

独立行政法人港湾空港技術研究所

# 港湾空港技術研究所 報告

---

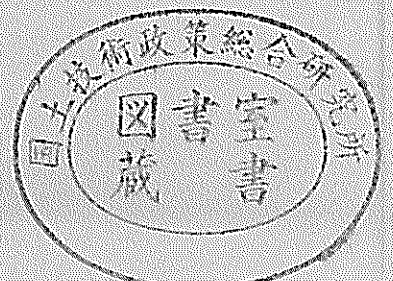
REPORT OF  
THE PORT AND AIRPORT RESEARCH  
INSTITUTE

---

VOL.43    No.2    June 2004

NAGASE, YOKOSUKA, JAPAN

INDEPENDENT ADMINISTRATIVE INSTITUTION,  
PORT AND AIRPORT RESEARCH INSTITUTE



# 港湾空港技術研究所報告 (REPORT OF PARI)

第 43 卷 第 2 号 (Vol. 43, No. 2), 2004 年 6 月 (June 2004)

## 目 次 (CONTENTS)

1. 臨海部の複層都市空間における MARS 法を用いた高精度な浸水解析  
..... 安田 誠宏・平石 哲也 ..... 3  
(Highly Accurate Inundation Simulation by MARS Method on Compound Coastal Urban Area  
..... Tomohiro YASUDA, Tetsuya HIRAISHI)
2. 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  
..... 中村 由行・野村 宗弘・神尾 光一郎 ..... 35  
(Field observation and analysis of benthic-pelagic coupling in Banzu tidal flat and the adjoining coastal area of  
Tokyo Bay  
..... Yoshiyuki NAKAMURA, Munehiro NOMURA, Koichiro KAMIO)
3. 塩害環境下に15年間暴露されたコンクリートの耐久性および表面被覆材による  
塩害防止効果  
..... 山路 徹・小牟禮 建一・濱田 秀則 ..... 73  
(Durability of 15-year Old Concrete Specimens with Surface Coating under Marine Environments  
..... Toru YAMAJI, Ken-ichi KOMURE, Hidenori HAMADA)

## 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

中村 由行\*・野村 宗弘\*\*・神尾 光一郎\*\*\*

### 要 旨

近年、干潟や藻場といった浅場が海域の水質浄化に果たす役割に注目が集まり、干潟・藻場の再生が全国で行われている。しかしながら、干潟の浄化能についてはいまだに不明な点が多い。干潟特にその潮間帯は、干満に伴う冠水・干出、あるいは日射量の変動など、一日の中でも環境条件の変動が激しいため、浄化能力を担う生物活性の変動も大きいと考えられるが、日間の環境変動の影響を考慮した現場水質の観測例はほとんど見られず、このことが浄化量の評価や物質循環の理解を妨げてきた理由の一つであると考えられる。

そこで、本研究では、まず盤洲干潟周辺海域において、2回にわたる水質に関する集中観測を夏季に実施し、潮汐周期に伴う岸沖方向の水質分布の時空間的な変動を明らかにした。その結果、干潟から潮下帯において、クロロフィル *a* (Chl. *a*) は沖側で高く岸側で低いことが明らかになった。また、無機栄養塩については逆の分布となることが確認された。2 潮汐周期あたりの干潟上の栄養塩収支を算出した結果、Chl. *a* は常に干潟内へ吸収される結果となった。一方、無機栄養塩については、正午前後に干出す大潮期では放出、水没する小潮期では吸収を示し、日射の有無と干出・冠水の組み合わせによって変動することが示唆された。さらに、同時期に実施した培養実験によって、無機栄養塩を豊富に含んだ干潟直上水は、沖合へ流出し植物プランクトンに取り込まれ再び干潟内へと吸収される可能性が示唆された。以上述べた岸沖方向の水質分布構造や物質循環の特性には、盤洲干潟周辺海域に生息するベントス、特に二枚貝が重要な役割を果たしていると考えられる。

以上のことから、本研究では、植物プランクトン・デトリタス・無機態窒素を変数とし、二枚貝の捕食および排泄を考慮した水平一次生態系ボックスモデルを構築した。これを用いて、2001年8月大潮期の2 潮汐間における岸沖方向の水質分布の時空間変動を再現することを試みた。計算結果は、観測結果の特性を概ね再現しており、干潟への Chl. *a* の吸収量は、二枚貝の捕食の効果によってある程度説明することができた。また計算結果は、二枚貝の捕食と同時に無機栄養塩の排泄、そして底泥からの溶出が沖合の一次生産を支えていることを示した。盤洲干潟は、沖合からの懸濁物のシンクとして役割を果たすと同時に、無機栄養塩のソースとして機能しており、沖合の一次生産を維持していることが示された。このことは、干潟から潮下帯を中心とした海域において、栄養塩の物質循環が1 日程度の短い時間スケールで回転していることを意味し、自然の浄化作用が生物活動を通して有効に機能していることを示している。

キーワード：干潟、底生系・浮遊系のカップリング、クロロフィル *a*、栄養塩、浄化作用

\* 海洋・水工部沿岸生態研究室長

\*\* 元 沿岸生態研究室研究官 (現 東北大学大学院工学研究科)

\*\*\* 海洋・水工部沿岸生態研究室受託研修生 (株式会社 東京久栄)

〒239-0826 横須賀市長瀬3-1-1 独立行政法人港湾空港技術研究所

電話：046-844-5047 Fax：046-844-6243 e-mail：nakamura\_y@pari.go.jp

## **Field observation and analysis of benthic-pelagic coupling in Banzu tidal flat and the adjoining coastal area of Tokyo Bay**

**Yoshiyuki NAKAMURA\***, **Munehiro NOMURA\*\***, **Koichiro KAMIO\*\*\***

### **Synopsis**

Field observations were carried out in Banzu tidal flat and the adjoining coastal area of Tokyo Bay in the summer of 2001 and 2002, in order to clarify the spatial structures of water quality and its intra-tidal variations. The concentration in chl.a at the offshore station was higher than that at the onshore station, whereas DIN and PO<sub>4</sub>-P had an inverse trend, during submergence. The total budgets of chl.a and nutrients integrated over the tidal cycle, which were calculated by using those observation data sets, showed that Chl.a was always uptaken from the tidal-flat sediment, whereas net DIN and PO<sub>4</sub>-P were exported from or imported to the tidal flat, according to the condition of and emersion/immersion. Incubation experiments with or without nutrient rich intertidal water indicate that exported nutrients were again utilized by phytoplankton existing offshore. The Chl.a lost in the tidal flats was strongly indicated by the activity of filter-feeding bivalves. Above mentioned benthic-pelagic coupling processes were verified by a simple, 1-D ecological box model in which phytoplankton, detritus and nutrients are the model variations and predation and excretion of bivalves are taken into account. Banzu tidal flat plays roles not only in a sink of organic materials but also in a source of nutrients. Benthic-pelagic coupling process nearby the tidal flat is sustained mainly by the activity of bivalves, mediated by variations in immersion/emersion and the light intensity.

**Key Words:** tidal flat, benthic-pelagic coupling, chl.a, nutrient, self-purification

---

\* Head, Coastal Ecosystems Division, Marine Environment and Engineering Department

\*\* Former member of Coastal Ecosystems Division, Marine Environment and Engineering Department  
(Present, Graduate School of Eng., Tohoku Univ.)

\*\*\* Trainee of Coastal Ecosystems Division, Marine Environment and Engineering Department (Tokyo Kyuei Co.,Ltd)  
3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan

Phone : +81-468-44-5047 Fax : +81-468-44-6243 e-mail : nakamura\_y@pari.go.jp

## 目 次

要 旨 .....	35
1. まえがき .....	39
2. 観測方法 .....	40
2.1 対象海域 .....	40
2.2 現地観測 .....	40
2.3 培養実験 .....	41
3. 観測結果および考察 .....	44
3.1 干潟直上水の水質変動特性 .....	44
3.2 干潟一潮下帯における水質変動特性 .....	54
4. 生態系モデルによる解析 .....	60
4.1 生態系モデルの構築 .....	60
4.2 計算結果および考察 .....	64
5. 結論 .....	68
謝辞 .....	69
参考文献 .....	69

## 1. まえがき

干潟は、陸と大気の接する場所として、多くの生物が生息し、高い生物生産力を有している。一方で、干潟や藻場といった浅海域は、海水中の栄養塩を除去する能力を有しており、海域の水質浄化に大きな役割を果たしていることが指摘されている。しかしながら、高度成長期にあたる1970年を中心に沿岸部の開発が進み、全国で1978年以降に埋立や浚渫などにより、3,857haの干潟が消滅した。東京湾内湾域(観音崎と富津岬を結ぶラインから内側の海域と定義)についてみると、1930年代に136km<sup>2</sup>あった干潟が、1980年には10km<sup>2</sup>にまで減少しており(小倉1997)、現在100ha以上の面積をもつ自然干潟として残るものは、三番瀬・盤洲干潟・富津干潟のみとなった。一方、湾内のCODは、埋立の進行とともに増加を続け、1970年後半にピークとなり、その後下水道の整備に伴いやや減少したものの、以前として水質の悪化は深刻な問題となっている。

このような状況の中、近年、干潟や藻場の浄化能力が見なおされてきており、環境修復事業の一環として新たに干潟や藻場などの浅場再生が各地で行われている。また、2001年に「自然再生推進法」が施行され、今後ますます浅場再生事業が活発に行われることが期待される。一方、干潟や藻場などを再生する際にどれだけの環境浄化が期待できるかを正確かつ客観的に評価することは、費用対効果を算定する上で重要な課題である。干潟の費用対効果を扱った事例は限られているが、三河湾の一色干潟全体(10km<sup>2</sup>)において、懸濁物除去能力と標準活性汚泥法による下水処理施設との比較を試みた例がある(青山1996)。また、佐々木(1998)は青山が行なった手法を用いて、東京湾の干潟を対象に干潟の経済的価値について述べている。

ところで干潟は、「潮汐の干満周期によって干出と冠水を繰り返す砂泥質の平坦な地形」と一般に定義されており(栗原1980)、一般海域の中でも環境条件の変動が大きい海域である。この特異な特徴を有するが故に、我々の干潟に対する理解を困難にさせている。例えば、潮汐の干満周期による冠水干出を繰り返すことで水温・塩分・栄養塩といった水質の変動も大きくなる。これらの変動は、生物の活性や分布特性に大きな影響を与えると考えられる。したがって、干潟における水質変動の把握については浄化能力の評価を行うには、干潟の水質変動の時間スケールに十分留意し、そこに生息する生物の種類や活性の関連性を調べる必要がある。しかしながら、干潟における水質浄化能の算定や物質循環に関する現地観

測は、干潟泥面と直上水間の収支を評価し微小な空間で評価したものが多く(Kuwae 1998, Cowan et al. 1996)、代表性の問題に伴う水質浄化能の適正な評価や潮時、気象などの外部環境変化に伴う物質収支の変動を十分に把握できていない可能性がある。干潟周辺海域の水質変動は、日間での変動、特に干満と日射の変動の影響を受けると考えられるが(野村・中村 2002)、このような特徴に配慮した観測はほとんど例が無い。このことから、干潟上の水質浄化能を評価するためには、少なくとも1~2時間間隔での1日の集中観測を行う必要がある。さらに、干潟から沖合へ続く潮下帯では、干潟から流出した水塊の影響を受け、また逆に干潟では、潮下帯から干潟へ流入する水塊の影響を受けていると考えられる。干潟の物質循環あるいは浄化能力の評価を行なうには、干潟だけでなくそれに続く潮下帯も含めて総合的に評価することが重要である(門谷 1999)。

本研究の対象海域である盤洲干潟では、二枚貝が優占しており、東京湾においてアサリの重要な漁場となっているだけでなく(鳥羽 2003)、東京湾におけるアサリの浮遊幼生の発生源としても重要な場所であると考えられる(粕谷ら 2003)。さらに二枚貝は、大量の懸濁物をろ過することが知られており、この機能によって海域の植物プランクトンの発生を抑制し、水質浄化に大きな役割を担っていると考えられる(Cloern 1982, Officer et al. 1982)。盤洲干潟では、過去に二枚貝の分布調査やアサリの懸濁物除去能力の把握に関する研究が行われてきた(細川ら 1996, 磯野 1998, 小沼ら 2002)。一方で二枚貝は、無機栄養塩を排泄し底泥と直上水との栄養塩フラックスに大きく貢献していることが指摘されており(Magni et al. 2000, Kuwae 2001)、このような二枚貝の代謝が植物プランクトンの一次生産を促進する効果があることも指摘されている(Yamamuro and Koike 1993, Nakamura and Kerciku 2000)。干潟周辺海域の水質構造は、底生生態系である二枚貝と浮遊生態系である植物プランクトンが相互に作用しながら水質分布を決定していると考えられるが、二枚貝の代謝と干潟直上水の水質分布の形成過程との関連については明らかにされていない。

本研究では、まず盤洲干潟周辺海域において、2001年と2002年の夏季に水質に関する集中観測を実施し、潮汐周期に伴う岸沖方向の水質分布の時空間的な変動について述べる。次いで集中観測で得られた詳細な観測データを基にして、岸沖方向の水質分布を水平一次元生態系モデルによって再現する。最後にモデルで得られた結果から二枚貝が干潟周辺海域の水質分布形成にどのような影響を与えているのかについて考察を行う。



## 2. 観測方法

### 2.1 対象海域

本研究の対象海域は、東京湾の東岸に位置する前浜干潟である盤洲干潟から沖合の潮下帯の浅海域とした。盤洲干潟は長さが8km、沖側に約2kmの大きさを持ち、地形勾配は約1/1000と傾斜の緩やかな干潟である。底質は干潟全域にわたりほぼ一様な粒度組成をしており、中央粒径で約0.170mmの砂質干潟に分類される。同干潟は、東京湾におけるアサリ、ノリの主生産地となっており、漁業生産の場としてだけでなく、潮干狩りなどの親水の場としても利用されている。

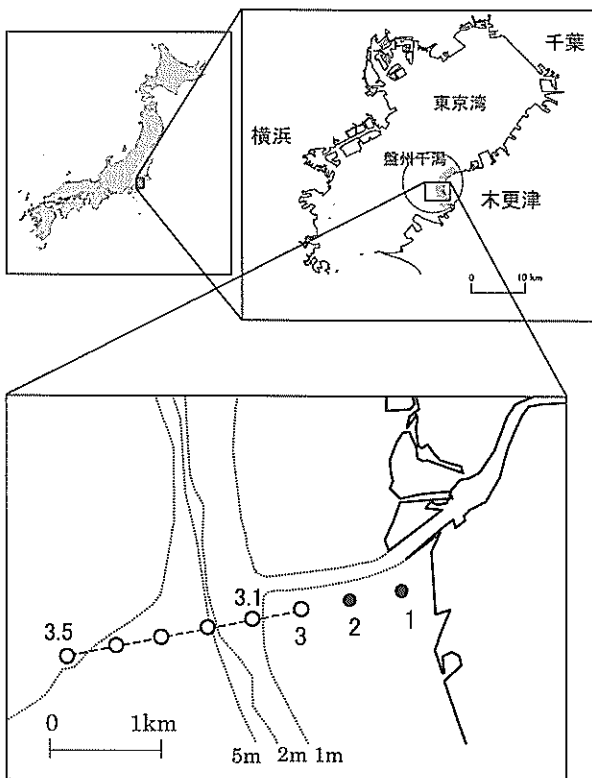


図 2-1 調査観測点図.

### 2.2 現地観測

現地観測は、2001年8月と2002年8月の2期間に分けて行なわれた(表2-1, 表2-4)。便宜上、2001年8月の観測期間を3つに区分し、大潮から中潮にかけて行なった観測を観測Ⅰ、小潮から若潮にかけて行なった観測を観測Ⅱ、それ以後の観測を観測Ⅱ'と称することにする。さらに、2002年8月については、中潮から大潮にかけて観測が行われたが、この観測を観測Ⅲと称することにする。観測を行った測点は、3期間ともに潮間帯の岸沖方向に3点設定し、観測Ⅲにおいては、潮間帯の測点だけでなく潮下帯

にも測点を5点設定した(図2-1)。4期間の共通する観測項目は、Stn. 1における空気中の光量子、および潮間帯の3点における水質計の連続設置による水深・水温・塩分である。なお、観測ⅢのStn. 3における水深データは測器の異常のため取得できなかった。各測器のサンプリング間隔は、10分間隔で行い、測器の設置は、埋没設置あるいは脚立上に固定(図2-2, 図2-3)し、光量子計と流速計を除いて、測器のセンサー部が海底直上から5~10cmの高さになるように設置した。光量子計のセンサー部については、海水に浸からないように十分な高さに設置し(海底直上約1m)、流速計のセンサー部については、海底直上から25cmの高さになるように設置した。以下、各観測期間の観測概要について述べる。

#### (1) 観測Ⅰ・観測Ⅱ

観測Ⅰ・Ⅱ(表2-2, 表2-3)では、係留観測と栄養塩分析のための自動採水器による採水(図2-2)、現地培養実験である。培養実験の詳細は、次節に述べる。係留観測については、Stn. 1において光量子、潮間帯の3点において水深、水温、塩分、流向流速、溶存酸素(DO)、濁度、Stn. 3においてChl. aを10分間隔で測定した。使用した測器は、水温塩分計(アレック電子(株); MDS-CT)、水温深度計(アレック電子(株); MDS-TD)、流向流速計(アレック電子(株); ACM16M)、蛍光光度計(Wet Labs社; DFLSB)、DO計(三洋測器(株); MDO)、濁度計(アレック電子(株); MTB)である。なお、測器のデータについては、観測ⅠからⅡの期間中連続してデータが得られている。採水は、Stn. 1(観測Ⅱの途中からStn. 2に移動した)とStn. 3において自動採水器(ISCO社; Model6700)を設置し、1時間毎に栄養塩とChl. a分析のための採水を行なった。自動採水器は、水位レベルセンサーにより冠水を検知した場合に底泥上5cmの直上水を1時間毎に採水できるように設定した。採水したサンプルは現場で濾過後、冷蔵保存し、実験室に持ち帰り、無機栄養塩( $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ )について栄養塩自動分析装置(ブランルーベ社(株); TRAACS800)を用いて分析を行なった。さらに、T-Nを銅・カドミウムカラム還元法(JIS K0102 45.4)、T-Pをペルオキシ二硫酸カリウム分解法(JIS K0102 46.31)により測定した(日本工業標準調査会 1993)。Chl. aについては、Lorenzenの吸光光度法により校正を行なった。濁度のキャリブレーションについては、カオリン溶液による標準検定結果を用いた。

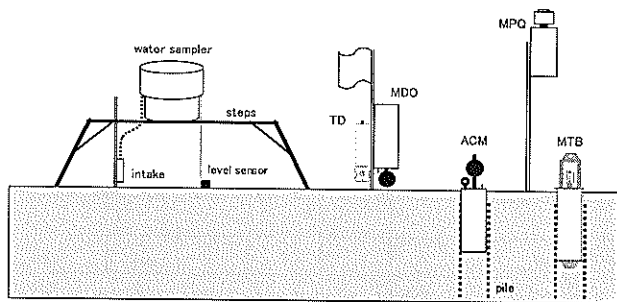


図 2-2 観測 I, II における係留観測および自動採水器の概要図。

(2) 観測 III

観測 III では、係留観測と平行して船舶を用いて多項目水質計による観測と採水を行った (表 2-5, 表 2-6)。係留観測 (図 2-3) は、Stn. 1 において光量子、潮間帯の 3 点において水深、水温、塩分、Chl. a, Stn. 2 と 3 において濁度を 10 分間隔で測定した。使用した測器は、水温塩分計 (アレック電子 (株); MDS-CT), 水温深度計 (アレック電子 (株); MDS-TD), 蛍光光度・濁度計 (アレック電子 (株); CLW), 蛍光光度計 (Wet Labs 社; DFLSB) である。さらに干潟上の連続観測と同時期の 8 月 22 日に小型船舶を用いて、定点岸沖方向の観測線上をすばやく移動しな

