

大阪湾におけるカタクチイワシの生態と生産構造に関する研究
(Studies on ecology and production structure of Japanese anchovy in Osaka Bay)

2018 年

山本圭吾

目次

第1章 緒論

- 第1節 カタクチイワシ . . . 1
- 第2節 大阪湾 . . . 1
- 第3節 大阪湾で漁獲されるカタクチイワシの系群構造 . . . 2
- 第4節 大阪湾におけるイワシ, シラス漁業の歴史と現状 . . . 3
- 第5節 本研究の目的 . . . 5

第2章 大阪湾におけるカタクチイワシの生態

- 第1節 大阪湾におけるカタクチイワシ卵仔魚の出現と分布 . . . 8
- 第2節 大阪湾におけるカタクチイワシ卵サイズの季節変化と産卵群との関係 . . . 25
- 第3節 大阪湾におけるカタクチイワシ親魚群の動態と食性 . . . 35
- 第4節 大阪湾におけるカタクチイワシシラス期の成長 . . . 44

第3章 カタクチイワシの漁獲量変動と資源量の推定

- 第1節 船曳網(ぱっち網)におけるカタクチイワシシラス漁獲量変動 . . . 59
- 第2節 巾着網におけるカタクチイワシ未成魚・成魚の漁獲量変動 . . . 64
- 第3節 シラス～未成魚・成魚期カタクチイワシ資源量の推定と経年変化 . . . 70

第4章 大阪湾における環境の長期変動と低次生産過程における転送効率の経年変化

- 第1節 大阪湾における物理化学環境の経年変化 . . . 81
- 第2節 大阪湾における植物プランクトン組成, 現存量および生産速度の経年変化 . . . 87
- 第3節 大阪湾における動物プランクトン現存量および生産速度の経年変化 . . . 99
- 第4節 大阪湾における生物生産における転送効率 . . . 107

第5章 総合考察 . . . 119

要約 . . . 123

謝辞 . . . 127

引用文献 . . . 129

第1章 緒論

第1節 カタクチイワシ

カタクチイワシ属 (Genus *Engraulis*) は世界各地の熱帯から温帯まで7種存在し、漁業資源として広い地域で利用されている。カタクチイワシ *Engraulis japonicus* はニシン目カタクチイワシ科に属する多獲性魚類で、日本においても外洋から内湾まで出現し、仔魚期から成魚まで生活史を通じて高度に利用される重要種である。特に瀬戸内海ではシラスと呼ばれる1月齢前後の仔魚の漁獲割合が高く、漁獲量で10~47%、尾数では80~95%がこの時期に漁獲される(平成28(2016)年度カタクチイワシ瀬戸内海系群の資源評価, <http://abchan.fra.go.jp/digests28/index.html>, 2018.4.18)。大阪湾においてカタクチイワシは生態系の中では二次消費者(動物プランクトンフィーダー)であると同時に、スズキ、サワラなどの魚食性魚類の重要な餌料となっていることから、低次生産から高次生産への移行における key species として湾内生態系における役割も大きい。

第2節 大阪湾

大阪湾は瀬戸内海の東端に位置する北東から南西方向の長軸約60 km、南東方向の短軸約30 kmの楕円形をした面積約1,450 km²の内湾で、北西で明石海峡を通して播磨灘に、南部で紀淡海峡を通して紀伊水道につながっている。湾北東部は淀川、大和川といった一級河川が流入する半閉鎖水域で、湾奥から湾口にかけての環境勾配が著しく大きい。特に河川を通じて陸域からの栄養が流入する湾奥域は海水の停滞性が強く、かつては赤潮が頻発し、底層が貧酸素化する典型的な富栄養海域として知られていた。一方で、植物プランクトンを主体とした基礎生産が高く、単位面積あたりの漁獲量では瀬戸内海でも有数の豊かな海域でもあった(城1986)。しかし近年、大阪湾を含む瀬戸内海において栄養塩濃度の低下による貧栄養化と、それに伴う漁獲量の減少が議論されるようになってきた(Yamamoto 2003)。大阪湾においても現在、減少傾向が著しい底生性魚介類について主に研究が進められているが、海域の栄養状態によりまず影響を受けると考えられるイワシ等

浮魚類に至る低次栄養段階の動向については研究が進んでいない。

第3節 大阪湾で漁獲されるカタクチイワシの系群構造

大阪湾で漁獲されるイワシ類仔魚（シラス）にはカタクチイワシの他、マイワシシラス（マシラス）、ウルメイワシシラス（ウルメシラス）が含まれるが、近年漁獲されるほとんどがカタクチイワシシラス（以下カタクチシラスと称する）であり（Fig. 1-1）、特に夏季以

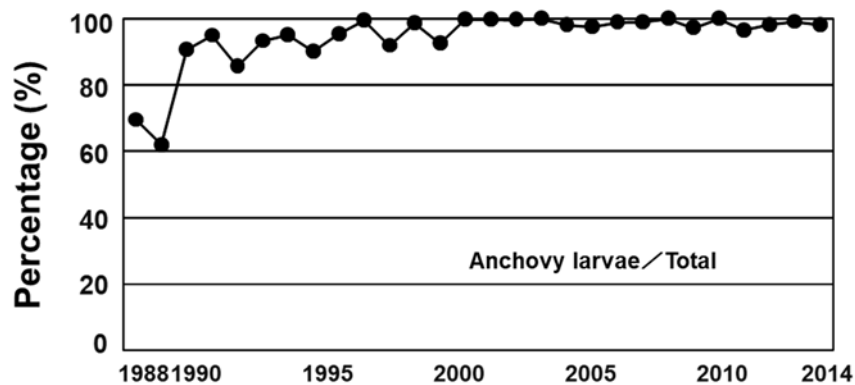


Fig. 1-1 Annual change of the rate of anchovy larvae (shirasu) in anchovy catch in Osaka Bay, estimated from bycatch data of commercial shirasu fishing boat.

降はほぼ 100%カタクチシラスとなる。Hayashi (1967)は日本近海に出現するカタクチイワシを九州太平洋系群，本州太平洋系群，西九州系群，日本海系群の 4 系群に分け，瀬戸内海におけるカタクチイワシは九州太平洋系群の流入したものとした。一方，高尾（1990）は大阪湾で漁獲されるカタクチイワシは太平洋系群と瀬戸内海系群の混合群とし，シラス漁では時期により由来の異なる群れを漁獲しているとした。すなわち，春季は紀伊水道を通じて外海から流入する太平洋系群（春シラス）を，秋季は大阪湾で発生した瀬戸内海系群（秋シラス）を，夏季はこれらの混合群（夏シラス）を漁獲している（高尾 1990）。従来シラスの漁期は概ね 5 月から 11 月であったが，近年 12 月下旬まで漁が継続する年が多くなってきた（第 3 章第 1 節）。一方，未成魚，成魚の由来は正確に明らかにはなっていないが，高尾（1975）によると太平洋南区春仔群，瀬戸内海春仔群，瀬戸内海夏仔群，瀬戸内海秋仔群の 4 群があるとされている。林（1978）の報告でも，体長モードの出現状況か

ら大阪湾においてこれら4群の存在が推測された。大阪湾におけるカタクチイワシの系群構成に関する研究は、脊椎骨数(高尾1975)、耳石中のMn濃度(Zenitani et al. 2003, 2007)、安定同位体比(米田私信)などにより行われてきたものの、現在まで確立した手法は見いだせていない。Takasuka et al. (2008)は太平洋10年規模変動指数が正偏差の期間はマイワシ、負偏差の期間はカタクチイワシの資源が高水準となる魚種交代があることを示した。しかしながら、カタクチイワシはマイワシのような大規模な資源変動をしないとされており(Takasuka et al. 2007)、さらに瀬戸内海のような沿岸域のカタクチイワシ(地付き群、沿岸群)は、外海群に比べてさらに変動が小さい傾向があることから、外海群、沿岸群で異なる資源変動要因が存在することが考えられる。

第4節 大阪湾におけるイワシ、シラス漁業の歴史と現状

外間(1981)は瀬戸内海におけるいわし揚繰網漁業の歴史的経過をまとめており、地曳き網を含めたいわし網漁業は、内海東部の摂津、和泉、紀伊で発達し、西部に広がったとしている。大阪湾においては現在、仔魚期のシラスを2艘曳きの船曳網(以下、ぱっち網)で、稚魚期以降のカエリ、未成魚、成魚を中型まき網(以下、巾着網)で漁獲している。大阪湾におけるぱっち網漁業では大阪府と兵庫県の漁業者が操業しているが、許可統数はそれぞれ68統、138統(2004年)でほぼ一定割合(1対2)で推移している(大阪府水産課(大道私信)、兵庫県水産課(岡本私信), 2004年)。農林水産統計では、大阪府、兵庫県をあわせた大阪湾におけるシラス漁獲量は全国の2~3割を占め、2013年においては大阪府の漁獲量が全国4位であった。また、大阪府、兵庫県瀬戸内海側の全漁獲量に占めるシラス漁獲量の割合も平均して約2割と、両府県における極めて重要度の高い魚種となっている。一方、未成魚以降を漁獲する巾着網の操業は大阪府のみであり、兵庫県にはイワシの未成魚・成魚をまとめて漁獲する漁業はない。大阪府では巾着網によるイワシ漁業が

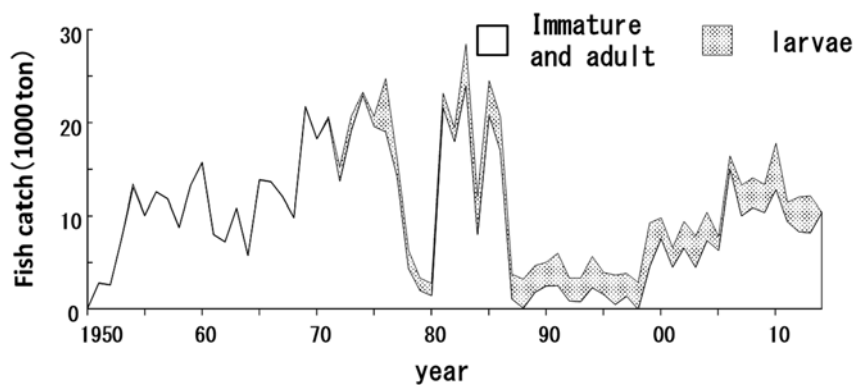


Fig. 1-2 Annual changes in the catch of anchovy larvae (shirasu), immature and adult fish (Katakuchi) of Osaka prefecture fishing in Osaka Bay. Shirasu fishing has began from 1968. The data are obtained from Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries Web site (http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html, 2018.4.18).

主要漁業であり、ぱっち網の許可は後に付与された経緯があることから (Fig. 1-2), 巾着網の経営体はすべてぱっち網を兼業で行っている (大阪府漁業史編纂委員会 1997)。そのため、巾着網漁業者にはシラス期の漁獲圧が後のカタクチイワシ資源の豊凶に影響するという認識があり、シラスの漁況と資源管理に対する関心は高い。一方、シラス漁況の豊凶は産卵水準に左右されることも漁業者の間では認識されており、巾着網と兼業でないぱっち網漁業者においても親魚となるカタクチイワシの漁獲動向、産卵水準への関心が高い。燧灘のカタクチイワシにおいては「親を残して産卵量を確保する」という資源管理方針に基づき、2000年代から産卵盛期以降に親魚 (カタクチイワシ) や仔稚魚 (シラス等) の操業

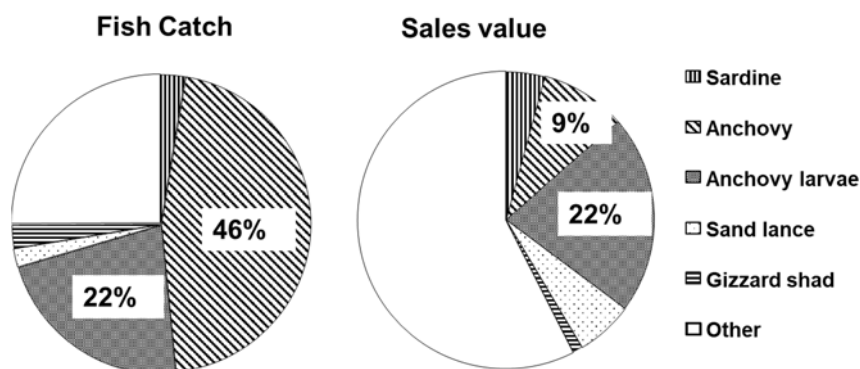


Fig. 1-3 Fishery catches and sales in Osaka prefecture in 2013. Left: fish catch, right: sales value. The data are obtained from Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries Web site (http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html, 2018.4.18).

を開始するなどの取り組みがなされている(香川県・愛媛県・広島県 1998, 山本ほか 2014)。
 Fig. 1-3 に 2013 年における大阪府で漁獲された全魚種に対するイワシ, シラスの漁獲量割合および生産額の割合を示す。シラスと未成魚・成魚をあわせたカタクチイワシの漁獲は、量、金額とも大阪府で漁獲される魚種のうちで最も高く、漁獲量で全体の約 2/3, 漁獲金額で 1/3 を占めている。大阪府の魚種別漁獲割合の経年変化 (Fig. 1-4) をみると、マイワシ太平洋系群が卓越していた 1970 年代後半から 1980 年代後半はマイワシが、1990 年代はコノシロが大きな割合を占めていたが、1970 年代前半および 2000 年以降は、カタクチイワシが巾着網の最も重要な漁獲物であり、大阪湾のイワシ漁業はカタクチイワシ主体に展開されていたことがわかる。特に、1980 年代以降のマイワシ資源の急減により、巾着網の主対象種が再びカタクチイワシ主体になるとともに、ぱっち網が許可制となった 1968 年以降はカタクチシラスの漁獲が安定しており、イワシ類の中でもカタクチイワシの重要性が増している。

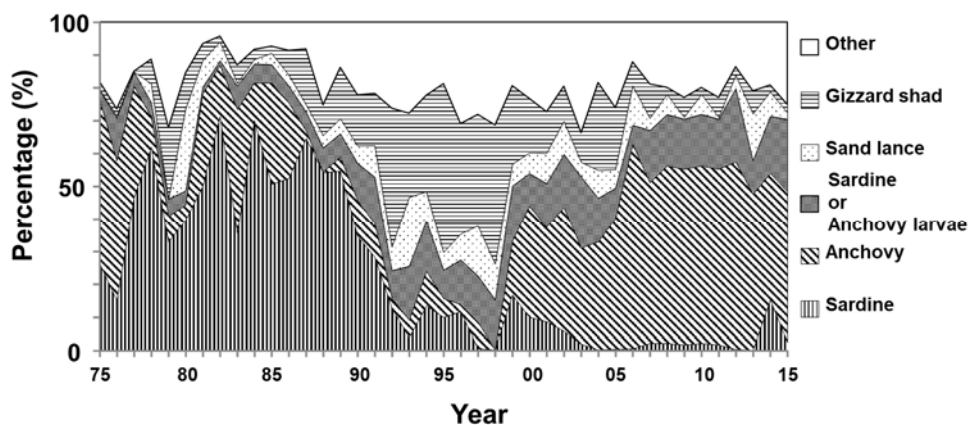


Fig. 1-4 Annual change in catch proportion by fish type in the purse seine in Osaka prefecture. The data are obtained from Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries Web site (http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html, 2018.4.18).

第 5 節 本研究の目的

以上のように大阪湾、特に大阪府でカタクチイワシはその生活史のほとんどで高度に利

用される重要漁業生物である。そのため、カタクチイワシに関する研究は古くから着手され（巻田 1954, 林 1978, 三尾・辻野 1995, 辻野・渡 2001 など）、国が行う漁況予報とは別に大阪湾独自の漁海況予報を 1978 年から発行してきた。しかし、内湾であることによる環境変動の大きさから生残条件との関係性が把握しにくいことに加え、系群構造が複雑なことから漁況予測、資源管理に十分な成果が得られているとは言い難い。また、瀬戸内海全体においては国立研究開発法人水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所により資源評価が行われているが、湾灘別の資源量については扱っていない。前述の通り、近年、大阪湾を含む瀬戸内海において栄養塩濃度の低下による貧栄養化と、それに伴う漁獲量の減少が議論されるようになってきており（Yamamoto 2003）、従来富栄養海域とされてきた大阪湾においてもその兆候が見え始めている（樽谷・中嶋 2011）。栄養塩濃度の低下は基礎生産の低下と餌料環境の変化につながることで予測されることから、カタクチイワシにおいても成長および生残に影響が及んでいる可能性が懸念される。貧栄養化の問題については、

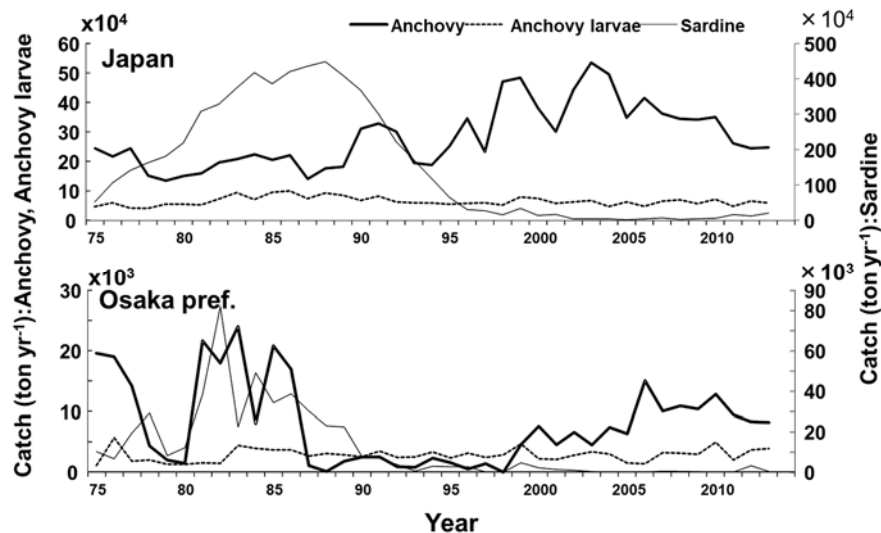


Fig. 1-5 Annual change in catch of anchovy, anchovy larvae and sardine. Upper: Japan, lower: Osaka prefecture. The data are obtained from Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries Web site (http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html, 2018.4.18).

2012 年に行われた中央環境審議会瀬戸内海部会の答申により、湾灘別の管理が盛り込まれたところである。これを受けて、基礎生産からカタクチイワシに至る転送効率の変化等について現在研究が行われている（第 4 章）。

本種の外洋における初期生活史、資源変動要因等については Takasuka et al. (2003) をはじめ、多くの研究事例がある。しかし、前述のとおり、外洋においてはマイワシとの間にある程度補完的な増減が確認される一方、内湾では必ずしもそのような関係にないことから、外洋とは別の変動要因が働いている可能性が考えられる (Fig. 1-5)。

そこで、本研究においては、まず第2章で大阪湾におけるカタクチイワシの生態、特に生残に関わる初期生態と環境要因について明らかにする。具体的には 1)カタクチイワシ卵仔魚の出現と分布様式を調べるとともに、2)母性効果の指標として卵質に注目し、卵サイズの季節変化と親魚との関係について検討する。さらに3)シラス期の成長量の季節変化を明らかにした。続く第3章では大阪湾におけるカタクチイワシ現存量の変化を明らかにするために、大阪湾でカタクチイワシを漁獲する各漁業における漁獲量から資源量を推定し、その経年変化を調べた。さらに第4章では大阪湾における生産構造を解明するため、栄養環境の変化と低次生産段階の現存量および生産速度を試算し、転送効率の経年変化を算出するとともに、カタクチイワシ資源との関係について検討した。これらで得られた結果を総合し、第5章では大阪湾におけるカタクチイワシの長期的な資源状態と生産構造を解析することで、大阪湾の環境変化がカタクチイワシ資源にどのような影響を与えたかについて検討するとともに、外海における資源変動との違いを考察した。

第2章 大阪湾におけるカタクチイワシの生態

第1節 大阪湾におけるカタクチイワシ卵仔魚の出現と分布

背景と目的

海産魚の多くは卵として産出された後、発育初期には魚類プランクトンとして浮遊生活を送る。海域で産出されるこれら卵仔魚にとって、その水平、鉛直的な分布は餌生物との出会いのため重要であり、卵仔魚の分布様式を明らかにすることはその後の生き残りや資源量変動を知る上で大きな意味を持つ。

分離浮遊卵で産出され発育初期に浮遊生活を送る本種は初期減耗の大きいことが知られており（落合・田中 1986 など）、その減耗機構や資源量変化について明らかにするためには、発生初期の存在様式を解明する必要がある。一般に卵仔魚は移動能力が弱いため、分布は海況に強く影響され、その際の生き残りが資源量を大きく左右する。卵の分布・移動にはそれらの鉛直分布が大きく関与すると考えられている（Tanaka 1990）。そこで、本研究では本種卵の採集量が増大する夏季を中心に、大阪湾におけるこれらの水平および鉛直分布について調査し、カタクチイワシ卵の水平分布パターン、卵の発生にともなう鉛直分布パターンの変化、日出時・日中・日没時の水平・鉛直分布の変化等について調べた。また、水深が浅く、河川が多く流入する大阪湾においては、水温・塩分などの環境要因の水平、鉛直的な変化が大きいため、環境と卵の出現との対応について考察する。

材料と方法

カタクチイワシ卵仔魚出現量および水平分布調査

Fig. 2-1a に示した 20 定点において、1995 年 1 月から 2015 年 12 月の 21 年間、月 1 回の頻度で上旬に行ったカタクチイワシ卵仔魚調査の標本とデータを使用した。大阪府立水産試験場（現地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所）水産技術センター調査船「おおさか (29t, のち 19t)」により、各定点で丸特ネット（口径 45 cm, 目合い 0.335 mm）の鉛直曳網によりカタクチイワシ卵仔魚を含むプランクトンを採集した。曳網距離は 51 m

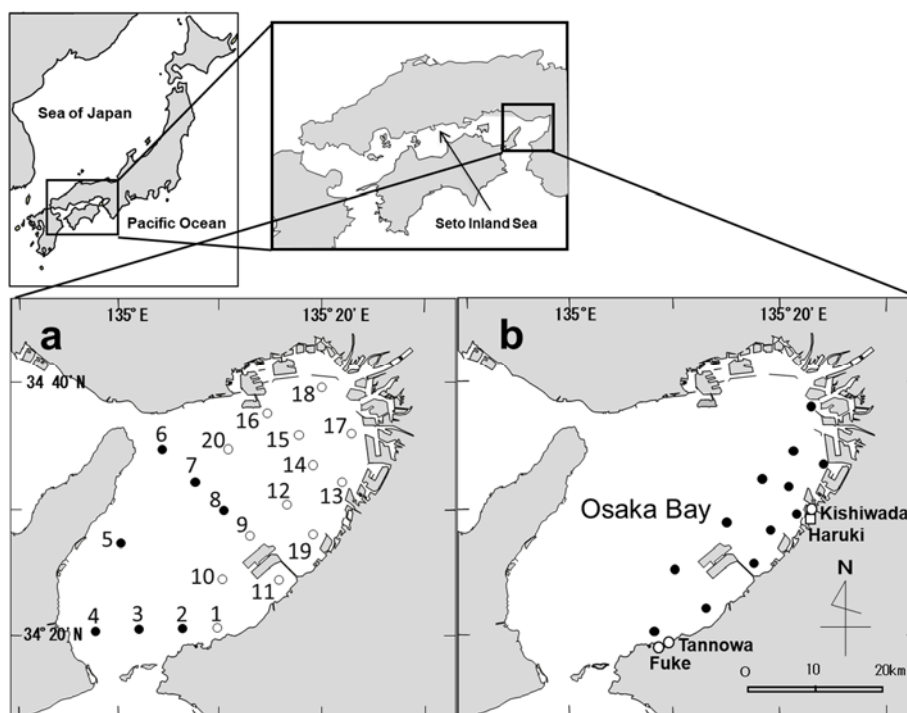


Fig. 2-1 Study area in Osaka Bay. a: Stations for Marutoku B type net sampling of larval Japanese anchovy and environmental factors. Investigations were conducted in whole area once in a month (closed circles; Investigation of Fisheries Monitoring Program (Senkai Teisen); FMP), and in east of the bay twice to four times (open circles). b: Sampling stations (fishing ports) for anchovy larvae caught by commercial shirasu fishing boats (open circles), for immature and adult anchovy caught by purse seine (open square) and copepod nauplius larvae (closed circles) as investigation of public waters by Osaka prefecture (IPW). Fishing ground of anchovy shirasu (larval *Engraulis japonicus*) is almost same as the area of environmental factors investigation.

以浅の定点では海底上 1 m, 51 m 以深の定点では 50 m から水面までとした。試料は船上でホルマリン原液を 10% になるように添加して試料を固定した後実験室に持ち帰り, 実体顕微鏡下でカタクチイワシ卵, 仔魚を選別, 計数した。仔魚については前期仔魚と後期仔魚に分けて計数し, 2006 年以降の標本については体長を測定した。また, ネットに取り付けた濾水計 (離合社製) で測定した濾水量により 1 m³ あたりの密度に換算した値を使用した。環境要因として, 各曳網時に CTD (ACL215-DK, JFE ALEC 社製, ないしは RINKO-Profiler, JFE ADVANTEC 社製) を海底まで垂下し, 水温, 塩分を測定した。また, 同時に採集されたその他プランクトンのうちカタクチイワシの餌生物として重要とされるカイア

シ類 (三谷 1988 ほか) について個体数を計数した。カイアシ類ノープリウス幼生密度は、大阪府が行っている大阪府公共用水域水質等調査結果 (<http://www.pref.osaka.lg.jp/kankyohozen/osaka-wan/kokyo-status.html>, 以下, 公共用水域調査とする) のデータのうち公表されている 2012 年までのデータを使用した (Fig. 2-1b)。カイアシ類ノープリウス幼生についても, 卵, 仔魚と同様 1 m^3 あたりの密度に換算した。さらに, 2010 年以降は表層水についてクロロフィル a (chlorophyll a, 以下, Chl. a と表記する) の分析を行った。Chl. a 濃度は約 250 mL の表層水をガラスフィルター (GF/C) で吸引濾過し, フィルター上の捕集物を 90%アセトンで 24 時間抽出した後, Holm-Hansen 法 (Holm-Hansen et al. 1965) により蛍光光度計 (TD700, ターナーデザイン社製) で測定した。

鉛直分布調査

卵の採集は, 1994 年 6 月 14, 15 日, および 7 月 13 日に大阪湾の 7 定点ないし 4 定点 (Fig. 2-2) において行った。定点において, CTD (ACL215-DK, JFEALEC 社製) を海底付近まで垂下し, 0.5 m 間隔で水温・塩分を測定した後, 元田式 (MTD) ネット (直径 0.56

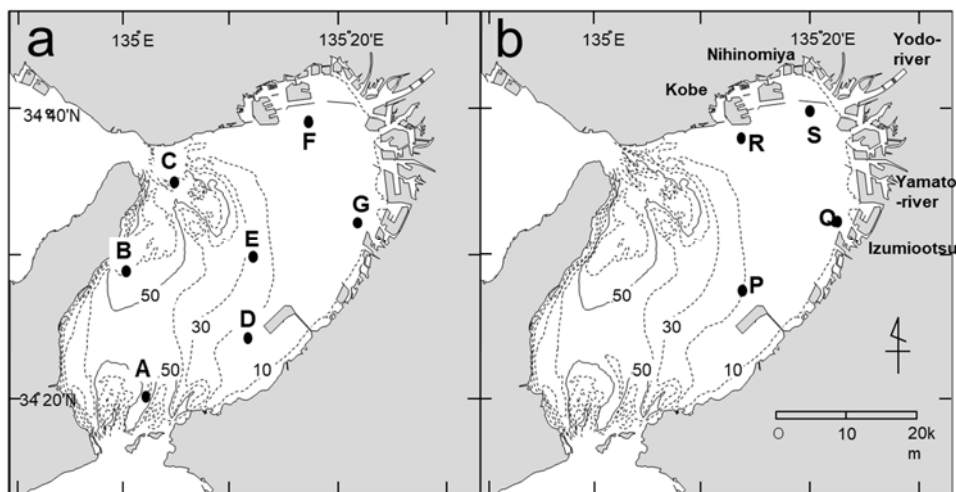


Fig. 2-2 Sampling stations for study of vertical distributions in Osaka Bay. a: June, b: July in 1994.

m, 目合い 0.3 mm) (元田 1971) を用いて 3~4 層の同時水平曳きを行った。この時, 表層での採集は網口の上端が海面より数 cm 上にあるように保った。また, 水深の深い定点に

おいては2回に分けて曳網した。6月の調査は Fig. 2-2a に示した大阪湾にほぼ均等に設けられた7定点 Stns. A~G で、昼間に1回、表層、5 m, 10 m, 20 m, 30 m, 45 m の各層 (20 m 以深は水深の十分な点のみ) において約2ノットで7分間の曳網を行った。7月の調査は、Fig. 2-2b に示した湾東部の4定点 Stns. P, Q, R, S で、それぞれ日出時・日中・日没の3回、表層、5 m, 10 m, 底層の4層 (Stns. Q, S では水深が浅いため10 m 層まで) において約1ノットで7分間の曳網を行った。得られた試料は現場で約10%のホルマリン溶液で固定し、実験室に持ち帰った後、実体顕微鏡下でカタクチイワシ卵の選別を行った。

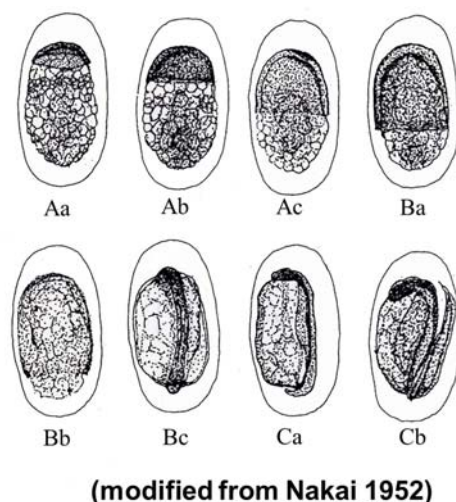


Fig. 2-3 Developmental stages of the egg of Japanese anchovy *Engraulis japonicus*. Modified from Nakai (1952).

6月の採集卵は中井 (1952), および服部 (1983) に従い, Fig. 2-3 に示す Aa, Ab, Ac, Ba, Bb, Bc, Ca, Cb の8つの発生段階に区分し, 計数した。なお, 解析にあたっては卵の採集個体数を, 6月の調査では濾水計を各ネットの網口に装着して測定した濾水量にもとづき, また, 7月の調査については濾水量を測定できなかったため速度と曳網時間から推定した濾水量 (53 m³) にもとづいて, それぞれ単位濾水量 (100 m³) あたりの個体数に換算したものをを用いた。以下これを卵数とした。

結果

カタクチイワシ卵・仔魚出現の季節変化

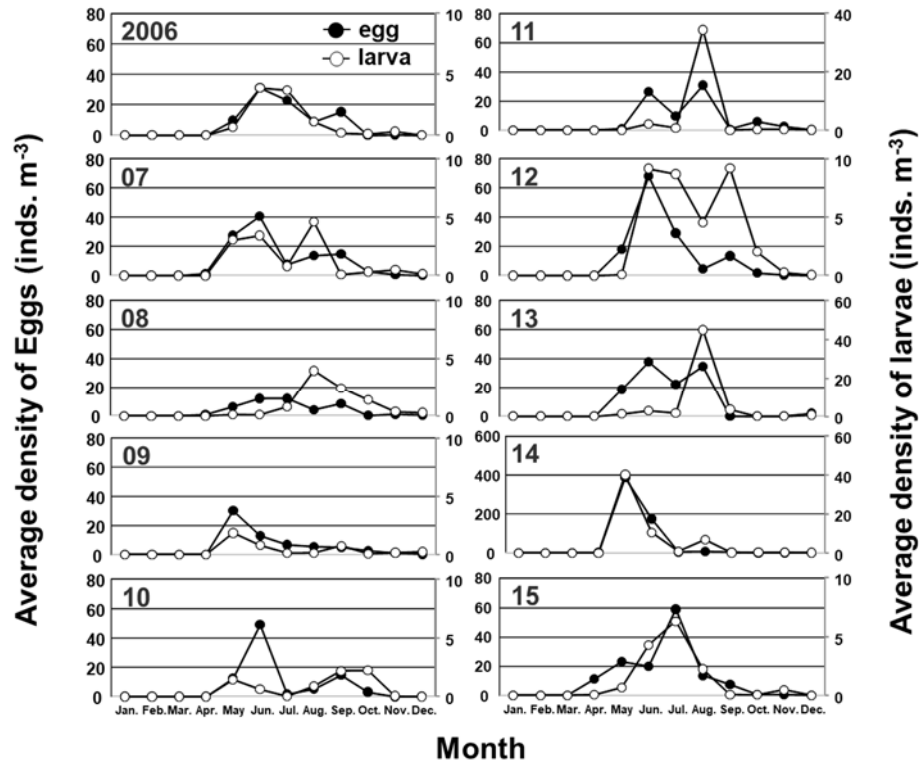


Fig. 2-4 Monthly changes in average density of Japanese anchovy eggs and larvae caught by Marutoku B type net at 20 stations from 2006 to 2015.

Fig. 2-4 に 2006 年から 2015 年の調査におけるカタクチイワシ卵，仔魚の 20 定点平均出現密度の月変化を示した。カタクチイワシ卵の出現は，4 月から 12 月，仔魚の出現も卵と同様 4 月から 12 月に確認された。出現動向を月別にみると，卵出現の盛期は 5 月から 10 月であり，年によって 5 月から 7 月と 8 月から 10 月に 2 つのピークを持つ 2 峰型（2006, 2007, 2008, 2010, 2011, 2012, 2013）と，どちらか一方にのみピークを持つ単峰型（2009, 2014）の 2 つのパターンが見られた。仔魚についても卵と同様のパターンを示し，卵の増減とほぼ同様の変化を示したが，2008 年のように一致しない年もみられた。

カタクチイワシ卵・仔魚の水平分布と環境

Fig. 2-5 および Fig. 2-6 に 1995 年から 2015 年の 21 年間における，卵仔魚出現盛期であ

る5月から10月の卵および仔魚の平均出現割合分布をそれぞれ示した。年間を通じて産卵場は大阪湾東部海域に中心を持つ分布状況であった。月ごとにみると、5月の卵は神戸市沿岸から沖合域を中心に分布していたが、6月から7月にかけて沖合に集中するようになった。8月以降は淀川河口に近い定点と泉大津市沿岸に主分布域が移動し、10月まで同

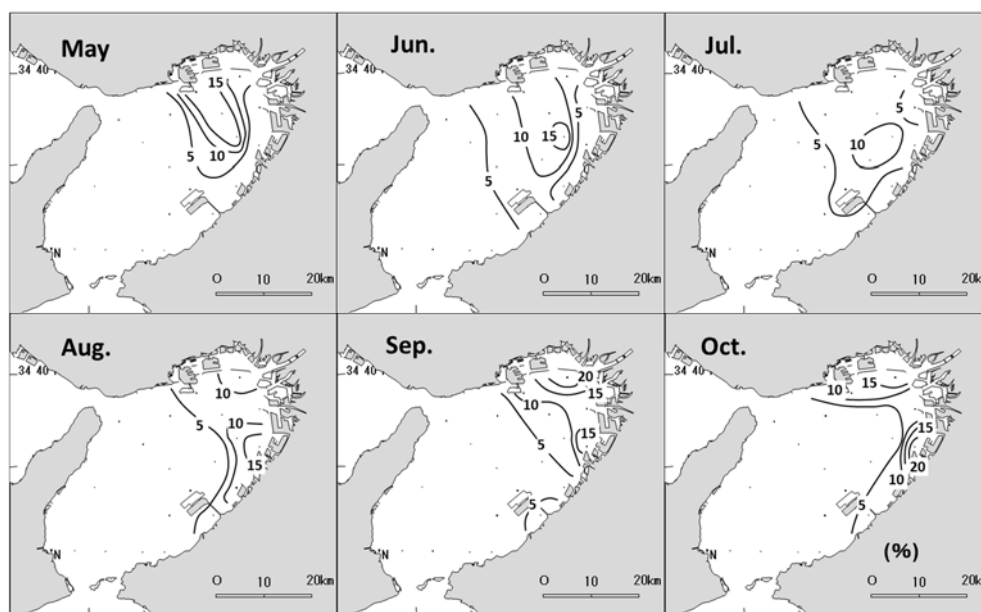


Fig. 2-5 Seasonal changes in horizontal distribution of Japanese anchovy eggs (ratios in average number) caught by Marutoku B type net at 20 stations from 1995 to 2015.

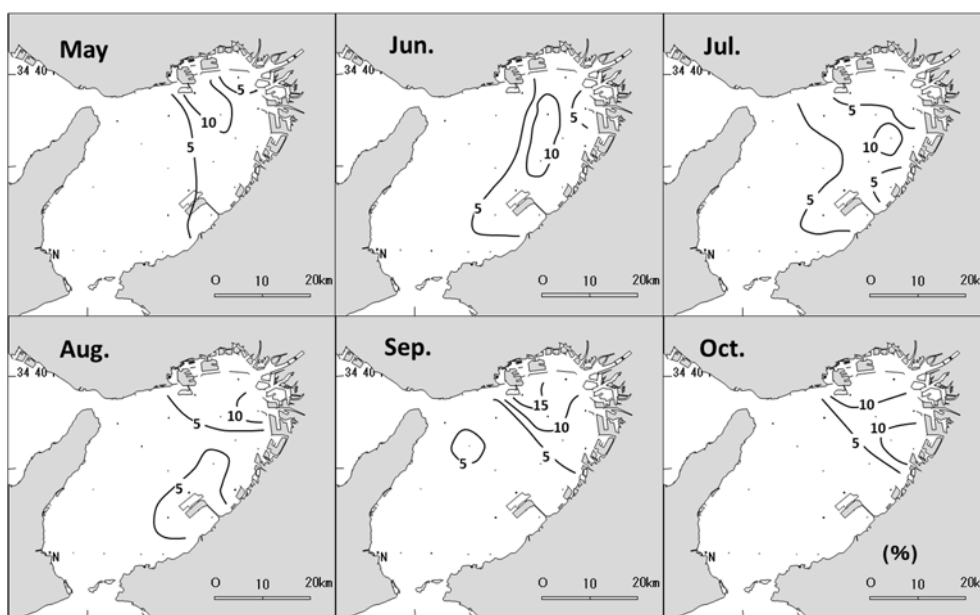


Fig. 2-6 Seasonal changes in horizontal distribution of Japanese anchovy larvae (ratios in average number) caught by Marutoku B type net at 20 stations from 1995 to 2015.

様の分布パターンが継続した。仔魚についても卵と同様，5月は神戸市沿岸から沖合に分布の中心があり，7月にかけて沖合に中心が変化した，8月以降は堺市沿岸，神戸市沿岸，神戸市沿岸から淀川河口，および泉大津市沿岸と中心が移動した。表層水温および表層塩分の1995年から2015年の5月から10月における平均分布をFig. 2-7, Fig. 2-8にそれ

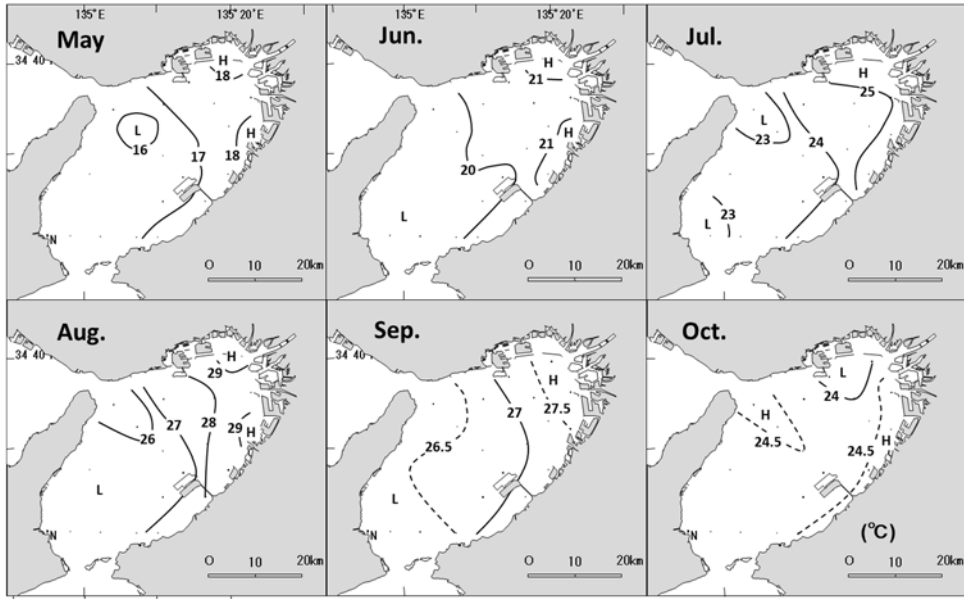


Fig. 2-7 Seasonal changes in horizontal distribution of average surface water temperature from 1995 to 2015 in Osaka Bay.

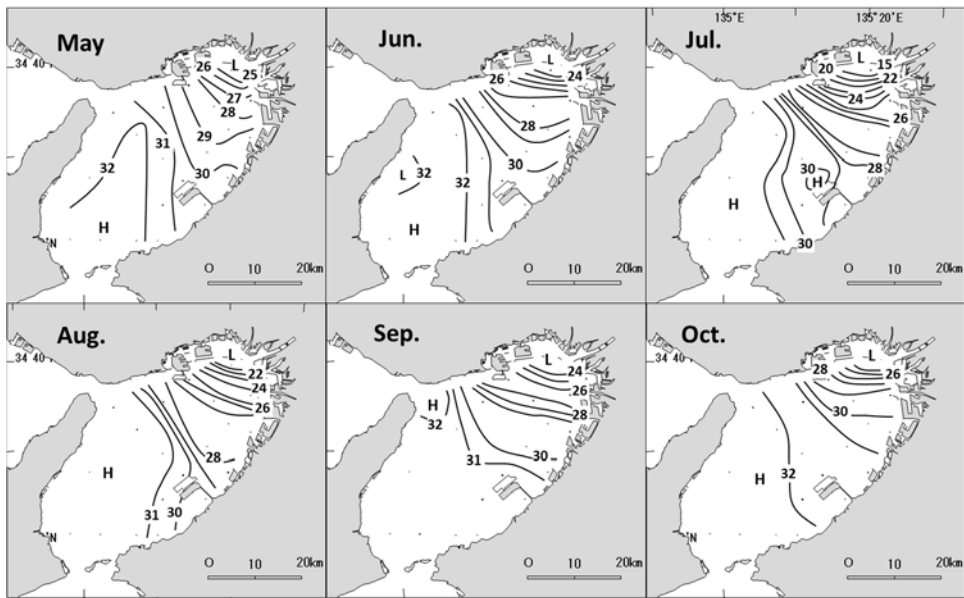


Fig. 2-8 Seasonal changes in horizontal distribution of average surface water salinity from 1995 to 2015 in Osaka Bay.

ぞれ示した。表層水温は5月から9月までは湾奥から湾中部沿岸域で高く、湾西部から紀伊水道にいたる湾口にかけて高くなる傾向があった。8月までは東部と西部の差が2℃から3℃と比較的大きいが、9月には約1℃と小さくなった。10月になると東部のごく沿岸と明石海峡周辺で比較的高く、湾奥で低い傾向となった。表層塩分は、すべての月で、湾奥

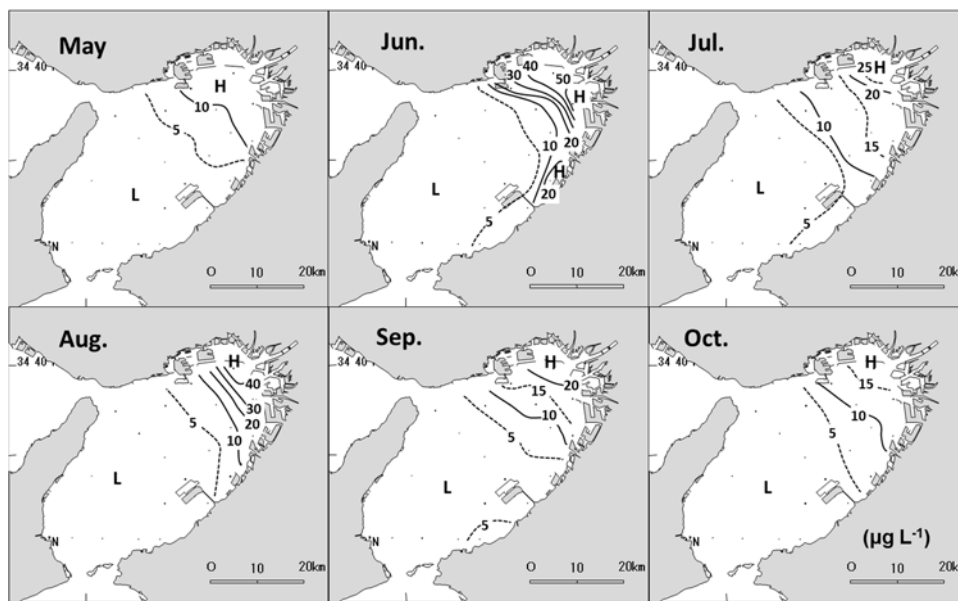


Fig. 2-9 Seasonal changes in horizontal distribution of average chlorophyll *a* concentration in surface water from 2010 to 2016.

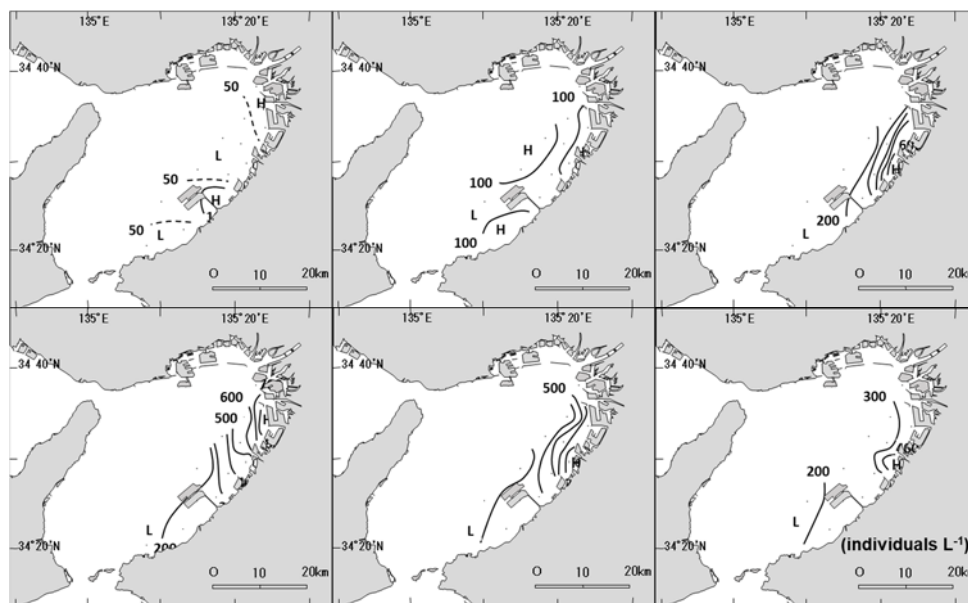


Fig. 2-10 Seasonal changes in horizontal distribution of average density of copepod nauplius larvae from 1995 to 2012 in east Osaka Bay.

で低く西部から南部の湾口にかけて高くなる傾向を示した。湾奥と湾口の塩分差は、最も小さい9月で約7，最も大きい7月には16と非常に大きく，湾奥ほど勾配が急であった。表層 Chl. *a* の2010年から2016年における定点別平均値の分布を Fig. 2-9 に示した。Chl. *a* 濃度は期間を通じて湾奥で高く，西部および南部ほど低い傾向を示した。湾奥の Chl. *a* 濃度の絶対値が高かったのは6月から8月であったが，湾西部から南部では常に $5 \mu\text{g L}^{-1}$ を下回る状況であった。カイアシ類ノープリウス幼生の密度は5月から6月には東部沿岸で高く特に堺市沿岸と南部の沿岸で高い傾向があった。7月から8月は全体的に低密度で，7月は関西国際空港沖に8月は空港北部の貝塚市沿岸で集中した分布が見られる程度であった。9月は5月から6月とは逆に沿岸域で密度が低く中央部で比較的高い傾向であった。10月になると神戸市沿岸で高く，西部から南部にかけて低くなる傾向となった (Fig. 2-10)。

カタクチイワシ卵の鉛直分布と環境

Fig. 2-11 に1994年における丸特ネットによる卵出現の月変化を示した。カタクチイワシ卵は5月から出現し始め，6月以降急激に増加した。1 曳網あたりの採集数は5月に0.95 個体，6月に7.3 個体，7月に16.8 個体，8月に66.0 個体で最大となった後減少した。

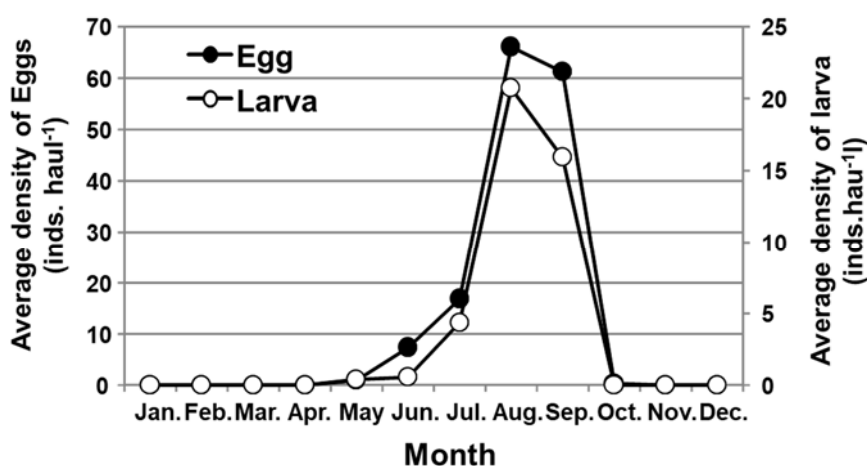


Fig. 2-11 Monthly changes in average density of eggs and larvae caught by Marutoku B type net at 20 stations in Osaka Bay, in 1994.

