

干潟実験生態系における底生動物群集の6年間にわたる動態と環境変化に対する応答

桑江朝比呂* ・三好 英一** ・小沼 晋***
中村 由行**** ・細川 恭史*****

大型水槽に創出された干潟実験生態系に生息する底生動物を6年間にわたって追跡し、時間経過に伴う群集の変化ならびに環境変化に対する群集の応答について検討した。個体密度については、時間経過に伴う一定の傾向を示さなかった。一方、種類数については6年間増加し続けたことから、干潟生態系の底生動物群集が安定・成熟するには、6年以上要する可能性があることが示された。したがって、この時間スケールを考慮して干潟造成後のモニタリング計画を策定するべきであると考えられた。干出時間が長くなると、個体密度や種類数が減少し生物相も変化した。干潟堆積物が攪拌されると、個体密度および種類数は激減したが約半年で回復した。

1. ま え が き

干潟に生息する底生生物は、干潟の諸機能の本質を担う重要な役割を果たしている（例えば矢持ら, 1997; 青山ら, 2000; 児玉ら, 2000; Kohataら, 2001; Montani and Magni, 2001）。したがって、干潟の保全・修復・創造技術の確立のためには、造成干潟に生息する底生生物群集の変動特性やそのメカニズムを理解する必要がある。

本研究では、造成干潟に生息する底生生物の動態を検討するために、隔離実験生態系（メソコスム）を使用している。実験生態系は、自然に近い生態系が再現可能な大型水槽の中に作られている。この水槽の環境条件を制御しながら比較実験が行えるため、底生生物の動態の因果関係が明確になる（西條・坂本, 1993）。

ここでは、（1）生態系造成後の底生動物（マクロベントス）群集の時間経過に伴う変化の特性、そして（2）底生動物群集の環境変化に対する応答の特性について、実験生態系を用いた6年間の実験によって検証する。近年干潟の造成例が増えつつある中（例えば上野ら, 2001; 姜ら, 2001; 木村ら, 2002; 島多, 2002; 西村ら, 2002）、これらの課題の解決は、造成干潟で実施される事後モニタリングやadaptive managementの計画を策定する上で重要と思われる。

2. 干潟実験生態系の概要

2.1 干潟メソコスム

本研究ではメソスケールの干潟実験生態系として、独立行政法人港湾空港技術研究所（旧運輸省港湾技術研究所）にある干潟実験施設を利用した。干潟実験施設の見取り図を図-1に示す。自然光を取り入れるため、上屋の全面がガラス張りになっている。1994年12月に実験水槽へ海水を導入し、潮汐を与えて実験生態系を創出し

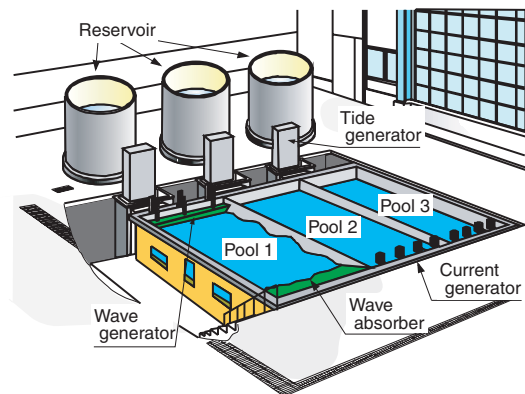


図-1 干潟実験施設の見取り図

表-1 干潟メソコスムの制御条件

温度	無制御
光	無制御（一部に赤外線カットガラスを使用）
底面積	水槽1: 15 m ² , 水槽2および水槽3: 24 m ²
堆積物	東京湾盤洲干潟より採取（天日で乾燥）
海水	東京湾内久里浜湾よりポンプで汲み上げ
潮汐周期	12.5 h
干出時間	4.8 h tide ⁻¹
物理的攪乱	水槽1: 波, 水槽2および水槽3: 流れ
海水交換	水槽1および水槽2: 3回/週, 水槽3: 1回/週
生物	一切人為的に投入せず

