

太田川放水路河口干潟における生態工学研究

- 太田川生態工学研究会 報告書 -

平成25年3月

太田川生態工学研究会

太田川放水路河口干潟における生態工学研究 - 太田川生態工学研究会 報告書 -

まえがき

広島は、太田川のデルタ上に発達し、豊かな水辺環境を有する人口 100 万を超える大都市です。デルタは、洪水が運んで来た土砂で形成された地形であり、その形成過程から見て洪水氾濫による甚大な被害を受けやすく、事実これまで数多くの洪水被害を受けてきました。地域を水害から守るという市民の強い思いを受け、幾多の曲折を経ながら、昭和 42 年に太田川放水路は概成しました。完成後 45 年経過した放水路は、水災害から地域の安全性を高める重要な役割を果たすと同時に、市民に憩いの場を提供しています。放水路は、平水時に水が流れている低水路と低水路沿いに水面から出ている高水敷から成っています。低水路と高水敷の境界付近には干潟が広く分布し、太田川放水路の優れた景観と多様な生物の住处等、多くの恵みを与えてきました。

広島湾は潮位差が大きく、その大きさに応じて海水が放水路を遡上・流下しています。放水路では、放水路上流端の祇園水門から流入する淡水が海水と混合し、縦断的に塩分濃度が変化する汽水環境を形成しています。汽水域の塩分濃度の違いが主要な要因になって、放水路内に多様な生物が生育、生息、繁殖しています。

このように今日の太田川放水路は、治水と河川環境が見事に調和し、5 つの派川と一体となって地域の重要な防災・環境空間を提供しています。

軟弱地盤の上に発展した広島に地震が発生した場合の、災害後の緊急物質の輸送や緊急車両の通行危機管理対応のために、旭橋（国道 2 号）から祇園水門まで放水路河川敷内の両側に緊急用河川敷道路が建設されてきました。今後引き続き、旭橋（0k200 地点）から C1k500 の左岸西飛行場直上流の放水路渡河橋梁までの高水敷上の干潟上に緊急用河川敷道路の建設が予定されています。これに対して、太田川水系河川整備計画では、「貴重な干潟環境の物理特性の把握・検証に努め、必要な環境保全措置を検討実施します」と整備の方針が示されており、今後の河川整備では、緊急用河川敷道路の整備と汽水環境の保全の両立が求められています。このため、平成 17 年 1 月に河口干潟に係る学問分野を網羅する工学、理学の分野の研究者および太田川河川事務所職員からなる太田川生態工学研究会を発足させ、太田川の河口干潟の調査研究が始まりました。最初の 5 年間は、干潟環境の物理・化学・生物の特性の把握・検証に努め、5 年間の成果を平成 21 年 3 月に「太田川における生態工学研究」としてとりまとめを行い、中間報告書として公表しました。

中間とりまとめに続く平成 25 年 3 月までの 4 年間は、中間報告で得られた成果をベースに、「緊急河川敷道路の造成とそれに伴う干潟の再生」に向けて、太田川左岸 0k200 地点に干潟実証実験サイトを設け、造成干潟の基盤環境と生物環境について学術、技術の両面からの調査検討を行いました。基盤環境面からは、干潟地形の安定性、干潟への地下水流れと水質や底質の物理的、化学的变化の検討を行い、生物環境面からは、塩生植物や底生生物の造成干潟での定着過程、生物相や現存量の把握を行

い，造成干潟と周辺干潟の比較検討を行ってきました．さらには，干潟の基盤環境，生物環境について得られた調査研究成果を持ち寄り，議論を重ね総合的に考察し，太田川河口干潟について，学術的，技術的に多くの新しい知見を得て来ました．さらに，太田川放水路の干潟地形が洪水流等の作用によってどのように変化してきたかを調べ，今後発生する洪水流によって，どのように干潟地形が変化するか，新たな緊急用河川敷道路の建設が干潟地形にどのような影響を与えるかについて将来予測を行い，現存している干潟に与える影響を小さくするための対策の考え方を示しました．

これまで治水と河川環境の両面から総合的にまとめた河口干潟の調査研究は，筆者の知る限り存在しません．本研究会で得られた河口干潟の学術的，技術的知見は新しく，有用なものであり，新しい学術，技術情報として広く活用されることを期待します．

平成 25 年 3 月

太田川生態工学研究会代表
福岡 捷二（中央大学教授）

太田川放水路河口干潟における生態工学研究 - 太田川生態工学研究会 報告書 - 目次

まえがき

1. 太田川生態工学研究の概要	1
1.1 本書の対象範囲	1
1.2 太田川放水路の機能・役割	2
1.2.1 太田川放水路建設の経緯	2
1.2.2 太田川放水路の機能・役割	5
1.2.3 太田川放水路における整備計画	9
1.2.4 太田川放水路における多面的な機能	10
1.3 太田川放水路等の河川汽水域・干潟環境	13
1.3.1 太田川放水路の河川汽水域の特徴	13
1.3.2 太田川放水路等の干潟環境の特徴	18
1.4 太田川放水路河口干潟の課題と生態工学研究	22
1.4.1 太田川放水路河口干潟の課題	22
1.4.2 緊急用河川敷道路の整備	22
1.4.3 太田川生態工学研究会	24
2. 河口干潟の保全・再生に関する研究成果	31
2.1 太田川生態工学研究会中間とりまとめ（平成20年度）の概要と干潟再生試験への展開	31
2.1.1 太田川生態工学研究会中間とりまとめの概要	31
2.1.2 干潟再生試験への展開	36
2.2 干潟再生試験の概要	37
2.2.1 干潟再生試験の目的	37
2.2.2 干潟再生試験区造成の概要	37
2.2.3 干潟再生試験区の施工後の状況	45
2.2.4 干潟再生試験のモニタリング調査	47
2.2.5 干潟再生試験区の変化の概況	49
2.3 河口域での物質の輸送と河口干潟の変動に関する研究	55
2.3.1 序論	55
2.3.2 太田川放水路における塩分分布と塩水遡上	57
2.3.3 太田川放水路における潮流による浮遊土砂輸送特性	66
2.3.4 太田川デルタ河川網における河床形状の経年変化	79
2.3.5 太田川デルタ河川網における洪水流量配分および洪水時の河床変動	88
2.3.6 太田川放水路における洪水流による干潟の挙動	97
2.3.7 太田川における干潟環境の変化	110

2.3.8	河口干潟周辺での地下水の流れ（物質輸送）が形成する地下水質・底質環境	114
2.3.9	地下水循環の抑制が干潟環境に及ぼす影響	121
2.3.10	人工干潟造成に伴う干潟環境の変化	125
2.3.11	河口域での物質の輸送と河口干潟の変動の観点からの留意点	127
2.3.12	まとめと課題	128
2.3.13	引用文献	130
2.4	河口干潟の物理環境の形成に関する研究	133
2.4.1	序論	133
2.4.2	干潟の大局的類型化と各類型の干潟の特徴	134
2.4.3	干潟の変遷と放水路建設等の事業及び出水との関係	143
2.4.4	類型ごとの干潟成立要因に関する整理	157
2.4.5	干潟の物理環境の変化過程に関する現地調査・分析	160
2.4.6	干潟の物理環境と生物との関係	189
2.4.7	まとめ	190
2.4.8	今後の課題	193
2.4.9	引用文献	195
2.5	水質浄化に果たす干潟の役割に関する研究	197
2.5.1	序論	197
2.5.2	太田川放水路の水質特性	197
2.5.3	干潟の付着藻類による酸素供給能	211
2.5.4	地下水及び湧水の水質特性	214
2.5.5	干潟及びタイドプールの窒素浄化機能	221
2.5.6	水質浄化に果たすタイドプールの役割	224
2.5.7	河川干潟の生態系特性の観点からの留意点	227
2.5.8	まとめと課題	227
2.5.9	引用文献	228
2.6	太田川放水路内干潟における生態系の特性に関する研究	231
2.6.1	序論	231
2.6.2	太田川放水路内干潟生態系の変動要因	232
2.6.3	太田川放水路に形成された干潟生態系の物理化学的変動	233
2.6.4	太田川放水路に形成された干潟生態系の生物学的変動	236
2.6.5	再生試験区に形成された生態系評価	242
2.6.6	懸濁物の濾過能力に対する塩分濃度の影響	244
2.6.7	河川干潟の生態系特性の観点からの留意点	252
2.6.8	まとめと課題	253
2.6.8	引用文献	253
2.7	底生生物及びその生息環境に関する研究	255
2.7.1	序論	255
2.7.2	岩礫性生物の分布に及ぼす塩分および干出の影響	255
2.7.3	砂泥性生物の分布に及ぼす底質および地盤高の影響	257

2.7.4 仔稚魚の分布に及ぼす敷石の影響	261
2.7.5 太田川放水路における食物網の解析	264
2.7.6 造成干潟の形成が底生生物の生息に及ぼす影響の観点からの留意点	267
2.7.7 まとめと課題	268
2.7.8 引用文献	269
2.8 塩性湿地植物の生育環境と保全に関する研究	271
2.8.1 序論	271
2.8.2 太田川河口域での植物群落の現状	271
2.8.3 既存の群落における実生の分布と沿岸形状との関係	272
2.8.4 既存の群落における実生の出現と土壌・塩分等の関係	274
2.8.5 干潟再生試験区の造成後に出現した植物	279
2.8.6 干潟再生試験区での植物の生存・成長に対する物理条件の影響	282
2.8.7 塩性湿地植物の保全の観点からの留意点	284
2.8.8 まとめと課題	286
2.8.9 引用文献	287
2.9 感潮性陸生動物および干潟のカニ類に関する研究	291
2.9.1 序論	291
2.9.2 造成干潟の陸生節足動物（昆虫類・クモガタ類等）	291
2.9.3 塩生植物上の昆虫とクモ	295
2.9.4 太田川放水路のカニ類	298
2.9.5 造成干潟の鳥類	302
2.9.6 干潟における保護上重要な動物	303
2.9.7 感潮性陸生動物および干潟のカニ類の保全の観点からの留意点	306
2.9.8 謝辞	306
2.9.9 引用文献	306
2.10 研究成果に関する総合的な考察	309
2.10.1 基本的な考え方	309
2.10.2 太田川放水路の干潟環境の総合的な考察	311
3. 太田川放水路における緊急用河川敷道路整備区間の河口干潟の保全に向けて	321
3.1 緊急用河川敷道路の必要性和緊急用河川敷道路整備区間における干潟の利用	321
3.2 太田川放水路の洪水流による干潟形状の変化	321
3.3 緊急用河川敷道路整備に伴う干潟の保全に関して	327
おわりに	331
 < 巻末資料 >	
1. 太田川生態工学研究会研究発表（投稿論文リスト）	333
2. 干潟再生試験区の変遷（定点写真撮影）	340

本書で取り扱う基本用語の定義

用語	定義
一年生植物	種子から発芽して一年以内に生長して開花・結実し、種子を残して枯死する植物。
栄養繁殖	胚・種子を経由せずに、根・茎・葉などの栄養器官から次の世代の植物が繁殖する生殖様式。
ADCP	ADCPとは、流速プロファイラー（Acoustic Doppler Current Profiler）のことで、水中に超音波を発信して、ドップラー変調を受けた反射音の周波数を解析することにより、流向・流速の鉛直分布を測定する装置。
塩性湿地	潮汐の影響により時間帯によって海水、汽水（淡水と海水がまじりあっている状態）に冠水し、常に湿潤な状態となっている砂地や泥地。
塩生植物	高塩濃度に耐える種子植物。 太田川放水路で確認されている塩生植物は、フクド、ハマサジ、ヨシ、シオクグ、ハママツナ、ホソバハマアカザの6種。
塩分躍層	海水中の塩分の鉛直分布において、塩分の鉛直勾配が大きな層。
音響トモグラフィ	音波の伝播時間を測定して、温度場や流速場を推定する技術。
河口域	地形形成に波浪、潮位、河川流の相互作用が卓越する河道～海岸領域。 河口域のうち河道側は、河口砂州のフラッシュ又は潮位変動に応じて出水時の河川水位にせき上げ・低下背水が現れる区間まで、海岸側は、岸沖方向では河口テラスの舌状に伸びた最遠点（移動限界水深に相当する等高線が目安）まで、汀線方向には河口テラスの幅、また、河口砂州がある場合には砂州のフラッシュ後、砂州再形成のための底質供給源となる範囲が目安とされる。 陸水から海水が移り変わる遷移域を示し、広義では淡水の混じる内湾や汽水域などを含み、河川河口域は河口から内陸部までの河川部を示す。水質的には、河口から感潮区間までの区間とする。 太田川放水路は全川にわたり河口域に含まれる。
可動堰、固定堰	堰とは河川を横断して水位を制御する構造物のことで、ゲートを開閉して水位、流量を調節できる機能をもつ堰を可動堰、ゲートを開閉できず水位、流量を調節できない堰を固定堰という。
感潮域	河川の河口から、潮汐の変動によって水位が変動する区域。 太田川放水路は全川にわたり感潮域に含まれる。
汽水域	淡水と海水がまじりあっている状態を汽水という。汽水域は、潮位変動による塩水進入によって塩分濃度の変化が生じる河道区域、及び河口からの淡水の流出によって塩分濃度の変化が顕在化している海岸側の領域。
強熱減量	蒸発残留物を高温で加熱したときに揮散する物質で、主に有機物質の量を示す。 本書2.3（物質収支WG）で示す強熱減量は、マッフル炉を用いて600℃で4時間燃焼した時の試料の減量割合（底質調査法による）、本書2.6（干潟水質WG）では、750±50℃で1時間燃焼したときの減量割合（土壌試験法による）。
クロロフィルa	光合成に不可欠な緑色色素で、藻類量の目安とされる。
高水敷、低水路	低水路は、通常、川の水が流れる流路。高水敷は、複断面横断形状をした河川で、常に水が流れる低水路より一段高い部分の敷地のことで、洪水時のみ冠水する。 太田川放水路は、複断面河道でありながら、高い方の河床が平常時も冠水する高さに設定されている。本書では、平常時に冠水していても複断面横断形状の高い方の河床部分を高水敷と表現する。
碎波	沖合いから浅海域に波が進入すると、波高が変化し、水深が波高に近づいた時点で前方へと崩れる、波の運動が乱れに変化する現象。
朔望平均満潮位	朔（新月）および望（満月）の日から5日以内に現れる、各月の最高満潮面の平均値。

用語	定義
砂州 (交互砂州, 固定砂州)	河川の砂州は, 中規模な河床形態として規則的に出現する砂の堆積, 侵食パターンで, 砂の堆積が左岸, 右岸交互に出現する砂州を交互砂州, 河道の湾曲部に形成された形状が移動しない砂州を固定砂州という.
残差流	潮流を一潮汐平均すると0にならずに定常な流速成分が残り, これを残差流という. 残差流は潮汐流, 風, 密度流など様々な原因で生じる.
自然干潟, 造成干潟	本書では, 太田川放水路完成後, 自然に土砂が堆積して形成された干潟(護岸によって維持されている干潟を含む)を「自然干潟」とし, 人工的に土砂を投入して造成した干潟を「造成干潟(人工干潟)」と定義する. 研究フィールドとして, 2010年3月, 旭橋下流(左岸0k050~0k160)に造成された干潟(干潟再生試験区)以外の, 放水路内で成立している干潟は基本的には「自然干潟」と表現している.
仔稚魚, 未成魚	仔稚魚は, 魚類の成長過程における初期の発育段階の一つである, 仔魚と稚魚の総称. 仔魚は, 魚類が卵から孵化してから, 骨格や鱗(ひれ)などの基本的な体制を整えた稚魚となるまでの期間を指す. 稚魚は, 鱗条数や脊椎骨数が定数に達し, ほぼその種の特徴を示すまで期間を指す. 未成魚は, 魚類の成長過程における稚魚の次の段階で, 鱗が形成されてから成熟するまでの期間を指す.
硝化, 脱窒	硝化は, アンモニウムイオン(NH_4^+)から亜硝酸イオン(NO_2^-)を経て硝酸イオン(NO_3^-)を生成する微生物による酸化過程. この過程は, NH_4^+ から NO_2^- を生成するアンモニア酸化細菌と, NO_2^- から NO_3^- を生成する亜硝酸酸化細菌との2種類の細菌によって進行する. 窒素循環の中で硝化は, 窒素固定, 有機態窒素の分解(無機化)および脱窒過程とともに重要な役割を担っている. 脱窒は, 通常, 生物学的な脱窒細菌による硝酸塩の異化的還元過程をいう. 硝酸塩(NO_3^-)は亜硝酸塩(NO_2^-), 一酸化窒素(NO), 一酸化二窒素(N_2O)を経て窒素ガス(N_2)に還元される. 嫌気条件下で有機物を電子供与体として, 硝酸塩から一酸化二窒素までの窒素酸化物がそれぞれ電子受容体となる呼吸形態で, 硝酸還元酵素, 亜硝酸還元酵素, 一酸化窒素還元酵素, 一酸化二窒素還元酵素が電子伝達系の末端に存在する. 脱窒酵素系は酸素により合成や活性が阻害され, 嫌気的な条件で硝酸塩などにより誘導的に合成される. 自然水域では, 成層する水域の深水層で硝酸塩が蓄積して溶存酸素濃度が枯渇する水中や, 浅い水域の底泥において硝化や表層水からの硝酸塩の供給があるところで活発な脱窒が生じる.
生態工学研究	生態学と工学のそれぞれの分野の研究者が共同して, 共通のフィールドで行う研究. 本書は, 太田川放水路の河川汽水域・干潟環境を共通のフィールドとして行った, 物質収支, 物理環境, 水質, 干潟水質, 底生生物, 付着生物, 水生植物, 陸生動物の専門分野の研究者(ワーキンググループ)による生態工学研究の成果である.
セジメントトラップ	流水中を沈降する土粒子を集める装置.
掃流砂, 浮遊砂	河川を流下する土砂は, 河床上で生じる流れの輸送力(掃流力)の大きさによって移動形式が異なり, 掃流砂と浮遊砂に分類される. 掃流砂は, 河床上を転動, 滑動, または河床に沿って跳躍しながら移動し, 浮遊砂は浮遊状態で移動する.
帯水層	地中の透水性の高い地層(透水層)において, 地下水によって飽和している地層.
タイドプール	干潟の潮間帯などにおいて, 干潮時に岩や砂泥底などの底質のくぼみに海水が取り残されてたまったもの(潮だまり). 本書では, 低水護岸(敷石護岸)背面付近に形成された, 地下水の流れを促す機能を持つ潮だまりを「タイドプール」と表現しており, 造成干潟(干潟再生試験区)内に細粒分が堆積し形成された潮だまりは, 前者との機能の違いから「タイドプール」と表現していない.

用語	定義
潮汐流程	潮汐半周期間の潮流による海水の移動距離。
T.P.	T.P.とは、東京湾平均海面（Tokyo Peil）のことで、全国の標高の基準となる海面の高さである。 本書で取り扱う地盤高や水位・潮位は、T.P.表記を基本としている。
バイオマス	ある時点、ある空間に存在する生物の量。
物理環境	本書では、干潟の基盤を形成する物理的環境要素である流動場（水位・流量、流体力等）、地形（地盤高、勾配等）、河床材料、微地形等に加え、水質（塩分、水温、栄養塩等）などの化学的環境要素も一部含めて、物理環境と表現する。
干潟	干潮時に広く出現する砂泥質の平坦面。 干潟の形成する場所によって以下のとおり分類される。 ・前浜干潟 河川などによって運ばれた砂泥が海に面した前浜部に堆積して形成。 ・河口干潟 河口感潮域に河川の運んだ砂泥が堆積して形成。 ・潟湖干潟 浅海の一部が砂州、砂丘、三角州等によって外海から隔てられてきた浅い汽水域の区分に形成。 太田川放水路内の干潟は、河口干潟に分類される。
吹送流	海上を吹く風と海面との摩擦によって生じる海流。
フェオフィチン	クロロフィル分子からマグネシウムイオンがとれて水素原子2つと置き換わったものの総称であり、クロロフィルaの分解に伴い増加する。
浮遊土砂	水中を浮流しながら流下する河床から離れた細かい土砂を指す。流れが弱くなると土砂は河床に沈降し、流れが強くなれば再び浮遊する。
分級	川の流れの作用によって、粒径の等しい集団に分離される現象。
放水路	河川における洪水処理の一方法で、洪水の全部または一部を海、湖などに放流するために、川から分派させる形で新たに開削される水路のこと。分水路ともいう。
マクロベントス	ベントス（底生生物）のうち比較的大きいものを指す。0.5mmもしくは1mm目のフルイを通らないベントスのこと。アサリやハマグリなどの二枚貝や、ゴカイなどの多毛類、カニなどの甲殻類が含まれる。
実生（みしょう）	種子から発芽したばかりの植物（芽生え）。
密度流	流体の密度差によって発生する流れ。
矢板	土木建築材料の一種で、通常、連続して壁状に地盤中に打ち込み、横方向の外力に抵抗させて土止め壁または止水壁として用いる。材料により、木矢板、コンクリート矢板、および鋼矢板に大別される。 本書で示す矢板は、河川堤防や護岸に打設されている鋼矢板である。
有機泥	土粒子に有機物が付着したものを指す。 太田川放水路においては、主に海域から輸送され、粒径は10 μ m～100 μ m程度のもを指す。
レーザー測量	対象エリアの上空からレーザー光を照射し、地上で反射するレーザー光との時間差より得られる地上までの距離と、GPS等から得られるレーザーキャナの位置情報より、地上の標高や地形の形状を高い空間密度で計測する測量方法。
濾過	生物による懸濁物を除去する能力。 本書（2.6.6）では、付着生物（マガキ、ムラサキガイ）が水中の浮遊懸濁物を除去する濾過能力を取り扱う。付着生物は、鰓（えら）の繊毛活動で水流を起こし、入水口から水を外套腔内に取り入れて鰓弁間を通過させて濾過を行っており、その際に濾過水中の懸濁物を鰓弁の鰓糸で補足している。

用語	定義																																																															
粒径区分	<p>河床材料の底質を表す指標として、粒径によって、礫、砂、シルト、粘土などに分類される。</p> <p>工学分野によって粒径区分の定義は異なっており、本書の2.4及び2.10では、河川工学における粒径区分を、それ以外では土質工学における粒径区分を引用している。</p> <p style="text-align: center;">河川工学の粒径区分</p> <table border="1" data-bbox="612 521 1246 1122"> <thead> <tr> <th colspan="2">区分</th> <th>粒径範囲[mm]</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>玉石</td> <td>大礫</td> <td>256 ~ 64</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">礫</td> <td>中礫</td> <td>64 ~ 4</td> </tr> <tr> <td>細礫</td> <td>4 ~ 2</td> </tr> <tr> <td rowspan="5">砂</td> <td>極粗砂</td> <td>2 ~ 1</td> </tr> <tr> <td>粗砂</td> <td>1 ~ 0.5</td> </tr> <tr> <td>中砂</td> <td>0.5 ~ 0.25</td> </tr> <tr> <td>細砂</td> <td>0.25 ~ 0.125</td> </tr> <tr> <td>微細砂</td> <td>0.125 ~ 0.062</td> </tr> <tr> <td rowspan="4">シルト</td> <td>粗粒シルト</td> <td>0.062 ~ 0.031</td> </tr> <tr> <td>中粒シルト</td> <td>0.031 ~ 0.016</td> </tr> <tr> <td>細粒シルト</td> <td>0.016 ~ 0.008</td> </tr> <tr> <td>微細粒シルト</td> <td>0.008 ~ 0.004</td> </tr> <tr> <td rowspan="4">粘土</td> <td>粗粒粘土</td> <td>0.004 ~ 0.002</td> </tr> <tr> <td>中粒粘土</td> <td>0.002 ~ 0.001</td> </tr> <tr> <td>細粒粘土</td> <td>0.001 ~ 0.0005</td> </tr> <tr> <td>微細粒粘土</td> <td>0.0005 ~ 0.00024</td> </tr> </tbody> </table> <p>出典：河川砂防技術基準調査編，平成 24 年 6 月</p> <p style="text-align: center;">土質工学の粒径区分</p> <table border="1" data-bbox="619 1223 1252 1543"> <thead> <tr> <th colspan="2">区分</th> <th>粒径範囲[mm]</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="3">礫</td> <td>粗礫</td> <td>19 ~ 75</td> </tr> <tr> <td>中礫</td> <td>4.75 ~ 19</td> </tr> <tr> <td>細礫</td> <td>2 ~ 4.75</td> </tr> <tr> <td rowspan="3">砂</td> <td>粗砂</td> <td>0.85 ~ 2</td> </tr> <tr> <td>中砂</td> <td>0.25 ~ 0.85</td> </tr> <tr> <td>細砂</td> <td>0.075 ~ 0.25</td> </tr> <tr> <td colspan="2">シルト</td> <td>0.005 ~ 0.075</td> </tr> <tr> <td colspan="2">粘土</td> <td>~ 0.005</td> </tr> </tbody> </table>	区分		粒径範囲[mm]	玉石	大礫	256 ~ 64	礫	中礫	64 ~ 4	細礫	4 ~ 2	砂	極粗砂	2 ~ 1	粗砂	1 ~ 0.5	中砂	0.5 ~ 0.25	細砂	0.25 ~ 0.125	微細砂	0.125 ~ 0.062	シルト	粗粒シルト	0.062 ~ 0.031	中粒シルト	0.031 ~ 0.016	細粒シルト	0.016 ~ 0.008	微細粒シルト	0.008 ~ 0.004	粘土	粗粒粘土	0.004 ~ 0.002	中粒粘土	0.002 ~ 0.001	細粒粘土	0.001 ~ 0.0005	微細粒粘土	0.0005 ~ 0.00024	区分		粒径範囲[mm]	礫	粗礫	19 ~ 75	中礫	4.75 ~ 19	細礫	2 ~ 4.75	砂	粗砂	0.85 ~ 2	中砂	0.25 ~ 0.85	細砂	0.075 ~ 0.25	シルト		0.005 ~ 0.075	粘土		~ 0.005
区分		粒径範囲[mm]																																																														
玉石	大礫	256 ~ 64																																																														
礫	中礫	64 ~ 4																																																														
	細礫	4 ~ 2																																																														
砂	極粗砂	2 ~ 1																																																														
	粗砂	1 ~ 0.5																																																														
	中砂	0.5 ~ 0.25																																																														
	細砂	0.25 ~ 0.125																																																														
	微細砂	0.125 ~ 0.062																																																														
シルト	粗粒シルト	0.062 ~ 0.031																																																														
	中粒シルト	0.031 ~ 0.016																																																														
	細粒シルト	0.016 ~ 0.008																																																														
	微細粒シルト	0.008 ~ 0.004																																																														
粘土	粗粒粘土	0.004 ~ 0.002																																																														
	中粒粘土	0.002 ~ 0.001																																																														
	細粒粘土	0.001 ~ 0.0005																																																														
	微細粒粘土	0.0005 ~ 0.00024																																																														
区分		粒径範囲[mm]																																																														
礫	粗礫	19 ~ 75																																																														
	中礫	4.75 ~ 19																																																														
	細礫	2 ~ 4.75																																																														
砂	粗砂	0.85 ~ 2																																																														
	中砂	0.25 ~ 0.85																																																														
	細砂	0.075 ~ 0.25																																																														
シルト		0.005 ~ 0.075																																																														
粘土		~ 0.005																																																														

1. 太田川生態工学研究の概要

1.1 本書の対象範囲

河川汽水域は陸と海の接点に位置し、淡水と海水が混合し、かつ周期的に発生する潮汐や波浪などの作用を受け、常に変動する特殊な環境を有している。このため、海域や淡水域に生息する生物に加え、汽水域特有の生物が生息・生育する多様な生物環境を形成している。また、河川汽水域は古くから人が利用してきた場であり、河川汽水域に広がる干潟環境は生物の生産性が高く、浄化機能の維持や持続的な生物資源の利用、あるいは多様な景観を楽しむといった豊かな人間活動の面でも重要である。一方、河川汽水域は、多様な物理・化学環境や生物環境が微妙な釣り合いの下で成立しているため、人為的改変等の外力に対して、環境の変化が生じる可能性がある。このことから、河川事業を行う際には、その影響を把握、評価した上で十分な配慮を行う必要がある。

本書は、太田川水系太田川放水路及び他の広島市内派川（図 1.1.1-1）の一部の河川汽水域・干潟環境を対象に実施した研究の成果をとりまとめたものである。

太田川放水路河口の潮位差は約 4m と大きく、河川汽水域を河口から朔望平均満潮位と同程度となる地点までとすると、太田川放水路の分派点（祇園水門）を越えて約 12km の区間に及ぶ（図 1.1.1-2）。本書では、太田川放水路の河川汽水域（河口～祇園水門）、特に河道内に分布する干潟に焦点を当てている。

本書では、現状の太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態と干潟造成（干潟再生試験）に伴う干潟環境の変化、



図 1.1.1-1 本書の主な対象範囲（太田川放水路）

より良い干潟環境の創出に関する研究成果をとりまとめている。これらの研究成果は、他の河川の汽水域・干潟環境の保全・再生を考える上でも参考となる知見もあるが、太田川放水路の特性（潮位差が大きいこと、放水路分派点の水門で人工的に淡水の流入が操作されていること、干潟の多くが砂干潟であること、など）と対象とする河川の特性の違いを十分に考慮した上で、参照していただきたい。

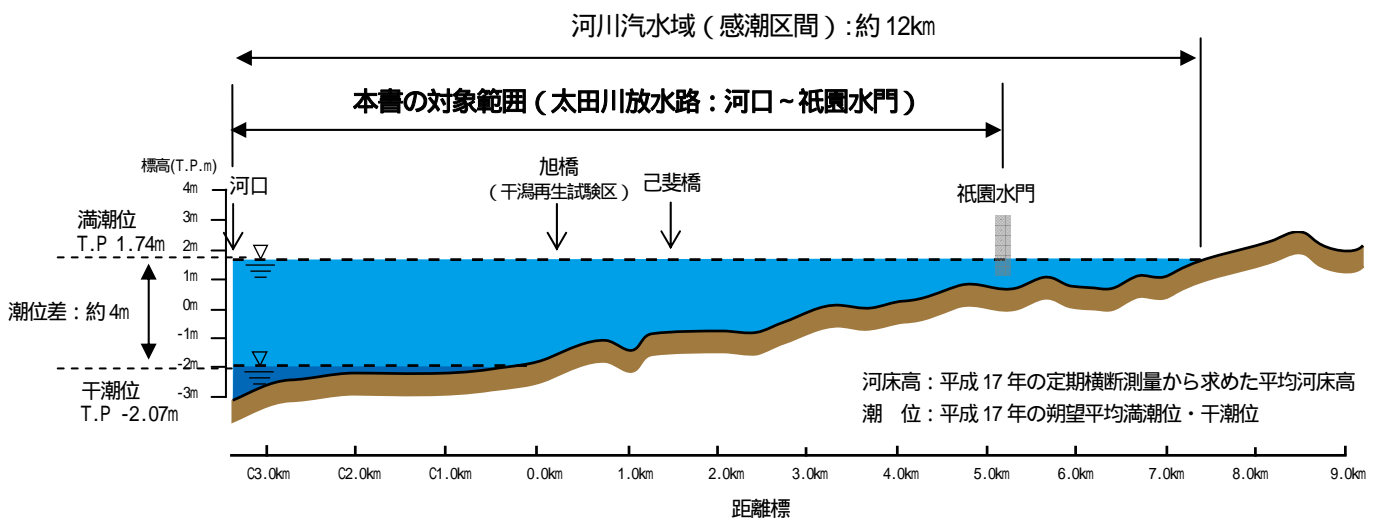


図 1.1.1-2 太田川放水路の河川汽水域の範囲イメージ

1.2 太田川放水路の機能・役割

太田川放水路はその名の通り、広島市中心部を洪水氾濫被害から守るために建設された、大芝・祇園地点から広島湾まで安全に洪水を流下させるための人工河川である(図 1.2.1-1)。この太田川放水路が概ね完成した昭和42年から今年で45年を迎えるが、この放水路建設以後、広島市中心部において洪水氾濫被害はほとんど発生していない。本節では、この太田川放水路が持つ機能・役割について述べる。

1.2.1 太田川放水路建設の経緯

1.2.1.1 広島と水害の歴史

(1) 太田川放水路工事着手まで

広島築城期

広島は太田川河口デルタ地域に発展した街であるが、その発展の礎は1588年(天正16年)、大坂から帰国した毛利輝元が、城を吉田から広島湾頭の五ヶ村に移すことを決意したときから始まっている。この五ヶ村のうち、広い島(中州)を城地として選定し、この時以来、五ヶ村が「広島」と呼ばれるようになったと言われている(図 1.2.1-2)。しかし、この地は低湿・軟弱な三角州の中にあつたため、「城普請」に先立ち「島普請」から始めたとされる。またその後、毛利氏に代わって広島入りした福島正則も、川に囲まれた広島城の要害に不安を覚えていたらしく、堤防をさらに堅固に築き直したとされている(図 1.2.1-3)。事実、1607年(慶長12年)には、上流の川内地区で太田川がそれまでの古川から現流路に変わるほどの大洪水が発生し、さらに1617年(元和3年)にも大洪水が起きて広島城の三の丸の東北郭が崩れ、城内まで浸水したとされている。このように広島は発展当初から水害とは切っても切れない関係にあつた。

明治時代～昭和7年

広島は、その後も1653年(承応2年)、1796年(寛政8年)、1850年(嘉永3年)と大規模な洪水が発生したが、明治時代に入ってから、明治7年、17年、25年、33年、35年、38年、大正5年、8年、12年、さらに昭和3年と、ほとんど4～5年ごとに大出水による被害を被っている状況であつた。特に大正8年の水害は梅雨の大雨によるもので、総雨量278mmに及び、広島市街地の被害は、流出橋梁11箇所、床上浸水260戸、床上浸水2,351戸を数える甚大なものであつた(図 1.2.1-4)。

また、大正15年は、広島で総雨量357mmを記録し、下流デルタ地域で死者49人、行方不明者52人、家屋流出242戸の被害を出した。さらに昭和に入ってから、

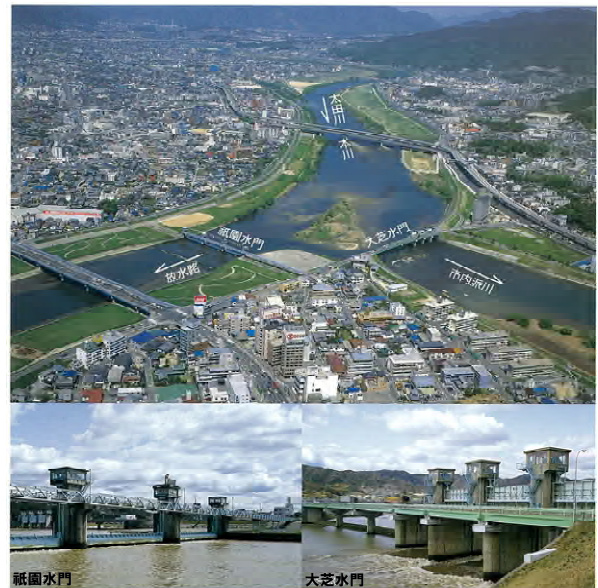


図 1.2.1-1 現在の分派地点の状況



図 1.2.1-2 1550年頃の広島デルタ(想像図)
(出典: 広島城蔵)

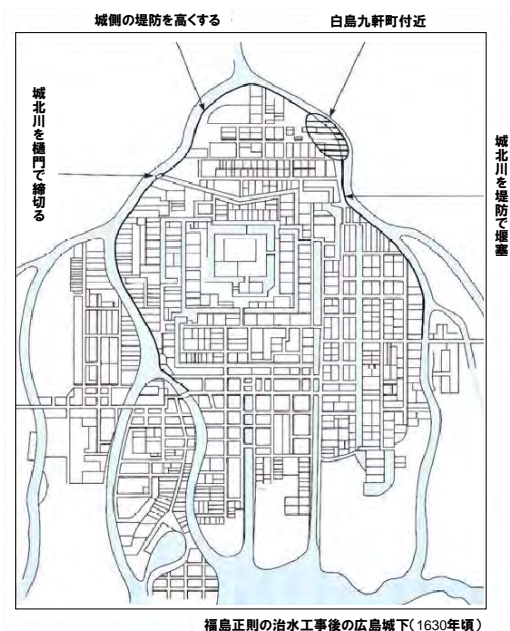


図 1.2.1-3 福島正則の治水工事後の広島城下(1630年頃)

昭和3年に太田川下流部で大水害が発生し、流出橋梁4箇所を記録している。

このため、度重なる出水による被害を防ぐべく、広島市議会は太田川改修の迅速な実現を要望する意見書を決議するとともに、太田川改修を直ちに実施することが財政上困難であった国に対して、県・市があらかじめ地元負担を決めて改修工事の実施を促した。ここに至り、昭和6年6月14日、第26回帝国議会において、太田川改修費を昭和7年度より21年度に至る15箇年の間、継続支出すること、その経費15,900千円のうち、10,831千円を国庫負担すること、などが議決され、長年の懸案であった太田川改修が昭和7年度に着手された(図1.2.1-5)。

(2) 太田川放水路完成まで

昭和18年洪水

太田川放水路は昭和9年度に起工式が行われ、用地買収も本格化したが、戦争の激化によって工事が難渋していた昭和18年の7月、梅雨前線により総雨量約480mmという大雨が降り、死者46人、行方不明者46人、家屋全半壊332戸、床上浸水1,846戸、橋梁流出126箇所という極めて甚大な被害が出た。さらに同年9月にはその追い打ちをかけるように、台風が流域を襲い、西原観測

所で最大洪水流量6,700m³/sの既往最大洪水量を記録した。市内で1m以上の浸水となり、被害は家屋流出176戸、家屋浸水11,543戸、橋梁流出36件を数え、その氾濫域は可部より下流の平野全域に及ぶものであった。

昭和20年出水(枕崎台風)

その後、原爆による壊滅的な被害を被った直後の昭和20年9月17日に枕崎台風が広島を襲い、死者13人、流出家屋615戸、浸水家屋8,771戸という大災害を出した。この災害では太田川本川筋よりも、根谷川、三篠川、安川での出水が多かったが、西原の観測所では5,900m³/sの流量を記録した。

昭和26年出水(ルース台風)

昭和26年のルース台風は、広島県下全域に影響を与えたが、太田川上流域で総雨量約290mmを記録し、浸水家屋2,562戸の被害を出した(図1.2.1-6)。

1.2.1.2 太田川の治水計画と放水路事業

(1) 当初の治水計画と放水路事業の推進

これまで述べたように広島は幾度となく水害による甚大な被害を被っていたことから、その最初の治水計画は、大正8年の洪水を対象にして、西原地点における計画高水流量を4,500m³/sとし、さらに大芝地点で派川山手川を改修し本川(後の放水路)に3,500m³/s残り1,000m³/s



図1.2.1-4 相生橋流出状況(出典:広島市公文書館)



図1.2.1-6 ルース台風による出水状況(太田川橋付近)

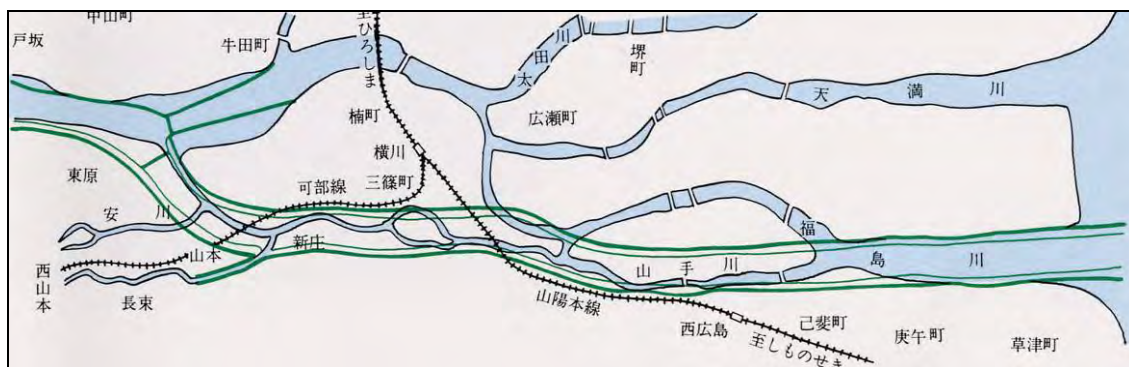


図1.2.1-5 太田川放水路計画図

を市内派川に分派させる基本計画が昭和 7 年に策定された(図 1.2.1-7)。

その 2 年後の昭和 9 年 4 月 1 日には盛大な太田川改修工事起工式が挙行政され、工事が開始された。工事は河口部から浚渫、築堤、護岸と進められたが、民家・交通機関が密集する中流部に移るにつれて工事の着工が次第に困難になるとともに、戦時色が強くなるにつれ予算・人員ともに圧迫された。昭和 19 年には戦争の激化によって工事が中断され、その後、原爆投下によって広島は灰燼と化して、終戦を迎えることとなる。

(2) 放水路工事再開と流量改訂

昭和 21 年、放水路開削工事の再開が決定されたが、関係地元民から工事中止の申し入れと放水路計画再検討の声明が出された。その後、各方面による再検討などの後、昭和 23 年 8 月末、既定計画による再開決定が知事談話により発表されたが、反対の声も依然強く、用地買収が困難を極めたことから本格的な工事再開は昭和 26 年度まで待つこととなった。

改修工事の再開に先立って、昭和 18 年 9 月洪水が計画の流量を遙かに超える 6,700m³/s を記録していたことから、昭和 23 年に計画高水流量を 6,000m³/s とし、これを開削した放水路で 4,000m³/s、市内派川で 2,000m³/s を分配して流下させる計画に改訂した(図 1.2.1-8)。

(3) 放水路の通水・概成

昭和 26 年の工事再開以降も工事の推進に困難な面はあったものの、橋梁の整備、支川吐口の排水機場整備、鉄道の架替えなどが施工され、さらに昭和 36 年には分派地点の祇園水門、大芝水門の工事が開始され(図 1.2.1-9)、両水門が昭和 40 年に完成したことから、同年 5 月 14 日に、待望の太田川放水路通水式が執り行われた。(図 1.2.1-10)

なお、放水路の概成は、一部残っていた堤防整備を終えた昭和 42 年となる。

このように、放水路工事は、

- ・ 36 年の年月
- ・ 約 145 億円(平成 20 年換算で約 3,300 億円)

の巨費をかけた一大事業であり、

- ・ 工事延長 約 9.0km
- ・ 土砂浚渫量 1,390 千 m³
- ・ 土砂掘削量 3,900 千 m³
- ・ 築堤土量 1,690 千 m³
- ・ 護岸面積 260 千 m²
- ・ 用地補償面積 1,590 千 m²

改訂及び改訂年度	地点	計画高水流量 m ³ /s	流量配分図
昭和 7 年	西原 (放水路) (市内派川)	4,500 (3,500) (1,000)	

図 1.2.1-7 昭和 7 年の流量配分図

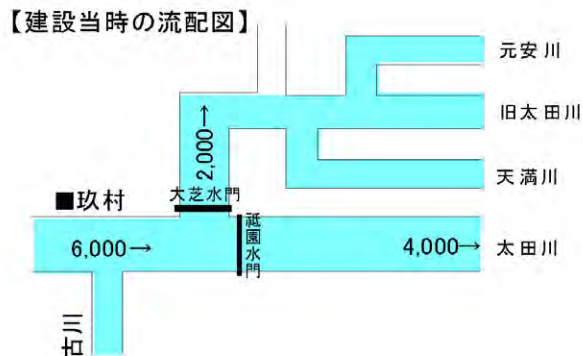


図 1.2.1-8 建設当時の流量配分図



図 1.2.1-9 分派点付近



図 1.2.1-10 通水式

・ 家屋補償戸数 1,800 戸
の規模を要した歴史的な工事であった(平成 19 年時点)

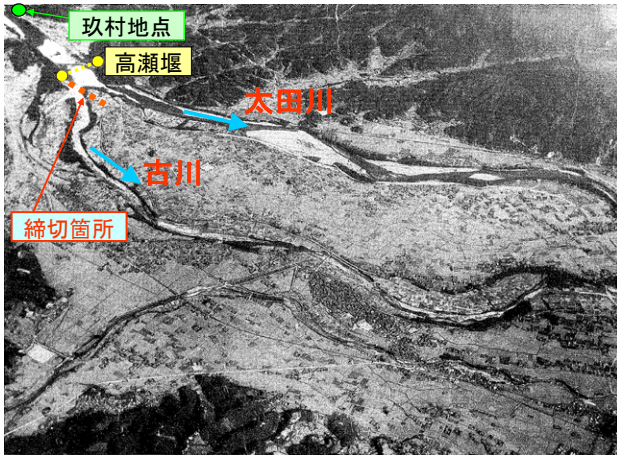


図 1.2.1-11 古川の流域状況(昭和 29 年)と締切位置
(出典:佐東まちづくり協議会提供写真に河川名等を記載)

で、放水路の水面面積は概ね 2.3km²、高水敷面積は 0.4km²である。

なお太田川は、玖村地点下流のほぼ高瀬堰がある地点において山間部を抜けて平野が広がる地形に流れ込むことになるが、昔はこの地点において、太田川は古川と自然分流し、太田川の洪水は古川に流入して氾濫被害を引き起こしていた(図 1.2.1-8, 図 1.2.1-11)。しかし、太田川放水路の概成により、古川に分流せず太田川に洪水を全量流下させても広島市街地の水害を防ぐことができたようになったことから、放水路通水式の翌年の昭和 41 年から古川の河道締切工事に着手し、昭和 44 年に完成させた。このことにより、太田川の洪水の古川への流入

が完全になくなり、太田川の洪水の流入に苦しめられてきた古川流域は、以後、ほとんど洪水被害が発生しなくなり、住宅市街地へと生まれ変わっていく。

1.2.2 太田川放水路の機能・役割

1.2.2.1 太田川放水路の役割・効果

太田川放水路は、昭和 23 年に策定された治水計画に基づき、上流からの洪水量 6,000m³/s のうち、4,000m³/s を安全に流下させる役割を持ち、もって広島市街地を洪水被害から守ることを目的として整備されたものである。祇園水門、大芝水門の具体的な操作方法、及び放水路の効果は以下の通りである。

(1) 祇園水門・大芝水門の操作方法 (図 1.2.2-1)

通常時においては、祇園水門は 3 門のゲートのうち、最も右岸側の 1 門のゲートのみ開度を 30cm とし、大芝水門は 3 門のゲート全てを全開している。これにより、上流からの流入量の約 9 割を市内派川に流下させている。

上流からの流入量が増加し、矢口第一地点の水位が 2.1m (T.P.6.6m・約 400 m³/s) に達すると、祇園水門のゲートを 3 門とも全開とする。なお、大芝水門のゲートは 3 門ともこの時点では全開のままである。

さらに上流からの流入量が増加し、矢口第一地点の水位が 4.6m (T.P.9.1m・約 2,000 m³/s) に達すると、祇園水門のゲート 3 門は全て全開のまま、大芝水門の全開状態である 3 門のゲートの最も左岸側のゲート 1 門を開度 1.5m まで引き下げる。

	区分	通常時		洪水時		
	矢口第一水位(m)		2.10m以下		2.10m以上	
矢口第一流量(m ³ /s)		約400m ³ /s以下		約400m ³ /s以上		
祇園水門	ゲート状況	左岸 右岸		左岸 右岸		
	開度(m)	0.00 0.07 0.30		全開 全開 全開		
		HML T.P.7.39m		HML T.P.7.39m		
大芝水門	区分	通常時		洪水時		
	矢口第一水位(m)	4.60m以下		4.60m以上 5.30m以下		5.30m以上
	矢口第一流量(m ³ /s)	約2,000m ³ /s以下		約2,000m ³ /s~約2,700m ³ /s		約2,700m ³ /s以上
	ゲート状況	左岸 右岸		左岸 右岸		左岸 右岸
開度(m)	全開 全開 全開		1.50 全開 全開		2.45 2.45 2.45	
		HML T.P.8.10m		HML T.P.8.10m		

図 1.2.2-1 祇園水門・大芝水門の操作方法

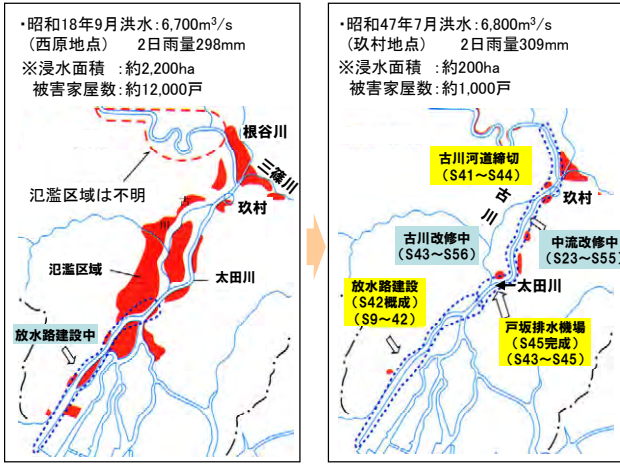


図 1.2.2-2 昭和 18 年と昭和 47 年との出水被害の比較

【工事実施基本計画】

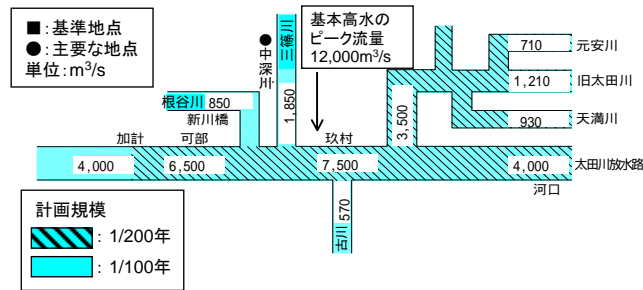


図 1.2.2-3 工事実施基本計画流量配分図（昭和 50 年）

さらに上流からの流入量が増加し、矢口第一地点の水位が 5.2m (TP.9.7m . 約 2,700 m³/s) に達すると、祇園水門のゲート 3 門は全て全開のまま、大芝水門のゲート 3 門を全て開度 2.45m とする。

これらの操作により、洪水時の放水路、市内派川への分派量の割合を、おおむね 4.5 : 3.5 としている。

(2) 昭和 40 年 6 月洪水，7 月洪水

太田川放水路の概成は昭和 42 年であるが、すでに昭和 40 年に祇園水門、大芝水門が完成し、同年 5 月 14 日に、太田川放水路への通水が行われていた。この通水開始直後の昭和 40 年 6 月に台風 9 号の影響による梅雨前線の活性化に伴い、特に三篠川筋で大きな浸水被害が発生した。また同年 7 月にも梅雨前線に伴う降雨により古川一帯が泥水につかり、大正橋も流される被害が発生したが、広島デルタ地帯は、通水したばかりの放水路がその効果を発揮し、大きな被害は発生しなかった。

(3) 昭和 47 年 7 月洪水と工事実施基本計画

俗に「47.7 災害」と呼ばれる大災害で中国地方の各地域で大きな洪水氾濫被害をもたらした降雨である。

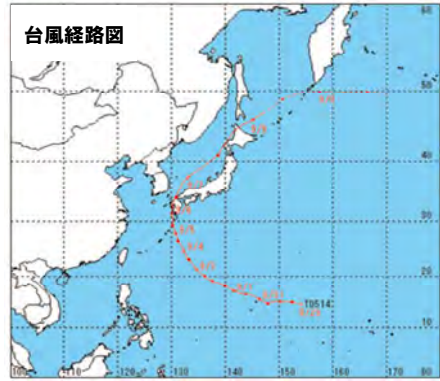


図 1.2.2-4 平成 17 年台風 14 号の経路図と降雨量

梅雨前線の活動に伴うもので、過去の災害からは推測できないほどの異常降雨であった。特に江の川水系の被害が大きく、三次市で大打撃を受けた。太田川でも上流部では総雨量 400mm を超え、根谷川や三篠川流域でも 350mm 前後、下流の広島市でも 210mm を記録しており、最大洪水流量は、玖村地点で約 6,800m³/s と推定されている。洪水のピーク時と広島湾の満潮時にはズレがあった幸運もあったが、この大洪水の時にも放水路はその効果を遺憾なく発揮し、大きな水害被害は発生していない。放水路の効果は、ほぼ同じ規模の最大洪水流量 6,700m³/s を記録した昭和 18 年洪水との水害被害を比較すれば一目瞭然である（図 1.2.2-2）。

なお、この洪水において太田川の計画流量 6,000m³/s を超える洪水が発生したことから、昭和 50 年に基本高水ピーク流量を 12,000m³/s 計画高水流量を 7,500m³/s とし、放水路に 4,500m³/s、市内派川に 3,000m³/s を分配する工事実施基本計画が策定された（図 1.2.2-3）。

(4) 平成 17 年出水と河川整備基本方針

その後昭和 58 年 7 月豪雨、昭和 60 年 6 月・7 月梅雨災害、そして近年の平成 17 年出水と大きな出水は記録



図 1.2.2-5 平成 17 年出水時の大芝水門

【河川整備基本方針】

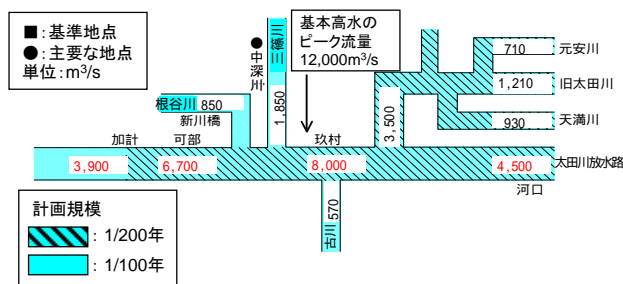


図 1.2.2-6 河川整備基本方針流量配分図（平成 19 年）

したものの、いずれも広島市街地においてほとんど水害被害は発生していない。特に平成 17 年出水は、台風 14 号が大東島地方に接近してから山陰沖に抜けるまで広い暴風域を維持したまま比較的ゆっくりとした速度で進んだため、長時間にわたって暴風、高波、大雨が続き、太田川流域においても総降雨量が、安芸太田町内黒山で 393mm、安芸太田町加計で 310mm を記録し、加計、筒賀、湯来、戸山、大谷、松原の 6 雨量観測所で、過去最大の日雨量を観測した（図 1.2.2-4）。

これに伴い、飯室観測所（図 1.2.2-4 参照）ではピーク水位が昭和 47 年 7 月洪水時の既往最高水位を 1m 以上も上回ったほか、飯室観測所下流の水位観測所では軒並み既往最高水位を更新し、矢口第一観測所（図 1.2.2-4 参照）では計画高水位にあとわずか 66cm に迫る未曾有の大出水となった。これに伴い、矢口第一観測所での最大洪水流量は過去最高の 7,200m³/s を記録した。この大出水にあたり、大芝水門、祇園水門は両水門ともゲートを全開にして対応したが、市内派川の一部箇所において堤防満杯まで水位が上がることはあったにしても、放水路、市内派川でこの大出水を流下させることができ、大きな洪水氾濫被害から広島市街地を救う効果を発揮した。（図 1.2.2-5）

なおこの大出水も踏まえ、平成 19 年 3 月、基本高水

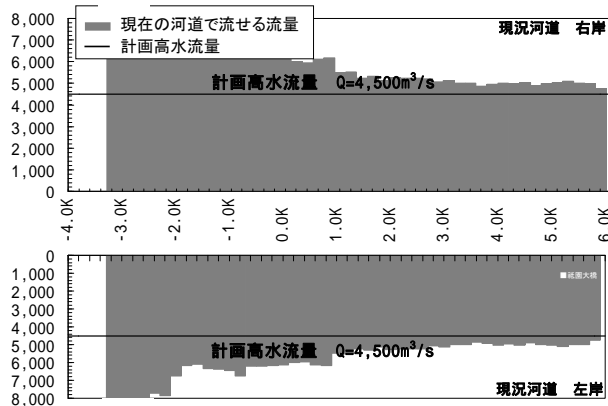


図 1.2.2-7 太田川放水路の流下能力図

流量 12,000m³/s を上流で 4,000m³/s 調節して、矢口第一地点の計画高水流量を 8,000m³/s とし、それを放水路に 4,500m³/s、市内派川へ 3,500m³/s に分派する計画である、太田川水系河川整備基本方針が策定された（図 1.2.2-6）。

1.2.2.2 今後の治水上の課題

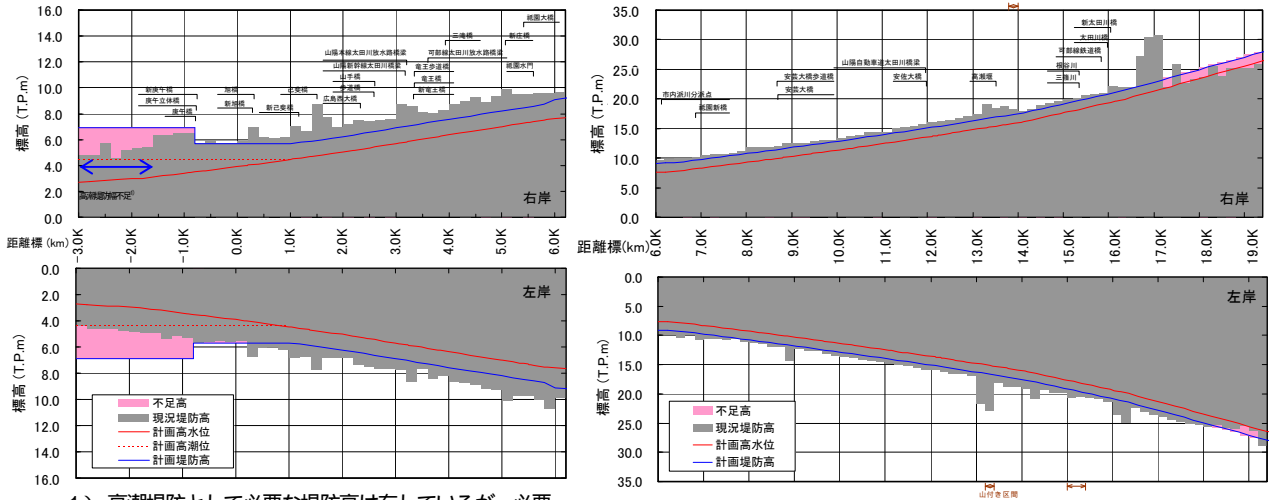
(1) 太田川放水路の流下能力

これまで述べてきたとおり、太田川放水路は昭和 23 年に策定された治水計画に基づき、4,000m³/s の洪水流量を安全に流下させる機能を持つ施設として多大な年月と巨費を投じて造られた施設であるが、現時点で改めてその流下能力を評価すると、現在 4,500m³/s を若干上回る程の流下能力を持っており、河川整備基本方針に必要とされた流下能力をすでに確保していることが分かる（河口出発水位は T.P.2.60m（朔望平均満潮位（T.P.1.85 m）+ 河口地点ピーク時偏差（0.51m）+ 密度差（0.18m）= T.P.2.54m の小数第二位を繰り上げ）としている（図 1.2.2-7、図 1.2.2-8））。

しかし、計画高水流量 8,000m³/s を放水路と市内派川に計画的に分派するためには、市内派川の流下能力の向上を図ることが必要であるとともに、祇園水門、大芝水門地点で分派的確に行うための河道断面の拡幅、線形の変更が必要とされている。なお両水門については、耐震強度が不足していること、河川管理施設等構造令に示されている必要な径間長が確保できていないこと、等の面からも改築が必要とされている。

(2) 計画高水流量以上の洪水の危険性

平成 17 年出水では、それまで着実に推進された河川整備の効果に、支川滝山川に整備された温井ダムの洪水調節の効果も加わって、広島市街地をなんとか大きな洪水氾濫被害から守ることができた。その効果は、ほぼ同



1) 高潮堤防として必要な堤防高は有しているが、必要な堤防天端幅を有していない

図 1.2.2-8 太田川放水路、及び祇園水門・大芝水門から上流の計画高水位

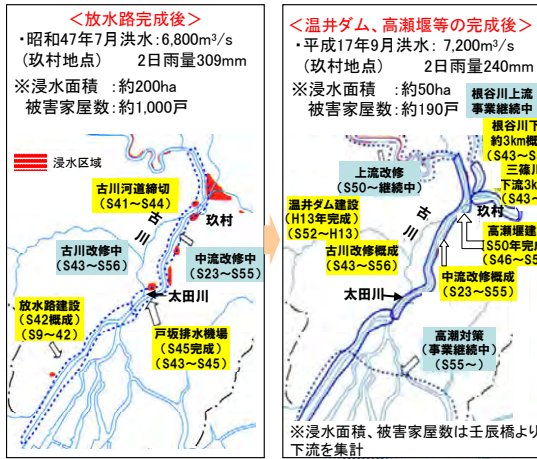


図 1.2.2-9 昭和 47 年と平成 17 年との出水被害の比較
規模の出水である昭和 47 年出水との出水被害の比較をすれば明らかである (図 1.2.2-9)。

しかし、河川整備基本方針で規定されている計画高水流量は、基本高水流量 12,000m³/s を上流で 4,000m³/s 調節することが前提であるが、現時点において完成した洪水調節施設は温井ダムだけであり、4,000m³/s 調節のうちの 1,700m³/s しか調節できない状況にある。したがって、計画規模の降雨、出水があった場合、矢口第一地点においては 10,000m³/s を超える規模の洪水流量が発生し、その流量を放水路、市内派川で分配することが求められるが、さすがにそれだけの洪水流量を安全に流下させるほどの機能は、放水路、市内派川とも持ち合わせていない。今後 30 年の整備内容を定めた「太田川水系河川整備計画【国管理区間】」においては、「本計画期間内においては、洪水調節施設整備等の実現性を含め必要

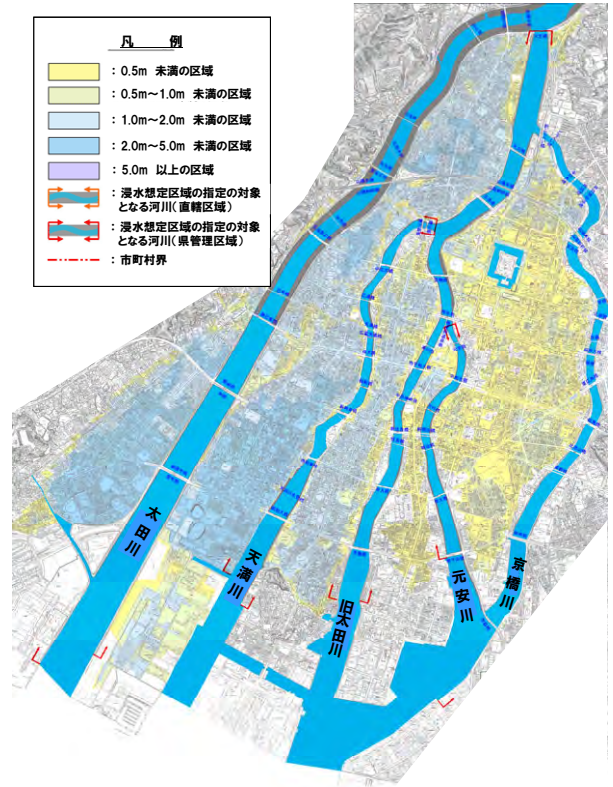


図 1.2.2-10 現状で計画規模の洪水が発生した場合の浸水する恐れがある範囲

な調査・検討を行います」とされているところであり、早急に調査・検討し、その結論を導き出していくことが、太田川水系の治水安全度の向上には必要不可欠である (図 1.2.2-10)。

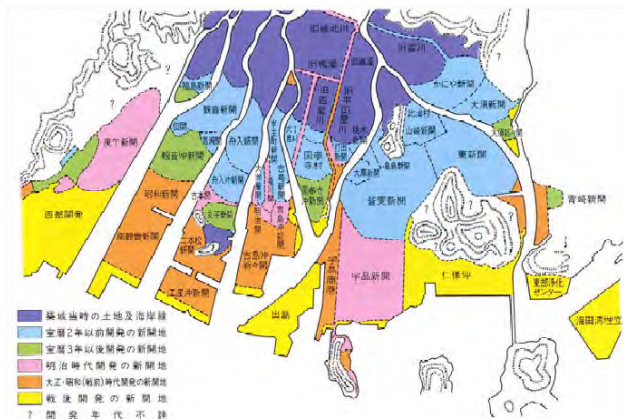


図 1.2.3-1 干拓・埋立ての推移

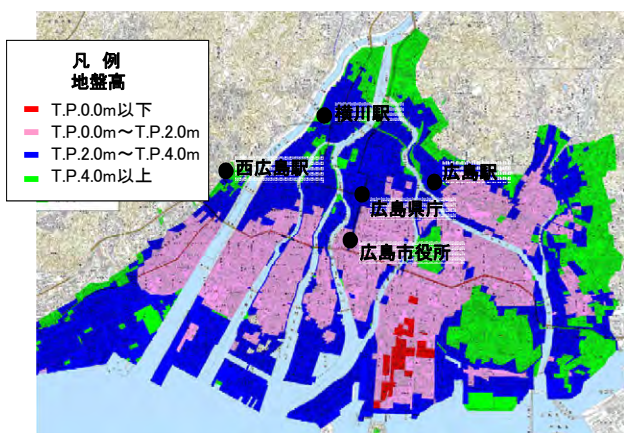


図 1.2.3-2 広島デルタ地域の地盤高

1.2.3 太田川放水路における整備計画

1.2.3.1 高潮堤防整備

(1) 広島と高潮災害

繰り返し述べてきたように、広島市は太田川のデルタ地帯に位置しているため、市街地の主要地域は地盤高が低いという特徴を持つ。なかでも、干潟の干拓や海面埋め立てによって造成されてきたエリアは地盤が低く、特に江戸中期から明治末期までに干拓され（図 1.2.3-1）、現在は商業及び住宅地となっている南観音、舟入、江波、吉島、宇品、東雲等の各地区は、平均満潮位（T.P.1.34m）より低い、いわゆるゼロメートル地帯となっている（図 1.2.3-2）。さらにこうした地盤条件に加え、南に開けている広島湾の形状からも、広島の市街地は高潮災害に対して極めて脆弱な特性を持っている。

事実、台風による大きな水害は昭和 26 年以降、10 回発生しているが、そのうち洪水氾濫によるものは 2 回で、残る 8 回は高潮によるものである（図 1.2.3-3）。被害をもたらした台風は、ほぼ広島の西側を北東方向に抜けていくコースを通過しており、既往最高潮位 T.P.2.96m を記録した平成 16 年 18 号台風もこのコースを通過してい

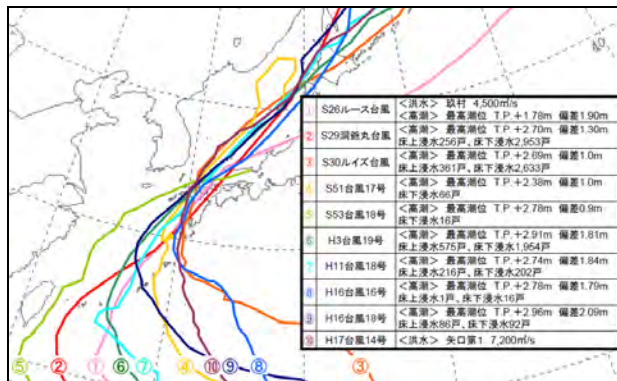


図 1.2.3-3 太田川において洪水・高潮被害をもたらした主な台風（昭和 26 年以降）



図 1.2.3-4 高潮堤防整備区間と計画堤防高

る（昭和 17 年 8 月の周防灘台風により潮位が T.P.3.30 m の達したとの記録もあるが、痕跡からの推定値であるため既往最高潮位とはしていない）。

(2) 高潮対策計画

昭和 34 年の伊勢湾台風災害を契機に全国的に高潮対策の緊急性が求められ、太田川河口部においても高潮対策の重要性が指摘された。このため、昭和 42 年 8 月に建設省中国地方建設局・広島県・広島市が検討し、昭和 44 年 6 月に「広島湾高潮対策事業全体計画」が策定された。

ここに計画規模として、まず計画潮位については、伊勢湾台風と同じ強度を持つ台風が広島湾をルース台風のコースで通過する時に生じる潮位偏差 2.40m を、台風期期望平均満潮位 T.P.2.0m に加えた、T.P.4.40m とした。

次に計画波高については、上記潮位偏差が生じるときの風の条件により S.M.B.法を用いて計算し、これを河口部の波高と考え、2.50m とした。なお、河道部分につい

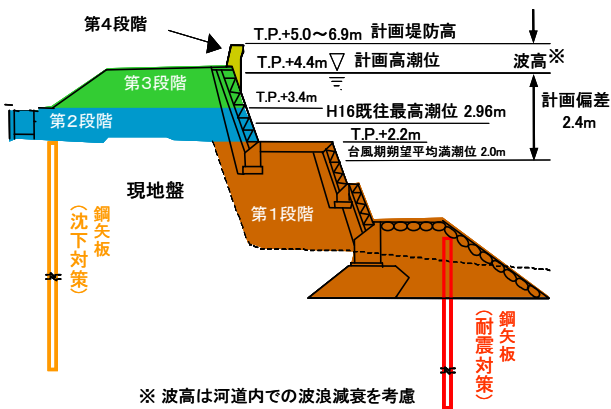


図 1.2.3-5 高潮堤防断面図

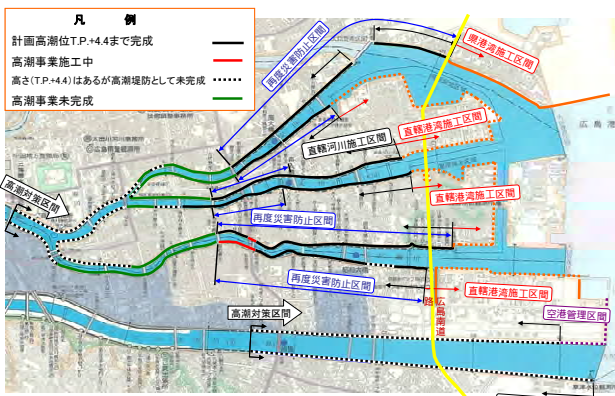


図 1.2.3-6 高潮堤防の整備状況

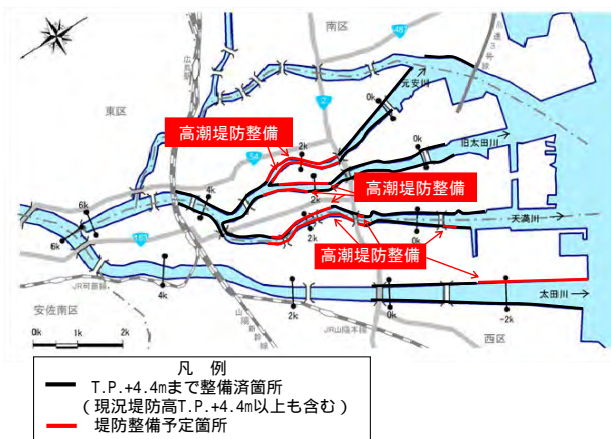


図 1.2.3-7 河川整備計画における高潮堤防整備箇所

ては、河道減衰を考慮することとした。

これにより計画堤防高は、計画潮位に波高の打ち上げ高を加えた T.P.6.90m を基本とし、放水路、市内派川を遡上するにつれて波浪の減衰を考慮した高さとした(図 1.2.3-4)。

なお、ここで定めた計画潮位 計画堤防高については、昭和 50 年の工事实施基本計画以降、計画高潮位、計画堤防高として採用されている(河川整備基本方針には計

画堤防高は規定されていない)。

(3) 高潮対策事業の経緯

上記全体計画策定以降、放水路を含む国管理区間の高潮対策事業については、漁協との調整を昭和 54 年度に了し、昭和 55 年度から事業に着手した。

なお高潮堤防の整備は、軟弱地盤上での盛土となることから、段階的に盛土を行っていくこととし、第一段階として T.P.2.20m までを、第二段階として T.P.3.40m までを、第三段階として T.P.4.40m までを盛土していくことで整備を進めている(図 1.2.3-5)。また、既設堤防や堤内地への引き込み沈下の防止対策として、鋼矢板による鉛直分離壁工法を採用している。

現在、第二段階(T.P.3.40m まで)の整備を進めているところであり、平成 24 年度末時点において第二段階整備はまだ完了しないものの、既往最高潮位 T.P.2.96m までの高さまでは国管理区間の全川において確保できる予定である(図 1.2.3-6)。

なお、太田川放水路における高潮対策区間については、平成 24 年度当初時点で、計画高潮位 T.P.4.40m までの高さは堤防高として確保しているが、堤防断面(幅)が十分確保できておらず、太田川水系河川整備計画では、堤防断面(幅)の確保を行うことが位置付けられている。また計画堤防高までの高さも確保できていないが、この高さの確保については河川整備計画には位置付けられていない(図 1.2.3-7)。

(4) 高潮堤防整備の効果

広島では平成 16 年 9 月に既往最高潮位 T.P.2.96m を記録しているが、その 13 年前の平成 3 年 9 月にもほぼ同じ高さ T.P.2.91m の潮位を観測している。

そこで両時期における高潮浸水被害状況を比べてみると、第二段階の T.P.3.40m までの整備がまだあまり進んでいなかった平成 3 年においては、床上浸水 575 戸、床下浸水 1,954 戸と甚大な被害が発生しているが、T.P.3.4m までの整備が相当進んでいた平成 16 年においては、浸水エリアも縮小したほか、床上浸水 86 戸、床下浸水 92 戸と被害が激減しており、高潮堤防整備の効果が明確に示されている(図 1.2.3-8: 图中、平成 3 年度以降に高潮堤防整備を行った黄色表示の区間において、平成 16 年は高潮浸水被害を免れている)。

1.2.4 太田川放水路における多面的な機能

これまで太田川放水路の治水上の機能・役割について述べてきたが、太田川放水路も概成後 45 年を迎え、現

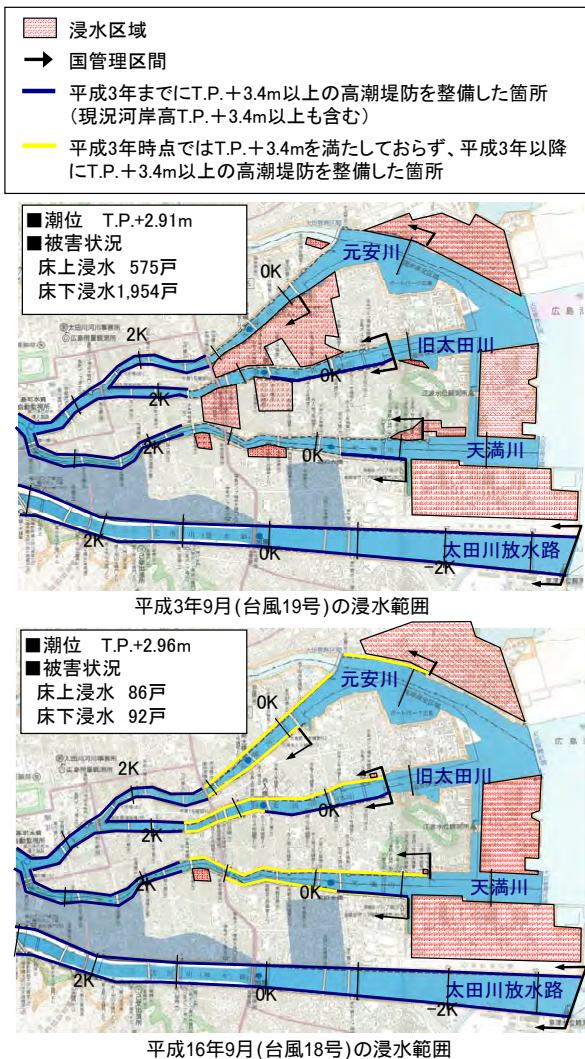


図 1.2.3-8 平成3年と平成16年の高潮浸水範囲

在では人工的に開削した河川の様相ではなく、もともと自然に存在した河川のように地域に溶け込んでおり、治水上の機能・役割の他、多面的な機能を有している。

特に放水路全体が汽水域であることから干潟などの独特な環境を形成しているが、その特性については次の節に詳述することとし、ここでは太田川放水路の河川敷及び水域の利用状況について記載する。

(1) 河川敷の利用状況

太田川放水路の河川敷は、左右岸あわせて約 15.6ha が運動広場等として占用・利用されているほか、地域の方々は、散歩、釣り、グラウンドゴルフ、テニス、バーベキュー等々で太田川放水路に接している。

特に、右岸 1k000 付近、新己斐橋上流の河川敷においては、己斐地区の小・中学校長や P T A、子供会育成協

議会、社会福祉協議会、広島市などの方々に構成される「太田川己斐学区「子どもの水辺」協議会のご意見、要望なども踏まえて、「じゃぶじゃぶ池」を始めとした水辺環境整備が平成 17 年に完成している。当箇所は地域の住民の方々の丁寧な除草や清掃活動により快適な河川空間が保持されるとともに、毎年秋には、地域の方々が主催となった盛大なイベントが開催されている。(図 1.2.4-1)



図 1.2.4-1 じゃぶじゃぶ池の利用状況

(2) 水域の利用状況

太田川放水路は市内派川に比べて川幅も広いことから、その水域はカヌー、レガッタ、水上バイク、ウェイクボード等の利用が活発に行われている(図 1.2.4-2)。しかし一方で、特に近年は「ウェイクボードが引き起こす波が河川敷に押し寄せて危険」という苦情も多く寄せられ、利用マナーの徹底が呼びかけられている。

さらに、10月にはハゼ釣りを楽しむ方々が隙間無く釣り糸を垂れる風景が毎年見られ、地域の風物詩となっている(図 1.2.4-3)。

また漁業も営まれており、市内派川及び太田川放水路のほぼ全域において、アサリ、えむし(ゴカイ類の総称)などの漁業権が設定されている(図 1.2.4-4)。



図 1.2.4-2 レガッタの風景



図1.2.4-3 ハゼ釣りの風景

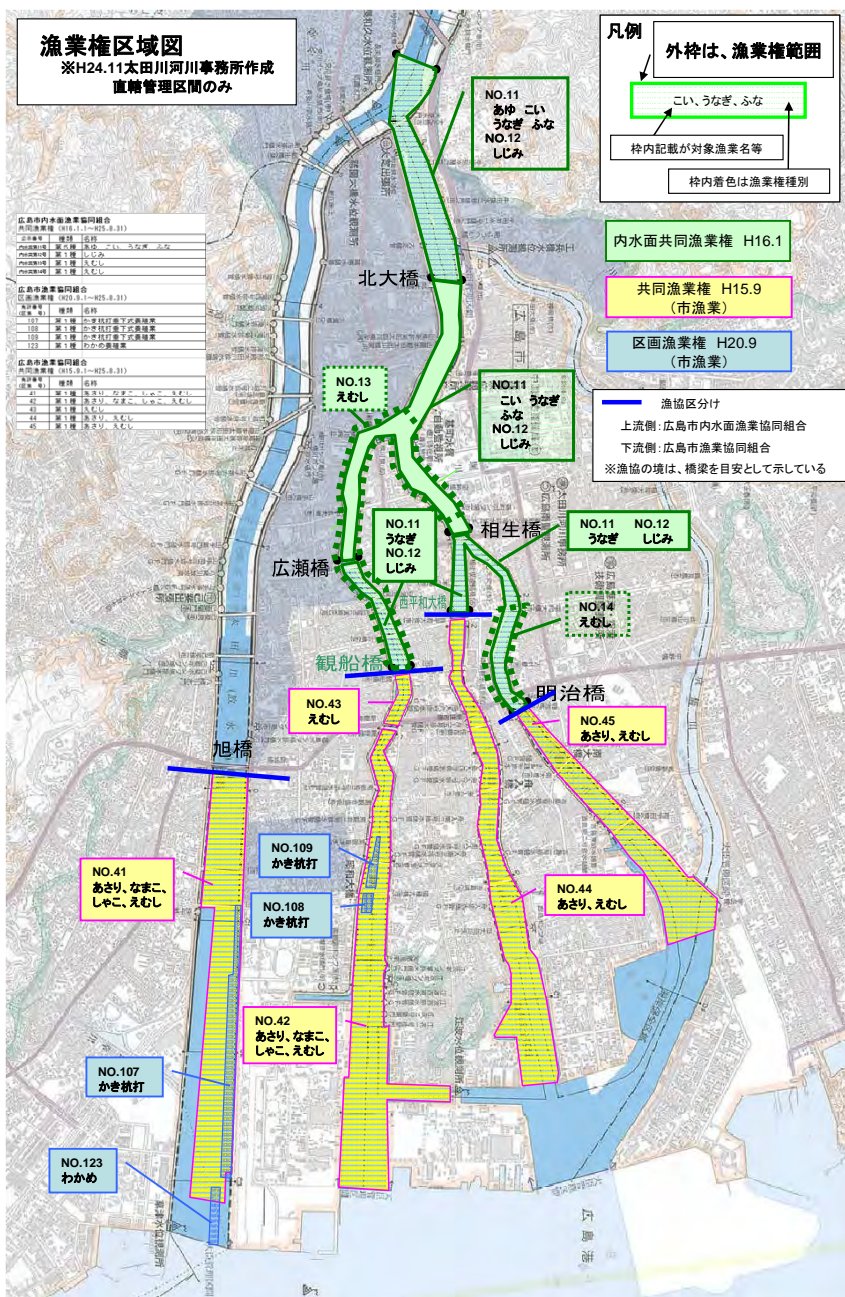


図1.2.4-4 漁業権区域図 (H24.11 太田川河川事務所作成)

1.3 太田川放水路等の河川汽水域・干潟環境

1.3.1 太田川放水路の河川汽水域の特徴

(1) 太田川放水路の河川汽水域の特徴

太田川放水路の汽水域環境を規定する大きな要素として、干満差（約 4m）が大きいこと、分派点の水門で淡水の流入が操作されていることが挙げられる。平常時は潮汐に応じて水位と塩分濃度が大きく変動するが、一方、洪水時は開門により多くの淡水が流入するため一時的に周期性がなくなり、河口付近まで淡水化に近い状態となる特徴が見られる。

また、太田川河口デルタの地下には豊富な地下水の帯水層があり、太田川放水路の河川水位との関係で地下水の流れが変動しているのも特徴の一つである。

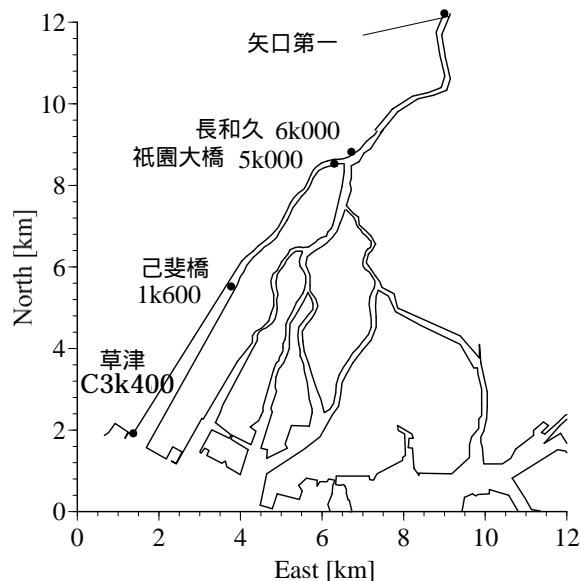


図 1.3.1-1 太田川放水路における水位、水質の調査地点

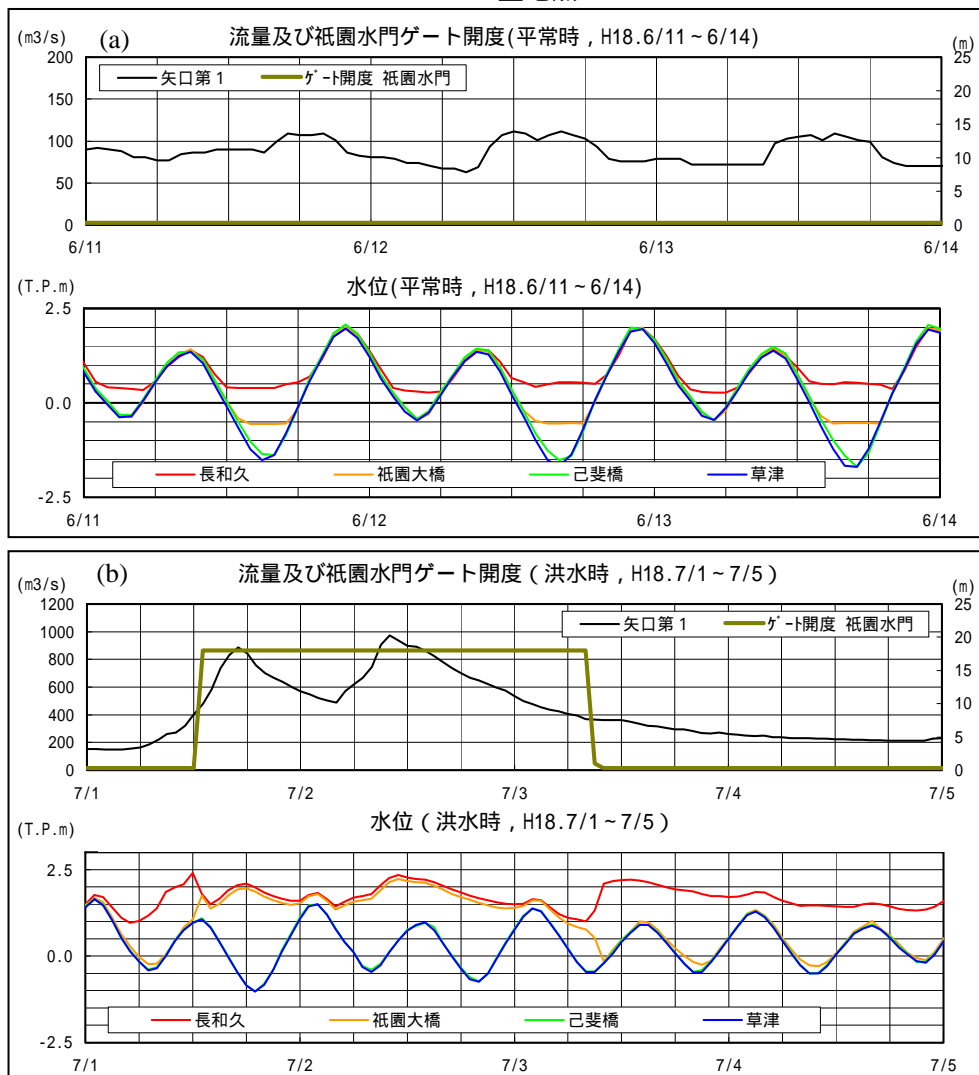


図 1.3.1-2 太田川における(a)平常時、(b)洪水時の流量、水位の時間変化

(2) 太田川放水路の潮汐

1) 水位変動

図 1.3.1-1 に太田川放水路における水位，水質の調査地点，図 1.3.1-2 に太田川における(a)平常時，(b)洪水時の流量，水位の時間変化を示す。

太田川放水路河口では，最大潮差が 4m と大きく，平均水深と潮差が同程度であることに加え，放水路上流端に位置する祇園水門の操作によって，放水路の河川水位は著しい非正常性を示す。

平常時の水位変化は，下流端草津の水位変化が上流端祇園大橋地点までほぼ時間遅れなく伝播する．分派点上流に位置する長和久地点では，水位は T.P.+0.5 m 程度で下げ留まる．また，祇園大橋地点では大潮時の干潮時に T.P.-0.5 m 程度で下げ留まる．これらは水門及び地形の影響によるものである．

一方，洪水時は，祇園水門の開門に併せて長和久地点水位が急激に低下し祇園大橋地点水位が急激に上昇する．下流の己斐橋では，矢口流量 1,000 m³/s 規模の洪水では大きな水位変化は見られず，ほぼ潮位の変化に依存している．

2) 塩分変動

2006 年～2007 年にかけて太田川放水路の 3 地点 (C3k400, 1k600, 5k000) にて河川水の水温・塩分を測定した．機器の設置高さは C3k400 で T.P.-1.3m, 1k600 で T.P.-1.2m, 5k000 で T.P.-0.5m である．図 1.3.1-3 に 2006 年～2007 年における(a)河川流量，(b)塩分，(c)水温の時系列変化を示す．なお，水温，塩分は 25 時間の移動平均値となっている．

非出水期において塩分は 5k000 まで遡上しており，水位の高い秋期には最大で 20psu まで塩分が上昇する．C3k400, 1k600 では，塩分はほぼ 25～30psu 程度の値となり，海水の影響を強く受けていることがわかる．塩分は洪水により放水路全域で急激に低下しており，1k600 や 5k000 においても河川水の淡水化が生じている．

水温は，冬期に海水温が高いため，海域の影響の強い下流ほど水温が高く，祇園と比較すると最大で 10 程度の差が生じている．

図 1.3.1-4 に 2006 年 6 月から 7 月の出水期における(a)河川水位，河川流量，(b)塩分の時系列変化を示す．この期間においては 500m³/s 程度の洪水が 6 度生じており，各地点において洪水に応じた塩分変動が確認できる．

5k000 においては，洪水前には満潮時で 15psu，干潮時で淡水 (0psu) となっていたが，1 回目の 400 m³/s 程度の洪水によって淡水化し，以後淡水化が継続してい

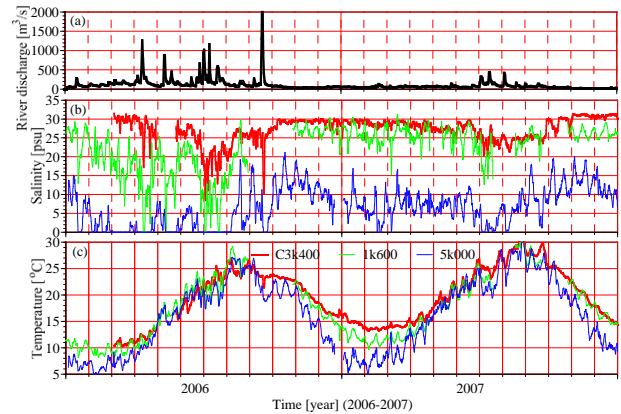


図 1.3.1-3 2006 年～2007 年における(a)河川流量，(b)塩分，(c)水温の時系列変化 (水温，塩分は 25 時間の移動平均値)

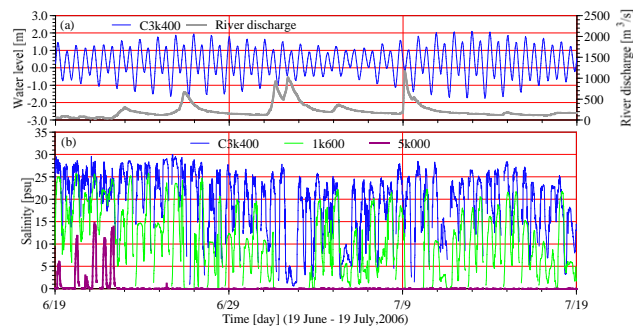


図 1.3.1-4 2006 年 6 月から 7 月における(a)河川水位，河川流量，(b)塩分の時系列変化

る．1k600 においては，流量の増加に伴い河川水の塩分低下が確認され，1,000 m³/s 程度の洪水で淡水化が生じ，1 潮汐で塩分が回復せず，数日間淡水化が継続している．C3k400 においては，1,000 m³/s 程度の洪水で塩分が 5psu 程度まで低下するが，1 潮汐で塩分が回復している．これらのことから，1,000 m³/s 程度の洪水によって数日間河道内に淡水が滞留していること，放水路の中流 (1k600)～上流域 (5k000) の河川水は全層が淡水化していることがわかる．

洪水後に海水が己斐橋地点まで到達する時間は，祇園水門を通常運転 (開度 0.3 m) とした後，約 6 時間程度であり，大潮期，小潮期ともに同様である．(本書 2.3.2 を参照)

(3) 太田川放水路の地下構造

1) 太田川デルタの地下構造

図 1.3.1-5 に太田川における鋼矢板打設状況，図 1.3.1-8 に図 1.3.1-5 の A-A'断面における地質構造を示す。

太田川河口のデルタでは，高潮堤防の整備や護岸の整備において鋼矢板が打設されている．また，図 1.3.1-5 の凡例は既設護岸整備における鋼矢板の深度を表しており，透水性矢板は排水機能付きの矢板が打設されていることを表している．太田川デルタの地下 10~20 m 付近には，透水性の低い粘土・シルト層（不透水層）が形成されており，その上部には地下水が貯留された砂層（透水層）が存在しており，東西方向においても同様の傾向がある．そのため，0-5m, 5-10m の透水層までの深度の鋼矢板の打設は地下水流れを抑制することはないが，不透水層まで達する 10m を超える深度の鋼矢板の打設は地下水流れを抑制する可能性がある．河口域に形成されたデルタの砂地盤では地下水が広域的に伏流している場合が多く，地下水流れの抑制は河川や干潟地盤の水環境にも影響を及ぼすことが考えられる．

2) デルタ地下水位変動

図 1.3.1-6 に 2007 年におけるデルタ地下水位 (GWL) と海水位 (SWL) の変化，図 1.3.1-7 には 2002 年から 2009 年における潮汐成分を取り除いた地下水位 (GWLT) と海水位 (SWLT) に河川水位 (RWL) 変動の 1/3 を足し合わせた変化を示す。

太田川デルタの地下水位は季節的に平均 TP.0.2m ±2m 程度の範囲で変動している．海水位の潮汐変動に伴ってデルタ地下水位と海水位の水位差が変化するため，デルタ地下から河道方向，河道からデルタ地下方向へ向かう地下水流れが時間的に変動している．

太田川デルタでの地下水位は，潮汐成分を取り除いた海水位（海水位の年変動）に分流前の上流河川水位を加えた水位と対応しており，地下水位が河川と海の両方の水位に依存している．すなわち，デルタ地下水位は，海水

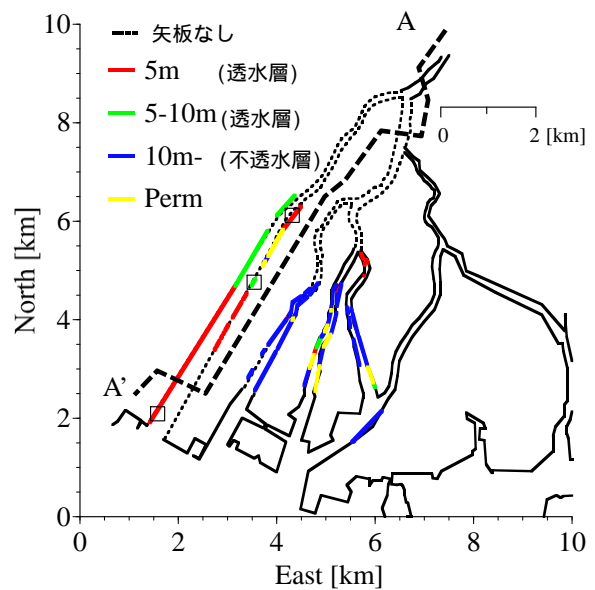


図 1.3.1-5 太田川における鋼矢板打設状況

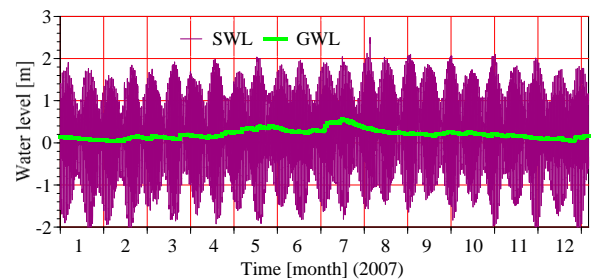


図 1.3.1-6 2007 年におけるデルタ地下水位 (GWL) と海水位 (SWL) の変化

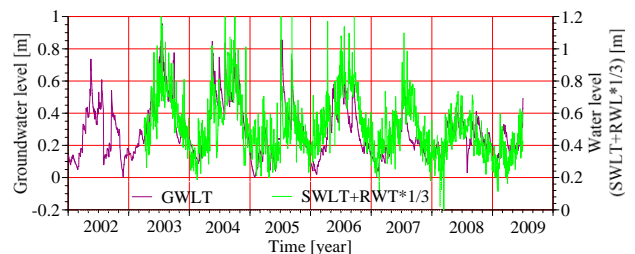


図 1.3.1-7 2002 年から 2009 年における潮汐成分を取り除いた地下水位 (GWLT) と海水位 (SWLT) + 河川水位 (RWT/3) の変化

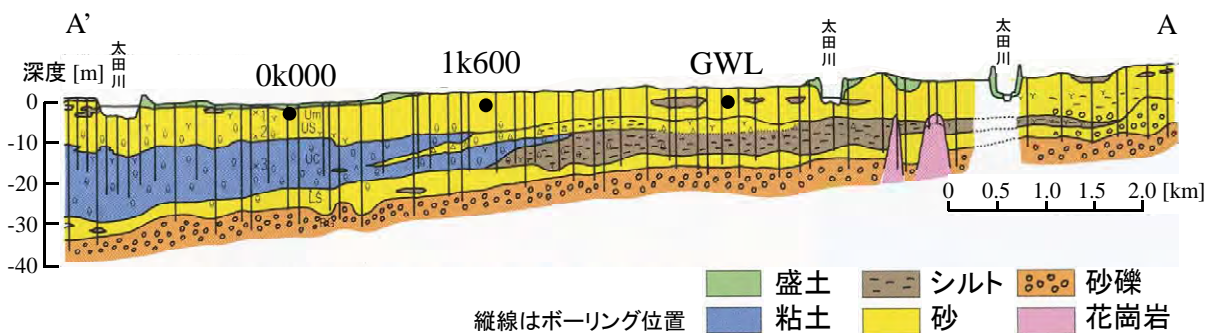


図 1.3.1-8 A-A'断面における地質構造

位変動の年較差約 50cm と同様の年較差で変動し、この年変動に河川の増水による上昇分が重なって変動している。(本書 2.3.7 を参照)

(4) 太田川放水路の自然環境

太田川放水路の河川敷は、グラウンド等の人工的に整備された環境が見られるが、水域を見ると、上流側を中心に砂質の河床となっており、干潮時には岸沿いを中心に干潟が干出する。特に放水路の中流部付近にはハマサジやフドからなる、広島湾域で唯一のまとまった塩生植物群落が残っている(図 1.3.1-9)。また、満潮時に水没した干潟上に干潮時になって水が残る潮だまり(タイドプール)が形成される場所があり(図 1.3.1-10)、多様な生物の生息環境や水質浄化に寄与するものとして、研究が進められている。(本書 2.5 を参照)

(5) 太田川放水路の河川汽水域の位置づけ

図 1.3.1-11 に太田川放水路の河川汽水域区間と全国の代表的な河川の河川汽水域区間を比較した。

- ・太田川放水路は、他の河川汽水域に比べて河床勾配が比較的大きい(1/2,000)ものの、瀬戸内海の潮位差が大きい(最大約 4m)ことから、河川汽水域は河口から分派点の祇園水門を越えて約 12km の区間に及ぶ。そのうち、干潟は祇園水門までの延長約 8km の長い区間にわたり干出する。
- ・筑後川は、潮位差が特に大きい(最大約 5m)有明海に注ぐ河川であり、河床勾配も緩やか(1/10,000)であることから、河川汽水域は河口から筑後大堰までの区間約 23km と長く、そのうち、干潟の区間は約 13km である。
- ・淀川は、潮位差は 1.5m 程度であるが、河床勾配が緩やか(1/17,000)であることから、河川汽水域は河口から防潮堰である淀川大堰までの約 9km 区間で、そのうち、干潟の区間は約 8km である。
- ・石狩川は、河床勾配は比較的緩やか(1/5,200)であり、水深もあることから、河川汽水域としての区間は約 30km と長いものの、日本海側の河川であるため潮位差が小さく(約 0.5m)、干潟の区間はほとんどない。
- ・信濃川(本川)も石狩川と同様に、河床勾配は比較的緩やか(1/4,000)であり、河川汽水域は関屋分水路との分派点にある信濃川水門までの約 8km 区間に及ぶが、潮位差が小さいため(約 0.5m)、干潟の干出は見られない。

上記で示したとおり、太田川放水路は他の河川汽水域に比べて河床勾配が大きいものの、潮位差が大きいこと

から、長区間にわたり干潟が形成されている。そのため、人工の放水路でありながら、海域から汽水域に生息する多様な底生生物相が定着しており、広島湾域で唯一のまとまった塩生植物群落が生育しているなど、自然干潟としての機能を十分に有する貴重な干潟環境が成立している。



図 1.3.1-9 塩生植物群落とヨシ群落



図 1.3.1-10 干潟内に生じるタイドプール

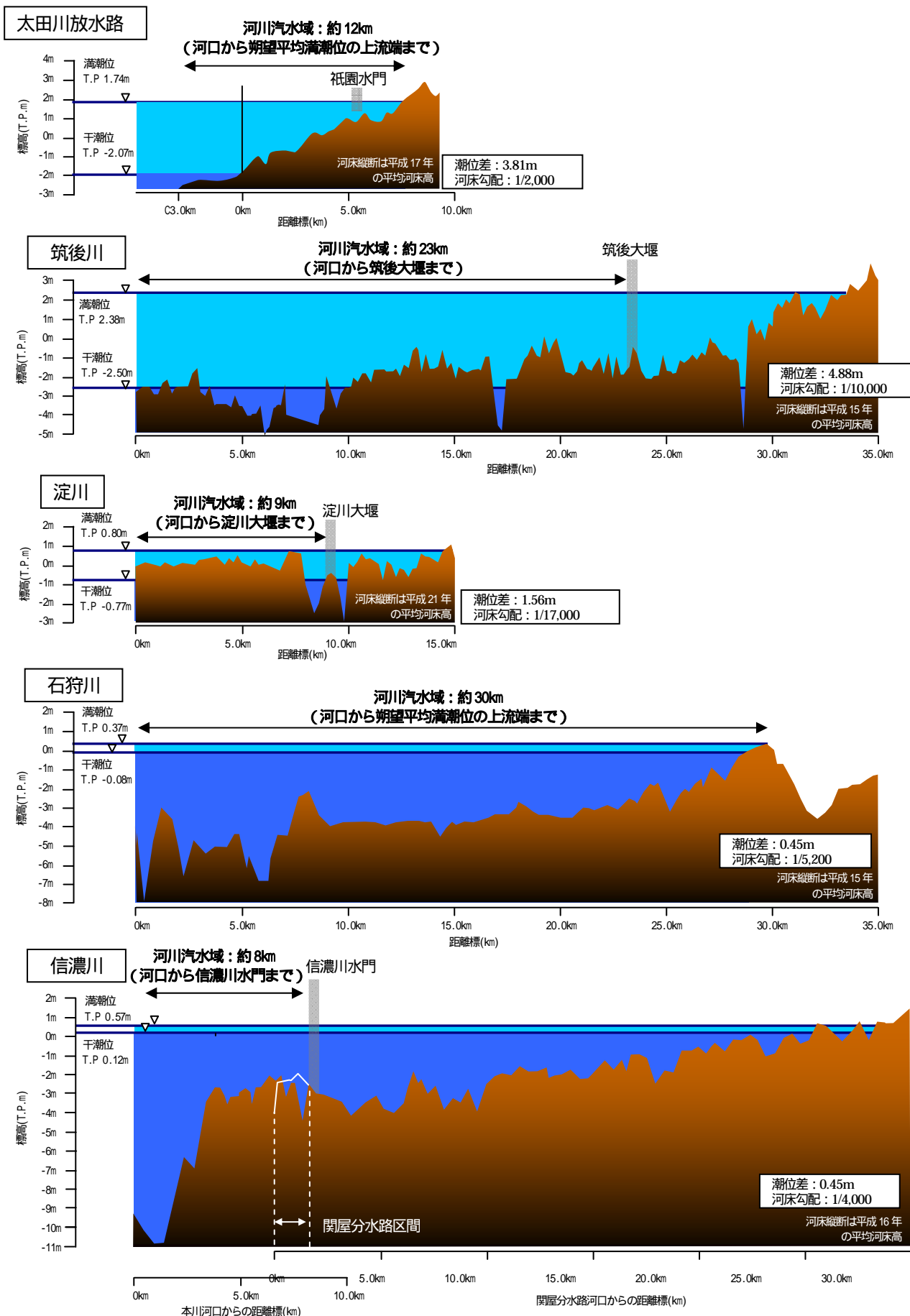


図 1.3.1-11 太田川放水路河川汽水域区間と他の河川汽水域区間の比較

1.3.2 太田川放水路等の干潟環境の特徴

(1) 太田川放水路の干潟環境

1) 太田川放水路の干潟の特徴

太田川が注ぐ広島湾には、かつて広大な干潟（図1.3.2-1：大正14年の地形図からの計測で約682ha）が広がっていたが、干潟の干拓・埋立事業により干潟の大部分が消失した。現在、広島湾域でまとまった干潟が見られるのはほとんどが河川域であり、その面積は約80haである（図1.3.2-2：現状（平成18年）の干潟分布）。このうち太田川放水路には約64haの干潟があり、それは旧太田川の干潟面積の約4倍に及ぶことから、放水路に現存する干潟はその広さを見ても価値の高いものであることが伺える。

太田川放水路では、その河道特性に応じて縦断的に多様な干潟が形成されており、その特徴を類型すると、「直線2タイプ」、「直線3タイプ」、「湾曲内岸タイプ」の3種類に分類される。（本書2.4.2を参照）

- ・直線2タイプ（C3k000～0k200）：放水路下流側の直線区間の両岸に帯状に分布している高水敷状の干潟。

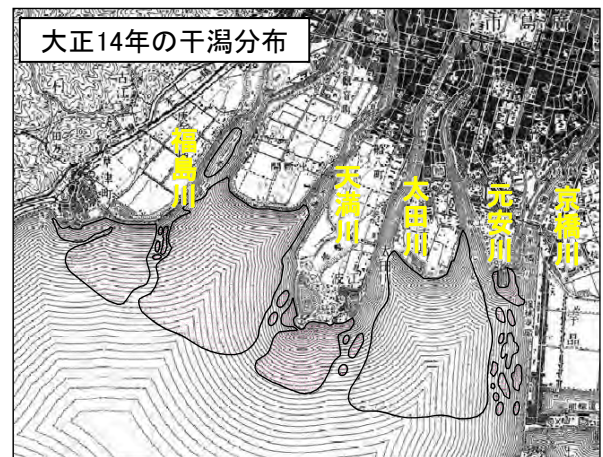


図1.3.2-1 かつて広島湾域の干潟分布

- ・直線3タイプ（0k200～2k200）：放水路直線区間の両岸に帯状に分布している高水敷状の干潟で、直線2タイプとは異なり、干潟前面に構造物（敷石護岸）が設置されているため、高い地盤高が維持されている。
- ・湾曲内岸タイプ（1k600～5k800）：放水路上流側の湾曲部の内岸側に付いている低水路干潟（固定砂州）。

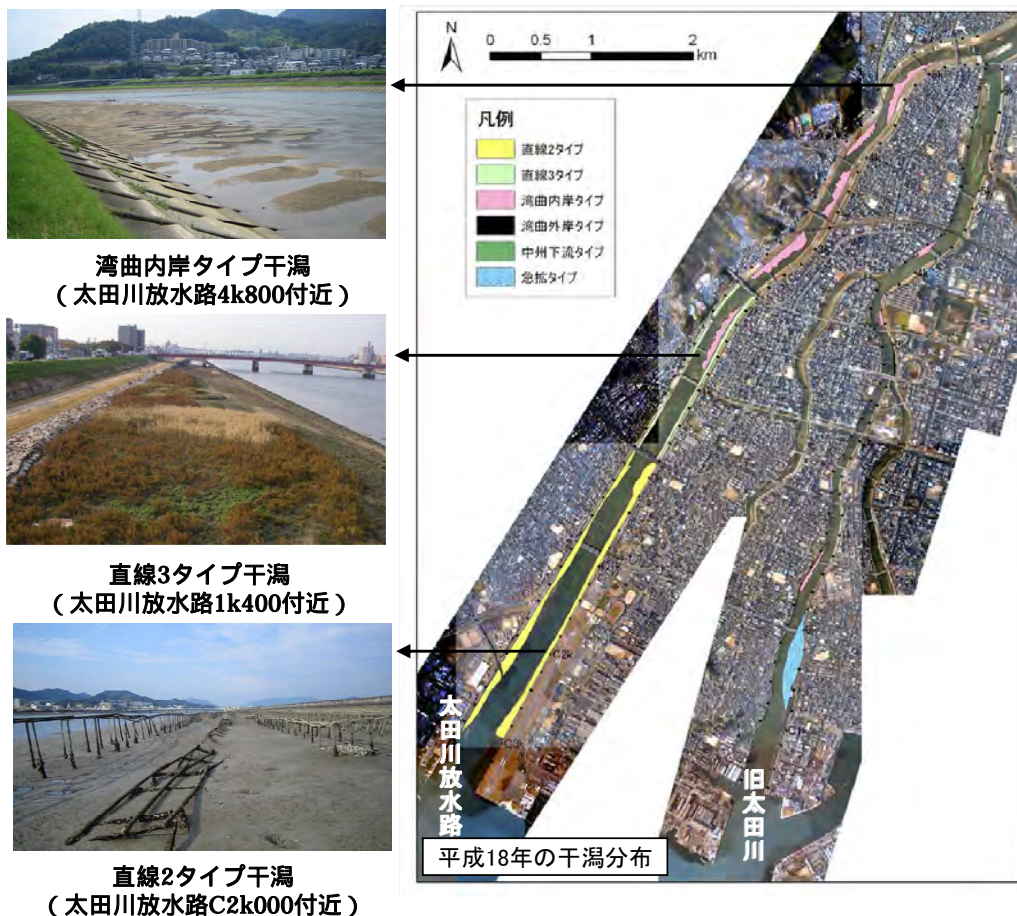


図1.3.2-2 現状の太田川放水路の干潟分布

2) 太田川放水路の干潟に生息・生育する生物
底生生物

a. 甲殻類

太田川放水路に生息している代表的な甲殻類は、放水路全域のいたる所の石垣や転石周辺に生息するヒライソガニ、ケフサイソガニである。中流域で特徴的な甲殻類は、アシハラガニ、ヤマトオサガニ、コメツキガニ、チゴガニである(図1.3.2-4)。(本書2.9.4を参照)



図1.3.2-4 太田川放水路に生息するカニ類

カニ類以外ではシロスジフジツボは放水路全域に分布している。イワフジツボは河口付近の潮間帯最上部の潮あたりの良い場所に生息している。

アナジャコは己斐橋下流から河口まで分布し、干潟を占優している。ニホンスナモグリはアナジャコの棲息地と比較して砂地に近い地点に多く生息している。

b. 貝類

太田川放水路に棲息している代表的な二枚貝は、アサリ、オキシジミ、イソシジミ、ヤマトシジミである。アサリは己斐で出現が確認された事例もあるが、主に河口に棲息している。中流域ではイソシジミ、三滝橋～祇園大橋下流においてはヤマトシジミが優占種となっている。

c. 多毛類

太田川放水路ではイトゴカイが河口付近の泥質干潟を中心に最も多く生息している。多毛類は地盤材料に関係なく棲息しており、地盤材料の変化に順応した生息形態を形成している。

塩生植物

太田川放水路では、旭橋から広島西大橋の間の0k500～2k300付近にかけて、両岸の干潟に塩性湿地植物群落

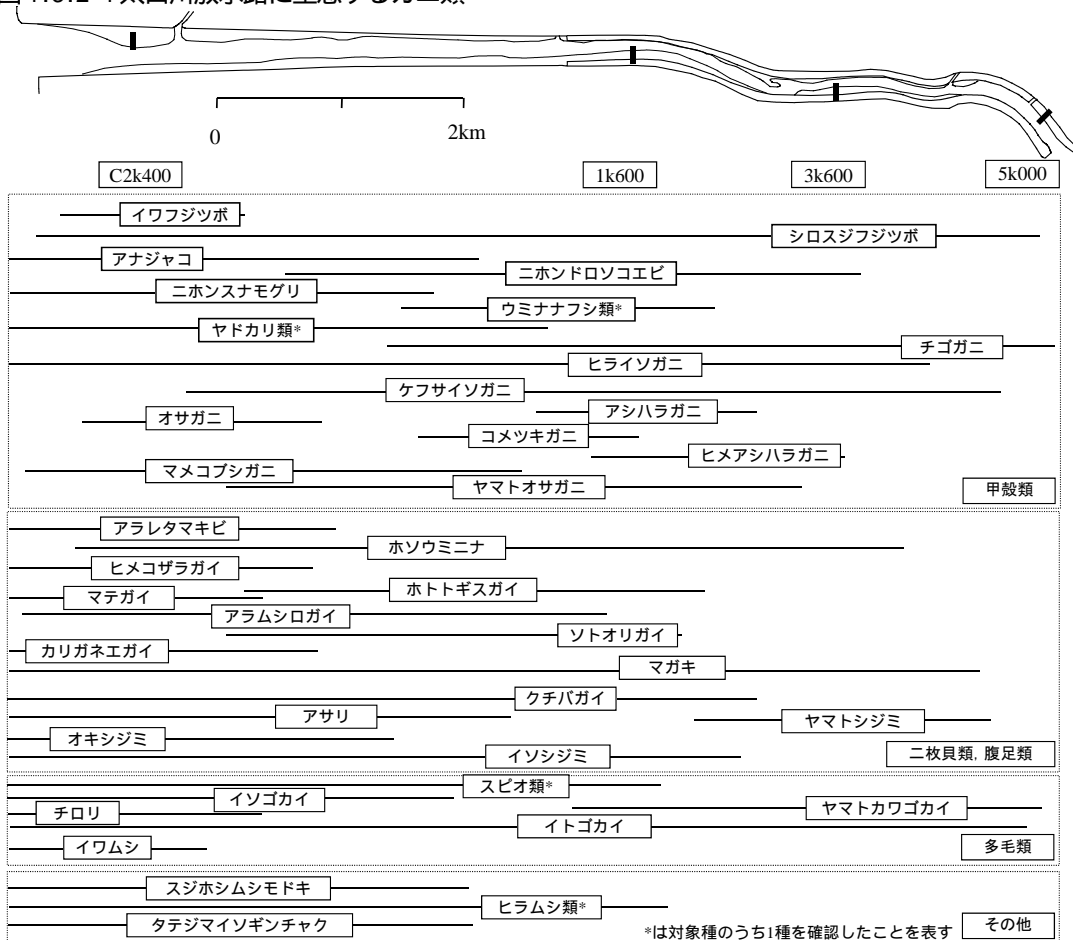


図1.3.2-3 太田川放水路における底生生物の生息分布(1996～2008年に観測された主な生物種)

が見られる。群落は優占するフクド、ハマサジ、ヨシ、シオクグと、少数のハマツナ、ホソバハマアカザなどから成る(図 1.3.2-5)。このうちヨシは淡水域の沿岸にも見られるが、その他は塩分を含む土壤に特有な塩生植物である。太田川水系では塩生植物の群落は放水路だけに発達している。他の市内派川に散在する群落は主にヨシ群落である。(本書 2.8.2 を参照)

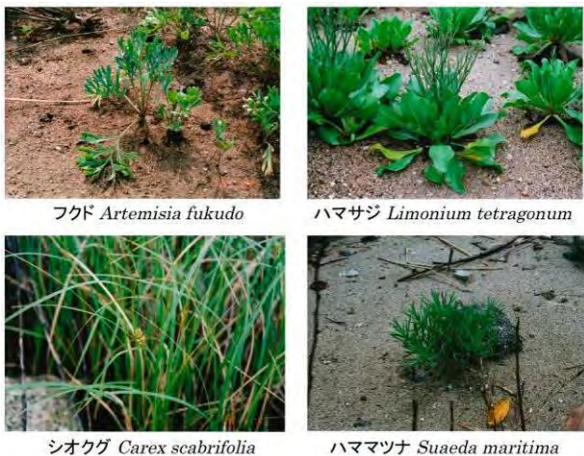


図 1.3.2-5 太田川放水路に生育する塩生植物

魚類

太田川放水路は、スズキやマハゼなどが侵入してくるほか、河岸付近の浅場は、クサフグ、ボラ、クロダイ、サッパなどの稚魚が成長する場所となっている(図 1.3.2-6)。(本書 2.7.4 を参照)

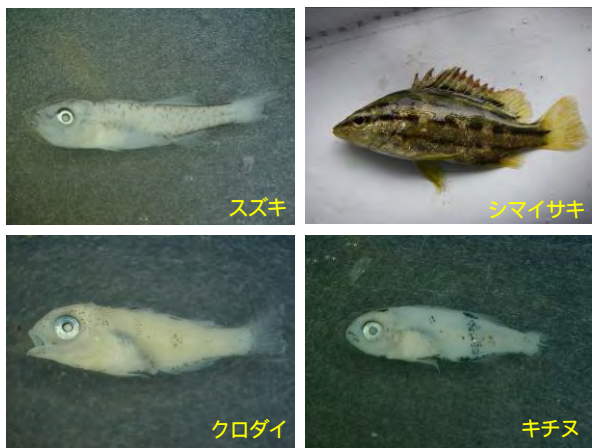


図 1.3.2-6 太田川放水路(旭橋周辺)で確認された魚類(稚魚)

陸上節足動物

太田川放水路は樹林や草地など、昆虫類が多く生息す

るような環境が少ない。また塩生植物群落上にアブラムシ類等の陸上節足動物群集の存在が認められたものの、放水路の塩生植物群落は孤立しており周辺から動物が入り込むことが期待出来ないため、他地方の塩生植物群落に比べて、昆虫類の確認個体数や確認種類数が少ないことが特徴である。

感潮域という特徴を考えると、これまでのところ、イソタナグモ、シマイソタナグモ、ハルカガケジグモといった、好塩性陸生節足動物の分布が確認されている。

鳥類

太田川放水路では、市街地に見られるスズメやハシブトガラス、水中に飛び込んで魚を捕らえるミサゴ、干潟で採餌するチュウシャクシギなどのシギ・チドリ類、アオサギなどのサギ類が確認されている(図 1.3.2-7)(本書 2.9.5 を参照)



図 1.3.2-7 太田川放水路の干潟を利用する鳥類

(2) 太田川市内派川の干潟環境の特徴

太田川下流デルタ域で太田川放水路と分派する太田川市内派川（天満川、旧太田川、元安川、京橋川、猿猴川）は、太田川放水路と同様に干潟環境が成立しているものの、その特性は異なる。ここでは、太田川放水路と市内派川分派の関係を踏まえ、それらの環境特性を比較する観点から、主に旧太田川の干潟環境について示す。

1) 太田川市内派川との太田川放水路の関係

太田川放水路と市内派川との分派は、平常時は大芝水門を全開して旧太田川へ水を流し、祇園水門は1門のみ30cm 開いて太田川放水路に水を流している。洪水時は、矢口第一地点の流量が $400\text{m}^3/\text{s}$ を超えると祇園水門のゲートを全開にして、流量配分でおおよそ放水路9:旧太田川7(計画高水流量 $8,000\text{m}^3/\text{s}$ に対して、放水路に $4,500\text{m}^3/\text{s}$ 、旧太田川に $3,500\text{m}^3/\text{s}$)を目安に分派させる運用計画となっている(矢口第一地点の流量が約 $2,000\text{m}^3/\text{s}$ を超えると大芝水門を全開から順次操作)。

太田川放水路と市内派川の分派流量については、次世代超音波流速計等による計測流量や数値解析に基づく検証が行われている。(本書 2.3.2, 2.3.5 を参照)

2) 太田川市内派川の干潟の特徴

太田川市内派川の干潟の特徴

太田川市内派川の干潟は、太田川放水路の河床が主に砂干潟であるのに対し、広島湾を起源とした浮遊泥が河岸に堆積し泥干潟になっている箇所が多く、放水路とは形態の異なる干潟が成立している。

旧太田川に分布する干潟の特徴を分類すると、「湾曲外岸タイプ」、「中洲下流タイプ」、「急拡タイプ」の3種類に分類される。(本書 2.4.2 を引用)

- ・湾曲外岸タイプ(旧太田川 2k600～3k100): 旧太田川の湾曲部の外岸側に設置された水制の間に土砂が堆積して形成されている干潟(図 1.3.2-8)。
- ・中洲下流タイプ(旧太田川 5k000～6k000): 旧太田川に点在している中洲の下流で土砂が堆積して形成されている干潟(図 1.3.2-9)。
- ・急拡タイプ(旧太田川 C0k800～0k200): 旧太田川河口付近の川幅拡幅箇所土砂が堆積して形成されている干潟(図 1.3.2-10)。

太田川市内派川の干潟に生息・生育する生物

市内派川の生物相の概観は、放水路に比べて泥干潟が目立ち干潟の規模が小さいという特徴を反映しており、干潮時に干潟を見ると、ヤマトオサガニのような泥質を



図 1.3.2-8 湾曲外岸タイプの干潟(旧太田川 3k000 付近)



図 1.3.2-9 中洲下流タイプの干潟(旧太田川 5k400 付近)



図 1.3.2-10 急拡タイプの干潟(旧太田川 0k200 付近)

好むカニ類が多く生息し、またヨシ群落が散在しているものの、太田川放水路に見られるようなまとまった塩生植物の群落は見られない。

その他、市内派川の生物相の特徴としては、海域を主な生息地とする魚類が多いこと、底生動物は上流側では塩分濃度が低い環境を好むヤマトシジミやイトメなどが生息する一方下流側では高塩分を好むアサリが生息していること、植物では小規模なヨシ群落を除くと、ほとんど自然植生が定着していないこと、が挙げられる。

1.4 太田川放水路河口干潟の課題と生態工学研究

1.4.1 太田川放水路河口干潟の課題

太田川放水路が接する広島湾を見ると、かつては良好な干潟が広がっていたが、埋め立て等の結果、干潟面積は激減しており、現存する干潟の保全と再生が求められている。また広島市内派川は、近年、有機泥の堆積や底泥の黒色化が顕在化しており、底質改善が問題となっている。このような状況の中で、太田川放水路の干潟は、砂質河床が維持されており、アサリなどの有用底生生物の生産性に優れ、広島湾域で唯一のまとまった塩生植物群落が定着しているなど、その存在意義は大きい。

太田川放水路本来の役割である治水、平常時の市民の利用、貴重な干潟環境の保全を両立させるには、瀬戸内海特有の大きな潮汐変動を呈し、かつ分派点の水門で人工的に流量が制御されている、放水路の河川汽水域の複雑な現象を物理・化学・生物の観点から多角的に理解することが求められる。そのためには、「放水路における河川汽水域の水・物質の流れ」、「干潟の物理・化学環境の機能、形成機構」、「汽水域特有の干潟生態系の機能、成立条件」、「市民の利用の場として価

値の高い干潟の創出」、「広島湾の水質環境への寄与(干潟生態系による水質浄化)」などの観点から、太田川放水路の河川汽水域・干潟環境の実態及びその機能を把握し、適切に評価する必要がある(図1.4.1-1)。

一方、太田川放水路では、災害時の緊急用河川敷道路の整備が計画されており、「より良い干潟環境の保全・再生」の観点から現存する干潟環境に配慮した河川環境整備・管理が求められている。

1.4.2 緊急用河川敷道路の整備

(1) 緊急用河川敷道路整備の目的

広島は軟弱地盤の上に発展しているため、特に地震が発生した場合には、地盤の液状化による地盤沈下や建物等の倒伏、屋外広告物等の落下等により交通網が至るところで遮断され、災害直後の緊急物資の輸送や緊急車両の通行に甚大な支障がでることが想定される。

このため、そのようなときに河川敷を輸送用道路として活用するための緊急用河川敷道路の整備を、太田川放水路の河川内敷地において、祇園大橋から庚午橋までの左右岸で整備を行うこととしている。



図 1.4.1-1 太田川放水路河口干潟の課題

(2) これまでの緊急用河川敷道路整備と今後の予定

緊急用河川敷道路の整備は、左岸は平成7年度～11年度にかけて祇園大橋（国道183号）から旭橋（国道2号）までの5.0kmの整備を終えている。また右岸については左岸の整備に引き続き、平成12年度～15年度にかけて、こちらも祇園大橋（国道183号）から旭橋（国道2号）まで4.9kmの整備を実施したが、流入支川の渡河部が整備できていないため、緊急輸送道路としての連続した通行の確保ができていない状況にある。

なお、この整備済みの緊急用河川敷道路については、広島市地域防災計画において、第2次緊急輸送道路として指定されている。

また、今後の整備予定としては、左岸の西飛行場直上流である広島南道路の放水路渡河橋梁付近までの整備と、右岸の祇園大橋（国道183号）から旭橋（国道2号）までの未整備である渡河橋の整備を実施していくことが、河川整備計画に位置付けられている（図1.4.2-1）。

(3) 緊急用河川敷道路が干潟環境へ与える影響

緊急用河川敷道路の整備計画区間には干潟が現存しているため（図1.4.2-2：堤防法線から8mの位置で、縦断的に地盤高 T.P.-0.5m 程度の干潟が干出する）、緊急用河川敷道路が干潟環境へ与える影響を把握し、それらの影響を軽減するための干潟環境の保全・再生が

求められている。太田川水系河川整備計画では、「その整備にあたっては「太田川生態工学研究会」等と連携しながら、貴重な干潟環境の物理的特性の把握・検証に努め、必要な環境保全措置を検討実施します」と記載され、検討イメージ図が掲載されている（図1.4.2-3）。

このように、緊急用河川敷道路整備計画区間は延長1.7kmに及び、干潟形状も縦断的に変化していることから、干潟の安定性や健全な生態系の創出等を踏まえ、どのような干潟形状を創造するかが課題となる。そのため、現状の太田川放水路の河川汽水域・干潟環境の実態を把握した上で、場所毎の特性に応じてどのような干潟環境を創出すべきかを明確にし、干潟の規模や形状、材料等を検討する必要がある。



図 1.4.2-1 緊急用河川敷道路整備区間（河川整備計画）

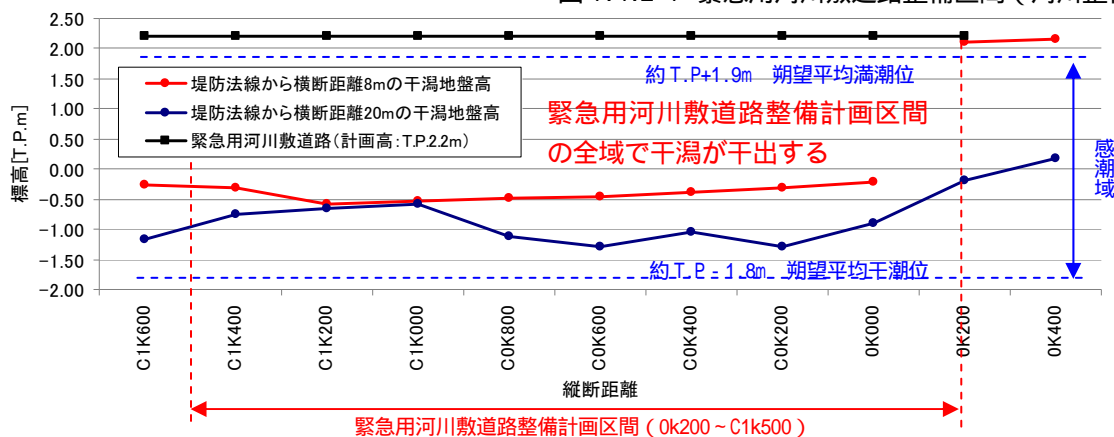


図 1.4.2-2 緊急用河川敷道路整備計画区間における干潟地盤高（堤防法線から横断距離 8m，20m）

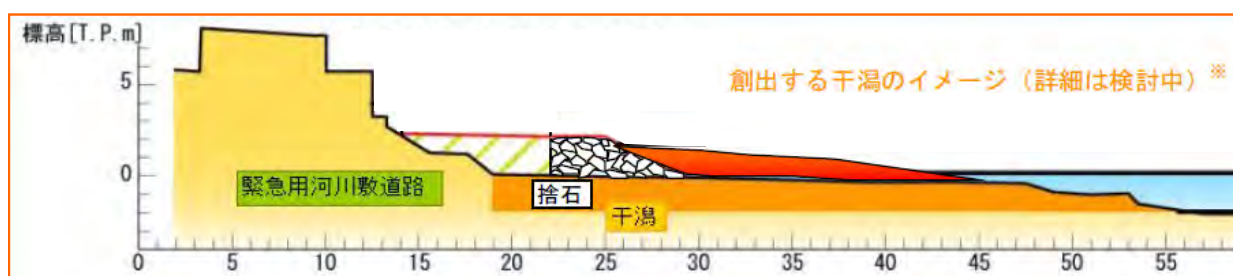


図 1.4.2-3 太田川水系河川整備計画記載の干潟保全検討イメージ

1.4.3 太田川生態工学研究会

(1) 研究会の目的

太田川放水路は、瀬戸内海性の河川汽水域の中でも貴重な干潟環境を呈している。その干潟環境を将来にわたって保全・維持していくためには、海水と淡水が混ざり合う複雑な河川汽水域・干潟環境の実態を把握した上で、緊急用河川敷道路の整備計画を見据えた、治水と利用、環境保全を両立させた河川環境整備・管理が求められた。このような背景から、河川工学と生態学の両方（生態工学）の視点から総合的に取り扱うことを特徴とした、太田川生態工学研究会（研究会代表：福岡捷二 中央大学研究開発機構教授）を平成 16 年度に設立した。

研究会の成果は、「良好な干潟環境の保全・再生に向けた河川管理へ反映させること」を目標とし、第 1 期研究会（平成 16 年～20 年）では「現状の太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態把握と機能評価」を、第 2 期研究会（平成 21 年～24 年）では「干潟造成に伴

う干潟環境の変化の把握」を主な目的として、研究会活動を行った。

(2) 研究会の構成・研究テーマ

研究会は、太田川放水路の汽水域・干潟環境を物理・化学・生物の多分野から評価できるよう、8つの専門分野（物資収支、物理環境、水質、干潟水質、底生生物、付着生物、水生植物、陸生動物）のワーキンググループで構成される。各ワーキンググループには、研究の代表者である学識委員と、その下で研究を支援する研究協力者で組織される。また、研究会の運営に当たっては、研究成果は実際の河川管理に反映させることを目標としているため、学識委員に加えて、河川管理者の立場から研究会の議論に参加できるように、行政委員も参画する形式とした。

研究会のメンバー構成は表 1.4.3-1、各ワーキンググループの研究テーマ（平成 24 年度）は表 1.4.3-2、各ワーキングの関連性を示した研究会全体のフレーム

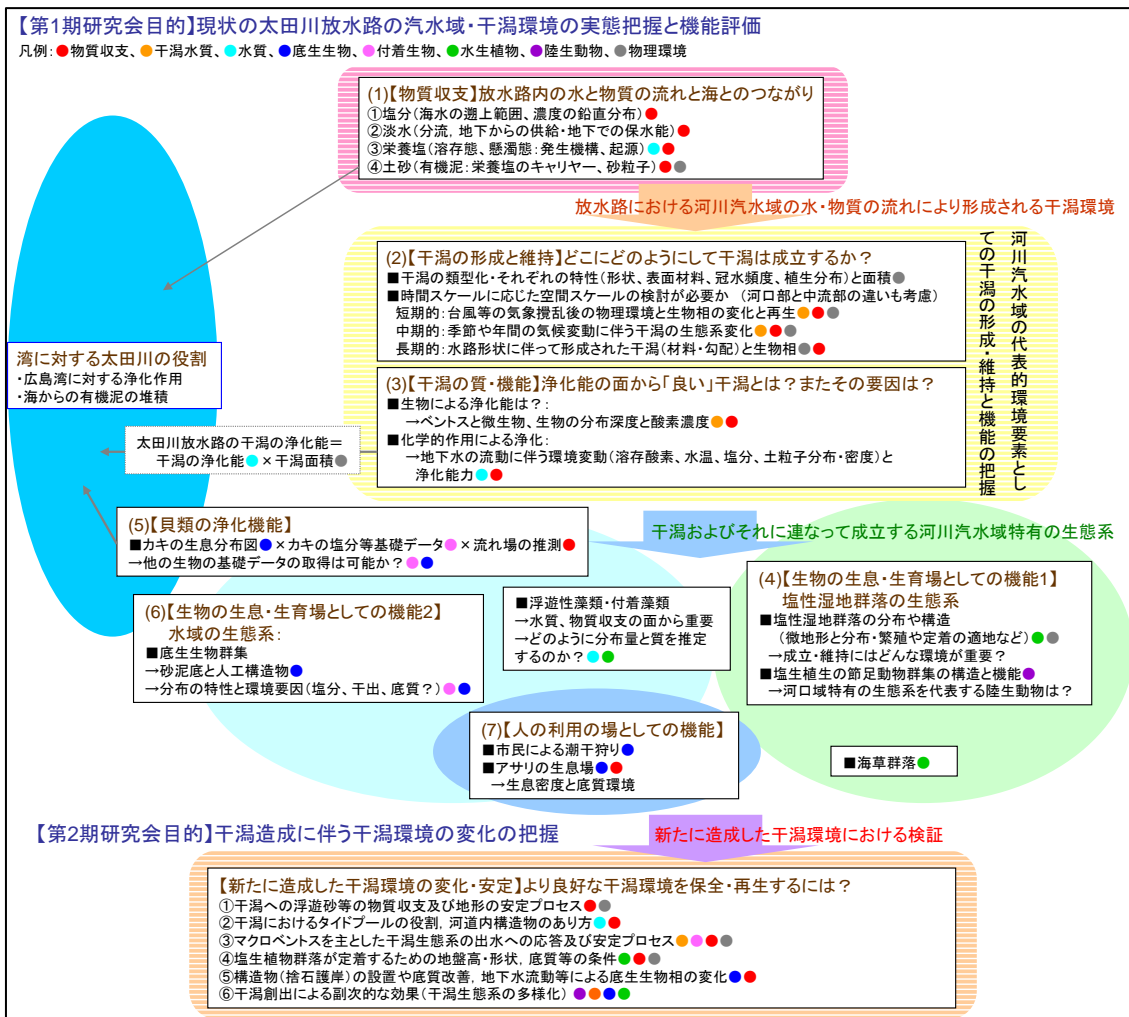


図 1.4.3-1 太田川生態工学研究会のフレームワーク

ワークは図 1.4.3-1 のとおりである。

(3) 研究会活動経緯

太田川生態工学研究会のフローを図 1.4.3-2 に、活動状況(写真)を図 1.4.3-3 に 検討経緯を表 1.4.3-3、表 1.4.3-4 に示す。

太田川生態工学研究会は、第 1 期の平成 16 年度から平成 20 年度までの 5 年間、太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態把握・機能評価を主な目的とした活動を実施してきており、各ワーキンググループで進めている研究の計画、成果を共有するための研究会を年に 2 回程度開催するとともに、平成 18 年度からは、中国地方整備局職員や一般を対象とした研究発表会を年 1 回開催した。

平成 20 年度には過去 5 年間の研究成果を「太田川放水路における生態工学研究 - 太田川生態工学研究会 中間とりまとめ - 平成 21 年 3 月 太田川生態工学研究会」にとりまとめた。

平成 21 年度からは新たに、将来の緊急河川敷道路の整備に伴う環境保全措置(図 1.4.2-3)を視野に入

れた実証実験(干潟再生試験)として、第 1 期研究成果で得られた知見を新たに創出される干潟環境に対して検証するとともに、干潟を造成するというインパクトに対する環境変化(レスポンス)を把握することを主な目的とした第 2 期の研究会活動を開始した。平成 21 年度は干潟再生試験区施工前のモニタリング調査を行い、年度末(平成 22 年 3 月 1 日)に干潟再生試験区が完成した。平成 22 年度から干潟再生試験区施工後のモニタリング調査を実施している。

モニタリング調査結果を踏まえ、干潟造成による物理環境・生態系への効果・影響の評価を行い、平成 24 年度には、第 2 期研究会成果として、本書「太田川放水路河口干潟における生態工学研究 - 太田川生態工学研究会 報告書 - 平成 25 年 2 月 太田川生態工学研究会」をとりまとめるに至った。

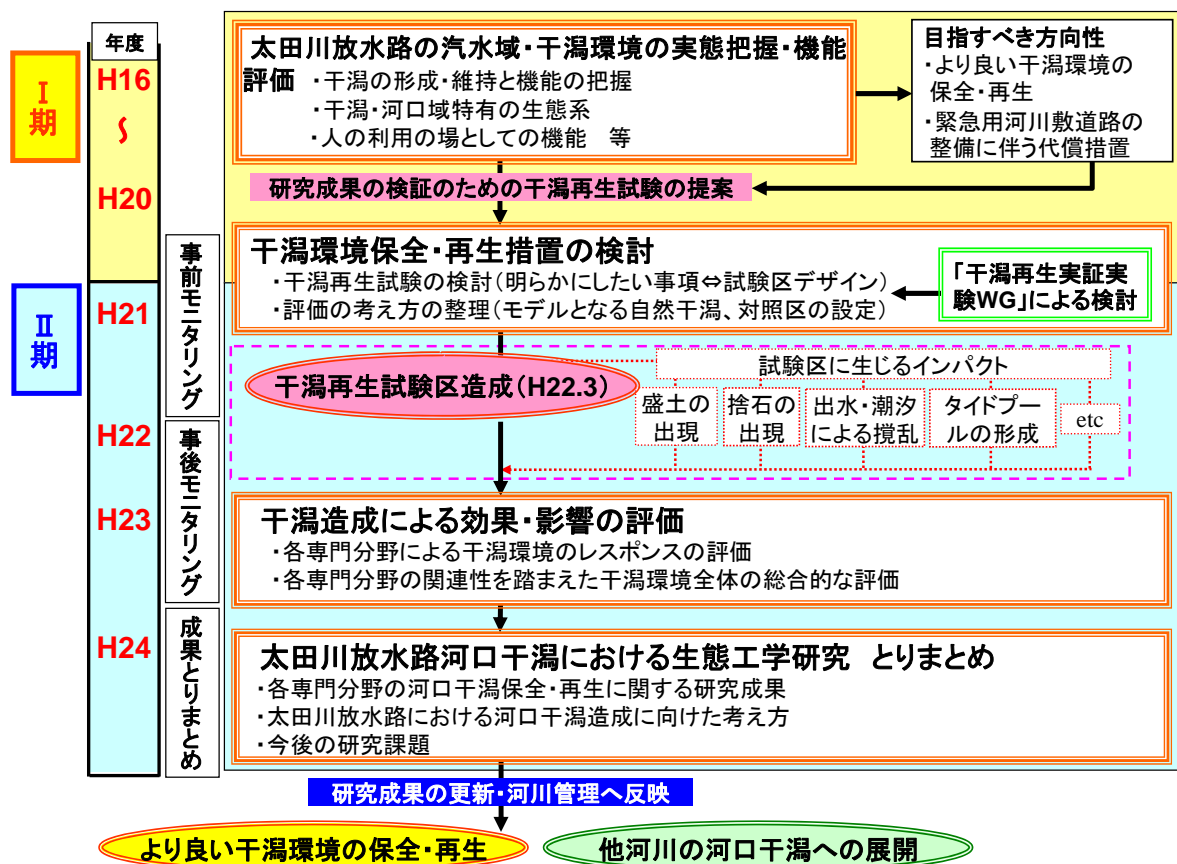


図 1.4.3-2 太田川生態工学研究会のフロー

表 1.4.3-1 太田川生態工学研究会のメンバー構成

WG	学識委員		研究協力者	
	氏名	所属	氏名	所属
物質収支	福岡 捷二	中央大学 研究開発機構 教授	川西 澄	広島大学大学院工学研究科 社会環境システム専攻 准教授
			日比野 忠史 中下 慎也 後藤 岳久	同上 准教授 同上 助教 中央大学研究開発機構 助教
物理環境	藤田 光一	国土技術政策総合研究所 河川研究部 部長	(旧メンバー) 駒井 克昭	前 広島大学大学院工学研究科 社会環境システム専攻 助教
			岩見 洋一 中村 圭吾 望月 貴文	国土技術政策総合研究所 河川環境研究室 室長 同上 主任研究官 同上 研究官
水質	清家 泰	島根大学 総合理工学部 教授	(旧メンバー) 天野 邦彦	前 国土技術政策総合研究所 河川環境研究室 室長
			鮎川 和泰 菅原 庄吾	前 同上 主任研究官 島根大学 総合理工学研究科 同上
干潟水質	岡田 光正	放送大学 教授 (広島大学 名誉教授)	西嶋 涉	広島大学環境安全センター 教授
			中野 陽一 中井 智司	宇部工業高等専門学校 准教授 広島大学大学院工学研究科 准教授
底生生物	今林 博道	広島大学大学院 生物圏科学研究科 教授	斉藤 英俊	広島大学大学院 生物圏科学研究科 准教授
水生植物	國井 秀伸	島根大学 汽水域研究センター 教授	荒木 悟	島根大学汽水域研究センター 客員 研究員
			(旧メンバー) 大林 夏湖 程木 義邦 中山 大介	前 島根大学汽水域研究センター 研究員 前 日本学術振興会特別研究員 前 島根大学汽水域研究センター 客員研究員
陸生動物	鶴崎 展巨	鳥取大学 地域学部 教授	亀山 剛 井原 庸	(株)復建調査設計環境技術部 (財)広島県環境保健協会生物調査課
付着生物	山元 憲一	水産大学校 生物生産学科 教授	-	-
行政	行政委員			
	氏名	所属		
	草野 慎一	中国地方整備局河川部 河川調査官		
	宮川 勇二	中国地方整備局太田川河川事務所 所長		
	(旧メンバー) 船橋 昇治 河村 賢二 板屋 英治 西牧 均 水野 雅光 阿部 徹	前 中国地方整備局河川部 河川調査官 (在職期間: H16~H19.3) 前 中国地方整備局河川部 河川調査官 (在職期間: H19.4~H21.3) 前 中国地方整備局河川部 河川調査官 (在職期間: H21.4~H23.6) 前 中国地方整備局太田川河川事務所 所長 (在職期間: H16~H17.3) 前 中国地方整備局太田川河川事務所 所長 (在職期間: H17.4~H19.9) 前 中国地方整備局太田川河川事務所 所長 (在職期間: H19.10~H23.3)		

表 1.4.3-2 各ワーキンググループの研究テーマ（平成 24 年度）

WG	研究タイトル
物質収支	河口域での有機泥の挙動・物質の輸送と河口干潟の変動・機能・地下水環境形成機構の把握
物理環境	河口干潟の物理環境形成機構に関する調査
水質	水質浄化に果たす干潟及びタイドプールの役割に関する調査研究
干潟水質	太田川放水路汽水域における人工干潟の造成に向けた干潟生態系の把握とその持続性の評価
底生生物	干潟再生にともなう河口域底生生物および生息環境の時空間的变化
水生植物	河口域における塩性湿地植物の保全生態学的研究
陸生動物	人工干潟形成にともなう感潮性陸生動物の出現種と分布の変化
付着生物	懸濁物の濾過能力に対する塩分濃度の影響



研究会の状況（第 17 回研究会）



研究発表会の状況（平成 23 年度）



現地視察の状況（第 4 回研究会）



現地視察の状況（第 14 回研究会）

図 1.4.3-3 太田川生態工学研究会の状況

表 1.4.3-3 太田川生態工学研究会の検討経緯（第 期）

年度	活動の概要	備考
平成 16 年度	<p>【第 1 回研究会開催】(H17/1/12)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・委員紹介 ・会則承認 ・研究会代表選出 ・太田川放水路の現状確認 ・現地踏査 <p>【第 2 回研究会開催】(H17/3/11)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・市内派川の現状確認 ・各 WG 研究計画承認 ・観測データの取り扱いルールの周知 	・研究会設立
平成 17 年度	<p>【第 3 回研究会開催】(H17/6/1)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 17 年度各 WG 研究計画承認 <p style="text-align: center;">（各 WG の研究開始）</p> <p>【第 4 回研究会開催】(H17/12/16)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 17 年度各 WG 中間成果発表 ・合同現地踏査 ・ヒューホ・コープス博士講演 	・祇園水門における水位観測と低水流量観測
平成 18 年度	<p>【第 5 回研究会開催】(H18/6/9)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 18 年度各 WG 最終成果発表 ・平成 18 年度各 WG 研究計画承認 <p>【平成 18 年度研究発表会開催】(H18/11/10)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・中国地方整備局職員を対象 <p>【第 6 回研究会開催】(H19/1/31)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 18 年度各 WG 中間成果発表 ・各 WG 研究の進捗状況確認 ・WG 間の連携のあり方確認 	・己斐橋に水位計と塩分・水温計を設置
平成 19 年度	<p>【第 7 回研究会開催】(H19/6/13)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 19 年度各 WG 研究計画承認 ・各 WG における研究の進め方確認 <p>【平成 19 年度研究発表会開催】(H19/11/13)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・一般公開(聴講約 70 名) <p>【第 8 回研究会開催】(H20/2/20)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 19 年度各 WG 中間成果発表 ・研究会の進め方・あり方確認 	・研究データ等を共有するための「太田川情報共有サロン」を開設
平成 20 年度	<p>【第 9 回委員会開催】(H20/6/20)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・中間成果とりまとめについて協議 ・干潟再生実証実験について協議 <p>【第 1 回干潟再生実証実験 WG 開催】(H20/8/21)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・実証実験の実施内容について協議 <p>【第 2 回干潟再生実証実験 WG 開催】(H20/11/14)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・実証実験の実施内容について協議 ・現地視察 <p>【第 3 回干潟再生実証実験 WG 開催】(H21/2/4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・実証実験の実施内容について協議 <p>【第 10 回研究会開催】(H20/2/20)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・中間成果とりまとめについて協議 ・干潟再生実証実験について協議 <p>【平成 20 年度研究発表会開催】【第 11 回研究会開催】(H21/3/10)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・一般公開 <p>【第 11 回研究会開催】(H21/3/10) 研究発表会後</p> <ul style="list-style-type: none"> ・実証実験の実施内容について最終協議 	<ul style="list-style-type: none"> ・「太田川情報共有サロン」の運営・管理 ・干潟再生実証実験 WG 開催 ・中間報告書とりまとめ
（各 WG の研究終了（第 1 期）・中間報告書とりまとめ）		

表 1.4.3-4 太田川生態工学研究会の検討経緯（第 期）

年度	活動の概要	備考
平成 21 年度	【第 12 回研究会開催】(H21/6/3) ・平成 21 年度各 WG 研究計画承認 ・現地視察	
	（各 WG の研究開始（第 期））	
	【平成 21 年度研究発表会開催】(H21/12/15) ・中国地方整備局職員を対象	・研究会第 期（干潟再生実証実験）開始 ・地上型 3D レーザー測量データ取得開始
	（干潟再生試験区竣工（H22/3/1））	
	【第 13 回研究会開催】(H22/3/8) ・平成 21 年度研究成果報告 ・モニタリングのあり方について協議	・干潟再生試験区完成
平成 22 年度	【第 14 回研究会開催】(H22/6/14) ・平成 22 年度各 WG 研究計画承認 ・現地視察	・干潟再生試験区施工後モニタリング開始
	【平成 22 年度研究発表会開催】(H22/12/8) ・一般公開	
	【第 15 回研究会開催】(H23/2/28) ・平成 22 年度研究成果報告 ・今後の研究の方向性	
平成 23 年度	【第 16 回研究会開催】(H23/7/8) ・平成 23 年度各 WG 研究計画承認 ・研究成果とりまとめの進め方	・干潟再生試験区施工後モニタリング(2 年目)
	【平成 23 年度研究発表会開催】(H23/11/22) ・一般公開	
	【第 17 回研究会開催】(H24/2/27) ・平成 23 年度研究成果報告 ・第二期太田川生態工学研究会 ・研究成果とりまとめについて	
平成 24 年度	【第 18 回研究会開催】(H24/6/25) ・研究成果とりまとめについて ・緊急用河川敷道路整備に伴う干潟環境保全・再生について ・平成 24 年度各 WG 研究計画承認	・干潟再生試験区施工後モニタリング(3 年目) ・研究会報告書とりまとめ
	【第 19 回研究会開催】(H24/9/14) ・研究成果とりまとめについて	
	【第 1 回研究成果とりまとめワーキング開催】(H24/10/31) ・研究成果とりまとめについて	
	【第 2 回研究成果とりまとめワーキング開催】(H24/12/7) ・研究成果とりまとめについて	
	【第 3 回研究成果とりまとめワーキング開催】(H25/1/18) ・研究成果とりまとめについて	
	【平成 24 年度研究発表会開催】(H25/2/14) ・一般公開	
（各 WG の研究終了（第 期）・研究会報告書とりまとめ）		

引用文献

河川整備基金自主研究事業 河川汽水域の水環境と生物環境に関する研究，財団法人河川環境管理財団，2006

太田川史，建設省中国地方建設局太田川工事事務所，1993

太田川水系河川整備計画【国管理区間】，国土交通省中国地方整備局，2011

太田川・小瀬川流域の気象，国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所，2012

2. 河口干潟の保全・再生に関する研究成果

2.1 太田川生態工学研究会中間とりまとめ（平成20年度）の概要と干潟再生試験への展開

2.1.1 太田川生態工学研究会中間とりまとめの概要

「太田川放水路における生態工学研究 - 太田川生態工学研究会 中間とりまとめ 平成21年3月 太田川生態工学研究会」では、太田川生態工学研究会における第1期（平成16～20年度の5年間）の研究テーマである、「現状の太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態把握と機能評価」について、個々のワーキンググループの研究成果をとりまとめるとともに、第2期（平成21～24年度の4年間）の研究会活動に向けて、干潟再生試験（人工干潟の造成）の実施概要を整理した（表2.1.1-1）。

以下に各ワーキンググループの研究内容の概要を、研究成果の概要を表2.1.1-2、図2.1.1-1に示す。

(1) 河口域での有機泥の挙動・物質の輸送と河岸干潟の変動・機能把握（物質収支WG研究テーマ）

1) 次世代超音波流速計による放水路分派流量の測定

太田川放水路の環境・生態系を考える上で、放水路に流入する太田川分派流量の常時測定は喫緊の課題である。しかしながら、分派点は非定常性の著しい感潮域にあり、従来で流量を把握することは困難である。そこで本研究では、音響トモグラフィ技術を用いて新たに開発した次世代超音波流速計を祇園大橋の直下流部に設置して、分派流量の把握について検討し、流量の連続観測を可能とした。

2) 放水路及び市内派川の洪水流の流下機構と土砂移動

太田川では、本川流量 6,000 m³/s を放水路に 4,000 m³/s、旧太田川に 2,000 m³/s を分派するように設計された。現在、計画高水流量は改定され、本川流量 8,000 m³/s を放水路に 4,500 m³/s、旧太田川に 3,500 m³/s を分派させる計画となっており、設計当時とは異なる分派率とな

表2.1.1-1 中間とりまとめの目次構成

太田川放水路における生態工学研究：太田川生態工学研究会 中間とりまとめ 目次	
1章 太田川生態工学研究の概要	1.1はじめに 1.2研究の目的・体制 1.3太田川の特性 1.4太田川放水路の特性 1.5中間報告書の構成
2章 河口域での有機泥の挙動・物質の輸送と河岸干潟の変動・機能把握	2.1序論 2.2次世代超音波流速計による放水路への分派流量測定 2.3放水路及び市内派川の洪水流の流下機構と土砂移動 2.4放水路における流動形態と流動解析 2.5放水路における塩水遡上の変動特性 2.6放水路における懸濁粒子の輸送特性 2.7放水路における河口干潟の特性と河川構造物の機能 2.8放水路における河口干潟とデルタ地下での水循環 2.9まとめと課題
3章 太田川における河口干潟の物理環境の形成に関する研究	3.1序論 干潟の大局的類型化と類型化した干潟の特性 3.2干潟の変遷と種々のインパクトとの関係 3.3干潟の形成要因と安定維持に関する考察 3.4直線2タイプの物理環境形成機構の検討に向けた河床変動調査 3.5まとめと課題
4章 水質浄化に果たす干潟の役割	4.1序論 4.2太田川放水路の水質特性 4.3干潟の付着藻類による酸素供給能 4.4干潟の窒素浄化能 4.5水質浄化に果たす Tide Pool の役割 4.6まとめと課題
5章 流動場の変化に対する河口域の河口干潟生態系の応答	5.1序論 5.2流動場の変化 5.3河口干潟の物理化学的特性 5.4河口干潟の生物学的特性 5.5増水時のマクロベントスの応答 5.6まとめと課題
6章 河口域における底生生物群集の多様性および生産機能	6.1序論 6.2砂泥性・岩礫性生物の生息状況 6.3マガキの分布と環境要因 6.4アサリの分布と環境要因 6.5河口域における親水性と生物の役割 6.6まとめと課題
7章 マガキによる懸濁物の濾過能力	7.1序論 7.2濾過水量の直接・連続測定法 7.3濾過水量に及ぼす塩分低下の影響 7.4濾過水量に及ぼす低酸素の影響 7.5濾過水量に及ぼす水温の影響 7.6濾過水量に及ぼす懸濁物の影響 7.7マガキの濾過による懸濁物除去量の推測 7.8まとめと課題
8章 河口域における塩性湿地植物の保全生態学的研究と河川水中の微細藻類の動態	8.1序論 8.2GISを利用した太田川放水路河川敷の植物群落分布および過去との比較 8.3塩性湿地植物群落の立地環境（比高と底質について） 8.4干潟の断面形状と塩生植物の生存・繁殖の関係 8.5保全遺伝学的観点からみた塩性湿地植物の現状 8.6河川水中の微細藻類の現存量と光合成活性の季節変化 8.7まとめと課題
9章 塩生植物群落の陸上節足動物群集	9.1序論 9.2調査方法 9.3太田川放水路の塩生植物群落の昆虫・クモガタ類群集の特性 9.4太田川以外の日本各地の塩生植物群落の昆虫・クモガタ類群集の特性 9.5塩生植物の植食性昆虫 9.6好塩性陸生節足動物の分布 9.7まとめと課題
10章 これまでの成果と干潟再生実証実験に向けての課題	10.1研究成果の概要 10.2干潟再生実証実験に向けての取組み 10.3干潟再生実証実験に向けての課題 10.4干潟再生実証実験
<巻末資料>	
1.研究会の活動概要 2.太田川生態工学研究会研究発表 3.研究会参考資料 4.ゲスト講演：ヒューホ・コープス博士 講演録「低地を流れる大河：ライン川における河川管理と環境修復」	

っている。これまで発生した洪水に対しての分派流量の観測・把握は、必ずしも十分検討できておらず、河川整備基本方針で定められた計画高水流量時の分派構造物の機能、分派流量を把握することが課題となっている。

太田川は潮位変動の大きい瀬戸内海に面し、潮位変動の影響が分派地点まで及ぶため、潮位変動が分派率に及ぼす影響を十分考慮して検討する必要がある。分派地点には土砂が堆積しており、洪水時の土砂移動を考慮しなければ観測水面形を解とした解析法では分派流量を正しく把握できない。特に、分派地点は堰の存在や河道の線形により複雑な流れを呈するため、水深平均流速から底面せん断力を算定する従来の平面二次元洪水流河床変動解析では洪水時の河床変動を含めた洪水流の挙動を十分再現できないことが予想される。そこで本研究では、渦度方程式から底面流速を算定する非定常非静水圧準三次元解析法を一般化し、太田川に適用することで観測水面形の時間変化から洪水時の分派機構・分派流量を把握する方法を検討した。

3) 太田川放水路における流動形態と流動解析

本研究では、太田川放水路の流動と汽水環境（塩分環境）について、資料収集・分析を行うと共に流動解析を実施し、平常時と洪水時の放水路内の流動メカニズムを検討した。

4) 放水路における塩水遡上の変動特性

太田川放水路では今後の河川整備のために、治水上の問題に加えて河川環境の把握と評価が求められているが、感潮河川の環境を適切に保全していくためには、時々刻々大きく変動している塩分と流動を長期にわたって観測し、様々な時間スケールの変動と変動要因を把握しておく必要がある。

本研究では、出水期と平水期における塩分の鉛直分布の連続観測結果と、ADP（超音波ドップラー流速分布計）による流速分布の測定結果から、塩水遡上と残差流（密度流、吹送流）の長期変動特性と変動に対する河川流量、風、潮差と平均水深の影響を明らかにした。

5) 放水路における懸濁粒子の輸送特性

懸濁粒子は干潟の生態系と密接に関係している干潟の土壌環境に大きな影響を与えていることから、その動態と輸送過程の解明は重要な課題である。

本研究では、潮汐による水深変化が大きく、河岸干潟が発達している太田川放水路において、海水密度、流速、懸濁粒子濃度分布の連続観測を行うとともに、河岸干潟上における流速と懸濁粒子濃度を観測し、河川感潮域における浮遊土砂の輸送過程について検討を行った。

6) 放水路における河口干潟の特性と河川構造物の機能

太田川では、洪水に伴う土砂輸送による干潟への土砂堆積や数日間継続する河川水の淡水化等の多大な擾乱を受けているにもかかわらず、1980年代の干潟地形と現在の地形を比較しても大きな地形変動は観察されておらず、大型ベントスの急激な死滅も確認されていない。

本研究では、安定した地形や生物棲息環境を有する干潟の形成機構を把握するため、太田川放水路に良好な干潟環境が形成される機構を明らかにし、豊かな河川環境を創造する構造物の在り方について検討を行った。

7) 放水路における河口干潟とデルタ地下での水循環

太田川デルタの沿岸域においては河川への地下水の流入が汽水環境の形成にとって無視できない可能性があることから、デルタ沿岸域における、沿岸帯水層と河川水の水循環の実態を把握する必要がある。

本研究では、太田川デルタにおける地下水位と水質の長期観測データに基づいて海面水位と河川水位変動に対する地下水位の応答を検討し、デルタ地盤の地質特性と地下水構造の関係を明らかにした。次に、出水期と非出水期におけるデルタ地盤に蓄えられた地下水位と干潟地盤内の塩分の長期変動特性について考察を行った。さらに、大潮と小潮に生じた洪水（高潮）時における河川水位と地下水位、干潟地盤内塩分の観測結果をもとに、干潟地盤内での地下水の淡水化、および河岸形状の果たす役割について検討し、低水期においては河床面での塩分収支から浸透・湧出速度を推定した。

(2) 太田川における河口干潟の物理環境の形成に関する研究（物理環境WG研究テーマ）

特殊な環境に分布する河川内干潟について、主に生物学的視点から干潟を捉える研究が活発に進められている。そうした研究を河川管理に活かすためにも、そもそも干潟が、なぜその場所に、その形状・高さ・河床材料で分布、維持されているか等、河川工学的視点で実際の干潟を捉え、その特性を把握することが重要である。

本研究では、人工開削河川でありながら河川内干潟が数多く分布している太田川放水路及び、比較対照としての旧太田川に分布する干潟を類型化するとともに、その特性把握を試みた。次に、それらの干潟がどのような変遷を経て現在の状況に至ったかを整理し、人為的インパクト・自然インパクトとの関連を明らかにした。以上から、干潟の類型ごとの成立要因について考察した。

(3) 水質浄化に果たす干潟の役割（水質WG研究テーマ）

本研究では、太田川放水路の水質環境を理解するため、干潟の生態系が水質にどのように関わっているのかに着

目し、広島湾から太田川放水路上流約5.5 km地点までを対象に、特に“干潟付着藻類の酸素供給能”及び“干潟の窒素浄化能（硝化・脱窒）”に焦点をあて検討を行った。

(4) 流動場の変化に対する河口域の河口干潟生態系の応答（干潟水質 WG 研究テーマ）

旧太田川と太田川放水路の分岐点では太田川放水路側に祇園水門が設けられており、太田川の水量が一定量以下であれば水門のゲートを一部開門し維持流量を流すが、増水した時は水門を開け太田川放水路に流す仕組みになっている。大雨が生じた場合、太田川放水路の流動状況は大きく変動することとなる。そうした流動環境であるにもかかわらず、太田川放水路河口付近から祇園水門にかけての汽水域には生物相が豊かな自然干潟が点在している。これは、増水によって干潟表面の状態が変動しても、干潟生態系が自律的に回復し、持続していることを示している。

本研究では、太田川放水路の汽水域に発達した干潟において、増水前後における物理化学的特性や生態学的特性の変化を調査し、増水による干潟への影響を明らかにすると共に、その後の自律的回復過程を把握することを試みた。

(5) 河口域における底生生物群集の多様性および生産機能（底生生物 WG 研究テーマ）

近年、河川整備計画にともなってコンクリート護岸や敷石の造成が行われるようになり、汽水域生態系に加わった構造物は、様々な岩礁性生物に生息場所を提供していることが予想される。しかし、これまで太田川放水路において、岩礁性生物群集を含めた多様性や生産機能についてほとんど評価されていない。

本研究では、太田川放水路において従来から存在する砂泥性生物群集と新たに創出された岩礁性生物群集との多様性および生産機能を比較することによって、人工改変が河口域の底生生物群集に及ぼす影響の現状を評価した。さらに、「開かれた水辺づくり」というテーマを実現させるための基礎的知見を得ることを目的として、潮干狩りや魚釣りなどの親水性と生物の役割を検討した。

(6) マガキによる懸濁物の濾過能力（付着生物 WG 研究テーマ）

太田川放水路における優占種としては、付着生物ではマガキが上げられる。マガキ(*Crassostrea gigas*)は同放水路においても養殖が行われている。このように大量に現存しているマガキは同放水路における懸濁物を除去し、

河川の浄化に大きく貢献していると考えられる。一方、このようなマガキの同放水路における生息域およびそこでの濾過能力は塩分濃度、水温、酸素濃度などの環境要因の変化によって大きく影響を受けていると考えられる。また、それらの環境要因は同放水路への河川水の流入によって直ちに变化し、干潟に伴ってもたえず大きく変化していると考えられる。

本研究では、マガキの濾過水量を直接測定し、連続記録する方法を確立させ、塩分濃度、水温、酸素濃度などの環境要因の変化がマガキの濾過水量に及ぼす影響を調べた。合わせて、測定した濾過水量に対して、懸濁物による補正の必要性を検討しておく目的で、餌生物として一般に知られている珪藻の一種である *Chaetoceros glacialis* を投与して濾過水量の変化を調べた。

(7) 河口域における塩性湿地植物の保全生態学的研究と河川水中の微細藻類の動態（水生植物 WG 研究テーマ）

太田川放水路内の両岸には、フクド・ハマサジ・ハママツナ・ホソバハマアカザ・シオクグなどの、塩性湿地植物の局所個体群が点在し、フクドとハマサジは環境省のレッドリストで準絶滅危惧種(NT)(環境省 2007)、シオクグは広島県レッドデータブックで準絶滅危惧種に指定されている(広島県 2004)。これらの絶滅危惧植物の多くは、すでに生育地や個体数が減少していると考えられ、今後これらの種が存続していくためには、生育場所の確保と遺伝的多様性の保全が必要となる。

本研究では、保全生態学的な見地から、放水路の干潟に生育するフクド、ハマサジ、シオクグなどの塩性湿地植物を対象に、これら植物の水平的・垂直的分布と比高、底質、塩分、出水による攪乱などの環境因子との関連を調べ、さらにこれら植物の遺伝的多様性について分析を行った。塩性湿地植物の調査結果に加えて、これまで調査例の無かった太田川河川感潮域における河川水中の微細藻類の現存量および種組成、光合成活性の時空間変化について分析を行った。

(8) 塩生植物群落の陸上節足動物群集（陸生動物 WG 研究テーマ）

2005年からの2006年にかけて己斐橋左岸下流側に成立する塩生植物群落の陸生節足動物群集について予備的調査の結果、種数・個体数は乏しいが、満潮時に水面下に没するような位置の群落でも若干の昆虫がみられる；干潟デトライタスに発生限があると思われる双翅目昆虫は個体数が多い；昆虫の種数・個体数はより水際に近い場所を占めるハママツナやシオクグよりも、

より陸側に生育するフクド上で多くなる； ハムシや鱗翅目幼虫などの咀嚼型の口器をもつ植食性昆虫が少ない； 塩生植物群落中にはアリがほぼ完全に欠如する； 各植物上の昆虫群集には植物種の違いが反映されるが、捕食者であるクモではそれがない； クモではアシナガグモ科をのぞき造網性のクモの割合が低い、などの興味深い特性がわかってきた。

これらの特性が塩生植物群落の一般的特徴であるかどうかを確認するため、2007年には、日本国内の他地域の塩生植物群落でも同様の調査を試みた。

また、2008年には、同様の調査の延長として、太田川放水路の塩生植物群落における群集の季節的变化と、干潟の転石などに生息する陸生節足動物や塩生植物群落の土壤動物相の把握を目指して定期調査を行なった。

表 2.1.1-2 中間とりまとめで整理した第 1 期研究会の研究成果の概要

WG	研究テーマ	主な研究成果
物産文	河口域での物質の輸送と河口干潟の変動・機能把握 次世代超音波流速計による放水路分派流量の測定 放水路及び市内派川の洪水流の流下機構と土砂移動 放水路における流動の三次元解析モデルの構築と現地への適用 放水路における塩水遡上の変動特性 放水路における懸濁粒子の輸送特性 放水路における河口干潟の特性と河川構造物の機能 放水路における河口干潟とデルタ地下での水循環	新たに開発した次世代超音波流速計により、放水路の物質輸送を考える上で必要不可欠な分派流量の連続自動観測が可能になった。次世代超音波流速計は流量と同時に断面平均塩分も推定可能である。本研究では、平成 17 年の大洪水について観測された水面形の時間変化を解とするように、洪水流と河床変動を一体的に扱い、洪水時の水理量と河床の変動状況を求める方法を開発した。 汽水域の淡塩水の流動を予測するための三次元モデルの開発を行った。 長期にわたる多点連続観測から、塩水遡上や浮遊土砂・懸濁粒子の輸送に与える主要因である、潮差や河川流量、風の影響と影響メカニズムが明らかになった。 長期的な縦横断方向の浮遊土砂・懸濁粒子の輸送を引き起こすメカニズムが明らかになった。現地機器観測により、浮遊土砂濃度が一定の周期で変動していること、浮遊土砂は水路中央で巻き上げられて河岸方向に輸送されることなどを確認した。 放水路中流域では洪水時に最大 60cm を超える土砂堆積と最大 4 日間継続する河川水の淡水化などの擾乱を受けるが、1996 年の調査開始以降、安定した生物相が形成されている。 洪水による河川水の淡水化が起こった場合には、低水護岸背面に形成された潮だまり（タイドプール）やデルタ地盤が起源の地下水の流れが干潟地盤内の環境を速やかに回復する役割を果たしていることが明らかになった。
物理環境	太田川における河口干潟の物理環境の形成に関する研究	<ul style="list-style-type: none"> 太田川放水路の干潟は 3 つのタイプ（直線 2、直線 3、湾曲内岸）に類型化できる。 直線 2 及び 3 タイプの干潟は高水敷高さが潮間帯に設定されたため、高水敷の河床部分が干潟となったことが要因である。 直線 3 タイプは低水路と干潟の間に護岸構造物が設置され、顕著な侵食・洗掘作用から防がれている。 直線 2 タイプは護岸のような措置はとられておらず、基本的な形状特性は維持されているものの、河道横断方向幅は全体として減少してきている。
水質	水質浄化に果たす干潟の役割	<ul style="list-style-type: none"> 放水路及び干潟間隙水における N:P バランスでは表流水では窒素過剰なのに対し、伏流水では上流側ではリン過剰になっており、上流部の深い層では脱窒が起こっている可能性が示唆された。 水域の窒素浄化である脱窒作用として、有機物が大きな影響因子になっていることがわかった。
干潟水質	流動場の変化に対する河口干潟生態系の応答とその持続性	<ul style="list-style-type: none"> 増水に伴い、干潟表層から土壌が流出することが確認され、その後回復し、ほぼ元通りになることが認められた。 大規模出水に伴いマクロベントス生物量は著しく減少するが、その後回復することが確認された。 増水に伴うマクロベントスへの影響は、増水の規模とパターンにより異なることがわかった。
底生生物	河口域における底生生物群集の多様性および生産性機能	<ul style="list-style-type: none"> 太田川放水路における底生生物の砂泥性・岩礫性生物群集の多様性及び生産性は、塩分勾配の影響を強く受け、両群集とも河口部から上流部にかけて低下傾向にあることでほぼ一致した。 河口部付近での調査により、アサリの生残率と成長速度の双方が相対的に大きい生息適地は中央粒径値が約 1mm で含泥率が 20% 程度であると考えられた。
付着生物	マガキによる懸濁物の濾過能力の推測	<ul style="list-style-type: none"> 太田川放水路の懸濁物除去に寄与していると考えられる二枚貝の濾過能力を把握するための基礎研究として、マガキを材料とした実験系を構築し、水温、塩分濃度、酸素飽和度等の環境要因と濾過水量の関係を把握した。
水生植物	河口域における塩性湿地植物の保全生態学的研究と河川水中の微細藻類の動態	<ul style="list-style-type: none"> 太田川放水路に見られる塩性湿地植物の分布特性（経年変化、環境条件と分布の関係の把握など）を明らかにした。 遺伝子解析の結果、シオクグは河川横断・縦断方向の遺伝的交流がなく、全体として遺伝的多様性が低下していることを確認した。 太田川放水路で見られる微細藻類は、上流から流下してくる淡水由来のもの、潮汐によって遡上する海産のものであることが確認された。これらは放水路内であれば光合成活性を維持していることを確認した。 放水路内には海草のアマモ、コアマモの生育場所はみられなかった。
陸生動物	塩生植物群落の陸生節足動物群集	<ul style="list-style-type: none"> 陸生節足動物群集の特徴として、植食者では咀嚼型口器の昆虫やハダニが種数・個体数ともに少なく、その捕食者のアリが少ない。双翅目昆虫（ハエ類）が多く、捕食者の造網性クモが少ないことなどを確認した。 太田川放水路の塩生植物群落の陸生節足動物相は他地域に比べて決して豊かではなく、その要因としては市街化された地域に孤立していることが考えられた。

【第1期研究会目的】現状の太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態把握と機能評価

凡例：●物質収支、●干潟水質、●水質、●底生生物、●付着生物、●水生植物、●陸生動物、●物理環境

(1)【物質収支】放水路内の水と物質の流れと海とのつながり

- 分流量、地下での水循環を把握 ●
- 新たに開発した次世代超音波流速計により、放水路の物質輸送を考えると必要不可欠な分派流量の連続自動観測が可能となり、流量と同時に断面平均塩分も推定可能となった。
- 新しい帯水層では潮汐は伝播せず、深い帯水層では潮汐変動と海水の透過が生じており、河道内の塩分は地下水の流出が少なく潮時に大きくなることから明らかになった。
- 塩水面上の動態を解明 ●
- 長期にわたる多点連続観測から、塩水面上や浮遊土砂・懸濁粒子の輸送に与える主な要因である、潮差や河川流量、風の影響と影響メカニズムが明らかになった。
- 出水時、塩水は完全にフラッシュされるが、平常時に戻ると上げ潮流によって底層塩分は遅やかに回復することが明らかになった。
- 大潮期、河川流量の増加及び上流方向の風は、塩水面上を抑制するが、水深の増加は潮上を助長させることが明らかになった。
- 表流水と伏流水におけるN/Pバランスの把握 ●
- 表流水では窒素過剰なのにに対し、伏流水では上流側でリン過剰になっており、上流部の深い層では脱窒が起きている可能性が示唆された。
- 土砂の変動パターンを把握 ●
- 河床変動計測、浮遊砂観測、干潟上の粘着力調査、河床材料調査を実施した。
- 洪水変動計測、浮遊砂観測について精度の高い解析ができるよう、一般庶民系に拡張された非定常非静水圧準三次元解析法を開発した。
- 浮遊土砂濃度が一定の周期で変動し、水路中央で巻き上げられ、河床方向に輸送されていること、平水時には上流方向への輸送が生じていることが明らかになった。

2 3 4章

放水路における河川汽水域の水・物質の流れにより形成される干潟環境

(2)【干潟の形成と維持】どこにどのような干潟は成立するか？

- 干潟を3区分(直線2、直線3、湾曲内岸)に類型化 ●
- 直線3干潟は、人工構造物によって、植物が繁茂しやすい環境を創出できている可能性が示唆された。直線2干潟の安定性要因は、耐食性を付与する粘着性の存在(動的安定)、洪水時の浮遊土砂の供給(動的安定1)、平常時の潮汐による細流土砂の再堆積(動的安定2)に区分された。
- 出水後の土壌、生物量の変動を把握 ●
- 増水に伴い、干潟表層から土壌が流出するが、その後回復し、ほぼ元通りになることが認められた。
- 大規模出水に伴い、マクロベントス生物量は著しく減少するが、その後回復することが認められた。
- 平面2次元多層干潟モデルを構築し、既存資料を基に汽水域の再現性を確認 ●

2 3 5章

2 4 5章

河川汽水域の代表的環境要素としての干潟の形成・維持と機能の把握

(3)【干潟の質・機能】浄化能の面から「良い」干潟とは？またその要因は？

- マクロベントスの分布深度の把握 ●
- 多毛類(イトコカイ)を除く、甲殻類、貝類の個体数が表層から深さ5cmまでに存在することが確認された。
- 干潟の形成機構を検討 ●
- 砂質干潟では二枚目の嫌気条件として間隙が小さく保たれること、洪水撈刮を受けなくても生物が死滅しないことが確認された。
- 窒素浄化である脱窒作用の解明 ●
- 窒素浄化である脱窒作用として、有機物が大きな影響因子になっていることを解明した。
- 地下水の流動に伴う環境変動の把握 ●
- 低水路種岸周辺では、河川水が淡水化する期間においても、タイドプール方向からの地下水の供給により、地盤内の塩分が回復することを確認した。

干潟およびそれに連なって成立する河川汽水域特有の生態系

6 7章

(5)【貝類の浄化機能】

- マガキの濾過量について水温、塩分、懸濁物質による変化を把握 ●
- マガキの濾過量は、1個体1日当たり、水温12℃では52~86ℓ、水温20℃では92~153ℓ、水温27℃では139~230ℓと推定した。
- マガキの生息分布域の把握 ●
- マガキは潮位レベル150cm付近に分布していることを確認した。

8章

(4)【生物の生息・生育場としての機能】

- 浮遊性藻類・付着藻類 ●
- 放水路で見られる微細藻類は、上流から流下してくる淡水由来のもの、潮汐によって湧上する海産のものであることを確認した。
- 付着藻類とDOの関係 ●
- 干潟直上水のDOが過飽和する原因は、付着藻類による光合成であることが明らかになった。

8章

塩性湿地群落の生態系

- 塩性湿地植物の分布特性の解明 ●
- ハマサジはTP 0.4m以上、フクド、シオクグはTP 0.5m以上、ヨシはTP 0.8m以上に分布していた。
- 塩生植物群落の陸生節足動物相の把握 ●
- 市街化された地域に孤立しているため、陸生節足動物相は他地域に比べて豊かではないことを確認した。
- 植食者の昆虫やハダニが種数・個体数ともに少なく、捕食者のアリが非常に多い、双翅目昆虫(ハエ類)が多く、捕食者の造網性クモが少ないことなどを確認した。

8章

(7)【人の利用の場としての機能】

- 潮干狩り、魚釣りに利用される場所を把握 ●
- 放水路の利用状況は、主に河口部、上流部が潮干狩り、魚釣りの場として利用されていることを確認した。

8章

海草群落

- 放水路内には海草のアマモ、コアマモの生育場所は確認されなかった。

図 2.1.1-1 中間とりまとめで整理した第1期研究会の研究成果の概要

2.1.2 干潟再生試験への展開

太田川放水路では、河川事業として緊急用河川敷道路の整備が計画されている。緊急用河川敷道路は、地震災害等の緊急時の輸送路として不可欠なものであるが、計画地には貴重な干潟環境が存在しているため（図 2.1.2-1）、それらの環境に配慮し治水と利用、環境保全の両立した河川環境整備・管理が求められている。

一方、緊急用河川敷道路の既設区間においては、その前面に形成された地盤高の高い区域に、広島湾域で唯一のまとまった塩生植物群落が定着し、更にその前面の地盤高の低い区域に、多様な生物の生息場や水質浄化に寄与するとされるタイドプールが干潮時に形成しているなど、良好な干潟環境が成立している場所が見られる。そのような環境を参考にして、緊急用河川敷道路と低水路をつなぐ干潟環境を創造することで、現状より質の高い干潟環境を創出し、地域としての干潟の価値を高めることができる可能性がある。

第 1 期の太田川生態工学研究会では、緊急用河川敷道路の既設区間で成立している良好な干潟環境を含む、現状の太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態把握と機能

評価を行い、研究成果をとりまとめた。第 1 期研究成果で得られた知見を今後の干潟環境の保全・再生に活かすには、新たに創出される干潟環境に対して、物理環境の安定性や生物の定着条件等について検証するとともに、河川整備によるインパクトが与えられた際の干潟環境の変化（レスポンス）を把握、評価する必要があった。

そのため第 2 期の研究会活動の展開として、「緊急用河川敷道路の整備とそれに伴う環境保全措置（干潟の保全・再生）」（図 2.1.2-2）の実施を想定して、実際に太田川放水路の緊急用河川敷道路整備計画区間に小規模の人工干潟（干潟再生試験区）を造成し、そこを新たな研究フィールドとして干潟環境の変化をモニタリングし、より良い干潟環境の創出に向けた知見を得ることとした。干潟再生試験での研究成果は、各専門分野の視点から質の高い干潟環境とするための干潟の設計の考え方に反映していくものであり、緊急用河川敷道路整備計画区間（1.7km）に対して、どのような干潟環境を造成し、それらが安定するか、周辺環境にどのような影響を生じうるかを把握・評価する、今後の検討に繋げていくものである。

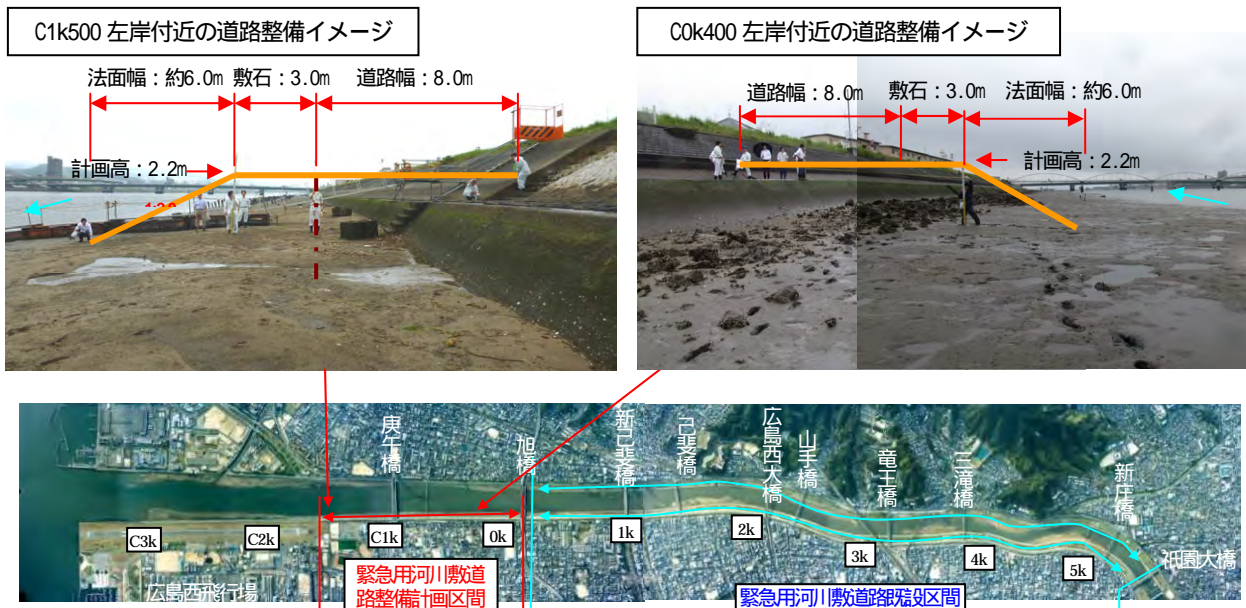
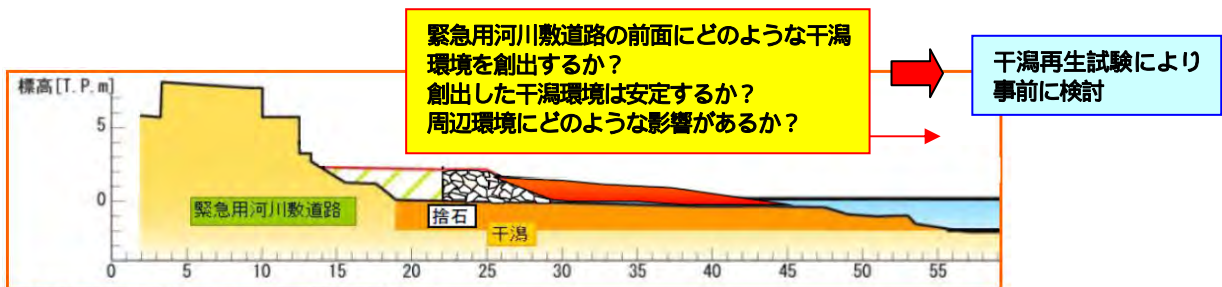


図 2.1.2-1 太田川放水路の緊急用河川敷道路整備イメージ



※創出する干潟のイメージ（詳細は検討中）

出典：太田川水系河川整備計画，H23.5

図 2.1.2-2 太田川水系河川整備計画記載の干潟保全検討イメージ（再掲）

2.2 干潟再生試験の概要

2.2.1 干潟再生試験の目的

(1) 干潟再生試験の目的

干潟再生試験は、以下を目的として、太田川放水路内に「緊急用河川敷道路の整備とそれに伴う環境保全措置（干潟の保全・再生）」に見立てた干潟（干潟再生試験区）を造成し、干潟環境の変化をモニタリングしている。

- ・第1期研究会で得られた「現状の太田川放水路の汽水域・干潟環境の実態把握と機能評価」に関する知見について、干潟環境の保全・再生の視点から検証する。
- ・本研究会の目標である「良好な干潟環境の保全・再生に向けた河川管理への反映」を実現するため、新たな干潟環境を造成した場合の干潟環境の変化や周辺環境への影響について把握・評価し、より良い干潟環境を創出するための知見を得る。

(2) 干潟再生試験で明らかにしたい事項

干潟再生試験では、より良い干潟環境を創出するための知見を得るため、研究会の各ワーキンググループの専門的な観点から、以下の事項について明らかにする。

干潟への浮遊砂等の物質収支及び地形の安定プロセス
干潟におけるタイドプールの役割（地下水流動、水質浄化効果等）、河道内構造物（矢板等）のあり方
マクロベントスを主とした干潟生態系の出水への応答及び安定プロセス

塩生植物群落が定着するための地盤高・形状、底質等の条件

構造物（敷石護岸）の設置や底質改善、地下水流動等による底生生物相の変化

干潟創出による副次的な効果（生態系の多様化）

干潟再生試験で明らかにしたい事項に対するモニタリングの視点を図2.2.1-1に示す。

2.2.2 干潟再生試験区造成の概要

(1) 干潟再生実証実験ワーキンググループによる検討経緯

干潟再生試験区の諸元の検討に当たっては、研究会メンバーのうち、特に干潟環境の再生と関わりのある物理環境を専門とするメンバーからなる「干潟再生実証実験ワーキンググループ（表2.2.2-1）」を設置して議論を行うと共に、その協議結果を踏まえ研究会や生物の専門グループへの聞き取りにより意見収集・集約を行った（表2.2.2-3）。

表2.2.2-1 干潟再生実証実験WGのメンバー

福岡捷二	中央大学研究開発機構 教授
日比野忠史	広島大学大学院工学研究科 准教授
藤田光一	国土技術政策総合研究所 河川環境研究部 環境研究官
阿部 徹	太田川河川事務所 所長
今津 勉	太田川河川事務所 計画課長

上記メンバーの所属・役職は平成20年度当時

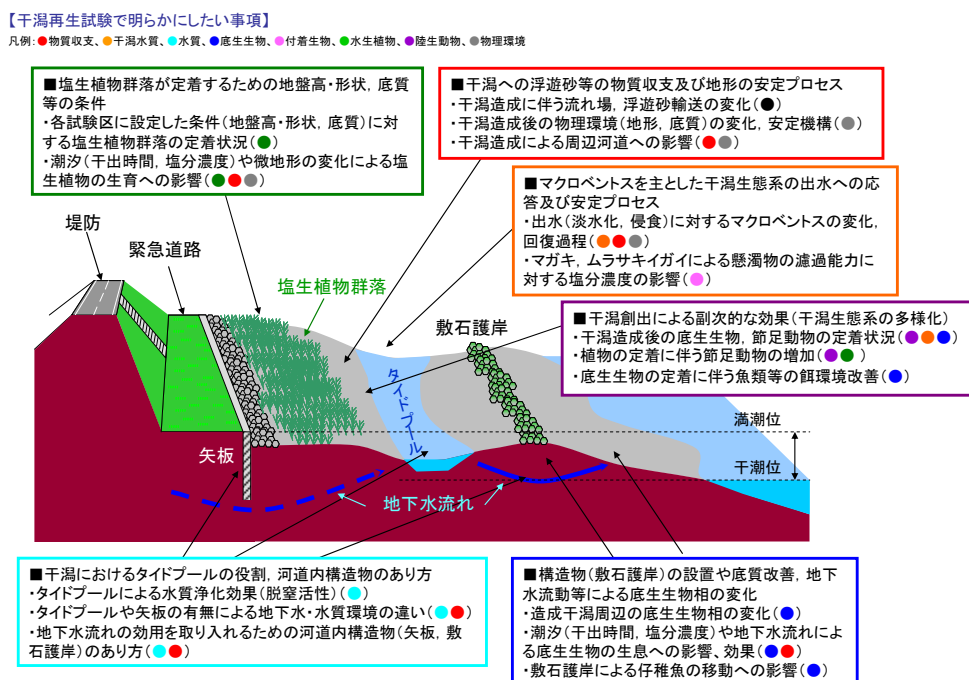


図2.2.1-1 干潟再生試験で明らかにしたい事項（モニタリングの視点）



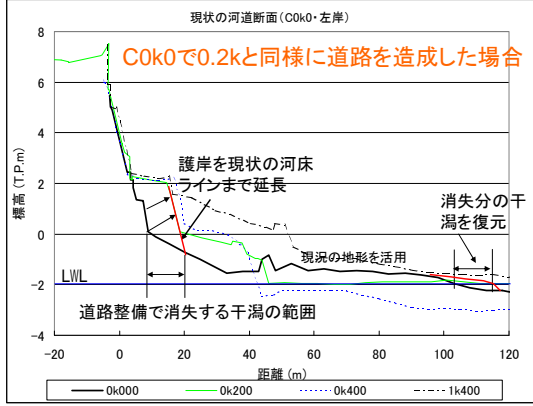
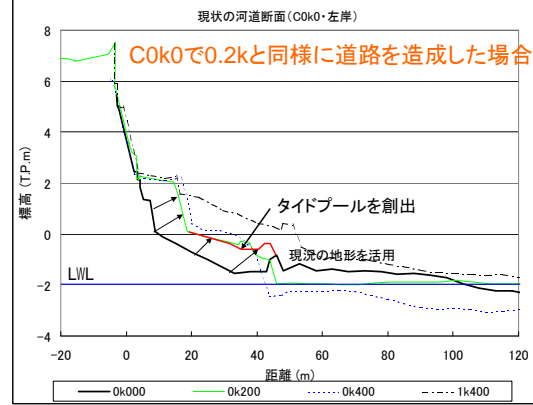


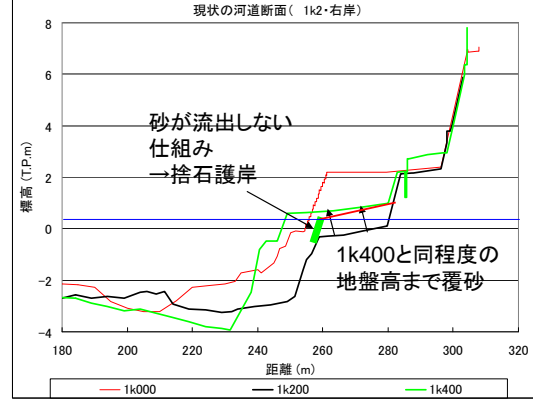
1) 第1回干潟再生実証実験ワーキンググループ

第1回干潟再生実証実験WG(平成20年8月21日開催)では、干潟再生試験区の目標や場所について議論を行った。

干潟再生試験で造成する干潟環境のイメージとして3案(表2.2.2-2)を提示し、協議の結果、より良い干潟環境を目指す観点から、緊急用河川敷道路予定区間に道

路を模した盛土を行い、その前面にタイドプールを有する良好な干潟を創出するイメージ案を採用した。また、治水上、施工上の問題を考慮した上で問題がなければ、塩生植物の定着も視野に入れた地盤高を検討するものとした。試験区の場所については、現状で干潟が存在し、砂が堆積傾向にある旭橋下流0K200~C0K200を候補地とした。

表2.2.2-2 干潟再生試験区で造成する干潟環境イメージ案(第1回干潟再生実証実験WG資料)

干潟環境イメージ	干潟断面イメージ
<p>案：</p> <p>緊急用河川敷道路整備計画区間に道路を模した盛土を行い、その前面に現在ある干潟を復元する。</p> <p>試験区候補場所：旭橋下流左右岸</p>  	
<p>案：</p> <p>緊急用河川敷道路整備計画区間に道路を模した盛土を行い、その前面に現在ある干潟ではなく、タイドプールを有した良好な干潟を創出する。</p> <p>試験区候補場所：案と同じ(旭橋下流左右岸)</p>	
<p>案：</p> <p>緊急用河川敷道路既設区間であるが、塩生植物群落が定着していないなど、良好ではないと思われる区間に覆砂を行い、多様な干潟機能を修復する。</p> <p>試験区候補場所：己斐橋旭橋下流右岸</p>  	

2) 第2回干潟再生実証実験ワーキンググループ

第2回干潟再生実証実験WG(平成20年11月14日開催)では、干潟再生試験区の場所やデザイン、モニタリング調査について議論を行った。

試験区の場所は、緊急用河川敷道路の既設区間を延長する形で、旭橋(0K200)直下流左岸とした。旭橋の真下の区間は日光が当たらず塩生植物の生育に適さないことから、緩衝区間(縦断40m程度)をとし、その下流から縦断方向に約100m程度の区間を試験区間として干潟を造成することとした。試験区のデザインは、タイドプール、塩生植物群落が形成されている1k400左岸の干

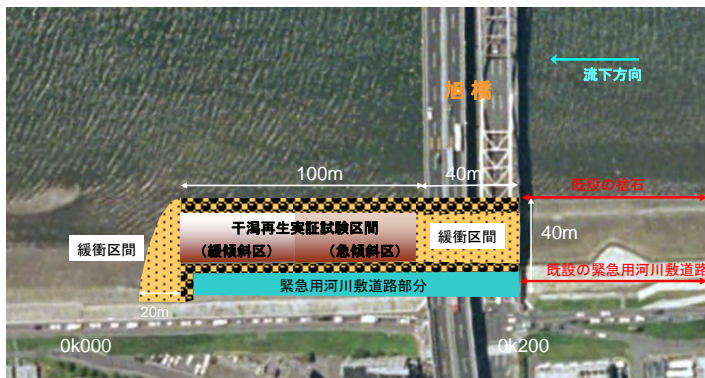


図2.2.2-1 干潟再生試験区平面案(第2回WG時点)

潟断面をモデルとし、塩生植物の定着状況を比較する観点から、平坦部を設ける急傾斜区と、緩傾斜区の2つの異なる断面をもつ区域を検討するものとした(図2.2.2-1)。

3) 第3回干潟再生実証実験ワーキンググループ

第3回干潟再生実証実験WG(平成21年2月4日開催)では、干潟再生試験区のデザインやモニタリング調査について議論を行った。

試験区のデザインは、1k400左岸の干潟断面をモデルとした斜面区、塩生植物の定着状況を比較できる2パターンの平坦区(平坦部地盤高:T.P.1.3m,T.P.0.8m)を設けるものとした(図2.2.2-2)。また、試験区(旭橋)の上流に、矢板による地下水流動への影響の把握、地盤高は変えず底質のみを改良した場合の検証を行う対照区の設置を検討するものとした(その後の協議で、底質を改良する区域は、旭橋真下の緩衝区間に地盤高を変えない現況高区を設定し、その中に設けることとなった)。

その後の研究会での議論を経て、現行の試験区のデザインが概ね確定した。決定した試験区のデザインは以降に示す。

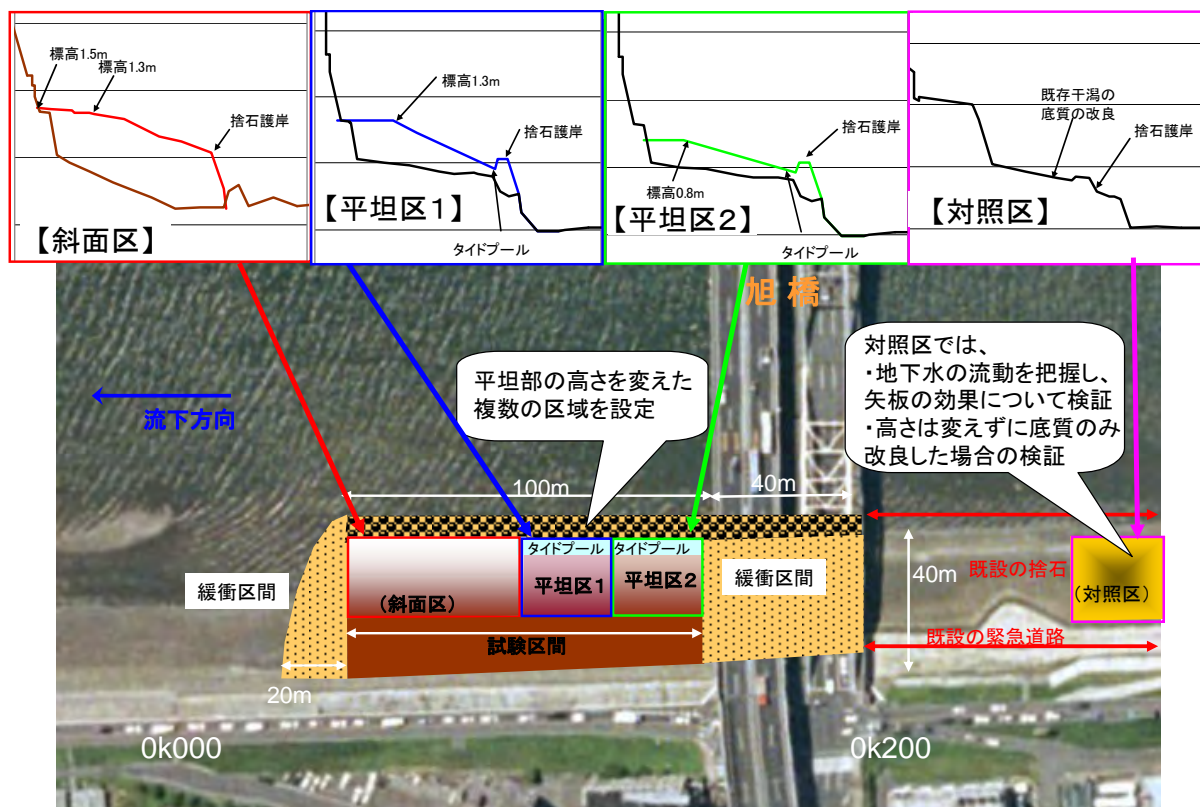


図2.2.2-2 干潟再生試験区平面案(第3回WG時点)

表 2.2.2-3 干潟再生試験区の諸元の検討に当たっての干潟再生実証実験WG及び研究会の経緯

	開催日	議事	決定事項 / 主要な意見
第1回 WG	H20.8.21	検討資料について(目標等) 実験サイトについて	<ul style="list-style-type: none"> ・干潟が現存し、砂が堆積傾向にある旭橋下流0k200～C0k200を試験候補地として、事前調査を行う。 ・造成前と同じ干潟の再生にとどめず、タイドプールの創出や、可能であれば塩生植物の定着も視野に入れ、より良い干潟環境を目指す。 ・試験区の平面形や横断形は、実験として必要な規模や施工性、予算、流下能力等を考慮してイメージを整理した上で、他のワーキンググループからも意見を伺い設定する。
第2回 WG	H20.11.14	検討資料について(目標等) 実験スケジュールについて 実験場所について 試験区デザインについて モニタリング調査について	<ul style="list-style-type: none"> ・試験区の場所は旭橋(0k200)直下流左岸とする。 ・日照条件が植物の生育に適さない旭橋の真下の区間は徐々に嵩上げする緩衝区間(縦断40m程度)とし、その下流から試験区間(縦断100m程度)として干潟を造成する。 ・試験区は、タイドプール、塩生植物群落が形成されている1k400の断面をモデルとする。 ・塩生植物の定着状況を比較する観点から、平坦部を設ける急傾斜区と、緩傾斜区の2つの異なる断面をもつ区域を検討する。 ・試験区には様々な条件の区域があって、現場の状況を見ながら徐々に変えていくという見方でよい。干潟が安定する高さや塩生植物が自生する高さを見るためにも、干潟の高さを下げることも考慮して、その構造を再検討する。 ・干潟の前面には敷石護岸を設置し、その前面に砂がつくかを調査したい。 ・干潟造成に用いる土砂は、干潟の安定、定着する生物相の面でも重要である。敷石で守られている干潟、守られていない干潟、今回造成する干潟の土質は比較する必要がある。
第10回 研究会	H20.12.3	実験計画について	<ul style="list-style-type: none"> ・現状の干潟高さを変えず、材料の改善でどの程度効果があるのか検証する「対照区」も必要である。 ・試験区デザインは、勾配・平坦部地盤高の2つの条件を何通りか変えた区域を設けるのがよい。 ・施工後の地形や底質の変化などを見ながら、必要に応じて塩生植物の移植を検討する。
第3回 WG	H21.2.4	試験区デザインについて モニタリング調査について	<ul style="list-style-type: none"> ・試験区には、1k400の断面をモデルとした「斜面区」、塩生植物の定着状況を比較できる2パターンの「平坦区」(平坦部地盤高:TP1.3m, TP0.8m)を設ける。 ・試験区(旭橋)の上流に、矢板による地下水流動への影響の把握、地盤高は変えず底質のみを改良した場合の検証を行う「対照区」を設ける。 ・試験区には矢板を設置せずに、矢板が設置されている対照区との地下水流動を比較することで、矢板による地下水環境への影響を把握する。
第11回 研究会	H21.3.10	試験区デザインについて モニタリング調査について	<ul style="list-style-type: none"> ・緩衝区間内に地盤高を変えない現況高区を設け、その中を更に底質を改良する区域と改良しない区域に分ける。現況高区では、底質改善の効果や敷石内外での比較を行う。 ・高さの異なるタイドプールの間で水が保持できるように、堤などの工夫が必要である。 ・斜面区の縦断延長は40mを基本とし、隣り合う平坦区との緩衝区域を設けられるように調整する。

