

韓国始華湖における堆積問題の現状

小野澤恵一¹・鯉渕幸生²・古米弘明³
吳 海鍾⁴・佐藤慎司⁵

始華湖は 1994 年 12.7 km の潮受堤防竣工によって完成した人工湖である。締切後の著しい水質悪化に伴い 1997 年には淡水化を断念し、排水門による海水交換を開始したもの、未だ水質が回復したとは言えないのが現状である。さらに周辺の工場廃水に含まれる重金属などが土砂に吸着し、湖内に堆積する過程を通じて、水質のみならず底質環境にも悪影響が及んでいることが懸念されている。本研究では、現地採取コアの重金属分析や安定同位体分析、および土砂輸送の数値解析を通して、始華湖における堆積環境の変遷について考察する。さらに現在建設中の潮力発電施設が、海水交換や土砂堆積へ及ぼす影響についても評価した。

1. はじめに

始華湖は韓国ソウル市から約 40 km 西南に位置し、1994 年 12.7 km の潮受堤防竣工によって完成した人工湖である(図-1)。当初は農地への灌漑用水として淡水化を予定していたが、締切後に湖内で著しい水質悪化が発生したため 3 年後の 1997 年には淡水化を断念し、排水門による海水交換を開始した。海水交換により現在の始華湖の底層塩分は周辺海域と同様になったものの、流入する淡水との間に強い成層構造が形成されるため、締切当初の著しい水質悪化からは回復したが、同時に海底の貧酸素化が顕著になった。

始華湖には半月川、安山川など大小 5 つの河川を通じて生活排水や畜産排水などの高濃度の有機物が流入しており、北部工業団地前ではそれに加えて工場廃水に含まれる多量の重金属が未処理のまま流入したと推定される。河川から流入した陸起源の重金属は、始華湖に入ると土砂に吸着され、土砂の堆積と共に底質に蓄積されていく。こうした過程を通じて、水質のみならず底質環境にも悪影響が及んでいることが懸念されている。

本研究では、2004 年 11 月に現地の 3 地点で採取した底質コアの重金属(クロム、ニッケル、銅、亜鉛、鉛)の分析を行い、始華湖における重金属による底質悪化の変遷を把握した。さらに安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$)を調べることによって、堆積土砂中の有機物の起源(陸起源もしくは海域起源)についても考察した。

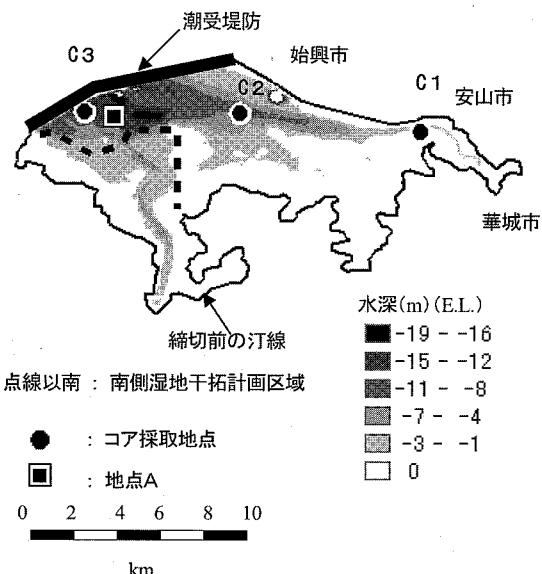


図-1 始華湖の地形図とコア採取地点

さらに土砂堆積の広域的な空間分布を把握するため、2005 年 9 月に反射特性の異なる 2 波長の超音波を用いた堆積層厚の観測を実施した。土砂の堆積分布については、風波・潮流による底質の巻き上がりや、巻き上がった土砂の移流拡散、浮遊土砂の沈降・堆積などが複合的に作用するが、こうした動態を詳細に考察するための数値モデルを構築した。出来上がったモデルを用い、土砂堆積の現状や、現在建設中の潮力発電施設が今後、海水交換や土砂堆積へ及ぼす影響についても検討を行った。

