

水工学シリーズ 05-B-7

干潟の役割と物質循環

独立行政法人港湾空港技術研究所 海洋・水工部 沿岸環境領域長

中村 由行

土木学会

水工学委員会・海岸工学委員会

2005 年 8 月

干潟の役割と物質循環

The role of tidal flats in material cycling and water purification

中 村 由 行

Yoshiyuki NAKAMURA

1. はじめに

干潟は、陸域からの栄養塩の供給があり、十分な光が注ぐ生物生産に好適な場所である。注意深く観察すると、干潟の中でも微妙な環境条件の差を利用して、多様な生物が生息していることに気づかされる。干潟の底生生物は、飛来する鳥の餌となったり、人々の潮干狩りの対象となったりする。また、干潟の風景は人々の精神的な安らぎの場としても機能してきた。しかしながら、干潟は沿岸開発の圧力が強い場でもあり、徐々に埋め立てられ、次第に姿が失われつつある事は周知の通りである。近年になって、ようやく干潟の持つ環境機能に対しても、相応の注意が払われるようになった。

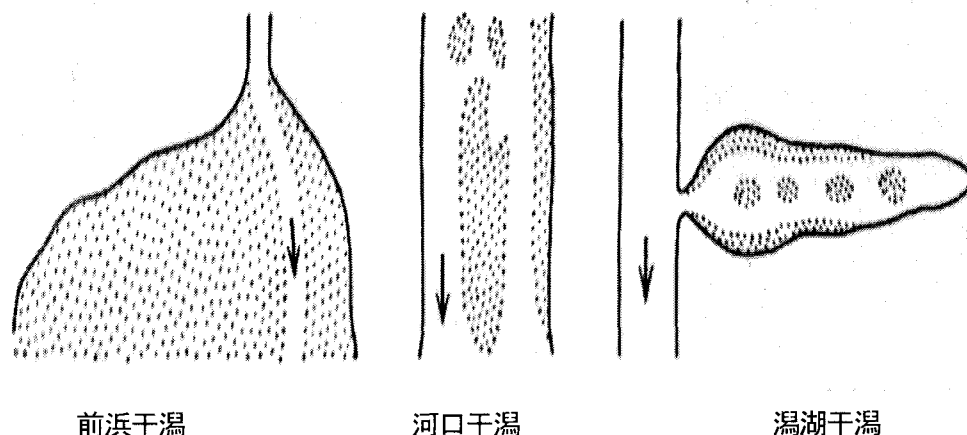
干潟の持つさまざまな機能の中でも、浄化機能は良く話題に上るところである。赤潮の被害や貧酸素水塊の発生など、海域の富栄養化の進行に伴って生じているさまざまな水質悪化現象と、干潟が失われてきたことが結びつけて論じられることもある。干潟が持っていたはずの浄化能力が、干潟が失われたことで損なわれたのではないかと、という指摘がなされている^{1, 2)}。さらに最近では、干潟などの浅海域の自然浄化機能をより積極的に活用し、沿岸海域の富栄養化の問題を解決する手段としても、干潟の再生や修復事業が行われようとしている。

自然の浄化力は、自然界の生態系自体が有する物質循環機能に依存し、生態系を構成する生物の相互作用で決まるものである。従って、干潟の持つ水質浄化作用を理解するためには、生態系の特徴を十分に把握し、生物の役割を物質の循環量の形で定量化する必要がある。そのため、自然干潟において様々な観測や実験が行われ、干潟の物質循環機構や浄化機能の実態に関する成果が得られている³⁻⁶⁾。また、最近ではいくつかの機関で室内規模の干潟実験施設が作られ、制御された系での実験生態学的な研究が行われており、生態系の遷移や環境インパクトに対する生態系の応答などについて、貴重な成果が積み重ねられつつある⁷⁻⁹⁾。さらに、現地施工された人工干潟での複数のモニタリング観測例も報告されはじめており、干潟の環境修復に関する技術的な課題についても整理されようとしている^{10, 11)}。ここでは紙数が限られているので、著者が直接関与した現地自然干潟における観測成果に絞って、浄化の仕組みに関する現在までの知見をまとめる。本稿では、まず干潟の生態系と浄化の特徴を述べ、次いで、東京湾に残された自然干潟での観測・実験及びそれらの解析結果を主体とした、物質循環と浄化作用に関する成果を紹介してみたい。

2. 干潟の定義と分類

干潟の定義は、実はやや曖昧である。「潮汐の作用によって露出と水没のサイクルを繰り返す平坦な砂泥質の場」¹⁰⁾であるというのが、ほぼ共通した認識であろう。砂浜との違いもあまり明確ではないし、潮間帯のみならず、やや沖合帯との関連も物質循環の観点からは重要である。潮汐の作用によって露出と水没のサイクルを繰り返す地帯を潮間帯と呼んでいる。ここでは、便宜的に岸沖方向に広い潮間帯が存在する場を考え、その地先の潮下帯と呼ばれる部分も含めて、一体の干潟として取り扱うことにしたい。

干潟の物質循環の成り立ちや生態系の特徴を考える上で、地形的な特質や底質によって干潟を分類することは重要である。地形的な特徴からは、前浜干潟、河口干潟、潟湖干潟に分類される¹²⁾ (図-1参照)。これ



図－1. 干潟の地形学的分類¹²⁾

らは作用する物理外力の違いを反映したものになっている。すなわち、前浜干潟は内湾の海岸線前面に発達し、波の作用を常時受け、一般に作用外力が大きい。河口干潟は河川河口部に発達し、河川流や遡上する波の作用を受ける。前浜よりも外力は小さめである。さらに、潟湖干潟は汽水性の湖沼や旧河道の一部が閉塞されてできた潟湖（ラグーン）の岸沿いに発達し、穏やかな外力しか働かない。底質の条件からは、砂の成分が多めの砂質干潟や、泥質干潟に分類される。このような粒度は生物の顔ぶれを変える重要な要素でもある。

全国各地の干潟は、以上のような地形学的条件と底質条件の組み合わせによって分類される。前浜砂質干潟には、東京湾三番瀬^{3, 13)}・盤洲干潟¹⁴⁻¹⁸⁾、三河湾一色干潟^{4, 19)}、博多湾和白干潟^{20, 21)}など多くの干潟があり、多くがアサリなどの産地となることでも重要である。前浜泥質干潟には、有明海の多くの干潟^{2, 22)}や韓国西岸部の干潟が該当し、大きな潮位差がこのような干潟の形成・維持に関与している。河口砂質干潟には藤前干潟²³⁾、和歌川河口干潟²⁴⁾、香川県春日川・新川河口干潟^{5, 25-26)}などがある。また、宮城県七北田川河口には、泥質から砂質に遷移する干潟がある事が報告されている²⁷⁾。同じ七北田川河口部には蒲生干潟²⁸⁾があり、東京湾谷津干潟^{29, 30)}とともに潟湖干潟の典型的な例である。沖縄県泡瀬干潟は珊瑚や貝殻片を主体とし、礫を含む底質の前浜干潟であり、本州の干潟とは性格を異にしている。

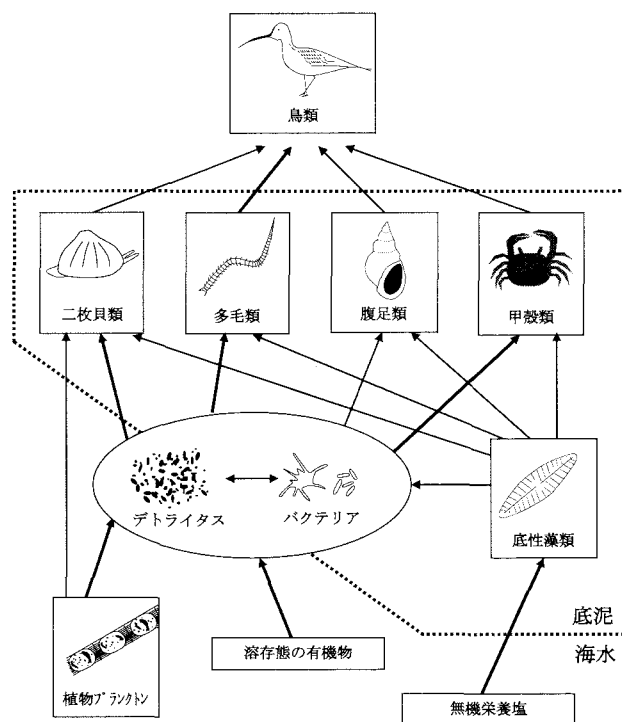
以上のような分類は、有機物の干潟への供給など、物質のフローの違いを考慮する上でも重要である。全国の干潟を物理的な観点から比較したものに姜³¹⁾の研究があり、また生態系評価の観点から生物量や微生物分解活性などの指標に基づいて全国13カ所の干潟を比較検討した研究に、国立環境研の研究例³²⁾がある。このような「比較干潟学」的な研究は今後多く進められるべきであろう。

2. 干潟生態系の特徴

干潟に定住する生物総体を底生生物（ベントス）と呼ぶ。中でも、1mm目あいのふるいに残る比較的大きなものをマクロベントスと呼ぶ。干潟の泥を採ると、アサリなどの二枚貝、ゴカイなどの多毛類、ウミユナなどの腹足類、カニなどの甲殻類が見られる。これらがマクロベントスである。また、沖合からは魚が、空から水鳥が来訪する。ベントスの中でも最も目立つものは二枚貝と多毛類で、盤洲干潟では、アサリが湿重量の大部分を占める事が多い。水質浄化や水鳥飛来のためのキーとなる生物は、アサリやゴカイなどのマクロベントス、もしくはそれ以下の小生物である。

干潟での有機物（餌）の繋がり方は、図－2の様に理解される¹¹⁾。底泥表面の付着藻（生産者）は栄養塩を取り込み有機物を生産する。有機物は、生産物そのままもしくは各種生物の分解途上物（デトリタス）の形で存在する。こうした有機物は二枚貝などの小動物（消費者）に利用され、さらに魚や水鳥に摂取される。有機物が海水中を漂うと水質上の負荷となるが、動物に取り込まれると運動エネルギーとして消費され身体の

一部に同化される。また、鳥・魚に摂取されたり人に漁獲されると、沖合や陸上に運ばれることになる。バクテリア（分解者）は有機物を分解する。生産・消費・分解という繋がりの中で栄養塩の貯留や浄化が発現される。アサリやゴカイの生息も、干潟の物質循環に支えられている。



図－２ 干潟における食物網の模式図¹⁾

生き物の顔ぶれ以外に、干潟がほかの生態系と異なる特徴はどういう点にあるのだろうか。ここでは、それらを以下の二点にまとめてみた。

まず、開放性の生態系（フロー型生態系とも呼ばれる）であることが挙げられる。地理的に、干潟は沖合から、あるいは河川から流入負荷を引き受けている。水の流れによって懸濁物や溶存物質の交換があるだけでなく、鳥や魚など、生態系を構成する生き物自体が、隣接したあるいは遠隔地の生態系を移動し、物質の循環にも影響を与えている。開放性は一般に前浜干潟で大きく、潟湖干潟で小さいと考えられる。例えば砂質前浜干潟では、消費者である懸濁物食者（二枚貝など）が、生産者である付着藻類の現存量を上回って存在することがある。潮干狩りの盛んな砂質前浜干潟は、その典型的な例である。この現象は、閉じた系では、少なくとも定常状態ではあり得ないことである。それが可能になるのは、例えば干潟沖合の一次生産が懸濁物食者を支えている条件の時であろう。その場合には、見方を変えれば干潟構成生物が沖合の水域まで水質を浄化していることになる。

