

海洋深層水による亜熱帯表層水の肥沃化効果の 屋外メソコスム実験による検証

Evaluation of Fertilization Effects of Deep Ocean Water
on Surface Water Phytoplankton community
by Mesocosm Experiments in Subtropical Ocean

池谷 透¹・中谷 誠治²・深堀 芳雄²・西岡 純³
武田 重信^{3, 4}・川延 京子¹・高橋 正征¹
Tohru IKEYA¹, Seiji NAKAYA², Yoshio FUKABORI², Jun NISHIOKA³,
Shigenobu TAKEDA^{3, 4}, Kyoko KAWANOBE¹ and Masayuki Mac TAKAHASHI¹

Abstract

Responses of phytoplankton community in subtropical surface waters by the addition of deep ocean water (DOW) were examined under natural sunlight. Two culture experiments were carried out in September and October, 1999; DOW collected from ca 800 m was mixed into the surface water at high concentrations (13 and 27% (v/v)) in 9 l polycarbonate bottles and incubated in an outdoor incubator (EXP 1), and DOW from ca 400 m was daily added to ca 800 l of surface water at low concentrations (0.6 and 1.2%) in polyethylene bags moored in a harbor (EXP 2). Both experiments showed that the DOW enrichment, equivalent to more than 0.15 μmol nitrate $\text{l}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$, increased concentrations of chlorophyll *a* (Chl *a*) after a lag period of 5 to 7 days and reached maximum concentrations at 10 to 12 days after the start of the experiments. The maximum levels of Chl *a* were proportional to the total addition of nitrate; 1 mol nitrate = around 1.4 g Chl *a*. The specific rates of increase of Chl *a* concentration were also in proportion to the amount of added DOW. Low Chl *a* share percentage of $> 2 \mu\text{m}$ fraction, such as 15% of total Chl *a*, in the initial surface water was changed to more than 70%. These results indicated that the DOW enrichment effectively enhanced the growth of nano- and microphytoplankton. Within those phytoplankton, some diatom species, being extremely less abundant in the subtropical surface water, increased rapidly. Results indicate primary production even in subtropical ocean can be raised effectively to enhance effective phytoplankton community for fish production by the DOW enrichment. Since the enhancement of the phytoplankton growth by the DOW enrichment was observed after 5 to 7 days, DOW should be added to keep at least 0.1 μmol nitrate $\text{l}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ during the lag period for initializing the fertilization effects in the subtropical waters.

Key Words: Deep ocean water, fertilization, subtropical, mesocosm, phytoplankton

要 旨

沖縄本島の南方沖合で取水した表層水と海洋深層水をメソコスム内で混合して太陽光下で培養し、主要栄養塩類、クロロフィル *a* (Chl *a*)、ミクロ植物プランクトン相の変化を調べた。実験は1999年9月と10月の2回実施し、実験1では培養開始時に800 m の深層水を13および27%

¹東京大学大学院総合文化研究科（〒153-8902 東京都目黒区駒場3-8-1）

²亜熱帯総合研究所（〒900-0029 沖縄県那覇市旭町1）

³電力中央研究所生物部（〒270-1194 千葉県我孫子市我孫子1646）

⁴現所属機関：東京大学大学院農学生命科学研究科（〒113-8657 東京都文京区弥生1-1-1）

(体積比) で表層水と混合し、実験 2 では 400 m の深層水を 0.6 および 1.2 %ずつ毎日添加した。両実験では、硝酸塩濃度で $0.15 \mu\text{M 日}^{-1}$ 以上の深層水添加によって、クロロフィル *a* 濃度が 5 ~ 7 日間の誘導期の後に硝酸塩添加量に比例した比増加速度で増加し 10 ~ 12 日間で最大に達した。その結果、クロロフィル *a* は硝酸塩 1 モルあたり 1.4 g 増加した。また、培養開始時には 15%程度であった粒径 $2 \mu\text{m}$ 以上のクロロフィル *a* 画分が 70%以上に増加し、ナノ・ミクロ植物プランクトンの選択性的な増殖促進が示唆された。原水の表層水中に極めて少数存在した珪藻類の一部の種の急速な増加が確認された。植物プランクトンの増殖刺激までの誘導期を考えると、実験を行った亜熱帯海域で有用水産物につながるミクロ植物プランクトンの生産性の向上には、この期間、少なくとも硝酸塩濃度で $0.1 \mu\text{M 日}^{-1}$ 程度を保つような海洋深層水の施肥濃度の維持が必要になる。

1. 緒 言

水産資源の乱獲による枯渇の回避に加え、食糧自給生産の取り組みが日本でも見直され、水産物の生産性の向上が食糧政策上緊急の課題になっている(高橋 1998)。近年、海底構造物を設置して底層水を浅層に湧昇させて水深 100 m 程度以浅を肥沃化する試みが実現しつつある(海洋出版 2000)。高知県海洋深層水研究所では、富栄養な海洋深層水の排水の影響と思われる浅瀬での藻場の復活の兆しが観察されている(渡辺ら 2000)。今後、水深 100 m 以深の沖合域も含めた肥沃化のために、洋上での肥沃化の構想とそのデザインの検討が必要とされている(井関 2000)。

海域の一次生産速度は栄養供給速度によって左右され、少なくとも 1 枝の変動があり、植物プランクトン群集の変動とそれに伴う食物連鎖の構造変化によって高次生産への影響はさらに大きい(Ryther 1969)。沖縄近海をはじめとする亜熱帯海域は光エネルギー供給では光合成の潜在生産性が高いが、季節水温躍層が発達し、島嶼周辺域を除くと一次生産の行われる海洋表層の真光層への栄養供給の制限が厳しい。したがって、季節躍層の上部に栄養塩類濃度の高い海洋深層水を供給することによって生産性の増加が期待されるが、その実現可能性と実海域の特性に応じた施肥条件の検討が必要である。亜熱帯海域では、通常、微小植物プランクトンが卓越しているために、高次生産効率の向上のためには魚類までの栄養段階数の少ない大型のミクロ植物プランクトン($20 \sim 200 \mu\text{m}$)を増やし、栄養段階毎の転移効率による減耗を小さくするのが効果的であ

ると考えられる。

肥沃化の最初の対象の植物プランクトンについては実験室規模での効果の吟味は比較的容易であるが、野外では添加・散布した海洋深層水の拡散のために効果の実測が困難で、1989・1990 年に富山湾で行われた海洋深層水(水深 220 m, 日量 26,000 トン)を汲み上げて表層水(52,000 トン)と混ぜたうえで表層に散布した現場実験では、拡散と移流のために挙動の追跡が困難で植物プランクトンの増加はもとより、栄養塩類の増加も検出されなかった(Furuya ら 1993, 井関 2000)。そこで、今回は、亜熱帯海域における海洋深層水による肥沃化の可能性を検討するために、メソコスムに水塊を隔離して自然条件下で予備実証実験を行った。

本実験では、植物プランクトン群集を含んだ表層水に海洋深層水を添加して混合海水の栄養塩類濃度を増加させ、植物プランクトンの栄養塩類の利用をクロロフィル *a* (Chl *a*) 濃度と植物プランクトンの出現種ならびに細胞数の増加から調べた。実験は 2 段階に分けて実施した。実験 1 では、植物プランクトンのはっきりした応答を確認するため、9 ℥ 容器を用いて実験開始時に海洋深層水を比較的多い割合(13%, 27%)で表層水に加え、環境中の栄養塩類濃度を高めたメソコスムによるバッチ培養実験を行った。その結果をふまえて、実験 2 では、より自然に近づけるためにメソコスムを大型化し、さらに、海洋深層水の添加量を少なくし、その代わりに少量ずつ毎日添加し($0.6\% \text{日}^{-1}$, $1.2\% \text{日}^{-1}$)、環境中の栄養塩類濃度が一時的な高濃度にならない状態で実験した。また、一部の外洋域では鉄の不足の可能性が指摘されているので(Martin and

