2．6　栄養塩の流入・有機物の流入

● 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会最終報告書の認識

(1) 陸域からの流入負荷量の算定結果

BOD、COD、T-N 及び T-P は昭和 50 年代に高い傾向にあったが、その後は減少傾向にある。昭和 55 年度、平成 5 年度の高い値は、豊水年によるものと推測される。流域別にみると、有明海では筑後川流域からの流入負荷量が最も大きく、全体の 20 ～ 30％を占めている。また、八代海では球磨川流域からの流入負荷量が全体の 10 ～ 30％を占めている。

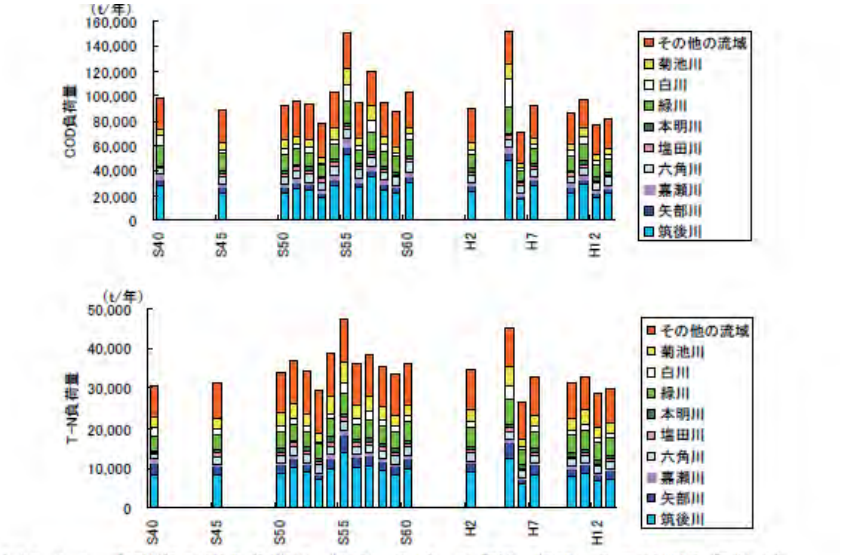


図 -75　有明海の流入負荷量 (COD・T-N) の変遷

(2) 排出負荷量の算定結果

発生源別にみると、BOD は生活系 (40 ～ 50％) と自然系 (30 ～ 40％)、COD は自然系 (60 ～ 70％) の割合が高い。T-N は産業系の割合が高かったが、平成 10 年度以降は 10％程度と減少傾向にある。他方、畜産系の割合が増加傾向にある (25％程度)。T-P は畜産系の割合が高く、40 ～ 60％を占めている。排出負荷量は、昭和 50 年代に高い傾向がみられたが、その後、BOD、COD は生活系と産業系、T-N、T-P は産業系の減少に伴い、減少傾向にある。

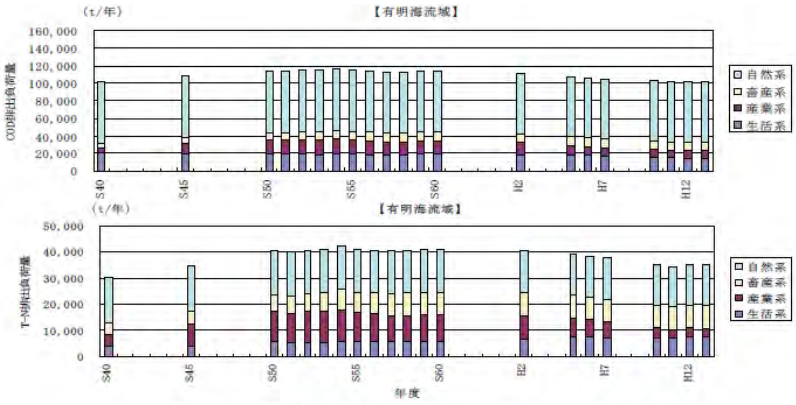


図 -76　有明海の排出負荷量 (COD・T-N) の変遷

(3) 海域への直接負荷を含めた汚濁負荷の算定結果

陸域からの流入負荷量に加え、降雨、ノリ養殖、魚類養殖、底質からの溶出を含めた海域への汚濁負荷量を試算した。

【有明海】

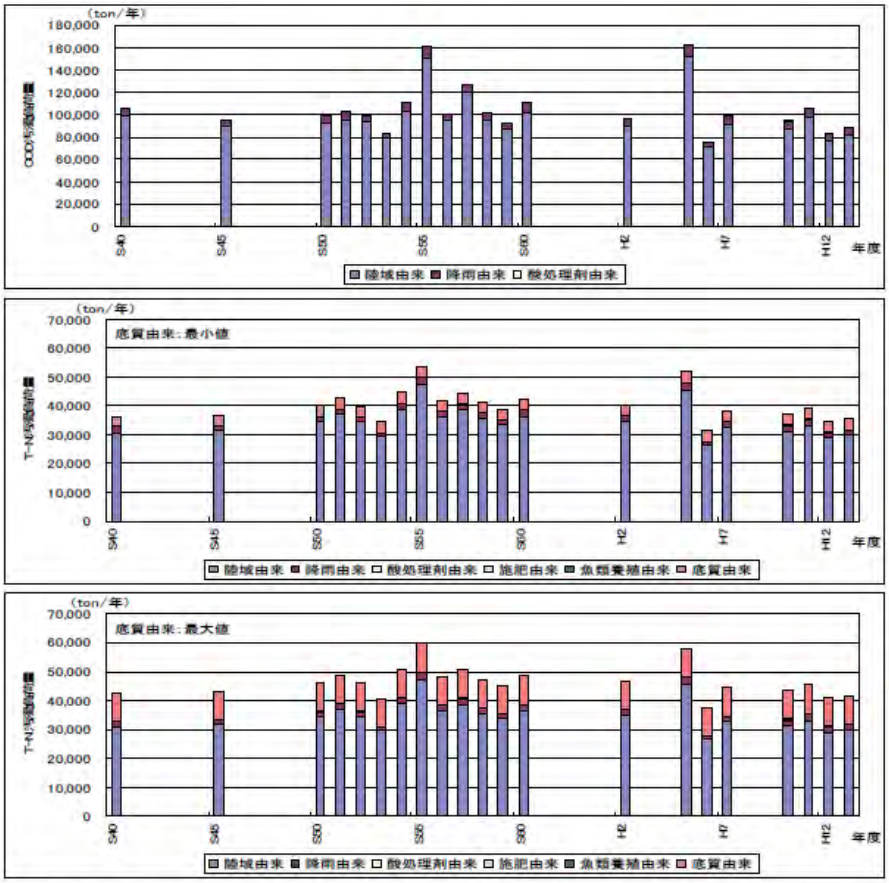
●陸域からの流入負荷が COD と T-P で全体の９割以上、T-N では全体の 70 ～ 75%を占める。

●底質からの溶出は、T-N では全体の１～２割程度 (最小値～最大値)、T-P では全体の７～９%である。

●降雨の負荷は、COD と T-N で全体の５～８%、T-P で１～２%を占める。

●ノリ養殖 (近年) の負荷は、T-P では全体の１～２%、T-N では１%未満、魚類養殖の負荷 (T-N、T-P) も全体の１%未満である。

●有明海への直接負荷を含めた汚濁負荷については、陸域からの流入負荷量とほぼ同じ傾向にあり、昭和 50 年代に高く、その後は減少傾向にある。(昭和 55 年度、平成５年度の高い値は豊水年によるものと推測される)



注）T-N は底質からの N の溶出調査結果の最小値と最大値

図 -77　有明海への直接負荷を含めた汚濁負荷量 (COD・T-N)

●環境省有明海・八代海総合調査評価委員会報告書以降の成果

評価委員会報告書以後のデータを加えて有明海に流入する COD,TN,TP を下図に示す。評価委員会報告書は、流入負荷量は変化しないと認識していたが、1994 年から 2009 年の 15 年間の TN と TP は 1975 年から 1985 年の 10 年間より 15%から 20%程度減少していると見なすべきであろう。

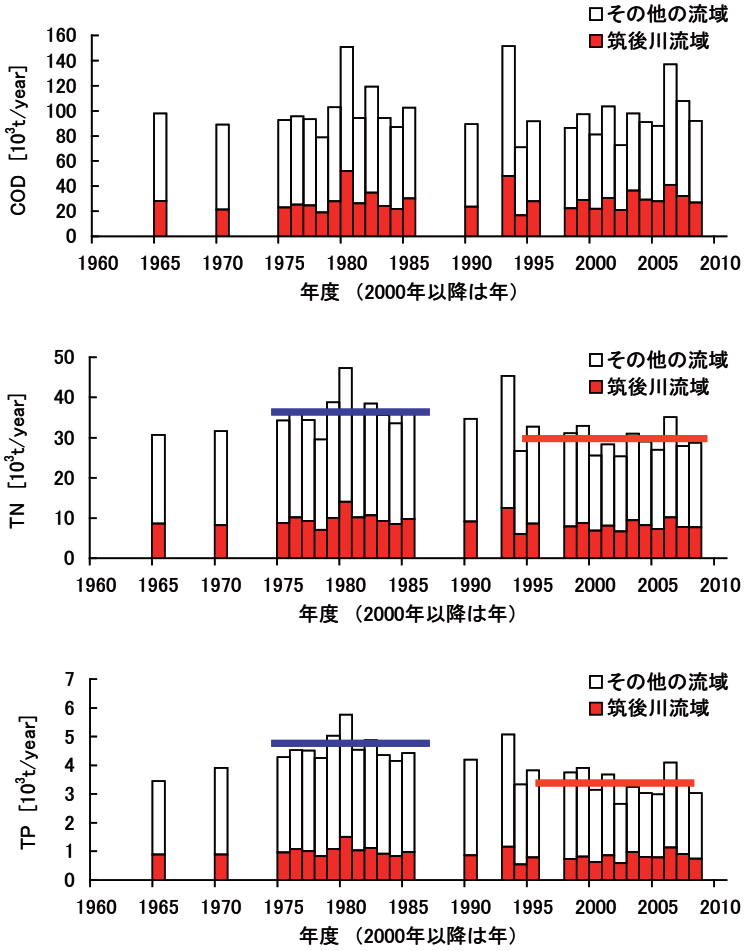


図 -78　有明海への流入負荷量の変遷 (COD・TN・TP)

佐賀大学有明海総合研究プロジェクトの成果 (最終成果報告書より)

陸域から供給される物質の負荷量に関する研究

有明海の流入負荷算定のためには有明海流域における信頼できる原単位データの取得が重要である。そこで有明海流入河川において、生態系モデルの入力条件となる、負荷量のモデル式 (L-Q 式) を整備した。河川を流下する物質の負荷量は (1) 式に回帰できる。用いたデータは国土交通省の測定したデータに加え独自調査のデータを加えた。

$$L = C\,Q^{n} \qquad (1)$$

ここで　L：物質負荷量 (g/s)、Q：流量 (m3/s)、C、n：定数

	筑後川瀬の下			緑川城南			白川代継橋			牛津川妙見橋		
	C	n	R	C	n	R	C	n	R	C	n	R
SS	0.0497	2.14	0.91	0.28	2.08	0.98	1.2	2.02	0.98	1.57	1.85	0.95
TCOD	0.009	1.99	0.94	0.53	1.52	0.98	0.519	1.73	0.97	0.888	1.5	0.97
TOC				*0.0874*	*1.73*	*0.97*	0.0969	1.88	0.98			
POC	*0.00153*	*2.14*	*0.91*	*0.00674*	*2.08*	*0.98*	0.0249	2.15	0.98	*0.04*	*1.85*	*0.95*
DOC				1.23	1.03	0.98	0.266	1.12	0.71			
TN	0.345	1.22	0.97	0.483	1.16	0.97	0.637	1.27	0.98	0.912	1.19	0.99
PN	0.000647	1.91	0.94	0.0005	2.08	0.93	0.00832	1.93	0.99	*0.00397*	*1.85*	*0.95*
DN	1.65	0.93	0.99	1.53	0.85	0.98	3.02	0.79	0.98	*1.11*	*1.12*	*1*
DON	0.224	0.98	0.88	*0.264*	*1.05*	*0.96*	0.283	0.88	0.98	*0.201*	*1.07*	*0.93*
DIN	1.71	0.88	0.94	0.734	1	1	2.81	0.77	0.98	1.25	0.95	0.99
NH4-N	0.0367	0.72	0.44	0.0471	1.12	0.69	0.000559	1.05	0.9	*0.0833*	*0.78*	0.6
NO2-N	0.00902	0.99	0.76	0.064	0.69	0.64	0.00117	1.11	0.89	*0.0219*	*0.81*	0.83
NO3-N	1.47	0.9	0.94	1.81	0.92	0.95	1.3	0.99	1	0.801	1.31	0.95
TP	0.00167	1.72	0.96	0.00462	1.66	0.98	0.0232	1.59	0.98	0.0213	1.52	0.97
PP	0.00122	1.73	0.96	0.00038	2.05	0.94	0.00515	1.88	0.99	*0.00162*	*1.85*	*0.95*
DP	0.0937	0.83	0.8	0.0534	0.95	0.91	0.0874	0.84	0.9	*0.0288*	*1.35*	*0.98*
DRP	0.0997	0.65	0.46	0.0203	1.03	0.97	0.158	0.61	0.76			
TRP	0.00134	1.61	0.92							0.0196	1.38	0.99
SiO2-Si	23.6	0.86	0.96	16.4	0.87	1	54.2	0.67	0.98	8.29	0.9	0.99