二番目の特徴として、攪乱が大きい生態系であることが挙げられよう。干潟は、温度・塩分・濁質・水深・乾燥など、潮汐の影響で環境条件の日変化・季節変化が大きい。特に干出と水没を繰り返す潮間帯ではそうである。さらに、定期的に、出水や台風などの大規模攪乱を受ける。これらの攪乱の影響を受け、塩性湿原等を除き、生態系が極相まで達しにくい。絶えず、成熟過程と攪乱の中間的な生態遷移の段階にとどまりがちである。また、生態系を構成する生物も、復元力の強い生物（r戦略者）が中心となりやすい。

表－１は、三河湾一色干潟における生物の構成調査例¹⁹⁾である。我が国の多くの砂質前浜干潟に典型的な、アサリを中心とした二枚貝の生物量が多い。1993年５月と翌1994年６月では生物の構成や量に大きな違いは見られないが、1994年10月にはマクロベントス（特に二枚貝）の現存量が激減している。これは青潮（三河湾で

は苦潮と呼ばれている)の襲来による被害の結果である。二枚貝の減少と反対に、死貝を餌とする腐食者が増加し、細菌の現存量も増加している。ろ過食者としては同じ二枚貝でも世代交代の早いホトトギス貝が優占したようである。アサリは春から夏季に産卵し、新規加入があるが成長には数年かかるため、このような被害からの回復が遅くなる。付着藻類については、10月の時点で回復途上にあると報告されている。

このような干潟生態系への貧酸素水塊や青潮襲来による環境インパクトは、東京湾でも広く知られている。図-3は、2003年9月に、東京湾北部の三枚洲と同南部の富津干潟で同時期に調査したアサリの殻長別ヒストグラムを比較したものである。東京湾奥部には青潮が毎年のように発生しているが、特に2001年夏季には大規模な青潮が発生し、北部の三番瀬や三枚洲海域には相当な被害が発生した。三枚洲のヒストグラムを見ると、殻長の分布はほぼ一山型であり、28cm以上のものがほとんど見られなかった。一方、青潮被害がない富津干潟においては、分布は二山形であって、40cmを超える殻長のものが存在した。北部海域では2001年でほとんどの成貝が死滅し、その後の加入によって資源が回復しているが、2年経過後もまだ通常の分布にまでは至っていない事を示している。

表-1 一色干潟の平均生物現存量 (gN/m²)¹⁹⁾

生物項目	1993. 5. 21	1994. 6. 23	1994. 10. 4
細菌	—	0.021	0.139
付着藻類	—	3.386	1.767
メイオベントス	—	0.013	0.004
マクロベントス	6.353	6.465	2.871
内訳			
ろ過食者	5.989	5.080	2.091
(アサリ)	(5.106)	(2.997)	(0.000)
表層堆積物食者	0.065	0.628	0.262
下層堆積物食者	0.047	0.304	0.029
肉食者、腐食者	0.253	0.455	0.490
合計	—	9.885	4.781

注：現存量は各生物の窒素(N)の含有量で表示

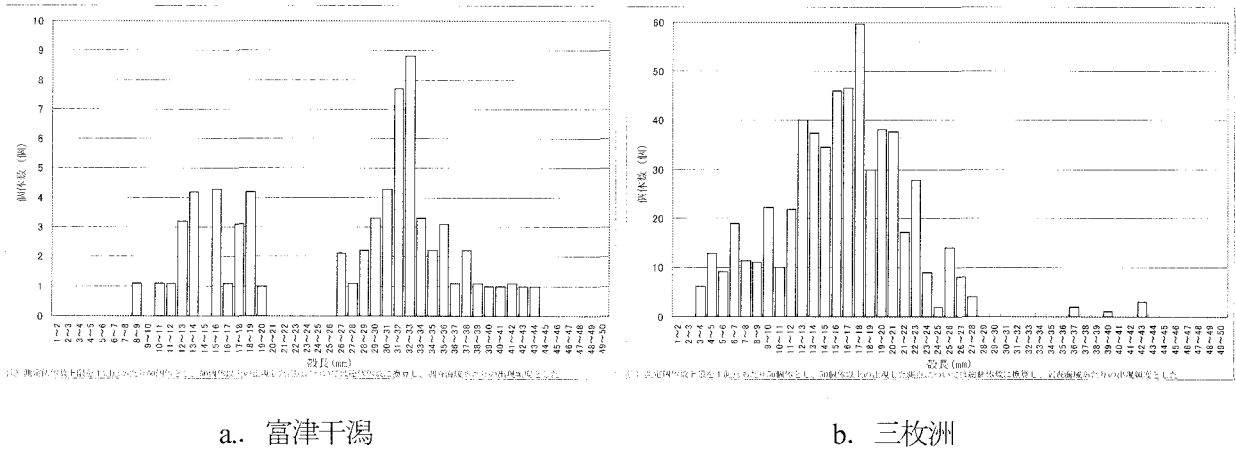


図-3. 同時期に採取した東京湾南部(富津干潟)および北部(三枚洲)干潟で採取したアサリの殻長別ヒストグラムの違い(2003年9月)(著者らによる未発表資料)

3. 干潟における浄化とは何か

干潟では、海水を浄化する機能があるとされている。しばしば、下水処理場の処理能力と比較されることもある。では、いったい浄化とはどのようなプロセスを指しているのか、下水処理場のプロセスと何が同じで、何が異なるのだろうか。下水道における水処理は、固形物を沈殿させて除去する一次処理、活性汚泥槽における有機物分解を中心とする二次処理が基本である。活性汚泥槽では、原生動物などが分解の主役を担っている。二次処理を終えた水はCODの大部分が除去されるが、その際に有機態の窒素・リン分解され、無機栄養塩に変換される。つまり、ここまでの工程では窒素やリンをほとんど除去できない。そのため、二次処理水が放流され海域に流入すると、無機の窒素・リンが植物プランクトンに摂取され、有機物が新たに生産されることになる。これがいわゆるCODの内部生産である。この事に留意し、近年では、処理場のなかでさらに窒素・リンを除去する工程が組み込まれつつある。これを三次（高度）処理とよぶ。例えば窒素については、硝化（アンモニアを硝酸に酸化する過程）と脱窒（硝酸又は亜硝酸を還元して窒素ガスに変換する過程）を組合せ、最終的に分子状の窒素ガスとして系外に除去する工程が実用化されている。図-4に、以上の除去プロセスの流れを示した³³⁾。

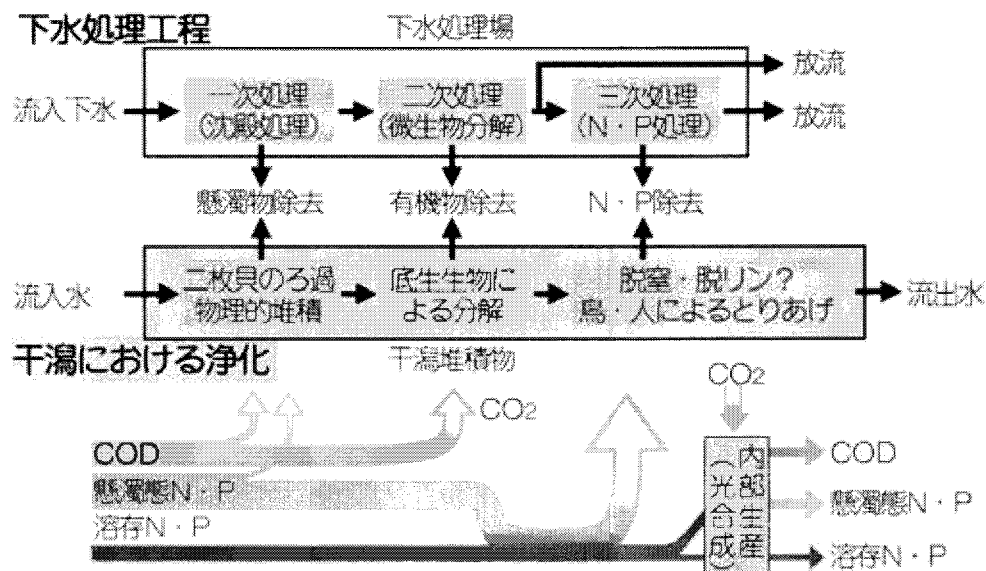


図-4 下水処理場及び干潟における浄化プロセスの比較³³⁾

干潟や周辺の海域においても、基本的には下水処理場と同じような物理・生物化学的プロセスが進行している。懸濁態の物質の物理的な沈降・堆積は、一次処理に相当する。さらに、干潟生物によって有機物分解が進行し、二次処理が行われる。なかでも、アサリなどの二枚貝が中心となる懸濁物食者の寄与が大きい。懸濁物食者は、海水を濾過しながら懸濁物を水中から除去する。大きめのアサリでは、一個体あたり一時間に1リットルもの海水を濾過できる。懸濁物食者は、有機物を取り込み、分解して栄養塩類を排泄する。そのため、アサリの多い干潟は、周辺海域に比べて懸濁物（COD）が少なく、栄養塩類が多くなる傾向にある。さらに、干潟上では三次（高度）処理に相当するプロセスも進行する。なかでも窒素除去に関しては、下水処理場における高度処理と同じく、脱窒が重要である。さらには、鳥による捕食や有用魚介類の漁獲による除去も、窒素・リンが水域から取り去られる意味では高度処理と同等の効果がある。

以上、プロセスとしてみた下水処理場と干潟の浄化機構の類似点を図-4に整理した。下水処理場においても、干潟においても、処理においては生物が担う反応過程が主体であり、個々の反応過程も、よく似ている。このような類似を考えると、下水処理場での衛生工学的知見が干潟で生じている現象の理解に大いに活かされ

ていいように思われるが、現実にはそう簡単ではない。干潟の物質変換過程には、下水道運転条件と比較して、環境条件の性質に重要な違いがあるからである。

両者の間には、温度条件をはじめとして、環境条件の定常性に大きな違いがある。下水処理場では、運転（環境）条件をできるだけそろえる努力がなされており、水温・pH・溶存酸素濃度などが厳しく管理されている。その結果、安定した処理性能を維持することができる。それでもなお、負荷の質的・量的変動が処理能力に変動を与えることがある。一方、干潟における生物反応は自然環境のなかで営まれており、当然のことながら環境条件の変動が大きい。よく調べてみると、干潟は一般の海域のなかでも最も環境条件の変動が大きい場所であることに気づかされる。例えば、潮汐による干出と水没を繰り返すことで、乾燥と水没条件に繰り返しさらされる。同時に、水温・塩分などの変動も大きくなる。これらの変動は、当然生物の顔ぶれや、同じ生物種についても活性に重大な影響を与えるものである。したがって、干潟の浄化を調べるためには、干潟の環境条件が変動する性質であることに留意し、そのことと生物の種類や活性の関連性を調べる必要があることが理解されるであろう。

