

栄養塩類と水産資源の関係に係る検討状況について

1. 漁獲量の推移.....	1
1-1 瀬戸内海の総漁獲量と各湾・灘の漁獲量.....	4
1-2 各魚種の漁獲量の推移.....	5
1-3 各湾・灘の漁獲量の推移.....	17
1-4 瀬戸内海における漁獲量の推移のまとめ.....	30
2. 栄養塩類と水産資源の関係に係る解析.....	32
2-1 低次生産の変動に係る解析.....	32
2-2 特定の種の生態的特性等を踏まえた栄養塩類と水産資源の関係に係る解析.....	47
(1) イカナゴ.....	50
(2) アサリ.....	69

1. 漁獲量の推移

瀬戸内海における湾・灘ごとの水産資源の状況を把握するため、水産庁による湾・灘の区分(図 1)をもとに海面漁業漁獲量の推移を整理した。

瀬戸内海の総漁獲量及び各湾・灘の漁獲量の推移を図 2 に、瀬戸内海の主要魚種の漁獲量の推移を図 3 に示す。なお、瀬戸内海外で漁獲された可能性が高い種や、長期間の漁獲量データが得られていない種については集計の対象外とし、表 1 に示す魚種について整理している。また、表 2 に示す年・魚種の漁獲量は秘匿されているため、一部データが欠測している。

また、瀬戸内海で漁獲量が多い主な魚種における各湾・灘の漁獲量の推移を図 4 に、各湾・灘における食性ごと、生活圏ごとの漁獲量及び、1965 年(昭和 40 年)から 2016 年(平成 28 年)までの累積の漁獲量の多かった上位 5 種の漁獲量の推移を図 5 に示す。

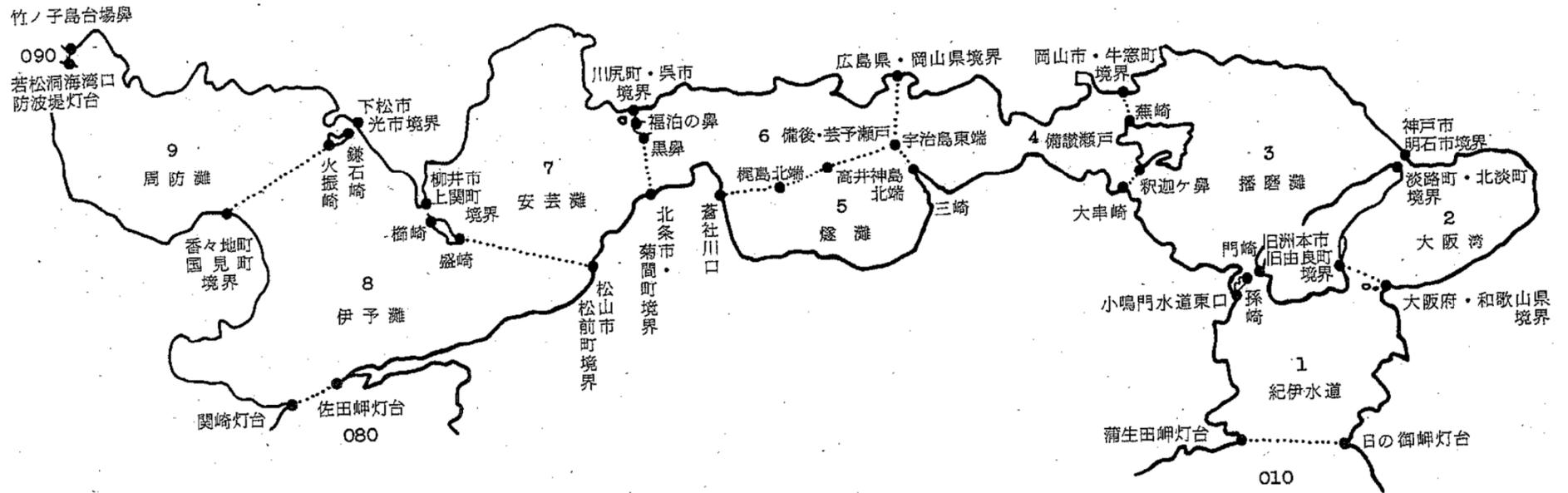


図1 水産庁による瀬戸内海の海域区分

表1 生息層・生活圏・食性の類型区分

分類	魚種	生息層類型	生活圏類型	食性類型
魚類	マイワシ	浮魚	内外海交流型(交流型)	プランクトン食型
魚類	ウルメイワシ	浮魚	内外海交流型(交流型)	プランクトン食型
魚類	カタクチイワシ	浮魚	内外海交流型(交流型)	プランクトン食型
魚類	シラス	浮魚	内外海交流型(交流型)	プランクトン食型
魚類	アジ類	浮魚	内外海交流型(交流型)	プランクトン食型
魚類	サバ類	浮魚	内外海交流型(交流型)	プランクトン食型
魚類	ブリ類	浮魚	内外海交流型(交流型)	魚食型
魚類	ヒラメ	底魚	内外海交流型(交流型)	魚食型
魚類	カレイ類	底魚	内海定住型(内海型)	ベントス食型
魚類	タチウオ	底魚	内外海交流型(交流型)	魚食型
魚類	マダイ	底魚	内外海交流型(交流型)	ベントス食型
魚類	チダイ・キダイ	底魚	内外海交流型(交流型)	ベントス食型
魚類	サワラ類	浮魚	内外海交流型(交流型)	魚食型
魚類	スズキ類	底魚	内海定住型(内海型)	魚食型
魚類	イカナゴ類	浮魚	内海定住型(内海型)	プランクトン食型
水産動物類	クルマエビ	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	その他のエビ類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	ガザミ類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	その他のカニ類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	コウイカ類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	その他のイカ	底生介類	内外海交流型(交流型)	ベントス食型
水産動物類	タコ類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	ウニ類	底生介類	内海定住型(内海型)	藻食型
水産動物類	ナマコ類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
水産動物類	その他の水産動物類	底生介類	内海定住型(内海型)	ベントス食型
貝類	アワビ類	底生介類	内海定住型(内海型)	藻食型
貝類	サザエ	底生介類	内海定住型(内海型)	藻食型
貝類	ハマグリ類	底生介類	内海定住型(内海型)	プランクトン食型
貝類	アサリ類	底生介類	内海定住型(内海型)	プランクトン食型
貝類	サルボウ(モガイ)	底生介類	内海定住型(内海型)	プランクトン食型
貝類	その他の貝類	底生介類	内海定住型(内海型)	プランクトン食型

※注 1) 農林水産省の「海面漁業生産統計調査」では瀬戸内海において、クロマグロ、ミナミマグロ、ビンナガ、メバチ、キハダ、マカジキ、メカジキ、クロカジキ類、カツオ、ソウダガツオ類、サメ類、サケ類、マス類、ニシン、サンマ、マダラ、スケトウダラ、ホッケ、メヌケ類、キチジ、ハタハタ、ニギス類、キグチ及びウバガイ(ホッキ)の漁獲が確認できるが、これらの種については瀬戸内海外で漁獲された可能性が高いため、集計の対象外とした。

※注 2) その他のコノシロ、エソ類、ニベ・グチ類、イボダイ、アナゴ類、ハモ、ホウボウ類、エイ類、クロダイ・ヘダイ、イサキ、シイラ類、トビウオ類、ボラ類、アマダイ類及びフグ類は、一部の期間で「その他魚類」に含まれているため、集計の対象外とした。

※出典) 瀬戸内海漁場適正栄養レベル検討業務報告書(1994, 日本水産資源保護協会)、新版 魚類学(下)(1986, 落合明・田中克)、他

1-1 瀬戸内海の総漁獲量と各湾・灘の漁獲量

【瀬戸内海】

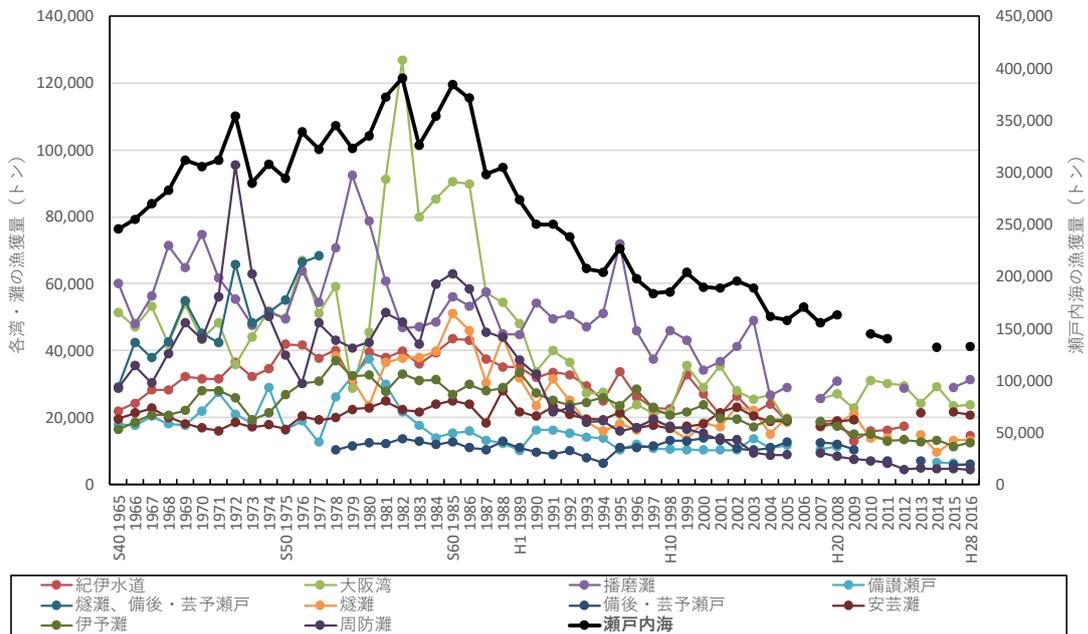


図2 瀬戸内海の総漁獲量及び各湾・灘の漁獲量

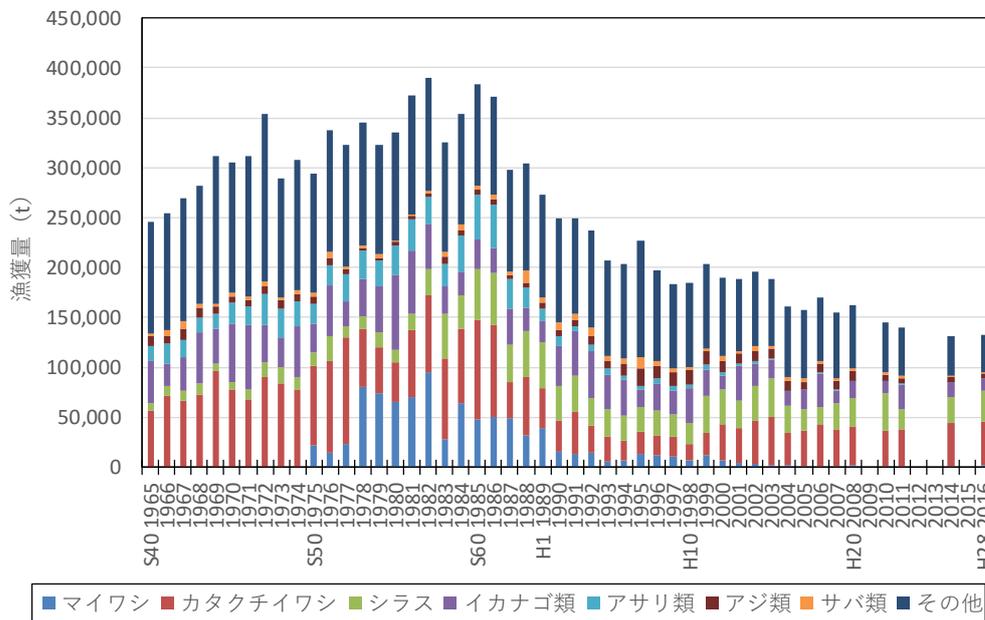


図3 瀬戸内海の主要魚種の漁獲量

出典) 1999年以前:瀬戸内海の漁獲量1952年～1999年の湾灘別魚種別漁獲統計

(水産庁瀬戸内海区水産研究所)

2000年～2005年:瀬戸内海区及び太平洋南区における漁業動向(中国四国農林統計協会協議会)

2007年以降:「海面漁生産統計調査」(農林水産省)

瀬戸内海区漁獲量:「海面漁生産統計調査」(農林水産省)

(http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html)より作成

1-2 各魚種の漁獲量の推移

瀬戸内海で漁獲量が多い主な魚種について漁獲量の推移を整理した。

【マイワシ:交流型・プランクトン食型】

マイワシの漁獲量は、1978年に急増し、1982年にピークに達した後、1993年にかけて減少している。マイワシ太平洋系群の資源量は海洋環境のレジームシフトと同期して資源変動し、寒冷レジームにおいて資源が増大した¹ことが指摘されており、瀬戸内海のマイワシの漁獲量の長期的な変動傾向は、マイワシ太平洋系群の資源量の変動傾向とおおむね一致している。太平洋から瀬戸内海に加入してくるマイワシは、瀬戸内海東部の紀伊水道、大阪湾、播磨灘などで漁獲量が多く、特にピーク時の漁獲量の約9割は大阪湾での漁獲であった。一方で、1978年、1979年の漁獲量の大半は播磨灘での漁獲であった。

【カタクチイワシ、シラス:交流型・プランクトン食型】

カタクチイワシとシラスの合計漁獲量は、1960年代から増減を繰り返しながら増加し、1985年にピークに達した後、1998年にかけて減少した。その後2003年にかけて増加した後、近年はおおむね横ばいで推移している。カタクチイワシ瀬戸内海系群は太平洋南区春季発生群と内海発生群との混合資源であり、太平洋南区春季発生群は3～5月に薩南海域から紀伊水道外域で生まれ、黒潮によって輸送される際、その一部が瀬戸内海に来遊する²。内海発生群は春から秋に瀬戸内海の各海域で生まれ、瀬戸内海で成長する。大部分は外海へ出て越冬するが、一部は瀬戸内海に残ると考えられている。1985年前後の漁獲量は瀬戸内海東部の紀伊水道、大阪湾、播磨灘と燧灘が多くを占めており、これらの湾・灘の漁獲量の影響が大きい。1998年にかけて減少したが、その後増加し近年は横ばいで推移している。また、伊予灘の漁獲量は増減を繰り返しながらも1970年後半以降横ばいで推移しており、安芸灘の漁獲量は1970年代から長期的に増加している。

カタクチイワシの漁獲量は、増減を繰り返しながら1977年、1985年にピークに達した後、1998年にかけて減少した。その後2003年にかけて増加した後、近年はおおむね横ばいで推移している。1970年代、1980年代の漁獲量は、大阪湾、燧灘が多くを占めており、これらの湾・灘の漁獲量の影響が大きい。また、安芸灘の漁獲量は1970年代から長期的に増加している。

シラスの漁獲量は、1960年代から増加し、1986年にピークに達した後、1998年にかけて減少した。その後は増減を繰り返しながら概ね横ばいで推移している。1985年前後の漁獲量は瀬戸内海東部の紀伊水道、大阪湾、播磨灘と燧灘が多くを占めており、これらの湾・灘の漁獲量の影響が大きい。また、安芸灘、伊予灘の漁獲量は1980年代から長期的に増加している。

【サバ類:交流型・プランクトン食型】

サバ類の漁獲量は、増減を繰り返しながら1988年、1995年にピークに達した後、減少している。漁獲量は瀬戸内海東部の紀伊水道、大阪湾、播磨灘が多くを占めている。1988年のピ

¹ 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018):平成29(2017)年度マイワシ太平洋系群の資源評価.平成29年度我が国周辺水域の漁業資源評価,15-52.