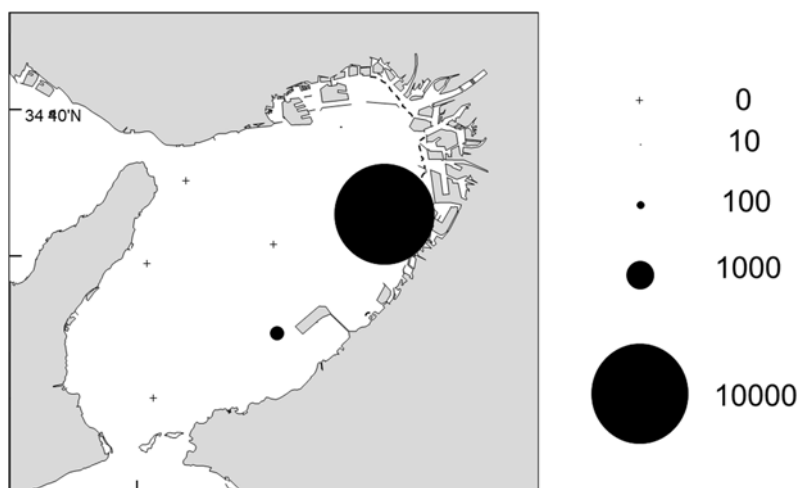


Fig. 2-12 Horizontal distribution of Japanese anchovy eggs in average of three or four layer sampling by MTD net in 1994.

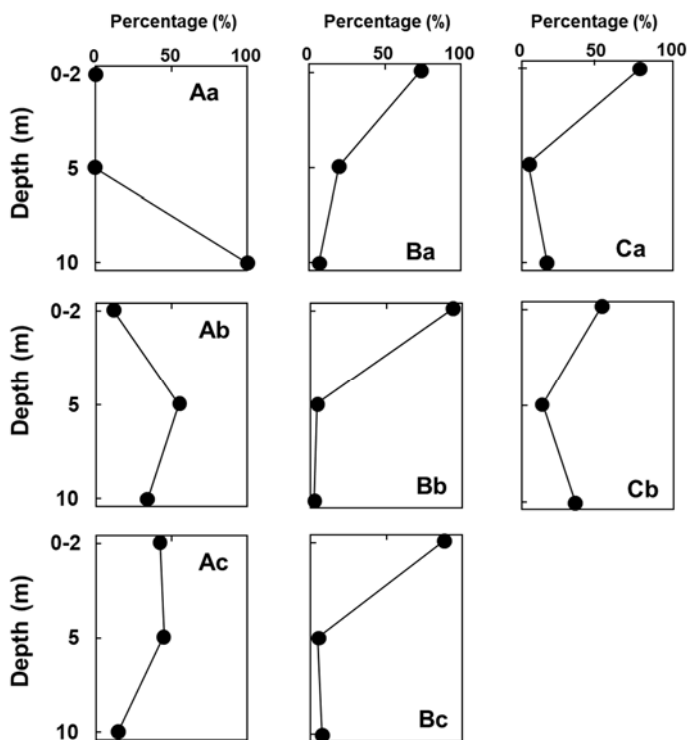


Fig. 2-13 Vertical profiles of anchovy egg distribution in each developmental stage at Stn. G in June 1994.

6月の鉛直分布調査では湾東部の Stns. D, F, G で卵が採集された (Fig. 2-12)。このうち、卵の採集数が最も多かった Stn. G について、各発生段階の卵の水深別出現割合を Fig. 2-13 に示した。卵の主分布層は発生段階が進むにつれて変化していた。すなわち Aa 期の卵はすべて 10 m 層で採集され、5 m 層、表層には出現しなかった。Ab 期になると主分布

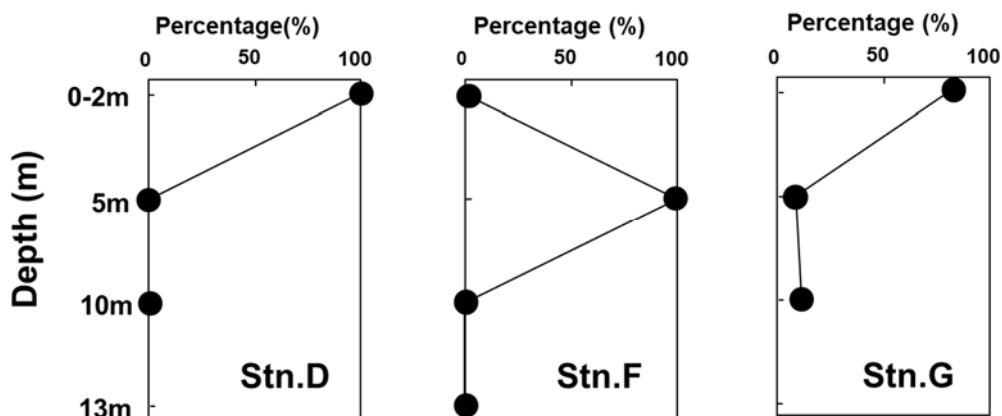


Fig. 2-14 Vertical profiles of anchovy egg distribution at each sampling station in June 1994.

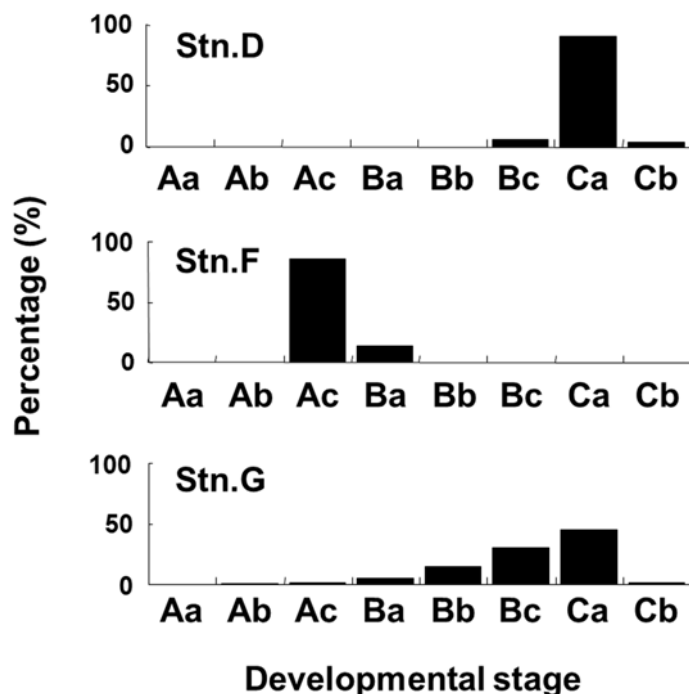


Fig. 2-15 Occurrences of anchovy egg of each developmental stage at each sampling station in June 1994. Bar shows the percentage of occurrence in each station.

層が上昇し、5 m 層で最も高く、10 m 層の卵の割合は低下した。Ac 期には、主分布層はさらに上昇し、表層と 5 m 層で多く、10 m 層の割合はさらに低下した。Ba 期になると、主分布層はほぼ表層になった。この傾向は Bb 期でも同様で 5 m 層の割合はさらに低下し、ほとんどが表層に分布していた。Bc 期になると 10 m 層の卵が少し増え始め、Ca 期以降はふ化前まで表層の卵の割合が減少し、10 m 層の卵が増加していった。このように、発生初

期に 10m 層付近に分布していた卵は、発生が進むにつれ Bb 期まで浮上し、その後ふ化前まで沈降する傾向が見られた。

卵が出現した Stns. D, F, G について、卵の鉛直分布および発生段階別出現割合を Fig. 2-14, Fig. 2-15 にそれぞれ示した。この 3 定点では Stn. F で 5 m 層に主分布域が見られたが、それ以外の 2 定点では主に表層に分布していた。これを発生段階別の割合との関係でみると、表層で主に分布が見られた Stns. D, G では、Stn. G で発生段階の早い時期の卵の出現が見られるものの、両定点とも発生後期の卵がほとんどを占め、Ca 期の卵が最も多かった。

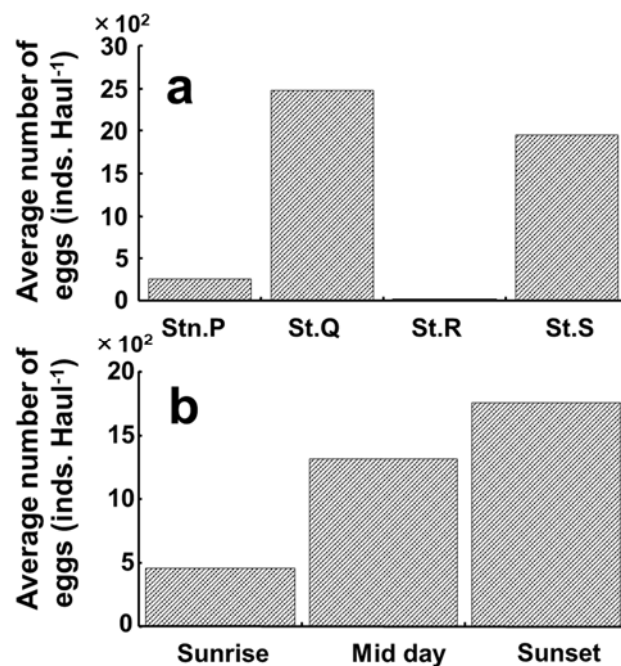


Fig. 2-16 Occurrences of anchovy egg at each sampling station (a) and each sampling time (b) in July 1994.

一方、すべての卵が 5 m 層に分布していた Stn. F では発生段階の比較的早い Ac 期の卵が最も多かった。

7 月の鉛直分布調査で採集された卵の採集地点および採集時間ごとの出現状況を Fig. 2-16 に示した。卵は泉大津市沖の Stn. Q で最も多く 2,477 粒（日出、日中、日没、全層における平均値、以下同）、西宮市沖の Stn. S では 1,951 粒、関空沖の Stn. P では 260 粒であるのに対し、神戸市沖の Stn. R では 15 粒と非常に少なかった。また、採集された平均卵数は時間の経過にもなって増加し、日中、日没時にはそれぞれ日出時の約 2.9 倍、3.8 倍であ

った。Fig. 2-17 に 7 月調査における鉛直分布を示した。なお、前述のとおり、Stn. R では採

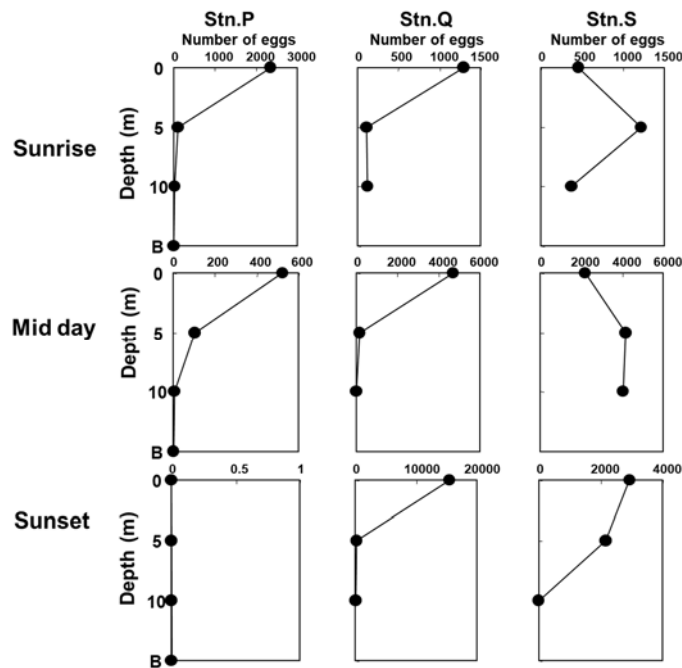


Fig. 2-17 Vertical profiles of anchovy egg distribution at each sampling stations in July 1994.

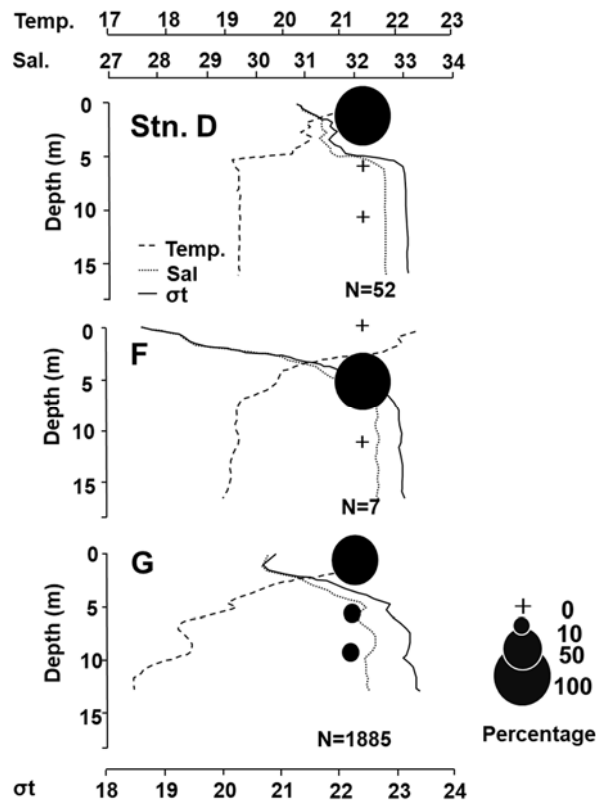


Fig. 2-18 Vertical profiles of temperature (Temp.), salinity (Sal.), sigma-t (σ_t) and anchovy egg at each sampling station in June 1994. Closed circles show the percentage of occurrence of anchovy egg in each layer.

集卵数が非常に少なかったことから、ここでは図を省いた。Stn. P では卵は 5 m 以深ではほとんど採集されず、表層に集中分布しており、時間の経過に伴って減少した。Stn. Q では、卵は Stn. P と同様表層に集中分布していたが、時間の経過に伴い Stn. P とは逆に卵数が増加した。Stn. S では上記 2 定点とは異なり、日出時には 5 m 層に卵が多く出現し、日中にかけて 5 m 以深で卵数がさらに増加した後、日中から日没時には、5 m~10 m 層の卵は減少し、表層で増加するというパターンを示した。以上のように、淀川河口沖に位置する Stn. S 以外の定点では日出時、日中、日没時ともに卵は表層に多く分布する傾向がみられたが、Stn. S ではこれらとは異なる挙動であった。

Fig. 2-18 に 6 月の、Fig. 2-19 に 7 月の調査時における水温・塩分および、それらから算出した海水密度 (σ) の鉛直分布と各水深における卵の出現割合を示した。6 月調査の Stn. D では、水温、塩分、 σ の急な変化が 5 m 層付近でみられたが、表層と底層の密度差は小さく、5 m 以深では各測定項目ともほとんど変化していなかった。Stn. F では、3 定点中最も強く成層していた。水温、塩分、 σ の大きな躍層が 3 m 層付近にみられ、5 m 以深では

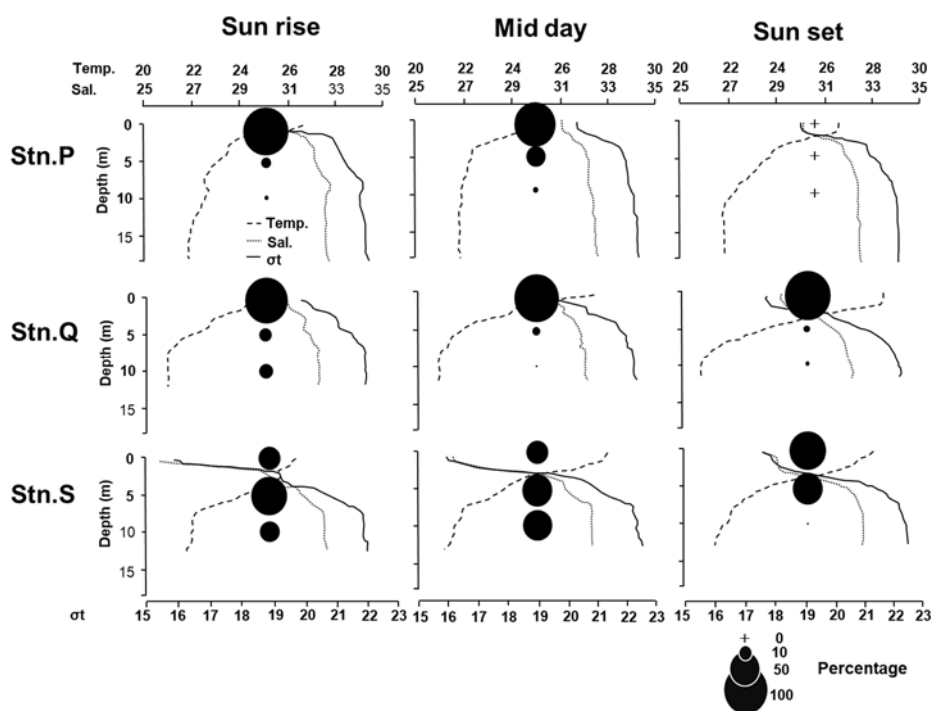


Fig. 2-19 Vertical profiles of temperature (Temp.), salinity (Sal.), Sigma-t (σ) and anchovy egg at each sampling station in July 1994. Closed circles show the density of anchovy egg in each layer.

各測定項目ともほとんど変化していなかった。さらに、Stn. F の表層では、他の 2 定点に比べ水温が高く、塩分が低く、 σ_t が非常に小さかった。このことから、Stn. F の表層では河川水の影響が強いと考えられた。Stn. G では明瞭な躍層はみられないが、各測定項目ともに Stn. D よりも表層と底層での値の差が大きかった。これを卵の出現割合とあわせてみると、表層水の σ_t が非常に小さい Stn. F でのみ、卵が表層に分布していなかった。

7 月調査時の中、底層においては 3 定点ともに水温、塩分、 σ_t の時間的な変化はほとんどなかった。表層においては、Stn. P で、日中に水温が低下、塩分・ σ_t が上昇、日没時に水温が上昇、塩分、 σ_t が低下しており、Stn. Q では、時間の経過とともに水温が上昇、塩分、 σ_t が低下していた。Stn. S では、表層水の σ_t が日出時・日中には約 16 と非常に低く、日没時には約 18 と高くなっていた。これを卵の出現割合とあわせてみてみると、Stns. P, Q では、表層において、日出時・日中・日没時に各測定項目が変化するにもかかわらず、いずれも卵は表層に集中分布していた。一方、 σ_t の非常に低かった淀川河口沖に位置する Stn. S の日出時・日中には卵が 5~10 m 層に多く、 σ_t が高くなる日没時には、他の定点と同様に、卵の主分布層は表層にあった。この傾向は、表層の σ_t が低い状況で卵が表層に分布していなかった 6 月の Stn. F の結果とも一致していた。

考察

カタクチイワシ卵出現の季節変化および水平分布と環境

大阪湾における卵の出現は 4 月から 12 月に確認された。Funamoto et al. (2004) は、大阪湾と若狭湾における本種の再生産の特徴を報告しており、大阪湾における産卵期が 4 月から 11 月であること、水温が産卵の開始だけでなく大阪湾における産卵終了にも大きく関わっていることを述べ、15°C が卵の出現の臨界水温とした。また、河野・銭谷 (2008) は表面水温に対する産卵の行われやすさを指標化し、16°C 以上で 1 以上 (1 以上で良好) となり 28.9°C で最大となることを示した。本研究においても卵の出現は概ね同様の時期に確認されたが、12 月の卵出現は、1990 年代以前は認められなかったのが、2000 年代以降ほ

ぼ毎年採集されるようになっており出現期間が長期化する傾向がみられた。特に 2013 年には 20 m³ あたり 42 個と 12 月としては多数の卵が採集されていた。大阪湾における水温は、1990 年代末頃以降、過去 40 年の平均値と比較して高め傾向にある (秋山 2015)。また、40 年間の水温変動をみると近年上昇傾向にある (第 4 章第 1 節)。すなわち、このような水温の上昇により、近年大阪湾におけるカタクチイワシの産卵期間が長期に及ぶようになってきている可能性がある。

大阪湾は淀川、大和川などの大河川が流入する湾奥から東部海域の水深が概ね 20 m 以浅であり、水深が深く外海系水の影響を強く受ける西部海域や湾口部に比べ水温の変化が大きい。このため、冬季は湾口部に比べ湾奥で水温が低い一方で、春季に水温の上昇が早く、5 月には湾口部と水温が逆転し、表層で 17°C を上回る (Fig. 2-7)。大阪湾における産卵初期 (Fig. 2-5) の 5 月には卵は湾奥の神戸沖を中心として出現しており、水温が早期に上昇した海域から産卵が開始されたことが推測される。カタクチイワシ卵は 1 日程度でふ化するため卵の分布は産卵親魚の分布をおおよそ反映すると考えられる。親魚の漁場は周年湾奥で形成されることが多いが (第 2 章第 3 節)、林 (1978) が 1970 年代に実施したマイワシとカタクチイワシの分布調査では、相対的にマイワシは低塩分海域に、カタクチイワシは高塩分海域に漁場が形成されるとしている。塩分については Fig. 2-8 に示したとおり、流入河川の影響で、通常湾奥から湾口にかけて塩分勾配が確認される。大阪湾の塩分の分布とクロロフィルの分布には相関があり (城・矢持 1986)、低塩分の湾奥において生産性が高いことが明らかになっている。林が解析を行った 1970 年から 1976 年は巾着網漁獲物の高い割合をマイワシが占めていた (Fig. 1-4)。林 (1978) は両種のそれぞれの分布を種類に適応した餌料生物の分布に基づくものと推察しているが、マイワシ資源が減少した結果、マイワシのニッチをカタクチイワシが占めることで、湾奥にも分布するようになった可能性が考えられた。

卵の鉛直分布と環境との対応

卵分布の日周変化をみると、東中部の Stn. P, Q では、表層において、日出時・日中・日没時に各環境項目の測定結果が大きく変化するにもかかわらず、いずれも卵は表層に集中分布した。一方、淀川河口沖に位置する Stn. S では、表層で σ_t が非常に低かった日出時・日中に卵が 5~10 m 層に多く、 σ_t が上昇した日没時には、他の定点と同様に、卵の主分布層は表層にあった。これは、表層の σ_t が低いとき卵が表層に分布していなかった 6 月の Stn. F における結果とも一致していた。Tanaka (1990) はカタクチイワシ卵の比重の変化から、産卵された卵がいったん浮上した後、ふ化直前に沈降することを示した。田中 (1990) によると、卵の浮上速度は 0.56 mm sec^{-1} 程度であり、産卵時刻を 22 時、日出時の調査時刻を 6 時とすると、8 時間で約 16 m 浮上することになる。卵の鉛直分布で述べたように、大阪湾における卵の産卵層を 10 m 付近とすると、日出時の調査時にはほとんどの卵が表層に浮上していることになる。したがって、淀川河口沖の Stn. S 以外の定点において、日の出時に既に表層に卵が集中していたことは妥当な結果と判断される。一方、Stn. S において日中まで 5 m 層付近に卵が分布し、日没時に浮上する傾向がみられたことから、日中まで密度の非常に低い表層水が卵の発生にともなう浮上を妨げていた可能性が示唆された。

発生段階別卵の鉛直分布

発生初期の Aa 卵が 10 m 層に最も多いこと、Aa 期以降の卵の鉛直的な動きから、大阪湾でのカタクチイワシの産卵水深は 10 m 層付近にあることが推察された。カタクチイワシの産卵水深について、中田・今井 (1981) は相模湾において水深 20 m 付近、桑原、鈴木 (1984) は若狭湾において 50 m 前後としており、本研究で推定された産卵水深はこれらと比較してかなり浅い。今回卵が多く採集された海域は、いずれも東部の 20 m 以浅の浅い海域であり、外海の深い海域に比べ産卵が浅海に限定されたことが推察される。近年、成魚による同種の卵仔魚の共食いが、加入量に影響する初期減耗要因として注目されている (Hunter & Kimbrell 1980, Dwyer et al. 1987, Brodeur et al. 1994 など)。伊勢湾におけるイカ

ナゴでは、ふ化仔魚への親魚群による捕食が報告されており（山田ほか 1998）、集中分布する産卵直後の卵においては、親魚による捕食の危険が高いことが推察される。前述の通り、Tanaka(1990) はカタクチイワシ卵の比重の変化から、産卵された卵がいったん浮上した後、ふ化直前に沈降することを示した。本調査においても発生中期・発生後期の卵は主に表層に主に分布した。このように発生段階の進んだ卵が表層に分布するということは、10m という非常に浅い水深で産卵された卵が速やかに浮上することで、親魚による産卵直後の捕食を避けることができる可能性を示唆している。次の段階として、親魚の主分布層や日周鉛直移動パターン等を詳細に調査する必要がある。

第2節 大阪湾におけるカタクチイワシ卵サイズの季節変化と産卵群の関係

背景と目的

カタクチイワシは生後1年未満で親魚となり産卵可能となる。また、水温と栄養条件が整えば、同一個体が毎月のように産卵を続けることができるとされる（平本 1969, Tsuruta & Hirose 1989, 轟田 1992 など）。シラス漁業は次々と発生してくる群れを漁獲することで成り立つため、産卵量と産卵からシラスとして漁獲されるまでの生残が漁の豊凶を左右する重要な要因となる。魚類仔稚魚期の生残については Hjort (1914) による critical period 仮説を起源とする飢餓仮説が長く主流であった。しかし、近年は仔稚魚期の被食が加入量水準の決定に大きく影響し、捕食の回避には成長速度やサイズそのものが重要であると考えられている（Takasuka et al. 2003 など）。他方、太平洋ニシン、大西洋マアジ、大西洋マダラなどでは大型卵に由来する大型の仔魚の生残率が高いという報告がある（Blaxter & Hempel 1963, Theilacker 1981, Knutsen & Tilseth 1985 など）。卵の大きさは卵に蓄積されたエネルギー量の指標であり、特に摂餌開始期仔魚の生残能力に影響を与えることが推察される。摂餌開始期のカタクチイワシ仔魚の生残能力に対する卵サイズの影響については今井・田中（1998）の研究があり、飼育実験において卵サイズの大きいグループがより長く生残する傾向が報告された。また、種苗生産現場では良質の卵を得るためには良質の親魚を使用することは

大原則となっている。天然海域においても、マサバ等において仔稚魚期の生残には母性効果が認められており（米田私信）、肥満度の高い親から産卵された卵からふ化した仔魚の生残率が高いことが示されている。カタクチイワシにおいても、飼育実験において産卵一回あたりの個体の卵数、卵サイズといった産卵特性と卵・仔魚の生残の関係が水温、餌環境によって大きな影響を受けることが明らかになっているが（米田ほか 2011）、天然海域に生息するカタクチイワシで卵質から生残を検討した例はない。本項では親魚群の産卵動態を明らかにするとともに、卵質の指標として卵の大きさに注目し、季節的な卵体積の推移と環境要因および親魚の状態との関係について検討する。

材料と方法

卵仔魚の採集と環境項目の測定

解析に用いた卵および仔魚は第2章第1節で示した丸特ネット（口径 45 cm, 目合い 0.335 mm）の鉛直曳網による卵仔魚調査で得られた標本のうち、2001年1月から2006年12月のものを使用した。カタクチイワシ卵は長径（L）と短径（S）を万能投影機（Nikon V12）により 0.01 mm の精度で測定した後、体積（V）は回転楕円体に近似し、次式により産出した。

$$V = \pi \times 6^{-1} \times L \times S^2$$

カタクチイワシ仔魚については実体顕微鏡下で接眼マイクロメーターを用い、全長(TL)を測定した。

環境データは、CTD（アレック電子製、クロロテック MODEL ACL215-DK）により取得した水温、塩分データから 10 m 層の値を抽出して使用した。さらに、カタクチイワシ卵と同時に採集された動物プランクトンのうちカイアシ類について個体数を計数した。

カタクチイワシ成魚の漁獲量および魚体測定

カタクチイワシ成魚の密度は、2001年～2006年に巾着網組合に所属する巾着網標本船1ヶ月続の漁業日誌からカタクチイワシ漁獲量を集計し、指標とした。魚体測定用のカタクチイワシは、2001年～2015年に、大阪湾中部に位置する春木漁港 (Fig. 2-1b) において前述の巾着網により漁獲された漁獲物から、月1～2回の頻度で採集した魚体の被鱗体長 (BL) を1 mmの精度で100個体以上について測定するとともに、50個体について体重 (BW) を0.1 g、生殖腺重量 (GW) を0.01 gの精度でそれぞれ測定した。測定したBL, BW, GWから以下の式により、肥満度、生殖腺熟度指数を計算した。

$$\text{肥満度 (CF)} = \text{BW} \times \text{BL}^{-3} \times 10^6$$

$$\text{生殖腺熟度指数 (GI)} = \text{GW} \times \text{BL}^{-3} \times 10^7$$

結果

2001年から2006年におけるカタクチイワシ卵の採集数は2001年から2003年は比較的高水準であったが、2004年から2006年は低水準となった。月別では、2005年を除き6～7月を中心に出現し、2001年、2004年、2006年には9月にも小さなピークが確認された。仔魚の出現は概ね卵と同様の出現傾向を示したが、2005年のみ卵より1ヶ月早く出現のピークが確認された (Fig. 2-20)。

2001年から2006年におけるカタクチイワシ卵体積、水温、塩分、カイアシ類密度の月変化 Fig. 2-21 に示した。卵体積は6カ年のうち2001年、2004年、2005年で類似した変化を示した。すなわち、5月に比較的大型の卵が出現した後6月に小型化し、その後徐々に大型化した。2002年は9月まで小型卵で推移した後、11月まで徐々に大型化した。2003年は2001年などと同様6月に小型化した後、8月まで小型のままであったが、9月に大型化しその後は12月までほぼ横ばいで推移した。2006年は7月まで小型化した後、8月に若干

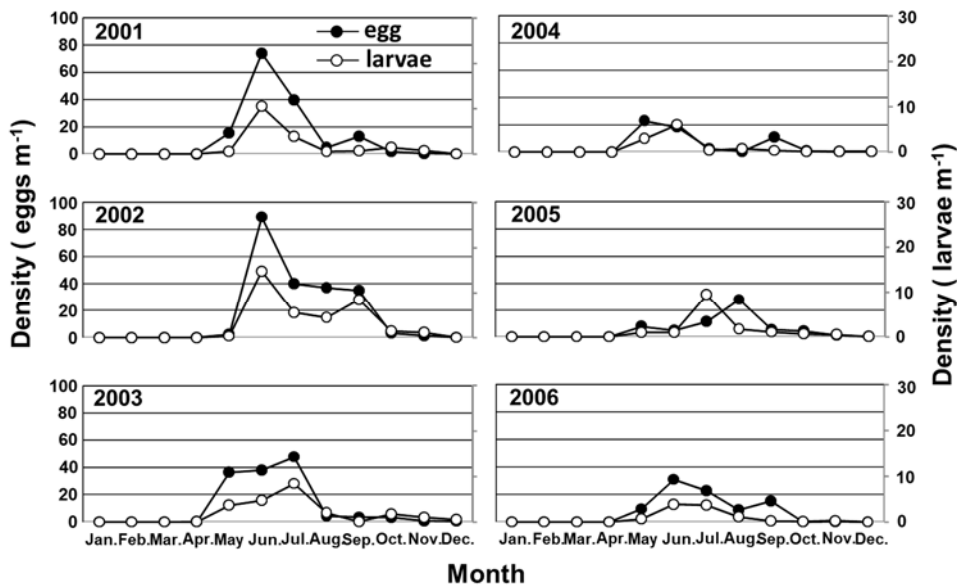


Fig. 2-20 Monthly changes in average density of eggs and larvae caught by Marutoku B type net at 20 stations in Osaka Bay.

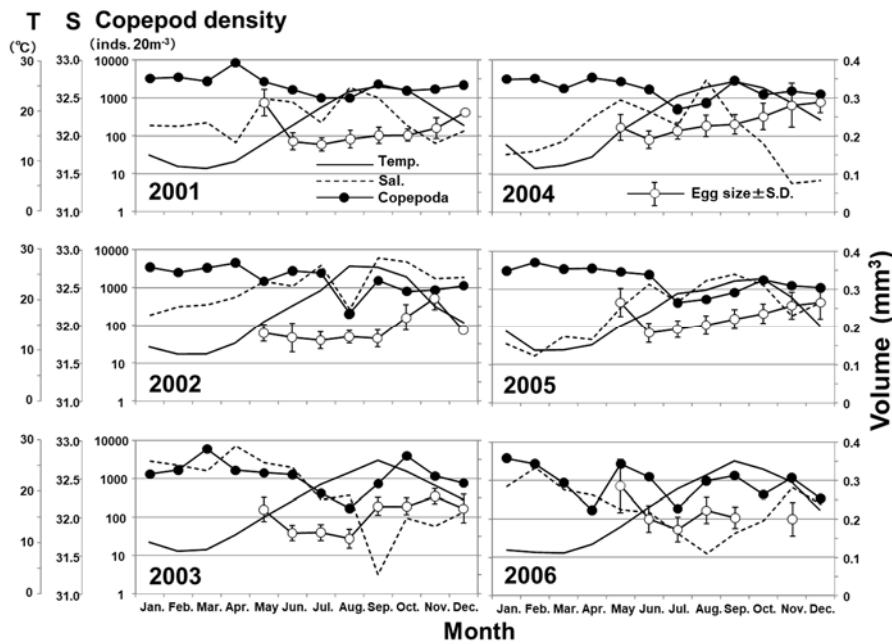


Fig. 2-21 Monthly changes of egg volume of anchovy, temperature, salinity, density of copepods in Osaka Bay.

サイズが増加し、横ばいとなった。共通の傾向として卵の体積は概ね初期の5月に大きく、6月に小型化するがその後の変化は年により異なった。10 m 層水温はすべての年で2月ないし3月に最低となった後上昇し、9月に最高となった。最低値は2006年の8.4°Cで、その他の年も概ね8°C台から9°C台であったが、2005年のみ10.3°Cと比較的高い値であった。

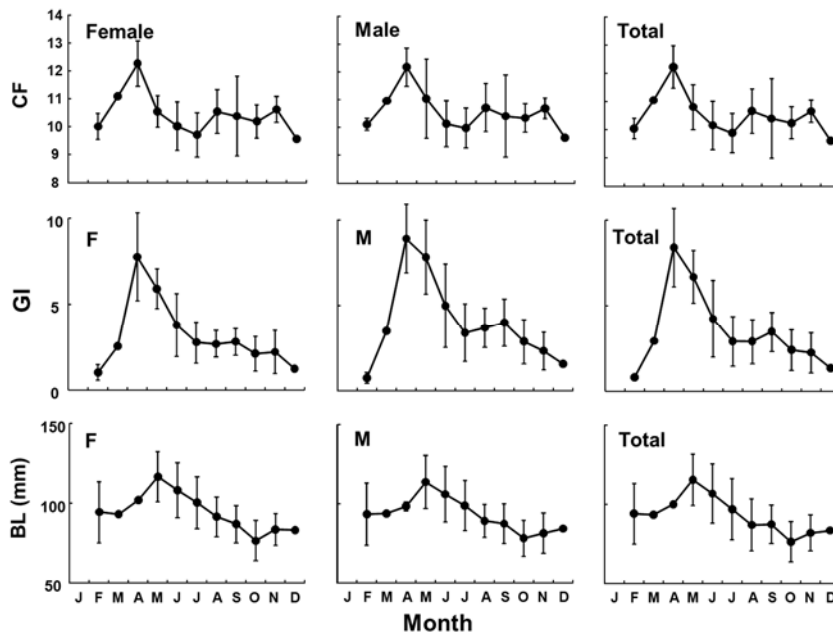


Fig. 2-22 Monthly changes of condition factor (CF), gonad index (GI) and body length (scaled body length, BL) collected by purse seine in Osaka Bay. F: female, M: male. Closed circles indicate means and vertical bars standard deviation from 2001 to 2014.

一方、最高水温は概ね 25℃後半から 26℃であったが、2005 年のみ 24.1℃と低い値となった。塩分は変動が大きく一定の傾向は確認されなかった。カイアシ類密度は 2006 年については変動が大きかったが、他の年は比較的類似した傾向を示した。すなわち 2 月から 4 月に最大となった後、低下傾向を示し、7 月ないし 8 月に最低値を示した後再び上昇した。

Fig. 2-22 に 2001 年から 2014 年の大阪湾で漁獲されたカタクチイワシにおける肥満度、生殖腺熟度指数、および被鱗体長平均値の月変化を示した。肥満度の平均値は雄、雌とも 4 月まで増加した後、5 月以降 7 月まで急激に減少した。8 月に若干増加したが、その後は横ばいで推移した。生殖腺指数の平均値は雌雄とも 4 月に急激に上昇し、5 以上となった。その後、5 月まで 5 以上で継続した後、6 月に急減した。9 月までは 3 前後で推移したが、その後さらに 12 月まで低下した。被鱗体長の平均値は雌雄とも 5 月まで増加した後、10 月まで徐々に減少し、その後微増もしくは横ばいとなった。Fig. 2-23 に月別被鱗体長組成を示した。ただし、2001 年はサンプルを得られたのが 7 月のみであったため図からは除外した。5 月の標本が得られたのは 2003 年、2004 年、2006 年の 3 カ年であったがいずれも

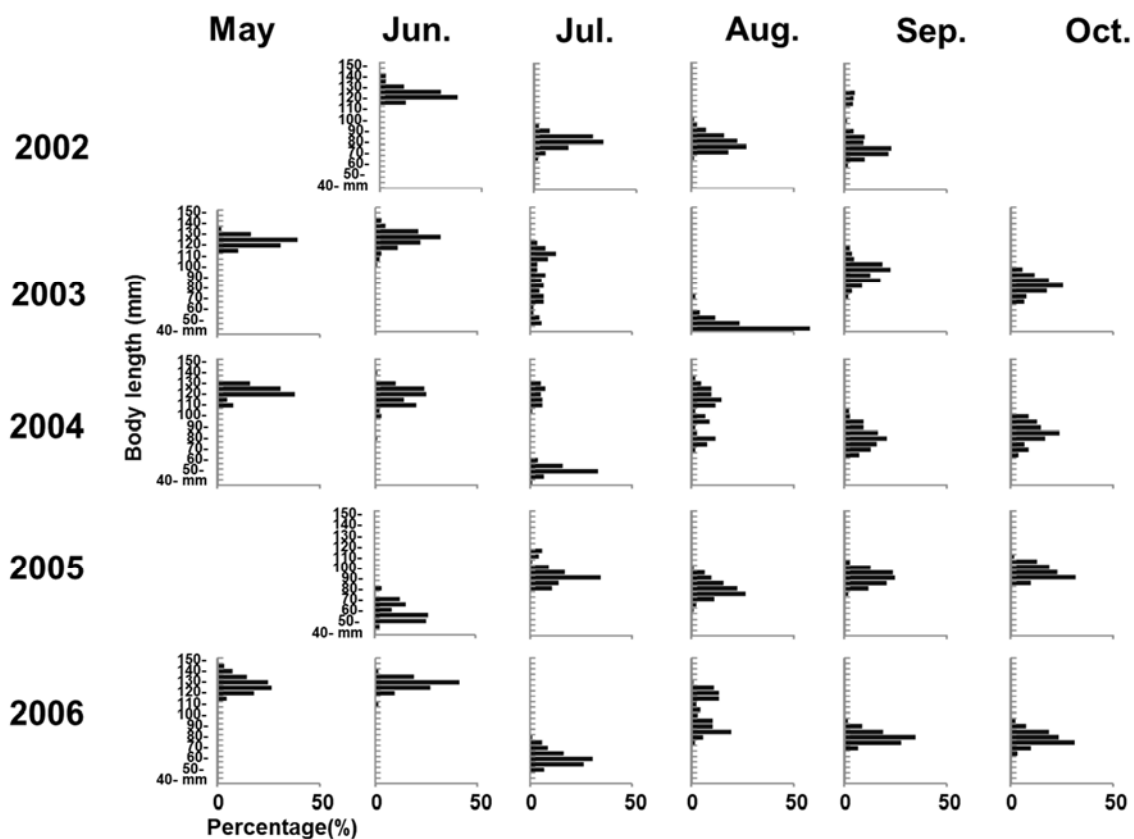


Fig. 2-23 Monthly changes in body length (scaled body length) composition of Japanese anchovy collected by purse seine in Osaka Bay.

120 mm 台にモードを持つ推定 1~2 歳魚で特に 2006 年は 140 mm を上回る個体も混在した。6 月は 2001 年を除く 5 カ年で被鱗体長組成が得られ、2005 年のモードが 50 mm 台となった以外は 120 mm 以上の魚群を漁獲していた。7 月はすべての年で標本が得られたが、年により組成に違いがみられた。すなわち、2001 年が 70 mm 台、2002 年が 80 mm 台、2005 年が 90 mm 台、2006 年が 60 mm 台、2003 年は、モードは 110 mm 台であるがピークは小さく広い範囲の体長を持つ魚群が漁獲されていた。また、2004 年は 120 mm 台と 50 mm 台に明確なモードの分離がみられた。8 月は 2005 年の 50 mm 台を除き、70 mm 台から 80 mm 台にモードを持つ年が多かったが、2004 年、2006 年のように大型個体が比較的残存している年もみられた。9 月は 70 mm 台から 90 mm 台にモードを持つ年が多く、大型個体の頻度は減少していた。さらに 10 月ではモードは 9 月とほぼ同様であるが大型個体がほぼ出現

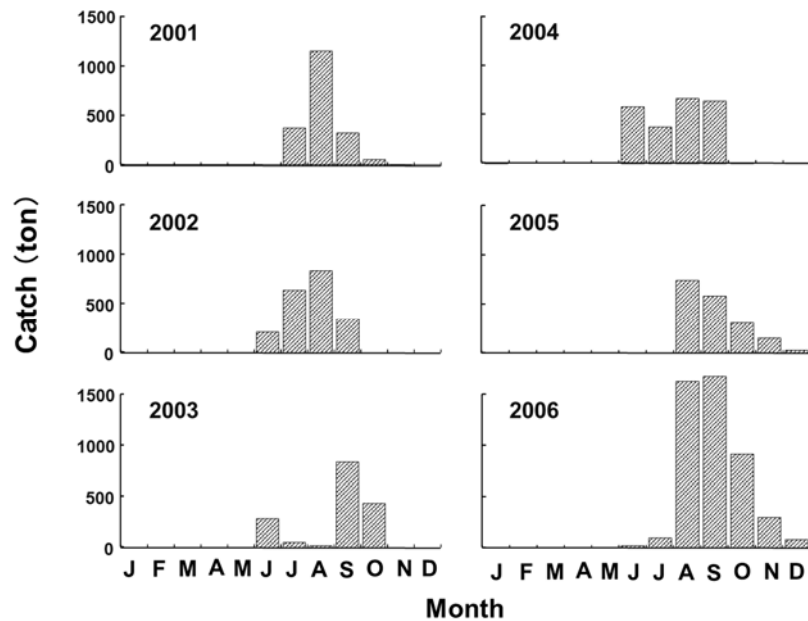


Fig. 2-24 Monthly changes in fishery catch of Japanese anchovy by commercial fishing boat from 2001 to 2006.

しなくなった。巾着網標本船におけるカタクチイワシ漁獲は1月および6月から12月に行われ、概ね6月から9月が盛期で、漁獲量のピークは2003年を除き8月であった。年間漁獲量は2006年が最も多く、2003年が最も少なかった (Fig. 2-24)。

2006年の各調査月の各定点における水温、塩分、カイアシ類密度と卵体積の関係を Fig. 2-25～Fig. 2-27 にそれぞれ示した。ただし、10月はカタクチイワシ卵が採集されなかった。塩分との間に顕著な関係性は確認されなかったが、水温との関係においては、低水温で卵

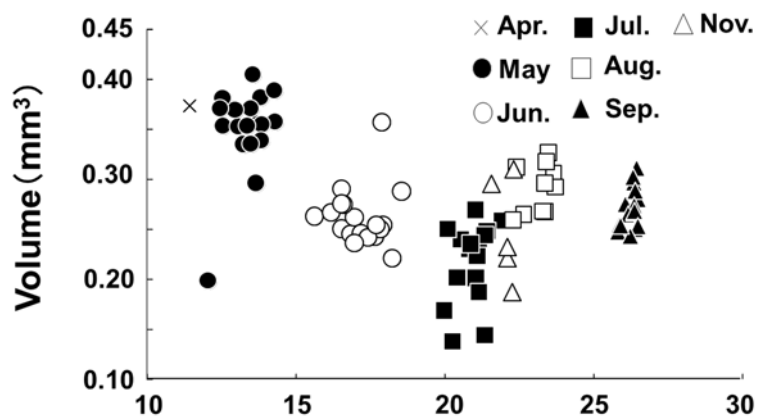


Fig. 2-25 Relationship between water temperature of 10 m layer and egg volume collected by Marutoku B type net in 2006. No eggs were collected in October.

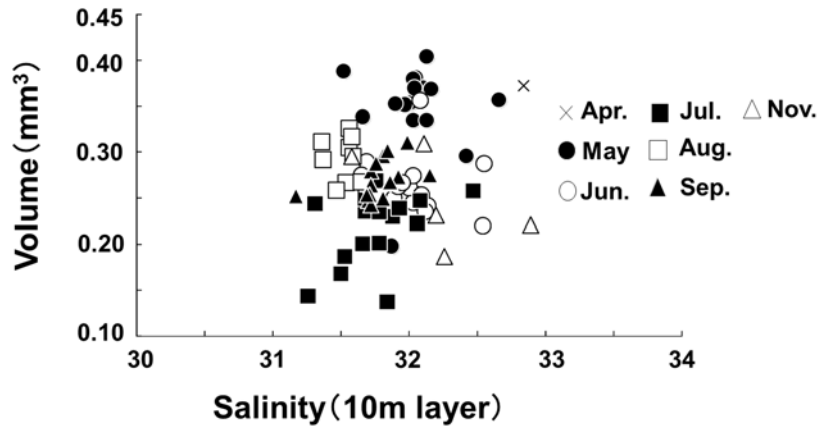


Fig. 2-26 Relationship between salinity of 10 m layer and egg volume collected by Marutoku B type net in 2006. No eggs were collected in October.

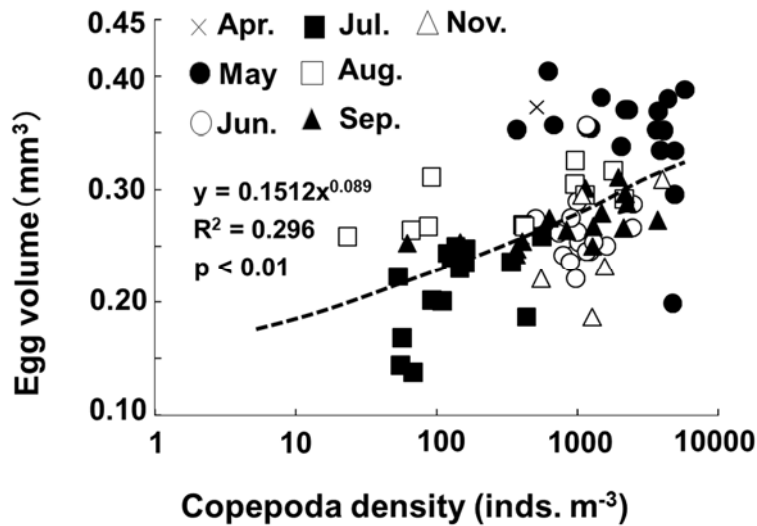


Fig. 2-27 Relationship between copepod density and egg volume collected by Marutoku B type net in 2006. No eggs were collected in October.

