

沿岸未利用地への海水導入による環境再生実験に関する 水質シミュレーション

高山百合子¹・国分秀樹²・奥村宏征³・湯浅城之⁴
片倉徳男¹・上野成三⁵・松田 治⁶

近年、堤防や護岸の一部を撤去して沿岸の未利用地に海水を導入する環境再生手法が議論されているものの、単なる堤防撤去は流入負荷を海域にそのまま放流し海域の環境悪化を招く懸念があるため、海域まで含めた環境影響を検討する必要がある。そこで、沿岸未利用地への海水導入が水質・底質変化に与える影響をシミュレーションにより検討した結果、単に未利用地へ海水を導入すると海域の水質・底質が悪化すること、未利用地に干潟を整備し浄化能力を上げることにより海域の水質・底質の悪化が効率よく低減できることが明らかになった。さらに、未利用地への流入負荷から干潟浄化能を引いた正味の流入負荷により海域の水質・底質を統一的に説明できることが示された。

1. はじめに

海域の自然再生手法の一手法として、沿岸部に位置する工場跡地や放棄された田畠などの未利用地を干潟や海浜に再生する構想が議論されている。具体的には、図-1に示すように、海岸堤防や護岸の一部を開削して未利用地に海水を導入することにより、沿岸域に本来あるべき砂浜や干潟を取り戻すもので、沿岸域の環境再生に多大な貢献をするものと期待される。しかし、沿岸の未利用地は、陸域と海域のバッファーゾーンとして、流域からの汚濁負荷が海域へ直接流入するのを緩和する領域であることから、単に堤防・護岸を開削して海水を導入するという発想では流域からの汚濁物質をそのまま海域へ放流する行為にもなりかねない。したがって、沿岸の未利用地への海水導入による干潟・海浜の再生という新たな自然再生手法を確立するためには、未利用地が沿岸域に及ぼす環境影響特性を水・陸両面から解明することが重要である。

このような観点から、著者らは、三重県英虞湾において、水田として整備されたものの現状ではほとんど利用されていない沿岸未利用地を対象として、海水を導入することにより沿岸湿地と干潟を再生する環境再生実験に着手した。本研究では、現地実験に先行して、流動・水質・底質シミュレーションを実施し、沿岸未利用地への海水導入が水質・底質変化に与える影響を未利用地・海域の両面から検討した。

2. 計算モデルの概要

(1) モデル概要

計算プログラムはデルフト水理研究所で開発されたDelft3D-FLOWおよびDelft3D-WAQを使用し(Delft Hydraulics, 2005a, 2005b), 水質と底質の相互作用を考慮した平面2次元シミュレーションを実施した。計算モデルを図-2に示す。計算モデルは、現在、英虞湾で実施中の環境再生実験区を対象とし(実験概要は4章参照), 計算領域を岸沖75m×沿岸75m(クリッド間隔

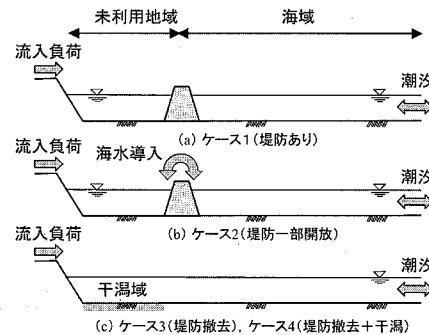


図-1 計算ケース

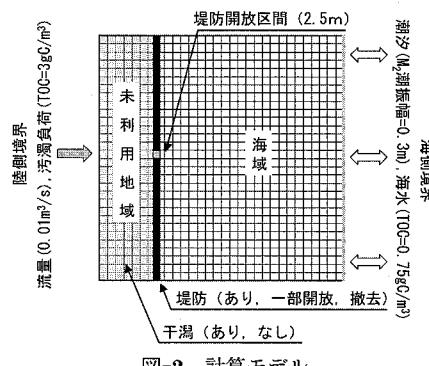


図-2 計算モデル

1 正会員 大成建設(株)技術センター土木技術研究所
2 修(理) 三重県科学技術振興センター水産研究部
3 修(生) 三重県科学技術振興センター水産研究部
4 正会員 三重県産業支援センター
5 正会員 工修 大成建設(株)技術センター土木技術研究所
6 農博 広島大学 名誉教授

