

サンゴ礁における窒素・リン循環の複合モデル

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2008-01-25 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 黒澤, 勝彦, 鈴木, 款 メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.14945/00000363

サンゴ礁における窒素・リン循環の複合モデル

黒沢勝彦¹・鈴木 款¹

Nitrogen-phosphorous coupling model combined with circulation in coral reef

Katsuhiko KUROSAWA¹ and Yoshimi SUZUKI¹

Abstract Recently the experimental result which insist nutrient up-take depends on flow rate by ATKINSON (1987) and ANDREW (1998) has been reported. The aim of this study is re-determine of gross phosphorous and nitrogen up-take which determined by MIZUOKAMI (1995 MS) and KUROSAWA (1996 MS).

The statistical examination between calculation and observation for nitrate correlation coefficient was $r^2=0.88$ and for nitrate was $r^2=0.76$. But for phosphate and nitrite correlation coefficient was very low, suggesting being another fluxes. Gross uptake rate of nutrient in 1994 was 1.4 times higher than in 1993. Because flow rate in 1994 was 3.4 times higher than in 1993, although TIN concentration in 1994 was same as that 1993.

Assuming a zooxanthellae's C/N ratio of 20, gross organic carbon production rate calculating with this model was smaller than that calculated change of DO concentration in 1993, but it was same order of magnitude as DO in 1994.

Key words: coral reef, model, nutrient up-take, flow rate.

はじめに

近年、地球の温暖化問題が注目されてきている。温暖化が進むことによって表層海水の塩分の低下、海面の上昇、陸域/海域の生態系バランスの変化といった地球規模の環境問題が発生するといわれている (GRIBBIN, 1990)。地球温暖化問題の原因とは、人間社会の産業活動によって排出されたメタン、フロン、そして二酸化炭素などが原因であるとされている (IPCC レポート, 1995)。現在二酸化炭素による温暖化回避の様々な提案が打ち出されており、その中で注目されているのが既存の自然のシステムを用いて、生態系内に吸収、固定させてしまおうという案である。

この自然システムの中で注目を集めているのが熱帯の沿岸海域に広がるサンゴ礁生態系である。従来のサンゴ礁生態系の研究では酸素の放出速度等から直接光合成速度を求める方法がとられてきたが、栄養塩の取込み量から評価を行おうという動きも近年出てきた。ATKINSON (1987), ATKINSON & BILGER (1992), ANDREW (1998) はサンゴ礁の底生生物の光合成速度は光量と栄養塩濃度、それに流速に依存すると主張し、これらがパラメータとなっているサンゴ礁底生生物の光合成モデル式をあらわした。

サンゴ礁における栄養塩循環のモデル解析は我々のグループにおいては水上 (1995 MS), 及び黒沢 (1996 MS) で行われてきた。水上 (1995 MS) ではリン循環、黒沢

¹ 静岡大学理学部地球科学教室, 422-8529 静岡市大谷 836.
Institute of Geoscience, Shizuoka University, 836 Oya, Shizuoka 422-8529, Japan.
E-mail : r5744003@ms.ipc.shizuoka.ac.jp (K.K.), seysuzu@ms.ipc.shizuoka.ac.jp (Y.S.)

(1996 MS) では窒素循環について検討されてきたが、両研究ともミカエリス-メンテンの式 (TAMIYA, 1951) を用いているために海水の流れが滞留すると栄養塩濃度が 0 または 0 近くとなるので、それぞれの栄養塩がサンゴ礁の独立栄養生物にとって光合成の制限因子であると主張している。

サンゴ礁の独立栄養生物にとってリンと窒素のどちらが制限因子であるのか、また正確な栄養塩のフラックスはどのくらいであるのか。こうした問題を解決するためには観測結果から濃度の再現モデルを行い、フラックスの大きさを数学的に求めてやれば良い。本研究の目的は (1) 保良湾の栄養塩循環モデルに流速依存式を採用し、より正確な栄養塩の固定量や循環について評価する。(2) 溶存酸素濃度から求めた有機炭素の粗生産量の値と比較・検討する、という 2 点についてである。

観 測

モデルに用いた観測データは 1993 年 10 月 13 日から 14 日、および 1994 年 7 月 22 日から 23 日に沖縄県宮古島南東部の保良湾の Station M3 と呼ばれる観測地点にて行ったものである (図 1)。Station M3 は海水が流入してくるリーフのチャンネル付近にあり、リーフ上のサ

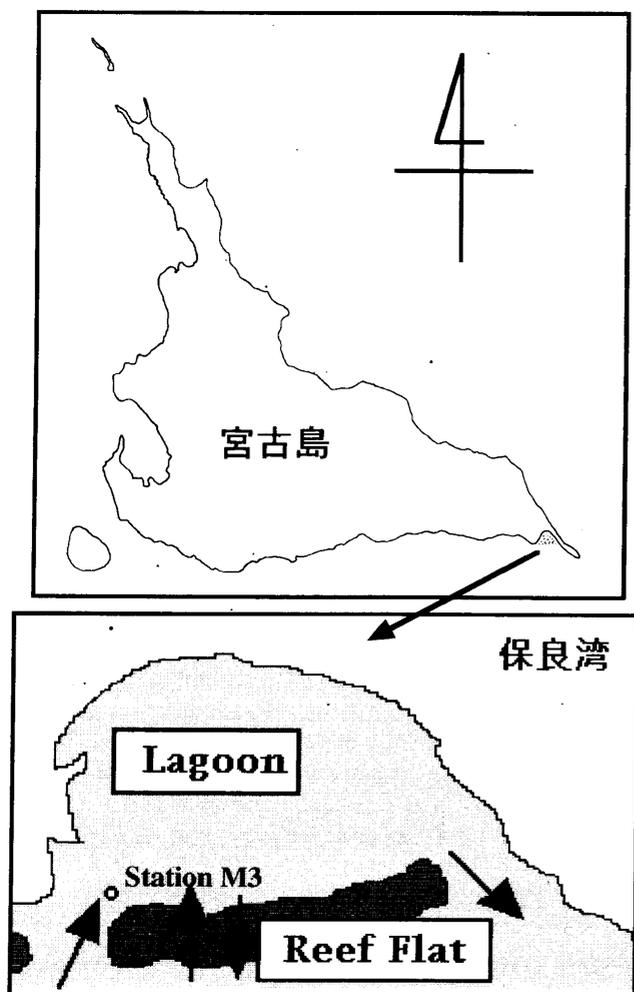


図 1 保良湾の位置と観測地点。
Fig. 1 Location of Bora Bay and sampling station.

