

— 論 文 —

## 有明海における 1979 年と 1999 年の窒素収支の変化 \*

柳 哲雄<sup>†</sup> ・ 阿部 良平<sup>‡</sup>

### 要 旨

有明海において最も漁獲量が多かった 1979 年と、漁獲量が 1979 年の約 20% に減少した 1999 年の窒素収支の変化を明らかにした。両年とも窒素の流入フラックスは主に陸上からと海底からの溶出によっており、流出フラックスは主に湾外への移流・分散フラックスと脱窒フラックスとからなり、両年でその総量に大きな変化はなかった。最も変化の大きかったフラックスはアサリによる窒素摂取フラックスであり、1979 年から 1999 年にかけて 82% 減少していたが、それは全体の流出フラックスのわずか 0.2~0.8% を占めるに過ぎなかった。また、有明海における全窒素の平均滞留時間は約 4 か月と見積もられた。

1979 年から 1999 年にかけての漁獲量の減少や赤潮の多発化で特徴づけられる、有明海の大規模な環境変化の原因は、窒素収支の変化ではなく、有明海における有機物の無機化能力減少などの、窒素循環様式の変化により起こされたと考えられる。

キーワード：有明海，窒素収支，窒素循環，アサリ，ノリ

### 1. はじめに

近年におけるアサリ漁獲量の激減、2000 年~2001 年冬季におけるノリの不作(川村, 2002)などに代表される有明海 (Fig. 1) の環境変化の原因を明らかにし、有効な環境回復の方策を提言するためには、アサリやノリなど有明海の生態系を支えている栄養物質であるリン・窒素・珪素の収支や循環がどう変わったのか、どうすれば昔の豊かな有明海を支えた栄養物質循環を取り戻すことが出来るのか、を明らかにする必要がある。

有明海湾奥の植物プランクトンの増殖を律速する制

限栄養塩はリンではなく、窒素であることは、すでに明らかにされている(堤ら, 2003)。またリン・窒素とともに、植物プランクトン、特に珪藻類にとって重要なもうひとつの栄養塩である珪素に関しては、有明海湾奥においてここ数十年、平均的な状態で DSi (Dissolved Silicate: 溶存態珪素) 濃度が 10  $\mu\text{M}$  を下回ることはなく、この DSi 濃度は代表的な珪藻である *Skeletonema costatum* の半飽和定数 0.42~13  $\mu\text{M}$  より高いので、平均的には珪素が有明海の植物プランクトンの増殖制限要因にはならないこともすでに明らかにされている(川口ら, 2004)。

海域環境特性を明らかにするためにまず行なわなければならないことは、栄養物質収支の解明である。例えば、過去の海域環境が良かった時と比べて現在の栄養物質の流入量が大きく増えて、富栄養化が起これば海域環境はそれによって変化したことが理解できる。さらに、現在の栄養物質収支と過去のそれを比較して、そ

\* 2005 年 3 月 14 日 受領； 2005 年 11 月 11 日 受理  
著作権：日本海洋学会，2005

<sup>†</sup> 九州大学応用力学研究所；

〒 816-8580 春日市春日公園 6

主著者 e-mail address : tyonagi@riam.kyushu-u.ac.jp

<sup>‡</sup> 九州大学総合理工学府大気海洋環境システム学専攻；

〒 816-8580 春日市春日公園 6

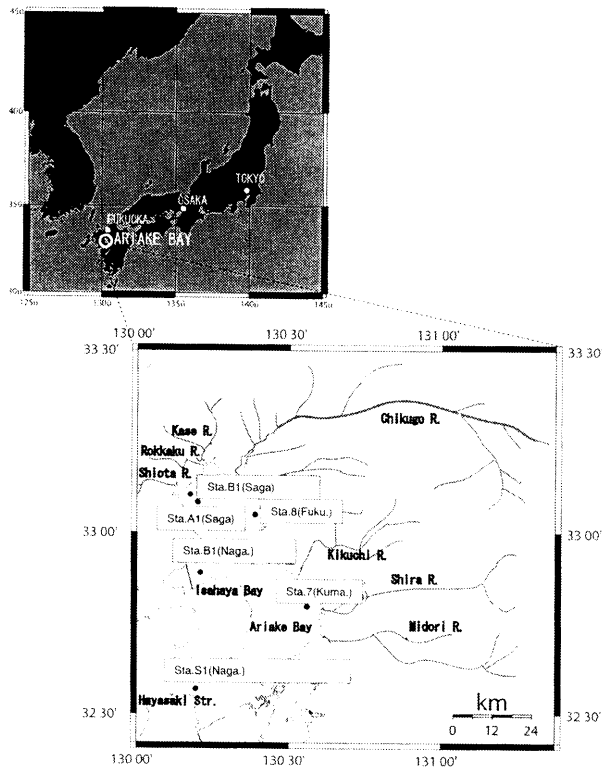


Fig. 1. Ariake Bay with main rivers and the observation points.