た。1週間に1-3回の頻度で、水槽中の海水と久里浜湾からポンプで汲み上げた未処理海水とを交換した。堆積物へ与える外力として、水槽1には造波装置を設置し、冠水時に周期1.5 s、波高7-8 cmの波を与えた。水槽2および水槽3には潮流発生装置を設置し、冠水時に断面平均流速4-8 cm s⁻¹の流れを与えた。実験水槽の制御条件を表-1に示す。千葉県木更津市盤洲干潟産の堆積物を、各実験水槽へ深さ50 cmになるように投入した。この堆積物は投入前に天日で乾燥させてあるため、成体の底生動物は初期条件として含まれていなかった。実験生態系の創出から現在まで、実験水槽へ生物を一切人為的に投入しなかった。すなわち、実験水槽に加入したすべて

*正会員 博(農) (独法)港湾空港技術研究所 海洋・水工部
** (独法)港湾空港技術研究所 海洋・水工部
***正会員 博(工) (独法)港湾空港技術研究所 海洋・水工部
****正会員 工博 (独法)港湾空港技術研究所 海洋・水工部
*****正会員 工博 国土交通省 国土技術政策総合研究所 沿岸海洋研究部

の生物は、久里浜湾の海水（例えば卵・孢子・幼生・種子など）由来である。

2.2 干潟メソコスムの特性および限界

干潟メソコスムは屋内にあるため、降雨がない点が自然干潟の環境条件と異なっている。また、台風などの大きな擾乱を経験しないため、メソコスムでは自然干潟よりも、堆積物の圧密が促進されたり、シルト・粘土が堆積する傾向がある。海水の取水口にはポンプの保護のためネットがかけられているため、魚類および成体の底生動物の移入がない。

メソコスムの生態系は、バクテリアや底生微細藻類といったサイズの小さな生物が多く、大きなサイズの底生動物は反対に少ない。またメソコスムでは、底生動物の多様性が低く、主に日和見種で構成されている（桑江ら, 2000a）。これらの特性は、一般に未成熟の生態系に共通してみられる（Odum, 1969; Lewinら, 1996）。

3. 検討内容および実験方法

3.1 検討内容

上記のような特性を有する実験生態系を用いて、底生動物の個体密度および種類数を経時的に調査し、時間経過に伴う底生動物群集の遷移の特徴を把握するとともに、実験（環境）条件の違いがもたらす生物相への長期的な影響について検討する。具体的には、（1）時間経過に伴う群集構造の成熟化、（2）外力条件の影響、（3）干出時間の影響、そして（4）堆積物の攪拌の影響について述べる。

3.2 実験方法

波の起きる水槽（水槽1）と流れの起きる水槽（水槽2）に生息する底生動物を比較し、外力条件に対する底生動物の応答を調べた。なお、水槽1と水槽2の実験条件は、外力以外すべて同一である。干出時間の変化に対する底生動物の応答を調べるため、1998年3月から水槽3の干出時間を、1潮汐あたり4.8時間から7.7時間に延長した。堆積物の攪拌に対する底生動物の応答を調べるため、2000年7月に水槽3の堆積物を深さ約30cmまで鍬を用いて攪拌した。

1 サンプルにつき面積0.0038–0.25 m²、深さ20 cmまでの堆積物を採取し、1 mmメッシュのふるいに残った底生動物を同定・計数した。種類数を計数する際、採取面積が0.25 m²に満たないサンプルは、0.25 m²になるようにまとめた。すなわち、採取面積の違いによるサンプル間での種類数の差が発生しないようにした。