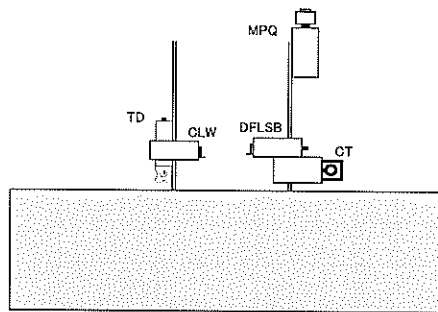


図 2-3 観測 III における係留観測の概要図。

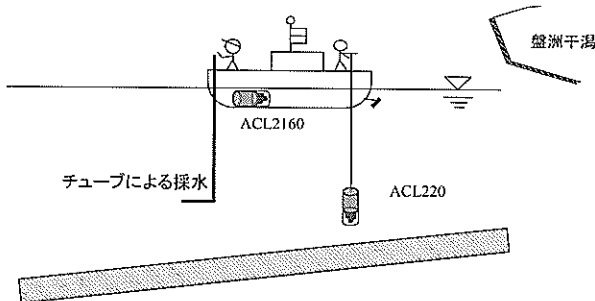


図 2-4 船上観測の概要図。

がらスポット的に水質の鉛直構造を測定する鉛直分布観測、船舶に同じ型の水質計を艦装し、連続的に水質を測定しながら干潟と沖合の岸沖方向に往復する水平分布観測、船上から栄養塩分析のための採水を行った (図 2-4)。一測線の移動に要した時間は約 1 時間である。測定項目は、水温、塩分、濁度および Chl. a とし、測器は、多項目水質計 (アレック電子; ACL220, アレック電子 (株); ACL2160) を用いた。表層水の採水については手酌ビーカーを用い、各層採水については、ビニールチューブを用いて所定の水深まで降ろし、船上から吸引し採水した。採水したサンプルは栄養塩分析と Chl. a 分析に用いた。サンプルは現場で濾過後、冷蔵保存し、実験室に持ち帰り、無機栄養塩 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) について栄養塩自動分析装置 (ブランルーベ社 (株); TRAACS800) を用いて栄養塩の分析を行い、Chl. a については、Lorenzen の吸光光度法により校正を行なった。濁度のキャリブレーションについては、ホルマジン溶液による標準検定結果を用いた。

2.3 培養実験

沖合へ流出した干潟直上水が数時間で増殖し、上げ潮時に再度流入してくる可能性を探るために培養実験を行なった。2001 年 8 月 7 日 (観測 I) に早朝 (7:00) の Stn. 1 における干潟直上水と早朝 (6:00) の沖合水 (Stn. 3.1 付近) を採水し、干潟直上水と沖合水の 1 対 1 の混合水、および沖合水 (同上) を準備した。容積 1l のボトルに、各々 1l, 4 本ずつ分注したものを恒温水槽内 (24°C) において屋外で培養した (図 2-5)。適当な時間間隔でボトルを各一本ずつ取り出し直ちに濾過して、Chl. a および無機態栄養塩濃度を測定した。

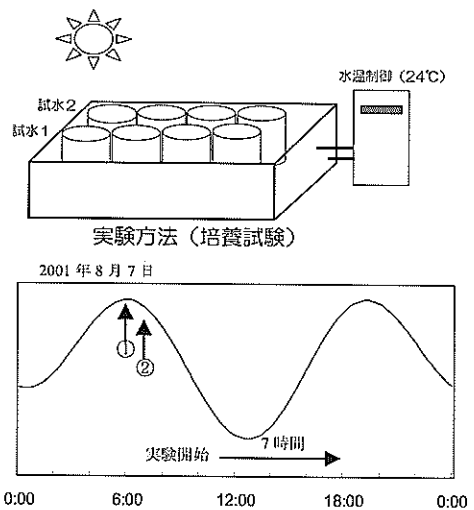


図 2-5 観測 I で行った現地培養実験の概要図。

①は沖合水, ②は干潟直上水の採水時刻。



表 2-1 2001 年 8 月(観測 I, II)における工程.

潮汐	大	大	中	中	中	小	小	小	長	若	中	中	大	大	大
日付	8/6	8/7	8/8	8/9	8/10	8/11	8/12	8/13	8/14	8/15	8/16	8/17	8/18	8/19	8/20
係留観測	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
栄養塩採水		○	○	○		○	○	○	○						
培養実験		○													

←
→

←
→

←
→

注) 大:大潮, 中:中潮 小:小潮, 長:長潮, 若:若潮

表 2-2 2001 年 8 月(観測 I・観測 II)の観測内容.

観測内容	測点	水質項目	概要
係留観測	Stn. 1~3	水深, 流速, 水温, 塩分, 濁度, DO, Chl. a, 光量子	干潟上(Stn. 1~3)の測点における水質計の係留による連続観測(測定間隔 10 分).
自動採水器による採水	Stn. 1, 3	T-N, T-P, DIN (NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N), PO <sub>4</sub> -P, Chl. a	Stn. 1 と 3 に自動採水器を設置し, 冠水を感じし, 1 時間毎に海底直上 5cm 直上水を採水. サンプルは栄養塩分析と Chl. a の補正に用いた.
現地培養実験	—	Chl. a, DIN, PO <sub>4</sub> -P	沖合水(Stn. 3. 1 付近)のみと, 干潟直上水と沖合水の混合水を現地において同じ条件下で培養し, Chl. a と栄養塩を分析.

表 2-3 2001 年 8 月(観測 I・観測 II)の観測項目.

水質項目 測点	水深	流速	水温	塩分	濁度	DO	Chl. a	光量子	栄養塩
Stn. 1	○	○	○	○	○	○	—	○	○ <sup>注1)</sup>
Stn. 2	○	○	○	○	○	○	—	—	○ <sup>注1)</sup>
Stn. 3	○	○	○	○	—	○	○	—	○
Stn. 3. 1~3. 5	—	—	—	—	—	—	—	—	—

注 1) St.1 での栄養塩は観測 I と観測 II の前半, St.2 での栄養塩は観測 II の途中から得られた

表 2-4 2002 年 8 月 (観測Ⅲ) おける工程.

潮汐	中	大	大
日付	8/21	8/22	8/23
係留観測	○	○	○
船上観測・採水		○	

注) 大: 大潮, 中: 中潮

表 2-5 2002 年 8 月 (観測Ⅲ) の観測内容.

観測内容	測点	水質項目	概要
係留観測	Stn. 1~3	水深, 水温, 塩分, 濁度, Chl. a, 光量子	干潟上 (St. 1~3) の測点における水質計の係留による連続観測 (測定間隔 10 分).
鉛直分布観測	Stn. 1, 3 Stn. 3. 1~3. 5	水深, 水温, 塩分, 濁度, Chl. a	8/22 において, 各測点で多項目水質計鉛直的に降ろし, 水質の鉛直構造を測定する鉛直分布観測.
水平分布観測	Stn. 1, 3 Stn. 3. 1~3. 5	水深, 水温, 塩分, 濁度, Chl. a	鉛直分布観測と同時に, 船舶に多項目水質計を艀装し, 岸沖方向に往復する水平分布観測.
船上から採水	Stn. 2, 3 Stn. 3. 1~3. 5	DIN (NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N), PO <sub>4</sub> -P, Chl. a	船上観測と同時にチューブを所定の水深に降ろし採水. 表層については手酌で採水. サンプルは栄養塩分析と Chl. a の補正に用いた.

表 2-6 2002 年 8 月 (観測Ⅲ) の観測項目.

測点	水質項目								
	水深	流速	水温	塩分	濁度	DO	Chl. a	光量子	栄養塩
Stn. 1	○	-	○	○	-	-	○	○	-
Stn. 2	○	-	○	○	○	-	○	-	○
Stn. 3	-	-	○	○	○	-	○	-	○
Stn. 3. 1~3. 5	○	-	○	○	○	-	○	-	○

### 3. 観測結果および考察

#### 3.1 干潟直上水の水質変動特性

ここでは、干潟上の岸沖方向に設けられた3点において得られた水質データを基に、干潟直上水の潮汐に伴う岸沖方向の水質の時空間変動特性について考察する。

##### (1) 干潟上における物理環境特性

2001年8月に観測された干潟上の測点における流速ベクトルの時間変化を図3-1に示す。また、アメダスによる木更津の風向風速データ(1時間毎)、各測点の水深も同時に示した。全体的にみると干潟上の流動は、潮汐の干満によって流向が反転しているケースもみられるが、一方で、潮汐の干満に伴う流向の反転が不明瞭であるケースもみられる。盤洲干潟上の流動は、潮汐と同時に風の影響も大きく受けることが示されており(古川ら 2000, 内山 2001)、潮汐と風の影響の度合いに応じて変動していると考えられる。例えば、8月6日から9日にかけて卓越した風はみられないため、流れは潮汐に応じた変動が顕著である。逆に8月18日から19日にかけて南風が連吹しており、干潟上の流れも南向の流れが卓越していることから風の影響を大きく受けているものと考えられる。

次に2001年8月6日から20日において得られた干潟上の冠水時における流速データについて、測点ごとに流速出現頻度と16方位別流向出現頻度を算出した(図3-2, 図3-3)。流速値は、3 cm/s ごとに出現頻度を示しており、最も頻度が高い流速値は、各測点とも $3 \leq v < 6$  (cm/s) で、測得データに対する割合は、いずれも30~40%程度であった。また、21 cm/s 以下の流速値は、各測点の全データに対して90%以上を占めていた。流向については、Stn. 3とStn. 1において南南西へ向かう流れが卓越しており、Stn. 2においては北北東と南南西の流れがほぼ同じ割合で出現していた。さらに詳しくみるため、上げ潮時(図3-4)と下げ潮時(図3-5)の2つに分けて出現頻度を算出した。上げ潮時と下げ潮時の判定は、同時刻における君津港の潮位データを基にして、その潮位変動が増加している時は上げ潮時、減少している時は下げ潮時と定義し、それぞれのデータについて解析を行った。下げ潮時は、各測点とも南南西へ向かう流れが卓越していた。一方上げ潮時は、Stn. 1, 2, 3, それぞれ南, 北北東, 南南東に向かう流れが卓越していた。上げ潮にもかかわらず、Stn. 2以外は岸側へ向かう流れが卓越していないことがわかった。一般に前浜干潟に分類される盤洲干潟は、河川からの淡水の流入の影響が少ないことから、干潟上の流れは、岸沖方向の流れが卓越すると考えられ

る(Le Hir et al. 2000)。しかしながら、岸沖方向の流れが卓越しない要因として考えられるのは、干潟上の流れは風の影響を大きく受けることで循環流などが形成されている可能性などが上げられる(古川ら 2000)。

水温については、全般的に岸側の測点ほど高く沖側で低い傾向が見られた(図3-1)。特に日射量が顕著である8月16日, 17日において、岸側の測点と沖側の測点の差は、Stn. 1冠水直後では6°Cにも達し時間とともに勾配は緩やかになっていった。両日とも昼間干潟が干出しており、この間に地中温度が上昇し、上げ潮時では直上水が温められながら流入してくるため、岸側ほど高くなることからこの現象を説明できる。一方、岸側の測点で水温が低く沖側で高い場合もいくつか見られた。水平方向の水温勾配は、前者ほど顕著ではない。このような現象は、主として夜間干出している条件にみられる。これは、夜間干出していることで地表面温度>気温であれば地中から大気へと熱が放出され、冠水した水塊の水温よりも地中温度が低くなっていると直上水は冷却され、岸側の測点で低くなっていると考えられる。このような干潟底泥と直上水の温熱環境については、すでにいくつかの報告例があり(水鳥ら 1983, 水鳥・曾我 1987, 江口ら 1998, 松永ら 1998)、数値シミュレーションなどを用いて干潟域の地熱温度や干潟周辺海域における水温分布の再現が試みられている。ところで、干潟に生息する生物の大部分は底泥中あるいは底泥表面に生息しているため、底泥の温熱環境が生物の活性に影響を与えている可能性は十分考えられる。例えば、底生微細藻類の光合成活性(Guarini et al. 1997)、二枚貝の濾過速度(細川ら 1996)や呼吸速度(磯野ら 1998, Inoue&Yamamuro 2000, 磯野・中村 2000)は、温度に大きく依存することから、底泥の温度環境がこれらの活性に大きな影響を与えるものと考えられる。今回の観測では泥温については測定されていないが、生物活性の影響を調べるためには、今後干潟の調査を行なう際、追加されるべき項目であろう。

塩分については、観測IとIIでは変動幅が大きく異なっている。観測Iでは、塩分の変動はStn. 3で31PSUとほぼ一定であったが、観測IIでは12日に降雨が観測され、Stn. 3では27~31PSUと観測Iよりもより大きく変動し、他の測点においても観測Iと比べると低塩分になっていた。塩分の岸沖方向の空間分布については、観測期間の大部分が岸側の測点ほど低い傾向がみられた。

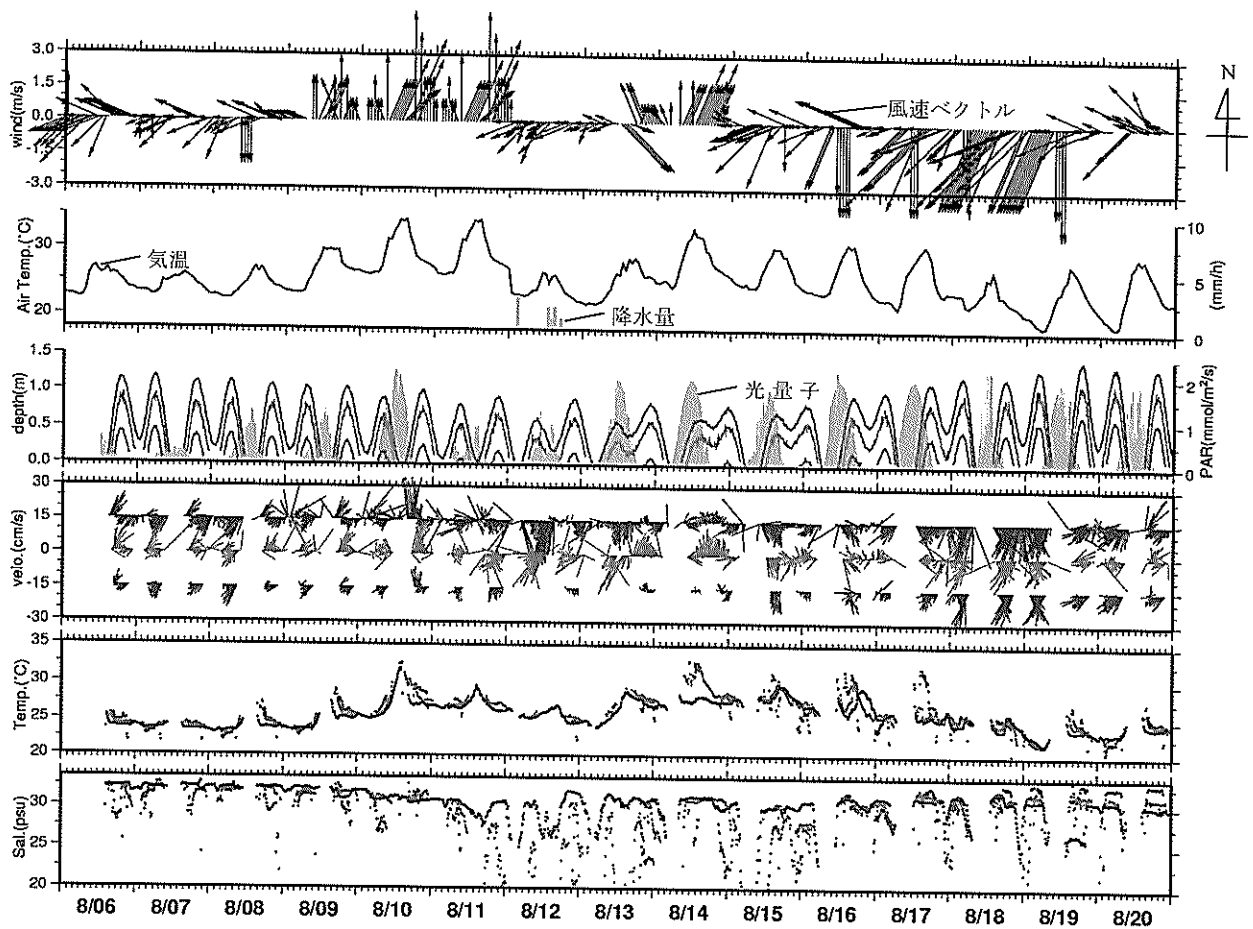


図 3-1 アメダス(木更津)の風速ベクトル, 気温, 降水量, Stn.1 における空気中の光量子量, 干潟上の 3 測点における水深, 流速ベクトル, 水温, 塩分の時間変化.

