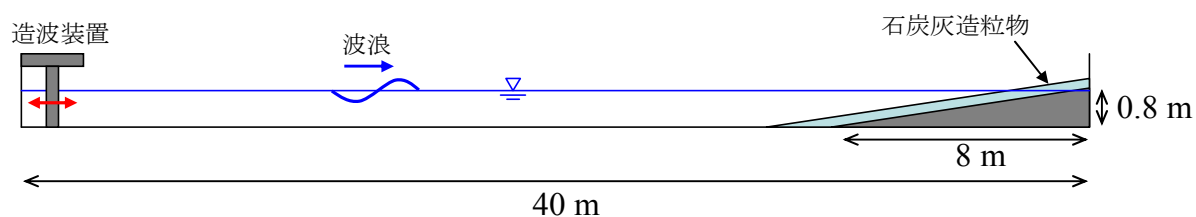


図-6.2.1 実験水路<sup>2)</sup>

### 6.2.2 波浪による粒径毎の移動限界に関する実験結果と考察

波浪による移動限界水深の水理実験により得られた石炭灰造粒物の  $(H_0/L_0)(\sinh(2\pi h_i/L)) - 1(H_0/H) - 1$  と  $d/L_0$  の関係 (粒径  $d=5, 10, 20$  mm, 波高  $H=10$  cm, 周期  $T=1, 1.5, 2, 2.5, 3$  sec の場合) と、初期移動限界および全面移動限界の関係との比較を図-6.2.2 に示す。ここで、初期移動限界式および全面移動限界式を式(6.2.1), (6.2.2)に示す。

$$\frac{H_0}{L_0} = \left\{ \frac{\pi^{3/2}}{\left( \frac{\sigma}{\rho} - 1 \right) \times 0.114 \times (2\pi)^{1/2} \cdot 2^{1/6}} \right\}^{-3/4} \left( \frac{d}{L_0} \right)^{1/4} \sinh \frac{2\pi h_i}{L} \cdot \left( \frac{H_0}{H} \right) \quad (6.2.1)$$

$$\frac{H_0}{L_0} = \left\{ 0.4243 \cdot \frac{2}{\pi} \left( \frac{\sigma}{\rho} - 1 \right) \right\}^{2/3} \left( \frac{d}{L_0} \right)^{1/3} \sinh \frac{2\pi h_i}{L} \cdot \left( \frac{H_0}{H} \right) \quad (6.2.2)$$

ここに、 $H_0$ ：沖波波高、 $L_0$ ：沖波波長、 $h_i$ ：移動限界水深、 $H$ 、 $L$ ：水深  $h_i$  における波高、波長、 $d$ ：粒径、 $\sigma$ ：粒子の密度、 $\rho$ ：水の密度である。この式は一般的に式(6.2.3)で表され<sup>10)</sup>、砂および石炭灰造粒物の係数 $\alpha$ 、 $n$ は表-6.2.2のとおり。

$$\frac{H_0}{L_0} = \alpha \left( \frac{d}{L_0} \right)^n \sinh \frac{2\pi h_i}{L} \cdot \left( \frac{H_0}{H} \right) \quad (6.2.3)$$

各  $d/L_0$  における  $(H_0/L_0)(\sinh(2\pi h_i/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$  の値は、初期移動限界、全面移動限界にほとんど差が見られず、ほぼ佐藤・田中が示した「全面移動限界」の関係上にプロットされる。これより、石炭灰造粒物は、全面移動限界については従来の提案された関係式（式(6.2.3)）が適用でき、このとき係数 $\alpha=0.360$ 、 $n=1/3$  となる。なお、初期移動限界については従来の提案された関係式は適用できない可能性がある。

前述した流れの実験においては、限界摩擦速度は「ときどき動く」と「連続的に動く」の中間的状態で定義された岩垣式等への適合性が確認されており、流れ・波浪ともある程度動き始める段階の移動限界については、従来提案された式と概ね一致することがわかった。

石炭灰造粒物の初期移動限界が従来の提案式と異なる理由として、本実験では、粒子が安定した状態の移動状況を観察していることが考えられる。既往の研究<sup>9)</sup>では移動状況判定の時期については明記されていなかったため、前述のように波浪到達 2 分後から判定を開始したが、その判定時期の違いによって今回の実験では初期移動が小さく評価された可能性がある。しかし、今回の実験結果のみでは、流れ・波浪ともごく初期の移動限界状態の詳細な物理的な考察はできない。砂と石炭灰造粒物の初期の移動限界状態の違いを考察するには、砂と石炭灰造粒物に同一の判定条件を適用した実験を行う必要があるが、これは今後の課題としたい。

なお、移動限界を確認後、長時間波浪を斜面へ作用し続けると、全面移動限界水深より浅い箇所では徐々に水深変化が生じ、それより深い箇所ではほとんど水深変化は生じない。このため、現地に適用する場合には全面移動限界水深が重要な指標であると考えられ、流れと同様に、造粒物がある程度動き始める段階の移動限界の適用性を把握できたことは工学的な意義がある。

表-6.2.2 砂の移動限界係数<sup>2)</sup>

	砂		石炭灰造粒物	
	$\alpha$	$n$	$\alpha$	$n$
初期移動	0.171	1/4	0.099	1/4
全面移動	0.565	1/3	0.360	1/3

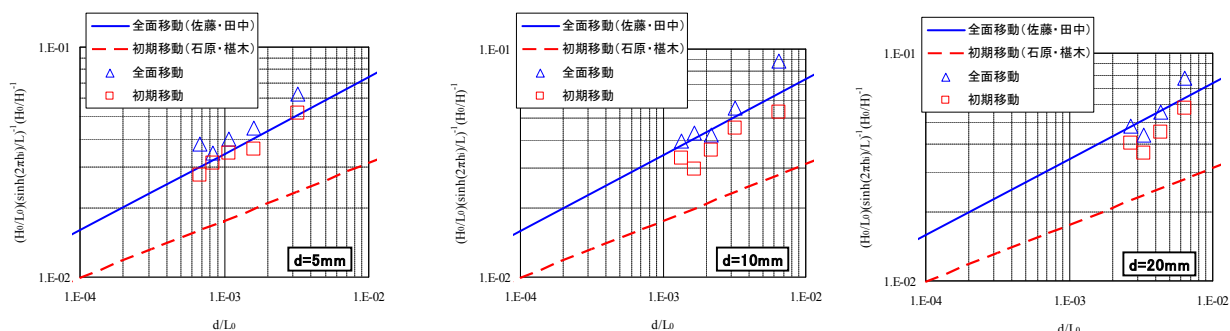


図-6.2.2  $(H_0/L_0)(\sinh(2\pi h_0/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$  と  $d/L_0$  の関係<sup>2)</sup>  
(波高  $H=10$  cm, 周期  $T=1, 1.5, 2, 2.5, 3$  sec)

### 6.2.3 波浪による混合粒径覆砂の移動限界に関する水理実験方法

可変勾配式二次元水路に勾配 1/10 の模型斜面を設置し、その上に表-6.1.1 に示す各粒径の石炭灰造粒物を図-6.1.1 に倣って混合した混合粒径石炭灰造粒物を敷均し、規則波を作用させた。波高を計測し、設定した波の波高および周期が正しく作用していることを確認した。波浪が斜面へ到達し、粒子の動き方がほぼ安定した後（約 2 分後）の移動状況を観察した。これは、石炭灰造粒物の初期敷均した状況により粒子の不安定さにばらつきがあり、正確な評価ができないことが懸念されたためである。各実験ケース（表-6.2.3）における「初期移動」、「全面移動」の限界水深を混合粒径中の各粒径について把握し、従来の砂礫で提案<sup>8), 9)</sup>された公式 (6.2.1) (6.2.2) と比較した。ここで、初期移動限界とは表面に突出した粒子がいくつか動き出す状態、全面移動限界とは表面の第一層の粒子がほとんど動き出す状態と定義される。状態の判定は、移動個数による定量的評価は行っておらず、観測者の判断によるため多少の誤差は免れない。実験水路を図-6.2.1 に示す。

表-6.2.3 混合粒径の波浪実験ケース<sup>11)</sup>

粒径 $d$ (mm)	混合粒径 (3~40mm)
波高 $H$ (cm)	5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 25 <sup>※</sup>
周期 $T$ (sec)	1, 1.5, 2, 2.5, 3
合計	31 ケース

※実験水路の性能により、波高 20 cm では周期 1.5, 2, 2.5, 3 sec,  
波高 25 cm では周期 2, 2.5 sec のケースのみ実施

## 6.2.4 波浪による混合粒径覆砂の移動限界に関する実験結果と考察

### (1) 混合粒径の移動限界に関する実験結果

水理実験により得られた石炭灰造粒物の $(H_0/L_0)(\sinh(2h_i/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$ と $d/L_0$ の関係（混合粒径中の各粒径 $d=10, 15, 20, 30, 40$  mm, 波高 $H=10$  cm, 周期 $T=1, 1.5, 2, 2.5, 3$  sec の場合）と、初期移動限界および全面移動限界の関係との比較を図-6.2.3 に示す。なお、5 mm 以下の粒径については、波浪が斜面に到達してしばらくすると粒径の大きな粒子の間に入り込むため移動を観測できていない。ここで、初期移動限界式および全面移動限界式を式(6.2.1), (6.2.2)に示す。

ここに、 $H_0$ : 沖波波高(m),  $L_0$ : 沖波波長(m),  $h_i$ : 移動限界水深(m),  $H, L$ : 水深 $h_i$ における波高, 波長(m),  $d$ : 粒径(m),  $\sigma$ : 材料の比重,  $\rho$ : 水の比重である。この式は一般的に式(6.2.3)で表され<sup>10)</sup>, 砂および石炭灰造粒物の係数 $\alpha, n$ は表-6.2.4のとおりである。

各 $d/L_0$ における $(H_0/L_0)(\sinh(2h_i/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$ の値は、初期移動限界、全面移動限界にほとんど差は見られない。この原因として、本実験では粒子が安定した状態の移動状況を観察していることが考えられる。従来の研究<sup>8), 9)</sup>では移動状況判定の時期については明記されていないが、本実験では前述のように波浪到達2分後から判定を開始したため、その判定時期の違いによって今回の実験では初期移動が小さく評価された可能性がある。今回の実験結果のみでは、初期の移動限界状態の詳細な物理的考察はできないが、現地に適用する場合に重要な指標となる全面移動限界水深に対して考察を行う。全面移動限界の実験結果を見ると、粒径10, 15 mmでは従来公式線よりも上方かほぼ従来公式線上に、20  $\mu\mu$ 以上では従来公式線よりもやや下方にプロットされる。これは、粒径20 mm以上の移動限界水深が従来公式より深い、つまり従来公式より移動しやすい結果であることを示す。これは、遮蔽効果（混合粒径中の突出した大きな粒子は流体力を受ける面積が大きく移動しやすく、大きな粒子の間にある小さな粒子は流体の作用をあまり受けず移動しにくい）の影響と考えられる。

ここで、遮蔽効果の影響について、密度が小さい石炭灰造粒物は砂礫の場合と異なる可能性があるが、先に行った流れに対する移動限界水深の実験<sup>2)</sup>において、混合粒径の石炭灰造粒物は、Egiazaroffの式<sup>12)</sup>や芦田・道上の式<sup>13)</sup>といった混合粒径の遮蔽効果を考慮した砂礫の粒径別限界掃流力の公式が適用できることが分かっている。これより、石炭灰造粒物で生じる遮蔽効果の影響は、砂礫と同様であると判断できる。全面移動限界に関する粒径別実験結果のうち、波高 $H=10, 15, 20$  cmの結果を図-6.2.4に示す。この図から、波高が大きくなると $(H_0/L_0)(\sinh(2h_i/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$ の値が大きくなる、つまり移動しにくくなっていることが見て取れる。これは、波高が大きくなり斜面に作用する波力が大きくなることで、混合粒径の粒子同士が強くかみ合い、移動が抑制されたのではないかと考えられる。結果として、ばらつきはあるが全体的に従来公式線付近にプロットされることがわかる。以上より、混合粒径の石炭灰造粒物の全面移動限界については、遮蔽効果により平均粒径以下では移動しにくく、平均粒径以上では移動しやすい傾向が見られるが、およそ従来の提案された関係式（式(6.2.3)）が適用できることがわかった。このとき係数 $\alpha=0.360, n=1/3$ となる。

表-6.2.4 砂の移動限界係数<sup>11)</sup>

	砂		石炭灰造粒物	
	$\alpha$	$n$	$\alpha$	$n$
初期移動	0.171	1/4	0.099	1/4
全面移動	0.565	1/3	0.360	1/3

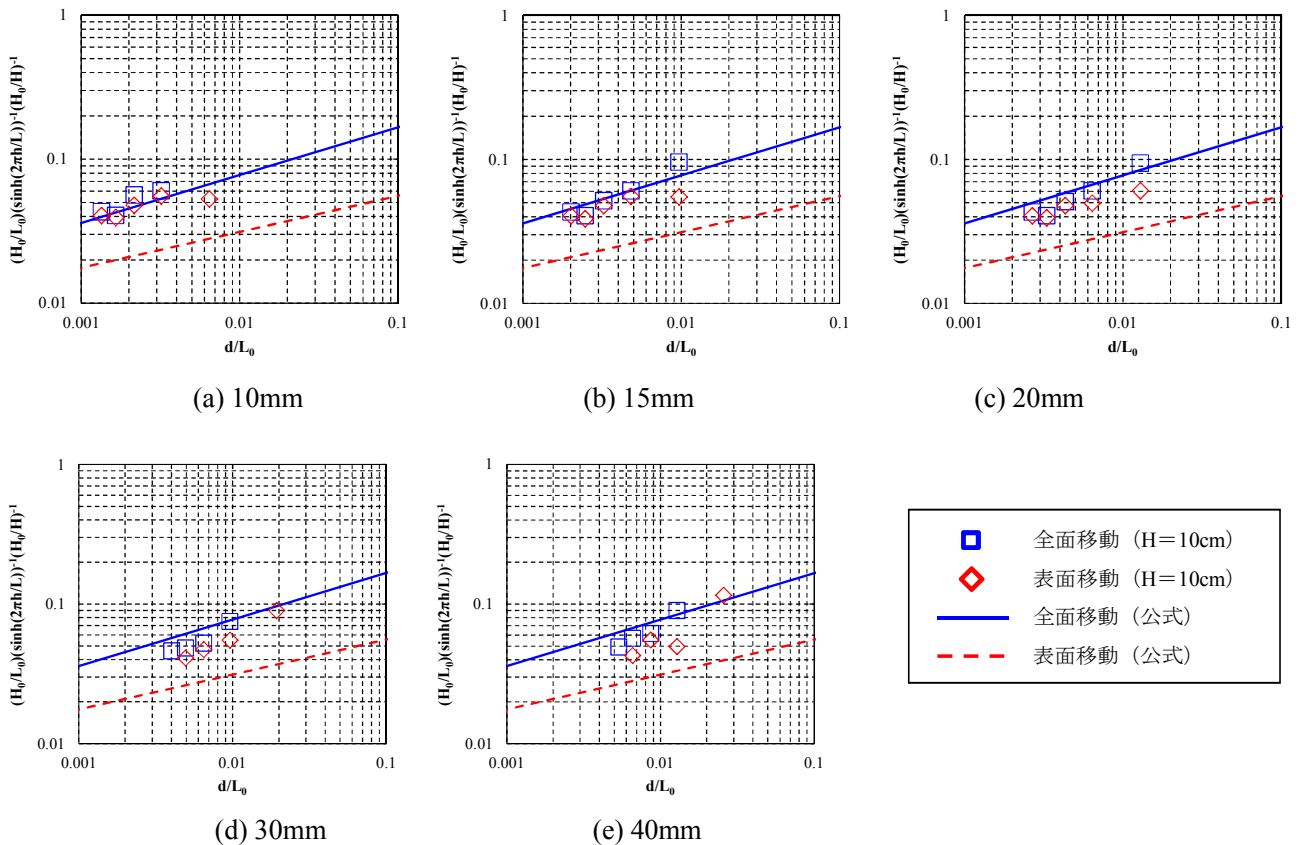


図-6.2.3 混合粒径中の各粒径の $(H_0/L_0)(\sinh(2\pi h_i/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$ ,  $d/L_0$  関係<sup>11)</sup>  
 (波高  $H=10$  cm, 周期  $T=1, 1.5, 2, 2.5, 3$  sec)

## (2) 流れの移動限界について考察

混合粒径の波浪による移動限界の実験で遮蔽効果の影響が確認されたことから、前節で実施した流れによる移動限界の実験結果について、再度考察を行う。実験では、石炭灰造粒物を敷均した水路に水深 10 cm で等流となる流れを作用させ、移動限界状態となる勾配、流速等から限界掃流力を算出している。詳細については、前節で論じたとおりである。実験結果から、混合粒径中の各粒径の限界摩擦速度と各粒径を均等に敷き詰めた場合の限界摩擦速度の比を粒径別に表したものを図-6.2.5 に示す。混合粒径中の粒径 20 mm 以上の限界摩擦速度は均等粒径 (20 mm) を敷き詰めた場合と比べて小さく、移動しやすいことがわかる。これに関しても波浪の実験と同様、遮蔽効果の影響で混合粒径中の平均粒径以上の粒子は流れやすいためと考えられる。また、実験の結果、混合粒径中の限界摩擦速度は各粒径でほぼ一定であり、その値は均等粒径の 15, 20 mm の限界摩擦速度の中間付近にある。これより、混合粒径の限界摩擦速度は、平均粒径と同じ大きさの均等粒径 (20 mm) を敷き詰めた場合の限界摩擦速度で概ね評価できると考えられる。



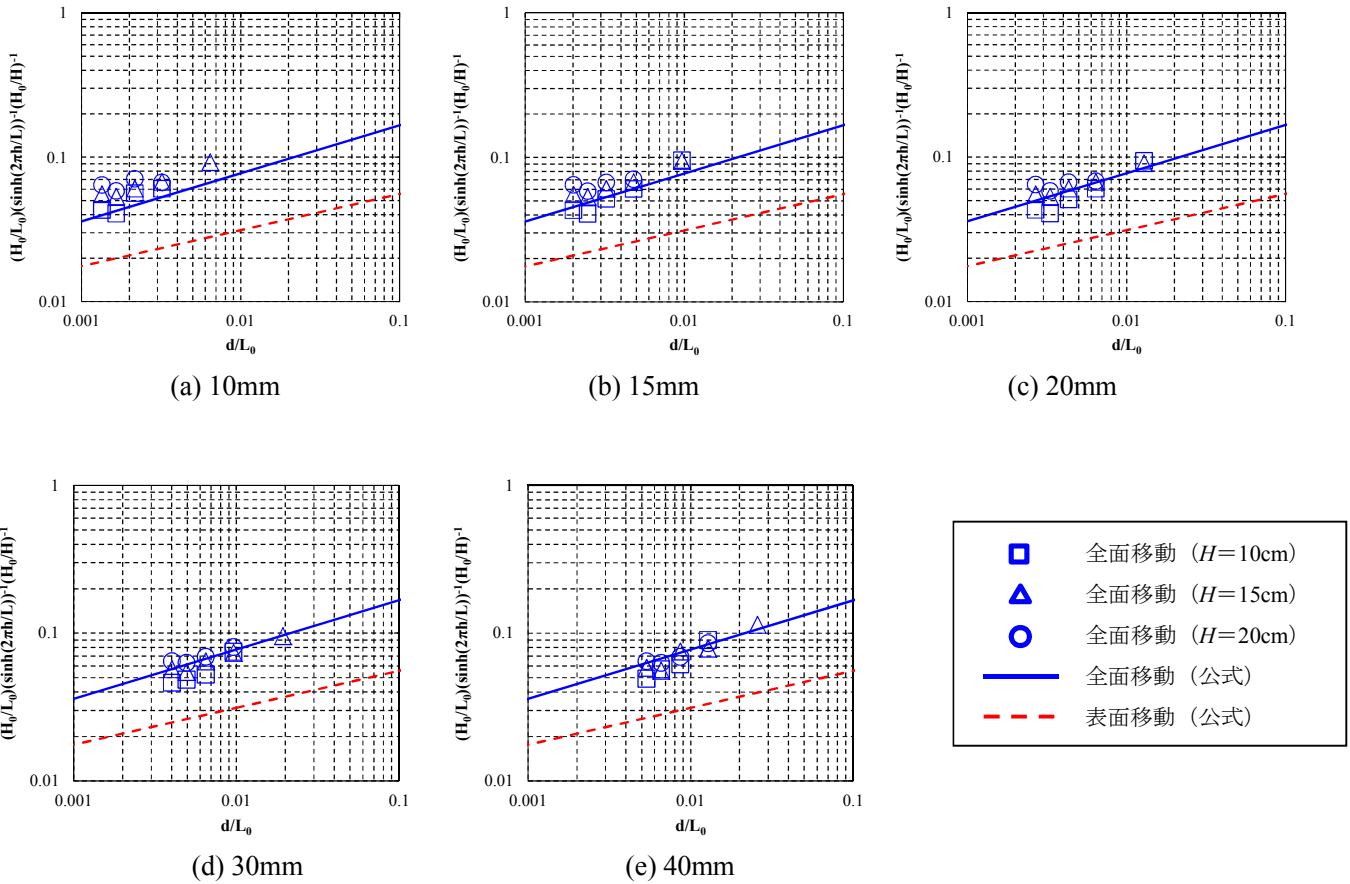


図-6.2.4 混合粒径中の各粒径の $(H_0/L_0)(\sinh(2\pi h/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$ ,  $d/L_0$  関係<sup>11)</sup>  
 (波高  $H=10, 15, 20$  cm, 周期  $T=1, 1.5, 2, 2.5, 3$  sec)

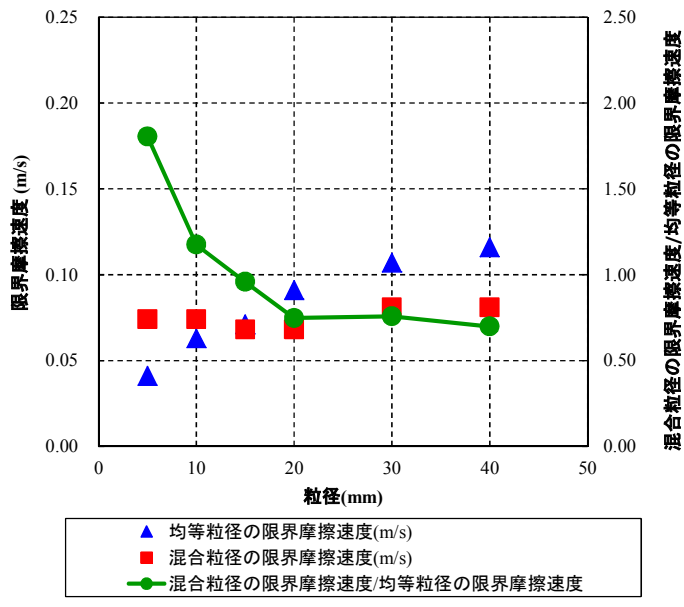


図-6.2.5 流れによる各粒径の限界摩擦速度比<sup>11)</sup>

### 6.2.5 現地の波浪条件に対する考察

本実験結果を現地の波浪条件に着目して考察する。ここでは風波を対象とする水域について考察する。一般的に発達した風波の場合の波形勾配は0.03~0.05, 短い吹走距離の風波では0.05~0.08程度といわれている<sup>14)</sup>。波浪による移動限界に関する水理実験結果のうち, 波形勾配が0.03~0.08の範囲のものを図-6.2.6に示す。全面移動限界の実験結果は, ほぼ従来公式上にプロットされている。粒径10, 15mmの石炭灰造粒物については, やや公式線の上方にプロットされるが, これは移動しにくくなっているため, 従来公式を用いることで安全側の評価となる。よって, 現地の波浪条件下に石炭灰造粒物を設置する場合, 従来公式により移動限界水深を評価することで, 安全側の設計となることがわかった。ここで, 混合粒径中の各粒径の移動限界水深と平均粒径と同じ大きさの均等粒径(20mm)を敷き詰めた場合の移動限界水深の比と, 波形勾配の関係を図-6.2.7に示す。これより, 風波を対象とした波形勾配0.03~0.08の範囲では, 移動限界水深の比は1以下に収まっていることがわかる。これは, 混合粒径中の各粒径の移動限界水深が均等粒径(20mm)の移動限界水深よりも浅い, つまり移動しにくいことを示す。よって, 混合粒径の移動限界水深は, その平均粒径を従来公式に用いることで簡易に安全側の評価ができることがわかった。ただし, 移動限界水深そのものの値が正確に求まっているわけではないことに注意が必要である。

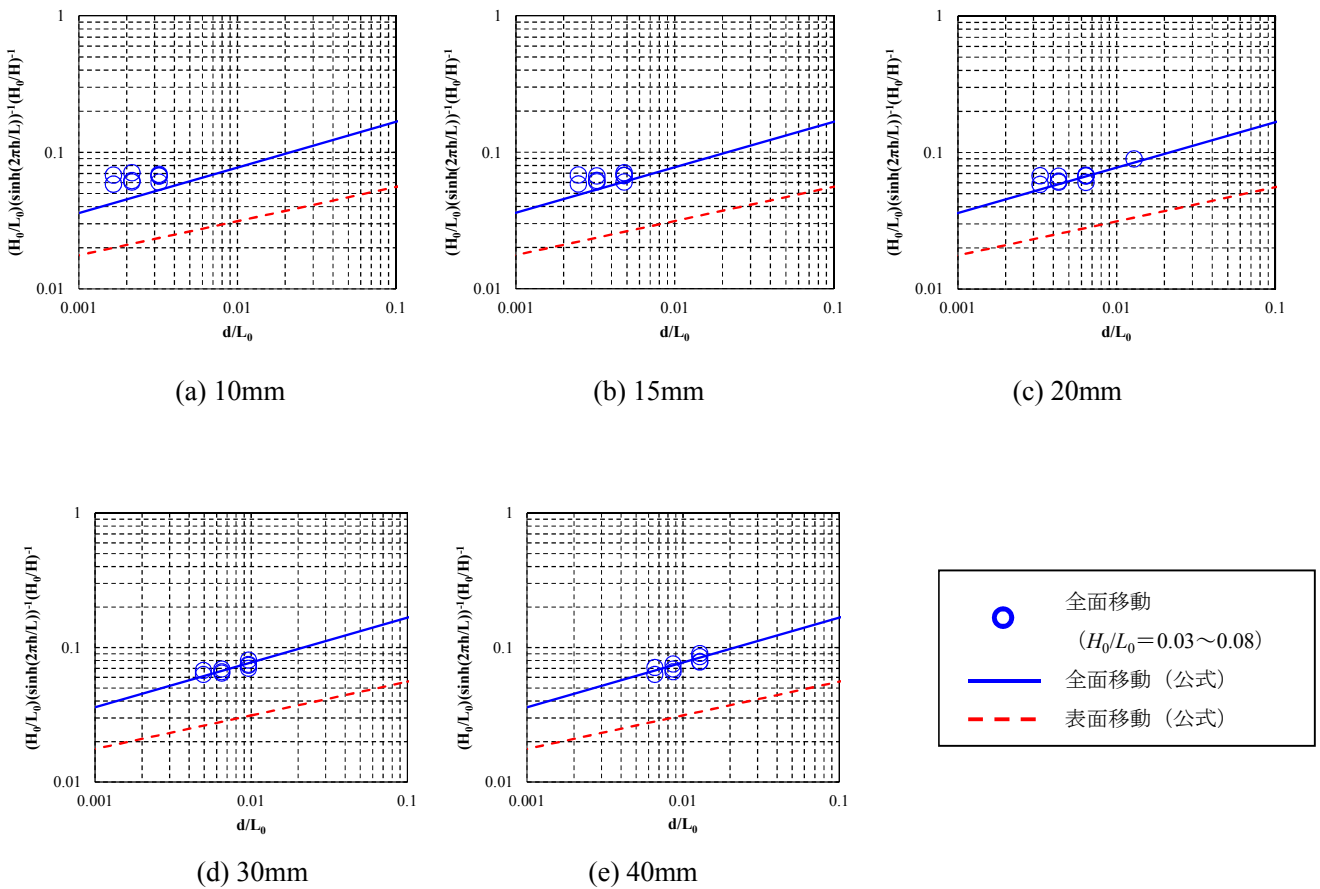


図-6.2.6 混合粒径中の各粒径の $(H_0/L_0)(\sinh(2\pi h_i/L))^{-1}(H_0/H)^{-1}$ ,  $d/L_0$  関係<sup>11)</sup>  
(波形勾配 0.03~0.08 のデータ)