2. 現地観測

(1) 現地での底質コアサンプリング

底質コアサンプリングは、韓国海洋研究院及び水資源公社の協力のもと、2004 年 11 月に実施した。底質試料採取には、重力式柱状採泥器を用い、C1・C2・C3 の 3

* 学生会員 東京大学大学院工学系研究科 社会基盤学専攻 修士課程

** 正会員 博(工) 東京大学講師 大学院新領域創成科学研究科 環境学専攻

*** 正会員 工博 東京大学教授 大学院工学系研究科附属水環境制御研究センター

**** 正会員 博(環) 東京大学大学院リサーチフェロー 新領域創成科学研究科環境学専攻

***** フェロー 工博 東京大学教授 大学院工学系研究科社会基盤学専攻

地点において約1mの底質コアサンプルを採取した(図-1)。具ら(2005)は、このサンプルを用いて粒径、自然含水率、炭素・窒素含有率(C/N比)の分析、放射線強度(鉛-210、セシウム-137)などの項目について分析している。本研究ではこれらの結果を踏まえて、さらに重金属(クロム、ニッケル、銅、亜鉛、鉛)および炭素・窒素安定同位体の分析を行った。

(2) 重金属分析結果および考察

重金属類(Cr, Ni, Cu, Zn, Pb)含有率の測定は磯崎ら(2005)に基づいて実施した。採取したサンプルは、マイクロウェーブ酸分解法(EPA Method 3051)で前処理を施し、遠心分離(2200 G, 15分)で懸濁物を沈殿させた後、得られた上澄み液を分取して適切な濃度レベルに希釈し、Sc, Y, Biを内標準物質とした内標準法にてICP/MS(Yokogawa HP 4500)を用いて分析した。

図-2に底質コアの分析結果を示す。C2のコア深さ20cm以浅において、銅、亜鉛の値が急激に高くなっているが、これは堤防工事完工(1994年)後、始華湖内の

堆積構造が変化したことを示している。コア深さ20cmから50cm(図-2のBとCの間の部分)において中央粒径が大きくなっているが、この層が工事中(1987~1994)の堆積層だと考えられる。この期間中の重金属に着目すると、銅・亜鉛いずれも低いが、これは中央粒径が大きいために吸着が起こりづらいことや、工事中に土砂の堆積量が多い分、個々の土砂粒子への吸着量が減少したためと見られる。このような関係については他の重金属についても同様であり、C2においてはコア深さ20cm以浅が完工後の堆積層だと考えられる。またC1においては深さ75cm以浅における重金属含有量が、C2における20cm以浅の値と同程度にまで高くなっていることから、この深度(図-2のAより上の部分)が完工後の堆積層だと分かる。同様にC3においては深さ10cm以浅(図-2のDより上の部分)において、重金属、炭素含有率、炭素安定同位体比とともに増加が始まっており、この深度が完工後の堆積層と見られる。