表 -8　L-Q 式係数の算出結果 ($L=CQ^n$、R: 相関係数)

	菊池川山鹿			矢部川船小屋大橋			嘉瀬川官人橋		
	C	n	R	C	n	R	C	n	R
SS	0.0311	2.41	0.98	0.0301	2.32	0.91	0.231	2.34	0.96
TCOD	0.00904	2.2	0.98	0.0134	2.06	0.96	0.527	1.62	0.98
TOC									
POC	*0.00121*	*2.41*	*0.98*	*0.000514*	*2.47*	*0.94*	*0.0108*	*2.34*	*0.93*
DOC									
TN	0.175	1.4	0.98	0.481	1.28	0.97	0.389	1.26	0.99
PN	*0.0000769*	*2.42*	*0.97*	*0.000162*	*2.22*	*0.96*	*0.00237*	*2.17*	*0.89*
DN	*1.4*	*1*	*0.95*	*2.63*	*0.93*	*0.98*	*0.622*	*1.07*	*0.97*
DON	*0.00137*	*1.86*	*0.81*	1.89	0.43	0.83	0.0284	1.44	0.92
DIN	5.03	0.74	0.95	1.88	0.98	0.99	0.522	1.03	0.98
NH4-N	0.0471	1.12	0.69	0.0241	1.09	0.8	0.0142	1.13	0.73
NO2-N	0.064	0.69	0.64	0.0117	0.96	0.88	0.00348	0.97	0.75
NO3-N	1.8	0.93	0.99	1.19	1.07	0.98	0.599	0.88	0.92
TP	0.000472	2.06	0.97	0.000358	2.04	0.95	0.00797	1.69	0.97
PP	*0.0000311*	*2.42*	*0.97*	*0.0000398*	*2.3*	*0.92*	*0.0000992*	*2.54*	*0.93*
DP	*0.00632*	*1.46*	*0.8*	*0.259*	*0.59*	*0.99*	*0.149*	*0.81*	*0.64*
DRP	0.152	0.79	0.7	0.186	0.57	0.94			
TRP				0.000916	1.69	0.88	0.00533	1.46	0.93
SiO2-Si	76.6	0.61	0.96	11.1	0.89	0.98	14	0.76	0.98

表 -9　L-Q 式係数の算出結果 ($L=CQ^n$、R: 相関係数)

●現在の到達点

●評価委員会報告書は、流入負荷量は変化しないと認識していたが、1994 年から 2009 年の 15 年間の TN と TP は 1975 年から 1985 年の 10 年間より 15%から 20%程度減少していると見なすべきであろう。

●各河川域における多くの項目についての L-Q 式が用意できたことにより、より詳細な流入負荷量を計算することが可能となった。

2．7　貧酸素水塊の発生

● 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会最終報告書の認識

農林水産省 (農村振興局・水産庁) と環境省が連携して実施した広域連続観測の結果、有明海の貧酸素水塊は、湾奥西部の干潟縁辺域と諫早湾内において、小潮から中潮期を中心に別々に発生することが判明した。(図 -79)

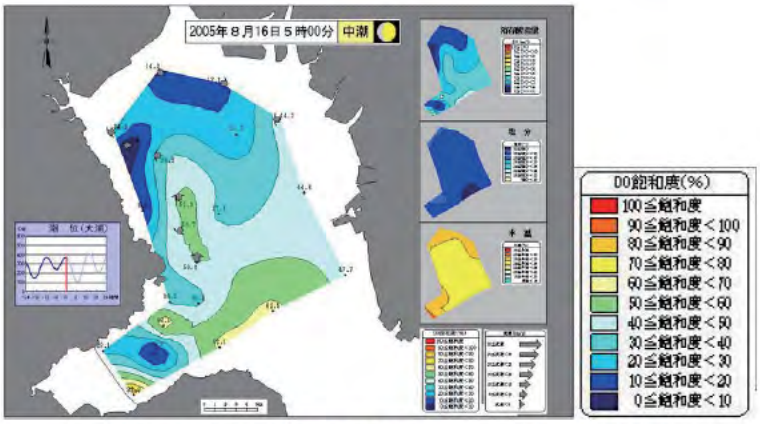


図 -79　貧酸素水塊調査結果：2005 年 8 月 16 日午前 5 時

有明海湾奥部の干潟縁辺域において、成層期 (夏季) の小潮時に流速が低下して海水の移動・混合が減少すると、躍層の上で赤潮が発達するとともに、躍層の下では貧酸素状態が生じる。赤潮が終息して大量の有機物が底質に供給されて還元状態が進行し、底泥・底層水の酸素消費により急速に貧酸素化する。さらに、底生生物の斃死により底質悪化と貧酸素化が進行し、底層水は無酸素状態となる。沖合域 (水深 10 m以深) においては、潮汐の影響は浅海域ほど大きくなく、夏季に成層が形成されると底泥・底層水の酸素消費により徐々に貧酸素化し、台風等の攪乱が起きるまで貧酸素化が持続する。沖合域では浅海域に遅れて貧酸素化が起こり、小潮時に浅海域で形成された貧酸素水塊が潮汐により干潟域及び沖合域へ移流・拡散しているものと推察される。

有明海湾奥部における貧酸素水塊発生の模式図を図 -80 に示す。

【認識】

○夏期の小潮期に躍層が発達→躍層の上で赤潮、下で貧酸素。

○赤潮終了後、有機物が底層に供給されて急速に貧酸素。

○沖合域では浅海域に遅れて貧酸素、小潮時に浅海域で形成された貧酸素が潮汐により干潟域と沖合域に移流・拡散しているものと推察。

○潮期に依らず河川からの大きな出水で貧酸素が発生することの認識は示されていない。

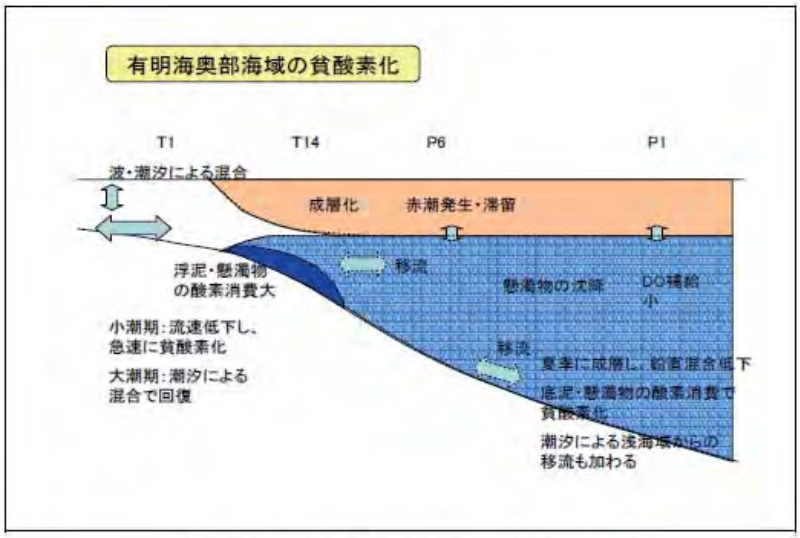


図 -80　有明海湾奥部における貧酸素水塊発生の模式図

【貧酸素水塊が増加した原因】

佐賀県、諫早湾において赤潮が増加していることから、赤潮の増加により植物プランクトン由来の有機物の沈降・堆積が増えて、湾奥西部 (鹿島沖) 及び諫早湾の底質中の有機物の増加につながった可能性がある。

有明海奥部の干拓やその他の要因 (潮位上昇、海岸線の人工化 (護岸化)、港湾等の人工構造物、ノリ網等) により湾奥部を中心に潮流低下が生じたと推測され、また、諫早干拓により諫早湾内で流速低下が生じていることから、こうした流速の低下が推測若しくは認められる海域において、有機物を含むより微細な粒子が沈降・堆積しやすい状態が生じたことが推察される。

これらのことから、両海域においては、植物プランクトン由来の有機物の沈降が増加し、有機物分解に伴う底層の貧酸素化、嫌気的環境下での硫化物の増加といった底層環境の悪化が生じている可能性が窺われる。

また、有明海湾奥部においてマクロベントスが減少傾向にあると考えられており、これが底質中の有機物の増加要因の一つとなる可能性があると思われるが、その程度を把握するためには、ベントスの種とその生態、生息環境の状況を踏まえた有機物の分解に関する知見の蓄積が必要であろう。

ノリ酸処理剤・施肥の影響については、これらによる負荷よりも養殖ノリによる炭素、窒素及び燐の取り上げ量が大きいこと、有明海の流入負荷量 (COD、T-N、T-P) に占める酸処理剤・施肥の負荷の割合は僅かであること、酸処理剤の底質への移行に関する調査結果等を考えると、酸処理剤・施肥の適正な使用がなされれば、有機物・硫化物の増加の要因になる可能性は少ないと思われる。

○赤潮の増加で有機物供給量が増加した。(有機物の存在)

○湾奥部の干拓その他の要因 (潮位上昇、海岸線の人工化 (護岸化)、港湾等の人工構造物、ノリ網等) により湾奥部を中心に潮流低下が生じた (撹拌力の低下)

○諫早湾は、諫早干拓により潮流低下が生じていることが原因である。

●環境省有明海・八代海総合調査評価委員会報告書以降の成果

有明海再生機構が平成 19 年に開催した貧酸素シンポジウムの成果

●有明海では、湾奥部と諫早湾で独立に貧酸素が発生する。

●有明海奥部では、干潟縁辺部 (浅い所) で発生する。東京湾や伊勢湾では深いところで発生する。

●有明海湾奥部では 1970 年頃まで進行した干拓工事による流速低下と、その後に続いて起こった富栄養化が主な原因である。

●諫早湾における貧酸素の発生は、締め切りによる流速低下とプランクトン発生増加が原因である。

●有明海全体で透明度が上昇し、赤潮が発生しやすくなった上、流れが弱くなって来ており、その結果、有機物が溜まって貧酸素が形成されやすくなってきている。

●鉛直護岸を壊せば元の流れになり、貧酸素水塊が形成されない海に戻っていくが、国民一人一人が考えなければならない大きな問題である。

有明海再生機構が平成 22 年に開催した貧酸素シンポジウムの成果

JST モデルによる解析 (有明海再生機構平成 21 年干潟浅海域物質循環調査報告書より)

過去の物質収支推定 (1930 ～ 2000 年代)

有明海の干潟・浅海域における物質収支の変化要因を解明するために、数値解析モデルによる感度解析を行った。

2001 年の現況に対して、過去のエポックを考慮して、

１諫早干拓潮受堤防締め切り前の 1990 年代前半 (1990 年)

２透明度上昇前の 1980 年代前半 (1983 年)

３ノリの生産が拡大した 1970 年代後半 (1977 年)

４湾奥部大規模干拓前でノリの生産が少なかった 1950 年代

５流入負荷量がより小さかった太平洋戦争前の 1930 年代の 5 ケースを設定した。

地形 (海域面積)

地形は、現況の 2000 年代に対して、諫早干拓と熊本新港のなかった 1970 ～ 1990 年代、湾奥部の大規模干拓がなかった 1930 ～ 1950 年代の 3 ケースとした。各年代の地形を図 -81 に示す。

