

干潟浄化能力の定量的評価手法の提案

日比野忠史*・松本英雄**・西牧均***・村上和男****

干潟の浄化能力を定量的に評価する指標としてセジメントトラップに捕捉される有機泥量を提案した。有機泥量は、これまで行われている生物学的な指標と異なり、多地点での連続的な調査から求めることができる。さらに、この値は計画段階から干潟の効用を示す評価指標として用いることができ、かつ、干潟適地の選定、干潟地形の設計等のための基礎資料として利用することができる。種々の干潟調査・実験等から得られた浄化原単位と比較した結果、本観測で得られた海岸域での栄養塩の捕捉量は瀬戸内海の干潟を対象として算出された栄養塩除去量の最大値と同程度であることが示された。

1. はじめに

瀬戸内海は多様な生物が棲息する水産資源が豊富で自然豊かな海域である。この環境を維持していくため、環境省などによって COD による汚濁負荷量の総量規制 (1979 年から)、窒素・リンの削減指導など、陸域からの負荷量削減対策が実施されている。一方で、富栄養化・赤潮など解決すべき様々な問題が多く残されている。これらの問題に対処するための一つとして、干潟再生が行われている。一般的に人工干潟の評価は造成後の生物の量や多様性、窒素・リンの除去量 (水質浄化能力) を現地観測、室内実験、数値モデル等から得られた効果の推定値によって行われている (例えば、石渡, 2001; 白旗ら, 2001; 中田・畑, 1994)。しかし、いずれの評価手法も計画段階 (造成以前) における定量的な評価手法として、干潟の効果を予測するまでには至っていないのが現状である。

内湾河口域における水質環境を決定付ける重要な要因として微細土粒子と栄養塩によって形成される有機泥 (懸濁物質) が挙げられる。有機泥は周囲の環境によって様々な形を変えるために、その挙動を明らかにすることは極めて難しい。特に、河口域においては潮汐等によって遡上する海水と河川流出水の混合、懸濁粒子の巻き上げや流動、底層の貧酸素化等の物理現象や有機物の凝集・離脱、酸化・還元等の化学的な過程が複雑に絡み合っており、有機泥の挙動については明確にされていない。

本論文では、海域～干潟域における有機泥の沈降状況を把握することによって、干潟における有機物の捕捉能力を明らかにし、干潟のもつ浄化能力を定量的に評価する指標として干潟地形による有機泥 (栄養塩) の捕捉量を提案した。さらに、過去に行われた生物活動等の調査・研究成果から算定された干潟の浄化能力 (栄養塩の除去量) との比較を行い、栄養塩捕捉量の評価手法としての妥当性について検討した。

2. 太田川放水路河口干潟の特性と有機泥調査の方法

(1) 河口干潟の特性

広島湾における潮差は年間を通じて約 4 m あり (年変動成分は 0.5 m 程度で 9 月に高く、2 月に低い)、この潮差と放水路の緩やかな地形勾配によって放水路全域に干潟地形が形成されている。太田川放水路内には高水敷が設置されており、高水敷と低水路の間には石積み護岸が設けられている。河口から約 5.5 km 上流にある干潟帯では干潮時においても、海水が溜められる状況 (地形、潮差) となっており、高水敷に石積み護岸によってできた窪地には、満潮時になると 30 psu を超える海水が流入し、タイドプールが形成されている (図-1(d))。タイドプールと低水路との間には、潮汐によって -0.5~1.5 m 程度の水頭差が生じており、浸透によって土中内に酸素の供給が行われている。