表-1 流入負荷および海側境界の物質濃度

項目	海 域	流入負荷
植物プランクトン (gC/m ³)	0.25	0.0
デトリクタス (gC/m ³)	0.25	1.5
溶存態有機物 (gC/m ³)	0.25	1.5
栄養塩 (NH4, gN/m ³)	0.03	0.03
栄養塩 (NO3, gN/m ³)	0.02	0.02
栄養塩 (PO4, gP/m ³)	0.02	0.02

表-2 計算ケースの設定条件

ケース	計算条件	流入負荷 L (kgC/day)	干渉浄化能 S (kgC/day)
ケース 1	堤防あり	2.6	0
ケース 2	堤防一部開放	2.6	0
ケース 3	堤防撤去	2.6	0
ケース 4	堤防撤去 + 干渉	2.6	1.3
ケース A-1	堤防撤去 + 干渉なし	0.3, 0.5, 1.3, 2.6, 5.2, 13.0, 25.9	0
ケース A-2	堤防撤去 + 干渉 (S:0.5倍)	0.3, 0.5, 1.3, 2.6, 5.2, 13.0, 25.9	0.7
ケース A-3	堤防撤去 + 干渉 (S:1倍)	0.3, 0.5, 1.3, 2.6, 5.2, 13.0, 25.9	1.3
ケース A-4	堤防撤去 + 干渉 (S:2倍)	0.3, 0.5, 1.3, 2.6, 5.2, 13.0, 25.9	2.6
ケース A-5	堤防撤去 + 干渉 (S:5倍)	0.3, 0.5, 1.3, 2.6, 5.2, 13.0, 25.9	6.6
ケース A-6	堤防撤去 + 干渉 (S:10倍)	0.3, 0.5, 1.3, 2.6, 5.2, 13.0, 25.9	13.1

2.5 m), 水深 1.4 m (1 層) と設定した。計算領域の陸側約 1/4 の範囲を未利用地域とし、陸側境界の中央から、流域からの流入負荷を与えた。海側境界は潮汐 (M_2 潮、振幅 0.3 m) と海域の物質濃度を与えた。流入負荷と海域境界の物質濃度は英虞湾での調査結果 (上野ら, 1999, 2000a, 2000b) を参考に設定した (表-1)。海側境界濃度は、植物プランクトン、デトリクタス、溶存態有機物の濃度をそれぞれ 0.25 gC/m³、総計として 0.75 gC/m³ と設定した。粒子状物質の沈降速度として、植物プランクトンは 0.2 m/day と標準的な値に設定したが、デトリクタスは流域から流入するシルト質土に吸着した有機物を対象とし 30 m/day と設定した。水質・底質の初期条件は全項目の濃度を 0 とした。

(2) 計算ケース

計算ケースを図-1、表-2 に示す。計算は、現況の未利用地の状況を再現したケース 1 (堤防あり)、堤防を一部開放したケース 2 (堤防一部開放)、堤防を撤去したケース 3 (堤防撤去)、ケース 3 の未利用地域に干渉の浄化効果を付加したケース 4 (堤防撤去+干渉) の 4 ケース (標準ケース) について流入負荷 L と干渉の浄化能 S の標準値を用いたものと、堤防を撤去したケースにおいて L と S を変化させた A-1~A-6 のケースを実施した。

流入負荷 L の標準値は、流域からの流量 Q と流入物質濃度の積とし、Q は現地実験区の流域面積 (約 0.5 km × 0.5 km) と年間降雨量 (約 1,800 mm) から求めた年間平均流量 ($Q = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$)、流入物質はデトリクタス、溶存態有機物、栄養塩とし、植物プランクトンの流入は無いものと設定した (表-1)。干渉浄化能 S の標準値は、干渉浄化能力の原単位と干渉面積の積とし、干渉の浄化能力の原単位は、干渉が水中のデトリクタスと植物プランクトンを除去するものとし、全国の自然干渉や人工干渉で計測された有機炭素除去量を参考に 1 gC/m²/day とした (国土交通省港湾局, 2003)。

L と S を変化させたケース A-1~A-6 において、L は Q を一定として物質濃度のみを変えて 0.3~25.9 kgC/day の範囲 (標準値の 0.1 から 10 倍) で変化させ、S は干渉面積 (656~13,125 m²) と浄化能力原単位 (1~10 gC/m²/day) の組合せにより 0.7~13.1 kgC/day の範囲 (標準値の 0.5 から 10 倍) で変化させた。なお、S は、干渉浄化能力の原単位ではなく干渉面積を変化させて検討すべきであるが、ここでは計算領域の制限から、両者を組み合わせて検討した。