の体積が大きく、20°Cあたりまで減少した後約25°Cまで増加する傾向を示した。また、カイアシ類密度との関係においては、弱い正の相関が確認された ($p < 0.01$)。

考察

水生生物の産卵頻度、産卵数、卵径、産卵場は、魚体の栄養状態や生理活性を通して間接的に、あるいは水温および餌料環境により直接制御される (栗田 2010)。大阪湾のカタクチイワシ卵体積の季節変化を概観すると、調査期間の中では出現初期の5月に大きく、

初夏に減少した後秋季に再び増加する傾向を示した。今井・田中（1987）は、カタクチイワシの卵体積は水温により変化し、水温が高くなるほど卵は小さくなることを報告しており、この傾向は Yoneda et al. (2014) の飼育実験でも確認されている。また、Imai & Tanaka (1994,1997) は、カタクチイワシの産卵期間中 1 回あたりの産卵数が、卵のサイズとトレード・オフの関係をもって季節的に変化することを報告した。すなわち、低水温期には大型卵を少産し、高水温期には小型卵を多産することを示した。さらに、Yoneda et al. (2015) はカタクチイワシにおいて餌の量と水温で産卵間隔等がコントロールされることを示し、飽食状態では、水温が上がると卵の成熟速度は速く、産卵間隔は短くなることを飼育実験で示した。これらの先行研究に従うと、餌料環境が十分な条件では、卵体積は水温が高く卵の成熟速度の速い 9 月前後に最も小さくなることが想定される。しかし、本研究においては、卵の体積が最小になるのは大阪湾で最も水温が高い 9 月ではなく、水温 20℃前後の 6 月から 8 月であり、上記の知見とは矛盾した傾向となった。

本研究において、カイアシ類の密度と卵体積の間に弱い正の相関がみられたことから、大阪湾においても親の餌料環境が卵体積に一定の寄与をしていることが確認された (Fig.2-27)。カイアシ類密度は 7 月～8 月の夏季に低くなる傾向がみられた (Fig. 2-21) が、一般に、水温の上昇に伴い魚類の基礎代謝は増加することから、カイアシ類密度が減少する夏季に餌料環境が十分でなくなる可能性が考えられる。2001 年から 2015 年の 15 年のデータを平均した親魚群の肥満度は雌雄とも 4 月まで増加した後、急減し 7 月に最低となった (Fig. 2-22)。銭谷ほか (2005) は瀬戸内海で水温、親の肥満度が産卵間隔、産卵数に及ぼす影響を調査した結果、肥満度が大きいときに相対産卵数が多くなること、高水温期に肥満度が低くなる傾向があることを報告し、餌料量が限定されているときには水温上昇に伴い栄養状態が低下し、再生産に振り向けられるエネルギー量も減少すると推察した。Tsuruta & Hirose (1989) は飼育条件下において餌料供給量の多さが 1 回あたりの産卵数および産卵間隔に影響を及ぼすことを示し、給餌量が少ない実験区で卵の大きさが小さくなったことを報告している。カタクチイワシは産卵期間中に摂取したエネルギーを速やかに再生産に

利用する性質 (income breeder) を持つ (栗田 2010) ことから、水温の上昇による卵の小型化に加えカイアシ類密度が低かった 7 月～8 月は産卵に振り向けられるエネルギーが少なかったことにより、卵がより小型化したものと推測される。カタクチイワシの成熟には光周期と水温が重要な役割を果たし、最終成熟と産卵には水温 (約 15°C) が引き金として必要であるとされ (鶴田 1992)、肥満度が最大となった 4 月は水温がいずれの年も 15°C 以下と低く、産卵が行われていないことから、餌料環境が良好な 4 月までに栄養を蓄積し、産卵が開始される 5 月に大型卵を産出したと思われる。

魚類の卵体積に影響を与える要因として、本研究で確認された水温、餌料環境の他、サイズ、年齢、産卵経験といった親魚の状態が想定される (栗田 2010)。須原ほか (2013) はカタクチイワシにおける繁殖特性の海域間比較を行った結果、相模湾や駿灘、若狭湾では春季の大型の産卵親魚群が出現し、秋季に小型群になることを報告している。大阪湾においても概ね 7 月前後に大型の群から小型の群に変わることが本研究において明らかになった。親魚の体長組成をみると 5 月に標本が得られた 2003 年、2004 年、2006 年はいずれも被鱗体長 120 mm 台にモードを持つ組成であり、特に 2006 年は 140 mm 以上の個体も出現した。6 月以降の体長組成は年により違いがあったが、この時期から被鱗体長 50 mm～60 mm の新規加入群が出現し始める年が確認された。カタクチイワシは半年で被鱗体長 80 mm、1 年で約 110 mm に、2 年で 130 mm～140 mm に成長する (横田・古川 1952, 土井ほか 1978)。すなわち漁期の初期においては前年、ないし前々年生まれの子魚が主な対象であるのに対し、6 月以降は徐々に当年発生の子魚に漁獲が移行するというパターンがあることが示唆された。カタクチイワシの寿命は概ね 2 年～3 年とされているが (Hayashi 1957 など)、成長曲線と漁獲物の体長組成 (Fig. 2-23) から判断すると大阪湾においては 1 歳魚でほぼ漁獲しつくしてしまい、1 歳魚以上から当歳魚への漁獲物の変化は初夏から夏季に起きるものと推測される (Fig. 2-23)。一般的には大型で高齢個体ほど大きい卵を相対的に (体重あたり) 多く産み、産卵期が長い、このことはエネルギー配分様式が成長に伴って変化することから説明できるとしている (栗田 2010)。すなわち、若齢魚では相対的に

成長に多くエネルギーが配分されるが、成長に伴って繁殖に配分できるエネルギーの割合が増加する。すなわち水温が最も高くなる9月ではなく7月に卵体積が最低になったのは、水温や餌料環境に加えて親魚群が小型群に変わったことも要因の一つと推測される。

米田（2010）は多回産卵を行う魚類について、一回目の産卵で生み出された卵より二回目以降の卵の方が良質と報告している。カタクチイワシ卵の出現は5月～7月と8月～10月に2つのピークを持つ年も多い（Fig. 2-4）。一方で、シラス漁獲量に8月～10月のピークはほとんど見られない（後述 Fig. 3-4）。多くの年で8月以降出現する卵の親魚は新加入の当年発生群であり、1回目産卵の卵が多く含まれると推測されることから、卵体積が小さいことと併せ、秋季に出現する卵は春季よりも卵質が劣るため、カタクチシラス資源への加入までの減耗が大きい可能性が考えられる。

第3節 大阪湾におけるカタクチイワシ親魚群の動態と食性

背景

大阪湾では、ぱっち網でシラス期のカタクチイワシを、中型まき網（以下、巾着網）でカエリ期（変態期）以降のカタクチイワシを漁獲する。巾着網における過去の漁業実態については、林（1978）が既に報告しているが、第1章第4節で示した通り、大阪湾におけるイワシ類を主とした浮魚類の魚種組成は大きく変化しており、餌を巡る競合種と考えられる（山本・片山 2012）マイワシの漁獲が主体であった1970年代前半と近年とでは、漁場や生産構造が異なっている可能性がある。本節では近年の巾着網漁獲データからカタクチイワシのカエリ期以降の幼魚～成魚群の出現動態を明らかにするとともに、カエリ期以降の食性と環境中の餌生物との関係について検討した。

材料と方法

カタクチイワシ成魚動態調査

カタクチイワシ親魚の出現と分布は大阪湾中部に位置する春木漁港（Fig. 2-1b）を基地と

する巾着網標本船（1ヶ統）に依頼した漁業日誌に記されたデータを解析した。2010年から2016年の漁業日誌に記載された魚種別日別漁獲量データからカタクチイワシの漁獲量を月別に集計した。また、記載された漁場からカタクチイワシの漁獲があった出漁日のデータを抽出し、分布を推定した。

カタクチイワシ成魚の食性調査

食性調査は2014年7月から9月、2015年の4月から10月、および2016年2月に行った。カタクチイワシの標本はFig. 2-1bに示した春木漁港において、およそ月1回の頻度で巾着網漁船により水揚げされた漁獲物を入手した。巾着網は日の出から操業を開始するが、試料は午前8時前後に帰港する1回目の水揚げで搬入された漁獲物とした。漁港で入手したカタクチイワシは氷蔵した後、速やかに研究室に持ち帰り、午前中ないし午後1時頃までには処理を開始した。各調査時50個体について、被鱗体長、体重を測定した後、消化管を取り出した。取り出した消化管はホルマリンで固定し、空胃でない試料を10個体抽出し、分析に供した。消化管内容物は実体顕微鏡下で種査定を行った後、分類群ごとの容積比を目視で判定し、ろ紙上で水分を取り除いた後電子天秤（FX-200i, A&D社製）を用いて重量を1mgの精度で測定した。2014年7月から9月に月1回の頻度で3定点（Fig. 2-1a, Stns. 1, 12, 18）において、大阪府立環境農林水産総合研究所調査船「おおさか（19t）」により、北原式定量ネット（上部リング口径24cm、目合い100 μ m）を海底上1mから鉛直曳網し、動物プランクトンを採集した。採集した動物プランクトンは船上でホルマリン原液を濃度が10%になるように添加して固定した後実験室に持ち帰り、種の査定と個体数の計数を行った。加えて、第2章第1節で行ったカタクチイワシ卵仔魚調査で丸特ネットにより同時に採集されたカイアシ類について、1995年～2015年における各定点の密度を整理した。

結果

カタクチイワシ親魚の出現と漁場の分布

2010年から2016年において、12月以外すべての月にカタクチイワシが漁獲された (Fig. 2-28)。漁獲のピークは概ね7月から9月に見られ、10月に急減する傾向があった。また、夏季のピークとは別に、2月～3月の冬春季に小さいピークが見られる年が多かった。漁場の推移を月別にみると、1月は、頻度は低いものの湾奥から関西国際空港北部までの沿岸に形成されていた (Fig. 2-29)。2月には、漁場は南部に広がり岬町沖まで形成された。3月から4月は2月と類似した漁場分布であったが、大阪市から堺市にかけての沿岸で頻度が上昇した。5月になると漁場は北上し、湾奥の頻度がより高くなった。6月～9月にかけては関西国際空港以北の沿岸で広く、特に湾奥では高頻度に形成された。10月になると漁場は北部に収束し、大阪市から堺市の沿岸でのみ高密度に形成された。さらに11月は10月と同様の漁場分布であったが範囲が縮小した。

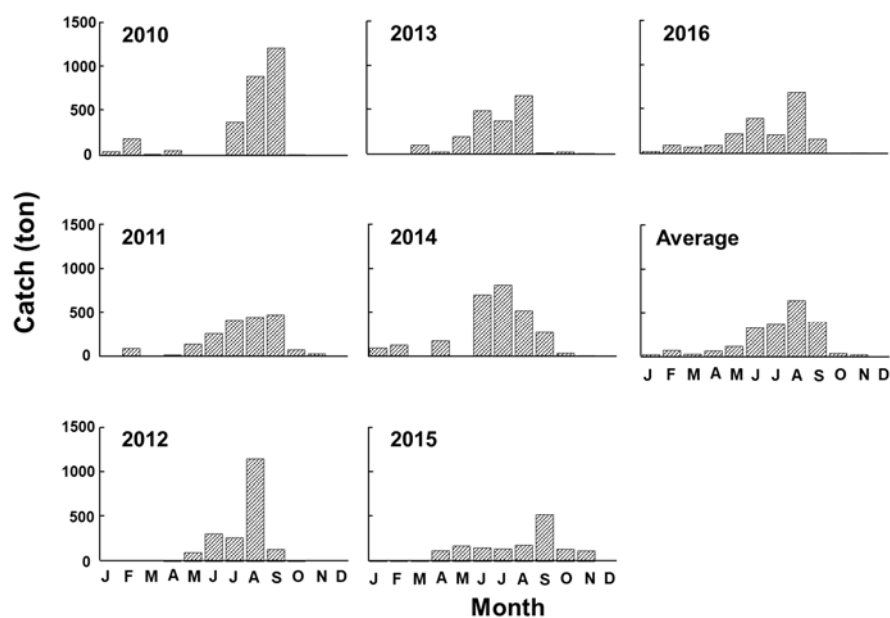


Fig. 2-28 Monthly changes in fishery catch of Japanese anchovy by a commercial fishing boat.

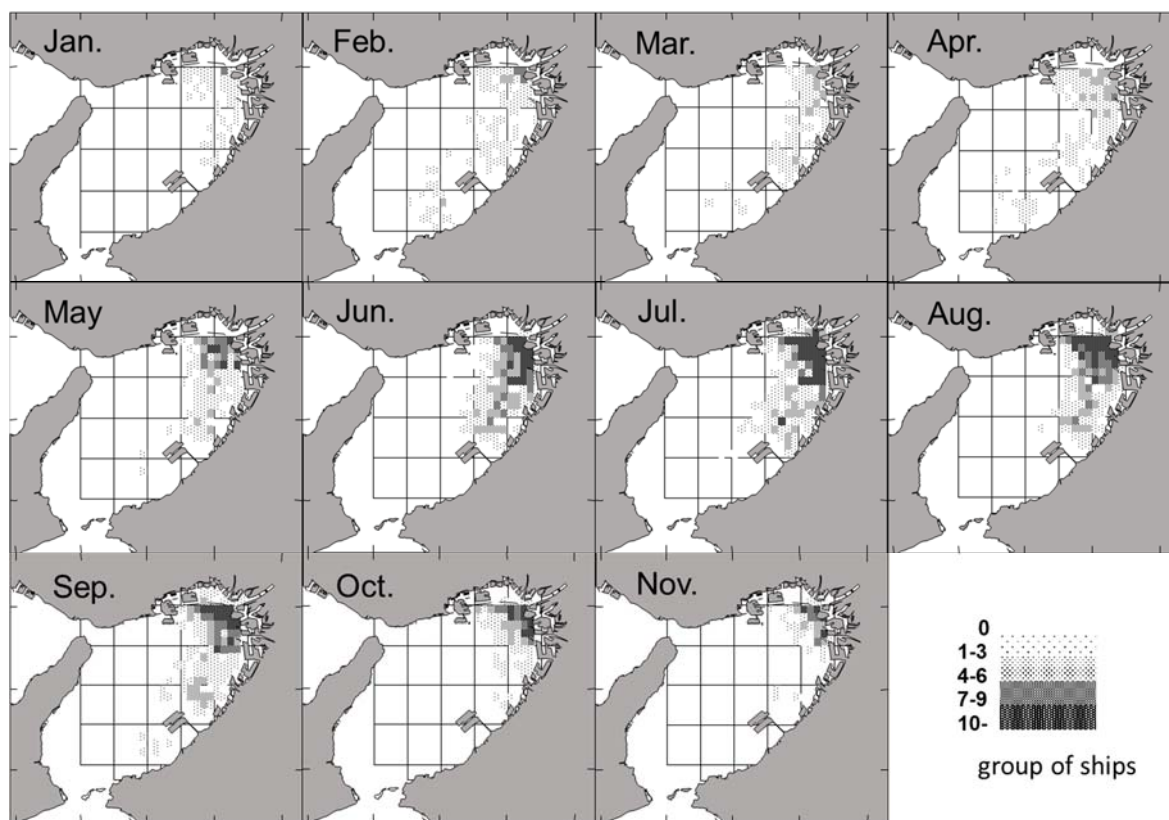


Fig. 2-29 Monthly change in frequency distribution of fishing site of a commercial fishery seine boat from 2010 to 2016. No fisheries were conducted in December.

カタクチイワシ親魚の食性

胃内容物の分析に使用したカタクチイワシは、2014年は被鱗体長 68 mm~120 mm, 2015 年は 80 mm~127 mm の個体であった。カタクチイワシ胃内容物は、2014 年には調査を行った 7 月, 8 月, 9 月のいずれも個体数ではカイアシ類がほとんどを占めていたが、容積、重量では不明消化物を除くと 7 月は環形動物が、8 月はカイアシ類と魚類が、9 月はカイアシ類と蔓脚類が多くを占めていた (Fig.2-30)。このうち魚類のほとんどはカタクチイワシの鱗等であった。2015 年は、個体数では 5 月に蔓脚類が大半を占めた以外は、カイアシ類が多くを占めた (Fig.2-31)。容積、重量においても不明消化物を除くとカイアシ類が多くを占めたが、5 月には蔓脚類が、8 月は環形動物が、10 月は刺胞動物

が比較的高い割合で出現した。胃内容物中での植物プランクトンの出現はごくわずかであった。

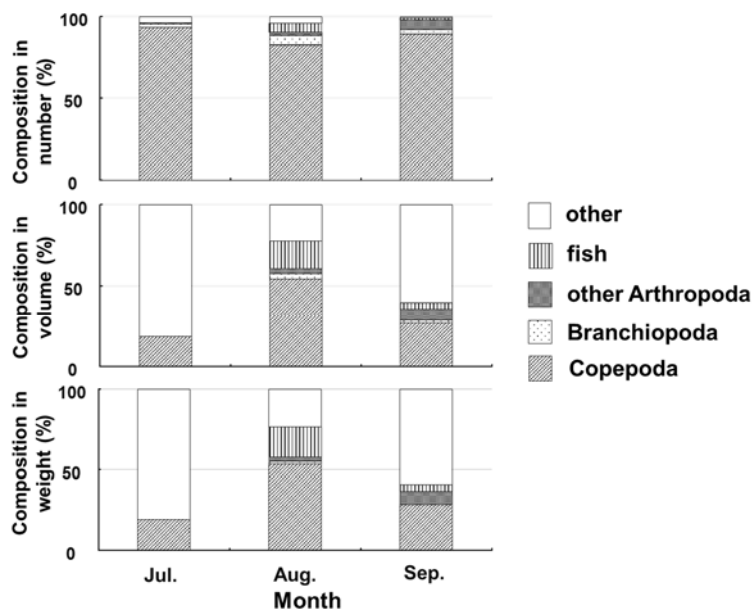


Fig. 2-30 Composition of digestive tract content of Japanese anchovy collected in inner part of Osaka Bay in 2014.

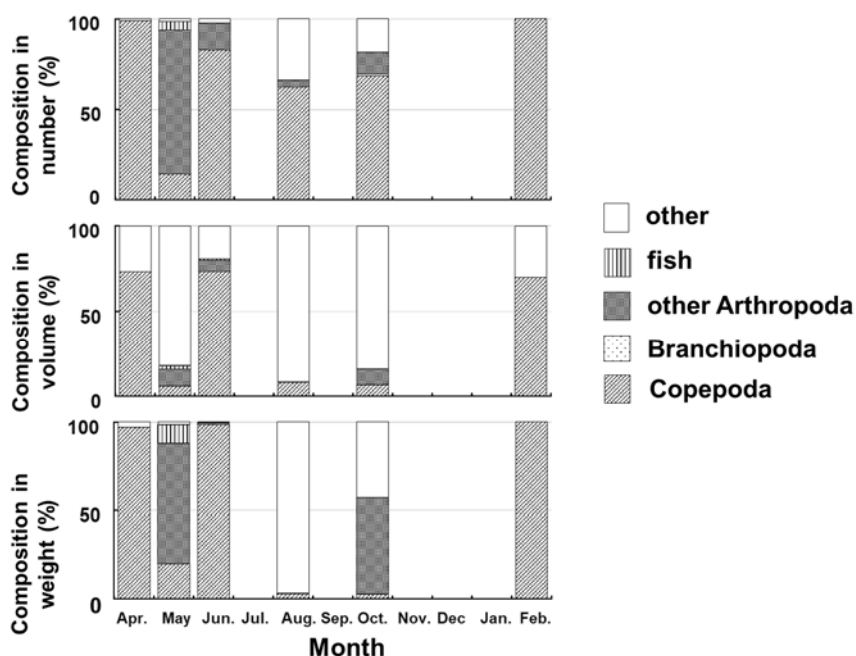


Fig. 2-31 Prey composition of digestive tract content of Japanese anchovy collected in inner part of Osaka Bay from April to October in 2015 and February in 2016. There were no data in July, September, November and December in 2015, and January in 2016.

丸特ネットで採集された1995年～2015年のカイアシ類における平均分布の月変化を Fig. 2-32 に示した。採集されたカイアシ類は、ネットの目合い (335 μm) から逸脱しないコペポディド幼生以降の個体であった。カイアシ類密度は、5 月には堺市沿岸を中心とする東部海域で高く南西部で低かった。6 月には堺市沿岸と関西空港周辺を中心として東部で高く、5 月と同様に南西部で低い傾向であった。7 月は湾中央から北部で高く、北東部で低い傾向であった。8 月は海域全体でカイアシ類密度は低く、関西空港北部で幾分高い程度であった。9 月は沿岸部で低く関西空港北東の1 定点で若干高い傾向であった。10 月になる

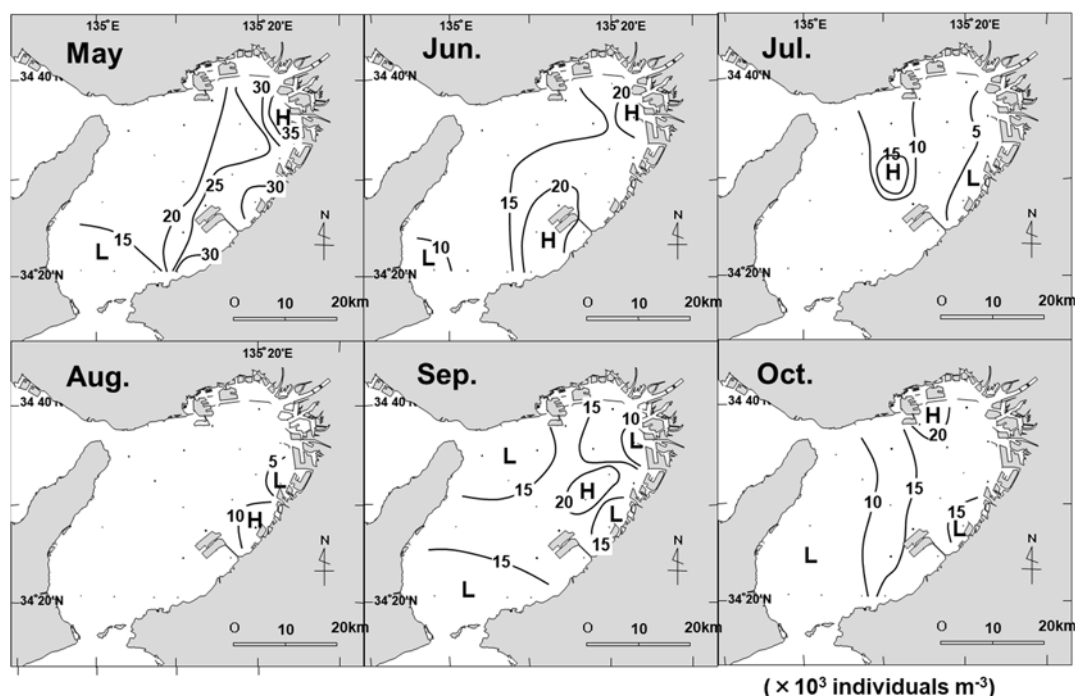


Fig. 2-32 Horizontal distribution of average density of copepod from 1995 to 2015 collected by Marutoku B type net in Osaka Bay.

と湾北部の神戸沖を中心に概ね湾東部で高く、西部で低い傾向であった。総じてカイアシ類密度は湾北部ないし東部で高く、西部と南部で低かった。

2014年の7月～9月におけるカタクチイワシ胃内容物の種別割合と、カタクチイワシの漁場が高い頻度で形成された (Fig. 2-29) 湾奥定点 (Stn.18) における環境中の動物プランクトンの種別割合を Fig. 2-33 に示した。7月の胃内容物はカイアシ類の *Paracalanus parvus* および Paracalanidae が 3/4 を占めていたが、北原式定量ネットではカイアシ類の *Oithona*

davisae および *Oithona* sp. のコペポディド幼生が高い割合を占め、*P. parvas* の出現は少なかった。8 月は胃内容物中にはカイアシ類の *Acartia* sp. のコペポディド幼生および *Acartia omorii* が高い割合で出現したが、北原式定量ネットではカイアシ類の *Microsetella noevegica* や *O. davisae* の割合が高かった。さらに、9 月は胃内容物中と北原式定量ネットでカイアシ類の *M. norvegica* やカイアシ類のノープリウス幼生が多い点で共通していたが、その割合は大きく異なっていた。このように、胃内容物中に出現する種類と環境中に出現する動物プランクトンの組成はかならずしも一致しなかった。

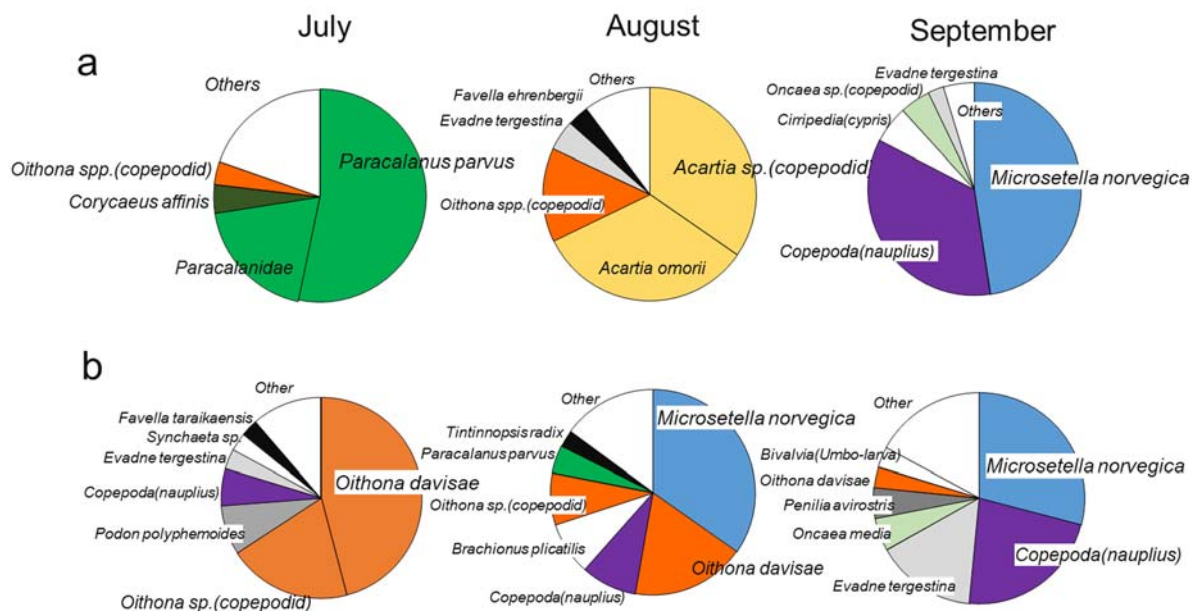


Fig. 2-33 Prey composition of digestive tract content of Japanese anchovy (a) and zooplankton composition collected by Kitahara quantitative sampling net at Stn. 18 (b) in 2014.

考察

Fig. 2-24 に示した 2001 年～2006 年までの漁獲状況と、Fig. 2-28 で示した 2010 年～2016 年のカタクチイワシの漁獲状況を比較すると、2006 年までは 12 月まで漁獲が継続する年もある一方で、1 月から 4 月の冬春季にはほとんど漁獲がなかった。2010 年～2016 年の漁獲状況では、10 月以降の漁獲が急減する一方で、1 月～4 月にも比較的まとまった漁獲があるようになった。すなわち、近年は冬季に紀伊水道に移動せず大阪湾に残存する親魚群

が増加したが、早期から漁獲が行われるようになったことで大型の親魚群を 10 月までにほぼ漁獲し尽くしていることが推察される。第 2 章第 1 節では、近年 12 月まで卵仔魚の出現が確認されるようになったことを示したが、本章における親魚群の出現状況の結果から判断すると、その原因として近年の温暖化傾向 (秋山 2015) により漁獲の主体となった当歳魚が 12 月まで産卵可能な状況になったことが推察される。

大阪湾においてカタクチイワシ親魚を主に漁獲する巾着網の 1970 年～1976 年の漁場については、林 (1978) により詳細にまとめられている。これによると、調査が行われた 1970 年代はマイワシ資源が増加傾向にあり、マイワシは湾奥の低塩分海域に、カタクチイワシは大阪府南部の高塩分海域に漁場が形成されるとし、その要因としてそれぞれの餌料生物の分布を反映したものと考察している。すなわち、植物プランクトンを主に摂食するとされるマイワシが植物プランクトンの生産性の高い湾奥で、動物プランクトン食とされるカタクチイワシが動物プランクトンの豊富な中部沿岸にかけて多いとした。本研究においては 2 月～5 月の冬春季には南部の高塩分海域に漁場が広がる傾向がみられたが、それ以外の漁期には湾奥の低塩分海域に漁場が形成された。Fig. 2-1a で示した環境調査定点のうち、

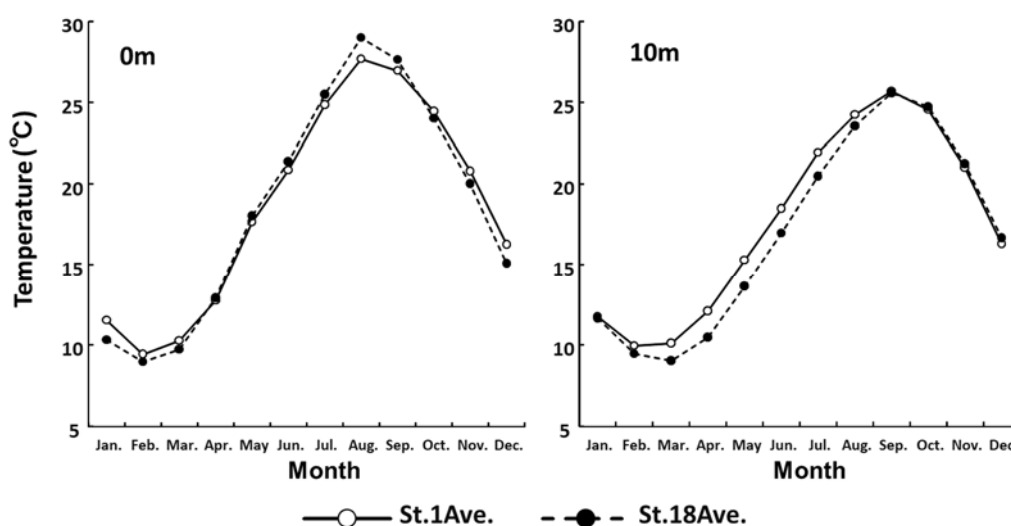


Fig. 2-34 Monthly changes of surface and 10 m layer water temperature at Stns. 1 and 18. Data were averaged from 1995 to 2015. Stn. 1 was located at the mouth of the bay and Stn. 18 at inner part of the bay, respectively.

南部の Stn. 1 と北部の Stn. 18 の表層および 10 m 層における 1995 年～2015 年の平均水温の変化を Fig. 2-34 に示した。黒潮系の暖水が大阪湾の南部から紀伊水道を通じて流入してくるため、表層では冬季から春季にかけて南部で水温が高い。逆に東部から湾奥では水深が浅く春季に水温の上昇が早いため、例年 4 月を境に湾奥と湾口で水温が逆転する。また、10 m 層ではほとんどの時期で南部の Stn.1 の水温が高く、水温が 10°C を下回らなかったのに対し、湾奥の Stn. 18 では 2 月、3 月に 10°C を下回った。カタクチイワシは比較的暖海性の魚種とされており、内湾では 10°C を下回ると沿岸水滞を離れるとされている（全国豊かな海づくり推進協会 2007）ことから、冬春季にみられる漁場の南部への分散は水温に影響されているものと推測される。

胃内容物調査に用いた個体は被鱗体長が最小 68 mm の標本であった。一般的には 80 mm 程度を生物学的最小形として扱うが（平成 29 年度カタクチイワシ瀬戸内海系群資源評価調査, <http://abchan.fra.go.jp/digests2017/index.html>, 2018.4.19）、大阪湾における生物学的最小形は 50 mm～55 mm 程度とされており（巻田 1954）、すべて親魚群として取り扱った。カタクチイワシ胃内容物から出現した生物群のうち、個体数密度ではカイアシ類が 2014 年、2015 年とも高い割合を占めた。Table 2-1 に辻野（未発表資料）による 1984 年のカタクチイワシ胃内容物の種類および出現容積割合を示したが、これによると容積割合で最も高かったのは珪藻類の *Coscinodiscus* spp., 次いで *Microcetella* や *Temora* 等のカイアシ類であった。同じようにカタクチイワシ胃内容物中に珪藻類が多く出現する事例は、筑前海（吉田ほか 1999）や釜灘東部（山本・片山 2012）でも報告されている。一方、相模湾では胃内容物中の植物プランクトンの出現は記載されておらず、節足動物、なかでもカイアシ類の出現が最も多かった（三谷 1988）。山本・片山（2012）は釜灘東部におけるカタクチイワシとマイワシの食性比較を行った結果、カタクチイワシとマイワシともある特定の生物を選択して摂餌しているのではなく、環境中の生物を非選択的に摂餌している可能性を示した。大阪湾におけるカタクチイワシ親魚の漁場は湾奥に集中していたが、Fig. 2-9 の Chl. *a* 分布に示すとおりこの海域は周年植物プランクトンの密度が高い海域となっている。本研究に

おいては環境中のプランクトン組成と胃内容物の組成は必ずしも一致していなかったが、上位は概ねカイアシ類が占めていた。環境中のプランクトン組成を反映するのであれば生産性の高い大阪湾奥で漁獲されたカタクチイワシ胃内容物中には珪藻類の割合が高いことが想定される。しかし、胃内容物中の植物プランクトンの出現はごくわずかであった。本研究において容積比では不明消化物が多く、カイアシ類は消化物中でも識別が比較的容易であるため、他の分類群に比して過大に評価されている可能性はあるが、大阪湾においてはカイアシ類が最も重要な餌生物であることが確認された。

Table. 2-1 Prey composition by number and volume in gut content of Japanese anchovy *Engraulis japonicus* in 1984

Species	Total (%) N=195	North N=91	South N=45
<i>Noctiluca scintillans</i>	0.0		
<i>Coscinodiscus</i> spp.	42.3	48.2	73.3
<i>Protoperdinium</i> spp.	0.0	0.0	0.0
<i>Nitzschia</i> spp.	0.0	0.0	
<i>Podon polyphemoides</i>	0.0	0.0	
<i>Evadone spinifera</i>	0.1		
<i>Evadone tergestina</i>	3.1	3.8	
<i>Calanus sinicus</i>	0.6		
<i>Paracalanus crassiostris</i>	3.5	11.2	
<i>Paracalanus parvus</i>	8.7	1.0	
<i>Temora turbinata</i>	10.4	2.5	0.0
<i>Acartia clausi</i>	4.9		
<i>Oithona</i> spp.	2.8	4.7	
<i>Oncaea media</i>	0.3		1.5
<i>Corycaeus affinis</i>	1.1	0.9	0.0
<i>Microcetella norvegica</i>	13.6	8.6	20.8
Harpacticoida	0.8	1.3	2.1
Copepoda nauplius	0.5	1.7	
<i>Sagitta</i> sp.	0.0	0.0	
Bivalvia larva	2.8	7.0	0.3
Cirripedia naupkuis	0.3	0.9	
Cirripedia cypris	4.0	8.0	1.9
Brachyura zoea	0.0	0.0	
Pisces egg	0.1		
Total: Amagasaki - Misaki			
North: Amagasaki - Sakai		(Tsuji no unpublished)	
South: Misaki			

第4節 大阪湾におけるカタクチイワシシラス期の成長

背景と目的

第1章第3節で既述の通り、大阪湾で漁獲されるカタクチイワシは太平洋系群と瀬戸内

海系群の混合群とされており、シラス漁では時期により由来の異なる群れを漁獲する。すなわち、春季は紀伊水道から流入する太平洋系群を、秋季は大阪湾で発生した瀬戸内海系群を、夏季はこれらの混合群を漁獲している（高尾 1990）。そのため、夏以降のシラス漁況は湾内での卵採集数から主に予測されてきたが、産卵量とその後の漁況が必ずしも対応していない事例も多く、より踏み込んだ予測基準が求められている。かつては魚類の初期生残における減耗要因として飢餓が最重要と考えられていたが、近年、被食によるものが主要因という考え方が定着してきている（Hewitt et al. 1985, Leak & Houde 1987 など）。外洋域におけるカタクチイワシ仔魚期の研究事例として Takahashi & Watanabe (2002, 2004) は黒潮-親潮移行域において成長の早い個体が後の資源加入に成功する可能性が高いことを示した。また、Takasuka et al. (2003) は日本近海の相模湾において、成長の悪い個体ほど捕食されやすく、成長のよい個体の生き残りがよいことを明らかにしている。これらのことから大阪湾においても成長がシラス期の生残に影響している可能性がある。本節では耳石日周輪を解析することにより、大阪湾におけるカタクチイワシシラス期の成長の季節変化を調べ漁場環境との関係を検討する。

材料と方法

カタクチイワシ仔魚調査

調査は Fig. 2-1a に示した 20 定点において、2008 年 1 月から 12 月に月 1 回の頻度で月の上旬に行った。大阪府環境農林水産総合研究所（現地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所）水産技術センター調査船「おおさか (29t)」により、各定点で丸特 B 型ネット（口径 45 cm, 目合い 0.335 mm）の鉛直曳網によりカタクチイワシ初期仔魚を採集した。曳網は水深 51 m 未満の定点では海底上 1 m から、51 m 以上の定点では水深 50 m から海面までとした。試料は船上でホルマリン原液を 10% になるように添加して固定した後実験室に持ち帰り、実態顕微鏡下でカタクチイワシ仔魚を選別、計数した。濾水量はネットに取り付けた濾水計（離合社）を用いて計算した。選別した仔魚は卵黄吸収の完了を判断

基準にして前期仔魚と後期仔魚に分け、標準体長（SL）を測定した。

カタクチシラスの採集と耳石日周輪解析

シラスの採集は2008年5月8日から11月17日まで月1～3回の頻度（Table 2-2）で計14回行った。シラス標本はFig. 2-1bに示した大阪湾南部に位置する深日漁港もしくは中部の岸和田漁港に所属するシラスぱっち網漁船から1回につき500gから1kg程度入手した。シラスはカタクチイワシを選別後、任意の110個体～173個体について0.1mmの精度で全長（TL）を測定した。一部を90%エチルアルコールで固定した後、耳石（扁平石）を取り出し、日齢分析に供した。耳石は基本的に左側のものを使用した。左側の耳石が破損、紛失した場合には右側の耳石で代用した。全長、体長を測定した後、耳石をペトロボキシ154（パルース・ペトロ・プロダクツ社）で封入後、耳石解析装置（ラトック社製 ARP/W version 4.14）を用いて日周輪を計測した。耳石の分析は14標本について行い、1標本につき30個体、計420個体（SL13.5mm～32.3mm）について耳石径の測定、輪紋数の計数、輪紋幅の計測を行った。このうち同一調査日で2つの標本を入手した7月3日、7月11日

Table. 2-2 Samples taken from the catch obtained by commercial shirasu fishing boats in 2008.

Sampling date	8 May	5 Jun.	3 Jul.	3 Jul.	11 Jul.	11 Jul.	7 Aug.
Sampling fishing port	F	F	F	K	F	K	K
Number of individuals measured for TL	173	110	120	110	120	130	120
Range of TL (mm)	14.1-30.7	13.2-27.4	13.6-31.7	11.8-31.3	13.4-34.8	11.8-35.2	18.6-32.5
Number of individuals for otolith analysis	30	30	30	30	30	30	30
Sampling date	25 Sep.	25 Sep.	3 Oct.	21 Oct.	23 Oct.	31 Oct.	17 Nov.
Sampling fishing port	F	F	F	F	F	K	K
Number of individuals Measured for TL	110	118	115	127	120	122	122
Range of TL (mm)	19.5-33.5	9.6-33.7	13.5-30.6	17.9-34.1	13.6-30.8	13.6-32.7	15.0-32.2
Number of individuals for otolith analysis	30	30	30	30	30	30	30

*F: Fuke fishing port, K: Kishiwada fishing port

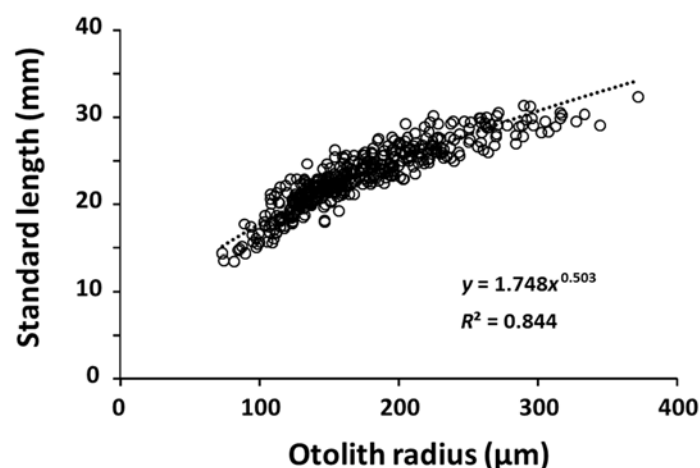


Fig. 2-35 Relationship between otolith radius and standard length of anchovy shirasu (larval *Engraulis japonicus*) caught by commercial fishing boats in Osaka Bay in 2008. n=420.

および9月25日については2つの標本を同一標本として処理した。さらに、調査日が近い10月21日と10月23日の標本についても日齢組成が概ね同様であったことから同一標本として扱った。耳石径と体長の関係 (Fig.2-35) は、アロメトリー式 ($Y=aX^b$) がすべての体長範囲においてよく適合した ($R^2=0.844$)。そこで、日間成長速度はアロメトリー式を適用した Biological intercept 法 (BI 法: Campana 1990) により、過去のカタクチイワシ仔稚魚と同様の手法 (Takahashi et al. 2001, Takasuka et al. 2008) で、個体ごとに計算した。Tsuji & Aoyama (1984) によるとカタクチイワシにおける耳石輪紋の形成はふ化後3日~5日の摂餌開始期とされることから、輪紋数に+3したものをふ化後日数とした。個体ごとの係数

Table. 2-3 Monthly changes in standard length of anchovy larvae obtained by net sampling in 2008.

Stage		May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
Prelarvae	<i>n</i>	1	4	18	74	69	19	9	7
	Average	3.2	3.1	2.8	2.9	2.9	3.0	2.8	3.3
	SD	—	0.3	0.2	0.1	0.1	0.3	0.4	0.3
	max.	3.2	3.2	3.0	3.3	3.2	3.5	3.2	3.8
	min.	3.2	2.7	2.3	2.5	2.3	2.4	2.3	2.9
Postlarvae	<i>n</i>	5	5	10	95	26	58	3	2
	Average	5.5	4.7	3.6	3.5	3.6	3.8	4.8	5.0
	SD	2.8	2.1	0.9	0.8	0.4	1.2	0.8	1.3
	max.	10.1	8.2	5.7	7.1	4.2	9.2	5.7	5.9
	min.	3.4	3.1	2.7	2.6	2.8	2.8	4.3	4.1
Average of max. in prelarvae and min. in postlarvae		3.30	3.15	2.85	2.95	3.00	3.15	3.75	3.95

a, b を求めるための第 1 輪形成時の体長は、仔魚調査により採集された仔魚について、各月における前期仔魚（卵黄吸収前）の最大体長と後期仔魚（卵黄吸収後）の最小体長の平均値（Table 2-3）を卵黄吸収完了時（摂餌開始期）の体長（mm）とした。卵の大きさは水温によって変化すると考えられるが（Imai & Tanaka 1997）、本研究においては孵化直後の体長は Fukuhara (1983) に従い、2.76 mm とした。さらに環境要因と仔魚の成長率との関係を検討するため、Oozeki & Zenitani (1996) に従い、BI 法により耳石径-体長関係から漁獲前 5 日間の体長変化を算出し、5 で除することで平均日間成長速度を求めた。なお本研究においてエタノールもしくはホルマリン固定による体長の縮小については考慮しなかった。

漁場環境調査

漁場環境の調査は 2008 年の 1 月から 12 月にかけて、大阪府環境農林水産総合研究所（現地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所）水産技術センター調査船「おおさか (29t)」により行った。大阪湾におけるシラスの主要な漁場は湾東部海域であることから、水温、塩分のデータは Fig. 2-1a に示した大阪湾東部海域の 12 定点（open circle）において、上旬と中旬の月 2 回、CTD（アレック電子製、クロロテック MODEL ACL215-DK）により取得したデータを使用した。さらに大阪湾におけるカタクチイワシ仔魚の鉛直分布の結果（山本ほか 1997）では 10 m 層に多くの仔魚が分布していたことから、仔魚分布と水温との関係を解析するにあたっては、CTD データのうち 10 m 層の水温を抽出し定点間の平均値を使用した。植物プランクトン量の指標としては、水温、塩分と同じ定点においてクロロテックにより測定した蛍光強度の表層～10 m 層の平均値を用いた。ただし、1 月中旬、2 月中旬、11 月中旬および 12 月は機器の校正等により蛍光強度は欠測であった。カイアシ類（ノープリウス幼生、コペポディド幼生および成体）の密度は、大阪府が 1972 年から行っている大阪府公共用水域水質等調査（Investigations of Public Waters; 以下公共用水域調査（IPW）とする）結果（<http://www.pref.osaka.lg.jp/kankyohozen/osaka-wan/kokyo-status.html>）の 2008 年のデータを使用した（Fig. 2-1b）。ここで得られたカイアシ類データ

は、毎月小潮時にバンドン採水器により水深 1 m 層から採取されたものである。ただし、公共用水域調査は月に 1 回しか行われなため、公共用水域調査の間で採集されたカタクチシラスの成長と比較する際には、前後の月の平均値を用いた。

成長率と環境要因との関係は線形、指数関数、対数曲線、二次曲線、累乗近似線に適合させ、Excel (マイクロソフト社) のソルバ機能を用いて、各方程式のパラメーターを非線形最小二乗法により求めた。さらに R3.01 (R Core Team 2013) を用いて AIC (Akaike 1973) を計算し最適モデルを選択した。

結果

プランクトンネットで採集されたカタクチイワシ仔魚の体長と分布の月変化

カタクチイワシ前期仔魚および後期仔魚の月平均 SL はそれぞれ 2.8~3.3 mm および 3.5~5.5 mm であった。前期仔魚および後期仔魚の最小 SL は夏季に最も小さくなった (Table 2-2)。前期仔魚、後期仔魚とも 5 月から 6 月にかけて低密度であり出現が確認された定点も少なかった (Fig. 2-36)。7 月以降、特に関西国際空港周辺で仔魚の密度が増加し、8 月に

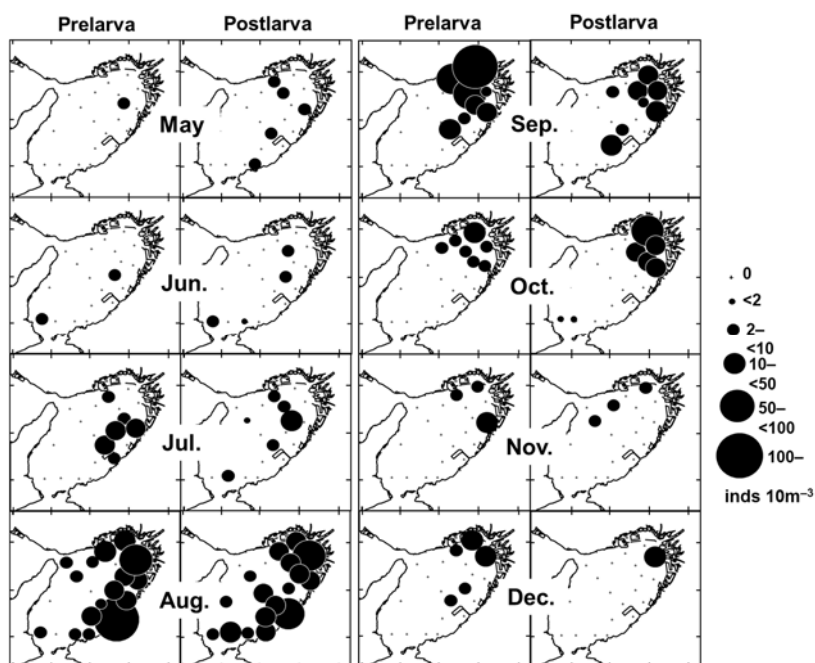


Fig. 2-36 Monthly changes of distribution and abundance of anchovy larvae caught using Marutoku B type net in 2008.