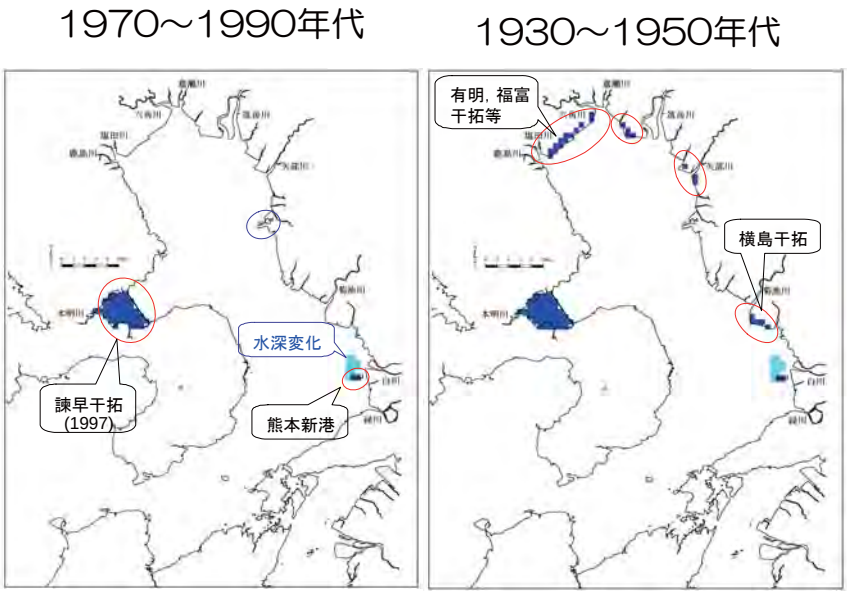


図 -81　各年代の陸域境界の変化

計算条件	1930s	1950s	1977	1983	1990	2000	2001	2002	2003	2004	2005
2001年対比											
海域面積	1.043	1.043	1.024	1.024	1.024	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
F値(M2分潮)	1.000	1.000	1.030	0.992	0.972	1.012	1.000	0.988	0.976	0.967	0.961
淡水流入量	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.883	1.000	0.817	1.184	1.070	0.849
COD 負荷量	0.630	0.800	1.040	1.052	1.035	0.785	1.000	0.703	0.947	0.879	0.851
TN 負荷量	0.460	0.590	1.209	1.248	1.215	0.904	1.000	0.894	1.093	1.025	0.952
TP 負荷量	0.490	0.630	1.164	1.284	1.268	0.857	1.000	0.723	0.883	0.824	0.812
IN 負荷量	0.480	0.630	1.206	1.247	1.215	1.011	1.000	1.011	1.189	1.113	0.968
SS 負荷量	2.000	1.500	1.021	1.130	1.198	0.364	1.000	0.340	0.762	0.640	0.659
ノリ生産量(N)	0.011	0.108	0.521	0.664	0.568	0.503	1.000	0.858	0.812	0.987	1.071
酸処理剤使用量(P)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.268	0.787	1.000	0.780	1.093	0.973	0.932
施肥量(N)	0.000	0.000	6.123	2.809	0.096	2.909	1.000	3.893	3.334	2.854	1.764
懸濁物食者(C)	3.016	2.886	4.354	3.762	1.445	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
アサリ	2.010	1.846	1.635	1.151	1.441	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
その他	6.834	6.834	14.678	13.674	1.461	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
2001年との差											
平均水面 [cm]	−9.1	−9.1	−8.1	−8.9	−5.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

表 -10　計算条件 (2001 年対比)

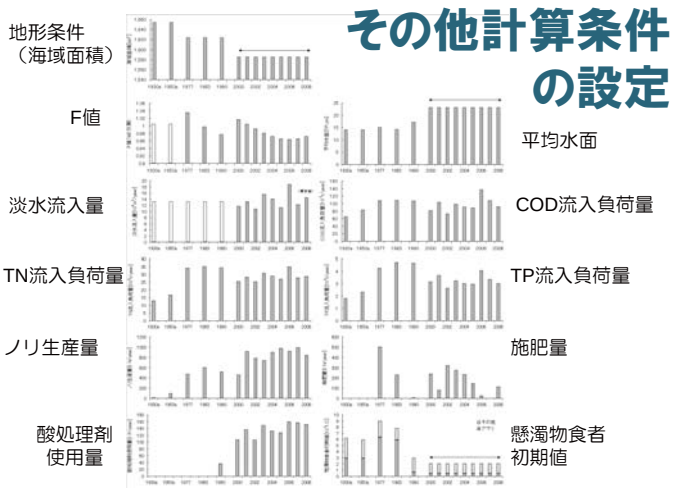


図 -82　その他計算条件の設定

① 観測データが揃っている 2000 年から 2005 年については各年のデータを用いる。

② 貧酸素水塊の発生量に最も大きな影響を及ぼす炭水流入量は、解析した 5 つの年代で同じ量とした。また、1950s と 1970s の f 値は 2001 年と同じ値を用いている。

③ 1990 年と 2001 年との間で、諫早干拓締切及び熊本新港建設が行われているが、懸濁物捕食者は 1990 年の方が 2001 年より 1.45 倍多い。

④ 1950s と 1977 年との間で有明海湾奥部における干拓及び横島干拓が行われている。

⑤ 1977 年、1983 年は汚濁負荷量が 2001 年に比べて 1.2 倍以上多いが、懸濁物捕食者も 3.8 倍から 4.4 倍ほど多い。

各年度における生物水産資源に重大な影響を与えると考えられる 2.1mg/ℓ以下の累積時間を図 -83 に示す。

1930 年代と 1950 年代には貧酸素水塊の発生は見られず、湾奥部の干拓が終了し富栄養化が進行した 1977 年には湾奥部において貧酸の水塊の発生し、懸濁物捕食者の減少に伴って次第に累積時間が増加している。

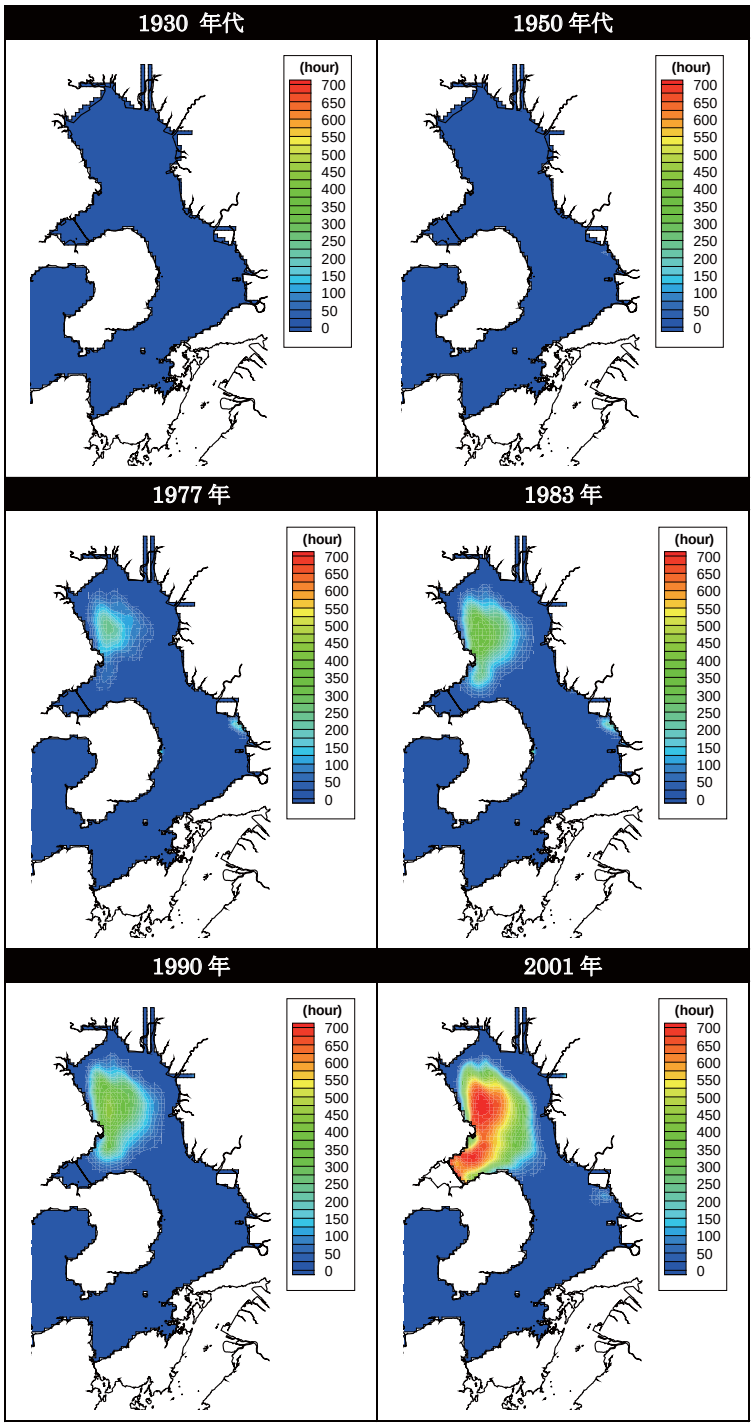


図 -83　溶存酸素濃度 2.1mg/ℓ以下の容積の年間累積値

貧酸素水塊の容積

貧酸素水塊の有明海内での容積を年間で積算し、各年代で比較したものを図 -84 に示す。

■溶存酸素 2.1mg/ℓ以下の水塊の容積は 2001 年との存在比として、1930・1950 年代で 0.00、1977 年で 0.08、1983 年で 0.24、1990 年で 0.33 であったと推測された。

■溶存酸素 4.3mg/ℓ以下の水塊の容積は 2001 年との存在比として、1930 年代で 0.01、1950 年代で 0.04、1977 年で 0.31、1983 年で 0.51、1990 年で 0.60 であったと推測された。

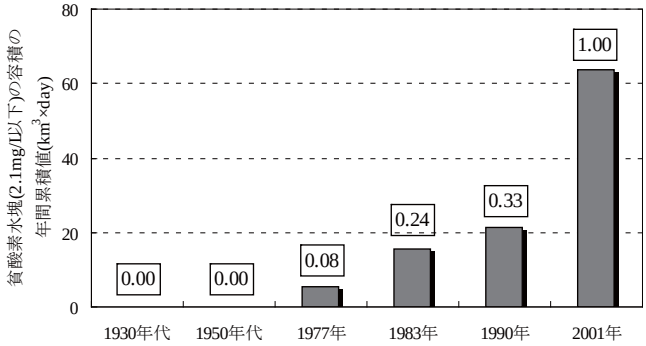


図 -84 溶存酸素濃度 2.1mg/ℓ以下の容積の年間累積値

また、図 -85 には、海域を任意にエリア分割し、そのエリア内での 2.1mg/ℓ以下となる貧酸素水塊の容積の年間累積値の変化を示している。

諫早湾、有明海奥部の両海域とも 1930 年代、1950 年には貧酸素は水塊は発生していない。両年代は有明海湾奥部の干拓も行われておらず、懸濁物捕食者は 2001 年の 3 倍程度あったこと、加えて陸域からの負荷量が半分程度しかなかったことで、貧酸素が発生しにくい状況にあったと思われる。

有明海湾奥西部エリア (A2 エリア) は、1990 年より 2001 年の方が 2.1mg/ℓ以下の貧酸素発生容積は大きくなっている。この原因としては、諫早干拓の締切と 2001 年の懸濁物捕食者が 1990 年の 3 割程度減少したことが考えられるが、後に述べる鉛直拡散の変化が小さいことから、二枚貝等の懸濁物捕食者の減少がその原因と考えられる。諫早湾エリアについては干拓締め切りにでより貧酸素が発生しやすい状況となっている。