3. 計算結果と考察

(1) 水質および底質の TOC の変化

図-3 にケース 1、ケース 3、ケース 4 における 5 日後の水質 TOC と底質 TOC の平面分布を示す。計算開始から 5 日後の計算結果は、各水質濃度は定常状態にあるものの、各底質濃度は増加過程にある。しかし、別途行った長期間の計算結果から、各底質濃度が定常状態に達した各ケースの大小関係は 5 日後の計算結果と変わらなかったことから、ここでは、5 日後の計算結果により各ケースの比較検討を行った。なお、水質 TOC は、植物プランクトン、デトリクタス、溶存態有機物の総和、底質 TOC は底質中のデトリクタスとした。

まず、水質 TOC を各ケースで比較する (図-3(a))。まず、ケース 1 (堤防あり) は、堤防で閉まれた未利用地域と海域で濃度差が大きくなり、未利用地域に流入負荷が蓄積した。これに対して、ケース 3 (堤防撤去) は、未利用地域周辺と海域で若干の分布が付いているものの、全域ではほぼ均一な分布となった。また、海域の濃度は、ケース 1 に比べて大幅に増加した。これは、堤防を撤去したことにより高濃度の流入負荷が海域に流出し海域全域に広がることを示している。一方、ケース 4 (堤防撤去+干渉) は、ケース 3 に比べ、未利用地域、海域ともに水質 TOC が全域で低減した。すなわちこれは、未利用地域における干渉の浄化効果により流入負荷の影響が海域全域まで広く低減できることが示されている。

次に、底質 TOC を各ケースで比較する (図-3(b))。

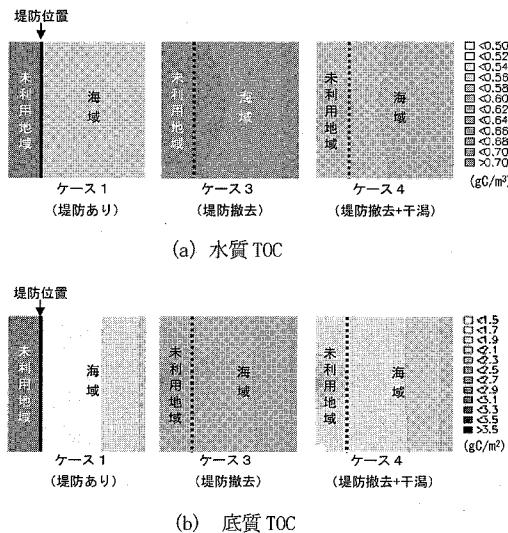


図-3 水質 TOC と底質 TOC の平面分布

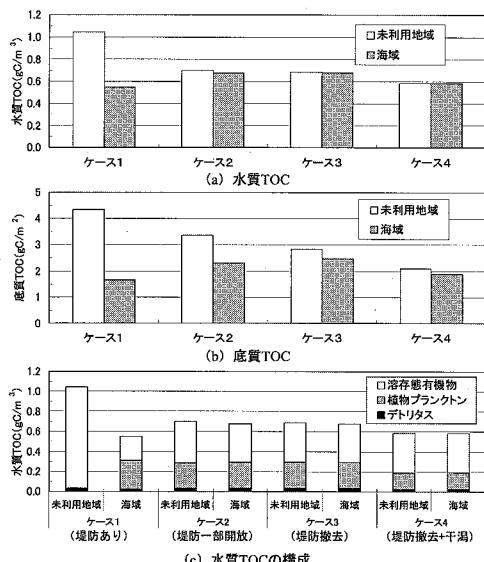


図-4 各ケースにおける水質 TOC と底質 TOC の比較

ケース 1 は水質 TOC と同様に海域に比べて未利用地域で極端に高くなり、ケース 3 は全域でケース 1 の海域より高くなつた。また、ケース 4 は、ケース 3 に比較して、底質 TOC が全域で低減した。底質 TOC は、水質 TOC と同様に、堤防を撤去することにより海域で増加するものの、干渉の浄化効果を付加することで全域の濃度を低減することが分かった。