ングの影響がもっとも強く繁栄されていると考えられる観測地点である。

図 2-図 3 に得られた観測データについて示す。

潮位は 6 時間ごとに干満をくり返し、流速はそれに伴って大きく変動している。干潮時に流速が 0 になる、また逆に満潮時に流速が大きくなる時があるので、湾内

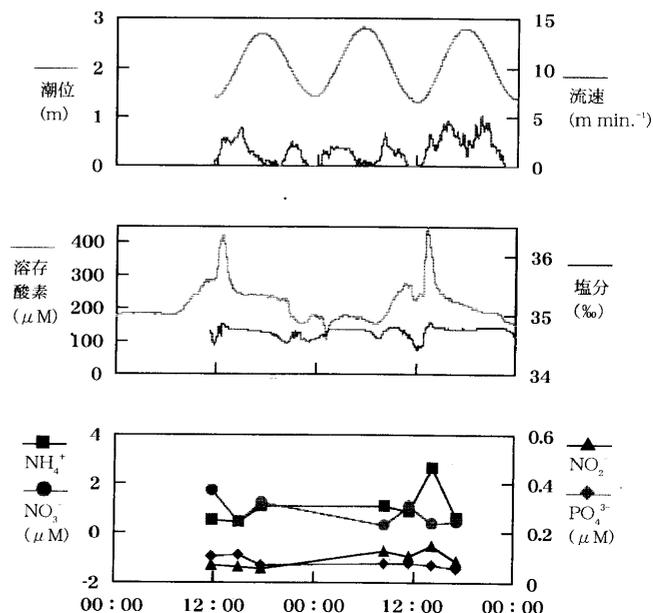


図 2 1993 年 10 月 13-14 日の Station M3 における潮位、流速、塩分、溶存酸素、栄養塩濃度の時間変化。

Fig. 2 Change of tide, flow rate, salinity, DO (dissolved oxygen) and nutrient concentration at Station M3 during October 13-14 1993.

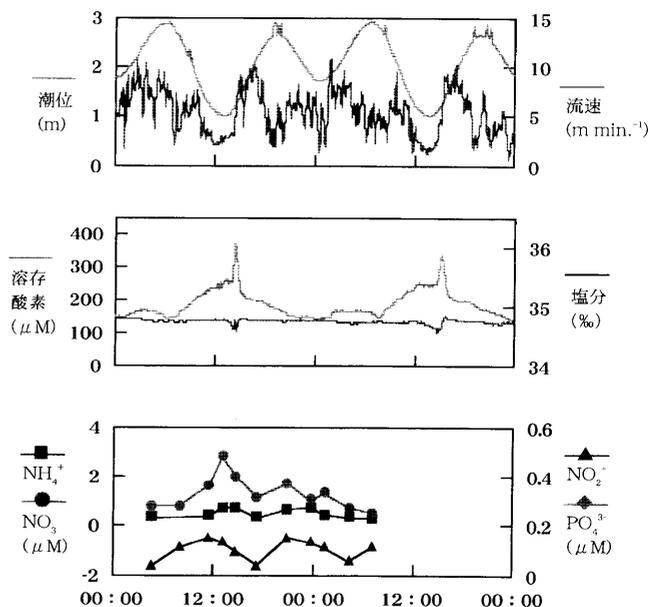


図 3 1994 年 7 月 22-23 日の Station M3 における潮位、流速、塩分、溶存酸素、栄養塩濃度の時間変化。

Fig. 3 Change of tide, flow rate, salinity, DO (dissolved oxygen) and nutrient concentration at Station M3 during July 22-23 1994.

へ流入する海水の流量は時間によって大きく変動しているものと思われる。

溶存酸素濃度は両観測とも昼間突発的に濃度が上昇している。これはその前の時間に海水の流れが止まり、リーフ上で溶存酸素が大量に溶け込んだ海水が一気に Station M3 に流入してきたためである。これより昼間サンゴに共生する褐虫藻がさかんに光合成を行っていることがうかがえる。

塩分はほとんど変動しないが、満潮時や干潮時の流速が0または0近くの時にわずかに減少している。これは Station M3 付近に流れ込む川 (図1) や間隙水といった淡水の影響が、流速が小さくなると滞留時間が長くなるのであらわれるためであると考えられる。武井 (1993 MS) より宮古島の地下水の硝酸濃度は約 170 μM に及ぶことが分かっており、淡水によって栄養塩濃度が大きく変動することが予想される。

栄養塩濃度はリン酸、硝酸、亜硝酸、アンモニア全て昼間に上昇している。亜硝酸やリン酸はこの濃度の高まり方にパターンが見られないが、硝酸とアンモニアに関しては最初に硝酸濃度が上がり、3時間後の観測でアンモニア濃度が上がるというパターンが見られる。これらのデータから突発的に塩分を減少させる淡水のソースは底質であると考えた。

モデル

モデルの概要

図4はモデル中の保良湾の概念図である (黒沢, 1996 MS を一部改定)。保良湾を長さ 200 m, 幅 800 m の長方形形状のリーフと、直系 800 m の半円状のラグーンに大別する。ただしリーフはラグーンよりも 1 m 高い地形であると設定した。