Gordon 1988, Takeda and Obata 1995), 本実験でも鉄イオン剤の添加効果を試験した。

2. 方 法

(1) 実験 1

海洋深層水試料は 1999 年 9 月 1 日に沖縄本島喜屋武崎の南方沖合約 35 km ($25^{\circ}47' E$, $127^{\circ}51' E$) に設置されている洋上型海洋深層水取水装置（海ヤカラ 2000）（藤井 2000）の内径 5 cm の硬質ポリエチレン取水管から樹脂ポンプにより深度約 800 m から採取した。また、表層水試料は、同地点でテフロン樹脂ポンプによりテフロンチューブで海面下 1.5 m から採取した。それぞれの試水はポリカーボネート製プラスチック容器に貯留し、クーラーボックスに入れて陸上の実験室に持ち帰った。9 l のポリカーボネート容器に表層水のみのコントロールと海洋深層水を 13% と 27% (体積比) の 2 つの濃度で表層水と混合したもの（以下、各々、13%, 27% 深層水添加と表す）の 3 種類を用意した。試料水量は 9.0 l である。さらに、各々に鉄イオン剤を加えたもの（以下、鉄添加と表す）も調整し合計 6 実験区とした。鉄イオン剤は 1 : 1.5 のモル比の鉄-EDTA を添加した（終濃度 20 nM）。ポリカーボネート容器は 3 重のポリエチレン袋で密封し汚染を避けた。各試料は $28 \pm 1.5^{\circ}C$ に設定した屋外の冷却恒温水槽に入れて太陽光下で培養した。恒温水槽上部は黒色遮光布と 3 重のポリエチレン袋によって覆い、このためポリカーボネート容器内部の光強度は日射の 10% 前後になった。1999 年 9 月 1 日を 0 日として 0, 1, 2, 3, 5, 7, 10 日後に試水を分取して分析・測定に供した。外部からの鉄などの混入を防ぐためポリカーボネート容器は予め酸で十分に洗浄し、慎重な取り扱いのもとに実験操作を行った。試水の分取はクリーンベンチ内で行った。

(2) 実験 2

実験 2 を実施する際、海ヤカラ 2000 による取水が出来なかったため、海洋深層水試料は 1999 年 10 月 14~15 日に海ヤカラ 2000 の設置周辺海域において 50 l バンドン採水器により深度約 400 m

から採取し、十分に酸で洗浄した 20 l ポリエチレン容器 24 個に分注し、実験に用いるまで $5^{\circ}C$ 以下で暗所冷蔵保存した。表層水は 1999 年 10 月 19 日に糸満漁港の西方沖合約 10 km ($25^{\circ}47' N$, $127^{\circ}51' E$) において海面下 5 m から FRP 樹脂ポンプによりポリエチレンチューブで約 1 m³ のポリエチレンバッグ 4 個に採水した。表層水は、採水後、直ちに遮光して運び、糸満漁港に設置したバッグ型メソコスムに FRP 樹脂ポンプにより注入した。表層水のみをコントロールとし、0.6% と 1.2% (体積比) の海洋深層水を表層水に毎日添加したもの（以下、各々、0.6% 日⁻¹, 1.2% 日⁻¹ 深層水添加と表す）の 3 実験区と、さらに各々に 1 nM (終濃度) 鉄イオン剤（鉄-EDTA, モル比 = 1 : 1.5）を加えたもの（以下、鉄添加と表す）の合計 6 実験区を用意した。メソコスムの表層水への注入量はコントロールが 810 l、海洋深層水の添加区は 750 l (ただし、鉄-EDTA を加えない 0.6% 日⁻¹ 添加区では 700 l) である。1999 年 10 月 20 日を 0 日として海洋深層水および鉄-EDTA を毎日定時 (7:05~9:50 am) にメソコスムに直接添加した。メソコスム内の搅拌は自然の動搖にまかせた。培養開始から 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 日後にテフロン樹脂ポンプによりメソコスムから試水を分取して分析・測定に供した。メソコスム内の水深は約 0.9 m であった。メソコスム内の光強度の実測から平均光強度は日射量の約 40% であった。

(3) 分析方法

培養実験中、日射は光合成有効放射 (400~700 nm) を実験場所の近傍で LI-COR 光量子 2π センサーにより、また、水温は、実験 1 では恒温水槽内で、実験 2 ではメソコスム内で電子式水温ロガー (StowAway Tidbit, ONSET computer Co. Ltd.) により連続測定した。塩分は、適時、試水を採水し、サリノメーター (Model 601 MK IV, 渡部計器製作所) により測定した。硝酸塩、亜硝酸塩、リン酸塩濃度はオートアライザーより (TRACCS 800TM)、また、珪酸塩濃度はモリブデン酸青吸光光度法により測定した。鉄濃度は Obata ら (1993,

1997) の方法で測定したが、分析サンプルの一部は測定の前に pH を 1.3 に調整し、2 分間 UV-照射してから測定した (武田・西岡 2000)。この UV-照射によってキレート鉄が溶解し、未処理に比べ分析値が約 1.5 倍増加した。クロロフィル *a* (Chl *a*) 濃度は、海水を GF/F グラスファイバー濾紙で吸引濾過してから濾紙を凍結保存後、*N*, *N*-ジメチルホルムアミドで抽出し (Suzuki and Ishimaru 1990), 蛍光光度計 (Turner Designs Model 10) で測定した。試料の一部は孔径 2 μm のヌクレオポアフィルターで濾過し、2 μm 以上の植物プランクトン量を推定した。植物プランクトン細胞は、海水試料を 200 ml (実験 1) または 1 l (実験 2) を分取して、ホルマリン (終濃度 0.4%) で固定して冷暗保存した後に、実験 1 では 1 ml, 実験 2 では 1 ~ 20 ml に静置濃縮して 1 mm 格子入り計数用平板スライド (離合社) に 0.1 ml を滴下し光学顕微鏡下で計数した。また、出現数が少くとも全体の生物量への影響が考えられるような細胞体積の大きいものは 0.2 ml あるいは 1 ml について計数した。なお、静置濃縮しない原液も検鏡し、静置濃縮で濃縮されにくい種の計数を行った。この方法では、無殻藻類の一部はホルマリン固定で破裂したり、萎縮したりして計数されない。また、検鏡の対象は細胞の大きさでおよそ 5 μm より大型のものに限定される。検鏡時に細胞の大きさを測定して近似幾何学形で容積を求め (宮井ら 1988)，得られた容積をもつ球の直径 (等価粒径, ESD) を算出し、形態学

的分類指標と等価粒径にもとづいて出現種を分類した。植物プランクトンの増殖は指数関数的な増殖を仮定して Chl *a* 濃度の時間変化から次式で比増加速度 (μ , 日 $^{-1}$) を求めた。

$$\mu = (\ln(N_2) - \ln(N_1))/(t_2 - t_1)$$

N_1 と N_2 は、それぞれ、時間 t_1 と t_2 での Chl *a* 濃度である。

3. 結 果

(1) 実験 1

実験期間中の日照時間は 13.5 時間、日射の最大光量子密度は 1066~2223 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、日中の平均光量子密度は 322~852 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$ であった。培養開始後 1 日目の平均光量子密度は実験期間平均値 ($647 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$) の約 50% に低下したが、その他の日の平均光量子密度は実験期間平均値の約 ±30 % の範囲内で安定していた。水温は気象の急変に伴う気温低下のために 1 日目から 2 日目にかけて約 2.2°C 低下したが、この期間を除くと 28 ± 1.5°C であった。

実験に用いた 800 m の海洋深層水の硝酸塩濃度は 36 μM で、硝酸塩 : リン酸塩 : 硅酸塩 : 溶存態鉄のモル比は 1 : 0.08 : 3 : 0.0001 であった (表-1)。表層水の栄養塩類濃度はいずれも低く、硝酸塩およびリン酸塩は検出限界以下 (硝酸塩: 0.05 μM , リン酸塩: 0.05 μM) であった (表-1)。海洋深層水の添加によって、1 日目の硝酸塩濃度は

表-1 実験に用いた表層水および海洋深層水の諸性質

	実験 1		実験 2	
	表層水	海洋深層水	表層水	海洋深層水
温度 (°C)	29.3	—	27.4	—
塩分 (PSU)	34.39	34.37	34.37	34.59
硝酸塩濃度 (μM)	UD	36	UD	12
亜硝酸塩濃度 (μM)	UD	UD	UD	UD
リン酸塩濃度 (μM)	UD	2.7	UD	0.8
珪酸塩濃度 (μM)	1.5	100	1.4	12
溶存態鉄濃度* (nM)	3.7	4.4	1.7**	2.7
Chl <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.09	UD	0.27	—

*: 塩酸で pH 1.3 以下に調整して 2 分間紫外線を照射した後に、ギ酸-アンモニウム緩衝液で pH 3.2 に調整して測定した

**: 塩酸で pH 1.3 以下に調整して 1 昼夜放置した後に、ギ酸-アンモニウム緩衝液で pH 3.2 に調整して測定した

UD: 検出限界以下 (硝酸塩: 0.05 μM , リン酸塩: 0.05 μM)