以上の湖内の3地点における底質コア分析により、始

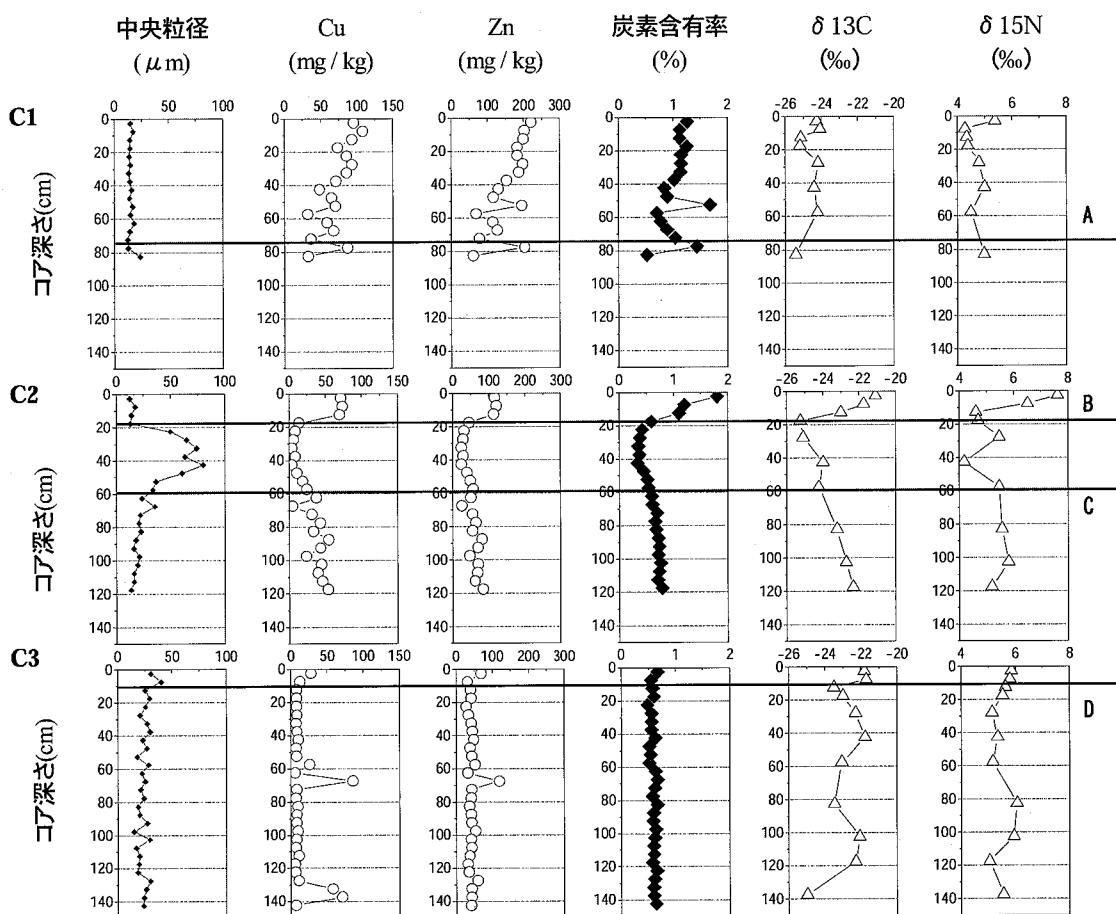


図-2 現地採取コア分析結果(粒径・重金属・炭素含有率・安定同位体の鉛直プロファイ尔)

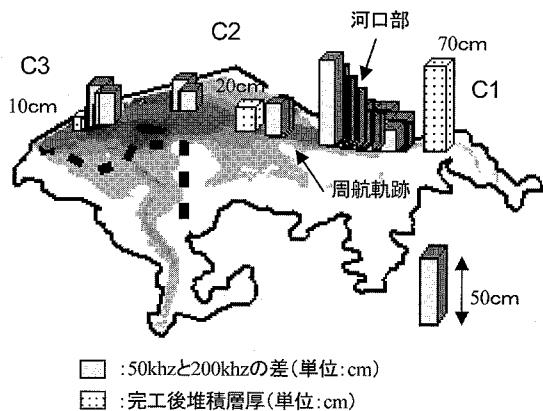


図-3 超音波式探査装置による堆積調査結果

華湖における堆積層は、湖の奥部の河口付近で著しく大きく、湖の中央から入り口付近にかけて徐々に減少するような分布になっていることが明らかになった。

さらにC1・C2の堆積層内の含有量について見てみると、重金属に関してはC1の方がC2よりも含有量が多いのに対し、炭素含有率に関してはC2の方がC1よりも高いため、堆積物中の有機物の起源について、安定同位体比により検討した。