(2) 干潟再生試験の実施場所

干潟再生試験区の実施場所は、以下の条件から、太田川水系河川整備計画で緊急用河川敷道路の整備が計画されている太田川放水路左岸の旭橋下流(試験区間:0k050~0k160 緩衝区間:0k160~0k200)とした(図2.2.2-3)。

- ・将来的に緊急用河川敷道路を整備することが計画されている区間であることから、試験で得られた知見を実業に反映しやすい。
- ・現状で干潟が存在しており、地形が安定であることから、造成後の干潟の安定が期待できる。
- ・緊急用河川敷道路の既設区間から延伸することが施工上、望ましい。
- ・モニタリング調査時のアクセス(駐車、干潟へのアプローチ)が容易である。
- ・旭橋の真下は日陰となり塩生植物の生育に適さないため、日陰部分は緩衝区間(縦断長約40m)とし、その下流から試験区間(縦断長約110m)として干潟を造成する。

(3) 干潟再生試験区の諸元

1) 目標とする干潟環境の設定

干潟再生試験で目標とする干潟環境は、現状で塩生植物群落が発達しており、タイドプールが形成されている太田川放水路左岸 1k400 付近の干潟環境(図2.2.2-4)

とした。ここは、干潟の前面に敷石があることにより地形が維持されていると考えられ、更に太田川放水路上流の湾曲区間の出口の内岸側に位置するため、砂の供給・堆積の多い安定した干潟環境を呈している。後述する試験区内に設けた斜面区は 1k400 左岸の横断形状を参考に設定した。

2) 規模(盛土を施工する区域): 図2.2.2-8(試験区平面)

干潟の縦断方向の規模は、太田川放水路において塩生植物群落が成立している規模を参考に縦断方向50m以上を前提条件とし、事業規模の実現性や地元漁業協同組合との調整等を踏まえて、延長約100mとした。

横断方向の規模は、流下能力を確認した結果から、延長約40mとした。

3) 横断形状(各試験区の特徴): 表2.2.2-4(試験区横断)

干潟の横断形状は、緊急用河川敷道路の高さ(TP2.0m)以下に設定することを前提として、干潟再生試験で明らかにしたい事項を踏まえ、干潟の安定性、タイドプールの創出、塩生植物等の多様な生物環境の定着の観点から干潟環境の変化を評価できるように、4つの異なる試験区断面形状を設定した。

干潟地形の安定性、タイドプールの観点

干潟前面に敷石護岸があることで地形的に安定しており、現状で塩生植物群落やタイドプールなどの良好な干潟環境が成立している太田川放水路左岸 1k400 付近の

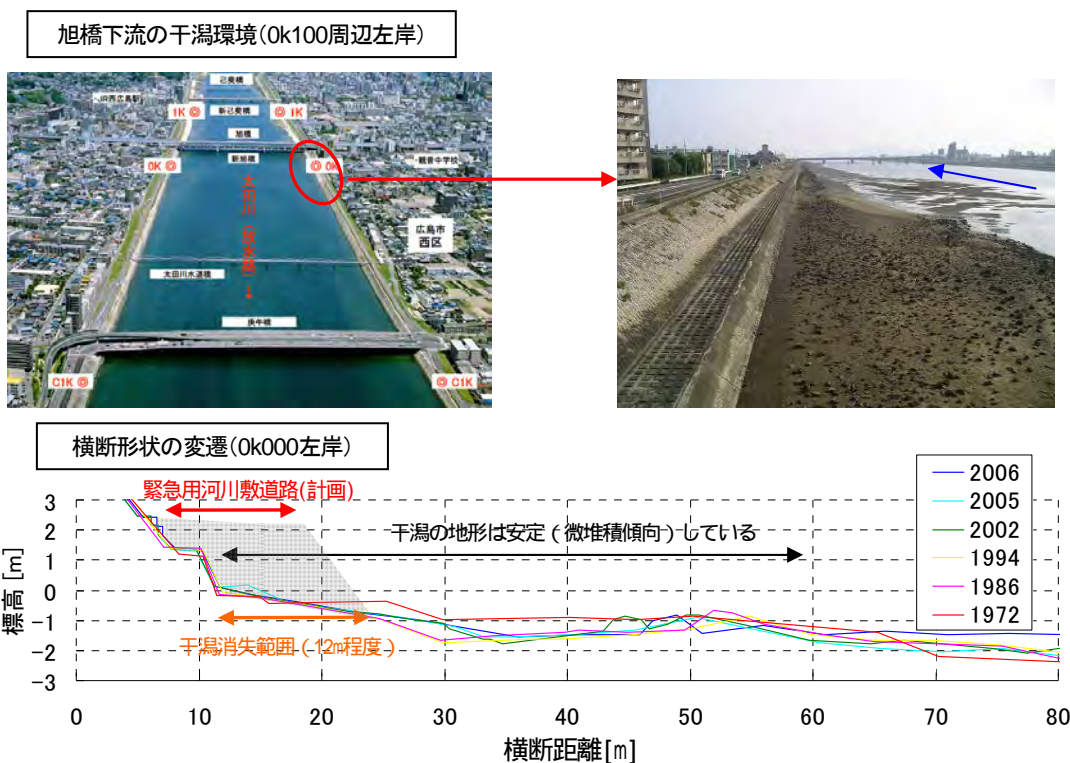


図2.2.2-3 干潟再生試験の実験箇所の干潟環境(左岸0k100付近)

干潟形状(図 2.2.2-5)をモデルとした。試験区内に、1k400 断面を模して設定した「斜面区」(0k050~0k100)を設け、主に干潟地形の安定性と塩生植物群落の定着過程を把握するものとした。また、以下に示す「平坦区」には、干潟と敷石護岸がすり付く部分の地盤高を低水位(LWL)に設定し、タイドプールが形成されることを狙った。

塩生植物群落の観点

放水路 1k200 付近の調査結果から、以下の塩生植物群落が成立する条件が明らかとなっている。

- ・T.P.0.4~1.3mの斜面部(勾配 1/9~1/10 程度), T.P.1.3~1.5m の平坦部に塩生植物群落が成立。
- ・平坦部の方が斜面部より芽生えが 1~2 桁ぐらい高く発生していることから、平坦部の方が種子が流出しにくい条件になっていると想定。

以上の知見を踏まえ、塩生植物群落が定着しやすいと考えられる地盤高 T.P.1.3m の平坦部を設けた「平坦区 1」(0k105~0k125)、地盤高 T.P.0.8m に下げた平坦部を設けた「平坦区 2」(0k130~0k150)を整備し、種子の漂着や浸水の条件等が異なる 2 つの区域を比較検証できるものとした。

底生生物の観点

地盤高の変化や敷石の内外による底生生物の定着状況を比較できるように、現状の干潟地盤高を変えない「現況高区」(0k150~0k160 の河道近傍の 10m 四方の区間)を設けた。

その他

地盤高の異なる区域間で砂が流動するなどの影響を緩和するため、「斜面区」及び「平坦区 1」、「平坦区 2」の間には地盤高を緩傾斜でつないだ緩衝区間(0k100~0k105, 0k125~0k130)を設けた。

4) 干潟材料

干潟の造成に用いる材料は、周辺環境への影響に配慮して、上流から供給される土砂を用いることを基本とした。太田川放水路の分派点に位置する祇園水門上流に土砂が堆積し砂州を形成しているため(図 2.2.2-5)、その砂州の土砂を用いた。なお、祇園水門上流砂州と試験区予定箇所の河床材料の粒度分布を比較した結果、試験区予定箇所の河床の方が粒径の大きい集団(0.8~2mm:粗砂)を多く含むものの、代表粒径は同程度であり(D_{60} で 0.4~0.6mm:中砂~粗砂)、干潟材料として用いるのに問題ないことを確認している(図 2.2.2-6)。

土砂の使用に当たっては、植物の残骸を多く含むと考えられる砂州の表面部分の土砂は除外し、土壌の状態を均質にするため、採取した土砂は十分に攪拌した上で試験区に投入した。

また、底生生物の生息環境の改善に資する知見を得るため、上記の現状の干潟地盤高を変えない「現況高区」の中に、底質を改良(河床材料の入れ替え)する「底質処理区」、底質を変えない「底質未処理区」を設けた。改良する底質の条件は、潮干狩りが行われアサリが豊富に確認されている放水路右岸 C3k000 付近の底質の条件(中央粒径で 1mm)を参考とした。

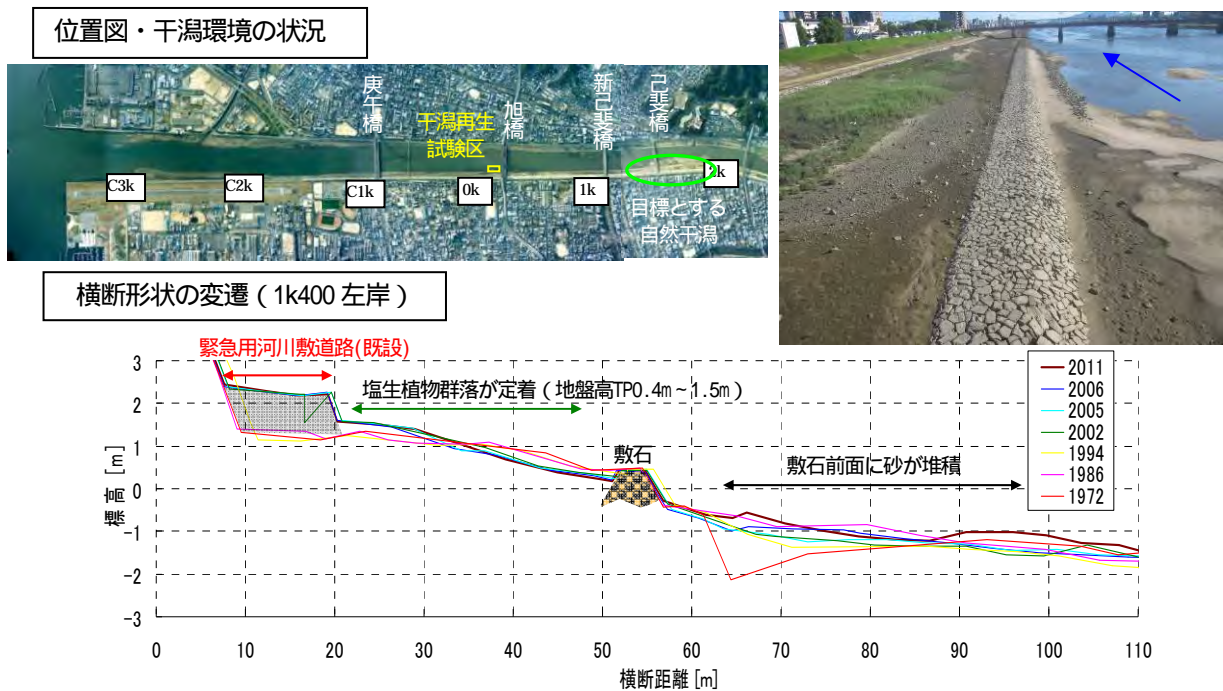


図 2.2.2-4 目標とする干潟環境(左岸 1k400 付近)



図 2.2.2-5 干潟再生試験区に用いる土砂の採取場所

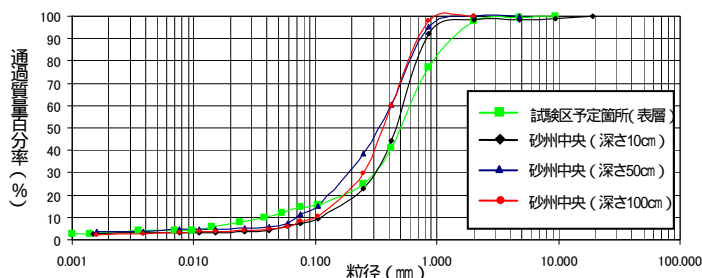


図 2.2.2-6 干潟再生試験区に用いる土砂の粒度分布

5) 附帯構造物

干潟の安定性を確保しタイドプールの形成を狙って、干潟再生試験区の周囲には捨石護岸を設置した。また、砂の流出を防ぐため、捨石護岸と投入する土砂の間に透水性の高い流出防止マット（ジオテキスタイル）を敷き詰めて施工した。

6) 対照区の設定 (図 2.2.2-7)

干潟造成による影響を適切に評価するため、試験区直上流の既設の緊急用河川敷道路の前面の干潟を「対照区」(0k270 左岸)として位置づけた。対照区は盛土が行われていないため、盛土を行っている試験区の干潟環境と

比較することで、緊急用河川敷道路の前面に干潟を創出するに当たって、盛土の有無(地盤高の違い)による干潟環境の違いを評価することができる。

また、対照区には緊急用河川敷道路の整備に伴い矢板が設置されていることから、矢板による地下水流動への影響を評価するため、試験区には矢板を施工しないものとした。矢板深さが浅く、タイドプールが形成され、良好な地下水環境を呈している1k800 左岸と、矢板深さが深く、タイドプールが形成されていない対照区、矢板を設置せずに、タイドプールの形成を期待して地盤高を設定した試験区の地下水流動を比較することで、地下水流動を促す河道内構造物(矢板等)のあり方を検討するものとした。



図 2.2.2-7 対照区とする干潟環境 (左岸 0k270 付近)

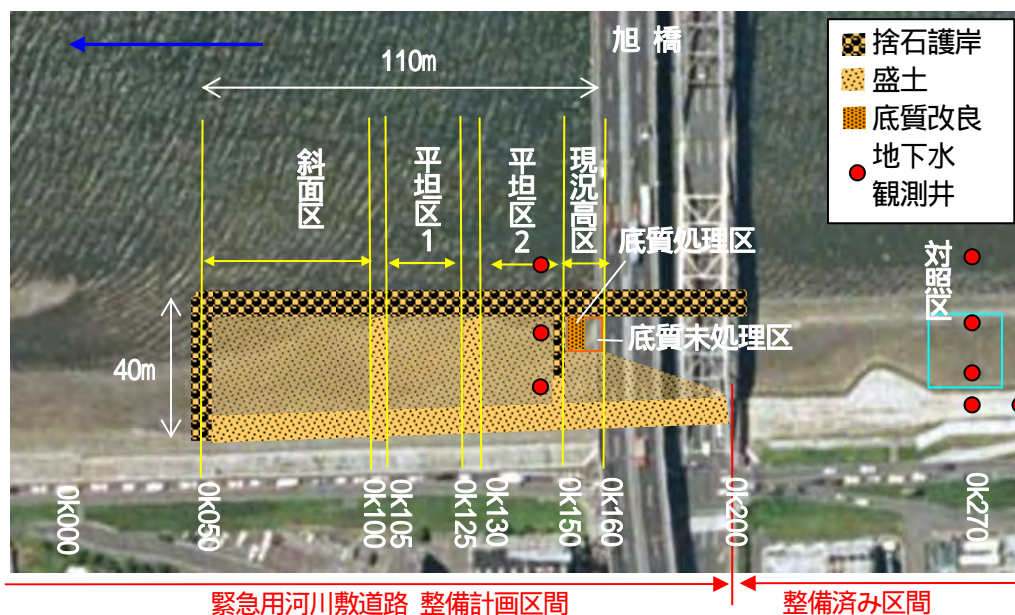


図 2.2.2-8 干潟再生試験区平面図

表 2.2.2-4 干潟再生試験区の各区域の特徴

区域	距離標	特徴
斜面区	0k050 ~ 0k100	<ul style="list-style-type: none"> 敷石護岸により地形的に安定している 1k400 左岸を模倣した形状を創出し、自然状態の変化を検証する試験区。 タイドプールは造成せず、自然の変化にまかせる。 干潟の安定性や塩生植物の定着過程に着目する。 <p>横断イメージ</p> <p>捨石護岸 盛土</p>
平坦区	平坦区 1 0k105 ~ 0k125	<ul style="list-style-type: none"> 塩生植物群落が定着しやすいと考えられる地盤高 T.P. 1.3m の平坦部を設ける試験区。 干潟と敷石護岸のすり付け部に、タイドプールを創出する。 <p>横断イメージ</p> <p>平坦部：塩生植物群落が定着しやすい地盤高 T.P. 1.3m</p> <p>タイドプール</p>
	平坦区 2 0k130 ~ 0k150	<ul style="list-style-type: none"> 地盤高 T.P. 0.8m の平坦部を設け、平坦区 1 とは種子の漂着や浸水の条件等の違いによる塩生植物の定着状況を比較する試験区。 干潟と敷石護岸のすり付け部に、タイドプールを創出する。 <p>横断イメージ</p> <p>平坦部：平坦区 1 より 0.3m 下げた地盤高 T.P. 0.8m</p> <p>タイドプール</p>
現況高区	底質処理区 0k150 ~ 0k155	<ul style="list-style-type: none"> 盛土は行わず現状の干潟地盤高を維持する試験区。 底生生物の生息環境の改善の観点から、アサリが定着しやすいと考えられる底質に入れ替える。 構造物（敷石）や底質改善による底生生物相の変化に着目 <p>横断イメージ</p> <p>現況高区（盛土なし）</p> <p>下流側：底質改良</p> <p>上流側：未処理</p>
	未処理区 0k155 ~ 0k160	<p>横断イメージ</p> <p>タイドプール</p>

2.2.3 干潟再生試験区の施工後の状況

干潟再生試験区は、平成 22 年 3 月 1 日に竣工した(図 2.2.3-1) 以下に試験区施工直後に実施した横断測量(出来高確認)及び粒度分布調査の結果を示す。



図 2.2.3-1 造成直後の干潟再生試験区 (H22.3.1)

(1) 横断測量

試験区施工直後の横断測量は、平成 22 年 3 月 1 日に実施した。試験区上 20m ピッチで測線を設定し、各側線上の勾配変化点のみを計測し、設計値に対する出来高を確認した。

測量の結果(図 2.2.3-2), 設計値と出来高の差異は 10cm 以内であることを確認した。

(2) 粒度分布調査

試験区施工直後の粒度分布調査は、平成 22 年 3 月 2 日にサンプル採取を行った。試験区の全体的な粒度の状況を確認するために、各試験区上(斜面区, 平坦区 1, 平坦区 2, 現況高区(底質処理区, 底質未処理区))で 2 箇所ずつ, 計 10 箇所で行った(図 2.2.3-3)。

調査の結果(図 2.2.3-4), 試験区施工直後の表層の状況とは、ほぼ均質の砂(D_{60} : 0.57~0.65mm 程度)で敷き詰められていることを確認した。なお, No.8 地点は底質処理区にあたるため、他の地点に比べて D_{60} が 0.1mm 程度小さい。

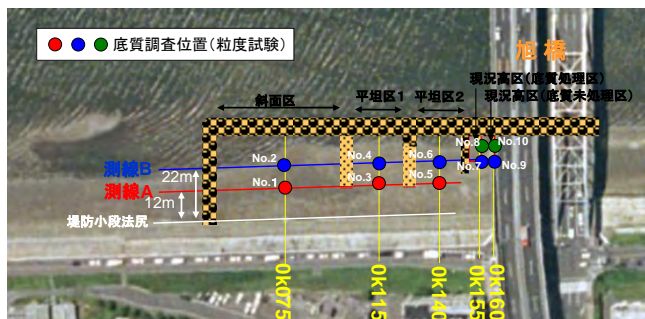


図 2.2.3-3 試験区施工直後 (H22.3.2) の粒度分布調査位置

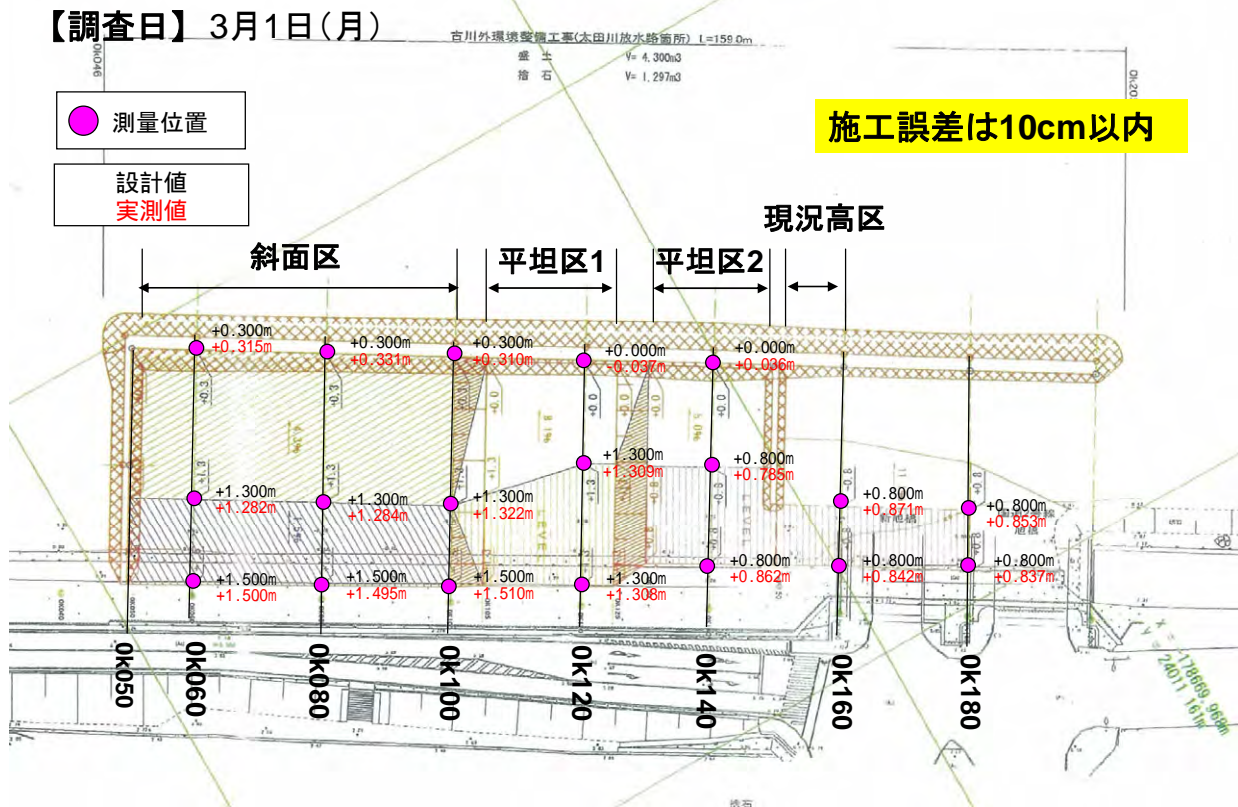
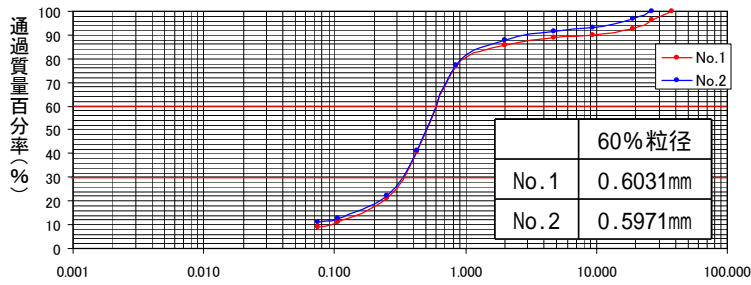
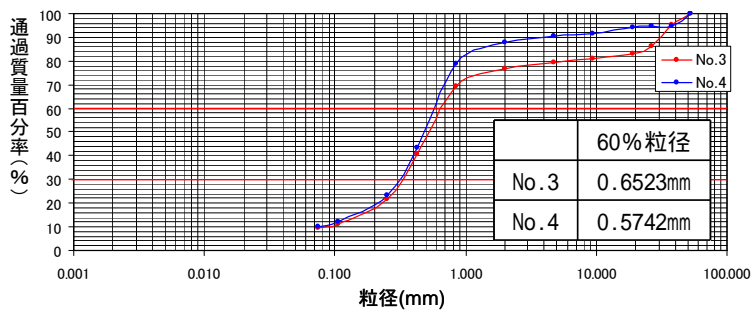


図 2.2.3-2 干潟再生試験区施工直後 (H22.3.1) の横断測量結果

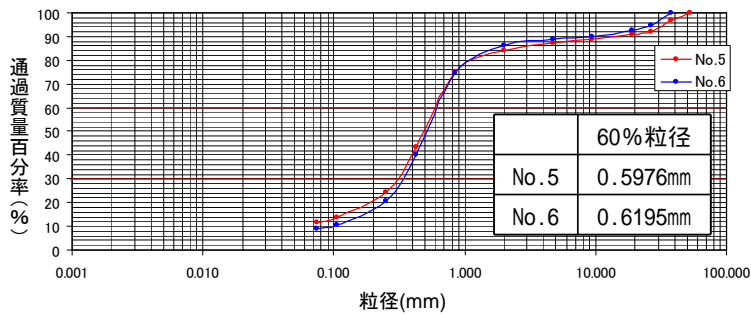
0k075(斜面区中央)



0k115(平坦区1中央)



0k140(平坦区2中央)



0k155(現況高区:底質処理区):No.7(底質未処理)、No.8(底質処理)
0k160(現況高区:底質未処理区):No.9、No.10

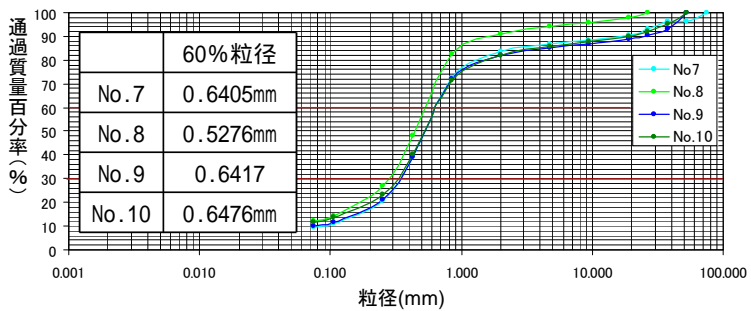


図 2.2.3-4 干潟再生試験区施工直後 (H22.3.2) の粒度分布調査結果

2.2.4 干潟再生試験のモニタリング調査

干潟再生試験で明らかにしたい事項に着目して、干潟造成後の環境変化を把握・評価するため、試験区施工前後でモニタリング調査を実施した。

モニタリングに当たっては、試験区内のそれぞれの区域（斜面区、平坦区、現況高区）の特徴に応じて調査結果を比較する観点に加えて、干潟再生の目標と考えた1k400 左岸周辺の干潟環境（自然干潟）、干潟造成の有無や矢板の有無による違いを比較できる試験区直上流の0k270 周辺の干潟環境（対照区）も主要な調査箇所として設定し（図 2.2.4.-1）、それらの調査結果を適切に比較することで、干潟造成によるインパクトや日々の潮汐、出水による影響に対する環境変化を明らかにすることにも着目した。

第2期研究会におけるモニタリング調査の位置図を図 2.2.4-2 に示す。調査項目によっては試験区、自然干潟、対照区以外にも、放水路全域で実施した。干潟再生試験区以外の調査地点の設定状況は以下のとおりである。

- ・物質収支 WG は放水路全体の水・物質循環を把握するため、放水路全域で水位や沈降物等を調査するとともに、市内派川を含めた洪水流・河床変動解析や、分派点付近での流量測定を実施した。
- ・物理環境 WG は、干潟の地形・材料の変化過程の実態を捉えるため、試験区上下流を含む河口干潟において河床変動調査、材料調査等を実施した。
- ・干潟水質 WG、底生生物 WG、水生植物 WG、陸生動物 WG は、試験区での生物環境の変化を比較評価するため、試験区上下流を含む生物調査を実施した。



図 2.2.4-1 干潟再生試験に係る主要なモニタリング箇所

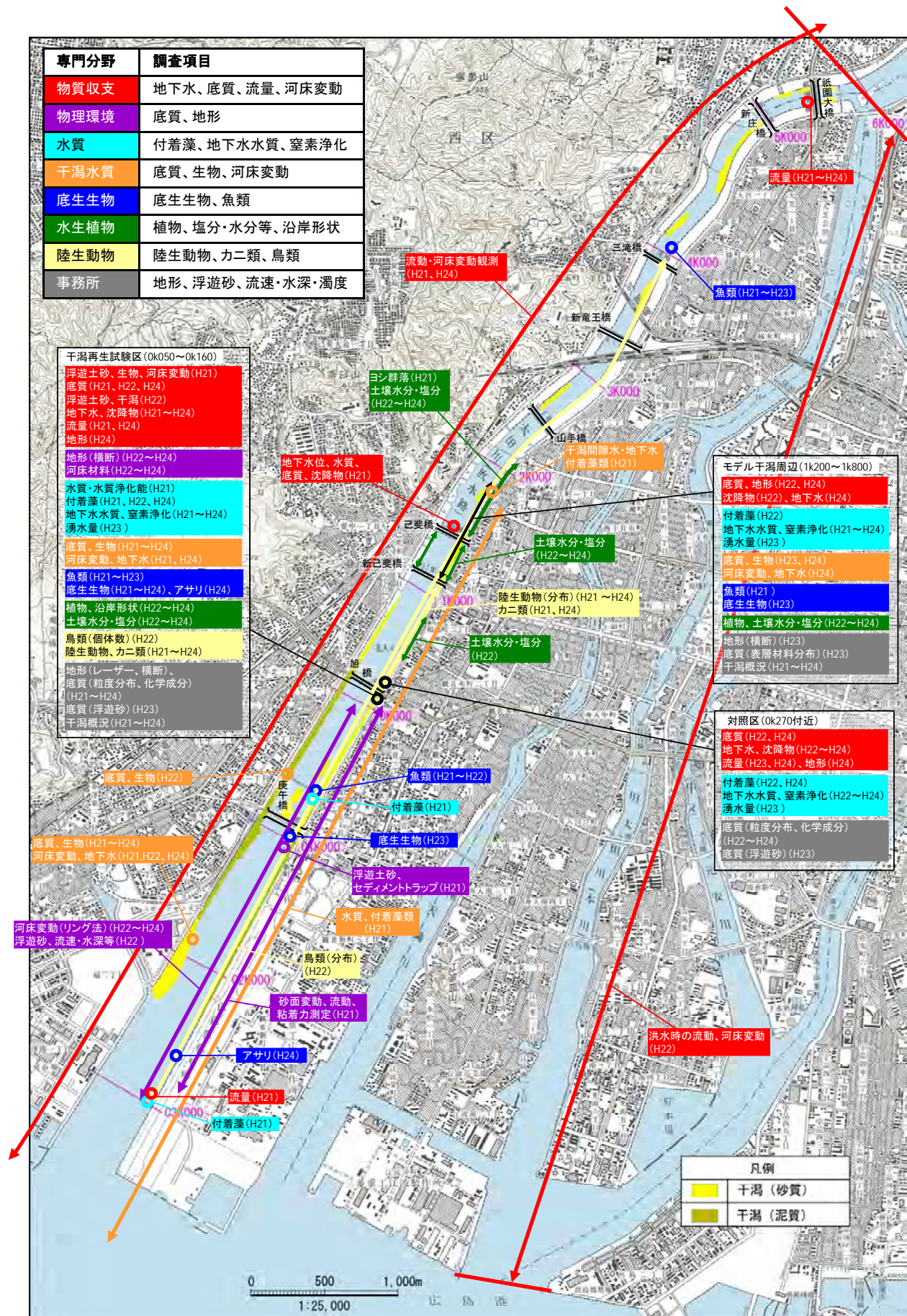


図 2.2.4-2 太田川生態工学研究会 第 2 期 (平成 21 年度 ~ 24 年度) 調査サイト位置

2.2.5 干潟再生試験区の変化の概況

(1) 干潟表層の変化の概況

干潟再生試験区施工後（平成 22 年 3 月 1 日～）の流況として、図 2.2.5-1 に矢口第一観測所（分派前）における流量を示す。試験区施工後 3 ヶ月目（平成 22 年 5 月 24 日）、4 ヶ月目（平成 22 年 6 月 27 日）に小規模な洪水が続いた後、施工後 7 ヶ月目（平成 22 年 7 月 14 日）に比較的大きな出水（分派点の上流の流量で約 4,200m³/s）を経験している。その後は、分派点の上流の流量で 1,000m³/s 未満の洪水のみで大きな洪水は発生していない。

また試験区完成以降、定期的に撮影している写真（巻末資料 2）によると、施工直後はほぼ均質の状態であった表層材料は、施工後 1 ヶ月目（平成 22 年 4 月 1 日）には干潟形状に応じて礫の分布が現れるようになり、施工後 2 ヶ月目（平成 22 年 4 月 29 日）には勾配変化点より堤防側で帯状の砂の堆積（バーム）が形成し始めるなど、日々の潮汐による変化が見られる。小規模な洪水が続いた施工後 3 ヶ月目（平成 22 年 6 月 2 日）、4 ヶ月目（平成 22 年 6 月 28 日）では表層に大きな変化は見られないものの、試験区間の高低差がなされている状況が現地を確認された。施工後 5 ヶ月目に発生した洪水後（平

成 22 年 7 月 26 日）はバームが消失し礫分の露出が顕著になるが、その 1 ヶ月後（平成 22 年 9 月 26 日）にはバームが再生し、出水前の状況に戻りつつある。なお、平坦部の斜面部から敷石護岸へすり付く部分にタイドプールが創出されることを狙って地盤高の低い箇所を設けていたが、土砂が堆積したためタイドプールは形成されていない。その後は大きな洪水はなく、バームが堤防側に移動するなどの微小な変化は見られるものの、概ね安定している状況が概観できる。

生物の観点では、試験区施工後 2 年目以降の春期から秋期にかけて塩生植物の生育が見られ、敷石の存在やバーム、平坦部の平坦部に形成された水たまりなどに依存して分布している（本書 2.8.5 を参照）。また、カニ類の種類も年々多様になっており、表層材料の分布に応じて生息している様子が現地を確認されている（本書 2.9.4 を参照）。

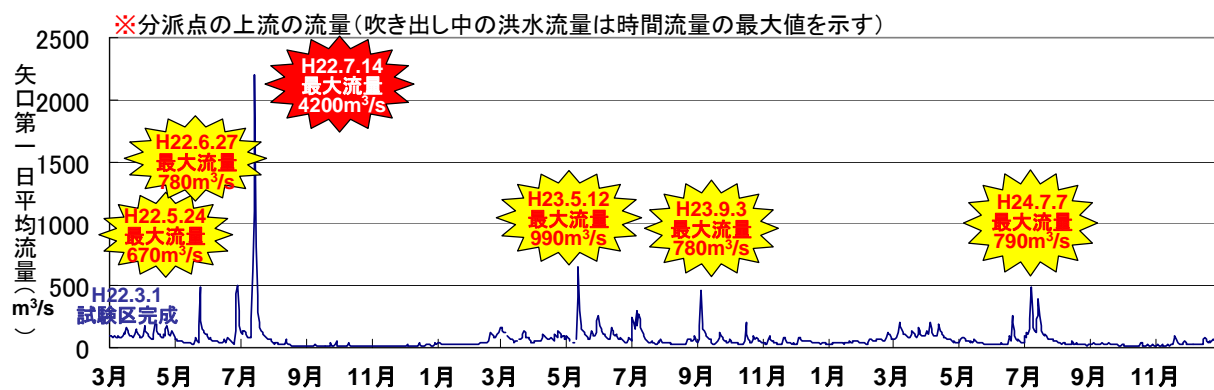


図 2.2.5-1 干潟再生試験区の完成以降の流況（矢口第一：分派前）及び干潟表層の経年変化

(2) 地形の変化の概況

干潟再生試験区では、定期的に地形調査（横断測量，レーザー測量）を実施しており，ここではレーザー測量による地形の変化の概況を示す（横断測量結果については，本書 2.4.4 を参照）。

図 2.2.5-2，図 2.2.5-3 に，試験区施工以降 3 回（平成 22 年 6 月 24 日，平成 23 年 7 月 15 日，平成 24 年 7 月 19 日）実施したレーザー測量結果の地盤高の差分により算定した地形変化量コンターを，表 2.2.5-1，表 2.2.5-2 に各区域の地形変化量の集計値を示す。

試験区全体としての侵食量は，施工後 4 ヶ月にあたる平成 22 年 6 月 24 日から平成 23 年 7 月 15 日までの約 1 年間（以下，“1 年目”と記載）で 235m³（単位面積あたり 5cm の河床低下），その後の平成 23 年 7 月 15 日までの約 1 年間（以下，“2 年目”と記載）で 16m³（単位面積あたり 0.3cm の河床低下）と，近年では変化量が小さくなっている。なお，1 年目の変化量には，平成 22 年 7 月洪水の影響が含まれるため，洪水による侵食量が大きい。

区域毎の変化量を見ると，1 年目の変化は，平坦区 2 の斜面部で侵食量が大きく（単位面積あたり 15cm の河床低下）特に護岸背面や勾配変化点周辺での侵食が顕著である。河道側の地盤高が低く冠水頻度の高い斜面部は，全体的に侵食傾向にあり，表面の砂が流出し礫が露出している状況が定期写真撮影結果からも確認できる。一方，地盤高の高い斜面区の平坦（緩傾斜）部では帯状の堆積（バーム）が見られ，全体として微堆積傾向にある（単位面積あたり 1cm の堆積）。また，2 年目は各区全体的に変化量が小さくなり，斜面区や平坦区 1 の平坦部の帯状の堆積が発達して堤防側に移動している。

このように，試験区施工から 1 年目の変化（平成 22 年 7 月洪水含む）で試験区の地形は大きく変化（侵食）するが，その後は大きな洪水が発生していないことから，局所的に微小な変化が見られるものの全体的な地形の変化としては概ね安定に向かっている状況が伺える。

(3) 底質の変化の概況

干潟再生試験区では，施工前後で定期的（夏季，冬季の年 2 回）に干潟表層の底質調査（粒度組成，化学成分）を定点（測線 0k000，0k075，0k270 上，堤防小段（及び河川敷護岸）法尻から 15m）で実施しており，ここでは試験区の上下流を含む定点における干潟表層の底質の変化の概況を示す（試験区における河床材料の全体的な変化については，本書 2.4.4 を参照）。

粒度組成

図 2.2.5-4，表 2.2.5-3 に，干潟再生試験区及び上下流における河床材料（干潟表層）の粒度組成の経年変化を示す。

試験区（0k075）の粒度組成は，試験区施工前後で代表粒径は同程度（ $D_{60} = 0.6\text{mm}$ ）であるが，施工前に比べて礫分の多い土砂が投入されている。平成 22 年 7 月洪水後に粗粒化（ $D_{60} = 0.79\text{mm}$ ）するが，その後は洪水前の状態（ $D_{60} = 0.6\text{mm}$ ）に近づき，大きな変化は見られない。

一方，試験区下流（0k000）の粒度組成は，平成 22 年 7 月洪水前に代表粒径が 0.6mm 程度であったのが，洪水後に細粒化（ $D_{60} = 0.37\text{mm}$ ）し，その後は洪水前の状態（ $D_{60} = 0.58\text{mm}$ ）に近づき，季節的に微小に変動している。平成 22 年 7 月洪水前後で，試験区（0k075）の砂分の割合が減少して，試験区下流（0k000）で増加していること，出水期にあたる夏季に試験区下流（0k000）の代表粒径が微小に細粒化していることから，試験区から流出した砂が下流に堆積している可能性が示唆される。

対照区（0k270）の粒度組成は，季節的に変動しており，試験区やその下流に比べて変動幅（ $D_{60} = 0.65 \sim 0.74\text{mm}$ ）は大きい。

化学成分

図 2.2.5-5，図 2.2.5-6 に，干潟再生試験区及び上下流における河床材料（干潟表層）の化学成分の経年変化を示す。

試験区（0k075）の河床材料の化学成分は，施工前後で変化しており，pH，含水率の減少は，地盤高が高くなったことによると考えられる。また，干潟造成から間もないことから，生物環境が定着していないことが，酸化還元電位（酸化状態（+）は，微生物・細菌が少なく，有機物分解も少ないこと示す）やクロロフィル a（藻類や植物の生育と関係）の変化に見られる。

試験区の河床材料の化学成分は，全体的に特異な値は示しておらず，上下流と同様に季節的に変動しながら，試験区施工前の状態に近づく傾向にある。

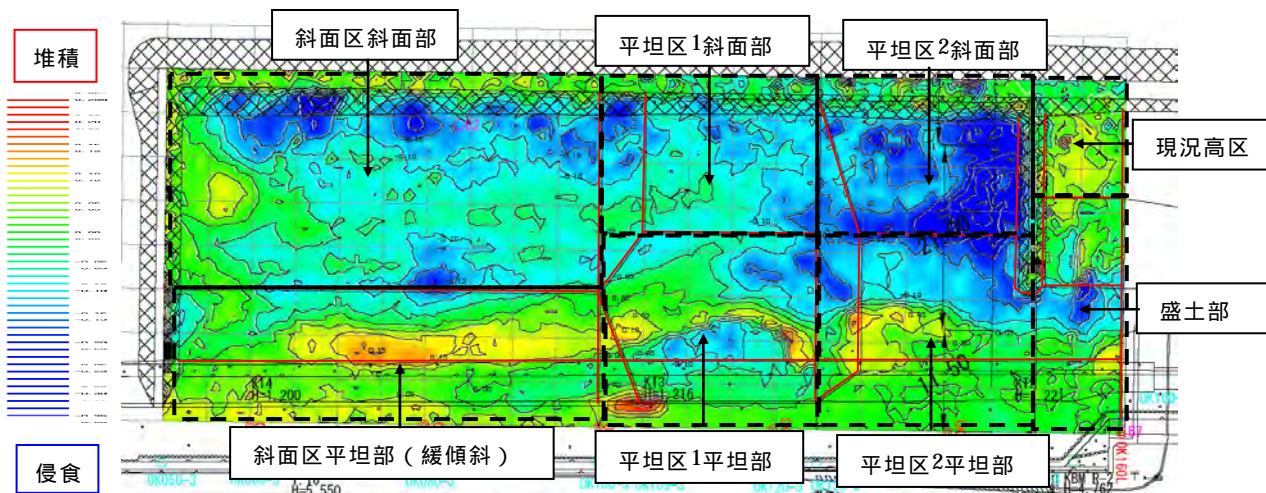


図 2.2.5-2 干潟再生試験区の地形変化量コンター（1年目：平成 22 年 6 月 24 日～平成 23 年 7 月 15 日）

表 2.2.5-1 干潟再生試験区の地形変化量（1年目：平成 22 年 6 月 24 日～平成 23 年 7 月 15 日）

	斜面区		平坦区 1		平坦区 2		盛土部	現況高区	合計	
	平坦部	斜面部	平坦部	斜面部	平坦部	斜面部				
面積[m ²]	750	1250	575	425	575	425	280	120	4400	
変化量 [m ³]	堆積量	21.7	6.6	8.2	0.3	5.6	0.9	2.1	3.9	49.3
	侵食量	-12.6	-94.8	-25.7	-39.8	-32.2	-64.7	-12.2	-1.8	-283.8
	合計	9.1	-88.2	-17.5	-39.5	-26.6	-63.8	-10.1	2.1	-234.5
単位面積あたりの変化量 [m ³ /m ²]	0.01	-0.07	-0.03	-0.09	-0.05	-0.15	-0.04	0.02	-0.05	

下流側の緩衝区域を含む

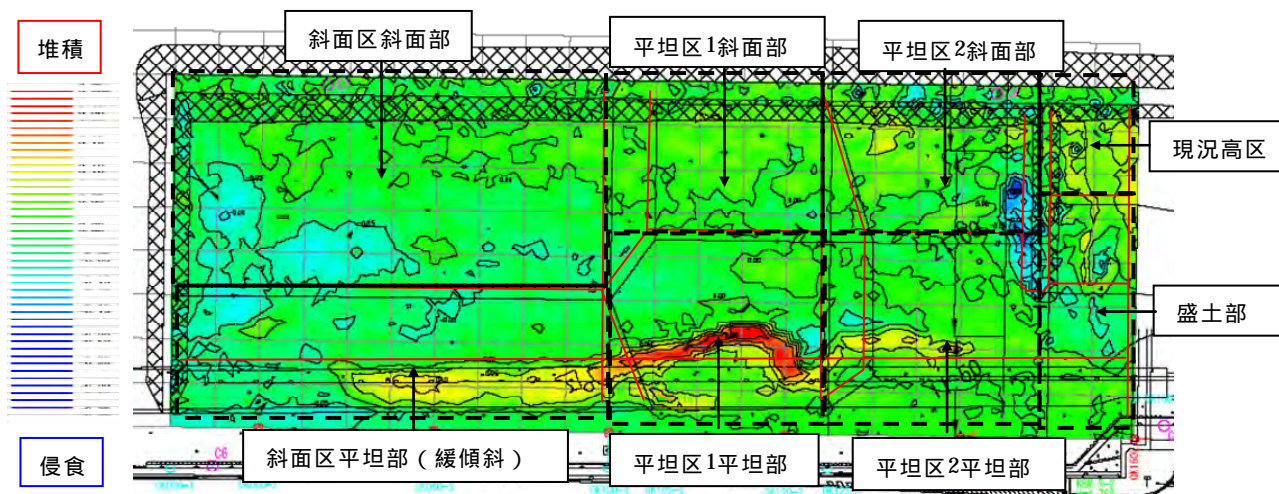


図 2.2.5-3 干潟再生試験区の地形変化量コンター（2年目：平成 23 年 7 月 15 日～平成 24 年 7 月 19 日）

表 2.2.5-2 干潟再生試験区の地形変化量（2年目：平成 23 年 7 月 15 日～平成 24 年 7 月 19 日）

	斜面区		平坦区 1		平坦区 2		盛土部	現況高区	合計	
	平坦部	斜面部	平坦部	斜面部	平坦部	斜面部				
面積[m ²]	750	1250	575	425	575	425	280	120	4400	
変化量 [m ³]	堆積量	9.8	3.5	16.9	6.7	7.7	7.2	3.5	5.5	60.8
	侵食量	-22.1	-31.8	-5.1	-2.1	-4.2	-7.4	-3.8	-0.7	-77.2
	合計	-12.3	-28.3	11.8	4.6	3.5	-0.2	-0.3	4.8	-16.4
単位面積あたりの変化量 [m ³ /m ²]	-0.02	-0.02	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.04	-0.003	

下流側の緩衝区域を含む

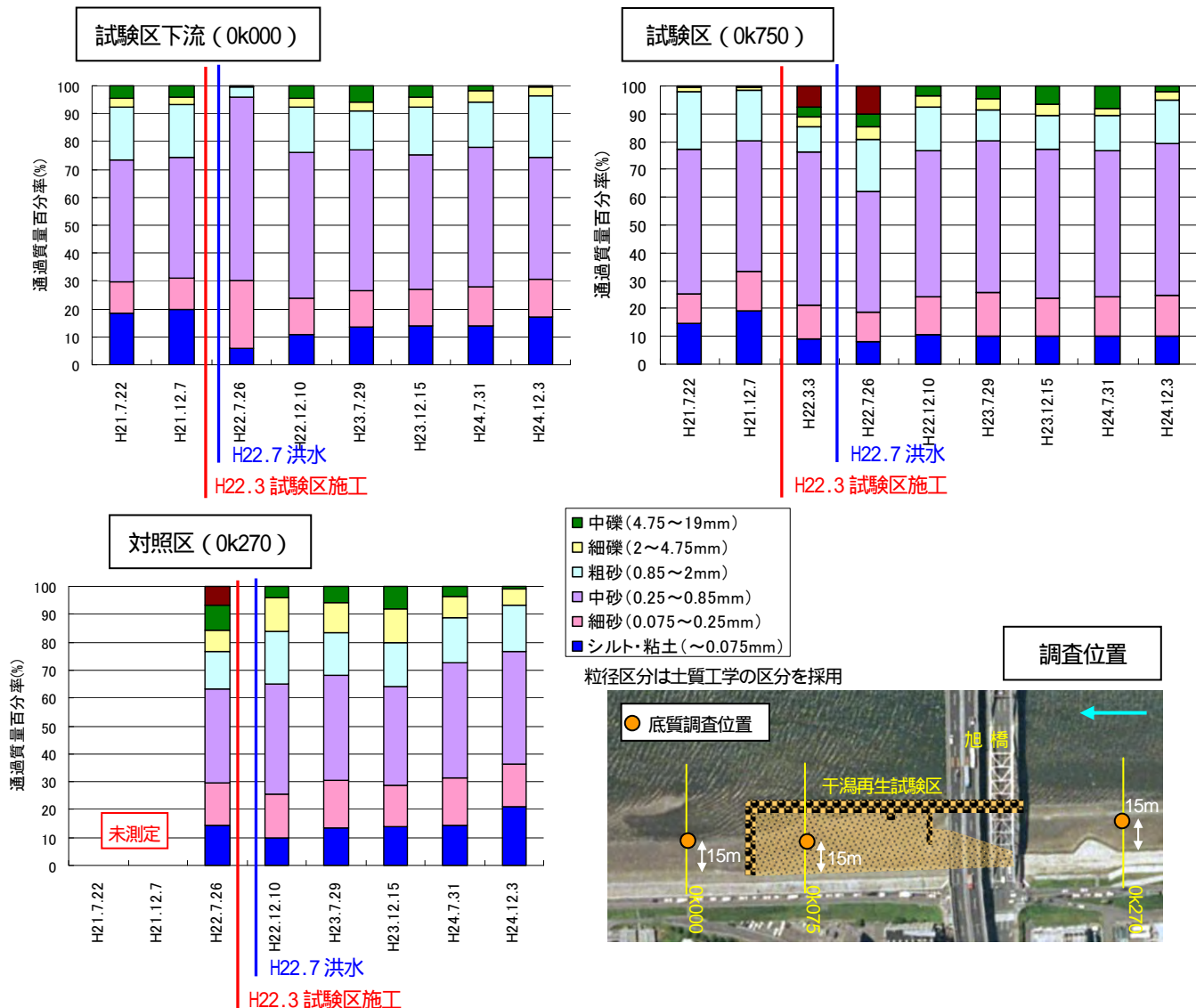


図 2.2.5-4 干潟再生試験区及び上下流の底質調査結果 (粒度組成の経年変化)

表 2.2.5-3 干潟再生試験区及び上下流の底質調査結果 (代表粒径の経年変化)

調査年月日	代表粒径 (60%粒径)		
	試験区下流 (0k000)	試験区 (0k075)	対照区 (0k270)
H21.7.22(試験区施工前)	0.62mm	0.60mm	-
H21.12.7(試験区施工前)	0.60mm	0.54mm	-
H22.3.3 (試験区施工直後)	-	0.60mm	-
H22.7.26 (施工後5ヶ月 出水後)	0.37mm	0.79mm	0.73mm
H22.12.10 (施工後9ヶ月)	0.58mm	0.60mm	0.72mm
H23.7.29 (施工後1年5ヶ月)	0.57mm	0.57mm	0.65mm
H23.12.15 (施工後1年9ヶ月)	0.59mm	0.60mm	0.74mm
H24.7.31 (施工後2年5ヶ月)	0.55mm	0.60mm	0.59mm
H24.12.3 (施工後2年9ヶ月)	0.60mm	0.60mm	0.55mm

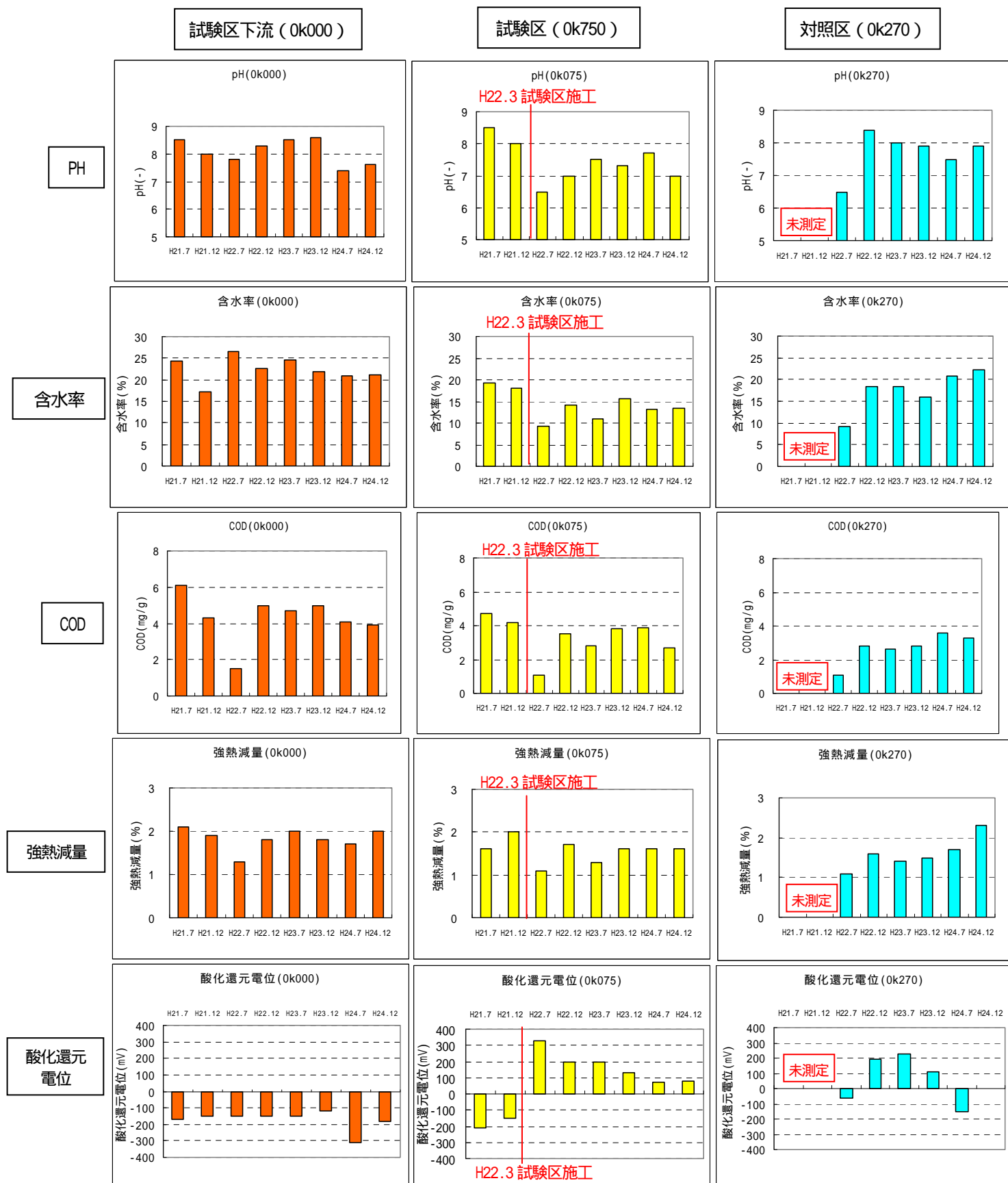


図 2.2.5-5 干潟再生試験区及び上下流の底質調査結果 (化学成分の経年変化) (1/2)

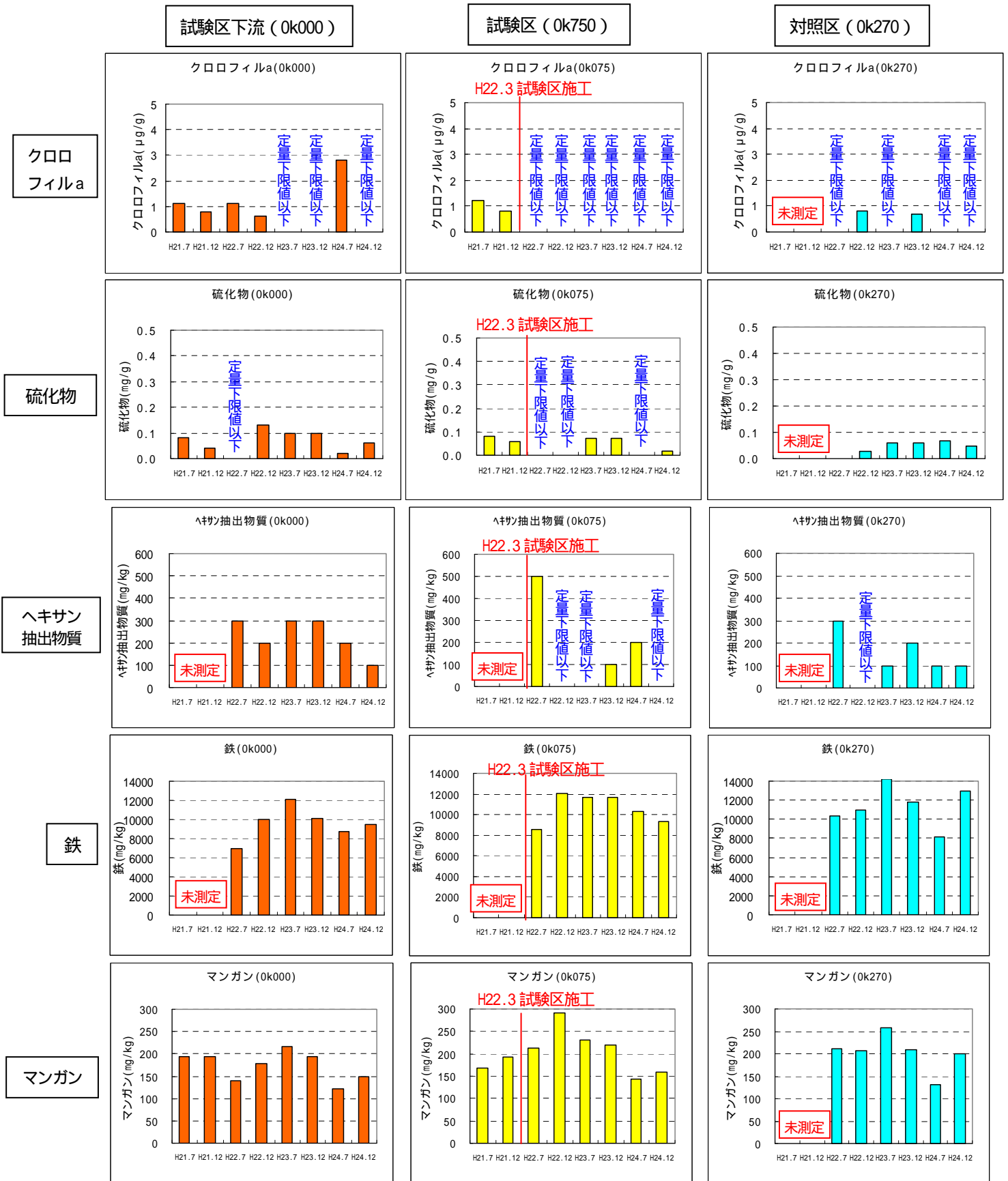


図 2.2.5-6 干潟再生試験区及び上下流の底質調査結果 (化学成分の経年変化) (2/2)

2.3 河口域での物質の輸送と河口干潟の変動に関する研究

福岡捷二¹・川西 澄²・日比野忠史²・中下慎也²・後藤岳久¹

1 中央大学 研究開発機構

2 広島大学大学院 工学研究科 社会環境システム専攻

2.3.1 序論

(1) 太田川放水路における塩分分布と塩水遡上および潮流と浮遊土砂輸送特性

太田川放水路の河口における最大潮差は4 mと大きく、放水路内の平均水深と潮差が同程度であることに加え、放水路上流端に位置する祇園水門の操作によって流入する淡水流量が大きく変化するため、放水路内の流れ場と塩分場は著しい非定常性を示す。大きな潮差によって、太田川放水路の河岸沿いには良好な干潟が形成されており、中流域にはフクド、ハマサジなどの塩生植物の群落が見られる。

治水上の問題に加えて感潮河川の環境を適切に保全していくためには、時々刻々大きく変動している塩分と流動を長期にわたって観測し、様々な時間スケールの変動と変動要因を把握しておく必要がある。

本研究では、放水路と旧太田川の分派点が感潮域にあるため不明であった、放水路分派流量を新たに開発した計測システムで連続モニタリングするとともに、放水路内の多点で計測した流速と塩分データから、塩水遡上と残差流（密度流、吹送流）の変動特性と変動に対する河川流量、風、潮差と平均水深の影響を明らかにする。

また、懸濁粒子は干潟の生態系と密接に関係している干潟の土壌環境に大きな影響を与えていることから、懸濁粒子の動態と輸送過程の解明は重要な課題と考えられる。そこで、塩分、流速とともに浮遊土砂濃度の連続観測を行うとともに、河岸干潟上における流速と浮遊土砂濃度を観測し、河川感潮域における浮遊土砂の輸送過程を把握する。河川感潮域における物質輸送を考える上で、上げ潮と下げ潮流速の大きさの違い（流速の非対称性）が重要となる。密度成層強度が上げ潮期と下げ潮期で異なっていると、上げ潮と下げ潮流速の鉛直分布形に差が生じる。この流速分布の違いは浮遊土砂の輸送に大きな影響を与えると考えられることから、河川流量とともに密度成層強度の変動特性を考察し、放水路の浮遊土砂輸送過程を明らかにする。

(2) 太田川デルタ河川網の洪水流と河床変動および放水路の干潟形状の洪水流による変化

太田川は下流域においてデルタを形成し、太田川放水路と5つの市内派川（旧太田川、天満川、元安川、京橋川、猿猴川）に分派し、潮位変動の大きい広島湾に流入している。このような河口デルタ上の流路網について、それぞれの河道の流れと河床変動を明らかにし、本川・派川の洪水流量配分を把握することは、太田川デルタの治水と汽水域の生態環境を把握する上で重要である。太田川デルタ河川の河岸沿いには、干潟が多く形成されており、汽水生物の貴重な生息・生育・繁殖の場となっている。太田川放水路はハマサジやフクドなどの塩生植物群落が広島湾域で唯一まとまって形成され、アサリやヤマトシジミなどの潮干狩りの場所にもなっている。一方、太田川放水路では、災害時の物資輸送を担う緊急用河川敷道路を河岸沿いに整備する計画があり、治水と干潟環境の保全を両立させた河川整備が求められている。河口干潟の環境を理解し、干潟を保全・再生するためには洪水時の流れと河床変動を把握することが不可欠である。

これまで河川流路網における洪水流解析については、一次元解析を用いた研究が多く行われてきた。例えば、伊藤(1970)、岩佐ら(1976)が一次元定常流解析に基づき検討している。金本・常松ら(1992)は河川流路網における洪水流の非定常一次元解析を構築し、太田川のデルタ河川に適用している。海外のデルタ河川については、デルタの発達に関する研究が多く行われている。以上の研究では、複雑な河川流路網において水位等の観測点が少なく、流路網の流れを代表する水理量が観測されていないため、流路網における平均的な流れと河床変動を説明する解析方法になっているとは言い難い。福岡は、洪水時の水面形の時間変化には、洪水の非定常性、河道・河床形状、河床変動、植生の挙動、分合流の影響等が積分された形で現れていることに注目し、観測水面形の時系列データを用いて洪水流・河床変動解析を行うことにより、種々の条件に対して河道の抵抗分布、洪水時の流れと河床変動を評価し、洪水流量ハイドログラフ等河川管理に必要な諸量が得られることを示してきた（福岡ら2004、福岡2005）。低平地における河川網では、それぞれの河川における水

位等の流れの状態が互いに影響しあう。このため、観測水面形時系列をどのような手順で再現し、流量配分を決定するかの判断が必要である。

本研究の目的は、第一に、経年的な河床形状や洪水流、河床材料のデータから、太田川デルタ河川網の洪水流とそれに応じた河床変動の特徴を把握し、デルタ河川網における水面形時系列観測値を用いた洪水流・河床変動解析法を構築し、各河川の洪水流量配分や洪水中の河床変動を把握する。第二に、太田川放水路における現存の河岸沿い干潟の形状が経年的にどのように変化し、さらに今後どのような変化をしていくのかについて、実測データと上述の解析法を用いて検討する。そして、今後緊急用河川敷道路を整備する区間において、現存干潟を保全していくための考え方を示す。

(3) 太田川放水路における干潟環境の形成

太田川は太田川デルタの扇頂で放水路と5本の市内派川に分派している。広島湾における潮差は大潮期には約4m、小潮期にも約2mあり、放水路では満潮時に海水が河口から10km上流の分派域を越えて遡上している(日比野ら, 2006a)。この潮差とデルタ地形の緩やかな河床勾配によって放水路には砂質干潟が発達している。放水路は1967年の構築から約45年を経て、現在では自然干潟としての機能を十分に有しており、海域から汽水域に生息する底生生物が多く生息している。

デルタ河口干潟の生態環境(底質環境, 水質環境, 生物生息環境)を形成する重要な要因として、水温や塩分だけでなく、海水の遡上形態、干潟に輸送される有機泥の性状(長戸ら, 2007)、干潟に繁茂する藻類の種類や出現量(工藤ら, 2003)、河川流量、地下水流れ(Burnett et al, 2003, Dale et al, 2007, トウら, 2008)等が挙げられる。特に、太田川放水路に流入する淡水流量は祇園水門(放水路)と大芝水門(市内派川)によって制御されており、平水時には計画上、概ね放水路へ1割、市内派川に9割が分派されているが、洪水時(矢口第一地点(分派前)の流量が約400m³/s以上)には祇園水門が開放され、放水路への流出量が急激に増大する。太田川では1980年代から矢口第一地点のピーク流量が1000 m³/sを超える洪水を25回以上経験しており、特に2005年には7200 m³/sの既往最大の洪水を経験した。放水路は洪水に伴う土砂輸送や数日間継続する河川水の淡水化等の多大な擾乱を受けており、洪水によって生態環境が甚大な影響を受けてきたことが考えられる。

また、河口への砂礫の堆積により形成された太田川

デルタは地下30m付近まで砂礫が堆積し、地下水位の変動量が大きい特性を有している(駒井ら, 2008)。沿岸帯水層における水循環については帯水層中に形成される塩水楔について多く議論がなされてきたが(Zhang et al, 2002, 内山ら, 2001)、生態環境を考慮した研究は少ない。太田川では、太田川デルタ地下水が河川の塩分状態や海域・河川への有機泥の堆積等に影響を及ぼしていることが徐々に明らかとなっており(駒井ら, 2007, 日比野ら, 2006b)、広域的な地下水循環もデルタ河口干潟の生態環境を形成する重要な要因であることが予想される。そこで、本研究では十数年にわたる連続調査結果から、太田川放水路に形成された干潟の特性を明らかにし、洪水やデルタ地下水位の変動等を含めた種々の要因が生態環境に及ぼす影響について検討した。

さらに、太田川放水路中流域(0k000~2k200)には河道内に構築された敷石護岸や捨石護岸により、河道が低水路と高水敷に区分されている。河道が複断面形状を有する場合には、高水敷と低水路間に地下水流が形成されることが予想される。沿岸域に構築された構造物が生態系に及ぼす影響に関しては、防波堤周辺の流れ場に応じて変化する底質環境や生物生息環境について多くの研究がなされている(加藤ら, 1999, 上月ら, 1995)が、河川構造物周辺に形成された地下水場や生態環境を対象とした知見は少ない。そこで、豊かな河川環境を創造するために必要な機能を発揮する構造物の在り方について明らかにすることを目的として、河川構造物周辺で形成された生態環境について検討した。

2.3.2 太田川放水路における塩分分布と塩水遡上

(1) 放水路 - 旧太田川分派点の流量と放水路への分派流量 (川西ら, 2010)

太田川は河口から約 9 km 上流地点で放水路と旧太田川に分派しているが、分派点が感潮域にあるため、平常時における正確な流量配分率はよく分かっていない。治水上の観点から河川流量の把握が重要であることは言うまでもないが、河川流量は放水路内の塩分分布を決める重要なパラメーターであるので、流量配分の実態を把握しておくことは重要である。

図 2.3.2-1 は、祇園水門が全開とならない範囲での矢口流量 Q_Y に対する流量比の変化を示したものである(ただし、赤点は祇園水門が全開)。使用したデータは 2009 年 6~7 月の期間に観測されたもので、日平均操作により潮汐周期変動は除いてある。 Q_Y は矢口第 1 水位観測所(分派点の約 5km 上流地点)での水位流量曲線(H-Q)から求めた流量、 Q_0 は河川事務所により ADCP を用いて計測された大芝水門流量、 Q_G は祇園大橋の直下流部で河川音響トモグラフィ(Kawanisi ら, 2010; 川西ら, 2011; Kawanisi ら, 2012)により連続計測されている流量である。(a)は総流量 $Q = Q_0 + Q_G$ と矢口流量 Q_Y の比、(b)は大芝水門流量 Q_0 と矢口流量 Q_Y の比を示したものである。

図 2.3.2-1 をみると、分派点の総流量と大芝流量の矢口流量に対する割合は、 $Q_Y \approx 100 \text{ m}^3/\text{s}$ で最大となり、総流量で約 5 割、大芝流量で 4 割程度矢口流量を上回っている。分派点から約 1.5 km 上流で合流する古川の流量は $3 \sim 4 \text{ m}^3/\text{s}$ と小さかったことから、古川流量がこのような大きな不一致を引き起こす原因とは考えられない。いまのところ、矢口流量より分派点流量が大きくなる原因は不明である。

図 2.3.2-2 に放水路への分派率を示す。ただし、洪水時の大芝流量としては、工兵橋と三篠橋で行われた浮子観測流量を合算したものを使用している。祇園流量と大芝流量の比を示している (a) をみると、流量比は矢口流量が $150 \text{ m}^3/\text{s}$ 付近のとき約 0.05 の最小値をとり、より小さな流量範囲では、矢口流量が減少するにつれて、流量比は 0.4 まで増加する傾向を示している。祇園水門が全開となっている場合、矢口流量が増加するにつれて流量比は増加し、浮子観測結果の平均値である 1.4 に近づいている。なお、1.4 の流量比は、大型模型実験の結果(水田ら, 1968)にほぼ等しい。

祇園流量と矢口流量の比は、矢口流量が $150 \text{ m}^3/\text{s}$ 付近で約 0.1 の最小値をとり、矢口流量が少ない場合、0.1~0.4 程度の範囲に分布している。流量が増加するにつれて分派比は増加し、洪水時の分派比である約 0.6 に漸近している。ただし、祇園計測地点は第 1 水位観測所から約 6 km 下流に位置するので、流量変動

に遅れがあること、また潮汐の影響を受けていることに注意する必要がある。

図 2.3.2-3 は、2009 年 6 月の平常時における日平均矢口流量と日平均大芝水門流量の関係を示したものである。矢口第 1 水位観測所から分派点までの取水量は $3 \sim 4 \text{ m}^3/\text{s}$ 、分派点から 1.5 km で合流する古川の流量は $1 \sim 3 \text{ m}^3/\text{s}$ であり、太田川流量に比べるとわずかである。

図 2.3.2-3 示すように、矢口流量と大芝水門流量間に線形回帰式を当てはめると、負の切片値を持つことが分かる。図 2.3.2-4 は、2009 年~2010 年の平常時における日平均矢口流量と日平均祇園流量の関係を示したものである。矢口流量と大芝流量間の回帰式とは反対に、図 2.3.2-4 の線形回帰式の切片は正で、約 $8 \text{ m}^3/\text{s}$ である。

こうしたことから、大芝水門を通過する河川水の一部が、潮汐によって祇園水門から放水路に流入しているものと推測される。各月の平常時における矢口流量と大芝流量間の線形回帰式の切片を求めてプロットしたものが、図 2.3.2-5 である。2009 年の 8 月と 9 月を除いて、切片値は負で、観測期間内の平均は $-8.6 \text{ m}^3/\text{s}$ である。

旧太田川と放水路間の流量は水理条件によって大きく変化する可能性があり、その把握は困難で、今後の課題である。

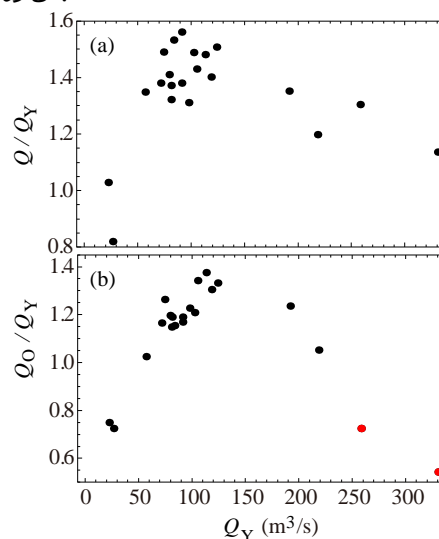


図 2.3.2-1 矢口流量と流量比の関係；分派点の総流量と矢口流量の比(a)、大芝流量と矢口流量の比(b)

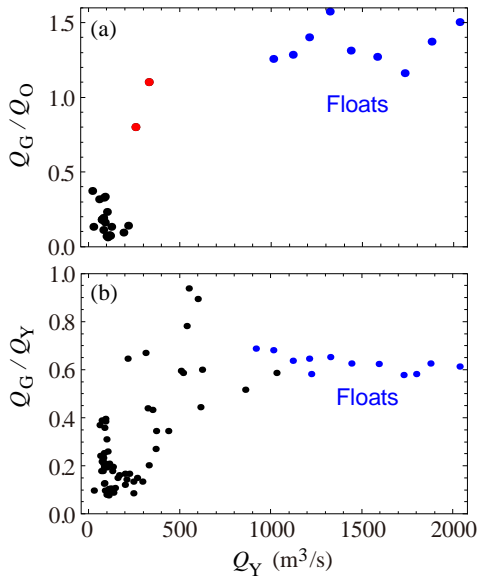


図 2.3.2-2 矢口流量と流量比の関係；祇園流量と大芝流量の比(a)，祇園流量と矢口流量の比(b)

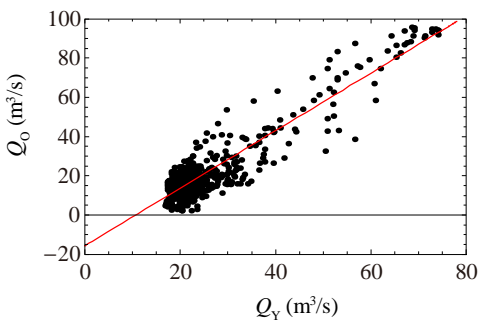


図 2.3.2-3 2009 年 6 月の平常時における矢口流量と大芝水門流量の関係

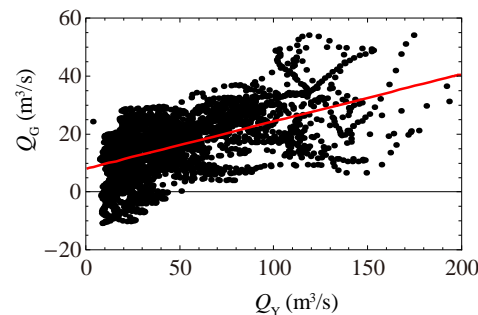


図 2.3.2-4 2009 年～2010 年の平常時における矢口流量と祇園流量の関係

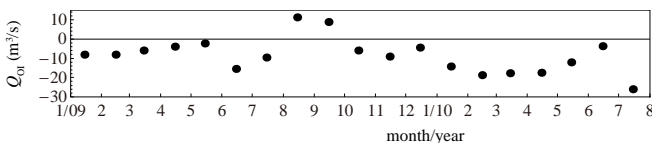


図 2.3.2-5 平常時における矢口流量と大芝流量間の線形回帰式の切片値の経月変化

(2) 祇園大橋，己斐橋歩道橋，旭橋地点における塩分の変動特性

1) 己斐橋歩道橋

河口から約 4.8 km 上流 (1K400 付近) に位置する己斐橋歩道橋で観測されたたに出水期と平水期の結果を図 2.3.2-6 と図 2.3.2-7 に示す (川西ら, 2008). 測定期間はそれぞれ, 2006 年 5 月 25 日 9 時～9 月 18 日 18 時と 2006 年 10 月 25 日 12 時～2007 年 2 月 28 日 10 時である. 鉛直方向に等間隔で歩道橋橋脚に設置した 5 個の水溫塩分計と水圧式水位計および大気圧計により, 水溫, 塩分, 水位が 20 分間隔で連続測定された. 水溫塩分計の河床からの設置高さは 0.2, 1.2, 2.2, 3.2, 4.2 m である.

図 2.3.2-6, 7 の上から順に, 矢口第 1 観測所での河川流量, 塩分の鉛直分布, 河床から 4.2 m と 0.2 m における塩分の経時変化である. ここで, z は河床からの高さ, S_s と S_b はそれぞれ河床から 4.2 m と 0.2 m の高さにおける塩分である. また, 図(b)の黒線は水面の位置を表している.

最大潮差が約 4 m と大きいため, 図 2.3.2-6, 7(b) の塩分鉛直分布には水柱全体の塩分を測定できていない時間帯が存在していることに注意する必要がある. 図 (c) に示す S_s が 0 となっているのは, 出水時を除けば, センサーが干出していることが原因である. 図 2.3.2-6 の観測期間内に祇園水門が全開となる出水が 5 回発生している.

底層塩分をみると, 祇園水門が全開となっている期間では潮汐位相にかかわらず塩分は 0 となっており, 塩水は完全にフラッシュされ, 満潮時でも己斐橋歩道橋まで到達していない. 本地点は潮汐流程の範囲内に位置しているため, 水門平常後の底層塩分の回復はかなり速く, 水門が平常時の状態に戻ると, 上げ潮期の 6 時間で底層塩分は 0 から 20 程度の値まで回復している. 一方, 上層塩分の回復は底層に比べると遅く, 出水前の値に復帰するのに 20 日程度を要している. 大潮期の塩分は潮汐位相によって大きく変動しており, 底層の塩分は低低潮時にスパイク的に減少している. また, 後述するように日平均塩分は大潮期より小潮期の方が高い.

日周潮以下の変動を除いた長周期変動 (日平均値) の経時変化を図 2.3.2-8 に示す. 上から順に, 平均風速, 平均水位, 平均潮差, 底層の平均塩分である. 風速は広島気象台の風速・風向データを放水路に沿った風速に変換したもので, 風向は放水路上流方向を正としている. 図 2.3.2-8 (a) の平均風をみると, 夏季は

上流方向，冬季は下流方向の風が卓越している．平均水位の経時変化には，9月が最も高く2月に最低となる年周期の変動に加え，8月と9月中旬には台風の接近にともなう気圧低下に対応した変動がみられる．

平均底層塩分の経時変化には，出水にともなう大きな減少のほかに，潮差の増減に対応した変動が明瞭にみられる．すなわち，平均底層塩分は潮差と逆相関の関係がある．これは，潮流が強い大潮期には，鉛直渦

動粘性係数が大きく，密度流による塩水遡上が妨げられるためである．

上流方向の風によって誘起される吹送流は底層の塩水遡上を助け，下流方向風は逆に遡上を助長する．風の影響度は潮差にも関係し，小潮期に顕著である．回帰分析の結果，潮差，河川流量と上流方向の風が塩水の遡上を助け，平均水深の増加は塩水の遡上を助長することが明らかになった（川西ら，2007a）．

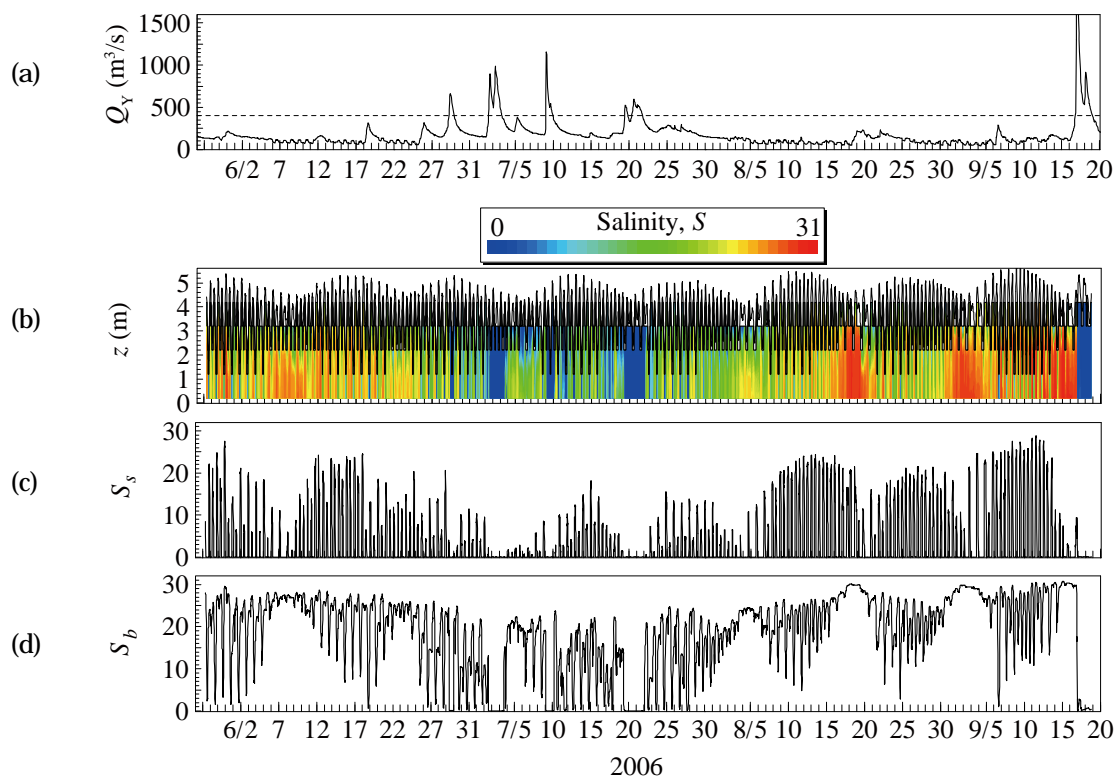


図 2.3.2-6 出水期における河川流量(a)，塩分の時空間分布(b)，上層塩分(c) と底層塩分(d) の経時変化

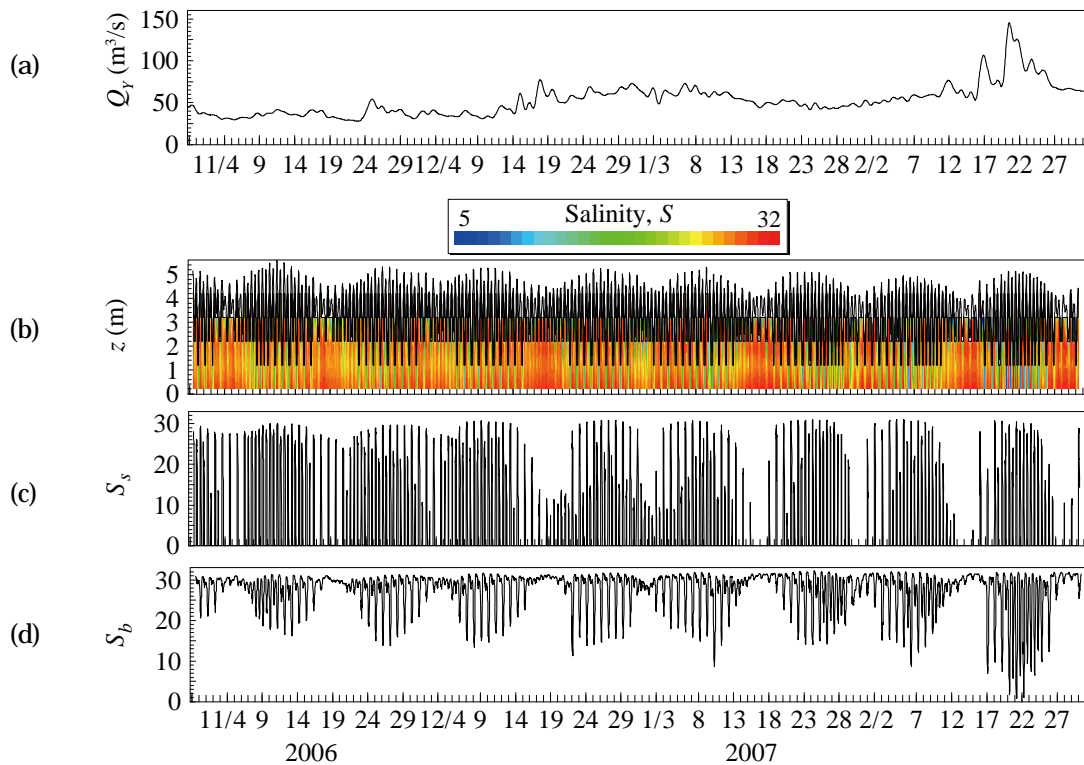


図 2.3.2-7 平水期における河川流量(a), 塩分の時空間分布(b), 上層塩分(c) と底層塩分(d) の経時変化

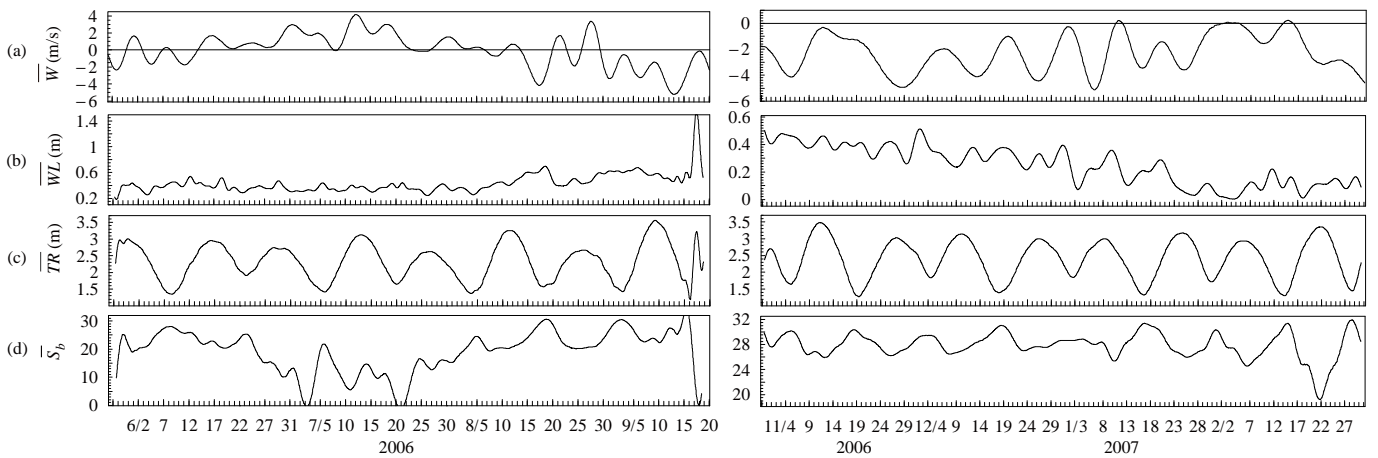


図 2.3.2-8 水路に沿った平均風速(a), 平均水位(b), 平均潮差(c) と底層平均塩分(d) の経時変化

2) 祇園大橋と旭橋

河口から約 9 km 上流 (5K500 付近) に位置する祇園大橋と約 3.4 km 上流 (造成干潟, 0K100 付近) に位置する旭橋で観測された塩分の長期変動を図 2.3.2-9 に示す. 祇園大橋の塩分は河川音響トモグラフィシステムによって計測された断面平均塩分 (川西ら, 2009a; 川西ら, 2009b) で, グレーの部分は欠測期間である. 旭橋の塩分は T.P. -1.5 m に設置された塩分計で計測された塩分である.

2009 年 7 月の出水により塩分は大きく低下し,

祇園水門が全開となっている期間では両観測地点とも塩分は 0 で塩水は完全にフラッシュされている. 河口に近い旭橋地点は潮汐流程の範囲内にあるため, 祇園水門が平常状態になると上げ潮流によって塩水が遡上し, 速やかに塩分が回復している. これは上述した己斐橋歩道橋の結果と同様である.

一方, 潮汐流程より約 3 km 上流に位置する祇園大橋地点では, 上げ潮流によって塩水が遡上することは出来ないため, 祇園水門が平常状態になっても 2~3 週間程度塩分の回復はない. 祇園大橋地点への

塩水遡上は、密度流と塩分拡散によって行われることになる。祇園大橋地点へ塩水が到達した数日後には、旭橋地点の塩分はほぼ完全に出水前の値に回復している。

祇園大橋地点では、矢口流量が少ないときの潮汐

にともなう塩分変動は非常に大きく、0~30 の範囲で変動している。祇園水門が平常状態であっても矢口流量が増えると塩分は大きく低下し、祇園塩分は河川流量に敏感であることが分かる。

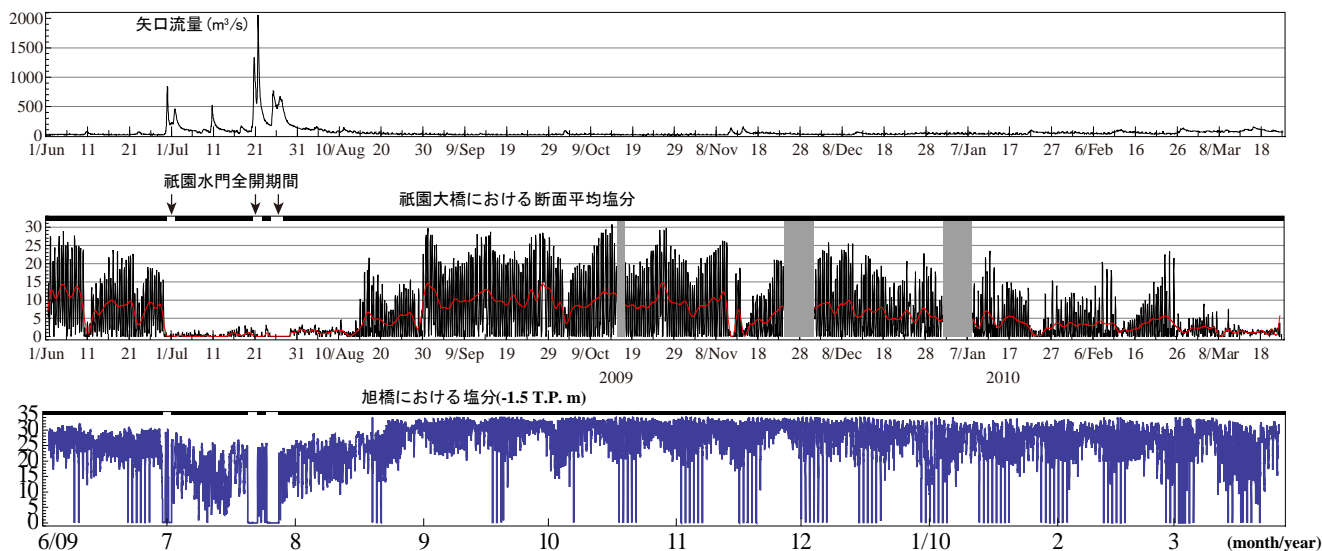


図 2.3.2-9 祇園水門操作と矢口流量，祇園大橋塩分，旭橋塩分の時系列

(3) 密度成層強度の変動特性 (川西ら, 2004)

一般に、河口域では河川から流入する淡水のために、大きな水平方向の密度勾配が存在する。そのため、密度成層強度は潮流によって短時間に大きく変動する。密度成層、鉛直渦動粘性と鉛直循環流の相互作用、変動過程は河口域における物質の長期的な輸送に大きく影響していると考えられ、その実態を把握しておくことは重要である。そこで、河口から約 2.8 km 上流地点 (COK700 付近) で表底層の密度と ADCP による流速の鉛直分布の観測を行った。

1) 潮汐位相と密度成層

密度成層の強さを表す指標として、成層状態にある水柱を一様な状態にするのに要する単位体積あたりのエネルギー が使われる (Simpson and Hunter, 1974)。

$$\phi = \frac{1}{h} \int_{-h}^0 (\hat{\rho} - \rho) g z dz = K g h \Delta \rho \quad (1)$$

ここで h は水深、 ρ は密度、 $\hat{\rho}$ は水深平均密度、 z は水面を 0 とした鉛直座標で、 $\Delta \rho$ は底表面層間の密度差 $\rho_b - \rho_s$ である。 K は密度の分布形に依存する係数で、中水深に密度躍層がある場合 1/8、直線分布の場合 1/12 の値をとる。

大潮期の時間変動

図 2.3.2-10 (a) に大潮期の観測結果を示す。流速は $z/h = -0.8$ (赤線) と -0.2 (黒線) におけるものである。基本的に Tidal Straining (TS) に対応する周期的な成層強度の変動を示し、上げ潮期はほぼ強混合状態にある。ただし、平均水深が小さいため、上述のように底面で発生する乱流による鉛直混合と大きな水深変化によって、最大の干潮時ではなく、下げ潮初期に起こっている。水深の大きな沿岸域の結果 (川西ら, 2010; 川西ら, 2006) と異なり、干潮時は混合状態にある。成層強度の時間変動は大きく、潮汐 1 周期の間に、下げ潮初期の強い成層状態から干潮付近の強混合状態まで出現している。表底層の流速差は密度成層強度に対応して、小潮期に非常に大きくなっている。

小潮期の時間変動

図 2.3.2-10 (b) に小潮期の観測結果を示す。成層強度の最大値は高高潮時に起きている。底表面層の密度差は大潮期と異なり、干潮と満潮付近で最大となっている。底層の密度変化は非常に小さく、成層強度の変動はほとんど表層の密度変動によって引き起こされている。小潮期は潮流が弱く渦動粘性係数も小さいため、表層の密度変動は風の影響を強く受けている。すなわち、海陸風の影響を受けて、成層強度の変動には 1 日周期の成分が卓越している。

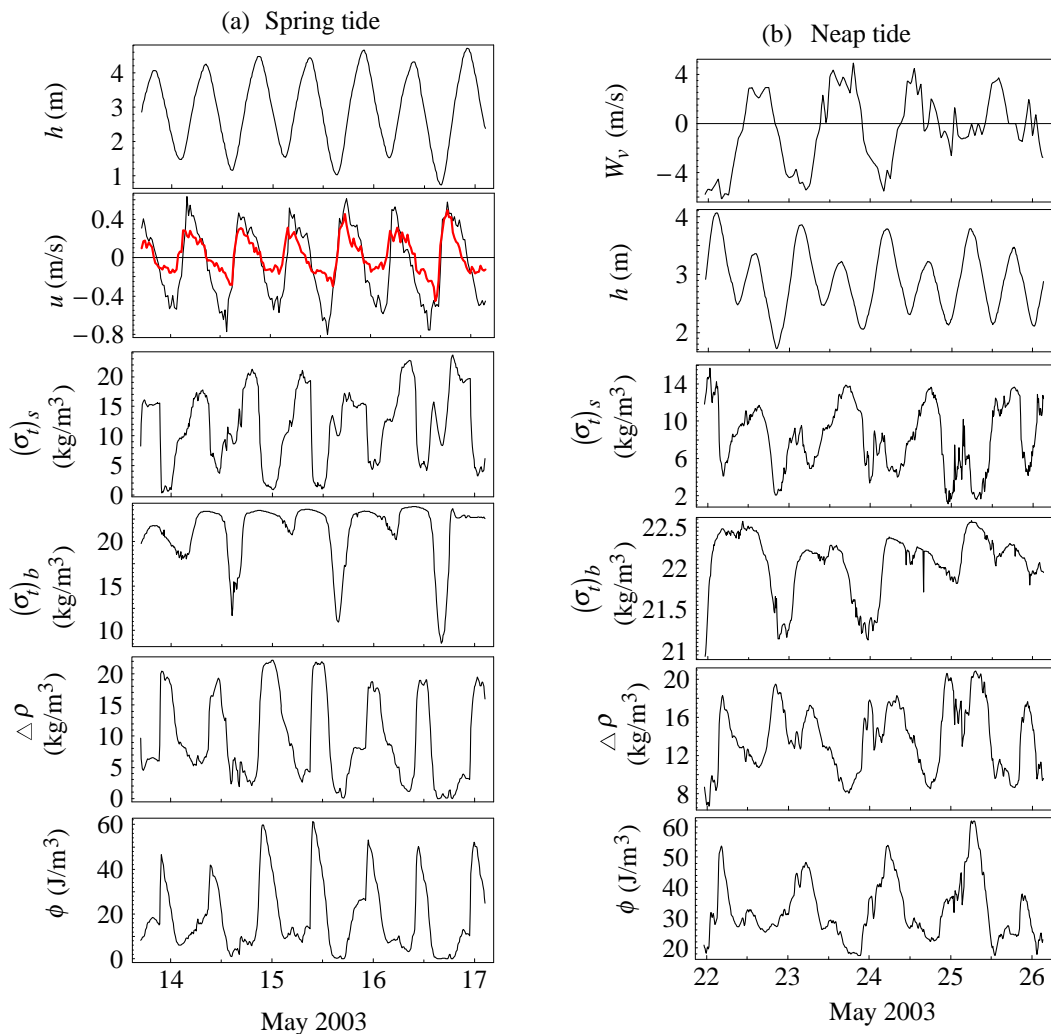


図 2.3.2-10 大潮期と小潮期における経時変化； h ：水深， u ：表底層流速（黒が表層，赤が底層流速）， (σ_s) ：表層密度， (σ_b) ：底層密度， $\Delta\rho$ ：密度差， ϕ ：成層強度， W_v ：風速の北方成分

2) 密度成層強度の長期変動

上述した短期変動に加えて、潮流にともなう乱流混合や潮汐流れが大潮 - 小潮周期で増減するため、密度成層は大潮 - 小潮に対応した約 2 週間周期の変動を示すものと考えられる。さらに、気象擾乱や淡水流入量の変化に応じた密度成層変動も予想される。

図 2.3.2-11 は全観測期間における水深と表底層の密度の経時変化である。潮差は 5 月中旬の 3 m から 5 月下旬の 0.4 m まで変化している。潮汐周期平均の表層密度は小潮期に減少する傾向がある。台風 4 号の影響で河川流量が増加している 5 月末から 6 月初めにかけて表層の密度は減少しているが、底層では出水にともなう顕著な密度低下は祇園水門が全開となった 6 月 1 日の低低潮時にしか見られない。

図 2.3.2-12 (a) に示すように、大潮期の密度差の変動は非常に大きく、 $0 \sim 20 \text{ kg/m}^3$ の範囲で変動している。小潮期における潮汐周期平均密度差は表層密度の低下にともなって大きくなっている。6 月初めは大潮期であるが、上述したように、台風 4 号の影響で表層密度が低下したために一時的に密度差が大きくなっている。図 2.3.2-12 (b) 中に示した太い実線は成層強度パラメーターの日平均値の経時変化である。も密度差と同様、大潮で小さく、小潮で大きくなる傾向を示している。

図 2.3.2-13 に、大潮期（潮差 2.5~4 m）と小潮期（潮差 0.5~2 m）における河川流量と日平均成層強度の関係を示す¹²⁾。大潮期は、河川流量の増加に伴って日平均 ϕ が緩やかに増加し、流量が約 $230 \text{ m}^3/\text{s}$ の時にピークを示している。小潮期は河川流量が $50 \sim 100 \text{ m}^3/\text{s}$ で日平均 ϕ が急激に増加しており、少

ない流量でも密度成層が発達する事が分かる．このように，日平均成層強度の増加の仕方・大きさは異なるが，観測地点では大潮期・小潮期共に河川流量が 250 m³/s 程度までは流量の増加にともなって成層強度が強められ，それ以上になると逆に弱められるという傾向がある．

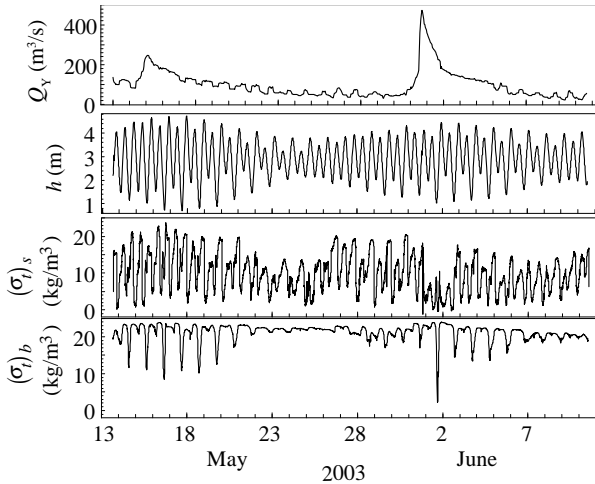


図 2.3.2-11 矢口流量，水深，表層密度，底層密度の経時変化

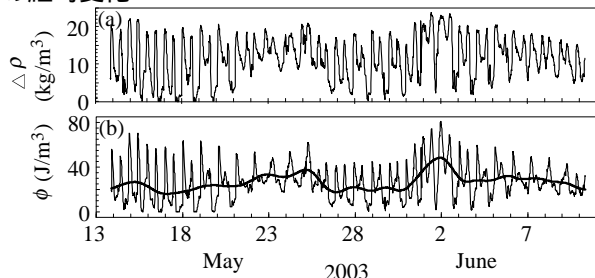


図 2.3.2-12 表底層の密度差(a)と成層強度パラメータ(b)の経時変化

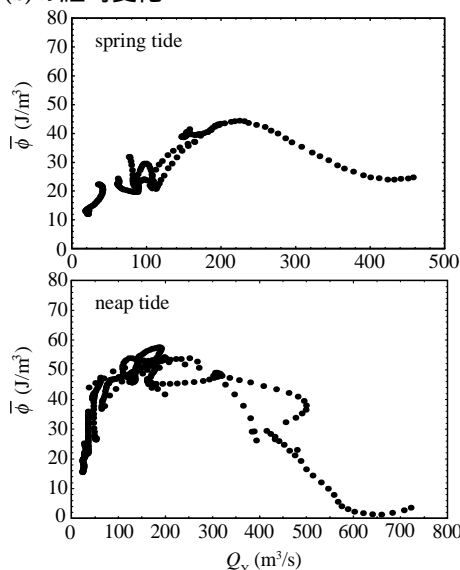


図 2.3.2-13 大潮期，小潮期における矢口流量と密度成層強度の関係

(4) 残差流と塩水遡上速度 (川西ら，2007a)

ここでは，河口から約 4.8 km 上流 (1K400 付近) の己斐橋歩道橋で観測された塩分・水温と流速の鉛直分布から，平水期における残差流と塩水遡上速度の特徴を述べる．

1) 残差流の変動特性

図 2.3.2-14 に相対高さ $\zeta (\equiv z/h) = 0.3, 0.5, 0.7$ における残差流の経時変化を示す．本報告では，日周潮以下の周期変動を除いた主流方向流速の日平均値を残差流としている．下層 $\zeta = 0.3$ では観測期間を通して残差流は上流方向である．鉛直方向の流速差は潮流による鉛直混合の強さに応じて大潮期に小さく，小潮期に大きくなっている．

いずれの相対高さでも潮差の影響が最も大きく，潮差が小さくなるほど上流方向の残差流が大きくなっている．こうした残差流(密度流)の変動が，前述した塩分の長期変動を引き起こしている主要原因であると考えられる．

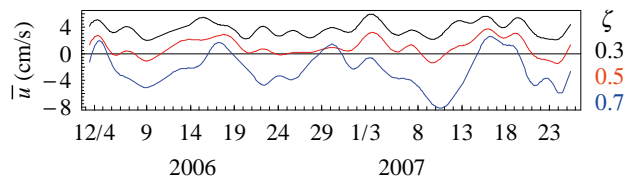


図 2.3.2-14 残差流速の経時変化

2) 海水遡上速度の変動特性

広島湾の平均的な塩分 32.5 を用いて，底層における広島湾起源の海水の移流(遡上)速度を次式で評価した．

$$S_f = u_b \frac{S_b}{32.5} \quad (2)$$

ここで， u_b は河床からの高さ $z = 0.2$ m における底層流速である．

図 2.3.2-15 に(2)式で求めた底層における海水の平均遡上速度の経時変化を示す．底層における塩分と残差流はともに潮差と逆相関にあるので，平均遡上速度の経時変化には大潮-小潮周期が明瞭にみられる．観測期間の平均遡上速度は 1.5 ~ 5 cm/s の範囲で変動している．重回帰分析結果によれば，平水期には潮差の平均遡上速度に与える影響が，矢口流量や風などの影響より圧倒的に大きい．

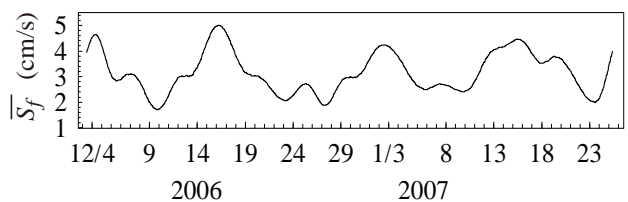


図 2.3.2-15 海水遡上速度の経時変化

(5) 塩分分布の特徴

祇園大橋地点（5K500 付近）と旭橋地点（0K100 付近）における塩分の横断面内分布をそれぞれ図 2.3.2-16 と図 2.3.2-17 に示す。祇園大橋地点ではほとんどの潮汐位相で強い塩分成層がみられ、塩水楔状態になっている。右岸側の水門だけが開度 0.3 m で開いているため、下げ潮時には横断面位置で塩分成層に差が見られる。干潮時は深みに少し塩水が残っているが、大部分の深さが淡水で占められている。

図 2.3.2-17 の旭橋地点における塩分の横断面内分布は、大潮期の下げ潮初期のものであるが、上層を流下してきた低塩分水によって成層が発達している。横断方向への塩分勾配はほとんどない。水路中央部における塩分分布の経時変化を図 2.3.2-18 に示す。満潮の 1 時間後～干潮の 2 時間前あたりまで塩分成層が形成されているが、他の期間では塩分成層はほとんどみられない。造成干潟の地盤表面（T.P. 0 m）は、12 時から 14 時前にかけて低塩分水にさらされていることがわかる。

M-Y 乱流モデルを用いて塩分の縦断分布を計算

した結果を図 2.3.2-19, 20 に示す。数値計算を行う場合、信頼性のある結果を得るためには実測値に基づく正しい境界条件を与えることが必須である。ここでは、上流境界条件として河川音響トモグラフィシステムによる、祇園大橋地点の流量と塩分の実測値を用いている。

図 2.3.2-19 に示す祇園水門平常時の結果をみると、干潮時は河口付近を除いて、塩分成層はほとんどみられない。一方、満潮時は放水路下流域の 1/3 は強混合状態で、塩分成層はないが、中上流域では塩分成層が形成されている。

図 2.3.2-20 は祇園水門の全開直前、全開中、平常復帰後最初の満潮時の塩分分布を示したものである。開門直前でも河川流量が増加しているため、放水路全体で塩分成層が形成されている(a)。開門後は底層塩分もフラッシュされ、放水路内は淡水で占められ、塩分成層は消滅している(b)。祇園水門が平常状態に復帰すると、潮流によって塩水が遡上し、水門復帰後最初の満潮時には、潮汐流程まで塩水が遡上している(c)。

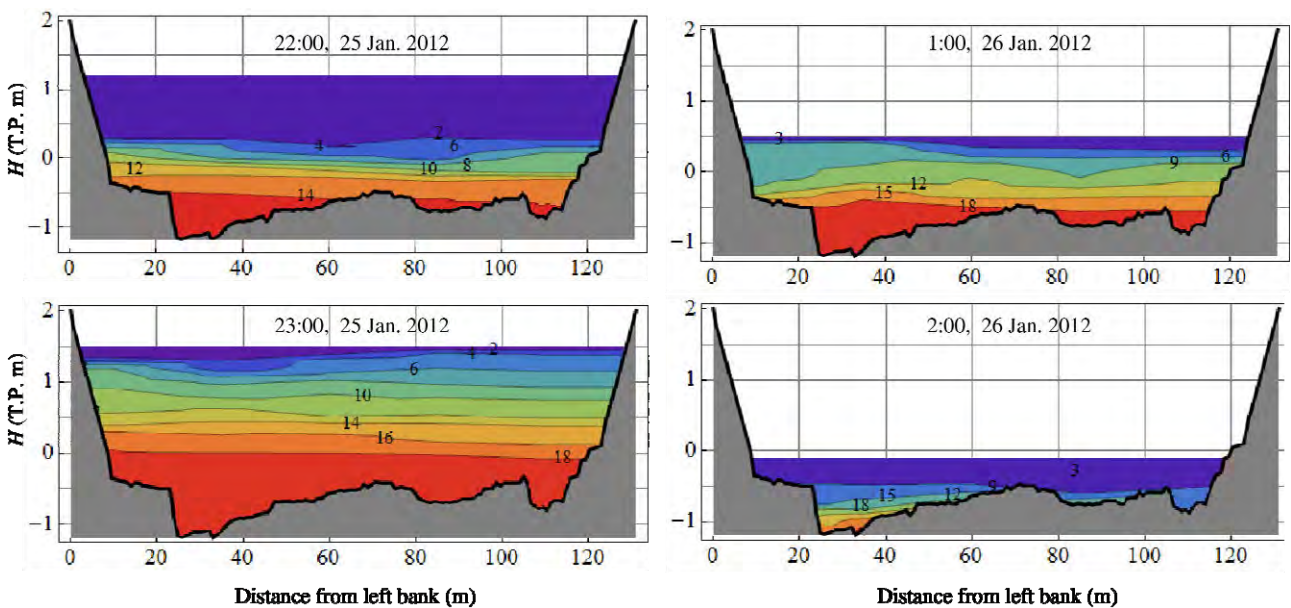


図 2.3.2-16 祇園大橋地点における塩分の横断面内分布

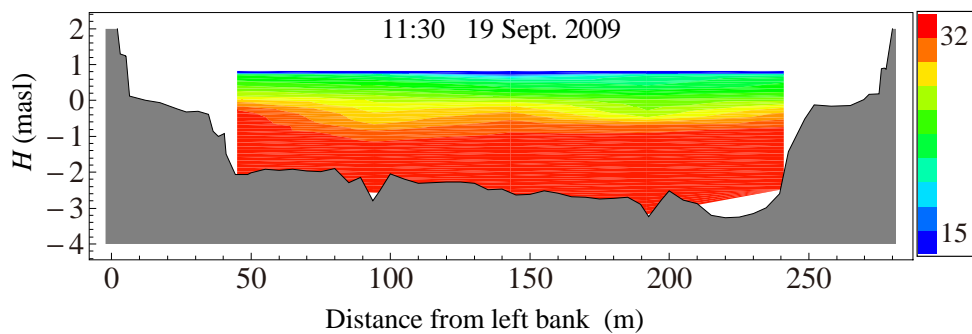


図 2.3.2-17 旭橋地点における塩分の横断面内分布

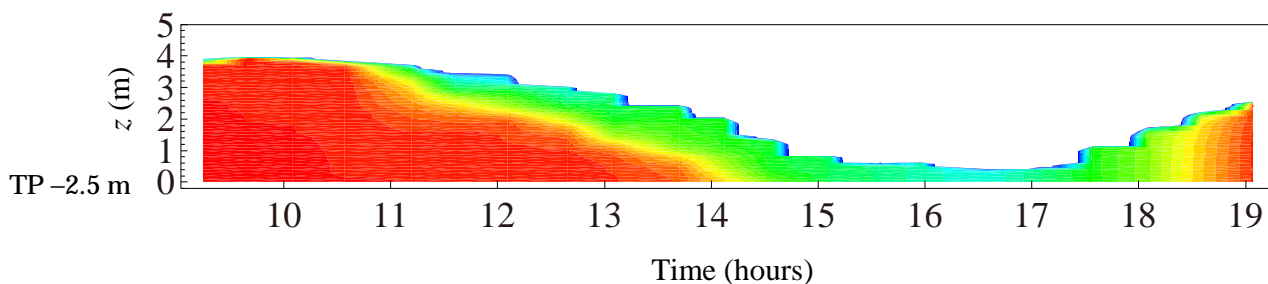


図 2.3.2-18 旭橋地点水路中央部における塩分分布の経時変化を

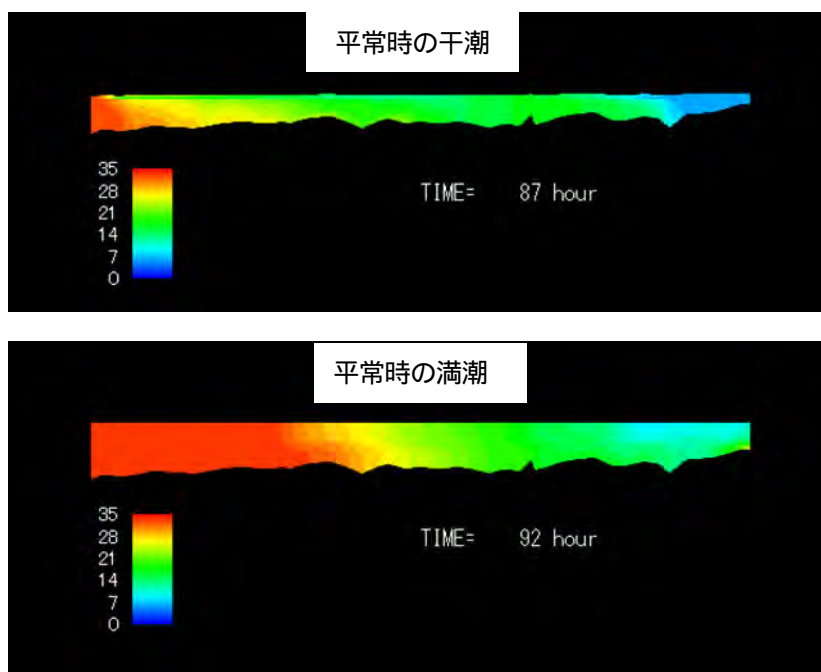


図 2.3.2-19 平常時の塩分縦断分布シミュレーション結果

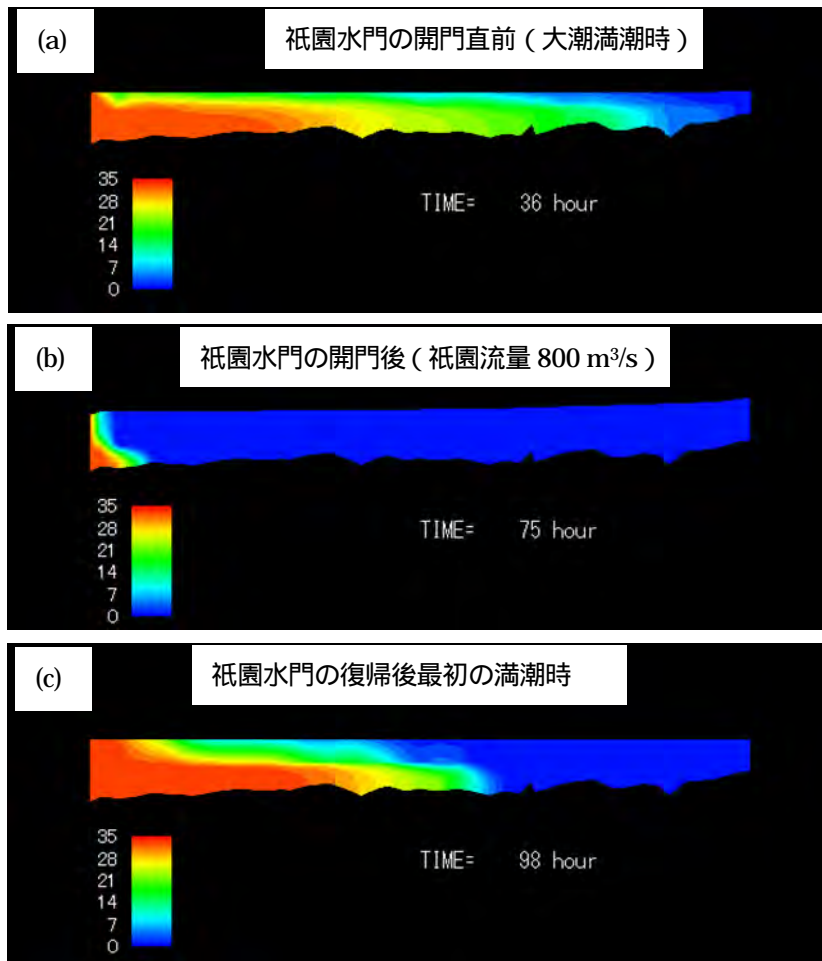


図 2.3.2-20 祇園水門の全開直前(a), 全開中(b), 平常復帰後最初の満潮時(c)の塩分縦断分布シミュレーション結果

2.3.3 太田川放水路における潮流による浮遊土砂輸送特性

(1) 放水路における潮流の特徴 (川西ら, 2005a)

河川流量が少ない冬季に, 河口から約 1.2 km (C2K300 付近) と 2.8 km 上流 (C0K700 付近) の地点(以下では, それぞれ Sta.B, Sta.A と呼ぶ) で ADCP を用いて観測された流速データをもとに, 放水路における潮流の特徴を述べる。

Sta.A と B で観測された水深と水深平均流速の経時変化を図 2.3.3-1 に示す。ただし, 主流方向流速は上流方向を正としている。太実線は水位変動の日平均振幅 η_a と水深平均流速変動の日平均振幅 U_a を示したものである。水位変動と平均流速変動の間には約 90 度の位相差があり, 一般的な河川潮汐と同様に放水路内の潮汐は定在波の性格を持っている 8)。

河口に近い Sta.B における水深平均流速の振幅

は, Sta.A での流速振幅の約 1.3 倍の大きさを示しているが, これは以下の単純化した解析解から予測される値とほぼ一致している。

$$U(x,t) = \frac{\bar{h}}{h(t)} \sqrt{\frac{g}{h}} \frac{\sin k(x-\ell)}{\cos k\ell} \eta_0 \left(t + \frac{T}{4} \right)$$

ここで, η_0 は河口での水位変動, T は水位変動の周期, ℓ は水路長, h は平均水深, そして $k = 2\pi/L$ は波長 $L = T\sqrt{gh}$ の入射波の波数である。

図 2.3.3-1 の平均流速変動をみると, 流速の非対称性 (下げ潮の最大流速より上げ潮の最大流速の方が大きい) は Sta.B より Sta.A の方が顕著になっていることが分かるが, これは, 非線形性に基づく流速波形の非対称性と, 密度成層強度の変動が上流に向かって増大するためである。

図 2.3.3-2 は Sta.A における大潮期の水深平均流速の変動波形を示したものである。平均流速の変動

波形は正弦曲線から大きく歪み、最大流速の発生は干潮側に寄っている。これは、平均水深が小さく、潮汐にともなう河積の変化が大きいためで、破線で示した式の推定変動波形の歪み方は、実線の実測値と良く一致している。

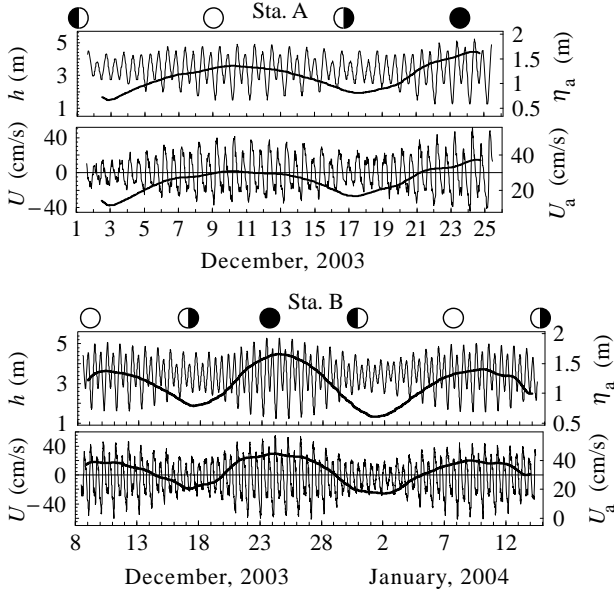


図 2.3.3-1 水深と深さ平均流速の経時変化

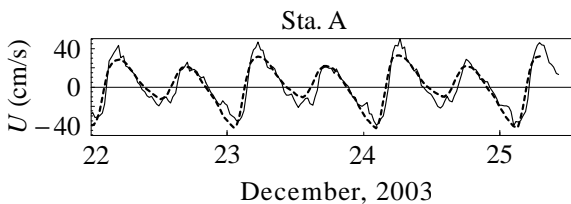


図 2.3.3-2 深さ平均流速の変動波形

(2) 流速の鉛直分布と底面せん断応力 (川西ら, 2005a)

上述したように Tidal Straining (TS) による密度成層の変動によって、流速分布は下げ潮位相と上げ潮位相で大きく異なることが予想される。

河口から約 2.8 km 上流 (C0K700 付近) の Sta.A における下げ潮と上げ潮位相で平均した流速分布を示すと図 2.3.3-3 のようになる。(a)が豊水期、(b)が低水期の分布である。密度成層の強い下げ潮期の流速は、上層に向かって急激に流速が増加しており、中層より上では対数則からはもちろん、“対数+直線”則からもずれて、上に凸な分布形をしている。一方、上げ潮流速は、中層より河床に近い部分では対数分布からのずれは少ない。(a)の豊水期の上層部は河川流の流下を反映して、水面に向かって流速が減少している。

以上の結果から、断面平均流速の強さが下げ潮位

相と上げ潮位相で同程度なら、底層流速と底面せん断応力の最大値は上げ潮位相で起こることになる。

図 2.3.3-4 は底面せん断応力の観測値と数値計算値の経時変化を示したものである。せん断応力の非対称性は大きく、観測期間中の上げ潮と下げ潮の最大せん断応力の比は観測結果と計算結果でほぼ等しく、約 1.9 である。ここには示さないが、下流側の Sta.B における応力比は約 1.5 である。

図 2.3.3-5 は数値計算から求めた最大せん断応力比と最大、最小せん断応力の縦断方向変化を示したものである。せん断応力比は、祇園水門で計算条件として与えた最も大きい河川流量 $Q_G = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ の場合を除いて、河口部で最小となっている。河口部の沖側で応力の非対称性が強くなるのは、重力循環流と TS による密度成層変動の影響が大きいためで、上流に向かって非対称性が強くなるのは、潮汐波の非線形変形が原因であると考えられる。

放水路への流入流量 Q_G が増加するに従い、放水路内のせん断応力比は減少していくが、その傾向は上流ほど顕著である。河口部の沖側では TS により、河川水の流入がある方がせん断応力比は大きくなる。

図 2.3.3-5 (b) に示した最大、最小剪断応力の分布を見ると、河川流量増加による応力非対称性の減少は主に、上げ潮期のせん断応力の減少によることが分かる。なお、図 2.3.3-5 (b) に示されている実線は、線形解析解を示している。

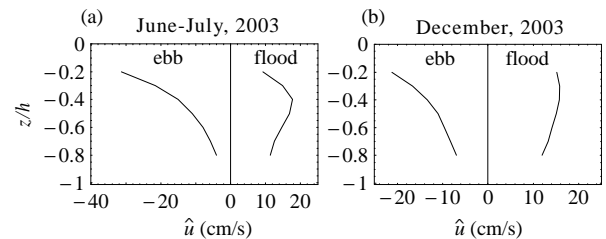


図 2.3.3-3 下げ潮と上げ潮位相における位相平均流速の鉛直分布；(a) 豊水期，(b) 低水期

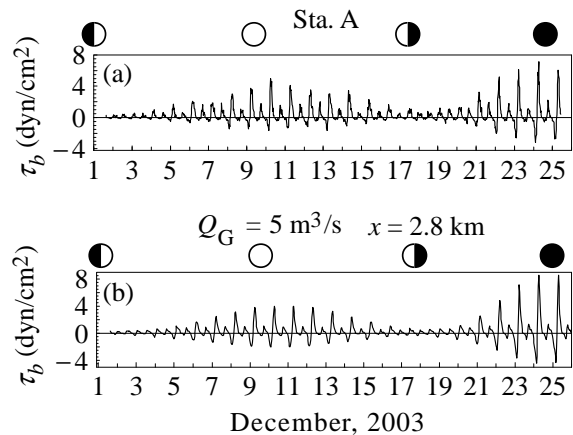


図 2.3.3-4 底面せん断応力の経時変化；(a) 観測値，(b) 計算値

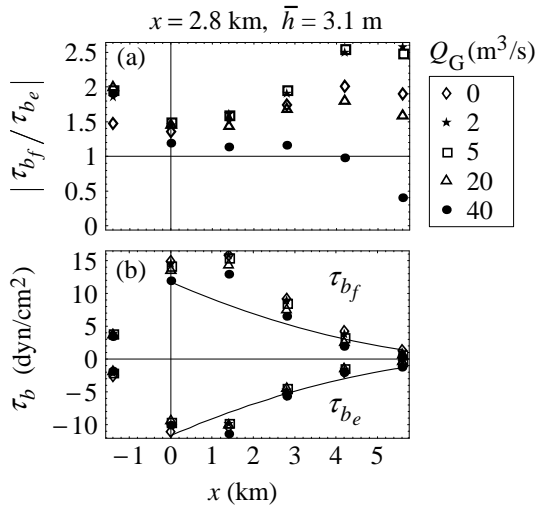


図 2.3.3-5 (a) 底面せん断応力比の縦断分布と祇園流量によるその変化；(b) 最大底面せん断応力の縦断分布と祇園流量によるその変化

(3) 主流方向の浮遊土砂輸送

河口から約 2.8 km 上流 (C0K700 付近) の Sta.A における 2005 年夏季の表底層流速, 高さ 0.6 m における浮遊砂泥濃度, 濁度, Chl.a の経時変化を図 2.3.3-6 に示す (川西ら, 2007b). ADCP の音響散乱強度から求めた浮遊砂泥濃度は, 濁度計の値と良く一致している. 浮遊砂泥濃度の顕著な上昇は大潮期の低低潮前後に発生しており, 流速のピークと一致していることから, 濃度変動は主に河床堆積物の再懸濁により引き起こされている事が分かる. 蛍光光度から推定された Chl.a 濃度は基本的に, 浮遊砂泥濃度・濁度と同様な変動を示しており, 堆積土砂に付着している藻類を検出している可能性がある.

図 2.3.3-7 に, 河口から 2.8 km 地点における浮遊土砂輸送率とその日平均値の経時変化を示す¹²⁾. なお, 浮遊土砂輸送率は次式により評価しており, 上流向きを正としている.

$$Q_s = B \int_{z_0}^{z_1} u(z) C(z) dz \quad (3)$$

ここで B : 川幅, z_0 : 測定第 1 層目 (深度 0.75 m), z_1 : $0.8hm$ である. 輸送率の変動には大潮期低低潮前後の濃度のピークに対応したピークが見られる. また, この時間帯以外の輸送率の値は小さく, 浮遊土砂輸送は間欠的が強い. 大潮期における上げ潮時の輸送率は下げ潮時の値より大きく, 日平均輸送率の値が正になっていることから, 2.8 km (C0K700 付近) 地点では, 浮遊土砂は 1 潮汐間で上流方向へ輸送されていることがわかる.

図 2.3.3-8 に観測地点での大潮期 (潮差 2.5 ~ 4 m) と小潮期 (潮差 0.5 ~ 2 m) における河川流量と

日平均浮遊土砂輸送率の関係を示す (川西ら, 2006). 大潮期の日平均輸送率は, 河川流量が約 $100 \text{ m}^3/\text{s}$ の時に最大となり, 流量がそれ以上になると流量の増加にともない減少している. しかし, 河川流量が水門操作の行われない $400 \text{ m}^3/\text{s}$ 未満であれば, 下流方向への輸送は生じていない. また河川流量が $30 \text{ m}^3/\text{s}$ 以下の場合, 流量の減少にともない日平均輸送率も減少している. これは, 河川水の流入量が少なすぎると TS による密度成層強度の変動が無くなり, 流速分布の非対称性も生じなくなるためである.

小潮期における日平均輸送率は小さく, 上流方向への輸送はほとんど生じていない. 逆に, 河川流量が約 $140 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上になると日平均輸送率は負となり, 浮遊土砂は下流方向へと輸送されることが分かる.

潮差と日平均輸送率の関係を図 2.3.3-9 に示す (川西ら, 2007b). ただし, 河川流量の影響も把握できるように, プロット点の直径を矢口流量に比例して変化させてある. 前述したように, 放水路下流域では平水時, 日平均土砂輸送率は正で浮遊土砂は上流方向に輸送されており (潮差が小さく, 河川流量が大きい場合を除く) 輸送率は潮差とともに大きくなる事が明瞭に見て取れる.

祇園水門の開度が小さい平常時では, 河川流量が日平均土砂輸送率に与える影響は以下の通りである. 1) 潮差がある程度大きい期間では, 河川流量の増加は密度成層強度の変動を強め, 上流方向への土砂輸送率を増加させる. 2) 潮差が小さい期間では, 河川流入は上流方向への土砂輸送を妨げ, 河川流量の増加とともに下流方向への土砂輸送率は増加する.

観測データには大潮期に河川流量が大きい場合が含まれていないが, 河川流量がある値を超えれば, 大潮期であっても浮遊土砂は下流に押し流されることになり, 上流方向輸送は河川流量の増加とともに減少すると考えられる.

図 2.3.3-10 は 2004 年 9 月に, 河口から 2.8 km (C0K700 付近) と 5.8 km (2K300 付近) 地点で同時に測定した, 平水時における浮遊土砂輸送率とその累積値を示している (川西ら, 2005b). ただし, 上流方向輸送率を正としている. 日平均をすると 2.8 km 地点では上流方向, 5.8 km 地点では下流方向に輸送されているので, 両地点間では堆積傾向にある. 河口付近からの溯上量は上流からの輸送量よりも 5 倍以上大きい.

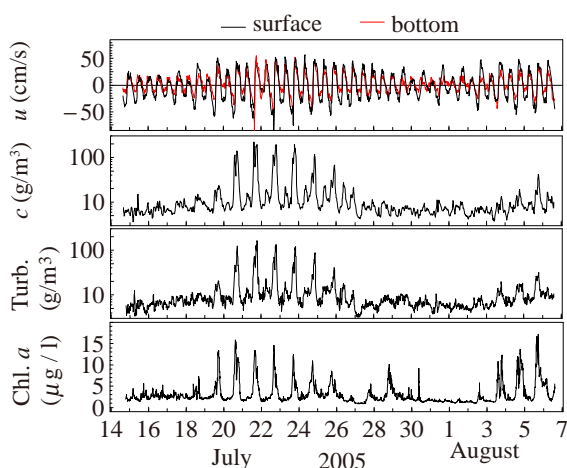


図 2.3.3-6 表底層流速，高さ 0.6 m における浮遊砂泥濃度，濁度，Chl.a の経時変化

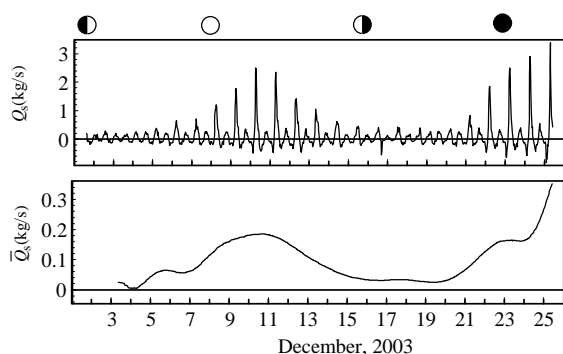


図 2.3.3-7 浮遊土砂輸送率とその日平均値の経時変化

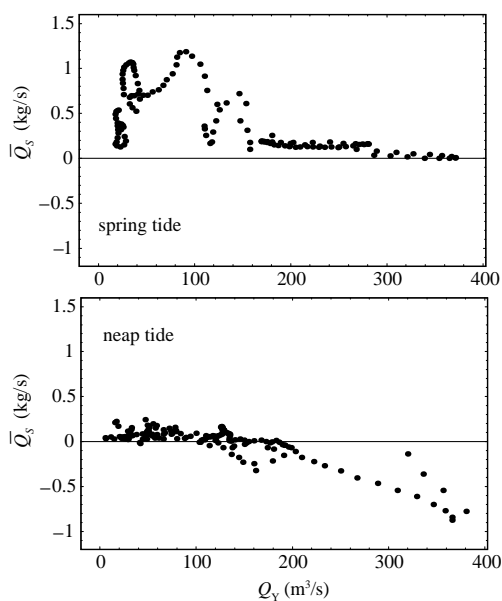


図 2.3.3-8 大潮期と小潮期における河川流量と日平均浮遊土砂輸送率の関係

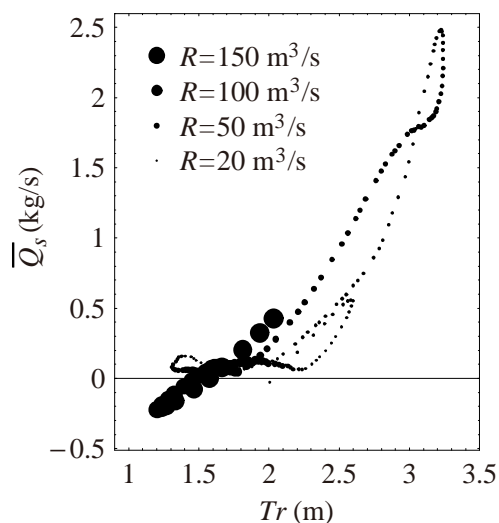


図 2.3.3-9 日平均浮遊土砂輸送率と潮差，矢口流量の関係

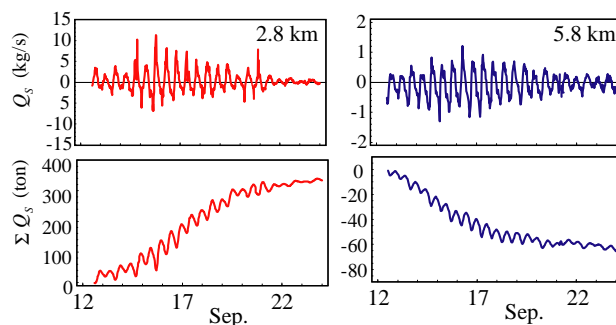


図 2.3.3-10 浮遊土砂輸送率とその累積値

(4) 河口干潟における流速と浮遊土砂輸送および底質変動(川西ら, 2005b; 川西ら, 2006c; Kawanisira, 2006)

河口から 2.8 km 上流 (C0K700 付近) 地点において，兩岸に形成されている干潟上と河道中央部の河床上に ADCP を設置して流速分布と浮遊土砂濃度分布を同時測定した．ADCP の設置状況を図 2.3.3-11 に示す．兩岸に形成されている干潟は，湾筋が蛇行しているため左右対称というわけではなく，本観測地点においては左岸に約 50 m の幅の干潟がある一方，右岸干潟の幅は 30 m 程度である．また，干潟の勾配は左岸側が約 1/24，右岸側が約 1/11 となっており，左岸側の方がより緩やかな干潟が形成されている．

潮汐に応じた周期的な流れは，主流方向だけに発生しているわけではなく 図 2.3.3-12 に示される左岸，右岸の流速経時変化からわかるように，横断方

向流速 v についても潮汐に応じた周期的な流れが発生している。すなわち、下げ潮期に河道中央方向への流れが発生し、上げ潮期に岸方向への流れが発生している。また、勾配が緩やかな左岸側の干潟のほうが平均流速は速い。

図2.3.3-13に示すように、底面せん断応力は、河道中央、干潟上ともに潮汐に応じた変化をしており、低低潮の前後で最大となっており、河道中央では最大で約 1.0 N/m^2 、干潟上では最大でも約 0.2 N/m^2 である。既往の研究によれば、河口域の土砂の巻き上げ限界せん断応力は 0.2 N/m^2 程度との報告^{8),9)}が多い。太田川放水路中央ではそれを上回る底面せん断応力が発生していることから、高濁度水塊の発生要因の一つが河道内の巻き上げであると考えられる。一方、干潟上での底面せん断応力は最大値でも 0.2 N/m^2 程度であり、ほとんど潮流による堆積物の巻き上げはないと考えられる。

図2.3.3-14に右岸干潟上の浮遊土砂濃度(SSC)の時空間分布を示す。干潟上でも河道中央と同様に大潮期に浮遊土砂濃度が高く、小潮期に濃度が低くなっているが、これは後述するように、上げ潮初期の強い底層流れによって河道中央で巻き上げられた土砂が干潟へ輸送されているためだと考えられる。

浮遊土砂フラックスの経時変化を示した図2.3.3-15(b),(c)を見ると、潮汐変動の大きい大潮期に間欠的に大きなフラックスが発生しており、主流方向では、上流方向への輸送を示す負のピークが卓越し、小潮期には大きなフラックスは生じていない。横断方向についても潮差に応じたフラックスが生じており、大潮期に河岸方向への輸送を示す大きなフラックスが見られる。

図2.3.3-15(d),(e)に浮遊土砂フラックスを時間積分した土砂輸送量を示す。長期的に見ると平水時は上流方向へ浮遊土砂が輸送されている。浮遊土砂は横断方向へも輸送されており、大潮の上げ潮期に岸方向へ輸送されている。左岸、右岸の干潟で比較した場合、干潟の勾配が緩やかで大きな干潟が形成されている左岸側の輸送量が大きくなっている。

大潮の干潮時に干出する左岸沿いの干潟において、河口から祇園水門まで約1 km間隔で底質調査を行

った。表層3 cmの底質を試料として採取し、実験室に持ち帰り粒度試験を行った。図2.3.3-16に調査日と矢口流量を示す。太田川流量が約 $400 \text{ m}^3/\text{s}$ を超えると放水路上流端の祇園水門が全開となる。調査期間内(2004年9月1日~12月15日)では4回の水門操作が行われている。9月7日の台風18号による出水は $2500 \text{ m}^3/\text{s}$ 超であった。調査は5ヶ月間にわたり5回行った。図2.3.3-17に9/1, 9/14,

12/15の中央粒径(a)、淘汰係数(ふるい分け係数)(b)、細粒分含有率(c)、強熱減量(d)の縦断分布変化を示す。横軸は河口からの距離である。細粒分含有率は $74 \mu\text{m}$ 以下の粘土・シルトの割合とした。

太田川放水路の底質は図2.3.3-17(a)から分かるように一般に河口から4 km上流付近までは粘土・シルト・細砂で構成され、4 km以上では中砂から構成されている。9月1日と9月14日のデータを比較することによって9月7日の台風18号出水による底質への影響を考察する。

図2.3.3-17(c)を見ると、9月1日の時点では河口から2.5 km, 2.8 km, 3.5 km上流地点では細粒分が多く含まれていたが、出水後の9月14日にそれらの地点では細粒分が大きく減少し、中央粒径が増加していることが分かる。河口から2.8 km上流地点では出水後に普段存在しない中砂がシルト・細砂の上に約2 cm積もっていることが確認された。それに対して、河口から0.5 km上流地点では細粒分が3%から16%に大きく増加している。

12月15日には河口付近での細粒分は18号出水前と同程度に戻っている。これは、平水時の潮汐による浮遊砂泥の上流方向輸送によって、細粒分のピークが上流側に移動したためであると考えられる。

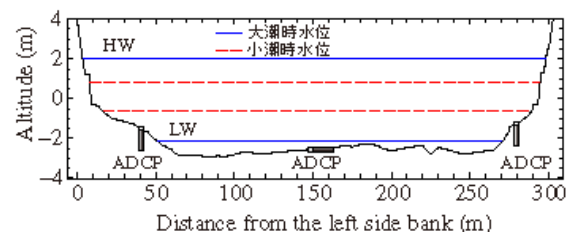


図2.3.3-11 河口から2.8 km上流地点の横断形とADCPの設置地点

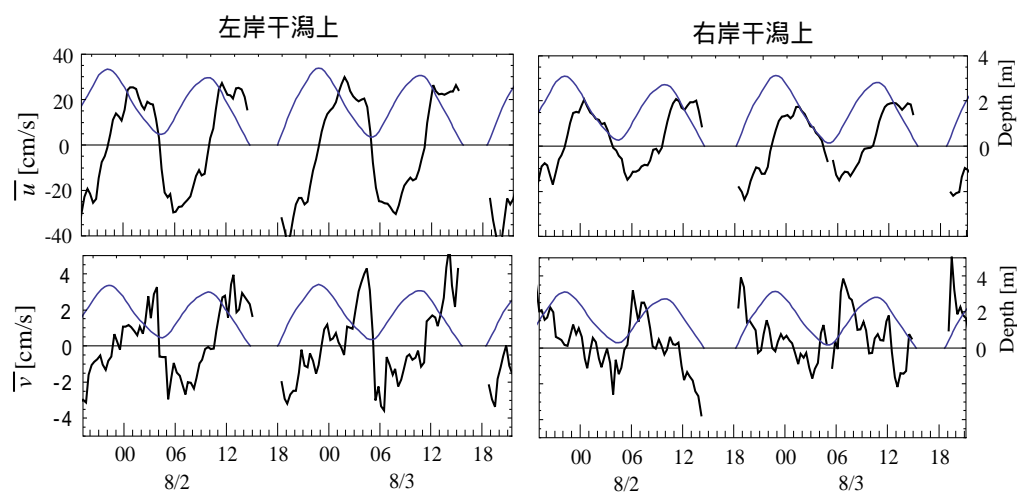


図 2.3.3-12 干潟上の深さ平均流速の経時変化

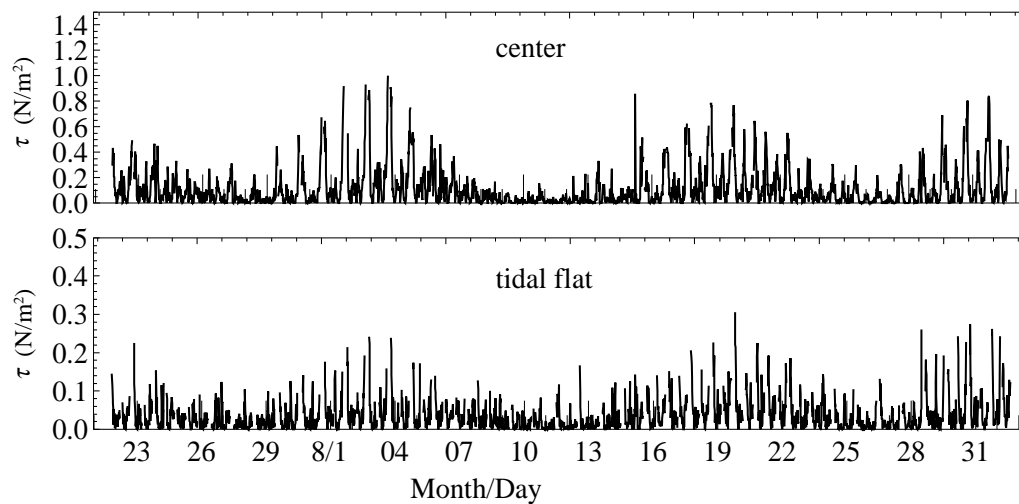


図 2.3.3-13 水路中央部と干潟における底面せん断応力の経時変化

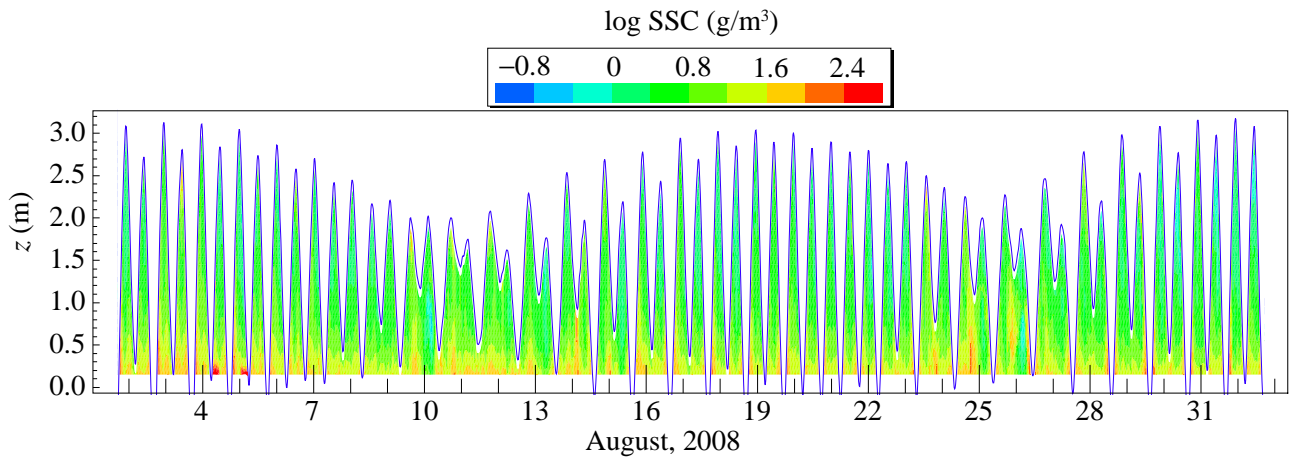


図 2.3.3-14 右岸干潟上の浮遊土砂濃度(SSC)の時空間分布

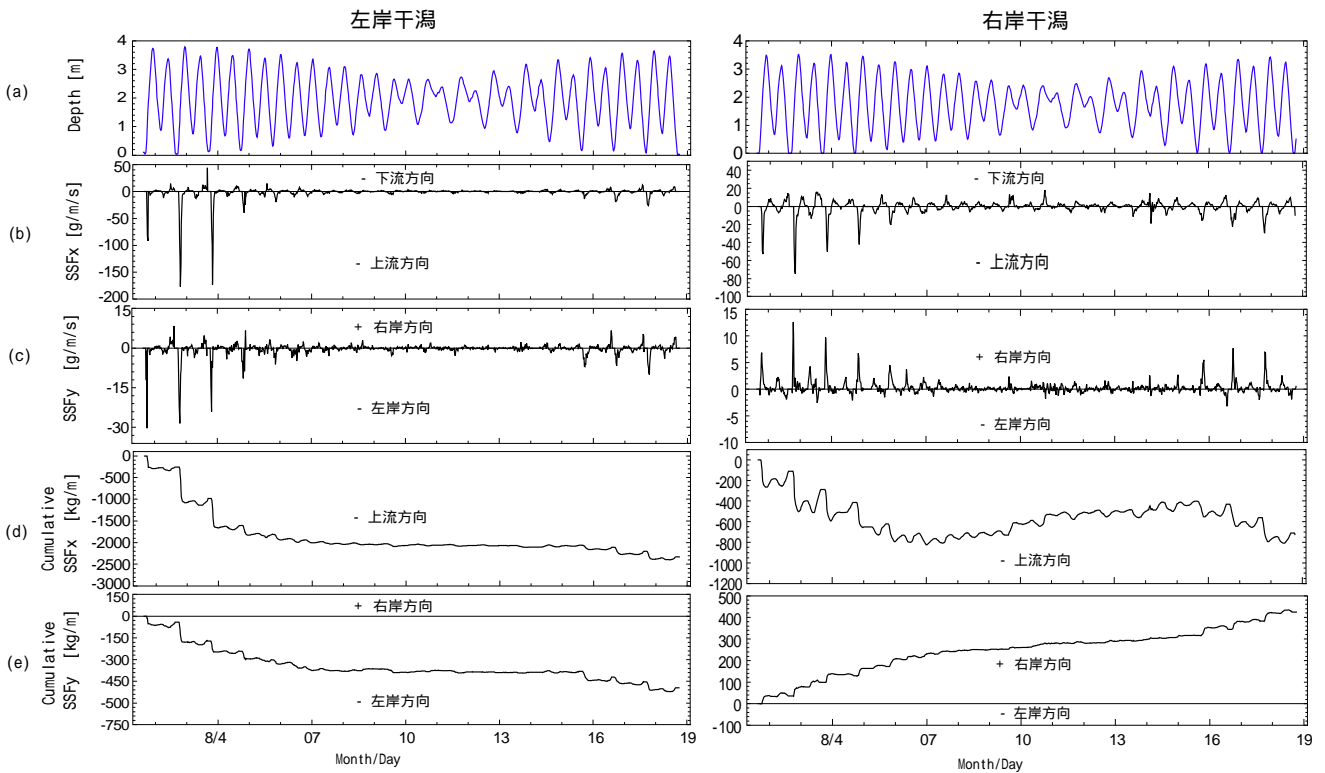


図 2.3.3-15 両岸の干潟における経時変化：(a) 水深，(b) 主流方向の浮遊土砂フラックス，(c) 横断方向の浮遊土砂フラックス，(d) 主流方向の浮遊土砂フラックスの累積値，(e) 横断方向の浮遊土砂フラックスの累積値

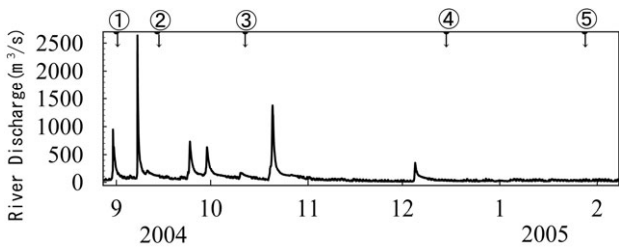


図 2.3.3-16 矢口流量の経月変化と調査期間

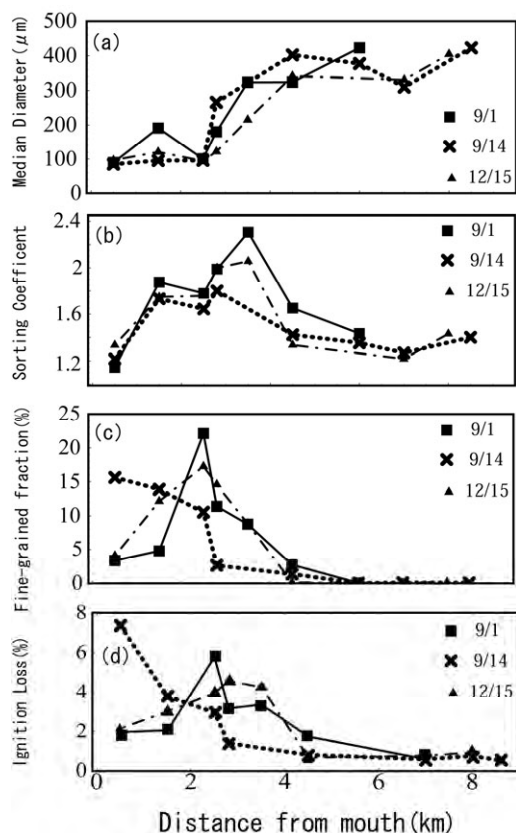


図 2.3.3-17 中央粒径(a), 淘汰係数(b), 細粒含有率(c), 強熱減量(d)の縦断変化

(5) 造成干潟付近の流速と浮遊土砂輸送

干潟造成前後における浮遊土砂輸送を調べるため、図 2.3.2-38 に示す A' (干潟造成前) と A (干潟造成後の現況高区) の河床に ADCP を埋設して流速と浮遊土砂濃度の鉛直分布を計測した。流速は下流方向と右岸方向を正としている。

図 2.3.3-19, 20 に干潟造成前の流速と浮遊土砂濃度分布、浮遊土砂輸送量の経時変化を示す。図 2.3.2-39 の最下段に示した下流方向輸送量は負であることから、浮遊土砂は上流方向へ輸送されていることがわかる。干潟上の浮遊土砂濃度は上げ潮初期に最大となっている。図 2.3.3-20 の最下段に示す浮遊土砂輸送量の経時変化をみると、横断方向のネットの浮遊土砂輸送は、護岸方向であり、主に大潮期に護岸方向への輸送が発生している。

干潟造成後の現況高区における計測結果を図 2.3.3-21, 22 に示す。下流方向の浮遊土砂輸送量をみると、標高の高い造成干潟により下流からの浮遊土砂輸送がブロックされるため、ネットの主流方向土砂輸送は、造成前とは逆の下流方向となっている。さらに、浮遊土砂濃度の最大は下げ潮の終わりに発生している。

潮流による一ヶ月間の横断方向への浮遊土砂輸送は、干潟造成前のものと変化がなく、護岸方向へ同程度のネットの輸送が起こっている。

平常時の浮遊土砂の発生は、潮流による河床堆積物の巻き上げが原因であり、潮流が強い、水位が T.P. -1 ~ -0.5 m の時である。したがって、地盤高が T.P. 0 m 以上である造成干潟が冠水している時には浮遊土砂濃度が低く、干潟上への浮遊土砂輸送はほとんどないと考えられる。

図 2.3.3-23, 24 は A (干潟造成後の現況高区) で計測された流速と浮遊土砂濃度の鉛直分布のうち、造成干潟の地盤高以下のデータを除いた結果である。図 2.3.3-19 に示した干潟造成前の結果と比べると、下流方向への土砂輸送量は 30% まで減少している。護岸方向への土砂輸送量は、干潟造成前の干潟の輸送量 (図 2.3.3-20) や現況高区輸送量の 5% しかなく、造成干潟への浮遊土砂輸送はわずかであると推測される。

祇園水門が全開となった出水時 (2012 年 7 月 7 日) における干潟前面 (図 2.3.3-28 の B 地点) での流速分布を図 2.3.3-25 に示す。観測期間は下げ潮期の後半で、造成干潟は干出していた。また、塩水は完全にフラッシュされており、密度成層は消滅していた。

図 2.3.3-25 に示した曲線は乱流境界層の対数則を当てはめたものである。ADCP の測定流速は対数則に良く適合していることが分かる。水面付近の最大流速は 1 m/s に達している。

図 2.3.3-26 は、深さ平均流速と、対数分布から求めた底面摩擦速度の経時変化を示している。深さ平均流速は 0.8 m/s、摩擦速度は 0.14 m/s に達しており、河床材料は活発に移動していると考えられる。祇園水門が平常状態に復帰した後の摩擦速度は 0.04 m/s であるが、これは密度成層が存在している平常時の下げ潮期の値の約 2 倍の大きさである。



図 2.3.3-18 ADCP の設置地点

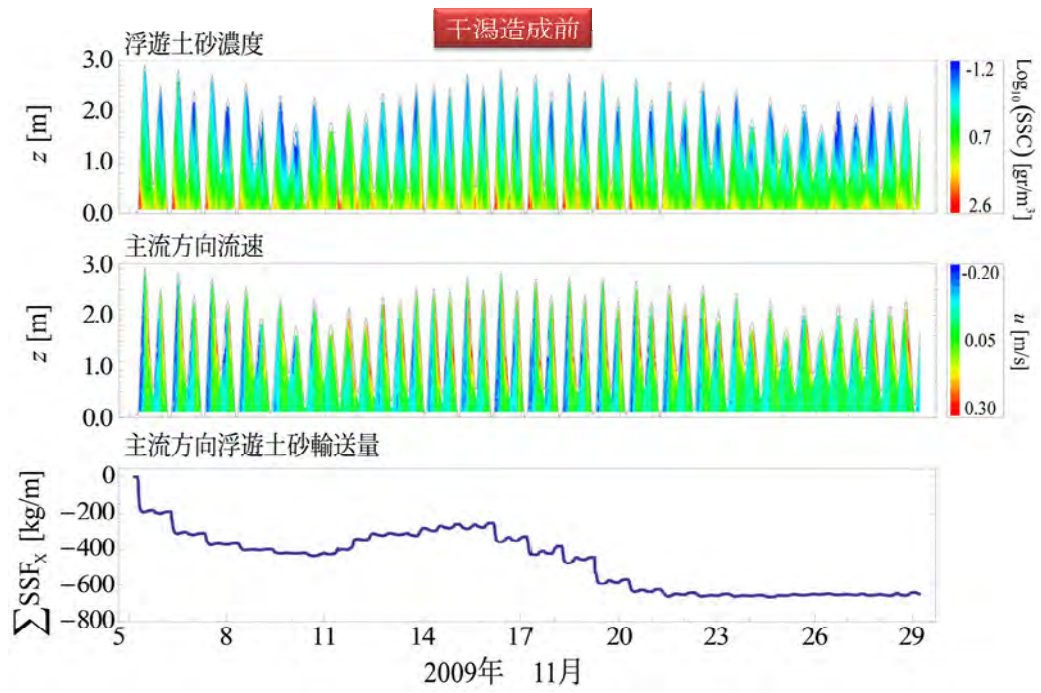


図 2.3.3-19 自然干潟上の浮遊土砂濃度，下流方向流速，下流方向浮遊土砂輸送量の経時変化

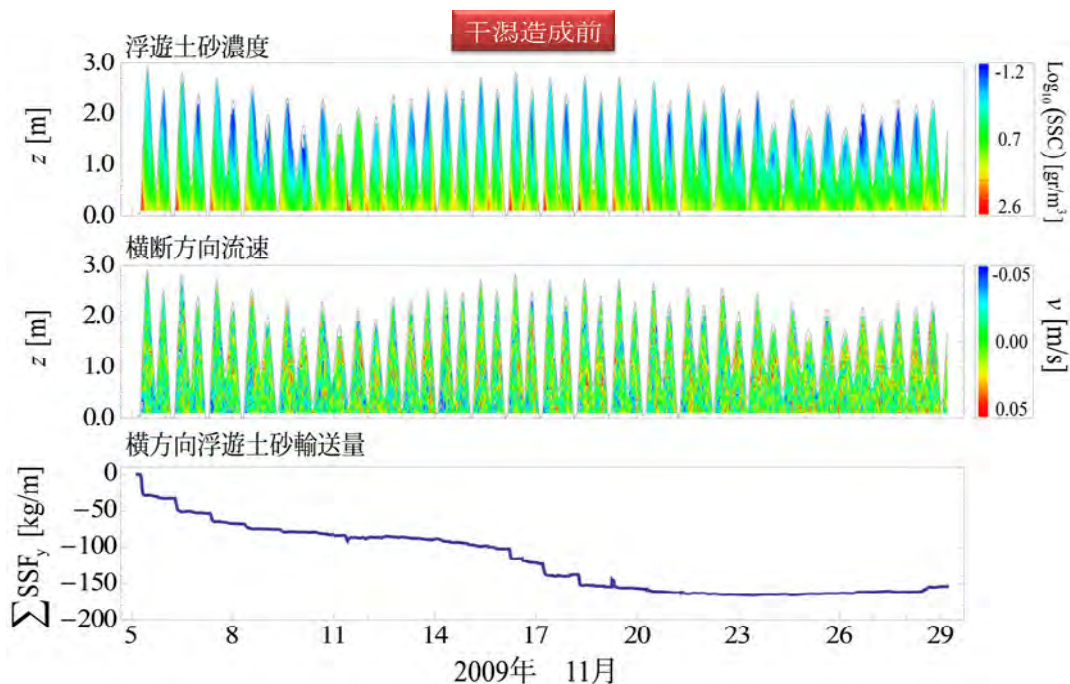


図 2.3.3-20 自然干潟上の浮遊土砂濃度，中央方向流速，中央方向浮遊土砂輸送量の経時変化

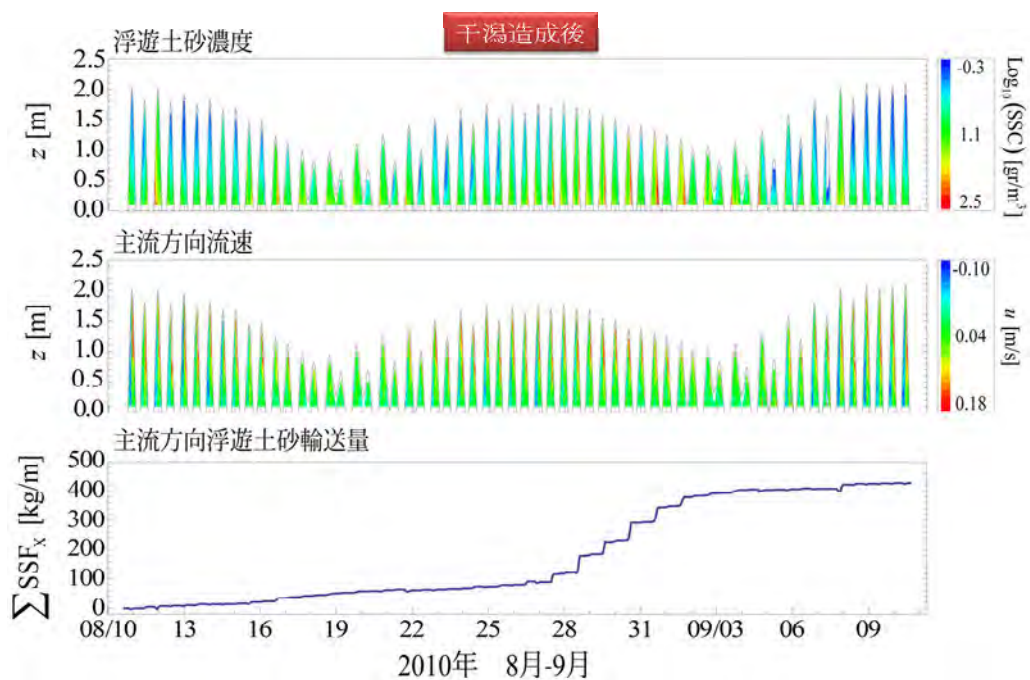


図 2.3.3-21 現況高区の浮遊土砂濃度，下流方向流速，下流方向浮遊土砂輸送量の経時変化

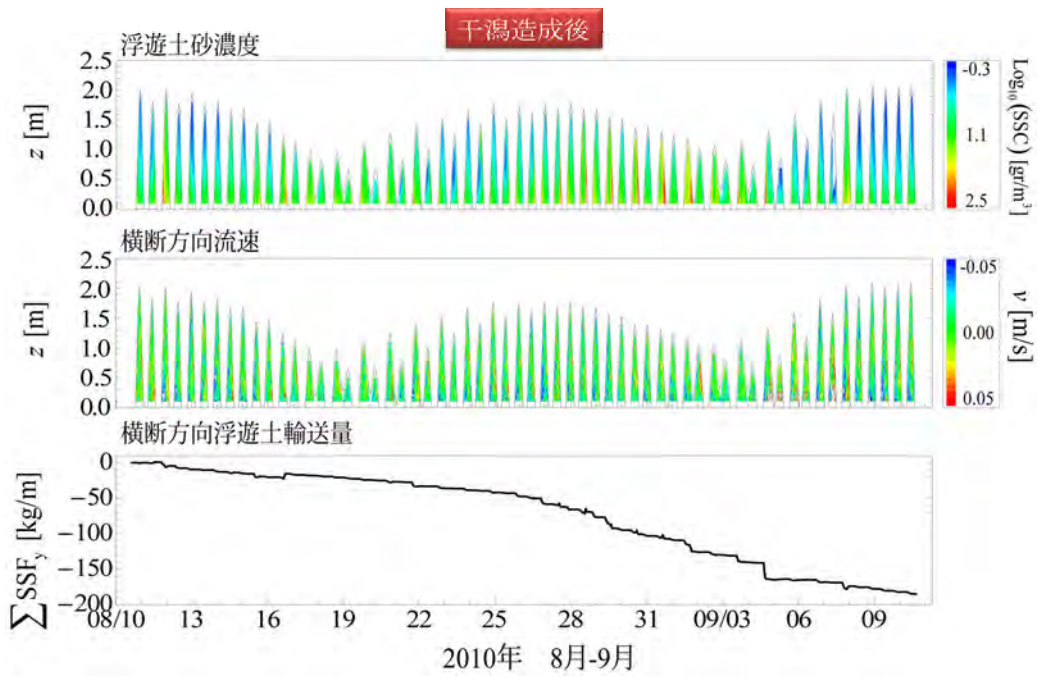


図 2.3.3-22 現況高区の浮遊土砂濃度，中央方向流速，中央方向浮遊土砂輸送量の経時変化

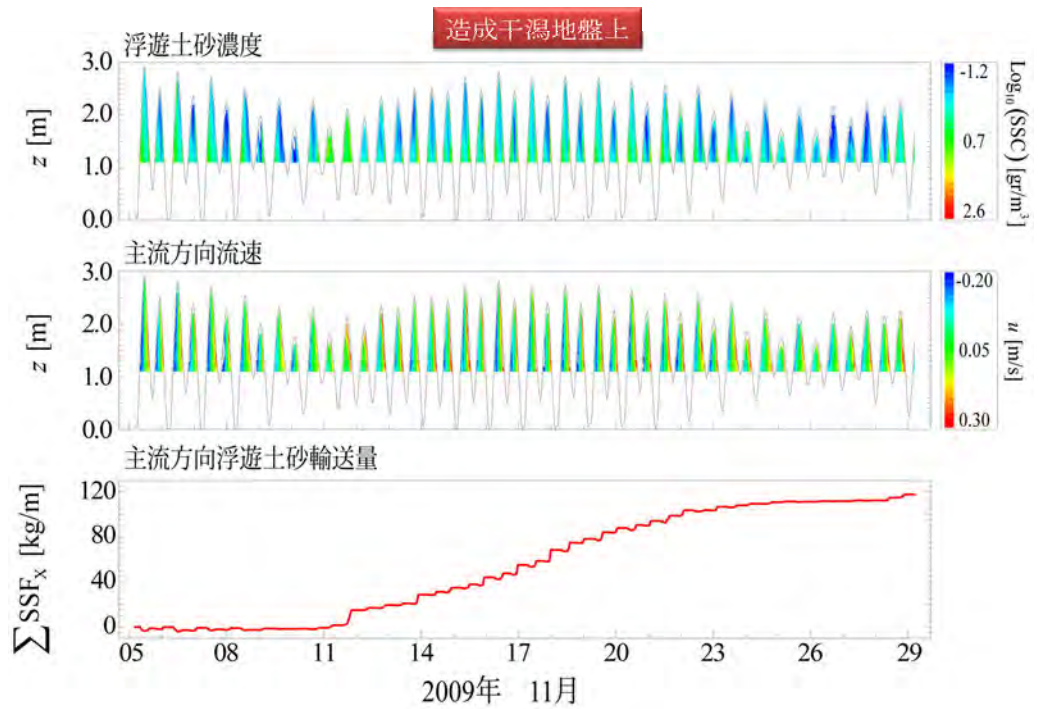


図 2.3.3-23 造成干潟地盤高上の浮遊土砂濃度，下流方向流速，下流方向浮遊土砂輸送量の経時変化

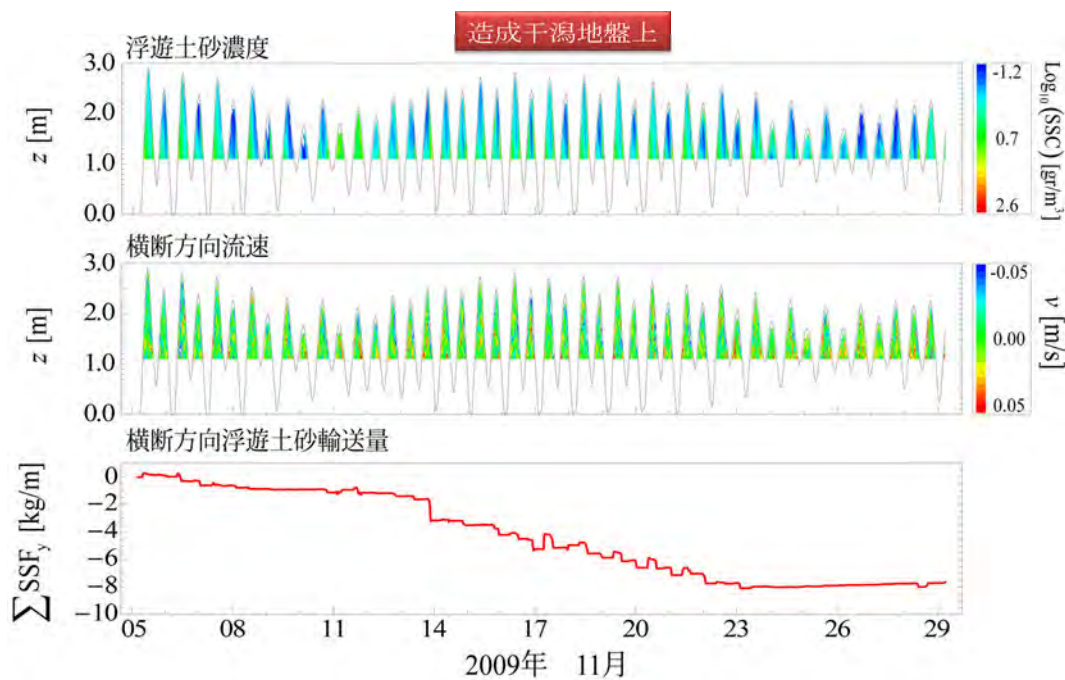


図 2.3.3-24 造成干潟地盤高上の浮遊土砂濃度，中央方向流速，中央方向浮遊土砂輸送量の経時変化

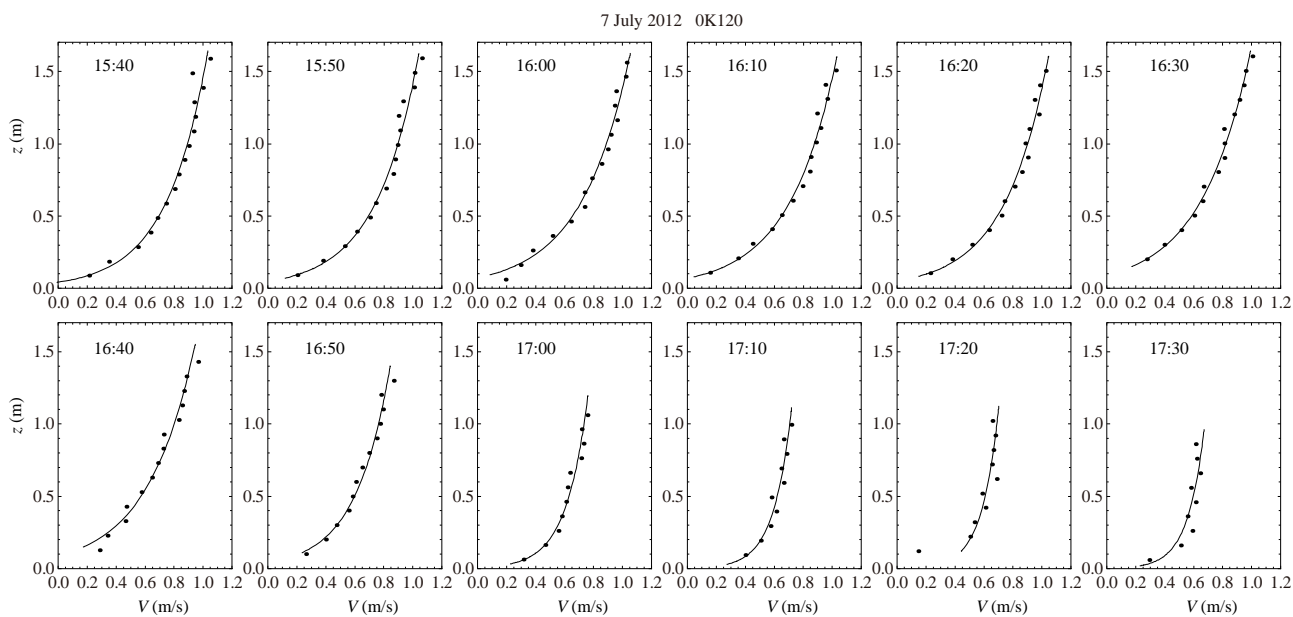


図 2.3.3-25 出水時の造成干潟前面における流速分布

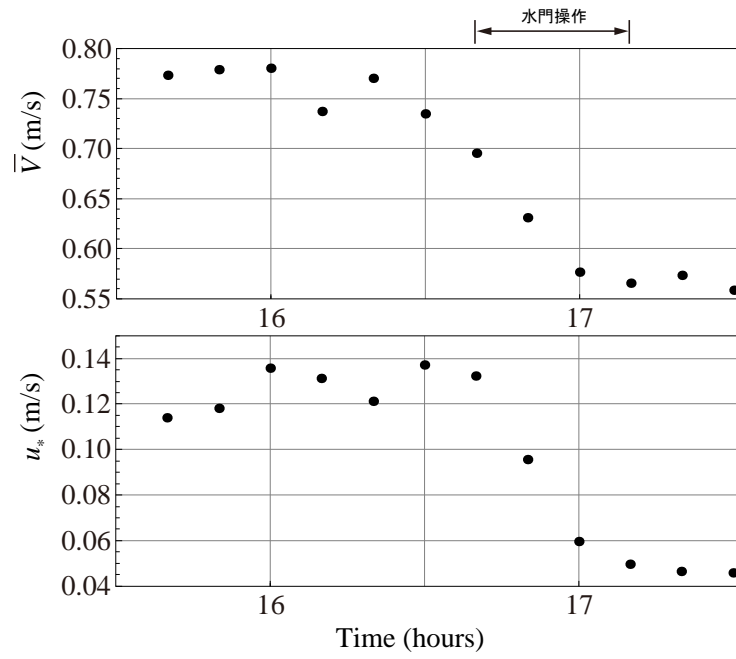


図 2.3.3-26 深さ平均流速と底面摩擦速度の経時変化

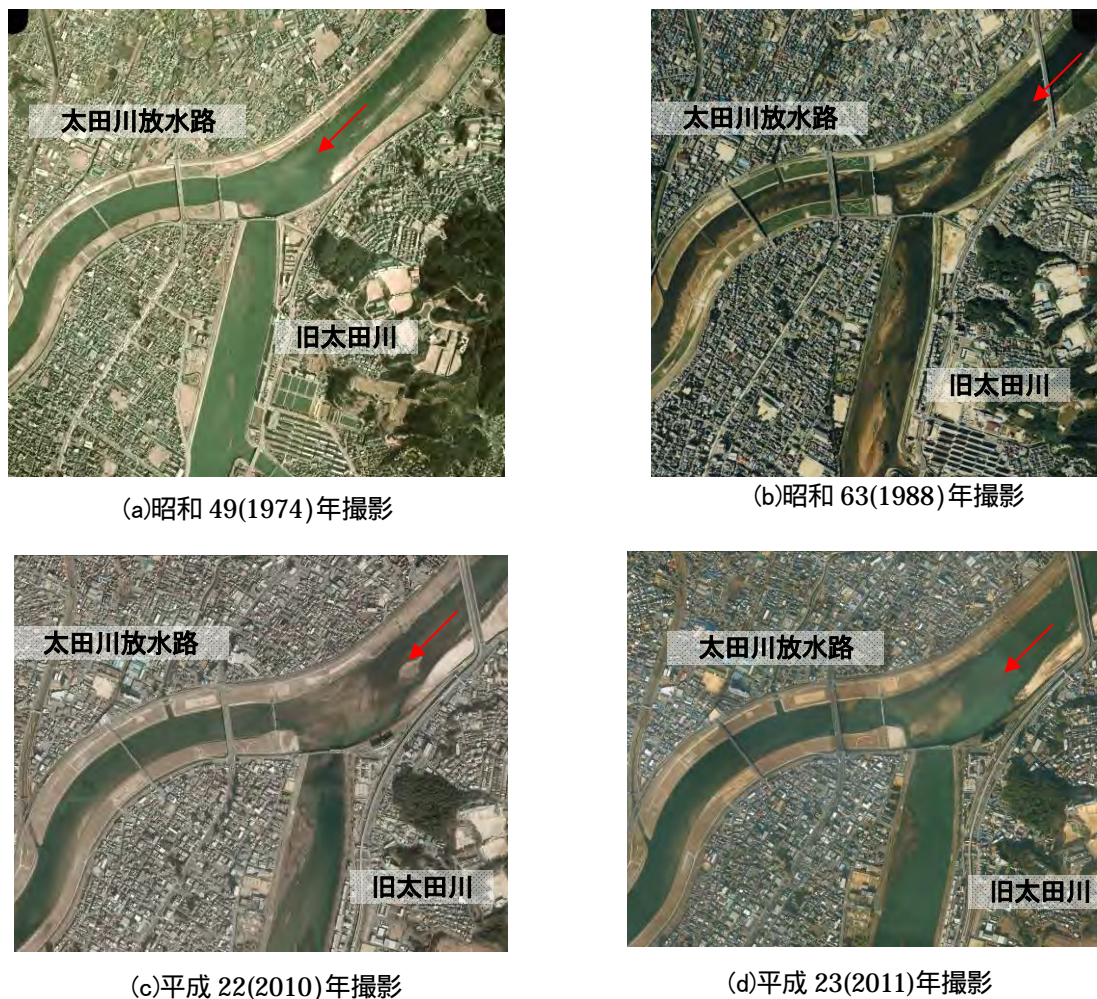


図 2.3.4-1 太田川放水路と旧太田川の分派点付近の経年変化

2.3.4 太田川デルタ河川網における河床形状の経年変化

(1) 太田川放水路と旧太田川の分派点

図 2.3.4-1 は、旧太田川と太田川放水路の分派点における航空写真の経年変化を示す。写真より、大芝水門および祇園水門の上流には土砂が堆積する傾向にあり、砂州上の樹木は、昭和 63 年（1988 年）以降より繁茂していることが分かる。図 2.3.4-2 は分派点の低水路横断形状（6.0km）の経年変化を示す。土砂堆積は、樹木が繁茂し始めた昭和 63 年（1988 年）から平成 5 年（1993 年）までの 5 年間に顕著に生じており、大芝水門の固定堰高程度の高さにまで発達している。この間に 4000(m³/s)規模の中規模洪水（平成 5 年（1993 年）7 月洪水）を受けており、この洪水により土砂堆積が生じたものと考えられる。平成 5（1993）年以降は、中規模洪水を二回（平成 11(1999)年 6 月，平成 11(1999)年 9 月）と大規模洪水（平成 17 年 9 月洪水）を受けているが、砂州形状に大きな変化は見られない。

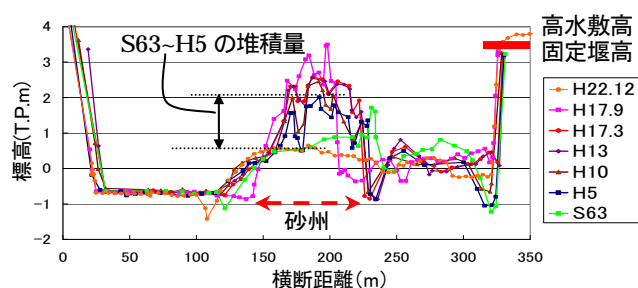


図 2.3.4-2 6.0km における実測の低水路横断形状の経年変

砂州は固定堰や高水敷の高さで安定しているものと考えられる。平成 20(2008)年から平成 21(2009)年の間では、分派点の砂州の掘削が行われているが（図 2.3.4-1(c)，図 2.3.4-1(d)），平成 22(2010)年 7 月洪水により砂州が再び発達して来ていることが分かる。以上のことから、太田川放水路と旧太田川の分派点には、河道線形や構造物の関係から砂州が形成され、固定堰高程度の高さで安定していることが分かる。

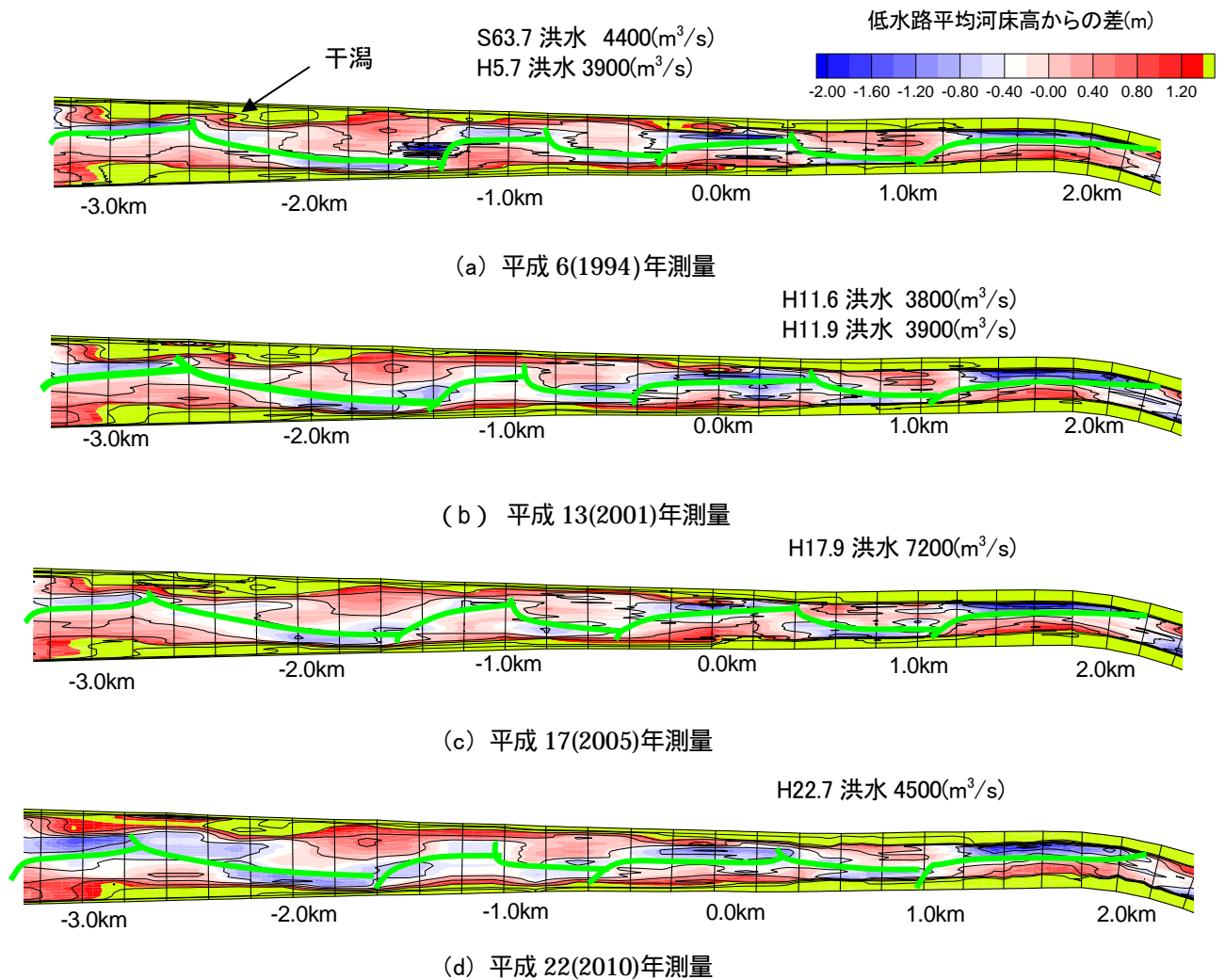


図 2.3.4-3 太田川放水路 (2.4-C3.4km) における実測河床形状コンター

(2) 太田川放水路の河床形状の経年変化

図 2.3.4-3 は、太田川放水路の C3.0km~2.4km 付近における平成 6(1994)年から平成 22(2010)年までの河床形状コンターを示す。河床形状コンターは、各断面の低水路平均河床高との差を用いて描いている。図 2.3.4-4 は、横断形状の経年変化を示す。2.3.6 及び 2.4 で詳細述べているが、太田川放水路は複断面河道として計画され、高水敷が潮間帯に設定されたことから河岸沿いが干潟となっている。そのため、河岸沿いの干潟と低水路澁筋部との横断比高差は約 1~2m 程度もある。上流から供給された土砂は、主に低水路を流下しており、河岸沿いの干潟と低水路河床高との比高差が大きいことから、低水路から河岸沿い干潟上にほとんど輸送されていない。低水路の中央部には、約 1km の波長の交互砂州が形成されていることが分かる。太田

川放水路における交互砂州は、洪水によってやや下流に移動しているものの経年的に安定した交互砂州形状となっていることが分かる。これらの交互砂州は、1 洪水で約 50~100m 程度移動し、低水路河床高は ± 1.0m 程度の変動の幅の中で安定している。この低水路の交互砂州は、河岸沿いの干潟形状の変化に影響を及ぼしており、2.3.6 ではそれらの現象について詳細に検討している。

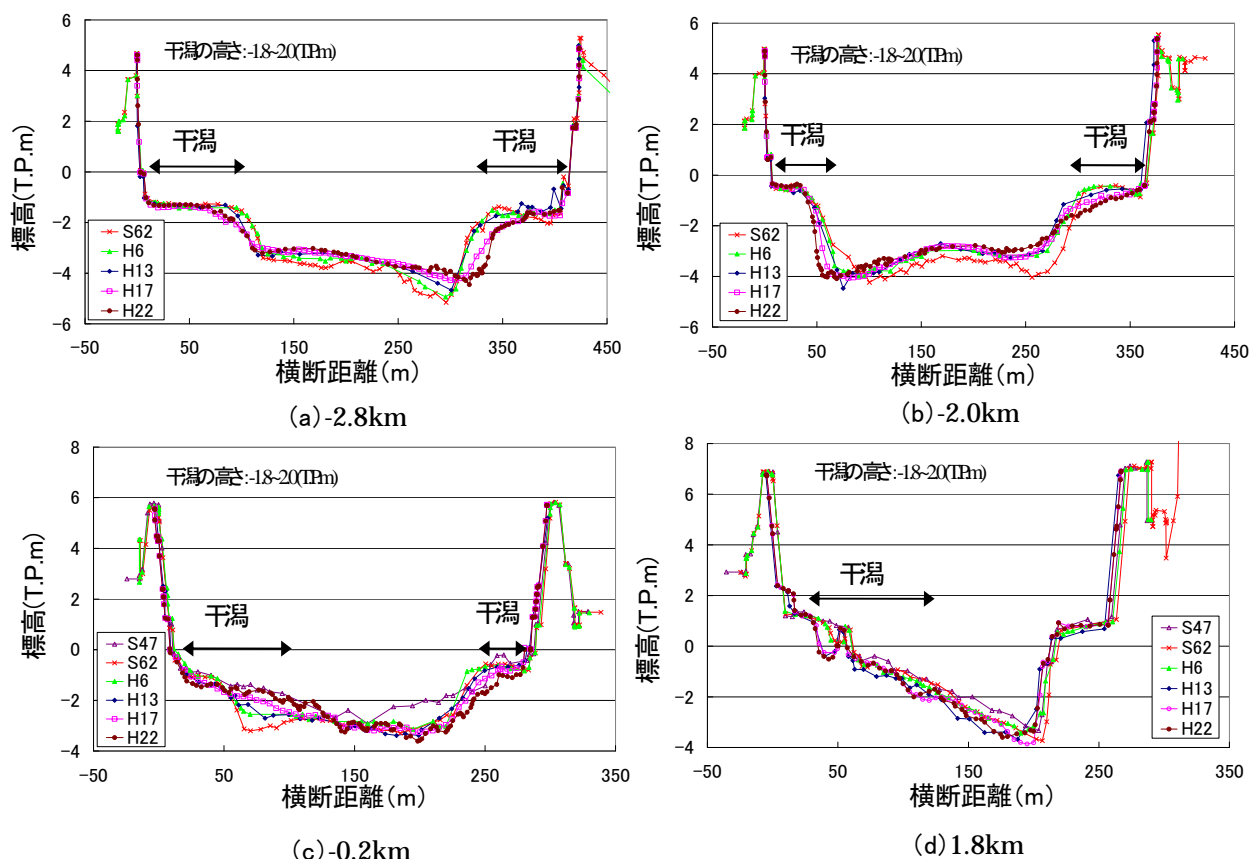


図 2.3.4-4 太田川放水路における実測の横断形状と干潟の経年変化

(3) 市内派川における実測河床形状の経年変化

図 2.3.4-5 は、市内派川における平成 17 年 9 月洪水および平成 22 年 7 月洪水前後における平均河床高・最深河床高と堤間幅の縦断分布および両洪水における平均河床高の変化量を示す。平成 22 年 7 月洪水後の市内派川の定期横断測量は、天満川と元安川で行われている。旧太田川では平成 17 年 9 月洪水により、川幅が漸拡する河口付近や断面形の変化する分派点付近を除くと、太田川放水路と同様に平均的に 20cm 程度の河床変動が生じている。川幅が漸拡する河口付近や河床勾配が緩くなり元安川と分派する 2.6km 付近では土砂堆積が顕著になっている。天満川は河床勾配や川幅が縦断的に大きく変化していないことから、平成 17 年 9 月洪水・平成 22 年 7 月洪水においても河床変

動量は 20cm 程度である。旧太田川と同様に、川幅が漸拡する河口付近では土砂堆積が顕著に生じていることが分かる。元安川は縦断的に河床変動が小さい。図 2.3.4-6 は旧太田川および天満川の河口付近における横断形状の経年変化を示している。天満川の河口では、平成 17 年 9 月洪水、平成 22 年 7 月洪水ともに 1m ほど土砂堆積が生じており、経年的にも堆積傾向である。旧太田川の河口付近については平成 17 年 9 月洪水では土砂堆積傾向であることが分かる。後述のように、0.0km 付近より下流では河床材料が細かいこと、川幅が縦断的に大きく変化することから、河口付近の土砂堆積には浮遊砂の影響について見極める必要があると考えられる。

物質収支 WG

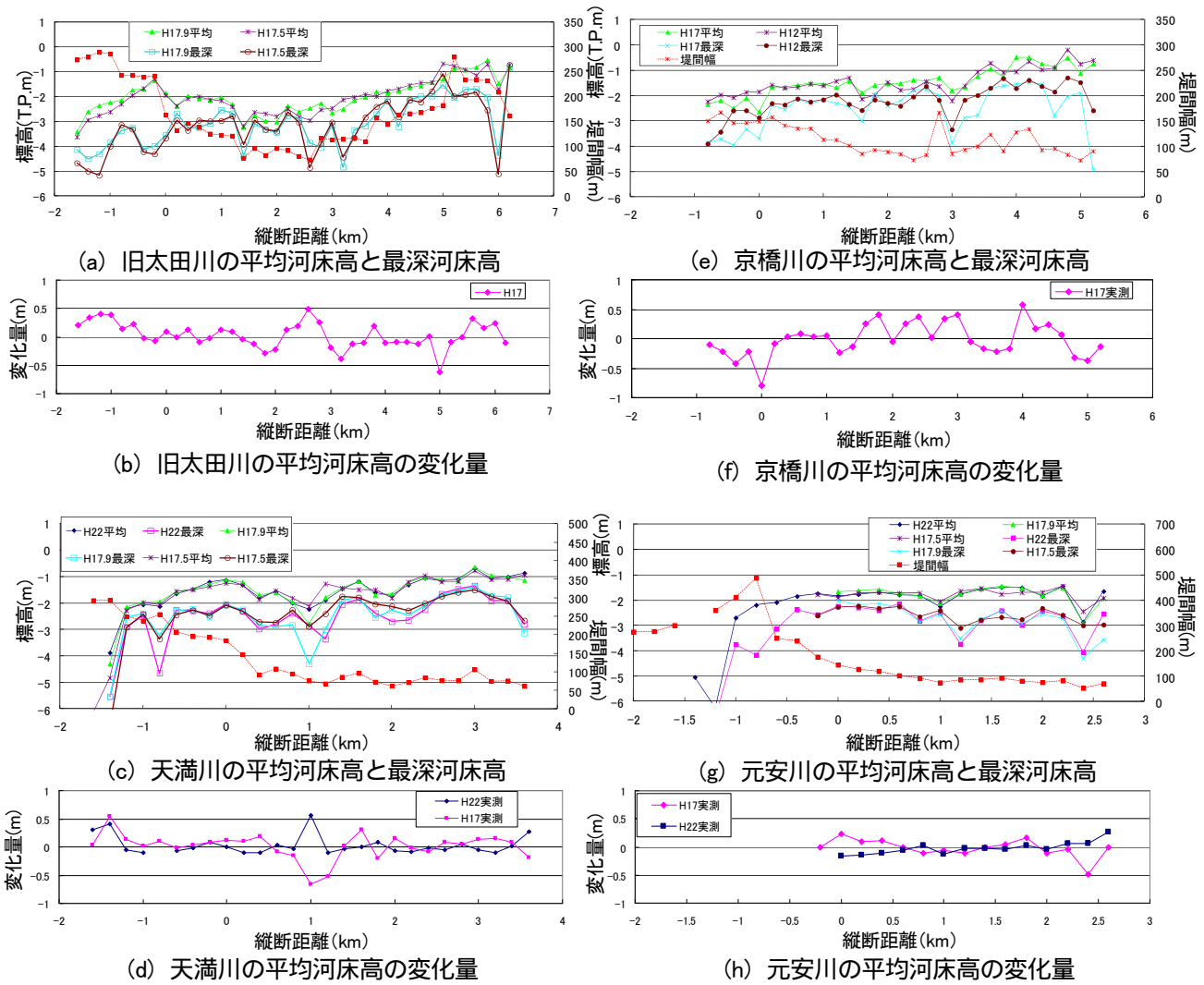


図 2.3.4-5 市内派川における実測平均河床高の変化

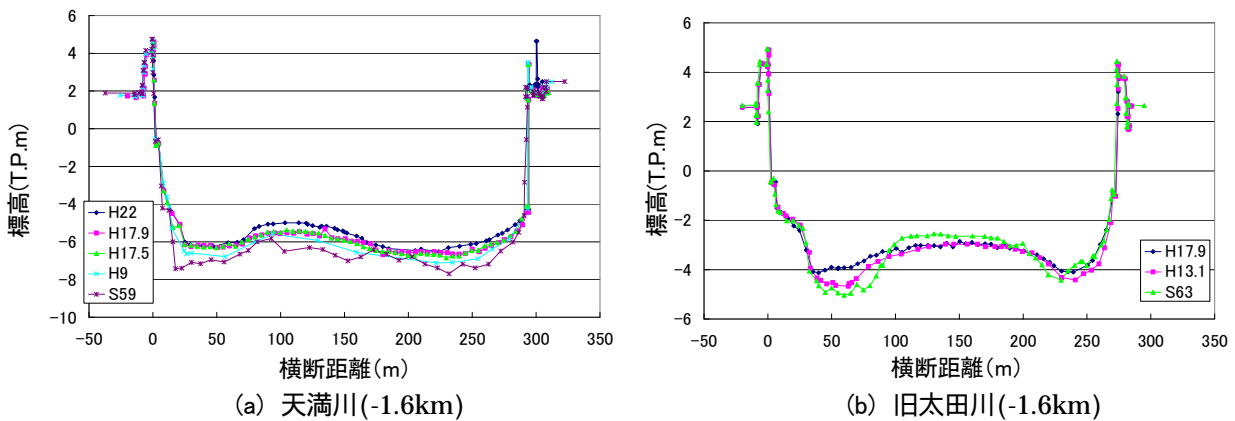


図 2.3.4-6 河口付近における実測横断形状の経年変化

(3) 太田川放水路および市内派川における河床材料

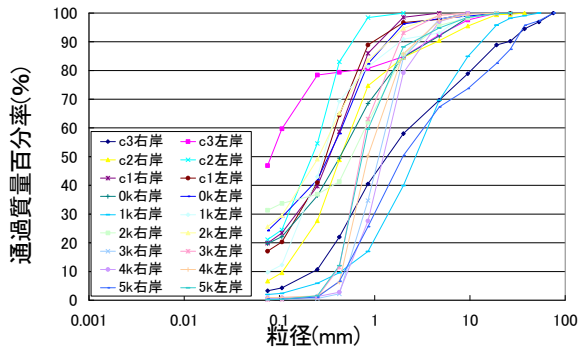
太田川放水路および市内派川の河岸沿いに多くの干潟を有している。太田川放水路の干潟は砂干潟であるのに対し、市内派川の干潟は広島湾を起源とした有機泥が河岸に堆積し、泥干潟となっていることが知られている(長戸ら 2007, 富田ら 2005)。洪水時の河床変動を把握するためには、太田川デルタの河川の河床材料を詳細に把握する必要がある。平成 18(2006)年には、太田川放水路・旧太田川・天満川・元安川において音響探査調査、コアサンプリング調査とふるい分け試験調査が行われている(図 2.3.4-7)。音響探査調査は河道の縦断方向と横断方向に行われ、横断方向の調査は 1km ごとに観測されている。コアサンプリング調査は、1km 間隔でみお筋付近を中心に観測が行われている。河床材料のふるい分け調査は、左右岸の河岸際付近において 1km 間隔で行われている。図 2.3.4-8 は太田川放水路・旧太田川・天満川・元安川におけるふるい分け試験とコアサンプリング調査による河床材料粒度分布の結果を示している。河岸際で採取されたふるい分け試験とみお筋付近で採取されたコアサンプリング調査は、ともに 0.0km 付近より下流においてややシルト分を含む河床材料になっている。図 2.3.4-9 から図 2.3.4-16 は太田川放水路・旧太田川・天満川・元安川における音響探査調査結果とコアサンプリング調査結果を示す。太田川放水路および市内派川ともに 0km よ

り上流区間では、深度方向にもほとんどシルト成分を含んでおらず主に砂で構成されていることが分かる。一方、0km より下流区間では、シルト質の砂と礫混じりの砂が互層を成していることが分かる。

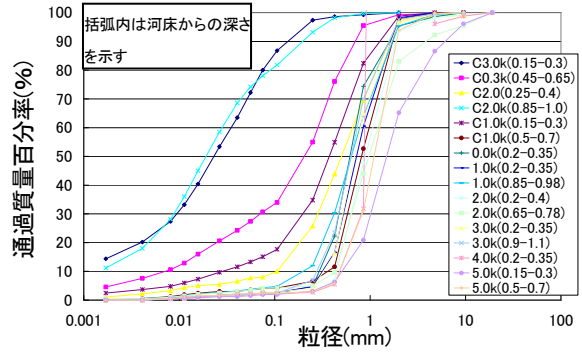
これより、太田川放水路と市内派川の河床材料は、河岸際は粘性土であっても低水路のみお筋付近の河床材料は、0km より下流では河床がシルト質の砂がやや多いものの、縦横断方向・鉛直方向ともに粗砂から細砂で構成されていることが分かる。