—: 未測定

13%と27%添加で、各々、約4.7 μMと9.8 μMになつた(図-1A)。鉄イオン剤に含まれる硝酸塩のために、鉄添加区では1日目に硝酸塩濃度が僅かに高めになつた。ただし、コントロールでの培養開始1日目の鉄添加による硝酸塩濃度の上昇の程度は深層水添加区に比べ小さかった。表層水の溶存態鉄濃度は3.7 nMで海洋深層水の4.4 nMに近かつた(表-1)。鉄非添加区では、実験期間中、この濃度がほぼ維持された(表-2)。鉄添加区では鉄イオン剤の添加から予想される鉄濃度になつたが、コントロールだけは予想の2倍程度の高い値が検出された。

深層水添加区では、培養開始後5日目以降硝酸塩およびリン酸塩濃度の減少が加速し、10日目にはいずれの実験区でも殆ど検出できなくなつた(図-1A, 1B)。珪酸塩濃度は7日目以降急速に減少し、10日目までに添加濃度の22~40%(13%添加、40%; 13%添加+鉄添加、31%; 27%添加、22%; 27%添加+鉄添加、36%)が減少した(図-1C)。

培養開始前の表層水のChl *a*濃度は0.09 μg l⁻¹であった(表-1)。海洋深層水を添加すると、

Chl *a*濃度は13%添加では5日目頃まで、その他は7日目頃まで緩やかに増加してから急速に増加した(図-1D)。急速な指数関数的増加が見られるまでを誘導期と考えると、その長さには海洋深層水の添加量や鉄イオン剤の添加による系統的な影響は見られなかつた。コントロールでは、Chl *a*濃度が3日目頃まで増加した後に、実験後半では減少した。コントロールに比べて鉄添加区はChl *a*濃度の減少が小さかつた。誘導期の後、10日目までの比増加速度は誘導期の2~4倍で、13%添加で0.53日⁻¹、27%添加で0.92日⁻¹(倍増速度では0.76と1.3分裂日⁻¹)となり、海洋深層水の添加量が多い

表-2 実験1における培養開始後10日目の溶存態鉄濃度*

実験区	nM
コントロール	1.8
+13% 海洋深層水	3.8
+27% 海洋深層水	4.0
+鉄-EDTA	46.5
+13% 海洋深層水+鉄-EDTA	27.7
+27% 海洋深層水+鉄-EDTA	26.3

* : 塩酸でpH 1.3以下に調整して2分間紫外線を照射した後、ギ酸-アンモニウム緩衝液でpH 3.2に調整して測定した

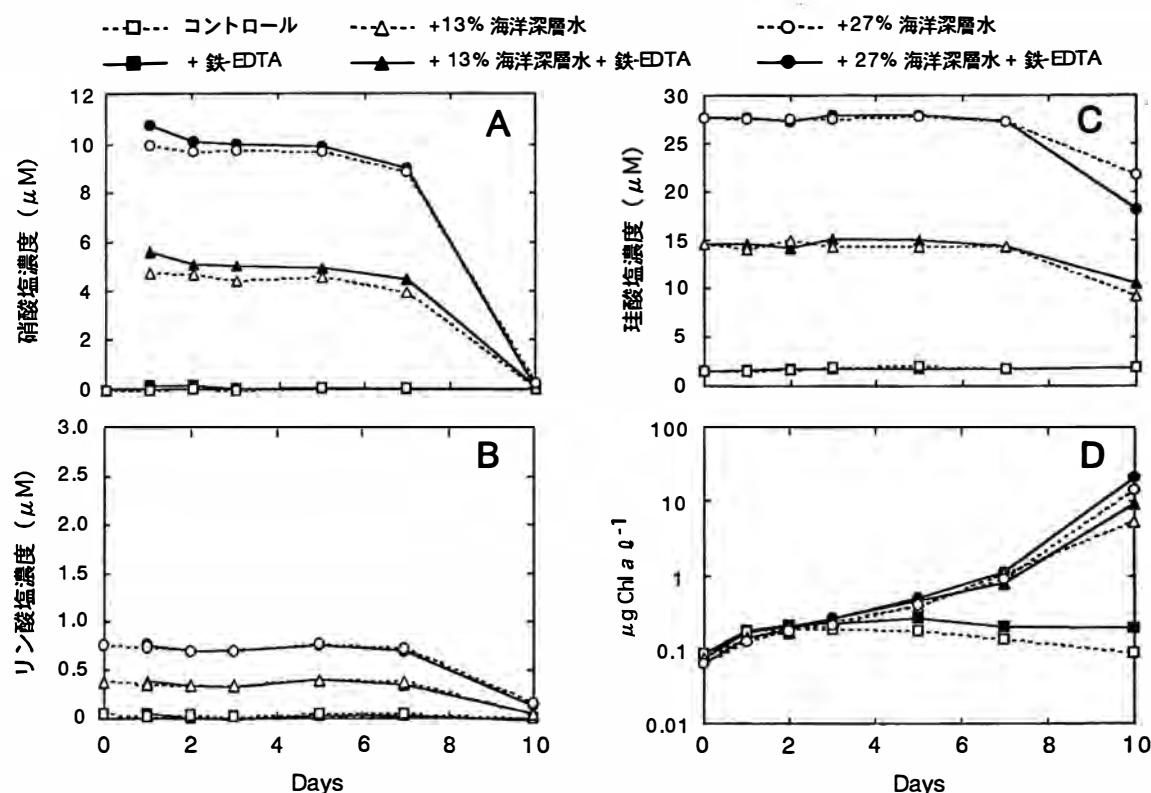


図-1 実験1における硝酸塩濃度(A), リン酸塩濃度(B), 硅酸塩濃度(C), クロロフィル *a* 濃度(対数表示)(D)の時系列変化。(0日目の硝酸塩とリン酸塩は表層海水のみ測定した)

ほど大きい傾向が見られた。鉄添加区では、非添加区に比べて比増加速度が1.1～1.6倍大きい傾向が見られ、13%添加で0.83日⁻¹、27%添加で0.99日⁻¹（倍加速度では1.2と1.4分裂日⁻¹）であった。最大Chl *a*濃度は硝酸塩濃度が検出限界以下になった実験の最後に観察され、13%添加と27%添加で、各々、5.4と14 μg l⁻¹と海洋深層水の添加量にはほぼ比例した。鉄イオン剤を添加すると最大Chl *a*濃度は13%添加と27%添加で、各々、9.3と21 μg l⁻¹とさらに約1.3～1.4倍に増加した。

培養開始前の粒径2 μm以上のChl *a*濃度は、いずれの実験区でもChl *a*全体の約16%で、ナノ（2～20 μm）・ミクロ（20～200 μm）植物プランクトンは少なく、超微小なピコ（0.2～2 μm）植物プランクトンが圧倒的に優占していた。しかし、10日目の2 μm以上のChl *a*濃度はコントロールと鉄添加区では、各々、25と31%であったが、深層水添加区ではいずれも70～88%にまで増加しており、Chl *a*濃度の増加は2 μm以上の植物プランクトンの寄与のより大きいことが示された（図-2）。鉄イオン剤の添加によって深層水非添加のコントロールでは2 μm以上のナノ・ミクロ植物プランクトンの増殖に促進効果が認められたが、深層水と鉄イオン剤を加えた場合には2 μm以下のChl *a*濃度の増加割合が大きく、ナノおよびミクロ植物プランクトンの増殖促進効果は小さくなつた（図-2）。

培養開始時の表層水を検鏡したところ、5 μm以上の主としてミクロ植物プランクトンの中では、ラ

ン（藍）藻類（1種）、渦鞭毛藻類（4種）、珪藻類（1種）、ハプト藻類（2種）、プラシノ藻類（1種）など合計9種（一部未同定種を含む）とその他の鞭毛藻類（1種）が、各々、1 l中に5～1,000細胞程度確認された（表-3）。細胞数ではハプト藻類が圧倒的に多く、次いで、渦鞭毛藻類、ラン藻類の順になった。表中で“<”で示したものは検鏡では存在が確認されず、予想される上限密度をその右側に示した。珪藻類は *Navicula* sp. 1のみが検出され、その他は1 l中に25あるいは5細胞以下の存在密度であった。

海洋深層水を添加して培養したものは、いずれも5 μm以上の植物プランクトンの著しい増加が確認された。10日間の培養で細胞数が培養開始時の150倍以上に増加したのは25種で、その内訳は、珪藻類が17種、渦鞭毛藻類が5種、ハプト藻類、クリプト藻類および未同定の鞭毛藻類が各1種であった（表-3）。これらは、殆どが培養開始時の表層水中の細胞密度が低く、今回の検鏡では存在が確認されなかった。10日間で10,000倍以上に増加した種は、以下の4種（*Chaetoceros* spp. (ESD=4.8)は複数種を含む可能性がある）あり、すべて珪藻類である；*Skeletonema* sp. (cf. *S. costatum*), *Chaetoceros* spp. (ESD=4.8), *Cylindrotheca closterium*, *Pseudo-nitzschia pungens* type. なかでも、*Skeletonema* sp. の増加が顕著で、13%添加で約40万倍以上、27%添加で約64万倍以上になった。

