

栄養塩類変動が内湾の生態系・生物生産に及ぼす影響：大阪湾

藤原建紀^{1,2)}
鈴木元治⁴⁾

鈴木健太郎³⁾
中嶋昌紀⁵⁾
阿保勝之⁷⁾

木村奈保子^{2),†}
田所和明⁶⁾

Impact of Variation in Nutrient Concentration on Ecosystem, Biomass, and Production in a Semi-enclosed Embayment: Osaka Bay

Tateki FUJIWARA^{1,2)}, Kentaro SUZUKI³⁾, Naoko KIMURA^{2),†}, Motoharu SUZUKI⁴⁾,
Masaki NAKAJIMA⁵⁾, Kazuaki TADOKORO⁶⁾ and Katsuyuki ABO⁷⁾

¹⁾ Emeritus Professor of Kyoto University, Yoshida-honmachi, Sakyo-ku, Kyoto 606-8501, Japan

²⁾ Osaka Branch Office, IDEA Consultants, Inc., 1-24-22 Nanko-kita, Suminoe-ku, Osaka 559-8519, Japan

³⁾ Institute of Environmental Ecology, IDEA Consultants, Inc., 1334-5 Riemon, Yaizu, Shizuoka 421-0212, Japan

⁴⁾ Hyogo Prefectural Institute of Environmental Sciences, Hyogo Environmental Advancement Association, 3-1-18 Yukihira-cho, Suma-ku, Kobe 654-0037, Japan

⁵⁾ Marine Fisheries Research Center, Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture, 2926-1 Tanagawa-tanigawa, Misaki, Osaka 599-0311, Japan

⁶⁾ Shiogama Field Station, Fisheries Resources Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, 3-27-5 Shinhami, Shiogama, Miyagi 985-0001, Japan

⁷⁾ Hatsukaichi Field Station, Fisheries Technology Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, 2-17-5 Maruishi, Hatsukaichi, Hiroshima 739-0452, Japan

Abstract

In Osaka Bay, where total nitrogen (TN) and dissolved inorganic nitrogen (DIN) have decreased significantly, we investigated changes in biomass and seasonal fluctuation patterns at each trophic level of the ecosystem. The water temperature, which can affect the structure of an ecosystem, did not increase during the survey period of 1990 to 2019. The decrease in DIN caused the decrease in phytoplankton abundance represented by chlorophyll-a and the primary production. This resulted in a decline in the population of zooplanktons, such as ciliates and copepods, and a decrease in larval fish abundance. The ecosystem in the bay was a bottom-up system in which the biomass of each trophic level responded almost linearly to the amount of primary production. The decrease in TN caused the expansion of the DIN depletion period from only summer in the 1990s to spring–summer in the 2010s. The biomass of fish larvae, especially that of inner-bay species, greatly decreased, whereas anchovy, a wide-area migratory fish, did not decrease, resulting in the dominance of anchovy over other fish species.

Keywords: Nutrient management; Spring nutrient depletion; Bottom-up ecosystem; Osaka Bay

1. はじめに

海域の全窒素 (TN) 濃度が経年的に大きく低下した大阪湾において、TN の低下に対し、動物プランクトンや魚介類などの生物生産性がどのように変わったか、生態系を構成する栄養段階ごとにその応答を調べた。

沿岸海域や湖沼における各栄養段階の生物量を定める

機構としては、ボトムアップ制御とトップダウン制御が考えられてきた¹⁾。ボトムアップ制御は、水域に供給される栄養塩量が多いと、一次生産量が大きく、それが上位の栄養段階に伝わり、各栄養段階の生物量も大きくなるという機構である。

一方、トップダウン制御は、実験的に漁獲量を操作することが容易にできる湖沼における研究などから提唱さ

1) 京都大学名誉教授 〒606-8501 京都市左京区吉田本町

2) いであ株式会社・大阪支社 〒559-8519 大阪市住之江区南港北 1-24-22

3) いであ株式会社・環境創造研究所 〒421-0212 静岡県焼津市利右衛門 1334-5

4) 公益財団法人ひょうご環境創造協会・兵庫県環境研究センター 〒654-0037 神戸市須磨区行平町 3-1-18

5) 地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター 〒599-0311 大阪府泉南郡岬町多奈川谷川 2926-1

6) 国立研究開発法人水産研究・教育機構水産資源研究所塩釜庁舎 〒985-0001 宮城県塩釜市新浜町 3-27-5

7) 国立研究開発法人水産研究・教育機構水産技術研究所廿日市庁舎 〒739-0452 広島県廿日市市丸石 2-17-5

† 連絡先: knaoko@ideacon.co.jp

れた¹⁾。トップダウン制御は、ある栄養段階の生物量は、それより上位の栄養段階の生物によって制御されるという機構である。日本でのトップダウン制御の例としては、白樺湖におけるバイオマニュピレーション（生態系操作）が報告されている²⁾。白樺湖に魚食性のニジマス（小魚）を放流して、動物プランクトン食性であるワカサギ（小魚）を減らし、植物プランクトン食の大型ミジンコのカブトミジンコを増やすというものである。この実験により、植物プランクトンが減って、透明度がそれまでのおよそ2 m から5 m を超えるところまで上昇した²⁾。

沿岸海域の生態系の中から、長期間にわたって持続的に得ることができる漁獲量（持続的漁獲量）を決める要因としては、ボトムアップ過程が考えられてきた¹⁾。この過程は、海域に供給される栄養塩量が多いと一次生産量が大きく、それが高次の栄養段階に転送され、面積あたりの持続的漁獲量も大きいという過程である。ボトムアップ過程は、多くの海域の比較研究から、沿岸海域の持続的漁獲量を決める主要な要因として認められてきた^{1, 3, 4)}。

湖沼においても、栄養塩濃度の大きく異なる多数の湖沼の比較調査から、持続的漁獲量はボトムアップ過程で決まることが示され、湖沼の全窒素・全リンの水産用水基準もこのことに基づいて決められた⁵⁾。ただ、個々の湖沼で漁獲量を変えたときは、白樺湖の例のようにトップダウン制御になる可能性がある。

海域のTN濃度と生物生産量の関係を調べるため、今までに下記の2種の調査を行った。ひとつは、TN濃度の高い大阪湾東部から、TN濃度の低い大阪湾西部・播磨灘に至る7測点でアサリや付着生物、底生生物等の二次生産者の飼育実験を行うものである。これにより、TN濃度と一次生産量、二次生産量の間には高い正の相関があり、ボトムアップシステムとなっていることが示された⁶⁾。

次に、海域のTN濃度が経年的に大きく低下したにもかかわらず、主に内部生産された有機物量（化学的酸素消費量：COD）が低下しない東京湾、伊勢湾および大阪湾において、その原因を調べた^{7, 8)}。その結果、TN低下によって有機物の質（C:N比）が変わり、栄養段階と窒素フロー（図S1）において、一次生産者から二次生産者への窒素（N）のフローは減るのに対し、炭素（C）のフローはあまり減らないことが明らかになった。また、低栄養化による有機物のC:N比の上昇によって有機物が難分解性になり、有機物分解で生じる再生生産（窒素循環による一次生産の増幅作用、図S1の右下部分）が弱まる可能性が指摘された⁷⁾。

本報では、海域のTNと生物量の関係を、栄養段階（図S1）における窒素のフローに沿って、TN・溶存無機態窒素（DIN）・植物プランクトン・動物プランクトン・仔稚魚について調べた。対象とした大阪湾は、海水のTN濃度が、この30年間で著しく低下した海域である。温帯域に位置する日本の沿岸海域では、日射量・栄養塩濃度の季節変動の影響を受けて、一次生産量には顕著な季節変動がある⁵⁾。これを重視し、TN低下に伴う水質・生物量の季節変動パターンの変化に着目して解析したのが本報の特徴である。

本調査の目的は、TNが低下を続けたこの30年間の大阪湾の浮遊生態系の変化を記録し、DINの枯渇期間が夏

季のみから春季～夏季まで広がることで、この変化が起きていたことを示すことである。これにより、2021年瀬戸内海環境保全特別措置法改正において初めて創設された栄養塩類管理制度のもとで策定される栄養塩類管理計画および同モニタリング計画に必要な情報を提供しようとするものである⁹⁾。

2. 方法

2.1 調査海域および期間

調査対象とした大阪湾の測点位置を図1に示す。図中の点線は、TN・全リン（TP）の環境基準（Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ類型）の境界である。大阪湾東部には、1級河川である淀川・大和川が流入し、一年を通じて塩分成層している^{10, 11)}。一方、西部海域は潮流が速く、強混合となっている。淀川・大和川の間欠的出水により、大阪湾全域で平均した上層の塩分は急激に低下するが、2～3ヶ月で回復し、元の塩分に戻る¹¹⁾。

本報で使用した主なデータは、大阪府公共用水域水質測定のうち環境基準点、表層（水深1 m）の値である（図1中、×印）。また、補助的に、神戸市の公共用水域水質測定の表層（水深0 m および2 m の等量混合）の値も用いた（図1中、○印）。仔稚魚調査は、国土交通省近畿地方整備局・神戸市・大阪湾広域臨海環境整備センターが行い、公表している六甲アイランド南建設事業事後調査報告書のデータを用いた（図1中、□印）¹²⁾。また、大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター（以下、大阪府水産技術センター）の浅海定線調査・表層データ（水深0～0.5 m）も用いた（図1中、●印）¹³⁾。

本報での水質解析期間は1990年度から2019年度とした。大阪湾においてTN・TPに係る水域類型が指定され

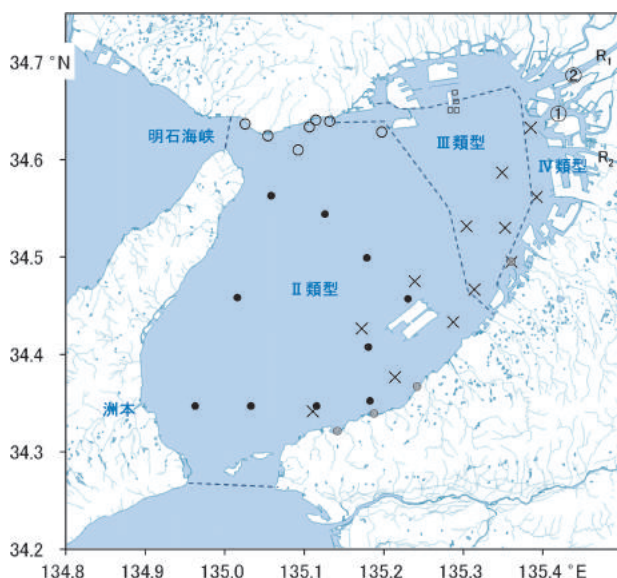


図1 大阪湾における測点位置

R₁: 淀川, R₂: 大和川, ×印: 大阪府公共用水域水質測定（環境基準点）、●印: 同測定のうち二枚貝の浮遊幼生の集計地点、○印: 神戸市公共用水域水質測定Ⅱ類型海域、□印: 仔稚魚調査、●印: 大阪府水産技術センター浅海定線調査。①: 大阪港、②: 淀川河口中央、大阪市の公共用水域水質測定。