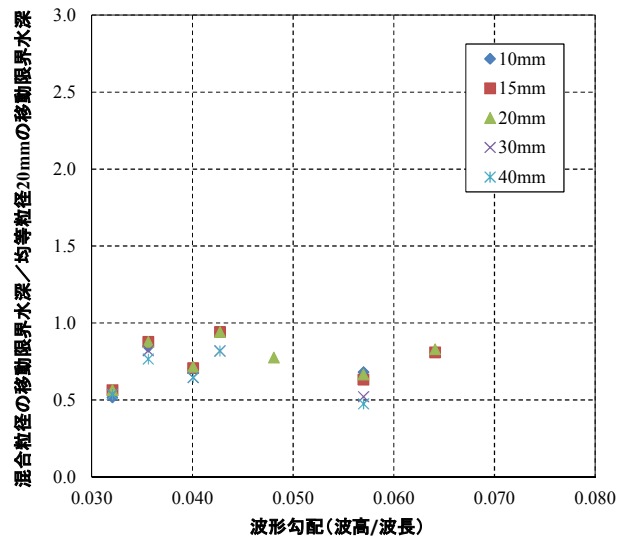


図-6.2.7 移動限界水深比—波形勾配関係 <sup>11)</sup>

## 6.3 沿岸域に覆砂した石炭灰造粒物の移動予測

### 6.3.1 波浪移動予測の目的

本節の研究目的は、砂礫と材料物性の異なる（比重が小さい、球形）石炭灰造粒物について波浪による岸沖方向の移動状況を確認し、数値シミュレーションにより海浜変形を再現することで、石炭灰造粒物を用いた浅場造成時の設計を可能にすることである。まずは、①均等および混合粒径の石炭灰造粒物の波浪による岸沖方向の移動状況を水理実験により明らかにした。さらに、②水理実験結果より石炭灰造粒物へ適用できるよう平衡断面予測モデルの係数を設定し、再現計算を試みた。また、③石炭灰造粒物の移動抑制を目的として潜堤を設置した水理実験を行い、平衡断面予測モデルによる再現を試みた。

### 6.3.2 岸沖方向の移動確認に関する水理実験

長さ40 m、高さ1.5 m、幅1.0 mの二次元水路に実水域で覆砂実績のある勾配1/10の模型斜面を設置し、その上に石炭灰造粒物を20 cm厚で敷均し、規則波を作用させた。実験水路を図-6.3.1に示す。規則波作用から1時間および2時間後の断面変化形状を、二次元水路側面に記した目盛により目視で確認した。

実験ケースを表-6.3.1に示す。粒径は表-6.3.2に示す粒径のうち5, 10, 20 mmの均等粒径および、表-6.3.2の各粒径を図-6.3.2に倣って混合した混合粒径とした。混合粒径の平均粒径 $d_m$ はおよそ20 mmである。波浪条件は波形勾配が風波を対象とした海域の値（0.03～0.08）から大きく外れないことを前提に、以下に示す服部・川又の式<sup>16)</sup>をもとに侵食型および堆積型の断面形状が形成されるよう設定した。分類結果を図-6.3.3に示す。ここで、服部・川又の式を用いた理由は、比重が砂と比べて小さい石炭灰造粒物（1.8 t/m<sup>3</sup>程度）について、粒子の沈降速度を考慮できるためである。また、今回設定した波浪条件は、現地海域で観測される風波による波浪と同程度である。

$$\begin{aligned} & \geq && \text{(侵食性海浜)} \\ \left(\frac{H_0}{L_0} \tan\beta\right) / \frac{w_s}{gT} & = && C \quad \text{(平衡海浜)} \\ & \leq && \text{(堆積性海浜)} \end{aligned} \quad (6.3.1)$$

ここで、 $H_0$ 、 $L_0$ ：沖波の波高と波長(m)、 $\tan\beta$ ：海浜勾配、 $w_s$ ：沈降速度(m/s)、 $T$ ：波の周期(sec)、 $g$ ：重力加速度(m/s<sup>2</sup>)、 $C$ ：実験または現地観測結果から決定される常数である。服部・川又の式により判定すると、粒径5 mmで波高30 cm、周期1.5 secの場合のみ侵食型で、その他は堆積型の変形と判定された。

斜面勾配は、1/10を基本とするが、勾配の違いによる影響の確認および後に述べる再現数値シミュレーションするため、1ケースの波浪条件に対し勾配1/5での実験を行った。波浪作用時の波高は容量式波高計により計測し、設定した波の波高および周期が正しく作用していることを確認した。

表-6.3.1 実験ケース<sup>15)</sup>

粒径 $d$ (mm)	均等粒径 (5, 10 <sup>*</sup> , 20 mm) 混合粒径 (3~40 mm, $d_m=20$ mm)
波高 $H$ (cm)	10, 20, 30
周期 $T$ (sec)	1.5, 3.0
合計	20 ケース <sup>*</sup>

※均等粒径 10 mm は、粒径の違いによる変化確認を目的とし、  
波高 20 cm×周期 1.5, 3 sec の 2 ケースのみ

表-6.3.2 実験で使用する石炭灰造粒物<sup>15)</sup>

粒径 $d$	均等粒径 (定義値)
2.36~4.75mm	3mm
4.75~6.7mm	5mm
9.5~13.2mm	10mm
13.2~16.0mm	15mm
19.0~26.5mm	20mm
26.5~31.5mm	30mm
37.5mm 以上	40mm

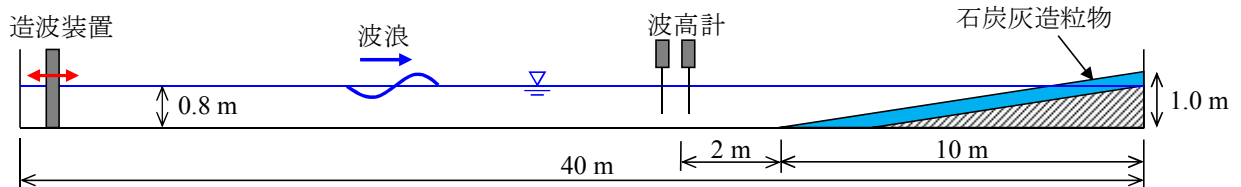


図-6.3.1 実験水路縦断面図<sup>15)</sup>

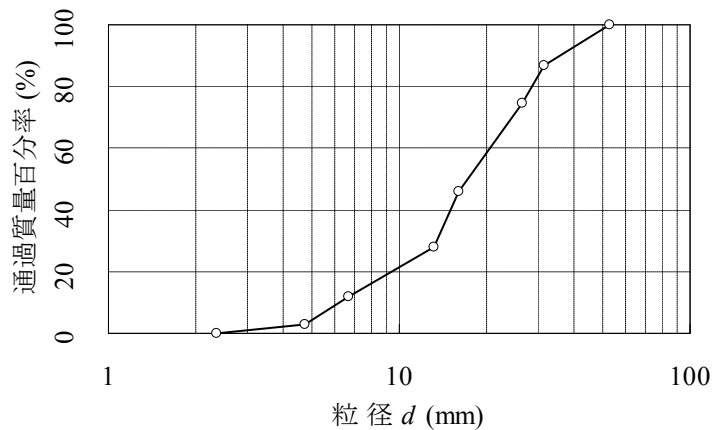


図-6.3.2 石炭灰造粒物の粒径加積曲線<sup>15)</sup>

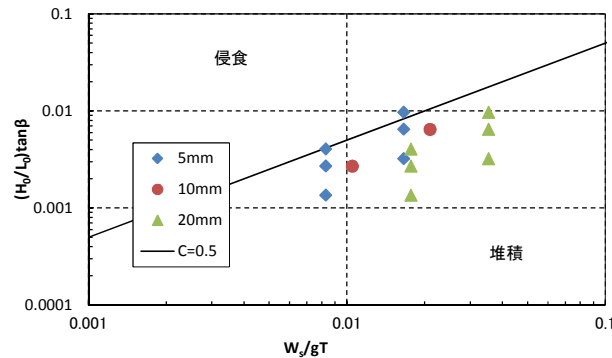


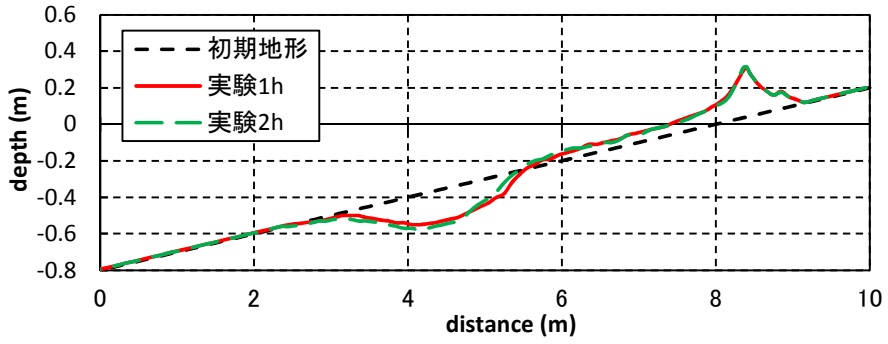
図-6.3.3 服部・川又の式による侵食型・堆積型の分類<sup>15)</sup>

### 6.3.3 岸沖方向の移動確認に関する水理実験結果

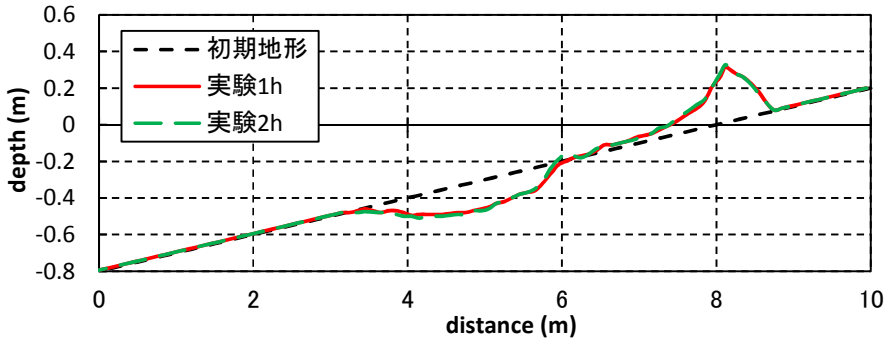
#### (1) 均等粒径の実験結果

各粒径について、結果の一例として波高 20 cm，周期 3.0 sec の波浪条件における造波 1 時間後および 2 時間後の断面形状を図-6.3.4 に示す。結果断面はすべて堆積型となっている。これは服部・川又の式による分類と整合する。また、全ケースとも造波 1 時間後および 2 時間後の断面形状はほとんど差がない。これは他の実験ケースにおいても同じ結果であった。よって、今回の実験条件では 1 時間程度で平衡状態に到達することが確認できた。均等粒径 5，10，20 mm の結果を比較すると、粒径が大きくなるほど侵食開始位置が岸側へ移動していること、堆積してできるバームの位置が沖側へ移動していることが確認できる。これは、粒径が大きくなることで移動限界水深が浅くなり、移動しにくくなったためと考えられる。粒径が大きくなると移動限界水深が浅くなることは周知<sup>10)</sup>であり、石炭灰造粒物に対してもその関係が成り立つことを既往の研究により明らかにしている<sup>2, 11)</sup>。今回の実験結果からもその関係性が確認された。

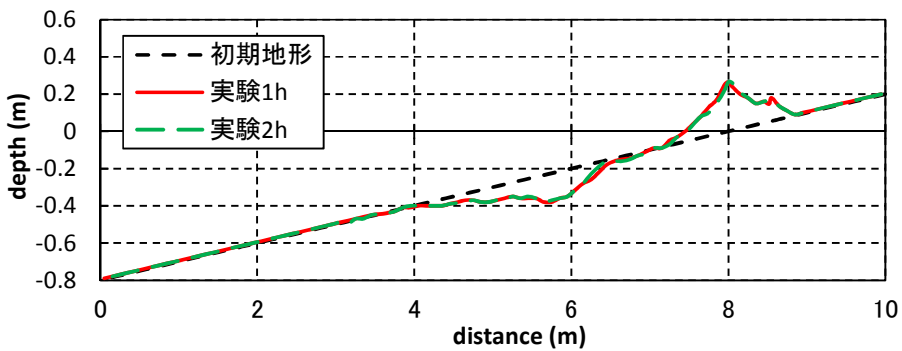
続いて、服部・川又の式から断面変形が侵食型になると判定された粒径 5 mm，波高 30 cm，周期 1.5 sec のケースの造波 1 時間後と 2 時間後の断面形状を図-6.3.5 に示す。断面変形結果は侵食型となり、服部・川又の式による分類どおりの結果となった。続いて、粒径 20 mm の波高 30 cm，周期 1.5 sec のケースの結果を図-6.3.6 に示す。このケースでは、服部・川又の分類では堆積型となっていたが、実験結果は侵食型となった。これは、服部・川又の式の導出過程で用いた実験結果および現地の観察結果と比較して、底質の粒径が大きいことが原因ではないかと考察される。服部・川又の式導出に用いた実験および現地の材料は、粒径 1 mm 以下の天然砂や軽量材料（石炭粉，プラスチック粒等）を用いている<sup>16)</sup>。今回実験に用いた石炭灰造粒物は 3～40 mm であることから、粒径が大きい材料へ服部・川又の式による分類を適用するには改良が必要であると考えられる。なお、今回粒径 5 mm の石炭灰造粒物に対しては適用できることが確認されたため、5～20 mm の間に適用限界となる粒径が存在することが考えられる。この解明については今後の課題としたい。



(a) 5 mm



(b) 10 mm



(c) 20 mm

図-6.3.4 波高 20cm, 周期 3.0sec 実験結果<sup>15)</sup>

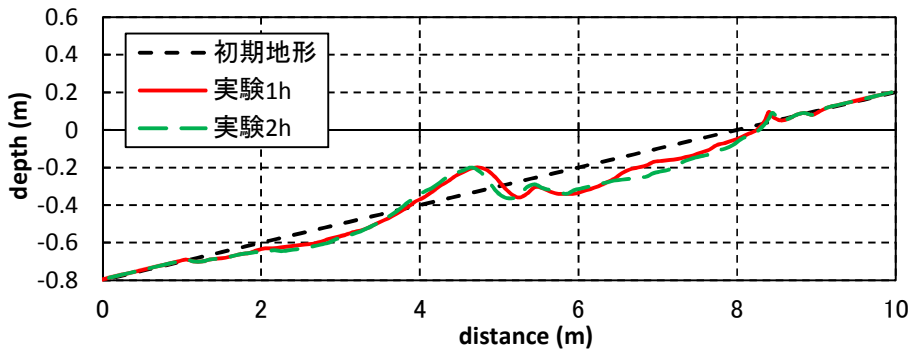


図-6.3.5 粒径 5 mm, 波高 30cm, 周期 1.5sec 実験結果<sup>15)</sup>

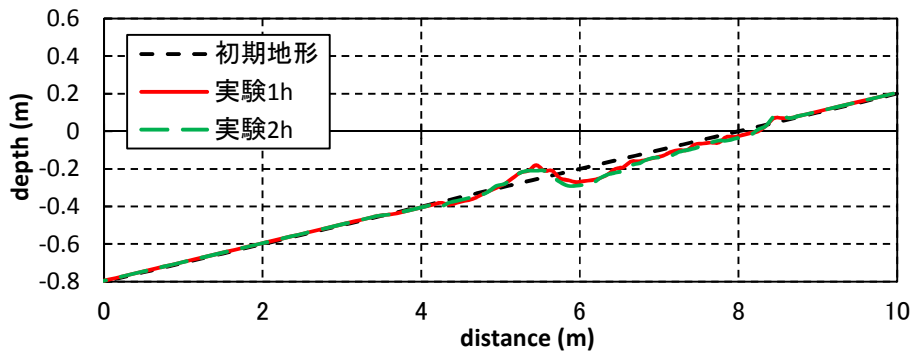


図-6.3.6 粒径 20 mm, 波高 30cm, 周期 1.5sec 実験結果<sup>15)</sup>

## (2) 混合粒径の実験結果

混合粒径の結果の一例として、波高 20 cm, 周期 3.0 sec の波浪条件における造波 1 時間後の断面形状を図-6.3.7 に示す。なお、造波 1 時間後と 2 時間後の断面形状にほとんど変化がないことを確認している。また、同図には均等粒径 5, 10, 20 mm の同じ波浪条件の結果を併せて示す。混合粒径の結果における侵食開始位置やバームの形成状況は、平均粒径である 20 mm の結果よりも 10 mm の結果に近いことが確認できる。これは、波浪による分級作用で粒子毎の層ができることにより、平均粒径とは異なる断面形状となったのではないかと考察される。実際に粒径毎に色付けした混合粒径に対する実験では、粒子の分級を確認した(図-6.3.8)。分級現象については、実際に石炭灰造粒物を施工した現地においても確認されており、実現象が実験で再現できている。

続いて、波高 30 cm, 周期 1.5 sec の波浪条件における各粒径の造波 1 時間後の断面形状を図-6.3.9 に示す。同図には均等粒径 5, 20 mm の同じ波浪条件の結果を併せて示す。混合粒径の結果も他の粒径と同様に侵食型の断面変化が確認され、混合粒径の実験結果は 5 mm と 20 mm の中間に位置することが確認できる。これに関しても、波浪による分級作用の影響であると考えられる。

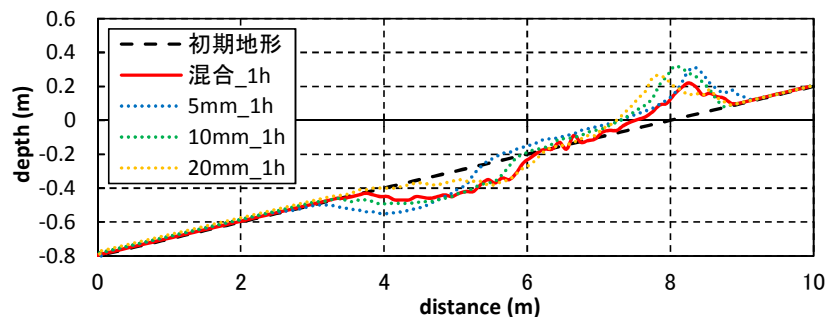


図-6.3.7 波高 20cm, 周期 3.0sec 実験結果 (混合粒径)<sup>15)</sup>



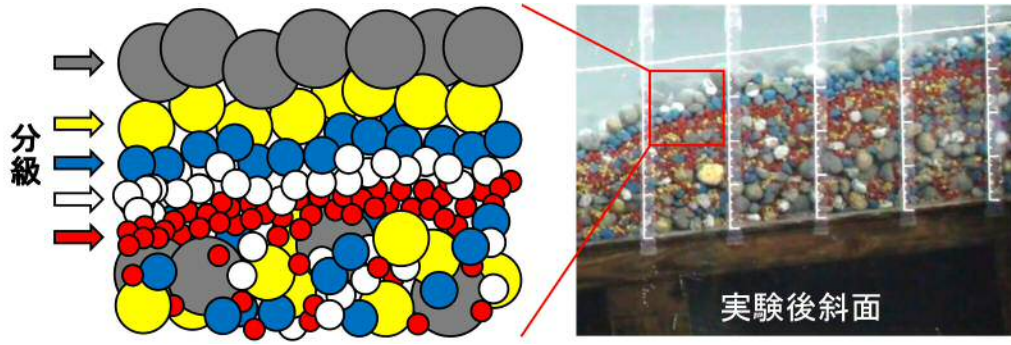


図-6.3.8 混合粒径の分級<sup>15)</sup>

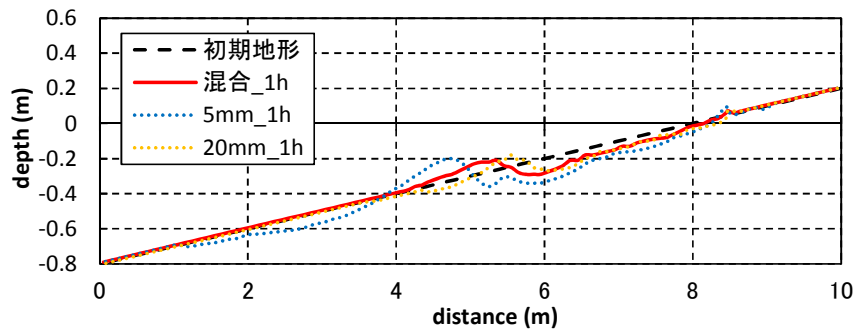


図-6.3.9 波高 30cm, 周期 1.5sec 実験結果 (混合粒径)<sup>15)</sup>

### 6.3.4 平衡断面予測モデルによる再現計算

平衡断面予測モデルである SBEACH<sup>17)</sup> (Storm-induced BEACH CHange) により、粒径毎に計算される漂砂量から地形変化の再現を試みた。SBEACH は、平衡断面へ帰着する用に砕波帯内での波のエネルギー逸散率から漂砂量を求めるモデルで、大型造波水路実験に基づいてモデル化された。計算は、波浪変形計算、岸沖漂砂量の計算、底質の連続式に基づく地形変化の計算をタイムステップ毎に繰り返す。波浪変形計算は、沖側境界から砕波点までは線形波理論を適用し、砕波点より岸側では Dally の波浪減衰理論により波高分布を決定している。本研究では有光ら<sup>18)</sup>により混合粒径を考慮できるように拡張された SBEACH を用いて検討を行った。なお、SBEACH は砂に対する水理実験結果からモデル化されたものであり、粒径が大きく比重の小さい石炭灰造粒物に対応するよう漂砂量係数等の設定を行った。ここで実際に浅場造成を行う場合、混合粒径の石炭灰造粒物を用いることから、混合粒径の水理実験結果をもとに設定を行っている。

岸沖漂砂量は、波浪変形計算に基づいて海浜断面を図-6.3.10 に示すとおり 4 つの領域に分け、砕波帯内は波エネルギー逸散に基づいた岸沖漂砂量を用い、その他の 3 つの領域の漂砂量は、隣の領域との境界における漂砂量と距離減衰率から算定している。

各領域における漂砂量は次式で求められる。

$$\text{I} : q = q_b e^{-\lambda_1(x-x_b)} \quad x_b < x \quad (6.3.2)$$

$$\text{II} : q = q_p e^{-\lambda_2(x-x_p)} \quad x_p < x \leq x_b \quad (6.3.3)$$

$$\text{III} : q = \begin{cases} K \left( D - D_{eq} + \frac{\varepsilon}{K} \frac{dh}{dx} \right) & D > D_{eq} - \frac{\varepsilon}{K} \frac{dh}{dx} \\ 0 & D < D_{eq} - \frac{\varepsilon}{K} \frac{dh}{dx} \end{cases} \quad x_z < x \leq x_p \quad (6.3.4)$$

$$\text{IV} : q = q_z \left( \frac{x-x_r}{x_z-x_r} \right) \quad x_r < x \leq x_z \quad (6.3.5)$$

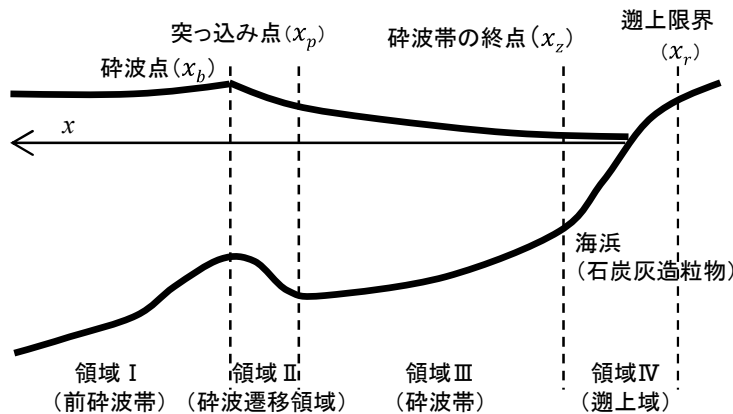


図-6.3.10 SBEACH における計算領域の分類<sup>15)</sup>

ここで、 $q$ : 岸沖漂砂量( $m^3/ms$ ),  $\lambda_1, \lambda_2$ : 空間減衰率( $1/m$ ),  $x$ : 岸沖方向座標( $m$ ),  $K$ : 漂砂量係数( $m^4/N$ ),  $D$ : 単位体積あたりの波エネルギー逸散率( $Nm/m^3s$ ),  $D_{eq}$ : 単位体積あたりの平衡エネルギー逸散率( $Nm/m^3s$ ),  $\varepsilon$ : 勾配に関する漂砂量係数( $m^2/s$ ),  $h$ : 水深( $m$ )である。また、下付の  $b, p, z, r$  はそれぞれ、砕波点、突っ込み点、砕波帯の終点、遡上限界での値であることを示している。空間減衰率は、後述する漂砂移動の方向により(6.3.6)式～(6.3.8)式で求められる。

$$\lambda_1 = 0.40(d/H_b)^{0.47} \quad (\text{侵食型}) \quad (6.3.6)$$

$$\lambda_1 = 0.11 \quad (\text{堆積型}) \quad (6.3.7)$$

$$\lambda_2 = 0.2 \lambda_1 \quad (6.3.8)$$

波浪エネルギー逸散率は(6.3.9)式で定義され、平衡エネルギー逸散率は、底質の沈降速度 $\omega$ から(6.3.10)式により求められる海浜変形パラメータ  $A$  を用いて(6.3.11)式のようにあらわされる。ここで、海浜パラメータ  $A$  は、沈降速度を考慮しているが、形状の違いについては考慮されていない。本実験では、砂とは異なり球形で軽量の石炭灰造粒物を用いることから、実験結果をもとに係数 $\alpha$ を設定し、 $\alpha=0.024$  を適用した (従来式では $\alpha=0.067$ )。

$$D = \frac{1}{h} \frac{dF}{dx} \quad (6.3.9)$$

$$A = \alpha \omega^{0.44} \quad (6.3.10)$$

$$D_{eq} = \frac{5}{24} \rho g^{3/2} \gamma^2 A^{3/2} \quad (6.3.11)$$

ここで、 $\gamma$ : 砕波指標( $H_b/h_b$ )である。遡上限界については、Surf similarity parameter  $\xi$ により次式から求める。

$$Z_r/H_0 = 1.47 \xi^{0.79} \quad (6.3.12)$$

(6.3.2)式から(6.3.5)式により岸沖漂砂量の絶対値を求め、その移動方向は次式で決定する。

$$\frac{H_0}{L_0} = M \left( \frac{H_0}{\omega T} \right)^3 \quad (6.3.13)$$

ここで  $M=0.0007$ ,  $T$ は波の周期である。左辺が右辺より小さい時は海浜断面が侵食型となり、その逆は堆積型となる。地形変化量は連続式により次式で算定する。

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial q}{\partial x} \quad (6.3.14)$$