低水路干潟、タイドプールでは満潮時に海域から流入する有機泥を沈降・堆積させることによって干潟に栄養塩の供給がされ、生物活動によって栄養塩の循環が活性化している。

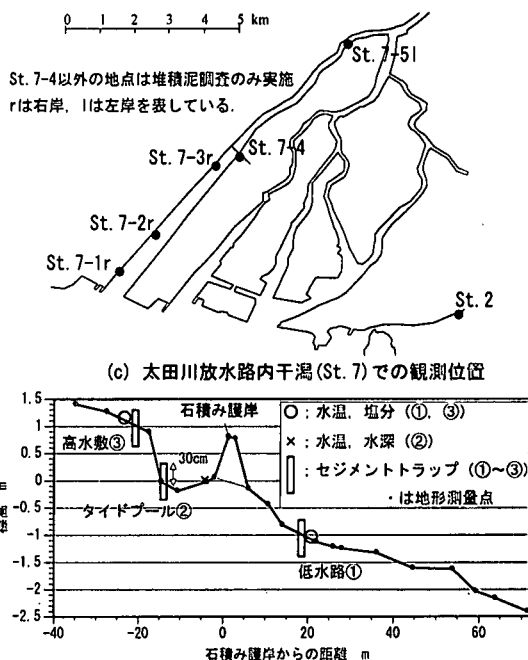
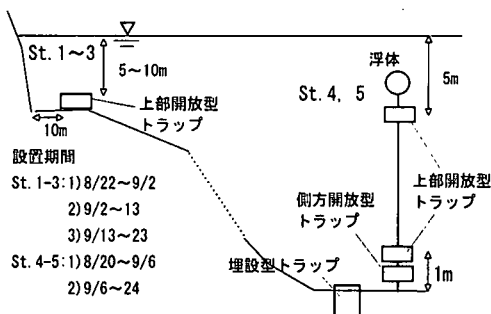
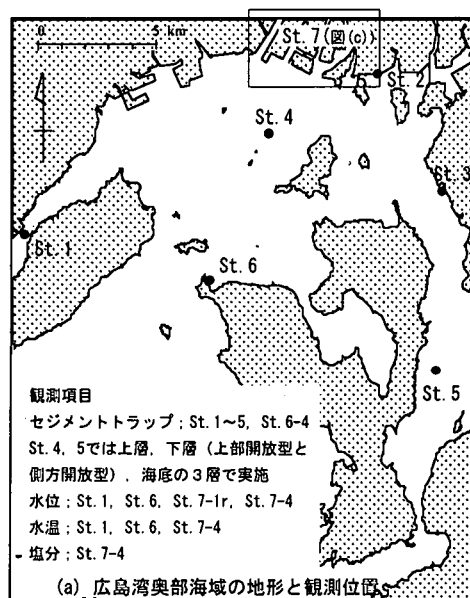
(2) 調査方法

有機泥の堆積 (沈降) 量およびその性状はセジメントトラップに捕捉された懸濁物質 (SS) によって把握された。図-1 には広島湾、放水路の地形および本論文で使用したデータの調査地点 (St. 1~7) とセジメントトラップの設置概要が示されている。

広島湾奥域では、St. 1~5 の 5 地点でセジメントトラップ (設置要領は図-1(b) 参照) が設置されている。セジメントトラップは海岸域 (St. 1~3) では水深 5~10 m の海底、海域 (St. 4 と 5) では海底、海底+1 m、海面-5 m に設置された (水深は図-1(e) 参照)。St. 4 と 5 の海底ではトラップの上端が海底から数 cm になるように埋設、海底+1 m では上部開放と側面開放の 2 器が設置されている。St. 1, 6 および音戸瀬戸では水温、水深が測定されている (測定間隔: 10 分)。

放水路内では、セジメントトラップは河口から約 5.5

* 正会員 工博 広島大学助教授大学院工学研究科社会
** 正会員 工修 国土交通省中国整備局広島港湾空港技術事務所
*** 正会員 工修 国土交通省中国整備局太田川河川事務所
**** 正会員 工博 武蔵工業大学教授工学部都市基盤工学科



	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
水深 (m)	8	5	10	20	24	4.5

(e) 観測位置の水深 (9月の平均水位を基準 (0m))

図一 広島湾の地形と観測の概要

km (St. 7-4) の干潟上に、河口 (草津, 測定間隔: 1 時間) での平均水位を基準として -1 m (低水路①), 0 m (タイドプール②), +1 m (高水敷③) に設置された。①~③の各々に 2 器をトラップ上端が底面上約 30 cm になるように埋設されている (設置要領は図一(d)参照)。塩分は低水路①と高水敷③, 水深はタイドプール②, 水温は①~③の 3 地点で測定されている。水温・塩分の設置標高はセジメントラップの設置位置に準じている。セジメントラップの設置期間は海域 (St. 4 と 5) では 15 日間, 海岸 (St. 1~3) と放水路 (St. 7-4) では 10 日間を基準としている。回収された有機泥では、粒度分布, クロロフィル-a, フェオフィチン, POC, PON, POP, SS が測定されている。さらに、放水路では河口 0 km から 4.5 km までの 5 地点の干潟における堆積泥の粒度分布が測定されている。堆積泥はふるい分け, 沈降泥はレーザ折折によって粒度分布が求められている。

