

# 九環協における有明海研究の取組み

中嶋 雅孝\*

## 1はじめに

有明海における経年的な海域環境変化は、2000年の冬季にみられたノリ不作を象徴として、公共事業と漁業影響の因果関係をめぐって、社会的問題として全国的に注目を集めている<sup>1)</sup>。この環境変化は、潮位・潮流の変化、水質浄化機能の喪失と負荷の増大、ノリ不作と赤潮の発生、貧酸素水塊の発生、底質の変化に代表される変化として、「有明環境異変」と称されている<sup>2)</sup>、たとえば、有明海の流動場については、湾内の平均潮位の経年的な上昇傾向や湾内外の大潮差の経年的な減少が指摘されている。潮差の減少については、東シナ海の平均潮位の上昇に伴う水深の増大によって共振周期が短くなり、太平洋に対する東シナ海の潮汐振動の增幅率が減少したことによると考えられている<sup>2)</sup>。このほか、地形変化に伴い有明海でのM<sub>2</sub>分潮の振幅の減少傾向も指摘されている<sup>3)</sup>。有明海の水質に関しては、熊本沿岸海域でみられたノリ不作年度と平年度の水質観測結果の解析より、不作年度ノリ漁期におけるクロロフィルa濃度(Chla)の増加とそれに伴う溶存態窒素(DIN)の低下が示されている<sup>4)</sup>。この現象については、水温の上昇傾向が、ノリよりも珪藻の栄養塩摂取に有利に作用している可能性を指摘しているが、これらの生物による栄養塩の吸収競合過程の解明については今後の課題とされている<sup>5)</sup>。このように、有明環境異変については様々な研究が行われているものの、ノリ不作の発生メカニズムに関する定量的な研究報告は見あたらない。

そこで、当協会においても、中西前副理事長を中心としてこれら有明環境異変を研究テーマとする研究プロジェクト（有明研究会）を立ち上げ、特に、

ノリ不作の直接的な原因となった有明海の窒素不足現象に焦点を当て、その発生メカニズムを解明するために研究を行ってきたところである。

以下に、これまでに得られた研究成果の一部を紹介する。なお、本研究会は、有明海における高度な栄養塩管理手法の開発を最終目的として現在も研究活動を継続中である。

## 2研究の概要

研究会は、概ね毎月1回の頻度で開催されている。研究の目的は、有明海における健全なノリ生産の実現を目指して、ノリ不作の直接的な原因となった窒素不足の発生メカニズムを明らかにすることにより、既存の枠組みを超えた新たな栄養塩管理手法を検討、提案することである。このため、研究の基本方針としては、局所的な環境変化の発生要因を追求することよりも湾全体の長期的な環境変動を再現することを優先的に行うこととした。有明海における窒素収支は、ノリ、植物プランクトン、二枚貝類といった生物による栄養塩消費の相互関係の変動、5県にわたる広大な流域からの栄養塩流入負荷変動、および気温（水温）、日射等の気象変動、さらには生物等が潜在的に有するバイオリズム等によって規定されているものと考えられる。そこで、本研究会では、図1に示すように研究内容を体系化し、有明海の窒素収支に関する研究を行っている。このほか、当協会で有する分析および観測技術の活用によって新たな視点での解析を行っている。

\* (財)九州環境管理協会 環境部

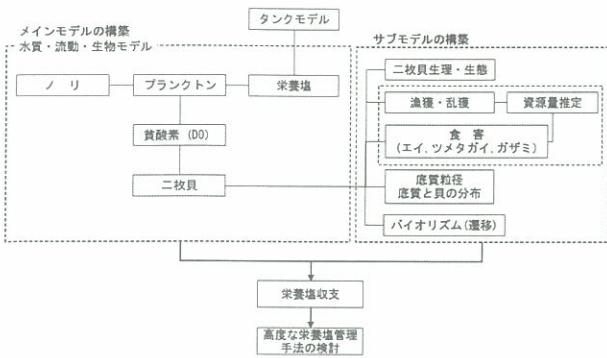


図1 研究の体系

### 3 研究の成果

#### 3. 1 有明海における流入負荷の経年変動に係る研究

##### (1) 有明海流域諸元

有明海流域の土地利用面積<sup>6)</sup>の割合は、森林が全体の約60%，水田が約20%と大部分を占め、1976年から1997年にかけて大きな変化はみられない。流域人口<sup>7)</sup>については、図2に示すように、1980年から2000年にかけて概ね330万人と横ばいで推移しており、熊本県、福岡県、佐賀県の順に多い。一方、家畜頭数<sup>8)</sup>は熊本県で多く、経年的な変化は小さい。有明海へ流入する主要河川の水質<sup>9)</sup>の経年変化を示す。COD, T-N, T-Pは概ね横ばいで推移しており、経年的な変動傾向はみられない。

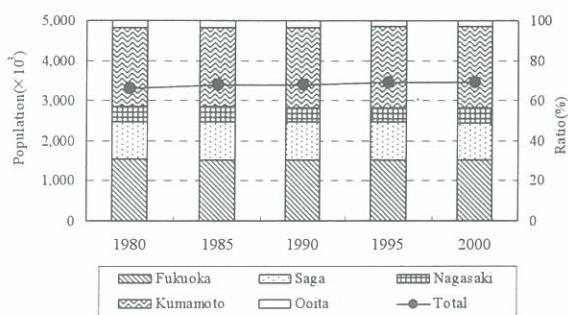


図2 流域人口の推移

##### (2) 既存の流入負荷の算定方法

有明海に流入するCOD, TN, TP負荷量は、これまでに環境省が求めた結果や農水省・経済産業省・国交省・環境省が国調費モデルで求めた結果<sup>10)</sup>がある。いずれのケースとも流域を主要河川の順流域と感潮域、中小河川等を含む海域直接流入域の3つ