下水道の処理性能の評価・設計が、処理施設における微生物反応の理解を基礎としながら、化学工学的・微生物反応工学的な解析によって、明らかにされてきた。干潟の浄化機能の評価・環境修復手法の検討についても、干潟生態系の理解を基礎としながら、工学的手法によって進められるべきである。このような学問は、最近、生態工学と呼ばれる。

4. 自然浄化機構に関する干潟での現地観測・実験例

浄化力の推定には、生物量から一定の生産率を仮定して有機物量の浄化量を推定する方法³⁴⁻³⁶⁾や、特に浄化力の顕著な二枚貝の濾水力に基づく懸濁物除去力を主体とした評価法¹⁹⁾などがある。しかしながら、上述したように干潟生物の顔ぶれや活性は、同じ干潟のなかでも場所的・時間的局所性が強い。従って、浄化力もかなり場所や季節変動が大きいはずである。ところが、現状の干潟浄化力の推定は、ある特定の時間帯でのいわば瞬間的な値や、あるいは干潟上の局所的な数値を根拠としており、普遍性が疑わしい。すなわち、生物量から原单位的な方法で浄化力を推定する手法にしる、フラックスの計測に根拠を置く手法にせよ、干潟のある定点（一点）における浄化力を干潟面積倍する、大胆な方法が主体である。これでは、面的な差異、時間的（日変動・季節変動）の差異を到底考慮できていないことになる。

時間的変動と場所的な生物の質的・量的な差異を現地干潟で同時に調べることは、実は大変な困難を伴う。我々は、これらの困難な問題に答えるべく、可能な限り実証的に研究を行ってきた。まだまだ不十分な点は多いが、以下、我々が実施してきた調査及び解析成果の一部を整理して示してみたい。

4-1. 干潟潮間帯内の生物分布調査と二枚貝成長モデル

二枚貝は、水中の懸濁物を大量にろ過しながら餌を得ているため、「ろ過食者」と分類される。ろ過の速度は、水温、二枚貝自身の重量（あるいは年齢）、餌濃度などに依存すると考えられる。一例として、アサリのろ過速度の実験結果を図-5に示す³⁷⁾。大ぶりのアサリでは、1個体当たり一時間に約1リットルもの海水をろ過する結果が得られている。このように、二枚貝は水中の懸濁物を大量にろ過する能力があるため、濁りや有機物（COD）の除去など、浄化の寄与は大変大きいと考えられる。ただし、その能力は水温など環境条件に作用され、また干潟全体の浄化量は当然ながら資源量に依存する。そのため、浄化量を精度良く推定するためには、ろ過速度や成長速度、さらに資源量の季節変動を精度良く推定する事が必要となる。

以上のことから、東京湾盤洲干潟において、アサリやシオフキ等の二枚貝の資源量や成長速度に関する現地調査を行い、基礎的なデータを得た。さらに、一個体の成長を記述できる、個体群成長モデルを構築し、観測データと比較してみた³⁸⁻³⁹⁾。

東京湾盤洲干潟は、潮干狩りの場が複数点在し、アサリやシオフキを中心とした懸濁物食者が多いといわれ

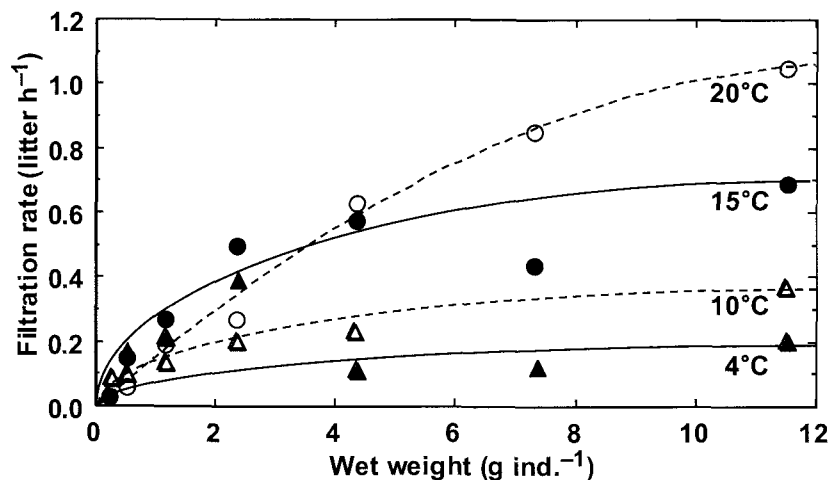


図-5 盤洲干潟におけるアサリのろ過速度³⁷⁾

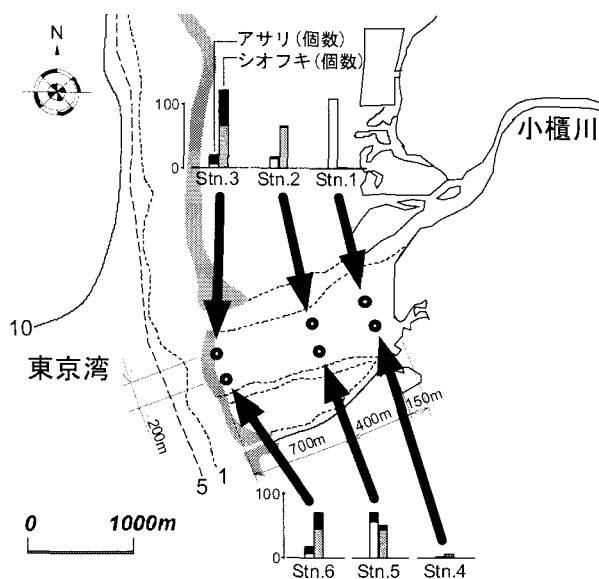


図-6 盤洲干潟での二枚貝調査地点と、2000年夏期におけるアサリ・シオフキの0.25m²あたり平均個体数。黒い部分は殻長2cm以上の成貝の個数を示す³⁹⁾。

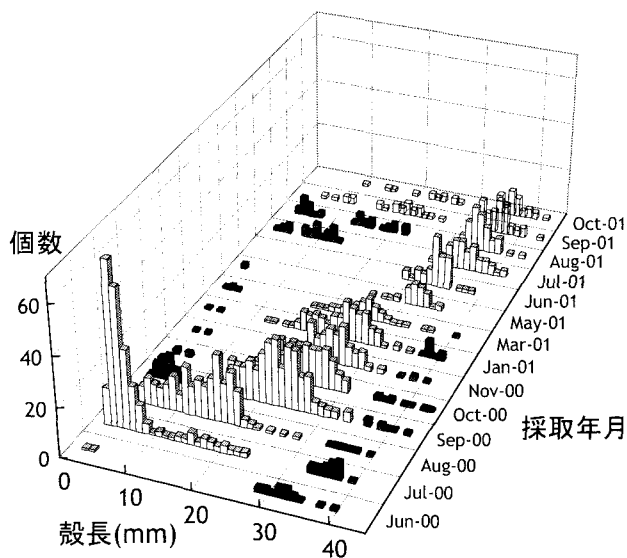


図-7 干潟潮間帯の沖合側に生息するシオフキ同時発生群の殻長の変化³⁹⁾

ている。しかしながら、干潟を岸よりの地点から沖に向けて歩くと、はじめはウミナナやチゴガニ・ヤマトオサガニなどの堆積物食者で占められることに気付く。アサリの成貝はもっぱら沖合に近い部分と潮下帯(干潟潮間帯の地先で、常に水没している部分)に多い。われわれは、もう少し詳しく、稚貝を含めた干潟上の二枚貝の分布と環境条件を調べてみた³⁸⁾。

まず、干潟上を優占しているアサリとシオフキ貝の分布を図-6に示す。これは2000年6月から11月まで、一ヶ月おきに採取した値の平均値である。成体(殻長2cm以上)の個体数は、アサリ・シオフキともに沖側ほど多く分布していたが、稚貝は必ずしもそうでなく、特にアサリの稚貝の個体数は、意外にも岸側の測点で最大であった。総個体数の分布は、Stn. 4を除き、アサリの場合には岸側の方が増加し、シオフキでは沖側の

方が多く、分布に差が見られた。Stn. 4は調査域の中では底泥細粒分の含有量が突出して多く、このことが二枚貝の生息数が少ない原因であると考えられる。

二枚貝の活性は成長速度によって評価できよう。二枚貝の成長量を表す指標として、ヒストグラム（二枚貝の殻長の個数分布）の時間的な変化から殻長が伸びる速度を求め、これを貝の成長速度と定義して用いることにする。一例として、分布の性格が良く一致している沖側Stn. 3とStn. 6におけるシオフキのデータを合計し、2000年6月から2001年10月まで殻長の変化の様子を示したのが、図-7である。このように、二枚貝は夏期に急速に成長するのに対して、冬季にはほとんど成長せず、成長速度は明瞭な季節変化を示している。

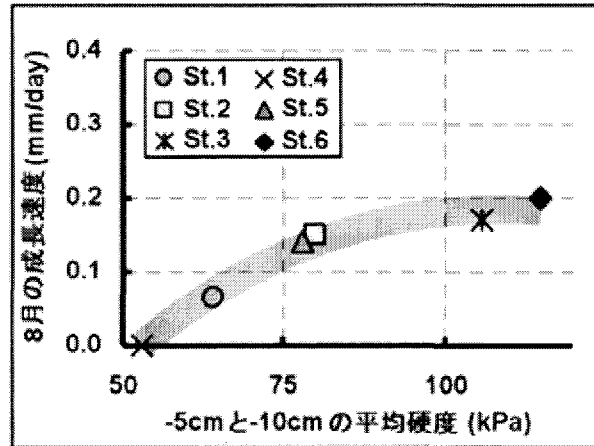
二枚貝の生息に影響を与える環境条件としては、餌となる有機懸濁物の供給量や捕食者の量などの条件のほか、底質・塩分・水深（標高、潮汐サイクル）・水温・光条件などが考えられる。さまざまな環境条件のうち、アサリの成長速度と最も良い相関がえられたのが底質の硬度（コーン貫入試験による抵抗値）であった。その結果の一例が図-8である。これらのことから、干潟に生息する二枚貝に対して、地盤硬度が成長速度を規定する重要な因子となっていることが示唆された。従来から、干潟の粒径、地盤の高さなど、底質が底生生物の生息条件を規定する重要な因子であるといわれてきた。地盤硬度は、粒径・シルト粘土含有量（有機物量に大まかに比例）などの底質材料に依存するとともに、波による繰り返し荷重量など、物理的な攪乱の影響によっても変化する量であり、いわば複合的な環境尺度であると考えられる。他の干潟の調査を行っていないので、図に示した関係が普遍的な関係であるかどうかは不明であるが、地盤環境と底生生物の関係を調べる上で、重要な情報を与えているものと考えられる。

アサリやシオフキ等の二枚貝について、基礎的な資料が得られたので、それらの一団体の成長を記述できる、個体群成長モデルを構築し、水中懸濁物の除去量の推定を行ってみた³⁹⁾。モデルの骨格はSolidoroら⁴⁰⁾によって提案され、ベネチアラグーンでのアサリの成長予測に適用されたものを用いた。ただし、そのモデルは常時冠水している潮下帯用のモデルである。潮間帯では、冠水している時間帯だけ二枚貝の成長を促す過による捕食作用があるため、一日あたりの冠水時間割合 τ で成長が制限されるという形に拡張した。アサリの成長を殻長 L の増加速度で表現すると、以下のように表される。