なると大阪湾の広い範囲に分布した。9 月以降は分布が湾奥に集中する傾向がみられ、密度は徐々に減少したが、12 月まで出現が確認された。

耳石日周輪解析

耳石日周輪解析のための測定を除いて、魚体は全長のみ測定したため、耳石日周輪解析用試料の測定値から TL-SL 関係 ($SL = 0.8386 TL + 1.1998$, $n = 420$, $R^2 = 0.9734$) を用いて TL を SL に変換した。シラスばっち網で漁獲されたカタクチシラスの SL は 9.6~35.2 mm の範囲にあり、平均 22.1 mm ($n = 1,717$, Fig. 2-37) であった。成長解析のため、カタクチシラスを 3 つの SL 範囲 (<20 mm, 全捕獲量の約 30% ; 20 mm \leq SL < 25 mm, 40% ; 25 mm \leq , 30%) に分割した。

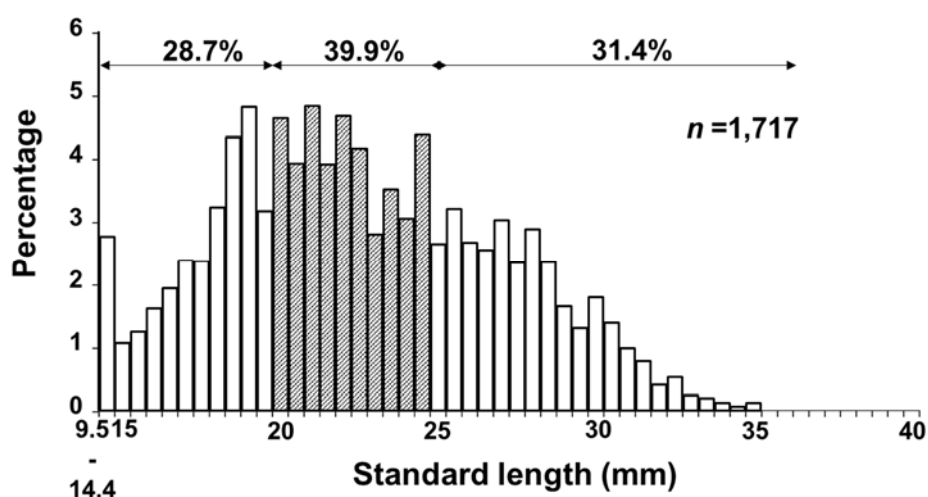


Fig. 2-37 Frequency distribution of standard length of anchovy shirasu (larval *Engraulis japonicus*) caught by commercial fishing boats in 2008. Hatched line indicates SL range 20 mm–25 mm as the main catch, which accounts for the central 40% of all catch.

Fig. 2-38 に大阪湾東部 12 定点 (Fig. 1-2a, open circle) の 10 m 層平均水温別にみた、カタクチシラスの体長と漁獲前 5 日間の平均日間成長速度を示した。水温の上昇期、下降期にかかわらず、異なった採集日であっても同じ水温であれば同じ水温データとして扱った。すべての標本を総合した体長と日間成長速度の間には有意な負の相関があった ($R^2 = 0.066$, $p < 0.01$)。しかし、水温別にみると、低水温では関係が不明瞭であり、水温が 20.2°C を超え

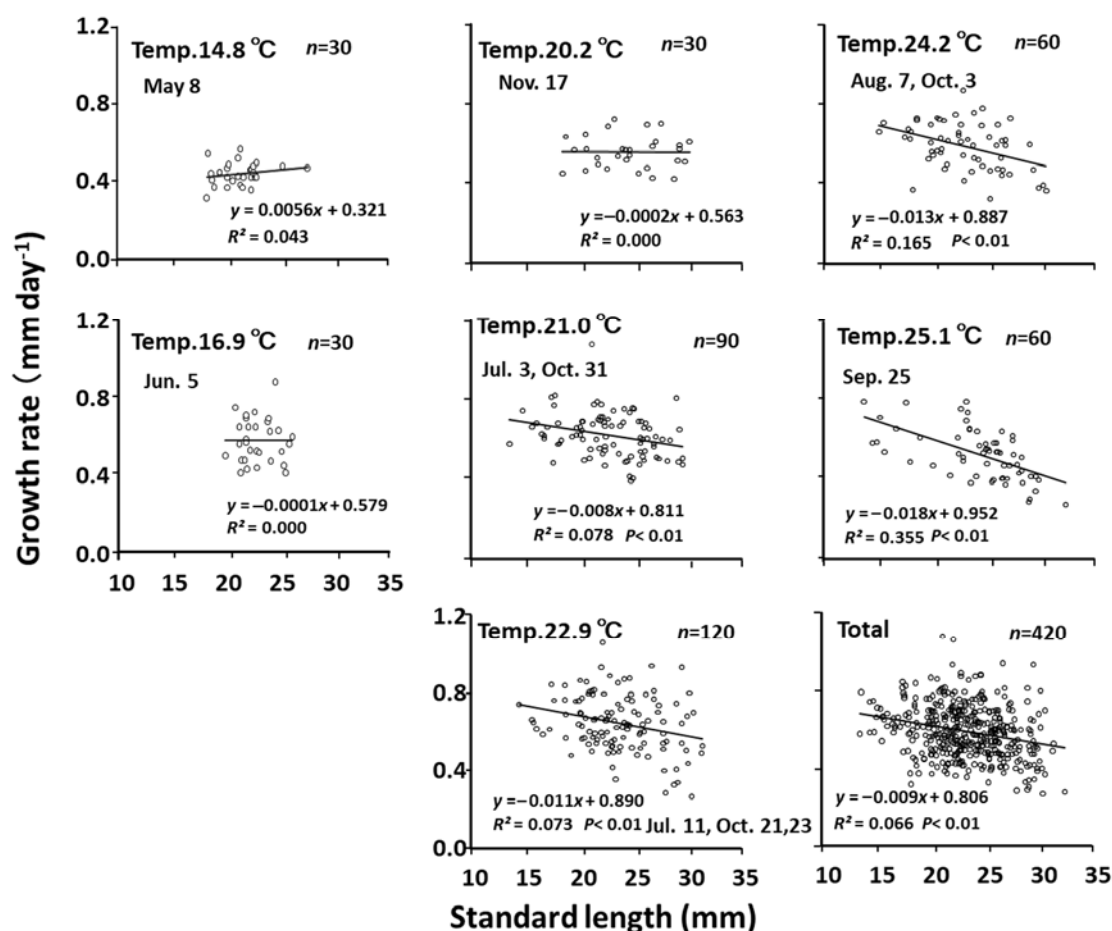


Fig. 2-38 Relationships between standard length of anchovy shirasu (larval *Engraulis japonicus*) and growth rate for recent 5 days before catch at different water temperatures.

ると水温の上昇に伴ってその関係が有意に ($p < 0.01$) なり、また決定係数が増加した。

漁獲前 5 日間の日間成長速度は、 < 20 mm SL のグループでは 0.43 ± 0.07 (平均 \pm SD) mm day⁻¹ から 0.68 ± 0.08 mm day⁻¹ まで変化し、 20 mm \sim 25 mm SL のグループでは 0.44 ± 0.05 mm day⁻¹ \sim 0.68 ± 0.12 mm day⁻¹、 > 25 mm SL のグループでは 0.46 ± 0.10 mm day⁻¹ \sim 0.62 ± 0.11 mm day⁻¹ であった (Fig. 2-39)。日間成長速度の季節的な変化は、すべての SL 範囲で 6 月 \sim 7 月と 10 月にピークを持つ二峰型を示した。季節的な日間成長速度の変化はすべてのサイズ群で同様であったが、日間成長速度は同じ温度であってもサイズにより異なった (Fig. 2-39)。従って、日間成長速度と環境要因との関係は、代表的な漁獲サイズ (主漁獲サイズ) 範囲である 20 mm \sim 25 mm SL のデータを用いて解析した ($n=217$)。

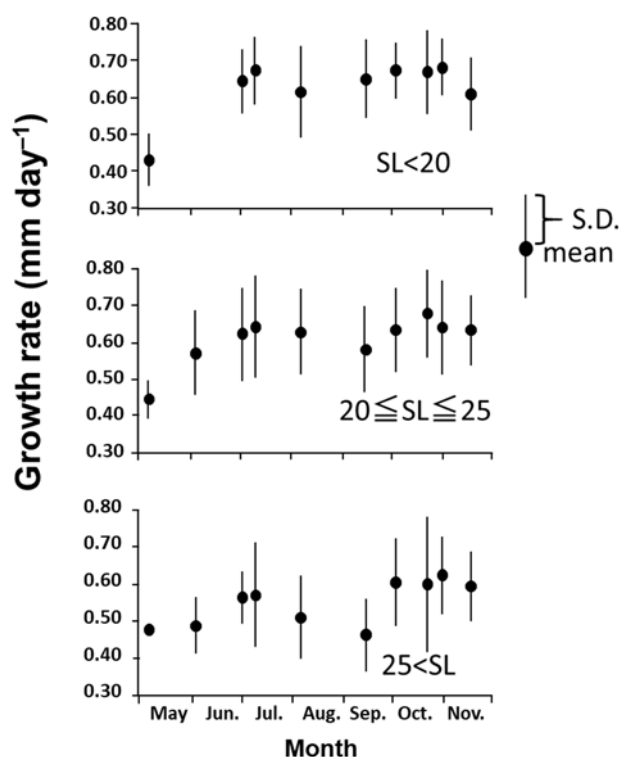


Fig. 2-39 Seasonal changes in average growth rates for recent 5 days before catch of anchovy shirasu (larval *Engraulis japonicus*) caught by commercial fishing boats in Osaka Bay from May to November in 2008. Closed circles and vertical bars indicate means and SD, respectively.

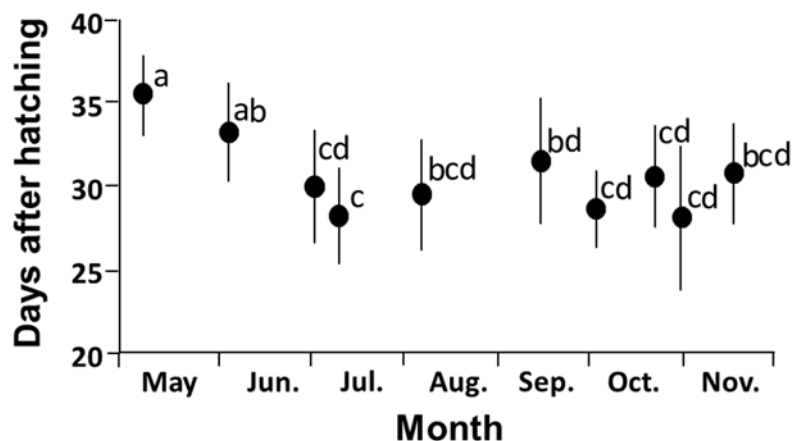


Fig. 2-40 Seasonal change in days after hatching of anchovy shirasu (larval *Engraulis japonicus*) with standard length range of 20–25 mm caught by commercial fishing boats. Closed circles and vertical bars indicate mean and SD, respectively. Different letters indicate significant differences between means ($p < 0.05$, Tukey-Kramer test).

各採集時の主漁獲サイズ (20 mm~25 mm SL) の平均日齢は、28.1日 (10月31日) から 35.5日 (5月8日) までの範囲であった (Fig. 2-40)。主漁獲サイズの孵化後日数は、春

季に約 35 日であったのが、夏季には約 28 日に減少し、その後 9 月にやや増加して ($p < 0.05$, Tukey-Kramer test) 安定した。

環境要因と日間成長の関係

Fig. 2-41 に各環境要因の月変化を示した。大阪湾東部海域における 10 m 層水温の平均値は 2 月中旬に約 8.5°C で最低となった後、8 月中旬の約 25.4°C を最高値として、それ以降 12 月まで低下した。10 m 層塩分は、1 月～6 月にかけて低下し 6 月中旬に 31.7 まで減少した後、9 月上旬の 32.8 まで上昇したが、その後は 12 月まで再び減少した。植物プランクトンの指標として用いた 0 m～10 m 層の平均蛍光強度は各調査時間の変動が大きく、2～3 月、6 月、9 月上旬、10 月下旬などに高い値が確認された。カイアシ類ノープリウス幼生は 7 月

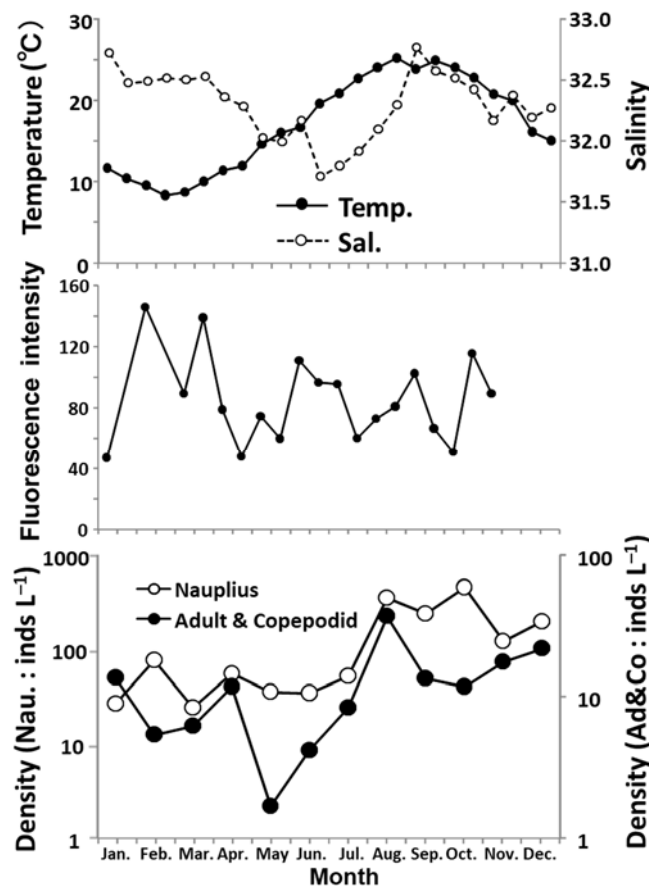


Fig. 2-41 Monthly changes in mean temperatures, salinities, and chlorophyll fluorescence (see Fig. 2-1a) and copepod densities in Osaka Bay (see Fig. 2-1b) in 2008.

まで低い (<100 inds L⁻¹) 傾向であったが、8月以降増加し、10月まで高水準 (>100 inds L⁻¹) に存在した。一方、コペポデイト幼生および成体は、5月に最低 (2 inds L⁻¹) となった後8月まで増加し、9月に再び減少した後は概ね横ばいで推移した。

Fig. 2-42 に主漁獲サイズ (SL20 mm~25 mm) 標本の漁獲前5日間の日間成長速度と10 m層水温、10 m層塩分、蛍光強度、カイアシ類ノープリウス幼生密度の関係を示した。水

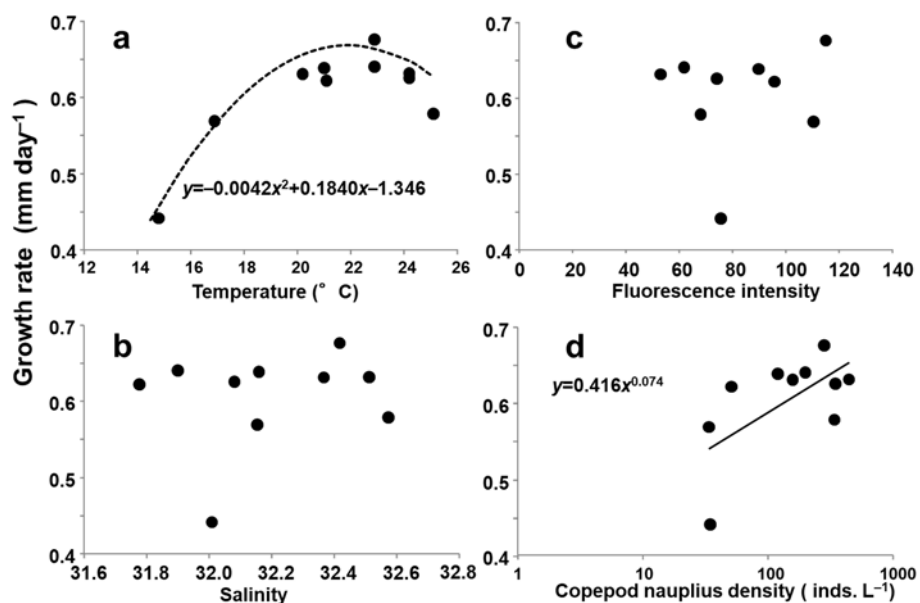


Fig. 2-42 Relationships between daily growth rates for recent 5 days before catch in the dominant size group (20–25 mm SL) of Japanese anchovy larvae and environmental factors. a: temperature, b: salinity, c: fluorescence intensity and d: copepod nauplius density. Chlorophyll fluorescence in November was not available, resulting in nine data.

温との関係では、二次曲線 ($y = -0.0042x^2 + 0.1840x - 1.346$) で AIC が最小になり、水温の上昇とともに約 23°C まで上昇し、23°C を超えると急速に減少した。一方、カイアシ類ノープリウス幼生密度との間には弱い正の相関 ($y = 0.416x^{0.074}$) があった。日間成長速度と塩分、蛍光強度との間では明確な関係は見いだせなかった。

考察

カタクチイワシにおける耳石輪紋の日周性については Tsuji & Aoyama (1984) により明らかにされており、日本周辺各地でカタクチイワシ仔魚 (シラス期) の成長が研究されてい

る (Takasuka & Aoki 2006, Zenitani et al. 2009, Yasue & Takasuka 2009)。本研究においては、漁獲前 5 日間のカタクチイワシ仔魚の平均日間成長速度は約 $0.5 \text{ mm} \sim 0.7 \text{ mm day}^{-1}$ であり、紀伊水道東部 (Yasue & Takasuka 2009) および黒潮-親潮移行域 (Takahashi et al. 2001) で報告された $0.3 \text{ mm} \sim 0.7 \text{ mm day}^{-1}$ の範囲内にあった。しかし、大阪湾における日間成長速度の季節的な変化は、他海域とは異なるパターンを示した。

すべての体長グループにおいて漁獲前 5 日間の平均日間成長速度は概ね 5 月から 7 月に水温の上昇とともに増加し、11 月に水温の降下とともに減少した (Fig. 2-39, Fig. 41)。しかしながら、夏季の最も高い水温を示した期間に、日間成長速度は減少した。この夏季における成長率の低下により、カタクチイワシ仔魚の日間成長速度は約 23°C にピークを持つ、水温に対するドーム型曲線を示した (Fig. 2-42a)。Takasuka & Aoki (2006) および Takasuka et al. (2007) は、カタクチイワシ仔魚の成長と水温の関係において、 22°C 付近にピークを持つドーム型曲線を報告している。これは本研究の結果と類似しており、 $22 \sim 23^{\circ}\text{C}$ が成長に最適な水温であることを示唆するものである。一方、1990 年代の大阪湾 (辻野・渡 2001)、相模湾 (Watanabe et al. 2014)、紀伊水道東部 (Yasue & Takasuka 2009)、台湾の Tansui river 河口 (Wang & Tzeng 1999) などでは、カタクチイワシ仔魚の日間成長速度は少なくとも約 27°C までは水温の上昇とともに増加した。

過去の研究事例と本研究の結果から、水温とカタクチイワシ仔魚の日間成長速度との間には 2 つのパターンが認められた (Fig. 2-43)。ひとつは、約 27°C まで水温の上昇とともに日間成長速度が上昇するパターン、他方は $22 \sim 23^{\circ}\text{C}$ で最も高い成長率を示すドーム型のパターンである。Yamashita et al. (2001) は、仔魚および稚魚の成長に関わる外的要因として、水温が制御因子として、餌料環境と溶存酸素が制限因子として作用することを提案した。すなわち、餌料および酸素が十分な条件下では、成長速度は種に特異的な最適水温において最大となるドーム型曲線となることを示した。すなわち、カタクチイワシ仔魚期には、 $22 \sim 23^{\circ}\text{C}$ または 27°C 以上のどちらかに最適水温が存在する可能性が考えられる。Yasue & Takasuka (2009) は、紀伊半島西部の太平洋に面した紀伊水道外域と瀬戸内海につながる紀

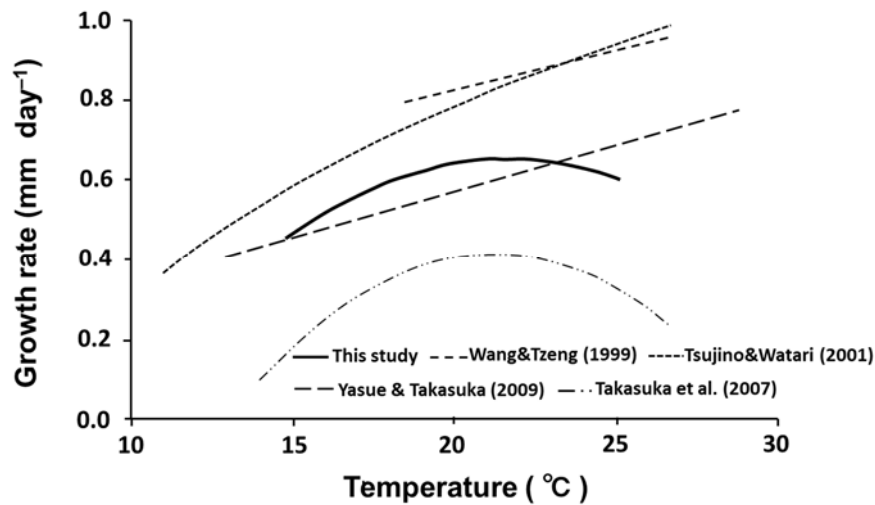


Fig. 2-43 Relationship between temperature and growth rate of larval anchovy from different areas. Wang and Tzeng (1999): Tansui River estuary, Taiwan, Tsujino and Watari (2001): Osaka Bay, Japan, Yasue and Takasuka (2009): East of Kii channel, Japan, Takasuka et al. (2007): Pacific coast of Japan. See references for equations of the lines and curves.

伊水道内域において漁獲前 5 日間のシラスの成長速度を比較し、両海域ともに成長速度は約 30°C まで水温の上昇とともに増加することを示した。一方、福永ほか (1997) は、本研究で見られたカタクチシラスの夏季の成長停滞を紀伊水道西部海域において報告している。紀伊水道の東部と西部で異なる成長特性を持つグループが存在するとは考えにくいことから、環境条件が複雑なメカニズムで仔魚の成長に影響を与えている可能性が考えられる。

カタクチイワシ仔魚の主な餌生物はカイアシ類ノープリウス幼生である (魚谷 1985, 三谷 1988)。本研究では日間成長速度とカイアシ類ノープリウス幼生密度との間に正の関係が認められた。また、瀬戸内海中央部の燧灘では、ノープリウス幼生密度がカタクチイワシ仔魚の摂餌開始から 15 mm SL までの生残率と、5.7 mm SL から 40 mm SL の仔魚の成長速度に影響したが、水温との関係は確認されていない (Zenitani et al. 2007, 2009)。この事例においては、餌料生物密度が十分ではなく、成長に対する制限要因として作用したことが推察された。

餌料が十分な環境下での成長最適水温が 27°C 以上にあると考えると、本研究において高

水温 (>27°C) の8月~9月に認められたカタクチイワシ仔魚の成長速度の低下は、餌不足によることが推察される。しかし、ノープリウス幼生、コペポデイド幼生および成体が比較的高密度であった期間(8月~9月)に、カタクチイワシ仔魚の成長率が低下することはこの推察と矛盾する。一つの可能性として、夏季の高水温に伴うカタクチイワシ仔魚の代謝速度の増加が、利用可能な餌生物の増加よりも大きかったことが考えられる。また、8月のプランクトンネット(Marutoku B型ネット)で採集した仔魚の密度が高かったこと(Fig. 2-36)は、夏季に餌生物に対する競争が激しかったことを示唆している。しかし、カタクチイワシ仔魚では、摂餌量、成長効率、代謝速度と水温との関係が調べられていないため、これらの観点から成長機構を解明するためには、仔稚魚のエネルギー収支に関する研究が不可欠であろう。

成長に影響を及ぼすもう一つの重要な環境因子は溶存酸素濃度である。低溶存酸素は、摂餌量の低下、エネルギー効率の低下、呼吸エネルギーの増大などを通して、成長速度の低下につながる(Yamashita et al. 2001)。このような低溶存酸素の魚類の成長に対する影響は、貧酸素が起こりやすいエスチュアリーや半閉鎖性内湾において報告されている。本研究では溶存酸素を測定していないが、大阪湾では貧酸素水塊の発生が深刻な問題となって

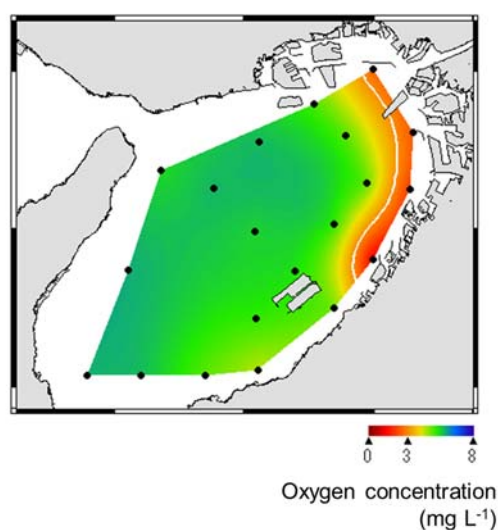


Fig. 2-44 Horizontal distribution of dissolved oxygen at 10 m layer in September 2015 in Osaka Bay.

おり、1970年代には底層で貧酸素水塊が湾の約半分で発生した（城 1986）。大阪湾における貧酸素水塊の発生状況は、1980年代から徐々に改善していることが報告されている（藤原ほか 2004）。しかし、大阪湾の底質環境は、1975年から2013年にかけて有機炭素、窒素、酸揮発性有機物態硫化物の含有量が改善されておらず、初夏から秋にかけて湾奥部と東部沿岸部には依然として貧酸素水塊が頻繁に発生する（横山・佐野 2015）。さらに、夏季には大阪湾東部沿岸部には依然として強い貧酸素水塊が形成され、時には魚類の成長に影響すると考えられる溶存酸素量 4 mg L^{-1} （Yamashita et al. 2001）以下の水塊が水深 10 m 層でも湾の面積の 1/3 を占めることもある（Fig. 2-44）。したがって、貧酸素水塊がカタクチイワシ仔魚の成長に影響を及ぼす可能性は否定できない。

大阪湾は、生物生産性が高く、赤潮の発生が多い典型的な富栄養水域として知られていた（城 1986）が、1980年代から大阪湾だけでなく、瀬戸内海全域で水質が大幅に改善されてきている。近年、陸域からの栄養塩類の流入が減少したことによる海域の貧栄養化が瀬戸内海における長期的な漁獲の減少の要因になっている可能性が議論されている（Yamamoto 2003）。多田ほか（2012）は、大阪湾において溶存無機態窒素と溶存無機態リンの急激な減少が、特に2000年代におけるカイアシ類密度（コペポディト幼生と成体）の減少を誘発した可能性があることを示唆した。

2010年に施行された中央環境審議会の報告書（環境省 2010年版、<http://www.env.go.jp/press/12349.html>, 2017.6.9）では、大阪湾の栄養塩濃度は環境基準を十分に満たしていないことを示した。しかし、夏季に餌料環境がカタクチイワシ仔魚の成長を制限する要因となっているのであれば、栄養塩のレベルを上げることでカタクチイワシ仔魚の成長を向上させる可能性がある。一方、栄養塩の増加は溶存酸素環境を悪化させる可能性もある。したがって、大阪湾における生物生産のための適切な栄養レベルを決定するためには、さらなる研究が必要である。

第3章 カタクチイワシの漁獲量変動と資源量の推定

背景と目的

カタクチイワシ太平洋系群については、TAC 対象種として国により資源評価が行われ、その結果が公表されている。また、カタクチイワシ瀬戸内海系群についても TAC 対象ではないものの、同様に資源評価が行われている。しかし、太平洋系群についてはまき網が漁業の主体であるため、未成魚、成魚（0 歳、1 歳、2 歳魚）の資源評価を目的に行われるのに対し、シラス漁業主体の瀬戸内海系群ではシラス期（1 月齢～3 月齢）を考慮した資源評価を行っており評価対象が異なる。すなわち、太平洋系群ではシラスを含めた 0 歳魚（12 月齢まで）を一つのコホートとして年齢別の資源評価を行うのに対し、瀬戸内海系群では 1 月齢のシラスから月齢別に資源評価を行っている。さらに前述のとおり瀬戸内海系群では灘別の資源評価を実施しておらず（カタクチイワシ瀬戸内海系群資源評価調査 <http://abchan.fra.go.jp/digests2017/index.html>, 2018.8.7），灘ごとの資源状態の変化については明らかになっていない。太平洋、瀬戸内海両系群の混合群を漁獲する大阪湾では、シラス期はぱっち網、未成魚期以降は巾着網と、同じ魚種を異なる漁業種類で漁獲するという漁業形態の実情もあり、個体群の統一管理ができていないのが現状である。これらのことからまず大阪湾における発育段階ごとの資源量を把握する必要がある。

本章では大阪湾においてカタクチイワシを漁獲する各漁業種類における漁獲量変動を整理するとともに、漁獲量からシラス期と未成魚期以降に分けて資源量を推定し、その年変動を調べた。

第1節 ぱっち網におけるカタクチシラス漁獲量変動

材料と方法

大阪湾におけるカタクチシラスの漁獲量としては、農林水産省が集計した魚種別都道府県別統計（大阪府）、灘別統計（大阪湾）と、大阪府南部に位置する標本漁業協同組合（淡輪漁業協同組合、6カ統のぱっち網が所属、以下、標本漁協と称する）の1975年～2014年

の漁獲データを使用した。大阪湾における漁獲量は灘別統計と上記標本漁協の総水揚げデータから推定した。灘別統計値には月別データがないことから、標本漁協の月別漁獲量に各年の大阪湾の漁獲量／標本漁協の漁獲量を乗じた値を大阪湾の月別漁獲量とした。また灘別統計は2006年以降統計データが存在しないため、2001年～2005年の大阪湾／標本漁協の平均値を各月に乗じて各月の大阪湾における漁獲量とした。また、統計値で示されるシラスはカタクチシラス、マイワシシラス、ウルメイワシシラスの合計値であることから、1988年～2014年においては大阪湾南部に位置する深日漁港で毎月採集したシラスに含まれる魚種別割合からカタクチシラス、マイワシシラス、ウルメイワシシラスそれぞれの月別漁獲量を算出した。カタクチシラス漁獲物の全長組成は、1995年～2014年に月1～3回の頻度で湾南部の深日漁港において漁獲物の採集を行い、実験室においてカタクチシラスを100個体以上選別した後、タブレット（PTZ-930, Wacom）を用いて（安部 1992）、全長を0.1 mmの精度で測定した。各月の全長組成は複数回次の全長階級の加重平均値から求めた。カタクチシラスの全長-体重関係は2012年～2014年に深日漁協に所属するぱっち網漁船から入手した標本の全長、体重の測定結果から関係式を求めた。全長は上記と同様タブレットで、体重は電子天秤（TW223N SHIMAZU 製）で0.001gの精度で測定した。この関係式と各月の全長組成および月別カタクチシラス漁獲量を用い1995年～2014年までの大阪湾の月別漁獲重量を尾数に変換した。

結果

漁獲統計値による大阪湾、大阪府および標本漁協におけるシラス漁獲量の経年変化を Fig. 3-1 に、大阪湾／大阪府、大阪湾／標本漁協、大阪府／標本漁協それぞれの割合の経年変化を Fig. 3-2 に示した。灘別データが存在する2006年まで大阪湾、大阪府、標本漁協の漁獲量はほぼ連動して変動していた。それぞれの漁獲割合は大阪府／大阪湾が約40%を中心に変動していたが、変動は比較的大きかった。標本漁協／大阪府は1990年代初めまで変動が大きく15%前後で推移したが、90年代以降は10%前後で安定した。標本漁協／大阪湾は最

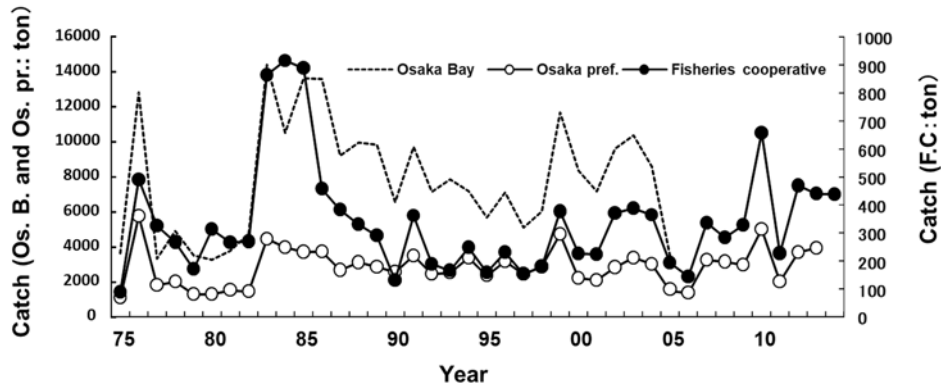


Fig. 3-1 Annual changes in fish catch of shirasu fishing in Osaka Bay, Osaka prefecture (Osaka pref.) and sample fisheries cooperative (Tannowa Fisheries cooperative) from 1975 to 2014. These data include 3 species, Japanese anchovy, sardine and round herring. There were no data from 2006 in Osaka Bay, and 2014 in Osaka prefecture.

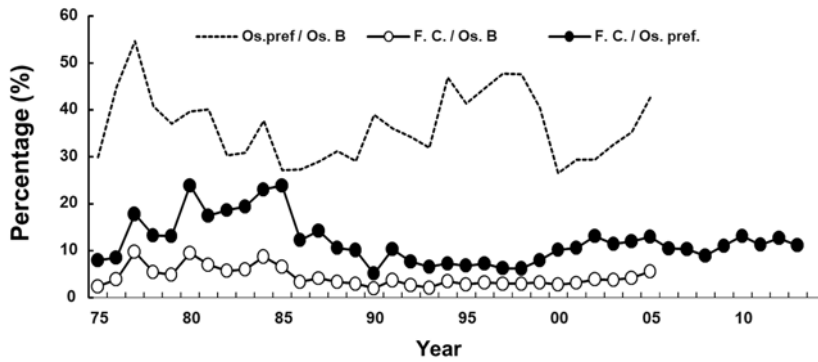


Fig. 3-2 Annual changes in proportion of each statistical data, Osaka prefecture (Os. pref.) /Osaka Bay (Os. B.), Fisheries cooperative (F. c.)/ Osaka Bay, Fisheries cooperative/Osaka prefecture, respectively. It is impossible to calculate from 2006 in Osaka pref. /Osaka Bay, and Fisheries cooperative/ Osaka Bay, because of no data in Osaka Bay.

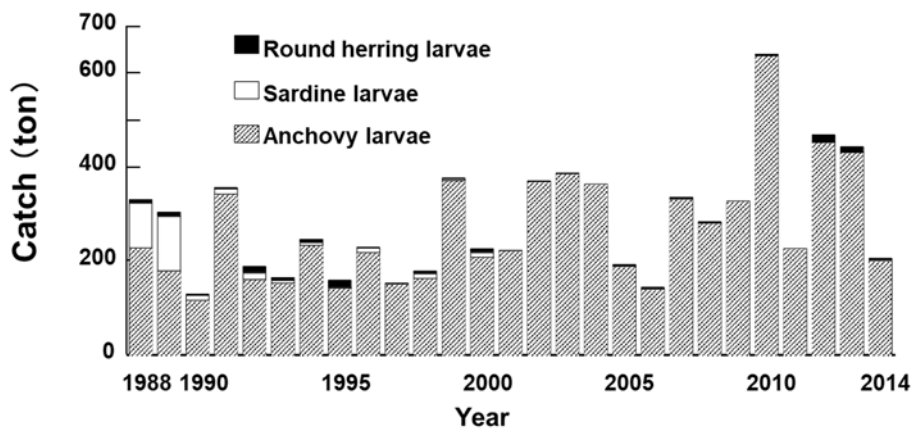


Fig. 3-3 Shirasu fishery catch of larval anchovy, larval sardine, larval round herring in commercial shirasu fishery at sample fisheries cooperative in Osaka Bay from 1988 to 2014.

も安定しており 4%前後であったことから、2001 年から 2005 年の平均値 4.1%を用い、2006 年以降は標本漁協の漁獲量を大阪湾全体に引き延ばして湾全体の漁獲量とした。

1988 年～2014 年の標本漁協におけるカタクチシラス、マイワシシラス、ウルメイワシシラスの魚種別年間漁獲量はそれぞれ、117.7t～638.4t, 0～115.8t, 0～15.5t で変化した (Fig. 3-3)。1980 年代後半はマイワシシラスの割合が高かったが、1990 年代以降ほとんどがカタ

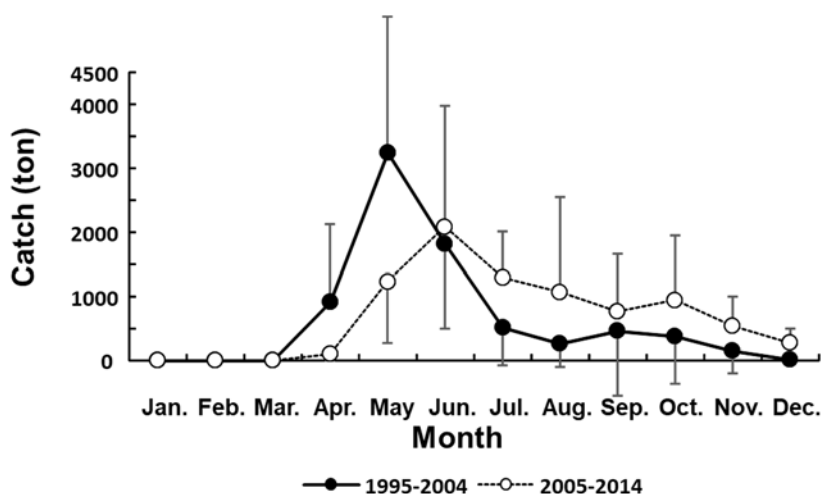


Fig. 3-4 Comparison of monthly changes in average anchovy shirasu catch in Osaka Bay between two periods, from 1995 to 2004 and 2005 to 2014. Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

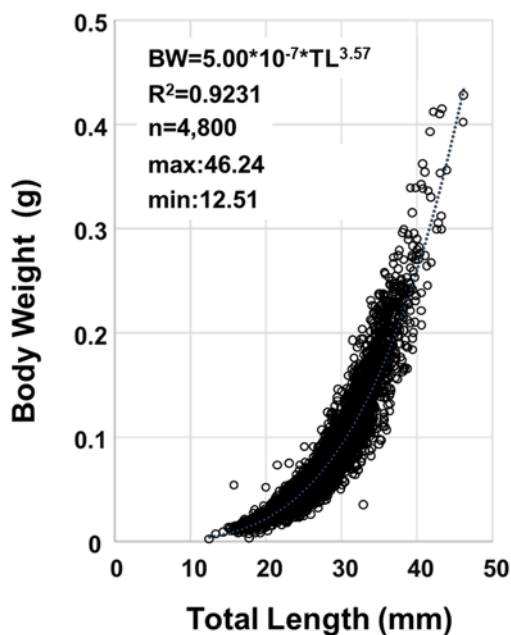


Fig. 3-5 Relationship between total length (TL) and body weight (BW) caught by commercial shirasu fishing boat in Osaka Bay from 2012 to 2014.

クチシラスとなった。一方、ウルメイワシイワシシラスについては、割合は低いものの、毎年一定の割合で出現した。1995年から2014年における大阪湾全域のカタクチシラスの平均月別漁獲量を10年ごとに平均してFig.3-4に示した。カタクチシラスは4月から漁獲され始め、前期（1995年～2004年）は5月に、後期（2005年～2014年）は6月に最大となった後、前期は8月まで、後期は9月まで減少した。その後、前期、後期とも若干増加した後12月まで減少した。前期の漁獲は5月まで後期を上回っていたが、6月以降急減し後期の漁獲が上回った。秋季の増加時における漁獲量も後期で多く、前期では12月にはほとんど漁獲がなくなったのに対し、後期には12月にも漁獲があった。

カタクチシラスの全長（TL，mm）－体重（BW，g）関係は累乗近似が最も当てはまりがよく、 $BW=5 \times 10^{-7} \times TL^{3.76}$ ($R^2=0.9231, p<0.01$) の関係式が得られた（Fig.3-5）。ぱち網で漁獲されたカタクチシラスの全長範囲は12.5mm～46.2mm、体長（標準体長）の範囲は11.7mm～40.0mmであった。1995年～2015年の大阪湾全体におけるカタクチシラスの年間漁獲量は3,436t～15,570tの範囲で、年間漁獲尾数は414億6,800万尾～2,012億5,700万尾の範囲で変化した（Fig.3-6）。カタクチシラスの漁獲は2000年代前半と2010年代に比較的好調に推移した。

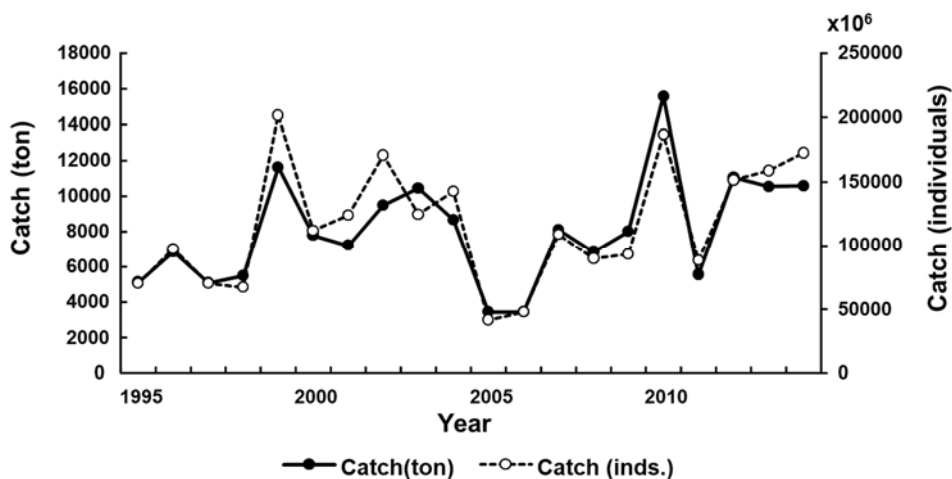


Fig. 3-6 Annual changes in fish catch of anchovy shirasu in weight and number in Osaka Bay from 1995 to 2014.

考察

大阪湾におけるカタクチシラス漁獲の月変化は、ばらつきは大きいパターンとしては前期、後期とも5月～6月にかけて大きなピークが見られた後、8月～9月にいったん減少し、秋季に再び小さなピークを迎えて冬にかけて減少する傾向であった (Fig. 3-4)。しかし、近年のデータをみると、秋季以降の漁期が延び、12月まで漁が続くことが多くなってきている (Fig.3-4)。カタクチイワシ卵の発生可能水温は概ね15℃以上とされており (Tsuruta 1989, Yoneda et al.2014 など)、第2章第4節で示されたシラス期の成長と第2章第1節で示した大阪湾における平均水温の推移を考えると、5月上旬以降に産卵され6月中旬以降に加入したカタクチシラスは大阪湾内でふ化し成長した個体と考えられる。また、第2章第4節の結果に示したとおり、大阪湾において餌生物の量が十分でない場合、水温が約23℃以上では日間成長が停滞もしくは減少する可能性が考えられることから、8月～9月に漁獲量が減少する年は餌生物の量が十分でなく、成長が停滞することによる被食が減耗の一因と推測される。ただし、このことを明らかにするためには、大阪湾においても主要な餌生物であるカイアシ類等の定量的なモニタリングが必要であろう。さらに、卵の出現も7月ないし8月にいったん減少する傾向がある。第2章第2節で示したとおり、大阪湾の巾着網における漁期の前半は前年生まれの1歳魚を漁獲しているが、7月ないし8月に当歳魚の漁獲に切り替わる。小型の親魚群による産卵量は、同じ個体数の大型群に比べ少ないと推測されことから、夏季のカタクチシラス漁獲量の減少に影響していることが推察される。さらに須原ほか (2013) は釜灘において、同様に漁獲対象となるカタクチイワシ未成魚・成魚群の年齢が漁期途中から変化することを報告していることから、沿岸もしくは内海共通のパターンである可能性が考えられる。

第2節 巾着網におけるカタクチイワシ未成魚・成魚の漁獲量変動

材料と方法

1995年～2014年までの大阪湾における巾着網漁獲量について、農林水産省が集計した

魚種別都道府県別統計，灘別統計，および大阪府中部に位置する春木漁業協同組合（春木漁協）に所属する標本船1ヶ統（以下，巾着網標本船とする）の漁獲データを使用した。大阪湾における漁獲量は灘別統計と巾着網標本船の水揚げデータから推定した。灘別統計値には月別データがないことから，巾着網標本船の月別漁獲量に各年の大阪湾の漁獲量／巾着網標本船の漁獲量を乗じた値を大阪湾の月別漁獲量とした。なおシラス同様灘別統計は2006年以降統計データが存在しないため，都道府県別統計，巾着網標本船の漁獲データから推定した。1995年～2014年に月1回の頻度でカタクチイワシ未成魚・成魚（以下，カタクチと称する）漁獲物を巾着網標本船から採集し，実験室に持ち帰り，50個体について定規を用いて1mmの精度で被鱗体長（Body length; BL）を測定するとともに体重を測定することで月の体長組成および体重組成を求めた。漁獲が確認されたが標本が得られなかった月については，巾着網標本船の漁業日誌に記載されている漁獲物の体長範囲から体長組成を推定した。すなわち漁獲物の日別体長範囲と漁獲量を月毎に集計し，体長範囲別平均出現割合を計算した。カタクチの体長-体重関係式は，2010年7月から2015年3月に春木漁協に所属する標本船から入手した標本の測定結果から求めた。巾着網での漁獲がない場合は，底曳き網で漁獲された漁獲物を入手して，体長-体重関係を補完する試料として使用した。この関係式を用いて各月の体長組成および月別カタクチ漁獲量から1995年～2014年の大阪湾の月別漁獲重量を尾数に変換した。

結果

漁獲統計値による大阪湾，大阪府におけるカタクチ，および巾着網標本船におけるカタクチ年間漁獲量の経年変化を Fig.3-7 に，大阪湾／大阪府，大阪湾／標本船，大阪府／標本船それぞれの割合の経年変化を Fig.3-8 に示した。なお標本船は期間中同一漁船であった。カタクチについても，シラスと同様，大阪湾，大阪府，標本船の漁獲量は灘別データが存在する2006年までほぼ連動して変動していた。さらに2000年以降大阪府の漁獲量がほぼ

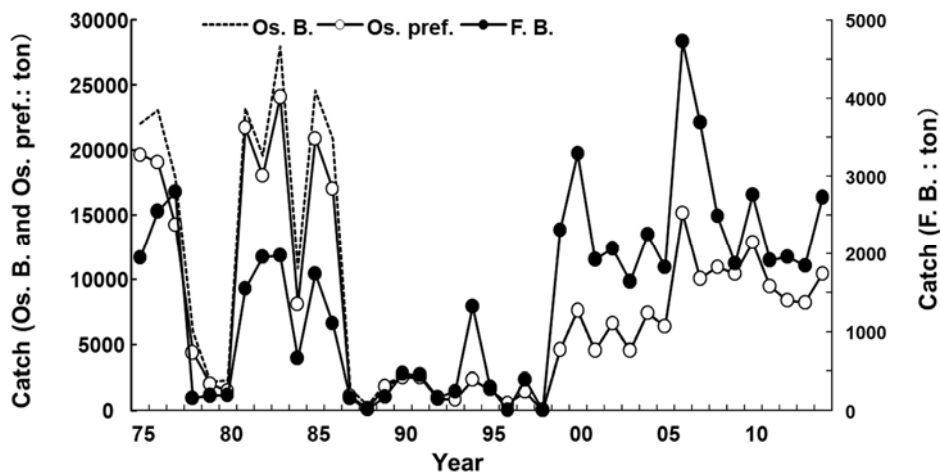


Fig. 3-7 Annual changes in fish catch of mature and immature Japanese anchovy in Osaka Bay (Os. B.), Osaka prefecture (Os. pref.) and sample fishing boat (F. B.) from 1975 to 2014. There were no data from 2006 in Osaka Bay.

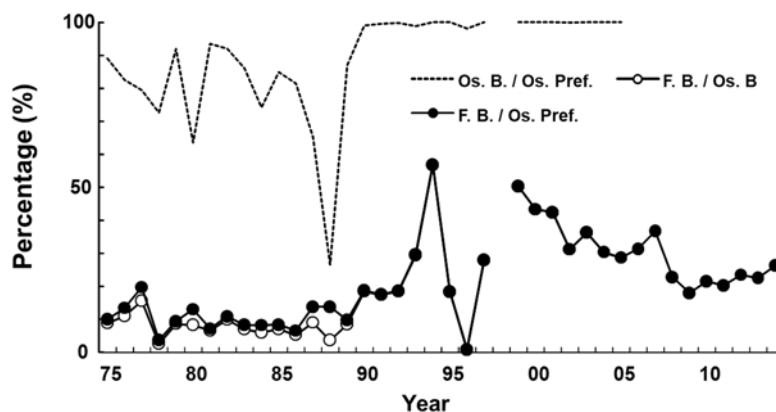


Fig. 3-8 Annual changes in proportion of each statistical data, Osaka prefecture (OS. Pref.) / Osaka Bay (Os. B.), sample fishing boat (F. B.) / Osaka Bay, sample fishing boat / Osaka prefecture, respectively. No data from 2006 in Osaka Bay.