れが大きく異なっていれば、現在の栄養物質収支を過去の状態に戻せば、海域環境を昔に戻すことが期待できる。ところが、有明海の栄養物質収支を明らかにした研究例は一切ない。

そこで本稿では、有明海の生態系を支える基礎生産の担い手である植物プランクトンの増殖を律速する窒素の収支が、有明海的环境変化が顕著な最近の20年間、1979年と1999年の間にどのように変化したかを明らかにした。

## 2. 有明海の環境変動

有明海の1970年以降の総漁獲量、アサリの漁獲量、ノリの収穫量の経年変動はFig. 2に示すようである(水産庁増殖部, 2001)。総漁獲量は1979年に最大136,000  $t y^{-1}$  を記録して以来減少を続け、1999年の総漁獲量27,000  $t y^{-1}$  は1979年の約20%にまでに減少している。総漁獲量減少の主な理由は貝類の漁獲量の減少に

あり、特にアサリ漁獲量は1983年に最大を記録して以降急減し、1999年のアサリ漁獲量は1983年の5%に満たない。その一方で、養殖ノリの収穫量は増加を続け、1999年の収穫量は1979年の160%に達している。

有明海における表層の水温、底層のDO (Dissolved Oxygen; 溶存酸素) 濃度、上層のTN (Total Nitrogen; 全窒素) 濃度、赤潮発生件数、筑後川の河川流量の平水時と低水時の年間平均値の経年変動はFig. 3に示すようである(水産庁増殖部, 2001)。表層年間平均水温は、この20年余りほぼ一定である。佐賀県Sta. B1と熊本県Sta. 7 (Fig. 1参照)における底層の年間平均DO濃度はほぼ一定で、顕著な経年変化は見られない。TN濃度に関しては後述する。一方、赤潮発生件数は1990年代後半から急増し、1998年~2000年の発生件数は1980年代後半のおよそ2倍となっている。有明海に注ぐ最大河川である筑後川(その流域面積は、有明海に注ぐ1・2級108河川の流域面積の35%を占める)の河川流量に顕著な経年変化は見られないが、近年やや減少傾向にある。

以上の結果をまとめると、有明海において1979年から1999年の20年間に、表層水温、底層DO濃度、河川流量に大きな経年変化はなかったが、赤潮の発生件数は増加している。そして、総漁獲量、特にアサリの漁獲量が減少し、養殖ノリの収穫量が増加したという環境変化があった。

## 3. 1979年と1999年の窒素収支

上述したような環境変化と関連して、有明海の窒素収支がどのように変化したかを明らかにするために、ここ30年で最大漁獲量を記録した1979年と最小漁獲量を記録した1999年の有明海におけるTN収支を明らかにした。

河川からのTN負荷量に関しては有明海に流入する河川のうち、河口に水質観測点を持つ主要8河川(六角川、嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川、白川、緑川、塩田川; Fig. 1参照)と水質観測点を持たない中小河川からのTN負荷量が2000年と2001年に見積もられている(農林水産省水産庁ら, 2003)。両年のTN負荷量の違いは主に主要8河川の河川流量の違いに因っていて、