### 6.3.5 水理実験の再現計算結果

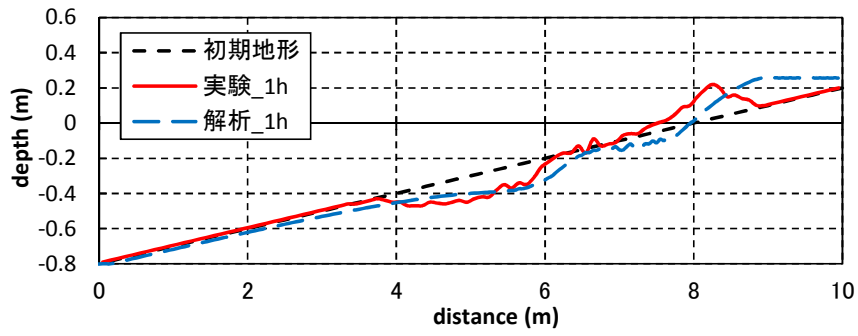
SBEACH は大型水路実験に基づいてモデル化されているため、現地海岸や材料特性の異なる物質へ適用する際には漂砂量係数などの設定が必要である。ここでは、粒径が大きく比重の小さい石炭灰造粒物に対応するよう、表-6.3.3 の係数および減衰率について混合粒径の水理実験より設定した。

表-6.3.3 計算に用いたパラメータ<sup>15)</sup>

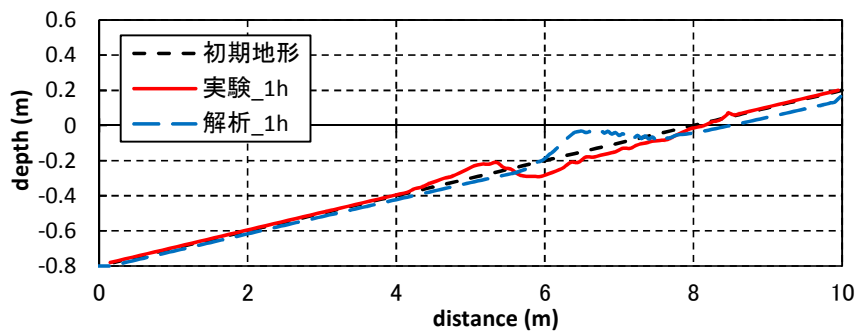
	適用値
漂砂量係数 $K$ (沖向)	$0.2 \times 10^{-6}$
漂砂量係数 $K$ (岸向)	$1.8 \times 10^{-6}$
勾配に関する漂砂量係数 $\varepsilon$	0.0009
空間減衰率 $\lambda_1$ (沖向)	$0.4(D/H_b)^{0.47} \times 9.0$
空間減衰率 $\lambda_2$ (岸向)	$0.11 \times 9.0$

混合粒径の結果のうち、堆積型の一例として波高 20 cm，周期 3.0 sec の，侵食型の一例として波高 30 cm，周期 1.5 sec の波浪条件における造波 1 時間後の断面形状および解析結果の比較を図-6.3.11 に示す。堆積型の実験結果となった波高 20 cm，周期 3.0 sec に対する解析では，実験での侵食開始箇所や波により運ばれた造粒物による堆積で形成された地形であるバームの位置など，同様の傾向が確認され，再現できていることが確認できる。他の堆積型の波浪条件のケースについても，堆積型の断面変化を再現できた。一方，侵食型の実験結果となった波高 30 cm，周期 1.5 sec に対する解析では，侵食によるバーの形成箇所は異なるが，侵食型の断面変化を再現できている。また，勾配を 1/5 に変更した断面での波高 20 cm，周期 3.0 sec の波浪条件における実験結果と解析の比較を図-6.3.12 に示す。実験と解析結果はともに堆積型の断面形状となっており，解析により断面変化を概ね再現できている。

以上より，平衡断面予測モデル SBEACH により混合粒径の石炭灰造粒物の海浜断面変形について，侵食型および堆積型の傾向を再現することができた。また，斜面勾配が異なる場合についても再現できることを確認した。よって，水理実験と再現計算を用いる本手法は，石炭灰造粒物を浅場へ覆砂する際の断面検討方法（設計手法）として活用可能と言える。



(a) [堆積型] 波高 20 cm, 周期 3.0 sec, 勾配 1/10



(b) [侵食型] 波高 30 cm, 周期 1.5 sec, 勾配 1/10

図-6.3.11 実験と解析の比較 (混合粒径) <sup>15)</sup>

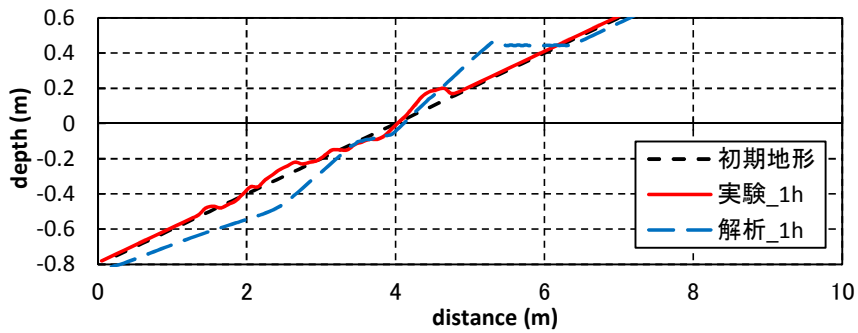


図-6.3.12 実験と解析の比較 (混合粒径) 波高 20cm, 周期 3.0sec, 勾配 1/5 <sup>15)</sup>

## 6.3.6 移動抑制を目的とした検討

### (1) 検討概要

これまでの実験により石炭灰造粒物の波による岸沖方向の移動状況を確認した。石炭灰造粒物による浅場を設計するには、移動しない深さへ敷設するか、別の方法で移動を抑制することが望まれる。ここでは、移動抑制方法として潜堤を設置した場合の移動状況を水理実験により確認し、平均断面予測モデルによる再現計算を試みた。

実験は、波浪条件を波高 20 cm, 周期 3.0 sec に固定し、潜堤形状は図-6.3.13 のとおりとした。潜堤材料として石炭灰をセメントで固化した碎石 (20 cm 前後) を用い、潜堤位置は天端端部が斜面下端から 3 m となる位置とした。

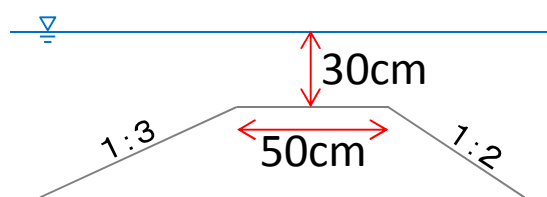


図-6.3.13 潜堤形状<sup>15)</sup>

### (2) 実験結果および数値解析による再現

実験結果を図-6.3.14 に示す。潜堤の無い場合 (図-6.3.12(a)) と比較すると、侵食開始位置が 30cm 程度後退し、バームの頂点位置は 30cm 程度前進していることから潜堤による移動抑制に一定の効果を確認できる。SBEACH による再現計算は、実験結果と同じ堆積型の断面変化を概ね再現できている。

以上より、移動抑制方法として潜堤を設置した場合の海浜断面変形について、本実験条件について平均断面予測モデルにより再現することができた。ただし、潜堤形状によっては、更にパラメータのキャリブレーションが必要となる可能性もある。これは今後の課題としたい。

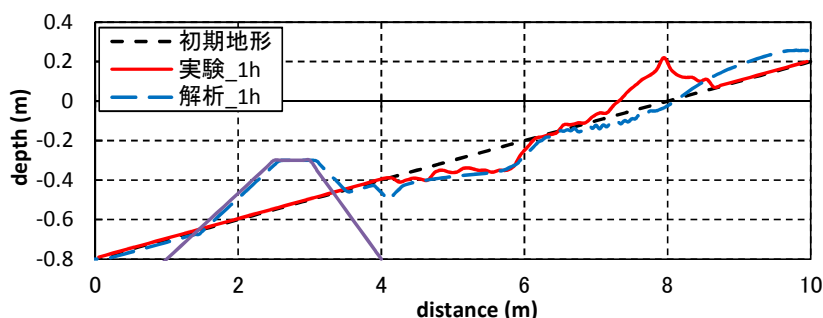


図-6.3.14 波高 20cm, 周期 3.0sec 実験結果 (混合粒径)<sup>15)</sup>

## 6.4 草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の侵食防止工

これまでの研究<sup>20),21)</sup>により石炭灰造粒物を材料とした基盤を造成することで、ヘドロが堆積した海域でのアマモ場の形成に成功し、都市沿岸における生物多様性の向上が実証されている。この手法は海底に堆積した有機汚泥の無害化、産業副産物のリサイクル材としての有効利用、藻場の面積拡大といった複数の効果が期待される。

一方で、石炭灰造粒物の材料特性（比重： $1.8\text{g/cm}^3$ ）のため、構成した基盤の形状が港湾内で発生する小さい波でも地形変位が発生しやすいといった課題が残っていた<sup>1)</sup>。特に、造成初期においてその傾向が現れやすく、造成基盤で侵食が発生すれば、造成初期ではアマモの定着不良、定着後はアマモ地下部の露出、損傷による流出が懸念される。そこで、本節では、港湾内で発生する波浪に対する石炭灰造粒物基盤の侵食防止工として、砂漠の飛砂防止対策である“草方格原理”を応用した侵食防止工を検討し、水理模型実験及び実海域での実証実験によって、対策工としての効果検証や現地への適用性について検討することを論じる。

### 6.4.1 草方格原理の侵食防止工への応用

一般的に土粒子や碎石を波や流れに対して動かないようにするためには、ネット等による表面被覆や袋体内に投入して設置するなど、物理的に拘束し安定化させる方法が採られる。しかし、アマモの生育を期待する基盤面では、**図-6.4.1**に示すようにアマモが生長するため、ネットがアマモ本体の基盤内への潜り込みを阻害し、定着や群落の拡大に大きな影響を及ぼす。上記の要件を満たすためには、構造物の設置は最低限とし、基盤材である石炭灰造粒物を拡散させない手法が必要となる。

そこで、砂を止める最低限の構造物として、砂漠緑化工法の一つである“草方格”に注目した。草方格とは、文字通り、麦わらや木の枝を砂中に押し込み、低い柵を $1\text{m}\times 1\text{m}$ の格子状に作って、砂の動きを抑えるもので、砂漠化の原因となっている飛砂防止を狙ったものである<sup>22)</sup>。**図-6.4.2**に示すように、草方格の機能は、風速を局所的に弱めるため土壌表面の砂粒子の移動を抑制すること、風を透過させることで渦を発生させないこと、風で飛ばされた砂を草に当てて落とし砂粒子の逸散を防ぐことによって飛砂固定機能を発揮している。

石炭灰造粒物で造成した基盤において水中で起きている侵食形態は、この砂漠面での風による砂粒子の飛散流失機構と類似している。波や流れによって移動限界流速を超えた石炭灰粒子は基盤面から左右に動く掃流状態となる。その後、石炭灰造粒物は波や流れによって、水平方向へ移動、もしくは発生する渦によって巻き上げられ浮遊状態となり、侵食が発生する。対象としている石炭灰造粒物の粒径組成は不均一であるが、中央粒径は $20\text{mm}$ 程度である。これは飛砂のおよそ10倍となっている。そのため、粒子の波、流れに対する移動形態は、ほぼ掃流領域となる。そこで、今回検討する侵食防止工は、波、流れで渦を発生させず、粒子の水平移動を抑える構造にすることで、造粒物粒子の移動を低減し、侵食を引き起こす連続した地形変動が抑制できると考えた。

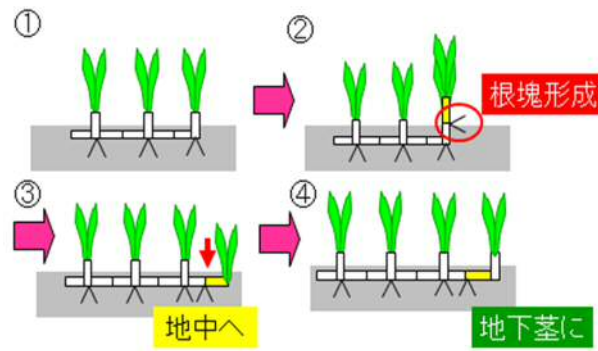


図-6.4.1 地上部が地下部に転換するアマモの生長様式<sup>19)</sup>

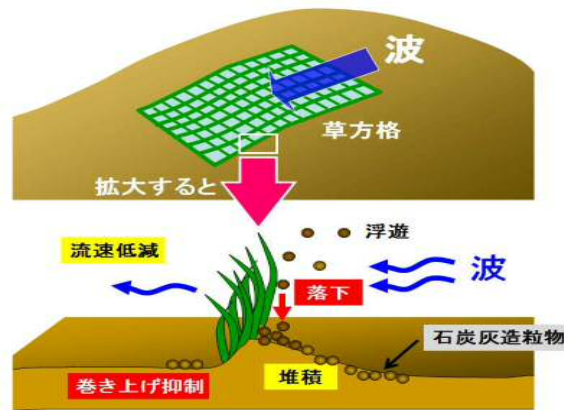


図-6.4.2 草方格原理による石炭灰造粒物の移動抑制効果<sup>19)</sup>

## 6.4.2 水理実験による浸食防止工の効果確認実験

### (1) 侵食防止工の仕様

侵食防止工は、実用化を目指す上でも制作コストや手間を考え、形状はできるだけ単純化することが望ましい。その要求性能は水平移動する石炭灰造粒物を捕捉し、浮遊させないよう渦を発生させないことである。そのため、図-6.4.3 に示すように侵食防止工は針状の突起物を底面から直立させるブラシ型形状とし、突起物の間隔は石炭灰造粒物の粒径分布から決定した。また、水理模型実験によって侵食防止工の効果を検証するために、侵食防止工モデルを幾何縮尺 1/10 で製作した。

### (2) 材料及び方法

内湾で想定する波条件において、侵食防止工の最適な設置間隔の決定、波高・波周期を変えた場合の性能を検証するために水理模型実験を行った。実験は、図-6.4.4 に示す 2 次元水路（幅 0.2 m、高さ 0.3 m、長さ 8.0 m）を用いて、フルードの相似則に基づいて幾何縮尺 1/10 スケールで行った。実験で使用する基盤材となる石炭灰造粒物を使用し、0.2 mm 以下の細粒分を洗い流した上で幾何縮尺 1/10 として、現地で投入した粒径組成に相当するように調整した。

実験ははじめに最適な設置間隔を決定する実験を行い、決定した最適な設置間隔において波高・



周期を変化させて比較，検討を行った．実験条件は，最適な設置間隔を決定する実験では表-6.1.1に示した通り，3つの実験条件を設定した．なお，実験条件の表記は，実験値，現地換算値の両方で行うが，本文では実験値で表記する．

草方格は実験用水路の急勾配斜面端部のリーフエッジから距離 70 mm の位置に 2 本 1 組で，その間隔を 79 mm，119 mm，158 mm の 3 つの条件で設置した．周期，波高による効果を検証する実験ではそれぞれ表-6.4.2，表-6.4.3 に示す通り，波周期は 0.95，1.26，1.90 秒の 3 条件で，波高は 1 cm，6 cm の 2 条件を組み合わせる実験を行った，なお，実験条件の設定にあたっては，アマモ場再生実験の現地によく観察された航走波とそれに伴う流れが地形変化に影響しており<sup>21)</sup>，3年間の測定結果で得られた現地での最大波高 0.36m，有義波高 0.05m，有義波周期 4.88sec を参考に，周期，波高（最大平均 0.6m）を設定している．また，造波時間は，アマモ生育場所において低水位となり波条件が厳しくなる 2.5～3.2 時間に相当する 47～62 分とした．

効果検証は，造波開始一定時間ごとに基盤面の変位を水槽側面から，侵食防止工内部から岸沖方向に 5 cm 毎に直接計測し，実験条件ごと最大侵食深（防止工間の最深部），岸沖方向の基盤面を比較することで行った．

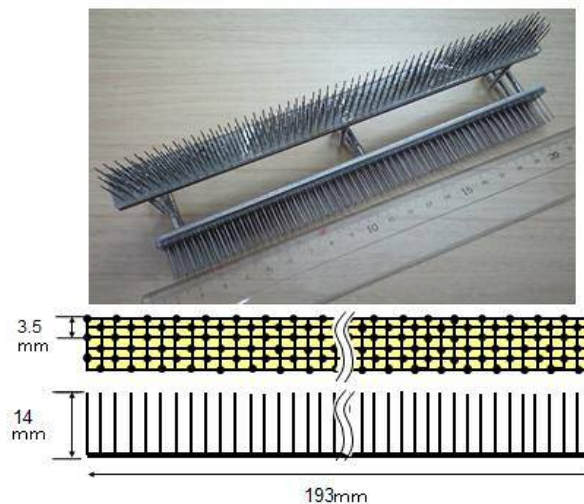


図-6.4.3 侵食防止工の仕様と実験に使用したモデル<sup>19)</sup>

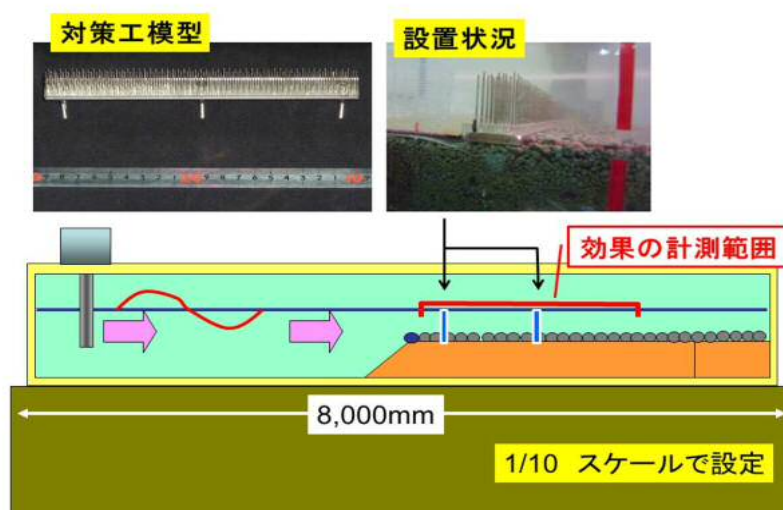


図-6.4.4 侵食防止工の検討を行った水理模型実験装置<sup>19)</sup>

表-6.4.1 設置間隔による効果の検証の実験条件<sup>19)</sup>

	防止工 間隔	水深	波高	波周期
1-1	79mm (現地 79cm)	5.8cm (現地 58cm)	2 cm (現地 20cm)	1.90 秒 (現地 6 秒)
1-2	119mm (現地 119cm)			
1-3	158mm (現地 158cm)			

表-6.4.2 周期に対する効果検証に関する実験条件<sup>19)</sup>

	防止工 間隔	水深	波高	波周期
2-1	79mm (現地 79cm)	5.0cm (現地 50cm)	2 cm (現地 20cm)	0.95 秒 (現地 3 秒)
2-2				1.26 秒 (現地 4 秒)
2-3				1.90 秒 (現地 6 秒)

表-6.4.3 波高に対する効果検証に関する実験条件<sup>19)</sup>

	防止工 間隔	水深	波高	波周期
3-1	79mm (現地 79cm)	5.8cm (現地 50cm)	1cm (現地 10cm)	0.95 秒
3-2				1.26 秒
3-3				1.58 秒
3-4			6cm (現地 60cm)	1.90 秒

### (3) 実験結果

図-6.4.5 に波周期 1.90 秒，波高 2 cm，造波時間 47 分後における侵食防止工あり・なし，それぞれにおける岸沖方向での基盤面の変位を示した．侵食防止工なしの対照区では，リーフエッジ直後から変位が始まり，岸側に向かって侵食されていた．これに対して，侵食防止工の設置間隔（以下，防止工間隔）が 79 mm では岸側で侵食が確認されたものの，侵食防止工に囲まれた領域は侵食されておらず，侵食防止工部分での最大堆積厚は 2 mm であった．さらに，エッジから侵食防止工が設置されている区間は侵食がほとんど発生せず，防止効果を確認できた．また，防止工間隔 119 mm では最大侵食深が 3 mm，最大堆積厚は 2 mm，防止工間隔が 158 mm では最大侵食深は 8 mm，最大堆積厚は 6 mm となった．設置間隔が大きくなると対策工内部の侵食深，堆積厚が増大する傾向が見

られた。

図-6.4.6に防止工の設置間隔 79 mm, 波条件は波高 2 cm, 周期を 0.95, 1.26, 1.90 秒の 3 段階で変化させた場合の 196 分後の岸沖方向での基盤面の変位を示した。いずれの周期でも侵食防止工の近傍では 5 mm 以上の大きな侵食深は確認できなかった。しかし, 岸方向では周期 1.26 秒, 1.58 秒では侵食深が約 10 mm となり堆積型の海浜変形を示したに対して, 周期 0.95 秒では若干の石炭灰造粒物粒子の移動が見られたのみで, 大きな地形の変形は確認できなかった。

図-6.4.7に波高 1 cm で波周期 0.95, 1.26, 1.58 秒の各条件, 波高 6cm, 波周期 1.90 秒における基盤面の変位を示した。波高 1 cm では, 対策工なしの条件で, いずれの実験区でも石炭灰造粒物そのものはわずかに動いたが, 浸食や堆積が発生するような基盤面の大きな変位は起きなかった。そのため, 対策工設置は不要と判断した。これに対して, 波高 6 cm では, 侵食防止工近傍の造粒物は浮遊状態となり, 造波 10 分後に侵食防止工付近を含め基盤面は大きく侵食された。その後も, 造波を続けるとさらに侵食が進み, 49 分後では沖側の侵食防止工自体が露出, 侵食防止工内部の最大侵食深は最大の 17 mm に達した。なお, ここには示してしないが, 波高 4 cm でも波高 6 cm と同様に石炭灰造粒物が浮遊状態となり, 防止工の効果が出ないことがわかった。

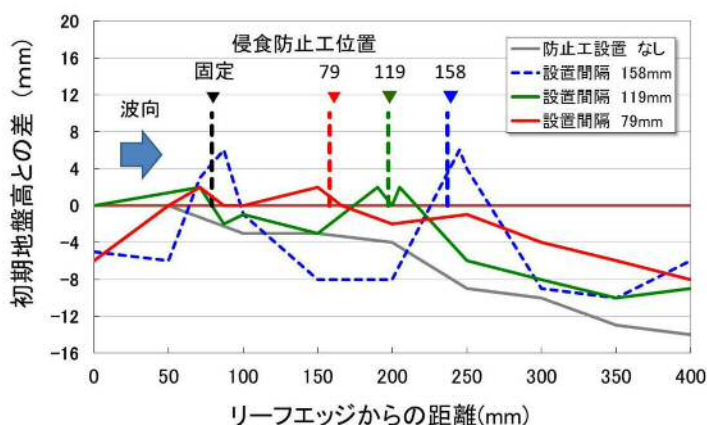


図-6.4.5 防止工の設置間隔による岸沖方向の基盤面変位<sup>19)</sup>  
(水深 5.8 cm, 波高 2cm, 周期 1.9 秒, 継続時間 47 分)

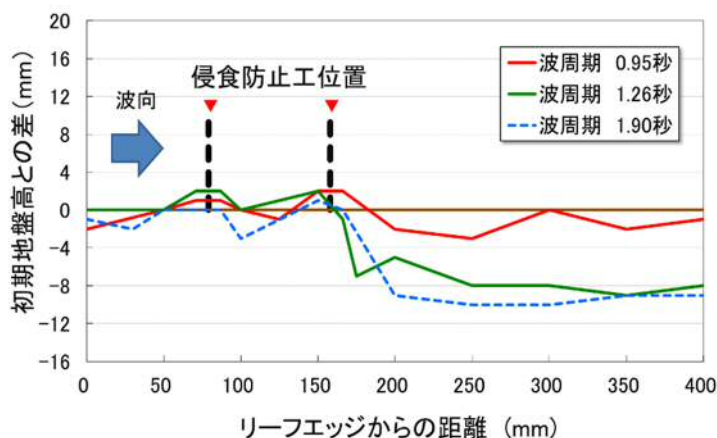


図-6.4.6 波周期による岸沖方向の基盤面変位<sup>19)</sup>  
(水深 5 cm, 設置間隔 79mm, 波高 2cm, 継続時間 62 分)

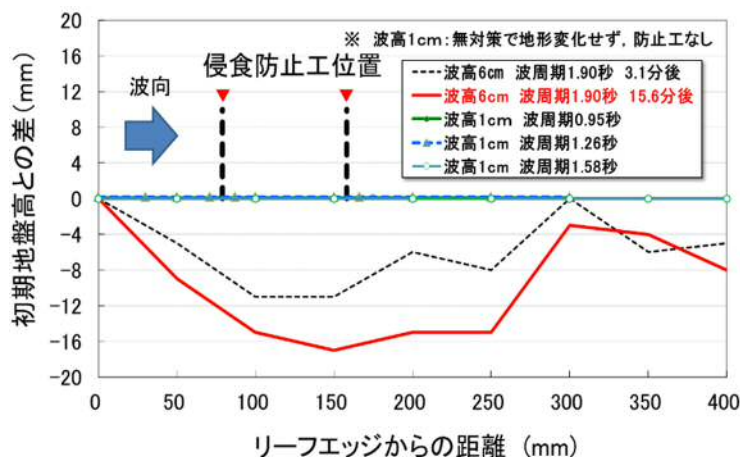


図-6.4.7 波高 1 cm, 6 cm による岸沖方向の基盤面変位<sup>19)</sup>

(水深 5.8 cm, 設置間隔 79 mm (波高 6 cm のみ), 継続時間 62 分 (波高 1 cm) 15.6 分 (波高 6 cm))

#### (4) 侵食防止工の計画・設計指針

上記の実験結果から、本防止工は掃流状態の漂砂（堆積型）には有効であるが、浮遊砂状態（侵食型）には効果が小さいことが分かる。ただし、本来、本防止工は港湾奥の波浪の小さな領域を対象としており、掃流砂が対象である。

そこで、本項では上記の条件の下で防止工の設計指針を整理する。まず、図-6.4.5 に示すように実験結果から本防止工は設置間隔が重要であることがわかる。設置間隔は、底面での砂粒子の移動振幅との関係が重要であることは容易に想像できる。そこで、地盤変動量を支配するパラメータとして、設置間隔と底面軌道振幅の比及びシールズ数を取り上げて検討した。まず地盤変動量に関する代表パラメータとしては、本実験の実験縮尺が小さく、十分な精度が確保できていないため、本対策工の設置区間での平均変動量を代表値とし、それを設置間隔で無次元化した。これと設置間隔と底面軌道振幅×2 の比、及び砂移動の基本パラメータとしてシールズ数を選び、その関係を図-6.4.8 に示した。なお、図-6.4.8 の(○)で示したケース(波高 2 cm, 周期 0.95 秒, 設置間隔 79 mm)は、前述のとおり、本防止工の有無に関係なく、僅かな変動がみられたものであるため、本検討からは除外した。

その他ケースの堆積型の海浜変形が起こる中での防止工の効果をみると、設置間隔が底面軌道振幅より相対的に大きくなれば地盤変動量も大きくなることが分かる。本実験結果からは、底面軌道振幅×2 よりも設置間隔を小さくすると対策工が有効であることが分かった。

以上から、本対策工の計画設計では、対象とする場の海浜変形が堆積型（掃流砂）の条件で、設置間隔を底面軌道振幅×2 以下に設置するのが妥当と考えられる。

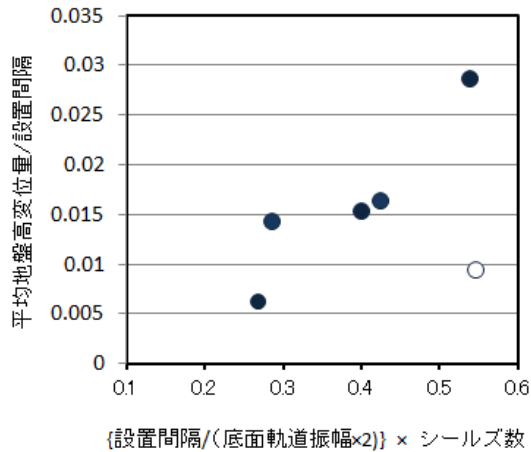


図-6.4.8 侵食低減効果を示す防止工内部の平均地盤高変位と設置間隔、底面軌道振幅およびシールズ数との関係<sup>19)</sup>

### 6.4.3 石炭灰造粒物基盤の侵食防止工現地実証実験

#### (1) 材料および方法

検討した侵食防止工の実海域での石炭灰造粒物基盤における侵食低減効果を検証するために、2012年5月から広島港宇品地先海岸において現地実証実験を開始した。図-6.4.9に現地実証実験の実施場所と防侵食防止工の配置、及び侵食防止工を示した。対象とする基盤は、現地海域の最低潮線付近に2.0 m×2.0 mの大きさで石炭灰造粒物を投入、造成した基盤である。本実験では、基盤を岸沖方向に等分割し、一方を対照区として基盤面の高さ調節のみを行い、もう一方を実験区として基盤面に侵食防止工を設置することとした。侵食防止工は水理実験の結果をもとに製作したポリプロピレン製の長さ60 cm、幅10 cmの部材で、これを必要に応じて連結し使用する。本実験では、防止工を岸沖方向に2つの格子ができるように、基盤面に配置、固定設置した。侵食防止工の効果確認は、実験開始前、実験後1ヶ月後、実験2ヶ月後、それぞれに実施する基盤内7ヶ所の合計14カ所水準測量によって行った。なお、対照区の水準測量は、1ヶ月後に大きく変化したため、1ヶ月後の測量後に基盤面の凹凸を解消し、2ヶ月後の測定を行った。また、基盤面の石炭灰造粒物に働く外力を把握するため、波の状況についても観測を行った。波高は2012年5月～2012年7月に造成した基盤上30 cmに波高計（JFEアドバンテック社製 INFINITY-WH）を設置し、1時間ごと正時に3分間計測を行った。

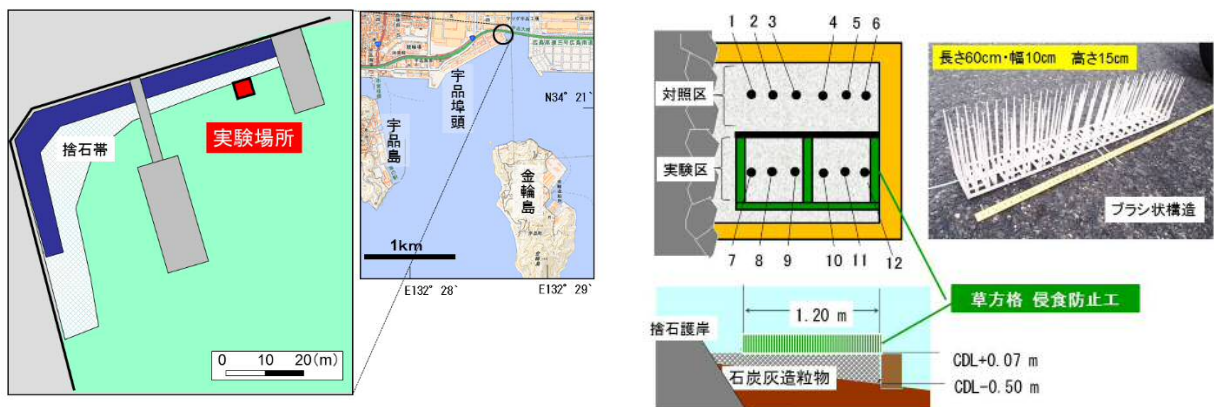


図-6.4.9 現地実証実験の平面配置図、断面図及び防止工仕様<sup>19)</sup>

## (2) 実験結果

図-6.4.10 に実験期間において石炭灰造粒物基盤上で観測された水位変動と最大波高, 周期の時系列変化を示した.