100%を占めていた。このことから大阪府の漁獲量を大阪湾の漁獲量とし、各年の大阪府に占める標本船の比から大阪湾全体の月別の漁獲量を計算した。カタクチの体長 (BL, mm) - 体重 (BW, g) 関係はシラスと同様、累乗近似が最も当てはまりがよく、 $BW=6.75 \times 10^{-6} \times BL^{3.09}$ ($R^2=0.9678, p<0.01$) の関係式が得られた (Fig. 3-9)。巾着網で漁獲されたカタクチの体長範囲は 39 mm~151 mm であった。1995 年~2014 年の大阪湾全域におけるカタクチの月別平均漁獲量の推移をみると (Fig. 3-10), カタクチは 2 月に若干の漁獲があるものの、

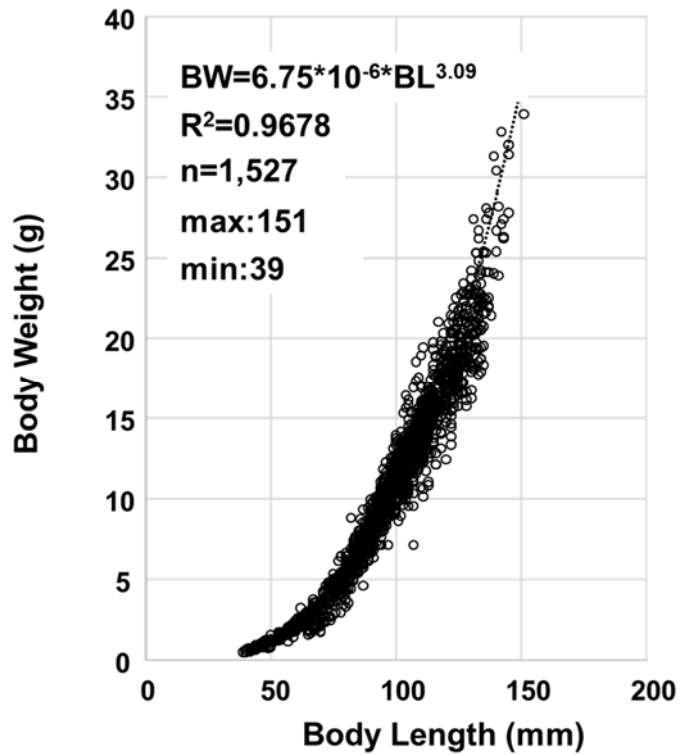


Fig. 3-9 Relationship between body length (BL; scaled body length) and body weight (BW) caught by seine net from 2010 to 2014.

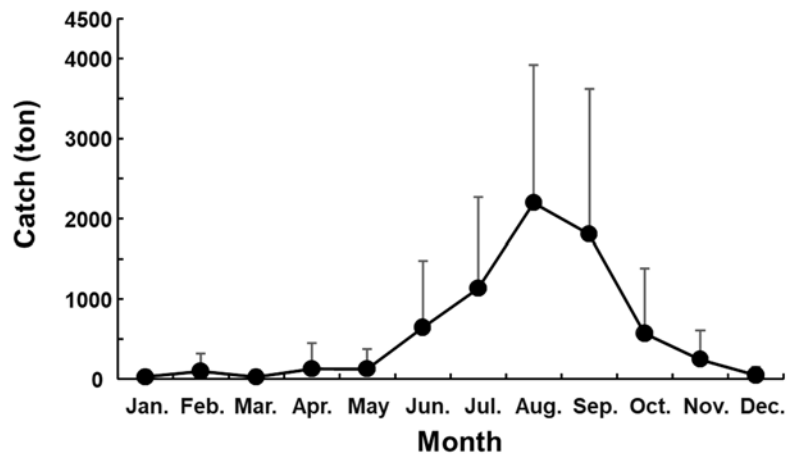


Fig. 3-10 Monthly changes in average fish catch in Osaka Bay from 1995 to 2014. Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

冬季の漁獲は少なく、4月以降8月まで急速に増加した後冬季にかけて減少した。1995年～2014年の大阪湾全体におけるカタクチ年間漁獲量は0t～15,099tの範囲にあり、年間漁獲尾数は0～31億9200万尾の範囲で変化した（Fig. 3-11）。カタクチの漁獲は1998年まで低調であったが2000年代半ばまで大きく増加し、以降は横ばいで推移した。また近年漁獲量に対し、漁獲尾数が多い年が散見されるようになった。

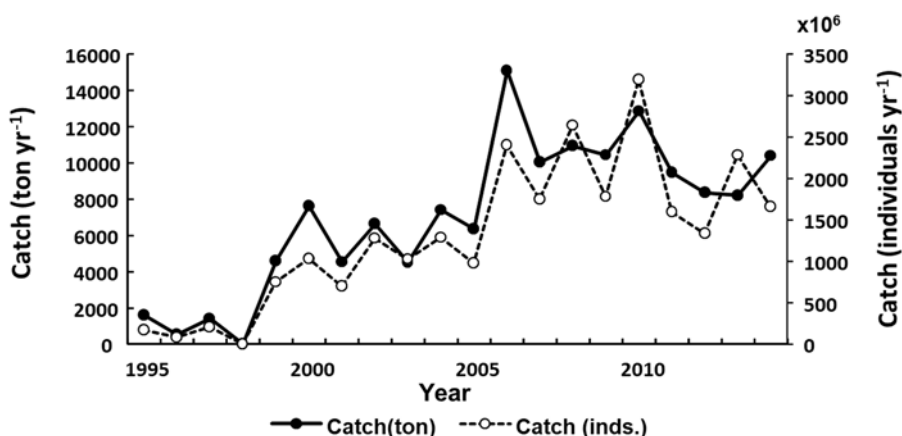


Fig. 3-11 Annual changes in catch of mature and immature Japanese anchovy in weight and number in Osaka Bay from 1995 to 2014.

考察

大阪湾における巾着網の漁期は、2000年代前半まで概ね6月～12月であり、大阪湾で成長した未成魚、成魚は越冬のため紀伊水道に移動すると考えられてきた（林 1978）。しかし近年冬季に瀬戸内海に残存する群れも多く、大阪湾内でも年初から漁場が形成されるようになってきた（Fig. 3-10）。第2章第2節で示したとおり、大阪湾内では漁期の前半（概ね7月～8月まで）被鱗体長110mm～120mmの1歳魚を漁獲し、後半は春シラスが成長した0歳魚を漁獲する。巾着網で漁獲されたカタクチイワシの体長範囲は39mm～151mmであった。第3章第1節のぱっち網漁獲によるシラスの結果を併せ、体長別出現割合をみると（Fig. 3-12）、ぱっち網の漁獲物と巾着網の漁獲物の体長にはほとんど重複がないことが明らかになった。

また、第2章第4節で示したカタクチシラスの体長-日齢関係からぱっち網で漁獲され

るのは2月齢（60日齢）までで、巾着網においては3月齢以降のカタクチイワシを漁獲していることが明らかになった（Fig. 3-13）。すなわち、巾着網はぱっち網で漁獲後の残存資源を利用していることになり、ぱっち網の漁獲状況が巾着網の漁獲可能資源量を決定することが示唆される。

河野・銭谷（2008）は瀬戸内海の産卵量と銘柄「カタクチイワシ」（全長約40mm以上）

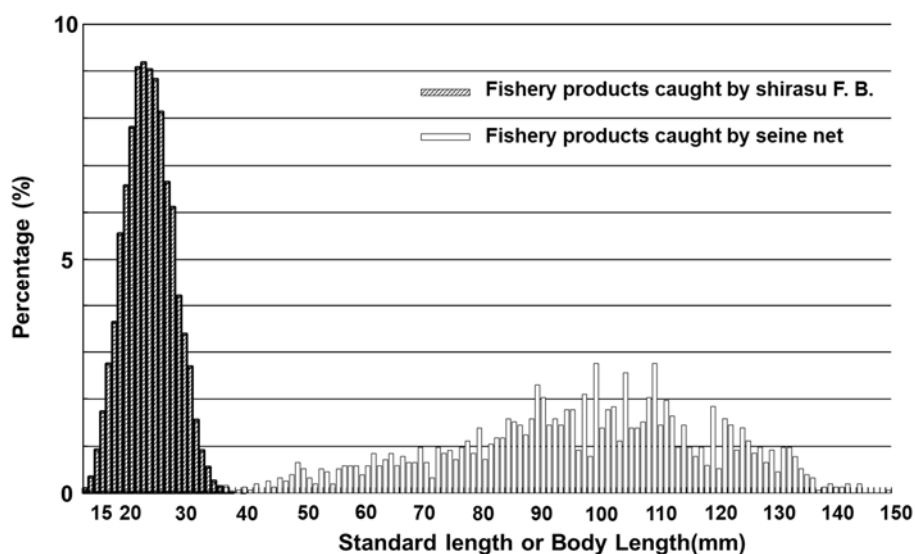


Fig. 3-12 Standard length composition of Japanese anchovy collected in Osaka Bay by different fishing methods from 2012 to 2014. Anchovy larvae (shirasu) were caught by shirasu fishing boat (shirasu F.B.) and mature and immature anchovy were caught by seine net, respectively.

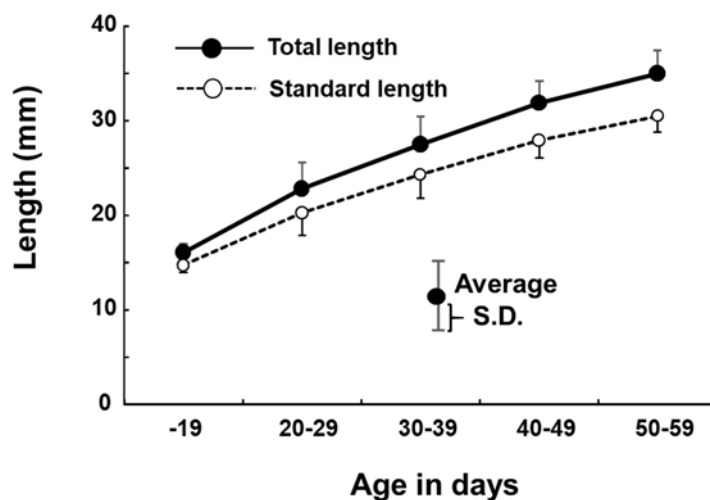


Fig. 3-13 Relationship between length (SL and TL) and daily age in anchovy shirasu. Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

の相関が 1980 年以降有意な関係でなくなっていることを示し、漁獲対象が「カタクチイワシ」から「シラス」へ移っているとした。すなわち、カタクチイワシ全体の資源に対してシラス期の漁獲圧が過重であることを意味しており、シラス漁業が盛んな海域においてはシラスを含む漁獲量をカタクチイワシ資源量の水準として利用することの危険性を示した。一方、瀬戸内海の他の海域と比較すると大阪湾においては依然未成魚・成魚カタクチイワシも重要な漁獲対象であり、上記の通り、資源水準に相互に影響していることが明らかになったことから、漁業種類ごとに尾数で資源量を評価する必要があると考えられる。

第3節 シラス～未成魚・成魚期カタクチイワシ資源量の推定と経年変化

材料と方法

カタクチイワシ資源量の推定は Pope(1972)の近似式を用いた VPA（コホート解析）により行った。また、卵数法（今井ほか 1998）による推定を併せて行い、2法を比較検討した。

コホート解析はぱっち網、巾着網のそれぞれについて、国立研究開発法人水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所が毎年行っている瀬戸内海におけるカタクチイワシ資源評価手法を一部改変して実施した。まず、巾着網標本船の月別漁獲尾数（第4章第1節および第2節）から大阪湾における月別月齢別漁獲尾数を推定し、以下の手法により月別月齢別資源尾数を計算した。

第3章第1節および第2節で計算したぱっち網および巾着網漁獲物の体長組成と漁獲尾数から月齢別漁獲割合を求めた。ここでカタクチシラスの測定結果は全長のみであったため、第2章第2節で測定した2008年のカタクチシラスから全長（TL）－体長（SL）関係（Fig. 3-14）を求め、体長（SL）に変換した。第2章第4節で行ったカタクチシラスの耳石日周輪解析結果から、ぱっち網で漁獲されるカタクチシラスの主体は2月齢までとし、3月齢以降が巾着網で漁獲されるものとした（Fig. 3-12, Fig. 3-13）。カタクチシラスの月別月齢別漁獲尾数は、第3章第1項で示した標本漁業協同組合における月別漁獲量、月別全長組成と全長（TL）－体長（SL）関係式（Fig. 3-14）、体長（SL）－体重（BW）関係式（Fig.

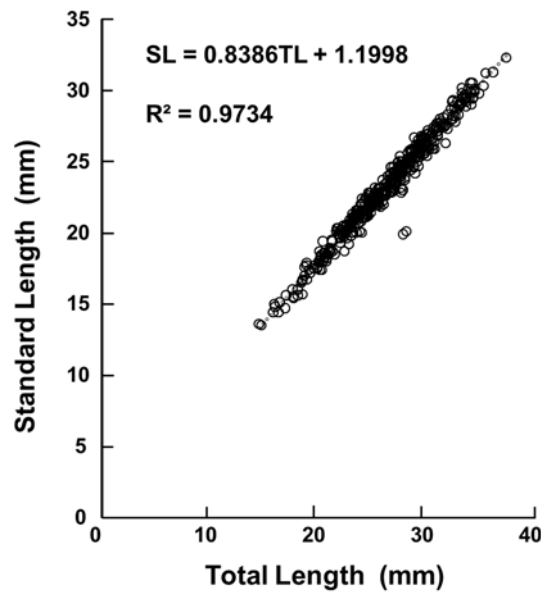


Fig. 3-14 Relationship between total length (TL) and standard length (SL) of Japanese anchovy larvae collected in Osaka Bay by commercial shirasu fishing boat in 2008.

3-5), および月齢別平均体重から求めた。2月齢までの体長は前節で示した成長曲線 (Fig. 3-13) を用いた。巾着網漁獲物については第2章第2節において推定2歳魚を最大としたことから24月齢までコホートに分解し, 24月齢以上を+グループとした。未成魚・成魚の月別月齢別漁獲尾数は, 第3章第2節で示した標本船における月別漁獲量, 月別体長 (BL) 組成と, 体長 (BL) -体重 (BW) 関係式 (Fig. 3-9), および月齢別平均体重から求めた。カタクチシラスで測定した標準体長 (SL) とカタクチで測定した被鱗体長 (BL) は厳密には異なるが, ここでは同じものとして扱った。漁獲があったにもかかわらず測定データがない月については, 標本船の漁業日誌データに記述されている体長範囲から月齢に分解した。3月齢以降の成長式は土井ほか (1978) に従い, 以下の式で求めた。

$$BLa = 140.1 - 117.8e^{-0.1189a}$$

BLa (mm) : ふ化後 a 月齢時の体長

Table 3-1 List of parameters using for Cohort analysis

Age in month	SL(BL) (mm)	Ave. weight (g)	Mature rate*	M*
0	15-20	0.021	0.000	0.589
1	21-29	0.080	0.000	0.469
2	30-44	0.411	0.000	0.353
3	45-61	1.477	0.000	0.289
4	62-70	2.845	0.000	0.249
5	71-78	4.129	0.550	0.222
6	79-85	5.547	0.800	0.202
7	86-91	7.017	0.950	0.187
8	92-96	8.450	1.000	0.176
9	97-101	9.917	1.000	0.167
10	102-105	11.374	1.000	0.167
11	106-109	12.787	1.000	0.167
12	110-112	14.116	1.000	0.167
13	113-115	15.328	1.000	0.167
14	116-118	16.609	1.000	0.167
15	119-120	17.729	1.000	0.167
16	121-123	18.902	1.000	0.167
17	124-124	19.873	1.000	0.167
18	125-126	20.627	1.000	0.167
19	127-128	21.659	1.000	0.167
20	129-129	22.455	1.000	0.167
21	130-130	22.998	1.000	0.167
22	131-131	23.549	1.000	0.167
23	132-132	24.109	1.000	0.167
24	133-	24.678	1.000	0.167

*2017 resource estimation data in Seto Inland Sea
(<http://abchan.fra.go.jp/digests2017/index.html>, 2018.7.1)

成長式と読み取り値から求めた各月齢の体長範囲，平均体重を Table 3-1 に示した。また，瀬戸内海の資源評価で用いられている成熟率，陳賽斌・渡邊（1989）の方法により計算した自然死亡係数 M も Table 3-1 に同様に示した。これらのパラメーターを用い，体長からの切断法（田中 1985）により 24 月齢を最高齢として 3 月齢までコホート分解したが，最高齢魚が出現した場合は漁獲率を 1/2 として初期資源量を計算した。瀬戸内海では全長約 10 mm からシラスとして漁獲され始めるとされる（辻野・渡 2001，斎浦・東海 2003）が，本研究では標準体長 15 mm で加入すると仮定した。月別月齢別資源量は Pope(1972)の近似式を用いて計算した。

$$N_{a,m} = N_{a+1,m+1}e^{Ma} + C_{a,m}e^{Ma/2}$$

$$F_{a,m} = -\ln(1 - (C_{a,m}e^{Ma/2}/N_{a,m}))$$

ここで $N_{a,m}$ は a 月齢魚の m 月の資源尾数， $C_{a,m}$ は a 月齢魚の m 月の漁獲尾数， Ma は a

月齢魚の自然死亡係数、 $F_{a,m}$ はa月齢魚のm月の漁獲係数である。

24月齢以上は一つの月齢群として(24+月齢)として扱った。23月齢と24+月齢にかかる漁獲係数は同じと仮定した。また、8月齢以上の自然死亡係数も同じであると仮定した(Table 3-1)。最近月(m1月)のa月齢魚の資源尾数 $N_{a,m1}$ については以下の式により計算した。

$$N_{a,m1}=(C_{a,m1}e^{Ma/2})/(1-e^{-F_{a,m1}})$$

ここで $C_{a,m1}$ はa月齢魚の最近月(m1月)の漁獲尾数、 $F_{a,m1}$ はa月齢魚の最近月(m1月)の漁獲係数である。1~2月齢の最近月(m1月)の漁獲係数($F_{a,m1}$)については前年4月~11月のぱっち網におけるFの平均値、3月齢の最近月(m1月)の漁獲係数($F_{a,m1}$)については前年7月~10月の巾着網における5月~8月齢のFの平均値とした。

卵数法による親魚資源量の推定は今井ほか(1998)に従って行った。カタクチイワシ卵のデータは第2章第1節で示した毎月1回、大阪湾の20定点で行っている卵・仔魚調査データのうち1995年~2014年の20年分を用いた。大阪湾をティーセン法により各調査定点を中心とする支配面積に分割し、第2章第1節で示した卵の採集量を、丸特ネットの面積 $0.159m^2$ を用いてエリアごとに分布する総卵数に変換した。これを同月における1日あたりの総卵数の代表値とした。今井ほか(1998)に従い、下式から産卵雌親魚の資源量を求めた。

$$B_{sf}=E \times BFR^{-1} \times I \times 10^{-5}$$

B_{sf} (トン) : 産卵親魚量, E: 1日あたり総卵数,

BFR: カタクチイワシ標準個体(BL100 mm, BW10g)の1回あたり産卵数

I (日) : 産卵間隔

ここで BFR は相模湾において水温 T (°C), と GI (生殖腺指数) から推定された以下の式 (今井ほか 1998) により計算した。

$$\text{BFR} = (-2176 + 182T) \times \text{GI} \quad (T < 22^\circ\text{C})$$

$$\text{BFR} = 1828 \times \text{GI} \quad (T \geq 22^\circ\text{C})$$

水温については, 卵仔魚調査時に取得した STD データのうち 10 m 層のデータを使用した。大阪湾における雌の GI 測定用標本は Fig. 2-1b に示した春木漁港において, 2000 年～2014 年におよそ月 1 回の頻度で巾着網漁船により水揚げされた漁獲物を入手した。各調査時 50 個体について, 従前と同様の方法で被鱗体長, 体重を測定した後, 雄雌判別して生殖腺を取り出し, 重量を 0.1 g まで測定した。各年の GI について標本が存在する月はそれぞれの測定値を, 存在しない月については 15 年間の平均値を用いて BFR を計算した。本研究において雄雌の比は 1:1 とし, 産卵親魚の資源量とした。さらに産卵間隔についても今井ほか (1998) により,

$$I = 7.85 - 0.243T \text{ とした。}$$

両法の比較を行うに当たってはコホート解析で得られた月齢別資源量に Table 3-1 で示した成熟率を乗じることで親魚量とした。

結果

コホート解析で得られた 1995 年～2014 年のシラスおよびカタクチの年間平均資源量および資源尾数の推移を Fig. 3-15 a,b に示した。同年間においてシラスは 678 t～2706 t, 135 億 7500 万尾～560 億 8700 万尾, カタクチは 85 t～9,742 t, 3200 万尾～19 億 7500 万尾の範

围で変動した。大阪湾全体の資源量はカタクチと、資源尾数はカタクチシラスと概ね同調して変動した。カタクチシラス、カタクチの月別資源量、資源尾数の変化をみると (Fig. 3-16 a, b), カタクチシラス資源量は5月ないし6月に、カタクチ資源量はカタクチシラスよ

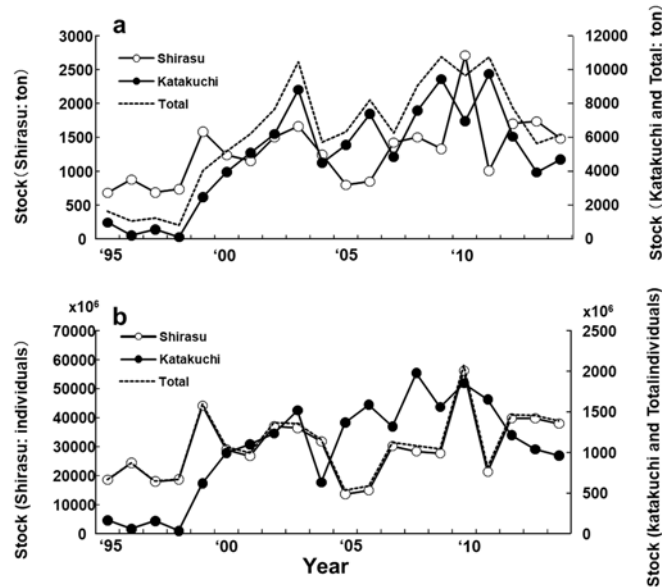


Fig. 3-15 Annual changes in stock of Japanese anchovy larvae (shirasu) and mature and immature anchovy (katakuchi) in Osaka Bay from 1995 to 2014. a: changes in weight, b: changes in number.

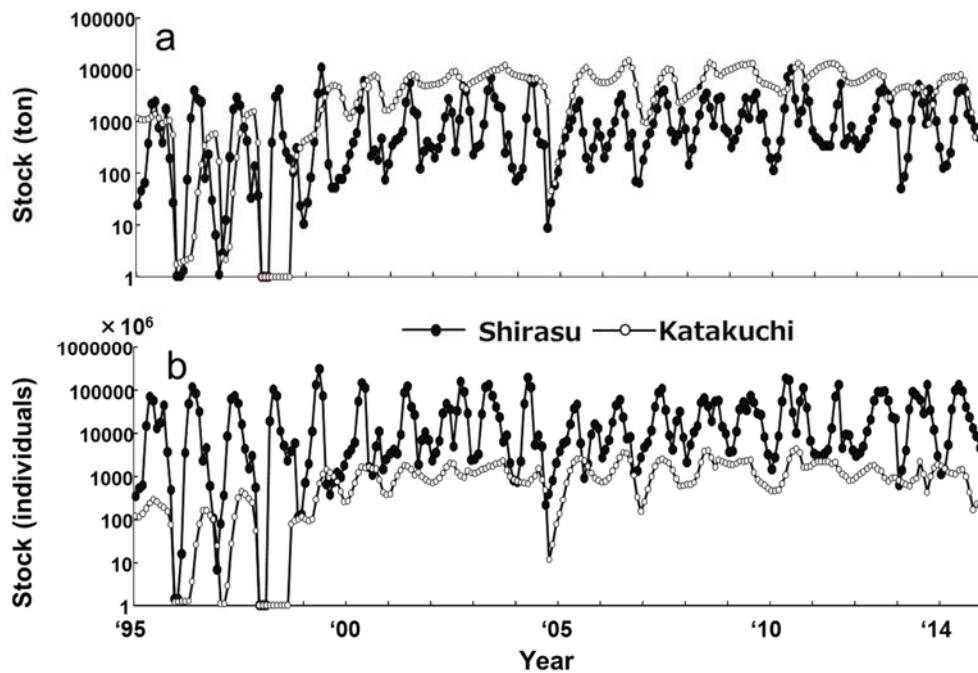


Fig. 3-16 Monthly changes in stock of Japanese anchovy larvae (shirasu) and mature and immature anchovy (Katakuchi) in Osaka Bay from 1995 to 2014. a: changes in weight, b: changes in number.

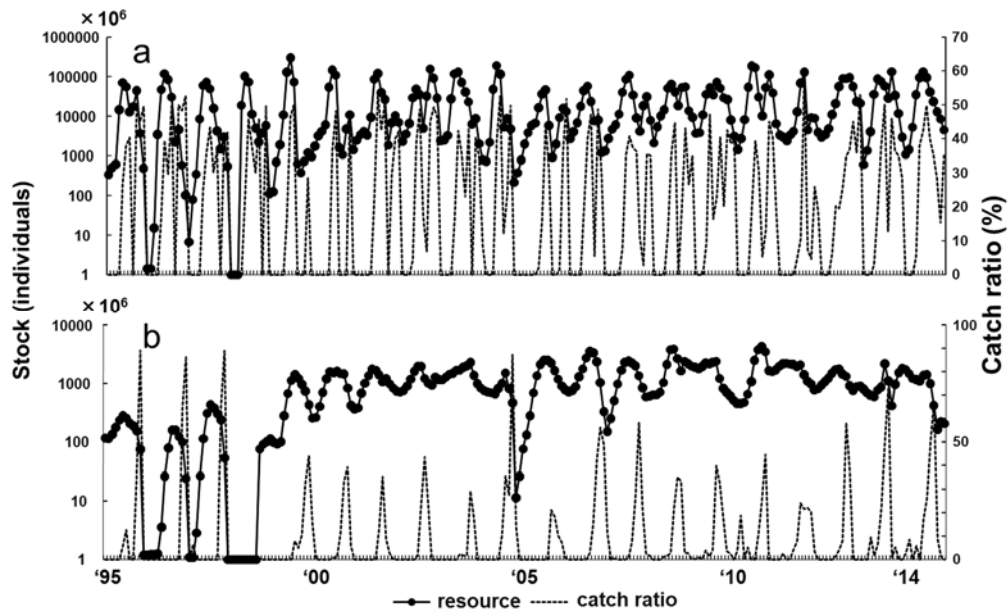


Fig. 3-17 Monthly changes in stock of Japanese anchovy larvae (shirasu) (a), mature and immature anchovy (katakuchi) (b) and catch ratio in Osaka Bay from 1995 to 2014.

り 1 ヶ月程度遅れて最大値を示す傾向が見られた。カタクチシラス資源量は 1999 年に全期間を通じて最大値を示したが、カタクチ資源量はその後も増加傾向を示し、以降比較的高水準で推移した。資源尾数についても概ね同様の傾向であったが、資源量よりも増加傾向は緩やかであった。尾数でみたシラスの漁獲割合は資源尾数と概ね対応しており、最大約 50% の漁獲率であった (Fig. 3-17 a)。一方、カタクチの漁獲割合は、資源尾数が非常に少なかった 1995 年～1998 年には 90% を超える漁獲率を示すこともあったが、資源尾数が増加した 1999 年以降は年間の資源量が少なかった 2004 年、2013 年、2014 年を除き、概ね最大 50% 程度で推移した (Fig. 3-17 b)。年間平均漁獲割合はぱち網で 10.9%～26.4% (漁獲量で 17.1%～48.0%) と比較的変動が大きかったが、巾着網では漁獲が 0 であった 1998 年の 0% を除くと漁獲尾数、漁獲量とも約 10% 程度で推移した (Fig. 3-18)。

生殖腺指数は 3 月までは 2 を下回る低い値であったが、4 月に急速に上昇し、6 月まで 5 を超える高い値で推移した (Fig. 3-19)。7 月以降は急減したが、11 月までは 2 を上回っていた。卵数法で推定した親魚量は 1997 年、1998 年、2005 年に低く、2000 年と 2014 年にピークが認められた (Fig. 3-20)。コホート解析で得られた親魚量と卵数法で得られた親魚

量では 2000 年までの上昇傾向は一致していたが、2003 年まではコホート解析では増加、卵数法では減少と逆の傾向を示した。その後、2010 年まで増減傾向は概ね一致していたが、

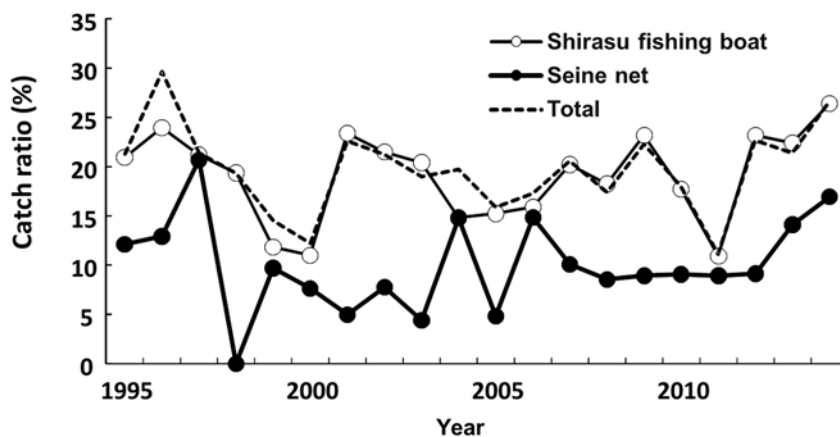


Fig. 3-18 Annual changes in average catch ratio in number by shirasu fishing boat, seine net and in total catch in Osaka Bay from 1995 to 2014.

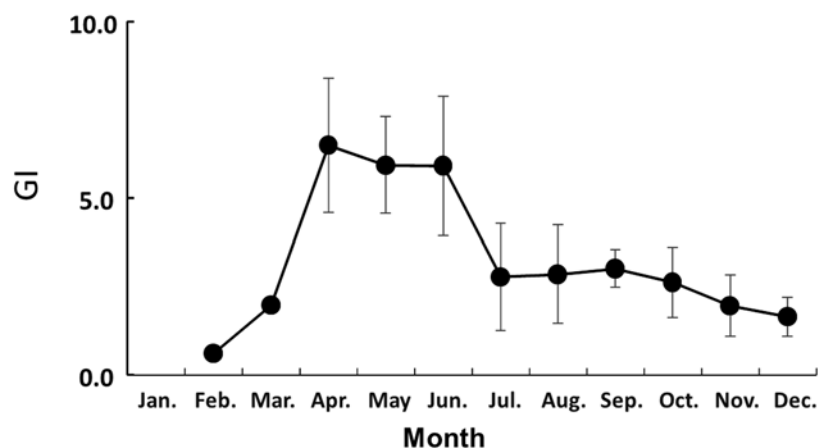


Fig. 3-19 Monthly change of average gonad index (GI) of female Japanese anchovy from 2000 to 2014. Vertical bar indicates standard deviation.

2011 年以降は逆の傾向を示した (Fig. 3-20)。

瀬戸内海区水産研究所のコホート解析による瀬戸内海カタクチイワシ資源評価結果から本研究の大阪湾カタクチイワシ (シラス+カタクチイワシ) を除いた資源量の関係を見ると (Fig. 3-21), 大阪湾を除いた瀬戸内海のカタクチイワシ資源量と大阪湾のカタクチイワシ資源量の間には有意な正の相関が認められた ($p < 0.01$)。

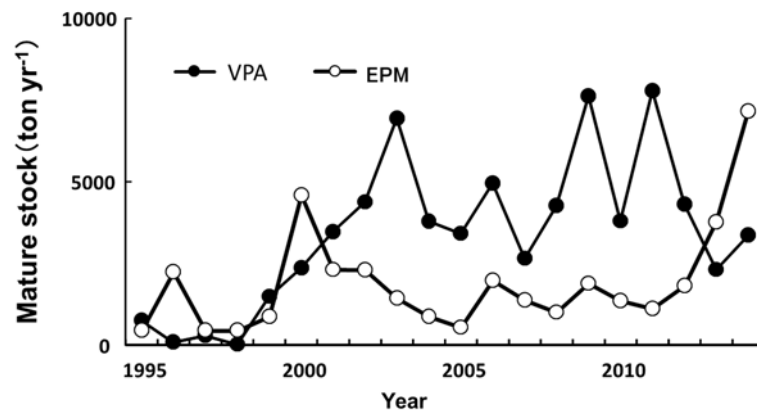


Fig. 3-20 Annual changes in matured stock of Japanese anchovy analyzed by two methods, virtual population analysis (VPA) and egg production method (EPM) in Osaka Bay from 1995 to 2014.

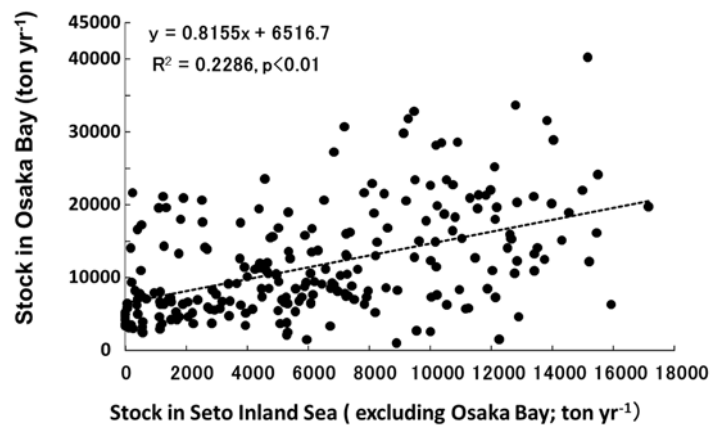


Fig. 3-21 Relationship between anchovy stock in Seto Inland Sea excluding Osaka Bay and stock in Osaka Bay from 1995 to 2014.

考察

コホート解析で推定された大阪湾の資源量はカタクチシラスが1999年、カタクチが2000年代前半に増加し、それ以降は概ね横ばいに推移し、資源量全体（重量）はカタクチと同様の傾向を示した。一方、資源尾数は、カタクチシラス、カタクチともそれぞれの資源量と同様の傾向を示したが、全体の資源尾数はカタクチシラスの尾数変動とほぼ一致していた。また2005年～2006年のようにシラス資源量、尾数が少ない年でもカタクチ資源量、尾数は比較的高水準である年も見られた。さらに資源量、資源尾数ともカタクチシラスとカタクチは約1か月のタイムラグをもってよく対応していた。これらのことから通常議論

されるシラスを内包した重量で評価される資源量へのシラス期の寄与は低く、カタクチイワシ資源全体の管理をするにあたって、シラスについては漁獲量を制限するのではなく、カタクチ資源として残す量を管理することが重要と考えられる。

燧灘のカタクチイワシにおいては「親を残して産卵量を確保する」という資源管理方針に基づき、2000年代から産卵盛期以降に親魚（カタクチ）や仔稚魚（シラス等）の操業を開始するなどの取り組みがなされている（米田私信）。その効果もあって産卵量は近年増加傾向にあるが、一方でカタクチイワシ初期資源量は減少傾向にあり、2014年のシラスは過去20年間で最低の漁獲となった（農林水産省統計情報資料，http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html, 2018.4.19）。すなわち、産卵量の確保のみではカタクチイワシ資源の増加にはつながっていない可能性がある。さらに、瀬戸内海における資源評価では親魚量と加入量の間には明確な関係はなく（平成29年度カタクチイワシ瀬戸内海系群資源評価調査，<http://abchan.fra.go.jp/digests2017/index.html>, 2018.4.19），前述のとおり、シラスの資源量が低くても、3月齢以降に残す量を管理することでカタクチイワシ未成魚・成魚資源を維持できる可能性が示された。すなわち、親魚を残すことは重要であるが、それが必ずしも次世代のシラス資源に結びつくとは言えないことから、シラスと未成魚・成魚資源の両方をバランス良く残すことがカタクチイワシ全体の資源を管理する上で重要であろう。しかしながら、漁家経営からみるとキロあたりの漁獲物の平均単価はカタクチイワシに比してシラスが20倍程度と大きく異なる（山本未発表資料）。シラスの漁獲においては経済的な面も考慮に入れつつ、資源量を維持し、親魚量を確保すると同時に最大の収入を得るような漁獲が望まれる。

卵数法で得られた親魚量とコホート解析で得られた親魚量は同調しない結果となった。特に2000年以降乖離が大きくコホート解析で推定した資源量が卵数法で推定した資源量を大きく上回っていた（Fig. 3-20）。コホート解析では漁獲圧が大きいほど推定値は信頼できるという特徴がある。2015年の瀬戸内海の資源評価では、瀬戸内海でのカタクチイワシの年間平均漁獲割合（漁獲量／資源量）は17～46%の間で変動したと報告されている。本

研究においては9.3%~36.2%（尾数で11.1%~29.6%）であり，瀬戸内海全体の漁獲割合より低かった。ただし，本研究が行われた1995年以降では瀬戸内海でも30%前後で推移していること，管理基準の下で許容される最大レベルの漁獲時の漁獲割合が29%と推定されていることから，コホート解析に十分な漁獲圧であったと推定される。一方，第2章第1節で示したように特定の場所で卵が集中して採集される例はしばしば認められる。卵の分布によっては産卵量が過大／過少評価される可能性があるため，産卵量の推定については注意する必要がある。

瀬戸内海におけるカタクチイワシ資源評価結果によると1985年まで減少した資源水準は，その後増加傾向を示している。本研究では1995年以降の大阪湾の資源量を推定したが，概ね増加傾向を示した。また，瀬戸内海の大阪湾以外の資源量と大阪湾の資源量の関係には有意な正の相関が見られた。すなわち，大阪湾における資源量は瀬戸内海の資源量と同調して変動していると考えられる。

第4章 大阪湾における環境の長期変動と低次生産過程における転送効率の経年変化

背景と目的

大阪湾へは大都市を流域に持つ淀川、大和川から、生活排水、工業廃水由来の高栄養水が高いレベルで流入し、1960年代以降典型的な富栄養海域として知られてきた。ところが近年では、大阪湾を含む瀬戸内海において栄養塩の低下による貧栄養化と、それに伴う漁獲量の減少が議論されるようになってきた (Yamamoto 2003)。栄養塩の低下は基礎生産の低下と餌料環境の変化につながることで予測されることから、プランクトン食者であり二次消費者であるイワシ類においても成長および生残に影響が及ぶ可能性が考えられる。プランクトン食性魚類であるカタクチイワシの大阪湾における生産構造を明らかにするためには、基礎生産者から一次消費者、さらにカタクチイワシにいたるエネルギーの流れを理解する必要がある。本章では大阪府立環境農林水産総合研究所および大阪府が行っているモニタリングデータを用い、基礎生産者である植物プランクトンおよび一次消費者である動物プランクトン現存量を推定するとともに、基礎生産者から二次消費者であるカタクチイワシにつながる転送効率の経年変化を調べ、カタクチイワシの生産に好適な栄養レベルについて検討する。

第1節 大阪湾における物理化学環境の経年変化

材料と方法

1972年から(地独)大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター(旧大阪府立水産試験場)によって行われている浅海定線調査(Fisheries Monitoring Program (FMP))の資料のうち、水温、塩分、透明度は毎月、栄養塩およびChl. *a*は2月、5月、8月、11月の年4回の頻度で取得した2014年までのデータを使用して環境の経年変化を分析した。浅海定線調査は大阪湾全域に設けた20定点(Fig. 2-1a, open and closed circle)について大阪府環境農林水産総合研究所(現地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所)水産技術センター調査船により行った(1972~1998.3「はやて(28 t)」, 1998.4~2016.3「おおさか

(29 t), 2016.4～「おおさか (19 t)」)。また、各定点において CTD (JFE アドバンテック製) を使用して水温、塩分を、セッキ板により透明度を測定した。また、表層水をバケツで、東部海域 (Fig.2-1a, open circle) の底層水を北原式採水器、西部海域 (Fig.2-1a, closed circle) の底層水をナンセン採水器で採水し、第 2 章第 1 節で既述のとおり、実験室において GF/C で濾過した後、濾紙からクロロフィルをアセトンで抽出し蛍光光度計 (TD-700, ターナー社製) で Chl. *a* を分析した。さらに濾液について、1990 年代には traccs800, 2000 年代前半には traccs2000, 2000 年代後半以降には SwAAt により溶存無機態栄養塩 (NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, PO₄-P, 2009 年 2 月以降は SiO₂-Si を追加) を分析した。

結果

Fig.4-1, Fig.4-2 に 1972 年から 2014 年における表層の水温、塩分の長期変動をそれぞれ示した。水温は 45 年間で年平均 0.02°C の上昇傾向を示した (Mann-Kendoll test, $p < 0.01$)。

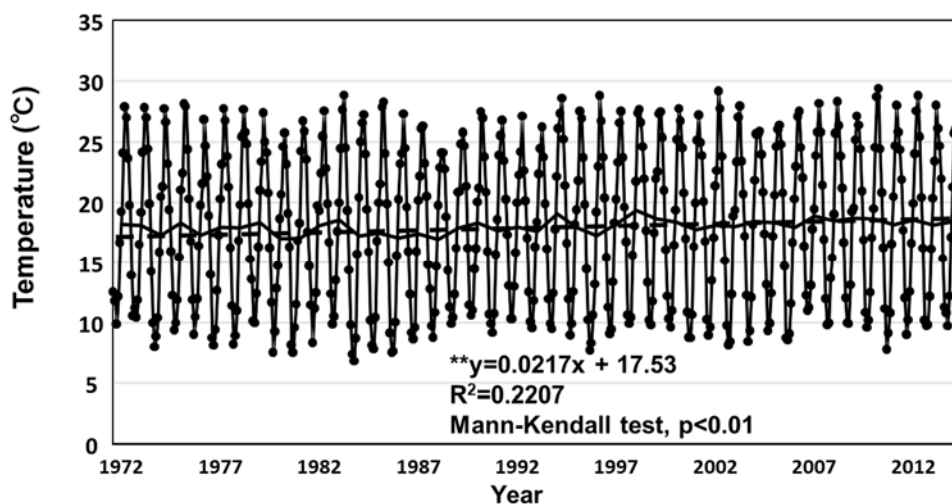


Fig. 4-1 Long term fluctuations of surface water temperature in Osaka Bay from 1972 to 2014. Values are means of surface layer at 20 sampling stations. ** $p < 0.01$ (Mann-Kendall test).

一方、塩分では有意な変動傾向は確認されなかった。透明度は年間平均 0.03 m の上昇傾向を示し (Mann-Kendoll test, $p < 0.01$), 特に 1990 年代後半に大きく上昇した (Fig. 4-3)。

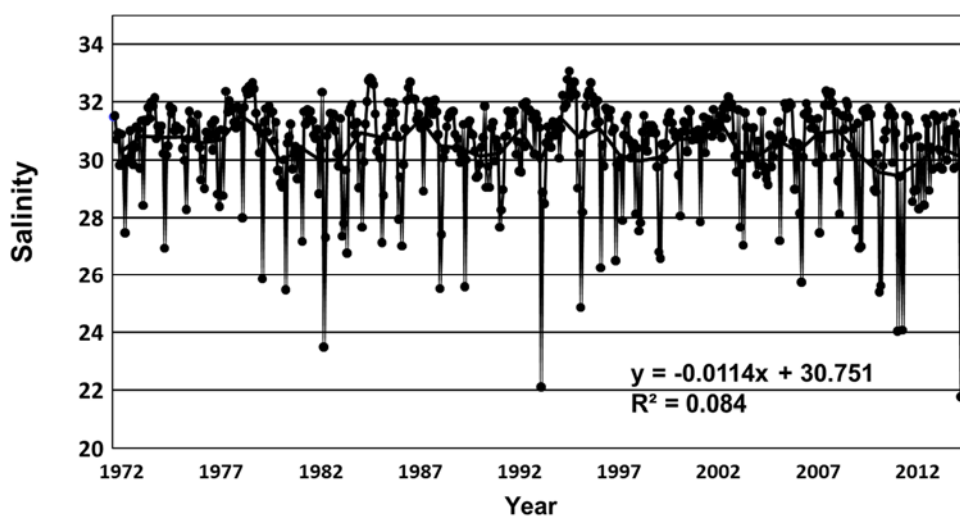


Fig. 4-2 Long term fluctuations of surface salinity in Osaka Bay from 1972 to 2014. Values are means of surface layer at 20 sampling stations.

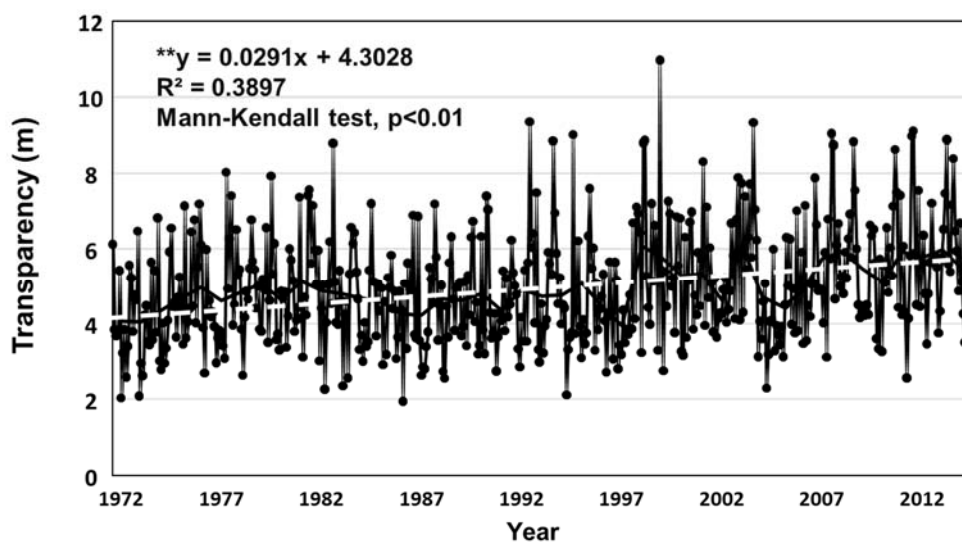


Fig. 4-3 Long term fluctuations of transparency in Osaka Bay from 1972 to 2014. Values are means at 20 sampling stations. ** $p < 0.01$ (Mann-Kendall test).

溶存無機態窒素 (DIN: $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) の表層, 底層平均値の長期変動をみると (Fig. 4-4), DIN は年平均 $0.27 \mu\text{M}$ の傾きで減少しており (Mann-Kendall test, $p < 0.01$), 特に 2000 年代以降の減少が大きかった。溶存無機態リン (DIP) の表層, 底層の平均値は, 年平均 $0.01 \mu\text{M}$ の減少傾向が確認されたが (Mann-Kendall test, $p < 0.01$), 1970 年代後半から

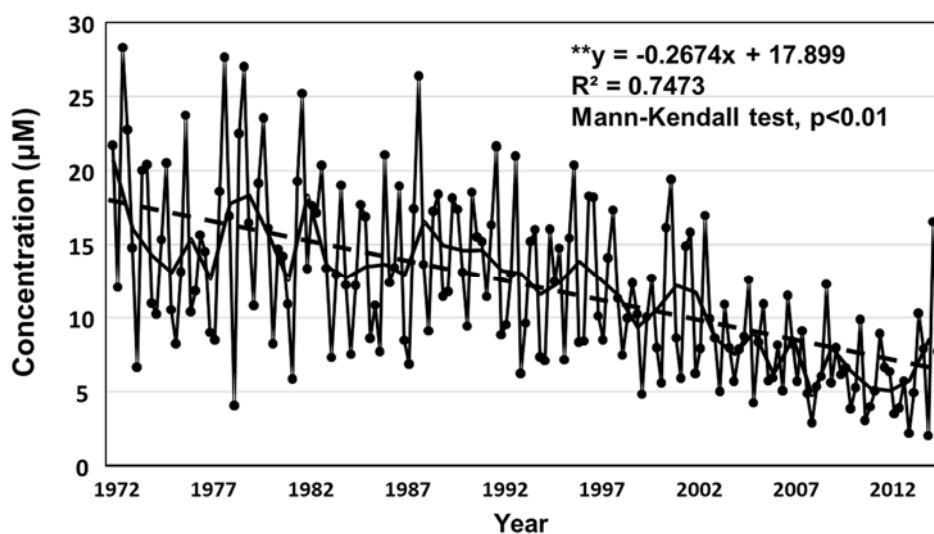


Fig. 4-4 Long term fluctuations of dissolved inorganic nitrogen (DIN) in Osaka Bay from 1972 to 2014. Values are means of surface layer and bottom layer at 20 sampling stations. ** $p < 0.01$ (Mann-Kendall test).