ラグーンはリーフののびる方向と直行する方向に 50 個の均等の幅のボックスに分け、最初に海水が流入し生物の影響が無いと仮定するボックスをボックス0、次のボックスを Station M3 に想定したボックス1とした。本研究はボックス内の物理的/化学的環境は一律であると仮定するボックスモデルを採用した。

単位時間は 1 min とし、単位時間当たりに濃度に影響を与えるフラックスを前身差分法を用いて時間積分し濃度を求めた。ラグーンではボックス内の栄養塩の総量を求めて、ボックスの体積で割ることによって濃度を求めた。リーフから流れてくる海水の栄養塩濃度は生態系モデルをリーフ上の滞留時間 (*t.t.* transit time の略) で時間積分することによって求めた。

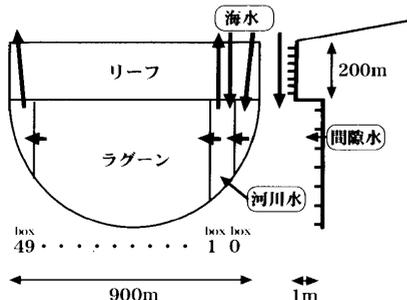


図4 保良湾のモデルの概念図 (黒沢, 1995 MS).
Fig. 4 Concept of Bora Bay model (KUROSAWA, 1995 MS).

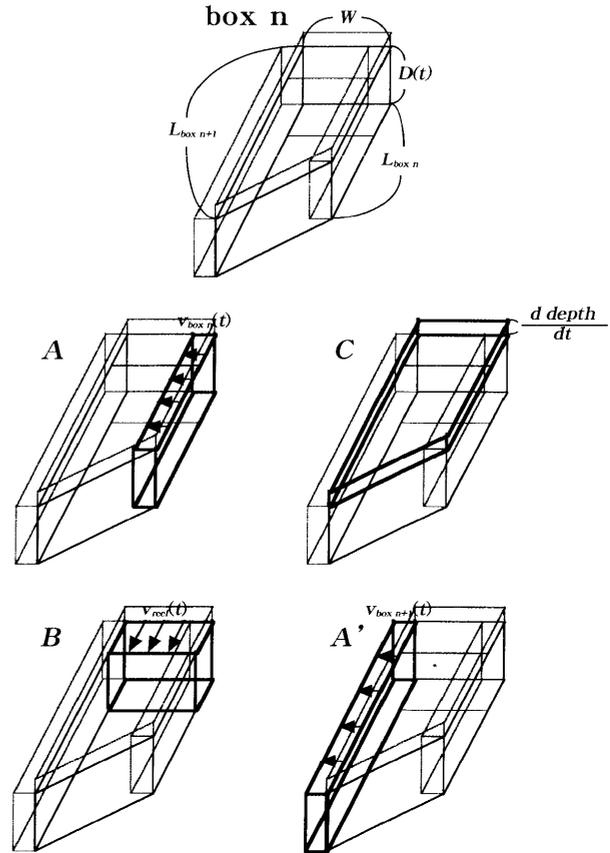


図5 ボックスの体積を変化させる海水の体積。
Fig. 5 Sea water volume changing box volume.

$$x_{reef}(t) = \int_0^{t,t} (\text{Ecological Model}) dt$$

なお、リーフ上の海水の滞留時間はリーフの長さを Water mass balance モデルの章で求めたリーフ上の流速で割ることによって求めた。

Water mass balance モデル

図5はボックス0、ボックス1における water mass balance モデルの概念図である。ボックス1の体積を変化させる海水は Station M3 付近から流入してラグーンを横切る海水 (A)、外洋の潮位変化によってリーフ上を流れてボックスに潮位変化をもたらす海水 (B)、ボックスに潮位変化をもたらした海水 (C)、ボックスから流出する海水 (A') の4つに大別した。これらの海水の体積によって変化する、単位時間当たりの栄養塩の物理的フラックスは以下の基本式によって表した。

$$\frac{dX}{dt} = x * volume$$

X はボックス内の栄養塩の総量を、x はソースとなる海水の栄養塩の濃度を表す。volume は前述した A~A' の各海水の体積を表している。

また各海水の体積、A~A' は以下の計算法によって求めた。(図5)

$$A = v_{box\ n}(t) * L_{box\ n} * D(t)$$

$$B = v_{reef\ n}(t) * W * D(t) + C$$

$$C = \frac{d\ depth}{dt} * (L_{box\ n} + L_{box\ n+1}) * W_{box\ n} * \frac{1}{2}$$

$$A' = A + B - C$$

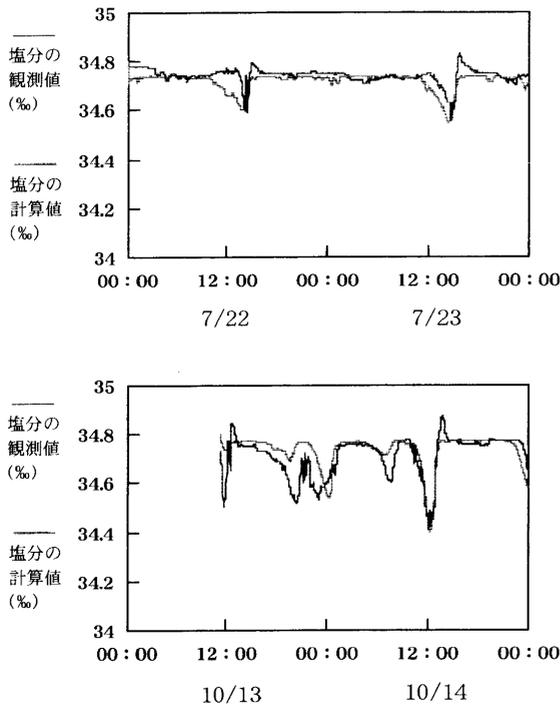


図6 1993年10月観測時(上)と1994年7月観測時(下)のStation M3における塩分の観測値と再現モデルの比較。
Fig. 6 Comparing observed salinity with calculated one during October sampling 1993 (upper), July sampling 1994 (downner).