4. 実験結果

4.1 実験期間における環境条件の変化

実験開始からおよそ6年の間に自然に生じた主な環境

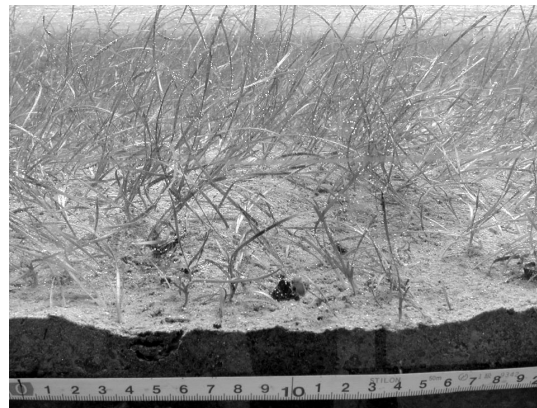


図-2 実験生態系に繁茂するコアマモ（2002年5月12日撮影）

条件の変化は、堆積物中のシルト・粘土 (<75 μm) の増加と（約3%→約16%）（桑江ら, 2000b）、水槽1において1997年夏ごろからみられているコアマモ (*Zostera japonica*) の繁茂であった（図-2）。コアマモは1997年夏に初めて数本の葉条部が水槽1および水槽2において確認され、水槽2に自生したコアマモはその後1年以内に枯死した。一方、水槽1のコアマモは順調に増殖し、時間経過とともに生息面積が指数関数的に増加した。1998年には水槽1の中でも日当たりのよい場所（全面積の約1/4）を葉条部が覆い、2000年に全面積の約1/2、そして、2001年10月には水槽1の堆積物表面のほぼ全域を覆った。2001年10月の時点で水槽1に生息していたコアマモの葉条部の長さは15–25 cm、生息密度は400–1000 shoots m⁻²であった。

4.2 底生動物群集の動態

各実験水槽における底生動物の総個体密度および種類数の経時変化を図-3に示した。コアマモ繁茂前の水槽1、水槽2（全期間）、そして干出時間延長前の水槽3では、時間経過に伴う総個体密度の増減が観察されなかった。一方、コアマモの繁茂前の水槽1、水槽2（全期間）、そして干出時間の延長前の水槽3では、時間経過とともに種類数が増加した。一方、時間経過に伴う底生動物の総個体密度の減少が、水槽3の干出時間の延長後にみられた。

各実験水槽における底生動物の優占5種における優占率の経時変化を図-4に示した。水槽1においてコアマモが繁茂し始めたころより、ニホンドロソコエビ (*Grandidierella japonica*) およびドロクダムシ (*Corophium* sp.) などのヨコエビ類が優占した。水槽3では干出時間の延長前にイトゴカイ (*Capitella* sp.) とブドウガイ (*Haloa japonica*) が優占し、延長後にコケゴカイ (*Ceratonereis erythraeensis*) が優占した。