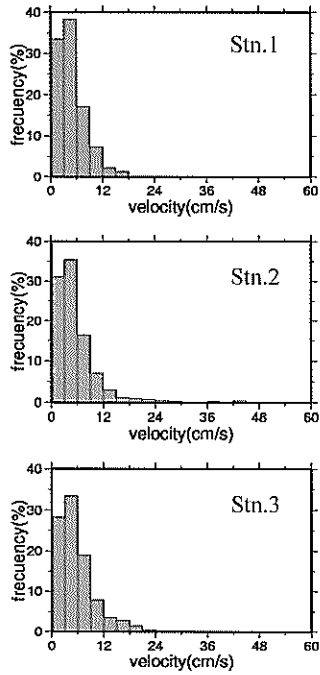


図 3-2 各測点における流速出現頻度。  
※期間：2001年8月6日～20日。

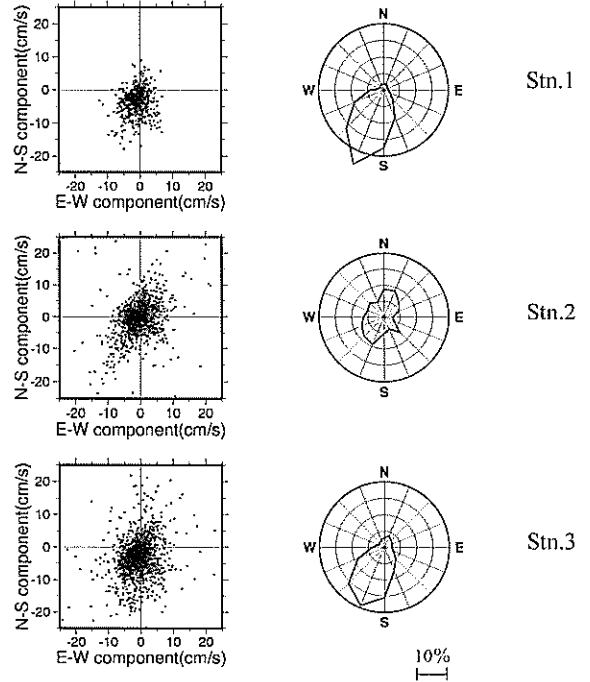


図 3-3 流速値のXYプロットおよび16方位別出現頻度。  
※期間：2001年8月6日～20日。

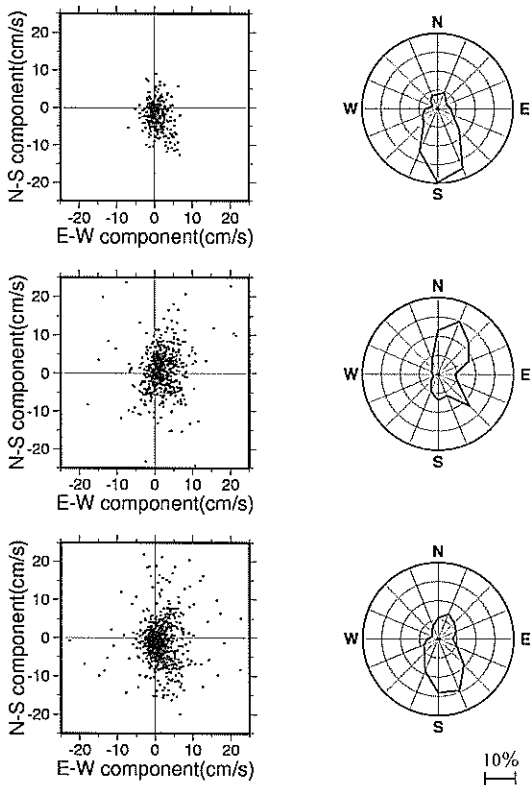


図 3-4 流速値のXYプロットおよび16方位別出現頻度。  
※期間：2001年8月6日～20日の上げ潮時。

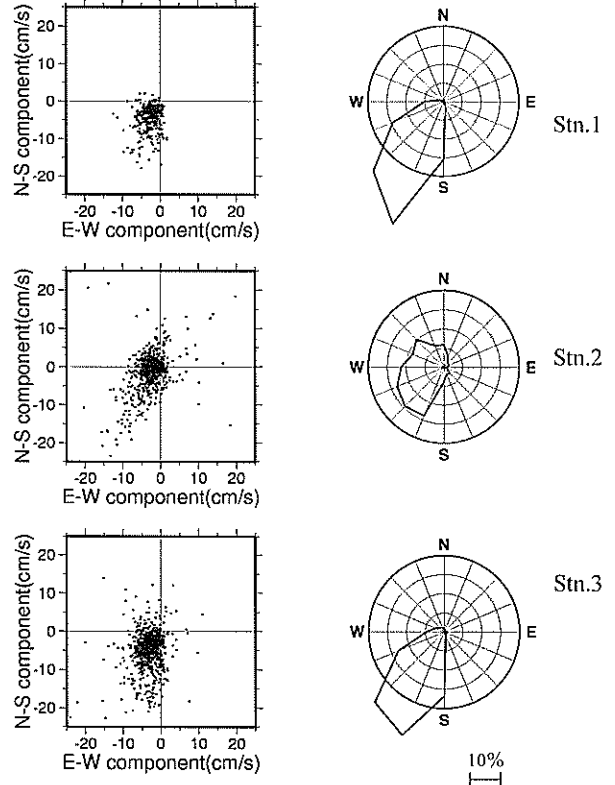


図 3-5 流速値のXYプロットおよび16方位別出現頻度。  
※期間：2001年8月6日～20日の下げ潮時。

(2) 干潟上における水質変動

観測Ⅲにおける木更津アメダスの風速ベクトル・気温、干潟上の3点における水深 (Stn. 3は欠損した)・水温・塩分・Chl. a・濁度の時間変化、空気中の光量子量を図3-6に示す。この期間において、降水は観測されなかったが、観測日前の8月18日と19日において、それぞれ10, 91 mmの降水が観測されている。潮汐パターンは朝と夕に冠水し、昼と夜に干出するパターンであった。Chl. aに注目すると、Stn. 3では上げ潮とともに増加し、満潮時で極大をとり、下げ潮時に減少するという潮汐の干満周期に応じた変動を示したが、Stn. 1と2については潮汐の変動と明瞭な関係はみられなかった。水平方向の濃度分布は、沖側の測点で高く、岸側で低かった。同時期に行なった船上観測(8月22日)の採水で得られた無機栄養塩の水平分布(図3-16)のパターンをみるとChl. aの分布と逆のパターンを示していた。干潮時であ

る8月21日の20時~翌日の1:00の時間帯においては、Stn. 2と3で高いChl. aがみられ、水深が最も浅くなっている時間でChl. aは極大となっていることがわかる。Stn. 3では濁度とともに増大していることから底泥に付着していた底生藻類が巻上がった結果を反映していると思われる。一方、Stn. 2については濁度との関連はみられなかった。この時間帯の塩分値は20psu以下を示していたことから、Chl. a濃度の高い水塊が運ばれてきた可能性が考えられる。

観測Ⅰにおける各種水質、光量子の時系列データを図3-7示す。この期間の潮汐による干満と日射の関係は朝と夕に冠水し、昼と夜に干出するパターンであり、潮汐は大潮から中潮へと変化していた。また、この期間中、降雨は観測されず、8日、9日は曇りであった。無機栄養塩類の変動をみると、Stn. 3では満潮時に低く干潮時に高くなる傾向がみられた。これは岸沖方向において、無機栄養塩の濃度分布が形成され、その水塊が流出入するためである(野村・中村 2002)。岸沖方向の濃度分布は、沖側で低く(岸側で高く)、Chl. aの空間分布とは逆であることがわかる。またT-N、T-PもDINとPO<sub>4</sub>-Pの変動に同調して推移することがわかる。なお、DINに占めるNH<sub>4</sub>-Nの割合は8割を占め、大部分がNH<sub>4</sub>-Nであった。一方、Chl. aの時間変動と空間分布は、無機栄養塩とは逆のパターンを示していた。観測ⅠとⅡではStn. 3のみChl. aを測定しているが、観測Ⅲとの結果とあわせて考えると、Chl. aは岸側で低くなっていることが推察される。このように水質の濃度分布が生じる原因としては、沖合から流入してくる水塊が干潟上を移動する過程で底泥からの消費あるいは供給を受けた結果であると考えられる。盤洲干潟において、底生生物は圧倒的に二枚貝が優占している(小沼ら 2002)。このことから、Chl. aの変動は二枚貝による捕食、無機栄養塩の変動は二枚貝による排泄あるいは底泥そのものからの溶出などが考えられる。また、干潟流入水のChl. a濃度を時間毎に比較すると、夕刻に流入してくるパターンで高く、夜間に流入してくるパターンでは低くなっている。これは、昼間から夜間へ移行する1潮汐目では、沖合で植物プランクトンがDINを取り込み増殖した結果、Chl. a濃度の高い水塊が流入するのに対して、夜間から昼間へ移行する2潮汐目では、沖合で植物プランクトンの光合成が行なわれず、Chl. aの増加がみられないまま流入するという違いを反映しているものと推察される。

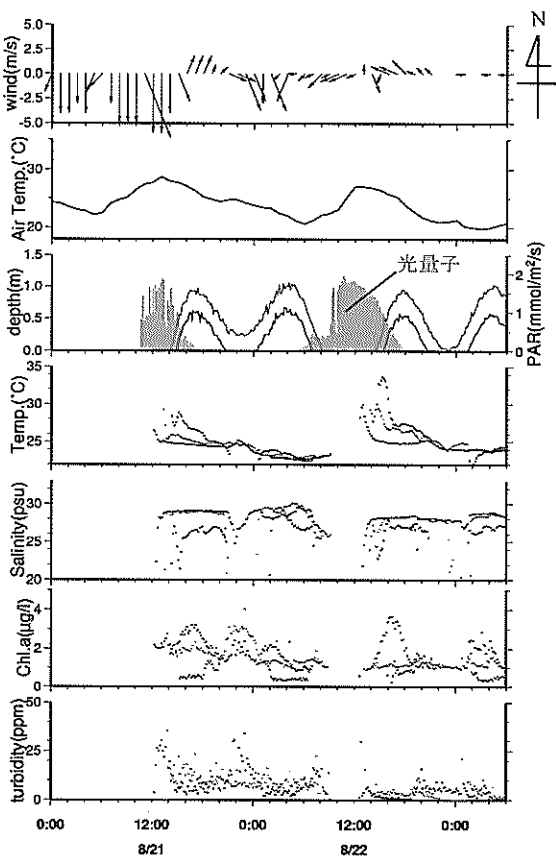


図3-6 観測Ⅲにおける水質の時間変化。

凡例

- — Stn.3
- — Stn.2
- — Stn.1

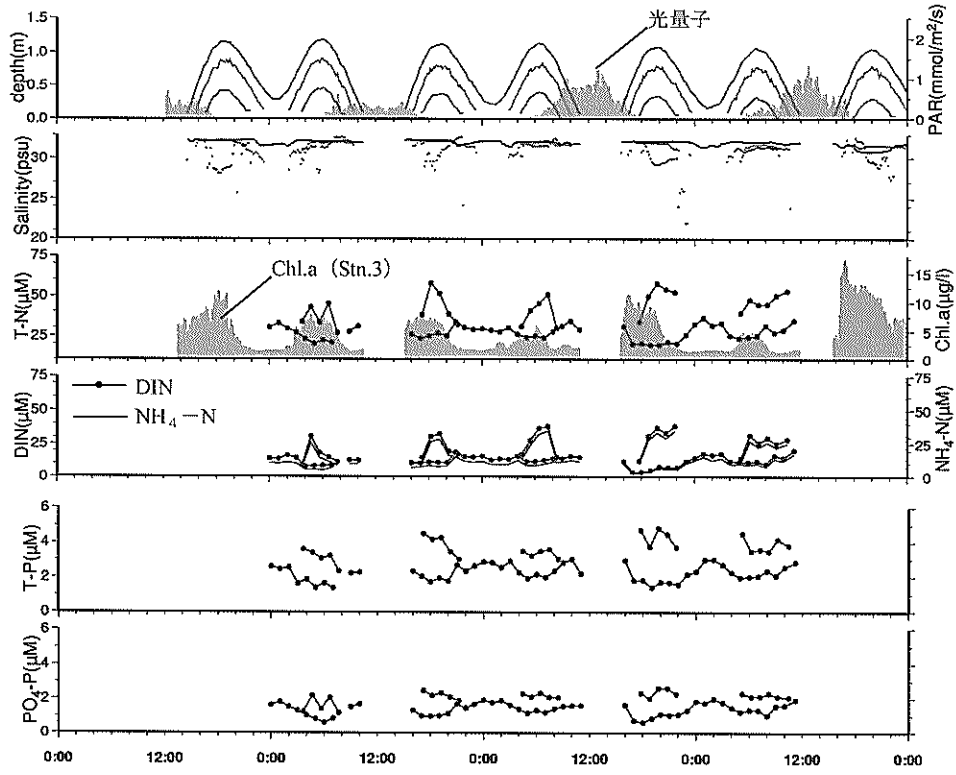


図 3-7 観測 I における水質の時間変化。  
 ※光量子量, 水深, 塩分については図 3.1 と同じ。

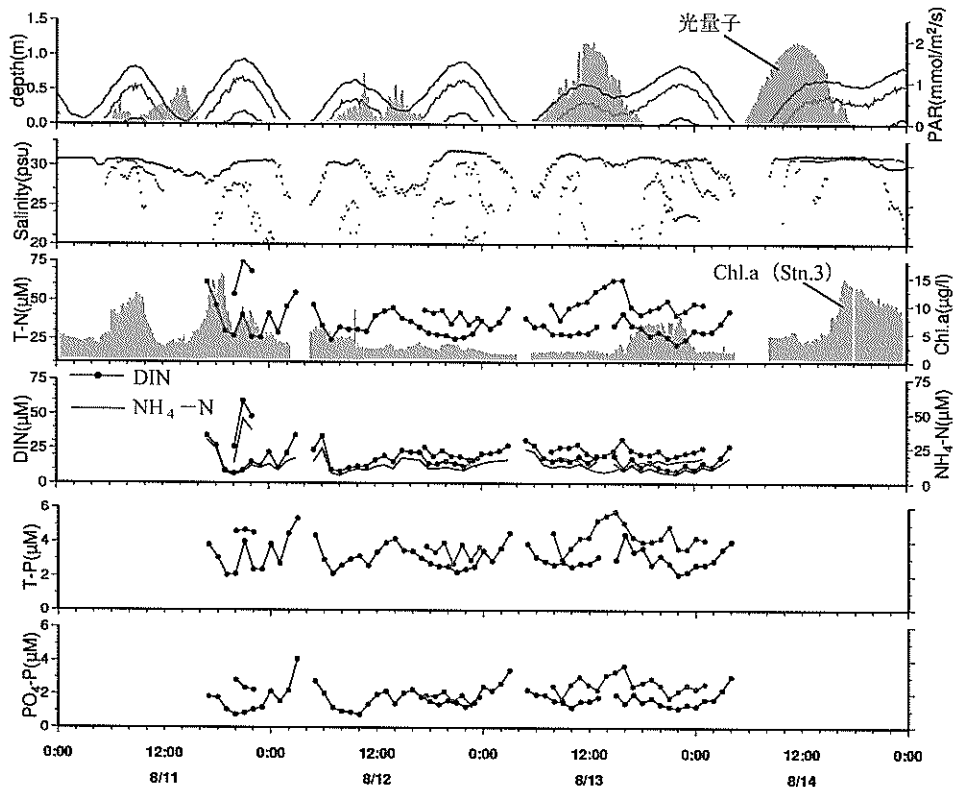


図 3-8 観測 II における水質の時間変化。  
 ※光量子量, 水深, 塩分については図 3.1 と同じ。

凡例

●	—	Stn.3
○	—	Stn.2
△	—	Stn.1



観測Ⅱにおける各種水質、光量子の時系列データを図3-8示す。この期間の潮汐による干満と日射の関係は日中冠水し、朝に干出するパターンであった。また、潮汐は小潮から若潮へ変動しており、潮位変動も小さかった。DIN,  $PO_4\text{-P}$  の推移をみると潮汐に対応した緩やかな変動であった。濃度は、観測Ⅰに比べて高濃度で推移した。特に12日は、 $NO_2\text{-N}+NO_3\text{-N}$  濃度が干潮時に13日に比べて高い値を示した。降雨に伴う淡水流入の影響によるものと思われる。Chl. a は、13日、14日の午後は潮汐に対応したピークを示したが、それ以外には明確なピークがみられなかった。この理由としては、小潮期のため潮位の変動が小さく、干潟沖合との海水交換が少なかったためと考えられる。

次に河川水との関連について検討してみる。干潟上の各測点における塩分値に対する栄養塩類データのプロット図を、観測Ⅰ(大潮期)と観測Ⅱ(小潮期)に分けて示した(図3-9, 図3-10, 図3-11, 図3-12)。なお、観測ⅠではStn. 1およびStn. 3, 観測ⅡではStn. 2およびStn. 3の相関図を示してある。沖側であるStn. 3の各栄養塩類について(図3-10, 図3-12), 観測Ⅰ, Ⅱともに統計的に有意な検定結果が得られたが( $P < 0.05$ ), Stn. 1(観測Ⅰ)では(図3-9), 有意な検定結果が得られなかった。仮に栄養塩類が河川起源であれば、河口に近いほど相関が高くなる傾向を示すと期待される。DINについてみると沖側の測点(Stn. 3)で相関が高くなっていることから、DINの河川からの供給は少ないと考えら

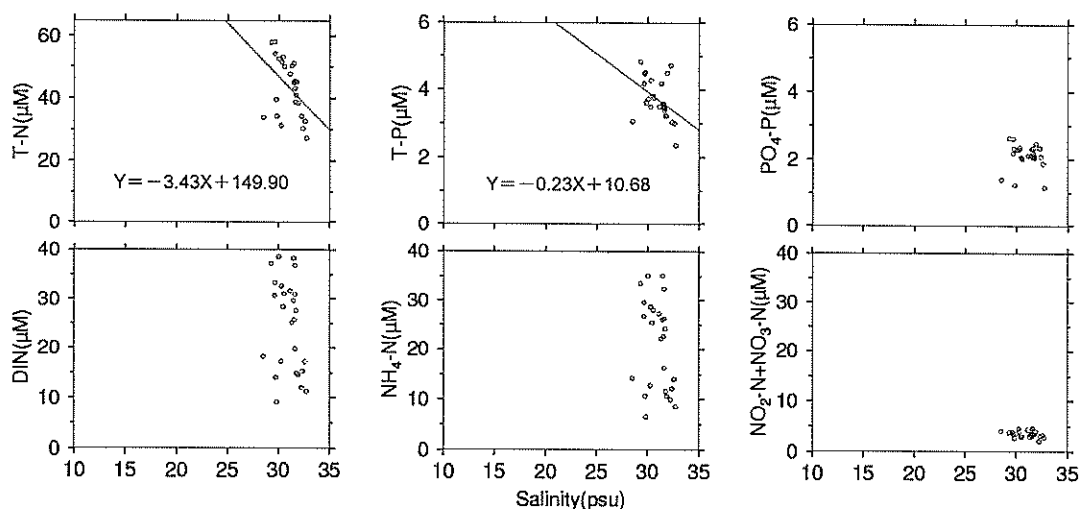


図3-9 観測ⅠにおけるStn. 1の栄養塩と塩分のプロット図。近似直線は統計的に有意( $P < 0.05$ )。

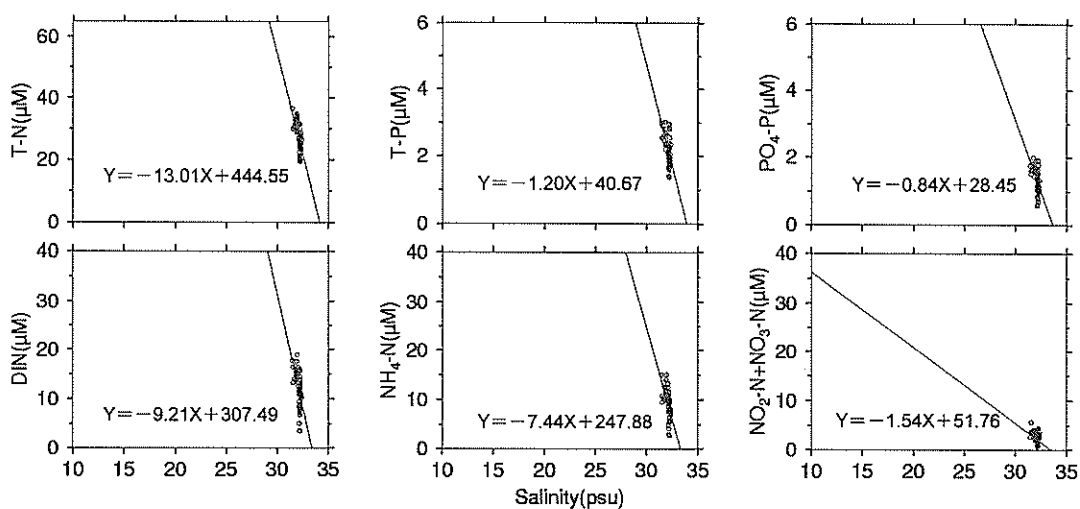


図3-10 観測ⅠにおけるStn. 3の栄養塩と塩分のプロット図。近似直線は統計的に有意( $P < 0.05$ )。

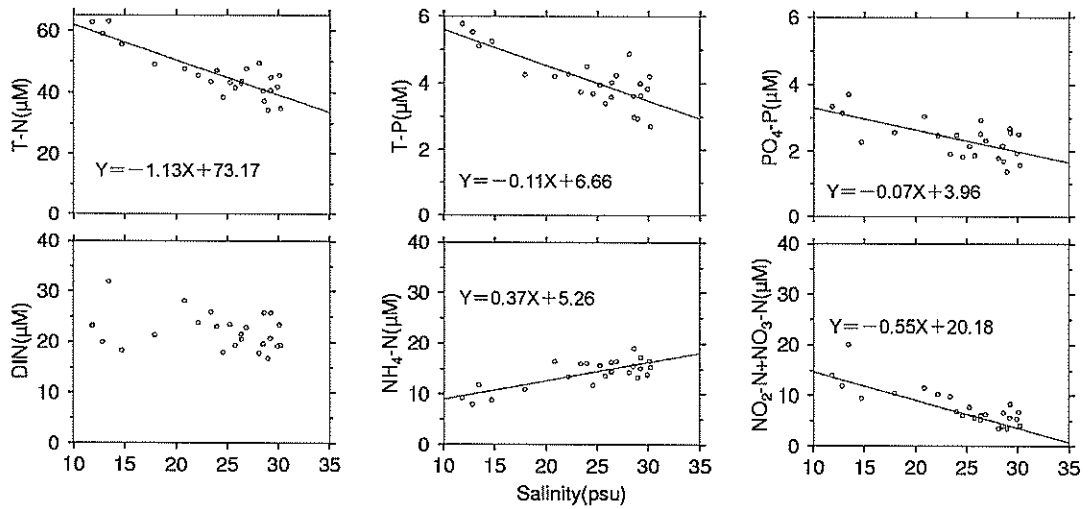


図 3-11 観測Ⅱにおける Stn. 2 の栄養塩と塩分のプロット図. 近似直線は統計的に有意 ( $P < 0.05$ ).