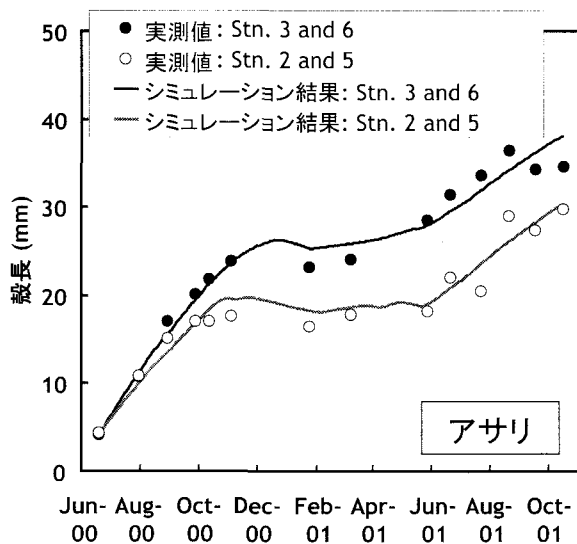
$$\frac{dL}{dt} = \tau \left[\min\left(1, \frac{F}{F_*}\right) G_{Lmax} f_{gT}(T) f_{gF}(F) - r_{Lmax} f_{rT}(T) L \right]$$

ここで、右辺の $\{ \}$ の中の第一項は二枚貝の成長項であり、第二項は自己代謝による減衰項である。式中には明示されていないが、成長速度は、ろ過による餌の摂取速度、すなわち懸濁有機物（ここではクロロフィルa、式中の F ）の捕食速度に依存し、ろ過速度は水温及びクロロフィルa濃度に依存した形を取っている。それらの依存項が関数 f_{gT} 、および f_{gF} である。 G_{Lmax} は最大成長速度である。 F_* は限界餌濃度であり、餌濃度がそれ以下であればろ過速度は最大ろ過速度に一致し、それ以上であれば捕食速度（餌濃度×ろ過速度）が一定になるようにろ過量が減少するモデルである。さらに、自己代謝による減衰速度は水温に依存した定式化を行っている。

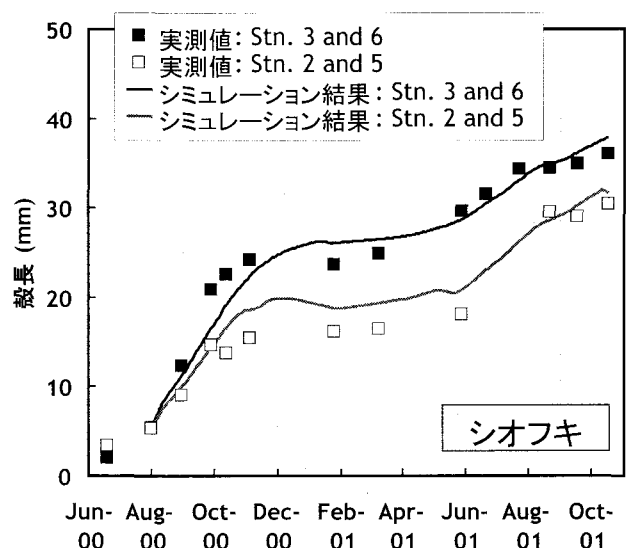
モデルを盤洲干潟におけるアサリ及びシオフキに適用し、それらの成長に関する計算を行った。計算に必要なパラメータは可能な限り現地データを用いた。水温およびクロロフィルa濃度については、千葉県水産研究センター富津研究所⁴¹⁾による東京湾海況情報のうち、盤洲沖合実測値を時間的に直線内挿して用いた。クロロフィルaについては、佐々木¹⁴⁾によるクロロフィル分布観測や著者らの観測結果（後述する図-13を参照）を基に、潮間帯で一定の減少割合を仮定して計算した。すなわち、潮間帯沖側（Stn. 3、Stn. 6）では上述の沖合実測値の0.5倍、さらに中間地点（Stn. 2、Stn. 5）については0.15倍と仮定した。



図ー8 夏季におけるアサリ群集の成長速度と地盤硬度の関係³⁸⁾ (地盤硬度は、2000年6～11月の値の平均)



図ー9 成長モデルによるアサリの殻長変化
計算結果と実測値の比較³⁹⁾



図ー10 成長モデルによるシオフキの殻長変化
計算結果と実測値の比較³⁹⁾

モデル計算結果の一例を図ー9(アサリ)および図ー10(シオフキ)に示す。モデルは、二枚貝が6月から10月にかけて成長し、冬季には成長が止まるという基本的な季節変動特性をよく表現し、さらに、同じ干潟潮間帯でも沖合側の方が成長が速いという地点間の差もよく説明している。

このモデルを利用して、水中の懸濁有機物がどのくらい干潟に生息する二枚貝によって除去されるかを調べることができる。シオフキについて、クロロフィルa除去量を求めたのが図ー11である。水温とクロロフィルa濃度の季節変化が図ー11Dであり、これらを入力値として、まず、同時発生したグループ群に一個体あたりのろ水量が求められる(11C)。さらに、貝の個体数密度観測値(11B)を乗ずれば、単位面積あたり、シオフキによるクロロフィルa除去量が計算される(11A)。除去量は明瞭な季節変化を示し、冬季には夏季最大値の一割以下に低下する。ろ過速度は、餌が豊富な夏季よりも、むしろ水温が低下しクロロフィル濃度が低下し始める秋の初めに、摂取量を維持するために最大値を取るなど、興味深い結果が得られた。さらに、クロロフィルa除去量の変動は、水温やクロロフィル濃度の変動には必ずしも一致せず、従来行われてきた単純な原単位に基づく方法では限界があることが見いだされた。

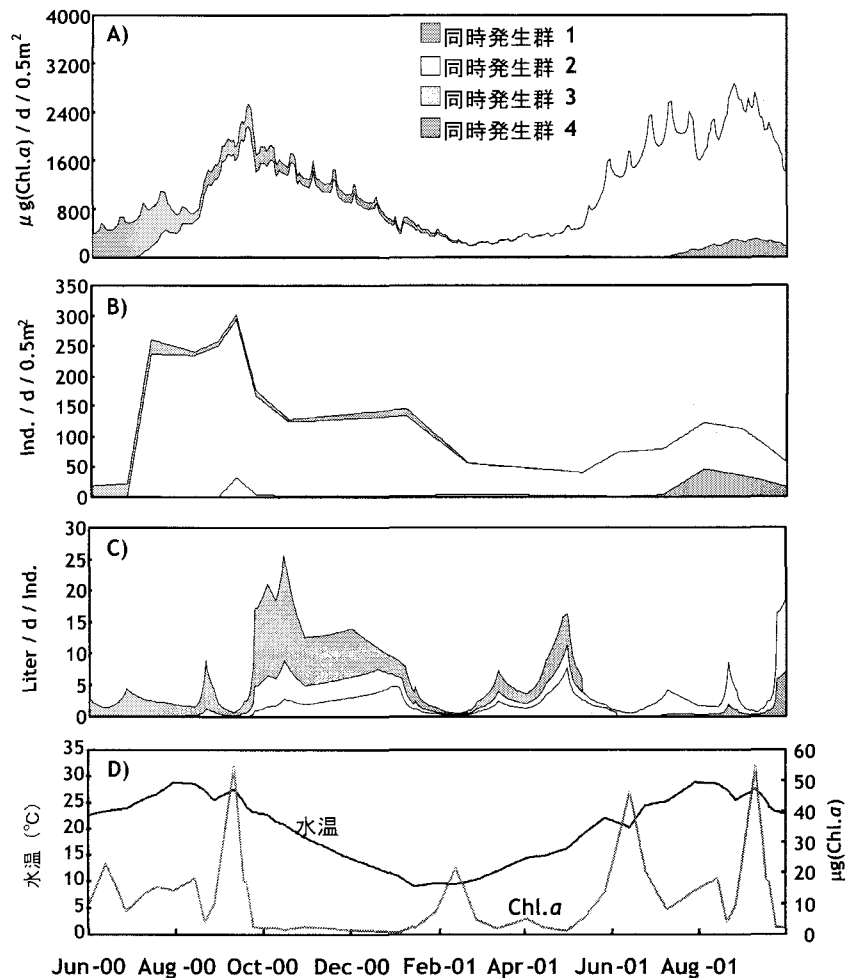


図-11 盤洲干潟潮間帯沖合側におけるシオフキによるクロロフィルa除去量のモデル解析³⁹⁾

- A) 同時発生個体群ごとの植物プランクトン除去量の季節変化
- B) 同時発生群に分けた個体数の季節変化
- C) 一個体あたりのろ水量季節変化
- D) 水温とクロロフィルaの季節変化(盤洲沖合)

4-2. 干潟上の水質と栄養塩収支

干潟上で生じる生物化学的過程は、干潟を覆う海水や干潟間隙水の水質に変化を与える。従って、これらの水質の変動を調べることは、物質循環に関わる生物化学的過程を理解する上で非常に役に立つものである。例えば、もし干潟が窒素やリンを除去しているとすれば、干潟直上水の水質の変化を調べればその証拠が見つかるはずであるし、注意深く測定をすれば、除去される量を定量的に調べることができるであろう。さらに、その機構も理解できる可能性がある。ここでは、干潟や周辺の水質に着目した観測例と、干潟堆積物に着目した実験例の概略を述べ、物質循環や浄化機構に関して考察する。

(1) 海水の水質変化から浄化を調べる

まず、干潟上に冠水した水の水質変化から、物質の変換や浄化過程を調べた例を紹介しよう⁴²⁻⁴⁴⁾。われわれは、盤洲干潟上の岸沖方向に3つの定点を設け、自動採水器と流速計・濁度計を設置した(図-12)。同時に、干潟潮間帯の浄化作用がどの程度沖合に波及するのかを調べる目的で、沖合にも測点を設けて船上から水質を計測した。潮間帯上の定点では、夏期における大潮時に、上げ潮から下げ潮時にかけて一時間おきに自動採水し、栄養塩分析をおこなった。同時に、流速計・濁度計により、流れと濁度の変化をモニタリングした。また、底泥コアを現地で培養し、水・堆積物間の栄養塩フラックスを測定した。