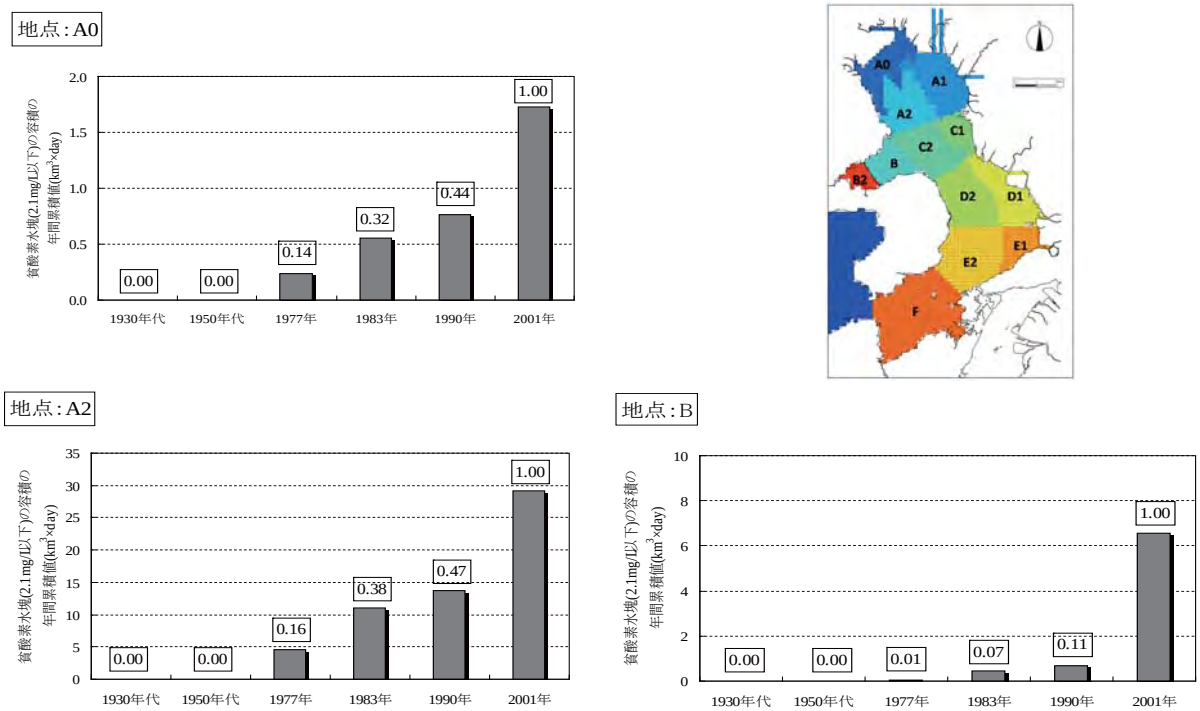


図 -85　溶存酸素 2.1mg/ℓ以下の貧酸素水塊の容積の年間累積のエリア別の比較

溶存酸素の供給量の変化について

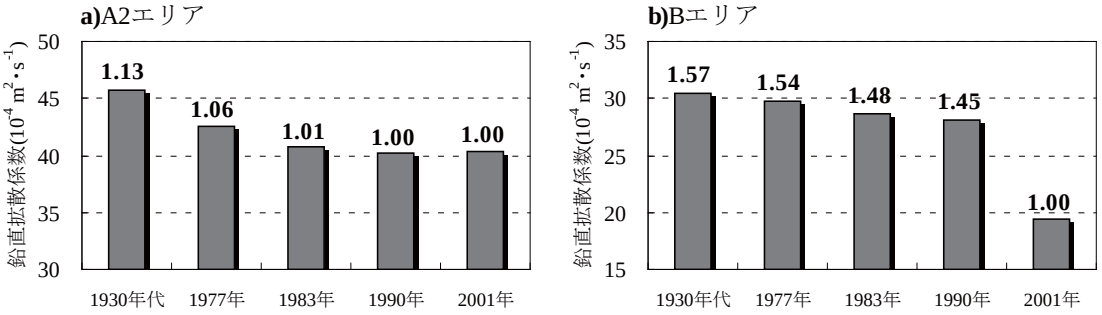
鉛直拡散係数と流入出流量の変化

溶存酸素の供給量を支配する直接的な物理指標である鉛直拡散係数と水平方向の流入出流量 (エリアに流入する流量と流出する流量の合計値) を、Ａ２とＢエリアにおいて各年代で比較し、図 -82 に示す。ここで、1950 年代の計算結果は、流動場に関しては 1930 年代と 1950 年代の計算条件・結果が同一であるため省略した。

■ A2 エリアでは、1977 年以降、両指標ともに数％の変化がみられる。一方で、B エリアでの 2001 年 (現況) は、その他のケースと比較し、8 月平均値として鉛直拡散係数で約 50%、流入出流量として約 20%、それぞれ低下していた。

■ A2 エリアを対象に、両指標の 2001 年対比と外海潮位振幅の自然変動を表す指標として有明海でもっとも増幅率の大きい M_2 分潮の F 値の関係を図 -88 に示す。また図中には 2001 年 (現況) の計算ケースから、外海潮位振幅の境界条件のみを自然変動での最大時と最小時 (M_2 分潮の最大・最小時における各分潮の F 値を採用) に変更したケースの結果も併記している。(図中の F 値最大・F 値最小に相当)2001 年の地形条件での M_2 分潮の F 値の変化に対応する両指標の変化幅が、同一の F 値を想定した場合における 1977 ～ 1990 年の地形条件と 2001 年での地形条件の違いによる両指標の変化幅よりも大きいことがわかる。諫早湾締切が有明海湾奥西部海域における流れによる鉛直拡散の度合いを示す鉛直拡散係数に与えた影響は、ｆ値の最大、最小の変化による影響の 1/4 程度である。

つまり、湾奥西部エリアでの 1977 年以降の両指標の変化は、地形改変等の影響よりも外海潮位振幅の自然変動の影響を強く受けていると推測された。



※図内の数値は 2001 年比を示す。

図 -86　水柱で平均した鉛直拡散係数の変化

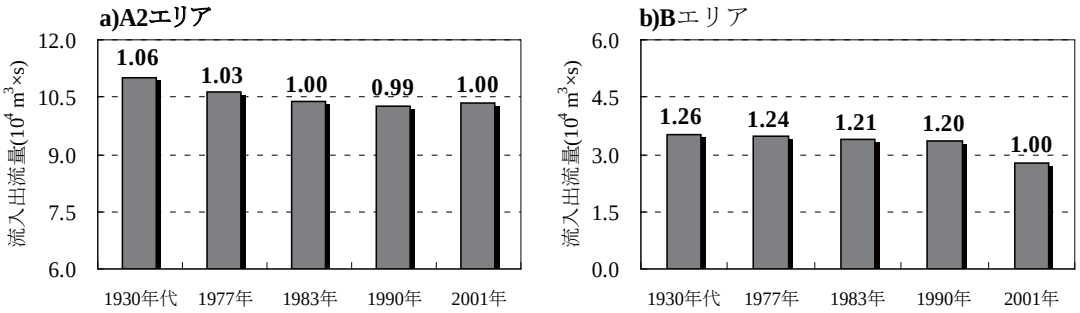


図 -87　水柱での流入出流量の変化※図内の数値は 2001 年比を示す

流動場の変化要因

湾奥西部エリアについて

地形が同一の1977年、1983年、1990年の間での拡散係数・流入出流量の変化についての考察

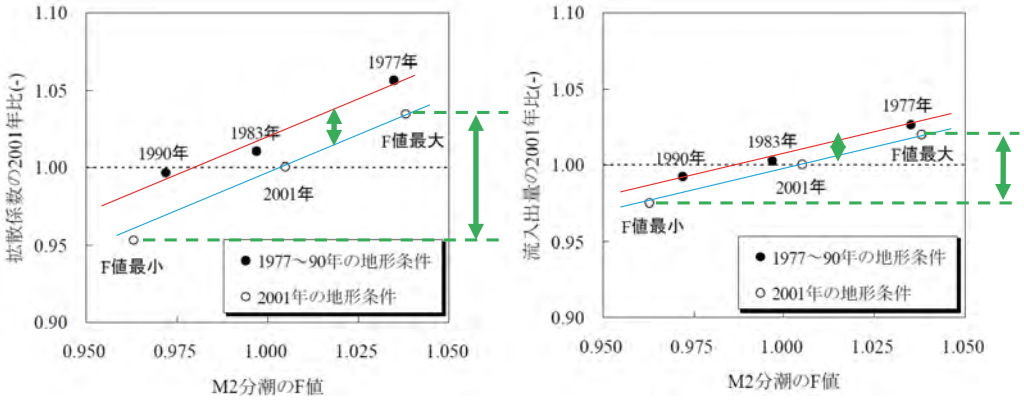


図 -88　A2 エリアにおける M_2 分潮の F 値の変化と
水柱での鉛直拡散係数および流入出流量の関係

貧酸素水塊の発生要因の考察に関するまとめ

貧酸素水塊の発生が顕著な湾奥西部エリア (A2 エリア) と諫早湾エリア (B エリア) に着目し、計算結果に基づき考察を行った。以下に主要な結果を記した。

(1) 貧酸素化の発生に関して、1930 年代から 2001 年までのある単年を抽出した計 6 ケース (1930 年代・1950 年代・1977 年・1983 年・1990 年・2001 年) の計算結果では、貧酸素化の発生は 1977 年以降に確認された。

(2) 流れ場の変化を表す指標である流入出流量と鉛直拡散係数について、湾奥西部エリア (A2 エリア) において、2001 年と 1930 年代・1950 年代を比較すると、湾奥部の地形改変の影響を受けて、鉛直拡散係数 (8 月平均) は 13%、流入出流量 (8 月平均値) は 6%それぞれ減少する傾向にあった。一方で、1977 年以降の両指標の変化は地形改変の影響よりも自然変動である外海潮位振幅の影響を強く受けていると推測された。すなわち、1977 年以降の湾奥西部エリア (A2 エリア) の貧酸素化に対して、流れ場の変化の影響は地形改変等の影響よりも外海の潮位振幅の自然変動の影響を受けていると考えられた。

(3) 諫早湾エリア (B エリア) での、流れ場の変化を表す指標である流入出流量と鉛直拡散係数は、1990 年と 2001 年のケース間に大きな変化 (地形の変化によると考えられる) があり、2001 年は 1990 年に比較して、鉛直拡散係数 (8 月平均値) で 45%、流入出流量 (8 月平均値) で 20%減少したものと推測された。

(4) 生化学的な要因による溶存酸素の水中での消費量は、1930 年代から 2001 年にかけて上昇する傾向にあった。3 m以深の水塊でみると、この消費量の増加の内訳として寄与が大きかったのは水中での POC・DOC の分解・無機化に伴う消費、動植物プランクトンの呼吸による消費の増加であり、底生生物による消費・底泥による消費の変動量は小さかった。

(5)POC・DOC の分解・無機化に伴う消費、動植物プランクトンの呼吸による消費の増加は、内部生産量の増加に依存したものと考えられた。

(6)1977 年・1983 年・1990 年では、湾奥部 (A0・A1・A2 エリア) に発生する内部生産量が、ろ過食者により、2001 年の 2 ～ 5 倍程度、系外に除去されており、この効果が溶存酸素の消費量を変動させる一要因であると推測された。

湾奥部における物質収支の変化

1950 年代から 1977 年にかけてのケース間の変化として以下が挙げられる。

①河川からの流入負荷は TOC で 33%、T-N と T-P では 110% 増加した。

②湾奥部から湾央部に向かう水平方向の移流・拡散フラックスは TOC で 70%、120% 増加した。

③ TOC の内部生産量は、68% 増加した。増加量は約 +15000 トン / 月で、河川からの流入負荷の増加量約 +2500 トン / 月の約 6 倍であった。

④いずれの物質も、1950 年代の正味の沈降量は負 (底泥がソース)、1977 年は正 (底泥にシンク) であった。ただし、沈降と巻上げの合計は河川からの流入負荷や水平方向の移流・拡散に比べ 1 オーダー小さい。

⑤底生生物による物質の除去量の変化は小さい。

⑥ 1977 年～ 1990 年は同一の地形であること、1950 年代に設定した F 値は、1983 年の F 値に最も近いことに留意して、1950 年代と 1983 年で比較すると、断面通過流量はおよそ 5% 減少していた。すなわち、1950 年代から 1977 年のケース間に生じた湾奥部の地形改変の影響により、この減少が生じたものと推測された。

⑦ 5%の断面通過流量の減少により、湾奥部では物質が滞留しやすくなったが、湾奥部の物質の存在量が多いため、湾奥部から湾央部へ向かう TOC、T-N、T-P の移流・拡散量は増加していた。

以上の結果から、1950 年から 1977 年にかけての湾奥部における TOC・T-N・T-P の存在量の増加は、主に流入負荷の増大、内部生産量の増大および湾奥部の地形改変の影響によりもたらされたと考えられる。

