

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

(Study of improvement technique of bottom sediment environment using
granulated coal ash of the estuary tidal flats and shallow sea area)

2014年3月

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

Study of improvement technique of bottom sediment environment using granulated coal ash of the estuary tidal flats and shallow sea area

目次

	Page
第1章 序論	
1.1 研究の背景	1
1.2 研究の目的	3
1.3 既往の研究	4
1.3.1 河口および沿岸域における環境改善技術の動向	
1.3.2 産業系リサイクル材を活用した環境改善技術に係る既往の研究	
(1) 鉄鋼スラグ (2) カキ殻 (3) PS 灰造粒物 (4) 石炭灰造粒物	
1.4 研究の位置付け	9
1.5 論文の構成	9
1.6 環境改善技術の索引	13
1.6.1 実施手順	
1.6.2 環境改善方針の設定 (索引)	
1.7 用語の定義	15
第1章関連参考文献	16
第2章 石炭灰造粒物の性状および有効利用の現状	
2.1 産業系リサイクル材の特徴と水域環境改善への活用状況	
2.1.1 鉄鋼スラグ	19
(1) 鉄鋼スラグの種類と生成過程 (2) 鉄鋼スラグの化学的特性	
(3) 鉄鋼スラグの物理的特性 (4) 鉄鋼スラグの需給概要	
(5) 鉄鋼スラグの特性と用途	
(6) 鉄鋼スラグの想定される環境への影響	
(7) 鉄鋼スラグの水域環境改善への活用状況	
2.1.2 カキ殻	28
(1) カキ殻等の生産量 (2) カキ殻の物理化学的特性	
(3) カキ殻の付着物除去方法 (4) カキ殻の特性と用途	
(5) カキ殻の水域環境改善への活用状況	

2.2 石炭灰の発生過程と発生量	
2.2.1 エネルギー動向	32
(1) 世界のエネルギー需給の概要	
(2) 日本のエネルギー需給の現状と見通し	
2.2.2 石炭火力発電所の仕組み	36
(1) 微粉炭燃焼方式	
(2) 加圧流動床燃焼方式	
2.2.3 石炭灰の種類と発生の仕組み	37
(1) 微粉炭燃焼方式	
(2) 加圧流動床燃焼方式	
2.2.4 石炭灰の性質の概要	39
2.2.5 石炭灰の発生量とリサイクル量	39
2.3 石炭灰の性状と成分構成	
2.3.1 石炭灰の物理的性状	42
(1) 色と粒子性状	
(2) 粒子密度	
(3) 粒度分布と粉末度	
(4) 水素イオン指数 (pH)	
2.3.2 石炭灰の化学的性状	43
(1) 鉱物組成	
(2) 化学成分組成	
2.3.3 石炭灰含有重金属等の特性	45
(1) 地殻含有の自然由来の重金属等	
(2) 石炭灰含有重金属等の微量成分組成	
(3) 土壌および地下水汚染に係る基準値	
(4) 石炭灰の重金属等の溶出特性	
(5) 石炭灰混合材の重金属の含有特性	
(6) 石炭灰混合材の重金属等の溶出特性	
2.4 石炭灰の有効利用の現状	
2.4.1 石炭灰の有効利用分野	51
2.4.2 石炭灰の有効利用分野の現状と見通し	52
(1) セメント分野での利用	
(2) 土木分野での利用	
(3) 建築資材分野での利用	
(4) 農林水産分野での利用	
(5) その他分野での利用	
2.4.3 石炭灰有効利用の課題	54
2.4.4 石炭灰および石炭灰混合材料の利点	55
2.5 石炭灰造粒物の製造方法と有効利用の現状	
2.5.1 石炭灰混合材料の製造場所および製造方法による分類	55
2.5.2 石炭灰造粒物の基本的物性	56
(1) 形状と粒径	
(2) 粒子密度	
(3) 圧縮強度	
(4) せん断特性	
(5) 透水性	
2.5.3 石炭灰造粒物の製造方法	57
2.5.4 石炭灰造粒物の有効利用の現状と課題	59
第2章関連参考文献	61

第3章 太田川市内派川感潮域干潟および広島湾奥浅海域の底質環境

3.1 広島湾北部海域および太田川水系の概要	
3.1.1 地勢などの概要	69
3.1.2 水域環境の経年的変化と概要	70
(1) 水質 (2) 底質 (3) 底生生物相 (4) 親水的な水際の利用	
3.2 太田川市内派川感潮域干潟における有機泥の性状と底質環境	
3.2.1 堆積有機泥の掃流特性	76
3.2.2 底質調査の結果	77
3.2.3 底質の間隙水	79
3.2.4 沈降浮遊物質	80
3.3 広島湾奥海田湾の海底における有機泥の性状と底質環境	
3.3.1 広島湾奥海田湾の概況	81
3.3.2 底層の溶存酸素量	82
3.3.3 底質	83
3.3.4 底生生物相	83
3.4 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題と改善施策	
3.4.1 干潟消滅の実態	86
3.4.2 干潟・浅海域の役割	86
(1) 生物生息機能 (2) 物質循環機能 (3) 生物生産機能	
(4) 親水機能・景観形成機能 (5) その他の機能	
3.4.3 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題	88
3.4.4 有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善施策	89
第3章関連参考文献	91

第4章 石炭灰造粒物の特性と有機泥の浄化機能

4.1 石炭灰造粒物の特性	95
4.2 石炭灰造粒物の有機泥の浄化機能	
4.2.1 富栄養化の抑制	95
4.2.2 ODUの溶出抑制	96
4.2.3 硫化水素の吸着と発生抑制	97
4.2.4 藻類の着生	98
4.2.5 有機物の分解性	100
4.2.6 間隙水の流動性	101
4.3 底質環境の改善を明らかにする指標	102
4.4 底質環境の改善手法の分類と特徴	103
4.5 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構	
4.5.1 浸透柱(柱状透水層)手法	106

4.5.2 浸透溝（溝状透水層）手法	108
4.5.3 覆砂状散布手法	109
4.5.4 混合覆砂材手法	110
第4章関連参考文献	112

第5章 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法

5.1 浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法	
5.1.1 浸透柱（柱状透水層）手法の特徴	115
(1) 水循環の形成を確認する現地実験の概要	
(2) 浸透柱設置による間隙水の流動特性および浸透柱内の塩分と DO の変動	
(3) 底質改善機構を定量的に把握するための数値解析モデル	
(4) 浸透流解析による間隙水の流動状況	
(5) 浸透柱内間隙水の流出入量 (6) 浸透柱内への酸素供給機構	
5.1.2 浸透柱（柱状透水層）の施工方法	126
(1) 円形半割バケット工法 (2) 真空ポンプ工法	
5.1.3 浸透柱（柱状透水層）による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果	127
(1) 天満川中広大橋上流右岸干潟の特性と現地実験の概要	
(2) 河岸干潟に堆積する有機泥の特性	
(3) 浸透柱底面における水温および DO の変動	
(4) 間隙水質・底質の経年的な改善効果	
(5) 浸透柱周辺の改善効果の広がり	
(6) 浸透柱による輸送有機泥の浄化特性	
(7) 浸透柱周辺での有機泥の浄化	
(8) 浸透柱による底生生物の生息状態の変化	
(9) 浸透柱による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果	
5.2 浸透溝（溝状透水層）による底質環境の改善手法	
5.2.1 浸透溝（溝状透水層）の施工方法	140
(1) トラフィカビリティの確保 (2) バックホウによる溝の掘削	
(3) 石炭灰造粒物の溝内敷き均し (4) 成形と整地	
5.2.2 浸透溝（溝状透水層）による感潮域河岸干潟の底質改善効果	142
(1) 実証試験を実施した干潟の地形	
(2) 浸透溝構築前の干潟内の間隙水質と地下水の流動状況	
(3) 浸透溝構築前の干潟の底質と底生生物相	
(4) 実証試験の概要 (5) 潮汐に伴う水循環の状況（施工後 24 ヶ月）	
(6) 底質の改善効果 (7) 有機泥の堆積・処理状況	
(8) 脂肪分の浄化効果 (9) 底生生物の生息環境の改善効果	
(10) アサリの成育状況	

(11) 浸透溝による感潮域河岸干潟の底質改善効果	
5.3 覆砂状散布による底質環境の改善手法	
5.3.1 覆砂工法の課題	152
5.3.2 石炭灰造粒物による覆砂の特徴	152
(1) 室内実験試料の採取区域（広島湾奥海田湾）の概要	
(2) 採取試料の性状 (3) 柱状不攪乱試料を用いた圧密試験	
(4) 石炭灰造粒物覆砂材の底泥へのめり込み量と底泥の圧密	
(5) 石炭灰造粒物による巻き上がり抑制実験	
(6) 石炭灰造粒物による覆砂の特徴	
5.3.3 石炭灰造粒物を用いた覆砂の試験施工の概要	160
(1) 施工機械の概要 (2) 試験施工の概要	
(3) 施工時のめり込み量	
5.3.4 実施工場所での被覆効果の確認	161
(1) 新生堆積物の堆積状況 (2) 石炭灰造粒物の被覆材としての効果	
(3) 石炭灰造粒物による覆砂の被覆効果とその持続性	
5.4 混合覆砂材による底質環境の改善手法	
5.4.1 混合覆砂材の特徴と開発の目的	163
5.4.2 石炭灰混合改質土の土質力学的特性	163
(1) 既往の混合土試験による知見 (2) 既往の施工試験による知見	
(3) 試験に用いる石炭灰造粒物の特性	
(4) 試験に用いる干潟堆積ヘドロの性状	
(5) 石炭灰造粒物混合改質ヘドロ供試体	
(6) 改質ヘドロのコンシステンシーと最適含水比	
(7) 改質ヘドロの硬度および耐久性の室内試験	
(8) 改質ヘドロの室内試験結果	
(9) 石炭灰造粒物を混合した改質土の力学的特性	
5.4.3 現地施工・掃流試験	169
(1) 試験場所と試験の概要 (2) 現地掃流試験の結果	
(3) 混合覆砂材の長期安定性	
5.5 動植物の育成基盤の構築手法	
5.5.1 アサリ育成場構築の必要性	172
5.5.2 実証試験対象河川干潟の概況	173
(1) 地形と地層 (2) 鋼矢板による地下水の遮断	
5.5.3 アサリ育成場を造成するための干潟環境の事前調査	174
(1) 干潟の地形と表層の性状	
(2) 河川水位変動に伴う干潟地下水質の変化	
(3) 干潟表面（滲筋）の低層流の流況	
(4) 干潟表層泥の底質性状 (5) 干潟表層の生物相	
5.5.4 アサリを育成する場の考え方	177

5.5.5 対策工（アサリ育成場の構築方法）の検討	177
(1) 地下水流動場（DO の供給と保持）の構築	
(2) 有機泥の浄化機能	
5.5.6 実証試験育成場造成の概要	178
(1) 施工面積 (2) 施工期間	
(3) 施工内容（アサリ育成場の造成手順）	
5.5.7 実証試験結果の検証・評価	180
(1) 間隙水の流動状況	(2) 底質性状の改善効果
(3) 底生生物の生息状況の変化	(4) アサリ生息調査
(5) 実証試験結果の評価	
5.5.8 石炭灰造粒物内育成アサリの安全性の評価	182
第5章 関連参考文献	184
第6章 底質環境改善の経済評価	
6.1 環境修復施策と事業評価の現状	187
6.2 水辺環境の便益	187
6.3 経済評価における便益計測の方法	188
6.4 費用便益分析による投資効率性の評価	189
6.5 水域環境整備の便益	190
第6章 関連参考文献	192
第7章 結論	
7.1 研究の背景・目的と位置付け	193
(1) 研究の背景と目的	
(2) 水域環境改善技術の動向と本研究の位置付け	
7.2 石炭灰造粒物の性状および有効利用の現状	
7.2.1 産業系リサイクル材の特徴と水域環境改善への活用	194
(1) 鉄鋼スラグ (2) カキ殻	
7.2.2 エネルギーの動向と石炭灰の発生量	194
7.2.3 石炭灰の性状と成分構成	195
(1) 石炭灰の物理化学的性状 (2) 石炭灰含有重金属等の特性	
7.2.4 石炭灰の有効利用の現状	196
7.2.5 石炭灰造粒物の製造方法と基本的特性	196
7.3 太田川市内派川感潮域干潟および広島湾奥浅海域の底質環境	
7.3.1 広島湾北部海域および太田川水系の水域環境の概要	197
7.3.2 太田川市内派川感潮域干潟における有機泥の性状と底質環境	197
(1) 堆積有機泥の掃流特性 (2) 底質と間隙水 (3) 沈降浮遊物質	
7.3.3 広島湾奥海田湾の海底における有機泥の性状と底質環境	197
(1) 底質 (2) 底生生物相	

7.3.4 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題と改善施策	...	198
(1) 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題		
(2) 有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善施策		
7.4 石炭灰造粒物の特性と有機泥の浄化機能		
7.4.1 石炭灰造粒物の有機泥の浄化機能	199
(1) 富栄養化の抑制	(2) ODU の溶出抑制	
(3) 硫化水素の吸着と発生抑制	(4) 藻類の着生	
(5) 有機物の分解性	(6) 間隙水の流動性	
7.4.2 底質環境の改善を明らかにする指標	201
7.4.3 底質環境の改善手法の分類と特徴	202
7.4.4 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構	202
(1) 浸透柱（柱状透水層）手法	(2) 浸透溝（溝状透水層）手法	
(3) 覆砂状散布手法	(4) 混合覆砂材手法	
7.5 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法		
7.5.1 浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法	205
(1) 浸透柱内への酸素供給機構と DO の変動		
(2) 間隙水質・底質の経年的な改善効果		
(3) 浸透柱による輸送有機泥の浄化特性		
(4) 浸透柱による底生生物の生息状態の変化		
(5) 浸透柱による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果		
7.5.2 浸透溝（溝状透水層）による底質環境の改善手法	208
(1) 潮汐に伴う水循環と有機泥の堆積・処理状況		
(2) 脂肪分の浄化効果		
(3) 底生生物の生息環境改善効果とアサリの成育状況		
(4) 浸透溝による感潮域河岸干潟の底質改善効果		
7.5.3 覆砂状散布による底質環境の改善手法	210
(1) 覆砂工法の課題	(2) 石炭灰造粒物による覆砂の特徴	
(3) 新生堆積物の堆積状況		
(4) 石炭灰造粒物の被覆材としての効果と持続性		
7.5.4 混合覆砂材による底質環境の改善手法	211
(1) 混合覆砂材の特徴と開発の目的		
(2) 石炭灰造粒物を混合した改質土の力学的特性		
(3) 現地掃流試験の結果と長期安定性		
7.5.5 動植物の育成基盤の構築手法	212
(1) 実証試験対象河岸干潟の概況	(2) アサリ育成場の構築方法	
(3) 実証試験育成場造成の概要と実証試験結果		
(4) アサリ生息調査	(5) 実証試験結果の評価	
(6) 石炭灰造粒物内育成アサリの安全性の評価		

7.6 底質環境改善の経済評価	214
(1) 水辺環境の便益と便益の計測法	
(2) 費用便益分析による投資効率性の評価法と水域環境整備の便益	
7.7 本研究の成果	215
7.8 今後の課題	220
謝辞	221

第1章 序論

1.1 研究の背景

広島市街地の形成は、1589年、深い入り江に小島や砂州が点在する太田川河口三角州に、毛利輝元が着手した城と城下町の建設に始まる¹⁾。平地が少ない広島においてその後の城下町は、中心部から海に向かって干拓され、新開と呼ばれる埋立地を形成した。

近代広島における太田川治水の要である放水路事業は1932年に着手し、太田川市内7川の内、山手川と福島川を統合する形で放水路が整備され1967年に完成した。吉島、江波および観音の3地区の埋立土地造成は、放水路計画と一体の事業であり、河川土砂の浚渫により1947年に埋立が竣工している²⁾。太田川放水路の竣工により、放水路と市内5派川（天満川、本川（旧太田川）、元安川、京橋川、猿猴川）による広島市街地の外郭が形作られた。

広島湾北部海域（厳島および能美島・倉橋島以北）では、その後も臨海工業地帯の建設に合わせた土地造成が続き1990年までに、坂、海田湾、東部浄化センター、仁保沖（マツダ工場）、出島、空港延伸、広島市西部開発などの規模の大きい埋立事業が竣工した²⁾。1990年以降は、港湾整備や廃棄物最終処分、都市開発などの目的で、ベイサイドビーチ坂、宇品内港、出島沖、吉島沖、観音、五日市などの臨海部開発が進められている。

放水路竣工後の太田川は、河口から約10km上流で放水路と市内派川に分岐しており、平水時の流量は水門操作により、概ね放水路へ1割、市内派川に9割が分派されている³⁾。また、広島湾における潮差は年間を通じて約4mあり、この潮差と河川の緩やかな地形勾配によって河道内に干潟地形が形成されている。

干潟・浅海域は、魚介類の産卵場、稚仔魚の育成場であり、多くの魚介類にとって生活史上不可欠の場である。さらに、バクテリアなどの微生物から鳥類などの大型動物に至るまで多種多様な生物の生息場としての機能や生物の働きにより有機物および栄養塩を貯留・吸収し、沖合海域への負荷を軽減する浄化機能を有しており⁴⁾、干潟・浅海域は水系毎に不可欠で、その規模に関わらず重要な役割を担っている。

広島市は、太田川派川によって形成された三角州上に発達し、生活の身近に水辺があり、古来より“水の都”として栄え、日本の主要都市に類例のない特徴的なウォーターフロント空間を創り出している。その優れた景観資源を生かし、まちづくりと一体となった魅力ある水辺空間をつくることを目標とした“水の都整備構想”は、太田川と河口臨海部ならびに隣接市街地を対象区域として、水域管理者の国土交通省と広島県および都市景観形成を誘導する広島市によって1990年3月に策定された。

さらに、“水の都整備構想”を策定した3者は、基本方針の3本柱を①つかう（市民による水辺の活用）、②つくる（水辺空間の整備とまちづくりとの一体化）、③つなぐ（水辺のネットワークと水の都の仕組みづくり）とした発展的改訂版の“水の都ひろしま”構想を2003年1月に策定した（図-11.1参照）⁵⁾。このように都市づくりの一環として、太田川市内派川の水辺の整備による親水性の向上が望まれており、干潟に近づきたくするような水辺空間が求められている。

また、広島湾流域の広島県7市6町および山口県4市2町の人口が、1920年の約80万人から2005年の約180万人に85年間で倍増⁶⁾する一方で、広島湾北部海域では、1950年時点で2.92km²の干潟

が1990年には38%の1.12km²に縮小し⁶⁾、同様に藻場は、1973年時点の7.01km²から1990年時点には6%の0.43km²に減少している⁶⁾。広島湾では、関係行政機関や民間企業などの環境改善の努力により、陸域からの汚濁負荷量の削減などについて一定の成果は見られるが、過去の沿岸域の開発などによって失われた良好な環境の再生および現存する良好な環境の保全のために取り組むべき課題が多く残されている。

このような状況の中で国土交通省は、2004年6月に“国土交通省環境行動計画”を策定し、閉鎖性海域の水質を改善するための行動計画の策定と推進を位置付けた⁷⁾。また、2005年1月には、国土交通省中国地方整備局と水産庁漁港漁場整備部により、瀬戸内海の環境保全と修復を進めるための“瀬戸内海環境修復計画”が策定された⁸⁾。

さらに、広島湾には多くの行政機関が関係しており、広島湾の環境の保全と再生には、関係行政機関の連携と協力ならびに地域住民や地域社会の参加と協力が不可欠であることから、2006年3月に国土交通省他関係省庁地方部局および広島県や広島市などの関係地方公共団体が“広島湾再生推進会議”を設置し、総合的な施策展開により広島湾の保全と再生を図る“広島湾再生行動計画”を2007年3月に策定した。

“広島湾再生行動計画”は、広島湾が風光明媚な多島海および漁業資源の宝庫として、その恩恵を人々が等しく享受し、次世代に継承すべきものであるとの認識に立ち、環境保全と再生に係る施策を総合的かつ計画的に推進することを目的に策定された。すなわち、広島湾およびその流域において、現存する良好な環境を保全し、損なわれた良好な環境を再生し、良好な環境を新たに創出することが求められている⁹⁾。

一方、海砂の採取禁止などの天然資源の積極的な保全および循環型社会形成への意識の高まりと建設資材の需要低迷などを背景として、水域環境改善分野においても石炭灰、鉄鋼スラグ、貝殻などの産業系リサイクル材の積極的な活用が試みられている。石炭は、日本の一次エネルギーの20%を賄い、発電電力量の1/4を占める基幹エネルギーであるが、石炭には5～30%程度の灰分を含み、石炭火力発電所などで燃焼した後に石炭灰が発生する。

石炭灰は、電気事業の石炭火力発電所の他に一般産業（化学、パルプ産業など）からも発生しており、2009年度の日本の石炭灰の発生量は10,952千tonである。そのうち、公有水面埋立用材を含めて10,668千ton（97.4%）が有効活用されている。石炭灰の有効利用分野と2009年度の構成比は、セメント分野（67%）、土木分野（15%）、建築分野（3%）、農林水産分野（1%）、公有水面埋立を含むその他（14%）であり、セメント分野67%のうち約96%がセメントの粘土代替材として使用されている。セメントの生産量がピーク時の60%を割り込む水準にある現在では、セメント原料としての石炭灰の供給は飽和状態に近づいていると考えられる。

また、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た。中国電力の石炭灰造粒物（フライアッシュ Hi ビーズ）は、2001年2月に“Hi ビーズ/石炭灰再生資材（海砂代替材）”の名称で山口県認定リサイクル製品（認定 No.14）¹⁰⁾に登録され、2002年のサンドドレーンおよび敷砂ならびにサンドコンパクションパイプ用砂代替材としての供給¹¹⁾により、インフラストラクチャー分野での利用が始まった。

石炭灰および石炭灰造粒物の土木・建築分野ならびに環境分野での利用は、リサイクル材の有効活用促進の観点から有意であるとともに、石炭灰は、建設資材および環境資材として有意な化学的・物理的特性を有しており、総合的な環境保全の観点からも利用の拡大が望まれる。

干潟・浅海域の底質環境の改善は、生態系の自律的な改善の手助けとなる手法が望ましく、またその改善策が水域全体の修復に繋がるのが理想的である¹²⁾。主な改善手法は、①浚渫による底質の域外搬出、②覆砂による底質の封じ込め、③物理・化学的な作用による底質還元層の酸化促進である。浚渫には浚渫土の処分場の確保、覆砂には覆砂材の確保と新生堆積物による改善効果の低下、物理・化学的な酸化促進には、限定された適用環境やランニングコストなどの課題があり、各所で手法の改善に向けた研究や実証試験が続いている。

石炭灰造粒物の水域環境改善分野での利用は、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覆砂が施工され¹³⁾、長期的な底質改善効果のモニタリングが開始された。石炭灰造粒物の窒素およびリンの吸着効果は天然砂に比較して高く¹⁴⁾、石炭灰造粒物は、環境修復に係る利用技術の拡大と確立により、水域環境の改善と水産業の振興に寄与することができる。



図-1.1.1 “水の都ひろしま”構想の基本方針（3つの柱）の概念

1.2 研究の目的

ウォーターフロント空間の親水性の向上や良好な水域環境の保全・再生・創出への要請、さらに天然資源の保全と循環型社会形成への意識の高まりを背景として、本研究は、火力発電所から発生する石炭灰を主材料とする石炭灰造粒物を活用し、干潟および浅海域に堆積した有機泥の処理技術の開発と普及を目的とする。具体的には、石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の有効性を検討するために実施した室内試験および現地実証試験の結果を分析して、堆積有機泥の処理機構と生物相への影響を含む底質環境改善効果を明らかにする。

透水層（浸透柱，浸透溝）の設置による底質改善技術に関する検討では，透水層内に間隙水の流動が起こる機構と流動が周辺堆積泥に及ぼす効果を明らかにするとともに，アサリの生息が可能な環境の創出の可能性を示す．覆砂の検討では，砂による被覆や層厚の異なる造粒物覆砂の比較により，石炭灰造粒物による被覆効果の有意性や新生堆積物に対する覆砂効果の持続性などを明らかにする．堆積有機泥と石炭灰造粒物による混合覆砂材の検討では，配合比や配合時含水比，掃流対策などの施工面での知見を明らかにする．

さらに，最新の覆砂敷設工法を紹介するとともに，浸透柱や浸透溝の実証試験での施工法を示すことで，石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の広域的な普及を目指す．また，石炭灰造粒物を用いた有機泥の浄化を特性と機能の面から分析して，石炭灰造粒物の新たな活用技術を考案・開発する上での足掛かりとする．

1.3 既往の研究

1.3.1 河口および沿岸域における環境改善技術の動向

河口および沿岸域は，陸域からの環境負荷と社会形態の変化の影響を直接受ける水域である．また，産業，物流，防災，レクリエーションなどの多様な機能を有することから，都市化の影響が大きい閉鎖性水域では，環境悪化による生態系への影響が深刻化している．21世紀を迎えた今日，地球温暖化問題をはじめとして，人間活動が地球の環境に与える影響の大きさが広く認識されるようになり，自然の浄化能力を超える環境汚染，資源の枯渇，生物種の絶滅などの危機的な状況が明らかになっている¹⁵⁾．

このように，河川，海岸，沿岸水域に対する環境活動の総合的な施策展開が求められる中で，河川法は1997年の改正で，河川管理の目的に治水，利水に加えて，河川環境（水質・景観・生態系など）の整備と保全を位置付けた．また，海岸法は1999年の改正で，法目的に環境と利用を加えて，防護・環境・利用の調和のとれた総合的な海岸管理制度の創設を目指すこととし，港湾法は2000年の改正で，基本方針に港湾の開発などに際して配慮すべき環境の保全に関する基本的な事項を追加した．

さらに，内閣総理大臣が主宰し，全閣僚と有識者で構成された“21世紀『環の国』づくり会議”は，2001年7月の報告において，①自然再生型公共事業の展開と②社会資本整備における環境配慮の徹底を提唱した¹⁶⁾．2002年には，自然再生を総合的に推進し，生物多様性の確保を通じて自然と共生する社会の実現を図り，あわせて地球環境の保全に寄与することを目的とする自然再生推進法（環境省）が成立し，東京湾などの再生プロジェクトが始動するとともに，環境改善（修復）技術の研究開発が一層活発になった．

表-1.3.1は，関東経済産業局が東京湾の水環境改善に関する取組の一助となることを目的に，管内の大学・研究機関および民間企業の水環境改善に関する技術情報を集約した結果である¹⁷⁾．本研究と関連するのは，対象範囲を“底質浄化・改善”とし，手法分類を“物理化学的手法”とする技術群であり，底泥酸化および封じ込めが該当する．

また，環境省は，普及が進んでいない先進的環境技術の環境保全効果などを第三者機関が客観的に実証する環境技術実証事業を行っている¹⁸⁾．表-1.3.2は，閉鎖性海域における水環境改善技術分野の実証試験が完了した技術の一覧である．近年の水環境改善技術は，藻場・浅場の造成，生物生

息環境の創造・改善を対象として、産業系副産物やリサイクル材の活用を目的とした技術開発が進められている。特に製鋼スラグを用いた生物生息環境の改善技術に関しては、製鉄会社や建設会社により組織的な技術開発が行われている。

表-1.3.1 水質・底質の浄化・改善に資する技術および生物生息環境の整備技術¹⁷⁾

対象範囲	手法分類	技術群名称
水質浄化・改善 (富栄養化状態や貧酸素状態の改善・解消)	物理化学的手法	凝集沈殿 接触沈殿 ろ過 曝気循環 導水(トレンチ, 作濡, 導流堤) リン回収
	生物学的手法	接触酸化 植生浄化 微生物製剤, 酵素
底質浄化・改善 (水底に堆積する有機物からの内部負荷の軽減)	物理化学的手法	底泥酸化(曝気) 除去(浚渫) 封じ込め(覆砂) 栄養塩類不活性化(酸化) 紫外線照射(殺藻)
	生物学的手法	バイオマニピュレーション(生物操作)
生物生育環境整備 (生物生産や生物多様性の環境整備)	生物学的手法	藻場, 海中林 浅場 人工干潟 湧昇堤 傾斜護岸

表-1.3.2 閉鎖性海域における水環境改善技術分野の実証試験が完了した技術¹⁸⁾

実証年度	実証技術名称	キーワードと技術の概要	申請者
2007	直接曝気方式 マイクロアクアシステム	【微細気泡混合水, DO】 ・微細気泡混合水を対象水域に拡散させて DO を改善	(株)マイクロア クア
2007	海底耕耘機によるマイクロ バブルエアレーション	【耕耘, 微細気泡混合水, DO】 ・圧縮空気を動力とした海底自走耕耘と微細気泡混合水 による DO と底層の改善	(株)キューヤマ
2007 ~2008	炭基盤材海藻育成装置	【藻場造成, 炭生成物】 ・炭生成物を基質とした藻場の造成	東洋建設(株)
2007 ~2008	簡易なアカモク藻場造成手 法	【藻場造成, 汎用資材】 ・竹やロープなどの汎用的な漁業資材と漁業手法を応用 したアカモク藻場造成	サカイオーベ ックス(株)
2007 ~2008	海藻増養殖用エンチャーネ ットを用いた藻場造成	【藻場造成, 海藻増殖用ネット】 ・海藻増殖用ネットを利用したアカモク藻場の造成	共和コンクリ ート工業(株)
2008	人工中層海底による閉鎖性 海域における生物生息環境 の改善技術	【生物生息基質, 中層域】 ・貧酸素海域の中層に貝殻を用いた生物培養基質を取り 付けて生物生息場を作る	海洋建設(株)
2008 ~2009	株分けによるアマモ種苗の 大量生産と種苗移植による アマモ場造成技術	【生物生息基質, アマモ, ヤシノミ繊維】 ・水槽でのアマモ種苗の育成とヤシノミ繊維を活用した アマモ種苗の移植定着による生物生息環境の創造	中部電力(株)エ ネルギー応用 研究所
2008 ~2009	複合的沿岸環境改善技術	【生物生息基質, 鉄鋼スラグ, 焼却灰, 貝殻】 ・構造物, 鉄鋼スラブ, 焼却灰ブロック, 貝殻を複合的 に組み合わせることによる生物生息環境の改善	五洋建設(株)ほ か
2009	製鋼スラグを用いた藻場造 成・水質改善技術	【浅場造成, 製鋼スラグ, 生物生息環境】 ・製鋼スラグと浚渫土の混合材による浅場造成, 生物生 息環境の改善	JFE スチール (株)ほか

実証年度	実証技術名称	キーワードと技術の概要	申請者
2009	転炉系製鋼スラグ製品による沿岸域の環境改善技術	【藻場造成，製鋼スラグ，生物生息環境】 ・転炉系製鋼スラグと軟弱浚渫土の混合材による藻場造成，生物生息環境の改善	新日本製鐵(株) ほか
2010	石炭灰造粒物（Hi ビーズ）による海域環境の改善技術	【覆砂，石炭灰造粒物，生物生息環境】 ・石炭灰造粒物による覆砂，海域および底生生物生息環境の改善	(株) エネルギー ア・エコ・マ テリア

1.3.2 産業系リサイクル材を活用した環境改善技術に係る既往の研究

産業系副産物のうち、水質・底質環境改善への利用の研究開発が進められている主な材料には、“鉄鋼スラグ”、“カキ殻”、“PS 灰造粒物”、“石炭灰造粒物”がある。本項では既往の研究における本研究の位置付けを明らかにするために、産業系リサイクル材を活用した環境改善技術を概説する。

(1) 鉄鋼スラグ

鉄鋼スラグは、各地で規模の大きい現地実証試験が行われ、ブロックなどの鉄鋼スラグ製品が多数開発され、水域環境改善効果や材料の安全性に関する知見の集積も進みつつあるが、一方で鉄鋼スラグは漁業関係者などに広く受け入れられているとは言い難く、規模の大きい事業には進展していない¹⁹⁾。以下に鉄鋼スラグの水域環境改善への活用に向けた研究開発の状況を概説する。

沼田哲始ら（2002）²⁰⁾や高橋達人ら（2002）²¹⁾は、高炉水砕スラグによる覆砂が水底の pH を 8.5 程度の弱アルカリ状態に保ち、硫酸還元菌の活動を抑制することによる硫化水素の発生抑制、含有するケイ酸塩の供給による海藻ならびに珪藻の増殖および底生生物の着生する生息環境の改善に効果があることを確認している。一方、中平亨ら（2006）²²⁾は、高炉水砕スラグによる覆砂には底質改善に一定の効果が確認されるが、覆砂施工後約 1 年で浮泥堆積および覆砂材の潜在水硬性の発現などにより改善効果が低下することを指摘している。

石田基雄ら（2006）²³⁾は、海域において単体で利用する場合に固結現象が確認されている高炉水砕スラグを干潟や浅場の造成材として有効利用する方法として、高炉水砕スラグ 50%に浚渫土砂を 50%混合することで、固結しないアサリ着床効果のある改質浚渫土砂を得ることができることを確認している。しかし、混合施工費用は浚渫土砂の埋立処分と比較して 3～7 倍と高額で事業化には工法開発などの課題があることも指摘している。また、高炉溶融スラグを水添加空気吹き飛ばして粒状化して、炭酸水を噴霧しそのスラグ粒子表面を炭酸カルシウム被膜で覆うことにより、固結を抑制し針状物がなく天然砂に近い人工砂（炭酸化風砕スラグ）の製造が研究されている²⁴⁾。

木曾英滋ら（2008）²⁵⁾、加藤敏朗ら（2008）²⁶⁾および堤直人ら（2008）²⁷⁾は、磯焼け現象の進行した藻場に溶存二価鉄を安定的に供給する手法として、転炉系製鋼スラグと廃木材チップを発酵させた人工腐植土を混合し沈設する研究を行い、実海域における 3 年間の実験からコンブの生育に効果があることを確認している。また、宮田康人ら（2004）²⁸⁾は、鉄鋼スラグ炭酸固化体（マリンプロック）によるホンダワラ類などの海藻附着基盤としての性能確認などの研究を行っている。一方、向井宏（2011）²⁹⁾は、磯焼けの原因が解明されておらず、溶存鉄の欠乏以外の原因が考えられる段階での鉄鋼スラグの海中沈設に疑問を呈している。

鉄鋼スラグの特性については、伊藤一明ら（1996）³⁰⁾により、転炉系製鋼粉体スラグの海底への散布はリンの吸着効果を持ち、吸着したリンの約 80%は海水への再溶出もなく安定的に保持され 2 年後のリン吸着能が確認されている。また、伊藤一明ら（1997）³¹⁾は、同様に硫化物の除去機能も

確認している。さらに、鈴木雅巳ら（2005）³²⁾は、製鋼スラグから溶出するリンやケイ素などが、水質の栄養塩バランスを維持改善することで植物プランクトン相を改善し、有毒・有害プランクトンの発生を抑制することを実験的に明らかにしている。一方、経済産業省製造産業局製鉄企画室など（2009）³³⁾により、転炉系製鋼スラグを大量に利用する場合の微粒分による懸濁やアルカリ化による白濁の可能性などの安全性と環境改善効果の検討・評価が続いている。また、軟弱な浚渫土に製鋼スラグを混合することにより強度的な改質を図り海域環境修復事業への利用研究も進められている³³⁾。

(2) カキ殻

カキ殻（焼成）は、室内実験や現地実証試験で底質改善効果が確認されている。カキ殻（焼成）は飼肥料として製品化されているとともに、海中で生成された資源なので安全性に問題はないと考えられ、環境改善への利用促進が期待されている。以下にカキ殻の水域環境改善への活用に向けた研究開発の状況を概説する。

片山貴之ら（2009）^{34), 35)}は、自然環境でのカキ殻の底生生物蝟集効果を応用した餌料培養基質、さらに、着生生物によるバイオデポジッション（Biodeposition）やカキ殻のリン吸着除去効果を応用した水質浄化ろ材および水質改善部材の構造検討を進めている。

阿部久雄（2004）³⁶⁾は、焼成カキ殻を用いたリン吸着除去材が水酸アパタイト結晶を析出してリンを除去・固定化すること、ならびに、吸着除去材の製作工程と吸着能の最適な均衡が実用化への課題であることを明らかにしている。

藤澤真也ら（2011）³⁷⁾は、カキ殻を用いた覆砂により、堆積浮泥の再懸濁抑制による濁度などの水質改善と底生生物の蝟集に効果があることを明らかにしている。濁度の改善は水底での藻類の発生による餌料増大に繋がり、底生生物の増大はバイオデポジッションやバイオターベーション（Bioturbation）による直上水や底質の浄化を促進するとともに、新生堆積物に含まれる有機物の分解を促進すると分析している。

山本民次ら（2012）³⁸⁾は、熱風乾燥し間基質のタンパク質を消失させて多孔質化したカキ殻を粗粉碎して、底泥に鋤き込み泥中の硫化水素をカキ殻に吸着させることで堆積有機泥を改善する手法で特許を出願している。この中で、熱風乾燥されたカキ殻の表面の一部が酸化カルシウムに変質することにより、吸着した硫化水素を分解・除去することを明らかにしている。

松井繁明ら（2010）³⁹⁾は、カキ殻を細粒状に粉碎した基質により、梶田淳ら（2011）⁴⁰⁾は、粗粉碎カキ殻と砂や泥を混合した基質により、カキ殻を用いたアマモ場基質の有用性の実験を行っている。カキ殻を用いた基質は発芽率が高く、葉長、葉鞘長、根長ともにカキ殻を粉碎した基質が優れており、カキ殻の植物への有用性がアマモにも有効であることが明らかにされている。また、育苗時のアマモの根がカキ殻に絡みアンカーの役割を果たすことで流出の抑制効果が期待されることも明らかにしている。

なお、カキ殻の環境への影響は、付着物による一時的な有機物質の環境負荷と高温熱処理により生成された酸化カルシウムによる高 pH 化である。仙波雅敏（2002）⁴¹⁾は、カキ殻の再生処理技術として、付着物除去処理技術を分類整理している。

(3) P S 灰造粒物

ペーパースラッジ（PS：Paper Sludge）は、古紙から再生紙の原料となるパルプ繊維を回収する際

に排出される原料にならない短いパルプや填料（無機材料，フィラー(filler)：天然カオリナイトや炭酸カルシウム），脱墨インキ成分などで構成され，古紙の利用率の増加に伴い発生量が増加し，2007年の発生量は3,564千tonである．ペーパースラッジの焼却後に残る灰（PS灰）は，酸化カルシウム（CaO），二酸化ケイ素（SiO₂），酸化アルミニウム（Al₂O₃）を主要な成分とし，構成比は各々約30%である．

PS灰の粒径は，砂分（75μm～2mm）が70%強で，細粒分（75μm以下）が30%弱であり，粒子密度は2.23g/cm³である⁴²⁾．また，PS灰は，セメント原料などに再利用されているが，その多くが廃棄処分（埋立処分）されている⁴²⁾．

城戸優一郎ら（2005）⁴²⁾は，PS灰を盛土材料に有効利用するために発現一軸圧縮強度と有害物質の溶出抑制面から配合試験を行い，所要のセメントと水の添加量を明らかにしている．また，久保田健ら（2010）⁴³⁾は，PS灰造粒物を底質環境改善に利用する基礎的な研究として，造粒物製造時の配合と物理・化学的特性を把握する室内試験および現地実証試験を行い，高pH化を抑制する固化補助剤の再検討が必要なことを明らかにしている．なお，当該PS灰造粒物は，PS灰と浚渫土および生石灰（酸化カルシウム：CaO）をミキサー混合して造粒している．

(4) 石炭灰造粒物

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，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・登録された¹⁰⁾．石炭灰は，電気事業の発電用ボイラーだけでなく，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）⁴⁴⁾，四国電力の灰テックビーズ（粒状地盤材料）⁴⁵⁾，北陸電力の再生路盤材⁴⁶⁾などがある．日恵井佳子ら（2013）⁴⁷⁾は，石炭灰の有効活用を拡大する目的で石炭灰固化体に未焼成の貝殻砕粉を混合する研究を行い，水和反応生成物の拘束によって強度が増大することを明らかにしている．

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¹³⁾，長期的な底質改善効果のモニタリングが開始された．透水層（浸透柱）による底質改善の技術開発は，2004年5月に太田川水系天満川で現地試験が開始され⁴⁸⁾，知見を蓄積しながら規模の大きい現地試験に移行した．中国地方外での石炭灰造粒物の水域環境改善分野での取り組みには，杉本行弘ら（2009，北陸電力）⁴⁹⁾によるリンの吸着とリン吸着造粒物の肥料としての循環利用モデルの研究などがある．

中国経済産業局（2011）¹⁹⁾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”と評価している．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大きく遅れており，石炭灰造粒物を活用した環境改善の普及には，計画から施工段階までの技術を網羅した手順書の作成や技術の体系化と標準化が不可欠となっている．

1.4 研究の位置付け

1967年8月、産業構造の重化学工業化や都市の膨張などに伴う公害の広域化、複雑化に対処するために、公害対策基本法が制定された。また、1969年6月には総理府総務長官が、公害対策基本法に基づく国会報告を第1回公害白書として刊行した。公害白書は、1972年6月の第4回から環境白書に改められ、自然保護の問題に多くの紙面を割くようになった。

1973年10月に勃発した第4次中東戦争から始まった第1次石油危機は、日本に省エネルギー政策を浸透させ、イラン革命（1979年2月）によるイランでの石油生産の中断により始まった第2次石油危機は、火力発電燃料の石油から石炭およびLNGへの転換、非化石エネルギー（原子力、風力、太陽光）活用の模索、モーダルシフト政策などを加速させた。この時期の1979年6月に刊行された第11回環境白書では、環境汚染による健康被害が改善されつつある中で、生活排水や都市ごみなどの解決すべき残された課題とともに、地域の特性に適した潤いのある快適な環境の確保が現世代に課せられた責務としている。また、第11回環境白書の総説において、富士山登山道などの自然環境へのごみ投棄、自動車利用増大による自然環境の悪化、尾瀬の過剰利用などの問題への対応を提起している。石油危機に対応した金融政策などにより、日本経済が高度成長から安定成長に移行する中で、市民の意識は生活にゆとりと潤いを求める方向に変わりつつあった。

昭和年代最後の1988年5月に刊行された第20回環境白書では、地球環境の保全に向けての日本の貢献に焦点を当て、平成年代最初の1989年5月に刊行された第21回環境白書では、人と環境の共生する都市の形成を目指して、都市における新たな環境政策のあり方が示された。このように環境政策が健康被害の改善から環境保全や人と環境の共生に移行する状況において、河川事業や港湾事業も防災や物流インフラストラクチャーなどの機能主体の整備から“多自然型川づくり（1990年11月、建設省（当時））”や“シーブルー計画（1989年3月、運輸省（当時））”を積極的に推進するようになった。

一方、1991年から始まった景気後退、1995年をピークとした政府投資額の長期的縮小、財政収支の悪化、インフラストラクチャーの高経年化、少子化と生産年齢人口の減少など、新規の公共投資が困難な時代の到来の中で、環境との共生と積極的な修復を実現するためには、施工費が低廉で維持管理の容易な環境改善（修復）技術の普及が必要になっている。

本研究は、このような日本社会の現状と市民の意識を背景として、天然資源を直接利用しない石炭灰造粒物を活用した環境改善（修復）技術の普及の一助となることを目的に、計画から施工段階までの技術上の手順および環境改善効果の一例と石炭灰造粒物の機能を示すものである。

1.5 論文の構成

本研究は、図-1.5.1に示すように7章で構成される。

第1章では、研究の背景と目的を示すとともに、河口および沿岸域における環境改善技術の動向と産業系リサイクル材を活用した至近年での既往の研究を整理し、研究の位置付けを明らかにする。

第2章では、第1節で産業系リサイクル材のうち水域環境改善への活用が試みられている鉄鋼スラグおよびカキ殻を取り上げて、統計資料などにより生産量や生成過程を含む特徴と水域環境改善分野での活用状況を概説するとともに、既往の研究のレビューなどにより、期待される水域環境改

善効果と可能性のある環境への影響を明らかにする。第2節および第3節では、エネルギー需給動向を含む石炭灰の発生過程と発生量ならびに性状と成分構成、さらに石炭灰混合材を含む石炭灰の重金属等の含有・溶出特性を統計資料や既往の研究のレビューなどに基づいて概説する。第4節では、石炭灰の有効利用の現状と課題を統計資料などに基づいて整理する。第5節では、本研究の対象材料である石炭灰造粒物の製造方法、基本的物性および利用技術を製造企業の資料などに基づいて概説する。

第3章では、本研究の実証試験フィールドである太田川市内派川感潮域干潟および広島湾奥浅海域の底質などの環境動向を本研究関連の現地調査結果に統計資料や既存の研究・公表データを交えて整理する。第1節では、対象水域の水質、底質、底生生物相および親水的な水際利用の整理を通して、水域の概要を明らかにする。第2節では、本研究に関連する底質調査結果に基づいて太田川市内派川感潮域干潟における有機泥の性状と底質間隙水、沈降浮遊物質の性状を整理するとともに、干潟底質の好適生息環境に関する既往の知見と比較することで太田川市内派川干潟に堆積する有機泥の生物生息環境面での状況を明らかにする。第3節では、既存の調査・分析データに基づいて広島湾奥海田湾の概況を整理する。第4節では、文献や既往の研究のレビューなどに基づいて干潟消滅の歴史的な実態と干潟・浅海域の役割を概説するとともに、干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題を整理し、有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善施策を論ずる。

第4章では、本研究の過程で得た知見や既往の研究のレビューに基づいて、石炭灰造粒物を用いた有機泥の浄化機能を造粒物の特性と機能の面から概説して上で、石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構を概説する。第1節で石炭灰造粒物の特性を論じた上で、第2節では石炭灰造粒物の有機泥の浄化について、リン酸や硫化水素の吸着、還元物質の溶出抑制、粒子間隙による新生堆積物などのトラップ効果や通水効果、間隙内の酸性化防止、生物による有機物の分解などの機能を概説する。第3節では、底質環境の改善状況を明らかにする指標を論ずる。第4節では、底質環境の改善手法を分類してその特徴を概説する。第5節では、本研究において取り組んだ石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法について、間隙水の流動改善を目的とした透水層の構築と覆砂状の被覆に分けて、底質環境の改善機構を概説する。

第5章では、主題である石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法について、本研究に係る公表論文を主体に計画から施工段階までの技術上の手順および環境改善効果を手法毎に論ずる。

第1節では、干潟堆積有機泥内に石炭灰造粒物（透水層）を柱状に設置する浸透柱による水循環の形成と有機泥への酸素供給、有機泥の浄化と粒度変化、底生生物相の経年的変化などから堆積有機泥の改善効果を論ずるとともに、浸透柱の施工方法を概説する。

第2節では、地下水流動の乏しい砂泥質干潟の底質環境の改善に適用できる透水層を溝状に敷設する浸透溝の干潟底質の改善効果を論ずるとともに、アサリの着生・生育状況を概説する。

第3節では、一般的な在来覆砂工法の課題を整理し、石炭灰造粒物による覆砂の特徴や被覆効果の持続性など、一般的な覆砂工法が有する課題の解決の可能性を論ずるとともに、施工上の知見を整理する。

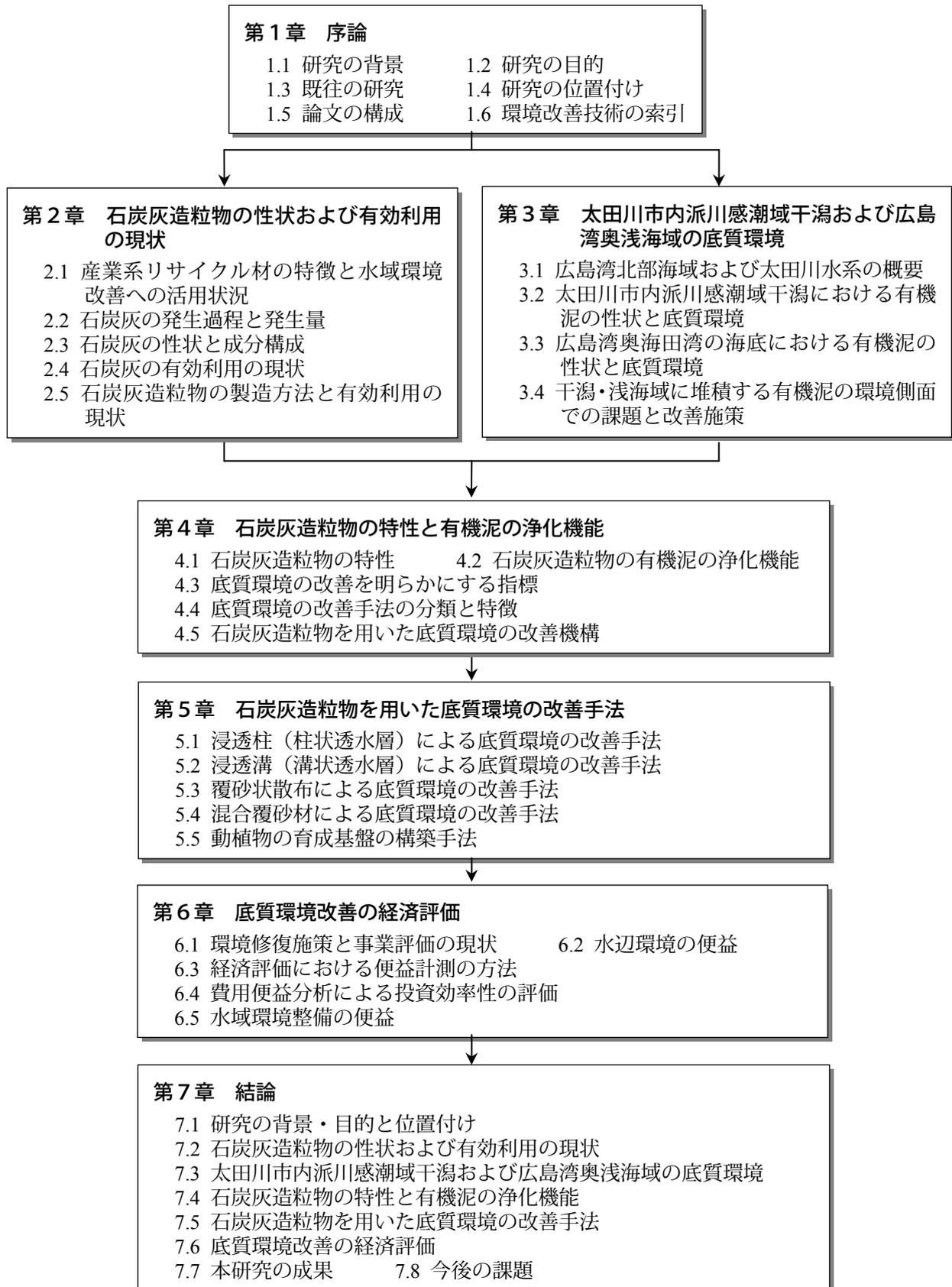
第4節では、ヘドロの堆積した干潟の親水性向上および透水層の設置に伴い発生する高含水比有機泥の有効利用を目的とした石炭灰造粒物混合改質土の土質力学的特性と掃流試験などの結果を概説して、混合覆砂材の適用方法を論ずる。

第5節では、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口干潟におけるアサリ

育成技術構築の試みとして、石炭灰造粒物を用いて設営したアサリ育成場の実証試験事例とその効果を論ずる。

第 6 章では、環境改善の経済評価に関する事例データなどに基づいて、非市場財である環境の経済評価手法と便益の計測法を概説するとともに、仮想的市場評価法による水域環境整備の便益計測結果の事例を整理して事業具体化検討の一助とする。

第 7 章は本研究を要約する章であり、第 1 節から第 6 節において、第 1 章の序論から第 6 章までの内容を要約整理するとともに、各章の主要な結論を論ずる。第 7 節において本研究で得られた研究の結果を総括し、第 8 節では今後の研究課題と展望を整理する。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5章は本研究に係る公表論文を主体に論じる。

注2) 第2,3,4,6章は既往研究のレビュー，統計資料や研究過程での知見により概説する。

図-1.5.1 論文の構成

1.6 環境改善技術の索引

1.6.1 実施手順

環境改善技術の実施フローは、**図-1.6.1**に示すとおりである。豊かな河川および海域を再生させるためには、単に水質や底質の改善だけではなく、豊かな生物が生息できる場を再構築することが必要である。生物の生息環境に係る定量的な情報が十分に得られていない場合は、周辺の自然環境や類似事例などから不足を補い柔軟な対応を行えるような計画を立案する。

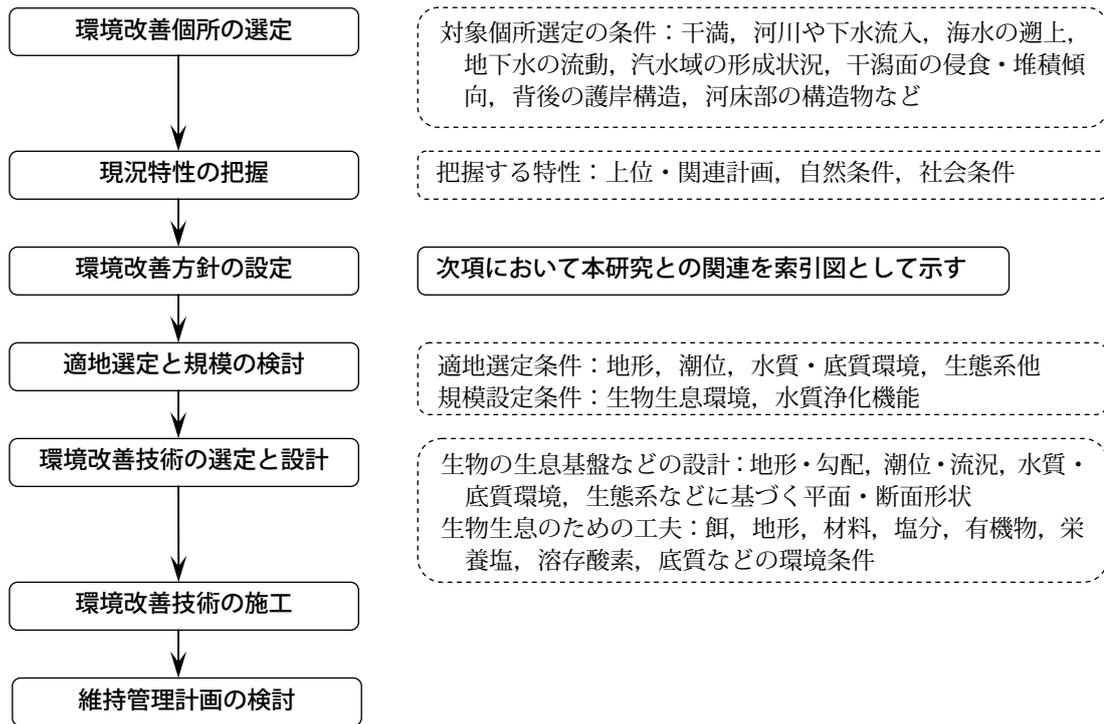


図-1.6.1 環境改善技術の実施フロー

1.6.2 環境改善方針の設定（索引）

環境改善方針の設定に際しては、対象域の自然・社会条件をもとにその場の環境をどのように改善するかを考慮し、生息生物種の生息場、食性や生活史などの生態的特徴に配慮するとともに、自然条件に応じて相互に関連する環境対策を適切に組み合わせることが必要である。

図-1.6.2には、改善すべき環境条件とその対策および適用技術の関係を示した。索引枠（右枠）には、第4章および第5章の関連節番号を索引として示した。なお、破線枠の技術は現地実証試験が継続中であるが本研究の内容に含まれていない。

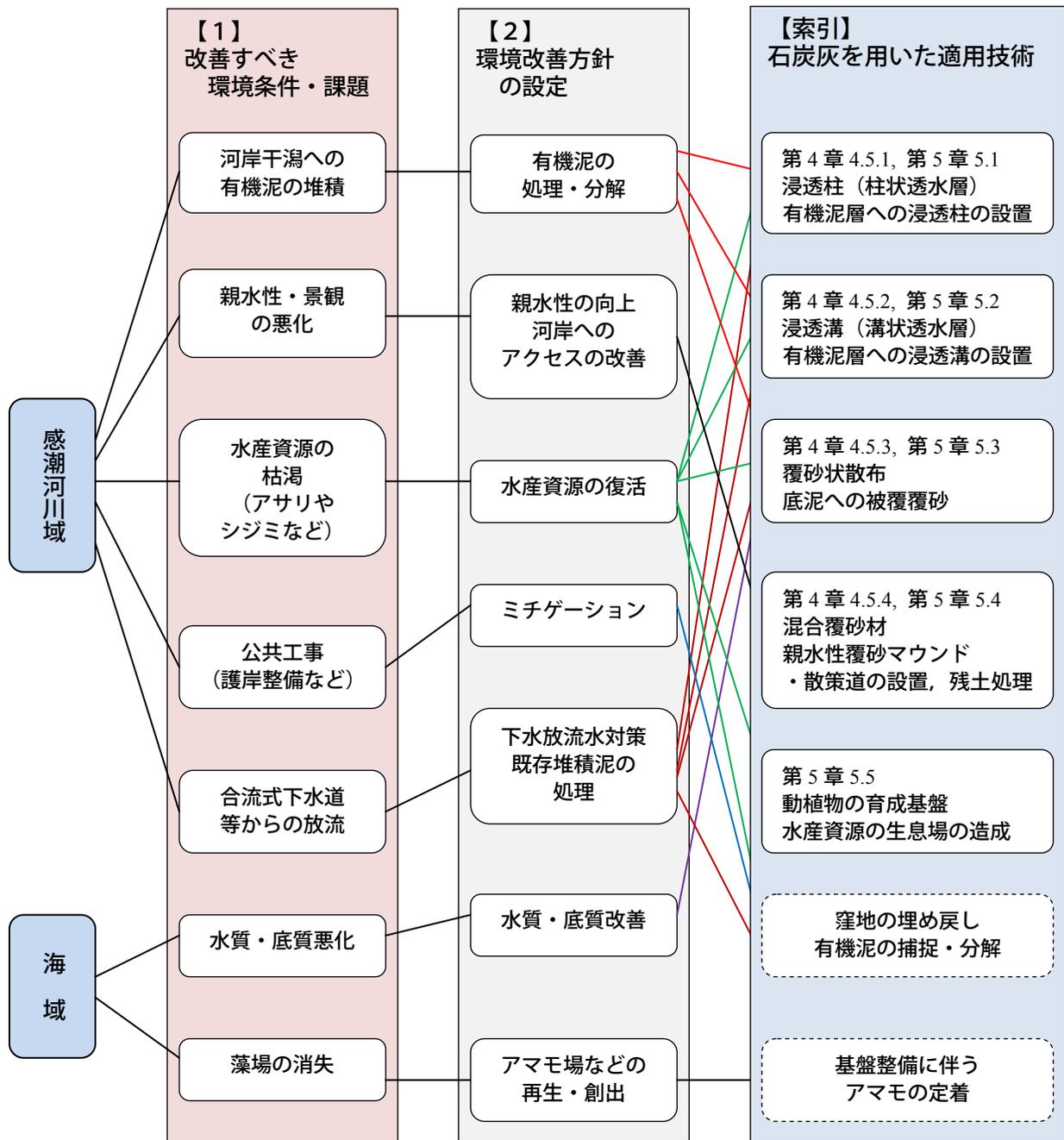


図-1.6.2 改善すべき環境条件とその対策・適用技術

1.7 用語の定義

バイオデポジション (Biodeposition)：二枚貝類などの原索動物（濾過食性動物）が海水中の懸濁物を濾過・摂餌し自らの体を形成するとともに懸濁物質を水中から取り除き糞や擬糞として海底に堆積させる一連の過程。

バイオターベーション (Bioturbation)：底生生物が堆積物中を上下に動き回ることにより堆積層が乱れ堆積物やその中の物質が鉛直的に移動すること。

バイオマニピュレーション (Biomaniipulation)：食物連鎖を介したトップダウン効果を利用した閉鎖水域の水質浄化の手段。閉鎖水域への魚食魚の投入によってプランクトン食魚を減らし、その結果増えた大型動物プランクトンが水質汚濁の原因生物である植物プランクトンを効率よく摂食して減らし水質を浄化（透明度の上昇）する（生物操作）。

一次エネルギー (Primary Energy)：基本的に自然界に存在するままの形でエネルギー源として利用されているもので、石油・石炭・天然ガスなどの化石燃料，原子力の燃料であるウラン，水力・太陽・地熱などの自然エネルギー等自然から直接得られるエネルギーのことをいう。電気・ガソリン・都市ガス等，一次エネルギーを変換や加工して得られるエネルギーのことを二次エネルギーという。

石炭ガス化複合発電 (IGCC：Integrated coal Gasification Combined Cycle) システム：石炭をガス化し，ガスタービンコンバインドサイクル発電 (GTCC) と組み合わせることで，従来型石炭焚き火力に比べて発電効率が 20%（相対値）と飛躍的に向上する次世代の火力発電システム。

順応的管理 (Adaptive Management)：計画時に予測できなかった変化やコントロール不可能な状況が発生することを予め管理システムに組み込み，常にモニタリングを行いながらその結果に合わせて最新の技術を適用して対応を変えるフィードバック管理。

多自然型川づくり (1990 年 11 月，建設省通達 (当時))：河川事業において，河川が本来有している生物の良好な成育環境に配慮し，あわせて美しい自然環境を保全あるいは創出する事業。

シーブルー計画 (1989 年 3 月，運輸省提案 (当時)，シーブルーテクノロジー研究会)：覆砂や汚泥浚渫，水質浄化施設 (エアレーション施設など) などの海水浄化技術を組み合わせて，利用形態に応じた清澄な水質環境を実現する計画として提案されたものであり，この計画を実現するための事業を“シーブルー事業 (海域環境創造事業)”と定義。

ODU (還元物質)：Oxygen Demand Unit, H_2S や Mn^{2+} , 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

第1章 関連参考文献

- 1) 財団法人広島市未来都市創造財団：読んでわかる広島城のあゆみ（概要），8/2013.
- 2) 網干寿夫：広島埋立史，報文 2095，土と基礎（公益社団法人地盤工学会），Vol.39, No.1, pp.46-50, 1/1991.
- 3) 日比野忠史，松本英雄，水野雅光，福岡捷二，保光義文：河口干潟での棲息生物種を特定するための土壌および水質変動特性の把握，海洋開発論文集，Vol.22, pp.589-594, 7/2006.
- 4) 大谷壮介：1.緒論，河口部泥質干潟に生息するヤマトオサガニの生物攪拌による炭素・窒素循環の定量化，2008年度河川整備基金助成事業報告書，公益財団法人河川財団，pp.1-2, 10/2009.
- 5) 国土交通省，広島県，広島市：“水の都ひろしま”構想・概要版，pp.5-9, 1/2003.
- 6) 広島湾再生推進会議：2.1 広島湾の現状，広島湾再生計画，pp.4-18, 3/2007.
- 7) 国土交通省：Ⅲ健全な自然環境の確保・水循環系の構築，国土交通省環境行動計画，一国土交通行政のグリーン化を目指して一，pp.29-35, 6/2004.
- 8) 国土交通省中国地方整備局，水産庁漁港漁場整備部：瀬戸内海環境修復計画の概要，一自然と共生する恵み豊かな瀬戸内海の修復を目指して一，1/2005.
- 9) 広島湾再生推進会議：1.行動計画策定の背景と目的，広島湾再生行動計画，pp.1-2, 3/2007.
- 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) 株式会社エネルギー・エコ・マテリア：Hi ビーズ（製品パンフレット），9/2004.
- 12) 水産庁：5章改善のための具体的対策手法，干潟生産力改善のためのガイドライン，pp.105-135, 2/2008.
- 13) 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.
- 14) 池田陵志，齊藤直，松崎和征，車田佳範：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, 9/2003.
- 15) 21世紀『環の国』づくり会議：今を生きる人類の責務，21世紀『環の国』づくり会議報告，
<http://www.kantei.go.jp/jp/singi/wanokuni/010710/report.html>, 7/2001.
- 16) 21世紀『環の国』づくり会議：4.生態系の環－自然と共生する社会の実現のために，21世紀『環の国』づくり会議報告，
<http://www.kantei.go.jp/jp/singi/wanokuni/010710/report.html>, 7/2001.
- 17) 関東経済産業局：V.水環境改善技術集，東京湾におけるモデル水域別対策検討調査報告書，平成18年度産業公害総合防止対策調査報告書，pp.41-43, 3/2007.
- 18) 環境省：実証済の技術一覧，閉鎖性海域，湖沼・海の水環境改善，環境技術実証事業，
http://www.env.go.jp/policy/etv/s03_c2.html, 8/2013.
- 19) 経済産業省中国経済産業局：2.1 産業副産物等の海域利用に関する現状把握，第2章鉄鋼スラグ等に関する現状把握，平成22年度地域新成長産業創出促進事業 瀬戸内海再生ニュービジネス創出調査事業報告書，pp.2_1-2_2, 2/2011.
- 20) 沼田哲始，宮田康人，藪田和哉，高橋達人，豊田恵聖，佐藤義夫：鉄鋼スラグによる沿岸環境改善技術，NKK 技報，No.177, pp.47-51, 6/2002.
- 21) 高橋達人，藪田和哉：鉄鋼スラグ利材化技術，NKK 技報，No.178, pp.43-48, 8/2002.

- 22) 中平亨, 鬼頭敬一, 西原在浩, 宮崎太志, 矢持進: 底質環境改善対策の実験的取り組みについて, 公益社団法人日本水産学会近畿支部, 平成 18 年度後期例会資料, No.14, 12/2006.
- 23) 石田基雄, 青山裕晃: 人口干潟・浅場造成材の開発 (愛知県水産試験場), 水産基盤整備調査委託事業報告書, 一般社団法人マリノフォーラム 21, 平成 18 年度(2006), No.0266, 2006.
- 24) 経済産業省中国経済産業局: 高炉スラグを利用した海砂代替人工砂 (エコサンド) 製造技術の開発, 地域新生コンソーシアム研究開発事業成果報告書, プロジェクト番号 15S6005, 2004-2005.
- 25) 木曾英滋, 堤直人, 渋谷正信, 中川雅夫: 海域施肥時のコンブ等の生育に関する実海域実験—転炉系製鋼スラグ等を用いた藻場造成技術開発(1)—, 日本海洋工学会・日本船舶海洋工学会, 第 20 回海洋工学シンポジウム, CD-ROM, 3/2008.
- 26) 加藤敏朗, 相本道宏, 三木理, 中川雅夫: 製鋼スラグ等の海域施肥試験における海域 Fe 濃度分布に関する検討—転炉系製鋼スラグ等を用いた藻場造成技術開発(2)—, 日本海洋工学会・日本船舶海洋工学会, 第 20 回海洋工学シンポジウム, CD-ROM, 3/2008.
- 27) 堤直人, 加藤敏朗, 本村泰三, 中川雅夫: 海域施肥時のコンブ等の生育に及ぼす施肥原料成分の影響に関する水槽実験結果—転炉系製鋼スラグ等を用いた藻場造成技術開発(3)—, 日本海洋工学会・日本船舶海洋工学会, 第 20 回海洋工学シンポジウム, CD-ROM, 3/2008.
- 28) 宮田康人, 沼田哲始, 高木正人, 高橋達人, 小山田久美, 小田俊司: 藻場造成用鉄鋼スラグブロックへの海藻着生, 海洋開発論文集, Vol.20, pp.887-892, 2004.
- 29) 向井宏: 干潟・藻場の再生事業—その問題点—, 地球環境, Vol.16, No.1, pp.53-60, 2011.
- 30) 伊藤一明, 西嶋渉, 正藤英司, 岡田光正: 鉄鋼スラグ散布による沿岸海域でのリン除去の基礎的研究—室内実験と長期現場実験—, 日本水環境学会, 水環境学会誌, Vol.19, No.6, pp.501-507, 6/1996.
- 31) 伊藤一明, 西嶋渉, 正藤英司, 岡田光正: 鉄鋼スラグ散布による沿岸海域底泥からの硫化物の溶出抑制とアンモニア性窒素の溶出の検討, 日本水環境学会, 水環境学会誌, Vol.20, No.10, pp.670-673, 10/1997.
- 32) 鈴木雅巳, 山本民次: 製鋼スラグの添加が珪藻 *Skeletonema costatum* および渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* の増殖に及ぼす影響, 鐵と鋼, 日本鐵鋼協會々誌, Vol.91, No.10, pp.783-787, 10/2005.
- 33) 経済産業省製造産業局製鉄企画室, 社団法人日本鉄鋼連盟, 芙蓉海洋開発株式会社, 新日本製鐵株式会社: スラグ利用に係る研究開発評価用資料, 第 1 回スラグ利用に係る研究開発プロジェクト等事後評価検討会, 資料 6-1, 3/2009.
- 34) 片山貴之, 加村聡, 伊藤靖, 柿元皓: 貝殻を利用した魚礁部材の改良とその効果, 平成 21 年度日本水産工学会学術講演会, 学術論文集, pp.31-34, 5/2009.
- 35) 片山貴之, 藤澤真也, 廣田敏人, 前田智彦, 柿元皓: 港湾施設に設置した貝殻を利用した生物生息施設の効果, 海洋開発論文集, Vol.25, pp.473-478, 6/2009.
- 36) 阿部久雄: 無機材質の活用による閉鎖性水環境の窒素・リン除去技術開発—リサイクル原料を用いたリン除去材の開発—, 長崎県窯業技術センター平成 15 年度研究報告, No.51, pp.5-10, 12/2004.
- 37) 藤澤真也, 近藤正美, 岩本俊樹, 鳥井正也, 穴口裕司, 片山真基, 田原実: カキ殻など二枚貝の貝殻を利用した閉鎖性海域における底質改良技術の開発, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, pp.I_370-I_375, 6/2011.

- 38) 山本民次, 浅岡聡: 泥質干潟の改善方法, 独立行政法人科学技術振興機構 J-STORE, 公開特許公報(A), 特開 2012-130830(P2012-130839A), 7/2012.
- 39) 松井繁明, 山本克則, 中本崇, 秋本恒基: アマモ場造成技術開発に関する研究, 福岡県水産海洋技術センター研究報告, Vol.20, pp.61-66, 3/2010.
- 40) 梶田淳, 新村陽子, 大本茂之, 谷本照巳, 寺脇利信, 吉田五郎: アマモの固着力に及ぼす礫・カキ殻のアンカー材としての効果, 水産工学, Vol.47, No.3, pp.183-187, 2/2011.
- 41) 仙波雅敏: 水産基盤整備事業における廃棄物等の再利用技術手法の検討, 水産基盤整備調査委託事業報告書 (水産庁漁港漁場整備部計画課調査班), 平成 14 (2002)年度, No.0027, pp.209-222, 2003. (http://www.mf21.or.jp/suisankiban_hokoku/s_kiban.asp)
- 42) 城戸優一郎, 西本聡, 佐藤厚子, 別紙正信: 石炭灰・PS 灰の土木材料としての検討, 地盤工学研究発表会発表講演集, Vol.40, pp.623-624, 6/2005.
- 43) 久保田健, 五十嵐学, 増田龍哉, 滝川清, 志村吉彦, 寺澤一雄, 小野寺勇雄, 福岡大造: PS 灰造粒物による閉鎖性海域における底質環境改善技術の開発, 海洋開発論文集, Vol.26, pp.675-680, 6/2010.
- 44) 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/CoalAshSympo2003/3-3Ohnaka.pdf>, 12/2003.
- 45) 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, 5/2013.
- 46) 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.
- 47) 日恵井佳子, 伊藤茂男: フライアッシュ造粒固化物への未焼成貝殻碎粉の添加効果—固化物強度への影響—, 電力中央研究所報告, M12007, 6/2013.
- 48) 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.
- 49) 杉本行弘, 村牧義之, 別森敬一: 石炭灰の水質浄化への利用研究—リン吸着と吸着材料の再利用—, 北陸電力技術開発研究所研究開発年報, Vol.43, pp.93-97, 1/2009.

第2章 石炭灰造粒物の性状および有効利用の現状

2.1 産業系リサイクル材の特徴と水域環境改善への活用状況

産業系リサイクル材のうち水域環境改善への活用が試みられている主な材料には“石炭灰”，“鉄鋼スラグ”および“貝殻”などがある．本節では各々の材料の概要を整理する．なお，本研究の主題である石炭灰は次節以降において詳述する．

2.1.1 鉄鋼スラグ

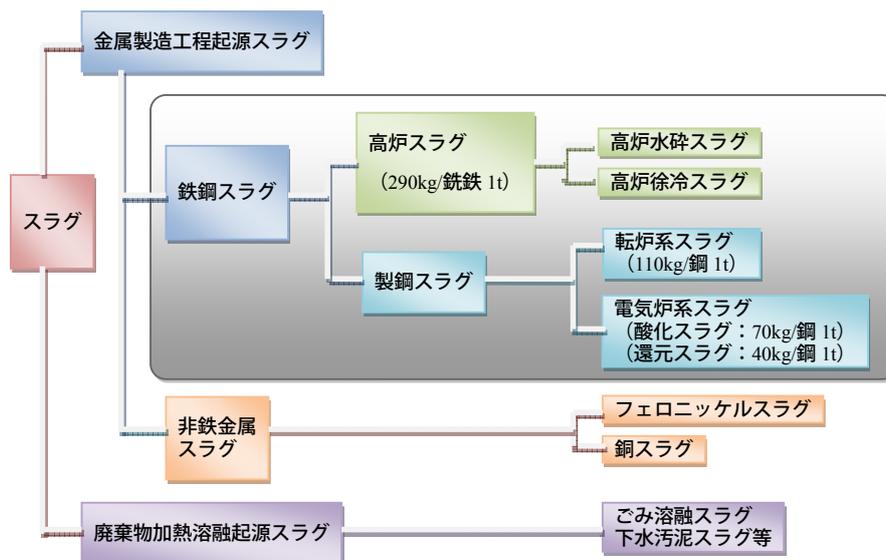
(1) 鉄鋼スラグの種類と生成過程

スラグ (slag) は，鉱石から金属を精錬する際などに冶金対象である金属から溶融によって分離した鉱石母岩の鉱物成分などを含む物質をいう．スラグには，金属製造工程起源に加えて廃棄物加熱溶融起源の生成物質も含まれる．金属製造工程起源のスラグは鉄鋼スラグと非鉄金属スラグに区分され，鉄鋼スラグは鉄鋼製品の製造工程で生成した物質を指す．

鉄鋼スラグは，鉄鉱石から鋼を取り出す還元精錬段階で生成する二酸化ケイ素 (SiO_2) などの鉄以外の成分が酸化カルシウム (CaO) と溶融結合した副産物である．鉄鋼スラグは，高炉で鉄鉱石を溶融還元する際に発生する高炉スラグと鉄を精錬する製鋼段階で発生する製鋼スラグに大別される (図-2.1.1, 図-2.1.2 参照)¹⁾．

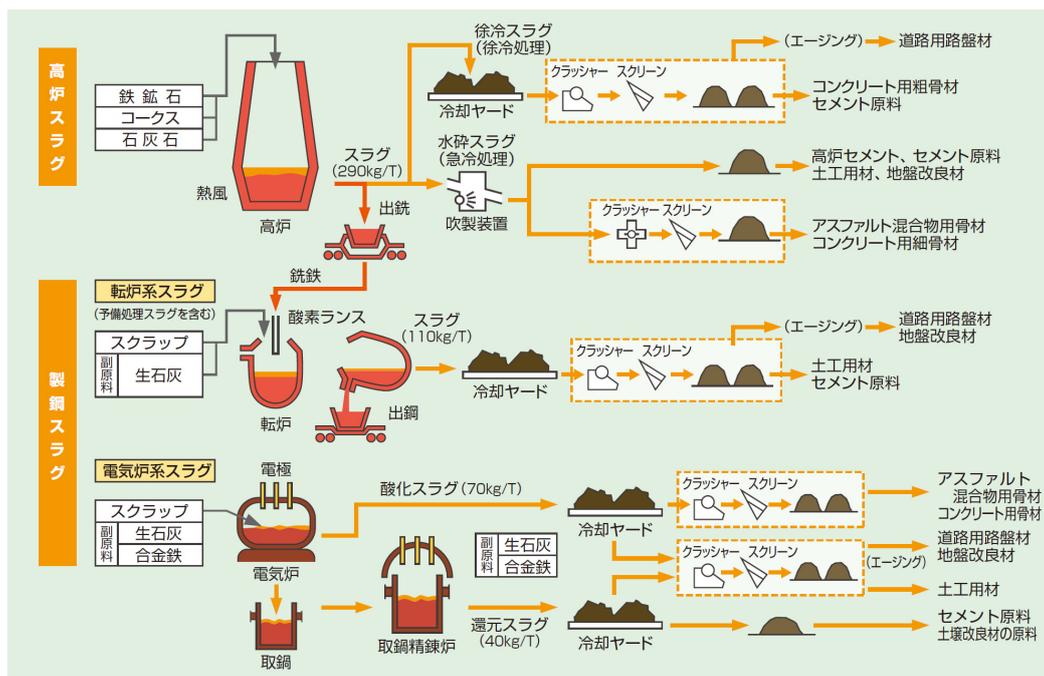
高炉スラグは，鉄鉱石に含まれる二酸化ケイ素 (SiO_2) などの鉄以外の成分やコークス (還元材) の灰成分が副原料の石灰石 (CaCO_3 : 炭酸カルシウム) と結合したものである．高炉スラグは銑鉄 1ton あたり約 290kg 生成され，高炉からは約 1,500℃の溶融状態で取り出される²⁾．高炉スラグは，冷却方法により性状の異なる水砕スラグと徐冷スラグに分類される．水砕スラグは溶融スラグに加圧水を噴射するなどの急激な冷却処理により，ガラス質の粒状スラグとなる．徐冷スラグは溶融スラグの自然放冷と散水による徐冷処理により，結晶質の岩石状スラグとなる．

製鋼スラグは，高炉で生成された銑鉄や鉄スクラップの製鋼工程で生成され，転炉系製鋼スラグと電気炉系製鋼スラグに分類される．転炉系製鋼スラグは，銑鉄や鉄スクラップと生石灰 (CaO : 酸化カルシウム) などの副原料を加えて酸素を吹き込み，鋼を精錬する際に粗鋼 1ton あたり約 110kg 生成される酸化物である．電気炉系製鋼スラグは，鉄スクラップを溶解精錬する際に粗鋼 1ton あたり，酸化スラグが約 70kg，還元スラグが約 40kg 生成される²⁾．



出典) 環境資材 鉄鋼スラグ (鉄鋼スラグ協会) ¹⁾ 掲載図に加筆して作成

図-2.1.1 スラグの種類 ¹⁾



出典) 環境資材 鉄鋼スラグ (鉄鋼スラグ協会) ²⁾ 掲載図を転載

図-2.1.2 鉄鋼スラグ製品の製造フロー ²⁾

(2) 鉄鋼スラグの化学的特性

鉄鋼スラグと比較材料等の化学組成を表-2.1.1 に示す。鉄鋼スラグの化学組成は、酸化カルシウム (CaO) と二酸化ケイ素 (SiO₂) を主成分とすることから普通ポルトランドセメントに類似している。その他の成分として、高炉スラグは酸化アルミニウム (Al₂O₃) および酸化マグネシウム (MgO) と少量の硫黄 (S) を含み、製鋼スラグは酸化鉄 (FeO) および酸化マグネシウム (MgO) を含有している。製鋼スラグには酸化マンガン (MnO) などの金属元素が酸化物の状態で取り込まれている

ほか、一部には未溶解の遊離石灰（free-CaO）などが残存する場合もある³⁾。

高炉スラグは自然界の鉱物の成分と比較して、酸化カルシウム（CaO）の含有量が多い。高炉スラグが水と接触すると微量の酸化カルシウム（CaO）と二酸化ケイ素（SiO₂）が溶出し、スラグの表面に緻密な水和物を形成する。アルカリ性の環境下では、酸化アルミニウム（Al₂O₃）が加わった水和物を形成し、この水和物がスラグ粒子を繋ぐ結合材となって固結する水硬性を有する。特に高炉水砕スラグはガラス質であり、アルカリまたは硫酸塩などの刺激作用によって水と反応して水和物を生成し、スラグ粒子間の凝結と固結が進行していく潜在水硬性を有する⁸⁾。

製鋼スラグは酸化鉄（FeO）を多く含むので、高炉スラグや天然鉱物と比較して粒子密度が高い。また、高炉徐冷スラグと同様に弱い水硬性を有するが、水硬性の発現は一様ではない⁸⁾。製鋼スラグに数パーセント残存する遊離石灰（free-CaO）や遊離マグネシウム（free-MgO）は、水と反応して約2倍に体積膨張する。膨張量は free-CaO や free-MgO の量、大きさ、残存状態により異なる⁹⁾。

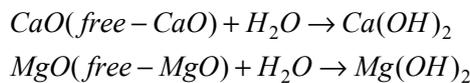


表-2.1.1 産業系リサイクル材の化学組成^{3), 4), 5), 6), 7)}

(単位：%)

成分	鉄鋼スラグ ³⁾				石炭灰 ⁴⁾		カキ殻 ⁵⁾	【参考】比較材料		
	高炉スラグ	転炉系スラグ	電気炉系スラグ		フライアッシュ	クリンカアッシュ		普通ポルトランドセメント ⁶⁾	天然岩石 ⁷⁾	
			酸化スラグ	還元スラグ					安山岩	花崗閃緑岩
SiO ₂	33.8	11.0	12.1	18.8	40.1~74.4	51.6~64.0	2.9	21.8	56.42	67.29
Al ₂ O ₃	13.4	1.9	6.8	16.5	15.7~35.2	17.3~26.9	0.8	4.5	15.41	15.48
T-FeO (Fe ₂ O ₃)	0.4	17.4	29.5	0.3	(1.4~17.5)	(4.2~10.9)	(0.9)	(2.9)	6.21	3.69
CaO	41.7	45.8	22.8	55.1	0.3~10.1	2.3~8.8	92.7	63.9	6.29	3.69
MgO	7.4	6.5	4.8	7.3	0.2~7.4	1.0~2.6	-	1.8	7.60	1.79
S (SO ₃)	0.8	0.1	0.2	0.4	(0~1.4)	(0~0.7)	(0.8)	(2.3)	-	-
Na ₂ O	-	-	-	-	0.1~2.8	0.8~3.4	-	0.2	3.11	3.96
K ₂ O	-	-	-	-	0.2~2.7	0.8~2.4	1.5	0.4	1.81	2.64
TiO ₂	-	-	-	-	-	0.7~1.5	-	-	0.66	0.48
MnO	0.3	5.3	7.9	1.0	-	0~0.1	-	-	0.11	0.07
P ₂ O ₅	<0.1	1.7	0.3	0.1	-	0.1~1.5	-	-	0.15	0.12
SrO	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-

(3) 鉄鋼スラグの物理的特性

鉄鋼スラグと比較材料などの物理性状を表-2.1.2 に、主な用途の外観写真を写真-2.1.1 に示す。高炉水砕スラグの粒子はガラス質であり、形状も凹凸が激しく角張っている。密度などの物性はスラグ温度、冷却水量、水圧の調整により、軽く軟質の粒子と重く硬質の粒子を造粒できる。湿润単位体積重量は天然砂に比べ小さく、製鉄所間で 8~13kN/m³ の範囲の差異がある。標準的な粒径は 4.75mm 以下の砂状であり、細粒分 (0.075mm 以下) は 1~2%程度である。細粒分が少ないので未固結状態では高い透水性を有するが、固結に伴い透水性は低下する⁸⁾。

高炉徐冷スラグの外観は、岩石状で表面は粗面で気孔があり角張っている。凝固の過程で発生するガスがスラグ中に残るので空隙を多く含み吸水率は高く、粒子密度は天然砕石よりやや小さい(絶

乾密度：2.2～2.6g/cm³). 冷却時の層厚や散水などの冷却方法により密度や吸水率などの物理特性が変化するので製鉄所間や製造ロット間に差異がある。粒径が 40-0mm～25-0mm の高炉徐冷スラグ路盤材の単位体積重量は 15.4～18.0kN/m³ の範囲にある⁸⁾。

製鋼スラグは、高炉スラグや天然砂利に比べると密度が大きく、遊離石灰 (free-CaO) を含有するので水と反応して膨張する性質がある。製鋼スラグは同一製鉄所内においても精錬工程の違いにより密度や膨張量などの品質に差異がある。出荷される製鋼スラグは一般に 40mm 以下に破碎・整粒されるが製鉄所や種類により異なる。粒子密度は概ね 3.2～3.6g/cm³ の範囲であるが、単位体積重量は締固めの程度により密度が異なり、港湾工事の湿潤単位体積重量は 21～23kN/m³ を基準としている⁸⁾。電気炉酸化スラグは酸化鉄 (FeO) を多く含むため絶乾密度が高く単位体積重量も大きい。転炉系製鋼スラグの透水係数は経時的に低下する傾向があるが、電気炉酸化スラグでは透水係数の低下はほとんどない⁸⁾。

表-2.1.2 産業系リサイクル材の物理性状^{6), 8), 9), 10), 11), 12)}

項目	鉄鋼スラグ ^{8), 9)}					石炭灰 ^{10), 11)}		【参考】比較材料	
	高炉スラグ		転炉系スラグ	電気炉系スラグ		フライアッシュ	クリンカアッシュ	普通ポルトランドセメント ⁶⁾	JIS Z 8901 ¹²⁾ 試験用粉体1種けい砂
	水砕スラグ	徐冷スラグ		酸化スラグ	還元スラグ				
粒子密度 (g/cm ³)	温度や水量で変動	2.2~2.6	3.2~3.6		2.02~2.45	2.06~2.56	3.16	2.6~2.7	
強熱減量 (%)	-		-		1.5~11.3	-	0.64	-	
乾燥単体重量 (kN/m ³)	-		電気炉系酸化スラグは FeO を多く含む密度が高い		-	-	-	14.7~15.8	
湿潤単体重量 (kN/m ³)	8~13	15.4~18.0	21 (緩い状態)~23 (密な状態)		-	-	-	-	
粒子性状	ガラス質角張る	岩石状粗面気孔有角張る	水と反応して膨張，精錬工程により物理的性状が相違		球形粉体状のポゾラン	多孔質砂礫状で軽量	-	-	
粒度	4.75mm 以下細粒分 1~2%	40-0mm 25-0mm	出荷時，破碎して 40mm 以下に整粒		75μm 以下 96~84%	25mm 以下に粉碎した粒状	-	-	
透水性 吸水性 pH	固結に伴い透水性が低下	空隙多く吸水性が高い	転炉系スラグの透水係数は経過時に低下		pH 8.0~13.2	pH 8.2~9.8	-	-	



高炉水砕スラグ (軟質)¹³⁾



高炉徐冷スラグ (道路用)¹³⁾



製鋼スラグ (SCP 砂代替用)¹⁴⁾

出典 1) 高炉スラグ：JFE ミネラル株式会社製品紹介ホームページ¹³⁾ 掲載写真を転載
 出典 2) 製鋼スラグ：大分県リサイクル認定製品 (SCP 用製鋼スラグ，新日本製鐵(株)製)¹⁴⁾ 掲載写真を転載

写真-2.1.1 鉄鋼スラグの主な用途の外観写真

(4) 鉄鋼スラグの需給概要

2011年度の日本の高炉銑鉄・粗鋼および鉄鋼スラグの生産量を表-2.1.3 および図-2.1.3（鉄鋼スラグの生産量のみ）に示す。鉄鋼スラグの年間生産量は、1990年以降33～40百万ton¹⁵⁾で年変動はあるが概ね横ばいの状況にある。2011年度の鉄鋼スラグの年間生産量は38.4百万tonで高炉スラグが24.2百万ton（63%）である。高炉スラグに占める水砕スラグの構成比は81%で、1990年の59%から2005年には80%まで上昇し¹⁵⁾、以降は概ね横ばいの状況にある。製鋼スラグに占める転炉系スラグの構成比は80%で、2004年の73%から2009年に80%まで上昇している。近年では諸外国のセメント用原料の需要増加に対応して水砕スラグの輸出が拡大している¹⁶⁾。

表-2.1.3 高炉銑鉄・粗鋼および鉄鋼スラグの生産量（2011年度）¹⁵⁾

生産量		(千ton)	構成比	
高炉銑鉄		80,300		
粗鋼	転炉鋼	81,217	76%	
	電気炉鋼	25,245	24%	
	計	106,462	100%	
鉄鋼スラグ	高炉スラグ	水砕スラグ	19,505	51%
		徐冷スラグ	4,655	12%
		計	24,160	63%
	製鋼スラグ	転炉系スラグ	11,347	30%
		電気炉系スラグ	2,863	7%
		計	14,210	37%
	合計		38,370	100%

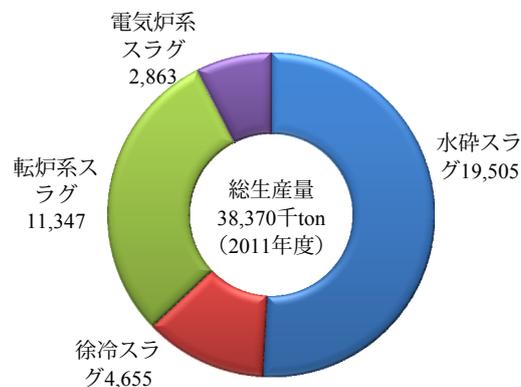


図-2.1.3 鉄鋼スラグの生産量（2011年度）¹⁵⁾

(5) 鉄鋼スラグの特性と用途

表-2.1.4に鉄鋼スラグの主な特徴と用途、表-2.1.5および図-2.1.4に2011年度の鉄鋼スラグの用途別利用量を示す。高炉水砕スラグは、水と反応して時間とともに強度が増加する水硬性を有する。微粉碎による強い潜在水硬性から約80%が高炉セメント原料として利用されている¹⁷⁾。高炉徐冷スラグも水砕スラグと同じく水硬性を有するので、路盤材（約60%）やコンクリート用粗骨材として利用されている¹⁷⁾。製鋼スラグは、水硬性を有するので路盤材としての利用のほか、粒子密度と硬度が高く耐摩耗性に優れているのでアスファルトコンクリート用骨材にも利用されている¹⁷⁾。

また、せん断抵抗角や粒子密度と単位体積重量が大きいことから土木用材や地盤改良材（サンドコンパクションパイル用材）としても利用されている¹⁷⁾。鉄鋼スラグは99%が有用な資源として利用されている。なお、他利用（肥料、土壌改良材、建築用材など）の構成比は鉄鋼スラグの3%であるが、水域環境分野への利用は用途統計に現れていない。

表-2.1.4 鉄鋼スラグの主な特徴と用途¹⁷⁾

特徴			用途
高炉スラグ	水砕スラグ	微粉砕による強い潜在水硬性 低 Na ₂ O, 低 K ₂ O 潜在水硬性 軽量, せん断抵抗角大, 透水性大 塩化物を含まない非アルカリ骨材反応 肥料成分 (CaO, SiO ₂)	高炉セメント原料, セメント混和材 セメントクリンカ原料 (代替粘土) 土木用材, 地盤改良材 コンクリート用細骨材 珪酸石灰肥料 (ケイカル), 土壌改良材
	徐冷スラグ	水硬性 非アルカリ骨材反応 低 Na ₂ O, 低 K ₂ O 繊維化による断熱・保温・吸音性 肥料成分 (CaO, SiO ₂)	路盤材 コンクリート用粗骨材 セメントクリンカ原料 (代替粘土) ロックウール原料 珪酸石灰肥料 (ケイカル)
製鋼スラグ	電気炉系スラグ	硬質, 耐摩耗性 水硬性 せん断抵抗角大 FeO 分・CaO 分・SiO ₂ 分 塩化物を含まない非アルカリ骨材反応 肥料成分 (CaO, SiO ₂ , MgO, FeO)	アスファルトコンクリート用骨材 路盤材 土木用材, 地盤改良材 セメントクリンカ原料 コンクリート用細骨材・粗骨材 肥料および土壌改良材

表-2.1.5 鉄鋼スラグの用途別利用量 (2011 年度)¹⁸⁾

(単位: 千 ton, %)

使用用途	高炉スラグ				製鋼スラグ				計		備考 (具体的用途例)
	水砕スラグ		徐冷スラグ		転炉系スラグ		電気炉系スラグ		利用量	構成比	
	利用量	構成比	利用量	構成比	利用量	構成比	利用量	構成比			
再使用					2,466	20%	36	1%	2,502	6%	石灰分等を鉄鋼製造工程で再使用
道路用材	137	1%	3,237	63%	3,751	30%	985	35%	8,110	20%	路盤材, アスコン材 他
地盤改良材	232	1%	148	3%	497	4%	99	4%	976	2%	
土木用材	1,428	7%	117	2%	4,221	34%	1,012	36%	6,778	16%	土木・港湾工事用材
セメント用材	16,700	81%	295	6%	609	5%	26	1%	17,630	43%	クリンカ原料, 混合材, 混和材, 増量材
コンクリート骨材	1,657	8%	275	5%					1,932	5%	細骨材, 粗骨材
他利用	137	1%	174	3%	946	8%	169	6%	1,426	3%	肥料, 土壌改良材, 建築用材
加工用原料					11	0%	233	8%	244	1%	
埋立等					85	1%	246	9%	331	1%	資源化目的外の用途
自社使用	329	2%	932	18%					1,261	3%	
計	20,620	100%	5,178	100%	12,586	100%	2,806	100%	41,190	100%	

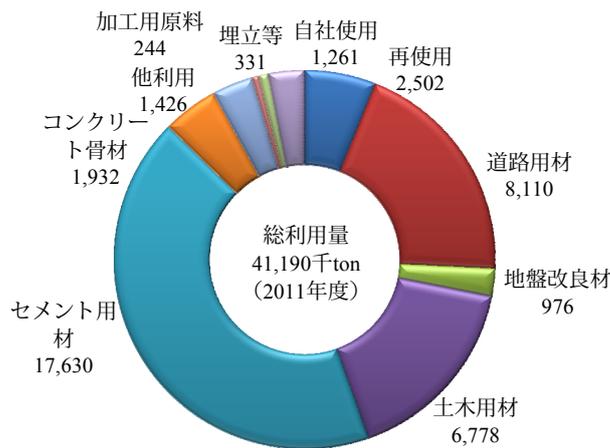


図-2.1.4 鉄鋼スラグの用途別利用量 (2011 年度) ¹⁸⁾

(6) 鉄鋼スラグの想定される環境への影響

鉄鋼スラグの想定される環境への影響を表-2.1.6 に示す。高炉徐冷スラグは含有する硫化カルシウム (CaS) が水中で加水分解し、多硫化イオン (S_n^{2-}) の生成による黄濁水と硫化水素臭を発する。不安定な中間形態の多硫化イオンは酸素によりチオ硫酸イオン ($S_2O_3^{2-}$) および硫酸イオン (SO_4^{2-}) へと酸化されて黄濁色と臭気は消失する。また、事前安定化処理 (aging) により黄濁水の発生を抑制することができる。高炉水砕スラグの硫黄分はガラス質のスラグ中に分散固定されており水に溶解しないので黄濁水は発生しないとされている ¹⁹⁾。製鋼スラグは硫黄分を殆ど含有しないので黄濁水の発生はないとされている ¹⁹⁾。ただし、製鋼脱硫スラグは多量の硫化物を含有する可能性がある。

鉄鋼スラグに含有する酸化カルシウム (CaO) が水と反応して水酸化カルシウム ($Ca(OH)_2$: 消石灰) を生成する。水酸化カルシウムは水中でカルシウムイオン (Ca^{2+}) と水酸化イオン (OH) に分解して水素イオン濃度指数 (pH) が上昇する。スラグ種類毎の環境省告示の方法で得た検液の pH は高炉水砕スラグが最も低く、高炉徐冷スラグ、製鋼スラグの順に高くなり、転炉系製鋼スラグが最も高い (表-2.1.7 参照)。海水養生した高炉水砕スラグの pH はイオン交換水養生と比較して約 2 小さい値となる。

水域のアルカリ化 (目安: $pH > 9.5$) により、水中のマグネシウムイオン (Mg^{2+}) が水酸化イオン (OH) と反応して水酸化マグネシウム ($Mg(OH)_2$) を生成し白濁水を発することがあるが、水酸化マグネシウムは水に難溶で無機凝結剤として廃水の浄化にも使用されており無害な物質である。

高炉水砕スラグを岸壁の裏埋材として直接海中に投入した際の周辺海域の pH が関東地方の港湾工事で測定されている ⁹⁾。一般海域 (バックグラウンド) と高炉水砕スラグを海域に直接投入した施工部近傍の pH 値の差異は 0.1~0.2 の上昇であり、高炉水砕スラグを使用する際の周辺海域への pH の影響は殆どない。