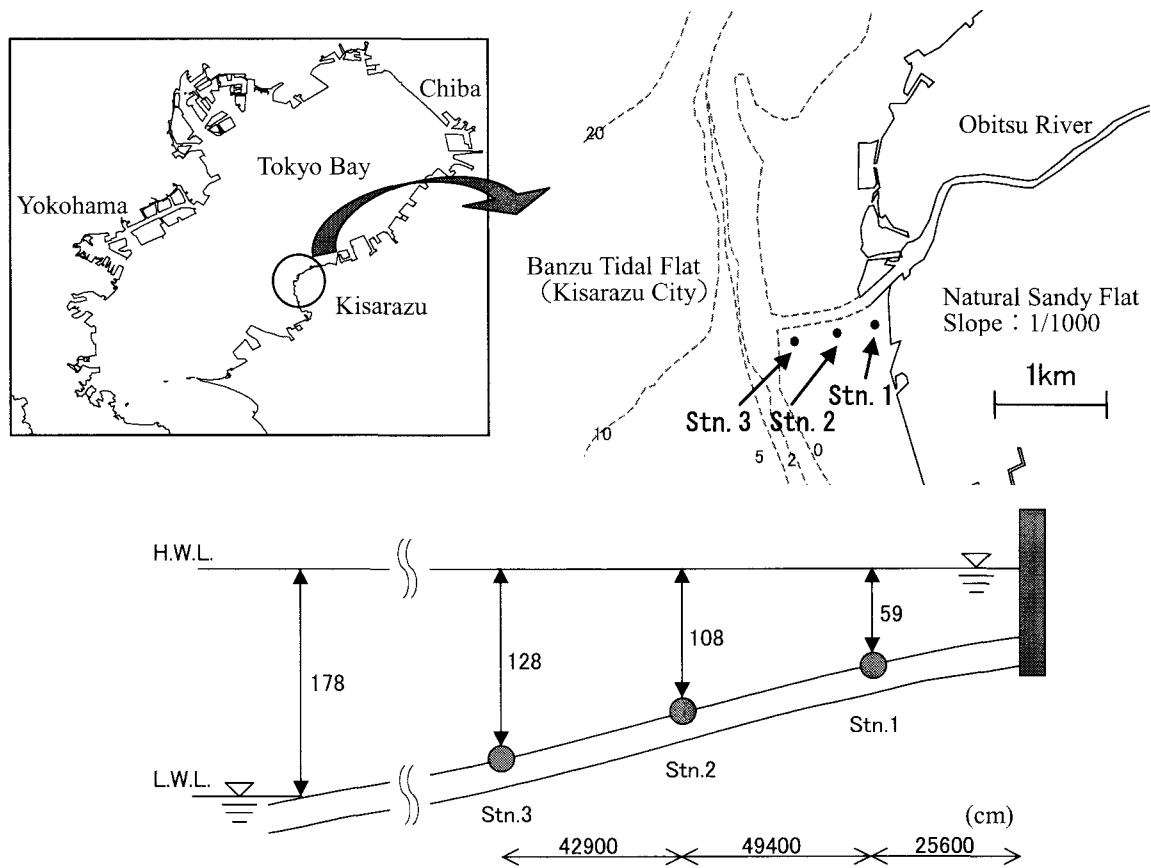


図-12 盤洲干潟における水質の連続観測地点（下図は潮間帯部分の測点における潮位差を示す）^{4.2)}

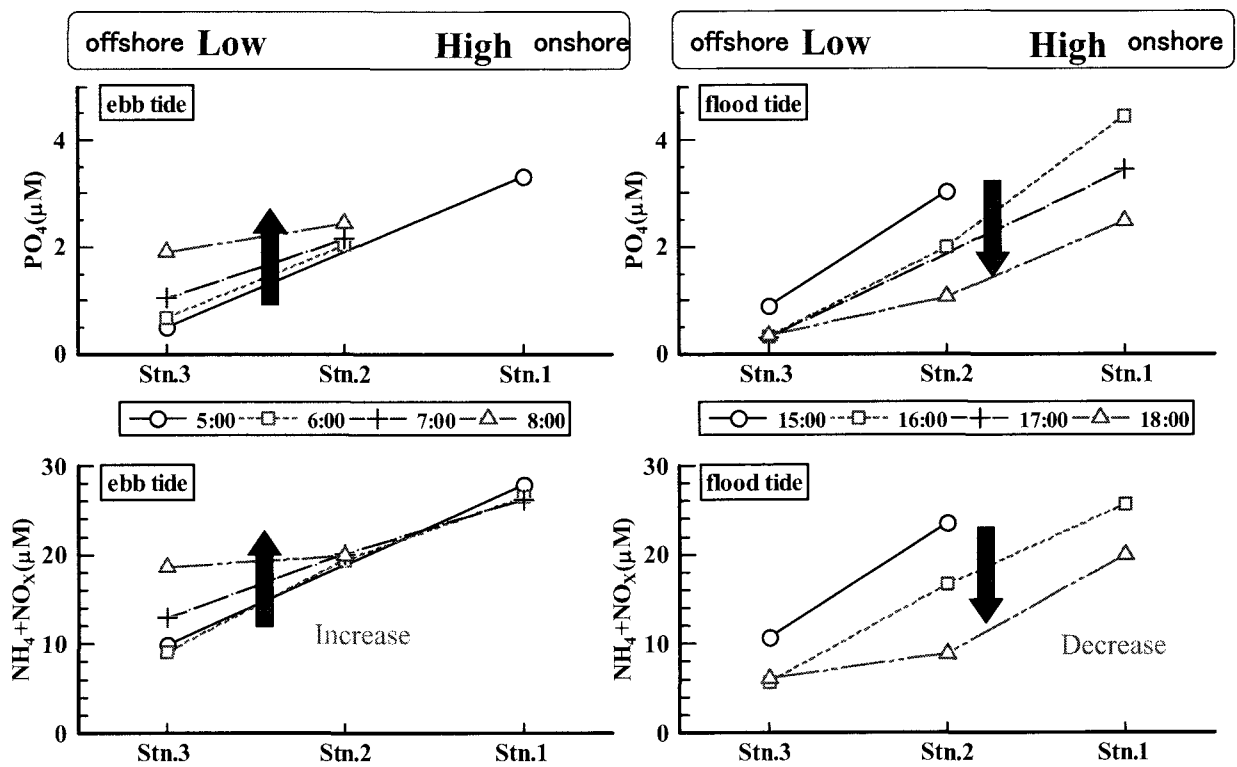


図-13 干潟直上水の栄養塩（無機態窒素及びリン酸態リン）及び有機態リン濃度の空間分布^{4.2)}。

観測の結果得られた重要な特徴として、干潟潮間帯における物質の平面分布と特性が挙げられる。無機態の栄養塩濃度は常に岸側 (Stn. 1) で高濃度、沖側 (Stn. 3) で低濃度であった。逆に有機態のリンや窒素濃度は岸側で低濃度、沖側で高濃度であった。これは、有機物分解過程が干潟堆積物上で進行している結果と考えられる。調査時点では干潟上のクロロフィル濃度や有機懸濁物濃度の測定を行っていない。そのため、直接の証拠はないが、さらに沖合で観測したクロロフィルの変化が沖側で高濃度、岸側で低濃度となっていることと併せて考えると、懸濁物が干潟上で補足され、栄養塩が放出される、という一般的な機構が考えられる。図-13に、干潟直上水の栄養塩(無機態窒素及びリン酸態リン)及び有機態リン濃度の空間分布を、潮時毎に示す。この図は、左の二つの図が8月30日朝の下げ潮時の結果を、右図が8月30日午後の下げ潮時の結果を表している。左段の下げ潮時のリン酸態リン(上図)や無機態窒素(下図)の結果をみると、満潮時(8月30日朝5時)において水平方向の濃度勾配はもっとも急であり、水位が低下するとともに、勾配は緩やかに変化しながら、同一地点では濃度が上昇している。この傾向は他の下げ潮時においても同様である。一方、上げ潮時における濃度の変化は、下げ潮時の変化とは異なる。同図右段には、8月30日14時から18時にかけての変化が示されている。14時に汀線が沖合定点のStn. 3を通過した直後、15時及び16時は、それぞれStn. 2及びStn. 1を通過した直後のデータである。14時のStn. 3、15時のStn. 2、さらに16時のStn. 1の値を比較すると、汀線の移動とともに栄養塩濃度が増加しながら移動している事に気づく。従って、上げ潮時における濃度の時間的な変化は、単に海水が移流された効果だけでは説明できない。

定点でオイラー的に連続観測した栄養塩濃度の結果を図-14に示す。これは、Stn. 3における引き潮時及び上げ潮時における様々な観測項目と共に示したものである。水位・塩分・栄養塩濃度・DOおよびpHの変化(2000年8月30日)がまとめて図示されている。上げ潮時には沖側の低濃度水塊が移流される影響で、時間と共に濃度が低下した。一方、下げ潮時には岸側の高濃度水が移流されるために次第に低濃度となった。他の定点での観測値と比較することによって、汀線の先端部におけるラグランジュ的な濃度変化を推定すると、特に上げ潮時には移流によって同じ濃度の水塊が運ばれるのではなく、次第に栄養塩濃度を増加させながら移動していることが推定される。栄養塩濃度の増加速度は急激であるため、この変化は、おそらく底泥から栄養塩の供給を受けた結果であろう。このような上げ潮初期における栄養塩の急な増大は、干出時間中に間隙水に蓄積され高濃度となった栄養塩が、水没の瞬間に大きな濃度差が浸透動力となって拡散フラックスが増大した結果であるか、あるいは巻き上げに伴う栄養塩の放出の結果であると考えられる。ここでは図示していないが、流速計や濁度計のモニタリング結果によれば、潮の引き始めと上げ始め時期には流速が増加し、底泥粒子の巻き上げによるものと思われる濁度の増加が、常に観測されていた。濁度の増加は、8月30日夜間のデータを除いて、上げ潮時における方が下げ潮時のそれよりも高い傾向があった。

上げ潮時と下げ潮時に対応するように、補足的なコア培養実験を行った。各測点において干出時に予めサンプリングしておいた堆積物コアに、水没時の海水を注入した後、干潟にコア毎埋め戻し、適切な時間経過後の海水の濃度を測定した。あわせて、堆積物のない(海水のみの)コアもリファレンスとして干潟に設置し、両者を比較することによって、水中での物質変化量と水・堆積物間のフラックスを求めた。その結果、下げ潮・上げ潮の両方ともに栄養塩の溶出が見られたが、上げ潮時の方が大きな溶出フラックスが得られた。しかしながら、そのフラックスは観測の違いを説明できるほどの量ではなかった。

我々はさらにボックスモデルを作り、干潟上の栄養塩収支を解析した。観測値を初期条件として与え、コア実験により得られた水中の栄養塩変化速度、及び水・堆積物間のフラックスを用いて、ボックス内の栄養塩濃度を計算した。モデル計算の結果、下げ潮時には観測値をよく再現したが、上げ潮時には過小評価となり、急な濃度変化を再現できなかった。

以上の事は、上げ潮と下げ潮では異なった量の物質移動があること、上げ潮時には、定常的な、瞬間的に大きな栄養塩の溶出フラックスがあることを示す。これは、以下に示す、堆積物中の栄養塩濃度の変化傾向と一致している。