個別要因の影響度

図 -89 に、貧酸素水塊の発生に影響を与えると考えられる地形改変、底生生物の賦存量、外海潮位、平均水面、流入負荷による 2.1mg/ℓ以下の貧酸素水塊の累積容積に与える影響度を示す。

・湾奥部における干拓、諫早干拓が行われていなかった 1930 年代の地形に戻せば 2.1mg/ℓ以下の貧酸素水塊の発生は半分以下に抑えられる。

・底生生物の賦存量がもっとも多かった 1977 年、1983 年の状況に戻れば 2.1mg/ℓの貧酸素は現在の 8 割程度を減少させることができる。

・f 値最大と最小では 3 割程度の増減がある。

・2.1mg/ℓ以下の貧酸素水塊発生量に大きな影響を与えるのは流入負荷量の低減である。流入負荷量を現況より 10％減少させるだけで貧酸素水塊の発生を 4 割程度減少させることができる。

以上の結果は、貧酸素水塊の低減を目的とした再生策がどの程度有効であるかを検討する際、重要な示唆を与えることになる。

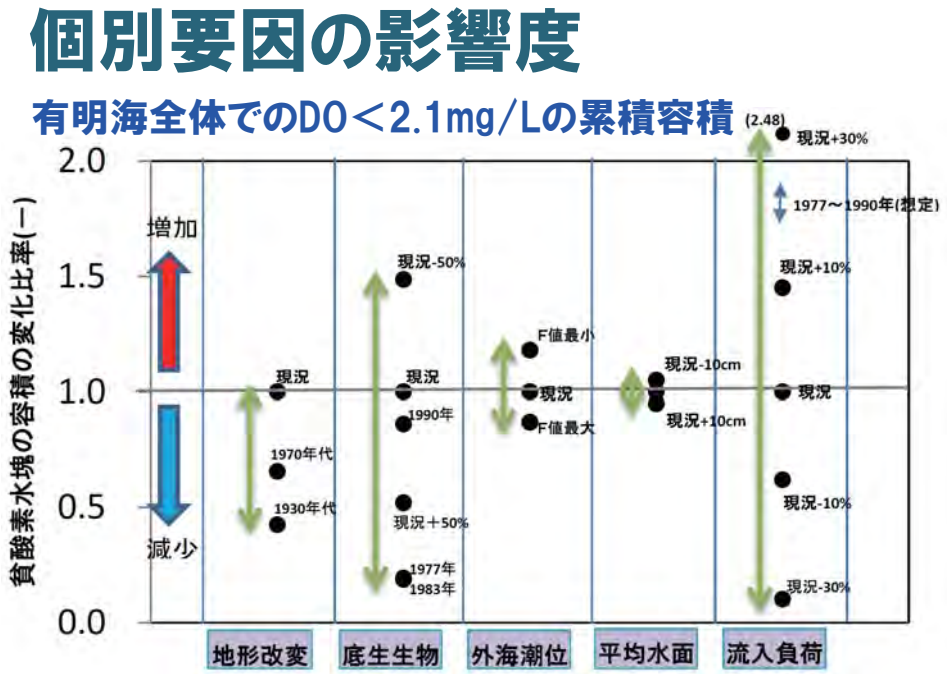


図 -89　有明海全体での DO<2.1mg/ℓ累積容積を指標とした個別要因の影響度

●現在の到達点

●有明海では、湾奥部と諫早湾で独立に貧酸素が発生する。有明海奥部では、干潟縁辺部 (浅い所) で発生する。東京湾や伊勢湾では深いところで発生する。

●有明海湾奥部では 1970 年頃まで進行した干拓工事による流速低下と、その後に続いて起こった富栄養化が主な原因であり、諫早湾における貧酸素の発生は、締め切りによる流速低下とプランクトン発生増加が原因である。

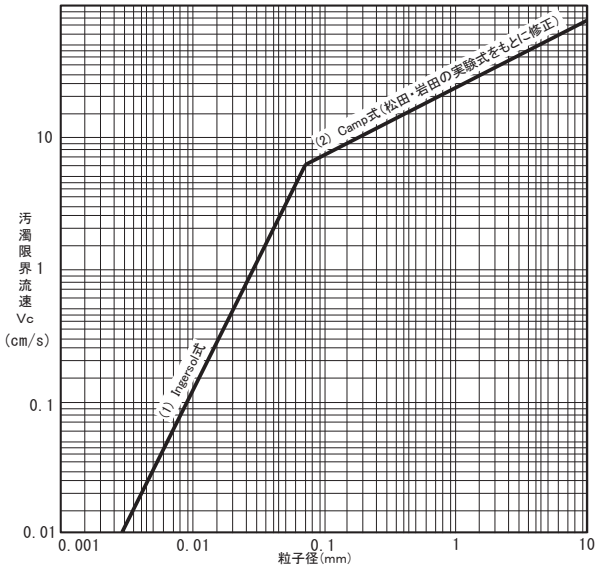
●近年の有明海の貧酸素化の進行に関するシナリオの一つとして、諫早湾干拓事業による潮流の減少が密度成層を強化し、それに伴い酸素の鉛直輸送量を減少させた (諫早干拓事業→潮流の低下→密度成層の強化→貧般素化) ことが考えられている。もし上述したシナリオが湾奥部でも成立するならば密度成層の強化や貧酸素化に対してこれらの影響の方が明瞭に観測されなければならないが現在までにそのような研究成果および報告は存在しない。よって、このシナリオが実際に生じた可能性は極めて低いと考えられる。諫早湾干拓事業が貧酸素化に影響を与えたとすれば、このような単純な図式ではなく、より複雑なメカニズムを経て影響を与えているものと考えられる。(田井、速水)

2．8　底質の変化及び懸濁物輸送

● 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会最終報告書の認識

イ) 底質の泥化について

潮流と底質の関係の検討にあたって、流れの中に存在する粒子の粒径と汚濁限界流速との関係を図 -90 に示した。ある粒子の粒径に対応する汚濁限界流速よりも大きい流れのもとでは、その粒子は沈降することなく浮遊し続ける。汚濁限界流速が低くなれば、沈降せずに海底上を浮遊・流動する粒子の粒径も小さくなる。



注：1)上図の式は、次のとおりである。

(1) Ingersol 式　$V_c=\frac{1}{1.2}V\sqrt{\frac{8}{f}}$

ここで、V は Stokes 式より次のとおりである。

Stokes 式　$V=\frac{1}{18}\cdot\frac{g(\rho_s-\rho)}{\mu}\cdot d^2$

(2) Camp 式（松田、岩田の実験式をもとに補正）　$V_c=1.86\sqrt{\frac{(\rho_s-\rho)}{\rho}gd}$

ここで、式中の記号は、次のとおりである。

V_c	：汚濁限界流速(cm/s)	f	：摩擦抵抗係数(=0.025)
g	：重力加速度(980cm/s^2)	ρ_s	：土粒子の比重(=2.65)
ρ	：水の単位体積重量(=1.024)	μ	：粘性係数 (15℃＝0.01145poise)
d	：土粒子直径(cm)	V	：沈降速度(cm/s)

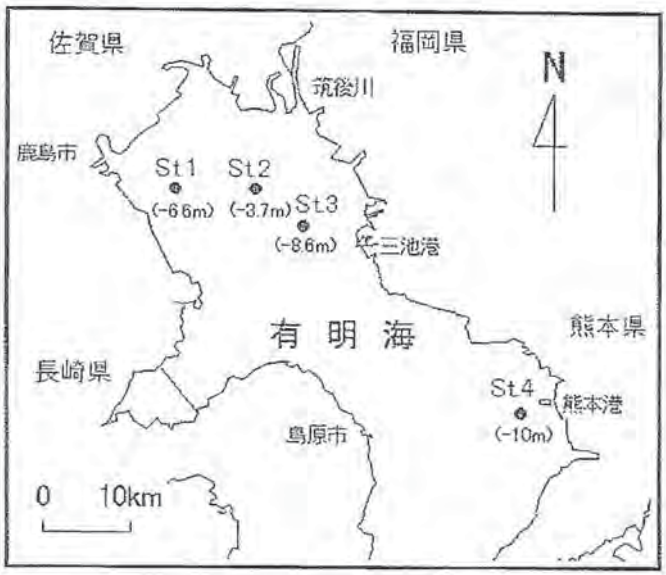
2)上図の関係は、取扱い土砂の性状によっても変化するので、現地底質の存在状態、土質を把握しておくことが必要である。

3)Ingersol 式の摩擦抵抗係数 f の値は、濁りを構成する微細土粒子が主対象となることから、f＝0.025 とした。

4)上図の関係は、沈殿堆積した粒子が再浮上する流速下では浮遊粒子の正味の沈降はないとの考え方に基づいて作成したものである。

図 -90　粒子径と汚濁限界流速の関係

有明海における連続観測調査 (図 -86) によると、大潮期を中心に SS(10 ～ 100 μ のシルト・粘土分が主成分) の濃度が上昇し、湾奥部 (St.1、St.2) において、その傾向が顕著であった。



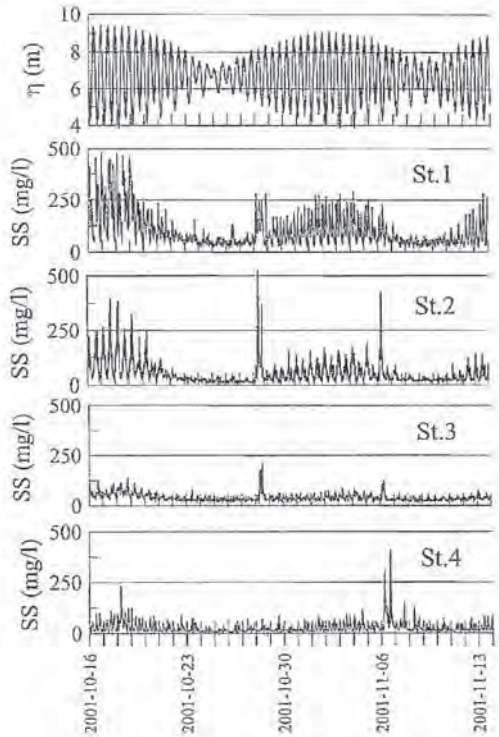


図 -91　各観測点での底面付近の SS 濃度と潮汐の関係

大潮期の水位、流速、SS 濃度及び塩分の変化をみると、St.1 の底層の SS 濃度は、流速に対応しており、上げ潮と下げ潮時の流速の増大による底泥の巻き上げが、SS 濃度の増大の主要な要因と考えられる。他方、St.2 の SS 濃度は、鉛直的に一様化し、流速よりも潮位に対応しており (SS 濃度は干潮時で最大となり、満潮時に低下)、これは St.2 の北部の筑後川の高濁度水塊の移流の影響が想定される。

St.1 では底層の流速が 20㎝ /s を超えると顕著な SS 濃度増大がみられ (図 -92)、この流速値が底泥の移動限界に対応しているものと思われる。このような潮汐流に対応した SS 濃度の変動パターンは、熊本港沖の St.4 においても同様に見られると報告されている。

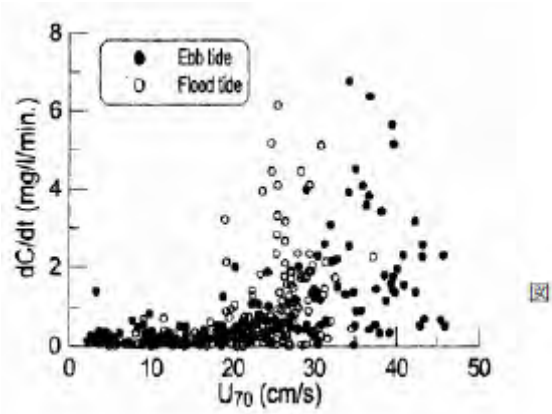


図 4.4.5　St.1 における底面付近での SS 濃度上昇率と流速の関係

図 -92　底面付近での SS 濃度上昇率と流速の関係

タイラギの薄まき覆砂実証調査の結果から、福岡県大牟田地先と佐賀県太良沖では底質への浮泥の堆積状況が異なり、25㎝ /s の流速の出現頻度の違いが要因の 1 つと推測されているが、この流速は St.1 における底泥の移動限界 (流速 20㎝ /s) と調和するものと考える。ただし、この流速値は絶対値ではなく、底質の質、海域の水深 (波による巻き上げ効果) 等により変化することに留意する必要がある。