鉄鋼スラグの海洋汚染防止法水底土砂基準 ²⁰⁾ に示す試験項目に係る溶出試験結果 ¹⁹⁾ は、ふっ化物を除き定量限界以下である。なお、ふっ化物の溶出濃度は基準値以下である。重金属などの溶出量が基準値を超過する製鋼スラグの一部は製造所で分別管理 ¹⁹⁾ されているが、個々に使用前の溶出試験結果などの確認が望ましいとしている ⁹⁾。

表-2.1.6 鉄鋼スラグの想定される環境への影響^{9),19)}

環境への影響項目	影響の具体的内容と対応策	対象スラグ種類
黄濁水の溶出 硫化水素臭の発生	<ul style="list-style-type: none"> スラグに含有する硫化カルシウム (CaS) による黄濁水と硫化水素臭の発生⁹⁾. 酸化により黄濁色と臭気は消失⁹⁾. $\text{CaS} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(SH)(OH)}$ $\text{Ca(SH)(OH)} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2 + \text{H}_2\text{S}$ $2 \text{CaS} + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(SH)}_2 + \text{Ca(OH)}_2$ $\text{CaS} + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2 + \text{H}_2\text{S}$ 事前安定化処理により黄濁水の発生抑制は可能⁹⁾. 	高炉徐冷スラグ 製鋼脱硫スラグ
水素イオン濃度指数 (pH) の上昇	<ul style="list-style-type: none"> スラグに含有する酸化カルシウム (CaO) による水酸化カルシウム (Ca(OH)₂) の生成. $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2$ Ca(OH)₂ が水酸化イオン (OH⁻) に分解して pH が上昇¹⁹⁾. 濃度指数はスラグ種類および養生条件により変動¹⁹⁾. 	全ての鉄鋼スラグ 特に転炉系製鋼スラグと電気炉系製鋼還元スラグで濃度指数が高い
海水の白濁	<ul style="list-style-type: none"> 水域のアルカリ化 (pH > 9.5) により, 水酸化マグネシウム (Mg(OH)₂) を生成し白濁水の発生¹⁹⁾. $\text{Mg}^{2+} + 2\text{OH}^- \rightarrow \text{Mg(OH)}_2$ 	全ての鉄鋼スラグ
有害物質の溶出	<ul style="list-style-type: none"> 鉄鋼スラグの溶出試験結果は, ふっ化物を除き定量限界以下 (ふっ化物の溶出濃度は基準値以下)¹⁹⁾. 個々に使用前の溶出試験結果などの確認が望ましい⁹⁾. 溶出量が基準値を超過する製鋼スラグは分別管理¹⁹⁾. 	製鋼スラグの一部に基準値を超過するものがある

表-2.1.7 環境省告示 46 号法によるスラグ溶出水の pH の測定結果^{9),19)}

	高炉水砕スラグ	高炉徐冷スラグ	転炉系製鋼スラグ	電気炉系製鋼酸化スラグ	電気炉系製鋼還元スラグ
イオン交換水	10.39	11.59	12.60	11.60	11.70
海水	8.26	9.83	-	-	-
純水	-	-	12.8~13.2	10.1~12.5	9.5~12.7
人工海水	-	-	10.2~10.3	8.6~11.9	8.9~12.4

(7) 鉄鋼スラグの水域環境改善への活用状況

鉄鋼スラグは、水域での活用に向けて各地で規模の大きい現地実証事業が行われている。鉄鋼スラグを利用した製品（ブロックなど）は数多く開発され、水域環境改善効果や材料の安全性に関する研究が行われて知見の集積も進みつつある。一方で鉄鋼スラグは漁業関係者などに広く受け入れられているとは言い難く、規模の大きい事業には進展していない。

鉄鋼スラグを水域で利用する場合の期待される環境改善効果と環境に及ぼす影響の可能性を既往の知見に基づいて表-2.1.8 に整理した。なお、高炉徐冷スラグおよび電気炉系製鋼スラグは水域での適用事例ならびに調査研究はほとんど行われていない。

高炉水砕スラグによる覆砂の実海域試験では、水底の pH を 8.5 程度の弱アルカリ状態に保ち硫酸還元菌の活動を抑制することによる硫化水素の発生抑制効果、含有するケイ酸塩供給による海藻ならびに珪藻の増殖効果および底生生物の着生する生息環境の改善効果が確認されている^{21),22),23)}。

一方、高炉水砕スラグによる覆砂の底質改善効果は一定の効果が確認されたものの、覆砂施工後約 1 年で浮泥堆積（新生堆積物）および覆砂材の潜在水硬性の発現などにより改善効果が低下し、間隙水の pH および硫化物ともに周辺区域と同程度の濃度になっている²⁴⁾。

高炉水砕スラグを干潟や浅場の造成材として有効利用する際の障害である固結現象を浚渫土砂と混合することにより抑制する工法は、高炉水砕スラグ 50%に浚渫土砂を 50%混合することで、固結

しないアサリ着床効果のある改質浚渫土砂を得ることができる。しかし、混合施工費用は浚渫土砂の埋立処分と比較して3~7倍と高額で事業化には工法開発などの課題がある²⁵⁾。

一方、高炉溶融スラグを水添加空気で吹き飛ばして粒状化して、炭酸水を噴霧しそのスラグ粒子表面を炭酸カルシウム被膜で覆うことにより、固結を抑制し針状物がなく天然砂に近い人工砂（炭酸化風砕スラグ）の製造が研究されている。広島県三津口湾での約1年間の人工アマモ場試験では、底生生物の種類数と総個体数が天然藻場と同等以上であることが確認されるとともに、アマモの生育はスラグ100%の試験区では天然区に較べ劣るものの生存が確認され、浚渫土を混合した基盤材では天然区以上のアマモの生育が確認されている²⁶⁾。

磯焼け現象の進行した藻場に溶存二価鉄を安定的に供給する手法として、転炉系製鋼スラグと廃木材チップを発酵させた人工腐植土を混合し沈設する研究が行われている。実海域における3年間の実験からコンブの生育に効果があることが確認されている^{27), 28), 29)}。製鋼スラグを用いた藻場造成にはその他に、鉄鋼スラグ炭酸固化体（マリブロック）によるホンダワラ類などの海藻付着基盤としての性能確認などの研究が行われている³⁰⁾。

転炉系製鋼粉体スラグの海底への散布はリンの吸着効果を持ち、吸着したリンの約80%は海水への再溶出もなく安定的に保持され2年後のリン吸着能が確認されている³¹⁾。また、硫化物の除去機能も確認されている³²⁾。一方、製鋼スラグから溶出するリン（P）やケイ素（Si）などは、水質の栄養塩バランスを維持改善することで植物プランクトン相を改善し、有毒・有害プランクトンの発生を抑制することが実験的に明らかにされている³³⁾。一方、転炉系製鋼スラグを大量に利用する場合の微粒分による懸濁やアルカリ化による白濁の可能性などの安全性と環境改善効果の検討・評価が続いている³⁴⁾。また、軟弱な浚渫土に製鋼スラグを混合することにより強度的な改質を図り海域環境修復事業への利用研究も進められている³⁴⁾。

表-2.1.8 鉄鋼スラグの特性、期待水域環境改善効果および環境影響の可能性³⁵⁾

種類	特性	期待水域環境改善効果	環境影響の可能性
高炉水砕スラグ	石灰含有量大（pH上昇）	・高 pH 環境で顕著な水底泥からの硫化物およびリンの溶出抑制	・高 pH 環境での海水の白濁 ・高 pH 環境の生物生息への影響 ・pH 上昇によるアンモニア態窒素の溶出
	SiO ₂ の含有	・SiO ₂ の供給による藻類の繁殖の促進および藻場育成効果	
	砂に類似した形状	・砂代替覆砂材料として利用する場合の底生生物およびアマモなどの生息基盤	・針状粒子の生成
	潜在水硬性	・スラグ混合による軟弱水底泥の固化および水底泥の巻き上がり再浮上の抑制	・潜在水硬性の発現による覆砂の固結
製鋼転炉系スラグ	石灰含有量大（pH上昇）	・高 pH 環境で顕著な水底泥からの硫化物およびリンの溶出抑制	・高 pH 環境での海水の白濁 ・高 pH 環境の生物生息への影響 ・pH 上昇によるアンモニア態窒素の溶出
	SiO ₂ 、鉄分の含有	・SiO ₂ および二価鉄イオンの供給による藻類の繁殖の促進および藻場育成効果	
	無機栄養塩の溶出	・無機栄養塩の供給による底生微細藻類の増殖および光合成活性化により水質および底質環境を改善	・スラグ種類（脱リン・脱ケイ、脱炭スラグ）による改善効果の発現性の相違
	砂に類似した形状	・砂代替覆砂材料として利用する場合の底生生物およびアマモなどの生息基盤	・重比重による底泥中へのスラグの沈み込み
	潜在水硬性	・スラグ混合による軟弱水底泥の固化および水底泥の巻き上がり再浮上の抑制	・潜在水硬性の発現による覆砂の固結

2.1.2 カキ殻

(1) カキ殻等の生産量

図-2.1.5には、東北地方太平洋沖地震（2011年）前の2010年までのカキ類とほたて貝の収穫量の推移を整理した。日本の養殖カキの過去10年間の平均生産量（殻付き）は約200千ton³⁶⁾であり、このうち約80%がカキ殻として排出³⁷⁾されるのでカキ殻の推定生産量は約160千ton/年である³⁷⁾。2010年の殻付きカキ類都道府県別の生産量は広島県が54%、宮城県が21%、岡山県が9%を占める³⁶⁾（図-2.1.6参照）。

一方、海面漁業と養殖業を合わせたほたて貝の過去10年間の平均生産量は約500千ton³⁶⁾であり、このうち約50%がほたて貝殻として排出³⁷⁾されるのでほたて貝殻の推定生産量は約250千ton/年である³⁷⁾。2010年のほたて貝都道府県別の生産量は北海道が80%、青森県が17%、2道県で96%を占める³⁶⁾（図-2.1.7参照）。

貝殻の排出量が多い広島県ではカキ殻を飼料や肥料などとして利用し、北海道網走管内では、ほたて貝殻をカキ種苗原盤、凍上抑制剤、養鶏飼料および土壌改良材として利用しているが、宮城県や青森県などでは堆積場に野積みしており利用状況に地域格差がある³⁷⁾。

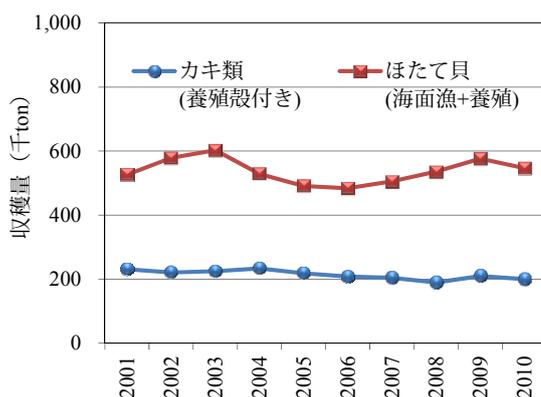


図-2.1.5 魚種別収穫量の推移³⁶⁾

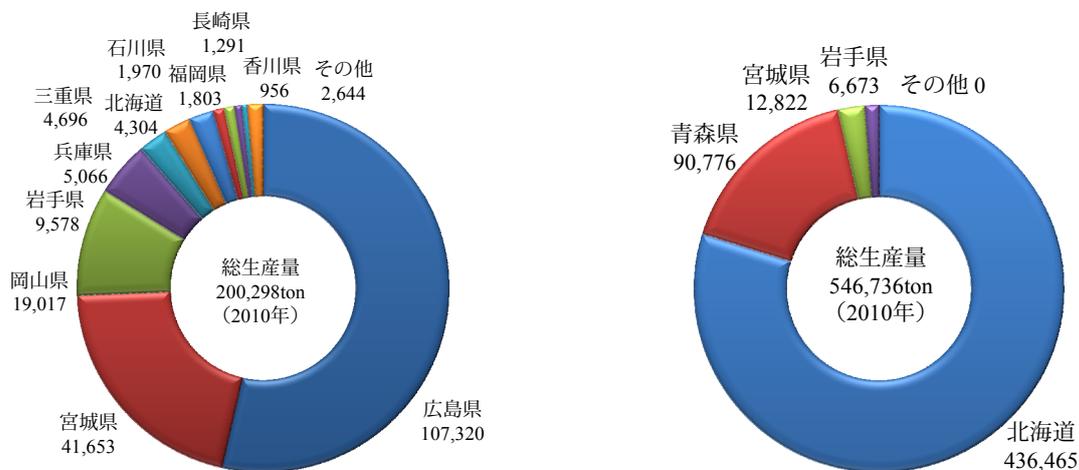


図-2.1.6 カキの都道府県別生産量（殻付き）³⁶⁾ 図-2.1.7 ほたて貝の都道府県別生産量³⁶⁾

(2) カキ殻の物理化学的特性

貝殻は殻本体と殻皮から構成され、殻本体は炭酸カルシウム（CaCO₃）を成分とする多数の結晶がタンパク質を主成分とする間基質によって繋ぎ合わされた構造になっている。結晶相は貝種で決まり、カキやほたては方解石（カルサイト：calcite）である^{38), 39)}。

カキ殻の殻皮は殻の外側を覆う厚さ 1 μm のキチン質³⁹⁾（直鎖型の含窒素多糖高分子：chitin）の薄膜で、主に結晶形成の際の支持と環境水中への溶解防止の役割がある。カキ殻の表面は厚さ 0.2～1 μm の薄片状の方解石片からできており、空洞の多いカードハウス構造（立体的な会合構造）となっているので、毛管現象による吸水性が高く³⁸⁾、化学反応性が高い³⁹⁾と考えられる。

カキ殻の物性値を表-2.1.9 に示す。カキ殻の密度は 2.41～2.43g/cm³ であるが^{40), 41)}、その他の物性値は破碎後の表面積（平均粒径）により異なる。

カキ殻の化学組成を表-2.1.10 に示す。カキ殻の化学組成は主に Ignition Loss（脱炭酸と有機物）と酸化カルシウム（CaO）であり、カキ殻表面の凹凸に土粒子が付着して土の構成物質である二酸化ケイ素（SiO₂）が少量含まれている³⁸⁾。

表-2.1.9 カキ殻の物性値^{38), 39)}

項目	破碎前 ³⁹⁾	破碎後平均粒径 (mm) ³⁸⁾		
		5.0	1.2	0.2
粒径等	扁平状	5.0	1.2	0.2
含水比 (%)	-	1.2	4.0	7.5
湿潤単位体積重量 (kN/m ³)	2.0	6.6	6.9	7.3
吸水量 (%)	-	9.7	19.5	25.7

表-2.1.10 カキ殻の化学組成^{5), 38)}

成分名		構成率 (mass %)	
		全体 ³⁸⁾	除, 灼熱減量分 ⁵⁾
Ignition Loss	脱炭酸, 有機物	42.7	-
SiO ₂	二酸化ケイ素	2.95	2.9
Al ₂ O ₃	酸化アルミニウム	1.27	0.8
Fe ₂ O ₃	三酸化鉄	0.36	0.9
CaO	酸化カルシウム	50.5	92.7
MgO	酸化マグネシウム	0.49	-
R ₂ O	アルカリ金属酸化物	0.76	-
P ₂ O ₅	五酸化リン	0.09	-
SO ₃	無水硫酸, 三酸化硫黄	0.43	0.8
K ₂ O	酸化カリウム	-	1.5
SrO	酸化ストロンチウム	-	0.2
	その他	0.45	0.2

(3) カキ殻の付着物除去方法

水産加工場より排出されるカキ殻には有機物（取り残しなど）が付着しており腐敗による悪臭を発生させる。カキ殻を加工する前処理として、カキ殻の付着物を除去する方法と特徴を表-2.1.11 に示す⁴²⁾。

カキ殻の付着物の処理は自然処理が安価かつ大量に処理できることから多用されていたが、衛生

管理や環境保全面での問題が発生している。焼成処理は処理運転費の面から酸化カルシウムを生成する目的の場合に用いられている。乾燥処理はカキ殻の用途により乾燥温度が異なり、アミノ酸や微量要素（ミネラル）を長期間補給する肥料の場合には低温乾燥方式で処理される⁴³⁾。

表-2.1.11 カキ殻付着物除去処理技術⁴²⁾

分類		概要	利点	欠点	備考
自然処理	天日乾燥	・天日により付着物を乾燥	・処理費用が低廉	・悪臭の発生 ・風雨による腐乱物の流出 ・景観阻害	・用地の確保が必要要件
	水中養生	・海面を矢板などで締切り専用区画を設定 ・6ヶ月～1年間海中養生し付着有機物を稚仔魚や微生物などにより除去	・悪臭を抑制 ・付着物をほぼ完全に除去	・費用増（区画築造と海上輸送） ・養生中の水質管理費 ・周辺海中への飛散	・瀬戸内海での実施例あり
熱処理	ボイル処理	・カキ殻をボイルして付着有機物を除去		・付着物が残存 ・発生水の処理	
	焼成処理	・900～1100℃でカキ殻を焼成して付着物を除去し酸化カルシウム（CaO）を生成	・臭気と付着物をほぼ完全に除去	・費用増（設備費と運転費） ・性状が変化	・高温焼成により容易に粉砕
	乾燥処理	・400～600℃または90℃以下の熱風によりカキ殻を加熱乾燥させて付着物を除去	・臭気と付着物をほぼ完全に除去	・費用増（設備費と運転費）	・低温乾燥ではミネラルを保持可

(4) カキ殻の特性と用途

カキ殻の特徴と用途を表-2.1.12に示す。カキ殻の野積みなどの放置は環境問題となっているがリサイクル材としての活用は排出地域に限定されており多くない。利用用途は魚礁の餌料培養基質、農業用肥料や土壌改良材、卵用鶏飼料、埋立用材、砂代替材から水質・底質改善材と多種多様であるが埋立用材や地盤改良用砂代替材を除き何れも小規模である。

また、用途や再生処理者毎に個々のリサイクル目的に応じた再生処理方法を考案している一方で、付着物の残存量やリサイクル材としての品質基準ならびに処理技術が確立していない。カキ殻は処理温度により微量要素やタンパク質の間基質の消失と多孔質化、炭酸カルシウムが変質して目的効果の即効性や持続性ならびに副次的効果が異なる。

表-2.1.12 カキ殻の特徴と用途（除、医療・家庭用品等用途）^{44)～54)}

カキ殻の特徴	用途	適用事例	処理方法	備考
不均一な形状 不規則な充填空隙	魚礁部材 ⁴⁴⁾	餌料培養基質として魚礁に沈設・設置	メッシュパイプ（ネットパイプ）に全形カキ殻を充填して沈設	水深や流速環境により生物着生状況が異なる生物生息効果 ^{※1)}
	生物生息（増殖）施設 ⁴⁵⁾	防波堤等の構造物に併設		
不均一な形状 不規則な充填空隙	水質改善部材 ⁴⁶⁾	水質改善礁として海中の中層や流水中に設置	メッシュパイプ（ネットパイプ）に全形カキ殻を充填して設置	水深や流速環境により生物着生状況が異なる生物生息効果 ^{※1)}
	水質浄化ろ材 ⁴²⁾			

カキ殻の特徴	用途	適用事例	処理方法	備考
焼成による変質 多孔質	水質浄化材 ^{47), 48)}	リン吸着除去材	粉碎カキ殻に廃シリカや粘土鉱物等を混合し加水混練後成形・焼成, さらに用途により水熱処理	焼成温度によるリン吸着能の差異 処理水の高pH化 リンは水酸アパタイト ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) の状態で固定化
カキ殻堆積海底での底生生物蝟集効果	覆砂材 ⁴⁹⁾	有機海底泥の覆砂 (0.5m厚)	全形カキ殻をガット船により0.5m厚で敷設	堆積浮泥の再懸濁抑制, 底生生物種類・量の増大 生物生息効果 ^{※1)}
硫化水素の吸着 熱風乾燥処理によるタンパク質の消失と多孔質化, 酸化カルシウムへの変質	有機泥の改善 ⁵⁰⁾	河口干潟有機泥にカキ殻を鋤き込み硫化水素を抑制 (硫化水素の吸着と分解除去)	400℃熱風乾燥カキ殻を体積比25~50%の量で有機底泥表層に深さ0.2m程度まで鋤き込む	硫化水素の長期的な発生の抑制と甲殻類などの底生生物の増加
扁平・不均質な形状 カルシウム成分・ミネラル分含有	アマモ場基質 ^{51), 52)}	育苗時に根が絡むことによるアンカー効果の確認試験段階	粉碎カキ殻と砂または泥を混合して移植基質を造成	室内試験段階の粗礫との比較で株数と固着力の増加を確認
炭酸カルシウム成分 ミネラル分含有 多孔質	肥料	農業用肥料 園芸用肥料	除塩⇒粉碎⇒低温乾燥	強酸性土壌を好む植物には不適
炭酸カルシウム成分 ミネラル分含有	土壌改良材	酸性土壌の中和	除塩⇒高温焼成⇒粉碎	
炭酸カルシウム成分	飼料	卵用鶏飼料	水中養生等⇒除塩⇒陸上野積⇒粉碎	
保水性, 耐乾燥性 酸性雨の中和効果	植栽基盤材 ⁵³⁾	屋上緑化基盤	水洗⇒天日乾燥⇒粉碎⇒パーライト (発砲体: Perlite) を混合	
締固めの容易な材料 締固めに伴う細粒化 良好な透水性能	軽量盛土材 ⁵⁴⁾ 埋立用材 ⁴²⁾	用地埋立用材	煮沸⇒粗粉碎 乾燥⇒粗粉碎	単位重量 14kN/m ³
	砂代替材 ⁴²⁾	SCP材, SD材	付着物除去⇒粉碎⇒砂混合	

※1) バイオデポジション (Biodeposition) やバイオターベーション (Bioturbation)

(5) カキ殻の水域環境改善への活用状況

カキ殻を充填した魚礁部材としての餌料培養基質は, 自然環境でのカキ殻堆積海底における底生生物蝟集効果を応用している. 水質改善部材や水質浄化材は, 餌料培養基質に着生した生物によるバイオデポジション (Biodeposition) やカキ殻のリン吸着除去効果を応用している. 生物の着生状況は設置水深や流況などの環境要因やカキ殻の集積度の影響を受けるので, 合理的な餌料培養基質や水質改善部材の構造検討が進められている^{44), 45)}.

カキ殻を用いたリン吸着除去材は, 水酸アパタイト ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) 結晶を析出してリンを除去・固定化する⁴⁸⁾. リンの吸着能は焼成温度を800℃程度にすることで持続性が増すが, 形状崩壊性が増すとともに処理水が高pH化する^{47), 48)}. また, リンの除去速度は外表面積 (接触面積) に依存しており^{47), 48)}, 吸着除去材の製作工程と吸着能の最適な均衡が実用化への課題となっている. なお, 未熱処理カキ殻粉に窒素成分の吸着効果がないことは実験により確認されている⁴⁷⁾.

カキ殻による覆砂には, 堆積浮泥の再懸濁抑制による濁度などの水質改善効果と底生生物の蝟集効果がある⁴⁹⁾. 濁度の改善は水底での藻類の発生に寄与して底生生物への餌料増大に繋がる. 底生生物の増大は, バイオデポジションやバイオターベーション (Bioturbation) により, 直上水や底

質を浄化し新生堆積物に含まれる有機物の分解を促進する。

カキ殻による有機泥の改善手法には、熱風乾燥し間基質のタンパク質を消失させて多孔質化したカキ殻を粗粉碎して底泥に鋤き込み泥中の硫化水素をカキ殻に吸着させる方法がある⁵⁰⁾。さらに、表面の一部が熱風により酸化カルシウムに変質したカキ殻を用いることにより、吸着した硫化水素は分解・除去される⁵⁰⁾。硫化水素の除去は底生生物の生育を促進し、バイオデポジションやバイオターベーションによる直上水や底質の浄化に繋がる。なお、酸化カルシウムと硫化水素の反応メカニズムは解明されていないが、硫酸イオンが生成されると考えられている⁵⁰⁾。

カキ殻を用いたアマモ場基質の有用性は、カキ殻を細粒状に粉碎した基質⁵¹⁾や粗粉碎カキ殻と砂や泥を混合した基質⁵²⁾で実験が行われている。カキ殻を用いた基質での発芽率が高く、葉長、葉鞘長、根長ともにカキ殻を粉碎した基質が優れており、カキ殻の植物への有用性がアマモにも有効であることが明らかにされている⁵¹⁾。また、育苗時のアマモの根がカキ殻に絡みアンカーの役割を果たすことで流出の抑制効果が期待されている^{51), 52)}。

なお、カキ殻の環境への影響は、付着物による一時的な有機物質の環境負荷と高温熱処理により生成された酸化カルシウムによる高 pH 化である。

2.2 石炭灰の発生過程と発生量

2.2.1 エネルギー動向

(1) 世界のエネルギー需給の概要

図-2.2.1 には、世界のエネルギー消費量（一次エネルギー）の動向をエネルギー源別に示している。発電用などの一次エネルギー源は脱石油転換が進んでいるが、石油は輸送用燃料消費の伸びにより 1971 年から 2009 年にかけて年平均 1.3%で増加し、エネルギー消費全体で最も大きなシェア（2009 年時点で 32.8%）を占めている⁵⁵⁾。

同時期に石炭と天然ガスの消費は石油以上に伸びている。石炭は発電用の消費が堅調に増加し、近年は安価な発電用燃料を求める中国などのアジア地域において消費が拡大している。天然ガスは気候変動への対応が求められる先進国において発電用および都市ガス用の需要が伸びている。

エネルギー供給の多様化や低炭素化への要請により、同時期での伸び率が最も大きいのは原子力（年平均 8.8%）と新エネルギー（同 8.7%）であるが、2009 年時点のシェアは各々 5.8%および 0.8%でエネルギー消費全体に占める比率は大きくない⁵⁵⁾。

21 世紀最初の 10 年間でエネルギー消費量は約 20%増加しているが、石炭は同時期のエネルギー需要増の約 50%を賄っている。石炭の需要増加の傾向とその変動は将来の世界のエネルギー経済にとって最も重要な問題のひとつとなっている⁵⁶⁾。

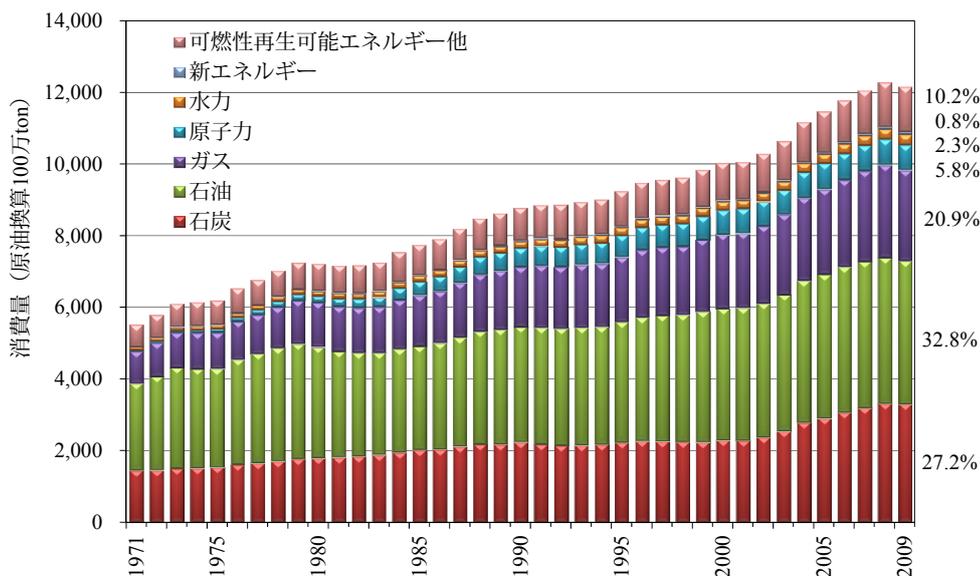


図-2.2.1 世界のエネルギー消費量（一次エネルギー，エネルギー源別）の推移⁵⁵⁾

(2) 日本のエネルギー需給の現状と見通し

表-2.2.1には、日本のエネルギー供給の現状と見通しを示した。なお、2020年度および2030年度の見通しは、2011年3月11日発生 of 東北地方太平洋沖地震前に策定されており、今後とも継続して効率改善の努力を行い、耐用年数を迎える機器を効率機器に順次入れ替えていく効果を反映したケース（努力継続ケース）である。また、図-2.2.2には、2020年度のエネルギー区分別の構成比（努力継続ケース）を示した。

2020年度以降の一次エネルギー供給の見通しでは、再生可能な新エネルギー開発を政策的に推進するもエネルギー変換効率や設備利用率に起因したコスト高、系統連系や電力品質などの事業性の課題および既得権益や環境問題・開発可能空間などの諸問題により再生可能エネルギーの導入拡大には限界があることがわかる。

石炭は石炭ガス化複合発電（IGCC）などの高効率発電設備を導入してエネルギー供給量を現状維持としている。天然ガス（LNG）は石炭との価格差が当面は拡大する見通しであるが、供給安定性への配慮から石炭と同様に概ね現状維持とし、結果的に石油への依存度を下げ、供給安定性、環境適合性、経済性などの評価から原子力発電を基幹電源として開発を推進することとしている⁵⁷⁾。

表-2.2.1に示す2010年度と2011年度の一次エネルギー供給の実績から天然ガスの供給安定への対応力の高さがわかる。なお、この時期に石炭によるエネルギー供給量が減少したのは、東北電力原町火力発電所や相馬共同火力新地発電所などの大型石炭火力発電設備の津波被災⁵⁸⁾が要因と考えられる。

図-2.2.3は東北地方太平洋沖地震前と震災後の電源構成（発電比率）の変化を示したものである。石炭火力発電の構成比に変化はなく、原子力発電の減少分（30ポイントの減少）をLNG火力発電14ポイント増、石油火力発電15ポイント増により補っている⁵⁹⁾。なお、LNG火力の発電単価は石炭火力の2倍強、石油火力は4倍と高額であり⁵⁹⁾、電力会社の経営を圧迫している。

日本の一次エネルギーの約40%を担う石油の2000年代10年間の輸入元は、年変動はあるが85～90%が中東地域であり⁶⁰⁾、石油は政情不安の影響を受けやすい資源である。一方、石炭は世界中に

広く分布しているので調達が容易で価格も安定している。また、石炭は主要なエネルギー資源の中で最も埋蔵量が豊富で、2008年時点での可採年数は石油（42年）、天然ガス（60年）の約2倍の122年と推計⁶⁰⁾されている。

日本の一次エネルギーの約20%を賄っている石炭は、図-2.2.4に示すように発電電力量の時間変動が少ないベース供給電源の一翼を担っている。石炭は、表-2.2.2および図-2.2.5の日本のエネルギー別発電電力量の現状と見通しに示すように、日本の発電電力量の1/4を占める基幹エネルギーである。一方で、日本は石炭使用量の99.4%（2011年度）を海外からの輸入に依存する世界最大の石炭輸入国であり⁶¹⁾、世界の石炭輸入量10.5億ton（2010年見込）の約17%に相当する1.8億ton（2011年度）の石炭を輸入に依存している⁶²⁾。また、図-2.2.6に示すようにオーストラリアとインドネシアの2カ国に石炭輸入の80%超を依存しており、供給源の多様化も課題となっている。

2017年以降にアメリカとカナダからの輸入が本格化するシェールガス（shale gas）や2030年代後半以降に商業生産が始まるメタンハイドレート（methane hydrate）の流通は、石炭価格を引き下げることが想定され、石炭は長期的な日本の重要なエネルギー源になると考える。

表-2.2.1 日本の一次エネルギー供給の現状と見通し^{57), 63)}

（原油換算百万kL）

項目	2005年度 （現状）		2010年度 ⁶³⁾ （震災直前）		2011年度 ⁶³⁾ （3.11震災直後）		2020年度 （努力継続ケース）		2030年度 （努力継続ケース）	
	実数	構成比	実数	構成比	実数	構成比	実数	構成比	実数	構成比
一次エネルギー供給	587	100%	569	100%	545	100%	601	100%	601	100%
エネルギー別区分										
石油	255	43%	228	40%	234	43%	232	39%	220	37%
LPG	18	3%					18	3%	19	3%
石炭	123	21%	129	23%	120	22%	121	20%	123	20%
天然ガス（LNG）	88	15%	109	19%	127	23%	87	14%	94	16%
原子力	69	12%	64	11%	23	4%	99	17%	99	17%
水力	17	3%	18	3%	19	3%	19	3%	19	3%
地熱	1	0%	1	0%	1	0%	1	0%	1	0%
新エネルギー等	16	3%	20	4%	21	4%	22	4%	26	4%

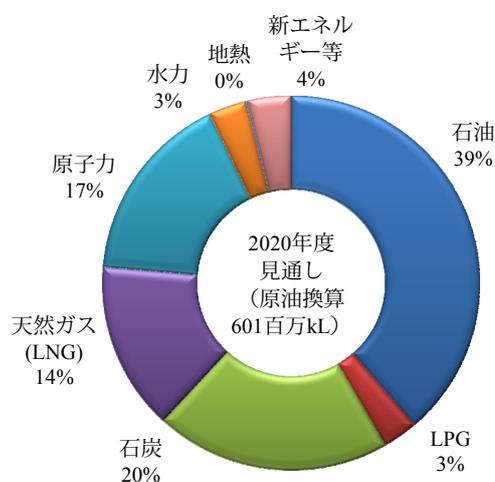
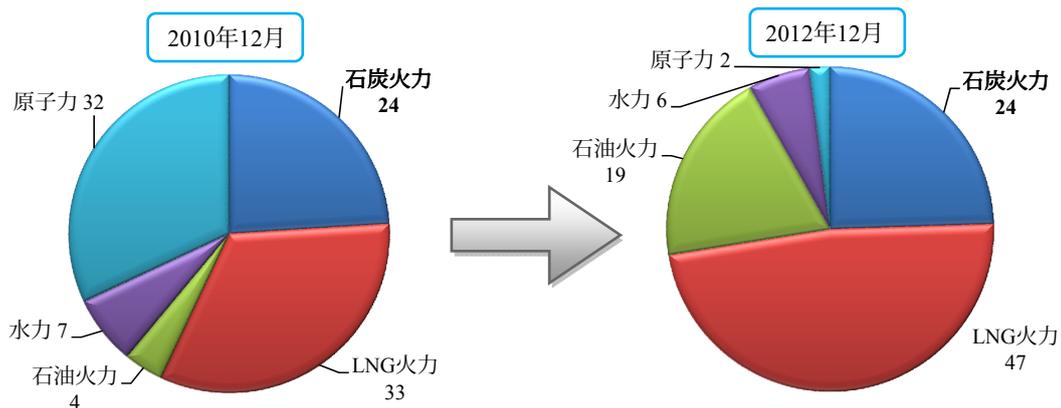
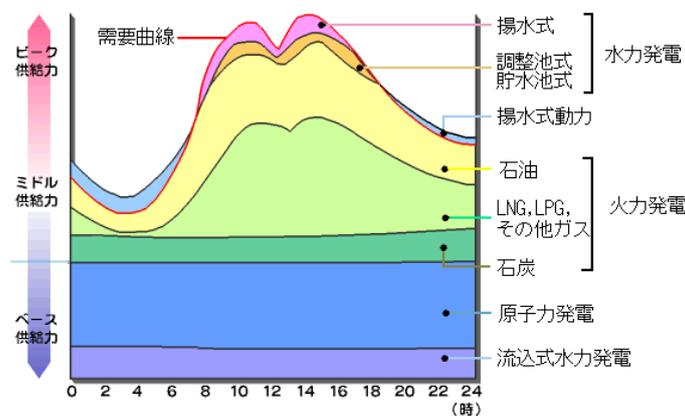


図-2.2.2 日本の一次エネルギー供給区分（2020年度見通し）⁵⁷⁾



注1) 電力大手10社、Jパワー、日本原子力発電の合計値 (経済産業省資料)
 注2) 推計値のために2012年12月の合計値は100%にならない

図-2.2.3 震災前と震災後の電源構成 (発電比率) の変化⁵⁹⁾



出典) 原子力百科事典(ATOMIC), 図表検索, 1日の需要変化に対応した発電の組み合わせ (ベストミックス), 図 No.01_04_01_15 (一般財団法人高度情報科学技術研究機構)⁶⁴⁾ 掲載図を転載

図-2.2.4 1日の需要変化に対応した電源構成⁶⁴⁾

表-2.2.2 日本の発電電力量の現状と見通し^{57), 65)}

項目	2000年度 (実績)		2005年度 (現状)		2011年度 ⁶⁵⁾ (震災直後)		2020年度 (努力継続)		2030年度 (努力継続)	
	電力量 (億 kWh)	割合 (%)	電力量 (億 kWh)	割合 (%)	電力量 (億 kWh)	割合 (%)	電力量 (億 kWh)	割合 (%)	電力量 (億 kWh)	割合 (%)
水力	904	10%	813	8%	863	9%	866	8%	924	8%
一般水力	779	8%	714	7%	-	-	781	7%	781	7%
揚水	125	1%	99	1%	-	-	85	1%	143	1%
火力	5,215	56%	5,941	60%	7,536	79%	5,575	50%	5,925	51%
石炭	1,732	18%	2,529	26%	2,392	25%	2,395	22%	2,543	22%
LNG	2,479	26%	2,339	24%	3,772	39%	2,497	23%	2,824	24%
石油等	1,004	11%	1,072	11%	1,372	14%	683	6%	558	5%
原子力	3,219	34%	3,048	31%	1,018	11%	4,374	40%	4,374	38%
地熱	33	0%	32	0%	133	1%	33	0%	33	0%
新エネルギー	23	0%	56	1%			217	2%	312	3%
合計	9,396	100%	9,890	100%	9,550	100%	11,066	100%	11,569	100%

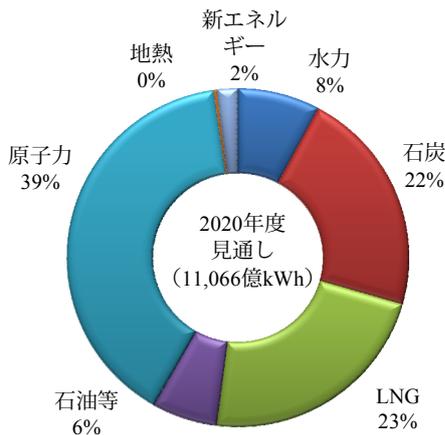


図-2.2.5 エネルギー別の発電電力量
(2020年度見通し)⁵⁷⁾

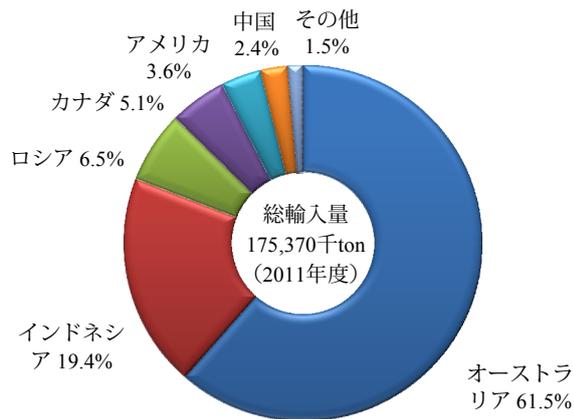


図-2.2.6 日本の石炭輸入先
(2011年度)⁶¹⁾

2.2.2 石炭火力発電所の仕組み

石炭火力発電所は、石炭を燃焼させて電気エネルギーを発生させるもので、日本の電力会社の商用石炭火力発電所の主要な方式には、微粉炭燃焼方式と加圧流動床燃焼方式（PFBC：Pressurized Fluidized Bed Combustion）がある。現状は微粉炭燃焼方式が主流であるが、近年、中国電力株式会社と電源開発株式会社の共同出資により、中国電力大崎火力発電所敷地内において、酸素吹石炭ガス化複合発電技術および二酸化炭素分離回収技術に関する大型実証試験設備の建設が進んでいる。

(1) 微粉炭燃焼方式

図-2.2.7に微粉炭火力発電のシステムフローを示す⁶⁶⁾。石炭は中位粒径 40 μm 程度まで微粉碎された状態⁶⁷⁾でボイラー内へ気流搬送により投入され燃焼される。その燃焼による熱によって、ボイラー内に配管された蒸気管中の蒸気が高温高压の状態となり、その蒸気が蒸気タービンを回転させることにより発電する。一方、燃焼が終わった排気ガスは、電気集塵器、排煙脱硝装置、排煙脱硫装置において煤塵、窒素酸化物、硫黄酸化物が所要の基準値以下となるよう処理された後に煙突から排出される。石炭灰はこの一連の燃焼の過程において、主にボイラーおよび電気集塵器において回収される。

最新の微粉炭火力発電所では、NO_x の 87.5%以上、石炭灰粒子の 99.9%以上および SO_x の 95%以上を排ガス中から除去することが可能である⁶⁷⁾。微粉炭火力発電システムの今後の技術開発課題として、短期的にはこれまで未利用であった燃料種を高い環境性の下で利用可能とする燃料種拡大技術が挙げられる。また、中長期的には熱効率の向上や再生可能エネルギーの導入拡大に応じて、電力システムの安定的運用のための負荷調整能力の向上などが挙げられる⁶⁷⁾。

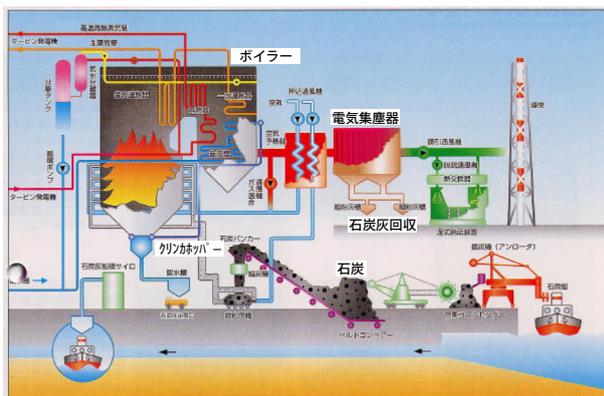
(2) 加圧流動床燃焼方式

図-2.2.7に加圧流動床火力発電のシステムフローを示す⁶⁶⁾。流動床燃焼方式では有害な硫黄酸化物を除去するために、石灰石を石炭とともにボイラー内へ投入し流動させながら燃焼する。複合発電形式は、ボイラー内の燃焼ガスが集塵装置を通過後にガスタービンを直接回転させて発電すると

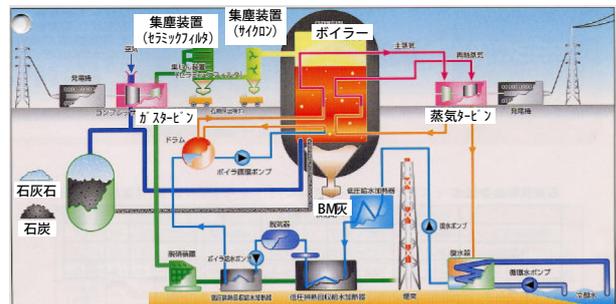
ともに、ボイラー内に配管された蒸気管中の蒸気が高温高压の状態となり、その蒸気が蒸気タービンを回転させることにより発電する構造となっている。ガスタービンを通過した燃焼ガスは排煙脱硝装置、集塵装置にて煤塵、窒素酸化物が所要の基準値以下となるよう処理された後に煙突から排出される。石炭灰は一連の燃焼の過程において、主にボイラーおよび集塵装置において回収される。

流動床燃焼方式は、微粉炭燃焼方式の燃料にすることが困難であった品質の石炭を利用できる特徴を有する。また、流動床燃焼方式は高効率かつ設置スペースの経済性に加えて、硫酸化物を石灰石が投入されるボイラー内で石炭灰として固形化する炉内脱硫を特徴としている。流動式ボイラー内では脱硫材の機能を持つ微粒状の石灰石を使用するので、石炭の燃焼時に発生するSO_xが炉内で脱硫されることから排煙脱硝装置が不要である。さらに、NO_xの発生が少なく、CO₂の排出量を削減できる環境上の利点も大きい⁶⁸⁾。日本の電力会社の導入状況は、1998年3月運開の北海道電力苫東厚真3号機（出力：85MW）が最初の商用プラントである。その後、2000年11月に中国電力大崎1号機（出力：250MW）、2001年7月に九州電力荊田新1号機（出力：365MW）が運転を開始している⁶⁹⁾。

なお、2003年9月時点での日本の石炭火力発電設備の運開中および運開予定の総出力は39,494MWであり、運開予定（中国電力大崎2号機）を含む加圧流動床燃焼方式の総出力950MWの構成比は2%である⁶⁹⁾。



(微粉炭燃焼方式)



(加圧流動床燃焼方式)

出典) 石炭灰有効利用技術について－循環型社会を目指して－報告書（公益社団法人土木学会 エネルギー土木委員会 新技術・エネルギー小委員会 石炭灰有効利用分科会）⁶⁶⁾ 掲載図を転載

図-2.2.7 石炭火力発電所のシステムフロー⁶⁶⁾

2.2.3 石炭灰の種類と発生の仕組み

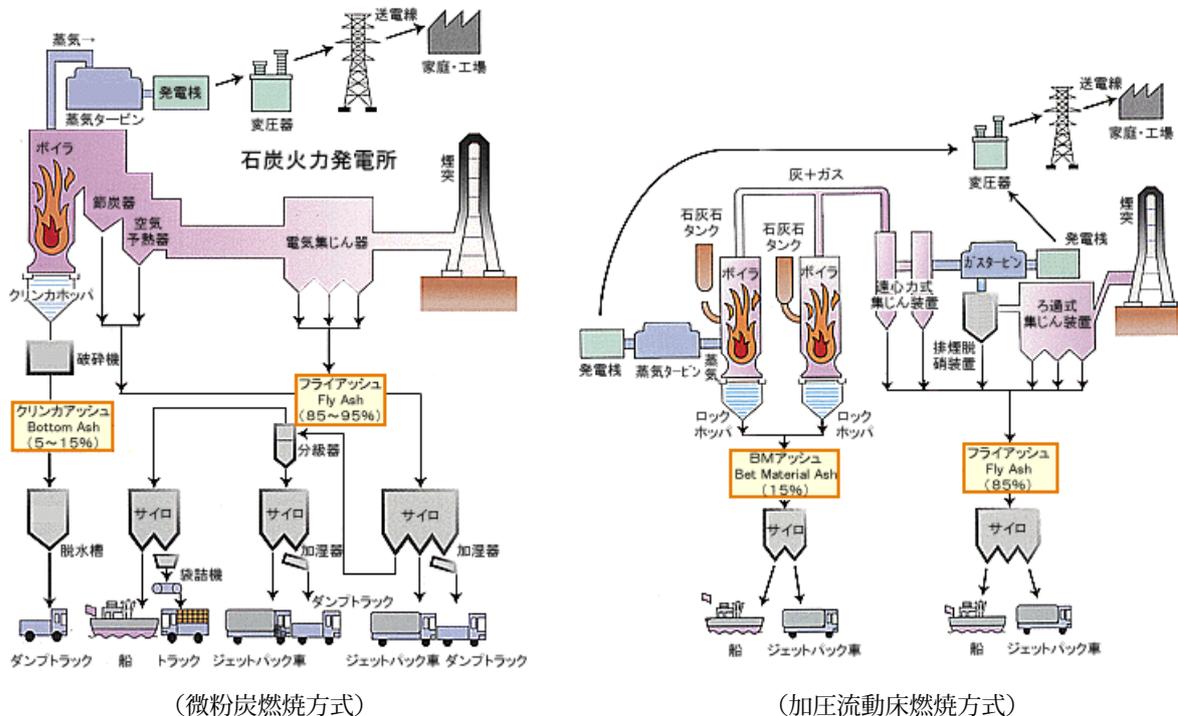
石炭には5～30%程度の灰分が含有されているので、石炭火力発電所などで微粉炭を燃焼した後に残渣として石炭灰が発生する。石炭灰は集塵装置で集められたフライアッシュとボイラー底部で回収される溶結状の石炭灰を砕いたクリンカアッシュ（ボトムアッシュ）に大別される。石炭灰は微粉炭燃焼方式と流動床燃焼方式の燃焼方式の違いにより発生する石炭灰の種類が異なるとともに、回収される位置によって複数の種類がある。

(1) 微粉炭燃焼方式

図-2.2.8に石炭灰の発生位置と種類を示す⁷⁰⁾。ボイラー内で燃焼によって生じた石炭灰の粒子が溶解して相互に凝集してボイラー底部の水槽に落下堆積した固形物がクリンカアッシュ（別名：ボトムアッシュ）である。湿式または乾式冷却の後に粉砕機により粉砕されて粒度調整され砂状あるいは粉体状で利活用している。また、燃焼ガスに浮遊して球形粒子となり、電気集塵器で回収される粒子がフライアッシュである。なお、節炭器や空気余熱器で落下回収される粒子が少量あり、シンダアッシュと呼ばれるが、フライアッシュに含めて回収されることが多く、シンダアッシュを含めてフライアッシュと総称することが多い。フライアッシュを分級により粒度調整した細かい石炭灰は「細粉」と称し JIS 規格の I 種または II 種品となり、粗い石炭灰は「粗粉」と称し JIS 規格の IV 種品となる。クリンカアッシュとフライアッシュ（含、シンダアッシュ）の発生割合は、概ね 5～15%：85～95%である⁶⁶⁾。

(2) 加圧流動床燃焼方式

微粉炭燃焼方式と同様に加圧流動床燃焼ボイラーから発生する石炭灰のうち、ボイラー底部より回収され、流動層内における流動媒体による燃焼灰の総称がボトムアッシュ（BM アッシュ）である。また、サイクロンや集塵装置で回収されるものが FBC 灰（加圧式の場合は PFBC 灰と称する）である。加圧式流動床燃焼方式における BM アッシュと PFBC 灰の発生割合は概ね 15%：85%程度である⁶⁶⁾。



出典) ㈱エネルギー・エコ・マテリアのホームページ
<http://www.energia-eco-materia.co.jp>⁷⁰⁾ 掲載図を転載

図-2.2.8 石炭火力発電所における石炭灰の発生位置と種類⁷⁰⁾

2.2.4 石炭灰の性質の概要

表-2.2.3 に石炭灰の種類ごとの性質の概要を示す。石炭灰はその種類によって外観および物理的・化学的性質が異なる。微粉炭燃焼方式のフライアッシュは10~30 μm 程度の球形の微細粉体であり、コンクリートやモルタル施工時のワーカビリティが向上する。また、フライアッシュは二酸化ケイ素(SiO_2)や酸化アルミニウム(Al_2O_3)を主成分とすることからセメントとの混合により、セメントの水和反応の際生成される水和物($\text{Ca}(\text{OH})_2$)とポゾラン反応しコンクリートの耐久性や水密性を高める⁷¹⁾。

クリンカアッシュの粒子は細礫と粗砂を中心とした締め固め性能の高い粒度分布をしている。粒子密度は自然鉱物より低く、透水係数は自然砂と同程度で高い排水性を有する。表面には多数の細孔があり、水分保有率が一般土壌に比べて高く、せん断強度も高い。クリンカアッシュは赤熱状態でボイラー底部の水槽に落下した石炭灰を破砕機で粉砕したもので、赤熱状態からの急冷水洗により化学的に安定している。主成分はフライアッシュと同様に二酸化ケイ素と酸化アルミニウムである⁷¹⁾。

加圧流動床燃焼方式のPFBC灰は粉末度が微細側に偏っており、粒径250 μm 以下のパウダー状の不定形(非球形)な多孔質状の粒子であることから、表面積が大きく付着性に優れている。フライアッシュと比較して酸化カルシウム(CaO)や三酸化硫黄(SO_3)の成分が多いので、水に対する活性度が強く、水分の存在下での自硬性および膨張性を有している⁷¹⁾。また、PFBC灰の二酸化ケイ素成分はフライアッシュのJIS規格である45.0%(JIS A6201-2008)を充足しないことから有効利用法の開発が求められている。

BMアッシュは概ね1~3mmの砂状で酸化カルシウムを多く含み、水和反応により発熱する⁶⁶⁾。BMアッシュは、水硬成分を有するが粒度構成が粗であることから高強度を必要としない路盤材や路床材の一部としての活用が可能である⁷¹⁾。

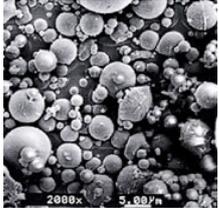
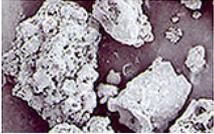
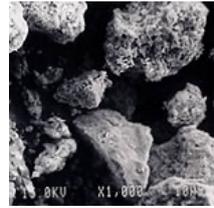
2.2.5 石炭灰の発生量とリサイクル量

2008年度の日本の石炭年間総使用量180百万tonのうち、一般炭が60%の108百万tonで、40%を原料炭(含、高炉燃料(PCI)など)が占める⁷⁴⁾。一般炭使用量のうち、71%が電気事業用ボイラー用途であり、23%が一般産業用ボイラー用途で合計した94%がボイラー燃料用で、6%がセメントキルン用燃料などに利用されている^{74), 75)}。

表-2.2.4 および図-2.2.9、図-2.2.10 にボイラー燃料用一般炭使用量と石炭灰の発生およびリサイクル量・率の推移を示す。2009年度のボイラー燃料用一般炭の使用量は95.6百万tonで2004年度以降概ね横ばいの状況にある。石炭灰発生量は全体で11.0百万tonであり、同様に2004年度以降概ね横ばいの状況にある。2009年度の石炭使用量に対する石炭灰発生割合は、平均11.5%で、電気事業が11.2%、一般産業が12.6%となっている。2004年度から2009年度までの石炭灰発生量に占める電気事業の割合は、73%から75%で占有割合の変動は小さい⁷⁵⁾。

2009年度の石炭灰の事業別のリサイクル率は、電気事業96.7%、一般産業99.5%であり、全体で97.4%である⁷⁵⁾。なお、電気事業から発生する石炭灰のリサイクルは、2004年および2007年に見直しを実施され、公有水面埋立用材がリサイクルとして扱われたことにより⁷⁶⁾、2004年度以降のリサイクル率が高くなっている。

表-2.2.3 石炭灰の種類と性質

燃焼方式		微粉炭燃焼方式		加圧流動床燃焼方式		
灰の種類		フライアッシュ	クリンカアッシュ	PFBC 灰	BM アッシュ	
色・外観 (外観写真) ⁷¹⁾						
粒子形状 (電子顕微鏡写真) ⁷¹⁾						
工学的性質 ^{66), 71)}		<ul style="list-style-type: none"> 主成分は SiO₂ と Al₂O₃ セメントと混合すると Ca(OH)₂ とポゾラン反応を起こし耐久性と水密性が向上する 	<ul style="list-style-type: none"> 主成分は SiO₂ と Al₂O₃ 赤熱状態から急冷水洗されており化学的に安定している 	<ul style="list-style-type: none"> フライアッシュより CaO と SO₃ の成分が多い 水に対する活性度が強く自硬性を有する 	<ul style="list-style-type: none"> CaO 成分を多く含む 水和反応により発熱する 	
物理的性質	粒子密度 (g/cm ³) ^{10), 11), 66), 72)}	2.02~2.45	2.06~2.56	2.61~2.65	2.7~2.9	
	粒度組成(%) ^{11), 66)}	礫分	0	17~51	0	概ね 1~3mm の砂状
		砂分	4~16	39~61	13~25	
		シルト分	72~92	5~23	33~76	
		粘土分	3~15	1~5	5~48	
粒子性状 ^{11), 66)}	<ul style="list-style-type: none"> 球形の微細粉体 	<ul style="list-style-type: none"> 多孔質の砂礫状 軽量 高せん断強度 高水保有率 砂同等の透水性 	<ul style="list-style-type: none"> 非球形, 不定形 粉体 自硬性を有する 	<ul style="list-style-type: none"> 砂状 		
水素イオン指数 (pH) ^{11), 66)}	8.0~13.2	8.2~9.8	12.6~13.0	12.5~13.5		
化学組成(%) ^{10), 66), 72), 73)}	Ignition Loss	1.4~11.3	5.1±5.8 ⁷³⁾	2.9~4.3	含, その他	
	SiO ₂	40.1~74.4	51.6~64.0	38.0~41.5	45%程度	
	Al ₂ O ₃	15.7~35.2	17.3~26.9	11.1~15.1	15%程度	
	Fe ₂ O ₃	1.4~17.5	4.2~10.9	3.4~5.0	5%程度	
	CaO	0.3~10.1	2.3~8.8	26.4~30.0	20%程度	
	MgO	0.2~7.4	1.0~2.6	1.2~2.4	その他 15%程度 (カーボン 1/2)	
	SO ₃	0~1.4	0~0.7	5.1~5.9		
	Na ₂ O	0.1~2.8	0.8~3.4	0.4~0.6		
	K ₂ O	0.2~2.7	0.8~2.4	0.5~1.2		
	TiO ₂	-	0.7~1.5	-		
	MnO	-	0~0.1	-		
	P ₂ O ₅	-	0.1~1.5	-		

出典) 外観写真および電子顕微鏡写真: 原子力・環境・エネルギー, 電気をお届けするために, 火力発電, 石炭灰の有効活用, 石炭灰ができるしくみ (九州電力㈱ホームページ) ⁷¹⁾ 掲載写真を転載

表-2.2.4 ボイラー燃料用一般炭使用量と石炭灰の発生・リサイクル量の推移⁷⁵⁾

(単位：千 ton)

年度	石炭使用量 (A)	石炭灰			リサイクル率 C/B	灰発生率 B/A
		発生量 (B)	リサイクル量 (C)	埋立処分量		
1995	52,695	7,123	4,782	2,341	67.1%	13.5%
1996	53,644	7,208	5,058	2,150	70.2%	13.4%
1997	56,007	7,298	4,958	2,340	67.9%	13.0%
1998	56,042	6,789	5,090	1,699	75.0%	12.1%
1999	62,640	7,600	6,135	1,465	80.7%	12.1%
2000	69,714	8,429	6,931	1,498	82.2%	12.1%
2001	74,299	8,810	7,173	1,637	81.4%	11.9%
2002	82,971	9,236	7,724	1,512	83.6%	11.1%
2003	88,671	9,866	8,380	1,486	84.9%	11.1%
2004	96,081	10,853	9,792	※1) 1,061	※1) 90.2%	11.3%
2005	100,349	11,152	10,673	479	95.7%	11.1%
2006	98,257	10,969	10,657	312	97.2%	11.2%
2007	105,103	11,994	11,625	369	96.9%	11.4%
2008	101,888	12,285	12,003	282	97.7%	12.1%
2009	95,570	10,952	10,668	284	97.4%	11.5%

※1) 2004年と2007年にリサイクル区分の見直しを実施している

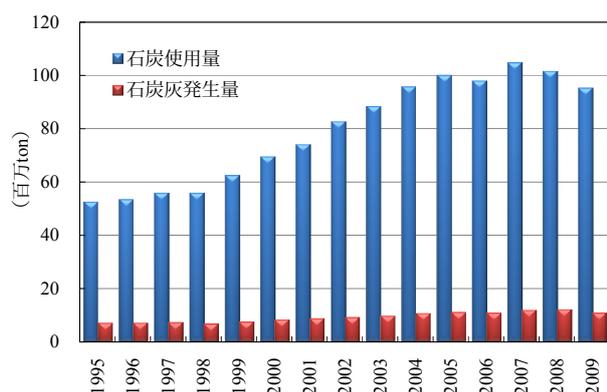


図-2.2.9 ボイラー燃料用一般炭使用量と石炭灰発生量の推移⁷⁵⁾

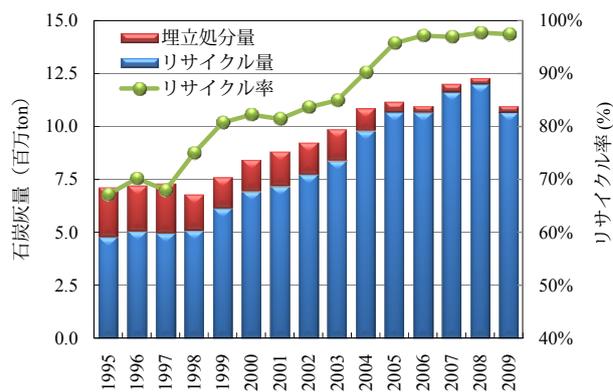


図-2.2.10 石炭灰のリサイクル量とリサイクル率の推移⁷⁵⁾

2.3 石炭灰の性状と成分構成

石炭は太古の植物が微生物による作用を受けて腐朽分解し、泥炭化していく過程で地殻変動などによって地中に埋もれ、長時間の地圧と地熱を受けて生成したと考えられている⁷⁷⁾。また、多くの種類の石炭の存在は、根源植物、生成過程と環境（地圧、地熱、時間）が異なっていることが想定できる。

日本の石炭は、主に新生代第三紀に繁茂した顕花植物（種子を生じる植物：針葉樹、潤葉樹）を根源とするが、欧米や中国などの石炭は、さらに古く中生代や古生代の隠花植物（花をつけないで胞子で繁殖する植物）を根源としており⁷⁷⁾、性状が異なる要因でもある。

植物質の主な成分は、セルロース、リグニン、樹脂類および蛋白質であり、セルロースとリグニ

ンが脱水反応により「泥炭」から「褐炭」に変化する。褐炭は脱炭酸反応により「瀝青炭」に、瀝青炭は脱メタン反応により「無煙炭」が生成される⁷⁷⁾。石炭は炭化水素を主成分とする可燃性成分と鉱物質の不燃性成分で構成されており、不燃性鉱物質が石炭灰の主成分となる⁷⁸⁾。

石炭灰の主成分は石炭中の不燃性鉱物質であり、灰成分の起源は、原料植物に起因する物質（石炭の1～3%程度）、堆積や石炭化の過程で混入した物質および堆積後に地下水や地殻作用により外部から供給された物質に区分される⁷⁸⁾。この灰成分物質とその含有量や含有割合は、炭種や採取地で相違するので石炭灰の性状にも影響している。

2.3.1 石炭灰の物理的性状

(1) 色と粒子性状

石炭灰は基本的に灰白色であり、未燃炭素の含有により黒味を帯び、鉄分の含有により赤味を帯びる。また、石炭灰は発生過程により形状が異なる。フライアッシュは球状ガラス質の微細粉体で、フライアッシュの色は透明で微小な石炭灰粒子の表面に微細な炭素が吸着することで黒味を帯びる⁷⁹⁾。一方、クリンカアッシュは破砕機で粒状に粉碎した角張った形状で、粒子内に多数の空隙が存在することから水の保有率が高く、砂と同等の透水性を有する。PFBC 灰は不定形な微細粉体で球形の粒子は殆どない⁸⁰⁾。

(2) 粒子密度

石炭灰の粒子密度は同一の発電所においても採取ロットにより異なるが⁸¹⁾、フライアッシュおよびクリンカアッシュともに、概ね $2.0\sim 2.6\text{g/cm}^3$ の範囲にある。PFBC 灰の粒子密度は概ね $2.6\sim 2.7\text{g/cm}^3$ の範囲にあり微粉炭燃焼灰より大きい。また、PFBC 灰は粒径の小さい2次サイクロン灰が1次サイクロン灰と比較して 0.05g/cm^3 程度大きい⁸⁰⁾。なお、1次サイクロン灰はPFBC 灰の90%を占める⁸²⁾。

一般の無機質土の粒子密度は $2.6\sim 2.8\text{g/cm}^3$ の範囲であり、石炭灰は無機質土と比較して軽量である。石炭灰は自然鉱物と同様に二酸化ケイ素 (SiO_2) や酸化アルミニウム (Al_2O_3) を主成分とすることから、粒子内の閉じた空隙の存在により密度が小さい⁸¹⁾と考えられている。

粒径と密度との関係では、粒径が小さくなることによる中空粒子の減少や粒子形状の球体化により、粒径の細粒化にしたがって粒子密度が大きくなる傾向¹⁰⁾にある。

(3) 粒度分布と粉末度

フライアッシュ、クリンカアッシュおよびPFBC 灰の粒度分布の例を図-2.3.1に示す。フライアッシュの粒度範囲は概ね $200\mu\text{m}$ 以下であり、平均的な粒度分布は $100\mu\text{m}$ 以下の粒径で90%、 $75\mu\text{m}$ 以下で85%、 $20\mu\text{m}$ 以下で50%、 $5\mu\text{m}$ 以下が15%となっており、 $5\sim 75\mu\text{m}$ が70%を占める。クリンカアッシュの粒度範囲は $10\mu\text{m}$ 未満～ 10mm 程度まで幅広く分布しており、その分布割合は $75\mu\text{m}$ 以下が10%、 $75\mu\text{m}\sim 2\text{mm}$ が60%を占め、 2mm 以上が30%程度である。PFBC 灰の粒度範囲は概ね $250\mu\text{m}$ 以下⁷¹⁾でフライアッシュと同等であるが、 $3\sim 10\mu\text{m}$ の粒子が主体⁸³⁾で粒度分布が細側に偏っている⁷¹⁾。

また、ブレーン比表面積はフライアッシュが $4,100\sim 4,400\text{cm}^2/\text{g}$ であるのに対して、PFBC 混合灰の比表面積は $4,580\text{cm}^2/\text{g}$ (1次サイクロン灰： $2,550\text{cm}^2/\text{g}$ 、2次サイクロン灰： $15,800\text{cm}^2/\text{g}$)^{80), 82)}である。クリンカアッシュは孔隙構造であり、比表面積は $45,000\text{cm}^2/\text{g}$ 程度⁸⁴⁾である。

(4) 水素イオン指数 (pH)

フライアッシュの pH は 8.0~13.2 で変動が大きく、クリンカアッシュは 8.2~9.8 と中性から弱アルカリ性で比較的安定している。PFBC 灰の pH は 12.6~13.0 のアルカリ性で変動が小さい¹¹⁾。

表-2.3.1 に石炭灰の物理的性状の概要を示す。

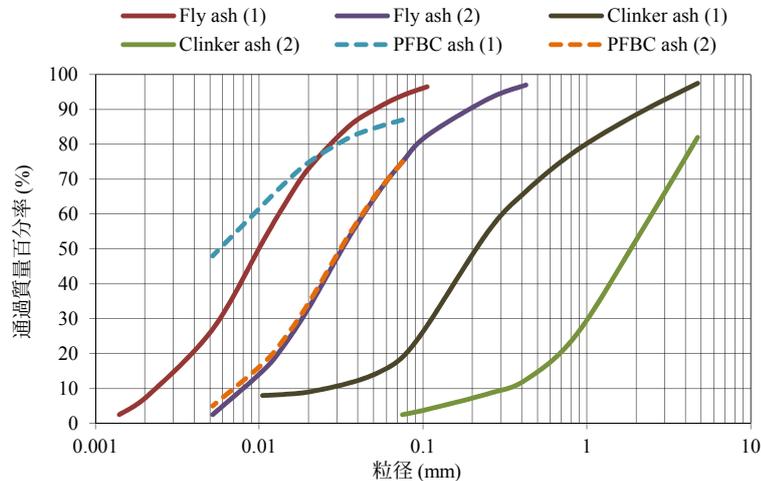


図-2.3.1 フライアッシュ・クリンカアッシュおよび PFBC 灰の粒度分布の例^{10), 11)}

表-2.3.1 石炭灰の物理的性状の概要

灰の種類		フライアッシュ	クリンカアッシュ	PFBC 灰
粒子性状 ^{11), 66)}		球状 微細粉体	多孔質砂礫状 高水保有 砂同等透水性	非球形 不定形 微細粉体
粒子密度 (g/cm ³) ^{10), 11), 66), 72), 80)}		2.0~2.6	2.0~2.6	2.6~2.7
粒度分布 (平均的構成) (%) ^{10), 11)}	2mm 以上	0	30	0
	75 μm~2mm	15	60	20
	5 μm~75 μm	70	10 程度	55
	5 μm 以下	15	5 以下	25
プレーン比表面積 (cm ² /g) ^{80), 82), 84)}		4,100~4,400	45,000	4,580
水素イオン指数 (pH) ¹¹⁾		8.0~13.2	8.2~9.8	12.6~13.0

2.3.2 石炭灰の化学的性状

(1) 鉱物組成

石炭灰は各化学成分が単独で介在するのではなく、溶融によって化合物となって存在するので、石炭灰は結晶質鉱物と非晶質（ガラス質）鉱物により構成されている。フライアッシュの主要な結晶質鉱物は、石英（SiO₂：α-クォーツ(α-quartz)）、ムライト（3Al₂O₃・2SiO₂~2Al₂O₃・SiO₂ または Al₆O₁₃Si₂：mullite）、磁鉄鉱（FeFe³⁺₂O₄：マグネタイト(magnetite)）などである。表-2.3.2 にフライアッシュの鉱物組成を示す。

一方、PFBC 灰の結晶質鉱物は、石英の他に、方解石（CaCO₃：カルサイト(calcite)）、硬石膏（CaSO₄：(anhydrite)）、遊離石灰（free-CaO：遊離酸化カルシウム、フリーライム(free lime)）が見いだされているが、多くは非晶質と考えられる⁸⁵⁾。また、流動床ボイラーではムライトを晶出するまでに至らない⁸⁶⁾。

表-2.3.2 フライアッシュの鉱物組成の統計値¹⁰⁾

項目	α -クォーツ	ムライト	マグネタイト	ガラス質
範囲 (%)	3.5~33.9	2.5~43.3	0~17.5	29.0~85.6
平均 (%)	11.3	19.7	4.2	55.3
標準偏差 (%)	6.5	10.9	3.1	16.3

注) 国内炭灰と海外炭灰の合計

(2) 化学成分組成

表-2.3.3 に石炭灰および各種物質の化学成分組成の概要を示す。石炭灰の化学成分組成は炭種や燃焼方式により差異がある。微粉炭燃焼方式のフライアッシュおよびクリンカアッシュの主な化学組成は、二酸化ケイ素 (SiO_2 : 40~75%) と酸化アルミニウム (Al_2O_3 : 15~35%) が全体の 70~80% を占め、その他 Fe_2O_3 , CaO , MgO , SO_3 , Na_2O , K_2O などの酸化物を含有している。

加圧流動床燃焼方式の PFBC 灰は、フライアッシュと比較して二酸化ケイ素 (SiO_2) の含有割合が低く、酸化カルシウム (CaO) と三酸化硫黄 (SO_3) の含有割合が高い。

石炭灰の成分的な位置づけは、二酸化ケイ素、酸化アルミニウムおよび酸化カルシウムの主要 3 成分で説明する考え方がある⁷⁸⁾。図-2.3.2 には SiO_2 - Al_2O_3 - CaO 系における石炭灰の位置付けを示した。なお、図中の円は位置付けを示しており領域を示したものではない。また、主要 3 成分以外の成分は Al_2O_3 に含めて座標値を算出している。

フライアッシュおよびクリンカアッシュは自然鉱物の例えば、安山岩 (香川県坂出市さぬき石)⁷⁾ や石見瓦粘土 (坏土: 島根県大田市水上町福原地区の粘土層)⁸⁷⁾ と成分構成が類似している。自然鉱物との成分構成の類似は、“資材”としての適用可能性に重要な意義を有している⁷⁸⁾。

一方、セメントの原料は石灰石、粘土、珪石および酸化鉄から構成されており、この中で粘土は全体の約 15% を占めている。 SiO_2 と Al_2O_3 を含むフライアッシュ ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ モル比約 3.5) をこの粘土 (モル比約 7) の代替として使用する場合には、フライアッシュは SiO_2 が少なく Al_2O_3 が多いので、 SiO_2 を補う珪石の使用量が増える⁸⁸⁾。このように有効利用には物理・化学的特性を十分に考慮した工夫が必要になる。

PFBC 灰は酸化カルシウムの含有量が多く、高炉スラグに近似した化学成分構成を持つのでフライアッシュとは異なる有効利用法の開発が必要になっている。

表-2.3.3 石炭灰および各種物質の化学成分含有量の概要

(単位: %)

成分項目	フライアッシュ ¹⁰⁾	クリンカアッシュ ^{10), 73)}	PFBC 灰 ⁷²⁾	高炉スラグ ³⁾	転炉系スラグ ³⁾	O.P.C. ^{※1)} 6), 89)	安山岩 ⁷⁾	石見瓦粘土 ⁸⁷⁾
二酸化ケイ素 SiO_2 : シリカ	54	59	39	34	11	22	56	71
酸化アルミニウム Al_2O_3 : アルミナ	25	22	14	13	2	5	15	18
三酸化鉄 Fe_2O_3 : ベンガラ	6	6	4	1 ^{※3)}	17 ^{※3)}	3	6 ^{※3)}	1
酸化カルシウム CaO : 石灰	5	5	28	42	46	64	6	-

成分項目	フライ アッシュ 10)	クリンカ アッシュ 10), 73)	PFBC 灰 ⁷²⁾	高炉 スラグ 3)	転炉系 スラグ 3)	O.P.C. ^{※1)} 6), 89)	安山岩 7)	石見瓦 粘土 ⁸⁷⁾
酸化マグネシウム MgO：マグミット	2	2	2	7	7	2	8	-
三酸化硫黄 SO ₃ ：無水硫酸	1	1	6	1 ^{※4)}	1 ^{※4)}	2	-	-
酸化ナトリウム Na ₂ O	1	2	1	-	-	1	3	-
酸化カリウム K ₂ O	1	2	1	-	-	1	2	3
その他の成分 Other ingredients	5	1	5	2	16	-	4	2
強熱減量 Ignition Loss	1.4~11.3	0~10.9	2.9~4.3	-	-	2	-	5.2

※1) O.P.C.： Ordinary Portland Cement, 普通ポルトランドセメント

※2) 含有量の数値は平均的な構成割合を示す

※3) 全鉄 (T-Fe), 全酸化鉄 (T-FeO), ※ 4) 硫黄 (S)

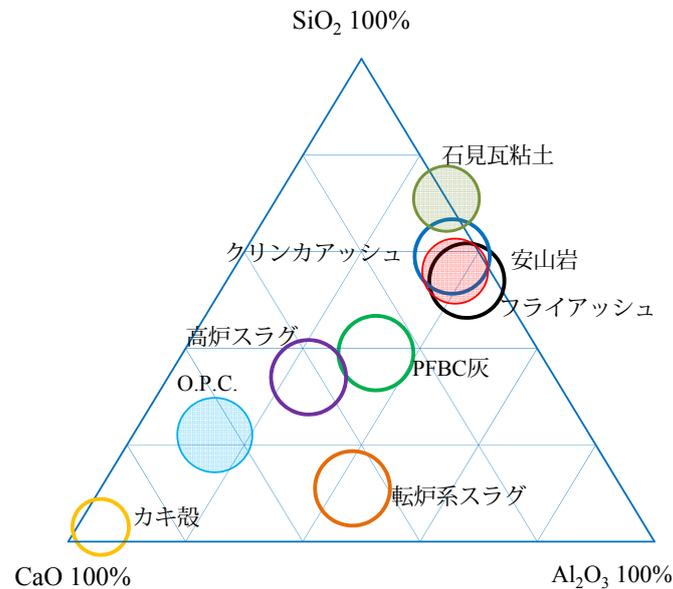


図-2.3.2 SiO₂-Al₂O₃-CaO 系における石炭灰の位置付け

2.3.3 石炭灰含有重金属等の特性

(1) 地殻含有の自然由来の重金属等

自然由来の重金属等は、海水（フッ素やホウ素など）、温泉水（鉛やヒ素など）、お茶（フッ素）などに含まれ、古来より人々の生活の身近に存在し共存してきた。水銀、カドミウム、クロム、ヒ素、セレン、フッ素、ホウ素は人間の生活に不可欠な元素であり、主に地球表層を構成する地殻から採取され、加工品の添加物として用いられるなど、工業的にも欠かせない元素である。また、人々の健康を維持する上でもヒ素、セレン、フッ素などは微量ながら必須元素に位置づけられている。これらの元素は、地殻を構成する岩石・土壌に含まれる（表-2.3.4 参照）⁹⁰⁾。

表-2.3.4 自然界における主な重金属等の存在度⁹⁰⁾

(単位：mg/kg)

項目	地殻の平均値 (クラーク数)	大陸地殻の 元素量	日本列島の 上部地殻の 平均値	日本の 河川堆積物の 平均値
水銀	0.08	0.08	-	0.054
カドミウム	0.2	0.098	-	0.158
鉛	13	8	16.9	23.1
クロム	100	185	84	65.2
ヒ素	1.8	1	6.5~7.1	9.32
銅	55	75	25	30.6
亜鉛	70	80	74.1	118
セレン	0.05	0.05	-	-
フッ素	625	625	-	-
ホウ素	10	10	-	-

(2) 石炭灰含有重金属等の微量成分組成

石炭は太古の植物に由来するので、燃焼して排出される石炭灰には植物に含まれる種々の成分が含まれている。植物の生育に多量に必要とするカルシウム、マグネシウム、ケイ素、硫黄などと微量ではあるが必須元素の鉄、塩素、マンガン、ホウ素、モリブデン、コバルト、亜鉛、銅などが含まれている。

石炭中の灰分は、根源植物中の無機質と石炭生成時に混入した粘土や岩石からなるので、水銀、カドミウム、鉛、ヒ素などの金属が微量含まれているが、その含有量は石炭の産地により相違する。

表-2.3.5 に石炭灰中の微量成分の含有量を示す。

石炭灰中の重金属等含有量は、現在の自然界（地殻）における主な重金属等の存在度と比較して水銀、カドミウム、鉛およびホウ素が5~10倍である。

表-2.3.5 石炭灰中の微量成分含有量

(単位：mg/kg)

成分項目	フライアッシュ ⁹¹⁾		クリンカアッシュ ⁹¹⁾		PFBC 灰 ⁹²⁾	
	範囲	平均	範囲	平均	範囲	平均
水銀 Hg	0.1~0.7	0.3	0.1~0.5	0.3	< 0.5	-
カドミウム Cd	0.2~1.8	1.1	0.2~0.7	0.5	< 5	-
鉛 Pb	29~71	54	13~25	18	< 20	-
クロム Cr	73~108	105	51~104	78	-	-
六価クロム Cr(VI)	-	-	-	-	< 5	-
ヒ素 As	_*※1)	_*※1)	_*※1)	_*※1)	6	-
シアン CN	_*※1)	_*※1)	_*※1)	_*※1)	< 2	-
銅 Cu	64~203	102	52~149	99	-	-
亜鉛 Zn	58~275	159	44~67	56	-	-
セレン Se	-	-	-	-	< 1	-
フッ素 F	5~207	92	5~24	11	357	-
ホウ素 B	_*※1)	_*※1)	_*※1)	_*※1)	138	-

※1) ヒ素(As)、シアン(CN)、ポリ塩化ビフェニル(PCB)、リン(P)、ホウ素(B)のデータはない

(3) 土壌および地下水汚染に係る基準値

表-2.3.6 に土壌および地下水汚染に係る基準値を示す。石炭灰は土壌に類似した化学組成の微細

粒子であるが、一般的な土壌と比較して水銀、カドミウム、鉛およびホウ素などを多く含む。ホウ素はフッ素とともに1993年の水質汚濁に係る環境基準改正時に要監視項目として設定された⁹³⁾。さらに、1999年2月22日付け環境庁告示第14号では、水質汚濁に係る環境基準の「人の健康の保護に関する環境基準」に硝酸性窒素および亜硝酸性窒素とともにフッ素とホウ素が追加された⁹⁴⁾。

表-2.3.6 土壌および地下水汚染に係る基準値

土壌汚染対策法に基づく分類	特定有害物質の種類	環境基本法		土壌汚染対策法 ^{※3)}			海洋汚染防止法 ^{※4)} 水底土砂に係る判定基準 (mg/l)
		土壌環境基準 ^{※1)} (mg/l)	地下水環境基準 ^{※2)} (mg/l)	指定基準		第二溶出量基準 (mg/l)	
				土壌溶出量基準 (mg/l)	土壌含有量基準 (mg/kg)		
第一種 特定有害物質 (揮発性有機化合物等)	トリクロロエチレン	≤0.03	同左	同左	-	≤0.3	同左
	テトラクロロエチレン	≤0.01	同左	同左	-	≤0.1	同左
	ジクロロメタン	≤0.02	同左	同左	-	≤0.2	同左
	四塩化炭素	≤0.002	同左	同左	-	≤0.02	同左
	1.2-ジクロロエタン	≤0.004	同左	同左	-	≤0.04	同左
	1.1-ジクロロエチレン	≤0.02	≤0.1	≤0.02	-	≤0.2	同左
	シス-1.2-ジクロロエチレン	≤0.04	同左	同左	-	≤0.4	同左
	1.1.1-トリクロロエタン	≤1	同左	同左	-	≤3	同左
	1.1.2-トリクロロエタン	≤0.006	同左	同左	-	≤0.06	同左
	1.3-ジクロロプロペン	≤0.002	同左	同左	-	≤0.02	同左
	塩化ビニルモノマー	-	≤0.002	-	-	-	-
	1.4-ジオキサン	-	≤0.05	-	-	-	-
	ベンゼン	≤0.01	同左	同左	-	≤0.1	同左
	有機塩素化合物	-	-	-	-	-	≤40mg/kg
第二種 特定有害物質 (重金属等)	アルキル水銀	不検出	同左	同左	-	不検出	同左
	水銀・その化合物	≤0.0005	同左	同左	≤15	≤0.005	同左
	カドミウム・その化合物	≤0.01	≤0.003	≤0.01	≤150	≤0.3	≤0.1
	鉛・その化合物	≤0.01	同左	同左	≤150	≤0.3	≤0.1
	六価クロム化合物	≤0.05	同左	同左	≤250	≤1.5	≤0.5
	ヒ素・その化合物	≤0.01	同左	同左	≤150	≤0.3	≤0.1
	シアン化合物	不検出	同左	同左	遊離シアン≤50	≤1	≤1
	銅・その化合物	-	-	-	-	-	≤3
	亜鉛・その化合物	-	-	-	-	-	≤2
	セレン・その化合物	≤0.01	同左	同左	≤150	≤0.3	≤0.1
	フッ素・その化合物	≤0.8	同左	同左	≤4000	≤24	≤15
	ホウ素・その化合物	≤1	同左	同左	≤4000	≤30	-
	ベリリウム・その化合物	-	-	-	-	-	≤2.5
	クロム・その化合物	-	-	-	-	-	≤2
ニッケル・その化合物	-	-	-	-	-	≤1.2	
バナジウム・その化合物	-	-	-	-	-	≤1.5	
第三種 特定有害物質 (農薬等)	ポリ塩化ビフェニル	不検出	同左	同左	-	≤0.003	同左
	チウラム	≤0.006	同左	同左	-	≤0.06	同左
	シマジン	≤0.003	同左	同左	-	≤0.03	同左
	チオベンカルブ	≤0.02	同左	同左	-	≤0.2	同左
	有機リン化合物	不検出	-	不検出	-	≤1	同左
	硝酸・亜硝酸性窒素	-	≤10	-	-	-	-

※1) 平成3年8月23日、環境庁告示第46号：土壌の汚染に係る環境基準（平成22環告37）

※2) 平成9年3月13日、環境庁告示第10号：地下水の水質汚染に係る環境基準（平成24環告85）

※3) 平成14年12月26日、環境省令第29号：土壌汚染対策法施行規則（平成23環境省令13号）

※4) 昭和48年2月17日、総理府令第6号：海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律施行令第五条第一項に規定する埋立場所等に排出しようとする金属等を含む廃棄物に係る判定基準を定める省令（平成25環境省令第3号）

また、2001年の土壌汚染に係る環境基準改正時にフッ素およびホウ素の環境上の条件が設定⁹⁵⁾されたことから、石炭灰からのホウ素溶出が問題になる場合がある。同様に石炭灰を建設資材として利用する場合には、施工後の強度や透水性などの物理的性質の他に、微量化学成分の溶出量が水底土砂に係る判断基準よりも10倍以上厳しい土壌環境基準を満たすことが必要になる場合があることに留意しなければならない。

なお、フッ素およびホウ素は自然状態において海域にフッ素が1.5mg/l、ホウ素が4.5mg/l程度含まれており、環境基準改正時に海域には基準を適用しない旨が明記されている⁹⁶⁾。また、汽水域では海水の影響が最も大きい満潮時の塩分濃度により海水の影響を判断でき、ホウ素では塩分濃度7.78‰（海水混入率：22.2%）で海水の影響により環境基準値を超える⁹⁶⁾。

(4) 石炭灰の重金属等の溶出特性

火力発電所において高温の火炉に投入された石炭は、有機成分が燃焼するとともに、無機成分は熱分解あるいは酸化を受けながら石炭灰粒子を形成する。また、微量成分は燃焼に伴って一部は石炭灰粒子を形成し、一部は石炭灰の表面に付着すると考えられている⁹⁷⁾。

表-2.3.7は、2000年度から2008年度に公開された報告書および論文24編を対象に国内の石炭火力発電所で発生したフライアッシュを環境省告示46号試験および同13号試験した結果をまとめたフライアッシュの溶出試験結果である⁹⁷⁾。溶出濃度はフライアッシュ試料により相違するが、溶出の可能性のある物質は、六価クロム、ヒ素、セレン、フッ素およびホウ素と想定される。

石炭灰の微量物質の溶出特性は、灰分組成、燃焼条件、電気集塵装置の設定条件などの影響を受けていると考えられる。表-2.3.8には石炭灰の微量物質の溶出特性を示す。溶出特性には水素イオン濃度（pH）や含有量の影響などが見出されているが一般化は難しいとされている⁹⁷⁾。

表-2.3.7 フライアッシュの溶出試験結果の例⁹⁷⁾

(単位：mg/l)

項目	土壌環境基準	水底土砂の判定基準	平均濃度	標準偏差
総水銀 Total-Hg	≦0.0005	≦0.005	<0.0005	-
カドミウム Cd	≦0.01	≦0.1	<0.01	-
鉛 Pb	≦0.01	≦0.1	<0.01	-
六価クロム Cr(VI)	≦0.05	≦0.5	0.08	0.12
ヒ素 As	≦0.01	≦0.1	0.028	0.055
セレン Se	≦0.01	≦0.1	0.092	0.110
フッ素 F	≦0.8	≦15	1.4	1.8
ホウ素 B	≦1	-	5.0	7.9

注) 2000年度から2008年度に公開された報告書および論文24編を対象に国内の石炭火力発電所で発生したフライアッシュを環境省告示46号試験および同13号試験した結果をまとめたフライアッシュの溶出試験結果と環境基準の比較

表-2.3.8 石炭灰の微量物質の溶出特性⁹⁷⁾

項目	六価クロム Cr(VI)	ヒ素 As	セレン Se	フッ素 F	ホウ素 B
石炭灰中の存在場所	—	石炭灰の表面付近	石炭灰の表面付近	石炭灰中の未燃炭素と結合した状態	石炭灰の表面
石炭灰中の存在状態	三価クロム	鉄酸化物等への付着あるいは砒酸カルシウム	—		—
溶出物質	六価の酸化イオン(CrO ₄ ²⁻)	砒酸イオン(AsO ₄ ³⁻) 亜砒酸イオン(AsO ₃ ³⁻)	亜セレン酸イオン(SeO ₃ ²⁻)	フッ化物イオン(F ⁻)	ホウ酸イオン(B(OH) ₄ ⁻)
溶出率への影響環境	生成する水和物の消長が影響	アルカリ性環境では溶出率が低下	石炭灰中のセレン含有量と溶出量に正の相関	高 pH 領域化では溶出率が低下	カルシウム溶出濃度が高い環境では溶出が低下

(5) 石炭灰混合材の重金属の含有特性

石炭灰混合材に含まれる重金属の含有量試験結果（データ数：n=2）を表-2.3.9 に示す。試験対象物質は“土壤汚染対策法”に規定された項目であり、表-2.3.9 には重金属が検出された項目とその乾燥重量値を示す⁹⁸⁾。使用した石炭灰混合材はフライアッシュにセメントを 10～15%加えて造粒固化した概ね球形の石炭灰造粒物である。造粒物の粒径は 3～40mm で、サンドコンパクションパイプ用砂代替材として使用可能な程度の粒子強度を有する⁹⁹⁾。

表-2.3.9 に示す石炭灰造粒物はフライアッシュにセメントを混合した材料なので、フライアッシュの化学成分である二酸化ケイ素および酸化アルミニウムにセメントの主要成分である酸化カルシウムが合わさった化学成分組成となっている。フライアッシュを用いた石炭灰造粒物の重金属含有量は概ねフライアッシュと同等であり、土壤汚染対策法が規定する土壤含有量基準値より低い。

表-2.3.9 フライアッシュを用いた石炭灰造粒物の重金属含有量（n=2）⁹⁸⁾

項目	（単位：mg/kg）	
	土壤含有量基準 （土壤汚染対策法）	重金属含有量 測定結果
水銀	≦15	0.14, 0.24
カドミウム	≦150	0.33, 0.41
鉛	≦150	12.9, 25.8
ヒ素	≦150	9.0, 9.5
シアン	遊離シアン≦50	不検出, 1.0
セレン	≦150	1.6, 2.8
フッ素	≦4000	20, 108

(6) 石炭灰混合材の重金属等の溶出特性

石炭灰混合材の重金属などの溶出試験結果を表-2.3.10 に示す。大河漁港採取造粒物（広島市南区丹那町）および馬島沖採取造粒物（山口県熊毛郡田布施町馬島）は海域に覆砂された石炭灰造粒物を採取して試験した結果¹⁰⁰⁾である。中国電力関係試験結果集計値は中国電力の過去の試験結果を集計⁹⁸⁾したものであり最大試料数は n=48 である。セメント無添加造粒物は中国電力大崎火力発電所産出の PFBC 灰に 12～18%の水を添加して加圧成形した造粒物の溶出試験結果¹⁰¹⁾である。また、造粒材（3種）は中国電力以外のフライアッシュを原料とする混合固化材料の溶出試験結果⁹⁷⁾である。

石炭灰混合材からの重金属などの溶出濃度は「水底土砂に係る判定基準」を十分に満足している。また、PFBC 灰造粒物は「土壤環境基準の溶出量基準」をも満足している。一方でフライアッシ

を原料とする石炭灰造粒物では、六価クロム、ヒ素、セレン、ホウ素の溶出量濃度が「土壤環境基準の溶出量基準」を超過する可能性がある。

石炭灰は重金属などの微量物質の溶出が懸念されるので、石炭灰を原料とする製品には環境安全性の確保が求められる。環境安全上からは低溶出灰の使用が有効であるが、炭種の多様化によって灰性状が変動すると低溶出灰の安定的な確保が難しく、石炭灰への溶出低減処理が行われることになる。石炭灰および石炭灰造粒物は、エージング（化学・鉱物学的作用）およびセメントなどの添加物により重金属などの溶出量を低減できる。六価クロムは2~4週間の水浸漬で溶出が低減し、セメントの添加により土壤環境基準を満足する¹⁰²⁾。この傾向はセレン、フッ素およびホウ素にも見られる。ヒ素には水浸漬による効果は見られないが、セメント添加による溶出抑制効果は確認されている¹⁰²⁾。また、六価クロムの長期材齢時の溶出量は高炉セメントB種が普通ポルトランドセメントより顕著に低減する¹⁰³⁾。ヒ素とセレンの弱酸性域での溶出量と石炭灰中の非晶質アルミニウム酸化物含有量には負の相関がある¹⁰⁴⁾。同様に、ヒ素とセレンのアルカリ性域での溶出量と石炭灰中のカルシウム含有量には負の相関がある¹⁰⁴⁾。

重金属などの溶出抑制にはカルシウム水和物である Ettringite（エトリンガイト：セメントの水和反応により生成される水和物）の生成が大きく関与している¹⁰⁵⁾。一方、石炭灰固化体の自然環境下への暴露により固化体表面では炭酸化が進行し Ettringite が分解してカルシウムや硫黄の溶脱とともに、Ettringite に取り込まれていた重金属などが再溶出する場合がある¹⁰⁵⁾ことからセメントの添加率には長期的な暴露環境への考慮が必要である。

表-2.3.10 石炭灰混合材料の溶出試験結果の例

(単位：mg/l)

項目	溶出量基準		中国電力製石炭灰造粒物				中国電力外
	土壤環境基準	水底土砂に係る判定基準	フライアッシュ			PFBC 灰	フライアッシュ
			大河漁港採取造粒物 ¹⁰⁰⁾	馬島沖採取造粒物 ¹⁰⁰⁾	中国電力関係の試験結果集計値 ⁹⁸⁾	セメント無添加造粒物 ¹⁰¹⁾	造粒材(3種) ⁹⁷⁾
水銀	≦0.0005	≦0.005	<0.0005	同左	-	<0.0005	同左
カドミウム	≦0.01	≦0.1	<0.001	同左	-	<0.001	<0.005
鉛	≦0.01	≦0.1	<0.005	同左	-	<0.01	<0.005
六価クロム	≦0.05	≦0.5	<0.04	同左	<0.12	<0.05	-
ヒ素	≦0.01	≦0.1	<0.005	同左	<0.05	<0.005	-
シアン	不検出	≦1	<0.1	同左	-	不検出	-
銅	-	≦3	<0.005	同左	-	-	<0.005
亜鉛	-	≦2	<0.01	同左	<0.10	-	0.005~0.008
ベリリウム	-	≦2.5	<0.01	同左	-	-	<0.005
クロム	-	≦2	<0.04	同左	-	-	0.01~0.07
ニッケル	-	≦1.2	<0.01	同左	-	-	<0.005
バナジウム	-	≦1.5	<0.1	同左	<0.3	-	0.10~0.29
セレン	≦0.01	≦0.1	<0.002	同左	<0.03	0.001	0.005
フッ素	≦0.8	≦15	0.2~0.5	0.2~0.3	<0.8	0.1	0.1~0.2
ホウ素	≦1	-	-	-	<3.0	0.06	0.16~1.2

2.4 石炭灰の有効利用の現状

石炭灰は主に電気事業の石炭火力発電所から発生する他、一般産業（化学、パルプ産業など）からも発生しており、2009年度には電気事業 8,096 千 ton（73.9%）、一般産業 2,856 千 ton（26.1%）、合計 10,952 千 ton の石炭灰が発生している⁷⁵⁾。そのうち、公有水面埋立用材を含めて 10,668 千 ton（97.4%）が有効活用されている⁷⁵⁾。

政府は、原子力発電所の運転停止で急増した火力発電所の燃料費を縮減するために、天然ガスや石油火力よりも発電単価の安価な石炭火力の新增設の推進を目指している¹⁰⁶⁾。この施策には、液化天然ガス（LNG）の輸入増による貿易赤字の拡大や電気料金の値上げを抑える目的もある。石炭火力は、二酸化炭素（CO₂）の排出量が多いことが課題であるが、日本は石炭火力発電の CO₂ 排出削減で高い技術を有している。

このような背景から石炭灰の排出量の増加が見込まれる一方で、石炭灰処分場確保が困難になっていることから既存の灰処分場の延命化や有効利用方法の拡大が必要になっている。

2.4.1 石炭灰の有効利用分野

石炭灰の有効利用は、1955年頃から石炭灰をコンクリート混和材として活用する研究が進められ、信頼性が特に要求されるダムコンクリートへの活用が始まった。1970年代には火力発電燃料の石炭から石油への転換が進み石炭灰の発生量が減少したことにより、利用技術の開発が一時停滞した。しかし、1973年と1979年に始まった二度の石油危機以降、石炭への再燃料転換と新規石炭火力発電所の建設により、石炭灰の発生量が年々増加する情勢に変わった。現在ではダムや橋梁などの公共大型構造物への大量使用や建材、道路材料、肥料、地盤改良材など多方面で活用されている。

表-2.4.1 に石炭灰の有効利用分野と主な利用内容、図-2.4.1 に有効利用分野の構成比（2009年度）、図-2.4.2 に主な利用内容の構成比（2009年度）を示す。石炭灰はセメント分野、土木分野、建築分野など多岐に亘って資材や原料として利用され、セメント分野が 67%を占め、そのうち約 96%がセメントの粘土代替材として使用されている⁷⁵⁾。主な利用内容のうち「その他」には公有水面埋立が含まれている。

表-2.4.1 石炭灰の有効利用分野⁷⁵⁾

利用分野	主な利用内容・項目
セメント分野	セメント原材料、セメント混合材、コンクリート用混和材
土木分野	地盤改良材、道路路盤材、アスファルト・フィラー材、土木用コンクリート製品、炭坑復元材（充填材）
建築分野	建材ボード、人工軽量骨材、建築用コンクリート製品
農林水産分野	肥料、土壌改良剤、融雪剤
その他	下水汚水処理剤、製鉄用、その他