² 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018):平成29(2017)年度カタクチイワシ瀬戸内海系群の資源評価.平成29年度我が国周辺水域の漁業資源評価,833-883.

ークは大阪湾の漁獲、1995年のピークは紀伊水道と播磨灘の漁獲による影響が大きい。

【アジ類:交流型・プランクトン食型】

アジ類の漁獲量は、1980年代から増加し、1995年にピークに達した後、近年にかけて減少している。漁獲量は瀬戸内海東部の紀伊水道、大阪湾、播磨灘が多くを占め、これらの漁獲量の変動の影響が大きく、特に1995年のピークは紀伊水道の漁獲が半分を占めている。また、瀬戸内海西部の伊予灘の漁獲量は1980年代から1997年にかけて増加しており、一時期は紀伊水道や播磨灘の漁獲量と同程度となったが、近年は減少している。

【イカナゴ:内海型・プランクトン食型】

イカナゴの漁獲量は、増減を繰り返して1980年にピークに達した後、減少している。漁獲量は主に大阪湾、播磨灘、備讃瀬戸が多くを占め、その中でも播磨灘での漁獲が最も多く、変動はその影響が大きい。播磨灘の漁獲量は1980年代から長期的に減少している。備讃瀬戸の漁獲量は1980年前後に増加したが、その後は低い水準で推移している。

【サワラ類:交流型・魚食型】

サワラ類の漁獲量は、1975年から増加し1986年にピークに達した後、1998年まで急減している。その後、次第に増加し、近年は増加傾向である。1986年前後のピーク時の漁獲量は播磨灘の影響が大きい。1998年以降は紀伊水道、播磨灘、備讃瀬戸、燧灘、伊予灘等多くの湾・灘で漁獲量の増加がみられている。

【ブリ類:交流型・魚食型】

ブリ類の漁獲量は、1968～1970年に漁獲量が多く、その後1975年にかけて減少した。その後は、増減を繰り返しながら1970年代後半から1984年にかけて増加したが、1986年にかけて減少した後、再び増減を繰り返しながら2000年代前半にかけて増加し、それ以降は横ばいで推移している。漁獲量は紀伊水道、播磨灘、伊予灘が多く占めており、全期間を通して、これらの湾・灘の変動の影響が大きい。また、1990年以降は安芸灘の漁獲量も多い。

【タチウオ:交流型・魚食型】

タチウオの漁獲量は、1960年代から急増し1972年にピークに達した後、1977年に一度減少した。その後1982年にかけて増加した後、1996年まで横ばいで推移していたが、その後減少した。1960年・1970年代の漁獲量は紀伊水道での漁獲が大半を占めていたが、1980年頃以降は伊予灘でも漁獲されるようになり、それ以降は紀伊水道と伊予灘での漁獲の影響が大きい。その他、安芸灘、周防灘でも漁獲がされていたが、近年はいずれの湾・灘でも漁獲量が減少している。

【ヒラメ:交流型・魚食型】

ヒラメの漁獲量は、1960年代から増加し1999年にピークに達した後、減少している。ヒラメの漁獲量は播磨灘、備讃瀬戸、燧灘、備後・芸予瀬戸が多くを占めており、瀬戸内海中央部での漁獲量が多い傾向がみられている。

【スズキ類:内海型・魚食型】

スズキ類の漁獲量は、1970年代前半から1978年頃に増加した後、1987年まで減少し、その後再び2001年まで増加し、それ以降は減少している。1978年頃の漁獲量のピーク時には、大阪湾、播磨灘、周防灘の漁獲量が多くを占めていたが、その後周防灘の漁獲量が減少し、2002年頃の漁獲量のピーク時には、大阪湾、播磨灘の漁獲量が多くを占めている。

【マダイ:交流型・ベントス食型】

マダイの漁獲量は、1970年代前半から1984年にかけて増加した後、おおむね横ばいで推移している。瀬戸内海東部系群と中・西部系群で変動が異なる。1995年頃までは瀬戸内海中央部、西部の備後・芸予瀬戸、安芸灘、伊予灘などでの漁獲が多くを占めていた。一方で、大阪湾、播磨灘、備讃瀬戸などの瀬戸内海東部では、1980年・1990年代頃から近年にかけて経年的に増加傾向である。

【カレイ類:内海型・ベントス食型】

カレイ類の漁獲量は、1960年代から増加し1978年にピークに達した後、1990年まで減少し、その後1996年頃まで増加し、それ以降減少している。漁獲量の多い播磨灘、周防灘は他の湾・灘に比べて比較的早い時期から減少傾向がみられている。また紀伊水道、大阪湾、安芸灘、伊予灘では1990年代後半から減少傾向がみられ、瀬戸内海中央部では2000年代前半から減少傾向がみられている。

【アサリ類:内海型・プランクトン食型】

アサリ類の漁獲量は、1960年代から増加し、1984年から急増し、1985年にピークに達した後、1986年から1989年にかけての3年間で約4分の1まで急減し、その後も1991年にかけて減少し、漁獲量はピーク時の約9分の1になった。その後、1999年まで横ばいで推移したのち、徐々に減少し、近年の漁獲量は僅かとなっている。ピーク時のアサリ類の漁獲量の約9割は周防灘での漁獲である。

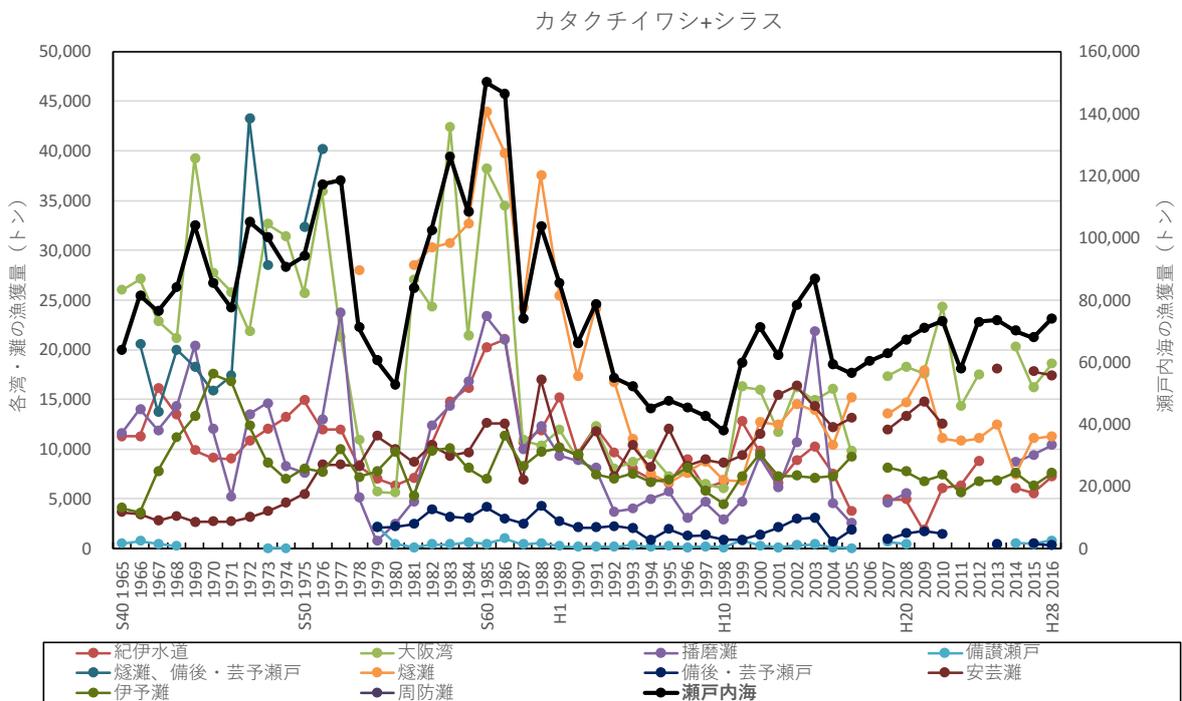
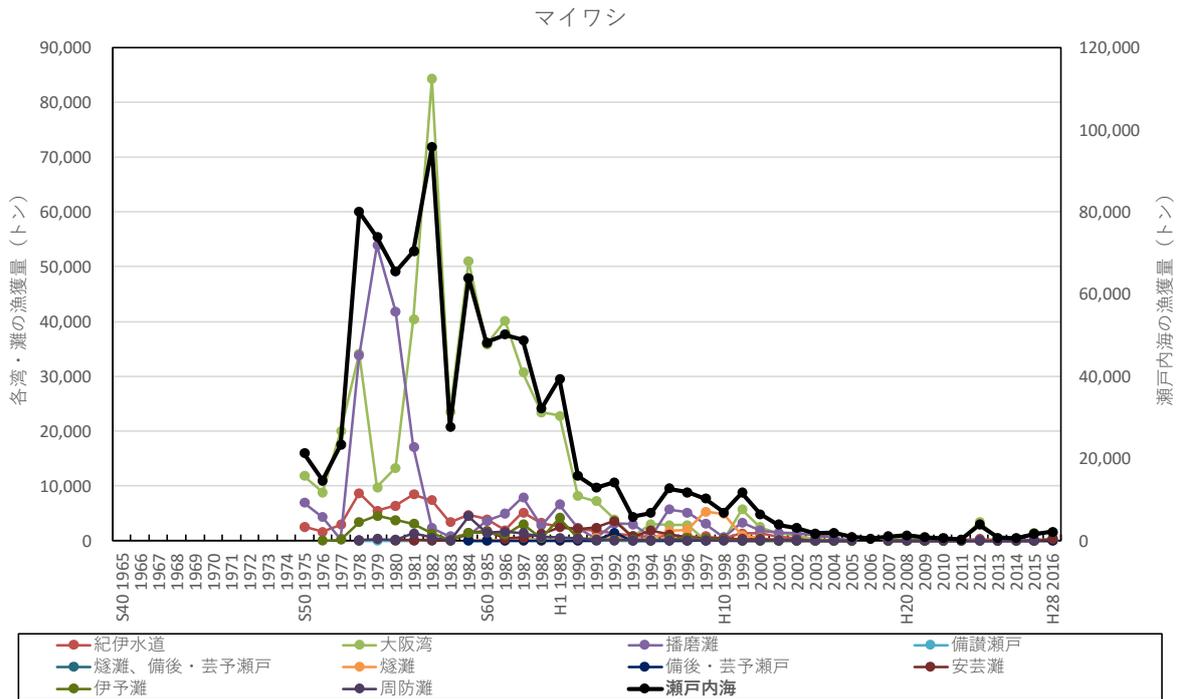
【エビ類:内海型・ベントス食型】

エビ類の漁獲量は、1966年、1983年にピークに達した後、近年にかけて長期的に減少している。1983年から1994年頃は伊予灘、周防灘での漁獲が多くを占めていたが、その後減少し、2000年頃にはその他の湾・灘とおおむね同程度まで減少した。備後・芸予瀬戸以外、全ての湾・灘で長期的に減少傾向である。

【タコ類:内海型・ベントス食型】

内海型・ベントス食型のタコ類の漁獲量は、1970年代後半から1985年にかけて減少した後、1998年まで増加し、それ以降は減少している。経年的に漁獲が最も多いのが播磨灘で次いで備讃瀬戸での漁獲が多い。1970年代後半には一時的に周防灘での漁獲が急増した。

1970年代後半から1985年の漁獲量の減少は播磨灘、備讃瀬戸、周防灘の影響が大きく、その間、他の湾・灘では減少がみられていない。一方で、1980年代後半の漁獲量の増加及びその後の減少は多くの湾・灘で同様の变化傾向がみられる。