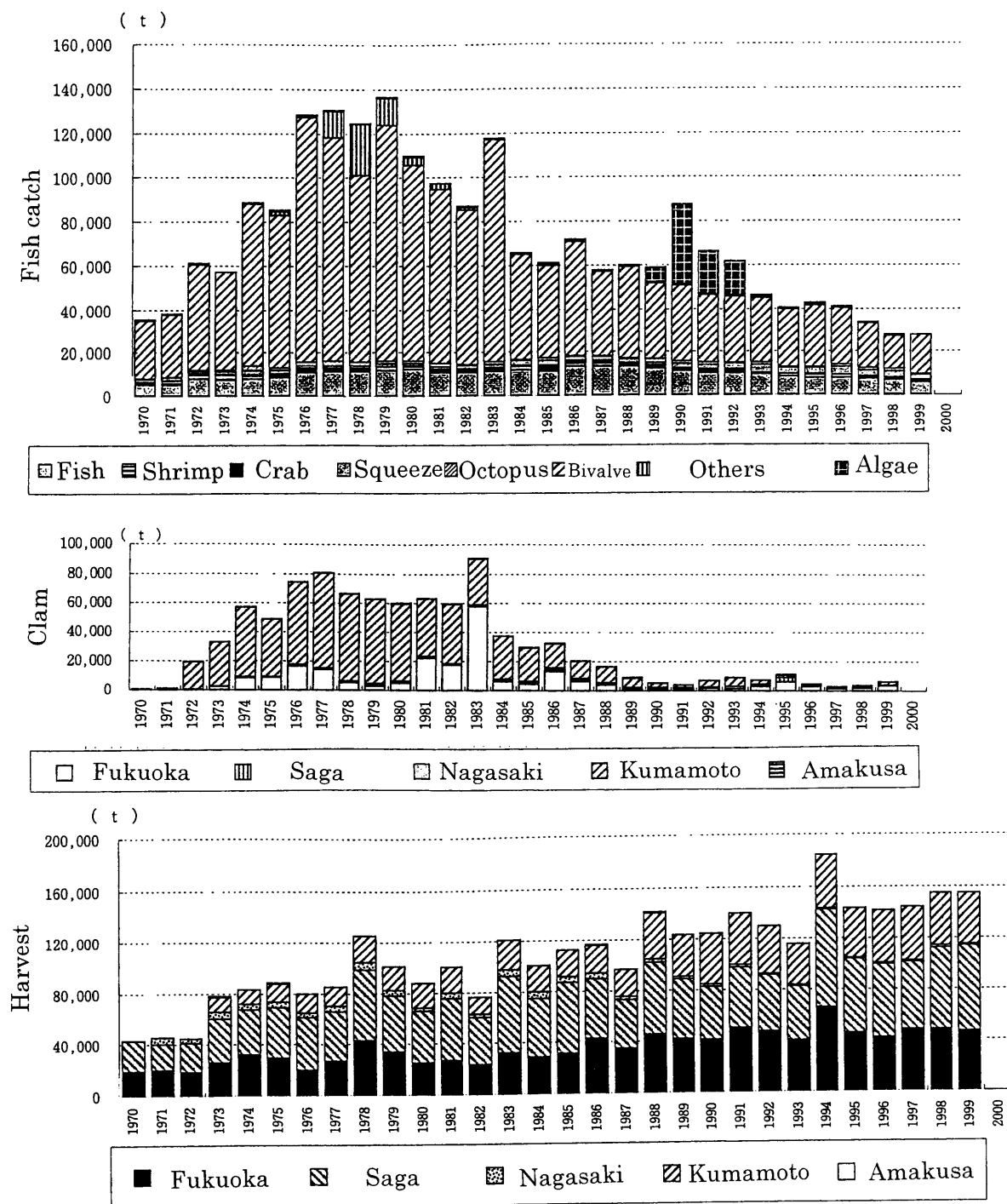
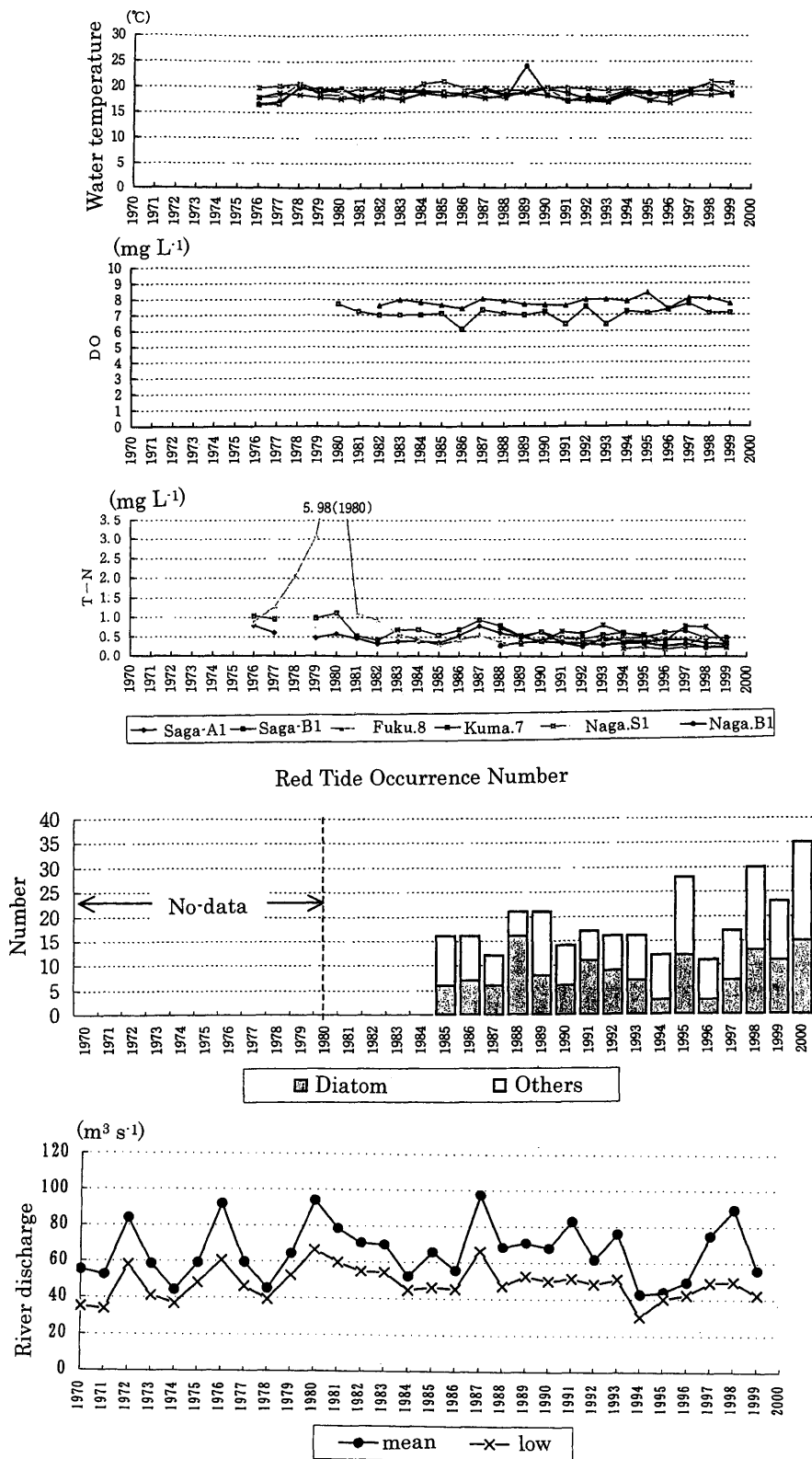