に区分している。感潮域と直接流入域については、両結果とともに原単位法を用いて算出されているが、主要河川の順流域については、環境省は河川水質と河川流量の積によって、国調費モデルでは実測の流量と水質からLQ式 ( $L$ : 負荷量 ( $\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$ ),  $Q$ : 流量 ( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ )) を求め、この式に実測流量を与えることによって算出している。

#### (3) 本研究における経年の負荷量算定方法

主要河川の順流域において負荷量と流量の関係を詳細に求めた国調費モデルの負荷量算定方法を算定期間の各年に適用すれば、同精度の経年負荷量算定が可能である。しかしそれには、膨大な基礎データ集積と計算を必要とし、とても現実的ではない。そこで、本研究では、2000年、2001年の国調費モデル構築の際に求めた数値を基礎として簡易法によって、1979年1月～2003年3月における経年の負荷量を求めた。この負荷量算定方法は、2000年、2001年の負荷量を求めた国調費モデルの値を基本年（2000年）の値として、以下の1), 2), 3) に示す前提条件のもとに成立している。なお、諫早湾調整池の流域については、1997年の潮受堤防締切以降に調整池からの排出負荷量が有明海への流入負荷量となることから、他のブロックとは区別して負荷量を算定した。

- 1) 主要河川順流域の負荷量算定にあたっては、国調費モデルで求められた2000年、2001年のL-Q式が、1979年1月から2003年3月までの期間においても適用できる。
  - 2) 主要河川感潮域の年間負荷量は、国調費モデルで求められた2000年、2001年の感潮域年間負荷量の平均値が1979年から2003年までの期間においても一律である。
  - 3) 直接流入域の負荷量の算定においては、国調費モデルで求められた2000年、2001年の「直接流入域年間負荷量／近傍主要河川年間流入負荷量」の比率の平均値が、1979年から2003年までの期間においても一律である。
- これらの前提条件は、(1)で述べたように2000年、2001年当時の生活系、産業系、畜産系などの

点源負荷や水田、畑、宅地、山林等の面源負荷、すなわち排出負荷量が、1979年1月から2003年3月までの全期間において大きく変わっていないという仮定のもとに成り立っている。

#### (4) 流入負荷量の経年変化と変動特性

有明海への淡水流入量およびCOD負荷量、TN負荷量、TP負荷量、IN負荷量、IP負荷量の経年変化を図3に示す。有明海流域により流入する淡水流入量は $9\sim 24 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ 、COD負荷量は $60\sim 220 \times 10^3 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ 、TN負荷量は $20\sim 46 \times 10^3 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ 、TP負荷量は $2.9\sim 5.3 \times 10^3 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ 、IN負荷量は $16\sim 33 \times 10^3 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ 、IP負荷量は $1.0\sim 2.5 \times 10^3 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ である。算定期間である24年間の平均値に対する各年の淡水流入量およびCOD、TN、TP、IN、IP負荷量の比率の経年変化を図4に示す。算定期間の平均値に対する比率は、いずれの項目も概ね0.5~1.5で推移している。ただし、COD負荷量の比率については、1980年、1993年に他の項目より高い値を示してい

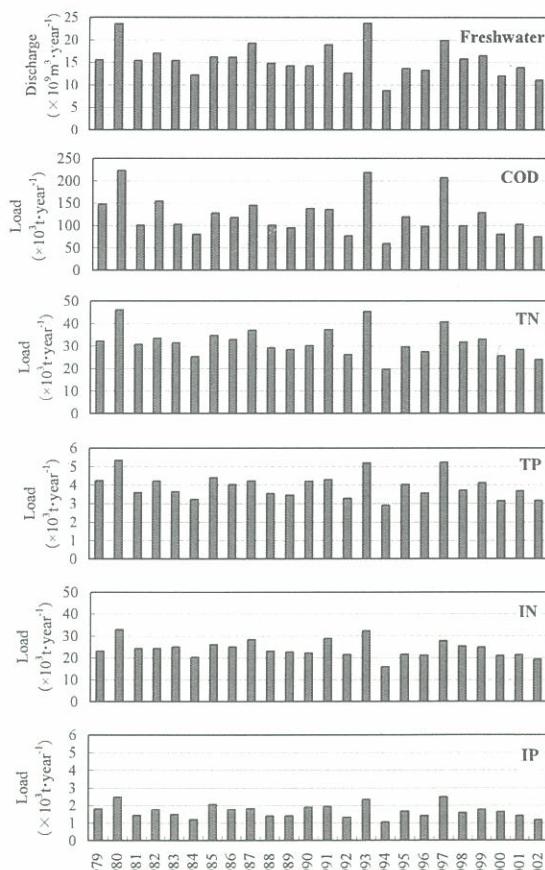


図3 淡水流入量、流入負荷量の経年変化

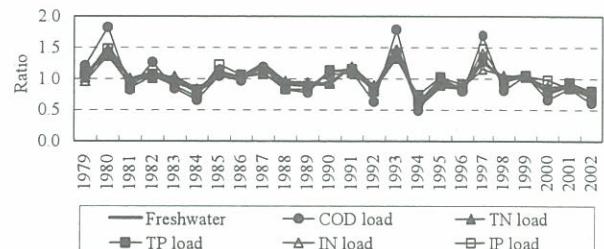


図4 淡水流入量と流入負荷量の変動

る。ここで、算定期間の平均値に対する各年の降水量比率(図5)をみると、1980年と1993年は平均降水量の約1.5倍と降水量の多い年に相当しており、COD負荷量は、降水量が多い場合、窒素、リンと比較すると負荷量の流出割合が高くなる傾向がみられる。このことは、国調費モデルで求められた2000年、2001年の主要河川における浄化残率の算定期間からも同様な傾向がみられており、出水の少ない2000年のCOD浄化残率はいずれの河川も1.0以下であるのに対し、出水の多い2001年は嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川で1.0以上となっており、TN、TPと比較するとCODの浄化残率はやや高い傾向がみられている。このことより、有明海流域におけるCOD負荷量は窒素、リンと比較すると洪水時における自然浄化率が低く、平水時と比較して有明海への流入負荷量が増加するものと考えられる。