また、有明海全体の潮流の状況と底質の状況を比較すると、概ね相対的に潮流の遅い海域 (湾奥部の沿岸よりの海域、諫早湾内、熊本市沖等) において底質の含泥率が高い傾向がみられる。

有明海の潮流は、前述のとおり多くの要因により長期的に減少した可能性が高いと考えられるため、潮流速低下に伴って、浮泥の移動限界に対応した流速値を下回る海域が拡大し、当該海域において底泥の移動量の減少、堆積量の増加を生じさせ、底質の泥化を進めたものと推測される。具体的には、1956 ～ 1957 年、1997 年及び 2001 年の底質の比較 (図 -88)(各々の調査方法の違いには留意が必要)、1989 年と 2000 年の調査結果 (図 -89) から、有明海湾奥部において底質が泥化傾向にあると思われるが、その要因の 1 つとして、潮流速の減少が考えられる。

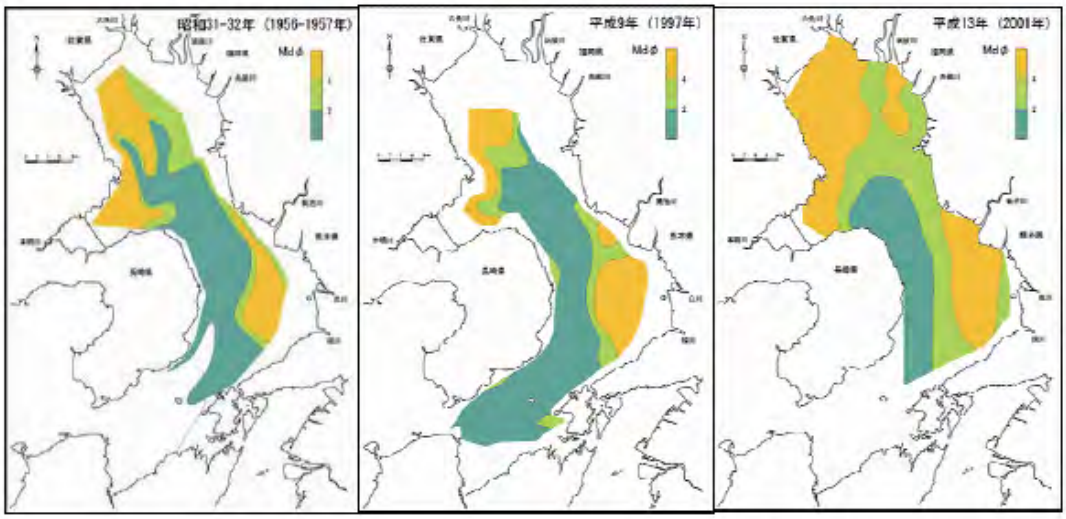


図 -93　有明海の底質分布 (中央粒径値）の変化

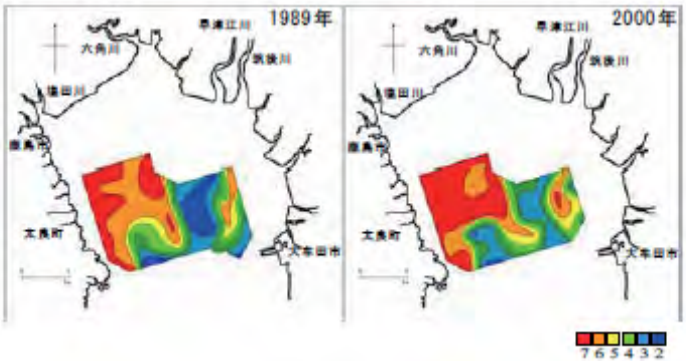


図 -94　有明海湾奥部の底質の中央粒径値の水平分布

【環境省報告書の認識】

●概ね相対的に潮流の遅い海域 (湾奥部の沿岸よりの海域、諫早湾内、熊本市沖等) において底質の含泥率が高い傾向がみられる。

●湾奥西部を中心に泥化の傾向にある。

●有明海の潮流は、前述のとおり多くの要因により長期的に減少した可能性が高いと考えられるため、潮流速低下に伴って、浮泥の移動限界に対応した流速値を下回る海域が拡大し、当該海域において底泥の移動量の減少、堆積量の増加を生じさせ、底質の泥化を進めたものと推測される。

● St.1 では底層の流速が 20cm /s を超えると顕著な SS 濃度増大がみられる。

●環境省有明海・八代海総合調査評価委員会報告書以降の成果

速水報告:平成 21 年度有明海･八代海再生フォローアップ調査報告書より 2000 年と 2009 年の底質変化を見ると、泥化から粗粒化の方向に変化した。有明海は泥化しつつあるという認識は変更する必要がある。

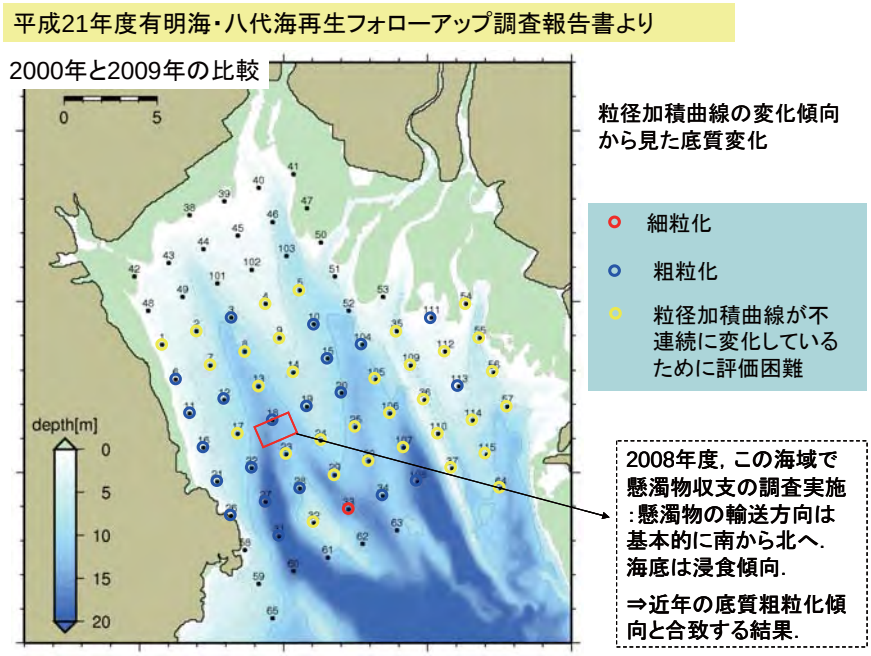


図 -95　有明海湾奥部の底質の変遷

佐賀大学有明海総合研究プロジェクトの成果 (最終成果報告書 pp26 より)

底質分布

有明海湾奥部で 100 点の広域採泥を計 4 回行い、粒度、炭素・窒素含有量、さらには安定同位体比を測定した。その結果、陸域を起源とする土砂が筑後川河口部および有明海湾奥中央部に分布している状況が捉えられた。(図 -97) また、有明海湾奥西部の土砂は海域由来の有機物が卓越し、陸域を起源とする土砂の影響が少ないことが相対的に少ないことが明らかになった。また、有明海湾奥西部の底質は細粒で、重金属イオンも高濃度に含有されていることが明らかになった。

2006 年 6 月～ 10 月の出水期間中に約 90 万トンの土砂が筑後川感潮域から海域へ供給されたことを明らかにしたが、2006 年の 5 月 (図 -98) と 8 月の底質分布 (図 -99) から、筑後川河口域、有明海湾奥中央部における一時的な細粒化が発生しており、出水により河川起源の細粒底泥が海域に流出し、実際に底質表面に分布していることが明らかになった。

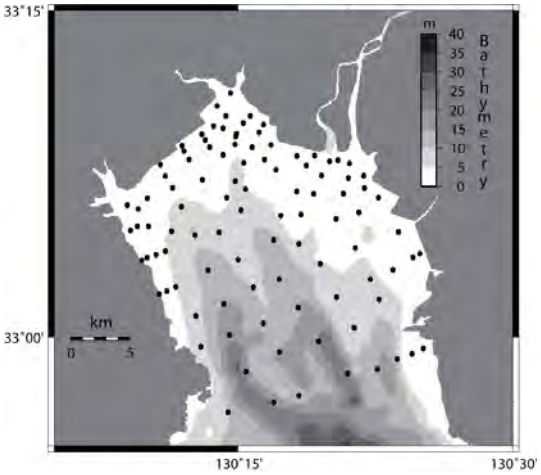


図 -96　有明海湾奥部における底質調査地点（・）

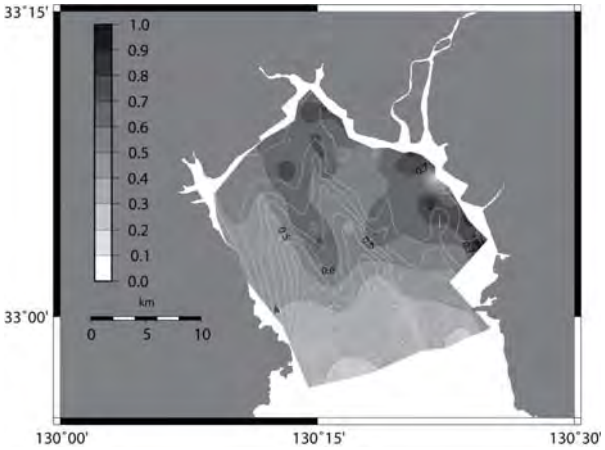


図 -97　表層底泥における陸域起源土砂の割合

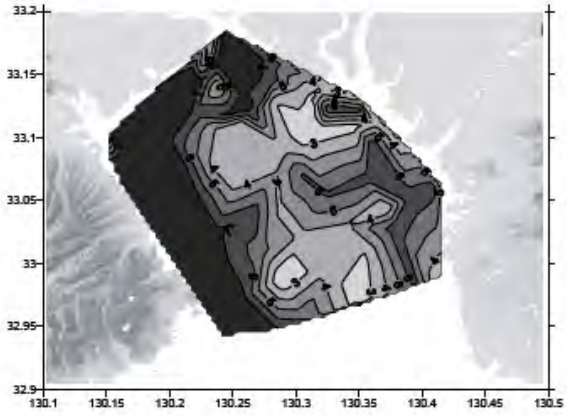


図 -98　2006 年 5 月における有明海湾奥部の粒度 (Md φ)

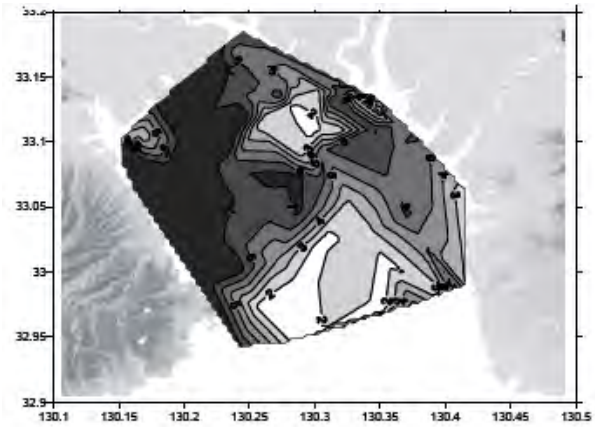


図 -99　006 年 8 月における有明海湾奥部の粒度 (Md φ)

底質の特性による再懸濁係数のモデル化 (平成 20 年度成果報告集 pp4 より)

再懸濁速度を E (kg $m^{-2}s^{-1}$)、τ_b を底面せん断応力 (Pa) として、ADV で計測した底面せん断応力と再懸濁フラックスの関係を限界せん断応力なしの再懸濁モデル

$$E = M_E \tau_b \qquad (2)$$

に回帰した。再懸濁係数 M_E(kg m^{-2} s^{-1} Pa^{-1}) は底質の特性に依存性があり、Sv を底質のベーンせん断強度 (Pa)、ξ c を粘土含有率 (-)、ρ_{dry} を乾燥密度 (kg m^{-3}) として次式で与えられた。

$$ME = 6.54 \times 10\text{-}5 \exp(2.02\ \rho\ \mathrm{dry}\ \xi\ c/\ Sv) \qquad (3)$$