TN・TPの環境基準は、Ⅱ類型: (TN < 0.3 mg L⁻¹, TP < 0.03 mg L⁻¹)、Ⅲ類型: (TN < 0.6 mg L⁻¹, TP < 0.05 mg L⁻¹)、Ⅳ類型: (TN < 1 mg L⁻¹, TP < 0.09 mg L⁻¹)。

たのは1995年2月であり、これに伴い公共用水域水質測定の見直し・調査方法を変更した自治体がある。大阪府の公共用水域水質測定においては、1994年度以降、無機態窒素・リン濃度が毎月測定されるようになった。水質の解析期間に合わせ、植物プランクトンの種別細胞数密度、動物プランクトンの種別個体数密度も1990年近くから2019年度までを集計・解析した。

2.2 調査方法

本報で用いる水質の分析法はJIS K0102によって行われている。有機態窒素 (Org.N) は、TNから溶存無機態窒素 (DIN = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) を減じた値とした。なお、Org.Nには粒状態と溶存態有機物が含まれている。Chl-aは、海洋観測指針6.3「植物色素の測定」による。植物プランクトン量は、クロロフィルa (Chl-a) によって評価した。

大阪府公共用水域水質測定 (毎月測定) の表層水は、バンドーン型採水器 (6 L) で採水した水深1.0 mの海水である。採取した海水のうち0.5 Lで動物プランクトン、0.5 Lで植物プランクトンの検鏡が行われている。植物プランクトンについては細胞数によって集計が行われている。動物プランクトンについては、本報ではカイアシ類、繊毛虫および二枚貝幼生を対象に個体数を集計した。

カイアシ類については、以下のようにして炭素量に換算した。基となるデータでは、カイアシ類の成体については種別に計数され、幼体については属別に計数され、幼生は分類されず計数されている。文献¹⁴⁾には、カイアシ類の種別に、体長から体炭素・窒素量の計算式が与えられている。また、図鑑^{15, 16)}には成体の体長が記載されている。成体は、この体長を用い、幼体はそれぞれの属を代表する種の体長の1/2とし、文献¹⁴⁾に示される体長・炭素量換算式を用いて炭素量を求めた。幼生は体長100 μm とし1個体当たり0.012 $\mu\text{g-C}$ とした^{14, 17)}。

仔稚魚調査は、図1中の□印、4測点において、年4回 (5月、8月、11月、2月) 行われている。これの4測点の平均値を解析に用いた。仔稚魚の採取は、丸稚ネット (口径130 cm, 網地 NGG54: 目合0.3 mm, もじ網付) を用い、表層を船速2ノットで5分間曳網した (表層水平曳き)。採取した試料は直ちにホルマリンを10%になるように加えて固定した後、持ち帰り、種の同定および計測が行われている。

大阪府水産技術センターが行う浅海定線調査の表層・栄養塩用試水の採水はバケツ採水により、栄養塩類の分析は、JIS K0170-1:2011 流れ分析法による。この分析では、栄養塩濃度の低いレンジに適した分析を行っており、また報告下限値も設けていない。

2.3 一次生産量の算定

一次生産量は、文献⁶⁾と同じく、生態系数値モデルにおいて使用される一次生産量の算定式 (式(1)) を用いて求めた。ここで引数の変数であるChl-a、栄養塩濃度、水温等は公共用水域水質測定で実測された値を用いた。また、光量は、大阪管区气象台で測定される全天日射量をもとに、各測定点での透明度を用いて水深1 mにおける毎時の光量を算定したものを用いた。ここで、水深1 mとしたのは、各引数が実測されている水深が1 mであるためである。

$$\text{一次生産量 } P_r = P_{hy} \cdot \mu_{max} \cdot f(T) \cdot f(N, P) \cdot f(I) \quad (1)$$

ここで P_{hy} はChl-a、 μ_{max} は最大増殖速度、 $f(T)$ は増殖速度の温度 T 制限項、 $f(N, P)$ は増殖速度の栄養塩 (N, P) 制限項 (Michaelis-Menten 式) であり、 $f(I)$ は増殖速度の照度 I による制限項 (Steele 式) である。使用したパラメータ等の詳細は文献⁶⁾に示した。

2.4 経年変化の有意検定

大阪湾表層水のCOD、TN、TPの経年変化を、水域別に図2に示す。このような時系列データにおける水質の値の増減の有意検定は下記のように行った。まず、年度 (図に示す全期間) を説明変数とし、水質の値を被説明変数とする単回帰分析を行った。次に、この回帰係数の有意検定を、EXCELの組み込み関数を用いて両側t検定を行い、p値を求めた¹⁸⁾。これを元に、図中に増減の方向 (それぞれ(+)または(-)) および回帰係数の有意水準 (95%有意は*, 99%有意は**) を示した。有意な増減がない場合は、図中にこの表示を示さなかった。

また、TNの高い期間と、低い期間の比較では、水質

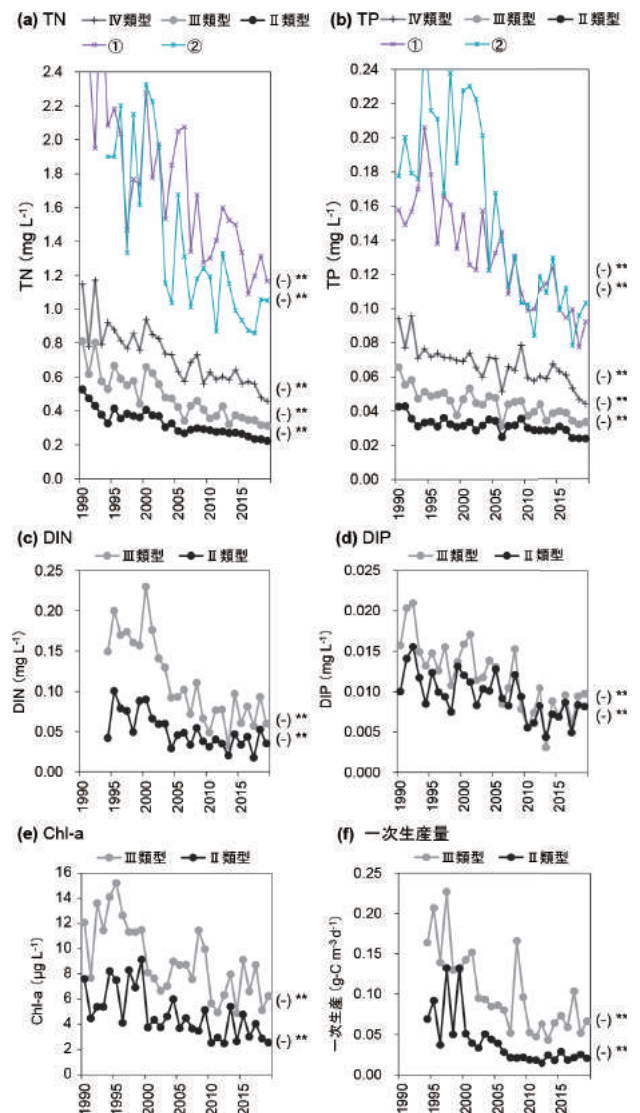


図2 大阪湾南東部の水質・Chl-aおよび一次生産の経年変動
**：減少傾向が99%有意。データ源：大阪府公共用水域水質測定 (図1中×印測点)、表層、類型別平均した年度平均値。ただし(a)、(b)では、①：大阪港、②：淀川中央の値も示した。

(毎月測定)については、それぞれの期間は1995～1999年および2015～2019年とした。一方、プランクトン(毎月測定)では、データの分散が大きいので、平均化期間を長くし、それぞれ1990～1999年および2012～2019年とした。仔稚魚調査(年4回測定)では、平均化期間はプランクトンの場合と同じとした。いずれのデータでも、2期間の平均値の差の有意性は、EXCELの分析ツールのt検定を用いた^{19, 20)}。

3. 結果

3.1 水質等の応答

3.1.1 年平均値の経年変化

大阪湾南東部(図1中、×印)の水質、Chl-aおよび一次生産量の経年変化を図2に示す。この図に示すどの項目も、有意に低下している($p < 0.01$)。30年間の低下割合はTNの方がTPよりも大きく、またDINの方がDIPよりも低下割合が大きい。Chl-aも栄養塩(DIN, DIP)も低下しているため、一次生産量は大きく低下している。

ただし、2010年から2019年でみると、II類型のTN, TPには有意な低下($p < 0.01$)があるものの、それ以外の海域、項目では有意な低下($p < 0.05$)がみられなかった。このことは、DIN, DIP, Chl-aおよび一次生産量が「下げ止まる」とともに、平均値が小さくなり、平均値の経年変動が年ごとの変動に覆い隠されるフェーズになっていることを示唆している。

3.1.2 季節変動パターンの経年変化

(1) 日射量とDINの枯渇

本節では、一次生産量の季節変動についての既存の知見を大阪湾に適用し、TNのDINとOrg.Nへの分配を、季節を追って記述する。海洋における一次生産量の季節変動を支配する主要因は、日射量と栄養塩濃度であるので^{21, 22)}、図3に全天日射量と、TNおよびDINの季節変動を示す。全天日射量は、5月から8月に夏至を中心とした幅広いピークとなっている。一方、12月は冬至であり、一年で最も小さくなっている。年平均値は $14.4 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であり、3月の値はこれに近い値になっている。

TNおよびDINの季節変動を図3bに示す。TNには明瞭な季節変動がみられないのに対し、DINには季節変動がみられる。なお、 $\text{Org.N} = \text{TN} - \text{DIN}$ である。全天日射量が年最小値から増加する12月から翌年3月には、DINは一次生産によって消費されて減少するとともに、一次生産産物であるOrg.Nが増加している。しかし、3月頃になると、DINは消費され尽くされ、低濃度となっている。これは栄養塩の枯渇と呼ばれている。一方、8月から9月になると全天日射量は急激に減少し、Org.Nは減少し、DINが増加している。

春から夏に起きる栄養塩枯渇の状況を詳しくみるため、栄養塩類を低濃度まで測定している浅海定線調査データを用いて、1990年代後半と2010年代後半の、II類型海域におけるDINの各成分の季節変動を図4に示した。ただし、浅海定線調査の栄養塩類の測定は、年4回(2月、5月、8月、11月)である。

どちらの年代においても、大きく季節変動していたのは $\text{NO}_3\text{-N}$ である。1990年代後半には8月に $\text{NO}_3\text{-N}$ が大きく低下し $0.7 \mu\text{M}$ となっている。2010年代後半には8