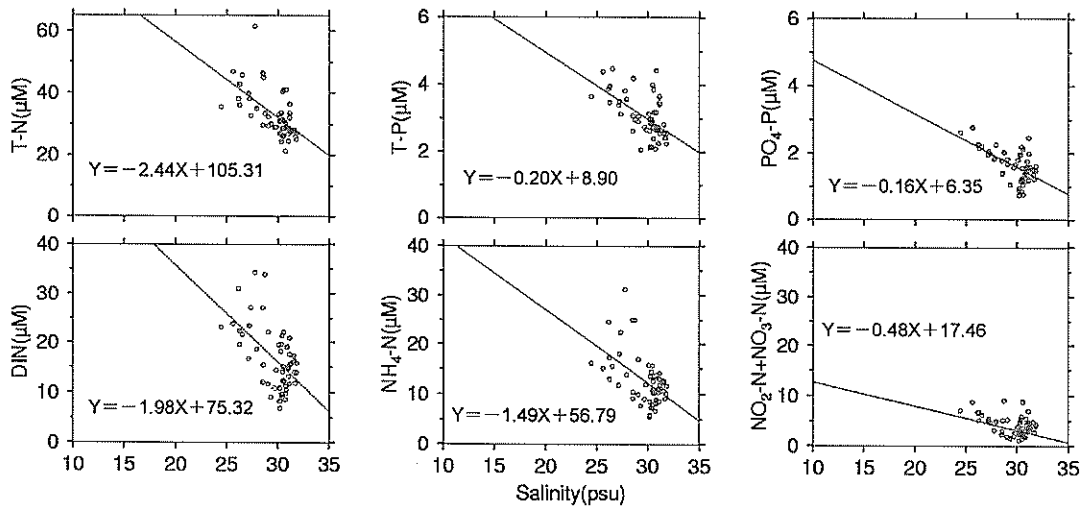


図 3-12 観測Ⅱにおける Stn. 3 の栄養塩と塩分のプロット図. 近似直線は統計的に有意 ( $P < 0.05$ ).

れる。また、観測Ⅱの  $\text{NH}_4\text{-N}$  と塩分の相関についてみると (図 3-11), 正の相関がみられる。この結果は,  $\text{NH}_4\text{-N}$  は河川由来でなく海域から供給されたことを強く示唆している。さらに、過去 5 年間で小櫃川における月毎の公共用水域データ (千葉県環境保全部水質保全課 2001) から、DIN の主体は  $\text{NO}_3\text{-N}$  であり、 $\text{NH}_4\text{-N}$  が DIN に占める割合は、平均で 15% 程度であった。観測期間の干潟直上水の DIN の大部分は、 $\text{NH}_4\text{-N}$  であったことから干潟上の DIN の主要な供給源とはならないと考えられる。Kuwaie (2002) はアクリルコアを用いた実験を行い、直上水と堆積物の無機栄養塩のフラックスを求め、 $\text{NH}_4\text{-N}$  と  $\text{PO}_4\text{-P}$  のフラックスの空間的な変化は、二枚貝の排泄による寄与が大きいことを述べている。また、Montani et

al. (1998) は、瀬戸内海に面した河口干潟で水質調査を行い、 $\text{NH}_4\text{-N}$  のソースは干潟上のベントス、特に二枚貝の排泄による寄与が大きいとしている。以上のことから、底泥からの無機栄養塩の供給は、干潟上に生息する二枚貝の排泄による結果と推察される。さらに岸側の測点では、二枚貝以外に腹足類であるホソウミナナが数多くみられたことから、局所的にこれらの排泄の寄与が大きくなっている可能性も否定できない。過去の調査においても岸側の測点では、ホソウミナナが優占してみられることがある (細川ら 1996)。和自干潟では、底泥からの  $\text{NH}_4\text{-N}$  フラックスは、ホソウミナナの寄与が大きいとされている (児玉 2002)。

次に冠水直後の直上水の変動について注目してみる。

冠水直後の栄養塩は、大きな値が観測されていることがわかる。これは干出時に間隙水に蓄積された高濃度の栄養塩が冠水と同時に直上水へ供給された結果であると考えられる。干出中にこのような現象は、いくつかの報告例があり (Falcão and Vale 1998, Rocha 1998), 盤洲干潟においても頻繁にみられる現象である (野村・中村 2002, Kuwae et al. 2003)。この現象は、間隙水と直上水の濃度差に起因する分子拡散だけでは説明できないことから (Kuwae et al. 2003), 乱流混合あるいはバイオ

ターベーションによる擾乱などが要因として考えられる。

図 3-13 と図 3-14 で示されるように、岸沖方向の DO 濃度分布は、沖側で高く岸側で低いというパターンが大部分であった。これは沖側の DO 濃度の高い水塊が干潟内へ流入し、ベントスの呼吸によって酸素が消費されるため岸側ほど DO 濃度が低くなるためであると推察される。一方、岸側において DO 濃度が高くなるケースもいくつかみられた。例えば観測 II の 8 月 13 日の日中において、DO 濃度は岸側の Stn. 2 のほうが Stn. 3 よりも高いことがみ

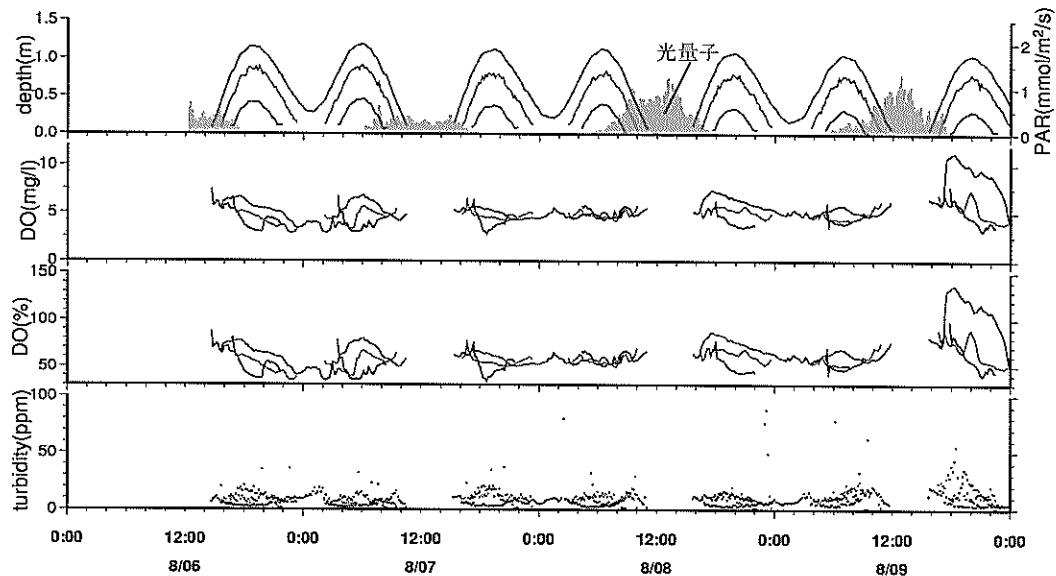


図 3-13 観測 I における DO と濁度の時間変化。

※光量子量, 水深, 塩分については図 3.1 と同じ。

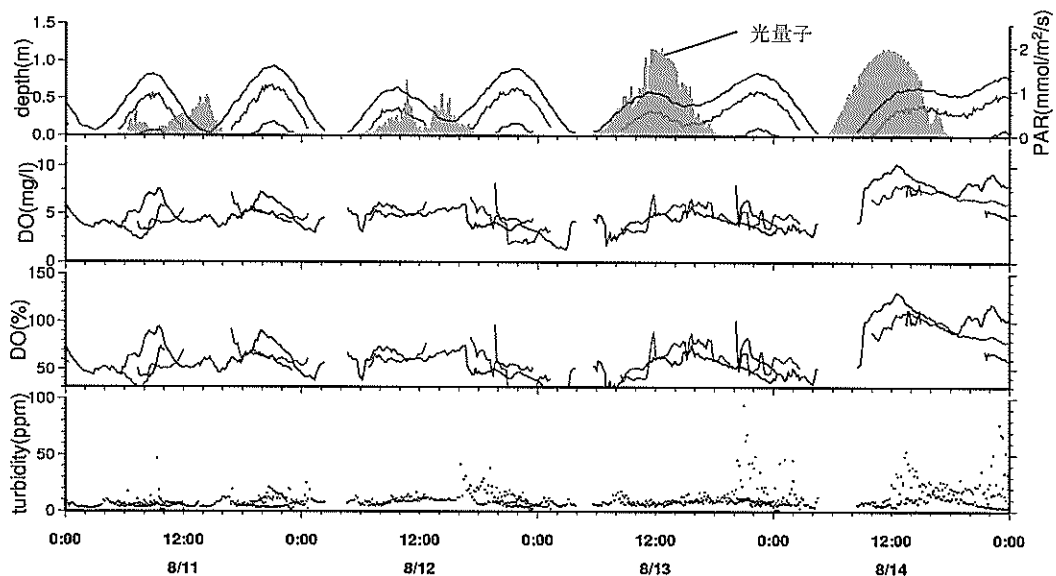


図 3-14 観測 II における DO と濁度の時間変化

※光量子量, 水深, 塩分については図 3.1 と同じ。

凡例

●	—	Stn.3
○	—	Stn.2
●	—	Stn.1

てとれる(図3-14)。これは、底生藻類の光合成によって、底泥から直上水へ酸素の供給を受けた結果であると推察される。干潟上における底生藻類の岸沖方向の分布は、日射や干出時間に依存しているといわれており、岸側で高いことが報告されている(児玉・松永 1999, Guarini et al. 2000)。盤洲干潟においても過去の調査結果より底生藻類の岸沖方向の分布は、岸側で高く沖側で低いことが確認されている(未発表)。このように日中干潟が冠水しているときは、干潟直上水と底泥間の酸素フラックスは、場所によっては酸素生産が消費を上まわる可能性が示唆される。

濁度については、これまでの報告と同様に、満潮時には低い値を示し、冠水直後と冠出直前に高い濃度がみられた(古川ら 2000)。また、岸沖方向の分布をみると岸側の測点ほど濃度が高かった。これは、上げ潮初期の流速の増大に伴い、底泥からSSを巻き上げながら移流によって岸側に運ばれるためと考えられる。観測Ⅰでは、各測点において冠水直後の汀線水を採水し、Chl. a、フェオ色素、栄養塩類について分析した結果、Chl. a以外の項目について岸側ほど顕著に高くなっていった(野村・中村 2003)。先に述べたようにChl. aの分布については、沖側で高い。一方、濁度について岸側で高くなるのは、Chl. aで示されるような植物プランクトンではなく、これらの残骸であるデトライタス(フェオ色素)や鉋物などの干潟表面に堆積していたものが、再懸濁によって巻き上がったものが濁度として観測されている可能性が考えられる。

(3) 物質収支の変動

ここでは、観測ⅠとⅡのStn. 3において観測された栄養塩とChl. aのデータを用いて、水-干潟堆積物間のフラックスを算定し、大潮期と小潮期との違いについて検討する。

一般に干潟上の流れは、河川流入の影響が小さい場合、岸に平行な流れよりも岸沖方向の流れが卓越する(Le Hir et al. 2000)ことから、干潟にはStn. 3を経由して物質が流出入し、タイダルプリズムによる岸沖方向の流れを仮定した。下げ潮時に干潟から流出する物質質量から上げ潮時の流入量を差し引き、干潟上から放出あるいは吸収された量となる。これを干潟の面積(=冠水距離)と冠水時間で除算することにより、見かけ上、干潟堆積物から移行したフラックスが求められる。干潟は干満周期により冠水距離が時間的に変動するため、冠水距離×冠水時間(DT)は、実測水深から求めた冠水距離と冠水時間の積を積分することで求めた。なお、実測水深から求められる冠水距離がStn. 3から護岸までの距離(1179m)以上であれば、Stn. 3から護岸までの距離を冠水距離とした。以上を数学的に表現すれば、式(1)のように表すことができる。

$$F = \int_{T_f}^{T_e} C(t) \cdot Q(t) \cdot dt / DT \quad (1)$$

F ; 1潮汐におけるみかけの物質フラックス  
(Chl. a :  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$ , 栄養塩類 :  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ )  
C(t) ; Stn. 3における物質濃度  
(Chl. a :  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 栄養塩類 :  $\mu\text{mol}/\text{m}^3$ )

表3-1 干潟内への見かけの流出入フラックス(負は干潟への吸収を表す)および各期間における積算光子量。

冠水時間	Chl.a	T-N	DIN	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	T-P	PO <sub>4</sub> -P	積算光子量
① 8/08 15:30~ 8/09 01:10 (観測Ⅰ)	-651	51	360	323	24	-20	32	2.0
② 8/09 01:10~ 8/09 12:00 (観測Ⅰ)	-91	391	255	211	35	23	13	9.4
③ 2 潮汐合計 (観測Ⅰ)	-358	229	305	264	30	2	22	11.4
④ 8/13 05:20~ 8/13 14:50 (観測Ⅱ)	-12	-593	-420	-313	-77	-56	-33	34.0
⑤ 8/13 14:50~ 8/14 04:50 (観測Ⅱ)	-120	172	79	96	-9	3	11	5.2
⑥ 2 潮汐合計 (観測Ⅱ)	-85	-77	-83	-37	-31	-16	-4	39.2

UNIT : Ch.a ; ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$ ) , 栄養塩類 ; ( $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ ) , 積算光子量 ; ( $\text{E}/\text{m}^2$ )

$Q(t)$  ; 干潟への単位幅当たりの流出量 ( $\text{m}^2/\text{h}$ )

$$= \left( \frac{dA}{dt} \right)$$

$A(t)$  ; Stn. 3より岸側の干潟直上水の縦断面 ( $\text{m}^2$ )

$$= \left( \frac{h(t)^2}{2 \cdot \tan(i)} \right)$$

$DT$  ; 冠水距離・冠水時間 ( $\text{m} \cdot \text{h}$ )

$$= \int_{T_f}^{T_e} \frac{h(t)}{\sin(i)} \cdot dt$$

$h(t)$  ; Stn. 3における実測水深 ( $\text{m}$ )

$T_f$  ; Stn. 3における冠水始めの時刻

$T_e$  ; Stn. 3における冠水終わりの時刻

$i$  ; 干潟勾配 ( $=1/1, 370$ )

ここで  $Q(t)$  は下げ潮時には正、上げ潮時には負となる。ここで注意すべき点は、底泥と干潟堆積物間のやり取り以外にも水中における消費・生産過程も含んでいることを念頭においておく必要がある。

大潮期（観測Ⅰ）と小潮期（観測Ⅱ）における流出入フラックスを表3-1に示す。表中の①②④⑤は、各1潮汐間におけるフラックスで、③、⑥はそれぞれ観測ⅠとⅡの2潮汐間におけるフラックスを表している。正の値は干潟への放出、負の値は干潟への吸収を表している。

大潮期と小潮期の2潮汐間におけるChl. aフラックスを比較すると、いずれも吸収を示していた。大潮期と小潮期とを比較すると、小潮期では潮位変動が小さく沖合からのChl. aの流入が少なかったことが考えられる。さらに1潮汐間でみても、①②④⑤いずれもChl. aは吸収を示しており、吸収フラックスは①が最も大きいことがわかる。このようなChl. aのフラックスの差が生じる原因は、夕刻に流入する①/⑤と夜間に流入する②/④を比較すると（図3-7）、前者では干潟沖合で光合成によって増殖した植物プランクトンが流入し、後者では夜間であるために増殖が行なわれないまま流入するためと考えられる。ここで粒状有機態窒素（PON）が植物プランクトンで構成されると仮定し、Chl. aフラックスからPONフラックスへと換算してみる。C/Chl. a=50、C/N=5.7とすると、N/Chl. aは8.8となる。これをChl. aフラックスに乗じて、PONに換算すると、①については $-408 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ となり、①のDINフラックスと比較すると同オーダーとなった。これは、盤洲干潟においてボックスモデル解析より佐々木（1997b）が示した、上げ潮時に流入する植物プランクトンに相当するDINが下げ潮時に流出するという結果を支持している。また、佐々木（1997b）は、Chl. aの干潟内への取り込みは、二枚貝による捕食によることを示唆してい

る。

栄養塩類については、大潮期で放出、小潮期で吸収を示していた。ここでは、無機栄養塩類（DIN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ）について注目し、1潮汐間でみても、小潮期である④において吸収を示し、それ以外では放出を示していた。①②④⑤それぞれのDIN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ フラックスと積算光子量を比較すると、放出フラックスが最も大きい①では積算光子量は最も小さく、吸収フラックスが最も大きい④では積算光子量は最も高いことがわかる。以上の結果からDIN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ フラックスは積算光子量と関係があると思われる。ここで、吸収フラックスを支配する要因について考察してみる。Kuwaie（2002）によれば、明暗条件下での培養実験結果から底生藻類による直上水のDIN吸収フラックスは、 $176 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ と報告し、またこの実験方法では暗条件下での底生藻類のDIN吸収を評価できなかったため、実際は、この値よりも吸収フラックスは大きくなると述べている。④におけるDIN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸収フラックス比（N/P比）は13:1であった。DIN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸収フラックスが、底生藻類や植物プランクトンによって行なわれるとN/P比はレッドフィールド比であるN/P比（16:1）となるが、ここでは底泥からの溶出も含めた正味のフラックスを示しているため、レッドフィールド比からずれてくるものと考えられる。以上のことから、干潟上の無機栄養塩の吸収フラックスを支配するのは、底生藻類や植物プランクトンによる取り込みによるものと推察される。一方、干潟底泥からの放出フラックスは、ベントスすなわち二枚貝による排泄（Magni et al. 2000, Kuwaie 2002）や間隙水中に蓄積した栄養塩の溶出（Kuwaie et al. 2003）が寄与していると考えられる。総括すると、DIN,  $\text{PO}_4\text{-P}$ の干潟内への吸収フラックスと放出フラックスは、日射の強さと冠水干出との組合せによって変動し、正味のフラックスを決定しているものと考えられる。

以上述べた干潟内への見かけの流出入フラックスの算定は、水中に存在する植物プランクトンの無機栄養塩の取り込みや脱窒などを考慮しておく必要がある。また、ここでは岸沖方向の流れがタイダルリズムによってのみ起こると仮定した。野村・中村（2002）は、Stn. 3における流速データを積算することで得られた体積量は、満潮時における水深値から見積もった体積量で概ね説明できることを確認している。しかしながら、風による影響や降雨に伴う河川からの出水の影響がある場合は、岸沖方向の流れは卓越しないため、今後は岸沖方向だけでなく平面的な観測が必要になるかもしれない。