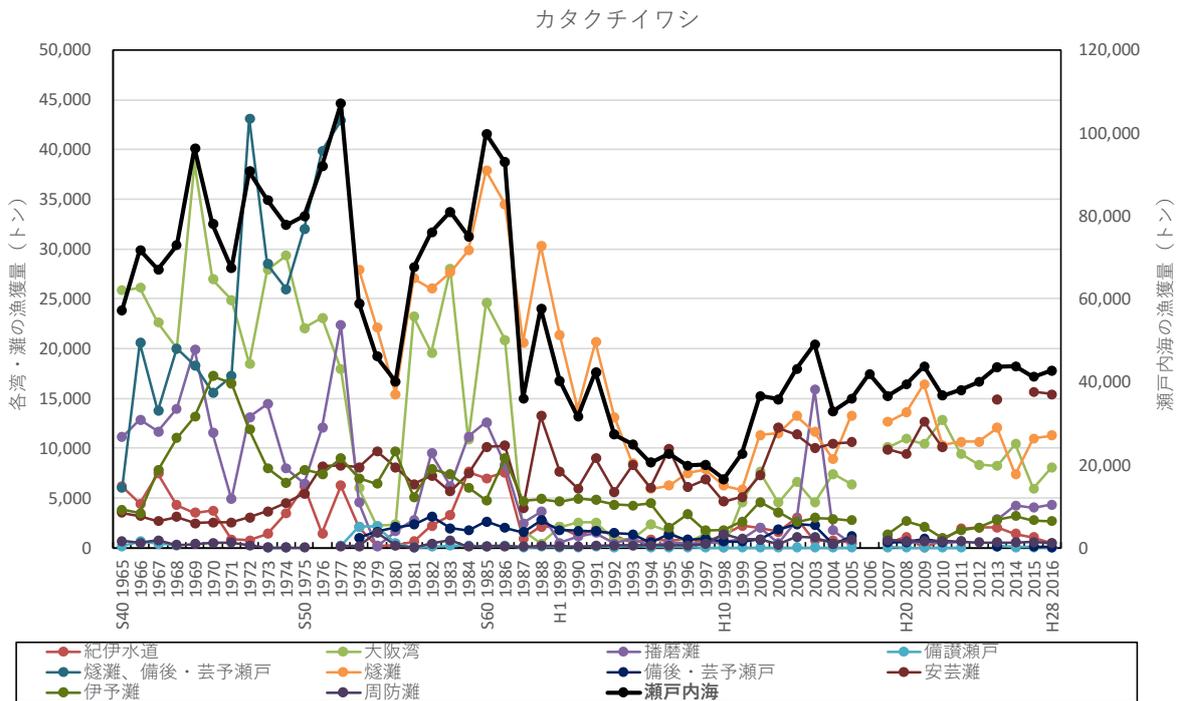


図 4(3) 各湾・灘のカタクチイワシの漁獲量

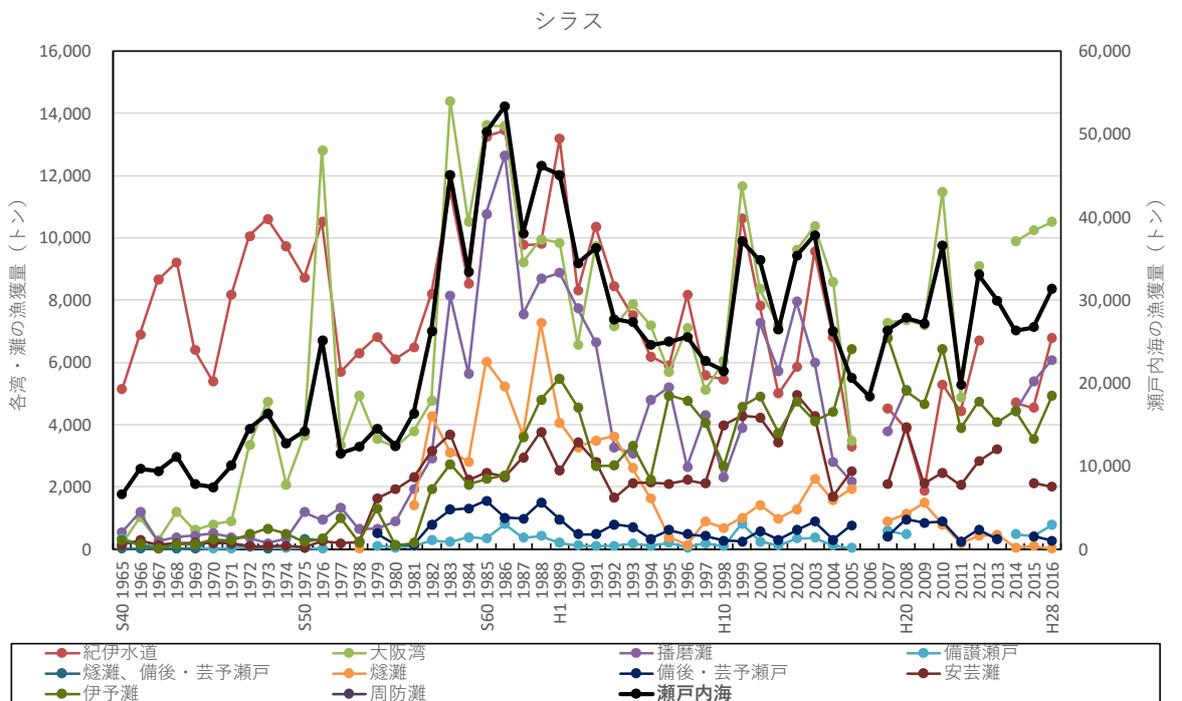


図 4(4) 各湾・灘のシラスの漁獲量

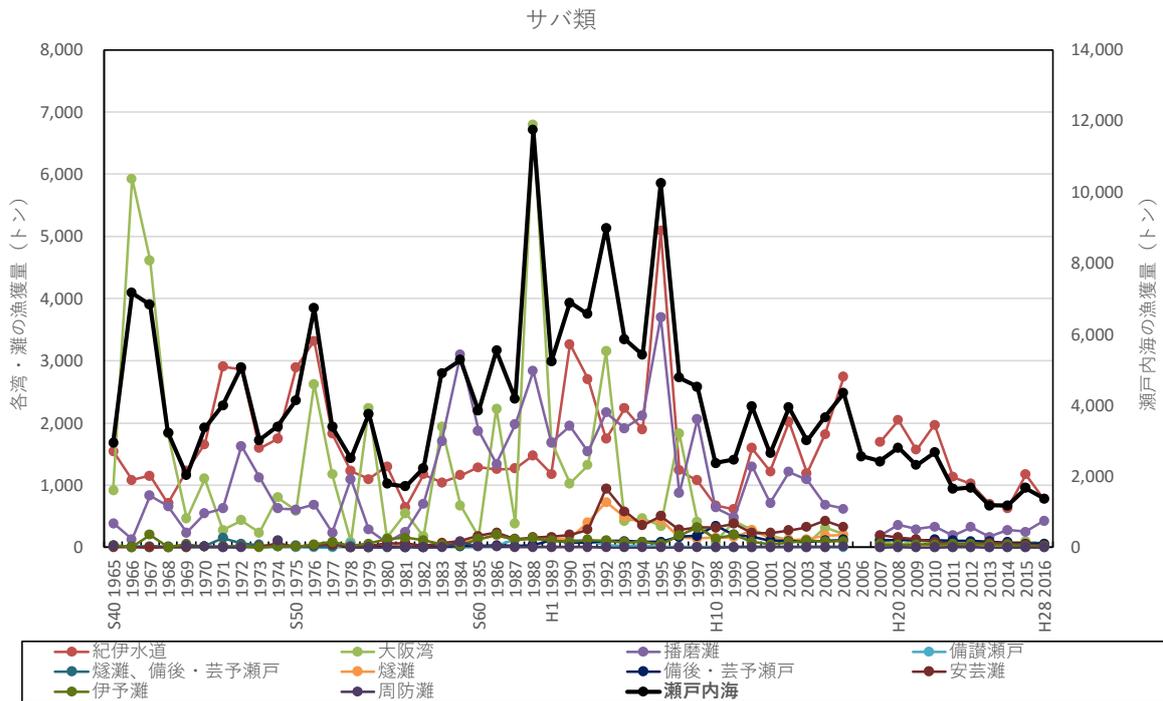
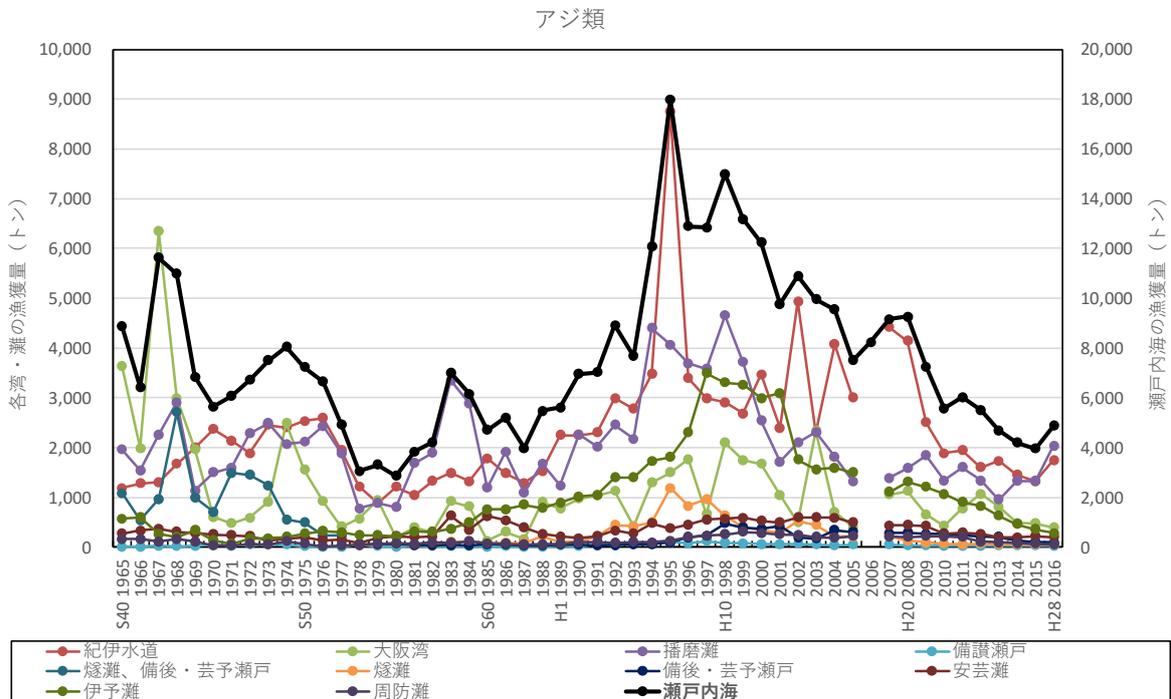


図 4(5) 各湾・灘のサバ類の漁獲量



※アジ類はマアジとムロアジ類を含む。

図 4(6) 各湾・灘のアジ類の漁獲量

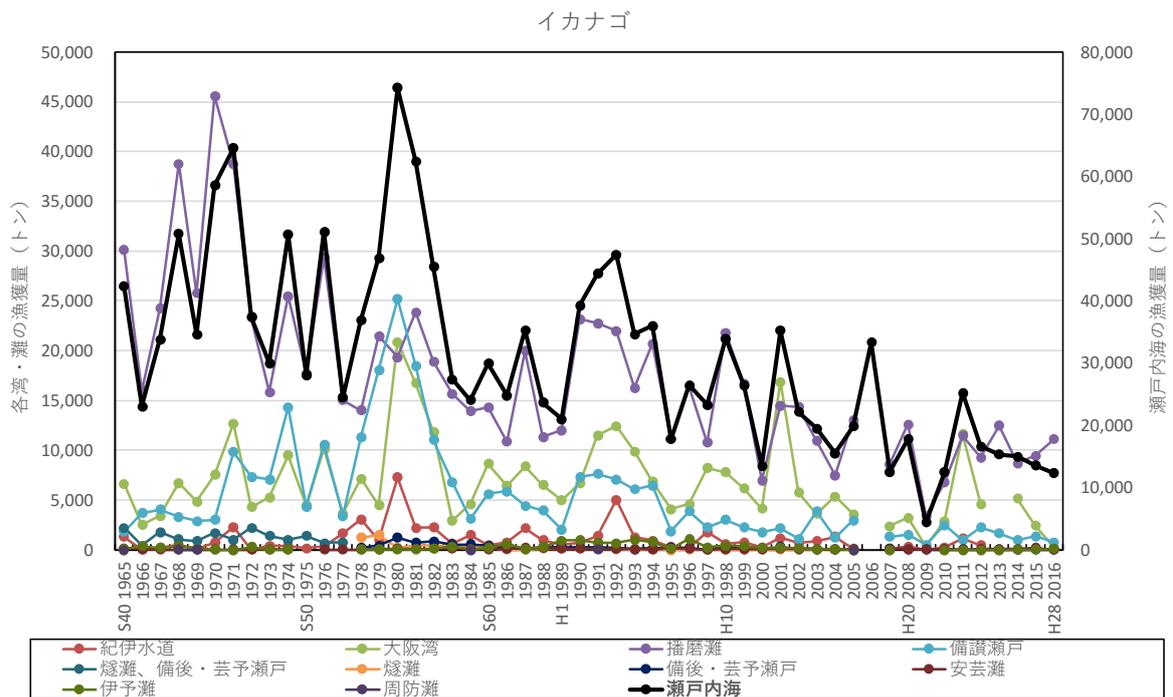


図 4(7) 各湾・灘のイカナゴの漁獲量

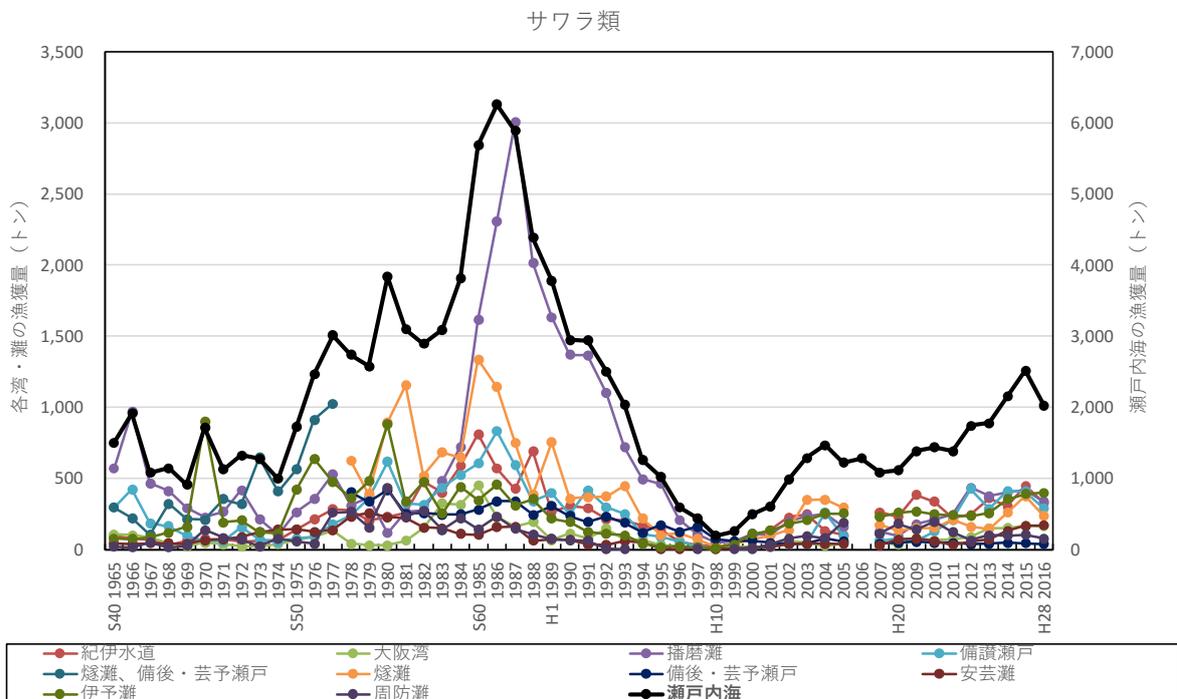
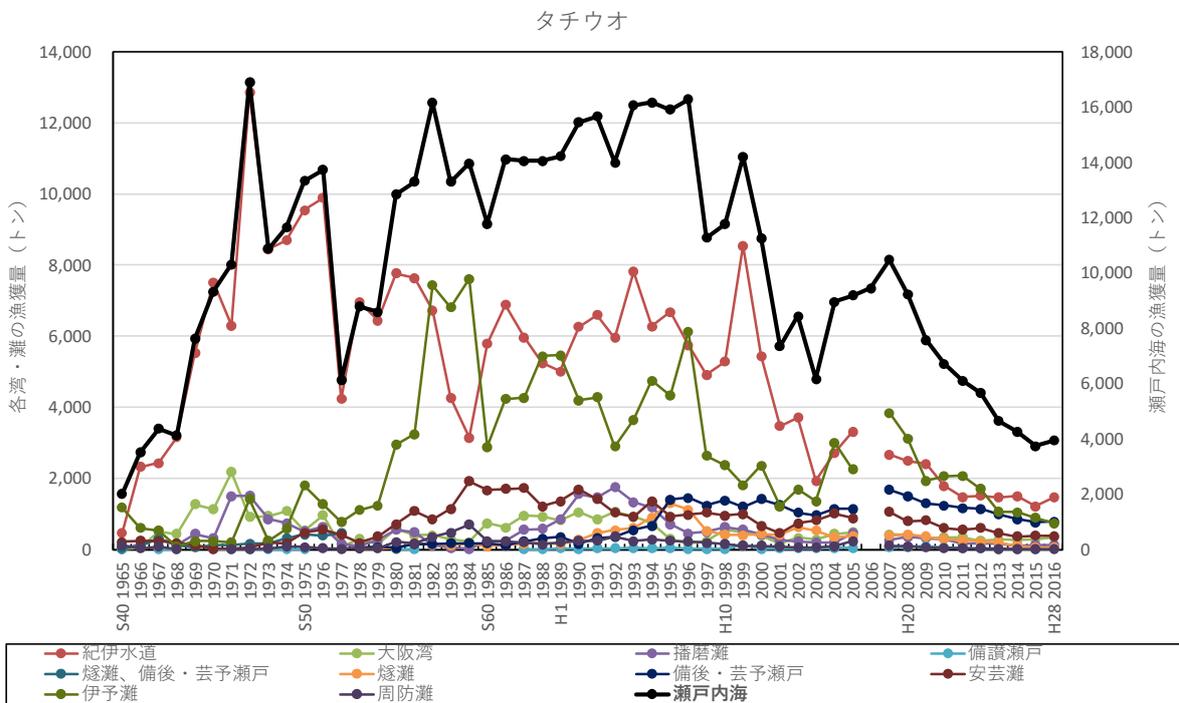
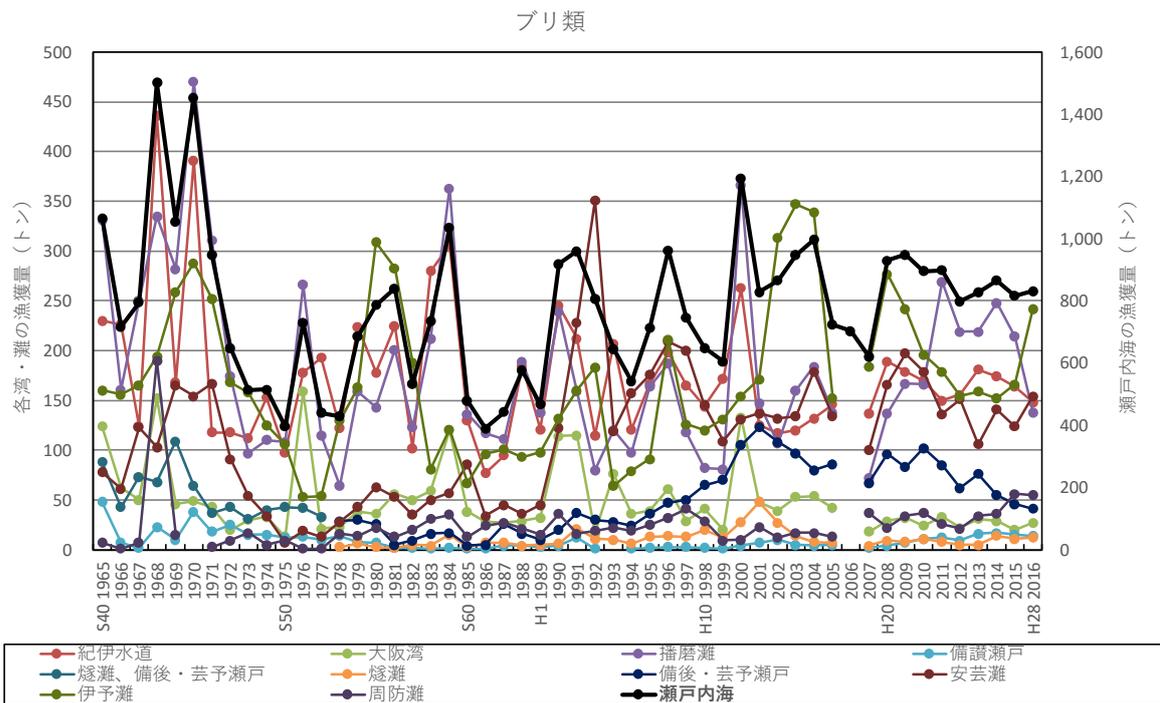