鉄添加区ではハプト藻類の増殖刺激が見られたが、

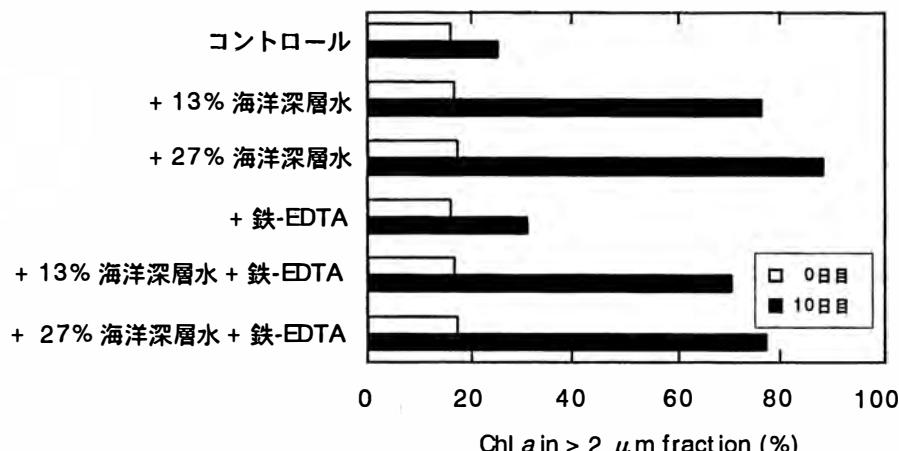


図-2 実験1において粒径2 μm以上のサイズ画分のクロロフィル*a*がクロロフィル*a*濃度全体に占める割合。

表-3 実験1における植物プランクトンの出現種ならびに細胞数の変化

分類群または種名	等価粒径 (ESD, μm)	表層水	海洋深層水(%)	細胞数(細胞 l⁻¹)					
				0日目			10日目		
				0	13	27	0	20	13
藍藻類									
<i>Trichodesmium</i> sp.**	31	100		60	< 15	< 15	20	30	90
クリプト藻類									
* <i>Cryptomonas</i> sp.	10	< 25		150	7500*	< 500	< 50	16000*	4000*
渦鞭毛藻類									
* <i>Prorocentrum minimum</i>	22	< 25		50	< 500	< 500	150	4000*	< 500
* <i>Prorocentrum gracile</i>	15	< 25		< 50	< 500	< 500	< 50	< 500	12000*
<i>Dinophysis</i> sp.	20	< 5		< 5	< 15	< 15	5	< 15	< 15
<i>Amphidinium</i> sp.	17	25		50	< 500	< 500	250	< 500	< 500
* <i>Gymnodinium</i> spp. (ESD=8.6)	8.6	< 25		< 50	< 500	8000*	< 50	< 500	< 500
* <i>Gymnodinium</i> spp. (ESD=18)	18	< 25		< 50	< 500	4000*	< 50	< 500	< 500
<i>Ceratium</i> sp.	46	< 5		5	< 15	< 15	< 5	< 15	< 15
<i>Alexandrium</i> sp.	33	5		< 5	< 15	< 15	< 5	< 15	< 15
<i>Oxytoxum</i> sp.	7.2	150		150	1500	12100	350	4000	< 500
<i>Pyrocystis lunula</i>	39	< 5		5	< 15	< 15	< 5	< 15	< 15
* <i>Protoperidinium</i> spp. (ESD=25)	25	50		< 5	< 15	< 15	< 5	< 15	16000*
ハプト藻類									
<i>Gephyrocapsa oceanica</i>	8.0	1225		11300	< 500	< 500	135400	120000	36000
* <i>Discosphaera tubifex</i>	20	750		400	< 500	< 500	750	144000*	< 500
珪藻類									
* <i>Skeletonema</i> sp. (cf. <i>S. costatum</i>)	7.9	< 25		< 50	9900000*	16110000*	< 50	1740000*	27210000*
* <i>Thalassiosira</i> spp. (ESD=12)	12	< 25		< 50	< 500	24000*	< 50	< 500	< 500
* <i>Corethron criophilum</i>	28	< 25		< 50	13000*	< 500	< 50	< 500	< 500
* <i>Leptocylindrus minimus</i>	9.9	< 25		< 50	12000*	60000*	< 50	420000*	480000*
<i>Asterolampra marylandica</i>	58	< 5		< 5	< 15	< 15	< 5	30	< 15
<i>Rhizosolenia hebetata f. semispina</i>	59	< 5		< 5	< 15	< 15	5	< 15	< 15
<i>Climacodium biconcavum</i>	37	< 5		< 5	120	< 15	< 5	< 15	120
<i>Hemaulus hauckii</i>	30	< 25		125	< 500	< 500	100	< 500	< 500
<i>Chaetoceros distans</i>	13	< 25		< 50	1500	< 500	< 50	< 500	< 500
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	20	< 25		< 50	1500	< 500	< 50	9000	< 500
* <i>Chaetoceros</i> spp. (ESD=4.8)	4.8	< 25		< 50	600000*	900000*	< 50	1290000*	1380000*
* <i>Chaetoceros</i> spp. (ESD=11)	11	< 25		< 50	< 500	< 500	< 50	104000*	20000*
* <i>Raphoneis</i> sp.	6.1	< 25		< 50	1500	88000*	50	24000*	96000*
* <i>Thalassionema nitzschiooides</i>	14	< 25		< 50	< 500	< 500	< 50	< 500	24000*
* <i>Entomoneis</i> sp. 1	17	< 25		< 50	1500	84000*	50	96000*	72000*
* <i>Haslea</i> sp. 1	20	< 5		< 5	5500*	5500*	75	25000*	14500*
* <i>Haslea</i> sp. 2	39	< 5		25	500	1000*	< 5	540	< 15
* <i>Navicula</i> sp. 1	19	5		150	< 15	< 15	550	1000*	500
* <i>Cylindrotheca closterium</i>	7.6	< 25		< 50	90000*	1050000*	50	210000*	450000*
* <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> type	6.2	< 25		< 50	720000*	360000*	< 50	164000*	270000*
* <i>Nitzschia</i> sp. 1	13	< 25		25	< 500	76000*	100	64000*	76000*
* <i>Nitzschia</i> sp. 2	17	< 25		75	9000*	< 500	50	< 500	< 500
* <i>Nitzschia</i> -like	9.7	< 25		< 50	< 500	< 500	< 50	12000*	288000*
プラシノ藻類									
<i>Pyramimonas</i> sp.	8.6	50		< 50	< 500	< 500	< 50	< 500	< 500
その他の鞭毛藻類									
flagellates (ESD=22)	22	75		50	500	2500	100	4000	16000

* 0日目の表層水に比べて細胞数が150倍以上増加したもの

**群体数を示す

深層水のみの添加ではそうした効果は検出されなかった。*Gephyrocapsa oceanica* は深層水および鉄イオン剤を添加しないコントロールで10倍近くに増えたが、鉄添加によって増加量は飛躍的に増え、鉄添加のコントロールで110倍、13%添加で97倍、27%添加で29倍と深層水の添加量の増加に伴って増加の程度は低下した。*Discosphaera tubifex* はコントロールと27%添加では増殖刺激が全く認めら

れないが、13%添加で192倍に増加した。鉄イオン剤の増殖促進効果は一部のクリプト藻類、渦鞭毛藻類および珪藻類にも見られ、*Haslea* sp. 1は鉄イオン剤のみの添加でコントロールの10倍以上に増殖した。深層水添加区では、*Cryptomonas* sp., *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum gracile*, *Protoperidinium* spp. (ESD=25), *Chaetoceros* spp. (ESD=11), *Thalassionema nitzschiooides*, *Navicula*

sp. 1, *Nitzschia* sp. 1, *Nitzschia-like* の 9 種が深層水のみの添加に比べ、鉄添加によってさらに 100 倍以上の増殖刺激効果が見られた。しかしながら、深層水の添加によって 10000 倍以上の増加を示した先の 4 種の珪藻類に対しては、鉄添加の増殖刺激の促進効果は深層水添加区の 0.2~2 倍程度であった。