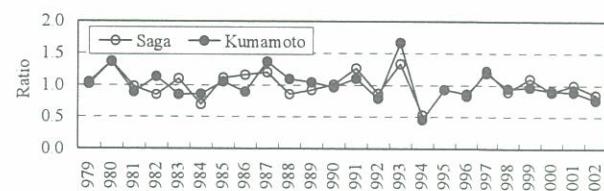


図5 降水量の変動

また、平均的な年間降水量を示した1990年に対して、降水量が多い1993年、少ない1994年の主要河川流域における淡水流入量およびCOD、TN、TP負荷量の比率を図6に示す。年間降水量が平均年0.5倍と少ない1994年については、淡水流入量、負荷量の平均年に対する比率も概ね0.5前後であり、降水量と同様の変動を示すが、年間降水量が平均年1.5倍と多い1993年については、特に白川流域の淡水流入量、負荷量が2.3~3.7と高い比率を

示している。このことから、白川流域は他の河川流域と比較すると降水量に対する応答性が高いと考えられる。

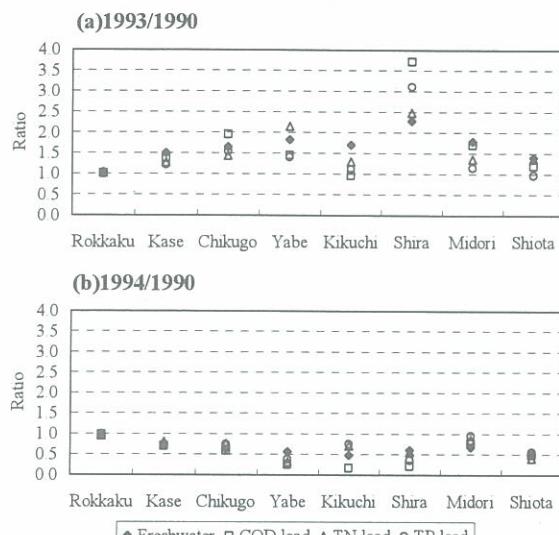


図6 淡水流入量と流入負荷量の対 1990年比

### 3. 2 ノリ漁期における赤潮プランクトンの増加要因に係る研究

#### (1) ノリ漁期における栄養塩不足

2000年のノリ不作問題は、ノリ漁期である冬季の広域的、連続的な赤潮発生による栄養塩不足による色落ちが原因の一つとされている<sup>1)</sup>。色落ちノリ藻体に含まれる窒素は、乾燥重量当たり 21~55mg·g<sup>-1</sup> であり、1等級ノリの 84mg·g<sup>-1</sup> に対して 25~65%と少なく<sup>11)</sup>、赤潮を形成する植物プランクトンがノリの成長に必要な窒素やリンなどの栄養塩を大量に消費したため、栄養塩不足を引き起こしたと考えられている。

有明海のノリおよび貝類の漁獲量と赤潮発生件数の推移<sup>12, 13)</sup>を図7に示す。ノリ漁獲量は、1977~2002年の25年間で倍増し、ノリ不作が問題となっ

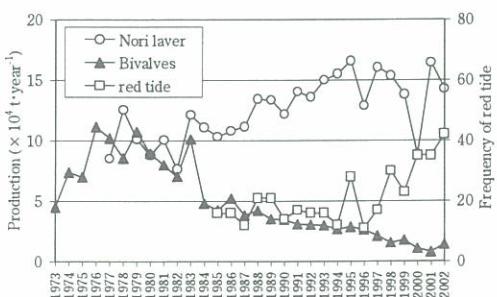


図7 ノリ、二枚貝類の漁獲量および赤潮発生件数の推移

た2000年を除けば経年的に増加している。貝類の漁獲量は、1976~1979年に10万tを超えていたが、1998年には1.5万t程度に大きく落ち込んでいる。一方、赤潮発生件数は、1985~1994年にはほぼ横這いで推移した後増加傾向に転じ、2000~2002年は1985年と比べて倍増である。さらに、赤潮の主要構成植物プランクトンである珪藻類の Chaetoceros 類の月別発生件数をみると、1995年以降はノリ養殖期の10~2月のうち、明らかに10~12月の発生件数が増加していることが分かる(図8)。また、図9に示した有明海奥部の浅海定線水質測定地点でのノリ養殖期(1月)の溶存態無機態窒素(DIN)濃度は、筑後川からの流入負荷が大きいため、筑後川河口海域は1995年を除き大部分がノリの色落ち濃度( $0.098\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ,  $7\mu\text{gat}\cdot\text{l}^{-1}$ )<sup>14)</sup>を上回っていたが、流入負荷が小さい嘉瀬川河口海域は、1995年以降 $0.098\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を下回る場合が多くなった(図10)。