図 4(8) 各湾・灘のサワラ類の漁獲量



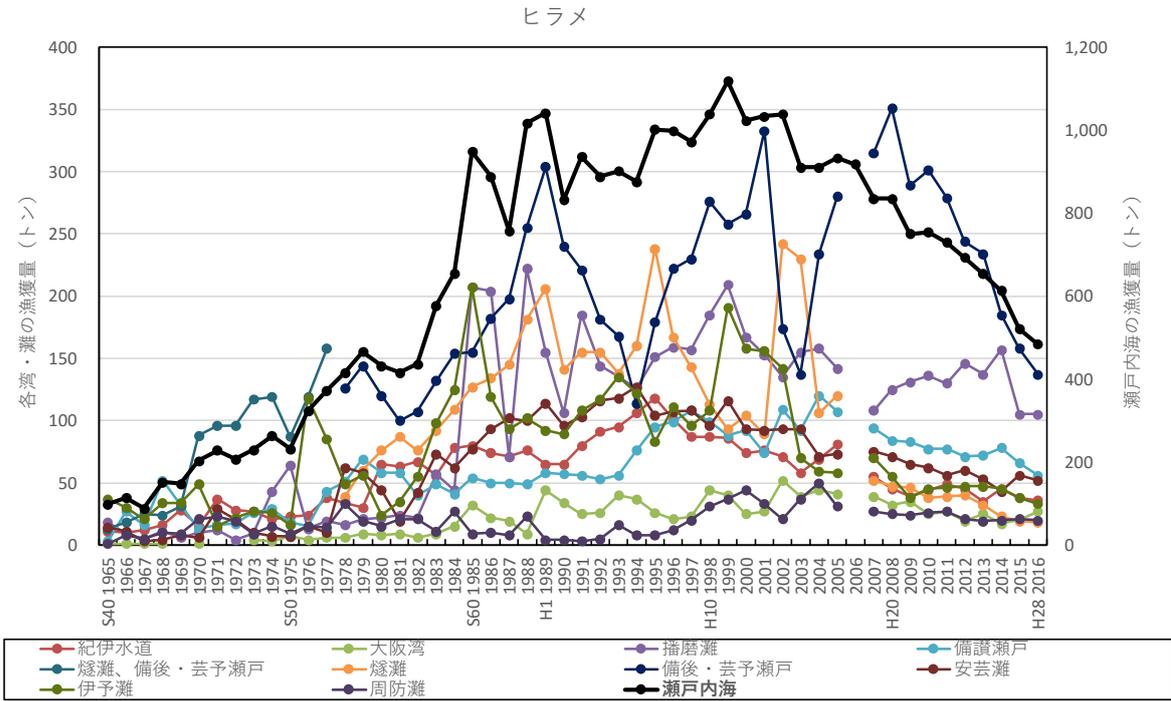


図 4(11) 各湾・灘のヒラメの漁獲量

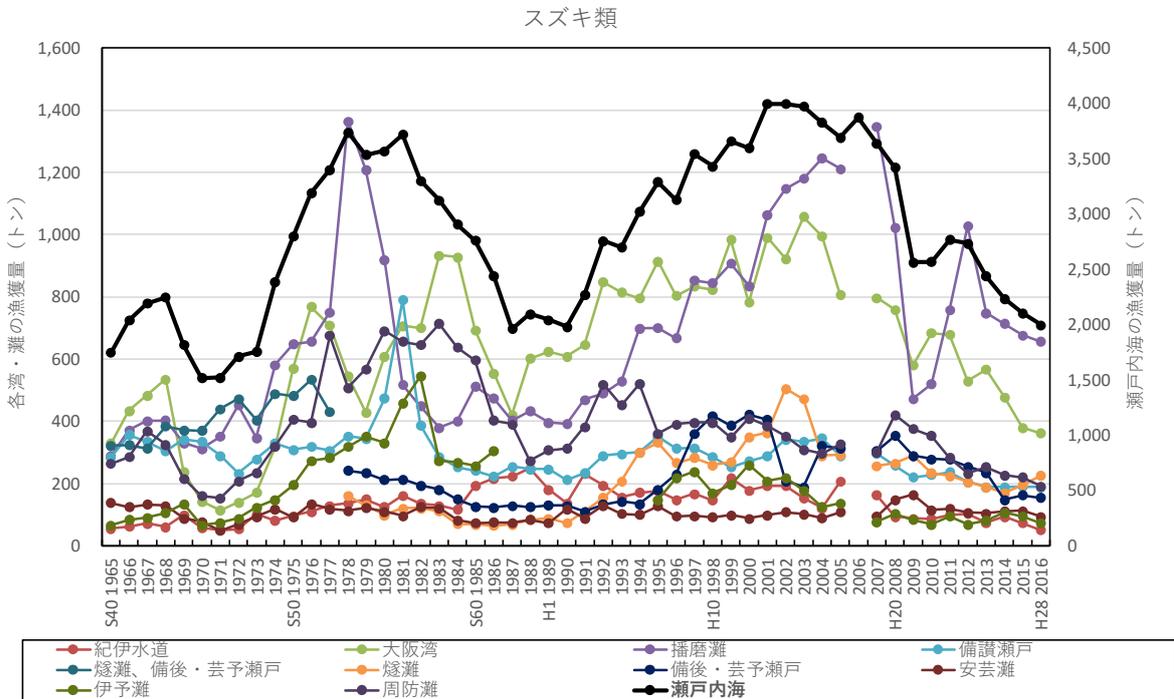
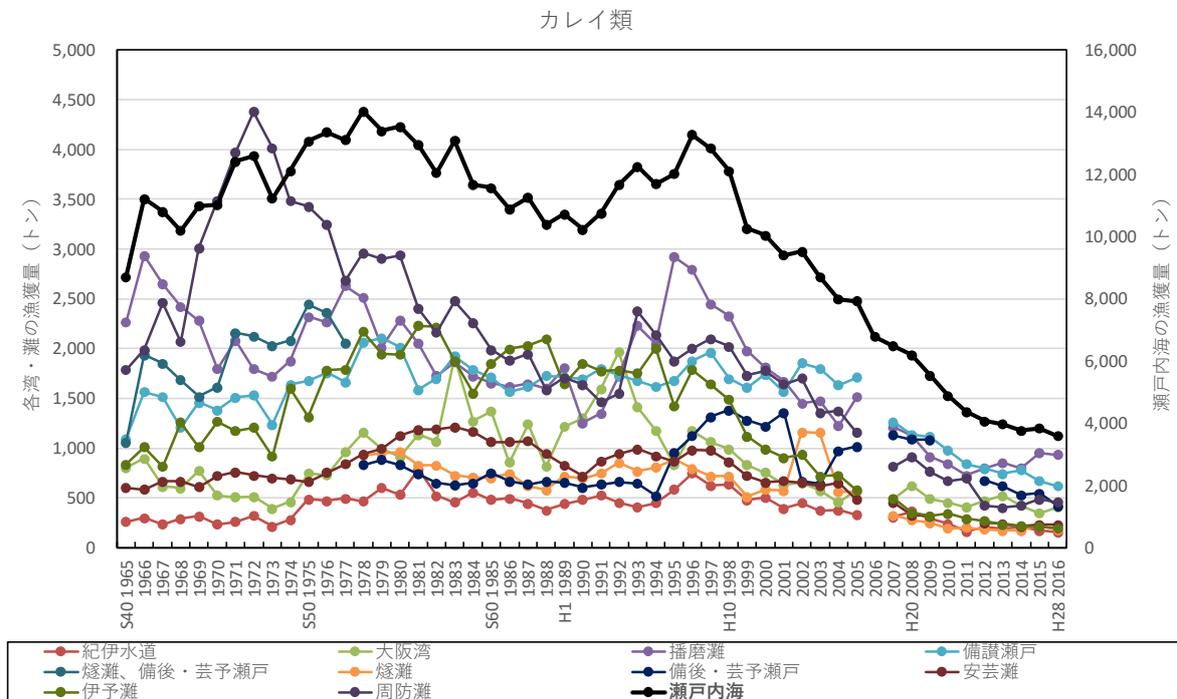
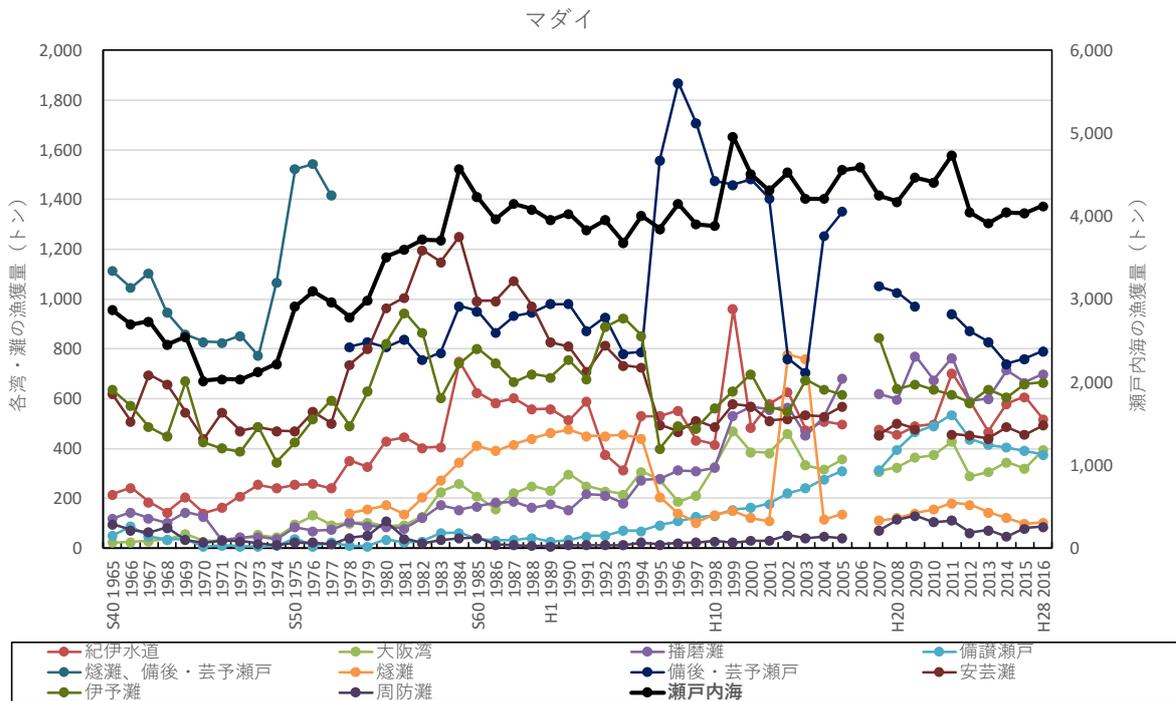