(2) 実験2

実験期間中の日照時間は 12.0 時間、日射の最大光量子密度は $801\sim1514 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、日中の平均光量子密度は $298\sim791 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$ であった。12 日目の平均光量子密度は実験期間平均値 ($594 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$) の約 50% 減であったが、その他の日の平均光量子密度は実験期間平均値の ±30% の範囲内で安定していた。水温は培養開始後 11 日目までは $26 \pm 0.5^\circ\text{C}$ の範囲であったが、12 日目未明以降は 25.4°C を下回るようになり、14 日目から 16 日目の間は $23.5\sim24.0^\circ\text{C}$ であった。

実験に用いた 400 m の海洋深層水の硝酸塩濃度は $12 \mu\text{M}$ で、硝酸塩：リン酸塩：珪酸塩：溶存態鉄のモル比は 1 : 0.07 : 1 : 0.0002 であった（表-1）。表層水の Chl *a* 濃度は $0.27 \mu\text{g l}^{-1}$ と実験 1 に比べて約 3 倍の高い値であったが、栄養塩濃度は実験 1 同様いずれも低く、硝酸塩濃度およびリン酸塩濃度は検出限界以下であった（表-1）。

実験期間中のギ酸-アンモニウム緩衝液で前処理した鉄濃度の測定結果では、培養開始後 4 日目までは鉄非添加区では $0.9\sim1.5 \text{nM}$ の範囲で培養開始時の初期濃度が保たれていたが、6 日目以降、溶存態鉄濃度の急激な増加が認められた（表-4）。塩酸で前処理後の鉄濃度では 8 日目以降も増加傾向が続いた。これは、各メソコスム容器の隔離が必ずしも完全ではなく外部からの鉄の混入を示唆する。したがって、鉄イオン剤の添加効果の吟味は行わず、鉄非添加の 3 実験区のみについて結果を検討した。

深層水添加区では、硝酸塩濃度の増加は、4 日目に $1.2\% \text{ day}^{-1}$ 添加区で $0.4 \mu\text{M}$ が検出された以外はすべて検出限界以下であった（図-3A）。海洋深層水中の硝酸塩濃度から一日あたりの 0.6% と 1.2%

表-4 実験 2 における培養開始後 0, 2, 4, 6, 16 日目の溶存態鉄濃度

実験区	Days				
	0	2	4	6	16
コントロール	1.3	1.3	1.5	2.8 (5.7)**	- (16.5)**
+0.6% day ⁻¹ 海洋深層水	-	0.8	0.9	2.3 (3.7)**	- (31.9)**
+1.2% day ⁻¹ 海洋深層水	-	0.9	1.3	3.5 (5.9)**	- (37.5)**

* : ギ酸-アンモニウム緩衝液で pH 3.2 に調整して測定した

** : 塩酸で pH 1.8 以下に調整して 1 昼夜放置し、ギ酸-アンモニウム緩衝液で pH 3.2 に調整して測定した

- : 未測定

の添加濃度は、終濃度でおよそ $0.08 \mu\text{M}$ と $0.2 \mu\text{M}$ 程度である。一方、リン酸塩濃度と珪酸塩濃度は、毎日の海洋深層水の添加とともに培養開始とともに徐々に増加した（図-3B, 3C）。リン酸塩濃度の増加は、海洋深層水の添加量から予想される濃度に比べて大きく、鉄と同様に実験系外からの混入の影響を受けていたと考えられる。珪酸塩濃度は 8 日目まで海洋深層水の添加量に見合う濃度の増加が見られ、 $1.2\% \text{ day}^{-1}$ 添加区では 8 日目に最大濃度の $2.4 \mu\text{M}$ になり、それ以後は急速に減少した（図-3C）。 $0.6\% \text{ day}^{-1}$ 添加区では、珪酸塩濃度は 14 日目に $2.4 \mu\text{M}$ になり、それ以後は濃度の増加は見られなくなった。両実験区共に、環境中の珪酸塩濃度は最大でも実験 1 の $1/4$ かそれ以下であった。 $0.6\% \text{ day}^{-1}$ と $1.2\% \text{ day}^{-1}$ の深層水添加区における培養開始後 10 日目までの珪酸塩の減少は添加濃度の 8 % と 63%，また、16 日目までは 35 % と 146 % であった。

Chl *a* 濃度は、コントロールでは、培養開始後、約 $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$ まで一旦減少したが、8 日目には $0.25 \mu\text{g l}^{-1}$ まで回復し、その後は漸増傾向を示した（図-3D）。深層水添加区では、実験 1 と同様に培養開始から数日後に Chl *a* 濃度が増加し始め、 $0.6\% \text{ day}^{-1}$ 添加区では不明瞭ではあるが培養開始後 8 日目まで誘導期が続き、その後、8~14 日目に指数関数的増殖が進んだと見られる。 $1.2\% \text{ day}^{-1}$ 添加区では増殖の特徴の把握はさらに難しいが、誘導期は 6 日目頃まで 6~12 日目にかけて増殖速度の加速傾向が認められる。ここで対数増殖期と判断した期間

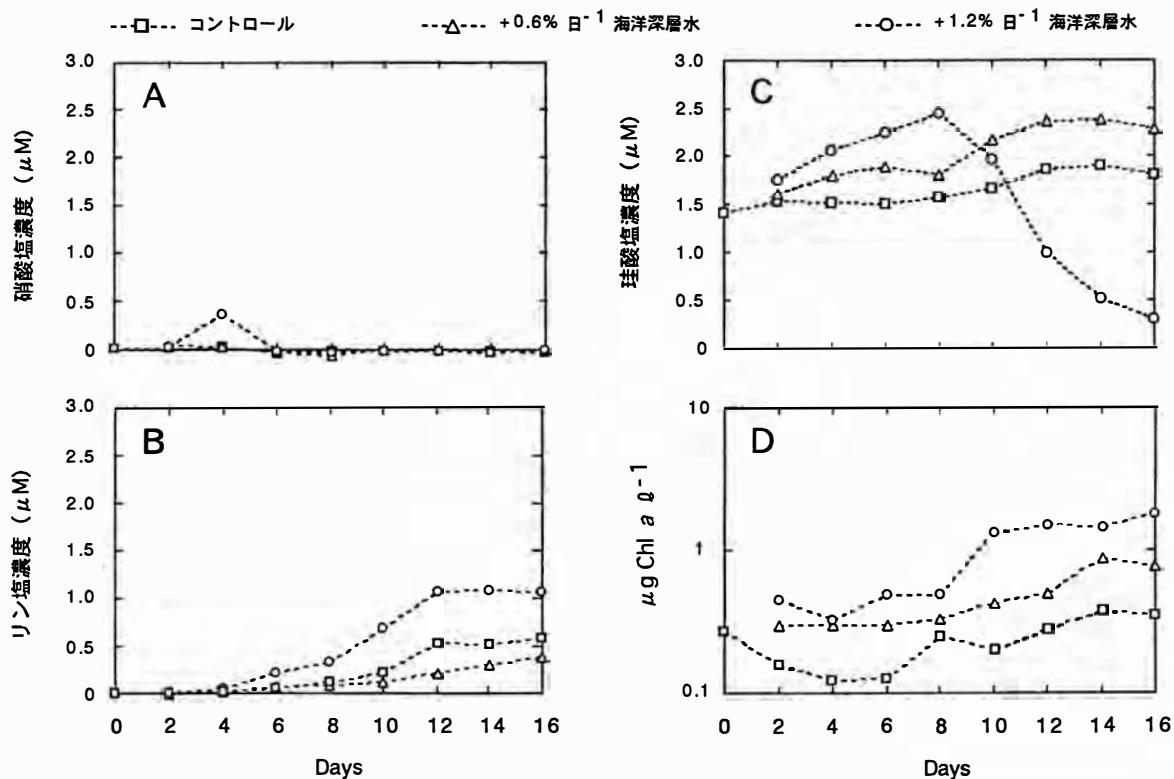


図-3 実験2における硝酸塩濃度(A), リン酸塩濃度(B), 硅酸塩濃度(C), クロロフィルa濃度(対数表示)(D)の時系列変化。(0日目はコントロールのみ測定した)

の比増加速度は 0.6日^{-1} と 1.2日^{-1} 添加区で、各々、 0.15 と 0.22日^{-1} (倍加速度では 0.22 と 0.31分裂日^{-1}) となって海洋深層水の添加量が多いと増加速度が速い傾向が見られた。Chl a 濃度は 0.6日^{-1} と 1.2日^{-1} 添加区で、各々、14日目と12日目にほぼ最大となり、 0.87 と $1.5\mu\text{g l}^{-1}$ と海洋深層水の添加量にはほぼ比例して増加した。