(3) 放水路干潟の水環境 (海水の遡上状況)

図一2 には 2002 年 10 月に放水路 (St. 7-4) で測定され

た (a) タイドプール②での水位と低水路干潟①, 高水敷③での塩分との関係, (b) 高水敷③に遡上する水塊の塩分状態 (高水敷が浸水した総時間 174 時間に対する対象塩分水塊の存在時間の割合), (c) 高水敷③と低水路①に遡上した水塊の塩分関係が示されている。

タイドプールの水位上昇とともに塩分が高くなっており, 水位が 2 m を越えると高水敷③においても 28 psu 以上の水塊が遡上している (図一2(a))。本観測期間中では, 干潟上に流入する水塊が高塩分になる頻度が高く, 上流からの淡水補給量が少ないこと, 高水敷上③においても浸水期間の約 6 割の期間で 28 psu を越えており (図一2(b)), 低水路と高水敷で塩分差が小さい (高水敷に満ちる水塊が 28 psu 以上の場合で最大 2 psu の差, 図一2(c)) ことから, St. 7-4 地点には海水が遡上していることがわかる。ただし, 河川水は表層の数 10 cm の範囲で混合して存在しており, 満潮時付近では海面下 30 cm 程度で 24 psu 以下 (表層で 15 psu), 低潮時には海面下 50 cm 程度で 22 psu 以下 (表層で 15 psu 以下) となっている。

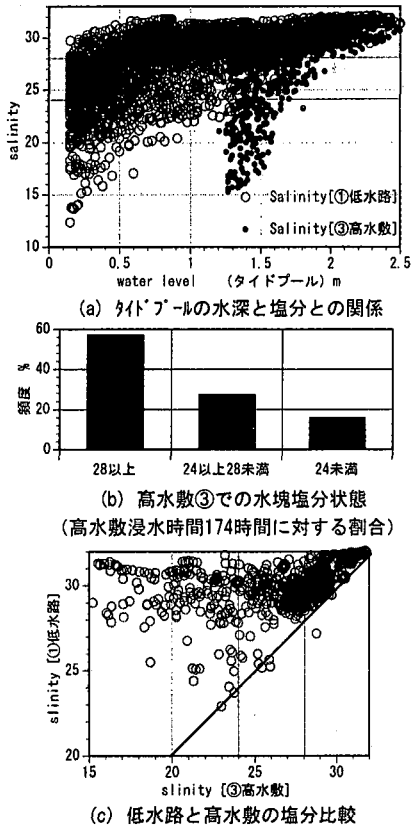


図-2 干潟に流入する水塊の塩分特性(測定期間: 10/1-29)

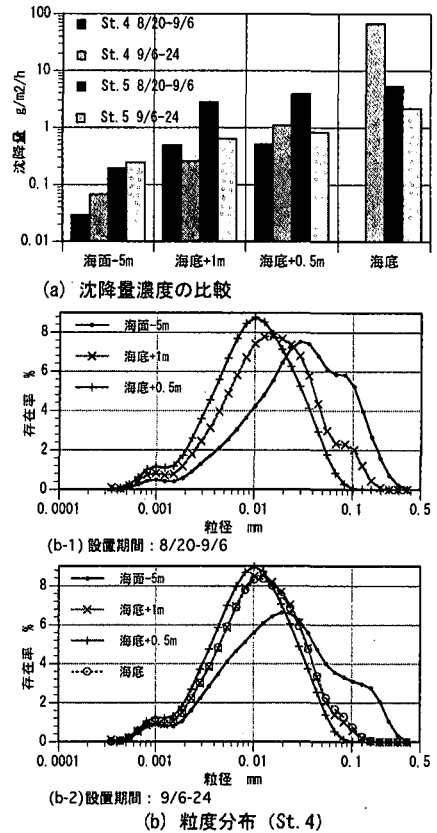


図-3 海域でトラップされたSSの沈降量と粉度分布

(図-2(a)).