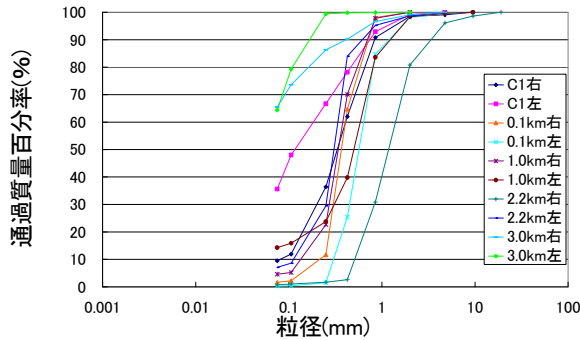
図 2.3.4-7 音響探査調査およびコアサンプリング調査位置



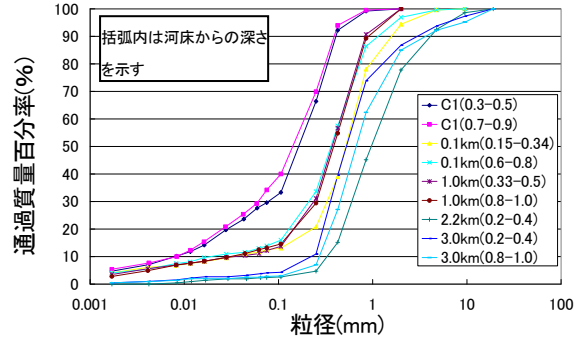
(a) 太田川放水路における河床材料粒度分布 (ふるい分け試験)



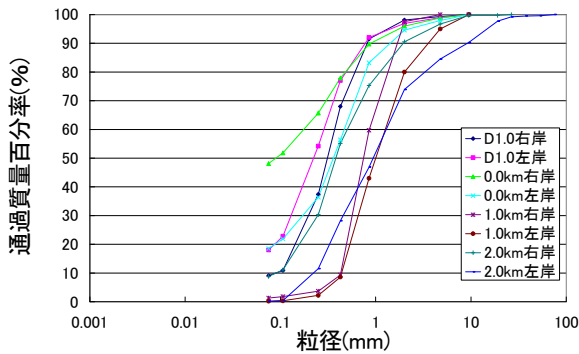
(b) 太田川放水路における河床材料粒度分布 (コアサンプリング調査)



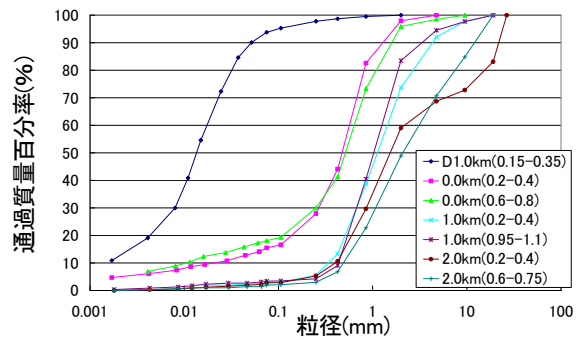
(c) 天満川における河床材料粒度分布 (ふるい分け試験)



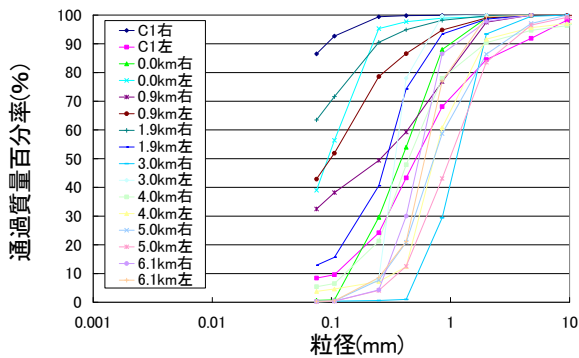
(d) 天満川における河床材料粒度分布 (コアサンプリング調査)



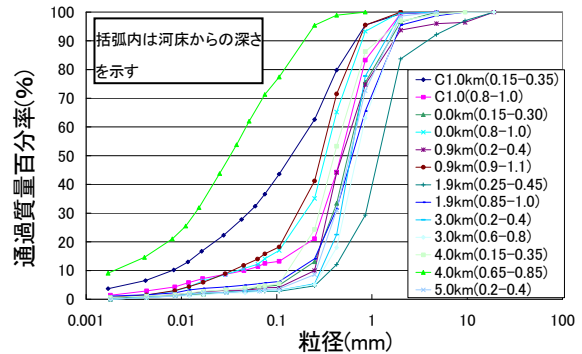
(e) 元安川における河床材料粒度分布 (ふるい分け試験)



(f) 元安川における河床材料粒度分布 (コアサンプリング調査)



(g) 旧太田川における河床材料粒度分布 (ふるい分け試験)



(h) 旧太田川における河床材料粒度分布 (コアサンプリング調査)

図 2.3.4-8 ふるい分け試験・コアサンプリング調査による河床材料粒度分布

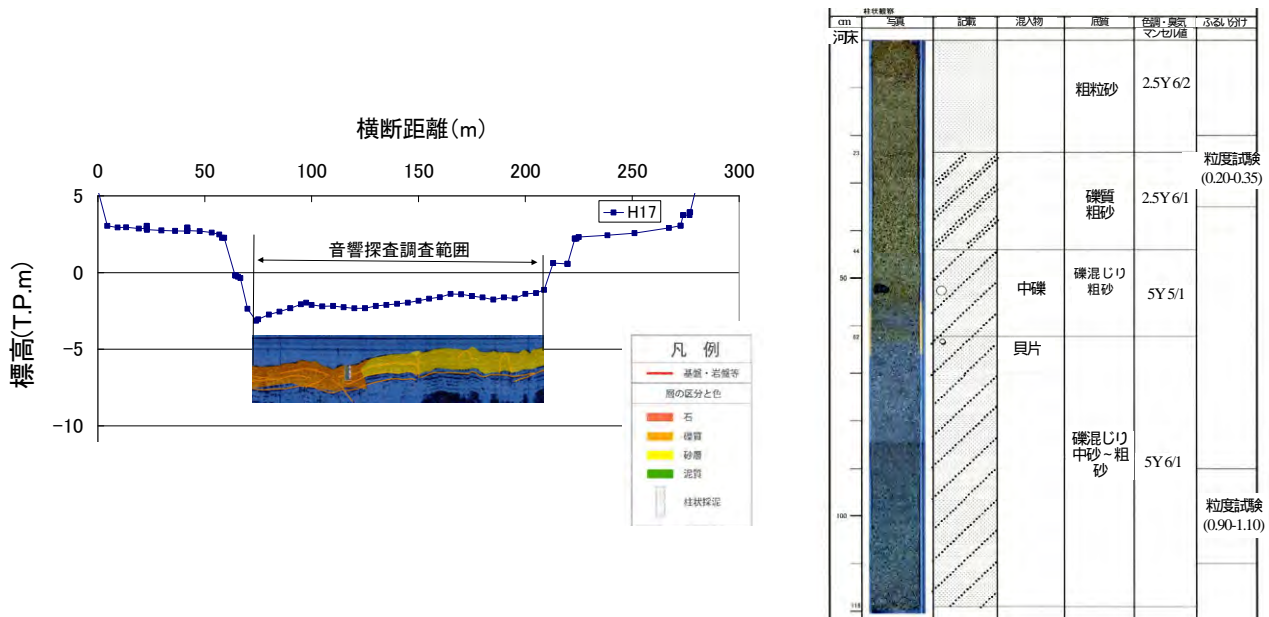


図 2.3.4-9 太田川放水路 3.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果

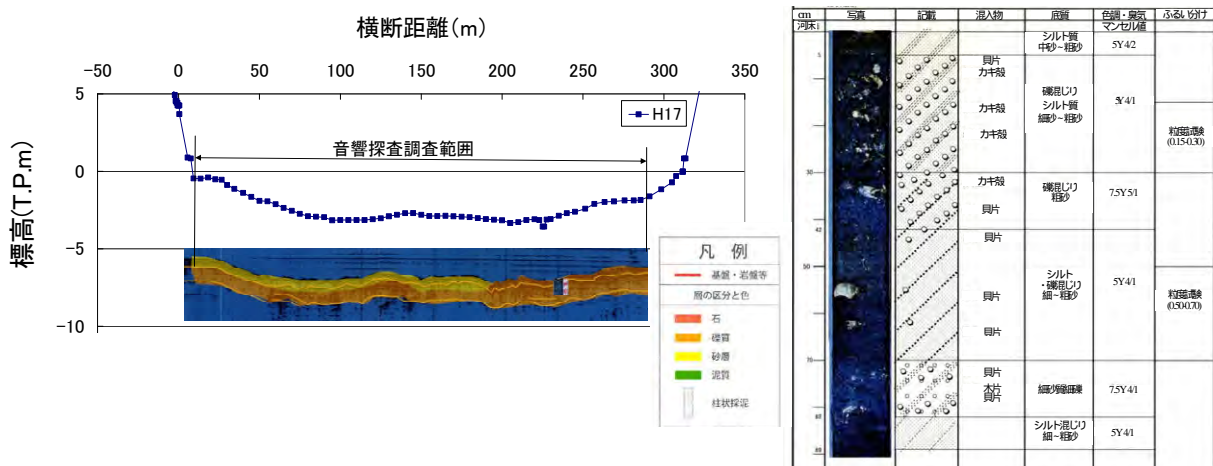


図 2.3.4-10 太田川放水路-1.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果

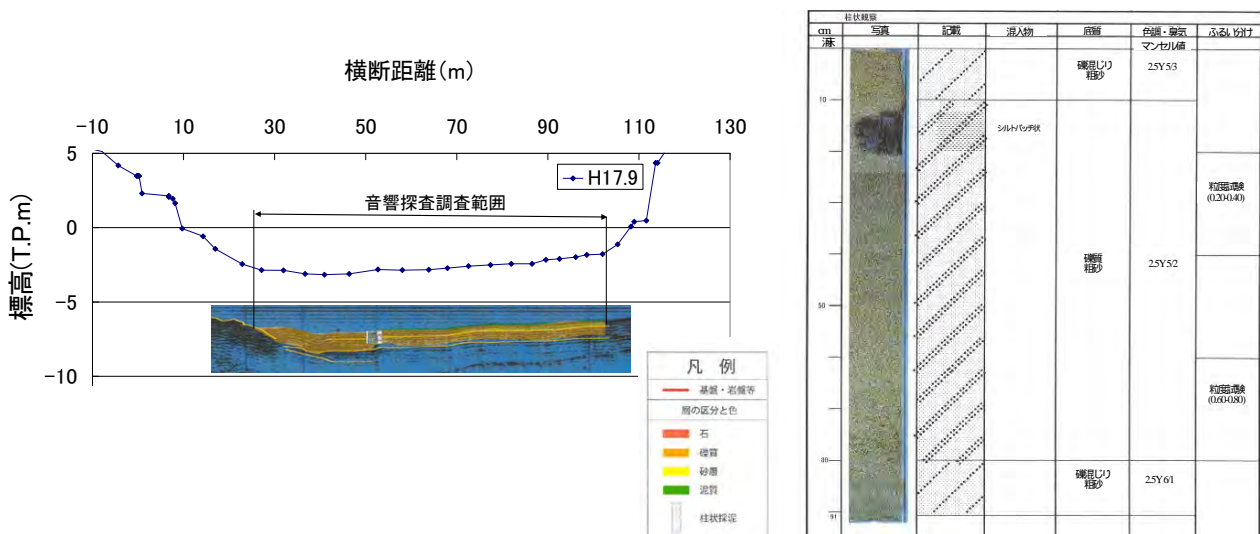
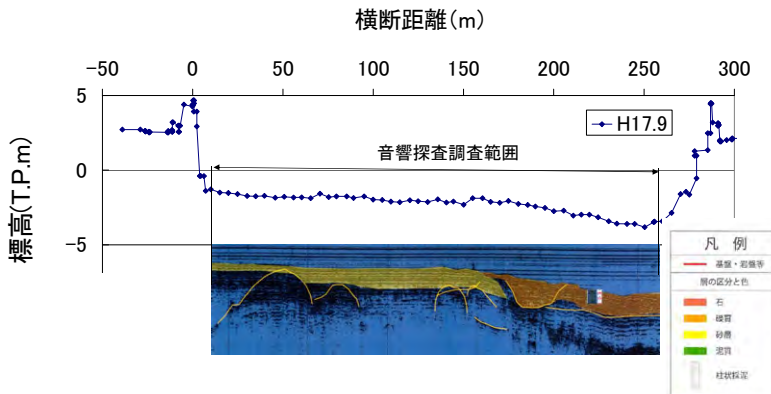
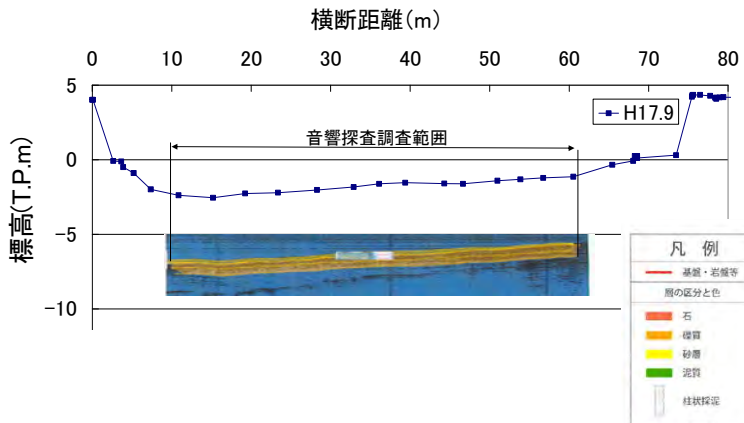


図 2.3.4-11 旧太田川 3.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果



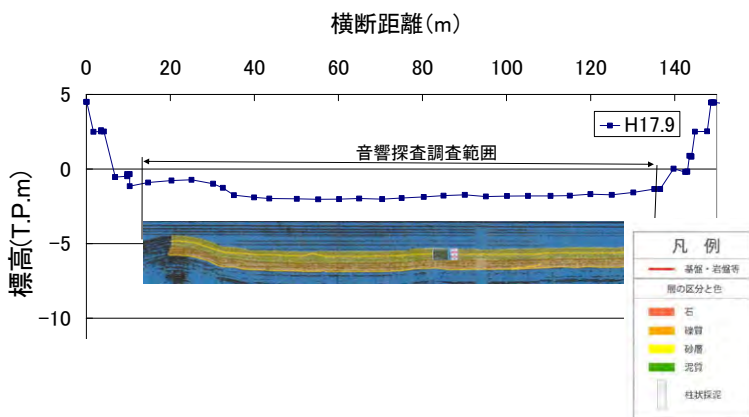
目状観察	写真	記載	混杂物	底質	色相・粒径 マクロ値	粒径分け
河床						
10			粗砂(パッチ) 貝片			
15			貝殻			粒度濃縮 (0154L35)
20				シルト混濁 泥砂	25Y41	
25			粗砂(パッチ) 貝殻 貝片			
30				シルト(パッチ)		
35				粗砂	5Y 51	粒度濃縮 (083L10)
40			貝片, 細礫			

図 2.3.4-12 旧太田川-1.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果



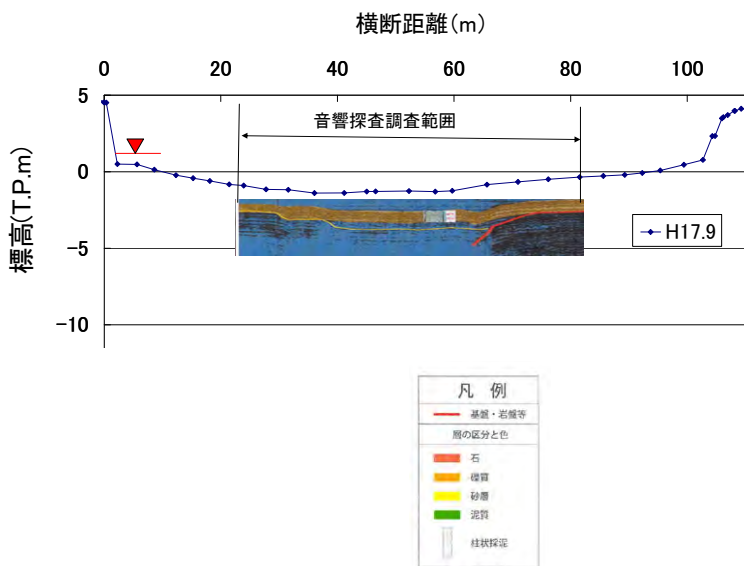
目状観察	写真	記載	混杂物	底質	色相・粒径 マクロ値	粒径分け
河床						
10			貝片	シルト混濁 泥砂	10YR42	
15				礫	25Y52	
20			木片	礫	5Y51	
25			木片	礫	7.5Y41	
30			貝片	粗礫 礫	25Y62	粒度濃縮 (0204)
35				礫	25Y52	
40			貝片	礫 礫	25Y62	
45				礫	25Y62	
50				粗礫 礫	25Y62	粒度濃縮 (00015)
55				礫	25Y62	
60				礫	25Y62	

図 2.3.4-13 元安川 2.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果



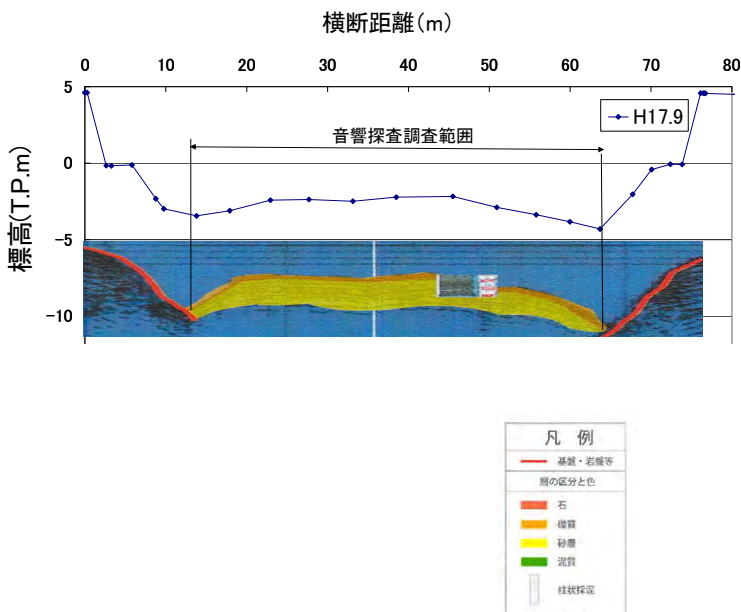
目状観察	写真	記載	混杂物	底質	色相・粒径 マクロ値	粒径分け
河床						
10				細砂	5Y62	
15				礫	25Y31	
20						
25			細砂(パッチ状) カサ礫	シルト混濁 泥砂	5Y41	粒度濃縮 (00018)
30						
35			貝片	礫	25Y52	
40			カサ礫			
45			カサ礫	シルト混濁 泥砂	25Y41	粒度濃縮 (00018)
50			カサ礫			
55			カサ礫			
60			カサ礫	礫	25Y41	

図 2.3.4-14 元安川 0.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果



cm	写真	記載	混入物	底質	色澤・臭気 その他特徴	示す層	
0			貝片	礫層 粗砂	25V52	礫層 (130-II)	
10			貝片	礫層 中-粗砂	25V51		
20			貝片	礫層 細砂	5V51	礫層 (130-III)	
30				礫層 中砂			
40				礫層 細砂	75V51	礫層 (130-III)	
50				礫層 中砂	5V51		
60							礫層 (130-III)
70							
80							礫層 (130-III)
90							
100							

図 2.3.4-15 天満川 3.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果



cm	写真	記載	混入物	底質	色澤・臭気 その他特徴	示す層	
0				中砂	25V53	礫層 (130-IV)	
10				シルト質 粗砂	25V43		
20				礫層 中-粗砂	25V51	礫層 (130-IV)	
30				礫層 粗砂	25V52		
40						礫層 (130-IV)	
50							
60							礫層 (130-IV)
70				カサ 貝片	礫層 粗砂	75V41	
80				貝片	シルト質 粗砂	5V31	礫層 (130-IV)
90							
100							

図 2.3.4-16 天満川 1.0km における音響探査・コアサンプリング調査結果

2.3.5 太田川デルタ河川網における洪水流量配分および洪水時の河床変動

(1) 平成 22 年 7 月洪水・平成 17 年 9 月洪水における太田川放水路と市内派川の洪水流量配分および洪水時の河床変動

1) 解析法の概要

観測水面形の時系列データには、河床形状、河道抵抗、樹木群の抵抗や河床変動などのあらゆる水理現象の影響が現れている。そのため、観測水面形時系列データを再現するように洪水流と河床変動を解くことで、洪水時の流れと河床変動を評価できるものと考えられる(福岡ら 2004, 福岡 2005)。そのため平成 22(2010)年 7 月洪水において太田川放水路と市内派川の水面形時系列の詳細な観測を行った。図 2.3.5-1 は、洪水の観測体制を示す。

低平地のデルタ河川は、複雑に分合流を繰り返す河川流路網を形成している。このような河川流路網では、それぞれの河川の流れと河床変動が互いに影響を及ぼしあう複雑な非線形現象である。このため、観測水面形時系列データを用いた解析法を用いる場合、どの区間からどのような順番で観測水面形を再現し、全体の

流れ場を決定するかが重要になる。本研究では、上流端流量ハイドログラフ、下流端潮位時系列、水面形時系列が既知であることから、上流から下流に向けて水面形を再現することで各河川の流れと河床変動、洪水流量配分を求める。観測水面形を再現するためには、流れと河床変動を規定する抵抗分布を適切に評価することが重要になる。太田川デルタ河川網における河道の抵抗分布、流量配分の決定方法を図 2.3.5-2 のフローチャートに示す。

河床変動解析を行うためには、底面流速を適切に評価する必要がある。そこで本解析法では、浅水方程式に加え渦度方程式を解くことで流れの三次元性を評価した非定常準三次元解析(内田ら 2009,2011)により、底面流速を求めている。

本解析法の検証は、詳細に水面形を観測した平成 22(2010)年 7 月洪水と既往最大洪水である平成 17 年 9 月洪水を対象として行った。ここでは、平成 22 年 7 月洪水の検証結果を主に述べ、平成 17(2005)年 9 月洪水についての検証結果は文献(後藤ら 2012)を参照されたい。図 2.3.5-3 は平成 17(2005)年 9 月洪水の水位ハイドログラフを示し、図 2.3.5-4 は平成 22(2010)年 7 月洪水の水位ハイドログラフを示している。対象とした両洪水は、下げ潮時に洪水ピークを迎えており、ほ

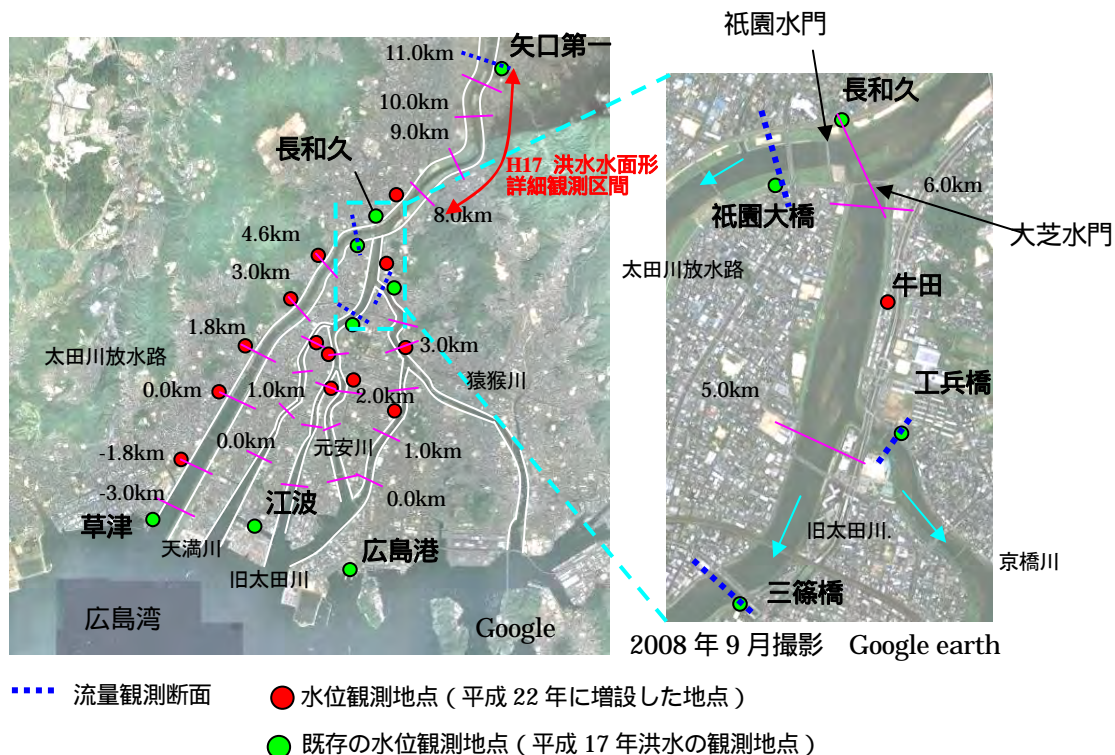


図 2.3.5-1 対象区間と平成 22 年 7 月洪水における洪水観測体制

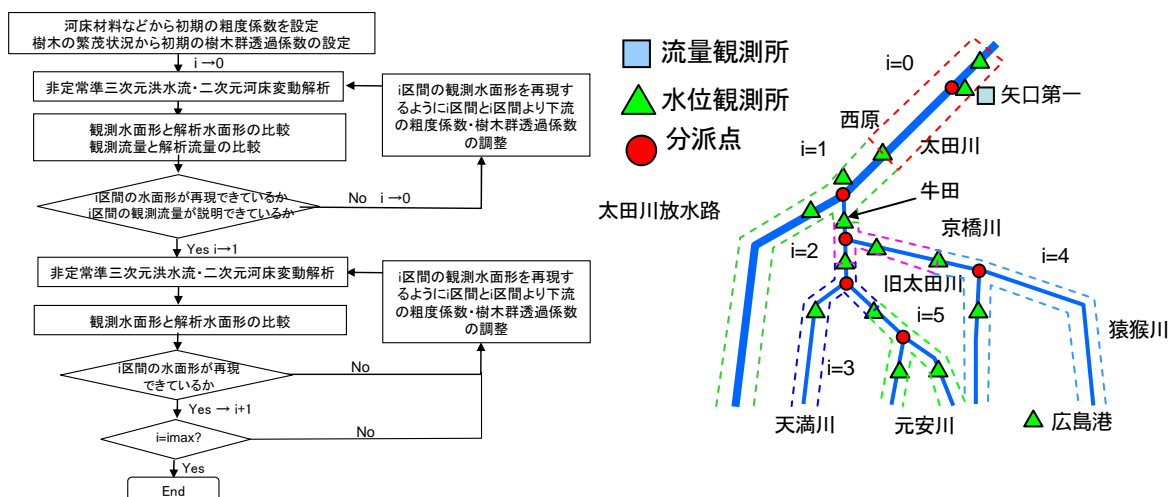


図 2.3.5-2 抵抗分布，流量配分を決定するフローチャート

ば同じ潮位条件であった。

2) 解析法検証

図 2.3.5-5 は平成 22 年 7 月洪水における各河川の水面形の解析結果と観測結果を示す。水面形の解析結果は、洪水の立ち上がり付近で観測結果とやや差が生じているものの、洪水ピークから減水期にかけて本川と各派川の観測水面形を説明できている。下げ潮時には、潮位低下により 0.0km 付近より下流で水面勾配が急になっている。特に、1.0km 付近で川幅が狭くなっている元安川、天満川と旧太田川は、0.0km 付近で他の派川よりも水面形が急勾配になっていることが分かる。表 2.3.5-1 は観測水面形を再現するように決定した粗度係数・樹木群透過係数を示す。表には、平成 17 年 9 月洪水再現計算の結果も示している。市内派川および平成 22 年 7 月洪水解析における太田川放水路の粗度係数は、粒径から判断すると大きい粗度係数になっている。これは、解析格子サイズでは捉えられない河床波などの微地形の影響が粗度係数に含まれているものと考えられる。平成 17 年 9 月洪水では、平成 22 年 7 月洪水よりも 1m 程度水深が大きいので、太田川本川と太田川放水路における粗度係数は平成 22 年 7 月洪水よりも小さくなっている。

図 2.3.5-6 は平成 22 年 7 月洪水における平均河床高の変動量の解析結果と観測結果を示している。実測と解析結果より、平成 22 年 7 月洪水における太田川デルタの河床変動は、平均的に約 20cm 程度である。解析結果は、観測結果に見られるような断面形が大きく変化する地点や河口付近における土砂堆積の傾向を説明できている。一方、0.0km から河口より少し上流の

区間では、解析結果が実測値の河床より低下している傾向にある。これは上流区間から運ばれる土砂供給を十分評価できていないためと考えられる。

図 2.3.5-7 は太田川放水路における解析と実測による河床変動コンターを示している。太田川放水路における交互砂州の河床変動は、図 2.3.5-7(a)に示す実測値より、砂州の上流で洗掘が生じ、砂州下流で堆積が生じている。解析結果は河床変動量がやや小さいものの、観測結果に示したような砂州上流で洗掘が生じ、その下流で堆積している現象をほぼ説明できている。

図 2.3.5-8 は解析から得られた流量ハイドログラフと観測流量ハイドログラフの比較を示している。洪水流量ハイドログラフの観測は、矢口第一観測所、祇園大橋観測所、三篠橋観測所、工兵橋観測所で行われており、太田川放水路と旧太田川の分派点、旧太田川と京橋川の分派点における実測の流量配分が得られている。解析から得られた流量ハイドログラフは観測の流量ハイドログラフをほぼ説明している。これより、平成 22 年 7 月洪水ではおよそ 60%の洪水流量が放水路に流入していたことが分かった。

以上のように、河床形状、河床形態、河道・樹木群の抵抗、洪水時の河床変動等、様々な水理現象が積分された形で現れている観測水面形時系列データを用いて非定常準三次元洪水流・二次元河床変動を行うことにより太田川デルタ河川網における実洪水時の流れと河床変動、各河川の洪水流量ハイドログラフを求めることが出来た。

前述のように、本研究では既往最大洪水である平成 17 年 9 月洪水についても同様の方法によって観測水

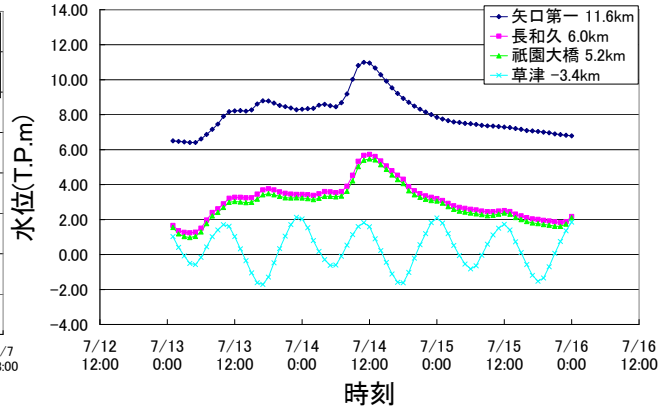
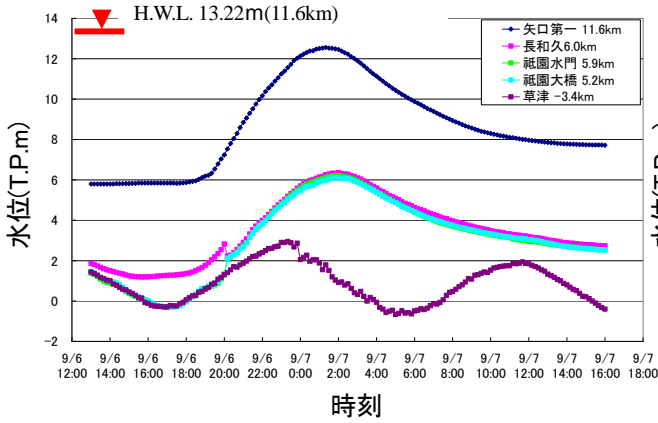
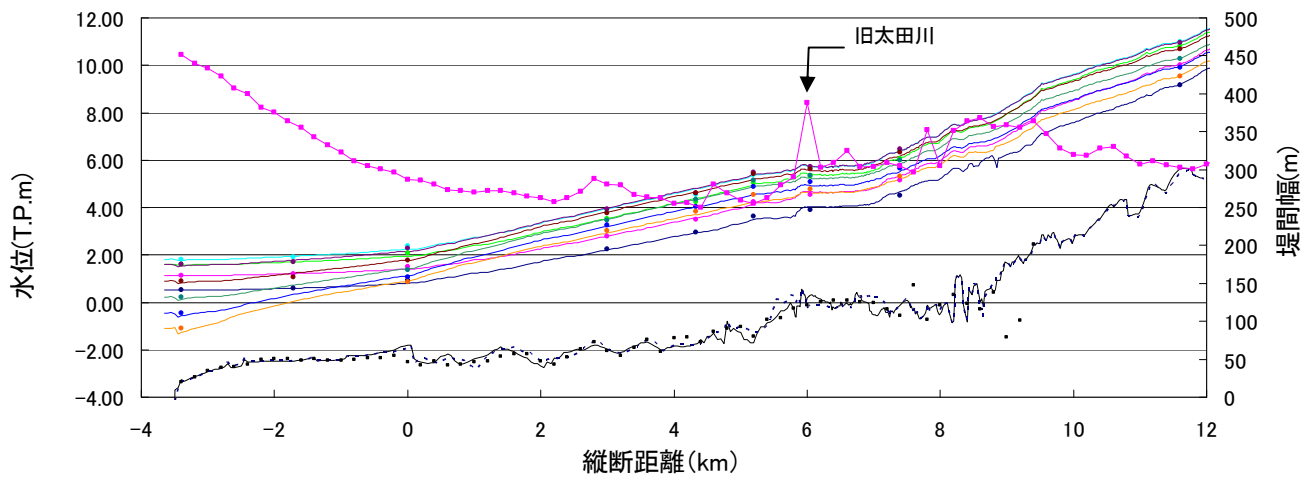


図 2.3.5-3 平成 17 年 9 月洪水における水位ハイドログラフの観測値 図 2.3.5-4 平成 22 年 7 月洪水における水位ハイドログラフ

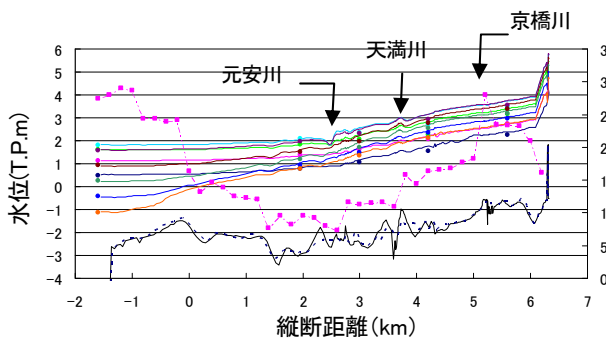
表 2.3.5-1 粗度係数・樹木群透過係数の分布

平成22年7月洪水						平成17年9月洪水							
粗度係数n (m-1/3・s)						粗度係数n (m-1/3・s)							
太田川, 太田川放水路			旧太田川			太田川, 太田川放水路			旧太田川				
12.4-5.8km	低水路	0.03	6.2-2.2km	0.025	3.6(-2.4km)	0.03	12.4-5.8km	低水路	0.025	6.2-2.2km	0.025	3.6(-2.4km)	0.03
	高水路	0.035	2.2(-1.6km)	0.022	元安川			高水路	0.035	2.2(-1.6km)	0.022	元安川	
京橋川						京橋川							
5.8-2.0km	低水路	0.028	5.2-2.4km	0.033	2.6(-2.4km)	0.022	5.8-2.0km	低水路	0.02	5.2-2.4km	0.033	2.6(-2.4km)	0.022
	高水路	0.035	2.4(-0.8km)	0.02	猿猴川			高水路	0.035	2.4(-0.8km)	0.033	猿猴川	
2.0(-3.4km)	低水路	0.022			2.6km(-3.1km)	0.035	2.0(-3.4km)	低水路	0.018			2.6km(-3.1km)	0.035
	高水路	0.035						高水路	0.033				
樹木群透過係数k (m/s)						樹木群透過係数k (m/s)							
太田川			旧太田川			太田川			旧太田川				
8.0-9.6km	右岸	40	6.2-5.0km	80	/	8.0-9.6km	右岸	40	6.2-5.0km	80	/		
10.4-10.8km	右岸	50				10.4-10.8km	右岸	50	分派点砂州				
10.8-11.4km	右岸	40				10.8-11.4km	右岸	40	20				
8.0-8.8km	左岸	50				8.0-8.8km	左岸	50					
9.6-10.6km	左岸	50				9.6-10.6km	左岸	50					

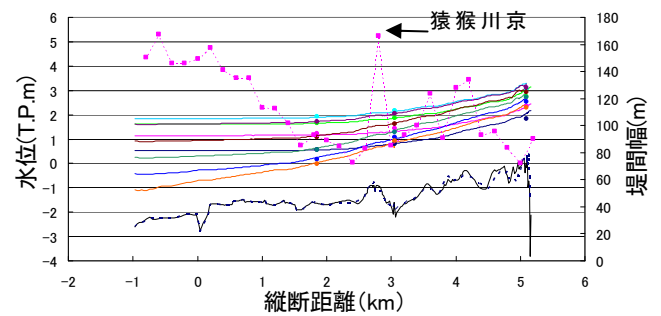
面形を再現し、解析法の妥当性について検証している。次章では、本解析法による平成 22 年 7 月洪水、平成 17 年 9 月洪水の解析結果を比較し、太田川デルタ河川網における洪水時の河床変動、洪水流量配分について検討する。



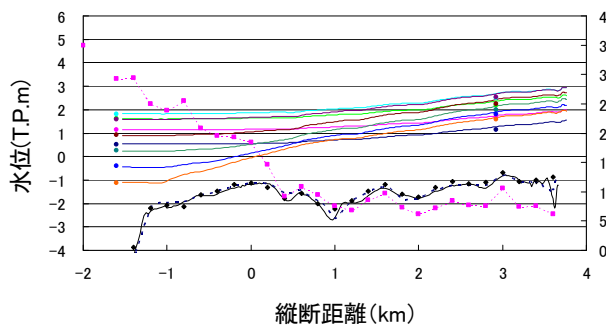
(a) 太田川 太田川放水路の水面形の解析結果と観測結果



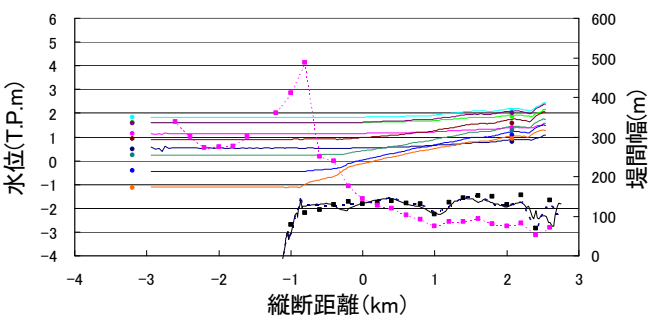
(b) 旧太田川の水面形の解析結果と観測結果



(c) 京橋川の水面形の解析結果と観測結果



(d) 天満川の水面形の解析結果と観測結果



(e) 元安川の水面形の解析結果と観測結果

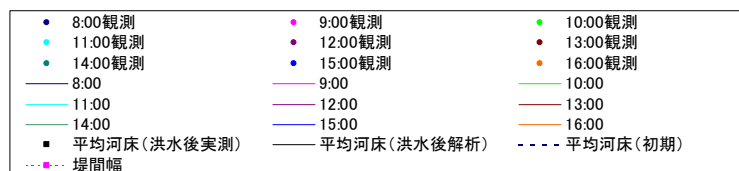
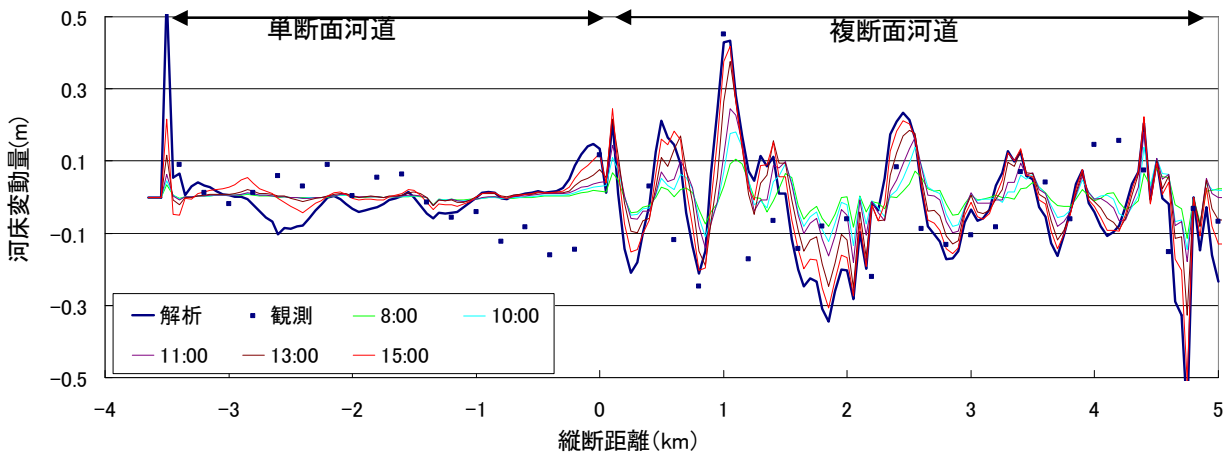
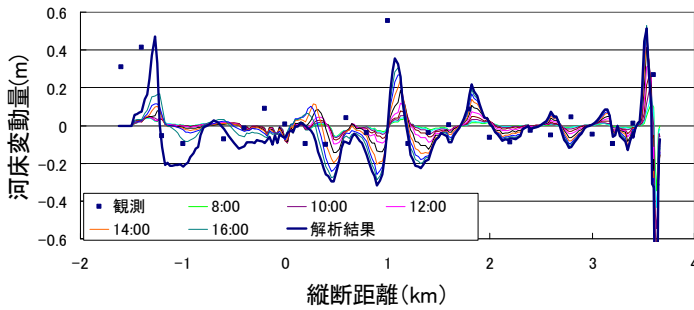


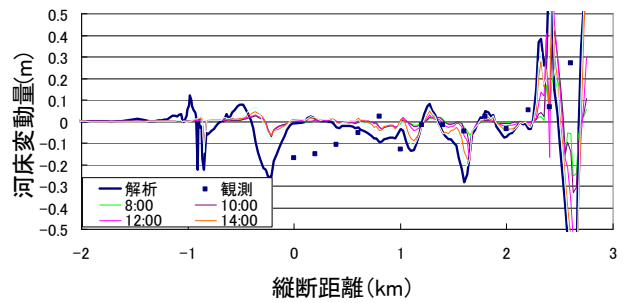
図 2.3.5-5 平成 22 年 7 月洪水における水面形の解析結果と観測結果の比較



(a)太田川放水路における平均河床高の変化



(b)天満川における平均河床高の変化



(c)元安川における平均河床高の変化

図 2.3.5-6 平成 22 年 7 月洪水における平均河床高の変化の解析結果と観測結果の比較

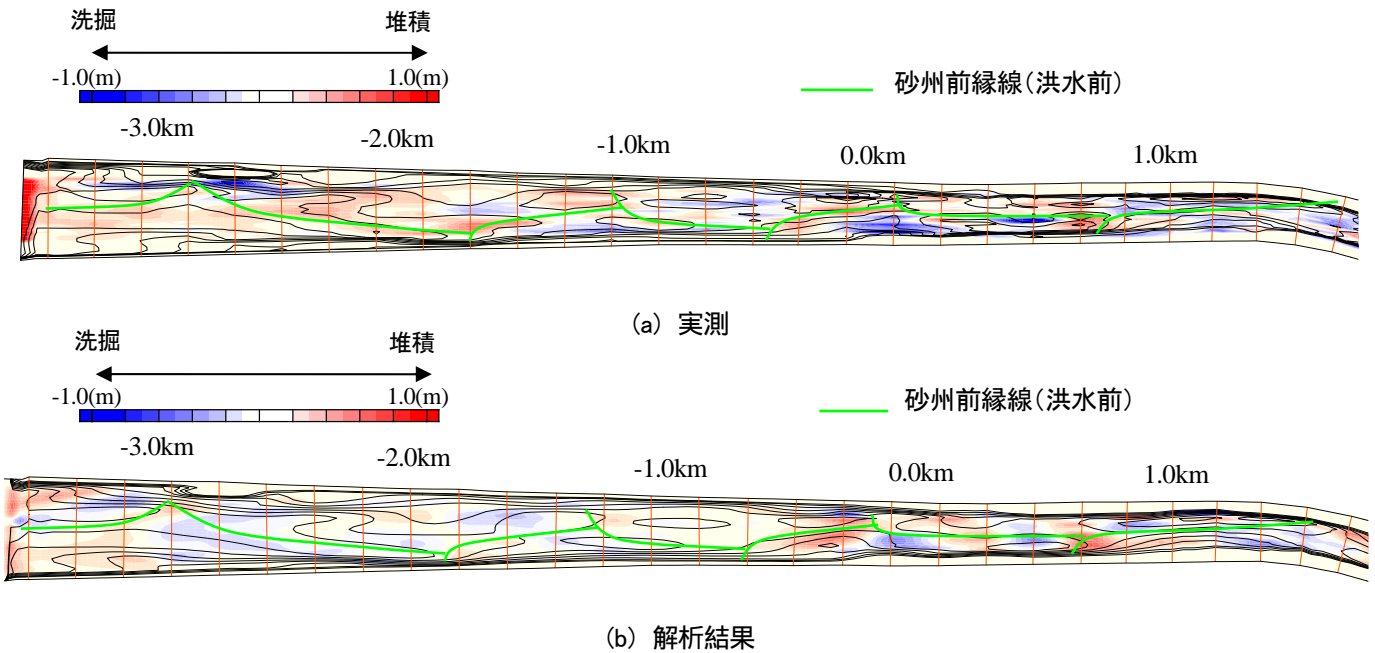


図 2.3.5-7 平成 22 年 7 月洪水における太田川放水路河床変動コンターの解析結果と観測結果

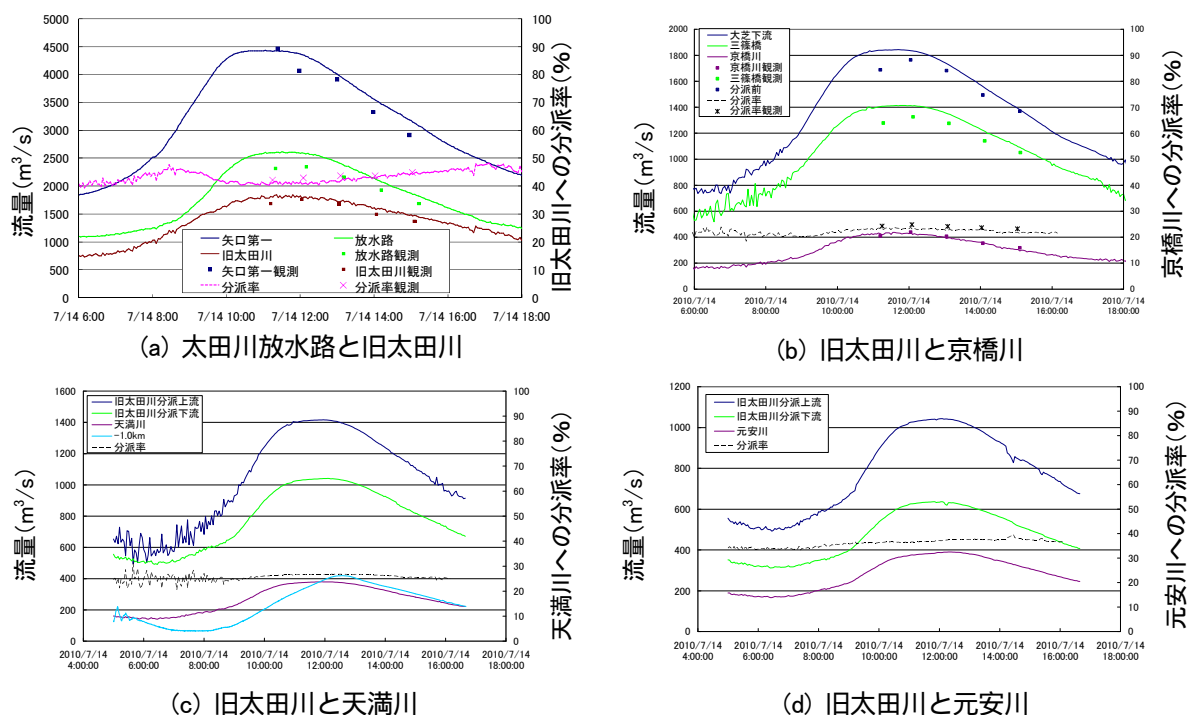


図 2.3.5-8 平成 22 年 7 月洪水における各河川の流量ハイドログラフの解析結果と観測結果

3) 太田川デルタ河川網における洪水流量配分

図 2.3.5-9 は平成 22 年 7 月洪水および平成 17 年 9 月洪水における各分派点の分派率と分派点上流の水位の関係を示す。分派率は、各分派点の流入流量に対する派川流量の比で表している。太田川放水路と旧太田川の分派点では、平成 22 年 7 月洪水において大芝水門の可動堰のゲートの操作が行われており、ゲートの開度は 2.45(T.P.m)とされていた。一方、平成 17 年 9 月洪水では、大芝水門・祇園水門の可動堰は全開であった。解析結果と観測結果は、平成 22 年 7 月洪水では、大芝水門のゲートを閉めているにも関わらず、全開となっていた平成 17 年 9 月洪水よりもやや多く旧太田川に流入している。この原因については、平成 22 年 7 月、平成 17 年 9 月洪水の太田川放水路の粗度の違い等が考えられるが(図中の緑線で平成 22 年 7 月洪水で決定した粗度を用いて平成 17 年 9 月洪水を解いた場合の分派率を示している)まだ十分に分かっておらず今後の課題とする。その他の分派点では、洪水規模の異なる平成 17 年 9 月洪水と平成 22 年 7 月洪水において分派率と水位の関係がほぼ同じ関係にあり、潮位変動や洪水規模によって水位が高いほど、分派率がやや大きくなる傾向にあることが分かる。

4) 太田川放水路と旧太田川の分派点における洪水流と河床変動

図 2.3.5-10 および図 2.3.5-11 は、太田川放水路と旧太田川の分派点における河床変動コンターの解析結果と観測結果の比較を示す。図 2.3.5-10(b)、図 2.3.5-11(b) に示す解析結果には、水位ピーク付近における底面流速および水深平均流速の流線を重ねている。図 2.3.5-10(a) に示す平成 17 年 9 月洪水の実測河床変動コンターの特徴は、6.2km 付近の砂州前縁や左岸側の澇筋で洗掘が生じ、祇園水門上流で土砂堆積が生じていることにある。解析結果(図 2.3.5-10(b)) より、湾曲の影響や派川方向に流れが引き込まれることで、この付近で二次流が発達し、底面流速と水深平均流速との間に差が生じていることが分かる。このように流れの三次元性を考慮した解析法の適用により、解析結果は左岸みお筋付近の洗掘がやや小さく計算されているものの、観測結果に見られるような 6.2km 付近の砂州前縁や左岸澇筋付近で洗掘を受ける傾向を捉えることが出来ている。みお筋付近の洗掘が小さく計算された原因は、護岸周辺で発達する渦を適切に評価できていなかったためと考えられる。

平成 21(2009)年度には分派点の砂州が掘削されており、平成 22(2010)年 7 月洪水時には砂州が発達して

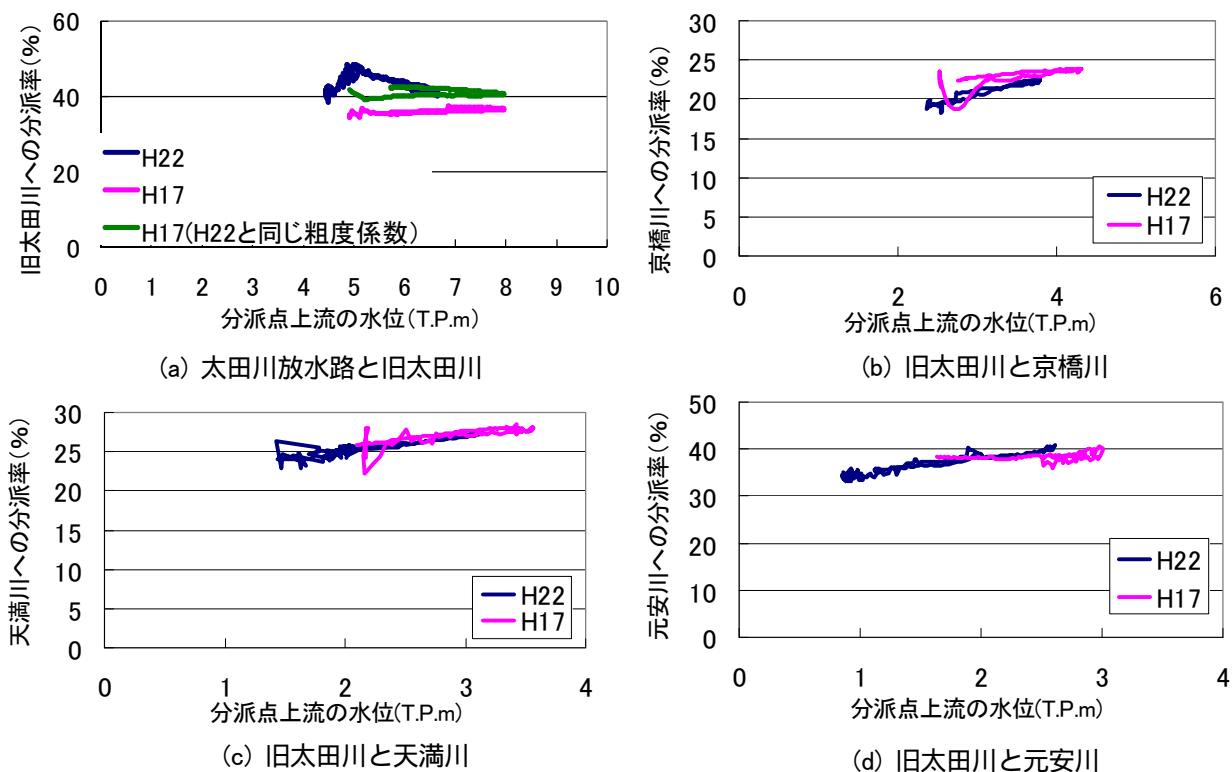


図 2.3.5-9 解析より得られた平成 22 年 7 月洪水と平成 17 年 9 月洪水における洪水流量配分

いない状態であった。平成 22 年 7 月洪水では図 2.3.5-11(a)に示す実測より、分派点上流では全体的に堆積傾向であることが分かる。解析結果は、分派点上流で全体的に堆積する傾向を説明出来ている(図 2.3.5-11(b))。特に、高水敷と固定堰に囲まれた範囲の土砂堆積が顕著であり、今後分派点の砂州が発達していくことが分かる。

5) 感潮域における洪水時の河床変動

図 2.3.5-12 は、平成 22 年 7 月洪水における各時間帯の平均河床高の変動量の解析結果を示し、図 2.3.5-13 は、太田川放水路および天満川における流砂量の縦断分布を示す。流砂量の縦断分布は、洪水ピーク時と洪水減水期について示している。図 2.3.5-12、図 2.3.5-13 より、1.0km 付近より上流では洪水ピーク付近において流砂量が河口付近に比べて多くなり、河床変動量も洪水ピーク付近で大きくなっている。一方、0.0km 付近より下流では、洪水減水期において潮位低下により水面形が急勾配になることにより、流砂量が多くなり河床変動量が大きくなっている。平成 17 年 9 月洪水についても同様に解析平均河床高の各時間帯の変動量(図 2.3.5-14)、解析による流砂量の縦断分布(図 2.3.5-15)を示す。平成 17 年 9 月洪水は平成 22 年 7 月洪水と潮位条件がほぼ同じであるため、平成 22 年 7 月洪水と同様に洪水減水期において 0km より

下流の流砂量が多くなり、河床変動が大きくなっている。

以上に示したように、大きな潮位変動を有する感潮域では必ずしも洪水ピーク時に最大の河床変動が生じるとは限らないため、水面形の時間変化を観測し、観測水面形を用いた洪水流・河床変動解析を行うことが特に有効であることが分かる。

太田川放水路および市内派川では粒度分布が変化する 0km 付近を境として、流砂の運動形態が異なっていることが分かる。太田川放水路では、平均粒径が 1mm 以下の 0km より下流で浮遊砂が卓越しているが、0km より上流では掃流砂量が浮遊砂量の 2 倍程度になっている。太田川放水路は、0km 地点と河口付近以外は断面形状がほぼ同様であるので、摩擦速度や流砂量が縦断的にほぼ同様になっている。市内派川においても 0km 付近より下流では、浮遊砂量が掃流砂量より卓越し、市内派川の 1km より上流では、浮遊砂量が少なく掃流砂量が多くなっている。従って、粒度分布が細かく川幅が漸拡する河口付近(0km 付近)では、河床変動に対する浮遊砂の影響が大きいことが分かる。このような縦横断面形、河床材料で構成された河道の河床変動解析には、浮遊砂を考慮する必要があることが分かる。

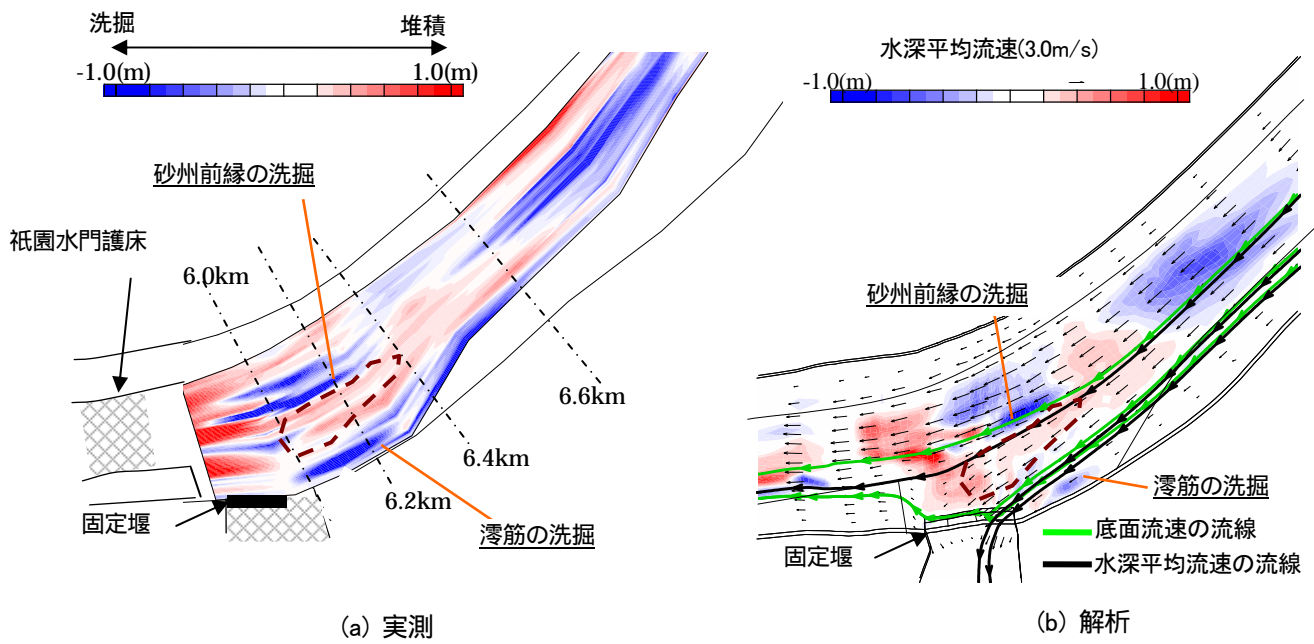


図 2.3.5-10 太田川放水路と旧太田川の分派点における河床変動コンター（平成 17 年 9 月洪水）

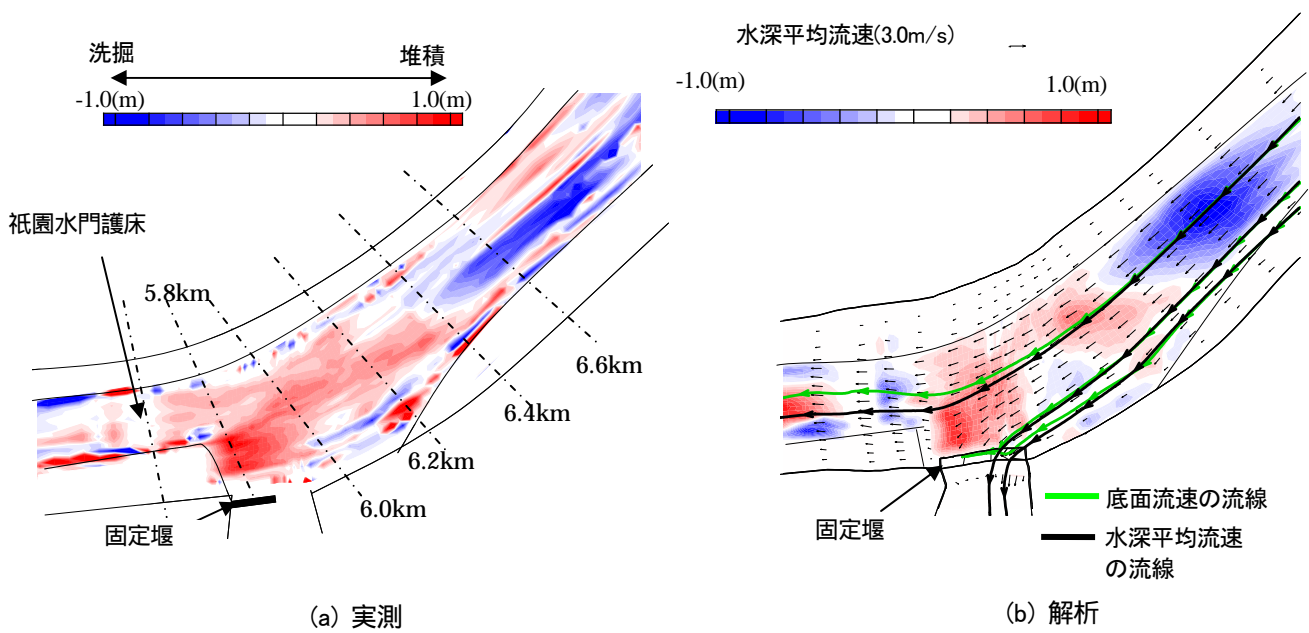
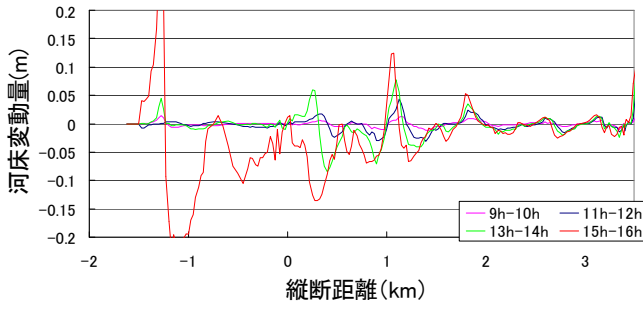
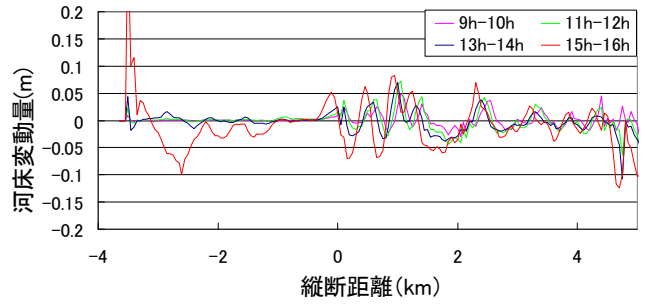


図 2.3.5-11 太田川放水路と旧太田川の分派点における河床変動コンター（平成 22 年 7 月洪水）

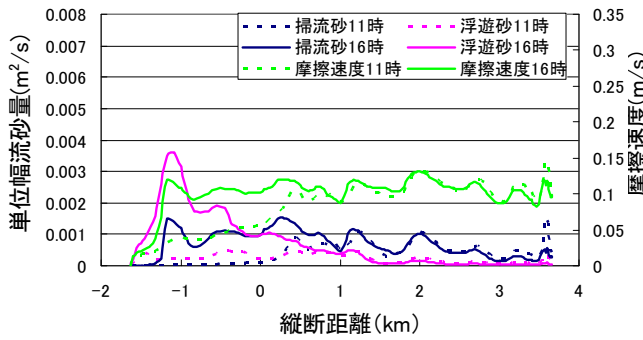


(a) 天満川における平均河床高の変化

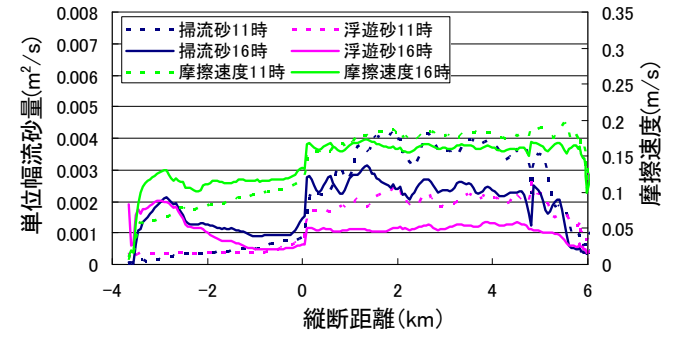


(b) 太田川放水路における平均河床高の変化

図 2.3.5-12 解析より得られた各時間帯の平均河床高の変化 (平成 22 年 7 月洪水)

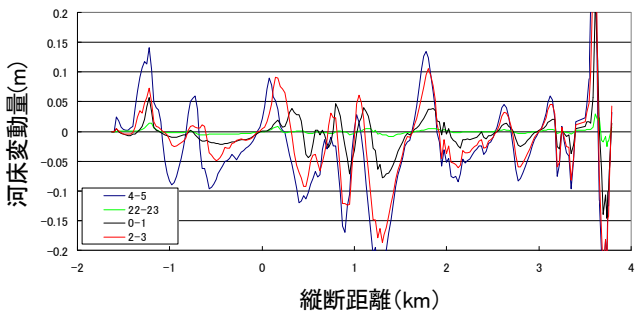


(a) 天満川

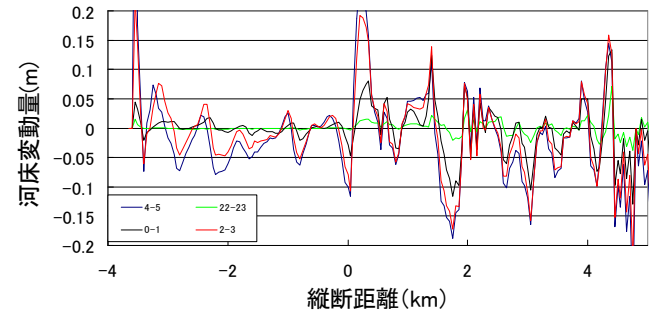


(b) 太田川放水路

図 2.3.5-13 解析より得られた流砂量の縦断分布 (平成 22 年 7 月洪水)

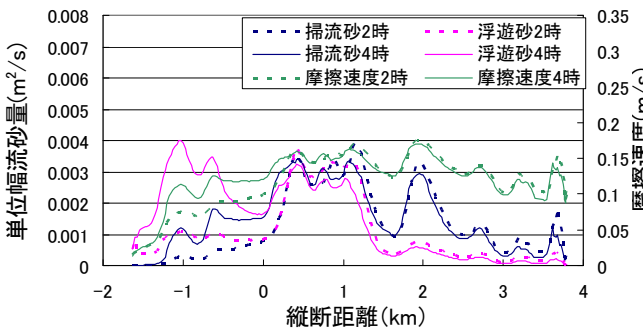


(a) 天満川における各時間帯の平均河床高の変化

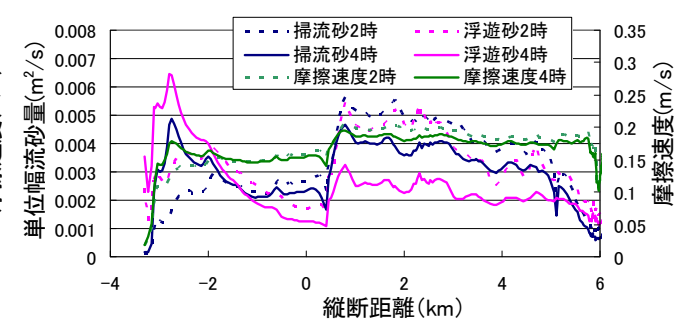


(b) 太田川放水路における各時間帯の平均河床高の変化

図 2.3.5-14 解析より得られた各時間帯の平均河床高の変化 (平成 17 年 9 月洪水)



(a) 天満川



(b) 太田川放水路

図 2.3.5-15 解析より得られた流砂量の縦断分布 (平成 17 年 9 月洪水)

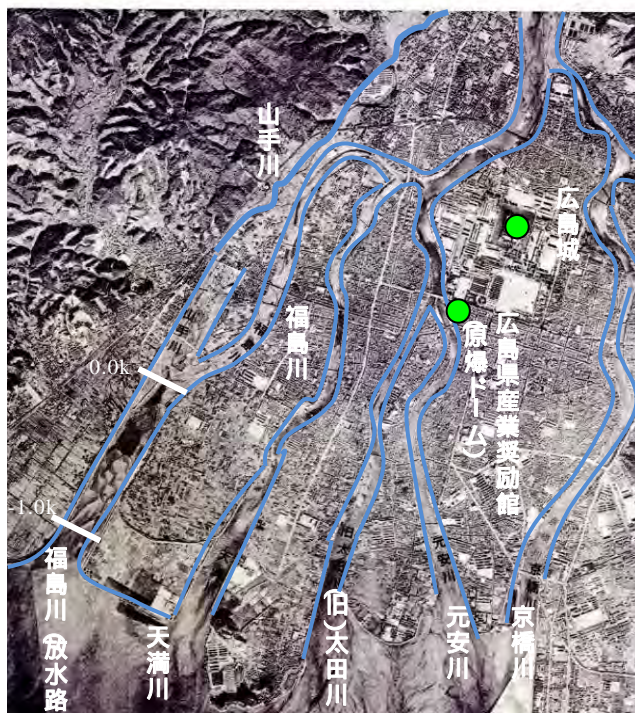


図 2.3.6-1 昭和 14 年における太田川デルタと干潟

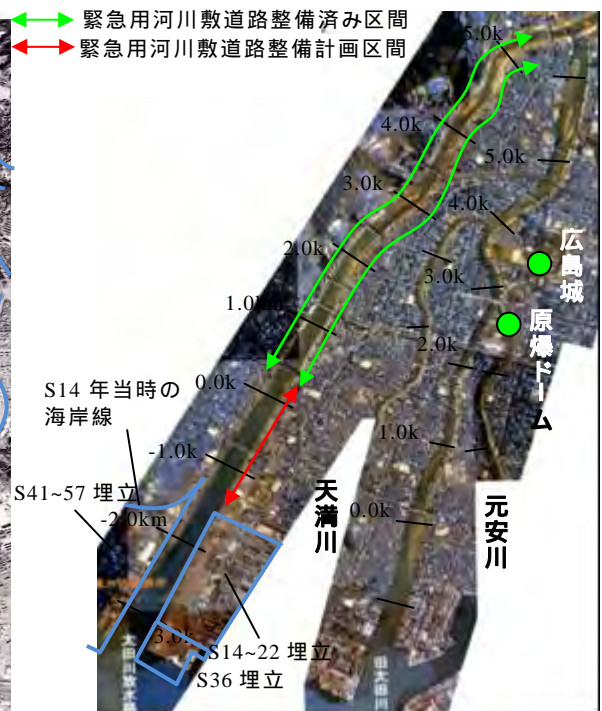


図 2.3.6-2 平成 18 年における太田川デルタと干

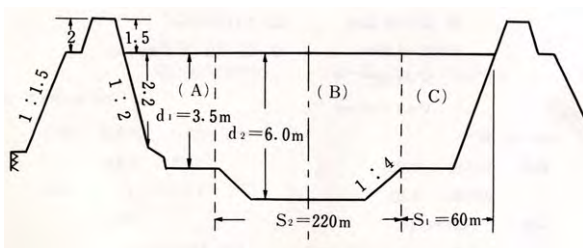


図 2.3.6-3 昭和 8 年の改修計画における -3.0km--1.5km の

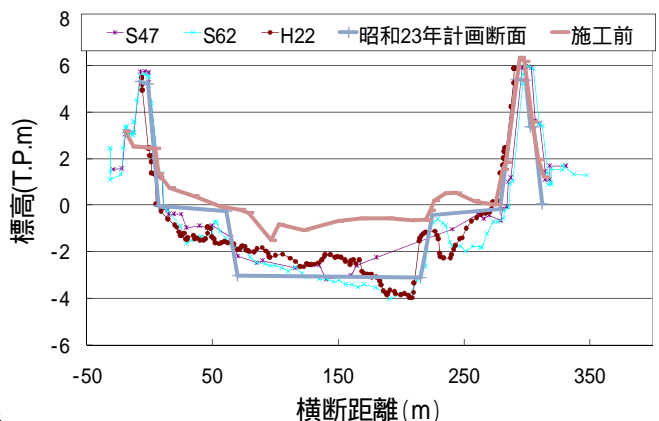


図 2.3.6-4 0.0km における計画断面と現況断面

2.3.6 太田川放水路における洪水流による干潟の挙動

(1) 太田川放水路の工事履歴と干潟の関係

太田川放水路は人工的に造られた河川であるものの、竣工から 40 年以上経過した今日では河岸沿いに干潟を有し、汽水生物の貴重な生息・生育・繁殖の場になっている。本章では、現在、太田川放水路の河岸沿いに干潟が残されている経緯について、太田川放水路の工事履歴とともに考察する。図 2.3.6-1 は昭和 14 年に撮影された航空写真を示し、図 2.3.6-2 は平成 18 年に撮影された航空写真を示す。昭和初期までは、干潟は太田川デルタの河口付近一帯に広がっていたが（図

2.3.6-1）、現在では埋め立てや干拓、河道等の浚渫によって放水路と市内派川の河岸沿いに干潟が残されている（図 2.3.6-2）。太田川放水路の -1.2km~0.0km 付近は福島川を浚渫して造られ、-1.6km 付近より下流は昭和 50 年頃の埋め立て（広島市西部開発事業）によって河道となった。0.0km より上流区間については、山手川の河道を拡幅・掘削して太田川放水路が造られた。

以下では、太田川改修三十年史・太田川史等の資料に基づき、太田川放水路の工事履歴と河岸沿いの干潟について考察する。

太田川放水路の本格的な工事は、昭和 9 年から行われ太平洋戦争による中断を経て昭和 42 年に概成した。



図 2.3.6-5 太田川放水路左岸の 0.2km より上流区間の敷石護岸と緊急用河川敷道路（1.2km 付近左岸）（タイプ 3 干潟）

昭和 8 年に決定された改修当初の計画では、太田川放水路の全川に亘り複断面とし、図 2.3.6-3 に示すような複断面の標準断面形が採用されている。その後、昭和 18 年、昭和 20 年の洪水を受け、昭和 23 年に計画流量 6,000(m³/s)とする計画に改訂された。図 2.3.6-4 は、0.0km における当時の計画断面と施工前断面、現在の断面を示す。図に示すように、計画断面の高水敷高さは潮間帯の高さに設定され、満潮位より低いため、潮位が高い時間帯に水が乗り上げる。

放水路工事は、0.0km より下流の浚渫から開始され、昭和 9 年～昭和 15 年では、-1.0km～-0.65km の区間において福島川（当時）の低水路（河道の中央付近）の浚渫が行われた。一方、高水敷に対応する河岸沿いを浚渫・掘削した記録は残されておらず、洪水による洗掘を受けながらも福島川の河床が残されているものと考えられる。このように、低水路（河道の中央付近）を浚渫したことにより、現在でも河岸沿いに干潟が残されている。0.0km より上流については、戦後に本格的な掘削工事が開始された。前述のように、2.0km 付近までは高水敷の高さが満潮位よりも低いため、潮位が高い時間帯では、高水敷に水が乗り上げる。0.0km より上流区間の干潟（高水敷）前面には、図 2.3.6-5 に示すように護岸が設置され、干潟が浸食・洗掘から守られており、干潟は経年的に安定した形状をしている。0.0km より下流については、護岸が設置されていないため、干潟が浸食・洗掘を受けやすい構造になっている（図 2.3.6-6）。

近年では、緊急用河川敷道路の整備が行われ、旭橋より上流の区間では既に両岸で整備されている。今後、0.2km(旭橋)～1.5km(広島西飛行場)区間の左岸で整



図 2.3.6-6 緊急用河川敷道路の整備が予定されている太田川放水路左岸の 0.2km より下流における干潟（タイプ 2 干潟）

備が予定されている。0.0km より下流区間の干潟は、前述のように 0.0km より上流区間と異なり、干潟前面に護岸が設置されていないので、緊急用河川敷道路を整備した場合における干潟の保全・再生策について検討する必要がある。

(2) 太田川放水路における洪水による干潟の経年変化

太田川放水路に新たに設置する緊急用河川敷道路や造成干潟が及ぼす影響を把握するためには、これまで受けてきた洪水による干潟形状の変化を理解する必要がある。

図 2.3.6-7～図 2.3.6-9 は、昭和 62(1987)年から平成 22(2010)年までの平面的な干潟形状の経年変化をコンター図で示している。ここで、-1.6(T.P.m)以上の高さ（図中の黄土色より高い部分）を干潟高さの下限值とした。これは、アサリが生息できる干潟高さの下限值が、-1.7(T.P.m)であることを参考としたものである。図 2.3.6-10 は、横断的な干潟形状の経年変化を示している。-1.2km 右岸、-0.8km 左岸、-0.2km 右岸付近にある干潟は、経年的に面積が小さくなり高さも低くなっている。これらの干潟は交互砂州の深掘れ部が接近してくると、洪水による洗掘量が大きくなる傾向にある。以下では、-0.8km 付近左岸の干潟を例として詳細に説明している。昭和 62(1987)年では、-0.8km 付近左岸干潟の上流(-0.4km 左岸付近)に深掘れの最深箇所が位置し、その後の洪水（平成 5 年 7 月洪水）により、深掘れ箇所が下流に移動している。平成 13(2001)年では、平成 11 年 6 月洪水、平成 11 年 9 月洪水を受け、深掘れ部は-0.5km～-0.6km 付近に移動し、これに

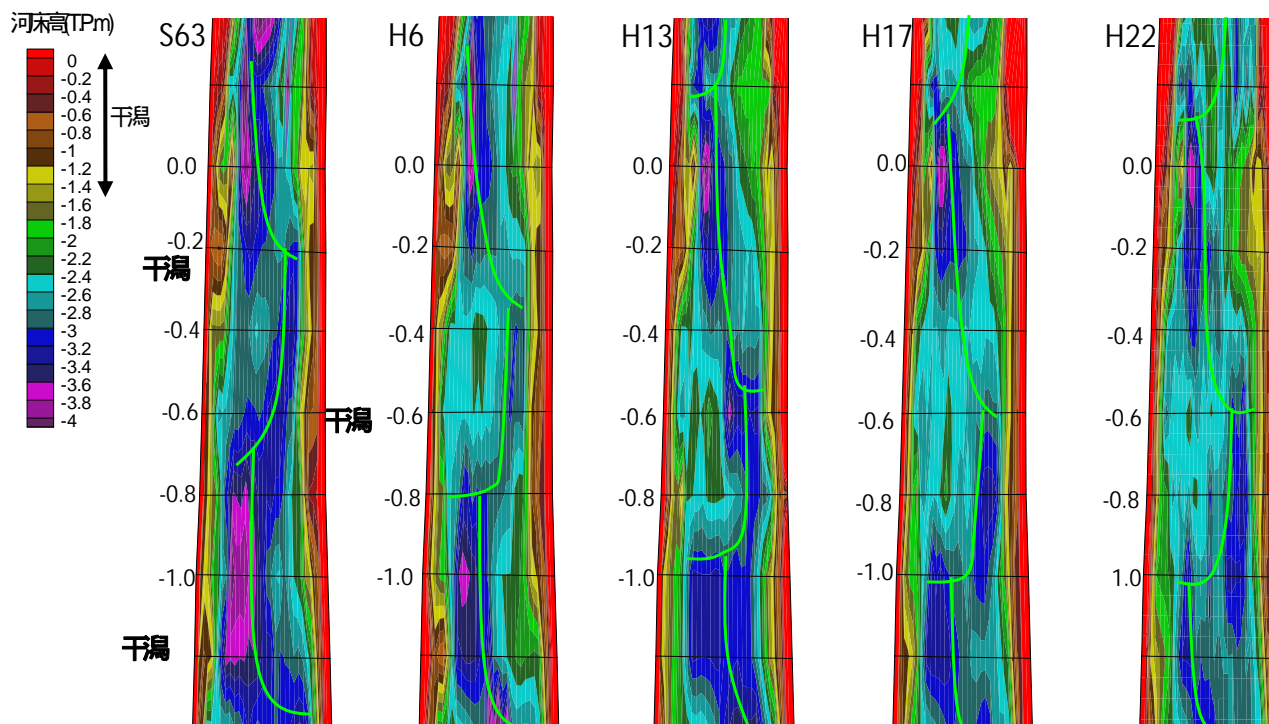


図 2.3.6-7 太田川放水路(-1.0km-0.0km)における実測の干潟形状の経年変化

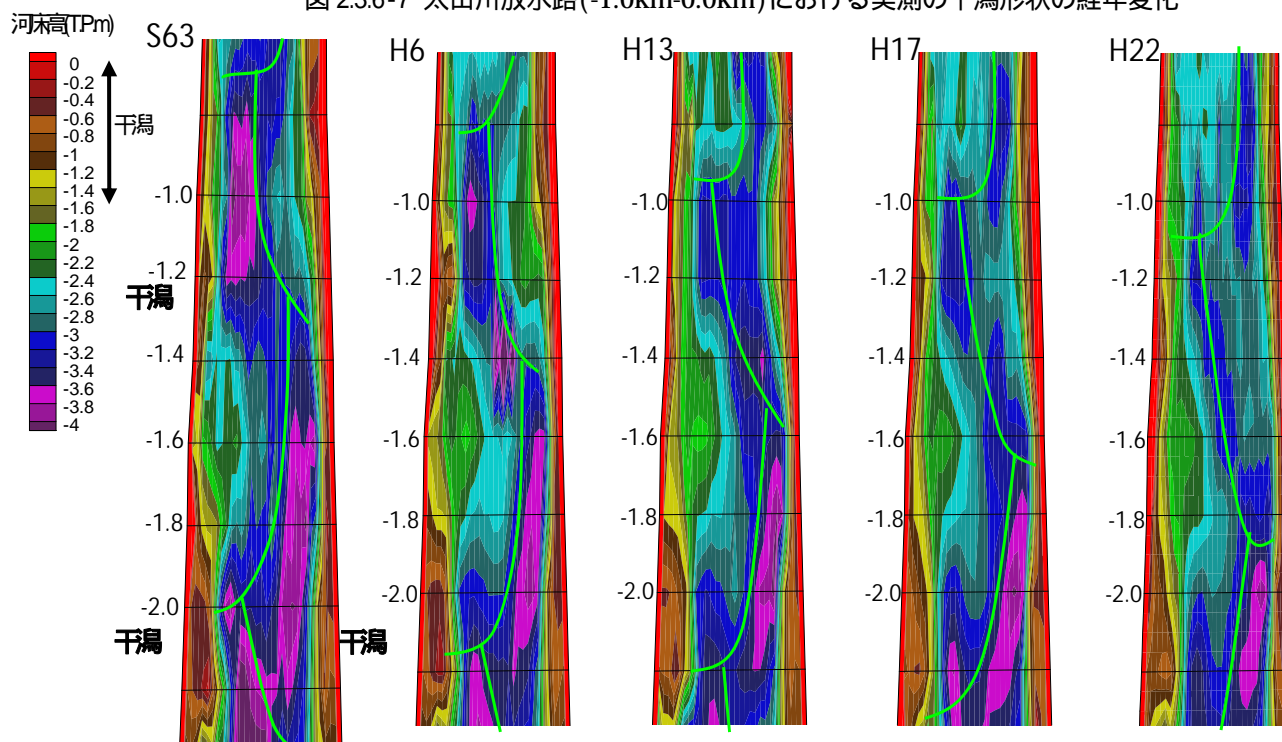


図 2.3.6-8 太田川放水路(-2.0km~-1.0km)における実測の干潟形状の経年変化

より-0.6km 左岸の干潟の洗掘量が大きくなっている (図

2.3.6-10(a)). 平成 17 年 9 月洪水では、前述の深掘れ部が-0.8km まで流下したため、-0.8km 左岸干潟の洗掘量が大きくなっていることが分かる (図

2.3.6-10(b)). 一方、-2.0km 付近兩岸の干潟は、その上流側(-1.8km~-2.0km 付近)で洗掘を受け、干潟高さがやや低下する傾向にあるが、下流側では土砂が堆積することによりやや下流に伸びていることが分かる。図 2.3.6-11 は、太田川放水路における平均河床高および

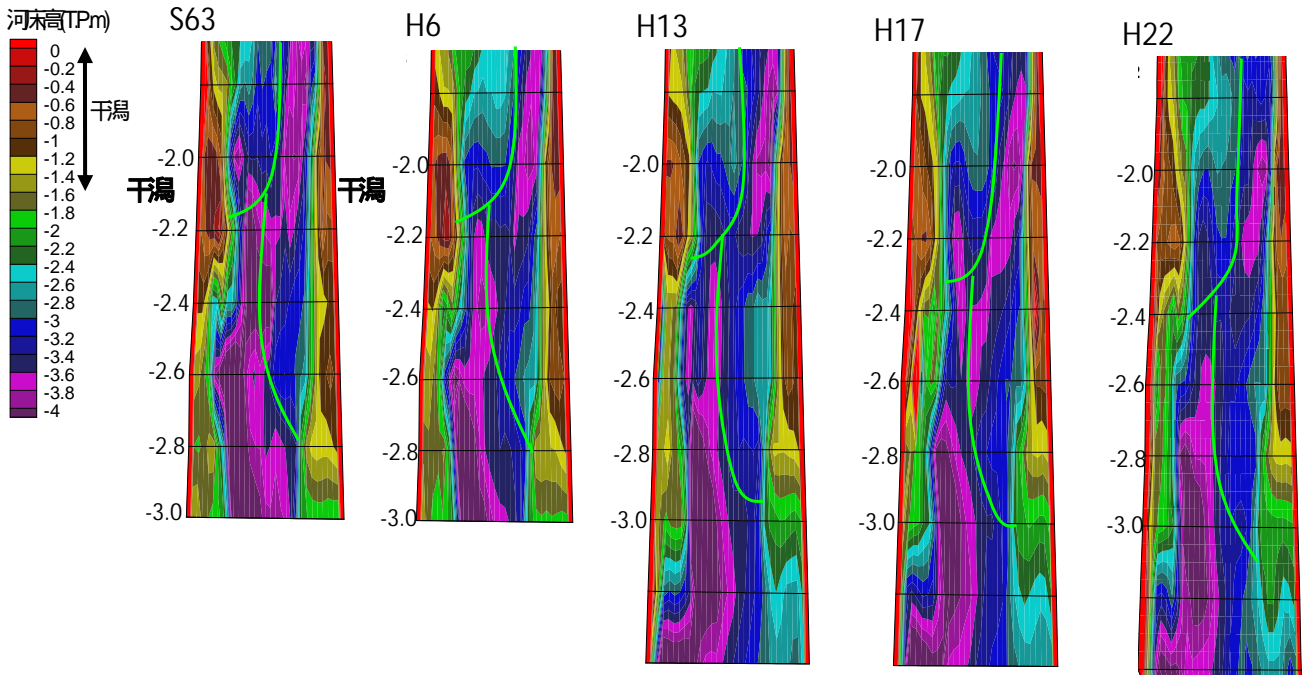


図 2.3.6-9 太田川放水路(-3.4km--2.0km)における実測の干潟形状の経年変化

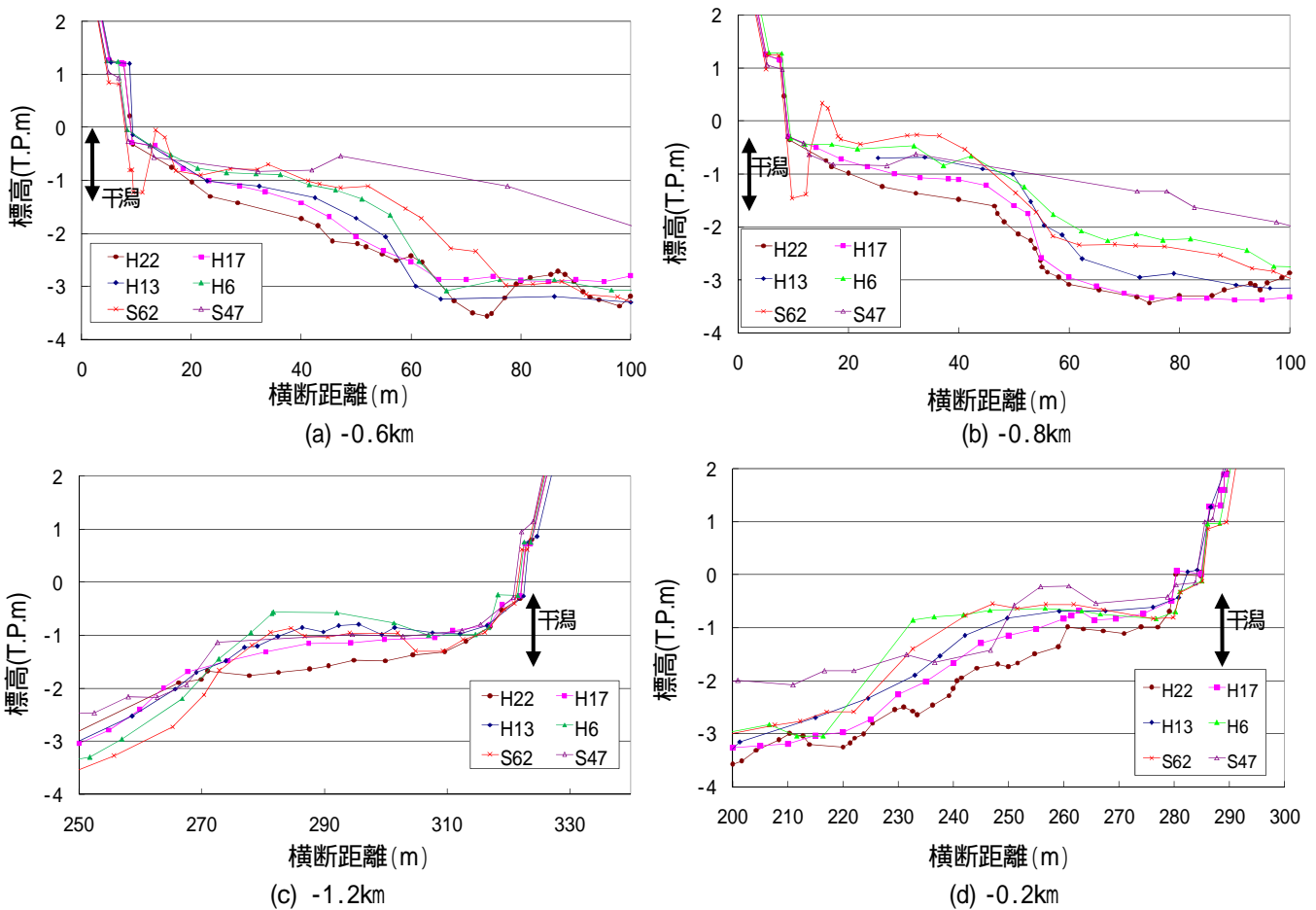
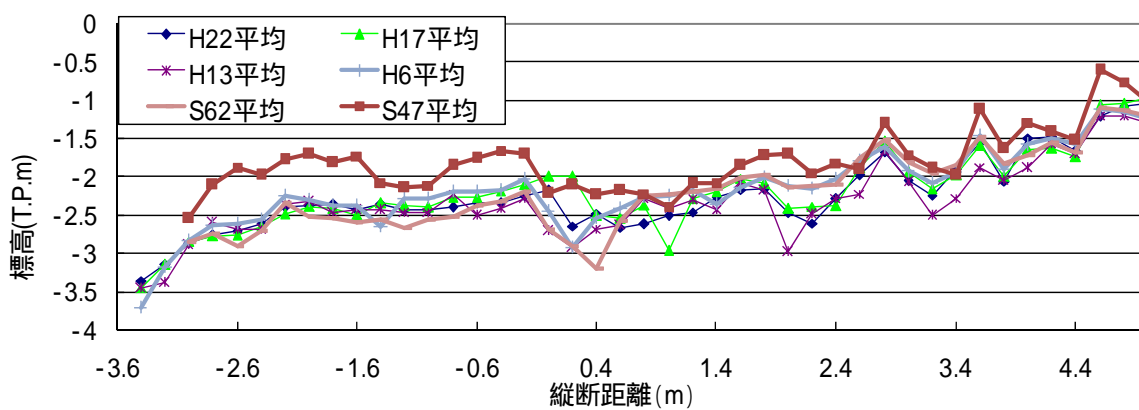
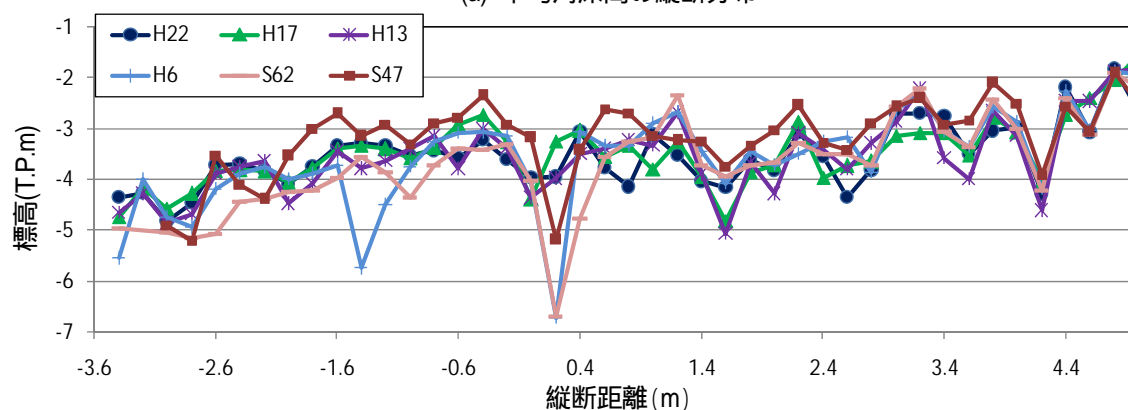


図 2.3.6-10 太田川放水路における干潟周辺の横断測量結果



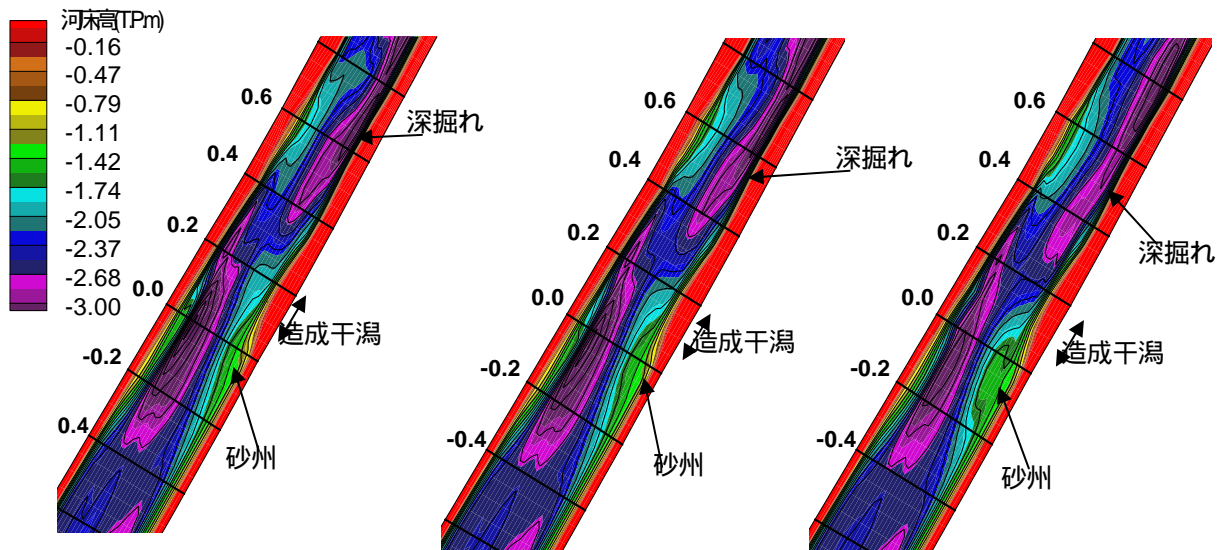
(a) 平均河床高の縦断分布



(b) 最深河床高の縦断分布

図 2.3.6-11 実測による低水路河床高の経年変化

最深河床高の経年変化を示す。昭和 47 年から昭和 62 年では、0.0km より下流における低水路河床高の低下に伴い干潟高さも低下している。その後、0.0km より下流の低水路河床高は、昭和 62 年から平成 6 年では上昇し、平成 6 年から平成 13 年で低下、平成 13 年から平成 17 年でやや上昇、平成 17 年から平成 22 年で低下している。河岸沿いの干潟高さの低下量は、低水路河床高が低下している期間の方が上昇している期間よりも大きくなっている。このような低水路の平均的な河床低下に加え交互砂州の深掘れ付近の洗掘により、干潟が低下しているものと考えられる。



(a) 初期河床(2010/7/14 5:00) (b) 洪水ピーク(2010/7/14 11:00) (c) 最終河床(2010/7/14 18:00)

図 2.3.6-12 平成 22 年 7 月洪水における造成干潟周辺の河床変動の解析結果

(3) 太田川放水路における干潟再生試験区設置後の洪水流と河床変動

ここでは、再生試験区を設置後の洪水である平成 22 年 7 月洪水を対象とし、再生試験区の設置が洪水流と河床変動に及ぼす影響について考察する。

図 2.3.6-12 は、平成 22 年 7 月洪水における造成干潟周辺の河床変動解析結果の時間変化を示す。造成干潟は、図 2.3.6-13 に示すように元の干潟を 1m 以上嵩上げており、施工前断面に比べて低水路の河積が小さくなっている。造成干潟の下流(0.0km)は、急拡する縦横断面形になっている。洪水前の造成干潟の前面は交互砂州の砂州になっていたが、洪水によって砂州が 100m 程度下流に移動したため、造成干潟前面に深掘れが生じた。そして、造成干潟の下流では断面形が広がることで土砂堆積が生じ、砂州が発達した。造成干潟の下流に形成された砂州は干潮時に干出する高さ(T.P.-1.8m)以上にまで発達し、干潟となっている(図 2.3.6-13)。前述のように、対象洪水では潮位が低下し水面形が急勾配になる 15~16 時の間の河床変動量が大きかった。この時間帯の水位は、図 2.3.6-13 より 1.0(T.P.m)程度であるため低水路の縦横断面形の変化の影響を大きく受ける。そのため、造成干潟周辺では、干潟を造成し河幅を狭めたことで流速が施工前断面より大きくなり、そこに交互砂州の深掘れ部が流下してきたことで造成干潟周辺において洗掘が生じた。造成干潟の下流(0.0~0.2km 付近)では断面形が急拡していることに加え、砂州が上流から移動してきたため顕著

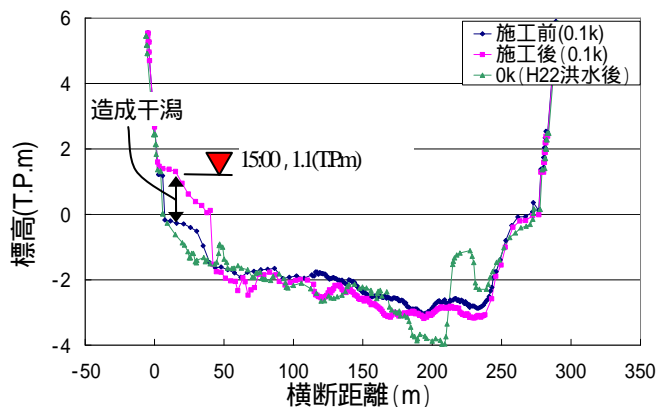


図 2.3.6-13 造成干潟(0.1km)の施工前後横断形状と造成干潟下流(0.0km)の横断形状

な土砂堆積が生じ干潟が形成された。試験干潟を造成し低水路の縦横断面形状を変化させたことで、干潟周辺の河床変動に影響を及ぼした。今後、緊急用河川敷道路や干潟を設置するにあたり、それらが洪水流と河床変動にどのような影響を及ぼすのかについて適切に見積もる必要がある。

(4) 新たに造成する干潟の設置位置，高さの検討

表 2.3.6-1 計算条件

Case	造成干潟位置	干潟形状	外力条件
Case0	なし		過去30年の主要洪水
Case1	-0.6km	A	過去30年の主要洪水
Case2	-0.6km	B	過去30年の主要洪水
Case3	-0.2km	A	過去30年の主要洪水
Case4	緊急用河川敷道路のみ		過去30年の主要洪水
Case0'	なし		過去30年の主要洪水 × 2
Case1'	-0.6km	A	過去30年の主要洪水 × 2

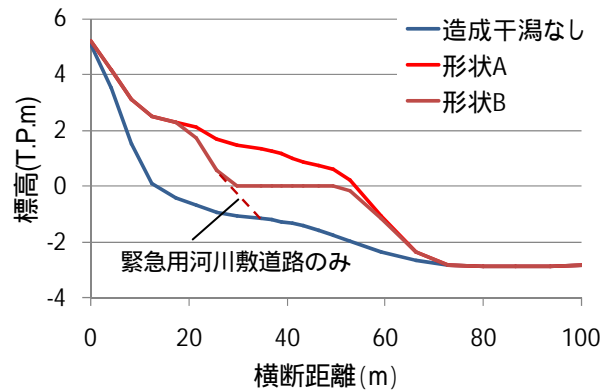


図 2.3.6-14 計算で与えた造成干潟の横断形

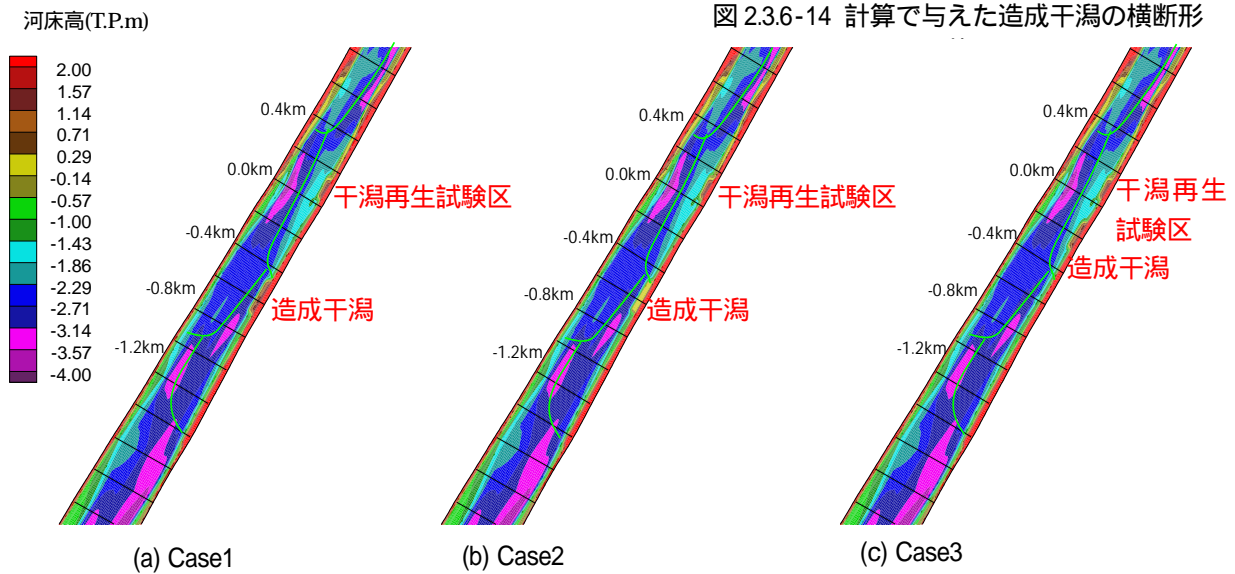


図 2.3.6-15 計算で与えた造成干潟の設置位

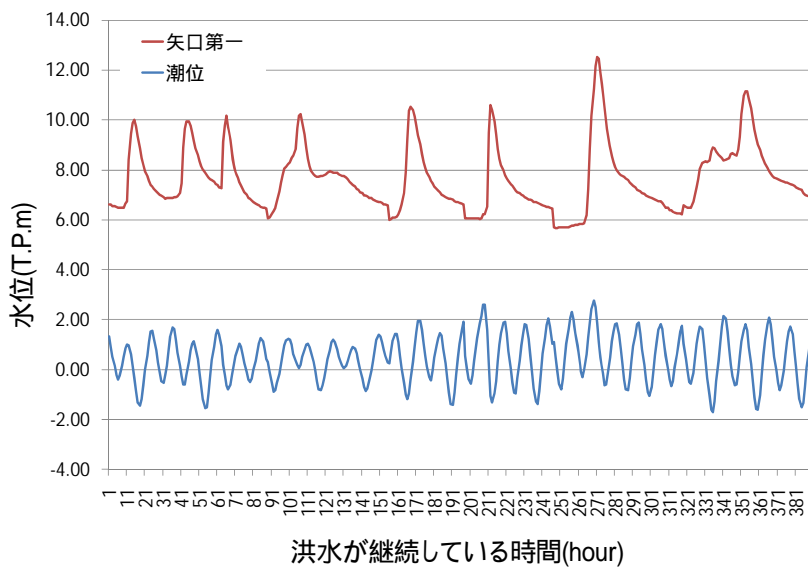


図 2.3.6-16 洪水の外力条件

表 2.3.6-2 過去の主要洪水

発生年月日	ピーク流量実績(m ³ /s)
昭和18年9月20日	6,700
昭和20年9月17日	5,900
昭和25年9月13日	4,490
昭和26年10月14日	4,500
昭和37年7月5日	3,130
昭和38年7月11日	3,020
昭和40年7月23日	4,330
昭和47年7月12日	6,800
昭和51年9月13日	5,800
昭和55年8月31日	3,270
昭和58年7月23日	3,800
昭和60年7月6日	3,790
昭和63年7月21日	4,410
平成5年7月28日	3,870
平成11年6月29日	3,790
平成11年9月24日	3,889
平成17年9月6日	7,200
平成22年7月14日	4,450

2.3.6 (3)の検討から、造成干潟の高さや位置の違いが低水路の河床変動に影響を及ぼすことが分かった。太田川放水路の河岸沿いの干潟を保全、再生しつつ緊急用河川敷道路を整備するためには、造成干潟の設置位置や高さについて検討する必要がある。本検討では、2.3.5(1)で構築した実洪水中の洪水流と河床変動を評価し得る解析法を用いて様々な造成干潟の設置位置や高さが、洪水流・河床高の変化に及ぼす影響について調べる。そして、経年的に安定した河口干潟を保全・再生するための考え方を示す。

計算で与えた造成干潟の設置条件、洪水の外力条件

を表 2.3.6-1 に示す。Case0 では、現況河道において過去 30 年間の主要洪水(表 2.3.6-2)を与えた場合の河床変動や砂州の挙動を把握する。Case1, Case2 では、干潟再生試験区(0.1km 付近)下流にある砂州の下流(-0.6km)に図-2.3.6-14 に示す高さの異なる造成干潟をそれぞれ設置し、造成干潟の設置高さの違いが河床変動や砂州の挙動に及ぼす影響について検討する。Case3 では、干潟再生試験区(0.1km 付近)下流にある砂州の途中(-0.2km)に干潟を設置し、造成干潟の設置位置の影響について検討する。Case4 では、緊急用河川敷道路のみを設置した場合について検討する。

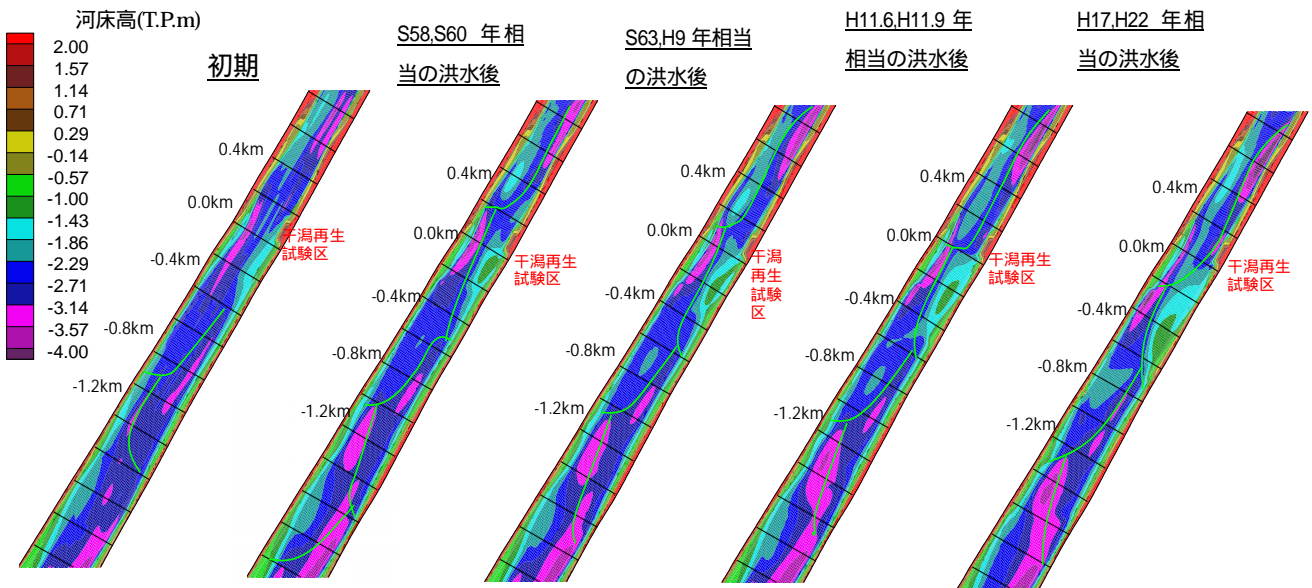


図 2.3.6-17 Case0 解析結果

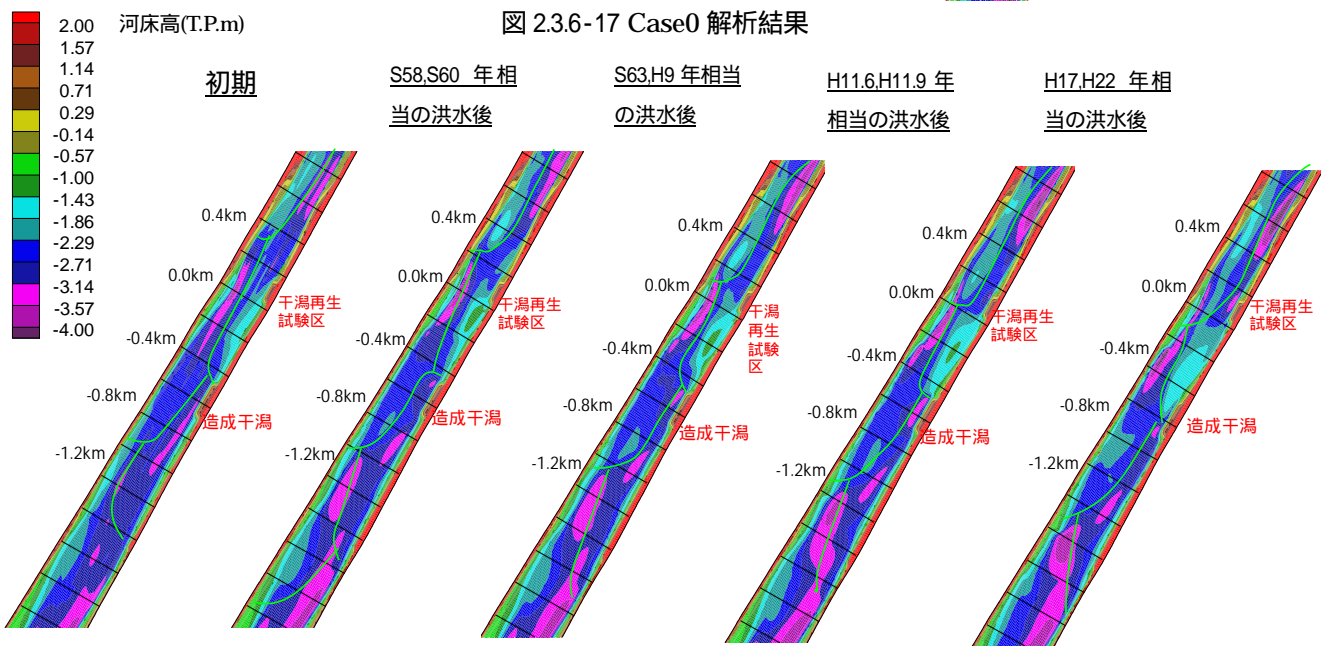


図 2.3.6-18 Case1 解析結果

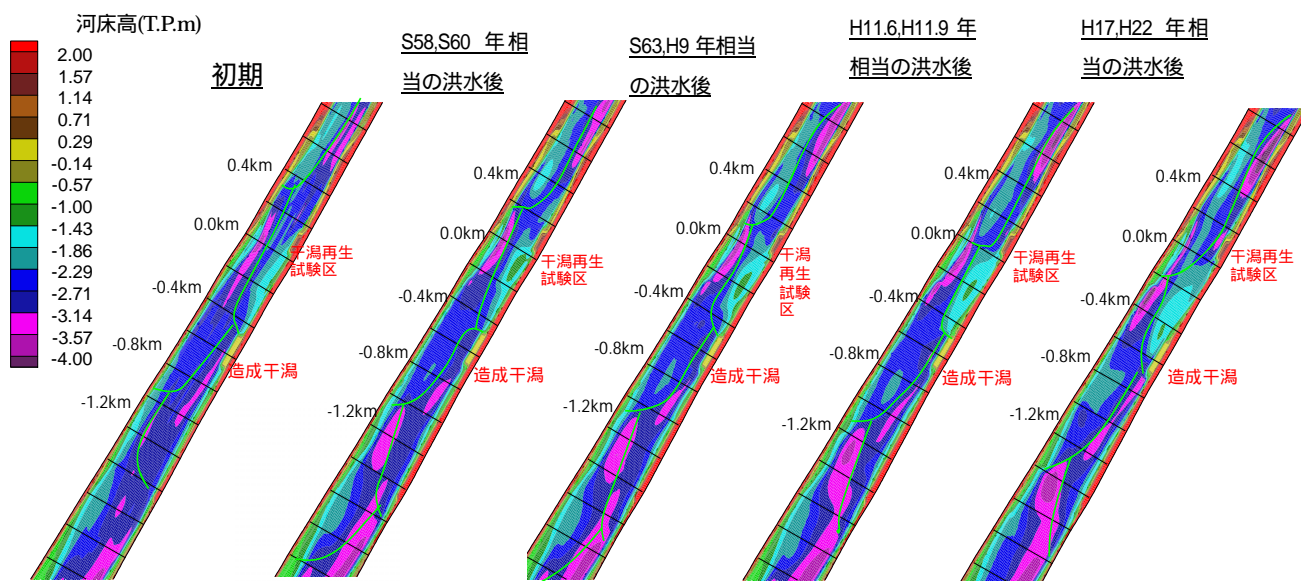


図 2.3.6-19 Case2 解析結果

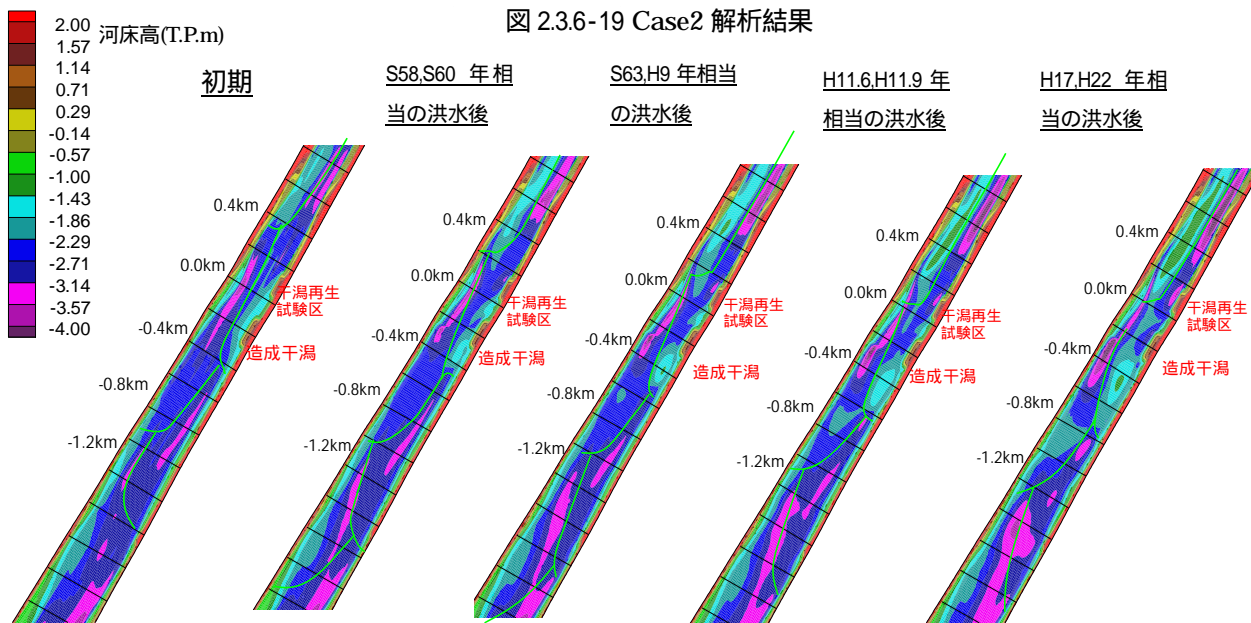


図 2.3.6-20 Case3 解析結果

Case0'および Case1'については、詳細は後述するが、干潟再生試験区(0.1km 付近)下流の砂州が造成干潟を通過するまでの期間として、過去 30 年間の主要洪水を再度与えて解析を行った。図 2.3.6-17 ~ 図 2.3.6-21 は、それぞれの条件における河床形状コンターの解析結果を洪水毎に示している。図 2.3.6-22 は、-0.2km、-0.6km、-0.8km におけるそれぞれの条件の断面形状の最終結果を示している。現況河道(Case0)では洪水を受けることにより、干潟再生試験区下流にある砂州の先端は、-0.7km 付近まで移動している。Case1 では、

-0.6km 付近に設置した造成干潟によって砂州が変形し、造成干潟の前面を流下している。造成干潟を設置した区間では、河積が減少しているため、砂州高が低くなっていることが分かる。Case1 において、-0.4km~0.0km 付近に形成された砂州は、高さが -2.0(T.P. m)以上となり、砂州は干潮時に干出しているものと考えられる(図 2.3.6-22(a))。低い造成干潟を設置した場合(Case2)についても、同規模の砂州が形成されている。

一方、造成干潟の設置は、その前面の洗掘を生じさ

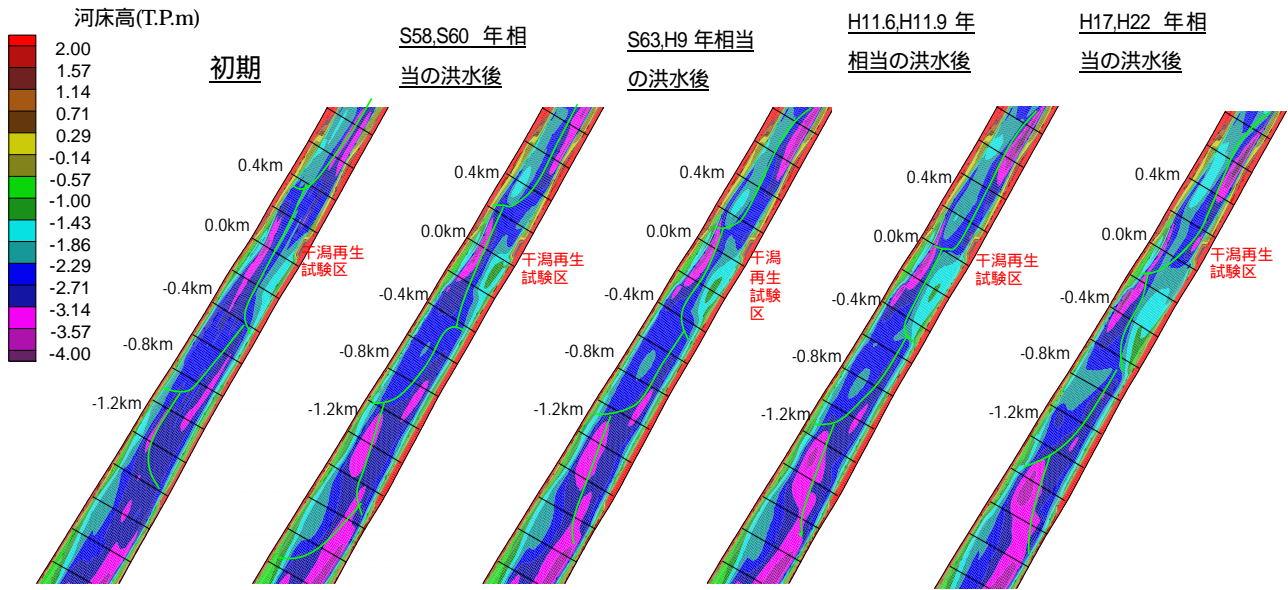


図 2.3.6-21 Case4 解析結果

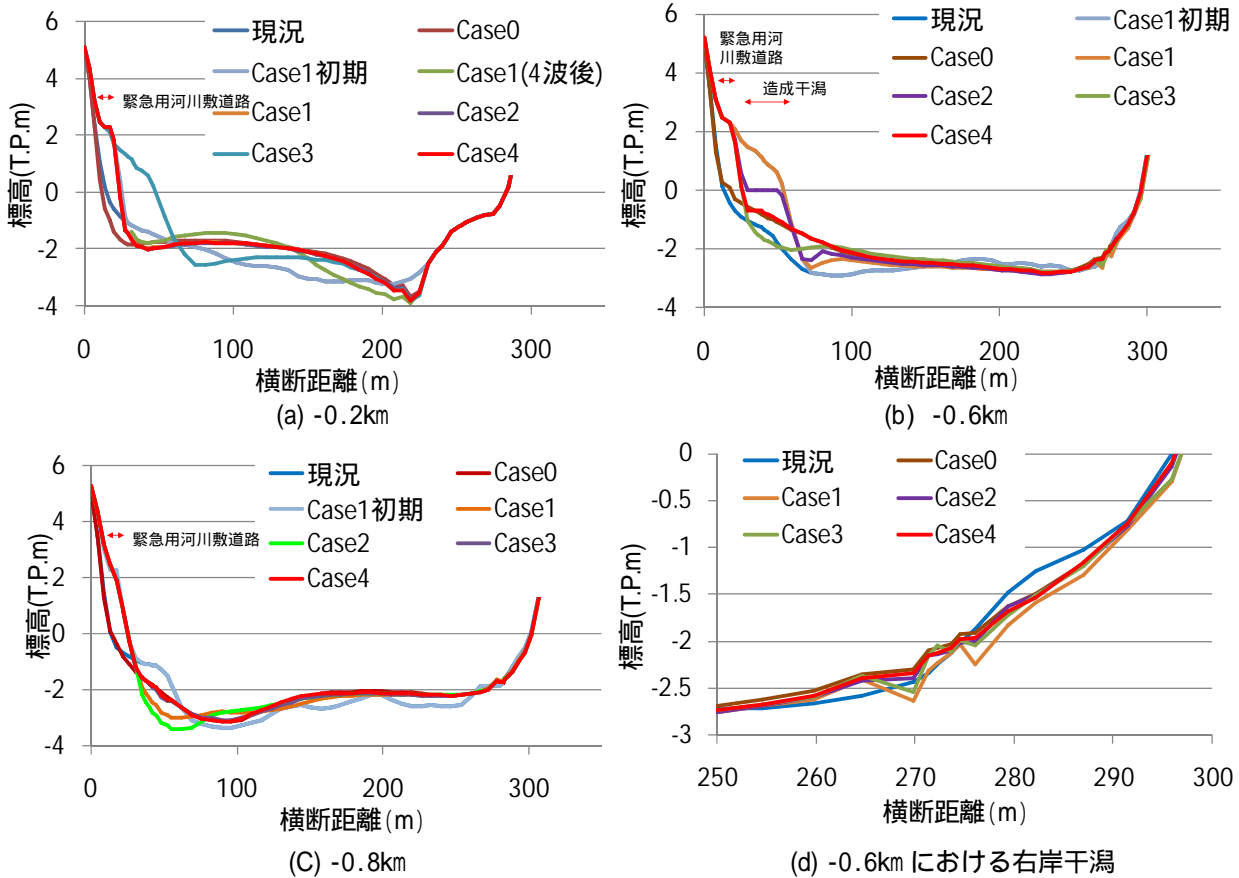


図 2.3.6-22 横断形状の最終結果

せ、Case1 の場合では最大-3(T.P. m)まで河床が低下しているものの、砂州が流下してくるにより再び埋め戻される。Case2 の場合では造成干潟の高さが低いため、造成干潟前面での洗掘が Case1 に比べて小さくなっている。造成干潟前面の洗掘は、図 2.3.6-22(b), (d)

より、右岸側の干潟は、深掘れ部が流下してくると洗掘を受け干潟の高さが低下している。この右岸側の干潟洗掘は、造成干潟を設置しない場合も生じているが、造成干潟の高さが大きいほど洗掘深が大きくなる傾向にある。

Case3 では、砂州の途中(-0.2km)に造成干潟を設置し河積を狭めたため、-0.4km~0.0km 付近の砂州が一時的に小さくなる(図 2.3.6-20, 図 2.3.6-22(a))。砂州が造成干潟を通過すると、河積が大きくなるため再び元の規模程度の砂州が形成される。

緊急用河川敷道路のみを設置した場合(Case4)については、Case0 の場合と砂州の挙動がほとんど変わらない(図 2.3.6-21)。緊急用河川敷道路を設置した左岸側の干潟は、設置しない場合に比べて洗掘を受ける傾向にあることが分かる(図 2.3.6-22(a))。

次に、Case1 において造成干潟前面に形成された砂州(干潟)が、その後さらに流下した場合にどのように変形するかを調べるため、Case0 および Case1 計算終了後の地形に同じ外力条件を再度与えて考察した(Case0' , Case1')。図 2.3.6-22 と図 2.3.6-24 は、解析結果の河床形状コンターを示す。Case1'では、再生試験区前面に位置していた砂州が、洪水を受けることにより流下し、造成干潟下流に到達する。砂州が造成干潟の下流に達すると、何も設置しない場合(図 2.3.6-24)に比べて砂州高がやや小さくなるものの、造成干潟下流で砂州が再び形成される。

図 2.3.6-25 は、Case0 および Case4 における 0.0km より下流の河岸沿い干潟形状の変化を強調したコンター図を示す。黒線が洪水後の干潟の前縁線を示し、赤線は洪水前の干潟前縁線を示している。これより、交互砂州の深掘れ部付近や干潟の幅が縦断的に大きくなる区間で、干潟が洗掘を受けていることが分かる。

以上より、造成干潟を設置した区間では、一時的に砂州の規模が小さくなるものの、砂州が造成干潟の下流に達すると元の規模の砂州にほぼ回復することが分かった。干潟再生試験区の干潟と同様な高さの造成干潟を設置した場合では、造成干潟前面で顕著な深掘れが生じ右岸側の干潟も洗掘を受ける傾向にある。低い造成干潟(0.0(T.Pm)程度の高さ)を設置すると、これらの洗掘は軽減されることが分かった。造成干潟前面

における洗掘は、砂州が流下してくると埋め戻されることから、1m 程度の変動の幅の中で河床が安定しているものと考えられる。右岸側の干潟は、造成干潟を設置しない場合においても洪水流による洗掘を受ける傾向にあるが、高い造成干潟を設置する方がその影響がやや大きいことが分かった。

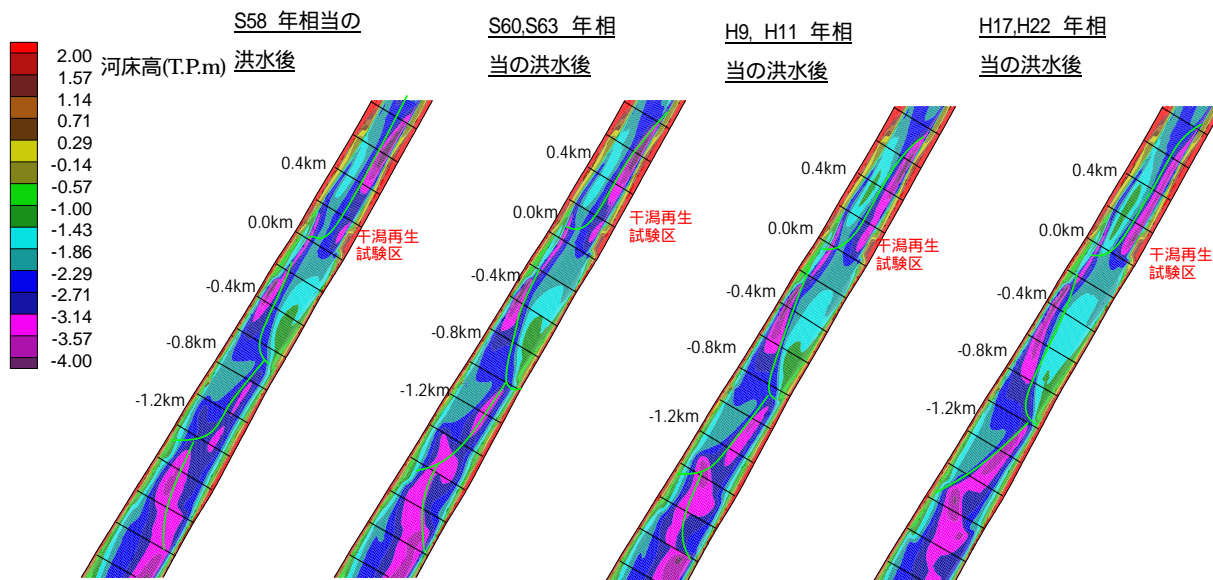


図 2.3.6-23 Case0'解析結果

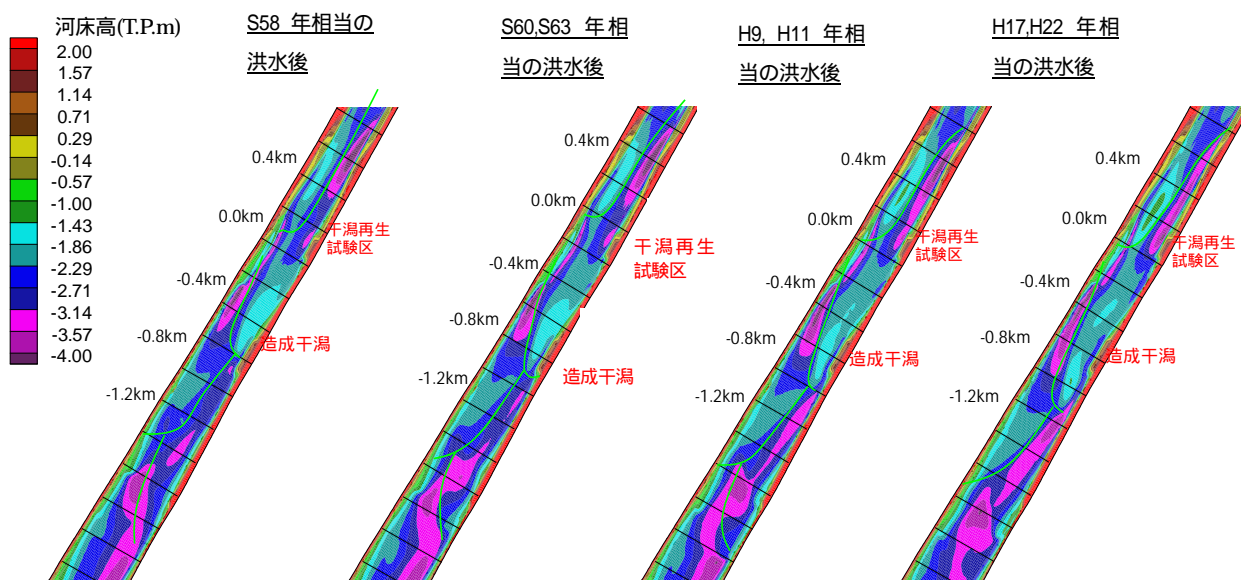


図 2.3.6-24 Case 1'解析結果

2.3 河口域での物質の輸送と河口干潟の変動に関する研究

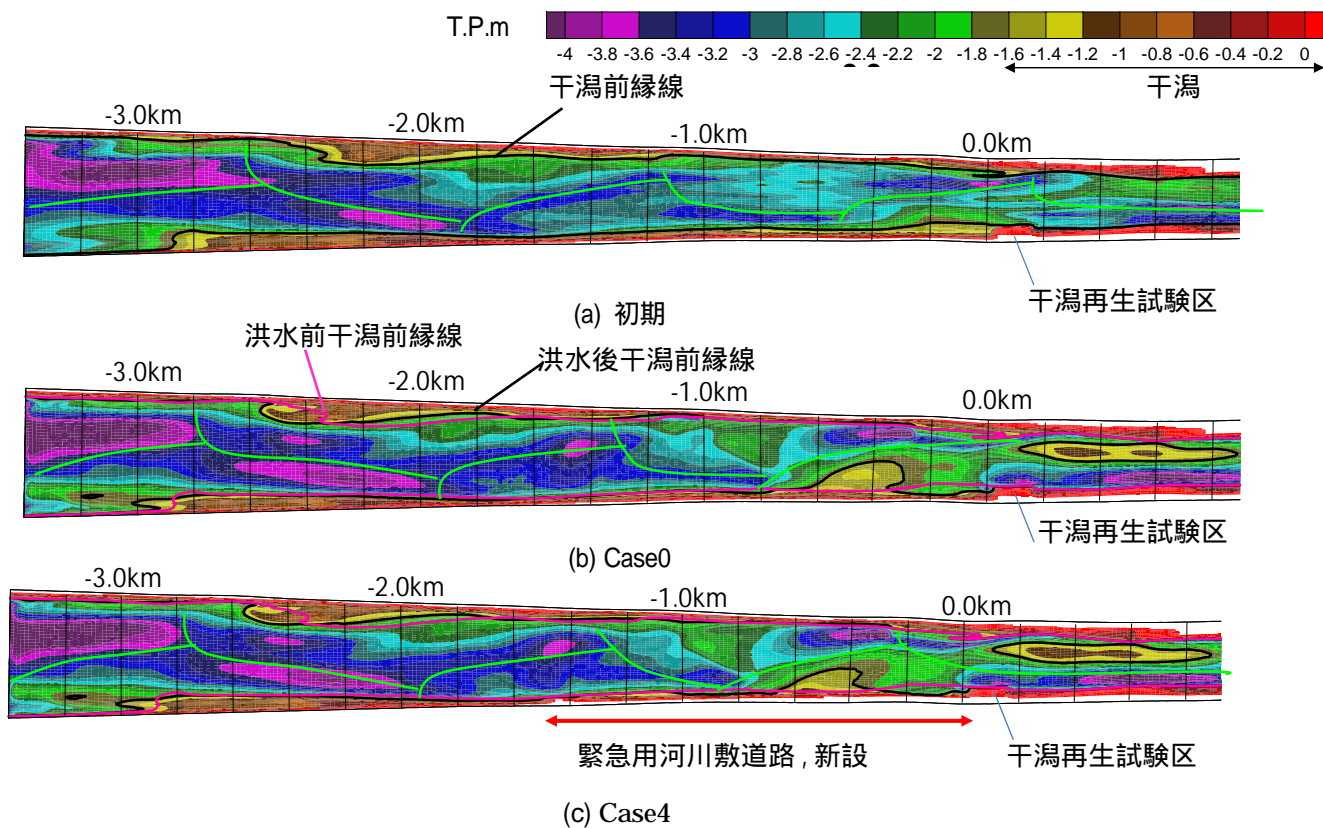


図 2.3.6-25 Case0, Case4 における河岸沿いの干潟の解析結果

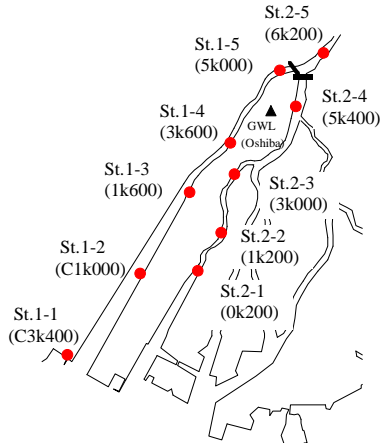


図 2.3.7-1 太田川における調査地点

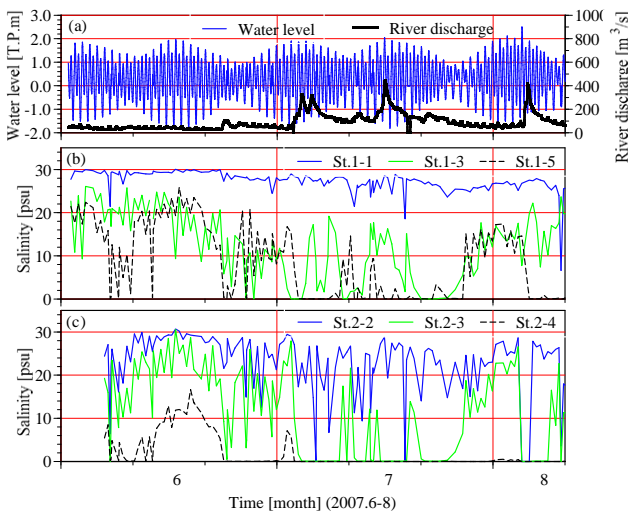


図 2.3.7-2 太田川放水路と天満川，旧太田川の満潮時の河川塩分と水位，河川流量の経時変化

2.3.7 太田川における干潟環境の変化

(1) 太田川における調査内容と調査地点

図 2.3.7-1 に太田川放水路と市内派川における調査地点を示す。調査地点は太田川放水路河口の St.1-1 (C3k400) と河口から 3 km 上流の St.1-2 (C1k000)，5.5 km 上流の St.1-3 (1k600)，7.5 km 上流の St.1-4 (3k600)，9 km 上流の St.1-5 (5k000) に設定された。さらに，市内派川には天満川河口から 2 km 上流の St.2-1 (0k200)，3 km 上流の St.2-2 (1k200)，5 km 上流の St.2-3 (3k000)，旧太田川河口から 7.5 km 上流の St.2-4 (5k400)，10 km 上流の St.2-5 (6k200) に設定された。括弧内の数字は調査地点に最も近い太田川距離標を表している。

(2) 太田川放水路と市内派川の河川水質

図 2.3.7-2 には 2007 年 6 月～8 月に太田川放水路と天満川，旧太田川の干潟面上で測定された河川水の満潮時の塩分と河川流量の経時変化が示されている。

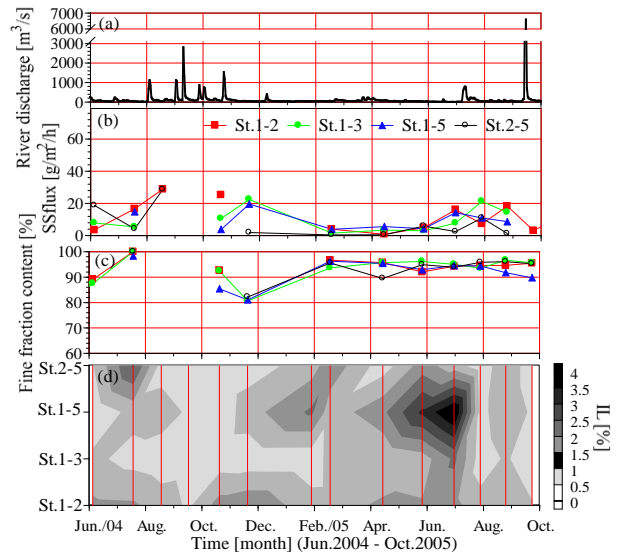


図 2.3.7-3 2004 年 6 月～2005 年 10 月に測定された(a) 矢口第一地点での河川流量，太田川放水路における有機泥の(b)沈降量，(c)細粒分含有率，(d)干潟土壌の IL の経時変化 (図(d)は干潟土壌採取日が縦線で示されている)

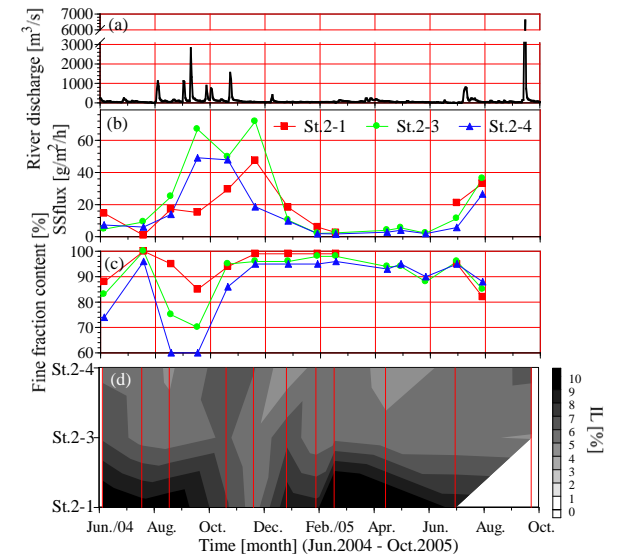


図 2.3.7-4 2004 年 6 月～2005 年 10 月に測定された(a) 矢口第一地点での河川流量，市内派川における有機泥の(b)沈降量，(c)細粒分含有率，(d)干潟土壌の IL の経時変化 (図(d)は干潟土壌採取日が縦線で示されている)

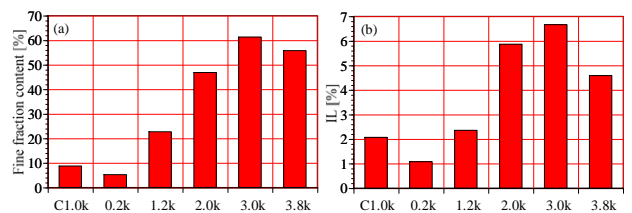


図 2.3.7-5 天満川の各調査地点にて 2010 年 6 月に採取された干潟土壌の(a)細粒分含有率と(b)IL

海水遡上量の季節的な変化や小規模な出水により、St.1-3 においては2ヶ月間で10 psu 程度の塩分差が現われていること、出水によって放水路全域で急激な塩分変動が生じていることがわかる。また、市内派川においては太田川放水路よりも出水の影響が顕著であり、満潮であっても河川水が淡水となっている期間が長い。これは、矢口第一地点の流量が約400 m³/s 以下の出水では祇園水門が開放されず、河川水は平水時の分派比（放水路に1割、市内派川に9割）で分派されているためである。太田川放水路と市内派川の塩分分布を比較すると海水遡上量は同程度であるが、河川水の分派比が異なるために、市内派川の方が淡水の影響を強く受けていることがわかる。

(3) 有機泥沈降（輸送）量の季節変動

図2.3.7-3、図2.3.7-4には2004年6月～2005年10月の間に測定された太田川放水路と市内派川における(a)矢口第一地点での河川流量、有機泥（土粒子に有機物が付着した粒子、粒径1～100 μm程度）の(b)沈降量、(c)細粒分含有率、(d)干潟土壌の強熱減量（IL）の経時変化が示されている。セジメントラップはT.P.-0.5m～+0.5mの範囲に設置されており、河川水位がT.P.+0.5m～2mの範囲の有機泥を捕捉しているため、有機泥の多くは海水とともに河口域から輸送されたものとして扱うことができる（長戸ら、2007）、（今川ら、2009）。

調査を行った2004年～2005年では、有機泥の沈降量は夏期に多く、7月～9月には放水路全域で13 g/m²/h程度の沈降量があり、8割以上が細粒分であった。最も沈降量が多かったのは2004年であり、各地点の最大値はSt.1-2で28 g/m²/h、St.1-3で22 g/m²/h、St.1-5で20 g/m²/h、St.2-5で28 g/m²/hであった。冬期から春期（12月～3月）には2～3 g/m²/hの沈降量であり、夏期と比べ2割程度でしかない。一方、市内派川においては2004年の夏期に50 g/m²/hを超える有機泥の沈降量があったが、これは細粒分含有率が低下していることから出水によって砂分が多く捕捉されたものと考えられる。冬期から春期には放水路と同程度の沈降量であり、放水路と市内派川の干潟に輸送される有機泥量には大きな違いが無いことがわかる。

夏期に有機泥の沈降量が多いにもかかわらず、放水路の干潟土壌のILは年間を通じて3%以下で安定している。さらに、2004年と2005年の夏期にはSt.2-5とSt.1-3でそれぞれILの増加が生じているが、秋期にはILが低下する傾向にある。図2.3.7-5には天満川の各調査地点にて2010年6月に採取された干潟土

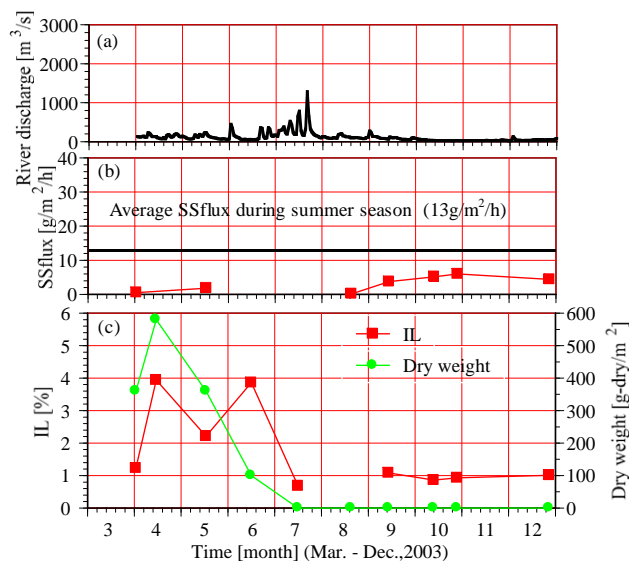


図2.3.7-6 2003年に測定された(a)矢口第一地点での河川流量、(b)St.1-3における有機泥の沈降量、(c)異常繁茂したオゴノリの乾燥重量と干潟土壌のILの経時変化(図(b)には実線で2004～2005年の夏期の平均沈降量が示されている)

壤の(a)細粒分含有率と(b)ILが示されている。天満川ではSt.2-2より上流では細粒分含有率が20%を超えている。天満川においては微地形や下水道の放流渠の存在等により局所的に底質の細粒分含有率やILが増加する場所もあるが、全体的に見ると上流に向かうにつれて細粒分含有率とILが増加する傾向にあることがわかる。低塩分下で堆積した有機泥は低塩分で巻き上がりやすく、小粒径粒子が多いことから（阿部ら、2011）、天満川には細粒分含有率が高い干潟が上流まで形成されていると考えられる。

(4) 大型藻類の異常繁茂に伴う底質環境の変化

図2.3.7-6には2003年に測定された(a)矢口第一地点での河川流量、(b)St.1-3の低水路干潟における有機泥の沈降量、(c)異常繁茂したオゴノリの乾燥重量と干潟土壌のILの経時変化が示されている。ILはオゴノリの繁茂期に大きく、3月～6月に生じた干潟土壌のILの急激な変化（泥化）はオゴノリの異常繁茂と枯死によって生じている。泥化によって生物相も大きく変化しており、河口付近に多く生息するアナジャコがSt.1-3付近で初めて確認され（32 N/m²）、ソトオリガイやイトゴカイの個体数も増加した。水温の上昇とともにオゴノリの繁茂量が低下し、6月の数回にわたる出水（ピーク流量800 m³/s以下）後に干潟表層の堆積泥量が減少し、7月上旬には干潟土壌のILが約1%まで低下した。ILの低下とともに生物相は砂干潟におけ

る生物相に戻っており、数ヶ月程度のおゴノリの異常繁茂では、干潟の生物相が壊滅的な被害を受けていないこと、おゴノリの掃流によって生物相が短期間に回復可能であることが示唆される。

夏の干潟土壌の IL は有機泥の平均沈降量が 13 g/m²/h と高いにもかかわらず 1 %程度の増加であるのに対し、おゴノリの繁茂期には有機泥の沈降量が 2 g/m²/h と小さいが、IL は 3 %程度増加していることから、おゴノリの異常繁茂による底質環境の変化量は大きいことがわかる。おゴノリ周辺に沈降・堆積した有機泥はおゴノリによって再浮遊が阻害され、河床の泥化が進んだものと考えられる。ただし、IL の増加は 4 %程度に抑えられており、干潟表層において有機泥の分解が効率的に行われていることが推定できる。河口においてはおゴノリが繁茂し、有機泥が堆積した場においてアサリの生息が促進されており、河床の泥化が生態環境の悪化に直接繋がるわけではない。生物の生息状況は、気象擾乱や水質変化によって直接的に生物が受ける影響よりも、それらが引き起こす生息環境の変化の影響が大きいことがわかる。

(5) 干潟土壌の性状

図 2.3.7-7 には二枚貝の生息が確認された地点の干潟土壌の細粒分含有率と栄養塩状態等の関係が示されている。有機物は細粒分の増加に伴い増加しており(図 2.3.7-7 (b))、有機物の付着のため栄養塩の含有量が多い(図 2.3.7-7 (c), (d))。有機物の密度は 1.5 g/cm³程度で、かつ保水能力が高い(西村ら, 2008)ため、細粒分の含有量が多いと、湿潤密度、含水比は大きくなる傾向にある(図 2.3.7-7 (e), (f))。そのため、土壌内に残留する塩分は接触する河川水の塩分と保水能力の高い細粒分の含有量に依存していることがわかる。クロロフィル-a、フェオフィチンは細粒分の増加に伴って含有量が大きくなる傾向にあるが、細粒分含有率が 5 %以下の土壌内にも多く含まれている(図 2.3.7-7 (d))。これは、干潟表層では微細藻類の生産量が高く(鮎川ら, 2006)、微細藻類の付着基盤は粒径の粗い砂となるため、細粒分の少ない土壌でクロロフィル-a が高くなることを示している。

(6) 二枚貝の生息環境

図 2.3.7-8 には 2003 年～2008 年に調査した太田川放水路における二枚貝の生息数と生息地点の干潟土壌の物理特性、栄養塩との関係が示されている。図中の縦軸は 1 m² 当たり出現した二枚貝の個体数の最大値(ヤマトシジミ 200, イソシジミ 96, オキシジミ 56, アサリ 120, クチバガイ 44, ソトオリガイ 11)

を 1 とし各地点での出現数を最大出現数で除することにより無次元化されている。2005 年以降は干潟土壌の物理特性(IL, 細粒分含有率, 湿潤密度)のみ測定されているため、各図で調査数が異なる。底生生物の生息量の支配要因については様々な研究が行われており、例えばアサリに関しては IL が 8 %以下、細粒分含有率が 35 %以下で生息可能であること等がわかっている(新保ら, 1999)。太田川放水路に形成された干潟の IL は最大で 5%, 細粒分含有率は 30 %程度(図 2.3.7-3, 図 2.3.7-7)であることから、底質環境の面から見るとどの地点においても二枚貝の生息条件は満たしていると予想される。二枚貝は図 2.3.7-8 (d) で示したように河口からの距離(塩化物残留量)によって概ね棲み分けがなされているため、本節ではその中で物理特性や栄養塩等の各要因が生息量に及ぼす影響について検討した。

二枚貝の生息可能な場における干潟土壌の湿潤密度は 2 g/cm³ 程度以下である。主に砂で構成される干潟土壌の湿潤密度が小さいのは間隙率が大きいためである。ヤマトシジミ、イソシジミの生息する干潟土壌の細粒分含有率は 5 %以下と少ないため、有機物量は少ないが、二枚貝の餌となるクロロフィル-a は図 2.3.7-7 で示したように細粒分含有率が 5 %以下の土壌内にも多く含まれている。すなわち、有機物量の少ない砂泥内においても間隙が大きく保たれている土壌内にはヤマトシジミ、イソシジミの餌となる微細藻類が供給されやすいことが推定できる。なお、図 2.3.7-8 (a) よりアサリはヤマトシジミ、イソシジミよりも有機物(細粒分)が多い場において生息数が多くなっている。アサリは、大型藻類(おゴノリ)の繁茂域である St.1-1 のおゴノリの下で多く確認された図 2.3.7-7 (b) と比較すると、大型藻類により有機泥が捕捉されること(栗原ら, 1988)で IL が 2.8 %と高いにもかかわらず、細粒分含有率は 8 %と低く抑えられている。干潟の表層に繁茂したおゴノリによって、エイ等によるアサリの食害(川原ら, 2004)が抑えられるとともに、細粒分含有量が低いこと、水管(二枚貝が水の取り込み、吐き出しを行う部位)を通じて行われるアサリの摂餌が阻害されないことや土壌内での間隙水の流動性が低下していないことがアサリの生息を増加させていると考えられる。また、クチバガイ、ソトオリガイは細粒分の多い高 COD の地盤に好んで生息しており、比較的間隙率の低い(湿潤密度の高い)土壌中においても生息可能であることがわかる。

以上から、アサリやヤマトシジミ等の二枚貝の生息

には土壤内に含まれる有機物量のほかに地盤内の間隙率が重要であることが明らかとなり、地盤内への微細

藻類の輸送や間隙の保持には地下水流動が重要な役割を果たしていると予想される。

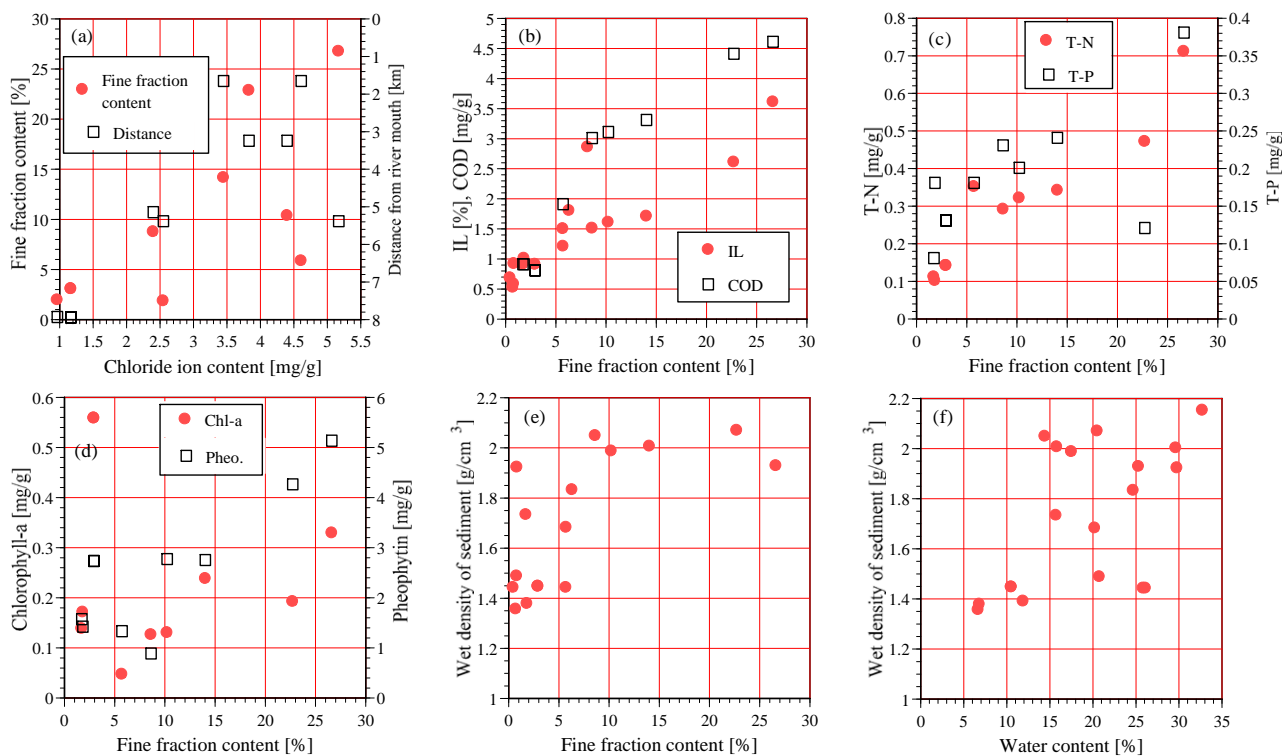


図 2.3.7-7 太田川放水路の干潟土壤の細粒分含有量と物理特性，栄養塩の関係

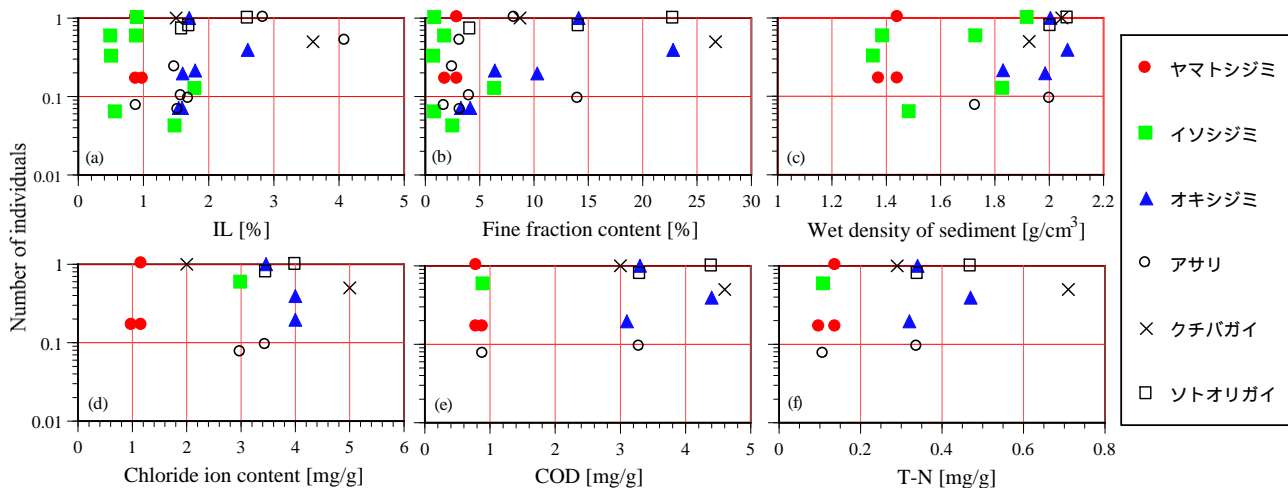


図 2.3.7-8 太田川放水路における二枚貝の生息数と生息地点の干潟土壤の(a) ~ (c)物理特性，(d) ~ (f)栄養塩の関係（生息数は観測期間中の最大生息数を 1 として無次元化して表している）

2.3.8 河口干潟周辺での地下水の流れ(物質輸送)が形成する地下水質・底質環境

(1) 太田川放水路中流域における横断地形と調査地点

図 2.3.8-1 に太田川放水路河口から約 5.5 km 上流の己斐(1k600)左岸における河道断面の横断地形と機器設置位置, 写真 2.3.8-1 に己斐に形成された潮だまり(タイドプール), 低水路干潟の写真を示す. 写真に示すように己斐には石積護岸の前面に干潟, 背面にタイドプールが形成されている.

(2) 低水護岸周辺に形成された干潟地下水環境

図 2.3.8-2 には 2007 年 6 月 1 日(大潮最干時)に測定された干潟地盤内の地下水水面と塩分分布が示されている. 観測時, タイドプールの塩分は 22.1 psu, 流水部では 18.7 psu であった. 干潮時にはタイドプールから低水路干潟に水位勾配が形成されており, タイドプールに溜まった河川水が干潟表層を流下するため, 低水路干潟では地盤表面と地下水水面は概ね一致(地盤勾配と地下水勾配が一致)している. 干潮時においても地盤内に高塩分水が残留しており, 下げ潮時に河川水の地盤内への浸透の影響が小さいこと, 流水部に向かって塩分が高くなっていることがわかる.

図 2.3.8-3 には 2006 年 10 月 8 日~9 日(大潮期)の間に測定された放水路河口(St.1-1), 己斐(St.1-3)におけるタイドプールおよび低水路干潟での水位が示されている. 図中には護岸高(T.P.+0.65 m)が実線で, 低水路干潟地盤高(図 2.7.3-1 の 70 m 地点, T.P.-0.4 m)が破線で示されている. タイドプール水位の下降速度は護岸の地下構造や土砂の堆積状態によって変化するが, 河川水位が護岸高より低くなると, 護岸によりタイドプールと低水路に水頭差ができる. この水頭差は水位下降速度に約 3 倍の差(タイドプール: 0.08 m/h, 低水路: 0.25 m/h)があるため, 干潮に向かって低水路に向かう水面勾配が増大していく. 図 2.3.8-3 では干潮時に河川水位は T.P.-1.5 m 程度まで低下するが, 干潟地盤内(干潮時の流水際から約 30 m 地点)においては, 地表面下 20 cm (T.P.-0.6 m) 程度までに地下水水位が保たれている. 干潮時に地下水水面が高く保たれ, 図 2.3.8-2 に示す塩分分布が形成されているのは, タイドプールに向かって正の水頭勾配が形成され, 満潮付近にタイドプールに溜まった河川上層水(低塩分水)が低水護岸内や地盤内を通り低水路干潟へ流出しているためと考えられる.

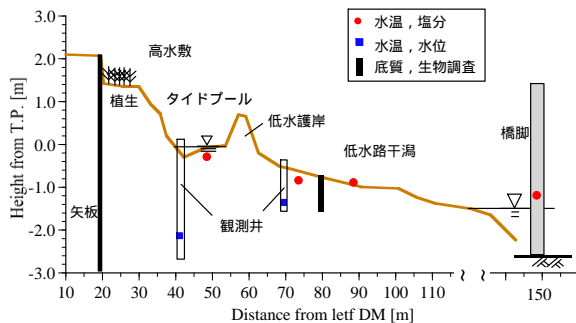


図 2.3.8-1 太田川放水路中流域(1k600)における横断地形と機器設置位置



写真 2.3.8-1 太田川放水路中流域に形成されたタイドプール(護岸左側), 低水路干潟(護岸右側)

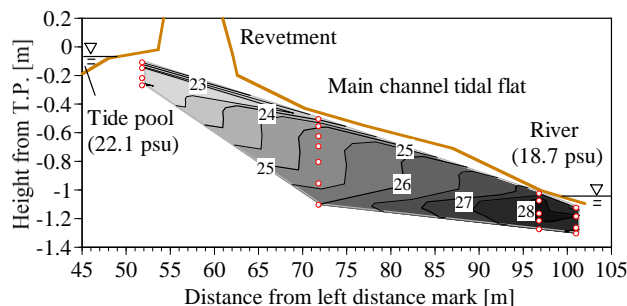


図 2.3.8-2 2007 年 6 月 1 日(大潮最干時)に測定された低水路干潟地下水の塩分横断分布(図中の○は測定地点を表している)

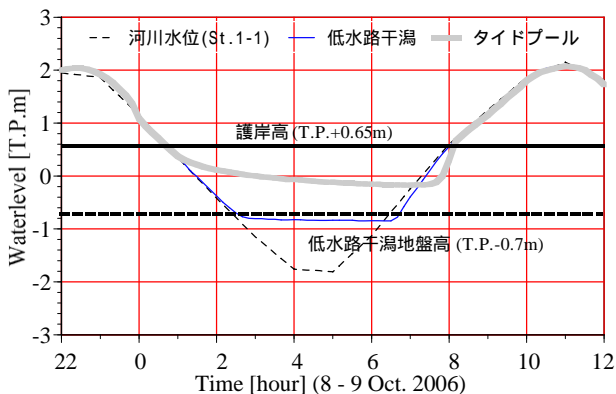


図 2.3.8-3 2006 年 10 月 8 日~9 日の河口水位(St.1-1)と低水路干潟, タイドプールの水位変動(河川水位は 1 時間, 他は 10 分間隔の測定, 図中の実線は護岸高(T.P.+0.65 m), 破線は低水路干潟地盤高(T.P.-0.4 m)を示す)

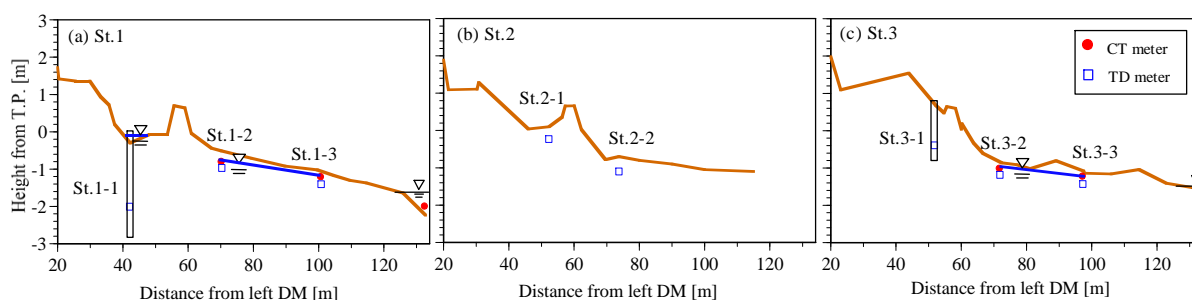


図 2.3.8-4 (a)St.1, (b)St.2, (c)St.3 における横断面図と機器設置高さ (図中には実線で大潮最干時の地下水面が示されている)



写真 2.3.8-2 (a)St.1, (b)St.2, (c)St.3 におけるタイドプールと低水路干潟

(3) タイドプールの有無による地下水環境の相違

タイドプールの有無による地下水環境の違いを明らかにするため、これまで調査を行ってきた地点(St.1-3, 本項ではSt.1とする)に加え、St.1よりも100m、150m下流の地点(それぞれSt.2, St.3とする)における地下水位、水質変動の比較を行った。図2.3.8-4に各地点の横断面図と機器設置高さ、写真2.3.7-2に各地点のタイドプールと低水路干潟を示す。St.2ではSt.1と同様にタイドプールが形成されているが、タイドプールの地盤高がSt.1よりも0.2m高いため、干潮時にはタイドプールに溜まった水塊がSt.2からSt.1方向へ流出し、干出している。また、St.3では砂の堆積によりタイドプールが形成されていない。

図2.3.8-5にはSt.1, St.2, St.3における(a)護岸背面、(b)低水路干潟の地下水位変動、図2.3.7-6には(a)放水路河口の河川水位、(b)St.1, (c)St.3における地下水塩分の時系列変化が示されている。また図2.3.8-6の河川水塩分はSt.1の澇筋(図2.3.8-4(a)の130m地点)で測定されている。なお、それぞれの機器設置高さは図2.3.8-4に示されている。

図2.3.8-5より、タイドプールの存在しないSt.3の

護岸背面の水位はSt.1よりも10cm程度水位が低いこと、St.3でも護岸背面の地下水位変動があること、大潮最干時にはSt.1からSt.3に向かうにつれて護岸背面の水位が低くなることからわかる。また、干潟地下水位も同様にSt.1からSt.3に向かうにつれて水位が低くなっている。さらに、図2.3.8-4に示されているようにSt.1とSt.3の地下水面勾配を比較するとSt.1の方が大きいことから、タイドプールからの地下水流出により地下水位が高く保たれていることが予想される。

図2.3.8-6より、St.3の塩分変動は護岸付近と澇筋付近で2psu程度の差しかなく、河川水の塩分変動と同様の傾向が見られる。一方、St.1の塩分は護岸付近と澇筋付近両者ともSt.3よりも低く、護岸付近で塩分変動が大きい。タイドプールには下げ潮時に表層の河川水が流入するため、塩分の低い水塊がタイドプールに溜まっている。これらのことから、タイドプールと低水路干潟の水位差によって下げ潮時にタイドプールから地下水が流出し、護岸周辺で塩分変動が大きくなることからわかる。

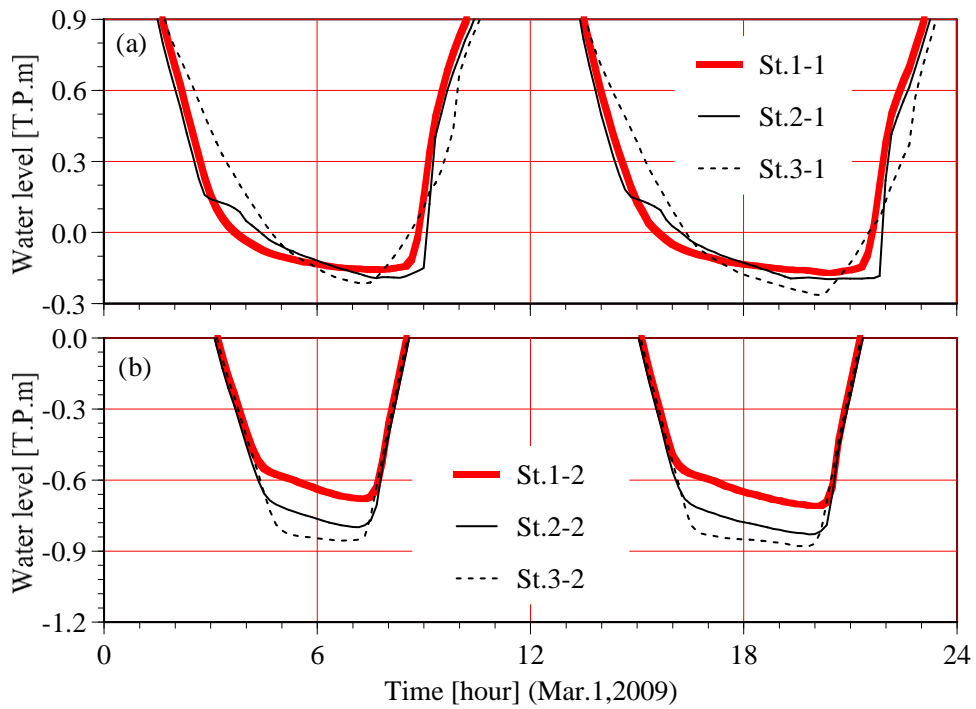


図 2.3.8-5 St.1, St.2, St.3 における(a)護岸背面, (b)低水路干潟の地下水位変動

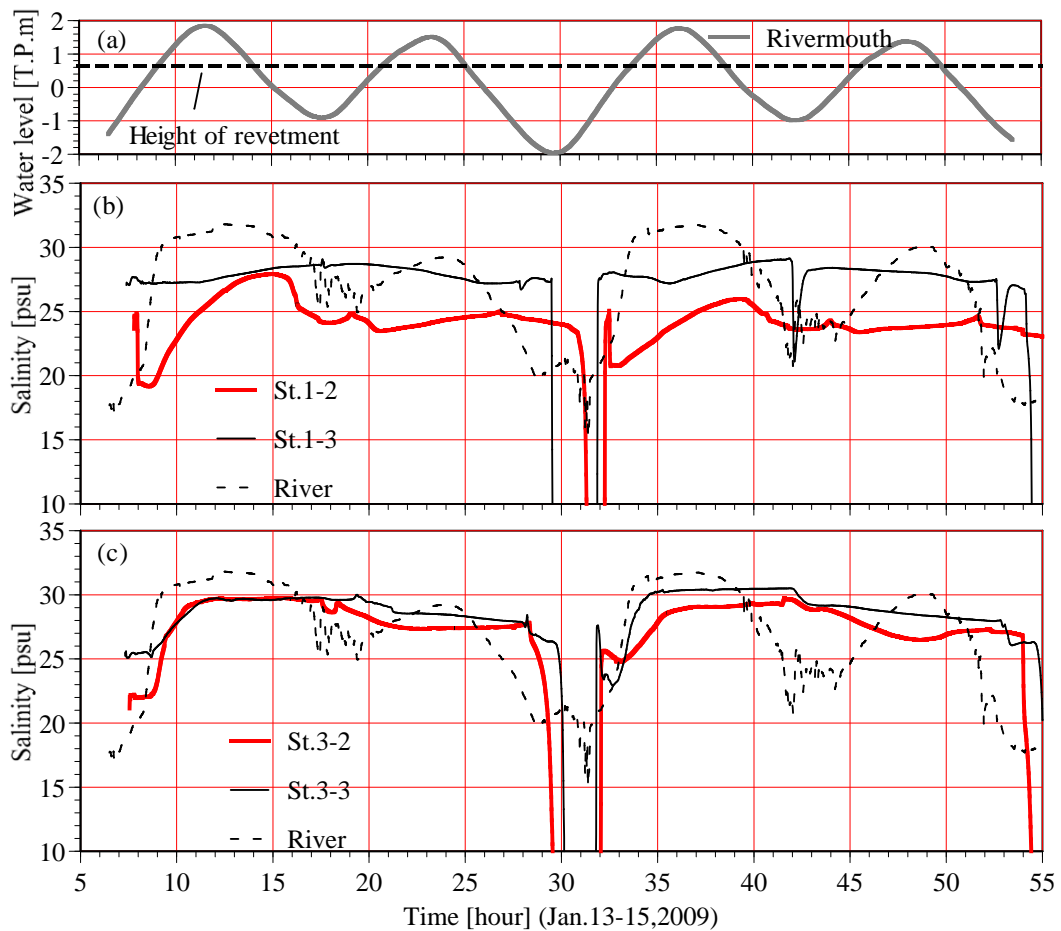


図 2.3.8-6 (a)放水路河口の河川水位, (b)St.1, (c)St.3 における地下水塩分の時系列変化 (図(a)には破線で護岸高が示されている)

(4) タイドプール周辺に形成された底質、生物生息環境

図 2.3.8-7 には(a)2006 年 5 月 2 日と 8 月 8 日に測定された低水路土壌の IL, (b)2006 年 5 月 2 日に測定された低水路干潟における二枚貝（イソシジミ）の生息量と干潟土壌の間隙率の鉛直分布が示されている（調査地点は低水護岸から 20 m 地点、図 2.3.8-1 参照）。図(a)には図 2.3.8-2 の地下水面に対応する大潮最干地下水位（LGWL）が実線で示されている。

干潟土壌の間隙率は 50 %程度（湿潤密度 1.3 g/cm^3 ）と高く、 100 N/m^2 を超えるイソシジミが生息している。また、IL は LGWL を境に 2 倍程度の差がある。2.3.7 節で示したように太田川放水路では夏期に $13 \text{ g/m}^2/\text{h}$ 程度の有機泥の沈降量があることから、有機泥の分解、消費または地下水流れによる輸送が無ければ、表層で IL が多くなるのが自然である。しかし、LGWL 以深では表層付近より 2 倍程度 IL が高くなっており、地下水の流れによって有機物が下層に輸送されていること、間隙率が高く維持されることが推定される。低水護岸周辺で干潟地盤内に有機物が輸送され、間隙率が高く維持されることで、洪水による土砂堆積後にも干潟深部でイソシジミの生存を可能にしたと考えられる。

図 2.3.8-8 には 2006 年 11 月 5 日～11 月 25 日の 20 日間に測定された(a)放水路河口（C3k400）の河川水位、(b)低水路干潟地盤下 0.5 m（T.P.-1.5 m）での溶存酸素濃度（DO）、クロロフィル-a（Chl-a）変動、(c)日照割合が示されている。日照割合は午前 7 時から午後 6 時までの間の日照時間の割合である。(a)には実線で低水路干潟地盤高（T.P.-0.7 m）が示されている。

図より、地盤下 0.5 m においても $1 \mu\text{g/L}$ 程度の Chl-a の供給があること、DO は 0.5 mg/L 程度の貧酸素状態にある（イソシジミが大潮干潮地下水面以下で生息していない理由）が、大潮期には 1 mg/L を超える濃度になる時期があることがわかる。Chl-a の存在は干潟地盤内に有機物が輸送されていること、DO の変化は干潟地盤内で好氣的、嫌氣的状態が周期的に形成されていることを示している。また、観測期間前半は日照量が多く Chl-a の生産が活発であったと考えられる。Chl-a の増加は低水路水位が地盤高よりも低くなった場合に観測されていることから、干潟地盤内への Chl-a 輸送は下げ潮時に行われていることがわかる。11 月 11 日頃の大潮期には干潟が干出する時間が短く Chl-a の地盤内への輸送が制限されたと考えられる。

潮汐に起因する地下浸透により、二枚貝のエサとなる Chl-a の干潟地盤内への輸送が行われている。下げ

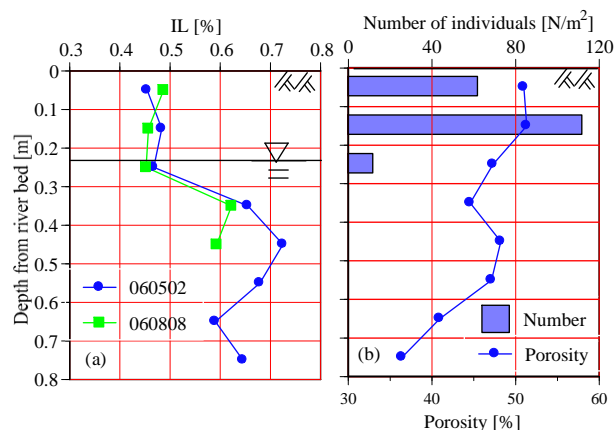


図 2.3.8-7 低水路干潟における(a)IL, (b)二枚貝（イソシジミ）の生息数と間隙率の鉛直分布（図中の実線は LGWL を示す）

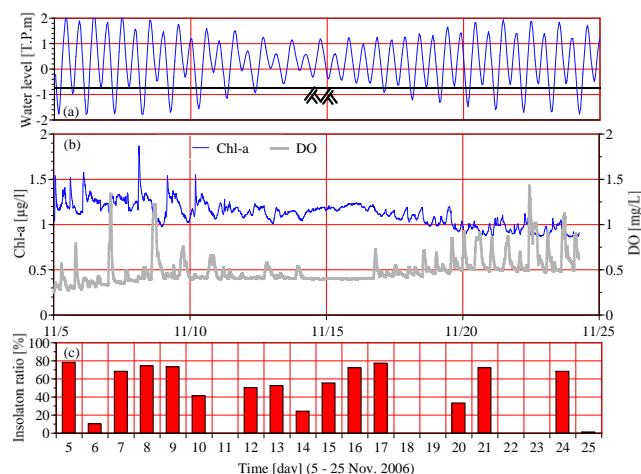


図 2.3.8-8 (a)放水路河口の河川水位、(b)低水路干潟地盤下 0.5 m（T.P.-1.5 m）の地下水の DO, Chl-a 変動、(c)日照割合（2006 年 11 月 5～25 日、上段図中の実線は低水路干潟地盤高(T.P.-0.7 m)を示す）

潮に伴う大潮干潮地下水位以深への Chl-a の供給は地下水位の下降等、地下水による輸送が主な要因として推定される。

11 月 17 日頃からの Chl-a の減少に伴って DO が増加しており、DO の増減に Chl-a が関連していることが予想される。半日周潮の周期で見ると、Chl-a の減少が DO の増加に伴っていること、DO の増加は大潮期に大きく、下げ潮のタイミングで起こっていることから、下げ潮に伴う地下水流の変化が DO の供給を生起していることが考えられる。

Chl-a の地盤内への供給は DO の供給と相まって脱窒活性を向上させており、放水路においては生物の生息環境の維持や有機物の浄化を促進する良好な地下浸透機構が形成されていると予想できる。

(5) 洪水による干潟地下水の塩分変動**a) 出水に伴う河床地盤内の淡水化と塩分回復（大潮期）**

2004年8月～10月には台風や低気圧の接近に伴う計5回の出水（矢口第一地点での流量が400 m³/s超）が発生し、太田川放水路の流入部（祇園上流）の水門ゲートが開放された。以下では、非出水時の潮汐変動に比べて水位上昇と河川水の塩分低下が著しい出水時について大潮期と小潮期に分けて考察し、河床地盤内の塩分低下と水位差による浸透流との関連を検討する。

図2.3.8-9は大潮期における洪水・高潮に伴う河川水位、デルタ地下水位（大芝観測所）、低水路干潟およびタイドプール地盤内の地下水位、水温、塩分、湧出速度、および塩分フラックスの変動を示している。図中の河川水位（祇園、草津、矢口第一）と水温・塩分（己斐・低水路、1k600左岸）はすべて流水部における値を示している。塩分・水温の測定位置は低水路流水部の河床上、低水路干潟地盤では地表面下25 cmと地表面下50 cm、タイドプール地盤では地表面下25 cmであり、水位は国土交通省による観測値（草津、祇園、矢口第一）に合わせて、T.P.を基準としている。基準時刻（0 day）は観測開始時の7月17日である。湧出速度は正が湧出方向（鉛直上向き）である。また、塩分フラックスは湧出速度に塩分を乗じて求められた。

まず、図2.3.8-9(a)では、台風TY0416の接近に伴って矢口第一地点での出水（図2.3.8-9(a-2)）のピークが44.2～44.3 dayに発生し、祇園水門からの放水路への流入（図2.3.8-9(a-1)）が45 day付近で最大となった。これに伴って低水路流水部の河川水は44.3 dayに淡水化（0 psu）し、その後、約1日間継続した。河川水の淡水化の約0.15日以降には44.4～44.6 dayに2度、低水路干潟で一時的に塩分が5～15 psu低下したがいずれも0.1 dayも継続せず、上げ潮に伴う水位上昇が始まると塩分は回復された。このとき、干潟地盤の塩分低下が続かなかったのは、以下の2つの原因が考えられる。一つは河川水塩分の淡水化時にすでに天文潮は干潮に差しかかっており、デルタ地下水位に比べて低水路干潟の地下水位が低い状態にあったため浸透流が生じなかったことである。これは、河川水の淡水化直後に図2.3.8-9(a-4)の地中の流れが湧出傾向で河床深部からの塩分供給があったことに示されている。もう一つは、河川水が淡水化している間の高潮位時、すなわち河道内水位がデルタ地下水位より高くなる44.6～44.8 dayと45.1～45.9 dayの期間には最大約1 mの水位差が生じたが継続時間はわずか0.2

dayであったことである。

図2.3.8-9(b)でも図2.3.8-9(a)と同様にTY0421による出水のピークが満潮に重なり、出水に伴う河川水の淡水化は水温低下した時刻と合わせて判断すると74.1 dayに始まっている。河川水の淡水化後の高潮位、すなわちデルタ地下水位が河道内水位より低くなる期間は74.1～74.4 dayと74.6～74.8 dayであり、このときの水位差は最大約0.8 mに達したものの継続時間は0.2～0.3 dayであった。図2.3.8-9(b-4)からもわかるようにデルタ地下水位との水位差に起因する湧出と地下からの塩分供給によって74.5 day以降の塩分低下がわずか2 psu程度しか起こらなかった原因と考えられる。ちなみに、出水による水位上昇が低下し始めて低水路干潟とタイドプールの間に水位差が生じ始める74.8 day以降の干潮時に低水路干潟の塩分が低下しているのは、流水部水面付近の淡水が干潟地盤に浸透したか、あるいはタイドプールの低塩分水が流入したことが原因と考えられる。

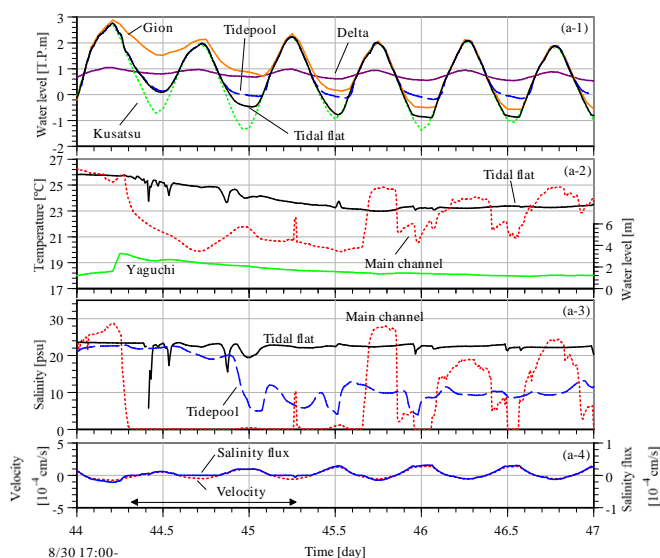
以上のように、大潮期には地下からの塩分供給が生じやすく、出水に伴う間隙水の淡水化が起こっても回復しやすい状況にあると考えられる。

b) 出水に伴う河床地盤内の淡水化の持続（小潮期）

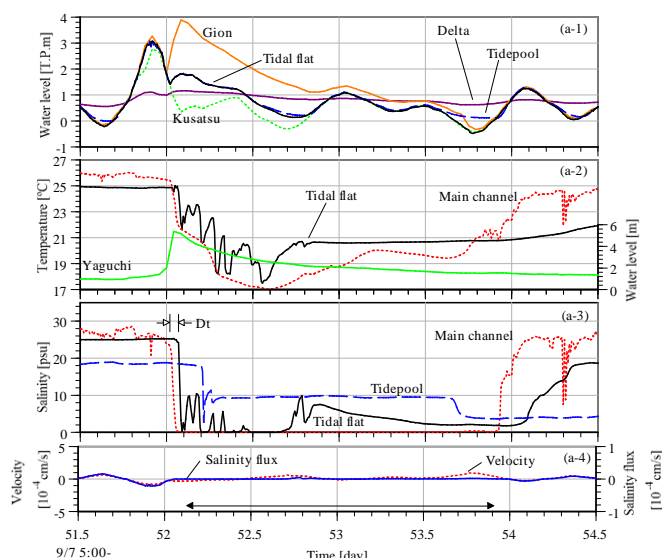
図2.3.8-10は小潮期における洪水・高潮に伴う干潟地盤内の塩分、水温および河川・デルタ地下水位の変動を示している。

図2.3.8-10(a)では、TY0418に伴う高潮のピークが51.8 day、その直後の52.1 dayに矢口第一地点（図2.3.8-10(a-2)）での出水ピークが生じた。河川水の塩分低下は祇園水門からの流入量が増大する52 dayに始まり、52.1 dayには干潟地盤内は淡水化した。このとき、河道内水位はデルタ地下水位よりも0.8 m高いため、図2.3.8-10(a-4)に示すように河川水が地中へ浸透する方向にあったと考えられる。このため、河川水の淡水化後すぐに干潟地盤内が淡水化した。河道内水位が高い状態が0.4日間続いた後、上流からの河川流量の低下によってデルタ地下水位との高低関係が逆転した後に、干潟塩分が回復し始めた。ただし、小潮期の干潮水位は高いため、塩分の回復は大潮期よりも遅い。このときの河川水は淡水化しており、地中から塩分が供給されたと考えられる。

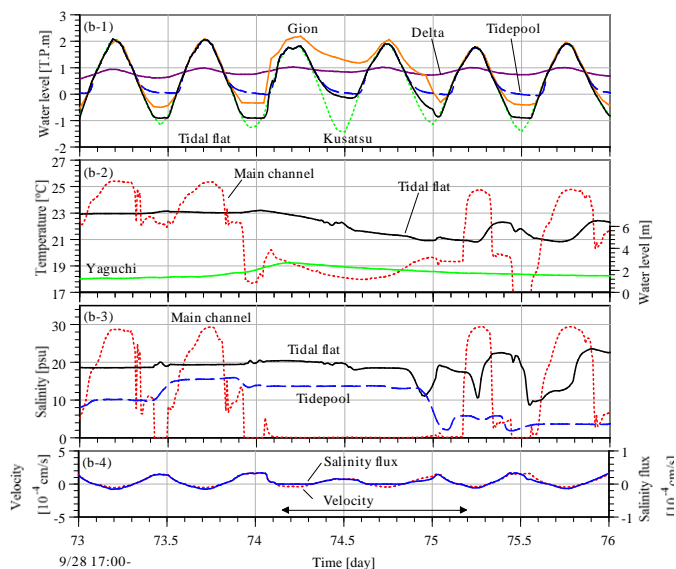
図2.3.8-10(b)では矢口第一地点（図2.3.8-10(b-2)）でのTY0423による出水のピークが95 dayにあり、河川水が淡水化したのは祇園水位が上昇した後の94.8 day以降である。デルタ地下水位と河道内水位の水位差は最大0.4 mであったが、高潮位が94.9 day



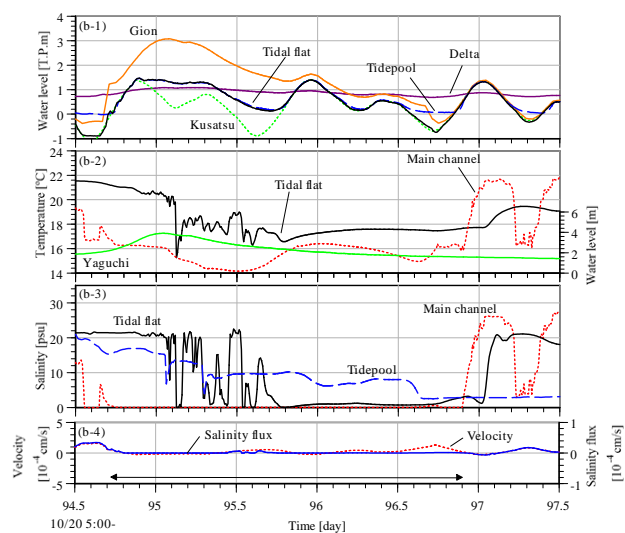
(a)大潮期 (TY0416)



(a)小潮期 (TY0418)



(b)大潮期 (TY0421)



(b)小潮期 (TY0423)

図 2.3.8-9 洪水, 高潮に伴う河川, デルタ地下水位, 干潟地盤内の水位, 水温, 塩分, 湧出速度, および塩分フラックスの変動

図 2.3.8-10 洪水, 高潮に伴う河川, デルタ地下水位, 干潟地盤内の水位, 水温, 塩分, 湧出速度, および塩分フラックスの変動

から約 0.5 日間続き, 低水路干潟の塩分が振動しながら低下した. 出水ピーク後, 満潮を迎えた 95.8 day にはほぼ低水路干潟は淡水化し, その後, 小潮期だったため, 水位差が生じずに低水路干潟の塩分は回復されないまま 2 psu 未満で維持された.

以上のように, 小潮期には大潮期に比べてデルタ地下水位との水位差が小さいため, 地下からの塩分供給が少なく, 干潟地盤内の淡水化が長期化しやすい状況にある.