図 4(12) 各湾・灘のスズキ類の漁獲量



※カレイ類はメイタガレイとその他のカレイ類を含む。

図 4(14) 各湾・灘のカレイ類の漁獲量

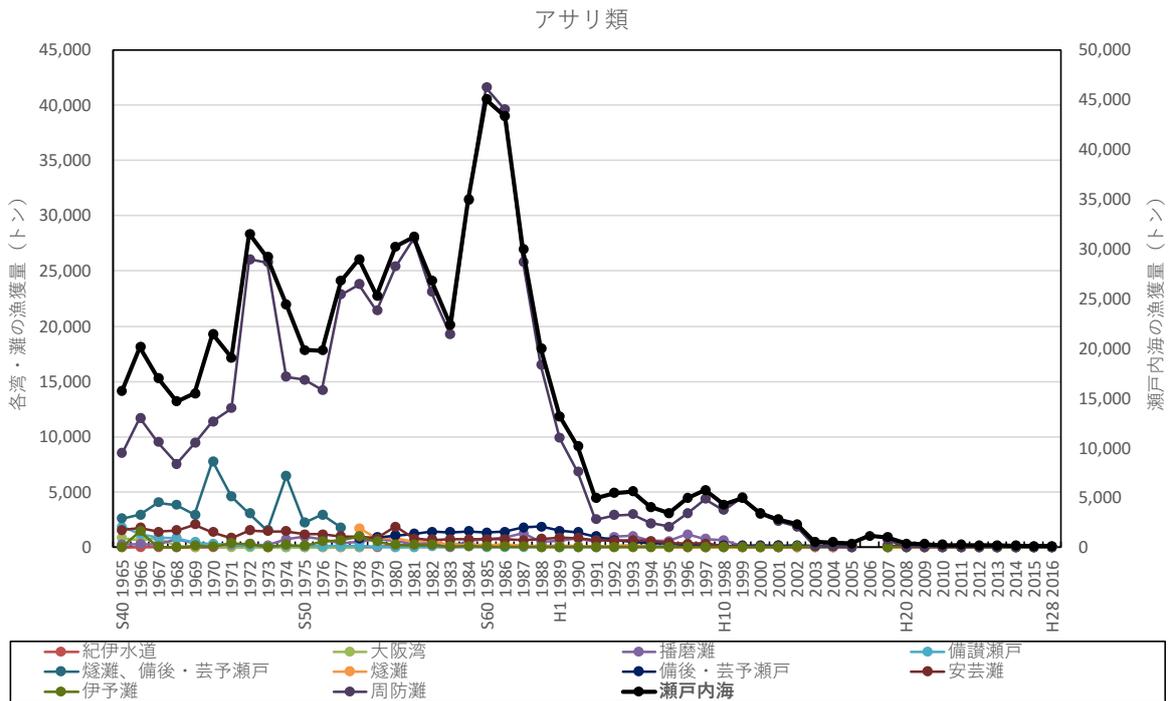
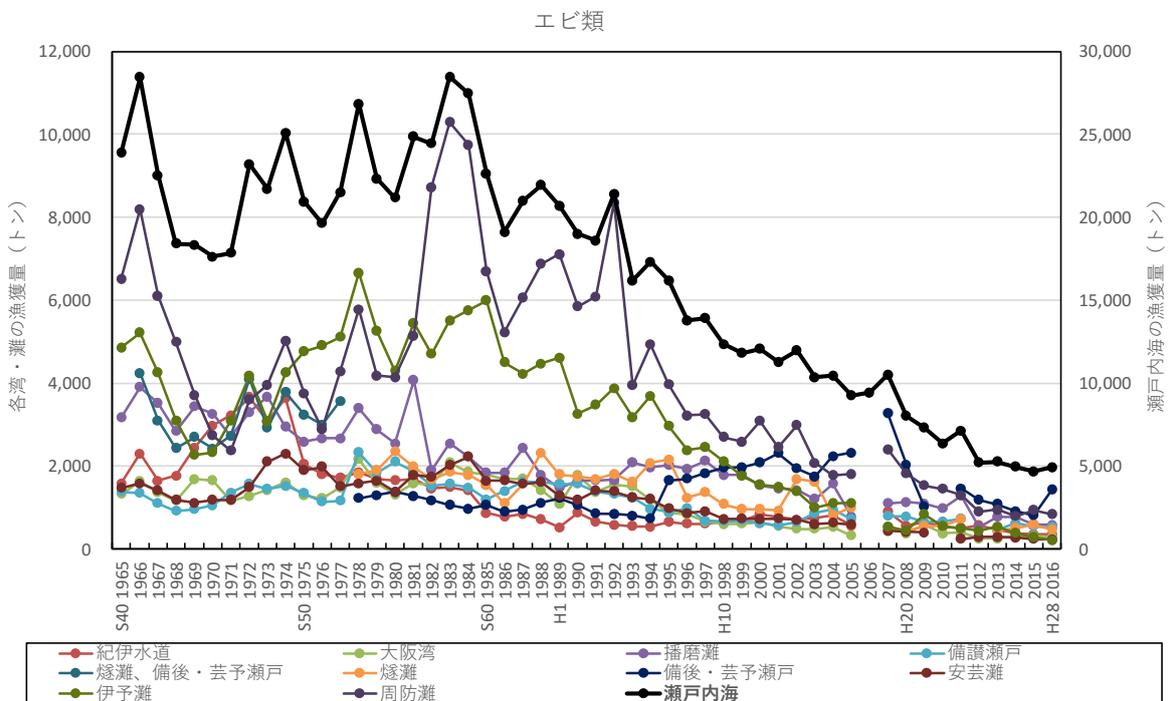


図 4(15) 各湾・灘のアサリ類の漁獲量



※エビ類はクルマエビとその他のエビ類を含む。

図 4(16) 各湾・灘のエビ類の漁獲量

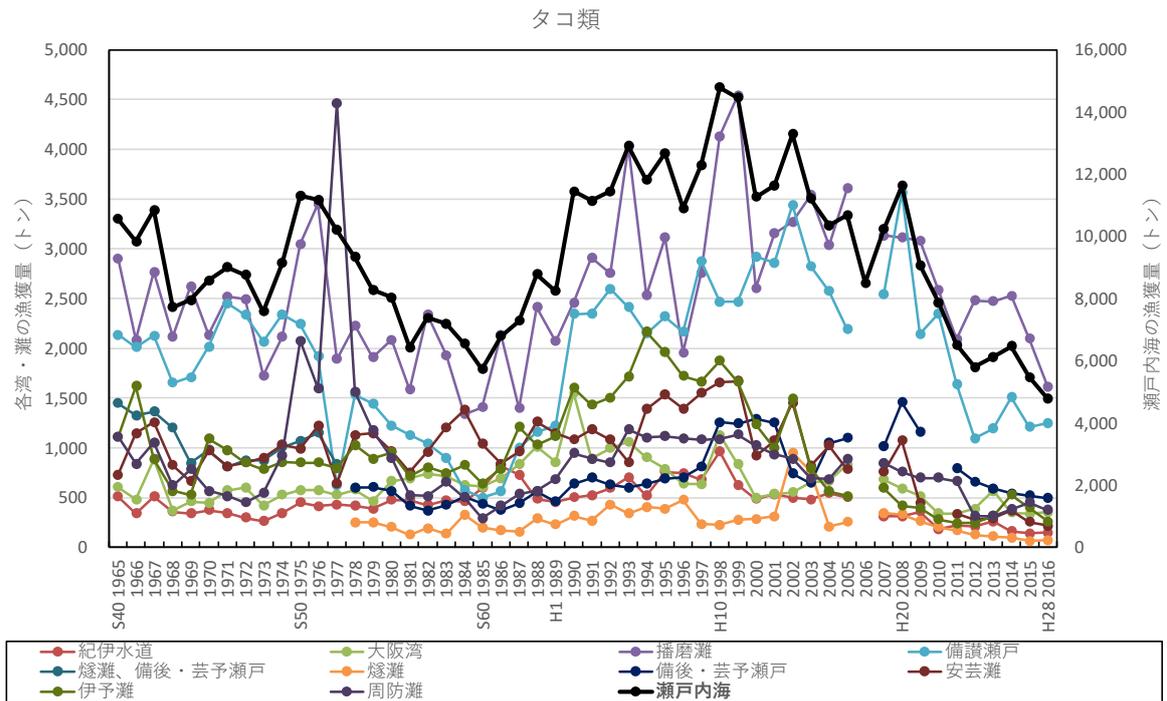


図 4(17) 各湾・灘のタコ類の漁獲量

1-3 各湾・灘の漁獲量の推移

各湾・灘における食性ごと、生活圏ごとの漁獲量及び、1965年から2016年までの累積の漁獲量の合計が多かった上位5種について漁獲量の推移を整理した。

【紀伊水道】

紀伊水道の漁獲量は、1960年頃から1980年代後半にかけて増加し、1985年に最大値に達した後、減少している。紀伊水道は外海と接続した水域であり、シラス・カタクチイワシ、タチウオ、マイワシといった交流型の魚種が漁獲の多くを占めており、漁獲量の変動はこれらの影響が大きい。1978年から1982年はマイワシの加入が見られ、この間、シラス・カタクチイワシの減少が見られる。その後、1980年代後半にかけてシラス・カタクチイワシが増加し、1985年の最大値はシラス・カタクチイワシ、タチウオが大きく影響している。アジ類は、1980年代から2000年代後半にかけて増加傾向を示したが、その後減少し、近年は1980年代と同程度の2,000トン前後で推移している。

【大阪湾】

大阪湾の漁獲量は、1980年代頃に多く、1982年にピークを示した後1990年頃まで減少し、それ以降はおおむね横ばいである。漁獲量の変動は、交流型のカタクチイワシ・シラス、マイワシといった魚類に加え、内海型のイカナゴの影響が大きい。1982年のピーク前後の高い漁獲はマイワシが影響しており、隣接する紀伊水道と同様の変動を示している。シラスは1980年代からおおむね横ばいで推移しており、カタクチイワシは1987年に急減し1987年から1998年までは低水準で推移していたが、その後2000年代後半にかけて増加し、近年は横ばいで推移している。イカナゴやエビ類などの内海型の漁獲量は1998年頃までおおむね横ばいで推移しており、その後、2001年、2011年はイカナゴが増加しその影響で内海型の漁獲量は単発的に増加した年はあるものの、近年にかけて減少傾向である。

【播磨灘】

播磨灘の漁獲量は、1970年と1979年にピークを示した後、1982年にかけて減少し、その後1994年まで横ばいで推移していたがその後、減少している。漁獲量は、内海型のイカナゴが多く、これにシラス・カタクチイワシ、マイワシなどの変動が加わっている。1970年のピーク前後の漁獲量はイカナゴ、1979年のピーク前後の漁獲量はマイワシの加入が大きく影響している。播磨灘の主要魚種であるイカナゴは、長期的に減少している。また、1970年代後半から1980年代前半に紀伊水道、大阪湾と同様にマイワシの加入が見られ、一時的に漁獲量は増加した。

【備讃瀬戸】

備讃瀬戸の漁獲量は、1960年代から増減を繰り返して1980年にピークに達した後、1985年にかけて急減し、その後徐々に減少している。1970年代、1980年代の漁獲量の大半は内海型のイカナゴであり、漁獲量の変動はイカナゴの変動による影響が大きい。その他、タコ類、かれい類、エビ類などの内海型の魚類による漁獲量が占めている。1980年代以降の漁獲量の減

少は、海砂利採取がイカナゴ資源にとってマイナスに作用した可能性³が指摘されている。タコ類は1985年にかけて減少し、その後増加し2002年、2008年にピークを示した後、減少している。また、カレイ類は2005年まで横ばいの後、減少している。エビ類は1978年以降、減少し続けている。

【燧灘】

燧灘の漁獲量は、1977年までは備後・芸予瀬戸との合算であるため、ここでは1978年以降の漁獲量について記述する。燧灘の漁獲量は1981年から増加し、1985年頃にピークを示した後、1994年にかけて減少し、それ以降はおおむね横ばいで推移している。カタクチイワシの漁獲量は1985年にピークを示し、その後増減しながら1994年にかけて減少し、1999年まで横ばいの後、増加し近年は横ばいで推移している。漁獲量の大半を占めるのは交流型のカタクチイワシであるが、外海から離れた燧灘では内海発生群が重要な資源となる⁴点に留意が必要である。

【備後・芸予瀬戸】

備後・芸予瀬戸の漁獲量は、1994年に漁獲量が減少し、その後2000年にかけて増加した後、減少している。プランクトン食型については1980年代に漁獲が多く、その後減少している。1993年まではプランクトン食型のカタクチイワシの漁獲が最も多く、漁獲量の変動はカタクチイワシの変動が大きく影響していた。その後、1990年代後半にかけてカタクチイワシが減少し、1995年以降はマダイ、カレイ類、エビ類等のベントス食性の魚類等に加え、タチウオの漁獲量が増加した。しかし、それらの漁獲量も2007年以降、減少傾向である。

【安芸灘】

安芸灘の漁獲量は、1970年代に減少したものの、1988年にかけて増加し、その後はおおむね横ばいで推移している。カタクチイワシ等の交流型の漁獲量は長期的に増加し、ピーク時は1960年代の約4倍まで増加した。その後、一時的に減少はしたものの、2000年代以降はおおむね横ばいで推移している。一方、貝類等の内海型の漁獲量は長期的に減少している。1960年代から1970年代は、貝類の漁獲量が多いが長期的に減少し、1985年以降、低位で推移している。一方で、カタクチイワシの漁獲量は1970年代から増加し、1980年代以降は、貝類に代わり主要な漁獲となっている。1988年にピークに達した後、増減を繰り返し1998年にかけて減少したが、その後2001年にかけて増加し、近年は過去に比べ最も高い水準で推移している。シラスは1970年代後半から1983年にかけて増加した後、増減を繰り返しながらもおおむね2,000から4,000トン間で推移している。また、エビ類は1980年代後半以降、長期的に減少している。

【伊予灘】

伊予灘の漁獲量は、1960年代頃から増加し、1978年にピークに達して以降、長期的に減少

³ 山本昌幸・大美博昭・宮原一隆(2012):瀬戸内海における沿岸性主要資源の漁獲変動. 水産海洋学会大会要旨集, 15-16.

⁴ 樽谷賢治(2013):瀬戸内海の主な漁業と養殖業. 瀬戸内海の気象と海象, 神戸気象学会, 150-157.