堆積物の攪拌前および攪拌後における底生動物の総個

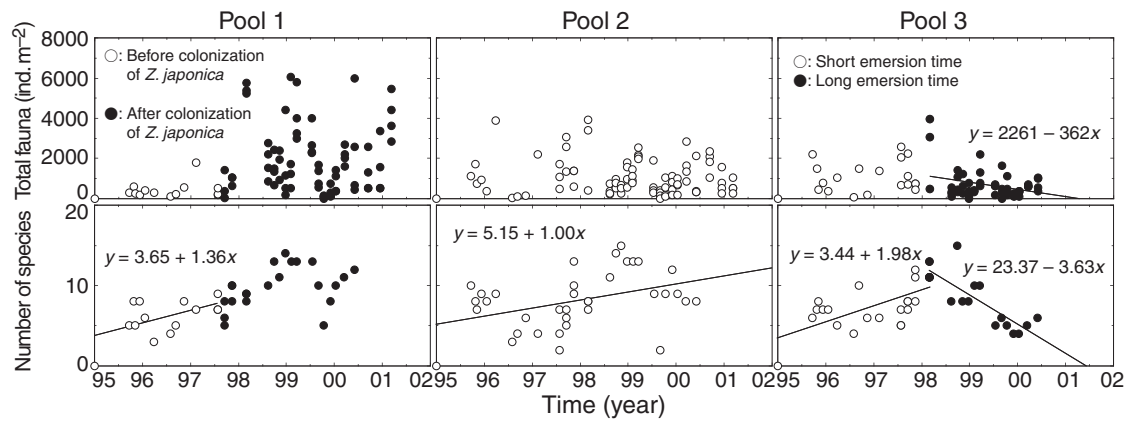


図-3 各実験水槽における底生動物（マクロベントス）の総個体密度（上段）および種類数（下段）の経時変化。近似直線は統計的に有意 ($P < 0.05$)。

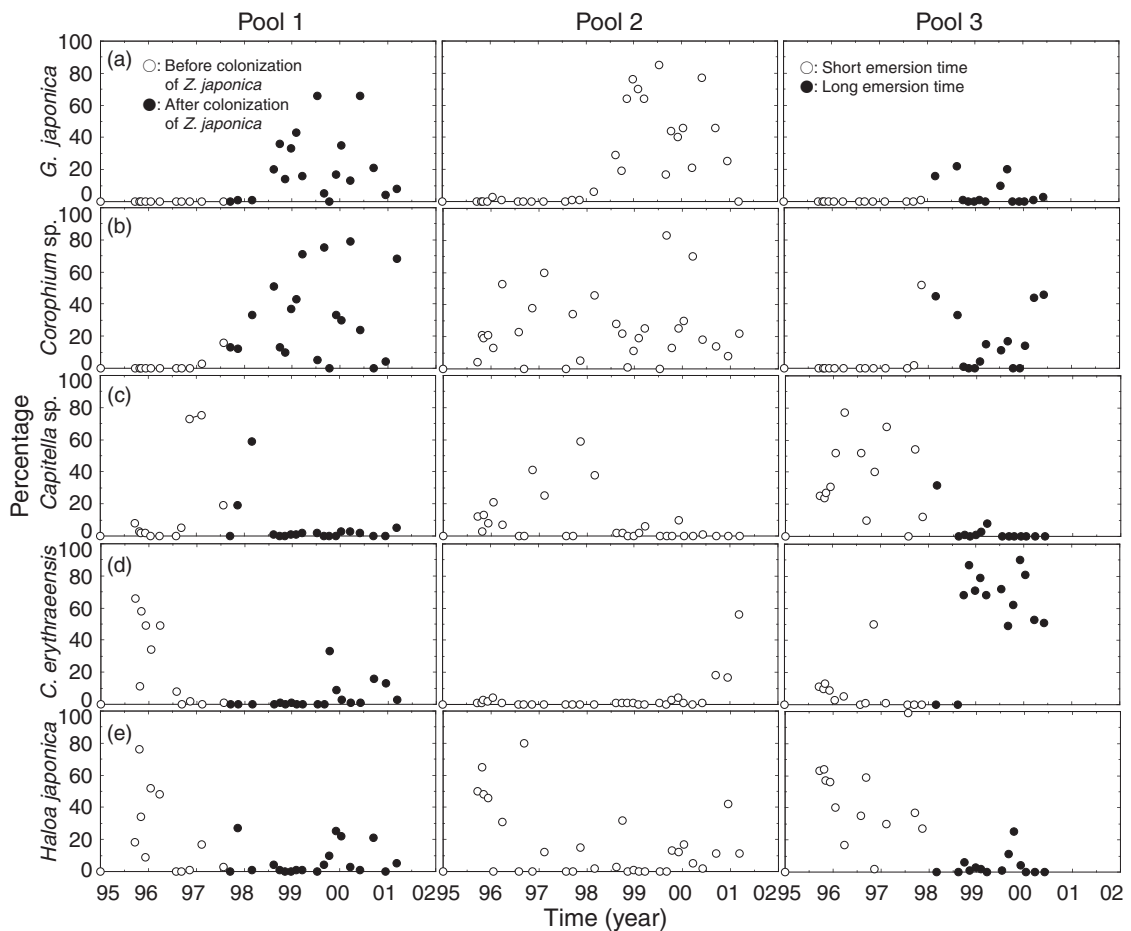


図-4 底生動物（マクロベントス）の優占5種における優占率(%)の経時変化。(a)：ニホンドロソコエビ；(b)：ドロクダムシ；(c)：イトゴカイ；(d)：コケゴカイ；(e)：ブドウガイ。