式中のパラメータの表記や値は表1に示した。なおBの $v_{ref n}(t)$ は以下の式によって求めた。

$$v_{ref n}(t) = v_{box 1} * \left\{ 2 - 1 * \frac{n * w_{box n}}{n * 20} \right\} + C_0$$

n はボックスの番号、 C_0 はボックス0におけるC(ボックスに潮位変化をもたらした分の海水の体積)を表す。また $L_{box n}$ は以下の式によって求めた。

$$L_{box n} = \sqrt{450^2 - (n * W)^2}$$

Water mass balance モデルを検証するために、生物の影響をほとんど受けないトレーサーである塩分の再現モデルを行った。塩分を変化させる淡水の影響フラックスは生態系モデルの章に記述した。図6にその結果を示す。

塩分の実測値と再現モデル値との相関係数 (r^2) は1993年10月観測のものが0.61, 1994年7月観測のものが0.59となった。再現モデルは塩分を変化させるフラックスは淡水の影響のみを組み込んでおり、水の蒸発による塩分の上昇などは考慮していないために相関係数は高くないが、塩分の減少しはじめる時間や減少量は一致している。よって物理的フラックスは観測時のものを再現していると考えられる。

生態系モデル

生態系モデルの概念図を図7に示した。各プールの記号は PO_4^{3-} がリン酸、 NO_3^- は硝酸、 NO_2^- は亜硝酸、 NH_4^+ はアンモニア、Coral はサンゴを表している。点線のフラックスは淡水の影響による栄養塩の供給フラックスを表している(ラグーン内のみ)。生態系モデルを作成するにあたっては、以下の基本概念に基づいた。(1) 栄養

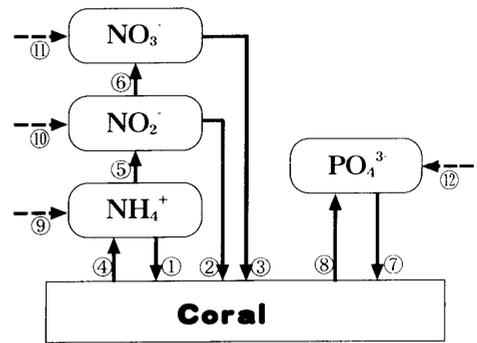


図7 生態系モデルの概念図。
Fig. 7 Concept of ecological model.

塩の取込みフラックス(光合成フラックス)は光量、栄養塩濃度、流速に依存する(ATKINSON, 1987; ATKINSON & BILGER, 1992; ANDREW, 1998 他多数)。(2) リン酸の取込みフラックスはアンモニアの取込みフラックスと比べて流速に対する反応が約1.5~2倍大きい(ATKINSON *et al.*, 1994)。(3) サンゴの代謝によるアンモニアの排出フラックスは取込みフラックスと比べて10%に満たない(MULLER-PARKER *et al.*, 1994; SZMANT *et al.*, 1990)。(4) 硝酸、亜硝酸といった酸化態窒素の取込みフラックスは、アンモニア濃度が高いとより還元形であるアンモニアの方が先に取り込まれるので、制限されてしまう(WROBLEWSKI, 1977; KAWAMIYA *et al.*, 1995 他多数)。

①~③ および ⑦ は光合成による栄養塩の取込みフラックスを表した。④, ⑧ はサンゴの代謝活動による栄養塩の排出フラックスをあらわした。⑤, ⑥ はバクテリアの活動による無機態窒素の酸化フラックスを表した。⑦~⑩ は河川水や間隙水といった淡水の影響による栄養塩の供給フラックスを表した。各フラックスは以下の式によって表した。

- ①, ⑦ : $photosynthesis = cover_{coral} * (L_{box n} + L_{box n+1}) * W_{box n} * \frac{1}{2} * I(t) * v_{box n}(t) * x_{box n}(t) * a * \exp(b * v_{box n}(t))$
- ②, ③ : $photosynthesis_{NOx} = photosynthesis * \exp(\phi * NH_{4 box n}^+(t))$
- ④, ⑧ : $excretion = cover_{coral} * (L_{box n} + L_{box n+1}) * W_{box n} * \frac{1}{2 * e}$
- ⑤, ⑥ : $nitrification = x_{box n}(t) * (L_{box n} + L_{box n+1}) * W_{box n} * \frac{1}{2 * D(t) * k}$
- ⑦, ⑧, ⑨, ⑩ : $fresh water input = (L_{box n} + L_{box n+1}) * W_{box n} * \frac{1}{2} * D(t) * k * (depth_{limi} - 潮位)^2 * g * x_{fresh water} + v_{river} * x_{sediment water}$

また各モデル式中のパラメータの値や単位は表1に、モデルの初期値や淡水濃度は表2に示した。

①, ⑦は黒沢(1996 MS)の光合成のモデル式にATKINSON(1987)の流速依存性を組み込んだものである。サンゴの被度は1993年度RITE報告書における5-B地点のデータを用いた。光量は水上(1995 MS)に基づき、6時から18時の間に極大値が1となる双曲線状のモデル式によってあらわした。栄養塩濃度はモデルによって再現された値である。 a は栄養塩濃度 $1 \mu M$, 光量1(最大)の時の栄養塩の取込み量を表している。 b は流

表 1 モデル中のパラメータの表記法とその値。
Table 1 Parameter notation and value in model.