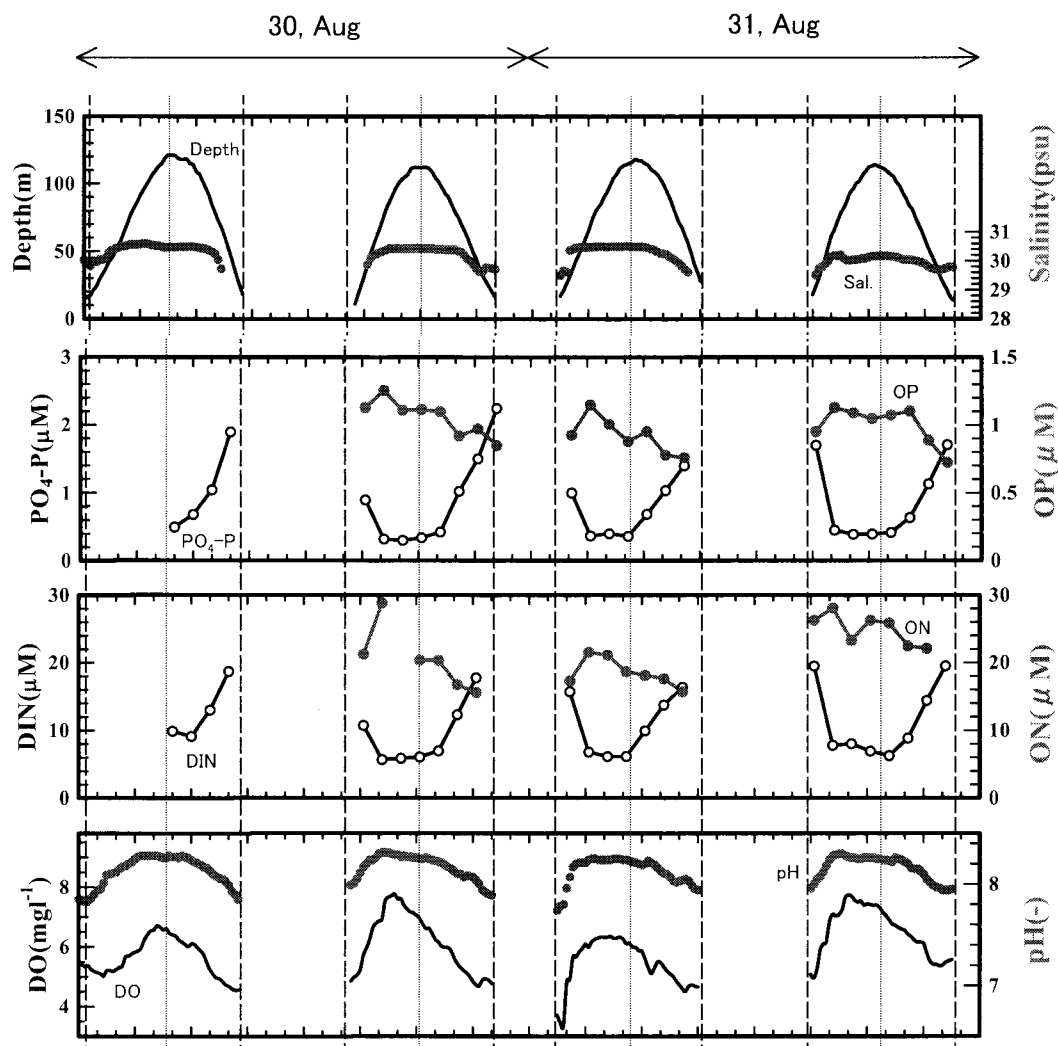


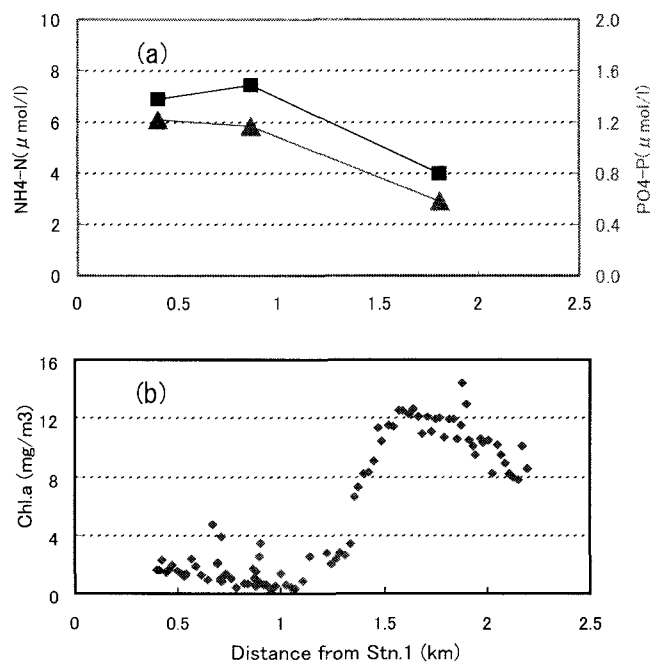
図-14 Stn. 3における、引き潮時及び上げ潮時における栄養塩濃度・水位・塩分の変化(2000年8月30日)⁴²⁾

我々は、さらに別の機会に、干潟に船を浮かべながらすばやく移動し、水質の空間的な変化を詳細に調べた。その結果の一例を図-15に示す。これは、2001年11月20日に観測された、クロロフィルa及び栄養塩(アンモニア態窒素・リン酸態リン)濃度の分布であり、クロロフィルは、アレック電子製クロロフィル計を用い船上からセンサー計測した。横軸はStn. 1からの距離を示し、約1.1 km以上沖合は常時冠水する、潮下帯に相当する領域である。ほぼ、潮間帯と潮下帯の境界付近に、濃度のフロントが存在し、潮間帯のクロロフィル濃度はフロントよりも沖合の濃度よりも約一桁低い濃度であった。1.5 km沖合地点付近でクロロフィルの極大が存在する。これは、干潟ではないが、二枚貝が優占する汽水の宍道湖において観測された濃度分布の構造と酷似しており、二枚貝が優占する水域に共通した性質である可能性がある。一方、栄養塩に関しては空間的な分解能は低い、クロロフィルの分布を反転した濃度分布を示していた。興味深いことに、クロロフィルの濃度分布は、二枚貝成長モデルにおいて仮定した分布に近い。ただし、その分布構造は、二枚貝の代謝速度や植物プランクトンの成長速度に依存しながら季節的に変動する可能性がある。

上げ潮時に干潟潮間帯に流入し、下げ潮時に流出する物質のフラックスを時間的に積分すれば、一潮時間に正味流入した物質量が求められる。その値を干潟面積及び冠水時間で除せば、干潟において見かけ上除去された物質の量が求められることになる。また、もし流出する値の方が大きければ、干潟から放出した量が求められる。計算の基準面をStn. 3に設け、上述の様に求めた窒素及びリンの流出入フラックスを表-2に示す。

フラックスの計算は、8月30日及び31日の2回の冠水時間にわたって行った。冠水時は、30日は午後から夜間、31日は夜間から早朝にかけてである。共通した特徴は、有機態窒素及び有機態リンについては、常に干潟へ吸収されているのに対し、無機態窒素及びリンについては、常に干潟から放出している点である。全窒素及び全リンについては、30日には干潟への吸収されていたのに対し、31日には逆に放出されていた。30日と31日の値を比べると、30日の方がいずれの値も小さめであり、干潟側へより吸収されやすかった事を示している。31日の早朝は日照がほとんどなく、従って31日の値はほぼ暗条件での結果であるのに対して、30日の方は前半部分でかなりの日照があった。従って、両日の差の原因の一つに、干潟周辺での水中植物プランクトンの増殖や干潟底生藻類による無機栄養塩の吸収の影響があるものと考えられる。懸濁物の除去フラックスが30日の方が高いのは、光合成によって懸濁態の有機物がかなり高濃度になった沖合水が上げ潮時に流入し、二枚貝などの懸濁物食者への有機物供給量が大きく、より効率的に懸濁態有機物に取り込まれて、水中から除去されたためである可能性がある。無機態栄養塩の吸収は、潮間帯における底生藻類による取り込みの可能性が考えられる。

以上のことを総合すると、日照による微細藻類への栄養塩取り込み、潮汐作用に伴う水塊の移流、懸濁物食者への有機物供給と取り込み、さらには、巻き上げの過程を含む上げ潮時の底泥からの栄養塩フラックスの増加といった、様々な物理過程・生物化学的過程が、光や水理条件に複雑に依存しながら、干潟の物質循環が成立していることが推定される。



図ー15 干潟潮間帯及び潮下帯における栄養塩 (a) 及びクロロフィルa (b) の空間分布測定例(2001年11月20日)⁴³⁾。(a)において■はアンモニア態窒素、▲はリン酸態リンを示す。

表ー2 一潮汐間における干潟へのみかけのフラックス (負の値は干潟への吸収を示す)⁴²⁾

Date	Submerged period	TN	DIN	ON	TP	PO ₄ -P	OP
30, Aug	14:00	-100	322	-422	-1	29.2	-30.2
	~ 22:00						
31, Aug	01:30	169	388	-219	30	42.2	-12.2
	~ 09:00						

Unit: $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$

(2) 堆積物中の栄養塩から浄化を調べる一潮汐による変動

干潟の役割は、干潟堆積物の間隙水を調べることで理解することができる。ただし、潮汐サイクルに応じた間隙水の栄養塩濃度変化を調べるためには、干出した時間帯での変化の方がはるかに調べやすい。これは、水側（水質）から干潟の役割を調べる調査が、冠水時間を中心とした作業となる事と対照的である。

さて、前述の水質調査とは異なる時期であるが、大潮時の干出時を中心として、干出前から冠水後にかけて、1－2時間おきに底泥を採泥し、速やかに間隙水を抽出後、間隙水中の栄養塩濃度を分析した⁴⁵⁾。

干出後、時間経過と共に硝酸の生成が促進された。硝酸濃度は、底泥表層が最も高濃度であり、亜表層で下向きの拡散フラックスが大きい。脱窒や異化的なアンモニア生成などの硝酸還元反応は、この拡散によって支えられている事が示された（図-16）。

また、冠水直後には間隙水中の硝酸・リンが急減することが示された（リンの結果は示していない）。これは、前述したような急激な分子拡散か、あるいは巻き上げを伴う乱流拡散によるものではないかと推定される。さらにバイオターベーションの効果も考えられるが、これらの寄与については今後詳細な計測が求められる。

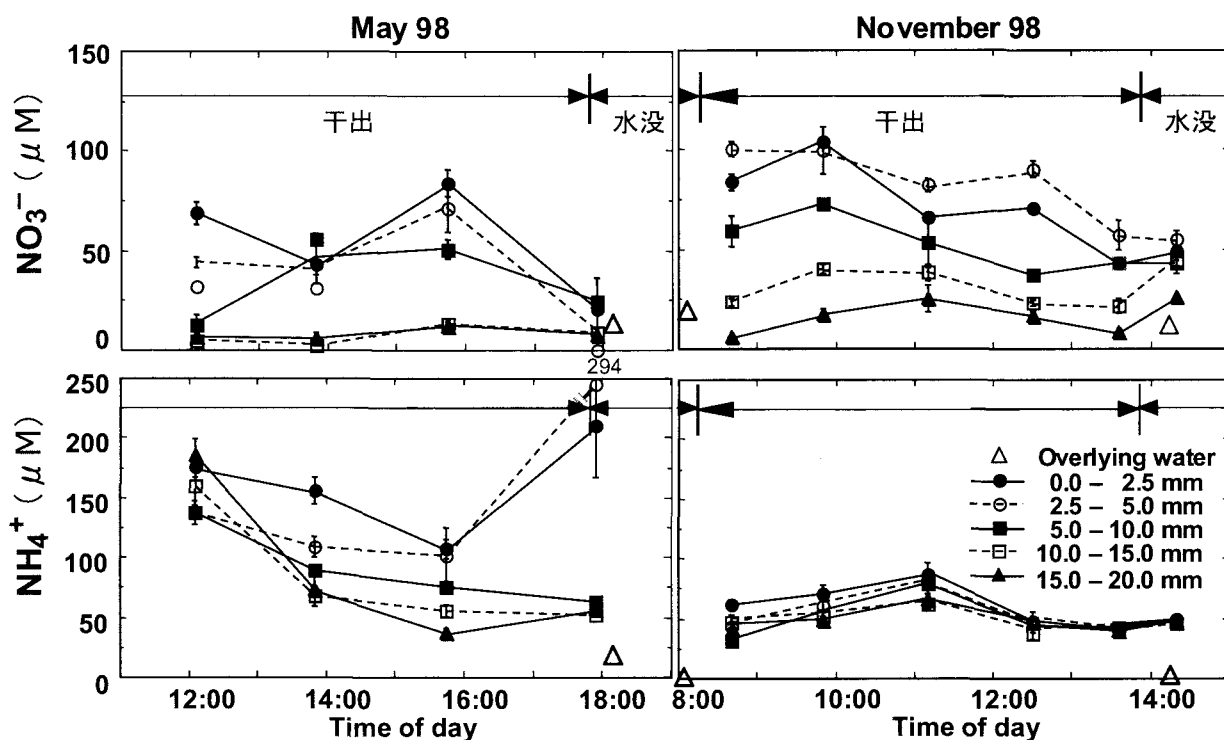


図-16 潮汐に伴う間隙水中の栄養塩濃度変化の測定例。図中の「干出」、「水没」は、それぞれ干出及び水没した時間帯を示す。△は冠水時における直上水の栄養塩濃度（文献⁴⁵⁾より一部改変の上作成）。