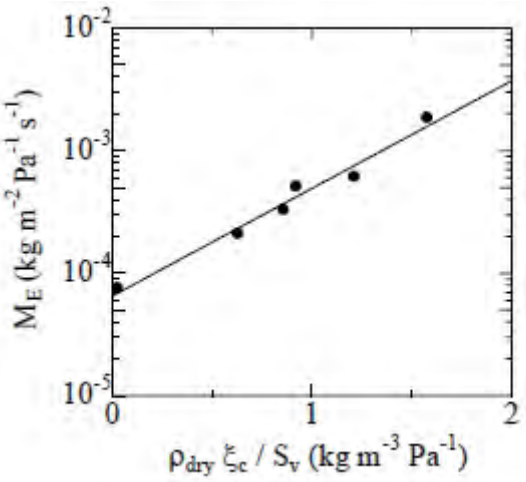


図 -100　再懸濁係数 M_E の底質の特性に対する依存性

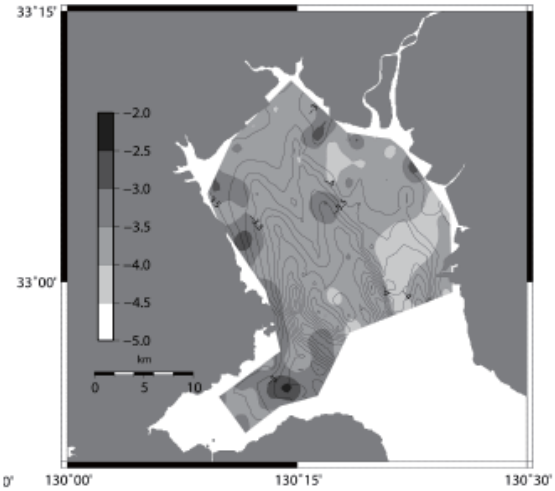


図 -101　底質の特性を考慮した再懸濁係数 M_E の対数値

底泥・間隙水中の鉄の濃度

有明海湾奥部の約 100 点の地点で底泥を採取し、海水、底泥、間隙水中の 13 種の重金属イオン (Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, Sr, Zn) の濃度を測定した。有明海湾奥西部には粒径が小さな底泥であり、重金属濃度が高かった。また、底泥は 20 − 40%の海水を含んでいる。底泥中の間隙水は干潟に生息する生物の栄養補給源であるので、間隙水の金属濃度は底泥生物の生育に影響する。多くの金属イオンは間隙水中の金属イオンの濃度は底泥中と比べるときわめて低い。しかし、間隙水中の Mn 濃度は他の金属に比べて高かった。還元され間隙水中に溶出しやすくなっていると考えられる。Al,Fe は溶出しない。

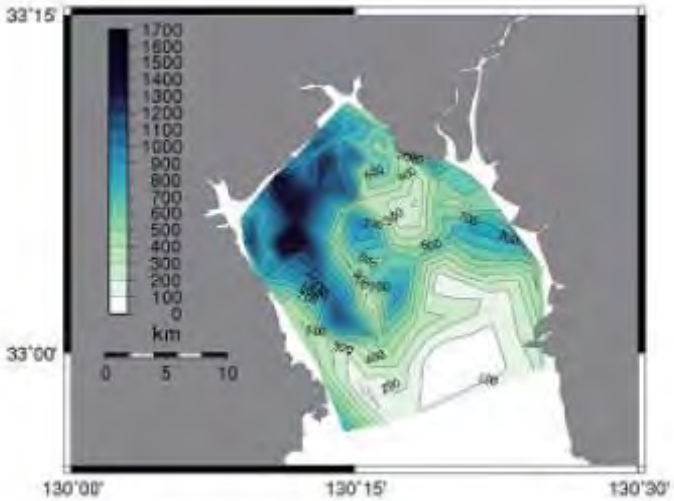


図 -102　底泥中の鉄の分布

海水中の鉄の濃度変化とプランクトン発生

総合的に見ると断定的でないがほぼ次のようなことが言える。

①可溶性鉄はシャットネラだけでなく全てのプランクトンの発生を促進する。

②海底でのシャットネラの発生は海底での鉄の濃度と相関があり、シャットネラの移動が考えられる。

③全珪藻類の 3%に過ぎないシャットネラの発生は他の珪藻類の発生が抑制されると可溶性鉄によって促進される。

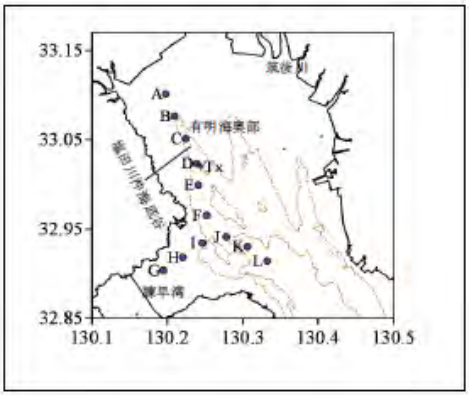
浮泥の移動

佐賀大学有明海総合研究プロジェクトの成果 (最終成果報告書 pp14 より)

有明海湾奥西部の海底水道沿いでは、残差流としてエスチャリー循環が卓越し、底層の懸濁物は湾奥方向に輸送、集積される (速水ら、2007)。年間を通した連続観測の結果からは、台風時に突発的に沖向きの輸送が生じた以外は、湾奥向きの懸濁物輸送は年間を通して続いている。また、こうした懸濁物輸送の変化が底質分布と密接に関係している。

太良町沖における底質の変化には､湾奥側だけではなく､沖合からの懸濁物輸送の影響も大きいと考えらる｡そこで、島原半島沖および諫早湾内までを含めて、１潮汐間の流動と懸濁物濃度分布の変化を詳しく調べた。その結果、諫早湾内で巻き上げられた底泥が湾外に流出し、その後塩田川沖海底水道に沿って有明海湾奥方向に輸送される様子を捉えた。(速水ら、2008)

こうした結果は、有明海湾奥南西部海域の底質変化に対して、諫早湾締切にともなった懸濁物輸送の変化が影響した可能性があることを示唆する。ただし、その後行った連続観測の結果、諫早湾の懸濁物輸送は常に流出傾向にあるのではなく、鉛直混合した時期には、逆に諫早湾湾奥向きになっていることが分かった。今後は、数値モデルによる検討と共に、台風通過などのイベント時を含めて通年の連続観測が必要である。



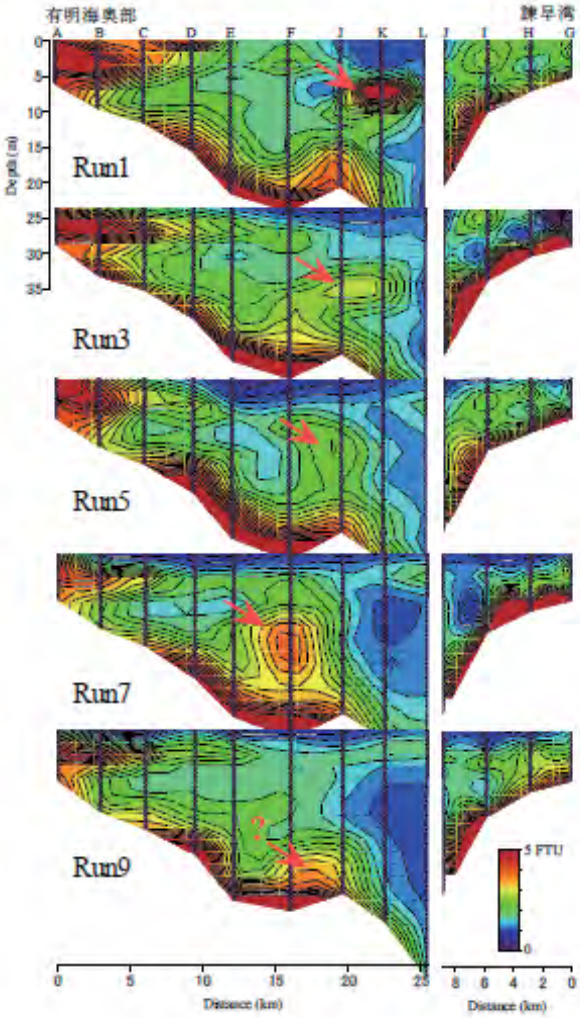


図 -103　諫早湾から有明海湾奥にかけての１潮汐間の濁度分布の変化
矢印は諫早湾起源とみられる高濁度水塊

●現在の到達点

● 2000 年と 2009 年の底質変化を見ると、泥化から粗粒化の方向に変化した。有明海は泥化しつつあるという認識は変更する必要がある。

●島原半島沖および諫早湾内までを含めて、 1 潮汐間の流動と懸濁物濃度分布の変化を詳しく調べた結果、諫早湾内で巻き上げられた底泥が湾外に流出し、その後塩田川沖海底水道に沿って有明海湾奥方向に輸送される様子が捕らえられた。こうした結果は、有明海湾奥南西部海域の底質変化に対して、諫早湾締切にともなった懸濁物輸送の変化が影響した可能性があることを示唆する。ただし、その後行った連続観測の結果、諫早湾の懸濁物輸送は常に流出傾向にあるのではなく、鉛直混合した時期には、逆に諫早湾湾奥向きになっていることが分かった。

2．9　河川を通じた陸域からの土砂供給の減少

● 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会最終報告書の認識

筑後川の河床は、昭和 28 年を基準として 50 年間で 3,300 万㎥ 低下しており、その内訳は、砂利採取 (治水効果も有する)2,490 万㎥、河川改修 500 万㎥、ダム堆砂 260 万㎥、干拓利用 160 万㎥となっている。(図 -105) ダム堆砂量から推算した筑後川流域の土砂生産量はダム流域で 10 万㎥／年、全流域がダム流域と同様の生産をすると仮定すると全流域で 32 万㎥／年と推定される。砂利採取により河床材料が変化し、下流 (河口から 0 ～ 22 ㎞) ではシルト・粘土の増加と細砂・粗砂の減少、上流部では礫分の増加がみられる。(図 -104) 長期的な河床変動をみると、砂利採取によって下流側が緩やかな勾配となり、土砂流出が停滞 (河川の運搬能力の低下) するとともに、海からガタ土の流入が増大している。

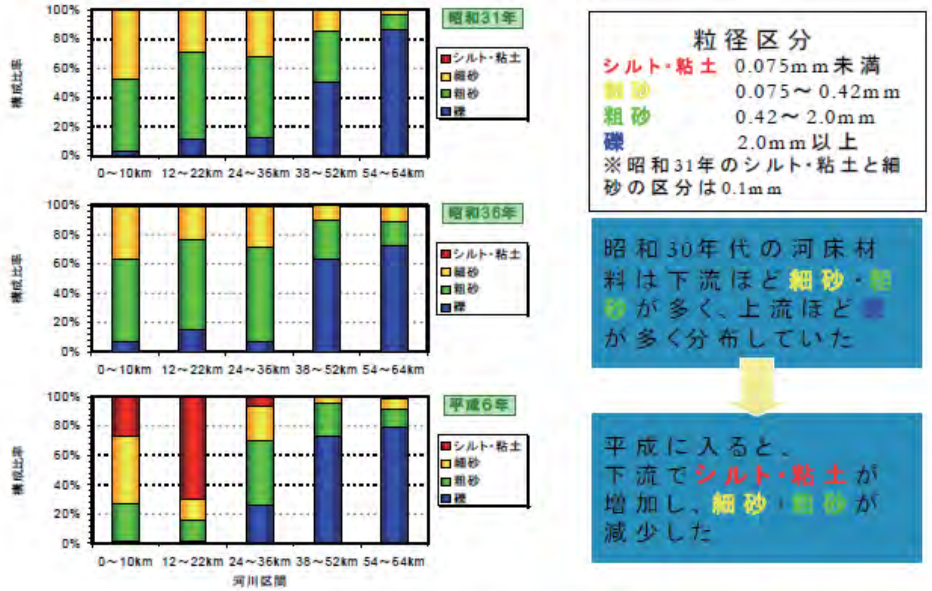
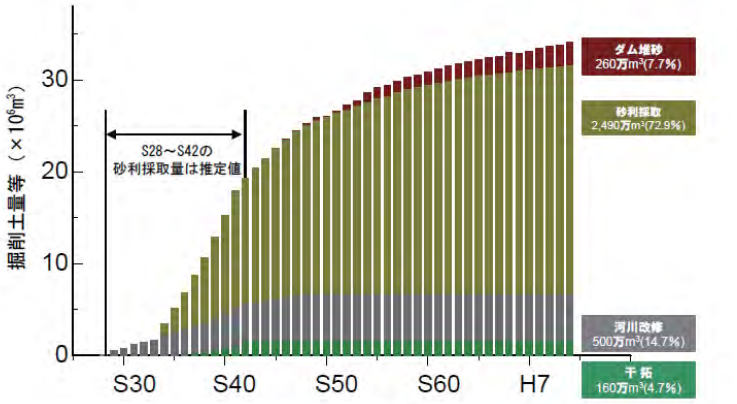