### 3.2 干潟一潮下帯における水質変動特性

ここでは、干潟から潮下帯における潮汐の周期変動に応じた干潟直上水の変動と潮下帯との水質変動を総合的に考察し、両者間の水質の相互作用について考察する。なお、ここではStn. 3とStn. 3.1を境界として岸側を干潟、沖側を潮下帯として区分している。

(1) 干潟から潮下帯の表層(海面下約0.5m)における水質の水平分布

岸沖方向の表層における水温・塩分・Chl. a, 無機栄養塩類(DIN,  $PO_4$ -P), 濁度の水平分布を図3-15, 図3-16に示す。横軸は沖合のStn. 3.5からの距離を示し、グレーの領域は、Stn. 3から岸側の領域、すなわち干潟域を表している。

水温(図3-15, 左図)については、干潮時が昼間であるため底泥が干出、地温が上昇するために汀線付近の水温は、沖合水に比べて数℃程高くなっていた。さらに詳細にみると、汀線付近で一度極大値をとり、さらに先端部へ向かうと水温は低下していた。塩分(図3-15, 右図)と比較すると極大値をとる位置の水塊は、周囲の水よりも低塩分になっていた。このことから、極大値をとる部分の水塊は河川起源の高温低塩分の水塊が移流によって運ばれた後、汀線水の移動とともに移動しているものを捉えたものと考えられる。

Chl. a(図3-16, 左図)については、下げ潮時において干潟直上水と沖合水との間で明瞭な濃度差は認められないが、観測日午後の上げ潮時には、干潟域と潮下帯の境界付近に濃度のフロントが存在することが確認された。干潟上のChl. a濃度はフロントよりも沖合の濃度に比べて約一桁低い濃度であった。無機態栄養塩( $NH_4$ -N,  $PO_4$ -P)については、RUN①~⑥ともに岸側で高く沖側で低いことがわかる。以上のことからChl. aは沖合から干潟内へ供給され、無機栄養塩については干潟から沖合へと供給されていることが確認された。一方、濁度(図3-16)については、干潟域で高くなっている傾向がみられた。これは、前で述べたように沖合の植物プランクトンによるものでなく、干潟上に堆積したデトライタスや動物などが巻き上がった結果と考えられる。

(2) 干潟から潮下帯における鉛直断面の変化

次は前述した水平分布観測と同時にに行った鉛直断面観測の結果から鉛直方向にも詳細に水質変動をみてる。観測Ⅲにおいて、8月22日に行った水温・塩分・Chl. a, 濁度の岸沖方向の鉛直断面図を示す(図3-17, 図3-18)。各図の横軸は沖の観測点Stn. 3.5からの距離を示し、縦軸は水深を表している。なお、Stn. 3.5からStn. 2までの直線距離は2.1kmである。水温(図3-17, 左図)と塩

分(図3-17, 右図)についてみると、海面下6m付近に水温および塩分の躍層が存在していることがわかる。海面下6m以浅の測点では鉛直方向にほぼ一様である。さらに詳しく各潮時における断面をみてみると、水温について、RUN①~③(6:00~10:00)で鉛直的にほぼ一様であったものが、RUN④~⑥(12:20~16:00)では、Stn. 3.1よりも沖側である潮下帯の測点において、日射により海面下2m付近に弱い水温躍層が形成されていることがわかる。

Chl. a(図3-18, 左図)については、下げ潮時のRun①~③をみると、Chl. a濃度の低い干潟直上水が沖合に向けて流出していた。濁度(図3-18, 右図)については、岸側ほど高く沖側で低かった。干潟流出水は沖合水と比べてChl. a濃度が低く、濁度が高い水塊であることがわかる。上げ潮時であるRun④~⑥をみると、時間の経過とともにStn. 3.3~3.4の沖合水域でChl. a濃度が上昇していく様子が認められる。Run⑤の分布図では、局所的にChl. a濃度の高い水塊が確認できる。満潮時に近いRun⑥では、Stn. 3にはChl. a濃度の高い水が達することが出来るが、進入水の先端部は、Chl. a濃度が低く、満潮時においてもStn. 1にはChl. a濃度の高い水は到達できていないことがわかる。岸側ほどChl. a濃度が低く、岸から沖合の数km付近でChl. a濃度の極大値をもつような水質構造は、ヤマトシジミが優占する宍道湖においても報告されており(Nakamura and Kerciku 2000)、二枚貝が優占する水域に共通した性質である可能性が示唆される。Nakamura and Kerciku(2000)によれば、岸側ほどChl. aが低くなるのはヤマトシジミによる捕食、一方岸から数km沖合で見られるChl. a極大は、ヤマトシジミの排泄による無機栄養塩の供給とそれを利用した一次生産の結果であることを述べている。盤洲干潟においても潮下帯から干潟域を中心に二枚貝が優占して生息しており、宍道湖と同様な水質分布形成のメカニズムが存在することが示唆される。

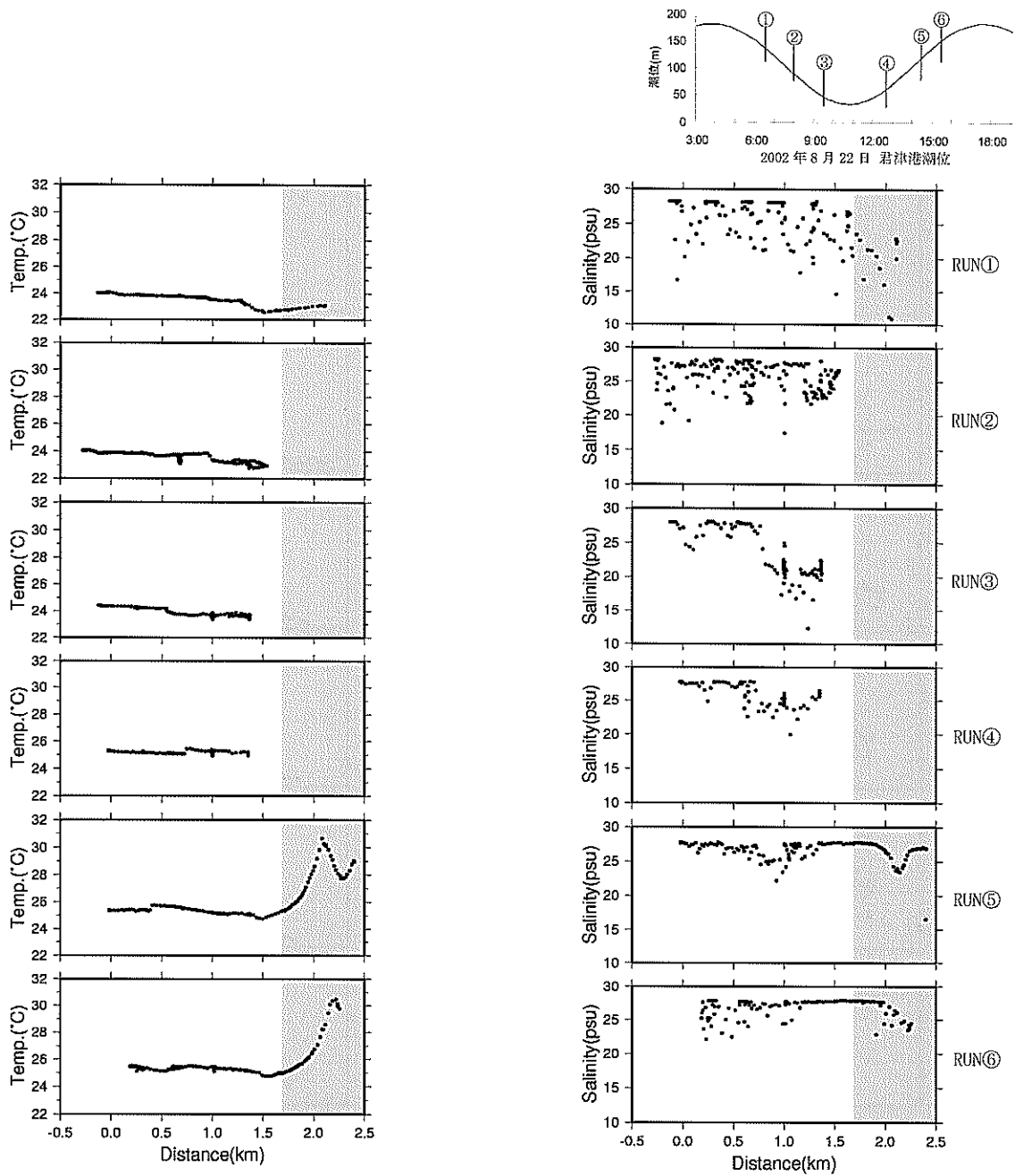


図 3-15 各潮時の表層(海面下約 0.5m)における水質の水平分布(左図; 水温, 右図; 塩分).

横軸は, St. 3.5(0km 地点)からの距離(岸向を正)を示し, ハッチをかけた部分は Stn. 3 から岸側の領域を示す.



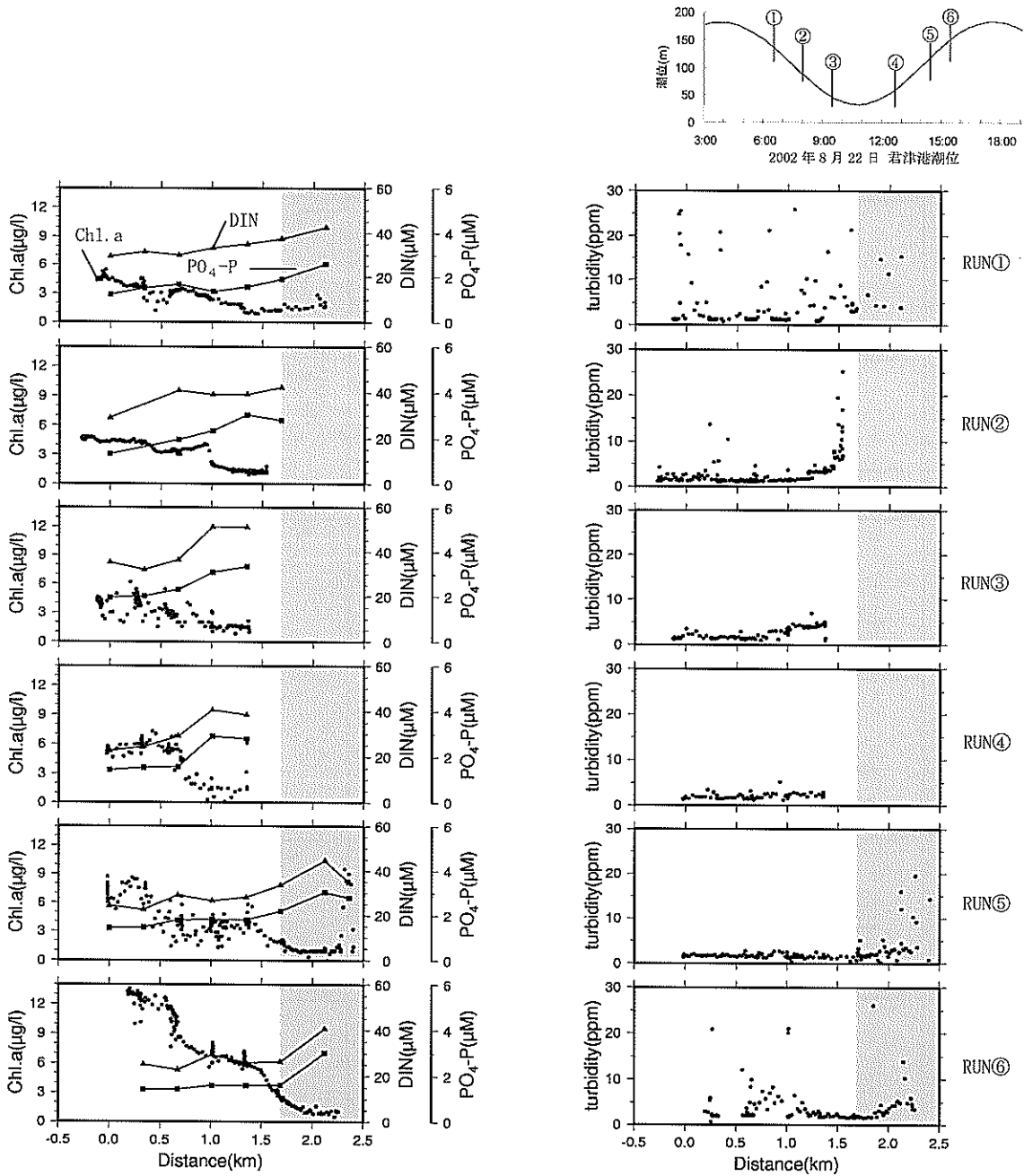


図 3-16 各潮時の表層(海面下約 0.5m)における水質の水平分布(左図; Chl. a, DIN, PO<sub>4</sub>-P, 右図; 濁度). 横軸は, St. 3. 5(0km 地点)からの距離(岸向を正)を示し, ハッチをかけた部分は Stn. 3 から岸側の領域を示す.

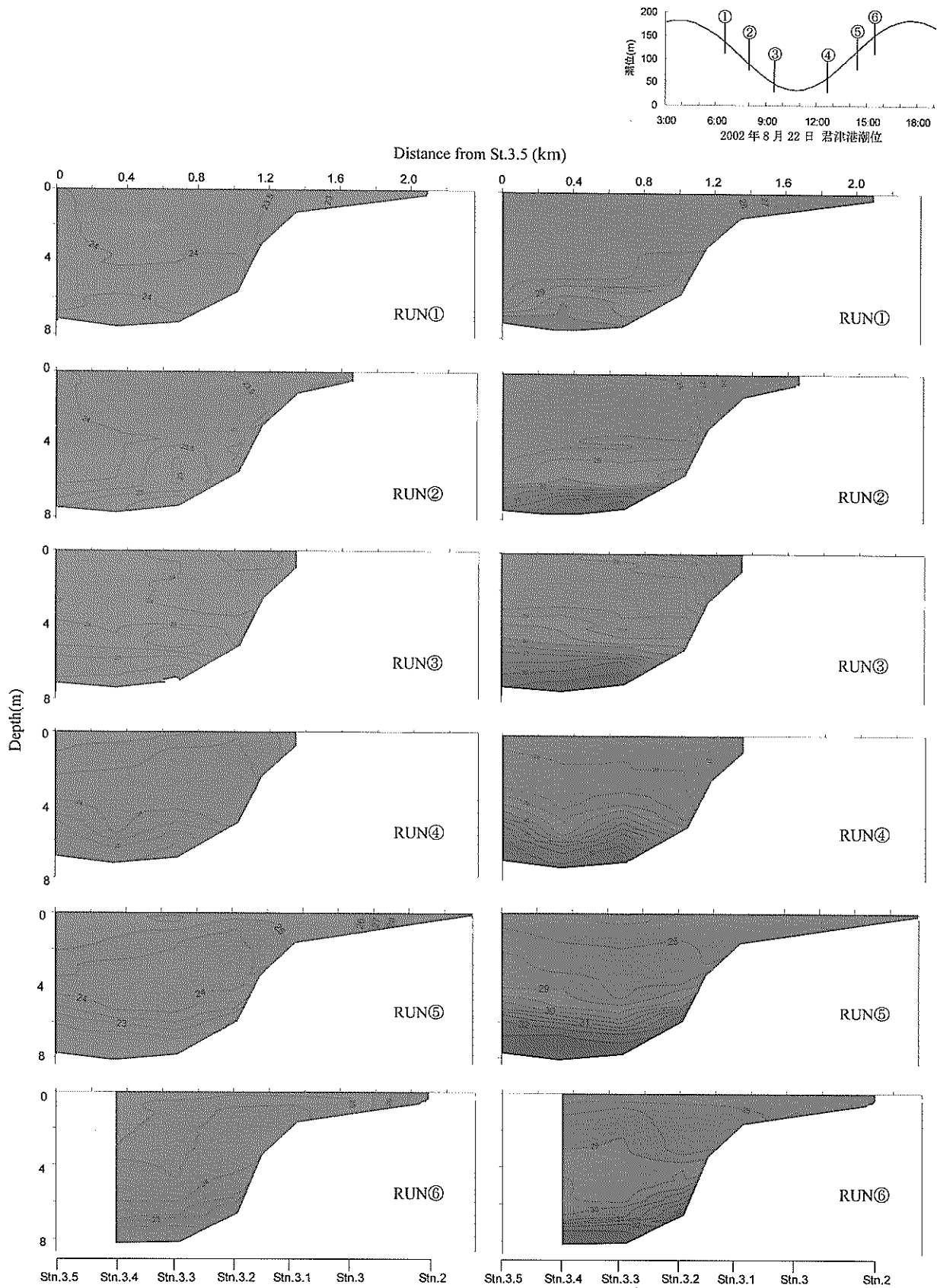


図 3-17 各潮時における鉛直断面の変化 (左図：水温(°C)，右図：塩分)  
縦軸は水深(m)，横軸は Stn. 3.5 からの水平距離(km)を表す。

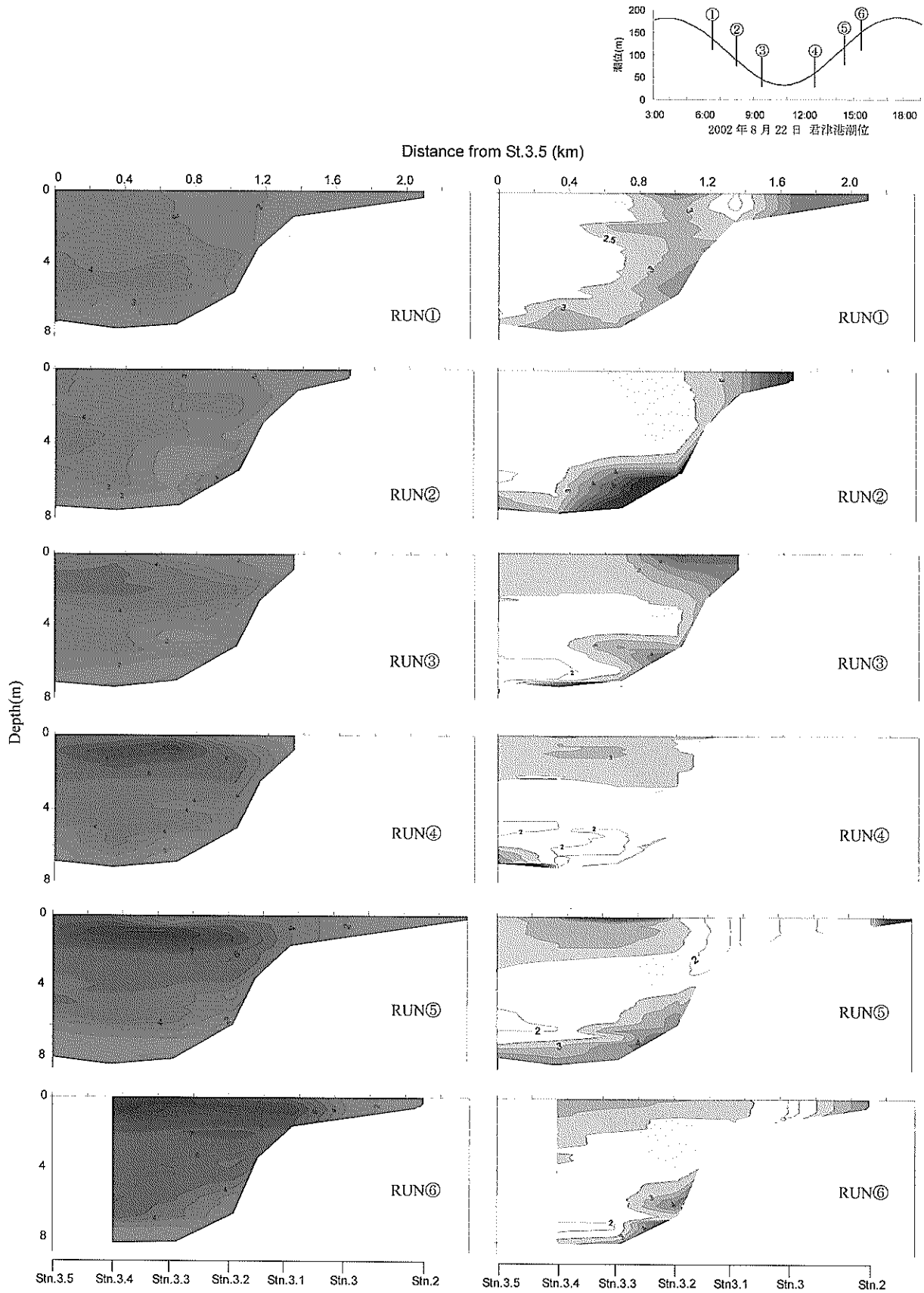


図 3-18 各潮時における鉛直断面の変化 (左図: Chl. a ( $\mu\text{g/l}$ ), 右図: 濁度 (ppm))  
縦軸は水深 (m), 横軸は Stn. 3.5 からの水平距離 (km) を表す。