2.3.9 地下水循環の抑制が干潟環境に及ぼす影響

(1) 調査地点の概要

図 2.3.9-1 には太田川感潮域における調査地点と太田川放水路の堤防法尻に打設されている矢板深さが示されている。太田川放水路は建設後約 45 年を経ており、現在では放水路全域に安定した干潟が形成されている。太田川河口から約 3 km 上流に位置する旭橋周辺 (0k000) では実証実験場所として干潟造成前の既存の干潟 (以下、実験区と称する) で 2009 年 3 月からモニタリングが開始された。同時に、旭橋より 100 m 上流側の既設緊急道路の前面に形成された干潟 (以下、対照区と称する) でモニタリングが開始された。図 2.3.9-2 には(a)実験区と(b)対照区の横断形状と機器設置位置が示されている。各断面内には地下水質の観測井 (No. 1, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10) が埋設されており、No.10 は No.6 より 30 m 上流の緊急道路上に位置している。また、図中には実線で 2009 年 5 月 26 日の大潮最干時の水面位置と点線で線形補間された地下水面が示されており、図 2.3.9-2 (b)では太線で矢板深さが示されている。調査地点の地質構造の調査結果より、T.P.-10 m から T.P.-25 m まで主に粘土で構成される不透水層があることがわかっており、対照区には平成 10 年から 11 年にかけて行われた堤防強化工事において長さ 13 m の不透水性の広幅鋼矢板 (w 型) が不透水層である T.P.-11 m まで打設されている。

表 2.3.9-1 には観測井の諸元、図 2.3.9-3 には観測井のストレーナの構造が示されている。観測井は図 2.3.9-3 に示すストレーナを有する塩ビパイプに、砂粒の浸入を防ぐために 2 mm メッシュのプラスチック製の網を全層に巻いたものが地中に打設されている。なお、井戸底部は閉じられており、塩ビパイプ長さ 4 m 毎の連結部分では 10 cm 程度の無孔帯が存在する。

各観測井には図 2.3.9-2 に示す深さに塩分・水温計 (Compact CT, JFE アドバンテック社製)、水温・水位計 (Compact TD, JFE アドバンテック社製) が設置され、水温、塩分、地下水位が 10 分毎に連続測定された。各観測井には、大潮干潮時の地下水面下 30 cm 程度の位置にパッカー (ナイスシールド型, 応用計測サービス株式会社) が設置されているため、井戸上部から直接河川水が浸透することはない。

また、2009 年 1 月から 5 月の間に広島市内の八丁堀 (図 2.3.9-1) にて国土交通省で管理されている観測井の深度 10 m (T.P.-8 m) に塩分・水位計が設置され、太田川デルタ地下水の水温、塩分が 30 分毎に連続測定された。同時に国土交通省により 1 時間毎の地

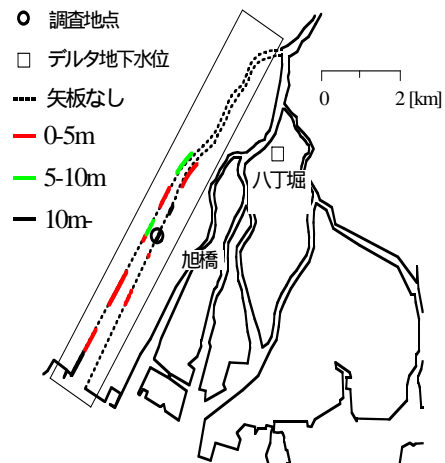


図 2.3.9-1 太田川感潮域における調査地点と太田川放水路に打設された矢板深さ

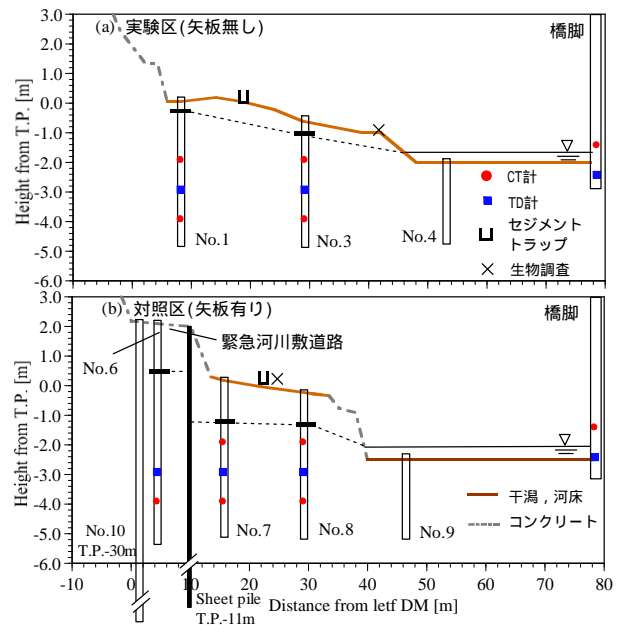


図 2.3.9-2 (a)実験区と(b)対照区の横断形状と機器設置位置 (図中には実線で 2009 年 5 月 26 日の大潮最干時の水面位置と点線で線形補間された地下水面が示されている)

表 2.3.9-1 観測井の諸元

No	井戸深さ [m]	ストレーナ位置 [m]
No.1	5.0	全層
No.3	5.0	全層
No.4	3.0	全層
No.6	7.5	全層
No.7	5.5	全層
No.8	5.5	全層
No.9	3.0	全層
No.10	32.0	29.3-31.3

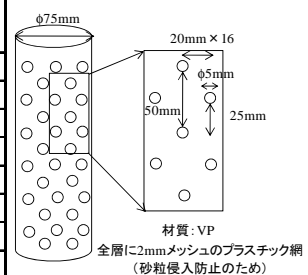


図 2.3.9-3 観測井の構造 (模式図)

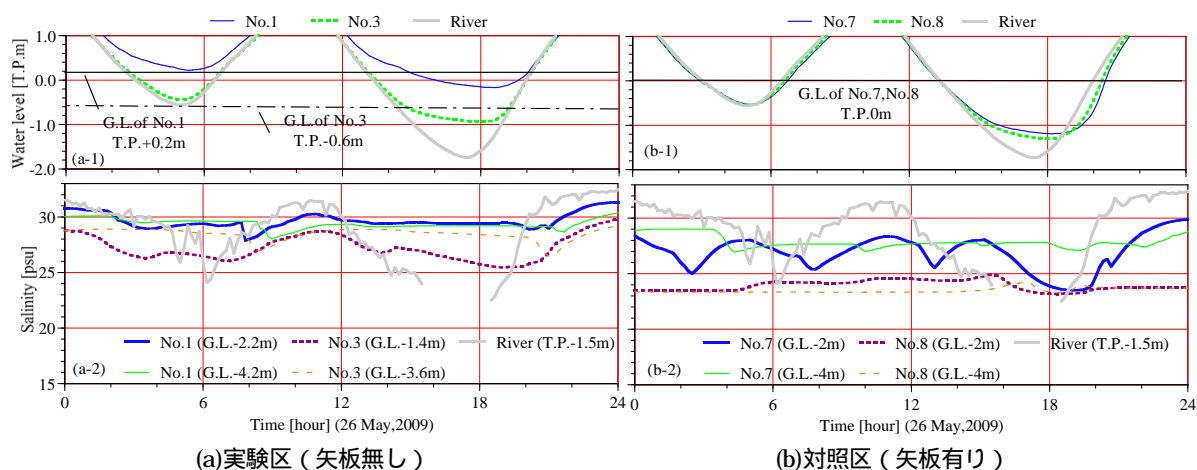


図 2.3.9-4 (a)実験区, (b)対照区での 2009 年 5 月 26 日 (大潮期) の河川水と地下水の水位, 塩分変動

下水位が測定されている。ストレナ位置は地盤下 4 ~ 13 m の砂層にあり, 地下水質は不圧地下水を測定している (駒井ら, 2008)。

(2) 矢板の有無による干潟地盤内の地下水環境の相違

a) 水位変動

図 2.3.9-4 には(a)実験区(矢板無し), (b)対照区(矢板有り)での 2009 年 5 月 26 日(大潮期)の河川水と地下水の水位, 塩分変動が示されている。図中には実線と一点鎖線で各観測井の地盤高が示されており, 機器の設置位置は図 2.3.9-2 に示されている。

地下水位変動は実験区と対照区で大きく異なる。実験区の地下水位は干潮時でも No.1 で 15 cm, No.3 で 30 cm 程度の低下であり, 河川水位に比べて 75 ~ 150 cm 程度高く維持されている。また, 上げ潮時の地下水位の上昇は河川水位が No.1, No.3 の地盤高よりも低い位置にあるときから生じていることから, 河川水の地盤面からの直接の浸透によるものではないことがわかる。一方, 対照区の地下水位は河川水位の低下に伴って 100 cm 以上低下し, 実験区よりも 70 ~ 100 cm 低下する。また, 上げ潮時の地下水位の上昇は河川水位が No.7, No.8 の地盤高よりも高い位置で生じていることから, 河川水が地盤面から直接浸透することにより地下水位が上昇していることがわかる。

b) 塩分変動

実験区の塩分変動は干潟干出時よりも満潮時に大きい。満潮時には, No.1, No.3 の地盤下 4 m 程度まで河川水の浸透の影響が及んでいる。また, 上げ潮時には No.1 の地盤下 2 m で 8 時頃に生じた 2 程度の塩分低下が 70 分後に地盤下 4 m でも生じており, 塩分低下が表層から深部へ伝わっていることがわかる。太田川感潮域では, 河川水位がデルタ地下水位よりも高い

ときに干潟地盤内へ河川水が浸透することがわかっており (駒井ら, 2009), 実験区での満潮時の塩分上昇は河川水位 (T.P. 2 m) とデルタ地下水位 (No.6: T.P. 0.3 m) の水位差によって生じていることが予想される。8 時頃に生じた塩分低下は地盤表層の河川水が浸透したものと考えられ, 低塩分水塊が地盤内へ浸透していることから, 密度差による浸透ではないことがわかる。一方, 矢板が不透水層まで打設されている対照区の塩分は全地点で実験区と比較して 2 程度低く, No.7 の地盤下 2 m のみ大きな変動が確認されるが, 他の 3 地点の変動は 1 psu 以下である。上げ潮時には, No.7 の地盤下 2 m で 7 時頃に 1.5 psu の塩分低下, 130 分後に地盤下 4 m で 0.5 psu の塩分低下が生じている。

これらのことから, 矢板の打設により陸域のデルタ地下水と河川水や干潟地下水の循環が制限された干潟においては, 満潮時の河川水の浸透は矢板の無い干潟と比較すると僅かであり, 塩分がほとんど変化しないことがわかる。また, 干潟干出時には No.7, No.8 の地盤下 2 m で塩分低下が確認されるが, 地下水位が地盤下 1.2 m まで低下していること, 塩分が干潮時の河川水の塩分と同程度であることから, 干潟表層の河川水が河川水との水位差によって浸透したものであると予想される。

(3) 出水時における干潟地盤内の塩分変動

図 2.3.9-5 には(a)実験区(矢板無し), (b)対照区(矢板有り)での 2009 年 7 月 20 日から 23 日(大潮期)の河川水と地下水の水位, 塩分変動が示されている。図中にはデルタ地下水位として No.6 で測定された地下水位, 図 2.3.9-4 と同様に実線, 一点鎖線で各観測井の地盤高が示されている。また, 観測期間中には矢口第一地点で測定された河川流量が 1000 m³/s を超え

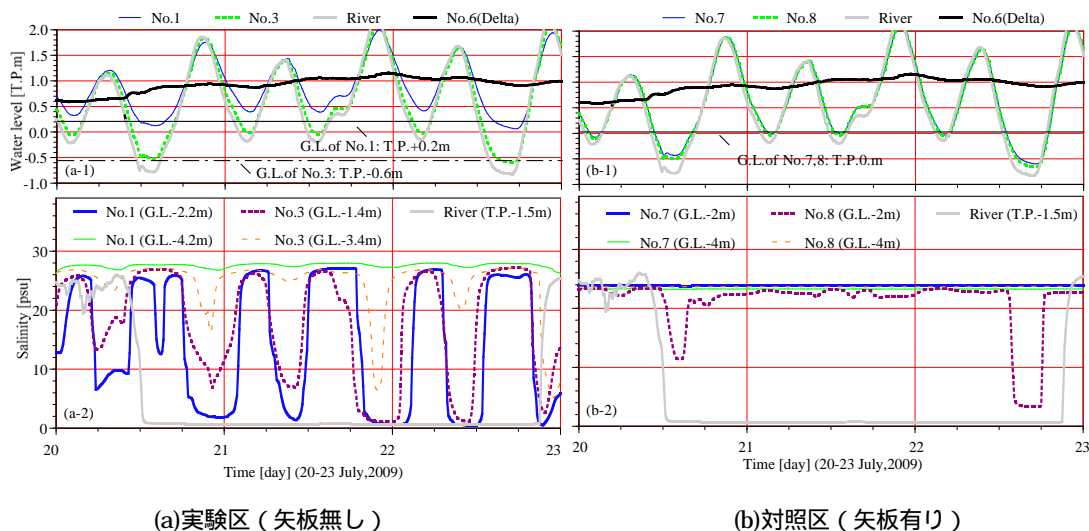


図 2.3.9-5 出水に伴う(a)実験区, (b)対照区での河川水と地下水の水位, 塩分変動 (図中にはデルタ地下水位として No.6 で測定された地下水位が示されている)

る出水が 2 度発生し、河川水が 2 日間程度淡水化した。

実験区では、平水時の地盤内塩分変動に比べて著しい変動が生じており、満潮時に地盤下 2 m まで淡水が浸透し、No.3 では地盤下 4 m まで塩分が低下している。その後、干潮時には塩分は 25 psu 程度まで急激に上昇している。地盤内への淡水の浸透は河川水位がデルタ地下水位より高くなった時に生じている。また、河川水位がデルタ地下水位より低くなったときには、地下水の塩分はすぐに応答せず、2 時間後に遅れて塩分が急激に上昇している。これは、満潮時に浸透した淡水が干潮時に全て流出した後、デルタ地下水が流出しているためと考えられ、平水時には河川水とデルタ地下水の塩分差が小さかったために顕著な差が確認されなかったが、河川水が淡水化したことにより塩分上昇の遅れとして確認されている。一方、対照区では満潮時の塩分変化は見られず、実験区とは逆に干出時に No.8 の地盤下 2 m で塩分の低下が確認される。

(4) 地下水循環の抑制が干潟底質、生物生息に及ぼす影響

a) 沈降物特性と底質環境

図 2.3.9-6 には 2009 年 4 月～2010 年 3 月に測定された干潟堆積泥 (TF) とセジメントトラップ捕捉泥 (TP) の (a) SSflux, (b) IL, (c) 細粒分含有率の時系列変化、図 2.3.9-7 には (a) 実験区と (b) 対照区の細粒分含有率の横断分布が示されている。なお、7 月上旬に発生した 4 回の 500 m³/s を超える出水によりセジメントトラップが流出したため、欠測期間がある。セジメントトラップの設置高さは両断面とも図 2.3.9-2 に示す

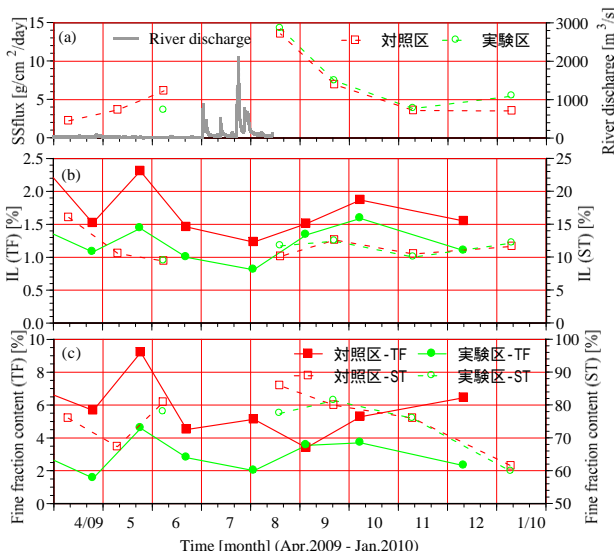


図 2.3.9-6 干潟堆積泥とセジメントトラップ捕捉泥の (a) SSflux, (b) IL, (c) 細粒分含有率の変化 (TF は干潟堆積泥, ST はセジメントトラップ捕捉泥であり、それぞれ実線、点線で示されている)

ように T.P.0 m 付近で同じである。図 2.3.9-7 には底質採取地点が示されている。

図 2.3.9-6 より、干潟に堆積する有機泥の SSflux, IL は実験区と対照区で大きな違いが無いにもかかわらず、干潟堆積泥は、年間を通じて実験区より対照区の方が IL、細粒分含有量が多いことがわかる。これは、実験区と対照区での地盤内への浸透傾向の違いが関係している。すなわち、実験区では毎潮汐での地盤表面からの直接の浸透が無いが、対照区では毎潮汐での地盤表面からの直接浸透が干潟表面への細粒分の沈着を促進していると考えられる。さらに図 2.3.9-7 より、

干潟表層だけでなく干潟地盤下1 m程度の範囲まで細粒分含有率が実験区と対照区で異なっており、対照区の細粒分含有率は矢板付近のNo.7では地盤下1 mでも8%と高い値を示していることがわかる。これは、対照区の地下水位変動は矢板付近で大きく、No.7で1 mを超えていることから、干潟表層に堆積した有機泥が地下水位の低下に伴い地盤内へ輸送されることにより、地盤下1 m程度まで細粒分含有率が高くなったと考えられる。

b) 生物生息状況

図2.3.9-8に2010年3月に実験区と対照区で確認された二枚貝の個体数を示す。対照区のホトトギスガイの個体数は1000 N/m²であった。図2.3.9-2には調査地点が示されている。アサリ、オキシジミの個体数は同程度であるが、ソトオリガイ、ホトトギスガイの個体数は対照区で多い。対照区の干潟でソトオリガイ、ホトトギスガイの個体数が多いのは、急激な地下水位の低下とそれに伴う細粒分の増加に関係があると考えられる。

(5) 地下水環境の形成機構

平水時と出水時の干潟地盤内での地下水位、塩分変動の調査結果より、実験区と対照区における地下水環境の形成機構が以下のように予想される。実験区（矢板無し）では河川水位がデルタ地下水位よりも高くなると、地盤面付近の河川水が地盤内へ浸透する。河川水位がデルタ地下水位よりも低くなると、まず満潮時に地盤内へ浸透した河川水が流出し、その後デルタ地下水が流出する。そのため、干潟地盤内の塩分はデルタ地下水の塩分の影響を受けたものとなる。一方、対照区（矢板有り）ではデルタ地下水との循環が制限されているため、満潮時の塩分変化は小さく、下げ潮時には河川水位の低下に伴って1 m以上地下水位が低下し、地下水面下1 m程度までの塩分が河川水の影響を受けて変化している。そのため、干潟地盤内の塩分は河川水の影響のみを強く受け、実験区よりも塩分が2 psu程度低い分布が形成されている。

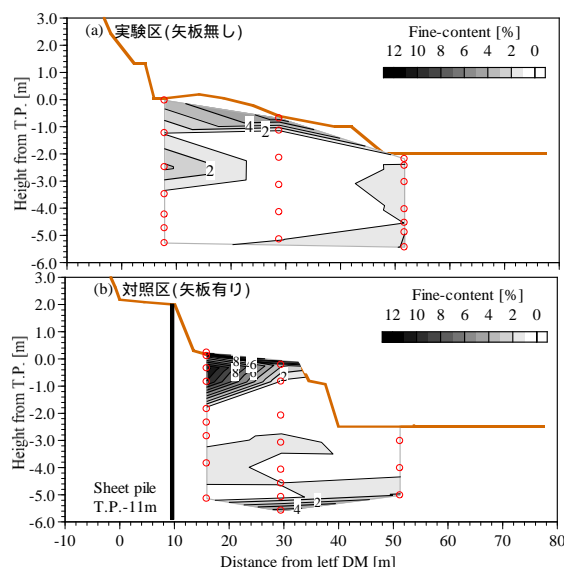


図2.3.9-7 (a)実験区と(b)対照区における細粒分含有率の横断分布（○は底質採取地点を示す）

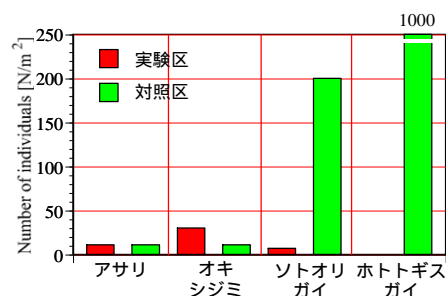


図2.3.9-8 実験区と対照区に出現した二枚貝の個体数

2.3.10 人工干潟造成に伴う干潟環境の変化

(1) 地下水環境の変化

a) 地下水位変動

図 2.3.10-1 に大潮最干時における人工干潟造成前後の地下水位の変化が示されている。試験区の地下水位は干潟造成前後で大きな変化が無かったため、干潟造成前は 50 cm 程度の地下水位の低下であったのに対し、1 m の盛土を行った干潟造成後は 150 cm 程度の地下水位の低下となっている。石積護岸には土砂の流出を防ぐためにジオテキスタイルが入っているが、干潟造成前と同様に石積護岸より下の地盤から地下水が流出しているものと予想される。

b) 地下水質変動

図 2.3.10-2 に (a) 干潟造成前 (2009 年), (b) 造成後 (2010 年) における夏期の地下水質変動の経時変化が示されている。水温, 塩分はそれぞれ 25 時間の移動平均値である。また, 地下水質の測定位置は干潟造成前後とも図 2.3.10-1 に示す地点である。

造成前の 2009 年と造成後の 2010 年において 7 月に同程度の出水が生じているが, 地下水塩分, 水温の応答は少し異なる。造成前の地下水塩分は河川水と同程度の値であったが, 造成後は 2, 3 psu 程度低く維持されている。また, 地下水温も塩分と同様に造成後は河川水と少し異なる変動をしていることがわかる。これは, 干潟造成の 1 m 程度の盛土により, 河川水の

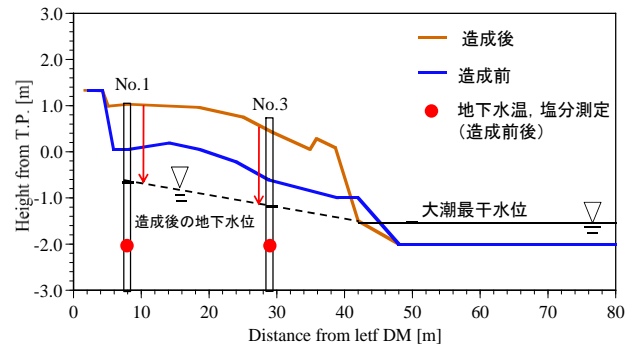


図 2.3.10-1 干潟造成前後における地盤高, 大潮最干潮時の地下水位の変化と地下水質の測定地点



図 2.3.10-3 干潟底質の調査地点

干潟地盤内への浸透量が少なくなり, デルタ地下水方向からの地下水流出の影響が強くなったものと考えられる。

(2) 底質環境の変化

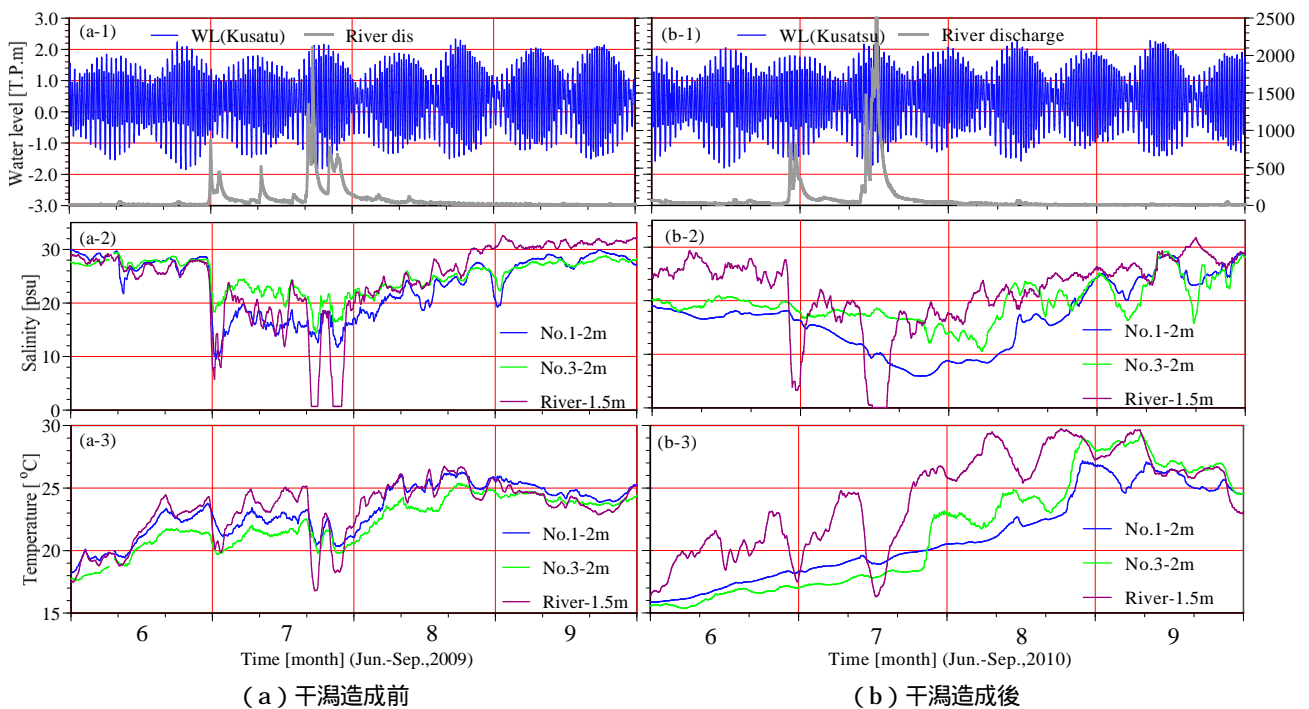


図 2.3.10-2 (a) 干潟造成前, (b) 造成後における夏期の地下水質変動の経時変化

図 2.3.10-3 に干潟底質の調査地点が示されている。底質調査は 2009 年から 2011 年にかけて実験区、比較区、対照区の 3 地点で底質調査、セジメントトラップ調査、干潟造成区下流の地盤高調査が行われた。

a) 干潟底質の経時変化

図 2.3.10-4 には干潟造成前後の干潟底質の経時変化が示されている。干潟底質は各セジメントトラップ周辺の底質を表層から 5 cm 程度採取し、分析を行った。護岸造成から 10 年程度経過し、安定した干潟が形成されている対照区においては底質の変化はほとんど確認されないが、実験区においては、中央粒径の 2011 年の変化を見ると、出水に伴う擾乱により底質が急激に変化していることがわかる。

b) 有機泥輸送量の経時変化

図 2.3.10-5 には干潟造成前後のセジメントトラップ性状の経時変化が示されている。セジメントトラップは、回収時に 2 mm のふるいを通過したものを採取し、さらに 75 μm のふるいを用いて細粒分含有率を測定した。IL や粒度分布は 75 μm を通過した捕捉泥を用いて分析を行った。実験区においては、人工干潟造成後に有機泥の IL が他の地点と比較して増加していること、SSflux が増加していることがわかる。各 ST の設置高さは実験区:T.P.0.96 m、対照区:T.P.-0.2 m、比較区:T.P.-1 m と異なっているため、高さ毎に採取される有機泥の性状が異なっている。SSflux については、冠水時間当たりの捕捉量となっており、実験区は地盤高が高いため、冠水時間が短く、相対的に SSflux が増加している。

c) 周辺干潟の地盤高の経時変化

図 2.3.10-6 には (a) 干潟造成 4 ヶ月後から 16 ヶ月後、(b) 干潟造成 16 ヶ月後から 28 ヶ月後の地盤高の変化が示されている。

干潟造成から 4 ヶ月と 16 ヶ月を比較すると、干潟前面で最大で 100 cm 程度の洗掘が生じており、下流側では 60 cm 程度の堆積が生じている。この間には大きな出水があったため、出水時にこのような急激な地盤高の変化が生じたものと予想される。一方、干潟造成から 16 ヶ月と 28 ヶ月後を比較すると大きな出水を経験していないため、洗掘量は最大でも 40 cm 程度であり、全体的にみると地盤高に大きな変化は見られない。また、2.3.6 章の計算結果からも、出水に伴って造成干潟周辺で洗掘が生じること、砂州の位置が下流へ移動することが明らかとなっている。

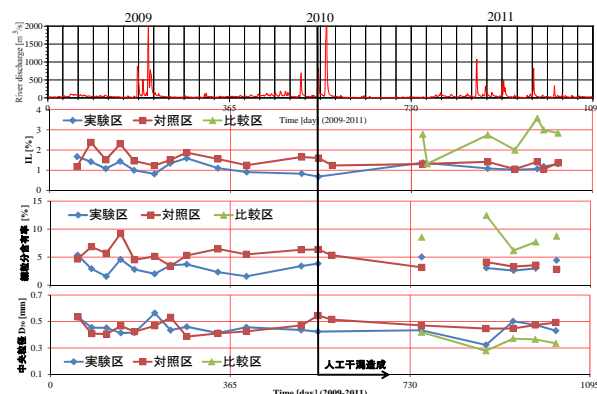


図 2.3.10-4 干潟造成前後の干潟底質の経時変化

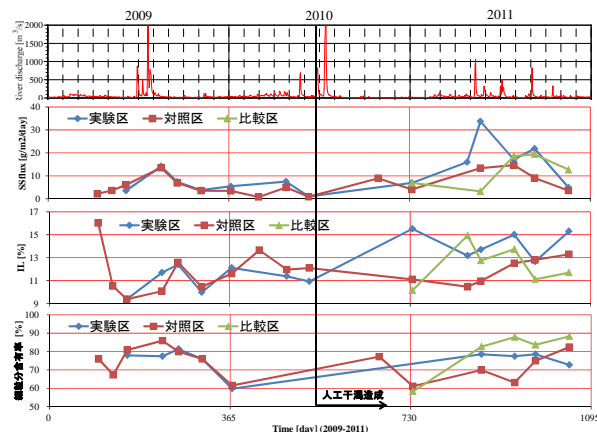


図 2.3.10-5 干潟造成前後のセジメントトラップ性状の経時変化

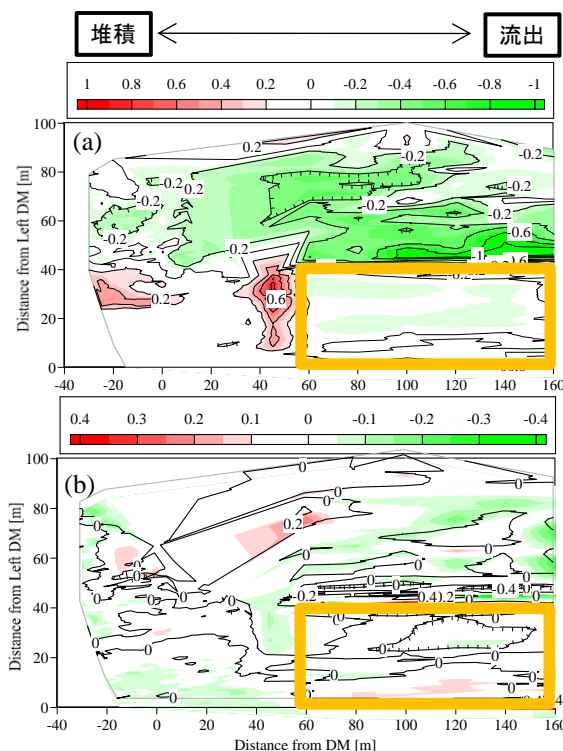


図 2.3.10-6 (a) 干潟造成 4 ヶ月後から 16 ヶ月後、(b) 干潟造成 16 ヶ月後から 28 ヶ月後の地盤高の変化

2.3.11 河口域での物質の輸送と河口干潟の変動の観点からの留意点

(1) 太田川放水路における塩分分布と塩水遡上

太田川放水路の塩分は、放水路上流端にある祇園水門の操作によって大きく変化する。河口からの距離が潮汐流程（約 6 km）より短い下流域では、塩分低下の時間は祇園水門が全開となっている期間に限られるため、出水が生物に与える影響は少ないと考えられる。一方、潮汐流程より上流域では出水・水門操作による塩分低下の期間が長く（河口から約 9 km 上流、5K500 付近に位置する祇園大橋地点では、水門が平常状態に復帰後 2~3 週間程度塩水遡上がみられない）、塩分変化の影響が大きいことに留意する必要がある。

平常時の放水路では、下げ潮時に上層を流下してきた低塩分水によって成層が発達しているが、上げ潮時は強混合状態で塩水が遡上し、塩分の鉛直分布はほぼ一様である。干潟が低塩分水にさらされる期間は、干潟の地盤高と位置（縦断距離）に依存していることに注意する必要がある（潮汐による水位変化は放水路内で一様に起こるが、低塩分水の流下は下流ほど遅れる）。平常時の大潮期、0K100 付近に位置する造成干潟では、満潮の 1 時間後～干潮の 2 時間前あたりまで塩分成層が形成されており、造成干潟の地盤表面（T.P. 0 m）は、満潮の 2 時間後から 2 時間程度、低塩分水にさらされている。このことが塩生植物の発芽に重要な役割を果たしているものと考えられる。

(2) 太田川放水路における潮流による浮遊土砂輸送特性

平常時、下流域では、上げ潮時の潮流によって巻き上げられた微細土砂が上流と河岸方向に運ばれている。上げ潮流速が最大となる水位は、-1 ~ -0.5 T.P. m であるので、この水位より地盤高が高い干潟は、微細土砂が干潟に供給されず、シルト・粘土分が少ない干潟となることに留意する必要がある。また、干潟の横断勾配が緩やかな方が、河岸方向への浮遊土砂輸送が多くなることにも留意する必要がある。平常時の浮遊土砂輸送は、主に大潮期に起こっており、小潮期にはほとんど堆積土砂の巻き上げはなく、浮遊土砂輸送量はほぼ 0 である。

潮流による上流方向への浮遊土砂輸送量は、上流に向かうにつれて減少し、河口から 5.8 km 上流（2K300 付近）地点の輸送量はわずかに下流方向となっていることから、下流域の地盤高の低い干潟では微細土砂の堆積が起こっており、このことが現状の干潟を維持していることに留意する必要がある。

(3) 太田川デルタ河川網の洪水流と河床変動および放水路の干潟形状の洪水流による変化

干潟再生試験区では、低水路幅をやや狭めて造成干潟を設置した。干潟再生試験区直下流では、造成干潟を設置することで低水路幅が急拡する低水路線形になった。このため、造成干潟の前面で洗掘が生じ、干潟再生試験区直下流では、顕著な土砂堆積が生じた。緊急用河川敷道路や造成干潟を整備するにあたり、河道の断面形を変化させることによる影響を理解し、今後干潟を造成するための基礎的な情報を収集していく必要がある。

太田川放水路の 0.0km より下流の河岸沿いの干潟は、経年的に洪水流により、やや低下傾向にある。緊急用河川敷道路を左岸沿いに整備することで低水路の河幅を狭めると、干潟の侵食・洗掘がより大きくなると想定される。具体的には、干潟再生試験区（0.1km 付近）と同様の高さの造成干潟を設置すると、護岸前面での洗掘や右岸干潟の洗掘を大きく助長させることが分かった。また、緊急用河川敷道路を整備すると、道路前面に設置した護岸により、緊急用河川敷道路前面の干潟が洗掘を受ける。0.0km より下流では、交互砂州の高さは潮間帯より低く、干潮時においても水面上にほとんど現れないため、交互砂州は干潟となっていない。河岸沿いの干潟は、低水路河床高との比高差が 1m 以上あり、洪水時の土砂は主に低水路を流下しているため、低水路から河岸沿いの干潟にはほとんど輸送されない。そのため、河岸沿いの干潟は、一度洗掘を受けると元の高さに回復することが難しい。新たに干潟を造成すると既存の干潟高さの低下を助長させるため、新たに干潟を造成するよりも既存干潟前面に護岸を設置し、既存干潟を洪水流による洗掘から保全していく必要がある。

(4) 河岸地下水とデルタ地下水の循環

干潟での健全な生態系の形成に地下水循環が果たす役割が大きいことを明らかにした。河岸の耐震対策としては、鋼矢板の打設が一般的であるが、不透水層（T.P.-10 m 以深）まで矢板が打設されると、デルタ地下水と河岸地下水（河川水）間での地下水循環が阻害される。鋼矢板の打設にあたっては地形に応じた地下水循環を生起させる機構（タイドプールなど）を耐震構造とともに構築する必要がある。

2.3.12 まとめと課題

(1) 太田川放水路における塩分分布と塩水遡上

まず、塩分分布に大きく影響する、放水路 - 旧太田川分派点の流量と放水路への分派流量について検討した。太田川放水路における淡水の流入量は祇園水門、大芝水門によって操作されているが、平水時の太田川放水路への分派率は0.1~0.4程度であった。祇園水門が全開となっている場合、矢口流量が増加するにつれて分派率は増加し、1.4に漸近していた。分派点は感潮域にあるため、旧太田川と放水路間で河川水の交換が起こっている可能性がある。矢口、祇園、大芝の日平均流量の変動を調べた結果、大芝水門を通過する河川水の一部が、潮汐によって祇園水門から放水路に $8\text{ m}^3/\text{s}$ 程度、流入しているものと推測された。旧太田川と放水路間の流量は水理条件によって大きく変化する可能性があり、その把握は困難であるが、河川環境を考える上で重要であると考えられることから、正確な分派流量観測は喫緊の課題である。

次に、祇園大橋(5K500付近)、己斐橋歩道橋(1K300付近)、旭橋地点(造成干潟, 0K100付近)における塩分の変動特性について検討した。太田川放水路の塩分は、放水路上流端にある祇園水門の操作によって大きく変化する。祇園水門が全開となっている期間では、全地点で潮汐位相にかかわらず塩分は0となり、塩水は完全にフラッシュされ、満潮時でも塩水の遡上はみられない。河口に近く潮汐流程(約6km)の範囲内に位置している、己斐橋歩道橋、旭橋地点では、水門平常後の底層塩分の回復はかなり速く、水門が平常時の状態に戻ると、上げ潮期の6時間で底層塩分は0から20程度の値まで回復する。一方、上層塩分の回復は底層に比べると遅く、出水前の値に復帰するのに20日程度かかる。一方、潮汐流程より上流域では出水・水門操作による塩分低下の期間が長い。河口から約9km上流、5K500付近に位置する祇園大橋地点では、水門が平常状態に復帰後2~3週間程度塩水遡上がみられない。

平常時の大潮期、0K100付近に位置する造成干潟では、満潮の1時間後~干潮の2時間前あたりまで塩分成分層が形成されており、造成干潟の地盤表面(T.P. 0m)は、満潮の2時間後から2時間程度、低塩分水にさらされている。

平水時における日平均塩分には、潮差の増減に対応した変動が明瞭にみられる。すなわち、平均底層塩分は潮差と逆相関の関係がある。これは、潮流が強い大潮期は、密度流による塩水遡上が妨げられるためであ

る。上流方向の風によって誘起される吹送流は底層の塩水遡上を妨げ、下流方向風は逆に遡上を助長する。風の影響度は潮差にも関係し、小潮期に顕著である。

平水時の己斐橋歩道橋(1K300付近)地点の底層における海水の平均遡上速度は $1.5\sim 5\text{ cm/s}$ の範囲で変動しており、潮差と逆相関にある。平水期には、潮差の平均遡上速度に与える影響が、矢口流量や風などの影響より圧倒的に大きい。

(2) 太田川放水路における潮流と浮遊土砂輸送特性

下流域における潮流流速の非対称性(下げ潮の最大流速より上げ潮の最大流速の方が大きい)は上流に向かって強くなっているが、これは、非線形性に基づく流速波形の非対称性と、密度成層強度の変動が上流に向かって増大するためである。さらに、放水路は浅く潮汐にともなう河積の変化が大きいため、平均流速の変動波形は正弦曲線から大きく歪み、最大流速の発生は干潮側に寄っている。密度成層強度は下げ潮期に大きくなるため、底層流速と底面せん断応力の最大値は上げ潮位相で起こる。密度成層強度の変動によって、流速分布は下げ潮位相と上げ潮位相で大きく異なる。

平常時の浮遊土砂は、潮流による堆積土砂の巻き上げによって発生している。上述したように、平常時における底面せん断応力は下げ潮期より上げ潮期のほうが大きいため、ネットの浮遊土砂輸送は上流方向に行われている。河口から2.8km(C0K700付近)における大潮期の日平均輸送率は、河川流量が約 $100\text{ m}^3/\text{s}$ の時に最大となり、流量がそれ以上になると流量の増加にともない減少している。しかし、河川流量が水門操作の行われない $400\text{ m}^3/\text{s}$ 未満であれば、下流方向への輸送は生じていない。また河川流量が $30\text{ m}^3/\text{s}$ 以下の場合、流量の減少にともない日平均輸送率も減少している。これは、河川水の流入量が少なすぎると密度成層強度の変動が無くなり、流速分布の非対称性も生じなくなるためである。

小潮期における日平均輸送率は小さく、上流方向への輸送はほとんど生じていない。逆に、河川流量が約 $140\text{ m}^3/\text{s}$ 以上になると日平均輸送率は負となり、浮遊土砂は下流方向へと輸送される。

潮汐による上流方向への浮遊土砂輸送量は、上流に向かうにつれて減少し、5.8km(2K300付近)地点ではわずかに下流方向となっている。このことから、祇園水門が平常状態にある期間では、河口から中流域にかけては、河口付近の微細土砂が遡上して堆積していると考えられる。出水時は、放水路内の浮遊土砂輸送は全域で下流方向となる。

干潟では、潮汐に応じた周期的な流れは、主流方向だけに発生しているわけではなく、横断方向についても周期的な流れが発生している。すなわち、下げ潮期に河道中央方向への流れが発生し、上げ潮期に岸方向への流れが発生している。また、勾配が緩やかな干潟のほうが平均流速は速い。上げ潮初期の強い底層流によって河道中央で巻き上げられた微細土砂は、干横断方向の流れによって干潟へ輸送され、堆積している。

出水時に比べると平常時の浮遊土砂フラックスは小さいが、その継続時間は出水期間より圧倒的に長い。干潟環境を考える上で重要で、浮遊土砂フラックスの継続的なモニタリングが望まれる。

(3) 太田川デルタ河川網の洪水流と河床変動および放水路の干潟形状の洪水流による変化

本研究では、経年的な実測データと実現象を再現し得る洪水流・河床変動解析法を構築し、太田川デルタ河川網における洪水流と河床変動を評価し、太田川放水路の干潟の保全・再生について検討した。以下に主な結論を示す。

観測された水面形の時間変化には、河床形状、河床形態、河道・樹木群の抵抗、洪水中の河床変動の影響が積まれた形で現れており、観測水面形時系列データを用いた非定常準三次元洪水流・二次元河床変動解析を行うことにより、大きな潮位変動や堰構造物を有する太田川デルタ河川網における洪水中の流れと河床変動、各河川の洪水流量配分を評価することができた。

太田川放水路と旧太田川の分派点における砂州は、大芝水門の固定堰高や高水敷高程度の高さで安定している。砂州は掘削を行っても河道線形、構造物、河床勾配の関係から、再び元の大きさ程度の砂州が形成されることが分かった。太田川放水路の低水路には約1km 波長の交互砂州が形成されている。太田川放水路の交互砂州は、1 洪水で約 50~100m 程度下流に移動しながら安定した交互砂州形状になっている。

市内派川では、河口や分派点付近など断面形状が縦断的に変化するような区間を除き、経年的に約 20cm 程度の河床変動である。河口付近では、川幅が漸拡することにより、経年的に土砂が堆積する傾向にある。このように河床材料が細かく、川幅が縦断的に変化する河道では、浮遊砂が河床変動に及ぼす影響が大きいことを示した。

太田川デルタの河床材料は、0km 旧太田川と太田川放水路の分派点から河口に向かって徐々に細かくなっている。市内派川では、粘着性の河床材料は河岸際に堆積しているものの、低水路のみお筋付近の河床材料

は主に砂で構成されていることが実測データより分かった。

太田川放水路に形成されている交互砂州の高さは、潮間帯より低い。砂州は干潮時においても水面上にほとんど現れていない。太田川放水路の干潟は、高水敷として設定された河岸沿いに残されている。0.0km 付近より上流では、干潟と低水路との間に護岸が設置され、干潟の浸食を防いでいる。0.0km 付近より下流では護岸が設置されていないため、低水路河床高の変化が河岸沿い干潟の形状変化に現れている。放水路の低水路河床高は経年的に低下傾向であるため、それにつれて干潟の高さも経年的に低下している。特に、交互砂州の深掘れ部付近では、干潟の洗掘量が大きくなる傾向にある。河岸沿いの干潟と低水路河床との比高差は 1.0m 以上と大きく、低水路を流下する土砂は、河岸沿いの干潟にほとんど輸送されない。そのため、河岸沿いの干潟は、一度洪水によって消失すると元の干潟高さに回復することは難しい。

干潟再生試験区の造成干潟は、低水路幅をやや狭めて設置されたため、造成干潟周辺で洗掘が生じた。一方、造成干潟下流では低水路幅が急拡しているため、顕著な土砂堆積が生じ干潟が形成されている。平成 22 年洪水では、潮位変動との関係から低水路満杯の時間帯に水面形が急勾配になったため、干潟を造成し低水路線形を変化させたことによる影響が顕著に現れたものと考えられる。今後、緊急用河川敷道路や造成干潟を設置することによって、河岸沿い干潟の形状変化、砂州の挙動にどのような影響を及ぼすのかを把握する必要があることから、様々な位置や高さの造成干潟を想定し、洪水流・河床変動解析を行った。その結果、干潟再生試験区(0.1km 付近)と同様な高さの干潟を緊急用河川敷道路前面に新たに造成すると、対岸(右岸)干潟をより大きく低下させることになる。また、緊急用河川敷道路は、道路周辺(左岸)の干潟の洗掘を助長させ、干潟の低下量を大きくしている。現況河道のままとした場合、緊急用河川敷道路のみを整備した場合、緊急用河川敷道路前面に T.P. 0.0m の干潟を造成する場合は、三つのケースとも対岸(右岸)干潟の低下量は、計算上ほぼ同じであった。前述のとおり、0.0km より下流の干潟は低水路河床高より 1~2m 高く、低水路の土砂は洪水中にほとんど干潟方向に輸送されないことから、一度洗掘を受けると元の高さにほとんど回復出来ない。前述のとおり、造成干潟を設置すると対岸干潟に影響を及ぼすこと、低水路に形成された交互砂州は潮間帯より低い。干潟とな

らないことから、現存干潟を保全していくことが重要であり、そのためには、現存干潟の前面に敷石護岸を設置する必要がある。

(4) 太田川放水路における干潟環境の形成

a) デルタ地下水の流れと干潟の地下水環境

潮汐に起因する河川水とデルタ地下水の水位差によって、デルタ地下と干潟地盤との間には地表下数mでの地下水流れが継続的に生じている。八丁堀（太田川河川事務所）で測定されたデルタ地下水質は年間を通じて塩分が15 psu程度、水温が18 程度であり、地表下数mの地下水流れによって水質が安定しているデルタ地下水が河川に流出している。一方、デルタ内河川においては河川堤防や護岸に鋼矢板の打設が進められており、不透水層まで達する鋼矢板の打設は河道地下との地下水循環を妨げ、干潟環境に影響を与えている。

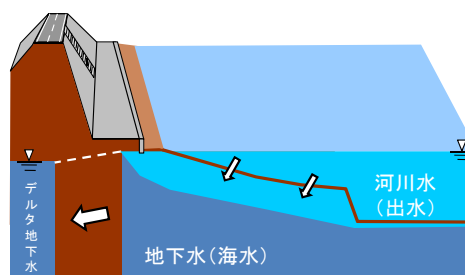
図2.3.12-1には太田川河口から3 kmに位置する旭橋周辺（0k000）での実験区（矢板無し）と比較区（矢板あり）における地下水環境の形成機構が示されている。実験区（矢板無し）では河川水位がデルタ地下水位よりも高くなると、地盤面付近の河川水が地盤内へ浸透する。河川水位がデルタ地下水位よりも低くなると、まず満潮時に地盤内へ浸透した河川水が流出し、その後デルタ地下水が流出する。そのため、干潟地盤内の塩分はデルタ地下水の塩分の影響を受けたものとなる。一方、対照区（矢板有り）ではデルタ地下水との循環が制限されているため、満潮時の塩分変化は小さく、下げ潮時には河川水位の低下に伴って1m以上地下水位が低下し、地下水面上1m程度までの塩分が河川水の影響を受けて変化している。そのため、干潟地盤内の塩分は河川水の影響を強く受けたものとなる。

b) タイドプールに起因する地下水流れ

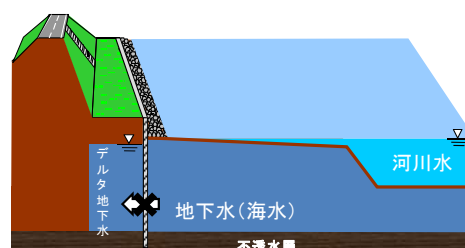
太田川放水路の中流部（1k600 付近）では、平均潮位高付近（T.P.0.6 m）に設置された低水護岸背面の窪地に上げ潮時に溜まった海水が干潮時に残留し、汽水性のタイドプール（潮だまり）が形成されている。低水護岸背面の高水敷にタイドプールが形成されている場合には、低水路干潟～タイドプール～高水敷間に様々な水位勾配が形成される。そのため、満潮付近にタイドプールに溜まった河川上層水（低塩分水）が護岸内や地盤内を通り低水路干潟へ流出する地表下数十cmにおける地下水流れが生じている。

c) 洪水が干潟生物の生息に与える影響

1k600 地点左岸付近の湾曲内岸タイプの干潟ではオゴノリの異常繁茂による浮遊土砂の捕捉と枯死によって2003年3月～6月に低水路干潟土壌の強熱減量の急



(a)実験区（矢板無し）



(b)比較区（矢板あり）

図 2.3.12-1 (a)実験区（矢板無し）と(b)比較区（矢板あり）における地下水環境の形成機構

激な増加（1%～4%）が生じている。泥化に伴って生物相も大きく変化しており、河口付近に多く生息するアナジャコが確認され、ソトオリガイやイトゴカイの個体数も増加した。2003年6月の数回にわたる洪水（矢口第一ピーク流量 800 m³/s 以下）により干潟表層のオゴノリが掃流され、堆積泥量が減少し、7月上旬には干潟土壌の強熱減量が約1%まで低下した。強熱減量の低下とともに生物相は砂干潟における生物相（イソジミなど）に戻っており、洪水による掃流によって生物相が短期間に回復可能であることが示唆された。

2.3.13 引用文献

- 阿部真巳, 中下慎也, 日比野忠史: 感潮域における堆積有機泥の巻き上げ機構のモデル化, 土木学会論文集 B2 (海岸工学) (2011) Vol.67, pp.1146-1150.
- 鮎川和泰, 村上誠, 福森亮子 (2006) 大谷修司, 奥村稔, 岡田光正, 福岡捷二, 清家泰: 感潮河川 DO に及ぼす干潟付着藻類の寄与について, 日本陸水学会講演要旨集, 第71巻, p.266.
- 伊藤秀夫 (1970) 低平地河川網の定常流に関する研究, 土木学会論文集, No.181, pp.35-41.
- 今川昌孝, 駒井克昭, 日比野忠史, 阿部徹, 西田芳浩 (2009) デルタ河川河口部に堆積する有機泥の分布特性, 水工学論文集, 第53巻, pp.1447-1452.
- 岩佐義朗, 綾 史郎, 山本正幸 (1976) ネットワーク状水路の水理解析, 京大防災研究所年報, 第19号 B,

- pp.201-219.
- 内田龍彦, 福岡捷二 (2009) 浅水流方程式と渦度方程式を連立した準三次元モデルの提案と開水路合流部への適用, 水工学論文集, 第 53 巻
- 内田龍彦, 福岡捷二 (2011) 底面流速解法による連続する水没水制群を有する流れと河床変動の解析, 土木学会論文集 B1, Vol. 67, No. 1, pp.16-29.
- 内山雄介 (2001) 砂浜海岸帯水層における潮位変動に伴う循環流の形成機構, 土木学会論文集, No.670, pp.37-48.
- 太田川工事事務所 (1963)太田川改修 30 年史.
- 太田川工事事務所 (1993)太田川改修 60 年のあゆみ.
- 大沼克弘, 藤田光一, 望月貴文, 天野邦彦, 佐藤泰夫, 阿部 徹 (2010) 太田川放水路における河床の変化特性と干潟の安定機構に関する考察, 水工学論文集, 第 54 巻, pp.781-786.
- 加藤史訓, 佐藤慎司, 三輪竜一 (1999) 海岸域の底生生物とその生息環境に関する全国的調査, 海岸工学論文集, 第 46 巻, pp.1136-1140.
- 金本 満, 常松芳昭, 金丸昭治 (1992) 開水路網における洪水流の数値解析法の比較, 水工学論文集, 第 36 巻, pp.323-330.
- 川西澄 (2011) 感潮河川流量の自動連続計測を可能にする河川音響トモグラフィシステム, 水工学シリーズ. 土木学会, 16 pp.
- 川西澄・荒木大志・水野雅光 (2006) 潮差と河川流量が河口域の成層強度と浮遊砂泥輸送量に与える影響. 海岸工学論文集, 53, 321-325.
- 川西澄・荒木大志・福岡捷二・水野雅光 (2007a) 風が太田川河口域の塩水遡上と土砂輸送に与える影響. 海岸工学論文集, 54, 401-405.
- 川西澄・胡桃田哲也・RAZAZ, M.・水野雅光・福岡捷二 (2008) 太田川放水路における塩水遡上と懸濁粒子の輸送特性. 水工学論文集, 52, 1321-1326.
- 川西澄・筒井孝典 (2004) 浅水感潮域における密度成層の変動特性. 水工学論文集, 48, 781-786.
- 川西澄・筒井孝典・中村智史・西牧均 (2005b) 太田川放水路における土砂動態と底質変動. 海岸工学論文集, 52, 906-910.
- 川西澄・中村智史・荒木大志・福岡捷二・水野雅光 (2007b) 河川感潮域における浮遊土砂の輸送過程. 沿岸海洋研究, 44(2), 203-210.
- 川西澄・中村智史・西牧均 (2005a) 太田川放水路における潮汐流と底面剪断応力の変動特性. 水工学論文集, 49, 655-660.
- 川西澄・Razaz, M.・渡辺聡・金子新 (2009a) 次世代超音波流速計による感潮域の流量と水温・塩分の連続モニタリング. 水工学論文集, 53, 1015-1020.
- 川西澄・Razaz, M.・渡辺聡・金子新・阿部徹 (2010) 河川音響トモグラフィによる太田川放水路の洪水流量と断面平均塩分の連続測定. 水工学論文集, 54, 1081-1086.
- 川西澄・横山智弥・Razaz, M.・阿部徹・福岡捷二 (2009c) 感潮河道に形成された干潟上の流動と浮遊土砂輸送. 水工学論文集, 53, 1441-1446.
- 川西澄・渡辺聡・金子新・阿部徹 (2009b) 次世代超音波流速計による感潮河川流量の長期連続モニタリング. 河川技術論文集, 15, 489-494.
- 川原逸朗, 伊藤史郎, 山口敦子 (2004) 有明海のタイラギ資源に及ぼすナルトピエイの影響, 佐賀県有明水産振興センター研究報告, 22 号, pp.29-33.
- 栗原康 (1988) 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, pp.88-92, 東海大学出版会.
- 上月康則, 村上仁士, 伊藤禎彦 (1995) 海岸構造物周辺の底生動物群集に関する現地調査, 海岸工学論文集, 第 42 巻, pp.1201-1205.
- 駒井克昭, 中下慎也, トウナロン, 日比野忠史 (2009) : 河川感潮域における河床間隙水と広域地下水の循環機構に関する研究, 海岸工学論文集, Vol.56, pp.1156-1160.
- 駒井克昭, 日比野忠史, 阿部徹 (2008) : 太田川デルタにおける河川と沿岸帯水層の水循環, 海岸工学論文集, 第 55 巻, pp.1216-1220.
- 後藤岳久, 福岡捷二, 田中里佳 (2012) 太田川デルタにおける河川流路網の洪水流と河床変動に関する研究, 水工学論文集, 第 56 巻, pp. I_1195-1200.
- 富田 智, 長戸宏樹, 日比野忠史, 西牧 均, 松本英雄(2005)太田川河口における有機泥の挙動に関する研究, 水工学論文集, 第 49 巻, pp.1411-1416.
- トウナロン, 駒井克昭, 日比野忠史, 中下慎也 (2008) 干潟地盤内での微細粒子の移動に関する基礎的事項の解明, 海岸工学論文集, 第 55 巻, pp.1276-1280.
- 長戸宏樹, 越智達郎, 日比野忠史, 福岡捷二 (2007) 太田川河口域における有機泥の循環に関する基礎的研究, 水工学論文集, 第 51 巻, pp.1195-1200.
- 新保裕美, 田中昌宏, 越川義功, 柵瀬信夫, 池谷毅 (1999) 現地調査によるアサリ生息量と環境要因との関係の検討 - 神奈川県金沢湾・干潟湾を対象として -, 海岸工学論文集, 第 46 巻, pp.1216-1220,
- 西村尚哉, 駒井克昭, 今川昌孝, 日比野忠史 (2008) 有機懸濁物質の形成に関する基礎研究 - 有機物の付着特性 -, 海岸工学論文集, 第 55 巻,

- pp.1056-1060.
- 日比野忠史, 松本英雄, 水野雅光 (2006) 太田川デルタ地下水の流動と海底濁度層の形成, 海岸工学論文集, 第 53 巻, pp.1146-1150.
- 日比野忠史, 中下慎也, 花畑成志, 水野雅光 (2006) 河口干潟で形成される土壌環境と底生生物の棲息要件, 海岸工学論文集, 第 53 巻, pp.1031-1035.
- 福岡捷二 (2005) 洪水の水理と河道の設計法, 森北出版.
- 福岡捷二, 渡邊明英, 原俊彦, 秋山正人 (2004) 水面形の時間変化と非定常二次元解析を用いた洪水流量ハイドログラフと貯留量の高精度推算, 土木学会論文集, No.761/ -67, pp.45-56.
- 水田充喜・坂本治夫・神谷隆太郎・斉藤尚久 (1968) 太田川水門操作模型実験について, 太田川本川分水堰と放水路可動堰, 建設省中国地方建設局太田川工事事務所, 40 pp.
- Burnett, W. C., Bokuniewicz, H., Huettel, M., Moore, W. S. and Taniguchi M. (2003) Groundwater and pore water inputs to the coastal zone, *Biogeochemistry*, Vol. 66, pp. 3-33.
- Dale, R. K. and Miller, D. C. (2007) Spatial and temporal patterns of salinity and temperature at an intertidal groundwater seep, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.72, pp.283-298.
- Kawanisi, K., Tsutsui, T., Nakamura, S. and Nishimaki, H. (2006) Influence of tidal range and river discharge on transport of suspended sediment in the Ohta flood-way. *J. Hydrosci. Hydraul. Eng.*, 24(1), 1-9.
- Kawanisi, K., Razaz, M., Ishikawa, K., Yano, J. and Soltaniasl, M. (2012) Continuous measurements of flow rate in a shallow gravel-bed river by a new acoustic system. *Water Resour. Res.*, 48, W05547, 10 pp., doi: 10.1029/2012WR012064.
- Kawanisi, K., Razaz, M., Kaneko, A. and Watanabe, S. (2010) Long-term measurement of stream flow and salinity in a tidal river by the use of the fluvial acoustic tomography system. *J. Hydrol.*, 380(1-2), 74-81, doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.10.024.
- Simpson, J.H. and Hunter, J.R. (1974) Fronts in the Irish Sea. *Nature*, 250, 404-406.
- Zhang, Q., Volker, R. E. and Lockington, D. A. (2002) Experimental investigation of contaminant transport in coastal groundwater, *Advances in Environmental Research*, Vol.6, pp.229-237.

2.4 河口干潟の物理環境の形成に関する研究

藤田光一¹・岩見洋一²・天野邦彦³・大沼克弘⁴・中村圭吾²・望月貴文²

1 国土技術政策総合研究所 河川研究部

2 国土技術政策総合研究所 環境研究部 河川環境研究室

3 国土交通省 中部地方整備局 浜松河川国道事務所(前 国土技術政策総合研究所 環境研究部 河川環境研究室)

4 国土交通省 関東地方整備局 総括防災調整官(前 国土技術政策総合研究所 環境研究部 河川環境研究室)

2.4.1 序論

(1) 研究の背景と目的

河川の汽水域は、淡水と海水が混合し、周期的な外力である潮汐・海陸風や洪水等の作用で、常に変動する特殊な環境を有している。このため、海水域や淡水域に生息する生物に加え、汽水性の生物が生息・生育する独特な環境を形成している。また、干拓・埋め立てをはじめとする地形改変など人為的な攪乱を受けると淡水と海水のバランスが容易に崩れ、さまざまな影響を生じやすい。

このような特殊な環境に分布する河口干潟について、主に生物学的視点から干潟を捉える研究が活発に進められている。そうした研究を河川管理に活かすためにも、そもそも干潟が、なぜその場所に、その形状・高さ・河床材料で分布、維持されているか等、河川工学的視点での実際の干潟を捉え、その特性を把握することが重要である。これらを知ることは、河道に種々のインパクトを加えた際の干潟形状・材料の応答予測技術の構築や干潟保全・再生のための河川整備・管理手法の高度化に役立つであろう。

河口干潟の物理環境について、山本(2008)は河口干潟の形態とスケールを規定するのは、河川からの流出土砂量とその粒径、波浪の強さ、潮流の強さ、潮位変動であり、河口の存在する位置で潮位・波浪が概略決まるので、これ河口干潟の材料を加えれば、干潟地形の形成とその特徴を概略記載できるとしている。

河口域の河床変動特性や、その要因となる土砂動態に着目した研究として、末次ら(2002)は、白川及び多摩川を対象に、洪水時に上流から供給される浮游土砂量と干潟の土砂堆積量を粒径別に比較したところ、両者はほぼ整合していたこと、平水時の上げ潮時に潮流や波の影響により表層底質が巻き上げられ浮游土砂が河道内に移動・堆積し、年間を通して堆積が生じると

するとその量は中規模程度の洪水流出量に匹敵することなどを示している。中野ら(2004)は、潮汐や波浪が表層底質の攪拌または交換する機能に着目して、掃流砂および浮游砂を定量的に評価する手法の検討を行っている。また、西條ら(1996)は、河川感潮域では、懸濁粒子の凝集作用により、シルト・粘土が堆積していることが多い。このような凝集性の高い底泥が堆積している干潟では、その巻き上げ、沈降、輸送などの現象が河床変動に大きな影響及ぼしていることを示唆している。横山ら(2006)は、筑後川の感潮河道を対象として洪水による底泥のフラッシュの状況を観測し、浸食量と底面剪断応力との相関が見られた。さらに底泥コアの回転粘度試験を攪乱状態と不攪乱状態で実施したところ、不攪乱状態の底質の粘着性が攪乱状態の粘着性よりも3倍程度大きく、これは筑後川の底泥はセメンテーションの効果による強度発現量が大きいことが要因であると推測している。

河口干潟の物理環境と生物に関するものとしては、植生との関係では、例えば鎌田ら(2006)は那賀川河口汽水域の一砂州において、塩生湿地植物群落の空間分布を、底質粒径及び地盤高の空間分布との関連を分析し、ハママツナ群落、ハマサジ群落等が、大潮満潮位よりも低い場所に対しての選好性が高く、細・中礫の領域に対して最も高い先行性を持っていることを示した。底生生物群落との関係では、例えば大谷ら(2007)は底質の粒度組成及び地盤高さにより河口干潟を7つのグループに分け、それが底生生物群落の分布と関係があることを示している。

上記に示した知見をはじめとして、河口干潟の物理環境を形成する要因となっている、河口部における土砂・物質の動態に起因する個別の事象についてその機構が明らかになってきている。本研究では、まずマクロな視点での河道形状の変化や干潟の形成の実態を整

理した。その際に見られた物理環境の変化、あるいは安定・維持の要因について、個別の知見を考慮しつつ調査・分析を実施し、太田川放水路全体でのシステムとしての干潟を含む物理環境形成要因について検討し、河口干潟の保全・再生を軸に置きつつ、河川全体を見渡した河川管理手法を検討できることを狙いとした。

(2) 研究の方法と流れ

本研究の流れは以下の通りである。まず太田川河口全体の現在の干潟の基本的な特徴を空中写真や定期横断測量成果等の既往知見を用いて整理し、類型化を行った(2.4.2)。次に、それらの干潟がどのような変遷を経て現在の状況に至ったかを整理し、人為的インパクト・自然インパクトとの関連を明かにした(2.4.3)。以上から、干潟の類型ごとに成立要因について考察した(2.4.4)。ここまでの結果に基づき、河口干潟の環境形成に関して説明が困難な現象や、さらに詳細な調査が必要な項目等の課題を整理・抽出した。特に、放水路の河口付近にある干潟(後述する直線2干潟)については、物理環境形成機構が定性的にも不明であった。そのため、それらの干潟を中心とした現地調査を行った(2.4.5)。また、得られた物理環境情報と生物との関係を分析した(2.4.6)。最後に、物理環境形成機構を構成する要素を整理した(2.4.7)うえで、河口干潟の設計・管理に向けた考察を行った(2.4.8)。

2.4.2 干潟の大局的類型化と各類型の干潟の特徴

(1) 放水路及び旧太田川の干潟の概況

太田川放水路及び旧太田川に分布する干潟の全体的状況を、空中写真、横断図等の資料から、主に物理的特徴について概略整理した。図2.4.2-1に太田川放水路及び旧太田川の全体空中写真、図2.4.2-2~2.4.2-7に特定範囲を拡大したオルソ画像(左)とレーザー標高段採図(右)を示す。ただし、レーザーでは水面下の地形は計測できないため、水域では不正確なデータとなっている。

放水路の河口付近 C2k800~0k000 までの両岸には、帯状に干潟が分布している。この帯状干潟の横断形状は、幅広の平坦部とそれに比べて横断勾配が急な水際部からなることが特徴である。ただし、平坦部を持たずに緩斜面で構成されている横断形状もみられる。干潟の標高は、概ね T.P.-1m 程度で、所々に横断方向の溝がみられる。また、この帯状の干潟の一部はカキ棚として利用されている。

放水路の 0k200~2k200 の両岸には、下流の C2k800~0k000 と同様に帯状に干潟が分布しているが、水際に

構造物が設置されていること及びヨシやフクドなどの植物が生育していることが C2k800~0k000 との違いであり、0k200~2k200 干潟の特徴でもある。干潟の標高は、T.P.0m~1.5m 程度で、横断形状は、平坦もしくは緩斜面で成っており、植生の有無等の地被状況に応じて細かな凹凸がみられる箇所もある。

放水路及び旧太田川の湾曲部の内岸側には、固定砂州が付いており、これらの高さが潮間帯にあることで干潟となっている。横断形状は、水際に向かって緩やかな勾配を持ち、砂堆による微細な凹凸が見られるのが特徴である。干潟の標高は、概ね T.P.-1.0~0.5m 程度である。

旧太田川の 2k600~3k100 左岸付近の湾曲部の外岸側には、水制が設置されており、その間に干潟が形成されている。横断形状は、平坦ないし緩やかな勾配をもち、水際で急に落ち込んでいるのが特徴である。干潟の標高は、概ね T.P.-0.5m 程度である。

旧太田川の 5k000~6k000 付近には、陸域の状況を呈している中州が点在しており、その後流域に干潟が形成されている。現地の目視観察による横断形状は、平坦で水際には緩やかに落ち込んでいるように見える。干潟の標高は、概ね T.P.-0.5~0m である。

旧太田川の河口付近 C0k800~0k200 は、川幅が上流に比べて大きく広がっている区間にあたり、その左岸側に干潟が分布している。横断形状は、干潟の中央部が凸になっている“逆さ”お椀型で水際部も横断勾配が緩やかなのが特徴である。干潟の表面は滑らかで、標高は、T.P.-1.5~-0.5m 程度である。

(2) 干潟と低水路の河床材料特性

干潟や低水路を構成する河床材料の特性について、放水路及び旧太田川でこれまでに実施した河床材料調査結果を用いて整理した(実施:太田川河川事務所(2005年)、国土技術政策総合研究所(2006年~2011年))。放水路及び旧太田川における粒径加積曲線を図2.4.2-8~2.4.2-10に示す。なお、河床材料調査の結果は、概ね河床表層(数cm)で行われたものである。

両河川の干潟と低水路の河床材料のおおまかな特性は下記のとおりである。

放水路

放水路の低水路における粒径加積曲線を図2.4.2-8に示す。C3k000ではシルト以下粒径が主体になっているが、それ以外は全体として、0.25mm~2mmという中砂~極粗砂が中心的な材料となっている。そして、上流部の4k000と5k000において2mm以上の細礫

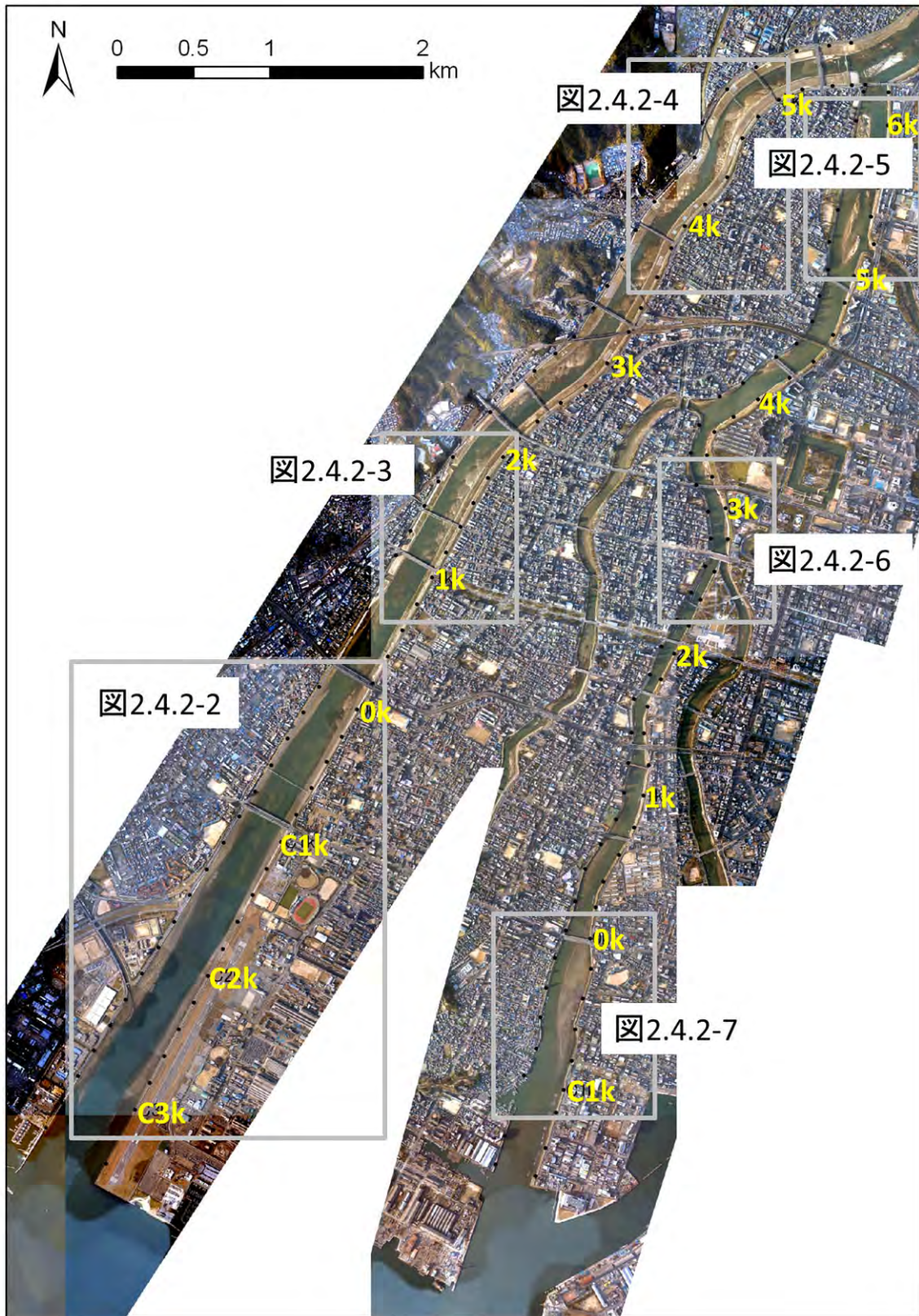


図 2.4.2-1 太田川放水路及び旧太田川の空中写真（2006年3月撮影 国土技術政策総合研究所）

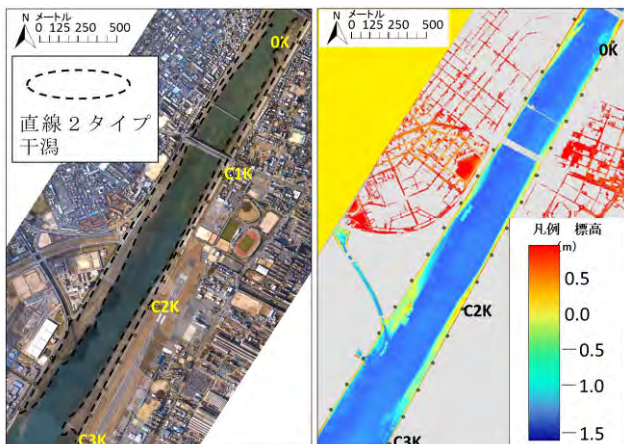


図 2.4.2-2 放水路 Ck300 ~ 0k000

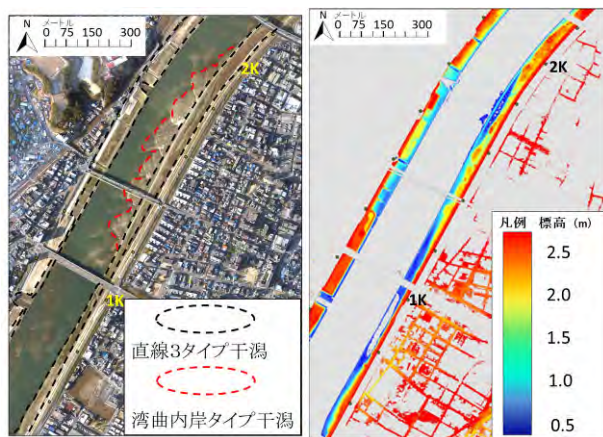


図 2.4.2-3 放水路 1k000 ~ 2k000

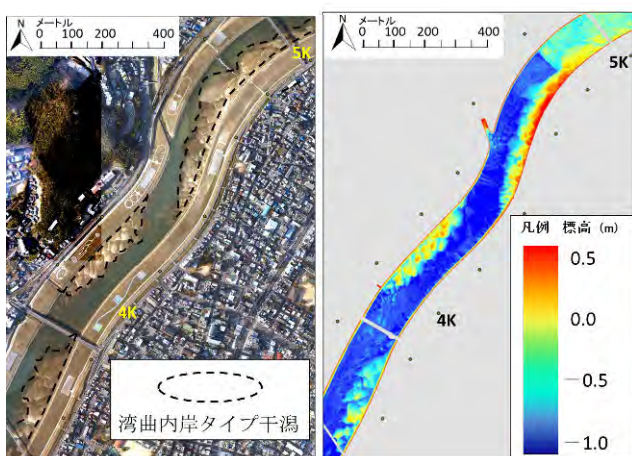


図 2.4.2-4 放水路 4k000 ~ 5k000

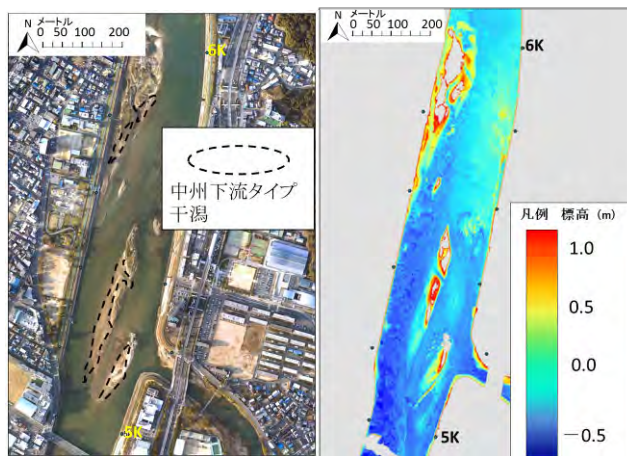


図 2.4.2-5 旧太田川 5k000 ~ 6k000

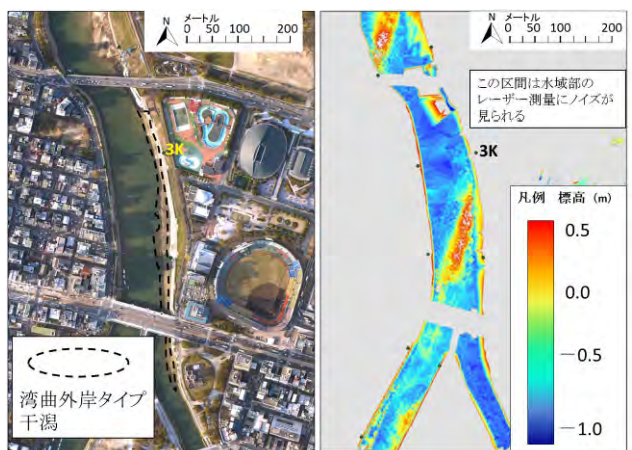


図 2.4.2-6 旧太田川 3k000 付近

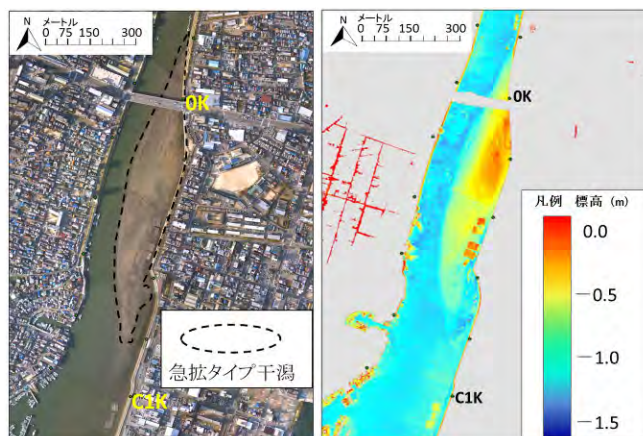


図 2.4.2-7 旧太田川 C1k000 ~ 0k000

(空中写真・レーザー測量 2006年3月撮影 国土技術政策総合研究所)

がこれに加わり、逆に下流側の C1k000, C2k000 では 0.25mm 以下（細砂、微細砂、シルト）が加わる、この図を見る限り、シルト分が河床材料の中に有意に含まれる（数%以下のレベルでなく 10%のオーダー）かどうかの境界が 0k000 と C1k000 の間にあるようである。放水路の干潟部における粒径加積曲線を図 2.4.2-9 に示す。3k000 ~ 5k000 の干潟は低水路に存在することから、その河床材料は低水路と同じで、中砂 ~ 極粗砂に細礫が少し混ざったものになっている、2k000 より下流については、最下流の C3k000 を除くと概ね同じような粒度分布すなわち微細砂 ~ 極粗砂に 20%程度のシルト以下粒径を含むものとなっており、中には細礫が混ざる（多くても 10%程度以下）地点がある、図 2.4.2-9 を図 2.4.2-8 と比較するとわかるように、低水路の脇に存在する 2k000 およびその下流の干潟の河床材料は、前述の低水路の中心的材料に細砂、微細砂、シルトという 0.25mm 以下の粒径成分を混ぜたものに対応している、

旧太田川

旧太田川の低水路及び干潟の粒径加積曲線を図 2.4.2-10 に示す。低水路の材料に、それより細粒の粒径成分が付加されて干潟の材料になるという放水路に見られた低水路と干潟の河床材料間の関係は、旧太田川においても同様に存在しているようである、

放水路河口部の干潟の深度別の河床材料特性

放水路の河口付近（距離標 0k000 より下流）に分布している干潟については、2.4.5(2)2)で後述するものも含め、2009 年 ~ 2011 年にハンディジオスライサーを用いて表層から深さ 1m 程度まで地層試料を採取し目視による観察結果を記録するとともに、特徴の異なる層ごとに試料を採取し、それらについて粒度分析を行った。また、C2k400, C2k000, C1k400, C0k800 の低水路部分において、パイプレーションコアサンプラーを用いて表層から 50~100cm 程度の試料を採取し、同様に深度別に分析を行った（2011 年 2 月実施）。

各測線における干潟（各側線 T.P.-1.0m 程度の干潟水際）及び河道中央（低水路）の粒径毎の割合を、深度別に整理したものを図 2.4.2-11 に示す。なお、干潟上の粒度分析は 2009 年 2 月、河道中央の粒度分析は 2011 年 2 月に実施したもので示している。表層の材料に着目すると（3本のグラフのうち一番上のグラフ）、C0k200 から C0k800 までは、左右岸、低水路ともに、中砂 ~ 極粗砂を中心とした材料に、20~30%程度の細砂以下（そのうち 10~20%程度がシルト以下）を含む材料構成となっている。干潟部ではこれに細礫、

中礫が数 ~ 10%程度混ざっているところがある。C1k400 より下流では、全体的には下流ほど細くなる傾向があるが、同じ側線でも細砂以下の材料の混入状況は異なる。左岸は低水路より細砂以下が多く含まれており特に C2k000 ではシルト以下が 30%程度に達する。右岸は低水路と同程度の混入状況である。

深度別に見ると C2k000 左岸ではシルト以下が表層において下層より比較的多い。しかし、その他の地点では下層も同様にシルト以下を含んでおり、干潟、低水路ともに表層にシルト以下が堆積しているという傾向は見られなかった。

(3) 干潟の類型化

(1), (2)で整理した各干潟の物理的な特徴（形状・標高・材料等）に着目し、太田川放水路及び旧太田川に分布する干潟を大局的に類型化した。

図 2.4.2-12 は、類型化した干潟の平面分布を示したものである。まず、放水路の直線部は、下流から順に「直線 1 タイプ」（C3k000 付近）、「直線 2 タイプ」（C2k800k ~ 0k000）、「直線 3 タイプ」（0K200 ~ 2k200）が存在する。湾曲部には、放水路と旧太田川に「湾曲内岸タイプ」が、旧太田川に「湾曲外岸タイプ」がある。旧太田川 5k000 ~ 6k000 付近の中州後流域に形成する「中州下流タイプ」が、旧太田川河口付近の川幅急拡部には「急拡タイプ」が形成されている。なお、直線 1 タイプは干潮時でも水没しているため、これ以降扱わないこととする。

放水路及び旧太田川の平均河床高と各干潟タイプの平均標高の関係を図 2.4.2-13 に示す。特徴を整理すると以下のとおりである。

- ・直線 2 タイプは標高が低水路の高さとは関係なく T.P.-1m を中心に形成されている。

- ・直線 3 タイプは T.P.0m T.P.1.5m と縦断的に変化（上昇）しており、敷石護岸の天端高さに沿った高さになっている。

- ・直線 3 タイプのうち、距離標 0k600（図中赤 で示す）は周囲の標高が T.P.0 ~ 0.5m の中で、T.P.1.0m 程度と突出して高くなっている。

- ・湾曲内岸タイプ、急拡タイプ、中州下流タイプは低水路平均河床高より 50cm~1m 程度の高さになっている。

また、各類型の主な特徴は表 2.4.2-1 のとおりであり、湾曲内岸タイプのみ放水路と旧太田川の両方に存在し、それ以外のタイプは直線 1、直線 2、直線 3 は放水路のみ、湾曲外岸、中州下流、急拡は旧太田川のみであり、これらのことは両者の河道特性やインパクトの違いに関係していると考えられる。

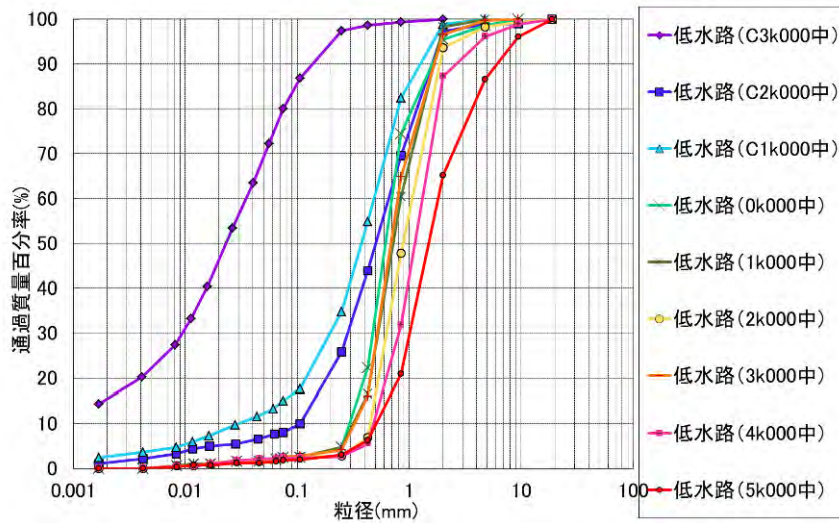


図 2.4.2-8 放水路の低水路の粒径加積曲線

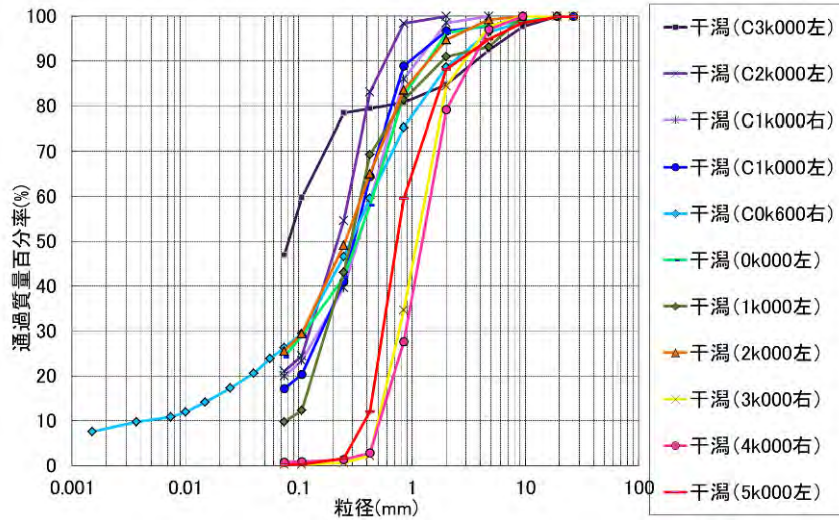


図 2.4.2-9 放水路の干潟部の粒径加積曲線

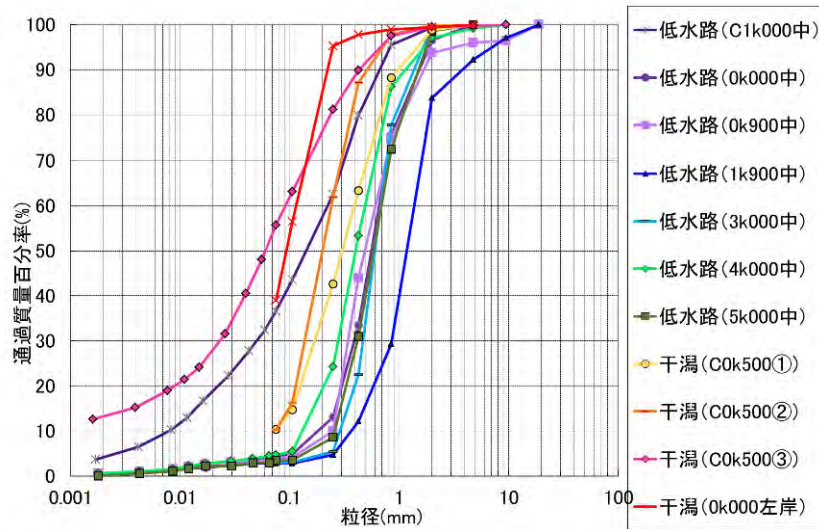


図 2.4.2-10 旧太田川の低水路と干潟の粒径加積曲線

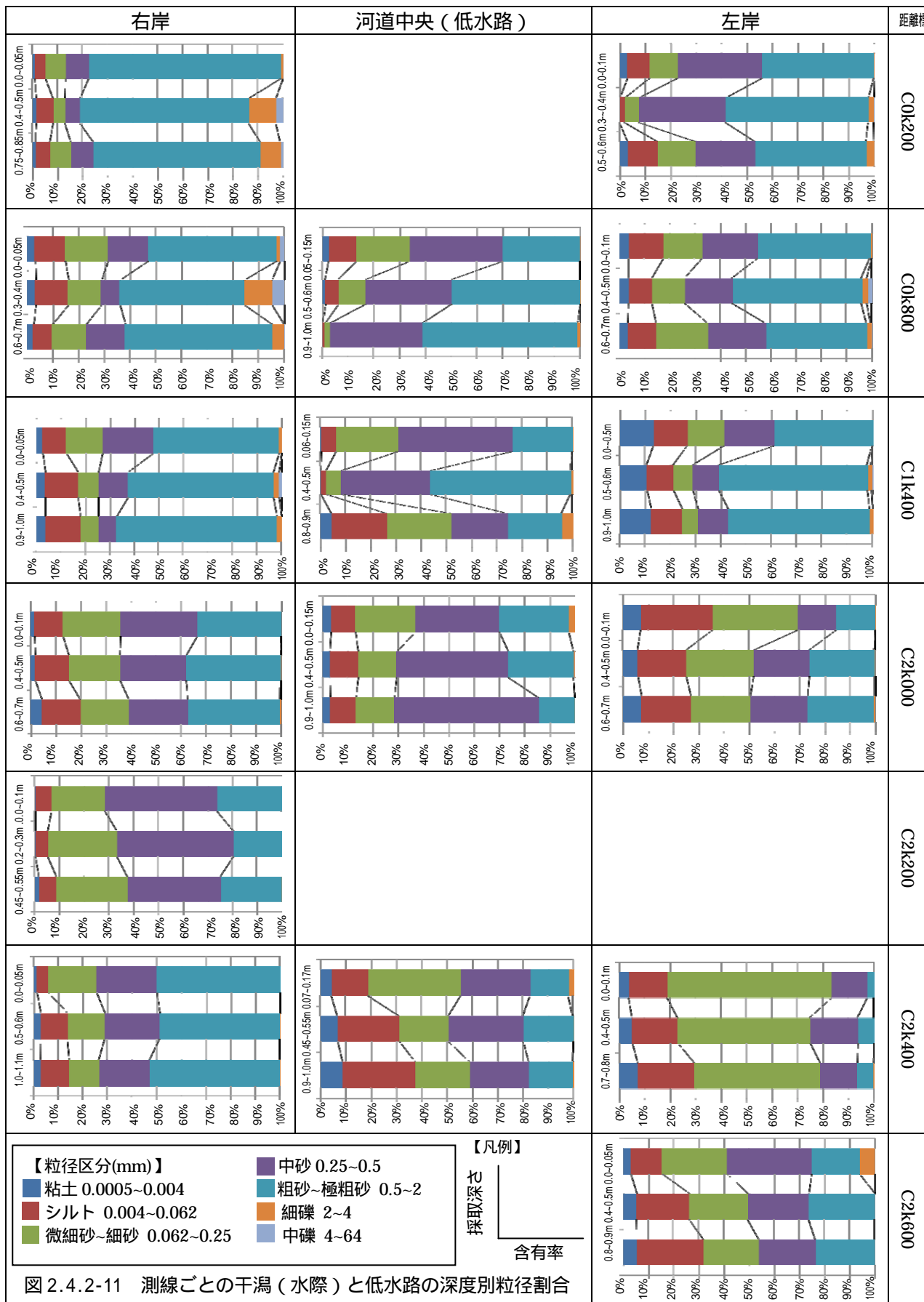


図 2.4.2-11 測線ごとの干潟（水際）と低水路の深度別粒径割合

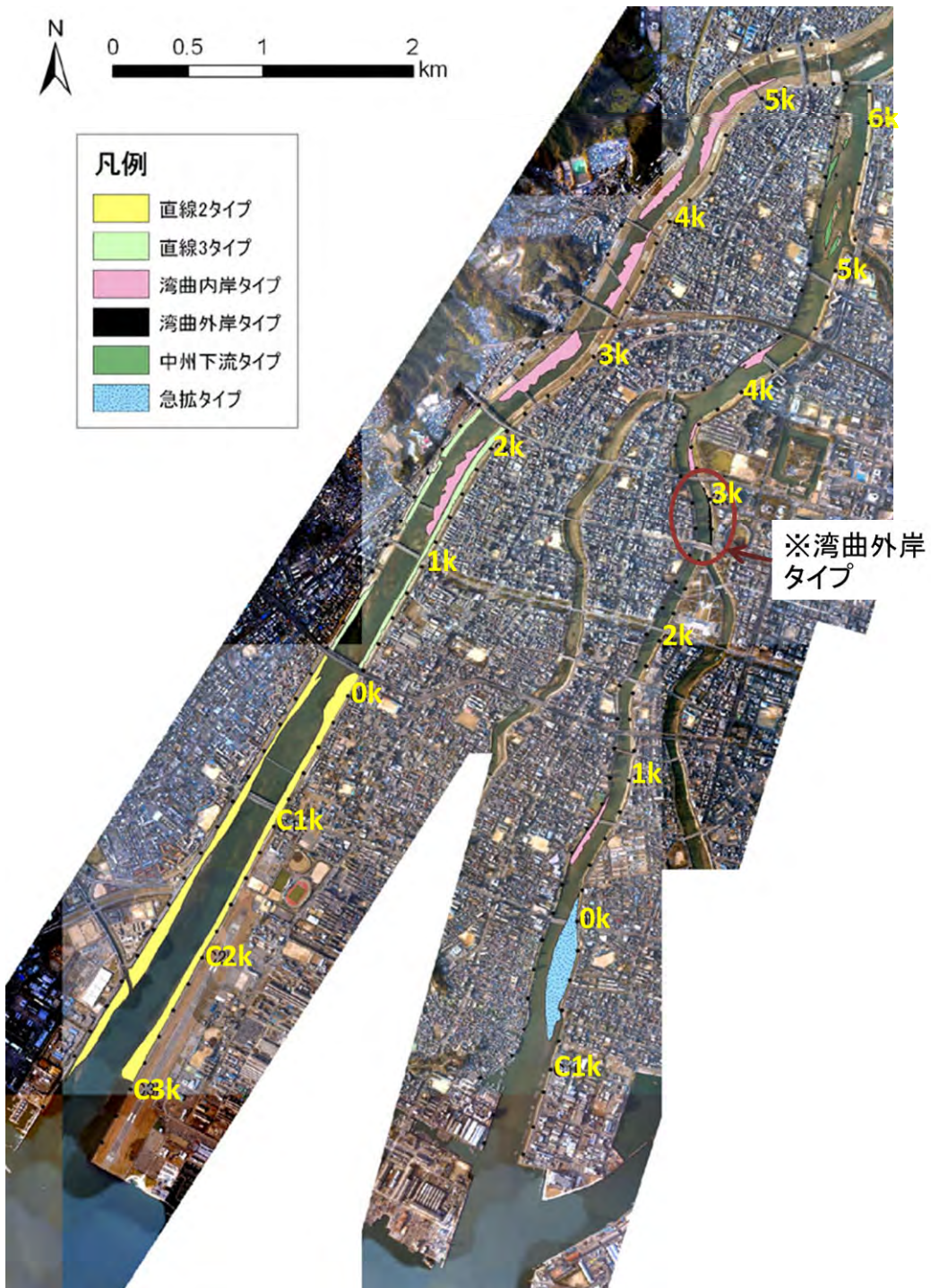


図 2.4.2-12 干潟の類型区分

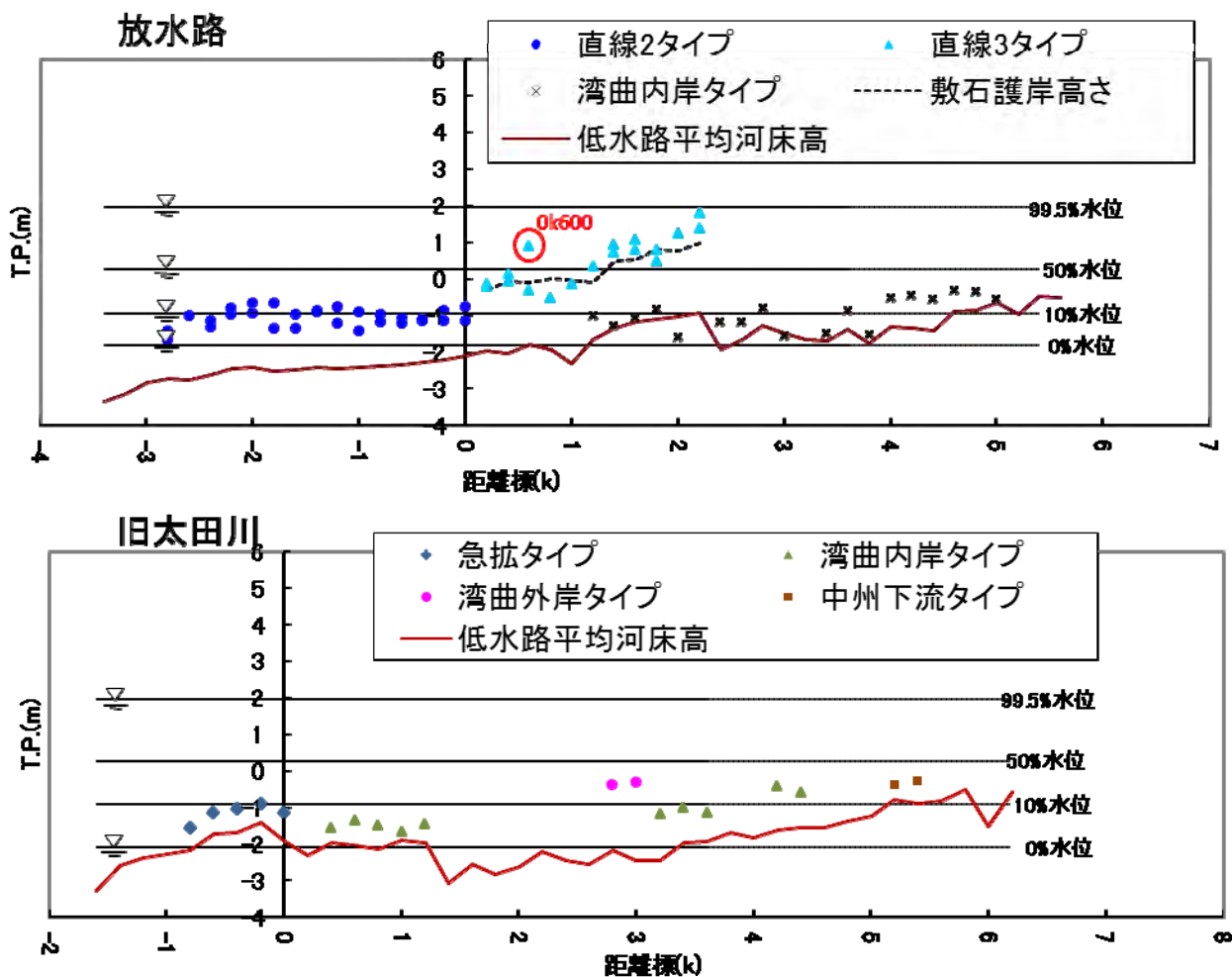


図 2.4.2-13 放水路及び旧太田川の河床高と干潟の平均標高の関係

なお、1k600 付近左岸は、図 2.4.2-14 のように、敷石護岸を境に 2 つのタイプが並存しており、類型にしがって高さや粒度組成が異なっている。

表 2.4.2-1 各類型の干潟の主な特徴

干潟タイプ	直線1	直線2	直線3	湾曲内岸	湾曲外岸	中州下流	急拡
分布	放水路 (C3k100～ C2k800)	放水路 (C2k800～ 0k000)	放水路 (0k200～ 2k200)	放水路 (1k200～ 5k200) 旧太田川 (0k300～0k900, 3k200～4k400)	旧太田川 (2k600～ 3k100)	旧太田川 (5k000～ 6k000)	旧太田川 (C0k800～ 0k200)
平面位置	直線部	直線部	直線部	湾曲内岸	湾曲外岸	中州下流	川幅急拡区間
標高	T.P.-2m以下	T.P.-1m程度	縦断方向に変 化 T.P.- 0.5→1.8m (構造物T.P.- 0.3→1.2m)	T.P.-1.0～ 0.5m	T.P.-0.5m程度	T.P.-0.5～ 0.0m	T.P.-1.5～ -0.5m
横断形状	平坦	平坦。水際で 勾配が急になる 傾向(直線3 ほど急ではない)。	平坦。水際に 構造物が設置 されており、急 に落ち込む。	緩やかな勾配 を持つ。水際も 同様。	平坦で、緩や かな勾配を持 つ。水制あり。	平坦。水際で は緩やかに落 ち込む。	逆さお椀型。水 際には緩やかな 勾配を持つ。
微地形	-	所々に横断方 向の溝	地被状況に応 じて凹凸	砂堆による凹 凸	滑らか	-	滑らか
主要構成 材料(表層 30cm程度 まで)	右岸側で1mm 程度の粗砂、 左岸側で 0.1mm程度の 微細砂が中心	0.4mm程度 の中砂が中心だ が、0.1mm以下 も20%程度含ま れる。	0.4mm程度だ が、地被状況 に応じて様々。	1mm程度の粗 砂(放水路の 場合)。シルト 以下粒径ほと んどなし。	シルト・粘土が 中心。	-	0.1～0.5mm程 度の微細砂か ら中砂が中心 だが、0.1mm以 下が多い場所 もあり
構成材料 の鉛直変 化傾向	未調査	深さ1.5m程度 までは表層材 料と概ね同じ。	地被状況に応 じて、様々。	深さ1.0m程度 までは、表層 材料とほぼ同 じ。	深さ0.3m程度 までは、表層 材料とほぼ同 じ。	-	深さ0.3m～ 1.5mの材料は、 砂分が主体で 概ね均一。
冠水頻度	常に冠水	年間の8～9割 程度	年間の5割程 度	年間の3割以 下	年間の3割程 度	年間の3割程 度	年間の8割以 上
植生	なし	なし	ヨシ、塩生植物	なし	なし	なし	なし



図 2.4.2-14 2つのタイプの干潟が並存する例

2.4.3 干潟の変遷と放水路建設等の事業及び出水との関係

(1) 干拓, 太田川放水路建設, その他の河川整備

ここでは, 2.4.2 に示した類型化にも考慮しながら, 横断測量成果や空中写真を中心に干潟の変遷を整理し, 太田川放水路及び旧太田川における干潟形成に関わる要因とその役割を人為と自然(洪水)の両面から調べた。

1) 干拓・埋立て造成の歴史

太田川放水路 5k300 付近の祇園大橋より下流は, 太田川がつくった三角州であり, 通称太田川デルタと呼ばれる。広島城築城当時の海岸線は, 図 2.4.3-1 の濃紺部分にあたり, ここまでが自然的につくられた三角州である。この図は, 自然三角州の前面の干潟が次々と干拓されていった過程を示しており, 新しい干拓が古い干拓地の地先に付け加えられている様が見てとれる。本川及び各派川の河口から吐き出される土砂が新しい干拓における土手の材料として用いられた。

海側への陸部の拡張は, 明治～昭和初期(戦前)も続いており, 庚午地区, 江波地区, 吉島地区, 宇品地区, 観音地区なども干拓された。これらの干拓地は, 干潟を排水, 陸地化させたものであるため, 新しい時代の干拓地ほど地盤が低い傾向がある(図 2.4.3-2)。戦後以降になると, 都市の人口集中と土木技術の進歩により, 従来の干拓地地先に大規模な埋立地を造成した(広島西飛行場, 出島地区, 西部開発等)。埋立地は, 干拓地と違って高く盛土されているので, 一般に干拓地よりも地盤高が高い。

以上の一連の埋立て造成によって, 太田川デルタの干潟は大幅に減少した。

2) 太田川放水路建設

太田川放水路事業は, 太田川デルタを流れていた 7 河川のうち, 西側 2 河川の山手川と福島川を放水路として改修し, 出水時には大部分の水をこれより排水させて広島市内及び広島港を守るという考えのもと, 1932 年に開始され, 1967 年に概成した。この事業の中で, 太田川分派地点の放水路側に祇園水門, 旧太田川側に大芝水門を建設した。両水門とも 1961 年に工事が開始され, 1964 年 12 月に大芝水門, 1965 年 3 月に祇園水門がそれぞれ完成した。

流量配分は, 2007 年の河川整備基本方針策定に伴い, 矢口第一の計画高水流量を $8,000\text{m}^3/\text{s}$ とし, 放水路 4, $500\text{m}^3/\text{s}$; 市内派川 3, $500\text{m}^3/\text{s}$ となっている。

3) その他の河川整備

太田川放水路建設(1967 年)以降の太田川放水路と

旧太田川を対象に, 干潟の形成・変化過程を考える上で考慮すべき主要な河川整備について図 2.4.3-3 に整理した。太田川放水路建設以降, 放水路及び旧太田川では, 砂利採取や浚渫等の河床掘削実績はなく, 1970 年代を中心に堤防や護岸の整備, 近年では緊急用河川敷道路の敷設を行っている。

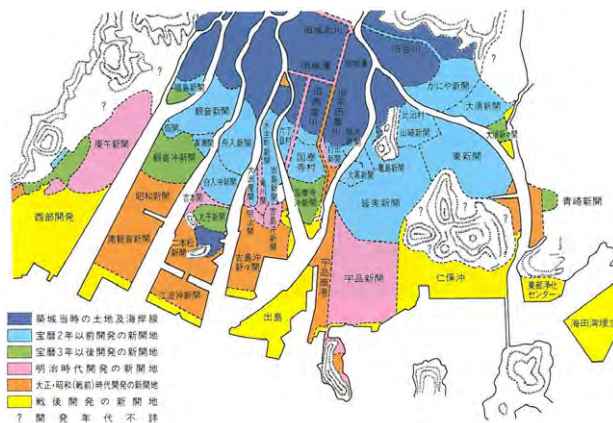


図 2.4.3-1 太田川デルタの干拓・埋立て造成の開発進展状況
出典：太田川史



図 2.4.3-2 太田川デルタの地盤高
出典：太田川史

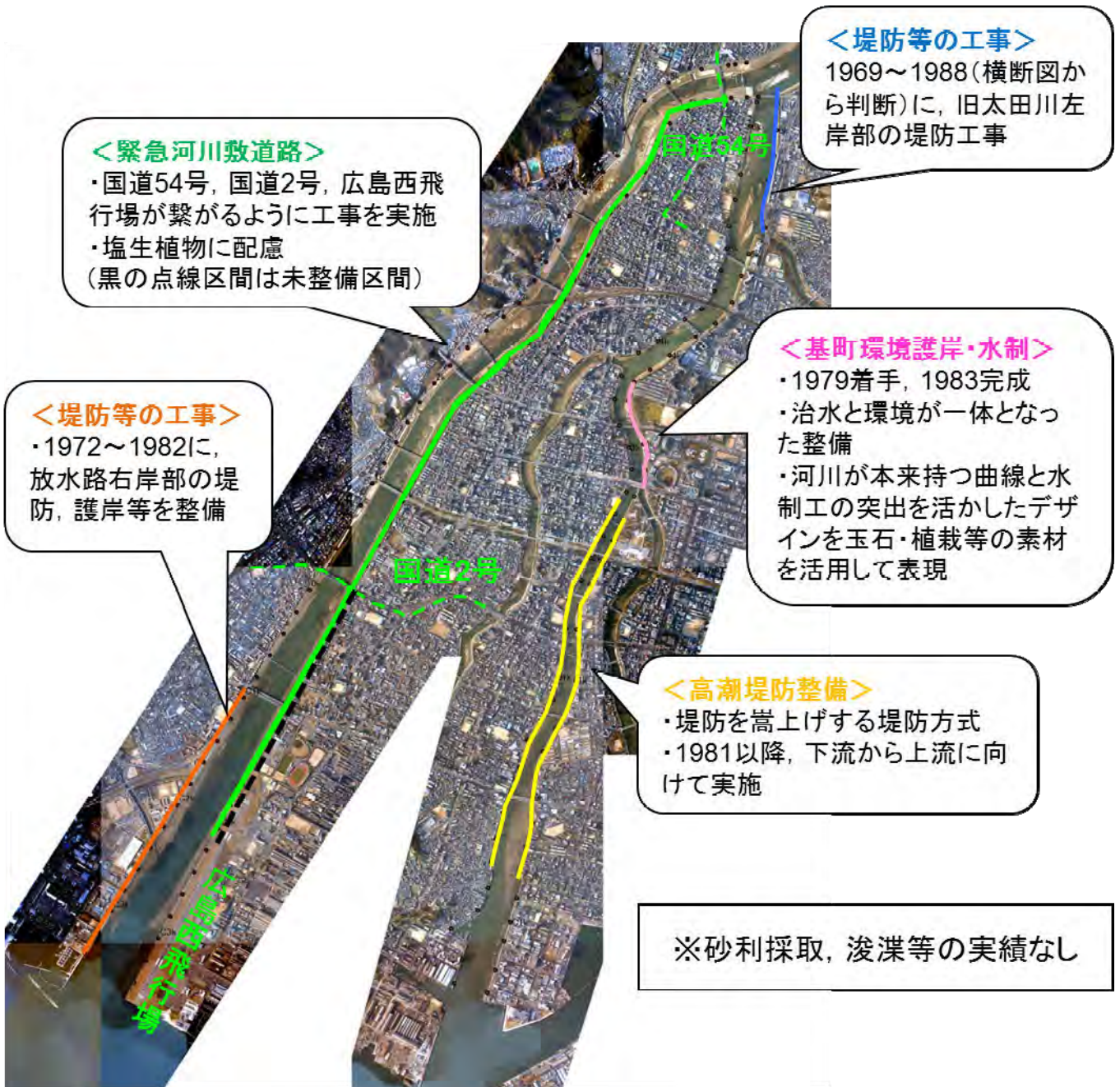


図 2.4.3-3 主な河川整備

出典：太田川史，構造物台帳等（太田川河川事務所提供）

(2) 出水の発生状況

太田川放水路及び旧太田川に与えた自然インパクトとして、1954～2005年の年最大流量を図2.4.3-4に整理した。大規模出水を含む期間と含まない期間での物理環境の変化を比較するため、年代を1986年までの1期と、1987～2002年の前の2期、2003～2006年の3期、2006～2011年の4期に区分した。第3期は既往最大である2005年出水を含む期間であり、その他の期間は4,000m³/s中規模出水が1～2回発生している。1954～1973年のデータは玖村、1975年以降のデータは矢口第1であり、両地点とも放水路と旧太田川の分派点より上流に位置している。

1954～2010の平均年最大流量は約2,300m³/sで、1972、1976年には6,000m³/s前後の大規模洪水が、さらに2005年9月には、既往最大7,200m³/sの洪水を記録している。数年に1回程度の割合で3,000～4,000m³/s程度の中規模洪水が発生している。

年最大洪水の出現パターンを見ると、1950～60年代に比べて近年は、1,000m³/s前後の小規模洪水の発生頻度が増加し、平均年最大流量程度の洪水が減少しており、大規模出水の発生はあるものの、年最大洪水の規模が二極化する傾向にある。

(3) 河道の横断形状の変化

太田川放水路建設(1967年)以降の河道変化の全体像を、既往の横断測量成果を用いて整理した。なお、使用した横断図は放水路の距離標C3k400～6k000、旧太田川の距離標C1k600～6k200の範囲である。

図2.4.3-5、図2.4.3-6に太田川放水路及び旧太田川のいくつかの断面の横断測量成果(経年変化)を示す。なお、断面図のX軸は、左岸距離標杭からの距離を示している。

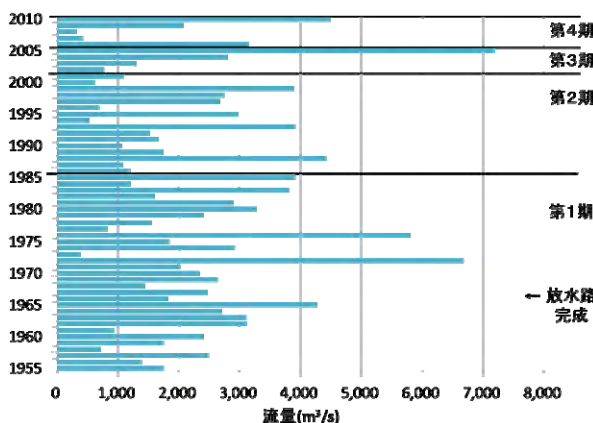


図2.4.3-4 洪水履歴(年最大流量の経年変化)

干潟部分の詳細な形状変化に着目した分析の結果は後ほど(6)で述べることにし、ここでは河道全体の変化に重点を置くこととする。

全体の傾向として横断形状全体の変化が大きいのは、放水路では1972.9～1986.11、旧太田川では1969～1988年である。この期間は、堤防を中心とした整備が行われ、自然インパクトとして4,000m³/sを超える比較的大きな洪水も数回発生している。この期間の変化に比べると、両河川とも1994.3以降2005.4までの変化は小さい。その後、2005年9月に既往最大洪水を記録したが、この洪水の前の2005.4断面と洪水後の2006.6断面を比較すると低水路部分の一部でかなり大きく変動しているところが見られるものの、干潟を含め河床は全体としては安定した状態が維持された。直近の期間すなわち2010年7月の出水を挟んだ2006.6断面と2011.3断面で比較すると、2005年9月洪水に比べ大きな変化が生じているところがある。これら2005年洪水時とその後の変化についてはすぐ後で詳しく述べる。

以上に示した横断形状変化と主な人為インパクトと自然インパクトの関係について整理する。

1) 埋立て造成

C3k000やC2k000が代表例である。埋立て造成により1972.9から1986.11の間に低水路部で大きく河床が変動し、その後は概ね落ち着いている。

2) 緊急用河川敷道路・ふれあいの水辺

緊急用河川敷道路の一部が干潟の一部に整備され、それに対応した形状変化が現れている(1k000と1k800の左岸など)。ふれあいの水辺整備による形状変化が起こっている(1k000右岸)。

3) 堤防整備・川幅拡幅・縮小

旧太田川の3k600では1969～1988年に、堤防整備・川幅拡幅とともに河床が上昇している。これは川幅拡幅の影響で、低水路全体に土砂が堆積したものと考えられる。一方で、旧太田川1k200、5k000のように川幅を縮小してもその後の河床にほとんど変化がみられない断面もみられる。

4) 2005年9月洪水

既往最大の洪水であること、2005.4と2006.6の横断測量成果があり洪水前後の比較が最も容易であることから、当該洪水による地形変化の傾向を整理した。図2.4.3-7は放水路を対象に、2005.4と2006.6の横断測量成果の差分を測線ごとに算出して侵食を寒色系、堆積を暖色系に着色し、横断距離0(左岸堤防の法肩)を縦方向にそろえて図の上方を上流にして、それらを順次貼り付けたものである。背景が白く表示されたところは干潟である。土

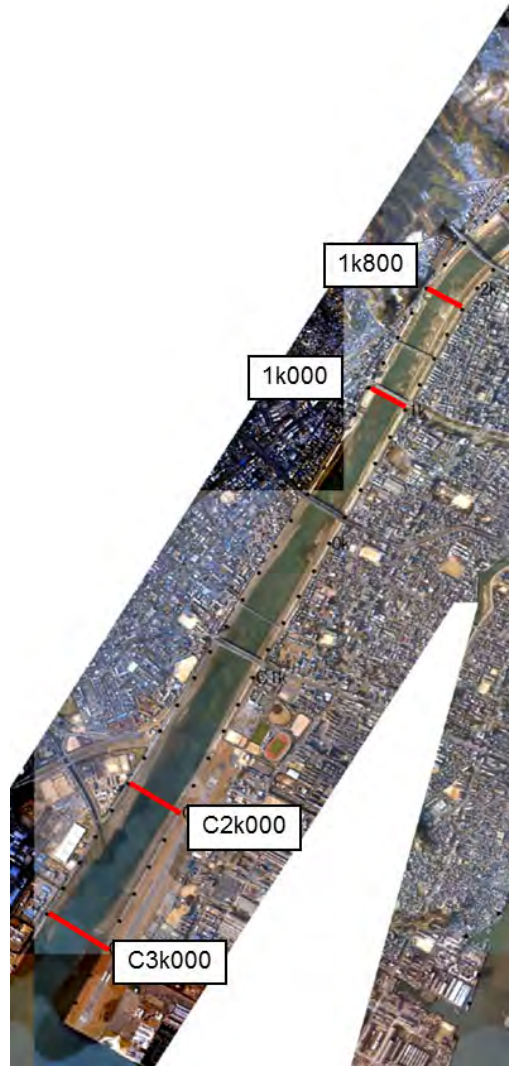
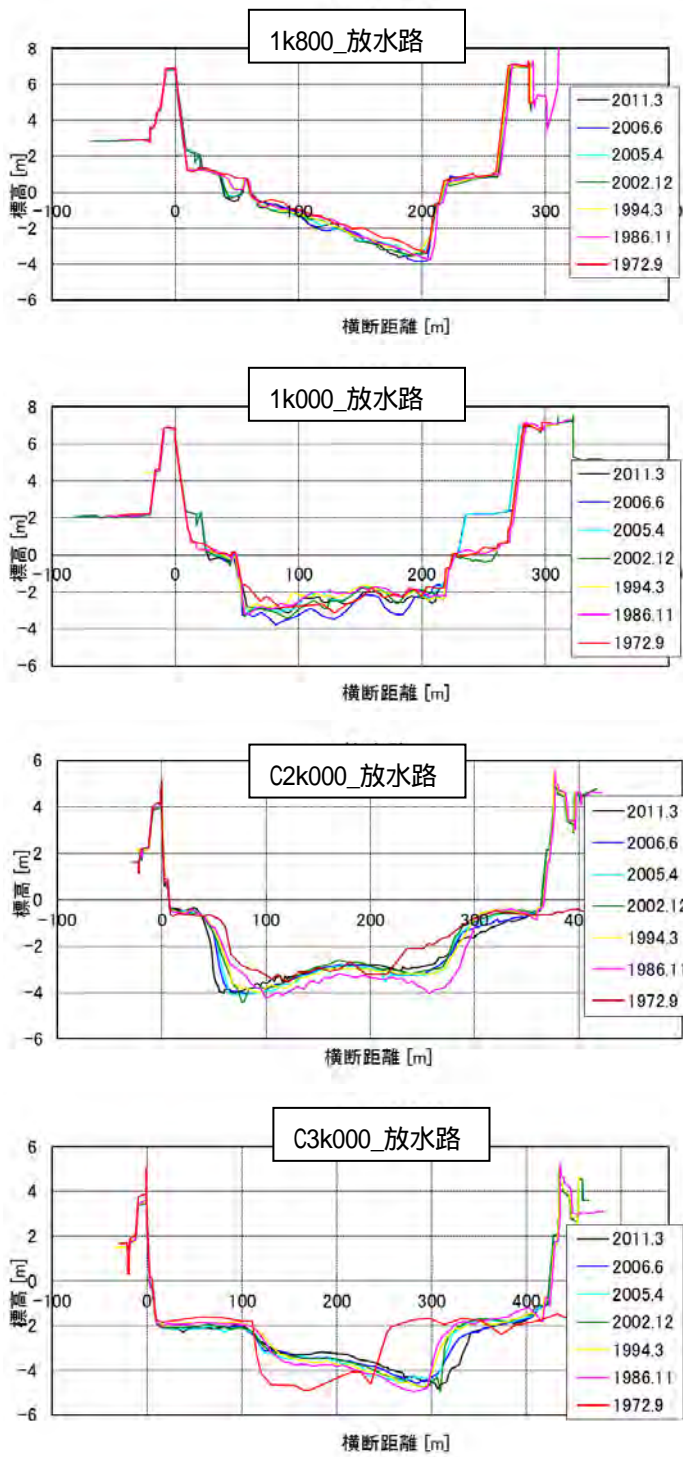


図 2.4.3-5 代表横断面の経年変化 (放水路)

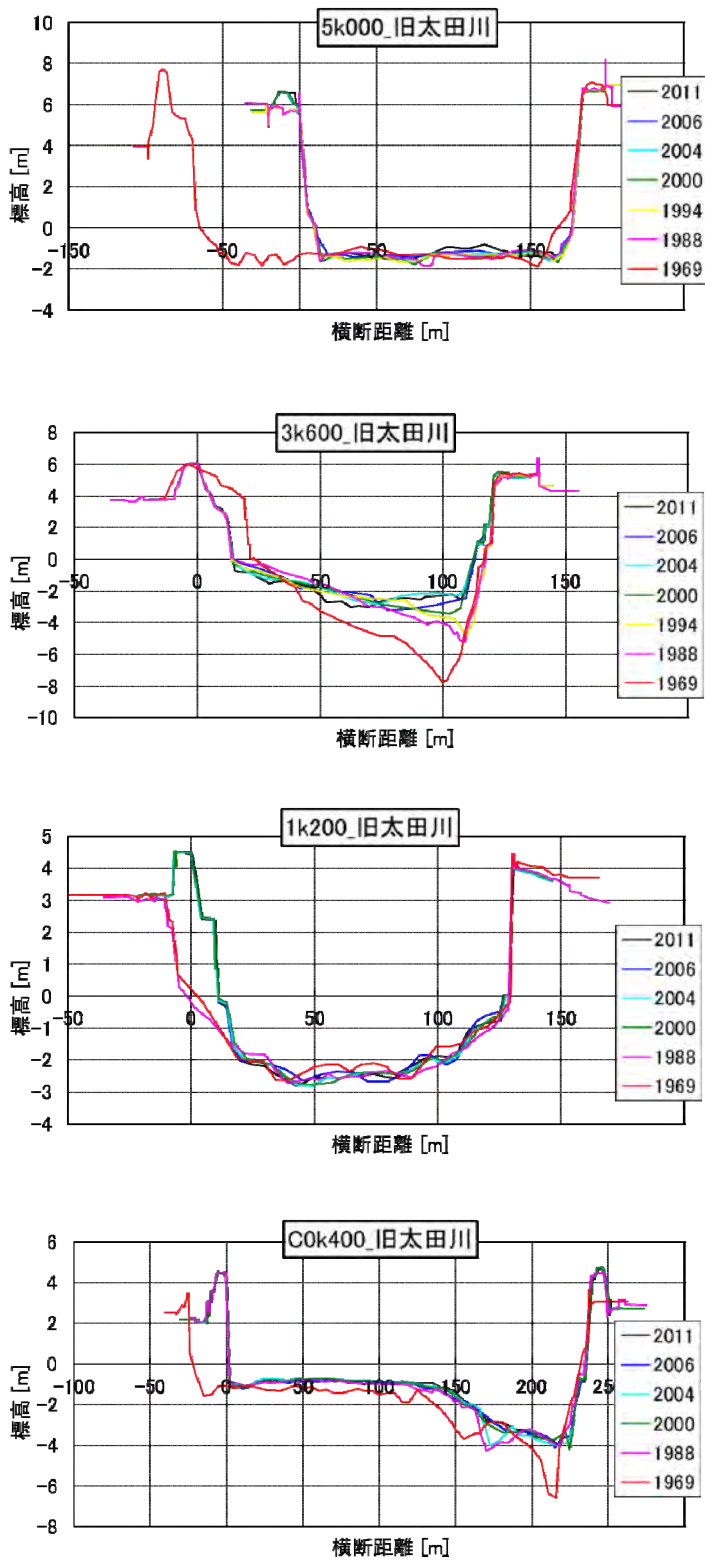


図 2.4.3-6 代表横断面の経年変化 (旧太田川)

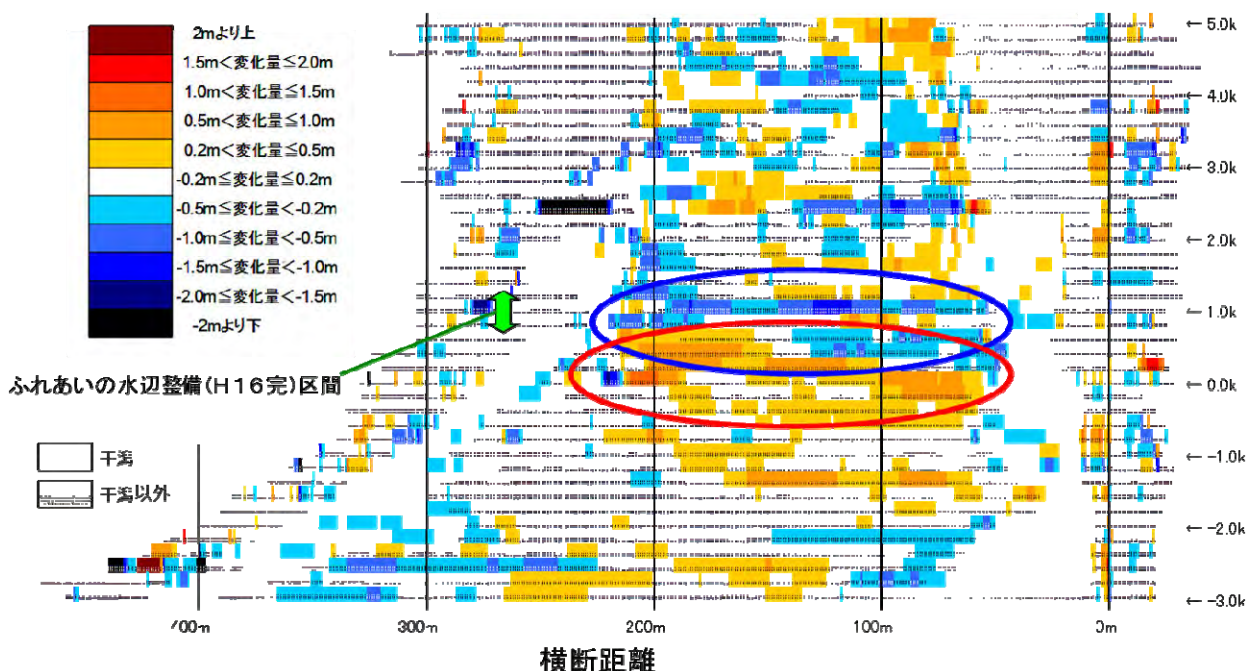


図 2.4.3-7 太田川放水路の 2006.6 の 2005.4 に対する地形変化

砂の仮置き等と見られる洪水とは関係ない一部の变化を除けば、洪水による河床高变化を俯瞰することができる。この図から変化が大きい、すなわち色の濃い部分が低水路部に集中していることがわかる。また、0k000 より下流、すなわち直線 2 タイプの区間は干潟のみならず、低水路部も比較的動きが小さいことがわかる。こうした中で目立つのは 1k000 付近の青色の楕円の部分である。図に 2004 年に整備されたふれあい水辺の区間を示している。これによる河積が小さくなったことにより洪水時の掃流力が増大し、低水路部の侵食が起きたと推測できる。その下流の 0k400 付近の赤色の楕円で示す部分は特に低水路右岸側で堆積が目立っているが、上流で侵食した土砂がここに堆積した可能性がある。

次に目立つのは、ピンク色の楕円の 4k800, 2k400 付近である。2k400 は低水路左岸の侵食が目立つが、この付近の河積が相対的に小さいこと、4k800 は低水路左岸の堆積が目立つが、この付近の河積が相対的に大きいことが影響している可能性がある。

図 2.4.3-8 は、2006.6 の横断測量成果をもとに現況の放水路の標高分布を図 2.4.3-7 と同様に横断距離 0 を縦方向にそろえて順次貼り付けたものである。放水路の法線は 2k200 から上流は蛇行し、下流は直線となっているが、蛇行区間について蛇行に沿って湾曲外岸側が赤丸のように掘れている様子が見とれ、さらに直線区間に入ってもなお、蛇行区間ほど顕著ではないが桃色の丸に示すように左右岸交互に掘れている傾向

が見てとれる。

5)2010 年 7 月出水と 2006.6-2011.3 年の変化

2006 年以降は、2010 年 7 月に 4,200m³/s の出水があった。それを挟む 2006.6-2011.3 の横断結果について、4)と同様にその変化量を示したものを図 2.4.3-9 に示す。C3k000 右岸, C2k000 左岸では、T.P.-4.0 ~ -2.0m で特に低水路側からの侵食が見られた(横断図では図 2.4.3-5 参照)。この部分は図 2.4.3-8 では桃色の丸で示す左右岸交互に存在する深掘れ部にあたる。ここは、2005 年出水の際も同様に低水路側からの侵食の傾向が見られている。

1k000 付近の低水路では堆積が起きている。ここは 2005.4 から 2006.6 では深掘れが起きていた場所であり、洪水により侵食された河床が再び埋め戻されている。0k200 ~ 0k600 左岸の捨石護岸脇の低水路側で深掘れが起きている。これは出水中の深掘れの下流への移動が原因と考えられる。本内容は、物質収支 WG(2.3.7)において、シミュレーション解析の結果からも示されている。また、この期間では、2005.4 から 2006.6 に比較して干潟部において侵食が見られることが特徴である。特に直線 2 タイプの干潟の 0k000 ~ C1k200 の左右岸において侵食が多く見られた。

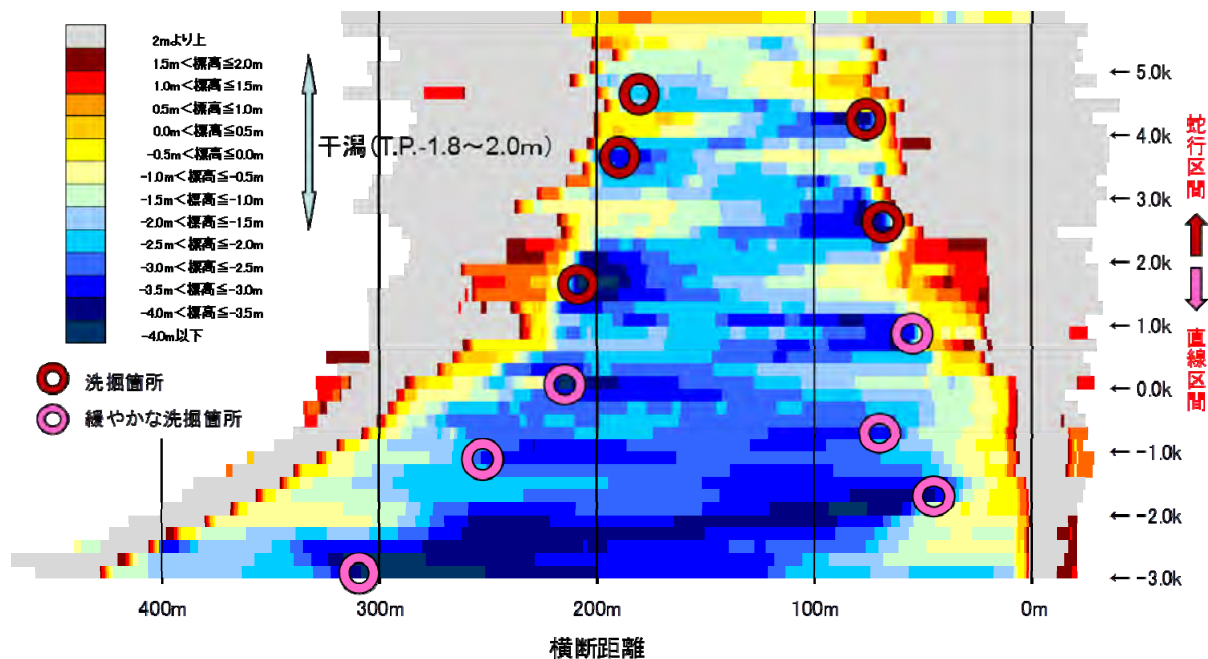


図 2.4.3-8 太田川放水路の 2006.6 の標高

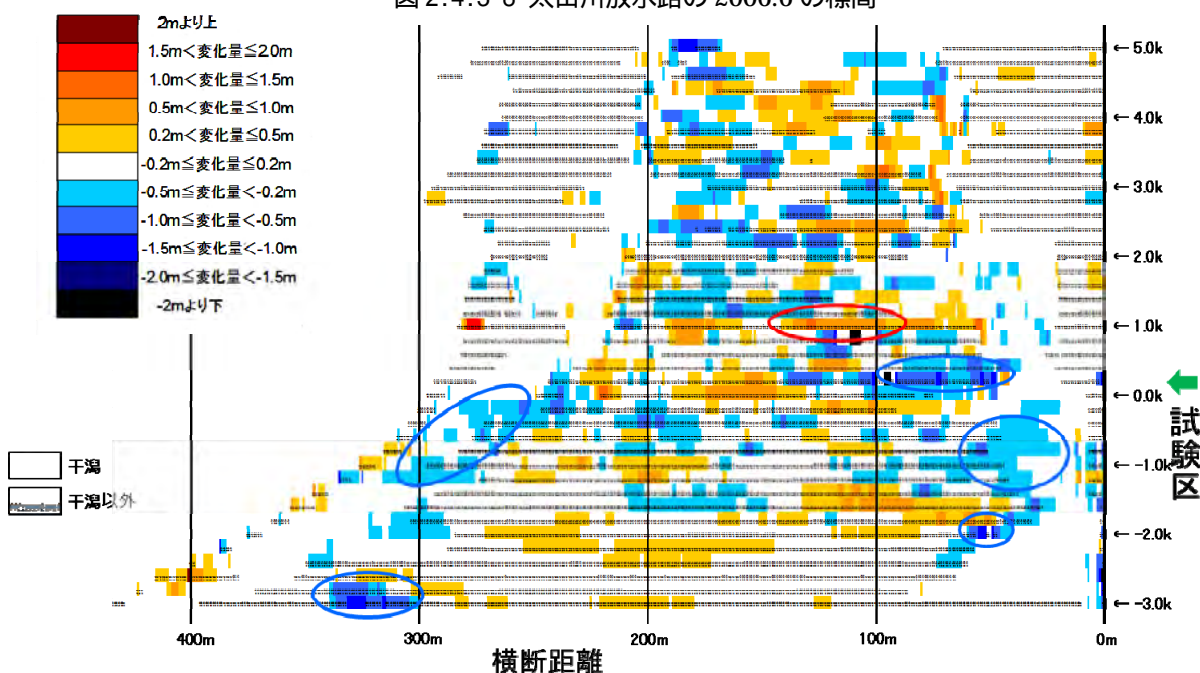


図 2.4.3-9 2011.3 の 2006.6 に対する地形変化

(4) 洪水時に干潟に作用する掃流力

放水路を対象として準 2 次元不等流計算を行い、洪水により干潟部に作用する掃流力を概略検討した。地形条件は 2006.6 の横断測量成果を用いた。計算ケースは、流量条件 2 ケース（中規模洪水 4,000m³/s、平均年最大流量程度 1,490m³/s）とし、このうち 4,000m³/s のケースについては出発水位条件を高潮位

T.P.2.5m、低潮位 T.P.-1.0m の 2 ケースで行った。図 2.4.3-10 は、直線 2 タイプの干潟（左岸）、直線 3 タイプの干潟（左岸）、湾曲内岸タイプの干潟（左岸）、低水路におけるそれぞれの各計算ケースでの無次元掃流力 * の縦断分布である。2.4.2(2) に示した河床材料の特徴を踏まえ、干潟の代表粒径は 0.4mm、低水路の代表粒径は C0k000 より上流は 1.0mm、下流は 0.7mm

とした。

この図によれば、流量 $1,490\text{m}^3/\text{s}$ 、高潮位のケースにおいても、全てのタイプの干潟で無次元掃流力は無次元限界掃流力(ここでは 0.05 とする)を大幅に上回る。また、干潟の無次元掃流力は低水路の無次元掃流力と同程度か、やや小さめであり、両者に大きな差は見られない、これらのことから、放水路の干潟を構成する主材料は、干潟タイプによらず、高潮位・低潮位いずれの条件においても、少なくとも平均年最大流量規模の洪水が流下したときには有意に移動する、あるいは低水路河床材料に匹敵する移動性を示すと言える、ただし、以上の結果は準2次元計算によるもので、水量の平面分布の計算精度に限界があること、また2.4.2(2)で述べたように、低水路の脇に位置する干潟(直線2および3タイプ)の河床材料にはシルト粒径以下の成分を有意に含んでおり、それが付加しうる粘着性が計算では考慮されていない 図2.4.3-10の解釈においては、これらの点に留意する必要がある、

(5) 干潟面積の変遷

1925年の干潟分布と2006年の干潟分布及びそれらの面積について比較したものが図2.4.3-11である。1925年の干潟は、地形図で示されていた干潟をトレース

してプランメータで面積を集計した。河道内干潟については、地形図からは判別不能のため集計していない。2006年の面積は、空中写真から目測で干潟をトレースし、GISで面積を集計した。1925年の干潟は、主に河口地先の海側に広がっており、その面積は概算でも約700ha弱に及ぶ。一方、2006年の干潟は、1970年代まで続く干潟の干拓・埋立事業で海側突出していた干潟が大部分消失し、約80haの干潟(放水路及び旧太田川の干潟での集計)が河道内に分布している状況である。面積集計範囲の違いにより単純な比較はできないが、1925年から2006年の約70年間で太田川デルタに分布する干潟の総面積は約1/9~1/10になったと推測される。

2006年時点で、放水路及び旧太田川に分布する干潟の面積、両河川の水域と干潟の割合を比較したものが図2.4.3-12である。現在、放水路には約63ha、旧太田川には約16haの干潟が分布しており、総面積では放水路は旧太田川の約4倍もの干潟が分布している。また、水域と干潟の分布割合からも、放水路の方が干潟の割合が大きく、旧太田川と比べると干潟の多い河川である。これは、太田川デルタが埋め立てられ水域及び干潟の面積が大きく減少してしまったことが背景にあり、その中で放水路という空間スケールの大きい整備を行い、複断面的に河川敷の高さを設定、その高さが適度な高さとなったた

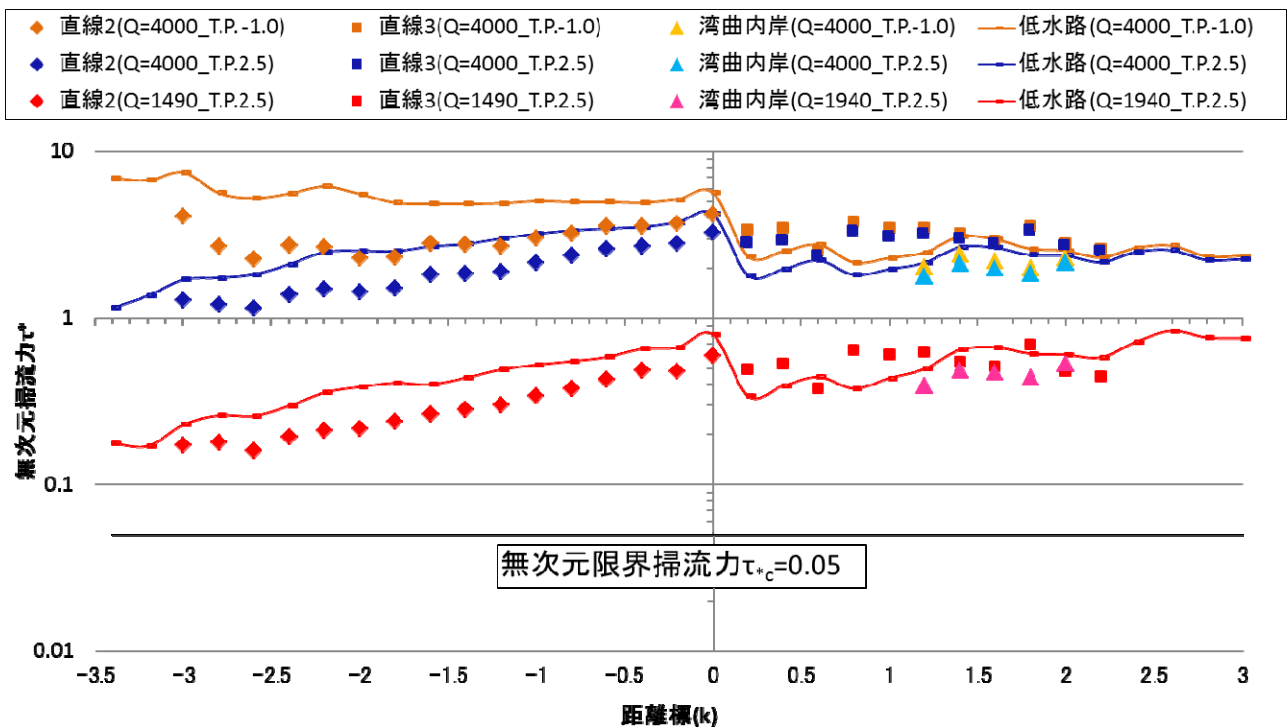


図2.4.3-10 洪水時に干潟及び低水路に作用する無次元掃流力

め、ある程度の面積の干潟が縦断的に形成されたことが要因となっていると考えられる。

また、図2.4.3-13には、河川別に各干潟タイプの面積割合を示したものである。放水路は、主に直線2タイプと湾曲内岸タイプで構成される。旧太田川は、急拡タイプの占める割合が大きく、これを除くと干潟面積は放水路に対して極端に小さくなる。

以上のことから、太田川デルタにおける干潟は、過去と比較すると主に干拓・埋立事業により大幅に減少し、それに伴って干潟特有の生物の生息・生育場も減少したと考えられる。そして、現存する全干潟の中で人工河川である放水路の干潟は、質(生物の生息・生育にふさわしい物理環境)、量(面積)の両面で環境上重要な役割を果たしている可能性を指摘できる。この点から、放水路は治水目的だけでなく、環境上も重要な意味を持っているという観点からの吟味が必要と考えられる。

(6) 各類型の干潟形状の変遷

本項では、(1)～(5)で全体像を整理した干潟を含む河道形状の変遷について、干潟タイプごとに詳細に分析する。なお、分析に用いた既往の空中写真は、撮影時の潮位条件の違いで対象とする干潟が干出していない場合もある。

1)直線2タイプ

直線2タイプの干潟のうち、放水路 C0k800 及び C2k000 の左岸部の横断面図を図2.4.5-14に示す。断面により程度は異なるが、全体的に低水路側からの侵食(干潟の後退)と高さの低下(干潟の低下)が徐々に進行する傾向にある。C0k800 左岸はその中でも傾向が顕著であり、干潟の低下と後退の両方が生じている。C2k000 左岸の干潟低下ははっきりせず、後退のみが現れている。さらに、干潟の後退、前進傾向(低水路側からの侵食だけでなく、低水路側への堆積が生じている箇所・時期もあり、それをここでは前進と呼

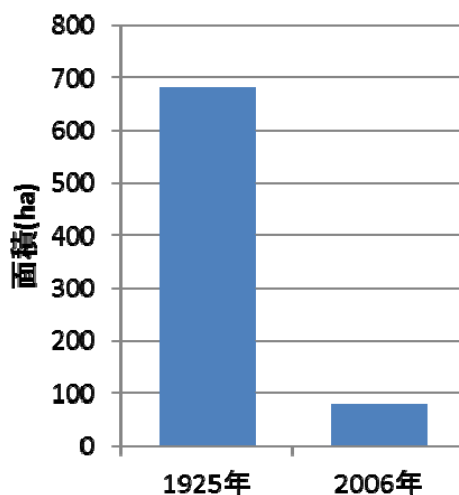
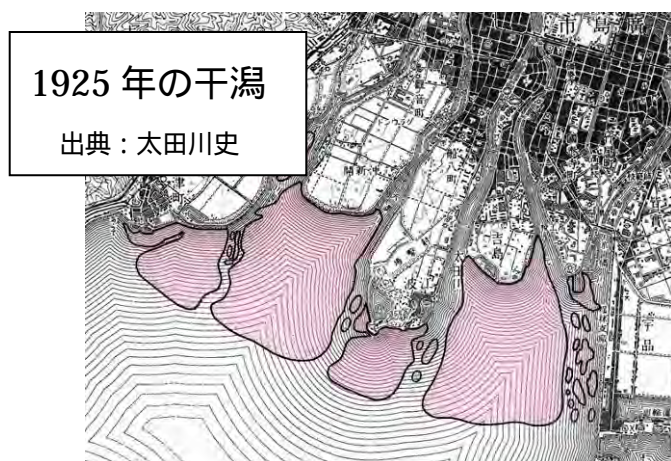


図2.4.3-11 1925年と2006年の干潟分布と面積比較

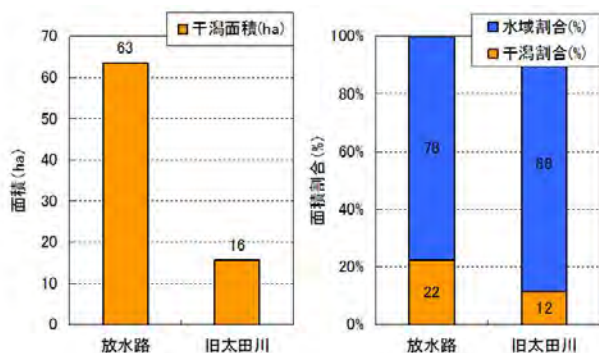


図2.4.3-12 水域と干潟の割合(2006)

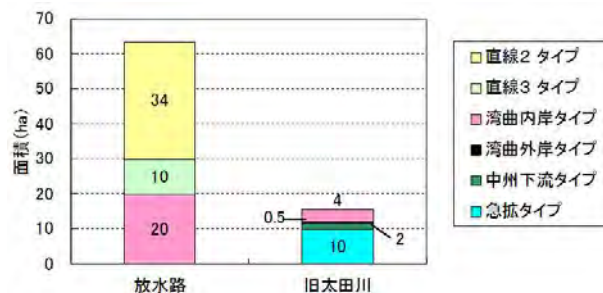


図2.4.3-13 干潟タイプ別面積(2006)

んでいる)を分析するため、干潟と低水路との境界を代表する T.P.-2.0m 河床地点の平面位置変化量の整理を行ったものを図 2.4.3-15 に示す 図 2.4.3-4 で示した 4 期間のうち、中規模出水までの出水を含む第 2 期と大規模出水を含む第 3 期の結果である。2 期は、左岸側に着目すると、C0k600、C1k600 で後退、C1k200 で前進している。それぞれの場所は、もともとの地形に見られる交互砂州のうち、深掘れの箇所である C0k600、C1k600、干潟が張り出している C1k200 に対応している。このことは、中規模出水までの出水の場合には、交互砂州の間隔にあった干潟の後退(側岸侵食)が生じていることを示している。3 期は、C1k600、C1k200 では 2 期とは逆の傾向を示しており、深掘れ箇所では前進、干潟の張り出している箇所では後退が起きている。このことは、大規模な出水においては、流れを直進化させるような変化が発生していることを示唆している。関連した分析が、物質収支 WG (2.3) で述べられている。

また、図 2.4.3-16 は、既往の空中写真を時系列で比較したもので、1939 年及び 1960 年は放水路建設中、1977 年以降が放水路建設後である。放水路建設初期段階である 1939 年の空中写真をみると、放水路の前身である福嶋川の河道がまだ残されており、河道内には、うろこ状に干潟が広がっている。さらに河口地先の海浜部にも干潟が見られる。1960 年には、放水路の形状が概ね完成しているが、潮位の関係から直線 2 タイプの干潟はみられない。放水路完成後の 1977 年、2002 年、2006 年は、帯状に干潟が伸びており、年代によってその形状に大きな違いはみられない。

2)直線 3 タイプ

直線 3 タイプの干潟のうち、放水路 1k400 及び 1k800 の左岸部の横断面図を図 2.4.5-17 に示す。直線 3 タイプの特徴である水際の構造物が横断距離 50m 付近にみられる。前述のように、両断面ともに 2002 年以降に左岸の堤防際の干潟を埋め立てて緊急用河川敷道路の整備を行ったことによる変化が出ている。また、1k800 断面では、1972.9 から 1994.3 にかけて侵食が進行し、凹地となっている。なお、この凹地は、タイドプールとなっており、放水路内においては他の干潟のタイプにはみられない特殊な環境となっている。また、2005 年 9 月の既往最大洪水の前後の断面(図 2.4.3-17 の 2005.4 と 2006.6)を比較しても、干潟部分に有意な変動はみられない。

また、図 2.4.3-18 は、既往の空中写真を時系列で比較したもので、1939 年及び 1960 年は放水路建設中、

1971 年以降が放水路建設後である。放水路建設初期段階の 1939 年では、山手川、福島川が残存し、1960 年においても、左岸部が工事中で、何れの年代も直線 3 タイプの干潟はみられない。放水路完成後の 1971 年では、左右岸に帯状に広がる干潟が確認できるが、直線 3 タイプの特徴である水際の構造物はみられず、直線 2 タイプに近い干潟となっている。ただし、当該区間の放水路計画断面等の資料は現存しないため、確認はできていない。1972.9 の横断面図から構造物らしき凸部が確認できること及び既往文献(太田川改修六十年の歩み p.63)から直線 3 タイプ付近の低水護岸工事が 1972 年に竣工との記述があることを踏まえると、直線 3 タイプの構造物(護岸)は 1972 年に完成したものと推測できる。1977 年では、水際に構造物がみられ、ほぼ 2006 年と同様な直線 3 タイプの干潟が形成されている。

3)急拡タイプ

図 2.4.3-19 は、1969 年以降で、急拡タイプの代表横断面と拡大した干潟部の経年変化を示したものである。旧太田川 C0k600 及び C0k200 に着目すると、1969 年から 1988 年にかけて干潟部分の変動が大きく、特に C0k600 では、横断距離 100~120m 付近が大きく上昇している。この期間は、高潮堤防整備で川幅が狭められている。これらの変動が高潮堤防整備に起因するものなのか、この期間に発生した洪水によるものかは不明である。ただし、2005 年 9 月の既往最大洪水の前後の断面(図 2.4.3-19)の 2005.4 と 2006.6)を比較しても、干潟部分に変動はみられない。1988 年以降、両断面とも急拡タイプの干潟に大きな変動はみられず、その形状は概ね維持されている。

また、図 2.4.3-20 は、既往の空中写真を時系列で比較したもので、1939 年は吉島地区の開発事業(写真右下)以前、1977 年以降が開発後である。吉島地区の開発事業前の 1939 年では、現在の急拡タイプの位置が河口地先の海となっており、急拡タイプに似た形状の干潟がみられる。吉島地区の開発事業後である 1977 年は、旧太田川河口左岸部が下流に延伸し、延伸部はその上流よりも川幅が広がっている。急拡干潟は、その川幅拡幅部分を埋めるように定着しており、1977 年以降は、その平面形状に変化はみられない。なお、1990 年の写真は、干潟の南側が確認できないが、直近の 1988 年横断面図から、干潟形状の変化によるものでなく、高潮位時の写真のため干潟が干出していないものと判断した。

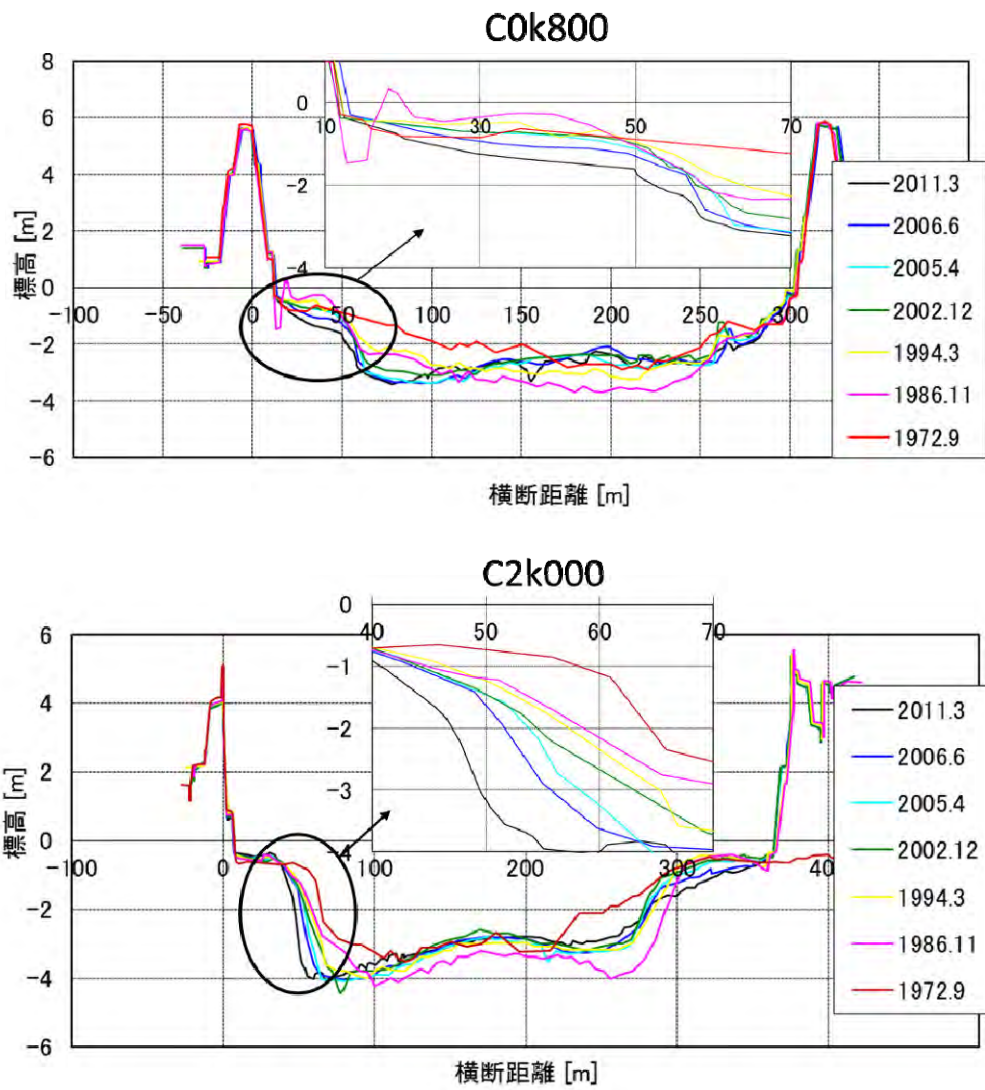


図 2.4.3-14 直線 2 タイプの干潟の横断形状変化

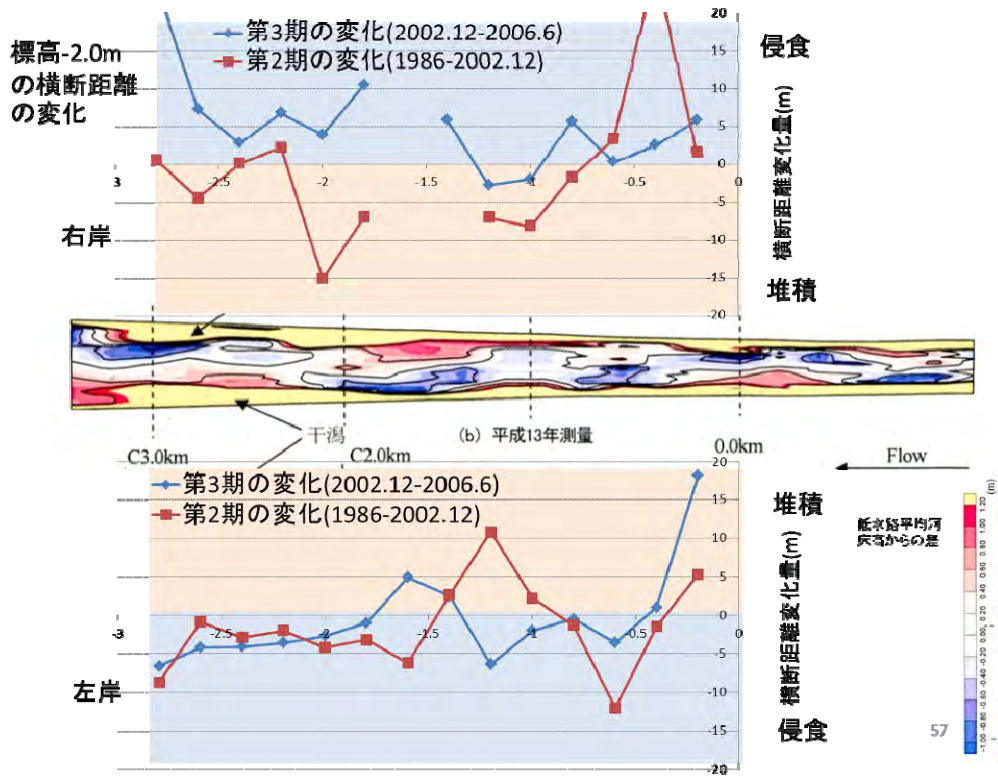


図 2.4.3-15 直線 2 タイプの干潟の T.P.-2.0m 河床地点の横断位置

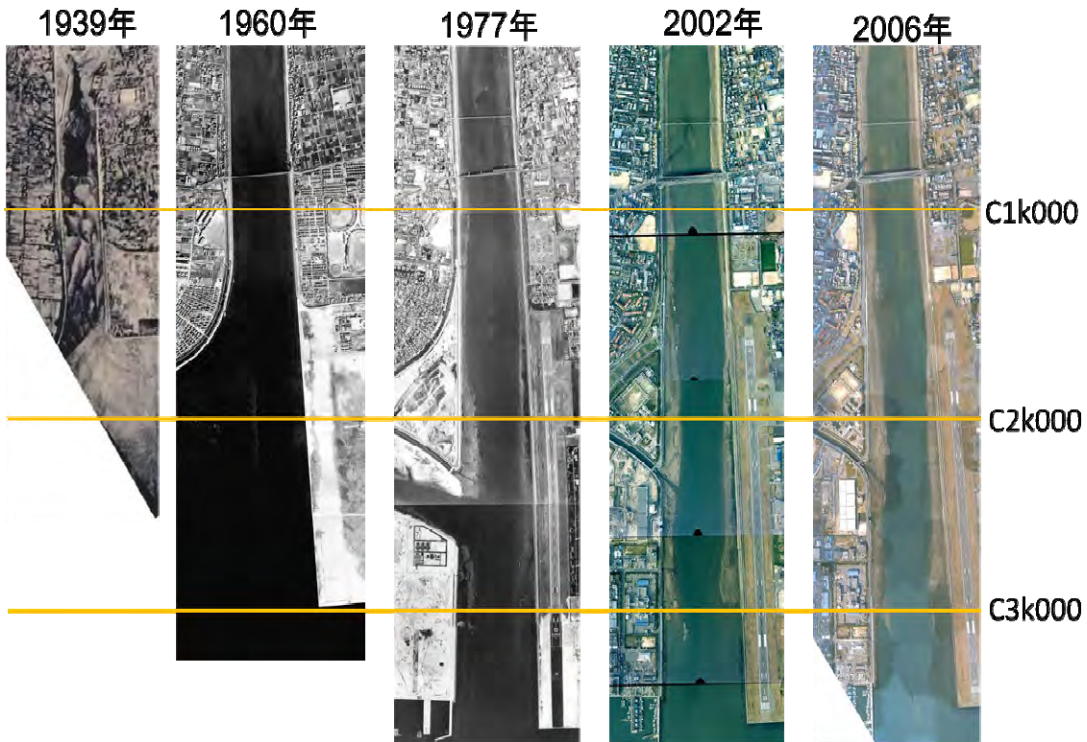


図 2.4.3-16 直線 2 タイプ干潟の変遷 (空中写真の経年比較から)

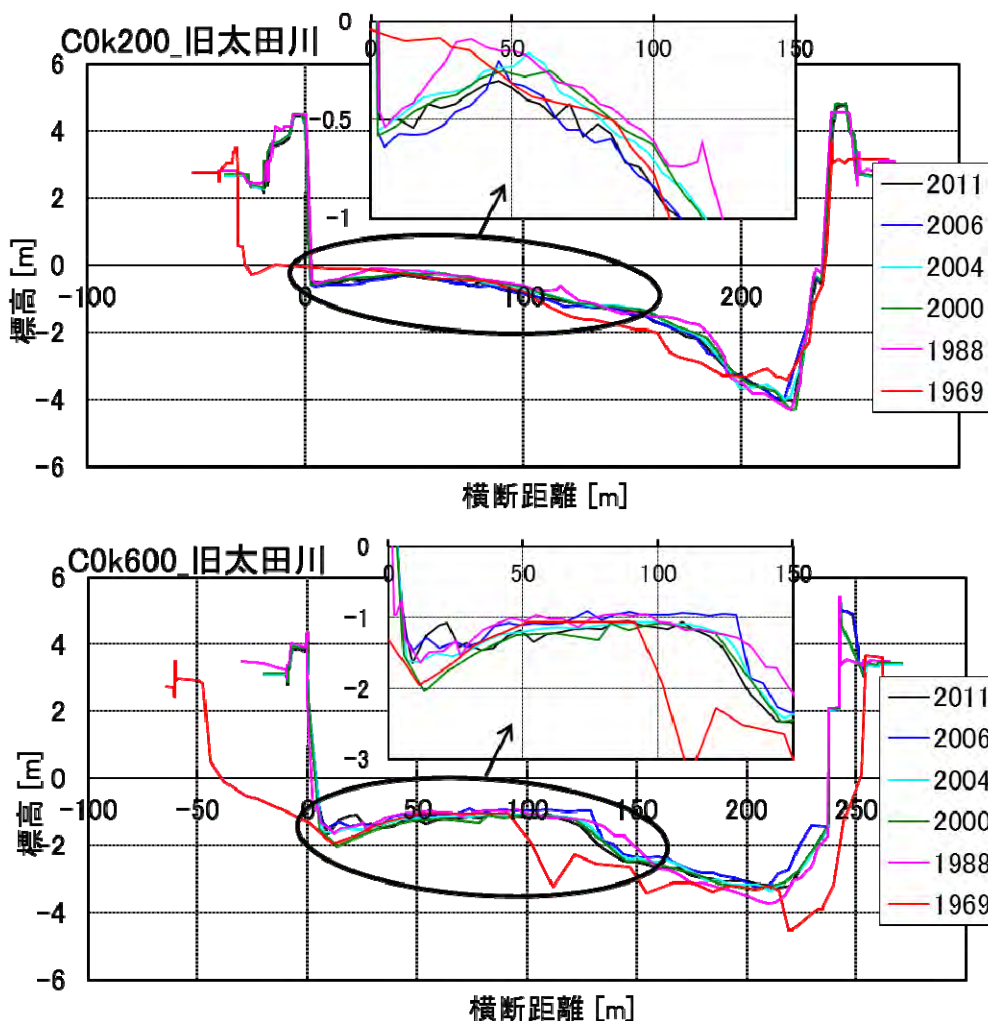


図 2.4.3-17 直線 3 タイプ干潟の横断形状変化

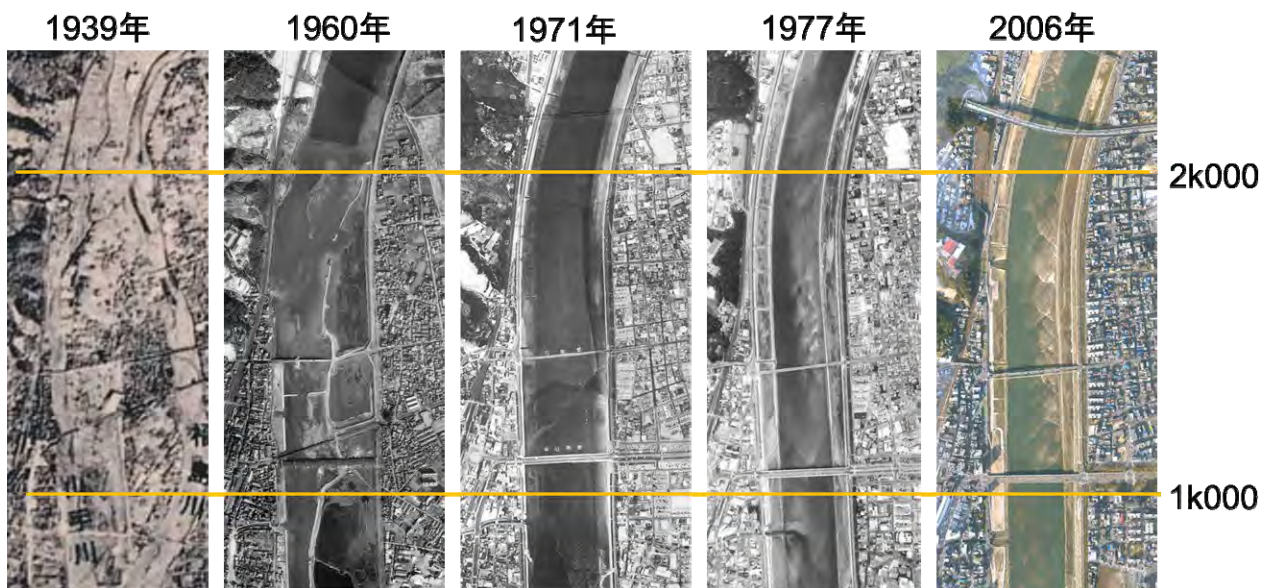


図 2.4.3-18 直線 3 タイプ及び湾曲内岸タイプ干潟の変遷(空中写真の経年比較から)

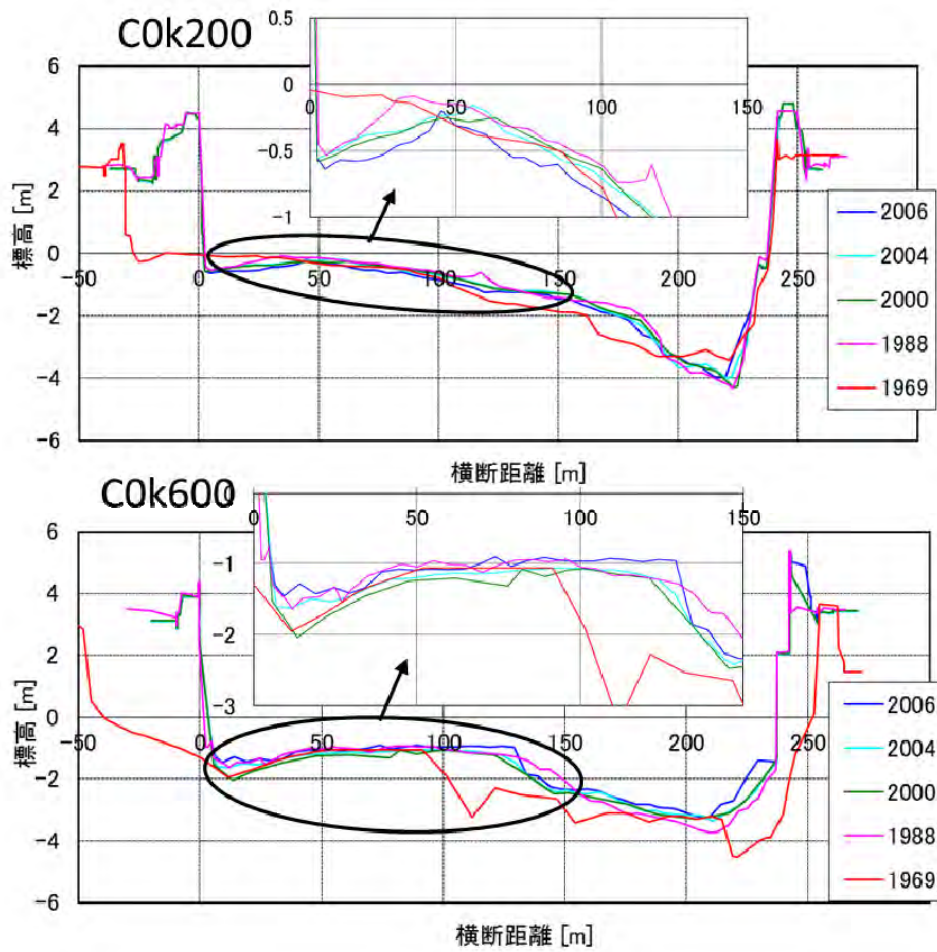


図 2.4.3-19 旧太田川急拡タイプ干潟の横断形状変化

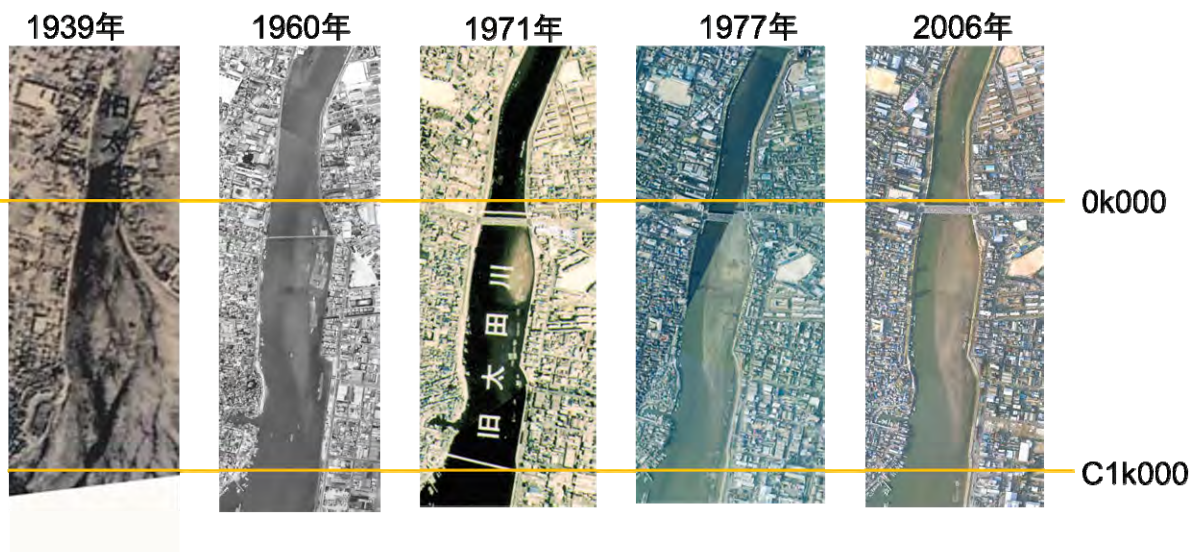


図 2.4.3-20 急拡タイプ干潟の変遷（空中写真の経年比較から）

2.4.4 類型ごとの干潟成立要因に関する整理

(1)直線2タイプ

図 2.4.4-1 は、1932 年頃の放水路建設計画の C3k000～C1k500 及び 1948 年計画の標準断面である。図からも明らかなように、放水路計画段階では直線 2 タイプに該当する区間は複断面河道が想定されている。ただし、実際の施工断面資料が現存しないため、図 2.4.4-1 のような断面で放水路が施工されたかどうかは不明である。

放水路は計画断面のとおり施工されたとすると、直線 2 タイプの干潟の形成には放水路築造当時の横断形状が影響しているものと考えられる(表 2.4.4-1)。そうであったとして、2.4.3(4) で示したように平均年最大流量程度の洪水時に干潟の河床材料が有意に動く可能性があること、その場合横断形状の特性から干潟部が侵食・洗掘の作用を受けると推察できることを考慮すると、その後干潟部について築造当時の基本的な形状特性が、前述のような後退・低下を徐々に起こしつつも今日まで大方維持されてきた機構の説明がさらに必要であることから、2.4.5 で述べる現地調査などを行い、さらに詳細な検討を加えることとする。

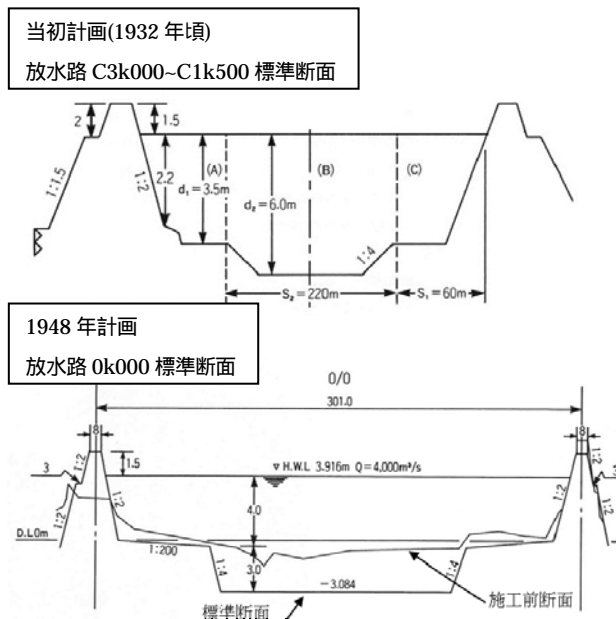


図 2.4.4-1 放水路計画時の標準断面

出典：太田川改修 60 年のあゆみ

は干潟は侵食・洗掘作用を受けると推察できる。したがって、護岸により干潟幅の減少が防がれていることが重要な形成・維持要因となっている。また、直線 3 タイプでは植生帯が分布している。植生帯では流速を減少させるため、せん断力を減少させ河床の侵食を防ぎ、土砂が沈降・堆積しやすくさせる働きがある。そのため、植生帯と裸地帯という地被状況の違いと物理環境との相互作用の可能性を考慮する必要がある(表 2.4.4-2)。

表 2.4.4-1 直線 2 タイプの成立要因

考えられる形成要因	高水敷高が潮間帯に設定されたことにより、高水敷が干潟化した。
干潟形成のシナリオ	放水路計画当初から箱形河道ではなく、複断面河道を計画 何らかの理由(流下能力、カキ養殖に配慮?)で高水敷を施工前の高さよりも切り下げ、T.P.-1.0m程度と以前よりも低い敷高となる。 潮汐により、高水敷は干出、水没を繰り返す干潟的環境となる。 基本的な形状特性は維持されているものの、河道横断方向の幅は全体として減少してきており、高さが低下する傾向も近年場所により見られる。

表 2.4.4-2 直線 3 タイプ成立要因

考えられる形成要因	高水敷高さが潮間帯に設定されたことにより、高水敷が干潟化した。 護岸構造物が干潟の形状を維持させているとともに、植生に適した高さとなったところには植生が繁茂して土砂堆積を促し、裸地帯では侵食されてやや低くなる。
干潟形成のシナリオ	放水路建設時に高水敷(現直線 3 タイプの干潟)と低水路からなる複断面河道が形成?(工事図面等は未確認) 1972 年までに高水敷(干潟)の水際に護岸(構造物)を設置。護岸により干潟が顕著な侵食・洗掘作用から防がれている。低水路との干潟境界には、護岸前面の低水路河床が洗掘を受け、護岸を挟んで河床高の違いが大きくなることから、

(2)直線3タイプ

直線 3 タイプは、直線 2 タイプと同様に高水敷高が潮間帯に位置していたことが大元の成立要因と考えられる。ただし、高水敷と低水路との間に護岸が存在する点で異なっている。直線 2 タイプの場合と同様に、洪水による河床材料の移動性から判断して、洪水時に

	<p>非連続的な状況となる。</p> <p>護岸(構造物)の高さは直線 2 の干潟面より高いため、直線 2 と比べ干潟の標高が高く、露出している時間が長くなる。</p> <p>護岸で仕切られた高水敷(干潟)内において、冠水頻度等の諸条件の微妙な差異により、植生帯・裸地帯など地被状況が様々になる。</p> <p>植生帯は一部若干の堆積傾向、裸地帯は侵食傾向を示すようになり、現在の微地形につながる。</p>
--	---

	<p>部が(川幅が下流に向かって広がるような平面形で)干拓される。</p> <p>この干拓により、旧太田川が下流側に延伸し、1939 年以前からあった河口干潟が消失する(現急拡タイプの干潟は、干拓の土手づくりに利用され、一部あるいは全て消失)。</p> <p>川幅拡幅部において、上流の川幅に合わせるように土砂が堆積し、現在の急拡干潟が形成される。</p>
--	--

(3)急拡タイプ

旧太田川の河口付近 C0k800 ~ 0k200 に分布する急拡タイプは、川幅が上流に比べて広がっている区間にあり、その左岸側に干潟が分布している。横断形状は、干潟の中央部が凸になっている逆お椀型で水際部も緩やかなのが特徴である。干潟の表面は滑らかで、標高は、T.P.-0.5 ~ -1.5m 程度である。この干潟は、1969 年以降、その基本的な形状が概ね維持されている。

図 2.4.4-2 は、旧太田川河口付近の吉島地区干拓前後の空中写真と干拓履歴を示したものである。1939 年では、現在の急拡タイプの位置は旧太田川の河口にあたり、河口の前面には広大な干潟が広がっている。干拓履歴から吉島地区干拓事業(吉島沖新々開)は、戦前に行われたもので、1941 年頃には完成したものと考えられる。その際、河口付近土砂は干拓の土手に利用されたとの記述から(太田川史 p.71)、1939 年当時の干潟の一部あるいは全てが消失したと推測される。左岸干拓後の 1977 年は、干拓箇所の川幅が上流よりも広がっており、その川幅拡幅部に干潟が形成している。

以上から、急拡タイプの形成は、干拓による川幅拡幅の影響が大きく、川幅拡幅後に拡幅箇所に土砂が堆積して形成されたと考えられる(表 2.4.4-3)。

表 2.4.4-3 急拡タイプの成立要因

考えられる形成要因	上流よりも川幅を広くとって、その後拡幅部に土砂が堆積した。
干潟形成のシナリオ	<p>1939 年以前、現急拡タイプの位置は旧太田川の河口にあたり、河口の前面には広大な干潟が広がる。</p> <p>1939 年 ~ 1941 年に旧太田川の左岸</p>

(4)その他のタイプの成立要因について

湾曲内岸タイプ、湾曲外岸タイプ、中州下流タイプの干潟の形成要因については下記のように考えられる。

1)湾曲内岸タイプ

蛇行区間である放水路 2k000 ~ 5k800 付近において、湾曲内岸に形成される砂州に対応するもので、この砂州の高さが潮間帯にあることから、あるいは砂州高が潮間帯に十分届くスケールを持っていることが干潟となる要因となっている。

2)湾曲外岸タイプ

旧太田川の基町環境護岸整備等における水制による

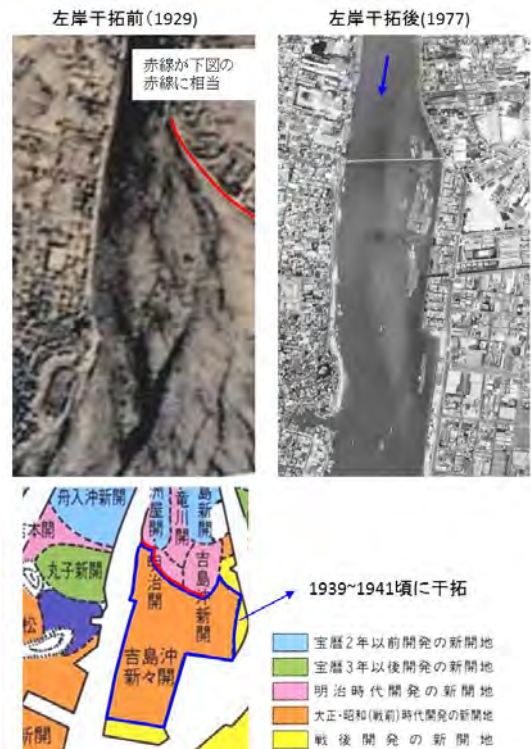


図 2.4.4-2 吉島地区干拓・埋立て造成前後の急拡タイプ付近の空中写真と干拓履歴

土砂堆積が要因となっている。

3)中州下流タイプ

陸域の状況を呈している中州の下流側における、流速減少による土砂堆積が要因となっている。

(5)干潟形成における放水路整備の役割についての考察

直線2タイプ、直線3タイプ、湾曲内岸タイプの形成には何れも放水路整備が関係しているが、その内容には違いがある。直線2および3タイプは、整備した放水路の形状そのものが干潟成立の直接原因となっている。ただし、直線3タイプでは護岸により形状保持が図られているので、上記のタイドプール形成の原因となった護岸背後の洗掘は別として、干潟横断幅は長期的に維持される状況にある。一方、直線2タイプは、そうした措置が施されていないため、洪水営力の作用（場合によっては潮汐も）と土砂動態にしたがって干潟が侵食・洗掘を受ける状況にある。今までの地形変化を見る限り、たとえば1回の洪水で干潟が一気に失われるような顕著な侵食・洗掘は考えにくいものの、動的もしくは静的平衡状態にあるとは本質的に考えにくく、洪水の流下により侵食・洗掘が進行するという性質を踏まえての管理方針を検討する必要がある。場所によっては洗掘・侵食が早い速度で進行していることにも注視すべきである。湾曲内岸タイプ形成の直接原因は湾曲流路内岸での砂州形成であり、放水路整備は、そうした砂州形成を起こす流れと土砂流送の境界条件（低水路や堤防法線の蛇行平面形状）を与えたと言える。

以上のように、干潟タイプによって放水路整備の寄与の仕方が次のように異なる。

- ・直線3タイプ：整備した放水路形状の一部が干潟積極的にそれを保持。
- ・直線2タイプ：整備した放水路形状の一部が干潟積極的な安定化措置は講じず 縮小傾向にあるが、現時点までは相当程度残存。
- ・湾曲内岸タイプ：整備した放水路の流路平面形（蛇行）の下で、干潟となる河床地形（固定的砂州）が洪水流と土砂動態により形成。

干潟保全を考える際には、こうした違いに応じた適切な検討を行う必要がある。

なお、直線2および3タイプの干潟が存在する直線区間にも、低水路に砂州が形成されている。これは、直上流の蛇行区間の影響を受けている可能性があるが、基本的には直線流路での交互砂州に分類されるものであり、その下流への移動性を考慮することになる。こ

こでの交互砂州の高さは潮間帯より低いため砂州は基本的に干出せず、それが干潟そのものになることはほとんどないが、交互砂州に伴う流れの偏倚と堆積・洗掘の平面パターンが上記の直接2タイプ干潟の侵食・洗掘に影響を与えている可能性が高いことから、交互砂州の挙動は当該タイプの干潟保全上、考慮すべき事象と言える。

市内派川についても、基盤となる河床形状の形成を理解することが、なぜそこにそのような干潟があるかを考える立脚点になる。その一方で各市内派川は、放水路に比較して河幅が狭いため砂州は発生しにくい、形成されたとしても潮間帯に入る高さまで成長することは難しいと考えられる。同様にして、放水路整備とは事情が異なり、干潟となるような高水敷を設定することも行われてこなかった。このため、市内派川で干潟が形成されるためには、放水路とは別の仕組みを必要とする。たとえば旧太田川に形成されている干潟を見ると、蛇行・湾曲部の外岸側に設置された水制背後に土砂が堆積し形成された干潟（湾曲外岸タイプ 構造物による人為的地形形成）陸域状を呈する中州の下流に形成された干潟（中州下流タイプ 顕著な河床凹凸に付随する地形）河口付近の急拡部に形成された干潟（急拡タイプ 流路の特徴的な平面形状に伴う地形形成）など、太田川放水路とは別の原因が主役となっている。

干潟の元となっている地形形成の仕組みについての放水路と市内派川の違いは、河口干潟における放水路の役割（今日の太田川デルタの全干潟面積に占める放水路干潟の面積割合が大きいことなど）を議論する上で重要な着眼点を提供する。

2.4.5 干潟の物理環境の変化過程に関する現地調査・分析

前項までの検討では、空中写真や定期横断測量成果を用いて現在の干潟のマクロな特徴を整理するとともに、現在にいたる数十年スケールの干潟変遷を整理し、その成立（形成・維持）要因について分析した。河口干潟の設計・管理を適切に行うための知見を得るには、こうした大局的分析に加えて、干潟の物理環境の形成過程に関するより具体的かつ定量的な知見を把握しておく必要がある。本稿 2.4.5 では、このような観点から、物理環境形成過程の不明確さの度合いが大きい直線 2 タイプ干潟に特に焦点を当てて行った現地調査と分析の内容を示す。なお、再生試験区では、斜面区、平坦区 1、平坦区 2 の勾配の変化点付近において図 2.4.5-1 に示すような帯状に砂が堆積する微地形が見られた。堆積している砂はよく分級され、頂点では 10cm 以上の分級された砂の堆積厚がある。その陸側の背後は標高が低くなるため水溜まりになりやすく、砂泥質の材料になる。このような砂の帯状の堆積は砂浜海岸でよく見られ、波浪の作用によって形成されているとされ、バームと呼ばれている。本稿においても同様に、波浪が要因となって形成される帯状に砂が堆積する微高地をバームと呼ぶこととする。なお、再生試験区以外の自然干潟においてもバームと類似した帯状に砂が堆積する微高地が見られる箇所があるが、出水や流れの作用が要因であると考えられ、バームとは異なる（詳細な形成要因は(3)で後述）。このような微地形が形成される場所では、表層材料の明確な区分が見られ、河口干潟生物の生息に影響していると考えられることから、このような微地形が形成されている場所ではそこに着目した調査を行うものとした。調査・分析の構成は表 2.4.5-1 に示す通りである。



図 2.4.5-1 再生試験区で形成された砂の微高地（2010年6月撮影：再生試験区）

表 2.4.5-1 調査項目一覧

(1)出水、潮位変動に伴う地形変化過程把握のための調査
出水期間中や平常時の潮位変動に伴う河床変動調査
(2)干潟材料の変化過程把握のための調査
細粒土砂の混入状況調査
河口干潟の材料の堆積構造調査
(3)再生試験区における地形・材料の変化過程の調査
再生試験区のモニタリング調査
(4)バーム形成過程に関する現地観測と定量的分析
バーム形成に関する波浪や流れの状況把握のための現地調査
波浪や底質移動に関する既往の算定式による定量的分析

(1) 出水、潮位変動に伴う地形変化過程把握のための調査

1)調査の狙いと手法

2.4.3(4) で示したように、平均年最大流量程度の洪水でも干潟の河床材料が有意に動く可能性があり、河口干潟が、出水時の流量増大に伴う掃流力の増大によって、場所によっては侵食・堆積が生じていることが考えられる。また、潮位変動に伴う流れ（順流と逆流の交互の変化、流速の変化）による掃流力の作用も干潟の材料を移動させる可能性があり、普段の潮汐の作用による河床高変化の可能性も排除できない。一方、河床材料の移動を抑える方向に働く細粒土砂による粘着性の影響も不明確である。こうしたことを踏まえ、出水中のみならず潮位変動という普段の状況も含め、どの程度の河床高変化が生じているかを把握することは、河川管理上では河床の変動を予測し適切な維持管理を検討するための情報として重要であり、また、生物にとってはハビタットの消長・更新に関わる情報として重要であると考えられる。

2.4.3 では定期横断測量成果を活用し、干潟形状の変化に関する整理を行ったが、時間間隔の大きい測量結果の比較だけから出水中や潮位変動中に生じている河床変動を捉えることは難しい。そこで、植木ら(2007)と同様の手法で、リング法による河床変動調査を実施した。リング法の概要を図 2.4.5-2 に示す。調査前（出水前、対象とする潮位変動前）にあらかじめ調査地点の河床面にリングを通した杭（鉄杭）を設置しておき、出水後または対象とする潮位変動後に河床高の変化とリング位置を計測することにより、対象とする期間に

おける (A) 期間初めの河床高, (B) 期間中の最深河床高, (C) 期間終了時の河床高の3つの河床高を把握することができる。そして, その結果から, 調査期間中に最大でどれほどの侵食が発生したのか((B)より), 期間を通して見たときに, 最大の侵食が発生した後, それがどの程度回復したのか((B)と(C)の差(期間開始時と終了時の差)より)を合わせて把握することができる。なお, 河床が上昇する場合に(C)より河床が高い状態になった期間, 河床が低下する場合に(A)より河床が高い状態になった期間があった場合は, 期間中の最高河床高(D)という高さがあったことになるが, この高さは本手法では捉えることができない。そうした特徴と限界を踏まえた分析を行う必要がある。リング法による調査は, 図2.4.5-3に示す7測線, 合計36地点で行った。杭・リングの設置および計測は, 水位が低下する大潮の干潮時に行うものとした。調査開始時に杭にリングの設置をするとともにその位置を計測する。期間終了時に再度リングの位置を計測し, その変化を把握する。調査は合計8回行っており, 具体的な年月日, 時刻は図2.4.5-4に示す。(黄色の矢印の ~ で示す)

2)結果

リング法結果を図2.4.5-5に示す。各期間における変化量を期間の終わりが初めより上がっている場合は白色のグラフ, 下がっている場合は黒色のグラフで示している。また, その期間中に最も下がった深さを,

グラフの下の黒線で表している。

調査を開始している2007年10月以降, 2010年7月出水以外には2009年7月出水に2,000m³/sの出水があった以外は大きな出水がなかったが, 各期間ほとんどの地点で河床変動は数cmに留まっていた。しかし, 図2.4.5-5のように2010年7月出水後には, C0k200左右岸, C0k800左岸, C2k000右岸などを中心に, 数10cmの大きな河床変動が起きている地点が見られた。

また, 出水による河床低下とその後の復元に関する傾向を見るため, 出水を含む期間の変化量(縦軸)と期間から期間にかけての変化量(横軸)をプロットしたものを図2.4.5-6に示す。大きく分けると以下の3つのパターンに分けられた。

A: 洪水時も平水時も安定。

B: 洪水時に少し上がり, その後平水時に下がる(全体としては低下)

C: 洪水時に下がり, その後平水時に少し上がる(全体としては低下)

変化の見られたBとCでは, 平水時と洪水時の変化傾向が異なる。Bは洪水前後では河床が少し上昇し, その後の平水時に河床が低下しており, 下流部が比較的多い。Cは洪水前後では河床が低下し, その後の平水時には河床が上昇しており, 河積の小さな上流側や水際部分において多くみられた。これは, 出水では流れが直線的になるため, 上記のような地点では, 出水

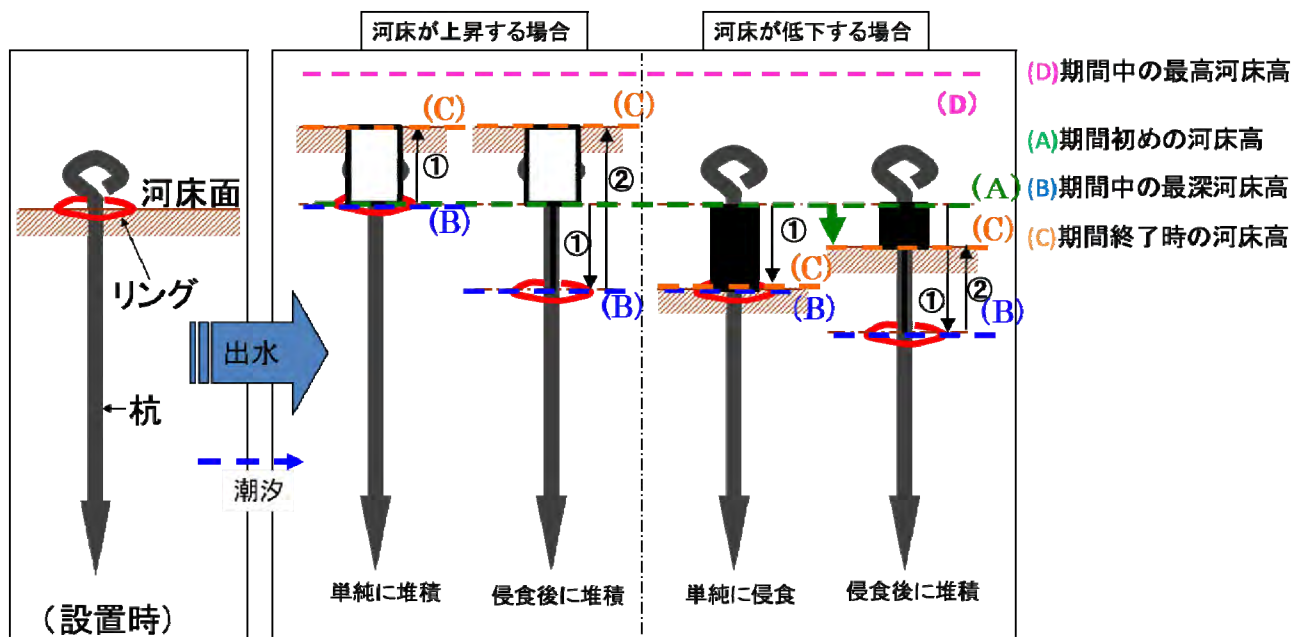


図2.4.5-2 リング法の概要

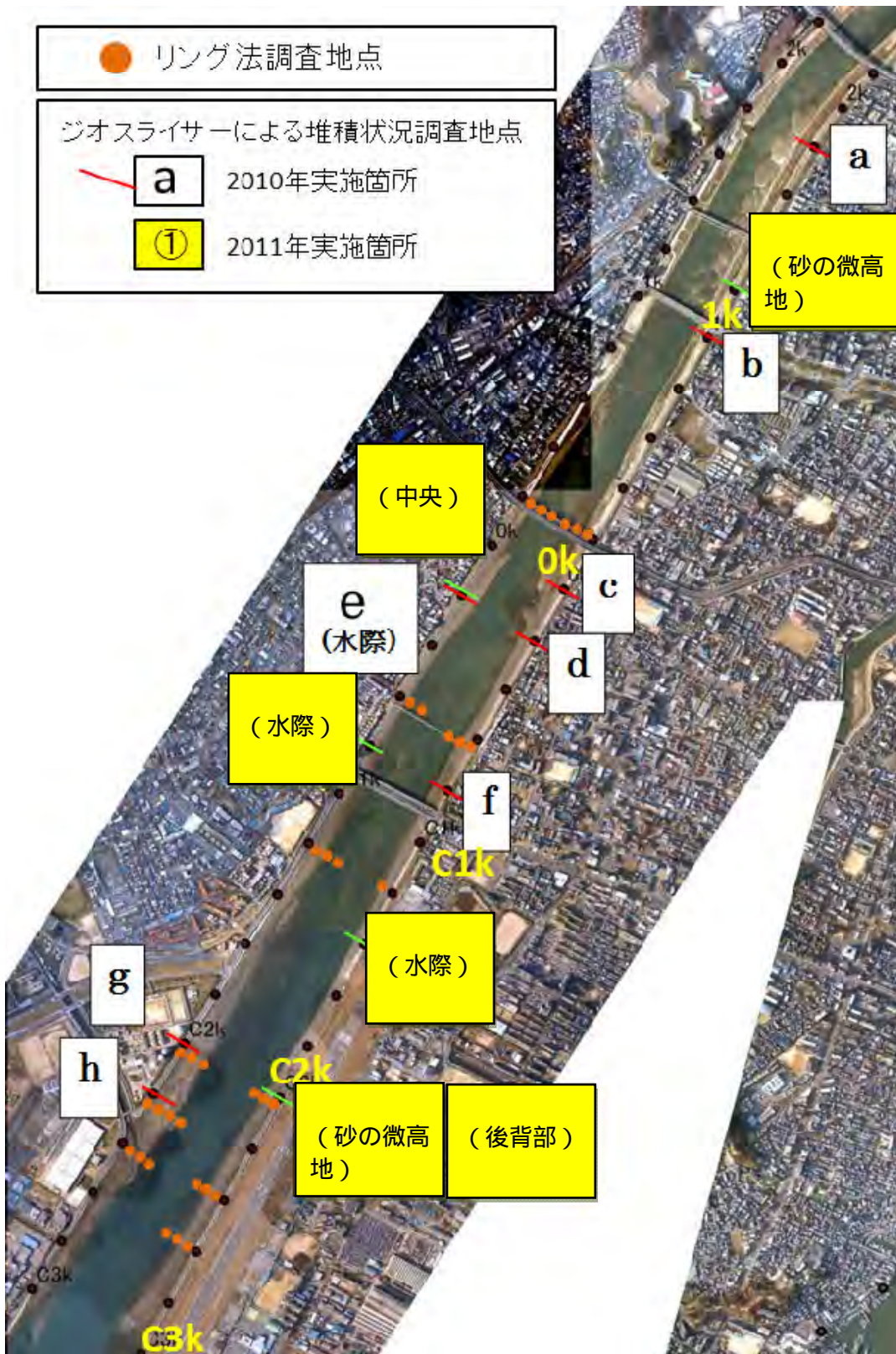


図 2.4.5-3 調査地点 (直線 2 タイプ干潟)

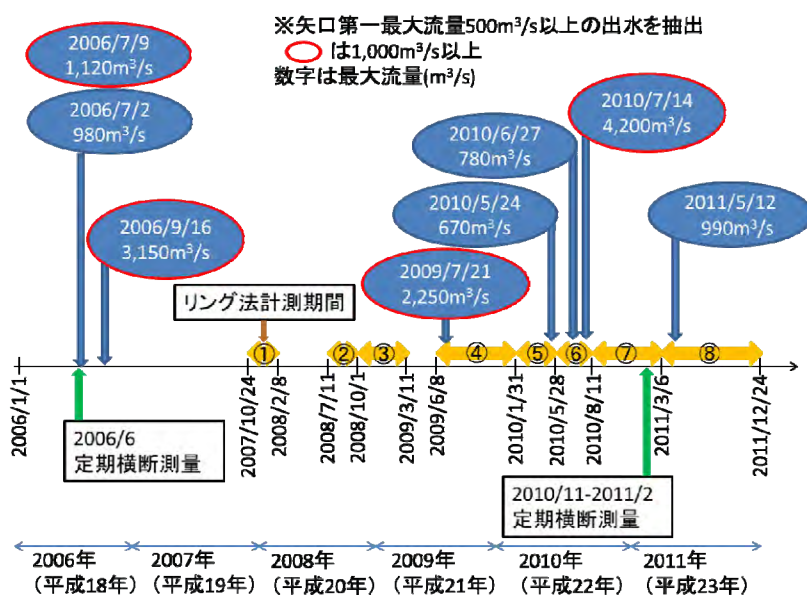
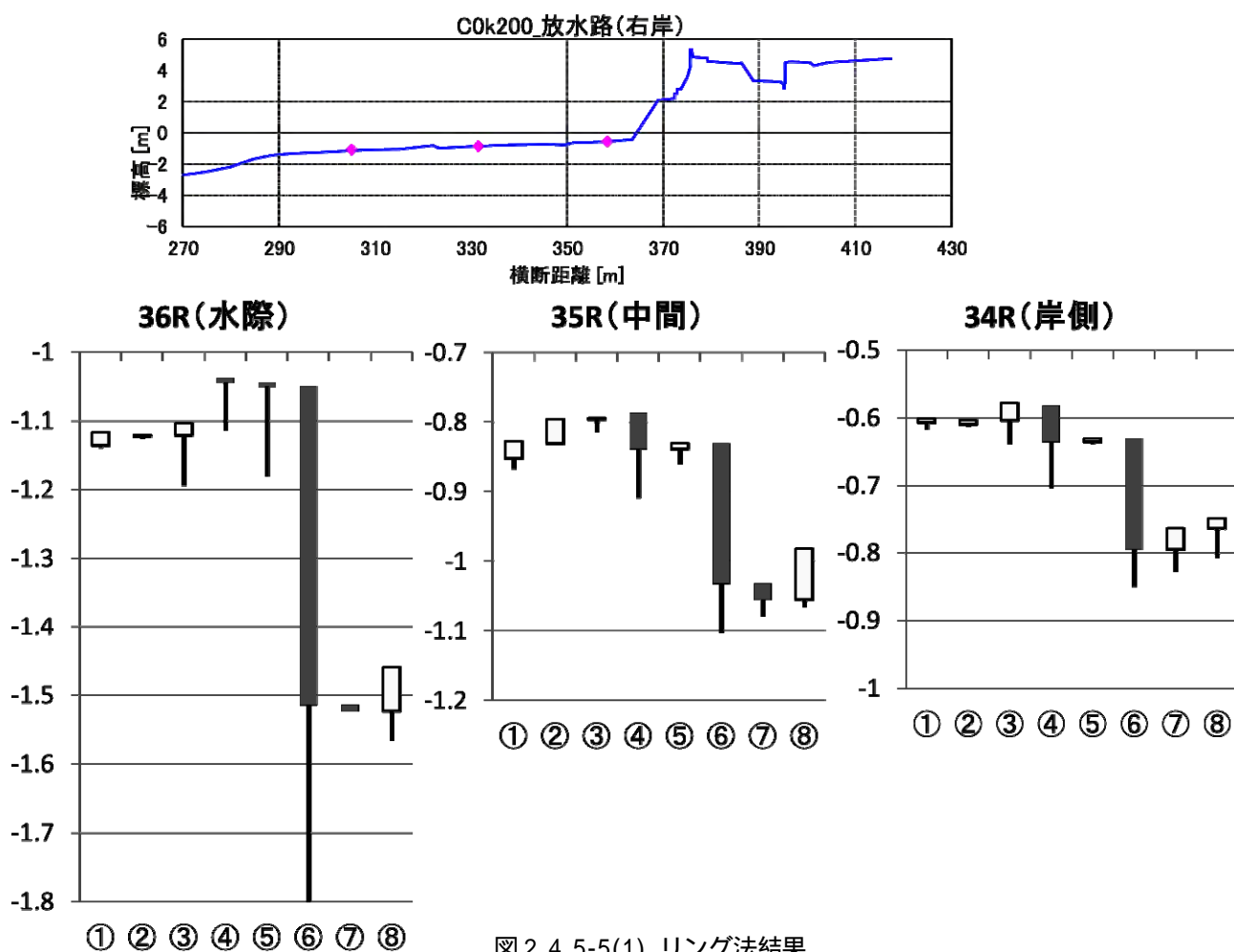