#### (2) ノリ漁期における海水温の上昇

有明海西奥部4地点(図9、▲印)の1979~2002年ノリ漁期(10~2月)における月別海水温の推移(4地点平均)を図11に示す。図中の回帰直線より

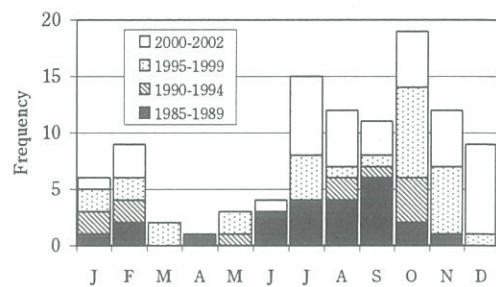


図8 Chaetoceros 類による赤潮発生件数の推移

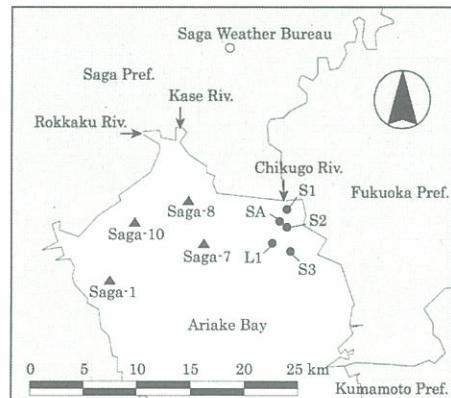


図9 有明海湾奥部における水質観測地点

求めた過去24年間のノリ漁期の水温は、10, 11, 12, 1, 2月に、それぞれ0.8, 0.2, 1.1, 1.2, 1.0°Cの上昇を示し、ノリ漁最盛期の12~2月の上

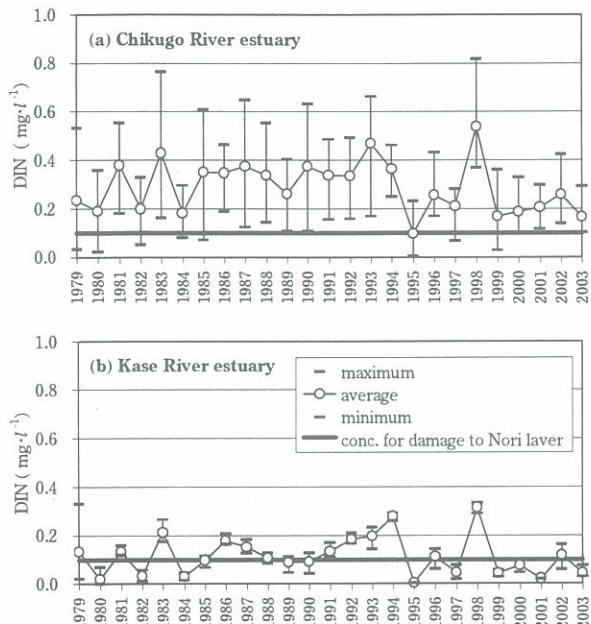


図10 筑後川および嘉瀬川河口沿岸域におけるDINの経年変化

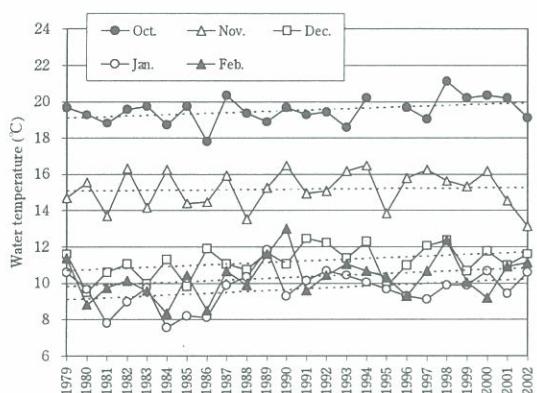


図11 ノリ漁期における海水温の経年変化

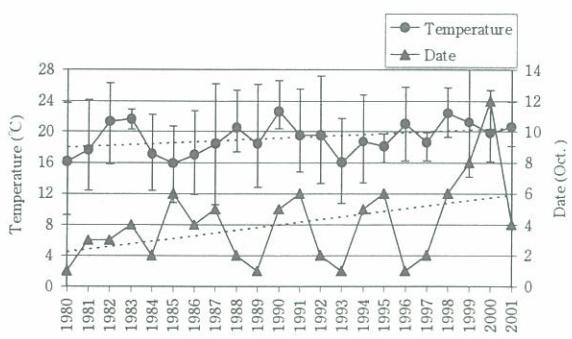


図12 気温と採苗日の推移

昇が顕著である。また、図12に示したノリ採苗日<sup>15, 16)</sup>と気温（佐賀地方気象台）の推移によれば、1980~2001年の採苗日は例年よりもやや遅く、採苗日の気温も上昇する傾向がみられる。このことからもノリ漁場の水温が年々上昇していることが分かる。

### (3) ノリと赤潮プランクトンの栄養塩吸収競合の関係

一般に、ノリや植物プランクトンの成長速度（増殖速度）は以下の式で示される<sup>17)</sup>。

$$G = G_{\max} \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot f(N, P) \quad (1)$$

ここで、Gは成長速度（増殖速度）(day<sup>-1</sup>)、 $G_{\max}$ は最大成長速度（最大増殖速度）(day<sup>-1</sup>)、 $f(T)$ ,  $f(I)$ ,  $f(N, P)$ はそれぞれ、水温依存項、照度依存項、栄養塩依存項である。さらに、水温依存項は以下のよう示すことができる<sup>17)</sup>。

$$f(T) = \{(T / T_{opt}) \exp(1 - T / T_{opt})\}^m \quad (2)$$

ここで、Tは水温(°C),  $T_{opt}$ は成長（増殖）最適水温(°C), mは定数である。ノリの成長最適水温は、10°C前後、14°Cとされている<sup>5, 18)</sup>。一方、植物プランクトンの増殖最適水温  $T_{opt}$  は、珪藻類で25°C<sup>19)</sup>、渦鞭毛藻類で20°C<sup>20)</sup>、ラフィド藻類で25°C<sup>21)</sup>の報告がある。ノリ養殖期のうち最低水温を示す1~2月の水温は、1979年は9~10°Cであったが、2002年はさらに1.0~1.2°C高く、2002年は植物プランクトン増殖速度式中の水温依存項が、1979年と比較していずれの種類も増大していることが分かる。ノリについても同様に水温依存項が水温上昇に伴って増大しているが、相対的に成長速度は低下していると考えられる。