期間中における最大波高の平均は 0.07 m, 周期の平均は 4.86 秒で, 期間の最大波高は 0.42 m, 周期 3.42 秒を記録したものの 20 波以上継続することはなかった. 図-6.4.11 に水準測量から得られた石炭灰造粒物基盤面における岸沖方向断面における地形変位量を示した. 侵食防止工がない対照区では, 実験開始 1 ヶ月後には地形が大きく変化し, 沖側で侵食が進み, 岸側で堆積傾向となった. 特に, 沖側では 8 cm も侵食された. さらに, 地盤高を戻した後の 2 ヶ月後の計測でも, 沖側の計測点の変化が大きくなった. このことは, 発生した波によって石炭灰造粒物が移動し, 基盤面が変位することを示唆している. 一方で, 侵食防止工を設置した実験区では, 沖側の計測点で 1 ヶ月後には 3 ~ 5 cm 増, 2 ヶ月後では若干低下したが, 対照区と比較しても侵食されることはなかった. また, 岸側の計測点でも, 1 ヶ月後で約 1 cm の微増, 2 ヶ月後ではほぼ変化がなかった. これらの結果より, 侵食防止工内部での変位は対照区のそれよりも小さく, 侵食防止工による基盤面の侵食抑制効果が発揮された.

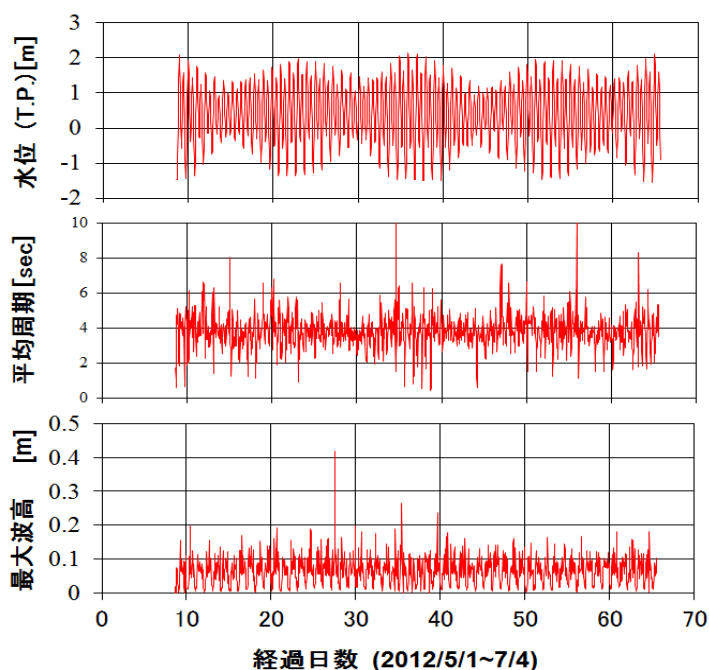


図-6.4.10 2012年5月~7月における石炭灰造粒物基盤面の水位, 最大波高, 波周期の観測結果<sup>19)</sup>

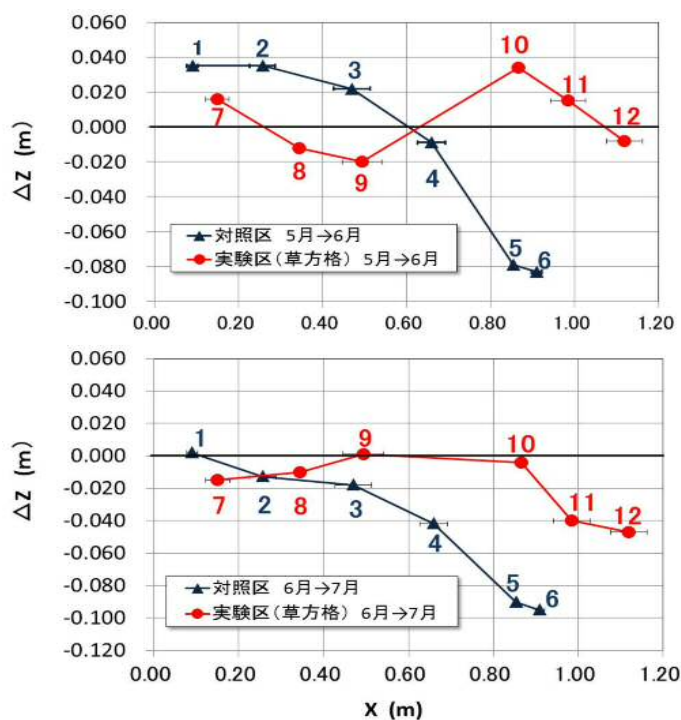


図-6.4.11 侵食防止工の効果を示す基盤面における岸沖断面における地形変位量（上；5～6月，下；6～7月）<sup>19)</sup>

#### 6.4.4 草方格原理を利用した浸食防止工の適用性

実プロジェクトとして石炭灰造粒物基盤を造成した場合における対策工の適用性を検討するため、波、流れの現地計測結果と併せてその性能を考察する。

本研究の対象は、底質環境が著しく悪化した内湾の水域である。そのような水域では、日常、遭遇する擾乱の外力としては外洋からの波の影響は直接受けないものの、漁港や繫船場があることが多く、多くの小型船舶が航行する。そのため、気象によって生じる波浪よりも船舶による航走波の影響が大きい。航走波の特性は、船舶の大きさや速度等によって異なるものの、船長 100 m 未満（全速時）では波周期 3.5～5.7 秒で、波高 0.47～1.19 m とされている<sup>23)</sup>。対象とする水域でこれらの船舶が全速で航行する頻度は高くないが、2009 年に実施した宇品地先での波条件の観測実績では航走波とみられる期間最大波高 0.23 m、周期 3.4 秒の波が作用し、航走波の基盤面の安定性に対する影響を指摘している<sup>1)</sup>。

今回の実験期間においては、侵食防止工付近で観測された波は期間最大波高が 0.4 m、周期 3.42 秒で、最大波高の平均は 0.2 m、最大周期 4.5 秒であった（図-6.4.10）。観測された波の中にも航走波が含まれ、水理模型実験の結果や実証実験での対照区での大幅な侵食量 (-9 cm) から、実験期間中に作用した波は基盤面に変化を与える外力となる可能性があったと考えられる。しかし、現地実証実験における基盤面の侵食量は、防止工の設置により大幅に減少しており、これらの結果から考察した侵食防止工が十分に実海域での適用性を有していることが示された。

## 6.5 本章のまとめ

本章では、石炭灰造粒物覆砂の耐波浪特性について論じた。得られた結論は以下の通りである。

### (1) 流れによる石炭灰造粒物の限界移動特性

- 1) 均等粒径の石炭灰造粒物の限界掃流力は、従来の提案された公式（岩垣式）により算定できることを示した。
- 2) 石炭灰造粒物の混合粒径の限界掃流力は、粒径が小さい場合は Egiazaroff・浅田の式、粒径が大きい場合は中川らの式により算出できることを示した。
- 3) 密度、形状、中央粒径が異なる混合粒径の石炭灰造粒物においても、粒度分布の形が砂と等しい場合、砂による既往の実験と同様な結果が得られることを示した。

### (2) 波浪による石炭灰造粒物の移動限界特性

- 1) 均等粒径および混合粒径の石炭灰造粒物の波浪に関する移動特性を水理模型実験により明らかにした。結果、混合粒径の石炭灰造粒物の移動限界は、流れの移動限界・波浪の移動限界ともに平均粒径に従来公式を用いることで概ね評価できることを示した。
- 2) 混合粒径の石炭灰造粒物の全面移動限界については、遮蔽効果により平均粒径以下では移動しにくく、平均粒径以上では移動しやすい傾向が見られるが、概ね従来の提案された関係式（式(6.2.3)）において $\alpha=0.360$ 、 $n=1/3$ により算定できることを示した。
- 3) 流れに対する混合粒径中の限界摩擦速度は、平均粒径の限界摩擦速度により概ね評価できることを示した。
- 4) 風波を対象とした水域における混合粒径の石炭灰造粒物の移動限界水深は、その平均粒径の移動限界水深により安全側に評価できることを示した。

### (3) 沿岸域に覆砂した場合の波浪移動予測

- 1) 石炭灰造粒物の波浪による岸沖方向の移動状況を水理実験により明らかにし、粒径が大きくなると堆積型、侵食型の分類式が適用されないことを示した。
- 2) 今回の実験条件における混合粒径の石炭灰造粒物の海浜断面変形について、平衡断面予測モデル SBEACH により再現することができることを示した。
- 3) 平衡断面予測モデル SBEACH について、石炭灰造粒物固有のパラメータを設定することができた。このパラメータは、類似地形の現地へ適用できる。
- 4) 今回の実験条件における混合粒径の石炭灰造粒物の海浜断面変形について、移動抑制のための潜堤を考慮した場合についても平衡断面予測モデル SBEACH により再現することができた。
- 5) 水理実験と再現計算を用いる本手法は、石炭灰造粒物を浅場へ覆砂する際の断面検討方法（設計手法）として活用可能である。

### (4) 草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の侵食防止工

草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の侵食防止工を検討し、水理模型実験と現地実証実験の結果より、以下のことが明らかとなった。

- 1) 石炭灰造粒物基盤の侵食防止工は、現地波高 20 cm以下の波に対し、一定の設置条件で効果を発



揮する.

- 2) 対策工が効果を発揮する設置間隔は、水粒子の底面軌道振幅×2 以下とするのが妥当である.
- 3) 最大波高が小さい都市港湾部の水域では、石炭灰造粒物、草方格原理侵食防止工の採用により、課題であった造成初期の地形変動を防止できる.

## 第6章 関連参考文献

- 1) 中下慎也, 河内友一, 吉岡一郎, 日比野忠史: 波, 流れを受ける石炭灰造粒物基盤の安定性に関する研究, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.68, No.2, pp.I\_592-I\_1599, 2012.
- 2) 仁科晴貴, 中本健二, 河内友一, 樋野和俊: 流れ・波浪による石炭灰造粒物の移動限界に関する研究, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.70, No.2, I\_732-I\_737, 2014.
- 3) 岩垣雄一: 限界掃流力に関する基礎的研究, (I)限界掃流力の流体力学的研究, 土木学会論文集, 第41号, pp.1-21, 1956.
- 4) 栗原道徳: 限界掃流力に就いて, 九州大学流体力学研究報告書, 第4巻, 第3号, pp.1-26, 1948.
- 5) 境隆雄: 河床砂礫に対する限界掃流力に就いて, 土木学会誌, 第31巻, 第2号, pp.1-8, 1946.
- 6) 平野宗夫: Armoring をともなう河床低下について, 土木学会論文報告集, 第195号, pp.55-65, 1971.
- 7) 中川博次, 辻本哲郎, 中野晋: 混合砂れき床の粗度と粒径別移動限界, 水工学論文集, 第25回, pp.67-72, 1981.
- 8) 石原藤次郎, 榎木亨: 漂砂の移動限界流速, 限界水深および限界移動量について, 第7回海岸工学講演会講演集, pp.47-57, 1960.
- 9) 佐藤昭二, 田中則男: 水平床における波による砂移動について, 第9回海岸工学講演会講演集, pp.95-100, 1962.
- 10) 土木学会: 水理公式集 [平成11年版], pp.514, 1999.
- 11) 仁科晴貴, 中本健二, 中下慎也, 河内友一, 樋野和俊: 混合粒径の石炭灰造粒物の移動限界に関する研究, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.71, No.2, I\_305-I\_310, 2015.
- 12) Egiazaroff, I. V.: Calculation of nonuniform sediment concentration, J. of Hyd. Div., ASCE, Vol.91, HY4, pp.225-247, 1965.
- 13) 芦田和夫・道上正規: 移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究, 土木学会論文報告集, 第206号, 土木学会, pp.56-69, 1972.
- 14) 小松利光, 岡田知也, 松永信博, 樋田操, 藤田和夫, 浦上由紀子: 波浪エネルギーを利用したダム湖・貯水池の水質改善に関する基礎研究, 水工学論文集, 第41巻, pp.391-396, 1997.
- 15) 仁科晴貴, 中本健二, 樋野和俊, 中下慎也: 沿岸域に覆砂した石炭灰造粒物の移動予測に関する研究, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.72, No.2, CD-ROM, 2016.
- 16) 服部昌太郎, 川又良一: 砕波帯内の海浜変形過程, 海岸工学講演会論文集, 第25回, pp.218-227, 1978.
- 17) Larson M., and Kraus N. C.: SBEACH: Numerical model for simulating storm-induced beach change report 1; Theory and model foundation, *Technical report CERC-89-9*, 1989.
- 18) 有光剛, 河野大輔, 出口一郎: 混合粒径を考慮した平衡断面予測モデルによる2粒径混合砂の岸沖方向分級と断面変形計算, 海洋開発論文集, vol.22, pp.439-444, 2006.
- 19) 越川義功, 新保裕美, 中下慎也, 日比野忠史, 田中昌宏, 中本健二, 樋野和俊: 草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の浸食防止工, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.70, No.2, I\_774-I\_779, 2014.

- 20) 越川義功, 日比野忠史, 吉岡一郎, 出路康男: ヘドロが堆積した港湾における石炭灰造粒物を使ったアマモ生育基盤, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol68, No.2, I\_1262- I\_1267, 2012
- 21) 越川義功, 日比野忠史, 中下慎也, 吉岡一郎, 中本健二, 山木克則: 石炭灰造粒物を用いた生育基盤におけるアマモ場の形成過程と維持機構, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol69, No.2, I\_1072- I\_1077, 2013.
- 22) 奥村武信, 保久丈太郎, 藤本剛, 田中一夫: 草方格及び古畳を利用した方格工による飛砂固定に関する研究, 日本緑化工学会誌, Vol.16, No.4, pp.10-17, 1991.
- 23) (社)日本海難防止工協会: 平成 15 年度 船舶交通と漁業操業に関する問題の調査事業 海運・水産関係団体連絡協議会報告書, p 104, 2004.

## 第7章 結論

### 7.1 研究の目的と位置付

#### (1) 研究の目的

本論文は、石炭灰造粒物による沿岸域での底質改善に関する技術開発および効果の検証を研究目的とした。石炭灰造粒物は、密度が小さく軽量で、硫化物イオンおよびリンの吸着機能が既往の研究で確認されている。一方、自然材料と異なり石炭灰とセメントの混合造粒物のため、その配合比率により材料特性が変化することが想定されるが既往の研究では確認されていない。また、造粒物は微細空隙を有し、敷設箇所でアルカリ環境を維持するため有機泥底質へ覆砂した場合に物理化学的な作用が生じると想定されるが、その詳細は不明である。さらに、底質の改善と併せて進む生物の生息基盤としての親和性（生物親和性）についても詳細に評価されていない。

石炭灰造粒物を活用した底質改善技術の普及を図るには、これら不明事項への科学的手法による知見の蓄積が必要である。この課題に対応するため、本論文では、石炭灰造粒物の材料特性と底質改善機能を明らかにするとともに、沿岸域に堆積した有機泥底質の改善手法とその改善効果について論じた。併せて、実証試験により造粒物敷設層の生物生息基盤としての親和性を評価するとともに、沿岸域での覆砂設計に必要な耐波浪特性を研究した。本研究は産官学の研究協定により太田川水系の河岸干潟および広島湾沿岸域での底質改善実証試験事業等へ参画し、そのフィールドに密着して取り組み、研究成果の一部は工学的な事業課題に対する解決手法として貢献している。

以下に石炭灰造粒物の概要と有効活用の現状を示し、次節以降に既往の研究レビューにより整理した研究課題の主要な成果をまとめる。

#### (2) 石炭灰造粒物の概要と特徴

石炭灰造粒物の素材は石炭火力発電所で発生するフライアッシュに少量のセメント等を添加して粒状・固化したものである。瀬戸内海における海砂の採取禁止・規制が進められる中、海砂に替わる新たな材料が求められ、砂の代替材となる石炭灰造粒物が2000年（平成12年）から製造されている。その外観および覆砂材としての敷設状況を写真-7.1.1に示す。



写真-7.1.1 石炭灰造粒物の外観および実海域への覆砂状況

#### (3) 石炭灰造粒物有効活用の従来評価

中国経済産業局（2011）は、石炭灰造粒物の海域利用に関する現状を「近年、各地で実証試験や研究が行われるようになっており、今後、海域環境改善への利用促進が期待されるが、現状では材

料の有効性の検証などの研究開発段階であり、石炭灰造粒物を利用した製品開発や販路開拓などのビジネス展開に至るまでには、まだ時間がかかると考えられる」と評価していた。石炭灰造粒物を活用した環境改善技術の更なる普及には、計画から施工段階までの技術開発とその効果の技術的検証（材料の有効性の検証）に係る研究が必要な現状があった。しかし、瀬戸内海における海砂の採取禁止・規制などの天然資源の保全、および循環型社会形成への意識の高まりなどを背景に、水域環境改善事業において、産業系リサイクル材の積極的な活用への取り組みが進められている。

石炭灰造粒物の活用にあたり、参考資料となり得る技術認証やマニュアル、手引き等の整備の現状を示す。

#### **(a) NETIS への登録**

石炭灰造粒物は、国土交通省新技術情報提供システム（NETIS）に登録されている。登録 No.SKK-120002-A「環境修復用の砂代替材」として登録されている。NETIS 掲載情報は、当該技術に関する証明、認証その他何ら技術の裏付けを行うものではなく、新技術活用にあたっての参考情報である。申請情報は、技術開発者からの申請に基づく情報のため、その内容について、国土交通省が評価しているものではない。

#### **(b) 環境技術実証事業（ETV）による技術認証**

石炭灰造粒物は、「環境省環境技術実証事業（ETV）」において、平成 22 年度に閉鎖性海域における水環境改善技術分野について実証されている。本事業では、「石炭灰造粒物による硫化物イオン、DIN および DIP の吸着による底質・水質の改善とこれに伴う底生生物の生息環境の改善効果の検証」を実証の目的としている。

実証対象技術の概要では、その効果を①へドロ層への圧密沈下抑制、②間隙水浸透場の形成、③へドロからの栄養塩類・硫化物の封鎖・吸着、④生物生息環境の改善、⑤循環資源の再利用としている。実証試験は、短期的な効果を広島県広島市南区丹那町（大河漁協）、長期的な効果を山口県熊毛郡田布施町馬島沖周辺海域の設置後 8 年経過した場所で、効果を検証している。

実証試験についての技術委員会の見解では、水質および底質の改善について、石炭灰造粒物の覆土は、短期的な効果として「DIN, DIP, 硫化物イオンの溶出抑制及び ORP の低下抑制による水質および底質改善が期待できる技術である。」とし、長期的な効果としても「DIP, 硫化物イオンの溶出抑制および ORP の低下抑制による水質および底質改善が期待できる技術である。」としている。

#### **(c) 地方自治体でのリサイクル認定**

石炭灰造粒物は地方自治体において、「山口県認定リサイクル製品」、「しまねグリーン製品」に認定されている。山口県は、リサイクル製品の利用促進及びリサイクル産業の育成を図るため、山口県内で発生する循環資源を利用して、県内で製造加工されるリサイクル製品を認定している。認定されたリサイクル製品は、山口県の公共工事地産地消推進モデル事業の選定対象になる。島根県は、循環型社会の実現を目指して、島根産の優れたリサイクル製品を「しまねグリーン製品」に認定し、資源の循環的な利用の促進とリサイクル産業の育成を図っている。

#### **(d) 技術指針とマニュアル類の整備**

国土交通省港湾局により「港湾・空港等整備におけるリサイクルガイドライン」が制定されてい

る。石炭灰造粒物は、このガイドラインの「品質の評価基準」において「A：既に当該用途を想定した品質基準が設けられている」、「実績の評価基準」において「a：利用実績が多いもの、または汎用性が高いもの」と整理されている。そして、品質と実績の両評価基準を併せて、「すでに当該用途を想定した品質基準が設けられる等、利用が可能」と評価されている。

また、国土交通省中国地方整備局広島港湾空港技術調査事務所では、平成19年度から平成24年度の6年間に渡って、広島湾奥部に位置する海田湾において検討・実証された「石炭灰造粒物による底質改善手法」を実際の事業等へ適用する際の指針を示すことを目的に、平成25年3月に、「石炭灰造粒物による底質改善手法の手引き」を発行し、公開している。手引きでは、石炭灰造粒物による底質改善技術を事業に適用する際の検討に係る内容を、実際の検討手順を想定し整理を行っている。

## 7.2 石炭灰造粒物の材料特性に関する研究成果

第2章では、石炭灰造粒物の物理化学特性を示すとともに、配合により変化する造粒物と長期的な使用による特性変化に関する事項を論じた。

### (1) 配合調整した石炭灰造粒物の物理化学特性

配合調整により変化する造粒物の物理化学特性（強度、空隙率、比表面積、細孔径分布、非晶質強度、元素構成比、結晶組成物比、熱重量・示唆熱曲線）を示した。

石炭灰（FA）と高炉セメントの添加率を変化させて覆砂材（粒径10mm）を試験製作（表-7.2.1）し、併せてFA添加率を可能な限り大きくしたFA固化体（ケース1）、およびFAを添加しないセメント固化体（ケース5）を試作した。覆砂材の特性把握のため、強度（図-7.2.1）、空隙率、比表面積、反応性を評価する非晶質強度（図-7.2.2）、および細孔径分布、細孔容積分布（図-7.2.3）を定量的に評価した。元素構成比（図-7.2.4）のうち強度発現に寄与するCaOの構成比の変動と強度の傾向がほぼ一致していることを示した。なお、海砂代替材の品質基準は施工に必要となる $1.2\text{N}/\text{mm}^2$ 以上としている。熱重量・示唆熱曲線（図-7.2.5）はFA添加率に応じて、結晶水和物が減少し非晶質量が増加することを示した。

空隙率はFA70%で最大となっていた。これは比表面積がFA70%で最も高くなっている結果と一致した。細孔容積分布と加積細孔容積分布もFAの添加率に応じて大きく性状が異なっている。覆砂材の空隙率、比表面積が大きいと底質中の間隙水との接触面積が大きくなるため、溶存態イオンの溶出およびイオン交換等の化学反応性が向上すると評価できる。また、非晶質量評価が高いほど、覆砂材の組成物質は結晶化しておらず溶存態イオンの溶出が高いと考察できる。

石炭灰造粒物は、セメント固化体と比較し、FA添加率を調整することで、空隙率、比表面積を調整可能であり覆砂材としての効果を最適化する添加率が存在する。実験結果の比表面積および細孔容積分布からFA70%程度が覆砂材として反応性が高いことを示した。

表-7.2.1 試験製作した覆砂材の配合

海砂代替材 試作配合	石炭灰添加率 (重量比)	高炉セメントB種添加率 (重量比)
ケース1	95.0%	5.0%
ケース2	87.0%	13.0%
ケース3	70.0%	30.0%
ケース4	40.0%	60.0%
ケース5	0.0%	100.0%