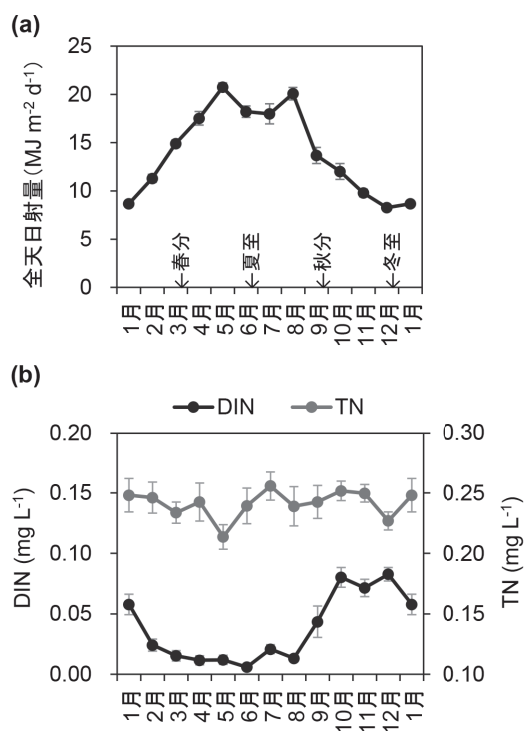


図3 (a) 全天日射量と (b) DIN および TN の季節変動
エラーバーは標準誤差。データ源: (a) 全天日射量は大阪管区気象台の値, (b) 大阪府II類型海域(図1中、×印)の平均、表層。データ期間: 2015～2019年度。

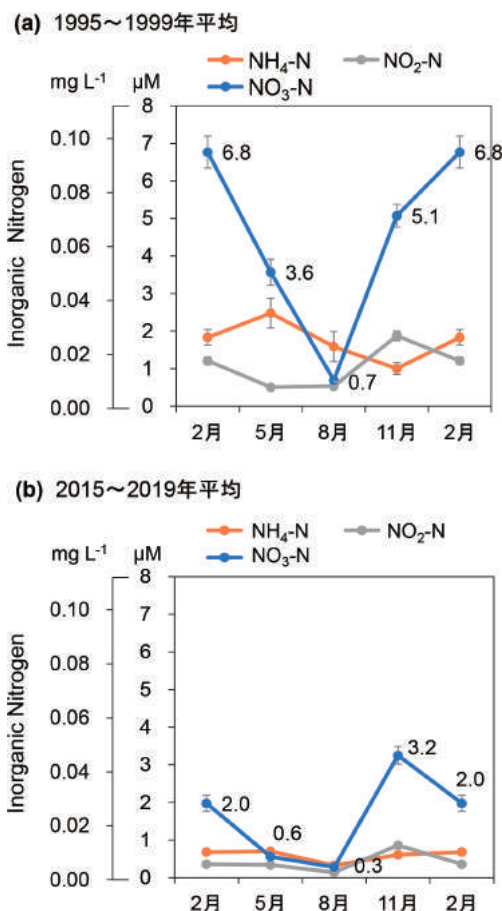


図4 DINの各成分の季節変化, (a) 1995～1999年度平均, (b) 2015～2019年度平均

図中の数値は $\text{NO}_3\text{-N}$ の値(μM)、エラーバーは標準誤差。データ源: 浅海定線調査(II類型海域)、表層。

月の $\text{NO}_3\text{-N}$ はさらに低下し $0.3 \mu\text{M}$ となっている。5 月の $\text{NO}_3\text{-N}$ も、1990 年代後半の $3.6 \mu\text{M}$ から、2010 年代後半の $0.6 \mu\text{M}$ にまで大きく低下している。

大阪湾と同様な内湾（東京湾）における植物プランクトンの DIN 摂取の半飽和値は約 $3 \mu\text{M}$ であるので²³⁾、1990 年代後半の 8 月および、2010 年代後半の 5 月および 8 月は、DIN 不足により植物プランクトン群集の増殖が制限された状態（栄養塩の枯渇状態）とみられる。

なお、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、両期間とも最低値は $0.17\sim0.18 \mu\text{M}$ であり、DIN とレッドフィールド比から考えて、枯渇しているとはみられない。

(2) 水質等の季節変化

大阪府のⅡ類型およびⅢ類型海域における、TN 濃度の高かった 1990 年代後半と、低くなった 2010 年代後半の DIN, Chl-a および一次生産量の季節変化を図 5 に示す。1990 年代後半は、図 3 の記述と同様であり、Chl-a と一次生産量は夏に大きく、冬に小さくなっている。こ

の変化に対応して、DIN は夏に低くなり 8 月には枯渇に達するが、秋季には回復し、12 月にピークとなる。

2010 年代後半では、DIN や一次生産量の季節変動パターンは 1990 年代後半と類似しているが、その値は大きく低下している。また、Chl-a には、夏に大きく冬に小さくなる季節変動パターンはみられなくなった。特にⅡ類型海域の Chl-a は、冬季（1～4 月）の方が、夏季（7～10 月）よりも高い値となっている。また、DIN の季節変動では、Ⅱ類型海域の濃度が、3 月から 8 月までの長期にわたって低い値となっている。

図 6 には類型ごとの透明度の季節変化を示す。透明度は、どの類型においても上昇しているが、Ⅱ類型海域の夏季の透明度上昇が著しい。この海域では、夏季の Chl-a が顕著に低下しているため（図 5b）、透明度が上昇したと考えられる。なお、透明度の上昇は、有光層厚の増加ともなるので、単位面積あたりの一次生産量は、単位体積当たりの一次生産量（図 5c）よりも減少割合は小さ

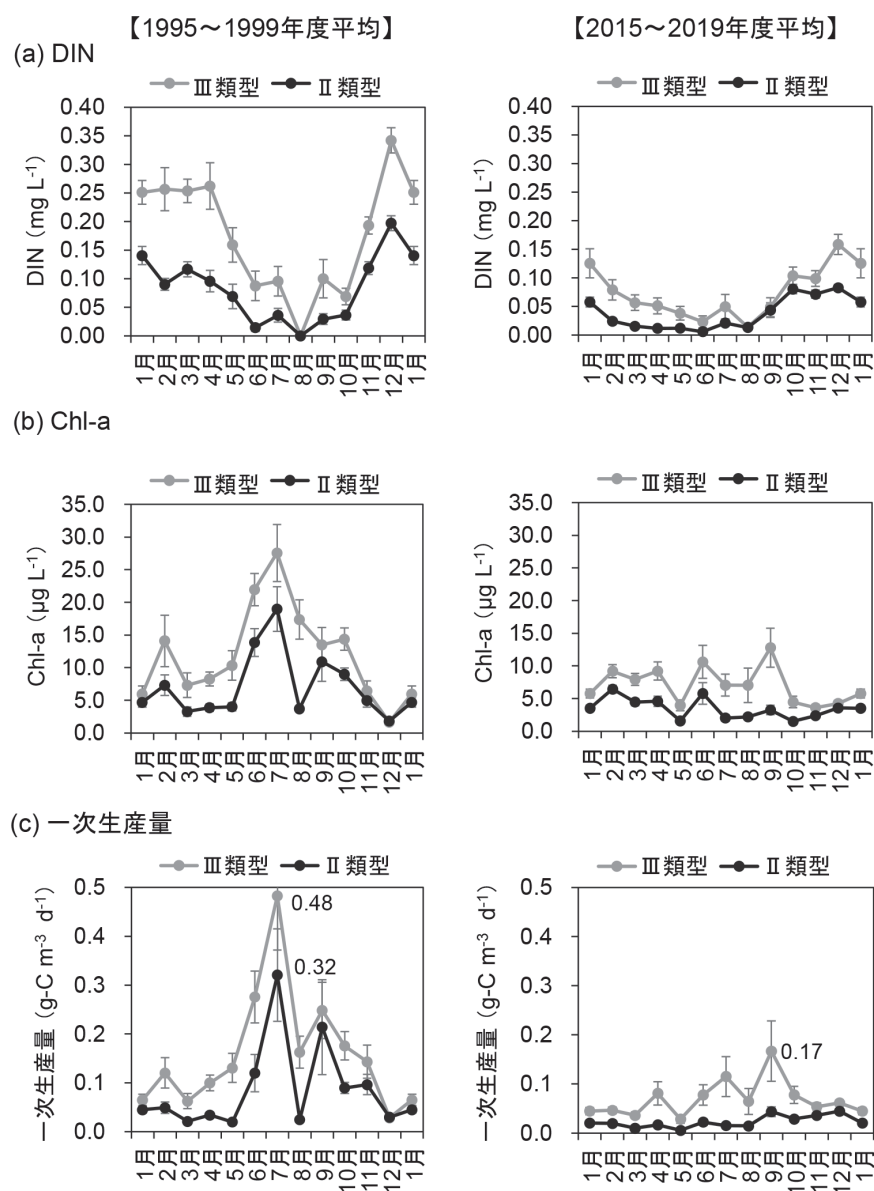


図 5 大阪府のⅡ類型およびⅢ類型海域における (a) DIN, (b) Chl-a および (c) 一次生産量の季節変化
図の左列は、1995～1999 年度平均、右列は 2015～2019 年度平均。エラーバーは標準誤差。データ源：大阪府公共用水域水質測定、表層。一次生産量は (1) 式による計算値。

いと推定される。

(3) DIN 枯渇期間の経年変化

図4および図5aにみられた、DINの季節変動パターンの経年的変化を図7、図8に示す。それぞれは、大阪湾Ⅱ類型海域の南西部(図1中の×印)と北西部(図1中○印)における変化である。図7(南西部海域)では、

TNは2000年から2006年の間に大きく低下した後も低下を続けている。年度平均DINも低下しているが、2004年ごろからは横ばいに近くなっている(図7a)。DINの季節変動は、2000年頃までは8月が谷であるが、2004年以降はDINが小さい領域が春に向かって広がり、3月から8月までが $2\mu\text{M}$ 以下となっている(図7b)。

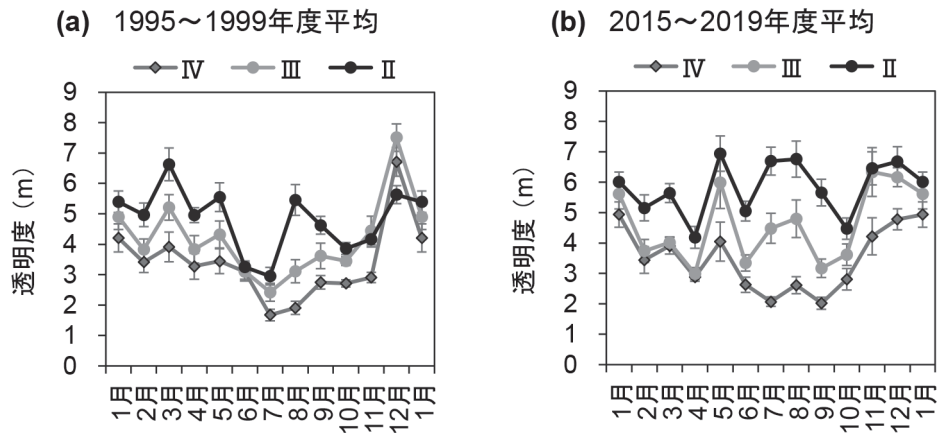


図6 大阪府のⅡ～Ⅳ類型海域における透明度の季節変化, (a) 1995～1999年度平均, (b) 2015～2019年度平均
エラーバーは標準誤差。データ源：大阪府公共用水域水質測定。