図 2.4.5-4 リング法調査実施日と期間中の出水



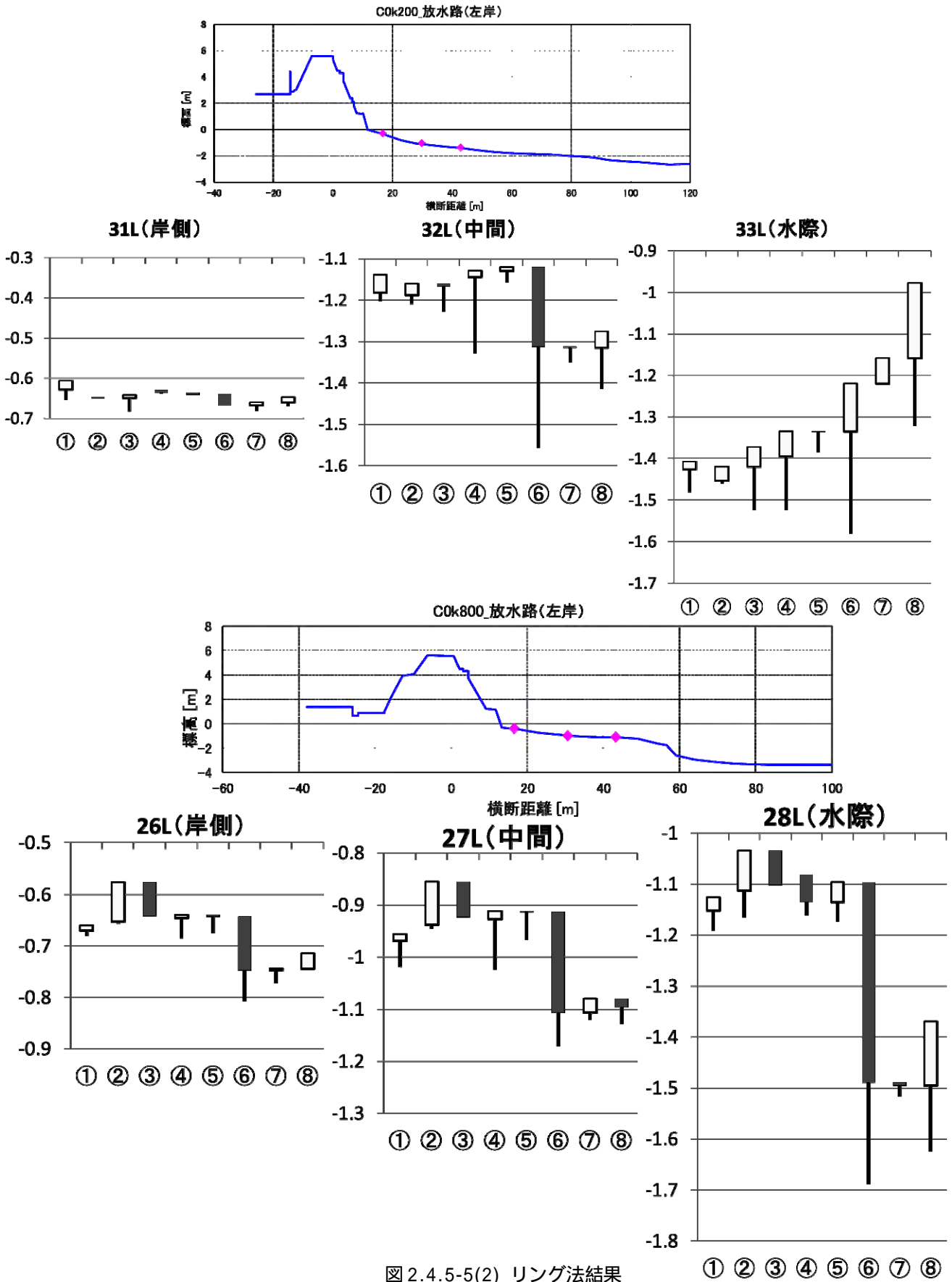


図 2.4.5-5(2) リング法結果

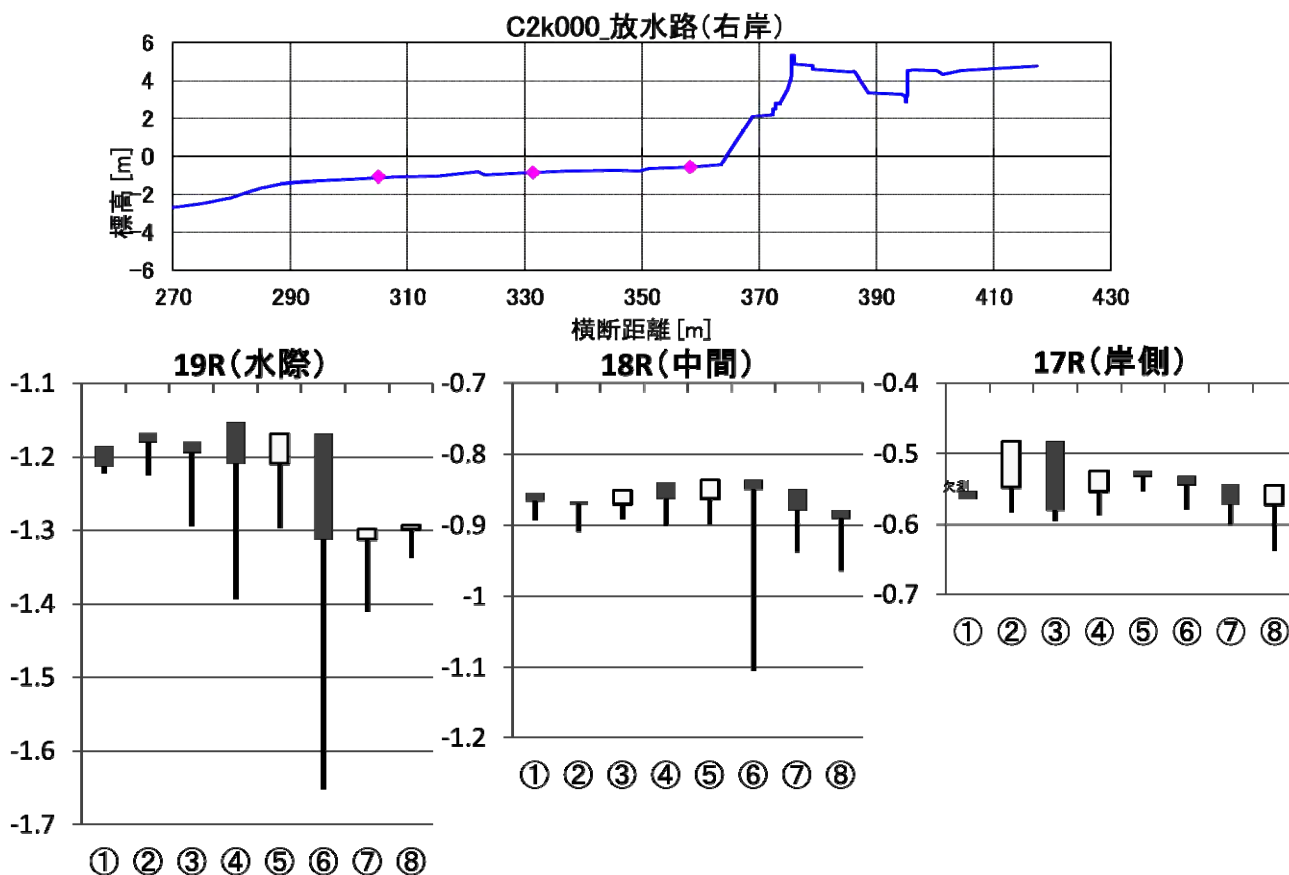


図 2.4.5-5(3) リング法結果

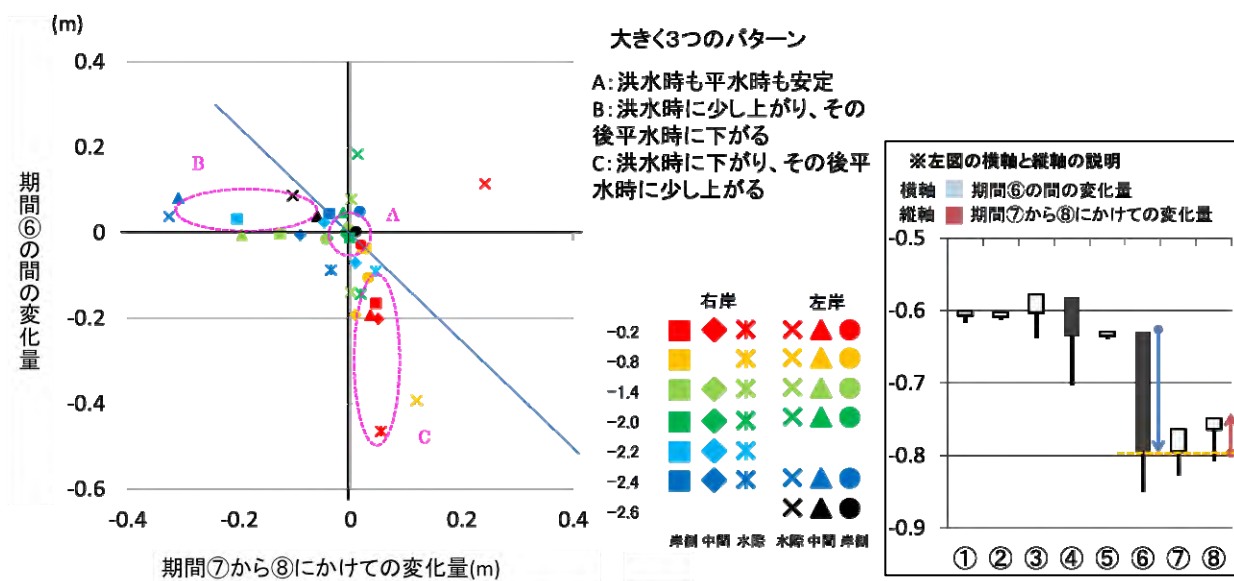


図 2.4.5-6 2010 年出水前後の変化量と出水後から 2011 年 12 月までの変化量

時に大きな掃流力の影響を受けやすいためであると考えられる。Cのように出水時に河床が低下した地点はその後堆積しており元に戻る傾向にはあるものの、出水から16ヶ月後（～の期間）では出水前の高さまで戻っているところは少なかった。洪水時、平水時とも、直線2タイプの干潟において、場所により少なくとも10cmオーダーの河床高変化が生じていることが明らかとなり、このことから、直線2タイプの干潟はある程度活発な地形変化を平水時も含め示しうると考えられた。

(2) 干潟材料の決定過程の把握に向けた調査

2.4.2(2)で述べたように、直線2タイプの干潟を構成する材料は、細粒土砂（シルト・粘土）を10%～20%ほど含んでいるという特徴がある。細粒土砂の混入は、粘性の付与等の物理性状や生物生息状況に影響を及ぼしていると考えられるが、細粒土砂の混入がどのように起きているのか不明である。

また、干潟の地形と同様、材料も出水及び潮位変化によって形成されていると考えられる。干潟の材料変化の予測のためには、出水や潮汐流による水理的環境の地点ごとの違いによる堆積状況の違いがどのようなものかを把握することは重要である。

以上を踏まえ、干潟の材料の決定に関する課題としては、細粒土砂の混入状況及び河口干潟の堆積状況について検討した。

なお、直線2タイプ及び直線3タイプの干潟上には、縦断方向に帯状に砂が堆積し微高地になっている場所がある（C2k000 左岸、1k200 左岸等）。図2.4.5-7にC2k000 左岸の干潟状況の写真を示す。これは、再生試験区で見られるバームと類似した地形であるが、波浪のみが要因になっているのではなく、流水による砂州の形成による砂の堆積が要因の一つとなっていると考えられるものであり、その形成機構には違いがある。詳細な要因は2)で堆積状況を見ながら考察する。このような地形形成は、干潟材料の決定過程に関係していると推定されるため、以降、このような帯状に砂が堆積した微高地を含めた調査地点を選び調査を行っている。

1) 細粒土砂の混入状況調査

調査の狙いと手法

細粒分混入の要因として、河川水に含まれる細粒土砂が干潟干出時に干潟表層に堆積し、それが徐々に河床材料中に混入していることが考えられた。そこで表層からの細粒土砂の混入状況を把握するための調査を

行った。

調査方法を図2.4.5-8に示す。直線2タイプの干潟において、1m四方程度の範囲及び30cm程度の深さで掘削し、干潟表層の材料を細粒分の少ない干潟材料（1k600 左岸に存在する干潟材料、礫混じり粗粒砂）に埋め戻し、その後に埋め戻し材をジオスライサーで採取し、細粒土砂の混入状況を観察した。また側面からの混入や、生物の侵入等の影響を排除するために、直径10cmの円形パイプ及び底面にネットを設置したケースも実施した。パイプは上端を表層に合わせたケースと、河川水滞留時間を長くすることで細粒土砂の堆積を発生させやすくすること目的とした表層より10cm高くなるように埋め込んだケース（深さはともに30cm）で設置し、同様に土砂の混入状況を確認した。調査地点はC2k000付近の左岸に存在する干潟の帯状の砂の微高地及びその陸側の後背地部とした。調査時期はパイプ内については1週間後、2週間後、3週間後の合計3回、パイプ外についてはそれに1年後を加えた合計4回の調査を行っている。

調査結果と考察

細粒土砂混入状況調査の成果を以下に示す。パイプを設置したケースの堆積物については全てのケースで3週間内では変化はほとんどなく、3週間の期間では表層への堆積に起因する干潟材料へ細粒土砂の混入は見られなかった。

パイプを設置していない地点での1回目～4回目の結果を図2.4.5-9に示す。2～3週間後には、埋め戻し材とその下層の在来干潟堆積物との地層境界が徐々に不明瞭になっていた。それと同時に、帯状の砂の微高地ではスナモグリ、後背地ではアナジャコの巣穴が発見されるようになっており、生物攪乱により材料の攪乱が生じていると考えられる。1年後には帯状の砂の微高地では埋め戻し材と思われる砂は捉えられなかった。地表にはリップル（波や流れの作用により河床に形成された表層の微地形）が明瞭に見られることから、表層付近では砂粒子の移動が頻繁であることや、深度20cmより深いところではスナモグリの巣穴が密集していたことからスナモグリによる攪乱が要因として考えられる。念のため、周辺に複数の箇所を試料の採取を試みたが、いずれも埋め戻しで使用した砂は見いだすことができなかった。後背地部ではアナジャコの巣穴が密集しており生物攪乱が著しく、全体がシルト混じり砂に変化していたが、埋め戻し材と思われる砂の混入が確認できた。後背地部では帯状の砂の微高地で見られたような顕著な表層のリップル構造はなく、流

れや波浪による表層材料の全面的な移動は発生していないことが2地点間の埋め戻し材料の残留状況の違いの要因として考えられる。帯状の砂の微高地はスナモグリ、後背地のシルト・粘土が混入する場所にはアナジャコとスナモグリが密集して生息している。スナモグリ類は最大で1m、アナジャコは5mの深度まで巣穴を作り、シルトの壁面を有する。特にアナジャコは5mm~10mmの厚いシルトによる巣穴壁面の裏打ち構造を作る。そのため、巣穴到達深度までの間は、砂の堆積物にもシルトを混入させる等、粒度組成を変化させる可能性がある。

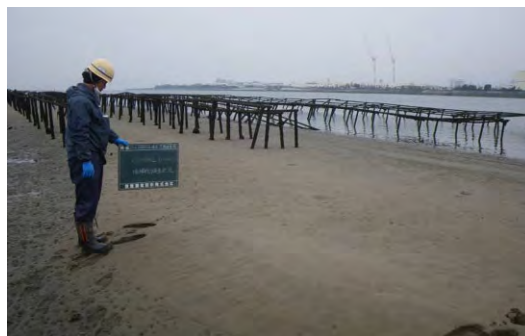


図 2.4.5-7 C2k000 左岸干潟上に見られる帯状の砂の微高地

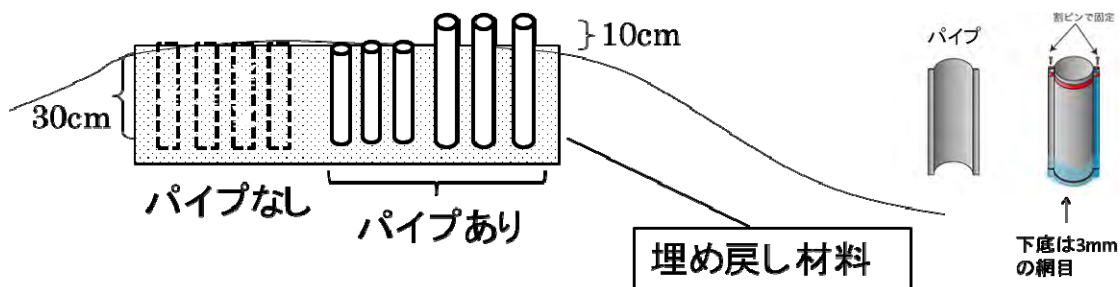


図 2.4.5-8 細粒土砂の混入状況調査

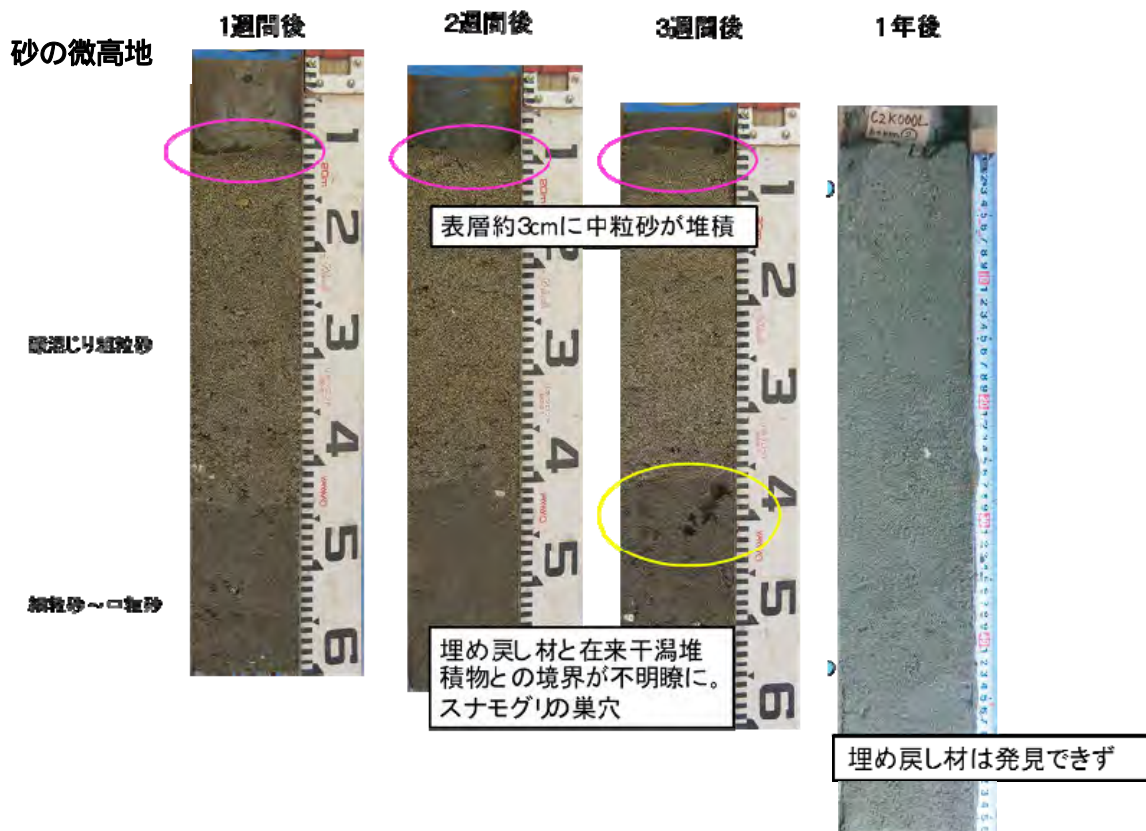


図 2.4.5-9(1) 細粒土砂の混入状況調査成果 (パイプなし)

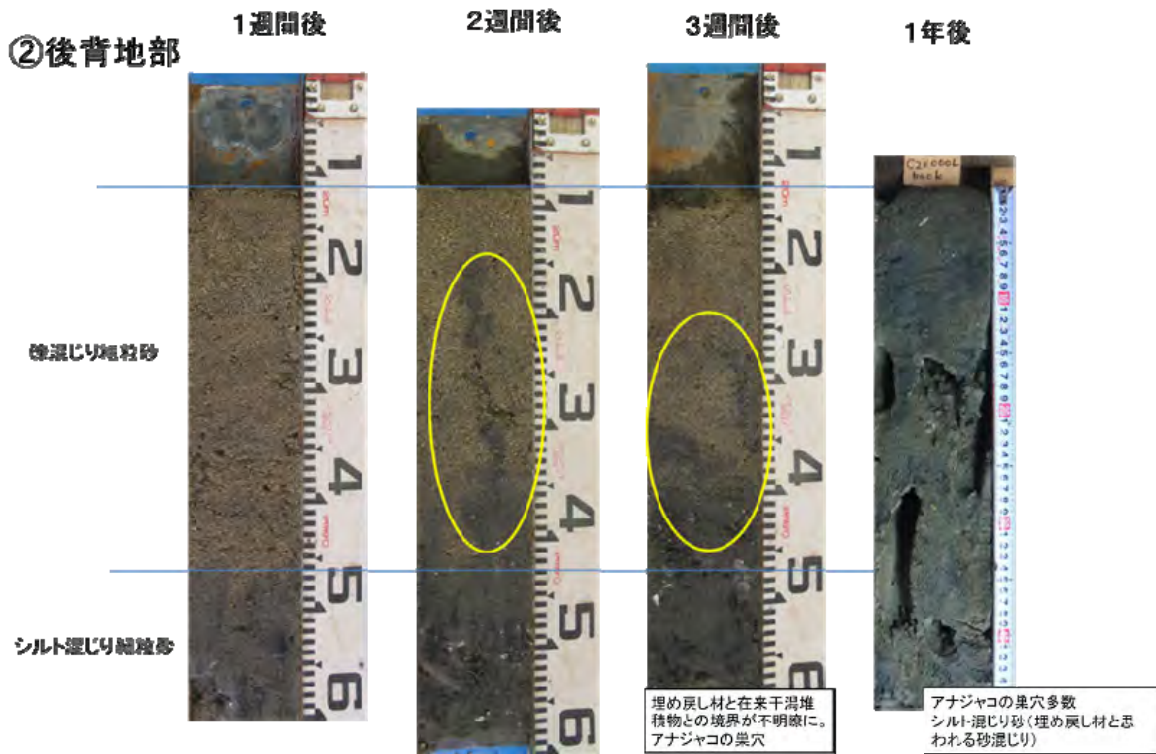


図 2.4.5-9(2) 細粒土砂の混入状況調査成果（パイプなし）

以上の結果から、干潟堆積物への細粒土砂の混入については、少なくとも C2k000 左岸に存在する干潟については、冠水時に表層に沈降した細粒土砂が徐々に低下し混入していくという物理的な要因よりも、アナジャコ・スナモグリによる生物攪乱による混入が支配的な要因となっているようである。

干潟の表層付近はその他の生物（ゴカイなどの多毛類、カニやテッポウエビなどのその他の巣穴形成生物）も多く生息しており生物攪乱による粒度組成変化は無視できないものであろう。このように多くの内在型の底生生物が生息している干潟では、ある粒度組成を好む生物が生息する反面、生物によって選択的に粒度が変化する（竹門ら(1995)）ことがあることも考慮すべきである。

2) 河口干潟の材料の堆積構造調査

調査の狙いと手法

干潟の材料は出水及び潮位変化による堆積・侵食によって形成されていると考えられる。干潟の材料変化の予測のためには、地点による出水または潮汐の影響度合いの違いによる堆積状況の違いがどのようなものかを把握することは重要である。現在の干潟材料の堆積状況がどのように形成されてきたか、干潟の表層の堆積地形や地層構造等から考察が可能である。そこで、

ハンディジオスライサーを用いて堆積物を採取し、干潟堆積物の性状（粒径、色、生物、巣穴等）を記録するとともに、潮汐による堆積、波浪による堆積、出水時の洗掘、堆積等の考察を行った。考察に関しては、堆積学の一般的な教科書（原田訳(1999)、堆積学辞典(1998)等）を参考にした。

調査地点は図 2.4.5-3 に示す 14 地点である。調査日時は 2011 年 3 月及び 2012 年 3 月である。

結果

河口干潟の物理環境形成機構を検討するうえで有用な特徴的な結果として、C2k000 左岸（図 2.4.5-3 ）、1k200 左岸付近（図 2.4.5-3 ）、1k000 左岸（図 2.4.5-3b）、0k000 左岸付近（図 2.4.5-3c）で見られた砂の堆積状況を対象とする堆積状況調査結果について、その詳細を図 2.4.5-10～13 に示す。

C2k000 左岸の帯状の砂の微高地の堆積物状況調査の結果（図 2.4.5-10）を見ると、主に細砂～中砂を主体としており、河道側に傾斜している斜面上には、リップルが認められる。そのクレスト（リップルの一つ一つの凸部の峰）は丸みを帯びていた。これは、複合流リップルと言われ、波浪のような振動流と同方向への流れの作用の両方が効いて形成されたものである。帯状の砂の微高地では、河道側への傾斜が大きいため、

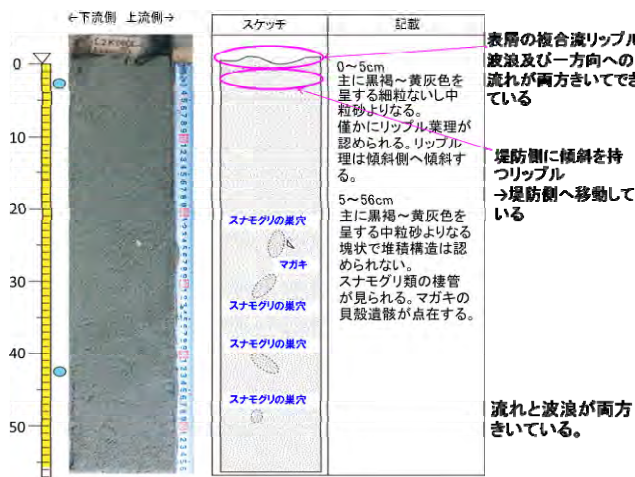


図 2.4.5-10 C2k000 左岸 パーム部(図 2.4.5-2)

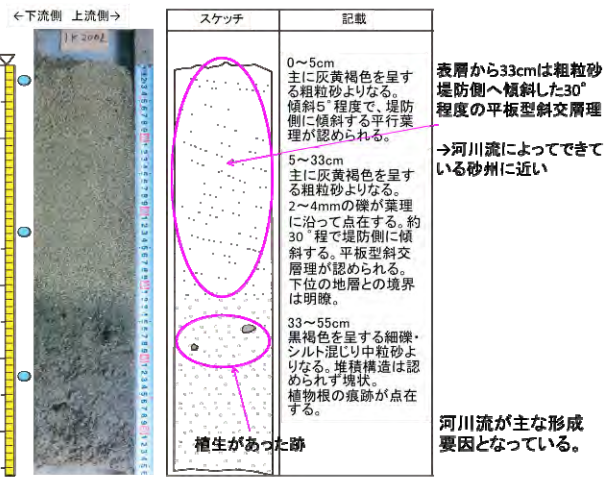


図 2.4.5-11 1k200 左岸 パーム部(図 2.4.5-2)

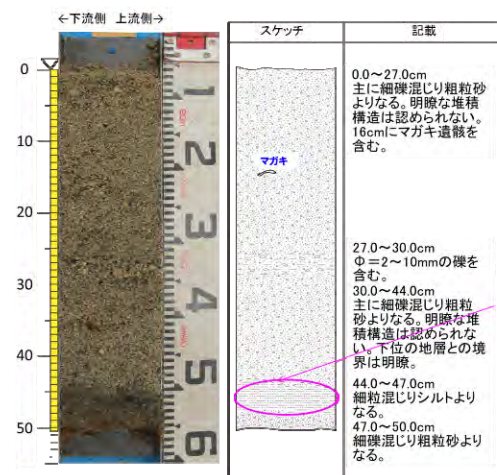


図 2.4.5-12 1k000 左岸(図 2.4.5-2b)



図 2.4.5-13 0k000 左岸(図 2.4.5-2c)

河道から打ち寄せる波が強く作用する。これと同方向の潮汐流のうち陸側へ向かう流れが組み合わせられ、陸側への傾斜を持つ複合流リップルが形成される。よって、ここで見られる帯状の砂の微高地は、河川流と波浪が複合して形成されたものと考えられる。

帯状の砂の微高地が発達し、かつ堤防側へ移動していることが観察されている 1k200 左岸付近(1k200の距離標よりも 41.7m 上流)の堆積物調査の結果(図 2.4.5-11)を見ると、深度 33cm で明瞭に色調の差が見られる。表層から 33cm まではシルト以下を含まない灰黄褐色の粗砂であり、それより下位は黒褐色のシルト混じり砂となり、植物根の痕跡が点在する。それらは明らかに植生がある堤防側に砂の微高地の頂部が移動したためであると考えられた 上部の砂の層には、陸側に 30° 程度傾斜した、流れ方向に厚さの変化があ

まりない平行な層(平板型斜交層理)が認められる。これは波長 0.6m 以上の大型のリップル(メガリップル)の前進等で形成され、ここでは増水時など河道の水量が増した時に河道外にあふれ出すときに、その流れによって砂州が陸側へ移動したことによって生じたものであると考えられる。よって、この砂の微高地は増水時の河川流によって形成されたものと考えられる。

1k000 左岸は、直線 3 タイプ干潟の敷石護岸の後背部であり、タイドプールになっており、シルト以下が多く堆積するような地形の場所である。しかし、2010 年 7 月の出水後にはこの場所は砂が堆積し、上流にあった砂の干潟が延伸するような形状で伸びていた。このような変化があった場所において、出水後に堆積物を採取した結果を図 2.4.5-12 に示す 表層から 45cm 付近を境に明瞭に境界が見られ、上部は細礫混じりの

粗砂，それより下は大変明瞭な地層境界が有り，粗砂混じりシルトであった．上部は，堆積構造がほとんど見られなかった．一般に洪水中に堆積した洪水堆積物は堆積構造の発達が悪いことが多いとされることから，表層から 45cm に見られる粗砂の堆積物は洪水堆積物であると考えられる．このことから，この部分に見られた砂の堆積は，出水時に供給された土砂が堆積したものであると考えられる．

再生試験区直下の 0k000 左岸では，2010 年 7 月出水後に再生試験区の造成直後には存在しなかった砂干潟が形成されていた．その場所における結果を図 2.4.5-13 に示す．試料中には不鮮明な平行葉理が見られる．また，すべて緩やかに下流側へ傾斜している．これは現在の表層微地形とほぼ平行である．再生試験区の直下であり，敷石護岸が途切れた箇所であることから判断して，出水時に下流方向への流れの中で下流側へ付加していった堆積物であると考えられる．なお，表層 0~5cm は対象性が高く，クレストがやや尖った形状を示しているリップルが形成されている．これは，静穏時の波浪によってできたリップル（ウェーブリップル）の特徴であり，表層部分の微地形は静音時の波浪の影響を受けていると考えられる．

以上より，砂の堆積が見られる場所に着目した検討では，洪水時に供給された土砂の堆積によるものや，潮流流と波浪による砂の移動により形成されたものがあることが分かった．いずれも表層材料の粒度構成等，周囲と明確な物理環境違いが生じていることから生物環境という観点からその実態や原因を知ることは重要である．今回行ったように干潟表層の堆積地形や地層構造を観察することで，堆積学の知見を活用し，その場所の地形形成要因をある程度考察することが可能である．このような検討は，改変が予定される場所の環境が，どのような要因によって形成されているのかを予測することができる簡易な手法として有効であろう．

(3)再生試験区における地形・材料の形成過程の調査

1)調査の狙いと手法

再生試験区では形状の異なる 5 つの試験区を人工的に造成している．再生試験区において，2.4.5(1)(2)で検討を行った干潟の地形・材料の形成過程についてその実態を捉えるため，再生試験区の造成後より，横断測量及びジオスライサーを用いた堆積物調査等のモニタリング調査を定期的に行っている．その成果を以下に示す．

2) 結果

図 2.4.5-14 に試験区の変化の概況を写真で示す．これらの写真は，左上図に示すように旭橋上から下流方向へ向かって撮影したものである．また，参考に施行段階における再生試験区の工区の区分を図 2.4.5-15 に示す．施工直後はほぼ様な材料で構成されていたが，完成後約 59 日後である 2010 年 4 月 29 日では，斜面区，平坦区 1，平坦区 2 の勾配が変化する斜面部と平坦部の境界付近において帯状に砂が堆積する微地形が見られた．なお，ここでの砂の堆積は波浪が原因となっていると考えられることからバームと表すこととする（詳細は次項(4)で述べる）．堆積している砂はよく分級され，頂点では 10cm 以上の堆積厚がある．その陸側の背後は標高が低くなるため，水溜まりになりやすく，砂泥質の材料になる．なお，この間は出水はない．その後 5 月，6 月の小規模出水を経て，2010 年 7 月 14 日の大規模出水後にはバームの多くが流出している様子が見て取れる．その後，出水がない状況が続いたが，しだいにバームが復活している．そして，バームの頂部は徐々に堤防側に移動していた．変化の傾向としては，2010 年 7 月出水前（バームの発達），2010 年 7 月出水後（バームの流出），その後（バームの発達）の 3 段階に整理できる．

図 2.4.5-16 に，各測線における横断測量結果から，横断形状の重ね合わせたものを上部に，その前の調査時からの変化量を下部に示す．先述の 1 期間では，勾配の変化地点付近を中心にバームの発達・移動が斜面区・平坦区ともに見られ，平坦区 2 についてはその後の後背地にシルト質砂が堆積していた．さらに平坦区 1 の斜面部の水溜まりにはシルト分の堆積が見られた．2010 年 4 月 29 日から 2010 年 6 月 24 日の間には小規模な出水が 1 度あったが，その間の横断形状の変化は小さい．その後，2010 年 7 月出水により，バームの大部分がなくなるとともに，平坦区の斜面部には砂が堆積していた．また，この間の侵食量が大きいのは相対的に地形が張り出しているところが中心になっている．この期間では再びバームが復活し，砂の堆積が進行した．この傾向はとくに平坦区 1 の 0k120 で顕著であり，変化量を見ると，出水後の 2010 年 7 月 14 日以降，バーム部分で堆積傾向にあり，その位置は初めは横断距離 15m 付近だったものが 5m 付近にまで，堤防側に移動している．

河床材料調査の結果を図 2.4.5-17 に示す．上図に表層材料の性状ごとに色分けをした平面部分分布図，下図には上図の赤丸で示した点の表層の堆積物の厚さ及び性状を示すグラフである．ここでいう堆積物の厚さと

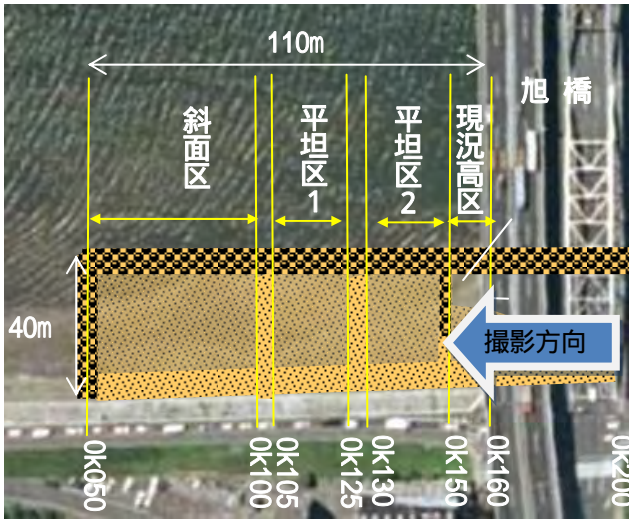
は、再生試験区の建造に置き換えた材料（シルト混じり砂）の上に堆積したと考えられる材料の厚さを示す。建造後の2010年4月30日から2010年6月29日では帯状に斜面部に砂が堆積し始めている様子がみられる（2010/6/29 図中 A）。その後は出水後の2010年7月26日では、全体的に表層の砂分・シルトが飛び堆積厚は減少し、造成に用いた土砂に含まれていた礫が露出しているところが多くなっている。また、平坦区の斜面部では、シルトが砂に変化している（2010/7/26 図中 B）。後背地ではシルトが堆積していたが、礫と砂に変化している（2010/7/26 図中 C）。その後は、大きな出水はないが、2010年12月25日には主にバーム部において10cm以上の砂の堆積が見られ、消失したバームが通常時に再発達している様子がうかがえる（2010/12/25 図中 D）。その後はバームが堤防側に移動傾向にあり、それに伴い堆積厚が減少・増加している地点が見られる。斜面区、平坦区のバームの後背部や、低水路側のプール部は水が溜まりやすくなっていると考えられるが、水溜まりになっているところでも、表面にうっすらとシルトが堆積する程度であり、細粒分の堆積・混入は少ない。これは、試験区の標高が高く、物質収支 WG(2.3)によると、T.P.0.5m以上の高い干潟は微細土砂が干潟に供給されにくいことから、供給量が少ないことが原因としてあげられる。その他の試験区より標高の低い現況高区では、他の試験区では砂の堆積がメインであることに比べ、シルト質を含む細かい成分の堆積が見られた（2011/3/10 図中 D）。

平坦区2の後背部から、標高の低い現況高区にかけて水みちが出来ており、現況区の干出とともに、後背部に溜まった水がその水みちを通過して抜けている様子が確認された（2010/12/26, 2011/3/11 図中 F）。

以上を総括し、再生試験区で起きた微地形変化を整理すると以下のようなものである。斜面区の勾配の変化地点と平坦区1及び平坦区2の平坦区と斜面区の境界付近の勾配の変化地点において、よく分級された砂が帯状に堆積するバームの形成が見られた。バームの頂点より陸側（バームの後背部）はバーム部より標高が低くなるため水が抜けにくくなり、干出時にも水溜まりになり、表層にはシルトが堆積していた。この水溜まりから標高の低い現況高区へ水が抜ける水みちが形成された。このような水みちの形成によって後背部、プール部での水の滞留時間が左右され、細粒分の沈降・堆積に影響を及ぼしている可能性がある。

バームは平常時には徐々に発達しながら堤防側へ移動していった。出水時には堆積した砂は流出しバーム

は消失したが、その後の平常時に再び形成され、発達と堤防側への移動を続けている。



干潟再生試験区平面図

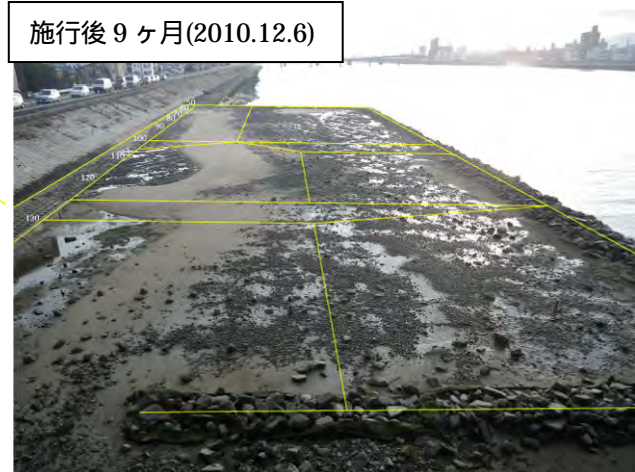
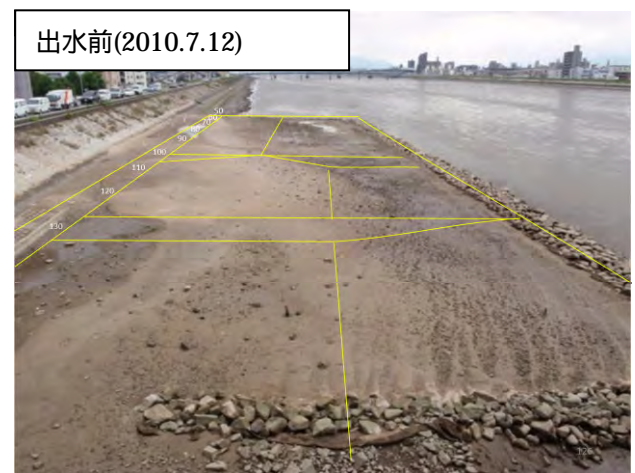
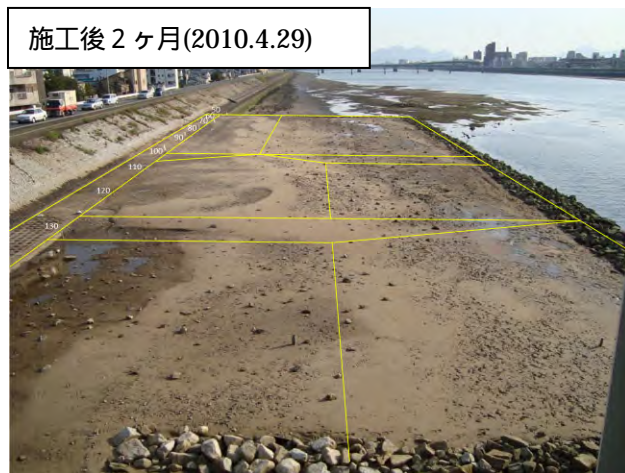
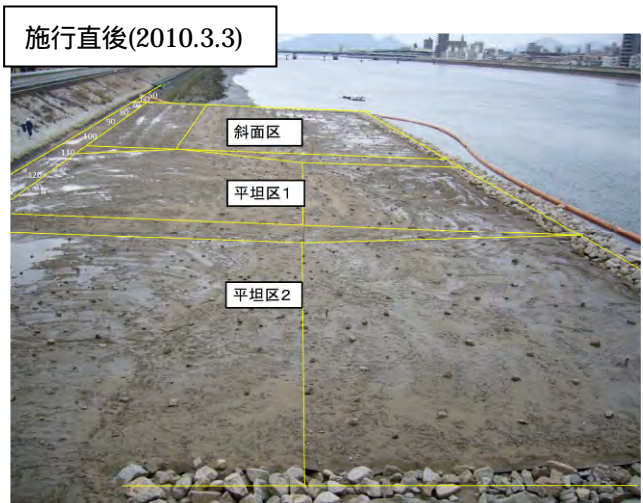


図 2.4.5-14 試験区の概況

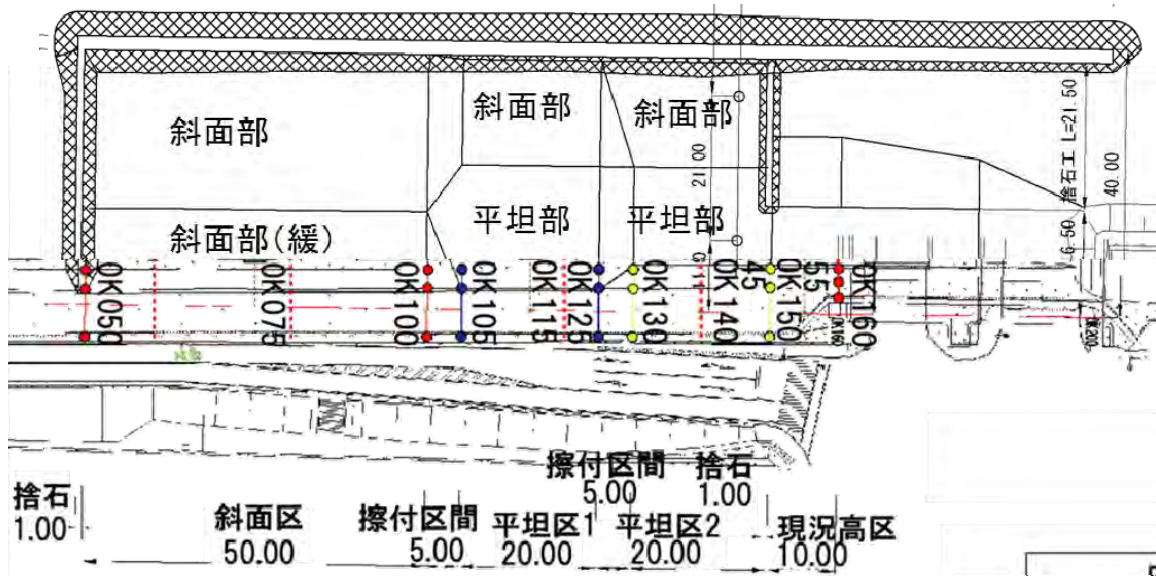


図 2.4.5-15 再生試験区の平面図

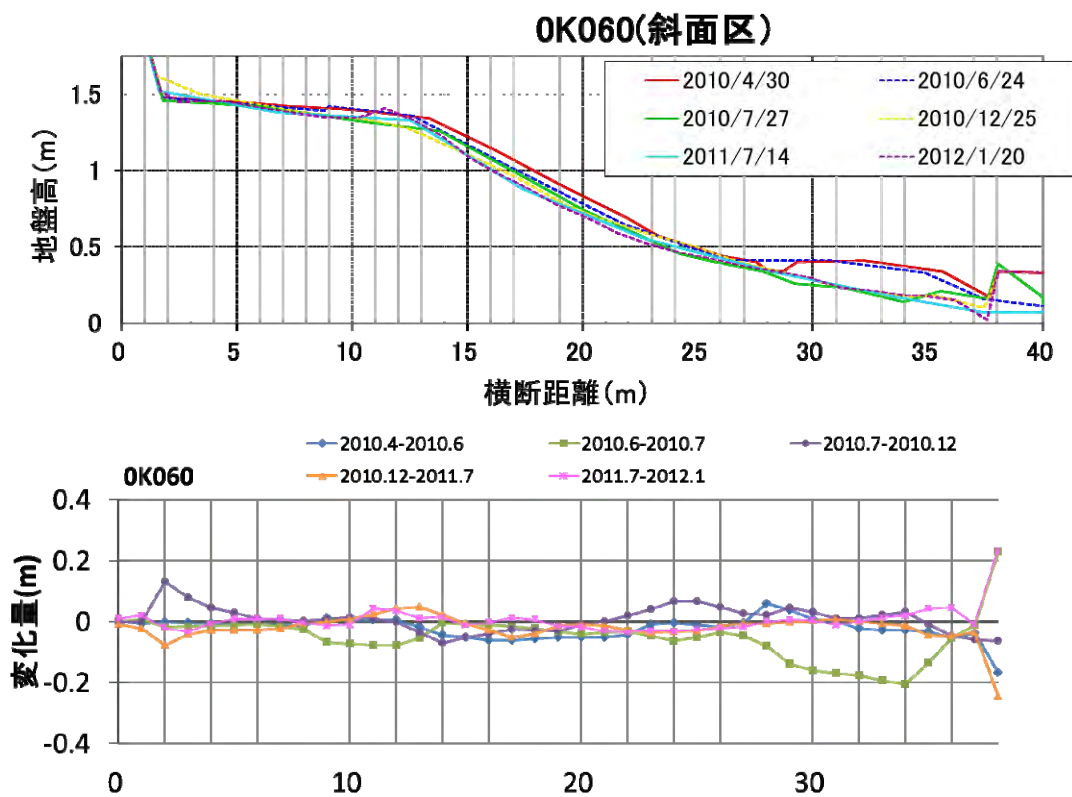


図 2.4.5-16(1) 地形調査結果（重ね合わせ）(上部) 前の調査からの変化量（下部）

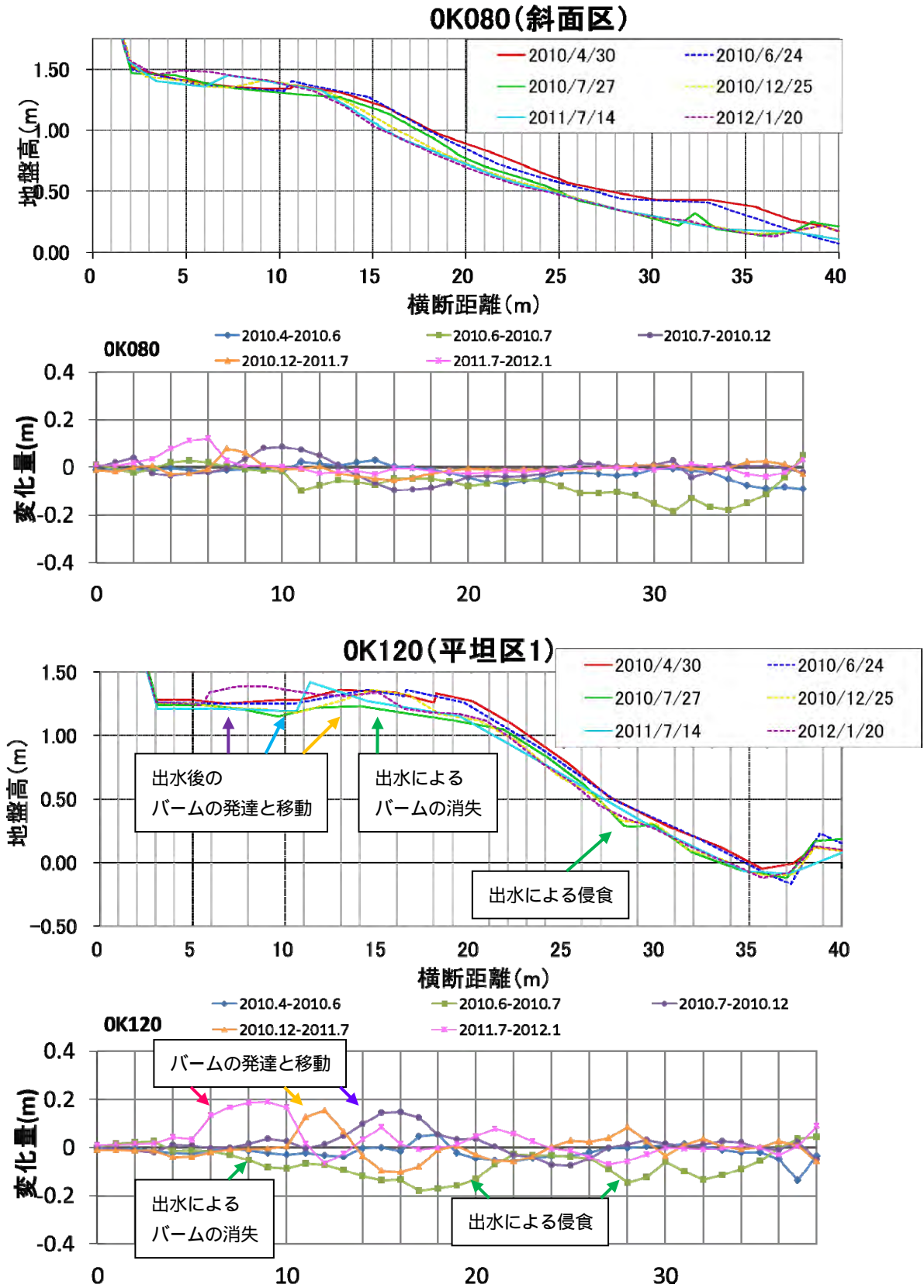


図 2.4.5-16(2) 地形調査結果 (重ね合わせ) (上部) 前の調査からの変化量 (下部)

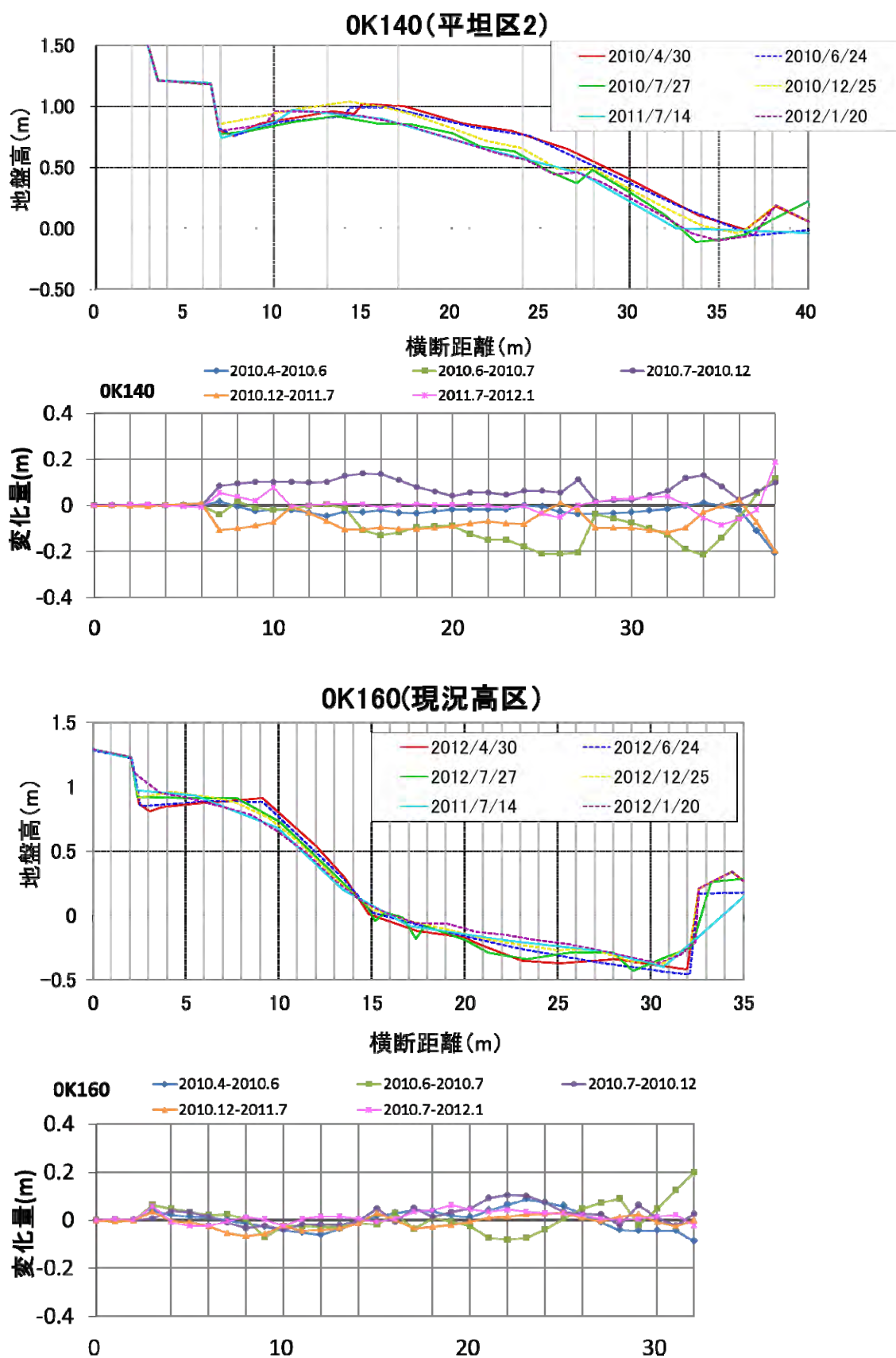


図 2.4.5-16(3) 地形調査結果(重ね合わせ)(上部)前の調査からの変化量(下部)

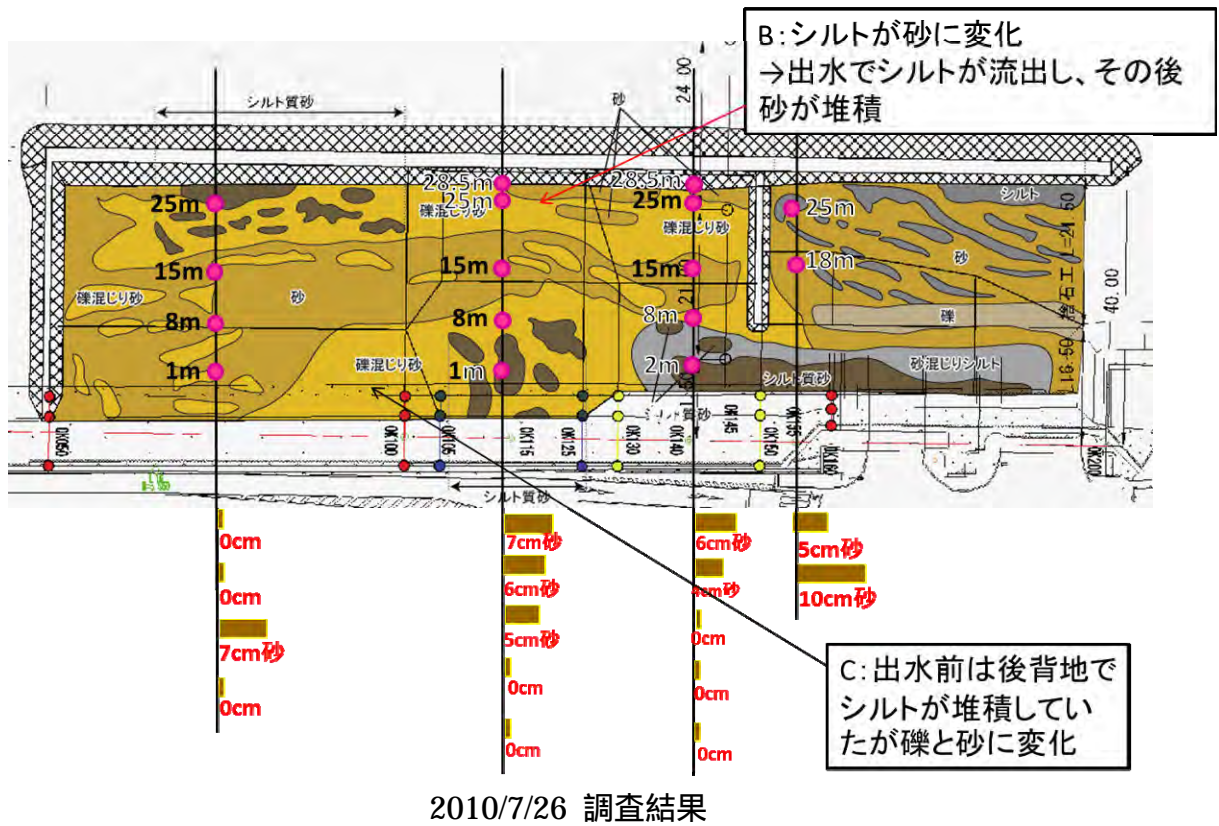
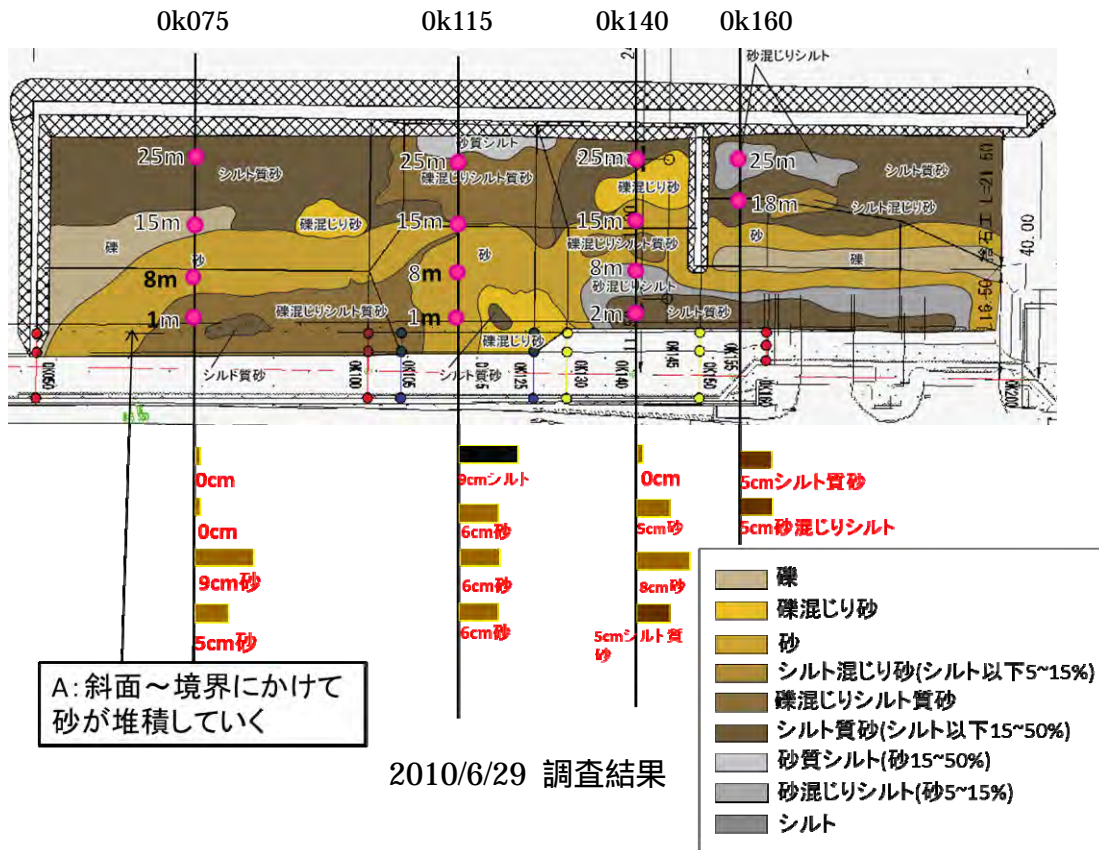


図 2.4.5-17(1) 河床材料調査結果

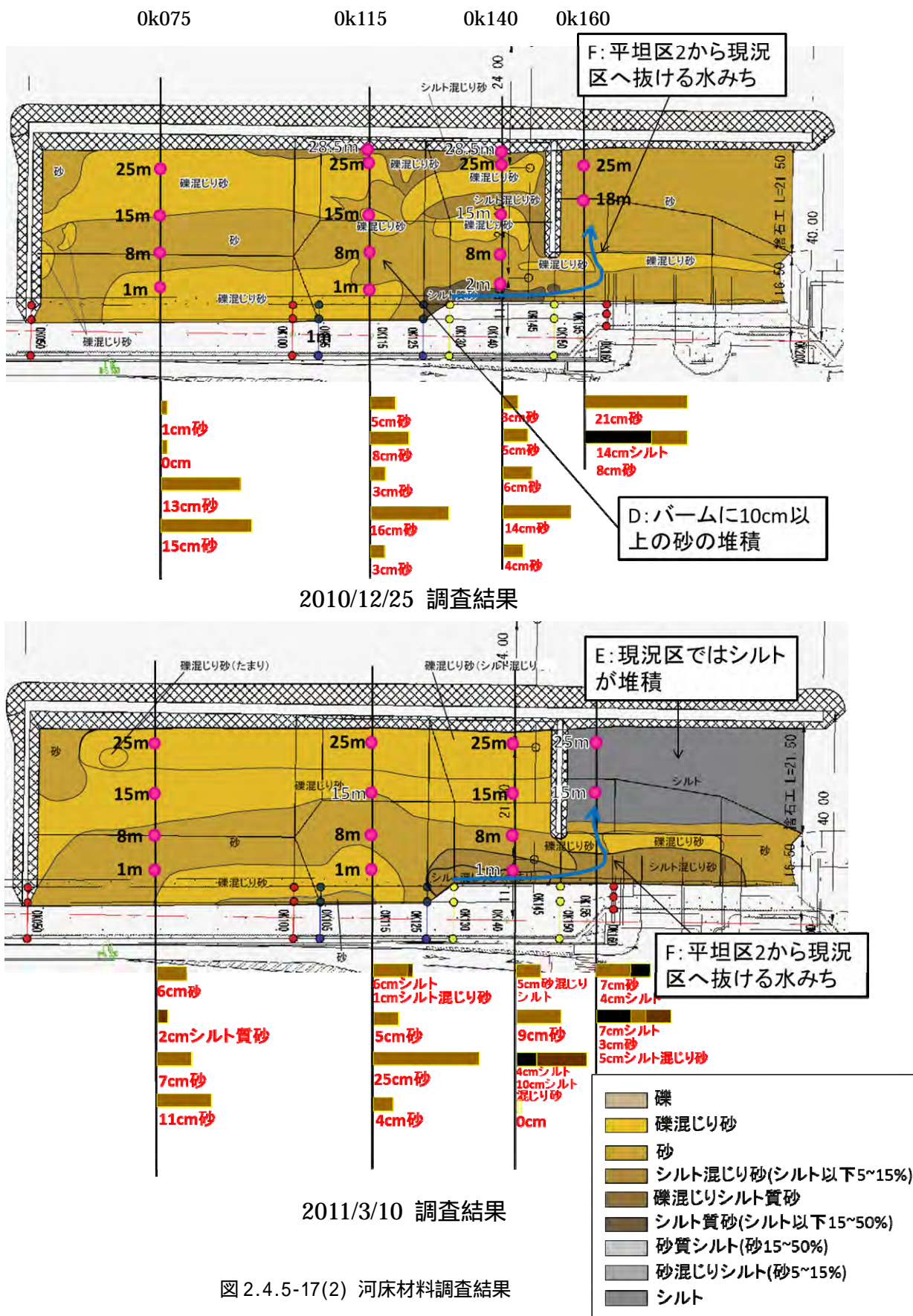


図 2.4.5-17(2) 河床材料調査結果

(4) バーム形成過程把握に向けた定量的分析

(3)の再生試験区のモニタリング調査では、バームの発達とそれに伴う表層材料の変化が観察された。バーム斜面部には分級された砂が厚く堆積し、後背部には水溜まりができ表層に細粒土砂が溜まるというように、明確な表層材料の分布の違いが見られた。また、表層材料の違いにより生物の分布が異なっている様子が見られた。これらのことから、バームの形成がその後の干潟環境に影響を及ぼしていると考えられる。このようなバーム形成に関して、その予測に繋がる定量的な分析を行うことを目的とした調査を行った。

平常時のバーム付近の様子を観察してみると、干潟が水没または干出す前後の時間の干潟の水深が浅いときに、波浪がバームの斜面に到達し、砕波する際に斜面部の砂が巻き上がっている様子が見られた。ここで対象としている波浪とは、静穏時に恒常的に発生している波高 10cm 以下の波であり、このような波浪がバームの形成・発達の要因になっていると考えられた。そこで、再生試験区において波浪状況や底質の移動状況を正確に捉えることを目的とした現地調査を行った。さらに、干潟地形の予測評価手法の検討として、現地調査の結果を用いて、再生試験区のバーム及び自然干潟で帯状の砂の堆積が見られる場所の断面を対象として、海岸等で活用されている既往の波浪及び底質の移

動に関する式を適用し、河口干潟への既往知見の適用性の検討を行った。

1)バーム形成に関する波浪や流れの状況把握のための現地調査（再生試験区）

調査の狙いと手法

実施した調査は a)~f)のとおりである。それぞれの調査地点は図 2.4.5-18 に示す。調査時間は図 2.4.5-19 に示すように、2012 年 1 月 23 日（大潮）の一潮汐を主な対象とした。

a)波浪状況の連続観測

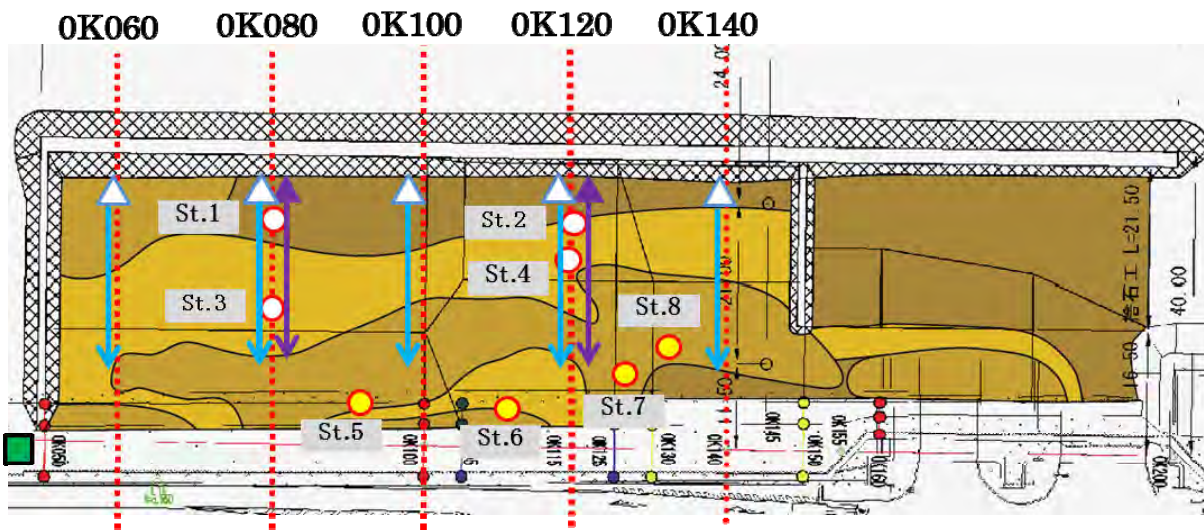
自記式 3 次元流速計（Vector：水圧精度：フルスケールの 0.25%，流速精度：測定値の $\pm 0.5\% \pm 0.1\text{cm/s}$ ）による連続観測により、代表 4 地点における波浪・流速の時間変化を捉えた。5 分毎に 3 分間の観測を実施した。設置高さは、干潟表面から約 5cm の流速を測定するように設置した。

b)流れの平面分布観測

ポータブル型の直読式流速計（AEM213-D：流速精度：測定値の $\pm 1\text{cm}$ ）により、定点観測だけでは把握できない汀線際の流れの平面分布を観測した。1 時間ごとを基本とし、流れの変化が見られた場合は捕捉調査を実施した。

c)砕波位置と砕波水深の観測

バームの形成・発達には砕波の発生が影響している



- a)波浪状況の連続観測 ○ (st.1~4)
- b)流れの平面分布観測 △ (水位に応じて汀線際↓を観測)
- c)砕波位置と砕波水深の観測 ▲ (水位に応じて汀線際↓を観測)
- d)着色砂を用いた底質移動実態観測 ○● (st.1~8)
- e)風向・風速の連続観測 ■

図 2.4.5-18 再生試験区調査地点

と思われることから、碎波の発生の有無を観察するとともに、後で行う定量的解析の検証に使用することを目的として、発生している際はその位置及び水深を計測した。調査員がスタッフを持って立ち、護岸からの距離（位置）と碎波水深を簡易測定した。30分ごとを基本とする。

d)着色砂を用いた底質移動実態観測

表層材料の輸送状況を把握するため、干潟上8地点に着色砂約30gを直径10cmの円形に設置し、その移動状況を観察した（図2.4.5-20参照）。それぞれの地点の干出時に着色砂を設置し、冠水直後、干出直前を主とし、適宜観察を行った。使用した着色砂は以下の表2.4.5-2の通りである。なお、現地の干潟材料と比較して比重が小さいこと、また表層に盛るように載せている（埋め込みは行ってない）ため、実際の材料より移動しやすい状況になっていると考えられる。

表 2.4.5-2 用いた着色砂（硬質ゼオライト）の詳細

成分	天然硬質ゼオライト
粒径	1~2mm（定規で簡易測定）
比重	2.35

e)風向・風速の連続観測

干潟下流側の護岸上にプロペラ式風向・風速計を設置し、調査期間中の風向の連続観測を実施した。10分ごとに期間平均、瞬間最大風速を記録した。

調査結果

a)~f)の調査の結果を以下に示す。

a)波浪状況の連続観測

4地点の流速および波高・周期の比較を図2.4.5-21に示す。観測期間中の流速は数cm~13cm/sの範囲であった。干潮時や上げ潮時の流速はSt.1、下げ潮時の流速はSt.3で大きくなる傾向が見られた。一方、満潮時はSt.1の流速が他地点に比べて小さくなる傾向にあった。観測期間中の最大波浪は9:50の航走波発生時に観測されており、最高波高8~20cm、有義波高6~9cm、有義波周期2~4秒であった。なお、低水路側より斜面部の地点（St.3やSt.4）で波高が高く、浅水変形や屈折などの波浪変形の影響と考えられる。8:10、8:50及び10:50前後にも波浪や周期が上昇しているが、これは河口（下流側）から来襲した波浪の影響と考えられる。11:50以降は波高と周期が増加していた。これは、後述する西寄りの風速が強まる時間帯と概ね一致していること、河口（下流側）から来襲した波浪は見られなかったことから、河道内で発達した風波が要因と考えられる。9:50と11:30に発生した波はボート通過に伴う航走波である。

b)流れの平面分布

観測時間ごとの平面的な流速な分布をベクトル図で示したものを図2.4.5-22に示す。1潮汐間の再生試験区内の流速は1cm/s~25cm/sの範囲に分布していた。満潮（1/23 10:00前後）の1.5時間前の8:30に0k120で上げ潮の流速ピーク、1.5時間後の11:20に0k120

2012年1月23日（大潮）の一潮汐

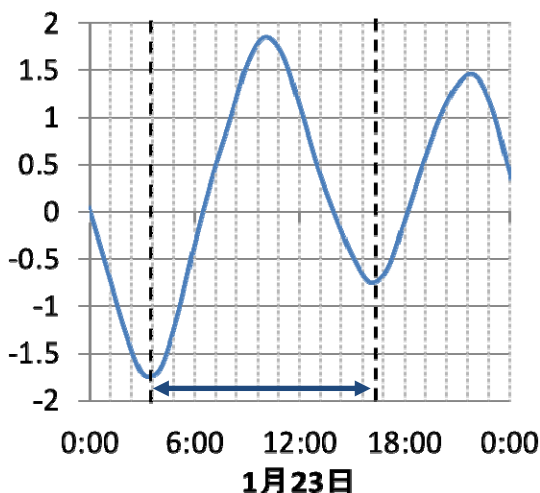


図 2.4.5-19 調査時の潮汐状況（草津水位観測所）

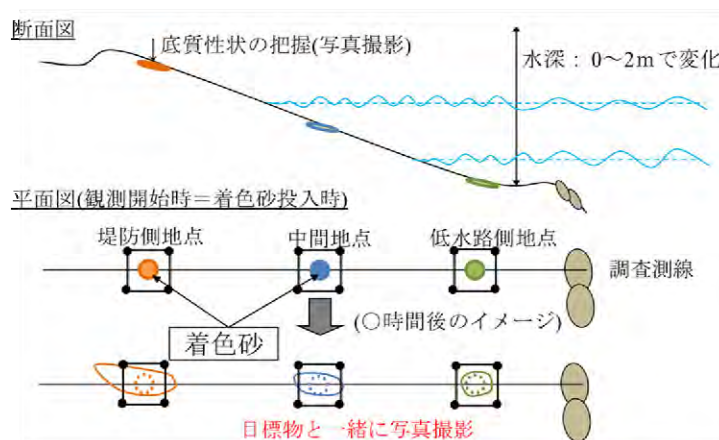


図 2.4.5-20 着色砂を用いた移動実態調査イメージ

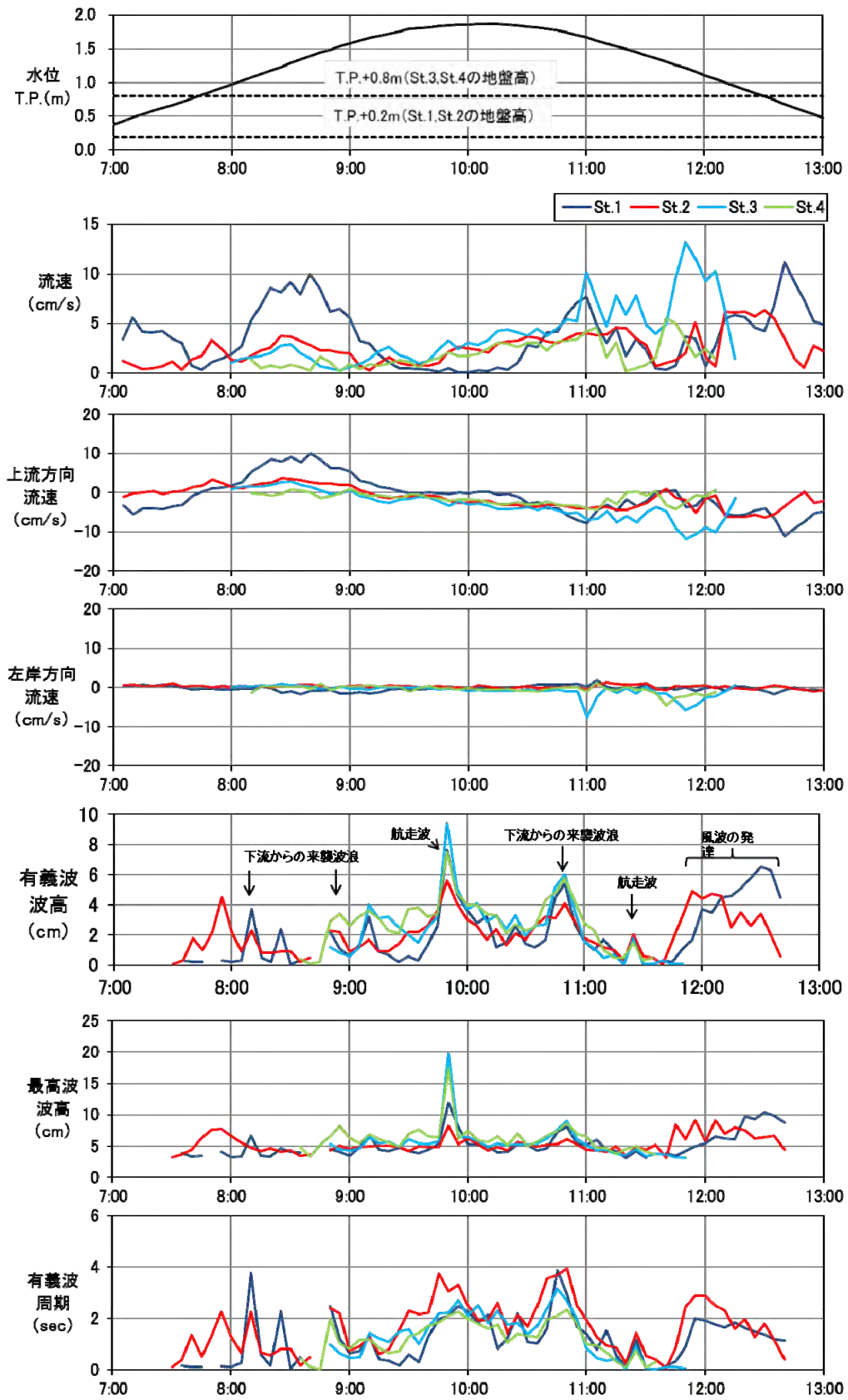


図 2.4.5-21 波浪状況調査(1月 23 日)

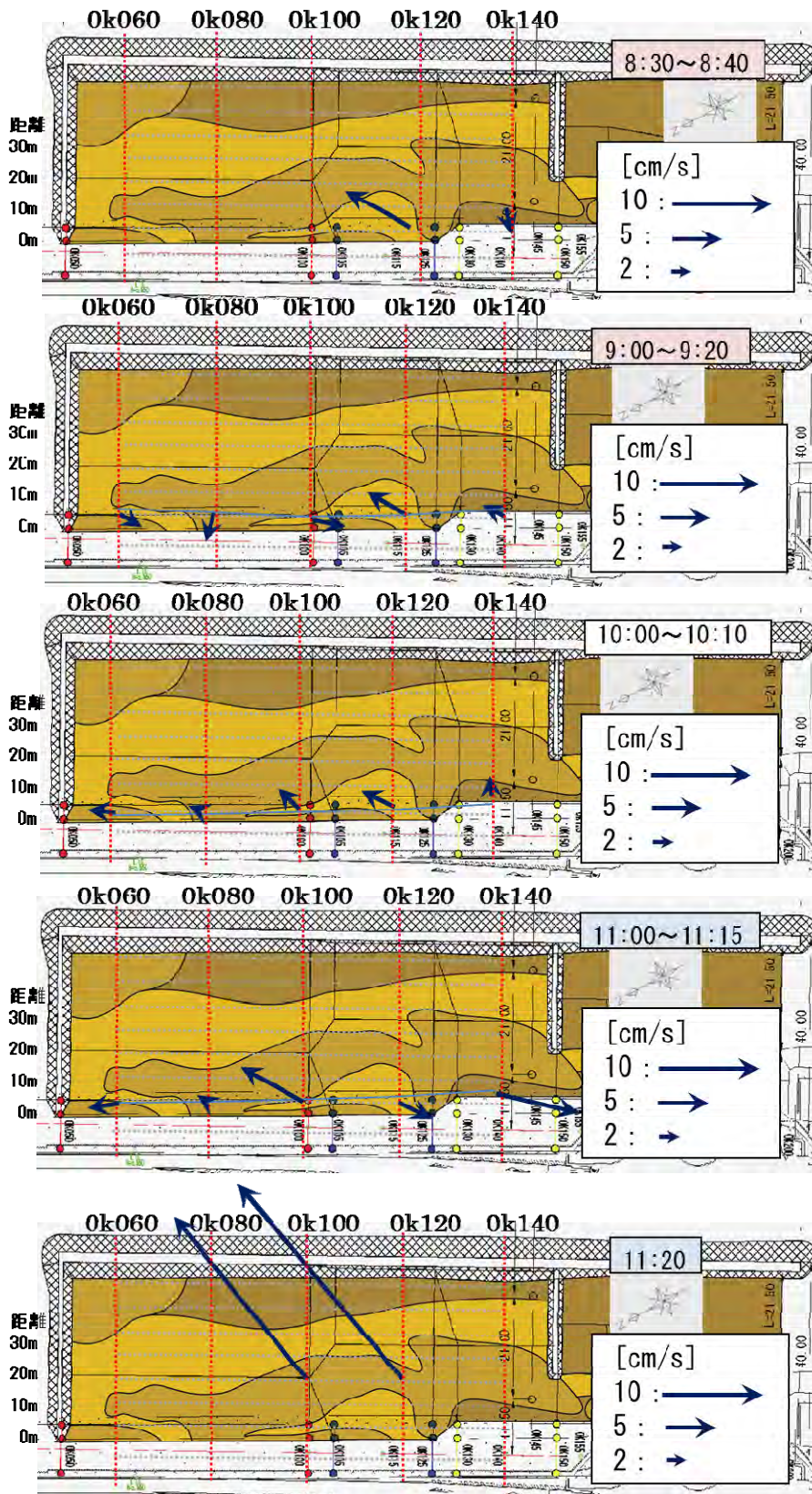


図 2.4.5-22 流速ベクトル図

で下げ潮時のピークが見られ、特に下げ潮時の最大流速は 20cm/s 以上で、下流方向への強い流れが見られた。また、満潮 1 時間前の 9:00 に、突堤を周り込んで澇筋(0k140 付近)から流入する 5cm/s 程度の流れと、0k1000 の上流方向への流れがバームの背後地のたまり周辺でぶつかるような流れが見られた。一方、満潮 1 時間後の 11:00 には同じく背後地のたまり周辺から澇筋に沿って上流側に流出する流れと下流方向に流出する流れがほぼ同時に発生している様子が観測された。

c) 砕波位置と砕波水深の観測

観測された砕波位置及び観測水深を表 2.4.5-3 に示す。0k120 (平坦区 1) よりも 0k080(斜面区)のほうが砕波は多く観測される傾向にあった。波浪状況調査の結果と比較すると、上げ潮時は静音なとき、下げ潮時は流速が大きくなった 10:56 や風が強くなる 11:56 以降で砕波が観測された。

d) 着色砂を用いた底質移動実態観測

干出後の着色砂の状況を整理したものを図 2.4.5-23 に示す。なお、前述のとおり、着色砂は干潟材料より比重が小さく、表層に盛るように設置しているため、現地の表層材料よりも動きやすい状態であったと考えられる。すなわち、着色砂の移動方向は現地表層材料と一致するが、移動量は現地表層材料より強調されているものとして捉える必要がある。各地点の円の色は

干出後の残留状況を表しており、紫色で示す St.1,2 では設置した着色砂がほとんど残っていたこと、桃色で示す St.5,6 では大部分が移動していたこと、白色で示す St.3,4,7,8 では元の位置にはほとんど残っていなかったことを示している。このように、低水路に近い St.1,2 では動きが小さいことが分かる。各地点の赤色の円は干出後に着色砂が発見された範囲を、水色の矢印は移動方向を示しており、St.3,4,5,7 は主に一方に移動、St.6,8 が複数の方向へ移動していたことを示している。緑色の四角は主に移動が発生したタイミングを示しており、2 回以上のタイミングで移動が観測された地点では、より大きな移動が観測された方に

表-2.4.5-3 砕波位置及び観測水深

測線	時刻	葦岸からの距離(m)	汀線からの距離(m)	観測水深(cm)
0k080	7:58	18.0	0.5	6
	8:34	13.5	0.5	5
	9:08	4.0	全域冠水	8
	10:55	護岸際	全域冠水	13
	11:56	15.0	0.5	5
	12:33	20.0	0.5	5
0k120	8:30	18.5	1.0	6
	12:01	22.0	1.0	7
	12:30	23.0	0.5	4

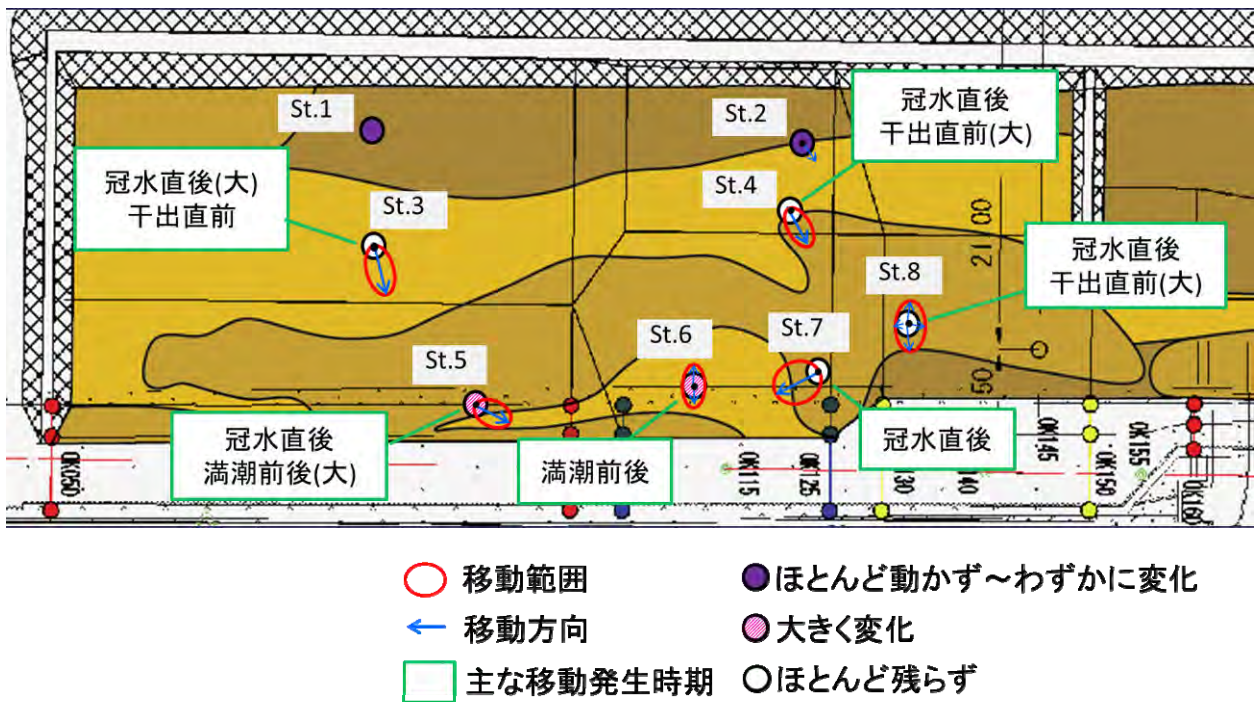


図 2.4.5-23 着色砂を用いた移動状況調査

(大)と記している。St.3,4,7,8はバーム及びその前面の斜面であり、ここでは冠水直後や干出直前の水深が小さい時に大きく堤防側に動く傾向にあった。静穏時に恒常的に打ち寄せる波浪でも、水深が低いときに打ち寄せる波浪や砕波によって表層材料が巻き上がり移動していく様子が観察され、これらの部分の表層材料の移動は、波浪が主な要因となっていると考えられる。St.5,6はバーム背後でバーム部より標高が低くなっているが、これらの地点で主に満潮前後に移動が見られた。波浪による巻き上げは観察されないことから冠水後の流れによって移動が発生していると考えられる。St.7のバームでは冠水直後に下流側に大きく動いているが、冠水直後には平坦区2の平坦部から平坦区1の平坦部へ、上流から下流への波の回り込みが発生することから、その影響によるものと考えられる。St.8では堤防側だけでなく低水路側にも大きく動いているが、平坦部の高さが隣接する下流の平坦部より低く、潮位が高い時に護岸からの反射波が発生しており、その影響によるものと考えられる。

e) 風向・風速の連続観測

観測された再生試験区周辺の風向(10分平均)・風速の時系列図を図2.4.5-24に示す。風速が大きいのは上げ潮のピークの1月23日6:00(平均3m/s)、下げ潮のピークの1月23日12:00~14:00(平均5m/s)であり、ピークでも5m/sと静穏な期間であった。風向が南~西のときに風速は強まる傾向にあるが、これは再生試験区から見て河口が南西方向にあり開けているため風速が大きくなるのが要因であると考えられる。波浪状況の観測結果(図2.4.5-21)によると、11:40頃からSt.1,2で比較的大きな流速と波高が観測されているがこれは西向き風が発達してきた時間と一致し、この期間は風波の影響が大きくなっていると考えられる。

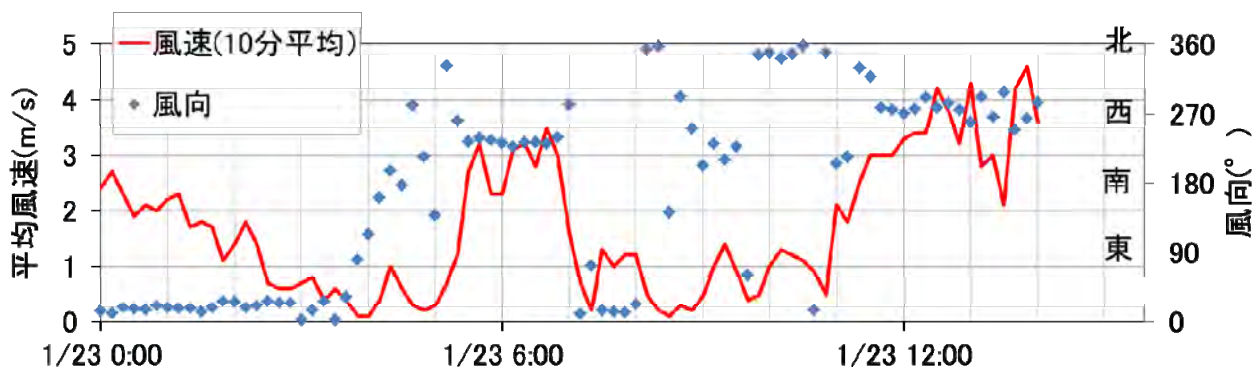


図2.4.5-24 風向・風速観測結果

2) 波浪によるバーム形成機構についての考察

2.4.5(2)(3)(4)1の調査結果より、平常時に波浪により形成されるバームについてその形成機構を考察する。再生試験区に形成されたバームを例に、その形成機構の仮説を図2.4.5-25に示す。平常時に干潟に作用する波浪により、斜面部の砂分が巻き上がり、斜面上方向に移動する。砕波が発生し、エネルギーが減衰し斜面と平面部の境界部分にはよく分級された砂が堆積し、砂の微高地であるバームが形成される。バームは周辺の地形の中では干潮時にもっとも早期に離水し、流れが速い状態から急に水がなくなるため、細粒分が堆積しにくいと考えられる。その後背部とは明瞭な安息角面の段差が生じるため、後背部は周囲より低くなり、干潮後も水がたまり滞留時間が長くなるため表層に泥が堆積し、嫌気的な状態になることがある。

以上から、平常時の波浪によるバームの形成の要因として“波浪”及び“地形”が考えられる。波浪に関しては、どのような波高・周期の波が干潟に到達するかであり、河口から到達する波と風波による波が関係する。現地調査によると、波高数cm程度でも表層材料の巻き上がりや移動は見られたことから、静穏時に恒常的に打ち寄せる波を考慮しなければならない。地形に関しては、バームは勾配の変化部分に形成されたことから、斜面部の勾配や勾配変化点の位置・標高などが影響を与えると考えられる。

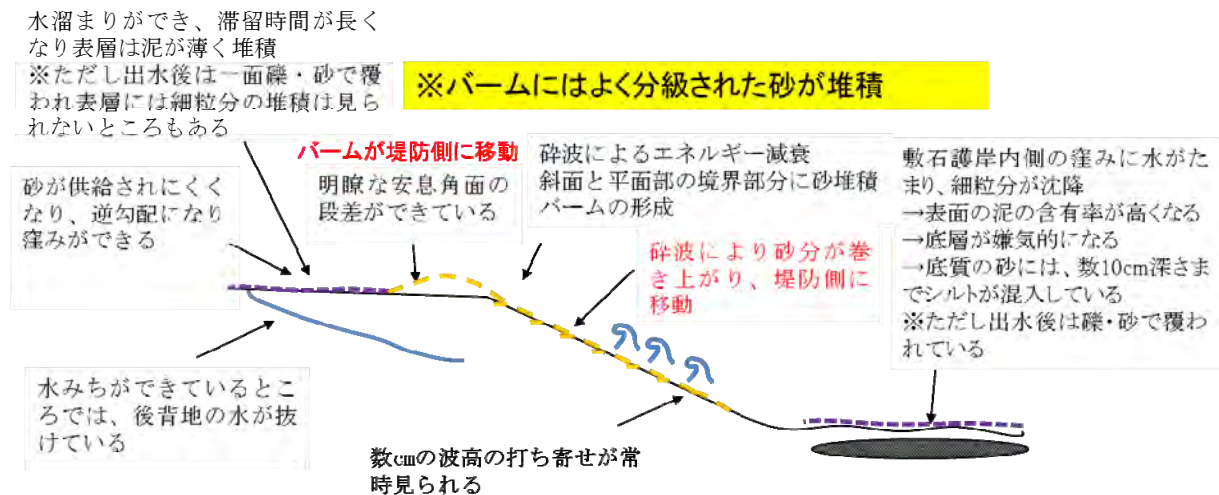


図 2.4.5-25 再生試験区におけるバーム形成の仮説

3) 波浪や底質移動に関する既往の算定式による定量的分析 (再生試験区と自然干潟)

分析の狙いと手法

2)で考察した仮説によると、バーム形成に影響を及ぼしているのは“波浪”“地形”であり、その関係を定量的に求めることができれば、河道設計時の地形により、バームの形成の有無やその位置などを予測することが可能になる。海岸分野においては海岸保全施設に作用する波力を推算する手法や、漂砂の動態から海浜変形を予測する多数の手法が提案され、実用化されている(海岸保全施設技術研究会(2004))。河口干潟を対象とした、数cmから数10cmのスケールでのバーム形成を検討した事例はほとんど見られない。そこで、海岸分野において通常用いられている漂砂に関する各種算定式及び係数が河口干潟域でも適用可能かを検証した。ある斜面部と平坦部をもつ断面形状における波浪によるバームの形成を考察する際は、以下 a)~c)のプロセスが必要になると考える。

a) 沖波の設定

- ・外力条件となる沖波条件 (波高・周期)

b) 浅海波における波高・波長及び波高の変化

- ・干潟に到達する波浪条件 (波高・周期)
- ・砕波水深の検討

c) 波力が底質に与える影響の検討

- ・限界移動水深との関係による底質移動形態の判定

本項では、再生試験区の5断面及びバームに類似した帯状の砂の堆積が見られる自然干潟の5断面(図2.4.5-26)を対象に、a)~c)の各項目について検討を試みた。

分析結果

a) 沖波の設定

一般には、沖波の推算には、天気図や気圧情報から海上風を読み取り、上層の自由大気の流れを計算し、これに海面摩擦や大気安定度の補正を行って推定される(海岸保全施設技術研究会(2004))。

本検討においては現地調査で波浪の連続観測を行っていることからその結果を用いるものとした。なお、自然干潟に対する沖波条件は、再生試験区と同様の外力が作用すると仮定し、同様の条件を適用することとした。

水位条件を表2.4.5-4、波浪条件を表2.4.5-5に示す。波浪条件の算定については、以下の式(1)を用いた。

$$\text{沖波波長 } L_0 = (g/2\pi) \cdot T^2 (\text{m}) \dots (1)$$

g:重力加速度(m/s²)、π:円周率、T:周期(s)

b) 浅海波における波高・波長及び波高の変化

海岸保全構造物等に作用する波浪の検討には、浅海域における沖波の変形(水深変化による屈折、浅水変形、砕波さらに周辺の島・岬・構造物による回折や反射による波浪変改)を適切に考慮した換算沖波波高を用いるものとしており、そのための種々の波浪変形モデルが提案されている。モデルにより屈折、回折等の適用可能な要素が異なっており、計算対象領域や発生している現象を考慮し、適切なモデルを選択する必要がある(海岸保全施設技術研究会(2004))。

浅海域に進入すると波高が大きくなり、やがて表層の水粒子速度が波速よりも大きくなるような領域になると波形が崩れて、波は砕波する。砕波現象は非線形性の強い現象で、数値計算で波高変化を求めることが

表 2.4.5-4 水位条件

項目	設定値	設定値の説明
水位	T.P+1.87m	・調査期間中の朔望平均満潮位
	T.P+1.50m	・干潟バーム部天端付近【断面:0k060,0k080,0k120】 ・干潟バーム部天端上50cm【断面:0k140,0k160】
	T.P+1.00m	・干潟斜面部のバーム側【断面:0k060,0k080,0k120】 ・干潟バーム部天端付近【断面:0k140,0k160】
	T.P+0.50m	・干潟斜面部の河心側 (Vector設置地盤高T.P+0.2mよりも上)【5断面】

項目	設定値	設定値の説明
水位	T.P±0.00m	・干潟バーム部天端付近【断面:C2k000左,C1k400左,C0k080左,1k200左】 ・干潟バーム部天端上1.0m【断面:C0k200右】
	T.P-0.50m	・干潟バーム部天端付近【断面:C0k120右】 ・干潟斜面部のバーム側【断面:C2k000左,C1k400左岸,C0k080左,1k200左】
	T.P-1.00m	・干潟バーム部の天端付近【断面:C0k200左岸】 ・干潟斜面部のバーム側【断面:C2k000右,C1k400左,C0k080左,1k200左】
	T.P-1.50m	・干潟斜面部の河心側【断面:C2k000左,C1k400左,C0k080左,1k200左】 ・干潟斜面部のバーム側【断面:C2k000右岸】

表-2.4.5-5 波浪条件

項目	設定値	設定値の説明
波高	5.13cm	Vectorで観測された最高波の平均値
	19.7cm	Vectorで観測された最高波(出現:1/23 9:50)
波長	2.2m	Vectorで観測された周期の平均値1.2sによる波長※
	39.0m	現地調査中に確認した最長周期5.0sによる波長※

難しい。数値的に碎波限界水深を求める手法としては合田の碎波判定式(式-(2))が用いられている。

$$\frac{H_b}{L_0} = A \left\{ 1 - \exp \left[-1.5 \frac{\pi (h_b)}{L_0} \left(1 + B \tan^{4/3} \theta \right) \right] \right\}$$

(合田の碎波判定式)・・・(2)

ここで、 H_b ：碎波波高、 L_0 ：波長、 h_b ：碎波水深、 θ ：断面勾配、 A 、 B ：係数 (A の一般値は0.17、 B の一般値は15)(海岸保全施設技術研究会(2004))

ここでは、本判定式の適用可能性について検証を行った。入力条件として、現地調査における波浪の連続観測結果より、斜面部への到達地点で観察された波浪条件での波長を用いた(図 2.4.5-18 st.1,2)。また、現地調査における碎波位置と碎波水深の観測の結果より碎波発生時の位置及び碎波水深を用いて式-(2)に適用し得られた碎波波高と、波浪の連続観測において得られた波高を比較した。その結果を表 2.4.5-6 に示す。係数 A 、 B を種々変更して検討したが、どのケースも波高の計算値は現地調査結果と同様の値が得られた。その結果より、海岸で通常用いられている碎波波高の算定式および係数 ($A=0.17$ 、 $B=15$) が河口干潟域でも適用可能であることが示唆された。

さらに、合田の碎波判定式において推定した碎波波高 H_b を用いて、干潟を遡上する水位高(遡上高)を推定した。算出式は波高と波長を考慮した Rector の式-(3)とした。(土木研究センター(2005))

$$H_0 / L_0 < 0.018 : h_{BS} / L_0 = 0.18 (H_0 / L_0)^{0.5}$$

$$H_0 / L_0 \geq 0.018 : h_{BS} / L_0 = 0.024$$

・・・(3)

ここで、 h_{BS} ：遡上高(m)、 H_0 ：沖波波高(m)、 L_0 ：沖波波長(m)である。

なお、算定は、碎波波高を H_0 と仮定し、碎波水深位置の波長 L を L_0 と仮定して行った。

碎波水深地点の波長 L は、任意水深における波長算定式である式-(4) (水理公式集(1999))による収束計算により算定した。

$$\frac{L}{L_0} = \tanh \frac{2\pi h}{L} \dots (4)$$

推定式の妥当性を確認するため、現地調査で得られた遡上高との比較を行った。その結果を表 2.4.5-7 に

表 2.4.5-6 合田の碎波判定式による再現性確認結果 一覧

case.NO	現地調査結果				入力値					波長 L_0 (m)	計算結果 碎波波高 H_b (m)	[(計算結果-調査結果)/ 観測結果]*100%	
	位置	発生日時	波高 (m)	周期 (s)	水深 (m)	周期 T(s)	海底勾配 $\tan \beta$	碎波水深 hb(m)	係数A				係数B
case1-1	測線0.08kバーム部	1月23日11:00	0.13	8.0	0.13	8.0	0.015152	0.13	0.17	15	99.9	0.11	15
case1-2	測線0.08kバーム部	1月23日12:00	0.05	10.0	0.06	10.0	0.015152	0.06	0.17	15	156.1	0.05	0
case1-3	測線0.12kバーム部	1月23日12:00	0.07	3.0	0.08	3.0	0.014706	0.08	0.17	15	14.1	0.07	0
case1-4	測線0.12kバーム部	1月23日12:30	0.04	1.0	0.04	1.0	0.014706	0.04	0.17	15	1.0	0.03	25

表 2.4.5-7 遡上高計算式の妥当性確認結果 (現地調査による遡上高情報との比較)

観測時刻	測線NO.	位置	入力値			計算値			現地調査結果 0.08k測線 遡上高(m)
			波高 H (m) (碎波波高)	周期 T(sec)	水深 h (m) (碎波水深)	波長 L(m)	波形勾配 (H_0/L_0)	遡上高 h_{BS} (m)	
12:00	0.08k	斜面部	0.050	6.0	0.050	4.20	0.012	0.101	0.090
12:30	0.08k	斜面部	0.020	2.0	0.050	1.39	0.014	0.033	0.030

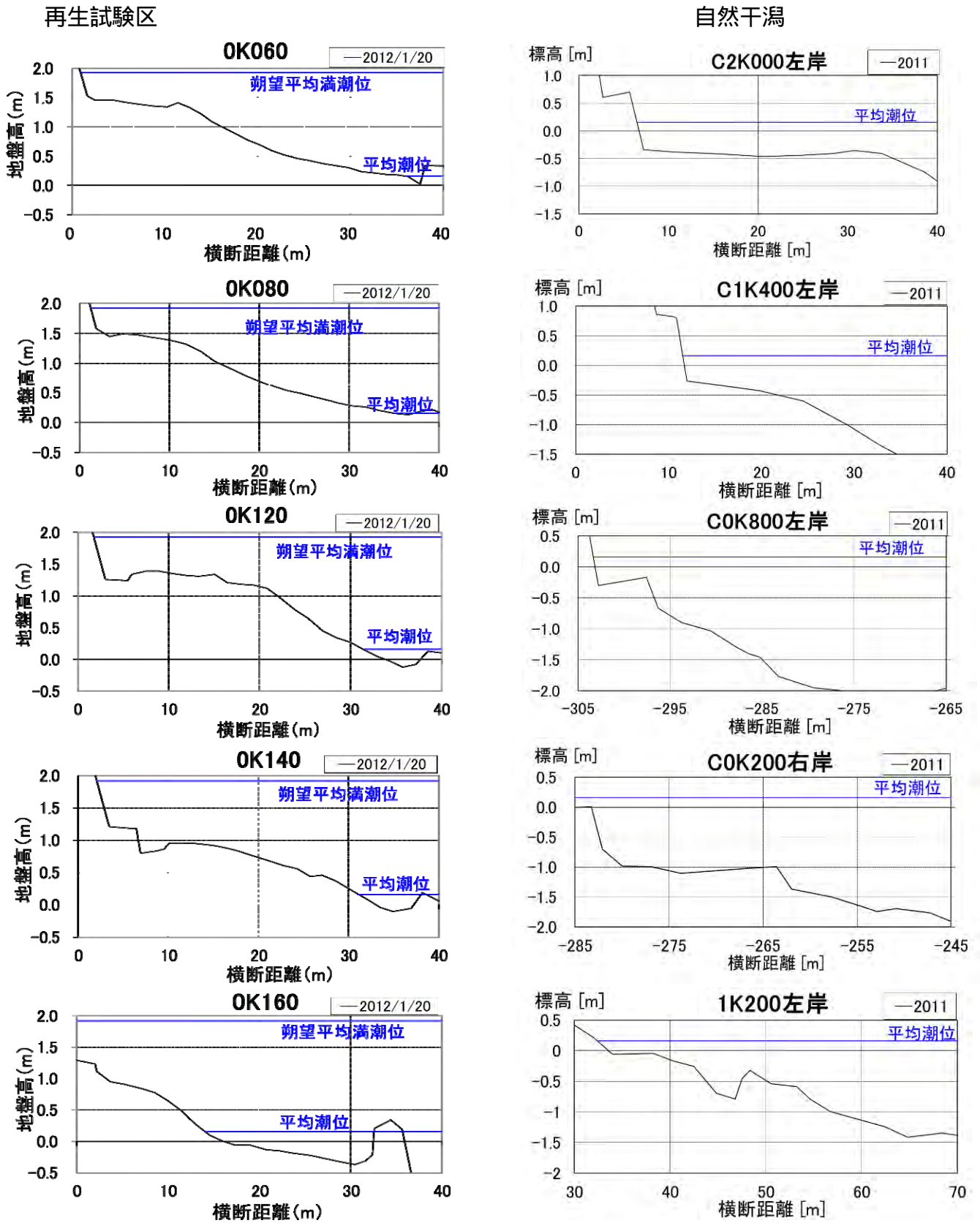


図 2.4.5-26 検討対象断面

示す 現地調査結果より 12:00 時点の碎波波高は 5cm, 周期 5s, 12:30 時点の碎波波高は 2cm, 周期 2s と整理している。碎波波高, 周期を式(3)に適用し, 遡上高を算出した。結果を表 2.4.5-7 に示す。確認した碎波波高, 周期時の遡上高 9cm, 3cm に対して, 式(3)により得られた結果はそれぞれ 10cm, 3cm となり, 現地調査による遡上高を再現可能であることを確認した。

c) 波力が底質に与える影響の検討

波力が底質に与える影響の検討として, 移動限界水深と碎波発生時の水深を比較することによる底質の移動状況の判定を試みた。以下に示す漂砂の移動限界水深の式(5) (土木学会(1999))を用いて, 碎波発生時の水深ごとの波高から移動限界水深を推定した。

$$\left(\frac{H}{H_0}\right)^{-1} \sinh\left(\frac{2\pi h_i}{L_0}\right) = \alpha \left(\frac{H_0}{L_0}\right) \left(\frac{L_0}{d}\right)^n \dots (5)$$

ここで, H_0 : 沖波波高(m), h_i : 移動限界水深(m), H : 水深 h での波高(m), L_0 : 沖波波長(m), d : 粒径, L : 水深 h_i における波長(m), α と n は各種移動限界水深に対する定数(表 2.4.5-8 参照)である。計算の対象は碎波の発生地点とし, 波高は碎波波高を採用した。

表 2.4.5-8 α と n の値 一覧 (土木学会(1999))

移動形式	提案者	n	α
初期移動限界	石原・榎木	1/4	5.85
全面移動限界	佐藤・田中	1/3	1.77
表層移動限界	佐藤・田中	1/3	0.741
完全移動限界	佐藤	1/3	0.417

土木学会(1999)によれば, 各種移動限界水深は, 波による底質の移動状況によって, 水深の深い順に表 2.4.5-9 のように定義されている。

算定式による各種移動限界水深を求め, 底質の移動の有無を把握した 再生試験区における波高 5.13cm, 周期 1.2s のケース(現地調査結果よりほぼ平均的な波浪条件)における結果を表 2.4.5-10 に示す。ここでは, 移動限界水深 > 水深(移動する)の場合を ○, 移動限界水深 < 水深(移動しない)の場合を × で表す。なお, 他 2 ケースでもほぼ同様の結果が得られている。ほとんどの地点で初期移動及び全面移動形態では“移動する”, 表層移動及び完全移動形態では“移動しない”結果となった。

なお, 0k160 の斜面部では表層移動が“移動する”と

表 2.4.5-9 底層の各種移動状況

移動限界水深	概要
初期移動限界水深	海底表面の突出砂粒子がいくつか動き出す限界の水深
全面移動限界水深	海底の表層がほとんど動き出す限界の水深
表層移動限界水深	表層の砂が波の方向に集団で輸送される限界の水深
完全移動限界水深	水深変化が明瞭に現れるほどの顕著な砂移動が生ずる限界の水深

表 2.4.5-10 再生試験区における底質の移動状況 (波高 5.13cm, 周期 1.2s のケース)

		初期移動	全面移動	表層移動	完全移動
0k600	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	×	×
0k800	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	×	×
0k120	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	×	×
0k140	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	×	×
0k160	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	○	×

なっていることについては, その要因として他の地区に比べて斜面勾配が急であること, 今回の現地調査において, 0k080 および 0k120 で観測した波浪データを用いて波浪条件を設定したため, 0k140 と 0k160 の間に存在する敷石護岸による波浪の低減効果を考慮していないことが挙げられる。

初期移動限界, 全面移動限界時に“底質が移動する”結果となり, いずれも表層の一部が移動する状況を表す限界水深時であることから, 本推定式による底質移動の有無の推定結果は着色砂を用いた底質移動実態観測で得られた表層材料の移動傾向を定性的に再現できているものと考えられる。

ただし, 再生試験区は周辺より標高が高いことや敷石護岸に囲まれていることから, 周辺の干潟や河道と非連続になっており, 流れによって周辺から土砂が運ばれにくくなる。このため, 周辺の自然干潟と比較して微地形変化に及ぼす要因としての流れの影響を受けにくくなっていると考えられる。そのため, ここでは波浪にのみ着目した検討を行っているが, 河川流や潮

汐による流れの影響が大きいところでは両面からの検討が必要である。

自然干潟における波高 5.13cm, 周期 5.0s のケース (観測された中で最高周期での条件) を表 2.4.5-11 に示す。自然干潟においては波浪以外の要因が関係していると考えられるが、仮に波浪の影響のみ考えた場合として検討を行った。全面移動においてバームが移動する地点としない地点が分かれており、地形と波浪の条件によっては斜面部では表層材料が移動する一方、勾配の緩やかなバーム部の表層材料は移動しないことになり、波浪の影響によるバームの移動という観点においては微地形が安定している (バームの移動が発生しにくい) ことがあることが示唆された。

- a)~c)の結果を踏まえて、以下の内容が整理できる。
- ・再生試験区では平穏時の波浪によって、バーム部及び斜面部において表層材料が移動し、微地形形成に寄与していることが現地調査と数値解析の結果から分かった。なお、現地調査結果によると、表層材料の巻き上げ・移動は汀線近傍の波浪外力によって生じ、特に、周期 5 秒程度の大きな波浪が来襲するときに顕著な移動が生じているものと推測された。
- ・海岸工学で用いられる砕波波高、遡上高及び移動限界水深を算定する数式により、河道内の干潟部に作用する砕波波高、水位 (遡上高) 及び底質の移動の有無を推定した。その結果、現地調査により得られた結果を概ね再現する結果を得ることができ、海岸で通常用いられている漂砂に関する各種算定式及び係数が河口干潟域でも適用可能である可能性を示した。それによると、砕波波高、遡上高及び移動限界水深の算定に大きく影響している要素は“波浪”と“断面勾配”である。

(5)物理環境変化過程における出水時と平常時の役割に関する考察

出水が生じれば、河道内において、平常時に比較してはるかに広域にわたり大きな営力が作用し、また上流からの土砂供給も大きくなるので、河道形状や河床材料に大きな変化が起こる可能性が出てくる。たとえば 2.4.5(1)2)で述べたように、リング法の結果から、も 2010 年 7 月出水がその前の平常状態が続く期間に比べ大きな河床変化を生じさせていることが明らかとなっている。ただし、洪水規模が増大し、作用する流水の力や範囲が大きくなることと、河道に大きな変化が生じることとは必ずしもきれいに対応するものでは

表 2.4.5-11 自然干潟における底質の移動状況 (波高 5.13cm, 周期 5.0s のケース)

		初期移動	全面移動	表層移動	完全移動
C2k000 左岸	バーム部	○	×	×	×
	斜面部	○	○	×	×
C1k400 左岸	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	×	×
C0k800 右岸	バーム部	○	×	×	×
	斜面部	○	○	×	×
C0k200 右岸	バーム部	○	×	×	×
	斜面部	○	○	×	×
1k200左 岸	バーム部	○	○	×	×
	斜面部	○	○	×	×

ない。このことは 2.4.3(3)5)および 2.4.3(6)1)で大規模 - 中規模洪水の河床形状へのインパクトの比較を通じて述べた。それでも、平常時に比べ出水時の土砂流送は大規模に起こっているはずであり、干潟表面・表層を生息・生育の場に行っている生物にとって出水は有力な攪乱となるはずである。

一方、平常時においては、河道変化を起こしうる外力規模は出水に比べずっと小さい。しかし、日常的な事象であれば作用時間が出水に比べはるかに大きくなること、また、平常時の事象であっても、局部的には微地形変化や表層材料変化を起こしうる事象が存在すること、そして、干潟生物の生息・生育に関わる条件としては、たとえ微地形の形成や表面・表層材料の変化であっても重要となり得ることから、物理環境の変化過程を考える際に平常時を除外するのは適切でない。

平常時に物理環境の変化を起こす有力な事象として今回見いだされたのが、静穏時でも存在する小さな波浪によるバームの形成である。すなわちバームは、前述の(4)で示したように、平常時に干潟に作用する波浪により砂の巻き上げ、移動が発生して形成される。

物理的外力によるものではないが、平常時に物理環境を変化させる事象として、今回、生物活動の寄与が有意である可能性も示された。すなわち、スナモグリ、アナジャコ等の生物が生息する干潟では、表層からの細粒土砂の混入よりも、それら生物活動が起こす攪乱による細粒土砂混入の影響が大きいことが示唆された。

出水のインパクトにより、状況によっては河道の状況が大規模に変化する。その後、平常時に種々の事象によって物理環境の変化が徐々に生じる。そして、出水時の変化と平常時の変化は、再生試験区で見られたバームの消失 復活のように、平常状態の継続により

数ヶ月の時間スケールで洪水による変化が修復される場合もあり、C0k200 のリング法結果で見られたような、出水による侵食が数ヶ月経っても元に戻るに至らない場合もある。洪水による河道変化に着目するならば、前者は可逆的、後者は不可逆的变化と呼ぶことができる。いずれにしても、物理環境の変化過程を捉える際には、出水の作用と平常時の作用の両方を考慮し、両者の組み合わせあるいは重ね合わせの結果として、各時点での物理環境があるという視点を持つことが必要である。

2.4.6 干潟の物理環境と生物との関係

物理環境 WG の調査結果を用いて、物理環境と生物の分布との関係について分析した。

(1) 標高及び冠水状況と植生との関係

1) 調査の狙いと手法

塩生植物群落の分布に関しては様々な研究がなされており、標高や潮位、河床材料等の干潟の物理環境と密接な関係があるとされている(栗原ら(1998))。太田川放水路を俯瞰して、ヨシや塩生植物が繁茂しているのは、直線 3 の一部(1k200 ~ 2k000)だけである。荒木ら(2009)は放水路 1k200 付近の左右岸 300m について、群落の標高及び土壌の粒度を調べ、左岸ではハマサジの分布の境界は T.P.0.4m の等高線と良く一致し、フクドは T.P.0.5m と一致していたこと、それに対して右岸では、ハマサジは稀でフクドは T.P.1.0m 以上と、境界が左岸よりも高いことを示した。その理由として、右岸は、T.P.1.0m 以下の領域ではシルト ~ 細砂の割合が多く、左岸よりも細かいため、干潮の間も土壌水分が高いことが原因であると考察している。塩生植物ハビタットとしての干潟の評価や生物目標を考慮した干潟の設計手法への活用に向けて河口干潟の物理環境と塩生植物群落との関係を検討するため、地盤高と潮位との関係に着目した詳細調査・分析を行った。その方法を以下に述べる。0k200 ~ 2k200 左岸、横断方向 50m の範囲を対象とした植物調査及び地形測量を行い(2009 年 12 月 10 ~ 12 日)、その結果を GIS を用いて内挿補間により 10m メッシュで地盤高及び植生の面的分布を整理した(大沼ら 2011a)。ここでは、潮間帯に対応して、朔望平均干潮位を 0、朔望平均満潮位を 1 とし、標準化した指標(相対潮汐地盤高=(地盤 - 朔望平均干潮位)/(朔望平均満潮位 - 朔望平均干潮位))に着目した。具体的には、相対潮汐地盤高を軸に植物種ごとにその種が被覆しているメッシュ数をカウントすることで、相対潮汐地盤高に対する植物種の被覆面積を求めた。併せて、対象区域の地盤高ごとの面積分布の特徴を示すた

め、相対潮汐地盤高の低い位置から高い位置にかけて当該高さのメッシュ数を集計して、全メッシュ数で除することで、累積メッシュ率という指標を作成し、これを整理した。累積メッシュ率は、標高に応じた干潟面積の累積変化を示すものであるため、相対潮位高を縦軸に、累積メッシュ率を横軸にとった図を作成すれば、累積メッシュ率の勾配がゆるくなっている高さは、その高さに該当するメッシュ数が多いことを示す。なお、ここでは相対潮汐地盤高は 0.05 ピッチで整理し、その下限値を表記して作図することとした。さらに、相対潮汐地盤高ごとに各植物が占める割合を整理し、高さごとに各植物が占める割合を出現する植物種の特徴を分析することとした。潮汐差を算出するにあたって用いた観測所は広島観測所のデータを用いた。

また、日常的な潮位変動が植物に対して与える影響を示す指標として、潮位変動による平均的な冠水時間(平均冠水時間=年間冠水時間/冠水回数)や平均的な冠水水深(平均冠水水深=各地盤高における冠水中の水深の総和/冠水時間)に着目し、それぞれ整理した。

さらに、それらの指標の汎用性を検証するため、いくつかの代表的な河川においても同様の調査を実施し、それらの指標値を比較するとともに、指標値の違いとそれぞれの河川の物理環境の特徴との比較を行った(大沼ら 2011a)。

2) 結果

詳細調査の分析結果として、相対潮汐地盤高ごとの累積メッシュ数を算定したものを図 2.4.6-1 に示す。T.P.換算はその相対潮汐地盤高に該当する T.P.の値を示す。出現し始めるのは、ヨシ、ハマサジは相対潮汐地盤高が 0.55 をこえたあたりから、フクドは相対潮汐地盤高が 0.6 程度をこえたあたりから、シオフグは最も高く相対潮汐地盤高が 0.65 程度をこえたあたりである。出現のピークはヨシ、フクド、シオフグで相対潮汐地盤高 0.8 程度、ハマサジはそれよりも低く相対潮汐地盤高 0.7 程度となった。

ヨシ群落について平均冠水時間を求めると、最も低い位置で確認された相対潮汐地盤高で 5 時間、出現のピークとなる相対潮汐地盤高で 3 時間であり、これは一潮汐のうち冠水期間の割合では、40%以下になると生え始め、25%程度が最も適しているということになる。また、平均冠水水深は生え始めで 0.57m、ピークでは 0.30m であった。太田川放水路に分布するヨシ及び塩生植物は、以上より、太田川放水路における植生の種ごとの相対潮汐地盤高(及びそれによって決まる平均冠水時間、平均冠水水深)に対する選好性を現地調査結果より確認できた。

次に、これらの指標値が一般的に見て汎用性のある値なのかを検証するため、太田川を含む代表 6 河川におい

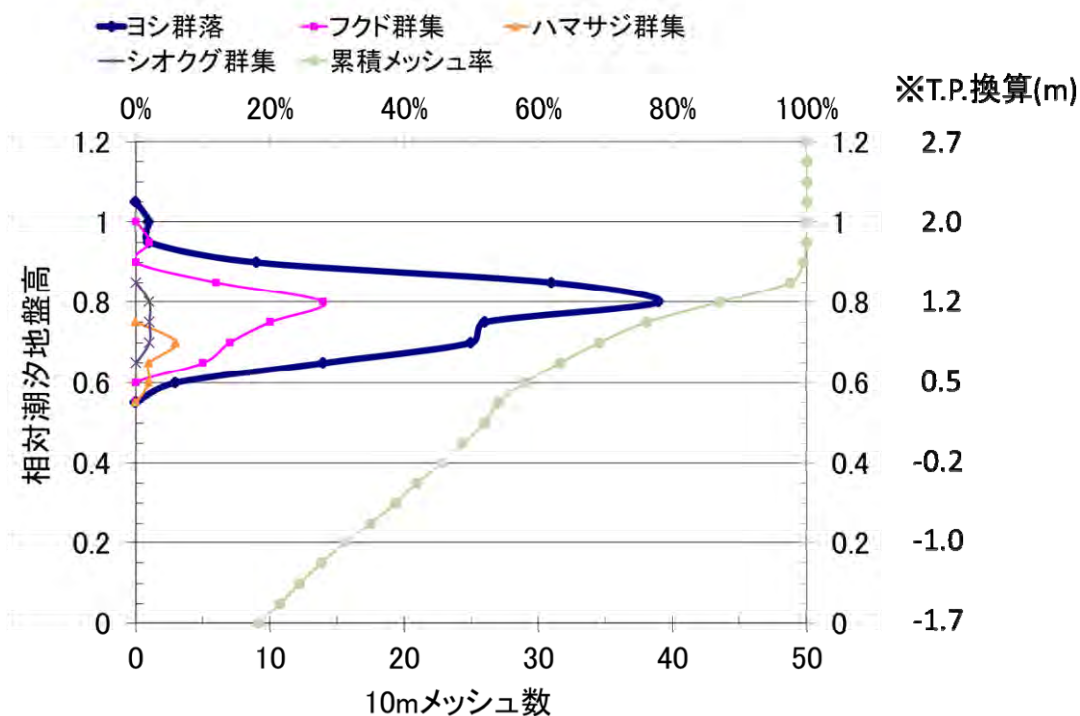


図 2.4.6-1 植生群落と相対潮汐地盤高との関係

てヨシ群落を対象に比較を行った。この結果、相対潮汐地盤高による一般化は困難であること、太田川は他河川に比べ相対潮汐地盤高が高くなる傾向があることが分かった。その原因として潮汐差があり、太田川のような潮汐差が比較的大きい河川は同じ相対潮汐地盤高を持つ地盤における湛水深が大きくなるためである。平均冠水水深で評価すると比較的ばらつきが少なく、生え始めは40-70cm、ピークで15-30cmと整理でき、平均冠水水深によりヨシ群落分布の一般的な評価が可能になることが示唆された。また、平均冠水時間について、太田川は他河川に比べて短かった。しかし、ヨシ群落分布との一般的な相関関係は見られず、関係性は見いだせなかった。

(2)再生試験区における物理環境とカニの生息状況との関係

図2.4.6-2は物理環境WGで行った再生試験区の材料分布に陸生生物WGにおける調査結果より得られたカニの分布状況の結果を重ねたものである。バームや斜面区の下流端など砂が多い所を好むコメツキガニ、平坦区2のバーム後背部など比較的泥分の多い所のチゴガニ、礫の下のタカノケフサイソガニ等表層の底質の相違に合わせてカニが生息しており表層材料の決定が、カニの生息に関係していることが確認された。

2.4.7 まとめ

(1)物理環境形成機構に関する考察

著者らは、既往の知見及び本研究を踏まえ、河口干潟生物の生息・生育状況を規定する条件としての物理環境の形成において、5つの要素が重要と考える。大沼ら(2011b)の議論を基本に、それを拡充して以下に示す。

河道の基本形状の設定

特に放水路など、その基本形状のほぼ全てが河道設計にしがたい設定される場合、またそこまででなくとも、日本の河川については治水を含む種々の目的で自然状態にある河川を大なり小なり整備してきていることが一般的であるから、そうした整備によって河道の基本形状がどのようにつくられてきたか？あるいは今後つくられるか？は、その後の干潟の物理環境を規定する最も重要な条件となる。

基本形状の設定に関しては、護岸等の人工構造物の効果も合わせて考慮すべき要素となる。たとえば、比較的大規模な2010年7月出水後でも、試験区及び直線3タイプの自然干潟の敷石護岸の内側の形状の変化は小幅に留まっており、敷石護岸が干潟の安定に寄与していたと考えられる。敷石護岸のような人工構造物

礫の下にはタカノケフサイソガニ

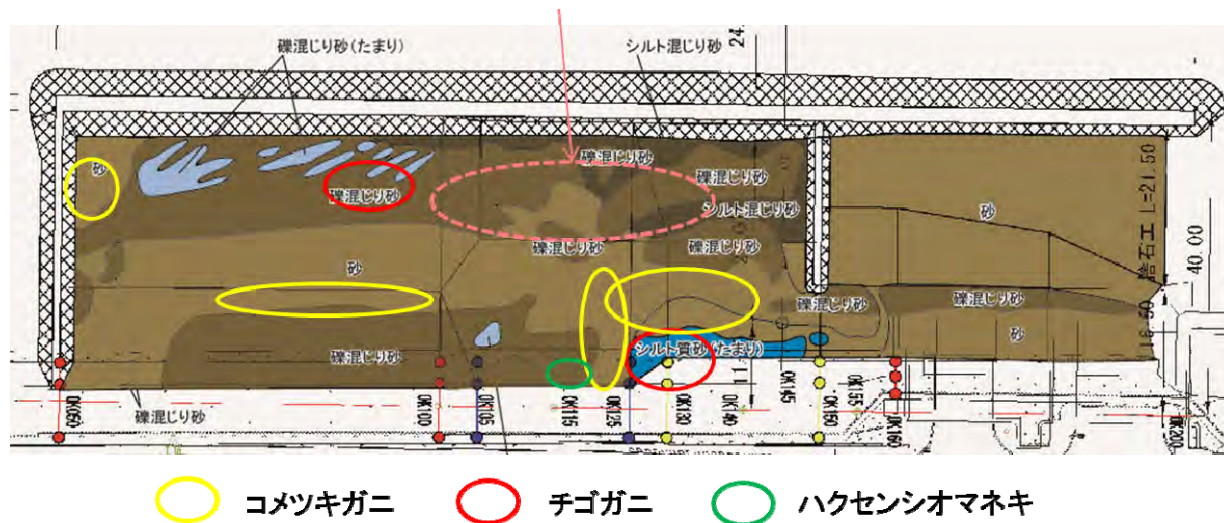


図 2.4.6-2 再生試験区における表層材料の分布とカニの分布

によりある程度の河道形状制御が可能という点からは、河道の基本形状の設定とともに、それを維持する手段としての構造物等の設置も、その後の物理環境を規定する条件として合わせて捉えておく必要がある。

洪水による物理環境基盤の変化あるいは形成

そうして設定された河道の基本形状は、いわば「初期条件」を与えるものであって、その形状がそのまま維持されるとは限らない。特に、土砂供給・流送を含む洪水の作用は、場合によっては設定された形状の骨格までも変える潜在力を持つ。

実際、横断測量成果や河床変動調査結果に見られるように、太田川放水路の河道形状の骨格や河床材料は比較的大きな出水により有意に変化し、変化が徐々に落ち着いて一定の状態に移行する、あるいは、洪水による変化の進行が継続する状態にあると考えることができる。特に、河道縦断形の変化、砂州（交互砂州、固定砂州；深掘れを含む）の形成、低水路川幅の変化などは、川幅水深比、河道平面形（湾曲や蛇行）、洪水管力のスケール、供給土砂などを規定要因として洪水により生じるものであり、ここで取り上げた「洪水による物理環境基盤の変化あるいは決定」が重要な要素となる。

河道掘削や高水敷造成等の人為的河道変化があると、洪水時に新たなバランスをとり河道が変化する場合がある。これも洪水が起こしうる変化として考慮しておく必要がある。

潮汐による干潟の冠水状況と汽水環境の決定

とにより形成された河道形状の下で、日常的な潮汐の作用により河道各地点の冠水状況が決まる。植生の分布や裸地の出現は冠水頻度との関係が深い。また河道形状と潮汐条件の組み合わせは、冠水状況のみならず河道各地点の地下水を含む汽水環境そのものを決定し、それは干潟生物にとって根幹的な環境要因となる。

平常時の潮汐や波浪による表面の形状や材料の微細な変化

により形成された基盤に、平常時の潮汐や河道内波浪（静穏時波浪）と細粒土砂を含む物質運搬が合わさって、表面の微細な形状や同じく表面・表層の材料に修正が加わる。自然干潟及び試験区で見られる、平常時の波浪によるバームや後背地の形成がこの代表例である。また、有意な出水が無くても干潟部で河床高変化が起こることもある。

これらは上記に比べると局部的であることが多く、変化の度合いも小規模かつ表層にとどまるが、そもそも生物の生息・生育にとって河床表面が最も重要であることから、物理環境形成機構の中で無視できない一定の役割を果たすと考えられる。ただし、こうした平常時の変化に関わる事象は、を通じて形成された基盤がその基底的条件となる。

生物攪乱による表面材料の変化

スナモグリ・アナジャコ等が生息する自然干潟では、生物攪乱による堆積物への細粒土砂の混入が顕著であり、それは干潟材料の成分構成に少なからず影響を与

えていると考えられる。これは、生物活動による河床材料粒度の変化の例と位置づけられる。この変化は平常時に生じるものであり、その点からは Ⅱの要素とも言える。

その一方 Ⅲの事象は、生物と物理環境との関係が、後者から前者への一方向的なものだけとは限らず、場合によっては双方向的なものになることを示すものと言え、その実際上の影響度合いは別としても、生態系を捉える上で質的に重要な事象と言える。

さて、以上に示した干潟の物理環境形成機構に関わる Ⅱの要素を横断的に考察して、論点や着眼点を示すと次のようになる。

a) Ⅱと Ⅲの重み比較

によって、その後の河道がほぼ決まる状況であれば、干潟の物理環境は Ⅲの段階で決まることになり、基本形状を決める河道設計が最重要とすることになる。その後の洪水による変化の重みが増すにつれ、設計にしたがい整備した河道に生じる、その後の変化を織り込むこと、河道設計の段階においても後の河道変化を考慮することがより重要となる。このことは、後々の河道維持管理労力を考えた河道設計という考え方とも共通する。

太田川放水路の場合、初期に設定した河道骨格が、その後種々の変化に晒されてきているとは言え、今日においても基本的に残っている。直線ⅡおよびⅢタイプについては、施工時に設定した高水敷高が今日においてもなお干潟成立の根幹要因であり続けている。また、干潟を含む河床材料は、中砂から極粗砂を中心的材料として、それに細粒土砂が付加される（下流側）、あるいは小礫が混ざる（上流側）というパターンで説明できるものが多く、太田川デルタの形成過程での河床主材料をそのまま生かした放水路整備が、河床材料の面でも今日の状態を概ねつづけていると言えそうである。

その一方、たとえば砂州のような河床形態は、整備段階で造ることが難しい、あるいはそれに適さないものと言える。そのような河床形態がつくる物理環境については、整備後にどのような河道変化が起こるかを適切に読むことが必要となる。このように、物理環境を構成する要素によって、Ⅱと Ⅲの重みは変わってくる。

また、上述 Ⅲの説明で触れた護岸の役割のように、そのままでは河道変化によって設定した河道の骨格が大きく変化すると予測される場合に、構造物等の積極的な手段もあらかじめ講じて、Ⅲの重みを大きくして

おくことも選択肢となる。ただし、この場合、洪水などの自然インパクトによる河道変化そのものを物理環境形成・変化システムとして重視するという立場からは、必ずしも好ましい選択とは言えないという議論も起こり得る。こうした議論から適切な帰結を導くには、最終的に全体としてどのような役割を河道に求めるかという目標像が重要となつてこよう。

b) Ⅲおよび Ⅳにおいて Ⅱを考慮すること

各河川において潮汐は基本的に所与の条件であるから、Ⅱによりどのような河道形状となるかⅢが基本的に決定されることになる。逆に、どのような冠水状況や汽水環境を得たいのかがはっきりしているのであれば、それを達成するようなⅢすなわち河道設定とⅢすなわち洪水による河道変化の織り込み方を考えるというアプローチが浮かび上がる。当然 Ⅲ治水など、河道整備において考慮すべき他の目的と合わせての検討が必須となるが、逆にそのことで、Ⅲ治水や環境の目標達成が河道設計およびその後の洪水による河道変化の織り込みに集約されるという構図が出てくる。これは、Ⅲ治水と環境を統合した川づくり技術を具体化するという観点から重要である。

c) Ⅲ平常時の変化（Ⅱ、Ⅲ）の織り込み方

平常時に生じる種々の事象（ⅡとⅢ）が、干潟生物にとって一定の重要性を持つ場合、Ⅱに加えⅢとⅣが合わさることで、どのような物理環境が生じるかをあらかじめ知っておくこと、さらには、ⅡとⅢの作用を取り込んだ河道設計に踏み込むという発想が出てくる。例えば、干潟造成において、斜面部と平坦部を適切に組み合わせれば、望む場所に分級度の高い砂からなるバームと後背湿地を微地形レベルで造ることの可能性が、本研究の成果から示されている。

その一方、平常時に生じた変化は、洪水というインパクトにより大きく攪乱されることも明らかとなっている。すでに論じたように、平常時の作用により形成される物理環境を攪乱する洪水の作用が、可逆的か不可逆的かにより、ⅡやⅢを河道設計段階で取り込むことの位置づけが変わりうる。洪水による攪乱作用が小さい、あるいは可逆的なものであれば、平常時の変化を河道設計で取り込むことの意義は増し、逆であれば、その必要性あるいは効果が減じるかもしれない。あるいは、平常時と洪水時の河道形成作用の間で適度なバランスが取れているならばよしとする考えもあろう。この点も、前述と同じで、最終的に全体としてどのような役割を河道に求めるかという目標像の議論に帰着しよう。

d) 河道変化の制御のあり方

以上の a) ~ c) の論点に共通しているのは、河道変化の制御を、どの程度(強く~柔らかく)、どのように(直接~間接)、どの階層で(河道の骨格の設計レベル~構造物等河道各部の設計レベル~維持管理レベル)で行うか?ということである。このような見方から整理をしていくことで、少なくとも物理環境形成という面で河道設計や維持管理の具体的な技術論がさらに見えてくると期待される。

e) 河道の規模が大きいことの意味

2.4.4 (5)において、放水路と旧太田川の干潟の比較分析から、両者の干潟形成の要因がだいぶ異なっており、相対的に大きな干潟面積を有する放水路については、洪水を安全に流すために必要となる河川の規模の確保が、平常時の干潟環境の形成につながっている可能性を論述した。この点についてはさらに議論を深めていく必要がある。いずれにしても、治水の機能を適切に有する河道においては、干潟生物にとって物理環境が好ましい状態になる上で少なくとも潜在的に有利であるという仮説をもって、今後技術的な検討を行っていくことが重要と考える。

(2) 河口干潟の設計・管理に向けた総合的な考察

以上を踏まえ、河道の設計・管理につながる技術論が重要との認識の下、今後干潟の設計・管理を行っていく上での考察と留意点について述べる。

図 2.4.7-1 に太田川放水路への適用を想定した横断形状の設定フロー案を示す(「 \square 」などの数字は前項(1)の各要素に対応)。まず、生物目標を踏まえて、求められる物理環境の大枠と治水上の要求(流下能力、河道の安定性、維持管理労力の限度)の大枠を設定し、求められる潮間帯面積や高さ(裸地干潟や塩生植物、ヨシ等の立地条件と関連)から、兩岸のテラスの設定や湾曲部の二次流等の自然の営力による砂州の形成の予測をする。(\square が関連)。次に、低水路幅とその安定性、テラスの土砂移動の安定性、交互砂州が側岸侵食に与える影響等の、マクロな安定性のチェックを行う(\square が関連)。一方、求められる河床材料やその空間分布が実現できるよう、前提となる河川流、潮汐流、波浪の設定やテラス勾配とその組み合わせを設定し、次に流れや波浪によるバームの形成予測を行うとともに

に、物質輸送やバーム後背地の表面材料の細粒化の予測を行う(\square が関連)。さらに、洪水外力による河床変動のチェックを行い、変化が可逆的か不可逆的か判定する(\square が関連)。以上の場を前提に、生物生活史を勘案した評価を行い、場合によっては も取り込み、課題があれば上記と合わせて統合的にフィードバックする(必要に応じ \square まで)。また、必要に応じて構造物による対処も検討する(\square が関連)。なお、以上の前段で、堤防間幅、洪水時や平水時の流況、土砂供給(川、海両方)等が所与の条件で与えられるが、場合によってはこれらの所与の条件にまで戻って設計することもありうる。以上のような設計の流れが確立できるよう、個々の研究が進展することにより、あらかじめ治水・環境機能の変化を見越した干潟の設計・管理ができるようになるであろう。

2.4.8 今後の課題

河口干潟の物理環境の形成について検討を行った結果、現地調査による実測データから、河口干潟の物理環境形成に関わる要素(2.4.7(1)で述べた5つの要素)について、それぞれの要素における定性的・定量的な機構の検討及び各要素間の関係性について整理した。その成果から、河口干潟の設計を行っていく上での手順や留意点について検討した(2.4.7(2))。本研究成果は、複雑な機構を持ち検討が困難である河口干潟の設計・管理の枠組みの検討に資する、今後の治水・環境機能の変化を見越した河道計画に貢献できる重要な成果となると考えられる。

しかし、個別の要素の中にはその機構が未だ不明なものや、定性的な検討に留まっており定量的な検討への発展が必要なものがある。例えば細粒土砂の混入の機構や、混入による干潟材料の性質の変化、生物攪乱が微地形形成や材料変化に与える影響、河川流・潮汐流・波浪を加味した流動・土砂動態及びそれに伴う地形変化予測手法などが挙げられる。個々の研究の発展とともに、個別に行われているこれらの研究を総合的に考察し、河口干潟の環境形成に関する検討を今後も深めていくことが重要である。

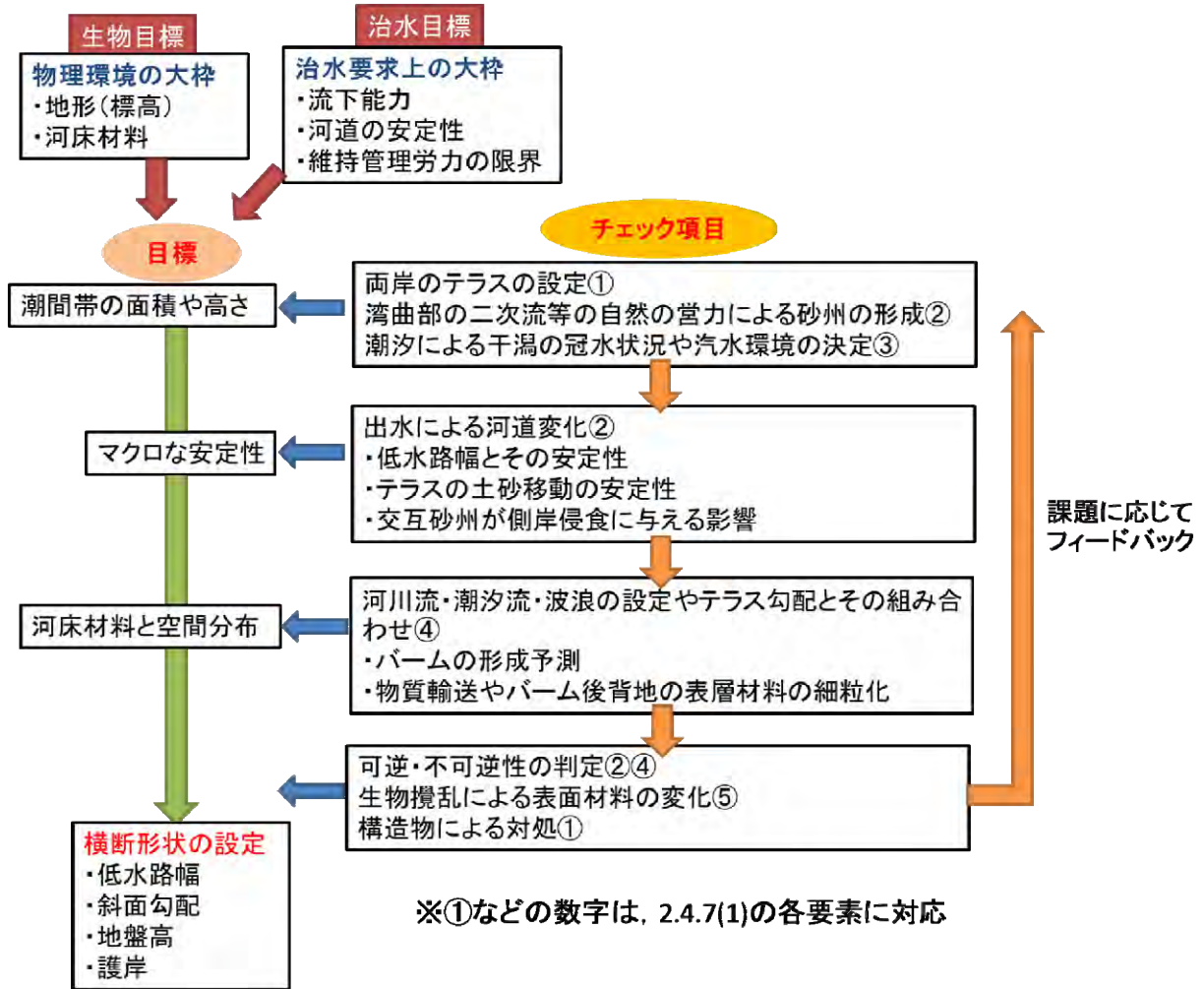


図 2.4.7-1 河口干潟の設計管理に向けた考察図 - 横断形状の設計という切り口から -

2.4.9 引用文献

植木真生・福島雅紀・山下武宣(2007)河道掘削および砂礫の敷設供給に対する河床の応答.河川技術論文集第13巻:pp.381-386.

太田川改修六十年のあゆみ - 太田川史 - (1993)建設省中国地方整備局太田川河川事務所.

大谷壮介・上月康則・倉田健悟・仲井薫史・村上仁士(2007)河口干潟潮間帯の物理的な底質環境と底生生物群集との関係.土木学会論文集 G, Vol.63, No.4:195-205

大沼克弘・藤田光一・望月貴文・天野邦彦・佐藤康夫・阿部徹(2010)太田川放水路における河床の変化特性と干潟の安定機構に関する考察.水工学論文集第54巻:pp.781-786.

大沼克弘・遠藤希実・天野邦彦・岸田裕之(2011a)河川汽水域沿岸の植生分布と潮位の関係解析.水工学論文集第55巻:pp.1345-1350.

大沼克弘・藤田光一・望月貴文・天野邦彦(2011b)太田川放水路を事例とした河口干潟の設計・管理方法の枠組みに関する研究.河川技術論文集第17巻:pp.185-190.

海岸保全施設技術研究会(2004)海岸保全施設の技術上の基準・同解説.

環境省総合環境政策局環境影響評価課発行(2008)干潟生態系に関する環境影響評価技術ガイド.

栗原康編著(1988)河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー.東海大学出版会.

西條八束, 奥田節夫編(1996)河川感潮域.名古屋大学出版会.

財団法人土木研究センターなぎさ総合研究室著(2005)実務者のための養浜マニュアル

佐藤泰夫・藤田光一・大沼克弘(2007)太田川放水路における河川内干潟の河川工学的観点からの類型化.土木学会年次学術講演会講演概要集第62巻部門:pp.127-128

社団法人土木学会(1991)水理公式集.

末次忠司・藤田光一・諏訪義雄・横山勝英(2002)沖積河川の河口域における土砂動態と地形・底質変化に関する研究.国土技術政策総合研究所資料第32号.

竹林洋史(2005)河川中・下流域の河道地形.ながれ第24巻第1号:pp.27-36.

竹門康弘・玉置昭夫・川端善一郎・谷田一三・向井宏(1995)棲み場所の生態学.平凡社

土木学会海岸工学院会編(2001)新しい波浪算定法とこれらかの海域施設の設計法-性能設計法の確立に向けて-

中野晋・宇野宏司・古川忠司・和田高宏(2004)河口干潟における底質変動要因の検討.海洋開発論文集第20巻:pp.1055-1060.

原田憲一訳(1999)層序学と堆積学の基礎.愛智出版.

堆積学辞典(1998)堆積学研究会編.朝倉書店.

山本晃一(2008)河川汽水域.技報堂出版:pp.67-79

横山勝英(2006)強混合型の河川汽水域における底泥の洪水時フラッシュとせん断強度変化に関する調査実験報告書.河川整備基金助成事業.

2.5 水質浄化に果たす干潟の役割に関する研究

清家 泰¹・鮎川和泰²・菅原庄吾¹

1 島根大学大学院 総合理工学研究科 物質化学領域

2 環境システム株式会社

2.5.1 序論

広島県太田川放水路は、治水を目的に 1934 年より約 30 年かけて造成された全長約 9 km の人工的な河川であり、洪水時以外は緩やかに流れ、広島湾の潮位変動に伴い海水が遡上する感潮河川である。その両岸には泥干潟、砂泥干潟及び砂干潟が形成されており、河口からの距離により塩分差があるため、多様な生態系を有している(日比野ら, 2006)。

これまで 8 年間に渡り(2005~2012 年)、干潟の多様な生態系が水質にどのように関わっているのかに着目し調査研究を進めてきた。本研究では、特に干潟の付着藻類の酸素供給能やバクテリアの有する浄化機能(硝化・脱窒)に焦点をあて検討した。

まず太田川放水路の水質環境を知るために、河川水と干潟間隙水の水質について調査を行った。代表干潟 3 地点を中心に調査・研究を進めるとともに、広島湾から太田川放水路の上流域(河口から約 5.2 km 上流まで)にかけて水質調査を行った。ここでは、干潟河川水と干潟間隙水の潮汐に伴う水質変動と、広島湾から河川上流までの栄養塩の鉛直分布等について検討した。

次に、干潟直上の溶存酸素(DO)が日中の上げ潮時に異常に高い飽和度を示すことを見出したことに端を発し(鮎川ら, 2006)、この興味深い現象が干潟の付着藻類による光合成に起因するのではないかとの予測の基に検討を進めた。旭橋付近の干潟を基準に、上流と下流の水質およびクロロフィル a(Chl-a)の観測を行った。また、DO の鉛直分布(干潟直上から表層まで)の時系列変化を上げ潮時と下げ潮時にそれぞれ観測した。さらに、石英ガラス瓶を用い明暗瓶法による干潟付着藻類の酸素生成能について検討した。

また、汽水環境は多様な生態系を有することが知られているが、筆者らのこれまでの汽水域における窒素循環に関する研究を踏まえ(清家ら, 1986a, 1986b, 1997; 福森ら, 2003; Hirota et al., 2007; Seike et al., 1990, 2004, 2009; Senga et al., 2001, 2002, 2006, 2009, 2010)、本研究では、特に太田川干潟の水質浄化能(硝化・脱窒)に着目し調査研究を行った。本研究の最終目標は、太田川干潟の硝化・脱窒を定量的に捉え、太田川放水路の水質

に果たすその役割を明らかにすることにあるが、日比野研究グループと共同研究を進めるなかで、硝化・脱窒には、酸素を含む地下水の流れが重要であることを見出した(福井ら, 2013)。その関連から地下水水質及び湧水水質にも着目し検討した。

2.5.2 太田川放水路の水質特性

(1) 調査内容と調査地点

調査地点と調査期間

調査は、2005 年には、8 月(13~15 日:小潮 若潮)と 11 月(23~26 日:小潮)に行った。太田川放水路の干潟 3 地点、0k270 左岸付近(0 K' 地点)、1k800 左岸付近(1.8 K 地点)および 4k600 左岸付近(4.6 K 地点)を対象に(図 2.5.2-1)、河川水と干潟間隙水の水質を調べた。0K' から 4.6K までの距離は約 4.3 km ある。2006 年には、上記 3 地点に - 3k000 右岸付近(C3K 地点)または - 2k000 右岸付近(C2K 地点)を加え、6 月(9~11 日:大潮)と 10 月(6~9 日:大潮)にそれぞれ調査した。2007 年には、10 月(6~9 日:若潮 大潮)に、広島湾から太田川放水路の上流約 5.2 km 地点(1.8K)までの 4 地点(湾, 河口, 水道橋, 1.8K)及び干潟 3 地点(0K', 1.8K, 4.6K)の計 7 地点を対象に(図 2.5.2-1)、広島湾、河川水及び干潟の水質を調べた。2008 年には、8 月(9~11 日:小潮 若潮; 14~16 日:大潮)に、広島湾から上流(1.8K)までの 5 地点を対象に河川水の水質を鉛直的に調べるとともに、1.8K のタイドプール内と低水路側の水質についても調査した。

水試料及び堆積物のサンプリング

広島湾及び太田川放水路の河川水は、採水器を用いて、底泥堆積物は、エックマンバージ採泥器を用いて、それぞれ船上から採取した。干潟河川水については、オートサンプラー等を用いて採取した。また、干潟堆積物の間隙水については、土壌採水器(藤原製作所, 東京)を用いて吸引採取した。水試料の採集速度は 1 時間当たり 150~200 mL であった。干潟堆積物は干潮時にアクリルパイプで採取した。

調査項目と測定法

栄養塩(N, P) 定量用の水試料は、ポリ瓶に採取し、

冷蔵状態で実験室に持ち帰り分析に供した。NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N は、それぞれインドフェノール青法 (Sagi, 1966), ナフチルエチレンジアミン法 (Bendschneider and Robinson, 1952), Cd-Cu 還元法 (Wood et al., 1967) 及びナフチルエチレンジアミン法を用いて定量した。TN および DTN は全窒素計 (三菱化成 TN5 型) を用いて測定した。PON は TN から DTN を, DON は DTN から DIN(NH₄-N + NO₂-N + NO₃-N) をそれぞれ差し引いて求めた。PO₄-P はモリブデン青法 (Murphy and Riley, 1962) により定量した。TP および DTP は過硫酸カリウムを用いて分解後モリブデン青法により定量した。POP は TP から DTP を, DOP は DTP から PO₄-P をそれぞれ差し引いて求めた。Chl-a は SCOR/UNESCO 法 (1966) により定量した。塩分, 水温, 溶存酸素 (DO) 及び酸化還元電位 (ORP) については多項目水質計 (Hydrolabo 社製) を用い現場で計測した。



図 2.5.2-1 太田川放水路の調査地点

(2) 広島湾及び太田川放水路における水質の鉛直分布

太田川放水路の河川水の水質を知るため, 2007 年 10 月 6 日と 2008 年 8 月 9, 11, 14 日にそれぞれ水質の鉛直分布を調べた。先ず 2007 年の結果についてみると, 河川水の NO₃-N 濃度は, 上流から下流にむけて低くなる傾向を示した (図 2.5.2-2)。この NO₃-N は, 図 2.5.2-3 に示すように, 塩分の低下が観られる表層で特に高かったことから, 陸域由来であると考えられる。一方, 広島湾では, NO₃-N のみならず NH₄-N も比較的低濃度であったが, 底層で高濃度の NO₂-N が検出されたのが特徴的であった (図 2.5.2-2)。この NO₂-N は, 底層 DO が 30% 程度存在していることから (図 2.5.2-3), 硝化由来であ

ると考えられる。またリンについてみると, 深くなるにつれて PO₄-P 濃度が増加する傾向を示した。これは底質からの溶出を反映するものと考えられる。

その他, 特筆すべきこととして, 高濃度の溶存メタンが湾の中層付近 (6m 層) で観測されたことが挙げられる (図 2.5.2-3)。同地点の底層では, 溶存メタンは低濃度であったことから, 湾内の底泥からの溶出は考えにくい。一方, 河口の 6m 層 (河床付近) では, 高濃度の溶存メタンが観測されていることから, そこからの移流拡散による可能性が示唆される。しかしながら, その起源を明らかにするためには, 溶存メタンのより詳細な鉛直分布の把握等さらなる検討を要する。

次に, 2008 年 8 月 9 日 (小潮), 11 日 (若潮) 及び 14 日 (大潮) のいずれも上げ潮時の初期に計測した結果を図 2.5.2-4, 2.5.2-5, 2.5.2-6 に示す。8 月 9 日の小潮時は, 0K' 地点から広島湾に向かって計測した。表層 DO は上流より下流で高い傾向を示した (図 2.5.2-4, 上段)。また, 何れの地点も深くなるにつれて低下する鉛直変化を示した。0K' から河口にかけての表層 Chl-a は, 5~10 µg/L 程度であった。また, 湾 (水深 13.5 m) の Chl-a 分布は深度 2~4m 層にピーク (約 20 µg/L) をもつ鉛直変化を示した。一方, 栄養塩についてみると, NO₃-N は河川上流で高い傾向を示し, PO₄-P は河床付近で高い傾向を示した (図 2.5.2-4, 下段)。

8 月 11 日の若潮時には, 湾から上流の 1.8K に向かって計測を行った。DO は, いずれも表層から河床に向けて低下する鉛直変化を示した。表層 DO は, 湾では 150% 程度であったが, 河口から 1.8K の上流までいずれも 200% を超える超過飽和を示した (図 2.5.2-5, 上段)。一方 Chl-a は, 河口から上流の 0K' にかけて深度 1m 層にピーク (35~50 µg/L) をもつ鉛直変化を示した。また, C2K から 0K' の間で高い傾向を示した。湾では, 表層で低く (3 µg/L), 3~4 m 層にピーク (22 µg/L) をもつ鉛直分布を示した。また, 栄養塩では, 湾と河口の表層で NO₃-N が高いのが特徴的であった (図 2.5.2-5, 下段)。

8 月 14 日の大潮時には, 11 日の観測と同様, 湾から上流の 1.8K に向かって計測を行った。表層 DO は, 湾と河口で 200% の超過飽和を示し, C2K で 150%, さらに上流では 100% 以下であった (図 2.5.2-6, 上段)。このときの河口と湾の Chl-a の分布は, 前 2 回の調査時とは異なり, 表層で最大値を示す鉛直変化を示した。河口の表層で最大値 56 µg/L をとり, 次いで湾表層の 28 µg/L であり, 上流域ほど低い値を示した。一方, 栄養塩についてみると, 全般的に NO₃-N は表層で高く, PO₄-P は底層で高い傾向を示した (図 2.5.2-6, 下段)。

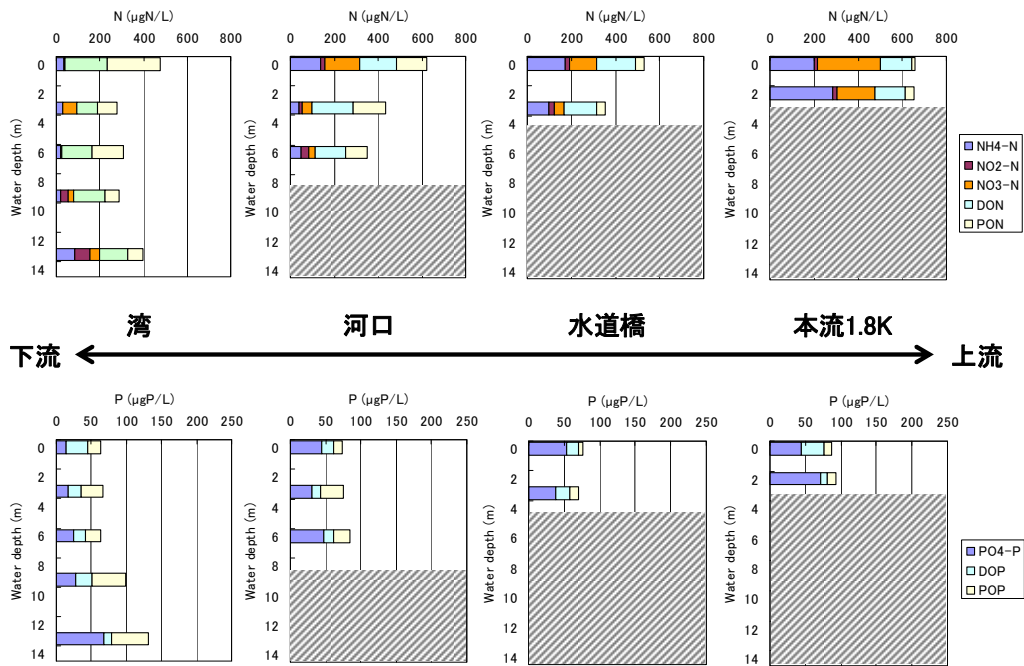


図 2.5.2-2 広島湾及び太田川放水路における窒素化学種 (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , DON, PON) 及びリン化学種 (PO_4^{3-} , DOP, POP) の鉛直分布 (2007年10月6日)

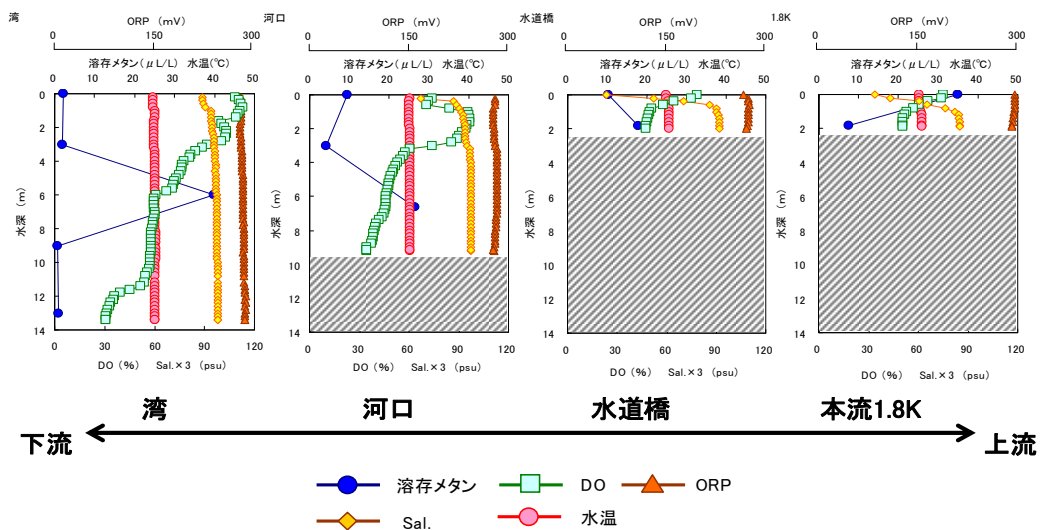


図 2.5.2-3 広島湾及び太田川放水路における溶存メタン及び各種水質パラメーター (DO, ORP, 塩分, 水温) の鉛直分布 (2007年10月6日)

8/9サンプリング

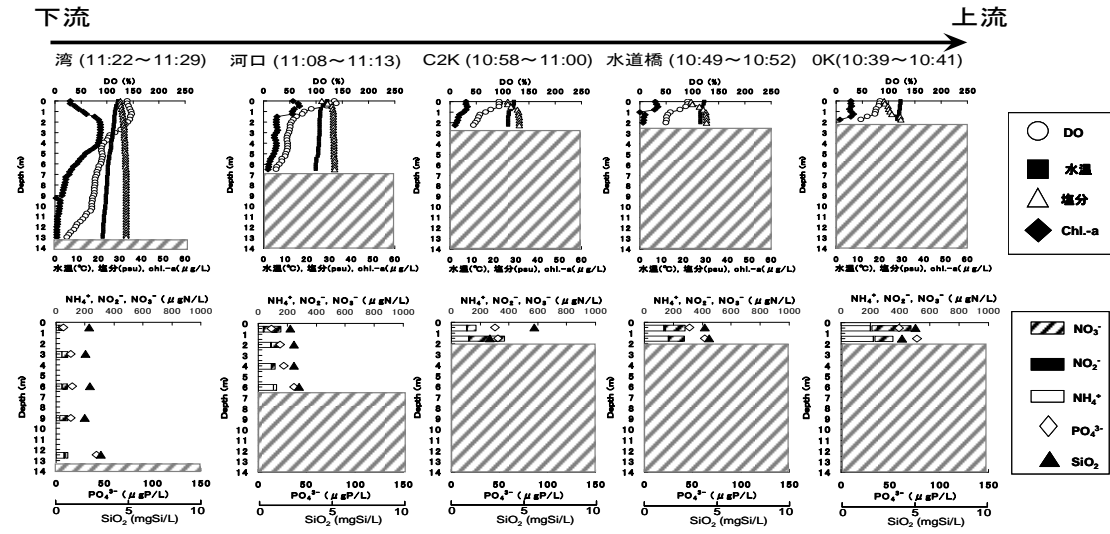


図 2.5.2-4 広島湾及び太田川放水路における水温，塩分，DO 及び Chl-a (上段)，並びに窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻)，PO₄³⁻及び SiO₂ (下段) の鉛直分布 (2008 年 8 月 9 日，小潮)

8/11サンプリング

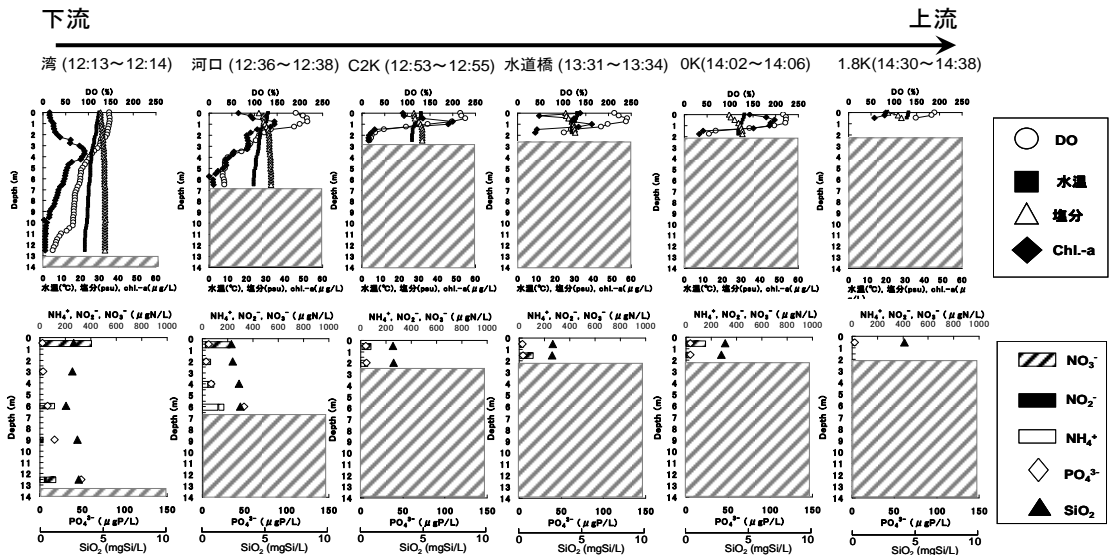


図 2.5.2-5 広島湾及び太田川放水路における水温，塩分，DO 及び Chl-a (上段)，並びに窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻)，PO₄³⁻及び SiO₂ (下段) の鉛直分布 (2008 年 8 月 11 日，若潮)

8/14サンプリング

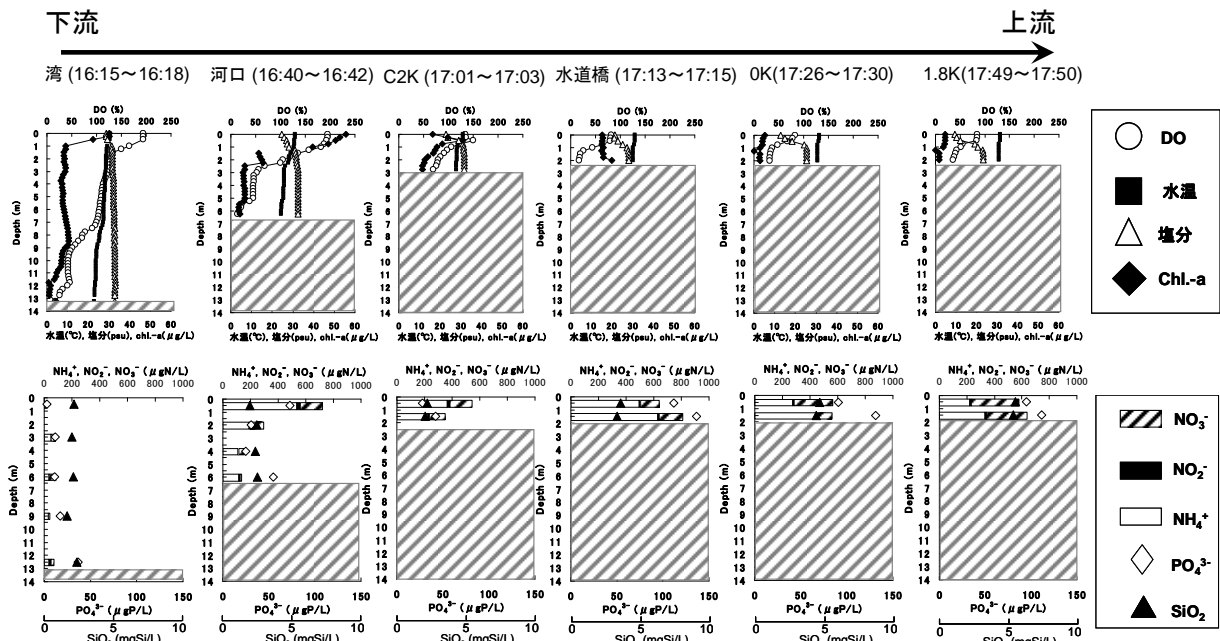


図 2.5.2-6 広島湾及び太田川放水路における水温、塩分、DO 及び Chl-a (上段)、並びに窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻), PO₄³⁻ 及び SiO₂ (下段) の鉛直分布 (2008 年 8 月 14 日, 大潮)

また、この時には、藻類組成 (深度 1m) について同時に調べた。その種組成及び種別現存量を図 2.5.2-7 に示す。興味深いことに、いずれの地点においても付着珪藻の占める割合が最も高く、また、その現存量は河口で最も高かった。これらの結果は、湾及び河口で観られた最表層で異常に高い Chl-a 分布や最表層で 200%もの超過飽和の DO は、剥離され輸送された干潟付着藻類によることを示唆する。

また、堆積物の粒度分布を調べたところ、広島湾及び河口の堆積物組成では、その 80%以上がシルトで占められていたのに対し、河川本流及び干潟の堆積物組成では、その 70%以上が砂で占められていた (図 2.5.2-8)。

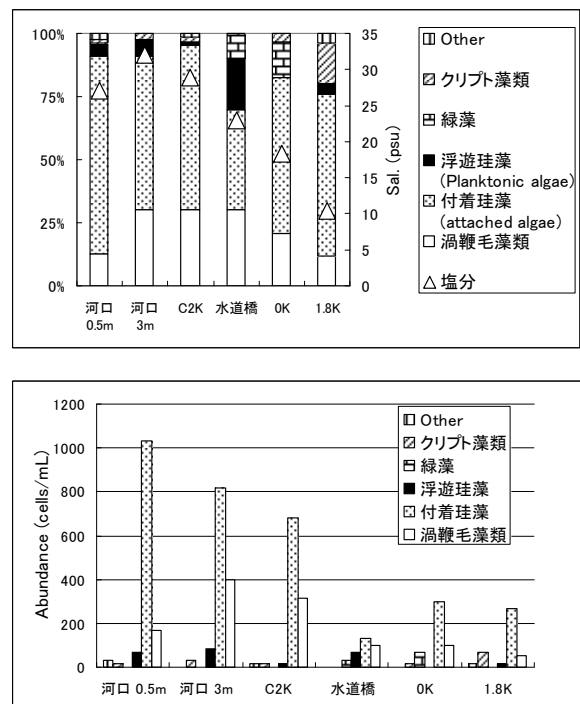


図 2.5.2-7 太田川放水路河川水 (深度 1m) における藻類種組成 (上段) 及び種別現存量 (下段)

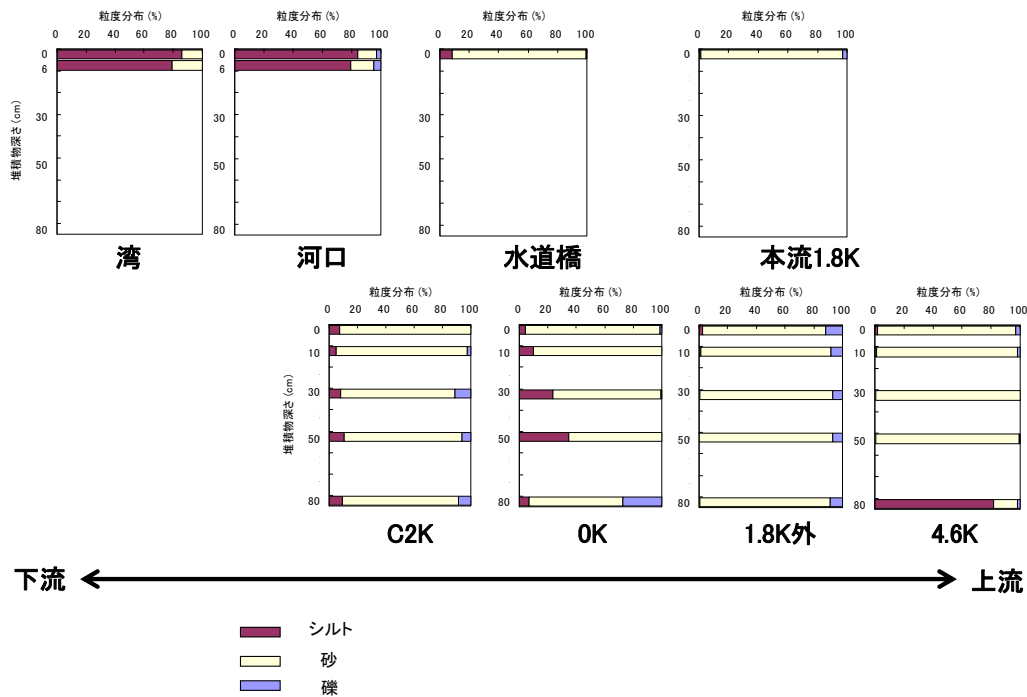


図 2.5.2-8 広島湾，太田川放水路河床及び干潟における底質の粒度分布（2007 年 10 月 6 日）

(3) 水質の時系列変化及び水質パラメータの相関関係
水質の時系列変動

太田川放水路の河川水（表層水）の潮汐に伴う水質変動を調べた。干潮時に干出する 3 地点（0K'，1.8K，4.6K）を対象に，2005 年 8 月 13～15 日と 2005 年 11 月 23～26 日の小潮時に調査を行った。8 月の結果を図 2.5.2-9，2.5.2-10 に示す。河川水の水温は，26～32 の範囲で昼間上昇し夜間低下する日周変動を示した（図 2.5.2-9A，B，C）。上流の 4.6K でやや高いものの，その差は僅かであった。河川水の塩分変動は，下流の 0K' で最も大きく，その変動幅は約 20psu（5～24psu）もあった（図 2.5.2-9A）。1.8K と 4.6K では，それぞれ 10～20psu および 3～15psu の範囲で変動した（図 2.5.2-9B，C）。

Chl-a 濃度は，それぞれ 3～45 μg/L（0K'），2～22 μg/L（1.8K）および 3～33 μg/L（4.6K）の範囲で変動した。DO は 30～180% の範囲で変動し，どの地点においてもその変動幅はかなり大きかった。また，DO の変動と Chl-a の変動との間には，正の相関性が認められた（図 2.5.2-9A，B，C）。

河川水の栄養塩変動では，特徴的なこととして，NO₃-N が，塩分の減少時に増加し，逆に塩分の増加時には減少したことが挙げられる。その傾向は，0K' と 4.6K において特に顕著であった（図 2.5.2-10A，C）。また，どの地点

も無機態窒素（NH₄-N，NO₂-N，NO₃-N）のうち NO₃-N の占める割合が高い傾向にあった。

11 月の結果を図 2.5.2-11，2.5.2-12 に示す。河川水の Chl-a 濃度が 3 地点何れも 5 μg/L 以下と極めて低濃度であったことがこの調査時の特徴であった（図 2.5.2-11A，B，C）。DO は 70～110% の範囲を推移し，11 月に比べてその変動幅は小さかった。塩分は，0K および 1.8K では 5～30psu の範囲で大きく変動したが，最上流の 4.6K では，2～10psu の変動であった。それに呼応し水温も 4.6K がやや低い傾向を示した。一方，干潟間隙水の塩分は，それぞれ 25psu（0K'），24psu（1.8K）および 16psu（4.6K）程度であり，何れの地点においてもその変動は極めて小さかった（図 2.5.2-11a，b，c）。

河川水の栄養塩の変動では，8 月同様，NO₃-N が塩分の変動に呼応する変動パターンを示した（図 2.5.2-12A，B，C）。その傾向は塩分変動の大きかった 0K' と 1.8K で特に顕著であった。その他，特徴的であったこととして，下流の 0K' で異常に高濃度の PO₄-P が 2 回観測されたことが挙げられるが（図 2.5.2-12a），その原因は不明である。

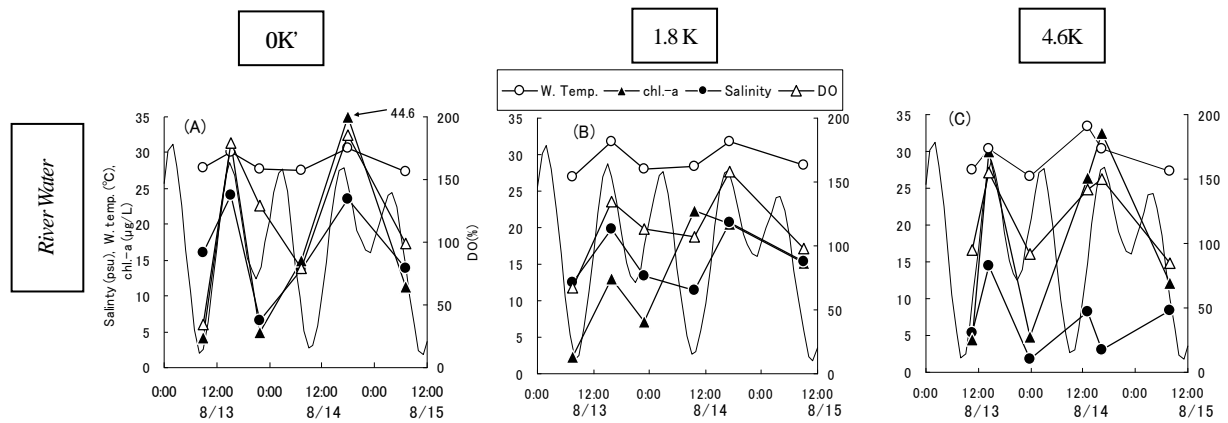


図 2.5.2-9 水位と河川表層水の塩分，水温，Chl-a，DO の時系列変化（小潮：2005 年 8 月 13～15 日）

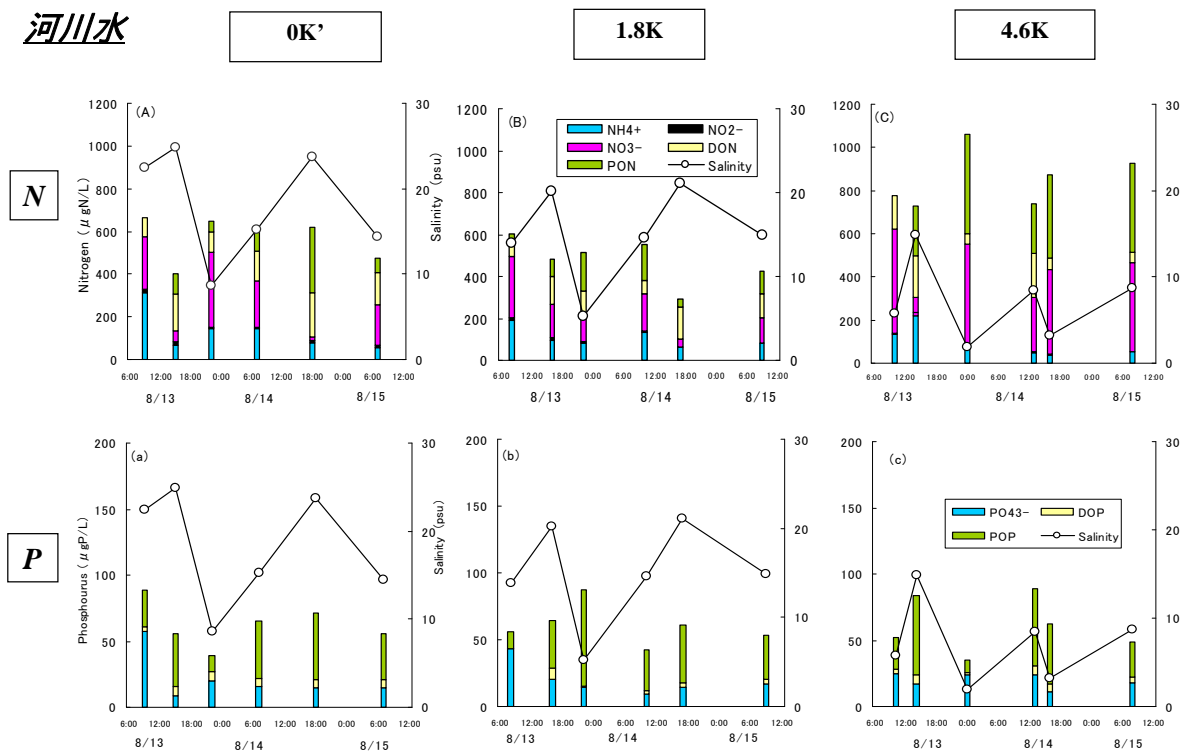


図 2.5.2-10 河川水（表層水）の各態窒素濃度と塩分の時系列変化（上段：A, B, C）及び各態リン濃度と塩分の時系列変化（下段：a, b, c）（小潮：2005 年 8 月 13～15 日）

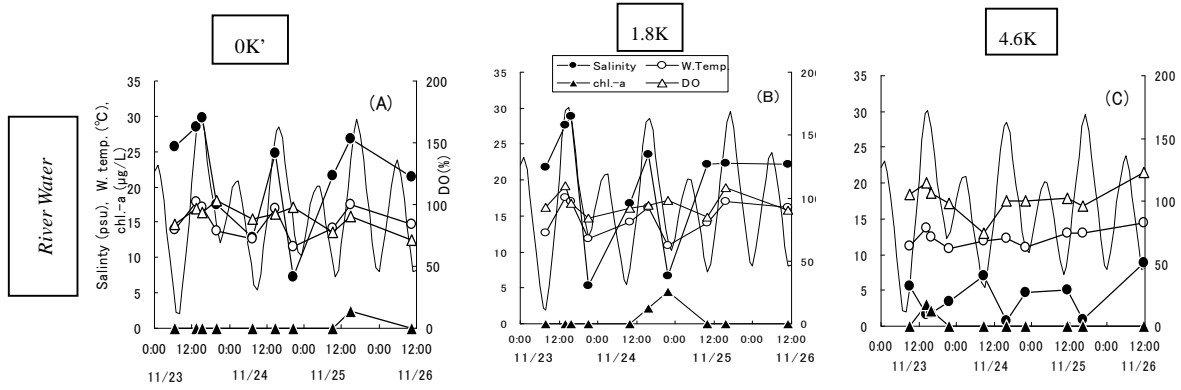


図 2.5.2-11 水位と河川表層水の塩分, 水温, Chl-a, DO の時系列変化 (小潮: 2005 年 11 月 23 ~ 26 日)

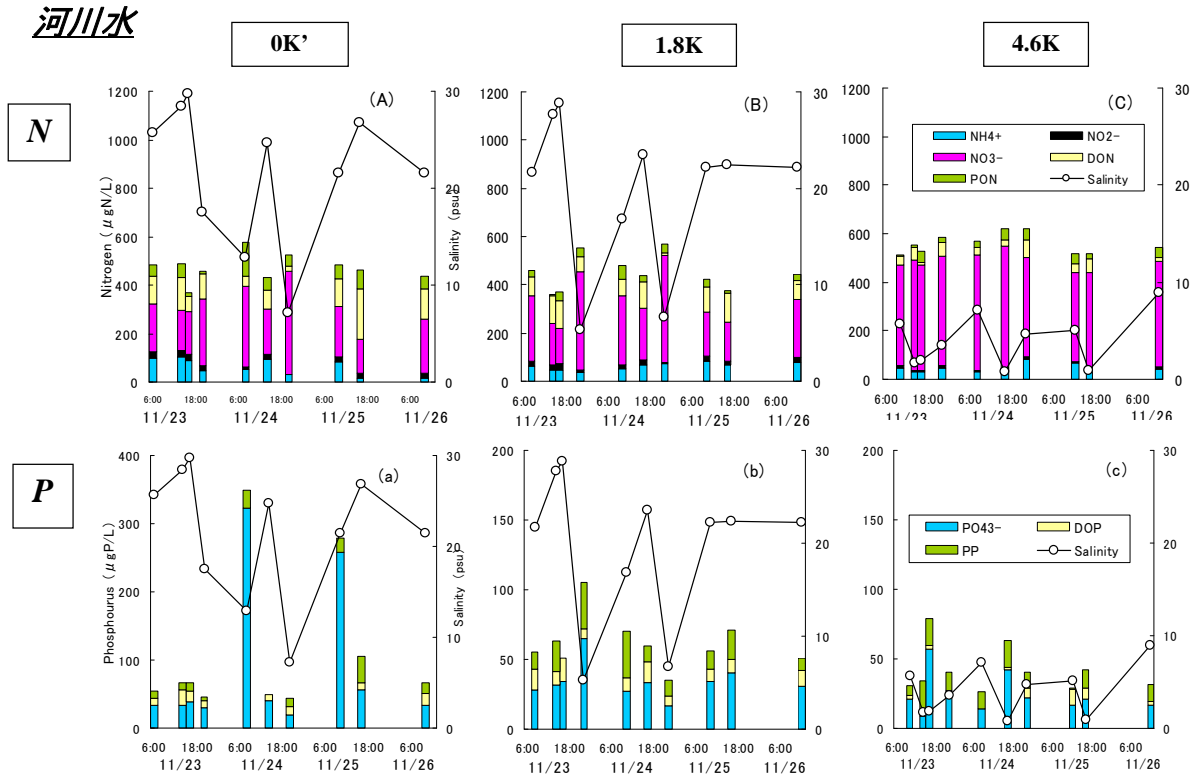


図 2.5.2-12 河川水 (表層水) の各態窒素濃度と塩分の時系列変化 (上段: A, B, C) 及び各態リン濃度と塩分の時系列変化 (下段: a, b, c) (小潮: 2005 年 11 月 23 ~ 26 日)

水質パラメータの相関関係

潮汐に伴う栄養塩の変動を明確にするため、河川水中の主な窒素化学種およびリン化学種と塩分との相関関係について調べた。2006年6月及び10月の結果をそれぞれ図2.5.2-13及び図2.5.2-14に示す。上記干潟3地点(0K, 1.8K, 4.6K)の他に下流域の1地点(C2KまたはC3K)を加え、計4地点を対象に調査を行った。ここでは、無機態の窒素・リンと塩分との相関性についてのみ示している。NO₃-Nと塩分との間に高い負の相関性を示

のNO₃-N負荷は流入起源であると判断できる。また、6月にはNH₄-Nと塩分との間に、10月にはPO₄-Pと塩分との間にそれぞれ有意な正の相関性が認められた(図2.5.2-13b, 2.5.2-14c)。下流域でNH₄-NとPO₄-Pの濃度が高いことを示すこの結果は、NO₃-N負荷(外部負荷=陸域起源)とは異なり、河口付近がNH₄-N及びPO₄-Pの負荷起源となっていること(内部負荷)を示唆する。

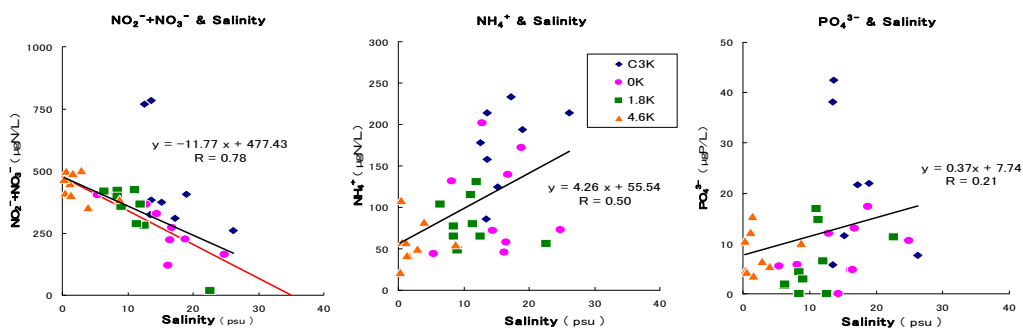


図2.5.2-13 干潟河川水(表層水)における塩分と栄養塩との相関性(2006年6月9~11日)

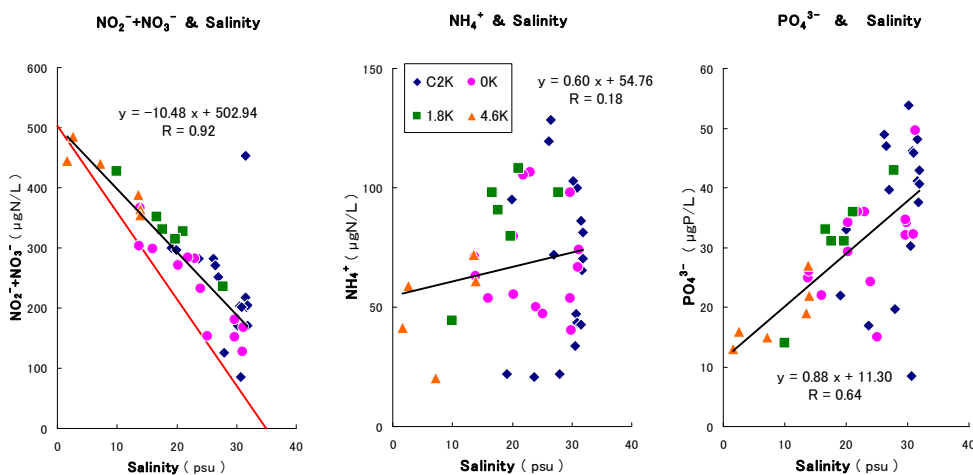


図2.5.2-13 干潟河川水(表層水)における塩分と栄養塩との相関性(2006年10月6~9日)

したことから(図2.5.2-13a, 2.5.2-14a), 太田川放水路

次に、塩分, DO, PON, POP, DINおよびPO₄-Pと

Chl-a との相関性を調べた。2005 年の 11 月は調査時を通して Chl-a 濃度が低かったため (< 5 $\mu\text{g/L}$)、ここでは 2005 年 8 月のデータについてのみ解析した。その結果を図 2.5.2-15 に示す。Chl-a は塩分との相関性を全く示さなかったことから(図 2.5.2-15a),その起源については、

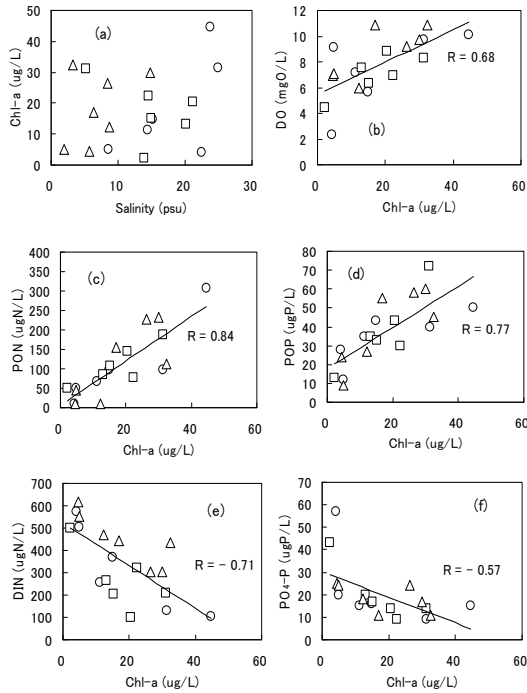


図 2.5.2-15 太田川放水路の Chl-a 濃度と水質パラメータとの相関関係 (2005 年 8 月 13~15 日)
: 0K', : 1.8K, : 4.6K

上流起源か下流起源かのように、単純な判断はできなかった。DO とは良好な正の相関を示した(図 2.5.2-15b)。このことは、調査時に DO が過飽和を示した要因が、植物プランクトンの光合成によることを示唆する。しかしながら、150%を越えるような DO 値に対しては、Chl-a 濃度から判断すると疑問が残る。また、懸濁態窒素 (PON) および懸濁態リン (POP) とは、それぞれ良好な正の相関性を示した(図 2.5.2-15c, d)。このことは、河川水中の懸濁粒子が植物プランクトンを主体としていたこと示唆する。また、栄養塩である DIN ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)および $\text{PO}_4\text{-P}$ と Chl-a との間には良好な負の相関を示した(図 2.5.2-15e, f)。このことは、この時期の栄養塩の変動が植物プランクトンによる摂取を反映していたことを示唆する。

次に、太田川放水路の栄養塩バランスについてみるため、干潟河川水と干潟間隙水のそれぞれの N/P 比について調べた。干潟間隙水は深度別にサンプリングしている。2006 年 6 月と 11 月の結果をそれぞれ図 2.5.2-16, 2.5.2-17 に示す。ここでは、DIN ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)と $\text{PO}_4\text{-P}$ の比についてのみ示している。レッドフィールド比 ($\text{N/P} = 7.2$)を基準にみると、植物プランクトンが直接利用する $\text{DIN/PO}_4\text{-P}$ 比は、N 過剰を示し(図 2.5.2-16a, 2.5.2-17a)、特に 6 月には著しい N 過剰を呈した。一方、干潟間隙水においては、0K と 4.6K では、河川水同様、N 過剰を呈したが、1.8K では、深度を問わず P 過剰を呈し(図 2.5.2-16b, 2.5.2-17b)、その傾向は特に 6 月において顕著であった。また、1.8K を除き、浅い層では N 過剰、深い層では P 過剰の傾向を示した。

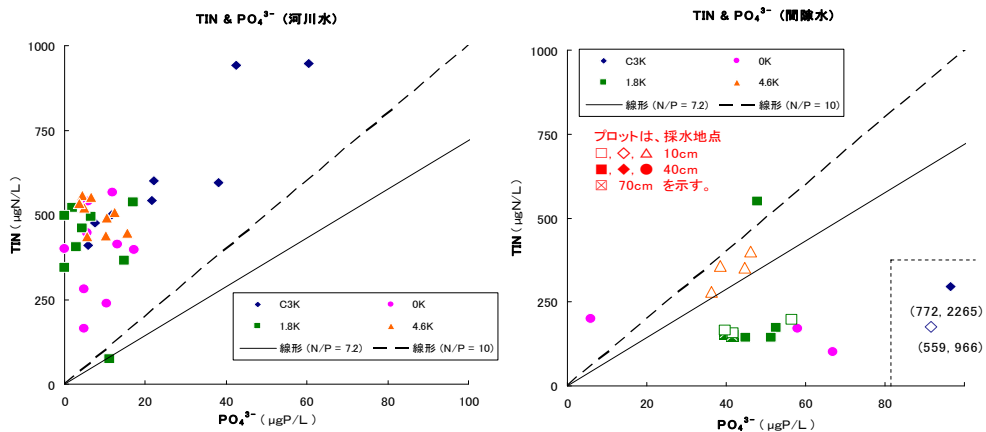


図 2.5.2-16 河川水(左図)及び干潟間隙水(右図)における NP バランス (2006 年 6 月 9~11 日)

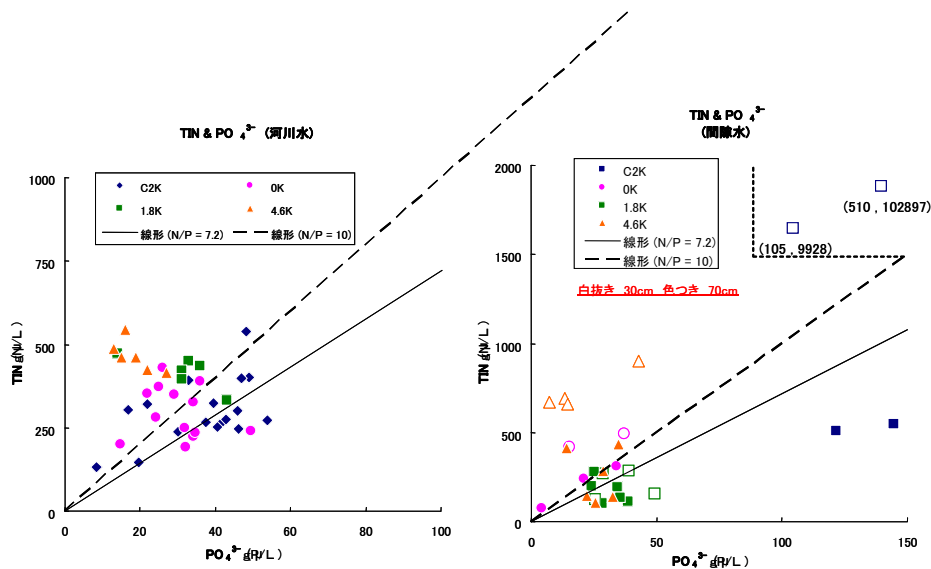


図 2.5.2-17 河川水(左図)及び干潟間隙水(右図)における NP バランス (2006 年 10 月 6~9 日)

(4) 干潟間隙水における窒素化学種 (NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N) の挙動について

2007 年に、10 月 6~9 日の日程で 4 地点の干潟 (0K', 1.8K 低水路, 1.8K タイドプール及び 4.6K) を対象に調査を行った。干潟間隙水は、干潟表面からの深度がそれぞれ 10cm, 30cm 及び 70cm 層から土壌採水器を用いて採取し、無機窒素化学種 (NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N) 及び塩分について調べた。その結果を、採取用真空瓶の回収時が分かるように水位変化とともに、図 2.5.2-18 (0K'), 図 2.5.2-19 (1.8K 低水路), 図 2.5.2-20 (1.8K タイドプール) 及び図 2.5.2-21 (4.6K) にそれぞれ示した。0K' 及び 1.8K の間隙水の塩分は 20~30 psu の値を、最上流の 4.6K においても 20 psu 付近の値を示し、いずれも干

潟河川水の塩分に比べてかなり高い値を示した。また、鉛直変化も小さかった。

窒素化学種についてみると、全般的に、上層で NO₃-N の占める割合が高いのに対し、深くなるにつれて NH₄-N の割合が高くなる傾向を示した。4.6K 地点においては、深度 10cm のみならず 30cm 層も NO₃-N の占める割合が高かった(図 2.5.2-21)。前述したように間隙水の塩分が高いことから、このような高濃度の NO₃-N の起源を河川水の浸透によるものとは考えにくい。硝化由来と考える方が妥当と考えられる。一方、1.8K タイドプールでは、深度 10cm 層においても NO₃-N は低濃度であった(図 2.5.2-20)。これは、脱窒による消失を示唆するものと考えられる。

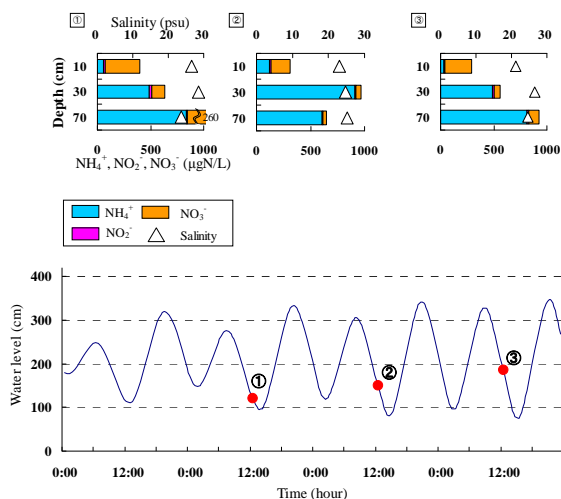


図 2.5.2-18 干潟間隙水における窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) 及び塩分の鉛直分布 (0K') (2007 年 10 月 6~9 日)

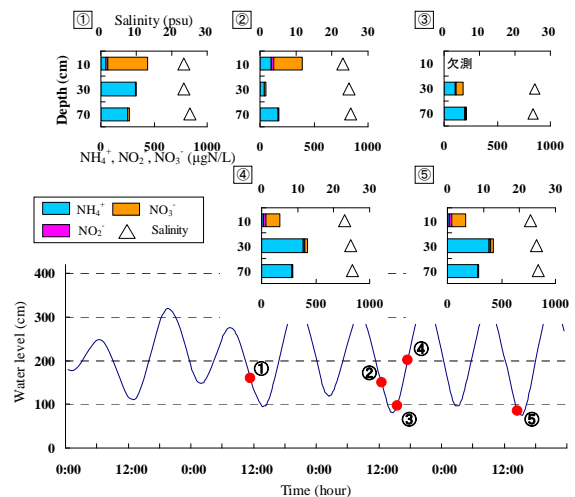


図 2.5.2-19 干潟間隙水における窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) 及び塩分の鉛直分布 (1.8K 低水路) (2007 年 10 月 6~9 日)

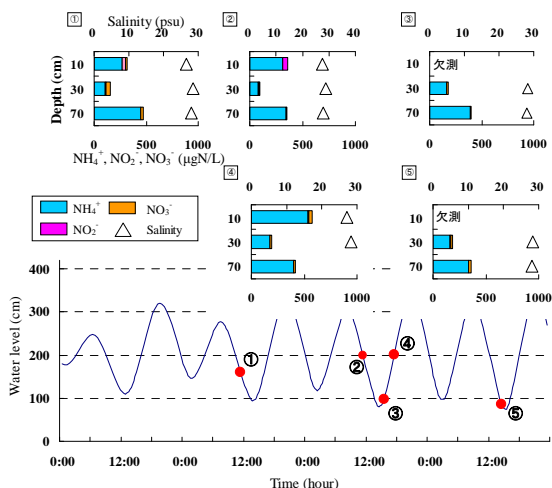


図 2.5.2-20 干潟間隙水における窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) 及び塩分の鉛直分布 (1.8K タイドプール) (2007 年 10 月 6~9 日)

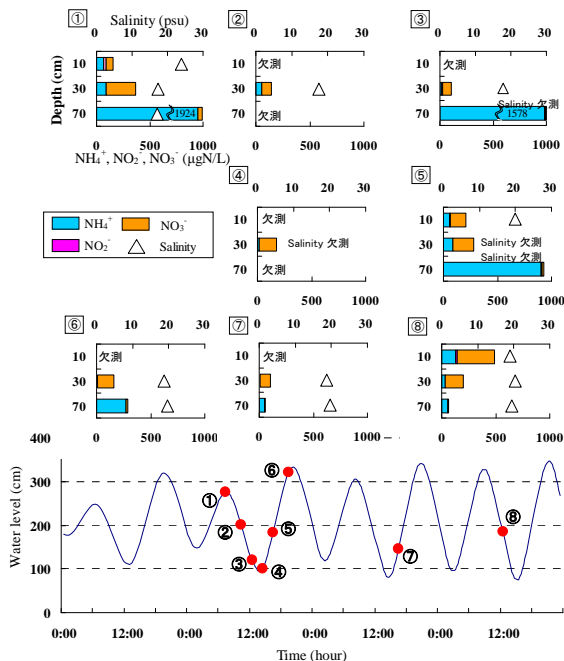


図 2.5.2-21 干潟間隙水における窒素化学種 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) 及び塩分の鉛直分布 (4.6K) (2007 年 10 月 6~9 日)

(5) タイドプール内外における干潟河川水の水質の時系列変動

調査は、2007 年 10 月 (6~9 日: 若潮 大潮) と 2008 年の 8 月に 2 回 (9~11 日: 小潮 若潮; 14~16 日: 大潮) の計 3 回、1.8K のタイドプール内外において行った (図 2.5.2-22)。干潟河川水のサンプリングは、オートサンプラーを用いて 2 時間または 3 時間毎に行なった。

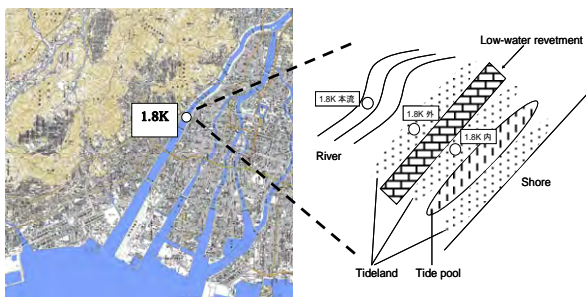


図 2.5.2-22 1.8K におけるタイドプールのイメージ (1.8K 内: タイドプール; 1.8K 外: 低水路干潟)

1.8K 地点のタイドプール内外にある干潟上の河川水の潮汐に伴う水質変動を捉えるため、干潟直上に多項目水質計を設置し、水質 (水温、塩分、DO 及び Chl-a) の連続観測を 2008 年 8 月に行った。その結果を潮位変化とともに、図 2.5.2-23 に示す。

まず低水路干潟についてみると、塩分は潮位変動に連動した変化を示し、水温は干潮時にやや上昇する傾向を示した。DO 及び Chl-a は、調査期間中、それぞれ 20~200% 及び 3~90 µg/L の間で変化しその変動幅は予想以上に大きかった。DO は、前半の小潮から中潮にかけては、日中の上げ潮時に上昇し夜間低下する傾向を示した。注目すべきは、上げ潮が始まって直ぐに急激な上昇が見られ過飽和を呈したことである (8 月 11~13 日)。このとき、DO の上昇に少し遅れて Chl-a が急激に上昇する傾向を示した。このような Chl-a の上昇は、上げ潮路に干潟の付着藻類が剥離されることを示唆する。これらの結果は、DO 上昇に対する干潟付着藻類の寄与がいかに大きいかを示すものと考えられる。また、後半の大潮時 (8 月 14~16 日) には、DO は 20~95% の間で推移し、Chl-a も 2~15 µg/L の低濃度であった。これは、大潮時には、剥離された付着藻類がより下流域にまで運ばれるためと推察される。このことは、前述した河川本流調査結果 (図 2.5.2-5 上段、2.5.2-6 上段及び 2.5.2-7 参照) からも支持される。一方、タイドプール内の水質変動も低水路干潟のそれとほぼ同様の傾向を示した。

次に、潮汐変動に伴うタイドプール内外の干潟直上の栄養塩の変動についてみた (図 2.5.2-24、2.5.2-25)。まず N 系についてみると NH₄-N 及び NO₃-N のいずれも、全般的にタイドプール内の方が外より低濃度であった

(図 2.5.2-24). また, PO₄-P についても, タイドプール内の方が低濃度であった (図 2.5.2-25).