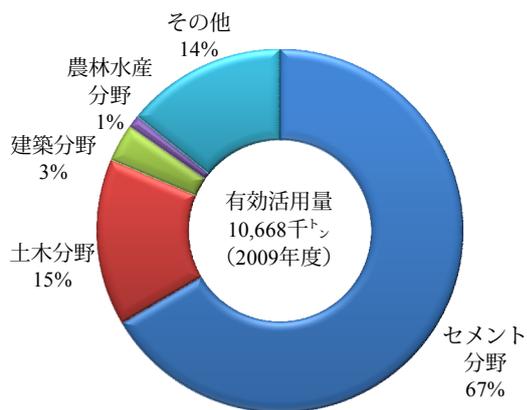


図-2.4.1 石炭灰の有効利用分野と構成比 (2009年度)⁷⁵⁾

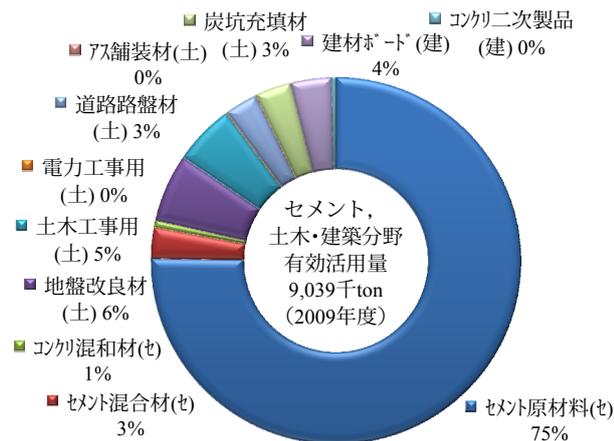


図-2.4.2 石炭灰有効利用分野別の主な利用内容の構成比 (2009年度)⁷⁵⁾

2.4.2 石炭灰の有効利用分野の現状と見通し

(1) セメント分野での利用

セメント業界では、既存のセメント製造設備や焼成技術をベースに多岐にわたる廃棄物・副産物のリサイクル技術を開発し、20種類以上の廃棄物・副産物を他産業などから年間26,300千ton(2009年度)受け入れてリサイクルを可能にしている¹⁰⁷⁾。また、セメント生産は1996年度の99,267千tonをピークに減少傾向が続いているが、セメント製造単位当たりで使用される廃棄物・副産物の量は増加の傾向を示している¹⁰⁷⁾。

セメント分野は石炭灰を最も多く利用している分野であり、年間7,099千ton(2009年度)利用している。セメント分野では電気事業から発生する石炭灰の62%、一般産業から発生する石炭灰の80%を利用している⁷⁵⁾。

セメントの原料は、石灰石、粘土、珪石および酸化鉄から構成されており、この中で粘土は全体の約15%を占めている¹⁰⁸⁾。二酸化ケイ素と酸化アルミニウムを含む石炭灰は、セメント原料の粘土代替材として使用される。石炭灰は粘土に比べて二酸化ケイ素が少なく酸化アルミニウムが多いため、石炭灰を多く使うと不足するSiO₂源として珪石の使用量が増えることになり、石炭灰の粘土代替率の理論的限度はセメント生産量の10%程度¹⁰⁸⁾と考えられている。

一方で2009年度のセメント生産量58,400千ton(含、輸出用クリンカなど)¹⁰⁹⁾に対する石炭灰のセメント原材料としての利用量は6,800千ton¹⁰⁸⁾に達している。また、図-2.4.3に示すようにセメントの生産量は減少傾向が継続し、現在ではピーク時の60%を割り込む水準にあり、セメント原料としての石炭灰の供給は飽和状態に近づいていると考えられる。

フライアッシュセメントは、普通ポルトランドセメントに5~30%のフライアッシュを混合して製造された混合セメントであり、アルカリ骨材反応の抑制やマスコンクリートの発熱抑制に効果を持つが、品種別セメント生産高によると2009年度の全セメント量52,989千tonのうち僅か107千ton(0.2%)であり¹⁰⁹⁾、同様の効果を持つ高炉セメントの生産高11,523千ton(22%)と比較しても需要は遥かに少なく、セメント混合材用のフライアッシュ利用量も低迷している。

高炉セメントは混合材として高炉スラグ微粉末を用いた混合セメントで、混合比率が30～60%（B種）と高いことや製鉄所毎のスラグの品質に差が少ないことにより低コストでの製造が可能であり、高炉セメントはフライアッシュセメントより低価格で供給されている。このことがフライアッシュセメントの需要が伸びない要因と考えられる。

また、フライアッシュは、コンクリートのワーカビリティの改善やアルカリ骨材反応抑制、水密性・耐久性の向上、水和熱の抑制などの効果を目的として、混和材としてマスコンクリートや海水・汚水と接することなどにより耐久性を要する構造物に利用され、吹き付けコンクリートや高流動コンクリートなどへ利用用途が拡大した。しかし、フライアッシュの品質変動や注文への即応体制などの課題から利用量は52千ton（2009年度）と需要構成比は極めて小さい。

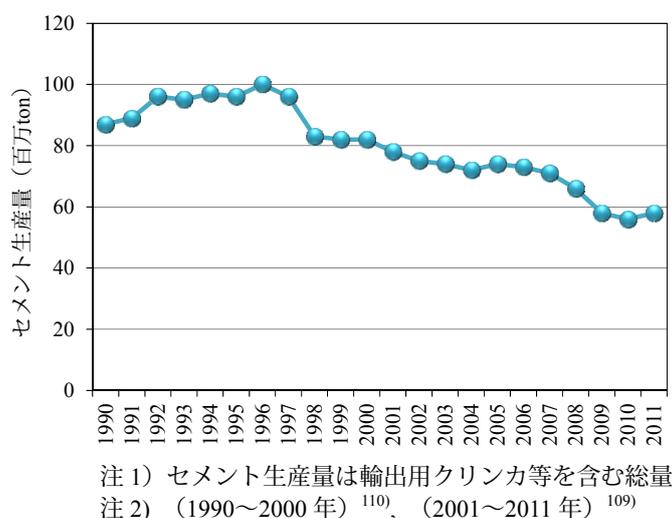


図-2.4.3 セメント生産量の推移

(2) 土木分野での利用

土木分野全体での石炭灰利用量は年間約1,500千ton（2009年度）で、石炭灰発生量の15%程度を占める。主な利用用途は地盤改良材、道路路盤材、土木用コンクリート製品、炭坑復元材（充填材）である。さらに、海砂代替材などの多岐にわたる利用が進められ、土木分野での利用量は1999年乃至2000年の年間約700千ton（10%）⁷⁵⁾から10年間で利用量が倍増している。

フライアッシュは、吸水性や化学反応特性から土砂やセメントなどと混合した軽量盛土材や擁壁裏込材、固化盤造成、海中盛土築堤などの土砂代替材として用いられている。また、不良土や浚渫土との混合により土質の改良や建設汚泥の再生利用にも利用されている。

クリンカアッシュは、道路路盤材や軽量盛土材への利用の他、透水性や保水性からゴルフ場やグラウンドの排水材、寒冷地での凍上抑制層材としての利用実績がある。

また、フライアッシュにセメントと適量の水を加えて粒状固化体を製造する技術が開発され、下層路盤材への利用の他、海砂代替材としてサンドコンパクションパイルやサンドドレーンの中詰材に利用されている。

一方、建設工事における再生土砂利用率（再生土砂利用量／利用土砂全量）は1995年度の32%から2008年度には79%になり、2008年度の新材利用量は1995年度の23%の32百万tonまで減少して

いる¹¹⁾。また、建設廃棄物排出量が1995年度の99.1百万tonから2008年度に63.8百万tonの64%に減少する間に、建設廃棄物の最終処分量は1995年度の41.5百万tonから2008年度には4.0百万tonまで再利用が進み、再利用率は1995年度の58%から2008年度には94%になっている¹¹⁾。土木分野での石炭灰の利用量拡大には品質向上に向けた技術開発、安定供給体制の整備に加えて、新たな利用分野を開拓できる技術開発が必要になっている。

(3) 建築資材分野での利用

建築資材分野全体での石炭灰利用量は年間約350千ton(2009年度)で、石炭灰発生量の3%程度を占める。主な利用用途は建材ボード(外壁ボード)、人工軽量骨材、コンクリート製品(二次製品)であるが、約90%が建材ボード原料としての利用である⁷⁵⁾。建築資材分野での利用量は過去10年間で大きく変動していない。建材ボードの主要な原料はセメントとパルプ材および石炭灰で構成されており、需要量が安定している。建材ボード以外の人工軽量骨材やコンクリート製品は、技術的な課題が多いことや需要の減少が影響して近年は需要が低迷している。

(4) 農林水産分野での利用

農業水産分野での石炭灰利用量は年間約100千ton(2009年度)で、石炭灰発生量の1%程度を占める。主な利用用途は肥料、土壌改良剤、融雪剤であるが、約80%が土壌改良剤としての利用である⁷⁵⁾。石炭灰の混入効果は、保水性の向上による土壌硬度の低下、石炭灰からのミネラル成分の溶出、土壌の生物相の変化による害虫の減少が確かめられており¹¹²⁾、石炭灰の保水性などを活用した屋上緑化基材や土壌改良剤としての利用が進むことが期待されている。

(5) その他分野での利用

石炭灰は埋立材料やセメント原料として単に原料として利用されてきたが、石炭灰の化学的成分構成や保水性、吸着性、物理的特性などを活かした製品の開発が石炭灰の利用促進につながると考えられる。既に実用化された人工ゼオライトは農園材や水質浄化、土壌浄化技術に寄与することが期待されている。人工ゼオライト関連技術の開発が進めば石炭灰の有効利用が更に拡大する可能性がある。

2.4.3 石炭灰有効利用の課題

石炭灰のセメント分野における利用は、セメントの生産量が低下してもセメント製造時の活用比率(セメント1ton製造に対する石炭灰の利用量)を増加させることで石炭灰の総利用量を維持・拡大してきたが、大型公共工事の減少によりセメント生産量も減少し、2009年度以降の生産量は1996年度のピーク時の60%を割り込む水準にある。2011年度以降は政府の緊急経済対策、東日本大震災の復興事業や全国の防災・減災事業が本格化し、2012年度に引き続き2013年度も官需の増加が想定される。また、住宅投資と設備投資の回復により民需の増加も想定されるが、一方で人材・資材不足のボトルネックにより工事の停滞が懸念される。国内需要が若干の回復基調にある中で、輸出はアジア・オセアニア市場で堅調な需要の拡大が見込まれるが、エネルギー価格の高止まりなど引き続き厳しい輸出環境が見込まれ輸出量の増加は期待できない。このようなセメントの需給動向と石炭灰の活用比率が概ね上限になっていることからセメント分野での石炭灰の利用率の低下が予想される。

また、その他利用の殆どが火力発電所に併設された海面埋立利用であり、有効利用とは本来の性

質が異なる。石炭灰の有効利用率を今後も高水準で維持するためには、有効利用構成比 15%程度の土木分野での利用拡大と合わせて、統計分類に現れない程に利用量の少ない環境分野や水産分野での利用拡大が望まれる。

石炭灰のセメント以外の分野での利用技術の開発は電力会社、大学および建設会社などの多岐に亘る部門で進められており、多くの適用技術・適用実績が報告されている。しかし、石炭灰を公共事業で定常的に使用している事例は少なく利用が停滞している。この理由の一つとして、石炭灰利用時における周辺環境への安全性の評価がある。石炭灰を公共空間で利用する場合には石炭灰中に含まれる微量成分の溶出に対する環境安全性の確保が必要になる。また、電力会社による利用技術の開発が各社ごとに進められ、連携が乏しいことが全国展開や公共事業での定着の弊害となっていると考えられる。

2.4.4 石炭灰および石炭灰混合材料の利点

石炭灰および石炭灰混合材料の土木・建築分野での利用は、次に示すリサイクル材の有効活用促進の観点から有意である。

- ① 副産物の有効利用により天然資材の利用量が減少して環境負荷を軽減。
- ② 材料コストが購入新材土砂などと比較して安価。
- ③ 大量に発生するので大規模事業への対応が可能。
- ④ 火力発電所は全国に分布し供給体制が整い、沿岸立地で港湾設備を保持しているので低廉な大量輸送が可能。

また、石炭灰は表-2.4.2 に示す建設資材として有意な化学的・物理的特性を有しており、一層の利用拡大が望まれる。

表-2.4.2 石炭灰および石炭灰混合材料の利点

項目	石炭灰の特性	石炭灰混合材料の利点
化学的特性	<ul style="list-style-type: none"> ・石炭は自然界に存在した物質から変質生成しており、化学組成が自然界の土壌・岩石類に類似 ・石炭灰は発電プラントや原炭によって特性を異にするが、他の産業副産物と比較して基本的性状の変動範囲が比較的小さい ・他の産業副産物と比較して炭素含有量が比較的少ない 	<ul style="list-style-type: none"> ・ポゾラン反応を有する場合はセメントなどの固化材の減量が可能で、長期的な強度確保が容易 ・セメントの添加により物理的な品質を確保でき、微量成分の溶出を抑制
物理的特性	<ul style="list-style-type: none"> ・粒子密度が小さく軽量盛土材としての特性を有する ・クリンカアッシュは保水性が高く、砂と同等の透水性を有する 	<ul style="list-style-type: none"> ・単位体積重量が土砂より小さく軽量盛土材として沈下量と土圧・側圧を低減 ・スラリー状態での流動性が高く充填性能に優れる ・固化により水域への吸出しがなく、水質への影響を低減

2.5 石炭灰造粒物の製造方法と有効利用の現状

2.5.1 石炭灰混合材料の製造場所および製造方法による分類

石炭灰混合材料は、従来使用してきた天然材料の有効な代替材料として幅広く用いることができ、適用用途毎に混合材料が開発されている。石炭灰混合材料の製造は、利用場所と異なる位置（現場

外あるいは現場内)で予め石炭灰にセメント、水、土砂および添加材料などを混合して石炭灰混合材料を製造し、施工場所に運搬して利用する土砂代替品としての利用方法、または、石炭灰とセメント、水および添加材料などを施工場所まで運搬し原位置で石炭灰混合材料をスラリー状で製造して利用する方法がある。

さらに、域外で予め土砂代替品として製造する方法には、石炭灰とセメント、水および添加材料などをバッチ式造粒機（連続式ミキサ）などで混合・造粒し養生する石炭灰造粒物や石炭灰と水をミキサ混合した上でロール成形機により加圧・成形し養生する石炭灰造粒物、または、石炭灰とセメント、水および添加材料などを混合し締固めて固化・養生した後に掘削・破碎して製造する石炭灰固化体破碎材がある。表-2.5.1に石炭灰混合材料の製造場所および製造方法による分類を示す。

本項では域外で予め製造し施工場所に搬入する石炭灰混合材料のうちで石炭灰造粒物を対象とする。

表-2.5.1 石炭灰混合材料の製造場所および製造方法による分類

製造場所	現場外製造・現場製品搬入		利用原位置混合
混合材種別	石炭灰造粒物		スラリー材、塑性材
主製造機械	バッチ造粒機、 連続式ミキサ	混合ミキサ、 ロール成形機	重力式粉体混合機、ダ ンプトラック、コンク リートアジテータ等

2.5.2 石炭灰造粒物の基本的物性

表-2.5.2に中四国地方の企業が開発・製造に関与している代表的な石炭灰造粒物の基本的物性を示す。また、その概要は次のとおりである。

(1) 形状と粒径

石炭灰造粒物の形状は、ほぼ球形ないし繭類似形状であり、分級後の粒度は40mm程度以下で比較的均一な粒度分布を示す。また、サンドコンパクションパイルのように締め固める場合には、一部の粒子が破碎されて細粒化が進行する。

(2) 粒子密度

石炭灰造粒物は、多孔質であることからその粒子密度は天然の砂や礫と比較して小さい。また、粒度が均一で間隙比が大きいため単位体積重量も天然の土砂と比較して小さい。石炭灰造粒物は締固めによって一部の粒子が破碎され、間隙比が小さくなり単位体積重量が大きくなるが、締固め後の単位体積重量も天然の土砂と比較して小さい。

(3) 圧縮強度

石炭灰造粒物の圧縮強度は、石炭灰の種別や水セメント比および養生条件などの要因で変動するが、概ねコンクリート用碎石母岩の10%程度¹¹³⁾である。

(4) せん断特性

石炭灰造粒物のせん断抵抗角は、天然の砂と同等以上で養生期間による変化は大きくない¹¹⁴⁾。

(5) 透水性

石炭灰造粒物は細粒分の含有が少なく透水性に優れるが、締固めによる粒子の細粒化により、透水係数は砂と同程度の 10^{-3}cm/s オーダーまで低下する¹¹⁵⁾。

表-2.5.2 石炭灰造粒物の基本的物性一覧

名称		(FA) Hi ビーズ	PFBC 灰 Hi ビーズ	ゼットサンド	灰テックビーズ
主原料 (配合割合：%)		フライアッシュ(85~90) +セメント(10~15) +水(20~25) +ベントナイト(3)	PFBC 灰(100) +水(12~18)	フライアッシュ(85) +セメント(5) +水(30~40) +添加材(10)	フライアッシュ(100) +高炉Bセメント(3~7) +水(15~30) +消石灰(0~6)
主設備		連続式造粒ミキサ	ロール成形機	バッチ式造粒機	特殊ミキサ
物性	形状	ほぼ球形	繭類似形状	ほぼ球形	ほぼ球形
	粒径	分級後最大粒径： $\leq 30\sim 40\text{mm}$ 分級後細粒分率： $\leq 5\%$	平均粒径： $10\sim 15\text{mm}$	最大粒径：50mm 平均粒径：0.59mm 細粒分率： $\leq 30\%$	礫質土の範囲 細粒分率： $< 15\%$
	粒子密度	$\rho_d=1.81\text{g/cm}^3$	$\rho_d=2.0\text{g/cm}^3$	$\rho_d=2.31\text{g/cm}^3$	$\rho_d=1.3\sim 1.6/\text{cm}^3$
	自然含水比	$w_n=11.6\%$	$w_n=13.4\sim 16.1\%$	-	-
	吸水率	Q=16.4%	Q=25%程度	Q=43.9%	-
圧縮強度		圧潰強度(C=10%) (7日) 1.07N/mm^2 (28日) 1.61N/mm^2	$6\sim 13\text{N/mm}^2$	一軸： 0.12N/mm^2	$< 1.0\text{N/mm}^2$ 程度
土質的 定数	せん断抵抗角	$\phi'=47.6^\circ$	$\phi'=39\sim 42^\circ$	$\phi'=40.3^\circ$	$\phi' > 35^\circ$ 程度
	透水係数	$k=1.34 \times 10^{-3}\text{cm/s}$ (6Ec 締固後)	$k=1.0 \times 10^{-3}\text{cm/s}$	$k=1.0 \times 10^{-3}\text{cm/s}$	$k=1.0 \times 10^{-2}$ $\sim 1.0 \times 10^{-4}\text{cm/s}$
主用途		砂代替 SCP 材・SD 材, 覆砂材	砂代替覆砂材, 路盤 材	裏込め材, 埋立材	裏込め材, 埋立材, 路盤材
その他 (開発者, 参考文献)		中国電力(株) 文献：116, 117)	中国電力(株) 文献：118, 119)	宇部興産(株) 大成建設(株) 電源開発(株) 文献：116, 120)	四国電力(株) 文献：116, 121)

2.5.3 石炭灰造粒物の製造方法

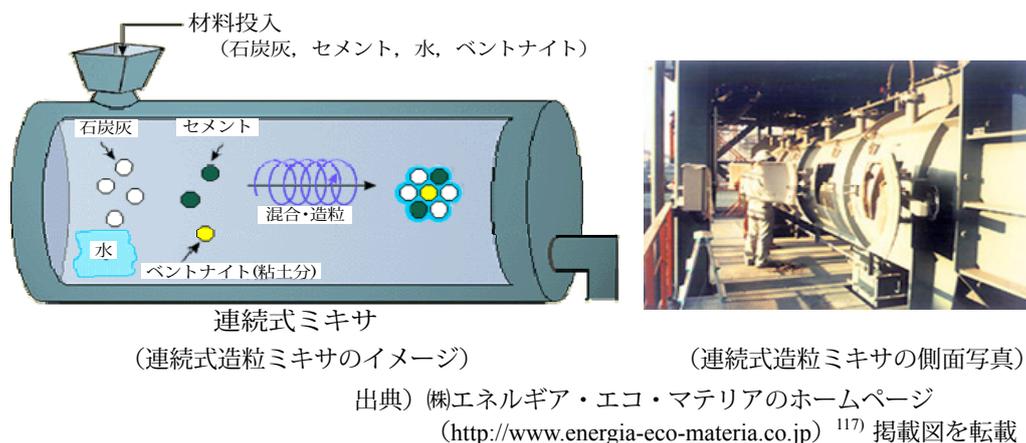
微粉炭燃焼方式のフライアッシュを主原料とする中国電力グループ製の石炭灰造粒物（フライアッシュ Hi ビーズ）は、フライアッシュ（FA：85~90%）とセメント（普通ポルトランドセメントまたは高炉セメント C：10~15%）にベントナイト（粘土分 B：FA+C の 3%）を加えて連続式造粒ミキサへ投入し加水混合（水 W：FA+C+B の 20~25%）することで平均粒径 7.5mm 程度の球形の造粒物を製造する¹¹⁷⁾。フライアッシュ Hi ビーズはフライアッシュにセメントを混合するので、フライアッシュの化学成分である二酸化ケイ素（ SiO_2 ）および酸化アルミニウム（ Al_2O_3 ）にセメントの主要成分である酸化カルシウム（CaO）が合わさった化学成分組成となり、CaO の含有量比はフライアッシュ原粉の 2~3 倍になる。図-2.5.1 に石炭灰造粒物（フライアッシュ Hi ビーズ）造粒プラントの概要、写真-2.5.1 に石炭灰造粒物（Hi ビーズ）の外観を示す。

中国電力新小野田リサイクルセンター内に設置されたフライアッシュ Hi ビーズの造粒プラントの製造能力は $150,000\text{m}^3/\text{年}$ （ $600\text{m}^3/\text{日}$ 、 $26\text{m}^3/\text{h}$ ）であり、 $70,000\text{m}^3$ の貯蔵と最大 $4,000\text{m}^3/\text{日}$ の出荷能力を有する¹¹⁵⁾。

一方、加圧流動床燃焼方式の PFBC 灰は、成分中に硬石膏（ CaSO_4 ：anhydrite）、酸化カルシウムや三酸化硫黄（ SO_3 ）を含むので自硬性を有し造粒にセメントなどの添加材を必要としない。PFBC

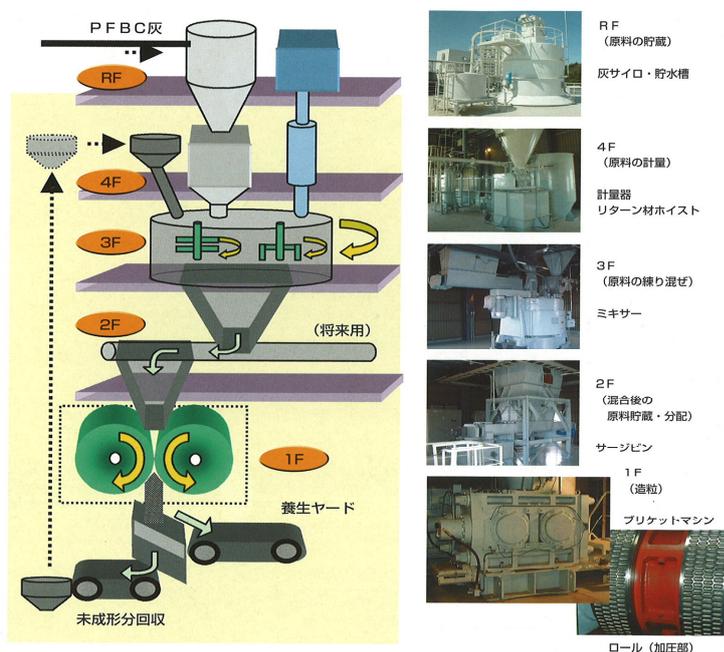
灰を主原料とする中国電力グループ製の石炭灰造粒物（PFBC 灰 Hi ビーズ）は、PFBC 灰に重量比 12～18%の水を加えて高速回転ミキサで混合し、ロール成形機で加圧・成形して平均粒径 10～15mm 程度の繭類似形状（アーモンド類似形状）の造粒物を製造する。図-2.5.2 に石炭灰造粒物（PFBC 灰 Hi ビーズ）造粒プラントの概要、写真-2.5.1 に石炭灰造粒物（Hi ビーズ）の外観を示す。

中国電力大崎火力発電所内に設置された PFBC 灰 Hi ビーズの造粒プラントの製造能力は 25,000m³/年（112m³/日、7m³/h）であり、2,500m³の貯蔵と最大 2,000m³/日の出荷能力を有する¹¹⁵⁾。



出典) ㈱エネルギー・エコ・マテリアのホームページ
(<http://www.energia-eco-materia.co.jp>)¹¹⁷⁾ 掲載図を転載

図-2.5.1 石炭灰造粒物（フライアッシュ Hi ビーズ／中国電力）造粒プラントの概要¹¹⁷⁾



(高速回転ミキサとロール成形機の概要図) (主要設備の部分写真)

出典) ㈱エネルギー・エコ・マテリア：Hi ビーズ（製品パンフレット）¹¹⁵⁾ 掲載図を転載

図-2.5.2 石炭灰造粒物（PFBC 灰 Hi ビーズ／中国電力）造粒プラントの概要¹¹⁵⁾



(フライアッシュ Hi ビーズ)



(PFBC 灰 Hi ビーズ)

出典) ㈱エネルギー・エコ・マテリア：Hi ビーズ (製品パンフレット) ¹¹⁵⁾ 掲載
図を転載

写真-2.5.1 石炭灰造粒物 (Hi ビーズ/中国電力) ¹¹⁵⁾

2.5.4 石炭灰造粒物の有効利用の現状と課題

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た。中国電力の石炭灰造粒物 (フライアッシュ Hi ビーズ) は 2001 年 2 月に “Hi ビーズ/石炭灰再生資材 (海砂代替材)” の名称で山口県認定リサイクル製品 (認定 No.14) ¹²²⁾ に登録された。

石炭灰造粒物の利用技術の概要を表-2.5.3 に示す。中国電力の石炭灰造粒物は、2002 年 2 月の大竹港港湾整備事業のサンドドレーンおよび敷砂用の砂代替材としての供給 ¹¹⁵⁾、2002 年 4 月の小野田港港湾整備事業のサンドコンパクションパイル用砂代替材としての供給 ¹¹⁵⁾ により、インフラストラクチャー分野での利用が始まった。

一方、日本の名目 GDP (国内総生産：Gross Domestic Product) は 1997 年度の 521 兆円をピークとし、2011 年度には 91% の 473 兆円まで低下した。この間の平均名目成長率は年率マイナス 0.7% 程度、平均インフレ率 (GDP デフレーター) は年率マイナス 1.3% 程度であった ¹²³⁾。また、日本の名目建設投資は 1996 年度の 82.8 兆円以降減少に転じ、2011 年度には 49% の 40.5 兆円 (除、東日本大震災の復旧・復興などに係る政府建設投資：1.5 兆円) ¹²⁴⁾ まで減少した。結果的に名目 GDP のうち建設投資が占める割合は 1996 年度の 16.0% が 2011 年度には 8.6% に縮小している。

さらに、社会資本のストック量は 2020 年代半ばをピークに減少に転じ ¹²⁵⁾、建設投資の主体が維持管理と更新に費やされることになる。このような社会資本分野で建設資材としての石炭灰造粒物の需要を開拓するには利用工種の拡大と合わせて、流通を含むコスト低減が不可欠である。

石炭灰造粒物の水域環境改善分野のうち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 ¹²⁶⁾、長期的な底質改善効果のモニタリングが開始された。浸透柱による底質改善の技術開発は、2004 年 5 月に太田川水系天満川で現地試験が開始され ¹²⁷⁾、2005 年 2 月に施工した太田川水系旧太田川での規模の大きい現地試験 ¹²⁸⁾ では、浸透柱の施工法の開発と合わせて干潟堆積有機泥の改質試験が行われ、水域環境改善分野での石炭灰造粒物の利用技術が拡大した。

その後もアマモ生育基盤 ¹²⁹⁾ や浸透溝 ¹³⁰⁾ などの技術検証が進められ、中国電力の石炭灰造粒物は “環境修復用の砂代替材 (Hi ビーズ)” の技術名称で NETIS (New Technology Information System :

国土交通省新技術情報提供システム，登録 No.SKK-120002-A)¹³¹⁾に登録されるに至っている。

産業系リサイクル材に係わる業界は，建設資材の需要減により環境分野に新たな販路を求めている。石炭灰造粒物においても環境修復に係る利用技術の拡大と確立により，水域環境の改善と水産業の振興に寄与しなければならない。

表-2.5.3 石炭灰造粒物の利用技術の概要

適用種別	利用場所	利用目的	機構	文献
【砂代替 SCP 材】	<ul style="list-style-type: none"> 粘性土地盤 砂質土地盤 護岸・岸壁などの構造物基礎 	<ul style="list-style-type: none"> 圧密促進 地盤沈下低減 残留沈下低減 せん断強度増加 地盤の液状化防止 	<ul style="list-style-type: none"> 複合地盤の形成 透水性の高い砂杭の構築 相対密度とせん断強度の改善 	101)
				132)
				133)
【砂代替 SD 材】	<ul style="list-style-type: none"> 粘性土地盤 	<ul style="list-style-type: none"> 圧密促進 せん断強度増加 	<ul style="list-style-type: none"> 透水性の高い砂杭の構築 	134) 135)
【砂代替覆砂材】	<ul style="list-style-type: none"> 湾奥有機泥堆積海底および有機泥堆積干潟への覆砂 	<ul style="list-style-type: none"> 間隙水中の硫化物イオンの吸着・除去 間隙水中の溶存無機態窒素(DIN)，溶存無機態リン(DIP)の濃度低減 	<ul style="list-style-type: none"> 硫化物イオン(S²⁻)の吸着 黄鉄鉱(FeS₂: pyrite)の形成 硫黄(S: sulfur)の生成 空隙の形成による間隙水中の好気的環境の維持(Eh の改善) 	136) 137)
	<ul style="list-style-type: none"> 有機泥堆積海底や干潟の覆砂 	<ul style="list-style-type: none"> 底泥から溶出するリンの吸着 	<ul style="list-style-type: none"> 不溶性リン酸カルシウムの形成 珪藻類の着生と有機物の分解 	138)
	<ul style="list-style-type: none"> 富栄養化した閉鎖性汽水域での覆砂と浅場造成 	<ul style="list-style-type: none"> 底生生物の生息環境に着目した環境修復 	<ul style="list-style-type: none"> 珪藻類の着生による食餌の供給 浮泥の覆砂材間隙内へのトラップと有機物の好気分解 	139)
【海藻生育基盤】	<ul style="list-style-type: none"> ヘドロが堆積した湾奥でのアマモ生育基盤造成 	<ul style="list-style-type: none"> 生物が生息しアマモが繁茂する海藻生育基盤の造成 	<ul style="list-style-type: none"> 泥質基盤を砂泥混じり基盤に改質して底生生物やアマモなどの生育環境を形成 	129)
【有機泥改質材】	<ul style="list-style-type: none"> アプローチ(足の踏み入れ)が難しい有機泥の堆積した干潟 	<ul style="list-style-type: none"> 石炭灰造粒物を混合した改質有機泥を敷き均した干潟上遊歩道 	<ul style="list-style-type: none"> 石炭灰造粒物や砂の混合による改質泥を覆土材として干潟に敷き均して生物が巣穴を築造できる硬さの遊歩道を構築 	128)
【浸透柱築造材】	<ul style="list-style-type: none"> 砂層上に有機泥の堆積した感潮域の干潟 	<ul style="list-style-type: none"> 河岸干潟上に堆積した有機泥に浸透柱(透水層)を設置して間隙水の溶存酸素量を高め有機泥の浄化を促進 	<ul style="list-style-type: none"> 浸透柱は干満により干潟砂層と堆積有機泥内に浸透流を生起させて酸素を供給 好気的環境の維持により底生生物の活性を上げて有機泥の分解を促進 	128)
【浸透溝築造材】	<ul style="list-style-type: none"> 地下水流動が遮断された河口干潟 	<ul style="list-style-type: none"> 河口干潟に浸透溝(透水層)を設置して水循環の形成により間隙水の溶存酸素量を高め底質の生物生息環境を改善 	<ul style="list-style-type: none"> 潮汐に伴う透水層内および周辺底泥内での水循環の形成 干出時に透水層の間隙内に大気を取込み間隙水に酸素を供給 底質環境の酸化状態での安定的な維持 	130)

第2章 関連参考文献

- 1) 鉄鋼スラグ協会：環境資材 鉄鋼スラグ，<http://www.slg.jp/pdf/fs-131.pdf>, pp.6, 1/2013.
- 2) 鉄鋼スラグ協会：環境資材 鉄鋼スラグ，<http://www.slg.jp/pdf/fs-131.pdf>, pp.8, 1/2013.
- 3) 鉄鋼スラグ協会：環境資材 鉄鋼スラグ，<http://www.slg.jp/pdf/fs-131.pdf>, pp.9, 1/2013.
- 4) 環境技術協会，日本フライアッシュ協会：石炭灰ハンドブック（第4版），pp.VI_7, 5/2005.
- 5) 阿部久雄，高松宏行：大村湾水質浄化対策事業（陸域対策）－牡蠣殻を配合したリン除去材の開発－，長崎県窯業技術センター平成17年度研究報告(第53号)，Annual Report No.53 2005, pp.53-59, 12/2006.
- 6) 五十嵐豪，丸山一平：普通ポルトランドセメントを用いたセメント硬化体の相組成と力学的性質の関係，日本建築学会構造系論文集，Vol.76, No.660, pp.213-222, 2/2011.
- 7) 独立行政法人産業技術総合研究所：岩石標準試料データベース，JA-2 安山岩（香川県坂出市さぬき石，1985.），JG-3 花崗閃緑岩（島根県三刀屋，1986.）
- 8) 経済産業省中国経済産業局：平成22年度地域新成長産業創出促進事業 瀬戸内海再生ニュービジネス創出調査事業 報告書，pp.2_13-2_14, 2/2011.
- 9) 国土交通省港湾局，港湾・空港等リサイクル推進協議会：港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針，pp.2_44-2_68, 3/2004.
- 10) 環境技術協会，日本フライアッシュ協会：石炭灰ハンドブック（第4版），pp. I_19-24, pp.VI_11, 5/2005.
- 11) 小野寺収：石炭灰のリサイクルについて，財団法人北海道道路管理技術センター，北の交差点，Vol.12, pp.14-17, AUTUMN-WINTER/2002.
- 12) 一般社団法人日本粉体工業技術協会：JIS Z 8901 試験用粉体 1 説明書，pp.11, 1/2010.
- 13) JFE ミネラル株式会社：製品紹介ホームページ，<http://www.jfe-mineral.co.jp/seihin/>, 4/2013.
- 14) 大分県：大分県リサイクル認定製品（SCP用製鋼スラグ），認定番号第80号，<http://www.pref.oita.jp/soshiki/13020/seikosuragu.html>, 5/2010.
- 15) 鉄鋼スラグ協会：鉄鋼スラグ統計年報（平成23年度実績），pp.4-11, 7/2013.
- 16) 鉄鋼スラグ協会：環境資材 鉄鋼スラグ，<http://www.slg.jp/pdf/fs-131.pdf>, pp.14, 1/2013.
- 17) 鉄鋼スラグ協会：環境資材 鉄鋼スラグ，<http://www.slg.jp/pdf/fs-131.pdf>, pp.15, 1/2013.
- 18) 鉄鋼スラグ協会：鉄鋼スラグ統計年報（平成23年度実績），pp.4-27, 7/2013.
- 19) 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.
- 20) 海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律施行令第5条第1項に規定する埋立場所等に排出しようとする金属等を含む廃棄物に係る判定基準を定める省令（昭和48年2月17日総理府令第6号），環境省令第33号，11/2006.
- 21) 沼田哲始，宮田康人，藪田和哉，高橋達人，豊田恵聖，佐藤義夫：鉄鋼スラグによる沿岸環境改善技術，NKK 技報，No.177, pp.47-51, 6/2002.
- 22) 高橋達人，藪田和哉：鉄鋼スラグ利材化技術，NKK 技報，No.178, pp.43-48, 8/2002.
- 23) JFE スチール株式会社：マリンベース－高炉水砕スラグ覆砂材－，http://www.jfe-steel.co.jp/products/construction/1mai_best/pdf/30.pdf, 3/2013.

- 24) 中平亨, 鬼頭敬一, 西原在浩, 宮崎太志, 矢持進: 底質環境改善対策の実験的取り組みについて, 公益社団法人日本水産学会近畿支部, 平成 18 年度後期例会資料, No.14, 12/2006.
- 25) 石田基雄, 青山裕晃: 人口干潟・浅場造成材の開発 (愛知県水産試験場), 水産基盤整備調査委託事業報告書, 一般社団法人マリノフォーラム 21, 平成 18 年度(2006), No.0266, 2006.
- 26) 経済産業省中国経済産業局: 高炉スラグを利用した海砂代替人工砂 (エコサンド) 製造技術の開発, 地域新生コンソーシアム研究開発事業成果報告書, プロジェクト番号 15S6005, 2004-2005.
- 27) 木曾英滋, 堤直人, 渋谷正信, 中川雅夫: 海域施肥時のコンブ等の生育に関する実海域実験—転炉系製鋼スラグ等を用いた藻場造成技術開発(1)—, 日本海洋工学会・日本船舶海洋工学会, 第 20 回海洋工学シンポジウム, CD-ROM, 3/2008.
- 28) 加藤敏朗, 相本道宏, 三木理, 中川雅夫: 製鋼スラグ等の海域施肥試験における海域 Fe 濃度分布に関する検討—転炉系製鋼スラグ等を用いた藻場造成技術開発(2)—, 日本海洋工学会・日本船舶海洋工学会, 第 20 回海洋工学シンポジウム, CD-ROM, 3/2008.
- 29) 堤直人, 加藤敏朗, 本村泰三, 中川雅夫: 海域施肥時のコンブ等の生育に及ぼす施肥原料成分の影響に関する水槽実験結果—転炉系製鋼スラグ等を用いた藻場造成技術開発(3)—, 日本海洋工学会・日本船舶海洋工学会, 第 20 回海洋工学シンポジウム, CD-ROM, 3/2008.
- 30) 宮田康人, 沼田哲始, 高木正人, 高橋達人, 小山田久美, 小田俊司: 藻場造成用鉄鋼スラグブロックへの海藻着生, 海洋開発論文集, Vol.20, pp.887-892, 2004.
- 31) 伊藤一明, 西嶋渉, 正藤英司, 岡田光正: 鉄鋼スラグ散布による沿岸海域でのリン除去の基礎的研究—室内実験と長期現場実験—, 日本水環境学会, 水環境学会誌, Vol.19, No.6, pp.501-507, 6/1996.
- 32) 伊藤一明, 西嶋渉, 正藤英司, 岡田光正: 鉄鋼スラグ散布による沿岸海域底泥からの硫化物の溶出抑制とアンモニア性窒素の溶出の検討, 日本水環境学会, 水環境学会誌, Vol.20, No.10, pp.670-673, 10/1997.
- 33) 鈴木雅巳, 山本民次: 製鋼スラグの添加が珪藻 *Skeletonema costatum* および渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* の増殖に及ぼす影響, 鐵と鋼, 日本鐵鋼協會々誌, Vol.91, No.10, pp.783-787, 10/2005.
- 34) 経済産業省製造産業局製鉄企画室, 社団法人日本鉄鋼連盟, 芙蓉海洋開発株式会社, 新日本製鐵株式会社: スラグ利用に係る研究開発評価用資料, 第 1 回スラグ利用に係る研究開発プロジェクト等事後評価検討会, 資料 6-1, 3/2009.
- 35) 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_24, 2/2011.
- 36) 農林水産省海面漁業生産統計調査: 漁業・養殖業生産統計, 3/2012, 12/2012.
- 37) 国土交通省港湾局, 港湾・空港等リサイクル推進協議会: 港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針, pp.2_91-2_96, 3/2004.
- 38) 宮本正規, 谷口克也, 山田幹雄, 端新四郎: カキ殻の土木材料への再資源化, 石川県工業試験場研究報告, Vol.51, pp.55-60, 12/2002.
- 39) 宮本正規, 室谷貴之, 広瀬幸雄, 山田恒二, 吉野了: カキ殻の金属精錬材料への応用, 石川県工業試験場研究報告, Vol.48, pp.49-54, 12/1999.
- 40) 高松宏行: 人工海浜造成のための覆砂材料に関する研究, 平成 22 年度長崎県窯業技術センター研究報告, Vol.58, pp.46-48, 2/2012.

- 41) 李基豪, 風間基樹, 寺田賢二郎: カキ殻混合土の非排水せん断強度・変形特性, 土木学会論文集, No.701/Ⅲ-58, pp.303-314, 3/2002.
- 42) 仙波雅敏: 水産基盤整備事業における廃棄物等の再利用技術手法の検討, 水産基盤整備調査委託事業報告書(水産庁漁港漁場整備部計画課調査班), 平成14(2002)年度, No.0027, pp.209-222, 2003. (http://www.mf21.or.jp/suisankiban_hokoku/s_kiban.asp)
- 43) 株式会社グリーンマン: カキ殻肥料について, <http://www.greenman.co.jp/about.html>, 3/2013.
- 44) 片山貴之, 加村聡, 伊藤靖, 柿元皓: 貝殻を利用した魚礁部材の改良とその効果, 平成21年度日本水産工学会学術講演会, 学術論文集, pp.31-34, 5/2009.
- 45) 片山貴之, 藤澤真也, 廣田敏人, 前田智彦, 柿元皓: 港湾施設に設置した貝殻を利用した生物生息施設の効果, 海洋開発論文集, Vol.25, pp.473-478, 6/2009.
- 46) 加村聡, 藤澤真也, 片山貴之, 齋藤達昭, 田原実, 岸本英昭: 港湾内に設置した生物生息基質の水質浄化機能の定量化, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.67, pp.I_304-I_309, 6/2011.
- 47) 坂本文秀, 本多邦隆, 香月幸一郎, 安部久雄: カキ殻を用いた水質浄化材のリン吸着能試験, 長崎県衛生公害研究所報(平成10年度業績集), Vol.44, pp.24-27, 12/1999.
- 48) 阿部久雄: 無機材質の活用による閉鎖性水環境の窒素・リン除去技術開発ーリサイクル原料を用いたリン除去材の開発ー, 長崎県窯業技術センター平成15年度研究報告, No.51, pp.5-10, 12/2004.
- 49) 藤澤真也, 近藤正美, 岩本俊樹, 鳥井正也, 穴口裕司, 片山真基, 田原実: カキ殻など二枚貝の貝殻を利用した閉鎖性海域における底質改良技術の開発, 土木学会論文集 B3(海洋開発), Vol.67, pp.I_370-I_375, 6/2011.
- 50) 山本民次, 浅岡聡: 泥質干潟の改善方法, 独立行政法人科学技術振興機構 J-STORE, 公開特許公報(A), 特開2012-130830(P2012-130839A), 7/2012.
- 51) 松井繁明, 山本克則, 中本崇, 秋本恒基: アマモ場造成技術開発に関する研究, 福岡県水産海洋技術センター研究報告, Vol.20, pp.61-66, 3/2010.
- 52) 梶田淳, 新村陽子, 大本茂之, 谷本照巳, 寺脇利信, 吉田五郎: アマモの固着力に及ぼす礫・カキ殻のアンカー材としての効果, 水産工学, Vol.47, No.3, pp.183-187, 2/2011.
- 53) 国土交通省 NETIS 新技術情報提供システム: カキ殻を活用した屋上緑化工法, 登録 No.HR-090001-A, 2/2010.
- 54) 久保田光喜, 鈴木真理, 高橋司: 産業廃棄物であるカキ殻の土木材としての特性, 東北地質調査業会誌「大地」, No.46, 63-64, 2/2007.
- 55) 経済産業省資源エネルギー庁: エネルギー白書2012, Part.2, Chapter.2, Section.1, Clause.1, エネルギー需給の概要, Fig.221_1_2, 11/2012.
- 56) International Energy Agency (IEA): World Energy Outlook 2011, Executive Summary, pp.7-8, 11/2011.
- 57) 経済産業省 資源エネルギー庁 総合資源エネルギー調査会・需給部会: 日本の長期エネルギー需要見通し, pp.28-31, 5/2008.
- 58) 経済産業省 資源エネルギー庁: 石炭をめぐる最近の動向, pp.2, 11/2011.
- 59) 毎日新聞: 石炭火力発電所新增設制震へアセス新基準でー, 毎日 JP, <http://mainichi.jp/select/news/20130505k0000e020105000c.html>, 5/2013.
- 60) 経済産業省 資源エネルギー庁: 日本のエネルギー, Energy in Japan 2010, pp.14, pp.31-32, 3/2010.

- 61) 経済産業省 資源エネルギー庁：エネルギー白書 2012, Part.2, Chapter.1, Section.3, Clause.1, 化石エネルギーの動向, Fig.213_1_19-213_1_20, 11/2012.
- 62) 一般財団法人石炭エネルギーセンター アジア太平洋コールフローセンター 技術・情報委員会：ワールド・コール・レポート, Vol.4, pp.51, 3/2012.
- 63) 経済産業省 資源エネルギー庁：News Release, 平成 23 年度 (2011 年度) エネルギー需給実績 (速報), pp.9, 11/2012.
- 64) 一般財団法人高度情報科学技術研究機構：原子力百科事典(ATOMICA), 図表検索, 1 日の需要変化に対応した発電の組み合わせ (ベストミックス), 図 No.01_04_01_15, <http://www.rist.or.jp/atomica/>, 4/2013.
- 65) 電気事業連合会：電気事業の現状 2013, pp.2, 2/2013.
- 66) 公益社団法人土木学会 エネルギー土木委員会 新技術・エネルギー小委員会 石炭灰有効利用分科会：石炭灰有効利用技術について－循環型社会を目指して－報告書, pp.3-7, 9/2003.
- 67) 渡邊裕章：火力発電用石炭燃焼技術, 一般社団法人日本流体力学会, ながれ, Vol.31, No.4, pp.339-344, 8/2012.
- 68) PFBC (加圧流動床燃焼技術)：Power Academy (パワーアカデミー), 電気工学用語集 (電子辞書), <http://www.power-academy.jp/learn/glossary/id/193>, 4/2013.
- 69) 公益社団法人土木学会 エネルギー土木委員会 新技術・エネルギー小委員会 石炭灰有効利用分科会：石炭灰有効利用技術について－循環型社会を目指して－報告書, pp.付録 1_1, 9/2003.
- 70) 株式会社エネルギー・エコ・マテリア：ホームページ, <http://www.energia-eco-materia.co.jp/>, 3/2013.
- 71) 九州電力株式会社：ホームページ, 原子力・環境・エネルギー, 電気をお届けするために, 火力発電, 石炭灰の有効活用, 石炭灰ができるしくみ, http://www.kyuden.co.jp/effort_thirmal_coal-ash_mechanism.html, 4/2013.
- 72) 株式会社エネルギー・エコ・マテリア：大崎産 Hi ビーズ定期品質確認試験, 2/2011.
- 73) 高橋邦夫：石炭灰および鉄鋼スラグの活用技術, 港湾技術資料, No.886, ISSN 0454-4668, pp.6, 12/1997.
- 74) 出光興産株式会社：石炭の基礎, pp.7, 2/2011.
- 75) 一般財団法人石炭エネルギーセンター：石炭灰全国実態調査報告書 (平成 21 年度実績), 1/2011.
- 76) 國友宏俊：我が国の石炭灰リサイクルの現状と今後の方向, 2009 年度石炭灰有効利用シンポジウム, 資源エネルギー庁, pp.4, 12/2009.
- 77) エネルギー総合工学研究所 石炭研究会：石炭技術総覧－21 世紀への石炭利用と地球環境－, 電力新報社, pp.34-37, 9/1993.
- 78) 一般財団法人エネルギー総合工学研究所：石炭灰の有効利用－石炭火力発電所の灰処理問題を探る－, pp.3-4, 3/1996.
- 79) 早川千尋, 小方満照, 峰岸慎治, 村林真行, 松村武雄：石炭フライアッシュ中の炭素の特性, 横浜国立大学環境科学研究センター紀要, Vol.11, No.1, pp.53-68, 11/1984.
- 80) 佐々木肇, 新谷登, 喜多達夫, 福留和夫：加圧流動床発電所から発生する石炭灰の有効利用に関する研究, コンクリート工学年次論文報告集, Vol.19, No.1, 6/1997.
- 81) 若槻好孝, 田中等, 内田裕二, 入江功四郎, 兵頭正幸, 吉本憲正：クリンカアッシュの材料特性と適用性の検討, 地盤工学ジャーナル(Web), Vol.2, No.4, pp.271-285, 12/2007.

- 82) 河合研至, 楊楊, 佐藤良一, 齊藤直: 加圧流動床灰を用いたコンクリートの強度特性, コンクリート工学年次論文集, Vol.24, No.1, 6/2002.
- 83) 中下明文, 田中雅章: 加圧流動床灰混入高性能コンクリートによる二次製品の開発研究, 中国電力株式会社エネルギー総合研究所, エネルギー総研レビュー, No.6, pp.6-9, 11/2006.
- 84) 日本フライアッシュ協会: ホームページ, クリンカアッシュの化学・物理的性質, <http://www.japan-flyash.com/cchemiphysi.html>, 4/2013.
- 85) 澄川健, 池田陵志, 長澤太郎, 廣渡智晶, 齊藤聰, 北村信博, 名越聖治: PFBC 灰を利用した骨材の開発(その1 PFBC 灰固化体の基本特性), 土木学会年次学術講演会講演概要集, Vol.56, No.5, pp.354-355, 10/2001.
- 86) 中下明文, 野田翼, 佐藤良一: 加圧流動床灰のアルカリ骨材反応抑制効果, コンクリート工学年次論文集, Vol.28, No.1, pp.809-814, 7/2006.
- 87) 永島晴夫, 堀江成, 山田陽子, 大津賀望, 林剛: 島根県石見地方に産する低品位粘土原料の性質と合成瓦坏土への利用, 帝京科学大学紀要, Vol.1, pp.35-46, 3/2005.
- 88) 船坂秀夫: 我が国の石炭灰利用状況について, クリーン・コール・テクノロジーCCT Journal, Vol.2, pp.8-15, 7/2002.
- 89) 太平洋セメント株式会社: 普通ポルトランドセメント (Ordinary Portland Cement) 製品パンフレット, http://www.taiheiyo-cement.co.jp/service_product/cement/pdf/ncement_v2.pdf, 4/2013.
- 90) 国土交通省 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会: 建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版), pp.10-28, 3/2010.
- 91) 環境技術協会, 日本フライアッシュ協会: 石炭灰ハンドブック(第4版), pp.VI_13, 5/2005.
- 92) 長澤太郎, 古川靖英: 底質浄化技術開発事例ー底質ダイオキシン無害化工法(TATT工法)・PFBC灰造粒物を用いた覆砂工法, 環境浄化技術, Vol.3, No.10, pp.13-17, 10/2004.
- 93) 環境庁水質保全局長: 水質汚濁に係る環境基準についての一部を改正する件の施行等について, 平成5年3月8日公布, 環水管21号水質保全局長通達, 3/1993.
- 94) 新矢将尚: 水質汚濁に係る環境基準の改正の流れと要点ー測定方法に着目してー, 生活衛生(Seikatsu Eisei), 特例社団法人大阪生活衛生協会, Vol.55, No.1, pp.46-58, 3/2011.
- 95) 環境省環境管理局水環境部長: 土壌の汚染に係る環境基準についての一部改正について, 平成13年3月28日公布, 環水土第44号水環境部長通達, 3/2001.
- 96) 環境庁水質保全局企画課地下水・地盤環境室長, 水質保全局水質管理課長: 汽水域等における「ふっ素」及び「ほう素」濃度への海水の影響程度の把握方法について, 平成11年03月12日公布, 環水企89-2号水質保全局企画課通達・環水管68-2号水質保全局水質管理課長通達, 3/1999.
- 97) 一般財団法人石炭エネルギーセンター: 港湾工事における石炭灰混合材料の有効利用ガイドライン, pp.66-69, 3/2011.
- 98) 齊藤直, 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.
- 99) 齊藤直, 樋野和俊: 石炭灰を利用した地盤改良工法の適用事例ー石炭灰造粒物: Hi ビーズー, 基礎工(特集: 地盤改良におけるリサイクル技術), Vol.34, No.2, pp.42-45, 2/2006.
- 100) 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.
- 101) 樋野和俊, 澄川健, 奥田良三, 杉山稔明, 斉藤聰, 中間哲志, 北村信博, 名越聖治: PFBC 灰を利用した砂代替材の開発(その 1), 土木学会第 57 回年次学術講演会概要集(CD-ROM), Vol.57, No.5, pp.481-482, 9/2002.
- 102) 井野場誠治, 下垣久: 水浸漬による石炭灰中微量物質の溶出性の変化と土工材料への適用に関する基礎検討, 電力中央研究所報告, V11062, 5/2012.
- 103) 水口洋, 上田哲也, 斉藤由紀代: フライアッシュのセメント固化による溶出特性, 土木学会年次学術講演会講演概要集, Vol.57, No.7, pp.49-50, 9/2002.
- 104) 井野場誠治, 下垣久: 石炭灰中の砒素・セレンに関する溶出特性の検討, 電力中央研究所報告, U03064, 3/2004.
- 105) 齋藤栄一: エージング作用を受けた石炭灰フライアッシュ中の有害元素の挙動に関する研究, ハザマ研究年報, Vol.43, pp.16-17, 2011.
- 106) 産経ニュース: 経産省と環境省・石炭火力の環境アセスで合意—最新鋭設備を今後の基準に—, <http://sankei.jp.msn.com/economy/news/130426/biz13042611040018-n1.htm>, 4/2013.
- 107) 一般社団法人セメント協会: 廃棄物・副産物の受け入れ状況, セメント協会 HP, <http://www.jcassoc.or.jp/cement/1jpn/jg2a.html>, 5/2013.
- 108) 独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構, 一般財団法人石炭エネルギーセンター: 日本クリーン・コール・テクノロジー, <http://www.jcoal.or.jp/cctinjapan/cctinjapan.html>, pp.97-98, 3/2006.
- 109) 一般社団法人セメント協会: 統計データベース, 生産高, http://www.jcassoc.or.jp/cement/3pdf/jh2_0900.pdf, 4/2013.
- 110) 一般社団法人セメント協会: セメント産業の概要, セメントの需給, <http://www.jcassoc.or.jp/cement/1jpn/jc5.html>, 4/2013.
- 111) 建設副産物リサイクル広報推進会議: 建設副産物の概要, 発生と利用の現状, 建設副産物リサイクル広報推進会議 HP, <http://www.suishinkaigi.jp/outline/outbreak/waste/index.html>, 5/2013.
- 112) 電源開発株式会社, 一般財団法人電力中央研究所: 石炭灰に土壤改良効果—ベニイモ収量 3 割増加(石川市)—, 琉球新報, <http://ryukyushimpo.jp/news/storyid-86452-storytopic-86.html>, 2/1997.
- 113) 梶尾聡, 小島明, 中村秀三: 高強度コンクリートの強度特性に及ぼす骨材物性の影響, コンクリート工学年次論文集, Vol.25, No.1, 7/2003.
- 114) 西沢俊幸: 石炭灰固化物のサンドコンパクションパイル(SCP)工法への適用, 石炭利用技術会議講演集, Vol.8, pp.161-171, 9/1998.
- 115) 株式会社エネルギア・エコ・マテリア: Hi ビーズ(製品パンフレット), 9/2004.
- 116) 一般財団法人石炭エネルギーセンター: 港湾工事における石炭灰混合材料の有効利用ガイドライン, pp.35-45, 3/2011.
- 117) 株式会社エネルギア・エコ・マテリア: 製品紹介, 株式会社エネルギア・エコ・マテリア HP, <http://www.energia-eco-materia.co.jp/>, 3/2013.
- 118) 樋野和俊, 澄川健, 奥田良三, 杉山稔明: PFBC 灰を利用した砂代替材の品質特性(耐久性), 土木学会年次学術講演会概要集, Vol.58, Disk 2, V-184, pp.367-368, 9/2003.
- 119) 樋野和俊, 澄川健, 奥田良三, 安藤慎一郎, 斉藤聰, 中間哲志, 北村信博, 名越聖治: PFBC

- 灰を利用した砂代替材の開発（その2），土木学会年次学術講演会講演概要集(CD-ROM)，Vol.57，V-242，pp.483-484，9/2002.
- 120) 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/CoalAshSympo2003/3-3Ohnaka.pdf>，12/2003.
- 121) 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，5/2013.
- 122) 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.
- 123) 内閣府：国民経済計算確報，2011 年度確報（平成 23 年度），内閣府 HP，
http://www.esri.cao.go.jp/jp/sna/kakuhou/kakuhou_top.html，5/2013.
- 124) 国土交通省総合政策局建設統計室：平成 24 年度建設投資の見通し，pp.4-9，6/2012.
- 125) 一般財団法人建設経済研究所：建設投資の動向，建設経済レポート，日本経済と公共投資，No.55，pp.1-10，10/2010.
- 126) 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.
- 127) 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.
- 128) 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.939-944，7/2006.
- 129) 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.
- 130) 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.
- 131) 国土交通省：NETIS 新技術情報提供システム，
http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/NtDetail1.asp?REG_NO=SKK-120002，5/2013.
- 132) 村田基治，齊藤直，樋野和俊，新谷登，内田裕二：石炭灰造粒物の SCP 打設試験における改良特性（その 2. 施工性），土木学会年次学術講演会講演概要集第 3 部，Vol.55，III-B236，pp.470-471，8/2000.
- 133) 泉雄士，車田佳範，齊藤直，樋野和俊，池田陵司：石炭灰造粒物の海上 SCP 打設における改良特性（その 4 追跡調査報告），土木学会年次学術講演会講演概要集(CD-ROM)，Vol.57，III-042，pp.83-84，9/2002.
- 134) 寺本宏樹，村田基治，瀧田英生，三本竹徹也，齊藤直，池田陵志：石炭灰造粒物の SD 材料への適用性評価のための目詰まり試験，土木学会年次学術講演会講演概要集(CD-ROM)，Vol.57，III-013，pp.25-26，9/2002.
- 135) 村田基治，瀧田英生，三本竹徹也，齊藤直，池田陵志：石炭灰造粒物の陸上 SD 打設試験における改良特性（その 2. 施工性），土木学会年次学術講演会講演概要集(CD-ROM)，Vol.57，III-041，pp.81-82，9/2002.
- 136) 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.

- 137) 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 Journal of Japan Society on Water Environment, Vol.35, No.10, pp.159-166, 10/2012.
- 138) 福間晴美, 澄川健, 樋野和俊, 檜本広司, 奥田良三, 石橋正光, 齊藤聡, 古川靖英: PFBC 灰を利用した砂代替材の水質・底質への活用 (覆砂材への適用), 土木学会年次学術講演会講演概要集(CD-ROM), Vol.60, Disk2, 5-433, pp.865-866, 8/2005.
- 139) 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.B2-65, No.1, 10/2009.

第3章 太田川市内派川感潮域干潟および広島湾奥浅海域の底質環境

3.1 広島湾北部海域および太田川水系の概要

3.1.1 地勢などの概要

図-3.1.1 に広島湾の海域と流域を示す。広島湾は流域面積 3,743km²、海域面積 1,043km² の閉鎖性の海域であり、北部海域と南部海域に区分される¹⁾。広島湾の流域は広島県の7市6町、山口県の4市2町に跨り、北部海域には一級河川太田川、二級河川瀬野川、八幡川が流入する。太田川の流域面積 1,710km² は広島湾流域全体の約 45% を占める。流域人口は 1920 年の約 80 万人から 2005 年の約 180 万人に 85 年間で倍増し、現在の流域人口は広島県および山口県の総人口の約 42% を占める²⁾。

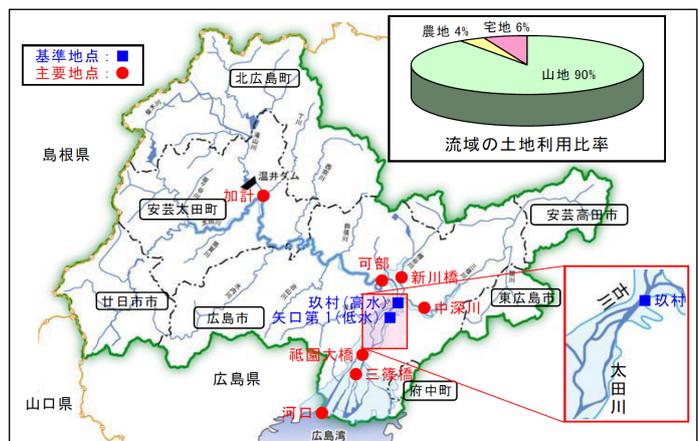
図-3.1.2 に太田川水系流域図を示す。太田川は広島県の西部に位置する幹川流路延長 103km、流域面積 1,710km² の一級河川で、廿日市市吉和の冠山（標高 1,339m）を源とし、中上流部で柴木川などの支川を集めて流下し、広島市安佐北区可部町付近で根谷川と三篠川を合流する。その後、平地部を南南西に流れ、広島デルタの扇頂部に達し旧太田川を分流して太田川放水路となる。放水路建設以前に本川であった旧太田川は、広島市街地内で京橋川、猿猴川、天満川、元安川を分流する。広島市他 4 市 3 町に跨る太田川の流域の土地利用は山地等が約 90%、農地が約 4%、宅地等の市街地が約 6%（河川現況調査：基準年 2000 年）となっている³⁾。

太田川計画高水流量配分を図-3.1.3 に示す。太田川の基準地点玖村における基本高水のピーク流量 12,000m³/s に対して、流域内洪水調整施設における調整量を 4,000m³/s とし、基準地点玖村の計画高水流量を 8,000m³/s としている。このうち、4,500m³/s を太田川放水路で処理し、3,500m³/s を市内派川 5 河川の河道で分担処理する計画となっている⁴⁾。



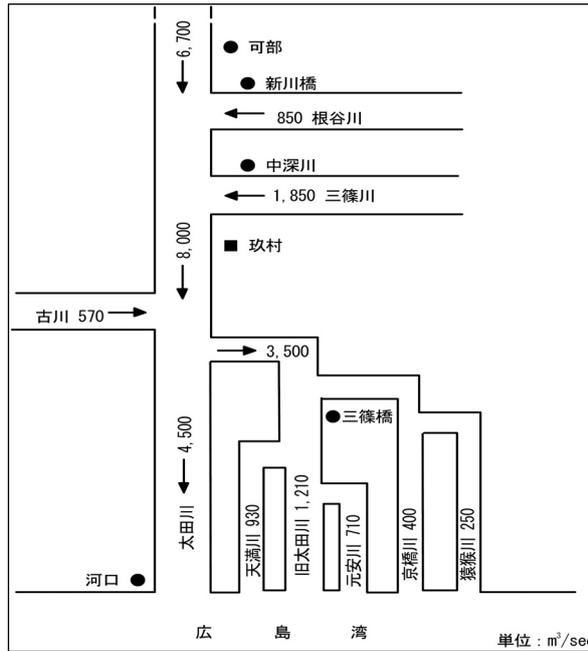
出典) 広島湾再生プロジェクトホームページ(広島湾再生推進会議)¹⁾ 掲載図を転載

図-3.1.1 広島湾の海域と流域¹⁾



出典) 太田川水系河川整備計画, 2.1 流域及び河川の概要 (国土交通省中国地方整備局)³⁾ 掲載図を転載

図-3.1.2 太田川水系流域図³⁾



出典) 太田川水系河川整備基本方針—基本高水等に関する資料—(国土交通省河川局) 4) 掲載図を転載

図-3.1.3 太田川計画高水流量配分図 4)

3.1.2 水域環境の経年的変化と概要

広島市内を流下する太田川および太田川と瀬野川が注ぐ広島湾北部海域奥部の水質、底質、底生生物、親水利用について既存の調査結果に基づいて水域環境の経年的変化と概要を整理した。

(1) 水質

表-3.1.1 に太田川および広島湾北部海域奥部における環境基準類型指定状況を示す。また、表-31.2 には水質汚濁に係る環境基準（生活環境の保全に関する環境基準）を示す。太田川水系では国土交通省管理の太田川放水路と広島県管理の猿猴川が B 類型（BOD：3mg/l 以下）に、他の 4 派川が A 類型（BOD：2mg/l 以下）に指定されている。一方、広島湾北部海域奥部では海田湾が B・Ⅲ類型（COD：3mg/l 以下）に、他の海域が A・Ⅲ類型（COD：2mg/l 以下）に指定されている。

太田川、海田ふ頭地先（海田湾）と江波沖海面（広島湾）の公共用水域の水質調査結果（河川：1971 年～2011 年、海域：2001 年～2011 年）より、DO、BOD、COD、SS、全窒素および全リンの経年変化を整理した。図-3.1.4 に水質調査位置、図-3.1.5 に水質調査結果（経年変化）を示す。

DO は微増の傾向にあり、いずれの水域においても 7～11mg/l で推移しており、概ね A 類型の環境基準値を満足しているが、太田川放水路（旭橋）および京橋川（御幸橋）で比較的低い値を示す傾向にある。BOD は微減の傾向にあり、2003 年以降 0.5～1.9mg/l で推移し A 類型の環境基準を満足している。

海域環境基準の COD は 2001 年以降、海田ふ頭地先（海田湾）が 2.4～3.6mg/l、江波沖（広島湾）が 1.9～2.6mg/l で推移し、いずれも該当類型の環境基準を超過している。SS は減少傾向で、1980 年代後半以降は概ね 10mg/l 以下で推移し環境基準（ $\leq 25\text{mg/l}$ ）を満足している。

全窒素は経年的に横ばいの傾向にあり、海田ふ頭地先（海田湾）では 0.6～0.9mg/l で推移し環境基準（ $\leq 0.6\text{mg/l}$ ）を常に超過しているが、江波沖（広島湾）では 0.35～0.45mg/l で推移しⅢ類型の環境基準を満足している。一方、全リンは経年的には減少の傾向にあるが、海田ふ頭地先（海田湾）

では 0.06～0.09mg/l で推移して環境基準（ $\leq 0.05\text{mg/l}$ ）を常に超過し、江波沖（広島湾）では 0.03～0.04mg/l で推移してⅢ類型の環境基準を満足している。

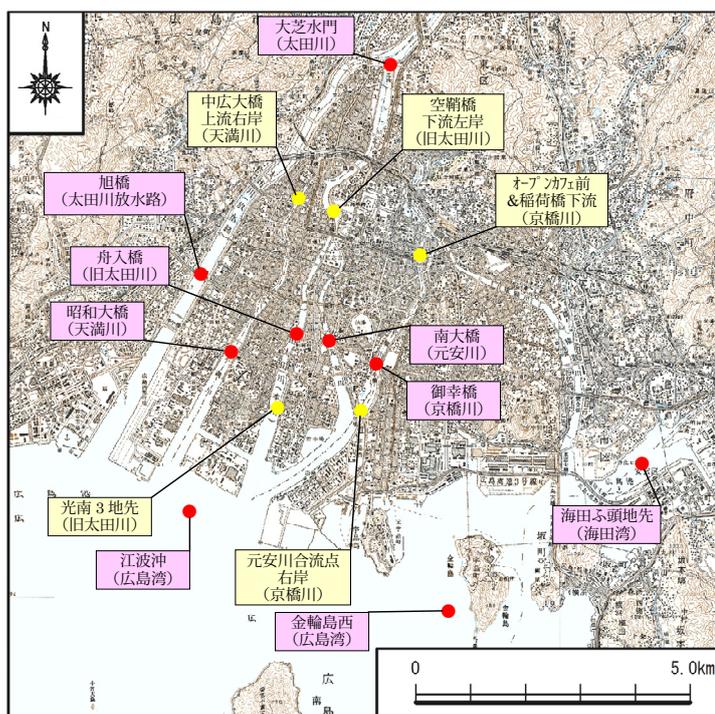
公共用水域の水質調査結果より、太田川の水質はいずれの河川においても概ね環境基準値を満足しているが、海田湾では流入栄養塩の負荷軽減に向けた取り組みが必要である。

表-3.1.1 太田川および広島湾北部海域奥部における環境基準類型指定状況⁵⁾

水系・海域名	類型指定水域名	該当類型	利用目的の適応性
太田川	太田川放水路（全域）	B	水道3級，水産2級
	旧太田川（全域）	A	水道2級，水産1級，水浴
	京橋川（全域）	A	水道2級，水産1級，水浴
	天満川（全域）	A	水道2級，水産1級，水浴
	元安川（全域）	A	水道2級，水産1級，水浴
	猿猴川（全域）	B	水道3級，水産2級
広島湾北部海域奥部	広島市地先海域	A・Ⅲ	水産1級，水浴
	海田湾	B・Ⅲ	水産2級
	金輪島・似の島周辺海域	A・Ⅲ	水産1級，水浴

表-3.1.2 水質汚濁に係る環境基準⁶⁾

項目	河川（除，湖沼）		海域		
	A	B	A	B	Ⅲ
水素イオン濃度 (pH)	$\geq 6.5 \sim \leq 8.5$	$\geq 6.5 \sim \leq 8.5$	$\geq 7.8 \sim \leq 8.3$	$\geq 7.8 \sim \leq 8.3$	-
溶存酸素量 (DO)	$\geq 7.5 \text{ mg/l}$	$\geq 5 \text{ mg/l}$	$\geq 7.5 \text{ mg/l}$	$\geq 5 \text{ mg/l}$	-
生物化学的酸素要求量 (BOD)	$\leq 2 \text{ mg/l}$	$\leq 3 \text{ mg/l}$	-	-	-
化学的酸素要求量 (COD)	-	-	$\leq 2 \text{ mg/l}$	$\leq 3 \text{ mg/l}$	-
浮遊物質 (SS)	$\leq 25 \text{ mg/l}$	$\leq 25 \text{ mg/l}$	-	-	-
全窒素 (T-N)	-	-	-	-	$\leq 0.6 \text{ mg/l}$
全リン (T-P)	-	-	-	-	$\leq 0.05 \text{ mg/l}$



この地図は、国土地理院発行の5万分の1地形図「広島，海田市，厳島，呉」を使用し作成したものである

図-3.1.4 水質および底質の調査位置

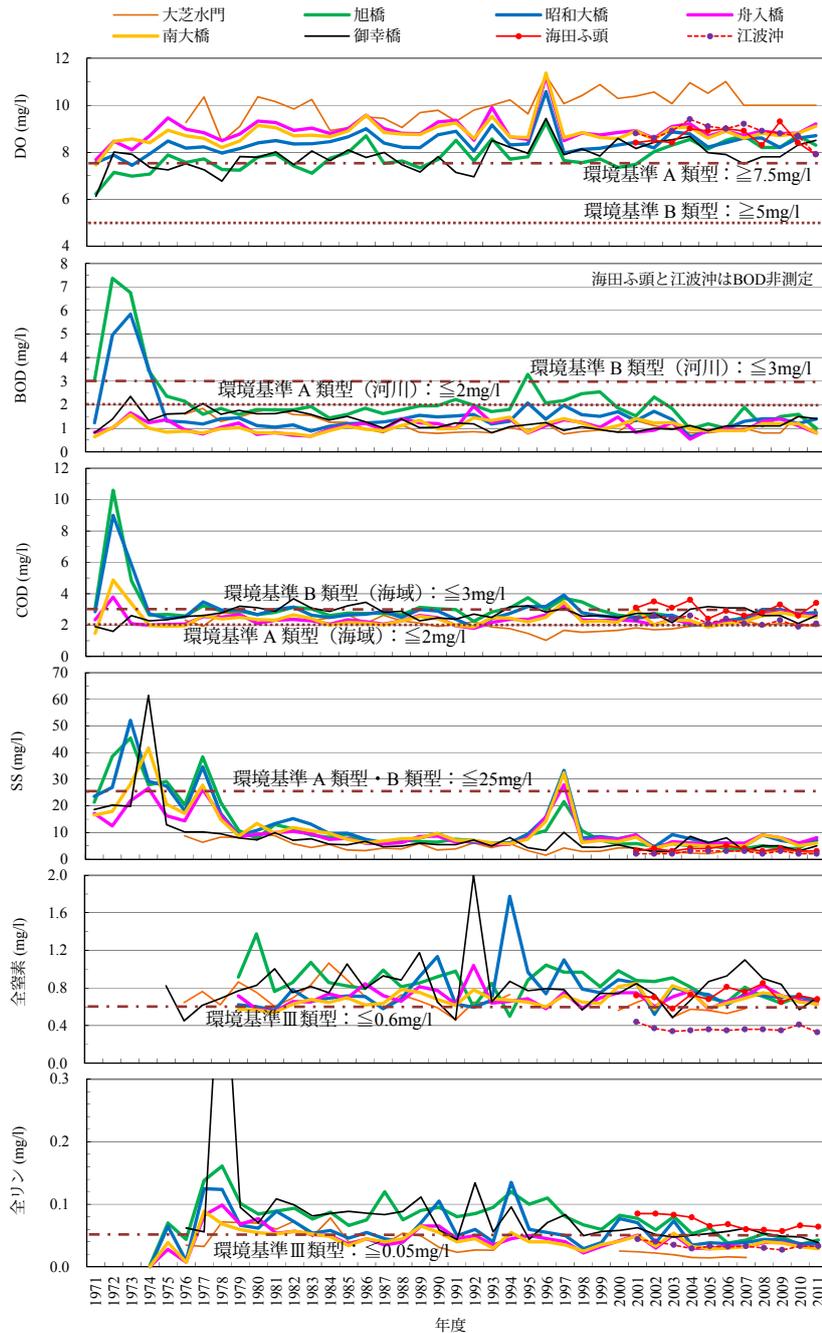


図-3.1.5 公共用水域の水質調査結果（経年変化）⁷⁾

(2) 底質

太田川と金輪島西海面（広島湾）の公共用水域の底質調査結果（河川：1976年～2011年，海域：2001年～2011年）より，COD，強熱減量，硫化物および酸化還元電位の経年変化を整理した。図-3.1.4に底質調査位置，図-3.1.6に底質調査結果（経年変化）を示す。

CODは，京橋川（御幸橋）および広島湾（金輪島西）において，他の調査地点と比較して高い傾向にある。京橋川を除く4河川においては近年概ね5mg/g以下で推移している。

強熱減量は，CODと同様に京橋川（御幸橋）および広島湾（金輪島西）において，他の調査地点と比較して高い傾向にある。京橋川を除く4河川においては近年概ね4%以下で推移している。

硫化物も同様に、京橋川（御幸橋）および広島湾（金輪島西）において、他の調査地点と比較して高い傾向にある。京橋川を除く4河川においては近年概ね2005年版水産用水基準の0.2mg/g以下で推移している。

酸化還元電位は、京橋川（御幸橋）および広島湾（金輪島西）において、他の調査地点と比較して低い傾向にある。京橋川を除く4河川においては-200~400mVで推移している。京橋川（御幸橋）では1990年代以降マイナス値を示すことが多く、嫌気的な底質環境になっていると予想される。

水底に堆積した有機泥が嫌気的環境の場合には、自然浄化機能による底質環境の改善に期待できないので、人為的な対応による底質改善が必要となる。

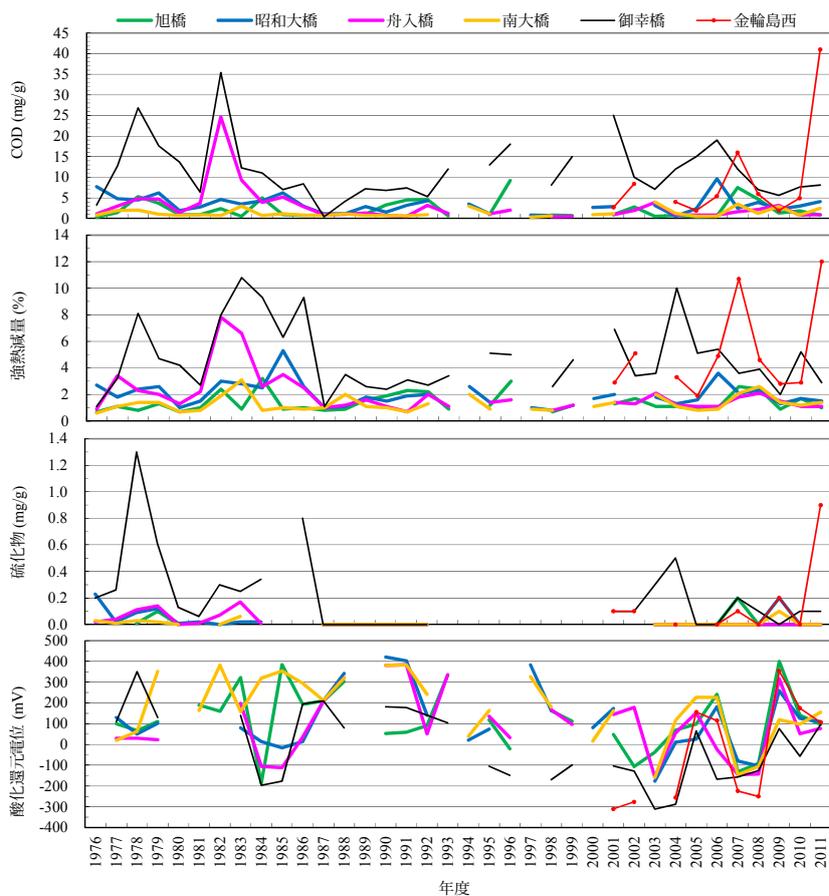


図-3.1.6 公共用水域の底質調査結果⁷⁾

(3) 底生生物相

表-3.1.3 および図-3.1.7 に太田川における底生生物の調査位置を示す。地点番号①~⑬は、広島市衛生研究所が1990年6月12日に実施した調査位置である。広島市衛生研究所の調査(①~⑬)⁸⁾は、調査地点の流心の底泥をエクマンバージ型採泥器(0.20m×0.20m)により採取して、1mm目ふるいに残った底生生物を同定している。

地点番号A~Eは、本研究に関連した2006年から2012年に実施した調査位置である。地点番号A~Eの調査は、干潮時に河岸干潟が干出した時に方形枠(0.25m×0.25m)の試料を移植ゴテにより採取した。採取試料は現地でふるい(目合い:1mm)がけし、ふるいに残った試料を室内で同定した。同定項目は種の査定、生物種類別個体数および湿重量である。

底生生物の調査結果を表-3.1.4 および図-3.1.8 に示す。地点番号①～⑬の調査結果のうち、個体数は 0.040m^2 ($0.20\text{m} \times 0.20\text{m}$ エクマンバージ型採泥器) あたりの調査数を 0.0625m^2 ($0.25\text{m} \times 0.25\text{m}$ 方形枠) に換算している。また、地点番号 A～E の調査結果は 4～13 回/個所の調査結果の単純平均値である。

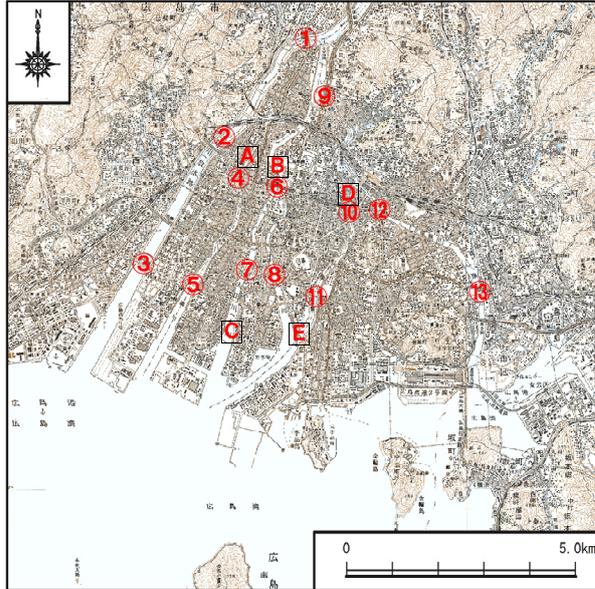
1990 年の①～⑬の調査結果より、いずれの河川でも軟体動物門のヤマトシジミやアサリなどの砂質に多く生息する生物と比較して、環形動物門のゴカイ科やヤマトスピオ、ならびに節足動物門のニホンドロソコエビやドロクダムシ科などの泥質に多く生息する生物の出現個体数が多い。また、出現種数は 4～16 種で環形動物門と節足動物門がほぼ同程度出現し、軟体動物門がやや少ない種構成となっている。

2006 年～2012 年の A～E の調査結果においても環形動物門のヤマトスピオや *Heteromastus* sp. (イトゴカイ科) の個体数が多い。また、出現種数も 10～16 種で環形動物門が多く軟体動物門が少ない種構成であり、1990 年の調査結果と顕著な差異はない。

河川水質の経年的な動向は、DO の微増と BOD, SS および全リンの減少傾向から汚濁の減少の傾向にあるが、底生生物の生息に影響する程度ではないと想定される。現状の底質は、泥質の有機泥が堆積し多様な底生生物相となるような底質環境にはないので、多様な生物が生息できる底質への改善が必要となっている。

表-3.1.3 底生生物の調査位置と試料採取方法

調査年	河川名	地点番号	地点名	試料採取方法
1990 年 6 月 12 日 ⁸⁾	太田川放水路	①	祇園大橋	エクマンバージ型採泥器 ($0.20\text{m} \times 0.20\text{m}$)
		②	山手橋	
		③	庚午橋	
	天満川	④	広瀬橋	
		⑤	昭和大橋	
	旧太田川	⑥	相生橋	
		⑦	舟入橋	
	元安川	⑧	南大橋	
	京橋川	⑨	こうへい橋	
		⑩	稲荷大橋	
		⑪	御幸橋	
	猿猴川	⑫	大正橋	
		⑬	仁保橋	
2006 年～2012 年	天満川	A	中広大橋上流右岸	方形枠 ($0.25\text{m} \times 0.25\text{m}$)
	旧太田川	B	空鞆橋下流左岸	
		C	光南 3 地先	
		D	オープンカフェ前	
	京橋川	E	元安川合流点右岸	



この地図は、国土地理院発行の5万分の1地形図「広島、海田市、厳島、呉」を使用し作成したものである

図-3.1.7 底生生物の調査位置

表-3.1.4 底生生物の調査結果

	太田川放水路			天満川			旧太田川			元安川			京橋川					猿猴川			
	①	②	③	A	④	⑤	B	⑥	⑦	C	⑧	⑨	D	D	⑩	⑪	E	⑫	⑬		
個体数 (個体/0.0625m ²)	紐形動物	個体	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	軟体動物	〃	2	56	238	117	44	34	7	127	2	4	25	95	20	5	100	2	11	6	41
	環形動物	〃	666	230	20	318	14	381	205	159	31	210	41	98	63	37	164	123	196	388	19
	節足動物	〃	88	292	842	136	11	80	16	30	39	14	164	5	16	10	16	145	17	228	6898
	計	〃	756	578	1100	571	69	495	228	316	72	229	230	198	100	52	280	270	224	622	6958
種類数 (種類/0.0625m ²)	紐形動物	種類	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	軟体動物	〃	1	3	4	2	1	1	2	1	1	2	4	1	3	2	2	1	3	3	1
	環形動物	〃	1	4	4	5	3	3	5	3	3	9	3	1	6	5	5	4	10	6	5
	節足動物	〃	6	8	5	6	2	4	3	7	4	9	2	3	3	4	4	2	5	4	
	計	〃	8	15	13	13	6	8	11	7	11	16	16	4	12	10	11	9	15	14	10
最多出現種		ゴカイ科	ニホンドロソコエビ	ドロクダムシ科	チゴガニ、ヤマトスピオ、ヤマトシジミ、ムロミス、ヤマトシジミ、ナナフシ	ヤマトシジミ	スピオ科	ヤマトスピオ	ヤマトシジミ	ヤマトスピオ	Heteromastus sp.	ニホンドロソコエビ	ゴカイ科	Heteromastus sp.	ヤマトスピオ	ヤマトシジミ	ヤマトスピオ	Heteromastus sp.	ドロクダムシ科	ドロクダムシ科	

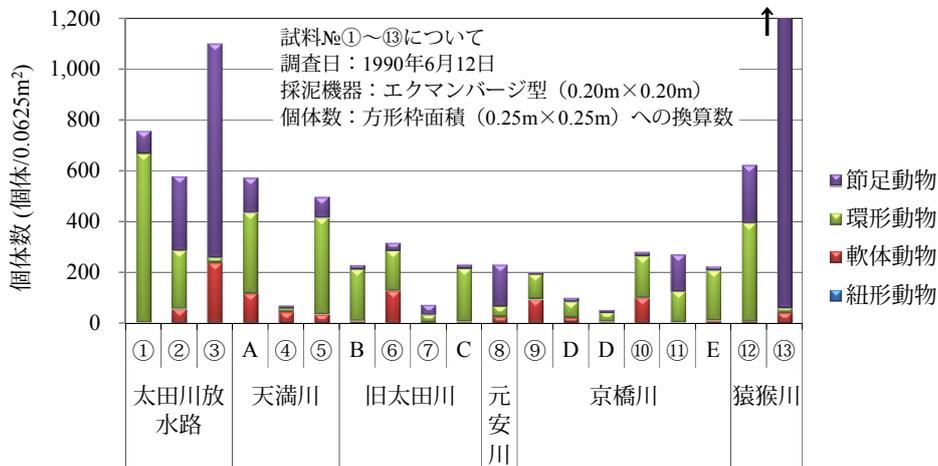


図-3.1.8 底生生物の調査結果

(4) 親水的な水際の利用

太田川のデルタ域では、2003年1月に策定された「水の都ひろしま」構想に基づき、街と川と港が一体となった魅力ある水辺空間づくりが推進されている。太田川市内派川では、河岸に多数ある雁木を乗り場とした雁木タクシーが運行されている。また、広島平和記念公園周辺の元安川や旧太田川ではリバークルーズが運行されている。

河川水際の利用では京橋川右岸の河岸緑地および元安川において、水辺における都市の楽しみ方の創出や水辺と市街地の一体化を目的としたオープンカフェが設置されており、京橋川独立店舗型オープンカフェ3店舗の利用者は、年間約5万人（2006年度、2007年度）と賑わいの場として広く利用されている⁹⁾。また、太田川市内派川全川では河川景観に配慮するなど、治水と環境機能との整合を図った環境・親水護岸が整備されており¹⁰⁾、人々に親しまれ憩いの場としての利用がなされている。一方で、河床への有機泥の堆積などの親水性を阻害する要因を改善して、河川に近づき、親しめる河川環境への改善が求められている。

また、広島湾およびその背後流域では2007年3月に策定された「広島湾再生行動計画」に基づき、広島湾の環境の保全と再生に係る施策が総合的かつ計画的に推進されている。海田湾では底質改善の試験施工により底生生物の増加効果が確認されている¹¹⁾。五日市人工海浜では飛来鳥類の経年的な増加が観測されるとともに¹¹⁾、広島湾周辺での住民参加による自然景観、歴史・文化的資源の保全への取り組みが増加している。しかし、水域環境は気象を含む周辺環境の影響を受けやすいので、長期的なモニタリングによる動静の把握が必要である。

3.2 太田川市内派川感潮域干潟における有機泥の性状と底質環境

3.2.1 堆積有機泥の掃流特性

太田川市内派川は、太田川により運ばれた砂礫で形成されたデルタを流れる5本の河川である。高度成長期以降には多量の有機物が河道に流出し、河岸には数10cm～1m近くまで有機泥が堆積している。また、市内派川は海域と同様の潮汐変動を受けており、その干満差は大潮時に約4m、小潮時にも約2mある。市内派川に発達する河岸干潟では、洪水を経験しない場合には、河川上流のみならず海側から運搬される有機泥が遡上・沈降し、河岸干潟には高潮時に堆積する。図-3.2.1は、海水中で沈降した有機泥の掃流実験結果（縦軸；掃流量，横軸；底面せん断応力）である¹²⁾。図は掃流流体の塩分濃度の変化に対するせん断応力～掃流量関係を示している。掃流実験から高潮時に海水中で有機泥が沈降・堆積すると、淡水の流れない場では海水による有機泥の掃流は困難になり、干潟の泥化が進行していくことを明らかにしている。有機泥の一方向的な堆積により干潟の泥化が進行すると、底質内部の水循環が阻害され、栄養塩の蓄積、硫化水素などの有害物質の発生など、河川浄化能力が低下し、生物生息環境が悪化するだけでなく、水辺景観価値の大いなる損失に繋がる。

本節では2006年から2012年の間に実施した太田川市内派川感潮域干潟での調査結果に基づいて、河岸干潟に堆積した有機泥の性状と底質環境を整理した。なお、調査位置は前節の図-3.1.4に示す。

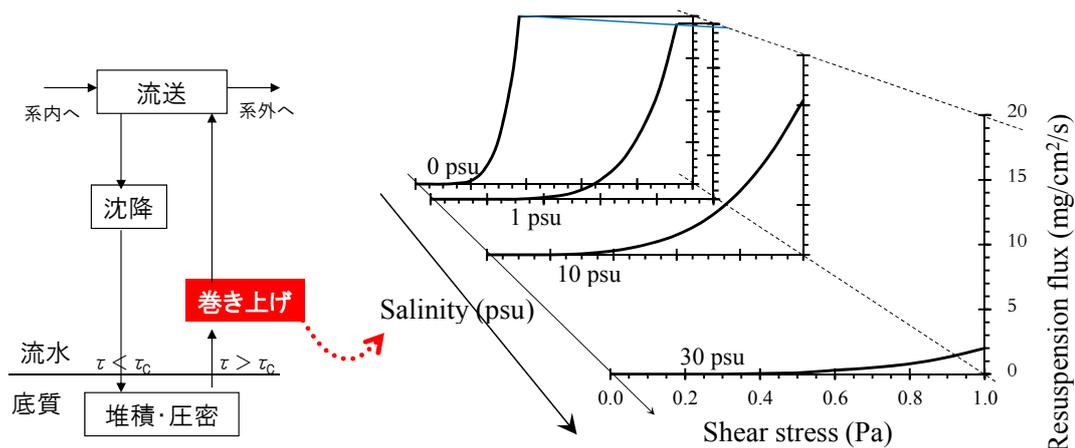


図-3.2.1 海水中で沈降した有機泥の掃流実験結果

3.2.2 底質調査の結果

表-3.2.1には既往の知見による干潟底質の好適生息環境を示した。また、表-3.2.2に太田川市内派川感潮域干潟の底質調査結果、図-3.2.2に干潟底質の粒度分布を示す。表-3.2.2および図-3.2.2の調査データは、本研究に関連した2006年から2012年に実施した調査結果であり、4~13回/個所の調査の単純平均値である。

強熱減量と硫化物は、含泥率（シルト・粘土分含有率）と相関があり、市内派川河口よりも数km上流側で高い値を示す。強熱減量は、天満川上流（中広大橋上流右岸：5.1%）、旧太田川上流（空鞆橋上流左岸：5.0%）、京橋川上流（オープンカフェ前：7.9%、稲荷大橋下流左岸：9.9%）で好適生息環境値（2~4%）を超過し、公共水域の底質調査結果（概ね4%以下）と比較して高い。硫化物は、天満川上流（0.29mg/g）と京橋川上流（0.35~0.36mg/g）で水産用水基準値（0.2mg/g以下）を超過し、公共水域の底質調査結果（0.2mg/g以下）と比較して高い。

酸化還元電位は、公共水域の底質調査結果（平均的に概ね100mV程度）より低く200~-250mV程度の範囲にあり、嫌気的な底質環境にある。

土粒子密度ならびに単位体積重量は、強熱減量や含泥率と負の相関があり、土粒子密度と単位体積重量は上流域で低い。含水比は、強熱減量や含泥率と相関があり上流域で高い。

n-ヘキサン抽出物質は、下水処理場放流渠に近接した京橋川の元安川合流点右岸での値が高く、放流渠から離れた旧太田川の光南3丁目地先左岸での値が低い。全地点で検出されている。

含泥率（シルト・粘土分）は河口域で低く、上流域で高い。平均的含泥率は、京橋川の河口に近い元安川合流点右岸では17%と好適生息環境の範囲にあるが、旧太田川の光南3丁目地先左岸で32%、旧太田川上流域で42%、天満川上流域で52%、京橋川上流域で60%といずれも好適生息環境を超過する含泥率である。

表-3.2.1 干潟底質の好適生息環境に関する知見

項目	好適生息環境	対象生物	備考
強熱減量 (%)	≤4	干潟水産有用種 ^{注1)}	砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル ¹³⁾
	2~4	全生物個体数	三番瀬干潟での1987~1997年調査 ¹⁴⁾
	2~4	アサリ個体数	三番瀬干潟での1987~1997年調査 ¹⁴⁾
	<5	ヤマトシジミ密度	穴道湖での1982~1983年調査 ¹⁵⁾
シルト・粘土分 (%)	≤25	干潟水産有用種 ^{注1)}	砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル ¹³⁾
	5~10	全生物個体数	三番瀬干潟での1987~1997年調査 ¹⁴⁾
	≤30	アサリ個体数	三番瀬干潟での1987~1997年調査 ¹⁴⁾
	<10	ヤマトシジミ密度	穴道湖での1982~1983年調査 ¹⁵⁾
COD _{OH} (乾泥 mg/g)	≤20	有用水産動植物	水産用水基準(2005年版) ¹⁶⁾
硫化物(乾泥 mg/g)	≤0.2	有用水産動植物	水産用水基準(2005年版) ¹⁶⁾
n-ヘキサン抽出物質 (%)	≤0.1	有用水産動植物	水産用水基準(2005年版) ¹⁶⁾

注1): 対象種は、アサリ、ハマグリ、バカガイ、マテガイおよびサルボウの5種

表-3.2.2 太田川市内派川感潮域干潟の底質調査結果

項目		天満川		旧太田川		京橋川		
		中広大橋 上流右岸	空鞆橋 下流左岸	光南3 地先左岸	オープン カフェ前	稲荷大橋 下流左岸	元安川 合流点右岸	
データ数	N	4	6	7	8	4	13	
強熱減量	%	5.1	5.0	3.4	7.9	9.9	2.3	
硫化物	mg/g	0.29	0.05	0.04	0.35	0.36	0.07	
酸化還元電位	mV	-40	105	-102	-249	-103	178	
粒子性有機体窒素	mg/g	1.2	0.6	0.81	ND	ND	0.49	
粒子性有機体炭素	mg/g	24	16	11.5	ND	ND	9.2	
粒子性有機体リン	mg/g	0.6	0.3	0.29	ND	ND	0.24	
C/N		20.0	26.7	14.2	ND	ND	18.8	
土粒子密度	g/cm ³	2.593	2.606	2.633	2.606	2.562	2.629	
単位体積質量	g/cm ³	1.63	1.64	1.73	1.565	1.459	ND	
含水比	%	67.1	68.0	46.8	75.1	91.1	ND	
粒度分布 (表層)	礫分(≥2mm)	%	6.5	2.1	3.3	6.2	1.9	0.3
	粗砂分(≥0.425mm)	%	23.0	10.2	19.0	19.6	10.3	14.6
	細砂分(≥0.075mm)	%	18.7	45.6	45.5	18.4	23.5	67.8
	シルト分(≥0.005mm)	%	33.6	25.0	22.0	34.3	42.7	10.0
	粘土分	%	18.2	17.2	10.2	21.5	21.7	7.3
n-ヘキサン抽出物質	mg/kg	550	800	167	700	700	1,500	

ND: 観測値なし

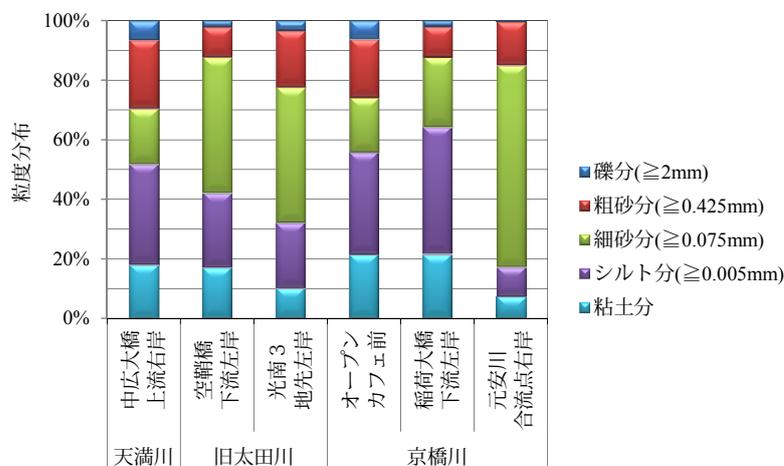


図-3.2.2 太田川市内派川感潮域の干潟底質の粒度分布

3.2.3 底質の間隙水

底質泥粒中の窒素やリンは間隙水と触れ合って、アンモニアやリン酸などの栄養塩の形で溶出する。間隙水に溶出した栄養塩はさらに直上水に溶け出すので、富栄養化した内湾域などでは、底泥からの栄養塩の溶出が水質に対して大きな影響を及ぼす。巻き上がりのない場での底泥からの栄養塩の溶出速度は、水温、直上水中ならびに間隙水中の溶存酸素（DO）、底泥内含有栄養塩量、生物の作用などに左右され、季節的・場所的に変化している。