以上より、成長速度（増殖速度）の長期的な変動および水温依存項( $f(T)$ )の水温上昇に伴う成長速度（増殖速度）への寄与の変化を求めるために、ノリと赤潮を構成する主要植物プランクトン3種による栄養塩吸収競合関係をモデル化して、ボックスモデルに組み込み、1979年1月から2003年3月までの赤潮プランクトンの発生状況および水質の変化を再現した。

### (4) ノリとプランクトンの栄養塩吸収速度の比較

ボックスモデル計算におけるノリおよび植物プランクトンの水温依存項の推移を図13に、ノリの成長速度および植物プランクトンの増殖速度の推移(年間平均値)を図14に示す。水温依存項は、ノリ、珪藻類のいずれも経年に増加し、ノリの方が植物プランクトンよりも大きい。渦鞭毛藻類、ラフィド藻類の変化は小さい。しかし、ノリの成長速度、珪藻類の増殖速度は、水温依存項と同様に経年に増加するが、珪藻類の方がノリよりも大きい。さらに、計算を開始した1979年のノリと珪藻類の成長速度比(ノリ/珪藻類)1.2に対し、2002年では0.8と珪藻類の増殖速度の増加割合が大きく、水温上昇に対する応答性は、珪藻類の方が高いことが分かる。これは、モデルの再現性を考慮して設定した珪藻類の最大増殖速度(Gmax)0.63(day<sup>-1</sup>)に対し、ノリのGmaxが0.30(day<sup>-1</sup>)と小さいためである。

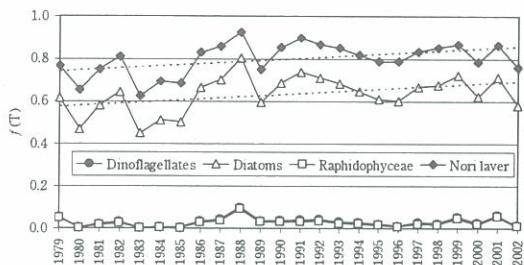


図13 ノリと赤潮プランクトンの水温依存項 $f(T)$ の経年変化

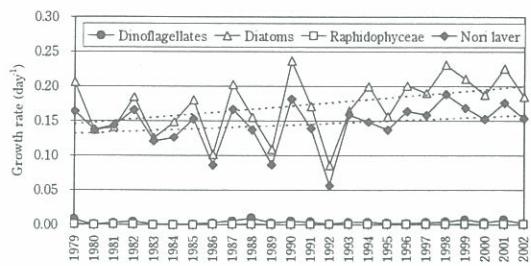


図14 ノリと赤潮プランクトンの成長速度(G)の経年変化

#### (5) 水温上昇に伴う増殖速度の変化と赤潮増加

式(1)で、照度依存項( $f(I)$ )と栄養塩依存項( $f(N, P)$ )をそれぞれ1として求めたノリおよび植物プランクトンの成長速度(G)と水温(T)の関係を表1に示す。有明海奥部でのノリ養殖期の水温範囲(8~12°C)では、ノリと珪藻類の成長速度比

表1 成長速度の比較

	5°C	10°C	15°C	20°C
Dinoflagellates (day <sup>-1</sup> )	0.000	0.004	0.070	0.212
Diatoms (day <sup>-1</sup> )	0.132	0.438	0.611	0.599
Raphidophyceae (day <sup>-1</sup> )	0.000	0.006	0.155	0.512
Nori laver (day <sup>-1</sup> )	0.101	0.265	0.295	0.230
Nori laver/Diatoms	0.76	0.61	0.48	0.38
	8°C	9°C	10°C	11°C
Dinoflagellates (day <sup>-1</sup> )	0.001	0.002 (2.9)	0.004 (7.1)	0.009 (15.0)
Diatoms (day <sup>-1</sup> )	0.319	0.381 (1.2)	0.438 (1.4)	0.488 (1.5)
Raphidophyceae (day <sup>-1</sup> )	0.001	0.002 (3.5)	0.006 (10.1)	0.015 (24.4)
Nori laver (day <sup>-1</sup> )	0.212	0.242 (1.1)	0.265 (1.3)	0.283 (1.3)
Nori laver/Diatoms (A)	0.66	0.63	0.61	0.58
change ratio of (A) to 1°C rising		-0.05	-0.03	-0.05
		-0.05	-0.03	-0.05

注) ( )内の数値は8°Cの値に対する比率である。成長速度の算出にあたっては $f(I)$ と $f(N, P)$ を1とした。

は0.66から0.55へ減少し、1°Cの水温上昇によって5%程度植物プランクトンの成長が有利になる。これより、海域の水温上昇がノリと赤潮との競合関係を変化させ、赤潮の増加を助長したと考えられる。

### 3.3 貝類の減少に伴う植物プランクトン捕食圧の減少と赤潮増加に係る研究

#### (1) 貝類による植物プランクトン等水中懸濁物取込量(窒素除去量)の変化

有明海では、貝類の減少に伴って赤潮発生件数が増加しており、植物プランクトン等の貝類による捕食圧が減少していると言われている<sup>22)</sup>。そこで、貝類の漁獲量と公共用水域水質測定結果<sup>23)</sup>に基づき、木村ら(1992)<sup>24)</sup>の方法を参考に貝類による窒素除去量を試算した。なお、算定に当たっては、貝類の年間漁獲量を年間生産量と仮定した。図15に有明海の貝類による窒素除去量の試算結果を示す。窒素除去量は、1976年には最大約10t·day<sup>-1</sup>であったが、1976~1983年は6~9t·day<sup>-1</sup>程度の窒素が二枚貝によって摂取されている。1984~1997年は2~4t·day<sup>-1</sup>に落ち込み、さらに、1997