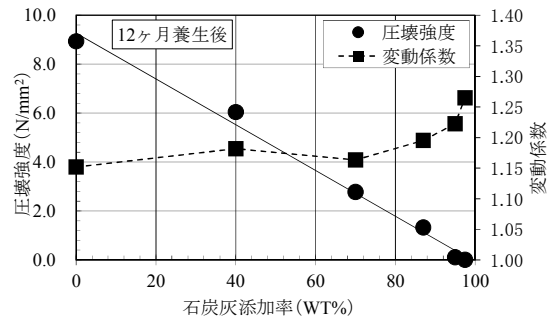


図-7.2.1 試験製作した覆砂材の圧壊強度

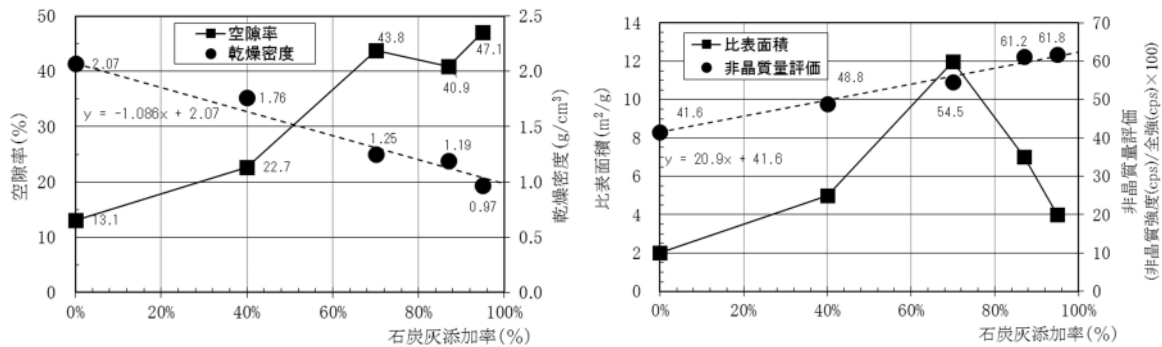


図-7.2.2 覆砂材の配合と空隙率・乾燥密度および比表面積・非晶質量評価の関係

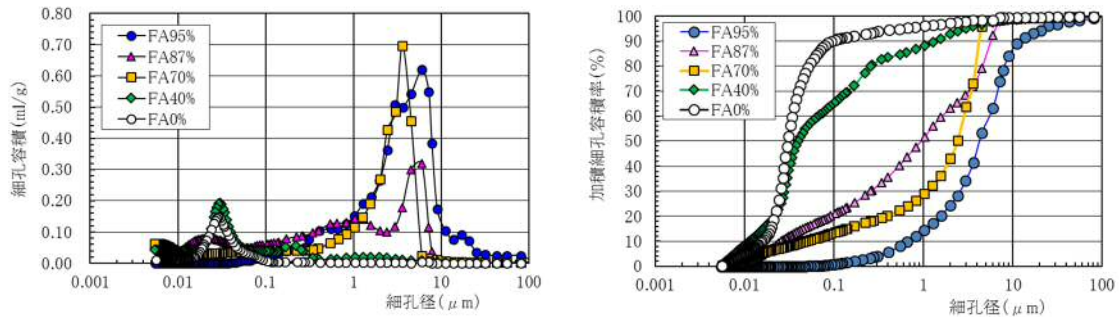


図-7.2.3 FA比率を調整した覆砂材の細孔容積分布と加積細孔容積率分布

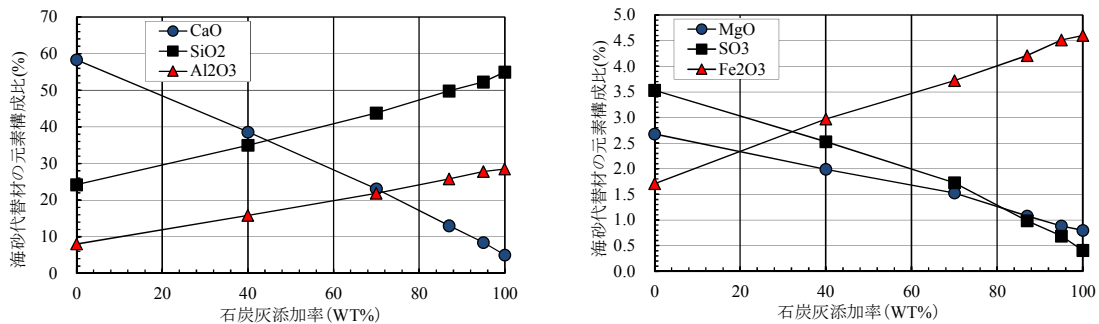


図-7.2.4 配合を変化した海砂代替材の主要元素構成比

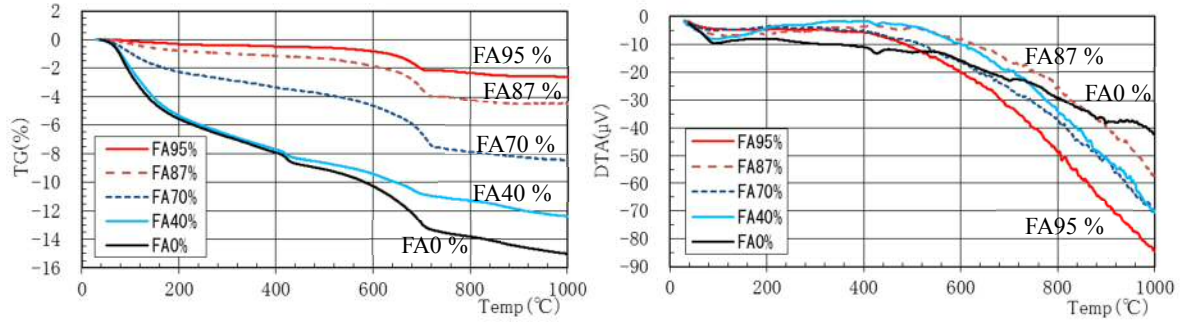


図-7.2.5 FA混合率を変化した覆砂材のTG曲線およびDTA曲線

## (2) 石炭灰造粒物による pH 上昇と溶存態イオン溶出特性

石炭灰造粒物の pH-水分曲線 (図-7.2.6) による保水性と溶存態イオンの溶出特性を示した。

実験により、石炭灰造粒物覆砂による pH 上昇特性を示した。造粒物を緩衝作用の少ない淡水域で使用する場合の覆砂層内間隙水 pH は 9.5~10.4 程度に維持されると考察する。また、貯留実験結果より、海域で使用する場合の覆砂層内間隙水 pH は、8.0~9.0 程度に維持されると考察する。

主な溶出イオン (図-7.2.7) は Ca イオン、Si イオンであり、石炭灰造粒物の組成物質から遊離したものと評価できる。コンクリートのセメント添加量は  $300 \text{ kg/m}^3$  以上であり、試験に用いた石炭灰造粒物のセメント量と比較し 2 倍程度であるにも関わらず Ca イオンの溶出量は同程度であった。これは石炭灰造粒物の空隙率、比表面積および非晶質量の特性に起因すると考察する。Ca イオン、Si イオンは、溶出速度が一定勾配で維持されており、1 年程度は安定して溶出機能が維持されると評価できる。一方で、Al イオンは、180 日経過以降はその溶出が止まっている。

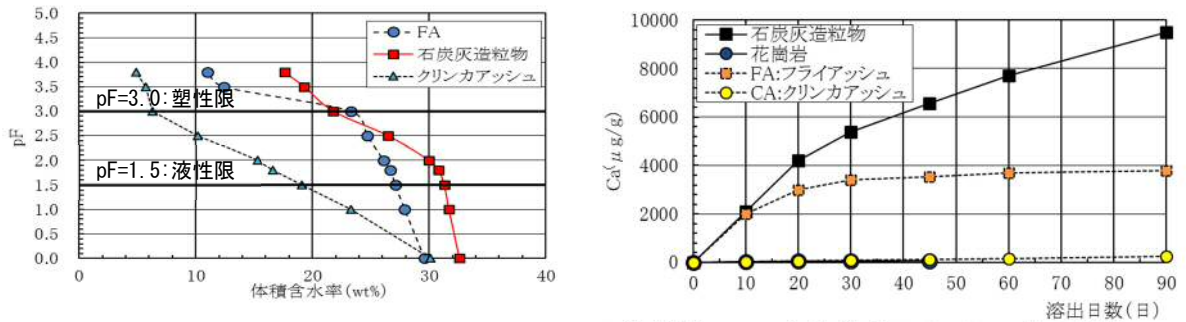
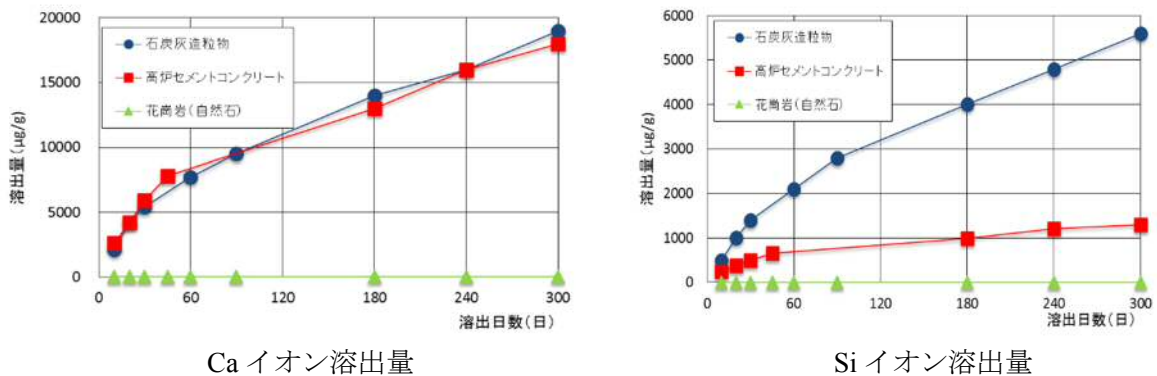


図-7.2.6 石炭灰と石炭灰造粒物 (細粒分) と比較材料の pH-水分曲線および Ca 溶出特性



Ca イオン溶出量

Si イオン溶出量

図-7.2.7 石炭灰造粒物の溶存態イオン溶出特性



### (3) 長期的な物理化学特性の変化

実海域で長期間覆砂材に活用した場合の海砂代替材としての物理特性（強度，吸水率，形状）の維持や化学特性に伴う組成変化を示した。

海砂代替材の結晶組成変化について 6 ヶ月および 30 ヶ月養生後の結晶組成物質を評価した（図-7.2.8）. 養生期間により結晶組成物質が異なることが確認された. ポズラン反応は長期的に進行しており，6 ヶ月以降も継続していると考察される. 海砂代替材の主な結晶組成物は，Mulite, Calcite, Quartz, Hatrurite, Portlandite である. 石炭灰の添加率にともない Mulite, Quartz は増加，Hatrurite, Portlandite, Calcite は減少している. 長期養生後のものは石炭灰添加率と結晶組成物の比率に明らかな関係性が認められる. これはポズラン反応等が十分に進行していることに基因していると考えられる。

長期養生期間に伴う比表面積（図-7.2.9）の変化が確認された. 養生期間中も長期的に内部でポズラン反応等が継続しており，製造 6 ヶ月と 30 ヶ月を比較すると比表面積が養生期間に伴い増加している. また，海水浸漬した海砂代替材の元素構成と結晶組成物質の変化について評価した. 海域で 3 年間浸漬した海砂代替材の分析により，Ca 元素の減少とともに，Mg の吸着が確認された. XRD 回折と蛍光 X 線分析により，元素構成と結晶組成物質の変化（図-7.2.10）を示した. 元素構成比の変化と海域で長期的に浸漬した後の組成物質の変化に関するメカニズムと最終組成形態を示した。

海底覆砂後 13 年および 3 年経過した石炭灰造粒物を採取（表-7.2.1）し物理特性を評価（表-7.2.2）した. 形状は安定しており，外観から劣化等は確認されていない. 強度特性を評価した結果，未使用品と同等の強度水準（1.2 MPa 以上）が維持されている. また，吸水率についても未使用品と同程度であった. これらより石炭灰造粒物は実海域で長期的（13 年）に海砂代替材として活用されても物理的に安定した材料であることを示した. 覆砂 13 年および 3 年経過した試料による実験の結果，経過年数に応じて pH 上昇が抑制（図-7.2.11）されることが確認された. 一方で，13 年経過後も pH 上昇特性を有することが確認された. これは覆砂層の pH が長期間安定して維持されていることに一致した. XRD 回折により，表層部と中心部でその化学組成が変化していることが確認された. 海域での覆砂により非晶質量が低下している. 中心部より表層部において，非晶質量の低減量は大きくなっている. また，表層は未使用品ですでに炭酸化しており，その厚さは SEM 観察および EPMA 分析の結果，2 mm 程度と考察された. 覆砂 3 年経過試料の表層部と中心部からの溶出イオンを定量的に評価（図-7.2.12）した. Si イオンは，3 年経過後も表層部，中心部ともに未使用品と同様の溶出特性であった. Ca イオンは，表層部は低下しているが，中心部は未使用試料と同程度の溶出特性であることを示した。

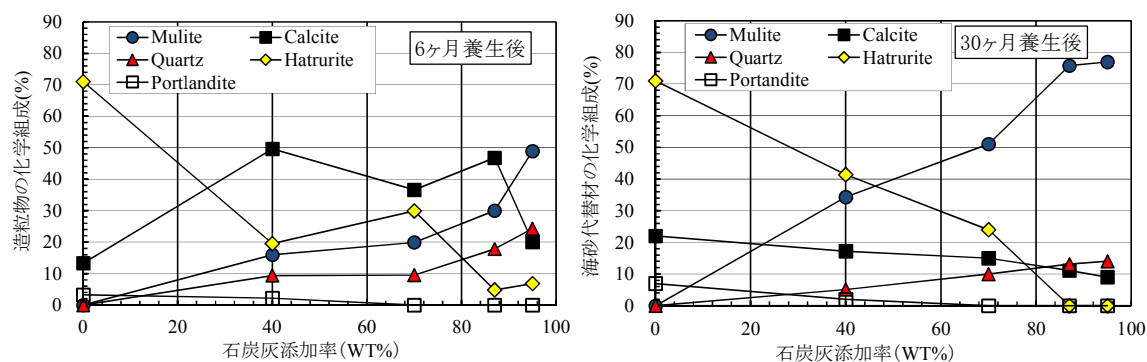


図-7.2.8 配合を調整した海砂代替材の化学組成変化

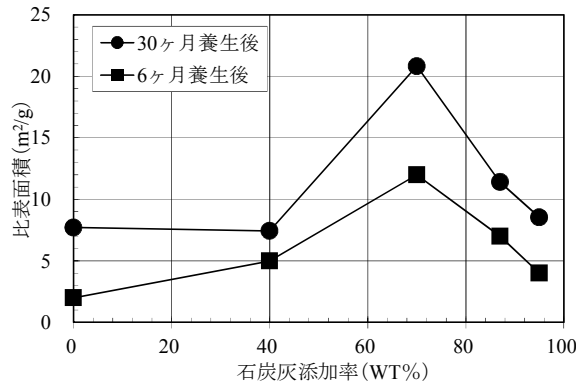
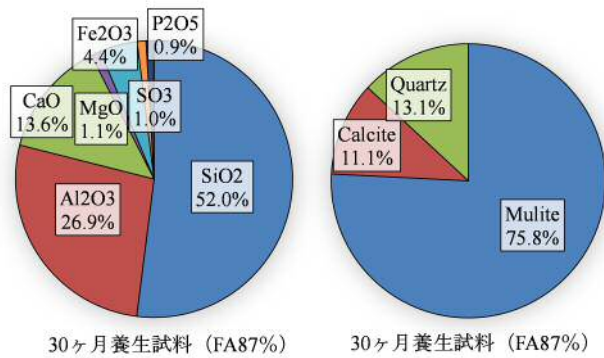


図-7.2.9 長期養生した海砂代替材の比表面積変化



結晶組成物質名称	化学式
Mulite	Al <sub>6</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>13</sub>
Calcite	CaCO <sub>3</sub>
Quartz	SiO <sub>2</sub>
Hatruite	Ca <sub>3</sub> SiO <sub>5</sub>
Portandite	Ca(OH) <sub>2</sub>
Magnesite	MgCO <sub>3</sub>
Sjogrenite	Mg <sub>6</sub> Fe <sub>2</sub> (OH) <sub>16</sub> CO <sub>3</sub> ·4(H <sub>2</sub> O)

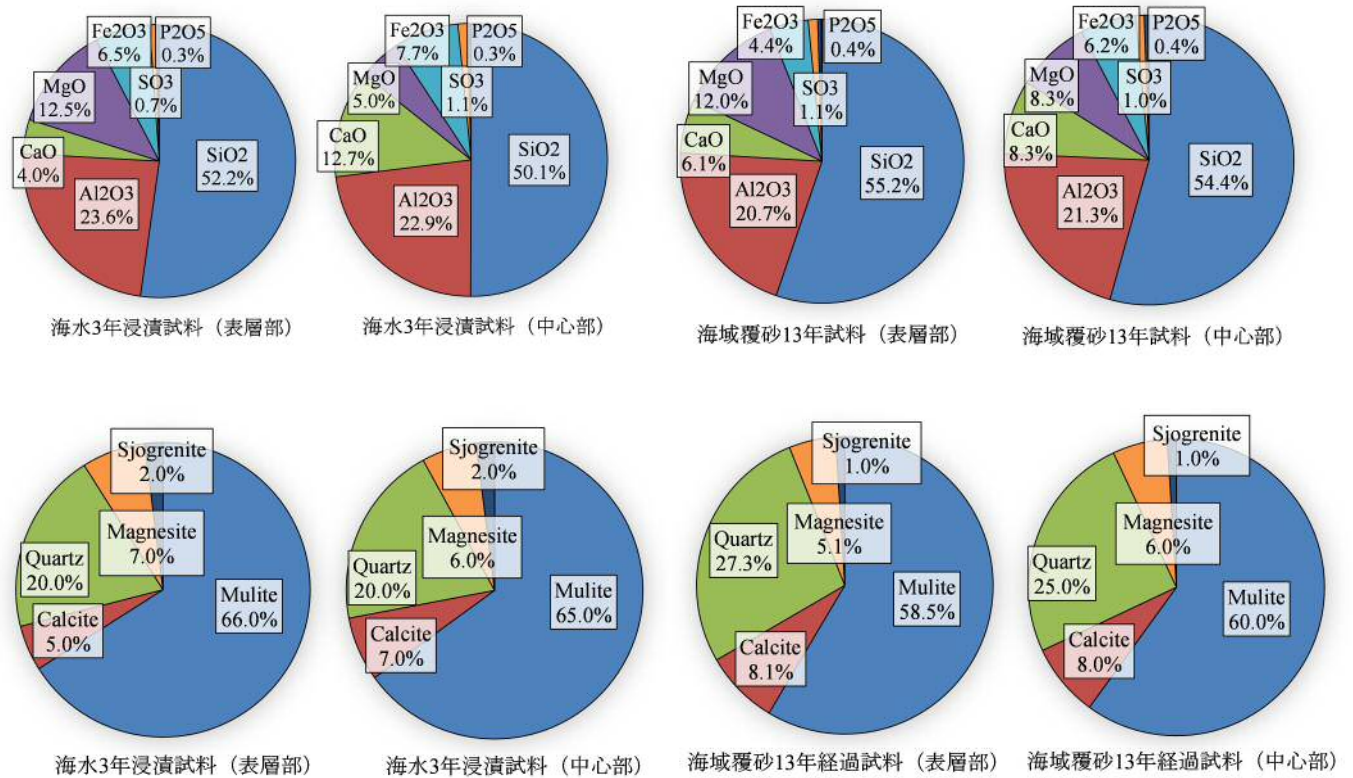


図-7.2.10 海水浸漬による元素構成と結晶組成物質の変化

表-7.2.1 採取・分析試料の概要

採取箇所	干潟敷設箇所（表層）	海底覆砂箇所（表層）
覆砂後経過時間	3年	13年
覆砂時期	2012年12月	2002年
採取時期	2015年11月	2015年10月
採取箇所	広島県広島市 一級河川太田川水系 河岸干潟（潮位差4m）	山口県熊毛郡 田布施町 馬島沖 海底底質（水深12m）
敷設環境	好気環境	好気環境
採取方法	干出時に採取	潜水作業により採取

表-7.2.2 採取試料の物理特性

項目	未使用覆砂材	3年経過試料	13年経過試料
圧壊強度	1.30 MPa	1.33 MPa	1.42 MPa
吸水率	22.0%	22.3%	25.1%
色調	灰色	灰色	茶黒色
外観	-	劣化等なし	劣化等なし

表-7.2.3 覆砂層再現実験概要

項目	実験条件
固液比	1:1（層内間隙水を想定）、1:3（直上水を想定）
実験水	2種類：純水および活性炭処理水
実験材料	3種類 未使用の石炭灰造粒物 13年および3年経過覆砂材試料

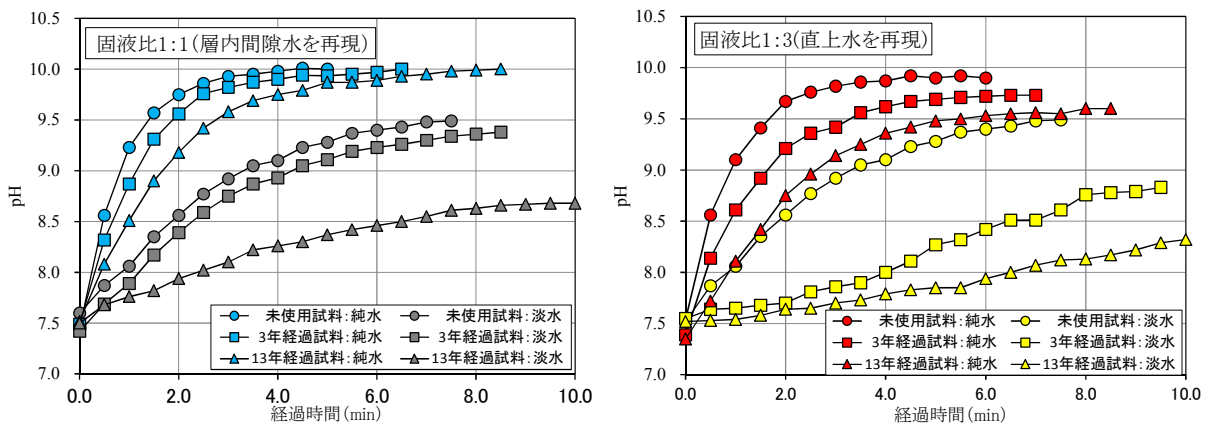


図-7.2.11 石炭灰造粒物覆砂層再現による pH 上昇試験

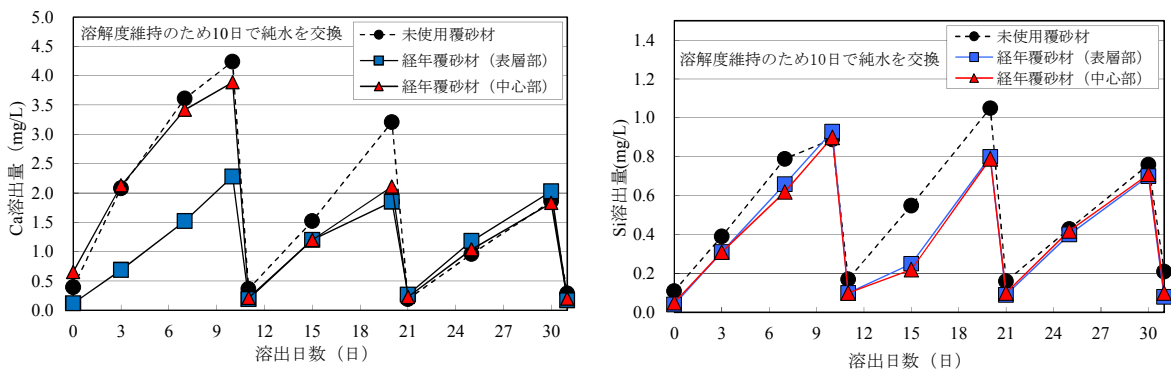


図-7.2.12 造粒物の Ca イオン溶出量 造粒物のケイ酸イオン溶出量（30日）

### 7.3 石炭灰造粒物の底質改善機能に関する研究成果

第3章では、石炭灰造粒物覆砂による底質改善機構について、既往の研究をレビューすると共に、土壌反応特性と底質安定化機構、石炭灰造粒物により浄化された河岸ヘドロの特性、油脂類の吸着性能と覆砂効果、硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構と最適配合に関する事項を論じた。

#### (1) 石炭灰造粒物覆砂による底質改善機構

既往研究のレビューにより石炭灰造粒物覆砂による還元有機泥が堆積した底質の改善機構を示した。図-7.3.1は、石炭灰造粒物による有機泥の浄化機能の概要を覆砂の事例で示している。石炭灰造粒物は、硫化物の吸着、大きな粒子間空隙によるトラップ効果や通水効果、間隙内の酸性化防止、生物による効率的な有機物の分解などの機能を有している。石炭灰造粒物による有機泥の被覆は、底泥の間隙水から溶出するリン酸を吸着して低層水への溶出を低減することで、水域の富栄養化を抑制する機能を有している。

石炭灰の化学成分の中では、酸化カルシウム (CaO)、酸化マグネシウム (MgO)、酸化ナトリウム (Na<sub>2</sub>O)、酸化カリウム (K<sub>2</sub>O) がリン酸と反応すると考えられる。主に酸化カルシウムにより、難溶性のリン酸カルシウム (Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>) を生成 (図-7.3.2) していると推測される。

図-7.3.3には、泥層内での有機物の分解系統図を示す。泥内の有機物が分解すると H<sup>+</sup> が発生し、電子が蓄積するために酸化体(最終電子受容体(TEA), Terminal Electron Acceptor)の還元物質(ODU)化が進行する。一方、主要な成分が酸化物 (SiO<sub>2</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO など) の石炭灰を材料とする石炭灰造粒物は、接触する泥層間隙水内に酸化物を溶出する。間隙水内に溶出した酸化物は、泥内に蓄積した電子および H<sup>+</sup> を消費して泥内の還元状態を緩和するとともに弱アルカリ環境にする。

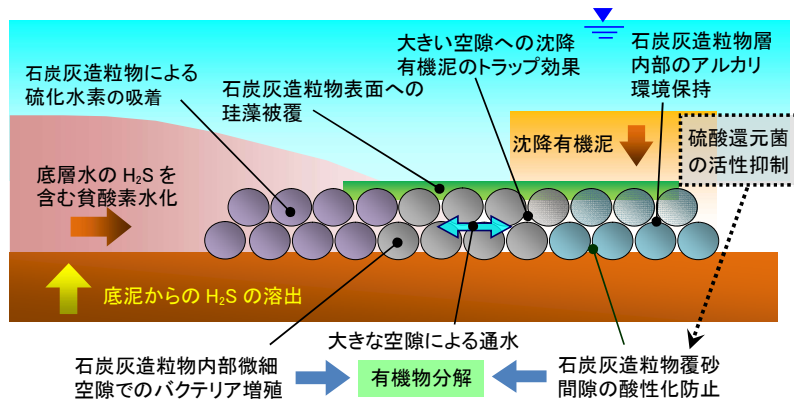


図-7.3.1 石炭灰造粒物の覆砂効果の概要

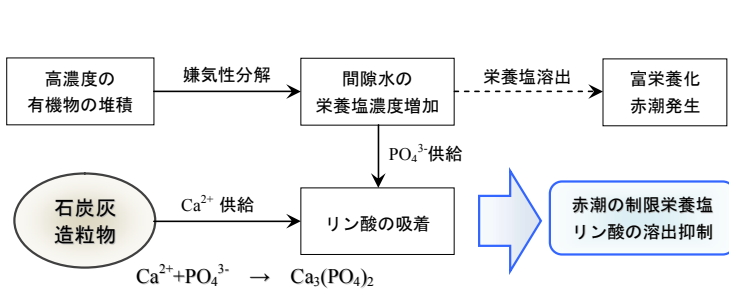


図-7.3.2 石炭灰造粒物の富栄養化の抑制機能

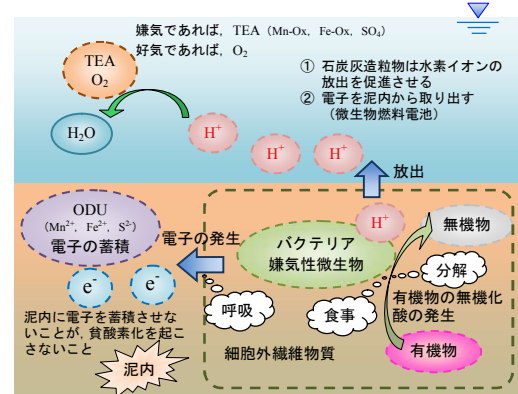


図-7.3.3 泥層内の有機物分解系統図

## (2) 土壌反応特性と底質安定化機構

還元有機泥が堆積した干潟に石炭灰造粒物を敷設した場合の土壌反応特性、および干潟上を歩行可能とする地盤支持力の改善と底質の溶出物質を抑制する化学反応特性である底質安定化機構を示した。