Water Mass Balance Model

$D(t)$	tの時の潮位	実測値 (m)
W	boxの幅	45 (m)
$v_{box 1}(t)$	station M3における流速	実測値 ($m \text{ min.}^{-1}$)

窒素循環

a	濃度 $1 \mu M$, 光量 1 の時の窒素取込み速度	0.01 ($mmol \text{ m}^{-2} \text{ min.}^{-1}$)
b	取込みの流速依存係数	0.07 (min.^{-1})
ψ	酸化態窒素取込みの制限係数	-1.5 ($m^3 \text{ mmol}^{-1}$)
e	呼吸による無機態窒素排出速度	0.001 ($mmol \text{ m}^{-2} \text{ min.}^{-1}$)
k_{nh}	アンモニアの酸化速度係数	0.0003 ($m^3 \text{ mmol}^{-1}$)
k_{no}	亜硝酸の酸化速度係数	0.0001 ($m^3 \text{ mmol}^{-1}$)

リン循環

a	濃度 $1 \mu M$, 光量 1 の時のリン取込み速度	0.02 ($mmol \text{ m}^{-2} \text{ min.}^{-1}$)
b	取込みの流速依存係数	0.15 (min.^{-1})
e	呼吸による無機態リン排出速度	0.0005 ($mmol \text{ m}^{-2} \text{ min.}^{-1}$)

光量

I_{max}	最大光量	1800 ($\mu E \text{ m}^{-2}$)
Ik	光量の反飽和定数	350
day	日の出の時間	6:00
$night$	日の入りの時間	18:00

淡水の影響

$depth_{limit}$	間隙水が影響しはじめる潮位	1.5 (m)
g	間隙水の流入速度	0.02 ($m^3 \text{ m}^{-2} \text{ min.}^{-1}$)
$Rflow$	河川水の流入速度	0.2 ($m^3 \text{ min.}^{-1}$)

速依存係数をあらわし, ①~③の無機態窒素栄養塩の取込みでは流速が10倍になると取込み量は2倍, ⑦の無機大輪栄養塩の取込みでは3倍になるように設定した。

②, ③は①式にアンモニア濃度に対して指数関数的に酸化態窒素の取込み速度が制限されるモデル式を加えたものである (WROBLEWSKI, 1977)。

④, ⑧はサンゴの代謝速度は一定であると仮定し, 被度に係数を掛けた一次式で栄養塩排出フラックスをあらわした。

⑤, ⑥はバクテリアの硝化活動は一定であると仮定し, ソースとなる栄養塩の総量に係数を掛けた一次式を用いてあらわした。

⑦~⑩は前半が間隙水, 後半が河川水の影響をあらわしている。 $depth_{limit}$ は間隙水が影響しはじめる潮位, g は間隙水の影響係数をあらわす。河川水の影響は一定の流量で湾内に流れ込んでいると仮定し, 流量に濃度を掛ける一次式であらわした。

結果

モデルによる再現結果のグラフを図8, 図9に示した。丸の凡例が実測値, 線がモデル値を表している。1993年10月観測の観測値と再現モデル値の相関係数 (r^2) はアンモニアが0.88, 亜硝酸が0.45, 硝酸が0.76, リン酸が0.01となった。また1994年7月観測の観測値と再現モデル値の相関係数はアンモニアが0.22, 亜硝酸が0.01, 硝酸が0.54, リン酸が測定値が無いのでND (not determine)となった。全体としてアンモニアと硝酸の再現性が良く, 亜硝酸とリン酸の相関係数は低い結果となった。

アンモニアと硝酸の再現性が良いのは, Station M3では淡水の影響がこれらの栄養塩の濃度に強く影響しているためであると言える。栄養塩濃度は4種類とも光量が高くなり始める6時頃から減少を始め, 流速が小さ

表 2 栄養塩濃度の初期値と淡水中の栄養塩濃度。

Table 2 Initial nutrient concentration and nutrient concentration of fresh water.

外洋

ammonia	1	(mmol m ⁻³)
nitrite	0.1	(mmol m ⁻³)
nitrate	0.4	(mmol m ⁻³)
phosphorous	0.1	(mmol m ⁻³)

ラグーン

ammonia	0.5	(mmol m ⁻³)
nitrite	0.1	(mmol m ⁻³)
nitrate	1.8	(mmol m ⁻³)
phosphorous	0.12	(mmol m ⁻³)

河川水

ammonia	200	(mmol m ⁻³)
nitrite	3	(mmol m ⁻³)
nitrate	100	(mmol m ⁻³)
phosphorous	0.5	(mmol m ⁻³)

間隙水

ammonia	200	(mmol m ⁻³)
nitrite	5	(mmol m ⁻³)
nitrate	1	(mmol m ⁻³)
phosphorous	1	(mmol m ⁻³)

くなると淡水の影響が大きくなって突発的な濃度が高まるという変動パターンを示した。

亜硝酸とリン酸のモデル値が実測値と違う傾向を示すのは、これらの栄養塩には本研究で想定している以外の種類のフラックスやプールが大きく影響しているためであると考えられる。本研究で用いたモデル式は生態系モデルの章で述べたようにいずれもある程度確立されたものである。すでにモデル中に組み込まれているフラックスの大きさや性質が大幅に違っているとは考えにくい。過去の研究例よりモデル中に組み込まれておらずこれらの栄養塩の濃度に影響を与えるフラックスには次のようなものが考えられる。(1)バクテリアの活動による酸化態窒素の還元。(2)リン酸のシルトや粘土への吸着(寒川喜三郎, 1996)。(3)リン酸カルシウムとしてのサンゴの骨格形成(山里, 1991)。

考 察

考察の章では本研究によって求められた炭素の粗固定量と、Station M3における溶存酸素濃度の変化量から求めた粗固定量(粗生産量)を比較した。溶存酸素濃度の変化量から粗生産量を求める手法は、寺尾(1994MS)やSOROKIN(1993)等で用いられている。