アンモニアおよびリン酸の溶出速度は水温および DO と相関があり、温度が上昇するほど溶出速度が増大する¹⁷⁾。リン酸態リン（PO₄-P）および全リン（T-P）は、間隙水中の DO 濃度が高いと溶出しにくく、逆に DO 濃度が低いと溶出しやすい。アンモニア態窒素（NH₄-N）の溶出速度は、強い嫌気条件下では大きくなるが、リン酸と比較して DO との相関は小さい¹⁷⁾。広島湾の底泥の場合には、DO：2mg/l 以下を嫌気域、5mg/l 以上を好気域、2～5mg/l を過渡域とすることができる¹⁷⁾。

表層間隙水中の DO 濃度が低下し表層付近の底泥が嫌気状態になると、有機物の嫌気分解が生じて溶解性の有機炭素（TOC）濃度が上昇する。有機炭素の生成による還元力によってリン酸の金属塩が還元されて、リン酸態リンが溶出する¹⁸⁾。間隙水中のリン酸態リン濃度が上昇しても直上水中に硝酸態窒素（NO₃-N）が存在すると、底泥の表面が還元状態にならず、リン酸態リンは金属酸化物などに吸着されて直上水への溶出が抑制される¹⁸⁾。

間隙水中のアンモニア態窒素濃度は、水温が上昇すると有機物の分解により増加し、拡散により直上水に輸送される。アンモニア態窒素の濃度は、深部において高い傾向にあり、底泥深度 15cm 位から表層かけて減少する濃度勾配がある¹⁸⁾。底泥表層の間隙水に DO が存在する場合には、硝化反応によって硝酸態窒素が生成され、底泥の深部に向かって拡散する。

底泥からの栄養塩の溶出に影響を及ぼす干潟地盤表層数 cm 内の間隙水の DO は、直上水と同程度であるが、直上からの水の浸透が少ない場の 5cm 以深の DO は 1mg/l 程度になる¹⁹⁾。

表-3.2.3 に太田川市内派川感潮域干潟の底質間隙水の調査結果を示す。間隙水の採取方法は、底質試料からの分離（表層から深度 15cm 程度までの混合試料）と現地での吸引採水（深度 10～15cm）である。溶存酸素は 2mg/l 以下で嫌気域にあり、一般魚類の生息範囲（6mg/l 以上）より低い²⁰⁾。アンモニア態窒素は 1～3mg/l で水産用水基準（淡水域：0.01mg/l，海域：0.03mg/l）を超過するが、コイやフナが生息範囲内にある^{20), 21)}。亜硝酸態窒素は 0.03mg/l 以下、硝酸態窒素は 0.3mg/l 以下であり、水産用水基準の範囲内にある。富栄養化現象の直接的な原因物質であるリン酸態リンの地点ごとの平均的な濃度は、0.05～0.5mg/l 程度であるが、観測時期による変動が極めて大きい。

表-3.2.3 太田川市内派川感潮域干潟の底質間隙水調査結果

項目		天満川	旧太田川	京橋川		
		中広大橋 上流右岸	空鞆橋 下流左岸	オープン カフェ前	稲荷大橋 下流左岸	元安川 合流点右岸
データ数	N	4	4	8	4	11
溶存酸素(DO)	mg/l	1.7	1.4	ND	ND	1.7
アンモニア態窒素	mg/l	0.77	1.35	3.1	3.3	0.808
亜硝酸態窒素	mg/l	0.008	0.006	0.003	0.002	0.024
硝酸態窒素	mg/l	0.297	0.074	0.015	0.006	0.131
リン酸態リン	mg/l	0.043	0.179	0.495	0.154	0.125
溶存無機態窒素	mg/l	1.075	1.430	3.118	3.308	0.963

ND：観測値なし

3.2.4 沈降浮遊物質

表-3.2.4 に太田川市内派川感潮域干潟でセジメントトラップにより捕捉した沈降浮遊物質の調査結果，図-3.2.3 に沈降浮遊物質の粒度分布を示す。表-3.2.4 および図-3.2.3 の調査データは本研究に関連した 2006 年から 2012 年に実施した調査結果であり，2~7 回/個所の調査の単純平均値である。

浮遊物質の沈降速度は上流域が 20~30g/m²/h，下流域が 7~17g/m²/h であり上流域が大きい。また，干潟堆積泥と同様に，沈降浮遊物質の強熱減量と硫化物は，含泥率と相関があり，天満川の上流域に位置する中広大橋上流右岸で高い。平均的な含泥率は 70%以上であり，天満川中広大橋上流右岸では 90%を超える。C/N 比は 14~18 程度の値を示し分解の進んだ有機物が沈降している。また，河口域での C/N 比が高いことから沈降と巻き上がりの繰り返しにより分解の進んだ有機物がトラップされたものと考えられる。n-ヘキサン抽出物質は観測した上流域の 2 地点とともに 1,000mg/kg を超えており，下水起源の有機物が連続的に供給されている。

表-3.2.4 太田川市内派川感潮域干潟で捕捉した沈降浮遊物質調査結果

項目		天満川	旧太田川		京橋川	
		中広大橋 上流右岸	空鞆橋 下流左岸	光南3 地先左岸	元安川 合流点右岸	
データ数	n	4	7	2	3	
浮遊物質(SS)	g/l	26.8	44.4	51.5	20.0	
堆積量	g	92.4	139.1	762.2	272.5	
沈降速度	g/m ² /h	22.4	30.4	16.73	7.2	
強熱減量	%	14.5	6.1	ND	7.7	
硫化物	mg/g	0.96	0.07	ND	ND	
粒子性有機体窒素	mg/g	ND	1.4	2.0	1.6	
粒子性有機体炭素	mg/g	ND	19.8	31.5	28.0	
粒子性有機体リン	mg/g	ND	0.6	0.62	0.59	
C/N			14.1	15.8	17.5	
粒度分布 (表層)	礫分(≥2mm)	%	0.0	0.0	ND	0.0
	粗砂分(≥0.425mm)	%	0.0	0.6	ND	2.4
	細砂分(≥0.075mm)	%	7.8	22.9	ND	26.9
	シルト分(≥0.005mm)	%	72.5	60.9	ND	54.7
	粘土分	%	19.7	15.6	ND	16.1
n-ヘキサン抽出物質	mg/kg	1,500	1,100	ND	ND	

ND：観測値なし

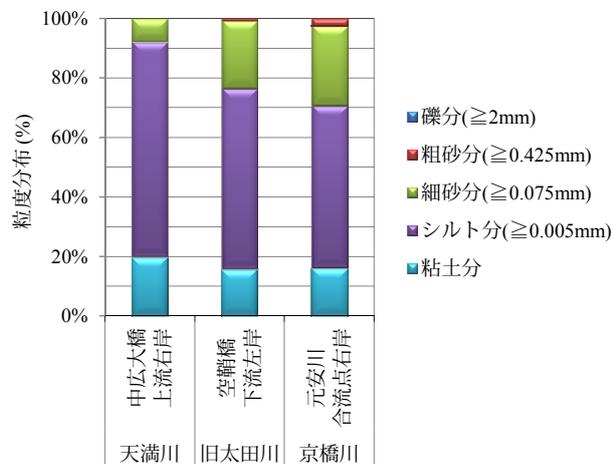


図-3.2.3 太田川市内派川感潮域干潟で捕捉した沈降浮遊物質の粒度分布

3.3 広島湾奥海田湾の海底における有機泥の性状と底質環境

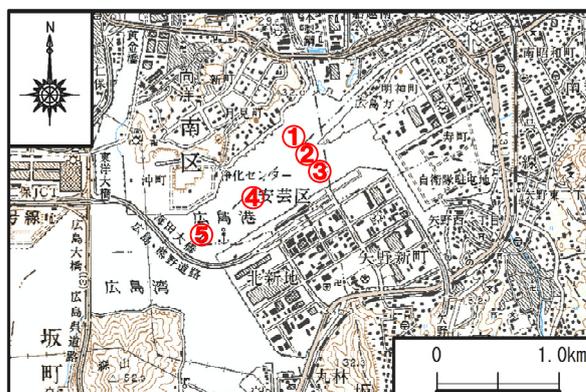
3.3.1 広島湾奥海田湾の概況

海田湾は広島湾奥部に位置する幅約 1km、奥行き約 3.5km、平均水深約 10m の小湾であり、湾内には一級河川太田川水系市内派川の猿候川、二級河川の瀬野川（流域面積：122km²）、尾崎川（同：4km²）、矢野川（同：6km²）が流入している。海田湾は細長い袋状の地形であり、停滞性が強く、夏季（7月中旬から9月中旬の間）には、底層 DO（溶存酸素量）が 2.0mg/l を下回る強い貧酸素状態が継続する²²⁾。底層 DO が最も低下するのは 8月中旬で、底生生物には危機的な 1.0mg/l 程度まで低下した後、9月中旬頃から急激に上昇し 10月中旬には 4.0mg/l 程度まで回復する²²⁾。海田湾では多雨と高温の年ほど底層の貧酸素の強度が強い傾向にあり、表層と底層の水温差（成層強度）が貧酸素水塊の発生と消長の指標として適用できることが示唆されている²²⁾。また、海田湾の貧酸素状態は、広島湾での貧酸素状態が解消された後も継続し、海田湾は広島湾内において最も水質悪化が進んだ海域である²³⁾。

海田湾の海底表層数 cm には、IL（強熱減量）が 12～18% で含水比 200～350% 程度の底泥が堆積している²³⁾。底泥表層には、海水中で分解しきらずに沈降した比較的新鮮な有機泥（C/N=12～15）が非常に緩い状態で堆積し浮遊泥層を形成している²³⁾。海底に形成された高濁度浮泥層（含水比 500% 以上の堆積泥層）から巻き上げられた有機泥が貧酸素化の主な原因である²⁴⁾。底層水の酸素消費量は、有機泥の巻き上がり量に比例して増加し²⁵⁾、単位底泥量あたりの酸素消費ポテンシャルは底泥の含有有機物濃度により左右され、底泥の COD の 10～20% 程度であることが明らかになっている²⁵⁾。

本節では公開された既往の松田治ら（2002）の調査結果^{26), 27), 28)}を引用して、海田湾の底質性状と底質環境を整理した。調査位置は、**図-3.3.1**に示す瀬野川河口地先および海田ふ頭地先の 5 地点（図中の①～⑤）である。

試料採取は 2 季で実施され、夏季を 2001 年 7 月 11 日、秋季を 2001 年 10 月 18 日としている。底質分析用の試料は、エクマンバージ型採泥器（0.04m²）を用いて堆積層状構造を破壊しないように採取し、表層 2cm までの試料が分析に供されている。また、底生生物調査は、エクマンバージ型採泥器（0.04m²）を用いて底泥試料を 4 回採取し、1mm 篩上の残った底生生物が同定に供されている。



この地図は、国土地理院発行の 5 万分の 1 地形図「広島、海田市」を使用し作成したものである

図-3.3.1 海田湾の底質調査位置²⁶⁾

3.3.2 底層の溶存酸素量

海底上 1m の溶存酸素量 (DO_{B+1}) の調査結果を表-3.3.1 および表-3.3.2 に底質調査結果とともに示す。夏季の 2001 年 7 月 11 日の DO は、1.2mg/l で底生生物には危機的な貧酸素の状態、秋季の 2001 年 10 月 18 日の DO は、2.6~3.6mg/l で冬季に向かって回復基調にあり、横田佳祐ら (2006) の 1999~2003 年の 5 か年間の連続測定結果 (概ねの測定位置は図-3.3.1 の④地点)²²⁾と一致している。

表-3.3.1 海田湾の底質表層 (2cm) の調査結果 (2001 年 7 月 11 日調査)²⁷⁾

項目		海田湾					
		①	②	③	④	⑤	
溶存酸素量 (DO _{B+1} : 海底上 1m)	mg/l	ND	ND	ND	1.2	1.2	
強熱減量 (IL)	%	15.8	16.0	18.0	16.2	9.9	
酸化還元電位 (ORP)	mV	-230	-370	-358	-375	-220	
化学的酸素要求量 (COD)	mg/g	51	49	42	48	25	
硫化物 (T-S)	mg/g	0.87	0.84	0.71	0.89	0.67	
総窒素 (T-N)	mg/g	3.35	3.49	2.81	3.45	2.09	
総リン (T-P)	mg/g	0.68	0.55	0.49	0.56	0.36	
有機態炭素 (TOC)	mg/g	30	25	30	24	11	
有機態窒素 (O-N)	mg/g	3.33	3.46	2.78	3.42	2.07	
TOC/O-N		9.0	7.2	10.8	7.0	5.3	
土粒子密度	g/cm ³	2.31	2.33	2.23	2.30	2.38	
含水比	%	183	230	239	257	210	
粒度分布 (表層 2cm)	礫分(≥2mm)	%	0.5	0.7	1.4	0.0	2.5
	粗砂分(≥0.425mm)	%	0.3	0.9	1.8	0.2	16.0
	細砂分(≥0.075mm)	%	8.4	2.1	3.5	4.1	21.0
	シルト分(≥0.005mm)	%	72.0	60.2	52.3	57.6	36.3
	粘土分	%	18.8	36.1	41.0	38.1	24.2

表-3.3.2 海田湾の底質表層 (2cm) の調査結果 (2001 年 10 月 18 日調査)²⁷⁾

項目		海田湾					
		①	②	③	④	⑤	
溶存酸素量 (DO _{B+1} : 海底上 1m)	mg/l	2.6	2.8	3.0	3.5	3.6	
強熱減量 (IL)	%	15.3	17.6	15.5	14.8	9.6	
酸化還元電位 (ORP)	mV	-450	-438	-440	-451	-431	
化学的酸素要求量 (COD)	mg/g	54	57	48	48	27	
硫化物 (T-S)	mg/g	1.45	1.59	1.12	1.19	0.44	
総窒素 (T-N)	mg/g	2.99	3.40	2.63	3.13	1.68	
総リン (T-P)	mg/g	0.56	0.64	0.57	0.58	0.36	
有機態炭素 (TOC)	mg/g	22	24	22	21	12	
有機態窒素 (O-N)	mg/g	2.96	3.38	2.60	3.09	1.68	
TOC/O-N		7.4	7.1	8.5	6.8	7.1	
土粒子密度	g/cm ³	2.41	2.34	2.41	2.42	2.51	
含水比	%	193	217	231	237	154	
粒度分布 (表層 2cm)	礫分(≥2mm)	%	3.1	2.0	0.0	0.0	1.4
	粗砂分(≥0.425mm)	%	6.5	1.4	0.4	0.2	11.8
	細砂分(≥0.075mm)	%	12.9	11.7	2.7	3.2	25.1
	シルト分(≥0.005mm)	%	62.4	67.4	70.4	71.5	41.2
	粘土分	%	15.1	17.5	26.5	25.1	20.5

3.3.3 底質

表-3.3.1に2001年7月11日(夏季)の海田湾の底質表層(2cm)の調査結果,表-3.3.2に2001年10月18日(秋季)の調査結果,図-3.3.2に粒度分布を示す²⁷⁾.湾口側の⑤地点では含泥率が他の地点と比較して低く,IL,COD,硫化物(T-S),総窒素(T-N),総リン(S-P),有機態炭素(TOC)および有機態窒素(O-N)ともに⑤地点が湾奥側の①~④地点と比較して低い.海田湾の底質においても粒度組成(含泥率)と有機汚濁との関連性を伺うことができる.

ILは夏季が9.9~18.0%,秋季が9.6~17.6%であり,生物の好適生息環境の2~4倍である.なお,湾奥側のILが高い傾向(⑤⇒④⇒②)は,今川昌孝ら(2009)の表層泥の分析結果²³⁾と一致している. ORPは夏季が-200~-400mV,秋季が-400mV超で,底層水のDOと異なり,秋季に向かって還元状態が一層進行している.

CODは25~57mg/gで水産用水基準(2005年版)の1.2~3倍で秋季が僅かに高い. T-Sは0.44~1.59mg/gで水産用水基準(2005年版)の2~8倍で秋季の方が高い. T-Nは1.68~3.49mg/l, T-Pは0.36~0.68mg/lである. 貧酸素水塊や赤潮発生が頻発化した有明海奥部の含泥率60%以上の底質(2005~2007年に九州農政局が調査)²⁹⁾と比較して,海田湾の底質のT-N濃度は1.5~2倍で, T-P濃度は0.6~0.8倍程度である. TOCは最大30mg/gであり,有明海奥部の底質(2007年8月~2008年7月に郡山益実らが調査)³⁰⁾と概ね同等である. また, O-NはTOCの1/5~1/11である.

土粒子密度は,2.23~2.51 g/cm³でILや含泥率と負の相関があり,含水比は,154~257%で正の相関がある.含泥率は湾口側が60%程度で,湾奥側では95%を超え,いずれも好適生息環境を大きく超えている.

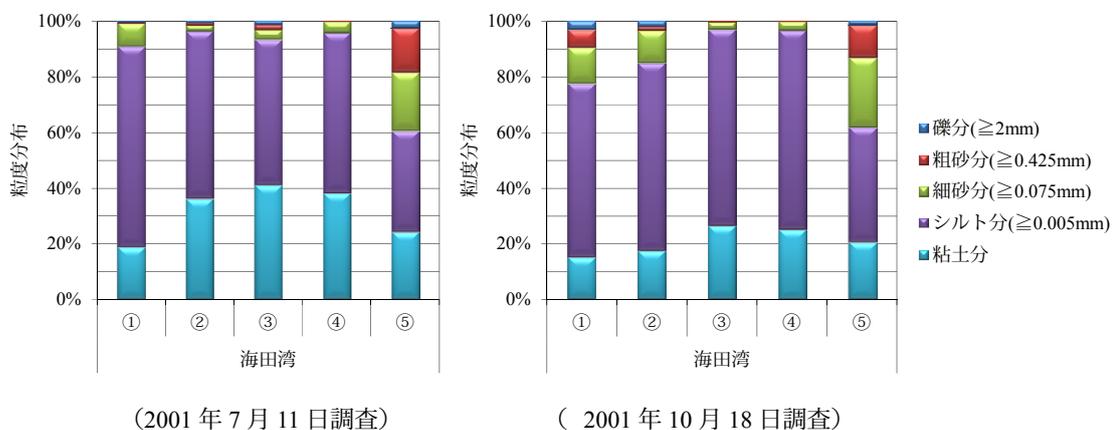


図-3.3.2 海田湾の底質の粒度分布²⁷⁾

3.3.4 底生生物相

表-3.3.3に2001年7月11日(夏季)の海田湾の底生生物の分析結果,表-3.3.4に2001年10月18日(秋季)の分析結果,図-3.3.3に種別個体数を示す²⁸⁾.なお,個体数および湿重量は0.0625m²(0.25m×0.25m)への換算値で表示している.

夏季調査では,種数10~30種,個体数30~300個体/0.0625m²,湿重量0.3~14g/0.0625m²,秋季調査では,種数0~11種,個体数0~70個体/0.0625m²,湿重量0~1.2g/0.0625m²であった.採取さ

れた個体数は、夏季調査および秋季調査ともに環形動物の出現割合が高く、夏季調査では *Tharyx* sp., *Chaetozone* sp., ミズヒキゴカイ (以上、ミズヒキゴカイ科)、次にアシナガキボシイソメ (キボシイソメ科) や *Thelepus* sp. (フサゴカイ科) などが、秋季調査では *Paraprionospio* sp.A 型, *Sigambra tentaculata* などが主な出現種である。

Shannon-Wiener の多様度指数は、7 月調査で 2.5~3.5, 10 月調査で 0~1.2 の範囲にある。なお、Shannon-Wiener の多様度指数 (H') は次式により求まる。

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \cdot \log_2 P_i = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

ここで、 S : 種数, n_i : i 番目の種の個体数, N : 全個体数である。

式のように、種の多様性は、種の豊富度和均等度の要素で説明することができる。種の豊富度は一定の群集内に存在する種の数に指し、種の数が多いほど群集は多様であると評価される。一方、群集内の種の数と同程度の場合でも特定の種の個体数が多く他の種の個体数が少ない場合 (優占種出現個体数比率が高い場合) には多様性は低くなる。この均等度の説明では次の例が多用されている。群集 A と群集 B は、共に 5 種 50 個体の群集であり、群集 A では 5 種とも 10 個体が存在し、群集 B では 1 種が 46 個体で残り 4 種が各 1 個体からなる群集とする。この群集 A と群集 B の種の豊富度は同じであるが、種ごとの個体数が均等に近く均等度の高い群集 A の方の多様性が高いと評価される (表-3.3.5 参照)。

表-3.3.5 に示す多様度指数の試算において、群集 C は、群集 B の α 種が 40 個体減少した場合であるが、多様度は群集 C の方が高いと評価される。さらに、群集 D は、群集 C の α 種が 1 個体まで減少する一方で ζ 種が出現した場合であり、多様度はさらに高く評価される。また、群集 E は、群集 D の 6 種全てにおいて個体数が 20 倍に増加した場合であるが、多様度は同等と評価される。このように Shannon-Wiener の多様度指数は、ルールに従って測定した情報の平均値を表している。表-33.3, 表-3.3.4 に示す海田湾の底生生物の分析結果では、優占種上位 3 種の個体数比率の低い順に多様度指数が高く評価されている。

また、底質の COD および T-S が高い地点では、底生生物の種数および個体数が少なく、生物貧困域または無生物域になっている。夏季と比較して秋季は平均的に底質の T-S 値が高く、底生生物種および個体数ともに少なく、T-S が概ね 1.5mg/g を超える地点は無生物域になっている。海底上 1m の DO は、秋季と比較して夏季が低いことから底生生物の生息環境には T-S の影響が大きいと想定される。

表-3.3.3 海田湾の底生生物の分析結果（2001年7月11日調査，0.0625m²当たり）²⁸⁾

項目			海田湾				
			①	②	③	④	⑤
個体数	軟体動物	個体	23	+	8	12	4
	環形動物	個体	113	27	55	40	277
	節足動物	個体	+	+	3	6	2
	その他	個体	2	+	1	1	7
	計	個体	138	27	67	59	290
種類数	0.16m ² 当たり	種	29	10	24	22	26
湿重量	0.0625 m ² 当たり	g	13.75	0.34	1.70	1.00	5.89
多様度指数	Shannon-Wiener 法	-	2.93	2.46	3.53	3.06	3.19
優占種出現 個体数比率	シズクガイ	%				18	
	アシナガキボシイソメ	%	18		12		
	Paraprionospio sp.A 型	%					13
	Prionospio Pulchra	%		38		35	
	Prionospio sp.	%		20		10	
	ミズヒキゴカイ	%	30	17			
	Chaetozone sp.	%					26
	Tharyx sp.	%	22		14		21
	Thelepus sp.	%			27		
コノハエビ	%				10		

注) 個体数の「+」は，0.5 個体/0.0625m² 未満

表-3.3.4 海田湾の底生生物の分析結果（2001年10月18日調査，0.0625m²当たり）²⁸⁾

項目			海田湾				
			①	②	③	④	⑤
個体数	軟体動物	個体	0	0	0	0	0
	環形動物	個体	0	+	+	14	73
	節足動物	個体	0	0	0	0	1
	その他	個体	0	0	0	0	+
	計	個体	0	+	+	14	74
種類数	0.16m ² 当たり	種	0	1	1	4	11
湿重量	0.0625 m ² 当たり	g	0	+	+	0.20	1.19
多様度指数	Shannon-Wiener 法	-	0	0	0	0.91	1.23
優占種出現 個体数比率	Sigambra tentaculata	%					10
	Paraprionospio sp.A 型	%				83	79

注) 湿重量の「+」は，0.005g/0.0625m² 未満

表-3.3.5 多様度指数の試算結果

項目	群集 A	群集 B	群集 C	群集 D	群集 E	
種毎の 個体数 (個体)	α	10	46	6	1	20
	β	10	1	1	1	20
	γ	10	1	1	1	20
	δ	10	1	1	1	20
	ε	10	1	1	1	20
	ζ	-	-	-	1	20
種類数 (種)	5	5	5	6	6	
個体数 (個体)	50	50	10	6	120	
多様度指数	2.32	0.56	1.77	2.58	2.58	

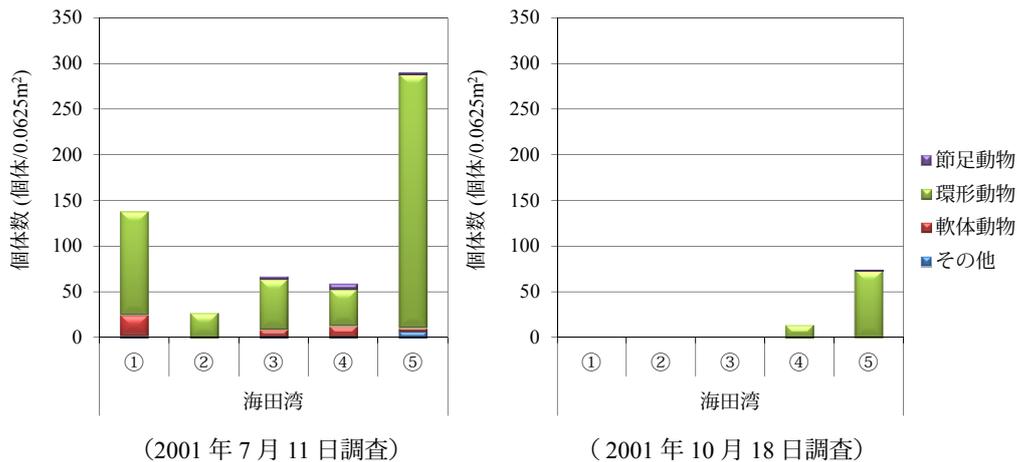


図-3.3.3 海田湾の底生生物の分析結果²⁸⁾

3.4 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題と改善施策

3.4.1 干潟消滅の実態

1945年時点での日本の干潟の総面積（干出面積0.01km²以上・干出幅100m以上の干潟の集計値（除、河川管理区域））は855.9km²で、266.1km²（31%）が有明海に、237.9km²（28%）が瀬戸内海（含、大阪湾）に集中していた^{31), 32)}。このうち1978年までの33年間に全国で33%の282.6km²の干潟が埋立てや浚渫・干拓などにより消滅した。地域別では東京湾が湾内干潟の86%の83.7km²、大阪湾が99%の1.7km²、瀬戸内海全体で36%の85.1km²干潟が消滅した^{31), 32)}。さらに、1990年頃（1989年から1991年の3か年調査）までの12年間に全国でさらに7%の38.6km²の干潟が消滅し、干潟総面積は1945年時点の60%、514.4km²まで縮小した³³⁾。

広島湾には1978年時点で前浜干潟が2.40km²、河口干潟が1.69km²、合計で4.09km²の干潟が存在したが、1990年までの12年間に埋立てにより前浜干潟が0.15km²（3.7%）消滅している³³⁾。また、広島湾北部海域では1950年時点で2.92km²の干潟が1990年には38%の1.12km²に縮小している³⁴⁾。

3.4.2 干潟・浅海域の役割

粒子状有機物や窒素およびリンの栄養塩は、河川に流入して河口沖まで運ばれる。河川には山林や土壌に由来する天然の物質だけでなく、都市の下水道排水などに由来する人為的な有機汚濁物も加わる。閉鎖的な内湾では流入した物質が留まりやすく、負荷流入の過多による富栄養の状態となる。富栄養になるとプランクトンの異常増殖や水中の溶存酸素の著しい欠乏により、魚介類が大量に死滅することがある。都市近郊では、人口増加や生活様式の変化などにより負荷流入が増加する一方で、埋立てや護岸整備などにより干潟が消滅しており、富栄養化の問題は都市近郊の内湾で特に顕在化している。

干潟・浅海域は、バクテリアなどの微生物から鳥類などの大型動物に至るまで多種多様な生物の生息場としての機能や生物の働きにより有機物および栄養塩を一時的に貯留し、沖合海域への負荷を軽減する浄化機能を有する³⁵⁾。干潟・浅海域では、バクテリア・藻類・底生生物などの様々な動

植物が豊富な栄養分を吸収する。それらの動植物は他の生物の餌となり、最終的に流入した負荷物質の一部は、人間の漁業や鳥類・魚類の捕食によって干潟などの水域の外に運ばれる。

干潟・浅海域には、図-3.4.1に示すように、生物に直接関係する生物生息機能、物質循環機能および生物生産機能と、親水機能、景観形成機能などのその他の機能がある³⁶⁾。

(1) 生物生息機能

干潟・浅海域は、地形や潮汐作用、出水などにより多様な環境が形成され、底質や水質の違いにより底生藻類や海藻草類、底生動物、魚類、プランクトン、昆虫類、鳥類などの様々な生物が生息し、種の保存や生物多様性の観点から重要な場となっている³⁶⁾。

干潟・浅海域を生活圏とする生物は、生活史の全てで干潟・浅海域を利用するのではなく、幼生期は海域で浮遊生活をし、流れにより拡散して、着底期にたどり着いた干潟・浅海域で底生の生活を開始する貝類やゴカイ類などの底生動物、稚魚期は干潟・浅海域で生活し、成長してから沖合で生活する魚類など、生物種により生活史と生活圏が異なる³⁶⁾。

また、着底して生息する底生動物の多くは終日を干潟・浅海域で過ごす。鳥類は干潮時に干出面に飛来して採餌場として利用し、魚類は冠水時に採餌に来遊する。干潟・浅海域は多種多様な生物が生育・生息する場としての生物生息機能を有し、生物の活動により物質循環や生物生産が行われている³⁶⁾。

(2) 物質循環機能

干潟・浅海域の物質循環は、河川や潮流などの流れによる水系外への搬出、潮汐による干出と冠水などの物理的な作用、生息生物の食物連鎖などの生物的な作用により行われている。干潟・浅海域は物質循環により、流入した有機物を吸収・分解して除去し、水を浄化する作用を持っている³⁶⁾。

干潟・浅海域の水質浄化機能は、①汚染物質を直接水系外に運び出す作用、②水系内で長期的に安定した形にする作用、③水系内で一時的に安定な形で貯留する作用、④これらの作用を保証し促進する作用がある³⁷⁾。富栄養化が進行し水質悪化が問題になっている河口および内湾域に関しては、有機ならびに無機の窒素の循環を考える必要がある³⁸⁾。窒素やリンを取り込んだ植物プランクトンおよびその他の有機物は、好气的条件下で無機物に分解される。酸素の供給が不十分な場合には嫌氣的に分解され、有機酸や硫化物が生成され生物の生息には不適切な環境になる。

干潟は、干出時には空気に曝され、潮が満ちた冠水時には海水および河川水や波によって攪拌されるので効率よく有機物の分解が行われる。透水性のよい砂質の干潟は表面下での好气的分解も効率よく行われるが、泥干潟は表面のみが空気や直上水と接するので、下層では有機物の好气的分解はほとんど行われず、硫化物が蓄積されている場合が多い。一方、底生動物が生息すると巣穴による酸素の供給や掘り返しによる攪拌作用によって好气的分解を促進させる（バイオターベーション）ことが知られている³⁹⁾。また、食物連鎖の高次消費者（渡り鳥や人間など）の捕食による有機物の水系外への持ち出しも干潟・浅海域の生態系から有機物の一部が除去されるので浄化機能の一部と考えられている⁴⁰⁾。

(3) 生物生産機能

干潟・浅海域は、砂泥底の表面に着生する珪藻や鞭毛藻などの底生藻類が豊富な光条件のもとで活発な光合成を行い、無機物から有機物を合成する高い一次生産力を有している³⁶⁾。この一次生産に支えられて干潟・浅海域の泥中には、多くの貝類や甲殻類などの水産有用種を含む底生動物が生

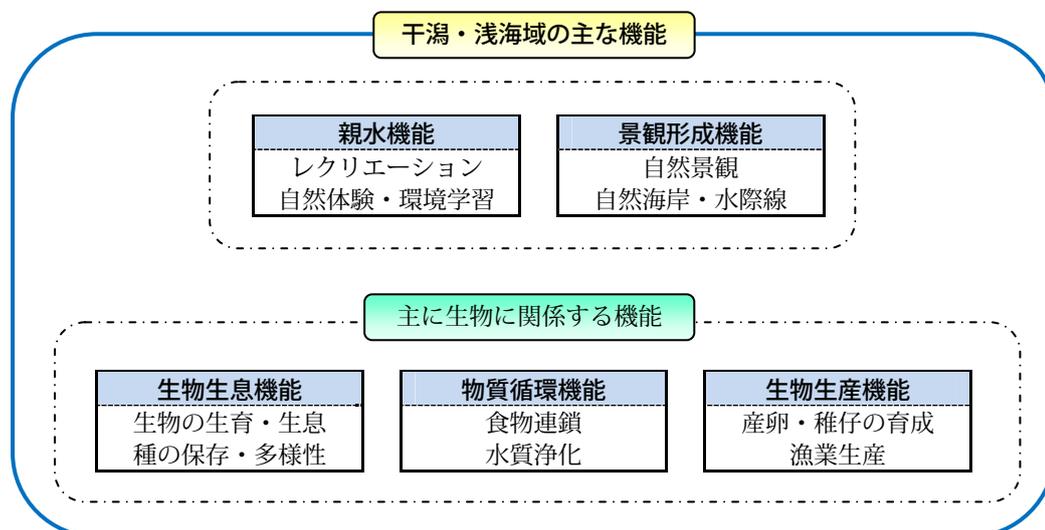
息し、高次の消費者（魚類や鳥類など）の生活を支えている他、人々に食料資源を供給する良好な漁場にもなっている。

(4) 親水機能・景観形成機能

干潟・浅海域は、潮干狩りや釣り、バードウォッチングなどのレジャーを通して自然とのふれあいをもたらすだけでなく、自然学習や環境教育の場としても重要である⁴⁰⁾。また、景観の観点からの干潟は、陸と海の接線であり潮の干満や季節の変化によって様々な景観を創り出し、人々に安らぎの場を提供している⁴⁰⁾。

(5) その他の機能

浅海部から潮間帯に至る平坦な地形は、沖合波を砕き、波エネルギーを逸散させる⁴⁰⁾。また、背後の陸地から流入する有機物・栄養塩・有毒物などを含む微細粒子が一旦堆積することで、沖合海域への直接的な負荷を軽減する海陸接点における緩衝機能を有する⁴⁰⁾。



出典)平成17年度未確立環境影響評価予測モデル(干潟生態系関連)検討調査報告書(図2-4 干潟生態系における機能の位置づけ/環境省総合環境政策局)³⁶⁾を参考に描画

図-3.4.1 干潟・浅海域の生態系における機能³⁶⁾

3.4.3 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題

干潟・浅海域は、都市生活域の下流側に位置することから有機物の流入負荷が大きい。一方、硫酸還元菌は、有機物の分解物である有機酸を栄養源とし、硫酸イオン(SO₄²⁻)中の酸素を呼吸源として増殖する。増殖の過程で硫酸イオンが還元され硫化水素(H₂S)が生成する。有機物負荷量の多い干潟・浅海域では、有機物が分解する時に酸素が消費されて嫌気的環境になり、嫌気性菌の硫酸還元菌が生成する硫化水素が蓄積する。含泥率は、有機汚濁化指標の強熱減量と相関関係にあるとともに⁴¹⁾、底質の含泥率が高い泥質の干潟・浅海域では、透水性が低く酸素を溶存する間隙水の循環が難しく硫化水素の蓄積する傾向が顕著になる。

干潟・浅海域の泥中には、節足動物、軟体動物や環形動物などの底生生物が生息しているが、これらの底生生物にとって硫化水素は有害物質である。硫化水素の蓄積などの底質の劣化は、底生生物

物の生息に悪影響を及ぼし、例えば穿孔性の底生生物数の減少によって底質の還元化が加速度的に速くなり、底生生態系は壊滅状態に向かうという正のフィードバック“環境悪化スパイラル”に陥る。底生生態系の崩壊は、濾過摂食動物である二枚貝の生息数の減少を通して、水質への影響も大きい⁴²⁾。

また、底泥からの栄養塩の溶出速度は、水温・溶存酸素・間隙水中の濃度などの影響を受け¹⁷⁾、特に、アンモニア態窒素の溶出は、間隙水中の濃度と正の強い相関があり、リン酸態リンの溶出は、DOと負の強い相関があるので、環境悪化スパイラルには底生生態系の崩壊に底泥からの栄養塩の溶出が付加される。この環境悪化スパイラルの概要を図-3.4.3に示す⁴³⁾。

有効活用量を超える栄養塩の流入する干潟・浅海域では、有機物を多量に含む微細粒子が還元性の強い状態で堆積する。強い還元状態下にある有機泥は嫌気分解され、生物生息環境を悪化させて生物量と生物多様性を貧弱にし、低次生産から高次生産への移行が進まない場を形成する。このような場では、生態系による物質循環が滞り栄養塩の蓄積が進むとともに、底生生態系による水質浄化が一層滞ることになる。さらに、干潟・浅海域への極めて軟弱な有機泥の堆積や嫌気分解による悪臭および生息生物の減少は、水辺の親水機能を阻害し、都市河川・海岸の価値を低下させる環境的課題を有する。

3.4.4 有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善施策

図-3.4.2に有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善手法の体系を示す。また、図-3.4.3に環境悪化スパイラルと環境改善スパイラルの概念を示す。干潟・浅海域の環境改善手法は、過剰な栄養塩を削減する“対症的改善方法”と栄養塩を生物生産において有効利用する“抜本的改善方法”に分類される⁴³⁾。

対症的改善手法は、植物プランクトンの異常増殖、有機泥の沈降・堆積、酸素消費量の増加、酸素欠乏による底生生物の死亡・減少などの環境悪化スパイラルを形成する過程において、流入負荷削減や浚渫による栄養塩の水域外への移動、覆砂や化学的処置による栄養塩溶出の一時的抑制により、水域環境が負のスパイラルに陥るのを抑制または停止させることを目的とした施策である。

一方、抜本的改善手法は、干潟・浅海域または干潟・浅海域の生物生息環境を人工的および工学的に再生して、生物を自律的に定着・蘇生させ、干潟・浅海域の豊かな生態系を回復させることで、栄養塩を高次の多種多様な生物に同化させ、水域内で有効利用できる栄養塩量を引き上げ、負のスパイラルと逆向きの環境改善スパイラルを形成させることを目的としている。

人工干潟などの人工構造物造成や水質改善などによる有光層以浅の水域の量的拡大だけでなく、機能の劣化した干潟・浅海域の質的な修復により二枚貝などの底生生態系による浄化を促進し、良好な生物生息場の維持・拡大による健全な生態系回復のスパイラル（環境改善スパイラル）に転換させる技術開発が進められている。

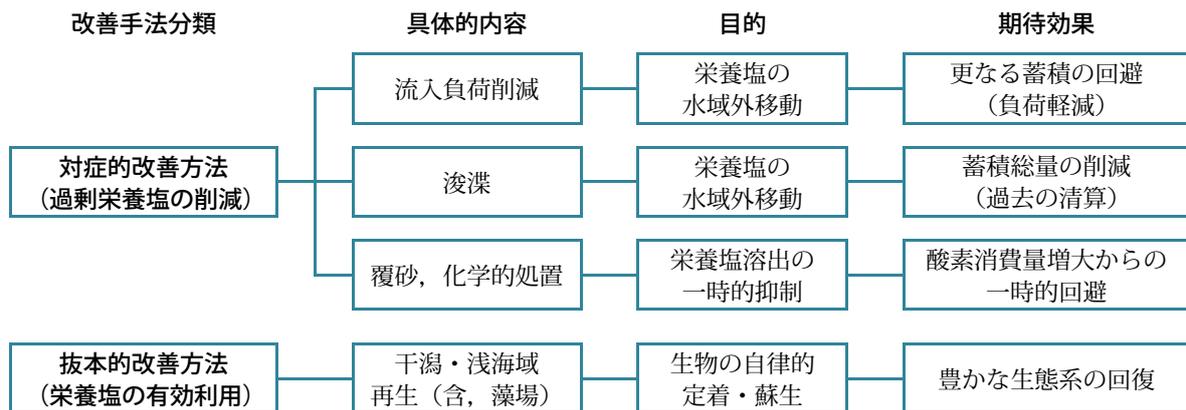
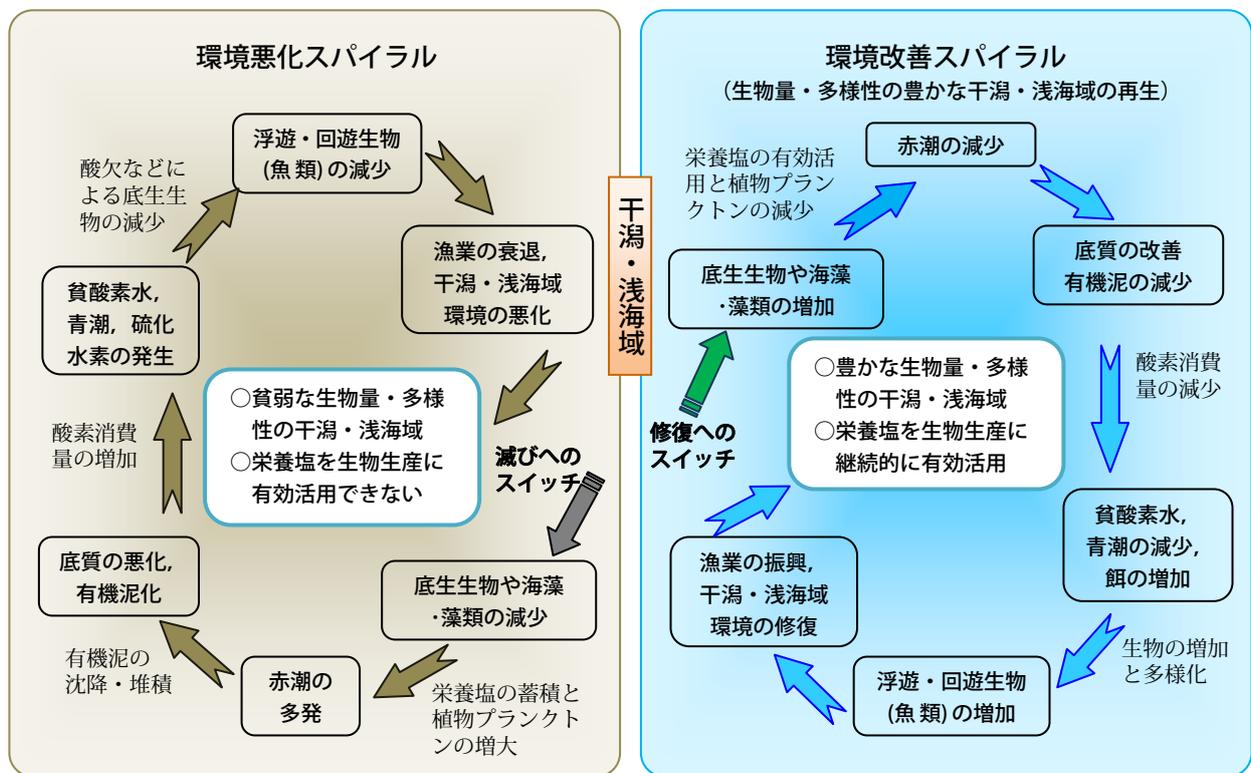


図-3.4.2 有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善手法の体系



出典) “富栄養化の抑制”と“豊かな生態系の回復”に関わるパラダイム転換 (図1.環境改善スパイラルと環境悪化スパイラルの例/相馬明郎)⁴³⁾を参考に描画

図-3.4.3 環境悪化スパイラルと環境改善スパイラル⁴³⁾

第3章 関連参考文献

- 1) 広島湾再生推進会議：広島湾とは，広島湾再生プロジェクト HP，
<http://www.cgr.mlit.go.jp/chiki/hiroshimawan/what/index.html>, 6/2013.
- 2) 広島湾再生推進会議：広島湾再生行動計画，2.1 広島湾の現状，pp.4-18, 3/2007.
- 3) 国土交通省中国地方整備局：太田川水系河川整備計画，2.1 流域及び河川の概要，
<http://www.cgr.mlit.go.jp/oitagawa/plan2/plan.htm>, pp.4-9, 5/2011.
- 4) 国土交通省河川局：太田川水系河川整備基本方針－基本高水等に関する資料－，第59回河川整備基本方針検討小委員会，参考資料5-1，pp.12-13, 1/2007.
- 5) ecoひろしま～環境情報サイト～：生活環境の保全に関する環境基準類型指定状況，広島県 HP，
<http://www.pref.hiroshima.lg.jp/site/eco/e-e4-kokyo-sokutei-gaiyo-no09.html>, 6/2013.
- 6) 環境省：水質汚濁に係る環境基準について，昭和46年12月28日環境庁告示第59号（最終改定平成25年3月27日環境省告示30号），<http://www.env.go.jp/kijun/mizu.html>, 6/2013.
- 7) ecoひろしま～環境情報サイト～：公共用水域等の水質調査結果，広島県 HP，
<http://www.pref.hiroshima.lg.jp/site/eco/e-e4-kokyo-index.html>, 5/2013.
- 8) 尾川健，松木司，尾花裕士，亀井且博，坂井主動，岡新：感潮河川の底生動物相と生物学的水質評価法の検討（第5報），広島市衛生研究所年報，No.10, pp.58-63, 12/1991.
- 9) 水の都ひろしま推進協議会：河川空間利活用のリーディングプロジェクト，水辺のオープンカフェ（京橋川オープンカフェ事業概要パンフレット），3/2009.
- 10) 国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所：太田川水系河川整備計画（案）における費用便益分析について【環境】，pp.1-4, 2/2011.
- 11) 国土交通省中国地方整備局，第六管区海上保安本部：「広島湾行動再生計画」の中間評価について，pp.5-8, 8/2011.
- 12) 阿部真己，今川昌孝，駒井克昭，日比野忠史：河川感潮域での有機泥輸送における塩分の働き，水工学論文集，Vol.54, pp.1645-1650, 2/2010.
- 13) 水産庁，一般社団法人マリノフォーラム21：砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル，5-5 評価方法，pp.17-24, 3/2007.
- 14) 高山百合子，上野成三，湯浅城之：底生生物の出現特性から見た人工干潟の最適底質条件，大成建設技術センター報，Vol.38, pp.08_1-08_6, 11/2005.
- 15) 中村幹雄：宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* PRIME と環境との相互関係に関する生理生態学研究，第2章生態分布，第2節ヤマトシジミの分布と底質環境，島根県水産試験場研究報告，Vol.9, <http://www.pref.shimane.lg.jp/suigi/publish/kenkyuhou/kenkyu09/>, 3/1998.
- 16) 公益社団法人日本水産資源保護協会：水産用水基準(2005年版)，
http://ay.fish-jfrca.jp/kiban/kankyou/hourei/yousui/suisan_kijyun.html, 3/2006.
- 17) 細川恭史，三好英一，堀江毅：栄養塩溶出速度の温度・DO存在性について，港湾空港技術研究所資料，No.0405, pp.16-36, 12/1981.
- 18) 鈴木穰，阿部千雅：底泥－水間の物質移動に関する調査，平成17年度土木研究所成果報告書，I 環境（水循環・生態系・地球温暖化対策・環境汚染対策など），No.26, pp.381-422，
<http://www.pwri.go.jp/jpn/seika/report-seika2005.html#01>, 3/2006.

- 19) 日比野忠史, 駒井克昭, 福岡捷二, 水野雅光: 河口干潟地盤内水循環に及ぼす浸透河川水の影響, 水工学論文集, Vol.52, pp.1309-1314, 2/2008.
- 20) 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 財団法人下水道新技術推進機構: 生態系にやさしい下水道の促進に向けた手引書(案), III資料編, 11.生息生物からみた理化学指標の目安, http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewage/info/ecosystem/eco_download.html, pp.III_19-III_25, 9/2002.
- 21) 横浜市公害研究所(現, 横浜市環境科学研究所): 魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書, 4 酸素欠乏等の魚への生理学的影響, <http://www.city.yokohama.lg.jp/kanky/mamoru/kenkyu/shiryo/pub/pub0091/>, pp.76-78, 3/1991.
- 22) 横田佳祐, 橋本英資, 長尾正之, 高杉由夫: 海田湾における貧酸素水塊の変動要因, 海洋気象学会, 海と空, Vol.82, No.1, pp.13-21, 10/2006.
- 23) 今川昌孝, 日比野忠史, 首藤啓, 西田芳浩: 海田湾に堆積する有機泥性状と水質の変動特性, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.B2-65, No.1, pp.1036-1040, 10/2009.
- 24) 日比野忠史, 松本英雄: 広島湾に分布する浮泥の特性と季節的な性状変化, 土木学会論文集 B, Vol.62, No.4, pp.348-359, 11/2006.
- 25) 細川恭史, 三好英一, 堀江毅: 再浮遊した底泥の酸素消費実験, 港湾技術研究所報告, Vol.19, No.3, pp.3-36, 9/1980.
- 26) 松田治, 山本民次, 皆川和明, 有吉英治, 一般財団法人広島県環境保健協会: 微細藻を用いた瀬戸内海の生態学的底質改善に関する研究報告書(その1), 日本財団図書館(電子図書館), 3. 調査・研究内容, <http://nippon.zaidan.info/index.html>, 3/2002.
- 27) 松田治, 山本民次, 皆川和明, 有吉英治, 一般財団法人広島県環境保健協会: 微細藻を用いた瀬戸内海の生態学的底質改善に関する研究報告書(その1), 日本財団図書館(電子図書館), 資料編, <http://nippon.zaidan.info/index.html>, 3/2002.
- 28) 松田治, 山本民次, 皆川和明, 有吉英治, 一般財団法人広島県環境保健協会: 微細藻を用いた瀬戸内海の生態学的底質改善に関する研究報告書(その1), 日本財団図書館(電子図書館), 4. 調査・研究成果, (2)底生生物, <http://nippon.zaidan.info/index.html>, 3/2002.
- 29) 園田吉弘, 滝川清, 床次武富, 早田功, 齋藤孝: 有明海における水質・底質の実測データに基づく海域環境の変動特性, 海岸工学論文集, Vol.55, pp.1021-1025, 10/2008.
- 30) 郡山益実, 瀬口昌洋, 古賀あかね, Alim ISNANSETYO, 速水祐一, 山本浩一, 濱田孝治, 吉野健児: 有明海奥部の干潟・浅海域底泥における窒素・リンの季節変化, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.B2-65, No.1, pp.1031-1035, 10/2009.
- 31) 環境省: 昭和55年版環境白書, 第2節自然環境の現状, 2 干潟, 第1-2-2 図, <http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/hakusyo.php3?kid=155>, 6/1980.
- 32) 環境省: 第2回自然環境保全基礎調査, 海域調査報告書, 海岸調査/干潟・藻場・サンゴ礁分布調査/海域環境調査, 生物多様性情報システム(J-IBIS:Japan Integrated Biodiversity Information System), <http://www.biodic.go.jp/J-IBIS.html>, 1980.
- 33) 環境省: 第4回自然環境保全基礎調査, 海域生物環境調査報告書—干潟・藻場・サンゴ礁調査—, 第1巻干潟, 生物多様性情報システム(J-IBIS:Japan Integrated Biodiversity Information System), <http://www.biodic.go.jp/J-IBIS.html>, 3/1994.
- 34) 広島湾再生推進会議: 広島湾再生計画, 図-2.22 干潟・藻場の現存・消失面積, pp.12-18, 3/2007.

- 35) 大谷壮介：1.緒論，河口部泥質干潟に生息するヤマトオサガニの生物攪拌による炭素・窒素循環の定量化，2008年度河川整備基金助成事業報告書，公益財団法人河川財団，pp.1-2, 10/2009.
- 36) 環境省総合環境政策局：平成17年度未確立環境影響評価予測モデル（干潟生態系関連）検討調査報告書—干潟生態系に関する環境影響評価の今後のあり方—，pp.19-25, 3/2006.
- 37) 細川恭史：浅海域での生物による水質浄化作用，沿岸海洋研究ノート，Vol.29, No.1, pp.28-36, 8/1991.
- 38) 菊池泰二：干潟生態系の特性とその環境保全の意義，日本生態学会誌，Vol.43, No.3, pp.223-235, 12/1993.
- 39) 岡山県：カキ殻を利用した総合的な底質改良技術ガイドライン，pp.13-30, 3/2013.
- 40) 熊本県，有明海・八代海干潟等沿岸海域再生検討委員会：委員会報告書～有明海・八代海干潟等沿岸海域の再生に向けて～，pp.7-9, 3/2006.
- 41) 園田吉弘，滝川清，斉藤孝，青山千春：主要4門の種類，個体数による有明海底生生物生息環境の評価，土木学会論文集B2（海岸工学），Vol.67, No.2, pp.I_1141-I_1145, 11/2011.
- 42) 山本民次，古谷研：閉鎖性海域の環境再生，水産学シリーズ156，恒星社厚生閣，pp.22-23, pp.124-138, 9/2007.
- 43) 相馬明郎：“富栄養化の抑制”と“豊かな生態系の回復”に関わるパラダイム転換—生態系モデルから見た閉鎖性海域修復の方向性—，水産工学，Vol.46, No.2, pp.155-162, 11/2009.

第4章 石炭灰造粒物の特性と有機泥の浄化機能

本章では、石炭灰造粒物を用いた有機泥の浄化機構を造粒物の特性と機能の面から概説した上で、石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構を概説する。

4.1 石炭灰造粒物の特性

微粉炭燃焼方式のフライアッシュを主原料とする石炭灰造粒物は、石炭灰にセメントを加えて加水混合することで、概ね球形の粗砂～礫相当（40mm以下で平均粒径7.5mm程度）の造粒物を製造する。この造粒物はフライアッシュにセメントを混合するので、フライアッシュの化学成分である二酸化ケイ素（ SiO_2 ）および酸化アルミニウム（ Al_2O_3 ）にセメントの主要成分である酸化カルシウム（ CaO ）が合わさった化学成分組成である。一方、加圧流動床燃焼方式のPFBC灰は、成分中に硬石膏（ CaSO_4 ：anhydrite）、酸化カルシウム（ CaO ）や三酸化硫黄（ SO_3 ）を含むので自硬性を有し造粒にセメントなどの添加材を必要としない。PFBC灰を主原料とする石炭灰造粒物は、PFBC灰に重量比12～18%の水を加えてロール成形機で加圧・成形した平均粒径10～15mm程度の繭類似形状（アーモンド類似形状）の造粒物である。酸化カルシウムの含有量が多いPFBC灰造粒物は、高含水比粘性土の締固め性能や圧縮強度を改善する特性を有する。

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（ヘドロ化）を抑制する特性を持つ。

次節では、石炭灰造粒物による有機泥の浄化機能を概説する。

4.2 石炭灰造粒物の有機泥の浄化機能

図-4.2.1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、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。

4.2.1 富栄養化の抑制

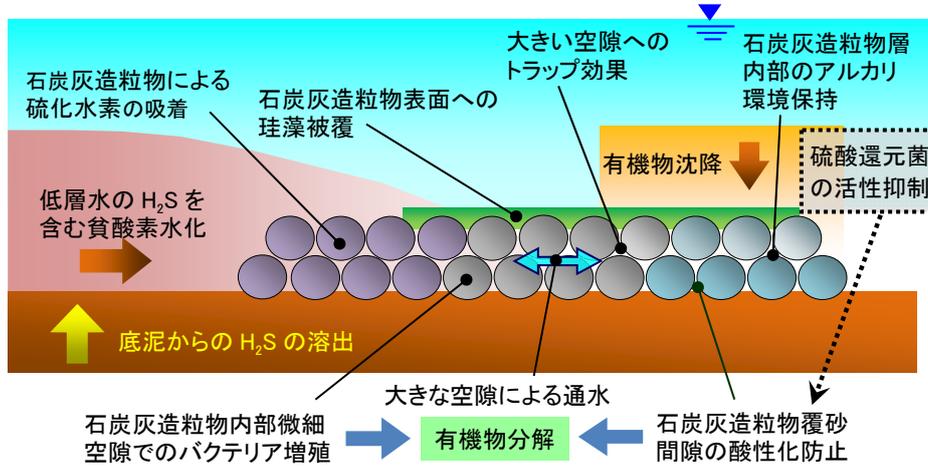
アルカリ化合物は様々な酸化物を溶出し、有機泥の堆積する場の環境修復技術に用いられている。本研究の対象である石炭灰の化学成分の中では、酸化カルシウム（ CaO ）、酸化マグネシウム（ MgO ）、酸化ナトリウム（ Na_2O ）、酸化カリウム（ K_2O ）がリン酸と反応すると考えられる。特に酸化カルシウムは、難溶性のリン酸カルシウム（ $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ）を生成していると推測される（図-4.2.2参照）。

杉本行弘ら（2009）²⁾は、化学組成の異なる複数のフライアッシュを用いた試験により、酸化カルシウムの含有率が大きい方がリンの吸着能が高いことを報告している。また、樋野和俊ら（2004）³⁾は、酸化カルシウムの含有量がフライアッシュと比較して5倍程度多いPFBC灰を用いた試験により、PFBC灰造粒物が高いリン吸着能を有することを確認している。

また、杉本行弘ら（2009）²⁾は、フライアッシュには中空穴あき二重構造の粒子が含まれており、

蛍光 X 線および電子顕微鏡マッピングなどで、中空穴あき二重構造粒子の内面にリン酸カルシウムが存在することを確認している。

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。



出典) 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/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)¹⁾ 掲載図を転載

図-4.2.1 石炭灰造粒物の覆砂効果の概要

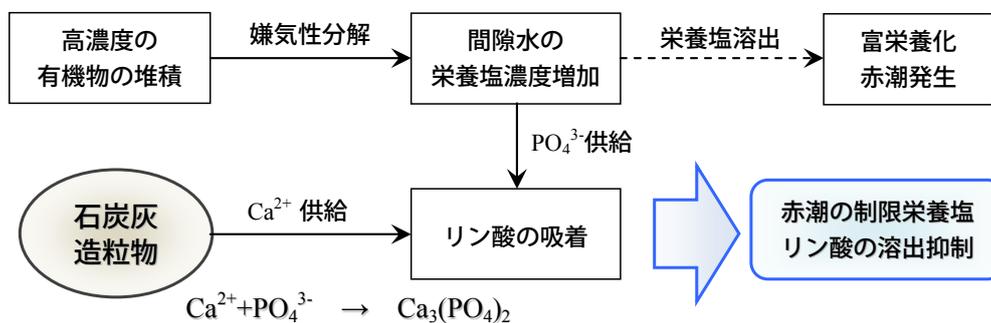


図-4.2.2 石炭灰造粒物の富栄養化の抑制機能

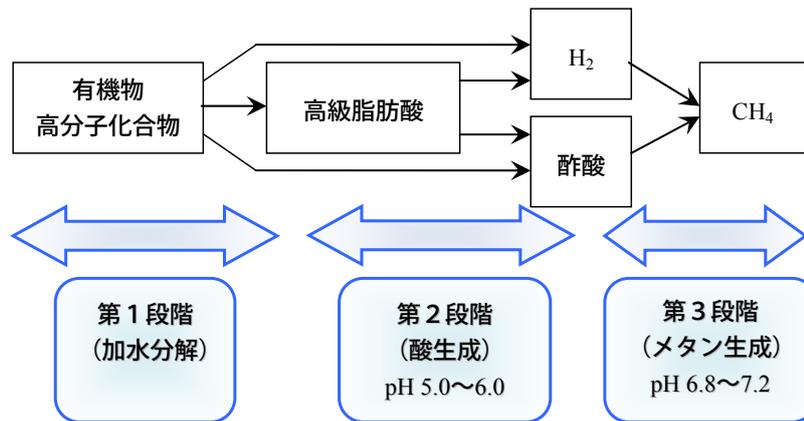
4.2.2 ODU の溶出抑制

嫌気的環境下での有機物からメタンガス (CH₄) への分解経路は、図-4.2.3 に示す 3 段階の嫌気性代謝によって進行する⁴⁾。第 1 段階では複雑な有機物を加水分解によって可溶性・低分子化し、第 2 段階では低分子物質の酸発酵により脂肪酸やアルコール類を生成する。第 3 段階では酢酸や水素と二酸化炭素によりメタンガスを生成する⁴⁾。至適 pH は、酸生成菌で pH 5.0~6.0, メタン生成菌で pH 6.8~7.2 であり、メタン生成菌は pH への依存性が高く、pH 6.0 以下または pH 8.0 以上では急激に活性が低下する⁴⁾。また、酸生成速度はメタン生成速度よりも大きいので、易分解性有機物が大量に投入される場では、有機酸が蓄積してメタン生成反応を阻害する⁴⁾。酸生成過程では酢酸などの有機酸の生成に伴って、H⁺を生成して pH が低下する。

底泥還元層において有機物の嫌気分解で生成される還元物質 (ODU: Oxygen Demand Unit, H₂S

や Mn^{2+} , Fe^{2+} など) の底泥の間隙水からの溶出は、低層における還元物質の酸化に伴い DO を消費し低層水の更なる貧酸素化に繋がる。

石炭灰造粒物から溶出する CaO などの酸化物は、底泥内に蓄積された電子および H^+ を消費して底泥内の還元状態を緩和するとともに弱アルカリ環境を形成することで、ODU の溶出を抑制する機能を有している (図-4.2.4 参照)。



出典) 嫌気性生物処理技術の特徴と発展の流れ (図 1 嫌気性処理における有機物の嫌気分解経路) ⁴⁾ を参考に描写

図-4.2.3 有機物の嫌気分解過程と至適 pH

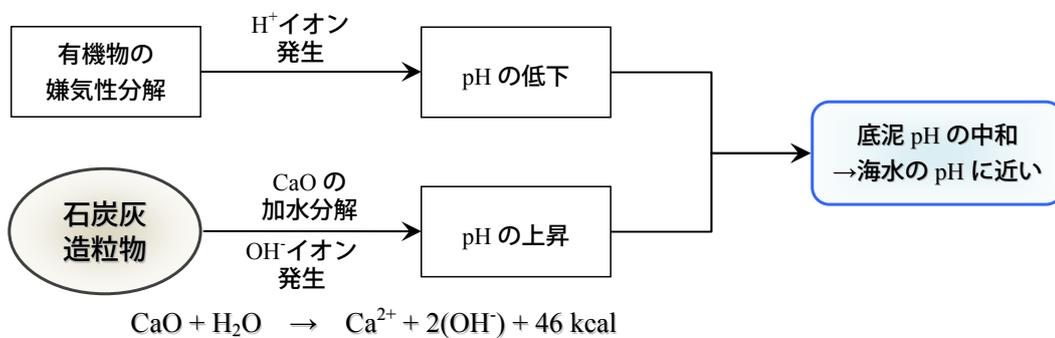


図-4.2.4 石炭灰造粒物の中和機能

4.2.3 硫化水素の吸着と発生抑制

嫌気的環境下では、硫酸還元菌が硫酸イオン (SO_4^{2-}) を還元して生物に有毒な硫化水素 (H_2S) を生成する。硫化水素は DO を消費し強い毒性を持つので、底生生物に壊滅的な打撃を与えて生態系を破壊する。

浅岡聡ら (2009) ⁵⁾ は、高濃度領域における石炭灰造粒物の硫化物イオン (S^{2-}) 低減機構は吸着だけではなく、黄鉄鉱 (FeS_2 : パイライト (pyrite)) の形成や硫黄 (S) の生成であることを室内実験で明らかにするとともに、石炭灰造粒物の飽和吸着量を 108 mg-S/g と算定している。さらに、石炭灰造粒物に含まれる酸化マンガン (Mn_2O_3) などのマンガン酸化物は、硫化物イオンを主に硫黄に酸

化して吸着することを明らかにしている⁶⁾ (図-4.2.5 参照)。また、好気的環境と嫌気的環境が季節などで交番する場では、石炭灰造粒物表面の還元されたマンガン化合物の一部が好気的環境下で酸化され、硫化物イオンの吸着能が再生されて、石炭灰造粒物の硫化物イオンの吸着効果が長期的に持続することを示している⁷⁾。

さらに、硫酸還元菌の至適 pH は 6.6~8.0 程度であり、石炭灰造粒物の敷設により底泥表層の pH を上昇させて、海水の pH に近い弱アルカリ状態に維持することで硫酸還元菌の増殖を抑制して、硫化水素の発生を低減することができる(図-4.2.5 参照)。また、石炭灰造粒物は硫化水素のみならず、アンモニア (NH₃) や硫化メチル ((CH₃)₂S) の除去能力も高いことが室内実験で明らかにされている⁸⁾。

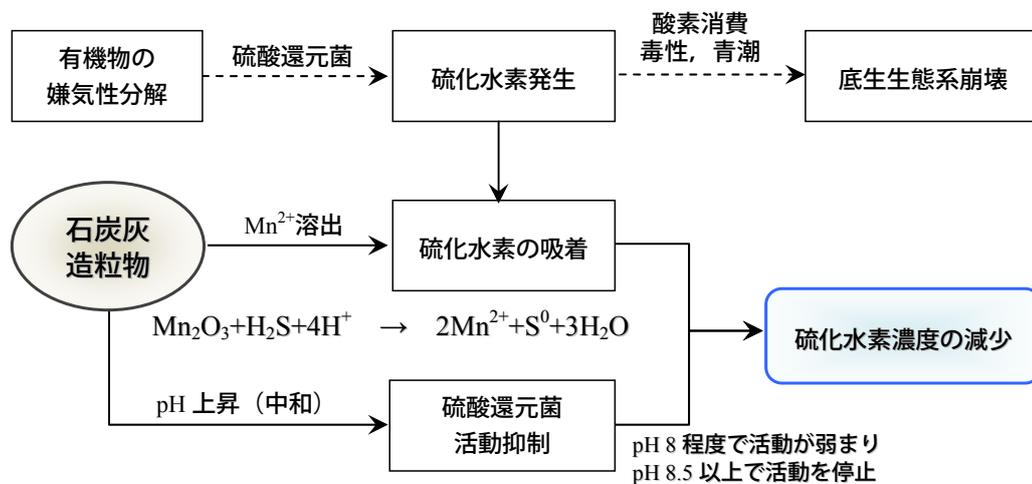


図-4.2.5 石炭灰造粒物の硫化水素の吸着と発生抑制機能

4.2.4 藻類の着生

樋野和俊ら (2010)⁹⁾は、フライアッシュを主原料とする石炭灰造粒物の細孔径を水銀圧入法により測定している (表-4.2.1, 図-4.2.6 参照)。石炭灰造粒物の平均細孔半径は 0.011 μm で、メソポア (メソ細孔, 直径 2~50nm の細孔) 範囲の細孔が多く、細孔容積も 0.29ml/g と大きく細孔を含めた比表面積が大きいので、硫化物イオンの吸着能およびケイ酸イオンやカルシウムイオンの溶出特性に優れていると推察される。

図-4.2.7 に石炭灰造粒物への藻類の付着過程を示す。石炭灰造粒物の投入により有機泥の堆積する水底では、硫化水素やリン酸の造粒物への吸着が始まるとともに、石炭灰造粒物内の微細な空隙には、栄養分を得たバクテリアなどの微生物が増殖して有機物の分解が活性化する。また、石炭灰造粒物の含有する可溶性シリカの溶出によりシリカを取り込んで被殻を形成する珪藻類が卓越して造粒物表面に着生・繁茂する。造粒物を被覆する珪藻類は窒素やリンを吸収して増殖するとともに、光合成による酸素放出を活性化させて、好気性バクテリアによる有機物の分解をさらに促進する。

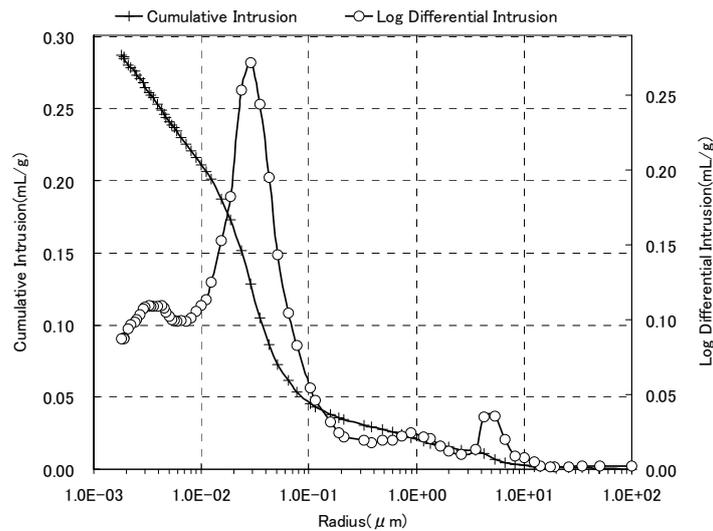
汚濁水は造粒物層内の間隙を通過する際に、造粒物表面に形成された生物膜によって汚濁物質が付着・ろ過・分解される。造粒物内およびその周辺に生息する底生性小動物 (ゴカイ類, 貝類, カニ類など) は、水中の汚濁物質を吸水ろ過するだけでなく、生物膜に付着した汚濁物質を生物膜と

ともに摂取・除去することで、魚類から鳥類へと繋がる食物連鎖による有機物や栄養塩類などの物質循環が回り出す。

表-4.2.1 石炭灰造粒物の細孔径測定値（水銀圧入法）

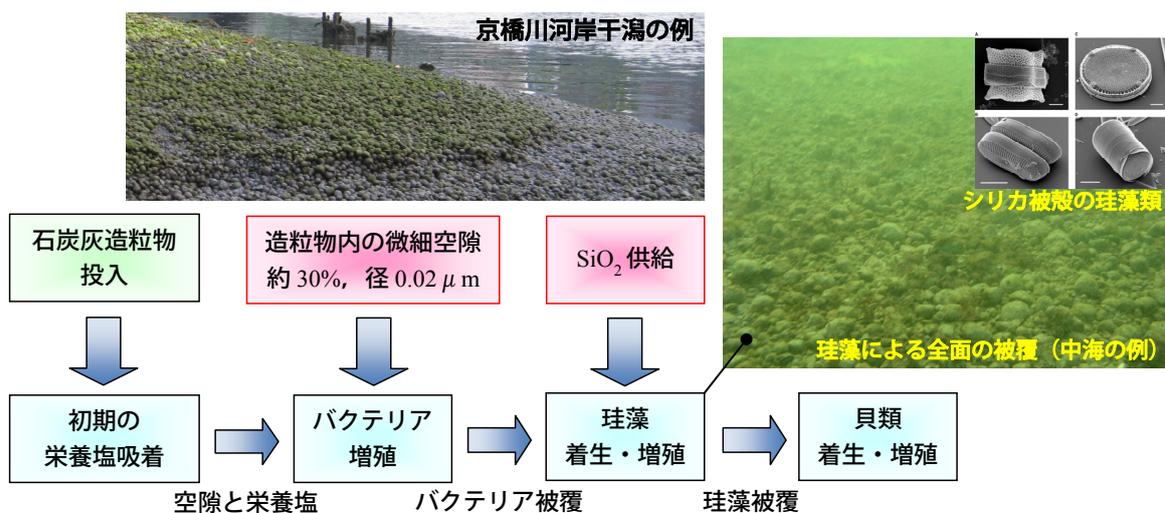
累積細孔容積 (ml/g)	平均細孔半径 (μm)	気孔率 (%)	かさ密度 (g/ml)	真密度 (g/ml)
0.29	0.011	40	1.4	2.34

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.)⁹⁾ 掲載表を転載



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.)⁹⁾ 掲載図を転載

図-4.2.6 石炭灰造粒物の細孔径分布



出典 (珪藻写真) Jane Bradbury : Figure 1. Scanning Electron Micrographs of Diatoms, Nature's Nanotechnologists: Unveiling the Secrets of Diatoms. PLoS Biol 2/10/2004: e306. doi:10.1371/journal.pbio.0020306.

図-4.2.7 石炭灰造粒物への藻類の付着過程

4.2.5 有機物の分解性

図-4.2.8には、広島湾奥部に位置する海田湾の海底でセジメントトラップにより捕捉された沈降泥（浮遊物質）を写真-42.1に示すように、石炭灰造粒物層（間隙率約40%）内で（a）好氣的、（b）嫌氣的条件で7～21日間静置した後に測定された強熱減量値（IL）の変化を示している¹⁰。造粒物層内では好気、嫌気条件に関わらずILが減量し、有機物の分解が進行していることがわかる。ただし、ILの変化が有機物の分解を直接表す指標ではなく、有機物の種類と分解状態によって有機物の分解量は異なるため、分解量を定量的に決めることはできない。

図-4.2.9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⁺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（SiO₂，Fe₂O₃，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⁺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¹¹。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。



写真-4.2.1 石炭灰造粒物層内に泥が堆積した様子
（実験開始から3時間後）

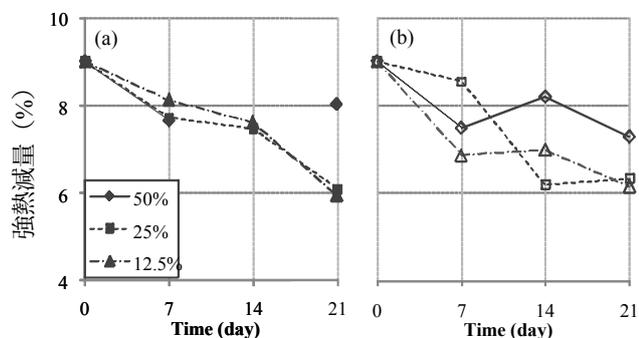
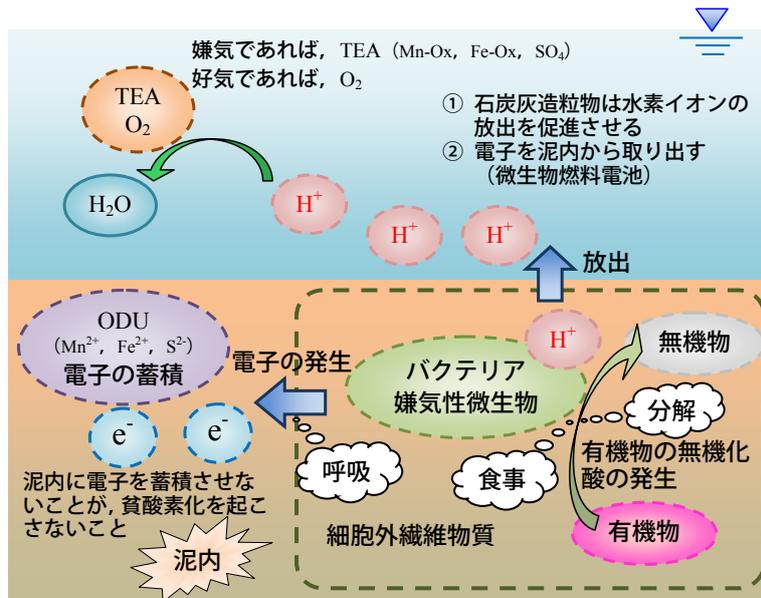


図-4.2.8 造粒物層（間隙率約40%）内で(a)好氣的、(b)嫌氣的条件で7～21日間静置した後の強熱減量値⁹⁾



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.)⁸⁾ 掲載図を転載

図-4.2.9 泥層内での有機物の分解系統図

4.2.6 間隙水の流動性

陸上の植物の育成に適した土の物理的性質は、土の団粒化による保水性、透水性、通気性の向上であり、植物は有機物の分解特性に優れた土壌において健全に育つ。底生生物の生息場である水底においても間隙水の流動性に優れ、有機物の分解特性に優れた環境において生物相が多様化する。

土粒子は表面にマイナス (-) の荷電をもっており、プラス (+) の荷電をもつ Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などの陽イオンを吸着保持している (図-4.2.10 参照)。石炭灰造粒物は粒子間の空隙が多いために造粒物層内部での間隙水の流動性が高いだけでなく、石炭灰造粒物から溶出する二価陽イオンの Ca^{2+} などは、土粒子表面に吸着している一価の Na^+ などの交換性陽イオンとイオン交換により置き換わる。土粒子表面の拡散層 (弱吸着水) の水膜は電気的引力の強い (和水度の低い) Ca^{2+} などの吸着により、水分子のインターカレーション (Intercalation) が制限され水分子層厚を減少させる。

弱吸着水厚の減少は液性限界や塑性指数 (可塑性) の低下や微細粒子の凝集 (団粒化) を促し、土粒子の粘性や水に対する鋭敏性を低下させ、土粒子の流動性を増大させる効果を有している。すなわち、 CaO を含む酸化物を溶出する石炭灰造粒物は、有機泥粒子のコンシステンシーを変化させて、泥層内の間隙水の流動性を向上させる。

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-4.2.2 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、間隙水が造粒物層内を上向きに流れる干出前まで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、好氣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。

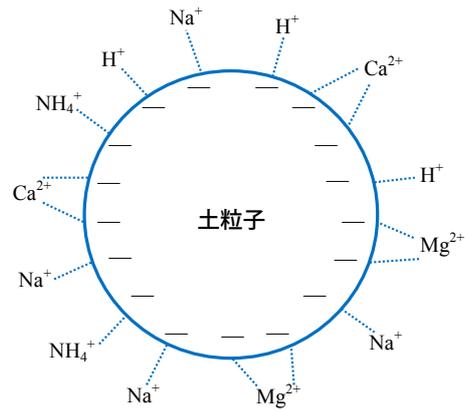


図-4.2.10 陽イオンと負荷電の結合



写真-4.2.2 石炭灰造粒物による覆砂部からの発泡状況（干出前）

4.3 底質環境の改善を明らかにする指標

干潟・浅海域は、生物に直接関係する生物生息機能・物質循環機能（水質浄化機能）および生物生産機能と、親水機能・景観形成機能などのその他の機能を有している。これらの機能を円滑に保持するための基本的な条件は、水域全体で浮遊系も含めた多様な生物が豊かに生息していることである。生活史の中で浮遊期を有する底生生物は、水質環境に恵まれても着底する底質環境が劣悪であれば着底期を全うできない。底生生物相が貧弱な水域では、底生生物を餌にする魚類などが生息することができずに系全体が崩壊する¹²⁾。したがって、干潟・浅海域の健全度の指標は「多様な生物の豊かな生息」である¹³⁾。具体的には、懸濁態有機物の捕食や水産資源の観点および漁獲による有機物の水系外への持ち出しの視点で、アサリなどの二枚貝¹³⁾やクルマエビなどの水産有用種¹⁴⁾を指標対象種としている。

環境変化の視点として、水域の有機汚染の進行とベントス群集の変化に関する知見^{14), 15)}を表-43.1に示す。また、水産庁は干潟の生産力を改善する視点で、干潟の物理化学的環境状態や生物の状態に関する診断基準を示している¹⁶⁾。主な診断基準と関連する調査項目を表-4.3.2に示す。

干潟・浅海域の環境は激しく変動するので、生物が減耗する環境要因を解明することは非常に困難である。干潟・浅海域の底質改善は、生物の状態と干潟の状態を総合的に判断して、生物が自ら

の活動で生息環境を改善する手助けをすることであり、環境改善スパイラルの再生スイッチを入れるための物理的な機会の付与である。

すなわち、有機物分解、外観・物理性状変化、栄養塩削減、生物生息環境改善などの低層水・底質・間隙水に係わる物理・化学的な分析値により、改善効果と現象を定量的に把握・評価するとともに、底生生物相の変化とその継続性が底質環境の改善を判断する指標となる。

また、干潟・浅海域での時間的空間的な改善効果の有効性は、維持管理状況にも左右される。当初の目標に沿った生物相や生産力の維持には、定期的なモニタリングと状況変化に応じて維持管理施策を改変するフィードバック管理の「順応的管理」¹⁷⁾が重要である。

表-4.3.1 有機汚染の進行と底生生物の変化^{14), 15)}

① 多毛類（環形動物）の増加と甲殻類（節足動物）・棘皮動物の減少・消滅
② 種類数の減少と多様度の低下
③ 年齢の高い個体の減少，消滅
④ 小型個体の増加
⑤ 有機汚染指標種の増加
⑥ 生物貧困域または無生物域の出現

表-4.3.2 干潟状態の主な診断基準と調査項目¹⁶⁾

診断基準	調査項目
無酸素水の発生	水質（溶存酸素，COD）
有機泥の堆積	底質（還元層，硫化水素，強熱減量，間隙水性状）
生物量が10g/m ² 以下	底生生物相，底質（生活基質，粒度分布）
大型底生生物が不在（特に甲殻類）	底生生物相，水質（水温，溶存酸素，塩分）
浮遊幼生稚貝の来遊・着底	底生生物相，浮遊幼生，底質，地形，流れ
有害・競合生物	底生生物相，底質，地形，流れ
赤潮の発生	水質（栄養塩）
底質の生物生息適性	泥分，有機泥堆積，地盤硬度，硫化水素，還元土
食害痕跡	食害生物
地形・底質の急変	波浪，出水

4.4 底質環境の改善手法の分類と特徴

干潟・浅海域は、水と土の二大環境基盤要素が微妙なバランスにより成り立っている場で、その環境基盤の上に築かれた生態系も微妙なバランスで多様な生物が共存する不安定な場である¹⁷⁾。その不安定な場において、底質環境だけに注目して改善を進めた場合には、改良剤などによる水質の変化や密度差などに起因した上下混合により中上層の生態系にまで影響が及ぶ可能性がある。また、天然材料や稚仔種苗の外部からの持ち込みには、外来生物の侵入などの危険性がある。干潟・浅海域の環境に何らかの変化が生じた場合には、微妙なバランスが崩れ水域環境が全体的に変化する可能性がある。

したがって、底質環境の改善手法とその規模や場所の選択には、水域全体への影響度の把握と修復目的の明確化が重要である。さらに、干潟・浅海域の環境変化には、因果関係が比較的明らかで数値的に表現・説明できる物理・化学的な反応と複合的な作用に反応する生態系の応答がある。すなわち、干潟・浅海域の底質環境の改善は、生態系の自律的な改善の手助けとなる手法が望ましく、

またその改善策が水域全体の修復に繋がるのが理想的である¹⁷⁾。

干潟・浅海域の主な底質環境の改善手法を表-4.4.1に示す。なお、同表にはアマモ移植床やアサリ育成床などの特定の動植物の育成場の形成を目的とした手法は含まれていない。何れの手法も最終的な目標は生物生息環境の改善であり、そのための底質の域外への搬出、底質の封じ込め・改質に分類される。

浚渫撤去は、負荷要因（堆積有機泥）を域外へ搬出する直接的で一般的な手法であり、調査や数値計算による効果の確認実績は多数あるが、課題は浚渫土の処分場の確保である²³⁾。また、有機泥の堆積履歴が新しく、砂層上に薄く堆積している場合などに有効な手法とされている³³⁾。

覆砂（置換）は、水底の有機泥を砂などで覆い、底泥の巻き上げと栄養塩の溶出を抑制するとともに、底生生物の生息基盤を創造する手法であり、浚渫と同様に実測や数値計算によって覆砂の効果は明らかにされている²³⁾。しかし、天然砂の入手が難しくなったことから、カキ殻²⁵⁾や石炭灰造粒物²⁶⁾、あるいは混合材²²⁾などによる覆砂の有効性の調査・研究が行われている。また、堆積した有機泥層の下層に堆積している砂をジェット水流により水底表面に揚砂する置換覆砂工法²³⁾などの新しい覆砂方法の開発も進んでいる。

浸透柱、浸透溝、高濃度酸素水注入、耕耘および作濡は、水循環・交換による底泥内への酸素の供給や栄養塩溶出の操作（抑制と促進）などの物理・化学的な作用によって、底質還元層の酸化による堆積有機泥の分解、細粒分（含泥率）の減少、硫化水素の発生抑制および藻類の異常発生が抑制されるなどの生物生息環境を整える効果がある。さらに、耕耘には、底質の軟質化や雑藻・有害生物の除去効果¹⁷⁾も期待できる。

底質改良剤の散布は、低層を弱アルカリ環境に維持して、底泥中の有機物の分解促進、硫化水素の発生抑制やリン酸塩の固定による藻類の異常発生の抑制の効果があるが²⁷⁾、水質が変化するので漁業との均衡ある調整と管理が重要である。

表-4.4.1 底質環境の改善手法の分類と特徴

手法	概要	目的・特徴・長所	課題・短所	出典等
浸透柱 (柱状 透水層)	<ul style="list-style-type: none"> 透水性の高い粒状物質により構築する鉛直透水層を干潟上に堆積した有機泥層下の砂層まで貫入し潮汐の干満を利用して透水層内に水循環を生起させる 	<ul style="list-style-type: none"> 透水層内の水循環による干潟堆積泥内への酸素の供給 生物生息環境の改善 堆積有機泥の処理 細粒分の減少 廃土量は改良対象土体積の6%程度と比較的少ない 	<ul style="list-style-type: none"> 対象干潟は潮汐干満のある干潟で、干潮時に干出する区域の効果が高い 有機泥層下に地下水の流動する砂層が存在することが水循環の生起には不可欠の要件 	<ul style="list-style-type: none"> 18) 19) 10)
浸透溝 (溝状 透水層)	<ul style="list-style-type: none"> 透水性の高い粒状物質により構築する溝状透水層を干潟表層に敷設し干潟勾配や干満を利用して干潟内間隙水の流動を改善する 	<ul style="list-style-type: none"> 間隙水の流動改善による干潟堆積泥内への酸素の供給 生物生息環境の改善 堆積有機泥の処理 細粒分の減少 地下水流動の遮断された干潟に適用可能 	<ul style="list-style-type: none"> 現状では、実証試験が行われている干潟は潮汐干満があり干潮時に干出する河口干潟に限定されている 細粒分の含有率が高く透水性の低い泥干潟では改善効果が限定的 	<ul style="list-style-type: none"> 20) 21)

手法	概要	目的・特徴・長所	課題・短所	出典等
覆砂 (置換)	<ul style="list-style-type: none"> 天然砂、カキ殻、石炭灰造粒物、混合材などを底泥表層に敷設して有機泥表層と低層水を遮断する ジェット水流により下層の砂質を表層上に揚砂し置換覆砂する 	<ul style="list-style-type: none"> 底泥の巻き上げ抑制（透明度の向上と沈水植物の増殖） 栄養塩の溶出抑制 底泥の酸素消費速度の抑制 底質表層の粒度改善（底生生物の生息基盤の創造） 現地底質との混合による生物に適した粒度調整が可能 	<ul style="list-style-type: none"> 覆砂材の移動・流失 有機泥の再堆積による機能の低下 流水面積の縮小や干出面積の拡大 海砂の採取制限 	17) 22) 23) 24) 25) 26)
底質改良剤の散布	<ul style="list-style-type: none"> 底質改良剤（炭酸カルシウム、硝酸カルシウム、酸化マグネシウム、水酸化マグネシウムの加工品など）を底泥表層に散布して低層を弱アルカリ環境にする 	<ul style="list-style-type: none"> 低層を弱アルカリ環境に維持 底泥中の有機物の分解促進 硫酸還元菌の増殖を抑えて硫化水素の発生を抑制 リン酸塩を固定して藻類の異常発生を抑制 	<ul style="list-style-type: none"> 狭隘水域での短期間の施工では効果が発現し難い 水質が変化するので漁業との均衡ある管理が必要 効果の継続には定期的な散布が必要 	27) 28) 29)
高濃度酸素水の注入	<ul style="list-style-type: none"> 低層に高濃度酸素水を注入して窪地などに滞留する貧酸素低層水に酸素を供給する 高酸素濃度の低層水との接触により還元層表面を酸化する 	<ul style="list-style-type: none"> 自然の有する自浄作用により低層水の水質と底泥表層の底質を改善 酸素の供給だけなので生態系への影響リスクが低い 上下混合を引き起こさない 	<ul style="list-style-type: none"> 設備運転のランニングコストの低廉化が課題 顕著な脱窒活性深度は表層から 50mm 程度 	30)
耕耘	<ul style="list-style-type: none"> 耕耘機、トラクター、水流噴射器により底質表層を耕耘する チェーンなどを引き回して海底を攪乱する 	<ul style="list-style-type: none"> 硬化底質表層の軟質化 雑藻、有害生物の除去 還元層の酸化（泥中微生物の活性化） 栄養塩の溶出促進 	<ul style="list-style-type: none"> 砂質地盤に効果が高い 波や流れによる耕耘効果の減少・消滅 有機物分解活性が低い低水温期は耕耘効果が低い 	17) 31)
作濡	<ul style="list-style-type: none"> 浅い滞留域に導水部となる濡を掘削して流速を増加させる 	<ul style="list-style-type: none"> 海水交換の促進（酸素とプランクトンなどの餌の供給） 濡への有機泥や藻類などの導入（有機泥などの堆積抑制） 底質の細粒分の減少 	<ul style="list-style-type: none"> 作濡効果の持続性が未検証、かつ、浮遊幼生への影響が未解明 潮汐流が大きい場合に効果が高い 	17) 32)
浚渫除去	<ul style="list-style-type: none"> バケット、掻き揚げ機、真空吸引機などを用いて底質表層を鋤きとる 	<ul style="list-style-type: none"> 内部負荷要因の堆積有機泥の域外への物理的搬出 内部負荷の抑制実績が多数確認されている 	<ul style="list-style-type: none"> 浚渫土処分場の確保 浚渫時の汚濁などの発生 有機泥が厚く堆積し撤去残があると栄養塩の再溶出などの問題がある 	23) 33)
人工干潟	<ul style="list-style-type: none"> 人工的に干潟・浅場を造成して生物生息場の提供や自然浄化能力の回復を図る 	<ul style="list-style-type: none"> 干出する浅場の創造 酸素供給場の創造 貧酸素水発生の抑制 生物育成場の創造 	<ul style="list-style-type: none"> 砂の移動・流失、圧密沈下による変形と面積縮小 有機泥の再堆積による底質の悪化 	17)

4.5 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構

石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法は、間隙水の流動改善を目的とした透水層の構築と覆砂状の被覆に分類される（図-4.5.1 参照）。透水層構築手法の期待効果は、DO 供給による酸化状態の維持と有機物の分解ならびに栄養塩の削減などであるが、生物種の増加と多様化を目的としており、栄養塩を生物生産に継続的に有効利用する抜本的改善方法に該当する。また、動植物の育成基盤の創造は透水層の構築や覆砂状散布を応用している。

本節では、図-4.5.1 に示す構造的な手法ごとに石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構を概説する。

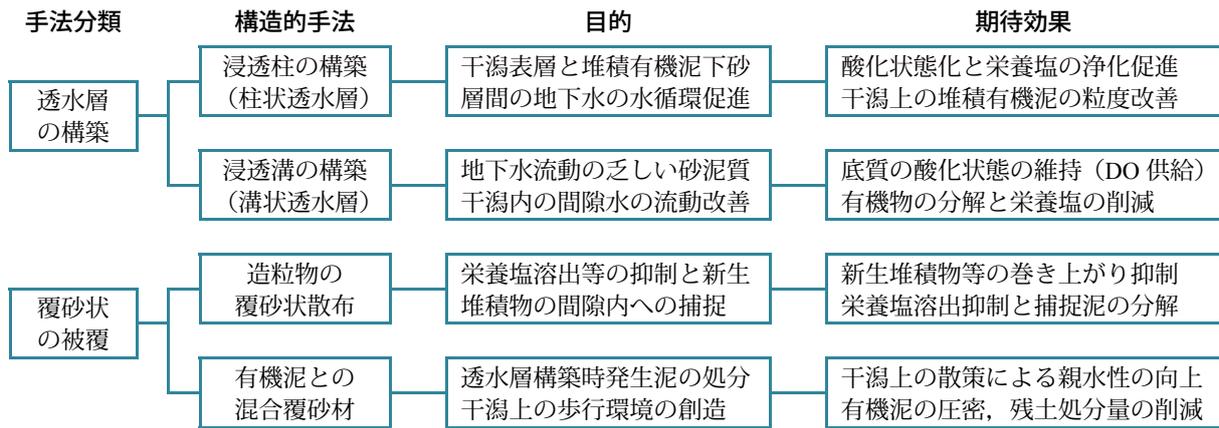


図-4.5.1 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法の体系

4.5.1 浸透柱（柱状透水層）手法

浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法は、浚渫、覆砂や底質改良剤の散布とは異なり、潮汐干満による干潟地下水の循環を利用して、干潟に堆積する有機泥内に酸素を供給することで、有機物の嫌気性分解を減らして、干潟の泥化の悪循環を断ち切り、生物生息環境の改善を目指すものである。

浸透柱の築造は、先ず干潟表層に 0.5m 程度の厚さで堆積したシルト・粘土層（有機泥）を直径 0.4m 程度の円柱状に掘削廃土して、その下層にある砂層まで達する円柱状の穴を削孔する。この円柱状の空隙に礫状の石炭灰造粒物を投入することで、周囲のシルト・粘土層に比べて透水性が高く、干潟表面と下部の砂層を繋ぐ「浸透柱」が築造される。

浸透柱は、潮汐の干満により上下動する直上水位（河川水位）と堤内地下水位との水頭差による干潟表層と堆積有機泥下砂層の間の地下水流を利用して、浸透柱周辺の水循環を促進させる。その結果、干潟堆積有機泥への酸素供給が促進され、有機物の分解により有機泥の細粒分が減少するなど、干潟における生物の生息環境が改善される。浸透柱による底質改善技術のイメージを図-4.5.2 に、底質改善機構の概要を図-4.5.3 に示す。石炭灰造粒物により構成された浸透柱は水循環による酸素の供給だけでなく、接触する泥層間隙水内に酸化物を溶出して、泥内の還元状態を緩和するとともに泥内土粒子と間隙水の流動性を向上させる。

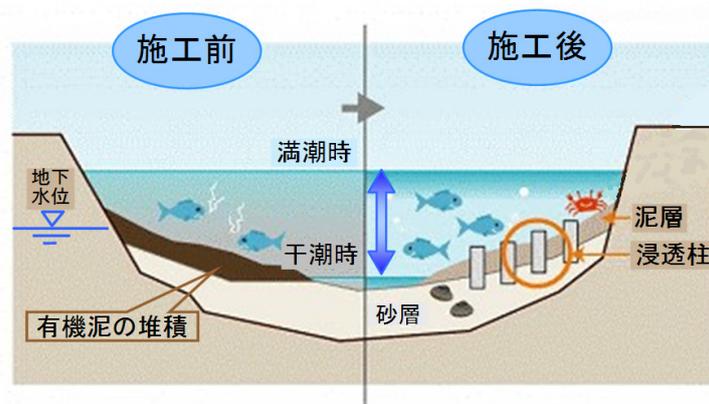
また写真-4.5.1 には直径約 0.4m の浸透柱単体、写真-45.2 には、旧太田川空鞘橋下流左岸で 1.5m 間隔に設置した浸透柱を示す。なお、写真-45.1 の浸透柱単体は施工後 21 ヶ月の撮影（施工：2005 年 12 月、撮影：2007 年 9 月）であり、干潟有機泥表面の低下（細粒分の掃流）により数 cm 表面に突出した状態になっている。

石炭灰造粒物を用いた浸透柱などの透水層は、3 ヶ年程度の経過後も造粒物層内の間隙水の流動性が継続しているが、一部の浸透柱において、造粒物と間隙に入り込んだ泥との凝結により流動性に支障をきたした事例が確認されている。その要因の一つは施工時における細粒の造粒物の混入である。PFBC 灰は CaO を多く含有し自硬性を有するので、細粒分を多く含んだ石炭灰造粒物を投入した場合には、細粒が沈降泥を捕捉しながら凝結して塊状になる現象が起こる（写真-4.5.3 参照）。

次の要因は浸透柱下端の砂層への未到達にある。浸透柱内に入り込んだ沈降泥は、粒径の大きい

粒子が浸透柱上層で捕捉され、分級されながら細粒が下層まで到達する³⁴⁾。浸透柱内の間隙水は、潮汐の干満により流向が下向きと上向きに交番する。下向きの流れにより浸透柱下端では沈降泥細粒による目詰まりが発生するが、上向きの流れにより目詰まりを抑制している³⁴⁾。浸透柱内に間隙水の流動がない場合には、沈殿・滞留した沈降泥が圧密されて造粒物と固結する現象が起こる。

したがって、石炭灰造粒物を用いた透水層の構築に際しては、細粒物を分級除去するとともに、浸透柱の場合には下端を砂層に着底させるなどにより、間隙水を滞留させないことで凝結現象を防止できる。また、造粒物層内に捕捉された有機泥は、造粒物層間隙水の流動により分解が促進されることで、造粒物層は間隙を保持していると考えられる。