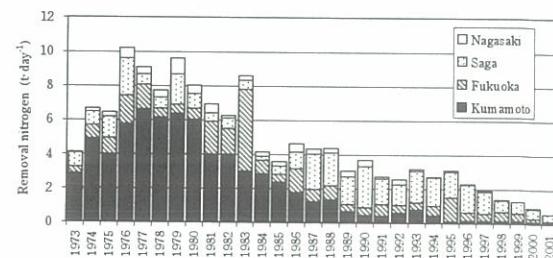


図15 二枚貝類による窒素除去量の推移

～1999年には $1t \cdot day^{-1}$ 程度に減少し、1999年以降は $1t \cdot day^{-1}$ 未満となっている。

## (2) 貝類の植物プランクトン等捕食による水中懸濁物現存量（窒素現存量）の変化と赤潮増加

P/B比（年間生産量/現存量）を文献<sup>25)</sup>から2と仮定し、有明海の貝類漁獲量減少による水中懸濁物現存量の変化量を試算した。図15からみた貝類の窒素除去量の $10t \cdot day^{-1}$ 、 $5t \cdot day^{-1}$ と $1t \cdot day^{-1}$ は、懸濁態有機態窒素（PON）現存量としてそれぞれ $1,825t (= 10t \cdot day^{-1} \times 365day \div 2)$ 、 $912.5t$ と $182.5t$ に相当する。表2に示すように2000年の有明海のPON現存量は $4,486t$ と試算されており<sup>26)</sup>、貝類によって取り込まれない場合のPON現存量は $4,486t + 182.5t$  ( $1t \cdot day^{-1}$ に相当の現存量) =  $4,669t$ と見積もられる。 $10t \cdot day^{-1}$ の割合で貝類によって取り込まれることに相当するPON現存量は $1,825t$ であるから、1976年のPON現存量は、 $2,844t (= 4,669t - 1,825t)$ である。すなわち、1976年にPON現存量は $2,844t$ であったものが、2000年には $4,486t$ に増加していることになる。この増加量 $1,642t$ は、植物プランクトン等の増加に由来するPONの増加であり、有明海全体のPON濃度を $0.048mg \cdot l^{-1}$ 増加させていることになる。このことは、最近の数年やや減少傾向であることを除き、有明海の全窒素濃度が経年にほぼ横這いであることや経年にDINの低下がみられることから、ノリ養殖に必要な栄養塩であるDIN濃度をその分( $0.048mg \cdot l^{-1}$ )低下させていると言える。この結果から、貝類漁獲量減少による植物プランクトン捕食圧の減少が赤潮の増加を助長させているものと考えられる。

表2 有明海における窒素現存量

	standing stock (t)
DIN	2,609
PON	4,486
as phytoplankton	(2,821)
as zooplankton	(323)
as detritus	(1,342)
DON	4,517

## 3. 4 珪藻プランクトン殻のトレーサー利用研究

### (1) 珪藻プランクトンのトレーサー利用

有明海や諫早湾では貧酸素水塊の発生要因の一つである懸濁態有機物（POM）の底泥への堆積について、これまでに調査・研究<sup>27, 28)</sup>が進められているが、定量的、かつ経年的な堆積状況の変化を把握するまでには至っていない。そこで、一般に底泥中のPOMが、植物プランクトンの枯死・沈降や潮汐による移流・拡散に伴う堆積に起因したものであること<sup>29)</sup>、有明海や諫早湾では、経年的に珪藻プランクトンの赤潮発生頻度が高いこと<sup>30)</sup>、珪藻プランクトンは珪酸質の殻を有していること<sup>31)</sup>に着目し、底泥や水相中に残存する殻の分布状況を把握することで、POMの堆積状況を推定できると考えた。

珪藻が有する珪酸質（ガラス質）の殻は、死滅後も分解されずに底泥や水相中に残存するものと考えられる。また、珪藻の細胞サイズは数十 $\mu m$ であり、諫早調整池内の浮泥粒子と同程度のサイズを有している。したがって、諫早湾内に沈降する珪藻の殻は、懸濁粒子と拡散・沈降等の挙動において類似していると考えられる。

ここで、調整池内の優占種は、汽水性珪藻プランクトンの*Skeletonema subsalsum*である<sup>32)</sup>。本種は汽水域に分布し<sup>33)</sup>、湾内では潮受堤防近傍を除き、湾央部や湾口部ではほとんど分布がみられない<sup>32)</sup>。このことから、*S. subsalsum*は調整池の排水中に含まれる懸濁粒子の挙動を指標するトレーサーとして用いることができると考えられる。さらに、諫早湾内では、近年、海水性珪藻プランクトンの*Skeletonema costatum*が優占種となっており<sup>32, 34, 35)</sup>、調整池由来の*S. subsalsum*が直径3～8 $\mu m$ <sup>33)</sup>であるのに対し、海域由来の*S. costatum*が6～35 $\mu m$ <sup>36)</sup>と両者の細胞サイズは異なることから、これらの2種を区別することは可能である。したがって、諫早湾内に沈降・堆積する*S. subsalsum*と*S. costatum*の分布状況から、調整池由来と海域由来のPOMの影響割合を推定できると考えられる。