各ケースの水質 TOC と底質 TOC について、未利用地域と海域の中央点での比較を図-4 に示す。同図には水質 TOC の構成もあわせて示した。水質 TOC、底質 TOC ともに、ケース 1 では海域に比べて未利用地域で

増加した。それ以外のケースでは、ケース 1 に比べて、未利用地域と海域で均一になる傾向がある。各ケースの海域の値に着目すると、ケース 2、3 はほぼ同等で、ケース 1 より増加した。ケース 4 は、ケース 2、3 より低減し、ケース 1 とはほぼ同じレベルとなった。

各ケースの水質 TOC の構成を見ると(図-4(c))、流入負荷条件で溶存態有機物とデトリタスを同じレベルで与えているにも関わらず、デトリタスが未利用地域、海域ともに大きく減少することが分かる。これは、流域から流入したデトリタスが速やかに沈降して底質に堆積することを示している。すなわち、陸域からの流入負荷の内、デトリタスを代表とする粒子状物質が、今まででは沿岸未利用地に封じ込まれていたのに対しても、堤防を撤去することによりその沈降範囲が海域まで広がることにより海域の底質悪化を引き起こすことを意味している。

ケース 2、3、4 における水質 TOC の構成は、未利用地域と海域とでほぼ同様となっている。さらに、これらのケースについて、ケース 1 の海域の構成と比較すると、全ケースとも、溶存態有機物は増加、植物プランクトンは低減する傾向が見られる。これは、溶存態有機物が海域へ流出し、植物プランクトンが未利用地域へ流入することに起因した濃度変化である。ただし、ケース 4 に見られる植物プランクトンの低減は、干渉の浄化効果を反映したものである。なお、ケース 1 の未利用地域の植物プランクトンは、他のケースと異なり、ほとんど存在しない。これは、閉鎖した未利用地域では、植物プランクトンの流入がないためである。

以上より、沿岸未利用地の堤防を撤去すると、今まで未利用地に封じ込まれていた流入負荷が海域に流出することにより、海域の水質・底質が悪化することが明確になった。この環境悪化を低減する機能として、未利用地の環境が改善されて沿岸湿地や干渉のような浄化能の高い場に再生される効果がどの程度が見込めるかを事前に検討する必要がある。

(2) 流入負荷と干渉浄化能に対する海域環境の応答性

沿岸未利用地への海水導入が海域の水質・底質に与える影響について流入負荷と干渉浄化能の関係から検討する。ここでは、L と S を変化させたケーススタディ、ケース A-1~A-6 を実施した。各ケースの海域の中央点における 5 日後の水質 TOC と底質 TOC を図-5 に示す。図中には、堤防撤去によても海域の水質、底質が悪化しないための目標値として、ケース 1 の海域における水質 TOC と底質 TOC をグレーの線で示した。

水質 TOC、底質 TOC ともに、L の増加と S の減少にしたがって TOC が増大する。干渉の浄化効果を期待しないケース A-1 (S=0) では、全ての L の範囲で目標値以下の TOC が達成できないことから、未利用地への海水