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-4.5.2 浸透柱による底質改善技術のイメージ

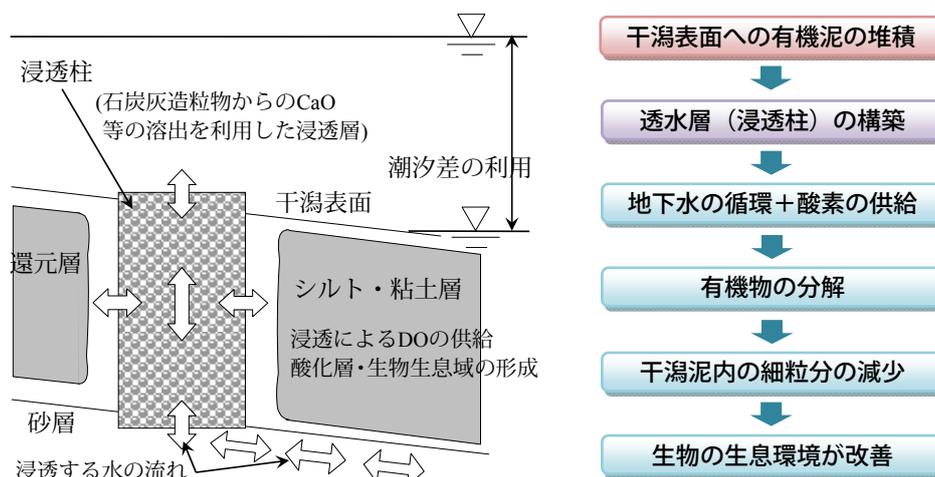


図-4.5.3 浸透柱 (柱状透水層) による底質改善機構の概要¹⁰⁾



(直径約 0.4m, 2007 年 9 月撮影)

写真-4.5.1 施工後 21 ヶ月の浸透柱



(直径約 0.4m, 2007 年 9 月撮影)

写真-4.5.2 干潟に 1.5m 間隔で設置した浸透柱^{19), 35)}



写真-4.5.3 微細粒子による石炭灰造粒物の凝結状況

4.5.2 浸透溝（溝状透水層）手法

護岸の耐震強化を目的とした干潟背後護岸への鋼矢板の設置などにより干潟地下水の流動が乏しい河口部の干潟では、堆積した有機泥の影響や水位変動に伴う底泥内への DO の供給不足によって、底質悪化がさらに進行することが予想される。一方、浸透柱（柱状透水層）による水循環の促進は、干潟により上下動する干潟直上水位と堤内地下水位との水頭差による表層と地下砂層の間の地下水流を利用する機構であり、地下水流動（干潟地層の間隙水流動）の乏しい干潟への適用には間隙水の流動を確保する機能の付加が必要となる。

具体的には、干潟内の間隙水の流動を改善させるために、透水性の高い材料（透水層）を溝状に敷設し、干潟地形の勾配や水位の変動を利用することによって水循環を形成させることが必要である。この間隙水の流動改善によって、底泥内への DO の供給、底質環境の酸化状態の維持、緩い地盤状態の保持などの効果が期待される。

溝状の透水層設置による底質改善機構（イメージ図）を図-4.5.4 に示す。また、写真-45.4 は溝状透水層の施工状況写真である。砂泥質（細粒分が 20%程度以下）干潟に溝状透水層を設置することにより、干潮時には空隙率の大きい（透水性の高い）透水層の方が底泥内よりも水位の低下が大きく、大気中からの DO の供給量が底泥内よりも増加することが期待される。また、透水層内の水位変動幅は底泥より大きく、透水層と周辺底泥内での水位差に起因した水循環が促進される。さら

に、透水層の構成材料に石炭灰造粒物を用いることにより、底泥内の還元状態を緩和するとともに泥内土粒子と間隙水の流動性を向上させる。DOの供給量の増大ならびに水循環が促進されると、微生物の活性化により有機物の分解、栄養塩の削減などの底質改善が図られるとともに、生物種が増加・多様化する。

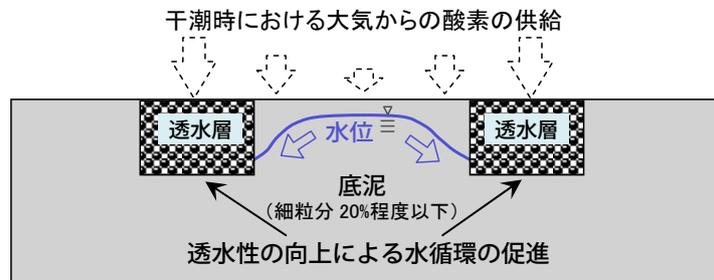


図-4.5.4 浸透溝（溝状透水層）による底質改善機構の概要²⁰⁾



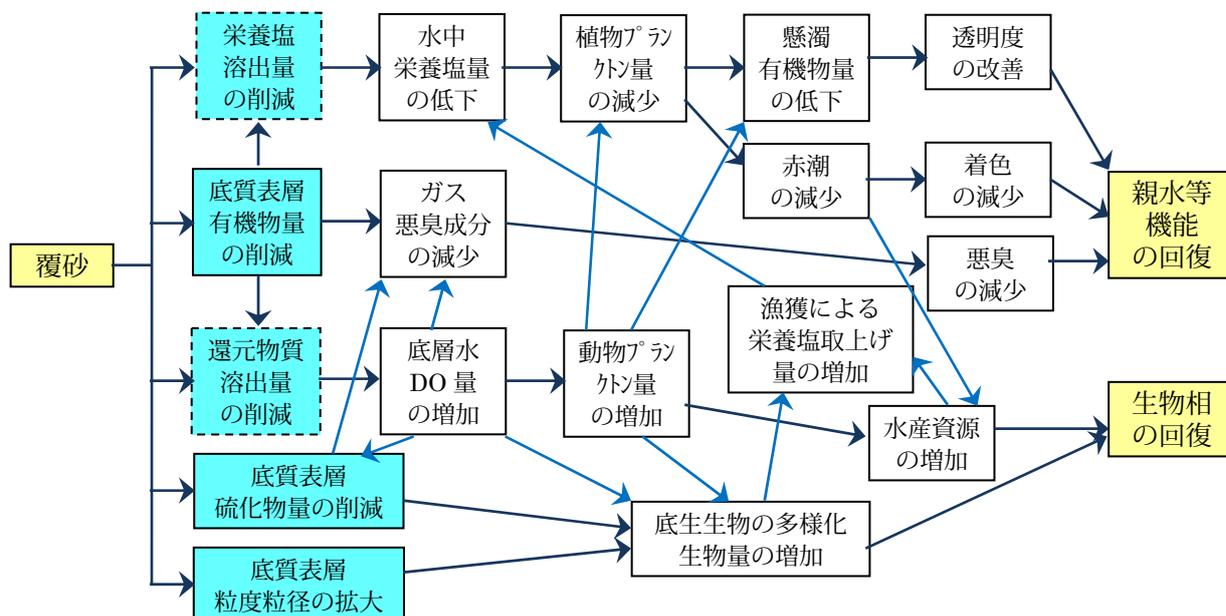
写真-4.5.4 浸透溝（溝状透水層）の施工状況

4.5.3 覆砂状散布手法

底泥を被覆する覆砂は在来底泥と低層水の接触を断つことにより、底泥の巻き上げ抑制、栄養塩の溶出抑制、低層水の酸素消費速度の抑制（還元物質の溶出抑制）や底質表層の粒度を改善し、親水等機能と生物相を回復する効果を有する（図-4.5.5 参照）。一方で水底に散布される覆砂には、浮遊有機泥の再堆積（新生堆積物）による覆砂機能の経年的低下の課題がある。

これに対して間隙の大きい石炭灰造粒物による覆砂は新生堆積物を造粒物間の空隙に捕捉して層表面への堆積を抑制する。さらに、石炭灰造粒物は酸化物を溶出して、造粒物間隙内に捕捉した堆積泥および底泥から溶出する栄養塩や硫化水素を吸着するとともに、泥内に蓄積された電子および H^+ を消費して還元状態の緩和と弱アルカリ環境の形成により、ODU や硫化水素の溶出を抑制する。また、造粒物表面に珪藻類の生物膜を形成して、食物連鎖による有機物や栄養塩類などの物質循環

を形成する（図-4.5.6 参照）。



出典) 覆砂の効果・影響範囲の概念フロー（福岡市港湾局，エコパークゾーン香椎地区 [御島]シーブルー事業効果把握調査報告書，pp.17, 6/2004）掲載図を参考に作成

図-4.5.5 覆砂の効果（一般的効果）

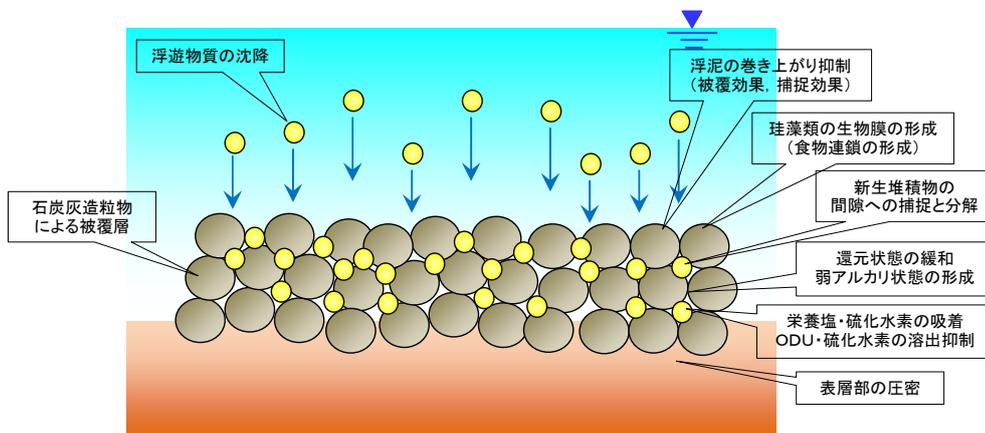


図-4.5.6 石炭灰造粒物による覆砂効果の概要

4.5.4 混合覆砂材手法

広島市街地に近接する太田川市内派川感潮域干潟の表層に堆積する有機泥は、50%程度の細粒分と5~10%の有機物を含むので、60~90%程度の高含水比状態を維持し地耐力を有しておらず親水性の阻害要因の一つとなっている。また、浸透柱などの透水層の設置に伴い発生する残土は高含水比の有機泥であり、未処理での再利用は難しい性状である。

細粒分割合の高い有機泥は石炭灰造粒物の添加により、液性限界 (w_L) が低下する一方で、塑性

限界 (w_p) が高くなるので、塑性指数 (I_p) が低下して吸水時の強度低下傾向が改善される。2mm以下に分級した石炭灰造粒物を用いた混合試験では、石炭灰造粒物の体積比 50%の混合により塑性指数は混合前の 40 程度から 10 程度まで低下している³⁶⁾。

また、石炭灰造粒物の含水比は造粒時点で 11~16%、出荷時平均含水比で 23%であり、石炭灰造粒物混合土の最適含水比である 30~40%と比較して低いので、乾燥状態の石炭灰造粒物の混合には含水比低下による強度増加の即効性がある。

石炭灰造粒物混合土の養生環境が気中の場合には、養生日数とともに含水比が低下し強度が増加する。一方、水中養生や乾湿交番養生の場合には、含水比が概ね一定で乾燥しないので、養生日数に関わりなく一軸圧縮強度の変動が小さく³⁶⁾、干潟の歩行を可能にする程度の強度を有するが、カニなどの巣の造穴を妨げない程度に固結する有機泥と石炭灰造粒物が主材料の改質土を得る。

石炭灰造粒物混合土は軟弱な干潟上に“散策道”や“テラス”を構築して、干潟上の歩行散策が可能な環境を整える(図-4.5.7参照)。さらに、干潟有機泥の巻き上がり量の低減や造粒物からの酸化物の溶出により、周辺の水域環境を改善する効果も有すると考えられる。写真-4.5.5は混合後4年半経過した固結有機泥の状況である。微細粒子は凝集(団粒化)して砂礫土の外観を呈している。



図-4.5.7 混合覆砂材による散策道構築の概要



写真-4.5.5 混合後4年半経過した固結有機泥(天満川)

第4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, 5/2013.
- 2) 杉本行弘，村牧義之，別森敬一：石炭灰の水質浄化への利用研究－リン吸着と吸着材料の再利用－，北陸電力株式会社技術開発研究所研究開発年報，Vol.43, pp.93-97, 1/2009.
- 3) 樋野和俊，檜本広司，奥田良三，石橋正光，斉藤聡，古川靖英：PFBC 灰を利用した砂代替材の水質・底質浄化への活用（その2 リン吸着材への適用），土木学会第59回年次学術講演会，5-197, pp.391-392, 9/2004.
- 4) 片岡直明：嫌気性生物処理技術の特徴と発展の流れ，エバラ時報，No.229, pp.27-38, 10/2010.
- 5) 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，Journal of Japan Society on Water Environment, Vol.32, No.7, pp.363-368, 7/2009.
- 6) 浅岡聡，森澤亮介，岡村秀雄，片山真祥，稲田康宏：リサイクル底質環境改善材表面での硫化物イオン吸着サイト再生機構の解明(1)，立命館大学 SR センター先端研究施設共用促進事業，採択課題成果報告（2012年），R1224，文部科学省研究施設共用ナビゲーションサイト，6/2013.
- 7) 浅岡聡，岡村秀雄，齊藤直，片山真祥，稲田康宏：リサイクル底質環境改善材表面での硫化物イオン吸着サイト再生機構の解明(2)，立命館大学 SR センター先端研究施設共用促進事業，採択課題成果報告（2012年），R1225，文部科学省研究施設共用ナビゲーションサイト，6/2013.
- 8) 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.
- 9) 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.
- 10) 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_1405-I_1410, 3/2013.
- 11) 日比野忠史：アルカリ材造粒物を利用したヘドロの資源化に関する研究，一般財団法人国土技術研究センター，第13回 JICE 研究開発助成成果報告会概要書，(3)-9，助成受付番号第11009号，<http://www.jice.or.jp/josei/jisseki/pdf/h23-09g.pdf>，6/2013.
- 12) 山本民次，橋本俊也，松田治，郷秋雄，中口和光，原口浩一：広島湾と周防灘の底質の比較－とくに季節変動と各項目間の関係について－，日本水産学会誌，Vol.74, No.6, pp.1037-1042, 11/2008.
- 13) 水産庁，一般社団法人マリノフォーラム 21：砂質系干潟の健全度評価手法マニュアル，pp.2-3, 3/2007.
- 14) 江崎恭志，江藤拓也：マクロベントス群集から見た福岡湾底質環境の現状と経年変化，福岡県水産海洋技術センター研究報告，No.20, pp.47-52, 3/2010.
- 15) 玉井恭一：第9節マクロベントスの分布と生態，第3章沿岸生態系を構成する生物の分布と動態，沿岸の環境圏，平野敏行監修，フジ・テクノシステム，pp.244-253, 8/1998.
- 16) 水産庁：4章干潟及び二枚貝状態診断指針，干潟生産力改善のためのガイドライン，pp.73-104, 2/2008.

- 17) 水産庁：5 章改善のための具体的対策手法，干潟生産力改善のためのガイドライン， pp.105-135, 2/2008.
- 18) 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.
- 19) 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.
- 20) 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.
- 21) 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.
- 22) 五洋建設：スラリーBOX 覆砂工法を開発－現地底質と覆砂材の攪拌混合で生物生息に適した底質改善－，五洋建設株式会社， What's New, <http://www.penta-ocean.co.jp/news/2004/040824.html>, 8/2004.
- 23) 大谷英夫，上野成三，勝井秀博，小林峯男，後藤仁志：底泥置換覆砂工法の研究，土木学会論文集 F, Vol.62, No.2, pp.268-284, 4/2006.
- 24) 江藤拓也，佐藤利幸，長本篤，上妻智行：豊前海沖合域における覆砂による底質改善効果，福岡県水産海洋技術センター研究報告， No.16, pp.115-120, 3/2006.
- 25) 藤澤真也，近藤正美，岩本俊樹，鳥井正也，穴口裕司，片山真基，田原実：カキ殻など二枚貝の貝殻を利用した閉鎖性海域における底質改良技術の開発，土木学会論文集 B3（海洋開発）， Vol.67, No.2, pp.I_370-I_375, 6/2011.
- 26) 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.
- 27) 高山晴義，横内昭一：有害赤潮を発生させない底質改善技術の開発，平成 13 年度水産基盤整備調査委託事業報告書閲覧ページ，水産庁漁港漁場整備部， No.0062, pp.179-187, http://www.mf21.or.jp/suisankiban_hokoku/s_kiban.asp, 7/2013.
- 28) 加藤賢二，青木啓子，松崎賢：湖沼底質の改善技術に関する研究（第 3 報），福井県衛生環境センター年報－平成 18 年度版－， Vol.5 (2006), pp.102-104, 10/2007.
- 29) 加藤賢二，青木啓子，松崎賢：湖沼底質の改善技術に関する研究（第 4 報），福井県衛生環境センター年報－平成 19 年度版－， Vol.6 (2007), pp.79-81, 10/2008.
- 30) 清家泰：高濃度酸素水生成装置を用いる汽水湖貧酸素水塊の水質改善及び湖底の底質改善，平成 19 年度～平成 21 年度科学研究費補助金 [基盤研究(A)]，研究成果報告書，研究課題番号 19201016， pp.1-20, 3/2010.
- 31) 江崎恭志，松井繁明：福岡湾における海底耕転による底質改善効果，福岡県水産海洋技術センター研究報告， No.19, pp.41-50, 3/2009.
- 32) 水産庁増殖推進部：有明海漁場造成技術開発事業－二枚貝漁場環境改善技術導入のためのガイドライン－， pp.85-94, 3/2013.
- 33) 津田松苗：水質汚濁の生態学，6・7 底泥，第 6 章除去の生態学，第 1 部生態学と水質汚濁，環境コミュニケーションズ， p.45, 11/1995.
- 34) 西浦大貴，池原貴一，日比野忠史，横田英嗣：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, 5/2009.
- 35) Tetsuhiro FUJIWARA, Kyunghoi KIM, Narong TOUCH and Tadashi HIBINO : Formation of the water circulation by construction of infiltration-pillar in the riverbank that sludge deposits, Proceedings of the 7th International Conference on Civil and Environmental Engineering, p.52, 10/2008.
- 36) 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.

第5章 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法

本章では、論文の主題である石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法について、計画から施工段階までの技術上の手順および環境改善効果を概説する。なお、底質環境の改善機構については、手法の構造的分類ごとに前章において概説している。

5.1 浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法

5.1.1 浸透柱（柱状透水層）手法の特徴

浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法は、潮汐干満による干潟表層と地下砂層間の地下水の循環を利用して、干潟に堆積する有機泥内に酸素を供給することで、有機物の嫌気性分解を減らして、生物生息環境の改善を目指すものである。

(1) 水循環の形成を確認する現地実験の概要

浸透柱による水循環の形成を確認するための現地実験は、広島市の市街地を貫流する旧太田川空鞘橋下流左岸（2K880～2K960）に2005年12月に施工した実証試験フィールド¹⁾で実施した。旧太田川空鞘橋下流左岸付近の干潟の位置と概観を図-5.1.1に示す。試験区域周辺には、河床（横断形）の20%程度に干潟が形成されている。この干潟は、0.5m程度の厚さで有機泥が堆積した泥干潟である。有機泥が堆積している層（シルト・粘土層）の下には砂層が存在している。

試験区域の概要を図-5.1.2に示す。2005年12月に施工した実証試験区域には、約100m×3mの試験区内に生物エリアと周辺エリアの2つのエリアを造成した。生物エリアは、泥質の改善を目的としたエリアであり、浸透柱設置による底生生物の良好な生息環境の創造を目指している。生物エリアには、浸透柱の間隔を1.5mにした区域（浸透柱エリア（間隔1.5m））と浸透柱の間隔を3.0mにした区域（浸透柱エリア（間隔3.0m））を設けた。一方、周辺エリアは未施工のエリアであり、生物エリアとの比較対照としての区域である。

浸透柱内および周辺では、塩分水温計、DO計、水温計を設置し、冬期（2006年1～3月）および夏期（2006年7～9月）における浸透柱付近の水循環を把握した。浸透柱の流動調査の概要（断面図）を図-5.1.3に示す。浸透柱の直上、中層、底層に塩分水温計（Compact-CT）、浸透柱の下層および浸透柱から0.3m離れた下層にDO計（Compact-DOW）、浸透柱の底層および浸透柱から0.8m離れた底層に水温水位計（Compact-TD）を設置した。河川内（浸透柱から3.59m離れた場所）においても、水温水位計（Compact-TD）を設置した。また、浸透柱周りの3箇所に水温計（Compact-T：以上、アレック電子社製）を設置した。浸透柱底層のTD計はT.P.-0.856m、河川内のTD計はT.P.-1.294m地点に設置した。また、これらの機器は10分間隔で連続計測した。

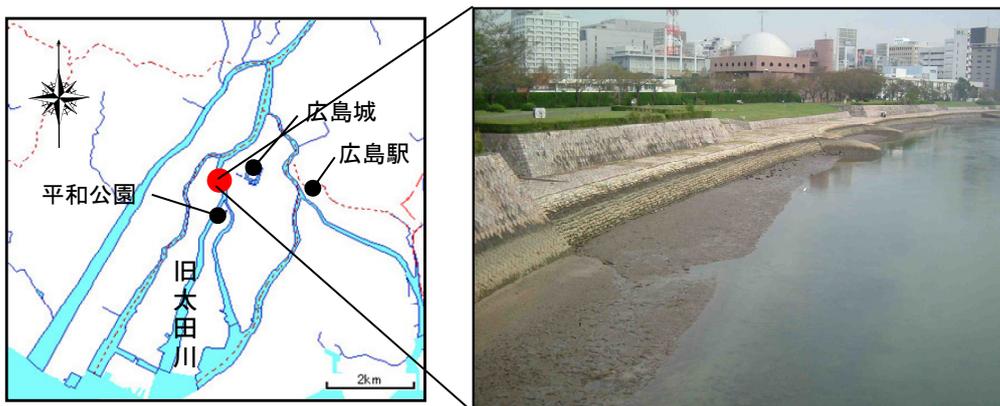


図-5.1.1 旧太田川空鞆橋下流左岸付近の干潟^{1), 2), 3)}

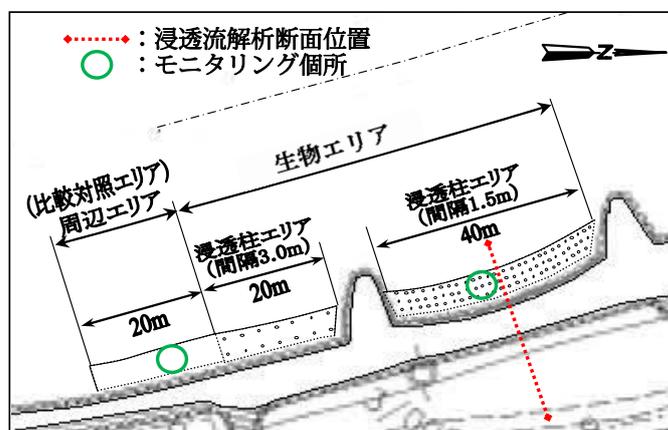


図-5.1.2 試験区域の概要^{1), 2), 3)}

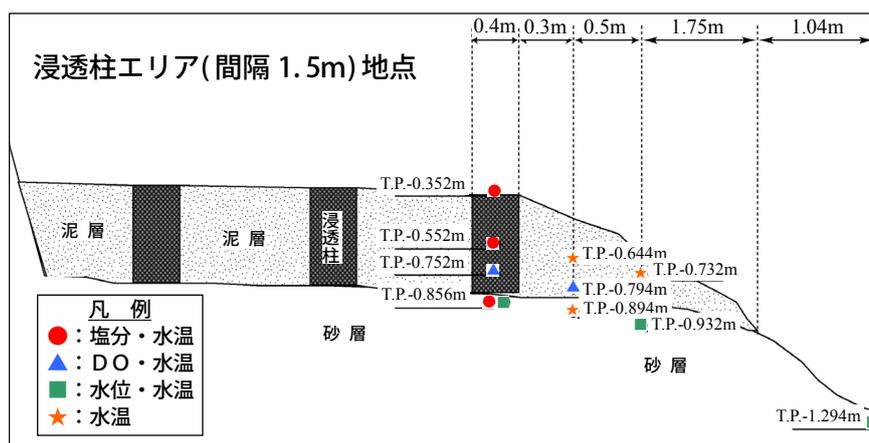


図-5.1.3 浸透柱付近の計測機器の設置状況¹⁾

(2) 浸透柱設置による間隙水の流動特性および浸透柱内の塩分とDOの変動

浸透柱設置後の間隙水の流動特性について、冬期および夏期の大潮期における水位、DO、塩分、および水温から検討した。図-5.1.4 には冬期大潮期（2006年1月28日～1月31日）、図-5.1.5に

は夏期大潮期（2006年8月25日～8月28日）に測定された浸透柱および浸透柱から0.8m, 3.6m離れた場所の水位，浸透柱内および浸透柱から0.3m離れた場所のDO，浸透柱の鉛直3層の塩分について変動特性を示している。また，**図-5.1.4**，**図-5.1.5**の右側には，各時期での干潮時，上げ潮時，満潮時および下げ潮時（a-1～a-4，b-1～b-4）における浸透柱付近の水温の変動特性を示している。

(a) 間隙水の流動特性

間隙水の流動特性としては，①泥内水温は河川水温よりも高く，遡上してくる海水温よりも低くなっていること，②浸透柱内では潮汐に伴った地下水流動があり，特に冬期の地下水位は，大潮干潮時に浸透注直下の砂層面（T.P.-0.856m）よりも低くなること，③冬期の水循環は，上げ潮時に浸透柱の上下端から海水が流入し，その後，河川水が浸透柱の上端から流入してくること，④夏期の水循環は，上げ潮時に浸透柱の下端から河川水が流入し，その後，海水が浸透柱の上端から流入してくること，⑤調査地点には冬期に25psu，夏期に20psu程度の海水遡上があること，⑥冬期には常時貧酸素化していないが，夏期の浸透柱内では満潮から干潮に向かって貧酸素化する期間があることがわかる。河川水位の変化に伴う浸透柱付近の間隙水の流動特性の模式図を**図-5.1.6**に示す。

(b) 浸透柱内の塩分の変動

冬期の浸透柱内の塩分の上昇は，河床上（T.P.-0.352m）では海水の遡上とともに起こっているのに対し，浸透柱底層（T.P.-0.856m）では河床上に先行して，水位上昇への転移時にDOの低下とともに起こっている。その後，底層での塩分上昇は低下に転じ，河床塩分の上昇とともに，再上昇している。この時，浸透柱内（T.P.-0.552m）においても塩分上昇が起こっているが，底層塩分よりも低く，遡上海水の底層水よりも低温の水が流入している。さらに，浸透柱内では高い塩分状態が干潮時まで持続しているが，河床に遡上する海水水温よりも数℃低くなっている。高い塩分状態の継続からは，干潮位が-1mを下まわらず，下げ潮に伴って河川水は淡水化するが浸透柱内（地盤内）には海水が残留していることがわかる。

一方，夏期の浸透柱内の塩分の上昇は，浸透柱底層（T.P.-0.856m）では起こらず，河床上（T.P.-0.352m）で海水の遡上とともに満潮直前に起こっている。底層では，低温の河川水が流入しており，満潮後，河川水は低温で，浸透柱表層の高温の海水と混合することなく，底層より流出していることがわかる。しかし，9月下旬以降は浸透柱底層から海水が流入し，浸透柱内の流動が回復していた。

(c) 浸透柱内のDOの変化

浸透柱内のDOの変化は，浸透柱内が河川水で満たされた後にDOが上昇しており，干潟表面を遡上してきたDOを多く含む海水の水塊が浸透柱表層から流入したために起こったと考えられる。また，冬期と比べて夏期の干潮時には早くからのDOの低下がみられ，浸透柱内に堆積している有機泥によるDOの消費があったことが推測できる。以上のように，水位の上昇とともに浸透柱底面（砂層）から海水が浸透し，浸透柱内に酸素を供給する仕組みが作られており，冬期の大潮期に顕著であることが確認された。

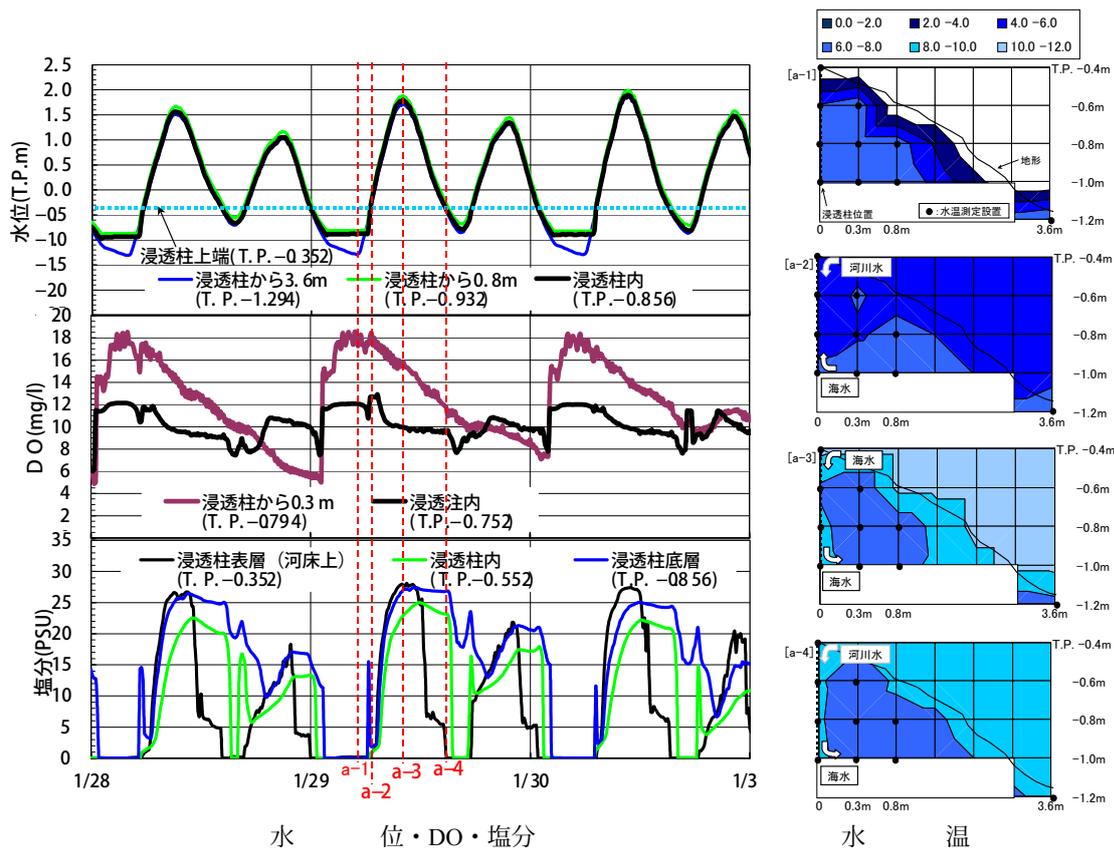


図-5.1.4 河川水位の変化に伴う間隙水の変動特性（冬期大潮期：2006/1/28～1/31）¹⁾

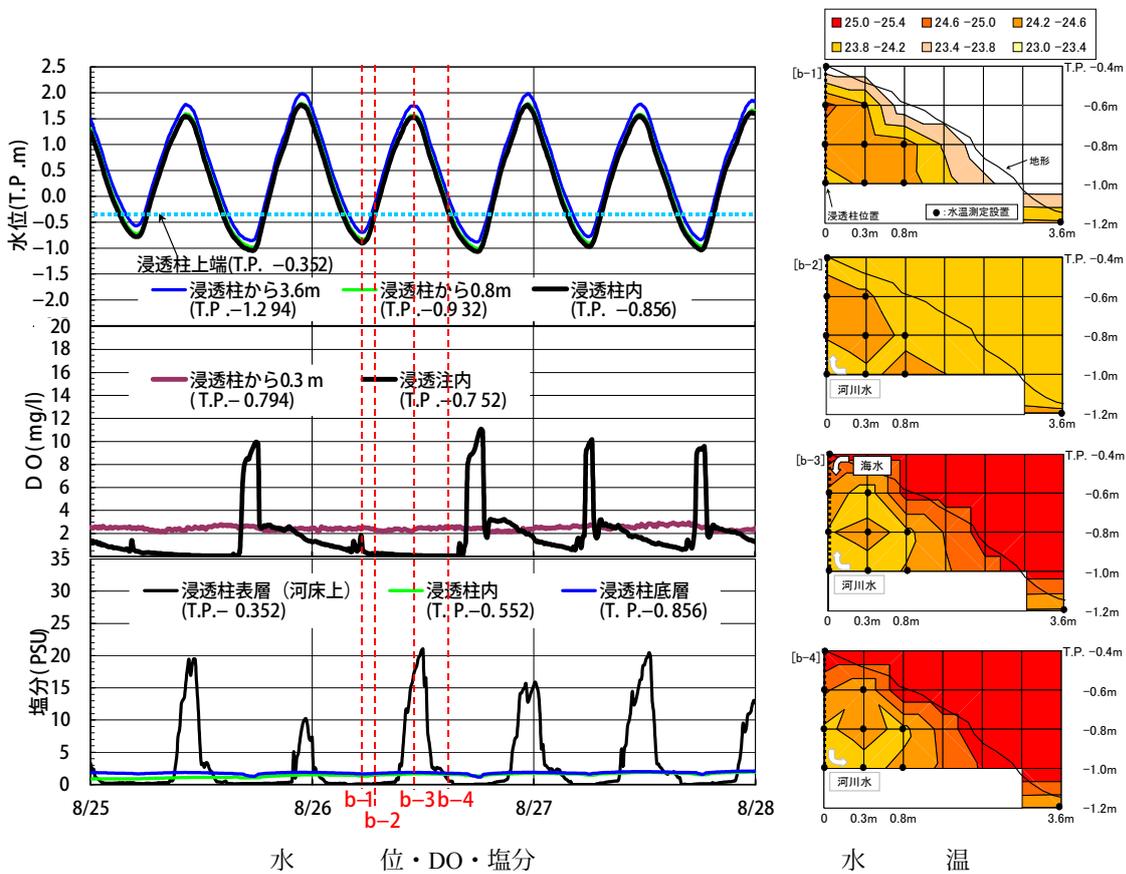


図-5.1.5 河川水位の変化に伴う間隙水の変動特性（夏期大潮期：2006/8/25～8/28）¹⁾

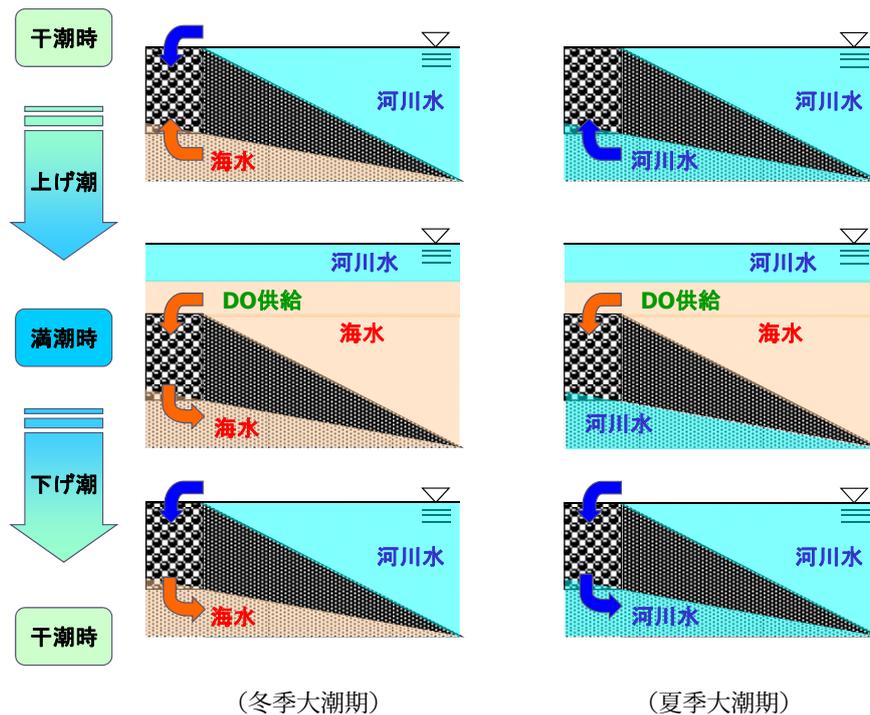


図-5.1.6 河川水位の変化に伴う浸透柱付近の間隙水の流動特性

(3) 底質改善機構を定量的に把握するための数値解析モデル

干潟堆積泥内に透水性の高い浸透柱を設置する効果を定量的に把握・評価するために数値シミュレーション解析を実施した。シミュレーションでは、二次元断面による再現モデルを構築し、浸透流計算により浸透柱に流出入する間隙水の地盤内での流動を把握した。

当該地点の護岸構造は、高水部が練石積、小段部（T.P.+2.20m）が石張、低水部が練玉石積（被覆コンクリートに玉石を張った構造）であり、低水コンクリート基礎下には、長さ約2.7m（基礎底面下の地盤内延長約2.4m）の止水矢板が打設されている（図-5.1.7参照）。このために、護岸法表面および泥干潟表層を通る堤内地下水と河川水の水循環は制限されている。

(a) 浸透流解析モデル

浸透流解析には、飽和・不飽和断面二次元浸透流解析プログラム⁴⁾を用いた。土壌の間隙が水で満たされている状態が飽和土、間隙中に水と空気とが共存している状態が不飽和土である。水は土壌間隙中の液相部分を移動するので、同一の土壌でも液相部分が大きい方が通水量は大きくなる。したがって、単位時間・単位断面積の最大通水量は飽和状態において得られる。

飽和流れは、間隙が水で満たされ、飽和度が100%の状態なので、飽和度に起因する透水係数や貯留特性の違いはない。一方、不飽和流れは、間隙に水と空気とが共存する状態ではあるが、土壌中の水と空気の透過性は、空気が水に比べて非常に大きいので、空気の流れは、地下水流れよりも早く定常に達するために、流れの計算は水のみを対象としている。また、飽和・不飽和流れ場では、飽和と不飽和の扱いに区別はつけないで、間隙水圧から飽和度を評価して、飽和度に応じて透水係数あるいは比貯留係数・比水分容量を飽和から不飽和まで連続的に扱う。

再現モデルを構築した断面位置は、図-5.1.2（試験区域の概要）に示す延長40mの浸透柱エリア

(間隔 1.5m) の中央であり、護岸断面は護岸台帳⁵⁾より設定した。解析護岸断面を図-5.1.7に、格子分割を図-5.1.8に示す。格子幅は浸透柱設置位置付近で約 0.2m とし、浸透柱から離れるに従って格子幅が粗くなるように分割した。直径約 0.4m の浸透柱は、奥行き方向に隣接する節点流速を用いて、浸透柱中央節点の流速を補正(平均値)することにより、奥行き方向の有限な円柱をモデル化した。また、浸透流解析に係る浸透物性値を表-5.1.1に示す。

(b) 浸透物性値 (土質条件)

浸透柱(石炭灰造粒物)の透水係数は、港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針⁶⁾により設定し、堆積泥層および下部砂層の透水係数は、クレガー(Creager)による D_{20} と透水係数の関係⁷⁾から、碎石と矢板の透水係数は河川堤防の構造検討の手引き⁸⁾、コンクリートの透水係数は建築工事標準仕様書・同解説⁹⁾を参考に設定した。

粘性土地盤の間隙水の排水は、砂礫地盤の地下水位の低下とは異なり長い時間を必要とする。不圧滞水層での排水の遅れは、不飽和領域内の浸透によるものであるが、不飽和領域を取り扱う場合には、水分特性曲線(比透水係数)を必要とする。比透水係数(「不飽和土の透水係数」の「飽和土の透水係数」に対する割合)は、河川堤防の構造検討の手引き⁸⁾に示すみかけ体積含水率 θ と比透水係数 K_r の関係から定まる値を採用した。

間隙率は、地盤全体の体積に対して、地盤中に存在する間隙が占める割合をいう。実際の地盤内部の間隙には、空気や水が流通し得ない部分があるので、間隙の内、水が動くことのできる間隙だけを測定できればそれが有効間隙率である。解析上、ダルシー流速を有効間隙率で除した値を実流速として解析するので、有効間隙率は浸透流解析において必要な媒介変数であるが、有効間隙率を実測することは困難である。本解析では、河川堤防の構造検討の手引き⁸⁾記載の値を用いた。

比貯留係数は、被圧帯水層での多孔式透水試験から算定すべき値であるが、一般的には室内試験の圧縮率から算定され、圧縮率は体積弾性率の逆数として与えられる。本解析では、河川堤防の構造検討の手引き⁸⁾記載の値を用いた。

(c) 水位の条件

陸側地下水位は、広島市中区八丁堀観測井(国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所内、井戸深 GL.-16m)の夏季実測平均値の T.P.+0.49m とした。河川側水位は、当該地点における 2006 年 8 月 25 日から 27 日の大潮期実測水位とした。満潮時の河川水位は護岸小段部より低く、干潮時の河川水位は堆積泥層下面より低くなる。なお、本浸透流解析では、塩分および水温の影響は考慮していない。

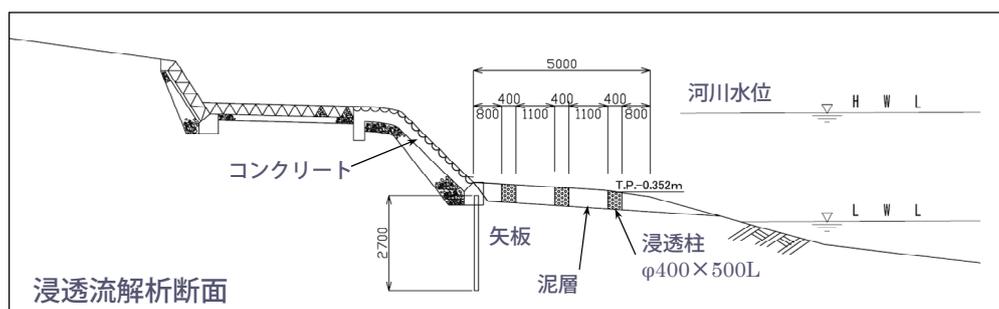


図-5.1.7 浸透流解析護岸断面

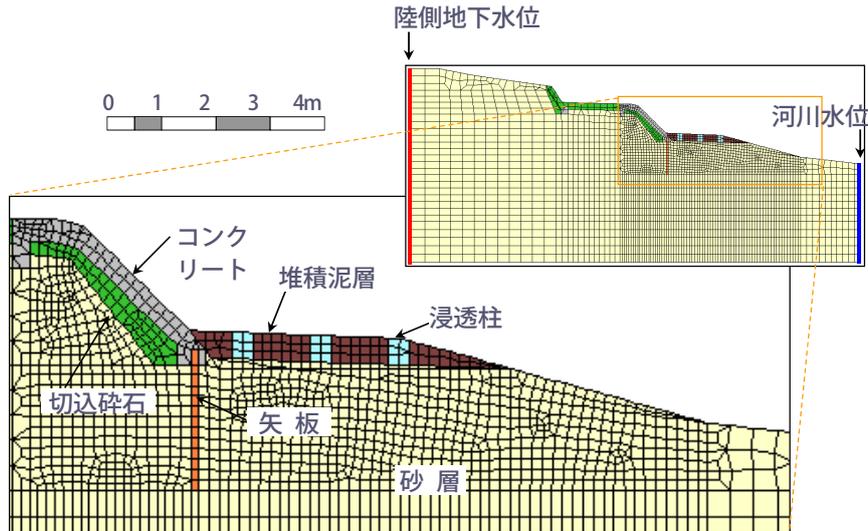


図-5.1.8 浸透流解析モデル（格子分割図）^{2),3)}

表-5.1.1 浸透流解析に係る浸透物性値^{2),3)}

物性項目	浸透物性値
透水係数 (cm/s)	浸透柱 : 1.46×10^0
	堆積泥層 : 1.05×10^{-5}
	砂層 : 8.90×10^{-3}
	碎石 : 1.00×10^{-1}
	矢板 : 1.00×10^{-7}
	コンクリート : 2.00×10^{-9}
水分特性曲線 (比透水係数)	みかけ体積含水率 θ と比透水係数 K_r の関係から定まる値を採用
有効間隙率 (%)	浸透柱 : 20
	堆積泥層 : 10
	砂層 : 20
比貯留係数 (l/cm)	浸透柱 : 1.0×10^{-2}
	堆積泥層 : 1.0×10^{-1}
	砂層 : 1.0×10^{-2}
	碎石 : 1.0×10^{-2}
	矢板 : 1.0×10^{-1}
	コンクリート : 1.0×10^{-1}

(4) 浸透流解析による間隙水の流動状況

浸透柱貫入前後の流速ベクトルを図-5.1.9に示す。等水圧コンターは、堤内地下水位を基準として、1.0m 毎の圧力水頭を着色で表した。河川水の循環を阻害する干潟堆積有機泥に浸透柱を貫入することにより、浸透柱下層で河川水の循環が生起することが確認された。河川水位が堤内（陸側）地下水位よりも高い時には、浸透柱内では鉛直下向きの流れが生起する。堤内地下水位と河川水位が逆転した後に、浸透柱内では上向きの流れが卓越する。浸透柱内の流速が最も速いのは、満潮前1時間および満潮後3時間の水位の時である。

図-5.1.10は、浸透柱貫入前後の差流速分布である。浸透柱の貫入によって、浸透柱内に流れが生起し、浸透柱底部の砂層に流れが伝播して、浸透柱内の流れが砂層内の流れを生起させたと考えられる。また、矢板下部を間隙水が集中して流れるために、護岸側浸透柱直下の砂層内間隙水の移動

速度が増加している。満潮前1時間の矢板直下の砂層内における差流速は、約 7.2×10^{-4} cm/s である。一方で、堆積泥層下部の砂層の護岸側と河川流水部側の圧力水頭差が縮小し、河川流水部側の間隙水の移動速度は減速している。

浸透柱周辺の流況を模型実験により観察した。模型実験の流況を写真-5.1.3, 写真-51.4 に示す。河川側の水位が高い時には、浸透柱底面に注入された青い着色の間隙水が砂層内に広がっていく様子が再現されている。逆に堤内側の地下水位が高い時には、浸透柱内の間隙水が浸透柱から河川側に流出していく現象が再現されている。

また、写真-5.1.5 は、旧太田川空鞘橋下流左岸の浸透柱エリア（間隔 3.0m）で確認された干潮時における浸透柱からの湧水状況である。湧水の痕跡は護岸側の浸透柱で多く確認されている。

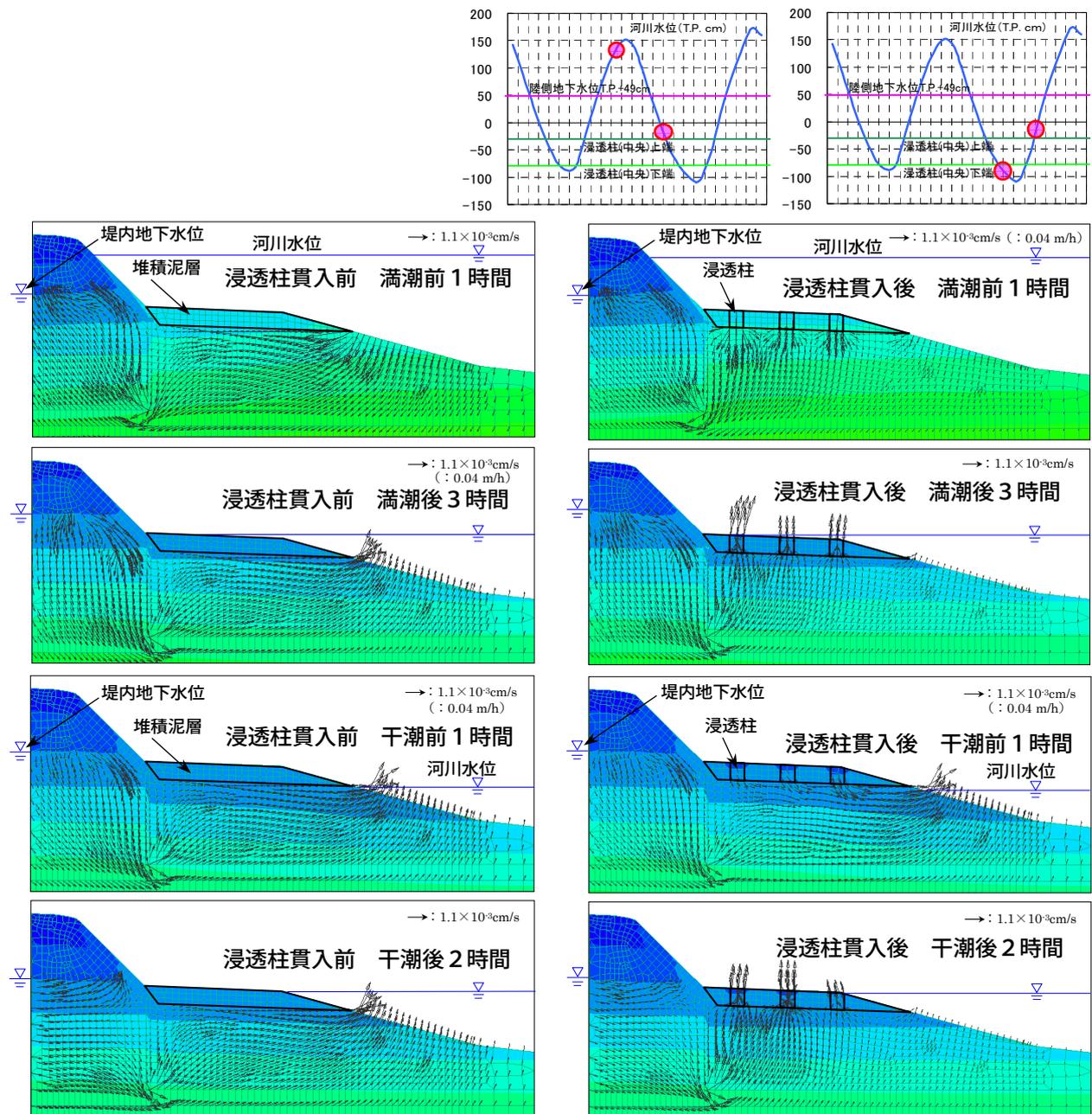


図-5.1.9 流速ベクトル図と等水圧コンター図^{2), 3)}

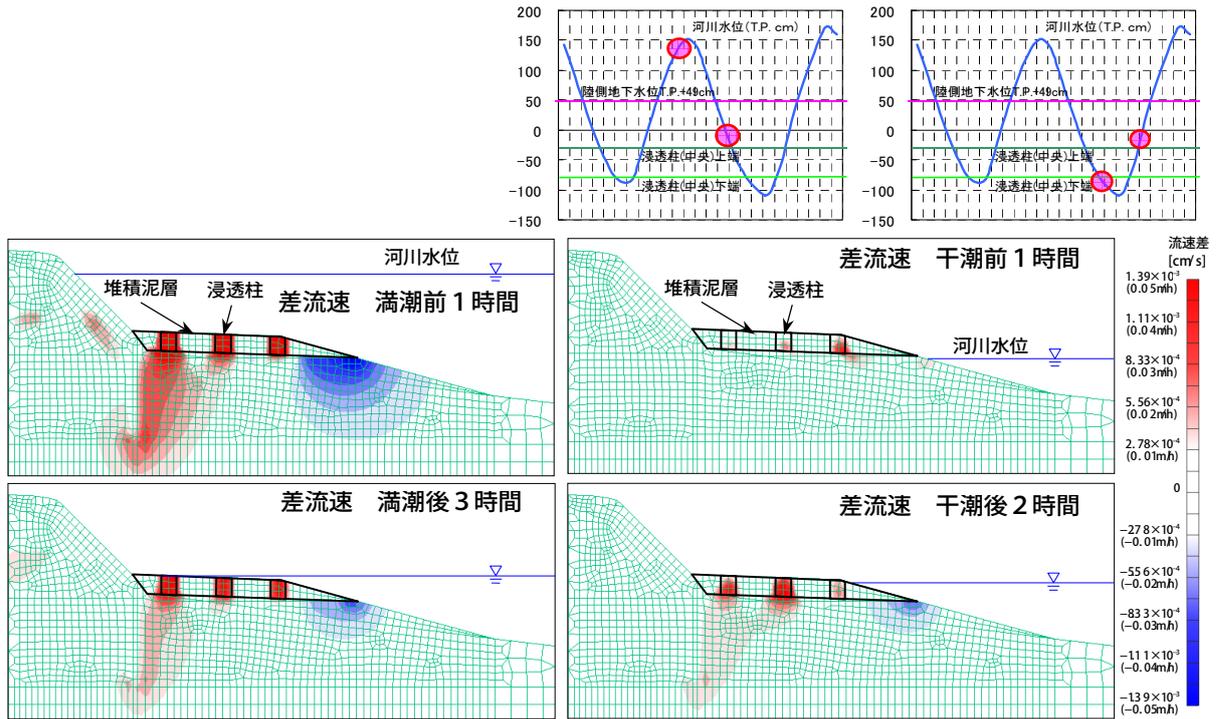


図-5.1.10 浸透柱貫入前後の差流速分布^{2),3)}

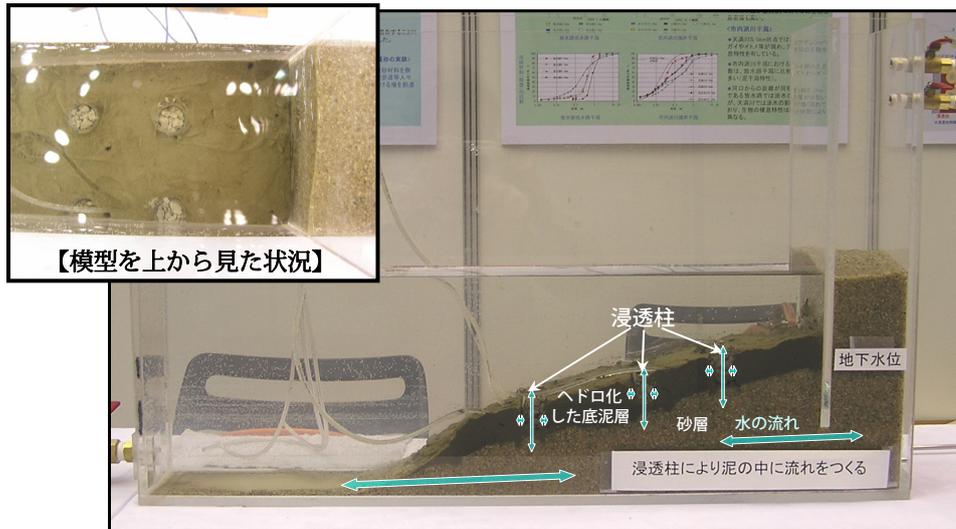


写真-5.1.3 浸透柱模型全景



(河川側の水位が高い時)

(堤内側の地下水位が高い時には間隙水が河川側に流出)

写真-5.1.4 着色された間隙水の流動状況



写真-5.1.5 干潮時における浸透柱からの湧水状況（2007年9月撮影）

(5) 浸透柱内間隙水の流出入量

浸透流解析により得られた浸透柱内の流速値から1時間毎の浸透柱内の流入量および流出量を算定した結果を図-5.1.11に示す。浸透柱上端より河川水位が低い下げ潮時には下向きの流れであったものが、最干からの上げ潮に伴って上向きの流れになり、陸側地下水位より河川水位が高くなる干潮後3時間から再び下向きの流れになっている。また、下げ潮時には、陸側地下水位より河川水位が低くなる満潮後2時間から上向きの流れになり、河川水位が浸透柱上端より低くなる干潮前3時間から下向きの流れになっている。

前項の現地観測における塩分濃度と間隙水温の観測より、夏季の間隙水の循環は、上げ潮時に浸透柱の下端から河川水が流入し、その後、海水が浸透柱の上端から流入してくることを示しているが、この現象は浸透流解析による流出入の特性と符合している。

浸透柱への流入量（下向きの流れ）は、河川水位が浸透柱上端より低い時には護岸側および中央の浸透柱と比較して、河川側浸透柱が多く、その他の流入時には護岸側浸透柱の流入量が多い。河川側浸透柱の流入量が他の浸透柱の流入量より多くなる時には、砂層から河川に間隙水が流出している。下げ潮時の浸透柱からの流出量（上向きの流れ）は、護岸側浸透柱が多い。

一潮汐の期間で流入量（下向き）が最大であったのは満潮前1時間で、水位差0.80mに対して、護岸側浸透柱の約 $16,300\text{cm}^3/\text{h}$ および河川側浸透柱の約 $10,200\text{cm}^3/\text{h}$ であった。また、河川水位が浸透柱上端より低い時の最大流入量は、河川側浸透柱の約 $3,900\text{cm}^3/\text{h}$ ～ $3,200\text{cm}^3/\text{h}$ である。流出量（上向き）の最大は満潮後3時間で、水位差0.38mに対して、護岸側浸透柱の約 $9,100\text{cm}^3/\text{h}$ および河川側浸透柱の約 $5,700\text{cm}^3/\text{h}$ であった。

直径0.40mの浸透柱の高さ1cmあたり間隙水量は、有効間隙率を20%と仮定すると、約 251cm^3 となる。高さ0.50mの浸透柱全体では、約 $12,570\text{cm}^3$ である。この間隙水量と、流速値から求めた河川側浸透柱の流出入量を比較すると、陸側地下水位より河川水位が高い5時間の間の流入水量（下向き流れ）は、浸透柱内間隙水量の228%～276%である。一方で、下げ潮時の総流出量（上向き流れ）は、浸透柱内間隙水の46%～59%である。この浸透柱の流出入水量の差は、干潟前面砂層から河川内への流出により均衡が保たれていると考えられる。

以上のことから、干潟下部砂層の間隙水は、浸透柱から流入し、干潟前面の砂層露出部から河川に流出する流動であると想定できる。この流動の変化は、流入量が最大となる満潮前1時間の差流速分布（図-5.1.10）において、干潟の河川流水部側端部付近砂層の間隙水移動速度が顕著に低下している状況とも符合する。

また、河川水位が浸透柱上端より低い下げ潮時における流入量は、約 $3,900\text{cm}^3/\text{h}$ ~ $3,200\text{cm}^3/\text{h}$ （水位低下速度は $15.7\text{cm}/\text{h}$ ~ $12.8\text{cm}/\text{h}$ ）であり、河川水位が浸透柱下端より低くなる大潮期には、浸透柱上端から 0.40m （高さの80%）が干出する。

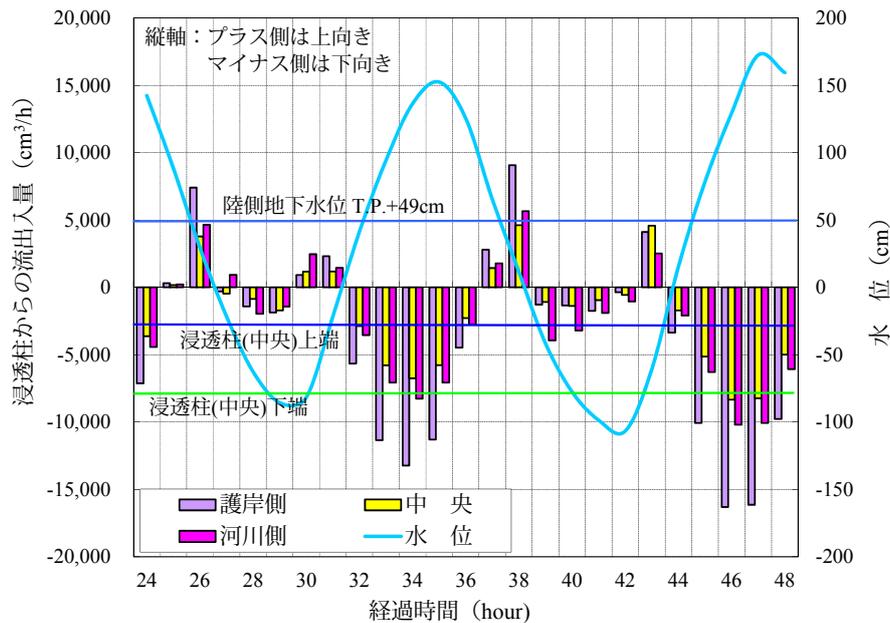


図-5.1.11 浸透柱からの流出入量（計算値）²⁾

(6) 浸透柱内への酸素供給機構

浸透柱内および下部砂層への酸素供給機構は、浸透柱内の間隙水の流動観測および浸透流解析より、次のように考えることができる。

干潟直上水位が堤内地下水位よりも高い時には、溶存酸素濃度の高い河川水および遡上した海水が浸透柱上端から侵入して、浸透柱周辺地盤および下部砂層に酸素を供給する。河川水位が干潟地盤面（浸透柱上端）より低くなると、浸透柱内に滞留する間隙水は河川水位の低下に追随して下部砂層に浸透するとともに、浸透柱およびその周囲では大気との直接接触により酸素が供給される。

浸透柱内の間隙水が上向きに流れるのは、河川水位が堤内地下水位よりも低く、干潟地盤面よりも高い限られた時間帯であることから、浸透柱内の間隙水の流向は下向きが卓越している。すなわち、干潟下部砂層の間隙水は、浸透柱から流入して、干潟前面の砂層露出部から河川に流出する流動なので、酸素の供給を受けやすいと想定される（図-5.1.12 参照）。

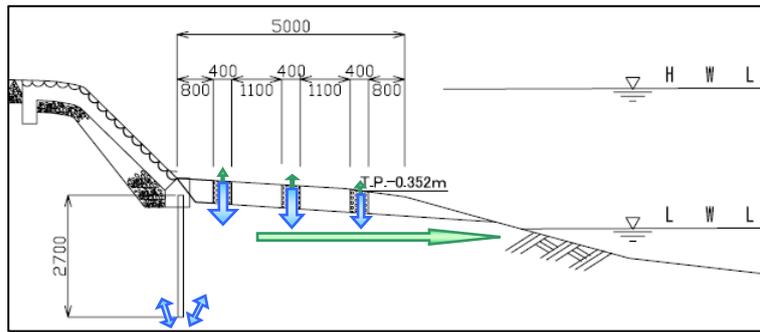


図-5.1.12 干潟下部砂層の間隙水の流動（想定）

5.1.2 浸透柱（柱状透水層）の施工方法

浸透柱（柱状透水層）の施工フローを図-5.1.13に示す。浸透柱の施工は、先ず有機泥下の砂層までケーシングを建てこみ掘削に伴い干潟表層に堆積した有機泥が掘削孔内に崩壊するのを防ぐ。次にケーシング内の有機泥を砂層まで掘削排土し、空隙に石炭灰造粒物を投入・充填した後、ケーシングを引き抜いて浸透柱の築造を完了する。

浸透柱を施工する感潮域の干潟では、干潟の水没時の作業や重機施工の可否を考慮した施工法の選定が必要である。本項では既に実用化されている2種の掘削・排土工法を概説する。

(1) 円柱半割バケット工法

円柱半割バケット工法は、先端がやや細くなった円柱半割バケットを回転させながら穴を掘り進め、所定の深さに達した後、バケットを閉じながらバケット先端部分に圧縮力を作用させて、バケット内に閉じ込めた土砂を取り出す工法である。円柱半割バケット工法の概要を図-5.1.14に示す。

ケーシング内の掘削土を取り出す際には、バケットの先端部分に圧縮力を作用させるので、粘性のある土であれば確実に取り込める。本工法では1工程で1本の掘削が可能となる。バケット内の土の排土は、バケット自体が大きく開くので、粘着力の強い泥でも容易に排土できる。また、このバケットはバックホウアタッチメント方式であり、取り外しも可能で利便性に優れている。

(2) 真空ポンプ工法

真空ポンプ工法では、ケーシングを設置し、ケーシング内の有機泥をウォータージェットで乱しながら、真空ポンプにより排土する工法である。真空ポンプ工法の概要を図-5.1.15に示す。

真空ポンプ工法は、重機の搬入が困難な場所での施工や干潟表面が水没した状態での施工を容易する特徴を有する。一方で排出された有機泥は高含水比の攪拌土になるので、再利用などに際しては中間処理が必要になる。

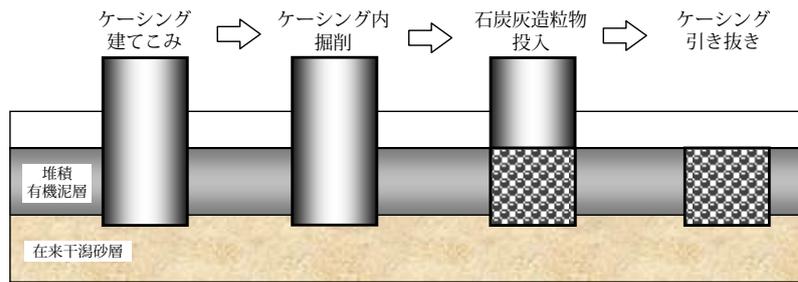


図-5.1.13 浸透柱の施工フロー図¹⁰⁾

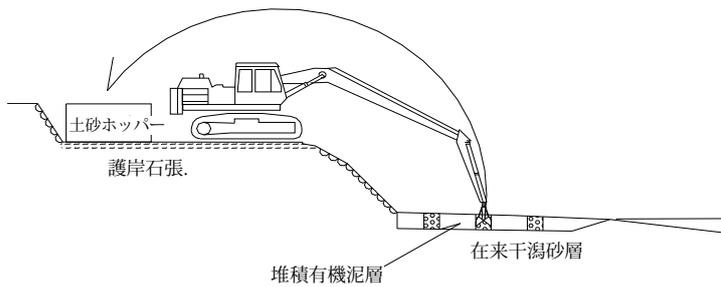


図-5.1.14 円柱半割バケット工法の概要¹⁰⁾

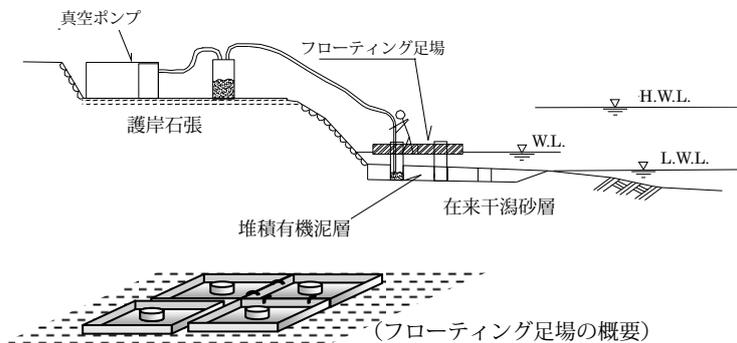


図-5.1.15 真空ポンプ工法の概要¹⁰⁾

5.1.3 浸透柱（柱状透水層）による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果

浸透柱敷設による間隙水の循環特性，有機泥処理および栄養塩の削減効果と生物相の変化を把握し，地下水流動による底質改善を評価する現地調査を実施した．水循環形成の確認現地実験と浸透流解析を行った旧太田川空鞆橋下流左岸地点における計測機器の設置および試料採取等位置は，図-51.16に示すとおりであり，調査項目は表-5.1.2に示すとおりである．

また，旧太田川空鞆橋下流左岸地点から西約700mに位置する天満川中広大橋上流（距離標3K000地点）の右岸河岸干潟に，2008年3月に浸透柱群などを施工し，旧太田川地点と並行して河岸堆積有機泥の浄化現地実験を行った．図-5.1.17に天満川中広大橋上流右岸付近の位置と浸透柱の設置状況，図-5.1.18に浸透柱の設置位置，調査地点と調査の概要を示す．

(1) 天満川中広大橋上流右岸干潟の特性と現地実験の概要

天満川中広大橋上流右岸の河岸干潟地盤は、太田川により広島デルタに運ばれた砂層上に 0.5m 程度の厚さで、50%を超えるシルト・粘土を含有量する有機泥が層状に堆積している。高潮時、実験対象干潟に河口から遡上する有機泥の量は、2008 年から 2010 年までの毎 9 月に行った 3 回のセジメントトラップ調査では 12~26g/m²/h であった。この量は太田川市内派川の他の地点で観測される量と同程度である。

太田川市内派川は、広島湾の潮汐（大潮期約 4m の潮差）の影響を受ける感潮河川であり、大潮満潮時には 30PSU を越える塩分の海水が遡上している。一方、有機泥層下層の砂層においては護岸堤内からの地下水の流れがあり、大潮干潮時に河床最深部が干出すると河床から地下水の湧出が観察できる。

天満川中広大橋上流右岸河岸干潟での実験は、浸透柱群の底質改善の効果を検討するために、2008 年 3 月に浸透柱などを施工し、2008 年 9 月、2009 年 9 月、2010 年 9 月にモニタリングを実施した。浸透柱エリアには φ0.4m の浸透柱を間隔 1.5m で 7×6 列に 42 本を構築した。7 列の内、上流端の 3 列 14 本の浸透柱上には浸透柱の設置時に掘削された有機泥と石炭灰造粒物を混合させて固化した材料¹⁾により覆土を行なっている。また、実験効果を比較するため、浸透柱の影響が小さいと想定される実験区域下流側に比較区（周辺エリア）を設定した（図-5.1.18 参照）。

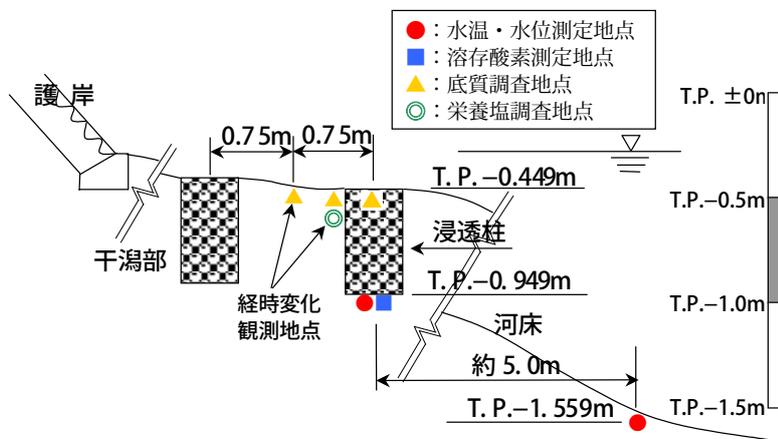


図-5.1.16 各計測機器の設置状況（旧太田川空鞆橋下流左岸）^{2),3)}

表-5.1.2 現地調査項目（旧太田川空鞆橋下流左岸）²⁾

対象エリア	調査項目
浸透柱エリア (間隔 1.5m)	[間隙水質] 水温, 水位, 塩分, DO, NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, PO ₄ -P [底質] 粒度分布, 強熱減量, 硫化物, POC, PON, POP, ORP [生物相] 付着藻類, 底生生物量 [トラップ内の堆積物量] SS, 粒度分布, 強熱減量
周辺エリア	[間隙水質] NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, PO ₄ -P [底質] 粒度分布, 強熱減量, 硫化物, POC, PON, POP, ORP [生物相] 付着藻類, 底生生物量 [トラップ内の堆積物量] SS, 粒度分布, 強熱減量



図-5.1.17 天満川中広大橋上流右岸付近の干潟と浸透柱の設置状況

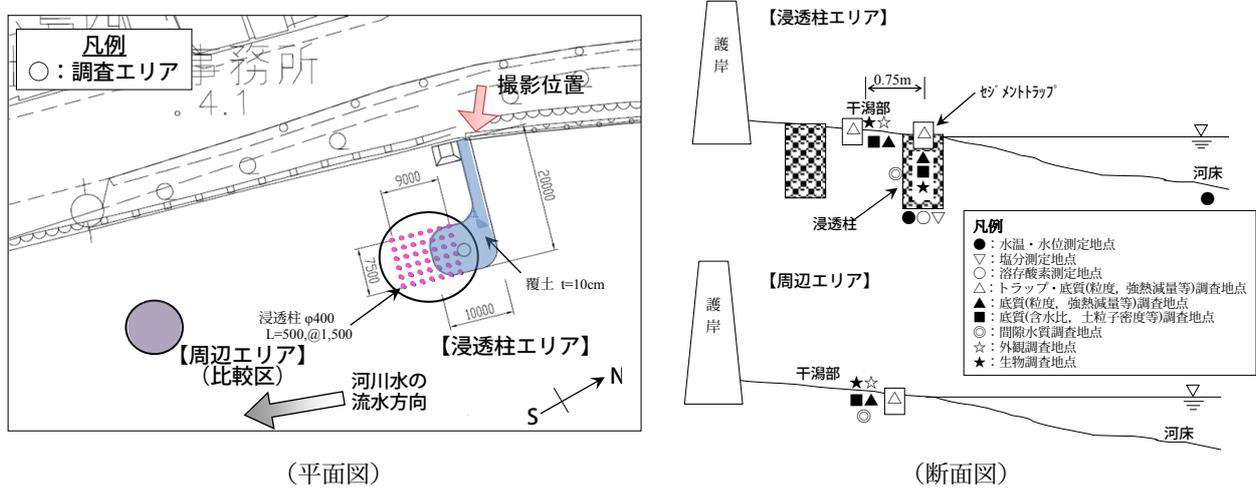


図-5.1.18 浸透柱の設置位置および調査地点と調査の概要（天満川中広大橋上流右岸）¹²⁾

(2) 河岸干潟に堆積する有機泥の特性

浸透柱（造粒物）の内部と周辺地表面にセジメントトラップ（φ10cm×50cm）を設置して、造粒物層内に浸入する有機泥と地表面に堆積する有機泥の量を測定した。浸透柱内部のセジメントトラップは、浸透柱内の造粒物層に鉛直に埋設し、上端を保護ネット（目合い：約2mm）と造粒物（厚さ：約5cm）で被覆した。セジメントトラップで捕捉される有機泥は、調査地点に輸送され堆積する有機泥として扱う。

表-5.1.3 に天満川中広大橋上流右岸河岸干潟の浸透柱（造粒物層）内と地表面で捕捉された有機泥と浸透柱近傍（浸透柱から0.75mの位置）および比較区に堆積した有機泥の性状をまとめている。上げ潮に伴って河岸を遡上する有機泥は95%程度がシルト、粘土分であり、10%程度のIL、約1mg/gの硫化物、1,500~2,600mg/kgのn-ヘキサン抽出物質（油脂成分）を含んでいる。1,000mg/kg以上のn-ヘキサン抽出物質が含まれる有機泥が遡上する場では下水起源の有機物が連続的に供給されていると考えられる。

表-5.1.3 浸透柱（造粒物層）内と地表面で捕捉された有機泥とセジメントトラップ外にある有機泥の性状¹²⁾

（調査場所：天満川中広大橋上流右岸河岸干潟，調査時期：2010年9,10月 [施工後30ヶ月]）

項目	浸透柱エリア				周辺エリア (比較区)		
	浸透柱内		浸透柱から0.75m		トラップ 捕捉泥 (10月)	表層堆積泥 (9月)	
	トラップ 捕捉泥 (10月)	石炭灰造粒物 付着泥 (9月)	トラップ 捕捉泥 (10月)	表層堆積泥 (9月)			
硫化物 (mg/g)	0.93	非検出	1.24	0.24	0.10	0.40	
強熱減量 (wt, %)	10.8	5.3	10.5	4.7	11.0	5.0	
含水比 (wt, %)	-	96.6	-	55.0	-	70.8	
土粒子の密度 (g/cm ³)	-	2.610	-	2.608	-	2.589	
湿潤密度 (g/cm ³)	-	1.340	-	1.670	-	1.600	
n-ヘキサン抽出物質 (mg/kg)	2,600	300	1,500	600	1,500	800	
粒度 組成 (%)	礫分 (2mm以上)	0.0	20.5	0.0	8.2	0.0	4.6
	粗砂分 (2-0.425mm)	0.0	19.1	0.0	33.8	0.0	25.0
	細砂分 (0.425-0.075mm)	6.2	21.8	5.5	23.7	9.1	19.1
	シルト分 (0.075-0.005mm)	70.4	21.9	71.9	18.1	67.9	33.3
	粘土分 (0.005mm以下)	23.4	16.7	22.6	16.2	23.0	18.0
	シルト・粘土含有率	93.8	38.6	94.5	34.3	90.9	51.3

注) セジメントトラップは9月に設置し10月に回収した

(3) 浸透柱底面における水温およびDOの変動

旧太田川空鞆橋下流左岸で実施した浸透柱周辺の水循環を把握するための現地実験では，浸透柱下端に水温・水位計（Compact-TD：JFEアドバンテック社製）およびDO計（Compact-DOW：同）を設置し，2007年9月10日から10月12日の間，浸透柱内のDO，浸透柱内および河川流水部の水位，水温の変動を計測した．浸透柱底面と河川流水部における水位・水温および浸透柱底面のDOの変動を図-5.1.19および図-5.1.20（2007年9月29日～10月2日の期間の抜粋）に示す．夏季の浸透柱底面における間隙水は，水位の変動に伴って水温およびDOが変化している．

浸透柱底面で観測される水位（水圧値）は，河川水位が浸透柱上端高より低い下げ潮時においては河川水位に対して数cm～20cmの水位差での低下が観測（図-5.1.20①から②）されている．浸透柱内水位と河川水位の水位差は，河川水位と堤内地下水位の差により浸透柱底面での圧力水頭位が河川水位より高いことや浸透柱底面下の砂層の透水性に起因するものと考えられる．

河川水位が浸透柱上端高より低い下げ潮時における浸透柱底面での観測水位の低下速度は，30cm/h～6cm/h（10分毎の観測値）であり，浸透流解析による水位低下速度（15.7cm/h～12.8cm/h，1時間毎の計算値）と一致しており，浸透流解析モデルの再現性を評価できる．

浸透柱底面の間隙水温は，24℃～26℃の範囲で変動しており，水位および河川水温の変動に伴う間隙水温の変化が確認された．大潮期の河川水温は，満潮の約2時間後に最高値，干潮の2～3時間後に最低値が観測され，浸透柱底面の間隙水温は河川水温より日変動が少なく，河川水温の平均的な水温である．小潮期には，小潮から数日後に最大となる河川水温の上昇があり，浸透柱底面間隙水温に比較して最大で約4℃の水温差が生じていることから河川水が浸透柱底面までは流入していないと考えられる．

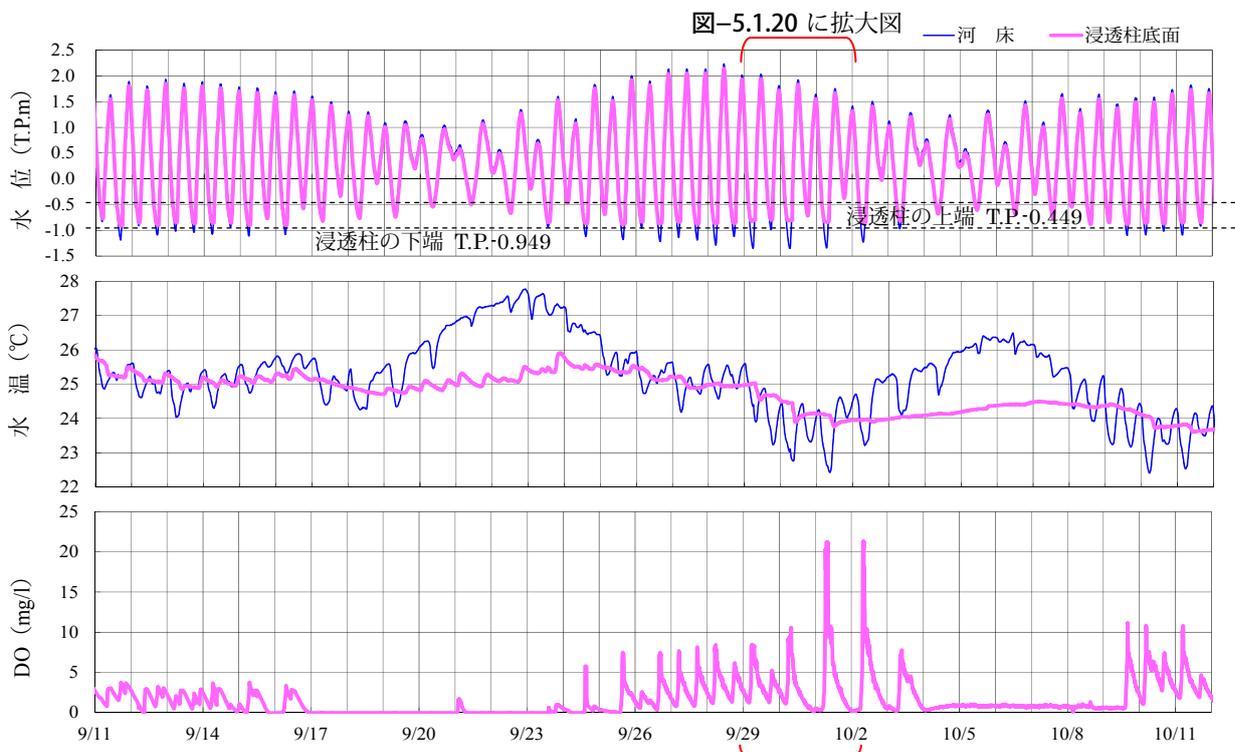
浸透柱底面間隙水温の明確な変動は，水位上昇時に浸透柱上部から河川水が流入する時（図-5.1.20④）や満潮前後に浸透柱内の流れが鉛直下向きの時に河川水温との差が縮小する水温変化がある（9/11～9/17の大潮期および図-5.1.20の⑥前後）．

DOは，河川水位の上下動に伴い，0～20mg/lの範囲で変動しており，河川水位が浸透柱底面より

低くなる大潮期の干潮時（図-5.1.20 ③）および水位上昇時に浸透柱上部から河川水が流れ込む時（図-5.1.20 ④）や満潮前後に浸透柱内の流れが鉛直下向きの時（図-5.1.20 ⑤）に DO が上昇または変動する傾向にある。また、小潮期には DO が上昇していないが、これは水温の変化と同様に浸透柱底面に DO を含んだ河川水が流入していないためと考えられる。

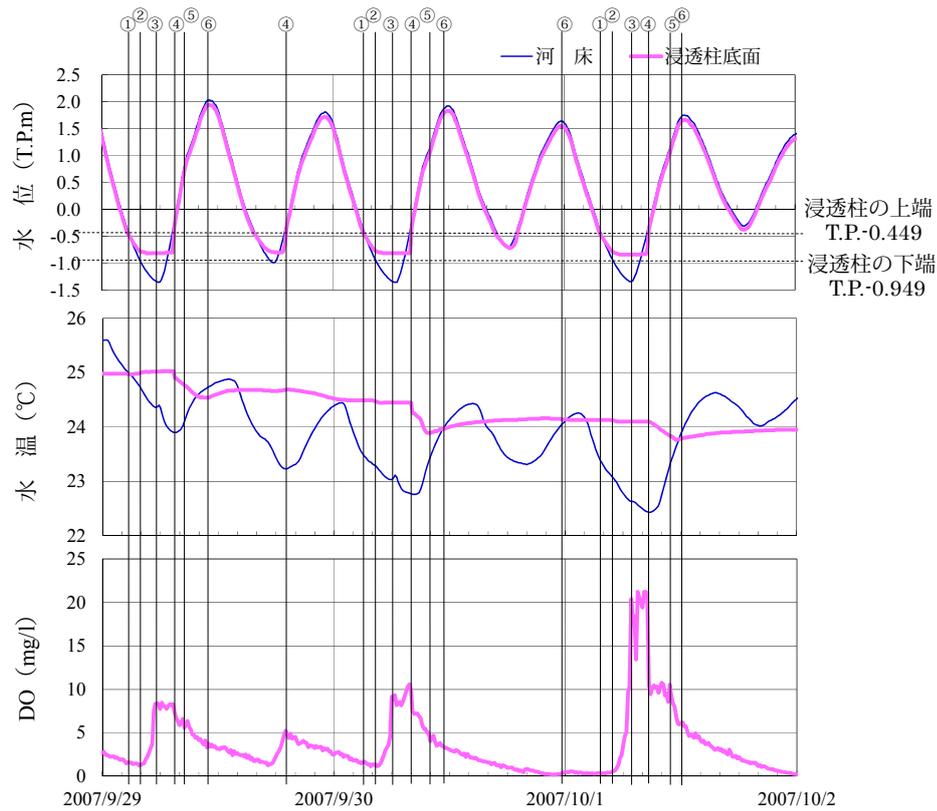
図-5.1.20 に示す期間の浸透柱底面の DO 変化は、浸透柱底面が干出した後に DO が上昇しており、浸透柱底層の一部干出により大気中の酸素の供給があったものと考えられる。その後、水温変化が 1℃未満の状況下で、水位の上昇とともに DO が徐々に低下し、満潮時には DO が 3mg/l 程度の準好気過程にある。また、水位が浸透柱上端付近まで低下した時には、DO が 2mg/l 以下の嫌氣的過程になっており、一潮汐の間に DO の供給と消費が繰り返されている。

好氣的過程では有機態窒素が酸化的に分解・無機化され、無機態窒素として NH_4^+ が放出され、準好気過程では NH_4^+ が NO_2^- および NO_3^- に硝化され、嫌氣的過程では N_2 を排出し脱窒が起こっていると考えられる¹⁾。図-5.1.21 に硝化および硝酸還元反応の概念を示す。



（観測場所：旧太田川空鞆橋下流左岸，観測期間：2007年9月10日～10月12日）

図-5.1.19 河川水位の変化に伴う浸透柱内の水位および下端での水温・DOの変動特性^{2), 3)}



(観測場所：旧太田川空鞆橋下流左岸，表示期間：2007年9月29日～10月2日)

図-5.1.20 河川水位の変化に伴う浸透柱内の水位および下端での水温・DOの変動特性 (2) ^{2),3)}

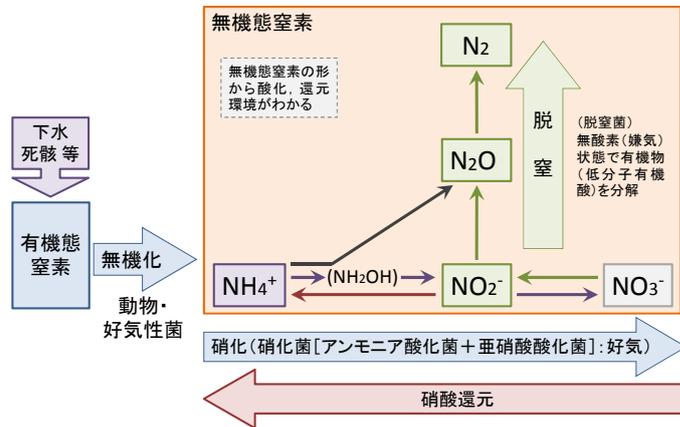


図-5.1.21 硝化および硝酸還元反応 ¹⁾

(4) 間隙水質・底質の経年的な改善効果

旧太田川空鞆橋下流左岸における2005年12月の浸透柱敷設前の2005年9月および浸透柱施工後、11ヶ月(2006年10月)ならびに22ヶ月(2007年9月)の間隙水質・底質調査結果を図-5.1.22、表-5.1.4に示す。間隙水の採取は現地の底質を乱さないよう配慮し、間隙水採取器を深さ15cmまで貫入して実施した。採取試料の分析は、日本工業規格JIS(K0102-2008)に準拠し、アンモニア態窒素、硝酸態窒素+亜硝酸態窒素、溶存酸素、リン酸態リン濃度を測定した。表層の底質試料は、

方形棒 (0.25×0.25m) を用いて鉛直方向に 15cm 程度採泥し、室内において粒度分析を行った。表層試料は日本工業規格 JIS (A1204-2009) に準拠し、セジメントトラップ捕捉有機泥試料はレーザー回折式粒度分析測定装置：SALD-3000S (島津製作所製) によって分析した。

施工後約 2 年が経過した時点において、ORP が両エリアで酸化状態に転換し、底質が改善されつつあることがわかる。強熱減量は、浸透柱エリア (浸透柱間隔 1.5m 地区、浸透柱間中央部) において若干の減少が見られることから僅かながら有機泥処理が進んでいると考えられる。一方、周辺エリア (比較対照エリア) では横這いから若干の増加傾向にあった。

浸透柱エリア (浸透柱側面部) 間隙水の溶存無機態窒素 (アンモニア態窒素 + 硝酸態窒素 + 亜硝酸態窒素) は、施工前の約 50% に減少し安定しているが、周辺エリアでは、22 ヶ月後に増加の傾向を示している。また、浸透柱エリアでのアンモニア態窒素に対する硝酸態窒素 + 亜硝酸態窒素の含まれる割合は 1/1~1/3 であり、周辺エリアの 1/10~1/30 に比較して硝化が起りやすい場が形成されていることがわかる。

間隙水中の窒素化学種 (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) の濃度および DO の経時変化 (施工後 6 ヶ月, 18 ヶ月, 30 ヶ月) は、天満川中広大橋上流右岸の河岸干潟でも観測している。同地点においても浸透柱エリアでの NH_4^+ に対する $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ の含まれる割合は 1/1~1/4 であり、同様の状態が確認されている¹²⁾。この比は間隙水内の DO 濃度と対応しており、浸透柱内のみならず、周辺にも DO の供給があることがわかる。75 μm 以下の有機泥が堆積する浸透柱周辺においても酸化的な環境が維持されていることから浸透柱内で流れが生じることにより、浸透柱側壁でも浸透流が生じ (透水係数の増大)、土中内への DO の供給が促進されていることが予測できる。

間隙水に含まれる無機態全窒素は減少しており、無機態窒素としての全量が減少したことになる。硝化の基となる NH_4^+ は一般的に還元状態で多く存在しており、酸素がある酸化状態で NO_2^- , NO_3^- となる¹³⁾。冬期から夏期にかけての季節的な変化、潮汐の変動による底土内への酸素の供給などの影響により、硝化と脱窒が交互に起こることにより全窒素量の減少につながったと考えられる (図-5.1.21 参照)。

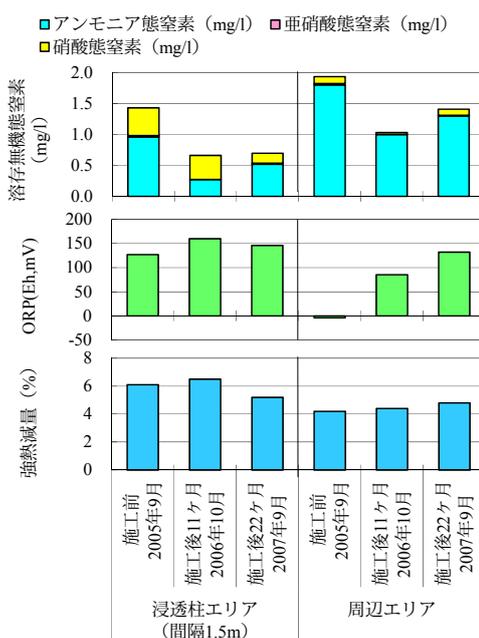


図-5.1.22 間隙水質・底質の経時変化 (旧太田川空鞆橋下流左岸)^{2),3)}

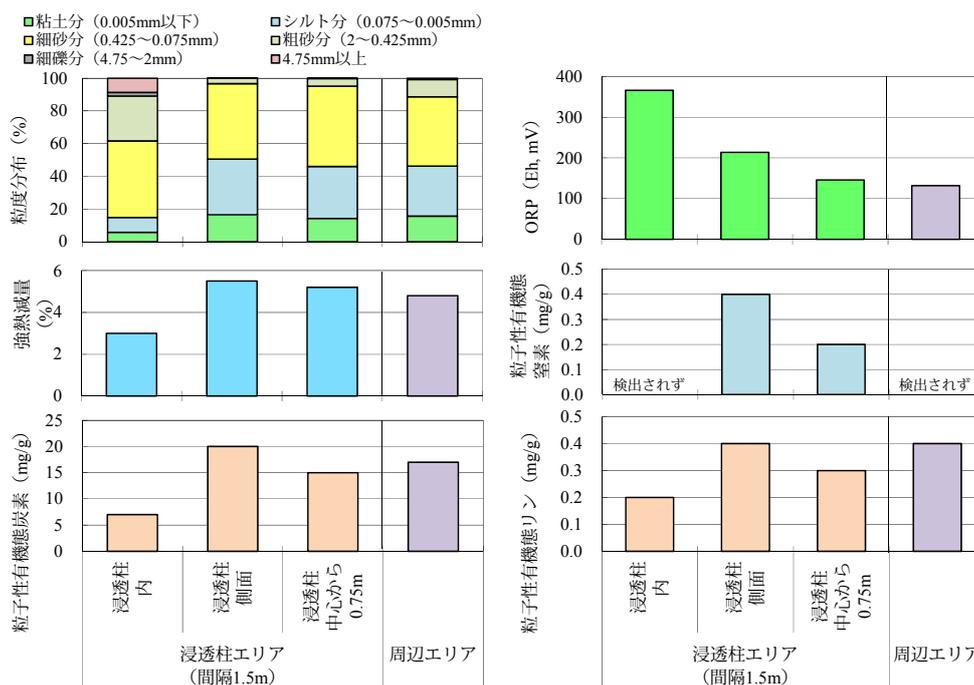
表-5.1.4 間隙水質・底質の経時変化（旧太田川空鞆橋下流左岸）

項目	浸透柱エリア (間隔 1.5m)			周辺エリア			
	施工前 2005年9月	施工後11ヶ月 2006年10月	施工後22ヶ月 2007年9月	施工前 2005年9月	施工後11ヶ月 2006年10月	施工後22ヶ月 2007年9月	
臭気	微硫化水素臭	微硫化水素臭	微硫化水素臭	微硫化水素臭	微硫化水素臭	微硫化水素臭	
泥色	Hue10Y2/1 (黒)	Hue7.5Y3/1 (オリーブ黒)	Hue7.5Y4/1 (灰)	Hue10Y2/1 (黒)	Hue10Y2/1 (黒)	Hue5Y3/2 (オリーブ黒)	
泥温 (°C)	24.0	21.1	23.2	24.0	21.3	23.5	
ORP (Eh,mV)	127	160	146	-4	85	132	
硫化物 mg/g	0.05	0.04	0.08	0.05	0.07	0.03	
強熱減量 (%)	6.1	6.5	5.2	4.2	4.4	4.8	
溶存無機態窒素 (mg/l)	1.4	0.7	0.7	1.9	1.0	1.4	
アンモニア態窒素 (mg/l)	0.96	0.27	0.52	1.80	1.00	1.30	
亜硝酸態窒素 (mg/l)	0.020	定量下限値以下	0.014	0.024	定量下限値以下	0.008	
硝酸態窒素 (mg/l)	0.450	0.390	0.160	0.110	0.030	0.100	
リン酸態リン (mg/l)	—	—	0.100	—	—	0.014	
浮遊物質 (mg/l)	—	180,000	—	—	360,000	—	
土粒子密度 (mg/g)	2.641	2.607	—	2.690	2.660	—	
土粒子湿潤密度 (g/cm ³)	1.62	1.68	—	1.93	1.74	—	
含水比 (%)	59.3	44.1	—	44.4	37.6	—	
粒度 組成 (%)	4.75mm以上の粒子	0.0	0.0	0.0	7.0	5.2	0.0
	細礫分 (4.75~2mm)	0.1	0.3	0.2	2.5	4.0	0.8
	粗砂分 (2~0.425mm)	3.1	2.7	4.6	25.2	27.7	10.5
	細砂分 (0.425~0.075mm)	37.6	36.9	49.1	37.3	32.1	42.4
	シルト分 (0.075~0.005mm)	37.7	36.9	31.8	18.5	20.0	30.6
	粘土分 (0.005mm以下)	21.5	23.2	14.3	9.5	11.0	15.7
	シルト・粘土含有率	59.2	60.1	46.1	28.0	31.0	46.3

(5) 浸透柱周辺の改善効果の広がり

旧太田川空鞆橋下流左岸河岸干潟の浸透柱内、浸透柱側面、浸透柱から 0.75m（隣接する浸透柱間中央部）および周辺エリアにおいて、2007年9月10日（浸透柱施工後22ヶ月）に実施した底質調査結果を図-5.1.23 および表-5.1.5 に示す。浸透柱内に混入した浮遊有機泥には、細粒分（シルト・粘土）が 14.9%含有していた。干潟現地盤には 50%程度の細泥分が含まれており、浸透柱内に細粒分が残留し難いことが考えられる。浸透柱内に混入した泥の強熱減量は 3.0%、粒子性有機態炭素（POC）は 7.0mg/g、粒子性有機態リン（POP）は 0.2mg/g であり、干潟堆積泥と比較し、砂粒子分が多く、有機分が少ないことがわかる。このことが、施工後22ヶ月においても浸透柱内の透水性が確保されている原因であると考えられる。

還元性の指標である ORP 値は、浸透柱内の堆積泥で最も高く、浸透柱から離れるにしたがって低下する傾向にあるが、その他の指標では浸透柱からの距離による差異を見出せない。浸透柱に流入する水循環により酸素が供給され、周辺地盤の ORP は改善されているが、有機物処理は主に浸透柱内で行われ、周辺地盤への改善効果の広がりを定量化するためには、さらに時間の経過を要すると考えられる。