(3) 二枚貝の餌料環境に及ぼす影響

前述したように岸沖方向のChl. aの濃度分布の形成は、流入水の先端部は干潟上に接しており、常に二枚貝による捕食を受けていることに起因すると考えられる。そのため干潟の岸側ほど、沖合から輸送されて来る有機物(Chl. a)の供給量が少ないと考えられる。このことは二枚貝にとっての餌料が少ないことを意味しており、生息環境の条件として岸側が不利になることを示唆する。柿野(2002)は盤洲干潟において、アサリの殻容積に対する軟体部湿重量の割合である肥満度の空間分布を示し、干潟の沖合側がアサリの成長に適していることを報告している。また、小沼ら(2002)は、Solidoro et al. (2000)が提案した個体成長モデルを用いて、干潟上の岸側と沖側で二枚貝の成長速度の違いを再現し(図3-19)、その要因として、岸沖方向の冠水時間の差異と岸側ほど餌料が不足しているためであると指摘している。干出と冠水を繰り返す干潟域においては、底生生物の生息環境として作用する餌料の分布状態が岸沖方向で自然と決定され、生物量や種類が決定されるといえる。

(4) 干潟直上水が内部生産に及ぼす可能性

次に、無機栄養塩を豊富に含む干潟直上水が沖合へ流出し、沖合の潮下帯において再び再有機化され、次の上げ潮時に流入してくる可能性について検討した。

培養実験の結果を図3-20に示す。Chl. aについて、両試水とも増加の傾向を示したが、特に混合水では約7時間で約4倍の濃度に達し、同時に無機栄養塩濃度も減少していることから、光合成によって栄養塩を利用した結果を示している。この結果は、干潟直上水は、沖合へ流出後に内部生産に寄与する可能性を示唆している。以上のことから、上げ潮時に干潟に流入してくるChl. a濃度の高い流入水は、他海域からの移流の可能性の他にも、干潟流出水が沖合で増殖して、植物プランクトンとして再流入してくる可能性が示唆された。

(5) 干潟と潮下帯の水質の相互作用

これまで述べてきた潮汐の変動に伴う水質変動の観測から、昼間と夜間に干出し、早朝と夕方に冠水するという環境条件下において、干潟と潮下帯との水質の相互作用について考察してみる(図3-21)。夕刻、干潟に流入してくる沖合の水は、植物プランクトンの光合成によって懸濁態有機物(Chl. a)を多く含んでいる。しかし、干潟上では、二枚貝の捕食を受けるため岸側ほどChl. a濃度が低くなる。また、二枚貝の捕食と同時に排泄により無機態栄養塩が直上水へ供給され、無機栄養塩を多く含んだ干潟直上水は、下げ潮時になると沖合へ流出する。2潮汐目は夜間のため、無機栄養塩は植物プランクトンに

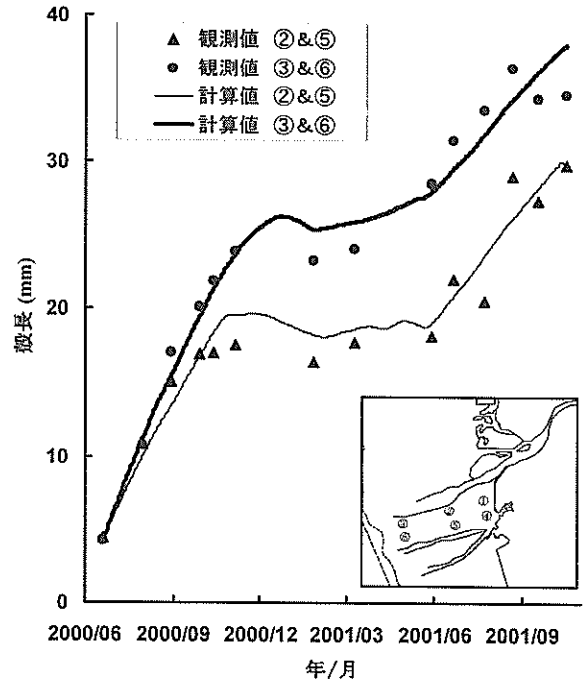


図3-19 アサリの成長モデル計算値と実測値の比較(小沼ら 2002 より作成)。実線は、アサリ個体成長モデルを用いて計算された岸側(②および⑤)と沖側(③および⑥)におけるアサリの成長曲線を示す。▲と●は、岸側と沖側における実測値を示す。

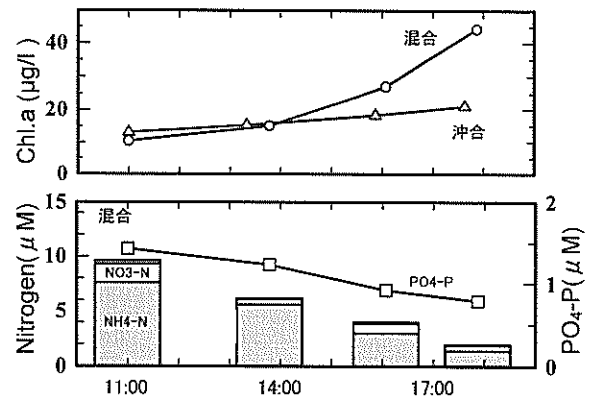


図3-20 沖合水と混合水(沖合水+干潟直上水)の水質濃度(Chl. a, DIN, PO<sub>4</sub>-P)の時間変化。

あまり利用されないまま干潟へ流入し、一方、懸濁態有機物は、二枚貝の捕食により取り込まれ、一部は無機栄養塩となり直上水へと供給され沖合へと流出する。流出した無機栄養塩を多く含む水塊は、昼間であるため植物プランクトンの光合成に用いられ、懸濁態有機物として再び干潟へ流入し、二枚貝に取り込まれる。以上の述べたように、2 潮汐（約 1 日間）という比較的短い時間スケールで、干潟—潮下帯を中心とした物質循環の存在が示唆される。

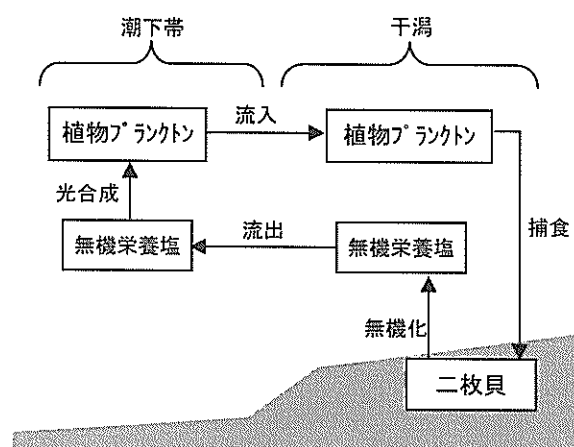


図 3-21 干潟—潮下帯の物質循環図。

#### 4. 生態系モデルによる解析

##### 4.1 生態系モデルの構築

干潟における水質は、底生生態系と浮遊生態系が相互に作用しながら変動しており、両者を同時に解析する必要がある。その手法として、近年、生態系モデルを用いた物質循環の把握が行なわれている (Baretta and Ruardij 1988, 中田・畑 1994, Sohma et al. 2000, Sohma et al. 2001)。これらの大部分は、季節的な変動の把握に主眼点をおいており、また、詳細な観測データを基にした計算結果の検討が行われていないため、1 日の中で冠水干出を 2 回繰り返す干潟において、水質変動を十分に再現できていない可能性がある。さらに、干潟を大きなボックスに区分けしており、干潟上の水質の空間分布については再現されていない。

ここでは、集中観測で得られた観測データを基に、冠水干出を考慮した生態系モデルを構築し、2001年8月8日の昼間から9日の昼間の2潮汐（約 1 日）における岸沖方向の水質変動を再現し、底生生態系と浮遊生態系の相互

作用についての考察を行う。

生態系モデルを構築するにあたり、直上水—堆積物間における物質交換のプロセスについてとりまとめてみる。DIN（無機態窒素）およびDIP（無機態リン）については、

- ①二枚貝による排泄
- ②間隙水中からの溶出
- ③底生藻類による無機栄養塩の取り込み
- ④底生藻類やデトライタスなどの巻上げ
- ⑤二枚貝による捕食
- ⑥沈降

があげられる。さらに、干潟直上水中では植物プランクトンの光合成やDIN・DIPの取り込み、水平移流拡散といったプロセスが同時に進行していると考えられる。

本モデルでは、盤洲干潟に優占する二枚貝に注目し、二枚貝の生物分布が海域の水質分布にどのような影響を与えているのかについて検討を行うため、①二枚貝による排泄と⑤二枚貝による捕食を考慮した。また、③の無機栄養塩の取り込みと④の巻上げについては、考慮しないものとした。

##### (1) 生態系モデルの概要

干潟から潮下帯における水質構造は、鉛直方向にはほぼ一様 (図3-17, 図3-18) でかつ、岸沖方向に濃度勾配が存在することが観測によって示された (図3-6, 図3-7, 図3-8)。また、過去に行われた平面的な観測結果より、水質の濃度勾配は岸沖方向に卓越していることが確認されている (佐々木 1997a)。物質フラックスを考えた場合、濃度勾配が岸沖方向に卓越しているならば、岸に平行な物質のやりとりは無視できる。また、再現期間の8月8日から9日における干潟周辺海域の流れは、風による影響はほとんどなかったことから、概ね岸沖方向の流れが主であったと考えられる (図3-1)。過去に行なわれた観測においても干潟から潮下帯における流れは、北東—南西方向の安定した流れ場が確認されている (野村・中村 2002)。このことから、岸沖方向の水質の変化を記述できる水平一次元の生態系ボックスモデルを構築した。ボックスの分割は、干潟上の測点 (Stn. 1~3) と潮下帯の測点 (Stn. 3. 1~3. 5) がボックスの中心になるように8つのボックスに区切った (図4-1)。

生態系モデルは、窒素をベースとし、コンパートメントは、植物プランクトン (PHY ; g Chl. a/l)、無機態窒素 (DIN ; g N/l)、デトライタス (DET ; g N/l) の3つを考える。盤洲干潟における底生生物は、アサリやシオフキ

ガイなどの二枚貝が優占しており植物プランクトンなどの懸濁態有機物を濾過していると考えられる（例えば細川ら, 1996）. このため, 底生生物は, 二枚貝についてのみ考慮し, 1日における水質変動を検討するため, これらの資源量の変動はないと仮定し, 干潟上で得られた二枚貝の生物量データから推定した濾水速度を各ボックスで与える. モデルの素過程は, 植物プランクトンの光合成による増殖・無機化・枯死, 二枚貝による被食と排泄, 沈降, 底泥からの溶出, デトライタスの分解, 水平移流を考える. 水平移流を除いた基礎式を(2)~(4)に, 生態系モデルの概念図を図4-2に示した. また, 各素過程(B01~B09)のモデル式と用いたパラメータ値を表4-2と表4-3に示した. 以下に各素過程の概略について述べる.

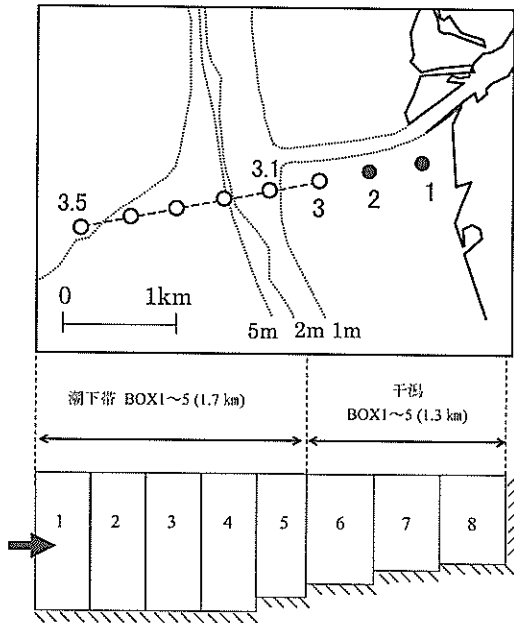


図 4-1 ボックスの分割

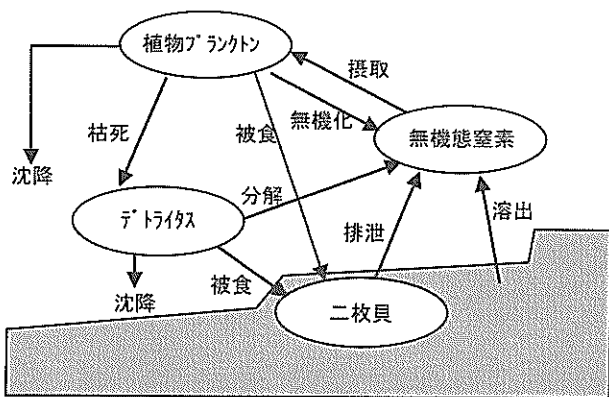


図 4-2 生態系モデル概念図

$$\frac{\partial(PHY)}{\partial t} = B01 - B02 - B03 - B04 - B05 \quad (2)$$

$$\frac{\partial(DIN)}{\partial t} = -\mu \cdot B01 + \mu \cdot B02 + (\mu \cdot B04 + B08) \cdot (1 - \lambda) + B06 + B07 \quad (3)$$

$$\frac{\partial(DET)}{\partial t} = \mu \cdot B03 - B07 - B08 - B09 \quad (4)$$

a) 植物プランクトンの増殖(B01) 植物プランクトンの光合成による増殖は, 温度依存型の最大増殖速度, 栄養塩濃度による制限, 光減衰による制限を考慮した. 最大増殖速度は, Epply (1972) が提案した指数関数式, 栄養塩濃度による制限は, ミハエリスーメンテンの式, 光減衰による制限は, Steel (1962) の式で与えた.

b) 植物プランクトンの無機化(B02) 植物プランクトンの無機化は2つ考えられる. 一つは, 枯死によって速やかに無機化されるケース, もう一つはそれ自身の一部が溶存有機物を放出し速やかに無機化されるケースである. しかし, 植物プランクトンの無機化のメカニズムについては明らかではないため, 温度依存型の指数関数式で与えた.

c) 枯死(B03) 枯死速度については, 通常クロロフィル a 濃度の一次式で表される場合が多いが, 中田 (1993) は, 植物プランクトンおよび動物プランクトンを変数とした低次生態系モデルの中で, 高次の動物による捕食効果を含むものとして, Chl. a濃度の二次の関数表示形を提唱している. 本研究ではモデルに動物プランクトン量を含まない構造としているため, 中田の考え方を拡張し, 動物プランクトンを含む捕食効果をあわせた式として, 同様な二次の関数形で与えた.

d) 被食と排泄(B04・B08) 二枚貝による被食は, 各ボックスにおいて設定された濾水速度に, 植物プランクトンとデトライタスの濃度をそれぞれ乗じたものとした.

二枚貝は, 吸水管によって懸濁物を捕捉し, 濾過した栄養物質のうち, 一部を体内へ取り込み, 残りを糞(疑糞も含む)や尿として排泄する. 濾過した量に対して体内へ取り込まれた量の割合である同化率については, 42~69%という報告がある (Ymamuro and Koike 1993, Hiwatari and Kohata 2002). 同化率は, 二枚貝の食物である懸濁物の種類や濃度などによって変動すると考えられるが, ここでは50%と設定した. さらに残りの50%は, 糞(偽糞)と尿に分かれるが, ここでは糞(偽糞)は, バクテリアなどに分解されやすいため, 残り半分の全てがアンモニア

態窒素として排泄するという仮定をおいた。

ところで二枚貝の濾水速度は、水温に依存することが知られている(秋山 1985, 細川ら 1996, 磯野・中村 2000)。秋山(1985)によれば、ろ過速度は水温とともに上昇し28℃で最大となる。また、ろ過速度は、餌濃度にも依存することが示されており、二枚貝のカロリー量から餌の最大摂取量を考慮した個体成長モデルが提案されている(Solidoro et al. 2000)。本モデルでは結果の解釈を容易にするため濾水速度は、各ボックスにおいて、干出時を除いて、時間的に変動しないものとした。濾水速度の算定は、細川ら(1996)の湿重量(1個体当たり)に対する濾水速度を参考に、25℃における濾水速度を推定した(図4-3)。1個体当たりの湿重量を $W_{wet}$  とすると25℃におけるアサリ1個体当りの濾水速度は、以下ようになる。

$$V = \frac{2.4 \cdot W_{wet}}{1.16 + W_{wet}} \quad (1/\text{ind.}/\text{h}) \quad (5)$$

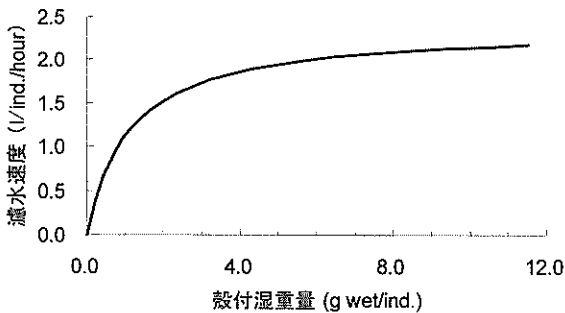


図4-3 25℃における1個体当たりの濾水速度。

次に、干潟上の3点において、二枚貝の単位面積あたりの殻長別個体数データ(図4-4)を湿重量別個体数データに換算した。換算に用いた式は、小沼ら(2002)の殻長から殻付湿重量に変換する係数を用いた。なお、バカガイについては、アサリと同じ係数で換算した。式(5)から、個体別の濾水速度を算出し、単位面積あたりに存在する二枚貝の量を積算し、単位面積あたりの濾水速度を算出した。一方、潮下帯においても二枚貝は多く生息していることから、ここでは潮下帯のBOX5においても、BOX6の約1/3の濾水速度を与えた。モデルで設定した各ボックスにおける濾水速度を図4-5に示す。

e) 沈降(B05・B09) 植物プランクトンやデトリタスは、遊泳能力を持たない場合、自らの重さによる沈降が発生する。モデル上では、環境条件に左右されない一定値を与えた。また、沈降により海底に堆積した後に再び水中へ戻る再懸濁過程と無機化は考慮しないものとした。