Fig. 2. Year-to-year variations of total fish catch, catch of short-necked clam and sea weed production in Ariake Bay.

中小河川からの負荷量 (8,300 t N y<sup>-1</sup>) はほとんど変化していなかった。そこで、この中小河川からの負荷量は

1979年と1999年共に同じで、8,300 t N y<sup>-1</sup> としてま

ず与え、1979年、1999年における主要8河川での河川



**Fig. 3.** Year-to-year variations of water temperature at the surface, dissolved oxygen near the bottom, TN concentration in the upper layer, number of red-tide occurrence in Ariake Bay, and river discharge from the Chikugo River.

流量の 2000 年の河川流量に対する比例関係から、両年における主要 8 河川からの TN 負荷量を推定し、8,300 t N y<sup>-1</sup> に加えた。その結果、河川からの TN 負荷量は、1979 年には 32,800 t N y<sup>-1</sup>、1999 年には 33,300 t N y<sup>-1</sup> と見積もられた。

大気からの窒素フラックスについては 1979 年と 1999 年の佐賀の年間降水量に有明海の面積を乗じ、さらに降水中の DIN 濃度 0.28 g N m<sup>-3</sup> (斉藤ら, 1994) を乗じて見積もった。その結果、1979 年には 880 t N y<sup>-1</sup>、1999 年には 940 t N y<sup>-1</sup> となった。

ノリ養殖時に行われる窒素施肥は 1999 年には 240 t N y<sup>-1</sup> であった (農林水産庁水産省ら, 2003)。1979 年の施肥量は不明だが、1999 年と 1979 年のノリ収穫量に比例するとして、190 t N y<sup>-1</sup> とした。