を続けている。漁獲量は交流型のカタクチイワシ・シラス、タチウオなどと、内海型のエビ類、カレイ類などの魚種の影響が大きい。主要な魚種であるカタクチイワシは、1970年にピークに達した後、1998年にかけて減少し、その後横ばいで推移している。シラスは1980年代前半から2000年代にかけて増加し、その後おおむね横ばいで推移している。また、エビ類は1979年以降、長期的に減少し続けている。

【周防灘】

周防灘の漁獲量は、1960年代から増加し、1972年にピークに達した後、1976年にかけて減少し、その後1986年まで増加した後、減少している。漁獲量はおおむねアサリ類、その他貝類が優占している。1972年のピークは、その他の貝類の短期的な急増・急減の影響で、その前後はモガイの漁獲が見られる。一方で、1985年のピークはアサリが漁獲量の大半を占めている。アサリ類は、1960年代から増加し、1985年にピークを示した後1986年から1991年までの短期間に急減し、その後近年まで低位で推移している。

【(参考)豊後水道】

豊後水道の漁獲量は、大分県及び愛媛県の漁獲量から瀬戸内海区の漁獲量を差し引いて算出している。漁獲量は、1960年代から増加し、1985年にピークに達した後、2002年にかけて減少し、その後2010年頃から増加している。漁獲量は交流型のサバ類、マイワシの魚種の影響が大きい。1985年のピークは、マイワシの影響が大きい。マイワシの漁獲量はその後1994年にかけて減少し、その後は2014年まで低位で推移している。サバ類は1970年から1974年にかけて増加した後、1987年から1992年にかけて減少した。その後はアジ類と同程度の漁獲量でおおむね横ばいに推移している。

【紀伊水道】

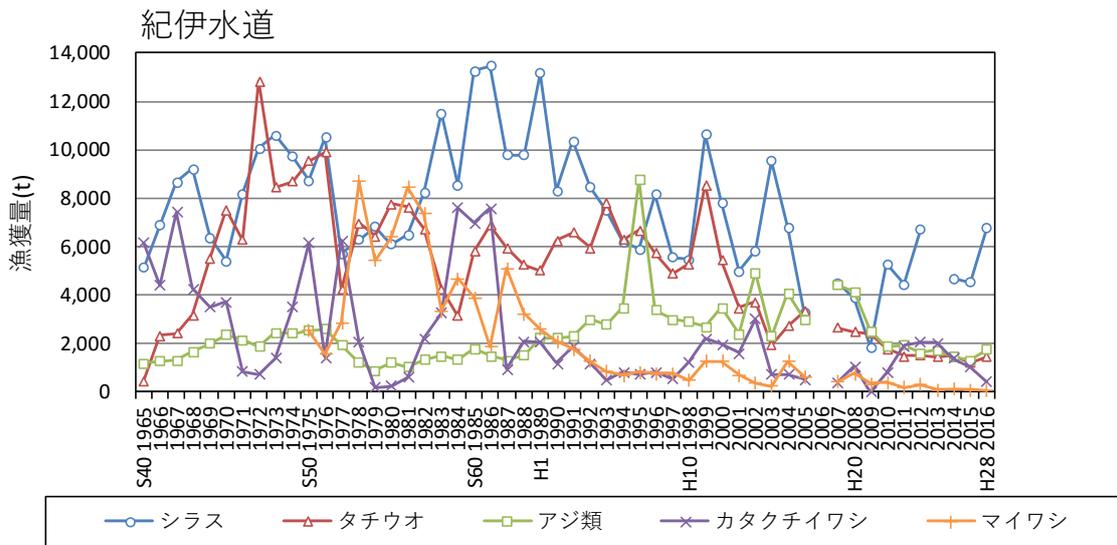
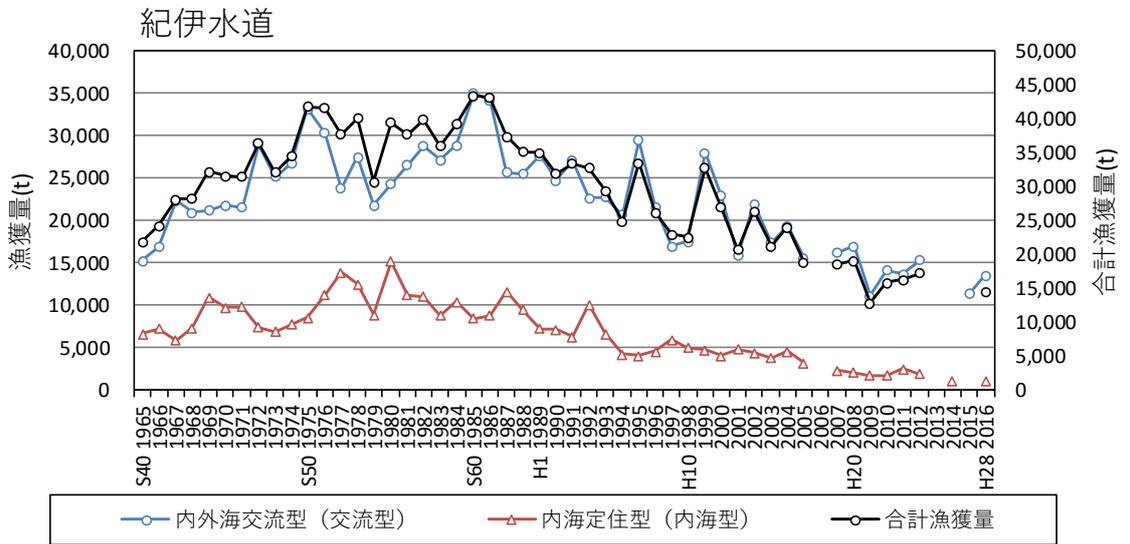
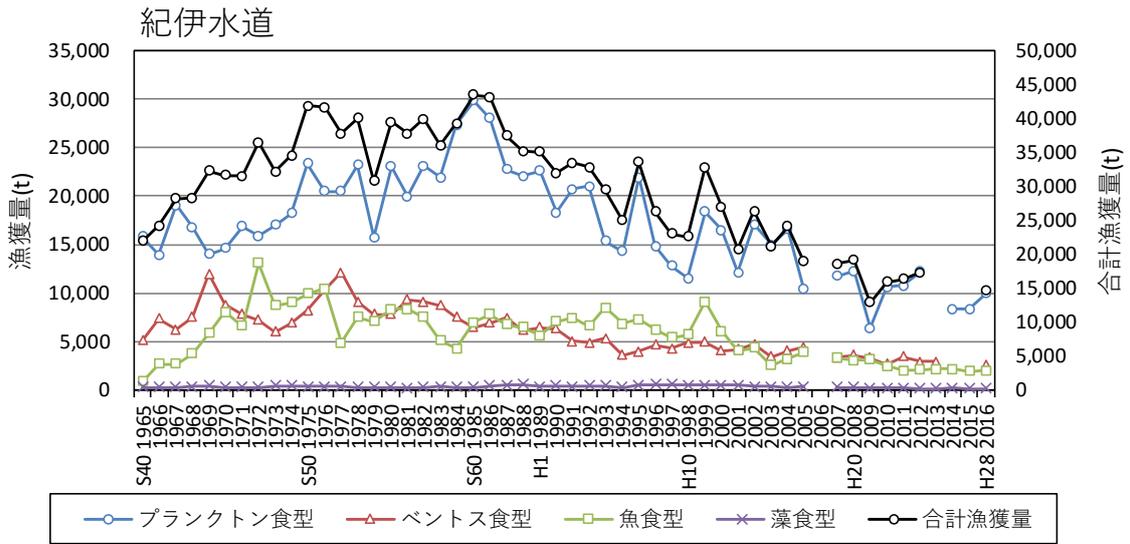


図 5(1) 紀伊水道の漁獲量

【大阪湾】

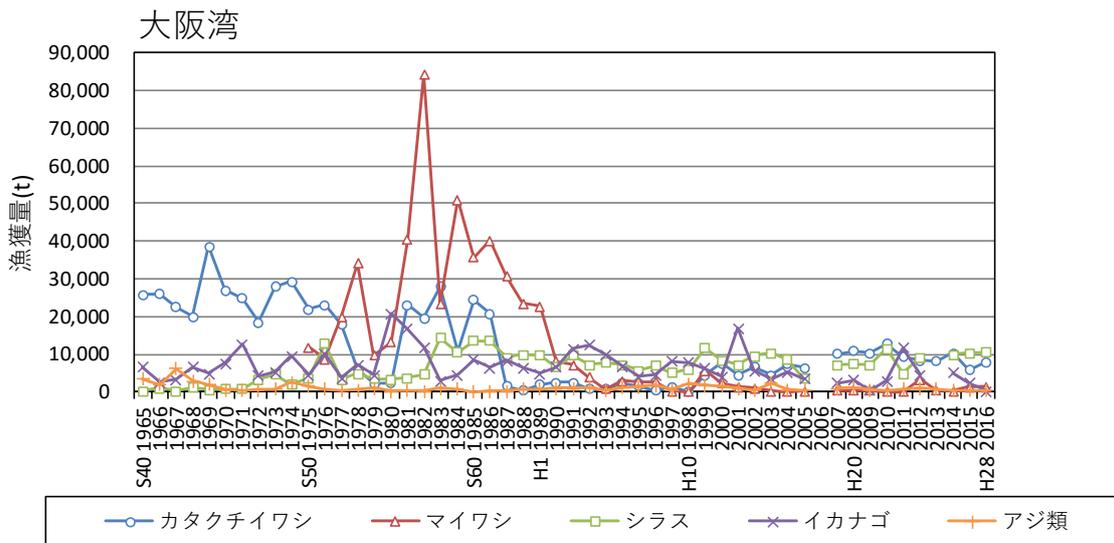
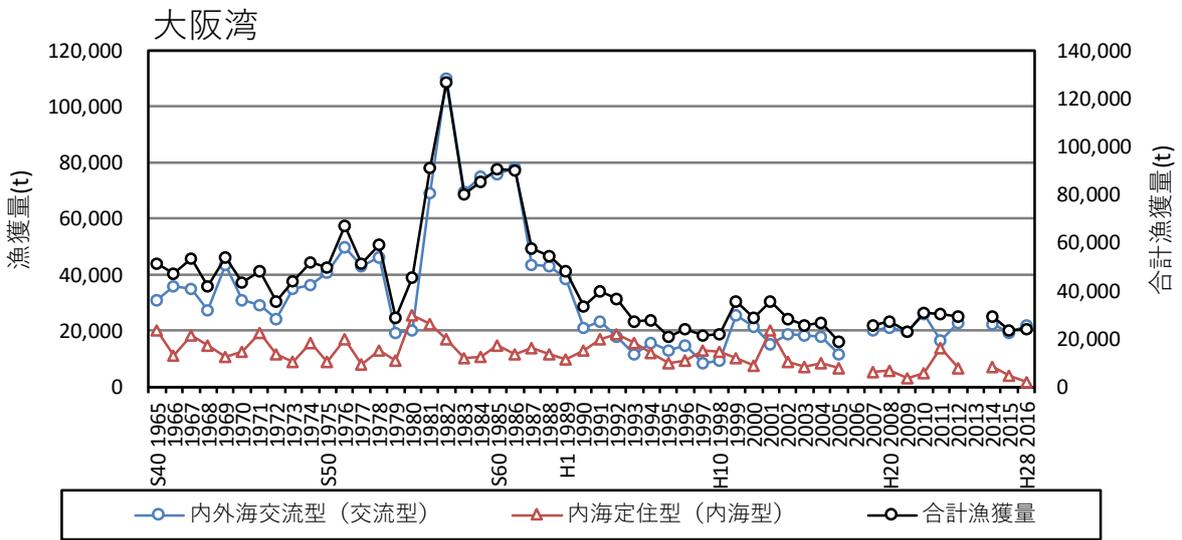
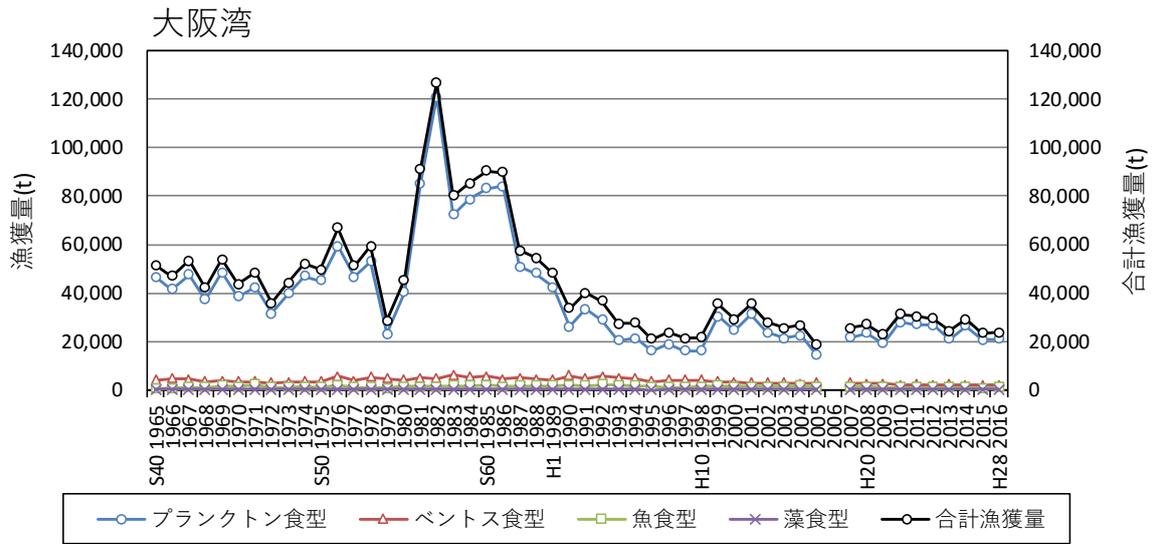


図 5(2) 大阪湾の漁獲量

【播磨灘】

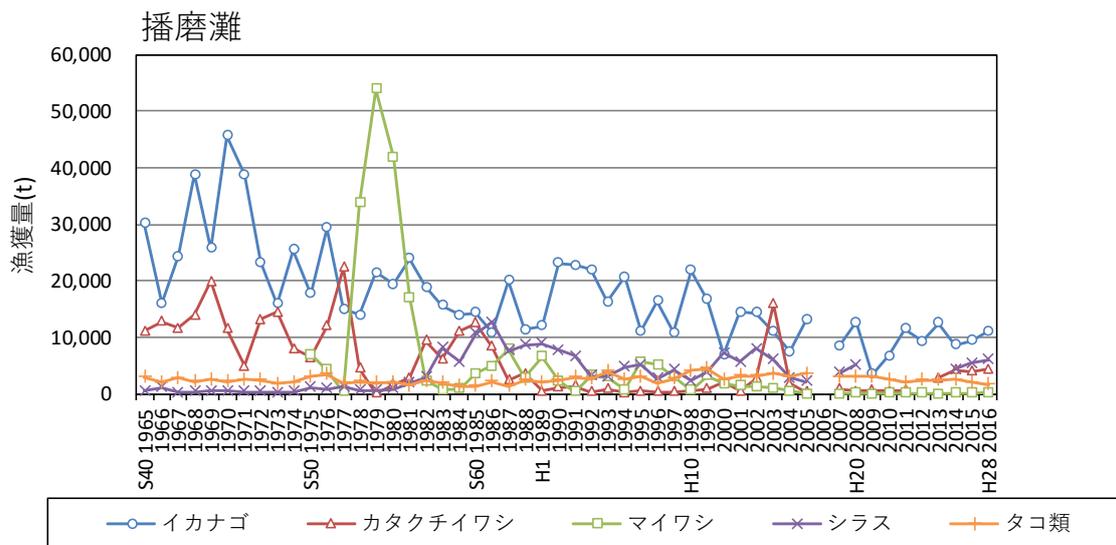
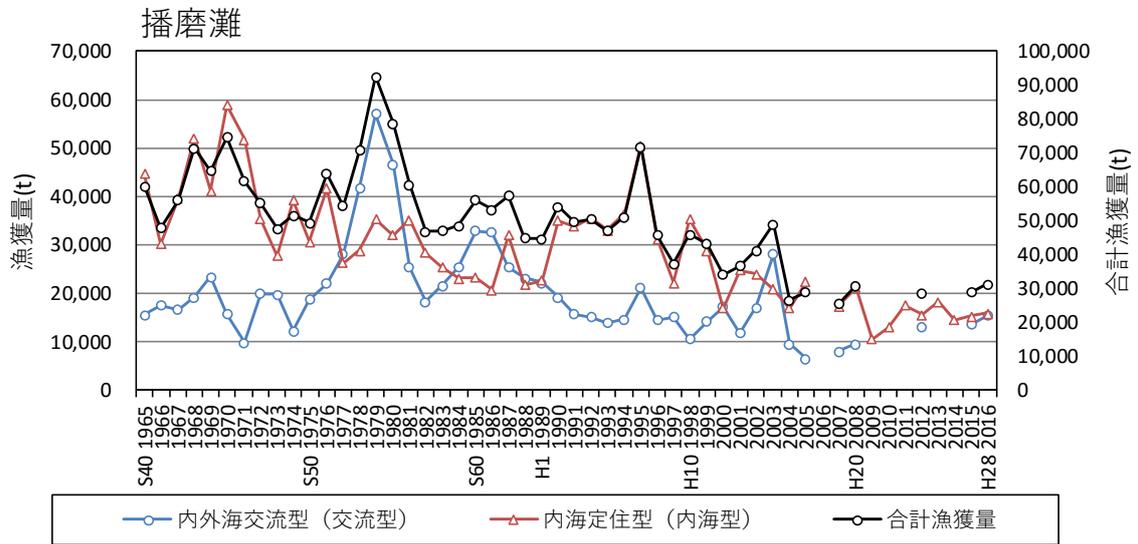
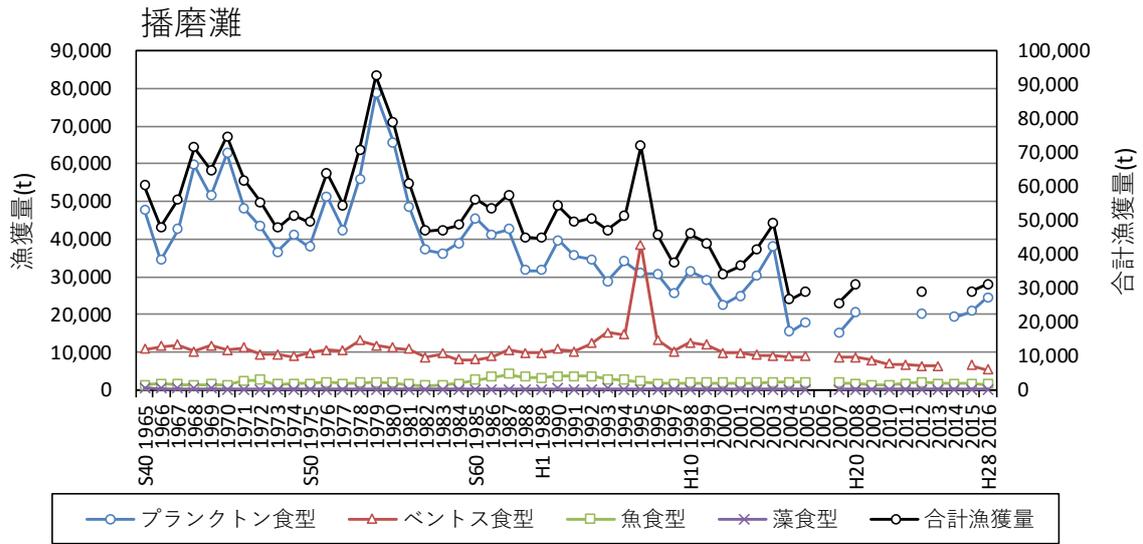