培養開始時には、粒径 $2\mu\text{m}$ 以上のナノおよびミクロ植物プランクトンは Chl a 全体の 15% を占める程度でピコ植物プランクトンが圧倒的に優占していた。しかし、 $2\mu\text{m}$ 以上の Chl a 濃度は培養開始後次第に増加し、 0.6日^{-1} 添加区では 8 日目、 1.2日^{-1} 添加区では 6 日目以後に急増した(図-4)。中でも 1.2日^{-1} 添加区では 10 日目に $2\mu\text{m}$ 以上の Chl a 濃度が 99% に達した。14 日目と 16 日目には 100% を上回ったが、これは全 Chl a 濃度測定に用いた濾紙と $2\mu\text{m}$ 以上の画分の捕集に用いた濾紙の捕集効率の違いによると考えられる。したがって、 1.2日^{-1} 添加区では、Chl a 濃度が $1\mu\text{g l}^{-1}$ 以上になった実験後期の $2\mu\text{m}$ 以上の Chl a 濃度を過大評価した可能性がある。 0.6日^{-1} 添加区では、 1.2日^{-1}

添加区に比べて粒径 $2\mu\text{m}$ 以上の Chl a の増加はずっと小さく 10 日目で 29%, 16 日目で 59% であった。コントロールでは $2\mu\text{m}$ 以上の画分の占有率は 6 日目に 50% に達したが、その後は大きな増加は示さず 0.6日^{-1} 添加区と同程度になった。

培養開始時に表層水中に確認された $5\mu\text{m}$ 以上のナノおよびミクロ植物プランクトンは、実験1とほぼ同様にラン藻類(1種)、渦鞭毛藻類(7種)、プラシノ藻類(1種)、珪藻類(2種)およびその他の鞭毛藻類2種を含め合計13種で、実験1で見られたハプト藻類は確認されなかった。渦鞭毛藻類とラン藻類の細胞密度は2~数100細胞 l^{-1} であった(表-5)。珪藻類は *Thalassiosira* sp. 2 と *Navicula* sp. 1 のみが検出され、その他は10細胞 l^{-1} 以下の存在密度であった。

海洋深層水の添加によって培養開始後 16 日目の細胞数が培養開始時の 150 倍以上に増加したのは 23 種で、その内 21 種が珪藻類で残り 2 種がハプト藻類および未同定の鞭毛藻類の各 1 種であった(表-5)。特に、 1.2日^{-1} 添加区での増殖刺激が顕著で、珪藻類の 19 種とその他の鞭毛藻類の 1 種の

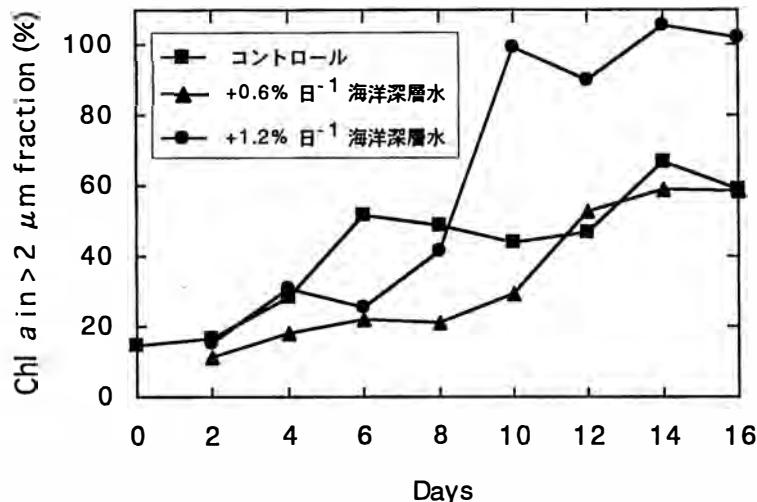


図-4 実験2において粒径2 μm以上のサイズ画分のクロロフィルaがクロロフィルa濃度全体に占める割合。(0日目はコントロールのみ測定した)

計20種で増殖促進が見られ、実験1より多種の珪藻類の増殖促進が確認された。中でも *Chaetoceros affinis v. willei*, *Chaetoceros pelagicus* type, *P. pungens* type の3種は1万倍以上の増加を示した。一方、0.6%日⁻¹添加区で1万倍以上の増加を示した種は *Thalassiosira* sp. 1 の1種で、その他はいずれも2000倍以下である。*Thalassiosira* sp. 1はコントロールでも1万倍以上の増加を示し、この種は海洋深層水の添加量の増加と共に増殖が低下した。

4. 考 察

培養開始時のChl a濃度(表-1)に見られるように亜熱帯海域の表層水中の植物プランクトンの現存量は少なく、生産速度も低い。その上、優占植物プランクトンが超微小なピコサイズ(0.2~2 μm)であるために(図-2, 4)栄養段階数の多い複雑な食物網が発達し、生態効率も低く、同じ生産速度でもより大型のミクロ植物プランクトン(20~200 μm)の優占する生態系に比べると有用水産物の生産性は低い。反面、亜熱帯性の生物群集は生物多様性に富み、生態系としての安定性は高い(Ryther 1969)。

こうした亜熱帯海域での有用水産物の増加のためには、単に一次生産を高めるだけでなく、植物プランクトンをピコ植物プランクトンから高次生産性の

向上の決め手のミクロ植物プランクトンの割合を多くする必要があり、ミクロ植物プランクトンの増殖促進の条件が施肥のポイントになる。それには季節躍層以深の栄養塩類の表層への供給による栄養不足のミクロ植物プランクトンの増殖制限の軽減・解除の可能性が考えられる。こうした海洋深層水による海域肥沃化に関する本研究の実験から以下の5点が明らかになった。

第一は、植物プランクトン群集の増加速度に対する海洋深層水の施肥効果である。海洋深層水の添加によって、海洋深層水に含まれていた栄養塩類が利用され、植物プランクトン群集の増殖が促進された。Chl a濃度から求めた比増加速度は、添加濃度の低い実験2では0.15と0.22日⁻¹に、さらに、添加濃度の高い実験1では0.53と0.92日⁻¹と、各々、海洋深層水の添加量にほぼ対応して加速し、栄養塩類の供給量が植物プランクトン群集の増殖を律速していることが示唆された(図-1, 3)。なかでも、粒径2 μm以上のChl a濃度は海洋深層水の添加による増加が顕著で(図-2, 4)、比増加速度の増大にはナノ・ミクロサイズの大型植物プランクトンの影響が大きいと考えられる。培養期間中に海洋深層水によって添加された硝酸塩の総量は、実験1では13%と27%添加で、各々、4.7 μMと9.8 μM、実験2では0.6%日⁻¹と1.2%日⁻¹添加によって10日間で、各々、0.8 μMと1.5 μMであった。これ