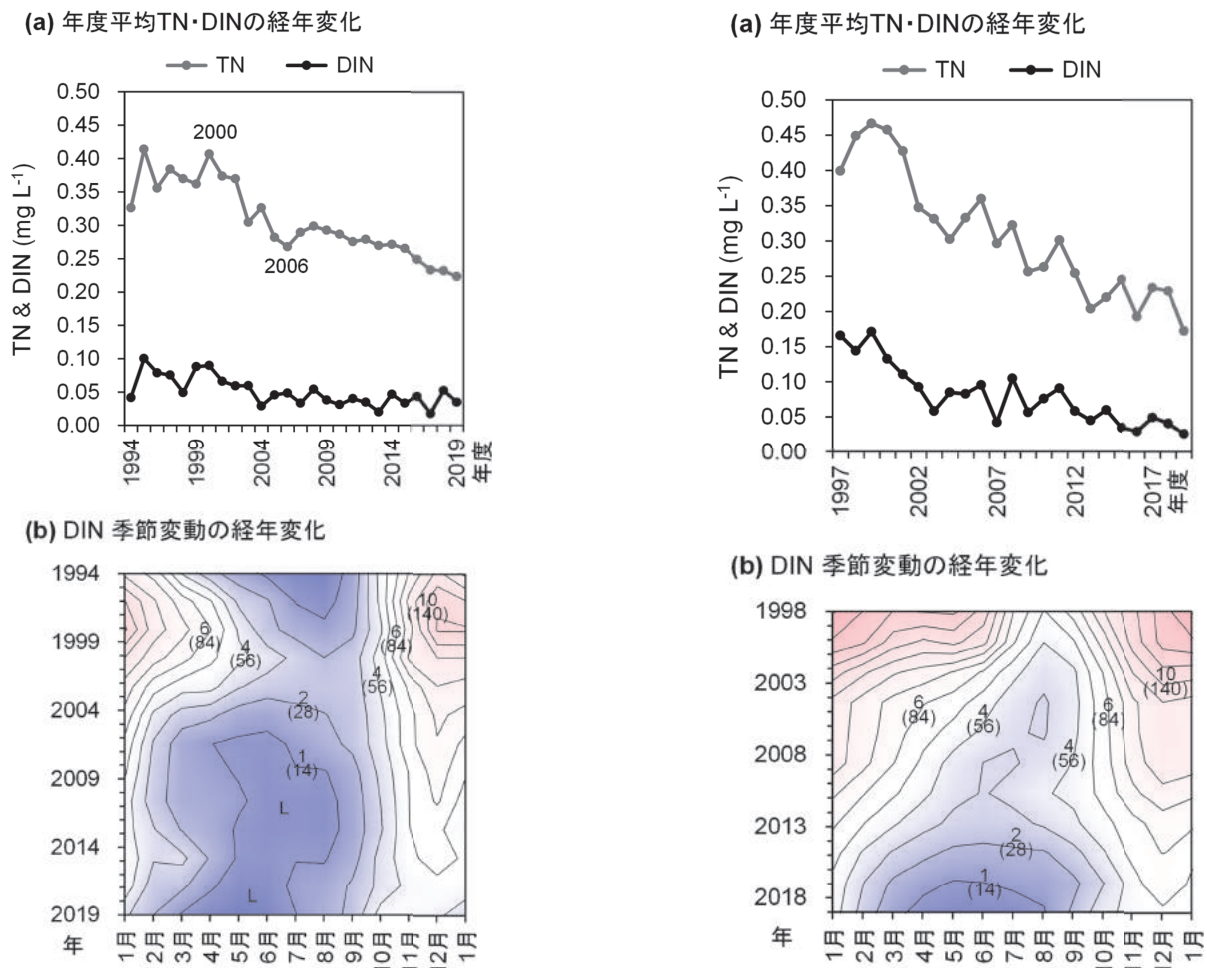


図7 大阪湾南西部における (a) TN・DINの経年変化, (b) DINの季節変動パターンの経年変化(図中の数値, 上段は μM , 下段は $\mu\text{g L}^{-1}$)

データ源：大阪府公共用水域水質測定(図1中, Ⅱ類型海域にある×印), 表層。

図8 大阪湾北西部における (a) TN・DINの経年変化, (b) DINの季節変動パターンの経年変化(図中の数値, 上段は μM , 下段は $\mu\text{g L}^{-1}$)

データ源：神戸市公共用水域水質測定(Ⅱ類型海域, 図1中○印), 表層。

図8（北西部海域）のデータ期間は1997～2019年度である。TNはこの期間、ほぼ単調に低下しており、その減少幅は南西部海域よりも大きく、約 0.45 mg L^{-1} から 0.20 mg L^{-1} 以下にまで変化している。年度平均DINも、約 0.16 mg L^{-1} ($11.4 \text{ } \mu\text{M}$)から 0.02 mg L^{-1} ($1.4 \text{ } \mu\text{M}$)にまで大きく低下している（図8a）。DINの季節変動（図8b）は、2000年頃は等値線の谷の位置が8月であるが、年とともに谷の位置が早い季節に広がるとともに、谷が深くなっている。2019年には、3月から8月まで $2 \text{ } \mu\text{M}$ 以下の低い値となっている。一方、等値線の尾根は、全期間にわたって12月であるが、尾根の高さは年とともに低下し、2019年には $5 \text{ } \mu\text{M}$ となっている。

3.2 生物の応答

3.2.1 植物プランクトン

植物プランクトンの細胞数の経年変化を、優占する *Skeletonema* spp., *Chaetoceros* spp. およびその他の植物プランクトンに分けて図9a（積み上げ図）に示す。図の全期間でみると、これら3分類のそれぞれには有意な低下傾向はみられない。しかし2010年度以降でみると、*Skeletonema* spp. には95%有意（ $p = 0.020$ ）の、全種合計には99%有意（ $p = 0.009$ ）の減少傾向がある。

図9bは、これら3分類の組成比である。*Skeletonema* spp. の占める割合は全期間平均値で58.4%であり、最も多い属となっている。*Skeletonema* spp. の占める割合は年によって異なっているが、これは、*Skeletonema* spp. の細胞数が年によって大きく変動していることによって（図9a）。

図9cは *Eucampia zodiacus* の細胞数密度の経年変化である。*E. zodiacus* は、冬季、DINを利用し尽くし、養殖ノリに必要な海水中のDINを枯渇させ、ノリの色落ち（栄養塩不足）を引き起こす原因藻のひとつである^{24, 25}。*E. zodiacus* の年平均細胞数密度は、年ごとの変動はあるものの、経年的には大きく減少している（ $p = 0.008$ ）。

図10aに *E. zodiacus* の細胞数密度の季節変動（1990年代と2015年以後）を示す。2015年以後の際だった特徴は、1990年代にあった夏季の大きなピークがなくなったことである。このため、2015年以後は、冬季のピークが主となっている。

また、同様な季節変動の変化を、優占種である *Skeletonema* spp. および *Chaetoceros* spp. について図10b, cに示す。*Skeletonema* spp. では、夏のピークが小さくなったことは *E. zodiacus* と共通しているが、その減少割合は *E. zodiacus* の場合よりも小さく、2015年以降にも夏のピーク（6月）は残っている。*Chaetoceros* spp. も7月のピークはなくなっているが、年平均値には変化がなかった。

3.2.2 動物プランクトン

図11には、動物プランクトンのうち、カイアシ類、繊毛虫類および二枚貝幼生の現存量の経年変化を示す。ただし、二枚貝幼生は、主に海岸近くに現れるので、海岸に近い測点（図1中の灰色●印）のみで平均した。現存量が少ない二枚貝幼生は年平均値の分散が大きく、低下傾向の有意水準は $p = 0.017$ であったが、カイアシ類および繊毛虫類の有意水準は、それぞれ $p = 0.000$ および $p = 0.001$ であり、上記のどの分類も有意に減少していた。イカナゴ等、魚類の餌料として特に重要なカイアシ類について、以下に詳しく示す。

図12aは、カイアシ類現存量の月別の時系列図である。図12bには、これを1990年代と、2012年度以降の2期間に分けて、それぞれの季節変動を示した。また、図12cは両期間の月別の現存量比である。時系列図（図12a）では、夏季の山と冬の谷を繰り返しながら、振れ幅が経年的に低下していることがみられる。また、各年の谷の値は、1993年から2005年頃までは経年的に低下しているが、2005年以降は低い値に留まったままとなっている。

これを季節変動（図12b, c）で、1990年代と比較すると、現在（2012年以降）は全体に低下しているが、特に冬～春（3月を除く2月～6月）の低下割合が大きくなっている。一方、10, 11月の低下割合は比較的小さい。このため、夏季のピーク位置が、季節的に遅くなった形になっている。

カイアシ類（成体）の1990年代の優占9種について、その現存量を、現在（2012年以降）と比較して示した（図13）。この中で最も大型の *Calanus sinicus* は、採水器による採取頻度が少なくバラツキが大きいいため、平均値は大きく減少しているものの、統計的に有意な減少とはならなかった。他の4種（*Paracalanus parvus*, *Oithona davisae*, *Acartia omorii*, *Oithona brevicornis*）は、現存

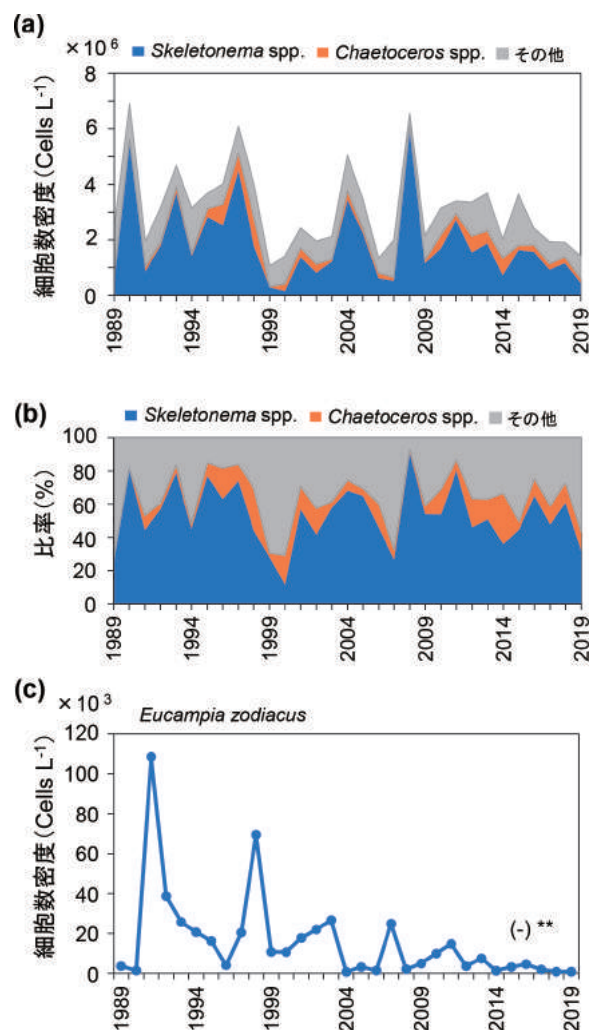


図9 植物プランクトンの細胞数密度の経年変化

(a) *Skeletonema* spp., *Chaetoceros* spp. および「その他」の植物プランクトン数の経年変化（積み上げ図）、(b) 同3分類の細胞数の組成割合、(c) *Eucampia zodiacus* の細胞数密度の経年変化。データ源：大阪府公共用水域水質測定（ⅡおよびⅢ類型海域）、表層。