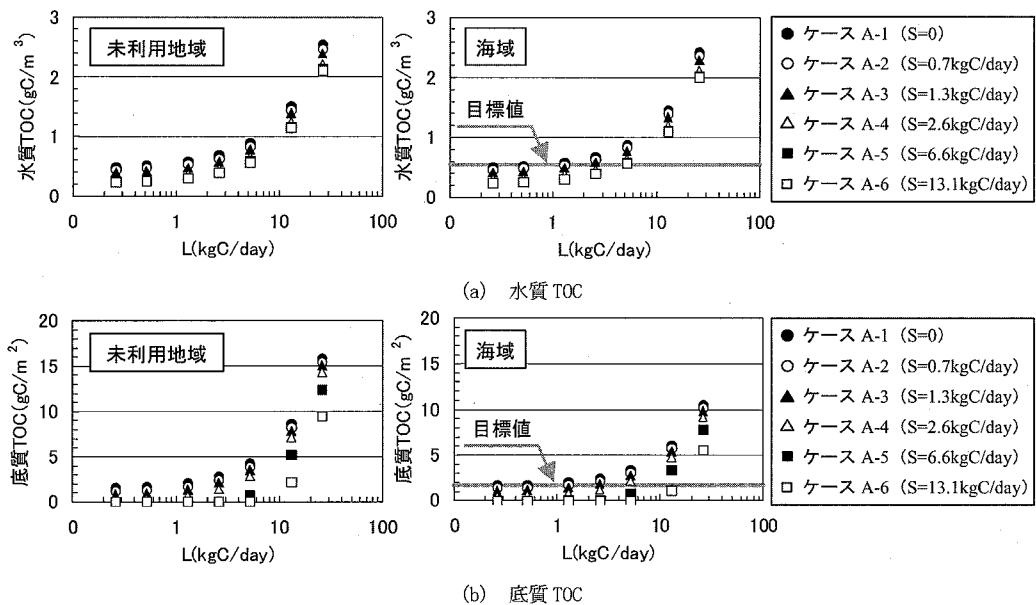


図-5 各ケースにおける水質 TOC と底質 TOC の比較

導入により水質・底質の悪化が進行することが示された。一方、干潟浄化能を期待するケース A-2～A-6を見ると、S が増大するにしたがって目標値以下を達成できる L の範囲が増大する。S を 13.1kgC/day まで強化できれば（ケース A-6）、L が約 5.0kgC/day まで水質・底質ともに目標値以下の TOC を達成することができる。さらに、底質 TOC のみに限れば、L が 13 kgC/day まで目標値以下の TOC を達成することができ、干潟の浄化効果が水質に比べて底質に対して顕著に発揮されることを示している。これは、干潟により除去できる有機物質が植物プランクトンやデトリタスなどの粒子状物質であることから干潟は底質への汚濁負荷を効率的に低減できることに起因する。しかし、この場合、S を 10 倍、すなわち未利用地の 10 倍の干潟面積が必要であることから、海域利用の制限を受ける状況においては実現が困難な場合があることに留意する必要がある。未利用地への流入負荷が大きい場合には、干潟環境の整備に加えて直接的な負荷削減対策が不可欠である。

(3) 流域負荷と干潟浄化能の無次元パラメータと水質・底質の関係

流入負荷 L と干潟浄化能 S の差から正味の流入負荷を算出し基準流入負荷 L_0 で無次元化したパラメータ $(L - S) / L_0$ を定義し、水質 TOC、底質 TOC との関係を整理した（図-6）。基準流入負荷 L_0 は標準ケースの流入負荷を、水質 TOC と底質 TOC の無次元化で用いる水質 TOC₀ と底質 TOC₀ はケース 3（堤防撤去）の海域の値を用いた。図-6 より、水質、底質とともに、

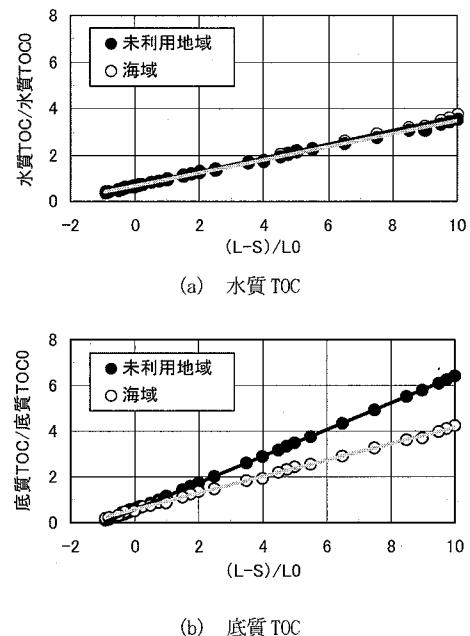


図-6 流入負荷と干潟浄化能の無次元パラメータと水質 TOC と底質 TOC の関係

$(L - S) / L_0$ と TOC/TOC₀ は明確な比例関係にあることが分かる。これは、正味の流入負荷によって、海域の水質と底質の変化特性が支配されていることを示しており、未利用地への海水導入に際して、正味の流入負荷量の低減が必要不可欠であることが統一的に説明できた。

さらに、水質 TOC、底質 TOC ともに未利用地域と海域の値の相関が高いことから、未利用地域の底質汚濁状況をモニタリングすることで海域への汚濁状況の低減効果もある程度予測できることを示唆している。