3. 有機泥の挙動

(1) 海域での懸濁態粒子の沈降状況

図-3には(a)海域(St. 4と5)でトラップされた懸濁物質(SS)の沈降量, (b)St. 4(水深20m)で沈降泥の粒度分布の4水深での比較が示されている。海底+0.5mに設置されたセジメントトラップは上方向からの懸濁態粒子の沈降を抑制し, 主に横流入する懸濁態粒子を捕捉している(図-1(b)参照)。トラップ設置期間はSt. 4, 5とも8月20日～9月6日と9月6日～24日である。

沈降泥量は海底付近で多く, 表層で少ない(1/10程度)こと, 表層でトラップされた沈降泥の粒径が海底でトラップされた沈降泥の粒径よりも大きい(最大粒径が0.4mm)ことがわかる。側方開放型のセジメントトラップ(海底+0.5m)に捕捉された懸濁態粒子の粒径が小さいことから, 海底からの舞い上がりによって浮遊する粒子の粒径が表層から沈降する懸濁態の粒子よりも細かいことが推定される。

(2) 懸濁態粒子(有機泥)の性状

a) 土粒子の粒度特性

図-4に(a)低水路干潟における堆積泥(比較のためSt. 4 海底。放水路での沈降泥を併記した)および(b)海域～河口干潟での沈降泥(セジメントトラップによる捕捉泥)の粒度分布を示した。堆積泥は9月27日に表層の約10cmまでを採取したものである。ここで用いた有機泥はSt. 2; 9/13～23の11日間, St. 4; 9/6～24の18日間, St. 7-4; 9/13～27の14日間で捕捉されたものである。干潟には主に砂分で構成される泥とシルト分を50%程度含む泥の2つのタイプの泥が堆積しており, シルト分を多く含む泥は高水敷にできたタイドプール内や低水路護岸の捨石付近に多く堆積している。

図-4(a)から, 低水路干潟に堆積している泥は砂分の割合が15～55%程度と採取位置毎に異なった粒度分布をもっており, 粘土・シルト分も放水路の広い範囲に堆積していることがわかる。微細土粒子の分布状況と放水路への海水の遡上を考慮すれば, 海域から輸送され, 放水路内で沈降する有機泥が多く存在することが予測できる。図-4(b)から①セジメントトラップに沈降した有機泥に含まれる細砂分(0.075mm以上)は数%程度であること, ②干潟での沈降泥には0.1mm以上の粒子が無く, 海域での沈降泥に比較して粒径が均一 $D_{50}=0.015$ mm