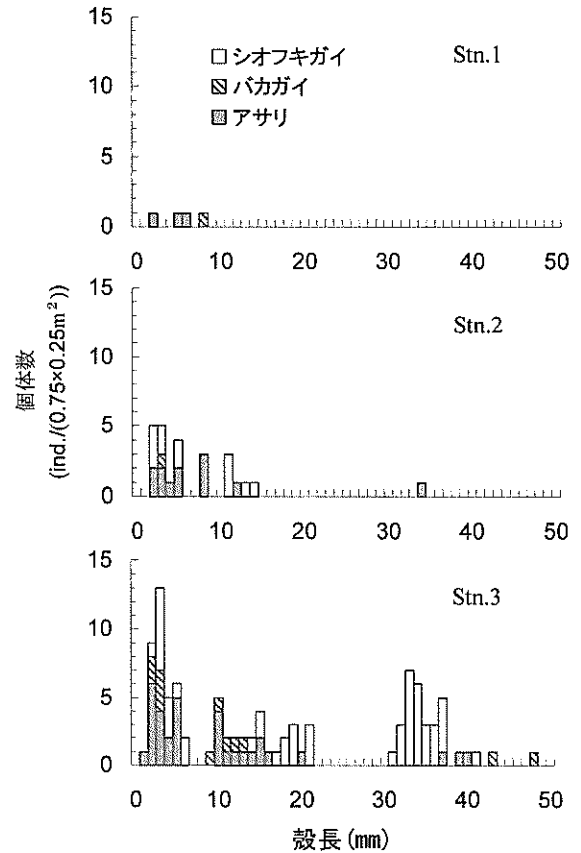


図4-4 干潟上の測点における殻長別個体密度分布  
小沼(2002)を元に作成。

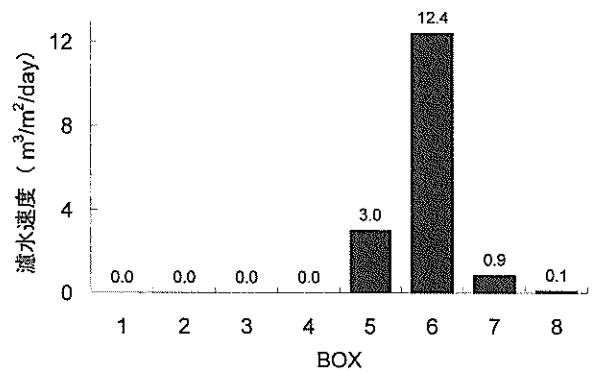


図4-5 各ボックスで与えた濾水速度。



f) 底泥からの溶出(B06) 底泥からの溶出は、底泥そのものからの栄養塩の溶出と二枚貝以外のベントスによる排泄を含むものとし、チューニングパラメータとして用いた。冠水時において底泥からの溶出は、一定値 (600  $\mu$  mol/m<sup>2</sup>/h) を与えた。一方、3で述べたように、冠水直後に栄養塩の大きな値が観測されており (図3-7, 図3-8), これは干出時に蓄積された無機栄養塩が巻き上げなどによって干潟直上水へ供給されたものと考えられるが

(Kuwaie 2003), このプロセスについては定式化されていない。ここでは、冠水時での一定値を与えると同時に、ボックスの冠水直後に1ステップ ( $\Delta t=10$ min) のみ底泥からの溶出 (1000  $\mu$  mol/m<sup>2</sup>/h) を与えた。

g) デトライタスの分解(B07) 微生物の作用により、デトライタスが直接無機化される過程を温度依存型の関数で与えた。

表 4-2 各素過程のモデル式

素過程	モデル式	パラメータ
B01 = 増殖	$B01 = \nu(T) \cdot \mu(N) \cdot \mu(I) \cdot PHY$ $\nu(T) = \alpha_1 \cdot \exp(\beta_1 \cdot T)$ $\mu(N) = \frac{N}{K_N + N}$ $\mu(I) = \frac{I_z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right)$ $[ I_z = I_0 \exp(-k \cdot z) ]$	$\alpha_1, \beta_1$ $K_N$ $I_{opt}$ $k$
B02 = 無機化	$B02 = \alpha_2 \cdot \exp(\beta_2 \cdot T) \cdot PHY$	$\alpha_2, \beta_2$
B03 = 枯死	$B03 = \alpha_3 \cdot PHY^2$	$\alpha_3$
B04 = 二枚貝による被食	$B04 = \frac{V_f}{H} \cdot PHY$	$V_f$
B05 = 沈降	$B05 = \frac{W_y}{H} \cdot PHY$	$W_y$
B06 = 底泥からの溶出	$B06 = \frac{R}{H}$	$R$
B07 = デトライタスの分解	$B07 = \alpha_4 \cdot \exp(\beta_4 \cdot T) \cdot DET$	$\alpha_4, \beta_4$
B08 = 二枚貝による被食	$B08 = \frac{V_f}{H} \cdot DET$	$V_f$
B09 = 沈降	$B09 = \frac{W_y}{H} \cdot DET$	$W_y$

表 4-3 パラメータ値

パラメータ	記号	値	単位
最大成長速度	$\alpha_1, \beta_1$	$0.59 \cdot \exp(0.0633T)$	1/day, 1/°C
最適照度	$I_{opt}$	445	$\mu$ mol/m <sup>2</sup> /s
消散係数	$k$	0.1	1/m
半飽和定数	$K_N$	0.014	g/m <sup>3</sup>
無機化速度	$\alpha_2, \beta_2$	$0.03 \cdot \exp(0.054T)$	1/day, 1/°C
枯死速度	$\alpha_3$	$2.0 \cdot 10^{-4}$	1/gChl. a/day
デトライタスの分解	$\alpha_4, \beta_4$	$0.02 \cdot \exp(0.0633T)$	1/day, 1/°C
濾過速度	$V_f$	図 5-5 参照	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /day
植物プランクトン窒素含有量	$\mu$	8.86	gN/gChl. a
二枚貝同化率	$\lambda$	0.5	—
底泥溶出速度	$R$	600	$\mu$ mol/m <sup>2</sup> /h
沈降速度	$W_y$	0.5	m/day

(2) 強制関数

流れは、タイダルプリズムによる流れによってのみ起こるものとした。ボックス間の流量は、各ボックスの水深の時系列データを基に連続式によって算出した。なお潮下帯では、水深の時系列データが得られていないため、各ボックスの水深値 (DL) を海図より求め、次に君津港の潮位の時系列データ (10分毎) を各ボックスの水深値に足し合わせて、各ボックスの水深の時系列データを算出した。

水温については、観測期間の平均的な水温 (25°C) を一定に与えた。

日射については、観測期間の光量子データを参照して、正弦関数を与えた。なお、モデルで与える光量子と水位との関係は、観測の条件と同じように早朝と日没に冠水し、昼と夜に干出する潮汐パターンを与えた (図4-6)。

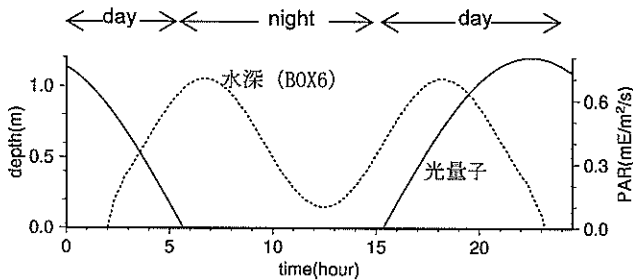


図 4-6 モデルで与える光量子量と水位 (St. 3) の時間変化。

(3) 境界条件と初期値

沖合の境界は、Chl. a と DIN において東京湾海況情報 (千葉県水産研究センター富津研究所, 2001) の盤洲干潟沖合 (小櫃川河口西方約5km) におけるデータを与えた。デトライタスについては、Miyata and Hattori (1989) によると PON と Chl. a は高い相関関係 ( $r=0.9$ ) があり、以下のような式で表される。

$$PON(\mu M) = 0.699 \cdot Chl.a(\mu g/l) + 3.62 \quad (r = 0.9) \quad (6)$$

Mitaya and Hattori (1989) によれば、夏季の表層中の PON と POC の元素比が植物プランクトンに類似していることから、粒状有機物の主構成は、植物プランクトンであると報告している。一方、上式の切片部の値は、植物プランクトン以外の粒状有機物、すなわちデトライタスとみなすことができる。以上のことから、Chl. a, DIN, デトライタスについて、それぞれ  $28.8 \mu g Chl. a/l$ ,  $103 \mu g N/l$ ,  $50.4 \mu g/l$  を沖合の境界で与えた。

初期値については、観測値を参考にして各ボックス様に  $3.0 \mu g Chl. a/l$ ,  $40.0 \mu g N/l$ ,  $50.4 \mu g N/l$  を与えた。

4.2 計算結果および考察

計算のタイムステップは、600(s) で計算し、濃度分布が干満のサイクルに応じた周期的定常解が得られるまで行った。1潮汐目の上げ潮 (BOX8冠水直後)・満潮・下げ潮 (BOX8冠出直前) における各ボックスの Chl. a と DIN の濃度分布を示す (図4-7)。横軸は、BOX1の中心からの距離、縦軸は濃度を表す。計算結果は、上げ潮から満潮にかけて沖から流入してくる Chl. a 濃度の高い水は、干潟域に入ると二枚貝の捕食により減少し岸側に近いほど低くなり、DIN濃度については、二枚貝の排泄と底泥からの溶出により岸側ほど高くなる。一方、下げ潮では岸側の Chl. a 濃度が低く DIN濃度の高い水が沖へ流出している。これらの結果は、干潟上の冠水時において、Chl. a は沖側で高く (岸側で低く)、無機態窒素・リンは逆のパターンになるという観測結果とほぼ一致する。さらに、計算結果では、沖合ほど Chl. a 濃度が高くなっており、干潟上で生成した DIN が沖合 (潮下帯) の一次生産を維持しているという結果になる。

BOX6 (Stn. 3) と BOX8 (Stn. 1) における Chl. a と DIN の

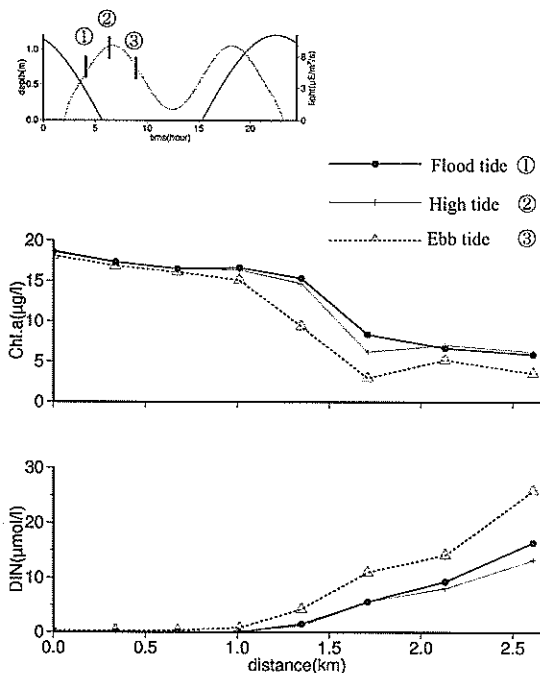


図 4-7 各ボックスの上げ潮、満潮、下げ潮時における Chl. a と DIN 濃度の計算結果。

時間変化を図4-8に示す。BOX6におけるChl. aの計算値は、上げ潮時に沖合から濃度の高いChl. aの流入、満潮付近でChl. a濃度が最大、下げ潮時では低濃度のChl. aの流出がみられ、観測値とも概ね一致している。DINの計算値は、冠水直後に底泥からの溶出により濃度が大きくなるが、その後沖合から濃度の低い水の流入により減少し、満潮よりもやや早くDIN濃度の増加が始まり、下げ潮では岸側から高い濃度のDINの沖合への流出により濃度が増加している。Chl. aが、満潮よりも早く濃度の減少が始まるのは、二枚貝の被食によるChl. aの吸収フラックスが、沖合から干潟への流入フラックスを上回るためである。同様にDINは、二枚貝の排泄と底泥からの溶出によるフラックスが、移流によって濃度を減少させるフラックスを上回るためである。一方、BOX8 (Stn. 1) におけるDINの観測値と計算値を比較すると、観測結果は上げ潮とともに増加し満潮付近で最大となっているのに対し、計算値は冠水直後の一時的な放出の後、沖合から濃度の低いDINが流入するため、満潮付近で最小となっており、観測値を再現できなかった。この原因は、局所的に底泥から大きな供給を受けた水塊が移流によって運ばれた結果と推察される。底泥からの無機栄養塩の供給の違いを表現するためには、アサリ・シオフキガイといった二枚貝だけでなく、これ以外の生物（例えばホソウミナ）の排泄や、冠水干出時間の差異による底泥からの溶出速度の時空間的な違いなどについても考慮しなければならないと思われる。

次に試算として、境界条件を変えて観測Ⅲ（2002年8月）における沖合のChl. aとDINの値を与えてみる。境界条件以外の強制関数や条件はすべて同じとした。計算と観測結果を比較すると、Chl. aについては沖側で高く岸側で低く、DINについてはその逆の分布なるという観測結果と定性的に一致している。この期間に得られた水平分布観測の結果と比較すると、Chl. aについては計算結果のほうが高く、DINについては観測値が高くなっていた（図4-9）。この時期の生物量に関するデータは得られていないため、生物量、すなわち二枚貝による濾水速度が適切に与えられていない可能性が一つの原因として考えられる。また、計算結果は、定常解を示しているが、観測結果は必ずしも定常状態を示していない可能性も考えられる。

以上のことから、この水平一次元の単純なモデルでも干潟から潮下帯における水質分布をある程度表現できると考えられる。干潟内へ流入してくる植物プランクトンの大部分が、二枚貝の捕食によって干潟へ吸収され、さらに一部は無機栄養塩として潮下帯へ流出し、植物プラ

ンクトンに利用され、再び干潟内へ有機態として流入するという循環をモデルによって示すことができた。この結果は、干潟と潮下帯を中心として、1日程度の比較的短い時間スケールで栄養塩が循環していることを強く示唆するものである。

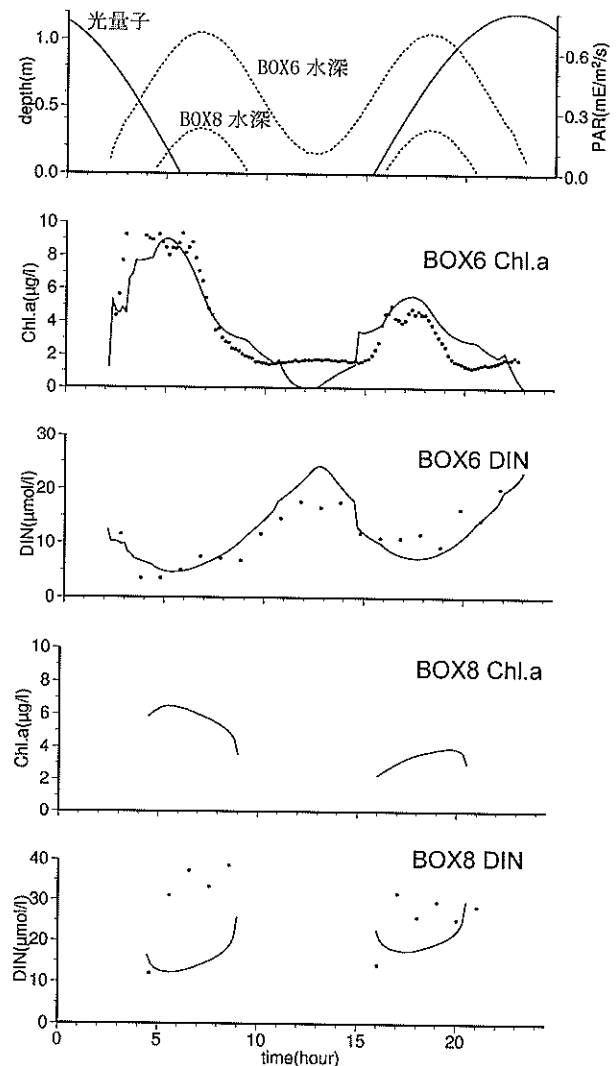


図4-8 BOX6とBOX8におけるChl. aとDIN濃度の時間変化。実線は計算値、●は観測値を示す。

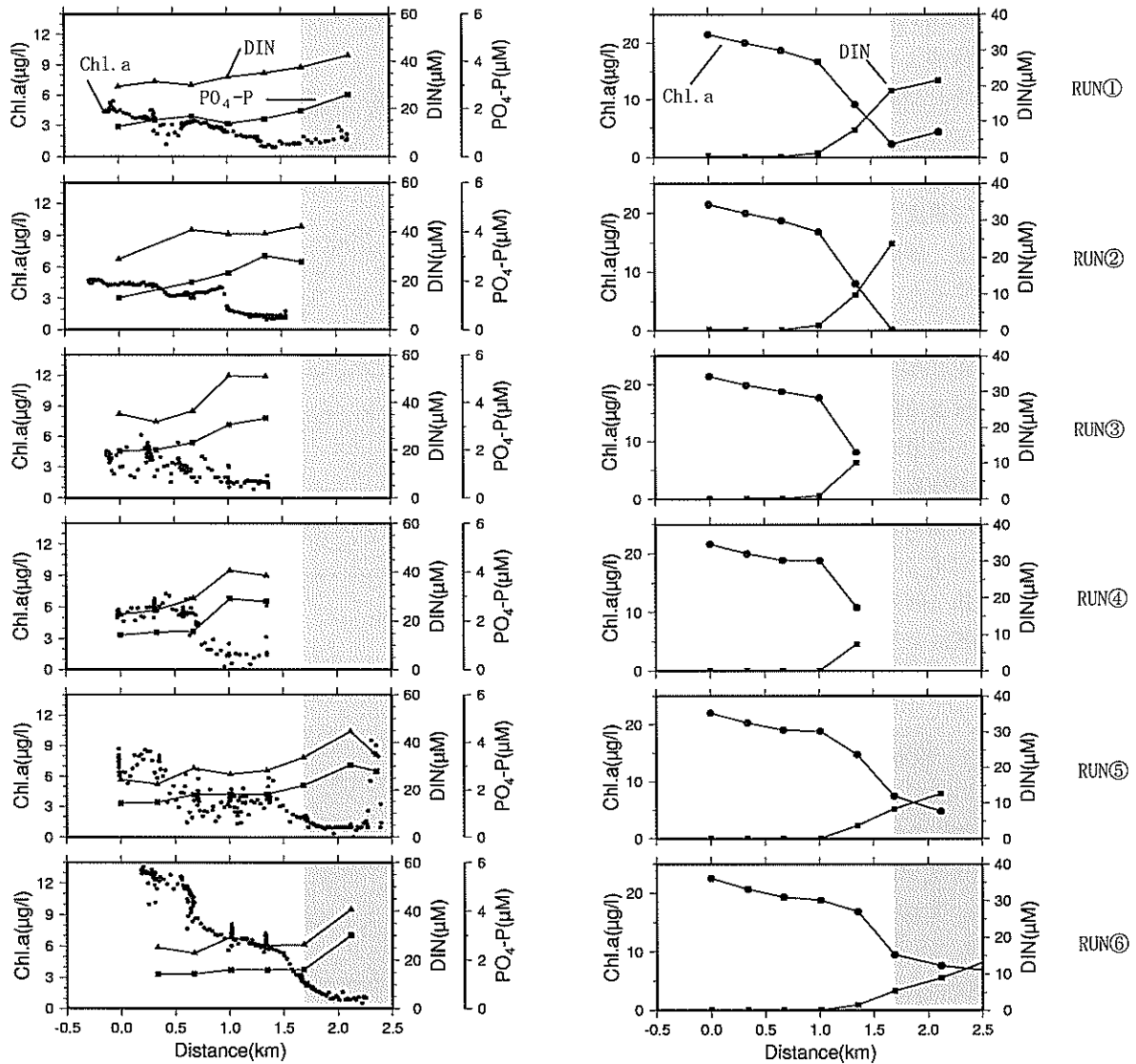
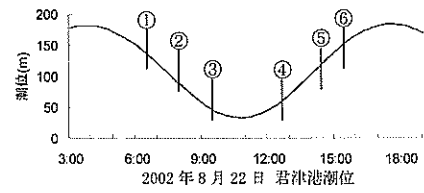


図 4-9 2002 年 8 月の観測における表層（海面下約 0.5m）の Chl. a と無機態栄養塩の分布（左図）と、2002 年 8 月の盤洲沖合の Chl. a と DIN 観測値（千葉県水産研究センター 2001）を境界条件として与えて計算した水平分布（右図）の比較。横軸は、St. 3.5(0km 地点)からの距離(岸向きを正)を示し、ハッチをかけた部分は Stn. 3 から岸側の領域を示す。※左図は図 3-16 と同じ。

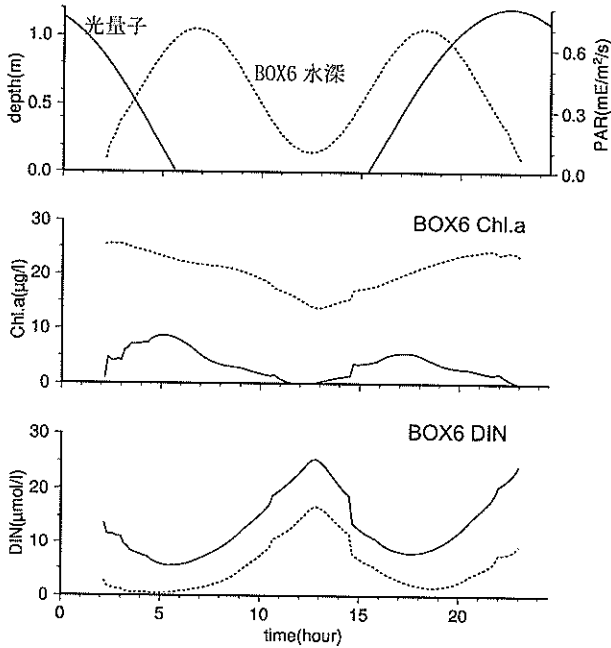


図 4-10 現状(実線)と二枚貝の生物量を 0 としたケース(点線)の比較 (BOX6).