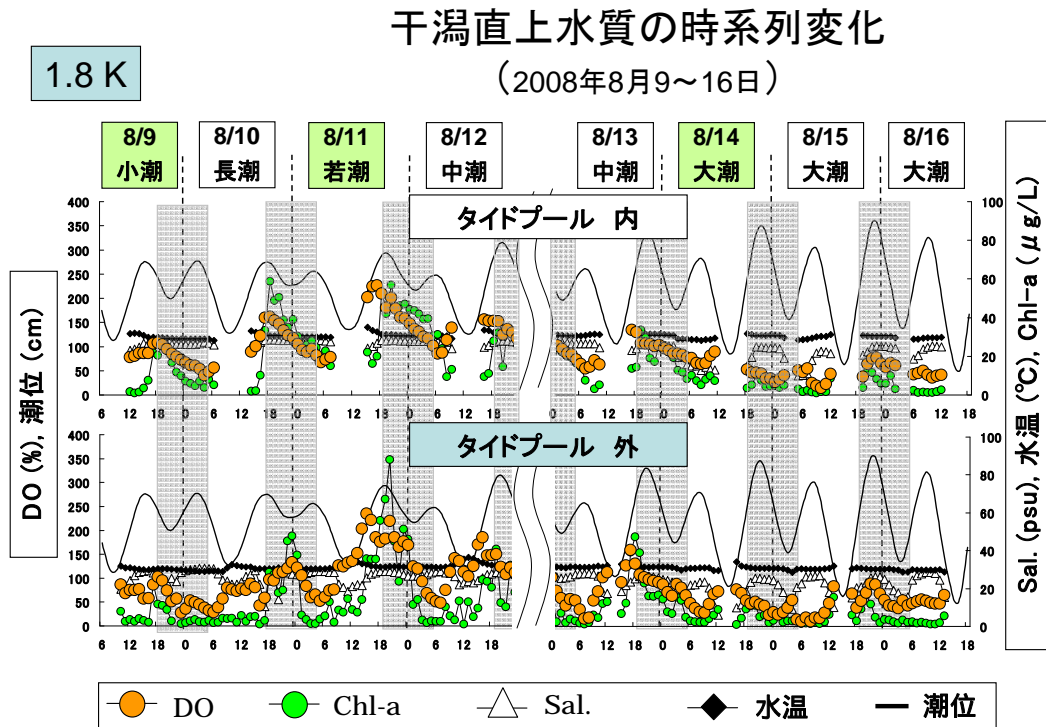


図 2.5.2-23 潮汐変動に伴う干潟直上の水質 (水温, 塩分, DO, Chl-a) の時系列変化 (2008 年 8 月 9 ~ 16 日)(上段: タイドプール; 下段: 低水路干潟)

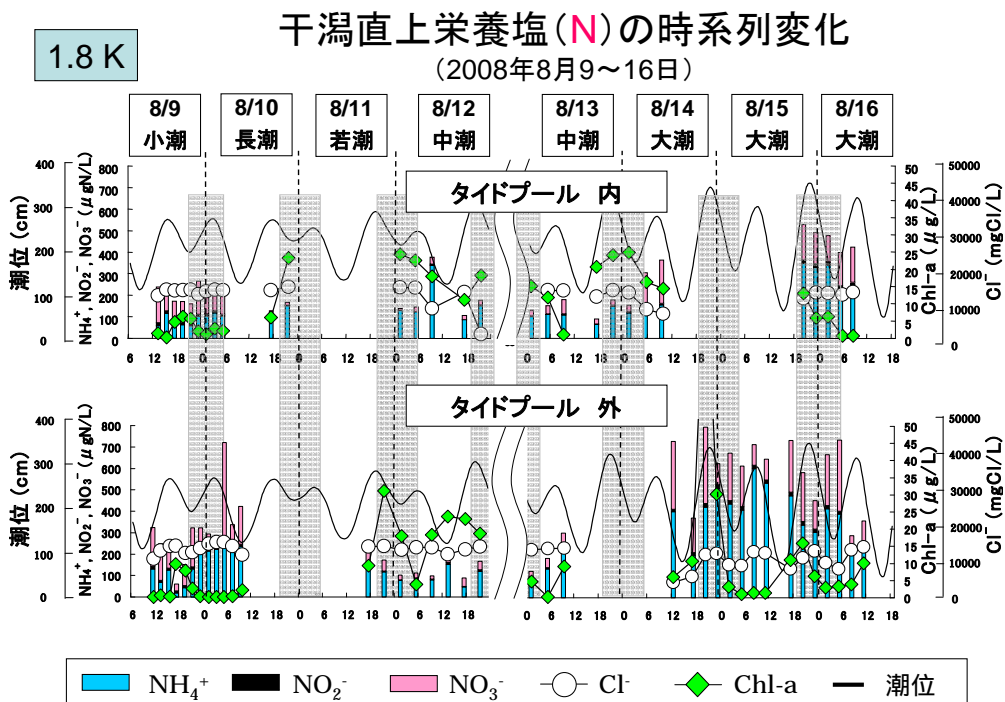


図 2.5.2-24 潮汐変動に伴う干潟直上の水質 (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, Cl⁻, 及び Chl-a) の時系列変化 (2008 年 8 月 9 ~ 16 日)(上段: タイドプール; 下段: 低水路干潟)

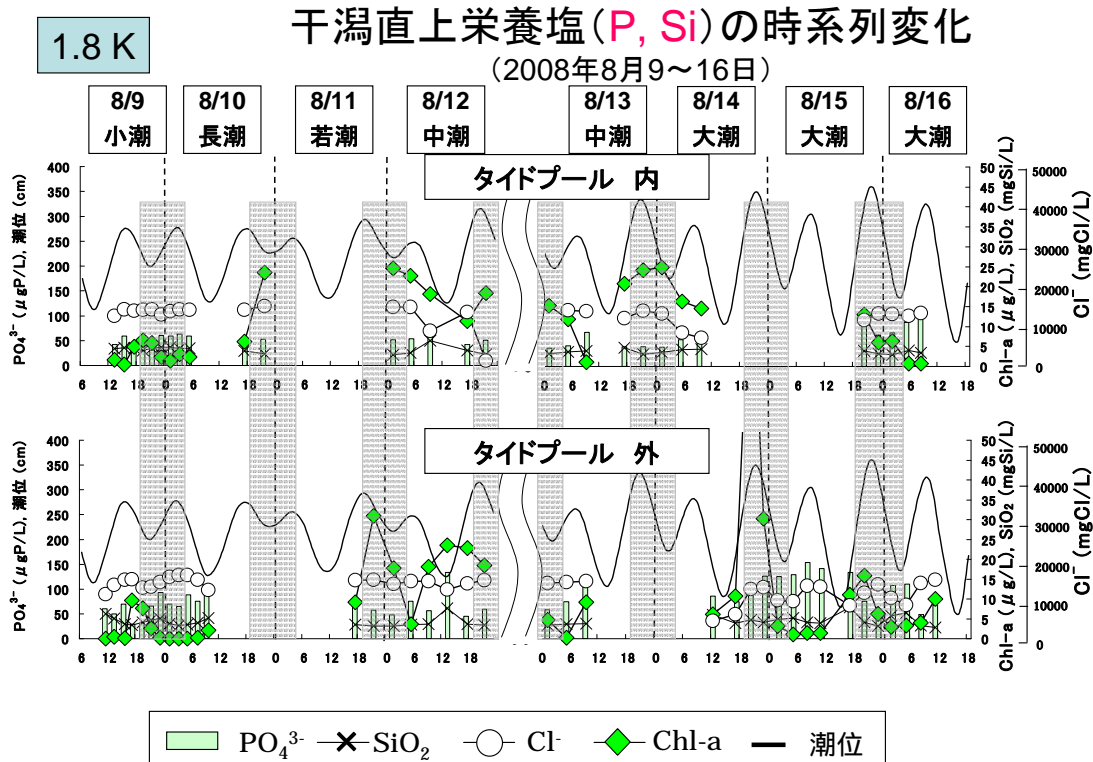


図 2.5.2-25 潮位変動に伴う干潟直上の水質 (PO₄³⁻, SiO₂, Cl⁻, 及び Chl-a) の時系列変化 (2008 年 8 月 9 ~ 16 日) (上段: タイドプール; 下段: 低水路干潟)

以上, 太田川放水路の水質環境を把握するため, 本研究では, 広島湾から太田川放水路の上流約 5.2 km 地点までの 4 地点及び干潟 3 地点の計 7 地点を対象に調査を行い, 次の知見を得た.

- 1) 河川水の NO₃-N 濃度は 塩分の減少時に増加し, 逆に塩分の増加時には減少する傾向を示した. このことは, 太田川放水路の NO₃-N は陸域からの流入起源であることを示す.
- 2) 河川水の N/P 比から太田川放水路の NP バランスは全般的に N 過剰であることが分かった.
- 3) 干潟堆積物の間隙水中の NO₃-N 濃度は, 中流域 (1.8K) で極めて低く, 上流域 (4.6K) で高い傾向を示した. これは, 両者の脱窒能の差を反映するものと考えられる.
- 4) 間隙水中の溶存 NP バランスは, 中流域 (1.8K) のみ P 過剰を呈した (その他は N 過剰). これら地点間の相違も, 脱窒能の差を反映するものと考えられる.
- 5) 干潟堆積物の間隙水中の NO₃-N 濃度は, 上層で高く, 深くなるにつれて低下する傾向を示した. 一方, タイドプール内の干潟堆積物では, 表層部においても NO₃-N は低濃度であった. これは, 脱窒能が極めて高いことを示唆するものと考えられる.
- 6) 時折観測される超過飽和の DO は, 干潟の付着藻類によることが示唆された.
- 7) 広島湾において, 中層付近(6m)にのみ高濃度の溶存メタンが存在するという興味深い現象を観測した. メタンは本来還元的な環境下で生成されることから, この現象は, 河口付近で生成したものが移流されたことを示すものと推察された.

2.5.3 干潟の付着藻類による酸素供給能

(1) 調査内容と調査地点

調査地点と調査期間

調査は、2005年8月12～15日と、2006年6月10～14日の2回実施した。初回は、旭橋(0K'地点)を中心に、その上流(1.8K)及び下流(C3K)の計3地点を対象とし(図2.5.2-1参照)、干潟直上の水質(水温、DO、塩分、Chl-a、濁度、pH、ORP)の連続観測を、2005年8月12日から15日にかけて行った。対象地点0K'、1.8K及びC3Kは、0K270(0K')を基準にその上流1k800(1.8K)及び下流-3k000(C3K)にそれぞれ位置する。二回目は0K'地点を中心に調査を行った。2006年6月10日(大潮時)には、0K'地点の干潟上の水質(水温、塩分、DO、pH、ORP)を下げ潮時及び上げ潮時に、それぞれ水位変化に併せて鉛直的(20cmおき)に計測した。さらに、付着藻類による酸素供給能に関する現場実験も併せ行った。この日の日出及び日没の時刻は、それぞれ4時57分及び19時22分であった。さらに6月11日の満潮時(午前9時)に、河川断面の水温、塩分、DOをそれぞれ計測した。

水質計測及び化学分析

干潟直上の水質(水温、DO、塩分、Chl-a、濁度、pH、ORP)の連続観測には、多項目水質計(米国ハイドロラボ社、DataSonde5x)を使用し、特にDOセンサーには、センサー部の干出に強い蛍光式を用いた。一方、干潟上の水質の鉛直分布並びに河川断面の水質計測には、米国ハイドロラボ社、Quanta-Gを使用した。また、明暗瓶法によるDOの定量には、ウインクラー法アジ化ナトリウム変法を用いた。

明暗瓶法による干潟付着藻類の酸素供給能に関する現場実験

0K'地点の干潟を対象に行った。100mlの石英製バイアル瓶に、干潟直上河川水のみ、および干潟直上河川水+干潟表層堆積物(5cm×5cm×0.2cm)をそれぞれ充填・密閉し、日中の干潮時に現場に設置しインキュベートした。明瓶については、各サンプルを干潟に固定タイプ(底層用)と水位に連動して浮上するタイプ(表層用)に分けて設置した。暗瓶については、干潟に固定タイプのみとした。この地点における調査時の水位変化は、満潮時で約110cmであった。なお、藻類の強光阻害を考慮するため、ここでは石英製バイアル瓶を使用するとともに、充填する河川水は、予め良く攪拌し、気液平衡としたもの(DO飽和度100%)を用いた。また、干出時に干潟表層部試料を採取しChl-aの分析に供した。

(2) 干潟直上DOの日周変動

対象3地点における干潟直上のDOの日周変動を図2.5.3-1に飽和度で示している。0K'地点では、日中の上げ潮時に急激なDOの上昇が見られ、超過飽和状態を呈した。一方、広島湾の河口に近いC3KのDO飽和度は、30～70%の範囲で推移していた。したがって、このような0K'地点における超過飽和現象は、下流の広島湾から輸送された水塊によるものではないと考えられる。また、0K'のDOは下げ潮時には飽和付近にまで低下することから、上流から輸送される水塊は飽和付近にあると考えられる。

0K'地点の干潟直上でDOが超過飽和を呈したのは、上下流から輸送される水塊とは関係なく、0K'地点を含めた周辺の干潟での生産によることを示唆するものと考えられる。

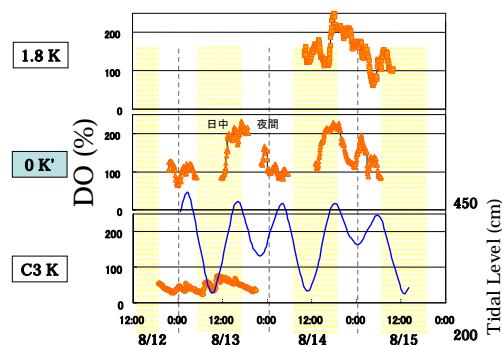


図2.5.3-1 C3K、0K'及び1.8K地点における干潟直上DOの時系列変化(2005年8月12～15日)(広島湾の潮位変化を併記)

(3) 河川水及び干潟表層泥中のChl-a

藻類量の指標として、Chl-aを計測し、図2.5.3-2および表2.5.3-1に示した。下流にあるC3Kでは、干潟直上河川水中クロロフィルaが5 µg/l程度であったのに対し、上流の1.8K地点では、30 µg/l前後、日中の上げ潮時には100 µg/lもの値が計測された(図2.5.3-2)。このように上流では、上げ潮時に河口付近から輸送されてくる植物プランクトン量を遙かに上回るChl-a濃度が計測されたことから、0K'およびその周辺干潟の表層堆積物が巻き上がる際に、剥がれた付着藻類の輸送が示唆される。その堆積物中のChl-aは、0K'で9.2 µg/cm³、1.8Kで5.5 µg/cm³、4.6Kで13.0 µg/cm³であり(表2.5.3-1)、かなり高い濃度を示し、付着藻類が、高密度で生息して

いることを示した。

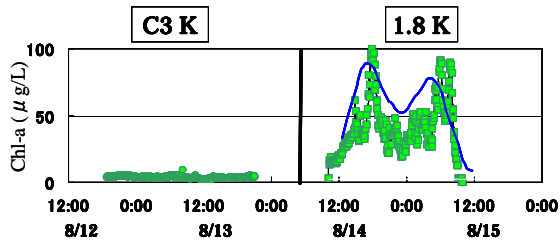


図 2.5.3-2 C3K 及び 1.8K 地点における Chl-a 濃度の時系列変化 (2005 年 8 月 12 ~ 15 日)

表 2.5.3-1 干潟堆積物中の Chl-a 及びフェオフィチン (2006 年 6 月 9 日)

地点	深度 cm	Chl-a		フェオフィチン
		μg/cm ³	μg/g dry	μg/g dry
0K'	0-0.2	9.2	6.4	1.3
	0-3	-	4.0	4.6
	3-6	-	1.4	3.0
	6-9	-	1.1	3.4
	9-12	-	0.6	2.9
	12-15	-	0.8	3.2
	15-18	-	0.6	5.4
1.8 K	0-0.2	5.5	3.2	2.5
4.6 K	0-0.2	13	7.9	3.0

(4) 河川断面の表層 DO 及び底層 DO

対象干潟 (0K') の位置する河川幅約 100m の地点で、満潮時に、20m おきに 4ヶ所、表層 30cm と底層 (河床上 30cm) の DO を計測した。その結果を河川断面地形図上に DO 飽和度で示す (図 2.5.3-3)。左岸に対象干潟がある。右岸には積石護岸があり、干潟の形成はなかった。干潟のある左岸底層の DO のみが過飽和であった。この結果は、干潟で酸素が活発に生産されていることを示す。

(5) 干潟の付着藻類による光合成と強光阻害

干潟堆積物に付着する藻類の光合成による酸素供給能を検証するため、石英瓶を用い明暗瓶法による現場実験を行った。その結果を実験開始時の河川水の DO 飽和度 (100%) と併せて表 2.5.3-2 に示す。

石英瓶内に河川水のみを充填したサンプルは、明瓶の表層及び底層にそれぞれ設置したサンプルのどちらも、実験開始時の DO 飽和度 (100%) と比較し、かなり減少した。また、表層と底層の深度別に設置した双方について比較すると、表層よりも底層の方がやや DO 減少率が

低かった。これらの結果は、藻類の一次生産に必要な光量が過度になると、その活性が抑制される光阻害によるものと考えられる。

一方、石英瓶内に付着藻類 (干潟堆積物) を含んだサンプルは、表層及び底層にそれぞれ設置したサンプルのどちらも、河川水だけのものと比較し、DO 飽和度が大きく上昇した。この結果は、付着藻類が DO 飽和度の上昇に多大に貢献していることを示す。また、表層と底層の深度別に設置した双方について比較すると、表層よりも底層の方がやや DO 飽和度として高かった。これは、前述の光阻害による抑制を示す。しかしながら、付着藻類は、干潟堆積物中では移動能力を有することから、一次生産に最適な光量の位置へ移動するものと推察され、強光阻害を受けにくいものと考えられる。河川水のみサンプルと干潟堆積物を含むサンプルとの DO 飽和度の差は、藻類量の差もさることながら、光阻害から逃れるために堆積物の隙間を利用する付着藻類の移動能力に負うところが大きいことを示している。

また、暗瓶に示されるように光量を完全に遮断されたものについては、河川水のみサンプルと比較し、干潟堆積物を含むサンプルの DO 消費は著しかった。これは、干潟堆積物が有機物を多く含むことを示している。

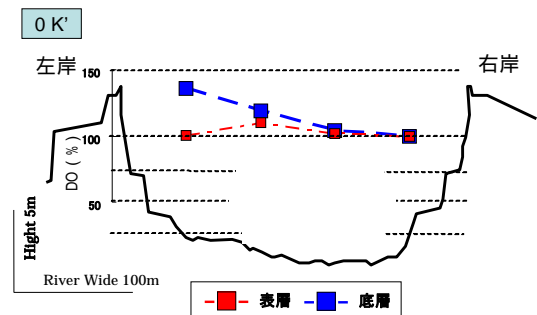


図 2.5.3-3 0K'地点の断面図及び表層 (水面下 30cm) と底層 (底上 30cm) の DO 濃度。左岸に対象干潟。観測日時: 2006 年 6 月 11 日 9 時 (満潮時)

表 2.5.3-2 明・暗ビン法による干潟付着藻類の酸素供給能に関する現場実験 (2006 年 6 月 9 日)

		DO 飽和度 (%)		
		河川水		河川水+干潟堆積物
		実験前	実験後	実験後
明ビン	表層	100	80	256
	底層	100	87	263
暗ビン		100	73	35

(6) 上げ潮時と下げ潮時における干潟直上 DO の鉛直分布の時系列変化

2006年6月10日に、日中の下げ潮時(8:10~10:30)と上げ潮時(17:50~19:30)に、対象干潟(0K')直上の全水深が20cm変化するごとに、塩分、水温及びDOを鉛直的に計測した。最大水深100cmから干出まで、下げ潮と上げ潮時に、それぞれ6回計測した。その結果、下げ潮と上げ潮で全く違う挙動を示すことを見出した。

下げ潮が始まった8時10分に計測を開始し(水深100cm)20cm水位が低下するごとに鉛直的に計測した。下げ潮時における塩分と水温の鉛直分布の時系列変化を図2.5.3-4及び図2.5.3-5に示す。計測開始時には、表層塩分が12psuを、干潟直上20cmで最大値(20psu)を示し、塩分成層がみられた。水位の低下とともに、上層塩分が徐々に低下したのに対し、最下層(干潟直上)の塩分低下は遅れる傾向を示した。また水温は、下層水温がほとんど変化しなかったのに対し、上層水温は徐々に上昇した。一方、上げ潮時における水温と塩分については、干出していた干潟に遡上水が満たされた直後に、塩分は19psuを示し、その後22psuまで上昇した(図2.5.3-4)。また、鉛直的にはほぼ均一に分布し、強混合型の遡上形態を示した。水温もほぼ均一な鉛直分布を示したが、水位の上昇とともに21から19.5まで低下した(図2.5.3-5)。

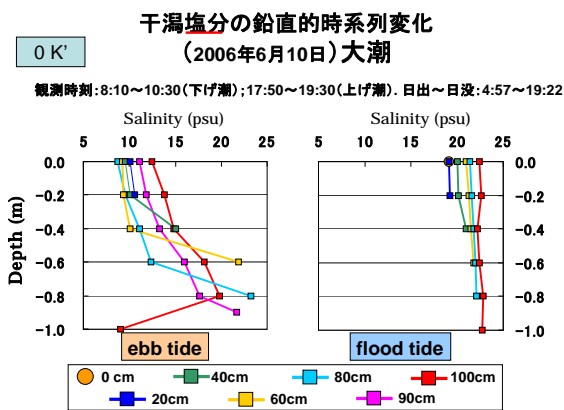


図 2.5.3-4 下げ潮及び上げ潮時における 0K'干潟の塩分の鉛直の時系列変化(2006年6月10日)。観測時刻:8:10~10:30(下げ潮);17:50~19:30(上げ潮)。日出~日没:4:57~19:22

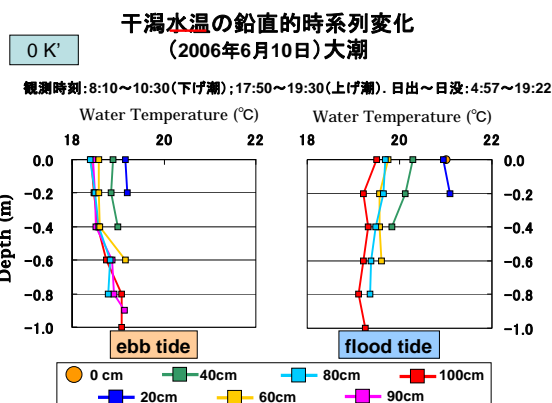


図2.5.3-5 下げ潮及び上げ潮時における0K'干潟の水温の鉛直の時系列変化(2006年6月10日)。観測時刻:8:10~10:30(下げ潮);17:50~19:30(上げ潮)。日出~日没:4:57~19:22

下げ潮時における DO の鉛直分布の時系列変化を図2.5.3-6a に飽和度で示す。DO についてみると、計測開始時には、表層 DO が飽和度 100%付近を示し、干潟直上 20cm 以下で最大を示した。表層付近(0~40cm)の DO が低いのは大気との平衡もさることながら、水中に浮遊する植物プランクトンが、光阻害を受けることもその一因と考えられる。注目すべきは、干潟直上の DO 値が水位の低下に伴い徐々に増加し、最大 140%もの高い値(水深 60cm 時)が観測されたことである。干潟付着藻類の活性の大きさを示唆する。

上げ潮時における DO の時系列変化を図2.5.3-6b に示す。干潮時(0cm 水深)に計測を開始し、20cm 水位が上昇するたびに鉛直的に計測を行った。干潟干出時には、その表層は乾いた状態だったが、河川水流入直後に、いきなり 140%を超える DO 飽和度を観測した。また、水位の上昇に伴い DO 値はやや減少する傾向を示したが、全水深でほぼ均一に分布し 130%以上の過飽和状態を維持していた。このように、上げ潮時における DO の変動パターンは、下げ潮時のそれとは全く異なるものであった。下げ潮時には、光合成に対する顕著な強光阻害が認められたのに対し、上げ潮時には、強光阻害を示すものは認められなかった。

本研究により、下げ潮時において干潟直上 DO の著しい増加(最大 140%)が観測されたこと、並びに上げ潮時において、干出干潟への河川水流入直後に 140%を超える DO 値が観測されたこと、のいずれもが、河川水の DO 上昇に対する干潟付着藻類の寄与がいかに大きいを示すものと考えられる。水中を浮遊する植物プランクトンが光阻害を受けやすいのに対し、干潟付着藻類は自ら位

置を移動することにより最大の一次生産を得ることができるとも、付着藻類が河川水への DO 供給に大きく貢献できる所以と考えられる。

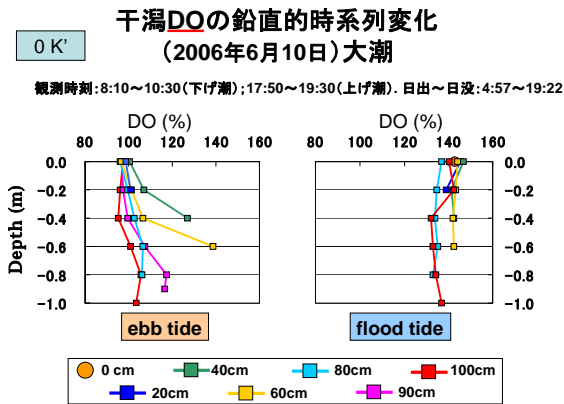


図2.5.3-4 下げ潮及び上げ潮時における0K'干潟のDOの鉛直的時系列変化(2006年6月10日)。観測時刻: 8:10~10:30(下げ潮); 17:50~19:30(上げ潮)。日出~日没: 4:57~19:22

以上、感潮河川である太田川放水路の0K'地点において、上げ潮時に、干潟直上水のDOが超過飽和を呈することを見出し、その原因を明らかにするために調査研究を行った。本研究では、その主要因が干潟の付着藻類による酸素供給(光合成)にあることを示す次の知見を得た。

- 1) 0K' 地点では、日中の上げ潮時に急激なDOの上昇が見られ、超過飽和状態を呈したのに対し、下流に位置するC3KのDO飽和度は、30~70%の範囲で推移していたことから、この現象は、0K'地点を含めた周辺の干潟でのDO生産によることが示唆された。
- 2) 0K' 地点において、満潮時に、表層30cmと底層(河床上30cm)のDOを河川断面方向に計測し、干潟のある左岸底層のDOのみが過飽和であったことから、干潟で酸素が活発に生産されていることが示唆された。
- 3) 干潟堆積物に付着する藻類の光合成による酸素供給能を検証するため、石英瓶を用い明暗瓶法による現場実験を行い検討した。河川水だけのサンプルが、強光阻害を受け初期DOより減少したのに対し、干潟堆積物(付着藻類)を含んだサンプルは、大きく上昇した。両者におけるこの大差は、藻類量の差もさることながら、光阻害から逃れるために堆積物の隙間を利用する付着藻類の移動能力に負うことが示唆された。
- 4) 下げ潮時において干潟直上でDOの著しい増加(最大140%)が観測されたこと、並びに上げ潮時において、干出干潟への河川水流入直後に140%を超えるDO値が観測されたこと、のいずれもが、河川水のDO上昇

に対する干潟付着藻類の寄与がいかに大きいかを示すものと考えられた。

1)~4)より、水中を浮遊する植物プランクトンが光阻害を受けやすいのに対し、干潟付着藻類は、自ら移動することにより最適の光量を得るため、河川水へのDO供給に大きく寄与できるものと考えられる。つまり付着藻類は、干潟干出時にも、直射日光をさけ最適光量の場所で光合成を行うことができ、次の上げ潮時に相当量の河川水をも過飽和にさせる酸素生産能を有するものと考えられた。これらは、付着藻類が干潟生態系を支える上で非常に重要な役割を担っていることを示すものであり、非常に興味深い結果といえる。

また、干潟堆積物には浮遊性植物プランクトンの一部も保留されるものと考えられる。その保留率は、河床材料により違ってくる考えられるほか、干潟には、生物による無数の巣穴が存在しており、これらも干出時の植物プランクトンの保留に関係するものと考えられる。その保留された植物プランクトンの寄与については今回考察できなかった。今後の検討課題としたい。

2.5.4 地下水及び湧水の水質特性

(1) 調査内容と調査地点

地下水の水質調査は、タイドプールのある1.8Kの2ヶ所(高水敷とタイドプール内)、旭橋の造成干潟(試験区)0K'の2ヶ所、その少し上流にある対照区0K'の3ヶ所(陸域1ヶ所と自然干潟2ヶ所)に設置されている観測孔から地下水を採取し行った(図2.5.4-1)。調査は、2009年から2012月にかけて、それぞれ夏期と秋期に実施した。また、2012年には、1.8Kの高水敷とタイドプールの観測孔に多項目水質計を設置し、水質(水温、塩分、DO、pH)の連続観測を行い検討した。

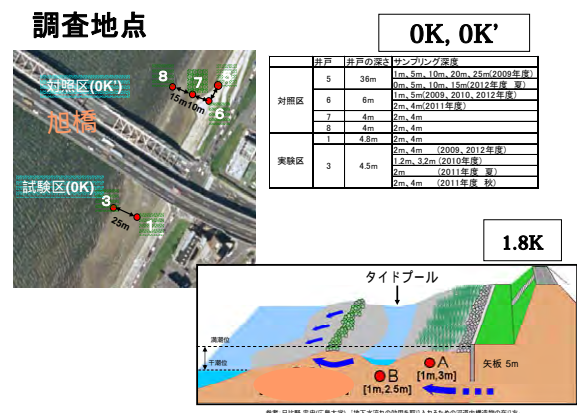


図2.5.4-1 地下水調査地点(0K, 0K', 1.8K)

湧水調査は、0K～1.8K 間の左岸の干潟約 2 km の範囲を対象に、2010 年から 2012 年にかけて計 5 回行った。調査地点を図 2.5.4-2 及び図 2.5.4-3 に示す。湧水はシーページメータを用いて採取した(図 2.5.4-4)。湧水採水前後に底層水も併せて採水し比較検討した。

SP: サンプルポイント(2010,2011)

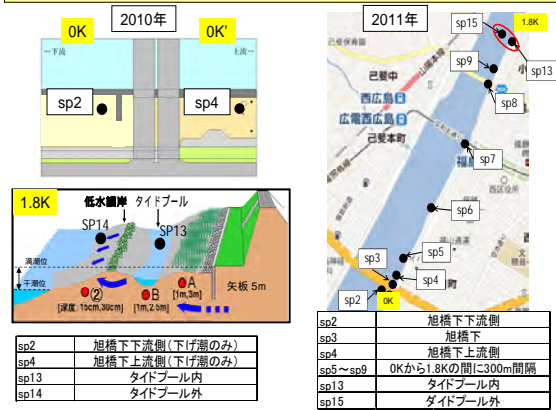


図 2.5.4-2 湧水調査地点 (左図 2010 年, 右図 2011 年)

SP: サンプルポイント(2012)

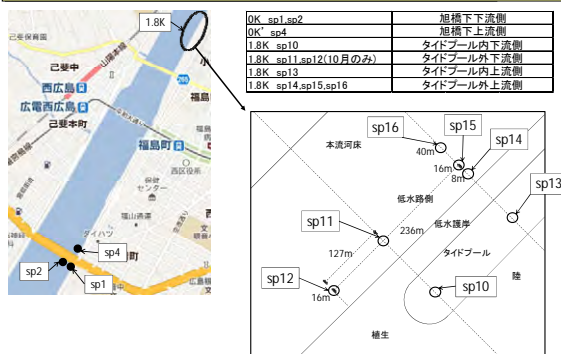


図 2.5.4-3 湧水調査地点 (2012 年)

採水方法

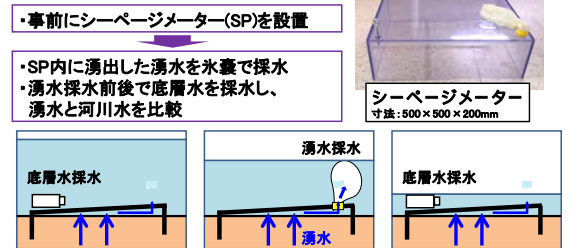


図 2.5.4-4 湧水採水法 (イメージ図)

(2) 地下水の水質

1.8K における地下水水質 (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Salinity, DO) の 2009 年 (図 2.5.4-5), 2010 年 (図 2.5.4-6) 2011 年 (図 2.5.4-7) 及び 2012 年 (図 2.5.4-8) の観測結果をそれぞれ示す。採水時刻も潮位変化に併せて示している。高水敷(A)の地下水は、全般的に高濃度の溶存酸素 (DO) と硝酸イオン (NO_3^-) を含む傾向を示した。一方、タイドプール(B)の地下水は、貧酸素状態を呈し、かつ高濃度のアンモニウムイオン (NH_4^+) を含む傾向を示したが、興味深いことに DO や NO_3^- を含むことが時折観測された。また、リン酸イオンは、窒素化学種のうち NH_4^+ の占める割合が高いときに高くなる傾向を示した。

1.8K 地下水

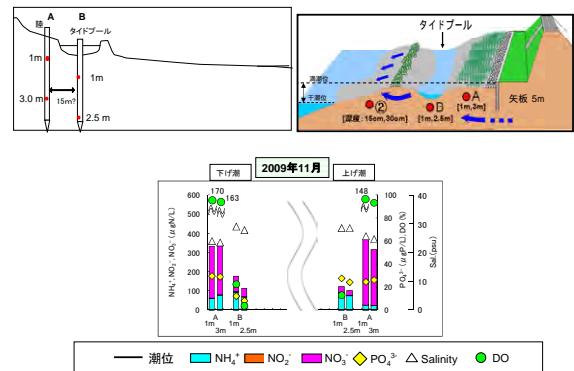


図 2.5.4-5 地下水水質 (1.8K). (A)高水敷, (B)タイドプール (2009 年 11 月)

1.8K 地下水

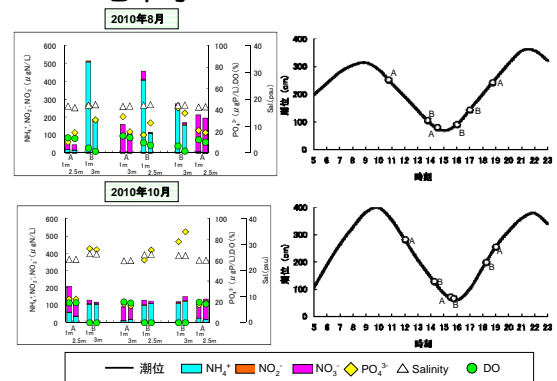


図 2.5.4-6 地下水水質 (1.8K). (A)高水敷, (B)タイドプール (2010 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

1.8K 地下水

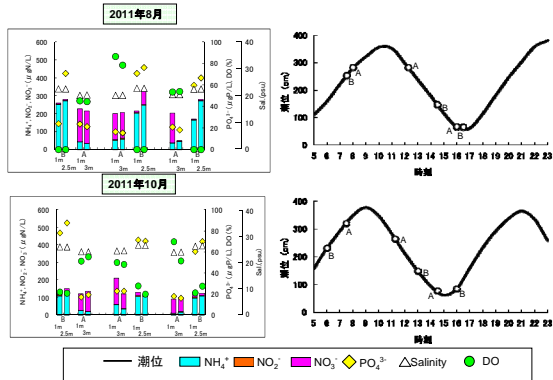


図 2.5.4-7 地下水水質 (1.8K). (A)高水敷, (B)タイドプール (2011 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

1.8K 地下水

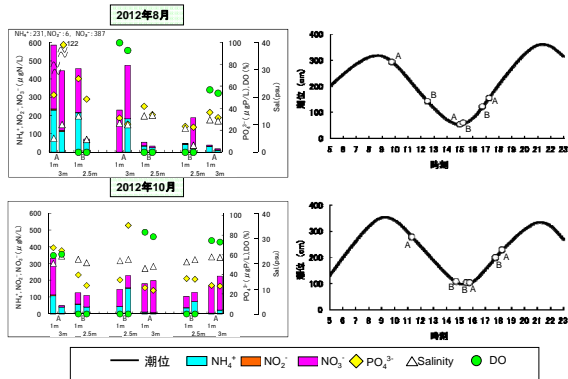


図 2.5.4-8 地下水水質 (1.8K). (A)高水敷, (B)タイドプール (2012 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

次に、大潮時 (2012 年 10 月 18~20 日) に多項目水質計を用いて計測した高水敷(A)とタイドプール(B)における地下水の水質 (水温, 塩分, DO, pH) の時系列変化を示す (図 2.5.4-9, 図 2.5.4-10). 高水敷地盤内では、DO はそれぞれ 45~83% (深度 1m) 及び 43~61% (深度 3m) の範囲で変動し、無酸素状態を呈することはなかった (図 2.5.4-9). また、DO の増加初期には pH と塩分の増加を伴う傾向を示した。一方、タイドプール地盤内では、基本的には無酸素状態にあるが、時折、水塊の移流による増加現象が観られ、0~50% (深度 1m) 及び 0~20% (深度 2.5m) の範囲で変動した (図 2.5.4-10). また、DO の増加初期には、高水敷の結果と同様に、pH と塩分の増加を伴う傾向を示した。

次に、0K (造成干潟 試験区) における人工的に干潟を造成する前 (2009 年 11 月) 及び後 (2010 年, 2011 年, 2012 年) の地下水水質 (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} ,

Salinity, DO) の観測結果をそれぞれ図 2.5.4-11, 図 2.5.4-12, 図 2.5.4-13, 図 2.5.4-14 に示す。また、OK' (対照区) における地下水水質の 2010 年, 2011 年及び 2012 年の観測結果をそれぞれ図 2.5.4-15, 図 2.5.4-16 及び図 2.5.4-17 に示す。造成干潟の試験区 0K では、干潟造成後一時的に高濃度の NH_4^+ (最大 6,000 $\mu\text{gN/L}$) が検出されたが (図 2.5.4-12), 現在は、造成前の良好な水質 (DO 及び NO_3^- を含む) に戻りつつある。この一時的な NH_4^+ の増加現象は、上流域 (淡水) の土砂の搬入に起因するものと考えられ、土砂に含まれる有機物の分解無機化、及び土壌粒子に吸着していた NH_4^+ が海水に含まれる塩類とカチオン交換されたためと考えられる。一方、対照区の 0K' では、陸域 () で NO_3^- の比率が高い傾向を示すと共にその変動幅も大きかった。

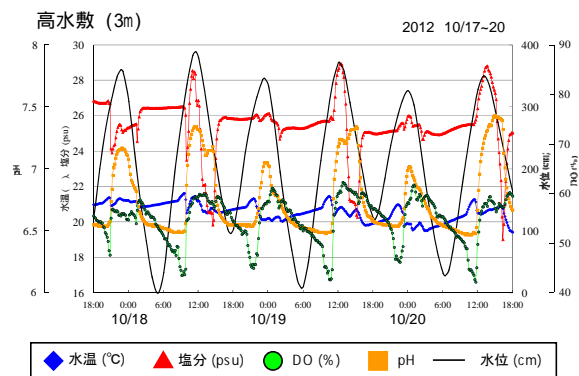
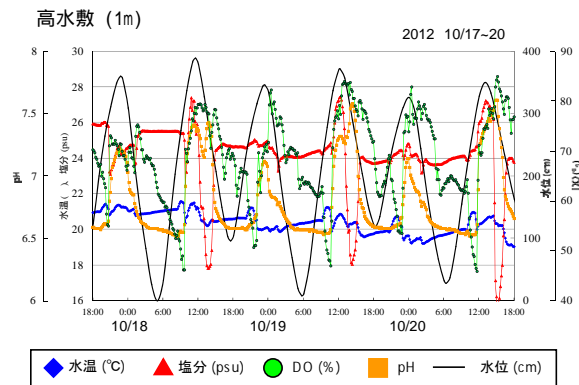


図 2.5.4-9 大潮時 (2012. 10/17~20) における高水敷地下水水質 (水温, 塩分, DO, pH) の時系列変化 (上段: 深度 1m, 下段: 深度 3m)

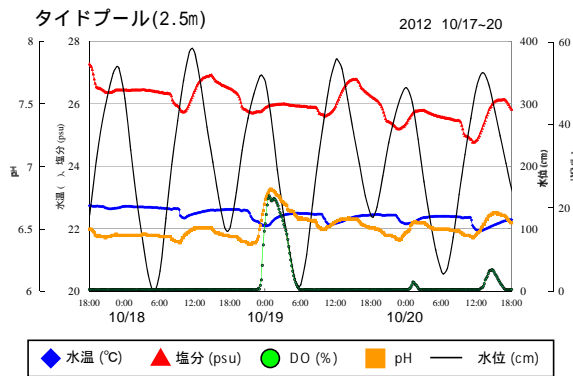
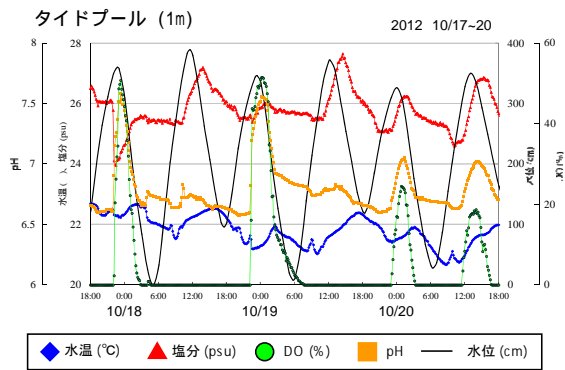


図 2.5.4-10 大潮時 (2012. 10/17~20) におけるタイドプール地下水水質 (水温, 塩分, DO, pH) の時系列変化 (上段: 深度 1m, 下段: 深度 2.5m)

OK地下水

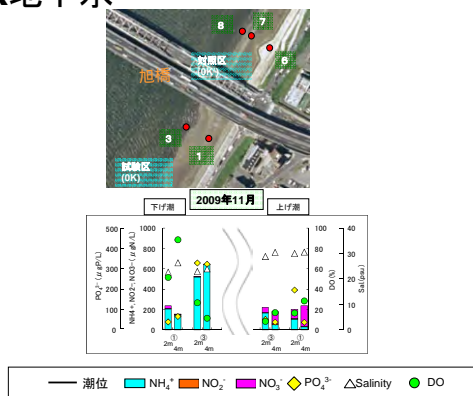


図 2.5.4-11 地下水水質 (OK) (2009 年 11 月)

OK地下水

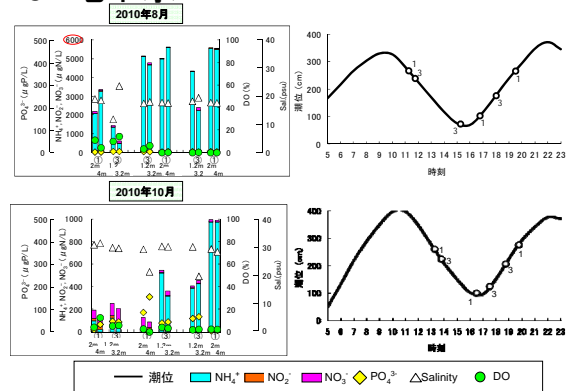


図 2.5.4-12 地下水水質 (OK) (2010 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

OK地下水

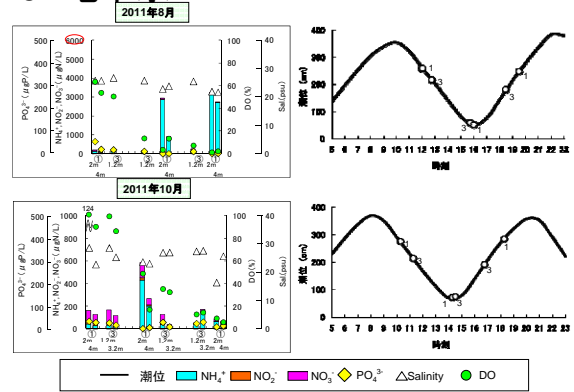


図 2.5.4-13 地下水水質 (OK) (2011 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

OK地下水

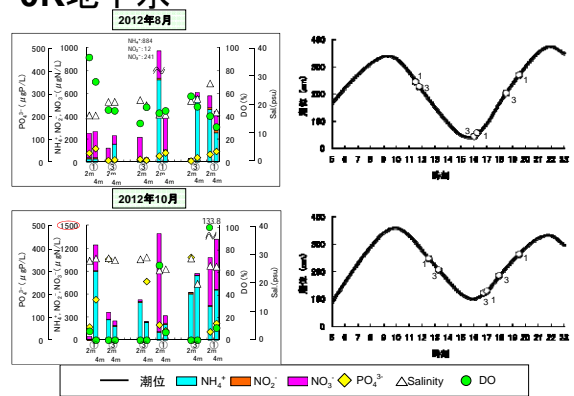


図 2.5.4-14 地下水水質 (OK) (2012 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

OK'地下水

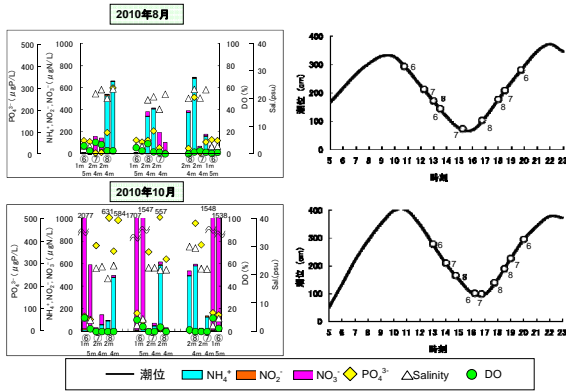


図 2.5.4-15 地下水水質 (OK') (2010 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

OK'地下水

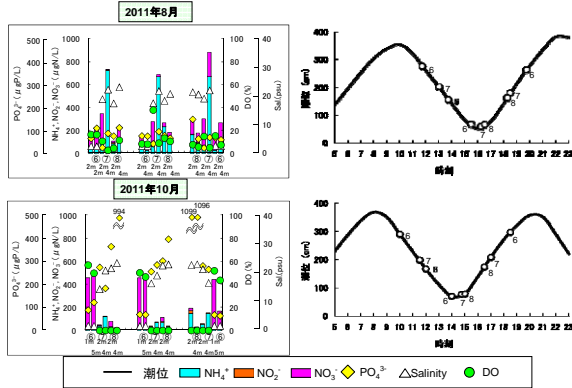


図 2.5.4-16 地下水水質 (OK') (2011 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

OK'地下水

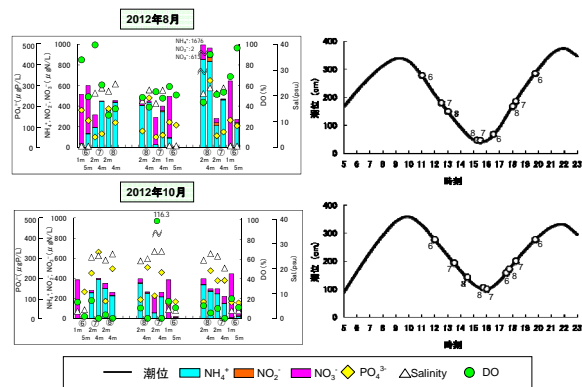


図 2.5.4-17 地下水水質 (OK') (2012 年, 上段 8 月, 下段 10 月)

(3) 湧水の湧出量と水質

湧水の湧出量に関する 2010 年 (図 2.5.4-18), 2011 年 (図 2.5.4-19) 及び 2012 年 (図 2.5.4-20) の観測結果をそれぞれ示す。併せて湧水のサンプリング当日から 2 週間前まで遡り降水量の状況を示している。これより、湧出量は、サンプリング日近くに降水のあったときの方が多くなる傾向を示した。次に、太田川デルタ地下水位と同様の水位変動を有する OK'の陸域 () の地下水位の時系列変化を図 2.5.4-21 に示す。これより、デルタ水位は、降水後に急激に上昇し、その後徐々に低下することが分かる (中下ら, 2013)。したがって、降水後の数日間は、デルタ水位と河川水の水位差は大きいまま保たれ、湧出量は増加するものと推察される。

湧水湧出量(2010)

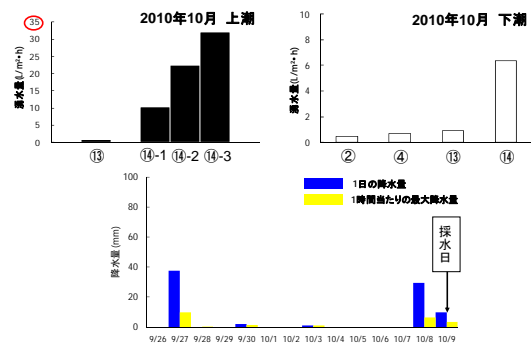


図 2.5.4-18 湧水輸出量及び降水量(2010 年, 10 月)

湧水湧出量(2011年)

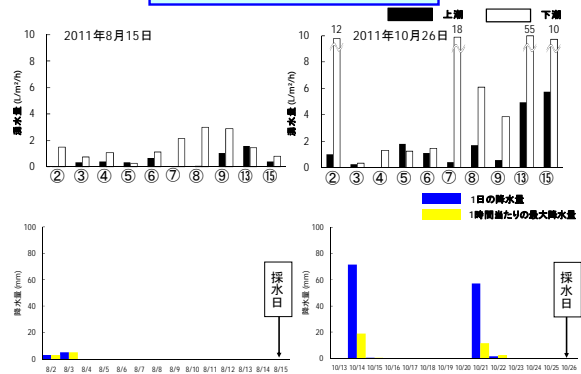


図 2.5.4-19 湧水輸出量及び降水量 (2011 年 8 月, 10 月)

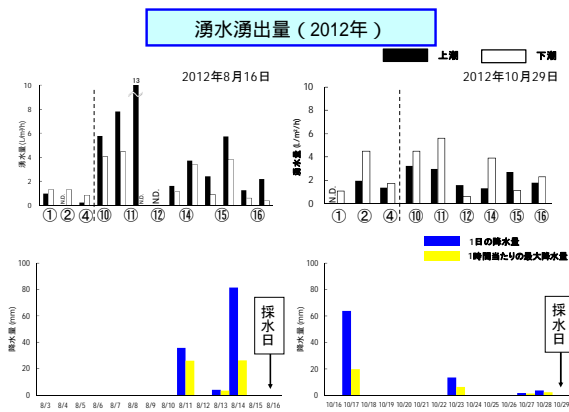


図 2.5.4-20 湧水輸出量及び降水量 (2012 年 8 月, 10 月)

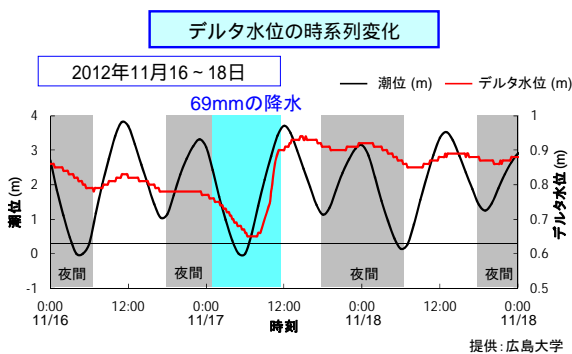


図 2.5.4-21 デルタ水位の時系列変化(2012 年 11 月 16~18 日)

次に、湧水の水質 (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Salinity) の 2010 年 10 月 (図 2.5.4-22) 2011 年 8 月 (図 2.5.4-23), 10 月 (図 2.5.4-24), 2012 年 8 月 (図 2.5.4-25), 10 月 (図 2.5.4-26) における観測結果をそれぞれ示す。2010 年及び 2011 年においては、全般的に、湧水中に占める NO_3^- の比率が高く、TIN ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) 濃度は比較的低い傾向にあったが、2012 年においては、湧水中に占める NH_4^+ の比率が高く、TIN 濃度は高かった。

次に、sp13 (タイドプール内) の 2012 年 8 月 (図 2.5.4-27) における湧水の湧水量と栄養塩の時系列変化を示す。湧水の採取時刻を潮位変化に併せて示している。これより、湧量は下げはじめ、下げ止まり、及び満潮近くになると少なくなる傾向を示した。デルタ水位と河川水位の差を反映しているものと考えられる。また、このときの湧水の栄養塩は、高濃度の NH_4^+ 及び PO_4^{3-} を含有していた。

湧水の栄養塩濃度(2010年度 10月)

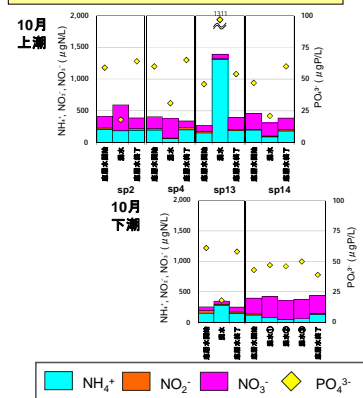


図 2.5.4-22 湧水の栄養塩濃度(2010 年 10 月)上段：上潮，下段：下潮

湧水の栄養塩濃度(2011年度 8月)

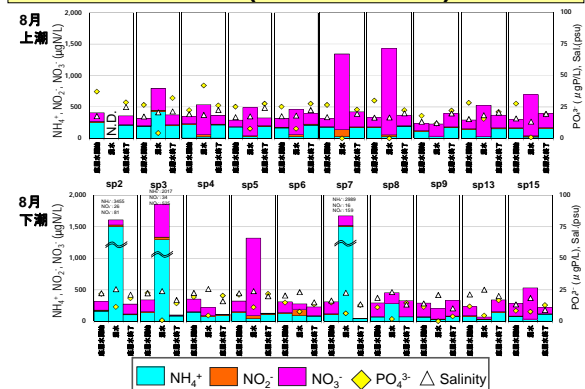


図 2.5.4-23 湧水の栄養塩濃度 (2011 年 8 月) 上段：上潮，下段：下潮

湧水の栄養塩濃度(2011年度 10月)

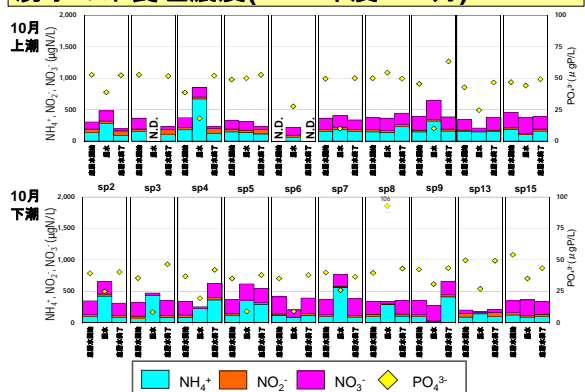


図 2.5.4-24 湧水の栄養塩濃度 (2011 年 10 月) 上段：上潮，下段：下潮

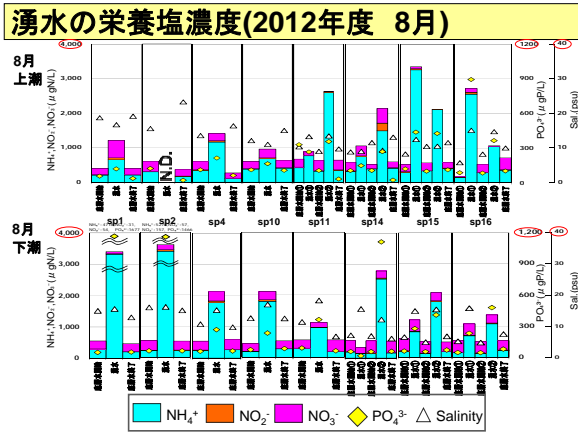


図 2.5.4-25 湧水の栄養塩濃度 (2012 年 8 月) 上段：上潮，下段：下潮

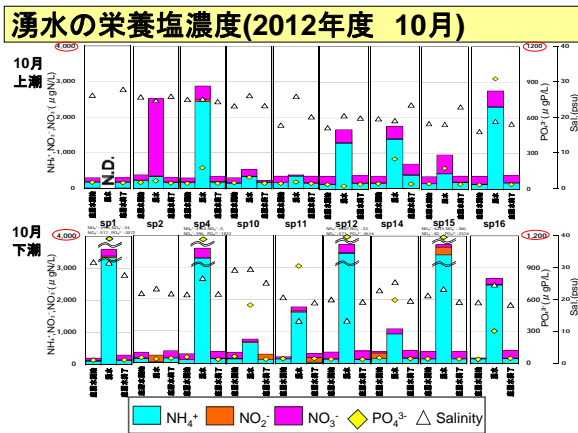


図 2.5.4-26 湧水の栄養塩濃度(2012 年 10 月)上段：上潮，下段：下潮

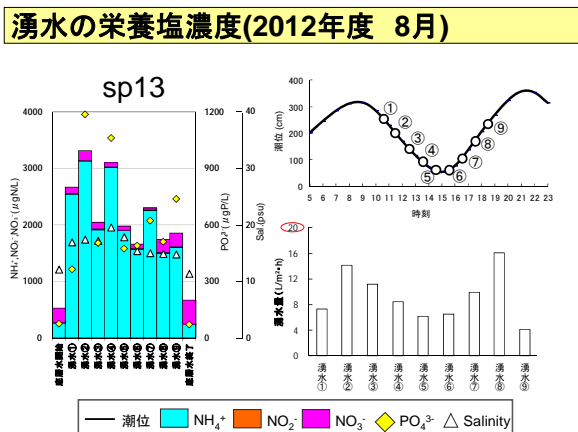


図 2.5.4-27 sp13 における湧水の湧出量及び栄養塩濃度の時系列変化 (2012 年 8 月)

次に、2012 年に観測した湧水中の NH_4^+ と PO_4^{3-} の相関関係を観た (図 2.5.4-28) . 両者の間には正の高い相関性 ($R = 0.55 \sim 0.95$) が認められた . この結果は、還元的な地下水の湧出を意味する .

次に、タイドプールに設置したシーページメータ内に多項目水質計をセットし、湧水水質 (水温、塩分、DO、pH) の時系列変化 (2012 年 8 月 15 ~ 17 日) を示す (図 2.5.4-29) . シーページメータ内の DO は、徐々に減少し無酸素状態を呈したが、その後、時折増加する現象が認められた . この結果は、酸素を含有する高水敷地盤内の地下水がタイドプール地盤内に移流後湧出したことを示唆する .

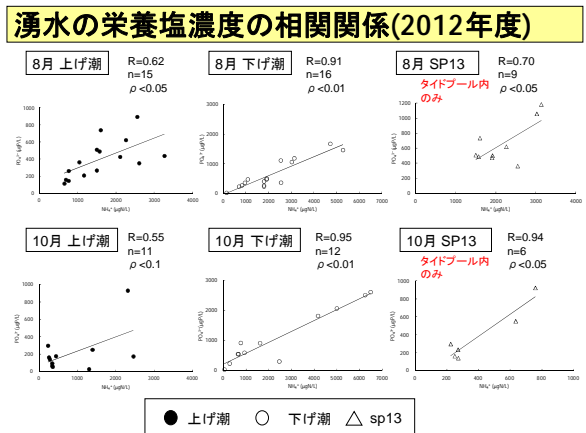


図 2.5.4-28 湧水中の NH_4^+ と PO_4^{3-} の相関関係 (2012 年)

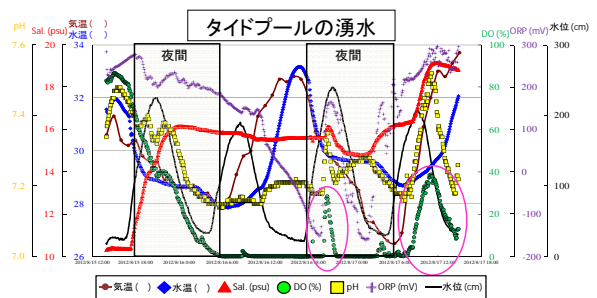


図 2.5.4-29 タイドプールの湧水水質の時系列変化 (2012 年 8 月 15 ~ 17 日)

2.5.5 干潟及びタイドプールの窒素浄化機能

(1) 脱窒活性及び硝化活性の測定法

脱窒活性の測定にはアセチレン阻害法 (Yoshinari et al., 1977) を用いた。70 mL のバイアル瓶に干潟堆積物 (湿泥) 5 mL と河川水を満たし、ブチルゴムセプタムとアルミシールで密封した。次に、ガスタイトシリンジを用いてアセチレン 3 mL を添加し約 6 時間培養を行った。最大脱窒活性は、基質 (NO_3^-) を 5 mgN/L となるように添加し 25 °C の条件下で約 6 時間培養後、生成した亜酸化窒素 (N_2O) 濃度から求めた。現場脱窒活性は、基質を添加せず現場の温度条件下で培養し求めた。 N_2O は ECD 付ガスクロマトグラフ (島津 GC-14B) で測定した。また、硝化活性については、 $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の増加量から概算した。

(2) 広島湾 河川本流河床及び干潟の堆積物における硝化活性及び脱窒活性

まず 2006 年 6 月及び 2007 年 10 月に、0K, 1.8K 及び 4.6K における干潟堆積物表層の硝化活性について検討した (図 2.5.5-1)。現場活性においては負の値が得られた。これは脱窒活性が硝化活性を上回っていることを示唆する。一方、基質が十分に存在する条件下で行った活性、すなわち最大活性は、0.5 ~ 3.5 $\mu\text{gN/g dry/day}$ の値を示し、特に上流域 (1.8K 及び 4.6K) で高い傾向を示した。また、鉛直的には、表層部 (0 ~ 10cm) で高い活性を示し、深度 40cm では、活性はほとんど認められなかった (図 2.5.5-2)。前述した干潟間隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の鉛直分布 (図 2.5.2-17 及び 2.5.2-19 参照) の傾向と一致する。

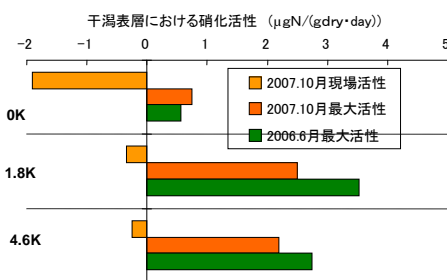


図 2.5.5-1 干潟堆積物表層における硝化活性 (2006 年 6 月及び 2007 年 10 月)

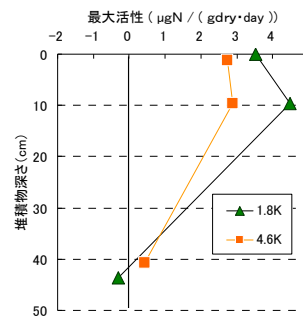


図 2.5.5-2 干潟堆積物における硝化活性の鉛直分布

次に、太田川放水路の干潟が有する窒素の浄化機能を評価するため、その脱窒活性をアセチレン阻害法を用いて調べた。

2007 年 10 月に、干潟堆積物の脱窒活性 (図 2.5.5-3) 及び広島湾と河川本流の堆積物の脱窒活性 (図 2.5.5-4) について検討した。ここでは、干潟堆積物がどのくらいの深度まで脱窒能を有するのかを評価するため、深度別に測定を行っている。なお、前述したように (図 2.5.2-8 参照)、広島湾と河口の堆積物の粒度組成が干潟堆積物のそれと大きく異なることを考慮し、ここでは脱窒活性の単位をシルト以下の粒子分の乾燥重量当たりの脱窒量 ($\mu\text{gN/silt g dry/day}$) として表示している。脱窒活性は、いずれも堆積物表層で高い傾向を示した。また、広島湾及び河口よりも河川本流及び干潟において高い傾向を示した。現場活性に着目すると、河川本流では、水道橋及び 1.8K において高い活性を示した。また、干潟堆積物の C2K, 1.8K 内及び 4.6K では、表層のみならず深い層まで比較的高い活性を示したことが興味深い。

次に、2010 年から 2012 年にかけて行った硝化活性及び脱窒活性に関する調査地点 (図 2.5.5-5) とその観測結果 (図 2.5.5-6, 図 2.5.5-7, 図 2.5.5-8, 図 2.5.5-9) を示す。調査は 0K から 1.8K にかけて左岸の干潟を対象に行った。硝化活性は、一般的に負の活性を示し、脱窒活性が優位であることを示したが、1.8K 付近 (Sps11, 13, 14, 15) では時折正の活性を示し、活発な硝化が起こっていることを示唆した。現場脱窒活性は、 $< 0.5 \sim 18 \mu\text{gN}/\text{mL wet/day}$ の値を示し、かなり広範囲に渡った。ここで、太田川干潟の脱窒量を評価するため、現場脱窒活性の単位を $\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ に換算し表 2.5.5-1 及び表 2.5.5-2 に示した。2011 年及び 2012 年における太田川干潟の脱窒量は、それぞれ $18 \text{ mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ 及び $34 \text{ mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ と概算された。これらの値は、他の汽水域

の中海(2.2 mgN/m²/day)及び六道湖(7.8 mgN/m²/day)よりかなり高い活性であった。これらの結果より、太田

川放水路干潟が、窒素の系外への除去に対し良好な水質浄化機能を有していることが分かった。

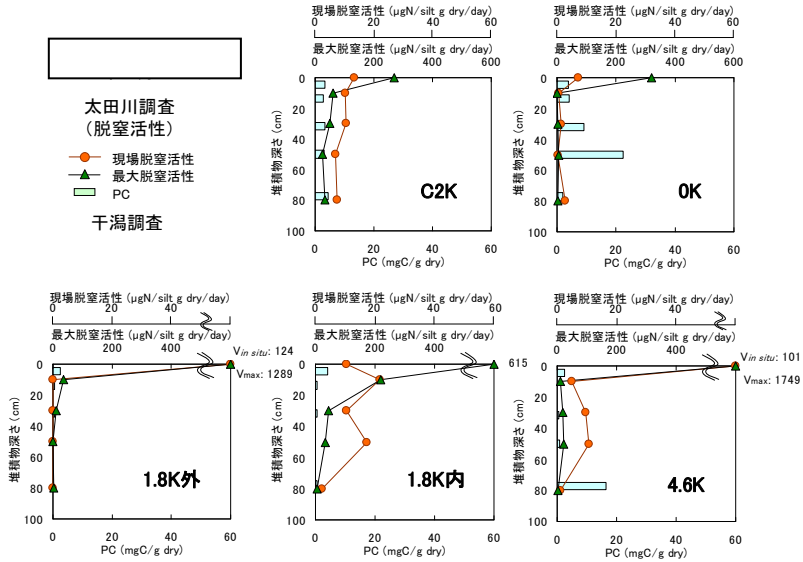


図 2.5.5-3 干潟堆積物における脱窒活性の鉛直分布 (2007年10月6~9日)

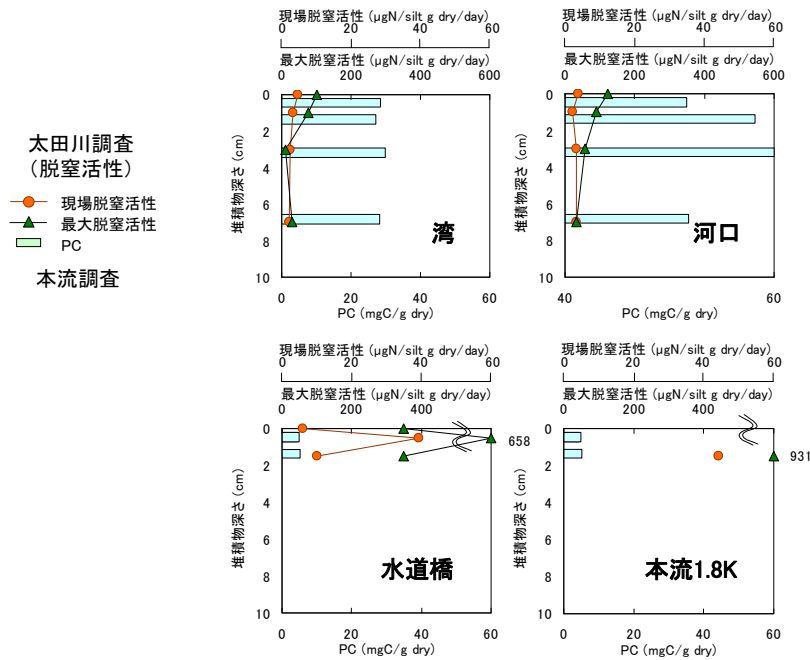


図 2.5.5-4 広島湾及び太田川放水路の底泥及び河床堆積物における脱窒活性の鉛直分布 (2007年10月6~9日)

サンプリングポイント

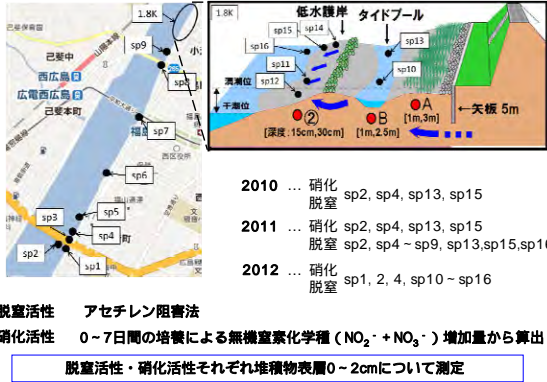


図 2.5.5-5 硝化活性及び脱窒活性の調査地点 (2010 ~ 2012 年)

2010(8月,10月) 脱窒活性・硝化活性

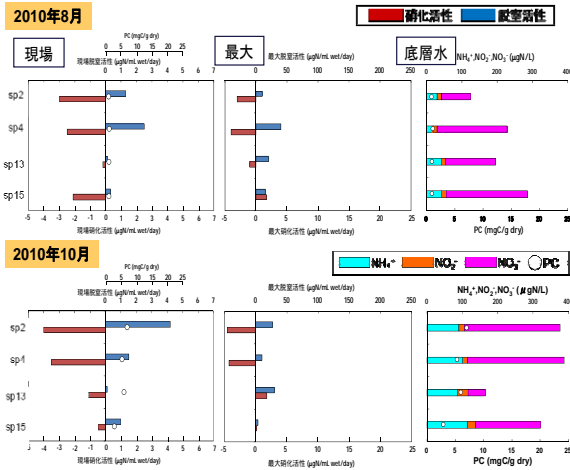


図 2.5.5-6 硝化活性及び脱窒活性(2010年).上段: 8月, 下段: 10月

2011(8月,10月) 脱窒活性・硝化活性

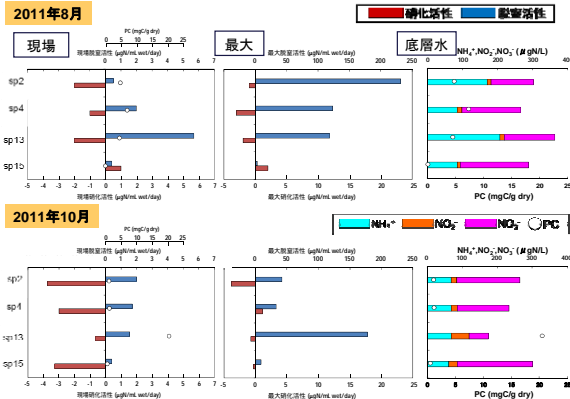


図 2.5.5-7 硝化活性及び脱窒活性(2011年). 上段: 8月, 下段: 10月

2011(8月・10月) 脱窒活性

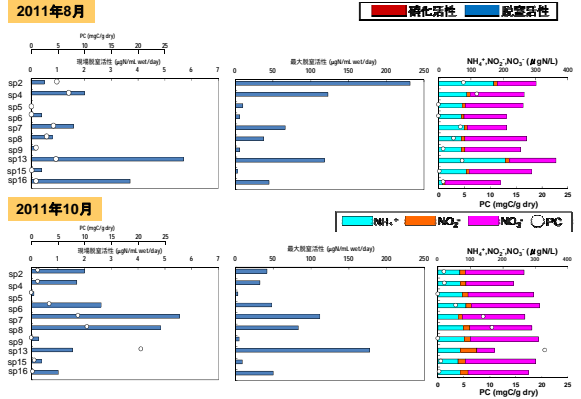


図 2.5.5-8 脱窒活性(2011年). 上段: 8月, 下段: 10月

2012(8月・10月) 脱窒活性・硝化活性

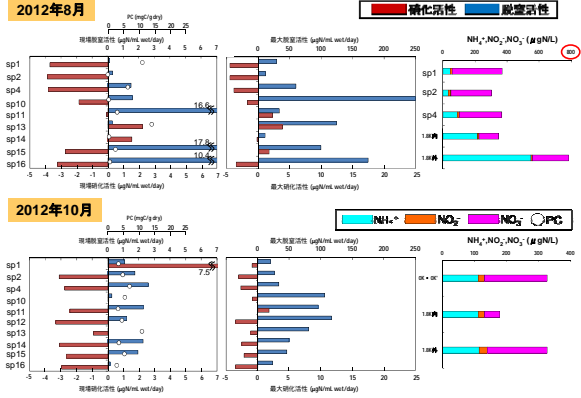


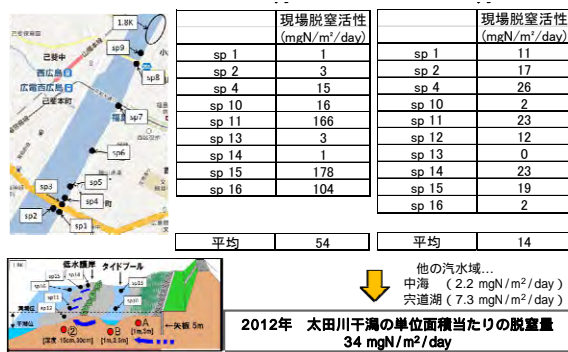
図 2.5.5-9 硝化活性及び脱窒活性(2012年).上段: 8月, 下段: 10月

表 2.5.5-1 現場脱窒活性(2011年. 左: 8月, 右: 10月)

	現場脱窒活性 (mgN/m ² /day)	
	8月	10月
sp2	5	20
sp4	20	17
sp5	0	1
sp6	4	26
sp7	16	56
sp8	8	48
sp9	2	3
sp13	57	16
sp15	4	4
sp16	37	10
平均	15	20

2011年 太田川干潟の単位面積当たりの脱窒量 18 mgN/m²/day

表 2.5.5-2 現場脱窒活性 (2012 年 . 左 : 8 月 , 右 : 10 月)



以上、干潟堆積物の窒素浄化能を捉えるため、脱窒活性及び硝化活性について検討し、次の知見を得た。

- 1) 干潟堆積物の脱窒能は、中流域 (1.8 K 地点) で高く、上流域 (4.6 K 地点) で低い傾向を示した。この活性の差は、有機物量の差に起因することが示唆された。
- 2) 干潟堆積物の C2K, 1.8K 内 (タイドプール) 及び 4.6K では、表層のみならず深い層まで比較的高い現場脱窒活性を示した。
- 3) 干潟堆積物の硝化活性 (最大活性) は、上流域の 1.8K 及び 4.6K で高く、また鉛直的には、脱窒活性と同様、表層部 (0~10cm) で高く、深い層 (40cm) で低い傾向を示した。
- 4) 特に 1.8K では、脱窒活性のみならず硝化活性も高いことが分かった。このことは、硝化脱窒の一連の反応による窒素浄化能が極めて高いことを示唆しており、1.8K 地点の干潟間隙水中の DIN 濃度が低いことに寄与しているものと考えられる。

2.5.6 水質浄化に果たすタイドプールの役割

これまでの調査によりタイドプールでは脱窒活性が高いことが示唆された。そこで、水質浄化に果たすタイドプールの役割を明確にするため、1.8K のタイドプールを対象に検討を行った。

(1) 調査内容と調査地点

水試料及び堆積物のサンプリング

干潟河川水については、オートサンプサーを用いて2時間又は3時間毎に採取した。陸域及びタイドプール内の地下水、並びに干潟堆積物の間隙水については、広島大学日比野研究室の設置場所を使用させていただき吸引採取した。干潟堆積物は干潮時にアクリルパイプで採取した。

調査項目と測定法

栄養塩 (N, P) 定量用の水試料は、ポリ瓶に採取し、冷蔵状態で実験室に持ち帰り分析に供した。NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N は、それぞれインドフェノール青法 (Sagi, 1966), ナフチルエチレンジアミン法 (Bendschneider and Robinson, 1952), Cd-Cu 還元法 (Wood et al., 1967) 及びナフチルエチレンジアミン法を用いて定量した。PO₄-P はモリブデン青法 (Murphy and Riley, 1962) により定量した。クロロフィル-a (Chl-a) は SCOR/UNESCO 法 (1966) により定量した。また、タイドプール内外の塩分、水温、溶存酸素 (DO) 及び chl-a の連続観測については多項目水質計 (Hydrolabo 社製) を用い計測した。

(2) 高水敷 - タイドプール - 低水路干潟の地下水及び干潟間隙水における栄養塩の挙動

2007 年 10 月に、タイドプールのある 1.8K 地点左岸の高水敷から右岸側の河川本流にかけて、地下水及び干潟間隙水における窒素化学種の鉛直分布を調べた (図 2.5.6-1)。植生がヨシ帯の高水敷地下水 (深度 1m 及び 2.5 m) では、深度 1m 及び 2.5m のいずれもほとんどが NO₃⁻ で占められ、かつ高濃度であり、畑系地下水の特徴を示した。一方、タイドプールでは、高水敷とは全く異なり、NO₃-N は全く検出されず N のほとんどが NH₄⁺ で占められ、かつ TIN (NH₄⁺ + NO₂⁻ + NO₃⁻) は低濃度であった。また、タイドプールの河川水中には高濃度の NO₃-N が観測されたのに対し、タイドプール及び低水路干潟の間隙水の 30 cm 層以深ではほとんど検出されなかった。これらの結果は、地下水の移流過程における脱窒による消失を示唆する。

一般に脱窒活性は、堆積物表層部で高い傾向を示すが、前述したように (図 2.5.5-3 参照)、タイドプール内では、深い層まで高い活性を有することを今回の一連の調査により見出した。このことは、深い層に定常的な DO もしくは NO₃⁻ の供給があることを意味する。つまり、高水敷 (A) 地点のような NO₃⁻ と DO を含む地下水 (図 2.5.4-5 ~ 2.5.4-8 参照) の影響があることを示唆する。また、低水路側の干潟間隙水については、そのほとんどを NH₄⁺ が占めていたが、大潮の下げ潮時に 30 cm 層で NO₃⁻ が増加する現象が観られた。これは河川水の浸透によるものと考えられる (図 2.5.2-19 参照)。

(3) タイドプール内外の脱窒活性及び硝化活性

2008 年 8 月にタイドプール内外の干潟堆積物における脱窒活性と硝化活性を鉛直的に調べた。比較の意味から本流河川の河床堆積物についても検討し、併せて図 2.5.6-2 に示した。また、脱窒活性については、特に表層

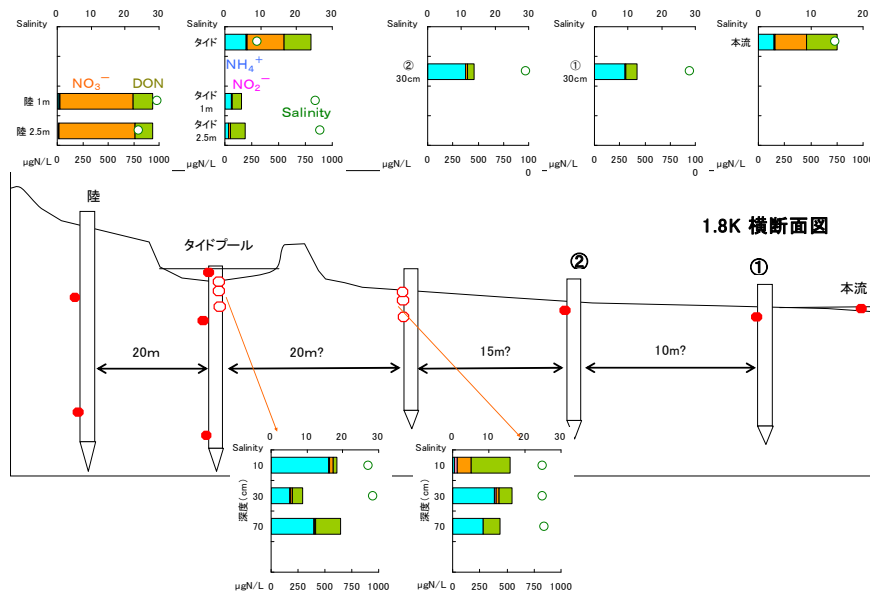


図 2.5.6-1 1.8K の地下水及び間隙水（高水敷 タイドプール 低水路干潟 本流）における窒素化学種(NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, DON)及び塩分の鉛直分布

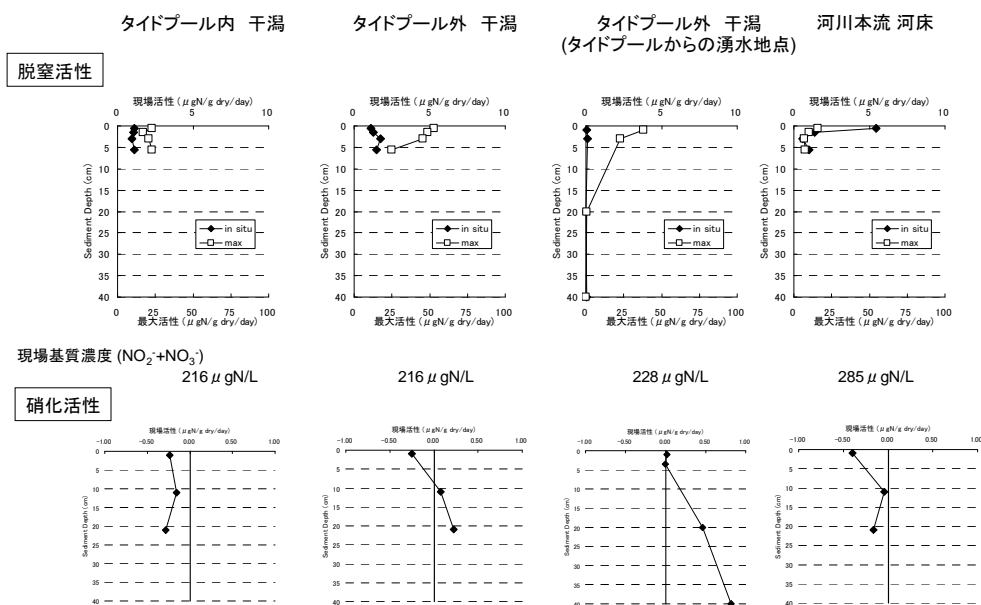


図2.5.6-2 タイドプール内外の干潟堆積物及び本流河川河床における月窒活性及び硝化活性の鉛直分布 (2008年8月16日). 上段：脱窒活性，下段：硝化活性

部に着目し、ここでは、表層から深度 5 cm まで詳細にみた。脱窒活性は最表層部で高い傾向にあるものの、深度 5 cm まで活性を示すことが分かった（図 2.5.6-2 上段）。

硝化活性は、ここでは NO_3^- の増減から概算している。したがって、負の値は、脱窒活性を意味する。タイドプール内の干潟及び本流河川の河床堆積物では、表層から深度 20 cm 層まで脱窒活性が硝化活性を上回った（図 2.5.6-2 下段）。タイドプール外の干潟（湧水地点を含む）では、表層部では脱窒が優位であるが、深度が深くなるにつれ、硝化が優位であることを示した。このことは、1.8K の干潟には、硝化細菌が活性化できるような定常的な DO の供給が深い層にあることを示唆する。前述したように、高水敷(A)地点のような DO を含有する地下水が関係しているものと推察される。

(4) 窒素浄化能に及ぼす地下水流れの影響

日比野研究グループにより明らかにされた高水敷 - タイドプール - 低水路干潟の地下水の流れを模式図で示す（図 2.5.6-3）。高水敷と低水路間の地下水の流れは、デルタ水位と河川水位の差によって決まる。満潮時には河川水位がデルタ水位を上回るため、低水路側から高水敷方向への地下水の流れが生起し、一方、干潮時にはデルタ水位が河川水位を上回るため、高水敷側から低水路側への地下水の流れが生じる。通性嫌気性従属栄養細菌である脱窒細菌が活性を維持するためには、 NO_3^- の供給と有機物の供給が不可欠であり、また、好気性独立栄養細菌である硝化細菌が活性化するためには、DO の供給が不可欠である。高水敷地盤内の地下水は、前述したように（図 2.5.4-5～2.5.4-8 参照）、高濃度の NO_3^- と十分な DO を含有していることから、その水塊が無酸素かつ高濃度の NH_4^+ を含むタイドプール地盤内に定常的に移流することは（図 2.5.4-9～2.5.4-10 参照）、硝化反応の活性化及び脱窒反応の活性化を促すことになり、硝化・脱窒の一連の反応（図 2.5.6-4）による高効率な窒素浄化能に寄与するものと考えられる。

以上、タイドプールの水質浄化に果たす役割を窒素浄化能の面から検討し、次の知見を得た。

- 1) 干潟堆積物の間隙水中の NO_3^- 濃度は、上層で高く、深くなるにつれて低下する傾向を示した。
- 2) 一方、タイドプール内の干潟堆積物では、表層部においても NO_3^- は低濃度であった。これは脱窒能が極めて高いことによるものと考えられた。
- 3) タイドプールの干潟堆積物では、表層のみならず深い層まで高い脱窒活性を示した。このことから、DO 及び NO_3^- を含む地下水の影響を少なからず受けているものと考えられる。

4) また、タイドプール左岸の陸域における地下水（深度 1m 及び 2.5m）では、高濃度の NO_3^- が観測されたのに対し、タイドプール内の同深度では、 NO_3^- は全く検出されなかった。この差は脱窒に起因するものと推察される。脱窒によるとすれば、タイドプールの窒素浄化に果たす役割は極めて大きいと云える。

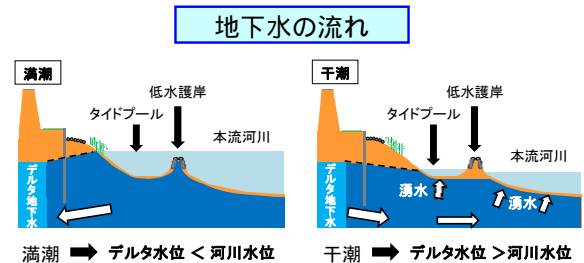


図 2.5.6-3 デルタ水位と河川水位の差に基づく地下水流れのイメージ図（高水敷 タイドプール 低水路干潟）

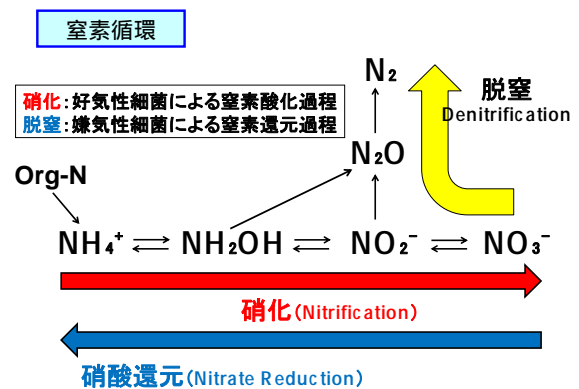


図 2.5.6-4 微生物が関与する窒素循環プロセス

2.5.7 河川干潟の生態系特性の観点からの留意点

矢板構造と水質浄化能

日比野研究グループが指摘しているように（本稿 2.3.10），不透水層まで矢板を打設した場合には，デルタ地下水と河岸地下水間での地下水循環が阻害されることが予想される．これまで述べてきたように，太田川干潟の高い窒素浄化能は，デルタ水位が河川水位を上回るとき生じられる，高水敷地盤内地下水（高濃度の NO_3^- と十分な DO を含有）が低水路地盤内へ移流する過程で発現する．したがって，矢板の打設により地下水循環が阻害されると，窒素浄化能にも影響が及ぶことが懸念される．地下水流の循環を妨げない透水性矢板の利用も視野に検討を要する．

2.5.8 まとめと課題

太田川放水路の水質環境を理解するため，干潟の生態系が水質にどのように関わっているのかに着目し，広島湾から太田川放水路の上流約 5.2 km 地点までを対象に調査研究を行った．そのなかで特に，“干潟付着藻類の酸素供給能”及び“干潟の窒素浄化能（硝化・脱窒）”に関して興味深い知見を得た．

(1) 干潟付着藻類の酸素供給能

時折観測される河川水中 DO の超過飽和現象の要因を究明するために検討したところ，その主要因が干潟の付着藻類による酸素供給（光合成）にあることを示す次のようなデータ及び知見を得た．

0K' 地点の干潟直上において，日中の上げ潮時に，急激な DO の上昇が見られ超過飽和状態（ $\text{DO} > 200\%$ ）を呈した．

満潮時に，0K' 地点の表層 30cm と底層（河床上 30cm）の DO を河川横断方向に計測したところ，干潟のある左岸底層の DO のみが過飽和（140%）を示した．

干潟堆積物に付着する藻類の光合成による酸素供給能を検証するため，石英瓶を用い明暗瓶法による現場実験を行い検討したところ，河川水だけのサンプルが，強光阻害を受け初期 DO より減少したのに対し，干潟堆積物（付着藻類）を含んだサンプルは，大きく上昇し超過飽和状態（ $\text{DO} > 200\%$ ）を呈した．

下げ潮時には，干潟直上で DO の著しい増加（最大 140%）が観測され，上げ潮時には，干出干潟への河川水流入直後にいきなり 140%を超える DO 値が観測された．

以上の結果は，干潟で酸素が活発に生産されていることを示すとともに，河川水の DO 上昇に対する干潟付着

藻類の寄与がいかに大きいかを示すものと考えられた．また，水中を浮遊する植物プランクトンが光阻害を受けやすいのに対し，干潟付着藻類は，自ら移動して干潟堆積物の隙間を利用することで最適の光量を得ていることが示唆された．つまり付着藻類は，干潟干出時にも，直射日光をさけ最適光量の場所で光合成を行うことができ，次の上げ潮時に相当量の河川水をも過飽和にさせる酸素生産能を有するものと考えられた．これらは，付着藻類が干潟生態系を支える上で非常に重要な役割を担っていることを示すものであり，非常に興味深い．

また，1.8K 地点の干潟直上に多項目水質計を設置し，小潮から大潮にかけて水質の連続観測を行ったところ，DO は，日中の上げ潮が始まって直ぐに急激に上昇し超過飽和（最大 200%）を呈するとともに，DO の上昇に少し遅れて Chl-a が急激に上昇する（最大 $90 \mu\text{g/L}$ ）という興味深い現象を観測した．このような Chl-a の上昇は，上げ潮時に干潟の付着藻類が剥離されることを示唆するものと考えられる．また，後半の大潮時には，DO は 20～95%の間で推移し，Chl-a も 2～15 $\mu\text{g/L}$ の低濃度であった．これは，大潮時には，剥離された付着藻類がより下流域にまで運ばれるためと推察された．このことは，この時，下流域の河口や湾の表層で，超過飽和の DO 及び高濃度 Chl-a が観測され，かつその藻類種組成において付着珪藻の占める割合が極めて高かったことから支持された．

しかしながら，剥離された付着藻類が，どの程度の期間まで活性を維持できるのかについては検討できなかった．また，干潟堆積物には浮遊性植物プランクトンの一部も保留されるものと考えられる．その保留率は，河床材料により違ってくると思われるほか，干潟には，生物による無数の巣穴が存在しており，これらも干出時の植物プランクトンの保留に関係するものと考えられる．その保留された植物プランクトンの寄与についても今回考察できなかった．それらについては，今後の検討課題としたい．

(2) 干潟の窒素浄化能（硝化・脱窒）

干潟堆積物の窒素浄化能を捉えるため脱窒活性及び硝化活性について検討し，特に，タイドプールの存在する 1.8K 地点で両活性が高いという興味深い知見を得た．

脱窒活性（最大活性）は，中流域（1.8 K 地点）が高く，上流域（4.6 K 地点）で低い傾向を示した．また，1.8K では，表層のみならず深い層まで高い活性を示した．

硝化活性（最大活性）は，上流域の 1.8K 及び 4.6K で高い傾向を示した．また，1.8K では，表層のみならず

らず深い層まで高い活性を示した。

特に 1.8K では、脱窒活性のみならず硝化活性も高い傾向を示した。

以上の結果は、1.8K では、硝化脱窒の一連の反応による窒素浄化能が極めて高いことを示しており、この地点の干潟間隙水中の DIN 濃度が低いことに寄与しているものと考えられる。また、1.8K では、表層のみならず深い層まで高い活性を示したことから、DO 及び NO₃⁻を含む地下水の影響を少なからず受けているものと考えられる。

また、低水路側の干潟堆積物の間隙水中の NO₃⁻濃度は、上層で高く、深くなるにつれて低下する傾向を示したのに対し、タイドプール内の干潟堆積物では、表層部においても NO₃⁻は低濃度であった。これは脱窒能が極めて高いことによるものと考えられた。また、タイドプール左岸の陸域における地下水（深度 1m 及び 2.5m）では、高濃度の NO₃⁻が観測されたのに対し、タイドプール内の同深度では、NO₃⁻は全く検出されなかった。この差は脱窒に起因するものと考えられ、タイドプールの窒素浄化に果たす役割は極めて大きいものと推察される。

(3) その他

河川水中の栄養塩（NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N 及び PO₄-P）と塩分との相関性から、主として、NO₃-N 負荷は陸域からの流入（外部負荷）に、NH₄-N 及び PO₄-P 負荷はむしろ河口付近の底泥からの溶出（内部負荷）によることが示唆された。また、太田川放水路河川水の NP バランスは、その N/P 比から全般的に N 過剰であったのに対し、間隙水中の NP バランスでは、中流域（1.8K）のみ P 過剰を呈した（その他は N 過剰）。これら地点間の相違も、脱窒能の差を反映するものと考えられた。

2.5.9 引用文献

鮎川和泰，村上誠，福森亮子，大谷修司，奥村稔，岡田光正，福岡捷二，清家泰（2006）：感潮河川 DO に及ぼす干潟付着藻類の寄与について，日本陸水学会講演要旨集，第 71，p.266。
 清家泰，近藤邦男，伊達善夫，石田祐三郎（1986a）：汽水湖中海における窒素代謝，夏期における底泥表層部での脱窒特性，陸水学雑誌，47，133-141。
 清家泰，近藤邦男，伊達善夫，石田祐三郎（1986a）：汽水湖中海における窒素代謝，低酸素濃度下における硝化・脱窒，陸水学雑誌，47，269-278。
 清家泰，奥村稔，藤永薫，黒住誠司（1997）：汽水湖中海における貧酸素水塊形成時の硝化・脱窒，沿岸海洋研究，35，27-33。

中下慎也，上野耕平，トウナロン，福岡捷二，日比野忠史（2013）：太田川デルタにおける広域地下水が干潟地下水環境に及ぼす影響，水工学論文集，印刷中。

日比野忠史，中下慎也，花畑成志，水野雅光（2006）：河口干潟で形成される土壌環境と底生生物の棲息要件，海岸工学論文集，53，1030-1035。

福井勝吾，鮎川和泰，菅原庄吾，清家泰，日比野忠史，福岡捷二（2013）：河口干潟地盤内での硝化・脱窒を促進する浸透水の役割，水工学論文集，印刷中。

福森亮子，千賀有希子，奥村稔，藤永薫，清家泰（2003）：固相抽出法を用いる環境水中ヒドロキシルアミンの前処理及び前濃縮 / 吸光光度定量法，分析化学，52，747-753

Bendschneider, K. and R. J. Robinson (1952): A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water, J. Mar. Res., 11, 87-96.

Hirota, M., Y. Senga, Y. Seike, S. Nohara, and H. Kunii (2007): Fluxes of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide in two contrasting fringing zones of a coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan, Chemosphere, 68, 597-603.

Murphy, J., and J. P. Riley (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, Anal. Chim. Acta., 27, 31-36.

Sagi, T. (1966): Determination of ammonia in sea water by the indophenol method and its application to the coastal and off-shore waters, Oceanogr. Mag., 18, 43-51.

SCOR/UNESCO Working Group 17 (1966): Determination of photosynthetic pigments in sea water, UNESCO

Seike, Y., K. Kondo, H. Hashitani, M. Okumura, K. Fujinaga and Y. Date (1990): Nitrogen metabolism in the brackish Lake Nakaumi, IV, Seasonal variation of nitrate nitrogen, Jpn. J. Limnol., 51, 137-147.

Seike, Y., R. Fukumori, Y. Senga, H. Oka, K. Fujinaga, and M. Okumura (2004): A simple and sensitive method for the determination of hydroxylamine in fresh-water samples using hypochlorine, followed by gas chromatography, Anal. Sci., 20, 139-142.

Seike, Y., S. Nakano, M. Okumura, A. Hirayama, O. Mitamura, K. Fujinaga, M. Nakanishi, H. Hashitani, and M. Kumagai (1996): Temporal variations in the nutritional state of phytoplankton communities in

- Lake Biwa due to typhoons, *Jpn. J. Limnol.*, 57, 485-492.
- Seike, Y., M. Murakami, R. Fukumori, Y. Senga, K. Ayukawa, O. Mitamura, H. Terai, K. Kondo, S. Ueda, and M. Okumura (2009): Behavior of hydroxylamine and nitrous oxide in the stratified brackish Lake Nakaumi, Japan, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 30, 1073-1076.
- Senga, Y., Y. Seike, K. Mochida, K. Fujinaga, and M. Okumura (2001): Nitrous oxide in Lakes Shinji and Nakaumi, Japan, *Limnology*, 2, 129-136.
- Senga, Y., K. Mochida, N. Okamoto, R. Fukumori and Y. Seike (2002): Nitrous oxide in Lake Nakaumi, Japan, II: The role of nitrification and denitrification for N₂O accumulation, *Limnology*, 3, 21-27.
- Senga, Y., K. Mochida, R. Fukumori, N. Okamoto and Y. Seike (2006): N₂O accumulation in estuarine and coastal sediments: The influence of H₂S on dissimilatory nitrate reduction, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 231-238.
- Senga, Y., M. Hirota, M. Hirao, T. Fujii, Y. Seike, S. Nohara, and H. Kunii (2009): Nitrogen dynamics and N₂O emission in restored salt marsh, Lake Shinji, Japan, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 30, 907-910.
- Senga, Y., M. Okumura and Y. Seike (2010): Seasonal and spatial variation in the denitrifying activity in estuarine and lagoonal sediments, *Journal of Oceanography*, 66, 155-160.
- Wood, E. D., F. A. J. Armstrong and F. A. Richards (1967): Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite, *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 47, 23-31.
- Yoshinari, T., R. Hynes and R. Knowles (1977): Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil, *Soil. Biol. Biochem.*, 9, 177-183.

2.6 太田川放水路内干潟における生態系の特性に関する研究

岡田光正¹・西嶋 渉²・中井智司³・中野陽一⁴・山元憲一⁵

1 放送大学

2 広島大学 環境安全センター

3 広島大学 大学院工学研究院

4 宇部工業高等専門学校 物質工学科

5 水産大学校 生物生産学科

2.6.1 序論

太田川は広島市を流れる一級河川であり、その中流域で太田川は市街地を流れる旧太田川と太田川放水路に分岐しており、旧太田川と太田川放水路の分岐点では太田川放水路側に祇園水門が設けられている。放水路側にある祇園水門は太田川の水量が一定量以下であれば水門のゲートを一部開閉し維持流量を流すが、増水した時は水門を開け増水した水を太田川放水路に流す仕組みになっている。それにより、太田川放水路は広島市内を流れる旧太田川の水量を減らし、広島市内を洪水から守る働きを担っている。

このような大雨が生じた場合、太田川放水路の流動状況は大きく変動することとなる。そうした流動環境であるにもかかわらず、太田川放水路河口付近から祇園水門にかけての汽水域には生物相豊かな干潟が形成されている。これは、増水によるかく乱を受けながらも、干潟生態系が自律的に回復し、持続されていることを示しており、このようなかく乱の中での干潟の持続性を評価することは、太田川放水路での干潟生態系評価にとどまらず、干潟生態系を理解し、さらにいえば造成干潟の設計において大変意義が大きい。

干潟生態系にかかる主たる物理的外力(Hir ら, 2000)は、1)潮汐、2)波、3)吹走流、4)密度流があげられるが、このような外力は、干潟の物理化学的環境を変化させるため干潟に生息するベントスの種組成やバイオマスが大きな影響を受けることが報告されている(Pickett ら, 1985; Chainho ら, 2007)。このような外力の1日の中での時間的な変化や季節的な変化に加えて、台風のような一時的かつ強力なイベントは極めて大きな影響を及ぼす。台風に基づく強い波は特に前浜干潟では甚大な影響を及ぼし(Kim ら, 2003)、韓国の Daeho 干潟では冬季に訪れる強力な嵐によって干潟の浸食が起こり、生態系が影響を受けていることが報告されている(Lee ら, 1999)。一方、河口干潟では洪水等増水の影響が大きい。増水は干潟上で低塩分環境を引き起こすとともに、干潟土壌の浸食を引き起こ

す(Cardoso ら, 2008)。イベントによる低塩分環境の曝露は、河口干潟特有の現象であり、内湾性のベントスにとっては強いストレスとなる(Ritter ら, 2005)。特に太田川放水路内に発達した干潟は、河川内であるため低塩分環境は特に起こりやすいことが想定される。

そこで本研究では、太田川放水路の汽水域に発達した干潟において、増水が干潟の物理化学的特性や生態学的特性に及ぼす影響を評価すると同時に、その後の自律的回復過程の把握を含め、変化しながらも持続的に存在する太田川放水路内の干潟生態系の特性を評価した。また、その一方で干潟生態系の特性の一つとして、捨石などの構造物に付着するベントスの水質浄化能力に着目し、塩分濃度の変化等、環境条件の変化に対する応答を評価すると共に、その懸濁物の濾過能力を把握することとした。さらに、再生試験区と既存干潟の生態系の比較により、干潟造成にあたっての留意点を干潟生態系の観点から検討することとした。

2.6.2 太田川放水路内干潟生態系の変動要因

(1) 増水時，平常時の定義

太田川本川の祇園水門から上流 5 km にある矢口第一観測所で水位が 6.6 m (以下，東京湾平均海面 T.P.基準である)以上に達すると，祇園水門のゲートを開放し，増水した河川水が放水路に流される。この状態を増水時と定義した。一方，同観測所での水位が 6.6 m 未満であれば，ゲート 1 門が 30 cm 程度開放され，河川生態系の維持管理を目的とした維持流量が流れるようになっている。この状態を平常時と定義した。なお，ゲートの開放日時，流量のデータは国土交通省中国地方整備局太田川河川事務所から提供された。

(2) 矢口第一観測所の水位変化と祇園水門の開門状況

2004 年から 2010 年までの調査期間中，矢口第一観測所の水位変化と祇園水門の開門状況を図 2.6.2-1 に示す。なお，本図で示す水位は各日の平均値である。増水の頻度と規模は年により大きな違いがある。2004 年は小規模な増水が頻繁に起こっており，合計 7 回(No.1～7)に達した。一方，2005 年には 9 月に台風 14 号による集中豪雨が起り，最大水位が 12.51 m に達した(No.9)。この年の 7 月の増水(No.8)ピーク時における時の出水量が 770 m³/s であるのに対し，9 月の増水(No.9)ピーク時における出水量は 7200 m³/s であり，10 倍近い規模であった。このため，特に 9 月の流動環境の変化は干潟生態系に影響を与えたと予想された。

2006 年も頻繁に増水が起こっており，特に 2006 年 6 月 26 日～7 月 9 日の 14 日間に開門は 4～5 日間行われた(No.12～15)。一方，2007 年から 2008 年にかけて，2007 年 7 月に 6.62 m の規模の小さな増水(No.17)が起こっただけであった。従って，2007 年，2008 年は増水による攪乱がなく，維持水量が流れていた時期として他の年と比較するためのコントロール的な見方ができると考えられた。

2009 年に 3 回(No.18～20)，2010 年に 3 回(No.21～23)の増水が起こり，2010 年 7 月 12 日から 15 日には 98 時間，最大水位 11.15 m の増水が起こった(No.23)。この増水は，調査期間で，もっとも長期にわたる開門であった。

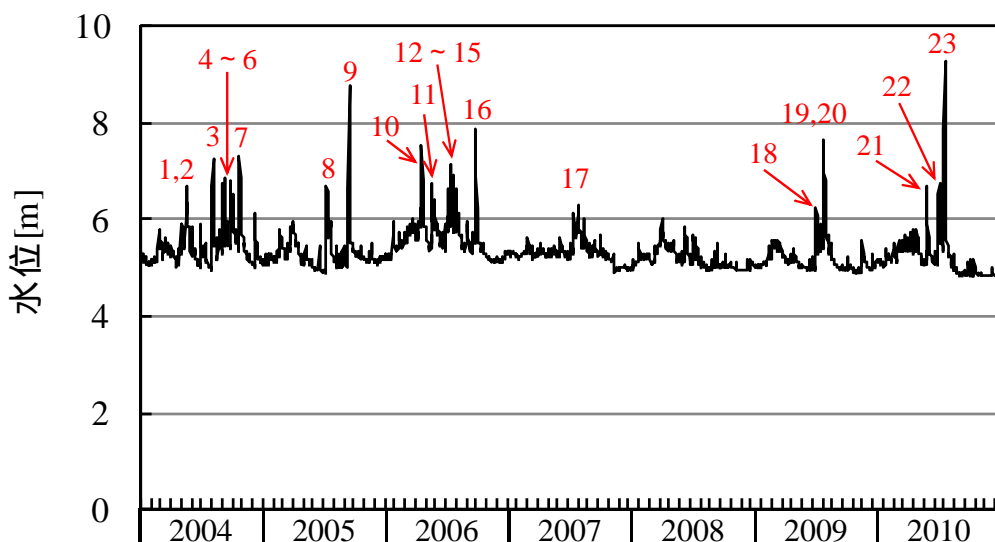


図 2.6.2-1 矢口第一観測所における水位変化(数字が入っているところで開門された)

2.6.3 太田川放水路に形成された干潟生態系の物理化学的変動

(1) 太田川放水路における調査地点と調査項目

図 2.6.3-1 に太田川放水路における調査地点を示す。調査地点は太田川放水路河口より 1.5 km 上流(C2k)の右岸から 60 m(T.P. -124 cm)付近の汽水干潟を選定した。調査地の右岸から左岸に向けた土壌勾配を図 2.6.3-2 に示す。調査は 2005 年から月 1 回～2 回の頻度で、大潮の干潮時に行った。

物理化学的特性として、深さ 25 cm まで 5 cm 毎の粒度分布、有機物含有量を表す強熱減量、傾斜勾配、砂面変動を調査した。粒度分布および強熱減量(750±50)は土壌試験法(JISA1226)に準拠し、傾斜勾配は測量法によって求めた。また、増水に伴う砂面流出を把握するため、2006 年より砂面変動計(光電式砂面計 SPM-、三洋測機社製)を護岸から 50 m, 60 m 地点に設置した。

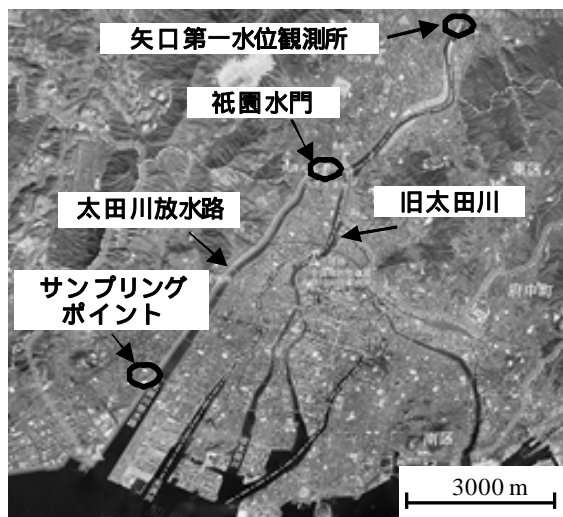


図 2.6.3-1 太田川放水路内干潟の調査地点

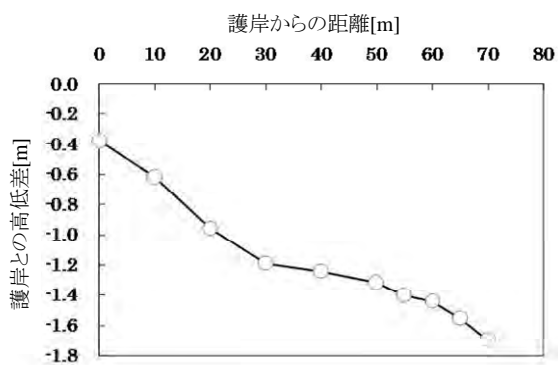


図 2.6.3-2 太田川放水路内干潟の調査地の勾配 (2008 年 10 月)

(2) 干潟土壌の粒度の変化

増水による土壌の浸食やかく乱による粒径の小さい粒子の流出を明らかにするために、粒度分布とシルト・クレイ粒子(75 μm 以下)含有率から評価を行った。各年度の粒度分布の違いは、² テスト、各粒子の違いは一元配置分散分析(one-way ANOVA)により評価した。分散分析は比較する各群の分散が等しい(等分散性)が分析の前提となる。したがって、まず等分散性をバートレット検定およびルビーン検定によって有意水準(P 値)5%において確認したのち、分散分を実施した。分散分析による各群の比較においては P 値 5% ($p < 0.05$) で有意な差があるとした。ただし、2005 年の粒度分布測定は、他の年度と一部異なっていたため、比較からははずした。

その結果、粒度分布には統計的な違いは見いだせなかった($\chi^2 \cdot 4 df = 8.00, p = 0.00$)。調査地点における主要な粒子は粗砂(0.425-2.0 mm)であり、2006 年の表面から 5 cm までの土壌で、その割合は $60 \pm 1.1\%$ であった。同深さでの粗砂割合を年ごとに比較した場合($F_{5, 42} = 2.112, p = 0.083$)および深さごとの違いを比較した($F_{5, 35} = 1.381, p = 0.255$)が、いずれも違いはなかった。

シルト・クレイ含有量の年変化を図 2.6.3-3 に示す。シルト・クレイ含有量は表面から 5 cm 土壌では、年による違いは統計的に有意であり($F_{5, 36} = 6.093, p = 0.0003$)、2007 年、2008 年とそれ以外の年で大きく異なった。2006 年の含有量は平均 9.4%であったが、2007 年には平均 12.5% ($p = 0.022$)に増加し、2008 年は平均 13.5% ($p = 0.908$)とほぼ同じ値を維持した。しかし、2009 年には 9.8% ($p = 0.002$)まで低下し、ほぼ 2006 年の値に戻った。先に示したように、2004 年～2006 年は増水が頻発した時期であり、2007 年と 2008 年にはほとんど増水は起こっていない。一方で 2009 年にふたたび 3 回の増水が起こった。2007 年、2008 年は増水が起こらなかったため、シルト・クレイといった微粒子が堆積傾向にあったことを示唆している。

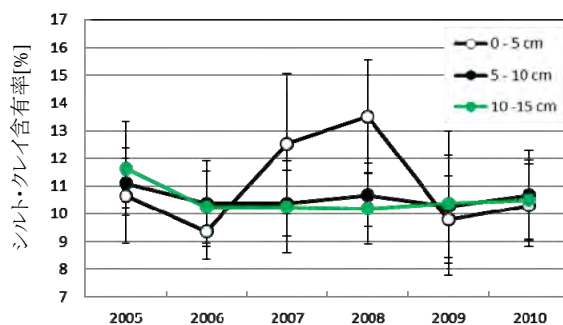


図 2.6.3-3 シルト・クレイ含有率の経年変化

一方、図 2.6.3-3 に 5 cm～10 cm, 10 cm～15 cm のシルト・クレイ含有率についても示すが、年による違いはいずれも見いだせなかった。また、さらに深い 15 cm～20 cm, 20 cm～25 cm についても調査したが、いずれに違いは見いだせなかった (5 cm to 10 cm: $F_{5, 35} = 1.381$, $p = 0.255$; 10 cm to 15 cm: $F_{5, 32} = 2.367$, $p = 0.062$; 15 cm to 20 cm: $F_{5, 35} = 0.933$, $p = 0.472$; 20 cm to 25 cm: $F_{5, 34} = 1.285$, $p = 0.293$)。

(2) 干潟土壌の強熱減量の変化

シルト・クレイ含有率と同様に、堆積や浸食によって変化することが想定される粒子状有機物含有量の指標として、強熱減量を測定した。測定結果を図 2.6.3-4 に示すが、表面から 5 cm の土壌では、強熱減量は 2006 年の 1.87% から 2007 年には 2.14% に増加し、2008 年 2.00% であった値が 2009 年には 1.80% と減少した。この傾向は、シルト・クレイ含有率と同様であったが、統計的な有意な差は見いだせなかった ($F_{5, 41} = 1.70$, $p = 0.156$)。他の深さの土壌についても、年による違いを比較したが、いずれも統計的に有意な差はなかった。(5 cm to 10 cm: $F_{4, 35} = 1.09$, $p = 0.375$; 10 cm to 15 cm: $F_{4, 35} = 1.264$, $p = 0.303$; 15 cm to 20 cm: $F_{4, 35} = 0.819$, $p = 0.522$; 20 cm to 25 cm: $F_{4, 35} = 2.20$, $p = 0.089$)

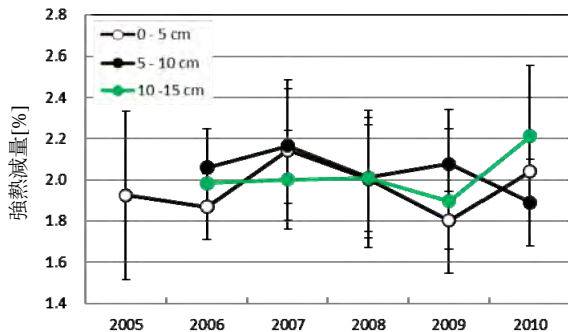


図 2.6.3-4 強熱減量の経年変化

(3) 増水に伴う砂の移動

調査地点における増水に伴う砂の浸食など移動については、2006 年に調査地点に砂面変動計を設置し、モニタリングを行った。図 2.6.3-5 は、2006 年 6 月 15 日から 9 月末までの砂面変動計による 60 m 地点の砂面高さの変動である。砂面は比較的小規模な増水であった 6 月 26 日の増水 (No.12; 14 時間, 最大水位 7.04 m) で 2 cm 程度の浸食が起こったが、その後の 3 回の増水 (No.13～15) では浸食はほとんどなく、その後は徐々に堆積が起こり、再び 9 月 16 日～18 日の増水

(No.16) で大きな浸食を受けた。No.16 の増水では浸食は 12 cm に及んだ。No.16 の増水では、増水期間が 49 時間、最大水位は 10.07 m に達し、No.12 の増水と比較して、増水時間で 3 倍以上、最大水位で 2 倍以上の違いがあった。No.12 および No.16 の増水時の砂面変動と矢口第一観測所の水位および最寄りの草津漁港の潮位をそれぞれ図 2.6.3-6 と図 2.6.3-7 に示す。いずれの増水でも増水直後に砂の浸食が起こっており、その後は顕著な浸食は起こっていない。



図 2.6.3-5 調査地点(60 m)の砂面変動

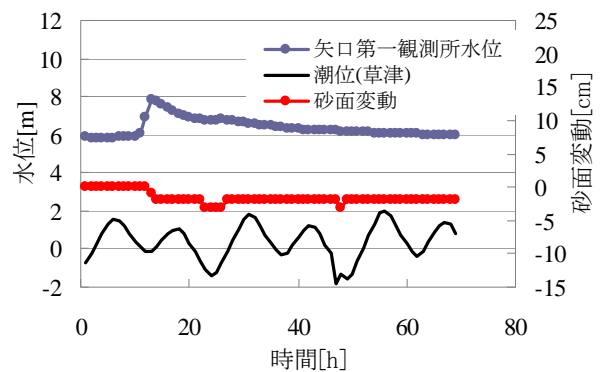


図 2.6.3-6 砂面変動の時間変化と矢口第一観測所の水位および草津漁港の潮位 (No.12)

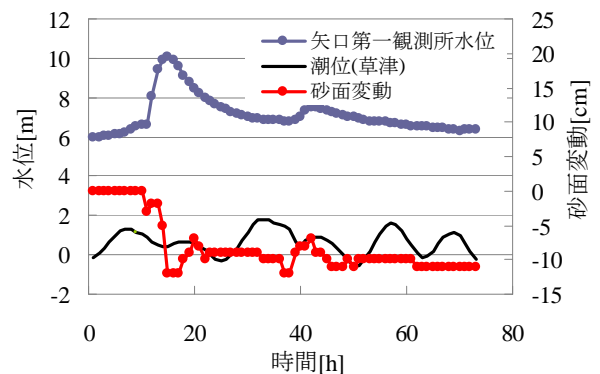


図 2.6.3-7 砂面変動の時間変化と矢口第一観測所の水位および草津漁港の潮位 (No.16)

(4) 増水に伴う塩分濃度変化

洪水時の塩分濃度低下について評価するため、降雨のない平常時、増水時の干潟直上水の塩分濃度、ならびに増水時の干潟土壤中の塩分濃度を測定した。干潟土壌直上の塩分濃度経時変化の測定には多項目水質計(東亜ディーケーケー, WQC-24)を用い、土壌中の塩分濃度についてはポーラスメディアを深さ 5 cm、10 cm まで挿入して採取した間隙水を分析して得た。なお、測定は護岸から 50 m 地点にて行った。小規模増水の例として No.21 を、比較的大規模な増水の例として No.23 の増水時の直上水の塩分濃度変化を図 2.6.3-8 ~ 図 2.6.3-10 にそれぞれ示す。

平常時には干潮時の塩分濃度低下が観察されたが、最低でも 20‰ を下回することはなかった。一方、No.21 の増水では最高水位は 7.03 m、16 時間の継続時間と比較的小さな規模であったが、干潮と重なった時間に大きく塩分濃度が低下し、塩分濃度がゼロに達した。塩分濃度ゼロは 16 時間中 2 回起こり、塩分濃度ゼロの積算時間は 13 時間(4 時間+9 時間)、塩分濃度 5‰ 以下は 13 時間(4 時間+9 時間)であった。大規模増水であった No.23 では、長期間の塩分濃度ゼロが起こった。水位が 8 m を越えると満潮時においても塩分濃度は 5‰ を超えておらず、塩分濃度 5‰ 以下の連続時間は 49 時間に達した。さらに、No.23 の 7 月 15 日に干潟土壌 0~5 cm、5~10 cm の間隙水の塩分濃度を測定した結果、表 2.6.3-1 に示すように干潟直上水より塩分濃度は高いものの、5‰ を下回ることを確認した。従って、増水時は、干潟上の海産性、汽水性ベントスへの影響が生じる可能性が考えられた。

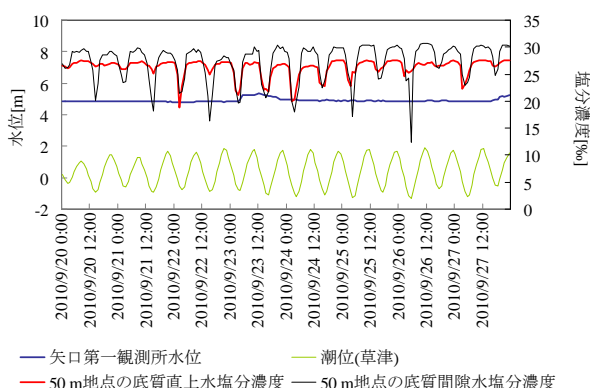


図 2.6.3-8 平常時の塩分濃度変化

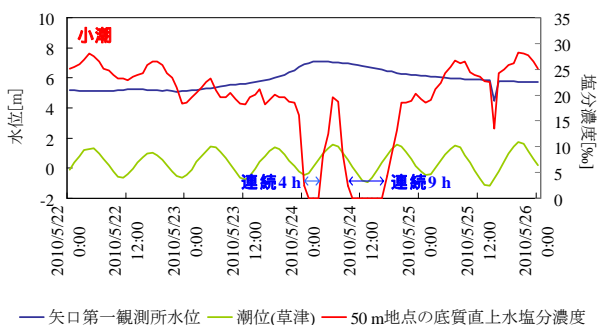


図 2.6.3-9 小規模増水時(No.21)の塩分濃度変化

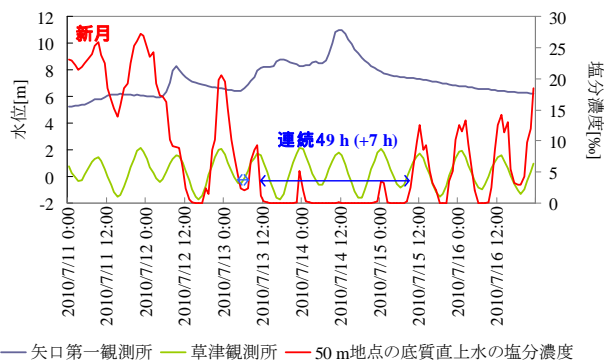


図 2.6.3-10 大規模増水時(No. 23)の塩分濃度変化

表 2.6.3-1 大規模増水時(No. 23, 7月15日)の干潟土壌間隙水の塩分濃度(括弧の数字は標準偏差, n=3)

測定試料		塩分濃度[‰]
干潟直上水		2.0 (0)
干潟土壌 間隙水	- 5 cm	3.7 (0.019)
	- 10 cm	4.3 (0.58)

2.6.4 太田川放水路に形成された干潟生態系の生物学的変動

(1) 調査方法

生物学的特性としては、マクロベントスに注目した。25 cm×25 cm×25 cm(表面積 0.0625 m²)のコードラートを用いて任意の3か所で干潟土壌を採取し、これを深さ5 cm毎に切り分けた。現地において、各層を1 mmで篩い、残ったマクロベントスをローズベンガル含有10%のホルマリン水溶液で固定・染色した(日本海洋学会, 1986)。実体顕微鏡を用いてソーティングし、マクロベントスを同定(今島実, 1998; 西村三郎, 1998)すると共に個体数と重量(バイオマス)を計測した。

(2) マクロベントスの種組成とバイオマス変化

2005年から2010年のマクロベントスの個体数とバイオマスを図2.6.4-1と図2.6.4-2に示す。全期間を通じて23種のマクロベントスが現れた。

まず、2005年から2010年を通観してみると、2005年から2008年前半にはイトゴカイが優占し、全個体数の70%以上に達していたが、イトゴカイの減少に伴い、個体数は減少した。その後は種構成が多様化した。2008年には個体数は低い水準で推移し、その後再びイトゴカイの一定の回復とともに多少の個体数の増加が起こった。

イトゴカイは小型の多毛類であるため、バイオマスとして大きな割合を占めない。2007年から特に夏季に二枚貝

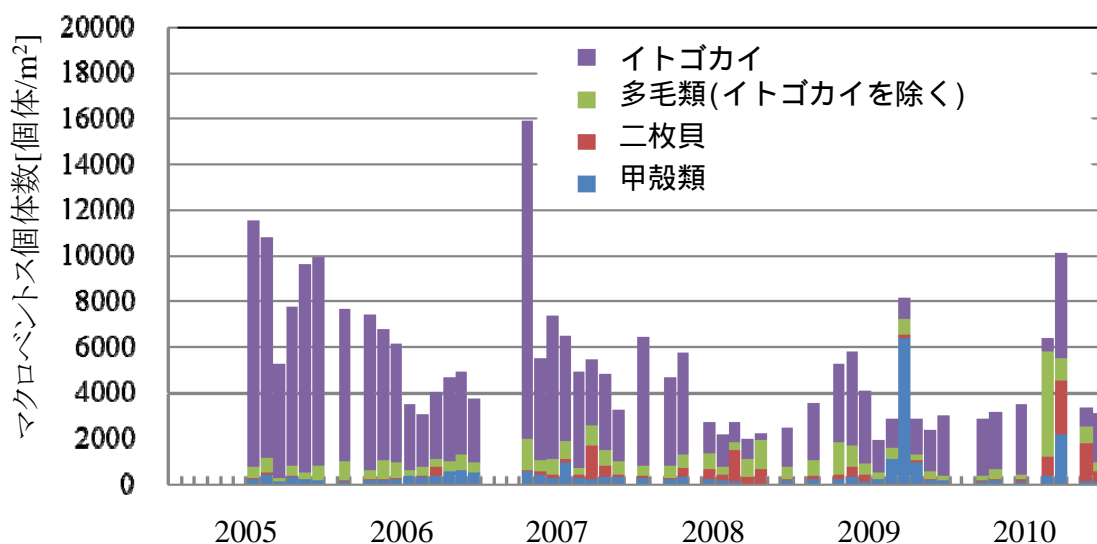


図 2.6.4-1 マクロベントスの個体数変化

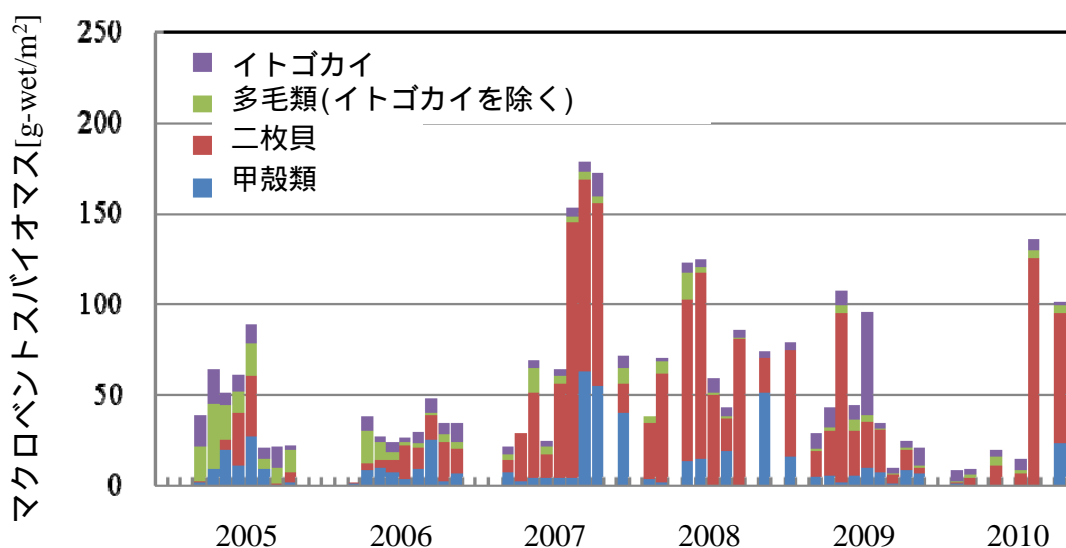


図 2.6.4-2 マクロベントスのバイオマス変化

貝であるホトギス貝のマットが形成されるようになり、バイオマスとしては、甲殻類とともに大きな割合を占めた。マクロベントスの個体数とバイオマスを年変動でまとめると図 2.6.4-3 となるが、増水がほとんど起こらなかった 2007 年と 2008 年にホトギスマットと甲殻類の増加の影響で他の期間よりバイオマスが大きい傾向を示した。

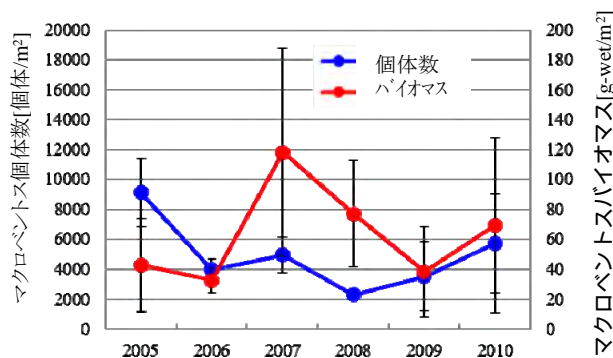


図 2.6.4-3 マクロベントスの年変動

増水との関係を見ると、比較的規模の大きかった 2005 年 7 月 3 日～6 日の増水(No.9; 最大水位 12.51 m)では 50 % に個体数が減少した。どの種も影響を受けているが、貝類、甲殻類ではそれぞれ個体数で 100 %、87 % の減少となり、多毛類では 50 % であった。このとき砂面変動は計測していないが、No.9 の増水より最大水位に関して規模が小さい No.16 の増水(最大水位 10.07 m)においても 12 cm の浸食が起こったことから、この時も同程度かそれ以上の浸食が起こり、土壌表面に生息していたベントスが土壌とともに持ち去られた可能性が高い。しかし、2005 年 10 月以降 12 月までは多毛類と甲殻類の個体数は増加しており、増水によって一時的に個体数が減少しても短期間に回復していくことが認められた。ただし、この期間での貝類の増加は認められなかった。

2006 年は小規模であったが、増水が生じる頻度が高かった。一方、2005 年や 2007 年と比較すると、2006 年のマクロベントス個体数は、やや低く推移した。最高水位は 7.51 m ではあるが、特に 6 月 26 日～7 月 9 日の増水時のマクロベントスの減少は著しかった。これに対し、9 月の 49 h にわたる増水では最高水位が 10.07 m に達する増水が発生し、貝類は 1/10 程度まで減少したものの、本研究での調査間隔では多毛類、甲殻類の個体数に影響は認められなかった。6 月 26 日～7 月 9 日のうち 5 日は増水が起こっており、増水状態が 39 h 継続した。したがって、増水量の他に、増水のパターンもマクロベントスに影響

する可能性が考えられた。

一方、増水がほとんど生じなかった 2007 年～2008 年に特徴的であったのはイトゴカイの減少と貝類の増加であった。イトゴカイ減少の原因は不明であるが、この結果から、攪乱がない場合、そうした状況に適合した生物相になっていくと考えられた。個体数に変動はあるが 4～12 月、いずれの月もアサリやホトギス貝、馬刀貝などの貝類が認められた。2006 年も 8 月から 9 月にかけて貝類が増加したが、増水後の 10 月以降の貝類は極めて少なかった。また、2005 年も 9 月に増水が生じた後、貝類はほとんど認められなかった。これらの結果から、特に貝類は増水による影響を受けやすいことが示唆された。

なお、本研究では、1 mm 以上のマクロベントスをモニタリングしている。従って、貝類の増加は、1 mm 以下の貝類が成長した結果も含んでいると考えられる。一方、2005 年ならびに 2006 年の 9 月の増水後、12 月まで貝類の増加は認められていなかった。従って、8～9 月に貝類が増水によるダメージを受けた場合、見かけ上回復するのは次年以降になると考えられた。

(3) 個別マクロベントスの消長

主要なマクロベントスの個別の消長について整理した。2005 年については、大まかな分類のみであったため、個別種の整理では 2006 年から 2010 年のデータを用いた。

まず、多毛類として小型の内湾性であるイトゴカイ、汽水性大型種(3～4 cm)であるヤマトスピオ、同じく汽水性であるが高塩分を好む大型種コケゴカイを図 2.6.4-4～図 2.6.4-6 に示す。

イトゴカイは、2006 年から 2007 年は比較的高い水準で推移し、2008 年は 100 個体以下と常に低い値を示し、増水が再び始まった 2009 年に多少の回復を見せた。イトゴカイは日和見種として知られており、増水がなく土壌が安定した特に 2008 年に個体数の減少が認められた。

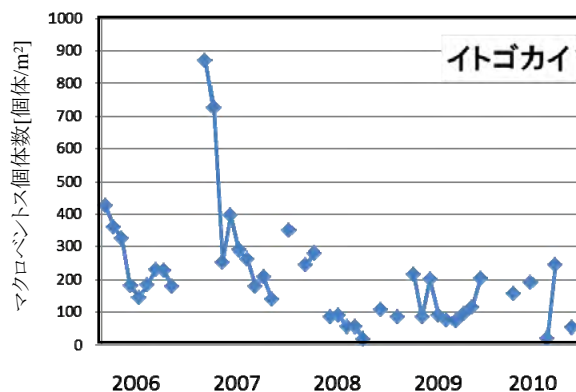


図 2.6.4-4 イトゴカイの消長

イトゴカイは, Kuwae ら(2000)のメソコスムを用いた実験でも, 移入・増殖した日和見種として報告されている。

ともに汽水性大型種であるヤマトスピオとコケゴカイは対照的な挙動を示した。ヤマトスピオはイトゴカイと同様に増水による攪乱があった期間に高い個体数を示し, 土壌が安定した2007年, 2008年にはほとんど姿を見せず, 再び2009年以降に増殖した。一方, コケゴカイは2007年, 2008年に高い個体数を示した。2007年, 2008年は後で詳しく示すが, ホトトギス貝のマットが形成されたことから, 土壌内の嫌気度が高まった可能性があり, 低酸素に対する耐性がヤマトスピオとコケゴカイでは違った可能性がある。

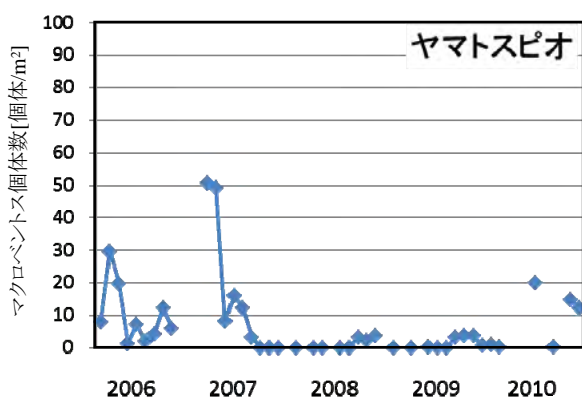


図 2.6.4-5 ヤマトスピオの消長

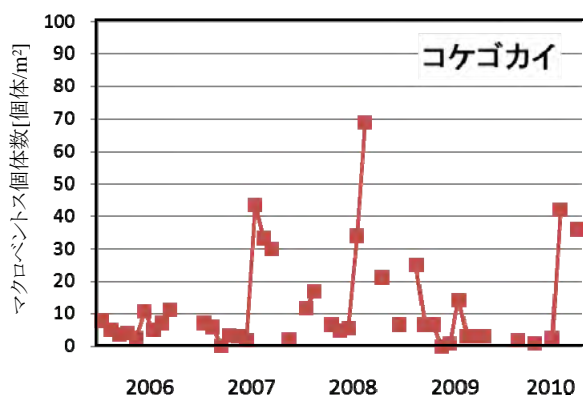


図 2.6.4-6 コケゴカイの消長

次に主要な出現二枚貝であるホトトギス貝について図 2.6.4-7 に示す。ホトトギス貝は, 2007年および2008年夏季に土壌表面でマットを形成した。土壌表面で生育するホトトギス貝は攪乱によって容易に表面から剥離されると考えられることから, 増水がなく土壌が安定した時期に顕著な増殖が起こったと考えられる。また, 2010年には7月12日~15日に大規模な増水があったが, その後

は増水が起こらなかった。ホトトギス貝は2010年8月から個体数が増加しており, 増水によって更新された土壌表面に日和見種であるホトトギス貝がタイミングよく移入し, 9月の台風シーズンに増水がなかったためそのままマットを維持したと考えられる。

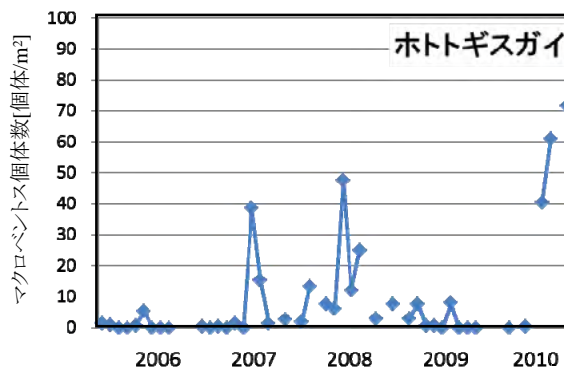


図 2.6.4-7 ホトトギス貝の消長

最後に甲殻類であるニホンドロソコエビとスナウミナナフシについて, 図 2.6.4-8 と図 2.6.4-9 にそれぞれ示す。ニホンドロソコエビは汽水性種であり, 砂泥質から泥質干潟の土壌表面に巣穴をほって生活することが知られているが, 2008年までほとんど生息していなかったが, 2009年夏季に移入し, 一旦姿を見なくなったが再び2010年夏季に移入してきた。なぜ2008年まで姿を見せなかったかについては不明である。一方, 汽水種であるスナウミナナフシは, 2006年から2007年にかけて一定の個体数を示したが, 2008年以降ほとんどいなくなった。スナウミナナフシについても増水との関係などは不明である。

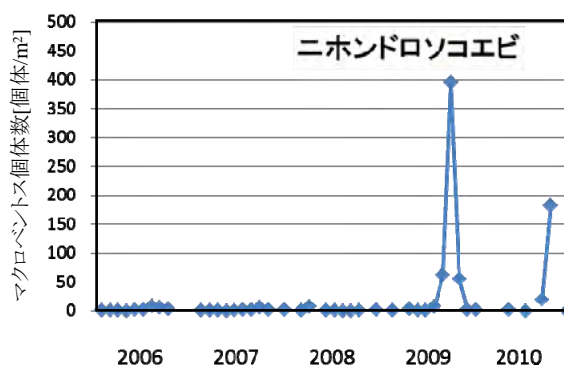


図 2.6.4-8 ニホンドロソコエビの消長

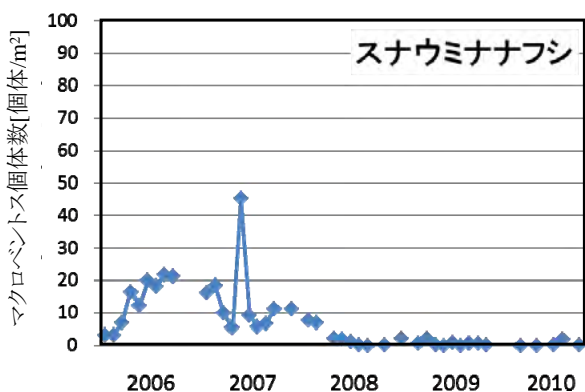


図 2.6.4-9 スノウミナナフシの消長

(4) 多毛類の耐低塩性

(3)にて上述したように、増水の有無とマクロベントスの消長との間の関係が示される一方で、表 2.6.3-1 に示すように増水に伴う干潟土壌中の塩分濃度の低下も生じることが認められた。そこで、イトゴカイやコケゴカイ、ゴニアダを用いて耐低塩分性の評価を行った。実験では、次亜塩素酸を除去した水道水を用い、所定の塩分濃度に希釈した濾過海水に、マクロベントスを入れ、その後の生残性を評価した。マクロベントスの生残は、ピンセットでの刺激への応答の有無を目視で観察して判定した。

図 2.6.4-10～図 2.6.4-12 に各々のマクロベントスの活性の有無の経時変化を示す。イトゴカイ及びゴニアダについて、塩分濃度が 8‰となるとダメージを受け、さらに塩分濃度が低下するにつれて応答が認められない個体数が増加した。5‰では、投入から 20～22 時間経過後に全ての個体に応答が認められなくなった。これに対し、コケゴカイでは 7‰以下で 20 時間以降全ての個体に応答が認められなくなっており、コケゴカイの低塩分耐性はイトゴカイやゴニアダより低かった。

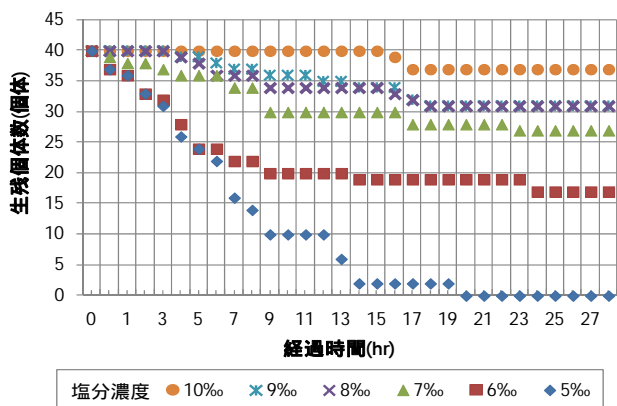


図 2.6.4-10 イトゴカイの低塩分耐性

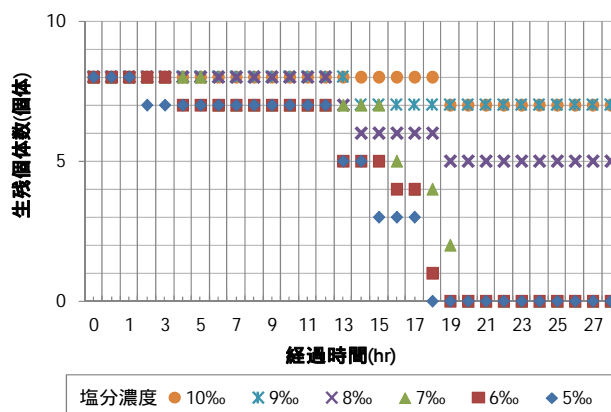


図 2.6.4-11 コケゴカイの低塩分耐性

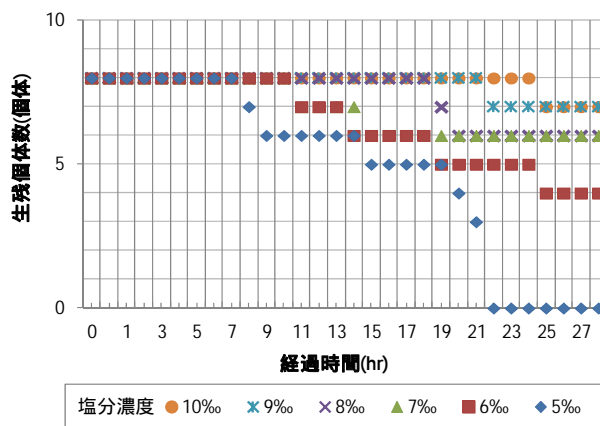


図 2.6.4-12 ゴニアダの低塩分耐性

これに対し、表 2.6.3-1 に示すように、干潟土壌中の塩分濃度は 5‰以下まで低下することも認められた。これら一連の結果は、増水に伴う塩分濃度の低下により、マクロベントスがダメージを受けることを示した。試験に用いたマクロベントスでは、特にコケゴカイは低塩分に対して敏感であったが、増水が頻繁に起こった 2005 年から 2006 年と 2009 年から 2010 年にかけての増殖は困難であったとする結果(図 2.6.4-6 コケゴカイの消長)と矛盾しなかった。

(5) 統計解析

各サンプリング時のベントス群の相同性を明らかにするために、Bray-Curtis の類似度に基づくクラスター解析と多次元尺度構成法(MDS)による評価を Primer 6.1 (PRIMER-E Ltd)を用いて行った(Clarke and Warwick, 1994)。生物群集の地域間の違いや時間的な変遷など群集構造の違い・類似性を表す指標として類似度指数があり、Bray-Curtis 指数はその代表的なものである。この類似度の違いを視覚的に表現する手法として、樹形図により表現するクラスター解析と平面

上(2次元)や立体的(3次元)等で表現する MDS 解析がある。樹形図では Similarity (類似度) を%で表し、設定した Similarity で類似した群集をグループ化(クラスター)する。一方、MDS では類似した対象どうしを近く、類似していない対象どうしを遠くに配置させることにより、視覚的に類似度を理解できる。

図 2.6.4-13 は、各地点のベントス群の出現種と数に基づいて Bray-Curtis 類似度指数を計算して結果を示す樹形図である。70%の Similarity を基準としてグループ分けを行うと 2006 年から 2010 年における各サンプリング時におけるベントス種組成は 7 つのグループに分けられることがわかった。以降 G1 ~ G7 として示す。さらに、それぞれのサンプルを多次元尺度構成法により二次元で表現したものが図 2.6.4-14 である。2009 年 9 月 (G6)、2010 年 8 月 (G7)、2010 年 9 月 (G5) はそれぞれ単独のグループを形成し、他の期間とは大きな違いがあった。

G1 と G2 は大きなグループを構成した。G1 は 2006 年のすべてと 2007 年 7 月までを含み、G2 はそれ以降と 2008 年、2009 年の夏季から秋季を除いたサンプルを含んでいた。一方、G3 は 2009 年の 7 月から 11 月、G4 は 2008 年の 8 月から 10 月と 2010 年の 11 月から

構成されていた。

クラスター解析は、増水が起こった 2006 年から土壌が安定した 2007 年にかけて種構成と個体数から評価されるマクロベントス相に変化が現れ、2008 年夏季と 2009 年夏季を除いては同様なマクロベントス相で推移したことを示している。夏季は、ホトトギス貝によるマット形成やコケゴカイの増殖など基本的に他の期間とは異なる種構成となるためマクロベントス相に違いが表れたと考えられる。2007 年、2008 年の増水が起こらない安定期から再び増水が起こった 2009 年、2010 年は、2006 年のマクロベントス相に戻るのではなく、新たなマクロベントス相を形成したことが示されたことは興味深い。2005 年から 2007 年に優占していたイトゴカイは汚染指標種としても知られており、2009 年、2010 年には甲殻類や貝類の個体数も増え、多様性が高まったことが推定されることから、2005 年~2007 年と比較して、河川水質が多少改善した可能性も考えられる。

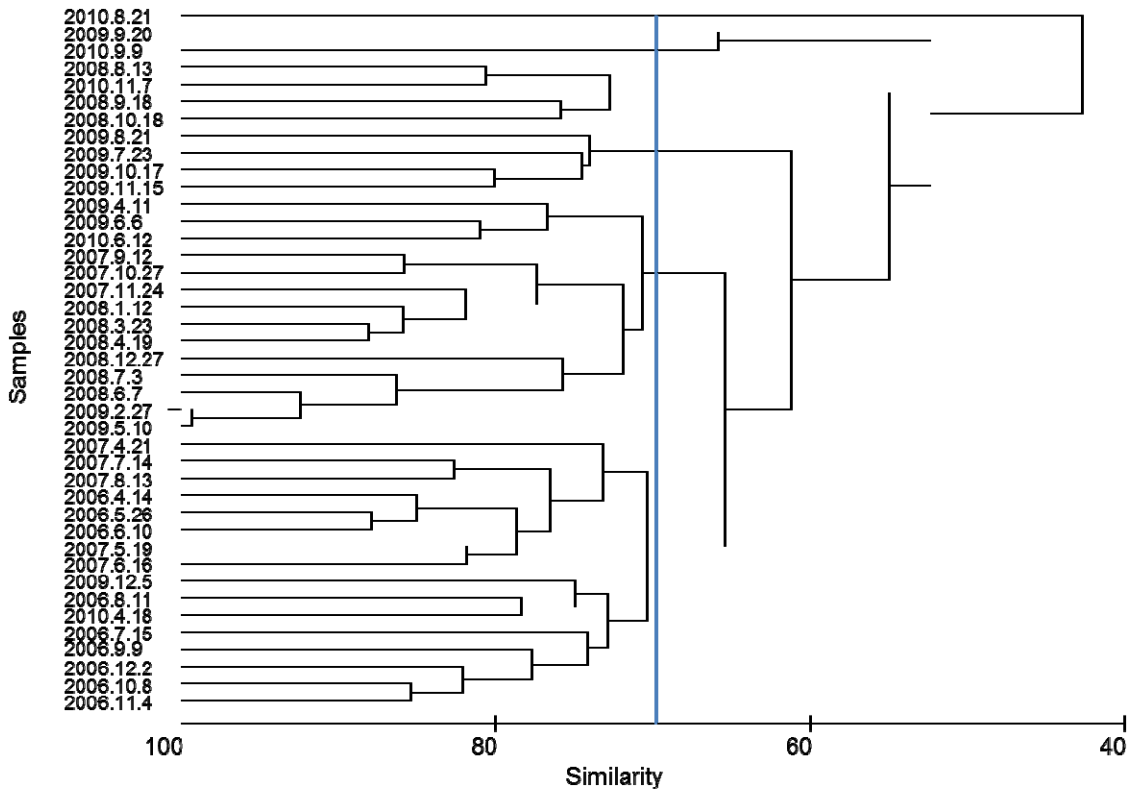


図 2.6.4-13 マクロベントスの個体数によるクラスター解析

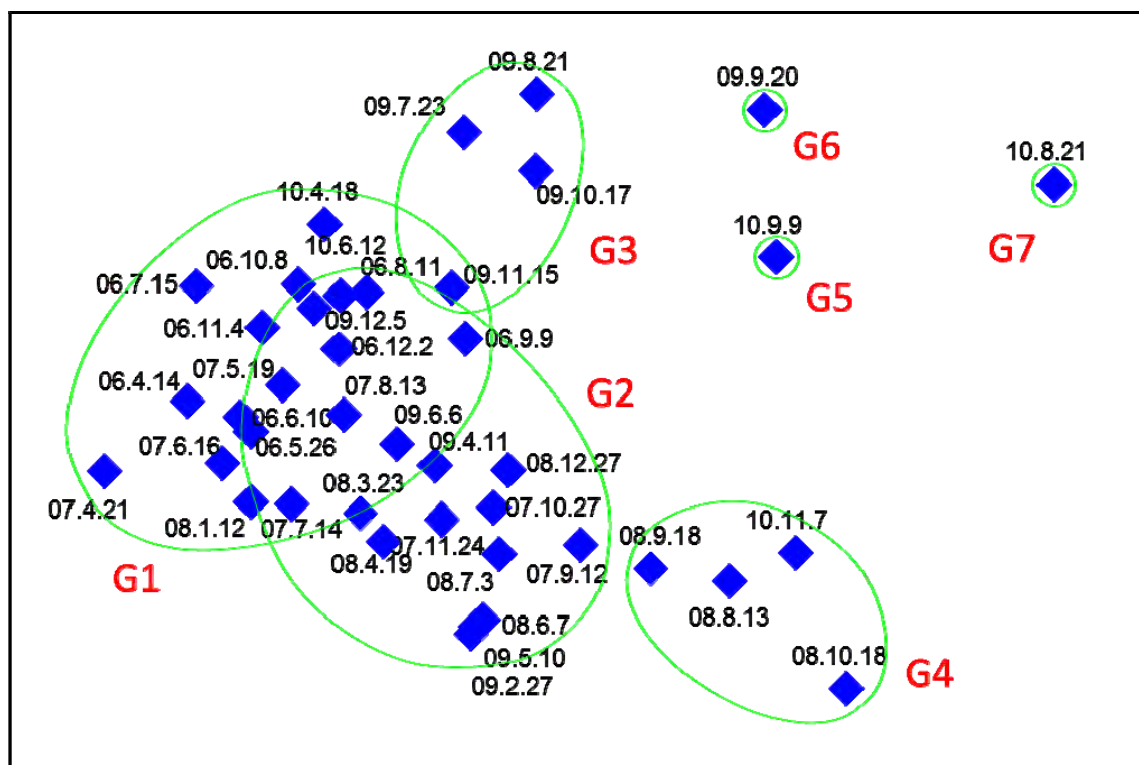


図 2.6.4-14 多次元尺度構成法(MDS)による評価

2.6.5 再生試験区に形成された生態系評価

再生試験区(T.P. 0.8 m)に形成されたマクロベントス生態系の評価のため、同区ならびにその対岸(0K, T.P. = -1.2 m)において、マクロベントスの採取と同定を行った。方法は2.6.4 (1)において述べたとおりである。

図2.6.5-1に再生試験区(T.P. 0.8 m)で観察されたマクロベントスを示す。再生試験区ではマクロベントス生態系が形成されていることが確認された。また、2010年7月12日～15日に過去5年で最大級の増水があったが、12月にはマクロベントス個体数がほぼ10倍まで増加した。従って、増水が生じてマクロベントス生態系は持続していくことが明らかとなった。

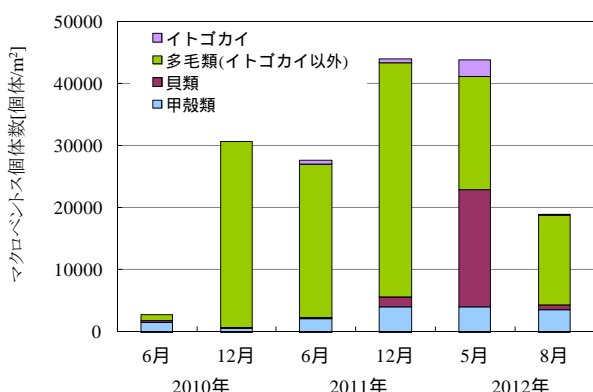


図 2.6.5-1 再生試験区のマクロベントス

再生試験区で最も多かったマクロベントスは多毛類であり、次いで甲殻類、二枚貝となった。なお、2012年5月の貝類の急激な増加は後述するようにソトオリガイの発生に伴うものである。その後のソトオリガイの減少について、理由は明らかではないが、2012年7月の増水による流出や魚類による捕食などが考えられる。

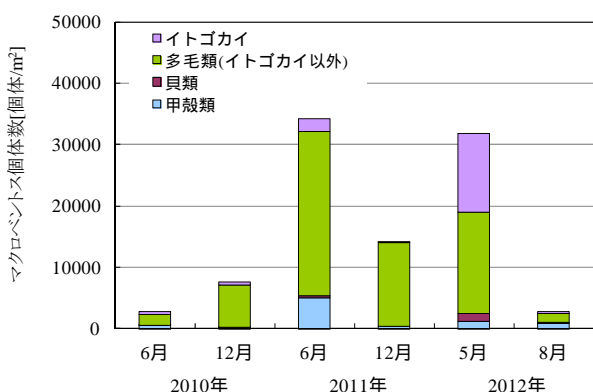


図 2.6.5-2 再生試験区対岸(0K)のマクロベントス

一方、T.P.は異なるが、河口域から同じ距離にある0K地点、再生試験区の対岸(T.P. -1.2 m)において同様の調査をしたところ、再生試験区と同様に、多毛類が最も多く、次いで甲殻類となった(図2.6.5-2)。また、生息数については、再生区と対岸とで大差なかった。

しかしながら、種の構成に着目すると、図2.6.5-3及び図2.6.5-4に示すように、コケゴカイが最も優占している点で一致するところもあるが、対岸の方が優占種の偏りが少なく、多様であった。

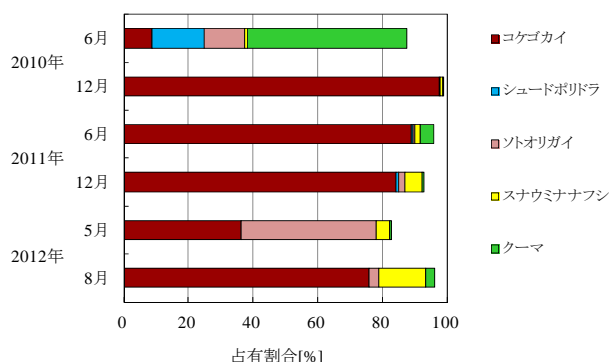


図 2.6.5-3 再生試験区において10%以上を占めたマクロベントス

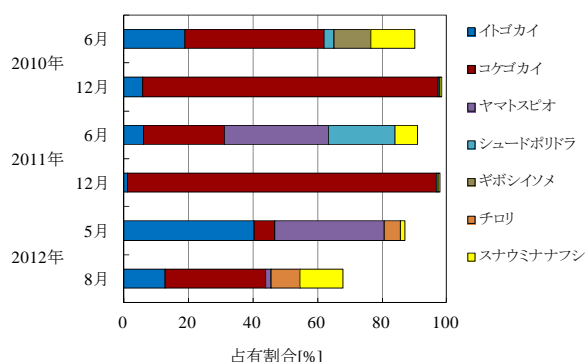


図 2.6.5-4 再生試験区対岸(0K)において10%以上を占めたマクロベントス

再生試験区及びその対岸の表層5 cmの粒度分布を図2.6.5-5、図2.6.5-6に示す。粒度分布に変動は認められず、再生試験区のシルト・クレイ含有率は約13%、対岸では約2%であった。また、データは示さないが、以深(~20 cm)においても、粒度分布に変動は認められなかった。

一方、再生試験区の強熱減量は20 cmまで約2%程度と概ね一定であったのに対し(図2.6.5-7)、対岸においては表層10 cmまでは1.5%以下、それ以深では強熱減量の増加が認められた(図2.6.5-8)。

調査で採取したマクロベントスは深さ 25 cm までであるが、表層 10 cm まで、10 cm 以深には、概ね 50% ずつ分布しており、こうした強熱減量の変動によるマクロベントス種構成への影響も考えられるが、これら土壌の物理化学的特性とマクロベントスの種構成との関係を明らかにできるほどではなかった。

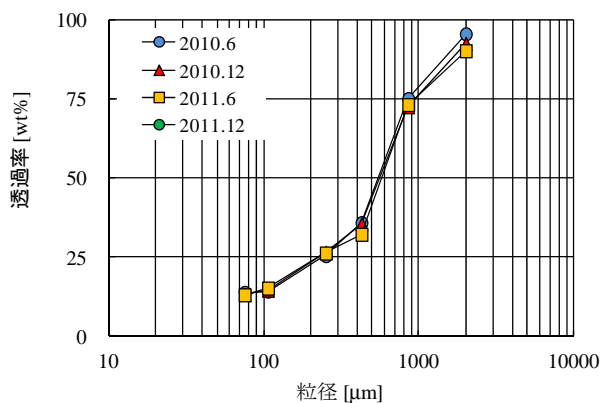


図 2.6.5-5 再生試験区の表層(5 cm)土壌の粒度分布

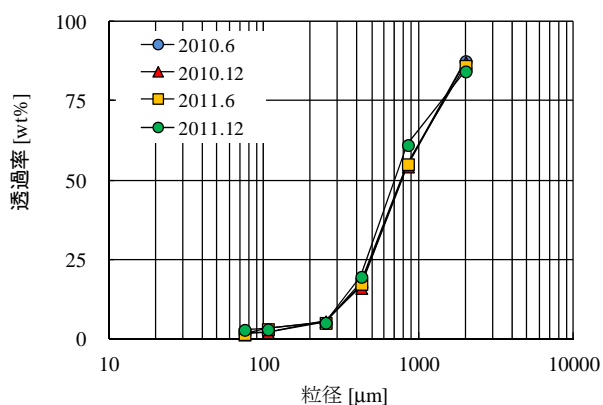


図 2.6.5-6 再生試験区対岸(OK)の表層(5 cm)の土壌の粒度分布

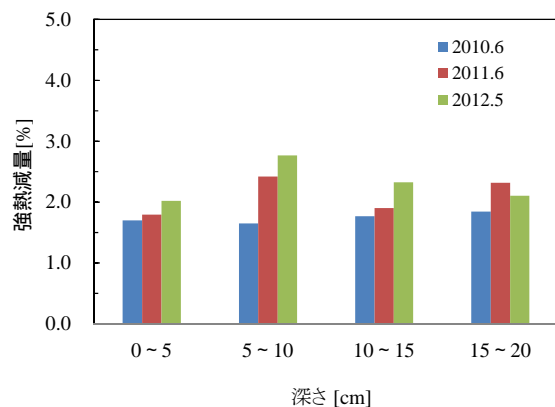


図 2.6.5-7 再生試験区の表層土壌の強熱減量

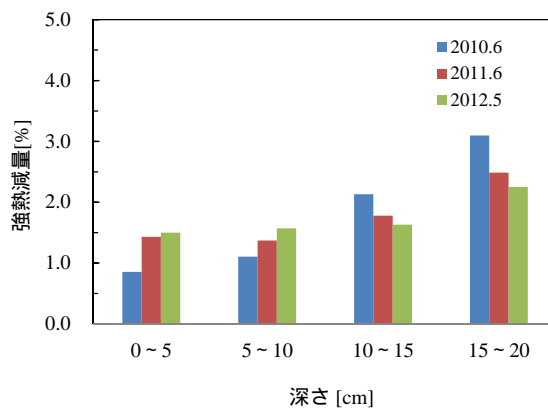


図 2.6.5-8 再生試験区対岸(OK)の表層土壌の強熱減量

2.6.6 懸濁物の濾過能力に対する塩分濃度の影響

(1) 懸濁物の濾過生物とその能力の評価について

自然界において水域の浮遊懸濁物を除去し、浄化することに寄与している生物濾過として、二枚貝の濾過が上げられる。二枚貝は、鰓の繊毛運動で水流を起こし、入水口から水を外套腔内に取り入れて鰓弁で懸濁物を濾過している。その濾過水量は、入水口と出水口の開く大きさを変化させて調節している。この時、水中の懸濁物のうち直径 5 μm 以上のものは全て各鰓弁の鰓糸間に篩状に密生している触毛で捕捉され、5 μm よりも小さいものも出来るだけ多くを鰓糸の表皮から分泌される粘液に絡めて捕捉されている。

太田川放水路における優占種としては、付着生物ではマガキ *Crassostrea gigas* およびムラサキガイ *Mytilus galloprovincialis* が上げられる。同時に、マガキは同放水路においても養殖されている。このように大量に現存しているマガキおよびムラサキガイは同放水路における懸濁物を除去し、河川の浄化に大きく寄与していると考えられる。一方、マガキおよびムラサキガイの同放水路における生息域およびそこでの濾過能力は、塩分、水温、酸素濃度などの環境要因の変化によって大きく影響を受けていると考えられる。また、それらの環境要因は、同放水路への河川水の流入量の変化によって直ちに变化し、干満に伴ってもたえず大きく変化していると考えられる。

マガキおよびムラサキガイが浮遊懸濁物を除去している量を推測するためには、まず、マガキおよびムラサキガイの濾過能力を把握し、濾過に及ぼす環境要因(塩分、水温、酸素濃度など)の影響を調べておく必要がある。そこで、マガキについては「太田川放水路における生態工学研究、太田川生態工学研究会中間とりまとめ」および論文(山元・半田 2011a, 2011b, 20011c, 20011d)で報告した。本研究では、ムラサキガイを用いてマガキの場合と同様に濾過水量を直接測定する方法で、太田川放水路で頻繁に遭遇していると考えられる塩分、水温および酸素濃度の変化がムラサキガイの濾過水量に及ぼす影響を調べた。合わせて、懸濁物による補正の必要性を検討しておく目的で、餌生物として一般に知られている珪藻の一種である *Chaetoceros glacilis* を投与して濾過水量の変化を調べた。これらの結果を基に、マガキの結果との比較も交えて考察を行った。

(2) 材料

材料には、水産大学校に隣接する海岸で、各実験時

の水温に近づいた時に採取した殻高 64.8 ± 3.2 mm(平均値±標準偏差、以下同様に表す)、殻長 35.2 ± 1.8 mm、殻幅 23.9 ± 1.7 mm、体重 24.8 ± 2.6 g のムラサキガイ 460 個体を用いた。貝は、入手後マガキの場合と同様にして、屋内に設置した FRP 水槽(長さ 170 cm、幅 78 cm、深さ 40 cm)に浮かべた籠(46 x 32 x 16 cm)に入れて塩分 35 psu および各実験時の水温に調節した状態で 1 ヶ月以上予備飼育した。従って、各実験での水温、および「濾過水量に及ぼす水温の影響」を調べた実験での水温上昇開始時の水温は、各個体の順応水温として実験を進めた。同水槽への生海水は注入量を 50 l/min とし、500 l パンライト水槽で餌と混合した後注入した。餌は野外の 5 ton 水槽 2 個で培養した植物プランクトンを前記の注入水中に連続投与(0.4 l/min)した。なお、同プランクトンの優占種は *Pyramimonas* sp. であった。

(3) 濾過水量の連続測定法

濾過水量は、濾過水量測定用の箱(ムラサキガイの出水口から出水される水を受ける箱)に取り付けた電磁血流計のプロープ(内径 1.0 cm、1.0 l/min 測定用、Model FF-100T、日本光電)を通過する水量を電磁血流計(MFV-3200、日本光電)で測定し、これを記録計(MacLab/8、ADI)を用いて毎秒 4 回の読み込み速度で連続記録した。測定は、殻に手術を施したムラサキガイに濾過水量測定用の箱を取り付けて呼吸室に設置して行った。手術は、採集した後直ちに、ゴムの薄膜を止めるために、殻の外套皺襞の部分に金切り鋸を用いて深さ約 7 mm の切り込みを入れ、外套皺襞の反対側の殻頂付近にストッパーを取り付けた。濾過水量測定用の箱は、透明アクリルの筒を用いて作成した幅 3.5~4 cm、長さ 8.5~10 cm の楕円形で高さ 3.5 cm のものを用いた。同箱に設置したゴムの薄膜は、手術用の手袋を利用し、そのほぼ中央を長さ 4~6 cm、幅 2~3 cm で、ムラサキガイの外套皺襞の部分に当たる部位を幅 1.0~1.3 cm に切り抜いて窓を開け、輪ゴムで濾過水量測定用の箱に固定した。窓の長さは、ムラサキガイの殻の蝶番の部分から殻の切れ込みまでの長さより 2~3 mm 短く、幅はほぼ殻を開けた際の幅とした。窓を開ける際には、水で濡らした紙製のガムテープをゴムの薄膜に貼り付け、これに窓の形を書き込んで、ガムテープと一緒にゴムの薄膜を切り抜いた。殻頂付近に取り付けたストッパーは、ビニールホースを約 3 mm の幅に輪切りにし、これを約 4 等分に切り分けたものを、瞬間接着剤で殻に貼り付けて設置した。

各実験に先立ち、予備実験としてムラサキイガイの濾過水量の測定法の確認を行った。ムラサキイガイは、呼吸室に設置すると 20 分以内には濾水を開始した。この状態で、蛍光灯を常時点灯して 1 週間観察したが、濾過水量はその間連続測定、記録が可能で、しかも濾過水量には日周期および潮汐周期などの周期的な変化が認められなかった。この間に、エバンスブルー(和光)の 2.5% 海水溶液を注射器でムラサキイガイの入水口付近に滴下して海水の流れを確認したが、入水口から吸入された同溶液はムラサキイガイの出水口から排出された後、濾過水量測定用の箱に入り、同箱に取り付けた電磁血流計のプロープを経由して排出されており、他の部分から漏れ出すことはなかった。これらのことから、本実験で用いた方法は、マガキの場合と同様に、各実験での連続測定に使用することが可能であると判断した。

(4) 鰓の繊毛運動の測定法

鰓の繊毛運動は、濾過水量の測定と同様の装置を用いて、ムラサキイガイの鰓弁の表面に載せた小片(直径 2.0 mm、厚さ 0.3 mm のビニールの薄膜)の移動する速度(小片の移動速度)を計測して調べた。実験は、ムラサキイガイの殻の一方を除去して鰓を露出させ、測定用の箱に鰓の表面を水平に設置して、14 時間経過した後開始した。測定用の箱は長さ 35 cm、幅 20 cm、深さ 7 cm のものを用い、同箱への流入水量は 3 l/min とした。小片の移動速度(mm/min)は、次の段階の塩分および酸素濃度への低下開始前あるいは次の段階の水温上昇の開始前の 15 分間に測定用の箱への海水の流入を止めて 5 回測定し、その平均値で表した。

(5) 濾過に及ぼす塩分低下の影響

ムラサキイガイの塩分の低下に伴う濾過水量および鰓の繊毛運動の変化を調べた。

1) 方法

濾過水量は、酸素飽和の状態を徐々に低下させて水温 13.0 ± 0.1 、 21.0 ± 0.1 、 25.0 ± 0.1 および 28.0 ± 0.1 で測定した。実験例数はそれぞれの水温で 20 例ずつ行った。濾過水量は、餌を十分に投与した状態の予備水槽からムラサキイガイを取り上げ、直ちに呼吸室に設置して 3 時間経過した後測定を開始した。塩分は塩分計(UC-78, セントラル科学)で測定し、濾過水量と同時に記録計(MacLab/8, ADI)を用いて毎秒 4 回の読み込み速度で連続記録した。塩分は、実験装置への海水の注水

を止め、2 昼夜空気で曝気した水道水を定量ポンプ(PST-550, イワキ)で連続注入して、濾過水量がゼロを示すまで低下させた。濾過水量は、塩分低下開始前の 10 分間および塩分が 30, 25 および 20 psu を示した前後 10 分間をそれぞれ計測して平均値を求め、体重 1 kg 当たりの値(Vg, l/min/kg TW)に換算した。

鰓の繊毛運動は、酸素飽和の状態を塩分を低下させて、水温 12.0 ± 0.1 と 20.0 ± 0.1 で測定した。実験例数はそれぞれの水温で 20 例ずつ行った。塩分は実験装置への海水の注入を停止し、2 昼夜空気で曝気した水道水を手で汲み入れて 1 時間毎に 35 から 25, 20, 15, 10, 6, 4, 2 psu に順次低下させた。なお、28.0 では 10 psu の次は 9 psu に低下させた。

2) 結果

濾過水量は、図 2.6.6-1 に示したように、水温 13 では、塩分 35 psu で 4.13 ± 1.58 l/min/kg TW を示し、この値を塩分 30 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 18.8 \pm 2.3 psu でゼロを示した。21 では、塩分 35 psu で 3.90 ± 0.39 l/min/kg TW を示し、この値を塩分 30 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 18.7 \pm 1.7 psu でゼロを示した。25 では、塩分 35 psu で 4.19 ± 1.43 l/min/kg TW を示し、この値を塩分 30 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 18.5 \pm 2.0 psu でゼロを示した。28 では、塩分 35 psu で 2.86 ± 1.02 l/min/kg TW を示し、この値を塩分 30 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下すると

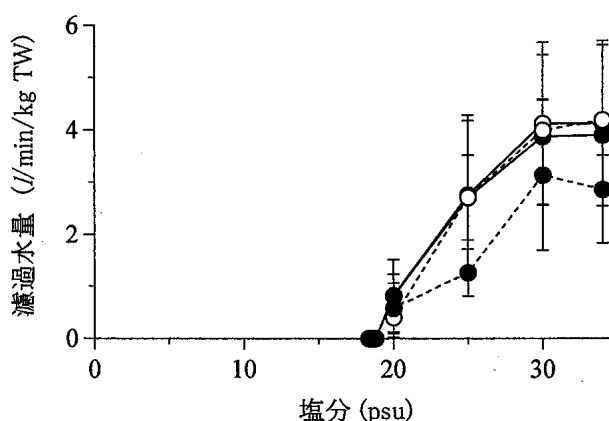


図 2.6.6-1 塩分の低下に伴う体重 1kg 当たりの濾過水量の変化 (白丸および実線は水温 13, 黒丸および実線は水温 21, 白丸および破線は水温 25, 黒丸および破線は水温 28 の場合を示す。)

これに伴って減少して塩分 18.4 ± 3.2 psu でゼロを示した。このように、塩分 35 psu では、13~25 で濾過水量がほぼ同じ値(約 4 l/min/kg TW)を示し、28 ではこれらよりも小さい値(約 3 l/min/kg TW)を示した。しかし、濾過水量がゼロを示す塩分は 13~28 でほぼ同じ値(18~19 psu)を示した。

小片の移動速度は、図 2.6.6-2 に示したように、水温 13 では、塩分 35 psu で 15.5 ± 0.9 mm/min を示し、この値を塩分 20 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 2 psu でゼロを示した。水温 21 では、塩分 35 psu で 26.8 ± 1.9 mm/min を示し、この値を塩分 20 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 2 psu でゼロを示した。水温 25 では、塩分 35 psu で 34.3 ± 2.4 mm/min を示し、この値を塩分 25 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 2 psu でゼロを示した。水温 28 では、塩分 35 psu で 33.9 ± 1.5 mm/min を示し、この値を塩分 25 psu に低下するまでは維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って減少して塩分 9 psu でゼロを示した。このように、小片の移動速度は 13~25 ではほぼ同じ塩分 2 psu でゼロを示し、25 ではこれらよりも大きい塩分 9 psu でゼロを示した。また、小片の移動速度は、13~20 では塩分が低下しても 20 psu まで、25~28 では塩分が低下しても 25 psu までほぼ同じ値を示した。

3) 考察

マガキは 12~20 の水温範囲で同様に、塩分の低下

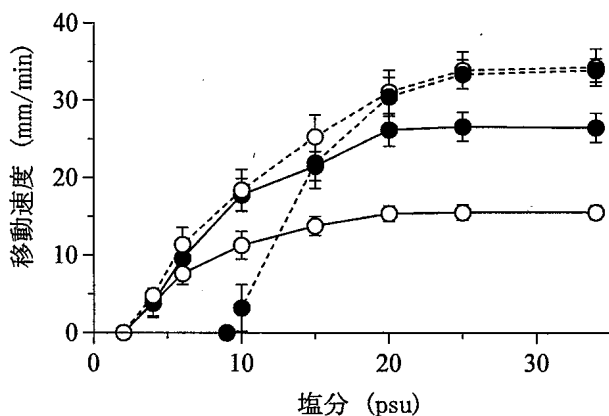


図 2.6.6-2 塩分の低下に伴う鰓の表面に載せた小片の移動速度の変化(白丸および実線は水温 13 ,黒丸および実線は水温 21 ,白丸および破線は水温 25 ,黒丸および破線は水温 28 の場合を示す。)

に伴って濾過水量を減少させるが、ムラサキイガイは 12~28 の水温範囲で同様に、塩分が 30 psu に低下するまでは濾過水量をそれまでと同様に維持し、更に塩分が低下するとこれに伴って濾過水量を減少させた。これらのことから、マガキは塩分が低下するとこれに伴って濾過して懸濁物を除去する量を減少させるが、ムラサキイガイは塩分が 30 psu に低下するまでは除去する量を維持し、塩分が 30 psu よりも低下するとこれに伴って減少させると考えられる。このような傾向は、水温が変化してもマガキでは 12~20 ,ムラサキイガイでは 12~28 の範囲で、同様であると考えられる。一方、このように濾過水量の変化から判断すると、ムラサキイガイの懸濁物を濾過して除去する能力はマガキよりも塩分低下の影響を受けにくいと考えられる。

しかし、マガキは 12~20 の水温範囲で塩分が 19 psu に低下すると濾過を停止させている。同様に、ムラサキイガイは、12~28 の水温範囲で同様に、塩分が 19 psu で濾過を停止させた。これらのことから、ムラサキイガイは、塩分が 19 psu に低下するとマガキと同様に直ちに懸濁物の濾過を停止させることが明らかである。このような懸濁物を除去する変化は、季節変化などによって水温が変化しても同じ傾向を示すことが明らかである。この時、ムラサキイガイは、マガキと同様に順応水温に関係なく塩分 19 psu 以下の水域では、濾過の停止に伴う捕食の停止によって成長が停止することはもとより、呼吸困難に陥ると考えられる。

ムラサキイガイの小片の移動速度は、水温 13 と 21 のいずれの場合でも塩分が 20 psu に低下しても塩分 35 psu の場合と同じ値を示し、更に塩分が低下すると減少し、塩分 2 psu で停止した。マガキでは、水温 12 と 20 で塩分が 25 psu まで塩分 35 psu の場合と同じ値を示し、更に塩分が低下すると減少し、塩分 8 psu で停止している。これらのことから、ムラサキイガイの鰓の繊毛運動は、水温 13~21 の範囲では水温に関係なくマガキ(25 psu)よりも低い塩分(20 psu)に低下するまでは低塩分の影響を受けないと考えられる。更に塩分が低下するとこれに従って、繊毛運動の活動は低下して繊毛での水流を起こす能力が低下してゆき、ムラサキイガイはマガキ(8 psu)よりも低い塩分(2 psu)になると繊毛運動を停止して水流を起こす能力が停止することが明らかとなった。また、ムラサキイガイは、マガキよりも鰓の繊毛運動が塩分低下の影響を受けにくいことが明らかとなった。

一方、水温 25 と 28 では、ムラサキガイの小片の移動速度は塩分が 25 psu よりも低下すると減少し、水温 25 では塩分 2 psu で停止したが、水温 28 では塩分 9 psu で停止した。これらのことから、ムラサキガイの鰓の繊毛運動は、水温が 25 以上に上昇すると塩分低下の影響を受け易くなることが明らかである。なお、水温の影響については、「濾過水量に及ぼす水温の影響」のところで考察する。

二枚貝での濾過は、鰓の繊毛運動で水流を起こし、外套膜を調節して鰓への入水口と出水口の開く大きさを変化させて濾過水量を調節している。濾過水量と鰓の繊毛運動に及ぼす塩分低下の影響の相違から、ムラサキガイは塩分が低下すると鰓の繊毛運動に影響が出始める(水温 13~28 では 30 psu)よりも高い塩分(水温 13~21 では 20 psu, 水温 25~28 では 25 psu)から外套膜を調節して濾過水量を減少させ、低塩分の海水と軟体部との接触を減少させていると考えられる。マガキでも、同様な調節が認められている。このような濾過水量の減少は、生存してゆくために最も重要な呼吸機能と捕食機能に直接関係する繊毛を保護すると同時に、軟体部を保護するための防御機能の一つとして、作用していると推測される。

ムラサキガイは、無酸素あるいは致死濃度の硫化水素の元でも殻を閉じて、低水温の状態では 1 週間以内、高水温でも 3 日以内生存することが知られている。マガキは、塩分が 20 psu 以上では 10 日間全て生存し、鰓の繊毛運動が停止する塩分(8 psu)と同等以下に低下すると殻を閉じて体内の浸透圧の低下を防ぐことによって 3 日間生存している。以上のことから、太田川放水路においても、常時塩分が 19 psu 以下を示すところには、ムラサキガイはマガキと同様に生息できないと推測される。しかし、ムラサキガイはマガキと同様に一時的に出水などによって塩分が低下しても数日以内に回復すれば斃死することはないと考えられる。しかし、殻が発達する前の段階(例えば浮遊期)では、軟体部が直接環境水と接していることから、塩分が 19 psu に低下すると成貝よりも早く斃死に至ると考えられる。これらのことを総合すると、太田川放水路でムラサキガイおよびマガキが固着して生息している所は、塩分が長期間 19 psu 以下に低下しない水域であると推測される。

(6) 濾過に及ぼす低酸素の影響

ムラサキガイの低酸素に伴う濾過水量、鰓の繊毛運動の変化を調べた。

1) 方法

濾過水量は、酸素分圧を窒素ガスの曝気によって 1 時間毎に順次 8 段階に低下させて、水温 12.3 ± 0.1 、 20.5 ± 0.1 および 28.1 ± 0.1 で測定した。実験例数はそれぞれの水温で 20 例ずつ行った。酸素分圧は酸素計(UC-100M, セントラル科学)で測定し、濾過水量と同時に記録計(MacLab/8, ADI)を用いて毎秒 4 回の読み込み速度で連続記録した。濾過水量の測定は、餌を十分に投与した状態の予備水槽からムラサキガイを取り上げ、直ちに呼吸室に設置して 3 時間経過した後開始した。濾過水量は、連続記録をもとに次の段階の酸素分圧への低下開始前 5 分間の平均値を求め、体重 1 kg 当たりの値(Vg, l/min/kg TW)に換算した。

鰓の繊毛運動は、酸素分圧を窒素ガスの曝気によって 1 時間毎に順次 7~8 段階に低下させて、水温 12.0 ± 0.1 、 20.0 ± 0.1 および 27.0 ± 0.1 で測定した。実験例数はそれぞれの水温で 20 例ずつ行った。

2) 結果

濾過水量は、図 2.6.6-3 に示したように、酸素飽和(酸素分圧 155 mmHg)の状態では、水温が 12 では 2.91 ± 0.63 l/min/kg TW, 20 では 2.00 ± 0.42 l/min/kg TW, 27 では 1.80 ± 0.33 l/min/kg TW を示し、いずれの水温でも同様に、酸素分圧が 20 mmHg(酸素飽和度約 13%)に低下するまでは酸素飽和の状態での値を維持し、更に酸素分圧が低下すると減少した。

小片の移動速度は、図 2.6.6-4 に示したように、水温が 12, 20, 27 のいずれの場合でも、酸素分圧が低下してもほぼ酸素飽和の状態での値を維持し、水温 12 では顕著ではないが、20 では酸素分圧が 52.2 ± 1.2 mmHg(酸素飽和度 34%)、28 では酸素分圧が 33.3 ± 1.2 mmHg(酸素飽和度 21%)よりも低下すると減少した。

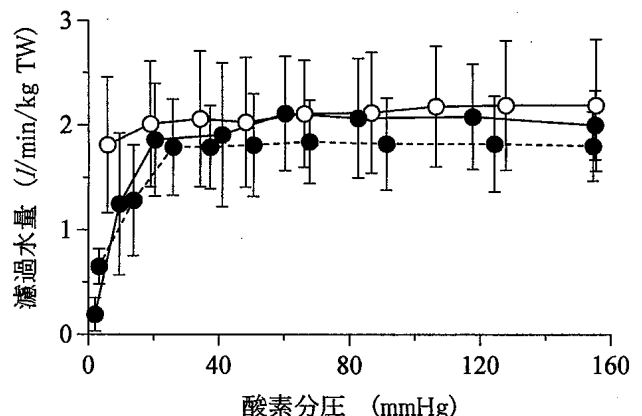


図 2.6.6-3 酸素分圧の低下に伴う体重 1kg 当たりの濾過水量の変化(白丸および実線は水温 12, 黒丸および実線は水温 20, 黒丸および破線は水温 28 の場合を示す.)

3) 考察

二枚貝は、低酸素下で酸素摂取量を維持するために、酸素摂取の効率を増大させて対応する種類と濾過水量を増加させて対応する種類とに分けられる。ムラサキイガイは濾過水量を酸素分圧が低下しても酸素飽和の状態での値を維持した。マガキは濾過水量を酸素分圧の低下に伴って増加させている。これらのことから、ムラサキイガイとマガキでは低酸素下における呼吸・循環の生理的対応の機構が異なっていると考えられる。

ムラサキイガイは、水温 12~27 で同様に、酸素分圧が 20mmHg(酸素飽和度約 13%)に低下するまでは酸素飽和の状態での濾過水量を維持した。マガキは、水温 12~27 で同様に、酸素分圧 20 mmHg(酸素飽和度約 13%)に低下するまでは酸素分圧の低下に伴って濾過水量を増加させている。二枚貝の濾過は、鰓の繊毛運動で水流を起こし、入水口から水を外套腔内に取り入れて鰓弁間を通過させて行っている。この時、濾過水中の懸濁物のうち直径 5 μ m 以上のものは全て各鰓弁の鰓糸間に篩状に密生している触毛で捕捉し、5 μ m よりも小さいものも出来るだけ多くを鰓糸の表皮から分泌される粘液に絡めて捕捉している。これらのことから、ムラサキイガイは、水温が変化しても酸素飽和度が約 13%に低下するまでは酸素飽和の状態と同等の懸濁物の捕捉量を維持していると考えられる。しかし、マガキは、酸素飽和度が約 13%に低下するまでは酸素量の低下に伴って懸濁物の捕捉量を増加させると考えられる。しかし、酸素飽和度が約 13%よりも低下すると、ムラサキイガイおよびマガキはいずれも濾過水量を減少させて懸濁物の捕捉量を減少させると

考えられる。

一方、ムラサキイガイは、水温 12~28 で同様に、酸素分圧 52 mmHg(酸素飽和度 34%)以上では酸素飽和の状態での小片の移動速度を維持した。マガキは、水温 12~27 でどのように、酸素分圧 80mmHg(酸素飽和度 50%)以上において酸素飽和の状態での小片の移動速度を維持している。これらのことから、小片の移動速度から判断すると、ムラサキイガイはマガキよりも低酸素に強いと考えられる。また、ムラサキイガイは水温が異なっても酸素飽和度 34%以上では酸素飽和の状態での鰓の繊毛運動の活動度を維持して懸濁物の捕捉を行っていると考えられる。マガキは、酸素飽和度 50%以上では、酸素飽和の状態での懸濁物の捕捉量を維持していると考えられる。

二枚貝での濾過水量は、鰓への入水口と出水口の開く大きさを变化させて調節されている。このことから、ムラサキイガイでは小片の移動速度が減少する酸素飽和度 34%から濾過水量が減少する酸素飽和度 13%の間での濾過水量の維持、およびマガキでは 50%から 13%の間での濾過水量の増加は、入水口と出水口の調節で達成されていることが明らかである。

以上のことから、太田川放水路において、ムラサキイガイは酸素飽和度が 13%、マガキは 13%よりも長期間低下する水域では、濾過水量の減少に伴う懸濁物の捕捉量の減少によって成長に影響が出ていると推測される。また、ムラサキイガイは酸素飽和度が 13~34%、マガキは 13~50%の範囲が、長期間継続する水域においても濾過機能に影響が出ていると推測される。

(7) 濾過に及ぼす水温の影響

ムラサキイガイを用いて、水温上昇に伴う濾過水量、鰓の繊毛運動の変化を調べた。

1) 方法

実験は、水温 12.0 ± 0.1 、 20.0 ± 0.1 および 28.0 ± 0.1 から水温を 3 ずつ 1 時間毎に上昇させて、濾過水量および小片の移動速度を調べた。実験例数はそれぞれの水温で 20 例ずつ行った。以降、実験前に順応させておいた水温であることを明記する上で、各水温での実験を水温 12 群、水温 20 群および水温 28 群と表す。濾過水量の測定は、餌を十分に投与した状態の予備水槽からムラサキイガイを取り上げ、直ちに呼吸室に設置して 3 時間経過した後開始した。濾過水量は、前記の方法を用いて連続記録し、次の段階の水温への上昇開始前の 10 分間の平均値を求め、体重 1 kg 当たりの値(Vg, l/min/kg TW)に換算した。

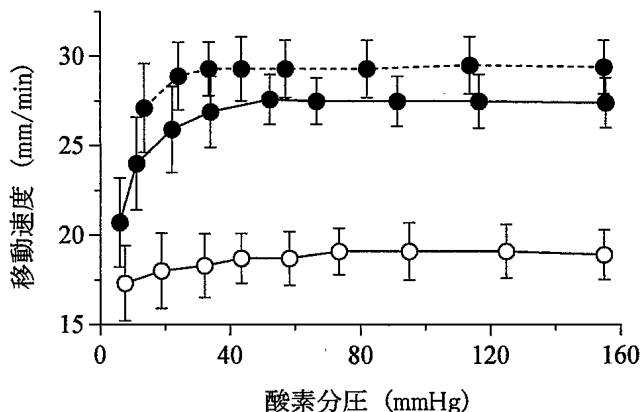


図 2.6.6-4 酸素分圧の低下に伴う鰓の表面に載せた小片の移動速度の変化（白丸および実線は水温 12，黒丸および実線は水温 20，黒丸および破線は水温 28 の場合を示す。）

2) 結果

濾過水量は、図 2.6.6-5 に示したように、水温 12 群での水温 12 では 2.08 ± 0.37 l/min/kg TW を示し、水温を上昇させると水温の上昇に伴って増加して水温 18 で 3.30 ± 0.53 l/min/kg TW へと 1.6 倍増加し、更に水温を 22 以上に上昇させると水温の上昇に伴って減少して水温 34 でほぼゼロを示した。水温 20 群での水温 20 では、水温 12 群での 12 の値とほぼ同じ値 (2.17 ± 0.32 l/min/kg TW) を示し、水温を上昇させると水温の上昇に伴って増加して水温 22 で 2.22 ± 0.55 l/min/kg TW へとわずかに増加し、更に水温を 25 以上に上昇させると水温の上昇に伴って減少して水温 35 でほぼゼロを示した。水温 28 群での水温 28 では、水温 20 群での水温 20 よりも小さい値 (1.07 ± 0.41 l/min/kg TW) を示し、水温を上昇させると水温の上昇に伴って減少した。

小片の移動速度は、図 2.6.6-6 に示したように、水温 12 群での水温 12 では 10.7 ± 1.8 mm/min を示し、水温を上昇させると水温の上昇に伴って増加して水温 27 で 26.3 ± 3.5 mm/min へと 2.5 倍増加し、更に水温を上昇させると水温の上昇に伴って減少した。水温 20 群での水温 20 では 25.3 ± 2.7 mm/min を示し、水温を上昇させると水温の上昇に伴って増加して水温 30 で 41.1 ± 5.1 mm/min へと 1.6 倍増加し、更に水温を上昇させると水温の上昇に伴って減少した。この時水温 20 群での水温 20 の値は水温 12 群での水温 12 の値よりも小さい値を示し、水温 12 群での 20 の値よりも大きい値 (18.4 ± 2.7 mm/min) を示した。水温 28 群での水温 28 では

29.9 ± 1.3 mm/min を示し、水温を上昇させると水温の上昇に伴って増加して水温 32 で 43.1 ± 2.2 mm/min へと 1.4 倍増加し、更に水温を上昇させると水温の上昇に伴って減少した。この時、水温 28 群での水温 28 の値は、水温 20 群での水温 20 の値とほぼ同じ値 (18.4 ± 2.7 mm/min) を示し、水温 20 群での水温 20 から 28 へ上昇させた時の値 (38.0 ± 5.2 mm/min) よりも小さい値を示した。

3) 考察

ムラサキイガイの濾過水量は、水温 12 群では水温の上昇に伴って増加したが、水温を 25 よりも上昇させると水温の上昇に伴って減少して水温 35 でほぼゼロを示した。一方、マガキの濾過水量は、水温 12 群では水温の上昇に伴って増加したが、ムラサキイガイよりも 1 高い 26 よりも上昇すると減少してムラサキイガイよりも 3 高い 38 でほぼゼロを示している。ムラサキイガイの小片の移動速度は、水温 12 群では水温を上昇させると水温の上昇に伴って増加したが、水温 30 よりも水温を上昇させると水温の上昇に伴って減少した。一方、マガキの小片の移動速度は、水温 12 群では水温の上昇に伴って増大したが、ムラサキイガイよりも 5 高い 35 よりも上昇すると減少している。このように濾過水量および小片の移動速度の変化から見る限り、ムラサキイガイはマガキよりも高温に対する耐性が弱いと考えられる。

ムラサキイガイでは、水温 20 群での水温 20 の濾過水量は、水温 12 群での 12 とほぼ同じ値を示した。水温 20 群での水温 20 で小片の移動速度は水温 12 群での水温 12 よりも大きな値を示し、

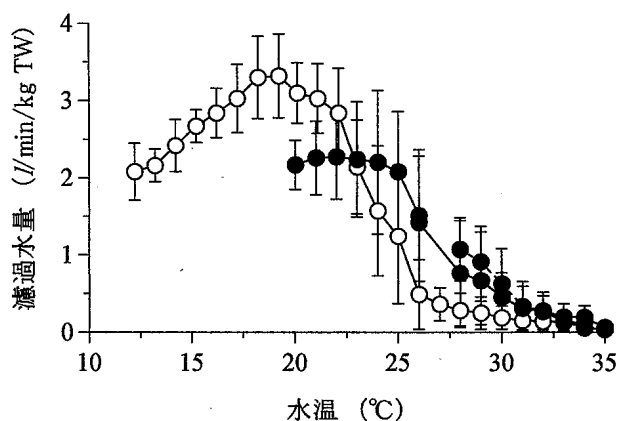


図 2.6.6-5 水温上昇に伴う体重 1kg 当たりの濾過水量の変化 (白丸および実線は水温 12, 黒丸および実線は水温 20, 黒丸および破線は水温 28 の場合を示す.)

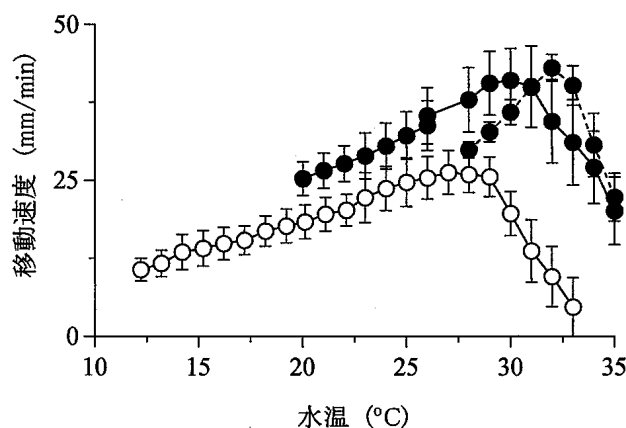


図 2.6.6-6 水温上昇に伴う鰓の表面に載せた小片の移動速度の変化 (白丸および実線は水温 12, 黒丸および実線は水温 20, 黒丸および破線は水温 28 の場合を示す.)