環境省による 2001 年 8 月と 2002 年 2 月の有明海全域 5 点の泥域における DIN 溶出実験結果の平均値はそれぞれ 429 mgN m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>、104 mgN m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> であった (農林水産省水産庁ら, 2003)。溶出は海底直上の溶存酸素濃度に依存し、それは夏季にのみ低下し、春季・秋季・冬季に低下することはないので、8 月の実験値を 1/4、2 月の実験値を 3/4 倍して平均すると、溶出量年間平均値は 185 mgN m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> となる。この値は山本ら (1998) が瀬戸内海全域で溶出実験結果の平均値として求めた DIN 溶出量 2.9~12 mgN m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> と比較すると 1 桁大きい。有明海の DIN 溶出量が瀬戸内海のそれより 1 桁大きい理由としては、溶出量の中に地下水湧出による窒素負荷が含まれている影響の可能性があるが、有明海における地下水湧出に伴う栄養塩負荷に関する詳細な観測・研究は一切行なわれていないので、ここでは、環境省によるこの実験値を元にして窒素溶出量を見積もった。

窒素の溶出は主に Md φ > 4 の泥域で起こるので、溶出量年間平均値に 1999 年における Md φ > 4 の泥質堆積物領域の面積 295 km<sup>2</sup> (農林水産庁水産省ら, 2003) を乗じると、1999 年の溶出フラックスは 19,900 t N y<sup>-1</sup> となる。先述したように 1979 年と 1999 年の有明海の底層 DO 濃度に大きな変化はないので、単位面積当たりの両年の溶出フラックスは同じとして、1979 年は諫早湾締め切り堤防内面積分 (35 km<sup>2</sup>) だけ広い範囲 (同じく Md φ > 4 の領域) で溶出があったと考え、1979

年の溶出フラックスは 22,300 t N y<sup>-1</sup> と見積もった。

有明海における平均 TN 濃度の経年変動のデータは存在しない。そこで、Fig. 3 の湾内 TN 濃度観測値の年間平均値を平均して、1999 年は 0.48 mgN L<sup>-1</sup>、1979 年は 0.70 mgN L<sup>-1</sup> とした。一方、有明海湾口の TN 濃度は長崎県 Sta. S1 の 1999 年の観測データから 0.30 mgN L<sup>-1</sup> とし、1979 年のデータは存在しないので、湾内平均値の比例関係をもとに、0.50 mgN L<sup>-1</sup> と仮定した。

湾内平均塩分と湾口塩分を使って求められた有明海の分散係数は、1999 年には 3.9×10<sup>7</sup> cm<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> であった (柳・阿部, 2003)。したがって、1999 年における湾口を通じての TN 流出フラックスは淡水流入による移流フラックス 5,950 tN y<sup>-1</sup> に、湾内と湾口の濃度勾配 (湾内平均濃度と湾口の濃度の差を湾央と湾口の距離 50 km で割る) に湾口断面積 (10<sup>5</sup> m<sup>2</sup>) と分散係数を乗じて得られる分散フラックス 30,500 tN y<sup>-1</sup> を加えて、36,400 tN y<sup>-1</sup> となる。有明海における分散係数は主に河川流量と潮汐振幅に依存している (柳・阿部, 2003)。1979 年と 1999 年の河川流量は Fig. 3 に示すようにほぼ等しいので、両年の 4 大分潮の潮汐振幅 275 cm と 268 cm (柳・塚本, 2004) の比が両年の分散係数の大きさを決めていていると考え、潮汐振幅が大きかった 1979 年の分散係数は小さく、潮汐振幅比に逆比例して、3.8×10<sup>7</sup> cm<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> であったとした。この分散係数と 1979 年の湾平均と湾口の TN 濃度差を用いれば、1979 年における湾口を通じての TN 分散フラックスは 33,000 tN y<sup>-1</sup> で、淡水流入による移流フラックス 7,700 tN y<sup>-1</sup> を加えると、流出フラックスは 40,700 tN y<sup>-1</sup> となる。