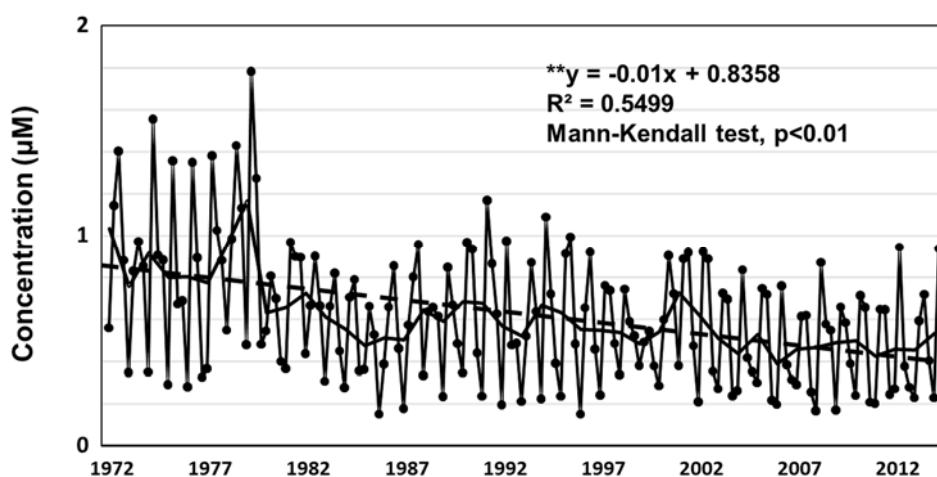


Fig. 4-5 Long term fluctuations of dissolved inorganic phosphate (DIP) in Osaka Bay from 1972 to 2014. Values are means of surface layer and bottom layer at 20 sampling stations. ** $p < 0.01$ (Mann-Kendall test).

1980年代前半の減少が大きく、以降は緩やかな減少となった (Fig. 4-5)。SiO₂-Si は2009年以降のデータをまとめたが、表層の年間平均値は9.38~15.11 μMで顕著な変動傾向は確認されなかった。表層 Chl. *a* は年平均 0.21 μg L⁻¹ で減少傾向が確認された (Fig. 4-6, Mann-Kendoll test, $p < 0.01$)。Chl. *a* は2000年代初めまで20定点平均で20 μg L⁻¹を超える値が頻繁

に確認されていたが 2000 年代後半以降まったく確認されなくなった。

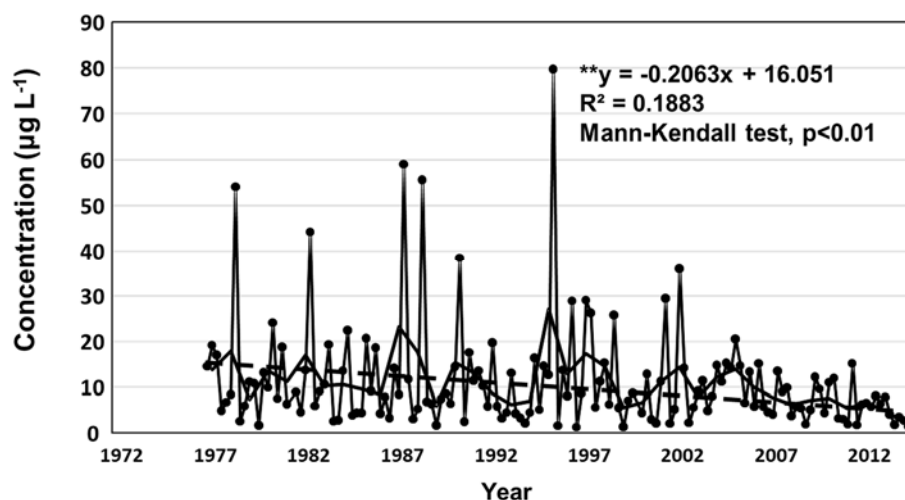


Fig. 4-6 Long term fluctuations of Chlorophyll *a* in Osaka Bay from 1977 to 2016. Values are means of surface layer at 20 sampling stations. ** p<0.01 (Mann-Kendall test).

考察

本研究においては各環境項目について回帰分析を行った結果、水温では有意な上昇傾向を示した。秋山・中嶋（2018）は本研究で使用した浅海定線調査の結果を詳細に解析した結果、1993年に水温上昇（ジャンプ）を検出し、この変化が冷水性・暖水性魚類の漁獲量に影響を与えたことを示唆した。また、1972年以降の45年間に3回の水温ジャンプを確認し、それらは地球規模のレジームシフトと連動していたことを見出した（秋山私信）。地球温暖化についてはIPCC（気候変動に関する政府間パネル）第3次評価報告書により、温暖化の進行が温室効果ガスの人為的な排出によるものであることが明記された後、第4次評価報告書では多くの科学的知見が集約され、気象だけでなく海象、生態系といった多くの事象に影響を及ぼすことが示唆された。日本最大の半閉鎖性海域である瀬戸内海でも温暖化による生物への影響がいくつか報告されている（重田2008, 鍋島2016など）。地球温暖化による気温の上昇は海水温にも影響を与えられ、水深の浅い沿岸や内湾ではその影響がより大きいことが推測される。魚類におけるレジームシフトは、まずマイワシについて見いだされた概念であるが（Kawasaki 1983）、外海域ではマイワシ、カタクチイワ

シ、サバ類、サンマなどで魚種交替が確認されている。このうち本研究で対象としているカタクチイワシは比較的暖海に適応した魚種であることから温暖化はプラスに働く可能性がある。近年瀬戸内海においても各海域で平均水温の上昇が確認されており（瀬戸内海区水産研究所, 2015）、瀬戸内海全域での年平均水温は30年間で約1°C上昇しており（高橋, 2005）、水温の上昇は特に冬季において顕著である。その一方で、豊後水道、紀伊水道など外海に近い海域では、水温は気温の変動と必ずしも同調している訳ではなく、外海水の動態に影響されている。さらに、備讃瀬戸を挟んで西側と東側で水温の上昇傾向が異なることも報告されている（高橋, 2005）。そのため、瀬戸内海の西部と東部で生物の応答も異なる可能性がある。瀬戸内海東部に位置する大阪湾におけるカタクチイワシ資源は2000年以降比較的好調であることから、このような水温の上昇傾向が影響した可能性も考えられる。

瀬戸内海では1960年代の高度成長に伴う水質汚濁対策として1973年に施行された瀬戸内海環境保全臨時措置法が、1978年には特別措置法として恒久法化され、CODの排出規制に加え産業排水中のリンの削減指導が行われた。その結果、1980年代には瀬戸内海域のリン濃度は急速に低下した後、近年は横ばいで推移している。本研究で示した通り、大阪湾においてもリンが1980年代にまず減少し、窒素は2000年代に特に大きく減少した。また、Chl. *a* についても有意な減少傾向を示している。著しく高いChl. *a* 値が確認されなくなってきたのは2002年頃からであり、窒素が約10 μM を下回った時期に一致することから、栄養塩、とりわけ窒素の低下により基礎生産力が低下したと推測される。一方、大阪湾の透明度は有意な上昇傾向を示した。大阪湾の透明度は、Chl. *a* 濃度と高い相関を示すことから（後述, Fig.4-10）、透明度の上昇は植物プランクトンの増殖（基礎生産）の低下と関係するものと推察される。基礎生産の低下が推察される一方で、大阪湾における貧酸素水塊の発生は近年においても頻繁に観測されている（(地独)大阪府立環境農林水産総合研究所 HP, <http://www.kannousuiken-osaka.or.jp/suisan/gijutsu/do/index.html>, 2017. 2.1）。内湾における温暖化による影響として、水温上昇による成層化とその時期の長期化が予測され、

数値シミュレーションの結果では、瀬戸内海の温暖化が進行した場合、大阪湾では貧酸素水塊の面積が拡大することが示されている（濱田・鯉淵, 2013）。さらに高水温時には代謝が上がることにより酸素消費量が増え、貧酸素耐性が低くなることから、カタクチイワシ資源にも影響を及ぼす可能性がある。

第2節 大阪湾における植物プランクトン組成、現存量および生産速度の経年変化

材料と方法

植物プランクトン組成の解析には、大阪府が行っている公共用水域の常時監視調査 (<http://www.pref.osaka.lg.jp/kankyohozen/osaka-wan/kokyo-status.html> : Investigations of Public Water (IPW), 以下公共用水域調査とする) で得られた植物プランクトンデータのうち 1977 年～2012 年までの結果を用いた。公共用水域調査の植物プランクトンデータは、月 1 回小潮時に大阪湾東部の 12 定点 (Fig. 2-1b) において、バンドン採水器を用いて水深 1 m 層から採水された試水 1 ml 中の細胞密度を計数したものである。

植物プランクトン現存量の計算には環境要因と同様、浅海定線調査のうち、2 月、5 月、8 月、11 月の年 4 回の調査で取得した 1977 年～2014 年の表層 Chl. *a* と透明度のデータを用いた (Fig. 2-1a)。加えて月 1 回の調査データが存在する公共用水域調査の 1985 年から 2014 年の Chl. *a* と透明度のデータを用いて両者の結果を比較検討した。公共用水域調査における Chl. *a* のデータは、月 1 回小潮時に大阪湾東部の 12 定点 (Fig. 2-1b) においてバンドン採水器を用いて水深 1 m 層から採水された植物プランクトン標本と同じ試水の Chl. *a* 濃度を測定したものである。現存量は有光層における Chl. *a* 量で評価した。有光層は表層光量が 1% まで減衰する層とした。有光層の算出は梅原ほか (投稿中) に従った。すなわち、まず広島湾で行われた調査結果により作成された透明度 (SD) と光減衰係数 (K_d) の関係式 ($K_d = 0.15SD + 0.68$) / SD により K_d を推定した。各水深における光量は Lambert-beer の法則から以下のように求まる。

$$A=B \times \exp(-K_d \times z)$$

$$A \times B^{-1} = \exp(-K_d \times z)$$

A: 水深 Z(m)における水中光量

B: 水面直下の水中光量

Kd: 光減衰係数

上記の通り、有光層を水面直下の水中光量の1%と定義すると、光量が表層の1%となる水深 $Z_{0.01}$ は以下の様に求まる。

$$\exp(-K_d \times z) = 0.01$$

$$Z_{0.01} = -\ln(0.01) \times K_d^{-1}$$

本研究においては有光層内の Chl. *a* の分布については一様と仮定し、表層 Chl. *a* 濃度に $Z_{0.01}$ を乗じることで各定点における Chl. *a* 量とした。炭素換算した現存量の計算には、一般的に炭素/Chl. *a* 比は生理活性の高い時期は約 30、低い時期は約 100、その中間で約 60

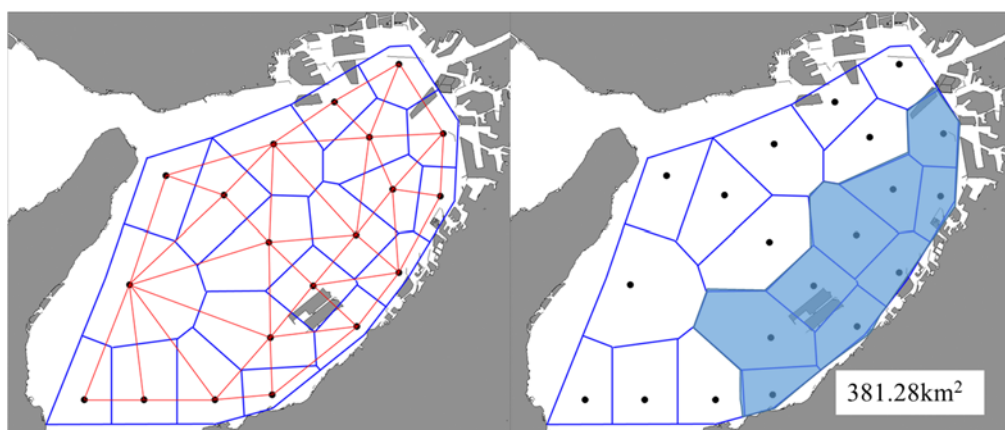


Fig. 4-7 Area of Osaka Bay is separated by the Thessen method. Out of all areas, 9 units are regarded as the east area (blue), and 11 units the west area (blank). The east area corresponds to the area of investigation of public waters (IPW). East area are estimated to be 381.28 km², and west area 686.36 km².

とすることが多いため (田中 2006), 平均的な値として 60 として計算した。浅海定線調査は大阪湾全体をカバーするが, 公共用水域調査は湾東部のみで実施されている。浅海定線調査は従来年 4 回であったが, 2010 年以降は Chl. *a* 観測調査を月 1 回の頻度で実施している。そこで, 水域の異なる両者を比較するため, 大阪湾をティーセン法により浅海定線各調査定点を中心とする支配面積に分割し (Fig. 4-7), 2012 年~2014 年の毎月の浅海定線調査データを用いて, 公共用水域調査の調査範囲に相当する大阪湾東部海域およびそれ以外の西部海域, それぞれのエリアにおける Chl. *a* 総量を求め, 東部/西部の Chl. *a* 存在比を設定した。この存在比を公共用水域調査結果に適用することで, 公共用水域調査の現存量を湾全体に引き延ばした。公共用水域調査の支配面積は浅海定線調査の支配範囲に合わせ, 同じ支配範囲に複数定点が存在する場合は面積を定点数で等分割して適用した。

基礎生産速度の計算には現存量計算と同様の期間 (1977 年~2014 年) における公共用水域調査 Chl. *a* および透明度のデータを用いた。基礎生産速度の推定法は梅原ほか (投稿中) に準じた。すなわち, 広島湾における 2 月, 5 月, 8 月, 11 月の調査結果から, 水深 $Z(m)$ の Chl. *a* あたりの炭素同化効率(P^B_Z)をそれぞれ

2 月 : $P^B_Z=2.21 \times A \times B^{-1}$, 5 月 : $P^B_Z=1.78 \times A \times B^{-1}$, 8 月 : $P^B_Z=2.44 \times A \times B^{-1}$, 11 月 : $P^B_Z=2.57 \times A \times B^{-1}$ とすると,

2 月 : $PP_Z=P^B_Z \times \text{Chl. } a=2.21 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times Z)$,
 5 月 : $PP_Z=P^B_Z \times \text{Chl. } a=1.78 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times Z)$,
 8 月 : $PP_Z=P^B_Z \times \text{Chl. } a=2.44 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times Z)$,
 11 月 : $PP_Z=P^B_Z \times \text{Chl. } a=2.57 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times Z)$,
 と表される。

これを m 月における関数 $f_m(z)$,

2月 : $f_2(z) = 2.21 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times z)$,
 5月 : $f_5(z) = 1.78 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times z)$,
 8月 : $f_8(z) = 2.44 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times z)$,
 11月 : $f_{11}(z) = 2.57 \times \text{Chl. } a \times \exp(-K_d \times z)$,
 とした。

ここで, A: 水深 Z における水中光量, B: 水面直下の水中光量, P^B_z : 水深 Z における炭素同化効率 ($\text{mgC mgChl. } a^{-1} \text{h}^{-1}$), PP_z : 水深 Z における一次生産速度 ($\text{mgC L}^{-1} \text{h}^{-1}$), Chl-a: Chl. a 濃度 (mg L^{-1}) である。さらに, 1日の日射時間を12時間とし, Zの範囲を $0 \sim Z_{0.01} \text{m}$ で与えて積分することで有光層の1日の単位面積あたり基礎生産速度 (PP) を

$$PP = 12 \int f_m(z) dz$$

として算出した。

結果

植物プランクトン組成の経年変化を Fig. 4-8 に示した。分類群別にみると1980年代後半

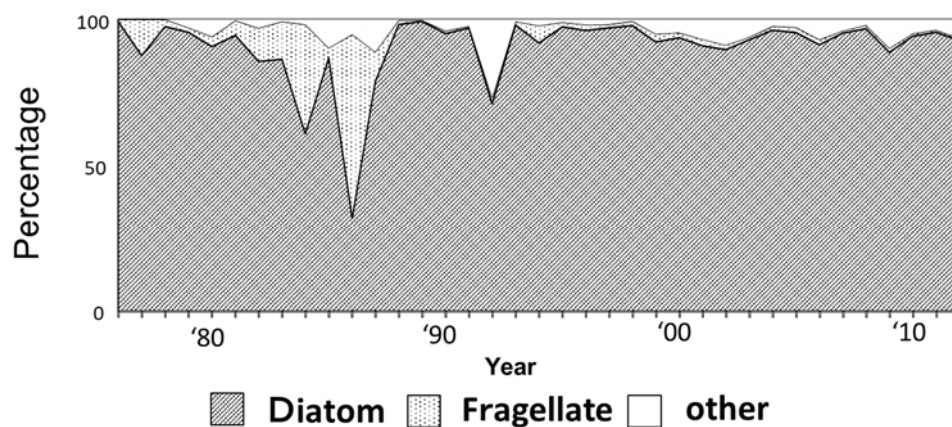


Fig. 4-8 Annual changes in composition of phytoplankton taxonomic group in Osaka Bay by investigation of public water (IPW) from 1976 to 2012.

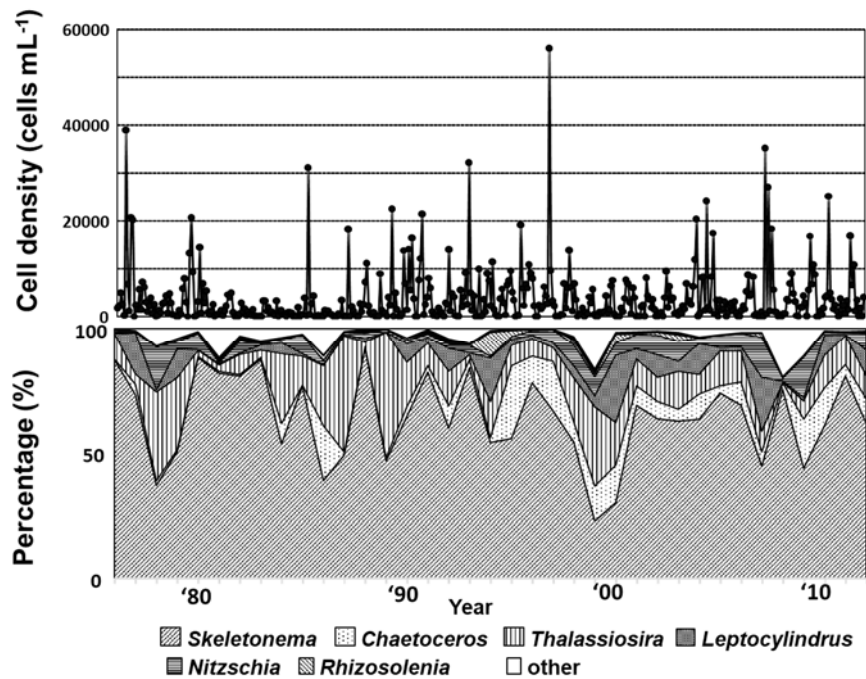


Fig. 4-9 Temporal changes in total cell density of diatom (upper) and composition of diatoms (lower) in Osaka Bay from 1976 to 2012.

を除くほとんどの期間で珪藻類が 80~90%以上を占めていた。さらに、珪藻類群集内の組成をみると *Skeletonema* 属が 1970 年代後半以降多くの期間において 50%以上を占めていたが、1990 年代後半以降 *Chaetoceros* 属、*Leptocylindrus* 属などの割合が増加する傾向が見られた (Fig. 4-9)。

公共用水域調査で測定された Chl. *a* 濃度と透明度の関係を季節別にみると、いずれの季

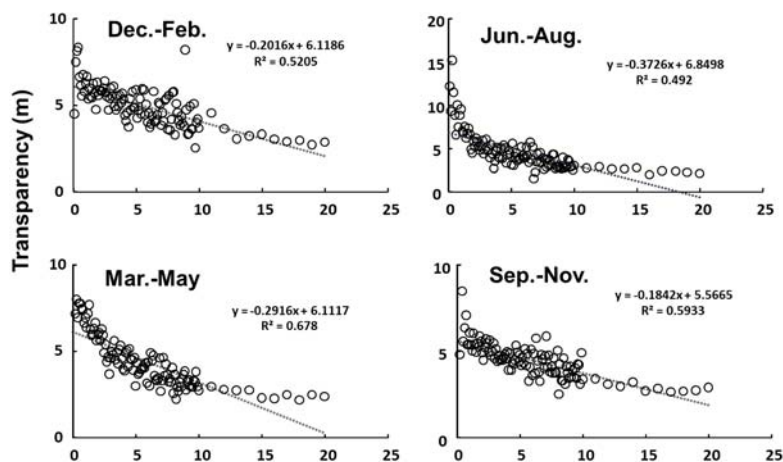


Fig. 4-10 Relationships between chlorophyll *a* concentration and transparency by season.

節も透明度は Chl. *a* 濃度の上昇とともに減少し、特に春季と夏季（3月～8月）には Chl. *a* 濃度の上昇とともに急減する傾向があった（Fig. 4-10）。

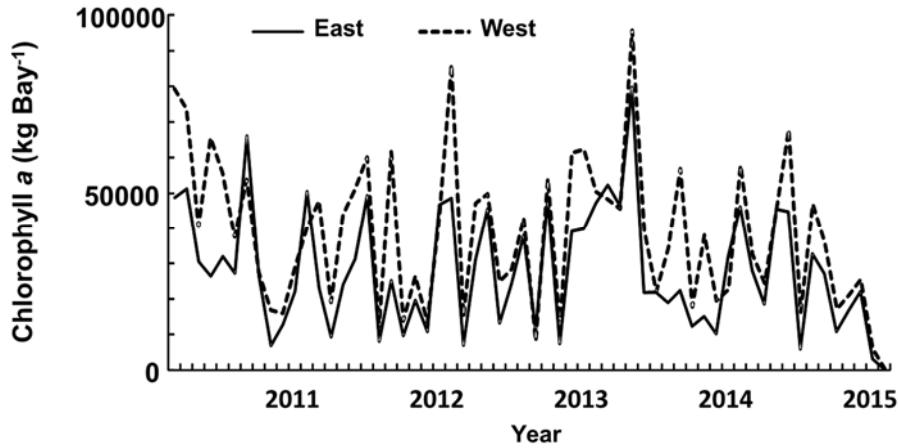


Fig. 4-11 Monthly changes in stock of chlorophyll *a* from 2010 to 2015 in east and west area respectively.

ティーセン法により東部海域および西部海域の面積はそれぞれ 381.28 km²、686.36 km²と計算された。浅海定線調査における2010年4月から2015年3月の各海域の Chl. *a* 量の月変化をみると、各海域の Chl. *a* 量は東部海域、西部海域でほぼ連動しており、それぞれ 0.2 t～79.8 t、0.2 t～95.8 t で変化した（Fig. 4-11）。この結果から東部と西部の Chl. *a* 存在割合の変化を検討した結果、東部海域全体に対する割合の平均は 0.41 となり、約 0.4 を中心

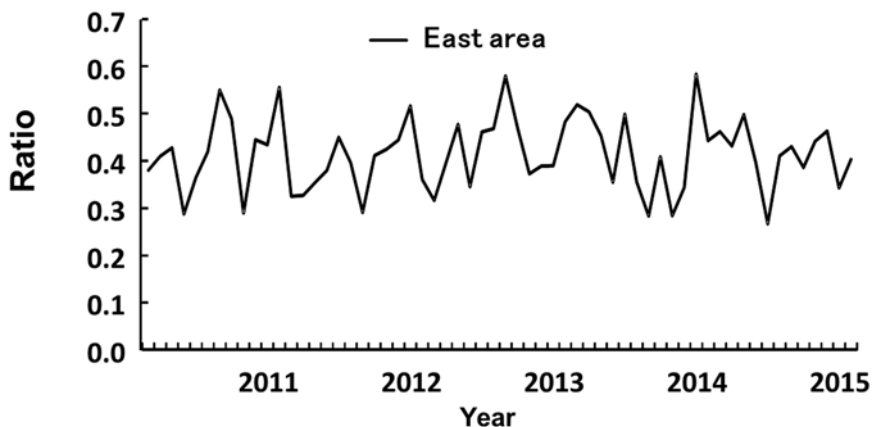


Fig. 4-12 Monthly change in the ratio of chlorophyll *a* stock of the east area to Osaka Bay from 2010 to 2015.

に増減していた（Fig. 4-12）ことから、東部海域における基礎生産者現存量を大阪湾全域の 0.41 として公共用水域の値を全域に引き延ばした。

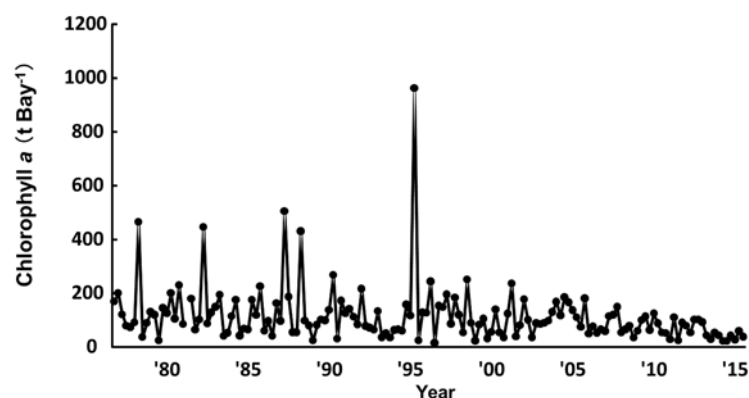


Fig. 4-13 Temporal changes in total chlorophyll *a* in Osaka Bay from 1972 to 2015, calculated from the data of the Fisheries Monitoring Program (FMP). Surveys were conducted 4 times a year, February, May, August, and November.

四季に行われた浅海定線調査結果から試算した大阪湾全域における 1977 年～2015 年の Chl. *a* 現存量の変化を Fig. 4-13 に、毎月の調査で得られた 1984 年から 2015 年の公共用水域調査結果から試算した湾全域における各月の Chl. *a* 現存量の変化を Fig. 4-14 に示した。

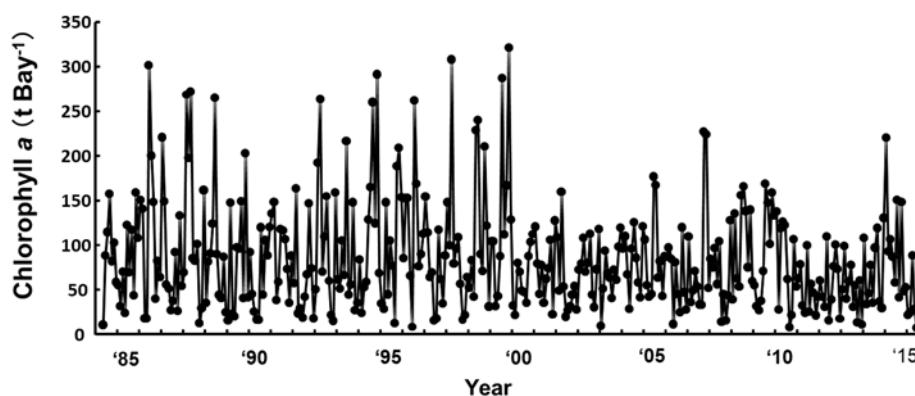


Fig. 4-14 Monthly changes in total chlorophyll *a* in Osaka Bay from 1972 to 2015, calculated from the data of Investigation of Public Water (IPW). Surveys were conducted in the east area and the total chlorophyll *a* of Osaka Bay was estimated using the average ratio (0.41) of the east area to Osaka Bay shown in Fig. 4-11.

さらにこれらの年間平均値の推移を Fig. 4-15 に示した。浅海定線調査で得られた Chl. *a* から計算した四季の現存量は変動が大きく 15.3 t Bay^{-1} ～ 961.3 t Bay^{-1} であり (Fig. 4-13), 四季データから推定した年間平均 Chl. *a* 現存量は 34.8 t Bay^{-1} ～ 314.8 t Bay^{-1} の範囲で変化した (Fig. 4-15)。また, Chl. *a* を炭素換算した大阪湾全域における植物プランクトン態炭素総量は $5,239.9 \text{ tC Bay}^{-1}$ ～ $12,149.0 \text{ tC Bay}^{-1}$ の範囲で変化した (Fig. 4-16)。一方, 公共用水域調

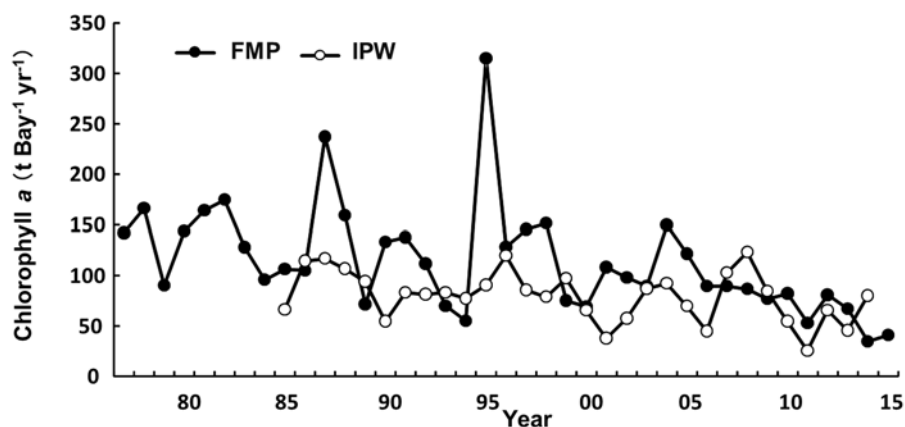


Fig. 4-15 Annual changes in total chlorophyll *a* in Osaka Bay calculated from the data of the Fisheries Monitoring Program (Senkai Teisen) (FMP) from 1977 to 2015 and investigation of public water (IPW) from 1985 to 2014.

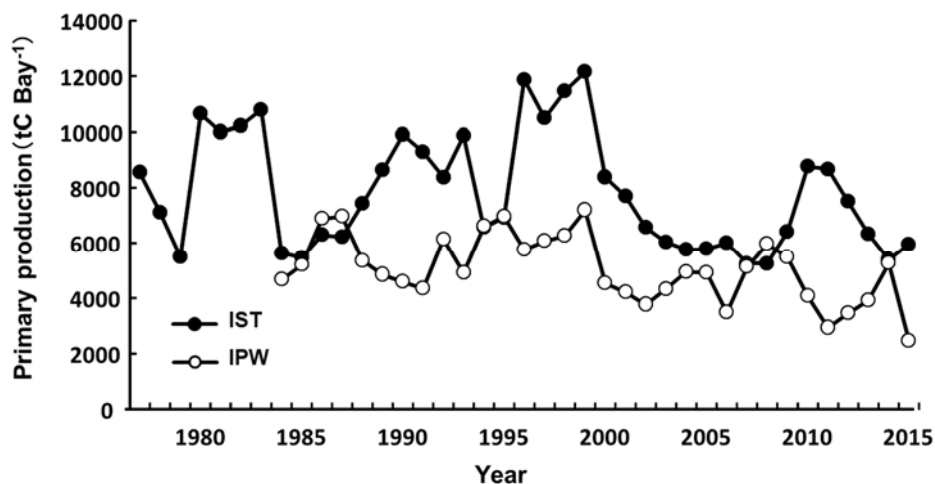


Fig. 4-16 Annual changes in average phytoplankton biomass in Osaka Bay calculated from the data of the Fisheries Monitoring Program (FMP) from 1977 to 2015 and Investigation of Public Water (IPW) from 1985 to 2014.

査で得られた Chl. *a* を全域に引き延ばした総 Chl. *a* 量は 6.8t から 321.0t で (Fig.4-14), 年間平均 Chl. *a* 量は 25.7 t Bay^{-1} から 123.7 t Bay^{-1} で変化した (Fig. 4-15)。また, Chl. *a* を炭素換算した大阪湾全域における植物プランクトン態炭素総量は $2460.5 \text{ tC Bay}^{-1}$ から $7185.1 \text{ tC Bay}^{-1}$ で変化した (Fig. 4-16)。両者の変動傾向は 1990 年代に高く, 2000 年代で低くなる点では一致していたが, 年間平均値の推移がよく合っている年代 (70 年代, 90 年代) と合わない年代 (80 年代, 05 年以降) が混在しており, 全体としては, 相関関係は確認されなかった ($R^2=0.038$, $p>0.1$)。また, 浅海定線調査結果から試算された現存量の方が, 変動が大

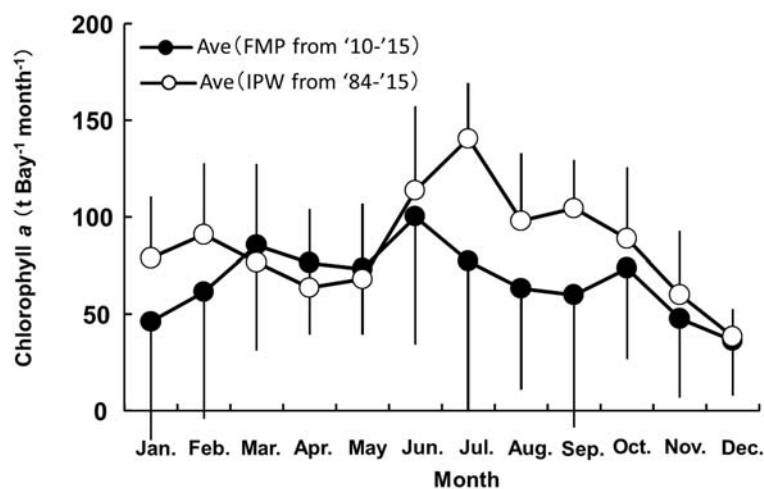


Fig. 4-17 Monthly changes in total chlorophyll *a* in Osaka Bay estimated from the data of the Fishers Monitoring Program (FMP) and Investigation of Public Water (IPW). Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

きく公共用水域調査より高い傾向にあった。

毎月データが存在する 2010 年から 2015 年の浅海定線調査の Chl. *a*, および 1984 年から 2015 年の公共用水域調査 Chl. *a* から試算した大阪湾全域における平均 Chl. *a* 現存量の月変化を Fig. 4-17 に示した。浅海定線調査における Chl. *a* 現存量は 3 月と 6 月に極大を持つ二峰型を示した。また、公共用水域調査における Chl. *a* 現存量は 2 月と 7 月に極大を持つ二峰型を示した。公共用水域における東部海域の月別基礎生産速度は、1 月から 2 月に上昇し $564.6 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となった後、4 月にかけて減少し $347.1 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となった。その

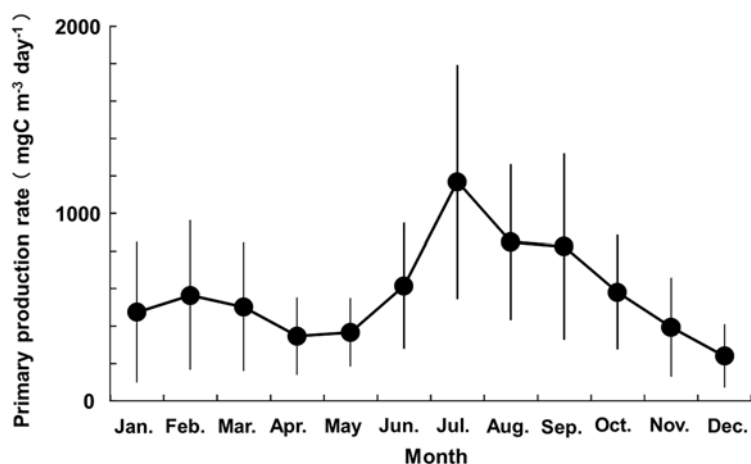


Fig. 4-18 Monthly change in average primary production rate from 1985 to 2015 in the east Osaka Bay area estimated from the data of Investigation of Public Water (IPW). Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

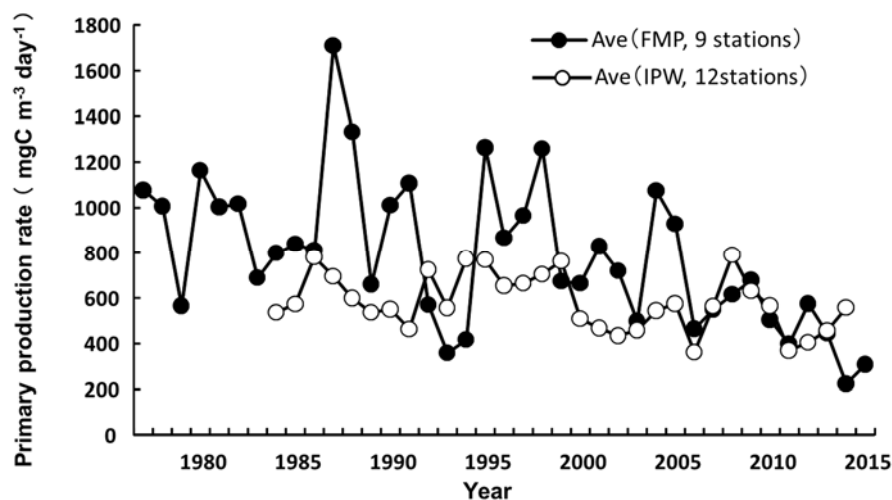


Fig. 4-19 Annual changes in average primary production rate in the east Osaka Bay area estimated from the data of the Fisheries Monitoring Program (FMP, 9 stations) by seasons (February, May, August, November) from 1977 to 2015 and Investigation of Public Water (IPW, 12 stations) in every months from 1984 to 2014. Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

後 7 月にかけて再び上昇して $1,169.4 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ で最大値となった後減少し、12 月に $240.2 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ で最低となった (Fig. 4-18)。浅海定線四季調査による東部海域の年間平均生産速度は $222.6 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ から $1,707.8 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、公共水域調査の年間平均生産速度は $359.1 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ から $787.7 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ でそれぞれ変化した (Fig. 4-19)。年間平均生産速度は現存量と同様浅海定線調査からの試算でより大きく変動したが、1990 年代後半以降の両者の変動傾向は比較的良好に合っていた。

考察

Nishikawa et al. (2010) は播磨灘における栄養塩と植物プランクトン組成の長期変動をまとめ、播磨灘の植物プランクトン優占種が *Skeletonema* 属から *Chaetoceros* 属に変化していることを示し、その要因として溶存無機態窒素 (DIN) 濃度の低下の可能性を論じた。第 4 章第 1 節で示した通り、大阪湾においても 2000 年代に入ってから DIN 濃度の減少と基礎生産の低下が認められた。優占種の変化は播磨灘ほど顕著ではないが、大阪湾でも *Skeletonema* 属の割合の減少と *Chaetoceros* 属、*Leptocylindrus* 属の割合の増加がみられてお

り (Fig. 4-9), 基礎生産構造が変化している可能性が推察される。

大阪湾においては富栄養化に伴う環境問題の顕在化により, 1972年から浅海定線調査として大阪湾の全域において月1回の定点調査が行われてきた。しかし, Chl. *a* については項目外であったことから, 特殊項目として行った年4回のデータがあるのみである。一方で大阪府が行っている公共用水域環境調査においては浅海定線調査と同様の年次(1972年~)に月1回の頻度で植物プランクトンのデータを, 1984年以降に Chl. *a* のデータを取得しているものの, 海域が東部海域のみであり, 兵庫県海域となる大阪湾西部についての情報がない。そこで本研究においては全域の調査結果が存在する年4回の Chl. *a* データから季節ごとの全域における現存量を計算し, 年間平均現存量を推定すると同時に, 公共用水域の範囲に相当する東部海域とそれ以外の西部海域それぞれの現存量を試算した。さらに月1回の公共用水域調査からも Chl. *a* 現存量と炭素量を計算し, 全域調査で得られた海域割合から湾全体に引き延ばしを行い, 両者の値を比較した。その結果, 1990年代までは高く, 2000年代以降低下するという共通した変化傾向が認められた。また, 両値の間には弱い相関関係があった ($R^2=0.098$, $p<0.1$)。年ごとの変動は必ずしも一致していないが, これは浅海定線調査が月の上旬に行われるのに対し, 公共用水域調査は月の中旬の小潮時に実施されており, 調査時期の半月のずれよる可能性が考えられる。また, 浅海定線調査での現存量推定値は公共用水域調査の推定値を総じて上回っていた。浅海定線調査では表層水をバケツ採水しているのに対し, 公共用水域調査ではバンドン採水器により1m層から採水している。植物色素 (Chl. *a*+Pheo pigment) の鉛直分布は表層で高い傾向にあった(城 1980)ことから, 両調査結果の差はこのことを反映したものと考えられる。

炭素/Chl. *a* 比 (以下 C/Chl. *a* 比) は増殖活性が高い時に小さくなる (Persons et al. 1984) ことから, 季節により変化すると想定される。Persons et al. (1984) は増殖が活発な時の C/Chl. *a* 比として30を示しており, 林ほか (2000), 林・柳 (2000) では瀬戸内海における C/Chl. *a* 比としてこの値を採用している。一方, 山本ほか (1999) が瀬戸内海で調査を行ったところ, Chl. *a* と植物プランクトンに由来すると考えられる懸濁態炭素の関係式における傾き

は、季節により 36~193 で変化していた。また、多田・森下 (1997) は播磨灘に隣接する志度湾において季節によるばらつきはあるものの年平均 56 と報告している。これらの知見をふまえ、本研究においては中間的な値としてすべての季節で 60 として Chl. *a* から炭素量への変換を行った。浅海定線調査結果から推定された炭素換算年間平均現存量のうち、1977 年の推定値は約 8500 t であった。城 (1980) は 1976 年に行った調査結果から、大阪湾における年間平均現存量を約 9000 t と推定している。Fig. 4-16 に示すとおり、現存量の年間平均値の変動は大きいですが、概ねレベルはこの値と一致した。すなわち、平均的な C/Chl. *a* 比の変換率として 60 としたことは概ね妥当な値と判断される。

植物プランクトンによる年平均基礎生産速度は浅海定線調査、公共用水域調査とも減少傾向であったが、浅海定線調査では変動が大きく、公共用水域調査の減少が浅海定線調査より緩やかであった。第 1 節で示した浅海定線調査における表層の Chl. *a* 濃度は 2000 年代初めまで 20 定点平均で $20 \mu\text{g L}^{-1}$ を超える値が頻繁に確認されていたが 2000 年代後半以降まったく確認されなくなった。大阪湾における植物プランクトン優占種は依然珪藻類であるが (Fig. 4-8)、珪藻による赤潮発生時には Chl. *a* は表層で最も高く、下層ほど低くなる (城 1980)。珪藻類細胞密度には明確な減少傾向はみられていない (Fig. 4-9) もの、珪藻を主とした表層の現存量、生産速度は大きく減少していることが推察される。一方で、亜表層から採水されている公共用水域調査の Chl. *a* から計算した現存量、生産速度はともに表層より低い値ではあるが安定して推移していた。本研究において、生産速度は透明度から有光層水深と光の減衰を考慮した値として算出しているが、有光層内の Chl. *a* 濃度は一定であると仮定した。Chl. *a* 濃度と透明度の関係において、表層の Chl. *a* 濃度が高い場合は透明度が下がり、有光層が浅くなるため過大評価の可能性が低くなる一方で、表層の Chl. *a* 濃度が低い場合、有光層中の生産速度を過小評価する可能性がある。城 (1980) は、大阪湾において基礎生産と最も関連の深いのは水中照度であることを示している。前節で示した通り、大阪湾の透明度は上昇傾向を示していることから、水中に到達する光は増加していると推察される。すなわち、表層における一次生産者の現存量、生産速度は大きく

減少しているが、水柱（単位面積あたり）の現存量、生産速度は表層ほど変化していない可能性が示唆された。

第3節 大阪湾における動物プランクトン現存量および生産速度の経年変化

材料と方法

動物プランクトン現存量の長期変動の解析には第4章第2節で植物プランクトン組成の解析に使用した、大阪府の公共用水域調査で得られた1985年から2012年の動物プランクトンデータを用いた。データは植物プランクトンと同様、月1回小潮時に大阪湾東部海域の12定点でバンドン採水器を用いて水深1m層から採集されたものである。また補足資料として2-2で示した卵仔魚調査時に得られたカイアシ類個体数データ(1995年～2015年)を用いた。公共用水域調査のデータは東部海域のみのものであるため、植物プランクトンと同様、まず浅海定線のカイアシ類データから大阪湾全域に対する公共用水域分の割合を見積もった。水域の区分は植物プランクトンに合わせ、浅海定線調査定点のうち9定点を東部、11定点を西部とし (Fig. 4-7)、ティーセン法により支配面積を求めた後、支配面積下の総個体数を算出した。現存量の推定は後に示す大阪湾における優占群である繊毛虫類とカイアシ類について計算した。繊毛虫類の現存量は、有鐘繊毛虫については Verity & Langdon (1984) に従い鐘 (Lorica) 長と口径から円錐形等に近似し、鐘を持たない繊毛虫については Putt & Stoecker (1989) に従い体長から球形等に近似して体積を計算した後、以下の式により炭素量に変換した。

$$\text{Loricata: CW } (\mu\text{g}) = (444.5 + 0.053 \cdot \text{LV}) \cdot 10^{-6} \text{ (Verity \& Langdon 1984)}$$

$$\text{Aloricate forms: CW } (\mu\text{g}) = 0.14 \cdot \text{CV} \cdot 10^{-6} \text{ (Putt \& Stoecker 1989)}$$

ここで、CW: Carbon Weight, LV: Lorica Volume, CV: Cell Volume である。

カイアシ類はノープリウス幼生とコペポディド幼生および成体に分け、コペポディド幼

生および成体は Uye (1982) に従い、体長から炭素量に換算した値を用いた (Table 4-1)。Table 4-1 に記載されている種についてはそれぞれの換算式を、それ以外は Uye (1982) の中で Total Copepoda として示されている以下の換算式を適用した。

$$CW(\mu\text{g}) = 10^{-8.37} * L(\mu\text{m})^{3.07}$$

ここで、CW: 炭素換算値, L: 体長である。また、ノープリウス幼生の換算式は以下の Uye et al. (1996) を用いた。

$$CW(\mu\text{g}) = 10^{-10.82} * L(\mu\text{m})^{2.94}$$

Table 4-1 Regression equation of dry (DW), carbon (CW), nitrogen (NW) weights against length (L) for common zooplankton collected in the Island Sea of Japan. Weights are expressed in μg and length in μm for Copepoda and in mm for Mysidacea, Natantia and Chaetognatha (modified from Uye 1982) .

	Species	Dry weight (DW)	carbon (CW)	nitrogen (NW)
copepoda	<i>Calanus sinicus</i>	logDW=2.66logL-6.68	LogC=2.64logL-7.00	LogN=2.50logL-7.10
	<i>Euchaeta plana</i> & <i>E. concinna</i>	logDW=2.62logL-6.47	LogC=2.45logL-6.25	LogN=2.82logL-8.08
	<i>Centropages abdominalis</i>	logDW=3.00logL-7.89	LogC=2.97logL-8.19	LogN=3.02logL-8.88
	<i>Sinocalanus tenellus</i>	logDW=2.73logL-7.42	LogC=2.71logL-7.67	LogN=2.82logL-8.55
	<i>Acartia clausii</i>	logDW=3.06logL-8.12	LogC=3.08logL-8.51	LogN=3.07logL-9.06
	<i>Acartia tsuensis</i>	logDW=3.27logL-8.88	LogC=3.03logL-8.52	LogN=2.92logL-8.85
	<i>Tortanus forcipatus</i>	logDW=2.50logL-6.11	LogC=2.61logL-6.80	LogN=2.82logL-8.02
	<i>Oithona brevicornis</i>	logDW=0.766logL-2.20	LogC=1.13logL-3.90	LogN=1.34logL-4.66
	<i>Oithona similis</i>	logDW=1.84logL-4.84	LogC=1.45logL-4.25	LogN=1.55logL-5.05
	Total copepoda	logDW=3.13logL-8.18	LogC=3.07logL-8.37	LogN=3.12logL-9.10
Cladocera	<i>Podon leuckarti</i>	logDW=3.90logL-10.12	LogC=4.15logL-11.15	LogN=4.58logL-12.92
	<i>Podon polyphemoides</i>	logDW=4.08logL-10.60	LogC=3.46logL-9.34	LogN=3.04logL-8.88
	<i>Penilia avirostris</i>	logDW=4.99logL-13.77	LogC=4.51logL-12.74	LogN=4.83logL-14.23
Mysidacea	<i>Neomysis japonica</i>	logDW=3.08logL-0.236	LogC=3.10logL-0.167	LogN=3.02logL-0.649
Natantia	<i>Actes japonicus</i>	logDW=2.23logL-0.805	LogC=2.65logL-0.336	LogN=2.83logL-0.461
Chaetognatha	<i>Sagitta crassa</i> & <i>S. crassa f. naikaiensis</i>	logDW=3.24logL-0.975	LogC=3.16logL-1.29	LogN=3.21logL-1.93

Table 4-2 Relations between specific growth rate (g, day⁻¹) and temperature (T, °C) for copepod of the Inland Sea of Japan.