### (2) 調整池から排出される懸濁粒子の輸送範囲

調整池から排出される懸濁粒子の分布状況および底泥に堆積するPOMの起源を推定するために底質調査および沈降量調査を実施した。調査地点は、図16に示す15地点である。

図17に底質調査より得られた浮泥部の*S. subsalsum*の平面分布を示す。調整池内では、浮泥部の乾泥1gあたり、 $7.7 \times 10^5 \sim 1.3 \times 10^6$ 個の*S. subsalsum*の殻が残存していた。北部排水門近傍地点のS1, S1'地点では、乾泥1gあたり $1.6 \times 10^4 \sim 4.5 \times 10^4$ 個であり、北部排水門から排出された*S. subsalsum*の殻が、北部排水門近傍の浮泥中に残存していることがわかる。南部排水門近傍ではS6地点にみられるとおり、多くの殻が浮泥部に残存している。また、湾央・湾口部では、S10地点の $1.0 \times 10^4$ 個を除き、 $6.0 \times 10^3$ 個以下と小さく、島原半島沖のA及びB地点では、*S. subsalsum*の殻はほとんどみられなかった。

以上の調査結果より、調整池から排出される懸濁粒子は、排水門近傍で大部分が沈降し、諫早湾央以

東への拡散・沈降する量は非常に小さく、諫早湾口、湾外へはほとんど輸送されないと考えられる。

### (3) 謞早湾内の懸濁粒子の挙動と分布状況

北部排水門からの距離に対して、調整池由来・海域由来それぞれのPOM沈降フラックスをプロットした図を図18に示す。調整池由来のPOMは、北部排水門から約1.5kmの範囲内で大部分が沈降し、2kmよりも沖合では、海域由来のPOMが9割以上を占めている。また、調整池由来のPOM沈降フラックスは、S1'地点でS1地点の60~80%であったが、S7地点ではS1地点の10%であり、湾央・湾口部では調整池由来のPOM沈降フラックスはほとんどみられなかった。また、S1及びS1'地点における海域由来のPOMフラックスは、他の地点よりも高く、潮汐及び波浪に伴い底泥の巻上げに伴う*S. costatum*の殻の再沈降によるものと考えられる。

## 4 おわりに

これまでの研究では、主にボックスモデルによる

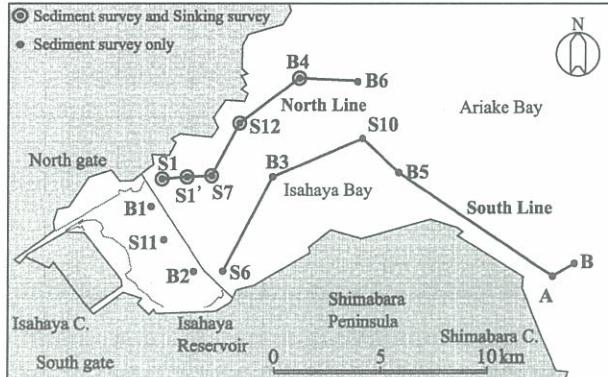


図16 底質および沈降量調査地点

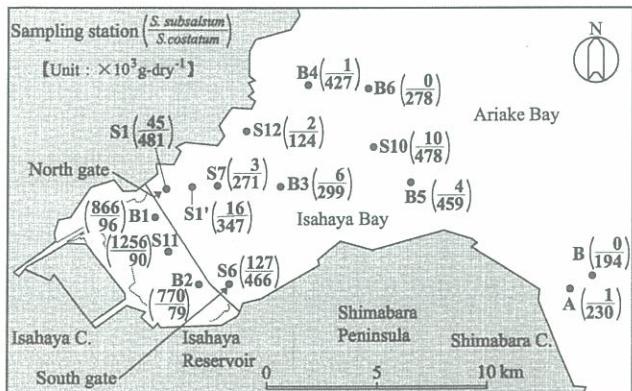


図17 珪藻プランクトンの殻の分布状況

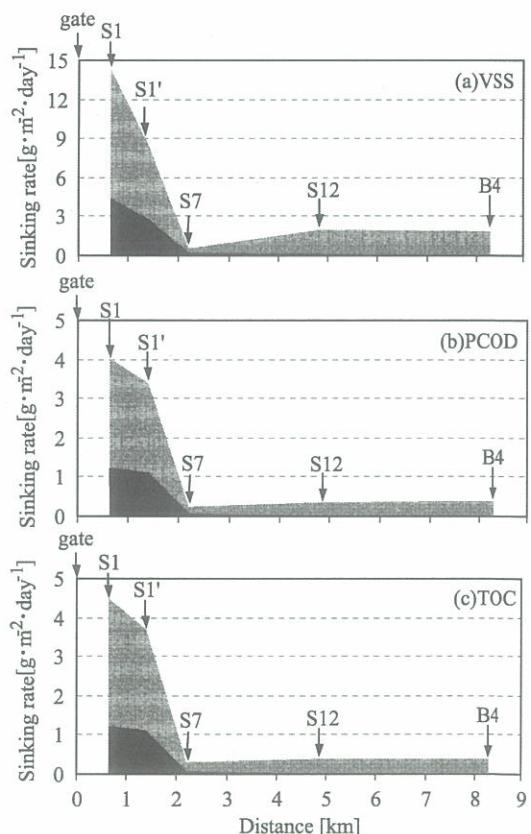


図18 沈降フラックスの分布状況

長期間の環境変化の要因解明に主眼を置き、ノリの生長に必要な栄養塩である窒素の収支について検討を行ってきた。水質の変動は、植物プランクトンの増殖、流入負荷の変動、底泥からの溶出などの要因のほかに、流動場の変化によっても規定されるため、現在は二次元多層モデルによる流動場モデルを構築中である。さらに、モデルにおける变数として、ノリや植物プランクトンのほかに二枚貝類を組み込んだ生態系モデルを開発中であり、今後は、これらのモデルを用いて赤潮の増加により生じる窒素不足問題を解消するための対策内容とその効果について提案していきたいと考えている。