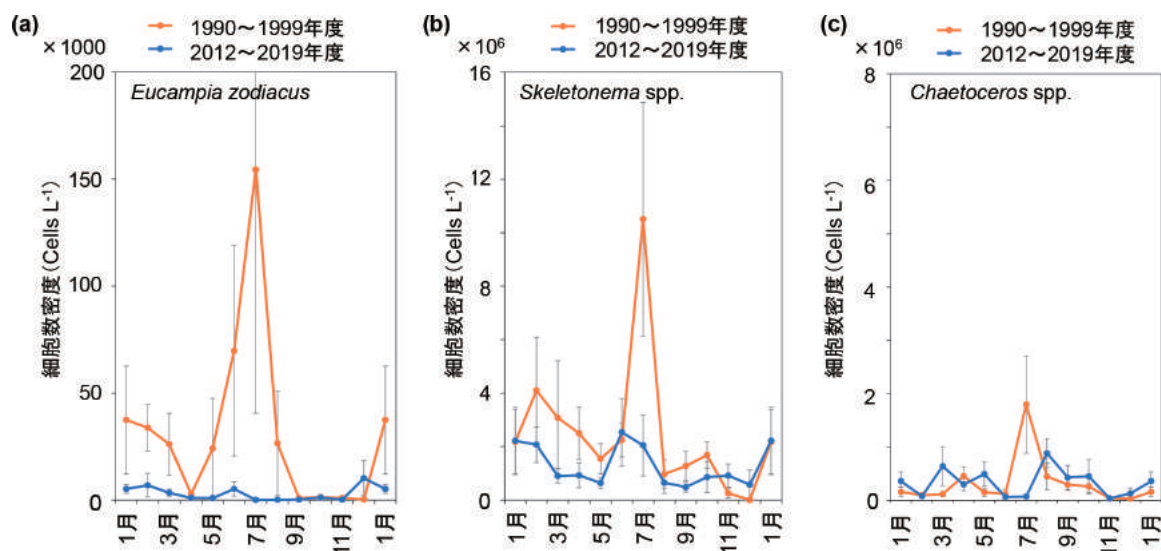


図10 植物プランクトン、(a) *Eucampia zodiacus*, (b) *Skeletonema* spp. および (c) *Chaetoceros* spp. の細胞数密度の季節変化

1990年代（1990～1999年度平均）と2012年以後（2012～2019年度平均）の比較，エラーバーは標準誤差，データ源：大阪府公共用水域水質測定（ⅡおよびⅢ類型海域），表層。

量の差の有意性を示すt検定の結果はいずれも $p < 0.01$ であり，高い有意性をもって減少していた。

C. sinicus や *P. parvus* は，個体の大きさが他種よりも大きく，イカナゴ仔稚魚の好適な餌料となっている種である^{26, 27)}。一方，*O. davisae* や *O. brevicornis* は小型であり，年平均個体数は多いものの，冬～春には少なく，3月時点ではイカナゴ仔稚魚の餌となっていなかった²⁶⁾。図14は，上記4種の現存量の時系列図である。いずれの種も，2010年以降は1990年代よりも，著しく少ない現存量となっている。これら1990年代に優占した4種については，現存量の減少割合が特に大きく，現在は1990年代の現存量の約20%になっていた。このため，図13でみると，「卓越した優占種がなくなる」という形で減少していた。

3.2.3 仔稚魚

図15に仔稚魚調査の結果を示す。全期間を通じてカタクチイワシが優占したが，カタクチイワシと，その他の魚種では長期変動傾向が異なったので，図15aではカタクチイワシを除いた個体数も示した（青色線）。また，図15bには季節別の個体数と種類数を示した。採取個体数は春および夏に多く，冬に少ない。種類数も，個体数と同様な季節変動を示し，個体数が多い季節（春～夏）に多く，少ない季節（冬）に少ない。なお，冬季の優占種は，2月～3月の重要漁獲対象種であるイカナゴであった。

図15aの縦軸は対数表示である。全個体数および，カタクチイワシを除く個体数は，2012年頃を境に減少し，変動する範囲が100の桁から10の桁に大きく低下している。この大きな減少の前の期間（期間a：2003～2008年度）と，後の期間（期間b：2013～2019年度）のカタクチイワシ個体数およびカタクチイワシを除く個体数を表1に示す。カタクチイワシの期間bの平均値は，期間aの平均値よりも大きい，違いは有意ではなかった（ $p = 0.556$ ）。一方，カタクチイワシを除く仔稚魚では，期間bの平均値（90個体）は，期間aの平均値（298個体）の30%であり，大きく減少していた（ $p = 0.0061$ ）。

冬季の優占種であるイカナゴ仔稚魚は，冬季にのみ採取され，期間aの平均値は128個体であったが，期間bでは2014年2月にごく少数採取されただけで，以降採取されなくなった。他の魚種はイカナゴがいなくなった代わりに増えたわけではなく，冬季の全個体数は，期間aの平均175個体から，期間bの平均13個体へと，1/10以下に減少した。

4. 議論

4.1 ボトムアップ生態系

本報では，DINの低下に伴ってChl-aで測った植物プランクトン量が減り，一次生産量が減り，これが繊毛虫・カイアシ類などの動物プランクトンの減少，仔稚魚量の減少へと連動し，それぞれの現存量がほぼ線形的に応答していることが示された。つまりシステム全体として，ボトムアップ制御のシステムとなっていた。

ここで，生態系システムにおいて，線形応答に近くなるのは，年平均の変動についてであることを強調したい。例えば，図2の各サブパネルは，年平均値の変化を示しており，これがTNの経年的減少と対応していた。一方，年より短い時間スケール，例えば季節変動では，図5a, bにみられるように，DINが高い冬に，Chl-aが低くなっており，逆の対応となっている。長い時間スケールの変動と，短い時間スケールの変動が異なることは，観測者のみる時間スケールによって，異なったシステムにみえるということである。

4.2 春季におよぶ栄養塩枯渇と動物プランクトンの減少

文献⁸⁾では，海域の年平均TNが与えられたとき，これのDINとOrg.Nへの分配は，年代および場所を問わず一定のルールで行われ，年平均TNが低下すると年平均DINも低下することが示された（図S2）。

年平均TNが小さくなると，年平均DINも小さくなり，DINの枯渇は，8月だけから，春から夏の長期間に広がった（図7bおよび図8bの青色部分）。DINの枯渇による一次生産量の減少は，上位栄養段階への窒素フロ

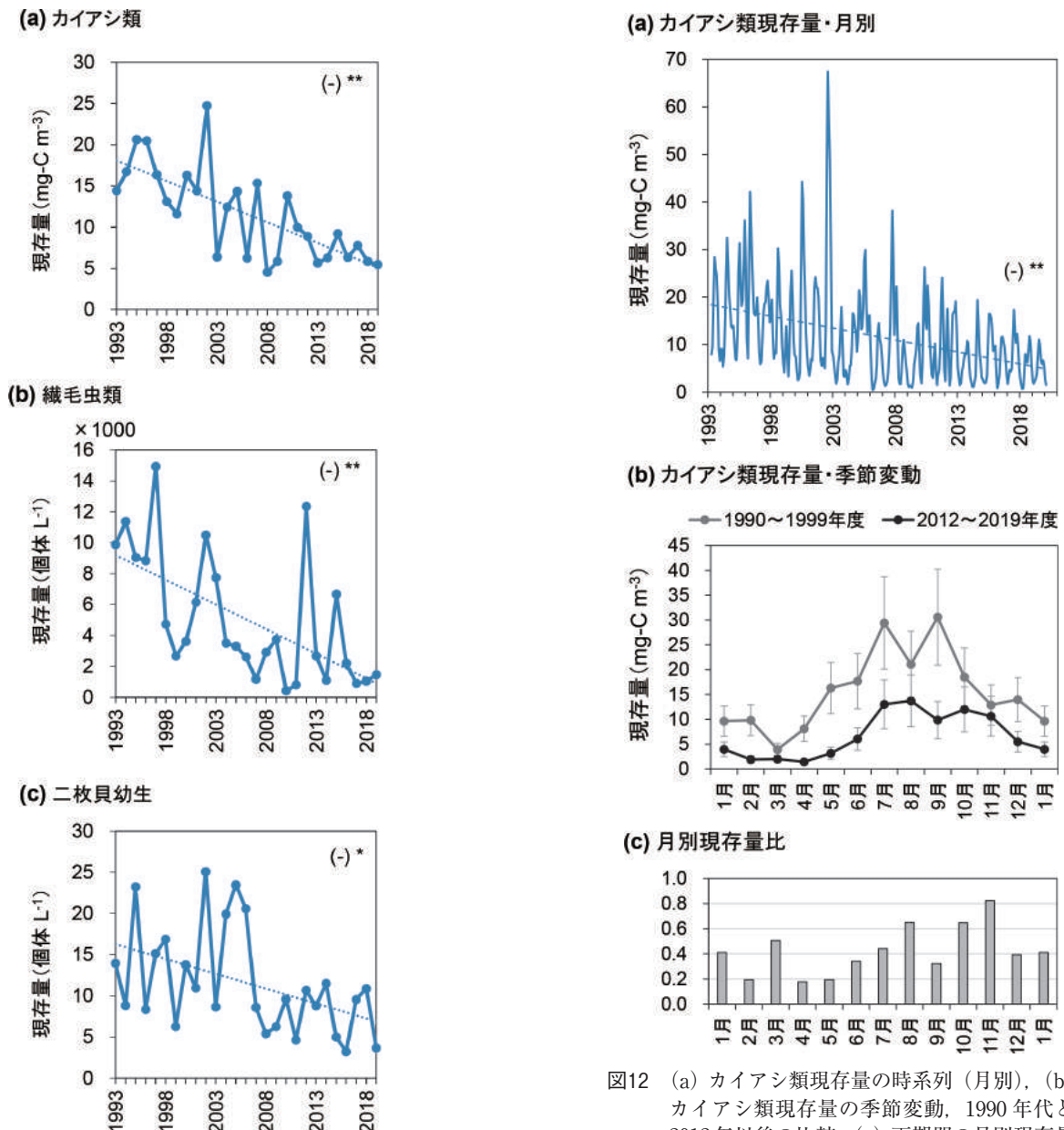


図11 動物プランクトンの現存量の経年変化, (a) カイアシ類, (b) 繊毛虫, (c) 二枚貝幼生
データ源：大阪府公共用水域水質測定, 表層。(a), (b)：図1のⅡおよびⅢ類型海域にある×印測点の平均, (c)：図1の灰色丸印測点の平均。

図12 (a) カイアシ類現存量の時系列 (月別), (b) カイアシ類現存量の季節変動, 1990年代と2012年以後の比較, (c) 両期間の月別現存量比 (2012年以降現存量 / 1990年代現存量)
エラーバーは標準誤差, データ源：大阪府公共用水域水質測定 (ⅡおよびⅢ類型海域), 表層。(a)の表示は毎月の値を3項三角フィルター (注1) でスムージングした値。

ーを小さくし, 春季のカイアシ類量の減少を招いていると考えられる。春に増殖する種が減って, 秋に増殖する種に遷移しているわけではなく, 優占種の現存量がいずれも減少していた。