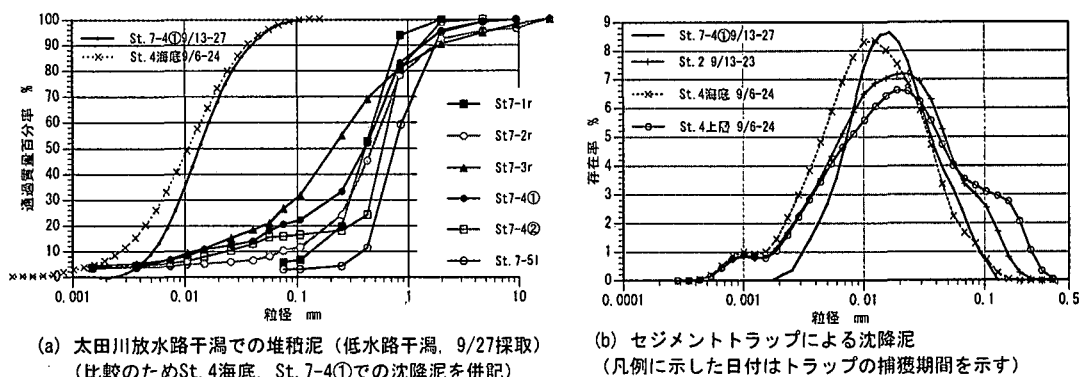


図-4 堆積泥および沈降泥の粒度分布

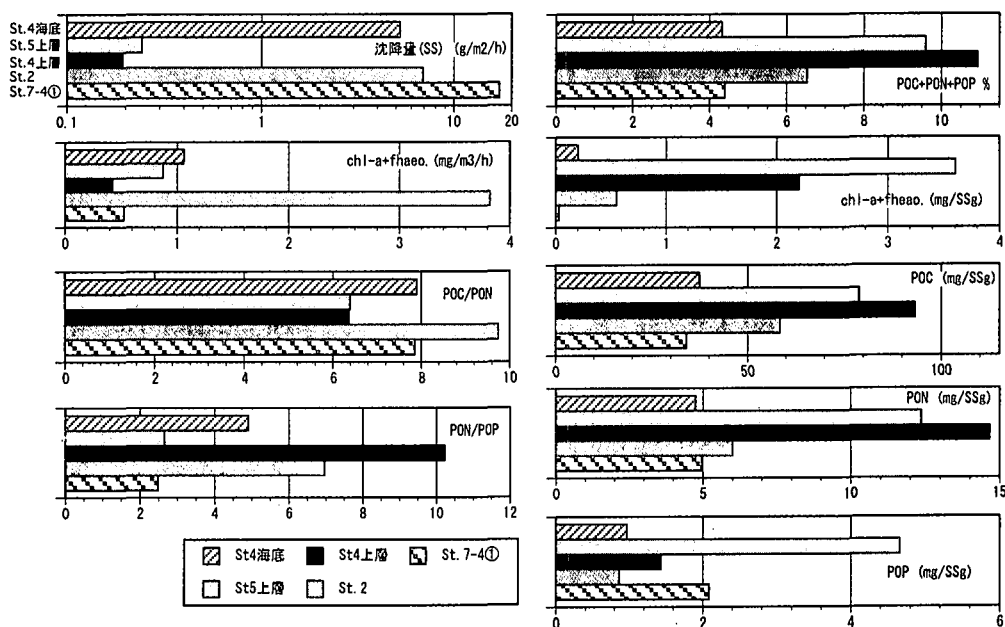


図-5 セジメントトラップによって捕獲された有機泥の栄養塩特性 (観測期間は図-4に対応)

程度) なこと, ③ St. 4 の海底で捕捉された泥は干潟での沈降泥に比較して粒径の細かい有機泥で存在しているが, 最大粒径は干潟での沈降泥と同程度 (0.1 mm) であること, ④ 沖側に離れるほど (St. 2 → St. 4, 5 上層), トラップされた有機泥に含まれる 0.05 mm 以上の粒子は多くなっており, St. 4 上層では 0.5 mm 近い粒子も含まれていることがわかる。

b) 栄養塩特性

図-5 に太田川放水路, 海岸域, 海域に沈降した有機泥の栄養塩状態について示した。この図から, ① 対象とした 9 月には, 干潟上に 15 g/m²/h 以上の有機泥の沈降があり, この量は海岸域 (St. 1~3) で沈降する有機泥の 2 倍程度, 海域上層 (St. 4, 5) での沈降泥の 100 倍程度になっていること, ② 沈降泥の有機物含有量 (SS 1 g 当りの

POC, PON, POP の総含有量の百分率) は放水路内では 4% 程度であり, 海域上層で大きな値 (約 10%) となっていること, ③ 海底での有機物含有量は放水路と同程度 (C, N, P の個々においても) になっていること, ④ クロロフィル a, フェオフィチンの総捕捉量は海岸域で大きい, 沈降泥 (SS) 1 g 当りの捕捉量は海域上層で大きく, 海岸での数倍, 放水路では数 10 倍の程度となっていること, ⑤ 海域上層での PON 含有量も海岸, 放水路に比較して大きい (2 倍程度) こと, ⑥ POP は放水路~海域間で一定の特徴は表れていないこと, ⑦ 放水路~海域間での POC/PON 比の変動は, PON/POP 比の変動に比較して小さいことがわかる。

干潟と海域海底で捕捉された有機泥の粒度, 栄養塩の含有量・構成比とも類似しており, 干潟で捕捉された有

機泥はプランクトン起源のデトリタスが死亡後の早い段階で沈降しているのではなく、分解等が進んだ段階、あるいは、栄養塩が微細土粒子と結合した状態のものであることが推測される。

4. 海水浄化能力の評価

表一1には生物(バイオマス)や栄養塩に関する現地調査や室内実験結果を基に算出された干潟の浄化原単位(国交省中国地方整備局, 2003)および提案した指標である干潟(St. 7-4 ①)および海岸(St. 2, 括弧内の数値)で捕捉された有機泥から算出されたC, N, P捕捉量が示されている。干潟での捕捉量は水没時間内に沈降する量を示している。