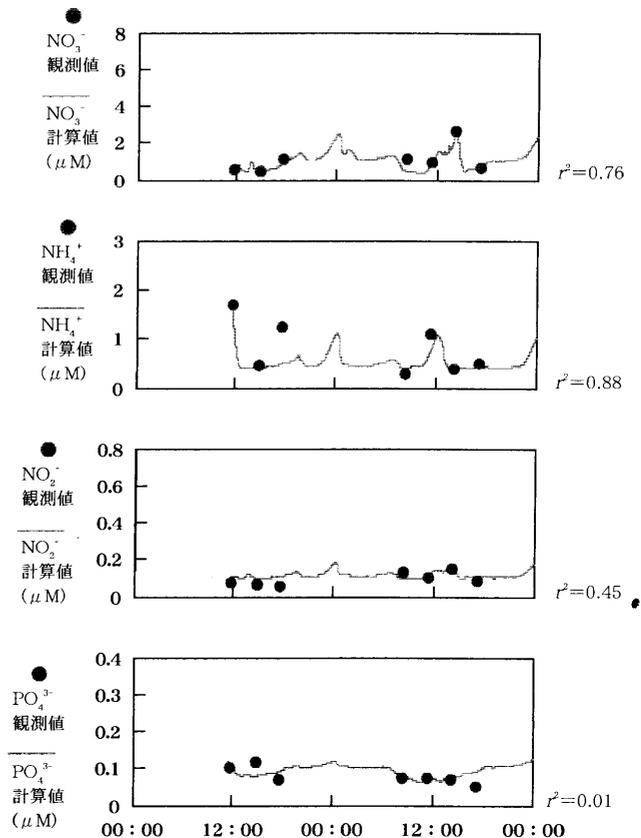
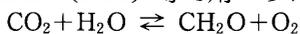


図 8 1993年10月観測時の Station M3における栄養塩の観測値と計算値の比較。

Fig. 8 Comparing observed nutrient concentration with calculated one during October sampling 1993.

上記の化学反応式に基づき溶存酸素の生産と有機物の生産のモル比が1:1であると仮定し、図10にあるように溶存酸素濃度の増加していく傾きを単位時間当たりの純生産速度、減少していく傾きを単位時間当たりの呼吸速度と考える。純生産速度や呼吸速度は一定であると仮定し、純生産速度に12時間を掛けた値がその日の純生産量、呼吸速度に24時間を掛けた値がその日の粗呼吸量、純生産量に12時間分の呼吸量を加えた値が粗生産量である。

図2, 3の溶存酸素濃度の傾きから計算すると、10月観測時の純生産量は549 mmol C m⁻² day⁻¹、粗呼吸量は371 mmol C m⁻² day⁻¹、粗生産量は735 mmol C m⁻² day⁻¹となる。又7月観測時では純生産量は362 mmol C m⁻² day⁻¹、粗呼吸量は377 mmol C m⁻² day⁻¹、粗生産量は551 mmol C m⁻² day⁻¹という結果になった。一般に10月よりもより光量の多い7月の方が生物生産量は高いと考えられているが、溶存酸素濃度の変化から求めた粗生産量の結果は逆の値を示した。宮古島地方気象台による観測によると、やはり1994年7月22日の方が1993年10月14日より最大日射量が高くなっている(地上気象原簿より)。しかしSTEELE(1962)では強すぎる光量がかえって独立栄養生物の光合成活動を阻害することを指摘している。つまり1994年7月観測では光量が強すぎたために光合成が抑制されている可能性がある。本研究に用いたモデルにはこのようなメカニズムは取り入れていない。これについてはサンゴ礁生態系にとって

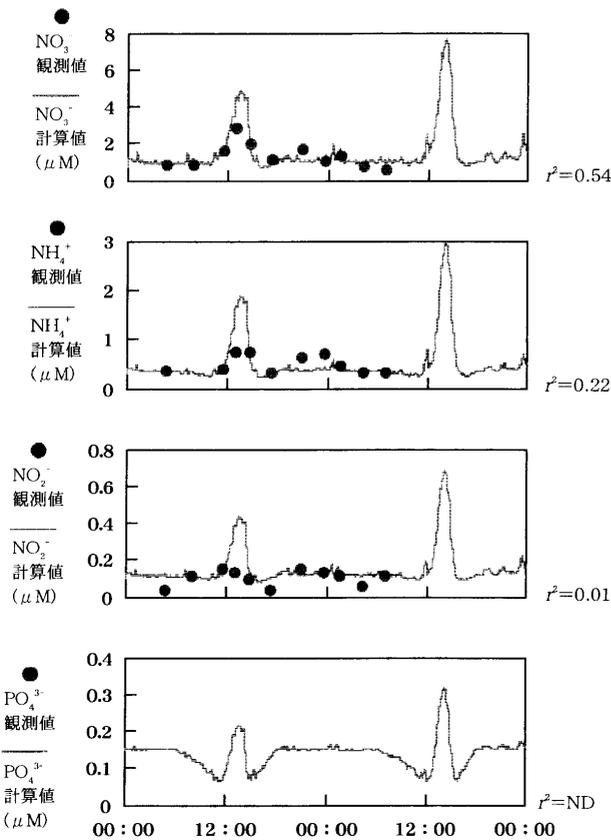
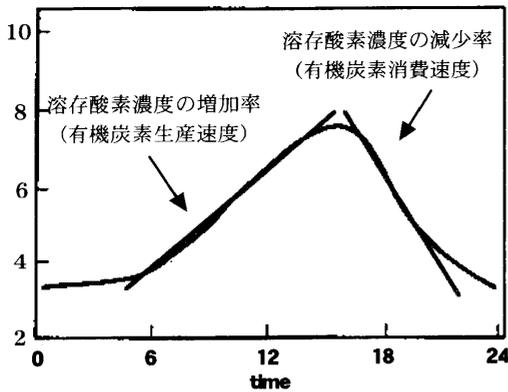


図 9 1993年10月観測時のStation M3における栄養塩の観測値と計算値の比較.

Fig. 9 Comparing observed nutrient concentration with calculated one during July sampling 1994.