(3) 安定同位体分析結果および考察

図-2に示した炭素および窒素の安定同位体比の分析結果の地点間比較をすると、C2地点においては表層付近の窒素安定同位体比に上昇傾向が見られ、人為的な有機汚濁負荷の増加が示唆される。表層付近では炭素安定同位体比の値は、C1で低く、C2及びC3で高かった。特にC2地点の底質表面付近において高い値が見られた。低い炭素安定同位体比の値は陸起源有機物の存在を、高い値は藻類（植物プランクトン）起源有機物の存在を示唆していることが一般的に知られていることから、始華湖内での富栄養化により生じた藻類起源の有機物が、潮受堤防完工後C2地点に堆積するようになったと推定される。以上のことから、炭素含有率に関してC1よりもC2の方が高いのは、C2において藻類起源有機物や有機物含有率が高い微粒子の堆積が原因であると推察される。一方、重金属に関してC1の方がC2よりも含有量が多いのは、工場廃水起源の汚濁物が河口部のC1により多く堆積したと考えられる。底質コア分析によって、潮受堤防完工前後における始華湖の堆積環境の変遷を読み取ることができた。

(4) 超音波を用いた堆積層厚の観測

底質コアの分析は、底質における重金属や同位体の時間的変動を詳細に検討できる利点がある。しかしコア採取と分析に多大な労力が必要となるため、多点での観測は困難である。そこでこの欠点を補いより広域における土砂堆積の空間分布を把握するため、2005年9月に超音波を用いた堆積層厚の観測を実施した。この方法は2種類の異なる周波数の超音波の底質層反射及び透過特性の違いから底泥厚さを測定する方法で、田口ら(2001)によりその有効性が実証されている。今回は50 khz・200 khzの超音波を利用して、堆積層を把握することを試みた。50 khz・200 khzそれぞれの反射深度の差分をプロットしたものが図-3である。C1地点へは浅すぎて観測船が侵入できなかったものの、C2・C3における音波から推定される堆積層厚と先に示したコアの分析結果を比較したところ(C2:音波20 cm、コア20 cm、C3:音波14 cm・コア10 cm)、完工後の堆積層厚をこの方法である程度算定できることが分かった。3地点のコアでは河口ほど堆積しているとみられたが、この観測によって堆積層厚は、河口部で断面積が急激に大きくなり流速が減少する部分のみならず堤防近傍の水深の深い地点においても堆積層が厚くなることが明らかになった。

る土砂堆積の空間分布を把握するため、2005年9月に超音波を用いた堆積層厚の観測を実施した。この方法は2種類の異なる周波数の超音波の底質層反射及び透過特性の違いから底泥厚さを測定する方法で、田口ら(2001)によりその有効性が実証されている。今回は50 khz・200 khzの超音波を利用して、堆積層を把握することを試みた。50 khz・200 khzそれぞれの反射深度の差分をプロットしたものが図-3である。C1地点へは浅すぎて観測船が侵入できなかったものの、C2・C3における音波から推定される堆積層厚と先に示したコアの分析結果を比較したところ(C2:音波20 cm、コア20 cm、C3:音波14 cm・コア10 cm)、完工後の堆積層厚をこの方法である程度算定できることが分かった。3地点のコアでは河口ほど堆積しているとみられたが、この観測によって堆積層厚は、河口部で断面積が急激に大きくなり流速が減少する部分のみならず堤防近傍の水深の深い地点においても堆積層が厚くなることが明らかになった。