表-5 実験2における植物プランクトンの出現種ならびに細胞数の変化

分類群または種名	等価粒径 (ESD, μm)	-1日目 表層水	細胞数 (細胞 L ⁻¹)		
			16日目		
			海洋深層水 (%日 ⁻¹)	0	0.6
藍藻類					
<i>Trichodesmium</i> sp.**	30	21		< 81	< 136
渦鞭毛藻類					< 1448
<i>Prorocentrum balticum</i>	9	20		< 81	< 136
<i>Prorocentrum compressum</i>	18	10		< 81	< 136
<i>Prorocentrum minimum</i>	10	< 10		< 81	< 136
<i>Gymnodinium</i> spp. (ESD=14)	14	540		< 81	544
<i>Gymnodinium</i> spp. (ESD=23)	23	< 10		< 81	< 136
<i>Ceratium fusus</i>	45	< 10		< 81	9
<i>Ceratium macroceros v. gallicum</i>	38	< 10		< 81	< 136
<i>Ceratium trichoceros</i>	38	< 10		5	68
<i>Ceratium tripos</i>	64	< 10		< 81	< 136
<i>Ceratium teres</i>	33	< 10		< 81	< 136
<i>Oxytoxum</i> sp. 1	7.2	< 10		< 81	< 136
<i>Oxytoxum</i> sp. 2	31	2		< 81	< 136
<i>Protoperidinium</i> spp. (ESD=14)	14	110		405	952
<i>Protoperidinium</i> spp. (ESD=23)	23	40		1134	408
<i>Protoperidinium</i> spp. (ESD=29)	29	2		< 81	< 136
ハプト藻類					< 1448
* <i>Gephyrocapsa oceanica</i>	10	< 10		< 81	3264*
黄鞭毛藻類					< 181
<i>Dinobryon</i> -like	7.9	< 10		< 81	544
珪藻類					< 1448
* <i>Skeletonema</i> sp. (cf. <i>S. costatum</i>)	7.2	< 10		1053	< 136
* <i>Thalassiosira</i> sp. 1	6.6	< 10		278964*	128928*
<i>Thalassiosira</i> sp. 2	42	10		< 81	< 136
<i>Corethron hystrix</i>	21	< 10		81	< 136
* <i>Leptocylindrus danicus</i>	11	< 10		1701*	5712*
<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>	29	< 10		< 81	< 136
* <i>Rhizosolenia</i> sp.	25	< 10		< 81	< 136
* <i>Hemiaulus hauckii</i>	20	< 10		324	< 136
* <i>Bacteriadrum</i> spp. (ESD=12)	12	< 10		< 81	816
* <i>Chaetoceros affinis v. willei</i>	13	< 10		< 81	< 136
* <i>Chaetoceros compressus</i>	11	< 10		< 81	< 136
* <i>Chaetoceros distans</i>	9.4	< 10		< 81	< 136
* <i>Chaetoceros lorenzianus</i>	13	< 10		< 81	< 136
* <i>Chaetoceros pelagicus</i> type	8.1	< 10		< 81	< 136
* <i>Chaetoceros</i> spp. (ESD=5.7)	5.7	< 10		9396*	20128*
* <i>Chaetoceros</i> spp. (ESD=10)	10	< 10		< 81	2040*
<i>Lithodesmium variabile</i>	23	< 10		81	136
* <i>Thalassionema nitzschiooides</i>	8.0	< 10		< 81	2176*
* <i>Thalassiothrix frauenfeldii</i>	17	< 10		5751*	5168*
* <i>Neodelphineis pelagica</i> type	7.0	< 10		2673*	136
* <i>Entomoneis</i> sp. 1	13	< 10		1620*	680
<i>Entomoneis</i> sp. 2	15	< 10		972	408
* <i>Navicula</i> sp. 1	17	2		< 3	4080*
* <i>Navicula</i> spp. (ESD=4.8)	4.8	< 10		81	544
<i>Bacillaria paradoxa</i>	6.1	< 10		972	< 136
* <i>Cylindrotheca closterium</i>	6.5	< 10		1458	3128*
<i>Nitzschia longissima</i>	41	< 10		81	< 136
<i>Nitzschia</i> spp. (ESD=6.1)	6.1	< 10		243	< 136
* <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> type	5.8	< 10		1053	12920*
プラシノ藻類					1019900*
<i>Pyramimonas</i> sp.	10	20		< 81	408
その他の鞭毛藻類					< 1448
flagellates (ESD=8.0)	8.0	420		972	6392
flagellates (ESD=15)	15	10		81	1224
*-1日目の表層水に比べて細胞数が150倍以上増加したもの					
**群体数を示す					

らの硝酸塩の添加総量 (N_{total}) と対数増殖期の比増加速度 (μ) は強い比例関係を示した (図-5A)。

第二は、植物プランクトン群集の増殖の誘導期への海洋深層水の影響である。沖合い域など、開放海域では拡散と移流による海洋深層水濃度の希釈が植物プランクトンへの施肥効果を小さくするので、洋上での肥沃化には植物プランクトンの栄養塩類の利用速度に対する真光層内の海洋深層水濃度の時間変化の考慮が必要である。一方、植物プランクトンは栄養などの環境条件が変わると、その効果が表れて増殖が促進されるまでに一定時間（誘導期）が必要な場合がある (Spencer 1954)。したがって、海洋深層水の栄養塩類が植物プランクトンによって利用されるまでの誘導期の長さが重要な要因になる。

誘導期は植物プランクトンの種や生理状況、環境要因やその変化の程度に影響される。例えば、誘導期の長さには、生育温度への負の相関性が知られている (Ishizaka ら 1983)。また、キレーターや微量物質が植物プランクトンの栄養塩利用に影響する場合もあり (Barber and Ryther 1969, Taguchi ら 1987, Nakashima 1988, Flynn and Hipkin 1999)，環境中のこれらの物質が誘導期の長さに影響する可能性も考えられる。

さらに、植物プランクトン群集では群集の一部の増殖が促進されると、植物プランクトン群集全体の誘導期は見かけの誘導期となる (Fogg and Thake 1987)。見かけの誘導期と真の誘導期の差は増殖促

進を受ける群集の初期密度と増殖速度によって決まり、初期群集のなかでの密度が低いほど見かけの誘導期が長くなる。本実験では、増殖の主体になったナノ・ミクロ植物プランクトンの初期密度が初期群集のなかで 15% 程度で、培養によって 0.6% 日⁻¹ 添加区で 59%，その他の添加区では 70% 以上にまで増加したことから見かけの誘導期は真の誘導期より長くなつた可能性が考えられる。

Ishizaka ら (1983) は、温帯の局地性湧昇海域の表層水に亜表層水を実験的に混合した時の Chl *a* 濃度の增加から水温 28°C のときに 0.3 日程度の誘導期を観察しているが、本実験で得られた 5 ~ 8 日はそれよりも長かった。その理由として、1) 亜熱帯海域では、初期群集のなかでナノ・ミクロ植物プランクトンの存在密度が低いために見かけの誘導期が長くなる傾向にあることと、2) 栄養の制限が厳しくナノ・ミクロ植物プランクトンの生理活性が低下していく誘導期を長くした可能性も考えられる。

第三は、植物プランクトン群集の収量に対する海洋深層水の影響である。最大 Chl *a* 濃度は、各々の実験で海洋深層水の添加量にはほぼ比例した増加が見られた (図-1D, 3D)。実験 1 の栄養塩濃度の変化に見られるように、3 つの主要栄養塩の中で硝酸塩が 10 日目にはほぼ消失しており、植物プランクトンへの最も律速の強い栄養塩と考えることができる。そこで、各施肥条件のもとでの Chl *a* 濃度の増加量を硝酸塩消費量に対して見ると、硝酸塩消費

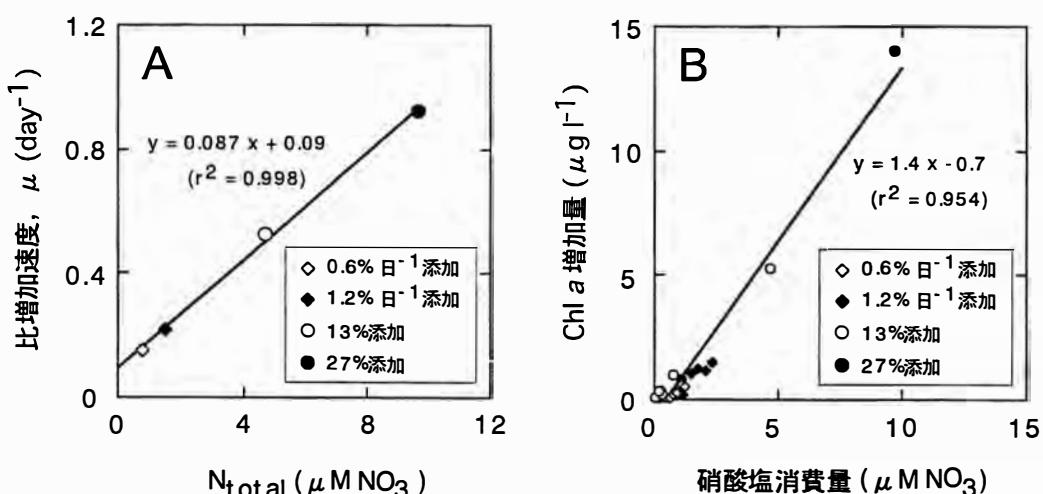


図-5 実験 1 と実験 2 の各海洋深層水添加区における硝酸塩添加総量 (0 日目から 10 日目まで) とクロロフィル *a* 濃度の比増加速度との関係 (A) および硝酸塩消費量とクロロフィル *a* 増加量との関係 (B)。

量に対してほぼ比例した増加を示した(図-5B)。直線回帰から硝酸塩消費量に対するChl *a*の増加量の関係を読み取ると、1モル(mol)の硝酸塩の消費に対して1.4 gのChl *a*の生産が期待される。この関係は、Ishizakaら(1983)が局地性湧昇海域での船上培養実験で得たChl *a*収量の1.4 g Chl *a* mol N⁻¹とほぼ同じで、亜熱帯海域においても栄養環境を整えれば、ほぼ同様の施肥効果の得られる可能性が示唆された。