1979 年のノリの収穫量は 107,000 t y<sup>-1</sup>、1999 年のそれは 140,000 t y<sup>-1</sup> で、それぞれの収穫量に海草藻類に対する窒素換算係数 (0.00607 gN g<sup>-1</sup>) を乗じて TN 取り上げ量が見積もられるが、それは 1979 年には 650 tN y<sup>-1</sup>、1999 年には 870 tN y<sup>-1</sup> となった (農林水産省水産庁他, 2003)。同様にして、貝類を除く漁獲による TN 取り上げ量は魚類およびイカ類の窒素換算係数 (0.027 gN g<sup>-1</sup>) と、エビ・カニ・タコその他の水産動物の窒素換算係数 (0.0153 gN g<sup>-1</sup>) にそれぞれの漁獲量に乗じて見積もられるが、それは 1979 年には 480 tN y<sup>-1</sup>、1999 年には 250 tN y<sup>-1</sup> となった。さらにアサリ

を含む貝類に関しては貝類の窒素換算係数 ( $0.0045 \text{ gN g}^{-1}$ ) に漁獲量を乗じて、1979年には  $450 \text{ tN y}^{-1}$ 、1999年には  $80 \text{ tN y}^{-1}$  と見積もられた (農林水産省水産庁ら, 2003)。

諫早湾中央部泥質堆積物領域での堆積速度は  $0.5 \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$  である (松岡 数充, 私信)。この値が1979年における有明海の泥質堆積物領域 ( $Md \phi > 4$  の領域面積:  $330 \text{ km}^2$ ) で共通だとすると、堆積速度は  $150 \times 10^{10} \text{ g y}^{-1}$  となる。泥質堆積物中の TN 濃度は  $0.15\%$  なので (代田・近藤, 1985), 1979年の TN 堆積フラックスは  $2.5 \times 10^9 \text{ gN y}^{-1} = 2,500 \text{ tN y}^{-1}$  となる。1999年には諫早湾の潮受け堤防が締め切られ、有明海の泥質堆積物領域は、潮受け堤防内の面積 ( $35 \text{ km}^2$ ) 分だけ狭くなったので、TN 堆積フラックスは  $2,200 \text{ tN y}^{-1}$  となる。ここで示した堆積フラックスは埋没フラックスに相当する。すなわち、海底に有機物粒子として沈降した窒素は海底泥中に蓄えられ、一部は溶出 (海水中に回帰) し、一部は埋没していく。

脱窒に関しては環境省による実測結果  $79.1 \text{ mgN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (農林水産省水産庁ら, 2003) に泥質堆積物領域の面積 (1979年:  $330 \text{ km}^2$ , 1999年:  $295 \text{ km}^2$ ) を乗じて、1979年は  $9,530 \text{ tN y}^{-1}$ 、1999年は  $8,520 \text{ tN y}^{-1}$  と推定した。

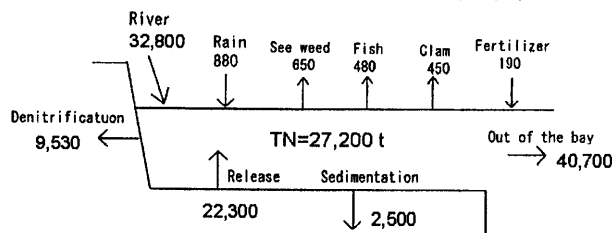
以上の収支計算結果を、両年における各フラックスの変化率とともに Table 1 と Fig. 4 にまとめた。

#### 4. 議論

Table 1 と Fig. 4 の TN 収支によれば、1999年の総流入 TN フラックスは  $54,400 \text{ tN y}^{-1}$ 、総流出 TN フラックスは  $48,320 \text{ tN y}^{-1}$  となっており、両者の差は総流入フラックスの約 1割で、ほぼ収支はとれている。両者の差は主に、湾内・湾口の TN 濃度の不確かさによる湾外への流出フラックスの不確かさに起因していると考えられる。また1979年のそれは  $56,200 \text{ tN y}^{-1}$  と  $54,310 \text{ tN y}^{-1}$  となっており、同じくほぼ釣り合っていた。

1979年と比較すると、1999年は河川からの TN 負荷量がやや増加したのに対して、溶出の TN フラックスが小さくなったことで、TN の総負荷量はやや (3%) 減少していた。一方、流出フラックスに関しては1979年

(a) Budget of Total Nitrogen in Ariake bay in 1979 ( $\text{tN y}^{-1}$ )



(b) Budget of Total Nitrogen in Ariake bay in 1999 ( $\text{tN y}^{-1}$ )

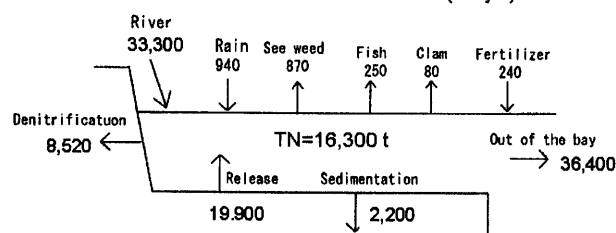


Fig. 4. TN budgets of Ariake Bay in 1979 (a) and 1999 (b).