石炭灰造粒物の土壌反応特性（表-7.3.1）は、粉体であるFAおよび砂礫状物質であるCA（クリンカッシュ）と比較し、陽イオン交換容量は約10倍、リン酸吸収係数は3倍以上となっており、造粒固化により、土中イオン吸着保持性能が向上されている。石炭灰造粒物は、砂礫材料のCAと比較し造粒固化により、高い保水性能を有する。また、自然石、CA、およびFAに比較し、Caイオンの溶出速度が大きく、これは土壌反応性試験結果と傾向が一致している。石炭灰造粒物覆砂により、有機泥層と石炭灰造粒物の接触・混合層では、その土壌反応性と溶出されるCaイオンの造粒物層内での保水性により、間隙水のCaイオン濃度が向上し、局所的に高pH層（pH10～11）が形成される。その結果、底質有機泥は次に示す化学反応機構により改質されると考察する。土粒子は、概ね負に帯電しており互いに反発しあう状態にあるが、Caイオンの正の電荷によってこれが中和され、土粒子は凝集し団粒化が促進される（図-7.3.4）。さらに団粒化した有機泥中では、間隙中に針状結晶水和物（Ettringite）によるネット構造が生成し、有機泥を安定化する。微量ではあるが、石炭灰造粒物層内に存在するCa(OH)<sub>2</sub>は、有機泥土粒子のシリカ分とポゾラン反応を起こし、土粒子と石炭灰造粒物との接着が起こると考察される。併せて、水和反応による土の含水比低下に起因されて有機泥が安定化し含水比の低下も考察される。反応物質であるCa(OH)<sub>2</sub>は、TG曲線（図-7.2.5）FA87%の400～550℃の減少量より0.4%と算定できるが、微量なためコンクリートの様な硬化反応ではなく、地盤の安定化（0.4～6 N/cm<sup>2</sup>）程度の強度レベルとなる。実際の底質覆砂（写真-7.3.2）では、これらの反応機構は単独でなく複合して起こると考察される。

## (3) 底質酸素要求量の低減効果と溶出物質抑制効果

石炭灰造粒物覆砂による底質酸素要求量の低減効果と溶出物質抑制効果を示した。

覆砂効果の確認：温度依存性のあるSODの低減効果が定量的（図-7.3.6、図-7.3.7）に確認された。底質からの溶出物質の抑制効果（図-7.3.8）を併せて示した。

表-7.3.1 石炭灰と石炭灰造粒物の土壌反応特性

分析項目		単位	FA	石炭灰造粒物	CA
陽イオン交換容量(CEC)		meq/100g	0.71	8.80	0.39
電気伝導度		mS/cm	1.00	0.99	1.11
交換性陽イオン	カルシウム	meq/100g	27.1	52.1	12.3
	マグネシウム		1.2	1.2	0.4
	カリウム		0.1	2.0	0.01
	ナトリウム		0.3	1.3	0.1
窒素	アンモニア態窒素	mg/100g	5.8	2.1	1.2
	硝酸態窒素		0.6	0.3	0.4
リン酸吸収係数		-	797	2540	675
可給態リン酸		mg/100g	208.7	10.1	15.6
性状分析	カルシウム	mg-dry/kg	0.1未満	11.0	0.1
	マグネシウム		0.08	1.0	0.22
	カリウム		4.0	7.0	2.8
	ナトリウム		4.4	5.6	7.3

\*実験は、すべて2mm以下の粒径で実施

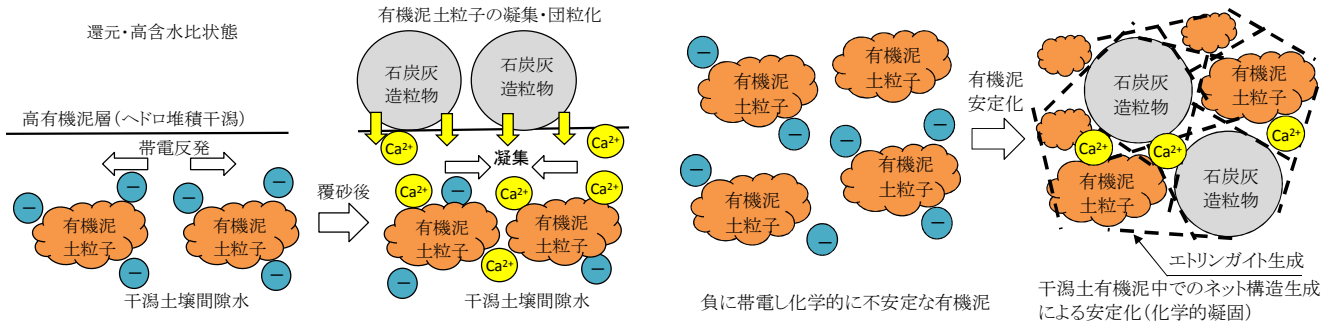


図-7.3.4 石灰灰造粒物覆砂による土粒子の凝集・団粒化概念図および有機泥安定化概念図

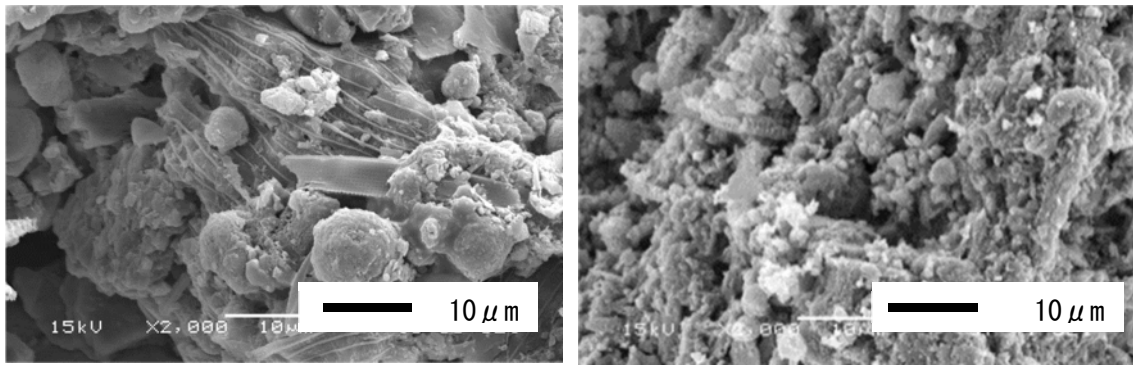
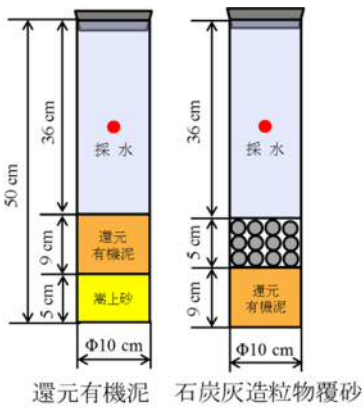


写真-7.3.2 SEM画像(a)造粒物と有機泥の混合(1:1)試料, (b)現地覆砂での凝固試料



還元有機泥性状	
項目	感潮河川干潟
強熱減量 (%)	4~10
含水比 (%)	67.4~81.3
ORP (mV)	-328~-40
DO (mg/L)	0.5~1.0
硫化物	0.09~0.17
n-ヘキサン抽出物質 (mg/kg)	500~1000
PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	0.1~1.3
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	1.5~6.0

図-7.3.5 底泥溶出物質抑制実験概要および還元有機泥性状

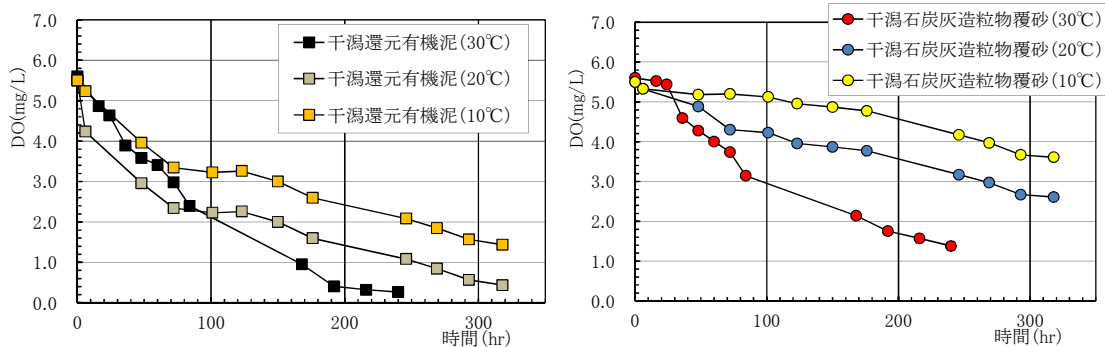


図-7.3.6 還元有機泥によるDO消費実験および石灰灰造粒物によるDO消費低減実験

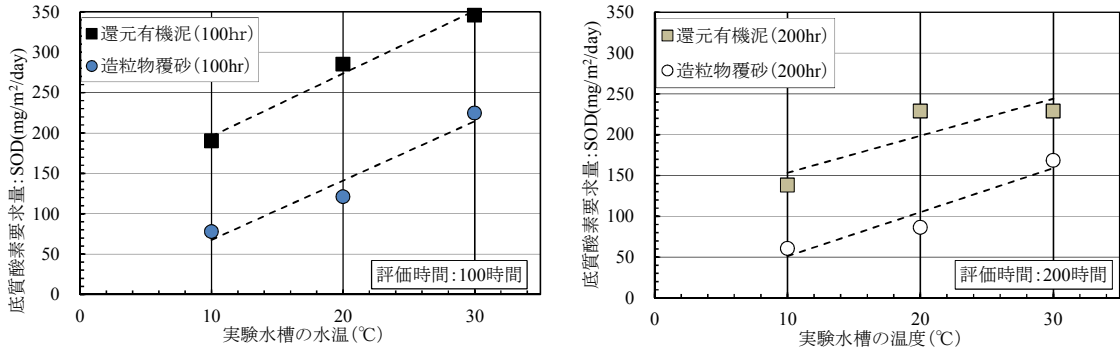


図-7.3.7 石炭灰造粒物覆砂による SOD の低減効果

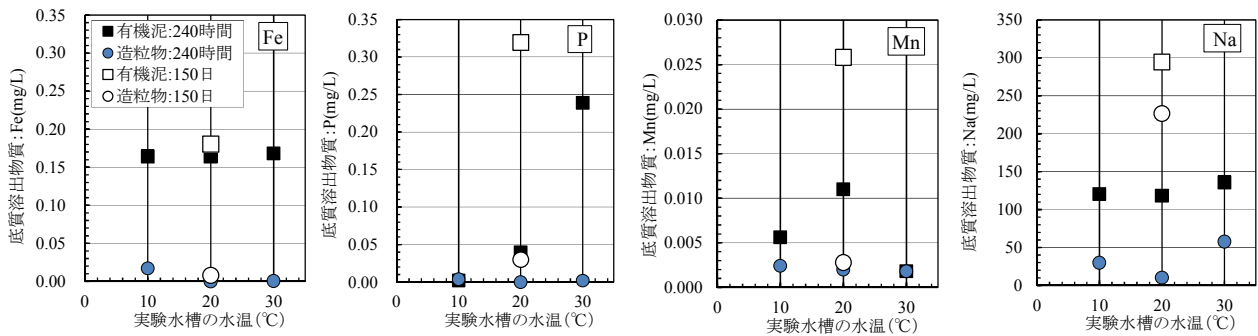
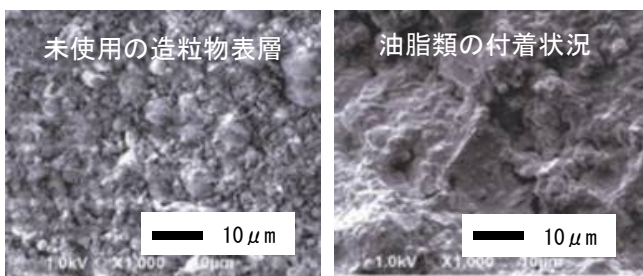


図-7.3.8 石炭灰造粒物による底質溶出物質の低減<sup>13)</sup>

#### (4) 油脂類吸着性能と微生物付着特性

石炭灰造粒物を覆砂材として活用する場合の底質有機泥の油脂類の吸着性能と微生物付着特性を示した。石炭灰造粒物への油脂類吸着実験（図-7.3.9）により自然石と比較し約 50 倍の油脂類吸着性能があることを示した。また、室内での現地再現実験（図-7.3.10）により石炭灰造粒物への油脂類吸着特性（図-7.3.11）が明らかとなった。併せて、干潟調査においても油脂類の低減効果（図-7.3.12）が確認された。さらに、石炭灰造粒物表層に油分解菌がバイオフィルムを形成し卓越して担持（表-7.3.3）されることを示した。これらは底泥の *n*-ヘキサン抽出物の減少に寄与していると考察される。石炭灰造粒物による油分解機能に関する概念図を図-7.3.13 に示す。河岸干潟の石炭灰造粒物覆砂層の間隙へ沈降有機泥がトラップされると石炭灰造粒物の細孔径が油脂類を吸着する。吸着された油脂類を集積因子として油分解微生物が増殖し微生物膜（バイオフィルム）を形成する。この微生物膜（バイオフィルム）が周辺の油脂類を含有する有機物を分解する。分解にあたっては、石炭灰造粒物層内の pH 上昇に伴うアルカリにより、油脂類が軟化し、表層での分解を容易にすると共に、剥離しやすい性状へ改質されると考察する。

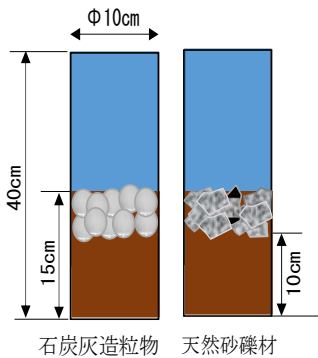


油脂類 (*n*-ヘキサン抽出物質) の試料への吸着量 (24hr)

試料名	分析値(mg/kg)
石炭灰造粒物(植物性油脂浸漬)	140,000
天然石(植物性油脂浸漬)	2,900

図-7.3.9 油脂類吸着量と油脂類を吸着した石炭灰造粒物表層の SEM 画像

油脂類の吸着評価	n-ヘキサン抽出物質を測定
覆砂材	2ケース; 石炭灰造粒物, 天然石
還元有機泥	1級河川太田川派川京橋川感潮域から採取
実験用水	純水(イオン交換水)
実験期間	8日, 21日後に吸着量を評価



測定項目	測定値
ORP (mV)	-328~-40
DO (mg/L)	0.5~1.0
強熱減量	10.2%
n-ヘキサン抽出物質	700mg/kg
COD	36mg/g
PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	0.1~1.3
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	1.5~6.0

図-7.3.10 干潟を模擬した覆砂材への油脂類吸着実験概要

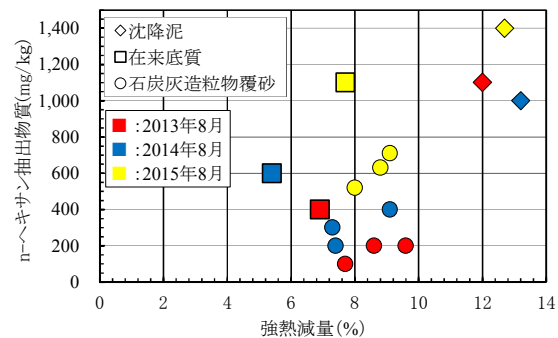
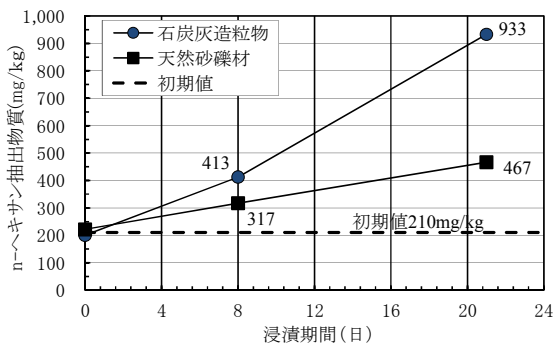


図-7.3.11 干潟を模擬した油脂類吸着実験結果

図-7.3.12 干潟調査による油脂類低減効果確認

表-7.3.3 石炭灰造粒物に卓越した付着微生物(細菌)

採取箇所	干潟敷設箇所(表層)	湾域覆砂箇所(表層)
採取時期	2012年11月	2012年11月
採取箇所	広島県広島市 一級河川太田川水系 河岸干潟(潮位差4m)	広島県江田島市 カキ養殖筏下の底質 水深11m-14m
敷設環境	好気環境	嫌気環境
採取方法	干出時に採取	潜水作業により採取
石炭灰造粒物のみへ付着が確認された微生物(細菌)	<b>Sphingomonas 属</b>	<b>Acidovorax 属</b> <b>Propionibacterium 属</b>
微生物の特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>好気性菌</li> <li>バイオフィームにより基質に付着</li> <li>有機物分解による浄化</li> <li>油分解菌</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>嫌気性菌</li> <li>バイオフィームにより基質に付着</li> <li>有機物分解による浄化</li> <li>油分解菌</li> <li>Acidovorax 属のみの特性</li> <li>脱窒菌: 脱窒による窒素除去に関与</li> </ul>

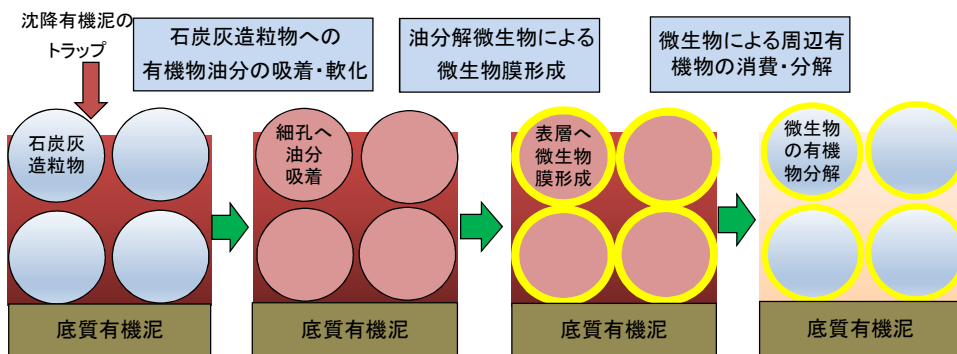


図-7.3.13 石炭灰造粒物による油吸着と微生物分解概念図



### (5) 硫化物イオン吸着サイトの再生機構と最適配合

硫化物イオン吸着機能と吸着サイトの再生機構（図-7.3.14）と最適配合を示した。

硫化物イオンは石炭灰造粒物表面でマンガン酸化物によって硫黄へ酸化され石炭灰造粒物表面に吸着される。表面に形成された硫黄の一部は剥がれ石炭灰造粒物の表面が露出する。

好気条件ではマンガン酸化物が酸化され吸着サイトが再生される。このように好気・嫌気の繰返しによる石炭灰造粒物の硫化物イオン吸着機能は10サイクル（10シーズン）後も有効（図-7.3.15）であると考えられる。また、FA 添加率が高いほど硫化物イオン吸着量（図-7.3.16）が多いことを示した。

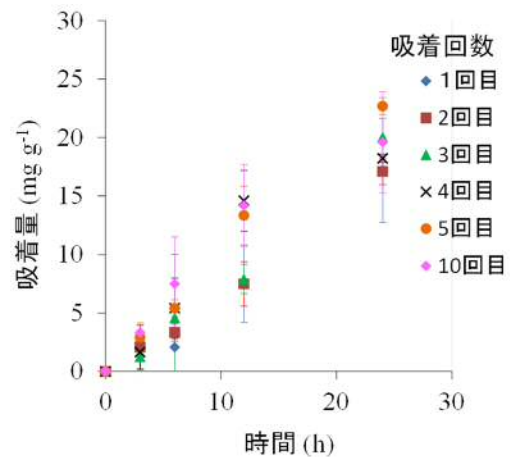
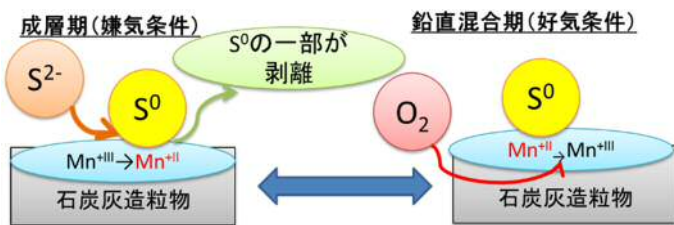


図-7.3.14 硫化物イオン吸着サイト再生機構および硫化物イオン吸着量の経時変化

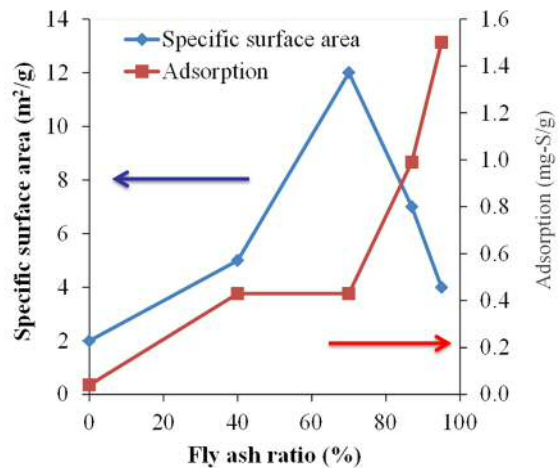
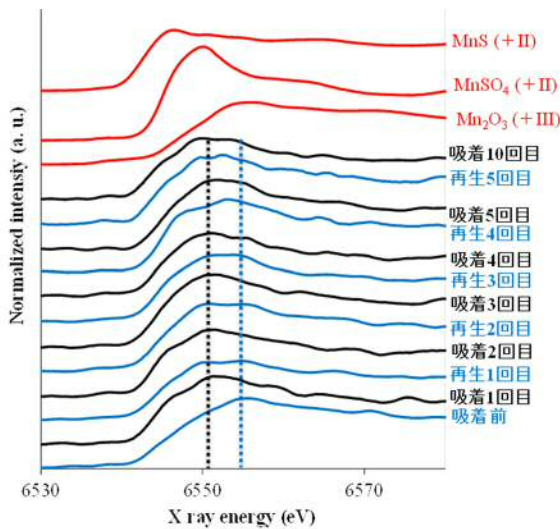


図-7.3.15 MnのXAFSスペクトル（造粒物表面） 図-7.3.16 比表面積と硫化物イオン吸着量

## 7.4 石炭灰造粒物による沿岸域の底質改善手法と改善効果に関する研究成果

第4章では、事業実施に必要となる計画から施工段階までの技術的ノウハウを具体的な手法により研究、実証した事項について、手順および機能効果に関する事項を論じた。

## (1) 底質浄化能力を持つ作業場構築技術の開発

ヘドロ化が進み支持力  $0 \text{ kN/cm}^2$  の超軟弱地盤において、重機作業が可能で干潟再生効果を兼ね備えた石炭灰造粒物を用いた新たな作業場構築技術を示した (図-7.4.1)。造粒物をヘドロ干潟での作業場構築に活用する事で、従来の敷鉄板による作業床に比べ高い施工効率で作業場を構築できる。施工後の撤去が不要なため透水層として干潟再生事業に活用する事により再生事業の費用便益比 (B/C) を向上できる事 (表-7.4.1) を示した。造粒物作業場 (透水層) により底質の IL, 硫化物, n-ヘキサン抽出物が減少し、透水層としての環境改善機能が確認された。また遊歩道として十分な土壌硬度が維持され、河岸利用者が散策等に利用できる環境が維持され親水性が向上している。また、本小規模実証試験で得られた成果を基に、当該地区では産官学による大規模な干潟再生実証試験が実施された。

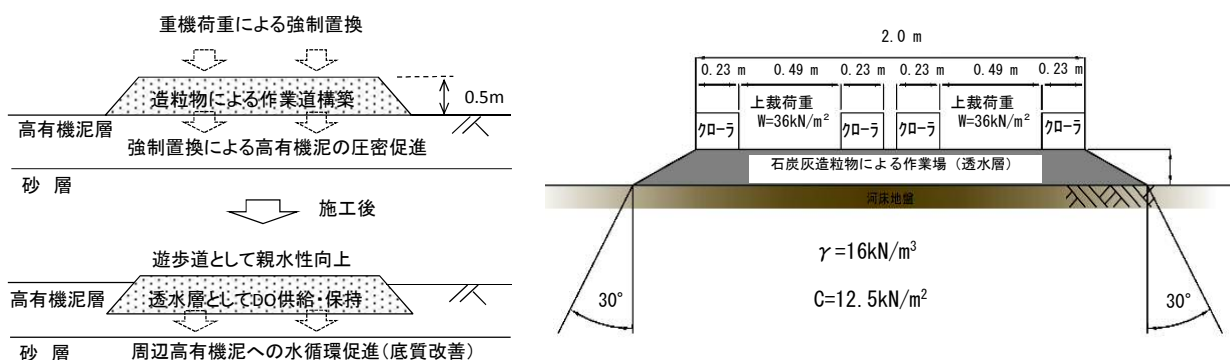


図-7.4.1 石炭灰造粒物による作業場 (作業道) 構築技術

表-7.4.1 作業場構築に係る施工費用および施工効率

工 法	石炭灰造粒物作業場	仮設作業床 (敷鉄板設置・撤去)
日施工費	22.3 万円/日	32.5 万円/日
日施工数量	92.8m <sup>2</sup> /日 (4hr/日)	65.0m <sup>2</sup> /日 (4hr/日)
時間施工効率	23.2m <sup>2</sup> /hr	16.3m <sup>2</sup> /hr
1m <sup>2</sup> 当り 施工費	2.4 千円/m <sup>2</sup>	5.0 千円/m <sup>2</sup>
撤去作業	不要	必要
施工規模	100~500m <sup>2</sup>	
施工条件	軟弱干潟作業, 材料工事費共 (資機材運搬費除)	

## (2) 大規模底質改善施工技術の開発

石炭灰造粒物覆砂による大規模 (7,296 m<sup>2</sup>) 実証試験 (写真-7.4.1, 写真-7.4.2, 図-7.4.2) により施工性能・事業コストを評価し、支持力  $0 \text{ kN/m}^2$  のヘドロ堆積干潟において B/C 向上 (表-7.4.2)

が望め、安全な重機作業を可能とする石炭灰造粒物の敷設厚を評価できる設計用データの蓄積（写真-7.4.3, 図-7.4.6）を図るとともに、干潟再生材としての底質 DO の供給機能を示した。

試験施工により施工指針とできる施工性能および事業コストが評価され、小規模試験と比較し B/C 向上が見込める大規模施工技術を示した。

ヘドロ堆積干潟において造粒物透水層厚と地盤支持力の特性を示した。これにより高有機泥厚 1 m かつ干潟地盤支持力  $0 \text{ kN/m}^2$  のヘドロ干潟において、重機作業に必要となる作業用通路への石炭灰造粒物の敷設厚が検討可能となった。また、透水層内で水位変動（潮位）に沿った水循環と底質 DO 供給が確認され、その透水機能を示した。



(施工前 2009 年 12 月)

写真-7.4.1 対象干潟の外観



(施工後 2013 年 5 月)