3. 潮力発電所建設による底質影響の検討

(1) 潮力発電所建設設計計画

これまで述べたような潮受堤防建設に伴う水質悪化を受けて、現在潮受堤防上に潮力発電所を建設中である

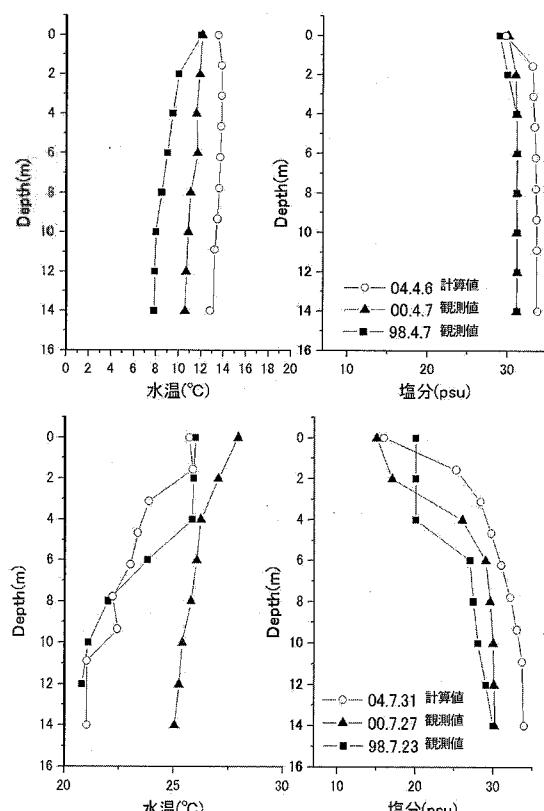


図-4 春季（上）・夏季（下）における水質の再現

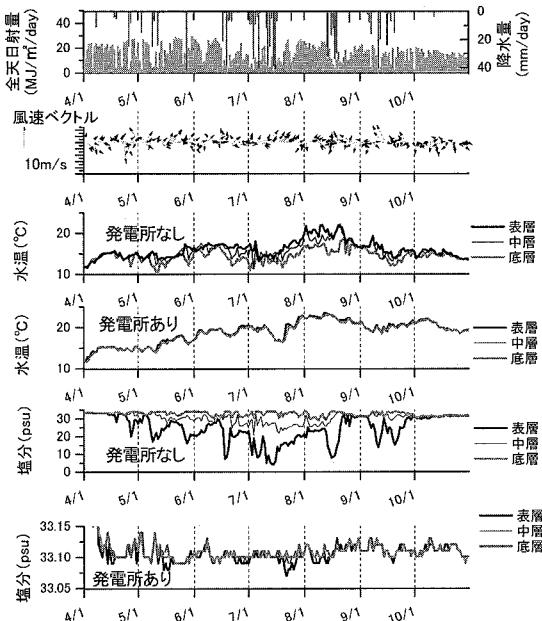


図-5 発電所建設前後における水温・塩分鉛直プロファイル計算結果 (C2)

(2003~2009年：始華湖潮力発電建設事業)。潮位差の大きな始華湖における年間発電量は552GWにも及ぶとともに、一日二回水位を調節する(水位差:4m)ことで、海水交換が促進され、水質改善効果の面でも大きな期待が寄せられている。そこで潮力発電所の運用に伴う堆積環境の変化について、シミュレーションにより検討した。

(2) 流れ・水質の再現計算

水質改善効果を検討するにあたり、始華湖内の流動・水質を再現する必要がある。そこで仁川気象台および水源気象台における気象の時系列データを使用し、流動・水温・塩分のナウキャストシミュレーションを行った。流動・密度場の計算アルゴリズムは鯉渕ら(2001)の σ 座標系による3次元流動モデルを用いた。基礎式は静水