(調査実施日：2007年9月10日)

図-5.1.23 底質調査結果(旧太田川空鞆橋下流左岸, 施工後22ヶ月)²⁾

表-5.1.5 底質調査結果(旧太田川空鞆橋下流左岸, 施工後22ヶ月)

項目		調査年月日：施工後22ヶ月(2007年9月10日)			
		浸透柱エリア (間隔1.5m)			周辺エリア
		浸透柱内	浸透柱側面	浸透柱中心 から0.75m	
硫化物 (mg/g)		0.02	0.08	0.08	0.03
強熱減量 (wt, %)		3.0	5.5	5.2	4.8
粒子性有機態窒素 (PON, mg/g)		検出されず	0.40	0.20	検出されず
粒子性有機態炭素 (POC, mg/g)		7.0	20.0	15.0	17.0
粒子性有機態リン (POP, mg/g)		0.20	0.40	0.30	0.40
粒度 組成 (%)	4.75mm以上	8.7	0.0	0.0	0.0
	細礫分(4.75~2mm)	2.2	0.1	0.2	0.8
	粗砂分(2~0.425mm)	27.4	3.2	4.6	10.5
	細砂分(0.425~0.075mm)	46.8	46.1	49.1	42.4
	シルト分(0.075~0.005mm)	9.1	34.1	31.8	30.6
	粘土分(0.005mm以下)	5.8	16.5	14.3	15.7
	シルト・粘土含有率		14.9	50.6	46.1

(6) 浸透柱による輸送有機泥の浄化特性

太田川市内派川の河岸干潟に運ばれる有機泥には、下水起源と考えられる油脂分(n-ヘキサン抽出物質)が含まれており、油脂分が継続的に輸送されるため河岸に堆積し、底泥の強い還元化を引き起こしている。2010年9月の天満川中広大橋上流右岸の河岸干潟では、下流から遡上してくる海水に輸送される有機泥に1,500mg/kgを越えるn-ヘキサン抽出物質が含まれているが、周辺エリアの干潟表層には800mg/kgが残留していた。浸透柱エリアでは600mg/kgであるが、造粒物層内におい

ては 2,600mg/kg の n-ヘキサン抽出物質が 300mg/kg まで低下している (表-5.1.3 参照)。前述のように浸透柱エリアでの硝化，脱窒が周辺エリアに比較して高いと予想できることから n-ヘキサン抽出物質の分解が促進されている。特に，造粒物層内での n-ヘキサン抽出物質の分解が起りやすいことがわかる。

天満川中広大橋上流右岸の河岸干潟に浸透柱エリアを造成後 6 ヶ月での現地盤のシルト・粘土 (細粒分) 含有量 (55~65%) に比較すると，浸透柱近傍 (0.75m) では 30 ヶ月後には 35%まで低下している (表-5.1.3 参照)。細粒分が低下するのは有機泥に付着する有機物の分解が進み有機泥の粘性が低下したことにより，細粒分が掃流されたと推定できる。このことは浸透柱近傍堆積泥の含水比が 55%，湿潤密度 1.67g/cm³ であり，周辺エリアの堆積泥の含水比 70.8%，湿潤密度 1.60g/cm³ に比較して付着する高分子有機物が少ないことから裏付けられる。細粒分や含水比の低下は，間隙水の流動と結びついており，浸透力の増大がさらに浸透による DO の供給を浸透柱近傍で増大させている。

(7) 浸透柱周辺での有機泥の浄化

浸透柱は，海水によって運ばれた有機泥を浸透柱内に捕捉し，有機泥を分解・無機化させるだけでなく，図-5.1.24 の ORP，土壤硬度に現れているように浸透柱近傍の地盤の透水性を向上させることができる。これにより浸透柱エリア周辺の地表においても ORP が正值で安定し，有機泥の酸化分解・無機化が促進されていると考えられる。施工後 6 ヶ月には有機泥の浄化現象が現れ，浸透柱エリアでは，周辺エリアと比較して土壤硬度が大きくなっている。

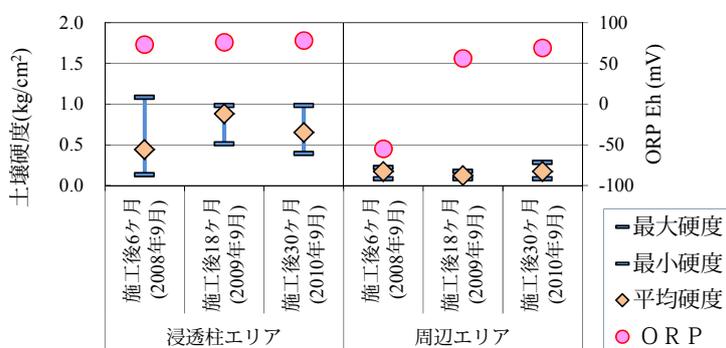


図-5.1.24 浸透柱周辺干潟表層の ORP・土壤硬度の経時変化 (天満川中広大橋上流右岸)¹²⁾

(8) 浸透柱による底生生物の生息状態の変化

干潟表層の底生生物調査では，方形枠 (0.25×0.25m) の試料を移植ゴテにより採取した。採取試料は，現地でふるい (目合い：1mm) がけし，ふるいに残った試料を室内で同定した。同定項目として，種の査定，生物種類別個体数および湿重量を設定した。

図-5.1.25 には，旧太田川空鞆橋下流左岸における浸透柱施工前と浸透柱施工後 58 ヶ月の個体数からみた底生生物の構成比の変化を示す。浸透柱エリア (間隔 1.5m) では，出現種類数が 6 種から 10 種に，確認個体数が 88 個体から 112 個体に増加し，ヤマトシジミ (軟体動物門) の増加とイトメ (環形動物門) の消滅により，節足動物門 (26%)，軟体動物門 (35%) および環形動物門 (39%) が概ね均等に生息する状態になっている。

一方、周辺エリアでは、出現種類数は7種から8種に増加したが確認個体数は133個体から105個体に減少し、優占種はイトメ（環形動物門多毛綱）から小型のヤマトスピオ（多毛綱）に変化しているものの底生生物の生息状態に明確な変化はない。なお、湿重量の減少はチゴガニの小型化（浸透柱エリア）および消滅（周辺エリア）、ヤマトシジミの小型化、環形動物門のイトメの消滅による小型化が主な要因である。

次に、**図-5.1.26**には、天満川中広大橋上流右岸における浸透柱施工後6ヶ月と30ヶ月の個体数からみた底生生物の構成比の変化を示す。天満川中広大橋上流右岸の河岸干潟では、周辺エリアにおいて出現種類数が19種から9種に減少し、優占種が2008年9月のチゴガニ（節足動物門）から2010年9月にはヤマトシジミ（軟体動物門）に代わるような干潟全体の生息環境の変化が観測されているが、周辺エリアでは、底質のシルト以下の粒径が2010年において51%（**表-5.1.3**）であり、DOの供給がない場合には生物が生息し難い環境である。このため周辺エリアでは、ヤマトシジミ（軟体動物門）の平均湿重量が2.17g/個体から0.11g/個体に小型化し、小型の環形動物門（ヤマトスピオ、イトゴカイ科）の個体数割合が大きくなるとともに、節足動物門の出現種類数と確認個体数が減少している。

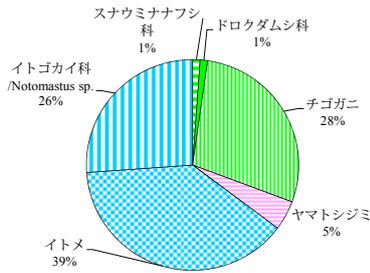
これに対して浸透柱の近傍（浸透柱中心から0.75mの位置）では、ヤマトシジミの確認個体数の増加と小型化（1.02g/個体から0.21g/個体に小型化）は同様であるが、シルト・粘土の含有率が34%（**表-5.1.3**）に低下し、節足動物門の種類数（ニホンドロソコエビなど）と個体数の増加により多様度を維持するとともに、チゴガニやヤマトオサガニの1個体あたりの湿重量が増加しており、浸透柱施工後30ヶ月で浸透柱周辺での生物生息の環境変化への耐性の進行が確認されている。

図-5.1.27（旧太田川空鞘橋下流左岸）および**図-5.1.28**（天満川中広大橋上流右岸）に底生生物量と種類の経年変化、**図-5.1.29**（旧太田川空鞘橋下流左岸）および**図-5.1.30**（天満川中広大橋上流右岸）に底生生物の多様度指数の経年変化を示す。

旧太田川空鞘橋下流左岸では、周辺エリアでの生物生息状況（確認個体数や出現種類数）が観測年ごとに大きく変動する環境下において、浸透柱エリアの確認個体数（軟体動物+節足動物）は、浸透柱施工後34ヶ月以降において増加の傾向を示し、出現種類数も同時期以降比較的安定している。また、底生生物の多様度指数（Shannon-Wiener）も同様に施工後34ヶ月以降において、2.3から2.6程度で安定している。

また、天満川中広大橋上流右岸では、周辺エリアでの確認個体数や出現種類数が経年的に減少する傾向の状況において、浸透柱エリアの確認個体数および出現種類数は共に、浸透柱施工後30ヶ月以降において増加の傾向にある。一方、底生生物の多様度指数は施工後18ヶ月以降、2.6から2.7程度で安定している。

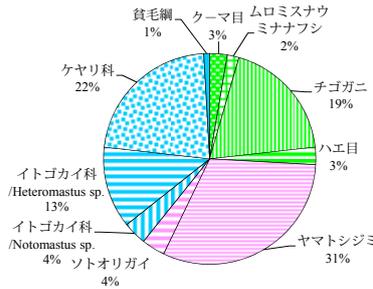
以上の観測から浸透柱の施工により、浸透柱周辺（浸透柱中心から0.75m地点での観測）の干潟表層の生物相は、節足動物門（チゴガニ、ニホンドロソコエビ、ムロミスナウミナナフシなど）や軟体動物門（ヤマトシジミなど）の種類数と個体数が増加して、多様度が改善していることが確認された。また、浸透柱の施工後11ヶ月乃至18ヶ月時点では、確認個体数や出現種類数は一旦減少するが、多様度が安定する施工後30ヶ月を過ぎると個体数および種類数が増加傾向に転じている。



浸透柱エリア
施工前
(2005年9月)

種類数 : 6種類
個体数 : 88個体
湿重量 : 10.35g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門



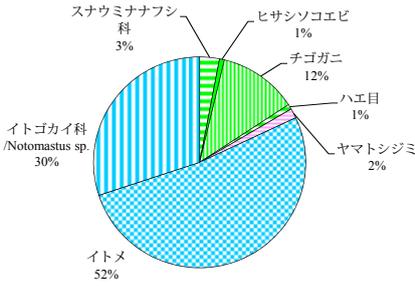
浸透柱エリア
施工後58ヶ月
(2010年9月)

種類数 : 10種類
個体数 : 112個体
湿重量 : 1.92g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門

浸透柱エリア・施工前 (2005年9月)

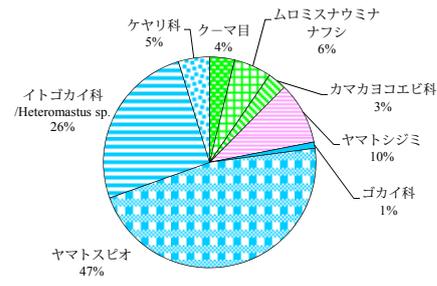
浸透柱エリア・施工後58ヶ月 (2010年9月)



周辺エリア
施工前
(2005年9月)

種類数 : 7種類
個体数 : 133個体
湿重量 : 16.50g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門



周辺エリア
施工後58ヶ月
(2010年9月)

種類数 : 8種類
個体数 : 105個体
湿重量 : 0.51g

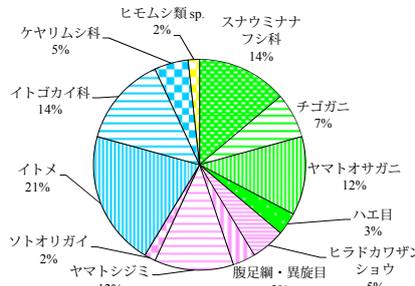
凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門

周辺エリア・施工前 (2005年9月)

周辺エリア・施工後58ヶ月 (2010年9月)

(旧太田川空鞆橋下流左岸)

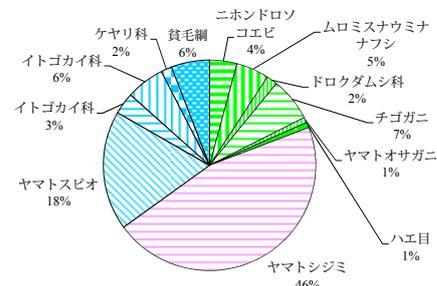
図-5.1.25 個体数からみた底生生物の構成比の変化 (施工前と施工後58ヶ月)



浸透柱エリア
施工後6ヶ月
(2008年9月)

種類数 : 12種類
個体数 : 58個体
湿重量 : 10.62g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門
■ : 紐形動物門



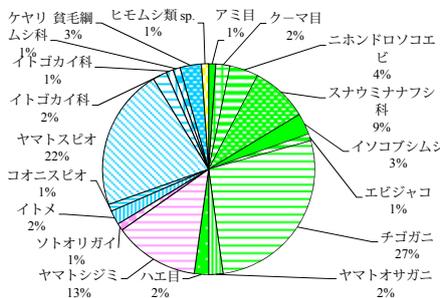
浸透柱エリア
施工後30ヶ月
(2010年9月)

種類数 : 12種類
個体数 : 120個体
湿重量 : 12.93g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門

浸透柱エリア・施工後6ヶ月 (2008年9月)

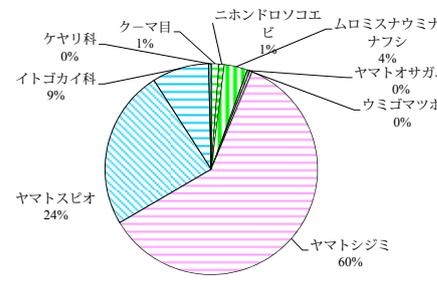
浸透柱エリア・施工後30ヶ月 (2010年9月)



周辺エリア
施工後6ヶ月
(2008年9月)

種類数 : 19種類
個体数 : 92個体
湿重量 : 28.11g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門
■ : 紐形動物門



周辺エリア
施工後30ヶ月
(2010年9月)

種類数 : 9種類
個体数 : 254個体
湿重量 : 19.87g

凡例 (門の分類)
■ : 節足動物門
■ : 軟体動物門
■ : 環形動物門

周辺エリア・施工後6ヶ月 (2008年9月)

周辺エリア・施工後30ヶ月 (2010年9月)

(天満川中広大橋上流右岸)

図-5.1.26 個体数からみた底生生物の構成比の変化 (施工後6ヶ月と30ヶ月)

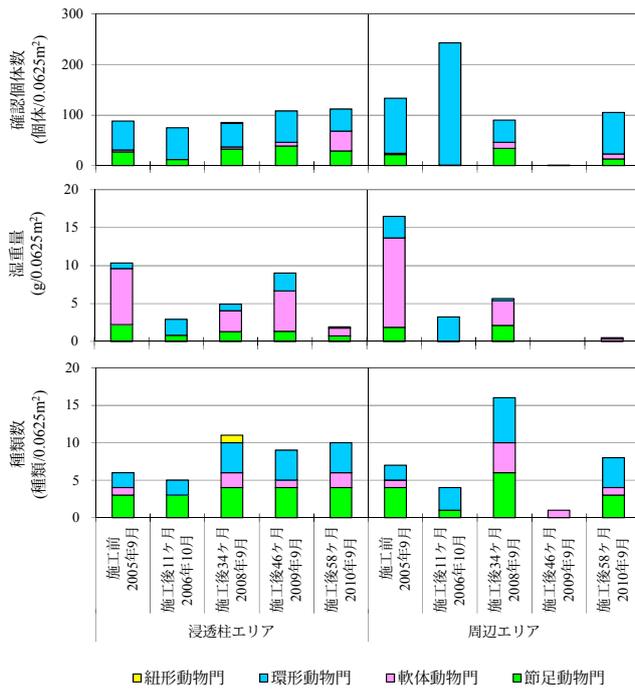


図-5.1.27 底生生物量と種類の経年変化
(旧太田川空鞆橋下流左岸)

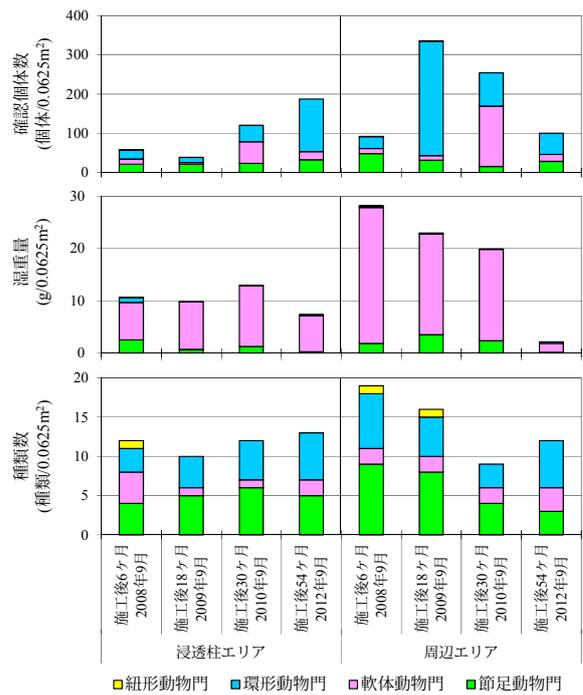


図-5.1.28 底生生物量と種類の経年変化
(天満川中広大橋上流右岸)

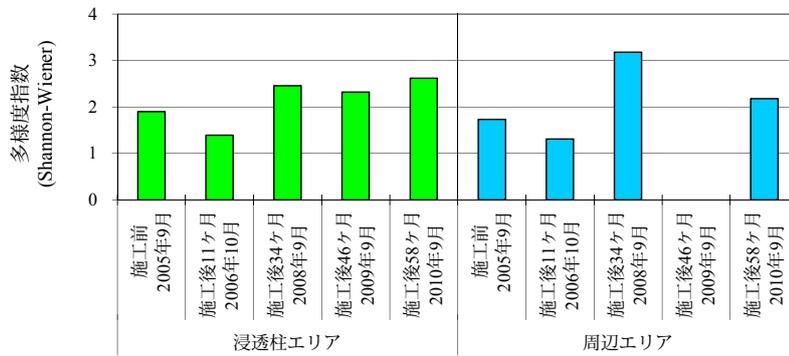


図-5.1.29 底生生物の多様度指数の経年変化 (旧太田川空鞆橋下流左岸)

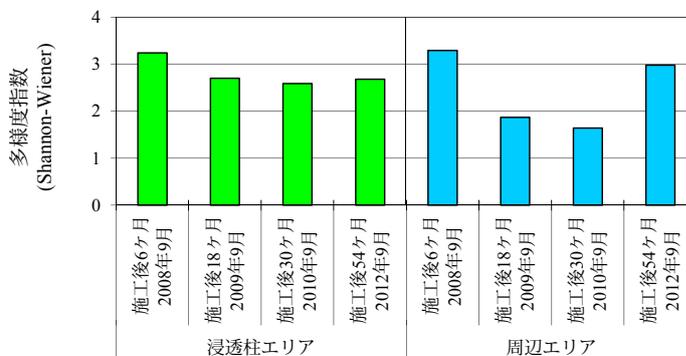


図-5.1.30 底生生物の多様度指数の経年変化 (天満川中広大橋上流右岸)

(9) 浸透柱による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果

石炭灰造粒物を用いた浸透柱の設置による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果は、次のように評価できる。

- ① 浸透柱の設置により浸透柱内での間隙水の流動が促進され、1.5m 間隔で構築した浸透柱間の中間付近まで、有機泥層が酸化状態に改善される。
- ② 浸透柱内での間隙水の流動は、潮位によってデルタ地下水位（堤内地下水位）との間に水位差が生じることにより、干潟堆積有機泥下層の砂層内で嫌気と好気の地下浸透が継続的に起こり、浸透柱での水質浄化（硝化、脱窒）を促進させていると考えられる。また、浸透柱内へは上下端からの海水および河川水の流入のみではなく、側方からの流入もあることから、浸透柱周辺の底泥浄化も期待される。
- ③ 干潟上に堆積する有機泥は、シルト以下の細粒分が 50%以上を占めており、比較的生物の生息しにくい環境であるが、浸透柱周辺では底質粒度が改善されるとともに、底生生物はチゴガニなどの節足動物やヤマトシジミなどの軟体動物の生息が多く確認された。これらにより生物の生息環境と多様度が改善されていると評価できる。

なお、浸透柱周辺での有機泥の分解・無機化の効率や細粒分の挙動については、今後の検討課題であるが、浸透柱施工後 30 ヶ月程度で生物相が安定することが確認されており、工程管理の目安となる。底生動物の生物攪拌（バイオターベーション）は、堆積物の物理的、化学的、微生物学的な諸性質に大きな変化を与えるが、底生動物の作用はその密度に依存する¹³⁾。また、堆積物中の有機物を摂食する堆積物食底生動物は、有機物の多い堆積物に高密度で分布するようになる¹³⁾ことから干潟堆積有機泥の表面に接する直上水や有機泥内へ浸透する水の酸素を高濃度に保つことで、有機物の分解や栄養塩の削減などの底質改善が図られるとともに、生物種が増加・多様化する。

5.2 浸透溝（溝状透水層）による底質環境の改善手法

浸透溝（溝状透水層）は砂泥質（細粒分が 20%程度以下）の干潟に、透水性の高い材料（透水層）を溝状に敷設し、透水層内の水位の変動を利用した水循環の形成により、周辺の底泥内への DO の供給、底質環境の酸化状態の維持、緩い地盤状態の保持などの効果に期待するものである。DO の供給量の増大ならびに水循環の促進は、微生物の活性化による有機物の分解、栄養塩の削減などにより底質環境が改善して生物種が増加・多様化する。

5.2.1 浸透溝（溝状透水層）の施工方法

浸透溝の施工は、潮待ち作業として干潮時に実施する。広島市中区南千田東町 7 番地地先（元安川と京橋川の合流点）での施工状況を写真-5.2.1 に示す。

(1) トラフィカビリティの確保

軟弱な干潟上に型枠合板を敷き並べてトラフィカビリティを確保する。型枠合板によるトラフィカビリティの確保が難しい程に干潟表面が軟弱な場合には、石炭灰造粒物を敷き均す方法もある。敷き均した石炭灰造粒物には、次節で論ずる覆砂の効果が期待できる。

(2) バックホウによる溝の掘削

透水層を設置する溝は、干潟地盤を河川横断方向（河川中心部方向）に干潟勾配に沿って掘削する。南千田東町7地先では、小型バックホウ（バケット容量：0.022m³、重量：0.7t）を用いて、幅0.5m、深0.3mの溝を掘削した。また、透水層を設置する地盤高は、満潮位と干潮位間の潮感帯となる。

(3) 石炭灰造粒物の溝内敷き均し

掘削した溝内に石炭灰造粒物を投入・敷き均して透水層を構築する。南千田東町7地先では、ゴムクローラキャリア（エンジン出力：10.5PS、重量：0.9t）を用いて、石炭灰造粒物を運搬・投入し、人力により敷き均した。

(4) 成形と整地

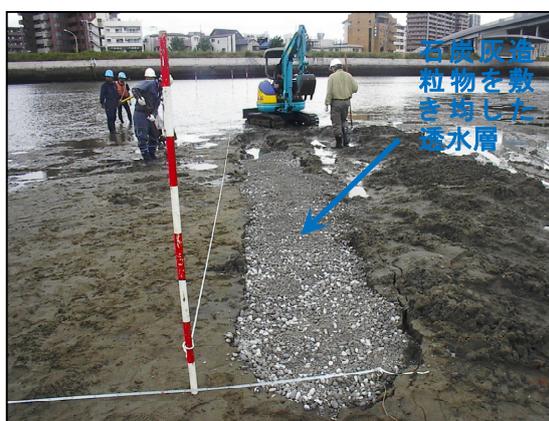
河川水の滞水を防止するための不陸整正と掘削残土の搬出・敷き均しを行う。南千田東町7地先では、ナルトビエイやチヌ（クロダイ）によるアサリの食害痕が多数確認されているので、防護ネット（網目間隔約14mm）で覆い、アサリの稚貝の着生と生育状況の観測に供した。



(バックホウによる溝の掘削)



(石炭灰造粒物の溝内投入・敷き均し)



(バックホウによる透水層周辺の成形・整地)



(完成写真、計測機器の設置状況)

写真-5.2.1 浸透溝の施工手順（広島市中区南千田東町7番地地先での施工例）¹⁴⁾

5.2.2 浸透溝（溝状透水層）による感潮域河岸干潟の底質改善効果

浸透溝による感潮域河岸干潟の底質改善効果の実証試験は、2007年の干潟環境の事前調査結果を踏まえ、不足環境条件の要因分析と対策工の検討を行い、2008年に実証試験区域を造成した。その後、3年間にわたってモニタリング調査を行い、その環境改善効果について検証・評価を行った。

(1) 実証試験を実施した干潟の地形

実証試験を行った干潟は、太田川水系の元安川と京橋川の合流部付近（距離標 C1k000）に位置している。当該干潟の位置図・概観を図-5.2.1に示す。当該干潟部の性状は図-5.2.2に示すとおり、護岸に沿って砂泥質の干潟が広がっており、干潟前面では泥混じり砂、元安川の前面では砂質であり、やや砂分が多い傾向にあった。一方、京橋川の前面および上流側では砂混じり泥であり、やや泥分が多い傾向にあった。

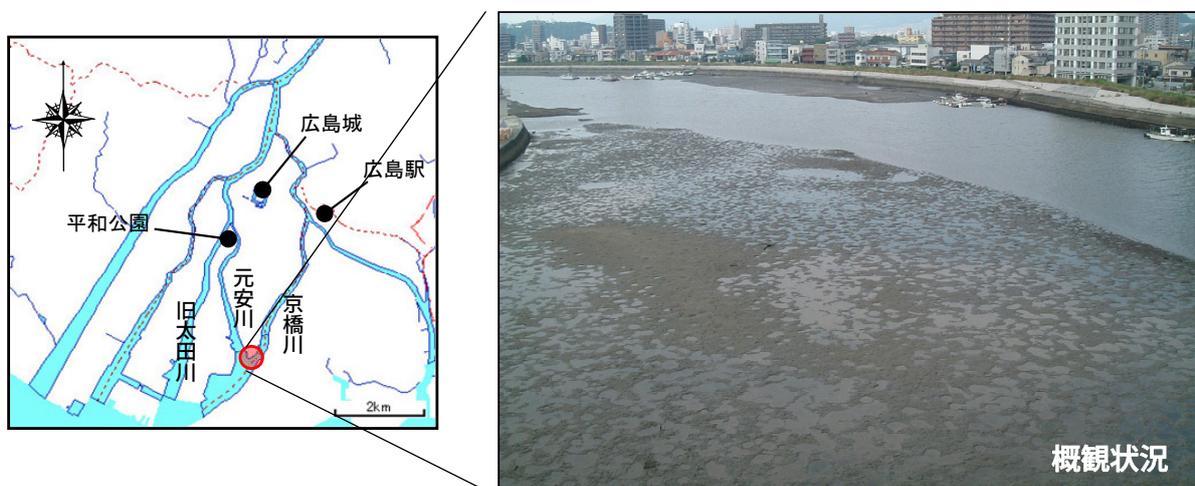


図-5.2.1 実証試験位置（元安川と京橋川の合流部付近）と概観¹⁴⁾

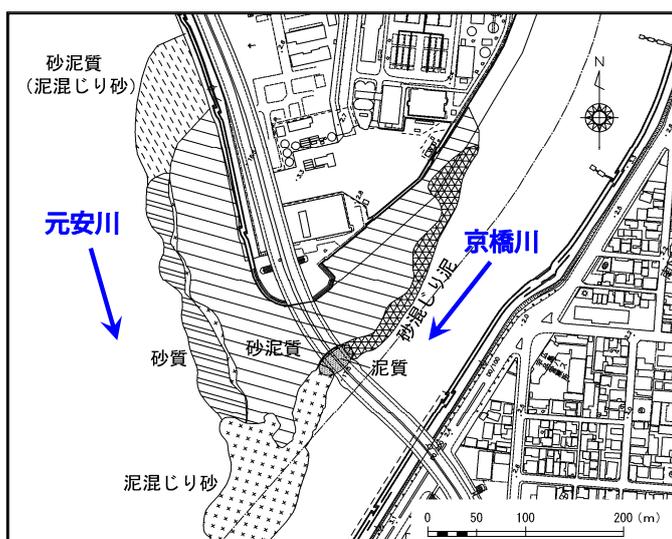


図-5.2.2 実証試験干潟の性状¹⁴⁾

(2) 浸透溝構築前の干潟内の間隙水質と地下水の流動状況

干潟内の間隙水の水位と DO の関係を把握するために、干潟内（地盤高 T.P.-1.1m，土被り約 0.1m）に水温水位計（Compact-TD）および DO 計（Compact-DOW：以上，JFE アドバンテック社製）を設置して，夏期（2007 年 7 月 30 日～8 月 28 日）と冬期（2007 年 12 月 14 日～2008 年 1 月 14 日）にそれぞれ約 1 ヶ月間の連続測定（10 分間隔でのデータ整理）を行った。図-5.2.3 に夏季大潮期における干潟内の間隙水の水位と DO の変動を示す。水位の変動幅は T.P.-1.1m～+2.0m 程度であり，夏季の DO は 0.0～4.1mg/l の範囲の変動にとどまり，水位変動による底泥内への DO の供給がほとんど見られない。DO は一時的に供給されても，すぐに底泥内で酸素が消費され，ほとんど無酸素状態（0.0mg/l）になる傾向を示している。

当該干潟は，広島湾からの海水の遡上とともに有機泥が運ばれる条件下において，他の太田川市内派川と比べて河川流量が少なく，フラッシュなどによる影響も大きくないことから，有機泥を押し流す（流下能力）が小さいと予想される。このため，干潟上では徐々に有機泥が溜まり，堆積しやすい傾向にあると考えられる。さらに，干潟背後護岸には，耐震矢板（深度 10m 以上）が設置されており，地下水の流動を阻害していることから，この堆積した有機泥の影響や水位変動による底泥内への DO の供給不足によって，底質悪化がさらに進行することが予想される。

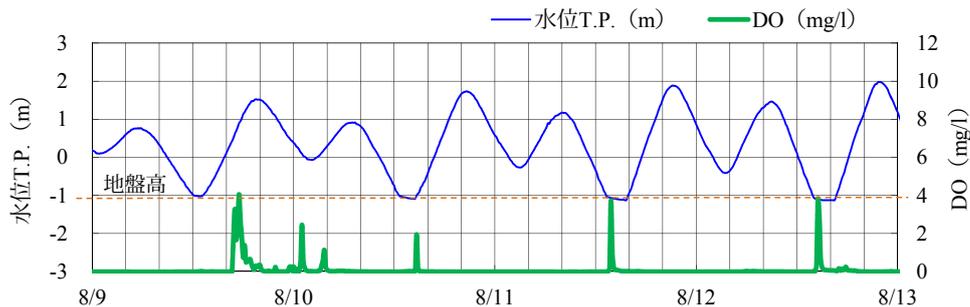


図-5.2.3 干潟内の間隙水の水位と DO の変動（2007 年 8 月）¹⁴⁾

(3) 浸透溝構築前の干潟の底質と底生生物相

2007 年 7 月の干潟内の底質の粒度分布は，礫分 0.4～1.1%，砂分 88.5～94.9%，シルト・粘土分 4.7～10.5%であり，砂分の占める割合が比較的高い。また，強熱減量は 1.2～1.7%，クロロフィルは 1.1～2.4 $\mu\text{g/l}$ ，酸化還元電位は 131～335Eh.mV であった。

2007 年の干潟内の底生生物調査では，環形動物門の占める割合が高く，コオニスピオ，*Heteromastus* sp.，コケゴカイなどが多く確認された。また，当該干潟では，アサリの食害生物であるナルトビエイやチヌ（クロダイ）が生息し，砂面を掘った跡内の食害痕（写真-5.2.2 参照）が多数確認された。



写真-5.2.2 アサリの食害痕¹⁴⁾

(4) 実証試験の概要

実証試験区域の造成は、元安川と京橋川の合流する広島市中区南千田東町 7 番地地先の河岸干潟（面積：4.5m×30m=135m²）において、2008 年 8 月 28 日～30 日の干潮時に実施した。本試験で透水性の高い材料として用いた石炭灰造粒物の粒径は 0～30mm，施工必要量は約 15m³（30m×0.5m×0.3m 深×3+1.5m×0.5m×0.3m 深×6=14.85m³）であった。透水層の施工範囲は、広島湾の平均水面（概ね C.D.L.+2.0m）以下から最低水面（概ね C.D.L.0.0m）までの潮間帯とした。

図-5.2.4 に実証試験区域の概要を示す。造成した透水層の護岸に近い側（A 部）を試験区とし、京橋川の上流側に対照区を設定した。実証試験では、透水層の改善効果を把握するために、2008 年 9 月～2011 年 2 月までの期間、間隙水の水循環の状況、底質、有機泥の堆積状況、生物、底質改善生物指標としてのアサリの成育状況などについてモニタリング調査を行った。

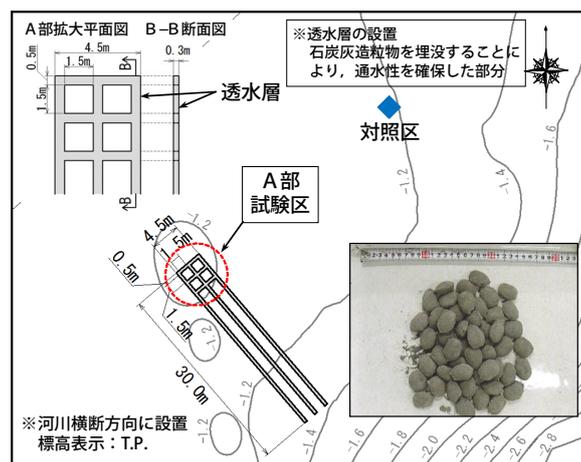


図-5.2.4 実証試験区域の概要¹⁴⁾

(5) 潮汐に伴う水循環の状況（施工後 24ヶ月）

潮汐に伴う水循環（水位，水温，DO）の状況を把握するために，試験区（透水層内，底泥内）と対照区（土被り約 0.1m）に水温水位計（Compact-TD），DO 計（Compact-DOW：以上，JFE アドバンテック社製）を用いて連続測定を行った。

2010年の夏期（大潮期：8/22～8/26）の潮汐に伴う水循環の状況を図-5.2.5に示す。試験区（透水層内、底泥内）のDOは、水位上昇後、一旦は低下するものの満潮前に再びDOの増加が見られた。また、河川水位が試験区の河床高まで低下（試験区が干出）するとDOは増加した。水温も水位変化に伴い、最大で約3℃の変動幅があった。以上より、河川水位の鉛直方向の変化（上昇・下降）に伴ってDO・水温の変動が確認され、透水層および底泥への河川水の浸透が想定された。施工後24ヶ月においても、透水層を中心として水循環が形成されており、DOも供給されていることから目詰まりなどの影響はほとんど確認されなかった。

次に施工後の間隙水質の経年変化を図-5.2.6に示す。試験区（透水層内）のDOは対照区よりも高い値で推移し、栄養塩（溶存無機態窒素、溶存無機態リン）も季節変動の中で比較的低位で維持されていたことから、潮汐に伴う透水層内へのDOの供給効果があったことがうかがえる。また、一潮汐の間にDOの供給と消費が繰り返されていることから、有機態窒素は好氣的過程で酸化分解・無機化され、無機態窒素は NH_4^+ の放出の後、 NO_2^- および NO_3^- に硝化され易くなっていると考えられる。そして、嫌氣的過程では N_2 を排出し、脱窒が起こっていることから、最終的に窒素量が削減されていると予想される。

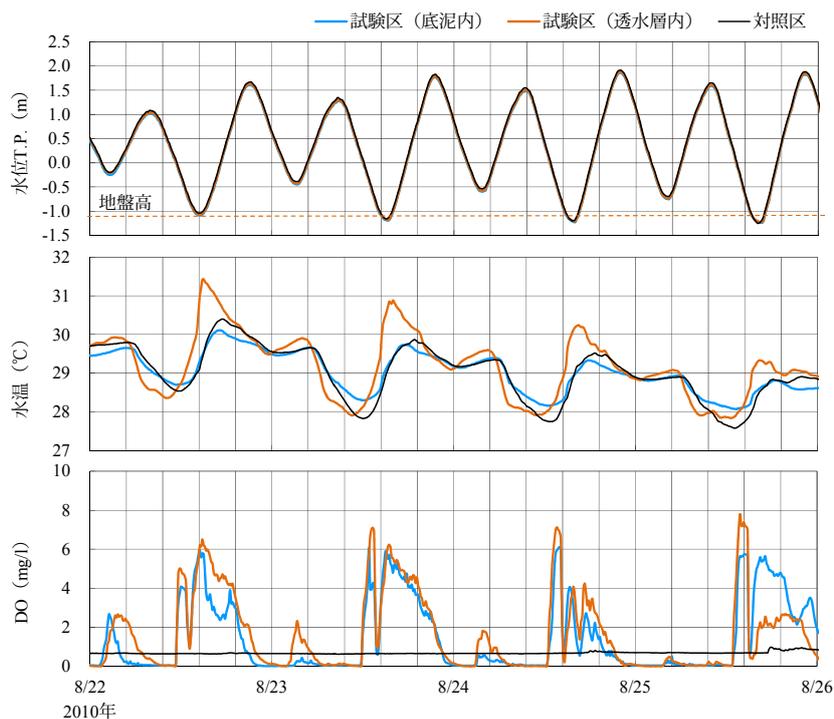


図-5.2.5 潮汐に伴う水循環の状況（2010年8月22日～26日）¹⁴⁾

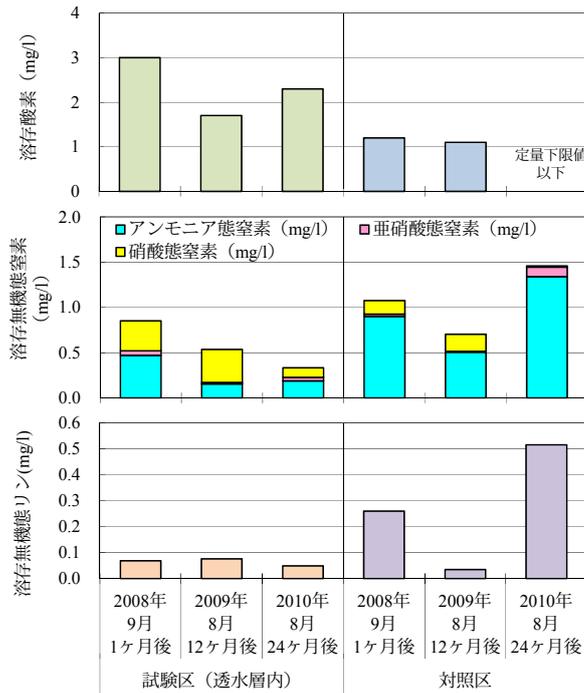
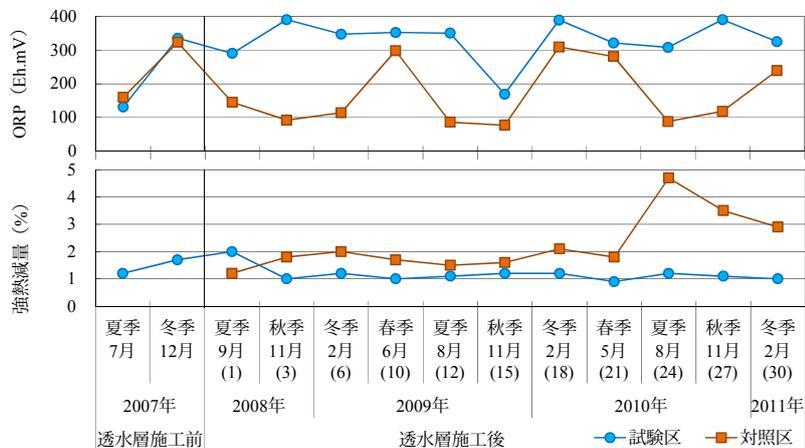


図-5.2.6 間隙水質の経年変化¹⁴⁾

(6) 底質の改善効果

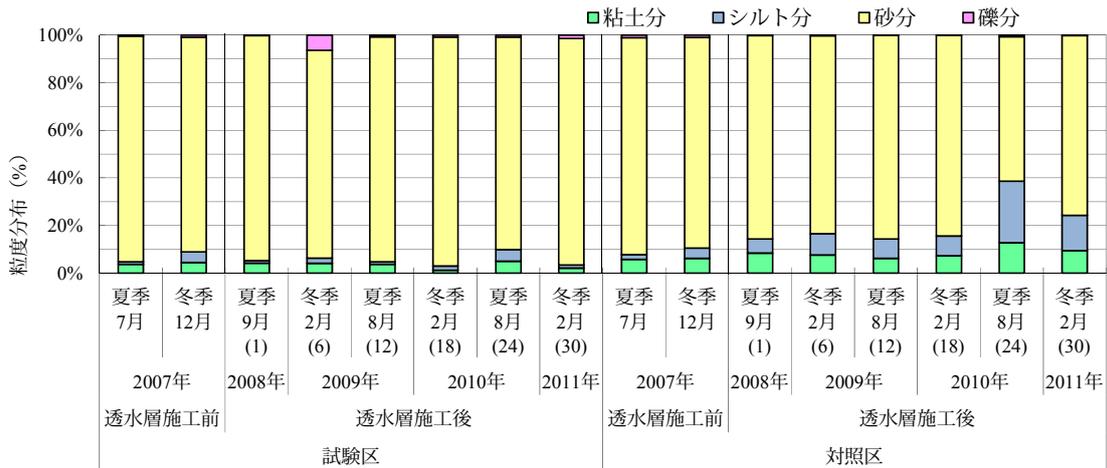
底質の施工前後の比較と経年変化を図-5.2.7（酸化還元電位，強熱減量）および図-5.2.8（粒度分布）に示す。試験区では高い酸化状態を維持しており，強熱減量も試験区で減少傾向にあり，非常に小さい値で推移していた。

当該干潟の粒度組成は，施工前の2007年に砂分が88.5～94.9%であった。試験区では，透水層施工後の2008年以降も砂分が87.3%以上を占めていた。一方，対照区では，2010年の夏季（8月）に砂分が60.8%まで減少し，シルト・粘土分は38.6%に増加した。当該干潟の近隣（京橋川，当該位置から約200m上流）には，下水処理場の放流渠があり，夏季には油脂分が多く含まれる泥（n-ヘキサン抽出物質が5,200mg/kg程度）が堆積することから，非常に外的な影響を受けやすい場である。このような環境下において，試験区の底質は，対照区よりも外的な影響を受けにくい状況にあった。



注) () 内の数値は透水層施工後の経過月数を表す

図-5.2.7 底質のORPおよびILの施工前後の比較と経年変化（2007年～2011年）¹⁴⁾



注) () 内の数値は透水層施工後の経過月数を表す

図-5.2.8 底質粒度の施工前後の比較と経年変化 (2007年~2011年)¹⁴⁾

(7) 有機泥の堆積・処理状況

2010年の夏期(7~8月)におけるSSフラックスは、試験区で19.4g/m²/h、対照区で15.7g/m²/hであり、太田川市内派川の一般的な有機泥の堆積状況にあった。セジメントトラップから採取した沈降有機泥と底質の有機性状の比較を図-5.2.9に示す。POC/PONの比はやや大きく、自然由来の有機成分よりも人工排水由来(油脂成分)のものが多く含まれていると考えられる。また、当該干潟のセジメント(沈降有機泥)の含有成分(POC・PON・POP)は、試験区・対照区ともに底質と比較して多かったが、底質の含有成分は対照区よりも試験区で低い値を示したことから、有機泥の削減量(=セジメント-底質の含有成分)は試験区の方が大きかったことがわかる。これは、透水層による水循環の形成、底泥内へのDOの供給、底質の酸化状態の維持などによって有機泥の含有成分(POC・PON・POP)の改善が進んだ結果、試験区が外的な影響を受けにくい状態になっていることが予想される。また、浸透溝周辺におけるPOC/PONの比は、セジメントトラップ捕捉泥のPOC/PON=20が、浸透溝周辺の堆積底質ではPOC/PON=12.5まで低下して、難分解性有機物の一つである油脂成分の分解などに対しても効果があると考えられる。

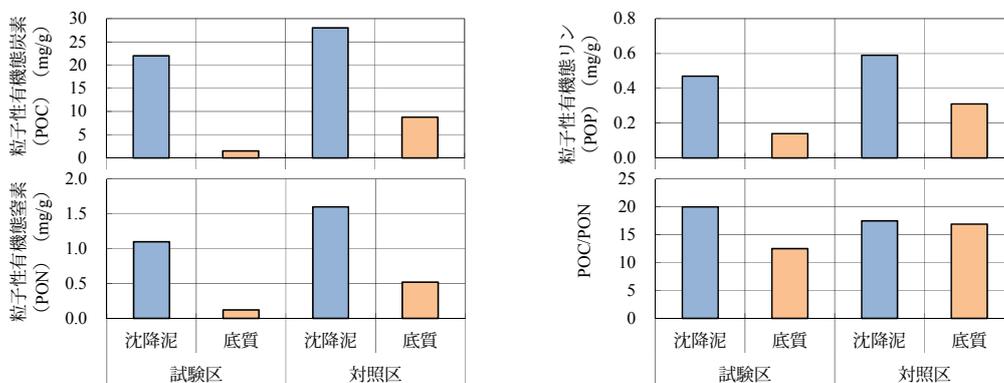


図-5.2.9 沈降有機泥(セジメント)と底質の有機物性状の比較(2010年7月~8月)¹⁴⁾

(8) 脂肪分の浄化効果

図-5.2.10には下水処理水放流渠と試験区の位置関係を示している。試験区は放流渠から約200m下流に設営されており、当該干潟には下水起源と考えられる油脂分（n-ヘキサン抽出物質）が継続的に堆積し、底泥の強い還元化を引き起こしている。図-5.2.11は試験区と周辺対照区の干潟表層の底質を比較したものである。対照区の干潟表層には2,600～5,200mg/kgのn-ヘキサン抽出物質が含まれた有機泥が堆積していたが、浸透溝周辺では700～1,500mg/kgまで低下しており、石炭灰造粒物によるn-ヘキサン抽出物質の低減効果を確認できる。同様に対照区の干潟表層には5.9～8.8mg/gの粒子性有機体炭素（POC）を含む有機泥が堆積していたが、浸透溝周辺では1.5～2.6mg/gまで低下し有機物の分解が促進されている。

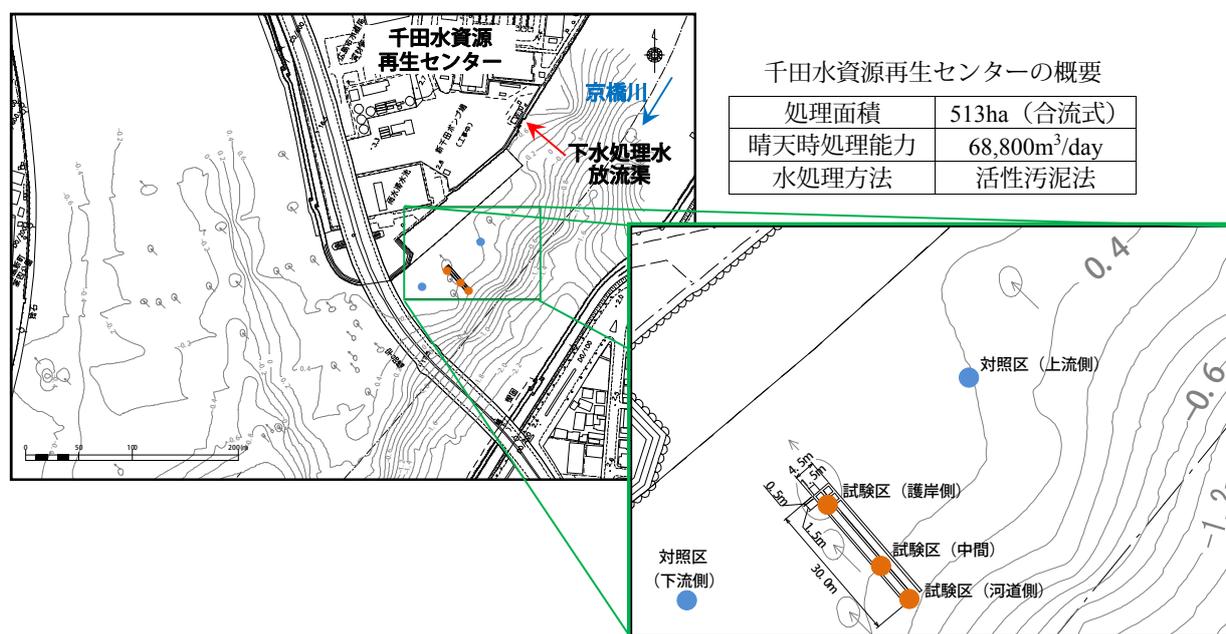


図-5.2.10 下水処理水放流渠と試験区の位置関係（試料採取位置）

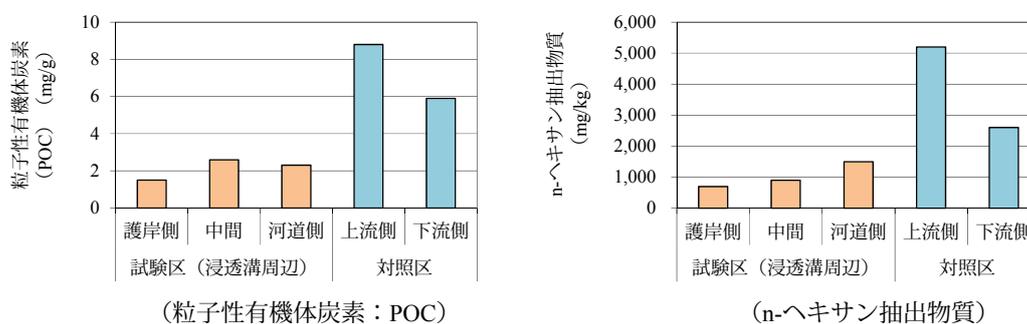


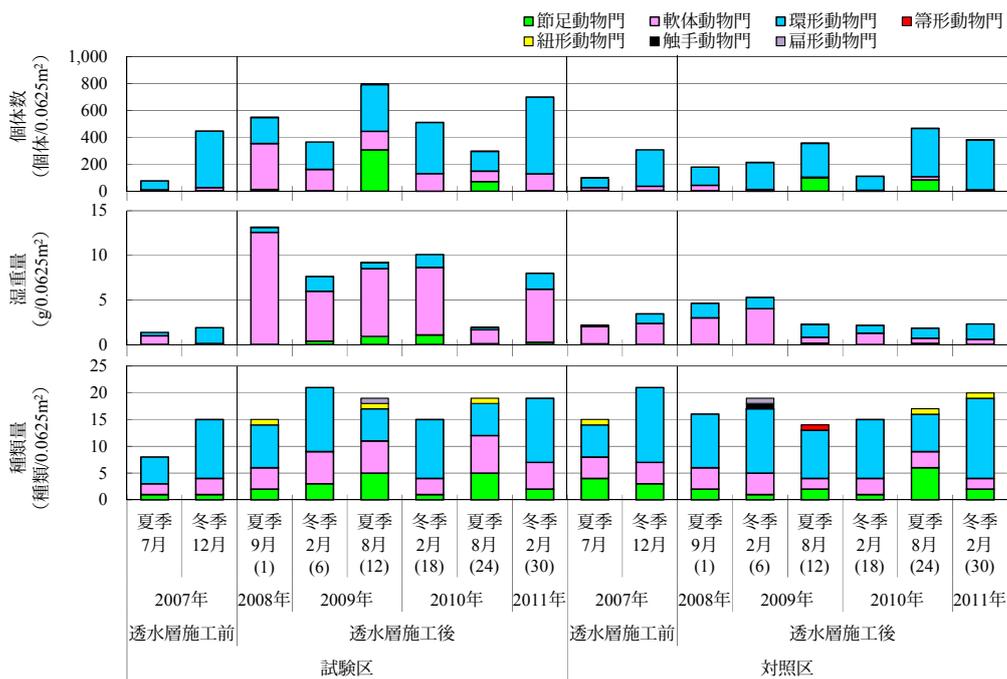
図-5.2.11 底質の試験区（浸透溝周辺）と対照区の比較（2010年8月）

(9) 底生生物の生息環境の改善効果

底生生物相の透水層施工前後の比較と経年変化を図-5.2.12に示す。確認個体数および出現種類数からみた底生生物の主体は、節足動物、軟体動物、環形動物であった。対照区では、施工前後にお

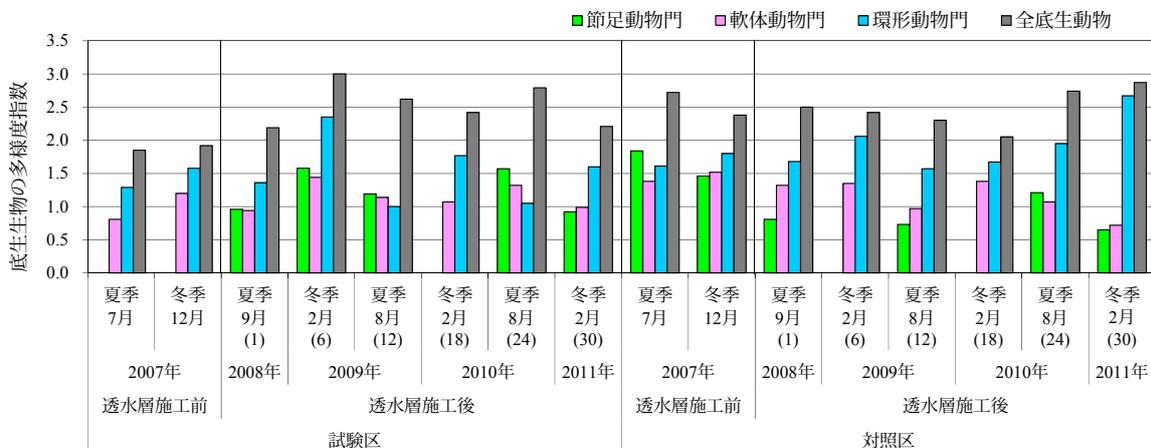
いて確認個体数や出現種類数の明確な差異はない。一方、試験区では、施工後に節足動物（ニッポンドロソコエビ、スナウミナナフシ科、イソガニなど）と軟体動物（ホトトギスガイ、イソシジミ、アサリなど）の個体数と種類数が増加しており、軟体動物（二枚貝など）の湿重量の増加が顕著である。

図-5.2.13には、底生生物の多様度指数の施工前後の比較と経年変化を示す。多様度指数は主要3動物門ごとと、全底生動物で表している。対照区では、全底生動物の多様度指数が横ばいの状況において、節足動物門の多様度指数が経年的に減少の傾向にある。一方、試験区では、施工後に節足動物門の多様度指数が増加の傾向を示し、全底生動物の多様度指数も同様に増加の傾向にある。



注) () 内の数値は透水層施工後の経過月数を表す

図-5.2.12 底生生物相の施工前後の比較と経年変化 (2007年～2011年)¹⁴⁾



注) () 内の数値は透水層施工後の経過月数を表す

図-5.2.13 底生生物多様度指数の施工前後の比較と経年変化 (2007年～2011年)

(10) アサリの育成状況

試験区と対照区にアサリの飼育試験槽（0.5m×0.5m×0.3m の鋼製枠に防護ネット（ナイロン製，網目の間隔は約 14mm）を被覆，**図-5.2.14**参照）をそれぞれ設置した後，アサリを各 100 個体散布し育成状況を確認した．アサリの生残率の経年変化を**図-5.2.15**に示す．試験区のアサリは，設置後 30 ヶ月（2011 年 2 月）の生残率が 1 割程度であった．一方，対照区のアサリは設置後 18 ヶ月（2010 年 2 月）に全て消滅した．試験区のアサリは，平均で殻長が 10.1mm の成長（29.6mm から 39.7mm），殻幅が 6.3mm の成長（14.4mm から 20.7mm），湿重量が 10.0g の成長（6.1g から 16.1g）を確認した．さらに，試験区では，アサリの稚貝（1 年以内）が多く発生し，2009 年 6 月には 309 個体確認された（**写真-5.2.3** 参照）．なお，対照区ではアサリの稚貝を確認できていない．

アサリの殻長組成の結果（**図-5.2.16** 参照）では，アサリの稚貝が順調に成長しており，2011 年 2 月時点では 30mm 以上の個体も確認された．透水層を設置したことにより，水循環の形成（DO の供給）並びに底質の酸化状態の維持などによって，軟体動物の二枚貝などが増加したと考えられる．さらに，防護ネットを併用したことにより，アサリの浮遊幼生の集積・着底が促進され，食害生物などからの被害も低減したことが予想される．

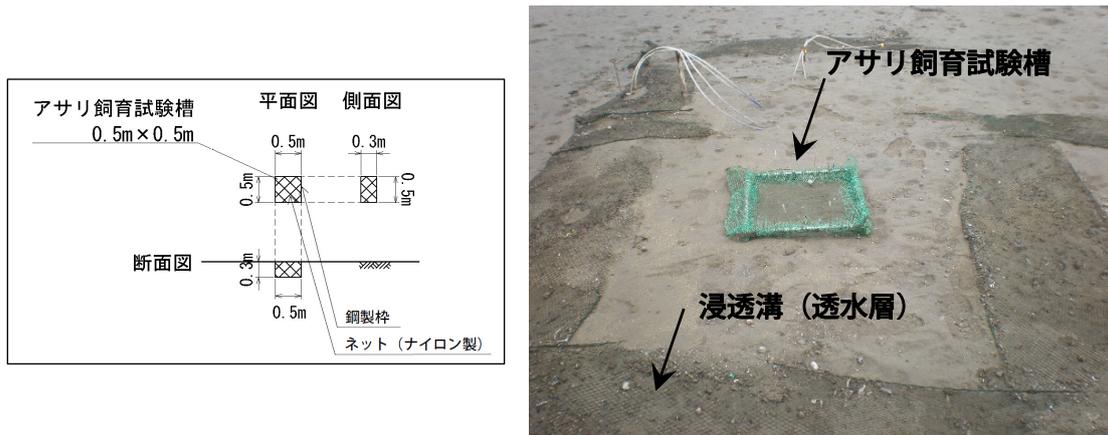
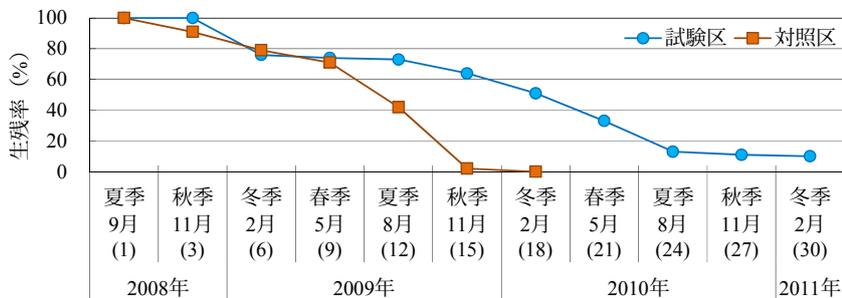


図-5.2.14 アサリ飼育試験槽の構造図¹⁴⁾と設置状況写真



注) () 内の数値は透水層施工後の経過月数を表す

図-5.2.15 アサリの生残率の変化¹⁴⁾



(試験区)



(対照区)

写真-5.2.3 アサリ稚貝の発生状況 (2009年6月)¹⁴⁾

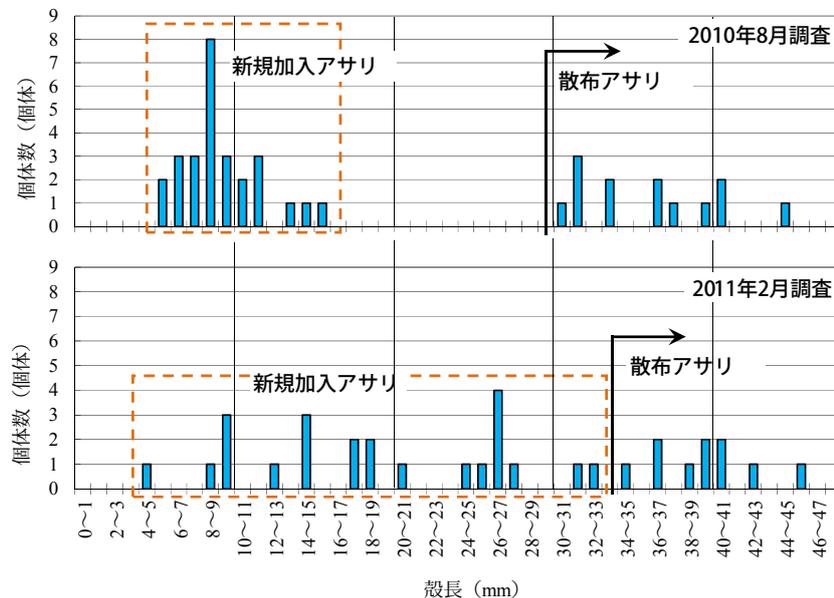


図-5.2.16 アサリの殻長の変化¹⁴⁾

(11) 浸透溝による感潮域河岸干潟の底質改善効果

石炭灰造粒物を用いた浸透溝の敷設による感潮域河岸干潟の底質改善効果は、次のように評価できる。

- ① 浸透溝を中心として、干潟の干出時および満潮前に DO の供給が見られ、潮汐に伴う水循環が確認された。また、浸透溝施工後 24 ヶ月においても、継続的に潮汐に伴う透水層内の水循環が形成されており、目詰まりなどの影響は確認されなかった。
- ② 試験区の底質環境は酸化状態で安定的に推移しており、シルト・粘土含有率は約 2 割未満で良好な状態を維持することで有機物の分解が促進されて、底生生物も節足動物や軟体動物の種類数が増加して多様化していた。
- ③ 試験区内では、散布したアサリ以外に新たな稚貝 (殻長: 数 mm) が自然発生したことにより、当地区においてアサリの再生産が確認された。また、その自然発生したアサリは順調に成長が確認されており、今後も継続的な再生産・成長が繰り返されると予想された。

市街地に近接した河口域では、地震に対する防災機能を強化する目的で鋼矢板打設などによる護岸の強靱化が進められており、鋼矢板の打設が干潟地下水の流動を阻害する要因となっている。一方、浸透溝は、地下水流動の乏しい砂泥質干潟において間隙水の流動を促進し底生生物の生息環境の改善に効果があることから、耐震事業との併用により河口部干潟の環境保全に寄与する。

5.3 覆砂状散布による底質環境の改善手法

5.3.1 覆砂工法の課題

瀬戸内海などの閉鎖性海域では、赤潮や貧酸素水塊などの問題に対処するために、陸域からのCOD、窒素およびリンの流入負荷削減対策が執られており、漁業被害を伴う赤潮発生件数の減少¹⁵⁾など一定の効果が表れている。一方、1970年代中頃に最頻値を示した瀬戸内海の赤潮発生件数は、1990年代に半減¹⁵⁾したが、その後は横ばいで推移しており、2011年には89件の赤潮が発生し、そのうち11件は漁業被害を伴う規模¹⁶⁾であった。また、一部の海域では依然として貧酸素水塊が発生している¹⁷⁾。このような状況の中で2011年に策定された第7次総量削減方針¹⁸⁾の方向性は、陸域からの流入負荷の削減に加えて、浚渫や覆砂などの底質改善対策の推進を必要事項の一つとしている。

覆砂は、底泥からの栄養塩類の溶出削減や底生生物の生息環境の改善に有用とされ、これまで多く実施されているが、2008年度の瀬戸内海における海砂採取の全面禁止（大規模採取は愛媛県の禁止措置により2005年度で終了）¹⁹⁾に伴い、覆砂材料の確保が困難になっている。このような状況から石炭灰造粒物や鉄鋼スラグなどの産業副産物を利用した底質改善技術の開発が進められている。

一方、底泥からの栄養塩の溶出抑制の効果には、施工規模も影響すると想定されるが、広島湾北部海域の約50%(100km²)に厚0.5mの覆砂を施工するのに要する費用として3,000億円(30億円/km²)を算定した結果もあり²⁰⁾、覆砂には材料の確保問題と合わせてコスト低減も課題である。

また、覆砂層厚は、底生生物に対する物理的影響を緩和して、底生生物が這い出し易く、生物再形成を容易にするために、覆砂層厚を12in(約0.3m)以内²¹⁾とする考え方がある。一方で、底質改善効果、栄養塩溶出削減効果、底生生物の生息環境改善効果の持続性および底泥の強度特性から必要とされる平均厚を0.3m(許容施工精度±0.1m)とした事例²²⁾もあり、水域と底質の環境や覆砂材料に適した合理的な覆砂層厚の設定が必要とされている。

さらに、覆砂は水底の表面に散布されるために、その表面への新生堆積物（覆砂等施工後の新たな堆積物）の再堆積によるDO消費量の削減効果の経年的低下^{22), 23)}、新生堆積物に含まれる窒素およびリンの水中への回帰²⁴⁾および新生堆積物の水中への巻き上がりによる水質改善機能の低下への課題が指摘されている。

5.3.2 石炭灰造粒物による覆砂の特徴

石炭灰造粒物を用いた覆砂技術の確立は、水質・底質環境の悪化が著しい広島湾奥部の海田湾や島根・鳥取県境に位置する中海において現地調査と実証実験が進められた。本項では、石炭灰造粒物による底泥の圧密挙動や巻き上がりなどの室内実験の結果から石炭灰造粒物による覆砂の物理的な特徴を整理する。

(1) 室内実験試料の採取区域（広島湾奥海田湾）の概要

室内実験の試料は、図-5.3.1 に示す広島湾で最も水質・底質汚濁が進んだ広島湾北部海域の海田湾で採取した。来島海峡最強時における海田湾沖の広島湾北部海域の潮流は、 $0.2\sim 0.5\text{kt}$ ($10\sim 25\text{cm/s}$)²⁵⁾であり、河川からの淡水流入により、上層では湾口に向かって海水が流出し、下層では逆に湾奥に向かって海水が流入する河口循環流（エスチュアリー循環流）が発達している。海田水深約8mの試料採取地点は、静穏な海田湾内においても更に静穏で、底泥の強熱減量は海田湾内の他地点よりも高い値を示している。

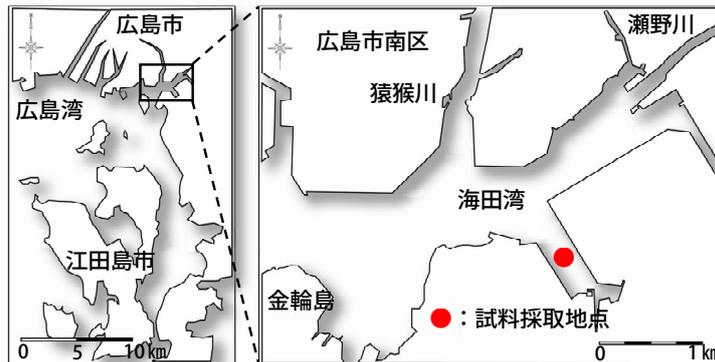


図-5.3.1 試料採取地点（広島湾奥海田湾）の位置²⁶⁾

(2) 採取試料の性状

底質試料は、2008年12月4日と19日に円柱状サンプラー（内径 $\phi 18.3\text{cm}$, $\phi 11.0\text{cm}$ ）を用いて、表層より40cm程度までの乱さない試料を採取した。圧密実験にはこの試料を用いている。

採取した底質試料の性状を図-5.3.2（含水比と強熱減量）および図-5.3.3（粒度組成）に示す。含水比は表層1cmで430~500%、深度3~7cmで275~315%であり、深度20cm以深では195~170%である。強熱減量は表層1cmで約16%、深度3~7cmで13.5~15.0%である。表層から深度30cm程度までの平均的な粒度組成は、細砂分（ $0.075\sim 0.425\text{mm}$ ）が2%、シルト分（ $0.005\sim 0.075\text{mm}$ ）が81%、粘土分（ 0.005mm 以下）が17%（内、 0.001mm 以下：2%）である。

同時期（12月4~19日）に海底に設置されたセジメントトラップに沈降した有機泥のセジメントトラップ量は $48.6\text{g/m}^2/\text{日}$ で、海底面上3mの海中で捕捉されたセジメントトラップ量 $0.54\text{g/m}^2/\text{日}$ に対して、2オーダー海底での捕捉量が多くなっている。また、捕捉された有機泥の性状は、強熱減量が15%程度、C/N比が11程度であった²⁶⁾。

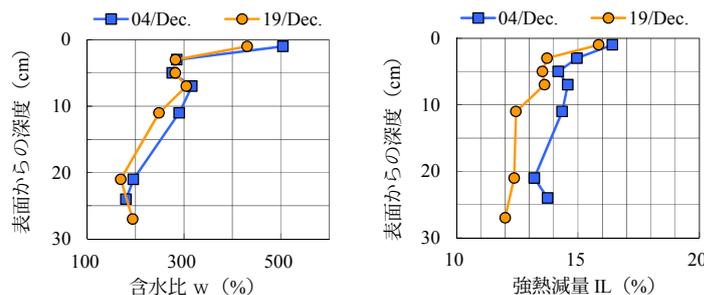


図-5.3.2 採取試料の含水比と強熱減量²⁶⁾

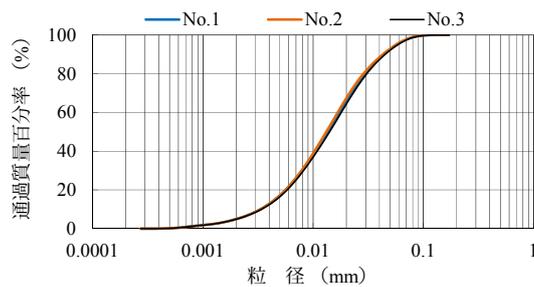


図-5.3.3 採取試料の粒度組成²⁶⁾

(3) 柱状不攪乱試料を用いた圧密実験

天然砂などを用いた覆砂は、層厚の合理的な設定や新生堆積物堆積後の分解の進行と新生堆積物に含まれる窒素およびリンの水中への回帰、新生堆積物の水中への巻き上がりによる水質改善機能の低下への対策は十分ではないと考えられる。

一方、石炭灰造粒物の窒素およびリンの吸着効果は天然砂に比較して高く、石炭灰造粒物による覆砂はリンの吸着による底質の改善効果が確認されている^{28), 29)}。したがって、石炭灰造粒物による覆砂では、底泥の巻き上がりが水質環境悪化の要因と考えることができる。底泥の巻き上がりは表層で生じており、底質表層の状態が重要である。表層の含水比が高い場合には、底泥は緩い状態にあるので、外力に対する抵抗力が小さく巻き上がり易くなっている³⁰⁾。

室内実験では、不攪乱試料上に覆砂材を投入することにより圧密排水による表層の含水比の変化および覆砂材の底質表面へのめり込み状況を確認した。圧密実験は、円柱状サンプラーで採取した不攪乱底質表面に覆砂材を層厚が均等になるように静かに置き、時間とともに進行する覆砂材のめり込み量と柱状底質試料の体積変化を計測するとともに、実験終了時の深度毎の含水比と湿潤密度を計測した。

表-5.3.1に圧密実験条件を示す。試料番号 L6 の覆砂材試料としての石炭灰造粒物は、100℃の乾燥炉で水分を除去し乾燥状態にしたものであり、L6 を除く石炭灰造粒物は、30psu の塩水で飽和した状態である。また、L2 (体積：V=480cm³)、L5 (V=488cm³) および L6 (V=483cm³) の石炭灰造粒物の体積量は概ね同値になるように調整している。写真-5.3.1に内径φ18.3cmの円柱状サンプラーと長径φ40mm、短径φ20mmの石炭灰造粒物を用いた室内圧密実験の状況を示す。

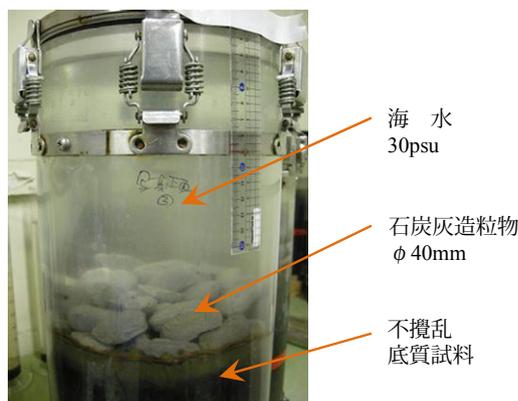


写真-5.3.1 圧密実験の状況 (φ18.3cm)²⁶⁾

表-5.3.1 圧密実験条件^{26), 27)}

試料番号	試料径 (cm)	試料高 (cm)	覆砂材	覆砂材気中重量 (g)	有効単位重量 (gf/cm ²)
L1	18.3	30.0	40mm 造粒物	489.8	0.88
L2	18.3	40.0		941.6	1.70
L3	18.3	42.0		1,386.6	2.50
L4	18.3	35.1		514.7	0.93
L5	18.3	33.8		973.3	1.76
L6 ^{※1}	18.3	36.2	40mm 造粒物 (乾燥材料)	814.1	1.21
L6 ^{※2}				536.2	0.16
S1	11.0	35.0	砂	50.0	0.32
S2	11.0	39.0		100.0	0.65
S3	11.0	35.0		200.1	1.29
S4	11.0	28.0	粉碎カキ殻 2mm 造粒物	229.1	1.14
S5	11.0	34.4	2mm 造粒物	135.8	0.68
S6	11.0	31.9	砂	50.0	0.32
N1	11.0	25.0	無 (自然圧密)	—	—
N2	11.0	35.9		—	—

※1: 実験終了後の湿潤状態での重量, ※2: 実験 (投入) 前の乾燥状態での重量

注1) 04/Dec.採取試料: L1~L3, S1~S4, N1, 注2) 19/Dec.採取試料: L4~L6, S5~S6, N2

注3) 40mm 造粒物: 長径 40mm, 短径 20mm 程度の石炭灰造粒物

(4) 石炭灰造粒物覆砂材の底泥へのめり込み量と底泥の圧密

図-5.3.4 に浮力を考慮した覆砂材による有効単位面積荷重と底泥へのめり込み体積の関係を示す。L4 と L5 を比較すると、投入覆砂材の体積は 270cm³ から 488cm³ に 1.8 倍であるが、めり込み体積は 23.2cm³ (8.6%) から 73.5cm³ (15%) に 3.2 倍の増加であり、L3 のめり込み体積は投入体積の 23% である。不攪乱試料を用いた室内実験の結果からは、覆砂材の底泥へのめり込み損失率が投入覆砂材量の増加率より大きく、覆砂材の多量投入はめり込み損失量を増加させる可能性が示唆される。

石炭灰造粒物のめり込み量に関しては、井上省吾ら (2010) の水中自由落下の可能な大型水槽試験³¹⁾により、めり込み量が緩い底泥の堆積厚に依存することが確認されている。さらに、末次弘道ら (2011) の試験施工³²⁾では、底泥の含水比が高い程めり込み量が大きく生じ、めり込み量が底泥含水比に依存することを明らかにするとともに、薄層分割散布によりめり込み量を最小限に留めることが可能であることを実証している。

また、覆砂材体積のほぼ同じ L2, L5, L6 のめり込み体積から乾燥状態の覆砂材の投入は、底泥へのめり込み量を低減する効果が期待できることがわかる。井上省吾ら (2010) の大型水槽での水中自由落下試験³¹⁾では、球形に近く歪な形状の石炭灰造粒物は水底到達時の衝突速度が球形と比較して 40%程度小さく、めり込み量を抑制するのに有利であることを明らかにしている。

次に、図-5.3.5 には、覆砂材の有効単位面積荷重と底泥の鉛直ひずみの関係を示す。底質表面の沈下量は、試料の全高さにより相違するので、本実験では沈下量 (Δh) を試料全高 (h) で除したひずみ ($\varepsilon = \Delta h/h$) で表した。また、24 時間以上の時間において沈下量に変化がない場合を実験終了とした。

ϕ 40mm の石炭灰造粒物を用いた実験 (L1~L6) では、最終鉛直ひずみは有効単位面積荷重の増加とともに大きくなる傾向があると判断できるが、全 12 試料の実験結果では、最終鉛直ひずみと有効荷重との関係は明確でない。L1~L6 と S1~S6 の比較から粒径や単位体積重量の相違は、圧密沈下状況に影響しないと判断することができる。

図-5.3.6には、試料の含水比分布と自重圧密による変化を示す。自重圧密により表層（深度1cm）では含水比が400%および430%に低下しているが、深度3cm以深の自重圧密前後での含水比変化は表層と比較して小さく、現地海底の表層は直上水や間隙水の流動の影響を受けていると考えられる。

図-5.3.7には、圧密後の深度方向の含水比と湿潤密度の分布を示す。各々の試料における含水比と湿潤密度の関係は一致しているが、覆砂材の有効単位面積荷重との関係は明確ではない。

図-5.3.8には、表層（深度1cmと3cm）の圧密後の含水比と覆砂材の有効単位面積荷重の関係を示す。深度1cmの含水比は270~350%、深度3cmの含水比は220~290%であるが、圧密後の含水比は有効荷重と関連なく一定範囲に収斂している。この状況は、図-5.3.5に示す鉛直ひずみとの関係と一致している。

図-5.3.9には、表層（深度1cm）の含水比の圧密前後での差を示す。φ40mmの石炭灰造粒物を用いた実験（L1~L6）では、圧密による含水比の低下量は有効単位面積荷重の増加とともに大きくなる傾向があると判断できるが、全12試料の実験結果では、圧密による含水比の低下量と有効荷重との関係は明確でない。この関係も図-5.3.5に示す鉛直ひずみと有効荷重との関係と一致しており、実験精度の裏付けとなる。

底質表層の含水比が500%から350%ないし300%に低下すると体積は約30%収縮するので、本実験による沈下（3~7mm）は、表層3cm程度までの排水現象であると考えられる。

本実験での覆砂材の有効荷重 $0.3\sim 2.5\text{gf/cm}^2$ ($0.03\sim 0.25\text{kPa}$) は、底質泥の層厚 ($\rho_t=0.2\text{gf/cm}^3$ (2mN/cm^3)) 2~12cmに相当する。図-5.3.2に示すように本地点の表層3~11cmの自然含水比が250~320%であること、図-5.3.8に示す圧密後の含水比が深度1cmで270~350%、深度3cmで220~290%であることより、覆砂材投入による表層の圧密量は含水比より予測できる。

以上のことから、覆砂材のめり込み量や底泥の圧密量は、表層の含水比とともに、高含水比（300%程度以上）の底泥層厚に依存することがわかる。

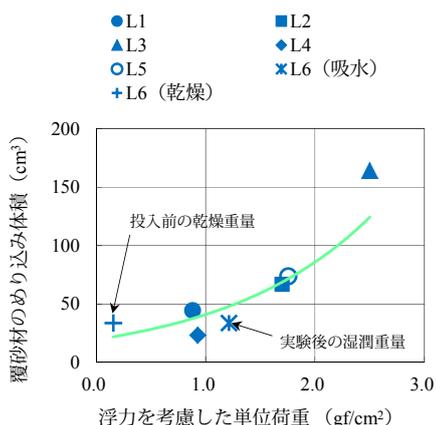


図-5.3.4 覆砂材の有効単位面積荷重とめり込み体積^{26), 27)}

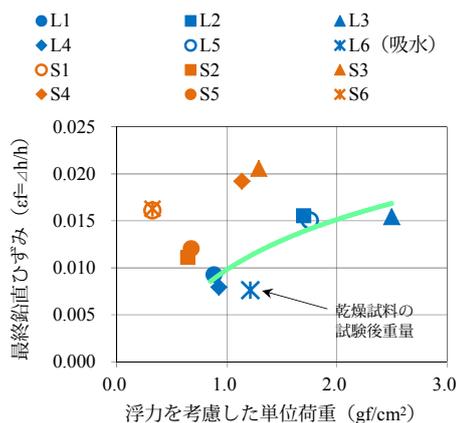
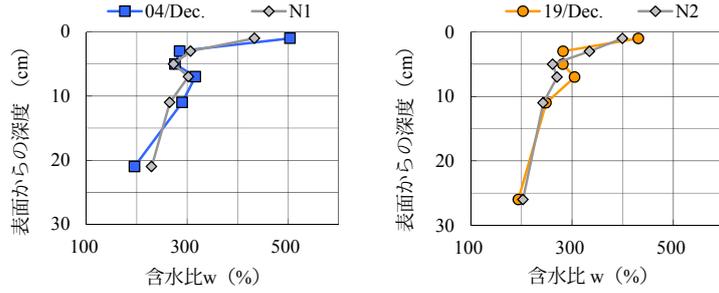


図-5.3.5 有効単位面積荷重と底質泥最終鉛直ひずみ^{26), 27)}



(N1：圧密期間1週間，N2：同3週間)

図-5.3.6 不攪乱試料の含水比分布の自重圧密による変化^{26), 27)}

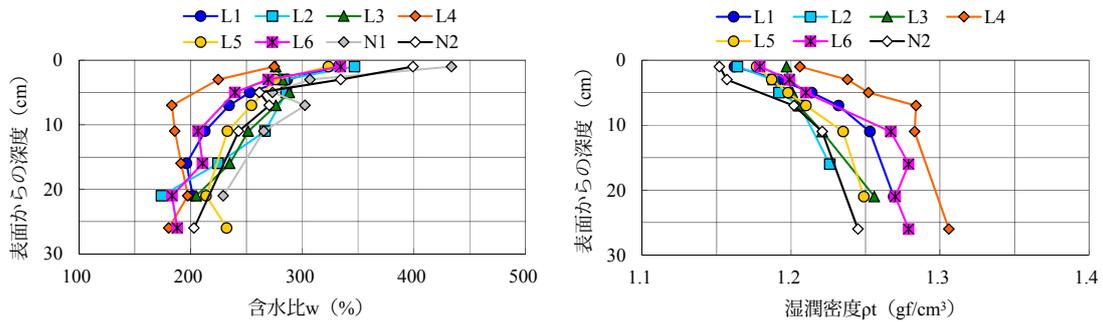


図-5.3.7 圧密後の含水比と湿潤密度の分布^{26), 27)}

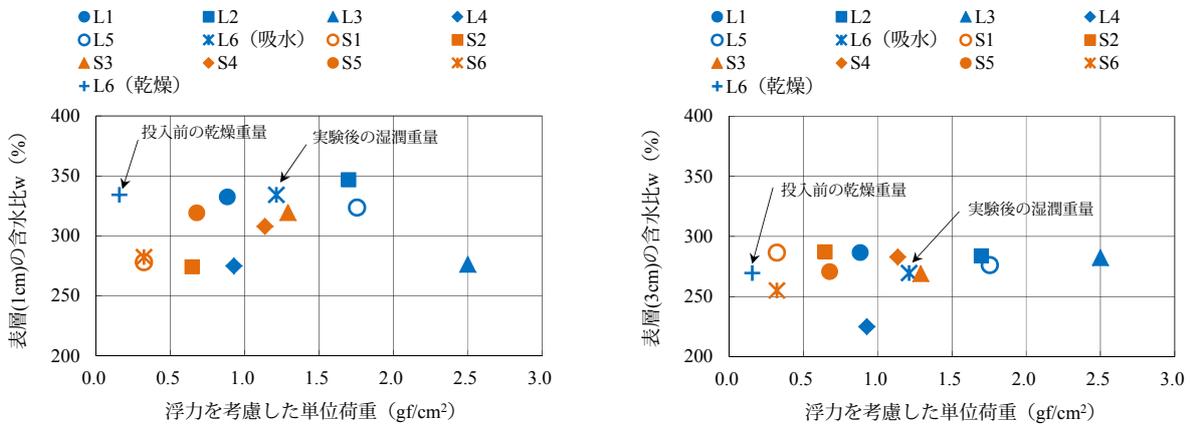


図-5.3.8 表層（深度1cmと3cm）の圧密後の含水比と有効単位面積荷重の関係^{26), 27)}

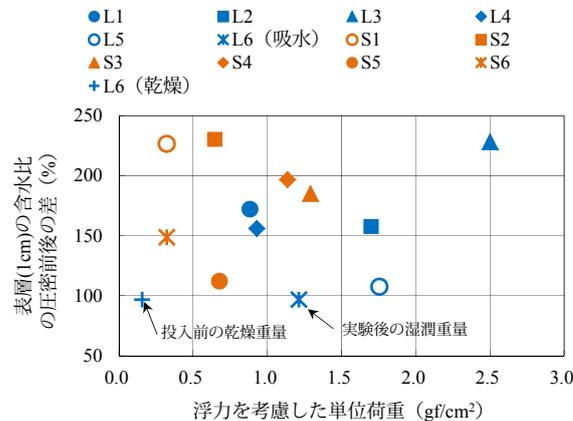


図-5.3.9 表層（深度1cm）の含水比の圧密前後の差^{26), 27)}

(5) 石炭灰造粒物による巻き上がり抑制実験

石炭灰造粒物被覆による底泥の巻き上がり抑制効果の実験は、**図-5.3.10**に全景と断面図を示す回流水槽を用いて実施した。回流水槽の水深および水路幅は 30cm、水路延長は 130cm で上下流の緩衝区間各 10cm を含む水槽の底面中央部 60cm には、**図-5.3.10**の写真に示すように石炭灰造粒物による模擬被覆状態を再現した。

巻き上がり実験の条件を**表-5.3.2**に示す。試料番号 1-a, 2-a, 3-a, 4-a は、無被覆状態での巻き上がり状況を再現したものであり、1-a は自然沈降により底質を再形成した。その他の底泥試料は、圧密実験により圧密後の表層 1~3cm の含水比が 220~350%の範囲であったことから同等の含水比になるように、現地採取土と塩水を用いて混合調整した。

石炭灰造粒物による 1 層被覆（試料番号 2-b, 4-b）は、**図-5.3.10**の写真（左）に示すように部分的に底泥が石炭灰造粒物の下部に露出した状態にある。3 層被覆（同 2-c, 写真（右））は被覆厚が 5cm 程度である。

直上水流速毎の巻き上がり粒子の単位面積・単位時間あたり通過物質量は、水路下流端から 10cm、水路底面から 10cm の位置において、透過型デジタルレーザーセンサー（㈱キーエンス製 LX2-02）を用いて計測し、その結果を**図-5.3.11**に示す。

無被覆状態（**図-5.3.11** (a)）では、流速が 10~20cm/s で自然沈降形成試料（1-a : w=464%）の巻き上がり量が他の無被覆試料の巻き上がり量と比較して多くなる。含水比が w=430~500%の現地海底面では、流速が 10~20cm になると巻き上がりが顕著になると考えられる。また、無被覆状態では、流速が 35cm/s を超えると含水比 w=280~330%試料（2-a, 3-a）の巻き上がり量が急増することから含水比の低下は巻き上がりの抑制に効果があることがわかる。

含水比 w=330%試料を石炭灰造粒物で被覆した場合（**図-5.3.11** (b)）には、1 層被覆では石炭灰造粒物周辺での渦流の発生により巻き上がり量は無被覆状態より増加するが、3 層被覆では 35cm/s を超える流速においても巻き上がり量が急増しない。

含水比 w=240%試料の場合（**図-5.3.11** (c)）には、1 層被覆の石炭灰造粒物周辺に渦流は発生するが、流速 35cm/s 程度まで無被覆状態より巻き上がり量は少ない。石炭灰造粒物による覆砂層間隙内に新生堆積物が蓄積した場合において、その含水比を低くすることができれば、1 層程度（被覆層厚約 1cm）の被覆で新生堆積物の巻き上がりを抑制する効果が期待できると考えられる。

表-5.3.2 巻き上がり実験条件²⁷⁾

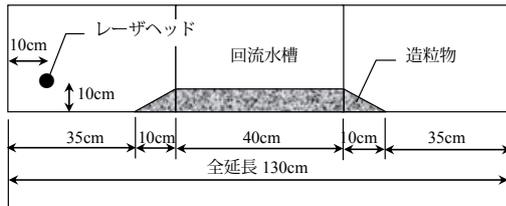
Specimen number	Experiment water salinity	Covering layer	Water content (%)	Ignition loss (%)
1-a	32.00	No covering	464.39	9.90
2-a	30.05		330.08	13.15
2-b	29.91	1 layer (=1cm)	347.02	13.55
2-c	29.70	3 layers (=5cm)	313.90	12.21
3-a	33.00	No covering	284.70	10.64
4-a	30.25		248.06	10.45
4-b	29.91	1 layer	239.69	10.73

1 layer : covering at the GCA (granulated coal ash) of 1 layer. (h ≒ 1cm)

3 layers : covering at the GCA of 3 layers. (h ≒ 5cm)



(回流水槽実験装置全景)



(回流水槽実験装置の断面図)



(長径 ϕ 40mm : 1層被覆)



(長径 ϕ 40mm : 3層被覆)

図-5.3.10 回流水槽実験装置の全景と断面図および、石炭灰造粒物による被覆状況

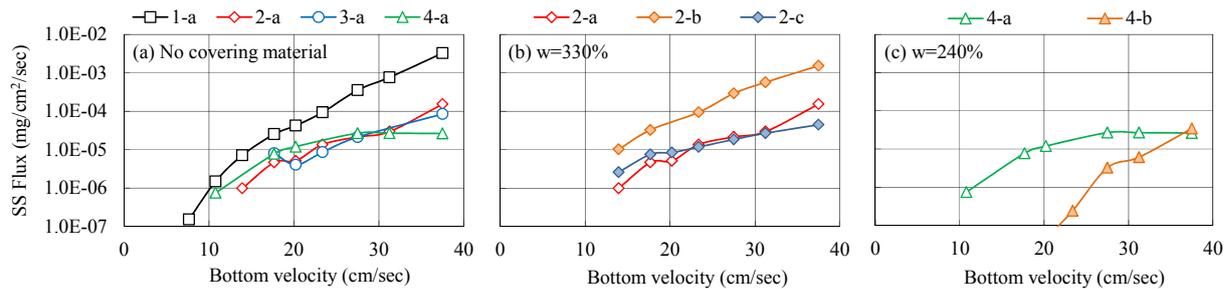


図-5.3.11 直上水流速と巻き上がり Flux の関係²⁷⁾

(6) 石炭灰造粒物による覆砂の特徴

石炭灰造粒物による覆砂について、めり込み量と圧密量および巻き上がり抑制効果の室内実験を実施した結果から石炭灰造粒物による覆砂の特徴は次のように整理される。

- ① 乾燥状態の石炭灰造粒物の散布は、底泥へのめり込み量の低減が期待できる。また、球形に近く歪な形状の石炭灰造粒物は、めり込み量を抑制するのに有利である。
- ② 石炭灰造粒物と砂等との粒径や単位体積重量の相違は、覆砂工による底質表層の圧密に影響しない。
- ③ 覆砂材のめり込み量や底泥の圧密量は、表層の含水比とともに、高含水比 ($w=300\%$ 程度以上) の底泥層厚に依存し、覆砂材投入による底質表層の圧密量は底質層の含水比より予測できる。
- ④ 流水により石炭灰造粒物周辺に渦流が発生するが、3層被覆 (被覆層厚約 5cm) により被覆層下の底泥の巻き上がりを抑制する効果が期待できる。
- ⑤ 覆砂層間隙内の新生堆積物の含水比を低くすることができれば、1層程度 (被覆層厚約 1cm) の被覆で新生堆積物の巻き上がりを抑制する効果が期待できる。

5.3.3 石炭灰造粒物を用いた覆砂の試験施工の概要

(1) 施工機械の概要

石炭灰造粒物を用いた覆砂の施工機械には、中央粒径が 20mm 程度の覆砂材を均一な薄層に散布する施工能力が求められる。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）”が採用された³²⁾。本薄層撒出し工法は、**図-5.3.12**の概念図に示すように、覆砂材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ーにより、横方向に均一な滝（俗称ナイアガラの滝）のような状態で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³³⁾。

作業能力は、施工可能水深：1.5m～10m 程度，施工可能覆砂材粒径：細粒～40mm 程度。作業限界は、波高 ($H_{1/3}$)：0.7m，風速：10m/sec，潮流：0.3m/sec（水深 \leq 3m）～0.1m/sec（水深 \geq 3m）以下である³³⁾。

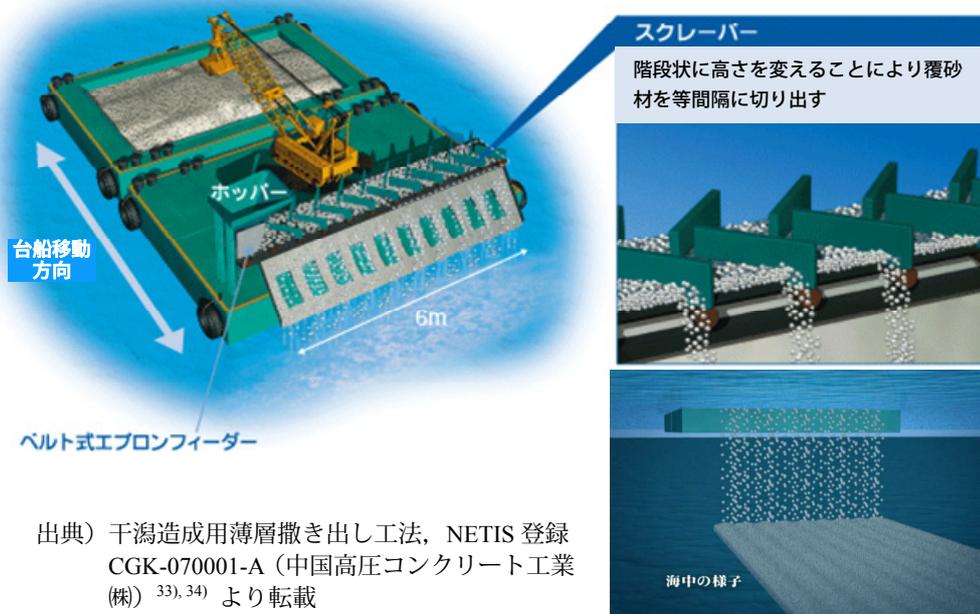


図-5.3.12 スクレーパー付きベルトコンベア方式薄層撒出し工法の概念図^{33),34)}

(2) 試験施工の概要

試験施工は、約 6ha の海域を設計覆砂厚が 5cm, 10cm, 20cm の 3 区画に分割して行われた。設計散布量は、各区画ともに 2cm 相当のめり込みによる割り増しを加えて、7cm, 12cm, 22cm に設定された。石炭灰造粒物の散布は、先ず全域（3 区画）に 7cm 厚で撒出し、その後必要の層厚分を撒出すことで、散布量の最小化が図られた³²⁾。散布量の設計値に対する平均厚さ誤差は+23%～+24%で、標準偏差は中央粒径の 2cm 以下であり、高い施工精度が確認されている³²⁾。

(3) 施工時のめり込み量

石炭灰造粒物の底泥へのめり込み量は 3～7cm 程度で、7cm 厚の一層目の薄層撒出し時に殆どのみ

り込みが生じている。二層目の撒出し時には、海底面への衝突応力が分散することでり込みが殆ど生じず、薄層分割撒出しは二層目の散布量の多少に係わらずり込み量を最小限に留めることが可能なことを明らかにしている。また、試験施工の結果から、覆砂材散布の施工前の底泥の表層 0～2cm の含水比分布とり込み量の分布に良い一致が見出されて、り込み量の関係式が導かれている³²⁾。

5.3.4 実施工場所での被覆効果の確認

本項では、中海浄化事業で 2005 年 5 月～8 月に施工された覆砂（施工厚 20cm）および海田湾で 2009 年 5 月～6 月に施工された覆砂（設計覆砂厚：5cm, 10cm, 20cm）の実施工場所での現地調査により、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する。

(1) 新生堆積物の堆積状況

写真-5.3.2 は、中海浄化事業における石炭灰造粒物と砂による覆砂施工後 3 年における被覆層鉛直試料をアクリルパイプにより採取して、被覆層を目視観察した状況である。砂被覆では、上部への新生堆積物の再堆積と砂被覆層の変色が確認され、間隙に新生堆積物の一部が浸入していると考えられる。一方、石炭灰造粒物被覆では上部への再堆積は無く、新生堆積物は被覆層内の間隙に捕捉された状況にあった。