体密度の経時変化を図-5に示した。堆積物を攪拌した直後は、コントロール区で底生動物が一時的に消滅した。攪拌後、半年間の間に総個体密度および種類数とも、攪拌前の値にほぼ回復した。

5. 考察

5.1 シルト・粘土分の変化

シルト・粘土分の増加は、初めての調査が実施された

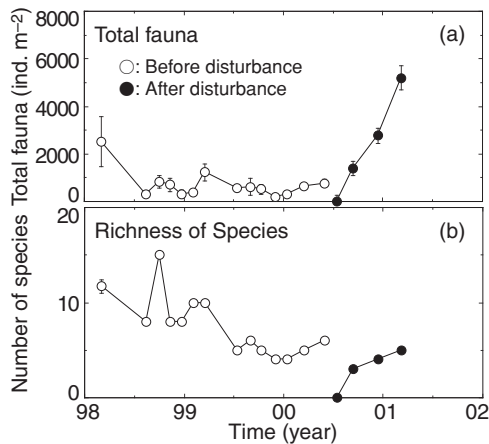


図-5 堆積物の攪拌前 (○) および攪拌後 (●) における底生動物 (マクロベントス) の総個体密度 (a) および種類数 (b) の経時変化。

時点 (実験開始から約1年半経過後) で、すでにすべての実験水槽において起こっていた。その後、約1年半後から約4年経過後まで、すべての実験水槽においてシルト・粘土分の増減は観察されなかった。ここで、図-3 および図-4 に示された底生動物の総個体密度・種類数・優占種のデータからは、シルト・粘土分が増加過程にあったと思われる実験開始から約1年半後までの期間と、その後の期間との間に、明瞭な差異は見受けられない。したがって本研究では、実験開始から約1年半後までに起きたシルト・粘土分が増加が底生動物群集に対しては影響を与えなかったと仮定し、議論をすすめる。

5.2 時間経過に伴う群集構造の成熟化

本研究では、生態系創出後の経過時間と底生動物の総個体密度との間には、関係性がみられなかった。すなわち、水槽2では時間経過に伴う底生動物の総個体密度の増減が全期間にわたって観察されなかった。また、水槽1におけるコアマモ繁茂前の約2年6ヶ月の期間、ならびに水槽3における干出時間の延長前の約3年間の期間においても同様であった (図-3)。群集の構造を把握するためには、総個体密度とともに種類数についても考察することが必要である。図-3の近似直線の傾きから、実験生態系では、毎年1-2種という速度で種類数が増加していた。木村ら (2002) は、東京都大田区地先に造成された干潟において底生動物を1年以上モニタリングし、造成後の時間経過に伴い種類数が増加しているという、本研究と同様の結果を得ている。

種類数が6年経過してもなお平衡状態に達していないという本研究の結果は、底生動物群集が成熟するには6年以上要する場合があることを示している。生態系の年齢と総個体密度との関係性がみられなかったことと比較すると、生態系の年齢と種類数との明瞭な関係性は対照

的な結果であり、興味深い。造成されたsalt marshにおける既往例をみても、種類数が自然のsalt marshと同等に達して安定するまでには時間を要するケースが多い (例えばLewinら, 1996; Scatolini and Zedler, 1996)。これらの結果を踏まえると、例えば造成された干潟において優占生物や多様性を評価する際には、事後モニタリングを十分長い期間実施する必要があると考えられる。