水温 12 群での 20 の値よりも大きい値を示した。二枚貝は、鰓の繊毛運動で水流を起こし、入水口と出水口の開く大きさを変化させて濾過水量を調節している。このような調節が行われない場合には、濾過水量は鰓の繊毛の活動度と正の相関関係にあることが知られている。これらのことから、ムラサキイガイは、季節変化などで長期に渡って変化する 12~20 の水温範囲では、水温に順応させて濾過水量を一定に維持することが明らかである。従って、ムラサキイガイは、12~20 の水温域では、順応した水温に関係なくほぼ同じ懸濁物の捕食量を示すと考えられる。

水温 28 群での小片の移動速度は、水温 28 では水温 20 群での水温 20 の値とほぼ同じ値を示し、水温 28 よりも水温を上昇させると水温の上昇に伴って増大した。このことから、鰓の繊毛運動は、季節に伴う水温変化などの長期に渡って変化する 20~28 の水温範囲では、活動度を変化させることなくほぼ一定に維持することが明らかである。しかし、水温 28 群でのムラサキイガイの濾過水量は、水温 28 において水温 20 群での水温 20 よりも小さい値を示し、水温 28 よりも水温を上昇させると水温の上昇に伴って減少した。また、ムラサキイガイは、水温が 25 よりも上昇すると水温の上昇に伴って高温障害が始め、代謝量が減少することが知られている。これらのことから、28 の水温域でも、懸濁物を濾過して捕食する能力は、鰓の繊毛運動の活動度を維持することによって水温 20 と同等に維持されていると考えられる。しかし、水温 28 の水温域では、外界水が軟体部と接触する水量を減らして軟体部を高温傷害から保護するように、濾過水量を減少させる調節を行っていると考えられる。従って、ムラサキイガイは、季節変化に伴う長期にわたる水温変化および短時間での水温変化の場合のいずれにおいても水温 28 以上になると、濾過水量の減少に伴って懸濁物を濾過して捕食する能力を著しく減少させると推測される。

以上のことから、太田川放水路において、ムラサキイガイの生息域はマガキよりも水温変化の小さいところであると考えられる。従って、マガキが生息可能な上流域および直射日光にさらされる干出帯は、ムラサキイガイにとっては生息不適なところであると推測される。また、ムラサキイガイは、マガキよりも塩分低下に強いと考えられるが、マガキよりも夏期の水温上昇の影響を強く受けて、実際の生息域を構成していると推測される。

(8) 濾過水量に及ぼす懸濁物の影響

濾過水量に及ぼす懸濁物の影響を明らかにしておく目的で、ムラサキイガイを用いて、濾過水量を直接測定する方法で連続測定し、濾過水運動の変化を餌生物として一般に知られている珪藻の一種である *Chaetoceros glacilis* を投与して調べた。

1) 方法

実験は、0.5 μm 以上の粒子を除去した海水中で 2 日間畜養して絶食させた後、実験装置に設置して 14 時間経過後から餌を連続投与して、水温 15.0 ± 0.1 、 20.0 ± 0.1 および 24.0 ± 0.1 で濾過水量の変化を調べた。実験例数はそれぞれの水温で 20 例ずつ行った。濾過水量の測定は、予備水槽からムラサキイガイを取り上げ、3 日間絶食させた後、呼吸室に設置して 3 時間経過した後開始した。絶食は、下記の濾過海水の注入下で畜養して行った。餌の投与は、*Chaetoceros glacilis* (1.1×10^8 cell/ml, ヤンマー製) 100 ml を濾過海水 2.7l に加えたものを 7.00 ml/min で定量送液ポンプ (PST-050, IWAKI) を用いて、呼吸室へ流入させている濾過海水 (1,030 ml/min) 中に添加した。従って、呼吸室への流入水中の *C. glacilis* 濃度は 26,519 cell/ml と計算された。濾過海水は、化繊綿を詰めた筒、0.5 μm のフィルター (Model III, ORGANO) の順に通過させて作成した。

濾過水量は、毎分 4 回の読み込み速度で連続記録した値をもとに、餌の投与前および投与後に濾過水量が最大を示した時のそれぞれ 10 分間の平均値を計算して平均濾過水量とし、これらの値を体重 1 kg 当たりの値 (l/min/kg TW) に換算した。

2) 結果

濾過水量は、図 2.6.6-7 に示したように、*C. glacilis* を投与すると数分後から約 30 分後にかけて徐々に増加して、水温 15 では 0.84 ± 0.46 l/min/kg TW から 6.39 ± 1.92 l/min/kg TW へと 7.6 倍、水温 20 では 1.78 ± 1.12 l/min/kg TW から 7.23 ± 2.38 l/min/kg TW へと 4.1 倍、水温 24 では 2.17 ± 1.00 l/min/kg TW から 6.65 ± 1.54 l/min/kg TW へと 3.5 倍増加した。

3) 考察

濾過水量は、マガキと同様に、*C. glacilis* を投与すると数分後から約 30 分後にかけて徐々に増加した。その増加率もマガキ (約 5 倍) とほぼ同じ値 (3.5~7.6 倍) を示した。これらのことから、ムラサキイガイは、マガキと同様に餌を捕食する際には出来るだけ多くの餌を捕捉するために濾過水量を増加させることが明らかとなった。また、ムラサキイガイはマガキと同様に餌と

なる懸濁物に遭遇すると濾過水量を著しく増加させる能力を有していることが明らかである。

二枚貝は、鰓の繊毛運動で水流を起こし、入水口と出水口の開く大きさを変化させて濾過水量を調節している。このことから、ムラサキイガイは、マガキと同様に、鰓の繊毛運動の活動度を増大させるなどの代謝量の増大を伴わずに、外套膜の開閉や外套膜を開く角度を調節することによって濾過水量を増加させると考えられる。

(9) 濾過による懸濁物除去量の推測

ここでは、ムラサキイガイおよびマガキの濾過による太田川放水路における懸濁物の除去量を推測する上での考え方を示す。

塩分、低酸素および水温に関する実験での各条件を与える前の値を用いて、ムラサキイガイおよびマガキの濾過水量を推測すると、次のようになる。ムラサキイガイおよびマガキの濾過水量は、それぞれ水温 12~13 °C では、体重 1 kg 当たり毎分 2.08~4.13 l(1 日 2,995~5,947 l)および体重 1 kg 当たり毎分 0.60 l(1 日 864 l)、水温 20~21 °C では体重 1 kg 当たり毎分 2.00~3.90 l(1 日 2,880~5,616 l)および体重 1kg 当たり毎分 1.06 l(1 日 1,526 l)、水温 27~28 °C では体重 1 kg 当たり毎分 1.07~2.86 l(1 日 1,540~4,118 l)および体重 1kg 当たり毎分 1.60 l(1 日 2,304 l)となる。これらの値は、測定開始まで飼育水槽中で餌を与えている状態での値である。一方、3 日間絶食させた後に珪藻を投与すると、濾過水量はそれまでのムラサキイガイでは 3.5~7.6 倍、マガキでは 5 倍に増加させている。自然

界においては濃度の違いがあっても餌となる懸濁物が常時存在していると考えられる。これらのことから、絶食期間が異なることから前記の倍率を利用することは検討を要すると考える。しかし、ムラサキイガイおよびマガキは、自然界において餌生物の状態が良好な場合には、少なくとも前記に示した各値よりも大きな濾過水量を示して懸濁物を除去していると考えられる。

しかし、低塩分の海水に遭遇すると、ムラサキイガイは 30 psu よりも塩分が低下するとこれに伴って濾過水量を減少させ、マガキは塩分の低下に伴って濾過水量を減少させ、ともに塩分 19 psu で濾過を停止させる。低酸素の海水に遭遇すると、ムラサキイガイは酸素分圧 20 mmHg(酸素飽和度約 13%)に低下するまではほぼ酸素飽和の状態での濾過水量を維持し、更に低下すると減少させる。マガキは、酸素量の低下に伴って徐々に濾過水量を増加させ、酸素分圧 20 mmHg(酸素飽和度 13%)よりも低下すると減少させる。水温が季節変化に伴って変化する場合やかなり長時間かけて変化する場合には、ムラサキイガイは 12~20 °C の水温範囲ではほぼ同じ濾過水量を示すが、28 °C になると減少させている。また、水温が急に上昇すると、ムラサキイガイは 12~20 °C の水温範囲においては水温の上昇に伴って濾過水量を増加させ、28 °C においては水温の上昇に伴って濾過水量を減少させる。マガキは、生息していた水温より 6 °C 上昇するまでは、水温の上昇に伴って濾過水量を増加させる。

以上のように、太田川放水路でムラサキイガイが懸濁物を濾過する量は、現存量に現場と同じ水温における濾過水量を乗じ、これに塩分、酸素濃度および水温の影響、加えて懸濁物の影響を考慮して補正することによって計算されると考える。

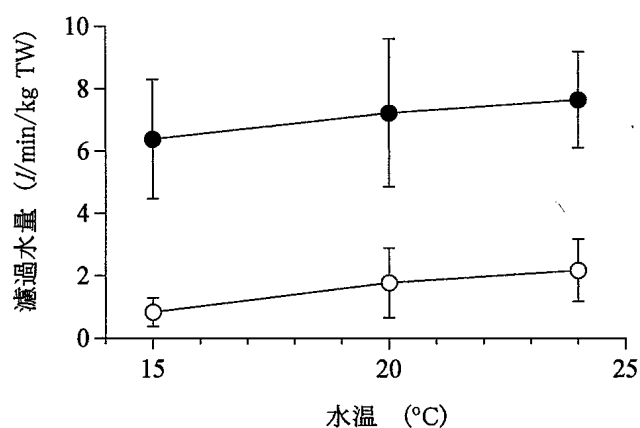


図 2.6.6-7 珪藻の一種である *Chaetoceros glacilis* を濃度 26,519cell/ml で投与した場合の濾過水量の変化 (白丸は投与前、黒丸は投与後の場合を示す。)

2.6.7 河川干潟の生態系特性の観点からの留意点

これまで、再生試験区、0K、C2K での調査結果を示してきた。これらに C1K、2K での調査で得られた結果も加え、今後、太田川放水路での干潟再生を行うにあたり、留意すべき点について考察する。

干潟の造成において 造成場所とその規模について、地形 地盤高なども想定しながら決定することとなる。再生試験区対岸(0K)の調査地点の T.P.は - 1.2 m であったが、同じレベルで、下流に位置する C1K、C2K の干潟のマクロベントスを調査した結果、図 2.6.7-1 ~ 2.6.7-4 に示すように、C1K と C2K のマクロベントス種の構成は異なった。また、C1K ではコケゴカイが主な構成種となるなど、再生試験区対岸(図 2.6.5-2 や 2.6.5-4)と共通する部分も認められた。さらに、再生試験区(T.P. = 0.8 m)と同じ地盤高の 2K での調査結果では、データ数が少ないが、同時期の再生試験区と比較してホトギスガイ、クーマが多いなど特徴があった(図 2.6.5-3, 図 2.6.7-5, 図 2.6.7-6)。このように、河口からの距離が異なる干潟では、マクロベントスの組成が異なった。従って、干潟造成において、河口部からの距離は移入するマクロベントスと関係があることに留意する必要がある。

一方、図 2.6.5-1 ~ 2.6.5-4 に示されるように、河口からの距離が同じである再生試験区とその対岸での調査地点において、コケゴカイなど主要なマクロベントスは共通していた。従って、造成場所と想定される場所の対岸のマクロベントスの組成を知ることにより、造成干潟に構成される生態系のマクロベントス構成種をある程度予測することは可能と考えられた。但し、地盤高が違えばマクロベントスの組成も異なった。今回のケースでは地盤高が高い再生試験区でのマクロベントス構成種は対岸よりも単純であった。

従って、人工干潟の造成において、造成場所の選択が可能な場合、ライフサイクルの成立を期待するマクロベントスがあれば、その種が見られる河口域からの範囲を把握した上で、造成する場所を選定することも一案となろう。ただし、マクロベントスの種構成は永続的ではなく、先述のように河川等の水質によって影響を受け、変遷していくことがあることを認識しなければならない。また、地盤高については、高くすることでかえって種の構成の単純化を招きうることから、造成場所周辺のマクロベントスの分布を把握した上で、決定する必要があると考えられた。

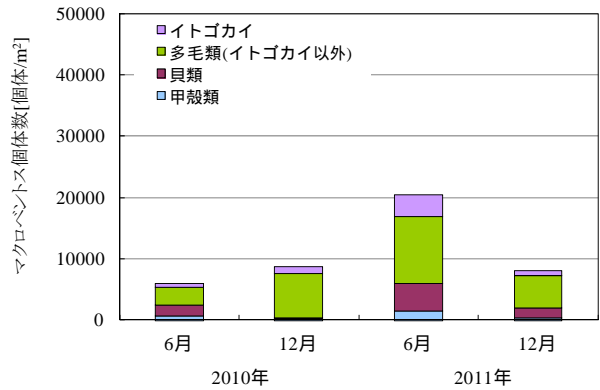


図 2.6.7-1 C1K 地点のマクロベントス

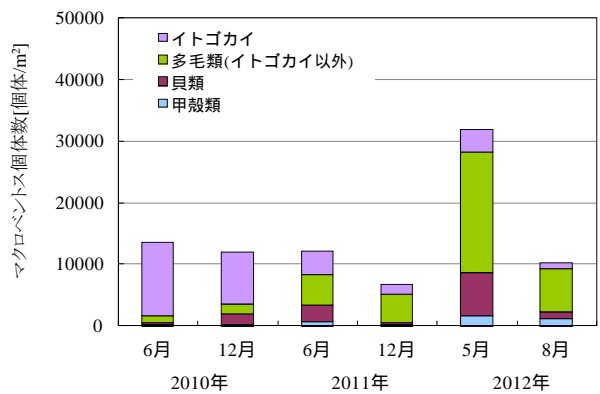


図 2.6.7-2 C2K 地点のマクロベントス

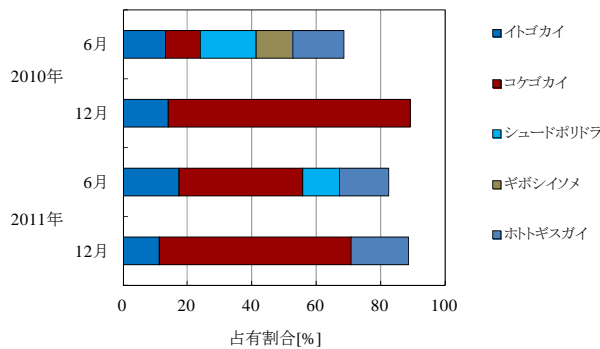


図 2.6.7-3 C1K 地点にて 10%以上を占めたマクロベントス

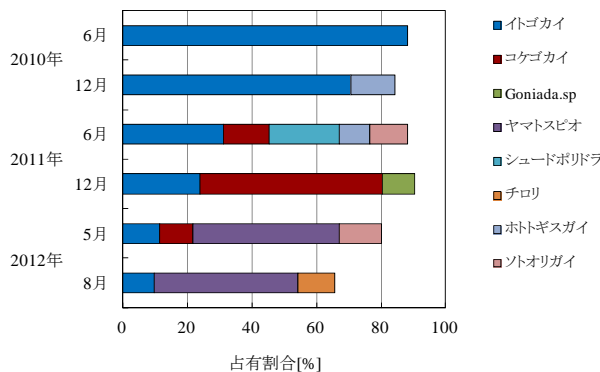


図 2.6.7-4 C2K 地点にて 10%以上を占めたマクロベントス

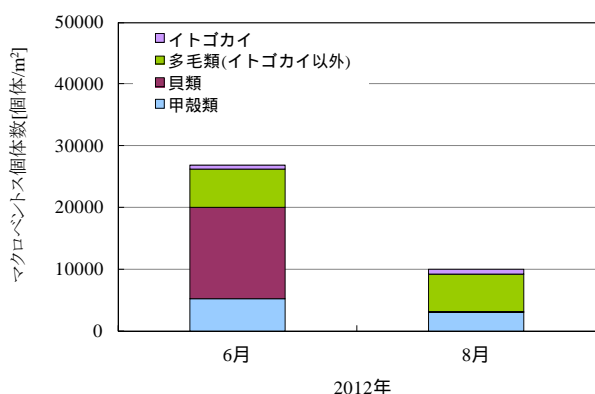


図 2.6.7-5 2K 地点のマクロベントス

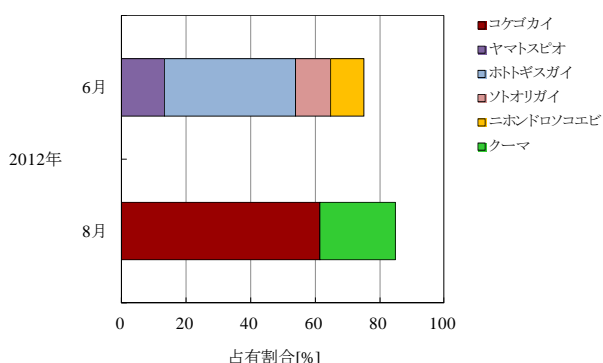


図 2.6.7-6 2K 地点にて 10%以上を占めたマクロベントス

2.6.8 まとめと課題

放水路の最も重要な機能は都市部での洪水の発生防止であり、放水路の増水はその機能が果たされていることの証左である。本研究では、放水路に形成された干潟生態系が放水に対して、どのように応答し、自律的に回復、持続されているかを調査した。

2005 年から実施した C2K 地点での調査の結果、砂面変動や粒度、強熱減量といった物理化学的な特性には、増水による変動期と増水が起こらない安定期がみられた。しかしながら、長期的に見ると、これらの物理化学的な特性は概ね一定であった。また、マクロベントス相については、増水が起こった 2006 年から土壌が安定した 2007 年にかけて叢に変化が現れ、2008 年夏季と 2009 年夏季を除いては同様なマクロベントス相で推移した。2007 年、2008 年の増水が起こらない安定期には、ホトギス貝の群落が認められるなど、流動環境に応じて変化していくマクロベントス種構成の側面が認められた。その後、再び増水が起こった 2009 年、2010 年は、2006 年のマクロベントス相に戻ると期待されたが、新たなマクロベントス相が形成された。こうした変遷の原因については今後の検討課題

である。

2.6.9 引用文献

- 今島実:環形動物 多毛類, 530P., 生物研究社, 1998.
 今島実:環形動物 多毛類, 542P., 生物研究社, 1998.
 社団法人地盤工学会:土質試験—基本と手引き—(第一回改訂版), pp.251, 2001.
 西村三郎:原色検索日本海岸動物図鑑[], 663P., 保育社, 1998.
 日本海洋学会, 沿岸環境調査マニュアル(底質・生物篇), 266pp., 恒星社恒星閣, 1986.
 山元憲一, 半田岳志(2011a)マガキの換水に及ぼす低酸素の影響. 水産増殖, 59, 1-4.
 山元憲一, 半田岳志(2011b)マガキの換水運動に及ぼす低塩分の影響. 水産増殖, 59, 5-8.
 山元憲一, 半田岳志(2011c)マガキの餌投与に伴う換水運動の変化. 水産増殖, 59, 203-206.
 山元憲一, 半田岳志(2011d)マガキの鰓換水に及ぼす水温の影響. 水産大学校研究報告, 60, 61-64.
 Cardoso, P.G., Raffaelli, D., Lillebø, A.I., Verdelhos, T., Pardal, M.A., 2008, The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76, 553-565.
 Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Dauer, D.M., Costa, M.J., 2007. Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary, Marine Pollution Bulletin, 54, 1586-1597.
 Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth
 Hir, P.L., Roberts, W., Cazaillet, O., Christie, M., Bassoullet, P., Bacher C., 2000. Characterization of intertidal #at hydrodynamics, Continental Shelf Research 20, 1433-1459.
 Kim, B.O., 2003. Tidal modulation of storm waves on a macrotidal flat in the Yellow Sea, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 57, 411-420.
 Kuwae, T., and Hosokawa, Y., 2000. Mesocosm experiments for the restoration and creation of intertidal flat ecosystems. Environmental Sciences,

7, 129-137.

- Lee, H.J., Chu, Y.S., Park, Y.A., 1999. Sedimentary processes of fine-grained material and the effect of seawall construction in the Daeho macrotidal flat-nearshore area, northern west coast of Korea, *Marine Geology*, 157, 171-184
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett, S.T.A., White, P.S. (Eds.), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. In Academic Press, Inc., London, p. 472.
- Ritter, C., Montagna, P. A., Applebaum, S., 2005. Short-term succession dynamics of macrobenthos in a salinity-stressed estuary, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 323, 57-69.

2.7 底生生物及びその生息環境に関する研究

斉藤英俊・今林博道

広島大学大学院 生物圏科学研究科

2.7.1 序論

太田川放水路は、太田川の治水計画によって昭和42年に完成した人工河川である。上流からの淡水流量は、祇園水門（放水路）と大芝水門（市内派川）によって制御されており、平水時には放水路と市内派川へ1:9の割合で分派されているが、洪水時には祇園水門が開放されて放水路への流出量が急激に増大する（2.3章参照）。放水路は、最大潮差が4mと大きく、平水時には高塩分の海水遡上が河口から約9km上流の祇園水門付近で観察され、一方、洪水にともなう土砂輸送や数日間継続する淡水化などの攪乱を受けている。このように放水路の環境特性として、平水時には海的性質、洪水時には河川の性質に変化する。放水路では、高水敷高が潮間帯に設計されたことにより、干潮時には総面積で市内派川のひとつである旧太田川（16ha）の約4倍もの干潟が現在も維持されている（2.4章参照）。

放水路の機能として、一義的には市街地を洪水から守るためのものであるが、平水時には市民の憩いの場、あるいは多様で有用な汽水性動植物の生息場所として期待されている。これまでの放水路内の底生生物相における知見では（平野ほか 1985；斉藤・今林 2009）、両岸に設置されたコンクリート護岸や敷石にはマガキやムラサキガイなどの二枚貝類やフジツボ類などの定着性の強い岩礁性生物が、砂質干潟にはアサリやヤマトシジミなどの二枚貝類やカニ類およびヨコエビ類などの砂泥性生物がそれぞれ生息し、また、生活史の一部あるいは全てを過ごすマハゼやクロダイなど移動性の底生魚類の生息場所としても知られている。本研究では、これら岩礁性・砂泥性生物や魚類の分布に及ぼす水質・底質環境要因の影響および汽水生態系における食物網の解析をおこなった。

2.7.2章では、河口部の庚午橋、中間部の己斐橋および上流部の祇園大橋の3地点において、橋脚にコンクリート製の付着基盤を潮別別に設置し、岩礁性生物の分布に及ぼす塩分および干出時間の影響について検討した。

2.7.3章では、旭橋周辺に実証実験区として2010年3月に完成した造成干潟とその下流にある自然干潟において、砂泥性生物である二枚貝類の生息密度に及ぼ

す地盤高および底質の影響について検討した。

造成干潟には、砂止めのために敷石が設置され、干潟の構造に垂直的な不連続性を生み出している。したがって、造成干潟では敷石が魚類、特に遊泳力の乏しい仔稚魚期に潮間帯への移動を制限する要因となり、魚類の成育場として機能していない可能性がある。2.7.4章では、敷石の有無が仔稚魚期および未成魚期の異なる成長段階の魚類の分布に与える影響について検討した。

放水路における底生生物の餌起源として、河川上流域あるいは海域からの基礎生産物を利用していると考えられている。また、放水路内にはマハゼやキチヌなど高次の栄養段階に位置すると考えられる捕食性魚類が生息している。2.7.5章では、このように多様な生物の炭素・窒素安定同位体比を測定することにより、放水路内の食物網における栄養の流れの推定を試みた。

2.7.6章では、平水時の岩礁性・砂泥性生物や魚類の分布に及ぼす塩分、干出および底質粒度組成など生息環境からの留意点について記述した。

2.7.2 岩礁性生物の分布に及ぼす塩分および干出の影響

(1) 材料と方法

調査は、河口部の庚午橋、中間部の己斐橋および上流部の祇園大橋の3地点において（図2.7.2-1）、橋脚にコンクリート製の付着基盤（10×10cm）を水底直上から水面まで0.5mごとに設置した。実験は、岩礁性生物の多様性および生産性の高くなる時期である2007年9月に開始し、2ヶ月後の各付着基盤における被度から群集組成を比較した。

また、庚午橋において、橋脚に上記と同様の方法によって2009年7月から付着基盤を6ヶ月間設置し、各付着基盤における被度から岩礁性生物群集の初期遷移状況を追跡調査した。



図 2.7.2-1 太田川放水路における調査地点

(2) 結果

岩礁性生物の垂直分布

庚午橋、己斐橋および祇園大橋の橋脚に設置した付着基盤における岩礁性生物の被度を図 2.7.2-2 に示した。

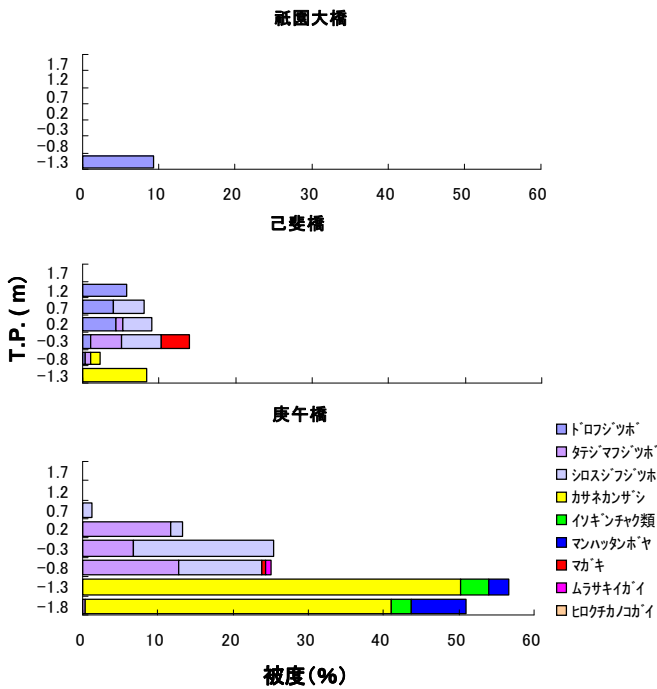


図 2.7.2-2 調査地点別の岩礁性生物の垂直分布

庚午橋では、-0.8m 層にはマガキが出現した。他の岩礁性生物について、-0.8~0.7m 層にはタテジマフジツボやシロスジフジツボが出現した。-1.8~-1.3m 層にはカサネカンザシが優占しており、タテジマイソギンチャクやマンハッタンボヤも出現した。しかし、

1.2m より上層には岩礁性生物が出現しなかった。

己斐橋では、-0.3m 層にはマガキが出現した。他の岩礁性生物について、-0.8~1.2m 層にはフジツボ類が出現しており、上層にはドロフジツボ、下層にはタテジマフジツボやシロスジフジツボが出現する傾向があった。-1.3~-0.8m 層にはカサネカンザシが出現した。しかし、1.7m 層には庚午橋と同様に岩礁性生物は出現しなかった。

祇園大橋では、全層でマガキが出現しなかった。他の岩礁性生物についても-0.8m から上層では出現せず、-1.3m 層のみドロフジツボが出現した。

岩礁性生物の初期遷移

庚午橋の橋脚に設置した付着基盤における 6 ヶ月間 (7~12 月) の被度の変化を図 2.7.2-3 に示した。

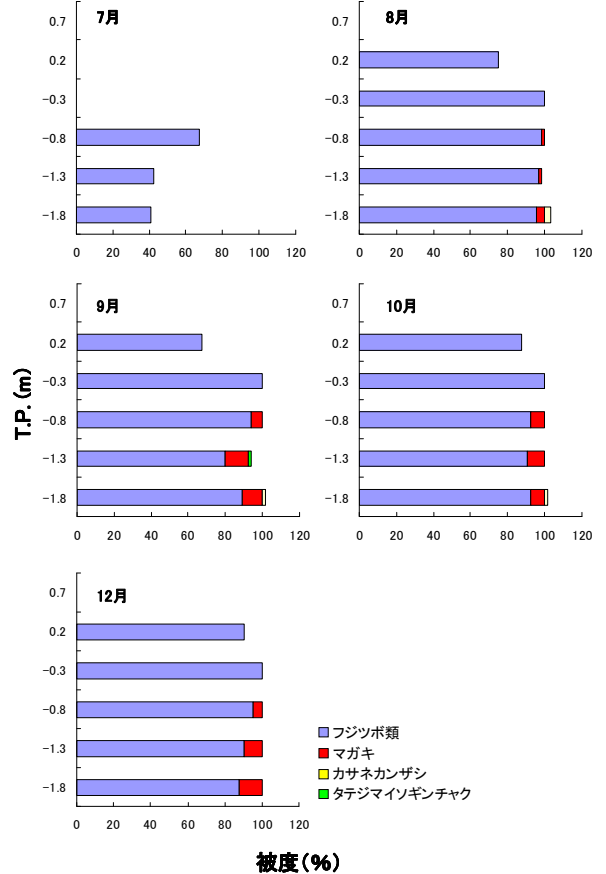


図 2.7.2-3 庚午橋における岩礁性生物の被度の変化

調査期間中、フジツボ類、マガキ、カサネカンザシ、タテジマイソギンチャクの付着が見られた。調査開始 1 ヶ月後 (7 月) には、フジツボ類が-1.8~-0.8m 層でそれぞれ 40.6~67.2%付着していた。フジツボ類は、2 ヶ月後 (8 月) 以降も-1.8~0.2m 層で 75~100%付

着していた。一方、マガキは調査開始1ヶ月後(7月)には付着は見られなかったが、2ヶ月後(8月)に-1.8~-0.8m層で1.6~4.7%の付着がみられ、3ヶ月後(9月)以降も6.3~12.5%付着していた。カサネカンザシは、2ヶ月後(8月)の-1.8m層で3.1%の付着がみられ、4ヶ月後(10月)まで確認できた。しかし、6ヶ月後(12月)になると、カサネカンザシの付着部位にフジツボ類が覆って付着していた。タテジマイソギンチャクは、3ヶ月後(9月)の-1.30m層でのみ1.6%の付着が確認できた。

(3) 考察

岩礁性生物の分布に及ぼす塩分および干出の影響

一般的に河口域における岩礁性生物の垂直分布は、塩分や干出の影響を受けていることが知られている。本調査地点における大潮平水時の塩分データを一潮汐ごとの平均値として求めると、河口部の庚午橋で26.9~31.8psu、中間部の己斐橋で23.9~31.8psuおよび上流部の祇園大橋で11~18psuと潮位によって変化していた。また、大潮平水時の干出時間を潮汐表から算定すると、1.0~11.2時間と潮位が高くなるにともない長くなっていた。

岩礁性生物の垂直分布と潮位別の塩分データおよび干出時間の関係を図2.7.2-4に示すと、ドロフジツボ、タテジマフジツボ、マガキおよびカサネカンザシなどの岩礁性生物は、塩分16.4~29.4psuおよび干出時間1.0~9.0時間の範囲で出現していた。とくに祇園大橋では干出時間が3.2時間を越えると岩礁性生物は出現しないことから、塩分の低い地点ほど干出の影響を強く受けると考えられた。

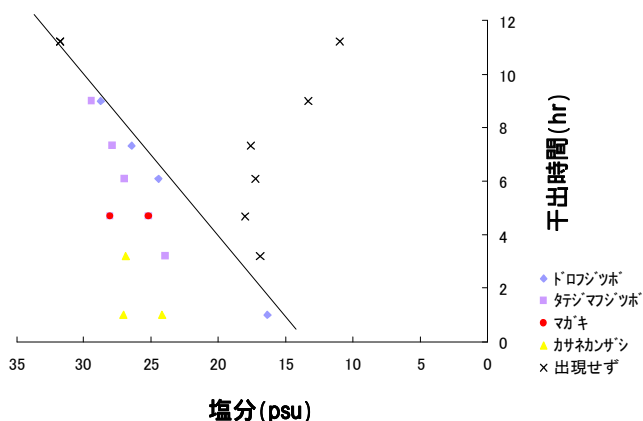


図 2.7.2-4 岩礁性生物の分布に及ぼす塩分および干出時間の関係

種別にみると、低塩分に生息するドロフジツボ(山口・久恒 2006)は塩分16.4~28.7psuおよび干出時間1.0~9.0時間、タテジマフジツボは塩分23.9~29.4psuおよび干出時間3.2~9.0時間と広範囲に出現していた。これに対してマガキは塩分25.2~28.0psuおよび干出時間4.7時間、カサネカンザシは塩分24.2~27.1psuおよび干出時間1.0~3.2時間と限定的に出現しており、物理的環境要因が分布を制限していることが示唆された。

岩礁性生物の初期遷移

庚午橋の橋脚に設置した付着基盤における岩礁性生物の付着状況について(図2.7.2-3)、1~2ヶ月後にフジツボ類は潮位-1.8~-0.2mで付着し、-1.8~-0.8mの間で一部はマガキとなって成長した。タテジマイソギンチャクおよびカサネカンザシは2~3ヶ月後にそれぞれ-1.3m、-1.8mで付着するが、6ヶ月後に再びフジツボ類に遷移した。フジツボ類やカサネカンザシは、橋脚に直接付着していたのに対して、マガキおよびタテジマイソギンチャクは、フジツボ類を基盤にして覆いかぶさるように付着していた。このように感潮河川におけるフジツボ類、マガキ、カサネカンザシおよびタテジマイソギンチャクの初期遷移を考慮すると、フジツボ類が最初に基盤を覆った場合は、そのまま成長するかあるいはマガキやタテジマイソギンチャクに付着基盤として利用される。一方、カサネカンザシの場合、今回の調査では基盤に付着した場合でも、遷移が進むに連れてフジツボ類に覆われることによって死滅することから、競争能力が弱い種と考えられる。したがって、カサネカンザシは、上述したように感潮河川では物理的環境要因によって分布が強く規定されていることに加えて、生物的要因の影響も強く受けていることが示唆された。

2.7.3 砂泥性生物の分布に及ぼす底質および地盤高の影響

(1) 材料と方法

旭橋周辺の二枚貝類の生息密度

調査は、旭橋周辺の3地点(A、B、C)でおこなった(図2.7.3-1)。地点A、Bは、実証実験区として2010年3月に完成した造成干潟であり、地点Cは、下流にある自然干潟である。各地点の地盤高は、造成前の地点A、Bは0m、自然干潟の地点Cは-1.2mであり、造成干潟の2地点よりも低地盤であった。

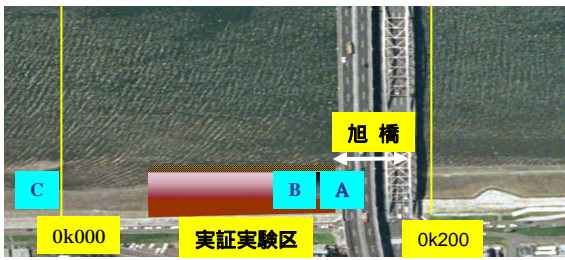


図 2.7.3-1 旭橋周辺における調査地点

底質材料については、放水路より上流部から持ち込まれた堆積物を地点 A では造成前と地盤高になるように掘り入れたのに対して、地点 B では 0.3m 程度盛土されている(図 2.7.3-2)。

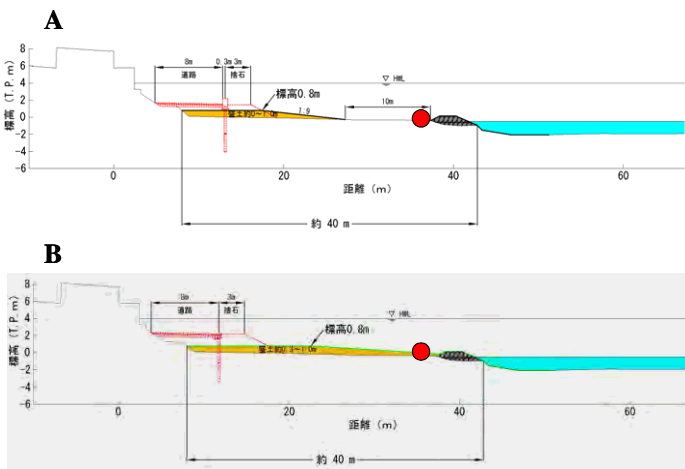


図 2.7.3-2 旭橋周辺における造成干潟の断面図

二枚貝類の採集は、造成前後の 2009 年 2 月～2011 年 11 月の大潮の干潮時に、2mm 目合いのふるいにかけて 30cm×30cm コドラート内の底質から選別しておこなった。持ち帰ったサンプルは、いずれも 10% ホルマリンで固定後、同定を行った。底質環境として、干潟の表面から厚さ 1cm の堆積物を採集し、中央粒径値および含泥率 (<63 μm の細粒分率) を測定した。

アサリのカゴ実験

河口域である旭橋周辺がアサリの放流場所として適しているかどうかを検証するため、2011 年 7 月～12 月に地点 A、C の他に、比較のために広島湾の中央部に位置する潮干狩り場の江田島江南干潟を加えた 3 地点において、カゴ実験をおこなった。方法は、プラスチック製カゴ(縦 30×横 20×深さ 20cm)に目合い 10mm の網で遮蔽する網区と遮蔽しない網なし区を干潟に設置し、カゴ内にアサリ(殻長 20～30mm)を

25 個体投入して、期間中のアサリの生残率を測定した。

実験期間中、カゴ内には放流個体(殻長 20～30mm)とは明らかにサイズの異なる小型のアサリ(殻長 < 10mm)が混入していることがある。本研究では、この小型個体を天然着底個体と定義し、生息密度を計数した。

(2) 結果

旭橋周辺における二枚貝類の生息密度

旭橋周辺の二枚貝類の生息密度のデータを図 2.7.3-3 に示した。地点 A では、全調査期間を通じて 8 種の二枚貝類が出現した。干潟造成前の 2009 年 2 月～10 月の間では、アサリ、ヒメシラトリ、ユウシオガイ、オキシジミ、ソトオリガイおよびホトトギスガイが出現したが、それらの生息密度はいずれも 10 個体/m² 未満と低密度であった。干潟造成後の 2010 年 3 月以降では、ヒメシラトリおよびユウシオガイが消失する一方で、新たにイソシジミおよびバカガイが出現した。造成後の各種の生息密度について、ソトオリガイが 2011 年 5 月に最大 231 個体/m² を示すように優占していた。アサリの生息密度は、造成前後で 0～7 個体であったが、2010 年 9 月以降出現しなかった。

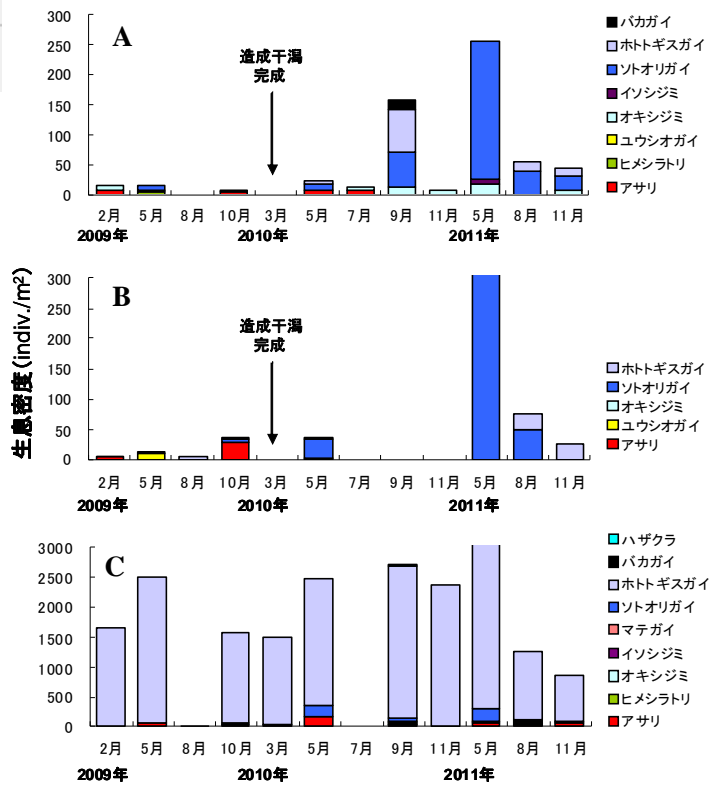


図 2.7.3-3 二枚貝類における生息密度の時間的变化

地点 B では、全調査期間を通じて 5 種の二枚貝類が出現した。干潟造成前の 2009 年 2 月～10 月の間では、アサリ、ユウシオガイ、オキシジミ、ソトオリガイおよびホトトギスガイが出現したが、アサリ以外の生息密度はいずれも 10 個体/m² 未満と低密度であった。干潟造成後の 2010 年 3 月以降では、ユウシオガイとオキシジミを除く 3 種出現したが、7 月から 11 月の間では全く出現しなかった。造成後の各種の生息密度について、ソトオリガイが 2011 年 5 月に最大 575 個体/m² を示すように優占していた。アサリの生息密度は、造成前の 2009 年 10 月に最大 27 個体であったが、造成後の 2010 年 7 月以降出現しなかった。

地点 C では、全調査期間を通じて 9 種の二枚貝類が出現した。2009 年 2 月～10 月の間では、アサリ、ヒメシラトリ、オキシジミ、マテガイ、ソトオリガイおよびホトトギスガイが出現した。最も優占していたホトトギスガイは、2009 年 8 月を除くと 1520～2445 個体/m² と高密度であった。2010 年 3 月以降では、ヒメシラトリが消失し、新たにイソシジミ、バカガイおよびハザクラが出現した。造成後の各種の生息密度について、最も優占していたホトトギスガイは、2010 年 7 月を除くと 763～2445 個体/m² と高密度であった。次いで優占していたのはソトオリガイであった。アサリの生息密度は 2010 年 5 月に最大 173 個体/m² であり、地点 A, B でアサリが消失していた 2011 年 5 月以降も 19～63 個体/m² の生息密度があった。

底質環境

底質環境のデータを図 2.7.3-4 に示した。地点 A の中央粒径値は、調査期間中 0.37～0.91mm の範囲を推移した。干潟造成前の 2009 年 2 月～8 月の間は、0.37～0.41mm と安定していたが、10 月に 0.91mm と大きく増加していた。干潟造成直後の 2010 年 3 月において、中央粒径値は 0.43mm と大きく減少し、その後 0.4～0.53mm の範囲をゆるやかに変化していた。地点 A の含泥率は、調査期間中 2.6～14.8% の範囲を推移した。干潟造成前の 2009 年 2 月～10 月の間は、5.8～11.4% であった。干潟造成後の 2010 年 3 月～5 月において、含泥率は 12.2～14.8% と大きく増加し、7 月に 2.6% と大きく減少した。その後数値は、14.8% まで増加傾向にあった。

地点 B の中央粒径値は、調査期間中 0.18～1.08mm の範囲を推移した。干潟造成前の 2009 年 2 月～8 月の間は、0.59～0.63mm と安定していたが、10 月に 0.83mm と大きく増加していた。干潟造成後の 2010

年 5 月において、中央粒径値は 0.18mm と大きく減少し、7 月に 1.08mm と大きく増加していた。その後数値は 0.64mm までと低下傾向にあった。地点 B の含泥率は、調査期間中 1.4～26.1% の範囲を推移した。干潟造成前の 2009 年 2 月～10 月の間は、3.2～7.7% であった。干潟造成後の 2010 年 3 月～5 月において、含泥率は 10.4～26.1% と大きく増加し、続く 7 月に 1.4% と大きく減少した。その後数値は、9.5% まで増加傾向にあった。

地点 C の中央粒径値は、調査期間中 0.53～0.91mm の範囲を推移した。2009 年 2 月～10 月の間は、0.56～0.76mm であった。2010 年 5 月において、中央粒径値は 0.53mm とやや減少したが、その後 0.71～0.91mm の範囲を小幅な変化で推移した。地点 C の含泥率は、調査期間中 0.5～8.3% の範囲を推移し、地点 A, B のような大きな変動は示さなかった。

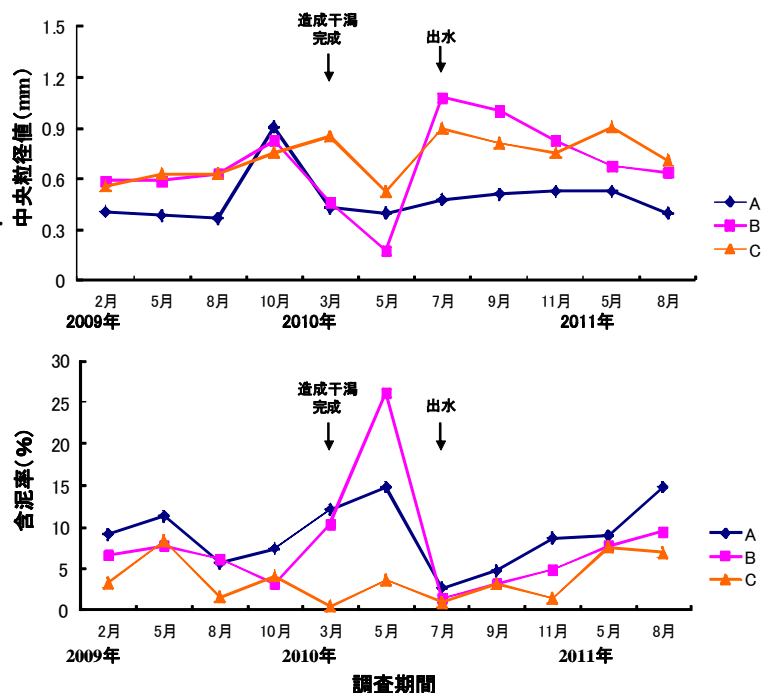


図 2.7.3-4 底質環境の時間的変化

アサリのカゴ実験

カゴ実験網なし区におけるアサリの生残率のデータを図 2.7.3-5 に示した。アサリの生残率は、実験開始 1 ヶ月後 (8 月) において放水路の造成干潟で 49.7% および下流の自然干潟で 53.3% と半減したが、江田島江南干潟で 94.7% と高い値を示していた。その後、生残率は、造成干潟で実験開始 1 ヶ月半後に 0.7%、自然干潟で実験開始 3 ヶ月半後に 4% とほぼ全滅状態になった。一方、江田島江南干潟における生残率は、実

験開始 4 ヶ月後に 54.7% , 6 ヶ月後に 16% であり , 放水路の 2 地点と比較して減少傾向はゆるやかであった .

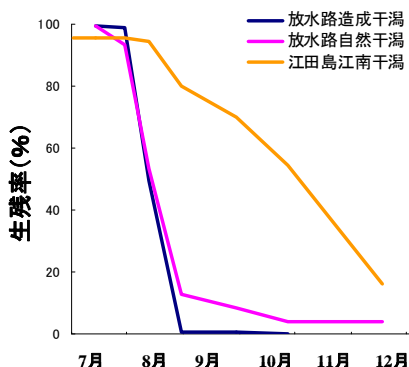


図 2.7.3-5 カゴ実験網なし区におけるアサリの生残率

カゴ実験網区におけるアサリの生残率のデータを図 2.7.3-6 に示した . アサリの生残率は , 実験開始 6 ヶ月後 (12 月) においても造成干潟で 87.3% , 自然干潟で 77.2% , 江田島江南干潟で 79.3% といずれも高い値を示した .

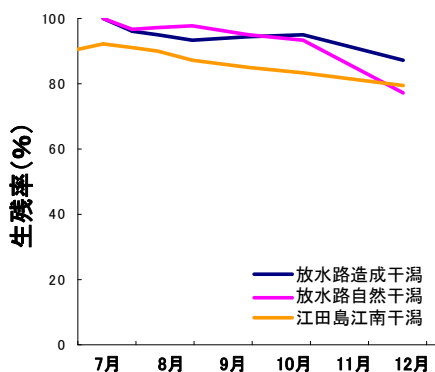


図 2.7.3-6 カゴ実験網区におけるアサリの生残率

カゴ実験網区にみられた天然アサリ稚貝の生息密度を図 2.7.3-7 に示した . 10 月下旬における稚貝の平均生息密度は , 造成干潟で 0 個体/m² , 自然干潟で 4.2 個体/m² , 江田島江南干潟で 58.3 個体/m² であった .

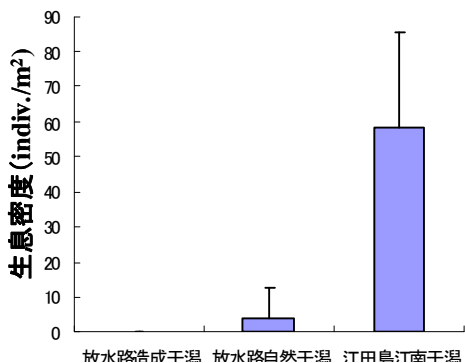


図 2.7.3-7 天然アサリ稚貝の生息密度 (2011 年 10 月下旬)

(3) 考察

旭橋周辺における二枚貝類の生息密度

旭橋周辺の地点 A , B は , 干潟造成前においてはアサリ , ユウシオガイ , オキシジミ , ソトオリガイおよびホトトギスガイなどを構成種とする似通った二枚貝相をしていた . 両地点におけるアサリの生息密度は , 地点 A で最大 7 個体/m² であるのに対して , 地点 B では最大 27 個体/m² とやや多いものの , アサリ以外の二枚貝類の生息密度は , 両地点では 10 個体未満/m² であった . このように干潟造成前において両地点は地盤高が同じであり (0m) , さらに底質について含泥率が地点 A (5.8 ~ 11.4%) と地点 B (3.2 ~ 7.7%) で大きな差がないことが , 共通の二枚貝類相を形成させていると考えられる .

干潟造成は 2010 年 3 月に完了したが , その後の二枚貝類の出現状況は両地点で異なっていた . 地点 A では , 2010 年 5 月 ~ 11 月の間に二枚貝類はホトトギスガイ , ソトオリガイ , オキシジミおよびアサリが出現していたが , 地点 B ではソトオリガイやアサリが出現したものの , 7 月 ~ 11 月は全く出現しなかった . この要因として , 地点 B では底質の中央粒径値が 5 月から出水のあった 7 月の間に 0.18mm から 1.08mm と大きく変化していることから , 盛砂の攪乱が起きていることが影響したものと考えられる . 2010 年 7 月以降 , 地点 B の底質粒子サイズは細粒化傾向にあり , 地点 A の粒子サイズに近づいたことが , 両地点ともソトオリガイを優占種とする二枚貝相になった要因であると考えられる .

造成干潟の下流に位置する自然干潟である地点 C では , 全調査期間を通じてホトトギスガイを優占種とした二枚貝相を示していた . 地点 C は , 地点 A , B よりも地盤高が低く (-1.2m) , さらに底質の粒子サイズが 0.53 ~ 0.91mm と地点 A , B のそれよりも変動幅が小さく安定的であることが示唆される . また , アサリは , 地点 A , B では 2010 年 9 月以降出現していないが , 地点 C ではそれ以降も出現していることから , 地盤高の低さがアサリの着底に有利に働いていると推察される .

アサリのカゴ実験

カゴ実験網なし区におけるアサリの生残率は , 実験開始 1 ヶ月後の 8 月において放水路の造成干潟および下流の自然干潟で 50% 前後に半減しており , 同時期で 90% 以上の高い生存率を示した江田島江南干潟よりもアサリの生存には厳しい環境であることが判明した .

実験期間中、カゴ内には割れたアサリ殻がみられたことから、おもにクロダイやナルトビエイによる食害の影響が示唆される(斉藤ら 2007)。一方、目合 10mm の網で保護したカゴ実験網区におけるアサリの生残率は、実験開始 6 ヶ月後の 12 月においていずれの干潟にでも 80% 前後の高い値を示しており、網保護によってアサリの食害生物対策は可能であることが示唆された。

カゴ実験網区にみられた 10 月下旬における着底個体と考えられるアサリ稚貝の平均生息密度は、造成干潟で 0 個体/m²、自然干潟で 4.2 個体/m² および江田島江南干潟で 58.3 個体/m² であった。放水路の 2 地点間では、低地盤の自然干潟でのみアサリの生息がみられたが、高地盤の造成干潟では出現しなかった。また、アサリの出現が見られた自然干潟の稚貝の生息密度は、江田島江南干潟の 1/10 以下と低かった。カゴ内は食害の影響は排除できることから、稚貝の生息密度は着底量の違いが反映されていることが示唆される。

2.7.4 仔稚魚の分布に及ぼす敷石の影響

(1) 材料と方法

自然干潟と造成干潟の構造

調査は、旭橋上流の自然干潟および下流の造成干潟で仔稚魚の採集おこなった(図 2.7.4-1)。両地点は、自然干潟では沖側から岸側に向かって緩やかに地盤高が上昇しているのに対し、造成干潟では砂止め用の敷石により沖側と岸側で垂直な段差が生じ、不連続な構造となっている(図 2.7.4-2)。

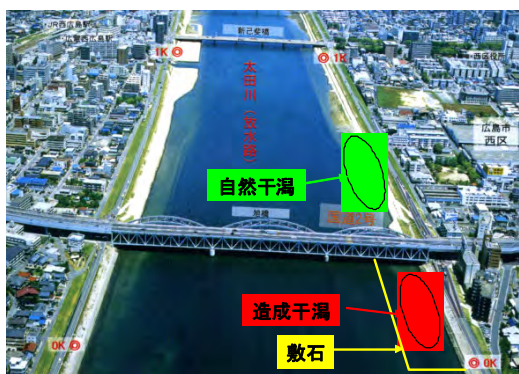


図 2.7.4-1 調査地点

仔稚魚の採集

仔稚魚は、2010 年 4 月～2011 年 3 月の毎月一回、大潮の干潮時にサーフネット(幅 4m×高さ 1m×目合い 2mm)を曳くことによって採集した。サーフネットは、二人の調査者により網口が 2m になるよう距

離を調節しながら、人力で 10m を曳いて得られたサンプルを一回分(採集面積: 20m²)として採集を行った。本調査では、地盤高の高低や敷石の有無などの干潟物理環境の影響による魚類の分布の違いを明らかにするため、自然干潟および造成干潟のそれぞれにおいて岸側からの距離に応じた地盤高の異なる 3 地点(沖、中間、岸)を設定して採集した。魚類は 80% エタノールで固定後、持ち帰って種の同定と体長測定をおこなった。

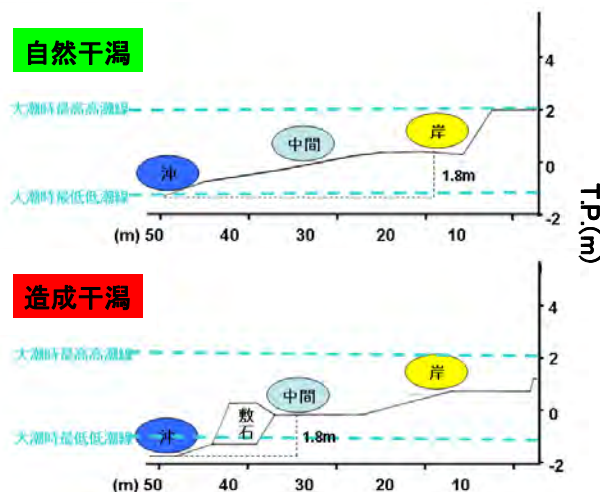


図 2.7.4-2 自然干潟と造成干潟の断面模式図

未成魚の採集

未成魚は仔稚魚よりも遊泳力が高く、サーフネットでの採集が難しいため、本研究では釣りによる採集をおこなった。2010 年 10 月 27 日の日中および 2011 年 9 月 22 日の夜間において、自然干潟および造成干潟に同人数を配置して満潮前後 4 時間計 8 時間を同じ仕掛けと餌によって釣獲調査した。得られた魚類は釣獲時刻、種名および体長を記録し、持ち帰った後冷凍保存した。その後、魚類の消化管内容物の同定と重量測定をおこなった。

餌生物の採集

魚類が摂餌していると思われる生物を採集するため、2011 年 11 月 4 日に仔稚魚を採集した定点において 30cm×30cm コドラート内の砂泥を 2mm 目合いのふるいにかける方法で底生生物を採集した。敷石の底生生物は、スクレイパーで適当な範囲の牡蠣を殻ごと削りそのまま採集した。また、遊泳性の餌生物は、仔稚魚採集と同時にネットによって得られたものを利用した。持ち帰ったサンプルは、いずれも 10% ホルマリンで固定後、同定をおこなった。

(2) 結果

仔稚魚の季節変化と分布

自然干潟では調査期間中、15種の魚類が採集された(表2.7.4-1)。最も多く採集されたのはピリンゴであり、他にもヒメハゼやチクゼンハゼなどを含めたハゼ科魚類は、周年見られる傾向があった。ハゼ科以外の魚種は季節的に出現が異なり、春にアユ、スズキ、ウミタナゴ、マコガレイ、夏にカタクチイワシ、クロダイ、シロギス、冬にキチヌなどがみられた。

表2.7.4-1 自然干潟における1曳網あたり(20m²)の仔稚魚の採集状況

魚種	4~5月	6~7月	8~9月	10~11月	12~1月	3~4月
アユ	1					
シロウオ						
カタクチイワシ	1	89	2	6		1
マゴチ	1		3		3	
マコガレイ						1
スズキ						12
クロダイ		3				
キチヌ					3	
ヒイラギ						
ウミタナゴ	2					
シロギス			83			
マハゼ		8				
シロウオ						
ピリンゴ	97	43	13	9	21	3
チチブ			3		1	
スジハゼ	5		5			
ヒメハゼ	15	2		1	2	7
チクゼンハゼ		1	2	1	1	2
合計個体数	122	146	111	17	31	26
合計種数	7	6	7	4	6	6

造成干潟では調査期間中、13種の魚類が採集された(表2.7.4-2)。自然干潟と同様に、優占種はハゼ科のピリンゴであり、他にチチブも周年見られた。各季節の代表的な種は、春にシロウオ、夏にカタクチイワシ、クロダイ、ヒイラギがみられた。

表2.7.4-2 造成干潟における1曳網あたり(20m²)の仔稚魚の採集状況

魚種	4~5月	6~7月	8~9月	10~11月	12~1月	3~4月
アユ						
シロウオ			2	1		
カタクチイワシ		17	12	14		
マゴチ			1		1	
マコガレイ						
スズキ						7
クロダイ		2				
キチヌ						
ヒイラギ		45	9			
ウミタナゴ						
シロギス						
マハゼ		2				
シロウオ	2					
ピリンゴ	81	67	27	7	13	7
チチブ	2	2	3	2	5	1
スジハゼ			3			
ヒメハゼ	10	7				3
チクゼンハゼ				1	1	
合計個体数	95	141	56	24	18	17
合計種数	4	7	7	5	4	4

調査期間中、最も個体数が多く採集された6~7月について、ハゼ科魚類を定住魚、それ以外を来遊魚に区分し、自然干潟と造成干潟の沖側、中間および岸側

の各地点で採集個体数をクラスカル・ウォリス検定による多重比較をおこなったところ(図2.7.4-3)、自然干潟では、定住魚および来遊魚の双方とも各地点で有意な差はみられなかった。

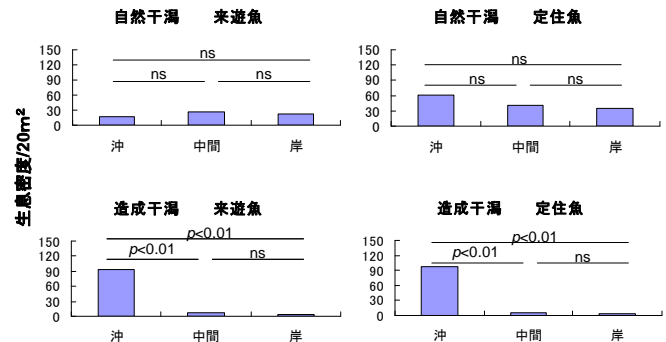


図2.7.4-3 調査地点間の仔稚魚の生息密度の比較

一方、造成干潟では定住魚および来遊魚の双方とも沖と中間、沖と岸といった敷石を挟んだ地点間の個体数に有意な差が現れており、沖と比較して中間および岸における個体数は少なかった。

未成魚の分布

2010年10月27日の釣獲調査では、満潮(13時16分)の前後4時間を調査時間とした結果(図2.7.4-4)、自然干潟と造成干潟の双方ともマハゼやチチブを中心に出現した。造成干潟では、自然干潟と比較して有意に多くの個体が採集されていた。

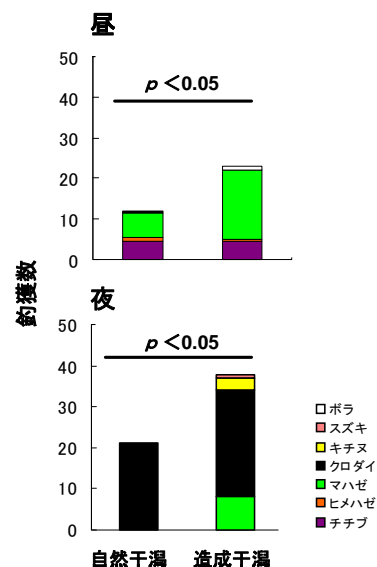


図2.7.4-4 各干潟における昼夜での未成魚の釣獲数

2011年9月22日の調査では、満潮（18時01分）の前後4時間を対象時間とした結果、クロダイを中心に出現した。夜間も昼間のデータと同様に造成干潟では、自然干潟と比較して有意に多くの個体が採集されていた。

自然干潟と造成干潟における底生生物の分布

環境中の餌生物の組成について、各地点の0.1m²当たりの生物個体数を算出した(図2.7.4-5)。各地点で最も多く見られた生物は、自然干潟の沖側でヨコエビ類(8.1個体)、中間で多毛類(10.1個体)および岸側で多毛類(9.7個体)であった。一方、造成干潟の沖側でヨコエビ類(4.4個体)、中間でヨコエビ類(10.3個体)および岸側でヨコエビ類(13.4個体)となった。また、敷石における底生生物で最も多かったものは、ヨコエビ類(18.7個体)であった。

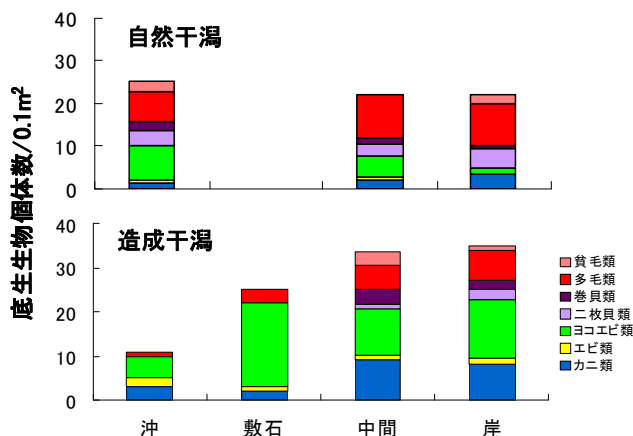


図2.7.4-5 自然干潟と造成干潟の餌生物生息密度

環境中の底生生物の組成について、自然干潟では多毛類(39%)、ヨコエビ類(20%)、二枚貝類(15%)、カニ類(10%)、巻貝類(7%)、貧毛類(6%)およびエビ類(3%)であり、一方、造成干潟ではヨコエビ類(45%)、カニ類(22%)、多毛類(16%)、エビ類(5%)、巻貝類(5%)、貧毛類(4%)および二枚貝類(3%)であった(図2.7.4-6)。

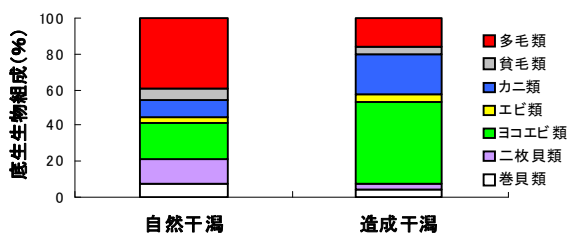


図2.7.4-6 自然干潟と造成干潟における餌生物組成

未成魚の摂餌活動

自然干潟で採集された魚類の消化管内容物について、マハゼは、多毛類(43%)やヨコエビ類(17%)、チチブは、ヨコエビ類(26%)や多毛類(21%)、クロダイは、カニ類(25%)やエビ類(15%)を摂食する割合が高かった(図2.7.4-7)。

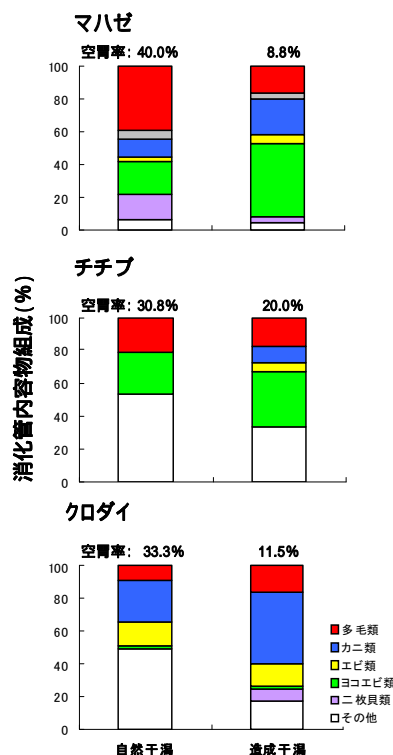


図2.7.4-7 自然干潟と造成干潟の魚種別消化管内容物組成

一方、造成干潟では、マハゼは、ヨコエビ類(30%)やカニ類(17%)、チチブは、ヨコエビ類(34%)や多毛類(18%)、クロダイは、カニ類(44%)や多毛類(16%)を摂食する割合が高かった。また、各魚種の空胃率について、いずれも造成干潟よりも自然干潟において高い傾向があった。

各魚種が環境中に多い底生生物を食べているかどうかについて、スピアマンの順位相関行列をおこなうと、自然干潟では、マハゼ($p = 0.140$)、チチブ($p = 0.268$)、クロダイ($p = 0.658$)となりいずれの種においても有意な相関はなかった。一方、造成干潟では、マハゼ($p = 0.015$)、チチブ($p = 0.036$)、クロダイ($p = 0.037$)となり、3種とも有意な相関があった。

(3) 考察

仔稚魚に及ぼす敷石の影響

一般的に表在性餌生物は、埋在性餌生物よりも魚類

の摂餌努力は少なく食べやすいと考えられる。本研究では、表在性餌生物の中でとくに仔稚魚の餌として重要であるヨコエビ類の出現状況に注目して、餌環境を検討した。旭橋周辺の餌環境についてみると、自然干潟では沖、中間および岸において、餌生物の総個体密度は同程度であることがわかった。しかし、ヨコエビ類の割合は岸側にいくにともない減少していった。一方、造成干潟においては、餌生物の密度は沖側から岸側にいくにともない増加していった。全体に占めるヨコエビ類の割合は、造成干潟のほうが多いことから、自然干潟の浅場よりも餌環境として適していると考えられる。

本研究において、自然干潟では合計 15 種および造成干潟では合計 13 種調の魚類が出現したが、これらはいずれも瀬戸内海に出現する代表的な種であった（岩本ほか 2009）。調査期間中最も魚類個体数が多く採集された 2010 年 6~7 月では、自然干潟では地盤高の違いにより仔稚魚の分布密度に有意差は見られなかったが、造成干潟では敷石を挟んで沖側と中間および岸側の地点間では有意差が見られた。このように、造成干潟の浅場における仔稚魚の分布密度が極端に低いということは、仔稚魚の移動が敷石に阻害されている可能性が示唆される。

未成魚に及ぼす敷石の影響

未成魚の場合、仔稚魚とは逆に造成干潟での採集数が多い結果となり、空胃個体はどの魚種においても自然干潟で採集された魚類において多かった。消化管内容物と環境中の餌生物との対応について、自然干潟ではどの魚類にも相関が見られなかったのに対し、造成干潟ではマハゼ、チチブおよびクロダイにおいて順位相関が見られた。このように、造成干潟ではヨコエビ類やカニ類が多いことから、未成魚の餌場として機能している可能性が示唆される。以上のことから仔稚魚期よりも遊泳力のある未成魚は敷石に移動を阻害されることなく、より良好な餌環境を求めて造成干潟に集まっていると推測される。

生物・物理要因から見た造成干潟の評価

一般的に、潮間帯のような浅場では水温上昇と太陽光の影響で一次生産のサイクルが活発であり(山下・田中、2008)、浅場では仔稚魚の餌となりうる植物・動物プランクトンが豊富に存在している。仔稚魚期に適切な摂餌ができなかった個体は初期減耗により淘汰されるため、魚類の成長の初期段階ではいかに早く、確

実に餌の豊富な場所へたどり着けるかが鍵である。また、浅場は、捕食者から身を守る場所としても意義があることから、仔稚魚にとって必要不可欠なものである。

今回の調査において、仔稚魚は、敷石を越え難いため造成干潟の潮間帯を利用できていない可能性が示唆された。一方、未成魚期の個体は、造成干潟に多く出現し、同所の底生生物を選択的に摂餌していることから、遊泳力のある未成魚期では敷石を越えて良好な餌環境の整っている造成干潟の浅場に入ってきていると考えられる。以上のことから、敷石のある造成干潟の役割は魚類の成長段階に応じて変わり、仔稚魚の成育場としては適していないが、未成魚期以降の魚類については餌場として適していると推察される。

さらに今回は確認できなかったが、敷石の間隙は、仔稚魚や餌生物の隠れ家として利用されている可能性が高く、敷石の外側では魚類の分布が自然干潟と同程度に高密度であったことの要因としても考えられる。また、造成干潟の敷石よりも岸側で餌生物が多かったことについては、敷石によって水流が変化し、輸送されてくる懸濁態有機物が堆積しやすい場所になっているためと推察される。したがって、現在の仔稚魚への影響を少なくするための造成干潟の改良点としては、敷石の内外の高低差を少なくすることや、敷石自体に勾配をつけることなどが考えられる。

2.7.5 太田川放水路における食物網の解析

(1) 材料と方法

サンプル採集

放水路内における上流域の祇園大橋周辺および下流域の旭橋周辺において(図 2.7.5-1)、2010 年 7~9 月に魚類、底生生物、懸濁態有機物および堆積有機物を採集した。

魚類はクーラーボックスに保管して研究室に持ち帰り、胸鰭上部の筋肉を切り取り、-30℃で冷凍保存した。底生生物については、干潟や敷石の生物を網やピンセットを用い採集し、80%エタノールで保存した。水中の懸濁態有機物(以下、SOM とする)については、上流および下流域において表層水 60 をタンクで持ち帰った。干潟の堆積有機物(以下、POM とする)については、干潟の表層の砂を持ち帰り、研究室にて冷凍保存した。

サンプル処理

魚類は、栄養状態による脂質の含有量の影響を取り除くため、筋肉をクロロホルム：メタノール=2：1(体積)溶液に一時間浸す脱脂処理を行った。その後、60の乾燥機で48時間乾燥させ、乳鉢ですりつぶし、分析用のサンプルとしてスクリー管瓶に保存した。甲殻類は、海水中の溶存無機炭素由来の可能性のある外骨格の影響を取り除くため、サンプルを1N塩酸で一晩反応させた後、クロロホルム：メタノール=2：1(体積)溶液で脱脂処理した。その後、60の乾燥機で48時間乾燥させ、乳鉢ですりつぶして分析用のサンプルとした。二枚貝類は、殻を取り除いて内部のみ利用した。SOMおよびPOMは、0.125mmのふるいを通して大型の混入物を取り除き、ワットマン社のGF/Fガラスファイバーフィルター(目合い0.45μm)で吸引ろ過し、ろ紙に残った懸濁物を1N塩酸で処理し、60の乾燥機で48時間乾燥させた。以上のサンプルを、愛媛大学沿岸環境科学研究センターにて1mgずつスズ箔に包み、安定同位体質量分析器を用いて、炭素と窒素の安定同位体比を算出した。



図 2.7.5-1 太田川放水路における調査地点

(2) 結果

放水路の魚類と底生生物の炭素・窒素安定同位体比

安定同位体質量分析器により算出された放水路の魚類と底生生物の炭素安定同位体比(^{13}C)および窒素安定同位体比(^{15}N)を図 2.7.5-2 に示す。魚類については、上流域の祇園大橋周辺におけるウグイ(^{13}C :-18.9~-17.1‰, ^{15}N :12.2~13.4‰)は、下流域の旭橋周辺におけるマハゼ(^{13}C :-16.4~-15.1‰,

^{15}N :14.6~17.0‰)やキチヌ(^{13}C :-15.5~-15.0‰, ^{15}N :16.2~16.5‰)と比較して炭素・窒素同位体比が低かった。マハゼについて詳細に検討すると、上流域(^{13}C :-18.5~-15.4‰, ^{15}N :13.4~14.2‰)と下流域(^{13}C :-16.4~-15.1‰, ^{15}N :14.6~17.0‰)の両地点では、窒素同位体比では上流域で低かったものの、炭素同位体比ではそのような傾向はみられなかった。また、下流域のヒラギ(^{13}C :-19.2~-16.7‰, ^{15}N :17.2~18.4‰)の場合、炭素同位体比のパラッキが大きかった。

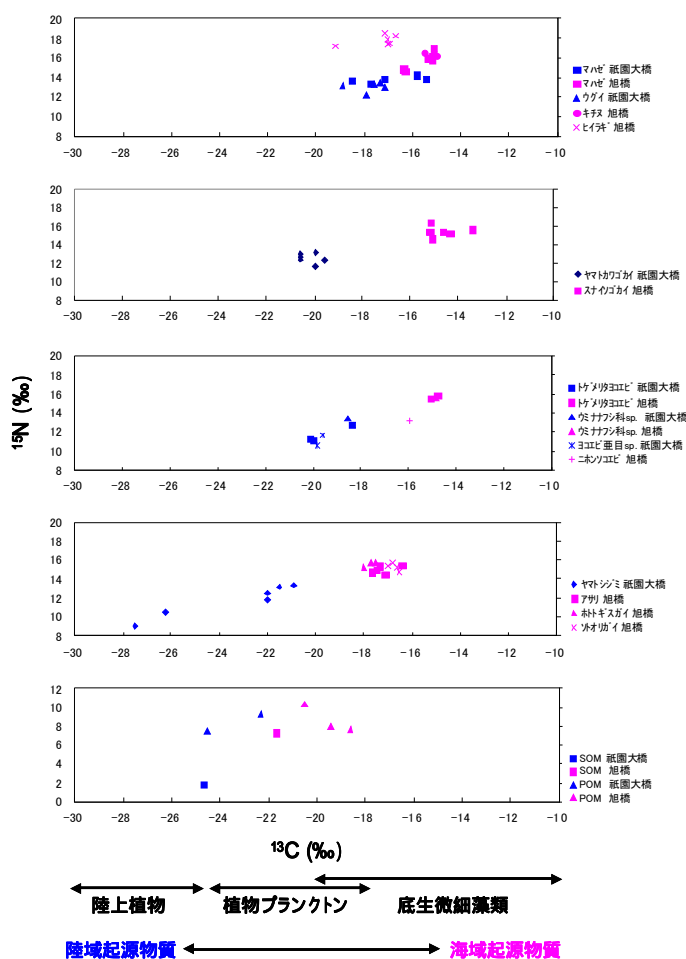


図 2.7.5-2 祇園大橋と旭橋周辺で採集された分類群ごとの炭素・窒素安定同位体比

底生生物については、以下に示すように各分類群において、上流域の採集標本は下流域と比較して異なる炭素・窒素同位体比を示す傾向があった。すなわち、多毛類については、上流域のヤマトカワゴカイ(^{13}C :-20.6~-19.6‰, ^{15}N :11.7~13.1‰)は、下流域のスナイソゴカイ(^{13}C :-15.2~-13.4‰, ^{15}N :13.7~14.9‰)と比較して炭素・窒素同位体比が低か

った。また、小型甲殻類については、上流域のトゲメリタヨコエビ (^{13}C : -20.1 ~ -18.4‰, ^{15}N : 11.2 ~ 12.7‰), ウミナナフシ科 sp. (^{13}C : -18.5‰, ^{15}N : 13.4‰) およびヨコエビ亜目 sp. (^{13}C : -19.8 ~ -19.6‰, ^{15}N : 10.6 ~ 11.6‰) は、下流域のトゲメリタヨコエビ (^{13}C : -15.0 ~ -14.7‰, ^{15}N : 15.6 ~ 15.8‰), ウミナナフシ科 sp. (^{13}C : -14.8‰, ^{15}N : 15.5‰) およびニホンソコエビ (^{13}C : -16.0‰, ^{15}N : 13.2‰) と比較して炭素・窒素同位体比が低かった。二枚貝についても同様に、上流域のヤマトシジミ (^{13}C : -27.5 ~ -20.9‰, ^{15}N : 9.0 ~ 13.3‰) は、下流域のホトトギスガイ (^{13}C : -18.0 ~ -17.5‰, ^{15}N : 15.2 ~ 15.7‰), ソトオリガイの (^{13}C : -17.0 ~ -16.4‰, ^{15}N : 14.8 ~ 15.8‰) およびアサリ (^{13}C : -17.7 ~ -16.4‰, ^{15}N : 14.5 ~ 15.4‰) と比較して炭素・窒素同位体比が低かった。

有機物については、上流域の SOM (^{13}C : -24.6‰, ^{15}N : 1.7‰) は、下流域の SOM (^{13}C : -21.7‰, ^{15}N : 7.3‰) と比較して炭素・窒素同位体比が低かった。また、上流域の POM (^{13}C : -24.5 ~ -22.3‰, ^{15}N : 7.5 ~ 9.2‰) は、下流域の POM (^{13}C : -20.5 ~ -18.6‰, ^{15}N : 7.6 ~ 10.3‰) と比較して窒素同位体比にバラツキがあるもの、炭素窒素同位体比は低かった。

魚類の食物源

魚類の食起源について下流域を例にとり、魚類および底生生物の ^{13}C - ^{15}N 相関図を図 2.7.5-3 に示す。

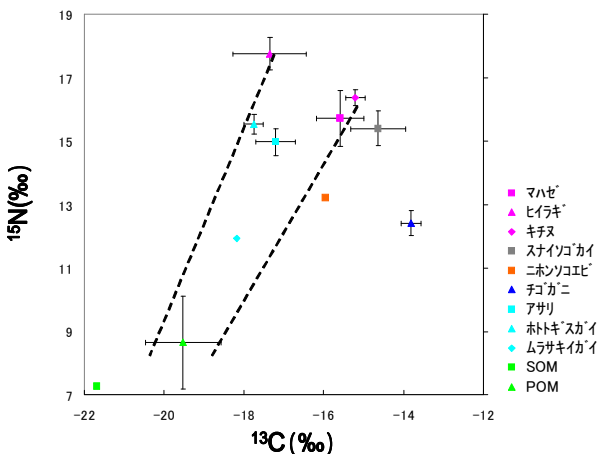


図 2.7.5-3 旭橋周辺で採集された魚類および底生生物の炭素・窒素安定同位体比

一般的に、餌生物から捕食動物へ栄養段階が 1 つ上

がるごとに ^{13}C 濃縮係数については約 1‰, ^{15}N 濃縮係数については約 3‰上昇する (富永・高井 2008)。この捕食者-被食者間の同位体値の濃縮係数から求めると、マハゼやキチヌの餌としてニホンソコエビ、ヒラギの餌としてホトトギスガイが該当した。

(3) 考察

放水路の魚類と底生生物の炭素・窒素安定同位体比

炭素安定同位体比 (^{13}C) は、一次生産者により異なることから有機物の起源の推定に用いられており、窒素安定同位体比 (^{15}N) は、栄養段階の特定に有効であるとされている (永田・宮島 2008)。また、捕食者-被食者間の同位体値の差を濃縮係数といい、 ^{13}C 濃縮係数については約 1‰, ^{15}N 濃縮係数については約 3‰が一般的に用いられている (富永・高井 2008)。このように炭素同位体比は窒素同位体比と異なり栄養段階が上がっても相対的に変化しないことから、対象とする動物が直接摂食した餌だけでなくその食物源を一次生産者まで遡って解析できるとされている。例えば、一次生産者は、陸上植物で -30 ~ -25‰, 植物プランクトンで -24 ~ -18‰ および底生微細藻類で -20 ~ -10‰ の範囲にあるとされている。このことから、食物源となる一次生産者が、陸域起源物質と海域起源物質のどちらに近いかを判定することができる。

河口域の一次生産者の炭素・窒素安定同位体比に影響を及ぼす主な要因 (富永・高井 2008) を表 2.7.5-1 に示した。

表 2.7.5-1 河口域の一次生産者の炭素・窒素安定同位体比に影響を及ぼす主な要因 (高井・富永 2008 を改変)

同位体	要因
$\delta^{13}\text{C}$	光合成時に取り込まれる無機態炭素の値: 河川水(陸起源物質) < 海水(海起源物質)
	増殖速度 / 浮遊系 < 底生系
$\delta^{15}\text{N}$	窒素代謝系: 窒素固定 / 脱窒 / 無機態窒素の値: 河川水(陸起源物質) < 海水(海起源物質)
	都市排水からの窒素供給 / アンモニアの揮発 / 増殖速度 / 捕食-被食関係を通じての ^{15}N の濃縮 /

炭素安定同位体比 (^{13}C) では、海水に含まれる海起源物質は河川水に含まれる陸起源物質よりも上昇することや、一次生産者の増殖速度と正の相関にあることなどが報告されている。また、窒素安定同位体比 (^{15}N) では、脱窒、都市排水からの窒素供給、アンモニアの揮発および捕食-被食関係を通じての ^{15}N の濃縮などによって上昇し、一方、窒素固定によって減少

することなどが報告されている。

有機物の炭素同位体比について、上流域の祇園大橋周辺で採集された SOM (^{13}C : -24.6‰) と POM (^{13}C : -24.5 ~ -22.3‰) は、陸上植物と植物プランクトンの境界付近の値に多く、相対的に陸域起源物質に近いことが示唆された。一方、下流域の旭橋周辺で採集された SOM (^{13}C : -21.7‰) と POM (^{13}C : -20.5 ~ -18.6‰) は、植物プランクトンあるいは、底生微細藻類の境界付近の値に多いことから、海域起源物質に近いことが示唆された。

底生生物の炭素同位体比について分類群別にみると、上流域で採集された多毛類 (^{13}C : -20.6 ~ -19.6‰)、小型甲殻類 (^{13}C : -20.1 ~ -18.4‰) および一部の個体を除く二枚貝類は (^{13}C : -22.0 ~ -20.9‰)、いずれも植物プランクトンを餌起源とし、これに対して下流域で採集された多毛類 (^{13}C : -15.2 ~ -13.4‰)、小型甲殻類 (^{13}C : -15.0 ~ -14.7‰) および二枚貝類 (^{13}C : -18.0 ~ -16.4‰) は、いずれも底生微細藻類を餌起源とすると推定された。ただし、上流域に生息するヤマトシジミの一部の個体 (^{13}C : -27.5 ~ -26.2‰) は、陸上植物を餌起源とすると推定された。

一般的に、陸上植物はセルロースなどの難分解性物質を含むため、底生動物が餌として直接利用できないとされていたが、近年の研究でヤマトシジミは内在性のセルラーゼを保持しており、セルロースも消化・吸収できることがわかり、陸上植物を餌として利用する可能性が指摘されている (Kasai *et al*, 2006)。本研究においても、ヤマトシジミが陸上植物を餌として利用していることが示唆された。

魚類の炭素同位体比について、上流域で採集された魚類 (^{13}C : -18.9 ~ -15.4‰) と下流域で採集された魚類 (^{13}C : -19.2 ~ -15.0‰) で重複がみられた。この要因として、一般的に魚類は底生生物と比較して遊泳能力が大きいことから、放水路内を移動している履歴が反映されている可能性がある。

魚類の食物源

上述したように、 ^{13}C 濃縮係数については約 1‰、 ^{15}N 濃縮係数については約 3‰ が一般的に用いられている (富永・高井 2008)。すなわち、栄養段階が 1 つ上がるたびに ^{13}C の変化が 1‰ 前後、 ^{15}N の変化が 3‰ 前後にあればその餌を捕食しているとみなせる。図 2.7.5-3 をみると、下流域で採集されたマハゼおよびキチヌは、ニホンソコエビを餌として利用している可能性が示唆された。とくに、マハゼの消化管内容物

組成においてヨコエビ類は主要な餌生物であることと一致していた (図 2.7.4-7)。ヨコエビ類は、魚類の重要な餌生物であることはよく知られており、高次栄養段階へとつながる役割を担っているとされる (奥谷ほか 1997)。一方、チゴガニ、タカノケフサイソガニおよびムラサキガイは、キチヌの餌として利用されていないとみなされた。クロダイやキチヌを含むタイ科の魚類は、犬歯、門歯、円錐歯および臼歯をもち、カニ類や貝類などの硬い殻を割って中身だけを食べるといった高等な摂餌法が可能になっていると報告されているが (中坊・望月 1998)、今回分析したキチヌは未成魚期であったことが影響したものと考えられる。クロダイの成魚は、ムラサキガイを好んで食べると報告されており (斉藤ほか 2008)、近縁種のキチヌについても発育段階別に安定同位体比を今後分析する必要がある。また、ヒイラギの餌としては、ホトトギスガイを利用している可能性が示唆された。ヒイラギは、前方下に伸びる口を使って底生性の甲殻類や貝類などを摂食するとされているが (中坊・望月 1998)、放水路でホトトギスガイが主要な餌であることが安定同位体比によって推測できる。

2.7.6 造成干潟の形成が底生生物の生息に及ぼす影響の観点からの留意点

河口域潮間帯に生息する底生生物は、塩分、干出時間および底質粒度組成などの生息環境条件の影響を受けている。ここでは、太田川放水路旭橋下流の造成干潟を例として、平水時の砂泥性・岩礫性生物および魚類の分布に及ぼす生息環境条件における留意点について記述する。

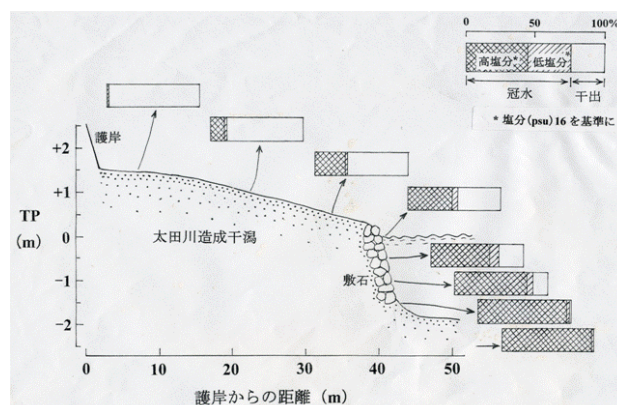


図 2.7.6-1 旭橋造成干潟の断面模式図

造成干潟の垂直断面図を図 2.7.6-1 に示すと、干潟面の地盤高は 0 ~ 1.4m にあり、敷石は -1.5 ~ 0.1m に設

置されていた。干潟面では、河川水(低塩分)よりも海水(高塩分)の進入が大きいものの、年平均干出時間の割合は半分以上であった。この干潟構造は、とくに砂泥性底生生物の分布に大きく影響するものと考えられる。

砂泥性生物の場合、造成干潟下部の地盤高(0.3~0.8 m)および底質の中央粒径値(0.3~0.6mm)の環境条件下では、チゴガニ、コメツキガニおよびヤマトオサガニなどのカニ類や、ソトオリガイおよびオキシジミなどの二枚貝類が出現している(図2.7.6-2)。

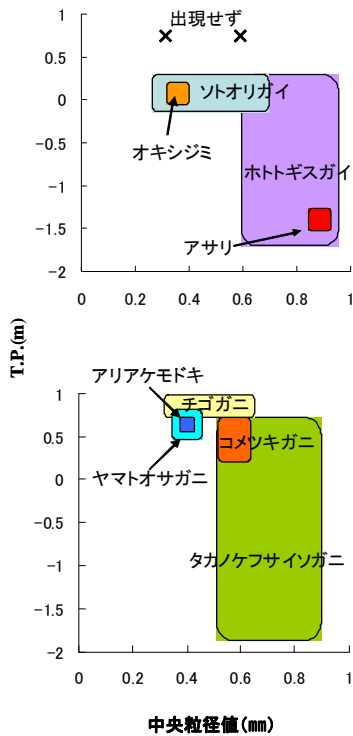


図2.7.6-2 二枚貝類およびカニ類の生息環境

一方、造成干潟下流の自然干潟の地盤高(-1.5m)および底質の中央粒径値(0.9mm)の環境条件下では、水産有用種であるアサリが出現している。アサリ浮遊幼生は、中央粒径値1mm前後の底質に多く着底するとされており(柳橋 1992)、このことは放水路下流域(C3K周辺)におけるアサリ稚貝(殻長<10mm)の出現量の最も多い底質粒径は、中央粒径値で1.0mmおよび含泥率で12.4%であること(齊藤・今林 2009)からも裏付けられる。また、広島県内におけるアサリの代表的な生息地である地盤高は、-1.7~-0.5mで、その傾斜もゆるやかである(図2.7.6-3)。しかし、地盤高が0m以上である太田川放水路の造成干潟では、殻長20mm以上の放流アサリの生存は可能であ

る(図2.7.3-7)ものの、天然個体の着底による個体群の維持は期待できないことに留意する必要がある。

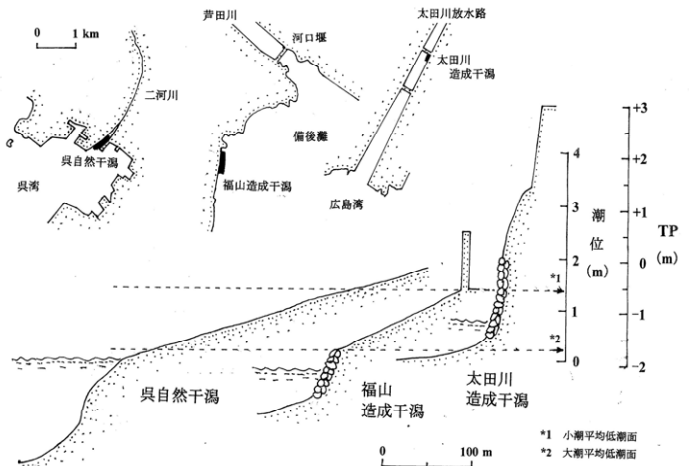


図2.7.6-3 広島県内干潟の断面模式図

岩礁性生物の場合、旭橋に隣接する庚午橋のデータ(図2.7.2-3)を基に検討すると、シロスジフジツボやタテジマフジツボは地盤高-1.8~0.2m、マガキは-1.8~-0.8m、タテジマイソギンチャクは-1.3m、およびカサネカンザシは-1.8mに出現している。造成干潟における敷石の地盤高(-1.5~0.1m)では、フジツボ類は全域に分布できるが、それ以外は敷石の下部に分布が集中している。したがって、種の多様性の観点からみると、敷石上部の貢献度は低く、敷石の最適な地盤高は-1.8~-0.8mであると考えられる。

魚類の場合、主要な餌生物であるヨコエビ類の生息密度は自然干潟よりも造成干潟において高く(図2.7.4-5)未成魚にとって餌場として利用されている。一方、敷石より内側にある造成干潟における仔稚魚の来遊量は、敷石外と比較して少なかった(図2.7.4-3)。遊泳力のない仔稚魚にとっては、敷石の存在が造成干潟への来遊の障害となっている可能性があり、敷石の高さを再検討する必要がある。

2.7.7 まとめと課題

岩礁性生物について、垂直分布と潮位別の塩分データおよび干出時間の関係を見ると、塩分の低い地点ほど干出の影響を強く受けると考えられた。種別にみると、ドロフジツボは塩分16.4~28.7psuおよび干出時間1.0~9.0時間、タテジマフジツボは塩分23.9~29.4psuおよび干出時間3.2~9.0時間と広範囲に出現していた。これに対して、マガキは塩分25.2~28.0psu

および干出時間 4.7 時間、カサネカンザシは塩分 24.2 ~ 27.1psu および干出時間 1.0 ~ 3.2 時間と限定的に出現しており、物理的環境要因が分布を制限していることが示唆された。

砂泥性生物について、旭橋周辺の地点 A, B は、干潟造成前においてはアサリ、ユウシオガイ、オキシジミ、ソトオリガイおよびホトトギスガイなどを構成種とする似通った二枚貝相をしていた。両地点は、地盤高が同じであることや (0m)、底質の含泥率が地点 A (5.8 ~ 11.4%) と地点 B (3.2 ~ 7.7%) で大きな差がないことが、共通の二枚貝相を維持させていたと考えられる。

しかし、干潟造成後 (2010 年 3 月) の二枚貝類の出現状況は A, B 両地点で異なっていた。地点 A では、2010 年 5 月 ~ 11 月の間に二枚貝類は、ホトトギスガイ、ソトオリガイ、オキシジミおよびアサリが出現していたが、地点 B ではソトオリガイやアサリが出現したものの、7 月 ~ 11 月は全く出現しなかった。この要因として、底質の中央粒径値の変化 (図 2.7.3-5) から判断して、地点 B では盛砂の攪乱が起きていたことが影響したものと考えられる。

造成干潟の下流に位置する自然干潟である地点 C では、全調査期間を通じてホトトギスガイを優占種とした二枚貝相を示していた。地点 C は、地点 A, B よりも地盤高が低く (-1.2m) さらに底質の粒子サイズが 0.53 ~ 0.91mm と地点 A, B のそれ (0.18 ~ 1.08mm) よりも変動幅が小さく安定的であった。また、アサリは地点 A, B では 2010 年 9 月以降出現していないが、地点 C ではそれ以降も出現していることから、地盤高の低さとそれともなう底質の安定性がアサリの着底に有利に働いていると推察される。

魚類について、造成干潟では調査期間中、合計 13 種が採集された。優占種は、ハゼ科のピリングゴであり、他にチヂブも周年見られた。各季節の代表的な種は、春にシロウオ、スズキ、夏にカタクチイワシ、クロダイ、ヒイラギ、冬にキチヌがみられた。

仔稚魚は、敷石を越え難いため造成干潟の潮間帯を利用できていない可能性が示唆された。一方、遊泳力のある未成魚期の個体では、敷石を越えてヨコエビ類などの餌生物が豊富な造成干潟の浅場にも分布を広めることができると考えられる。

有機物の炭素同位体比について、上流域の祇園大橋周辺で採集された SOM と POM は、陸上植物と植物プランクトンの境界付近の値 (^{13}C : -24.6 ~ -22.3‰) に多く、相対的に陸域起源物質に近いことが示唆され

た。一方、下流域の旭橋周辺で採集された SOM と POM は、植物プランクトンあるいは、底生微細藻類の境界付近の値 (^{13}C : -21.7 ~ -18.6‰) に多いことから、海域起源物質に近いことが示唆された。

底生生物の炭素同位体比の関係からみると、上流域で採集された多毛類、小型甲殻類および一部の個体を除く二枚貝類はいずれも植物プランクトンを餌起源とし、例外的にヤマトシジミの一部の個体は、陸上植物を餌起源とすると推定された。これに対して、下流域で採集された多毛類、小型甲殻類および二枚貝類は、いずれも底生微細藻類を餌起源とすると推定された。

安定同位体比の濃縮係数から魚類の食物源について推測すると、下流域で採集されたマハゼおよびキチヌは、干潟のニホンソコエビを餌として利用している可能性が示唆された。一方、チゴガニ、タカノケフサイソガニおよびムラサキイガイは、キチヌの餌として利用されていないとみなされた。

底生生物の生息環境の観点からの留意点について、砂泥性生物の場合、造成干潟の地盤高 (0.3 ~ 0.8m) および底質の中央粒径値 (0.3 ~ 0.6mm) の環境条件下では、チゴガニやソトオリガイが出現している。水産有用種であるアサリについて、広島県内におけるアサリの代表的な生息地である地盤高は、-1.7 ~ -0.5m であり、地盤高が 0m 以上である造成干潟では殻長 20mm 以上の放流アサリの生存は可能であるものの、天然個体の着底による個体群の維持は期待できないことに留意する必要がある。

岩礁性生物の場合、種の多様性の観点からみると、敷石の最適な地盤高は -1.8 ~ -0.8m であると考えられ、魚類の場合、遊泳力のない仔稚魚にとっては、敷石の存在が造成干潟への来遊の障害となっている可能性があり、敷石の高さを再検討する必要がある。

したがって、河口域に干潟を造成する場合、潮間帯をどのような地盤高に設定するかによって、砂泥性・岩礁性生物および魚類の出現組成が大きく異なることが予想される。平水時の放水路は、汽水性動植物の生息場所や市民の憩いの場として期待されているが、市民のニーズに合った場を提供できるかどうか、今後の課題である。

2.7.8 引用文献

岩本有司・三代和樹・森田拓真・上村泰洋・水野健一郎・海野徹也・小路 淳 (2009) 広島湾奥部の砂浜海岸に出現する仔稚魚 水産増殖 57:639-643.

- 奥谷喬司・今福道夫・武田正倫編(1997)日本動物大百科7 無脊椎動物. 198pp.平凡社, 東京.
- 斉藤英俊・今林博道(2009)河口域における底生生物群集の多様性および生産機能「太田川放水路における生態工学研究 -太田川生態工学研究 中間とりまとめ-」(太田川生態工学研究会編), pp.189-206. 太田川生態工学研究会, 広島.
- 斉藤英俊・泊野洋治・山地幹成・河合幸一郎・今林博道(2007)広島県沿岸域におけるアサリの資源特性と生息環境.水産増殖 55:31-345.
- 斉藤英俊・中西夕佳里・重田利拓・海野徹也・河合幸一郎・今林博道(2008)広島湾におけるマガキ種苗に及ぼす魚類の捕食の影響.日本水産学会誌 74:809-815.
- 下茂繁・秋本泰・高浜洋(2004)海生生物の水質環境耐性について: 総説.海洋生物環境研究所研究報告 6: 1-159.
- 富永修・高井則之編(2008)安定同位体スコープで覗く海洋生物の生態. 165pp.恒星社厚生閣, 東京.
- 永田俊・宮島利宏編(2008)流域環境評価と安定同位体. 476pp.京都大学学術出版会, 京都.
- 中坊徹次・望月賢二編(1998)日本動物大百科6 魚類. 204pp.平凡社, 東京.
- 平野義明・藤岡義三・北島芳朗・小松茂美・川本中・稲葉明彦(1985)太田川河口域の底生動物.日本ベントス研究会誌 28: 12-19.
- 山口寿之・久恒義之(2006)フジツボ類の分類および鑑定の手引き.「フジツボ類の最新学」(日本付着生物学会編), pp.365-390. 恒星社厚生閣, 東京.
- 山下 洋・田中 克 編(2008)森川海のつながりと河口・沿岸域の生物生産. 154pp.恒星社厚生閣, 東京.
- 柳橋茂昭(1992)アサリ幼生の着底場選択性と三河湾における分布量.水産工学 29:55-5
- Kasai A, Toyohara H, Nakata A, Miura T & Azuma N (2006) Food sources for the bivalve *Corbicula japonica* in the foremost fishing lakes estimated from stable isotope analysis. *Fisheries Science*, 72:105-114.

2.8 塩性湿地植物の生育環境と保全に関する研究

國井秀伸・荒木悟

島根大学 汽水域研究センター

2.8.1 序論

干潟は、満潮に伴う浸水と塩分、波浪、過剰な土壌水分、土壌の流出又は堆積、漂着物による攪乱などの影響のため、植物の生育には厳しい環境である。特に塩分の存在は大多数の植物の生育を阻止する。しかし塩分に耐性がある植物の中には、むしろ、他の植物が生育できない干潟において、発達した群落を形成するものがある。塩分がある土壌に特有な植物は塩生植物と呼ばれ、太田川放水路沿岸では、フクド *Artemisia fukudo*、ハマサジ *Limonium tetragonum*、ハマツナ *Suaeda maritima*、シオクグ *Carex scabrifolia*、ホソバハマアカザ *Atriplex gmelinii* の 5 種が見られる (図 1.3.2-5)。このうち、ホソバハマアカザは、干潟より陸側の砂地に多く見られ、他の 4 種は干潟を主な生育場所とする。塩生植物は、塩分のある環境に適応した特徴的な生態、生理、形態を持つ植物群で、その群落は、かつては河口域でごく普通に見られていたと考えられるが、干潟などの塩性湿地の減少に伴い、群落が発達している河川は限られるようになった (大阪市立自然史博物館 2000; 財団法人河川環境管理財団 2008)。上記の種についても全国版レッドリストではフクド、ハマサジ、広島県版ではフクド、ハマサジ、シオクグが準絶滅危惧種となっている。ハマツナも広島市の調査において「環境の変化または乱獲により急激に個体数が減少しつつある種」とされた経緯がある (吉野 2009; 環境省 2012)。

塩生植物が生育できるかどうかは、地盤高、土質、塩分、出水等に伴う土壌移動などの攪乱、ヨシによる被圧といった要因に影響される。塩生植物は、干潟の中でも地盤高が高く浸水時間が短い領域に生育する (阿部ほか 2006, 2007; 鎌田・小倉 2006; 橋本ほか 2010; 大沼ほか 2010a, 2011a) (図 2.4.6-3)。中間とりまとめでは、1k200 左岸の群落で、フクドとハマサジの分布限界が、それぞれ T.P. 0.5m, 0.4m の等高線と良く一致している事を報告した。この高さは、両種の発芽時期 (春) の水没時間の割合が、約 4 割に相当する。これより低い領域では、実生 (芽生え) が殆ど見られない事から、水没時間がこれ以上長くなると、種子の発芽、または、実生の生存が阻害されると考え

られる。本節では沿岸の地形、土壌、塩分に注目し、植物の分布、発芽、実生の生存に影響する要因を現地調査と室内実験で検討した結果を報告する。次いで、中間とりまとめを踏まえて設計された干潟再生試験区 (2.2 節参照) での、2010 年~2012 年の各植物種の実生の出現、及び発芽後の生存率について述べ、種子の漂着のしやすさと地形との関係、また、干潮時も水が残る凹地の形成が植物の生育に及ぼした影響を考察する。これらの結果を踏まえ、塩生植物の生育が可能な干潟の条件、及び、そのような干潟を保全、創出する際に留意すべき点を議論する。

2.8.2 太田川河口域での植物群落の現状

太田川放水路では、0k500~2k300 (旭橋の上流~広島西大橋付近) の両岸に、塩生植物、及び淡水域でも見られるヨシ *Phragmites australis* の群落がある。この範囲より上流・下流にも干潟はあるが、これらの植物が生育するには地盤高が低すぎる等の理由で、生育していない (大沼ほか 2010b; 荒木・國井 2011)。フクド、ハマサジ、ハマツナは互いに共存しやすく混生群落を成している事が多いが、干潟の中でも平坦かつ地盤が高い所では、フクドの割合が多くなる傾向がある。これは、そのような場所では、細かい種子を多量に生産するフクドが過密になり、より草丈の低いハマサジ、ハマツナの生育が阻害されることが一因である。ホソバハマアカザは、満潮の間も浸水しないか、または、ごく短時間だけ浸水する場所に生育するため、干潟の中には少なく、太田川放水路では干潟と緊急用河川敷道路を隔てる敷石の隙間の砂だまり等に見られる。シオクグ、ヨシは排他的で、地下茎による栄養繁殖によって密な群落を形成するため、その内部では他の種は生育しにくい。現在、太田川放水路では塩生植物が優占する部分 (1k400~1k600 右岸など)、ヨシが優占する部分 (1k400~1k800 左岸など) が交互に見られ、ごく一部にシオクグが優占する所がある (荒木・國井 2011)。なお、牡蛎いかだを組む場所がある 0k500 左岸など、満潮水位よりも高い砂地の沿岸では、ハマヒルガオなどの海浜性の植物が少数見られるが、それらについては本稿では割愛し、干潟を生育

場所とする種について述べる。

放水路の塩生植物群落がいづ頃から在るのかは定かではない。おそらく放水路を拡幅する以前の山手川・福島川の沿岸に塩生植物が生育しており、放水路建設の長い工期の間に、未拡幅の沿岸から拡幅済みの場所へと種子が漂着し、群落を受け継がれたのではないかと考えられる。なお、旧太田川（本川）などの市内派川沿岸にも部分的に植生があるが、こちらは主にヨシ群落である。市内派川の干潟は、放水路に比べて干潟土壌の粒度が細かいため、塩生植物の生育には向いていないと考えられる。

大林ほか（2008）は、中国・四国地方の23ヶ所の塩生植物群落を調べ、太田川放水路の群落はフクドとハマサジの個体数については香川県の一河川の群落に次いで規模の大きい群落であること、また、生育種については最も多様な群落の一つであることを報告している。太田川水系河川整備基本方針（国土交通省河川局 2007）では、塩生植物の生育環境に配慮する旨が記されており、地形・土質などの変化に伴って発達・衰退する塩生植物の群落を、今後どのように保全していくかが課題となっている。

2.8.3 既存の群落における実生の分布と沿岸形状との関係

1k100～1k400（新己斐橋～己斐橋）の左岸には、フクド、ハマサジ、ハマツナ、シオクグ、ヨシの5種からなる群落が発達している（図2.8.3-1）。2007年10月の調査時には、この場所は、フクド、ハマサジ、ハマツナの混生群落の中に、1k270～1k300付近のシオクグ群落と、1k320～1k350付近のヨシ群落が割り込んだ形になっていた（中間とりまとめ参照）。3種の混生群落の動態を調べるため、1k240付近で群落を横断する方向にS1～S5の5つ、1k255付近で同様にN1～N5の5つの調査用プロット（各60cm四方）を設置し、2005年6月から、およそ月1回の調査により各種の個体数を記録した。本稿では2006～2011年の発芽時期（春）に見られた実生数の年変動を報告す

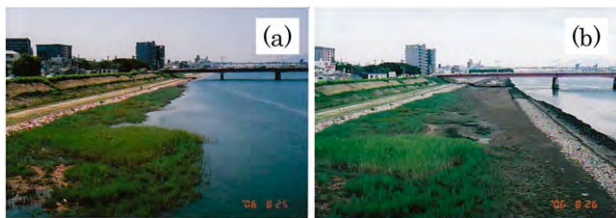


図2.8.3-1 1k100～1k400左岸の植物群落。
a: 満潮, b: 干潮。

る。なお、2011年には1k245, 1k250付近にも同様に5プロットずつ(L1～L5, U1～U5)追加で設置し3月, 4月の実生数を調べた。この沿岸は緊急用河川敷道路に沿ったT.P.1.3～1.5mの平坦面と、そこから低水路へ下っていく1/9～1/10の勾配の斜面からなる（図2.8.3-2a）。平坦面から斜面へ変わる部分にバームが見られ、高い所では、平坦面よりも30cmほど盛り上がりしている（2.4.5項参照）。20ヶ所のプロットのうち、S1, L1, U1, N1は平坦面、S2, L2, U2, N2はバーム、他は斜面に位置するが（図2.8.3-2b）、調査期間中、バームが徐々に陸側へ移動したため、S2は2007～2008年頃、N2は2010～2011年頃までには、斜面の側に含まれるようになった。S1は2011年9月から、移動してきたバームへの埋没が始まった。なおS2～S4, L2～L4, U2～U4, N2～N4では2007年頃から表土の粗粒化が生じている。

各プロットで見られた実生数の変化を図2.8.3-3に示す。いずれの年も、平坦面のプロットで特に多くの実生が見られた。この特徴は実生が多いフクドとハマサジに顕著で、ハマツナでは、やや不明瞭だった。この事から、波の作用で種子がバームの後背部に集中しやすい、または平坦面の方が斜面よりも種子が流出しにくいという効果が考えられる。平坦面とバームの境界部分で特に多数の実生が見られるケースがあった事から、少なくとも前者の効果が働いている可能性は高い。3種とも、実生数は年により大きく変動した。

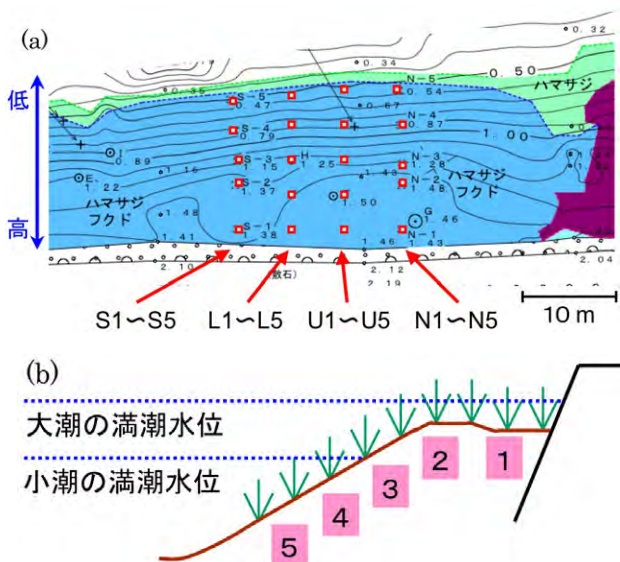


図2.8.3-2 1k200付近左岸の調査用プロット。
a: 青: フクド・ハマサジ・ハマツナ混生群落, 緑: ハマサジ・ハマツナ混生群落, 紫: シオクグ群落。等高線は10cm間隔。b: 断面模式図。

ある年の実生数は、前年の種子生産数に影響されると考えられるが、3種とも開花個体数と翌春の実生数は必ずしも連動していなかった。例えば、フクドでは、10ヶ所のプロットでの2010年の開花個体数の平均はプロット当たり約1個体で、2005～2011年の調査期間の平均(2.2個体)の半分以下だったが、2011年には平坦面で多数の実生が見られた。種子生産量の他、地形や土壌の変化、発芽時期の天候、波浪など諸要因が実生数に影響していると考えられる。斜面のプロットのフクドとハマサジの実生数は2006年に特に多く、2007年以後は少ない状態が続いている。これは、表土

が干潮の間に乾きやすい粒度組成に変化した事が原因である可能性がある(2.8.4項参照)。粗粒化が生じておらず干潮時も乾燥しにくいN5, S5については、2008年と2010年にハマサジの実生が見られた。

2007年以後、斜面での実生の出現が減少したため、この場所の群落の外観は大きく変化した。調査期間の前半は、T.P.0.5m付近まで多くのフクド、ハマサジが見られたが、後半では、植物はバームの背後の平坦面に集中するようになっている(図2.8.3-4)。なお、プロットを設置した領域のすぐ上流側には、シオクグ、ヨシの群落があるが、観察期間中、これら2種の実生がプロット内に現れる事は殆どなく、稀に出現した場合でも、発芽から間もなく死亡した。

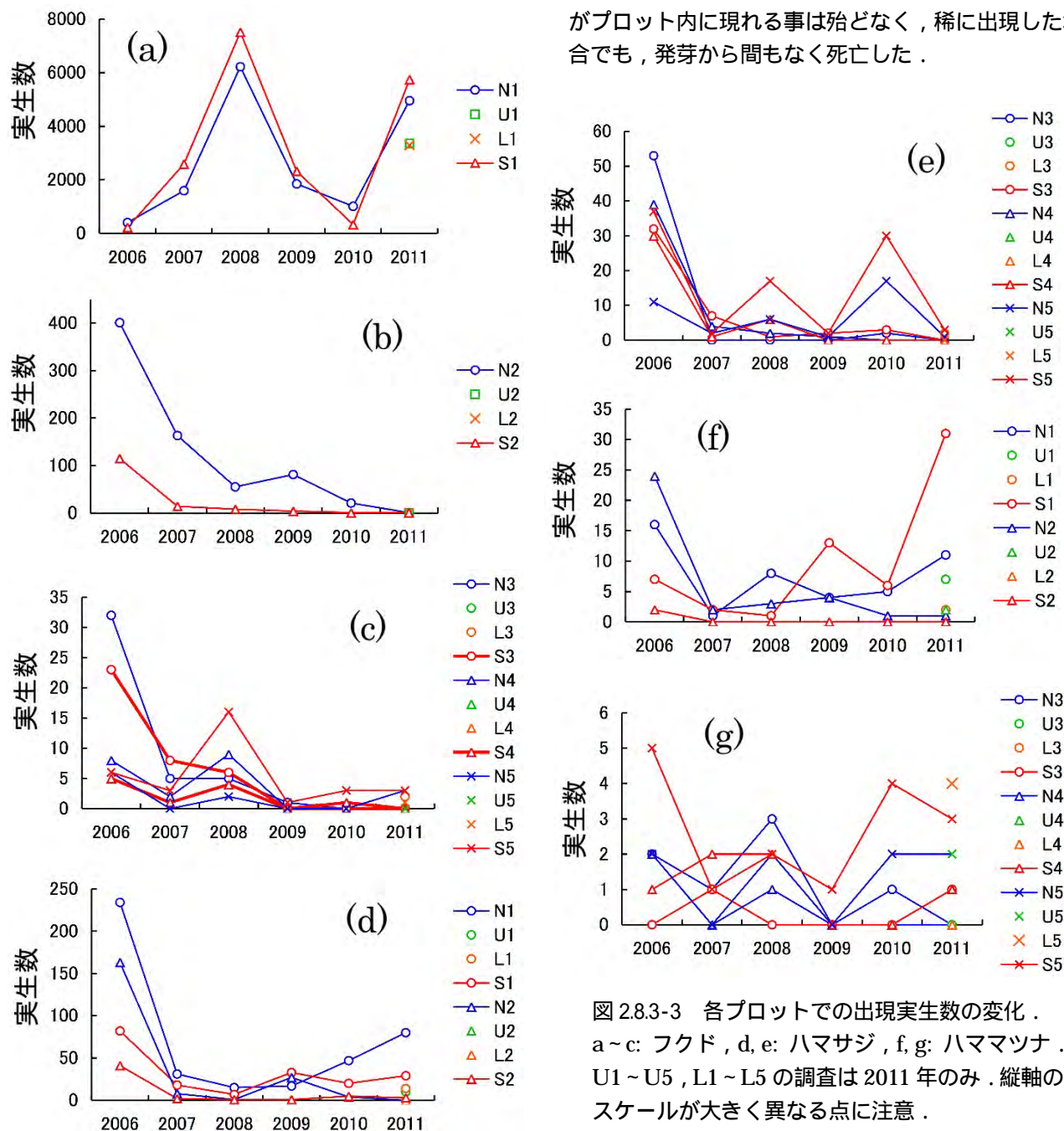


図2.8.3-3 各プロットでの出現実生数の変化。a～c: フクド, d, e: ハマサジ, f, g: ハママツナ。U1～U5, L1～L5の調査は2011年のみ。縦軸のスケールが大きく異なる点に注意。

2.8.4 既存の群落における実生の出現と土壌・塩分等の関係

(1) 塩生植物群落の土壌の特徴

塩生植物の分布が、土壌、特に粒度分布と関係している事は良く知られている（高橋ほか 2005; 阿部ほか 2006; 鎌田・小倉 2006）。アッケシソウ、シチメンソウのように、ややシルト・粘土の多い干潟で見られる種もあるが、多くは砂レキ質の干潟に生育する。これは土壌への種子の混ざりやすさ、干潮時の含水率・塩分などが、粒度によって異なるためと考えられる。本稿では、群落が発達する場所、及び群落が衰退した場所の、干潟表土の粒度分布、干潮時の含水率、間隙水の塩分濃度に注目し、フクド、ハマサジ、ハママツナの生育に適した土壌の特徴を考察する。

粒度分析用の土壌を以下のように採取した：

(ア) 2008年10月、前項で述べた己斐橋下流の左岸のプロットN1～N5の近傍で、地表から概ね深さ1cmまで1ヶ所ずつ。

(イ) 2008年10月、プロットS1、S2、S4の近傍で、地表からの深さが約20cmの土壌を1ヶ所ずつ。深さを20cmとしたのは、この場所の群落の発芽2年目のフクド、ハマサジの多くは、地表から約20cmまでは根が達している事による。

(ウ) 2011年9月、(ア)と同様に採取。

(エ) 2011年10月、塩生植物の群落が発達する己斐橋上流の右岸で、1k425付近の平坦面の中央付近と低水路側の緩斜面、及び1k515付近の平坦面の中央付近と低水路側の緩斜面の4ヶ所から、地表から概ね深さ1cmまで1ヶ所ずつ。4ヶ所とも主にフクドの生育が見られるが、緩斜面の方は、やや個体数が少ない。

採取した土壌は、乾燥の後、4、2、1.18、0.5、0.25、0.125、0.063mmの7種類の篩にかけ、粒度分布を調べた。なお、本節では地学での粒度区分を用い、粒子サイズ4mm以上を中レキ、4～2mmを細レキ、2～1mmを極粗粒砂、1～0.5mmを粗粒砂、0.5～0.25mmを中粒砂、0.25～0.125mmを細粒砂、0.125～

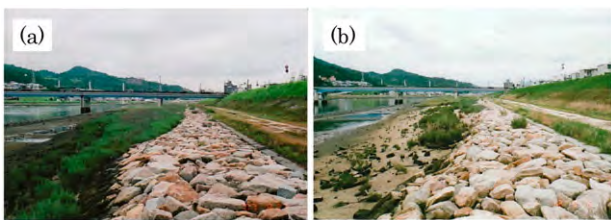


図 2.8.3-4 1k100～1k400 左岸の群落の変化。
a: 2007年8月, b: 2012年9月。

0.063mmを極細粒砂、0.063mm以下をシルト・粘土と記述する。

各採取地点の粒度分布を、図 2.8.4-1 に示す。太田川放水路の沿岸で、塩生植物が見られる場所の多くは、

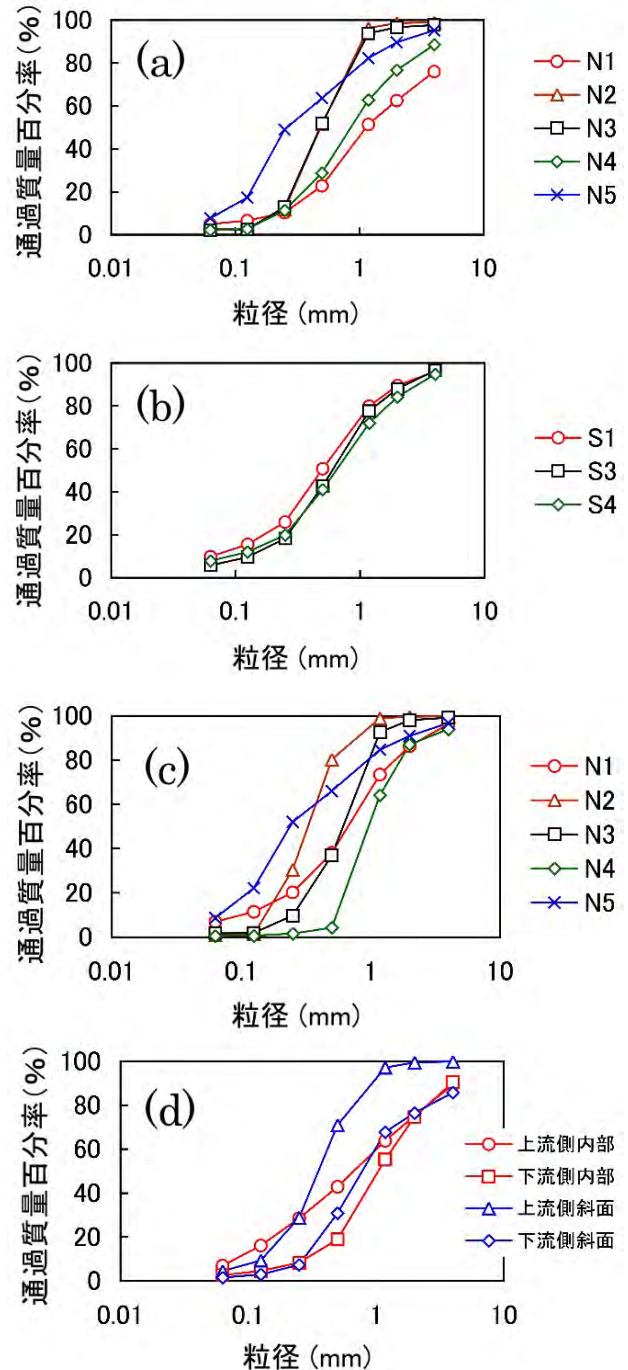


図 2.8.4-1 塩生植物群落の土壌の粒度分布。

a: 1k200 付近左岸, 2008年, 表面 1cm, b: 1k200 付近左岸, 2008年, 深さ 20cm, c: 1k200 付近左岸, 2011年, 表面 1cm, d: 1k400 付近右岸, 2011年, 表面 1cm。

中粒砂～粗粒砂を中心とした砂質の干潟であるが、実生が多く見られる所と見られない所では、粒度分布に異なる特徴が見られた。2007年以後、実生の出現が少ないN2, N3, N4は、粒径0.25mm以上の中粒砂～レキの割合が特に多く、粒径0.125mm以下の極細粒砂～シルト・粘土を殆ど含まない事から、干潮の間に乾燥しやすい土壌と考えられた。一方、多くの実生が見られるN1、及び右岸の群落の表土は、様々な粒径の粒子から成り、粒径0.125mm以下の極細粒砂～シルト・粘土を5～15%ほど含むことから、干潮の間も湿り気が残る土壌と考えられた(干潮時の土壌水分については後述)。また、表土の見目の様子からは多くないように見える粒径2mm以上のレキも、20%ほど含まれている場合が多かった。プロットN1～N5の表土は、2008年と2011年の2回の採取時でN3, N4, N5については目立った変化は無かったが、N2では、粒径0.125～0.25mmの細粒砂が増え、0.5～1.18mmの区分(およそ粗粒砂に相当)が減少した。これは、この期間中、N2付近で進んだバームの発達のために、以前と異なる粒径の砂が堆積したものと考えられる。N1では4mm以上の中レキの割合が大きく減少したが、N1がある平坦面の表土は、採取地点のわずかな違いによって、中レキの割合が大きく変化するため、実際は、表土の様子は大きく変化していない。なお、深さ20cm付近の土壌は、3ヶ所の採取地点の間で粒度分布の違いが殆ど見られず、様々な粒径の粒子から成っていた。

次に、このような粒度分布と、干潮時の土壌水分、間隙水の塩分の関係を調べるため、以下の調査を実施

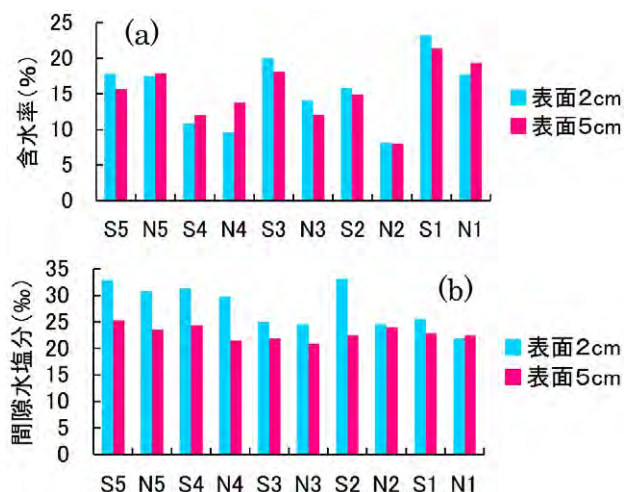


図2.8.4-2 干出から3～5時間後の群落表土の含水率(a)と間隙水の塩分濃度(b)。

した。2010年9月25日の大潮の干出から3～5時間後に、N1～N5, S1～S5の近傍で、地表から深さ2cm及び5cmまでの表土を、1ヶ所ずつ採取した。同年10月17日の小潮の干潮時も、同様の場所で同じ深さまで採取した。小潮の際は、満潮時でもN3, S3付近までしか浸水しないため、10月の採取時の土壌は、N1～2, S1～2については最後の干出から3日が経過していた。一方、N5, S5は、干出から8時間後である。採取した土壌は、乾燥に伴う重量の変化から含水率を算出し、次に乾燥後の土壌を一定量の蒸留水中で攪拌し、その塩分を計測することで、土壌に含まれていた塩分量を算出した。これらの値に基づいて、算出された塩分が全て間隙水に溶けていたと仮定した場合の、間隙水の塩分濃度を推定した。

この結果、干潮時の含水率と間隙水の塩分濃度は、干出からの経過時間と、表土の粒度組成の両方に強く影響されると考えられた。群落全体が冠水する大潮の干出から間もない表土の含水率は、場所による違いは見られたが、地表から2cmの場合と5cmの場合ではほぼ同様の値を示した(図2.8.4-2a)。間隙水塩分は表面2cmの方がやや高い値であったが、大きな差はなく、表面2cmでは22～33‰、5cmでは21～25‰だった(図2.8.4-2b)。これらの値は、土壌採取前に測定した満潮時の表層水の塩分(18～25‰)に近い事から、冠水時の水が、ほぼそのまま間隙水として残っていたと考えられる。一方、小潮の期間の表土は、干出からの経過時間が長いN2, S2等の含水率が低下しており、特に表面2cmでは乾燥が進んでいた(図2.8.4-3a)。ただし、比較的、粒度の細かい土壌を含むN1, S1に

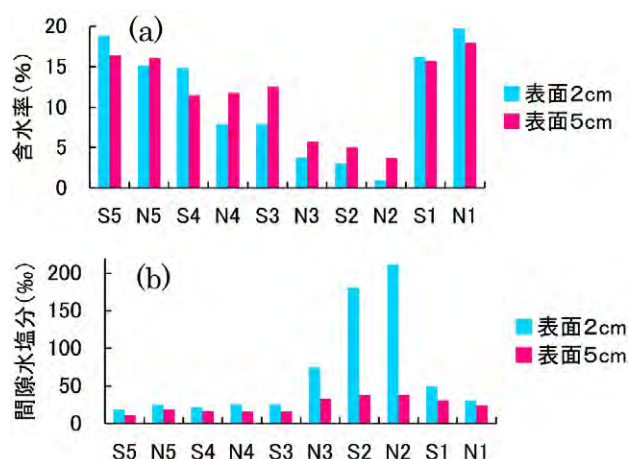


図2.8.4-3 干出から約8時間～3日が経過した場合の群落表土の含水率(a)と間隙水の塩分濃度(b)。

については、干出からの経過時間は長いものの、含水率の顕著な低下は無かった。特に乾燥が進んでいた N2, S2, N3 の表面 2cm の土壌では、間隙水塩分が著しく上昇していた(図 2.8.4-3b)。これらは、粒径 0.125mm 以下の極細粒砂・シルト・粘土を殆ど含まない土壌であり、干出から時間が経つ事により乾燥が進み、その結果、間隙水の塩分が濃縮されたと考えられる。このような乾燥や塩分濃縮は、実生の生存には不利と考えられ、N2, S2, N3 での実生の出現が、2007 年以後大きく減少した事と関係している可能性がある。一方多くの実生が見られる N1, S1 の表土は、干潮時に 15~20%の含水率を維持しており、塩分の濃縮も顕著ではなかった。

(2) 塩生植物の発芽と塩分との関係

干潟では水は豊富に供給されるが、その水は塩分を含んでいる。塩生植物であっても、海水に近い塩分濃度では、種子が発芽しない場合が多く、河川水や降水による塩分の低下が発芽を促進する (Masuda et al. 1999; Houle et al. 2001; Hanslin & Eggen 2005; 増田・西村 2007)。フクドについて、Ishikawa & Kachi (2000) は、0, 100, 500mM の 3 通りの NaCl 濃度で発芽実験を行ない、0 及び 100mM では 5 日以内に 80~90%の種子が発芽する一方で、海水レベルに相当する 500mM では、全く発芽しないという結果を得ている (明暗と温度の設定は、14 時間 25 の明期 / 10 時間 20 の暗期の繰り返し)。本稿では、塩分と発芽率の関係を室内実験によって調べた結果を、フクド、ハマサジの順に述べ、次いで、太田川放水路で実際に観測されている塩分状況と合わせて、塩生植物の生育を可能にしている背景を考察する。

太田川放水路の群落からフクドの種子を採集、風乾し、2 ヶ月間、5 の低温条件に置いた後、125 粒ずつ 0, 25, 50, 75, 100%の 5 通りの濃度の人工海水 (マ

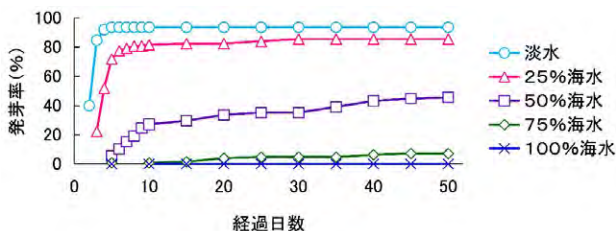


図 2.8.4-4 フクドの発芽率と塩分との関係。2 ヶ月の低温処理後、5 通りの濃度の人工海水に沈めたフクド種子の発芽率 (20 , 明期 12 時間 / 暗期 12 時間)。

リンアートハイ 富田製薬) に沈め、発芽率を調べた。なお、ここで海水比 100%は 35‰の塩分に相当する。太田川でのフクドの発芽時期は 1~5 月の長い期間に及ぶが、浸水後の条件設定は、温度 20 , 明暗のサイクルは 12 時間ずつとした。海水比 0%, 及び 25%の塩分条件での発芽率は、浸水から 1 週間で 8 割を超えた。海水比 50%では、5~10 日後に発芽率が上昇したが、その後は殆ど変化がなく、実験期間 (8 週間) の最終発芽率は約 5 割だった。海水比 75%での発芽率は 1 割未満で、海水比 100%では発芽しなかった (図 2.8.4-4)。この実験と平行して、高塩分の条件に置かれた種子が生存しているかどうかを確認するため、海水比 100%の塩分の水中に 6 週間沈めておいた種子を、そのまま海水比 100%の条件で維持した場合、及び、海水比 50%、または 25%の塩分の水中に移した場合の発芽の有無を調べた (それぞれ 125 粒ずつ、15 で明暗サイクルは 12 時間ずつ)。海水比 50%及び 25%の条件に移した種子は、移してから 5 日間で約 8 割が発芽した。海水比 100%の条件で維持した種子は発芽しなかった (図 2.8.4-5)。この事からフクドの種子は海水相当の塩分の水中でも生存しており、塩分の低下にตอบสนองして速やかに発芽するよう待機しているものと考えられる。

ハマサジについても、太田川放水路の群落から結実期 (11~12 月) の花序を採集し、風乾後、種子を取り出し、2 ヶ月間、5 の低温状態に置いた。50 粒ずつ、0, 25, 50, 75, 100%の 5 通りの濃度の人工海水に沈め、発芽率を調べた。太田川ではハマサジの発芽は主に 3~6 月に見られる。浸水後の条件設定は、温度 20 , 明暗のサイクルは明期 14 時間 / 暗期 10 時間とした。淡水中での発芽率は 9 日で 6 割を超え、実験期

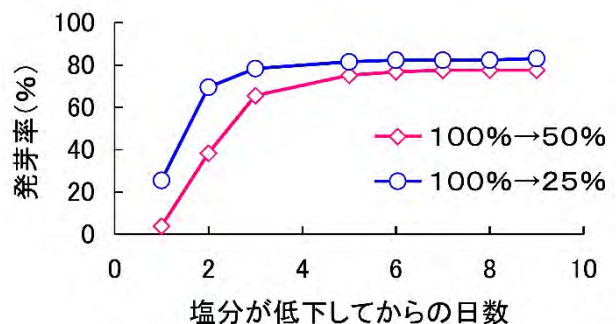


図 2.8.4-5 塩分が低下した場合のフクド発芽率。100%濃度の人工海水に 6 週間沈めておいた種子を 50%または 25%濃度の人工海水水中に移した場合の発芽率 (15 , 明期 12 時間 / 暗期 12 時間)。

間(60日)の最終発芽率は70%だった。海水比25%の塩分条件では、9日後の発芽率が2割に達した後はあまり変化せず、最終発芽率は24%だった。海水比50%では、発芽率は33日で2割に達し、最終発芽率は24%となった。海水比75%、及び100%でも発芽は見られたが、60日後の発芽率は、それぞれ16%、14%だった(図2.8.4-6)。この実験と平行し、海水比100%の塩水中に6週間、沈めておいた種子を、そのまま海水比100%で維持した場合、50%、または25%の塩分の水中に移した場合の発芽の有無を調べた(それぞれ50粒ずつ、15で明暗サイクルは明期14時間/暗期10時間)。低塩分の条件に移すと発芽率は上昇し始め、移してから25日後の発芽率は、海水比25%の条件では86%、海水比50%では50%となった。海水比100%の塩分条件で維持した場合の発芽率は16%だった(図2.8.4-7)。これらの事からハマサジの種子は海水相当の塩水中でも生存しており、塩分の低下に応答して発芽する性質があると考えられる。

太田川放水路の沿岸は、満潮の際、塩分躍層よりも上の、低塩分の水に浸っている時間と、躍層より下の高塩分の水に浸っている時間がある。また、出水時は顕著な塩分の低下が見られる(図2.3.2-6, 図2.3.7-2)。塩生植物の群落が発達している1k400付近では、平水期の満潮時には海水塩分の7割以上に相当する塩分が観測されているが、出水時は殆ど淡水になる事もある(川西ほか2008; 中下ほか2010)。2010年9月25日の大潮の下げ潮の間、1k200左岸の群落でフクドやハマサジなどの植物が浸っている河川表層水の塩分を測定したところ、17.4~17.7‰(海水の5割程度)であった。同年6月15日(雨天時)の大潮の下げ潮の間、同様の測定を行なったところ、10.4~11.9‰(海水の3割程度)だった。7月20日(豪雨の翌週)の小潮の上げ潮の間も同様に測定したところ、4.1~4.6‰

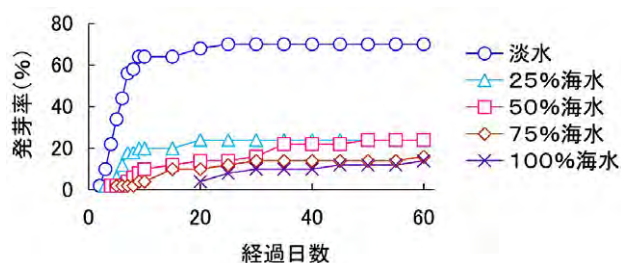


図2.8.4-6 ハマサジの発芽率と塩分の関係。2ヶ月の低温処理後、5通りの濃度の人工海水に沈めたハマサジ種子の発芽率(20日, 明期14時間/暗期10時間)。

という低い値になっていた。先述した発芽実験の結果と合わせて考えると、塩分躍層よりも下の高塩分の水に浸っても種子は生存しており、塩分の低い表層水に浸っている間や、干潮時に降雨があった時などに、吸水などの生理的活動を行ない、発芽に至ると考えられる。後述する干潟再生試験区においても、干潟の表土は、短時間であるが下げ潮の際に塩分の低い表層水に浸っており(図2.3.2-18)、造成後は塩生植物の定着が見られた。フクド、ハマサジ、ハマツナといった塩生植物は、満潮の間に海水に近い塩分濃度の水に浸る河口付近でも見られる種であるが(小林1996; 大林ほか2008)、一回の干満ごとに低塩分の水を利用できる時間帯があることで、その生育が可能になっていると考えられる。

(3) 種子の埋没と潮だまりの影響

干潟の植物では、波と土壌の動きによって、種子が深く埋没、又は種子が潮だまりに移動するという事が起こりうる。種子が深く埋もれると、発芽や発芽後の地表への到達が阻害される可能性がある。また、潮だまりでは水没時間が長くなるため、発芽しても実生の生存が阻害されると考えられる。実際に、太田川放水路の干潟では、地盤が高くても、干潮の間、潮だまりとなって残る所では塩生植物は生育していない。また潮だまりの近辺の土壌水分が過剰な所では、植物の成長が悪い。塩生植物の分布と種子の埋没、潮だまりとの関係を調べるため、放水路沿岸で採集したフクドとハマサジの種子を用いて以下の実験を行なった。

人工海水(マリンアートハイ 富田製薬)を入れた水槽に、園芸用の真砂と種子を入れた鉢を設置した。種子が置かれる状態は次の4通りとした:

(ア) 水位より1cm下の砂面上で、常時、水没。

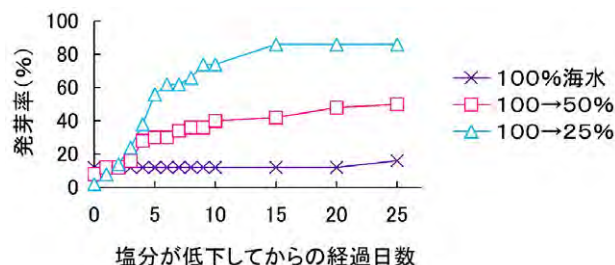


図2.8.4-7 塩分が低下した場合のハマサジ発芽率。100%濃度の人工海水に6週間沈めておいた種子を、100%濃度で維持した場合、50%または25%濃度の人工海水中に移した場合の発芽率の変化(15日, 明期14時間/暗期10時間)。

(イ) 水位より 1cm 上の砂面上。
 (ウ) 水位より 1cm 上で、砂面より 1cm 下に埋没。
 (エ) 水位より 1cm 上で、砂面より 2cm 下に埋没。
 鉢底の穴から真砂に人工海水が染込むため、イ～エの場合も、種子は吸水が可能である。人工海水の濃度を 2 通り (10%, 20%) としたため、全部で 8 条件である。各条件に、フクド 30 粒、ハマサジ 15 粒の種子を用いた。水槽は 2009 年 1 月 5 日から島根大学 (松江市) 構内の温室に設置した。温室は側面を開放して外気にさらし、雨水の混入だけを阻止した。蒸発による水の減少分は蒸留水を補給して伴い、水位と塩分が変化しないように維持した。設置から 4 ヶ月間、観察を行ない、展葉に至った実生数を記録した。

展葉したフクド実生数の変化を図 2.8.4-8 に示す。ア (砂面上に水没)、イ (地表) の 2 条件で、高い発芽・展葉率を示した。ウ (1cm 埋没) の条件では、海水比 10% の塩分濃度で半数以上の種子が展葉に至る一方、海水比 20% では、殆ど展葉に至らなかった (埋没状態なので見えてはいないが、発芽はしていた可能性がある)。エ (2cm 埋没) の条件では、いずれの塩分濃度でも展葉率はわずかだった。イ～エの条件では、展葉した実生の外見は正常だったが、アの場合には、根が土壌中に入らず、水中を迷走する様子が観察された。このような実生は、実際の干潟なら満潮時に流出すると考えられ、潮だまりの内部に殆ど実生が見られないことと一致する。また、海水比 20% の塩分ならフクドの種子は十分、発芽が可能 (2.8.4 (2) 参照) であるに

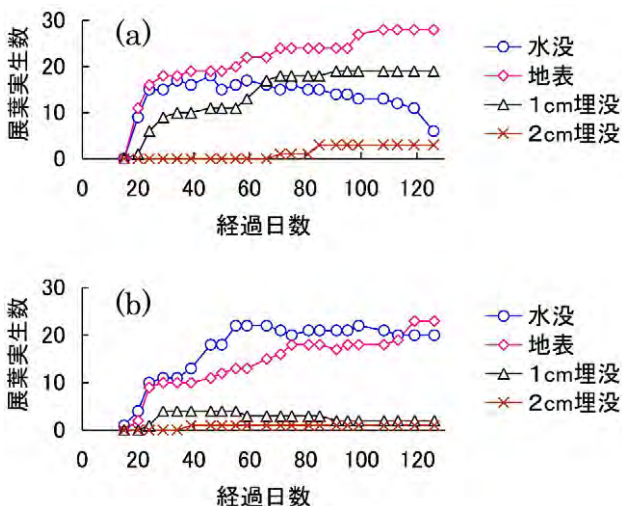


図 2.8.4-8 水没・埋没のフクド種子への影響。各 30 粒の種子のうち展葉に至った数。実験条件は本文参照。a: 10%, b: 20% 濃度の人工海水を利用。減少が見られるのは枯死したケース。

も関わらず、ウ、エの埋没条件では展葉率が低かった事から、フクドの種子は、数 cm 埋没すると、ごく弱い塩分ストレスであっても発芽または発芽後の地表への到達が阻害されると考えられた。このため、土壌の動きが大きい干潟では、フクドの実生は定着しにくいと予想される。

ハマサジでの結果を図 2.8.4-9 に示す。いずれの塩分濃度でも、ア、ウの条件で高い展葉率を示し、エの条件では約半数の種子が展葉に至った。イの条件では海水比 10% なら多くが展葉したが、海水比 20% では殆ど発芽・展葉できなかった。アの場合、約半数の実生はフクドと同様、根が土壌に入らず水中を迷走した。これらの事から、ハマサジの種子は、フクドに比べて埋没への耐性が強いと考えられる。一方、地表に置かれた種子の発芽・展葉率が、海水比 20% の塩分濃度では低下した事から、土壌に埋もれておらず地表に露出している種子の吸水力は、フクドに比べて弱い可能性がある。なお、この実験で観察されたハマサジの発芽率は 2.8.4 (2) で述べた海水比 25% の塩分の水中での発芽率 (図 2.8.4-6) より明らかに高くなっているが、外気にさらした事によって生じた、季節・昼夜の温度変化が、発芽を促進した可能性が考えられる。

以上の結果から、植物の分布と潮だまりとの関係については、フクド、ハマサジとも、持続的な水没状態でも良く発芽するが、実生の定着が阻害されることがわかった。分布と埋没との関係については、特にフクドは、干潟土壌の移動が大きく、種子が深く埋没しや

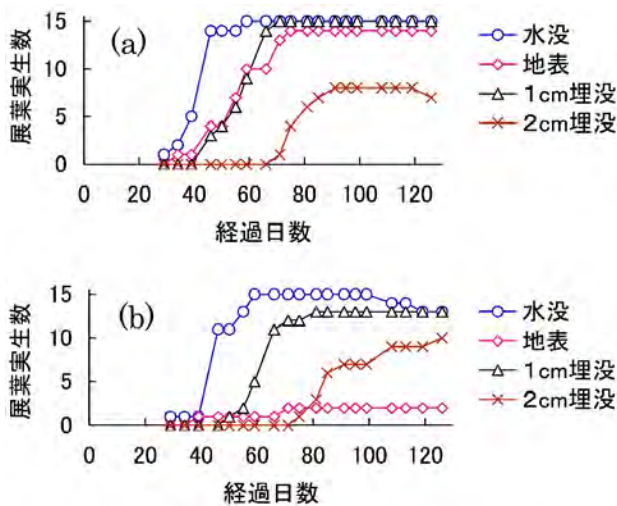


図 2.8.4-9 水没・埋没のハマサジ種子への影響。各 15 粒の種子のうち展葉に至った数。実験条件は本文参照。a: 10%, b: 20% 濃度の人工海水を利用。減少が見られるのは枯死したケース。

すい所では、実生の出現が阻害されると考えられた。太田川放水路の沿岸で群落が発達する場所では、発芽時期の土壌の動きは顕著ではなく（中間とりまとめ参照）、その事により、植物の生育が可能になっていると考えられる。

2.8.5 干潟再生試験区の造成後に出現した植物

(1) 試験区での調査の考え方

干潟再生試験区は、最も下流にある既存の群落（0k500～0k800の左岸）から、さらに400m下流に造成された。既存の群落から種子が漂着し、発芽、及び発芽後の生存・成長に適した環境ができていれば、試験区に植物が定着すると予想される。本研究では、干潟の断面形状が、種子の漂着のしやすさ、及び発芽後の生育に及ぼす影響に注目して調査を行なった。植物群落の修復・創成実験では、移植を実施する機会が多いが、植物の死亡率が最も高いのは発芽直後の実生であるため、ある程度育った株を移植して、それが定着したとしても、群落が維持される環境ができたとは言えない。ヨシのように専ら地下茎で栄養繁殖する種と異なり、フクド、ハマサジは、種子だけで繁殖する二年生植物、ハママツナは、種子だけで繁殖する一年生植物であるため、種子の発芽と実生の生存が可能な環境ができていどうかを確認することが不可欠である。人為的に種子を散布する事も考えられるが、本研究では、既存の群落から自然に漂着して定着するものがどれだけあるかを調べることに主眼を置いた。



平坦面 バーム 斜面

図 2.8.5-1 上流側から見た干潟再生試験区。斜面の緑色の呈色は冬期に一時的に増殖する緑藻（ノリ類）のため。手前側から平坦区 2，平坦区 1，奥が斜面区となる。

既存の群落では、先述のように T.P.1.3～1.5m の平坦面で実生が多い（2.8.3 項参照）。この事を踏まえ、試験区の中に 3 通りの断面形状の区分が設定された。全体が斜面からなる斜面区、斜面と T.P.1.3m の平坦面からなる平坦区 1、斜面と T.P.0.8m の平坦面からなる平坦区 2 である（表 2.2.2-4）。各区分の平坦面・斜面に出現した実生数を比較することによって、漂着した種子が流出しないで残存しやすいようにするためには、平坦であるかどうか重要なのか、それとも地盤高が重要なのかという事を検討した。なお、3 区分の造成に使われた土壌の粒度分布は、群落が発達する沿岸と良く似ており、少なくとも造成の直後は各区分の間で違いがなく、ほぼ同様であった（図 2.2.3-4）。

(2) 試験区造成後に見られた植物種

試験区は 2010 年 3 月 1 日に竣工した。その後、平坦面と斜面の境界付近に砕波による砂の堆積が生じ、バームが形成された（大沼ほか 2011b）。このため平坦面は凹地となり、干潮の間も浅く水がたまっていることが多かった。これにより、平坦区 1・2 の平坦面の表土は、比較的、細かい粒子サイズの砂の割合が増加した。また、2010 年 7 月の豪雨で一部の土壌が流出したため、バーム以外の部分ではレキの露出が目立つようになった（2.4.5 項参照）。このような土壌移動と圧密による沈下のため、施工直後と比べ数十 cm の地盤高の変化が生じたが、平坦区 1 が高い平坦面（T.P.1.3～1.5m）と斜面から成り、平坦区 2 が低い平坦面（T.P.0.8～1.0m）と斜面から成るという形状は概ね維持された。ただし、斜面区の T.P.1.3m 以上の部分は、バーム形成に伴う砂の流入のため斜面ではなくなり、ほぼ平坦になった。以後、本稿では 3 区分のそれぞれについて、レキの露出が殆ど見られず、比較的、粗い砂に覆われている領域をバーム、バームの陸側の平坦な領域を平坦面、バームより水路側を斜面と記して区別する（図 2.8.5-1）。

2010 年の植物の出現は、ごく少数だった。上流の群落で見られる塩生植物にヨシを加えた 6 種の発芽時期はいずれも春であるが、4 月～7 月の月一回の観察で見られた実生数を試験区全体で見ると、フクド、ハママツナ、ホソバハマアカザ、ヨシが 1～3 個体で、ハマサジ、シオクグは見られなかった。この他、シオクグ、ヨシでは、種子ではなく、地下茎が漂着して葉を展開したと見られるものが 2～3 個体あった。これらは全て、2010 年 7 月の豪雨の際、根元が洗い出されるなどの損害を受け、開花に至ることなく枯死した。

後述する 2011 年以後と比べて実生の出現が少ないのは、種子が親株から離れる時期（フクドでは 12 月）から竣工までに数ヶ月の開きがあったために、種子が既に別の場所へ漂着、又は、広島湾へ流出しており、放水路内を漂流しているものが殆ど無かったからではないかと考えている。

2011 年は、シオクグ以外の 5 種の実生が出現した。2～10 月の毎月の調査の結果、個体数が最も多かった 6～7 月には、試験区全体でフクド 412、ハマサジ 74、ハママツナ 69、ホソバハマアカザ 4、ヨシ 5 個体が見られた（図 2.8.5-2）。斜面、バームなどの領域ごとの実生数については後述する。

2012 年は、4 月に全種、6 月に他種より発芽が遅いハマサジを対象に 2012 年に新たに出現した実生数を調べた。フクド、ハマサジは二年生植物であるため、2011 年に試験区で発芽したものは、まだ開花・結実に至っておらず、2012 年に見られた実生は、上流の群落から漂着した種子が発芽したものである。一方、ハママツナは、一年生植物なので、2012 年に見られた実生には、上流から漂着した種子が発芽したものに加え、試験区で 2011 年に発芽し、開花・結実に至ったものが生産した種子が発芽したものが含まれていると考えられる。また、ホソバハマアカザとヨシは、2011 年に試験区で発芽した個体は全て開花に至らず枯死したので、2012 年に見られた実生は、全て上流から漂着した種子に由来するものである。4 月の実生数は、試験区全体で、フクド 967、ハマサジ 13、ハママツナ 1943、シオクグ 0、ホソバハマアカザ 4、ヨシ 0 であった。また、6 月のハマサジの実生数は 22 であった。

以上のように、試験区では、干潟で種子繁殖している 3 種（フクド、ハマサジ、ハママツナ）が多く見られ、一方、干潟では専ら地下茎によって栄養繁殖して実生が殆ど見られない 2 種（シオクグ、ヨシ）の出現は少なかった。また、主に干潟より陸側の砂地に生育するホソバハマアカザも稀であった。ヨシの場合は、実生が定着しやすいのは、水域の内部ではなく沿岸の

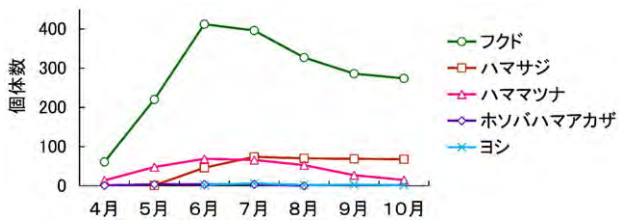


図 2.8.5-2 干潟再生試験区で見られた個体数。2011 年に斜面区、平坦区 1、平坦区 2 の 3 区分で見られた個体数の合計。

湿地である事が知られている (Alvarez et al. 2005; Engloner et al. 2010)。今回、実生があまり見られなかった理由は、発芽時の塩分耐性が弱い場合があること (Mauchamp & Mesleard 2001; Greenwood & MacFarlane 2006)、また、浸水に対する実生の耐性が弱いこと (Armstrong et al. 1999) などが関係していると考えられる。シオクグの種子も他の種と同じく水の流れによって散布されると考えられるが (藤井 2010)、上流の干潟と同様、実生は見られなかった。太田川放水路の沿岸のシオクグ群落は、少数の種子に由来するクローンが地下茎による栄養繁殖で広がって形成されている事が判っている (Hodoki et al. 2009, in press)。オオクグ等の塩性湿地のスゲ類で、初期の実生は浸水に対する耐性が特に弱い事が知られていることから (Araki & Kunii 2008, 2013)、シオクグの実生の定着適地も、干潟の内部ではなく、満潮時でも浸水しないような干潟の周縁部分である可能性が考えられる。

(3) 試験区の形状と実生分布の関係

先述した実生の出現頻度は、干潟の断面形状に応じて偏りが見られた 2011 年に実生が出現した 5 種はい

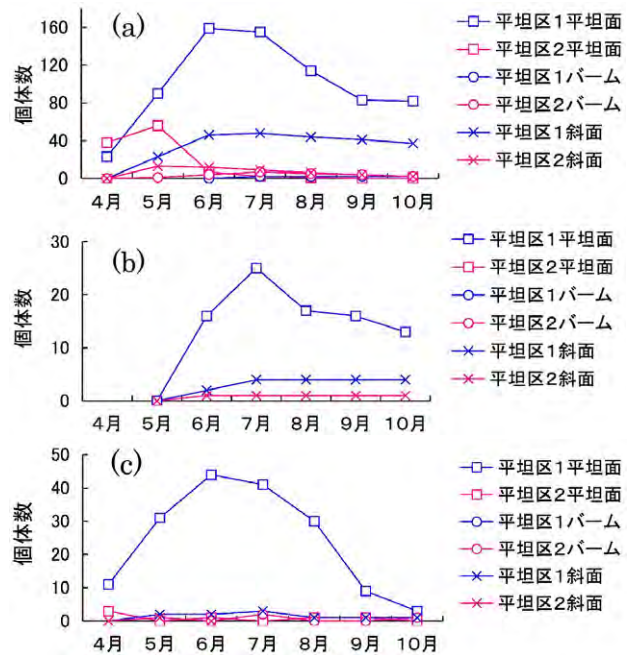


図 2.8.5-3 平坦面・バーム・斜面の個体数変化。2011 年の平坦区 1・2 の各領域でのフクド (a)、ハマサジ (b)、ハママツナ (c) の個体数変化。斜面区での分布や個体数変化は、平坦区 1 とほぼ同様の特徴が見られた。

ずれもバームではごく少数だった。フクドは、斜面区、平坦区 1、平坦区 2 それぞれの平坦面に多く見られ、次いで斜面にも少数みられた。平坦面ではバームから数十 cm 以内の範囲に特に多く出現した。この事は、干潟での波の動きが、種子の漂着場所に強く影響していることを示唆する。ハマサジ、ハマツナ、ホソバハマアカザ、ヨシの 4 種は、平坦区 1 と斜面区の平坦面に集中し、それ以外の領域ではごく少数だった（図 2.8.5-3）。ホソバハマアカザは、本来、満潮時にも全く浸水しないか、ごく短時間だけ浸水する沿岸に生育する種であり、また、ヨシの実生も、水没時間が長い干潟では見られないため、平坦区 1 の平坦面に局在したと考えられる。ハマサジ、ハマツナについては、波の動きが種子をバームの背後まで運んだと考えられる事に加え、総数が少なかったため斜面には殆ど種子が残らなかったものと考えている。ハマサジ、ハマツナは平坦区 2 の平坦面には殆ど見られなかったが、これは後述するように、この部分に干潮の間も水が残っている場合が多かったことが影響している可能性がある。斜面で見られた実生のうち最も低い位置に現れたのは、フクド、ハマサジともに T.P.0.7m 付近であり、上流の既存の群落での分布限界 (T.P.0.4 ~ 0.5m) と比べると、出現範囲が制限されていた。この原因は明らかではないが、総数が少なかったことに加え、過剰な土壌水分が影響した可能性が考えられる。試験区では、斜面部分に 10cm 大のレキが多く露出しており、その間に細かい砂が溜る事により、水の染込みや流れが阻まれ、干潮の間もレキの間の凹みに水が残っていることが多かった。このため、実生の定着が阻害されたのかも知れない (2.8.4 (3) 参照)。

このような、断面形状と関連した実生分布の偏りに加えて、2011 年には、試験区の縦断方向の構造と関連したフクドの実生の局在が見られた。上述のように、フクドの実生は、平坦区 1 と斜面区では、平坦面だけ



図 2.8.5-4 斜面部分でのフクドの分布の偏り。2011 年に斜面で見られたフクドは、下流側の捨石工沿い (a) と、水路側に張り出している平坦区 1 の斜面 (b の赤丸部分) で、特に多かった。

でなく斜面にも出現したが、斜面区の斜面に出現した実生の大半は、試験区の下流端を囲む捨石工沿いに見られた (図 2.8.5-4a)。これは、捨石が下げ潮時の水の流れを止め、上流から流れて来た種子が、この場所にトラップされた可能性を示唆する。一方、捨石工で区切られていない平坦区 1 の斜面でも、フクドの実生が見られた。試験区的设计上、平坦区 1 の斜面は、他の 2 区分よりも水路側へ張り出す構造になっているため (図 2.8.5-4b)、下げ潮時に上流から流れてきた種子がトラップされやすかった可能性がある。

2012 年も実生は平坦面に多く見られたが、この年特に出現が多かったハマツナとフクドについては、バームや斜面でも植物の定着が見られた (図 2.8.5-5)。この事から、この 2 種については、供給される種子の総数が多ければ、そのうちの一部はバームで埋もれて発芽するケースもあると考えられる。ハマツナは、平坦区 2 の平坦面では、2011 年には、ごく少数しか見られなかったが (図 2.8.5-3c)、2012 年は、約 80 個体が出現した。バームに堆積していた粗い砂の一部が平坦面に流入したために、ハマツナが定着しやすくなったと考えられる。平坦面の標高が異なる平坦区 1 と平坦区 2 を設計した目的は、種子の漂着のしやすさが平坦であるかどうかに影響されるのか、それとも標高の違いに影響されるのかを検証する事であったが、泥質化や、干潮時の水の残存などの影響がなければ、平坦面の標高が上流の既存の群落ほど高くなくても、実生の定着は可能と考えられる。なお 2010 ~ 2012 年の調査期間中、バームは徐々に陸側へ移動したため、平坦面の面積は 2011 年より 2012 年の方が縮小しており、特に斜面区では、バームが堤防まで移動した所もある (図 2.2.5-3, 図 2.4.5-13)。ここで述べた結果は、各年の発芽時期の時点での、平坦面、バーム、斜面で見られた実生数である。

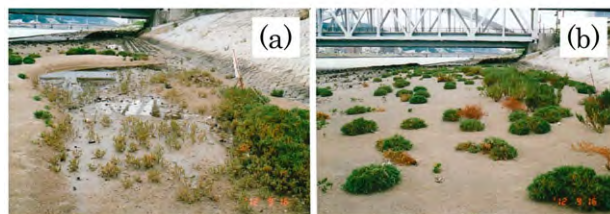


図 2.8.5-5 3 年目の干潟再生試験区。2012 年 9 月の、平坦区 1 の平坦面 (a) と斜面区のパーム部分 (b)。

2.8.6 干潟再生試験区での植物の生存・成長に対する物理条件の影響

(1) 試験区内での生育位置や潮だまりと実生の生存率の関係

2011年、フクドの実生は3区分の平坦面に多く出現したが、そのうち平坦区2の平坦面に出現したものは、5月から6月にかけての死亡率が高く、6月にはほぼ消滅した。これは、平坦区1と斜面区の平坦面・斜面の実生数が、5月以後も増加して6月にピークに達したのとは対照的である(図2.8.5-3a)。平坦区2の平坦面での高い死亡率は、平坦区1・2の平坦面が浅いプールになり(図2.8.6-1)、特に平坦区2の場合は干潮の間も水が残っている時間が長かった事が影響したと考えている。平坦区2の平坦面でフクドの実生が激減する前の5月の時点で、この場所の個体は、他の領域の個体よりも成長が悪かった(図2.8.6-2)。凹地化した事に加えて、表土の細粒化が生じたために水が抜けにくくなり、植物が生育できない環境になったと考えられる。



図 2.8.6-1 干潮の間も水が残る平坦区1・2の平坦面と、残らない斜面区の平坦面。

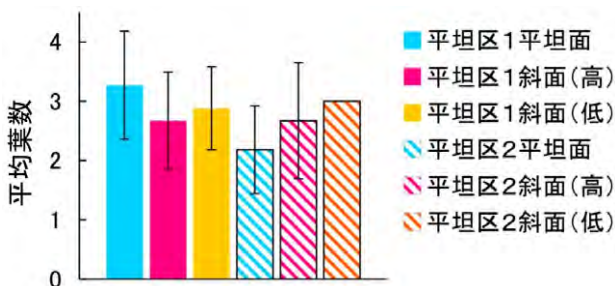


図 2.8.6-2 フクド実生の平均葉数。

2011年に試験区で発芽したフクドの5月の時点での平均葉数。斜面については陸側と水路側に2分し、陸側を(高)、水路側を(低)とした。エラーバーはSD。平坦区2の斜面(低)は1個体だったためSDは無い。

ハママツナでも、プール化の影響と見られる生存率の違いが見られた。浅いプール化が生じた平坦区1の平坦面と、プール化しなかった斜面区の平坦面では、花期までの生存率が異なった(図2.8.6-3)。プール化した部分では、他の領域と比べてハママツナの成長は悪く、水没している部分の葉が脱落している等の特徴が見られた(図2.8.6-4)。

(2) 生育位置と潮だまりが植物の成長、繁殖に及ぼした影響

フクド、ハマサジは、生育条件によって、発芽から開花・結実までに要する年数が変化する可変性二年草である。1k200左岸の群落で2006年に発芽した個体を対象にした追跡調査では、フクドは、発芽の翌年～

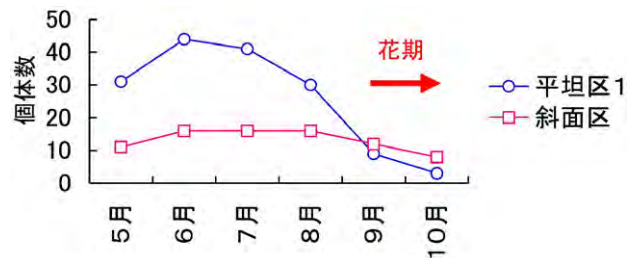


図 2.8.6-3 プール化した平坦区1の平坦面と、しなかった斜面区の平坦面の、ハママツナ個体数の変化(2011年)。平坦区1の平坦面で花期まで生存した個体は、ごく一部だった。



図 2.8.6-4 プール化部分の内外のハママツナ。バームの個体は良く成長し、40cmほどの広がりを持つ一方、プール部分の個体は衰弱している。

5年目(多くは翌年~3年目),ハマサジは,発芽したその年~5年目(多くは3~5年目)に,開花に至った(中間とりまとめ参照).可変性二年草では,生育条件が良く成長が早かった個体が早く開花に至り,条件が悪く成長が遅かった個体が遅れて開花に至ることが多い.1k200左岸の群落では,個体の密度が高く植物同士で葉が重なり合うような所では,開花が4~5年目まで遅延した.本稿では,試験区で2011年に発芽したフクド,ハマサジの,2012年の花期(夏~秋)での開花率,及び,開花時の個体サイズについて報告し,試験区の物理的な条件が植物の成長と繁殖に及ぼした影響を考察する.

2011年に出現した実生の,2012年4月の生存数,及び2012年9月の開花個体数を,図2.8.6-5に示す.平坦区1の平坦面では,フクドは,発芽2年目の時点で60個体以上が生存していたが,そのうち花期に開花したのは約20個体で,1/3程度だった.他の領域では概ね開花率は良く,発芽2年目まで生存した個体の2/3以上が2年目で開花した.ハマサジは全体的に開花率が高く,2/3以上は2年目で開花した.9月の時点での両種の開花個体の花茎高を,図2.8.6-6に示す.開花率が低かった平坦区1の平坦面のフクドは植物体が小型で他の領域と比べ成長が悪かった.1k200

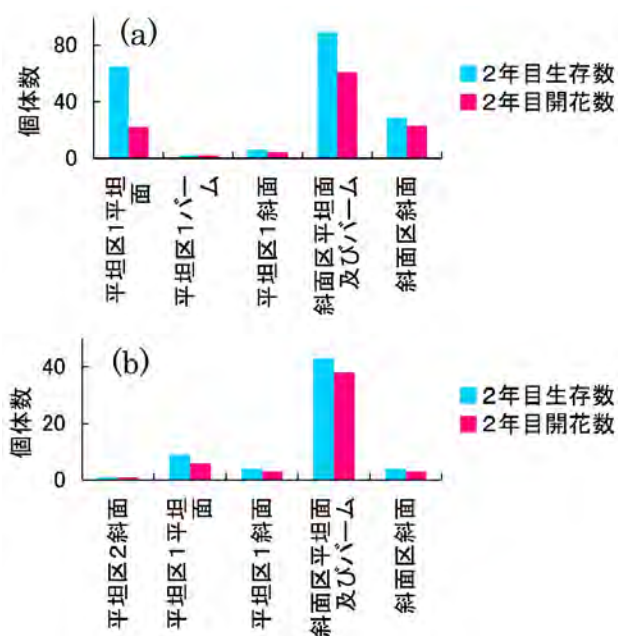


図2.8.6-5 干潟再生試験区での発芽2年目の生存個体数と開花個体数.生存個体数は2012年4月,開花個体数は2012年9月に調査. a: フクド, b: ハマサジ.

左岸などの上流の群落と異なり,試験区の個体密度は未だ高くないため,平坦区1の平坦面でフクドの成長が悪く開花率が低いのは,植物間の競合とは別の要因が強く影響している可能性が高い.図2.8.5-5から判るように,平坦区1でも干潮時にずっと水が残っている所では植物は生育しておらず,その周辺の土壌水分が過剰な領域では,フクドの生育は見られるものの,植物は概して小型で成長が悪かった.この事から,平坦区1でのフクドの開花の遅れはプール化の影響によるものと考えられる.一方,ハマサジは平坦区1の平坦面でも高い開花率を示し(図2.8.6-5b),花茎高も他の領域と比べ顕著に低い訳ではなかった(図2.8.6-6b).フクドがプール化した所の周辺でも成長は悪いながら生育できたのと異なり,ハマサジはプール化した所とその周囲では殆ど生存しておらず,平坦面の中でも,専らプールから離れた位置に見られたため,2年目の

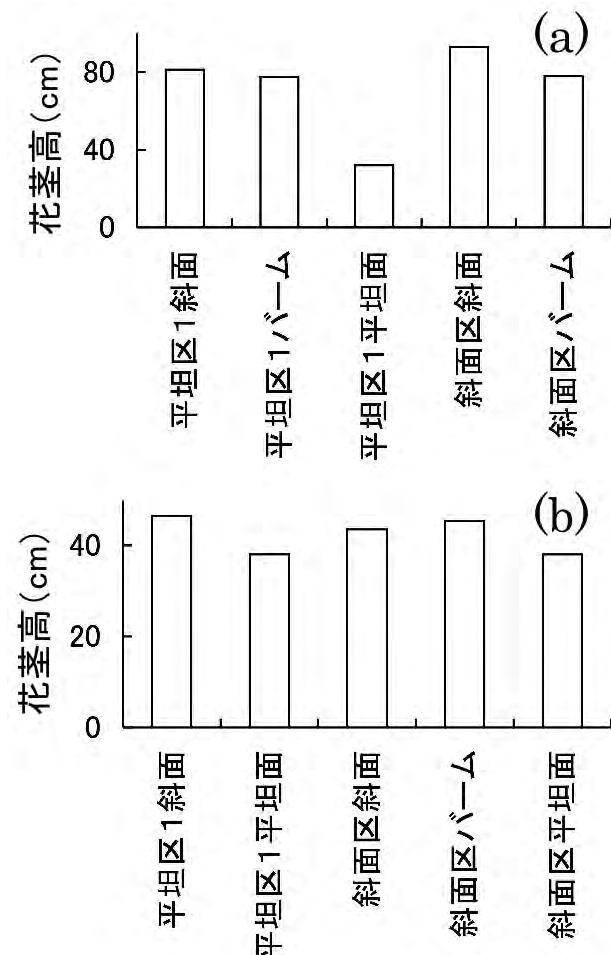


図2.8.6-6 干潟再生試験区での開花個体の花茎高.2011年に発芽した個体のうち2012年に開花したフクド(a)とハマサジ(b)の9月の花茎高.

開花率と花茎高については、他の領域との間に明瞭な差は生じなかったと考えている。

2.8.7 塩性湿地植物の保全の観点からの留意点

(1) 植物の生育と干潟の環境条件との関係

太田川放水路の沿岸では、1k800 付近の右岸などのように、干潟と陸域が地形的に連続的につながっている所もあるが、多くの場合、干潟と緊急用河川敷道路の間の護岸構造が干潟と陸域を明確に分けている。このため、放水路沿岸の塩性湿地の大部分は、満潮の際に冠水する干潟域となっている。本稿では、干潟を主な生育場所とする植物に注目し、また、淡水域でも見られるヨシ、及び、栄養繁殖により安定した群落を形成しているシオクグを除いた、フクド、ハマサジ、ハマツナの3種の塩生植物について、その保全の観点からの留意点を考察する。これらの群落を保全する事は、その生育条件が成立している場所を残すということと、ほぼ等しい。太田川放水路では、既設の緊急用河川敷道路が整備された際、塩生植物が生育する場所の人為的な改変が行なわれている。この時は、堤防沿いの干潟が道路、法面等に改変された分だけ群落は

縮小したが、整備前と比べて種組成や各植物種の縦断方向の分布に目立つ変化はなかった（整備前の各植物種の分布については荒谷建設コンサルタント（1996）参照）生育に好適な条件の場所の幅が広く存在していたため、堤防沿いが改変された後も、なお生育に適した領域が残った。しかし、そういった人為的な影響の有無に関わらず、河口域の沿岸は、出水、波浪などの影響で徐々に変化していく場所であり、塩生植物の群落にも盛衰が生じる。2.8.3～2.8.4 項で述べた通り、1k100～1k400（新己斐橋～己斐橋）の左岸では、本研究の調査期間中に、生育範囲が大幅に減少した（図 2.8.3-4）。2007 年 10 月と 2012 年 1 月の横断測量の結果、この場所では T.P.1.5m 付近のバームの発達、及び、バームよりも水路側の干潟斜面の標高の低下が生じていた（図 2.8.7-1）。斜面部分の標高の低下は、植物調査用プロットの位置を示す棒が地面より上に出ている長さの変化から、地盤沈下によるものではなく、主に土壌の移動・流出によるものと考えられる。この標高の低下は大きくても 10～15cm 程度で、植物の生育が可能な領域を大幅に減少させるほどではないが、このバームの発達と土壌移動の間に生じた表土の粒度分布の変化は、植物の生育に強く影響し得るものと考えている（2.8.3～2.8.4 項参照）。同様の生育範囲の減少が、1k800 の左岸の群落でも観察されている。一方、1k400～1k600 右岸のフクド・ハマサジ群落（図 2.8.7-2）は観察期間中、むしろ発達してきている。

2.8.3～2.8.4 項で述べたように、地形、土壌、塩分、潮だまり、埋没といった要因は、直接、植物の生育の可否に影響するが、これらの要因は、元々、出水時や平常時の水の動き、土砂の動態によって形成されている（2.4 節参照）。2005 年 9 月の豪雨で、太田川が既往最大の流量を記録した際、1k200 付近の左岸の群落部分では、概ね 4cm 未満の堆積が生じた（中間とりまとめ参照）。この時、発芽一年目の小型の個体については葉が埋もれるなどの被害が見られたが、この場所の

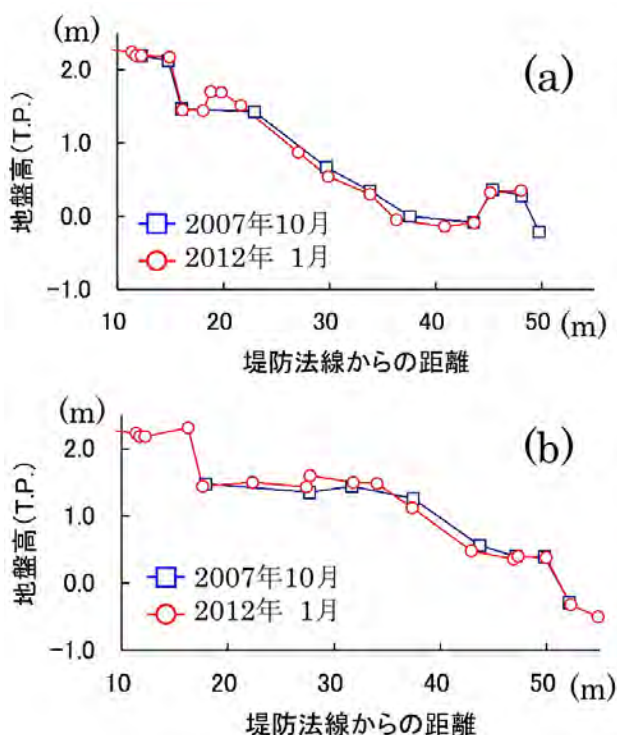


図 2.8.7-1 己斐橋付近左岸の断面形状の変化。塩生植物とヨシの群落が見られる沿岸の 2007 年 10 月と 2012 年 1 月の横断測量結果。a: 1k251, b: 1k350 の左岸。



図 2.8.7-2 己斐橋上流側右岸の塩生植物群落。2011 年 9 月。一部にヨシが混在。

元々の表土よりも細かい土砂が供給されたため（図 2.8.7-3）、翌春の実生の定着には、むしろ有利に作用した可能性がある。一方、この付近の沿岸では平常時の流れによりバームが発達し（2.4.5 項参照）、バームと斜面部分の土壌の粗粒化が生じていると考えられ、これは植物には不利である。このような物理的条件の変化によって、個々の群落は、数年、または、より長期的な時間スケールで盛衰していると考えられる。

現在、太田川放水路で塩生植物の群落が見られるのは、0k500～0k800 の左岸、1k100～1k400 の左岸、1k800 付近の左岸、1k200～1k600 の右岸、1k800～2k200 の右岸（荒木・國井 2011）、そして新たに植物が定着した干潟再生試験区の 6 ヶ所である。放水路の植物群落の保全は、個々の群落は、それぞれの場所の物理的条件の変化に伴って盛衰するという事を前提に考える必要がある。ある群落が衰退しても別の群落が維持されていて、衰退した場所の条件が好転した際には、維持されていた群落から種子が漂着することにより速やかに植生が回復するといった、群落間の関係を保っておくことが重要と考えられる。全く植生が無い状態からでも、漂着種子によって群落が形成され得る事は、試験区で観察された通りである。このような関係を維持するため、現在ある 6 ヶ所は、基本的に減らさない方向で考えるべきである。干潟部分に何らかの人為的なインパクトを与える際、群落全体を消失させるような改変を行なわなくても、群落の中で陸寄りの平坦な部分は、種子が流出しないで残存しやすい場所であるため、そのような場所を一時的にでも消失させる事は、群落を不安定にする可能性がある。また、群落の土壌の顕著な細粒化、または、粗粒化をもたらすような構造物ができることも、群落に影響を及ぼす。



図 2.8.7-3 出水時の堆積物。

2005 年 9 月の豪雨の際に堆積した土砂が部分的にはがれ落ち、元々の表土が見えている。出水に伴い、元の表土より細かい土壌が約 4cm 堆積した。

植物の生育を可能にしている地形、土壌条件を大きく変える事が無いよう、配慮する必要がある。

(2) 造成干潟における塩生植物への影響要因

干潟再生試験区では、植物の定着が見られ、新たな群落が形成された。しかし、設計当初は予想していなかった平坦面の部分的なプール化が生じた。プール化した部分では植物の定着は阻害された。1k200 付近の左岸の群落でも、バームの陸側は凹地になっており、潮が引いた直後は水が残っているが、一時間もしない間に地中に染込み、水が溜ったまま残るといったことはない。一方、試験区の平坦区 1、平坦区 2 の平坦面に生じた水たまり（図 2.8.6-1）は、特に 2011 年の平坦区 2 では、次の満潮まで残存していると見られることも多かった。このような違いが生じた原因は、土壌の違いであると考えている。試験区の方は、凹地化した部分で表土の細粒化が生じ（2.4.5 項参照）、満潮時にたまった水が染込みにくい状態になっていた。太田川放水路では、河口に近い方が干潟への沈降物に占める細粒分の割合が多く（長戸ほか 2007）（図 2.3.3-17）、その事が、試験区の平坦面の細粒化が顕著だった事の一因かも知れないが、より局所的なスケールでの浮遊土砂の動きが、表土の細粒化の生じやすさに影響している可能性もある。また、試験区の造成後、表土の粗粒化が生じたバーム部分は、スナガニ、コメツキガニといったカニ類の好適な生息場所となる一方（2.9.4 項参照）、植物の個体数は少なかった（図 2.8.5-3）。ただしバームは干潟の勾配が変化する所で碎波によって生じたもので（2.4.5 項参照）、漂着した種子が、そのまま残存しやすいと期待した平坦面を設計した事により、バームの形成も必然的にもたらされたと言える。そのため、バーム部分での個体数が少ないことより、バーム形成によって凹地となった平坦面で細粒化が生じ、その一部がプール化した事の方が、群落の形成に対するマイナス面は大きい。この問題の対処法としては、造成時に、予め、漥に相当する地形を造り、水が抜けるように工夫するなどの事が考えられるが、1k800 の左岸の群落での観察によると、漥自体には、生育可能な標高であっても植物は生育しておらず、干潮時に漥で生じる水の流れが種子を流出させている可能性がある。そのため、漥の幅や勾配、また、平坦面と斜面に対してどのように配置するかなどについて、検討が必要と考えられる。

なお、試験区の形状、土壌などの状態は、造成から 2 年以上が経過した 2012 年も、徐々に変化が続いて

いる。平坦区 2 の平坦面は、バームから粗砂の一部が流入し、表土の様子は変化してきている。表面 1cm の粒度分布を見ると、2011 年 9 月の時点で、既に上流の群落の土壌と同様、細粒分は少なくなっている（図 2.8.7-4）。これに伴って、植物も生育しやすくなったと考えられる。この領域では、2011 年にはハママツナは殆ど出現しなかったが、2012 年は 4 月に約 80 個体が見られ、9 月の時点で、成長は悪いものの約 20 個体が生存していた。今後も、土壌などの生育場所の条件の変化は、試験区の植生の状態に影響していくと考えられ、注目していく必要がある。

2.8.8 まとめと課題

(1) まとめ

都市河川の河口域は大規模な人為的改変を経て現在に至っている事が多く、本来の川らしさ、河口らしさは部分的にしか残っていない。太田川放水路は、洪水調節機能のために拡幅された人工河川でありながら、植物に関して見る限り、都市河川としては例外的に規模の大きい塩生植物とヨシの群落が発達する恵まれたケースである。放水路の設計の際に採用された水路の断面形状（2.3.6 (1) 参照）、広島湾の潮位差、干潟に供給される土砂の性質、平常時と出水時の地形・土壌の動態などが、これらの群落の発達を可能にしていると考えられる。本節では、沿岸の地形（特に干潟の地盤高と勾配）、土壌（特に粒度分布）、塩分（特に種子の発芽と河口域沿岸で生じる塩分の変動との関係）に注目し、塩生植物群落の形成・維持に必要な環境条件を考察した。フクド、ハマサジ、ハママツナは、発芽時期の冠水時間が 4 割を超えない、比高の高い領域に見られ（おそらく波が種子を運ぶ作用のため）バームの背後の平坦な部分に実生が出現しやすい。これらの植物は粒径 0.25～1.0mm の中粒砂、粗粒砂を多く含む砂レキ質の干潟に見られたが、実生が多く出現する

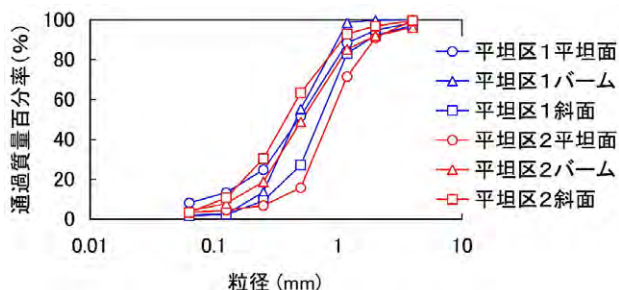


図 2.8.7-4 干潟再生試験区表土の粒度分布。

6 領域の中央付近で、概ね深さ 1cm までの表土を採取、分析したもの（2011 年 9 月）。

領域は様々な粒子サイズの砂を含んでおり、特に、粒径 0.125mm 以下の極細粒砂～シルト・粘土を 5～15% ほど含み、干潮の間も表土に適度な湿り気が残っていた（含水率は 15～20%）。塩分については、フクド、ハマサジは海水相当の塩分濃度の水に長い期間浸っていても、塩分が低下すれば、発芽が促進されることが示された。群落が見られる沿岸は下げ潮の際に塩分の低い表層水に浸っており、また降水時に干潟の塩分が低下するため、それらの要因が発芽を促進していると考えられる。本稿では言及しなかったが、発芽時期を過ぎた土壌には埋土種子は見つからない事から、これら 2 種は埋土種子集団を形成せず、最初の発芽時期に殆ど発芽していると考えられる。なお、地形、土壌、塩分は互いに独立した要因ではなく、沿岸の水の動きが地形に、そして水の動きと地形が土壌に影響し、さらに土壌が干潮時の表土の塩分に影響するというように互いに関連している。これらの点を踏まえ、個々の群落の盛衰や植生の遷移はあるとしても、放水路全体で見れば沿岸の植生が存続できるよう、放水路の管理のあり方を考えていく事が望まれる。

既存の群落から 400m 離れた下流に造成された干潟再生試験区では、干潟では専ら地下茎による栄養繁殖を行なっているヨシ、シオクグは定着せず、種子繁殖しているフクド、ハマサジ、ハママツナの 3 種が多く出現した。植物の生育が可能な地盤高の領域を含む、斜面区、平坦区 1、平坦区 2 の 3 区分を合わせると、縦断方向に約 100m あり、これだけの規模で、移植を行わずに種子の自然な漂着による植生の形成過程を観察することができたのは、貴重な研究事例である。この結果、種子の供給源となる既存の群落が近くにあれば、自然に群落の形成が起こり得ることが示され、同時に、造成後に、潮だまりを形成するような地形と土壌の変化が生じやすい個所で、植物の生存・成長が阻害される事も観察された。植生の定着を主眼とした干潟の整備を実施する際は、植物が生育し得る地盤高の部分に、干潮の間も水が残存するような場所がなるべく少なくなるよう、干潟の形状の設計と、用いる土壌に注意が必要である。

(2) 課題

本節では、専ら太田川放水路沿岸の物理的条件と、フクド、ハマサジ、ハママツナの生育との関係について述べたが、放水路の沿岸植生の今後の長期的な存続を考える際には、植物同士の競合、特にヨシ群落の拡大が塩生植物の群落の衰退を引き起こすか否かという

点に注意が必要である。ヨシとシオクグは、それらの種にとって生育条件が好適な場所では、地下茎による栄養繁殖で密な群落を形成するため、その群落の内部では、他の種は生育できない。2005年から2012年にかけての調査期間中、放水路沿岸のシオクグ群落には目立った拡大や衰退は無かったが、ヨシ群落の拡大が見られた場所はある。1k800付近の左岸では、ヨシの侵入により、フクド群落とヨシ群落の境界が年間2m程度の速さでフクド群落側へ移動している。また、1k300付近の右岸では、2006年には、緊急用河川敷道路に沿った狭い範囲にフクドが見られる以外は殆ど裸地だった所が、2010年頃までにヨシ群落となった(図2.8.8-1)。一方で、ヨシ群落の拡大が顕著でない所もある。どのような要因がヨシ群落の拡大を遅らせ他の種との共存を可能にし得るのか、今後の研究課題である。一見したところでは、粒度がやや細かい場所でヨシが優占し、やや粗い砂レキ質の場所でフクド、ハマサジなどが優占しているように見え、土壌の違いがヨシと他種の共存のための重要な条件のように思えるが、ヨシが増加すると流れを遅くする効果によって



図2.8.8-1 己斐橋下流側右岸のヨシの増加。
a: 2006年5月, b: 2011年9月。

表土の細粒化が生じるため、ヨシ群落の表土に細かい砂・シルトが多いのは、ヨシが増加したことによってもたらされた結果でもある。干潟表面の土壌だけでなく、深い部分の土壌、地下水の動き、その水質などどのタイプの群落が発達するかに影響している可能性がある。陸側からの地下水の侵入は干潟地盤内の塩分に影響するので(日比野ほか2008)、地下水の侵入によって低塩分になっているような所はヨシが優占しやすいといった効果があるのかも知れない。塩生植物の群落が発達しているのは太田川放水路の大きな特徴であるが、ヨシ群落も汽水域生態系の主要な構成要素であることが多い(大阪市立自然史博物館2000; 財団法人河川環境管理財団2008)。現在、放水路で見られる群落の多様性が、遠い将来に全てヨシ群落へと遷移していく過程の途中にあるのか、それとも、何らかの要因が異なる群落の共存を可能にしているのかという点は、今後の放水路の管理のあり方にも関係してくる問題である。

一方、2012年の時点で、干潟再生試験区での定着が見られていないヨシ、シオクグについて、その群落の発達が可能沿岸を人為的に創出することは可能かという問題も、今後、太田川河口域、または他の河川で検討されることがあるかも知れない。ヨシについては地下茎を含む土壌ごと移植、地下茎を掘り出してきて移植、発芽させた実生をヤシ繊維などのマット上である程度まで成長させてからマットごと移植するなど(福岡ほか1997; 島谷2000)、各地で事例がある。また、種子の供給源になる既存の群落が近くにある場合は、発芽と実生の定着が可能な条件の場所を造成すれば、移植を行わなくても自然に群落の形成が生じ得る(荒木・國井2004)。しかし、シオクグでは発芽と実生の生存が可能な条件は正確には理解されておらず、まず発芽特性などの基本的な生態を理解し、それに応じて、地盤高、土壌などの条件を検討することが必要と考えられる。

2.8.9 引用文献

- 阿部充・丸岡昇・大門智(2007) 相割川の河川整備における環境面の課題と目標について。リバーフロント研究所報告18:87-94。
阿部充・丸岡昇・塚野葉子・酒井奈美(2006) 相割川における塩生植物群落の生育環境の把握と河道計画への適用。リバーフロント研究所報告17:47-53。
荒木悟・國井秀伸(2004) 汽水域の水生植物とその保全。関西自然保護機構会誌26:89-96。

- 荒木悟・國井秀伸 (2011) 太田川河口域における塩生植物群落の現況．ホシザキグリーン財団研究報告 14:251-256.
- 荒谷建設コンサルタント (1996) 平成 7 年度 太田川放水路耐震堤防・河川敷緊急道路設計業務 塩生植物調査編．
- 大阪市立自然史博物館 (2000) 干潟の自然．大阪市立自然史博物館．
- 大沼克弘・遠藤希実・天野邦彦・岸田弘之 (2011a) 河川汽水域沿岸の植生分布と潮位の関係解析．水工学論文集 55:1345-1350.
- 大沼克弘・藤田光一・天野邦彦 (2010a) 河口干潟の物理環境の多様性．土木技術資料 52 (10):18-21.
- 大沼克弘・藤田光一・望月貴文・天野邦彦 (2011b) 太田川放水路を事例とした河口干潟の設計・管理方法の枠組みに関する研究 河川技術論文集 17:185-190.
- 大沼克弘・藤田光一・望月貴文・天野邦彦・佐藤泰夫・阿部徹 (2010b) 太田川放水路における河床の変化特性と干潟の安定機構に関する考察．水工学論文集 54:781-786.
- 大林夏湖・程木義邦・國井秀伸 (2008) 中国四国地方における準絶滅危惧種ハマサジ *Limonium tetragonum* (Thunb.) A. A. Bullock とフクド *Artemisia fukudo* Makino の分布状況．ホシザキグリーン財団研究報告 11:205-210.
- 鎌田磨人・小倉洋平 (2006) 那賀川汽水域における塩性湿地植物群落のハビタット評価．応用生態工学 8:245-261.
- 川西澄・胡桃田哲也・Razaz M.・水野雅光・福岡捷二 (2008) 太田川放水路における塩水遡上と懸濁粒子の輸送特性．水工学論文集 52:1321-1326.
- 環境省 (2012) 植物 I (維管束植物) 環境省第 4 次レッドリスト．環境省．
- 国土交通省河川局 (2007) 太田川水系河川整備基本方針．
- 小林真吾 (1996) 加茂川における塩生植物群落の立地環境．1. 河道特性と塩分濃度環境．愛媛県総合科学博物館研究報告 1:35-44.
- 財団法人河川環境管理財団 (編) (2008) 河川汽水域 その環境特性と生態系の保全・再生 技報堂出版．
- 島谷幸宏 (2000) 河川環境の保全と復元：多自然型川づくりの実際．鹿島出版会．
- 高橋和也・藤田大知・白波瀬卓哉・吉安勇介 (2005) 紀の川におけるウラギクの生育環境特性に関する考察．日本緑化学会誌 31:39-44.
- 中下慎也・日比野忠史・駒井克昭・福岡捷二・阿部徹 (2010) 太田川放水路に形成された干潟の生態環境に関する考察．土木学会論文集 B 66 (4):344-358.
- 長戸宏樹・越智達郎・日比野忠史・福岡捷二 (2007) 太田川河口域における有機泥の循環に関する基礎的研究．水工学論文集 51:1195-1200.
- 橋本なつみ・増田龍哉・五十嵐学・滝川清・五明美智男 (2010) 有明海における塩生植物の生育環境特性に関する研究．海洋開発論文集 26:585-590.
- 日比野忠史・駒井克昭・福岡捷二・水野雅光 (2008) 河口干潟地盤内水環境に及ぼす浸透河川水の影響．水工学論文集 52:1309-1314.
- 福岡捷二・箕裏宏和・岡本裕司 (1997) 荒川下流部におけるヨシ原再生の技術開発 大きな干満差と航走波の厳しい条件の中で．河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集 3:251-258.
- 藤井伸二 (2010) 塩生植物シオクグ(カヤツリグサ科) を琵琶湖に記録する．分類 10:71-75.
- 増田理子・西村文武 (2007) 河川・海岸環境の再生 絶滅危惧種の埋土種子からの復元 伊勢湾再生シンポジウム論文集 24-29.
- 吉野由紀夫 (2009) 広島県・広島市の貴重な植物種とその選定．比婆科学 231:7-31.
- Alvarez M.G., Tron F. & Mauchamp A. (2005) Sexual versus asexual colonization by *Phragmites australis*: 25-year reed dynamics in a Mediterranean marsh, southern France. *Wetlands* 25:639-647.
- Araki S. & Kunii H. (2008) The relationship between seed and clonal growth in the reproduction of *Carex rugulosa* Kük. in riverside meadows. *Plant Species Biology* 23:81-89.
- Araki S. & Kunii H. (2013) Conditions for seedling establishment and probable function of seed in the clonal sedge *Carex rugulosa* Kük. in riverside marshes. *Plant Species Biology* 28:12-20.
- Armstrong J., Afreen-Zobayed F., Blyth S. & Armstrong W. (1999) *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquatic Botany* 64:275-289.
- Engloner A., Major A. & Podani J. (2010) Clonal diversity along a water depth gradient in a declining reed stand as detected by three different genetic methods. *Aquatic Botany* 92:1-8.

- Greenwood M.E. & MacFarlane G.R. (2006) Effects of salinity and temperature on the germination of *Phragmites australis*, *Juncus kraussii*, and *Juncus acutus*: implication for estuarine restoration initiatives. *Wetlands* 26:854-851.
- Hanslin H.M. & Eggen T. (2005) Salinity tolerance during germination of seashore halophytes and salt-tolerant grass cultivars. *Seed Science Research* 15:43-50.
- Hodoki Y., Ohbayashi K. & Kunii H. (2009) Genetic analysis of salt-marsh sedge *Carex scabrifolia* Steud. populations using newly developed microsatellite markers. *Conservation Genetics* 10:1361-1364.
- Hodoki Y., Ohbayashi K. & Kunii H. (in press) Analysis of population clonal diversity using microsatellite markers in the salt marsh sedge *Carex scabrifolia* in western Japan. *Landscape and Ecological Engineering*. DOI 1007/s 11355-012-00210-7
- Houle G., Morel L., Reynolds C.E. & Siegel J. (2001) The effect of salinity on different developmental stage of an endemic annual plant, *Aster laurentianus* (Asteraceae). *American Journal of Botany* 88:62-67.
- Ishikawa S. & Kachi N. (2000) Differential salt tolerance of two *Artemisia* species growing in contrasting coastal habitats. *Ecological Research* 15:241-247.
- Masuda M., Maki M. & Yahara T. (1999) Effects of salinity and temperature on seed germination in a Japanese endangered halophyte *Triglochin maritimum* (Juncaginaceae). *Journal of Plant Research* 112:457-461.
- Mauchamp A. & Mesleard F. (2001) Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aquatic Botany* 70: 39-52.

2.9 感潮性陸生動物および干潟のカニ類に関する研究

鶴崎展巨¹・亀山 剛²・井原 庸³

1 鳥取大学 地域学部 地域環境学科

2 復建調査設計株式会社 環境技術部 生物環境グループ

3 広島県環境保健協会 環境生活センター

2.9.1 序論

広島市の太田川放水路には、全長が感潮域に含まれることや、兩岸または片岸に適度な砂泥の堆積があること、また、顕著な干満差があること、などにより、干潮時には 63ha にも及ぶ広大な干潟がみられ、またその陸側との接点には近年絶滅が危惧されているフクド(環境省版レッドリスト(RL)2012 準絶滅危惧 NT; 広島県版レッドリスト(RL)2011 準絶滅危惧 NT)やハマサジ(環境省版 RL 2012 準絶滅危惧 NT; 広島県版 RL 2011 準絶滅危惧 NT)などの塩生植物のかなりまとまった群落もみられる。干潟の動物については、カニ類を中心にかなり多くの研究があり、一般向けの出版物も多く出ているが(逸見 1994; 小野 1995; 和田 2000; 逸見泰久; 三浦 2008),このような干潟に出現する昆虫やクモガタ類などの陸生動物や、塩生植物群落をすみかとする陸上節足動物の群集についてはこれまで研究例が乏しい。

しかしながら、このような河川感潮域の干潟や、ヨシ原をふくむ塩生植物群落は、都市部を中心に消失が著しく、そのような環境に生息する海浜性の陸生節足動物にはレッドリストに掲載されている種が少なからず含まれるため、生物保全の面からも早急の調査が望まれているところである。

本研究グループ(陸生動物ワーキンググループ)は、以上のような点に注目し、2005 年からの 2008 年にかけてはおもに己斐橋左岸下流側に成立する塩生植物群落の陸生節足動物群集を対象に群集の特徴を調査し、1)種数・個体数は乏しいが、満潮時に水面下に没するような位置の群落でも若干の昆虫がみられる; 2)ハムシや鱗翅目幼虫などの咀嚼型の口器をもつ植食性昆虫が少ない; 3)塩生植物群落中にはアリがほぼ完全に欠如する; 4)クモではアシナガクモ科をのぞき造網性のクモの割合が低い、などの興味深い特性があることを明らかにした(鶴崎ら 2009)。

また 2009 年には太田川放水路の旭橋左岸下流側

に 2010 年 3 月に人工干潟の造成が行われ、2009 年におこなった予備調査では、水面下に没している時間のほうがはるかに長い当該試験区域にもトビムシ類やナギサハネカクシ類の生息が確認されたので、人工干潟の造成にともなうこれらの潮間帯生息性の陸生動物の生息状態の変化を追跡することにした。また、これらの生物の生息場所形成にも影響すると思われるカニ類の定着と出現種の変化についてもあわせて調査した。

ここではこの旭橋の造成干潟でおこなったこれらの陸生動物の調査結果を報告する。

2.9.2 造成干潟の陸生節足動物(昆虫類・クモガタ類等)

(1) 調査方法

旭橋の太田川左岸の下流側の造成干潟(図 2.9.2-1~2)において大潮の干潮時に岸边(河川敷の緊急道路の末端を起点)から河川中央に向かって 1m 幅のラインを設定し(実際には 50m 長の巻尺を延ばす)、そのライン上にある転石をマップ上に記録し、転石を起こして転石の表面にみられる小型の陸生節足動物を 80%エタノール入りのサンプル管(ポリエチレ

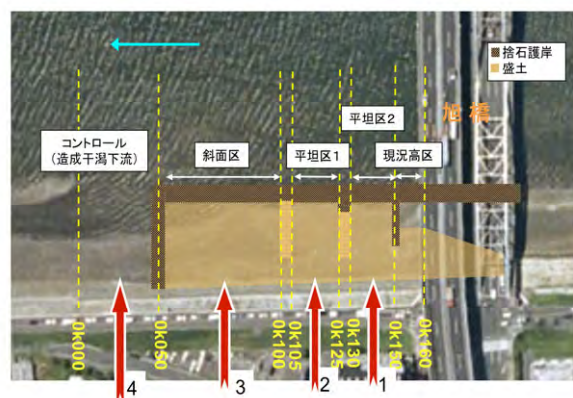


図 2.9.2-1 旭橋左岸下流側造成干潟調査地. 1~4: 平坦区 2, 平坦区 1, 斜面区, コントロール. ラインセンサスは各区画 1 本、川の中央に向かっておこなった。



図 2.9.2-2 旭橋左岸下流側の調査区域. 干潟造成前 (2009 年 10 月 30 日: 上) と造成から約 2 カ月後 (下左) と約 8 カ月後 (下右) の造成干潟. 造成前は地盤高が約 1m 低く, カキ殻のついた大きい岩がごろごろしていた. 増水による表面砂の洗い出しにより造成 8 カ月後には干潟表面に小石が増えている.

ン製の 50ml の遠沈管) にすべて採集した (吸虫管を使用). 個体数は 1m x 1m のコドラート単位, または転石あたりの両方で計数した.

このコドラート調査の実施日は下記のとおりである:

- 2009 年 10 月 30 日 (干潟造成以前)
- 2010 年 5 月 13 日 (干潟造成から約 2 カ月後)
- 2010 年 11 月 5 日 (干潟造成から約 11 カ月後)
- 2011 年 9 月 12 日 (干潟造成から約 1 年 6 カ月後)
- 2011 年 12 月 9 日 (干潟造成から約 1 年 9 カ月後)
- 2012 年 7 月 27 日 (干潟造成から約 2 年 4 カ月後: 塩生植物上の昆虫の調査のみ)

人工干潟造成以前は, 当地はカキ殻が多数付着した大きな転石の多い泥質の干潟で, カキや海藻の付着の程度から干出時間はかなり限定されていた場所であることが窺われた.

人工干潟の造成で基盤は砂質に変わり, 転石もごく小型のものが散在する程度であった (これらの転石は意図して置かれたもの) が, その後, 時間が経過するにつれて, 増水による砂の流出などにより場所によって小石や泥質が優占する干潟に移行した (図 2.9.2-2).

調査ラインは干潟造成区に 3 本 (斜面区, 平坦区 1, 平坦区 2), コントロールとしてその下流側に 1 本とり, 干潟造成区内の相違の有無にも注意を払っ

表 2.9.2-1 旭橋左岸調査地における昆虫とクモガタ類の出現種の変遷.
個体数: +++ 多数, ++ふつう, +数個体, () 内は造成干潟外での採集.

出現種の変遷	2009	2010	2010	2011	2011	2011
	10月	5月	11月	7月	9月	12月
オナガシオトビムシ	+++	+	++	+	++	(+)
エサキウミトビムシ	+++	+	+	++++	+++	(++)
マルトビムシ sp.	-	-	-	+	-	-
ヒメハネカクシsp	++	+++	+++	+	-	++
ハネカクシsp.	-	+	-	+	-	-
ナカネナギサハネカクシ	+++	+	+	+++	+++	(+)
ウスアカナギサハネカクシ	++	+	+	-	(+)	(+)
ハネカクシ幼虫	-	+	+	++	-	-
キバネキバナミズギワゴミムシ	-	+	-	+	-	-
キバナガミズギワゴミムシ	-	-	-	+	-	-
ユスリカ成虫	-	+	-	-	-	-
チョウバエsp.	-	-	-	+	-	-
鞘翅目 不明科成虫	-	-	+	-	-	-
双翅目 幼虫	-	-	-	+	-	-
カキガラダニ	+++	-	-	+	+	-
テングダニsp.	-	-	-	+++	++	-
トゲダニsp.	-	-	-	+	-	-
ササラダニsp.	-	-	-	+	-	-
イソタナグモ	-	-	+	-	-	+
種数	6	9	8	15	7	6

干潟形成前



図 2.9.2-3 旭橋左岸下流の調査地で出現した昆虫・クモガタ類。

た。ただし、最初の 2 回ほどの調査で、おもに転石下に生息する昆虫などの陸生節足動物に関しては、干潟造成区内での分布はほとんど転石の有無や量に依存しており、斜面区 - 平坦区での差はないことがわかったので、以後は干潟造成区とコントロールの 1 本ずつとしている場合がある。

(2) 陸生動物相

旭橋左岸下流側の造成干潟ではこれまでに表 2.9.2-1 に示すような約 20 種の陸生節足動物の生息が認められた (2012 年 7 月に調査した人口干潟の塩生植物上の昆虫類はのぞく)。このうち、年間をつうじて比較的安定して生息を確認できたのは、トビムシの 2 種 (オナガシオトビムシ *Axelsonia nitida* (Folsom 1899: ツチトビムシ科) とエサキウミトビムシ *Oudemansia esakii* (Kinoshita 1932): イボトビムシ科), 甲虫のハネカクシ科の 3 種 (ヒメハネカクシ族 Athetini の 1 種, ナカネナギサハネカクシ *Bryothinusa nakanei* (Sawada 1955), ウスアカナギサハネカクシ *Bryothinusa algarum* (Sawada 1971), カキガラダニ *Halotydeus* sp. (ミドリハシリダニ科) の 6 種である。なお、エサキウミトビムシについてはおそらく本種であるが、完全に確定しているわけではないことをお断りしておく。

ナカネナギサハネカクシとウスアカナギサハネカクシの 2 種は干潮時に現れる転石は海藻の下にみられる小型 (体長約 2mm) のハネカクシである。小型で同定が難しいことやその特殊な生息環境により

調査が遅れているが、これまでにナカネナギサハネカクシは兵庫県, 大阪府, 和歌山県 (河上 2005), ウスアカナギサハネカクシは山口県榎野川河口 (河上 2005), 兵庫県, 大阪府, 和歌山県 (河上 2005) で記録されている。

ウスアカナギサハネカクシの季節消長は大阪府で調査されており、それによると、本種は年 1 化で新成虫は秋に出現, 冬期は地表面から姿を消し (おそらく地中で越冬) 成虫がみられるのは 3 月から 12 月までで夏季には個体数が減少という生活史をもつ (河上 2008)。

これら以外で注目されるのは、ゴミムシ科甲虫であるキバネキバナガミズギワゴミムシとキバナガミズギワゴミムシの 2 種とイソタナグモであるがこれらについては後述する。

(3) 干潟造成にともなう昆虫等の出現種の変化

旭橋左岸下流側の人工干潟では、干潟造成以前と以後とで次のような変化が見られた。

まず、干潟形成前には優占種であったカキガラダニ (図 2.9.2-4~5) が消失した。これは水深の減少とこのダニが餌としている海藻類 (体が緑色なのは餌の色による) の付着した転石がなくなったことによると思われる。興味深いのは、干潟造成後には干潟の下流側の対照区 (深度や転石には違いがない) でも個体数が減少したことである (図 2.9.2-5)。対照区は造成干潟の下流側であるが、近接しており、工事や干潟造成による濁水や水流の変化がなんらか

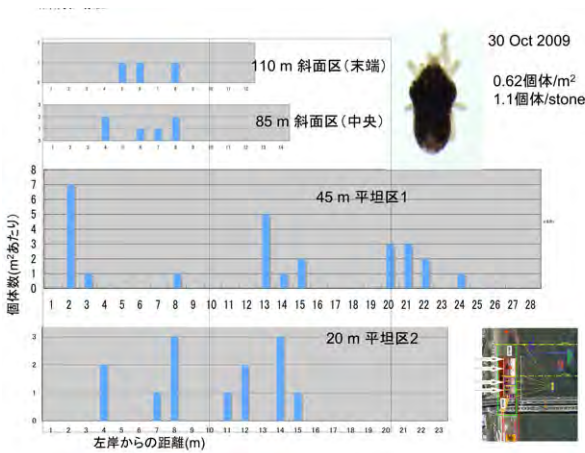


図 2.9.2-4 干潟造成以前 (2009 年 10 月 30 日) の調査区域におけるカキガラダニの 1m x 1m 区画あたりの個体数分布. 横軸は左岸末端からの距離.