ところで無機栄養塩が干潟から放出されるという事実は、一見すれば、周辺海域の水質にとって負荷を与えているようにみられる。そこで、二枚貝がない場合について考察してみる。二枚貝による濾過と排泄を0としたケースを図4-10に示す。DINについては、底泥からの溶出があるため、下げ潮時に増加しているが、二枚貝がいるケースと比較すると低濃度に推移している。Chl. aについてみると、1潮汐目は冠水時に最も高くなり、沈降により濃度は時間とともに減少するが、2潮汐目では植物プランクトンの光合成により干出直後で最大となっている。また、濃度レベルについては、再現計算よりも高濃度に推移していることがわかる。本モデルでは、植物プランクトンやデトライタスが堆積物上に沈降した後の生化学過程は考慮していないため、二枚貝の生物量が無視できる場合、正確にこのような水質分布になるとは现阶段では言えない。しかしながら、これらの結果は、二枚貝の存在によって、沖合から干潟内へ流入してくる懸濁物は直ちに除去され、生物の浄化作用が有効に機能していることは、明確に示されたと言える。

2潮汐における物質循環図を図4-11に示す。二枚貝の生息する水域であるBOX5から岸側と生息しないBOX4から沖側の海域に分けて物質循環図を示した。実線は有機態

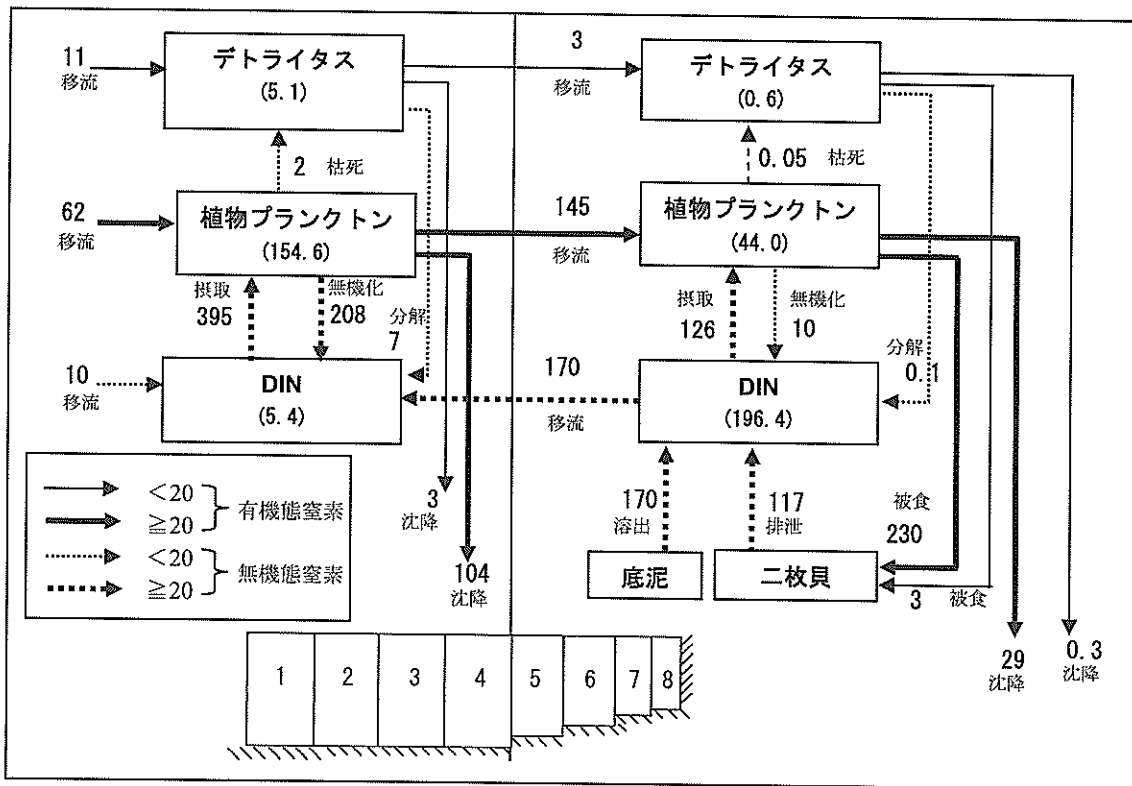


図 4-11 2潮汐における窒素循環図。

※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  $\mu\text{g N/l}$ 。

窒素、点線は無機態窒素を表し、値が20未満のものは点線、それ以上のものは太い実線で表し(単位; g N/2潮汐)、括弧の中は2潮汐の平均値(単位;  $\mu\text{g N/l}$ )を示している。二枚貝は、取り込んだ植物プランクトンとデトリタスの半分をDINとして排泄し、また底泥から溶出したDINとともにその場の植物プランクトンにも取り込まれるが、半分強のDINが沖合へ流出し、沖合の植物プランクトンの維持に用いられる。一方、沖合の植物プランクトンが再び干潟域へ流入し、一部は沈降するが、その大部分は二枚貝に捕食され、二枚貝の排泄によって再びDINとなっていく。盤洲干潟は沖合の懸濁態有機物(主に植物プランクトン)を吸収し、吸収した有機態窒素とほぼ同量の無機態窒素を潮下帯へと放出していることがモデルによって示された。

干潟から潮下帯において、物質循環をより定量的に明らかにするため、植物プランクトン、無機態窒素、デトリタスの3つのコンパートメントを含む生態系モデルを構築し、2潮汐(約1日)における水質変動を明らかにした。計算結果は、干潟から潮下帯における水質の時空間分布特性を概ね再現しており、モデルの妥当性が示された。しかしながら、最も岸側のStn. 1については観測値を再現できなかった。この理由として、底泥からの無機栄養塩の溶出速度の時空間的な変動を適切にモデルで表現できなかったためと考えられる。先に述べたように盤洲干潟で優占する底生生物は二枚貝であるが、岸側ではしばしばホソウミナナや多毛類が優占する(細川ら1996)場合がみられ、これらの生物による排泄が底泥からの溶出に大きく貢献している可能性や、底泥からの溶出が干出時間の差異によって時空間的に変動している可能性も考えられる。今後、時空間的な溶出速度の変動を表現できるモデルに発展させる必要がある。

盤洲干潟は、沖合からの懸濁態有機物を吸収し、それを無機化する場として機能していることが示され、沖合から流入する懸濁態有機物の干潟への吸収は、二枚貝の濾過によって概ね説明することができた。また、この結果は、干潟と潮下帯を中心として、1日程度の比較的短い時間スケールで物質が循環していることを示唆しており、底生系と浮遊系のカップリングが効率よく機能していることを示している。

潮汐と日射の関係について本モデル解析では、日中の大部分で干出している条件を対象とした。しかしながら、日中の大部分が冠水しているケースでは、底生藻類や植物プランクトンによる無機栄養塩の吸収によって、無機栄養塩は干潟内へ吸収されるパターンもあることが表3-1で示されている。潮汐の干満周期と日射との組合せの

違いによる影響を表現するためには、今後、底生藻類の生化学過程を考慮する必要があると考えられる。また、脱窒過程(Kuwae 2001)、底生生物による底生藻類の摂餌(小池ら1992)、漁獲(潮干狩り)、鳥による摂餌(桑江2003)などのプロセスを明らかにし、これらの役割をモデル化していく必要がある。

## 5. 結論

本研究では、干潟から潮下帯において時空間的に詳細な観測を行うことで、潮汐変動に伴う水質変動の特性を明らかにし、干潟-潮下帯を中心とした栄養塩の循環機構の可能性を示唆した。観測によって得られた結論を以下に述べる。

- 1) 干潟から潮下帯において、クロロフィル *a* は沖側で高く岸側で低いことが明らかになった。また、無機栄養塩については逆の分布となることが確認された。
- 2) 2潮汐周期あたりの干潟上の栄養塩収支を算出した結果、Chl. *a* は常に干潟内で吸収される傾向を示した。一方、無機栄養塩については、正午前後に干出する大潮期では放出、水没する小潮期では吸収を示し、日射の有無と冠水・水没の組み合わせによって変動することが示唆された。
- 3) 培養実験の結果により、無機栄養塩を豊富に含んだ干潟直上水は、沖合へ流出し植物プランクトンに取り込まれ再び干潟内へと吸収される可能性が示唆された。

これらの結果に対し、盤洲干潟周辺海域に生息する二枚貝が重要な役割を果たしていることが示唆された。そこで次に、植物プランクトン・デトリタス・無機態窒素を変数とし、二枚貝の捕食と排泄を考慮した水平一次元生態系ボックスモデルを構築し、観測 I (8月8日~9日)における2潮汐間における岸沖方向の水質分布の時空間変動を再現した。生態系モデルを用いた解析によって得られた結論を以下に述べる。

- 4) 計算結果は、観測結果の水質変動特性を概ね再現しており、干潟へのChl. *a* の吸収量は、二枚貝の捕食の効果によってある程度説明することができる。
- 5) 計算結果により、二枚貝の捕食が植物プランクトンを減少させているだけでなく、無機栄養塩の排泄、そして底泥からの溶出が沖合の一次生産を支えていることが示された。盤洲干潟は、沖合からの懸濁物のシンクとして役割を果たすと同時に、無機栄養塩のソースとして機能している。
- 6) 干潟から潮下帯を中心とした海域において、栄養塩の物質循環が1日という比較的短い時間スケールで回転し

ていることを意味し、自然の浄化作用が生物活動を通して有効に機能していることを示している。

本研究では、潮汐の干満周期に伴う干潟から潮下帯における水質の相互関係が明らかになり、詳細な観測データを用いることで1日スケールの水質変動に注目したモデル計算を可能にした。ここで得られた知見は、1日の中でも大きく水質が変動する干潟周辺海域において、水質浄化量を評価するために、どのような調査手法（時間や空間のスケール）をとるべきかについての重要な知見を与えている。また、ここで得られた知見と観測データは、今後干潟の浄化能の評価を行なう上での参考となるばかりでなく、東京湾全域を含めた干潟浄化能の生態系モデルを構築していく上でも重要なデータとなることが期待される。

(2004年2月13日受付)

#### 謝辞

現地調査を実施するにあたり、久津間漁業共同組合の方々のご協力をいただいた。また、独立行政法人港湾空港技術研究所海洋・水工部沿岸生態研究室の諸氏には、現地観測に多大なるご尽力をいただいた。本研究をまとめるに際し、桑江朝比呂主任研究官、小沼晋主任研究官に数々の助言を頂いた。ここに記して、深く感謝致します。また本研究の一部は、鉄道建設・運輸施設整備支援機構「運輸分野における基礎的研究推進制度」からの助成及び環境省地球環境保全等試験研究費の補助を受けて行なわれたことを付記する。

#### 参考文献

- 青山裕晃・今尾和正・鈴木輝明 (1996) : 干潟域の水質浄化機能, 月刊海洋, 第28号, pp. 178-188.
- 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.
- 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.
- 磯野良介・喜田潤・岸田智徳 (1998) : アサリの成長と酸素消費におよぼす高温の影響, 日本水産学会誌, 第64巻, 第3号, pp. 373-376.
- 磯野良介・中村義治 (2000) : 二枚貝の海水濾過量の推定とそれにおよぼす温度影響の種間比較, 水環境学会誌, 第23巻, 第11号, pp. 683-689.
- 内山雄介 (2001) : 冬期の東京湾盤洲干潟における浮遊砂生成機構および短期変動について, 土木学会論文集, No. 677/II-55, pp. 129-140.
- 江口菜穂子・細川恭史・桑江朝比呂・三好英一・木部英治 (1998) : 盤洲干潟における地中熱伝達の測定, 港湾技術研究所資料, No. 901.
- 小倉紀雄 (1997) : 東京湾における水質変遷, 海洋と生物, 第19巻, 第2号, pp. 94-97.
- 柿野純 (2002) : アサリの生息環境と物理環境, 日本ベントス学会誌, 第57巻, pp. 158-167.
- 粕谷智之・浜口昌己・古川恵太・日向博文 (2003a) : 夏季東京湾におけるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 浮遊幼生の出現密度の時空間変動, 国土技術政策総合研究所報告, No. 8.
- 粕谷智之・浜口昌己・古川恵太・日向博文 (2003b) : 秋季東京湾におけるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 浮遊幼生の出現密度の時空間変動, 国土技術政策総合研究所報告, No. 12.
- 栗原康 (1980) : 干潟は生きている, 岩波新書, 219p.
- 桑江朝比呂・河合尚男・赤石正廣・山口良永 (2003) : 三河湾の造成干潟および自然干潟に飛来する鳥類群集の観測とシギ・チドリ類が果たす役割, 海岸工学論文集, 第50巻, pp. 1256-1260.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 佐々木克之 (1997a) : 内湾および干潟における物質循環と生物生産[22]夏季の盤洲干潟の窒素, リンおよびクロロフィルaの分布, 海洋と生物, 第19巻, 第2号, pp. 128-134.
- 佐々木克之 (1997b) : 内湾および干潟における物質循環と生物生産[22]夏季の盤洲干潟の窒素, リンおよびクロロフィルaの収支, 海洋と生物, 第19巻, 第3号, pp. 244-248.
- 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.



- 千葉県水産研究センター富津研究所(2001):東京湾海況情報, <http://www.awa.or.jp/home/cbsuishi/04tokyowan.html>.
- 千葉県環境保全部水質保全課(2001):公共用水域測定結果, [http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e\\_suiho/3\\_kansi/3\\_sokutei.html](http://www.pref.chiba.jp/syozoku/e_suiho/3_kansi/3_sokutei.html).
- 鳥羽光晴(2003):千葉県のアサリ漁業の現状, 日本ベントス学会誌, 第57巻, pp.145-150.
- 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.
- 中田喜三郎(1993):生態系モデル—定式化と未知のパラメータの推定法—, 海洋工学コンファレンス論文集, 第8号(J. Advanced Marine Technology Conference, Vol.8), pp.99-138.
- 日本工業標準調査会(1993):JIS K 0102(工場排水試験方法), 日本規格協会.
- 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, 第4号, pp.217-225.
- 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.
- 古川恵太・藤野智亮・三好英一・桑江朝比呂・野村宗弘・萩元幸将(2000):干潟の地形変化に関する現地観測—盤洲干潟と西浦造成干潟, 港湾技術研究所資料, No.0965.
- 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, 港湾技術研究所資料, No.844.
- 松永信博・児玉真史・福田和代・杉原祐司(1998):干潟における熱収支の観測, 海岸工学論文集, 第45巻, pp.1056-1060.
- 水鳥雅文・角湯正剛・曾我雅海・加藤正進・和田明(1983):干潟の発達する浅海域の自然水温分布予測, 電力中央研究所報告, 383030.
- 水鳥雅文・曾我雅海(1987):干潟海域における熱収支の検討, 電力中央研究所報告, U87013.
- 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.
- Baretta, J. and P. Ruardij(1988):Tidal flat estuaries Simulation and analysis of the Ems estuary, Springer-Verlag.
- Cowan, J. L. W., J. R. Pennock and W. R. Boynton(1996):Seasonal and oxygen fluxes in Mobile Bay, Alabama (USA):regulating factors and ecological significance, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.141, pp.229-245.
- Cloern, J. E.(1982):Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay?, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.9, pp.191-202.
- Eppley, R. W.(1972):Temperature and phytoplankton growth in the sea, *Fis. Bull.*, Vol.70, pp.1063-1085.
- Falcão, M. and C. Vale(1998):Sediment-water exchanges of ammonium and phosphate in intertidal and subtidal areas of a mesotidal coastal lagoon(Ria Formosa), *Hydrobiologia*, Vol.373/374, pp193-201.
- 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.
- Guarini, J. M., G. F. Blanchard, Ph. S. Harrison(1997):Modelling the mud surface temperature on intertidal flats to investigate the spatio-temporal dynamics of the benthic microalgal photosynthetic capacity, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.153, pp.25-36.
- Guarini, J. M., G. F. Blanchard, Ph. S. Harrison, D. Gpouleau and C. Bacher(2000):Dynamic model of the short-term variability of microphytobenthic biomass on temperate intertidal mudflats, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.195, pp.291-303.
- Hiwatai, 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.
- Inoue, T. and M. Yamamuro(2000):Respiration and ingestion rates of the filter-feeding bivalve *Musculista senhousia*, *J. Mar. Syst.* Vol.26, pp.183-192.
- Kuwa, T.(2002):Factors affecting nutrient cycling in intertidal sandflats, Report of Port and Airport Research Institute, Vol.41, No.1, pp91-134.
- Kuwa, T., E. Kibe and Y. Nakamura(2003):Effect of

- emersion and immersion on the porewater nutrient dynamics of an intertidal sandflat in Tokyo Bay, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* Vol. 57, pp. 929-940.
- Le Hir P., W. Roberts, O. Cazaillet, M. Christie, P. Bassoullet and C. Bacher (2000) : Characterization of intertidal flat hydrodynamics, *Cont. Shelf Res.*, Vol. 20, pp. 1433-1459.
- 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.
- Miyata, K. and A. Hattori (1986) : Distribution and seasonal variation of phosphorus in Tokyo Bay, *J. Oceanogr.* Vol. 42, pp. 241-254.
- 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. Oceanogr.* Vol. 54, pp. 65-76.
- 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.
- 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.
- Steele, J. H (1962) : Environmental control of photosynthesis in the sea, *Limnol. Oceanogr.* Vol. 7, pp. 137-150.
- Rocha, C. (1998) : Rhythmic ammonium regeneration and flushing in intertidal sediments of Sado estuary, *Limnol. Oceanogr.* Vol. 43(5), pp. 823-831.
- Sohma, A., T. Sato and K. Nakata (2000) : New numerical model study on a tidal flat system—seasonal, daily and tidal variation, *Spill Science Technology Bulletin*, Vol. 6, pp. 173-185.
- 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.
- 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.
- 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.