カイアシ類は魚類の重要な餌料生物となっている。明石海峡に近い播磨灘におけるイカナゴの胃内容物調査 (1987~2018年, 3月) では, イカナゴの春季における好適餌料はどの年代でも *Calanus sinicus* と *Paracalanus* spp. であり, 餌料の構成比に経年的変化はなかった²⁶⁾。当海域のイカナゴは, 1月上旬に孵化し, その後摂餌・成長し, 2月下旬から3月にシンコと呼ばれる稚魚の漁獲が行われる。3月のイカナゴの胃内容物重量指数 (= 胃内容物重量 × (体重 - 胃内容物重量)⁻¹ × 100) は1987年の平均4%から1997年にかけて減少し, 2001年以降は1%未満の低い値が続いている²⁶⁾。この胃内容物指数の減

少は, 図13, 図14とよく対応しており, この時期のカイアシ類 (特に *C. sinicus* および *Paracalanus* spp.) の現存量の低下が, イカナゴの胃内容物重量指数の低下の原因となっていることを示唆している²⁸⁾。なお, イカナゴ調査が行われた明石海峡西側海域の海水は, 明石海峡の強い潮流によって, 大阪湾のⅡ類型海域との間を12時間周期で往復している²⁹⁾。

4.3 仔稚魚の減少

仔稚魚調査による採取個体数では, 最優占種のカタクチイワシだけが増加傾向であるのに対し, その他の優占種はいずれも大きく減少していた。さらにイカナゴは採取されなくなった。

カタクチイワシ, 並びにその仔稚魚であるシラスは重要な漁獲対象種であり, 資源生態に関する調査研究は古くから積極的に進められており, 瀬戸内海のカタクチイ

ワシについては文献³⁰⁾に、「カタクチイワシの瀬戸内海系群は、太平洋南区春季発生群と内海発生群との混合資源である。太平洋南区春季発生群は3～5月に薩南海域から紀伊水道外域で生まれ、黒潮によって輸送される際、その一部が瀬戸内海に來遊する。春から秋に瀬戸内海で成長し、外海へ出て越冬し、翌春産卵する。内海発生群は春から秋に瀬戸内海の各海域で生まれ、瀬戸内海で成長する。大部分は外海へ出て越冬するが、一部は瀬戸内海に残ると考えられている。翌春、瀬戸内海に來遊して産卵する。」とまとめられている。

また、カタクチイワシ瀬戸内海系群の資源量については、「コホート解析によりシラス期を含む月別月齢別資源

量が算出され、それに基づいて生物学的許容漁獲量(ABC)が算出され毎年更新されている。カタクチイワシ瀬戸内海系群の資源量は1980年代後半から1990年代にかけて減少した。2000年代に増加したが、近年は中位水準で横ばい傾向にある。」³⁰⁾と報告されている。

本報での仔稚魚調査結果にみられたカタクチイワシの採取数の変動は、上記の瀬戸内海での資源量変動とよく対応していた。大阪湾の栄養水準が大きく低下しても、カタクチイワシ資源量が減らないのは広域回遊魚であるからであろう^{30～32)}。

本報の稚魚調査では、カタクチイワシ以外にも多くの魚種が採取されていた。採取個体数が多かった2007年度の報告書では、下記のように記載されている¹²⁾。

「優占種についてみると、春季はコノシロが50%、次いでカタクチイワシが31%、イソギンポが14%を占めた。夏季はカタクチイワシが41%、次いでシロギスが14%、イソギンポが10%を占めた。また、秋季はキチヌが67%、次いでイソギンポが15%、カサゴが13%を占め、

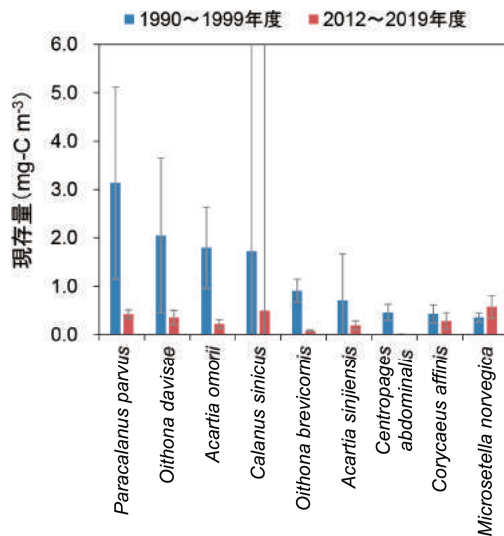


図13 カイアシ類(成体)の1990年代優占9種の現存量と、これらの2012年以降の現存量

エラーバーは標準誤差。データ源：大阪府公共用水域水質測定(ⅡおよびⅢ類型海域)、表層。

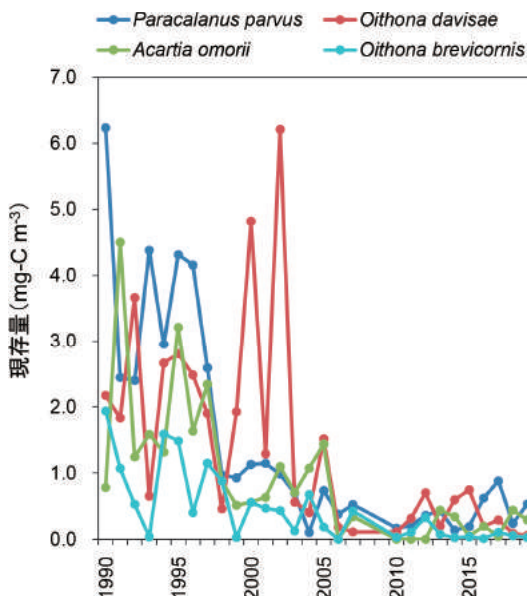


図14 1990年代に優占したカイアシ類4種(成体)の現存量の経年変化

データ源：大阪府公共用水域水質測定(ⅡおよびⅢ類型海域)、表層、年度平均値。2008、2009年度は属までの分類であるので、この図では欠測とした。

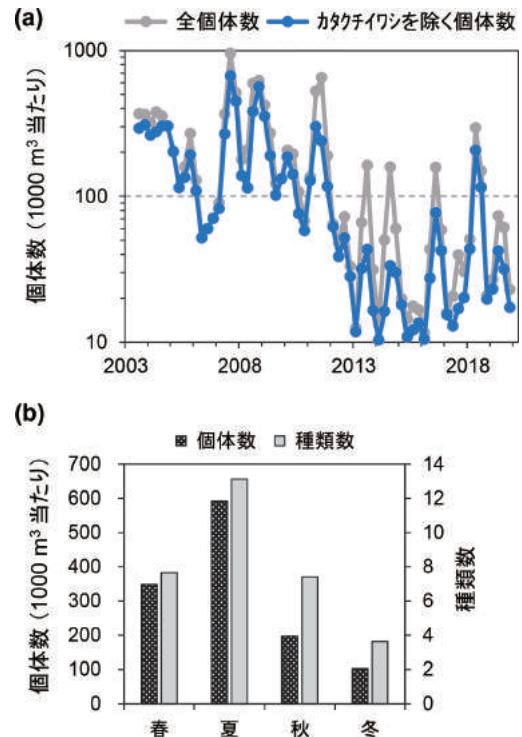


図15 (a) 仔稚魚数の時系列、(b) 季節別の個体数と種類数

(a) 採取された全個体数と、優占種であるカタクチイワシを除いた個体数を、それぞれ灰色線および青色線で示した。表示は四季の値を3項三角フィルター(注1)でスムージングした値。(b) 全データ期間で平均した季節別の全個体数と種類数。春、夏、秋、冬はそれぞれ、5月、8月、11月および2月。エラーバーは標準誤差。データ源：仔稚魚調査¹²⁾。

表1 仔稚魚調査・採取個体数

平均期間	カタクチイワシを除く個体数	カタクチイワシ個体数
(a) 2003～2008年度	298 ± 51	85 ± 30
(b) 2013～2019年度	90 ± 52	126 ± 62
(c) = (b)/(a)	0.30**	1.48

期間aと期間bの平均値±標準誤差(1000 m³当たり)を示す。**は、両期間の平均値の差がt検定で有意($p = 0.0061$)であったことを示す。cは、両期間の平均値の比。

冬季はイカナゴが60%，次いでカサゴが36%を占めた。」

ここにあげられている優占種において、カタクチイワシ以外は生活史が湾内に留まる内湾種である^{32, 33)}。外海（太平洋南区）を広域回遊するカタクチイワシには減少傾向がないのに対し³⁰⁾，これら内湾種の採取個体数が，いずれの種も経年的に大きく減少した。このため，カタクチイワシのみが湾内に優占する結果となった。

水産用水基準では，最も高栄養塩のランク：水産3種 ($0.60 \text{ mg L}^{-1} < \text{TN} \leq 1.00 \text{ mg L}^{-1}$) の説明において「漁獲の中心は大阪湾ではプランクトン食性のイワシ類等，（中略），これら特定種による漁獲が大部分を占める」と記載されているが⁵⁾，大阪湾のTNが低下しても，この傾向は変わらなかった。

なお，大阪湾のカタクチイワシは，広域回遊性と定住性（内海発生源）の混合資源であるが，瀬戸内海中央部の燧灘のカタクチイワシは定住性のみであると考えられており，その資源動向は大阪湾のカタクチイワシとは異なる³⁴⁾。

4.4 生態系全体における変化

本報では生態系生態学の観点から，海域の栄養塩レベル（環境）と低次から高次に至る生物生産の関係を実測

データから調べた。なお，生態系生態学は，「生態系の中の物質とエネルギーの蓄積や流れを制御する要因を研究することで，生物とその環境の相互作用を一つの統合したシステムとして取り扱う」科学である³⁵⁾。

吉田（1973）³⁶⁾ は，内湾の富栄養化が進行する1970年代に，海域の栄養塩濃度と生物生産の関係を，栄養段階別に示すダイアグラムを作成している（図16）。ここで，DINの目盛は，一年のうちで生物量が最も増え，DINが少なくなる夏季（7～9月）の値を用いている。

このダイアグラムでは，富栄養はDINが2～10 μM の範囲としている。大阪湾の低栄養化が進む1990年以降を調べた本報の結果は，富栄養から貧栄養領域への遷移としてこのダイアグラムでよく表された。

DINの季節変動パターンには，TNの高い1990年代と低い現在には違いがあった。TNが高い時期には，DINの枯渇は8月のみであったが，TNの低下に伴って，早い時期からDINが枯渇するようになり，枯渇が春～夏までの長期間にわたって続くようになった。

本来，春～夏は各栄養段階の生物が育つ時期である（図5b，図12b，図15b）。この春～夏まで続くDINの枯渇が，一次生産量の低下となり，植物プランクトン量，動物プランクトン量および稚稚魚量（低次から高次栄養段階まで）をボトムアップ過程で低下させているとみられる。

一般に，生態系の長期変化では，気候変動に伴う水温上昇の影響が議論されることが多い⁹⁾。そこで，付録1において，大阪湾の水温および気温の長期変動を整理し，本報で扱ったデータ期間には水温・気温の長期的な上昇傾向がないことを示す。