図 5(3) 播磨灘の漁獲量

【備讃瀬戸】

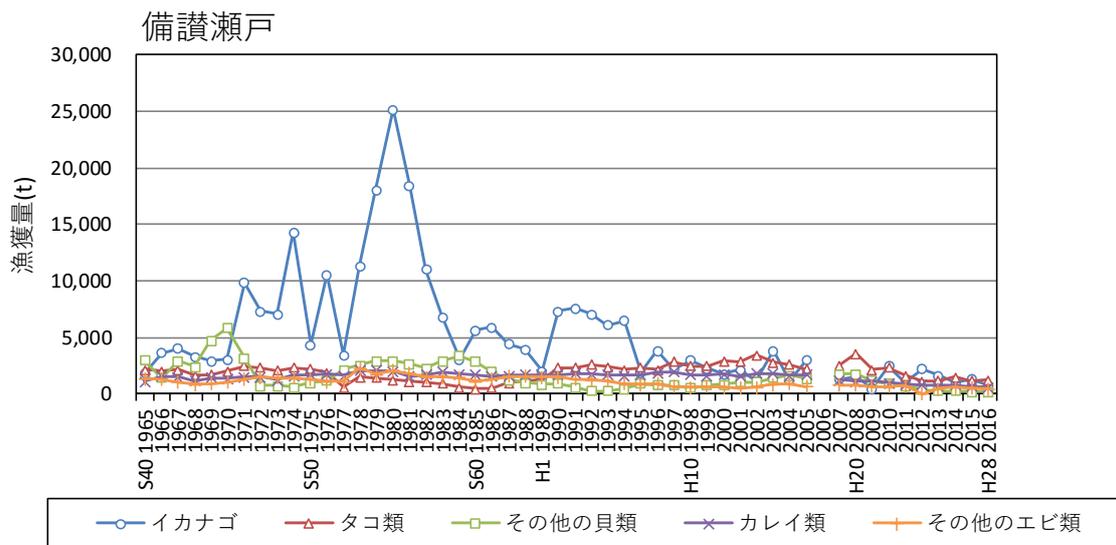
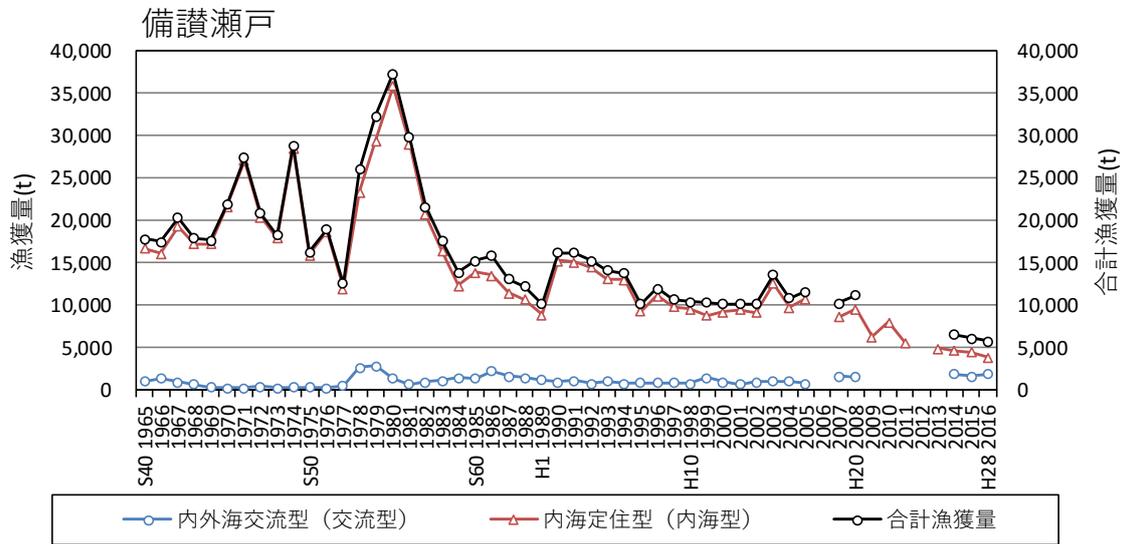
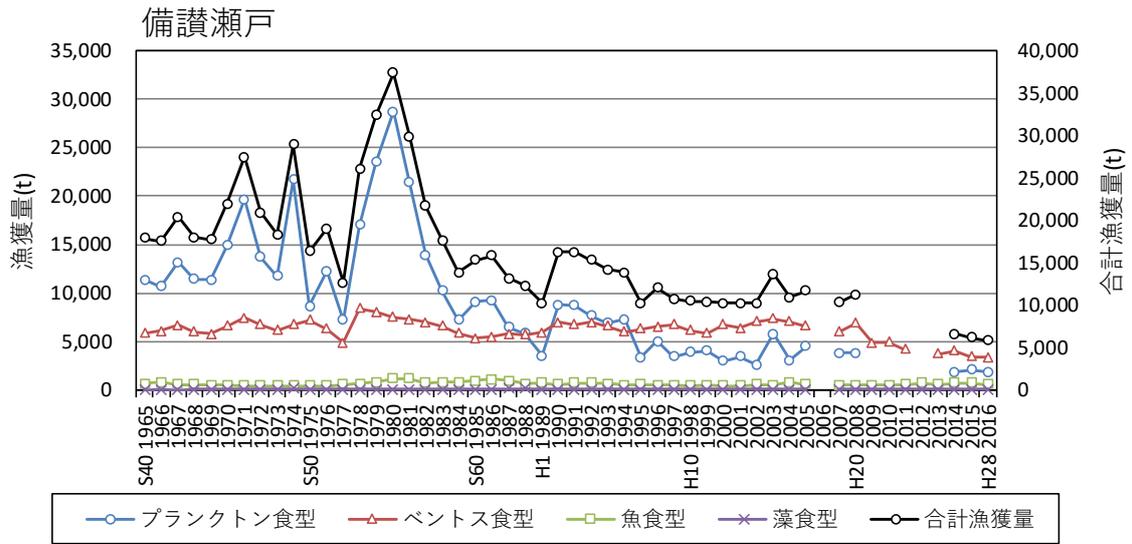


図 5(4) 備讃瀬戸の漁獲量

【燧灘】

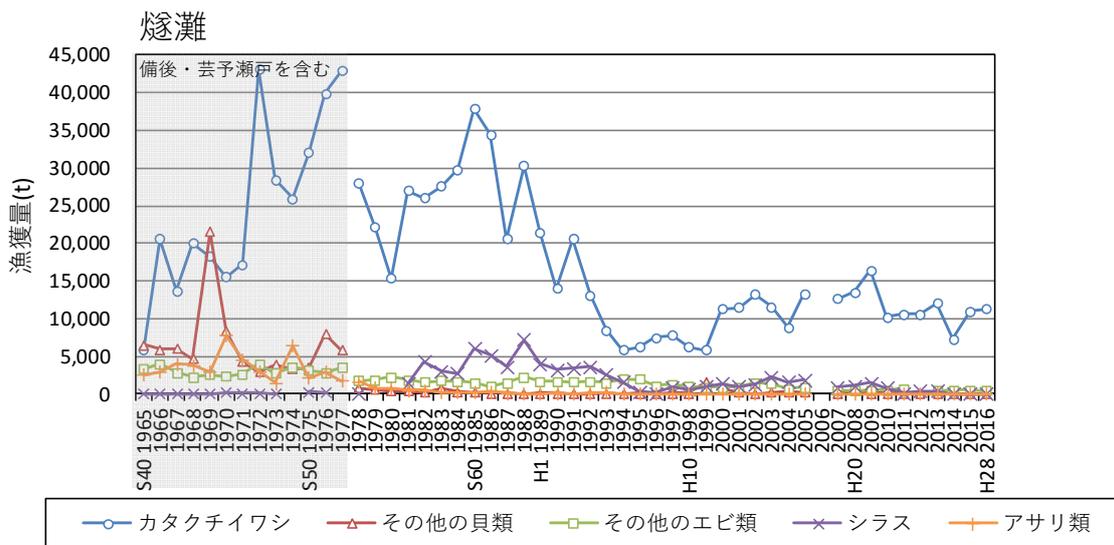
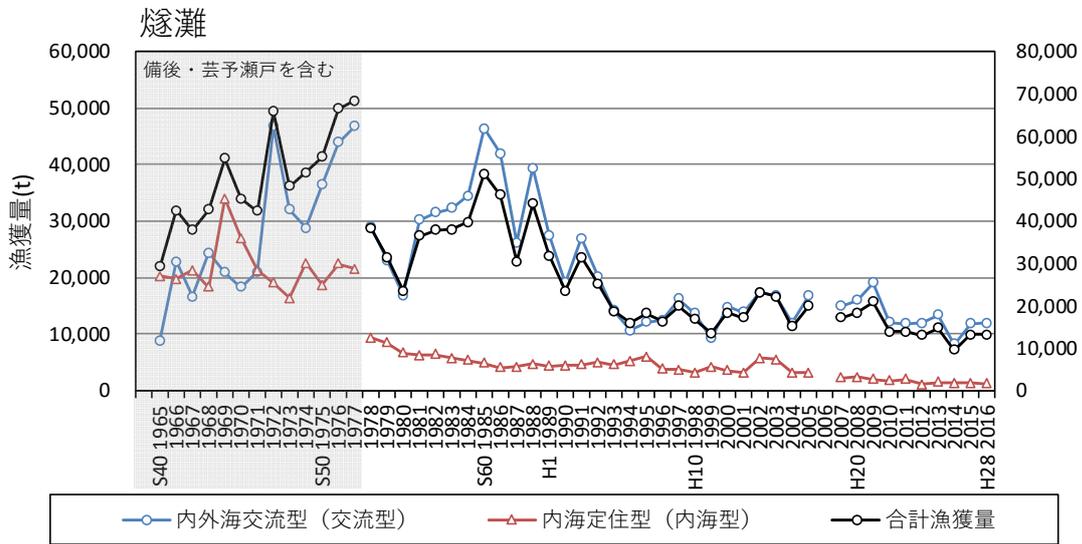
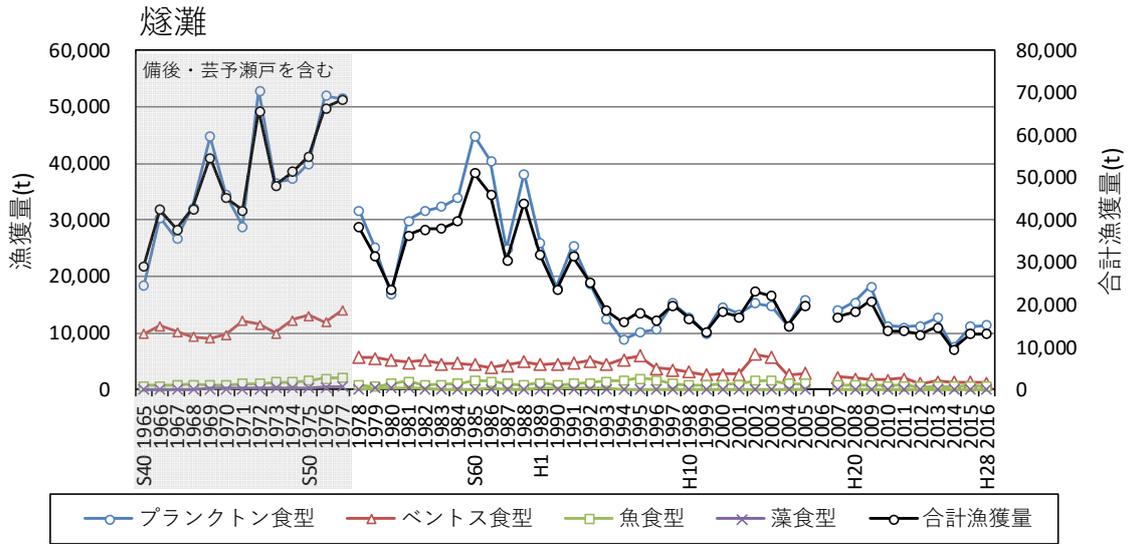