5.3 外力条件の影響

水槽1と水槽2における実験条件の違いは外力のみなので、水槽1におけるコアマモの繁茂は造波による攪乱と関連していると思われる。水槽1と水槽2における実験条件から計算される底面せん断力は、波の作用を受ける水槽1の方が水槽2より100倍以上大きい (桑江ら, 1997)。実際、コアマモをはじめとする大型海藻草類は、ある程度堆積物への攪乱が強い環境を好むという既往の報告と一致している (例えば玉置ら, 1999)。そして、このコアマモの繁茂がヨコエビ類の個体密度の増加を引き起こしている。コアマモの分布条件については、現在のところ研究例が見当たらない。しかし、アマモ (*Zostera marina*) の分布条件に関する研究が参考になるとと思われる。中瀬ら (1999) は、アマモ場周辺の波浪および流速を調査し、シールズ数が0.1から0.4の範囲にアマモが分布していることを報告している。水槽2の堆積物にかかる平均的な底面せん断力から、シールズ数を試算すると0.01以下となった、この値は、中瀬ら (1999) が示したアマモ分布域のシールズ数の範囲外である。したがって、水槽2の外力条件はコアマモにとって不適である可能性が示唆される。

ヨコエビ類は、巣穴を形成して生息する種であり、巣穴が強い攪乱によって破壊されるような場所よりは、巣穴が維持できる攪乱の弱い場所を好むといわれている (Flach, 1992)。コアマモが繁茂した水槽1でヨコエビ類が卓越したのは (図-4)、葉条部の存在により水槽1の底面せん断力が減少し、堆積物の攪乱が弱くなったことも原因であると思われる。

5.4 干出時間の影響

水槽3では、総個体密度および種類数が干出時間の延長後とともに減少し (図-3)、また生物相も変化するなど (図-4)、干出時間延長の影響が明確に現れた。これは、長い干出時間に伴って過酷化する環境条件 (例えば含水率の低下や急激な温度・塩分変化) に耐えうる底生動物が限定されてくることを意味している (Reise, 1985)。例えば、水槽3において干出時間の延長後に減少したイトゴカイとブドウガイは堆積物表層に生息するため、より環境条件の変化の影響を受けたのかもしれない。実際、イトゴカイは富栄養化の進行した常時水没の内湾堆積物中に代表的に生息する種である。一方、干出

時間の延長後になぜコケゴカイが増加したかについては不明であり、さらに検討する必要がある。

5.5 堆積物の攪拌の影響

水槽3において堆積物を攪拌した後、半年間の間に総個体密度および種類数とも攪拌前の値にはほぼ回復した。堆積物の深さ30 cmまで急に攪乱されるイベントは、現場において起こりえるイベントのなかでもかなりインパクトが大きいレベルと思われるが、それでも約半年で回復する能力が発現されたこの結果は、新しい知見である。

生物相の回復に必要な時間を議論する場合には、構成種の生活史上の戦略や特性を考慮する必要がある。本研究のように植民の早い日和見種で構成される生態系では、本研究で得られた半年が生物相の回復に必要な時間の目安となるかもしれない。しかしながら、植民が遅く安定的な環境を好む種で構成される生態系では、イベント後の生物相回復にはさらに長い時間が必要であろう。

6. あとがき

本研究では、干潟実験生態系で得られた底生動物に関するデータを用いて、生態系造成後の底生動物群集の時間経過に伴う変化および環境変化に対する応答について検討した。以下に得られた結果の要点を示す。

- (1) 個体密度については、時間経過に伴う一定の増減がみられない。一方、種類数については時間経過に伴い増加する。したがって、造成干潟において底生動物群集が安定・成熟するには、長期間（6年以上）要する必要がある。この時間スケールを考慮してモニタリング計画を策定すべきである。
- (2) 外力条件によってコアマモの定着が決定され、それによって底生動物の個体密度に違いが現れる。
- (3) 干出時間が長くなると、底生動物の個体密度や種類数が減少し、生物相も変化する。
- (4) 堆積物が攪拌されると、底生動物の個体密度および種類数は初めのうち激減するが、約半年で回復する。

謝辞：干潟実験施設のメンテナンスや生物採取などにご協力いただいた歴代沿岸生態研究室（旧海水浄化研究室）諸氏に深く感謝いたします。なお、本研究の一部は、旧環境庁国立機関公害防止等試験研究費の助成により実施された。