4.5 生態系変化のモニタリング

本報でみられたように，富栄養から貧栄養にわたる領域で，海域のTN濃度が変化（低下または上昇）したときの生態系の変化を，行政等が行うモニタリング調査によって検出する場合について，以下に考察する。

4.5.1 栄養塩枯渇期間のモニタリング

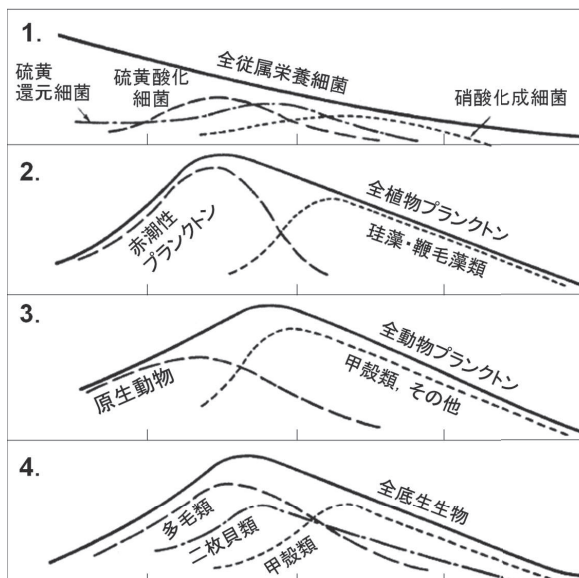
モニタリング方法のひとつとして，魚類の餌料となる動物プランクトン，特にカイアシ類の現存量を調査することがあげられる。しかし，これは図12aにみられるように変動が大きく，変化の検出のためには月に1回程度の調査をかなり長期間（図12aでは14年程度）続ける必要がある。

もうひとつの方法は，月に1回程度の栄養塩（DIN，DIP），Chl-aの調査により，栄養塩の枯渇期間（季節）を調べる方法がある。これで得られたデータから，本報の(1)式等を用いて一次生産量を計算で求めることもできる。この調査は，すでに実施している自治体もあり，比較的簡単にできる。ただし，栄養塩の調査にあたっては，大阪府水産技術センターの浅海定線調査のように，海洋の低濃度の栄養塩濃度を測るのに適した分析方法を用いること，またデータも報告下限値を設けず記録することが望ましい。これらにより，図16と比較し，現在の栄養レベルを把握し，将来のTNの低下あるいは上昇により，生態系がどのように変化するか予測することができであろう。

4.5.2 生物が利用できない窒素（難分解性窒素）の存在

海域の窒素量をTNでモニターするとき，海のTNには生物が利用できる窒素（ N_L ）と，できない窒素（ N_R ）

(a) 現存量



(b) 生産量

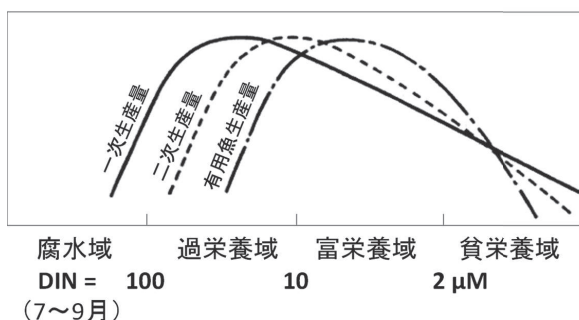


図16 海の栄養水準と (a) 現存量 (1: 細菌, 2: 植物プランクトン, 3: 動物プランクトン, 4: 底生生物), (b) 生産量の関係³⁶⁾

海域の栄養段階（腐水域，過栄養域，富栄養域，貧栄養域）に対応するDIN (μM ，7～9月の成層期において）は，それぞれ100以上，10～100，2～10，2以下。データ源：文献³⁶⁾から引用。

があることに留意する必要がある。 N_R は難分解性溶存有機態窒素であり、 N_L はDIN、分解性溶存有機態窒素および粒状有機態窒素から成り立っている。

中嶋ら(2012)³⁷⁾が2011年に大阪湾で行った海水中の有機物の生分解実験では、Ⅱ類型海域のTN(平均:0.17 mg L⁻¹)の44~63%は生物が利用できない難分解性窒素(N_R)であった³⁷⁾。この N_R には外海起源のもの(濃度の平均値および標準偏差は0.094 ± 0.035 mg L⁻¹)⁵⁾の他に、湾内でできたものが含まれている^{37, 38)}。

生態系変化モニタリングにおける水質調査では、 N_L 量を知ることが重要である。実際、外海に近い海域では、TN濃度が低くても、DINが内湾内部よりも高いことがある³⁹⁾。つまり、TNのみでは、海の栄養状態を示す N_L を評価しにくく(特にTNが低い海域において)、DINの測定が望まれる。

現在の広域総合水質調査等の弱点は、粒状態と溶存態の分離が出来ないことである。例えば窒素系であれば、ろ過海水のTN(DTN)を測定項目に加えると、粒状態窒素(PON) = TN - DTN、溶存有機態窒素(DON) = DTN - DINとして粒状態と溶存態を分離できる。また、近似的に $N_R \approx DON$, $N_L \approx TN - DON$ が求められる。さらに、全有機態炭素(TOC)および溶存有機態炭素(DOC)があれば、溶存態と粒状態有機物のそれぞれのC:N比を求め、有機物の質の変化をモニターすることができる⁷⁾。

5. まとめ

海域のTN濃度が経年的に大きく低下した大阪湾において、生態系の各栄養段階における生物量(現存量)の長期変化を、実測データに基づいて解析した。解析期間は1990年から2019年であり、この期間は経年的な水温上昇がほとんどない30年間である。

本報で得られた結果を以下に列記する。

(1) 春季のDIN枯渇と一次生産量の低下:

一般に、温帯域の海洋表層では、夏季には、増殖する植物プランクトンによってDINが消費され、DINは低濃度(DINが約2 μM以下)となって枯渇する(図4)。大阪湾では年平均DINの低下に伴い、DINの枯渇する期間が8月のみから、徐々に早まり、枯渇が3月~8月に及ぶようになった(図5a, 図7b, 図8b)。DINが枯渇すると一次生産量も低下するため、春~夏の一次生産量の低下が著しい(図5c)。このため一次生産量の夏のピークがなくなり、明瞭な季節変動がなくなった。

(2) 動物プランクトン現存量の低下:

動物プランクトンでは、カイアシ類、繊毛虫の現存量が大きく低下しており、二枚貝幼生も低下していた(図11)。カイアシ類現存量では、春~夏の低下が著しかった(図12b, c)。この低下は、1990年代の優占種のいずれもが現存量を大きく減らしたことによっており、現在は卓越した優占種がなくなり、それぞれの種が少数存在する形になっていた(図13)。

(3) 仔稚魚:

仔稚魚調査で採取された個体数は、春および夏に多く、冬に少なかった。全期間の優占種の中で、カタクチイワシと、それ以外の種では採取個体数の変化傾向が異なった。外海と内海の交流種であるカタクチイワシには採取

個体数の低下はみられず、むしろ増加傾向であった。この変動については黒潮等、外海の高況変動と結びつけた研究がなされていた。

一方、カタクチイワシ以外の優占種はいずれも内湾種であり、それぞれ採取個体数を大きく減らしていた。冬季の優占種であったイカナゴは、2015年度以降、採取されなくなった。海域の栄養水準が低下しても、魚種組成は多様化せず、カタクチイワシのみが優占する海となっていた。

(4) ボトムアップ生態系:

生態系全体でみると、TN低下による一次生産量の低下が、各栄養段階の生物量を低下させており、ボトムアップ生態系となっていた。この生態系の変化は吉田のダイアグラムで、富栄養から貧栄養への遷移として理解された。この変化の機構としては、各栄養段階の生物が育つ春~夏のDINの枯渇と、それによる一次生産量の低下があげられた。Chl-aや一次生産量では、夏のピークが消え、冬の方が若干高くなる変化がⅡ類型海域でみられた(図5b, c)。

謝 辞

長期間にわたり水質・プランクトン等調査を継続している大阪府環境農林水産部環境管理室に感謝する。このような毎月のデータがなければ、長期的な生物量の変化を統計的に有意なレベルで検出することは困難であったであろう。本稿の原稿では、植物プランクトンについて兵庫県立水産技術センターの西川哲也博士および水産研究・教育機構 水産技術研究所 廿日市庁舎の松原賢博士に、イカナゴとその餌料生物(カイアシ類)について(株)日本海洋生物研究所の橋口晴穂氏に、カタクチイワシについて(株)シャトー海洋調査の吉田司博士に、また生物全般について上田拓史高知大学名誉教授に校閲して頂いた、記して謝意を示す。

(注1): 3項三角フィルター

一定時間間隔で測られたデータを y_i とすると、3項三角フィルターでスムージング後の値 Y_i は $Y_i = (y_{i-1} + 2 \times y_i + y_{i+1}) / 4$ で表される。三角フィルターは、ボックスフィルター(移動平均)よりも、高周波成分の漏れが少なく優れたローパスフィルターであり、ランダムノイズの除去に適したフィルターである⁴⁰⁾。

付録1: 大阪湾の水温経年変化

沿岸海域の表層水温は、気温と並行して経年変動するので、大阪湾の水温とともに洲本の気温の経年変動を調べた。洲本は、大阪や神戸に比べ都市化の影響を受けにくく、かつ明治時代からの気温が記録されている測点である⁴¹⁾。

図17aは、洲本の1920年~2021年の年平均気温である。気温には長期的な上昇とともに、数十年スケールの変動が重なっており、1980~1990年代前半は強い気温上昇期となっている。このため、この期間を統計に加えるかどうかによって、変動傾向に差が現れる。統計期間が1920~2019年では、100年当たり1.1℃の上昇であるのに対し、本報の解析期間である1990~2019年では、有意な経年変化(上昇または下降)は検出されなかった($p = 0.384$)。

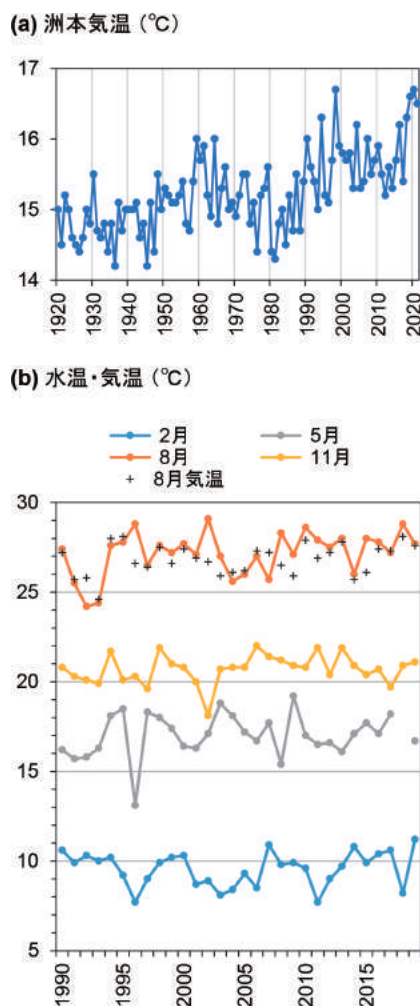


図17 大阪湾における水温・気温の経年変化, (a) 洲本年平均気温 (1920年～2021年), (b) 表層水温および8月気温

+印は洲本(気象庁)の8月の平均気温。(b)のデータ源:大阪府水産技術センター浅海定線調査, 大阪湾全域20測点の平均。

図17bには、大阪湾の表層水温と、洲本の8月の平均気温を示した。ここに示したすべての時系列データのうち、1990～2019年の期間で有意な経年変化があったのは、8月の表層水温の上昇 ($p = 0.043$) のみであった。この8月の表層水温記録には、ピナツボ火山の噴火(1991年6月)による大冷夏として知られる1993年の谷がある⁴²⁾。そこで、1994～2019年の期間で回帰分析を行うと、8月の表層水温にも有意な変化は検出されなかった。また、各月の気温について、1994～2019年の経年変化を調べたところ、いずれの月にも有意な変化が認められなかった。