第四は、表層水への海洋深層水の添加によって珪藻類などのミクロ植物プランクトンの増殖が促進されたことである。Ishizakaら(1983)は、温帯の局地性湧昇海域ではミクロ植物プランクトンが優占していて、それらが湧昇を模擬した亜表層水の添加による栄養供給に敏感に反応したことを報告している。Furuyaら(1983)も富山湾において表層水に亜表層水を添加して船上培養実験を行い、亜表層水の添加によって表層水中に優占していた連鎖状群体を形成する珪藻類の増殖が促進されたことを確認した。今回対象とする亜熱帯海域では、超微小なピコ植物プランクトンが圧倒的に優占していて、ナノ・ミクロ植物プランクトンは少なく、しかも、どのような生理状態にあるかも不明であった。しかし、今回の二つの実験では、水深800 m(実験1)と400 m(実験2)の海洋深層水を表層水に加えることで、表層水中の非優占の珪藻類を中心とするナノ・ミクロ植物プランクトンの増殖が選択的に刺激されることが明らかになった(表-3, 5)。培養開始後10日目のナノ・ミクロ植物プランクトンの占有率を粒径2 μm以上のChl *a*濃度から判断すると、硝酸塩添加総量が1.5 μM(一日あたりの添加量で0.15 μM日⁻¹)以上に達した添加区では培養開始時の15%程度からいすれも70%以上になった(図-2, 4)。また、このとき、珪酸塩は、実験1と実験2で、各々、添加量の30~40%と63%が10日間で減少したことからも珪藻類の増殖が強く促進されたことが示唆された(図-1C, 3C)。

実験1では、培養開始時に海洋深層水を表層水に多量に加えて栄養塩類濃度を一時的に5 μM以上に高めた結果であるが、実験2では実験1のよう

に海洋深層水をまとめて添加するのではなく、毎日少量ずつ添加したため、環境中の栄養塩類濃度は高くても0.2 μM程度であった。こうした栄養環境の大きな違いにも関わらず、実験1および実験2の1.2%日⁻¹深層水添加区では優占種の出現のしかたこそ異なったが、共に珪藻類の優占という同じ結果になった。出現した優占種の相違は、実験に用いた表層水の違い、あるいは、海洋深層水の添加のしかたによる栄養環境の違いが原因になった可能性がある。栄養塩類濃度や供給速度などの栄養環境が種の出現のしかたに影響することが複数種の植物プランクトンの混合培養実験の結果から示唆されている(Mickelsonら1979, Turpin and Harrison 1979, Thomasら1980)。

海洋深層水の添加量の最も少ない0.6%日⁻¹(0.08 μM硝酸塩日⁻¹)添加では、粒径2 μm以上のChl *a*が10日目で30%程度しかなく、ナノ・ミクロ植物プランクトンの増加の程度が小さかった。また、珪酸塩濃度の減少も、0.6%日⁻¹添加では10日目で8%程度の低さで、珪藻類の栄養塩利用の少ないことが示唆される(図-3C)。海洋深層水の添加量がさらに少くなれば珪藻類などのミクロ植物プランクトンの増加の程度はさらに小さくなり、ピコ植物プランクトンの優占状態が維持されると考えられる。

第五は植物プランクトン群集に対する鉄イオン剤の影響である。鉄イオン剤によって、最大Chl *a*濃度は1.3倍から1.4倍ほど高くなった(図-1D)。この時、2 μm以下のChl *a*濃度は2.1~2.8倍に増加し、ピコ植物プランクトンの増殖が鉄イオン剤の添加によって促進されたことが示唆された。しかしながら、2 μm以上のChl *a*では、むしろ海洋深層水の増殖刺激効果を低下させた(図-2)。

さらに、実験1では鉄イオン剤の増殖促進効果は小型の円石藻類に大きく見られた(表-3)。二酸化炭素の収支に対して炭酸カルシウム殻の形成は大気への二酸化炭素の放出反応となるため、円石藻類の出現は注意が必要である。

開放海域での肥沃化を考える場合には、表層に放出後の拡散による海洋深層水濃度の希釈と植物プランクトンの増殖との関係を考慮する必要がある。

ンクトンの増殖促進効果の兼ね合いの検討が施肥効果を得るために非常に重要で、今回の2つのメソコスム実験で得られた結果は施肥方法の検討の基礎的な情報になる。実海域での実証は今後の課題である。鉄イオンの添加は今回の実験ではChl *a*量の増加をもたらしたが、安価に鉄イオン剤を散布する難しさと鉄イオン剤が植物プランクトンの種組成を変化させる可能性を十分に考慮する必要がある。

謝 辞

本研究を進めるにあたり沖縄県環境科学センターの方々には多面から協力・支援を受け深く感謝する。本研究は新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)の地域コンソーシアム研究計画の一環として実施した。

引用文献

- Barber, R. T., J. H. Ryther (1969): Organic chelators: factors affecting primary production in the Cromwell Current upwelling. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 3, 191-199.
- Flynn, K. J., C. R. Hipkin (1999): Interactions between iron, light, ammonium, and nitrate: insights from the construction of a dynamic model of algal physiology. *J. Phycol.*, 35, 1171-1190.
- Fogg, G. E., B. Thake (1987): Algal cultures and phytoplankton ecology. third ed. The University of Wisconsin Press, Wisconsin, pp. 269.
- 藤井宏一郎 (2000)：海洋深層水の洋上設置型取水装置。月刊海洋, 号外 No. 22, 24-31.
- Furuya, K., H. Suzuki, K. Iseki, A. Kawamura (1993): Growth response of natural phytoplankton assemblages in artificially induced upwelling in Toyama Bay, Japan. *Bull. Plankton Soc. Japan.*, 40, 109-125.
- 井関和夫 (2000)：海洋深層水による洋上肥沃化—持続生産・環境保全型の海洋牧場構想—。月刊海洋, 号外 No. 22, 170-178.
- Ishizaka, J., M. Takahashi, S. Ichimura (1983): Evaluation on coastal upwelling effects on phytoplankton growth by simulated culture experiments. *Mar. Biol.*, 76, 271-278.
- 海洋出版(株) (2000)：総特集 海底構造物による海域の肥沃化。月刊海洋, 32, 425-487.
- Martin, J. H., R. M. Gordon (1988): Northeast Pacific iron distributions in relation to phytoplankton productivity. *Deep-Sea Res.*, 35, 177-196.
- Mickelson, M. J., H. Maske, R. C. Dugdale (1979): Nutrient-determined dominance in multispecies chemostat cultures of diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 24, 298-315.
- 宮井博・松崎加奈恵・小川数也・杉原拓郎 (1988)：植物プランクトンの形態に基づく種類別生物量の簡易推定法。*Bull. Plankton Soc. Japan.*, 35, 121-126, 1988.
- Nakashima, T. (1988): Effects of deep sea water on the growth of a marine diatom species *Skeletonema costatum*. *Bull. Plankton Soc. Japan.*, 35, 45-55.
- Obata, H., H. Karatani, E. Nakayama (1993): Automated determination of iron in seawater by chelating resin concentration and chemiluminescence detection. *Anal. Chem.*, 65, 1524-1528; Obata, H., Karatani, H., Matsui, M., Nakayama, E. (1997): Fundamental studies for chemical speciation of iron in seawater with an improved analytical method. *Mar. Chem.*, 56, 97-106.
- Ryther, J. H. (1969): Photosynthesis and fish production in the sea. *Science*, 166, 72-76.
- Spencer, C. P. (1954): Studies on the culture of a marine diatom. *J. mar. biol. Ass. U. K.*, 33, 265-290.
- Suzuki, R., T. Ishimaru (1990): An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N,N-Dimethylformamide. *J. Oceanogr. Soc. Jpn.*, 46, 190-194.
- Taguchi, S., D. Jones, J. A. Hirata, E. Laws (1987): Potential effects of Ocean thermal energy conversion (OTEC) mixed water on natural phytoplankton assemblages in Hawaiian waters. *Bull. Plankton Soc. Japan.*, 34, 125-142.
- 高橋正征 (1998)：海洋生物資源－200海里内の生物生産の増産の必要性。学術月報, 51, 25-29.
- Takeda, S., H. Obata (1995): Response of equatorial pacific phytoplankton to subnanomolar Fe enrichment. *Mar. Chem.*, 50, 219-227.
- 武田重信・西岡純 (2000)：海水中の溶存鉄測定におけるインライン紫外線照射法の適用。2000年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集, p. 180.
- Thomas, W. H., M. Pollock, D. L. R. Seibert (1980): Effects of simulated upwelling and oligotrophy on chemostat-grown natural marine phytoplankton assemblages. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 45, 25-336.
- Turpin, D. H., P. J. Harrison (1979): Limiting nutrient patchiness and its role in phytoplankton ecology. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 39, 151-166.
- 渡辺貢・谷口道子・池田知司・小松雅之・高月邦夫・金巻精一 (2000)：海洋深層水による沿岸海域の肥沃化。月刊海洋, 号外 No. 22, 160-169.