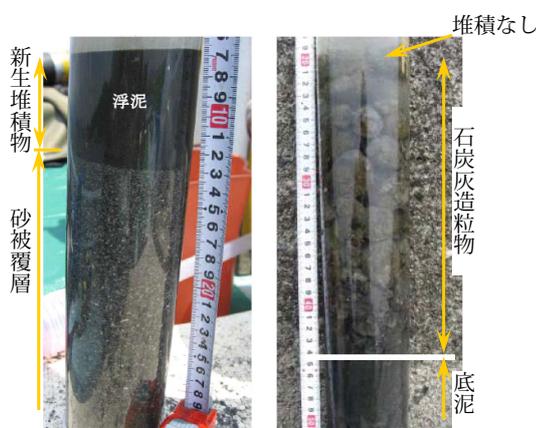


写真-5.3.2 新生堆積物の堆積状況²⁶⁾

(2) 石炭灰造粒物の被覆材としての効果

中海浄化事業における被覆層内間隙水の全窒素および全リンの比較を図-5.3.13 に、酸化還元電位の比較を図-5.3.14 に示す。施工後 3 年における間隙水の T-N には、石炭灰造粒物層内と砂層内に差異はないが、T-P には環境基準の類型³⁵⁾が異なる程度の差異があり、底泥からの栄養塩の間隙水への溶出、または、間隙内に捕捉された新生堆積物からの栄養塩の溶出が考えられる。

石炭灰造粒物による被覆区の間隙水の ORP 値は砂被覆区より高く、経年的に増加傾向にあり、被覆層内の間隙水の流動により好气的環境が継続していると考えられる。被覆直上水の溶存酸素の変化を図-5.3.15 に示す。直上水の DO には季節的な変動はあるが、両被覆区で好气的環境が維持されている。

石炭灰造粒物による覆砂では、透明度の改善、石炭灰造粒物への藻類や貝類の着生、底生生物の生息が確認されており³⁶⁾、石炭灰造粒物による被覆は、間隙水の流動により溶出する底泥の栄養塩や間隙に捕捉された新生堆積物からの栄養塩を生物相の回復により吸収・分解すると考えられる。

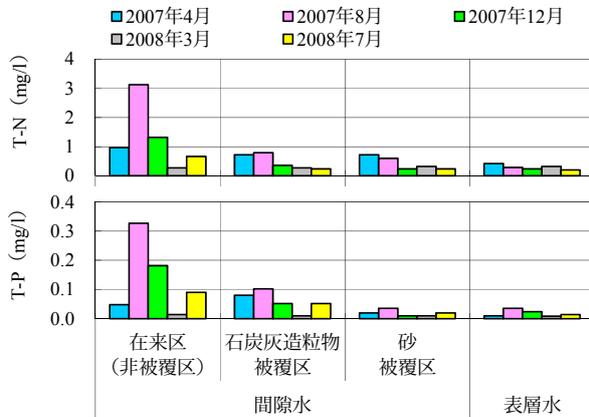


図-5.3.13 間隙水の T-N, T-P の比較^{26), 27)}

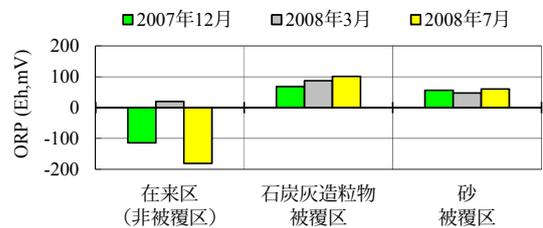


図-5.3.14 間隙水の酸化還元電位の比較^{26), 27)}

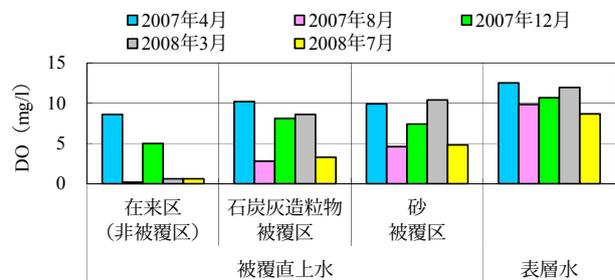


図-5.3.15 被覆直上水の DO の比較^{26), 27)}

(3) 石炭灰造粒物による覆砂の被覆効果とその持続性

海田湾の覆砂試験では、約 6ha の海域に設計覆砂厚が 5cm, 10cm, 20cm の 3 区画が施工され、施工後半年間のモニタリング結果が井上省吾ら (2011) により公表³⁷⁾されている。公表データに基づいて石炭灰造粒物による覆砂の被覆効果を整理する。

直上水の水質に関しては、覆砂施工区での DO が施工後 2 ヶ月、8 月の小潮期に平均値で 0.3mg/l 程度高い傾向が観測されている。また、12 月には、覆砂施工区での濁度の低下も観測されている。底質に関しては含水比が明らかに異なり、覆砂施工区では 8 月に 50~100%、12 月には 25~150%程度までの低下が観測されているが、覆砂厚 5cm 区画では 8 月と比較して 12 月が高くなっている。覆砂厚 10cm および 20cm 区画では、ORP および T-S が改善し、IL および PON の低減が観測されているが、5cm 区画では 8 月から 12 月に向けて周辺の対照区の数値に近づく傾向が観測されている。間隙水の水質に関しては、周辺の対照区で検出される硫化水素が覆砂施工区では非検出で、栄養塩の濃度も覆砂施工区が低いことが観測されている。底生生物に関しては、覆砂施工区での確認個体数、出現種類数および湿重量ともに施工前と比較して増加していることが観測されている。また、12 月にはヨコエビなどの節足動物が多く確認されている³⁷⁾。

被覆層間隙体積に占める浮泥体積の割合は、5cm 区画が時間の経過とともに増加し 12 月には 40% 程度に堆積が進み被覆層としての機能が低下する一方で、10cm 区画と 20cm 区画では被覆層間隙が初期の状態を保ち被覆層としての機能が発現していることが確認されている³⁷⁾。

沈降物調査では、10cm 区画と 20cm 区画の沈降量が周辺の対照区の 1/3 程度で浮泥の再巻き上がり現象の抑制が確認される一方で、5cm 区画では再巻き上がり抑制機能が低下して、ほぼ原地盤と同程度の状態に戻っていることが確認されている³⁷⁾。

覆砂による改善効果の目標である新生堆積物を含む浮泥の封じ込め、水質・底質の改善および生物生息環境の向上は、中海浄化事業および海田湾の覆砂実験により何れも効果が確認されている。また、被覆効果の持続性は、被覆層間隙体積に占める浮泥体積の割合が指標となり得、浮泥の堆積割合が 40%に達した海田湾覆砂実験の 5cm 区画では、底質項目などで対照区との相違が無くなり、耐用性の検討に有用な資料となることが報告されている³⁷⁾。

この石炭灰造粒物層による底質改善効果の持続性については、海田湾での現地調査や室内実験結果から造粒物層有効間隙の保持期間の予測モデルが日比野忠史ら(2011)により提案³⁸⁾されている。

5.4 混合覆砂材による底質環境の改善手法

5.4.1 混合覆砂材の特徴と開発の目的

干潟のヘドロ化の進行は、水質浄化機能の低下や生物生息環境が悪化するだけでなく、景観価値を含む水辺環境と親水性を損なっている。人と水際を結び付けるには、干潟堆積ヘドロの改質により干潟上に“散策道”や“テラス”を構築して、干潟上の歩行散策が可能な環境を整える必要がある。また、浸透柱などの透水層の設置に伴い発生する残土は高含水比の有機泥であり、未処理での再利用は難しい性状であり、透水層の構築と合わせた有効利用法の開発も必要である。

本節で対象とする地盤改良材は、ヘドロが堆積した干潟上を人が歩行することを可能にする硬度を有するものカニなどの生息を妨げない程度に軟質な干潟覆砂材(必要以上に硬化しない覆砂材)である。地盤改良材の主材料は、干潟に堆積したヘドロと石炭灰造粒物であり、この材料の使用自体が環境負荷の低減に繋がる。本節では、河岸干潟堆積ヘドロと石炭灰造粒物を利用した地盤改良材の力学特性とこの特性を考慮した地盤改良材の現地施工方法を整理する。

5.4.2 石炭灰混合改質土の土質力学的特性

(1) 既往の混合土試験による知見

石炭灰混合処理土の強度は、施工含水比の状態に敏感に反応し、最適含水比より低い含水比で最大圧縮強度が発現する^{39),40)}。一方、混合処理土の水浸による強度低下割合は、混合時の含水比が低いほど大きい^{39),40)}。中粒土から粗粒土の試料の場合、最適含水比より低い含水比で混合した供試体は水浸により崩壊したとの試験結果もある³⁹⁾。

干潟堆積ヘドロと石炭灰造粒物に川砂を加えた混合土による既往の配合試験では、水浸時の強度が最も高い石炭灰造粒物の配合が容積比で 0.56 (湿重量比 0.50) であった¹⁰⁾。

(2) 既往の施工試験による知見

干潟堆積ヘドロを石炭灰造粒物により改質した覆砂材の施工試験は、**図-5.4.1**に示す太田川市内派川の 2 個所で行われている。天満川の中広大橋地点(**図-5.4.1** ①)では、2004 年 5 月に河川縦断方向 2.5m×河川横断方向 2.0m、厚 0.15m で改質覆砂材が敷設された。**表-5.4.1**に敷設された改質

覆砂材の配合を示す。覆砂材の地盤硬度は徐々に増加し、覆砂厚の減少は施工後約2ヶ月で安定し、施工後10ヶ月においても10%程度の減少（踏み入れ乱した場所：13%の減厚、乱さない場所：10%の減厚）であった¹⁰⁾。

旧太田川の基町護岸空鞘橋下流側（図-5.4.1 ②）では、覆砂の施工方法の検討を目的として、2005年12月に、石炭灰造粒物により改質した覆砂材が前述の天満川3.0km地点の施工試験より平面的に大きい規模で敷設された¹⁰⁾。本地点では、河川縦断方向60m×河川横断方向3m、厚0.1mで改質覆砂材が敷設された。本地点の覆砂材は、施工後約3ヶ月には殆どが流出して覆砂下の干潟堆積へドロが露出した。

両地点では、干潟勾配、へドロの粒度組成・自然含水比、河川流量・流速、航行船舶隻数・速度、覆砂施工方法に差異はあるが覆砂流出状況が相違する主要因は明らかになっていない。



図-5.4.1 施工実験実施位置図¹¹⁾

表-5.4.1 敷設した改質覆砂材の配合¹¹⁾

項目	へドロ	川砂	造粒物
湿重量比	0.35	0.15	0.50
容積比	0.30	0.14	0.56
単位体積重量 (kN/m ³)	14.7	13.7	11.4

(3) 試験に用いる石炭灰造粒物の特性

石炭灰の主成分は二酸化ケイ素 (SiO₂) および酸化アルミニウム (Al₂O₃) であるが、加圧流動床燃焼方式 (PFBC) 石炭火力発電所から発生する石炭灰は、酸化カルシウム (CaO) の含有量が高く自硬性を有する。また、石炭灰を単独で土質改良材として用いる場合には、含水比低下が主な改良効果であることから処理効果の即効性や圧縮量の減少および過度に増加しない混合処理土の強度増加が期待できる。

本試験に用いた石炭灰造粒物は、PFBC方式石炭火力発電所から発生する石炭灰を用いて製造された石炭灰造粒物を粒径2mm以下に分級した造粒物であり、高含水比粘性土の締固め性能を改善させる改質材などとして用いられている。写真-5.4.1に外観、図-5.4.2に粒度組成を示す。



写真-5.4.1 分級した石炭灰造粒物¹¹⁾

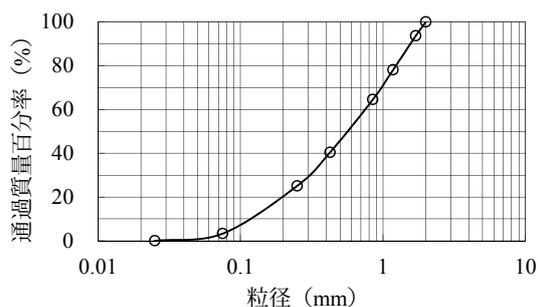


図-5.4.2 分級した石炭灰造粒物の粒度組成¹¹⁾

(4) 試験に用いる干潟堆積ヘドロの性状

干潟堆積ヘドロは、図-5.4.1 に示す旧太田川 3.0km 地点（基町護岸空鞘橋下流側）で採取した。表-5.4.2 に採取ヘドロの初期性状，図-5.4.3 に粒度組成を示す。採取ヘドロは細粒分が 58%を占める高含水比の粘性土である。試験に用いるヘドロは 2mm 以上のベントスや貝殻などの不純物を除去して供試体試料とした。

表-5.4.2 採取した干潟堆積ヘドロの初期性状¹¹⁾

含水比 (%)	70.6
強熱減量 (%)	6.5
単位体積重量 (kN/m ³)	15.3

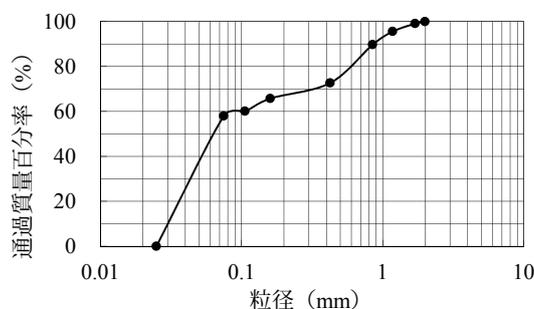


図-5.4.3 干潟堆積ヘドロの粒度組成（不純物除去後）¹¹⁾

(5) 石炭灰造粒物混合改質ヘドロ供試体

石炭灰造粒物混合改質ヘドロ試料は、干潟堆積ヘドロに石炭灰造粒物を添加してモルタルミキサーを用いて混合した。一軸圧縮強度試験の供試体は、混合試料を内径 5cm×高さ 10cm のモールドに 3層に分割して入れ、1層あたり 30 回突き固めて作製した。表-5.4.3 に改質ヘドロ試料の混合割合と混合時の含水比条件を示す。

土質力学的試験は、干潟堆積ヘドロに混合する石炭灰造粒物の量を体積比 50%と 30%の 2 型式について、コンシステンシー特性、最適含水比および一軸圧縮強度試験を行った。

表-5.4.3 改質ヘドロ試料の混合割合と含水比条件¹¹⁾

供試体番号	体積比 (%)		混合時の含水比条件
	ヘドロ	石炭灰造粒物	
Na50	50	50	自然含水比 $w_o=47\%$
Na30	70	30	自然含水比 $w_o=56\%$
Op50	50	50	最適含水比 $w_{opt}=36\%$
Op30	70	30	最適含水比 $w_{opt}=30\%$

(6) 改質ヘドロのコンシステンシーと最適含水比

表-5.4.4 に改質ヘドロのコンシステンシー特性と最適含水比を示す。塑性指数は、石炭灰造粒物の混合による細粒分含有率の低下により低くなり、水浸吸水による強度の変動性が改善されている。

改質ヘドロの最適含水比は、粒度組成に比較して最適含水比の高い石炭灰造粒物の混合により、細粒分含有率の低下に反して、配合割合 50%の試料が高くなっている。石炭灰造粒物は、細粒分が 3%で素材の最適含水比が出荷時含水比 (23%) より約 20%高く¹¹⁾、高含水比粘性土の改質材料として、粒度および含水比の調整に優れた特性を有する。石炭灰造粒物の乾燥状態での混合には、含水比低下による強度増加と処理効果の即効性が期待できる。

表-5.4.4 改質ヘドロのコンシステンシーと最適含水比¹¹⁾

石炭灰造粒物の配合割合 (%)	0	30	50
液性限界 w_L (%)	70.2	63.0	60.6
塑性限界 w_p (%)	31.6	46.7	51.0
塑性指数 I_p	38.6	16.3	9.7
最適含水比 w_{opt} (%)	—	30	36

(7) 改質ヘドロの硬度および耐久性の室内試験

太田川市内派川は、約 12 時間周期の潮汐干満の影響を受けている。現場施工干潟覆砂は、感潮域での乾湿繰り返し条件下での養生となる。表-5.4.5 に示すように、本試験では乾湿繰り返し条件下での養生の他に、恒温での気中養生ならびに水中養生を行い、硬度および耐久性は一軸圧縮強度で評価した。

気中養生供試体は、混合・突き固め・脱枠後、室温 20℃で気中養生し、一軸圧縮強度と含水比を測定した。水中養生供試体は、脱枠後に 3 日間気中養生して水浸養生に移行した。乾湿繰り返し養生供試体は、脱枠後に 3 日間気中養生をした後、水浸 6 時間、干出 6 時間の乾湿繰り返し養生し、干出 2 時間後に一軸圧縮強度と含水比を測定した。写真-5.4.2 に脱枠直後の供試体を示す。外観は石炭灰造粒物を 50%混合した供試体表面に土粒子間の空隙による凹凸が多い。

表-5.4.5 供試体の養生条件¹¹⁾

供試体番号	体積比 (%)		養生条件			混合時含水比
	ヘドロ	石炭灰造粒物	気中養生	水中養生	乾湿繰り返し	
Na50	50	50	○	—	—	自然含水比
Na30	70	30	○	○	○	自然含水比
Op50	50	50	○	—	○	最適含水比
Op30	70	30	○	—	—	最適含水比



(左：Op50，右：Op30，外径 5cm×高さ 10cm)

写真-5.4.2 脱枠直後の供試体の外観¹¹⁾

(8) 改質ヘドロの室内試験結果

図-5.4.4 に気中養生供試体の養生日数と一軸圧縮強度の関係，図-5.4.5 に同供試体の養生日数と含水比の関係を示す。気中養生では材令の経過とともに含水比が低下し，一軸圧縮強度が増加している。自然含水比混合供試体 (Na50, Na30) では，材令 1 日で含水比が 40.5% から 30.4% (Na50)，50.6% から 34.5% (Na30) に低下している。材令 3 日で Na50 と Na30 の含水比が逆転して，Na50 の含水比が高くなるが養生期間を通して Na50 の一軸圧縮強度が高い。

最適含水比混合供試体 (Op50, Op30) の比較では，養生期間を通して Op50 の含水比が高い。含水比の差異が 1% 未満となる材令 21 日以降は Op30 が高い一軸圧縮強度を得ている。

養生期間の経過とともに各供試体間の含水比の差異は縮小するが，石炭灰造粒物の混合割合が高い Na50 と Op50 は材令が進むと一軸圧縮強度の差が縮小し，混合割合の低い Na30 と Op30 は一軸圧縮強度の差が拡大しており，石炭灰造粒物の混合割合が高い方が改質ヘドロの力学特性が安定している。

図-5.4.6 に水浸した後，水中養生または乾湿繰り返し養生した供試体の養生日数と一軸圧縮強度の関係，図-5.4.7 に同供試体の養生日数と含水比の関係を示す。3 日間気中養生した自然含水比混合供試体 (Na30) は，水浸後に含水比が 36%～39% (水浸前の 2.2～2.3 倍) に上昇し，一軸圧縮強度が水浸前の 37%～39% まで低下する。水浸により含水比が上昇し強度が低下した供試体は，その後の養生期間中に含水比および強度ともに一定の値を保っている。水浸による含水比上昇および強度低下は，水中養生と乾湿繰り返し養生の差異がなく，乾湿の水浸時間による差異は少ないと考えられる。

最適含水比で混合した石炭灰造粒物 50% 混合供試体 (Op50) は，水浸により含水比は 2.2 倍に上昇するが，一軸圧縮強度は 80% 程度が残留し，自然含水比で混合した石炭灰造粒物 30% 混合供試体 (Na30) と比較して，水浸時に高い一軸圧縮強度を得ている。

図-5.4.8 に含水比と一軸圧縮強度の関係を示す。含水比と一軸圧縮強度には明らかな関連があるとともに，同一含水比では石炭灰造粒物の配合割合の大きい方が一軸圧縮強度は高い。本試験と既往の知見から，石炭灰造粒物の配合割合を約 50% とし，混合時の含水比を最適含水比 (30%～40%) とする改質ヘドロが現地施工に適していると評価される。

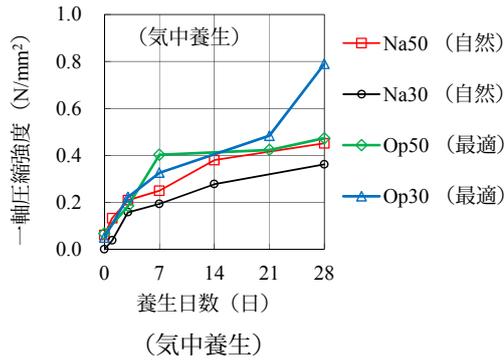


図-5.4.4 養生日数と一軸圧縮強度の関係¹¹⁾

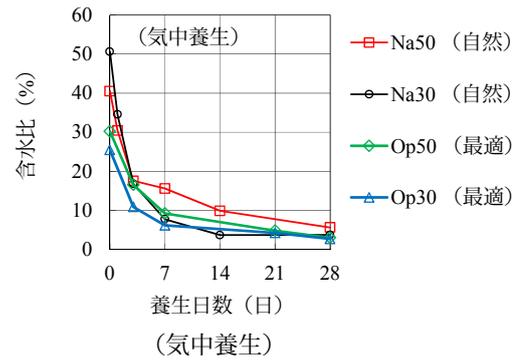


図-5.4.5 養生日数と含水比の関係¹¹⁾

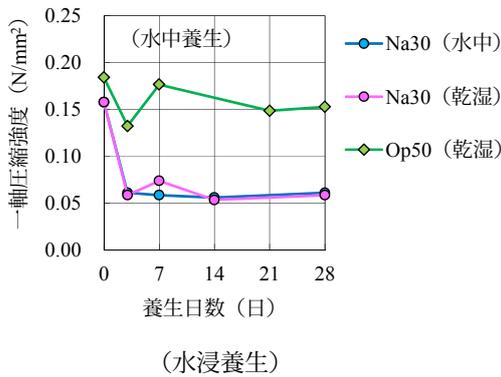


図-5.4.6 養生日数と一軸圧縮強度の関係¹¹⁾

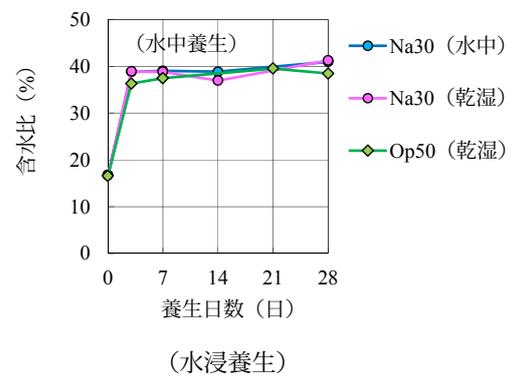


図-5.4.7 養生日数と含水比の関係¹¹⁾

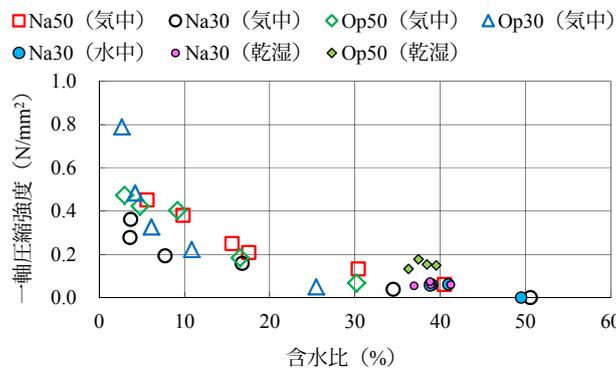


図-5.4.8 含水比と一軸圧縮強度の関係¹¹⁾

(9) 石炭灰造粒物を混合した改質土の力学的特性

石炭灰造粒物を混合した改質土の力学的特性は次のように整理される。

- ① 対象とする干潟堆積ヘドロは 50%を超える細粒分と 6%を越える有機質を含むため、高含水比状態を維持し地耐力を有していないが、石炭灰造粒物を添加することにより、含水比と塑性指数が低下し、ヘドロは地盤改良材としての特性を有する。
- ② 改質材の最適含水比は石炭灰造粒物の混合割合とヘドロの有機性状等によって変化するが、30～40%の範囲にあり、最適含水比で混合することで改質材を水浸した時の強度低下を抑制できる。

- ③ 改質材の強度発現の主要因は乾燥による含水比の低下であり，乾燥した石炭灰造粉物を添加することにより初期含水比を低下させ処理効果の即効性が期待できる。
- ④ 石炭灰造粒物の混合割合 50%（体積比）の供試体が混合割合 30%に比べて圧縮強度と水浸抵抗性が高い。
- ⑤ 施工直後の水浸によって含水比は上昇し強度は低下するが，一度の水浸により含水比および強度ともに安定するため水浸の繰り返しが改質材の流出，強度低下および崩壊に及ぼす影響は小さい。

5.4.3 現地施工・掃流試験

(1) 試験場所と試験の概要

現地施工・掃流試験は，試験施工覆砂の流出を確認した旧太田川 3.0km 地点（基町護岸空鞘橋下流側，**図-5.4.1**）で実施した。**表-5.4.6** に覆砂試料の施工状態と試験条件を示す。試料混合時の含水比は，別途測定した最適含水比の 37.3%とし，養生時間は試料混合から現地干潟での水浸までの時間であり，養生した試験室の温度は 9℃～12℃の間で変動していた。試料番号 Co1，Co3，Co4 および Co5 は試験室で混合・養生後に現地干潟に敷設し，試料番号 Co2 および Co6 は現地で混合敷設した。試料番号 Co5 および Co6 は敷設初期の流出を防止する目的で，網目 1mm の被覆網により覆った。

図-5.4.9 に試験覆砂の施工位置概況，**図-5.4.10** に試験覆砂の配置模式図，**写真-5.4.3** に水浸前の石膏半球を示す。石膏半球は石膏本体と石膏を接着するアクリル板で構成し，石膏本体は焼石膏 280g に純水 160ml を加えて，直径 16cm の半球形に固化成型した。石膏半球は干潟上に固定し，河川流水によって減少する湿重量を比較することで，河川流水の位置的な相違を把握するものである。

試験覆砂位置は，一潮汐の間，小潮期に約 2 時間，大潮期に約 7 時間の干出が生じる標高(TP.-0.3m)にある。試験覆砂位置での流速，流水方向，水深は，EM 計および TD 計（アレック電子社製）を用いて計測した。

表-5.4.6 施工状態および試験条件¹¹⁾

試料番号	湿重量 (kg)	養生時間 (hr)	水浸時含水比 (%)	供試体作製場所	被覆網の有無	現地観測日数
Co1	20	15	28.3	試験室	無	12 日
Co2	20	3	—	現地	無	12 日
Co3	10	27	32.9	試験室	無	12 日
Co4	10	15	28.3	試験室	無	12 日
Co5	10	9	34.8	試験室	有	61 日
Co6	10	3	—	現地	有	61 日

注) 混合時含水比は何れも最適含水比の 37.3%とした

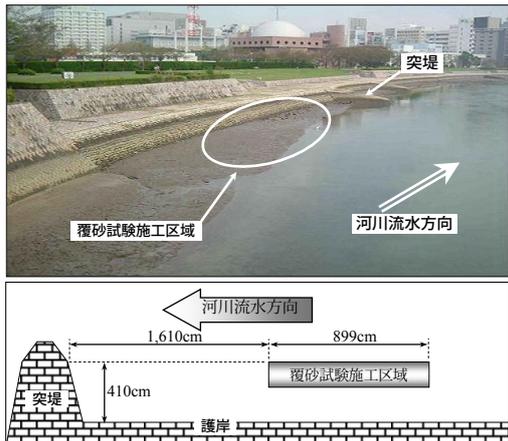


図-5.4.9 試験覆砂の施工位置概況

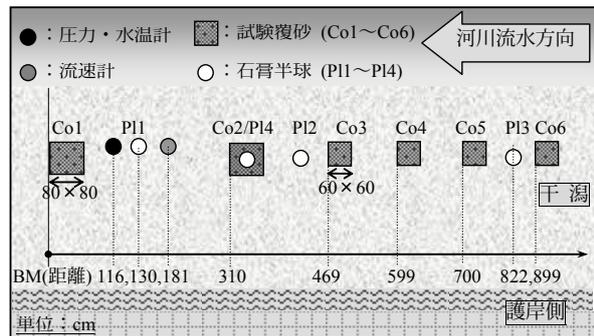


図 5.4.10 試験覆砂の配置模式図¹¹⁾

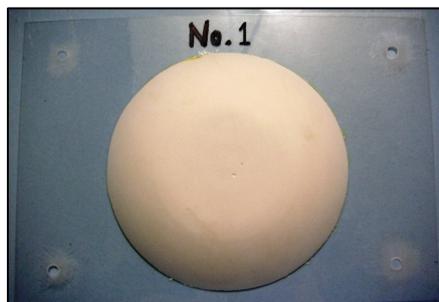


写真-5.4.3 石膏半球（直径 16cm）¹¹⁾

(2) 現地掃流試験の結果

図-5.4.11 に干潟上での河川水流速と水深の経時変化を示す。干出前後の時間帯において、突発的に流速の早い護岸方向に向かう水流が観測されている。この水流は航跡波に起因するものと考えられ、覆砂流出の主な要因と想定される。また、下げ潮時の水位の低い時間帯に速い河川水流を観測している。

図-5.4.12 に石膏半球の重量減少量の経時変化を示す。石膏半球の減少量は P13, P12, P11 の順に大きく、突堤から離れる上流側が河川流および航跡波が卓越していると考えられる。覆砂中に埋設した P14 に重量の変化はなく、覆砂流出の外的要因は河川流および航跡波と考えることができる。

図-5.4.13 に干潟上での暴露試験による覆砂の土粒子重量の変化を示す。被覆網で覆った Co5 および Co6 は暴露後 12 日における土粒子の流出が、非被覆の Co1~Co4 と比較して少ないので、暴露試験の期間を 61 日間に延長した。

Co1~Co4 の比較により、水浸時の含水比の低い Co1 と Co4 の土粒子残留比率が高いことから、土粒子の流出は養生時間よりも水浸時の含水比との関連性が高いと考えられる。また、水浸時の含水比が最も高い Co5 は長期間の暴露においても土粒子の流出量が少なく、被覆網による保護は覆砂土砂の流出を抑制している。写真-5.4.4 に示すように保護岩や突堤状のブロックで覆砂を取り囲むことで、航跡波を直接受けずに覆砂材の流出を回避できる。

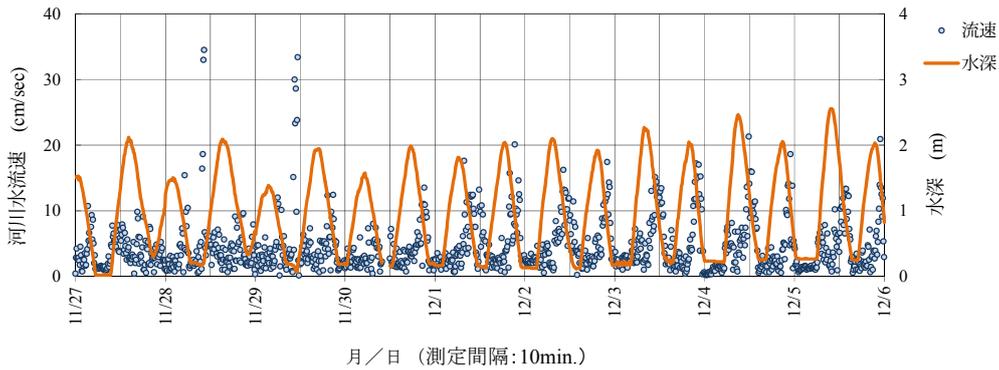


図-5.4.11 干潟上面の河川水流速と水深の経時変化¹¹⁾

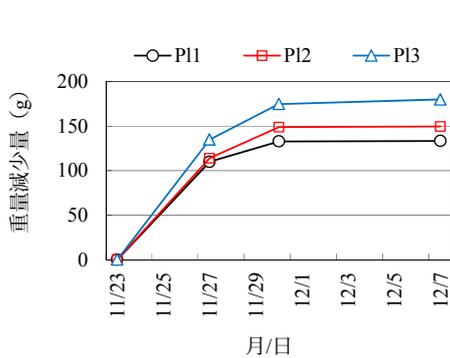


図-5.4.12 石膏半球の重量減少量の経時変化¹¹⁾

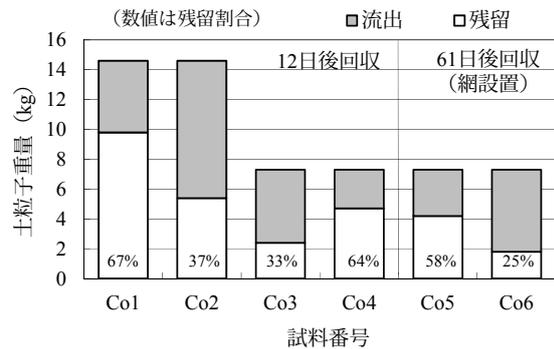


図-5.4.13 干潟暴露前後の覆砂の土粒子重量変化¹¹⁾



(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-5.4.4 旧太田川空鞆橋下流に施工された遊歩道¹¹⁾

(3) 混合覆砂材の長期安定性

写真-5.4.5は、天満川中広大橋上流右岸河岸干潟において、2008年3月に浸透柱による河岸堆積有機泥の浄化現地実験を行った際、浸透柱の設置時に掘削された有機泥と石炭灰造粒物を混合した材料により、0.1m厚で覆土を行った場所を敷設後4年半の2012年9月15日の大潮干潮時に掘削している状況である。覆土上に薄く高含水比の粘性土が堆積しているが、覆土は歩行に十分耐え得る硬度(測定結果:10MPa以上)を有していることが確認されている。この時点での周辺エリアにおける干潟堆積泥は、歩行時に足首まで埋まる程に軟弱(同:0.3MPa未満)であり(写真-5.4.6参照),

混合覆砂材は長期的に安定している。



写真-5.4.5 天満川中広大橋上流右岸河岸干潟に敷設した混合覆砂の状況（2012年9月）



写真-5.4.6 天満川中広大橋上流右岸河岸干潟（周辺エリア）の状況（2012年9月）

5.5 動植物の育成基盤の構築手法

5.5.1 アサリ育成場構築の必要性

干潟や干潟に続く浅い海域（浅場）は、多くの生き物の貴重な産卵と生育の場であるとともに、海藻や藻類および魚類や底生動物など様々な生物が棲み、生物の営みを介して水を浄化する能力を有する動植物の育成場である。広島湾北部海域では、1950年から1990年に至る40年間に62%に相当する1.80km²の干潟が消滅した⁴¹⁾。また、干潟に多く棲む水産有用種のアサリの広島県の漁獲量は、1980年代には2,000トン程度であったが、種苗放流の効果も少なく、2000年代には200トン台に激減し、広島デルタの河口域に形成された河川干潟のアサリ漁獲量も同様に減少している⁴²⁾。

石炭灰造粒物を用いた育成基盤の造成（浅場や覆砂）は、中海大崎地点（藻類などの生育環境の創出）⁴³⁾や広島湾北部海域宇品地区海岸（アマモなどの育成基盤の造成）⁴⁴⁾で技術開発が進められている。石炭灰造粒物は、造成浅場で珪藻類の付着と多種の魚類の生息が福間晴美ら（2007）により確認³⁶⁾され、覆砂部では二枚貝の着生・育成において、砂と比較して優位性を持つことが福間晴美ら（2009）により報告⁴⁵⁾されている。

瀬戸内海におけるアサリ漁獲量の主な減少要因は、母貝減少による浮遊幼生供給の不足と幼生ネットワークの崩壊および食害・病虫害である⁴⁶⁾。一方、砂質干潟に礫、碎石、貝殻片などを散布し

網を敷設することでアサリ稚貝の個体密度は高くなるが、礫や碎石は散布後に砂中に沈下することから、波や流れによって移動しない程度に比重が小さい粒状基盤の開発が求められている⁴⁶⁾。

本節では、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口干潟におけるアサリ育成技術構築の試みとして、石炭灰造粒物を用いて設営したアサリ育成場の実証試験事例とその効果を整理する。

5.5.2 実証試験対象河川干潟の概況

(1) 地形と地層

図-5.5.1には実証試験対象地区の位置図、図-5.5.2には試験地区周辺の地形図、図-5.5.3には試験地区の地層断面図を示す（断面位置は図-5.5.2）。太田川市内派川河口域の河岸干潟では人口（生活排水）の増加などによりヘドロ化が進みアナジャコなどが優占する泥干潟となっている。

また、試験対象地区の地層は、沖積粘性土層（T.P.-10～-30m）上にデルタが形成された頃から堆積した沖積砂質土層および沖積粘土質砂層から成っている。

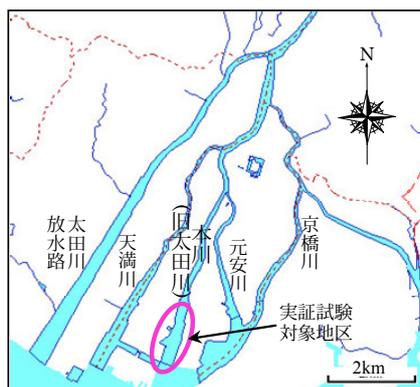


図-5.5.1 実証試験対象地区の位置図⁴⁷⁾

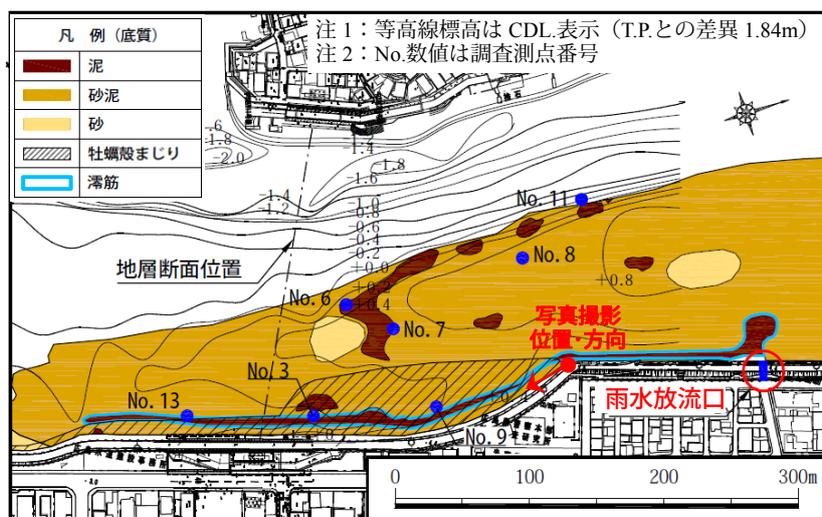
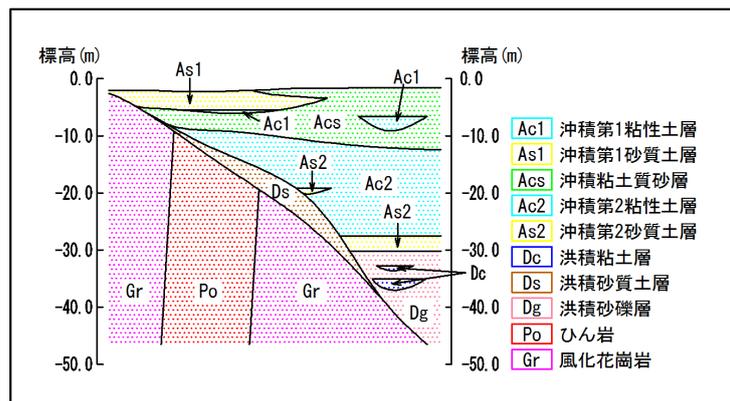


図-5.5.2 試験地区周辺の地形および干潟底質分類図⁴⁷⁾



高速3号線Ⅲ期（渡河部外）地質調査業務報告書（広島高速道路公社）⁴⁸⁾より転載

図-5.5.3 試験対象地区の地層断面図⁴⁸⁾

(2) 鋼矢板による地下水の遮断

太田川市内派川では、河川護岸の耐震化が進められている。旧太田川においても河川護岸の法尻に鋼矢板が打設され、堤内地から河床に浸透する地下水が遮断された。写真-5.5.1に示す旧太田川護岸では、T.P.-10~-30m付近に堆積した沖積粘性土層が不透水層を形成しているために、不透水層以深には被圧透水層、上層には不圧透水層が存在している。

護岸の堤内側から河川干潟の地下に流出していた地下水は鋼矢板により遮断されて、干潮時の堤内側地下水位は河川水位よりも高く維持され、鋼矢板（上端 T.P.+1.1~1.2m）と護岸法尻の間に堤内側の地下水が湧昇した（写真-5.5.1参照）。この流出水は、鋼矢板が打設される以前には地下水として河川干潟地盤内に浸透していた堤内地不圧透水層から流出した地下水である。鋼矢板によって堤内地の地下水が河川に流出する水道（不圧透水層）が遮断され、干潟地下での地下水の流出は期待できない状態にある。なお、鋼矢板の総打設延長は約 1.1km であり、上流側の矢板打設端が本実証試験対象地区のアサリ育成場の構築上流端と一致している。



写真-5.5.1 堤内側からの不圧地下水が護岸法尻と鋼矢板の間に流出し滞水する様子⁴⁷⁾

5.5.3 アサリ育成場を造成するための干潟環境の事前調査

アサリ育成場として不足する環境条件の要因分析と対応方策を検討するため、鋼矢板打設前の2010年1月~4月に事前調査を実施し干潟環境の現況把握を行った。

(1) 干潟の地形と表層の性状（鋼矢板打設前）

対象干潟は、太田川市内派川の旧太田川河口に位置している（図-5.5.1 参照）。左岸の護岸法尻付近には、合流式下水道雨水放流口から続く滞筋を形成している（図-5.5.2 参照）。この滞筋は護岸法尻への鋼矢板の打設（2011年3月打設終了）により、河川中央側に5m程度移動した。写真-5.5.2は、鋼矢板打設後に滞筋が移動した状況を示している（撮影位置は図-5.5.2 参照）。

干潟表層の性状は、層厚0.05m以下の砂泥の占める割合が多く、左岸護岸際と河川中央付近では部分的に層厚0.1～0.2mの泥質が堆積している。左岸護岸際の滞筋には、層厚が0.2～0.5mを超える泥質が堆積している。また、滞筋では、干潮時にも下流方向に緩やかな流水が継続している。



写真-5.5.2 試験対象地区の概観（鋼矢板打設後，2011年7月）⁴⁷⁾

(2) 河川水位変動に伴う干潟地下水質の変化（図-5.5.4，鋼矢板打設前）

干潟（砂州）地盤地下（図-5.5.2，No.7地点，深度0.5m）と河床（No.11地点）に小型メモリー水温深度計（Compact-TD）および同水温塩分計（Compact-CT：以上，JFEアドバンテック社製）を設置し、河川水位変動に伴う干潟砂層地下水の塩分および水温の変動を10分間隔で22時間連続測定した。干潟地盤地下水の塩分および水温は、共に河川水位の変動に応答しておらず、河道中央に広がる干潟地盤内での地下水の流動性は、鋼矢板打設前の段階でも小さいことがわかる。見かけ上では、河道内に広がる砂州がアサリ育成場として最適と考えられるが、砂州地盤内に地下水流動を生起させるためには、先に記した浸透溝の設置など大規模な工事が必要になると考えられる。

(3) 干潟表面（滞筋）の低層流の流況（図-5.5.5，鋼矢板打設前）

滞筋内（No.3地点）の地表から+0.3mの位置に小型メモリー流速計（Compact-EM：同社製）を設置し、干潟地表面の流況を10分間隔で28日間連続測定した。鋼矢板打設前の滞筋内干潟表面の低層流は、流速0～0.27m/s（平均流速：0.036m/s）で滞筋に沿って流れている。滞筋には、干潮時においても0.01～0.15m/sの流れがあり、大規模な工事を必要とせず、地下水流れのある干潟（アサリ育成場）を滞筋内および滞筋周辺に構築できる可能性が高い。

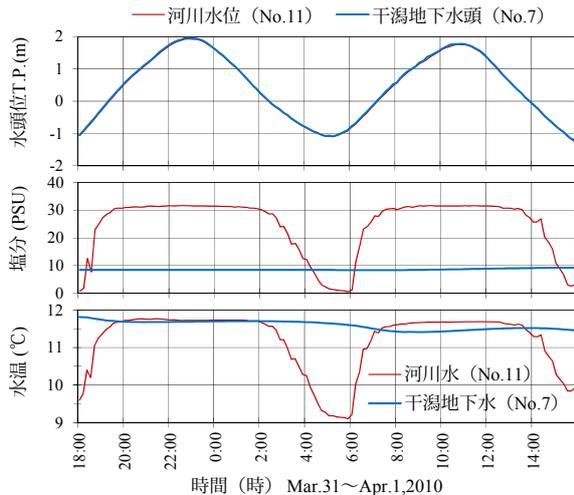


図-5.5.4 河川水位変動に伴う
干潟地下水質の変化⁴⁷⁾

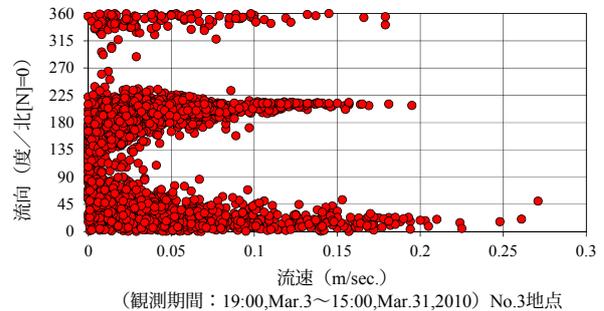


図-5.5.5 干潟表面（滲筋）の
低層流の流向と流速⁴⁷⁾

(4) 干潟表層泥の底質性状（図-5.5.6, 鋼矢板打設前）

干潟内の底質の粒度分布は、細粒分（シルト・粘土分）が20～60%を占め、左岸側滲筋（No.3,13）と河道中央の干潟水際（No.11）で細粒分の含有率が高い。強熱減量は、滲筋内（No.3,9,13）が4.3～5.2%と高い傾向にある。酸化還元電位は、地盤標高の高い干潟中央部（No.8）を除き負値を示しており、細粒分含有率の高い左岸護岸際は還元状態にあると考えられる。

さらに、滲筋内では、硫化物が0.05～0.06mg/g、n-ヘキサン抽出物質が200～300mg/kgであり、干潟中央や河道中央の水際と比較して高い。これは雨水放流口からの排水により滲筋が形成されているためであり、放流された有機泥が左岸側滲筋の地盤性状に強い影響を及ぼしている。

PON および POP は左岸護岸際で高いが、POC は左岸護岸際に加えて、干潟中央の砂泥質部でも高い。有機泥の POC/PON は 10～20 程度で分布しており、試験地区周辺に排水起源と考えられる有機泥が堆積している。

セジメントトラップにより捕捉した SS フラックスは、左岸護岸際（No.3：9.4g/m²/h）よりも河川中央（No.11：24.0g/m²/h）で多いが、含有成分（POP, PON, POC）に位置的な差異はない。

(5) 干潟表層の生物相（図-5.5.7, 鋼矢板打設前）

本干潟の底生生物は、スピオ科やイトゴカイ科の環形動物の占める割合が高く、アナジャコの巢穴が16.8個/0.0625m²の平均密度で存在しており、泥化の進んだ典型的な太田川市内派川河口の生物相を示している。図-5.5.7には、(1)全生物と(2)アナジャコ以外の生物の湿重量が示されている。細粒分含有率の高い滲筋では、干潟中央に比較して生息個体数は少ないが、単体重量の大きい紐形動物門、アラムシロ（軟体動物門）、テッポウエビ（節足動物門）が確認されている。

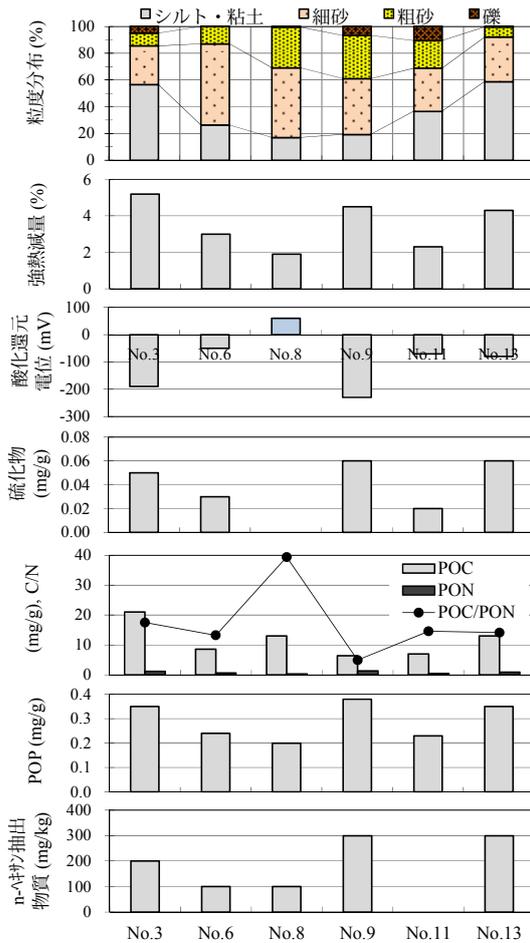


図-5.5.6 干潟表層泥の底質性状
(2010年3~4月)⁴⁷⁾

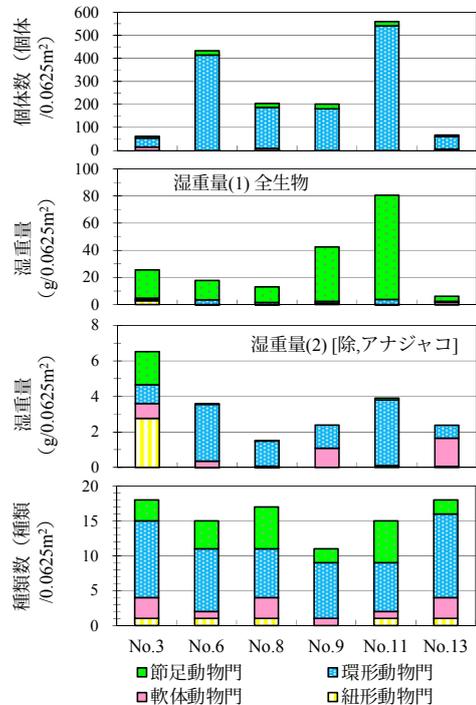


図-5.5.7 干潟表層での
底生生物量と種類⁴⁷⁾

5.5.4 アサリを育成する場の考え方

河道内に広がる干潟では、地下水流動の滞留域が形成され、地盤内に侵入した有機泥が土壌内の還元状態を形成し、二枚貝の生息を阻害している。さらに、干潟背後護岸法尻への鋼矢板(深度 T.P.-15 ~ -28 m) の打設により、河道内への堤内地下水の流動も期待できない。

堤内地下水に依存しない間隙水流動場の構築には、干潮時にも流水が継続する雨水放流口から続く左岸護岸際の滲筋がアサリ育成場に適すると考えた。一方、滲筋の河床には、雨水放流口方向から流下し還元化した有機泥が数 10cm 以上堆積しており、継続的に滲筋への有機泥の供給があることからアサリ育成場の構築には有機泥の浄化機能も必要となる。

5.5.5 対策工（アサリ育成場の構築方法）の検討

アサリ育成場の構築には、①育成層内の地下水循環 (DO の供給) および②流入下水 (有機泥) の浄化の機能を向上させることが必要である。

(1) 地下水流動場 (DO の供給と保持) の構築

地下水の循環は、透水性の高い層 (透水性を維持できる透水層) を滲筋に敷設し、滲筋の流水を利用して間隙水の流動を形成させる。さらに、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十分な酸素供給が可能となる。

(2) 有機泥の浄化機能

透水層設置による底質改善メカニズム（イメージ図）を図-5.5.8に示す。基本的な機構は浸透溝と同様で、空隙率の大きい透水層を設置することにより、①有機泥による目詰まり防止（滞留域の解消）、②間隙内への大気を取り込みと間隙水による DO の供給（酸化状態の確保）、③下水成分の分解（餌への再生）が可能となる。また、透水層内の透水性の向上により周辺底泥内でも間隙水の循環が促進され、DO 供給量の増大による周辺域での酸化状態の維持¹⁴⁾と緩い地盤状態の保持⁴⁹⁾の効果が期待され底質改善が図られる。

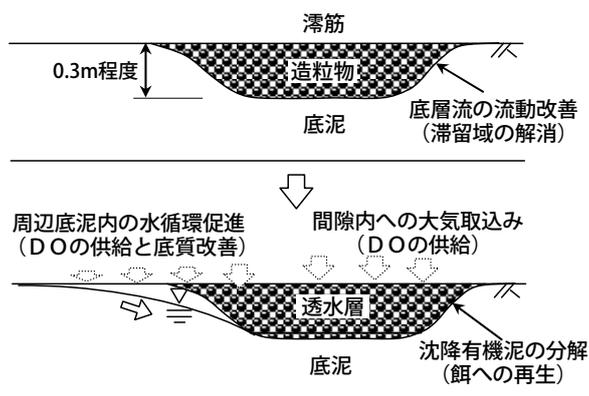


図-5.5.8 石炭灰造粒物の敷設による底質改善メカニズム⁴⁷⁾

5.5.6 実証試験育成場造成の概要

本実証試験の概要は、図-5.5.9の平面図に示すとおりであり、鋼矢板打設後の2011年8月に覆砂(0.3 m厚)と床掘置換(0.3 m厚)による実証試験区域を造成した。

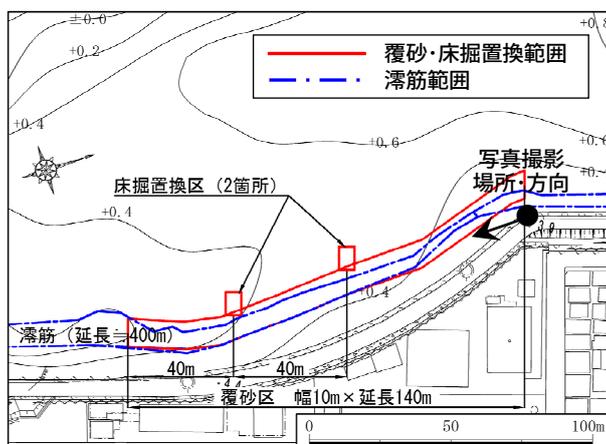


図-5.5.9 アサリ育成場構築実証試験の概要⁴⁷⁾

(1) 施工面積

覆砂区：10m×140m=1,400m²

床掘置換区：2箇所×5.5m×8.25m=90m²

(2) 施工期間

2011年7月26日～8月2日（含、測量作業）

(3) 施工内容（アサリ育成場の造成手順）

本試験では、透水性の高い材料として石炭灰造粒物（粒径：3～40mm）を用いた。透水層の設置は滲筋の窪み10m幅を覆砂範囲とし、平均覆砂厚を0.3m、施工延長を140mとした。また、覆砂内の水循環を促進させるために滲筋覆砂隣接部に厚0.3mの床掘置換（45m²）を2箇所施工した。

覆砂区の施工は、容量2.0m³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-5.5.3参照）。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（1.9m³）の石炭灰造粒物を小山状に投入した（写真-5.5.4、図-5.5.10参照）。石炭灰造粒物の単位体積重量（16.7kN/m³）は天然砂利に比べて軽く⁵⁰⁾、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た。実際には、橋脚工事用の作業台船により場が荒らされ、施工後7ヶ月の2012年3月には強制的に概ね平坦になった。

床掘置換区は、干潮時にクローラクレーンで吊り下げたグラブにより0.3m深の床掘後、グラブにより石炭灰造粒物を敷設し人力により敷き均した。



写真-5.5.3 コンクリートバケットを用いた覆砂材の投入状況



写真-5.5.4 覆砂材（石炭灰造粒物）の小山状投入完了時の状況⁴⁷⁾

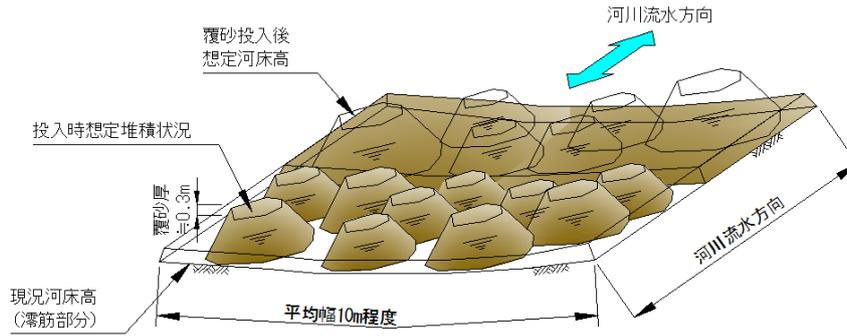


図-5.5.10 石炭灰造粒物の小山状投入概要図

5.5.7 実証試験結果の検証・評価

(1) 間隙水の流動状況

石炭灰造粒物の散布後4ヶ月(2011年12月)の覆砂区、床掘置換区および両区に挟まれた中間地点(干潟砂泥中)の河川水位変動に伴う間隙水質の変動を造成育成場上流滞筋内での水位・水温とともに10分間隔で連続測定した結果を図-5.5.11に示す(観測位置は図-5.5.12の試験区周辺)。

水位の変動に伴い水温の変動は確認されたが、塩分はほぼ一定であった。水温・塩分の変動幅は、造粒物を人為的に敷き均した床掘置換区で大きい。DOは各観測地点ともに約6mg/l付近で変動しており、干潮後から上げ潮時に大幅な上昇と低下が確認された。敷設した造粒物内および中間地点の干潟砂泥内では、水位変化に伴った水温・DOの変動があり、干潟地盤表層付近の間隙水の浸透とDOの供給が想定される。なお、間隙水の流動改善範囲は造粒物敷設地点付近に限られると考える。

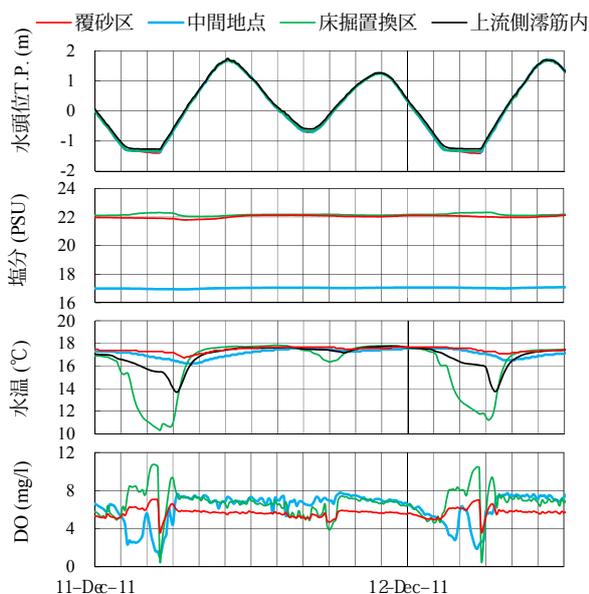


図-5.5.11 石炭灰造粒物投入後4ヶ月の間隙水の流動状況⁴⁷⁾

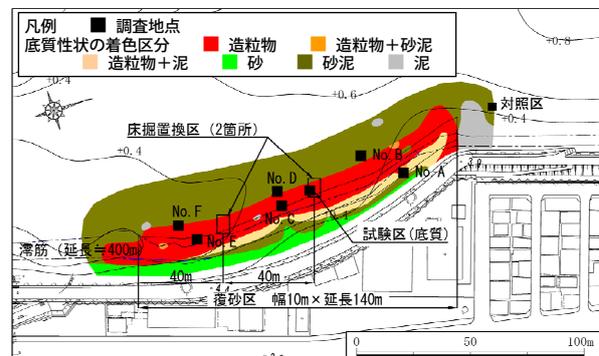


図-5.5.12 石炭灰造粒物投入後12ヶ月の育成場の底質性状⁴⁷⁾

(2) 底質性状の改善効果

図-5.5.12には、石炭灰造粒物投入後12ヶ月（2012年8月観測）の実証試験育成場周辺の底質性状を示した。また、造粒物の散布前（2010年3月）と散布後12ヶ月（2012年8月）の底質性状の変化を図-5.5.13に示す（観測位置は図-5.5.12）。造粒物散布後の粒度分布は、造粒物を除く粒度組成で示している。造粒物の散布により滲筋堆積泥質（No.3,9,13）と比較して強熱減量値は減少し、酸化還元電位値も改善の傾向にある。pH～ORP関係から本河口は、硫化水素の発生が抑制できる場であることがわかる。また、対照区と図-5.5.6の事前調査結果との比較から鋼矢板打設による干潟全体に影響する環境変化は顕在化していないと考えられる。

(3) 底生生物の生息状況の変化

石炭灰造粒物の散布後12ヶ月の底生生物量と種類を図-5.5.14に示す（調査位置は図-5.5.12）。造粒物の散布により生物相が大きく変わったことがわかる。個体数の優占種は環形動物であるが、造粒物層および境界部では、節足動物の個体数が増加している。節足動物の優占種もアナジャコからニッポンドロソコエビ、ドロクダムシ科、カギメリタヨコエビなどに多様化している。湿重量的には、大型のイトゴカイ科やアナジャコが減少し、二枚貝綱（アサリなど）の増加により軟体動物が優占している。造粒物の散布後に多様な生物の生息環境が形成されつつある。

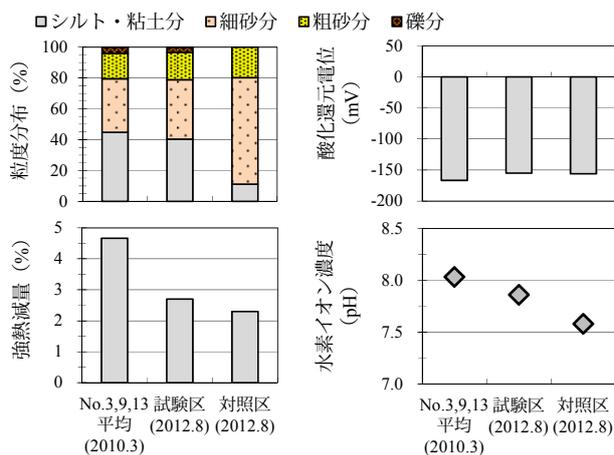


図-5.5.13 石炭灰造粒物の散布前（滲筋堆積泥質）と散布後12ヶ月の干潟表層の底質性状変化⁴⁷⁾

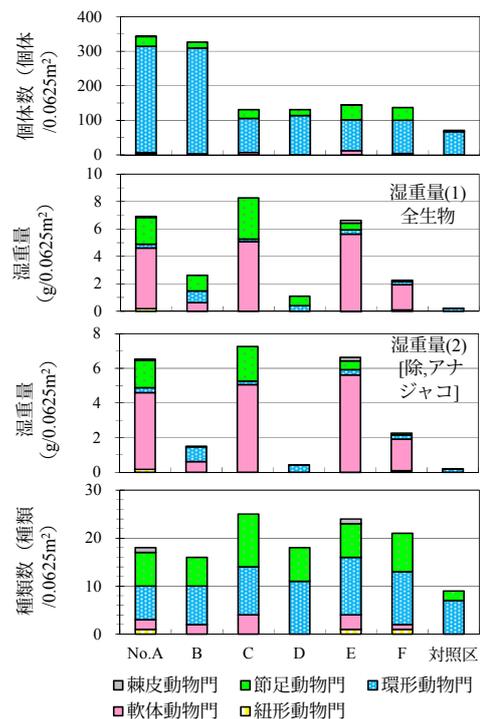


図-5.5.14 石炭灰造粒物散布後12ヶ月の干潟表層での底生生物量と種類⁴⁷⁾

(4) アサリ生息調査

石炭灰造粒物散布前の2010年3月の底生生物調査では、6地点の全てでアサリの生息を確認できていない。2012年8月の造粒物散布後12ヶ月の調査では、0.25m 方形枠（1mm 目篩）での底生生物調査に加えて、0.50m 方形枠（5mm 目篩）によるアサリ生息調査を実施し、その結果を図-5.5.15に示している。造粒物層および境界部（図-5.5.12, No.C,E,F）において、0.25m 方形枠調査で5個体、0.50m 方形枠調査で10個体のアサリの生息を確認した。殻長は、0.25m 方形枠で5.1~21.8mm、0.50m 方形枠で12.3~23.8mmであり、2011年春と秋に産卵され造粒物の散布後に定着したアサリと推定される。石炭灰造粒物による覆砂によりアサリの生息が可能な環境を創出できる可能性が確認された。

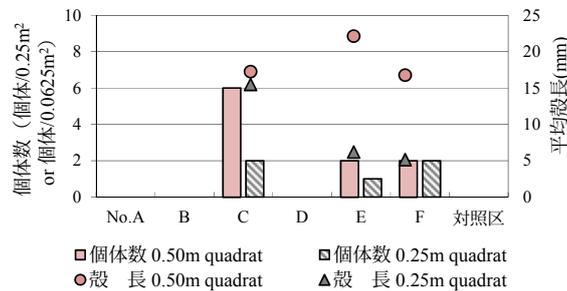


図-5.5.15 造粒物散布後12ヶ月のアサリの生息状況⁴⁷⁾

(5) 実証試験結果の評価

泥化が進み、かつ地下水の遮断された河川干潟にアサリ育成場を構築する試みで滲筋への覆砂と隣接する床掘置換により造成した実証試験区は、アサリ育成場として以下のように評価される。

- ① 石炭灰造粒物の散布により間隙水の流動が改善して、底質の強熱減量は減少し酸化還元電位も改善の傾向にある。
- ② 石炭灰造粒物の散布により造粒物層および境界部での生物相が変化し、多様な生物の生息環境が形成されつつある。
- ③ 石炭灰造粒物の散布後に定着したアサリの生息が確認され、石炭灰造粒物による覆砂によりアサリの生息が可能な環境を創出できる可能性が確認された。

なお、成貝への成長・生残率などの中長期的な生息環境の改善効果を把握する継続的な調査検討が必要である。

5.5.8 石炭灰造粒物内育成アサリの安全性の評価

石炭灰造粒物内で育成したアサリの身肉安全性を評価する目的で齋藤直ら（2011）により重金属蓄積試験⁵¹⁾が行われている。試験は、室内での育成試験に加えて、約2.3haの石炭灰造粒物による覆砂水域で自然着生し、3年間育成したアサリと、近接した一般土壌で育成したアサリの比較により行われている。

分析対象のアサリは殻長40mm前後であり、石炭灰造粒物内で育成したアサリは、一般土壌で育成したアサリと比較して、育成状態が良好で個体湿重量が大きく、旨味成分（グリコーゲン、タウ

リンなど)や栄養成分(タンパク質や脂質など)も高い⁵¹⁾。また、アサリ身肉に含まれる重金属の含有量は、分析26項目(土壤環境基準:環境省告示第46号)中24項目が定量下限値未満で、カドミウムとヒ素の2項目が測定された。石炭灰造粒物による覆砂水域で成長したアサリ身肉のこの2項目の含有量は、近接した一般土壌で成長したアサリ身肉と同等またはそれ以下であり、石炭灰造粒物由来による重金属の蓄積は起こっていないと齋藤直ら(2011)は判断している⁵¹⁾。

第5章 関連参考文献

- 1) 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.
- 2) 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.
- 3) Tetsuhiro FUJIWARA, Kyunghoi KIM, Narong TOUCH and Tadashi HIBINO: Formation of the water circulation by construction of infiltration-pillar in the riverbank that sludge deposits, Proceedings of the 7th International Conference on Civil and Environmental Engineering, p.52, 10/2008.
- 4) 岡山地下水研究会: プログラム名 Dtransu-2D, http://gw.civil.okayama-u.ac.jp/gel_home/
- 5) 国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所: 護岸台帳, 台帳番号: 旧-5-5, 工事名: 基町護岸工事, 施工区間: 左岸 2k900+55~3k100+36, 施工年月: S.54・10-12~S.55・3-25
- 6) 国土交通省港湾局, 港湾・空港等リサイクル推進協議会: 2.7 石炭灰, 2.リサイクル材料の品質及び加工・改良技術, 港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針, <http://www.mlit.go.jp/kowan/recycle/0/01.pdf>, pp.2_69-2_79, 3/2004.
- 7) 社団法人土質工学会 (現, 公益社団法人地盤工学会): 3.1 透水性, 第3章浸透と地下水, 土質工学ハンドブック, pp.65-72, 1/1990.
- 8) 一般財団法人国土技術研究センター: 第4章浸透に対する堤防の構造検討, 河川堤防の構造検討の手引き, pp.42-85, 7/2002.
- 9) 日本建築学会: 23 節水密コンクリート, 建築工事標準仕様書・同解説 JASS 5 鉄筋コンクリート工事 1997, pp.497-505, 1/1997.
- 10) 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.
- 11) 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.
- 12) 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_1405-I_1410, 3/2013.
- 13) 菊地永祐: 土と基礎の生態学, 5.水域における堆積物中の物質循環と底生動物, 土と基礎, Vol.55, No.1, pp.34-40, 1/2007.
- 14) 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.
- 15) 国土交通省中国地方整備局 空港港湾部 瀬戸内海環境情報センター: 赤潮の発生海域, 瀬戸内海的环境情報, http://seto-eicweb.pa.cgr.mlit.go.jp/env/env_007.html, 3/2013.
- 16) 水産庁 瀬戸内海漁業調整事務所: 平成 23 年瀬戸内海の赤潮, pp.1-2, 10/2012.
- 17) 西田芳浩, 川内清光, 山本裕規, 首藤敬, 日比野忠史: 広島湾における効率的な底質改善技術の効果の検証—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—, 海洋開発論文集, Vol.25, pp.407-412, 6/2009.
- 18) 環境省: 化学的酸素要求量・窒素含有量及びりん含有量に係る総量削減基本方針 (瀬戸内海), 第7次総量削減, 6/2011.

- 19) 環境省：瀬戸内海における海砂利採取状況，第8回中央環境審議会瀬戸内海部会，資料5，3/2010
- 20) 中国経済産業局：平成19年度産業公害防止対策調査 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合せ調査－報告書，pp.17-20，3/2008.
- 21) United States Environmental Protection Agency, U.S. Army Corps of Engineers：4.4.4 Thin-Layer Placement, 4.0 ASSESSMENT OF OPEN-WATER DISPOSAL, Evaluating Environmental Effects Of Dredged Material Management Alternatives -A Technical Framework-, pp.34-35, 5/2004.
- 22) 福岡市港湾局：Ⅲ. 覆砂の効果，エコパークゾーン香椎地区（御島）シーブルー事業効果把握調査報告書，pp.15-26，6/2004.
- 23) 中出浩靖：平成18年度名古屋技調報告－伊勢湾における貧酸素水塊改善検討－，環境分野，pp.1-4，http://www.meigi.pa.cbr.mlit.go.jp/br_ex_report/h_18.html，8/2013.
- 24) 宮岡修二，山本縁，辻博和：閉鎖性水域における新生堆積物の挙動に関する実態調査，大林組技術研究所報，No.63，pp.91-96，7/2001.
- 25) 海上保安庁：広島湾及び安芸灘潮流図，3/1993.
- 26) 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.
- 27) Tadashi HIBINO, Narong TOUCH, Tetsuhiro FUJIWARA and Tadashi SAITO：New method for reduction in eutrophication of sea water by using fly ash, Proceedings of the 5th International Conference on Asian and Pacific Coasts, Vol.1, pp.295-301, 09/2009.
- 28) 池田陵志，齊藤直，松崎和征，車田佳範：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.623-624，9/2003.
- 29) 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.
- 30) Kyung-Hoi KIM, 阿部真己，駒井克昭，日比野忠史：底泥の巻き上がりに及ぼす浸透流の影響，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol.65, No.1, pp.971-975, 10/2009.
- 31) 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.
- 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) 国土交通省：技術名称 スクレーパー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/>，8/2013.
- 34) 中国高圧コンクリート工業株式会社：干潟造成用薄層撒き出し工法，NETIS 登録 CGK-070001-A，<http://www.gr.energia.co.jp/kouatsu/kankyo/ocean.html>，8/2013.
- 35) 環境省：水質汚濁に係る環境基準について－別表2生活環境の保全に関する環境基準 2海域－，環境庁告示第59号（改正：平25環告30），<http://www.env.go.jp/kijun/wt2-2.html>，8/2013.
- 36) 福岡晴美，入江功四郎，齊藤直，武部真実，神庭治司，藤井勲：汽水域における石炭灰造粒物（Hi ビーズ）の環境改善効果，土木学会年次学術講演会講演概要集，第2部門，Vol.62，pp.119-120，9/2007.

- 37) 井上省吾, 西野博史, 木村道夫, 日比野忠史, 首藤敬: 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, 6/2011.
- 38) 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.
- 39) 澤孝平, 友久誠司, 神田佳一: 河川堤体材料の水浸時の形状維持特性と耐浸食性に関する研究, 明石工業高等専門学校研究紀要, No.48, pp.37-44, 12/2005.
- 40) 阪本廣行: 建設発生土へのフライアッシュの適用, 一般財団法人石炭エネルギーセンター, 石炭灰有効利用シンポジウム 2003, セッション 3-4, 12/2003.
- 41) 広島湾再生推進会議: 広島湾再生計画, 図-2.22 干潟・藻場の現存・消失面積, pp.12-18, 3/2007.
- 42) 農林水産省中国四国農政局広島地域センター・福山地域センター: 広島農林水産統計年報
- 43) 国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所: 浅場造成の整備効果, 中海における浅場造成の取り組みについて, 8/2011.
- 44) 小枝豪志, 日比野忠史: 石炭灰造粒物 (Hi ビーズ) を用いた底質環境の改善技術, 土木学会第 65 回年次学術講演会, 第 2 部門, Vol.65, pp.243-244, 9/2010.
- 45) 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.
- 46) アサリ資源全国協議会企画会議, 水産庁増殖推進部, 独立行政法人水産総合研究センター: 提言・国産アサリの復活に向けて, pp.9-17 3/2009.
- 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) 広島高速道路公社: 高速 3 号線Ⅲ期 (渡河部外) 地質調査業務報告書, pp.29, 3/2008.
- 49) Touch Narong, 中下慎也, 小枝豪志, 日比野忠史: 砂層内における有機泥の輸送に及ぼす浸透流量と間隙体積の効果, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.67, No.2, pp.I_971-I_975, 11/2011.
- 50) 国土交通省港湾局, 港湾・空港等リサイクル推進協議会: 港湾・空港等整備におけるリサイクル技術指針, pp.3_105-3_110, 3/2004.
- 51) 齊藤直, 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.

第6章 底質環境改善の経済評価

6.1 環境修復施策と事業評価の現状

近年の環境に対する国民意識の高まりを受けて、河川法、海岸法および港湾法は、その目的の中に環境への配慮を盛り込む改正が行われ、2003年1月には、過去に損なわれた生態系その他の自然環境を取り戻すことを目的とした自然再生推進法が施行された。さらに、2005年2月には、瀬戸内海にふさわしい環境を確保し維持することおよびこれまでの開発などに伴い失われた良好な環境を回復することを基本理念した瀬戸内海環境修復計画が策定された。

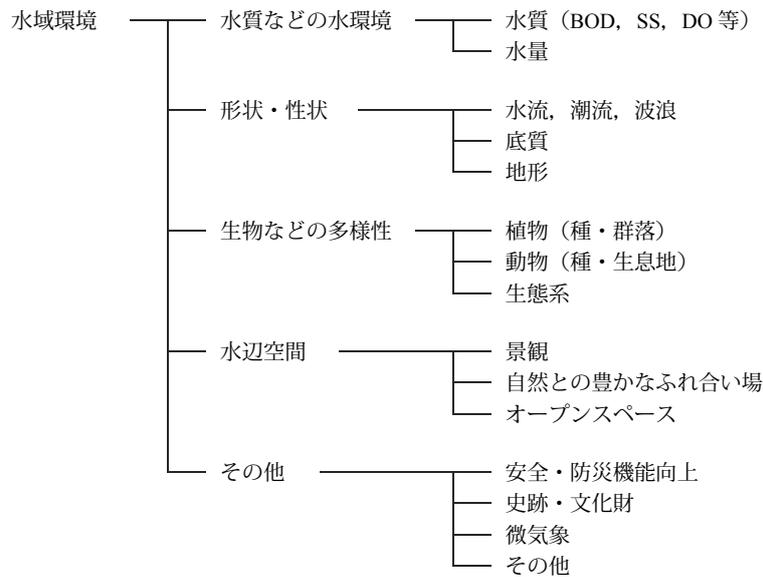
また、広島湾では、沿岸域の開発などによって失われた良好な環境の再生と現存する良好な環境の保全のために取り組むべき課題が多く残されている状況の中で、2006年3月に広島湾再生推進会議を設置し、総合的な施策展開により広島湾の保全と再生を図る広島湾再生行動計画を2007年3月に策定した¹⁾。

このように法的・施策的な整備が進む一方で、少子高齢化社会の進展とそれに伴う投資余力の減少が進む中、環境再生においても効率的かつ効果的な施策展開が重要になっている。また、施策に関する理解の増進と社会的な合意形成が不可欠であり、各事業の推進に際しては、事業の一層の透明性と客観性の確保に向けて、事業の経済効果を適切な手法で評価・公表することが求められる。しかし、市場の存在しない環境はいわゆる非市場財であり、また、公共財としての性格も有するので、環境に関する経済評価には間接的手法を用いることになる。その具体的な方法は、現在までに様々な評価手法が提案されてはいるが、確立されたものはなく、各手法はそれぞれ技術的課題を有している²⁾。

6.2 水辺環境の便益

一般的な公共事業の便益は、事業実施による新たな効用あるいは増加する効用を貨幣換算して捉える。一方で水辺環境は、**図-6.2.1**に示すように複数の環境要素によって形成されている。水域環境の経済評価に際しては、評価の対象となる環境を財（公共財）として捉え、この財による効用の変化を貨幣換算することになる。

この各環境要素の質的または量的な変化を人々は財による効用の変化として捉え、人々はそれらの環境に接するまたは利活用する活動、あるいは人間の五感を介して、効用の変化として認知する。この効用には水遊びや散策に代表されるレクリエーション活動から静かな環境による心の安らぎに代表される心理的な効用まで多様な効用として認知される。したがって、環境の便益は、事業実施による各効用の変化分を貨幣換算して捉えることになる。さらに、干潟・浅海域の環境改善便益には、水産有用種の漁獲量増加に伴い市民が広く公平に享受できる便益を加算することができる。漁獲量増加に伴う便益には、市場魚価の低廉化に伴い市民が直接享受する便益、漁業者の収入増による税収増などがある。なお、漁獲量増加に伴う便益は、流域全体を対象とした水環境改善施策の便益計測において、社会経済システム全体への影響便益として捉えた事例⁴⁾やダム建設により喪失する生態系の価値を算定した事例⁵⁾があるが、河川整備事業や港湾環境整備事業における生態系全般に亘る便益は、一括して間接的手法により計測されている^{5), 6), 7), 8)}。



出典) 河川に係る環境整備の経済評価の手引き【本編】(図 2.3 河川に係る環境の要素/国土交通省河川局河川環境課)³⁾に加除修正して作図

図-6.2.1 水辺環境の要素³⁾

6.3 経済評価における便益計測の方法

事業の経済評価は、事業によりもたらされる便益 (Benefit) と事業に必要な費用 (Cost) との比または差により行われる。また、公共事業の便益は、事業の実施により変化する個人または世帯単位での効用の変化を貨幣換算して捉える。便益は事業の有る状態と無い状態とを比較する有無比較法 (With and Without Comparison Method) により計測される。

環境整備がもたらす便益は一般の商品や財産と異なり、直接売買することができず市場価格が存在しないので、便益 (価値) の計測には間接的な手法が用いられる。代表的な便益計測手法には、CVM (Contingent Valuation Method: 仮想的市場評価法)、TCM (Travel Cost Method: 旅行費用法)、代替法がある。この手法の概要を表-6.3.1に示す。また、環境整備の効果と計測手法の適用性の関係を表-6.3.2に示す。水辺環境の経済評価には、水質改善や生態系の保全など非利用の効果を含むので、非利用価値と利用価値を一括して評価することが可能な CVM 手法による計測が適している。

表-6.3.1 環境整備の便益を計測する代表的手法⁹⁾

手法	概要	特徴・長所	課題・短所
CVM 仮想的 市場評価法	・アンケート調査により事業効果に対する住民等の支払意思額を把握し、これをもって便益を計測	<ul style="list-style-type: none"> ・事業の便益を非利用価値も含めて一括計測することが可能 ・適用範囲が広く、歴史的、文化的に貴重な施設の存在価値をも含むあらゆる効果を計測の対象にすることが可能 	<ul style="list-style-type: none"> ・質問方法やサンプル特性によってバイアスが生じ推計精度が低下する ・仮想的な状況に対する回答データなので、結果の妥当性の確認が難しい ・負の支払意思額を推計することができない
TCM 旅行費用法	・対象施設等を訪れる人が支出する交通費や費やす時間の費用を求め、これをもって便益を計測	<ul style="list-style-type: none"> ・客観的なデータ（来訪者数や旅行費用など）を用いて分析するので、分析方法や結果の妥当性を確認し易く、恣意性が少ない ・レクリエーション行動に基づく分析手法なので、レクリエーション的利用の価値の分析に適する 	<ul style="list-style-type: none"> ・利用実態に関するデータの入手が困難な場合がある ・レクリエーション行動と関連しない価値（歴史的・文化的に貴重な施設の存在価値）の計測は困難 ・非利用価値は評価困難
代替法	・評価対象とする事業と同様な便益をもたらす他の市場財で代替する場合に必要な費用をもって当該事業のもたらす便益を計測	<ul style="list-style-type: none"> ・直感的に理解しやすい ・データ収集が比較的容易 	<ul style="list-style-type: none"> ・経済理論的裏付けが希薄 ・適切な代替財が想定できない場合は評価できない

表-6.3.2 環境整備の効果と計測手法の適用性の関係⁹⁾

効果		CVM	TCM	代替法
水質の改善	非利用	○	△ レクリエーション行動との関連が弱い	× 適切な代替財が設定できない
生態系の 保全・多様性	非利用	○	△ レクリエーション行動との関連が弱い	× 適切な代替財が設定できない
景観の改善	非利用	○	△ レクリエーション行動との関連が弱い	× 適切な代替財が設定できない
水辺利用の場の提供	利用	○	○	× 適切な代替財が設定できない
教育の場の提供	利用	○	○	× 適切な代替財が設定できない
総合評価		非利用価値と利用価値を一括して評価することが可能	利用価値のみ評価可能	適切な代替財が設定できる効果のみ評価することが可能

6.4 費用便益分析による投資効率性の評価

事業の評価は、費用便益分析により事業の投資効率性が評価されている。公共事業の費用便益分析の評価指標には、一般的に純現在価値（NPV：Net Present Value）、費用便益比（CBR：Cost Benefit Ratio、「B/C」と表記されることが多い）、経済的内部収益率（EIRR：Economic Internal Rate of Return）が用いられている。表-6.4.1に費用便益分析の主な評価指標と特徴を示す。

社会資本整備事業の場合には、費用ならびに便益の発現が長期間に亘るので、過去および将来に亘って発生する費用（建設費＋維持管理費）ならびに便益は、社会的割引率を用いて現在価値に換

算する必要がある。現行の社会的割引率は、市場利率を参考に設定されている。具体的には国債などの実質利回りを参考値として、社会的割引率が4%に設定されている⁹⁾。

公共事業の費用便益分析結果は、費用としての基準年に換算した現在建設価格（Cost：建設費＋維持管理費）、便益としての基準年に換算した現在便益価値（Benefit）とともに、NPV、CBR（B/C）、EIRRを示して事業投資の妥当性が評価されている。

表-6.4.1 費用便益分析の主な評価指標と特徴⁹⁾

評価指標	定義式	特徴
純現在価値 (NPV：Net Present Value)	$\sum_{t=1}^n \frac{B_t - C_t}{(1+i)^{t-1}}$	<ul style="list-style-type: none"> ・事業実施による純便益の大きさを比較することができる ・社会的割引率によって現在価値が変化する
費用便益比 (CBR：Cost Benefit Ratio「B/C」)	$\frac{\sum_{t=1}^n \frac{B_t}{(1+i)^{t-1}}}{\sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+i)^{t-1}}}$	<ul style="list-style-type: none"> ・事業の投資効率性を比較できる ・社会的割引率によって便益比率が変化する
経済的内部収益率 (EIRR：Economic Internal Rate of Return)	$\sum_{t=1}^n \frac{B_t - C_t}{(1+i_0)^{t-1}} = 0 \quad \text{となる } i_0$	<ul style="list-style-type: none"> ・社会的割引率との比較によって事業の投資効率性を判断できる ・社会的割引率の影響を受けない

ただし、 n ：評価期間、 B_t ： t 年次の便益、 C_t ： t 年次の費用、 i ：社会的割引率（現在価値への換算率）

6.5 水域環境整備の便益

仮想的市場評価法（CVM）による水域環境整備の便益計測結果の事例を表-6.5.1に示す。平均支払意志額（WTP：Willingness to Pay）は、無作為抽出アンケート調査結果であり、1世帯あたりの年間支払意志額で表している。緑地整備を含む環境整備全般での1世帯あたりの支払意志額は、3,500～20,000円/年であるが、水質・底質改善や干潟環境保全への支払意志額は、3,500～7,000円/年程度で緑地などの施設整備と比較して低い。緑地などの整備に対する支払意志額が比較して高いのは、身近での具体的な存在感や利用機会の頻度によるものと推察される。

また、公共施設整備の場合の基本的な評価期間（受益期間）は50年⁹⁾であるが、水質・底質改善や干潟環境保全などの場合には、改善効果の継続期間を評価期間とすることになる。アオサの回収による干潟環境の保全に係る評価期間は次繁茂期までの1年間であり、覆砂や底泥除去は有機泥の再堆積により浄化機能や栄養塩の溶出抑制機能などを失うまでの期間で評価することになる。さらに、浸透柱や浸透溝ならびに浅場造成などの場合には、干潟での生物生息環境を徐々に改善し、改善効果に持続性があるので評価期間を一律に設定することは困難であるが、投資効率性の評価において評価期間の設定は重要な要素である。

なお、表-6.5.1に示す太田川市内派川の底質改善事業等（浸透柱、浸透溝など）⁸⁾、中海穴道湖の水質改善事業（浅場造成、覆砂）⁷⁾、千代川水系の水環境整備事業（植生・底泥除去）¹⁰⁾、阿蘇海海域環境創造・自然再生等事業（浅海域覆砂）¹¹⁾では、評価期間を50年間として、関連他事業と一括して投資効率性が評価されている。

さらに、便益の母数に大きく影響する要素に受益範囲対象世帯数の設定がある。事例に見る具体的な受益範囲は、中海六道湖の水質改善事業で概ね 20km 圏内の 6 市 2 町、千代川水系の水環境整備事業で事業個所から 3km 圏内、千代川水系の自然再生事業（魚道整備）で事業個所から 6km 圏内の世帯としている。また、阿蘇海（天橋立）海域環境創造・自然再生等事業では、対象水域に接する 1 市 1 町（宮津市、与謝野町）の現存世帯数を受益範囲世帯としている。

評価期間の 50 年の間には、受益範囲の世帯数や人口に変動があることは容易に想定できる。また、社会的割引率や維持管理費率などの設定値も変動する。このような将来の不確実性への対応策として感度分析に基づく事業評価が行われている⁹⁾。

表-6.5.1 仮想的市場評価法による水域環境整備の便益計測結果の事例

事業名・事業内容	平均支払意志額 (円/世帯/年間) [円/世帯/月]	対象世帯数 (世帯)	便益 (千円/年)	備考 出典
太田川市内派川の底質改善事業等 (浸透柱、浸透溝など)	3,492 [291]	他の便益を含み内 訳不詳	他の便益を含み内 訳不詳	8)
中海六道湖の水質改善事業 (浅場造成、覆砂)	3,948 [329]	219,654	867,000	7)
利根川流域の河川環境保全 (多自然型川づくり)	11,000	年間の WTP のみ公 表	年間の WTP のみ 公表	5)
海域環境創造・自然再生等事業 (6 プロジェクトの集計結果)	9,109 ~19,700	年間の WTP のみ公 表	年間の WTP のみ 公表	6)
千代川水系の水環境整備事業 (袋川：植生・底泥除去)	6,024 [502]	31,991	193,000	10)
千代川水系の自然再生事業 (千代川：魚道整備)	4,500 [375]	18,241	82,000	10)
阿蘇海海域環境創造・自然再生等事業 (浅海域覆砂)	5,938	16,659	99,000	11)
宿毛湾港湾環境整備事業（修景・休息緑地）	8,184	2,911	24,000	12)
宿毛湾港湾環境整備事業（緩衝緑地）	15,372	2,130	33,000	12)
福岡市和白干潟の環境保全（アオサの回収）	7,257	世帯数は未公表	107,000	13)

第6章 関連参考文献

- 1) 広島湾再生推進会議：広島湾再生行動計画， pp.1-3, 3/2007.
- 2) 国土交通省河川局河川環境課：河川に係る環境整備の経済評価の手引き【本編】，はじめに， 3/2010.
- 3) 国土交通省河川局河川環境課：河川に係る環境整備の経済評価の手引き【本編】， pp.8-9, 3/2010.
- 4) 高木朗義：水環境改善政策が社会経済システムに及ぼす影響の分析，システム農学， Vol.17, No.1, pp.25-32, 1/2001.
- 5) 玉井信行，白川直樹，松崎浩憲：自然復元を目指す河川計画における費用・便益分析について，水工学論文集， Vol.42, pp.271-276, 2/1998.
- 6) 酒井敦史，米澤泰雄，酒井康彦，盛岡通：港湾環境整備事業に係る費用便益評価手法及び評価事例について，環境システム研究論文発表会講演集， Vol.33, pp.73-78, 10/2005.
- 7) 国土交通省中国地方整備局：斐伊川水系河川整備計画（案）における費用便益分析について（環境），第7回斐伊川河川整備懇談会，資料-4-3, 5/2010.
- 8) 国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所：太田川水系河川整備計画（案）における費用便益分析について【環境】，第9回太田川河川整備懇談会，資料-3-3, 2/2011.
- 9) 国土交通省河川局河川環境課：河川に係る環境整備の経済評価の手引き【本編】， pp.15-33, 3/2010.
- 10) 国土交通省中国地方整備局：河川事業の再評価項目調書，千代川総合水系環境整備事業－再評価・事後評価に準ずるフォローアップ－， pp.9-16, 10/2011.
- 11) 京都府土木建築部港湾課：地方港湾宮津港（阿蘇海）港湾関係事業再評価審査表，宮津港海域環境創造・自然再生等事業の費用対効果分析説明資料， pp.4_10-4_11, 1/2008.
- 12) 高知県土木部港湾課：平成20年度公共事業再評価委員会資料，宿毛湾港新田地区・池島地区港湾環境整備事業， 4/2008.
- 13) 栈敷孝浩：アオサ回収による干潟の環境保全効果に対する経済評価，独立行政法人水産総合研究センター中央水産研究所，平成22年度中央水産研究所主要研究成果集，研究のうごき，No.9, p.4, 10/2011.