にはアサリを初め、漁獲による TN 取り上げフラックスが大きかったのに対して、1999年は湾内 TN 濃度の減少により湾外への TN 流出フラックスが小さくなり、総流出フラックスはやや (11%) 減少していた。最も変化の大きかったフラックスはアサリによる窒素取り上げフラックスで、1979年から1999年にかけて82%減少していたが、それは全体の流出フラックスのわずか  $0.2 \sim 0.8\%$  を占めるに過ぎないので、有明海全体の窒素収支に大きな影響を与えてはなかった。

また、漁業活動による TN 取り上げ量が河川からの TN 負荷量に占める割合は、1979年が  $4.8\%$ 、1999年が  $3.6\%$  で、1999年の瀬戸内海における  $5.0\%$ 、伊勢湾における  $4.2\%$  よりも小さく、東京湾の  $0.8\%$  よりも大きい値となっている (瀬戸内海・伊勢湾・東京湾の数字は環境省資料による)。

Table 1 と Fig. 4 によると、TN 流入フラックスに関しては陸上からの負荷と溶出の寄与が大きく、TN 流出フラックスに関しては湾外への輸送と脱窒の寄与が最も大きい。溶出・脱窒フラックスが大きいのは、底泥中に蓄積されている窒素量が多いことを意味している。過去からの陸起源窒素負荷が有明海に多量に蓄積されていることを意味している。

**Table 1.** Inflow and outflow of TN in 1979 and 1999.

Inflow (tN y <sup>-1</sup> )	1979	1999	Changing ratio (%)
River	32,800	33,300	+1.5
Rain	880	940	+6.8
Fertilizer	190	240	+26.5
Release	22,300	19,900	-10.7
Sum	56,200	54,400	-3.2

Outflow (tN y <sup>-1</sup> )	1979	1999	Changing ratio (%)
Out of the bay	40,700	36,400	-10.6
See weed	650	870	+33.8
Fish catch	480	250	-47.9
Clam	450	80	-82.2
Sedimentation	2,500	2,200	-10.2
Denitrification	9,530	8,520	-10.6
Sum	54,310	48,320	-11.0

有明海から外洋への窒素流出フラックスを人間が制御することはできないので、富栄養化防止のために有明海内の TN 濃度を減少させようとするれば、陸上からの TN 負荷量を減少させるか、覆砂や浚渫により底泥からの DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen ; 溶存無機態窒素)・DON (Dissolved Organic Nitrogen ; 溶存有機態窒素) 溶出量を減少させることが必要である。

1999 年の有明海内平均 TN 濃度 0.48 mgN L<sup>-1</sup> に有明海の容積 (34 km<sup>3</sup>) を乗じて得られる TN 現存量 16,300 t を総流入 TN フラックス 54,400 tN y<sup>-1</sup> で割って得られる TN の平均滞留時間 3.6 か月は、淡水の平均滞留時間 2.5 か月 (柳・阿部, 2003) よりやや長くなった。TN が有機化による下層への沈降・河口循環流による湾奥への輸送・無機化・湾奥での湧昇を繰り返し、淡水より長く有明海内に留まりやすい (栄養物質のトラッピング機構と呼ばれる) ことを考慮すれば、この値は合理的である。同じく 1979 年の TN の平均滞留時間は 4.2 か月となる。両年の平均滞留時間の差を議論するほど、この値の精度はないので、有明海における TN の平均滞留時間は約 4 か月と考えられる。

## 5. おわりに

以上、漁獲量と赤潮発生件数が大きく変化した 1979 年と 1999 年の有明海における TN 収支を比較した結果、TN 流入総量と TN 流出総量に関して、その変化は約 1 割以内で、大きな変化はなかったことが明らかとなった。しかし、実際にはこの 20 年間で、二枚貝の漁獲量が大きく減少し、総漁獲量が減少し、赤潮が多発するようになってきて、有明海的环境は大きく変化している。このことは湾内での窒素の負荷量・排出量は大きく変化しなかったが、湾内での窒素の循環様式が大きく変化したことを示している。すなわち、有明海における TN 濃度はやや増加したが、DIN 濃度は減少している (川口ら, 2002)、有明海内で有機物の無機化能力が減少していることが考えられる。アサリや干潟の減少は定性的には有明海で有機物の無機化能力が低下したことを示唆している。