統計期間が1898年～2020年では、日本の年平均気温は100年当たり1.26℃の上昇である⁴³⁾。しかし、本報の解析期間である1990～2019年は、経年的な気温・水温上昇がほとんどない30年間であった。ただし、2010年代後半からは、次の気温上昇期の始まりの兆候がみられる。

付録2：補足資料

補足資料は下記より閲覧可能である。

<https://www.jstage.jst.go.jp/browse/jswe/-char/ja/>

(原稿受付 2021年11月4日)

(原稿受理 2022年2月4日)

参考文献

- 1) Ware, D.M., Thomson, R.E., 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *Science* 308(5726), 1280-1284.
- 2) 花里孝幸, 2010. 魚を見て生態系を見ず湖沼生態学からの問いかけ。生命のざわめき水辺のにぎわい水辺環境の未来と生物多様性。財団法人リバーフロント整備センター, 東京, pp. 23-25.
- 3) Chassot, E., Mélin, F., Pape, O.L., Gascuel, D., 2007. Bottom-up control regulates fisheries production at the scale of eco-regions in European seas. *Marine Ecology Progress Series* 343, 45-55.
- 4) Chassot, E., Bonhommeau, S., Dulvy, N.K., Mélin, F., Watson, R., Gascuel, D., Pape, O.L., 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13, 495-505.
- 5) 日本水産資源保護協会, 2018. 水産用水基準第8版(2018年版). 日本水産資源保護協会, 東京.
- 6) 藤原建紀, 樋口和宏, 藤井智康, 2020. 海産生物の生育に必要な水質(全窒素・全リン濃度の下限値)の定量化: アサリおよび生物附着板を用いた現地調査. *水環境学会誌* 43(6), 175-182.
- 7) 藤原建紀, 鈴木元治, 大久保慧, 永尾謙太郎, 2021. 窒素・リン削減が海域の有機物量(CODおよびTOC)に及ぼす影響. *水環境学会誌* 44(5), 135-148.
- 8) 藤原建紀, 鈴木元治, 大久保慧, 2021. 窒素・リン削減が海域の有機物量(CODおよびTOC)に及ぼす影響: 削減の効果とその作用機構. *水環境学会誌* 44(6), 186-193.
- 9) 環境省水・大気環境局水環境課閉鎖性海域対策室, 2021. 2021年瀬戸内海環境保全特別措置法改正. URL: <https://www.eic.or.jp/library/pickup/281/> (2022年2月時点).
- 10) 藤原建紀, 澤田好史, 中辻啓二, 倉本茂樹, 1994. 大阪湾東部上層水の交換時間と流動特性-内湾奥部にみられる高気圧性渦-. *沿岸海洋研究ノート* 31(2), 227-238.
- 11) 藤原建紀, 2008. 第13章大阪湾とその流入河川. 宇野木早苗, 山本民次, 清野聡子編, *川と海流域圏の科学*. 築地書館, 東京, pp. 164-175.
- 12) 国土交通省近畿地方整備局, 神戸市, 大阪湾広域臨海環境整備センター, 2020. 六甲アイランド南建設事業事後調査報告書. URL: <http://www.osakawan-center.or.jp/index.php/assessment-shobunjou-sub> (2022年2月時点).
- 13) 地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター, 2021. 令和元年事業資料集. URL: http://www.kanousuiken-osaka.or.jp/publication/suisan_shiryo/index.html (2022年2月時点).
- 14) 野村英昭, 2003. プランクトンの化学成分の測定. 竹内均監修, *地球環境調査計測事典*(第3巻)沿岸域編. フジ・テクノシステム, 東京, pp. 512-520.
- 15) 山路勇, 1991. *日本海洋プランクトン図鑑*第3版. 保育社, 大阪.
- 16) 千原光雄, 村野正昭編集, 1997. *日本産海洋プランクトン検索図説*. 東海大学出版会, 東京.
- 17) Uye, S., Nagano, N., Tamaki, H., 1996. Geographical and seasonal variations in abundance, biomass and estimated production rates of microzooplankton in the Inland Sea of Japan. *Journal of Oceanography* 52, 689-703.
- 18) 阿部圭司, 2004. Excelで学ぶ回帰分析. ナツメ社, 東京.
- 19) 涌井良幸, 涌井貞美, 2010. *統計解析がわかる*. 技術評論社, 東京.
- 20) 豊田裕貴, 2017. Excel分析ツール完全詳解. 秀和システム, 東京.
- 21) Lalli, C.M., Parsons, T.R., 1993. *Biological Oceanography: an Introduction*. Butterworth-Heinemann Ltd., Oxford, Great Britain.
- 22) Stowe, K.S., 1996. *Exploring Ocean Science: Second Edition*. John Wiley & Sons Inc., New York, U.S.A.
- 23) 横山長之, 1993. *海洋環境シミュレーション-水の流れと生物-*. 明倫館書店, 東京.
- 24) Nishikawa, T., Hori, Y., Harada, H., Imai, I., 2013. Annual regularity of reduction and restoration of cell size in the

- harmful diatom *Eucampia zodiacus*, and its application to the occurrence prediction of nori bleaching. *Plankton and Benthos Research* 8(4), 166-170.
- 25) Nishikawa, T., Hori, Y., 2015. Estimation of the nutrient consumption by various cell sizes of the diatom *Eucampia zodiacus*: A representative organism causing bleaching of aquacultured nori. *Harmful Algae* 44, 32-36.
- 26) 橋口晴穂, 西川哲也, 魚住香織, 古澤一思, 森敦史, 今尾和正, 反田實, 2021. 播磨灘におけるイカナゴ当歳魚の胃内容物重量指数の経年的低下とその要因. *水産海洋研究* 85(1), 24-32.
- 27) Mitsuzawa, A., Miyamoto, H., Ueda, H., 2017. Feeding selectivity of early-stage fish larvae on the nauplii and eggs of different copepod species. *Plankton and Benthos Research* 12(2), 115-122.
- 28) Nishikawa, T., Nakamura, Y., Okamoto, S., Ueda, H., 2020. Interannual decrease in condition factor of the western sand lance *Ammodytes japonicus* in Japan in the last decade: Evidence for food-limited decline of the catch. *Fisheries Oceanography* 29(1), 52-55.
- 29) 藤原建紀, 2013. 第1部第2章瀬戸内海の潮汐・潮流. 海洋気象学会, 瀬戸内海の気象と海象. 海洋気象学会, 神戸, pp.61-73.
- 30) 国立研究開発法人水産研究・教育機構, 2018. SH"U"N プロジェクト評価結果カタクチイワシ瀬戸内海 V 1.0.0. URL. <http://sh-u-n.fra.go.jp/search/?task=detail&fc=29&rc=271> (2022年2月時点).
- 31) 笠毛健生, 白木喜章, 柴木秀之, 柳哲雄, 2016. 大阪湾に流入する春季カタクチシラスのモデル化. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)* 72(2), I_1381-I_1386.
- 32) 日本水産資源保護協会, 1986. 水産生物の生活史と生態 (続). 日本水産資源保護協会, 東京.
- 33) 日本水産資源保護協会, 1985. 水産生物の生活史と生態. 日本水産資源保護協会, 東京.
- 34) Fujita, T., Yamamoto, M., Kono, N., Tomiyama, T., Sugimatsu, K., Yoneda, M., 2021. Temporal variations in hatch date and early survival of Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) in response to environmental factors in the central Seto Inland Sea, Japan. *Fisheries Oceanography* 30(5), 527-541.
- 35) Chapin III, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2018. 加藤知道監訳, 生態系生態学 (第2版). 森北出版, 東京.
- 36) 吉田陽一, 1973. 6. 低次生産段階における生物生産の変化. 日本水産学会編集, 水圏の富栄養化と水産増殖. 恒星社厚生閣, 東京, pp.92-103.
- 37) 中嶋昌紀, 松本弘史, 矢本進, 2012. 大阪湾および淀川・大和川における難分解性有機窒素の動態について. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)* 68(2), I_1036-I_1040.
- 38) 小林志保, 松村圭高, 河村耕史, 中嶋昌紀, 山本圭吾, 秋山諭, 上田幸男, 2017. 大阪湾における溶存有機物の起源推定および栄養塩の形態変化. *水環境学会誌* 40(2), 97-105.
- 39) 藤原建紀, 2013. 第2部第1章瀬戸内海の水温・塩分と海況変動. 海洋気象学会, 瀬戸内海の気象と海象. 海洋気象学会, 神戸, pp.37-61.
- 40) J.S. ベンダット, A.G. ピアソル, 1976. 得丸英勝訳, ランダムデータの統計的処理. 培風館, 東京.
- 41) 大阪管区气象台, 神戸海洋气象台, 舞鶴海洋气象台, 2009. 近畿・中国・四国地方の気候変動 2009. 大阪管区气象台, 大阪.
- 42) 近藤純正, 1994. 1993年の大冷夏 - 80年ぶり的大凶作 -. *日本気象学会機関誌「天気」* 41(8), 465-470.
- 43) 気象庁, 2021. 平年値の更新について～平年値 (統計期間 1991～2020 年) を作成しました～. URL. https://www.jma.go.jp/jma/press/2103/24a/210324_heinenchi.html (2022年2月時点).

[論 文 要 旨]

海域の全窒素 (TN)・溶存無機態窒素 (DIN) が大きく低下した大阪湾において, 生態系の栄養段階ごとに生物量の経年変化および季節変動パターンの変化を調べた。調査期間の 1990～2019 年には, 経年的水温上昇はほとんどなかった。DIN の低下に伴って, 一次生産量が減り, クロロフィルで測った植物プランクトン量が減り, これが繊毛虫・カイアシ類などの動物プランクトンの減少, 仔稚魚量の減少へと連動していた。生態系全体としては, 各栄養段階の現存量がほぼ線形的に応答するボトムアップのシステムとなっていた。TN の低下が, DIN の枯渇期間を夏のみから, 春から夏に広げ, これによる一次生産量の低下が, 上位栄養段階への窒素フローを減らしたと考えられた。また, 仔稚魚では, 内湾性魚種はどの優占魚種も生物量が大きく減少していた。一方, 広域回遊性のカタクチイワシだけは減らず, この一種のみが優占する状態に変化していた。

キーワード: 栄養塩管理; 春季栄養塩枯渇; ボトムアップ生態系; 大阪湾