の影響を与えた可能性が考えられる.

トビムシの 2 種も工事前に比べて, 工事後の造成干潟上では生息密度が著しく減少した. これは転石の大きさと数の減少にともなうものと思われる. カキガラダニがほぼ完全に消失したのに対して, トビムシは少数であるが, 継続して確認された.

トビムシの 2 種の分布で興味深いのは, 両者が相互排他的な分布を示したことで, これは造成前, 造成後をつうじてこの傾向は一貫していた (図 2.9.2-6~8).

甲虫のハネカクシでは, ヒメハネカクシは少なくとも一時的には (2010 年) 増加したが, ナギサハネカクシの 2 種は顕著に減少した (図 2.9.2-9).

キバネキバナガミズギワゴミムシとキバナガミズギワゴミムシの生息は干潟形成以後に確認されたものであるが, これが人工干潟の形成にともなってあらたに出現したものか, それともともと生息していたものかは不明である. 両種とも後翅は発達しており飛翔できる (森田ら 1996). 上流側の己斐橋付近での以前の調査でもこの仲間のゴミムシは春季の大潮の干潮時にしか現れないような河川の中央付近の深部でも生息が確認されていたので, 旭橋周辺でももともと生息していた可能性は考えられる.

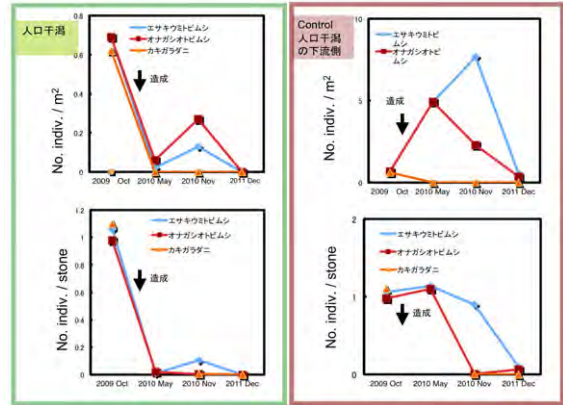


図 2.9.2-5 トビムシ 2 種とカキガラダニにおける個体数の経時の変化. 造成干潟 (人工干潟) では干潟造成後, 個体数が大きく減少した.

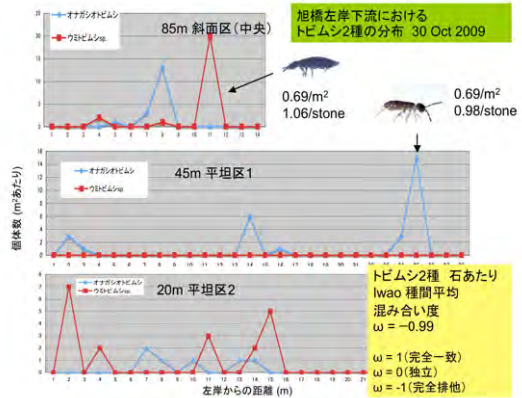


図 2.9.2-6 干潟造成以前 (2009 年 10 月 30 日) の調査区域におけるトビムシ 2 種の 1m x 1m 区画あたりの個体数分布. 横軸は左岸末端からの距離.

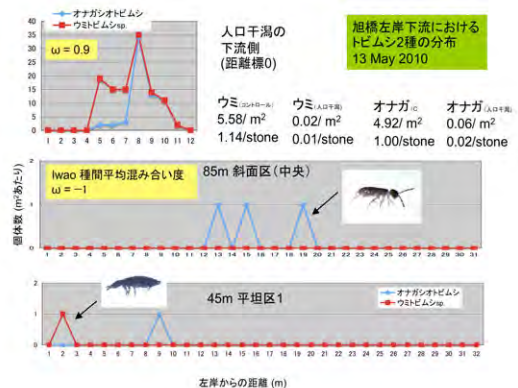


図 2.9.2-7 干潟造成から約 2 カ月後 (2010 年 5 月 13 日) の調査区域におけるトビムシ 2 種の 1m x 1m 区画あたりの個体数分布. 横軸は左岸末端からの距離. 造成干潟上 (斜面区と平坦 1 区) では著しく個体数が減った.

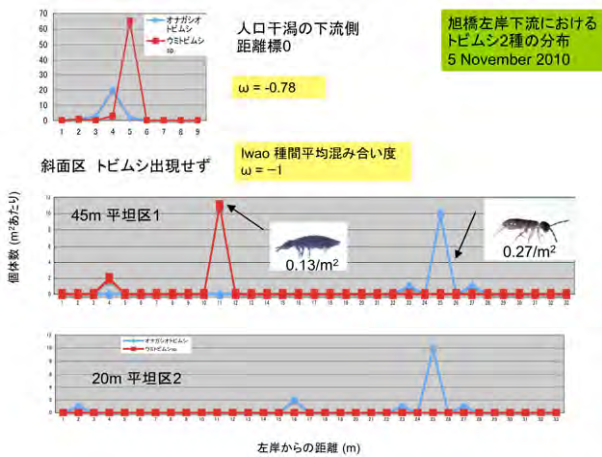


図 2.9.2-8 干潟造成から約 8 カ月後 (2010 年 11 月 5 日) の調査区域におけるトビムシ 2 種の 1m x 1m 区画あたりの個体数分布. 横軸は左岸末端からの距離. 造成干潟上 (斜面区と平坦 2 区) では著しく個体数が減った.

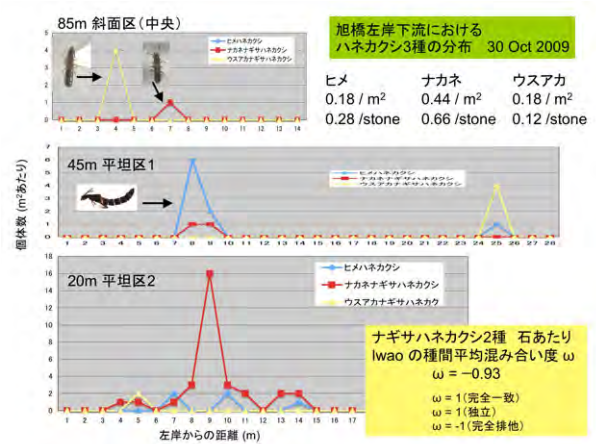


図 2.9.2-10 干潟造成前の調査地におけるハネカクシ 3 種の 1m x 1m 区画あたりの個体数分布. 横軸は左岸末端からの距離. ナギサハネカクシの 2 種は相互排他的な分布を示した.

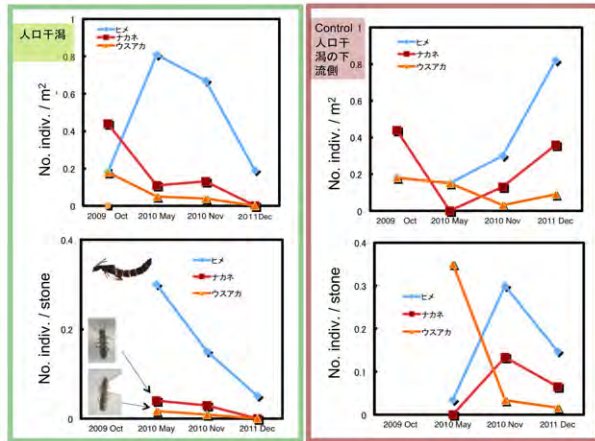


図 2.9.2-9 ハネカクシ 3 種の個体数の経時的変化. 上は 1m² あたりの個体数, 下は石あたりの個体数. 造成干潟では干潟造成前 (2009 年 10 月) と比べて, ナカネナギサハネカクシとウスアカナギサハネカクシは減少したが, ヒメハネカクシは増加した.

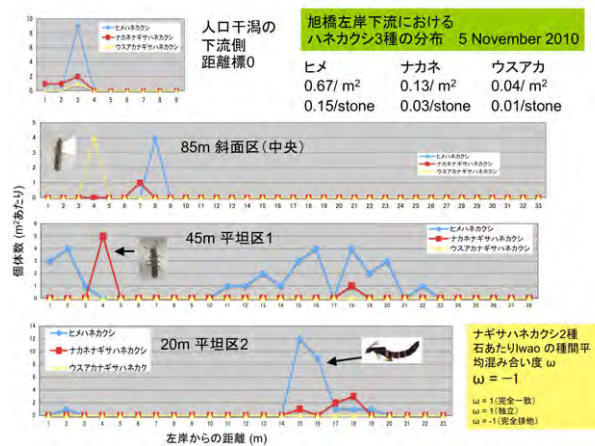


図 2.9.2-11 干潟造成から 8 カ月後の調査地のいけるハネカクシ 3 種の 1m x 1m 区画あたりの個体数分布. 横軸は左岸末端からの距離. ナギサハネカクシの 2 種は相互排他的な分布を示した.

2.9.3 塩生植物上の昆虫とクモ

太田川放水路旭橋左岸の造成干潟には造成前および直後にはなかった塩生植物が順調に定着しはじめている. 干潟造成から 2 年が経過した 2012 年にはフクド (キク科), ハマサジ (イソマツ科), ハママツナ (ヒユ科) の株数がそれらの上に出現する昆虫やクモの調査が可能になっていどに増えてきたので, どのような昆虫・クモが出現しているかを調査した.

(1) 調査方法

旭橋造成干潟上のフクド, ハマサジ, ハママツナは順調に生育しているとはいえ, 株数はまだ少ないので, 以前に己斐橋左岸付近の塩生植物群落の調査でおこなった捕虫網によるスウィーピングでの調査には問題がある. この方法では金属製の頑丈な枠をもつネットで植物の茎葉を横から強く払うので, 植物株を傷める (少なからず茎葉がちぎれる) ためである.

そこで、植物株の下に濃色のプラスチックバットをおき、植物体を傷つけないように注意しながら茎葉を直接手で持って揺らしたりはいたりすることで昆虫類等を下のバットに落下させる。;これらで落下しない固着性の昆虫類等を発見した場合は刷毛や筆でこすり落とすという方法で調査した。

なお、バットのかわりに最初は、水田の稲株の昆虫調査で使うような虫見板をイメージしてプラスチックのクリップボードを試したが、これは落下した虫が風で容易に飛ばされるという問題があった。

調査した塩生植物は、フクド、ハママツナ、ハマサジがそれぞれ20株(ランダムに選択)、ホソバハマアカザは3株(調査地点の生息本数)である。それぞれの株上の昆虫を、上の方法でバットに落とし、落下した昆虫・クモを吸虫管を用いて採集し、80%

エタノールの液浸標本とした。この際、それぞれの株の枝張り(直径)と高さを記録した。

調査日は2012年7月27日(調査者:亀山剛)である。

使用した種多様度指数の定義については Begon et al. (2005) を参照。

表 2.9.3-1 旭橋の塩生植物上の昆虫とクモの個体数.

塩生植物と調査株数		フクド <i>Artemisia fukudo</i> 20	ハマサジ <i>Limonium tetragonum</i> 20	ハママツナ <i>Suaeda maritima</i> 20	ホソバハマアカザ <i>Atriplex gmelinii</i> 3
ハマベテンサイカスミカメ	<i>Orthotylus parvulus</i>	199(38a161n)	1(n)	58(7a51n)	
アブラムシsp.	Aphidoidea gen.&sp.	3			
ヨコバイsp.	Cicadellidae gen. sp.		1		
アオバネサルハムシ	<i>Basilepta fulvipes</i>	1			
ゾウムシsp.	Curculionidae gen. sp.				1
コバチ類sp.A	Chalcidoidea gen. sp.A	1			
コバチ類sp.B	Chalcidoidea gen. sp.B			1	
鱗翅目幼虫	Lepidoptera larva			1	
ヤホシヒメグモ	<i>Chryso octomaculata</i>	2juv.			
ノコギリヒザグモ	<i>Erigone prominens</i>		1		
ニセアカムネグモ	<i>Gnathonarium exsiccatum</i>			1subad.	
シロスジショウジョウグモ	<i>Hypsosinga sanguinea</i>		1juv.	1juv.	
コゲチャオニグモ?	<i>Neoscona punctigera?</i>			1juv.	
ドウオオニグモ	<i>Neoscona adianta</i>	2juv.			
アシナガグモsp.	<i>Tetragnatha</i> sp.	5juv.	1juv.		
ドヨウグモsp.	<i>Metleucauge</i> sp.			1juv.	
フクログモsp.	<i>Clubiona</i> sp.	1juv.		1juv.	
ハリゲコモリグモ属sp.	<i>Pardosa</i> sp.			1juv.	
個体数総数	Total number	214	5	66	1
株あたり個体数	Number indiv. per plant	10.7	0.25	3.3	0.33
SimpsonのD	Simpson's D	1.16	5.00	1.29	-
SimpsonのE	Simpson's E	0.14	1.00	0.14	-
ShannonのH	Shannon's H	0.38	1.61	0.62	-
ShannonのJ	Shannon's J	0.18	1.00	0.28	-
植物の高さの平均値(cm)	Plant height (mean)	60.8	40.6	24.5	28
植物の高さのSD	Plant height (SD)	15.4	7.7	4	-
植物の高さの中央値(cm)	Plant height (median)	65.5	40.5	25	24
枝張り直径平均値(cm)	Canopy diameter (mean)	59.9	52.6	50.8	42
枝張り直径SD	Canopy diameter (SD)	22.5	14.6	8.2	-
枝張り直径中央値(cm)	Canopy diameter (median)	62.5	56	51	42

*SimpsonのD = Simpson's Diversity Index, Simpson's E = Simpson's Unbiased Diversity Index,

*Shannon's H' = Shannon-Weaver's Diversity Index, J = Shannon-Weaver's Unbiased Diversity Index

(2) 結果

結果を表 2.9.3-1 にまとめた。出現種は、昆虫が 8 種、クモが 10 種である。

個体数で目だったのは、ハマベテンサイカスミカメムシ *Orthotylus (Melanotrichus) parvulus* (半翅目カスミカメムシ科：図 2.9.3-2A~B) である。本種は吸汁型の植食者で寄主としてはハママツナとアッケシソウ(いずれもヒコ科。以前はアカザ科とされていた)が知られているようである(安永ほか 2001)が、今回はもっとも個体数が多かったのはフクド(キク科)で次いでハママツナであった。ハマサジでも 1 幼虫が採集されたが、これは偶発的なものかもしれない。野崎・野崎(2006)は瀬戸内市邑久町虫明宇藤の海岸の塩性湿地のフクドとハマサジ(イソマツ科)から本種の近縁種であるテンサイカスミカメ *Orthotylus (Melanotrichus) flavosparsus* (ヒコ科のテンサイの害虫として知られる)を報告しているので、これらのテンサイカスミカメムシ類(*Melanotrichus* 亜属)の食草はヒコ科に限定されるかなり広いのではないかとと思われる(ただし、今回のハマベテンサイカスミカメと野崎・野崎(2006)のテンサイカスミカメは同一種をさしている可能性もあるので、種名については、今後さらにより状態の標本を得て再検討する必要がある)。

ハマベテンサイカスミカメはフクドでは 20 株中 17 株、ハママツナでは 20 株中 8 株で見られ、株あたりの平均個体数は、フクドで 10 (中央値 7.5)、ハママツナで 6.3 (中央値 0) であった。両植物種ともにほとんどの株に成虫と多数の幼虫がそろって見られ、少なくとも 1 世代がこれらの植物上で経過していることがうかがわれた。

アブラムシはフクド上で 1 種の 3 個体が、それぞれ単独で見つかったのみである(図 2.9.3-2C)。いずれの個体も無翅虫であるが、以前の己斐橋付近の塩性植物群落での昆虫調査(2005-2008 年)のおり各塩性植物上から見つかったアブラムシとは別種のようなのである。無翅虫なので、外から飛来した可能性は考えにくいだが、残念ながら、今回は、コロニーとしては確認できていないので、これらがこれらの塩性植物に特異的な種であるのかどうかはいまのところ判定できない。

アオバネサルハムシ *Basilepta fulvipes* はヨモギを寄主とするハムシ科甲虫である。周辺の河川敷から同属のフクドに飛来したものと思われる。

クモは 10 種中 8 種が造網性であった。多くは幼

体であったが己斐橋付近の塩性植物群落で出現種リストを参考に、ある程度まで種名は推測できた。いずれも河川敷によく出現する種で、太田川放水路の周辺の河川敷からバルーニングで飛来したものと推測される。個体数は株辺り 1 (まれに 2) であった。己斐橋の塩性植物群落でめだった徘徊性のハエトリグモ科は含まれていなかった。

植物の高さ、あるいは枝張り(直径)と、昆虫とクモをあわせた総個体数、あるいはハマベテンサイカスミカメの個体数との間には相関は認められなかった。ただし、植物の体積(植物の高さと枝張り直径から植物体を円柱として計算)とハマベテンサイカスミカメの個体数には、フクド上では相関がみられた(図 2.9.3-3)。

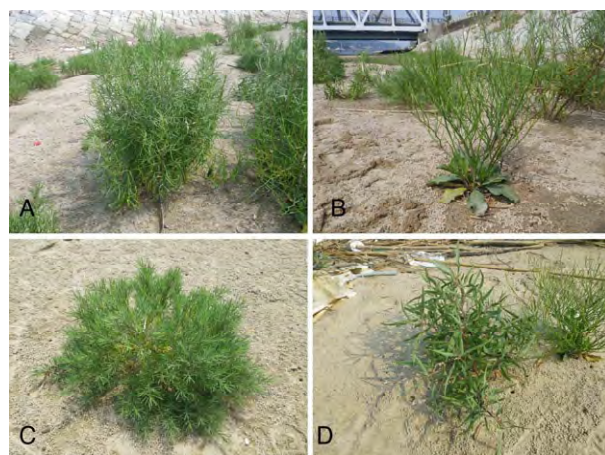


図 2.9.3-1 旭橋造成干潟の塩性植物。A: フクド。B: ハマサジ。C: ハママツナ。D: ホソバハマアカザ。(2012 年 7 月 27 日。撮影：亀山剛)

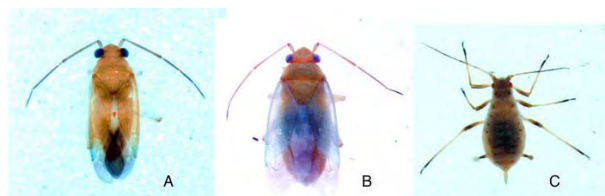


図 2.9.3-2 ハマベテンサイカスミカメムシ (A: フクド上。B: ハママツナ上) とアブラムシ sp. (C: フクド上)。旭橋の造成干潟で 2012 年 7 月 27 日に採集。いずれもエタノール液浸標本のため脱色していることに注意。ハマベテンサイカスミカメムシの生時の色彩は黄緑であった。

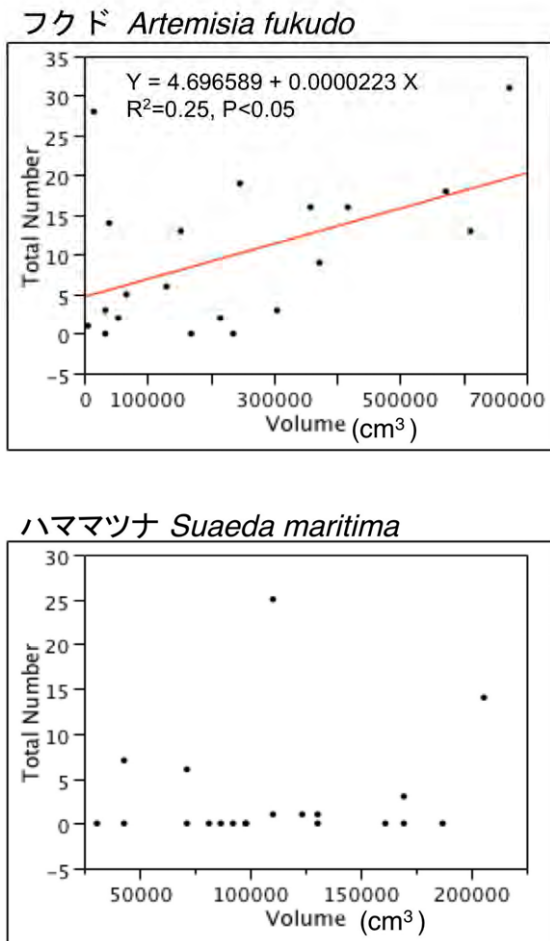


図 2.9.3.3 フクドとハママツナの株の体積とハマベテンサイカスミカメムシの成虫と幼虫を合わせた総個体数の関係。調査した 20 株の体積（高さや直径の測定値から植物体を円柱として計算）。フクドでは植物の体積と個体数に有意な相関（ $r=0.5$ ）がみられた。

(3) 旭橋の造成干潟の塩生植物上の昆虫とクモ

旭橋の造成干潟の塩生植物上には、干潟造成からわずか 2 年ですすでに塩生植物に選好性の高いカスミカメムシ類や造網性のクモが進出していることがわかった。

以前の己斐橋付近の塩生植物群落上の昆虫の調査では、口器吸汁型の昆虫の比率が目だつこと、アリがないこと、造網性のクモが少ないことなどの特性が抽出されていた（鶴崎ら 2009）。このうち、塩生植物群落のクモに造網性種が少ないのは河川敷特有の足場の悪さ（木本の枝が提供するようなしっか

りした足場が形成されない）と風の強さで造網による採餌が難しいためと推察された。

己斐橋の塩生植物群落上の群集と比べると、旭橋造成干潟の現在の群集は未発達で、種数や個体数の少なさが目だつ。フクド上の昆虫類（クモを含む）の種多様度指数（Shannon の H'）は、己斐橋ではほとんどの季節でも 1~1.5 であったが、今回の旭橋造成干潟では 0.38、ハママツナでも己斐橋で 1 以上だったが、今回の旭橋造成干潟では 0.62 であった。

またクモに関しては、今回はむしろ造網性種がめだつた。今回、造網性種がめだつたのはおそらく造網性種のほうが風による受動分散を受けやすく、徘徊性のクモよりも早く到達したためでないかと思われる。己斐橋の群落で目だつた徘徊性のヤハズハエトリ（ヨシやススキなどのイネ科の葉上に多い腹部の長いハエトリグモ科のクモ）などは、近くにヨシの群落が成立しないと供給源ができないために未侵入なのではないかと思われる。

旭橋の塩生植物も今後さらに成長して密な群落を形成するとすれば己斐橋の塩生植物群落で観察されたような性質をもつ群集に、移行してゆくかもしれない。

2.9.4 太田川放水路のカニ類

(1) まえがき

干潟の保全を検討する場合、カニ類は比較的大型で人目につきやすいため、重要な指標生物と考えられることが多い。太田川放水路の河口域にはハクセンシオマネキ *Uca lactea* やスナガニ *Ocypode stimpsoni* などの希少種がみられ、それ自体が保全の対象でもある。また、スナガニ類は干潟に巣孔を掘って生息するため、底質を攪拌するとともに、底質内に酸素を供給して有機物の分解を促進するという干潟浄化の役割を果たす。大規模な干潟は鳥類の生息場としても重要であるが、干潟のカニ類はゴカイ類とともにシギ・チドリなどの重要な餌生物である。

(2) 調査方法

2010 年 5~11 月と 2011 年 7~10 月に目視観察および採集によって太田川放水路の干潟のカニ類の生息状況を調査した。また、希少種であるハクセンシオマネキとスナガニについては 2011 年 7 月に河口域の干潟を踏査して分布状況を確認した。

2012 年 10 月 26 日および 29 日に、ハクセンシオ

マネキの生息環境の選好性を把握するため、造成干潟と自然干潟（旭橋上流左岸）において、生息区域の底質を採取し粒度組成を分析した。採取地点はハクセンシオマネキの生息個体数とその他のスナガニ類の生息状況を考慮して設定した。また、巢孔の分布下限の潮位高からハクセンシオマネキの生息可能な地盤高を推定した。

(3) 太田川放水路のカニ類

2010～2011年の調査で、太田川放水路の河口域からは表2.9.4.1のとおり6科14種のカニ類が確認された。これらの生息場所は、干潟と高水敷に大きく区分することができる。干潟には、コメツキガニ *Scopimera globosa*、チゴガニ *Ilyoplax pusilla*、ヤマトオサガニ *Macrophthalmus japonicus*（図2.9.4-1）などが広く分布している。また、希少種であるスナガニやハクセンシオマネキも生息する。これらは、スナガニ類（スナガニ科・コメツキガニ科・オサガニ科）と呼ばれ、干潟に巢孔を掘って生息している。干潟の転石の下には空気中を好まないタカノケフサイソガニ *Hemigrapsus takanoi* がみられる。干潟の低い部分には、マメコブシガニ *Philyra pisum* が生息する。一方、干潟の後背地の構造物や植生にはベンケイガニ科の種が生息する。造成干潟では、護岸は構造が単調であるためカクベンケイガニ *Parasesarma pictum* が確認されただけであるが、周辺地域には石積みの護岸やヨシなどの植生がみられるため、アカテガニ *Chiromantes haematochir*、ユビアカベンケイガニ *Parasesarma erythodactyla*、カクベンケイガニ、フタバカクガニ *Perisesarma bidens* が確認された。また、ヨシ原が発達した場所ではアシハラガニ *Helice tridens* が多く生息する。



図 2.9.4-1 旭橋造成干潟でみられたカニ類の代表種。



図 2.9.4-2 太田川放水路におけるハクセンシオマネキの分布図。

表 2.9.4-1 太田川放水路河口域におけるカニ類の生息状況

環境	科	種名	周辺	造成干潟	
				2010年	2011年
干潟	コブシガニ科 Leucosiidae	マメコブシガニ <i>Philyra pisum</i>	●		
		スナガニ科 Ocypodidae	スナガニ <i>Ocypode stimpsoni</i>	●	●
	コメツキガニ科 Dotillidae	ハクセンシオマネキ <i>Uca lactea</i>	●	●	●
		コメツキガニ <i>Scopimera globosa</i>	●	●	●
	チゴガニ <i>Ilyoplax pusilla</i>	●	●	●	
	オサガニ科 Macrophthalmidae	ヤマトオサガニ <i>Macrophthalmus japonicus</i>	●	●	●
	モクズガニ科 Varunidae	タカノケフサイソガニ <i>Hemigrapsus takanoi</i>	●	●	●
		モクズガニ <i>Eriocheir japonica</i>	●		
		アシハラガニ <i>Helice tridens</i>	●		●
		ヒメアシハラガニ <i>Helicana japonica</i>	?		●
護岸	ベンケイガニ科 Sesarmidae	アカテガニ <i>Chiromantes haematochir</i>	●		
		ユビアカベンケイガニ <i>Parasesarma erythodactyla</i>	●		
		カクベンケイガニ <i>Parasesarma pictum</i>	●	●	●
		フタバカクガニ <i>Perisesarma bidens</i>	●		

(4) 造成干潟形成にともなうカニ類の出現種

調査では太田川放水路の河口域から 6 科 14 種のカニ類が確認されたが、そのうち造成干潟ではスナガニ、ハクセンシオマネキ、コメツキガニ、チゴガニ、ヤマトオサガニ、タカノケフサイソガニ、アシハラガニ、ヒメアシハラガニ *Helicana japonica* の 8 種が確認された。種数は 2010 年の 5 種から、2011 年には 8 種に増加している。

種数や個体数の増加だけでなく、2010 年にはハクセンシオマネキ、2011 年にはスナガニといった希少種の定着もみられた。ハクセンシオマネキは、2010 年 11 月には干潟の一部の区域(平坦区 のバーム後背地)に小型個体が少数確認されただけであるが(図 2.9.4-3)、2011 年には個体数や分布域は著しく増加し、大型個体も見られるようになった。

また、2011 年には肉食性の種であるヒメアシハラガニや大型で雑食性のアシハラガニのような異なる生態型をもつ種が確認された。ヒメアシハラガニはハクセンシオマネキやチゴガニなどの他のカニ類を捕食することが知られている。このように、造成干潟では生息地の安定化や生態系の複雑化が進行していることが示唆された。



図 2.9.4-3 旭橋造成干潟におけるハクセンシオマネキの分布位置(2010 年 11 月).

(5) 太田川放水路における希少なカニ類の分布状況

2011 年 7 月に確認された太田川放水路河口域におけるハクセンシオマネキおよびスナガニの分布状況は図 2.9.4-3、2.9.4-4 のとおりである。

ハクセンシオマネキは己斐橋上流から旭橋の間に局所的に分布する。太田川放水路河口域にはこの範囲以外にも干潟は広く分布しているが、干潟の高潮

域側にコンクリートや石積みの護岸が設置されているため、ハクセンシオマネキの好む地盤高の高い干潟が少ないためである。

スナガニは旭橋上流側の左岸の一部の区域に限って生息が確認された。スナガニは高潮域の砂質の干潟に生息するため、太田川放水路河口域では生息適地はきわめて少なかった。生息が確認された区域は、護岸の石積みがなく、高潮域まで砂浜が連続している場所である。

(6) スナガニ類の生息環境

スナガニ類(スナガニ科・コメツキガニ科・オサガニ科)の各種は、底質と潮位高に応じて分布していることが知られている。太田川放水路の干潟では、砂質にはコメツキガニ、砂泥質にはチゴガニ、泥質にはヤマトオサガニがすみ分けている(図 2.9.4-5)。また、転石の下にはタカノケフサイソガニが多い。コメツキガニとチゴガニは環境選好性が異なるため、相互に排他的な分布を示す傾向が強い。ハクセンシオマネキは砂泥質に生息するため、コメツキガニや



図 2.9.4-4 太田川放水路におけるスナガニ分布図(2011 年 7 月).



図 2.9.4-5 旭橋造成干潟におけるカニ類各種の分布位置(2010 年).

チゴガニと同所的に生息することが多いが、高潮域付近にしか分布しない(図2.9.4-6)。また、スナガニは砂質の底質を好むが、高潮域付近にしか分布しないため、造成干潟での生息適地は局所的である。2011年にはバーム上と護岸沿いの部分に限って生息していた(図2.9.4-7)。そのため、干潟内での各種の分布をみると、底質の微細な違いや潮位高に応じて、パッチ状で複雑な分布パターンを示す。

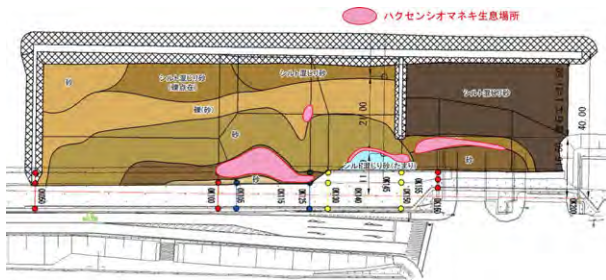


図2.9.4-6 旭橋造成干潟におけるハクセンシオマネキの分布図(2011年7月)。



図2.9.4-7 旭橋造成干潟におけるスナガニの出現範囲(A: 2011年10月)と出現地(B: 2011年10月)。

ハクセンシオマネキは、砂泥質または礫のある砂浜で、高潮線に比較的近く、地盤がやや固いところを好む(日本ベントス学会編 2012)。2012年10月29日の観察では、ハクセンシオマネキの分布域の下限は造成干潟ではおよそC.D.L. 約2m(T.P. 0.2m)、自然干潟ではC.D.L. 2.1m(T.P. 0.3m)であった。ハクセンシオマネキの好む底質を特定するため、底質を採取して粒度組成を分析した。造成干潟の地盤高が高い区域では、バームの護岸側を除いて砂分が多い底質であるため、ハクセンシオマネキはコメツキガニと同所的にみられることが多い。これに対して、旭橋の上流側の自然干潟では底質の砂分やシルト・粘土分の割合に応じてコメツキガニまたはチゴガニと同所的に生息する。それぞれの場所で、ハクセンシオマネキの多いところ、生息しないところ、他種と共存するところの底質の粒度組成を比較した。造成干潟のコメツキガニとの共存域では、シルト・粘土分がハクセンシオマネキの多いところでは6.6%、少ないところでは3.9%、コメツキガニだけが生息しているところでは2%であった。また、礫分も8% 4.4% 3.6%と順に減少している(図2.9.4-8)ハクセンシオマネキが砂泥質の底質を好む結果が現れており、砂分が卓越するとコメツキガニが生息ようになる。一方、自然干潟のチゴガニと共存する区域では、ハクセンシオマネキ単独域ではシルト・粘土分/(シルト・粘土分+砂分)が10.2%、共存域では13.5%、チゴガニ単独域では14.3%であり、シルト・粘土分が一定の割合以上になると、チゴガニが優占しハクセンシオマネキが生息しなくなると考えられる(図2.9.4-9)。

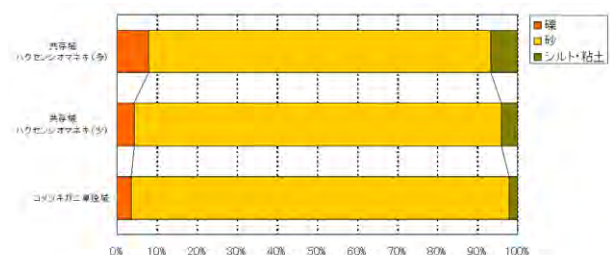


図2.9.4-8 旭橋造成干潟におけるハクセンシオマネキとコメツキガニの生息場所の粒度組成。(礫: 2.0mm以上, 砂: 2.0~0.075mm, シルト・粘土: 0.075mm)

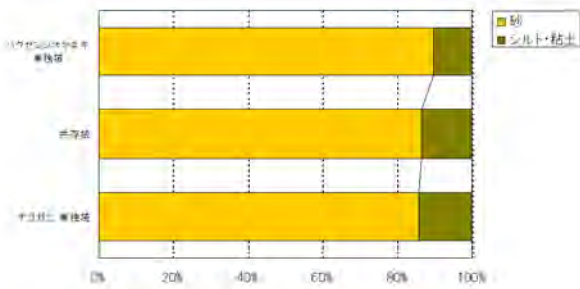


図 2.9.4-9 旭橋上流側の自然干潟における八クセンシオネキとチゴガニ，ならびにそれらの共存域における粒度組成。

2.9.5 造成干潟の鳥類

干潟はシギ・チドリ類，サギ類などの多くの野鳥の採餌場所として重要である．太田川放水路河口域では春の干潮時に出現する干潟などには多くのシギやサギ類がみられるので（図 2.9.5-1～3），造成干潟がこれらの野鳥類にどのように利用されるか検討するために，干潟造成直後の 2010 年に鳥類の生息状況を調査した．

(1) 調査方法

多くが旅鳥であるシギ・チドリ類による干潟の利用は春季と秋季に集中するので，調査は春と秋におこなった．

太田川河川敷の管理道を放水路に沿って歩き，双眼鏡とスコープを用いて鳥類を同定し，個体数を計数した．2010 年は干潟造成直後でもあり，底質が砂地でまだカニ類やゴカイ類はほとんど定着していないせいか，鳥類の利用はほとんどみられなかった．ここに示す調査結果は，造成干潟の周辺の太田川放水路下～中流域でのものである．

(2) 結果

春季の調査結果は図 2.9.5-4 に示すとおりである．調査期間中には，チュウシャクシギ *Numenius phaeopus*（図 2.9.5-2～3），ムナグロ *Pluvialis fulva*（図 2.9.5-3），キアシシギ *Heteroscelus brevipes*，ハマシギ *Calidris alpina* のなど 7 種のシギ・チドリ類がみられた．個体数が多いのはチュウシャクシギ，ついでハマシギ，キアシシギの順であった．

秋季の調査結果は表 2.9.5-1 のとおりで，春季と比べると旅鳥のシギ類がまったく出現していないのが特徴である．調査時期が限られたことと，秋季には春季に個体数の多かったチュウシャクシギの渡り



図 2.9.5-1 旭橋左岸下流側干潟のチュウシャクシギ（左）とコサギ（右）． 2010 年 5 月 13 日． 撮影：鶴崎．造成干潟の下流側の春の大潮時に出現する干潟に飛来したものの。



図 2.9.5-3 旭橋左岸の干潟（造成干潟ではない）に出現するシギ類． 撮影はいずれも 2010 年 4 月 26 日． 撮影：原竜也氏．



図 2.9.5-2 チュウシャクシギ 2010 年 4 月 26 日．旭橋左岸下流側造成干潟のさらに下流側の干潟． 撮影：原竜也氏．

ルートが異なることが大きな原因だと考えられる。

なお、旭橋左岸下流の造成干潟は、その後の観察ではチュウシャクシギなどに利用されることがあるが、その頻度は少ないと考えられる。広い行動圏をもつため、確率的に造成干潟の利用頻度が少ないこと、さらに連続した生息環境を好むため周辺の干潟のほうがシギ・チドリ類に利用されやすいなどの要因が想定される。

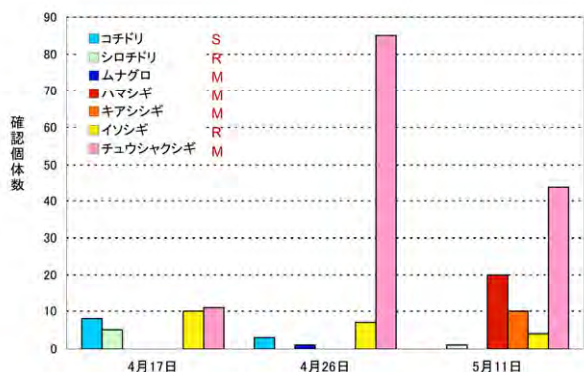


図 2.9.5-4 太田川放水路河口から新己斐橋までの範囲でのシギ・チドリ類の確認個体数。2010年4月～5月の3回の調査に基づく。S = 夏鳥, R = 留鳥, M = 旅鳥 (春または秋にのみ通過。ただしハマシギは

表 2.9.5-1 太田川放水路新己斐橋から庚午橋間での鳥類の確認種と個体数。調査日は2010年10月9日。シギ類は留鳥のイソシギしか確認されていないことに注意。セグロカモメ、ウミネコの2種は冬鳥、他

目	科	種	個体数
ペリカン目	ウ科	カワウ	1
コウノトリ目	サギ科	ダイサギ	1
		コサギ	13
		アオサギ	1
タカ目	タカ科	ミサゴ	4
		トビ	3
チドリ目	シギ科	イソシギ	2
	カモメ科	セグロカモメ	9
		ウミネコ	1
スズメ目	セキレイ科	ハクセキレイ	4
	ツグミ科	イソヒヨドリ	1
	ハタオリドリ科	スズメ	24
	カラス科	ハシブトガラス	9
種数	5目9科13種		

2.9.6 干潟における保護上重要な動物

太田川放水路の干潟または塩生植物群落で生息が確認された動物には、環境省レッドリスト(2012)または広島県レッドリスト(2011)に掲載されているものが6種、それらには掲載されていないが日本

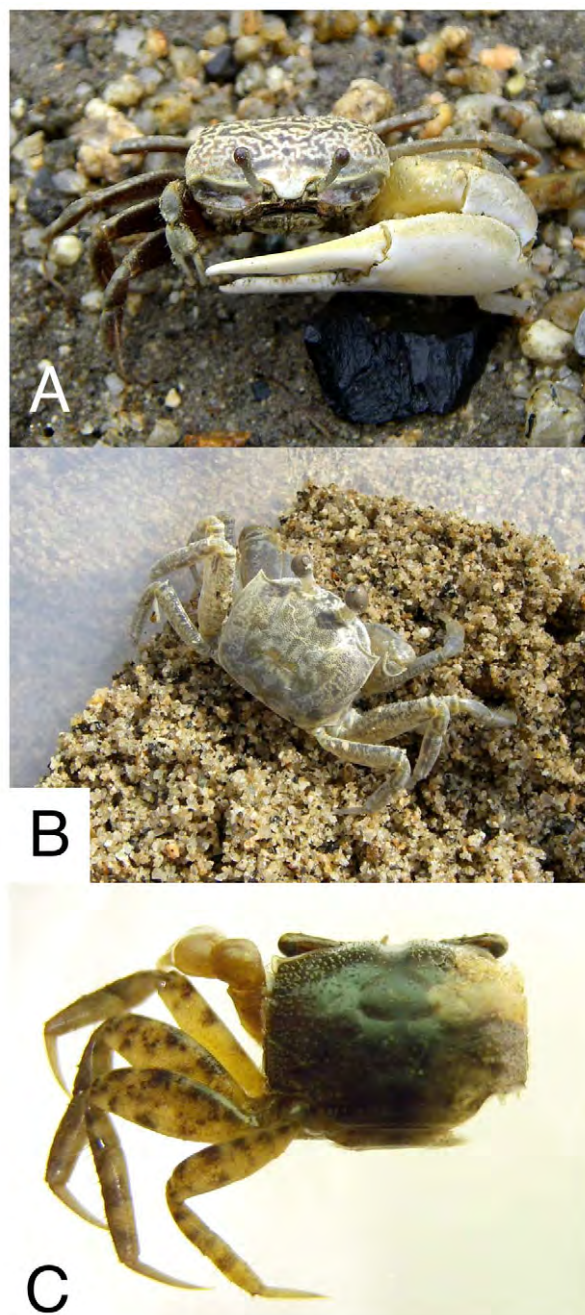


図 2.9.6-1 希少種のカニ。A: ハクセンシオマネキ。B: スナガニ。C: ヒメアシハラガニ。(撮影: 井原 庸)

ベントス学会が編集した「干潟の絶滅危惧動物」に選定されているものを加えると8種含まれている。今後の干潟の管理にも、これらの種への配慮は重要であるので、ここにまとめて掲載する。

略号：VU = vulnerable 絶滅危惧 II 類, NT = near threatened 準絶滅危惧, DD = Data deficient 情報不足, AN = Attention needed 要注意種. 絶滅危険度は VU > NT, DD, AN は絶滅危険度に関して, 他のランクとの軽重はない(とくに DD は, 情報が集積されれば, 実際には非常に危険になっているという場合もありうる) 環境省は環境省レッドリスト(2012), 広島県は広島県レッドリスト(2012), 日本ベントス学会は日本ベントス学会が独自に編集した干潟生息動物のレッドリスト(日本ベントス学会 2012).

(1) ハクセンシオマネキ *Uca lactea* (環境省 VU; 広島県 NT; 日本ベントス学会 NT)(スナガニ科)(図 2.9.6-1A): 伊豆半島以南の本州・四国・九州, 国外では朝鮮半島, 中国, ベトナムに分布する. やや礫のまじる砂泥質の干潟の高潮帯に生息する. この高潮帯付近は護岸工事で失われる場合が多いため, 瀬戸内海など都市近郊では本種の生息地は減少している. 繁殖のピークは 6~8 月(和田 2000).

太田川放水路では旭橋~新己斐橋間左岸の砂堆積地の高潮帯付近でごくわずかな生息が確認されているのみだった. 旭橋造成干潟で干潟完成の 2010 年の夏に出現した. 今回の旭橋下流造成干潟ではちょうど高潮帯に近い礫混じり砂質の干潟ができたために新たに定着したものと考えられる.

(2) スナガニ *Ocyropsis stimpsoni* (広島県 NT)(図 2.9.6-1B). 日本では東北地方以南の砂浜海岸に広く分布し, 後浜に深い縦穴を掘って生息する甲幅 3 cm のカニである. 本種は日本海側の砂浜海岸ではふつうに生息しているが, 瀬戸内海沿岸ではその生息地は大規模な砂浜が開発等の影響で著しく減少している. 旭橋造成干潟では 2011 年から出現した. 太田川水系や周辺地域ではハクセンシオマネキ以上に希少な存在になっていたため, 今回の造成干潟での出現は特筆される.

(3) ユビアカベンケイガニ *Parasesarma tripectinis* (Shen 1940) (日本ベントス学会 NT): 静岡県から沖縄諸島にかけてに生息. 塩性湿地のやや上部付近(アシハラガニよりもやや高いところを好む)に生息するため, ハクセンマネキと同様生息地が失われやすい. 太田川放水路河口域では植生が発達したところに多い.

(4) ヒメアシハラガニ *Helicena japonica* (K. Sakai & Yatsuzuka 1980) (モクズガニ科) (日本ベントス学会 NT)(図 2.9.6-1C): 房総半島以南から台湾,

中国に分布. 河口干潟のハクセンシオマネキやコムツキガニが生息するような干出地でそれらと混棲する. 肉食の強い雑食性で, ハクセンシオマネキやチゴガニを捕食する(三浦 2008). 旭橋造成干潟では 2011 年から出現した.

(5) キバネキバナガミズギワゴミムシ *Armatocillenus aestuarii* S.Uéno & Habu (環境省 VU; 広島県 NT)(図 2.9.6-2A): 環境省レッドリスト(2012)では前回(2007)の NT から VU にランクが上がった. 次種, キバナガゴミムシとともに干潟に生息するオサムシ科昆虫で, 満潮時には石下や砂中の坑道に潜み, 隙間にたまった空気の泡を空気えらとして利用することで酸素を得ているものと思われる. 干潮時には干潟の砂泥表面を歩いているのが見つかる. トビムシなどを捕食しているといわれるが, 2010 年 6 月 14 日に採集したキバネキバナ

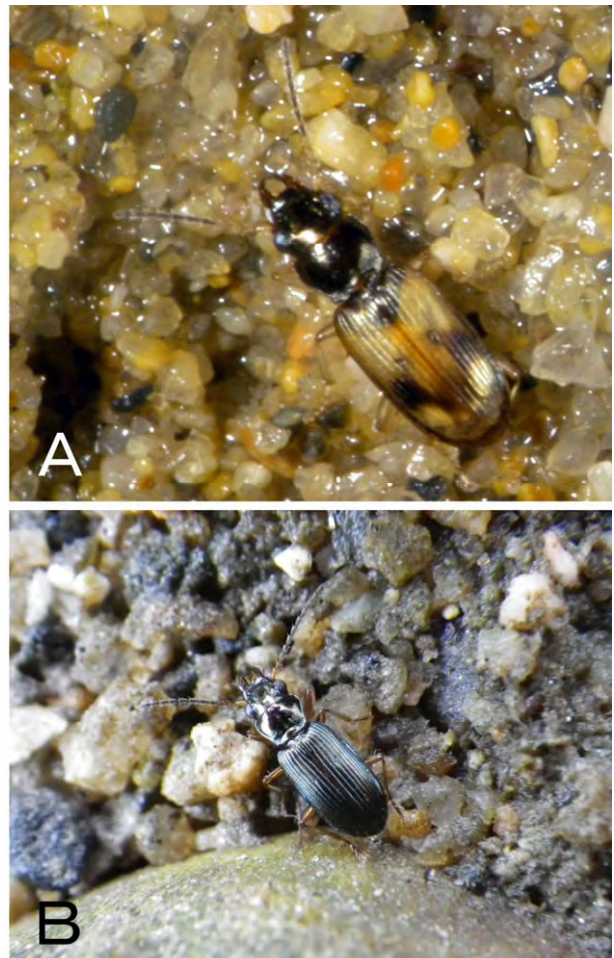


図 2.9.6-2 キバネキバナガミズギワゴミムシ(上:旭橋造成干潟, 2010 年 6 月 14 日, 撮影: 鶴崎)とキバナガミズギワゴミムシ(下:旭橋造成干潟, 2011 年 7 月 1 日, 撮影: 亀山剛).

ガミズギワゴミムシは市販の乾燥フレーク状の金魚の餌でしばらく飼育できた。濡れた砂中に坑道を掘り、同一坑道に複数個体が共存した。次種キバナガゴミムシよりも海に近い場所に生息する(森田ら 1996; 豊橋市自然史博物館 2010)といわれるが、旭橋下流造成干潟ではこの違いは明瞭でない。旭橋下流造成干潟での生息確認地点は造成干潟の河川中央に近い最末端部である(図 2.9.6-3)。

寺田(1996)によると、太田川では京橋川と猿俣川の合流点から約 2.5km 上流の新こうへい橋(祇園新道)の下にわずかに残されたヨシ原で 1990 年と 1995 年のいずれも 6 月上旬に生息が確認されている。ヨシ原中には見つからず、次種とともに干潮時にはその周辺の泥地や砂地の表面を動き回っているのが観察されている。

分布は千葉県以西の本州・四国・九州(森田ら 1996)。



図 2.9.6-3 旭橋下流造成干潟におけるキバナキバナガミズギワゴミムシの生息ポイント。2010 年 6 月 14 日。

(6) キバナガミズギワゴミムシ *Armatocillenus yokohanae* (Bates) (広島県 NT) (図 2.9.6-2B)。旭橋造成干潟での 2011 年 7 月 1 日の調査時に確認された。確認地点は、前種とほぼ同様、造成干潟の海側末端部である。広島市付近では太田川新こうへい橋(1990 年と 1995 年のいずれも 6 月上旬: 寺田 1996)、宮島の南側海岸の河口(2006 年 5 月: 大塚 2006)、山口県錦川河口(2008 年 6 月上旬: 大塚・寺田 2008)、愛媛県松山市重信川河口(河上ら 2008)と、前種キバナキバナガミズギワゴミムシよりもやや多く記録されている。瀬戸内海では他に、大阪府淀川河口(河上 2002)でも確認されている。

分布は北海道から奄美大島まで(森田ら 1996)。(7) ジュウサンホシテントウ *Hippodamia tredecimpunctata* (広島県 NT)。ヨシ原に生息し、ヨシを 2 次寄主とするモモコフキアブラムシを捕食する種である。ヨシが生育していない旭橋下流の造成干潟では出現していないが、2005 年 10 月 24 日に己斐橋直下のヨシ群落のスウィーピングで採集されている。

(8) イソタナグモ(広島県 AN 要注意種)(図 2.9.6-4)。イソタナグモ *Paratheuma shirahamaensis* (Oi, 1960) はウシオグモ科に属し、磯浜の波しぶきがかかるような高潮帯付近の岩のくぼみなどにシート網を張る海浜性のクモである。琉球列島から北海道までの日本列島各地と韓国の海岸で分布が知られている。よく似た種にシマイソタナグモ *Paratheuma insulana* (Banks 1902) があり、日本国内では小笠原諸島、硫黄島、尖閣列島などで最初に報告されたが、フロリダ半島、キューバ、ハイチなどに分布し、人為的に移入されたと考えられている(小野 2006)。井原は、広島県、山口県、福岡県の海岸でも本種の生息を確認している。太田川放水路では旭橋から己斐橋の間で両種の存在を確認した。生息場所は高潮帯付近の石下などである。両種の生息環境には違いがみられないため、競合する可能性があり、今後の動向が注目される。旭橋造成干潟でも 2010 年 11 月に幼体であるが、1 個体が石下から確認されている。この個体は暫定的にイソタナグモ



図 2.9.6-4 シマイソタナグモ(左)とイソタナグモ(右)の雌の背面観(上)と外雌器(下)(撮影: 井原)

としているが、幼体なので、正確にはどちらの種であるか未確認で、今後、成体を採集してこの点については確認の必要がある。

なお、最近、本属の日本における第3の種が新種として沖縄本島から新種として報告された (Shimojana 2012)。

2.9.7 感潮性陸生動物および干潟のカニ類の保全の観点からの留意点

2010年3月に完成した旭橋左岸下流造成干潟では、造成から2年以上が経過し、カニ類のところでふれたように砂質、砂礫質、泥質など多様な底質が出現しつつあり、それにつれて生息するカニ類にも多様化がみえている。

ハクセンシオマネキやスナガニなど高潮側の砂泥または砂質の浜を必要とする種にとっては高潮域のこれらの環境が今後も維持されることが重要である。ただし、このような干潟の高潮域側はフクドやハマサジなどの塩生植物群落も発達しやすい場所でもある。植物の定着は底質の変動の緩衝作用をもつと考えられるため、塩生植物群落の安定化はカニ類の質の高い生息地を提供する可能性が高い。今後も生態系の変化を継続して注意深く観察してゆく必要があると思われる。

カニ類は幼生時期にプランクトン生活を送った後に、稚ガニ(図2.9.7-1)となって干潟に定着する。旭橋造成干潟で造成後速やかにハクセンシオマネキが定着したのは、上流側に供給源となる生息地があったためである。干潟のカニ類やその他の感潮性陸生動物の保全を考える場合には、対象となる造成干



図 2.9.7-1 ハクセンシオマネキの稚ガニ(撮影: 2011年10月16日. 井原 庸)

潟だけでなく供給源となる周辺の地域個体群や生態系全体を考慮した目標設定が必要になると思われる。

また、干潟上の転石の存在は、ハネカクシ類などの潮間帯性の昆虫の生息にかなり重要と思われる。キバネキバナガミズギワゴミムシやキバナガミズギワゴミムシなどのレッドリスト掲載種の生息にも一定の役割を果たしている可能性がある。干潟造成には若干の転石を意図して配置することがこれらの動物の生息場所確保の点で望まれる。

2.9.8. 謝辞

トビムシ類の同定についてご教示をいただいた一澤圭博士(鳥取県立博物館)とキバネキバナガミズギワゴミムシやハネカクシ類の同定にご教示と多くの文献のお世話をいただいた河上康子氏に御礼申し上げます。

また、鳥類の調査では原竜也氏と松本明子氏の協力を得た。原氏には鳥類の写真もお借りした。カニ類の調査では井原恵氏の協力を得た。以上の方々に御礼申し上げます。

2.9.9 引用文献

Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2005) Ecology. From Individuals to Ecosystems. 4th edition. Blackwell Science, Oxford, 738 pp.

Bortone, S. A. (ed.) (2005) Estuarine Indicators. CRC Press, Boca Raton, Florida, 531 pp.

Finch, O.-D., Krummen, H., Plaisier, F., Schultz, W. (2007) Zonation of spiders (Araneae) and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in island salt marshes at the North Sea coast. Wetlands Ecology and Management, 15: 207-228.

逸見泰久 (1994) 和白干潟の生きものたち. 海鳥社(福岡市) 195 pp.

Irmeler, U., Heller, K., Meyer, H., Reinke, H.-D. (2002) Zonation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneida) in salt marshes at the North and the Baltic sea and the impact of the predicted sea level increase. Biodiversity and Conservation, 11: 1129-1147.

河上康子 (2002) 淀川河口からのキバナガミズギワゴミムシの記録. Nature Study, 48(10): 9.

- 河上康子 (2004) 大阪湾とその近郊の海浜・河口における地表性甲虫相. 昆虫と自然, 39(12) 8-11.
- 河上康子 (2008) 大阪市南港野鳥園におけるウスアカナギサハネカクシの季節消長. 昆虫(ニューシリーズ), 11: 69-73.
- 河上康子・平田慎一郎 (2007) 大阪湾の海浜性昆虫の話. pp. 22-23. In: 村上健太郎・平田慎一郎(編)波打ち際の自然史.(きしわだ自然資料館), 60 pp.
- 河上康子・岸本光樹・瀬島翔馬・末永晴輝 (2008) 愛媛県重信川河口干潟からの地表性甲虫類の記録. ねじれば(日本甲虫学会), No. 122, pp. 8-11.
- 河上康子・大橋和典・稲畑憲昭 (2004) 兵庫県播磨灘沿岸と和歌山県紀伊水道沿岸の海浜性甲虫相および種構成と海浜環境の関係に関する検討. 大阪市立自然史博物館研究報告, No. 58, pp. 19-46.
- McLusky, D. S. & Elliott, M. (2004) The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management. 3rd Ed. Oxford University Press, Oxford, 214 pp.
- 三浦知之(2008) 干潟の生きもの図鑑. 南方新社(鹿児島市) 197 pp.
- 森田誠司 (1993) 海棲のオサムシ科甲虫について. 昆虫と自然, 28 (11): 17-22.
- 森田誠司・白井勝巳・蟹江昇・長谷川道明 (1996) 愛知県におけるキバナガミズギワゴミムシ類の採集記録. 豊橋市自然史博研報, No. 6, pp. 27-30.
- 日本ベントス学会編 (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑. 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会(東京) 285 pp.
- 野崎達也・野崎陽子 (2006) 岡山県沿岸部における半翅目(Hemiptera) ~瀬戸内市邑久町虫明宇藤の事例~. すすむし, 141: 1-14.
- 大塚健之 (2006) 2006年に広島県西部の島嶼で採集した甲虫の記録. 広島虫の会会報, No. 47, pp. 75-78.
- 大塚健之・寺田勝幸 (2008) 山口県の錦川とその支流で採集した甲虫の記録. 広島虫の会会報, No. 47, pp. 50-52.
- 小野展嗣 (2006) 相模灘沿岸海域の海浜性クモ類. 国立科学博物館専報, No. 42, pp. 255-274.
- 小野勇一(1995) 干潟のカニの自然誌. 平凡社(東京) 271 pp.
- Shimojana, M. (2012) A new species of the marine spider genus *Paratheuma* (Araneae: Agelenidae) from Okinawajima Island, Japan. *Acta Arachnologica*, 61: 93-96.
- 寺田勝幸 (1984) 広島虫の会会報, No. 22, pp. 51-57.
- 寺田勝幸 (1996) 新こうへい橋(広島市)のアシ原で発見された好汽水域のゴミムシ類. 広島虫の会会報, No. 47, p. 34.
- 豊橋市自然史博物館(2010) 干潟の自然. ~汐川干潟・六条潟・三河湾の干潟~. 豊橋市自然史博物館ガイドブック 7. 63 pp.
- 鶴崎展巨・福家菜緒・亀山 剛・井原 庸 (2009) 塩生植物群落の陸上節足動物群集. pp. 233-251. In: 福岡捷二(編)太田川放水路における生態工学研究. —太田川生態工学研究会 中間とりまとめ—. 297 pp. (太田川生態工学研究会)
- 和田恵次 (2000) 干潟の自然史. 砂と泥に生きる動物たち. 京都大学学術出版会(京都市) 205 pp.
- 安永智秀・高井幹夫・中谷至伸(編)(2001) 日本原色カメムシ図鑑 陸生カメムシ類 第2巻. 全国農村教育協会(東京), 350 pp.

2.10 研究成果に関する総合的な考察

2.10.1 基本的な考え方

本項では、上述の研究成果(2.3~2.9)として明らかとなった太田川放水路の河川汽水域・干潟環境に関する知見について、各専門分野の関連性を踏まえた総合的な視点で考察する。

基本的な考え方として、太田川放水路の干潟環境の形成・変化に着目し、「干潟の物理環境の形成・変化に関わる主たる要因」に対する「物理環境の形成・変化過程とその機構」、に伴う「生物の生息・生育状況とその物理環境形成・変化との関わり」の知見を抽出、それらの関連性を分析・整理する。「干潟の物理環境の形成・変化に関わる主たる要因」としては、「太田川放

水路整備→(1)」、「潮汐→(2)」、「地下水流れ→(3)」、「洪水→(4)」、「干潟の造成→(5)」に着目し、それぞれの要因に対する地形、河床材料、微地形、塩分濃度等の干潟の物理的環境要素(の列)と底生生物、塩生植物、陸生節足動物等の干潟特有の生物の応答関係(の列)をとりまとめた。

干潟環境の形成・変化の全体像と総合的な考察の関連性を図2.10.1-1に、総合的な考察の全体アウトラインを表2.10.1-1に示す。

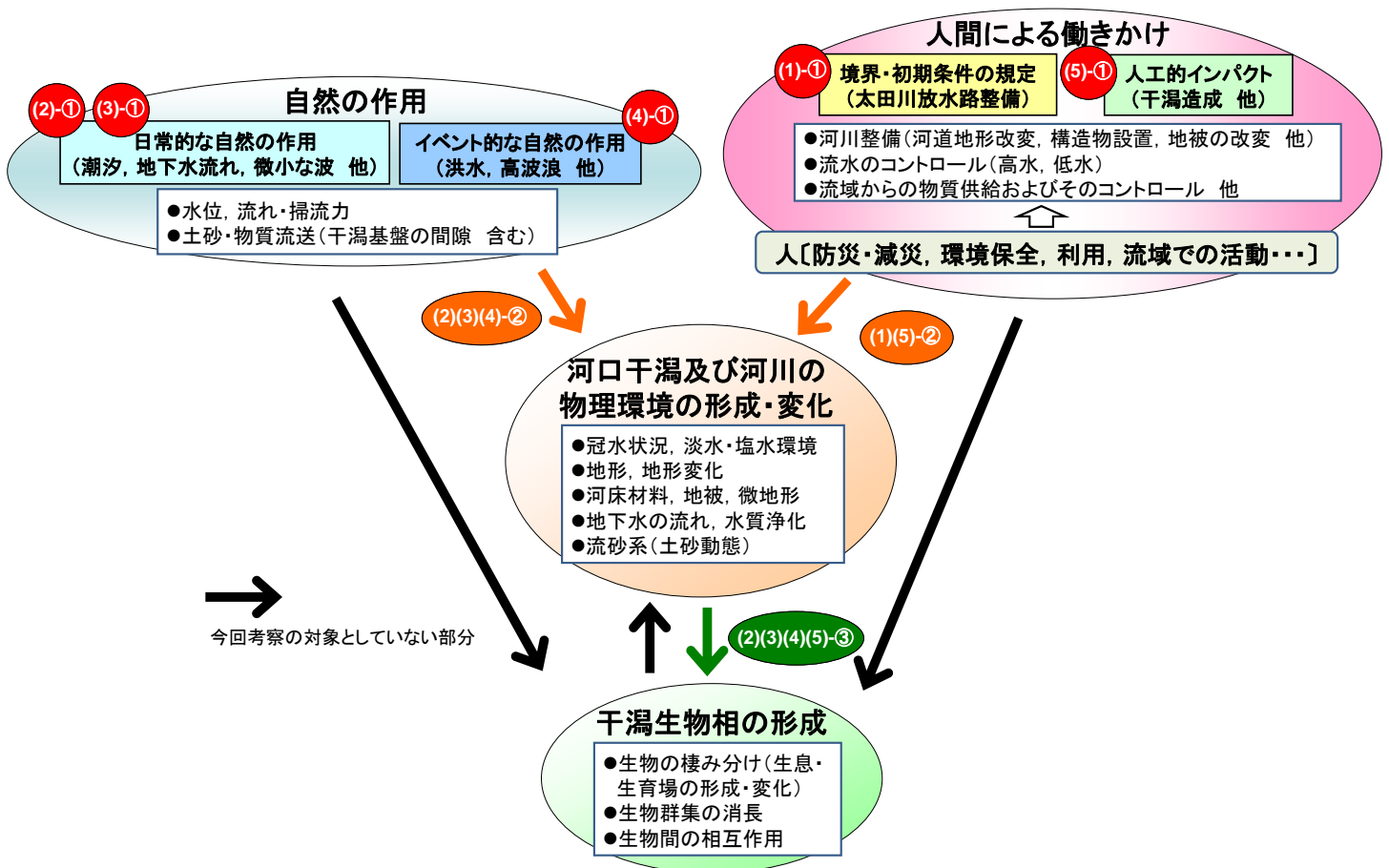


図2.10.1-1 干潟環境の形成・変化の全体像と総合的な考察の関連性

図中の番号(1), などは総合的な考察の全体アウトライン(表2.10.1-1)の行, 列の項目に対応している。なお, 本考察が, 図中の全ての内容を網羅しているわけではない。

表 2.10.1-1 総合的な考察の全体アウトライン

	干潟の物理環境の形成・変化に関わる主たる要因	物理環境の形成・変化過程とその機構	生物の生息・生育状況とその物理環境の形成・変化との関わり
(1) 干潟の物理環境の基盤としての基本的河床の成立	<p>【境界・初期条件の規定】</p> <p>太田川放水路整備</p> <ul style="list-style-type: none"> ・河道浚渫・掘削 ・高水敷掘削（複断面化）、護岸整備 ・緊急用河川敷道路整備 <p>潮汐・洪水（経年）</p>	<ul style="list-style-type: none"> ・放水路河道に応じて、干潟環境の基盤となる基本的な河床が形成（形状、表層の材料） ・太田川放水路では、河床形状により3つのタイプの干潟（湾曲内岸タイプ、直線2タイプ、直線3タイプ）が形成 	<ul style="list-style-type: none"> ・縦断的に変化の富んだ干潟環境に適応した多様な生態系が成立 →(2), (3)で記述
(2) 潮汐によって形成される干潟環境	<p>【日常的な自然の作用】</p> <p>潮汐</p> <ul style="list-style-type: none"> ・最大潮差 4 m ・分派点で淡水の流入を制御 	<ul style="list-style-type: none"> ・潮汐に伴う河川水の塩分変化 ・潮汐に伴う浮遊土砂、有機泥輸送量の変化 ・これらに平常時の微少な波の作用が加わって、表層材料変化や微地形形成が生じる 	<ul style="list-style-type: none"> ・塩分変化や冠出時間（地盤高）、河床材料に応じて、底生生物、塩生植物等が分布
(3) 地下水流れによって形成される干潟環境	<p>【日常的な自然の作用】</p> <p>地下水流れ</p> <ul style="list-style-type: none"> ・陸域のデルタ地下と河川の水位関係に起因する地表下数 m での地下水流れ ・河川構造物や微地形（タイドプールなど）によって生じる地表下数十 cm での地下水流れ 	<ul style="list-style-type: none"> ・矢板の有無による地下水流れ（地表下数 m）の違い ・タイドプールに起因する地下水流れ（地表下数十 cm） 	<ul style="list-style-type: none"> ・地下水流れによって底生生物の良好な生息場が形成
(4) 洪水による干潟環境の変化	<p>【イベント的な自然の作用】</p> <p>洪水（一洪水）</p> <ul style="list-style-type: none"> ・矢口第一観測所で水位が T.P.4.6 m（流量で約 400 m³/s）を超えると祇園水門を全開 ・太田川放水路完成後、矢口第一観測所で 4,000～5,000 m³/s 規模の洪水は 5～6 年に一回程度、1,000 m³/s に満たない小規模の洪水は年数回発生 	<ul style="list-style-type: none"> ・洪水による比較的規模の大きい河床高・河床材料の変化 ・洪水による塩分環境の変化（淡水化） 	<ul style="list-style-type: none"> ・洪水に伴う擾乱（河床変動、塩分環境の変化）により底生生物は一時的に消失するが、その後回復
(5) 造成した干潟（干潟再生試験）の干潟環境	<p>【人工的インパクト】</p> <p>干潟造成（干潟再生試験）</p> <ul style="list-style-type: none"> ・1 m 以上の盛土を行い、干潟を造成 ・形状の異なる区域（斜面区、平坦区、現況高区（非盛土））を設定 ・干潟前面に捨石護岸を設置 ・矢板は未設置 	<ul style="list-style-type: none"> ・干潟造成後の地形・河床材料の変化 ・微地形（バーム、水溜まり）の形成 ・試験区前面は深掘れし、下流に砂州が形成 	<ul style="list-style-type: none"> ・干潟造成前後で生物相が変化 ・地形や河床材料の変化、微地形の形成に応じて底生生物、塩生植物等が分布

2.10.2 太田川放水路の干潟環境の総合的な考察

(1) 干潟の物理環境の基盤としての基本的河床の成立

河口干潟環境の成立は、潮間帯に一定程度の規模と安定性を持つ河床形状が存在することが前提となる。太田川放水路がこの前提を満足するような基本的河床形状を持つに至った仕組みを理解することが、「太田川放水路の河口干潟環境」を理解するための出発点となる。この仕組みと放水路整備とは密接な関係を持つことから、最初に放水路整備の状況を改めて概観する。

太田川放水路の整備

太田川放水路は、福島川と山手川を掘削、浚渫して整備され、1967（昭和42）年に概成した。太田川放水路と旧太田川の分派点には大芝水門・祇園水門が設置され、平水時では大芝水門の可動堰を全開とし、祇園水門はゲート3門のうち右岸側1門のみを30cm開き放水路に河川水を流している。洪水時は祇園水門を全開とし、大芝水門のゲート開度を全開からT.P.2.45mまで下げることによって洪水を放水路に通水している。

太田川放水路は、全川にわたり複断面河道として計画され、高水敷が潮間帯の高さに設定されたことから、河岸沿いに干潟が残っている。0k000より下流は戦前から河道中央部付近の浚渫が行われ、0k000より上流は戦後から河道掘削が本格的に行われた。0k000付近~2k200区間では高水敷前面には低水護岸（T.P.0.0~0.8m）が設置されているが、0k000より下流では干潟前面に護岸が設置されていないため、干潟が浸食・洗掘を受けている。

地震等の災害時の緊急輸送路を担う緊急用河川敷道路

は、0k200から5k400までの区間の両岸で整備済みであり、今後、左岸側では0k200からC1k500までの1.7kmの区間で延伸する計画がある。

干潟環境の基盤となる基本的な河床形状の形成

太田川放水路に形成された干潟は、その基盤となっている基本的な河床形状から湾曲内岸タイプ、直線2タイプ、直線3タイプの3つのタイプの干潟に分類される（それぞれの干潟の区間は図2.10.2-1参照）。

湾曲内岸タイプの干潟は、蛇行区間である1k200~5k200付近において、湾曲内岸に形成される砂州に対応するものである。この砂州は固定砂州として存在し、砂州高が潮間帯にあることから、干潟となっている。直線2および3タイプの干潟はいずれも上記蛇行区間下流に続く直線区間に存在し、上述のように複断面形状として施工された放水路の高水敷部分に対応しており、高水敷高が潮間帯に位置していたために干潟となったものである。

直線2タイプの干潟（C2k800~0k200）は、太田川放水路を整備する以前に流れていた福島川の河床に起因するものである。この区間では、河道中央部付近を浚渫して低水路として通水しているが、河岸沿いは高水敷として、浚渫が行われなかったことから、高水敷状の河床部分が干潟となった。この干潟は、後述の直線3タイプの干潟と異なり、高水敷状河床と低水路との間に護岸が設置されていないため、洪水などによる侵食・洗掘作用を受ける。実際、直線2タイプの干潟の河道横断方向の幅は全体として減少してきており、近年は河床高が低下する傾向も場所により確認される。

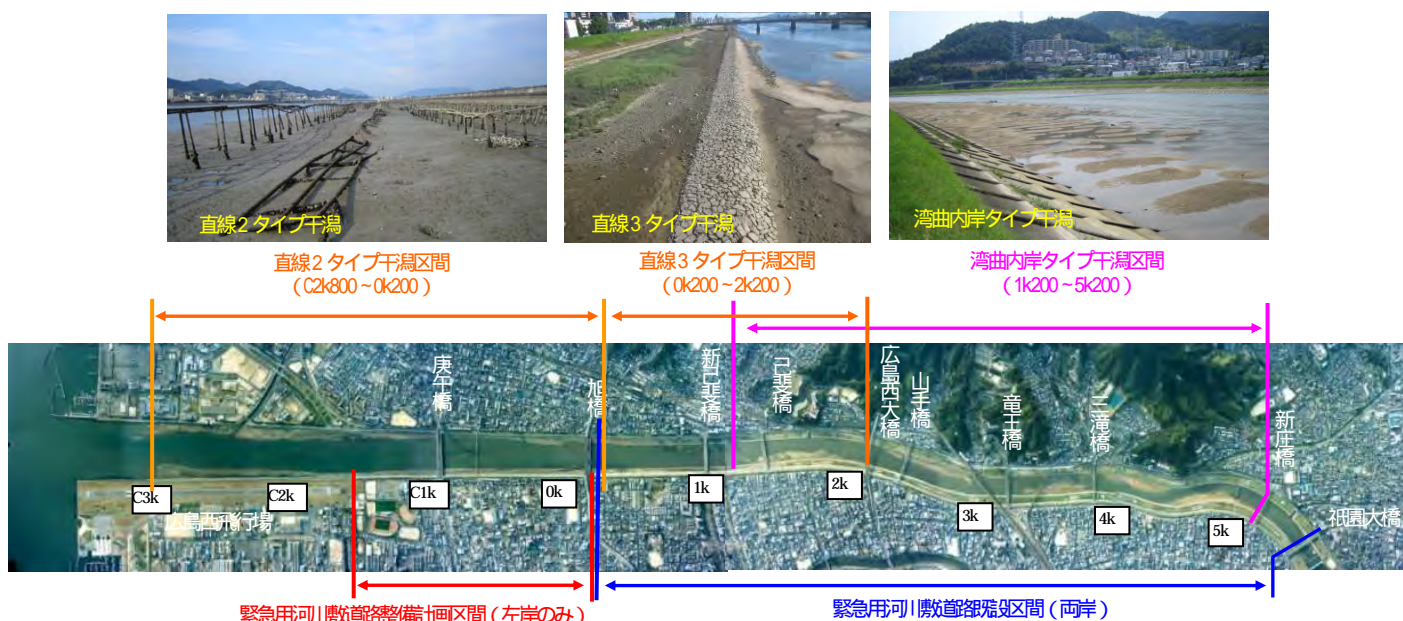


図2.10.2-1 太田川放水路位置図

直線3タイプの干潟(0k200~2k200)は、山手川を開削して放水路を整備した区間であり、直線2タイプの干潟よりは河床高が高いものの、高水敷高が潮間帯に位置していたことから、高水敷部分に干潟が形成された。直線3タイプの干潟が存在する区間は、直線2タイプの干潟より上流に位置し、掃流力もやや大きくなることから、侵食・洗掘作用もより大きいと推察できるが、高水敷に形成された干潟は低水護岸により保護されているため、侵食・洗掘作用による干潟幅の減少が防がれている。なお、本タイプの低水路との干潟境界には、護岸前面の低水路河床が洗掘を受け、護岸を挟んで河床高の違いが大きくなることから、非連続的な状況を呈す傾向が見られる。また、高水敷前面に設置された低水護岸の近傍では、洪水時に流速が大きくなるため、護岸近傍の干潟が洗掘を受け、護岸天端よりも低い溝となり、1k600付近では低水護岸背面にタイドプールが形成されている。

直線2タイプ、直線3タイプの干潟がある直線区間には、低水路に交互砂州が形成されているが、砂州の高さは潮間帯より低いいため砂州は干出ししない。低水路に形成された交互砂州は洪水流により流下し、低水路河床高が変化することで、低水護岸が設置されていない直線2タイプの干潟形状も変化している。

(2) 潮汐によって形成される干潟環境

干潟環境形成における潮汐の特徴

太田川放水路河口では、大潮期に約4m、小潮期に約1mの潮差がある。この潮差と(1)で述べた様々な仕組みによって形成された多様な河床地形によって、大潮最干時に約63ha(平成18年計測)の干潟が出現し、冠水頻度も場所によって異なる。また、太田川は河口から約10km上流がデルタ扇頂に位置するが、大潮満潮時には扇頂を越えて河口から12km地点まで海水が遡上する。太田川放水路における淡水の流入量は、祇園水門、大芝水門によって操作されており、潮汐に依存して放水路と市内派川への分派量は変化するが、平水時には太田川放水路に1割程度の河川水を通水している。

潮汐に伴う干潟の物理環境の変化

1) 潮汐に伴う河川水中の塩分変化

祇園大橋地点(5k400)では、平水時の潮汐に伴い、塩分が0~30psuの範囲で変動している。旭橋地点(0k000)における塩分の横断面分布によれば、大潮期の下げ潮初期には上層を流下してきた低塩分水によって成層が発達していることを示しているが、横断方向への塩分勾配はほとんどない。旭橋地点(0k000)の低水路

中央部における塩分の鉛直分布の経時変化によれば、満潮の1時間後~干潮の2時間前あたりまで塩分成層が形成されているが、他の期間は塩分の鉛直分布はほぼ一様で、強混合状態にある。

2) 潮汐に伴う浮遊土砂、有機泥輸送量の変化

浮遊土砂(河床から巻き上がった細かい土砂)に着目した2008年の調査では、太田川放水路河口(C0k600、右岸)において平水時に上流方向へ浮遊土砂の輸送が確認された。浮遊土砂は横断方向へも輸送されており、大潮の上げ潮期に河岸方向へ輸送される傾向がある。有機泥(主に海域から輸送される土粒子に有機物が付着したもの)に着目して太田川放水路全域で調査が行われた2004年~2005年では、有機泥の沈降量は夏期に多く、7月~9月には放水路全域で10g/m²/hr程度の沈降量があり、8割以上がシルト・粘土分(粒径0.075mm以下)であった。平水時では、浮遊土砂が河道から河岸方向に輸送されており、洪水時に洗掘した箇所へ堆積が生じ、河床材料は細粒化する傾向にある。さらに、広島湾から輸送される有機泥により、泥化している箇所が見られる。

潮汐と干潟生物の生息・生育

1) 塩分環境、干出時間(地盤高)と干潟生物の関係

a. 底生生物

太田川放水路では、ドロフジツボ、タテジマフジツボ、マガキおよびカサネカンザシなどの岩礫性底生動物が、大潮平水期の一潮汐毎の平均値で塩分16.4~29.4psuおよび干出時間1.0~9.0時間の範囲で出現していた(庚午橋(C0k900)、己斐橋(1k400)、祇園大橋(5k400)橋脚における調査結果)。祇園大橋では干出時間が3.2時間を越えると岩礫性底生動物は出現しない。

b. 塩生植物

太田川放水路1k200左岸付近では、ハマサジの分布限界がT.P.0.4m(平均干出時間約13hr/day)の等高線と良く一致し、フクドではT.P.0.5m(平均干出時間約14hr/day)と一致していた。それに対して右岸側では、ハマサジは稀でフクドはT.P.1.0m(平均干出時間約18hr/day)以上と、左岸側よりも高い傾向にあった。また、フクド・ハマサジ種子の発芽率は、海水塩分に相当する35psuではフクドは0%、ハマサジは15%と低く、8psu程度ではフクドは80%、ハマサジは20%程度であった。両種とも塩分の低下にตอบสนองして発芽する性質があり、ハマサジの場合、35psuの塩水中に長期間浸っていた種子を8psuの塩水中に移すと80%以上が発芽した。これらのことから、海水中を漂流した種子でも、漂着、降雨によ

って塩分条件が好転すると発芽可能と考えられる。

c. 昆虫などの陸生節足動物

満潮時に大半が水没してしまう太田川放水路の塩生植物群落では、アブラムシやカメムシ類のように吸汁型口器をもつ昆虫が多く確認されている。これらの昆虫は植物茎に口針を差し込むことにより水没時にも摂食が可能で長時間の水没に耐えることができる。

2) 河床材料と干潟生物の関係

干潟の材料は、日常の潮汐の作用（細粒土砂の運搬を含む）とともに、放水路整備時に設定された基盤、経年的な洪水の作用（土砂供給・流送と堆積・侵食作用を含む）、日常的な小さな波の作用などの要因が複合して形成、変化する。これらのことは既述の(1)に加え、(4)および(5)でも述べられる。ここでは、こうした種々の物理的要因により規定される河床材料と干潟生物との関係について考察する。

a. 底生生物

太田川放水路におけるカニ類の生息場所は、干潟と高水敷に大きく区分することができる。干潟では、砂質にコメツキガニ、砂泥質にチゴガニ、泥質にヤマトオサガニなどが分布している。干潟の転石の下には空気中を好まないタカノケフサイソガニがみられる。一方、高水敷では、アカテガニ、ユピアカベンケイガニ、カクベンケイガニ、フタバカクガニが確認された。また、ヨシ原が発達した場所ではアシハラガニが多く生息する。

ハクセンシオマネキは、コメツキガニあるいはチゴガニと同所的にみられることがあり、これら3種の生息場所のシルト・粘土分（粒径0.075 mm以下 土質工学における区分）は、コメツキガニの生息場所で2.0~6.6%、ハクセンシオマネキの生息場所で3.9~13.5%、チゴガニの生息場所で13.5~14.3%であった。

太田川放水路下流域（C3k000 周辺）の干潟底質は、中央粒径値で0.1~1.0 mm、シルト・粘土分（0.062 mm以下）で2.8~49.4%の範囲にあった。アサリ稚貝（殻長10 mm未満）は、中央粒径値で1.0 mm、シルト・粘土分で12.4%の地点で最も多く出現したが、シルト・粘土分が38.7%以上の地点では出現しなかった。

b. 塩生植物

太田川放水路で塩生植物が見られる場所の多くは、中砂~極粗砂（粒径0.25 mm~2 mm）を中心とした砂質の干潟である。実生の出現は粒度分布との関係が見られ、実生の出現が少ない所は、中砂~中礫（粒径0.25 mm~4.75 mm）の割合が特に多く、干潮の間に乾燥しやすい土壌である。一方、実生の出現が多い所は、様々な粒径

の粒子から成り、極細砂~シルト・粘土（粒径0.125 mm以下）を5~15%ほど含む干潮の間も適度な湿り気（含水率15~20%）が残る土壌であると考えられる。

(3) 地下水流れによって形成される干潟環境

太田川における地下水流れ

太田川では陸域のデルタ地下水と河川水の水位関係によって決まる地表下数mでの地下水流れと、河川構造物や微地形（タイドプールなど）によって生じる地表下数十cmでの地下水流れが生じている。

陸域のデルタ地下水位は、海水位の年変動に河川水位（矢口第一水位）変動の約1/3を加えた水位で変化している。潮汐に起因する河川水とデルタ地下水の水位差によって、デルタ地下と干潟地盤との間には地表下数mでの地下水流れが継続的に生じている。八丁堀（太田川河川事務所）で測定されたデルタ地下水質は年間を通じて塩分が15 psu程度、水温が18 程度であり、地表下数mの地下水流れによって水質が安定したデルタ地下水が河川に流出している。また、デルタ内河川においては河川堤防や護岸に鋼矢板の打設が進められており、不透水層まで達する鋼矢板の打設はデルタ地下と干潟地盤との地下水循環を妨げ、干潟環境の形成に影響を与えている。

太田川放水路の中流部（1k600 付近）では、平均潮位高付近（T.P.0.6 m）に設置された低水護岸背面の窪地に上げ潮時に溜まった海水が干潮時に残留し、汽水性のタイドプール（潮だまり）が形成されている。低水護岸背面の高水敷にタイドプールが形成されている場合には、低水路干潟~タイドプール~高水敷間に様々な水位勾配が形成される。そのため、満潮付近にタイドプールに溜まった河川上層水（低塩分水）が護岸内や地盤内を通り低水路干潟（湾曲内岸タイプなど）へ流出する地表下数十cmにおける地下水流れが生じている。

地下水流れによる干潟の物理環境の変化

1) デルタ地下水の流れと干潟の地下水環境

鋼矢板の打設が無い0k000 左岸付近の干潟（干潟造成前）では、上げ潮時に河川水位がデルタ地下水位よりも高くなると、地表面付近の河川水が地盤内へ浸透する。下げ潮時には河川水位がデルタ地下水位よりも低くなると、地盤内の地下水が河道方向に流出するが、地下水の供給があるため干潮時でも地下水位が地表下20 cm程度に維持されている。一方、鋼矢板が不透水層まで打設されている0k270 左岸の干潟では、鋼矢板によってデルタ地下水との循環が制限されているため、上げ潮時の河川水の地盤内への浸透量は少なく、下げ潮時には河川水位

の低下に伴って地表下1 m まで地下水位が低下する。

2) タイドプールに起因する地下水流れ

低水護岸背面にタイドプールが存在する1k600左岸と存在しない1k450左岸における低水護岸前面の低水路干潟にできる地下水面勾配を比較すると、タイドプールが存在する1k600で大きく、タイドプール方向からの地下水流れにより地下水位が高く保たれている。さらに、タイドプールと低水路干潟の水位差によって下げ潮時にタイドプールに溜まった低塩分水が流出し、低水護岸周辺で塩分勾配が大きくなっている。

タイドプールやタイドプールを低水護岸背面に持つ低水路干潟では、潮汐に起因する地下水浸透により、溶存酸素などが活発に干潟地盤内へ輸送され、脱窒活性を向上させている。2011年に測定したタイドプール内の脱窒活性は、27.8 mgN/m²/day (8月)及び7.6 mgN/m²/day (10月)であり、放水路全地点の平均値(8月:7.5 mgN/m²/day, 10月:9.9 mgN/m²/day)と比べると、8月は平均値の4倍程度高く、活発な脱窒反応が起こっている。

地下水流れと干潟生物の生息

干潟堆積泥は地下水流れの影響を受け、地下水が高く保たれている0k000左岸の干潟(干潟造成前)より、河川水に連動して地下水位が大きく変動する鋼矢板が打設されている0k270左岸の干潟で細粒分(シルト・粘土分)が沈着しやすく、細粒分含有量や強熱減量が高い。さらに、0k000の地表下20 cmで細粒分含有率は3%程度であるのに対し、0k270の鋼矢板前面では地表下1 mでも8%と高い値を示しており、干潟表層だけでなく地表下の細粒分含有率も0k000と0k270で異なっている。

また、タイドプールを低水護岸背面に持つ低水路干潟(1k600)では、地下水流れに伴う細粒分などの輸送・流出が活発に生じ、干潟土壌の間隙率が50%程度と高く維持されることにより、多くのイソジミが生息している。二枚貝の生息には土壌内に含まれる有機物量のほかに地盤内の間隙率が重要であり、地盤内への微細藻類の輸送や間隙の保持には地下水流れが重要な役割を果たしている。

(4) 洪水による干潟環境の変化

太田川放水路での洪水履歴

太田川放水路に設置された祇園水門は、矢口第一観測所の流量が約400 m³/s以上になると、ゲートを全開にし、洪水流を放水路に流下させる。太田川放水路の概成後で

は、7,000 m³/s規模の洪水が昭和47(1972)年7月、平成17(2005)年9月に発生し、4,000~5,000 m³/s規模の洪水は5~6年に一回程度の割合で発生している。2004~2010年の祇園水門の開門状況は、以下の通りである。

2004年は小規模な洪水が頻繁に生じ、計7回の開門が行われた。2005年9月には既往最大洪水(平成17年9月洪水:矢口第一観測所ピーク流量約7,200 m³/s)が発生し、計2回の開門が行われた。2006年では、6月26日~7月9日の14日間に小規模な洪水が頻発し、4回の開門が行われた。2007年の開門は、1回のみであった。2008年は洪水が発生せず開門が行われていない。2009年では、計3回の開門が行われた。2010年7月には、矢口第一観測所におけるピーク流量約4,200 m³/sの洪水が発生した。

洪水による干潟の物理環境の変化

1) 洪水による河床高・河床材料の変化

太田川放水路の低水路に形成されている砂州のうち、2k200~5k200付近にあるものは蛇行流路の湾曲内岸に位置し、概ね固定砂州として存在している。2k200付近より下流の直線区間には交互砂州が形成されており、ここでの砂州は、洪水によって砂州の上流側が洗掘を受け、下流側で土砂堆積が生じることにより、全体的にやや下流に移動しながら安定した河床形状を保っている。2k200付近から下流に向けて始まる内岸側の砂州は、やや下流側に伸びる傾向にある。太田川放水路の河床高変動量の縦横断的な平均値は1洪水あたり約20~30 cmであり、この変動の幅の中で安定している。断面形が縦断的に拡張する0k000付近、河口付近(C3k400より下流側)では土砂堆積量が比較的大きい。

0k200より下流の低水護岸が未設置の直線2タイプの干潟は、洪水により全体として干潟が経年的に侵食・洗掘を受ける傾向にある。特に、交互砂州の深掘れ付近において、干潟の侵食・洗掘が顕著である。

干潟上の洪水時および平水時の河床変動量については、直線タイプ2の干潟について、2010年7月洪水(矢口第一ピーク流量約4,200 m³/s)の前後(洪水時)とその後の2011年12月まで(平水時)の2期間を対象にしたリング法の結果より、洪水時・平水時ともに安定している地点、洪水時に数cm程度の堆積が生じ平水時に数cm~数10cm程度低下する地点(全体としては低下)、洪水時に数cm~数10cm程度低下し平水時に数cm程度堆積する地点(全体としては低下)の三つのパターンに分類された。洪水時にやや土砂堆積が生じる地点はC2k200、

C2k400 のように比較的下流側の干潟に多く見られ、洪水時に低下する地点は河積の相対的に小さい上流側や干潟前縁付近（低水路との境界近く）で多く見られた。

河床材料については、2004年9月洪水（台風18号）後において、C0k600左岸干潟に比較的粗い中砂の河床材料が堆積していた。これは洪水において上流から供給されたものと考えられる。

2) 洪水による塩分環境の変化

2009年7月の洪水（矢口第一ピーク流量約2,100m³/s）において、祇園大橋地点（5k400）では、祇園水門が全開となっている期間では潮汐位相にかかわらず底層塩分は0psuとなっており、満潮時でも己斐橋（1k400）まで到達していない。また、祇園水門が平常状態に戻った後、河口からの距離が潮汐の流程（潮汐半周期間の潮流による海水の移動距離：約6km）より短い旭橋地点（0k000）では、上げ潮流によって速やかに底層塩分が回復するが、潮汐の流程より上流に位置する祇園大橋地点では、塩分が回復するのに20日程度を要する。

2006年の6月～9月にかけて生じた5回の洪水（矢口第一ピーク流量約3,000m³/s）においては、己斐橋地点（1k400）での底層塩分（河床+0.2m）の回復は早く、水門が平常時の状態に戻ると、上げ潮期の6時間で底層塩分は0psuから20psu程度の値まで回復している。一方、上層塩分（河床+4.2m）の回復は底層に比べると遅く、洪水前の値まで回復するのに20日程度を要している。

干潟地下水は、大潮期にはデルタ地下水と河川水の水位差が大きく、地下からの塩分供給が生じやすいため、洪水時には淡水化が生じにくく、淡水化が起こっても回復しやすい。ただし、2010年7月13日～15日のような大規模な洪水（矢口第一ピーク流量約4,200m³/s）があった場合、塩分が5psuを下回ることもあった。一方、小潮期には大潮期に比べてデルタ地下水位と河川水の水位差が小さいため、デルタ地下方向からの塩分供給が少なく、干潟地下水の淡水化が長期化しやすい。

洪水が干潟生物の生息に与える影響

1) 河床高・河床材料の変化による干潟生物の変化

1k600地点左岸付近の湾曲内岸タイプの干潟ではオゴノリの異常繁茂による有機泥の捕捉と枯死によって2003年3月～6月に低水路干潟土壌の強熱減量の急激な増加（1%→4%）が生じている。泥化に伴って生物相も大きく変化しており、河口付近に多く生息するアナジャコが確認され、ソトオリガイやイトゴカイの個体数も増加した。その後、2003年6月の数回にわたる洪水（矢口

第一ピーク流量800m³/s以下）により干潟表層のオゴノリが掃流され、堆積泥量が減少し、7月上旬には干潟土壌の強熱減量が約1%まで低下した。強熱減量の低下とともに生物相は砂干潟における生物相（イソシジミなど）に戻っており、洪水による掃流によって生物相が短期間に回復可能であることが示唆された。

一方、太田川放水路下流域（C2k000）周辺の直線タイプ2の干潟では2005年7月3日～6日の洪水によりマクロベントスの個体数は50%に減少した。貝類、甲殻類、多毛類ではそれぞれ個体数で100%、87%、50%の減少であった。これは、洪水によって土壌表面に生息していたベントスが土壌とともに持ち去られたと考えられる。洪水後の2005年10月から12月までは多毛類と甲殻類の個体数は増加しており、洪水によって一時的に個体数が減少しても短期間で回復している。

2) 塩分環境の変化による干潟生物の変化

室内実験によると、イトゴカイ及びゴニアダは、塩分濃度8psuにおいて、24時間後に約2割が失活した。また、5psuでは投入から20～22時間経過後に全ての個体に応答が認められなくなった。これに対し、コケゴカイは7psu以下において20時間後に全ての個体に応答が認められなくなっており、コケゴカイの低塩分耐性はイトゴカイやゴニアダより低かった。

イトゴカイやコケゴカイの出現が認められているC2k000地点では、2010年7月13日～15日の洪水時には干潟直上の塩分濃度が49時間連続して5psuを下回り、干潟土壌内の塩分濃度も5psu以下に至ったことが確認されている。また、1k600においても、12時間以上干潟土壌内の塩分濃度が6psu以下となったことも認められており、洪水の規模と持続時間、潮汐の条件によっては、干潟土壌内の塩分低下に伴う干潟生物への影響が生じることが明らかとなった。ただし、洪水に伴う影響が一時的に生じても、その後は干潟環境に応じて底生生物生態系が形成され、持続する。

また、捨石などの構造物に付着するマガキ、ムラサキイガイについては、室内実験の結果、短時間の塩分低下であっても活性の低下が確認された。マガキやムラサキイガイは10分以上継続して30psu以下に低下すると濾過水量が減少し、マガキは12～20の水温範囲、ムラサキイガイは、12～28の水温範囲で塩分が10分以上継続して19psuに低下すると濾過が停止した。さらに、マガキは塩分が1時間以上継続して8psu、ムラサキイガイは2psuに低下すると鰓の繊毛活動が停止した。

(5) 造成した干潟（干潟再生試験）の干潟環境

太田川放水路における干潟造成（干潟再生試験）

新たに干潟を造成した場合の干潟環境の変化・形成過程を把握するため、太田川放水路旭橋下流左岸の地盤高 T.P.-1.5 m ~ -0.2 m の干潟上に、1 m 以上の盛土を行い、縦断長 110 m (0k050 ~ 0k160) × 横断長 40 m で地盤高 T.P.0 m ~ 1.5 m の干潟（干潟再生試験区）を造成した（2010 年 3 月完成）。干潟造成においては、造成干潟の諸元と安定性および多様な生物の定着との関係を幅広く把握し、干潟造成の方法に関する評価・技術判断を行うための知見が多く得られるように、以下に示す 4 つの異なる断面形状を持つ区域を設定した（図 2.10.2-2）。

1) 斜面区（0k050 ~ 0k100）

干潟前面に敷石護岸があることで地形的に安定しており、現状で塩生植物群落やタイドプールなどの良好な干潟環境が成立している太田川放水路左岸 1k400 付近の干潟形状をモデルとした試験区。

2) 平坦区 1（0k105 ~ 0k125）

塩生植物群落が定着しやすいと考えられる地盤高 T.P.1.3 m の平坦部を設けた試験区。

3) 平坦区 2（0k130 ~ 0k150）

地盤高 T.P.0.8 m の平坦部を設け、平坦区 1 と塩生植物の定着状況を比較する試験区。

4) 現況高区（0k150 ~ 0k160）

地盤高の変化や捨石による底生生物の定着状況の違いを評価できるように、現状の干潟地盤高を変えずに土壤の置き換えだけ実施した試験区。

また、造成した干潟環境の変化を比較評価するために、以下の区域も調査箇所として設定した。

○自然干潟（1k200 ~ 1k800 付近）

斜面区のモデルとした、良好な干潟環境が定着してい

る干潟再生の目標となる調査区域。

○対照区（0k270 付近）

試験区直上流に位置し、干潟造成の有無、矢板の有無による干潟環境の違いを比較する調査区域。

○試験区下流（0k000 付近）

試験区直下流に位置し、干潟造成の有無による干潟環境の違いや干潟造成による周辺環境への影響を把握する調査区域。

干潟造成に用いる材料は、周辺環境への影響に配慮して上流から供給される土砂を使用するものとし、放水路分派点に位置し潮汐の影響を受けている祇園水門上流の堆積土壌 (D₆₀ で 0.4 ~ 0.6 mm: 中砂 ~ 粗砂) を使用した。造成干潟（試験区）からの砂の流出を防ぐため、干潟前面に捨石護岸 (T.P. 0.3 m) を設置し、護岸と干潟の間に透水性の高い土砂流出防止マットを敷き詰めた。また、緊急用河川敷道路の既設区間にあたる造成干潟（試験区）上流の対照区（0k270 付近）には鋼矢板が設置されていることから、矢板による地下水流れへの影響を比較評価するため、造成干潟（試験区）の背面には矢板を打設していない。

造成後の干潟の物理環境の変化

1) 造成干潟（試験区）の地形変化

造成干潟（試験区）の地形は、完成以降、平成 22(2010)年 7 月洪水で大きく侵食したが、それ以降は大きな洪水が発生していないことから、概ね安定している。また干潟の造成により、放水路河道の断面形を狭めることとなったため、洪水時に造成干潟（試験区）前面で洗掘を受け、試験区下流（0k000 付近）では断面が急拡することにより土砂が堆積し、砂州が形成されている。

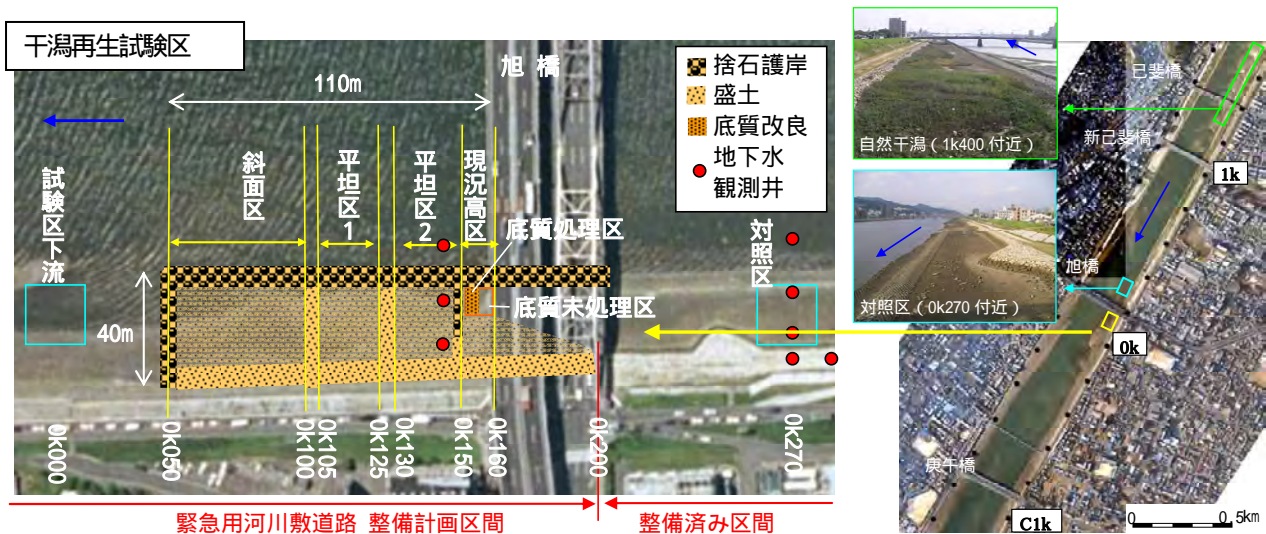


図 2.10.2-2 造成干潟（干潟再生試験区）位置図

2) 造成干潟（試験区）の微地形・河床材料の変化

造成干潟（試験区）の表層では、冠水および流れ・波の作用による河床材料の変化と微地形形成が起こっている。平水時においては、強風時でなくても見られる小規模の波により、斜面区と平坦区の勾配の変化点付近に帯状の砂の堆積（バーム）が形成される。バームを構成する砂は良く分級されている。平成 22（2010）年 7 月洪水によりバームの大部分は消失し、全体的に表層の砂・シルト分が流出、礫を含む粗い材料の割合が増加した。その後、バームが再び形成され、徐々に堤防側に移動している。バームの背後では干潮時にも河川水が溜まっており、表層に泥が堆積しているが、造成干潟（試験区）の高さは現況の干潟の高さよりも高く有機泥の輸送量が小さいため、堆積量はごく僅かである。現況高区では、斜面区や平坦区に比べてシルト分の堆積が多く見られた。

なお、造成干潟（試験区）の底質（粒度組成、化学成分：斜面区（0k075）における調査結果）は、徐々に干潟造成前の状態に近づく傾向にある。

造成干潟の物理環境と生物の生息・生育状況の関係

2010 年 3 月に完成した造成干潟（試験区）における生物の生息・生育状況を以下に示すが、現時点で干潟造成から 3 年経っていない期間での調査研究結果であり、干潟の物理環境の変化とともに、干潟生物の生息・生育状況も遷移段階であることが想定される。

1) 底生生物の生息状況

干潟造成後、単位面積当たりの底生生物の個体数は経時的に増加する傾向にあり、生物の移入が行われている。

二枚貝類を見ると、干潟造成前の調査ではアサリ、ユウシオガイ、オキシジミ、ソトオリガイおよびホトトギスガイなどの生息が確認された。干潟造成後の調査では、現況高区では、2010 年 5 月～11 月の間に確認された二枚貝類は干潟造成前と変わらなかったが、平坦区 2 では、ソトオリガイやアサリが出現したものの、7 月～11 月は出現しなかった。これは、平坦区 2 では底質の中央粒径値が 2010 年 5 月から 7 月の間に 3 回の洪水（矢口第一ピーク流量：670 m³/s、780 m³/s、4,200 m³/s）により 0.18 mm から 1.08 mm と大きく変化していることから、盛土の攪乱による影響が強いと考えられる。その後、平坦区 2 の底質粒径は細粒化傾向にあり、現況高区の底質粒径に近づき、両地点ともソトオリガイを優占種とする二枚貝相になった。

カニ類は、太田川放水路河口域の干潟で 14 種が確認されており、造成干潟（試験区）では、2010 年で 5 種、2011 年で 8 種と、種数は増加しており、ハクセンシオマネキ

やスナガニなど希少種も確認されている。また、2011 年に確認されたヒメアシハラガニは肉食性であり、他のカニ類を捕食することから、生息地の定着に伴って生態系が多様化していることが伺える。造成干潟（試験区）のカニ類は、表層の底質や地盤高に応じて分布している傾向が確認され、コメツキガニは砂が多い所、チゴガニは比較的泥分の多い所、タカノケフサイソガニは礫の下、ハクセンシオマネキは高潮線寄りの砂地、スナガニは高潮線のやや上の後浜に見られた。

イトゴガイやコケゴカイ、シュードポリラ等の多毛類は、干潟造成から短期間で大きく個体数が増加し、その後は洪水等による生息環境の変化に伴い経年的に変動している。また、造成干潟（試験区）と対岸の干潟で確認されたマクロベントス（多毛類、貝類、甲殻類など）の生物相が共通していることから、造成干潟において移入するマクロベントスは、河口からの距離と関係していることが示唆された。

なお、本造成干潟（試験区）は、塩生植物も含めた多様な生物の移入を評価するために、地盤高 T.P.0～1.5 m に造成されている。従って、移入生物の評価を行う場合、地盤高による制限が生じている可能性があることを考慮しなければならない。例えば、広島県内におけるアサリの代表的な生息地である地盤高は、T.P.-1.7～-0.5 m であるとされ、本造成干潟（試験区）へのアサリの移入は認められていないが、地盤高が T.P.-1.2m 程度である造成干潟（試験区）の下流（0k000 付近）では、アサリが確認されている。

2) 塩生植物の生育状況

旭橋下流堤防護岸などでは、干潟造成前に上流からの種子供給に由来する塩生植物の個体がわずかに確認されていたが、河道内の干潟では地盤高が低い（T.P.0 m 以下）ため、塩生植物の生育には適さなかった。干潟造成により、塩生植物が生育可能な地盤高（上流の既存干潟において、T.P.0.4～1.5 m）の干潟が創出された。

造成後も塩生植物が生育可能な地盤高は維持されており、塩生植物の個体数は経年的に増加している。フクドは斜面区、平坦区 1、平坦区 2 それぞれの平坦面に多く見られ、次いで、斜面にも少数出現した。ハマサジ、ハマツナ、ホソバハマアカザ、ヨシの 4 種は、平坦区 1 と斜面区の平坦面に集中し、それ以外の領域ではごく少数であった。斜面で見られた実生のうち最も低い位置に現れたのは、フクド、ハマサジともに T.P.0.7 m（平均干出時間約 16 hr/day）付近であり、上流の既存の群落での分布限界（T.P. 0.4～0.5 m：平均干出時間約 13～14

hr/day)に比べると、出現範囲が制限されていた。なお、他の種が共存できないような密な群落を形成するシオクグとヨシの実生は、造成干潟では殆ど出現しなかった。これらは干潟では専ら地下茎によって栄養繁殖しているため、種子の漂着によって新たな生育場所へ分布を広げるフド等に比べて、定着が遅れるものと考えられる。

塩生植物の分布と生育はバームや潮だまりなどの微地形の影響を受ける。バーム上は砂の移動による種子の埋没や干潮時の土壌の乾燥のため植物の定着は少ないが、バームの後背部の平坦面には波の作用によって種子が集中し、前述のように多くの実生が出現した。ただし、バーム形成によって凹地となった平坦面の一部では干潮の間も水が残るようになった。そのような場所では、実生の水没時間の長期化に加え、粘土・シルト分の増加によって土壌水分が過剰になったため、植物の成長は悪く、生存率も低下した。

3) 魚類の生息状況

造成干潟(試験区)には捨石護岸(T.P.0.3 m)が設置されたため、捨石より内側にある干潟における仔稚魚の来遊量は捨石外(低水路)と比較して減少する傾向が見られた。一方、仔稚魚期よりも遊泳力のある未成魚の個体は敷石に移動を阻害されることはない。造成干潟(試験区)の未成魚の胃の内容物は、造成干潟の甲殻類の種類構成とほぼ一致しており、造成干潟(試験区)が魚類の給餌の場所としての役割を果たしている。

4) 昆虫などの陸生節足動物の分布状況

干潟造成前には優占種であったカキガラダニは干潟造成後に消失し、トビムシ2種も生息密度が著しく減少した。これは水深の減少(地盤高の増加)や餌となる海藻類の付着した転石が減少したことによると考えられる。今後、出水時などに上流から大型の転石が造成干潟に流入したり、表層の砂泥の流出で下部に埋没している礫が表層に増えたりすることがあれば、これらの個体数は回復する可能性が高い。一方、造成干潟(試験区)に定着しつつある塩生植物に昆虫・クモが確認されるようになった。また、環境省版や広島県版のレッドリストで掲載種となっているキバネキバナガミズギワゴミムシやキバナガミズギワゴミムシなど、干潟造成後に確認された種もある。

5) 鳥類の利用状況

干潟造成1年目(2010年)の調査期間中に造成干潟(試験区)における鳥類の利用は確認できなかったが、その

周辺ではチュウシャクシギ、ムナグロ、キアシシギ、ハマシギ等の旅鳥の飛来が確認されていることから、底生生物の定着とともに鳥類の採餌利用が増えることが期待される。

図2.10.1-1の干潟環境の形成・変化の全体像に対する、既述の各項目(1)~(5)の総合的な考察のまとめを図2.10.2-3に示す。

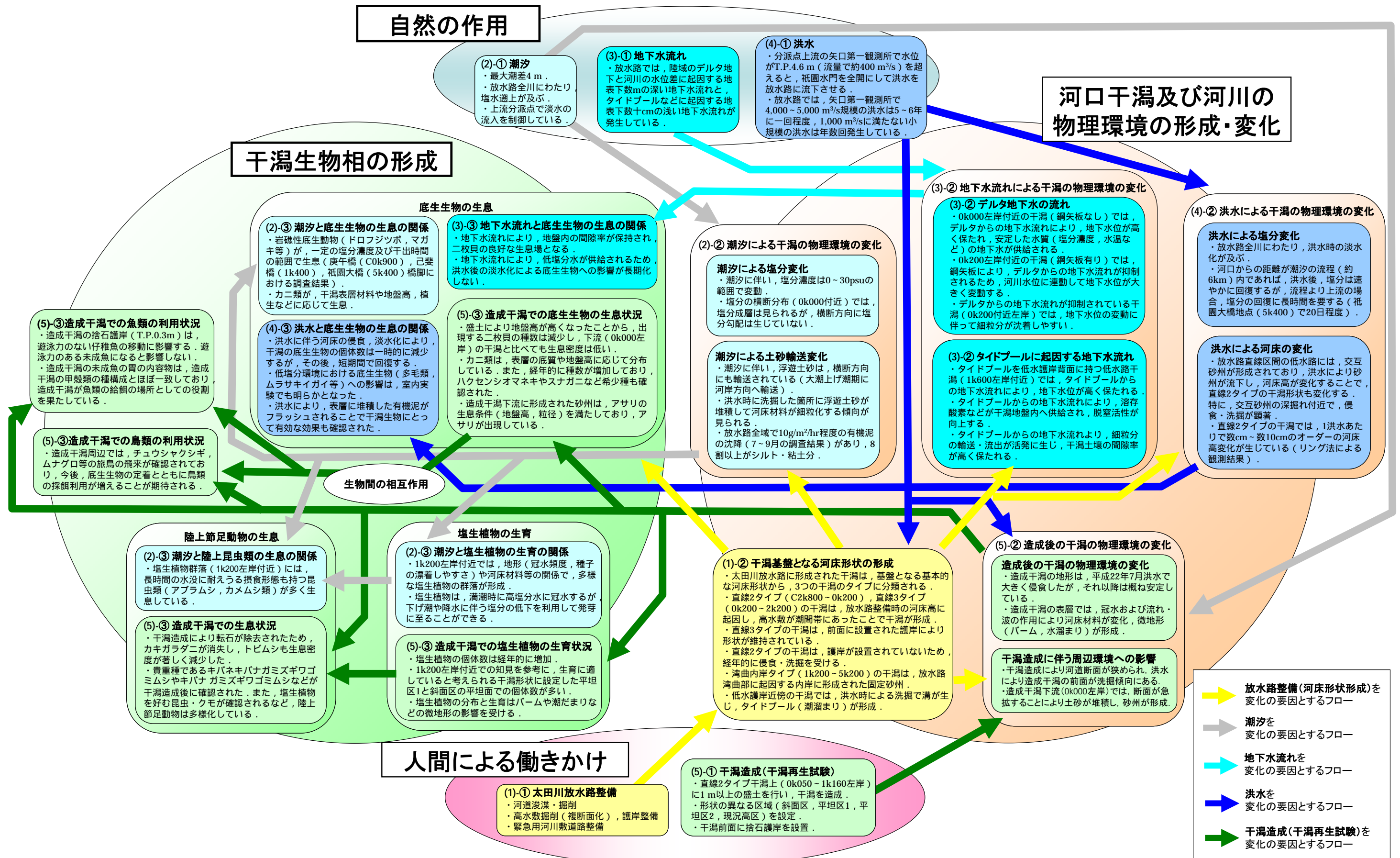


図 2.10.2-3 干潟環境の形成・変化の全体像と総合的な考察のまとめ

3. 太田川放水路における緊急用河川敷道路整備区間の河口干潟の保全に向けて

3.1 緊急用河川敷道路の必要性と緊急用河川敷道路整備区間における干潟の利用

広島は軟弱地盤の上に発展しているため、特に地震が発生した場合には、災害直後の緊急物資の輸送や緊急車両の通行に甚大な支障がでることが想定される。緊急用河川敷道路は、左岸は平成7年度～11年度にかけて祇園大橋から旭橋(国道2号)までの5.0kmの区間、右岸については平成12年度～15年度にかけて祇園大橋から旭橋(国道2号)まで4.9kmの区間の整備を終えた。今後、左岸の未整備区間、西飛行場直上流の放水路渡河橋梁(-1.5km)付近までの区間について緊急河川敷道路の延長が、太田川河川整備計画に位置付けられている。整備予定区間には干潟が現存しているため、緊急用河川敷道路が干潟環境へ及ぼす影響を把握し、それらの影響を軽減するための干潟環境の調査・検討が求められている。

太田川放水路の0.0kmより下流区間の左岸側の干潟には、漁業権が設定されており、カキの養殖が行われている。干潟では、河口部-2k～-3kの右岸干潟でアサリを対象とした潮干狩りや、マハゼやクロダイなどを対象とした魚釣りが行われ、多くの市民に利用されている。

3.2 太田川放水路の洪水流による干潟形状の変化

(1) 太田川の洪水履歴と太田川放水路の干潟の特徴

太田川における主要洪水の履歴を表3.2-1に示す。太田川では昭和18(1943)年、昭和47(1972)年7月、平成17(2005)年9月とほぼ30年に一回の割合で7,000 m³/s規模の洪水が発生し、4,000～5,000 m³/s規模の洪水は5～6年に一回程度の割合で発生している。太田川放水路は昭和40年に通水を開始し、昭和42年に概成した。これ以降、太田川放水路において浚渫・掘削は行われていないが、昭和41～57年において広島市西部開発事業により-1.6km付近から下流の右岸側の埋め立てに伴い築堤が行われ、祇園水門から河口までの太田川放水路の線形が出来上がった。

太田川放水路では、概成後、昭和47年に初めて放水路の測量が行われた。次に行われた測量は、放水路の平均河床高の経年変化図(図3.2-1)に見られるように昭和62年である。昭和47年から62年の間に、昭和51年、55年、58年、60年と洪水を受けている。これらの洪水流によって、当初概成した人工の放水路断面が洗掘を受け、図3.2-1に示すように特に0kmより下流で低水路の平均河床高が大きく下がっている。これは計画で考えた放水路断面形が、実洪水を受けて自然になじむように低水路の形を変えていったことと、前述のように昭和47年から57年まで、-1.6km付近から下流の築堤により、洪水流を築堤内に閉じ込めたことに関係している。昭和

表 3.2-1 太田川の主要洪水

発生年月日	ピーク流量実績(m ³ /s)	原因
昭和18年9月20日	6,700	台風
昭和20年9月17日	5,900	枕崎台風
昭和25年9月13日	4,490	キジヤ台風
昭和26年10月14日	4,500	ルース台風
昭和37年7月5日	3,134	梅雨
昭和38年7月11日	3,019	梅雨
昭和40年7月23日	4,330	梅雨
昭和47年7月12日	6,800	梅雨
昭和51年9月13日	5,800	台風17号
昭和55年8月31日	3,270	低気圧
昭和58年7月23日	3,800	梅雨
昭和60年7月6日	3,790	梅雨
昭和63年7月21日	4,410	梅雨
平成5年7月28日	3,870	台風5号
平成11年6月29日	3,790	梅雨
平成17年9月24日	3,889	台風18号
平成17年9月6日	7,200	台風14号
平成22年7月14日	4,500	梅雨

昭和40年 通水開始
 昭和42年 放水路概成
 昭和41～57年 広島市西部開発事業

測量実施年
 昭和47年
 昭和62年
 平成6年
 平成13年
 平成17年
 平成22年

62年以降は、多くの洪水を受けているにもかかわらず低水路の平均的河床高の変化は、建設当初よりも著しく小さくなっている。

次に、これら洪水による河口干潟の高さの変化を実測データに基づいて考察する。2.4章および2.10章で示したように、太田川放水路の干潟は湾曲内岸タイプ、直線2タイプ、直線3タイプの3つのタイプに分類される。湾曲内岸タイプ干潟は、蛇行区間である1k600～5k800付近において、湾曲内岸に形成され、砂州高が潮間帯に位置することから干潟となっている(図2.10.2-1)。直線3タイプの干潟(0k200～2k200)は、山手川を開削して放水路を整備した区間にあり、高水敷高が潮間帯に位置していたことから、高水敷部分に干潟が形成されたものである。この区間において高水敷に形成された干潟は、図3.2-2、図3.2-3に見られるように敷石護岸により保護

されているため、洪水による侵食・洗掘作用に対し干潟面積はほぼ維持されている。尚、湾曲内岸タイプ、直線3タイプの干潟が存在する区間は、既に緊急用河川敷道路が整備されている(図2.10.2-1)。

今後、緊急用河川敷道路を整備される区間に存在する直線2タイプの干潟(C2k800～0k200)は、太田川放水路を整備する以前に流れていた福島川の河床に起因するものである。この区間の河道中央部付近は低水路として浚渫が行われたが、河岸沿いは浚渫が行われなかったことから、高水敷状の河床部分が干潟となった。この干潟は、直線3タイプの干潟と異なり、高水敷状河床と低水路との間に護岸が設置されていないため、洪水などによる侵食・洗掘作用を受けやすい構造をしている(図3.2-4、図3.2-5)。

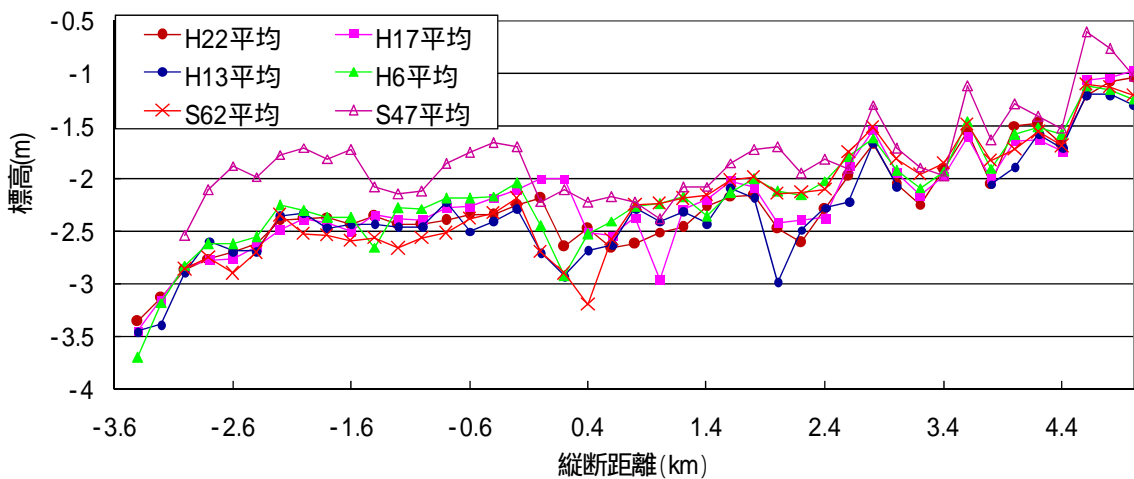


図 3.2-1 太田川放水路の平均河床高の経年変化



図 3.2-2 太田川放水路左岸の0.2kmより上流区間の敷石護岸と緊急用河川敷道路(1.2km付近左岸)(タイプ3干潟)

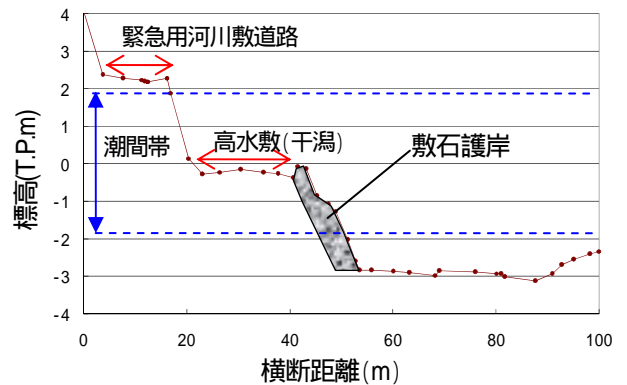


図 3.2-3 1.0km 左岸の緊急用河川敷道路とタイプ3干潟

3. 太田川放水路における緊急用河川敷道路整備区間の河口干潟の保全に向けて



図 3.2-4 緊急用河川敷道路の整備が予定されている太田川放水路左岸の0.0kmより下流における干潟（タイプ2干潟）

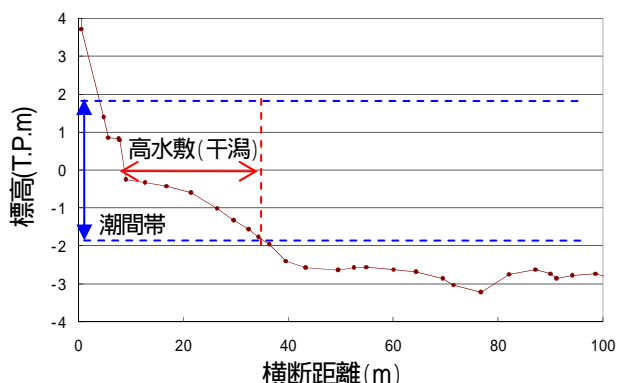
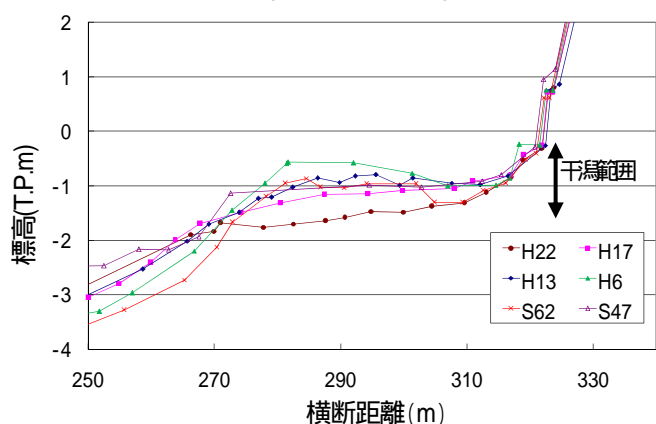
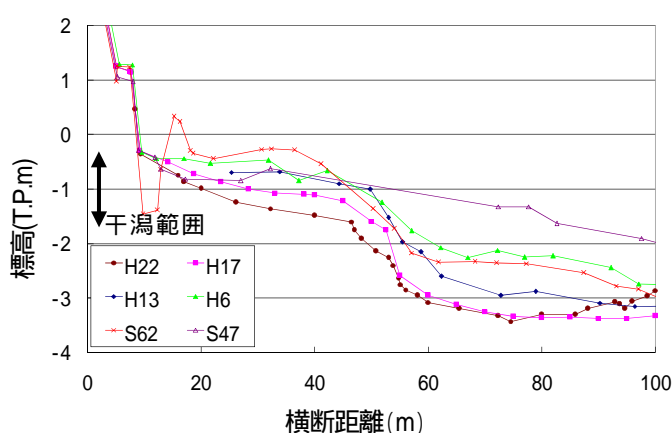


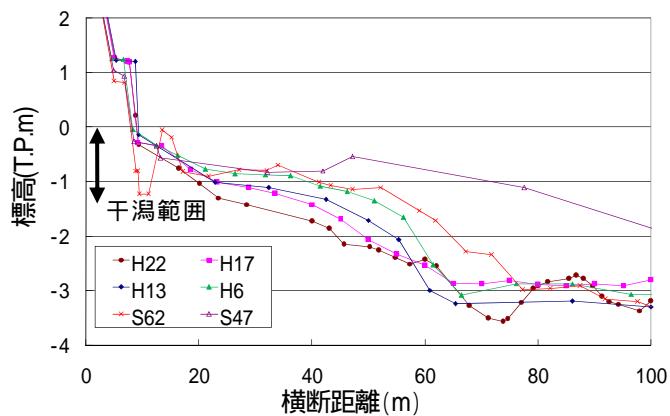
図 3.2-5 -1.4km 左岸のタイプ2干潟



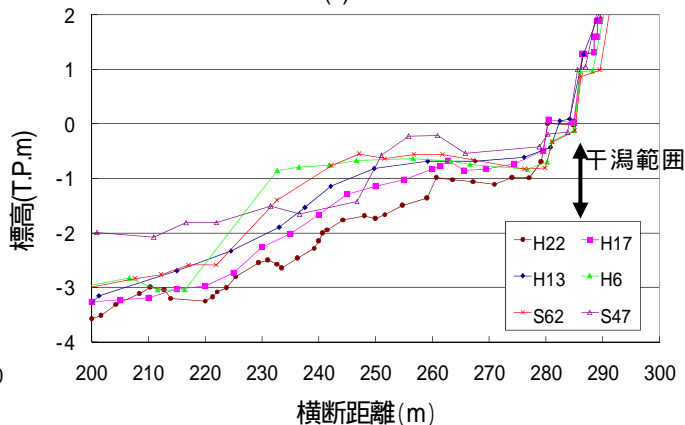
(a) -1.2km



(b) -0.8km



(c) -0.6km



(d) -0.2km

図 3.2-6 太田川放水路における干潟周辺の横断面図

(2) 放水路建設から今日まで洪水流に対して0kmより下流の干潟形状はどのように変化をしてきたか

0.0km~2.2kmの区間（直線3タイプ干潟）では、干潟前面に設置された敷石護岸により干潟が保護されているため、低水路河床高が低下しても干潟高の低下量、干潟面積の減少量は小さい。一方、0.0kmより下流区間は

直線2タイプ干潟があり、0.0kmより上流区間の敷石護岸のように干潟が維持されるようなことはなされていない。このため、河岸沿いの干潟は図3.2-5のように縦・横断的に低水路河床と連続している。そのため、低水路の河床高の変化は、干潟高さや面積の変化となって現れることになる。太田川河川事務所によって実施された定期横断測量の河床高のデータより、放水路の低水路河床

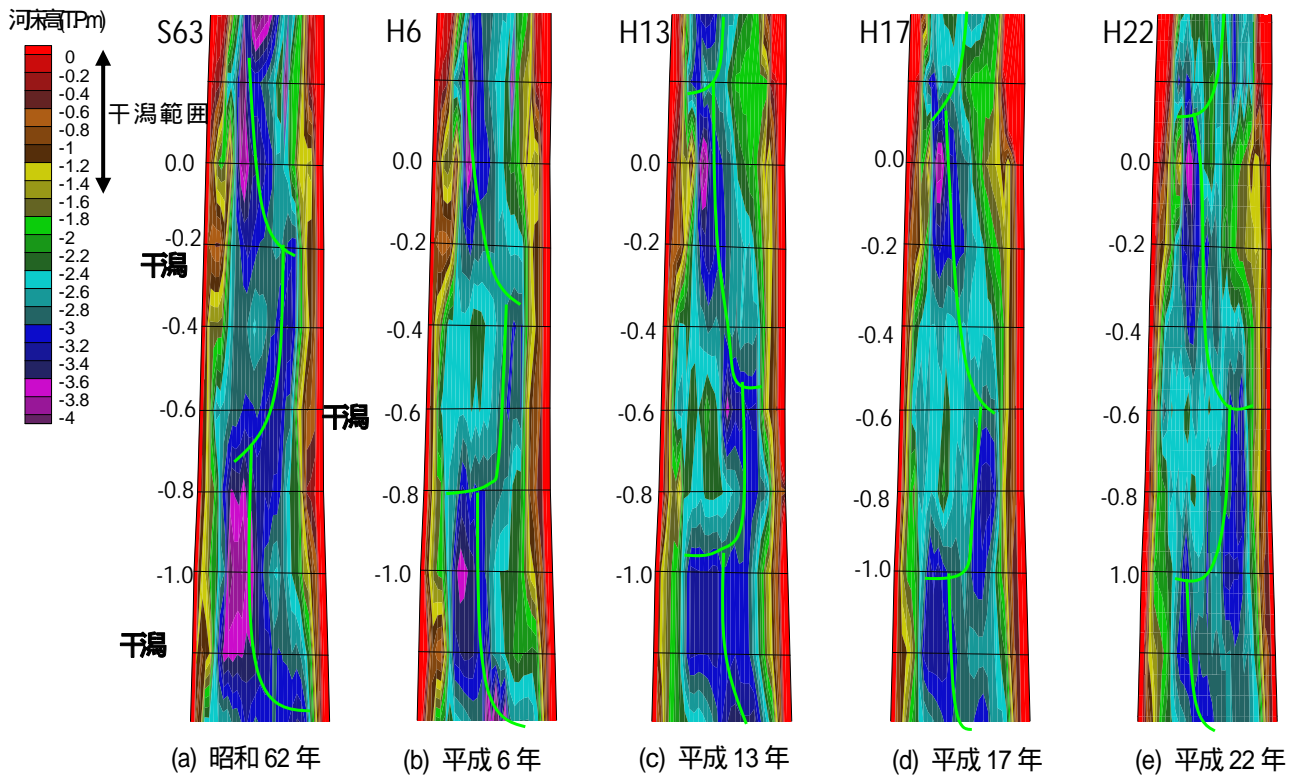


図 3.2-7 太田川放水路(-1.0km-0.0km)における交互砂州と干潟の経年変化

高の経年変化をしてみる。河床が低下している期間（昭和 47 年～昭和 62 年，平成 6 年～平成 13 年，平成 17 年～平成 22 年）では，上昇している期間（昭和 62 年～平成 6 年，平成 13 年～平成 17 年）に比べて干潟高さの低下量が大きくなっている（図 3.2-1，図 3.2-6）。昭和 47 年～昭和 62 年では，-1.6km 付近から下流の右岸側の埋め立て・築堤により，低水路の平均河床高の低下量が増大したことに加え，昭和 62 年以降の河床低下は，2.3.6 章に示したように洪水流により低水路の交互砂州の流下（図 3.2-7）が干潟の経年的な低下と密接に関係している。また，0.0km より上流区間の低水路河床高も，徐々にではあるが経年的に低下する傾向が見られる。0.0km より下流区間における低水路河床高の低下は，0.0km より上流区間の低水路河床高の低下の影響を受けているものと考えられる。図 3.2-6(d)は，-0.2km 右岸の干潟の経年的な高さ変化を示している。右岸の干潟も，敷石護岸が設置されていないために，昭和 47 年から，今日まで，明確に干潟の高さと面積が減じていることがわかる。従って，0.0km より下流（直線 2 タイプ干潟）では，今後，直線 3 タイプ干潟のように干潟前面に敷石護岸を設置する等して，干潟からの土砂の流出を防がなければ，低水路河床高の低下が干潟高さの低下や面積の減少となって現れることになる。

次に，このことをより明確にするために，平成 22 年洪水において，0km より下流の干潟と低水路河床の境界付近の干潟前縁線について観測結果と解析結果を検討し，上述の変化過程の推論を定量的に考察する。

(3) 平成 22 年洪水における干潟形状の変化の観測結果と解析結果

図 3.2-8 は，平成 22 年 7 月洪水における 0km より下流の河床形状の観測結果と解析結果を示す。この時点では 0km より下流区間の左岸には 緊急用河川敷道路は，施工されていない。図 3.2-8 に示す黒色の実線は洪水後の干潟前縁線を表し，赤色の実線は洪水前の干潟前縁線を表し，洪水前後の干潟の前縁線の変化を示している。解析結果は，砂州の移動量が実測に比べてやや小さい区間も見られるが，実測の交互砂州の移動の特徴をほぼ説明出来ている。河岸沿いの干潟については全体として，干潟前縁線は後退しており，特に，-1.2km 付近右岸の交互砂州による深掘れ付近で干潟の前縁線が顕著に浸食・洗掘を受けている。この干潟前縁線の変動は実測結果とも対応している。これより，河岸沿いの干潟は，交互砂州の流下に伴い，徐々に浸食・洗掘を受けていることが明らかとなった。

3. 太田川放水路における緊急用河川敷道路整備区間の河口干潟の保全に向けて

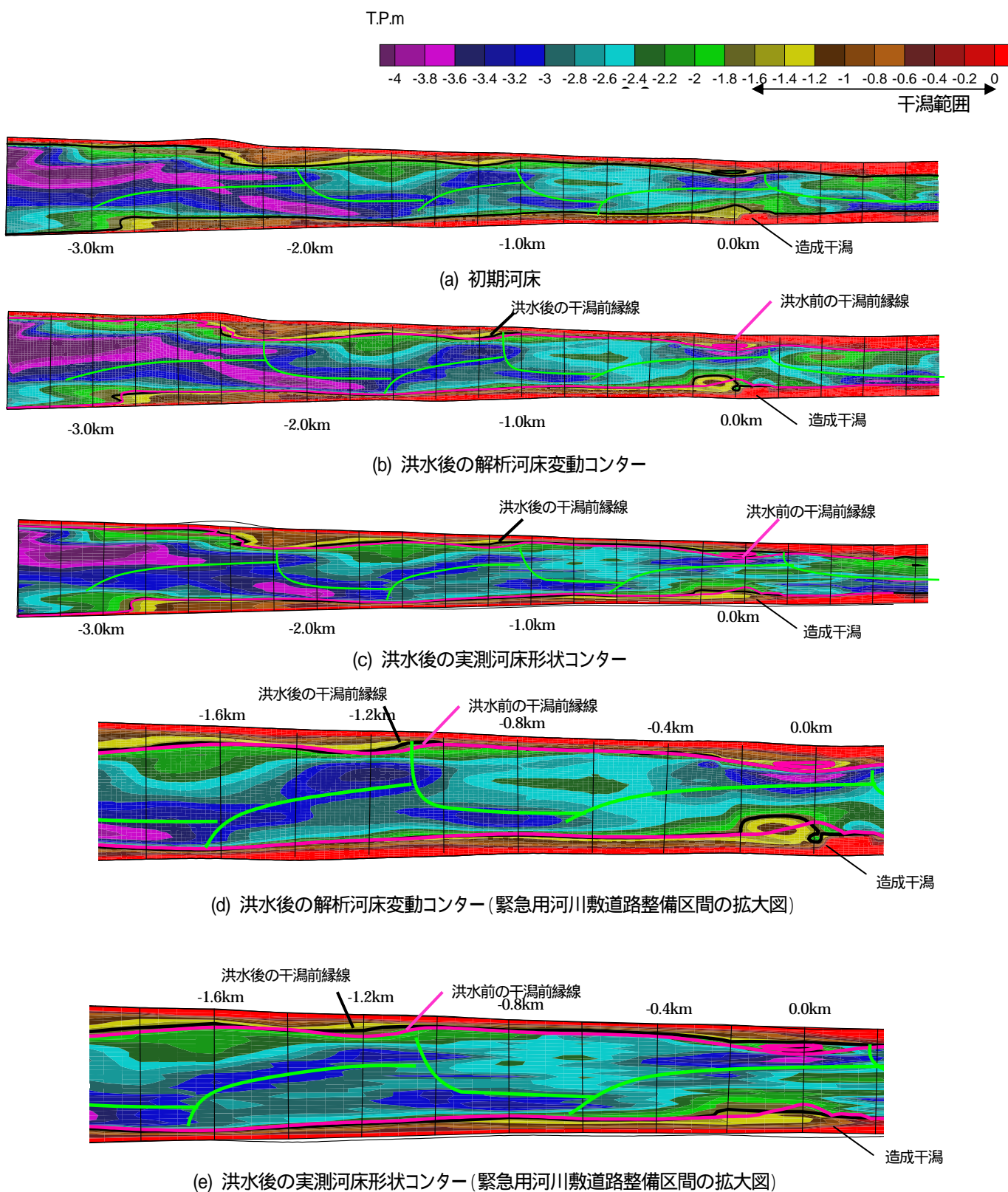


図 3.2-8 平成 22 年 7 月洪水における河床形状コンターの観測結果と解析結果

表 3.2-2 計算条件

Case	造成干潟位置	干潟形状	外力条件
Case0	なし		過去30年の主要洪水
Case1	-0.6km	A	過去30年の主要洪水
Case2	-0.6km	B	過去30年の主要洪水
Case4	緊急用河川敷道路のみ		過去30年の主要洪水

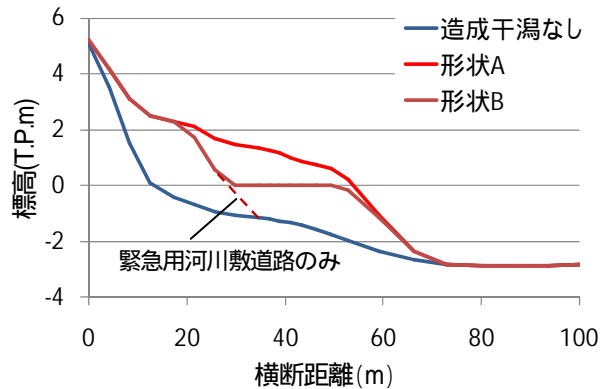


図 3.2-9 計算で与えた造成干潟の横断形状

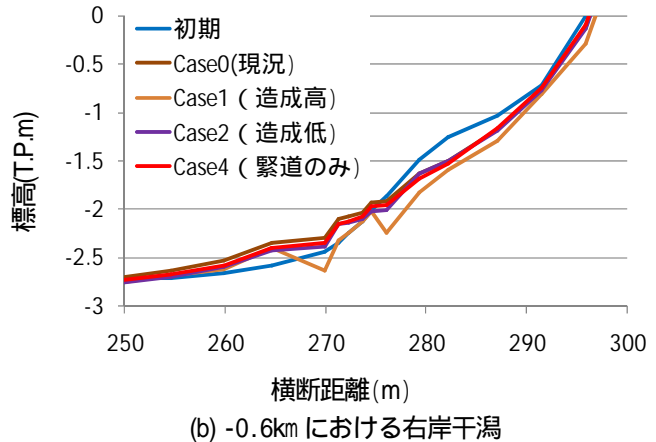
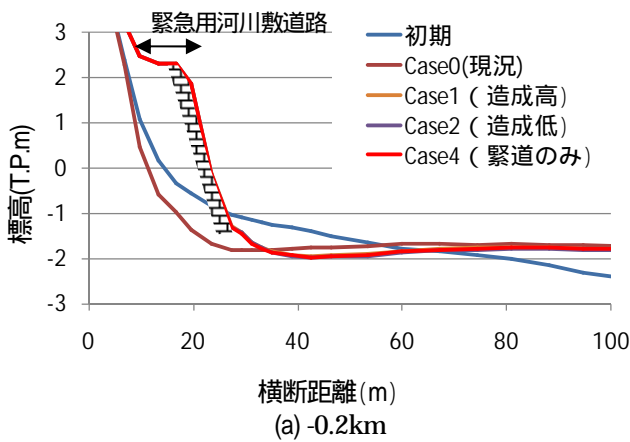


図 3.2-10 緊急用河川敷道路および造成干潟を整備した場合において、今後起こり得る干潟形状の変化

(4) 緊急用河川敷道路整備が干潟形状の変化に及ぼす影響の検討

2.3.6 章では、緊急用河川敷道路および造成干潟を整備した場合において、今後起こり得る干潟形状の変化を過去 30 年間の洪水を外力条件として、洪水流・河床変動解析により検討した。計算で与えた造成干潟の設置条件、洪水の外力条件を表 3.2-2 に示す。Case0 では、現況河道において過去 30 年間の主要洪水を与えた場合の河床変動や砂州の挙動の解析結果である。Case1, Case2 では、干潟再生試験区(0.1km 付近)下流にある砂州上(-0.6km)に図 3.2-9 に示す高さの異なる 2 種類の造成干潟 A, B をそれぞれ設置し、造成干潟の設置高さの違いが低水路の河床変動や砂州の挙動に及ぼす影響について検討している。Case4 は、緊急用河川敷道路のみを設置した場合についての検討である。

緊急用河川敷道路(0.2km~1.5km)は幅が 15m であり、整備されると低水路の流速が若干増大するため、緊急用河川敷道路前面の干潟(左岸の干潟)の洗掘量が増大する(図 3.2-10(a))。しかし、対岸側の干潟面積の減少

は、整備されない場合に比べてさほど大きくない(図 3.2-10(b))。-0.6km 地点に天端高 1.5m 程度の高い造成干潟を緊急用河川敷道路の前面に設置すると、対岸干潟の洗掘を助長させる(図 3.2-10(b))。一方、天端高 0.0m の低い干潟を造成すると、造成干潟を設置せず緊急用河川敷道路のみが整備された場合と同程度の洗掘量が見積もられている(図 3.2-10(b))。

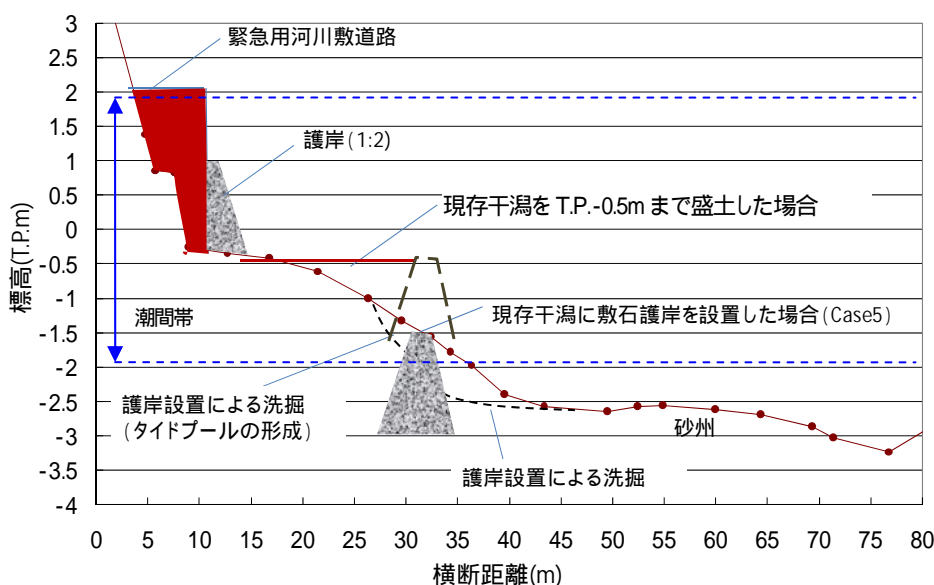


図 3.3-1 干潟保全方法のイメージ図 (-1.4km 断面)

3.3 緊急用河川敷道路整備に伴う干潟の保全に関して

以上の検討結果より、緊急用河川敷道路が今後整備される 0.0km より下流の干潟(直線 2 タイプ)を保全するため、以下のことが導き出せる。

- ・ 0.0km より下流の干潟は着実に減少傾向にあり、これ以上干潟を減少させないならば、干潟前面に敷石等の護岸設置が必要となる。
- ・ 緊急用河川敷道路の前面に干潟を造成する場合、形状 A のような高い干潟を造成すると、対岸干潟は、現状面積を減少させる。干潟造成が必要とされるのであるならば、低い干潟 (T.P.0.0m 程度、形状 B) を造成することが望ましい。

しかし、このような干潟を造成しても、低水路の砂州高は潮間帯最低高さより 1m 程度低いため、造成干潟前面に土砂を堆積させて低水路と連続した干潟を創出することはほとんど期待できない。そのため、緊急用河川敷道路が現存干潟上に占める面積部分が失われることはその施設の重要な機能を考えるとやむを得ないが、施設以外の干潟部分および対岸の干潟を保全することを基本的な考え方とする。

図 3.3-1 は 現存干潟保全方法のイメージ図である。潮間帯の最低高さ面の位置より護岸の天端が上にあるように敷石護岸を設置することにより、現存干潟の保全を適切に行えるようにする。護岸の設置位置・高さ・形状等の考え方の判断は、2.3 章に示した解析と同様の数値解析による検討が必要である。以下に検討結果を示す。

図 3.3-1 のイメージ図に示されるように、現存干潟前面に代表的な 2 つの異なる高さの敷石護岸を設置した場合において、現存干潟が安定的に維持できるかどうかを検討した。計算条件は次のとおりである。Case5 では、現存干潟の前面に T.P.-1.6m の高さの敷石護岸を緊急用河川敷道路整備予定区間である 0.2km~1.5km の左岸に連続的に設置した。高さ T.P. -1.6m は、潮間帯のほぼ最底面の高さである。Case6 では、対岸の干潟に影響を与えない程度に現存干潟に盛土をする場合を考える。一例として、0.2km~1.5km の区間において Case5 と同じ横断位置に干潟の高さが T.P. -0.5m の高さになるように敷石護岸を設置し縦断的に連続して盛土をする。この場合の盛土に必要な土量は、約 11,250m³ であり、10t ダンプの台数に概算すると約 2500 台分に相当する。

洪水の外力条件は、2.3.6 章の検討と同様に過去 30 年間の水を与えた。図 3.3-2 はそれぞれの Case の解析結果の河床形状コンターを示し、図 3.3-3 は、各地点における横断形状の解析結果を示している。図 3.3-2 における黒の実線は、Case5、Case6 の解析結果の干潟前縁線を示している。赤の実線は Case4 (緊急用河川敷道路を設置し、干潟前面に敷石護岸を配置しない) の解析結果の干潟前縁線を示す。干潟前縁線は T.P. -1.6m の高さを繋いだ線で示している。敷石護岸を設置しない場合 (Case4) は、現存干潟の高さは徐々に低下し干潟面積が減少していることがわかる。一方、干潟前面に敷石護岸を設置すると (Case5、Case6)、干潟は概ね維持できることが分かる。それぞれのケースでは、敷石護岸の前

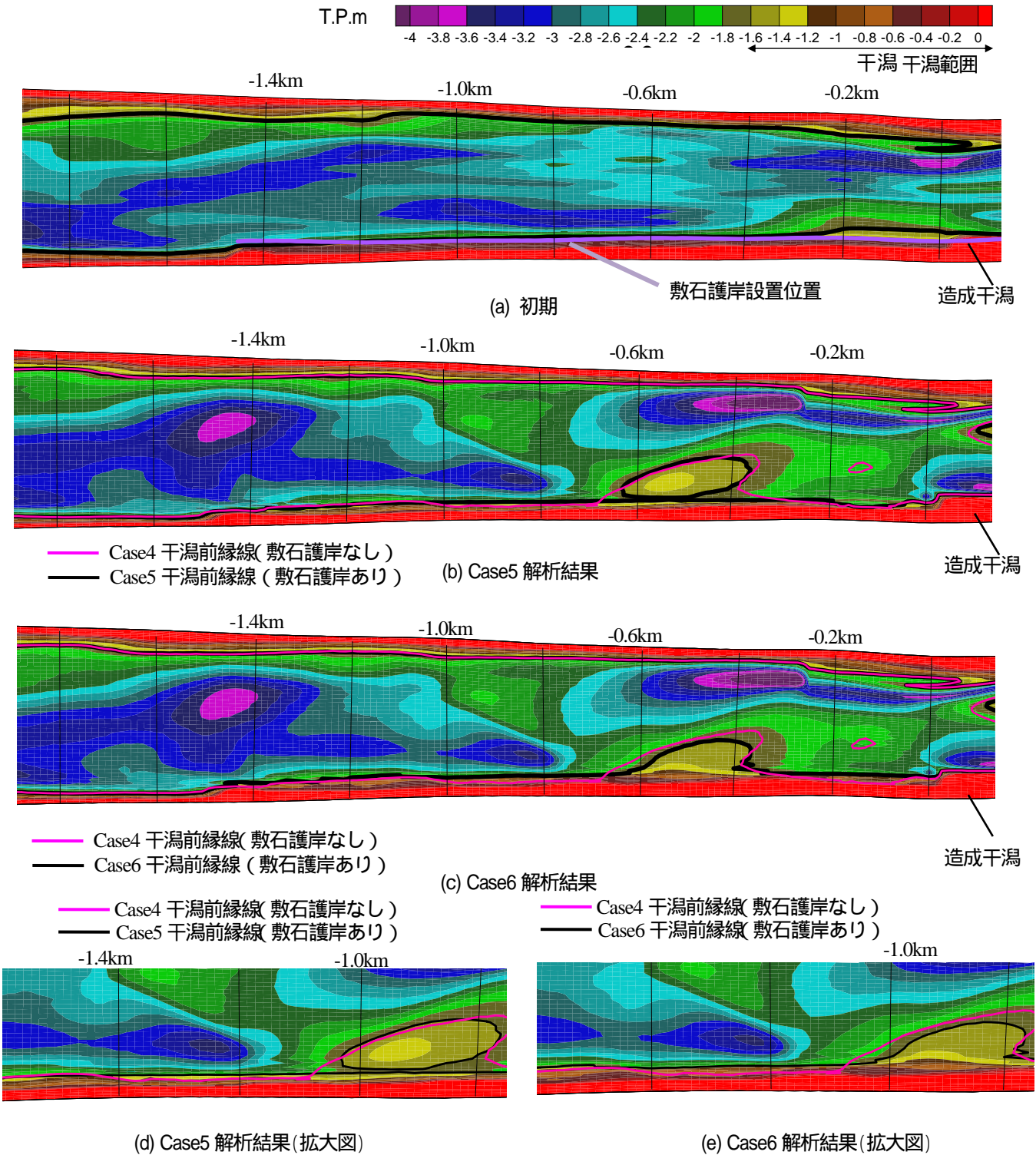


図 3.3-2 解析結果における河床形状コンター

面で河床の洗掘が生じているが、さほど大きな洗掘深とはならない。また、Case6 のように盛土を行っても低い盛土干潟であれば、対岸側の干潟にほとんど影響を及ぼさない計算結果となることが分かる。

これらの検討結果から、現況河床高 ~ T.P. -0.5m の範

囲内の高さの干潟であれば干潟前面に敷石護岸を連続的に配置することで、干潟が安定的に維持出来ることが分かった。干潟の高さは、現況河床高 ~ T.P. -0.5m 程度の範囲内で、対象区間の干潟の生態環境のあるべき姿や建設費、維持管理費等との関係から決定すれば良いと考え

3. 太田川放水路における緊急用河川敷道路整備区間の河口干潟の保全に向けて

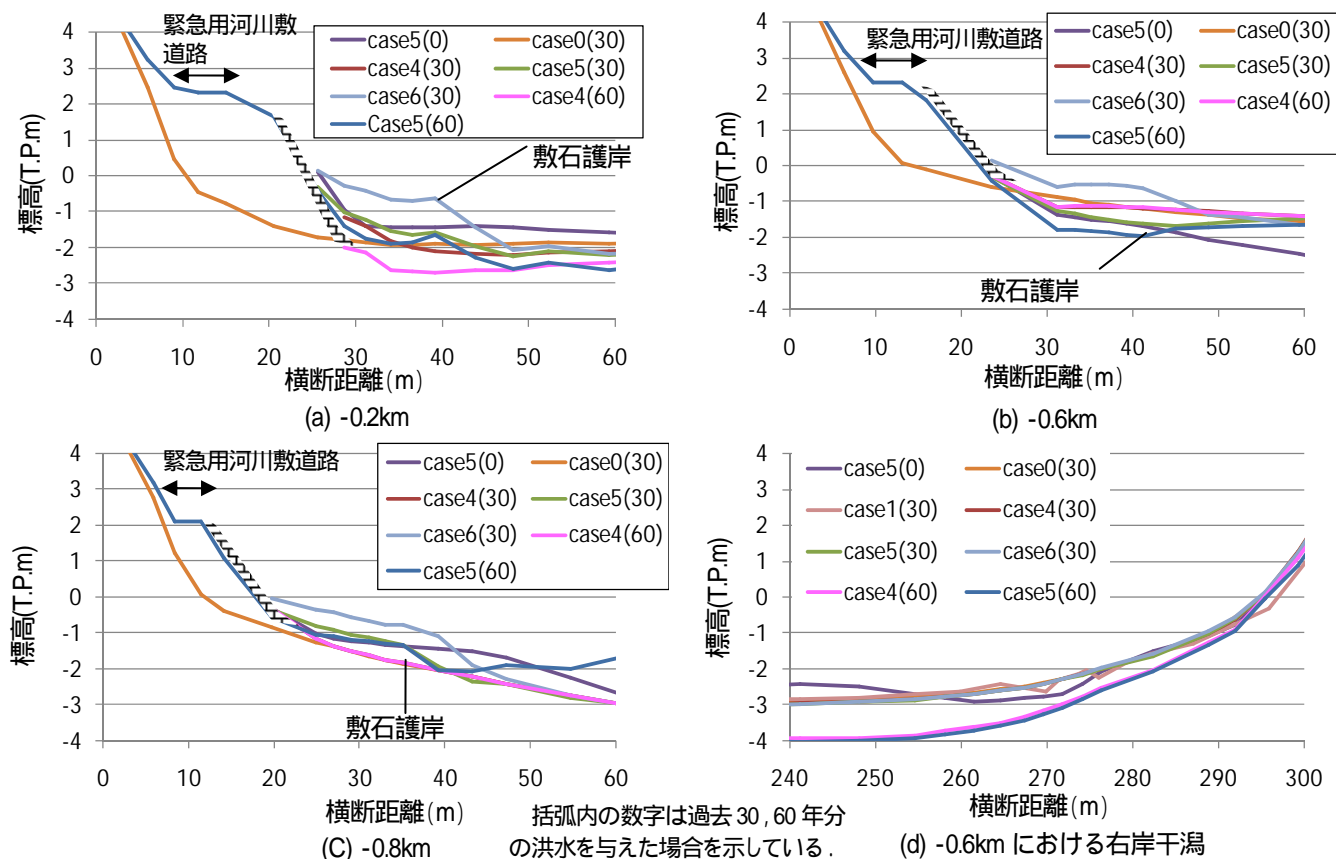


図 3.3-3 解析結果における干潟付近の横断形状

られるが、現存干潟の高さを T.P. -0.5m の高さまで縦断的に盛土すると約 11,250m³ もの大量の土砂量が必要になるうえ、右岸側の実測干潟についても洪水などの自然の営力により、干潟面積が経年的に明確に減少してきており(図 3.2-6(a),(d))、さらに、図 3.3-3(d) では 60 年経過後の右岸側の干潟の計算高は顕著に減少しており、左岸干潟と同様に保全検討が必要であること等を考慮すると、T.P.-1.5m の高さの敷石護岸を設置し、現存干潟を残すほうが望ましいものと考えられる。

また、河川の上流から放水路に入ってくる土砂量は低水路の河床高や交互砂州の移動を決める重要な要素であり、それはまた干潟の高さや面積にも関係する。流入土砂量の評価法の検討、観測体制の整備が干潟の維持管理を含む河川管理上必要である。

直線干潟 3 タイプでは、敷石護岸背面に形成されるタイドプールが護岸前面の干潟に地下水を供給することで、護岸前面の干潟環境を良好に保っていることが 2.3 章に示された。0.0km より下流区間では敷石護岸前面の低水路の砂州高が潮間帯より 1.0m より低いため、護岸前面に干潟が現れない。このため 0.0km より下流区間にタイ

ドプールが形成されても、干潟の質にはほとんど影響を与えない可能性が高い。また、緊急用河川敷道路に用いる矢板の構造が、デルタ(堤内地)から供給される地下水量に影響し、それが河川敷道路と敷石護岸の間にある干潟の質にどのような影響を及ぼすか見極める必要がある。

おわりに

太田川放水路に緊急用河川敷道路を造る際、放水路に広がる河口干潟をどのように保全していくか検討を行うため、平成 17 年 1 月に、中央大学研究開発機構の福岡捷二教授をはじめ、多数の工学、理学の分野の研究者の方々のご参加を頂き発足した「太田川生態工学研究会」が、約 8 年の年月をかけた研究成果を、本年、この「太田川放水路河口干潟における生態工学研究」報告書として取りまとめられたことに、深く感謝する次第です。

本研究会は、物質収支、物理環境、水質、干潟水質、底生生物、水生植物、陸生植物、付着生物、という多数かつ多方面の研究に携わる各WGから構成され、各WGにおいて専門的な調査研究が精力的に進められるとともに、各WGにおける研究内容が他のWGの研究内容にも反映されるよう、各研究が有機的に連携されながら進められてきたものです。

このような工学、理学の多数の研究者の方々が、これほどの年月をかけて、多方面から総合的に研究を実施された例は極めて少なく、そのような面からもたいへん貴重で意義深い研究成果であると考えています。

太田川放水路も、昭和 42 年に概成してからすでに 45 年以上経過し、広島市民にとっては単に洪水を流下させるだけの人工河川ではなく、他の市内派川と同じく、「水の都 広島」をおりなす、無くてはならない大切な河川として位置付けられていると感じています。

今後、太田川河川事務所としては、本研究により得られた成果・学術的知見を踏まえ、特色ある河口干潟を保全しながら緊急用河川敷道路をどのような形で造成していくかについて、具体的な検討に取り組んでまいります。太田川水系河川整備計画において「太田川生態工学研究会」等と連携し」と位置づけているように、引続き本研究会の研究者の方々のご意見をいただきながら、またご協力を頂きながら検討を進め、太田川放水路が引き続き広島市民の皆様にとって、身近で大切な太田川、となるよう、取り組んでまいりたいと考えています。

最後に、本研究成果が河口干潟に関する貴重な学術的研究として多くの研究者の方々に活用されることを祈念し、また、研究会にご参加いただいた研究者の方々に改めて深く謝意を表します。

平成 25 年 3 月

国土交通省中国地方整備局
太田川河川事務所長
宮川 勇二

巻末資料 1 太田川生態工学研究会研究発表（投稿論文リスト）

1. 学会誌等 物質収支WG

	著者	年	題名	雑誌
1	富田智・長戸宏樹・日比野忠史・西牧均・松本英雄	2005	太田川河口における有機泥の挙動に関する研究	水工学論文集 49: 1411-1416
2	Kiyosi Kawanisi・Takanori Tsutsui・Satoshi Nakamura・Hitoshi Nishimaki	2006	INFLUENCE OF TIDAL RANGE AND RIVER DISCHARGE ON TRANSPORT OF SUSPENDED SEDIMENT IN THE OHTA FLOOD-WAY	Journal of Hydrosience and Hydraulic Engineering 24(1): 1-9
3	川西澄・中村智史・荒木大志・水野雅光	2006	潮差と河川流量が河口域の成層強度と浮遊砂泥輸送量に与える影響	海岸工学論文集 53: 321-325
4	日比野忠史・保光義文・福岡捷二・水野雅光	2006	洪水に伴う河口干潟環境と生物棲息の変化	河川技術論文集 12: 431-436
5	日比野忠史・中下慎也・花畑成志・水野雅光	2006	河口干潟で形成される土壌環境と底生生物の棲息要件	海岸工学論文集 53: 1031-1035
6	川西澄・荒木大志・福岡捷二・水野雅光	2007	風が太田川河口域の塩水遡上と土砂輸送に与える影響	海岸工学論文集 54: 396-400
7	中下慎也・日比野忠史・福岡捷二・水野雅光	2007	複断面形状が形成する地下水流と河口干潟の特性	海岸工学論文集 54(2): 1246-1250
8	川西澄・横山智弥・水野雅光・福岡捷二	2008	超音波ドップラー流速分布計による干潟上の浮遊堆積物の観測	水工学論文集 52: 949-954
9	川西澄・大庭尚史・金子新・水野雅光	2008	感潮河川における音波の横断伝播特性と次世代超音波流速計による横断平均流速の測定	水工学論文集 52: 371-375
10	川西澄・Mahadi Razaz・金子新・阿部徹	2008	音響トモグラフィ法による河口域における淡水流量の測定	海岸工学論文集 55:1466-1470
11	川西澄・胡桃田哲也・Mahadi Razaz・水野雅光・福岡捷二	2008	太田川放水路における塩水遡上と懸濁粒子の輸送特性	水工学論文集 52:1321-1326
12	日比野忠史・駒井克昭・福岡捷二・水野雅光	2008	河口干潟地盤内水環境に及ぼす浸透河川水の影響	水工学論文集 52
13	中下慎也・日比野忠史・福岡捷二・岡田光正・水野雅光	2008	出水期における干潟地盤内での水質変動特性	水工学論文集 52
14	駒井克昭・中下慎也・日比野忠史・福岡捷二・水野雅光	2008	河川感潮域における河床面での水交換	水工学論文集 52
15	駒井克昭・西村尚哉・日比野忠史・福岡捷二・阿部徹	2008	太田川分流域における流動と河床面への浸透	河川技術論文集 14
16	川西澄・Mahadi Razaz・渡辺聡・金子新・阿部徹	2009	次世代超音波流速計による感潮域の流量と水温・塩分の連続モニタリング	水工学論文集 53: 1015-1020
17	川西澄・渡辺聡・金子新・阿部徹	2009	次世代超音波流速計による感潮河川流量の長期連続モニタリング	河川技術論文集 15: 489-494
18	中下慎也・日比野忠史・トウナロン・駒井克昭・阿部徹	2009	潮汐に伴う地下水位変動と干潟地盤内における塩分浸入	土木学会論文集B2 65: 1161-1165
19	川西澄・Mahdi Razaz・渡辺聡・金子新・阿部徹	2010	河川音響トモグラフィによる太田川放水路の洪水流量と断面平均塩分の連続測定	水工学論文集 54: 1081-1086
20	Kiyosi Kawanisi・Mahdi Razaz・Arata Kaneko・Satoshi Watanabe	2010	Long-term measurement of stream flow and salinity in a tidal river by the use of the fluvial acoustic tomography system	Journal of Hydrology 380: 74-81 doi:10.1016/j.jhydrol.2009.10.024

物質収支WG

	著者	年	題名	雑誌
21	Kiyoshi Kawanishi・Satoshi Watanabe・Arata Kaneko	2010	Continuous monitoring of water discharge, temperature, and salinity in a tidal river with a new acoustic tomography system	17th Congress of the Asia and Pacific Division of the International Association of Hydro-Environment Engineering and Research (IAHR-APD 2010): 1a030
22	後藤岳久・福岡捷二・阿部徹	2010	太田川放水路と旧太田川への洪水流量配分及び感潮域の河床変動	水工学論文集 54: 757-762
23	後藤岳久・福岡捷二・兒子真也・中須賀淳	2010	複断面蛇行河川における洪水流による樹木群の倒伏・破壊機構と樹木管理への活用	土木学会論文集B 66: 47-65
24	川西澄・金子新・江田憲彰・兒子真也	2010	河川音響トモグラフィシステムによる河川流量の自動計測	河川流量観測の新時代
25	Y. Unno・K.Kawanisi・S.Watanabe	2010	Observation of water discharge in a tidal river using an innovative methodology/technology	The 9th International Conference on Civil and Environmental Engineering: 3.8
26	K. Kawanisi・M. Razaz・G. S. De Costa・C. De Costa	2010	Continuous Monitoring of Water Discharge, Temperature, and Salinity in a Tidal Spillway Using Fluvial Acoustic Tomography System	Journal of Hydrology New Zealand 49: 61-69
27	K. Kawanisi・M. Razaz・S. Watanabe・A. Kaneko・T. Abe	2010	An innovative methodology/technology for streamflow observation	5 th International Conference on Fluvial Hydraulics 2: 1741-1748
28	Kiyosi Kawanisi・Arata Kaneko・Shinya Nigo・Mohammad Soltaniasl・Mahmoud F. Maghrebi	2010	New acoustic system for continuous measurement of river discharge and water temperature	Water Science and Engineering 3(1): 47-55
29	TOUCH NARONG・駒井克昭・中下慎也・日比野忠史	2010	砂層内での有機微細粒子の移動に関する実験的研究	土木学会論文集B2 66: 1076-1080
30	中下慎也・日比野忠史・駒井克昭・福岡捷二・阿部徹	2010	太田川放水路に形成された干潟の生態環境に関する考察	土木学会論文集B 66: 344-358
31	中下慎也・駒井克昭・日比野忠史・福岡捷二・阿部徹	2010	地下構造が河川干潟の地下水・底質環境に及ぼす影響	河川技術論文集 16: 185-190
32	中下慎也・駒井克昭・日比野忠史・池原貴一	2010	土砂に埋没したイソシジミの生息に関する基礎研究	土木学会論文集B2 66: 1086-1090
33	後藤岳久・福岡捷二・阿部徹	2010	Evaluating Flood discharge and bed variation	Proceedings of ninth International Conference on Hydro-Science and Engineering
34	N.TOUCH・S.SHINYA・T.HIBINO・S.FUKUOKA	2011	CAPTURE AND CLOGGING BEHAVIOR OF MUD IN SAND BEDS	Proceedings of the Sixth International Conference on Asian and Pacific Coasts
35	Mahdi Razaz・Kiyosi Kawanisi	2011	Signal post-processing for acoustic velocimeters: detecting and replacing spikes	Measurement Science and Technology 22: doi:10.1088/0957-0233/22/12/125404
36	Mohammad SOLTANIASL・Kiyosi KAWANISI・Mahmoud F. MAGHREBI・Mahdi RAZAZ	2011	Estimates of Flushing Time in a Tidal River Using Fluvial Acoustic Tomography	International Conference on Civil and Environmental Engineering
37	川西澄	2011	感潮河川流量の自動連続計測を可能にする河川音響トモグラフィシステム	水工学シリーズ 11-A-5: 2-16
38	駒井克昭, 中下慎也, Touch Narong, 日比野忠史	2011	複断面河道に形成された河岸干潟の底質環境と浸透特性に関する研究	河川技術論文集, 第17巻, pp.173-178

物質収支WG

	著者	年	題名	雑誌
39	阿部真巳, 中下慎也, 日比野忠史	2011	感潮域における堆積有機泥の巻き上げ機構のモデル化	土木学会論文集B2 (海岸工学), Vol.67, pp.1146-1150
40	Touch Narong, 中下慎也, 小枝豪志, 日比野忠史	2011	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, pp.971-975
41	駒井克昭, 渡辺聡, 中下慎也, 川西澄, Peter NIELSEN	2011	亜熱帯感潮河川における堆積泥に及ぼす有機性状と水理条件の影響	土木学会論文集B2 (海岸工学), Vol.67, pp.996-1000
42	TOUCH NARONG・中下慎也・小枝豪志・日比野忠史	2011	砂層内における有機泥の移動に及ぼす有機物の性状	水工学論文集 55:281
43	Narong Touch, Shinya Nakashita, Tadashi Hibino	2011	Deposition Behavior of Mud in Sand Beds Under the Effects of Organic Properties	Transport in Porous Media, pp.1-16
44	Katsuaki Komai, Shinya Nakashita, Tadashi Hibino and Peter Nielsen	2011	Mechanism of water exchange at the sediment-water interface in a tidal estuary	Proceedings of the 34th IAHR World Congress, pp.1085-1092
45	Mahdi Razaz・Kiyosi Kawanisi	2012	TIDE-DRIVEN CONTROLS ON MAXIMUM NEAR-BED FLOC SIZE IN A PARTIALLY-MIXED ESTUARY	Annual Journal of Hydraulic Engineering 56: 7-12
46	Mohammad SOLTANIASL・Kiyosi KAWANISI・Mahdi RAZAZ	2012	INVESTIGATION OF SALINITY VARIABILITY IN A SMALL MULTI-CHANNEL ESTUARY	Annual Journal of Hydraulic Engineering 56: 265-270
47	Kiyosi Kawanisi・Mahdi Razaz・Mohammad Soltaniasl・Arata Kaneko	2012	LONG-TERM SALINITY MEASUREMENT IN A TIDAL ESTUARY By THE USE OF ACOUSTIC TOMOGRAPHY	4th International Conference and Exhibition on "Underwater Acoustic Measurements: Technologies & Results"
48	Kiyosi Kawanisi・Mahdi Razaz・Kazuhiko Ishikawa・Jyunki Yano・Mahammad Soltaniasl	2012	Continuous measurements of flow rate in a shallow gravel-bed river by a new acoustic system	Water Resources Research 48: doi:10.1029/2012WR012064
49	川西澄	2012	ADCPによる干潟上の浮遊土砂動態の観測 = 著音波ドップラー流速分布計の干潟土砂環境計測への適用 =	超音波TECHNO 4: 28-33
50	後藤岳久・福岡捷二・田中里佳	2012	太田川デルタにおける河川流路網の洪水流と河床変動に関する研究	水工学論文集 56: 1995-1200
51	中下慎也, 福井勝吾, 日比野忠史	2012	感潮河川における淡水分派比の推定	土木学会論文集B1(水工学), Vol.68, No.4, pp.1597-1602
52	Touch Narong, 中下慎也, 日比野忠史	2012	砂層間隙内における有機泥の残留で低下する透水係数の推定モデル	土木学会論文集B1(水工学), Vol.68, No.4, pp.547-552
53	Touch Narong, 中下慎也, 小枝豪志, 日比野忠史	2012	砂地盤における地下水流れで浸透する有機泥の残留モデル	土木学会論文集B2 (海岸工学), Vol.68, pp.1086-1090
54	Katsuaki Komai, Junko Kato, Kazuki Kokubo, Shinya Nakashita, Tadashi Hibino, and Keisuke Nakayama	2012	Influence of seepage flow on pore water quality in fluvial sediment in a branch area of tidal estuary	18th Congress of the Asia & Pacific Division of the International Association for Hydro-Environment Engineering and Research
55	N. Touch, T. Narong, M. Imagawa, T. Hibino	2012	Decomposition characteristics of organic matter existing in deposited sediment under acid-base water conditions	50th ECSA Conference, O12.27

物理環境WG

	著者	年	題名	雑誌
1	大沼克弘・藤田光一・望月貴文・天野邦彦・佐藤泰夫・阿部徹	2010	太田川放水路における河床の変化特性と干潟の安定機構に関する考察	水工学論文集 54:781-788
2	大沼克弘・藤田光一・望月貴文・天野邦彦	2011	太田川放水路を事例とした河口干潟の設計・管理方法の枠組みに関する研究	河川技術論文集 17

干潟水質WG

	著者	年	題名	雑誌
1	綿谷慎一・中野陽一・今井剛・中井智司・西嶋渉・岡田光正	2008	太田川放水路における汽水干潟生態系に及ぼす増水の影響	環境工学研究論文集 45: 59-64
2	中野陽一・中井智司・西嶋渉・岡田光正	2010	放水が河口域干潟生態系の構造に与える影響	環境工学研究論文集 47: 23-30

底生生物WG

	著者	年	題名	雑誌
1	斉藤英俊・泊野洋治・山地幹成・河合幸一郎・今林博道	2007	広島県沿岸域におけるアサリの資源特性と生息環境	日本水産増殖学会誌 55(3): 331-345
2	斉藤英俊・中西夕佳里・重田利拓・海野徹也・河合幸一郎・今林博道	2008	広島湾におけるマガキ種苗に及ぼす魚類の捕食の影響	日本水産学会誌 74:809-815
3	斉藤英俊・池浦智史・河合幸一郎・今林博道	2010	広島県三津湾における放流アサリの生残に及ぼす被覆網の効果	水産増殖 53(4) :525-527

水生植物WG

	著者	年	題名	雑誌
1	大林夏湖・程木義邦・國井秀伸	2008	中国四国地方における準絶滅危惧種ハマサジ <i>Limonium tetragonum</i> (Thunb.) A. A. Bullock とフクド <i>Artemisia fukudo</i> Makino の分布状況	ホシザキグリーン財団研究報告 11:205-210
2	Yoshikuni Hodoki・Kako Ohbayashi・Hidenobu Kunii	2009	Genetic analysis of salt-marsh sedge <i>Carex scabrifolia</i> Steud. populations using newly developed microsatellite markers	Conservation Genetics 10:1361-1364
3	荒木悟・國井秀伸	2011	太田川河口域における塩生植物群落の現況	ホシザキグリーン財団研究報告 14:251-256
4	Yoshikuni Hodoki・Kako Ohbayashi・Hidenobu Kunii	<i>in press</i>	Analysis of population clonal diversity using microsatellite markers in the salt marsh sedge <i>Carex scabrifolia</i> in western Japan	Landscape and Ecological Engineering. DOI 10.1007/s11355-012-00210-7

陸生動物WG

	著者	年	題名	雑誌
1	鶴崎展巨・亀山 剛・井原 庸・一澤 圭・河上康子	2010	広島市太田川放水路の感潮性甲虫・トビムシ・ダニ類と人工干潟形成にともなう分布の変化(予報)	平成22年度日本応用動物昆虫学会中国支部・日本昆虫学会中国支部合同例会

2. 口頭発表・ポスター発表

事務局

	著者	年	題名	学会等
1	後藤勝洋・内藤正彦・竹本進・阿部徹	2010	太田川放水路における河口干潟の生態工学研究	応用生態工学会第14回札幌大会 北海道立道民活動センターかでの2.7 札幌

物質収支WG

	著者	年	題名	学会等
1	糊桃田哲也・川西澄・水野雅光	2007	河岸干潟帯水層における塩分濃度の変動特性	第59回土木学会中国支部発表会 山口大学 宇部
2	横山智弥・川西澄・駒井克明	2007	河岸干潟上の流れと堆積物輸送に関する研究	第59回土木学会中国支部発表会 山口大学 宇部
3	Shinya Nakashita・Touch Narong・Katsuaki Komai・Tadashi Hibino	2009	Variation of groundwater quality in a tidal flat formed around coastal structure	Proceedings of the 5 th Interanational Conference on Asian and Pacific coasts
4	Narong Touch・Shinya Nakashita・Katsuaki Komai・Tadashi Hibino	2009	The role of groundwater flow in a tidal flat environment	Proceedings of the 5 th Interanational Conference on Asian and Pacific coasts
5	Shinya Nakashita・Narong Touch・Katsuaki Komai・Tadashi Hibino	2009	Variations in Groundwater Levels and Salt Infiltration in a Tidal Flat with a Tidal Cycle	Proceedings of the Eighth International Conference on Civil and Environmental Engineering
6	後藤岳久・福岡捷二・阿部徹	2010	太田川放水路と旧太田川における流量配分と河床変動	第54回水工学講演会 北海道大学 札幌
7	後藤岳久・福岡捷二・阿部徹	2010	太田川放水路における洪水時の河床変動	土木学会第65回年次学術講演会 北海道大学 札幌

物理環境WG

	著者	年	題名	学会等
1	佐藤康夫・藤田光一・大沼克弘	2007	太田川放水路における河川内干潟の河川工学的観点からの類型化	土木学会 第62回年次学術講演会 広島大学 広島
2	大沼克弘・藤田光一・天野邦彦・佐藤泰夫	2010	太田川放水路及び旧太田川における干潟の類型化とその安定機構に関する考察	汽水域研究会 汽水域研究センター 第17 回新春恒例汽水域研究発表会 合同研究発表会 松江テルサ 松江

水質WG

	著者	年	題名	学会等
1	鮎川和泰・村上誠・福森亮子・大谷修司・奥村稔・岡田光正・福岡捷二・清家泰	2006	感潮河川DOに及ぼす干潟付着藻類の寄与について	日本陸水学会第71回大会 愛媛大学 松山
2	平尾匡章・藤井健士・福森亮子・奥村稔・清家泰	2006	汽水域堆積物（中海・宍道湖・太田川）における窒素浄化能について	日本陸水学会第71回大会 愛媛大学 松山
3	鮎川和泰・大谷修司・奥村稔・岡田光正・福岡捷二・清家泰	2007	DOからみた河口域干潟付着藻類に及ぼす洪水・堆積の影響	第41回水環境学会年会 大阪産業大学
4	平尾匡章・藤井健士・福森亮子・奥村稔・清家泰	2007	汽水域堆積物（中海・宍道湖・太田川）における窒素浄化能について2	日本陸水学会第72回大会 茨城大学 水戸
5	藤井健士・平尾匡章・鮎川和泰・奥村稔・清家泰	2007	感潮河川における窒素化学種の挙動	日本陸水学会第72回大会 茨城大学 水戸

干潟水質WG

	著者	年	題名	学会等
1	綿谷慎一・今井剛・中野陽一・中井智司・西嶋渉・岡田光正	2007	太田川放水路における河口干潟生態系に及ぼす増水の影響	第30回水環境フォーラム山口 小郡ふれあいセンター会議室 山口
2	綿谷慎一・今井剛・中野陽一・中井智司・西嶋渉・岡田光正	2007	太田川放水路における河口干潟生態系に及ぼす増水の影響	第59回土木学会中国支部発表会 山口大学 宇部
3	綿谷慎一・中野陽一・今井剛・中井智司・西嶋渉・岡田光正	2008	太田川放水路における汽水干潟生態系に及ぼす増水の影響	環境工学研究フォーラム 富山
4	坂本和隆・今井剛・中野陽一・中井智司・西嶋渉・岡田光正	2009	太田川放水路における汽水干潟生態系に及ぼす増水の影響	第12回日本水環境学会シンポジウム お茶の水女子大 東京
5	中井智司・西嶋渉・岡田光正・坂本和隆・今井剛・中野陽一	2009	太田川放水路における汽水干潟生態系の長期変動特性	第44回日本水環境学会 福岡大学 福岡

水生植物WG

	著者	年	題名	学会等
1	荒木悟・國井秀伸	2006	塩生植物2種の生育と出水および微地形の関係	日本陸水学会第71回大会 愛媛大学 松山
2	荒木悟・中山大介・國井秀伸	2006	放水路沿岸に発達した塩生植物群落への出水と微地形の影響	応用生態工学会第10回大会 東京大学 東京
3	荒木悟・國井秀伸	2007	二年草フクド群落の密度フィードバックによる開花個体数の変動	日本植物学会第71回大会 東京理科大学 野田
4	程木義邦・大林夏湖・荒木悟・國井秀伸	2007	太田川放水路の感潮域における浮遊性藻類の現存量と光合成活性の季節変化	日本陸水学会第72回大会 茨城大学 水戸
5	荒木悟・國井秀伸	2008	二年草コホート間の負のフィードバック：フクドの例	日本生態学会第55回大会 福岡国際会議場 福岡
6	荒木悟・國井秀伸・陶山俊一	2008	干潟形状と塩生植物の生育・繁殖の関係：太田川放水路の例	第52回生態学会中国四国地区会大会 広島大学 東広島
7	程木義邦・大林夏湖・國井秀伸	2008	マイクロサテライトマーカーを用いた塩生植物の遺伝的多様性の評価と保全策の検討：(1)中国・四国地方のシオクグ(<i>Carex scabrifolia</i>) 個体群	応用生態工学会第12回大会 福岡大学 福岡
8	荒木悟・國井秀伸・陶山俊一	2008	河口域沿岸の断面形状と塩生植物の生育・繁殖の関係	応用生態工学会第12回大会 福岡大学 福岡
9	荒木悟・國井秀伸・陶山俊一	2008	塩生植物の生育と干潟の断面形状の関係	日本植物学会第72回大会 高知大学 高知
10	Kako Ohbayashi・Yoshikuni Hodoki・Hidenobu Kunii	2009	The amount of genetic diversity in near-threatened two salt marsh sedges: comparison between <i>Carex rugulosa</i> and <i>C. scabrifolia</i> .	First ASIAHORCS Joint Symposium, Nagoya University, Nagoya (invited presentation)
11	荒木悟・國井秀伸・陶山俊一	2009	干潟形状と塩生植物フクドの繁殖の関係	日本生態学会第56回大会 岩手県立大学 滝沢
12	荒木悟・國井秀伸・陶山俊一	2009	人工水路に定着した塩生植物の生育環境	第53回生態学会中国四国地区会大会 高知大学 高知
13	荒木悟・國井秀伸	2010	河口域に見られる塩生植物個体群の変化とその背景	島根大学汽水域研究センター第17回汽水域研究発表会・汽水域研究会例会合同発表会 松江テルサ 松江
14	大林夏湖・程木義邦・國井秀伸	2010	絶滅が危惧される塩生湿生植物オオクグとシオクグの遺伝的多様性の比較	日本生態学会第57回大会 東京大学 東京

水生植物WG

	著者	年	題名	学会等
15	荒木悟・國井秀伸	2010	可変性二年草ハマサジの開花齡と稀に見られる多回繁殖	日本生態学会第57回大会 東京大学 東京
16	荒木悟・國井秀伸	2010	可変性二年草ハマサジの繁殖と河岸形状の関係	第54回生態学会中国四国地区会大会 山口大学 山口
17	荒木悟・國井秀伸	2010	河口域に生育するフクドの発芽と塩分・水没・埋没の関係	日本植物学会第74回大会 中部大学 春日井
18	荒木悟・國井秀伸	2011	河口域に見られるハマサジの発芽と塩分条件	島根大学汽水域研究センター第18回汽水域研究発表会・汽水域研究会例会合同発表会 くにびきメッセ 松江
19	荒木悟・國井秀伸	2011	干潟に生育するハマサジの発芽と塩分条件	第55回生態学会中国四国地区大会 香川大学 高松
20	荒木悟・國井秀伸	2011	人工干潟の形成後に見られた塩生植物の出現	日本陸水学会第76回大会 島根大学 松江
21	荒木悟・國井秀伸	2012	人工干潟の形成後に出現した塩生植物とその生残	第56回生態学会中国四国地区大会 島根大学 松江
22	荒木悟	2012	都市河川の植物	地球環境大学2012講座第3回 大阪市立自然史博物館 大阪

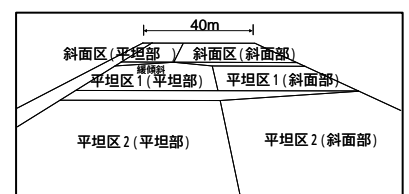
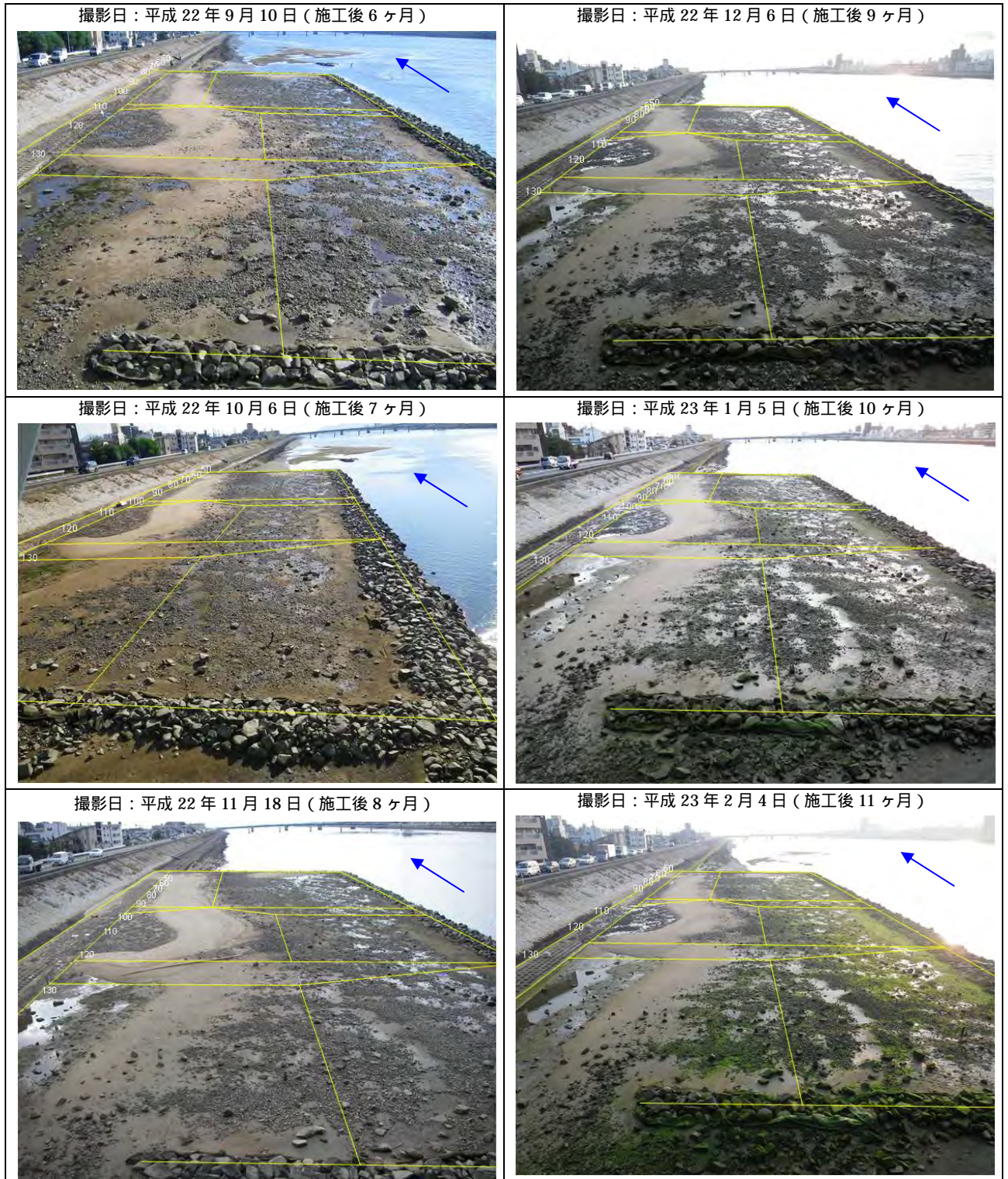
陸生動物WG

	著者	年	題名	学会等
1	鶴崎展巨・亀山 剛・福家菜緒	2008	西日本各地の塩生植物群落の植物上の節足動物群集の特性（発表予定講演要旨）	日本生態学会 中国四国支部大会 広島大学 広島
2	鶴崎展巨・井原庸・亀山剛・一澤圭・河上康子	2011	太田川放水路の人工干潟形成にともなう陸生節足動物とカニ類の群集の変化	生物系三学会 中国四国支部 香川大会 香川大学

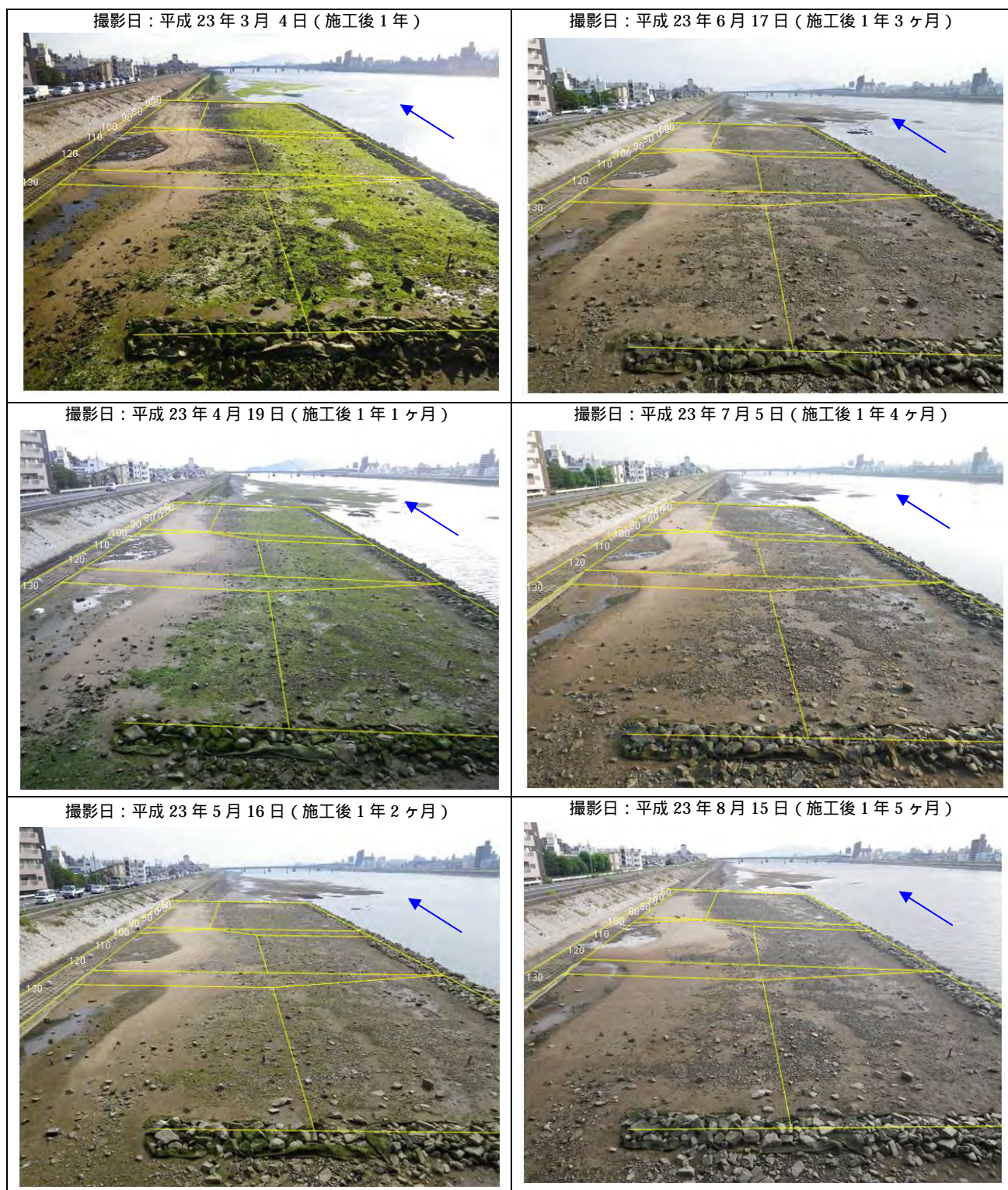
巻末資料2 干潟再生試験区の変遷（定点写真撮影）



干潟再生試験区（造成干潟）の定点写真(1/6)

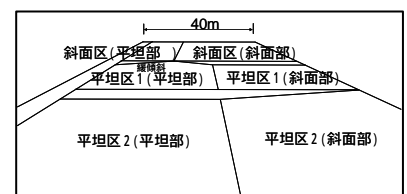
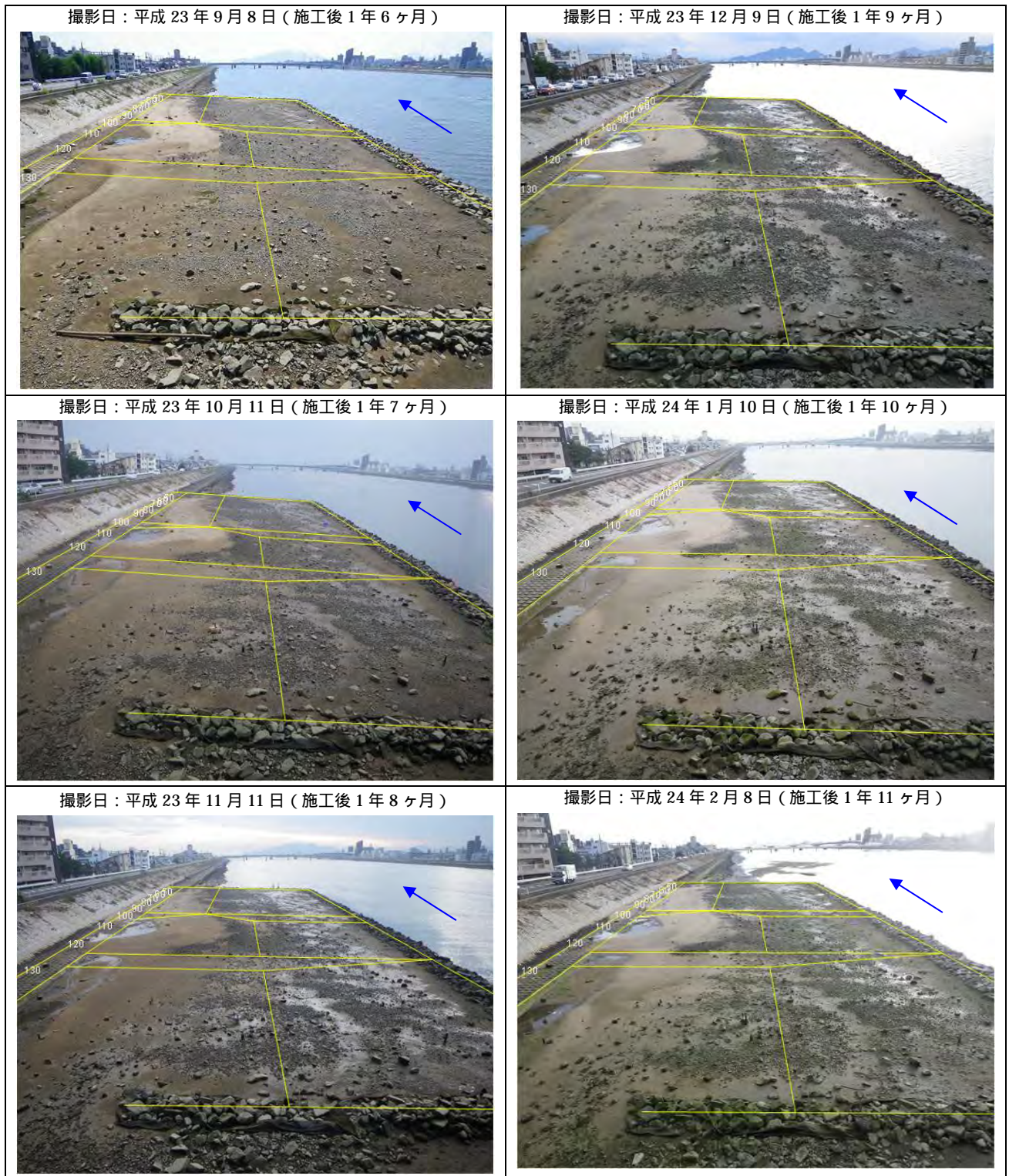


干潟再生試験区 (造成干潟) の定点写真(2/6)

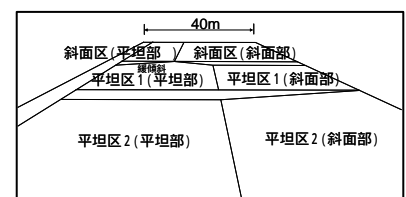


干潟再生試験区（造成干潟）の定点写真(3/6)

巻末資料2 干潟再生試験区の変遷（定点写真撮影）

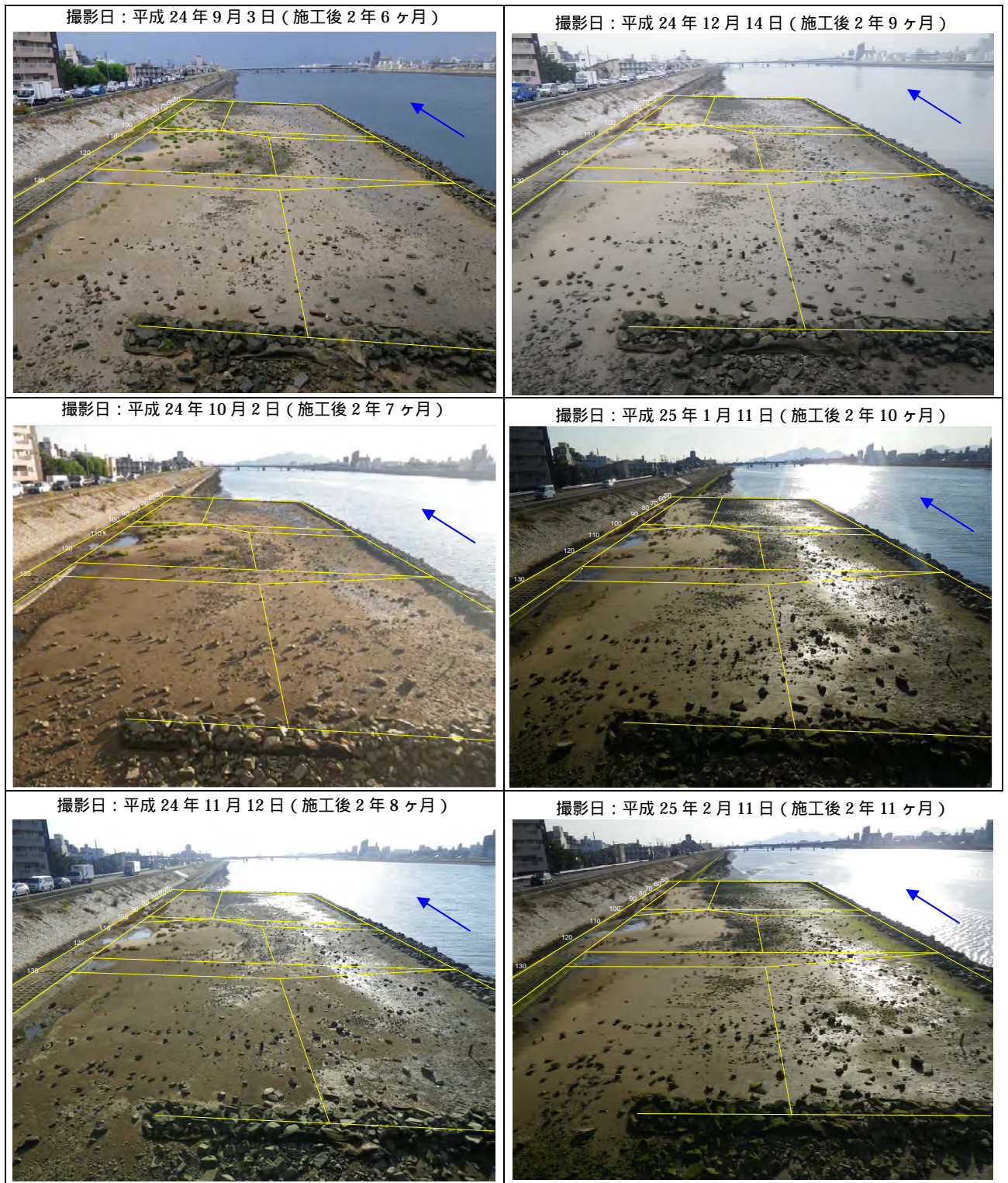


干潟再生試験区（造成干潟）の定点写真(4/6)



干潟再生試験区（造成干潟）の定点写真(5/6)

巻末資料-2 干潟再生試験区の変遷 (定点写真撮影)



干潟再生試験区の定点写真(6/6)