Genus		Regression equations
<i>Acartia</i>	gF	0.059exp(0.084T)
<i>Calanus</i>	gF	0.080exp(0.085T)
<i>Centropages</i>	gF	0.099exp(0.078T)
<i>Paracalanus</i>	gF	0.094exp(0.067T)
<i>Pseudodiaptomus</i>	gF	0.033exp(0.11T)
<i>Oithona</i>	gF	0.025exp(0.11T)
<i>Microcetella</i>	gF	0.0062exp(0.12T)
total	gF	0.078exp(0.062T)

T: temperature
modified from Uye & Shimazu(1997)

生産速度は、炭素現存量に成長速度を乗じて求めた。各生物の成長速度は、有鐘織毛虫は Nagano & Uye (2002)により、鐘を持たない織毛虫は Muller & Geller(1993)により、カイアシ類は Uye & Shimazu (1997)の水温と成長速度の関係式 (Table 4-2) から求めた。水温は大府立環境農林水産総合研究所水産技術センターが月の月上旬に行っている浅海定線調査で取得された表層水温の日別平均値 (中嶋 1994) のうち、各月 15 日のものを使用した。

結果

1976 年 4 月～2012 年 3 月まで集計した動物プランクトンの分類群別出現個体数割合および節足動物中の綱別出現個体数割合を Fig. 4-20 に示した。個体数では織毛虫類が最も多く約 94%を占めた。次いで節足動物の 4%、魚類の 1%となった。節足動物の内訳はカイアシ類が約 97%を占め、約 3%が鰓脚類であった。動物プランクトンの最優占動物群である織毛虫と節足動物中最優占であったカイアシ類について 1980 年から 2013 年までの月別出現密度の推移を Fig. 4-21 に示した。織毛虫類の月別出現密度は 1990 年以降有意な減少傾向 (Mann-kendoll test, $p < 0.01$) を示し、とくに 2000 年代に入ってから減少傾向が顕著であった。一方、カイアシ類密度は 1990 年以降有意な変化傾向は確認されなかった。

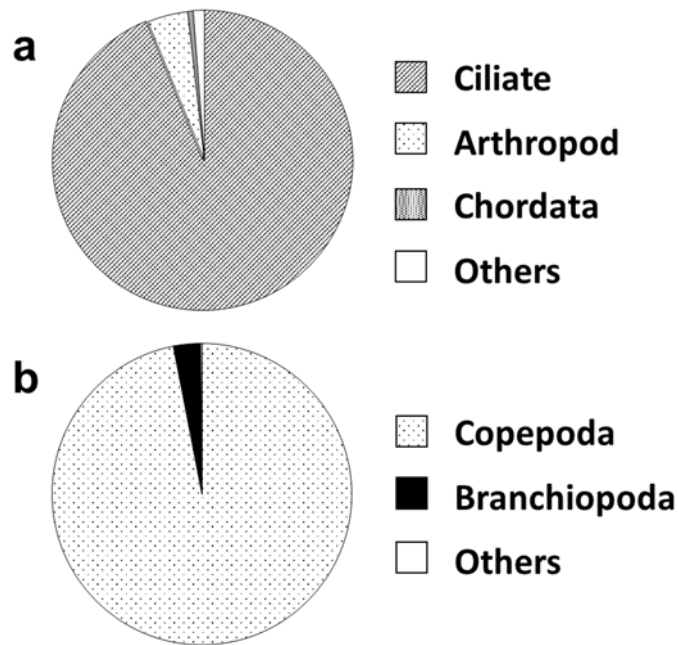


Fig. 4-20 Compositions of zooplankton collected by Investigation of Public Water (IPW) from 1976 to 2014. a: composition by taxonomic group, b: composition in Arthropod.

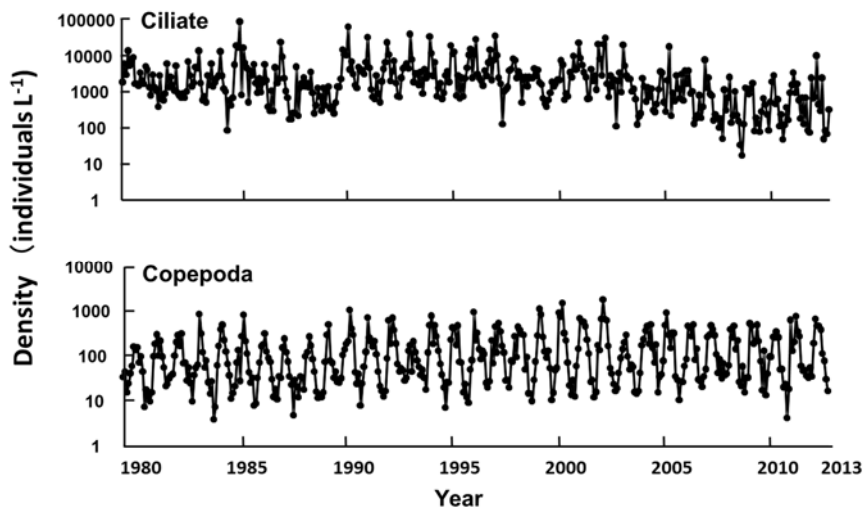


Fig. 4-21 Monthly changes in density of ciliate and copepod collected by Investigation of Public Water (IPW) from 1980 to 2013.

浅海定線調査から推定されたカイアシ類の経年変化は、東部と西部で概ね連動した変動傾向を示した (Fig. 4-22)。東部の割合は 0.03 から 0.56 で変化し、平均 0.27 であったことから、公共用水域調査の割合を 0.27 として全域に引き延ばした。1984 年 3 月から 2013 年

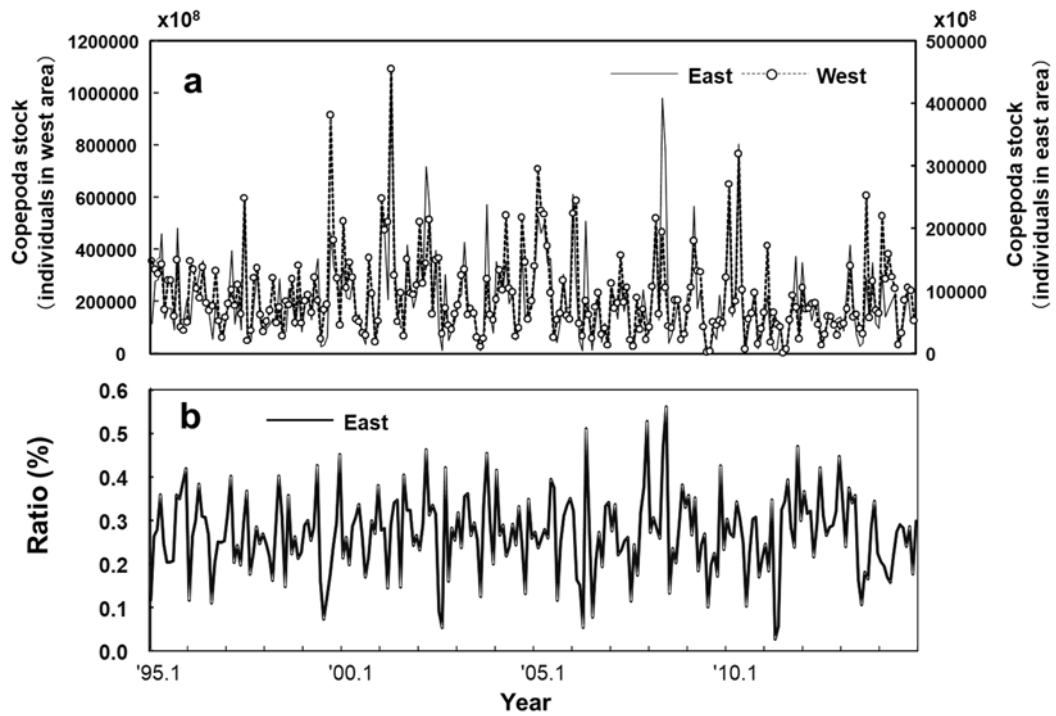


Fig. 4-22 Monthly changes in total number of copepods in the east and west Osaka Bay areas from 1995 to 2014 (a) and the ratio of those in the east Osaka Bay area to whole Osaka Bay area.

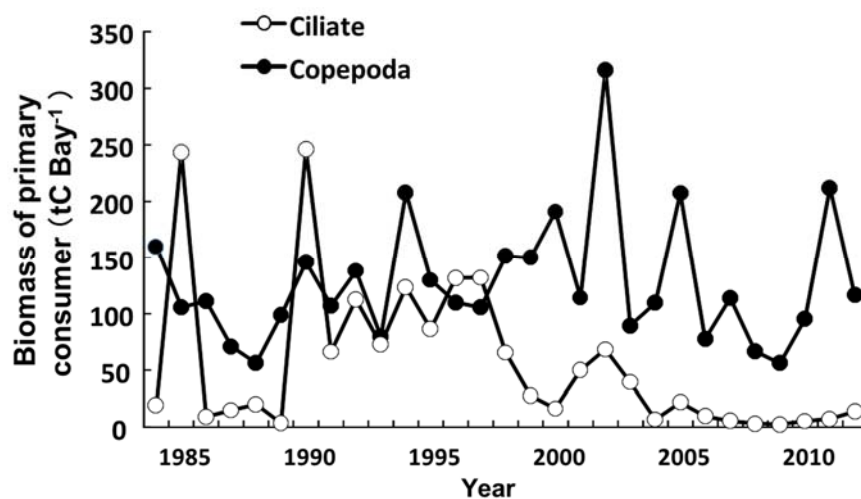


Fig. 4-23 Annual changes in the biomass of ciliate and copepod (converted to carbon) estimated from the data of Investigation of Public Water (IPW) from 1984 to 2013.

4月の30年間における大阪湾全域の平均現存量の経年変化を繊毛虫類、カイアシ類について Fig. 4-23 に示した。繊毛虫類の現存量は $2.5 \text{ tC Bay}^{-1} \sim 246.0 \text{ tC Bay}^{-1}$ ($2.0 \text{ mgC m}^{-3} \sim 193.6 \text{ mgC m}^{-3}$) の範囲で変化した。1997年までは1986年から1989年を除き、比較的高い値で推移したが、1998年以降急減した。カイアシ類現存量は、 $56.2 \text{ tC Bay}^{-1} \sim 316.0 \text{ tC Bay}^{-1}$ ($44.2 \text{ mgC m}^{-3} \sim 248.7 \text{ mgC m}^{-3}$) の範囲で変化した。カイアシ類は変動が大きいものの、一定の増減傾向は見られず概ね横ばいで推移した。1984年3月から2013年4月の30年間における一次消費者の生産速度（以下、二次生産速度とする）平均値の月変化を繊毛虫類、カイアシ類について示した (Fig. 4-24)。繊毛虫類の生産速度は1月が最も低く、 $10.7 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であった後、徐々に上昇し、7月に $122.4 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ で最大となった。その後9月に急減し12月まで低い状態で推移した。カイアシ類は1月以降4月まで減少し、 $2.2 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ で最小となった後、8月まで上昇し、 $75.3 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ となった。その後は12月まで減少した。繊毛虫類、カイアシ類とも夏季に最大となる単峰型であったがそのピークは1ヶ月ずれがあった。繊毛虫とカイアシ類の年間平均生産速度の経年変化を Fig. 4-25 に示した。繊毛虫類の生産速度は1990年代前半まで著しく高い値を示すことがあり、移動平均値は1990年代中頃まで上昇したが、1990年代後半から急速に低下し、2000年代中頃以降は非常に小さい値となった。一方、カイアシ類は繊毛虫類に比べて変動幅が小さく、顕著

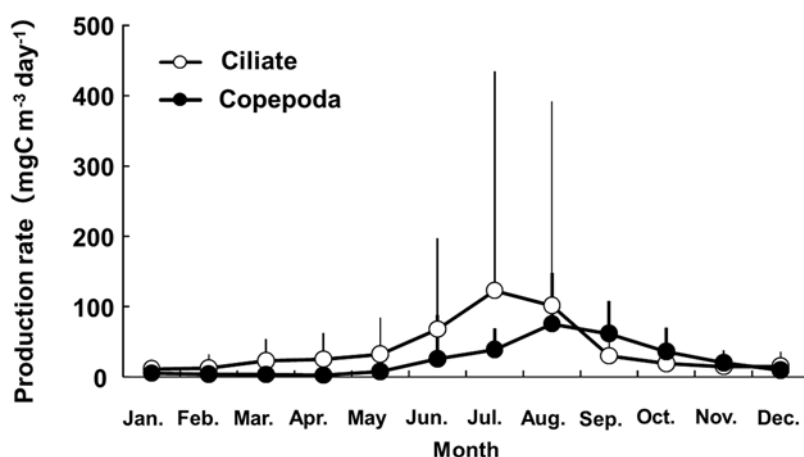


Fig. 4-24 Monthly changes in production rate of ciliate and copepod estimated from the data of investigation of public water (IPW) from 1984 to 2013. Circles and vertical bars indicate means and standard deviation, respectively.

な減少傾向も見られなかった。その結果、1990年代後半までは繊毛虫類の生産速度はカイアシ類を上回っていたが、2000年代以降カイアシ類の生産速度が逆転した。

考察

動物プランクトンの個体数割合では繊毛虫類が最も多く、95%を占めた。過去に行われた動物プランクトンの調査においては主に目合い330 μm の丸特ネットや(城 1986 など)、目合い100 μm の北原式定量ネットが使われる場合が多い(税所 1970 など)。繊毛虫類の

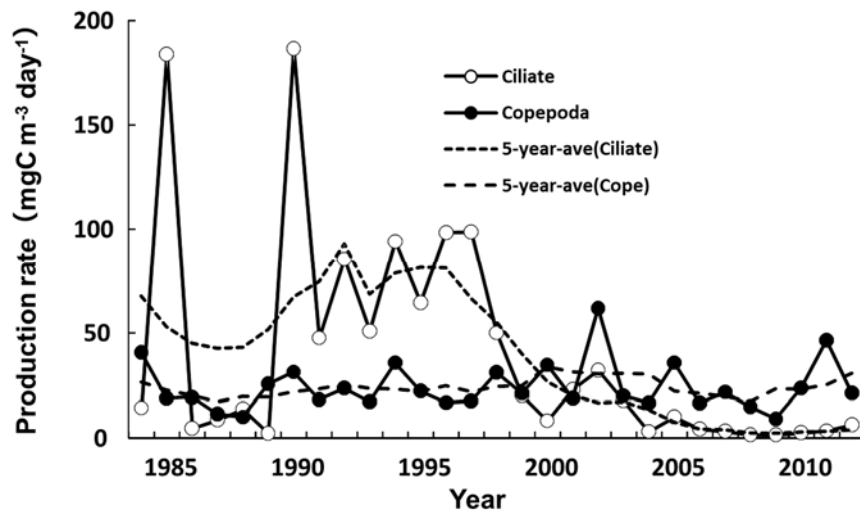


Fig. 4-25 Annual changes in production rate of ciliate and copepod from the data of Investigation of Public Water (IPW) from 1984 to 2013. The dashed line shows the 5-year moving average.

体長は有鐘繊毛虫で100~300 μm であるが、体幅は100 μm 未満であり(谷口 1997)、目合い100 μm の北原式定量ネットではほとんどがネットから抜けていると推察される。今回採水による資料を用いたことにより、繊毛虫類が個体数では90%を占めるというこれまでにない結果が得られた。第2章第3節で示した通り、カタクチイワシの胃内容物中ではカイアシ類が優占することが多いことから、動物プランクトンの動向についてはカイアシ類と繊毛虫類について主に検討した。

両グループの現存量の経年変化では、繊毛虫類が1990年代後半に急速に減少するのに対し、カイアシ類は横ばいで推移した。大阪湾における動物プランクトンの現存量について

て、城 (1980) は1年間の四季調査を行い、カイアシ類の現存量を $424 \text{ tC Bay}^{-1} \sim 680 \text{ tC Bay}^{-1}$ ($9.46 \text{ mgC m}^{-3} \sim 11.05 \text{ mgC m}^{-3}$) と推定している。一方、会沢 (1985, 1987) は、1984年から1985年に行われた調査で、大阪湾の微小動物プランクトン (有鞘繊毛虫, 無殻繊毛虫, カイアシ類ノープリウス幼生) の年間平均現存量について、1984年 0.65 mg C m^{-2} , 1985年 8.30 mg C m^{-2} , Uye and Shimazu (1997) は、1993年~1994年に瀬戸内海全域で行った調査で微小動物プランクトンの現存量を年平均 4.32 mg C m^{-2} と報告しており、城の結果と比較してかなり低い値であった。本研究においては、カイアシ類の年間平均現存量は、 $56.2 \text{ tC Bay}^{-1} \sim 316.0 \text{ tC Bay}^{-1}$ ($44.2 \text{ mgC m}^{-3} \sim 248.7 \text{ mgC m}^{-3}$) の範囲にあり、カイアシ類の成体を含まない会沢 (1985, 1987) や、瀬戸内海全域での Uye et al. (1986) の推定値よりかなり高い値となったが、城 (1980) の推定値に近く、概ね妥当な結果と考えられる。動物プランクトンの現存量推定にはプランクトン分布の不均一性をどう評価するかが問題となる (上 1996)。ネットによる鉛直曳網の場合、少なくとも鉛直方向の不均一性の問題はクリアしているが、採水の場合は水平、鉛直両方向の不均一性の影響は避けられない。植物プランクトンと異なり、動物プランクトンについては分類、計数の煩雑さから採水、ネット採集に関わらずルーティーンで行うことが困難であり、長期のモニタリングデータが存在することはまれである。そのため、サンプリングの問題はあるものの本研究結果は貴重な事例と言える。

現存量の経年変化と生産速度の経年変化を比較すると、1990年代後半までの現存量は繊毛虫類とカイアシ類でほぼ同レベルであるが、生産速度は繊毛虫類がカイアシ類を大きく上回っていた。繊毛虫はカイアシ類に比べライフサイクルが短く生産速度が高い。そのため、上記の差が生じたと考えられる。一般に生産速度の高い生物群は水域の餌料を優先的に利用できるかと推定される。植物プランクトンにおいても増殖速度の速い珪藻類は、増殖速度の遅い渦鞭毛藻に比べ、水域の栄養塩を先に消費する (山本ほか 2009 など)。大阪湾では瀬戸内法の施行以降流入負荷量が減少しており、第4章第1節で示した栄養塩の低下の影響が生産速度の高い繊毛虫類においてカイアシ類よりも先に現れた可能性が考えられる。

第4節 大阪湾の生物生産における転送効率

材料と方法

現場調査による低次生産速度の推定

低次生産速度を推定するための調査を2014年～2016年の3年間、7月～10月に月1回の頻度で行った。地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所調査船「おおさか」により、大阪湾の3定点（Fig. 2-1a, Stns.1, 12, 18）においてセッキ板により透明度の測定を行うとともに、バケツで表層水を採水した。試水は実験室に持ち帰り、第4章第1節に記述した手法により Chl. *a* 濃度を分析した。透明度測定後、北原式定量ネット（目合い 100 μm 、開口部口径 22.5 cm）を底層から鉛直曳網し、動物プランクトンの採集を行った。なお、ネットの構造上ろ水計の取り付けができないため、水深 \times 直径 22.5 cm の水柱中の動物プランクトン量として解析に用いた。分析した Chl. *a* により基礎生産速度を、ネットで採集された動物プランクトンにより二次生産速度の計算を行った。生産速度の計算は第4章第2節、第3節で行った計算方法に準じた。ここでカタクチイワシの餌生物が主にカイアシ類であったこと、本ネットでは繊毛虫類を定量的に採集することが困難なことから、現場調査による二次生産速度の計算はカイアシ類についてのみ行い、カイアシ類への転送効率を一次消費者への転送効率として示した。Chl. *a* 濃度と二次生産速度および転送効率との関係は線形、指数関数、対数曲線、二次曲線、累乗近似線に適合させ、Excel（マイクロソフト社）のソルバ機能を用いて、各方程式のパラメーターを非線形最小二乗法により求めた。さらに R3.01（R Core Team 2013）を用いて AIC（Akaike 1973）を計算し、AIC を最小にするモデルを選択した。

転送効率の長期変動

長期的な植物プランクトン、動物プランクトンの生産速度（基礎生産速度、二次生産速度）は、第4章第2節および第3節で示した公共用水域調査のデータから計算された値を使用した。また、Chl. *a* についても公共用水域調査で同時に測定された値を使用した。公共

用水域調査においては、動物プランクトンは絨毛虫が優占していたことから、転送効率の解析も絨毛虫類とカイアシ類について行った。カタクチイワシについては第3章で示したカタクチイワシ資源量を現存量として使用し、カタクチイワシの生産速度 (Growth rate, Gr) については以下の式により求めた。

$$Gr = \sum_{m=0}^{24} \left[\frac{W(m+1)-W(m)}{30} \right] \times S(m) \times 0.1^{**}$$

ここで、W(m) は m 月齢の平均体重、S(m)は m 月齢の資源尾数である。

まず、第2章第4節で求めた月齢ごとの体長を体長-体重関係から体重に変換し、n+1 月齢との差を 30 で除することで各月齢の一日一個体あたりの体重増加量を求めた。さらに、Hashimoto et al. (1997)よりプランクトン食性魚の炭素量は湿重量の 10%と仮定し、0.1 を乗じることで一個体あたり炭素量に換算、第3章で計算した大阪湾全域の資源尾数を月齢ご

Table 4-3 List of parameters for estimation of production rate of Japanese anchovy. M: Natural mortality coefficient

Age in month	SL(mm)		Weight (g)	Growth rate (day ⁻¹)		Maturation rate	M	
	Range	Ave.		g(Wet weight)	mgC (※)			
0月齢	15	20	17.5	0.021	0.002	0.198	0.000	0.589
1月齢	21	29	25.0	0.080	0.011	1.102	0.000	0.469
2月齢	30	44	37.0	0.411	0.036	3.553	0.000	0.353
3月齢	45	61	53.0	1.477	0.046	4.560	0.000	0.289
4月齢	62	70	66.0	2.845	0.043	4.280	0.000	0.249
5月齢	71	78	74.5	4.129	0.047	4.728	0.550	0.222
6月齢	79	85	82.0	5.547	0.049	4.899	0.800	0.202
7月齢	86	91	88.5	7.017	0.048	4.777	0.950	0.187
8月齢	92	96	94.0	8.450	0.049	4.890	1.000	0.176
9月齢	97	101	99.0	9.917	0.049	4.857	1.000	0.167
10月齢	102	105	103.5	11.374	0.047	4.712	1.000	0.167
11月齢	106	109	107.5	12.787	0.044	4.428	1.000	0.167
12月齢	110	112	111.0	14.116	0.040	4.041	1.000	0.167
13月齢	113	115	114.0	15.328	0.043	4.270	1.000	0.167
14月齢	116	118	117.0	16.609	0.037	3.732	1.000	0.167
15月齢	119	120	119.5	17.729	0.039	3.910	1.000	0.167
16月齢	121	123	122.0	18.902	0.032	3.237	1.000	0.167
17月齢	124	124	124.0	19.873	0.025	2.511	1.000	0.167
18月齢	125	126	125.5	20.627	0.034	3.443	1.000	0.167
19月齢	127	128	127.5	21.659	0.027	2.653	1.000	0.167
20月齢	129	129	129.0	22.455	0.018	1.808	1.000	0.167
21月齢	130	130	130.0	22.998	0.018	1.837	1.000	0.167
22月齢	131	131	131.0	23.549	0.019	1.866	1.000	0.167
23月齢	132	132	132.0	24.109	0.019	1.896	1.000	0.167
24月齢	133-			24.678			1.000	0.167

※Hashimoto et al. (1997)

とに乗じて合計し、海域面積で除することで単位面積あたりの生産速度を計算した (Table 4-3)。各栄養段階の転送効率¹⁾は上位の生産速度を下位の生産速度で除することで求めた。

結果

現場調査における低次生産速度と転送効率

2014年～2016年7月～10月のChl. *a*濃度は、概ね湾口のStn. 1で低く湾奥のStn. 18で高い傾向がみられ、湾中央のStn. 12においても高い例があった (Fig. 4-26)。この期間の基礎生産速度は2014年、2015年は湾奥で高く、湾口で低い月が多かった (Fig. 4-27)。2016年は9月まで湾奥でのみ極端に高い傾向がみられた。いずれの年も8月は他の月に比べて

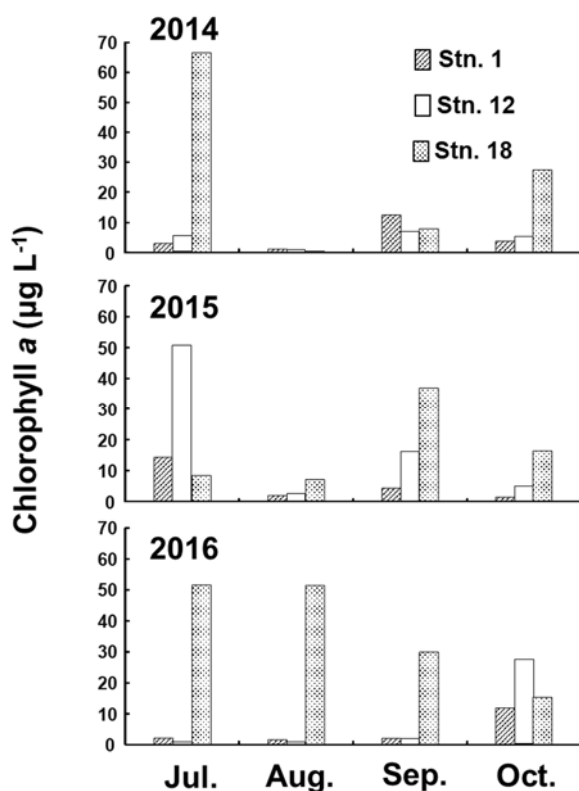


Fig. 4-26 Chlorophyll *a* concentrations at 3 stations in Osaka Bay.

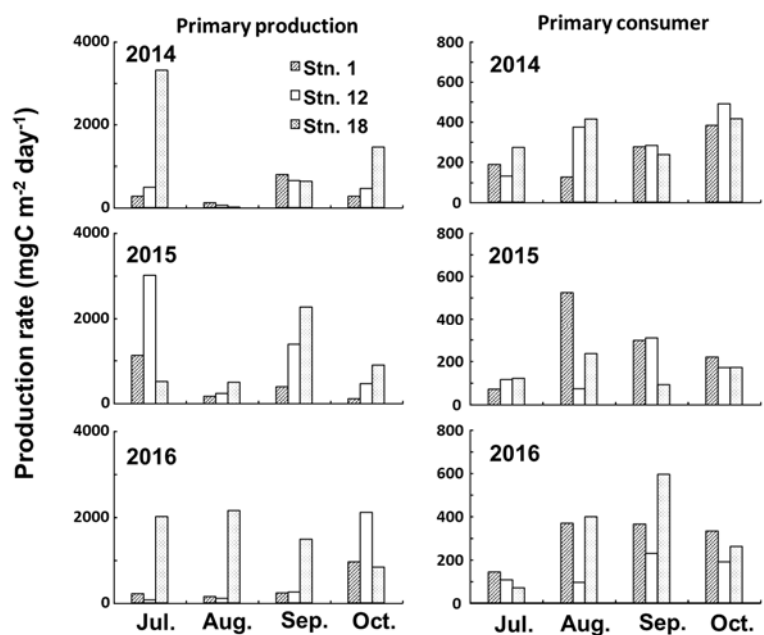


Fig. 4-27 Production rates of primary producer and primary consumer (copepods) at 3 stations in Osaka Bay. Research was conducted once per month from July to October.

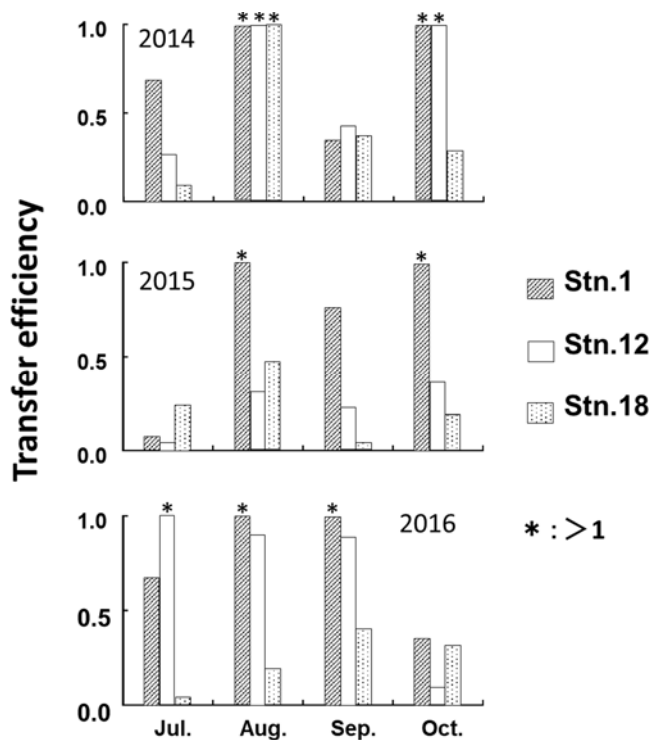


Fig. 4-28 Transfer efficiency of primary production to primary consumer at 3 stations in Osaka Bay. Research was conducted once per month from July to October. Asterisk indicate values >1 in transfer efficiency.

低い傾向があった。カイアシ類の生産速度（二次生産速度）は、基礎生産速度に比べ月間

の差は小さく、湾中央の Stn. 12 で低いことが多かった。また、湾奥で必ずしも高いわけではなかった。基礎生産速度と二次生産速度から計算された転送効率は、基礎生産速度とは逆に湾奥で低い傾向があった (Fig. 4-28)。さらに湾口部においては転送効率が 1 を上回る月が多く見られた。

Chl. *a* 濃度と基礎生産速度の間には明瞭な正の相関が認められた (Fig. 4-29a)。一方、二次生産速度との間には明確な関係はみられなかったが (Fig. 4-29b), 転送効率が 1 を超える定点を除くとばらつきは大きいものの、 $30 \mu\text{g}^{-1}$ 付近にピークを持つドーム型の関係がみられた ($p < 0.1$, Fig. 4-29c)。転送効率は対数近似曲線が最も当てはまりがよく、Chl. *a* 濃度の上昇とともに急速に減少した ($P < 0.01$, Fig. 4-30)。

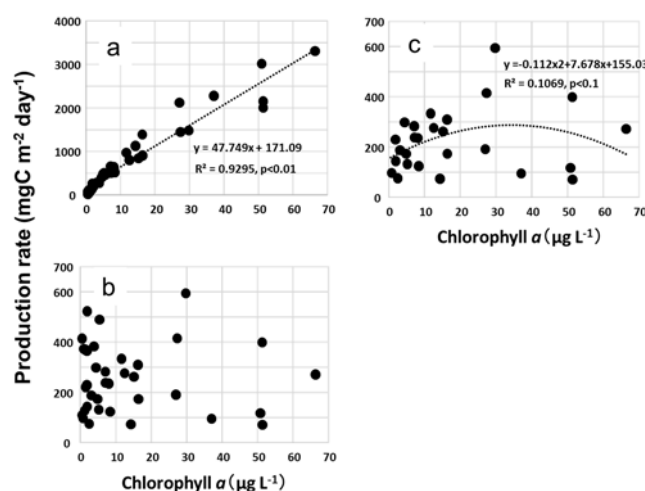


Fig. 4-29 Relationships between chlorophyll. *a* and production rate of primary producer (a), production rate of primary consumer (b) and production rate of primary consumer excluding transfer efficiencies > 1 (c) in Osaka Bay from 2014 to 2016.

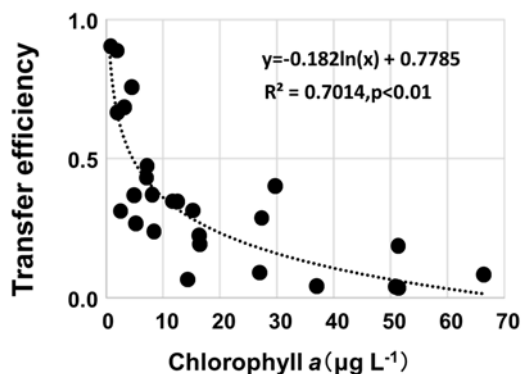


Fig. 4-30 Relationship between chlorophyll. *a* and the transfer efficiency from primary producer to primary consumer in Osaka Bay from 2014 to 2016. Data of transfer efficiency > 1 were excluded.

基礎生産者からカタクチイワシへの転送効率の長期変動と Chl. a 濃度との関係

基礎生産者から繊毛虫への転送効率は 1980 年代後半から 1990 年代後半まで 0.1 前後の高い値で推移したが 1990 年代後半に大きく低下し、2000 年代中頃からはきわめて低い値となった (Fig. 4-31)。カイアシ類については 2000 年頃まで 0.05 を下回るレベルで横ばい傾向であったが、その後徐々に上昇し、2000 年以降は 2004, 2008, 2009 年を除き 0.05 を超える値で推移した (Fig. 4-31)。また、1995 年以降のカイアシ類からカタクチイワシへの転送効率は上昇傾向を示した。

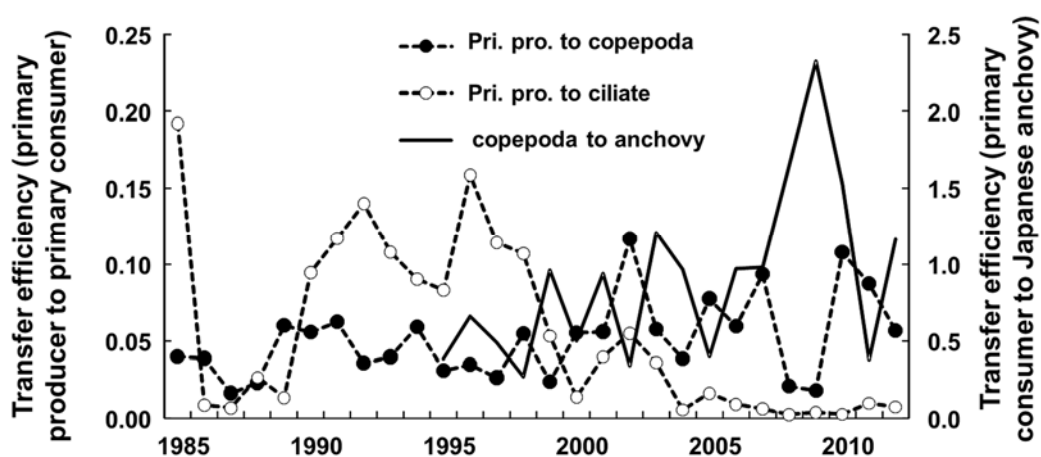


Fig. 4-31 Annual changes in transfer efficiency from primary producer to primary consumer (ciliate and copepod) from 1985 to 2012, and from copepod to Japanese anchovy from 1995 to 2012.

大阪湾における赤潮の判断基準は Chl. a 濃度が概ね $10 \mu\text{g L}^{-1}$ 以上であるが (城 1980, 山本・中嶋 2001), この倍量にあたる $20 \mu\text{g L}^{-1}$ を超えると生態系が異常な状態にあると判断して、 $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 以下の Chl. a 濃度の調査データについて、基礎生産者から一次消費者への転送効率と Chl. a 濃度の関係を検討した。

繊毛虫類, カイアシ類とも Chl. a 濃度の上昇に伴い転送効率は急速に低下したが, その割合は繊毛虫類でより緩やかであった (Fig. 4-32)。Chl. a 濃度と二次生産速度の関係をみると (Fig. 4-33), カイアシ類は Chl. a 濃度 $10 \mu\text{g L}^{-1} \sim 15 \mu\text{g L}^{-1}$ で, 繊毛虫類では $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 以上の濃度に極大値を持つ曲線に近似された。繊毛虫類, カイアシ類それぞれについて, 季

節別の Chl. *a* 濃度と生産速度の関係をみると (Fig. 4-34, Fig. 4-35), 繊毛虫類では, 冬春季

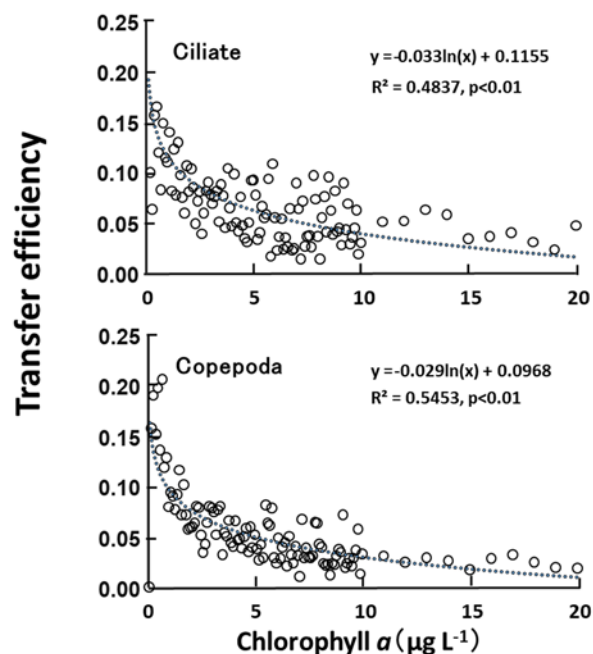


Fig. 4-32 Relationships between chlorophyll *a* concentration and transfer efficiency to ciliate and copepod. Data were obtained from 1985 to 2013 and shown as average values of $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ interval in chlorophyll *a* concentration.

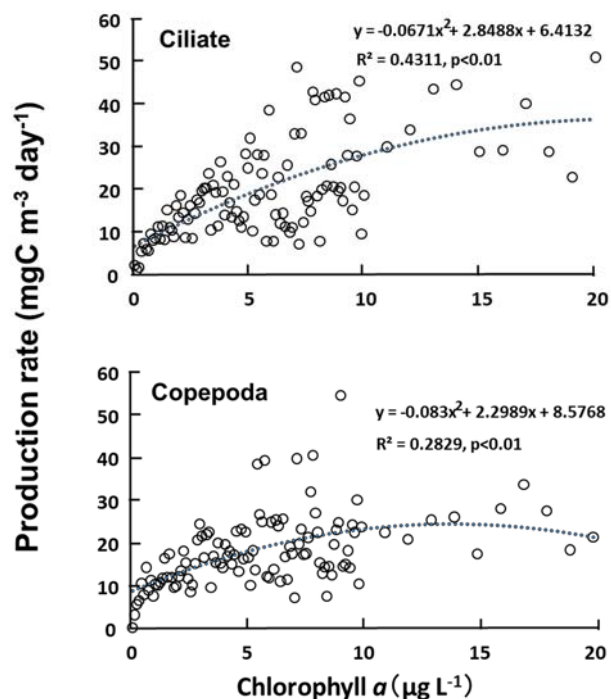


Fig. 4-33 Relationships between chlorophyll *a* concentration and production rate of ciliate and copepod. Data were obtained from 1985 to 2013 and shown as average values of $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ interval in chlorophyll *a* concentration.

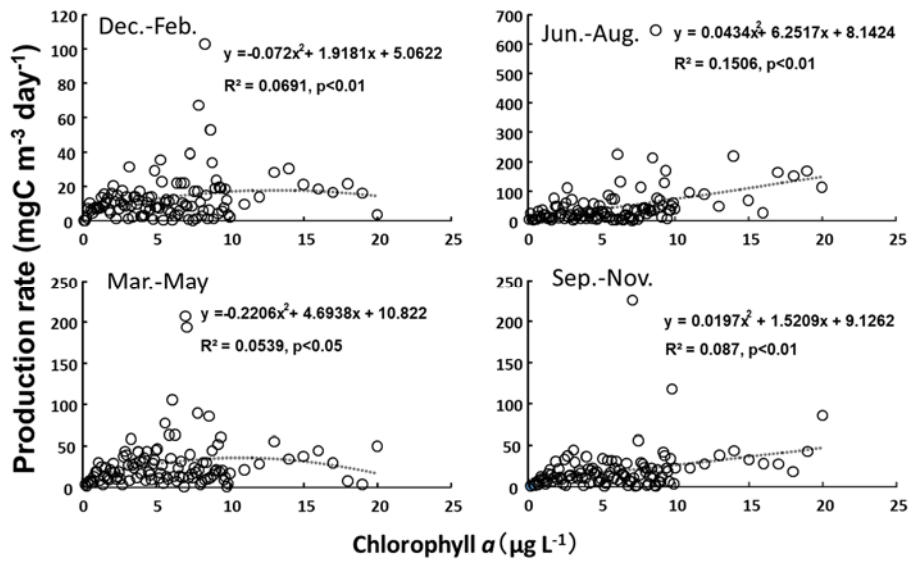


Fig. 4-34 Relationships between chlorophyll *a* concentration and production rate of ciliate by seasons. Data were obtained from 1985 to 2013 and shown as average values of 0.1 µg L⁻¹ interval in chlorophyll *a* concentration.

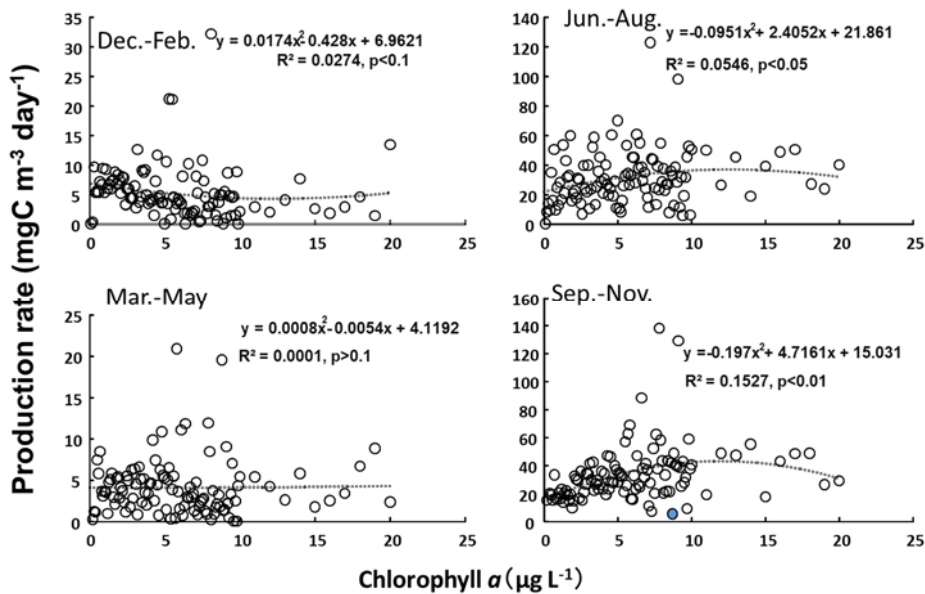


Fig. 4-35 Relationships between chlorophyll *a* concentration and production rate of copepoda by seasons. Data were obtained from 1985 to 2013 and shown as average values of 0.1 µg L⁻¹ interval in chlorophyll *a* concentration.

(12月～5月)に明確な関係は確認されなかった。一方、夏季から秋季には Chl. *a* が 20 µg L⁻¹ 以下の範囲において Chl. *a* 濃度の増加に伴って生産速度も増加した。カイアシ類についても生産速度の低い冬春季に明確な関係はみられなかったが、夏秋季にはおよそ 10～15 µg

L^{-1} に極大を持つドーム型の関係が認められた。

カイアシ類と繊毛虫類の生産速度はすでに Fig. 4-25 に示したが, Fig.4-36 で 1995 年～2012 年におけるカイアシ類, 繊毛虫, カタクチイワシの生産速度の経年変化を比較した。カタクチイワシ生産速度は 1995 年以降緩やかに上昇し, カイアシ類と同様の傾向を示し

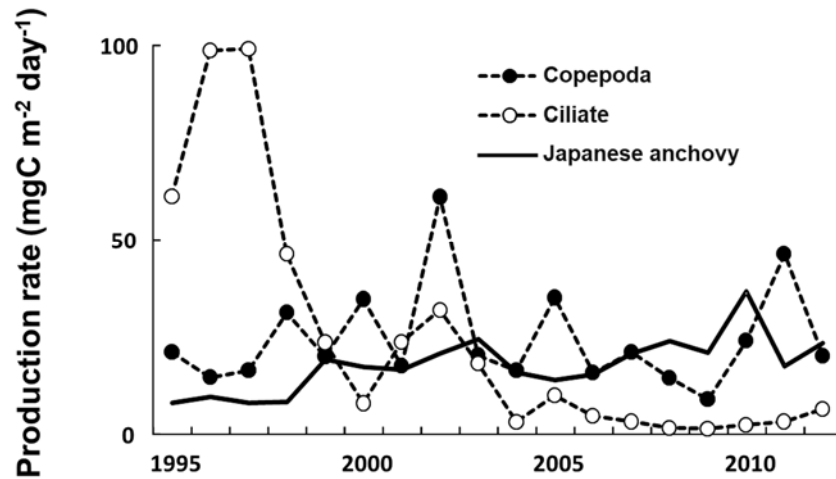


Fig. 4-36 Annual changes in production rate of ciliate, copepod and Japanese anchovy from 1995 to 2012.

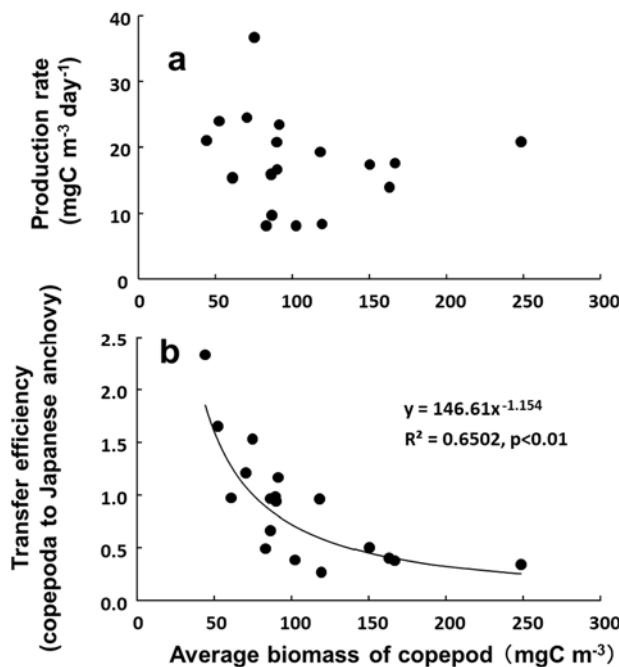


Fig. 4-37 Relationships between average copepod biomass and production rate of Japanese anchovy (a), transfer efficiency of copepod to Japanese anchovy (b). Data were obtained from 1995 to 2012.

た。カイアシ類現存量とカタクチイワシ生産速度の間には明確な関係はみられなかったが、転送効率との関係では累乗近似が最も当てはまりがよく有意な低下傾向となった (Fig. 4-37)。

考察

本章で示した 2014 年～2016 年の 3 年間, 7 月～10 月の調査では, Chl. *a* 濃度および基礎生産速度はともに湾口から湾奥に向かって高くなる傾向があった。2010 年～2016 年に行った湾内モニタリング調査 (浅海定線調査) における平均的な Chl. *a* の分布 (Fig. 2-9) においても, 5 月～10 月には湾口から湾奥にかけて高くなる傾向が認められており, 本章で行った調査の傾向と一致していた。このように基礎生産は湾奥で高く湾口で低い傾向があるが, カイアシ類の分布密度は必ずしも湾奥で高くなく (Fig. 2-32), カイアシ類の生産速度も中部や南部で高かった (Fig. 4-27)。その結果として, 転送効率は湾奥で低く, 湾口で高かった。さらに, 転送効率が 1 を超える事例は湾口の Stn.1 で多くみられた。紀伊水道に近い湾口部では, 黒潮の離接岸の状況により黒潮系暖水の流入が頻繁に観察される (中谷・西田 2012, 秋山 2018)。上田 (2001) は, 京都府の久見浜湾に出現するカイアシ類の平均

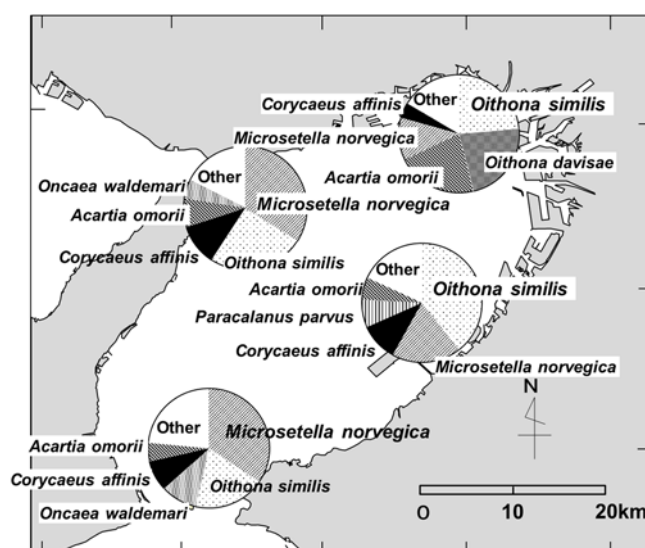


Fig. 4-38 Distribution and composition of copepods in Osaka Bay in 2003. Samplings were conducted using Kitahara quantitative sampling net once a month from April to October (Yamamoto unpublished data).