写真-7.4.2 大規模試験区構築

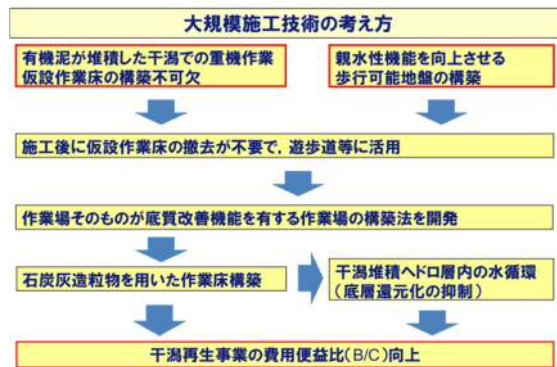
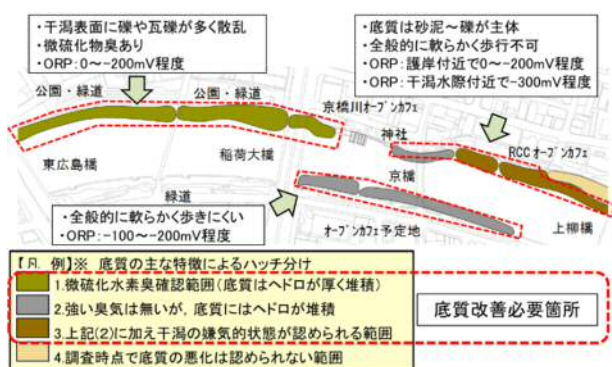


図-7.4.2 対象干潟の底質状況（2012 年調査結果）と大規模実証試験による透水層施工技術の概要

表-7.4.2 石炭灰造粒物層の施工速度と施工費用の低減効果

項目	大規模試験施工	小規模試験施工
河川底質改善範囲	7,296m <sup>2</sup>	475m <sup>2</sup>
造粒物施工数量	2,584m <sup>3</sup>	200m <sup>3</sup>
施工期間 (施工時間)	47日 (191hr)	13日 (52hr)
1日当り施工速度	160m <sup>2</sup> /日	37m <sup>2</sup> /日
施工速度の向上率	小規模施工の4.3倍	1
実証試験費用	54.0百万円	8.0百万円
1m <sup>2</sup> 当り施工費用	7,400円/m <sup>2</sup>	16,800円/m <sup>2</sup>
1m <sup>2</sup> 当り造粒物使用量	0.35m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup>	0.42m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup>
1m <sup>2</sup> 当り施工費低減	小規模に比較し56%減	-



写真-7.4.3 石炭灰造粒物層の平板載荷試験状況

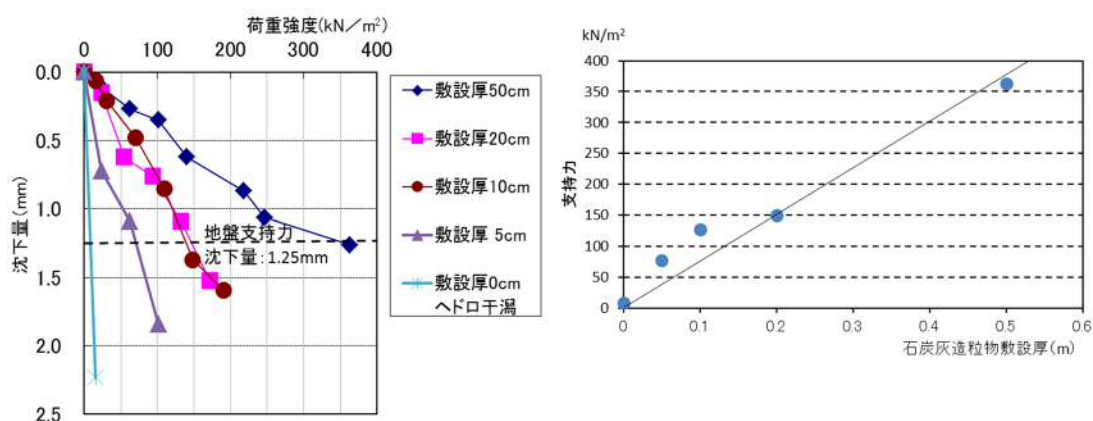


図-7.4.6 造粒物敷設厚毎の荷重強度と沈下量および支持力の関係

### (3) 石炭灰造粒物透水層の地下水流動と濁質の輸送

透水層としての機能を期待して施工された石炭灰造粒物層内では施工から2年後においても十分に地下水流動が生じており、透水層としての効果が持続していることを示した。造粒物層内では潮汐変動に伴う地下水位変動が生じていることから、地下水流動が活発に生じ、地下水流動(図-7.4.7)に伴って酸素を含む地下水とクロロフィル a を含む濁質が造粒物層内へ輸送されていることを示した。造粒物層内では地下水流動に伴いクロロフィル a は2~6 $\mu\text{g/L}$ 、溶存酸素濃度は2~8 $\text{mg/L}$ で河川水と同程度に維持されており、二枚貝の生息に良好な水環境が形成されていることが示された。

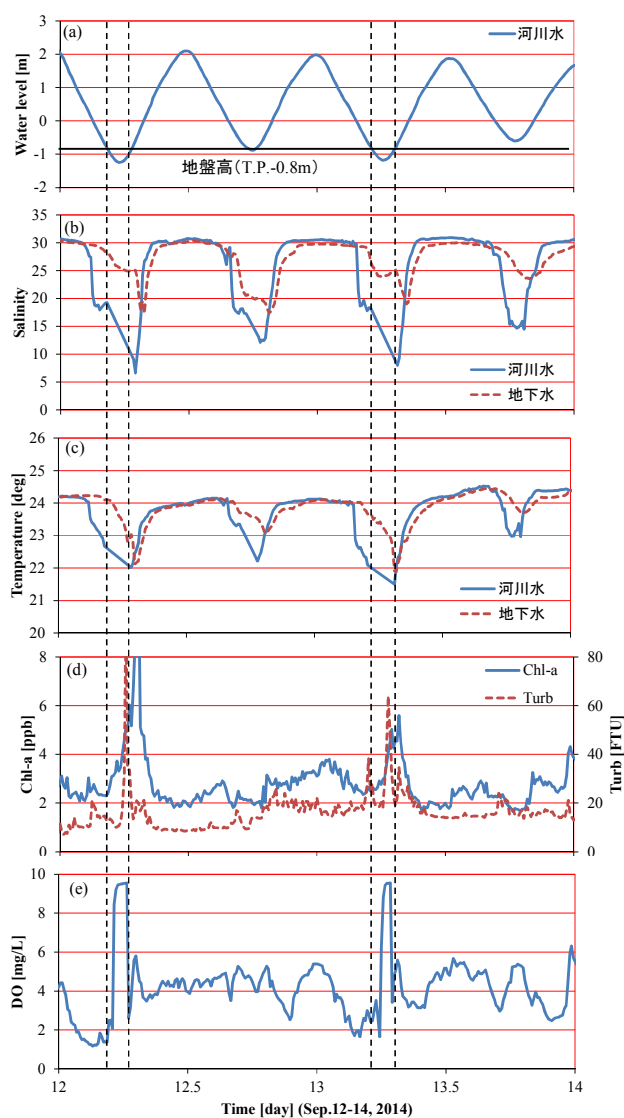


図-7.4.7 大潮期における(a)河川水位と造粒物層内と河川水の  
(b)塩分, (c)水温, (d)クロロフィル a, 濁度, (e)DO 濃度の変化  
(点線期間は造粒物区の干潟が干出したことを表す)

#### (4) 過栄養な内港における底質改善手法

スカムの発生や悪臭問題のある過栄養な内港域において、石炭灰造粒物による底質改善の有効性に関する実証試験が実施されている。実証試験開始後、スカムの大量発生は認められず、一定の改善効果があることが確認されている。一方で、経時的に石炭灰造粒物層の沈下が生じ、散布区境界外から堆積泥の流入が生じた。これに伴い被覆層上へ最大 80cm 程度の厚みで浮泥が堆積していた。水槽実験 (図-7.4.8) により、グラブバケット工法では、大粒径の石炭造粒物ほど早く沈降するため、間隙率の低い造粒物層が形成されることを示した。また、室内溶出試験により、20cm 以上の浮泥の堆積があると浮泥に対する改善効果が明確に現れないことを示した。本研究において、過栄養な内港域で有効な底質改善手法 (写真-7.4.4) として、1 層目に細粒分、2 層目に粗粒分を散布し、圧密沈下が生じた後に 3 層目を散布する粒度調整 3 度撒き工法を提案 (図-7.4.9) した。

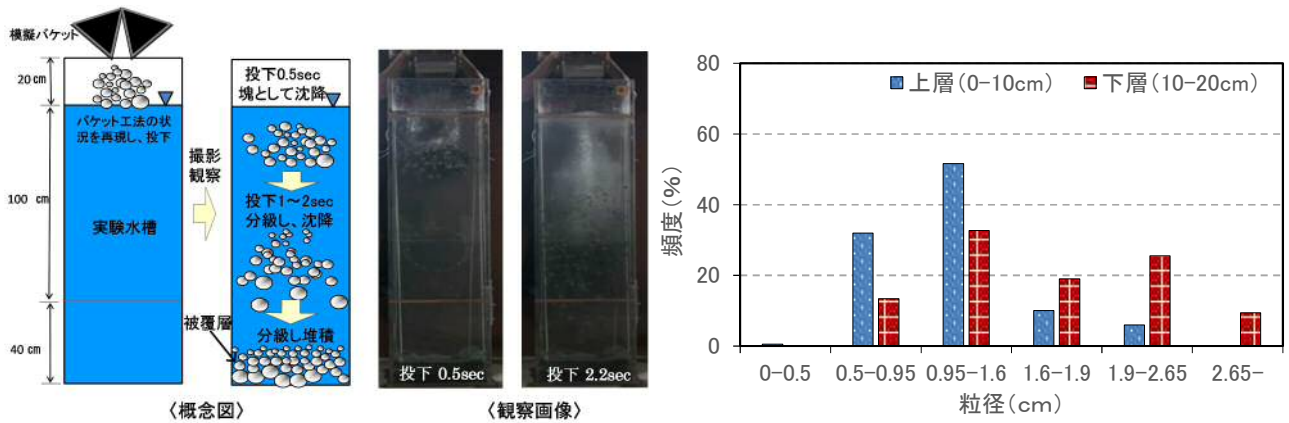


図-7.4.8 アクリル水槽による実験およびアクリル水槽に堆積した石炭灰造粒物層の粒度

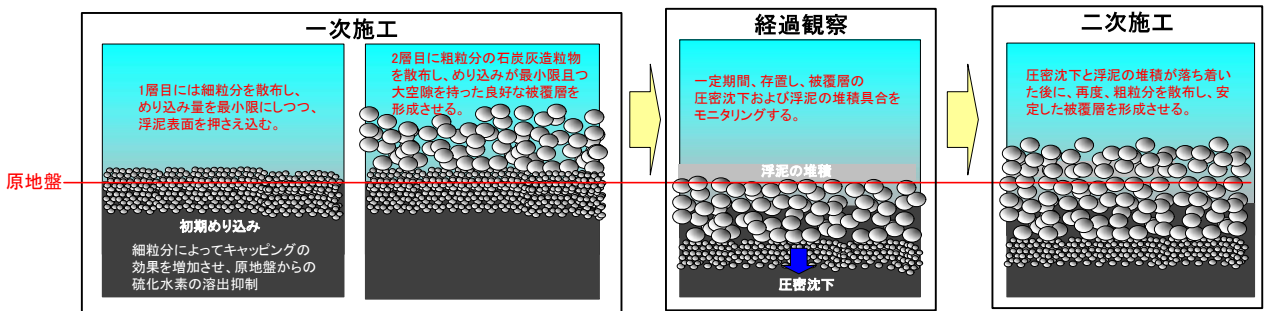


図-7.4.9 内港地区における底質改善手法の概念図



本格施工前:平成24年12月

本格施工後:平成26年12月

写真-7.4.4 本格施工前（左）と本格施工から3ヶ月後（右）のSt.2における海底面の状況

(5) 超軟弱泥堆積海域での底質改善状況を評価するための調査手法

造粒物撒布区域と非撒布区域の調査地点における従来のセジメントトラップ、採泥に加えて、造粒物層模型等の実験的調査により、造粒物層の沈下量、新規ヘドロの堆積量の推定、間隙水の挙動、石炭灰造粒物層のヘドロ浄化効果について把握可能なことを示した。

圧力センサーの変動値から新規流入ヘドロの堆積量を推定できることを示した。この手法により超軟弱泥上に堆積する有機泥を連続的に測定可能なことを示した。

石炭灰造粒物層上に堆積する有機泥の堆積量をヘドロ層内での伝導度の変化（CTD 観測）により十分な精度で推定できることを示した。

下水のような人為性の高い有機物を起源とするヘドロの浄化量を評価するためには従来行なわれている含有量を計測することに加えて IL400（燃焼特性）、n-ヘキサン抽出物質（油脂成分）や pH、ORP の計測により考察の幅が増し、浄化機構を推定することが容易になることを示した。

## 7.5 石炭灰造粒物の覆砂材としての生物親和性に関する研究成果

第 5 章では、石炭灰造粒物の生物親和性に関する事項について、本研究に係る公表論文を主体に論じた。珪藻類の付着、アサリやシジミといった有用二枚貝の生息基盤、アマモ育成基盤としての適用性について、室内実験や現地実験および、現地調査により石炭灰造粒物の生物生息基盤としての親和性を評価すると共に適用手法について検討した。

### (1) 覆砂による底生生物相の変化

還元有機泥が堆積した底質の石炭灰造粒物覆砂による珪藻類の付着特性（写真-7.5.1）と底生生物相の変化を示した。石炭灰造粒物覆砂の施工前後の調査により泥質を好む生物から、砂礫質を好む生物へと干潟生物相の変化（表-7.5.1）を示した。石炭灰造粒物覆砂層の透水機能によりクロロフィル a 等の濁質が底質層内を循環（図-7.5.1）していることを示した。珪藻類の付着種類数は同程度であるが、石炭灰造粒物層で珪藻類の細胞数（図-7.5.2）は多く、珪藻類が付着しやすい環境が創造されていることを示した。



(a) 石炭灰造粒物への藻類付着(水没時)

(b) 石炭灰造粒物への藻類付着(干潮時)

写真-7.5.1 干潟へ敷設した石炭灰造粒物への藻類付着状況

表-7.5.1 施工前後で確認された生物相の変化

箇所	施工前(2012.11)	施工後(2013.11)	施工後(2014.8)	凡例
No.1	△ Heteromastus属 (環形動物)	△ ヤマトスピオ (環形動物)	◎ テンマフジツボ (節足動物)	◎ 岩などに付着して生息
No.2	□ ウミコマツボ (軟体動物)	○ ケアサイソガニ (節足動物)	○ チゴガニ (節足動物)	○ 礫混じりの環境に生息
No.3	□ ムロミナウミナナフシ (節足動物)	○ シマトロコエビ (節足動物)	○ シマトロコエビ (節足動物)	□ 砂泥環境に生息
	△ チゴガニ (節足動物)	—	□ ムロミナウミナナフシ (節足動物)	△ 泥環境に生息
	— ハエ目 (節足動物)	—	— ヌリタコエビ属 (節足動物)	— 不明
対照区	△ Heteromastus属 (環形動物)	△ Heteromastus属 (環形動物)	△ Heteromastus属 (環形動物)	
	□ ウミコマツボ (軟体動物)	□ ムロミナウミナナフシ (節足動物)	△ ヤマトスピオ (環形動物)	
	—	—	△ ケヤリムシ科 (環形動物)	

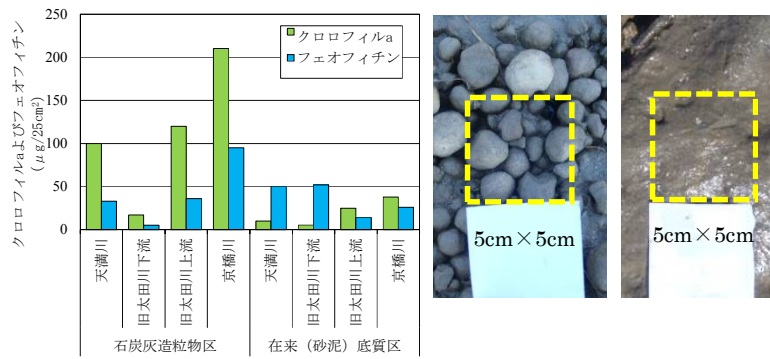


図-7.5.1 調査箇所間隙水のクロロフィル a とフェオフィチン

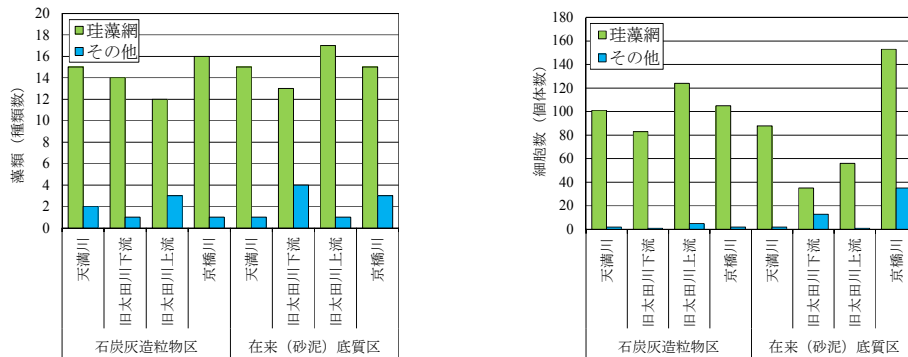


図-7.5.2 調査箇所藻類の種類数と細胞数

## (2) ヤマトシジミ生息基盤への適用性評価

還元有機泥が堆積した感潮河川底質へ石炭灰造粒物を覆砂した場合のシジミ生息基盤への適用性を評価した。

石炭灰造粒物は密度が小さく、同じ粒径の自然礫質材料と比較して、シジミ成員の潜入は容易であることを室内実験(表-7.5.2, 表-7.5.3)により定量的(図-7.5.3)に示した。

石炭灰造粒物は、礫状材料のため自然砂と比較するとシジミの潜行行動は劣るが、現地は沈降泥堆積環境である。この沈降泥の堆積を踏まえて評価すると自然砂と同様の底質潜行行動をとることを定量的(図-7.5.4)に示した。

現地実験により長期的(1ヶ月以上)なシジミ生息には底質 DO が重要な指標となることを確認した。還元有機泥が堆積する底質への石炭灰造粒物覆砂により、対象干潟の底質 DO をシジミの好適値(1.5 mg/L 以上)に改善できることを示した。沈降有機泥の堆積状況を想定した室内実験により底質 DO 低下の抑制効果を示した。

室内実験により短期的(1週間程度)なシジミの生息には塩分が重要な指標(図-7.5.5, 図-7.5.6)となることを確認した。高塩分域でのシジミ生息基盤は底質地盤の透水性に影響される。底質改善を行う干潟は、沈降有機泥が定常的に供給される環境であり、石炭灰造粒物と有機泥が混合されると生息基盤として底質 DO の消費抑制と保水性の両方が向上する場が形成されることを示した。



表-7.5.2 ヤマトシジミ潜入実験条件一覧

項目	実験条件
シジミ殻長	20~32 mm程度 (成貝)
シジミ殻幅	13~18 mm
湿重量	7.0g/個体 (平均) : 大16g~小4g
散布数量	10個体/水槽
実験水深	100 mm
模擬地盤厚	100 mm
水槽底質面積	540 cm <sup>2</sup> (300 mm×180 mm)
シジミ散布密度	185個体/m <sup>2</sup>
実験用水	感潮河川水 塩分濃度毎に採水

表-7.5.3 実験模擬基盤の性状

実験基盤	基盤性状
河川域還元有機泥	性状は表-2のとおり
河川域自然砂	上流シジミ漁場区で採取
石炭灰造粒物	実験条件により粒度分布を調整
自然礫質材	実験条件により粒度分布を調整
複合基盤	石炭灰造粒物+河川域還元有機泥

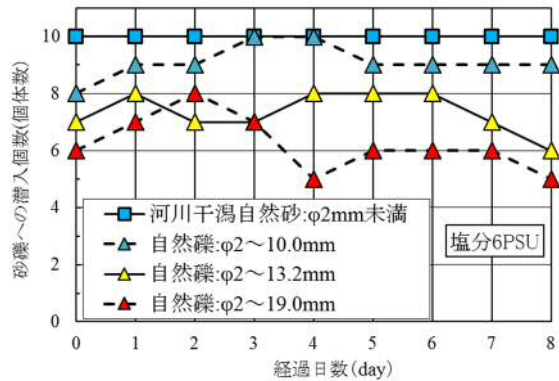
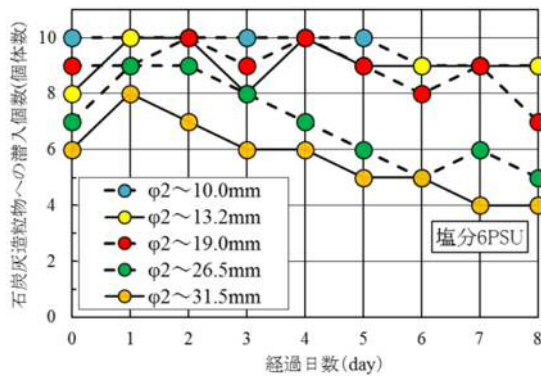


図-7.5.3 石炭灰造粒物および砂礫の粒径を変化した場合の潜入状況

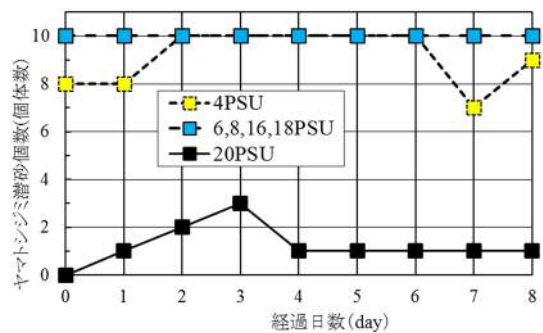
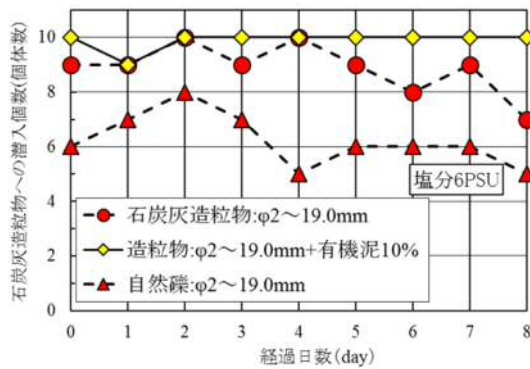


図-7.5.4 造粒物に有機泥混合した場合の潜入状況

図-7.5.5 塩分を変化による潜入状況

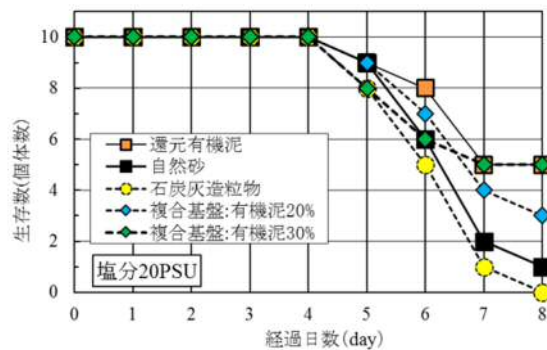
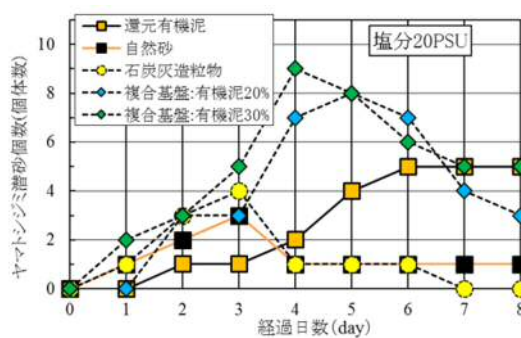


図-7.5.6 ヤマトシジミ潜入実験 (20 PSU) 結果および生息基盤毎の生存数の変化

### (3) アサリ生息基盤への適用性評価

還元有機泥が堆積する干潟へ石炭灰造粒物を覆砂材として活用した場合のアサリ生息基盤への適用性について実験的に評価した。対照基盤（在来底質，自然砂礫）との比較による室内実験，現地実験およびモニタリング調査により，石炭灰造粒物のアサリ生息基盤への適用性を論じた。

石炭灰造粒物を敷設した干潟では，底質粒度組成とアサリ生息に相関（図-7.5.7）があり，対象干潟では石炭灰造粒物体積率 35%以上で，アサリ生息数が多い事を示した。

石炭灰造粒物はその密度が小さく，同じ粒径の自然砂礫と比較して，アサリ成貝の潜入は容易である。しかし，粒径に比例してアサリの潜入が抑制されることを室内実験（表-7.5.4，表-7.5.5，図-7.5.8）により示した。また，還元有機泥が堆積する干潟に石炭灰造粒物を覆砂すると在来底質と混合層が形成されるとともに，沈降する細粒分の補給により，砂礫混じりの干潟が形成される。この干潟はアサリ成貝にとって潜入容易な環境となることを室内実験により示した。

室内実験により還元有機泥と比較し石炭灰造粒物を混合した層では，水循環を強制的に抑止しても 10 日後の対象干潟底質 DO が 0.3 mg/L 以上を維持（図-7.5.9）でき，アサリの短期的（1 週間程度）な生息環境（図-7.5.10）が良いことを示した。

室内実験により還元有機泥堆積干潟での長期的（1 ヶ月以上）なアサリ生息には水循環による底質 DO の維持が重要な要因となることが考察された。

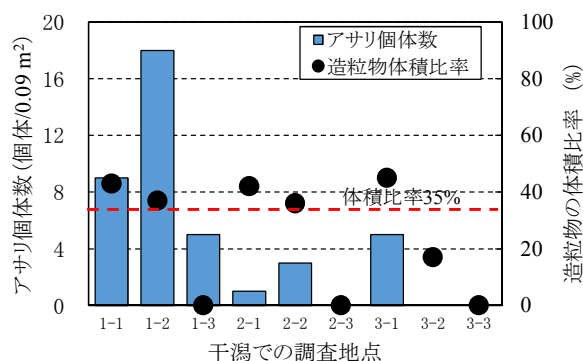


図-7.5.7 アサリ生息状況（個体数）と造粒物の体積比率

表-7.5.4 アサリ潜入実験条件一覧

項目	実験条件
アサリ殻長	15~36 mm程度 (成貝)
アサリ殻幅	13~32 mm
湿重量	8.0g/個体 (平均) : 大14g~小4g
散布数量	10個体/水槽
実験水深	100 mm
模擬地盤厚	100 mm
水槽底質面積	540 cm <sup>2</sup> (300 mm×180 mm)
アサリ散布密度	185個体/m <sup>2</sup>
実験用水	人工海水

表-7.5.5 実験模擬基盤の性状

実験基盤	基盤性状
還元有機泥	干潟堆積ヘドロを採取
河川域自然砂	1級河川太田川派川感潮域で採取
石炭灰造粒物	実験条件により粒度分布を調整
自然礫質材	実験条件により粒度分布を調整
混合基盤	石炭灰造粒物+採取還元有機泥

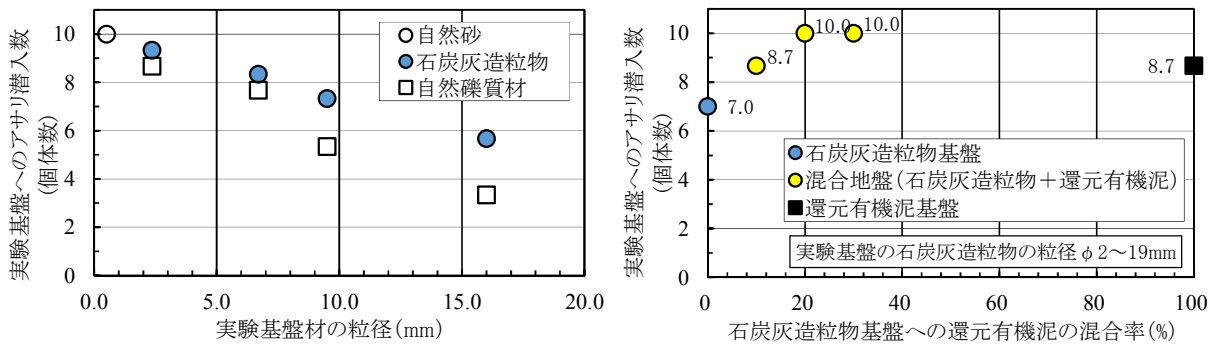


図-7.5.8 模擬基盤および還元有機泥混合基盤へのアサリ潜入実験結果 (3回平均値)