(3) 水・堆積物間の物質のやりとり—明暗条件と季節変動

干潟の物質循環量は、潮汐の変動のほか、日中と夜間という光条件の違い（明暗条件の差）によって、一日の中で変動する。また、季節的には主として水温の違いなどによって大きく異なると予想される。そこで、光（明暗）条件と季節変動に着目した実験の結果の概略を紹介しよう⁴⁶⁾。

一〜二ヶ月おきに、盤洲干潟において大潮干出時の堆積物を採取して実験室に持ち帰り、明・暗両条件で並行培養し、水中の濃度変化を調べることで、水・堆積物のフラックスを求めた。さらに、コア中における底生生物の種類と生物量も併せて調べ、フラックスを決めている要因を、拡散フラックス、微細藻類による取り込み、二枚貝の排泄毎に求めてみた。つまり、どの生物がどういう浄化（物質循環）を担っているかがある程度分かるような実験を行ってみた。

その結果、アンモニアは明条件下では水中から堆積物へのフラックスとなること、暗条件下では、特に夏期の高水温時に水中への上向きフラックスとなることが示された。これらの結果は、日中は微細藻による取り込み量が多く、夜間には二枚貝による排泄が主体となることが示された。さらに、微細藻類の栄養塩取り込み量のうち、約3割が直上水から得られていることが見いだされた（図-17）。

脱窒速度についても同時に実験を行い、脱窒に必要な硝酸原としては、水中由来ではなく、底泥中の硝酸が大部分を占めることが示された。従って、窒素除去には、脱窒に先立つ過程として、干潟堆積物中の硝化（アンモニアの酸化）過程が重要であることが示唆された。硝化過程と脱窒過程は、微妙に異なる酸化還元的位置で進行するため、ミクロンオーダーでの物質分布や挙動が調べられる微小電極や遺伝子工学的手法が今後重要となるかも知れない。

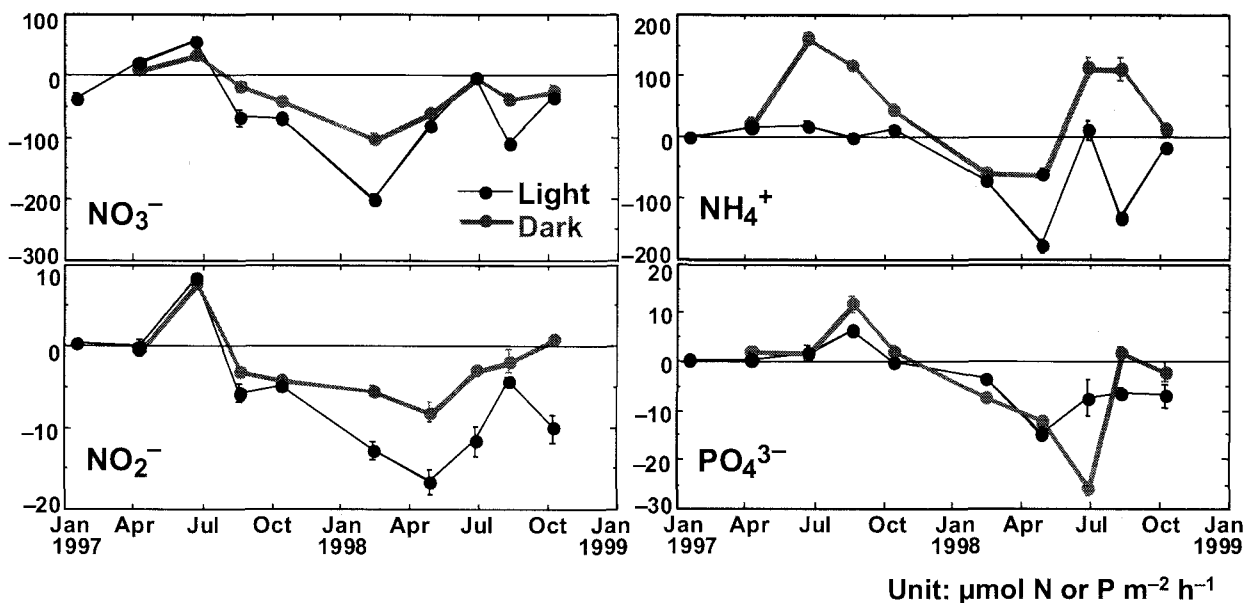


図-17 干潟堆積物・直上水間の栄養塩フラックスの季節変化。正の値は堆積物から水中への上向きフラックスを、負は下向きフラックスを示す⁴⁶⁾。

5. 干潟および周辺海域での物質循環

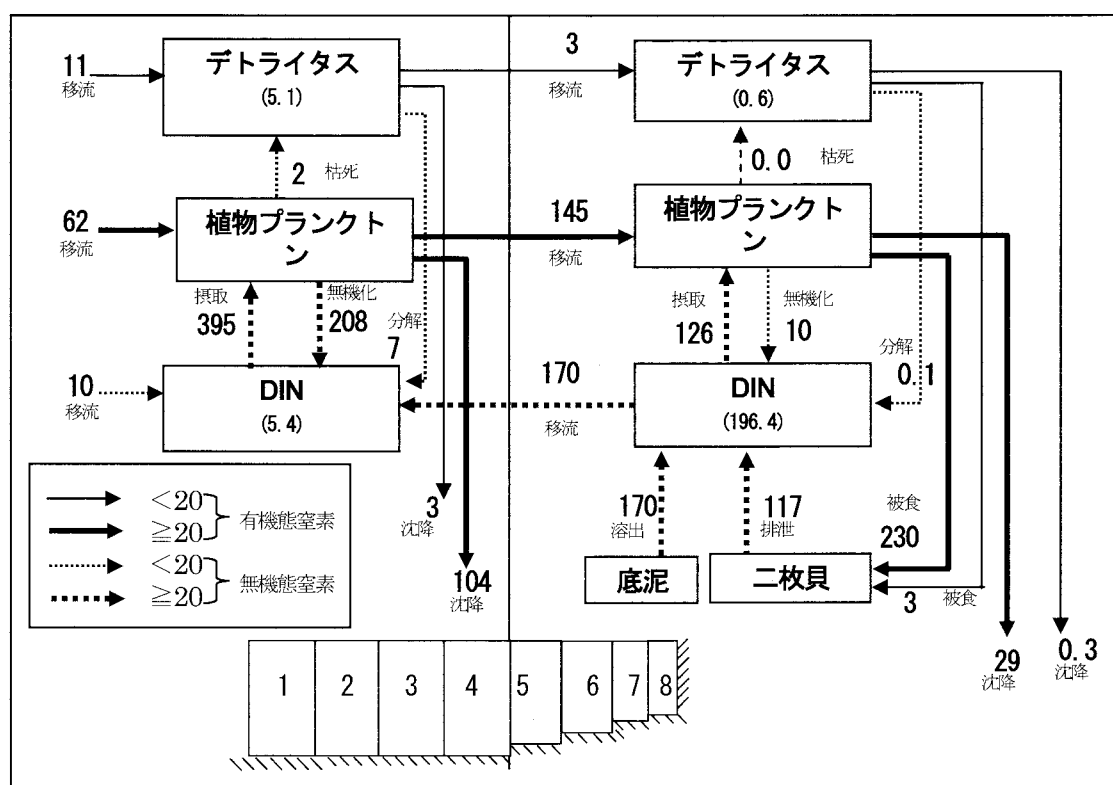
干潟における物質循環は、光（明暗）や潮汐にともなう水没・干出条件の組合せによって、一日の中でも変動し、さらには季節的にも生物の顔ぶれを変えながら変化している。このような物理環境の変化は、物質循環量や浄化速度の把握を難しくしている原因であるが、干潟が他の生態系とは異なる、いかにも干潟らしい特徴でもある。本稿では、まず、干潟生物の一例として二枚貝の成長速度から浄化の一過程である懸濁物除去速度を見積もった結果を示した。次いで、潮汐周期に着目した水質の観測から窒素やリンの形態別の除去量を算定した結果を示した。最後に、干潟堆積物の間隙水の濃度変化から干潟の浄化機構について考察した例を示した。

以上のことを総合し、盤洲干潟及びその地先の沖合の物質循環の様子をボックスモデルによって解析した結果を最後に示そう⁴⁷⁾。モデルは、植物プランクトン及びデトリタス、さらには二枚貝を要素とした簡易な生態系モデルである。ボックスの6～8が潮間帯であるが、アサリなどの二枚貝が生息する潮下帯（ボックス5）を含む領域を「干潟部」とし、2潮汐間（約一日）の沖合部との窒素の交換量を示したのが、図-18である。干潟部での二枚貝を中心に整理すると、植物プランクトンから窒素量で230 gを摂取し、その約半分を排泄している。二枚貝から排泄および干潟底泥から供給されたDINの過半数は沖合帯に移流され、そこでの植物プランクトンの増殖に利用される。沖合の植物プランクトンの大部分は、今度は移流によって干潟部に流入し、干潟部上で増殖したものとあわせて、多くが二枚貝に摂取されている。

このモデルでは、干潟潮間帯における底生藻類による無機態栄養塩の取り込みは考慮していない。海域によっては底生藻類の生産が主体的に干潟生物を支えている場合が考えられる^{22, 25)}。盤洲干潟であっても、ゴカイ・カニ・ウミナなどの潮間帯上部に生息する堆積物食者への餌の供給や循環を考える場合には、底生藻類の影響を考慮に入れたモデル化が必要であろう^{17, 48)}。

さらに、本ボックスモデルでは潮汐周期での水質変動や物質循環の解明を目的としているため、二枚貝現存量は実測値を与え、固定値としている。季節的な変動を考慮する場合には、4.1節で述べた二枚貝の成長モデルを用いて、水質と干潟生物による諸過程を同時に解析する事が必要であるが、現状ではそこまでには至っていない。ただし、浄化量を算定する基礎となる、干潟における物質循環についてはほぼ全体像の概略は描けているものと考えられる。