分布位置を4グループに分け、湾口に分布するグループを貧栄養性沿岸種とした。これら貧栄養性沿岸種は湾外からの流入によって維持されていると考えられ、*Microcetgella norvegica* や *Corycaeus affinis* などがそれにあたる。大阪湾の湾口部においてもこれら外洋系のカイアシ類の割合が高い場合が多いことから (Fig. 4-38 山本未発表資料)、転送効率が1を超える事例については、湾外からのカイアシ類の流入等の外的な要因の影響が考えられるため、本研究の解析から除外した。

Chl. *a* 濃度と繊毛虫類、カイアシ類の転送効率の関係をみると、本現場海域調査結果および長期データ解析結果とも、転送効率はChl. *a* 濃度の増加とともに急激に減少した。ただし、繊毛虫はカイアシ類に比べ減少傾向が緩やかであった。繊毛虫類の主な餌料生物は植物プランクトンよりも小型のナノサイズ以下のプランクトンであり (神山 2001)、食物連鎖では微生物ループのサイクルに組み込まれることが多い (中野 2000, 神山 2001, 田中ほか 2011 など)。すなわち、植物プランクトンを主な餌料生物とするカイアシ類よりも富栄養状態に適応していることが推察され、高いChl. *a* 濃度で代表される富栄養環境においてはカイアシ類より高い転送効率を維持できることが考えられる。

カイアシ類の生産速度はChl. *a* 濃度 $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ~ $15 \mu\text{g L}^{-1}$ 付近にピークを持つドーム型を示した。また、季節的には夏秋季にその傾向が顕著であった。Chl. *a* 濃度の平均的な分布 (Fig. 2-9) からみると、 $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ~ $15 \mu\text{g L}^{-1}$ のChl. *a* は5月には湾奥に存在するが、夏季以降は湾奥より沖合で認められた。シラス漁場は、夏秋季には空港周辺から北部のやや沖合海域に形成されることが多い (鍋島ほか 2007 など) ことから、より高いカイアシ類の生産が期待される海域にカタクチシラスが分布していることが推察された。一方、繊毛虫類の生産速度はChl. *a* 濃度 $20 \mu\text{g L}^{-1}$ まで増加傾向を示していたことから、カイアシ類より富栄養化した海域に適応していることが生産速度からも確認された。長期的にみると、基礎生産からの転送効率は繊毛虫類で近年顕著な減少傾向、カイアシ類では横ばいないし微増傾向であった。前述の通り繊毛虫の主要な餌料生物は細菌を含むナノプランクトンであり、直接の転送効率を示していない可能性があるが、近年の繊毛虫類への転送効率の

低下は大阪湾における栄養塩の低下傾向をカイアシ類よりも敏感に反映したものと推測される。一方で、カイアシ類では Chl. *a* 濃度 $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ~ $15 \mu\text{g L}^{-1}$ で最大の生産速度を示すことから、このレベルの Chl. *a* 濃度が定常的に認められる大阪湾においては、現状で最大に近い生産速度が維持されていることが推察される。

第5章 総合考察

大阪湾における低次生物生産構造については、城（1986）が1980年代のデータを詳細にとりまとめており、大阪湾の当時の状況を知る貴重な資料になっている。しかしながら、富栄養状態であった当時と比べ、近年はYamamoto (2003) が示唆するように瀬戸内海全域が貧栄養状態に近づいている可能性がある。このような状況を受けて、環境省が2005年に行った第6次水質総量規制のあり方についての答申においては、「瀬戸内海における窒素・リンについて大阪湾以外の瀬戸内海では現在の水質を維持することが適切」としている。さらに2012年に行われた中央環境審議会瀬戸内海部会の答申においては、瀬戸内海における今後の目指すべき将来像と環境保全・再生の在り方について、「瀬戸内海の水質管理を季節的な変動を考慮した湾灘管理に発展させる」ことが盛り込まれている。そこで本章では、本研究の第1章から第4章までで得られた結果をふまえ、大阪湾の環境の変化および外海域のカタクチイワシ資源の変化が大阪湾におけるカタクチイワシの生産構造にどのような影響を与えているか検討した。

大阪湾においても、海域の栄養塩が低下していることは第4章第1節で言及したとおりである。城（1986）以降の状況については散発的な報告があるのみであったが、近年の瀬戸内海での貧栄養化の進行に伴い、大阪湾でも関連する報告が増加しつつある（樽谷・中嶋2011, 多田ほか2012など）。大阪湾で減少傾向が著しいのは溶存無機態窒素であり、表層のChl. *a* 濃度にも低下傾向が確認された。大阪湾における溶存無機態窒素の減少は、2000年前後を境に顕著な傾向として現れている（Fig. 4-4）。また、陸域からの負荷量は1980年代以降減少傾向にある（中谷ほか2011）。さらに栄養塩の低下が先行した播磨灘でみられた珪藻類の種組成の変化（Nishikawa et al. 2010）は、大阪湾においてもその兆候が認められ（Fig. 4-9）、基礎生産速度の減少傾向も明らかになったことから、栄養塩の低下はまず基礎生産構造に影響を及ぼしていると思われる。

一次消費者については繊毛虫類では1990年代後半以降現存量、生産速度とも減少傾向が見られたが、カイアシ類ではどちらも概ね横ばいで推移した。また、基礎生産から一次

消費者への転送効率も、繊毛虫類では1990年代後半に大きく低下した一方、カイアシ類では横ばいで推移し2000年以降には高い値が頻繁に観察されている (Fig. 4-31)。Chl. *a* との関係では、繊毛虫類は検討を行った約 $20 \mu\text{g L}^{-1}$ まで生産速度が増加した (Fig. 4-34) ことから、富栄養状態に適応した生物群であることが推察される。前述の通り、繊毛虫類の主な餌料生物は植物プランクトンよりもナノサイズ以下の微少プランクトンであり、有機汚濁の影響を受けるバクテリアとその捕食者である従属栄養鞭毛虫の捕食者であることから (神山 2001)、海域の栄養塩低下の影響がまず繊毛虫類に現れたものと推定される。一方、カイアシ類は Chl. *a* 濃度 $10\sim 15 \mu\text{g L}^{-1}$ までは生産速度が増加し、それ以上では減少するドーム型を示した (Fig. 4-30, Fig. 4-34)。Uye & Shibuno (1992) は、*Paracalanus* sp. における Chl. *a* 濃度と産卵速度の関係から、Chl. *a* 濃度が $4.5 \mu\text{g L}^{-1}$ で本種の摂食圧が飽和することを示した。1990年代までは $20 \mu\text{g L}^{-1}$ を大きく上回る Chl. *a* 濃度が頻繁に観察されていたことから、この時期にはカイアシ類によって消費されなかった基礎生産物が赤潮、貧酸素の原因になっていた可能性がある。2000年代に入ると Chl. *a* 濃度は平均値で $10 \mu\text{g L}^{-1}$ 前後まで低下していることから (Fig. 4-33)、このレベルの Chl. *a* 濃度を維持している現在の大阪湾の栄養レベルは、カイアシ類の生産に好適な状態であることが推察された。

国立研究開発法人水産研究・教育機構中央水産研究所が行っている資源評価によると、大阪湾の春季シラスに大きく影響するカタクチイワシ太平洋系群は近年減少傾向にある (中央ブロック資源評価調査, <http://abchan.fra.go.jp/digests2017/index.html>, 2018.4.19)。一方、第3章で示したとおり大阪湾のカタクチイワシ資源量は近年むしろ増加傾向にある (Fig. 3-15)。カイアシ類現存量とカタクチイワシ生産速度の間には明確な関係は見られなかったが (Fig. 4-39)、カタクチイワシの生産速度の経年変化から、カイアシ類の生産速度の変化と類似した傾向が確認された (Fig. 4-37)。また、カイアシ類からカタクチイワシへの転送効率は近年上昇傾向にある。以上のように、カタクチイワシの生物生産と漁業を考える上では、大阪湾の栄養塩レベルは現状維持が妥当と考えられる。ここで、第4章第1節で使用した浅海定線調査データを整理し、Chl. *a* の分布重心の経年変化を季節別に示した (Fig.

5-1, 山本未発表データ)。これをみると大阪湾における Chl. *a* の分布は2月を除き、近年北部ないし東部に移動していることが分かる。このことは、栄養塩レベルの低下により、湾奥では高い生産が維持されるがそれ以外では生産力が低下しつつあることを示している。近年、瀬戸内海では漁業生産力の低下の原因が栄養塩レベルの低下にあるとする説が出されており、栄養塩濃度の増加を求める意見がある。栄養塩の増加は基礎生産者であるノリ養殖等には効果があると考えられるが（高木ほか 2012 など）、このような栄養の不均一を解消しない限り湾奥部では再び環境の悪化を招く可能性がある。

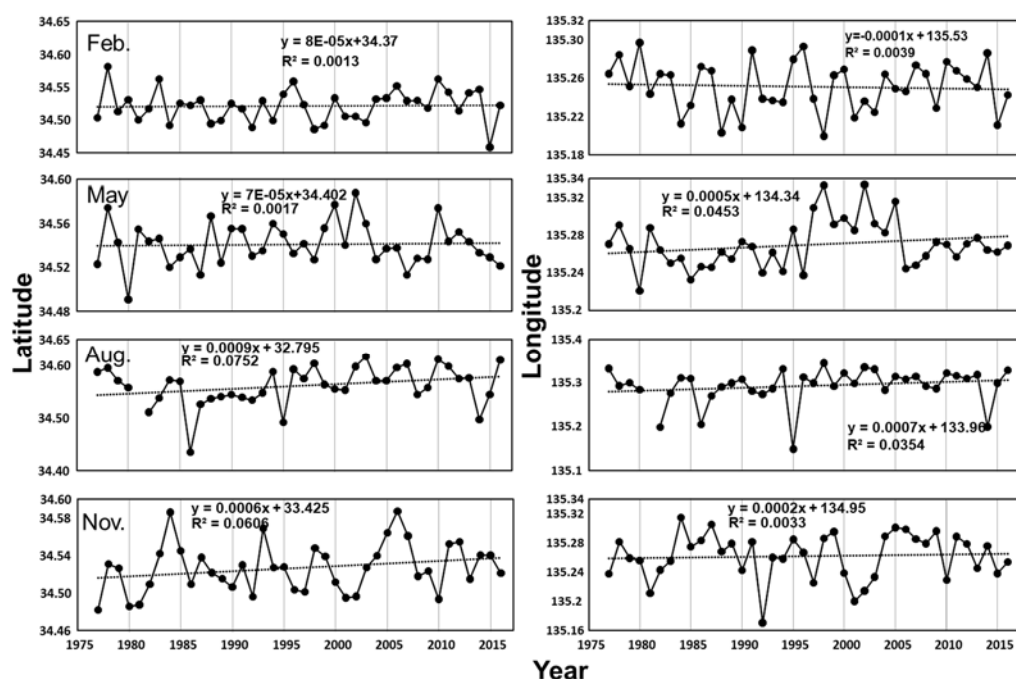


Fig. 5-1 Annual changes in gravity center of chlorophyll *a* distribution by season from the data of the Fisheries Monitoring Program (FMP) from 1975 to 2016.

カタクチイワシでは、外洋を回遊する沖合群の資源が大きく変動するのに対し、地付きの沿岸群は変動が少ないとされる（高須賀ほか <https://agriknowledge.affrc.go.jp/RN/3010020133>）。近年沖合群の資源が減少する一方で、外海に面する各県（例えば宮崎県）においても、いわゆる沿岸群の漁獲は安定しており、地域の産卵親魚群としても重要性が増している。大阪湾の春シラスの供給源として、日向灘から紀伊水道外域までの水域で産卵された卵が想定されていることから、大阪湾の春季シラス予報でも宮崎県における沿岸群

の親魚量を参考にしている。第2章で示した通り、春季の水温は内海側で低く紀伊水道に近い湾口部や外海側で高い (Fig. 2-46)。そのため、春季にシラスとして漁獲される当歳魚は、内海よりも早く日向灘～土佐湾、紀伊水道外域で発生した後、紀伊水道内を北上する。湾内で発生する当歳魚の加入は外海から来遊する群れよりも遅いことから、湾内の生物生産力は外海系群に先に利用される。このような外海系群の流入が多いときには、餌料を巡る競争では内海系群に不利に働く。林 (1978) は外海からの流入が少ないときには、湾内発生の子仔群、あるいは夏仔群に利用される餌料の割合が増大し、内海系群の資源が大きくなることを考察している。外海域でのカタクチイワシ資源が減少しているにもかかわらず、外海からの流入を含む大阪湾内のカタクチイワシ資源が比較的安定している理由として、このような補償作用が働いていることも一因と考えられる。

大阪湾において内海発生群が主となるのは夏～秋季のシラスである。上記の通り、カタクチイワシの主たる餌生物であるカイアシ類の生産速度は経年的にみると減少しているわけではないが、第2章第2節でシラス期の成長を検討した結果、夏季に餌料が不足している可能性が明らかになった。第2章第4節で検討した2008年のカイアシ類密度は前後の年より低いが、夏季の密度は平均的なものであった (Fig. 2-41)。第4章第1節で示したとおり、大阪湾を含む瀬戸内海全域で水温の上昇が確認されている (阿保ほか 2018)。高水温時には代謝が上がることにより食物要求量と酸素消費量が増加することから、餌料密度が変わらなると仮定した場合でも、温暖化は餌料と溶存酸素の両面からカタクチイワシ資源に影響を及ぼす可能性がある。さらに、数値シミュレーションによると、温暖化により内湾水の成層化が顕著になり成層期間が長期化することが予測されており、瀬戸内海の温暖化が進行した場合、大阪湾では貧酸素水塊が拡大することが示されている (濱田・鯉渕, 2013)。中層を遊泳するカタクチイワシへの貧酸素水塊の影響については未だ不明だが、栄養塩レベルの変化と温暖化により貧酸素水塊の規模が変化することで影響を受ける可能性は否定できない。漁業生産低下に対する対策としての栄養塩の増加施策については慎重に議論すべきであろう。

要 約

カタクチイワシ *Engraulis japonicus* は大阪湾において、仔魚から成魚まで利用される重要漁業生物であることから、古くから資源生態に関する研究が行われてきた。しかし、閉鎖性内湾であることによる環境変動の大きさから、環境と生残条件との関係を把握しにくく、漁況予測、資源管理につながる十分な成果は得られていない。近年、瀬戸内海では貧栄養化と、漁獲量の減少の関係が議論され始めており、カタクチイワシにおいても栄養塩レベルが成長および生残に影響を及ぼす可能性が懸念される。一方、外海資源が大きく変動するのに対し内海では資源が比較的安定しており、外海とは別の変動要因が働いている可能性が考えられる。本研究では、大阪湾におけるカタクチイワシの資源生態と低次生産からカタクチイワシに至る生物生産構造について明らかにすることで、大阪湾の環境変化がカタクチイワシ資源に与える影響を検討するとともに、大阪湾における沿岸資源と外海資源の変動について考察した。

1. 大阪湾におけるカタクチイワシの生態

大阪湾における卵仔魚の長期モニタリングの結果、卵仔魚の出現は4~12月、盛期は5~10月であったが、近年出現期間が冬期に伸びる傾向が見られた。卵仔魚は東部沿岸域を中心に出現し、鉛直的には湾奥では表層で、沖合では5m~10m層で多く採集された。また、発生段階が進んだ卵ほど表層に分布した。ただし、湾奥でも河川水の影響が強く塩分が低い水塊が存在する場合には下方に分布した。次に2001年~2006年に採集された卵について、卵サイズの変化を検討した。卵は5月に大きく、6月に小型化するがその後の変化は年により異なり、必ずしも水温が最も高い9月に最小とはならなかった。飼育条件下では卵は高水温で小型化することが知られており、本研究で同様の結果にならなかった原因として、初夏の1歳魚から当歳魚への産卵群のシフトが卵サイズの小型化に影響した可能性が示された。親魚の漁場は概ね東部海域であり、冬春季には湾南部まで広く分布した

が、夏秋季には湾奥に集中した。大阪湾奥は生産性が高く、親魚の索餌場および産卵場となっていることが示された。カタクチイワシ胃内容物中にはカイアシ類が多くを占めていたが、環境中の種組成とは必ずしも一致しなかった。また、1980年代のデータと比較すると、過去に胃内容物中に高い割合で出現した珪藻類はほとんど認められなかった。さらに耳石日周輪解析によりシラス期の成長を検討した結果、成長速度と水温との間に約23°Cをピークに持つドーム型の関係、餌生物であるカイアシ類ノープリウス幼生密度との間に弱い正の関係が見いだされた。このうち水温との関係を他海域と比較したところ、仔魚の成長に最適な水温が22°C~23°Cの場合と27°C以上の場合の2通りのシナリオが報告されていた。本研究結果は前者と一致しており、夏季の餌不足や溶存酸素濃度の低下などが成長の低下に影響している可能性が示唆された。

2. カタクチイワシの漁獲量変動と資源量の推定

大阪湾の漁獲量を整理するとともに、シラス期と未成魚期以降（カタクチ）に分けて資源量を推定し、その変動を調べた。カタクチシラスの漁獲は2000年代前半と2010年代に比較的好調に推移した。カタクチの漁獲は1998年まで低調であったが2000年代半ばまで大きく増加し、以降は横ばいで推移した。漁獲データからコホート解析により資源量を推定した結果、資源量はカタクチの、資源尾数はシラスの寄与が大きかった。また、カタクチの資源量は比較的安定しており、カタクチ資源尾数はシラス資源尾数と1ヶ月程度のタイムラグで同調していた。さらに、大阪湾の資源量は大阪湾を除く瀬戸内海の資源量と相関が認められたことから、瀬戸内海で共通の資源変動要因があることが示唆された。

3. 大阪湾における環境の長期変動と生物生産過程における転送効率の経年変化

長期の環境データおよび生物採集調査データを用いて低次生産における生産速度を計算し、カタクチイワシに至るエネルギーの転送効率の経年変化を検討した。物理化学環境では、水温の上昇傾向、溶存無機態窒素（DIN）の減少傾向が顕著であった。生物環境では

Chl. *a* が減少傾向にあった。Chl. *a* 濃度をもとに推定された基礎生産速度は、表層の生産速度が経年的に大きく減少したのに対し、下層の生産速度は表層ほど減少していないことが示された。一次消費者の生産（二次生産）について、個体密度組成で多くを占めた繊毛虫類とカイアシ類の生産速度を計算した。繊毛虫類の生産速度は 1990 年代まで著しく高い値を示すことがあり、移動平均値は 1990 年代中頃まで上昇したが、その後急速に低下し、2000 年代以降は低い値となった。一方、カイアシ類は繊毛虫類に比べて変動幅が小さく、減少傾向も認められなかった。さらに月齢別の成長率からカタクチイワシの生産速度を計算し、各栄養段階の転送効率を算出した。基礎生産から繊毛虫類への転送効率は 1990 年代以降大きく低下した一方、カイアシ類への転送効率は 2000 年代以降徐々に増加した。繊毛虫、カイアシ類それぞれについて Chl. *a* 濃度と転送効率との関係を検討した結果、両群とも Chl. *a* 濃度の上昇に伴い転送効率は低下したが、その割合は繊毛虫類でより緩やかであった。また、Chl. *a* 濃度と生産速度との関係は、両群とも二次曲線の当てはまりがよく、カイアシ類は $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ~ $15 \mu\text{g L}^{-1}$ で極大となるドーム型を示し、繊毛虫類では $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 以上に極大を持つ曲線となった。一次消費者（カイアシ類）からカタクチイワシへの転送効率は 1995 年以降上昇傾向を示した。

4. 総合考察

大阪湾の環境変化および外海域のカタクチイワシ資源の変化が大阪湾のカタクチイワシの生産構造に与える影響を検討した。過去 40 年間に、海域環境の中で顕著な変化を示したのは水温と DIN であった。先行研究のある播磨灘同様、大阪湾で優占する珪藻類の組成にも変化が確認され、表層の生産速度に減少傾向があったことから、大阪湾においても栄養塩の減少は基礎生産構造に影響を与えていると推察された。二次生産については繊毛虫類とカイアシ類で基礎生産に対する反応に違いが見られた。繊毛虫類の主な餌生物はナノサイズ以下の、有機汚濁の影響を受けると考えられるバクテリア、従属栄養鞭毛虫類であることから、栄養塩の減少は繊毛虫類に強く影響したものと推定される。一方で、カイア

シ類の生産速度は Chl. *a* が約 $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ~ $15 \mu\text{g L}^{-1}$ をピークとするドーム型を示した。大阪湾の Chl. *a* は低下傾向であるが近年でも平均 $10 \mu\text{g L}^{-1}$ 前後が維持されており、現在の大阪湾の栄養状態はカイアシ類の生産に好適な範囲にあると考えられた。

近年外海のカタクチイワシ資源（太平洋系群）は減少傾向にあるが、大阪湾のカタクチイワシ資源は減少しておらず、むしろ増加傾向にある。また、一次消費者からカタクチイワシへの転送効率は近年上昇傾向にある。これらのことから、カタクチイワシ資源の生産においては、大阪湾の栄養塩レベルは現状維持が妥当と考えられた。カタクチイワシでは沖合群の資源が大きく変動するのに対し、沿岸群は変動が少ないとされる。冬春季の大阪湾の水温上昇は外海より遅れるため、湾内発生群の加入は外海発生群と比較して遅い。すなわち、太平洋系群の移入が多い時には餌を巡る競争では湾内発生群に不利に働くが、太平洋系群が減少すると湾内発生群の利用可能な餌が増大する。内海のカタクチイワシ資源が比較的安定しているメカニズムの一つとして、このような補償作用が働いていることも一因と考えられた。最後に温暖化との関係について検討した。水温が上昇するとカタクチイワシの代謝と酸素消費量が増加するため、餌密度のレベルに変化がなかったとしても、相対的な餌不足や貧酸素耐性の低下などが予想され、温暖化がカタクチイワシ資源に影響を及ぼす可能性が考えられた。数値シミュレーションから、温暖化が進行すると大阪湾では貧酸素水塊の面積が拡大することが想定されている。中層を遊泳するカタクチイワシへの貧酸素水塊の影響については未だ不確実な部分が多いが、栄養塩レベルの変動と相まって貧酸素水塊の規模が変動することで影響を受ける可能性は否定できない。貧栄養化対策としての栄養塩の増加施策については慎重に議論すべきである。

謝辞

本研究の遂行およびとりまとめにあたり、終始懇切なるご指導ならびに叱咤激励いただいた京都大学フィールド科学教育研究センター教授 山下 洋博士に深甚なる感謝の意を表します。京都大学農学研究科教授 荒井修亮博士，同准教授 益田玲爾博士には本論文をご校閲いただき，貴重なコメントを賜りました。ここに厚く御礼申し上げます。

本研究の機会を与えて下さり，懇篤なるご指導をいただきました大阪府立環境農林水産総合研究所前水産研究部長 日下部敬之博士，元水産研究部長 有山啓之博士，辻野耕實元水産研究部長，安部恒之元大阪府立水産試験場長，長田凱夫元場長，城 久博士に衷心より感謝します。

研究を進めるに際し，多くの有益なご教示とご鞭撻賜りました水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所 銭谷 弘博士（現中央水産研究所），同 河野悌昌主任研究員をはじめとする資源生産部の皆様には，瀬戸内海東部カタクチイワシ漁海況予報を通してカタクチイワシの生態に関して有用なご助言をいただきました。ここに深く御礼申し上げます。また本研究を行うにあたり有益な情報とご助言をいただきました瀬戸内海東部各県カタクチイワシ担当者の皆様，特に和歌山県の武田保幸資源部長をはじめとする資源部の皆様には大変お世話になりました。水産研究・教育機構中央水産研究所の浮魚担当の皆様，太平洋ブロックの各県担当者の皆様，特に宮崎県，高知県，徳島県の歴代担当者の皆様には情報交換などで大変お世話になりました。心より感謝します。

京都大学名誉教授 藤原健紀博士には大阪湾の栄養環境の変動についてご教示いただきました。また広島大学教授 西嶋 渉博士，同助教梅原 亮博士をはじめとする環境省プロジェクト研究 S-13 課題に携わった皆様，香川大学農学部教授 多田邦尚博士，同教授一見和彦博士には大阪湾における低次生産過程の検討において多くの助言，示唆をいただきました。ここに感謝の意を表します。さらに University of British Columbia 大学名誉教授故 Paul J. Harrison 博士には，多大なる励まし，ご助言を賜りました。故人を偲び深く感謝の

意を表します。

大阪湾におけるシラスの採集にご協力頂いた深日漁業協同組合，南 泰治組合長，山本良二氏，南 勝義氏，南 隆伸氏をはじめとする深日漁協のぱっち網漁業者の皆様，淡輪漁業協同組合の関係者の皆様にはこの場を借りて御礼申し上げます。

カタクチイワシ未成魚・成魚の採集にご協力いただいた，義丸水産の岡 義男氏をはじめとする巾着網漁業者の皆様にも心より感謝します。

フィールド調査を実施するにあたり，海洋観測等にご協力頂いた大阪府環境農林水産総合研究所水産技術センター調査船「おおさか」の大道英次船長，辻 利幸前船長，榊 昭彦元船長をはじめとする乗組員各位に心から御礼を申し上げます。同センター職員の方々には調査にご協力いただくとともに，多くの有益な議論をさせていただきました。ここに記して深く感謝の意を表します。

最後に私の研究を進めるにあたって叱咤激励と安らぎを与えてくれた妻，寧子，息子圭樟に感謝します。

引用文献

- 安部恒之 (1992). デジタイザを用いた魚体長の測定法について. 第24回南西海ブロック内海漁業研究会報告, 29-33.
- 阿保勝之, 秋山 諭, 原田和弘, 中地良樹, 林 浩志, 村田憲一, 和西昭仁, 石川陽子, 益井敏光, 西川 智, 山田涼平, 野田 誠, 徳光俊二 (2018). 瀬戸内海における栄養塩濃度等の水質変化とその要因. *沿岸海洋研究*, **55**, 101-111.
- 会沢安志 (1985). 微小動物プランクトン. 科学技術庁研究調整局, 海洋資源の生産能力と海洋環境に関する研究 (第I期) 成果報告書, pp.237-240.
- 会沢安志 (1987). 微小動物プランクトン. 科学技術庁研究調整局, 海洋資源の生産能力と海洋環境に関する研究 (第II期) 成果報告書, pp.313-316.
- 秋山 諭 (2015). 大阪府海域 (大阪湾). 瀬戸内海ブロック浅海定線調査観測40年成果 (毎月の長期変動), 45-61.
- 秋山 諭, 田中咲絵 (2017). 2017年夏季に大阪湾に進入した低温・高塩分水について. 日本水産学会近畿支部後期例会講演要旨集, P23.
- 秋山 諭, 中嶋昌紀 (2018). 不等間隔の月例観測データからみる大阪湾表層水温の経時的諸特性. *水環境学会誌*, **41**, 83-90.
- Blaxter, J. H. S. & Hempel, G. (1963). The influence of egg size on herring larvae (*Clupea harengus* L.). *J. Conseil*, **28**, 211-240.
- Brodeur, R. D., Bailey, K. M., Yoshiro, Y., Yamashita, Y. & Oozeki, Y. (1994). Predation on the early life stages of marine fish: A case study on walleye pollock in the Gulf of Alaska. In Int. Workshop: Survival Strategies in Early Life Stages of Marine Resources. Yokohama Japan. 11-14 Oct. 1994.
- Brothers E. B., Mathews C. P. & Laker R. (1976). Daily growth increments in otoliths from larval and adult fishes. *Fish. Bull.*, **74**, 1-8.
- Campana S. E. (1990). How reliable are growth back calculations based on otoliths? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 2219-

2227.

土井長之, 高尾亀次, 石岡清英, 林 凱夫, 吉田俊一 (1978). 6. 浮魚類資源確率調査. 昭和 52 年度関西国際空港漁業環境影響調査報告 第三分冊 漁業生物編. 社団法人日本水産 資源保護協会, 176-198.

Dwyer, D. A. (1984). Feeding habits and daily ration of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) in the eastern Bering Sea, with special reference to cannibalism. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 1972-1984.

藤原建紀, 岸本綾夫, 中嶋昌紀 (2004). 大阪湾の貧酸素水塊の短期的および長期的変動. *海岸工学論文集* **51**, 931-935.

Fukuhara, O. (1983). Development and growth of laboratory reared *Engraulis japonica* (Houttuyn) larvae. *J. Fish Biol.*, **23**, 641-652.

福永 稔, 濱 誠祐, 井元栄治, 蛇目勲, 楠本輝一, 乃一啓司, 今治美久, 長岡弘和 (1997). 平成7年度資源管理型漁獲子測技術開発試験. 平成7年度水産試験場事報, 140-148.

Funamoto, T., Aoki, I. & Wada, Y. (2004). Reproductive characteristics of Japanese anchovy, *Engraulis japonicus*, in two bays of Japan. *Fish. Res.*, **70**, 71-81.

外間源治 (1981). 瀬戸内海におけるいわし揚繰網漁業の歴史的経過と現状. *南西水研報*, **13**, 93-110.

濱田準哉, 鯉判幸生 (2013). 温暖化が東京湾・伊勢湾・大阪湾の貧酸素水塊に与える影響評価. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, **69**, I_1126-I_1130.

Hashimoto, H., Hashimoto, T., Matsuda, O., Tamai, K., Uye, S. & Yamamoto, T. (1997). Biological productivity of low-er trophic levels of the Seto Inland Sea., In Sustainable Development in the Seto Inland Sea, Japan – From the View-point of Fisheries, ed. by T. Okaichi and T. Yanagi, Terra Scientific Publishing Company, Tokyo, pp.17-58, .

服部茂昌 (1983). カタクチイワシ卵の発育速度と温度との関係. 第15回南西海区ブロック内海漁業研究会報告, 59-64.

林 凱夫 (1978). 大阪湾のいわし巾着網漁業の漁獲物と漁場. *大阪水試研報* **5**, 136-160.

林 美鶴, 柳 哲雄 (2000). 伊予灘南部・大阪湾における DIN・DIP 濃度と N/P 比の変遷. *海の研究*

9, 133-142.

林 美鶴 柳 哲雄 橋本俊也 (2000). 瀬戸内海における窒素・リンの現存量比率. *海の研究* **9**, 83-89.

Hayashi, S. (1957). Growth of Japanese anchovy IV, Age determination with the use of scales. *Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab.*, **17**, 31-64.

Hayasi, S. (1967). A note on the biology and fishery of the Japanese anchovy *Engraulis japonica* (Houttuyn). *Rep. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest.*, **11**, 44-57.

Hewitt, R. P., Theilacker, G. H. & Lo, N. C. (1985). Causes of mortality in young jack mackerel. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **26**, 1-10.

平本紀久雄 (1969). 房総海域におけるカタクチイワシの漁業生物学的研究-II. *日水誌* **35**, 517-523.

Hjort, J. (1914). Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. ICES.

Holm-Hansen, O., Lorenzen C. J., Holmes R. W. & trickland J. D. H. S. (1965). Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Cons. Int. Explor. Mer.*, **30**, 3-15.

Houde, E. D. (1989). Comparative growth, mortality, and energetics of marine fish larvae: Temperature and implied latitudinal effects. *Fish. Bull.*, **87**, 471-495.

Hunter, J. R. & Kimbrell, C. A. (1980). Egg cannibalism in the northern anchovy, *Engraulis mordax*. *Fish. Bull.*, **78**, 811-816.

Imai, C. & Tanaka, S. (1997). Effect of sea water temperature on variability of batch fecundity in Japanese anchovy from coastal waters around Miura Peninsula, central Japan. *Fish. Sci.*, **63**, 489-495.

今井千文, 田中昌一 (1998). 摂餌開始期のカタクチイワシ仔魚の生残能力に対する卵サイズの影響. *日水誌* **64**, 8-15.

今井千文, 楯取和明, 田島良博, 中村元彦, 内山雅史, 山田浩且 (1998). 水温情報を用いた卵数法によるカタクチイワシ本州太平洋系群の資源量推定. *水産海洋研究*, **62**, 356-368.

城 久 (1986). 大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産におよぼす影響について. *大阪水試研報*, **7**, 1-164.

- 城 久, 矢持 進 (1986). 漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制. III富栄養化の問題点, 4. 赤潮. 水産学シリーズ62, 村上彰男編, p32-47, 恒星社厚生閣, 東京.
- 神山孝史 (2001). 沿岸域における繊毛虫プランクトンの役割と生態—出現特性と役割—. 月刊海洋号外, 27, 54-61.
- Kawasaki, T. (1983). Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in their numbers? *FAO Fish. Rep.*, **201**, 1055-1080.
- Knutsen, G. M. & Tilseth, S. (1985). Growth, development, and feeding success of Atlantic cod larvae *Gadus morhua* related to egg size. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **114**, 507-511.
- 河野悌昌, 銭谷弘 (2008). 1980~2005年の瀬戸内海におけるカタクチイワシの産卵量分布. *日水誌*, **74**, 636-644.
- 栗田 豊 (2010). 産卵親魚個体群の繁殖能力の時空間的变化が幼入量に及ぼす影響. *水産海洋研究*, **74** (特集号), 4-18.
- 桑原昭彦, 鈴木重喜 (1984). 若狭湾西部海域におけるカタクチイワシ卵・稚子魚の鉛直分布の昼夜変化. *日水誌*, **50**, 1285-1292.
- Leak, J. C., & Houde, E. D. (1987). Cohort growth and survival of bay anchovy *Anchoa mitchilli* larvae in Biscayne Bay, Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **37**, 109-122.
- 卷田一雄 (1954). 大阪湾重要魚種生態調査, Iカタクチイワシ. *大阪水試報*, 1-20.
- 三尾真一, 辻野耕實 (1995). 大阪湾のいわし類漁況に及ぼす海況の影響. *水産海洋研究*, **59**, 115-122.
- 三谷 勇 (1988). 相模湾シラス漁場におけるカタクチイワシの食性. *日水誌*, **54**, 1859-1865.
- 元田 茂 (1971). 簡単なプランクトン研究用具の考察-V. *北大水産学部誌*, **22**, 101-106.
- Müller, H. & Geller, W. (1993). Maximum growth rates of aquatic ciliated protozoa: the dependence on body size and temperature reconsidered. *Archiv für Hydrobiologie*, **126**, 315-315.
- 鍋島靖信, 山本圭吾, 谷中寛和 (2007). 浮魚類資源調査. 平成17年度大阪水試事報. 55-70.
- 鍋島靖信 (2016). 温暖化による大阪湾・瀬戸内海の水産生物の変化. *瀬戸内海*, **72**, 17-20.
- Nagano, N. & Uye, S. I. (2002). Seasonal variations in abundance, biomass, in situ growth rate and production of tintinnid

- ciliates in Kure Port, the inland Sea of Japan. *Bull. Soc. Sea Water Sci. Jpn.*, **56**, 142-149.
- 中井甚二郎 (1952). 鱈類卵・仔魚発育期別名称. 鱈資源調査担当者会議資料, 東海区水産研究所.
- 中嶋昌紀 (1994). 大阪湾の水温平年変動. 平成4年度大阪水試事報, 23-28.
- 中野伸一 (2000). 湖沼有機物動態における微生物ループでの原生動物の役割. *日本生態学会誌*, **50**, 41-54.
- 中田尚宏, 今井千文 (1981). 神奈川県城ヶ島沖における魚卵・仔魚の垂直分布について. *神奈川水試研報*, **3**, 19-28.
- 中谷祐介, 川住亮太, 西田修三 (2011). 大阪湾に流入する陸域負荷の実態・変遷と海域環境の変化. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, **67**, I_886-I_890.
- Nishikawa T., Hori Y, Nagai S., Miyahara K., Nakamura Y., Harada K., Tanda M., Manabe T. & Tada K. (2010). Nutrient and phytoplankton dynamics in Harima-Nada, eastern Seto Inland Sea, Japan during a 35-year period from 1973 to 2007. *Estuaries and Coasts*, **33**, 417-427.
- 落合 明, 田中 克 (1986). 新版魚類学 (下). 502-511.
- 大阪府漁業史編纂委員会 (1997). 第4章各種漁業の実態, 第4節船びき網漁業. 581-585.
- 香川県・愛媛県・広島県 (1998), 平成9年度資源管理型漁業総合対策推進事業報告書 (瀬戸内海西海域, カタクチイワシ). 16pp.
- Oozeki, Y., & Zenitani, H. (1996). Factors affecting the recent growth of Japanese sardine larvae (*Sardinops melanostictus*) in the Kuroshio Current. Survival Strategies in Early Life Stages of Marine Resources. (Eds Y. Watanabe, Y. Yamashita and Y. Oozeki.) pp, 95-105.
- Pannella G. (1971). Fish otoliths: Daily growth layers and periodical patterns. *Science*, **173**, 1124-1127.
- Parsons, T. R., Takahashi, M. & Hargrave, B. (1984). Chemical composition : Phytoplankton, p40-49. In: Biological oceanographic processes, 3rd Edition, Pergamon Press, New York.
- Putt, M. & Stoecker, D. K. (1989). An experimentally determined carbon: volume ratio for marine "oligotrichous" ciliates from estuarine and coastal waters. *Limnol. Oceanogr.*, **34**, 1097-1103.
- 斎浦耕二, 東海 正 (2003). ポケット網実験から推定したカタクチイワシシラスに対する船曳網の網目

- 選択制. *日水誌* **69**, 611-619.
- 瀬戸内海区水産研究所 (2015). 瀬戸内海ブロック浅海定線調査観測 40 年成果 (海況の長期変動). 瀬戸内海区水産研究所, 廿日市市, 256pp.
- 重田利拓 (2008). 瀬戸内海の魚類に見られる異変と諸問題. *日水誌* **74**, 868-872.
- 須原三加, 森 泰雄, 三原行雄, 山本昌幸, 川端 淳, 高橋素光, 渡邊良朗 (2013). カタクチイワシの繁殖特性の海域間比較. *日水誌*, **79**, 813-822.
- 多田邦尚, 森下政和 (1997). 内湾における化学環境と低次栄養段階の生物量の変動. *香川大学農学部 学術報告*, **49**, 35-47.
- 多田邦尚, 山本圭吾, 一見和彦, 山田真智子, 西川哲也, 樽谷健二, 山口一岩 (2012). 大阪湾の植物プランクトンの季節・経年変動とその要因. *瀬戸内海* **64**, 75-77.
- 高木秀蔵, 難波洋平, 藤沢節茂, 渡辺康憲, 藤原建紀 (2012). 備讃瀬戸に流入する河川水の広がりとしり漁場への栄養塩供給. *水産海洋研究*, **76**, 197-204.
- Takahashi M., Watanabe Y., Kinoshita T. & Watanabe C. (2001). Growth of larval and early juvenile Japanese anchovy, *Engraulis japonicus*, in the Kuroshio-Oyashio transition region. *Fish. Oceanogr.* **10**, 235-247.
- Takahashi, M. & Watanabe, Y. (2002). Recruitment probability depending on larval growth rate in the Japanese anchovy, *Engraulis japonicus*. *Fish. Sci.*, **68**(sup1), 222-225.
- Takahashi, M. & Watanabe, Y. (2004). Growth rate-dependent recruitment of Japanese anchovy *Engraulis japonicus* in the Kuroshio-Oyashio transitional waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **266**, 227-238.
- 高橋 暁 (2005). 瀬戸内海の水温変化. *瀬戸内海* **41**, 16-20.
- 高尾亀次 (1975). 瀬戸内海におけるカタクチイワシ資源研究. *漁業資源研究会議報*, **17**, 33-41.
- 高尾亀次 (1990). 瀬戸内海におけるカタクチイワシの回遊・産卵. *水産技術と経営*, **3**, 9-17.
- Takasuka, A. & Aoki I. (2006). Environmental determinants of growth rates for larval Japanese anchovy *Engraulis japonicus* in different waters. *Fish. Oceanogr.*, **15**, 139-149.
- Takasuka, A., Aoki I. & Mitani, I. (2003). Evidence of growth-selective predation on larval Japanese

- anchovy *Engraulis japonicus* in Sagami Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **252**, 223-238.
- Takasuka, A., Oozeki, Y. & Aoki, I. (2007). Optimal growth temperature hypothesis: Why do anchovy flourish and sardine collapse or vice versa under the same ocean regime? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **64**, 768-776.
- Takasuka, A., Oozeki, Y. & Kubota, H. (2008). Multi-species regime shifts reflected in spawning temperature optima of small pelagic fish in the western North Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **360**, 211-217.
- Takasuka, A., Oozeki, Y., Aoki, I., Kimura, R., Kubota, H., Sugisaki, H. & Akamine, T. (2008). Growth effect on the otolith and somatic size relationship in Japanese anchovy and sardine larvae. *Fish. Sci.*, **74**, 308-313.
- 田中昌一 (1985). 水産資源学総論. 恒星社厚生閣, 東京, 381pp.
- Tanaka, Y. (1990). Change in the egg buoyancy of Japanese anchovy *Engraulis japonicus* during embryonic development. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **56**, 165.
- 田中祐志 (1990). 魚卵・仔魚の比重変化と流れの構造に関連した分布・移動. 流れと生物と—水産海洋学特論, 河合英夫編, 京都大学学術出版会, 京都, 60-78.
- 田中庸央 (2006). 河床層に繁殖する「みずわた」現存量の測定 (続). *愛研技術通信*, **2**, 1-4.
- 田中陽二, 中村由行, 鈴木高二朗, 井上徹教, 西村洋子, 内田吉文, 白崎正浩 (2011). 微生物ループを考慮した浮遊生態系モデルの構築と伊勢湾への適用. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, **67(2)**, I_1041-I_1045.
- 谷口 旭 (1997). 有鐘絨毛虫亜目. 日本産海洋プランクトン検索図説, 千原光雄・村野正昭編, 東海大学出版会, 東京, 421-447.
- 樽谷賢治, 中嶋昌紀 (2011). 閉鎖性内湾域における貧栄養化と水産資源. *水環境学会誌*, **34**, 47-50.
- Theilacker, G. H. (1981). Effect of feeding history and egg size on the morphology of jack mackerel, *Trachurus symmetricus*, larvae. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.*, **178**, 432-440.
- 陳養斌, 渡邊精一 (1989). Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *日水誌*, **55**, 205-208.
- Tsuji S. & Aoyama T. (1984). Daily growth increments in otoliths of Japanese anchovy *Engraulis japonica*. *Bull. Jap.*

- Soc. Sci. Fish.*, **50**, 1105-1108.
- 辻野耕實, 渡智美 (2001). 大阪湾におけるカタクチシラスの成長. *大阪水試研報* **13**, 11-18.
- Tsuruta, Y. & Hirose, K. (1989). Internal regulation of reproduction in the Japanese anchovy (*Engraulis japonica*) as related to population fluctuation. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **108**, 111-119.
- 鶴田義成 (1992). カタクチイワシの成熟・産卵と再生産力の調節に関する研究. *水工研報* **13**, 129-168.
- 上田拓史 (2001). 内湾性カイアシ類の生態一. *月刊海洋号外*, **27**, 96-104.
- 魚谷逸朗 (1985). カタクチイワシの摂食生態 II カタクチシラスの摂食方法と食性. *日水誌* **51**, 1057-1065.
- 上 真一 (1996). 動物プランクトン. 瀬戸内海の生物資源と環境, 岡市友利, 小森星児, 中西 弘偏, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 57-63.
- Uye, S. I. (1982). Length-weight relationships of important zooplankton from the Inland Sea of Japan. *J. Ocean. Soc. Jpn.*, **38**, 149-158.
- Uye, S. I., Kuwata, H. & Endo, T. (1986). Standing stocks and production rates of phytoplankton and planktonic copepods in the Inland Sea of Japan. *J. Oceanogr.*, **42**, 421-434.
- Uye, S. I., Nagano, N. & Tamaki, H. (1996). Geographical and seasonal variations in abundance, biomass and estimated production rates of microzooplankton in the Inland Sea of Japan. *J. Oceanogr.*, **52**, 689-703.
- Uye, S. I. & Shibuno, N. (1992). Reproductive biology of the planktonic copepod *Paracalanus* sp. in the Inland Sea of Japan. *J. Plankton Res.*, **14**, 343-358.
- Uye, S. I. & Shimazu, T. (1997). Geographical and seasonal variations in abundance, biomass and estimated production rates of meso- and macrozooplankton in the Inland Sea of Japan. *J. Oceanogr.*, **53**, 529-538.
- Verity, P. G. & Lagdon, C. (1984). Relationships between lorica volume, carbon, nitrogen, and ATP content of tintinnids in Narragansett Bay. *J. Plankton Res.*, **6**, 859-868.
- Wang, Y. T. & Tzeng, W. N. (1999). Differences in growth rates among cohorts of *Encrasicholina punctifer* and *Engraulis japonicus* larvae in the coastal waters off Tanshui River Estuary, Taiwan, as indicated by otolith microstructure analysis. *J. Fish Biol.*, **54**, 1002-1016.

- Watanabe, Y., Ochiai S. I. & Fukamichi, K. (2014). Larval growth rates differ in response to seasonal temperature variations among clupeoid species inhabiting the Pacific coastal waters of Japan. *Fish. Sci.*, **80**, 43-51.
- 山田浩且, 津本欣吾, 久野正博 (1998). 伊勢湾産イカナゴ仔魚の成魚による捕食減耗. *日水誌*, **64**, 807-814.
- Yamamoto, T. (2003). The Seto Inland Sea-eutrophic or oligotrophic? *Mar. Poll. Bull.* **47**, 37-42.
- 山本圭吾, 中嶋昌紀, 田渕徹一, 濱野米一 (2009). 2007 年春期に大阪湾で発生した *Alexandrium tamarense* 新奇赤潮と二枚貝の高毒化. *日本プランクトン学会報* **56**, 13-24.
- 山本圭吾, 中嶋昌紀, 辻野耕實 (1997). 大阪湾における魚類卵仔子の鉛直分布について. *大阪水試研報* **10**, 1-18.
- 山本圭吾, 中嶋昌紀 (2001). 大阪湾における水中型蛍光光度計を用いたクロロフィルの測定と赤潮の判断. *大阪水試研報* **13**, 1-10.
- 山本昌幸, 中山博志, 平田伸治, 久米洋, 村田憲一, 相田 聡, 銭谷弘 (2014). 燧灘における 1993~2011 年のカタクチイワシの初期資源量. *香川水試研報* **15**, 1-5.
- 山本昌幸, 片山知史 (2012). 1995 年の瀬戸内海燧灘東部におけるカタクチイワシとマイワシの食性の比較. *水産海洋研究* **76**, 66-76.
- 山本民次, 橋本俊也, 松田治, 多田邦尚 (1999). 瀬戸内海における植物プランクトン態 N:P 比とその変動要因. *水産海洋研究* **63**, 6-13.
- Yamashita Y., Tanaka M. & Miller J. M. (2001). Ecophysiology of juvenile flatfish in nursery grounds. *J. Sea Res.*, **45**, 205-218.
- Yasue N. & Takasuka A. (2009). Seasonal variability in growth of larval Japanese anchovy *Engraulis japonicus* in the Kii Channel, Japan. *J. Fish Biol.*, **74**, 2250-2268.
- 横田滝雄, 古川一郎 (1952). 日向灘イワシ類資源の研究第 III 報. *日本水産学会誌* **17**, 60-64.
- 横山 寿, 佐野雅基 (2015). 大阪湾, 2013 年の底層環境-主成分分析による水域区分と既往調査との比較. *日水誌*, **81**, 68-80.
- 米田道夫 (2010). 繁殖特性の変異が幼入量に及ぼす影響: Atlantic cod *Gadus morhua* を例に. *水産海洋研*

究, **74**, 19-26.

Yoneda, M., Kitano, H., Tanaka, H., Kawamura, K., Selvaraj, S., Ohshimo, S. & Shimizu, A. (2014). Temperature- and income resource availability-mediated variation in reproductive investment in a multiple-batch-spawning Japanese anchovy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **516**, 251-262.

米田道夫, 清水昭男, 北野 載, 松山倫也, 田中寛繁, 大下誠二 (2011). カタクチイワシの初期生残に及ぼす母性効果. *水産海洋研究*, **75**, 102-104.

吉田幹英, 池内 仁, 杉野浩二郎, 神園真人 (1999). 筑前海沿岸域のカタクチイワシの食性. *福岡水技研報*, **9**, 19-24.

税所俊郎, 藤井清文 (1970). 志布志湾に於けるプランクトンの季節的変化について. *鹿児島大学水産学部紀要*, **19**, 113-134.

Zenitani, H. & Kimura, R. (2007). Elemental analysis of otoliths of Japanese anchovy: trial to discriminate between Seto Inland Sea and Pacific stock. *Fish. Sci.*, **73**, 1-8.

Zenitani, H., Kono, N. & Arai, N. (2003). Preliminary report on PIXE analysis for trace elements of *Engraulis japonicus* otoliths. *Fish. Sci.*, **69**, 210-212.

銭谷 弘, 河野悌昌, 塚本洋一 (2005). 夏秋季に瀬戸内海に分布するカタクチイワシの産卵間隔および産卵数に及ぼす水温, 肥満度の影響. *日水誌*, **71**, 821-823.

Zenitani H., Kono N., Tsukamoto Y. & Masuda R. (2009). Effects of temperature, food availability, and body size on daily growth rate of Japanese anchovy *Engraulis japonicus* larvae in Hiuchi-nada. *Fish. Sci.* **75**, 1177-1188

全国豊かな海づくり協会 (2007). 主要対象生物の発育段階の生態的知見の収集・整理. カタクチイワシ, 平成18年度水産基盤整備調査委託事業報告書, 9-12.