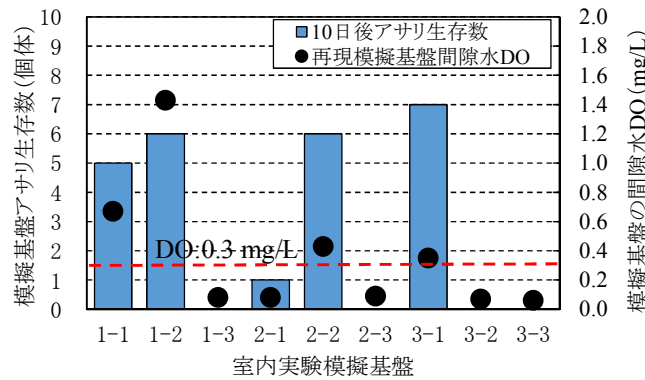


図-7.5.9 実験終了時の模擬基盤底質間隙水 DO

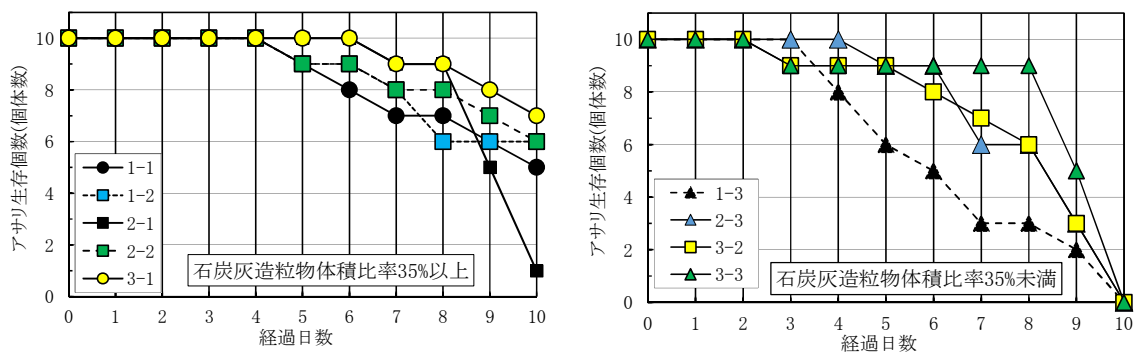


図-7.5.10 模擬基盤でのアサリ生存実験結果

#### (4) アマモ場の形成過程と維持機構

広島港の地先海岸に石炭灰造粒物によるアマモ生育基盤を海底に造成し、基盤上におけるアマモ群落の形成過程や定着機構について論じた。港湾における石炭灰造粒物を使った生育基盤の造成とアマモの植え付けにより、港湾の護岸近傍部へのアマモ場の形成、維持を示した。

石炭灰造粒物を使った生育基盤は低潮位時に波の影響を受けるが、一定期間後に地形変動は収束するため、生育基盤 (図-7.5.11) としての機能を発揮しやすくなることを示した。石炭灰造粒物で造成した生育基盤 (図-7.5.12) は、アマモの地下茎、細根が基盤の細部に入り込むことで草体の流出を防ぎ、なおかつ地形の安定化に寄与することを示した。

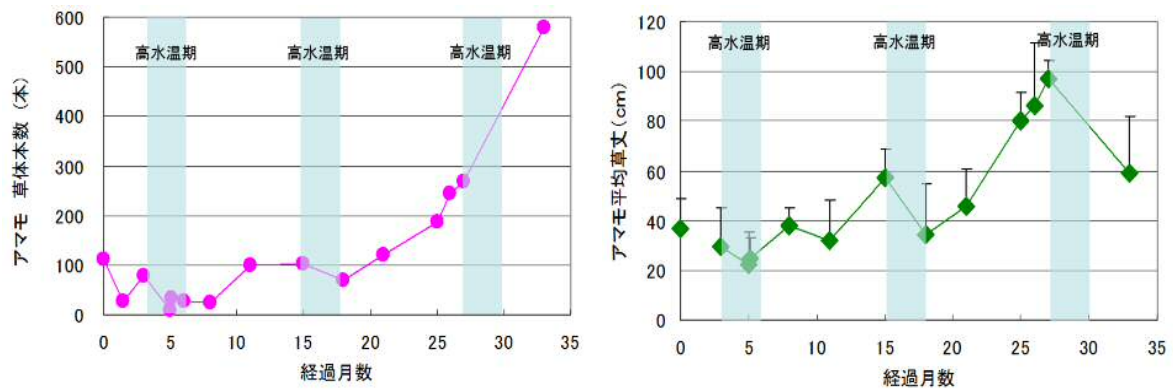


図-7.5.11 石炭灰造粒物を使って造成した生育基盤上でのアマモ草体本数の増加と成長特性 (2010年4月～2013年1月)

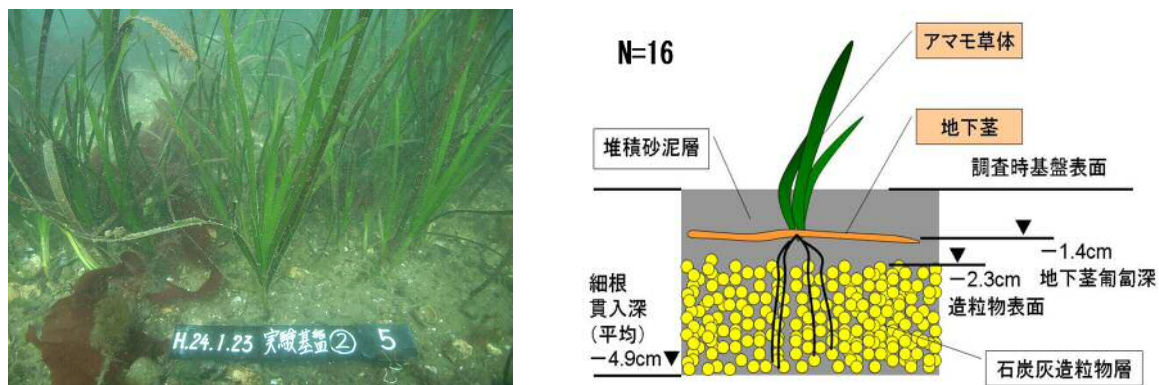


図-7.5.12 草体状況および生育基盤内部におけるアマモ地下茎・細根と造粒物層の位置関係

## 7.6 石炭灰造粒物の耐波浪特性（覆砂設計手法）に関する研究成果

第6章では、事業実施に必要となる流れ・波浪による石炭灰造粒物の耐波浪特性に関する事項を論じた。浅海域での活用にあたり、流れや・波浪による石炭灰造粒物（混合粒径）の移動限界特性の検討、石炭灰造粒物移動特性の数値解析シミュレーションを実施した。また、草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の浸食防止工に係る検討を行なった。これらにより石炭灰造粒物の耐波浪特性を示した。

### (1) 流れによる石炭灰造粒物の移動限界特性

流れ・波浪による石炭灰造粒物の移動限界特性を示した。均等粒径の石炭灰造粒物の限界掃流力は、水理実験の結果（図-7.6.1、図-7.6.2）、従来の提案された公式（岩垣式）により算定できることを示した。石炭灰造粒物の混合粒径の限界掃流力（図-7.6.3）は、粒径が小さい場合はEgiazaroff・浅田の式、粒径が大きい場合は中川らの式により算出できることを示した。密度、形状、中央粒径が異なる混合粒径の石炭灰造粒物においても、粒度分布の形が砂と等しい場合、砂による既往の実験と同様な結果が得られる。また、流れに対する混合粒径中の限界摩擦速度は、平均粒径の限界摩擦速度（図-7.6.4）により概ね評価できると考えられる。

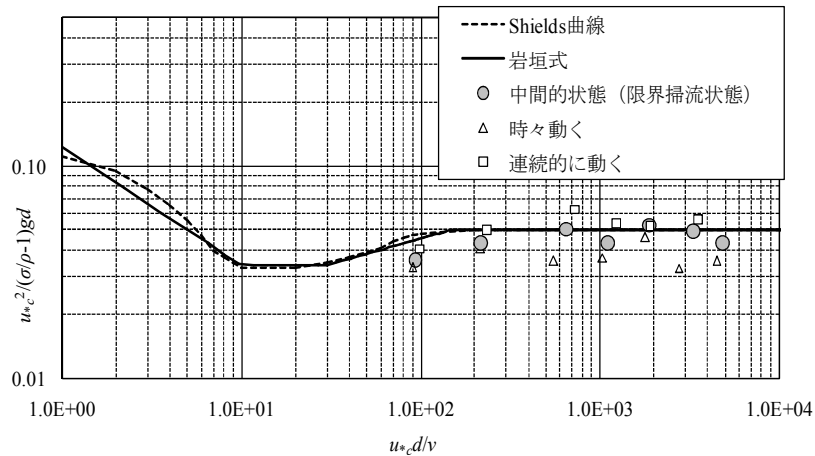


図-7.6.1  $u^*c^2/\{(\sigma/\rho)-1\}gd$  と  $u^*cd/v$  の関係

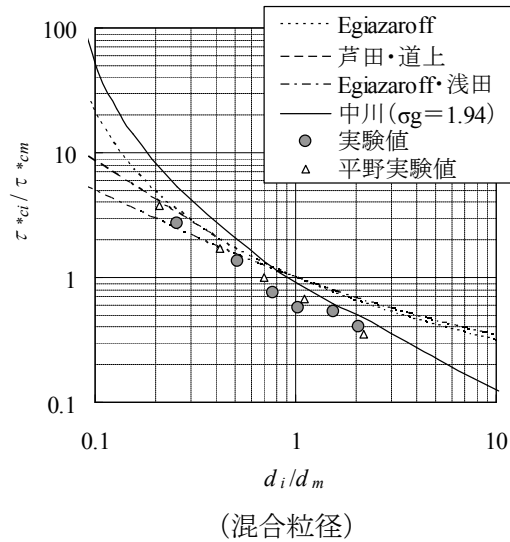
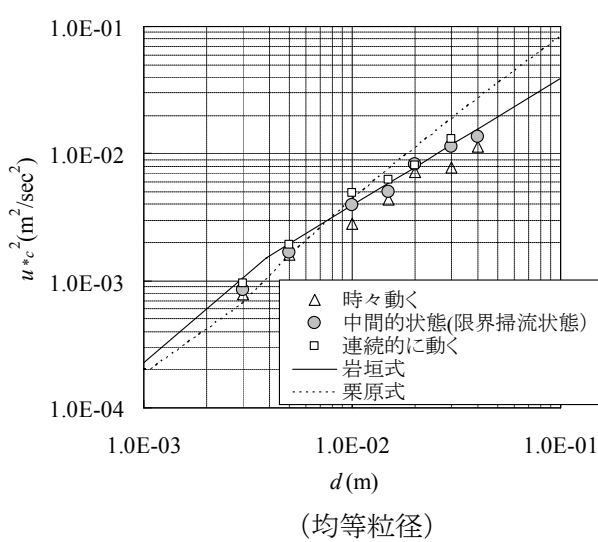


図-7.6.2 限界摩擦速度と粒径の関係 (均等粒径)

図-7.6.3 粒径別の無次元限界掃流力 (混合粒径)

$$\frac{H_0}{L_0} = \alpha \left( \frac{d}{L_0} \right)^n \sinh \frac{2\pi h_i}{L} \cdot \left( \frac{H_0}{H} \right) \quad (7.6.1)$$

ここに、 $H_0$ ：沖波波高， $L_0$ ：沖波波長， $h_i$ ：移動限界水深， $H$ ， $L$ ：水深  $h_i$  における波高，波長， $d$ ：粒径， $\sigma$ ：粒子の密度， $\rho$ ：水の密度である。この式は一般的に式(7.6.1)で表され，砂および石炭灰造粒物の係数 $\alpha$ ， $n$ は表-7.6.1のとおりであることを示した。

表-7.6.1 砂の石炭灰造粒物の移動限界係数

	砂		石炭灰造粒物	
	$\alpha$	$n$	$\alpha$	$n$
初期移動	0.171	1/4	0.099	1/4
全面移動	0.565	1/3	0.360	1/3

## (2) 波浪による混合粒径覆砂の移動限界特性

混合粒径での石炭灰造粒物の移動限界特性を示した。混合粒径の石炭灰造粒物の波浪に関する移

動特性を水理模型実験により明らかにした。石炭灰造粒物の波浪による全面移動限界水深は、従来の提案された関係式（式(7.6.1)）において $\alpha=0.360$ ， $n=1/3$ により算定できることを示した。風波を対象とした水域における混合粒径の石炭灰造粒物の移動限界水深は、その平均粒径の移動限界水深（図-7.6.5）により安全側に評価できる。

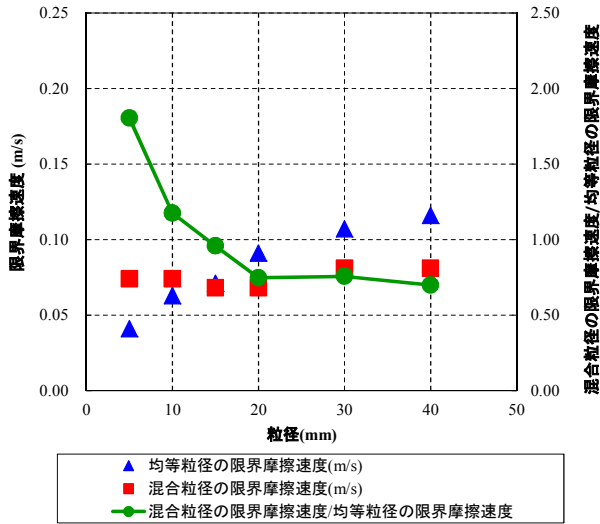


図-7.6.4 流れによる各粒径の限界摩擦速度比

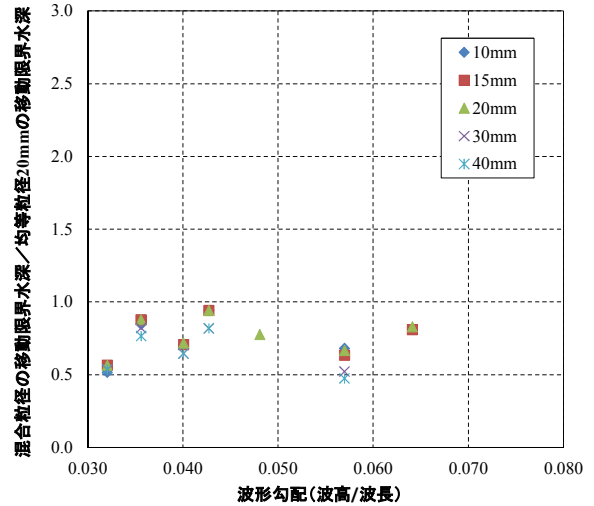


図-7.6.5 移動限界水深比—波形勾配関係

### (3) 沿岸域に覆砂した石炭灰造粒物の移動予測

沿岸域に石炭灰造粒物を覆砂した場合の移動予測手法を示した。石炭灰造粒物の波浪による岸沖方向の移動状況を水理実験により明らかにし、粒径が大きくなると堆積型、侵食型の分類式（図-7.6.6）が適用されないことを示した。混合粒径の結果の一例として、波高 20 cm，周期 3.0 sec の波浪条件における造波 1 時間後の断面形状を図-7.6.7 に示す。なお、造波 1 時間後と 2 時間後の断面形状にほとんど変化がないことを確認している。また、同図には均等粒径 5，10，20 mm の同じ波浪条件の結果を併せて示す。混合粒径の結果における侵食開始位置やバームの形成状況は、平均粒径である 20 mm の結果よりも 10 mm の結果に近いことが確認できる。これは、波浪による分級作用で粒子毎の層ができることにより、平均粒径とは異なる断面形状となったのではないかと考察される。実際に粒径毎に色付けした混合粒径に対する実験では、粒子の分級が確認できる（図-7.6.8）。分級現象については、実際に石炭灰造粒物を施工した現地においても確認されており、実現象が実験で再現できている。

今回の実験条件における混合粒径の石炭灰造粒物の海浜断面変形について、平衡断面予測モデル SBEACH による再現を試みた。平衡断面予測モデル SBEACH について、石炭灰造粒物固有のパラメータを設定し、移動特性を定式化できた。このパラメータは、類似地形の現地へ適用できる。今回の実験条件における混合粒径の石炭灰造粒物の海浜断面変形について、移動抑制のための潜堤を考慮した場合についても平衡断面予測モデル SBEACH により再現することができた。水理実験と再現計算を用いる本手法は、石炭灰造粒物を浅場へ覆砂する際の断面検討方法（設計手法）として活用可能である。

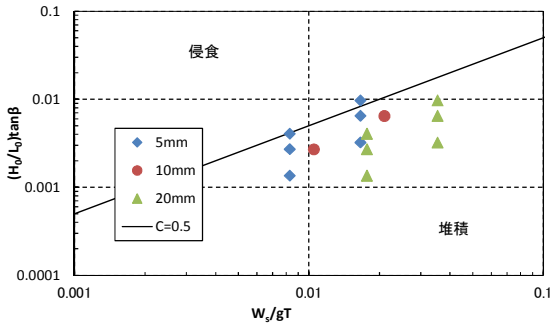
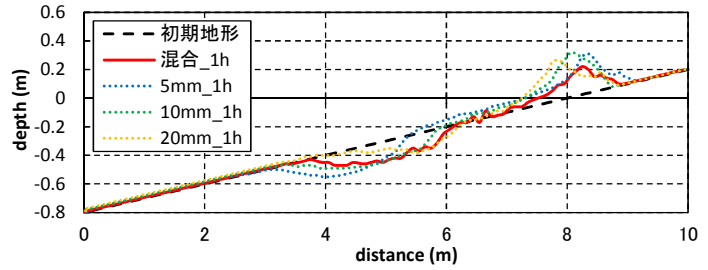


図-7.6.6 服部・川又の式による侵食型・堆積型の分類



波高 20cm, 周期 3.0sec

図-7.6.7 実験結果 (混合粒径)

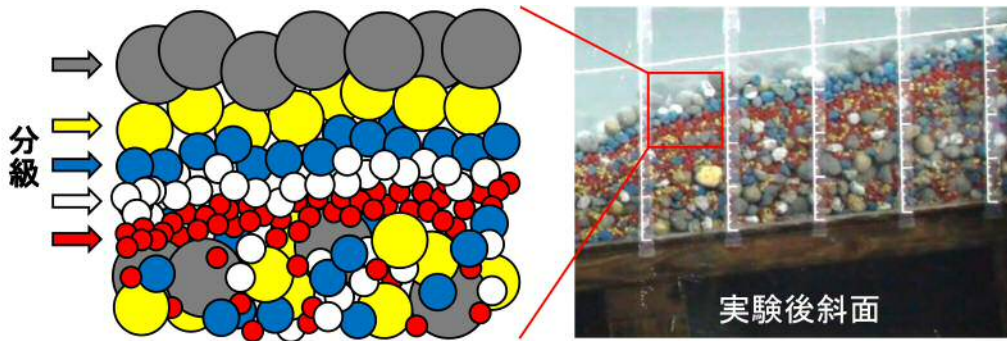


図-7.6.8 混合粒径の分級

#### (4) 石炭灰造粒物基盤の侵食防止工

草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の侵食防止工の手法と効果を示した。草方格原理を応用した石炭灰造粒物基盤の侵食防止工を検討し、水理模型実験と現地実証実験の結果より、以下のことが明らかとなった。石炭灰造粒物基盤の侵食防止工は、現地波高 20 cm以下の波に対し、一定の設置条件で効果を発揮する(図-7.6.9)。対策工が効果を発揮する設置間隔は、水粒子の底面軌道振幅×2 以下とするのが妥当である。最大波高が小さい都市港湾部の水域では、石炭灰造粒物、草方格原理侵食防止工の採用により、課題であった造成初期の地形変動を防止できる。

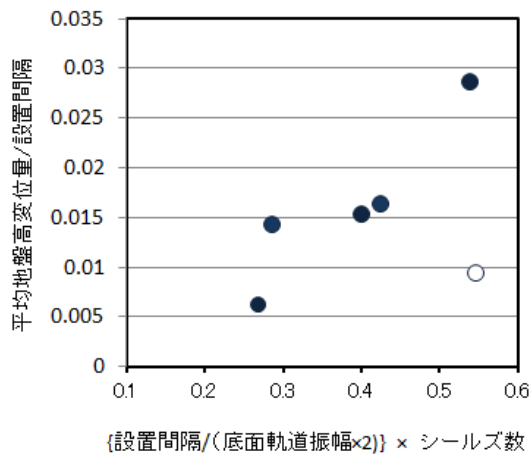


図-7.6.9 侵食低減効果を示す防止工内部の平均地盤高変位と設置間隔、底面軌道振幅およびシールズ数との関係

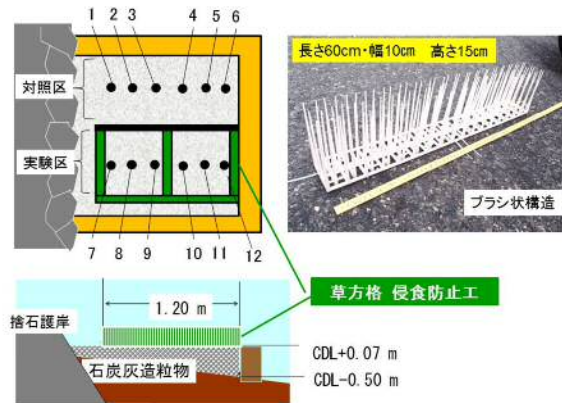


図-7.6.10 現地実証実験の平面配置図、断面図及び防止工仕様

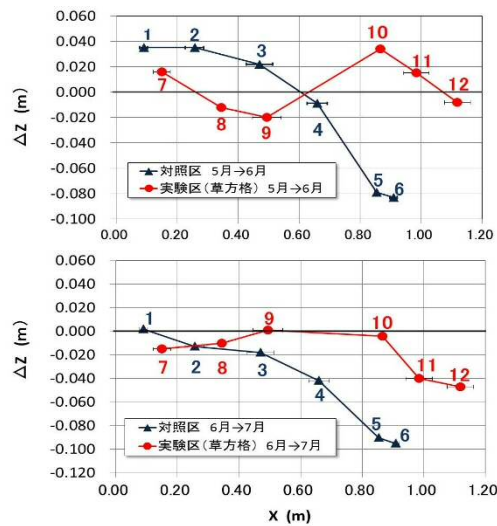


図-7.6.11 侵食防止工の効果を示す基盤面における岸沖断面における地形変位量（上；5～6月，下；6～7月）<sup>19)</sup>

## 7.7 今後の課題

本研究は、石炭灰造粒物を覆砂材として沿岸域に敷設する場合に必要な材料特性を科学的に明らかとし、実事業での活用に関わる一連の技術開発である。本研究を通じて、さらに今後、取り組んでいく必要のある課題について取りまとめる。

第一に、石炭灰造粒物による底質改善技術の体系化である。本成果および既往の研究成果を取りまとめた石炭灰造粒物による底質改善技術の体系化と標準化により、技術の普及を図ることが可能である。

第二に、改善予測技術の確立である。覆砂効果を定量的に予測できれば、環境改善事業の目標設定の具体化が可能である。

第三に、長期的な機能保持期間の評価である。本研究においては13年の経年試料による評価を検



討したが、効果の持続性については、本技術の普及を図るうえで更なる取り組みが必要である。還元有機泥が堆積した底質を改善傾向に導き、自然の浄化による再生を促すのが本技術であるが、その機能保持期間については、現地での長期モニタリング等により詳細に評価する必要がある。

第四に、社会的認知度の向上と実証実績の蓄積である。認知度の向上と社会的な受容性が確立されなければ、既に適用可能な段階でありながら、その普及を拡大することは困難である。実証実績を蓄積することで、社会的な認知度が向上され、リサイクル材料としての受容性が確立されることが考えられる。

現在、産業副産物の活用については、様々な分野で推進が推奨されているが、その安全性評価と社会的な受容性の確立が必要である。フィールド試験や室内実験の結果を積極的に公表することで、社会的な認知度の向上とユーザーの理解を得ることに繋がるといえる。研究結果の整理と体系化により石炭灰造粒物を用いた環境技術体系を確立することが期待される。

## 謝 辞

本研究の実施に際しては、多くの方々からご指導とご支援を賜りました。ここに記して感謝の意を表します。

広島大学大学院工学研究院日比野忠史准教授には、入学前から4年半の期間、研究活動に関する一貫したご指導を賜りました。深甚な謝意を表します。石炭灰造粒物（Hi ビーズ）に関する研究活動は会社業務の一部でもありましたが、研究活動に不慣れな小職に対し、研究者としての現象のとりえ方や考え方、考察の視点といった事項を含めてご指導いただくことにより本論文を取りまとめる事ができました。

入学のご縁は、勤務先の中国電力（株）流通事業本部（土木計画担当）において2012年2月より、石炭灰の有効活用研究に従事したときから始まりました。業務としてHi ビーズの研究に携わり、その半年後から徐々に、社会人ドクターコースへの入学準備を進める事になりました。社内の石炭灰活用研究の主管箇所が変更され、2013年4月に、研究業務と共に電源事業本部（環境材料担当）へ異動し、その後の2014年10月に入学となりました。さらに石炭灰有効活用研究のエネルギー総合研究所への業務移管に伴い、2015年2月からは、エネルギー総合研究所（土木担当）へ異動し、引き続き研究に従事させて頂きました。大学にも近くきめ細かいご指導を頂きました。

本研究に係る公表論文は20編におよび日比野准教授を中心とした24名の共同執筆者の方々と共に研究を進めさせて頂きました。中下慎也助教とTouch NARONG 特任助教には、毎週末のゼミで研究指導をいただきました。また、岡野津奈江さんや海岸工学研究室の皆さんには研究活動や論文執筆などでご支援を頂きました。心より感謝いたします。

本研究を通じて幅広い方々とともに研究および技術検討に取り組ませて頂きました。広島大学大学院生物圏科学研究科の山本民次教授にはHi ビーズの環境改善に関するメカニズムの考え方をご指導頂きました。筑波大学生命環境系福島武彦教授には、Hi ビーズによる底質改善効果に係る考え方をご教授頂きました。神戸大学浅岡助教には、Hi ビーズの化学的な環境改善性能についてご指導を頂きました。ここに記して謝意を表します。

本研究は、国土交通省中国地方整備局、同太田川河川事務所、同広島港湾空港技術調査事務所、広島県土木局河川課および港湾漁港整備課、同西部建設事務所、同東部建設事務所、同港湾振興事務所、広島高速道路公社、福山市経済環境局の支援を受けて行った調査結果を用いています。また、広島市漁協および広島市内水面漁協の皆様には、調査実施にあたり快くご協力を頂くとともに、有用水産物の現状と回復への取り組みについて、有用なご助言とご指導を頂きました。また、鹿島建設（株）技術研究所の越川義功グループ長および関係職員の方々には、アマモ育成に関する調査・試験結果を活用させて頂くと共に、有用なご助言とご指導を頂きました。心から感謝いたします。

このような研究の機会を与えていただくと共に、技術者として育成して頂いた中国電力株式会社の先輩方、ならびに同僚の皆様には感謝の意を表します。共同研究者としてご協力とご支援を頂きました。3年間の学生生活は短いものでしたが、多くの方々と一緒にフィールドに密着した研究活動に携わることができ、これまでにない充実した経験を得る事が出来ました。

最後に、本技術の更なる普及を期待して、本研究のとりまとめとします。

平成28（2016）年 中本 健二