第7章 結論

7.1 研究の背景・目的と位置付け

(1) 研究の背景と目的

干潟・浅海域は、微生物から鳥類などの大型動物に至るまで多種多様な生物の生息場としての機能や有機物および栄養塩を貯留・吸収し、沖合海域への負荷を軽減する浄化機能を有しており、水系毎に不可欠で、その規模に関わらず重要な役割を担っている。

古来より“水の都”として栄え、特徴的なウォーターフロント空間を創り出している広島市では、魅力ある水辺空間・都市づくりの一環として、水辺空間の整備による親水性の向上が望まれている。また、広島湾では、沿岸域の開発などによって多くの良好な環境が失われたことから、現存する良好な環境の保全、損なわれた良好な環境の再生と新たな創出が求められている。

一方、循環型社会形成への意識の高まりなどを背景として、水域環境改善分野においても石炭灰などの産業系リサイクル材の積極的な活用が試みられている。石炭灰を主原料とする造粒物の窒素およびリンの吸着効果は天然砂に比較して高く、石炭灰造粒物は環境修復に係る利用技術の拡大と確立により、水域環境の改善と水産業の振興に寄与することができる。

このような背景から、本研究は、石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の機構と改善効果を明らかにするとともに、覆砂の薄層敷設工法や実証試験での透水層の施工法を示すことで、石炭灰造粒物を用いた底質改善技術の広域的な普及を目指す。

(2) 水域環境改善技術の動向と本研究の位置付け

21世紀を迎えた今日、自然の浄化能力を超える環境汚染、資源の枯渇、生物種の絶滅などの危機的な状況が明らかになり、河川、海岸、沿岸水域に対する環境活動の総合的な施策展開が求められる中で、関連法が改正されるとともに、2002年に自然再生推進法が成立したことにより、環境改善（修復）技術の研究開発が一層活発になった。近年の水域環境改善技術は、藻場・浅場の造成、生物生息環境の創造・改善を対象とし、鉄鋼スラグ、カキ殻および石炭灰造粒物などの産業系副産物の活用を目的とした技術開発が進められている。鉄鋼スラグは改善効果や安全性に関する知見の集積が進みつつあるが、漁業関係者などに広く受け入れられているとは言い難く、規模の大きい事業には進展していない。また、カキ殻は海中生成資源なので安全性への問題意識は低く、底生生物の蛸集効果や硫化水素の吸着効果およびアマモ場基質の有用性などの研究開発が行われている。

一方、石炭灰造粒物は水域環境改善への利用促進が期待されるが、材料の有効性の検証などの研究開発段階であると評価されており、石炭灰造粒物を活用した環境改善の普及には、計画から施工段階までの技術を網羅した手順書の作成が不可欠となっている。

日本経済が安定成長に移行する中で、市民の意識は生活にゆとりと潤いを求める方向に変わり、環境政策は環境保全や人と環境の共生に移行している。一方、新規の公共投資が困難な時代の到来の中で、環境との共生と積極的な修復を実現するためには、施工費が低廉で維持管理の容易な環境改善（修復）技術の普及が必要になっている。

本研究は、このような日本社会の現状と市民の意識を背景として、天然資源を直接利用しない石炭灰造粒物を活用した環境改善（修復）技術の普及の一助となることを目的に、計画から施工段階までの技術上の手順および環境改善効果の一例を示すものである。

7.2 石炭灰造粒物の性状および有効利用の現状

7.2.1 産業系リサイクル材の特徴と水域環境改善への活用

(1) 鉄鋼スラグ

鉄鋼スラグは、鉄鉱石の溶融還元の際に発生する高炉スラグと精錬段階で発生する製鋼スラグに大別される。高炉スラグは冷却方法により水砕スラグと徐冷スラグに分類され、水砕スラグは急激な冷却処理によりガラス質の粒状スラグとなり、徐冷スラグは結晶質の岩石状スラグとなる。また、製鋼スラグは転炉系製鋼スラグと電気炉系製鋼スラグに分類される。

鉄鋼スラグの主成分は酸化カルシウムと二酸化ケイ素であり、普通ポルトランドセメントに類似している。高炉水砕スラグは潜在水硬性を有し、固結に伴い透水性が低下する。製鋼スラグは弱い水硬性を有するが水硬性の発現は一様ではなく、水と反応して膨張する性質がある。

高炉水砕スラグの覆砂には底質改善に一定の効果があるが、新生堆積物および潜在水硬性の発現などにより改善効果が低下する。また、磯焼けした藻場に溶存二価鉄を供給する手法として、転炉系製鋼スラグを活用する試験が行われているが、鉄鋼スラグの海中沈設に疑問を呈する意見もある。転炉系製鋼粉体スラグにはリン吸着能と硫化物の除去機能が確認され、溶出するリンやケイ素などが植物プランクトン相を改善する。

(2) カキ殻

カキ殻の推定生産量は約 160 千 ton/年であり、約 50%を広島県が占める。貝殻は殻本体と殻皮から構成され、殻本体は炭酸カルシウムを成分とする多数の結晶がタンパク質を主成分とする間基質によって繋ぎ合わされた構造になっている。カキ殻の表面は空洞の多いカードハウス構造となっており、吸水性が高く化学反応性が高い。

カキ殻のリサイクル材としての活用は多くなく、付着物の残存量やリサイクル材としての品質基準ならびに処理技術が確立していない。カキ殻を用いた覆砂には、堆積浮泥の再懸濁抑制と底生生物の蝸集に効果がある。また、熱風乾燥したカキ殻を粗粉碎して底泥に鋤き込むことによる硫化水素の吸着効果、粉碎したカキ殻を用いたアマモ場基質の有用性も明らかにされている。

7.2.2 エネルギーの動向と石炭灰の発生量

石炭は世界中に広く分布し調達が容易で価格も安定しており、主要なエネルギー資源の中で最も埋蔵量が豊富で可採年数は約 120 年と推計されている。日本の 2020 年度以降の一次エネルギー供給の見通しでは、石炭によるエネルギー供給量を現状程度で維持するとしている。日本の一次エネルギーの約 20%を賄っている石炭は、日本の発電電力量の 1/4 を占める基幹エネルギー源である。

日本の商用石炭火力発電の主要な方式には、微粉炭燃焼方式と加圧流動床燃焼方式がある。微粉炭燃焼方式では石炭を 40 μ m 程度まで微粉碎された状態で燃焼させ、石炭灰は主にボイラーおよび電気集塵器において回収される。一方、流動床燃焼方式では、石灰石を石炭とともにボイラー内へ投入し燃焼させる。

石炭灰には、燃焼方式や回収される位置によって複数の種類がある。微粉炭燃焼方式の燃焼ガスに浮遊して球形粒子となり、電気集塵器で回収される粒子がフライアッシュである。加圧流動床燃焼方式のサイクロンや集塵装置で回収されるのが PFBC 灰である。日本の 2009 年度の石炭灰発生量

は 11 百万 ton であり，石炭使用量に対する石炭灰発生割合は 11.5%となっている．2009 年度の石炭灰のリサイクル率は 97.4%であるが，公有水面埋立用材がリサイクルとして扱われている．

7.2.3 石炭灰の性状と成分構成

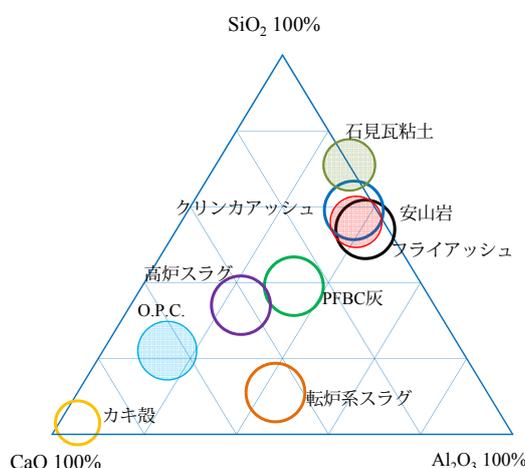
(1) 石炭灰の物理化学的性状

フライアッシュは球状ガラス質の微細粉体であり，PFBC 灰は不定形な多孔質状の微細粉体で球形の粒子は殆どない．石炭灰の粒子密度はフライアッシュが概ね $2.0\sim 2.6\text{g/cm}^3$ ，PFBC 灰が概ね $2.6\sim 2.7\text{g/cm}^3$ であり，粒子内の閉じた空隙の存在により無機質土と比較して軽量である．

フライアッシュの粒度範囲は概ね $200\ \mu\text{m}$ 以下であり， $5\ \mu\text{m}$ 以下が 15%， $5\sim 75\ \mu\text{m}$ が 70%を占める．PFBC 灰の粒度範囲は概ね $250\ \mu\text{m}$ 以下でフライアッシュと同等であるが， $3\sim 10\ \mu\text{m}$ の粒子が主体で粒度分布が微細側に偏っている．

フライアッシュの化学組成は，二酸化ケイ素（40～75%）と酸化アルミニウム（15～35%）が全体の 70～80%を占め，その他 Fe_2O_3 ， CaO ， MgO ， SO_3 ， Na_2O ， K_2O などの酸化物を含有している．PFBC 灰はフライアッシュと比較して二酸化ケイ素の含有割合が低く，酸化カルシウムと三酸化硫黄の含有割合が高いので，水に対する活性度が強く，水分の存在下での自硬性および膨張性を有している．

図-7.2.1 は $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$ 系における石炭灰の位置付けを示したものである．フライアッシュは例えば，安山岩や石見瓦粘土と成分構成が類似している．PFBC 灰は高炉スラグに近似した化学成分構成となっている．



O.P.C. : Ordinary Portland Cement (普通ポルトランドセメント)

図-7.2.1 $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$ 系における石炭灰の位置付け

(2) 石炭灰含有重金属等の特性

石炭灰には，植物の生育に多量に必要とするカルシウム，マグネシウム，ケイ素，硫黄などと微量ではあるが必須元素の鉄，塩素，マンガン，ホウ素，モリブデン，コバルト，亜鉛，銅などが含まれている．また，石炭生成時に混入した水銀，カドミウム，鉛，ヒ素などの金属が微量含まれている．石炭灰中の重金属等含有量は，現在の自然界（地殻）における主な重金属等の存在度と比較して水銀，カドミウム，鉛およびホウ素が 5～10 倍である．

フライアッシュを用いた石炭灰造粒物の重金属含有量は，土壤汚染対策法が規定する土壤含有量

基準値より低く、石炭灰造粒物からの重金属などの溶出量濃度は、「水底土砂に係る判定基準」を満足している。さらに、PFBC 灰造粒物は「土壤環境基準の溶出量基準」をも満足している。

一方でフライアッシュを原料とする石炭灰造粒物では、六価クロム、ヒ素、セレン、ホウ素の溶出量濃度が「土壤環境基準の溶出量基準」を超過する可能性があるが、エージングおよびセメントなどの添加物により溶出量を低減できる。

7.2.4 石炭灰の有効利用の現状

図-7.2.2 に石炭灰の有効利用分野の構成比、図-7.2.3 に主な利用内容の構成比を示す。石炭灰の有効利用分野は多岐に亘っているが、セメント分野が有効利用量の 67% を占め、そのうち約 96% がセメントの粘土代替材として使用されている。セメントの生産量の減少傾向が継続する現在では、石炭灰の供給は飽和状態に近づいている。

その他に、土木分野全体での利用量は約 1,500 千 ton で、発生量の 15% 程度を占め、建築資材分野では約 350 千 ton、3% 程度を占める。また、人工ゼオライトは農園材や水質浄化、土壤浄化技術に寄与することが期待されている。

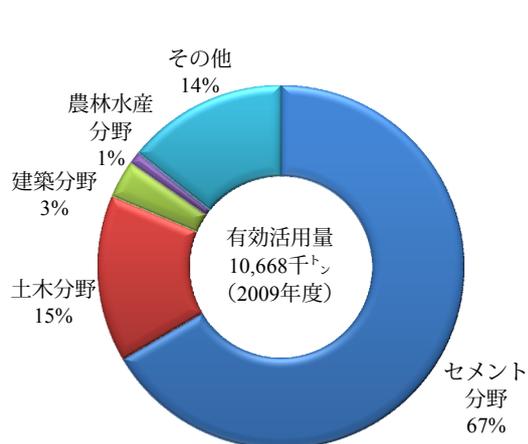


図-7.2.2 石炭灰の有効利用分野と構成比 (2009 年度)

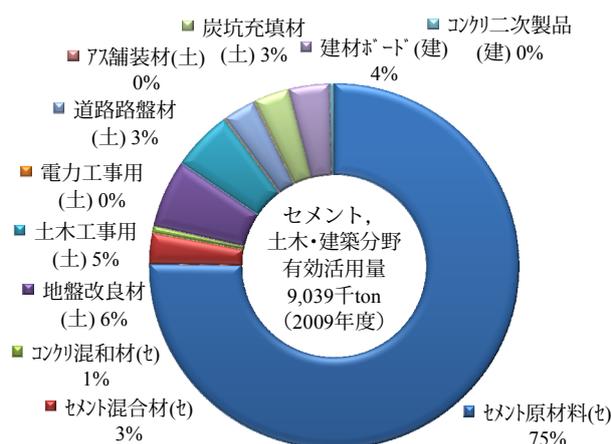


図-7.2.3 石炭灰有効利用分野別の主な利用内容の構成比 (2009 年度)

7.2.5 石炭灰造粒物の製造方法と基本的物性

フライアッシュを主原料とする中国電力製の石炭灰造粒物は、フライアッシュとセメントにベントナイトを加えて連続式造粒ミキサへ投入し加水混合することで平均粒径 7.5mm 程度の球形の造粒物を製造する。一方、自硬性を有する PFBC 灰を主原料とする中国電力製の石炭灰造粒物は、PFBC 灰に水を加えて高速回転ミキサで混合し、ロール成形機で加圧・成形して平均粒径 10~15mm 程度の繭類似形状（アーモンド類似形状）の造粒物を製造する。

石炭灰造粒物の分級後の粒度は 40mm 程度以下で比較的均一な粒度分布を示す。石炭灰造粒物の粒子密度は天然の砂や礫と比較して小さく、圧縮強度は概ねコンクリート用砕石母岩の 10% 程度である。石炭灰造粒物は細粒分の含有が少なく透水性に優れるが、締固めによる粒子の細粒化により、透水係数は砂と同程度の 10^{-3} cm/s オーダーまで低下する。

7.3 太田川市内派川感潮域干潟および広島湾奥浅海域の底質環境

7.3.1 広島湾北部海域および太田川水系の水域環境の概要

太田川の水質は概ね環境基準値を満足しているが、海田湾では COD、全窒素および全リンともに環境基準を超過しており、流入栄養塩の負荷軽減に向けた取り組みが必要である。1990 年の太田川の底生生物は、環形動物門と節足動物門がほぼ同程度出現し、軟体動物門がやや少ない種構成となっていた。また、2006 年～2012 年の調査においても環形動物門が多く軟体動物門が少ない種構成であり、1990 年の調査結果と顕著な差異はない。

河川水の汚濁は経年的に減少の傾向にあるが、底生生物の生息に影響する程度ではないと想定される。また、底質は泥質の有機泥が堆積し多様な底生生物相となるような底質環境にはない。

7.3.2 太田川市内派川感潮域干潟における有機泥の性状と底質環境

(1) 堆積有機泥の掃流特性

太田川市内派川に発達する河岸干潟では、河川上流のみならず海側から運搬される有機泥が遡上・沈降し高潮時に堆積する。高潮時に海水中で有機泥が沈降・堆積すると、淡水の流れない場では海水による有機泥の掃流は困難になり干潟の泥化が進行する。有機泥の一方的な堆積により干潟の泥化が進行すると、底質内部の水循環が阻害され栄養塩の蓄積、硫化水素などの有害物質の発生など、河川浄化能力が低下し生物生息環境が悪化するだけでなく、水辺景観価値の損失に繋がる。

(2) 底質と間隙水

干潟底質の強熱減量と硫化物には含泥率との相関があり、河口よりも数 km 上流側で高い値を示す。強熱減量は、天満川・旧太田川・京橋川上流で好適生息環境値（2～4%）を超過して高い。硫化物は、天満川と京橋川の上流で水産用水基準値（0.2mg/g 以下）を超過して高い。酸化還元電位は 200～-250mV 程度の範囲にあり嫌気的な底質環境にある。平均的含泥率は京橋川の河口に近い元安川合流点で 17%、旧太田川・天満川・京橋川の上流域で 42～60%であり、含水比も上流域で高い。

n-ヘキサン抽出物質は全調査地点で検出されているが、下水処理場放流渠に近接した京橋川の元安川合流点で高い。底質間隙水の溶存酸素は、2mg/l 以下で嫌気域にあり、アンモニア態窒素が 1～3mg/l、亜硝酸態窒素が 0.03mg/l 以下、硝酸態窒素が 0.3mg/l 以下である。

(3) 沈降浮遊物質

感潮域干潟に設置したセジメントトラップにより捕捉した浮遊物質の沈降速度は、上流域が 20～30g/m²/h、下流域が 7～17g/m²/h であり上流域が大きい。沈降浮遊物質の強熱減量と硫化物は天満川の上流域で高い。平均的な含泥率は 70%以上であり、天満川上流域では 90%を超える。C/N 比は 14～18 程度で分解の進んだ有機物が沈降している。また、河口域での C/N 比が高く、沈降と巻き上げりの繰り返しにより分解の進んだ有機物が捕捉されている。n-ヘキサン抽出物質は観測した上流域の 2 地点でともに 1,000mg/kg を超えており、下水起源の有機物が連続的に供給されている。

7.3.3 広島湾奥海田湾の海底における有機泥の性状と底質環境

海田湾は広島湾奥部に位置する細長い袋状の地形であり停滞性が強く、夏季には底層の溶存酸素が 2.0mg/l を下回る貧酸素状態が継続する。また、海田湾の海底表層数 cm には、強熱減量が 12～18%

で含水比 200～350%程度の底泥が堆積している。さらに、底泥表層には、海水中で分解しきらずに沈降した比較的新鮮な有機泥 (C/N=12～15) が非常に緩い状態で堆積し高濁度浮泥層 (含水比 500%以上の堆積泥層) を形成し、巻き上げられた有機泥が貧酸素化の主な原因になっている。

(1) 底質

2001 年に観測された海田湾の底質表層 (2cm) の性状は、湾口側の含泥率が他の地点と比較して低く、強熱減量、COD、硫化物 (T-S)、総窒素 (T-N)、総リン (S-P)、有機態炭素 (TOC) および有機態窒素 (O-N) とともに湾口側が湾奥側と比較して低い。強熱減量は 9.9～18.0% (夏季) および 9.6～17.6% (秋季) であり、ORP は-200～-400mV (夏季) および-400mV 超 (秋季) で秋季に向かって還元状態が一層進行している。COD は 25～57mg/g、T-S は 0.44～1.59mg/g で秋季の方が高く、含泥率は湾口側が 60%程度で、湾奥側では 95%を超えている。

(2) 底生生物相

夏季の底生生物は、出現種類数 10～30 種、確認個体数 30～300 個体/0.0625m²、湿重量 0.3～14g/0.0625m²、秋季調査では 0～11 種、0～70 個体/同、0～1.2g/同であった。採取された個体数は、夏季および秋季ともに環形動物の出現割合が高く、多様性指数は、夏季で 2.5～3.5、秋季で 0～1.2 の範囲にある。底質の COD および T-S が高い地点では、底生生物の種数および個体数が少なく、生物貧困域または無生物域になっている。夏季と比較して秋季は平均的に底質の T-S 値が高く、底生生物種および個体数ともに少なく、T-S が概ね 1.5mg/g を超える地点は無生物域になっている。

7.3.4 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題と改善施策

(1) 干潟・浅海域に堆積する有機泥の環境側面での課題

有機物の流入負荷が大きい干潟・浅海域では、有機物が分解する時に酸素が消費されて嫌気的環境になり、硫酸還元菌が生成する硫化水素が蓄積する。底質の含泥率が高い泥質の干潟・浅海域では、透水性が低く酸素を溶存する間隙水の循環が難しく硫化水素の蓄積する傾向が顕著になる。

硫化水素の蓄積などの底質の劣化は底生生物の生息に悪影響を及ぼし、底生生物数の減少によって底質の還元化が加速度的に速くなり、底生生態系は壊滅状態に向かう。さらに、溶存酸素と負の強い相関があるリン酸態リン (PO₄-P) などの栄養塩の溶出がこれに付加される。また、干潟・浅海域への極めて軟弱な有機泥の堆積や嫌気分解による悪臭および生息生物の減少は、水辺の親水機能を阻害し、都市河川・海岸の価値を低下させる環境的課題を有する。

(2) 有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善施策

干潟・浅海域の環境改善手法は、過剰な栄養塩を削減する“対症的改善方法”と栄養塩を生物生産において有効利用する“抜本的改善方法”に分類される。対症的改善手法は、流入負荷削減や浚渫による栄養塩の水域外への移動、覆砂や化学的処置による栄養塩溶出の一時的抑制により、水域環境が負のスパイラルに陥るのを抑制または停止させることを目的とした施策である (図-7.3.1 参照)。一方、抜本的改善手法は生物生息環境を再生して、生物を自律的に定着・蘇生させ、干潟・浅海域の豊かな生態系を回復させることで、栄養塩を高次の多種多様な生物に同化させ、水域内で有効利用できる栄養塩量を引き上げ、環境改善スパイラルを形成させることを目的としている。

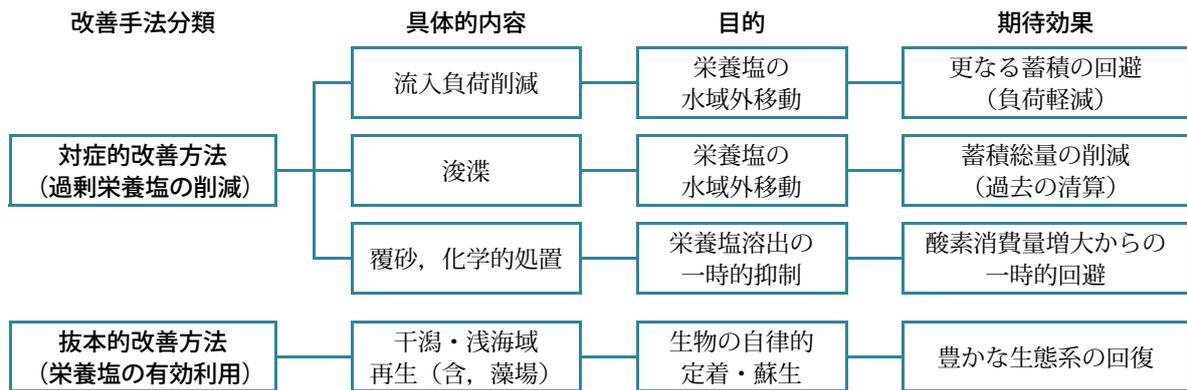
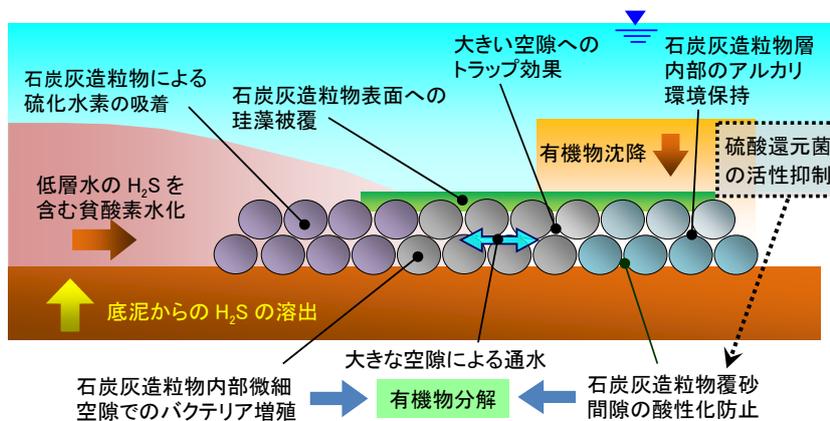


図-7.3.1 有機泥の堆積した干潟・浅海域の環境改善手法の体系

7.4 石炭灰造粒物の特性と有機泥の浄化機能

7.4.1 石炭灰造粒物の有機泥の浄化機能

図-7.4.1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、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。



出典) 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/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) 掲載図を転載

図-7.4.1 石炭灰造粒物の覆砂効果の概要

(1) 富栄養化の抑制

アルカリ化合物である石炭灰造粒物は、リン酸と反応する酸化カルシウム (CaO), 酸化マグネシウム (MgO), 酸化ナトリウム (Na₂O), 酸化カリウム (K₂O) などの酸化物を溶出する。特に酸化カルシウムは、難溶性のリン酸カルシウム (Ca₃(PO₄)₂) を生成していると推測される。酸化カルシウムの含有量がフライアッシュと比較して多い PFBC 灰造粒物は高いリン吸着能を有する。また、フライアッシュに含まれている中空穴あき二重構造粒子の内面にリン酸カルシウムの存在が確認されている。石炭灰造粒物は底泥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。

(2) ODUの溶出抑制

嫌気的環境下での有機物の分解は、3段階の嫌気性代謝によって進行する。第2段階の酸生成過程では有機酸の生成に伴って、 H^+ を生成してpHが低下する。また、酸生成菌の至適pHは5.0~6.0であり酸性域で活性化する。有機物の嫌気分解で生成される還元物質(ODU)の底泥からの溶出は、低層でのODUの酸化に伴いDOを消費し低層水の更なる貧酸素化に繋がる。石炭灰造粒物から溶出する酸化カルシウムなどの酸化物は、底泥内に蓄積された電子および H^+ を消費して底泥内の還元状態を緩和するとともに弱アルカリ環境を形成することで、ODUの溶出を抑制する機能を有している。

(3) 硫化水素の吸着と発生抑制

嫌気的環境下では、硫酸還元菌が硫酸イオン(SO_4^{2-})を還元して生物に有毒な硫化水素(H_2S)を生成する。石炭灰造粒物に含まれる酸化マンガン(Mn_2O_3)などのマンガン酸化物は、硫化物イオン(S^{2-})を主に硫黄(S)に酸化して吸着する。また、好気と嫌気的環境が季節などで交番する場では、造粒物表面の還元されたマンガン化合物の一部が好気的環境下で酸化され、硫化物イオンの吸着能が再生される。さらに、硫酸還元菌の至適pHは6.6~8.0程度であり、石炭灰造粒物の敷設により底泥表層のpHを弱アルカリ状態に維持することで硫酸還元菌の増殖を抑制することができる。また、石炭灰造粒物は、アンモニア(NH_3)や硫化メチル($(CH_3)_2S$)の除去能力も高いことが室内実験で明らかにされている。

(4) 藻類の着生

フライアッシュ造粒物は細孔を含む比表面積が大きく、硫化物イオンの吸着能およびケイ酸イオンやカルシウムイオンの溶出特性に優れている。図-7.4.2に石炭灰造粒物への藻類の付着過程を示す。石炭灰造粒物の投入により硫化水素やリン酸の造粒物への吸着とともに、造粒物内の微細な空隙には、栄養分を得た微生物が増殖して有機物の分解が活性化する。また、石炭灰造粒物の含有する可溶性シリカの溶出により珪藻類が卓越して造粒物表面に着生・繁茂する。珪藻類は窒素やリンを吸収して増殖するとともに、光合成の酸素放出により好気性バクテリアによる有機物の分解を促進する。造粒物に接触する汚濁水は、造粒物表面の生物膜によって汚濁物質が付着・ろ過・分解される。造粒物内およびその周辺に生息する底生性小動物は、生物膜に付着した汚濁物質を生物膜とともに摂取・除去することで、食物連鎖による有機物や栄養塩類などの物質循環が回り出す。

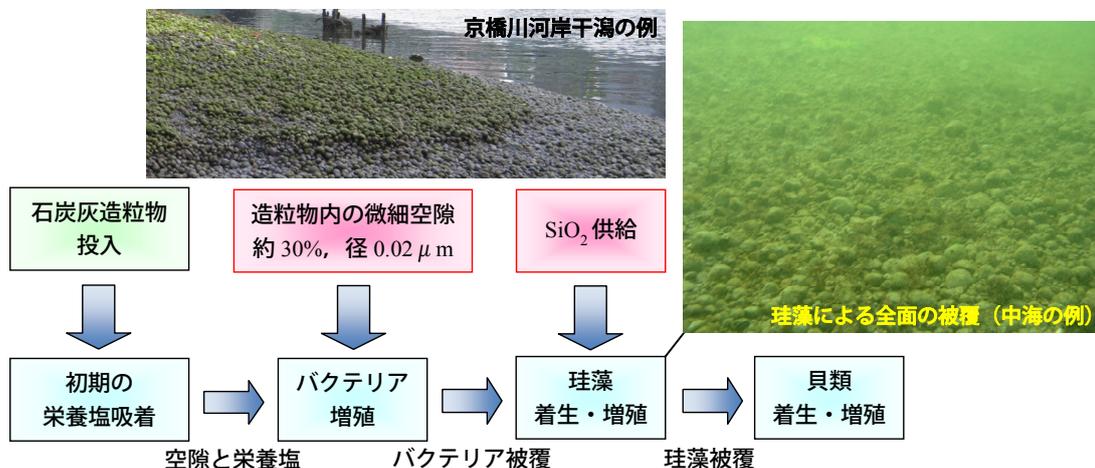
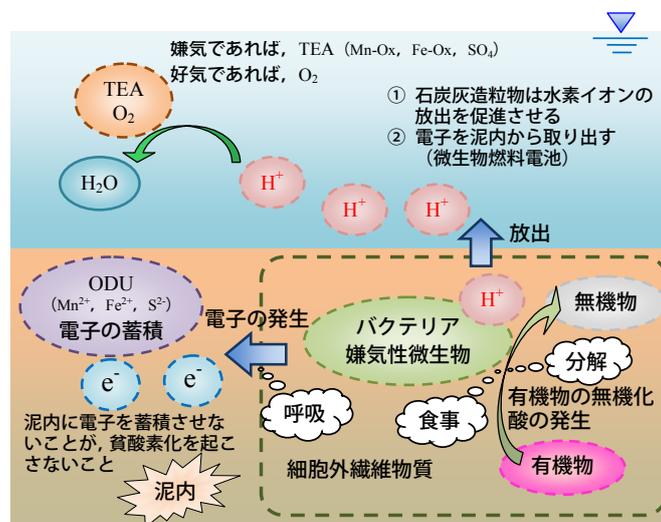


図-7.4.2 石炭灰造粒物への藻類の付着過程

(5) 有機物の分解性

石炭灰造粒物層内の間隙では、好気・嫌気条件に関わらず有機物の分解が進行する。図-7.4.3には、泥層内での有機物の分解系統図を示す。泥内の有機物の分解により H^+ 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））の還元物質（ODU）化が進行する。一方、主要な成分が酸化物の石炭灰造粒物は、接触する泥層間隙水内に酸化物を溶出する。溶出した酸化物は、泥内に蓄積した電子および H^+ 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、石炭灰造粒物の混入により有機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。有機泥内の電子の強制的な放出は、硫化水素の生成や酸素の消費を抑制し、無害化された有機物を底生生物が利用することで、生物の自働による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.) 掲載図を転載

図-7.4.3 泥層内での有機物の分解系統図

(6) 間隙水の流動性

石炭灰造粒物は粒子間の空隙が多いため間隙水の流動性が高いだけでなく、石炭灰造粒物から溶出する二価陽イオンの Ca^{2+} などは、土粒子表面に吸着している一価の Na^+ などとイオン交換により置き換わり、土粒子表面の拡散層（弱吸着水）の水分子層厚を減少させる。弱吸着水厚の減少は可塑性の低下や微細粒子の団粒化を促し、土粒子の粘性や水に対する鋭敏性を低下させ、土粒子の流動性を増大させるとともに、泥層内の間隙水の流動性を向上させる。

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。造粒物層内では間隙水と空気の流動性が高く、造粒物層内に捕捉された有機物は嫌気性分解だけでなく、好気的な分解過程を有するとともに、造粒物層下の有機泥に対しても酸化的状態の形成を助長していると考えられる。

7.4.2 底質環境の改善を明らかにする指標

干潟・浅海域は、生物に直接関係する機能と親水・景観形成などのその他の機能を有している。これらの機能を円滑に保持するための基本的な条件は、水域全体で浮遊系も含めた多様な生物が豊

かに生息していることである。一方、干潟・浅海域の環境は激しく変動するので、生物が減耗する環境要因を解明することは非常に困難である。すなわち、低層水・底質・間隙水に係わる物理・化学的な分析値により、改善効果と現象を定量的に把握・評価するとともに、底生生物相の変化とその継続性が底質環境の改善を判断する指標となる。

7.4.3 底質環境の改善手法の分類と特徴

干潟・浅海域は、微妙なバランスで多様な生物が共存する不安定な場である。したがって、底質環境の改善手法とその規模や場所の選択には、水域全体への影響度の把握と修復目的の明確化が重要である。干潟・浅海域の主な底質環境の改善手法は、何れも最終的な目標が生物生息環境の改善であり、そのための底質の域外への搬出、底質の封じ込め・改質に分類される。

図-7.4.4には、改善すべき環境条件とその対策および石炭灰造粒物を用いた底質環境改善の適用技術の関係を示した。索引枠（右枠）には、次節の関連項番号を索引として示した。なお、破線枠の技術は現地実証試験が継続中であるが本研究の内容に含まれていない。

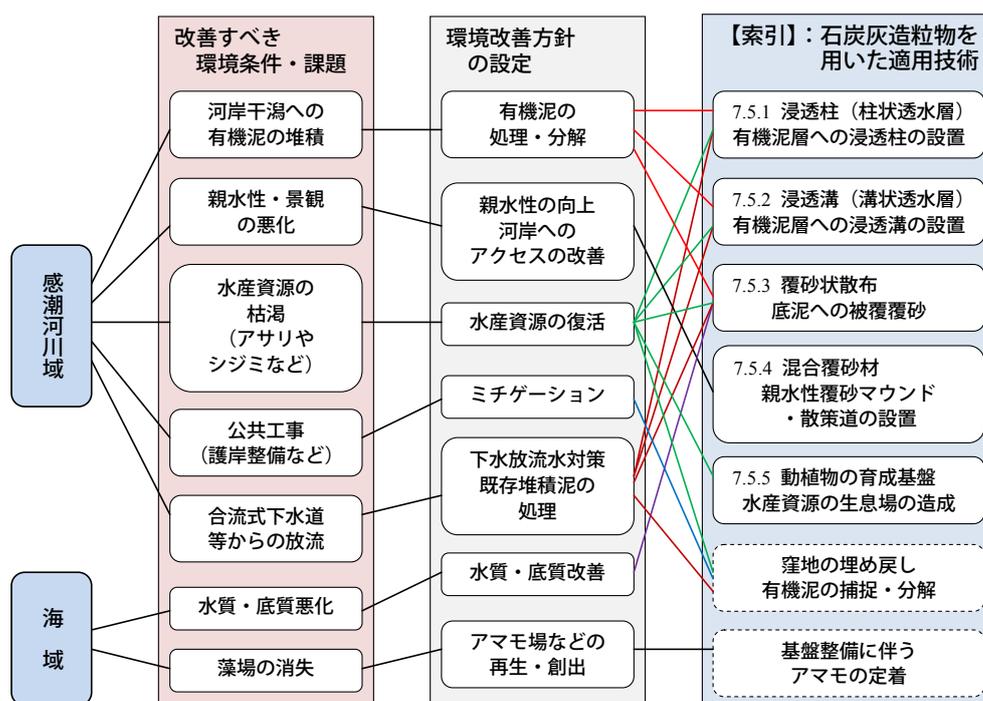


図-7.4.4 改善すべき環境条件とその対策・適用技術

7.4.4 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構

石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法は、間隙水の流動改善を目的とした透水層の構築と覆砂状の被覆に分類される（図-7.4.5 参照）。また、動植物の育成基盤の創造は透水層の構築や覆砂状散布を応用している。

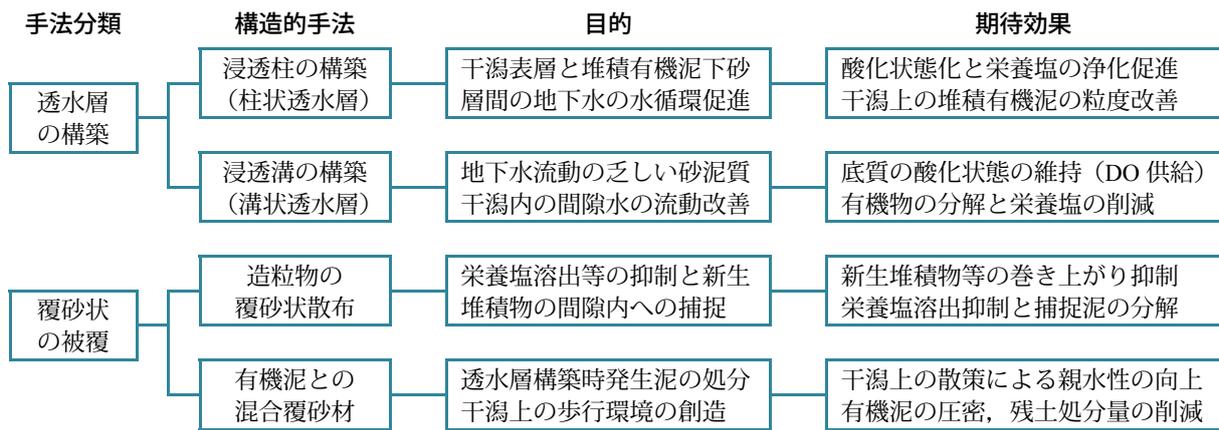


図-7.4.5 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法の体系

(1) 浸透柱 (柱状透水層) 手法

浸透柱 (柱状透水層) による底質環境の改善手法は、潮汐干満による干潟地下水の循環を利用して、干潟に堆積する有機泥内に酸素を供給することで、有機物の嫌気性分解を減らして、生物生息環境の改善を図るものである。浸透柱の構築は、先ず干潟表層に堆積したシルト・粘土 (有機泥) を直径 0.4m 程度の円柱状に掘削廃土して、その下層にある砂層まで達する円柱状の穴を削孔する。この円柱状の空隙に礫状の石炭灰造粒物を投入することで、周囲のシルト・粘土層に比べて透水性が高く、干潟表面と下部の砂層を繋ぐ「浸透柱」が構築される。

浸透柱は、潮汐の干満により上下動する直上水位 (河川水位) と堤内地下水位との水頭差による干潟表層と堆積有機泥下砂層の間の地下水流を利用して、浸透柱周辺の水循環を促進させる。その結果、干潟堆積有機泥への酸素供給が促進され、有機物の分解により有機泥の細粒分が減少するなど、干潟における生物の生息環境が改善される。浸透柱による底質改善機構の概要を図-7.4.6 に示す。石炭灰造粒物により構成された浸透柱は水循環による酸素の供給だけでなく、接触する泥層間隙水内に酸化物を溶出して、泥内の還元状態を緩和するとともに泥内土粒子と間隙水の流動性を向上させる。

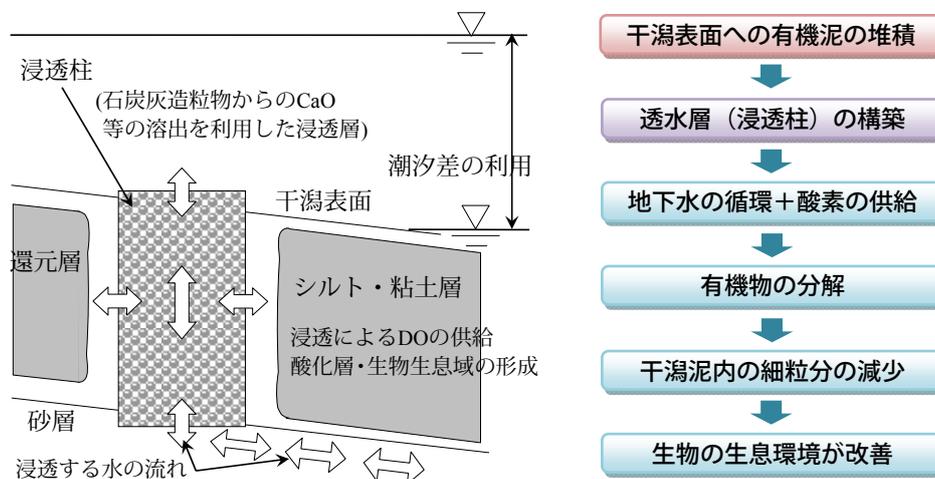


図-7.4.6 浸透柱 (柱状透水層) による底質改善機構の概要

(2) 浸透溝（溝状透水層）手法

透水層による水循環の促進手法を干潟地下水の流動が乏しい干潟に適用するには、浸透柱とは異なる機構による間隙水の流動を確保する機能が必要となる。浸透溝（溝状透水層）による底質環境の改善手法は、透水性の高い材料（透水層）を溝状に敷設し、干潟地形の勾配や水位の変動を利用することによって水循環を形成させることで底泥内への DO の供給、底質環境の酸化状態の維持、緩い地盤状態の保持などの効果が期待される。

溝状の透水層設置による底質改善機構（イメージ図）を図-7.4.7に示す。砂泥質（細粒分が20%程度以下）干潟に溝状透水層を設置することにより、空隙率と水位低下の大きい透水層には干潮時に大気からの DO の供給量の増加が期待される。また、透水層内の水位変動幅は底泥より大きく、透水層と周辺底泥内での水位差に起因した水循環が促進される。さらに、石炭灰造粒物は、底泥内の還元状態を緩和するとともに泥内土粒子と間隙水の流動性を向上させる。

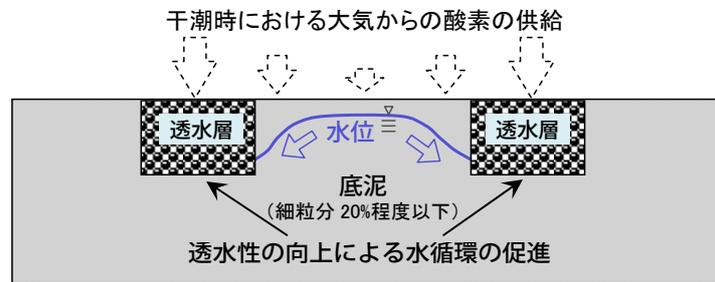


図-7.4.7 浸透溝（溝状透水層）による底質改善機構の概要

(3) 覆砂状散布手法

底泥を被覆する覆砂は、底泥の巻き上げや栄養塩の溶出抑制、低層水の酸素消費速度の抑制、底質表層の粒度を改善し親水等機能と生物相を回復する効果を有するが、水底に散布されるので浮遊有機物の再堆積（新生堆積物）による覆砂機能の経年的低下の課題がある。これに対して石炭灰造粒物による覆砂は、造粒物間の空隙に新生堆積物を捕捉して層表面への堆積を抑制する。さらに、造粒物は酸化物を溶出して、空隙内に捕捉した堆積泥および底泥から溶出する栄養塩や硫化水素を吸着するとともに、泥内に蓄積された電子および H^+ を消費して還元状態の緩和と弱アルカリ環境の形成により、ODU や硫化水素の溶出を抑制する。また、造粒物表面に珪藻類の生物膜を形成して、食物連鎖による有機物や栄養塩類などの物質循環を形成する（図-7.4.8 参照）。

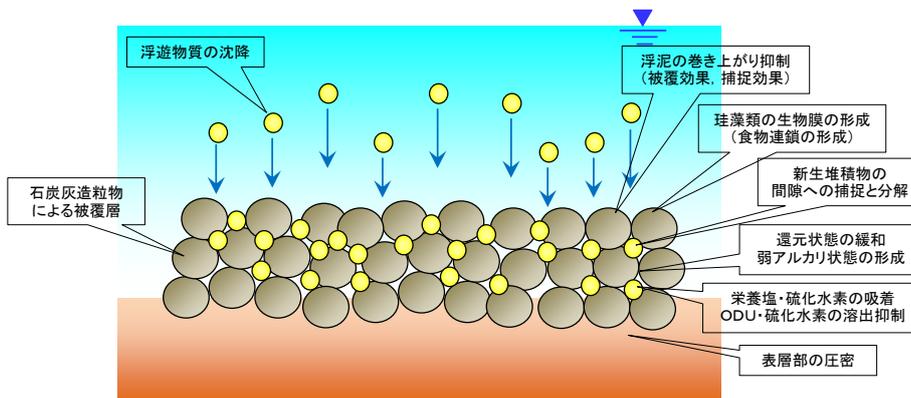


図-7.4.8 石炭灰造粒物による覆砂効果の概要

(4) 混合覆砂材手法

感潮域の干潟表層に堆積する有機泥は、高含水比状態を維持し地耐力を有しておらず親水性の阻害要因の一つとなっている。また、浸透柱などの透水層の設置に伴い発生する残土は高含水比の有機泥であり、未処理での再利用は難しい性状である。

細粒分含有率の高い有機泥は石炭灰造粒物の添加により、塑性指数 (I_p) が低下して吸水時の強度低下傾向が改善される。また、有機泥と石炭灰造粒物混合土の水中養生や乾湿交番養生は、含水比が概ね一定で乾燥しないので、養生日数に関わりなく一軸圧縮強度の変動が小さく、干潟の歩行を可能にする程度の強度を有するが、カニなどの巣の造穴を妨げない程度に固結する有機泥と石炭灰造粒物が主材料の改質土を得る。石炭灰造粒物混合土は軟弱な干潟上に“散策道”や“テラス”を構築して、干潟上の歩行散策が可能な環境を整える(図-7.4.9参照)。さらに、干潟有機泥の巻き上がり量の低減や造粒物からの酸化物の溶出により、周辺の水域環境を改善する効果も有すると考えられる。



図-7.4.9 混合覆砂材による散策道構築の概要

7.5 石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法

7.5.1 浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法

(1) 浸透柱内への酸素供給機構とDOの変動

図-7.5.1に浸透柱内の間隙水の流出入量の解析結果を示す。干潟直上水位が堤内地下水位よりも高い時には、溶存酸素濃度の高い河川水および遡上した海水が浸透柱上端から侵入して、浸透柱周辺地盤および下部砂層に酸素を供給する。河川水位が干潟地盤面（浸透柱上端）より低くなると、浸透柱内に滞留する間隙水は河川水位の低下に追随して下部砂層に浸透するとともに、浸透柱およびその周囲では大気との直接接触により酸素が供給される。

浸透柱内の間隙水の流向は下向きが卓越するので、干潟下部砂層の間隙水は浸透柱から流入して、干潟前面の砂層露出部から河川に流出する流動であり、酸素の供給を受けやすいと想定される。

浸透柱底面のDOは河川水位の上下動に伴って変動しており、干潮時にピーク値となり、水位の上昇とともに低下し、満潮時には3mg/l程度の準好気過程にある。その後、水位が浸透柱上端付近まで低下した時には、2mg/l以下の嫌氣的過程になっており、一潮汐の間にDOの供給と消費が繰り返されている。好氣的過程では有機態窒素が酸化的に分解・無機化されて NH_4^+ が放出され、準好気過程では NH_4^+ が NO_2^- および NO_3^- に硝化され、嫌氣的過程では N_2 を排出し脱窒が起こっていると考えられる。図-7.5.2に硝化および硝酸還元反応の概念を示す。

(2) 間隙水質・底質の経年的な改善効果

図-7.5.3に間隙水質および底質の経年変化を示す。施工後約2年が経過した時点において、ORPが酸化状態に転換し、底質が改善されつつある。強熱減量は、浸透柱エリアにおいて若干の減少が見られることから僅かながら有機泥処理が進んでいると考えられる。

浸透柱エリア（浸透柱側面部）間隙水の溶存無機態窒素（アンモニア態窒素+硝酸態窒素+亜硝酸態窒素）は、施工前の約50%に減少し安定している。また、浸透柱エリアでのアンモニア態窒素に対する硝酸態窒素+亜硝酸態窒素の含まれる割合は1/1~1/3であり、硝化が起り易い場が形成されている。間隙水中の窒素化学種（ NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- ）の比は、間隙水内のDO濃度と対応しており、浸透柱内のみならず周辺地盤にもDOが供給されている。

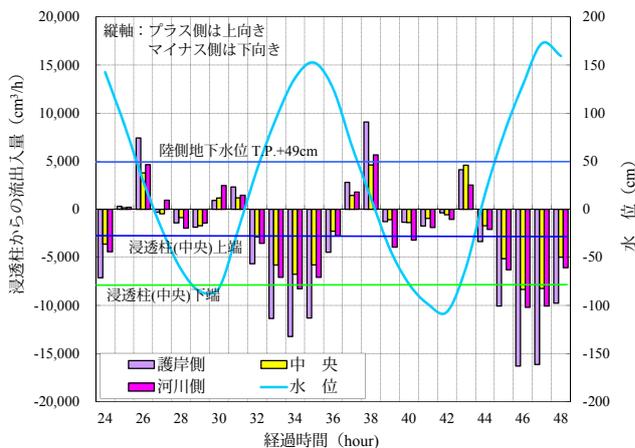


図-7.5.1 浸透柱からの間隙水の流出
入量（計算値）

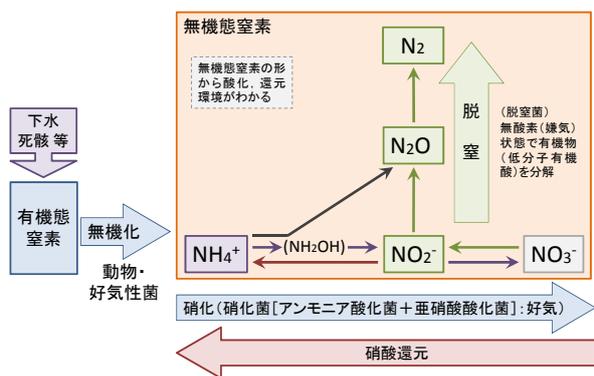


図-7.5.2 硝化および硝酸還元反応

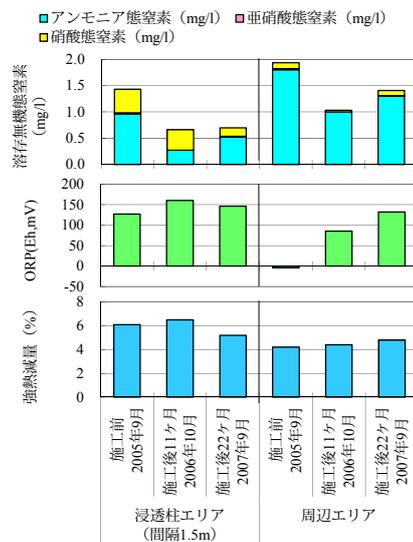


図-7.5.3 間隙水質・底質の経時変化(旧
太田川空鞘橋下流左岸)

(3) 浸透柱による輸送有機泥の浄化特性

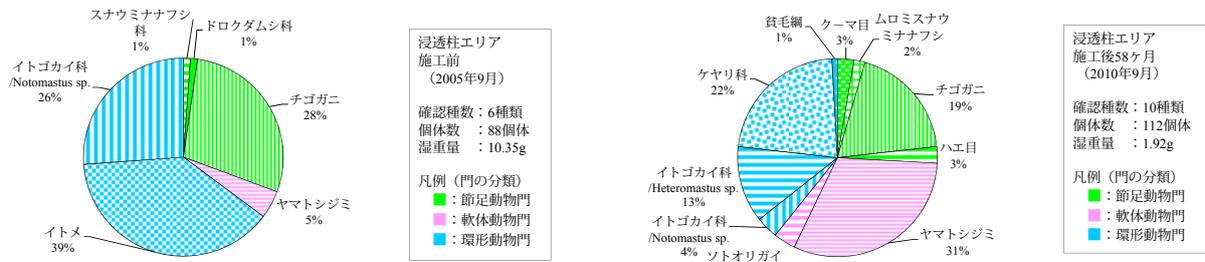
浸透柱エリアでは n-ヘキサン抽出物質の分解が促進され、特に、造粒物層内での n-ヘキサン抽出物質の分解が起り易い。また、浸透柱近傍の干潟表層のシルト・粘土含有量は、浸透柱造成後 6ヶ月での 55~65%から、30ヶ月後には 35%まで低下している。細粒分含有量の低下は、有機泥に付着する有機物の分解が進み有機泥の粘性が低下したことにより、細粒分が掃流されたと推定できる。

(4) 浸透柱による底生生物の生息状態の変化

図-7.5.4には、旧太田川空鞆橋下流左岸における浸透柱施工前と施工後58ヶ月の確認個体数からみた底生生物の構成比の変化を示す。浸透柱エリアでは出現種類数と確認個体数が増加するとともに、ヤマトシジミ（軟体動物門）の増加とイトメ（環形動物門）の消滅により、節足動物門（26%）、軟体動物門（35%）および環形動物門（39%）が概ね均等に生息する状態になっている。

図-7.5.5に底生生物量と種類、図-7.5.6に底生生物の多様度指数の経年変化を示す。旧太田川空鞆橋下流左岸では、周辺エリアでの生物生息状況が観測年ごとに変動する環境下において、浸透柱エリアの確認個体数（軟体動物+節足動物）は、施工後34ヶ月以降増加の傾向を示し、出現種類数も同時期以降安定している。底生生物の多様度指数も同様に施工後34ヶ月以降安定している。

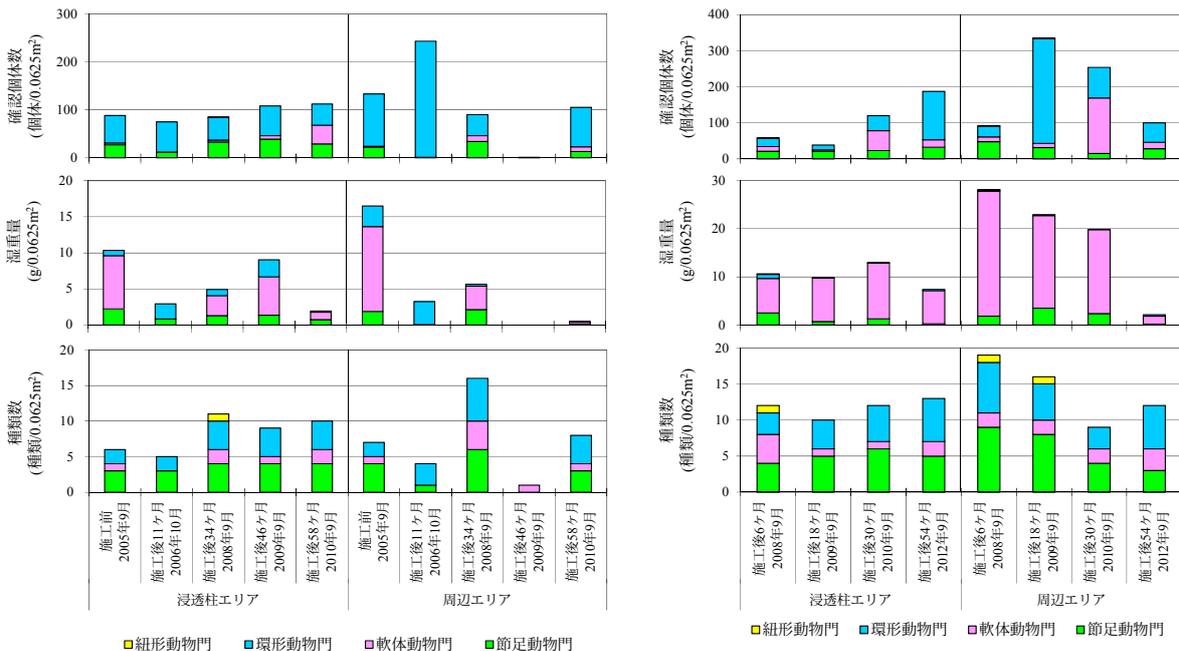
また、天満川中広大橋上流右岸では、浸透柱エリアの確認個体数および出現種類数は共に、施工後30ヶ月以降増加の傾向にあり、底生生物の多様度指数は施工後18ヶ月以降安定している。浸透柱の施工後30ヶ月を過ぎると、浸透柱周辺の干潟表層の生物相は、節足動物門や軟体動物門の種類数と個体数が増加して、多様度が改善・安定する。



浸透柱エリア・施工前（2005年9月）

浸透柱エリア・施工後58ヶ月（2010年9月）

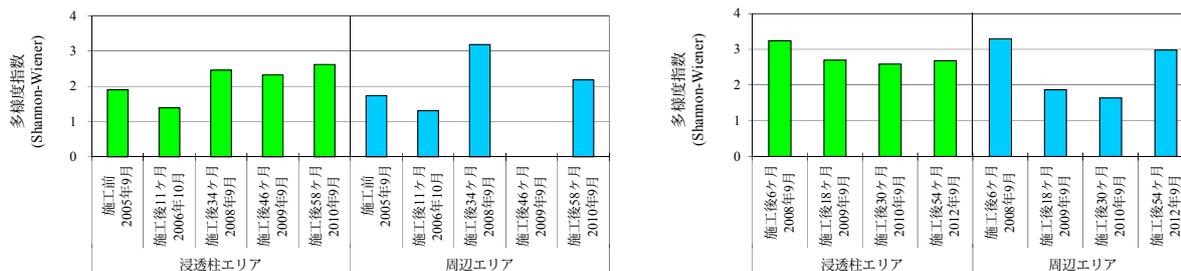
図-7.5.4 個体数からみた底生生物の構成比の変化（施工前と施工後58ヶ月）



(旧太田川空鞆橋下流左岸)

(天満川中広大橋上流右岸)

図-7.5.5 底生生物量と種類の経年変化



(旧太田川空鞆橋下流左岸)

(天満川中広大橋上流右岸)

図-7.5.6 底生生物の多様度指数 (Shannon-Wiener) の経年変化

(5) 浸透柱による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果

浸透柱の設置による感潮域河岸干潟上に堆積する有機泥の改善効果は、次のように評価できる。

- ① 浸透柱の設置により浸透柱内での間隙水の流動が促進され、1.5m 間隔で構築した浸透柱間の中間付近まで、有機泥層が酸化状態に改善される。
- ② 浸透柱内での間隙水の流動は、潮位によって堤内地下水位との間に水位差が生じることにより、砂層内で嫌気と好気の地下浸透が継続的に起こり、浸透柱での水質浄化 (硝化, 脱窒) を促進させている。また、浸透柱内へは上下端からの海水および河川水の流入のみではなく、側方からの流入もあることから、浸透柱周辺の底泥浄化も期待される。
- ③ 干潟上に堆積する有機泥は、シルト以下の細粒分が 50%以上を占めており、比較的生物の生息しにくい環境であるが、浸透柱周辺では底質粒度が改善されるとともに、底生生物はチゴガニなどの節足動物やヤマトシジミなどの軟体動物の生息が多く確認された。これらにより生物の生息環境と多様度が改善されていると評価できる。
- ④ 浸透柱周辺での有機泥の分解・無機化の効率や細粒分の挙動は、今後の検討課題であるが、浸透柱施工後 30 ヶ月程度で生物相が安定することが確認されており、工程管理の目安となる。

7.5.2 浸透溝 (溝状透水層) による底質環境の改善手法

(1) 潮汐に伴う水循環と有機泥の堆積・処理状況

図-7.5.7 に間隙水質の経年変化を示す。試験区 (透水層内) の DO は対照区よりも高い値で推移し、栄養塩 (溶存無機態窒素, 溶存無機態リン) も季節変動の中で比較的 low 維持されており、潮汐に伴い透水層内に DO が供給されている。また、一潮汐の間に DO の供給と消費が繰り返されており、硝化と脱窒による窒素量の削減が想定される。

セジメントラップにより採取した沈降有機泥と堆積底質の有機性状の比較を図-7.5.8 に示す。沈降有機泥の POC/PON の比はやや大きく、人工排水由来 (油脂成分) の有機成分が多く含まれていると考えられる。また、当該干潟の沈降有機泥と底質の含有成分量 (POC・PON・POP) の差 (= 沈降有機泥 - 底質の含有成分量) は、対照区よりも試験区で大きく、有機物の削減量は試験区の方が大きい。浸透溝の周辺では水循環の形成、底泥内への DO の供給、底質の酸化状態の維持などによって有機泥の含有成分分解が促進している。また、POC/PON の比も試験区で小さく、難分解性有機物の一つである油脂成分の分解などに対しても効果がある。

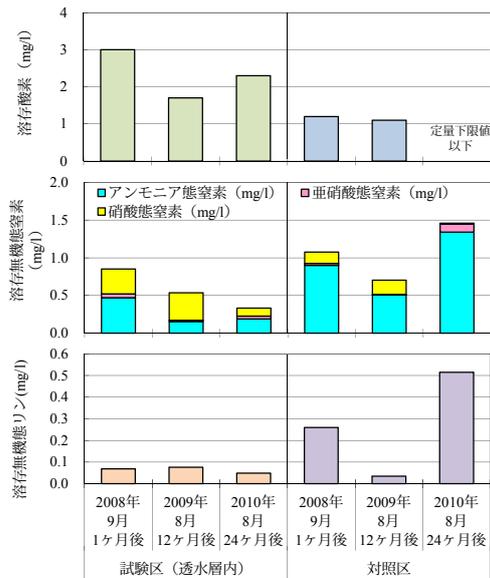


図-7.5.7 間隙水質の経年変化（元安川と京橋川の合流部）

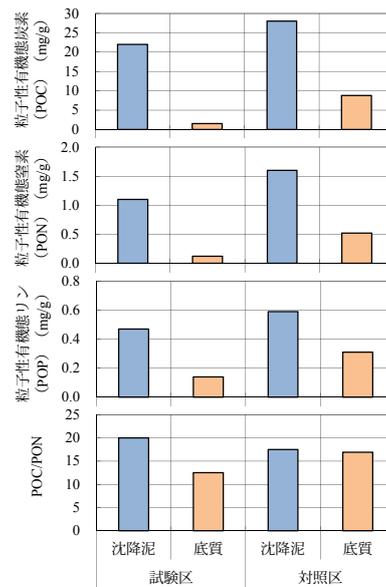


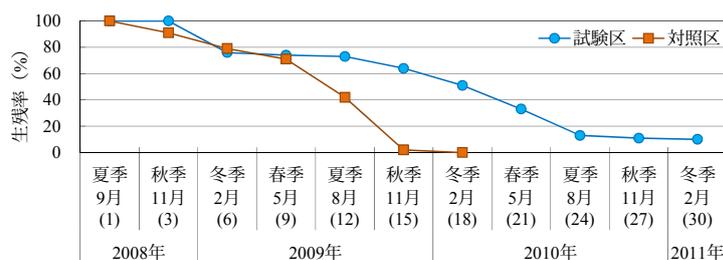
図-7.5.8 沈降有機泥（セジメント）と底質の有機物性状の比較（2010年7月～8月）

(2) 脂肪分の浄化効果

試験区は下水処理水放流渠から約200m下流に設営されており、下水起源と考えられる油脂分（n-ヘキサン抽出物質）が継続的に堆積している。対照区の干潟表層には2,600～5,200mg/kgのn-ヘキサン抽出物質が含まれた有機泥が堆積していたが、浸透溝周辺では700～1,500mg/kgまで低下しており、石炭灰造粒物透水層によるn-ヘキサン抽出物質の低減効果を確認できる。同様に粒子性有機炭素（POC）も浸透溝周辺で低下しており、浸透溝周辺では有機物の分解が促進されている。

(3) 底生生物の生息環境改善効果とアサリの育成状況

試験区では浸透溝の施工後に節足動物と軟体動物の出現種類数と確認個体数が増加しており、軟体動物（二枚貝など）の湿重量の増加が顕著である。また、底生生物の多様性指数も増加の傾向にある。図-7.5.9にはアサリ飼育試験槽内のアサリの生残率の経年変化を示す。対照区のアサリは18ヶ月後に全て消滅したが、試験区のアサリは設置後30ヶ月の生残率が1割程度であった。また、試験区のアサリは、平均で殻長が10.1mm、殻幅が6.3mm、湿重量が10.0gの成長を確認した。さらに、試験区ではアサリの稚貝（1年以内）が多く発生し、設置後10ヶ月には309個体確認された。



注) () 内の数値は透水層施工後の経過月数を表す

図-7.5.9 アサリの生残率の変化

(4) 浸透溝による感潮域河岸干潟の底質改善効果

浸透溝の敷設による地下水流動の乏しい河岸干潟の底質改善効果は、次のように評価できる。

- ① 浸透溝および周辺底泥内では、干潟の干出時および満潮前に DO の供給が見られ、潮汐に伴う水循環が確認され、浸透溝施工後 24 ヶ月においても、継続的に潮汐に伴う水循環が形成されており、目詰まりなどの影響は確認されなかった。
- ② 試験区の底質環境は酸化状態で安定的に推移しており、シルト・粘土含有率は約 2 割未満で良好な状態を維持することで有機物の分解が促進されて、底生生物も節足動物や軟体動物の種類数が増加して多様化していた。
- ③ 試験区内では、散布したアサリ以外に新たな稚貝（殻長：数 mm）が自然発生したことにより、当地区においてアサリの再生産が確認された。また、その自然発生したアサリは順調に成長が確認されており、今後も継続的な再生産・成長が繰り返されると予想された。

浸透溝は、地下水流動の乏しい干潟において間隙水の流動を促進し底生生物の生息環境の改善に効果があることから、護岸耐震化事業との併用により河口部干潟の環境保全に寄与する。

7.5.3 覆砂状散布による底質環境の改善手法

(1) 覆砂工法の課題

覆砂は栄養塩類の溶出削減や底生生物の生息環境の改善に有用とされ、これまで多く実施されているが、海砂採取の禁止に伴い覆砂材料の確保が困難になっている。このような状況から石炭灰造粒物や鉄鋼スラグなどの産業副産物を利用した底質改善技術の開発が進められている。

また、覆砂は、コスト面や底生生物に対する物理的影響の緩和を含めて、水域と底質の環境や覆砂材料に適した合理的な覆砂層厚の設定が必要とされている。さらに、新生堆積物の再堆積による DO 消費量の削減効果の経年的低下、窒素およびリンの水中への回帰および新生堆積物の水中への巻き上がりによる水質改善機能の低下への課題が指摘されている。

(2) 石炭灰造粒物による覆砂の特徴

石炭灰造粒物による覆砂施工時の材料損失である覆砂材の底泥へのめり込み量は、底泥の含水比が高い程大きく、めり込み量は底泥含水比に依存するとともに、薄層分割散布によりめり込み量を最小限に留めることが可能である。すなわち、覆砂材のめり込み量や底泥の圧密量は、表層の含水比とともに、高含水比（300%程度以上）の底泥層厚に依存する。

また、乾燥状態の覆砂材（石炭灰造粒物）の投入は、底泥へのめり込み量を低減する効果が期待できるとともに、球形に近く歪な形状の石炭灰造粒物は水底到達時の衝突速度が球形と比較して 40%程度小さく、めり込み量を抑制するのに有利である。

(3) 新生堆積物の堆積状況

石炭灰造粒物と砂による覆砂施工後 3 年における被覆層鉛直試料をアクリルパイプにより採取して、目視観察した状況を写真-7.5.1 に示す。砂被覆では上部への新生堆積物の再堆積と砂被覆層の変色が確認され、間隙に新生堆積物の一部が浸入していると考えられた。一方、石炭灰造粒物被覆では上部への再堆積は無く、新生堆積物は被覆層内の間隙に捕捉された状況にあった。

(4) 石炭灰造粒物の被覆材としての効果と持続性

写真-7.5.1 に示す石炭灰造粒物による被覆区の間隙水の ORP 値は砂被覆区より高く、被覆層内の間隙水の流動により好気的環境が継続している。また、石炭灰造粒物による被覆は、底泥や間隙に捕捉された新生堆積物から溶出する栄養塩を生物相の回復により吸収・分解する。

設計覆砂厚 5cm の石炭灰造粒物による覆砂では、被覆層間隙体積に占める浮泥体積の割合が時間の経過とともに増加し施工後 6 ヶ月には 40%程度に堆積が進み被覆層としての機能が低下する。一方、設計覆砂厚が 10cm と 20cm の区画では被覆層間隙が初期の状態を保ち被覆層としての機能が発現している。沈降物調査では、設計覆砂厚が 10cm と 20cm の区画での沈降量が周辺の対照区の 1/3 程度で浮泥の再巻き上がり現象の抑制が確認される一方で、5cm の区画では再巻き上がり抑制機能が低下して、ほぼ原地盤と同程度の状態に戻っていることが確認されている。

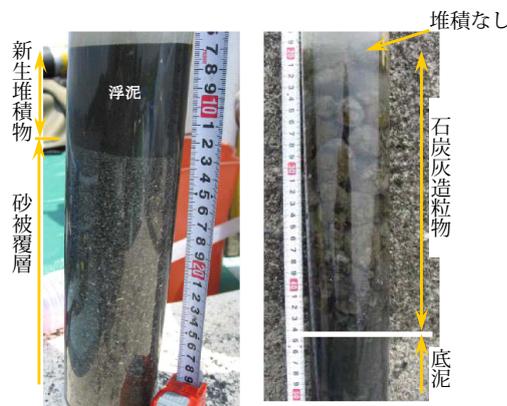


写真-7.5.1 新生堆積物の堆積状況

7.5.4 混合覆砂材による底質環境の改善手法

(1) 混合覆砂材の特徴と開発の目的

干潟のヘドロ化の進行は、水質浄化機能の低下や生物生息環境の悪化だけでなく、水辺環境と親水性を損なう。人と水際を結び付けるには干潟堆積ヘドロの改質により、干潟上の歩行散策が可能な環境を整える必要がある。また、浸透柱などの透水層の設置に伴い発生する残土は高含水比の有機泥であり、未処理での再利用は難しい性状である。本項で対象とする地盤改良材は、ヘドロが堆積した干潟上を人が歩行することを可能にする硬度を有するものカニなどの生息を妨げない程度に軟質な干潟覆砂材（必要以上に硬化しない覆砂材）である。地盤改良材の主材料は、干潟に堆積したヘドロと石炭灰造粒物であり、この材料の使用自体が環境負荷の低減に繋がる。

(2) 石炭灰造粒物を混合した改質土の力学的特性

干潟に堆積したヘドロに石炭灰造粒物を混合した改質土の力学的特性は次のように整理される。

- ① 50%を超える細粒分と有機質を含む干潟堆積ヘドロは、高含水比で地耐力を有していないが、石炭灰造粒物の添加により含水比と塑性指数が低下し、地盤改良材としての特性を有する。
- ② 改質材の最適含水比は、石炭灰造粒物の混合割合とヘドロの有機性状等により変動するが、30～40%の範囲にあり、最適含水比で混合することで改質材の水浸時の強度低下を抑制できる。
- ③ 改質材の強度発現の主要因は乾燥による含水比の低下であり、乾燥した石炭灰造粉物を添加することにより初期含水比を低下させ処理効果の即効性が期待できる。

- ④ 石炭灰造粒物の混合割合 50% (体積比) の供試体が混合割合 30% に比べて圧縮強度と水浸抵抗性が高い。
- ⑤ 施工直後の水浸によって含水比は上昇し強度は低下するが、一度の水浸により含水比および強度ともに安定するため水浸の繰り返しが改質材の流出、強度低下および崩壊に及ぼす影響は小さい。

(3) 現地掃流試験の結果と長期安定性

河岸干潟に施工した混合覆砂材の流出要因は、河川流および航跡波が卓越していると考えられ、写真-7.5.2 に示すように保護岩や突堤状のブロックで覆砂を取り囲むことで、航跡波を直接受けずに覆砂材の流出を回避できる。また、写真-7.5.3 は、有機泥と石炭灰造粒物の混合材料を 0.1m 厚で覆土した場所を敷設後 4 年半の干潮時に掘削している状況である。覆土上に薄く高含水比の粘性土が堆積しているが、覆土は歩行に十分耐え得る硬度 (測定結果: 10MPa 以上) を有している。この時の周辺の干潟堆積泥は、歩行時に足首まで埋まる程に軟弱 (同: 0.3MPa 未満) であった。



(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-7.5.2 旧太田川空鞆橋下流に施工された遊歩道



(混合覆砂施工後 4 年半の状況)



(周辺エリアでの河岸干潟表層の状況)

写真-7.5.3 天満川中広大橋上流右岸河岸干潟に敷設した混合覆砂の状況 (2012 年 9 月)

7.5.5 動植物の育成基盤の構築手法

石炭灰造粒物を用いた育成基盤の造成 (浅場や覆砂) は、藻類などの生育環境の創出やアマモなどの育成場の造成で技術開発が進められている。石炭灰造粒物は造成浅場で珪藻類の付着と多種の魚類の生息が確認され、覆砂部では二枚貝の着生・育成において、砂と比較して優位性を持つこと

が報告されている。

(1) 実証試験対象河岸干潟の概況

実証試験対象地区の河口河岸干潟では、ヘドロ化が進みアナジャコなどが優占する泥干潟となっている。また、河川護岸法尻には鋼矢板が不透水層まで打設され、堤内側から河川干潟の地下に流出していた地下水は遮断されて、干潟地下での地下水の流出入は期待できない状態にある。

また、実証試験対象の河岸干潟には合流式下水道雨水放流口から続く滲筋が形成されている。滲筋には干潮時にも下流方向に 0.01~0.15m/s の流水が継続しており、大規模な工事を必要とせずに、地下水流れのある干潟（アサリ育成場）を滲筋内および滲筋周辺に構築できる可能性が高い。一方、滲筋の河床には、雨水放流口方向から流下し還元化した有機泥が数 10cm 以上堆積している。

(2) アサリ育成場の構築方法

アサリ育成場の構築には、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が必要である。地下水の循環は透水性の高い層を滲筋に敷設し、滲筋の流水を利用して間隙水の流動を形成させる。

透水層設置による底質改善メカニズム（イメージ図）を図-7.5.10 に示す。空隙率の大きい透水層の設置により、有機泥による目詰まり防止（滞留域の解消）、間隙内への大気を取り込みと間隙水による DO の供給（酸化状態の確保）、下水成分の分解（餌への再生）が可能となる。また、透水層内の透水性の向上により周辺底泥内でも間隙水の循環が促進され、周辺域での酸化状態の維持と緩い地盤状態の保持の効果が期待される。

(3) 実証試験育成場造成の概要と実証試験結果

実証試験では滲筋の窪み 10m 幅を造成範囲とし、平均敷設厚を 0.3m、施工延長を 140m とした。また、造粒物の覆砂状敷設隣接部に厚 0.3m の床掘置換（45m²）を 2 箇所施工した。

石炭灰造粒物の散布後 4 ヶ月の覆砂区、床掘置換区および両区に挟まれた干潟砂泥中では、河川水位の変動に伴い DO が 6mg/l 付近で変動しており、干潮後から上げ潮時に大幅な上昇と低下が確認され、干潟地盤表層付近の間隙水の浸透と DO の供給が想定される。また、石炭灰造粒物の散布により底質の強熱減量値は減少し、酸化還元電位も改善の傾向にある。

石炭灰造粒物の散布後 12 ヶ月の底生生物は、造粒物層および境界部で節足動物の個体数が増加し、湿重量的には二枚貝綱（アサリなど）の増加により軟体動物が優占しており、多様な生物の生息環境が形成されつつある。

(4) アサリ生息調査

石炭灰造粒物散布前の底生生物調査では、調査 6 地点の全てでアサリの生息を確認できていない。造粒物散布後 12 ヶ月のアサリ生息調査結果を図-7.5.11 に示す。造粒物層および境界部において、15 個体のアサリの生息を確認した。殻長は 5.1~23.8mm であり、造粒物の散布後に産卵・定着したアサリと推定される。石炭灰造粒物による覆砂によりアサリの生息が可能な環境を創出できる可能性が確認された。

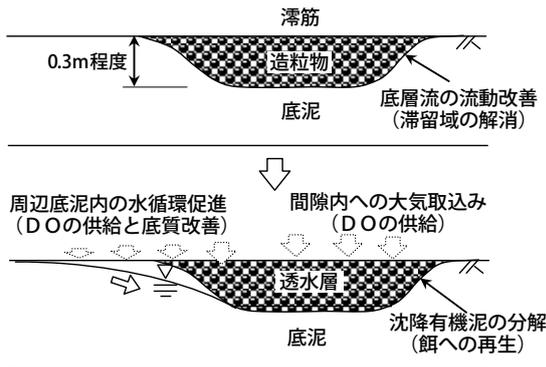


図-7.5.10 石炭灰造粒物の覆砂による底質改善メカニズム

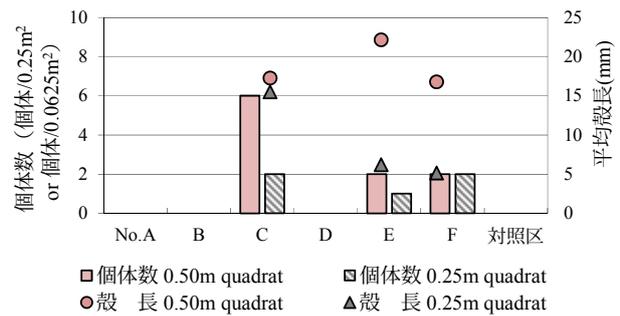


図-7.5.11 造粒物散布後 12 ヶ月のアサリの生息状況

(5) 実証試験結果の評価

泥化が進み、かつ地下水の遮断された河川干潟にアサリ育成場を構築する試みで滯筋への覆砂と隣接する床掘置換により造成したアサリ育成場は、以下のように評価される。

- ① 石炭灰造粒物の散布により間隙水の流動が改善して、底質の強熱減量は減少し酸化還元電位も改善の傾向にある。
- ② 造粒物層および境界部での生物相が変化し、多様な生物の生息環境が形成されつつある。
- ③ 造粒物の散布後に定着したアサリの生息が確認され、石炭灰造粒物による覆砂によりアサリの生息が可能な環境を創出できる可能性が確認された。

なお、成貝への成長・生残率などの中長期的な生息環境の改善効果を把握する継続的な調査検討が必要である。

(6) 石炭灰造粒物内育成アサリの安全性の評価

約 2.3ha の石炭灰造粒物による覆砂水域で自然着生し 3 年間育成したアサリは、近接した一般土壌で育成したアサリと比較して、育成状態が良好で個体湿重量が大きく、旨味成分や栄養成分も高い。また、アサリ身肉に含まれる重金属の含有量は、分析 26 項目（土壌環境基準：環境省告示第 46 号）中 24 項目が定量下限値未満で、カドミウムとヒ素の 2 項目が測定された。2 項目の石炭灰造粒物による覆砂水域で成長したアサリ身肉の含有量は、近接した一般土壌で成長したアサリ身肉と同等またはそれ以下であり、石炭灰造粒物由来による重金属の蓄積は起こっていないと判断されている。

7.6 底質環境改善の経済評価

環境再生事業においても社会的な合意形成が必要であり、事業の経済効果を適切な手法で評価・公表することが求められる。しかし、環境は非市場財なので、経済評価には間接的手法を用いる。

(1) 水辺環境の便益と便益の計測法

公共事業の便益は、事業実施による新たな効用あるいは増加する効用を貨幣換算して捉え、事業の有る状態と無い状態とを比較する有無比較法により計測される。一方、水質、生物および景観などの環境要素は、接するまたは利活用する活動（水遊びや散策）、あるいは人間の五感（心の安らぎ）を介して、多様な効用として認知される。環境整備がもたらす便益は、直接売買することができず

市場価格が存在しないので、便益（価値）の計測には、非利用価値と利用価値を一括して評価することが可能な CVM 手法（仮想的市場評価法）による計測が適している。

(2) 費用便益分析による投資効率性の評価法と水域環境整備の便益

事業の投資効率性は費用便益分析により評価される。費用便益分析の評価指標には、一般的に純現在価値（NPV）、費用便益比（CBR）、経済的内部収益率（EIRR）が用いられている。CVM 手法による水域環境整備の1世帯あたりの支払意志額は、緑地整備を含む環境整備全般で3,500～20,000円/年、水質・底質改善や干潟環境保全では3,500～7,000円/年程度で、緑地などの施設整備と比較して低い。支払意志額の差異は、身近での具体的な存在感や利用機会の頻度によるものと推察される。

7.7 本研究の成果

石炭は1769年のジェームズ・ワットによる蒸気機関の開発以降、動力源や発電用燃料、製鉄原料として産業の発展に大きく貢献してきた。1950年代には中東やアフリカで相次いで大油田が発見され、輸送や貯蔵に便利な石油にエネルギー源の主役が移り、また、化学製品の原料として石油の消費量が飛躍的に増大した。一方、1973年と1979年に始まった二度の石油危機によって、世界的に石油単一のエネルギー源への依存問題が認識されることとなった。石炭は埋蔵量が豊富で世界的に広範囲に分布して供給安定性が高く、経済性においても優れていることから、石炭は再び石油代替エネルギーの重要な柱の一つに位置付けられ、海外からの安価な石炭の輸入が拡大した。

石炭灰は鉄鋼スラグと同様に高度成長期には土地造成の埋立用材として使用されていたが、1955年頃から資源としての有効性が着目され、コンクリート分野での活用が始まった。その後、石炭灰はエネルギー源の主役が石油に移行した一時期、利用技術の開発が停滞したが、再度の燃料転換と新規の石炭火力発電所の建設により石炭灰の発生量が増大する情勢に変わっていった。さらに、1991年に制定された“資源の有効な利用の促進に関する法律（リサイクル法）”において、石炭灰が再生資源の利用を促進する指定副産物に定められたことなどから、電力会社を主体に石炭灰の有効利用技術の開発が進められている。

また、日本経済が安定成長に移行して、市民の意識は生活にゆとりと潤いを求める方向に変わり、環境政策が環境保全や人と環境の共生に移行し、沿岸域の開発などによって失われた良好な環境の保全・再生・創出が求められる時期を迎えている。

本研究はこのような経済社会の中で、高度成長と人口の都市部への集中がもたらした干潟・浅海域の機能低下への対応と産業副産物の有効活用を対象としており、その課題解決の一助となると考える。石炭灰造粒物は鉄鋼スラグとともに水域環境修復材として、国土交通省および地方自治体などの先導的な環境整備事業に活用されつつあり、今後とも改善機構の解明による改善・修復計画の精度向上に取り組む必要がある。一方で、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に関する知見の普及も重要であり、本研究の総括として、論文の構成に基づいてその成果を取りまとめる。

第1章では、本研究の背景と目的、さらに、既往の研究と本研究の位置付けを示した。底質汚染は、昭和46年版公害白書（1971年5月）の水質汚濁の章（第2章 第3節）にヘドロ問題としての記載により注目されるが当時は含有有機物の取り扱いが主であった。底質環境への対応は、1975年10月に発出された“底質の暫定除去基準（環水管119号）”による有害物質の除去に始まる。その後

1990年頃に水質・景観・生態系などが注目されはじめ、2000年前後には関係法令が相次いで改正・成立した。この頃から産業副産物の鉄鋼スラグの特性と水域での環境改善材としての活用の研究が盛んになった。石炭灰造粒物を水域環境改善に用いる研究は、2002年の山口県海域における試験覆砂の施工に始まる。このような中で本研究は、環境との共生と積極的な修復を実現するための天然資源を直接利用しない石炭灰造粒物を活用した環境改善（修復）技術の普及において重要な基礎資料となるものとする。

第2章では、産業系リサイクル材の石炭灰、鉄鋼スラグおよびカキ殻の生産量や生成過程を含む特徴と水域環境改善分野での活用状況、さらに、既往の研究などに基づいて、期待される水域環境改善効果と可能性のある環境への影響を概説した。酸化カルシウムや二酸化ケイ素を主成分とする鉄鋼スラグは、硫化水素の発生を抑制するなどの底生生物の生息環境を改善する一定の効果がある一方で、潜在水硬性の発現による改善効果の低下に改善の余地がある。生産地が限定されるカキ殻は底生生物の蝸集効果や硫化水素の吸着効果が確認されているが、付着物の残存量やリサイクル材としての品質基準ならびに処理技術が確立していない。

日本最後の大規模炭鉱であった太平洋炭礦（釧路市）が2002年1月に閉山したこともあり、石炭は過去のエネルギー源と認識されていることが多いが、石炭の可採埋蔵量は約120年で、現在の日本の一次エネルギーの約20%を賄い、今後とも日本のベース電源の一翼を担う基幹エネルギー源である。主に石炭火力発電所で発生する日本の石炭灰発生量は年間11百万tonで、二酸化ケイ素や酸化アルミニウムを主成分とすることから、その約2/3がセメントの粘土代替材として利用されているが、石炭灰の供給は飽和状態に近づいている。

石炭灰造粒物は石炭灰をほぼ球形ないし繭類似形状に加工した造粒物であり、分級後の粒度は40mm程度以下で比較的均一な粒度分布を示す。圧縮強度は、概ねコンクリート用砕石母岩の10%程度で透水性に優れる。海砂代替材として開発された中国電力製の石炭灰造粒物は、2002年に地盤改良用の砂代替材としての供給により、インフラストラクチャー分野での利用が始まった。

石炭灰造粒物の水域環境改善分野での利用は、2002年の山口県海域での試験覆砂に続き、2004年5月には太田川水系天満川において、浸透柱による底質改善の現地試験が開始された。その後もアマモ生育基盤や浸透溝などの技術検証が進められ本研究に繋がっている。

第3章では、本研究の実証試験フィールドである太田川市内派川感潮域干潟および広島湾奥浅海域の底質などの水域環境を既存の公表データを交えて整理するとともに、堆積有機泥の環境側面での課題と改善施策に関する知見を整理した。太田川河口部の水質汚濁は減少の傾向にあるが、底生生物の生息に影響する程度ではない。現状の底質は泥質の有機泥が堆積しており、多様な生物が生息できる底質への改善が必要となっている。一方、広島湾奥海田湾の海底表層では、比較的新鮮な有機泥による浮遊泥層が形成されており、巻き上げられた有機泥が貧酸素化の主な原因となっている。また、底質のCODおよびT-Sが高い地点は、生物貧困域または無生物域になっている。

含泥率の高い有機泥の堆積する干潟・浅海域では、間隙水の循環が難しく硫化水素の蓄積する傾向が顕著になり、悪臭の発生や生息生物の減少、水辺の親水機能の阻害により都市河川や海岸の価値を低下させる環境的課題を有する。この干潟・浅海域の環境改善手法には、過剰な栄養塩を削減する浚渫や覆砂などの“対症的改善手法”と栄養塩を生物生産において有効利用する“抜本的改善手法”がある。

第4章では、石炭灰造粒物を用いた有機泥の浄化機構を造粒物の特性と機能の面から概説した上

で、石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善機構を概説した。

石炭灰造粒物はリン酸と反応する様々な酸化物を溶出し、酸化カルシウムは難溶性のリン酸カルシウムを生成することで、底泥の間隙水から溶出するリン酸を吸着して水域の富栄養化を抑制する機能を有している。

嫌気的環境下で有機物を分解する酸生成過程において、有機酸や H^+ とともに生成される還元物質（ODU）の底泥からの溶出はDOを消費し低層水の更なる貧酸素化に繋がる。石炭灰造粒物から溶出する酸化カルシウムなどの酸化物は、底泥内に蓄積された電子および H^+ を消費して底泥内の還元状態の緩和と弱アルカリ環境の形成により、ODUの溶出を抑制する機能を有している。

嫌気的環境下では硫酸還元菌が硫酸イオンを還元して硫化水素を生成する。石炭灰造粒物に含まれるマンガン酸化物は、硫化物イオンを主に硫黄に酸化して吸着する。また、石炭灰造粒物は底泥表層のpHを弱アルカリ状態に維持することで硫酸還元菌の増殖を抑制して、硫化水素の発生を低減する機能も有している。

石炭灰造粒物は硫化水素やリン酸を吸着するとともに、微細な細孔に微生物が増殖して有機物の分解が活性化する。また、可溶性シリカの溶出により珪藻類が造粒物表面に繁茂し窒素やリンを吸収して増殖するとともに、光合成の酸素放出により好気性バクテリアによる有機物の分解を促進する。造粒物表面の生物膜は水中の汚濁物質とともに、底生性小動物により摂取・除去されることで物質循環が動き出す。

石炭灰造粒物は層内部の間隙水の流動性が高いだけでなく、溶出する Ca^{2+} などは土粒子表面に吸着している Na^+ などとイオン交換により置き換わり、土粒子表面の拡散層（弱吸着水）の水分子層厚を減少させる。弱吸着水厚の減少は可塑性の低下や微細粒子の団粒化を促し、土粒子の粘性や水に対する鋭敏性を低下させ、土粒子の流動性を増大させるとともに、間隙水の流動性を向上させる。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。この機構により造粒物層内に捕捉された有機物は、好気的な分解過程を有するとともに、造粒物層下の有機泥に対しても酸化的状態の形成を助長している。

一方、干潟・浅海域が有する生物に関係する機能などを円滑に保持するための基本的な条件は、「多様な生物の豊かな生息」であるが、干潟・浅海域の生物が減耗する環境要因を解明することは困難である。干潟・浅海域の底質改善は低層水・底質・間隙水に係わる物理・化学的な分析値により、改善効果と現象を定量的に把握・評価するとともに、底生生物相の変化とその継続性が底質環境の改善を判断する指標となる。

干潟・浅海域の底質環境の改善手法は、何れも最終的な目標が生物生息環境の改善であり、そのための底質の域外への搬出、底質の封じ込め・改質に分類される。干潟・浅海域の底質環境の改善は、生態系の自律的な改善の手助けとなる手法が望ましく、水域全体の修復に繋がることが理想的である。石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法は、間隙水の流動改善を目的とした透水層の構築と覆砂状の被覆に分類される。透水層構築手法の期待効果は生物種の増加と多様化であり、栄養塩を生物生産に継続的に有効利用する抜本的改善方法に該当する。

浸透柱（柱状透水層）による底質環境の改善手法は、透水性の高い石炭灰造粒物を用いて、干潟表層に堆積した有機泥を貫通して干潟表層と下部の砂層を繋ぐ“浸透柱”を構築する。浸透柱は潮汐干満による干潟表面と地下砂層との水循環を利用して、浸透柱周辺の水循環と酸素供給を促進させ、有機物の分解や細粒分の減少など、生物の生息環境を改善する。さらに、石炭灰造粒物は泥層

間隙水内に酸化物を溶出して、還元状態を緩和するとともに土粒子と間隙水の流動性を向上させる。

浸透溝（溝状透水層）による底質環境の改善手法は、地下水流動の乏しい干潟内の間隙水の流動を改善させるために、透水性の高い石炭灰造粒物（透水層）を溝状に敷設し、干潟勾配や水位の変動を利用することによって水循環を形成させる手法である。透水層と周辺底泥内での水位差に起因した水循環によって、底泥内への DO の供給、酸化状態の維持、緩い地盤状態の保持などに加えて、造粒物から溶出する酸化物による効果も期待できる。

底泥を被覆する覆砂は、底泥の巻き上げや栄養塩の溶出抑制、低層水の酸素消費速度の抑制、底質表層の粒度を改善する効果を有する一方で、新生堆積物による覆砂機能の経年的低下の課題がある。間隙の大きい石炭灰造粒物による覆砂は新生堆積物を造粒物間の空隙に捕捉して覆砂層表面への堆積を抑制するとともに、溶出する栄養塩や硫化水素の吸着、還元状態の緩和、弱アルカリ環境の形成などの効果を有する。

細粒分含有率の高い有機泥は石炭灰造粒物の添加により、塑性指数（ I_p ）が低下して吸水時の強度低下傾向が改善される。また、有機泥と石炭灰造粒物混合土の水中養生や乾湿交替養生は、含水比が概ね一定で、一軸圧縮強度の変動が小さく、干潟の歩行を可能にする程度の強度を有するが、カニなどの巣の造穴を妨げない程度に固結する有機泥と石炭灰造粒物が主材料の改質土を得る。さらに、石炭灰造粒物混合土は軟弱な干潟上の歩行散策環境を整えると同時に、酸化物の溶出により周辺の水域環境を改善する効果も有する。

第 5 章では、本研究の主題である石炭灰造粒物を用いた底質環境の改善手法について、計画から施工段階までの技術上の手順および環境改善効果を概説した。

浸透柱の設置により干潟上の有機泥層は、1.5m 間隔で構築した浸透柱間の中間付近まで酸化状態に改善されるとともに、嫌気と好気の地下浸透が継続的に起こることで硝化と脱窒を促進させる。また、浸透柱周辺での底質粒度の改善により、節足動物や軟体動物の生息が多く確認され生物の生息環境と多様度が改善する。さらに、浸透柱施工後 30 ヶ月程度で生物相が安定することが確認され工程管理の目安となる。

浸透溝の敷設により浸透溝周辺の底質環境は酸化状態で安定的に推移し、細粒分含有率は約 2 割未満で良好な状態を維持することで有機物の分解が促進されて、底生生物も節足動物や軟体動物の種類数が増加して多様化する。また、アサリ稚貝の自然発生と順調な成長が確認されている。地下水流動の乏しい干潟において間隙水の流動を促進する効果を有する浸透溝は、護岸耐震化事業との併用により河口部干潟の環境保全に寄与する可能性も有する。

覆砂状散布による底質環境の改善手法は、覆砂の海砂代替材に石炭灰造粒物を用いて砂による覆砂の課題解決を図る手法である。球形に近く歪な形状の石炭灰造粒物は水底到達時の衝突速度が球形より小さく、施工時のめり込み量の抑制に有意である。さらに、乾燥状態での散布はめり込み量の低減が期待できる。覆砂材のめり込み量や覆砂による底泥の圧密度は、表層の含水比とともに、高含水比（300%程度以上）の底泥層厚に依存する。底泥の巻き上がり抑制は石炭灰造粒物の 3 層被覆（被覆層厚約 5cm）でその効果が期待できるが、覆砂厚 5cm では被覆層間隙への浮泥の堆積により被覆機能が低下する。一方、覆砂厚 10cm では施工後 6 ヶ月において被覆層間隙が初期の状態を保持する。施工後 3 年における石炭灰造粒物被覆では、新生堆積物は上部への再堆積は無く被覆層内の間隙に捕捉された状況にあり、被覆層内の間隙水の流動により好气的環境が継続し、底泥や捕捉新生堆積物からの栄養塩を生物相の回復により吸収・分解する。

混合覆砂材による底質環境の改善手法は、干潟堆積ヘドロを改質して干潟上の歩行散策が可能な環境を整えるものである。細粒分が 50%を超え高含水比状態で地耐力を有していない干潟堆積ヘドロに石炭灰造粒物を添加して、歩行が可能な程度の硬度を有し、カニなどの生息を妨げない程度に軟質な干潟覆砂材に改質する。混合覆砂材は石炭灰造粒物の混合割合を 50%（体積比）とし、最適含水比で混合することで圧縮強度が高く、水浸時の強度低下を抑制できる。

動植物の育成基盤の構築手法として、浸透溝による底質環境の改善手法を応用したアサリ育成場の構築事例を概説した。対象干潟は護岸の法尻に鋼矢板が打設され、干潟地下での地下水の流出入が期待できない状態の泥干潟であり、また、干潟には合流式下水道雨水放流口から続く滲筋を形成している。滲筋には干潮時にも流水が継続するが、滲筋河床には還元化した有機泥が堆積している。アサリ育成場は滲筋の窪みに石炭灰造粒物を覆砂状に散布して、間隙水の流動を改善するものである。造粒物の散布により底質の強熱減量は減少し酸化還元電位も改善傾向にあり、造粒物層および境界部での生物相が変化し、多様な生物の生息環境の形成とアサリの着底が確認された。

石炭灰造粒物は、間隙が大きく透水性が高いだけでなく、珪藻類の付着や二枚貝の着生・育成において砂と比較して優位性があるとともに、実海域におけるアサリの育成試験により、石炭灰造粒物に由来する重金属の蓄積は起こっていないことが確認されている。石炭灰および石炭灰造粒物は製造者の品質管理により安全性が確保され、水域環境改善資材として有用であり、活用技術の拡大が期待される。

第 6 章では、底質環境改善の経済評価に関する知見を既存の公表データに基づいて整理した。

環境に対する国民の意識は高まっているが、環境再生事業においても社会的な合意形成や事業の透明性と客観性の確保が求められている。環境再生事業の投資効率性評価は有無比較法により計測され、市場価格が存在せず非利用価値をも含む環境便益は、仮想的市場評価法（CVM 法）による算定が適している。事例からみる支払意志額は、身近での具体的な存在感や利用機会の頻度に左右されると推察される。

7.8 今後の課題

本研究は、2004年5月に太田川水系天満川に設置した浸透柱の現地試験に始まる石炭灰造粒物を用いた水域環境改善に関わる一連の技術開発である。本研究を通じて、今後、さらに取り組んでいく必要のある課題について取りまとめる。

第一に環境改善の程度を明らかにする指標の問題である。圧密促進のバーチカルドレーンは物理力学的数値で改善の効果や進捗状況を客観的に評価・予測することができる。一方、生物の多様性を健全な機能の基本条件とする干潟・浅海域では、水質や底質の物理化学的な分析値により、改善効果の発現状況を定量化することができても生物相の変化を直接推計することは難しい。石炭灰造粒物を用いた底質改善技術は、生物の自助による生息環境改善を手助けする手法であり、環境改善スパイラルの再生スイッチが入ったことの判断は可能であるが、現在の立ち位置や数年後の状態、さらに継続可否の判断は難しい。石炭灰造粒物による覆砂の造粒物層有効間隙の保持期間の予測モデルの構築など、指標の定量化への取組みは始まっており、この分野での研究の進展が期待される。

第二に改善効果発現時間の制御の問題である。バーチカルドレーンは地盤の圧密定数などに基づいて圧密度の促進を制御する。浸透柱の現地実証試験では浸透柱径 0.4m、打設間隔 1.5m を基本としており、浸透柱の疎密による改良効果への影響を定量化できていない。国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所では幅 0.4m、延長 15~20m の細長い溝状の透水層による有機泥堆積干潟の改善事業を進めている。堆積有機泥の石炭灰造粒物への置換率は各々6%と27%であり、このような施工事例の収集と分析、さらに、第4章で整理した浄化機能などの効率の具体化により、透水層内の有機泥の分解や無機化の効率および細粒分の挙動などの改良促進度の定量化が期待される。

第三に改良技術の他地域への拡張の問題である。石炭灰造粒物による水域環境改善技術の開発は、主に中国地域において取り組んできた。その背景には、造粒物製造プラントからの距離的な輸送費用も関係している。石炭火力発電所は全国に分散し港湾荷役施設を保持しているので、全国的な供給ポテンシャルの高いリサイクル資材である。石炭灰造粒物による水域環境改善技術の広域展開には、上述の改善指標などの定量化とともに、造粒物製品や施工の標準化、潮汐などの自然条件の相違に対応した効果の検証と技術の体系化と標準化を進めていくことが求められる。

第四に中長期的な改善効果の継続の問題である。アサリやアマモなどを対象とした動植物の育成基盤においては、物理化学的な効果の継続の他に、例えば、着生したアサリ稚貝の成貝への成長や生残率などの中長期的な生息環境の改善効果を把握するための継続的な調査検討が必要である。

最後に石炭灰の成分構成の多様化への対応の問題である。今後、石炭火力発電技術は、石炭ガス化複合発電（IGCC）などのような高効率化と環境配慮技術が進展するとともに、燃料炭種の拡大が進むことが想定される。その結果、PFBC 灰のように従来のリサイクルルートから外れた成分構成の石炭灰の産出が想定される。石炭灰の有効利用と環境修復を両立するための技術開発の一層の活発化が期待される。

現在、産業副産物の効用や特性については様々なフィールド試験や室内実験などを繰り返し実施し、データの蓄積と効果の検証が行われている。今後、それらの検証結果の整理ならびに体系化を踏まえた上で、産業副産物を用いた環境技術を確立していくことが必要である。

本研究が良好な環境の保全・再生・創出による魅力ある水辺空間づくりとともに、産業副産物リサイクル品活用技術の発展の一助になればこの上ない喜びである。

謝 辞

本研究の遂行に際しては、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、7年半の長期間、一貫したご指導を賜りました。深甚な謝意を表します。自費入学の社会人学生でしたので、研究は休日や夜中に少しずつ進めることしかできず、ストレスの溜まる学生であったと推察いたします。また、奨学金のご配慮までいただき、学費が家庭不和の原因になることもなく研究活動を続けることができました。重ねて御礼を申し上げます。

入学の縁は、2006年10月1日の京都で行われた同僚の結婚披露宴の場に戻ります。お祝いの宴席を同じくした日比野准教授よりお誘いがあり、周りの環境が入学に向かって少しずつ動き始めます。出願資格事前審査などを経て、海岸工学研究室のゼミへの出席が始まった2007年10月には、異動により山口支社勤務になっていました。さらに2009年4月からは東京支社勤務となり、暫く休学することになりますが、この間も日比野准教授からは論文執筆などのご指導が続き、2012年4月の復学と本格的な研究の再開へスムーズに移行することができました。

6年半の学生期間は長いもので、日比野准教授とともにご指導いただいた駒井克昭助教は北見工業大学水圏環境研究室の准教授にご栄転になり、ゼミで席を同じくしていた中下慎也さんは海岸工学研究室の助教に、Kyong-hoi KIMさんとTouch NARONGさんは特任助教に就任され、池原貴一さんは国土交通省の本省国土政策局でご活躍です。皆様のご活躍が研究完遂への良い刺激となりました。また、岡野津奈江さんやOB阿部真己さんをはじめとする海岸工学研究室の皆さんには研究や論文執筆などでご支援をいただきました。心より感謝いたします。

本研究は、国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所、同広島港湾空港技術調査事務所、広島高速道路公社、広島県環境県民局産業廃棄物対策課の支援を受けて行った調査結果を用いている。また、社団法人中国建設弘済会「技術開発支援制度」に基づく助成を受けている。さらに、中国電力株式会社、株式会社エネルギア・エコ・マテリア、中国高圧コンクリート工業株式会社などのエネルギアグループ企業には調査・試験結果を活用させていただくとともに、関係職員の方々より有用なご助言とご指導をいただきました。ここに記して謝意を表します。

また、このような研究ができる機会を与えていただくとともに、技術者として育成していただいた中電技術コンサルタント株式会社の先輩方ならびに同僚の皆様に感謝の意を表します。小笠原弘典元常務取締役には、港湾・海岸技術者として長年お導きいただきました。日下理元取締役建設技術本部長には、社会人学生の先駆者としてご助言をいただくとともに、挫けそうな時に奮起するお言葉をいただきました。周藤浩司経営企画部長には、広島大学の社会人学生の先輩として有用なご助言をいただきました。独立行政法人港湾空港技術研究所沿岸環境研究チーム田多一史研修員には、同僚として、また共同研究者としてご協力とご支援をいただきました。心より感謝いたします。

最後に、学費を工面し、休日の家庭サービスができないことを許してくれた妻明美ほかの家族に心より感謝して、本研究のとりあえずの締めくくりとします。

平成26(2014)年 藤原哲宏