(1) 浄化原単位の整理・比較

整理されたCOD除去量, C除去量およびN除去量の全国の干潟の事例数は14, または15事例, P除去量の実例数は5事例である。瀬戸内海の場合は, COD, C, N, P除去量の実例数が各々2, 6, 4, 3事例と少なくなる。除去量の平均値は, 全ての項目において, 瀬戸内海での値が全国値よりも高く, COD除去量は約2倍, C除去量は約1.4倍, N除去量は約1.3倍, P除去量は約1.2倍の値を示している。

表一1の結果を求めるためには, 微生物による代謝分解, 底生生物等への摂取・同化(堆積物表層の底生藻類の1次生産による合成も含む)等の複雑な過程をモデル化することが必要であり, さらに, それらのデータの取得やパラメータの同定も容易ではない。

(2) 沈降泥による浄化能力の評価

太田川放水路に形成された干潟において沈降する有機泥は海域に比較して100倍程度であり, SS1gあたりの有機物量は1/2程度であることから, 放水路干潟では海域の50倍程度の有機物をトラップしていることになる(図一5)。海岸域においても放水路内と同オーダーのトラップ量があり, 放水路内～海岸域に干潟が形成することによって, 海域に沈降する有機泥を効率的に捕捉されることが期待できる。

生物調査等によって得られた浄化原単位と比較すると, C, Nは全国の干潟を対象とした場合の最大除去量と同程度, Pは10倍程度の捕捉量となっている(表一1)。有機泥の捕捉量で干潟浄化能力を評価するためには, 有機泥の挙動について, 更なる知見を有する必要がある。特に, 沈降泥の再懸濁による再沈降によって, 捕捉量が過大に見積もる可能性を含んでいる。今回観測した期間

表一1 干潟の浄化原単位(除去量, 単位: mg/m²/d)

項目	地域	最小	最大	平均	事例数	捕捉量
COD	瀬戸内海	301.4	602.7	452.1	2	
	全国	41.1	602.7	221.5	15	
C	瀬戸内海	178.1	8,600	2,668.5	6	7,084.0
	全国	-3,148	8,600	1,876.4	14	(4,840.8)
N	瀬戸内海	0.044	340	195.9	4	1,028.9
	全国	-237	1,800	152.0	15	(993.6)
P	瀬戸内海	7.5	48	24.5	3	432.7
	全国	-1.4	48	20.4	5	(142.7)

捕捉量の()内の数字は海岸域での値

は大きな気象擾乱がなく, 捕捉泥の中に粒径の大きい土粒子を含んでいないことから気象擾乱に伴う巻き上がりの影響は小さいものと考えられる。ただし, 潮汐に伴う微細粒子の再懸濁については不明な点が多い。2003年5月に行われた濁度観測ではローカルな場(セジメントトラップ周辺)での再懸濁現象はみられなかったが, 再懸濁については更なる検討が必要である。

5. おわりに

有機泥の捕捉量は, 不確定で複雑な生物過程を直接検討することなく, 計画段階に干潟の機能を評価する指標として用いることができることが示された。

干潟の機能評価は計画段階で必要となり, 一般に指標となっている浄化原単位では造成後に, その評価が可能となる。有機泥の捕捉量(栄養塩)は過去に推定された全国を対象とした干潟での栄養塩の除去量の最大値と同程度であり, 量的にも妥当な値となっている。ここで指標とする捕捉量は, 干潟に沈降する栄養塩量を示したものであり, 生物活動等によって除去される量を表したのではない。しかし, 干潟がなければ海域で沈降・堆積する栄養塩を干潟の造成によって処理可能な量を示すものであると言える。

参考文献

- 石渡達也(2001): 自然浄化能を有する干潟とその効果に関する研究, 静岡県水産試験場事業報告, Vol. 2000, pp. 142-143.
- 白旗清信・吉田浩義・中井智司・細見正明・村上昭彦(2001): 河口域の干潟における脱窒能の評価, 水環境学会誌, Vol. 24, No. 11, pp. 773-777.
- 中田喜三郎・畑 恭子(1994): 沿岸干潟における浄化機能の評価, 水環境学会誌, Vol. 17, No. 3, pp. 158-166.
- 国土交通省中国地方整備局(2003): 瀬戸内海環境改善計画調査資料。