純生産量 = (溶存酸素濃度の増加率) × (12時間)
 粗呼吸量 = (溶存酸素濃度の減少率) × (24時間)
 粗生産量 = 純生産量 + 粗呼吸量 ÷ 2

図 10 溶存酸素濃度の時間変化からの純生産量, 呼吸量, 粗生産量の求め方の概念図 (SOROKIN 1993).

Fig. 10 Concept of calculating net production, respiration and gross production from change of DO concentration (SOROKIN 1993).

の最適光量の研究が進むことを期待する。

溶存酸素濃度の変化から求めたこれらの結果と本研究の再現モデルから求められた有機態窒素の粗生産量を比

較したグラフが図11である。モデルより求められたTINの粗取込みフラックスを時間積分して有機体窒素の粗生産量を求め、さらにこの値にMULLER-PARKER *et al.* (1994)によって求められた褐虫藻の組織のC/N比(組織を構成する炭素と窒素のモル比)20を掛けて有機態炭素の粗生産量を求めた。モデルより求めた1993年10月14日の有機態窒素の粗生産量は27.6 mmol N m⁻² day⁻¹であるので、これより有機態炭素の粗生産量は552 mmol C m⁻² day⁻¹となる。また1994年7月22日の有機態窒素の粗生産量は38.8 mmol N m⁻² day⁻¹、よって有機態炭素の粗生産量は776 mmol N m⁻² day⁻¹と評価された。1993年10月の値よりも1994年7月の値の方が大きい結果となったのは表3にあるように流速が平均値にして約3.4倍大きいのでこのような評価値と

(mmol C m⁻² day⁻¹)

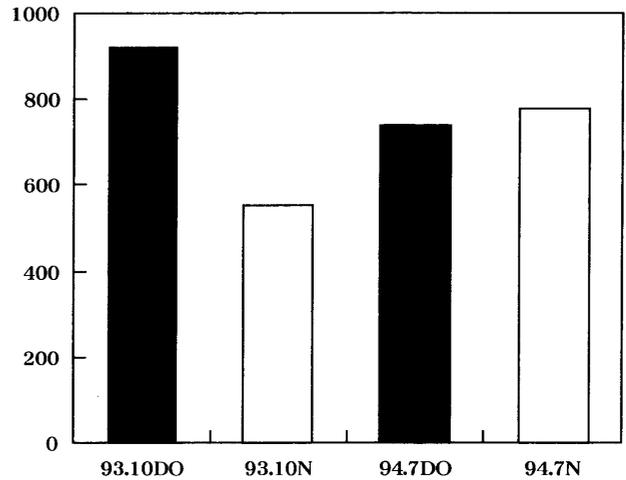


図 11 溶存酸素濃度の変化率から求めた有機炭素の粗生産量と栄養塩循環モデルから求めた有機炭素の粗生産量.

Fig. 11 Gross production calculating from change of DO concentration and that calculating from nutrient circulation model.

表 3 1993年10月観測時と1994年7月観測時におけるStation M3の流速とTIN濃度の比較.

Table 3 Comparing flow rate and TIN concentration during October sampling 1993, July sampling 1994.

	93年10月流速 (m min. ⁻¹)	93年10月TIN (μM)	94年7月流速 (m min. ⁻¹)	94年7月TIN (μM)
平均値 (3σ)	1.58 (3.73)	1.74 (2.09)	5.38 (6.71)	2.15 (5.38)
中央値	1.51	1.45	5.48	1.53
最大値	5.28	4.45	10.86	3.64
最小値	0.00	0.76	0.66	0.82
有意差	×	×	×	×

なったと考えられる。

1993年10月の有機炭素の粗生産量が一致しないという事は、その差分の有機炭素は褐虫藻の組織となり得ないことを意味している。ATKINSON & SMITH (1983)ではサンゴ礁の底生藻類のC/N/P比は外洋の植物プランクトンのそれとくらべて非常に高く、約600/30/1であったことを示した。また山里 (1991)は褐虫藻が主に生産する有機物はグリセリン ($C_3H_8O_3$)であったことを示した。SZMANT *et al.* (1990)ではサンゴは代謝にタンパク質を用いずに糖や脂質を用いると仮定し、排出される酸素とアンモニアの比が造礁サンゴでは非常に高いことを証明した。荒井 他 (1993)では一般にサンゴは大量の粘液状有機物を常に排出しており、排出される粘液状有機物の量は褐虫藻の粗生産量の約40%に相当すると報告されている (CROSSLAND *et al.*, 1980)。これら過去の研究結果と本研究から求められた有機態炭素の粗生産量を比較/検討すると、余剰分の有機炭素は褐虫藻の組織とならずにサンゴへ呼吸基質の原料として輸送され、サンゴの生物活動によって無機化されたか粘液として排出されたと考えられる。無論1993年10月観測時のみ褐虫藻が有機物をサンゴへ送っていると考えているわけではなく、粗呼吸量の大きさはあまり変化がないことから1994年7月観測時の時にも褐虫藻からサンゴへ有機物は輸送されていたと思われる。ただし1993年10月観測時と1994年7月観測時とは全く同じ状況であるとは考えにくい。本研究の有機態窒素の生産量の結果から、褐虫藻からサンゴに送られた有機物中のタンパク質やアミノ酸の占める割合合いが大きかったり、呼吸よりも細胞の増殖や分化などにより割り当てられていたのではないかと予想されるが、本研究のモデル研究からそこまでは考察できない。このことを論議するには褐虫藻からサンゴへの有機物の輸送の研究や、サンゴの排出する粘液状有機物の研究が必要である。