図 -104　筑後川の河床材料の変化

筑後川は有明海へ流入する河川の流域面積の約 35％を占め、有明海への影響が最も大きく、ダム堆砂量から推算した筑後川流域の土砂生産量はダム流域で 10 万㎥ / 年、全流域がダム流域と同様の土砂を生産すると仮定すると全流域で 32 万㎥ / 年と推定されている。

筑後川では 1953 年から 50 年間に各種事業により土砂が持ち出され、3,300 万㎥の河床変動が生じたと推定される (図 -105)。特に、砂利採取は最盛期に年間 200 ～ 300 万㎥ / 年と言われ、近年の土砂生産推定量 32 万㎥ / 年を大きく上まわる。



出典：福岡捷二（2005）「第 13 回有明海・八代海総合調査評価委員会　資料-3 有明海・八代海における河川の影響について」

図 -105　河川 (筑後川）からの土砂の持ち出し等

●環境省有明海・八代海総合調査評価委員会報告書以降の成果

佐賀大学有明海総合研究プロジェクトの成果 (平成 19 年度成果報告集 pp29 より)

濁度と SS の関係

図 -106 は、濁度－ SS の関係性が類似している地点をグループ化し相関関係を示したものである。第一グループは主に久住・阿蘇外輪山を源流とする急峻流域、第二グループはその他の低山地流域や大きな支流域の出口部、第三グループはダム放流水や本川下流部であり、概ね地形的な特徴に応じてベキ乗指数が整理された。指数の違いは SS 粒子に対する光学的な反応性の違いを表していると考えられる。

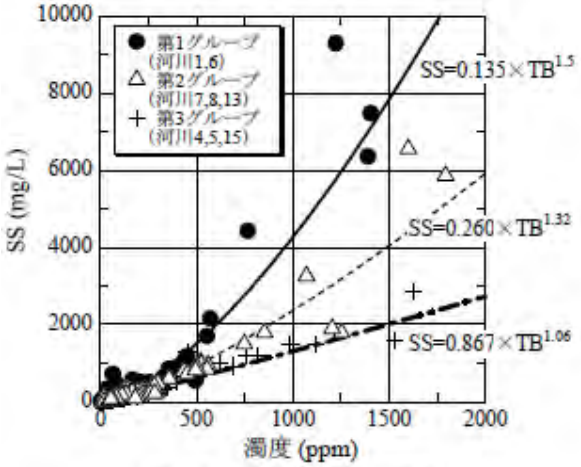


図 -106　濁度と SS の相関図

SS 動態マップ

各地点の濁度データを SS 濃度時系列に換算し、流量と掛け合わせて SS 輸送量を計算した。図 -107 にデータが最も揃っている期間の SS 動態マップを示す。表示期間は 2006 年 6 月 20 日～ 7 月 10 日である。この間、洪水は 3 回発生しており、下流基準点におけるピーク流量は 1,784 m3/s、2,026 ㎥ /s、3,310 ㎥ /s である。筑後川の平均年最大流量は約 2,700㎥ /s であり、梅雨期に断続的に洪水が発生することが多いため、図 -107 は平均的な SS 流出状況を示していると考えられる。

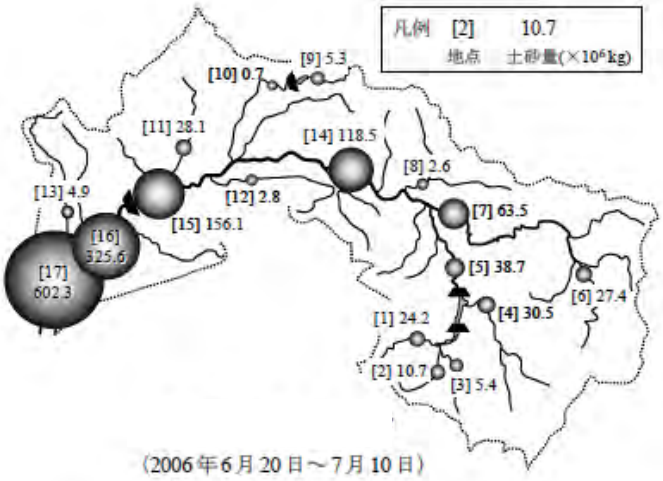


図 -107　SS 動態マップ

流量と SS 輸送量の相関

一般にウォッシュロードの流出式 (Q-Qs 式) は流量の 2 ～ 3 乗で表されるが、大河川と小河川を比較したときに SS 輸送量の大小が流量 (流域面積) に依存しているのか斜面浸食特性に依存しているのか判別できない。そこで、単位面積あたりの流量・SS 輸送量に変換する。

ここで、Qs は比 SS 輸送量 (kg /s/㎢)、Q は比流量 (㎥ /s/ ㎢)、α、β は係数である。α は比流量が 1.0 (㎥ /s/㎢) のときの比 SS 輸送量であり、単位流量に対する基本的な SS 発生量を表す。β は対数グラフ上での傾きを表すが、比流量は単位換算すれば降雨強度 (㎜ /h) に相当し、比 SS 輸送量は浸食速度 (㎜ /s) に相当するので、指数 β は降雨時の浸食の進みやすさを表す。図 -108(2) に河川 6 と 8 の Q-Qs 相関を、表 -10 に全地点の相関式を示す。

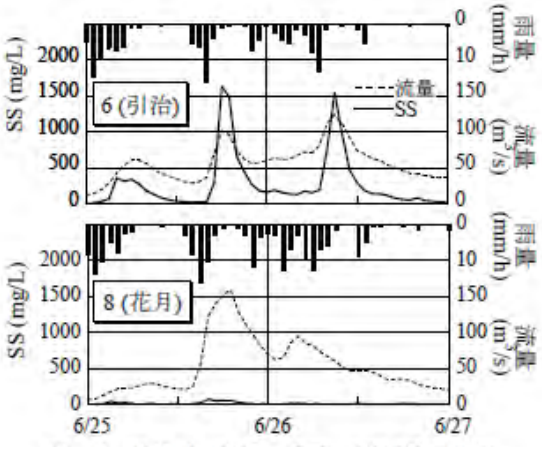


図 -108(1)　洪水時の降雨、流量、SS の時系列

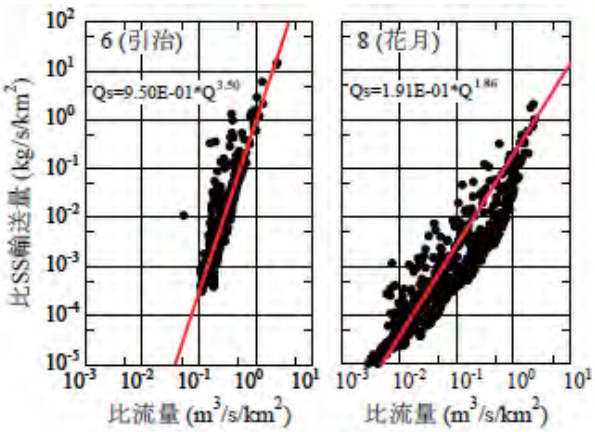


図 -108(2)　Q-Qs 図 (左河川 6、右河川 8)

番号	河川名	地点名	Q-Q_s式
1	津江川	栃野	Q_s＝1.00E-01×$Q^{2.86}$
2	川原川	川原	Q_s＝1.00E-02×$Q^{3.20}$
3	川原川	上野田	Q_s＝6.00E-01×$Q^{2.80}$
4	筑後川	杖立	Q_s＝5.00E-01×$Q^{2.40}$
5	筑後川	松原ダム下流	
6	玖珠川	引治	Q_s＝9.50E-01×$Q^{3.50}$
7	玖珠川	小ヶ瀬	Q_s＝4.00E-01×$Q^{2.50}$
8	花月川	花月	Q_s＝1.91E-01×$Q^{1.86}$
9	小石原川	江川ダム下流	Q_s＝1.15E-01×$Q^{2.67}$
10	小石原川	江川ダム下流	
11	宝満川	端間	Q_s＝3.99E-01×$Q^{2.30}$
12	巨勢川	中央橋	Q_s＝1.57E-01×$Q^{1.95}$
13	城原川	日出来橋	Q_s＝4.42E-01×$Q^{2.27}$
14	筑後川	荒瀬	Q_s＝3.00E-01×$Q^{2.45}$
15	筑後川	瀬ノ下	Q_s＝3.00E-01×$Q^{2.45}$
16	筑後川	感潮河道14km	
17	筑後川	感潮河道10km	

表 -11　全地点の Q-Qs 相関式

1950 年以降の SS 輸送量

図 -109 は、表 -11 で示した Q-Qs 式を用いて、筑後川の流量基準点 (17 番、瀬ノ下) における長期間の SS 通過量を示す。1969 年以前は大規模なダムが存在せず、流域が現在よりも荒廃していたため、現在の Q-Qs 式から計算される SS 輸送量は過小と考えられる。1970 年以降についてみると、最大値は 1980 年の 847 × 10^6kg、最小値は

1978 年の 11 × 10^6 kgであり、約 80 倍の差がある。37 年間の平均値は 265 × 10^6kg であった。

上流ダム群の堆砂量は 1970 年から 1999 年までの 30 年間で 7.94 × 10^6m_3 であり、松原・下筌ダムの堆砂ボーリング資料を参考に粒径別に積算すると、0.1㎜ 以下の細粒成分は 5.29 × 10^6m^3 と推定される。空隙率は約 75% なので年平均の細粒成分堆積量は 117 × 10^6 kg となる。そのため、もしダムが無かった場合、あるいは完全に土砂を排出した場合は、下流流量基準点の年平均通過 SS 量は 382 × 10^6kg になり、ダムによって平均的に約 30% のシルト・粘土が堰き止められていると言える。

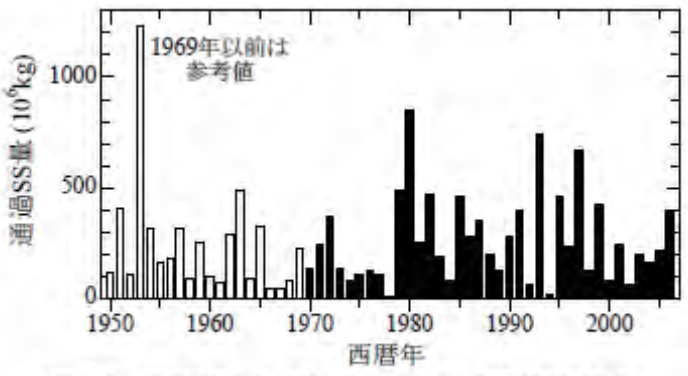


図 -109　流量基準点 (瀬の下) における年通過 SS 量

●現在の到達点

●筑後川では 1953 年から 50 年間に各種事業により土砂が持ち出され、3,300 万㎥の河床変動が生じたと推定される。特に、砂利採取は最盛期に年間 200 ～ 300 万㎥ / 年と言われ、近年の土砂生産推定量 32 万㎥ / 年を大きく上まわる。

● 2006 年の洪水期間について各地点の SS 輸送量を実測データから計算し、急峻かつ降雨量の多い最上流部で SS 生産量が卓越していること、また治水ダムに流入した SS の 55 % が放流されること、感潮河道では底泥が浸食されることで多量の SS が水中に回帰し、上流生産量の約 4 倍 の SS が移動していることを明らかとなった。

●比流量 Q と比 SS 輸送量 Qs との関係式を地点別に整理し、式の係数が流域の土地利用や起伏、降雨などと関係している可能性を示された。

●下流流量基準点における 57 間の SS 通過量を Q-Qs 式から計算した結果、流域状況が現在と同様の 1970 年以降についてみると、年平均 SS 通過量は 265 × 10^6 kg となった。