## 参考文献

- 1) 農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会（2003）：最終報告書－有明海の漁業と環境の再生を願って
- 2) 磯部雅彦（2001）：有明海における水環境の現状、水環境学会誌、24（1），659－664.
- 3) 宇野木早苗（2002）：有明海における潮汐と流れの変化、海と空、78（1），19－30.
- 4) 川口修、山本民次、松田治（2002）：有明海熊本沿岸におけるノリ不作年度の水質環境の特徴、海の研究、11（2），543－548.
- 5) 川口修、山本民次、松田治、橋本俊也（2004）：水質の長期変動に基づく有明海におけるノリおよび珪藻プランクトンの増殖制限元素の解明、海の研究、13（2），173－183.
- 6) 国土交通省：国土上表の閲覧・提供サービス  
<http://nlftp.mlit.go.jp/kj/>
- 7) 総務統計局：国勢調査  
<http://www.stat.go.jp/data/chouki/index.htm>
- 8) 総務統計局：日本の長期時系列  
<http://www.stat.go.jp/data/chouki/07.htm>
- 9) 国立環境研究所環境情報センター：環境数値データベース  
<http://www.nies.go.jp/igreen/>
- index.htm
- 10) 農林水産省、経済産業省、国土交通省、環境省（2003），有明海海域環境調査報告書（国土総合開発事業調整費調査）pp.3－2－3－34.
- 11) 小林邦男（2001）：ノリとプランクトンの栄養競合、海苔と海藻、63（2），1－8.
- 12) 九州農政局（1973～2002）：東シナ海及び九州における漁業動向
- 13) 水産庁九州漁業調整事務所（1985～2002）：九州海域の赤潮
- 14) 日本水産資源保護協会（2000）：水産用水基準（2000年版），p20.
- 15) 福岡県水産海洋技術センター（1980～2001）：ノリ養殖概況
- 16) 佐賀県有明水産振興センター（1980～2001）：ノリ養殖概況
- 17) 天野邦彦、渡辺正孝（1996）：*Chattonella antiqua* の増殖及び日周鉛直移動のモデリング、月刊海洋／号外、No.10，p135.
- 18) 山内幸児（1974）：ノリ幼芽の生長におよぼす温度の影響－I 温度条件とノリ芽の初期生長および形態について、日本水産学会誌、40（5），439－446.
- 19) 池田三郎、中田英昭（1996）：赤潮発生現象のシステム分析、赤潮の科学（岡市友利編），恒星社厚生閣，p.313.
- 20) 西島敏隆、秦幸彦、山内章三（1989）：赤潮渦鞭毛藻類 *Prorocentrum triestinum*，日本水産学会誌、55（11），2009－2014.
- 21) 山口峰生、今井一郎、本城凡夫（1991）：有害赤潮ラフィド藻類の *Chattonella antiqua* と *C. marina* の増殖速度に及ぼす水温、塩分および光強度の影響、日本水産学会誌、57（7），1227－1284.
- 22) 日本海洋学会海洋環境問題委員会（2001）：有明海環境悪化機構究明と環境回復のための提言、海の研究、10（3），241－246.
- 23) 環境省（1973～2003）：公共用水域水質測定結果.

- 24) 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, 89 – 101.
- 25) 新崎盛敏, 堀越増興, 菊池泰二 (1976) :海藻・ペントス, 東海大学出版会, pp.249 – 255.
- 26) 環境省水環境部 (2003) :平成14年度有明海等浅海海域環境定量評価手法検討調査報告書, p.2 – 138.
- 27) 岡村和麿, 田中勝久, 木元克則 (2003) :有機炭素安定同位体比からみた有明海湾奥部の底質環境, 2003年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集, p.283.
- 28) 堤裕昭, 岡村絵美子, 小川満代, 高橋徹, 山口一岩, 門谷茂, 小橋乃子, 安達貴浩, 小松利光 (2003) :有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係, 海の研究, 12 (3), 291 – 305.
- 29) J. バレッタ & P. ルアルディ編集, 中田喜三郎訳 (1995) :沿岸生態系II 干潟の生態系モデル, 生物研究社, pp.249 – 257.
- 30) 中嶋雅孝, 横山佳裕, 内田唯史, 中野拓治, 中西弘 (2005) :有明海における冬季のノリ及び赤潮プランクトンの増殖特性, 水環境学会誌, 28 (5), 339 – 345.
- 31) 小久保清治 (1960) :浮游硅藻類, 恒星社厚生閣, pp.132 – 133.
- 32) 九州農政局 諫早湾干拓事務所 (1998~2004) :第11~23回諫早湾干拓地域環境調査委員会資料.
- 33) K. Kramer, J. Lange – Bertalot (1991) : Suswasserflora von Mitteleuropa 2 / 3 Bacillariophyceae, Spektrum Akademischer Verlag, p.82.
- 34) 九州農政局 諫早湾干拓事務所, 財団法人 九州環境管理協会 (2004) :平成16年度諫早湾干拓事業諫早湾地域生物春・夏季環境調査委託事業報告書, pp.8 – 18, pp.56 – 72.
- 35) 九州農政局 諫早湾干拓事務所, 財団法人 九州環境管理協会 (2005) :平成16年度諫早湾干拓事業諫早湾地域生物秋・冬季環境調査委託事業報告書, pp.8 – 16, pp.54 – 77.
- 36) 山路勇 (1979) :日本海洋プランクトン図鑑(第3版), 保育社, p.2.