今後さらに研究を進め、有明海内での窒素循環様式が 1979 年から 1999 年にかけてどのように変化したかを明らかにしていきたいと考えている。

## 謝 辞

本稿をまとめるにあたり、助言を頂いた九州大学工学研究院 楠田 哲也教授、貴重な堆積データを提供して頂いた長崎大学 松岡 数充教授に感謝します。

また、本研究は(財)自然保護基金による「人間活動による有明海におけるリン・窒素・珪素循環の変化」(研究代表者：柳 哲雄)の一部であることを付記する。

## References

- 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**, 543-548.
- 川口 修, 山本 民次, 松田 治, 橋本 俊也 (2004): 角皆氏のコメントに対する著者からの意見. 海の研究, **12**, 655-656.
- 川村 嘉応 (2002): 佐賀県有明海域におけるノリ生産状況と環境変化. 海苔と海藻, **64**, 4-9.
- 代田 昭彦, 近藤 正人 (1985): 有明海・化学. 「日本全国沿岸海洋誌」, 日本海洋学会沿岸海洋研究部会編, 846-862.
- 農林水産省水産庁, 農林水産省農村振興局, 経済産業省資源エネルギー庁, 国土交通省河川局, 国土交通省港湾局, 環境省環境管理局 (2003): 有明海海域環境調査報告書. 648 頁.
- 斉藤 信弘, 大石 興弘, 穴井 功一, 森 淳子, 今村 修, 森崎 澄江, 宝来 俊一, 金城 義勝, 広中 博見, 大和 康博, 広野 岩男 (1994): 平成 3 年度九州・沖縄地方酸性雨共同調査結果. 全国公害研究会誌, **19** (3), 147-150.
- 水産庁増殖部 (2001): 平成 13 年度農林水産省有明海ノリ不作等対策関係逃散検討委員会資料集 (2). 776 頁.
- 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**, 291-305.
- 山本 民次, 松田 治, 橋本 俊也, 妹背 秀和, 北村 智頭 (1998): 瀬戸内海底泥からの溶存無機態窒素・およびリン溶出量の見積もり. 海の研究, **7**, 151-158.
- 柳 哲雄, 阿部 良平 (2003): 有明海の塩分と河川流量から見た海水交換の経年変動. 海の研究, **12**, 269-276.
- 柳 哲雄, 塚本 秀史 (2004): 有明海における潮汐振幅の経年変動. 海の研究, **13**, 295-300.



# Nitrogen Budget Change in Ariake Bay between 1979 and 1999

Tetsuo Yanagi<sup>†</sup> and Ryohei Abe<sup>‡</sup>

## Abstract

The change in the nitrogen budget in Ariake Bay between 1979, when the largest fish catch was recorded, and 1999, when the fish catch was 1/5 of that in 1979, was examined on the basis of a historical data set. The total nitrogen inflow to Ariake Bay was mainly through the load from the land and the release from the bottom, and the outflow was by the advection-diffusion out of the bay and by denitrification. They did not change greatly from 1979 to 1999. The average residence time of TN in Ariake Bay was about 4 months. The big change in the marine environment of Ariake Bay from 1979 to 1999 was considered to be caused not by the change in the nitrogen budget, but by that of nitrogen cycling within the bay, e.g. by a decrease in re-mineralization ability.

**Key words:** Ariake Bay, nitrogen budget, clams, seaweed

(Corresponding author's e-mail address: tyanagi@riam.kyushu-u.ac.jp)

(Received 24 March 2005; accepted 11 November 2005)

(Copyright by the Oceanographic Society of Japan, 2005)

---

<sup>†</sup> Research Institute for Applied Mechanics, Kyushu University, 6-1 Kasuga-kohen, Kasuga, Fukuoka 816-8580, Japan

<sup>‡</sup> Interdisciplinary Graduate School of Engineering Sciences, Kyushu University, 6-1 Kasuga-kohen, Kasuga, Fukuoka 816-8580, Japan