まとめ

本研究により明らかにされたことを以下に示す。

1. 保良湾サンゴ礁のStation M3において栄養塩濃度を変化させる要因は海水の流れ、生物活動、淡水の影響の3つに大別することができる。
2. 濃度の再現モデルと実測値を相関係数によって比較すると、アンモニアや硝酸の相関係数は高いが、亜硝酸やリン酸は低い結果となった。本研究のモデル解析はすでに確立されている研究例をもとに行っているため、本研究で想定しているもの以外のフラックスがこれらの濃度に強く作用していると考えられる。
3. 再現モデルから求めたTIN取込みフラックスは1994年7月観測のものより1993年10月観測のものの方が1.4倍大きかった。これは観測されたTIN濃度にほとんど差はないが、流速の平均値が7月観測の方が3.4倍大きかったためである。
4. 本研究から求めた有機炭素生産量と溶存酸素から求めた有機炭素生産量は必ずしも一致しなかった。これはサンゴに主にグリセリン ($C_3H_8O_3$) から構成される有機物を送るといふ褐虫藻の働きを考えると妥当なことではあるが、より窒素の多い有機物が輸送されたと考えられる。

今後サンゴ礁生態系の研究を進めるに当たって、本研究の結果が季節的な特徴なのか、この地域特有の特徴なのかは重要な課題である。サンゴ礁生態系のメカニズム

を解明するには、現地での継続的かつ綿密な調査と、そのデータに基づくモデルによる研究・解析が必要である。

謝辞

本研究を進めるに当たり、東京大学の水上英樹氏、Dr. Seven KRAINESには多くのご助言を頂きました。彼等の研究無しには本研究は完成しなかったでしょう。研究室の皆様には測定や研究法について何度も相談に乗っていただきました。現地の調査では琉球大学・東京久米の方々の御協力により多数のデータを提供していただきました。ありがとうございます。水圏科学コンサルタントの吉田勝美氏、Dr. Beatriz E. CASARETOには数々のデータのみならず、サンゴや褐虫藻の生態について様々な御指摘をしていただきました。この場をお借りして感謝したいと思います。

引用文献

- ANDREW S. (1998), Fate and effects of Pulsed nutrient enrichment on coral reef. *International Workshop on CO₂ Cycling and Metabolism in Coral Reef*. Kyoto, Japan, 92p.
- 荒井孝之・池田 穰・丸山 正 (1993), サンゴの放出する有機物—サンゴ卵と粘液状物質について. *地質ニュース*, **465**, 32-37.
- ATKINSON M. J. (1987), Rates of Phosphate uptake by coral reef flat communities. *Limnology and Oceanography*, **32**, 426-435.
- ATKINSON M. J. & BILGER R. W. (1992), Effect of water velocity on phosphate uptake in coral reef-flat communities. *Limnology and Oceanography*, **37**, 273-279.
- ATKINSON M. J. & SMITH S. V. (1983), C: N: P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography*, **28**, 568-574.
- ATKINSON M. J. KOTLER E. & NEWTON P. (1994), Effects of water velocity on respiration, calcification, and ammonium uptake of a porites compressa Community. *Pacific Science*, **48**, 296-303.
- CROSSLAND C. J. BARNES D. J. & BOROWETZKA M. A. (1980), Diurnal lipid and mucus production in the Staghorn Coral *Acropora acuminata*. *Marine Biology*, **60**, 81-90.
- GRIFFIN J. (1990), *Hothouse Earth: The Green-House Effect and Gaia*, Bantam Press, London, 34p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1990), *The IPCC Scientific Assessment*, Chapter 4.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1995, *The IPCC Scientific Assessment*, Chapter 4.
- 寒川喜三郎・日色和夫 (1996), 最新の底質分析と化学動態. 技報堂出版, 東京, 233p.
- KAWAMIYA M., KISHI M. J., YAMANAKA Y. & SUGINOHARA N. (1995), An ecological-physical coupled model applied to station papa. *Journal of Oceanography*, **51**, 645-664.
- KISHI J. M., (1994), Prediction of phytoplankton growth in a warm-core ring using three

- dimensional ecosystem model. *Journal of Oceanography*, **50**, 489-498.
- 黒沢勝彦 (1996 MS), サンゴ礁における窒素循環のモデリング. 静岡大学理学部地球科学科卒業論文, **437**, 84p.
- RITE (1993), サンゴ礁を含む沿岸生態系を利用したCO₂固定技術調査平成5年度調査報告書. 京都, 200p.
- RITE (1994), サンゴ礁を含む沿岸生態系を利用したCO₂固定技術調査平成6年度調査報告書. 京都, 102p.
- RITE (1995), サンゴ礁を含む沿岸生態系を利用したCO₂固定技術調査平成7年度調査報告書. 京都, 120p.
- 水上秀樹, 1995, サンゴ礁におけるリン循環とモデル. 静岡大学理学部地球科学科卒業論文, **395**, 63p.
- MULLER-PARKER G., COOK. C. B. & D'ELIA C. F., 1994, Elemental composition of the coral *Pocillopora damicornis* exposed to elevated seawater ammonium. *Pacific Science*, **48**, 234-246.
- SOROKIN Y. I. (1993), *Coral Reef Ecology*. Springer. New York, 372p.
- STEELE J. H. (1962), Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnology and Oceanography*, **7**, 137-150.
- SZMANT A. M., FERRER L. M. & FITZGERALD L. M. (1990), Nitrogen excretion and O:N ratios in reef corals. *Marine Biology*, **104**, 119-127.
- 武井紀明 (1993), 地球温暖化抑制のための海洋利用システム. 東京大学化学工学科研究報告, 25p.
- TAMIYA H. (1951), Some theoretical notes on the kinetics of algal growth. *The Botanical Magazine*, **64**, 167-173.
- 寺尾晃洋 (1993 MS), サンゴ礁の溶存酸素の時間変動による有機物生産の見積もりと溶存ガス測定法について. 静岡大学理学部地球科学科卒業論文, **361**, 44 p.
- WROBLEWSKI J. S. (1977), A model of phytoplankton plume formation during variable Oregon Upwelling. *Journal of Marine Research*, **35**, 357-394.
- 山里 清 (1991), サンゴの生物学. 東京大学出版会, 東京, 60p.