なお、二枚貝が優占する浅い沿岸水域や、ヤマトシジミが優占する汽水湖沼においても、類似した生態系の構造と物質循環が行われているものと推定されている。興味ある方は参考文献⁴⁹⁻⁵⁴⁾を参照されたい。



図一18 2潮汐における窒素循環図⁴⁷⁾。

※矢印の単位 g N/2 潮汐，括弧の数値は2潮汐の平均値を表し，単位は $\mu\text{g N/l}$ 。

参考文献

- 1) 青山裕晃・甲斐正信・鈴木輝明 (1999) 貧酸素化海域における浅場造成手法の検討—三河湾の事例—，平成11年度海洋理工学会秋季研究会講演要旨集，pp.29-36.
- 2) 佐藤正典・東幹夫・佐藤真一・加藤夏絵・市川敏弘 (2001) 諫早湾・有明海で何が起きているのか？，科学，Vol.71，No.7，pp.882-894.
- 3) 国立環境研究所 (2000) 海域保全のための浅海域における物質循環と水質浄化に関する研究（特別研究），国立環境研究所特別研究報告，SR-32-2000，pp.1-49.
- 4) 青山裕晃・今尾和正・鈴木輝明 (1996) 干潟域の水質浄化機能——色干潟を例にして——，月刊海洋，Vol.28，No.2，pp.178-188.
- 5) Montani, S., P. Magni, M. Shimamoto, N. Abe, and K. Okutani (1998) The effect of a tidal cycle on the dynamics of nutrients in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan, *J. Oceanography*, Vol.54, pp.65-76.

- 6) 矢持進・岡本主市・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, 第44巻, pp.1176-1180.
- 7) 曹慶鎮・平岡喜代典・西嶋歩・馬場栄一・岡田光正 (2000) 流出油漂着が干潟生態系に及ぼす影響, (社) 環境科学会2000年会一般講演・シンポジウムプログラム, pp.220-221.
- 8) 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, 第36巻, pp.3-35.
- 9) 桑江朝比呂・三好英一・小沼晋・中村由行・細川恭史 (2002) 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, 海岸工学論文集, 第49巻, pp.1296-1300.
- 10) 細川恭史 (2000) 干潟生態系の保全と修復, 須藤隆一編「環境修復のための生態工学」, 講談社サイエンティフィック, pp.191-224.
- 11) 運輸省港湾局監修エコポート《海域》技術WG編 (1998) 港湾における干潟との共生マニュアル, (財) 港湾空間高度化センター港湾・海域環境研究所, 38p.
- 12) 秋山章男 (1985) 底生動物の挙動と食物連鎖, 潮間帯周辺海域における浄化機能と生産機能に関する研究, 昭和59年成果報告書, 東海区水研・南西海区水研, pp.99-104.
- 13) Hiwatari, T., K. Kohata and A. Iijima (2002) Nitrogen budget of the bivalve *Macra veneriformis*, and its significance in benthic-pelagic systems in the Sanbanse area of Tokyo Bay, *Estuar. Coast. Self Sci.*, Vol.55, pp.299-308.
- 14) 佐々木克之 (1997) 夏季の盤洲干潟の窒素, リン及びクロロフィルの分布, 内湾及び干潟における物質循環と生物生産22, 海洋と生物, 第109号, pp.128-134.
- 15) 磯野良介 (1998) 東京湾盤洲干潟のアサリによる窒素摂取量の推定とその季節変動に関わる要因, 水環境学会誌, 第21巻, 第11号, pp.751-756.
- 16) 小池裕子・斉藤徹・小杉正人・柿野純 (1992) 東京湾小櫃川河口干潟におけるアサリの食性と貝殻成長, 水産工学, 第29巻, 第2号, pp.105-112.
- 17) 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, 第17巻, 第3号, pp.158-166.
- 18) 野村宗弘・中村由行 (2003) 盤洲干潟の大潮・小潮における水質観測と栄養塩収支, 用水と廃水, 第45巻, 第11号, pp.1053-1061.
- 19) 青山裕晃・鈴木輝明 (1996) 干潟の水質浄化機能の定量的評価, 愛知県水産試験場研究報告第3号, pp.17-28.
- 20) 児玉真史・松永信博 (1999) 冬季干潟における熱環境特性と底生藻類の分布, 海岸工学論文集, 第46巻, pp.1126-1130.
- 21) 児玉真史 (2002) 過栄養海域における水質変動に関する研究, 九州大学博士論文, 94p.
- 22) 山西博幸・荒木宏之・高哲煥・清川徹・茂木裕介・古賀憲一 (2003) 有明海湾奥部干潟域における懸濁物輸送と底泥付着藻類の変動特性に関する研究, 環境工学論文集, 第40巻, pp.587-594.
- 23) 杉谷健一郎・仲島雅哉 (2001) 藤前干潟堆積物 (<180 μ m 画分) の化学成分, 水環境学会誌, 第24巻, pp.773-777.
- 24) 矢持進・藤原俊介・和田安彦・平井研・濱田のどか・金子建司・杉野伸義・重松孝昌・小池敏也 (2004) 都市に近接する自然干潟 (和歌川河口干潟) の生物生産と窒素収支, 海岸工学論文集, 第51巻, pp.1021-1025.
- 25) 門谷茂 (1999) 沿岸浅海域における物質循環—潮下帯から河口干潟まで—, 水環境学会誌, 第22巻, 第7号, pp.533-538.
- 26) Magni, P., S. Montani, C. Takada and H. Tsutsumi (2000) Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.198, pp.139-155.
- 27) 小川菓子・坂巻隆史・野村宗弘・中野和典・西村修 (2005) 底質有機物量の異なる干潟における微生物学的炭素収支, 第39回日本水環境学会年会講演集, pp.104.
- 28) 栗原康 (1980) : 干潟は生きている, 岩波新書, 219p.
- 29) 村上和仁・石井裕一・瀧和夫・立本英機 (2002) 東京湾奥部の潟湖化干潟における生物生産量の検討, 第36回日本水環境学会年会講演集, pp.124.
- 30) 風呂田利夫・鈴木嘉平 (1999) 東京湾奥部谷津干潟の1986-87年冬期における底質環境ならびにマクロベントスの生息状況と垂直分布, 日本ベントス学会誌, 第54巻, pp.36-43.
- 31) 姜閔求・高橋 重雄・奥平 敦彦・黒田 豊和 (2001) 自然・人工干潟の地形および地盤に関する現地調査—前浜干潟の面波安定性に関する検討—, 港湾技術資料 No.1011, pp.1-78.

- 32) 国立環境研究所 (2003) 干潟等湿地生態系の管理に関する国際共同研究 (特別研究), 国立環境研究所特別研究報告, SR-51-2003, pp.1-71.
- 33) 中村由行 (2001) 干潟の生態系と水質浄化について, 波となぎさ第150号, pp. 37-43.
- 34) 木村賢史・三好康彦・島津暉之・紺野良子・赤澤豊・大島奈緒子 (1992) 人工海浜 (干潟) の浄化能について, 東京都環境科学研究所年報, pp.89-101.
- 35) 今村均・羽原浩史・福田和国 (1993) ミチゲーション技術としての人工干潟の造成, 海岸工学論文集, 第40巻, pp.1111-1115.
- 36) 佐々木克之 (1998) 内湾および干潟における物質循環と生物生産[26]干潟浅場の浄化機能の経済的評価, 海洋と生物, 第20巻, 第2号, pp.132-137.
- 37) 細川恭史・木部英治・三好英一・桑江朝比呂・古川恵太 (1996) 盤洲干潟(小櫃川河口付近)におけるアサリによる濾水能力分布調査, 港湾技術資料, No. 844, 21p.
- 38) 小沼晋・鷹見文昭・中村由行・奥宮英治 (2001) 盤洲干潟における二枚貝の分布と底質環境, 第35回日本水環境学会年会講演集, pp.514.
- 39) 小沼晋・五島勇樹・中村由行 (2002) 成長モデルを用いた東京湾盤洲干潟での二枚貝による懸濁物除去量の推定, 海岸工学論文集, 第49巻, pp.1126-1130.
- 40) Solidoro, C., R. Pastres, D. Melaku Canu, M. Pellizzato and R. Rossi (2000) Modelling the growth of *Tapes philippinarum* in Northern Adriatic lagoons, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.199, pp.137-148.
- 41) 千葉県水産研究センター・富津研究所 (2001) 東京湾毎況情報, <http://www.awa.or.jp/home/cbsuishi/04tokyowan.html>.
- 42) 野村宗弘・中村由行 (2002) 盤洲干潟における潮汐に伴う水質変動に関する現地観測, 水環境学会誌, 第25巻, pp.217-225.
- 43) 野村宗弘・小沼晋・桑江朝比呂・三好英一・中村由行 (2002) 盤洲干潟における潮汐に伴う栄養塩収支に関する現地観測, 港湾空港技術研究所資料, No.1020, pp.217-225.
- 44) 中村由行・野村宗弘・神尾光一郎 (2004) 盤洲干潟周辺海域における底生系と浮遊系のカップリングに関する研究, 港湾空港技術研究所, 第43巻, 第2号, pp.35-71.
- 45) Kuwae, T., E. Kibe, and Y. Nakamura (2002) Effect of emersion and inundation on the porewater nutrient dynamics of an intertidal sandflat in Tokyo Bay, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.57, pp.929-940.
- 46) Kuwae, T. (2002) Factors affecting nutrient cycling in intertidal sandflats, *Report of the Port and Airport Research Institute*, Vol.41, No.1, pp.91-134.
- 47) 神尾光一郎・野村宗弘・中村由行 (2004) 盤洲干潟周辺海域における岸沖方向の水質構造の観測及びモデル化, 海岸工学論文集, 第51巻, pp.1011-1015.
- 48) Sohma, A., Y.Sekiguchi, H.Yamada, T.Sato and K.Nakata (2001) A new coastal marine ecosystem model study coupled with hydrodynamics and tidal flat ecosystem effect, *Marine Pollution Bulletin*, Vol.43, pp.187-208.
- 49) Baretta, J. and P. Ruardij (1988) Tidal flat estuaries simulation and analysis of the Ems estuary, Springer-Verlag.
- 50) Cloern, J. E. (1982) Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay?, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.9, pp.191-202.
- 51) Gerritsen, J., A. F. Holland and D. E. Irvine (1994) Suspension-feeding bivalves and the fate of primary production: An estuarine model applied to Chesapeake Bay, *Estuaries*, Vol.17, No.2, pp.403-416.
- 52) Officer, C. B., T. J. Smayda and R. Mann (1982) Benthic filter feeding: a natural eutrophication control, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.9, pp.203-210.
- 53) Nakamura, Y. and F. Kerciku (2000) Effects of filter-feeding bivalves on the distribution of water quality and nutrient cycling in a eutrophic coastal lagoon, *J. Mar. Syst.*, Vol.26, pp.209-221.
- 54) Yamamuro, M and I. Koike (1993) Nitrogen metabolism of the filter feeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production of a brackish lake in Japan, *Limnol. Oceanogr.*, Vol.38, pp.997-1007.