4. 海水導入による環境再生実験の概要

本研究では、三重県英虞湾において海水導入による環境再生実験を実施中である。現地実験場所を写真-1、実験計画図を図-7に示す。現地は、英虞湾の入り江の奥に位置し、堤防により締め切られた沿岸未利用地となっている。英虞湾には、こうしたタイプの沿岸未利用地が英虞湾海域面積の約 6% (現存干潟の 2 倍) を占めており (国分, 2005), 未利用地を有効活用した環境再生手法の検討が不可欠となっている。本実験は、敷地を中央で仕切った 2 区画を実験区とし、1 区画にポンプによる海水交換装置を設置し、もう 1 区画は対照区として現状の流域負荷が流入する条件とした。著者らは、本実験において、今回の研究成果をフィードバックさせながら水質および底質のモニタリングを継続し、今後、流域負荷と海域の環境変化の関係をより定量化する計画である。

5. 結 論

本研究では、流動・水質・底質シミュレーションを実施し、沿岸未利用地への海水導入が水質・底質変化に与える影響を未利用地・海域の両面から検討した。以下に、主な結論を示す。

- (1) 沿岸未利用地に海水導入を行う場合、干潟の浄化効果が期待できない条件では、未利用地域に封じ込まれていた流入負荷が海域へ流出することから、海域の水質、底質が悪化する。
- (2) 海水導入した未利用地域において、干潟の浄化効果が期待できない条件に対し、干潟として浄化能力を發揮する条件では、海域へ流出する流入負荷が低減され、海域の水質、底質が改善される。特に、干潟の浄化効果は、水質に比べて底質の改善に大きく寄与する。
- (3) 流入負荷から干潟の浄化能を差し引いた正味の流入負荷により海域の水質、底質の変化特性が統一的に説明できる。

謝辞：本研究は、三重県地域結集型共同研究事業の一部で実施された。また、現地実験にあたり、芙蓉海洋開発(株)から多大な協力を得た。ここに記して謝意を表す。

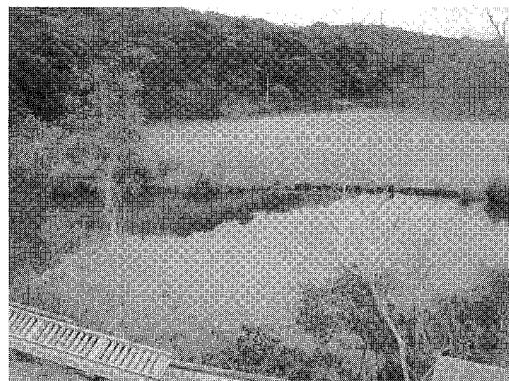


写真-1 環境再生実験場所(三重県英虞湾)

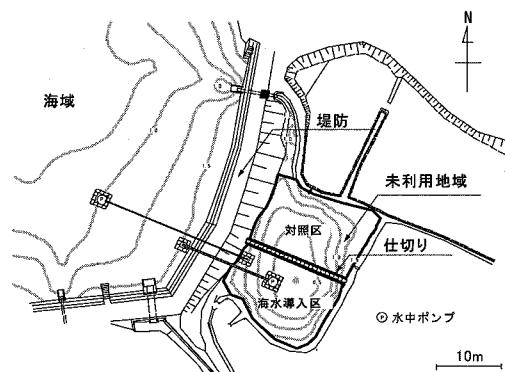


図-7 環境再生実験の計画図

参考文献

- 上野成三・灘岡和夫・高山百合子・片倉徳男・岡田美穂・関根義彦・勝井秀博(1999)：水質環境の動的変化に着目した英虞湾の現地観測、海岸工学論文集、第 46 卷、pp. 1051-1055.
- 上野成三・灘岡和夫・高山百合子・勝井秀博・山田二久次(2000a)：英虞湾の真珠養殖漁場におけるアコヤガイの成長過程と汚濁負荷に関する現地調査、海岸工学論文集、第 47 卷、pp. 1206-1210.
- 上野成三・灘岡和夫・片倉徳男・勝井秀博・山田二久次(2000b)：英虞湾の真珠養殖漁場における底泥の汚濁流動層に関する現地調査、海岸工学論文集、第 47 卷、pp. 1046-1050.
- 国土交通省港湾局(2003)：海の自然再生ハンドブック—その計画・技術・実践—、第 2 卷 干潟編、138p.
- 国分秀樹((2005))：英虞湾における干潟の消失と人工干潟造成、英虞湾の再生を考えるシンポジウム 2005 講演集、pp. 1-12.
- Delft Hydraulics(2005a)：Delft3D-FLOW User Manual.
- Delft Hydraulics(2005b)：Delft3D-WAQ User Manual.