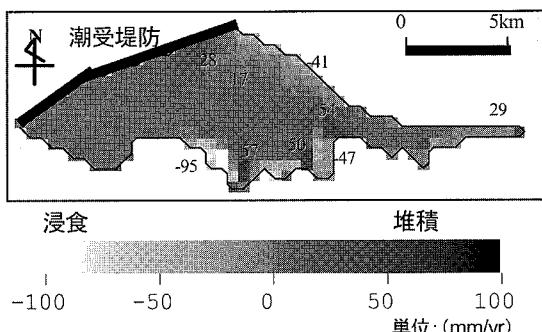


図-6 SMB モデルによる堆積侵食分布再現計算結果

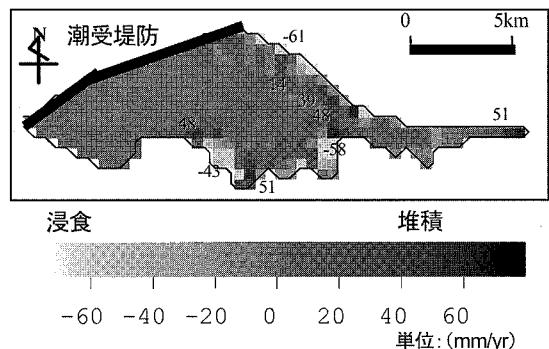


図-7 SWAN 波浪予測に基づく堆積侵食分布再現計算結果

圧近似とブシネスク近似を仮定したNavier-Stokesの式、連続式、水温・塩分の移流拡散方程式および密度の状態方程式を用いている。

図-4は、A地点(図-1)での、夏季と冬季の特定日における水温および塩分の鉛直分布である。この図から、春季において始華湖内が混合状態にあり水温・塩分の鉛直プロファイルが一定になる様子、夏季における成層や淡水流入に伴う表層の低塩分化などの季節的特徴が適切に再現されていることが分かる。

2004年のナウキャストシミュレーションによって、現状の排水門による海水交換のみでは、始華湖内は非常に成層化しやすい状態にあることが分かった(図-5)。現在湖内では成層化に伴う底層の貧酸素化も報告されているが(吳ら2005)、図-5に示すように潮力発電所の運転後では、充分な海水交換により始華湖内が強く混合され、始華湖内の水質改善に資することが推察された。

(3) 底泥輸送解析

潮力発電所の建設は、水質改善効果だけでなく、底質にも大きな影響を与え、特に堆積環境の変化が予想される。湖内における土砂堆積の全容を把握するため、①3次元 σ 座標系流動モデル②SS移流拡散モデル③波浪推算モデル④堆積・侵食モデルを合わせて、土砂輸送モデルを構築した。土砂輸送では、特に浅海部において、潮汐流よりも波による土砂巻上げが重要である。本研究で波浪推算にSMB法を用いたもの(稲垣ら、2001に基づく)と、エネルギー平衡方程式に基づくSWANモデルを用いたものという2種類のモデルを構築した。波浪推算モデルを前述の3次元流動モデルと結合し、土砂の堆積・侵食を再現した。SWANモデルでは、吹送時間や吹送距離、地形変化による波の屈折が土砂輸送に及ぼす影響を詳細に考慮できるようにした。

SMB法による堆積侵食分布計算結果を図-6に示す。水深が浅い北部沿岸や南部沿岸において、侵食が現実よりも著しい。これはSMB法が吹送時間や地形変化によ

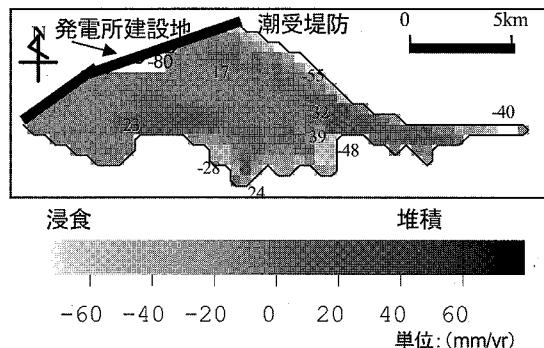


図-8 潮力発電所建設後の堆積侵食分布予測

る波の屈折の影響などを考慮していないため水深の浅い部分が削られ、少し深い堆積域に土砂を運ぶ状態がほぼ定常的に続くためである。

SWAN モデルによる計算結果を図-7 に示す。C1 地点の堆積速度は 51 mm/yr, C2 地点で 12 mm/yr であり、採取したコアの分析結果から推測した堆積速度 (C1: 70 mm/yr, C2: 20 mm/yr) と整合する値が得られた。特に河口付近において締切前よりも土砂が堆積しやすくなっていることが明らかになった。