参考文献

青山裕見・甲斐正信・鈴木輝明（2000）：伊勢湾小鈴谷干潟の水質浄化機能，水産海洋研究，64巻，pp. 1-9。
上野成三・高橋正昭・原条誠也・高山百合子・国分秀樹（2001）：浚渫土を利用した資源循環型人工干潟の造成実験，海岸工学論文集，48巻，pp. 1306-1310。

姜闡求・高橋重雄・奥平敦彦・黒田豊和（2001）：自然および人工干潟における地盤の安定性に関する現地調査，海岸工学論文集，48巻，pp. 1311-1315。
木村賢史・市村康・西村修・木幡邦男・稲森悠平・須藤隆一（2002）：人工干潟における水質浄化機能に関する解析，海岸工学論文集，49巻，pp. XXXX-XXXX。
桑江朝比呂・細川恭史・古川恵太・三好英一・木部英治・江口菜穂子（1997）：干潟実験施設における底生生物群集の動態，港湾技術研究所報告，36巻，3号，pp. 3-35。
桑江朝比呂・細川恭史・小笹博昭（2000a）：メソコスム実験による人工干潟の生物生息機能の評価，海岸工学論文集，47巻，pp. 1101-1105。
桑江朝比呂・細川恭史・木部英治・中村由行（2000b）：メソコスム実験による人工干潟の水質浄化機能の評価，海岸工学論文集，47巻，pp. 1096-1100。
児玉真史・松永信博・水田健太郎（2000）：干潟底泥-海水間の栄養塩フラックスに関する現地観測，海岸工学論文集，47巻，pp. 1126-1130。
西條八東・坂本充（1993）：メソコスム湖沼生態系の解析，名古屋大学出版会，346 p。
島多義彦（2002）：汽水域におけるヨシ原復元による水質浄化，用水と廃水，44巻，pp. 124-133。
玉置仁・西嶋渉・新井章吾・寺脇利信・岡田光正（1999）：アマモ生育に及ぼす葉上堆積浮泥の影響，水環境学会誌，22巻，pp. 663-667。
中瀬浩太・島谷学・関本恒浩（1999）：船舶航跡波影響下のアマモ分布条件，海岸工学論文集，46巻，pp. 1196-1200。
西村大司・岡島正彦・加藤英紀・風間崇宏（2002）：浚渫土を用いた干潟造成による環境改善効果について，海洋開発論文集，27巻，pp. XXX-XXX。
矢持進・岡本庄市・小田一紀（1997）：砂浜や泥浜に優占する底生生物の底質浄化能力，海岸工学論文集，44巻，pp. 1176-1180。
Flach, E. C. (1992) : Disturbance of benthic infauna by sediment reworking activities of the lugworm *Arenicola marina*, Netherlands Journal of Sea Research, Vol. 30, pp. 81-89。
Kohata, K., T. Hiwatari and T. Hagiwara (2001) : Natural water-purification system observed in a shallow coastal lagoon Matsukawa-ura, Japan, Proc. EMECS 2001, pp. 34。
Lewin, L. A., D. Talley and G. Thayer (1996) : Succession of macrobenthos in a created salt marsh, Marine Ecology Progress Series, Vol. 141, pp. 67-82。
Montani, S. and P. Magni (2001) : Distribution of organic matter in a tidal estuary of the Seto Inland Sea, Japan, and its relationship with the macrozoobenthic communities, Proc. EMECS 2001, pp. 166。
Odum, E. P. (1969) : The strategy of ecosystem development, Science, Vol. 164, pp. 262-270。
Reise, K. (1985) : Tidal Flat Ecology: an Experimental Approach to Species Interactions, Springer-Verlag, Berlin, 191 p。
Scatolini, S. R. and J. B. Zedler (1996) : Epibenthic invertebrates of natural and constructed marshes of San Diego Bay, Wetlands, Vol. 16, pp. 24-37。