水質潮流力発電所建設後の堆積侵食分布予測結果 (SWAN モデル) を図-8 に示す。現状の再現計算 (図-7) とは異なり、潮流による侵食の影響が発電所付近にて著しい。このように堤防近傍の土砂については、堆積傾向が改善されるものの河口部の堆積へはほとんど影響がないことが分かった。

4. まとめ

- (1) 現地で採取した底質コアの重金属（クロム、ニッケル、銅、亜鉛、鉛）の分析を行ったところ、河口部において、土砂に吸着した重金属が堆積している現状が明らかになった。
- (2) さらに安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$) を調べることによって、堤防建設後の有機物堆積が河口部である C1 においては人為的な汚染物質起源であり、C2 および C3 には、これらに加えて富栄養化による藻類起源有機物も堆積されるようになったことが推察された。
- (3) 土砂輸送モデルを構築し、SMB モデルと SWAN モデルの比較を行ったところ、SMB モデルは吹送時間

や地形変化による波の屈折の影響などを考慮していないため、風波の発達を過剰評価しやすいことが分かった。

(4) 波浪推算モデルと 3 次元流動モデルを結合することで、潮汐発電所建設の影響についても考察した結果、鉛直混合が促進され、水質改善が図られることが分かった。また底質環境に関しては、堤防近傍の土砂については、堆積傾向が改善されるものの河口部の堆積へはほとんど影響がないことが分かった。

(5) 本研究で新規に開発したモデルは、有明海や東京湾等、他の様々な内湾にも有用であると考えられる。

謝辞：韓国海洋研究院沿岸・港湾工学本部の安熙道氏および韓国水資源公社の Choi Kwangsoon 氏には多大なるご協力をいただきました。ここに記して謝意を表します。なお本研究は、東京大学 21 世紀 COE プログラム「都市空間の持続再生学の創出」による研究成果であることと付記する。

参考文献

- 五十嵐学・佐々木淳(2004)：東京湾奥部における浮泥堆積層厚の空間分布特性、海工論文集、第 51 卷、pp. 981-985.
 磯崎雄一・中島典之・古米弘明(2005)：都市下水処理場の流入水及び放流水中原鉛の存在形態、第 42 回環境工学研究フォーラム講演集、pp. 37-39.
 稲垣聰・Stephen G. Monismith・Jeffery R. Koseff・Jeremy D. Bricker(2001)：南サンフランシスコ湾における底泥輸送解析、海工論文集、第 48 卷、pp. 641-645.
 吳海錘・磯部雅彦・佐藤慎司・鯉潤幸生・安熙道・鄭甲植・趙珍亨(2005)：韓国始華湖における排水門開閉後の水質・底質変化の現地観測、海工論文集、第 52 卷、pp. 976-980.
 岡田知也・古川恵太(2005)：東京湾沿岸域における音響装置を用いた詳細な底質分布図の作成とベントス生息状況、海工論文集、第 52 卷、pp. 1431-1435.
 鯉潤幸生・佐々木淳・磯部雅彦(2001)：東京湾における窒素・リンに着目した物質循環機構、海工論文集、第 48 卷、pp. 1076-1080.
 田口一夫・田畑雅洋(2001)：海洋計測工学概論、成山堂書店、332p.
 Delft University of Technology : SWAN Cycle III version 40.41 (online). <http://vlnm089.citg.tudelft.nl/swan/index.htm>, 2006 /6/20
 Lumborg, U., M. Pejrup(2005) : Modelling of cohesive sediment transport in a tidal lagoon—an annual budget, Marine Geology, Vol.218, pp. 1-16.
 Park, J. K., E. S. Kim, S. R. Cho, K. T. Kim and Y. C. Park (2003) : Annual Variation of Water Qualities in the Shihwa Lake, Ocean and Polar Research, Vol.25(4), pp. 459-468.