図 5(5) 燧灘の漁獲量

【備後・芸予瀬戸】

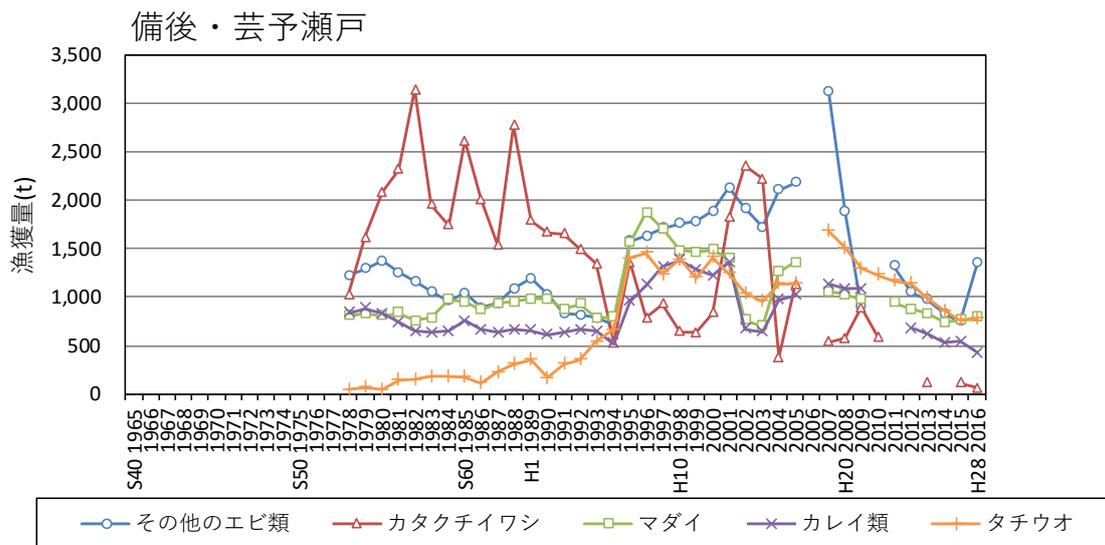
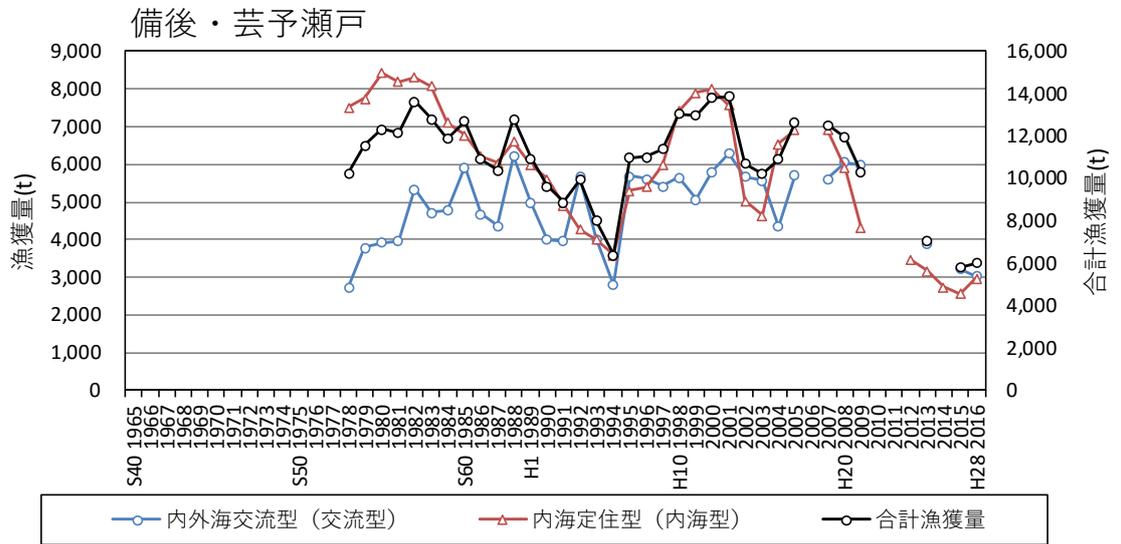
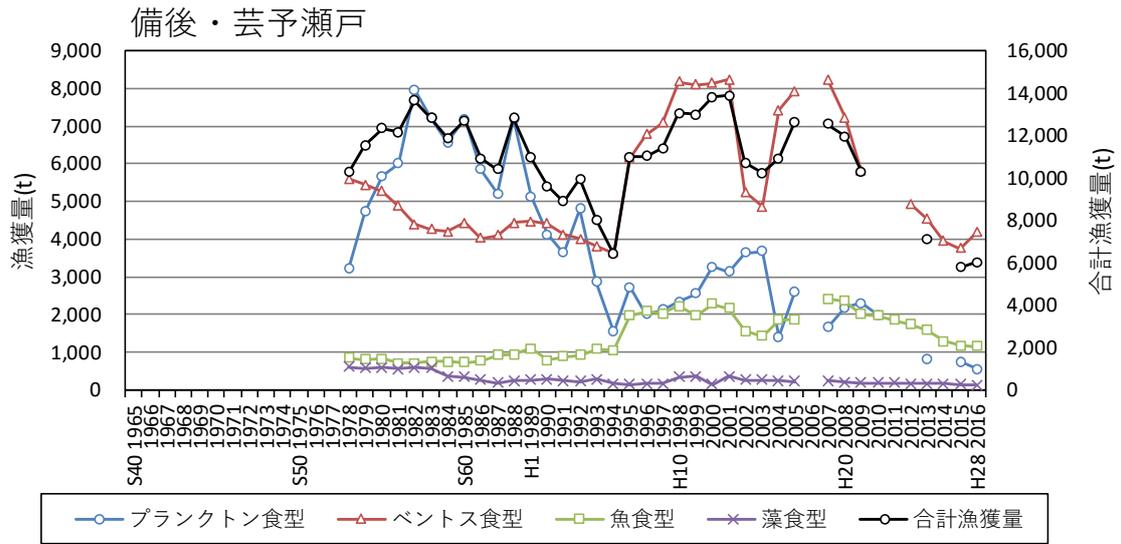


図 5(6) 備後・芸予瀬戸の漁獲量

【安芸灘】

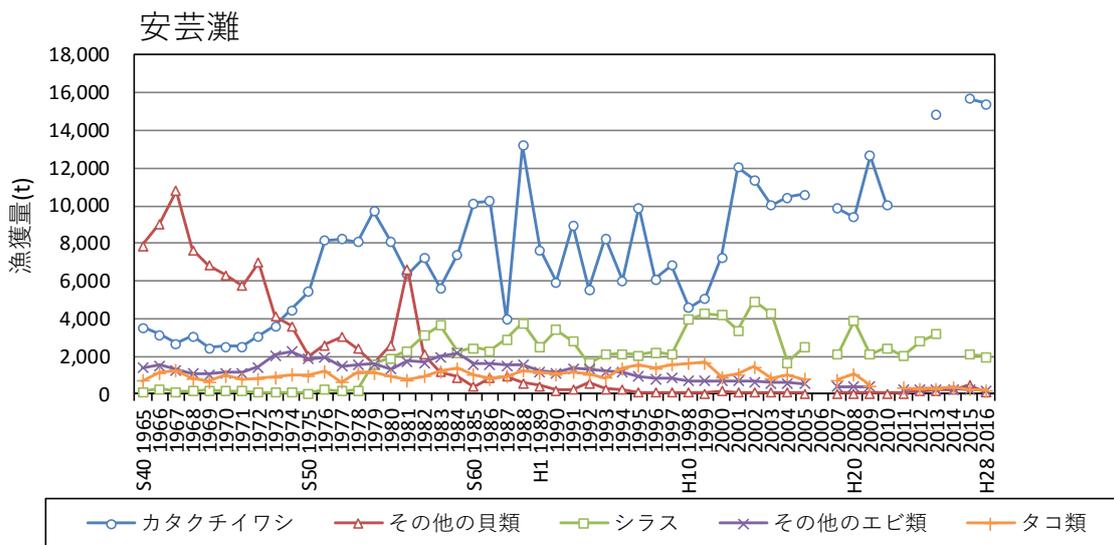
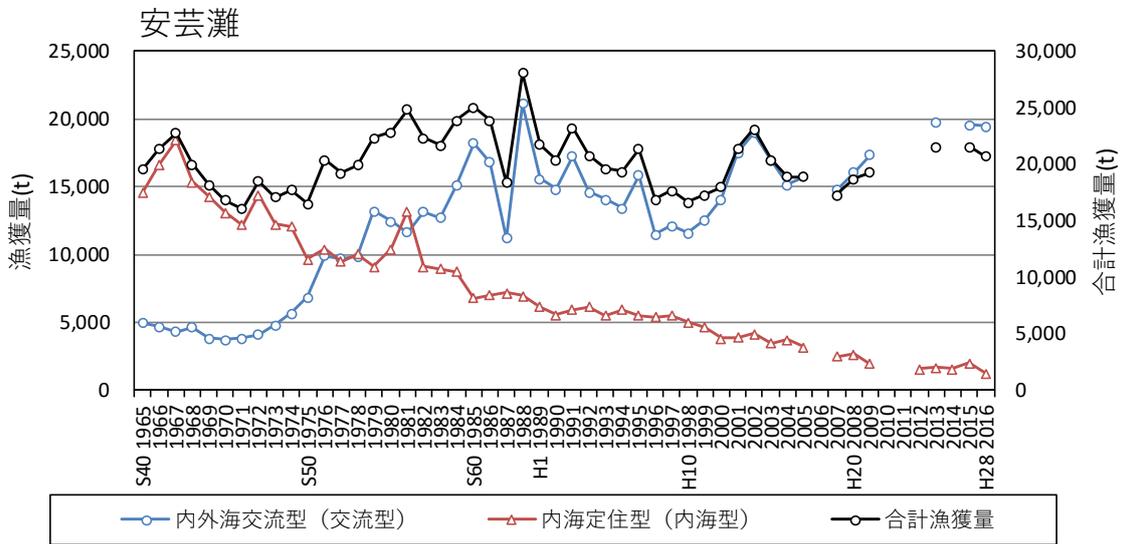
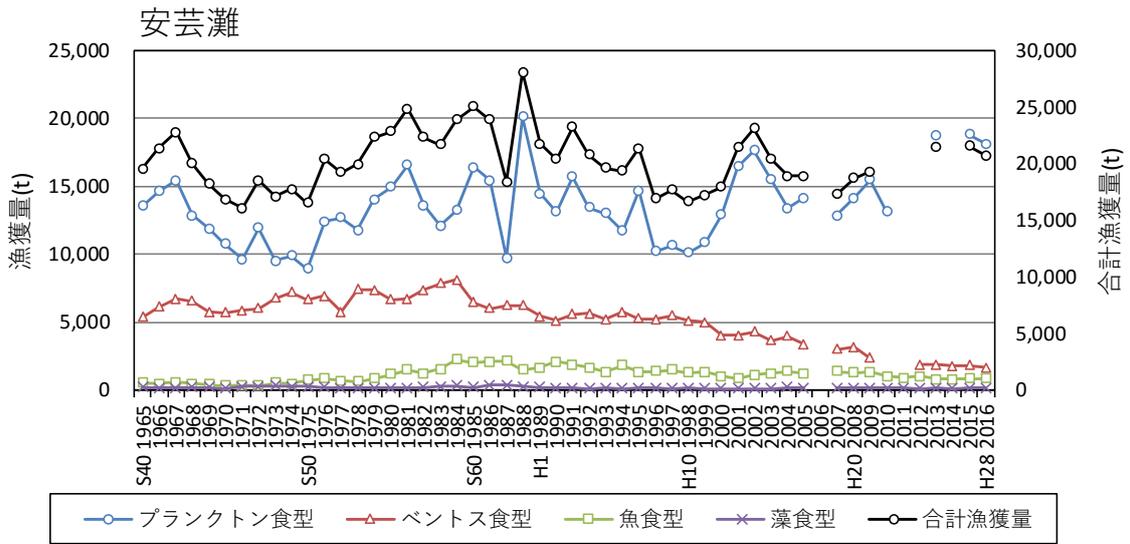


図 5(7) 安芸灘の漁獲量

【伊予灘】

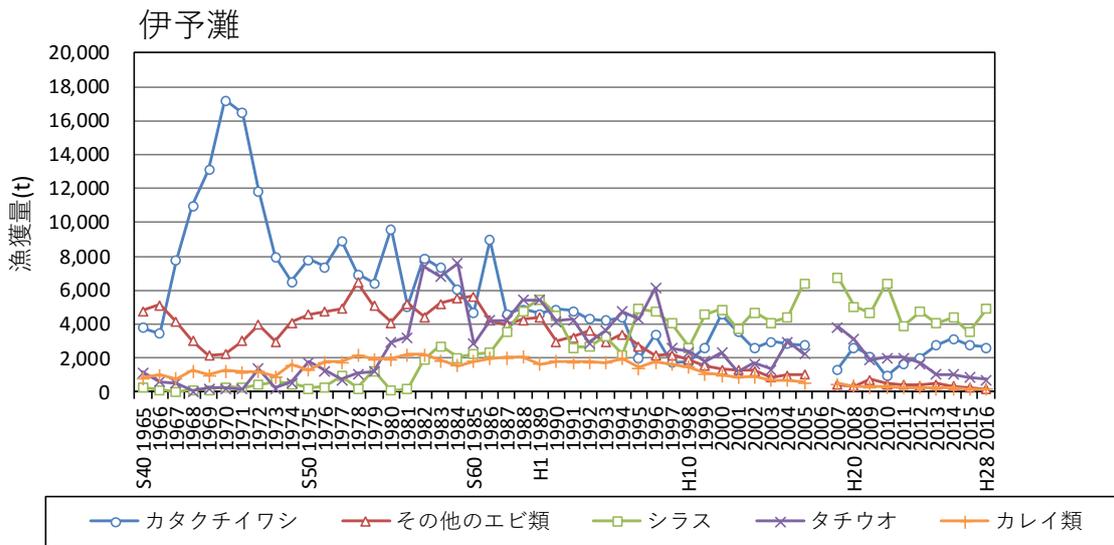
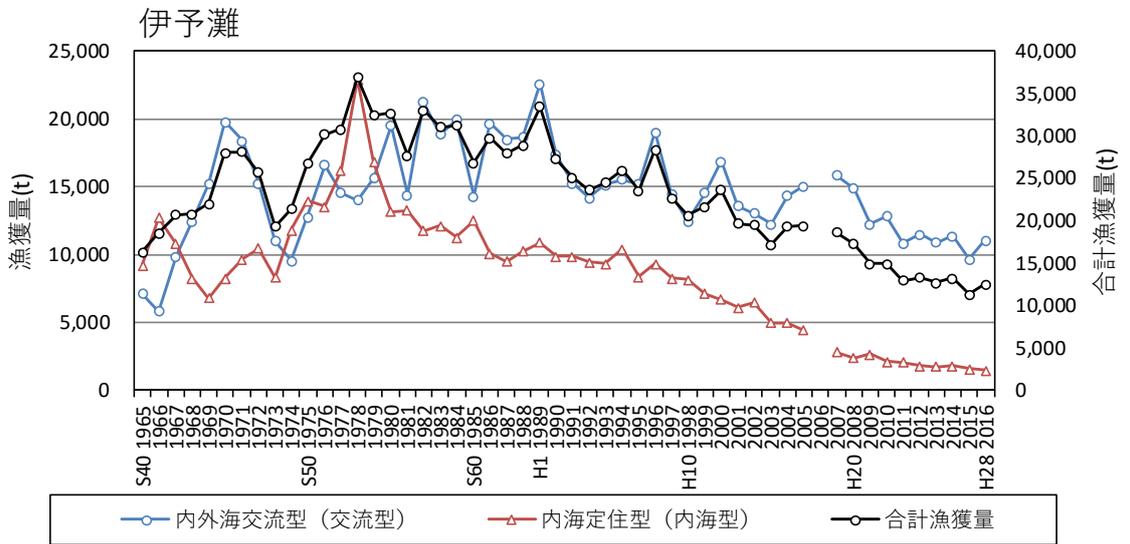
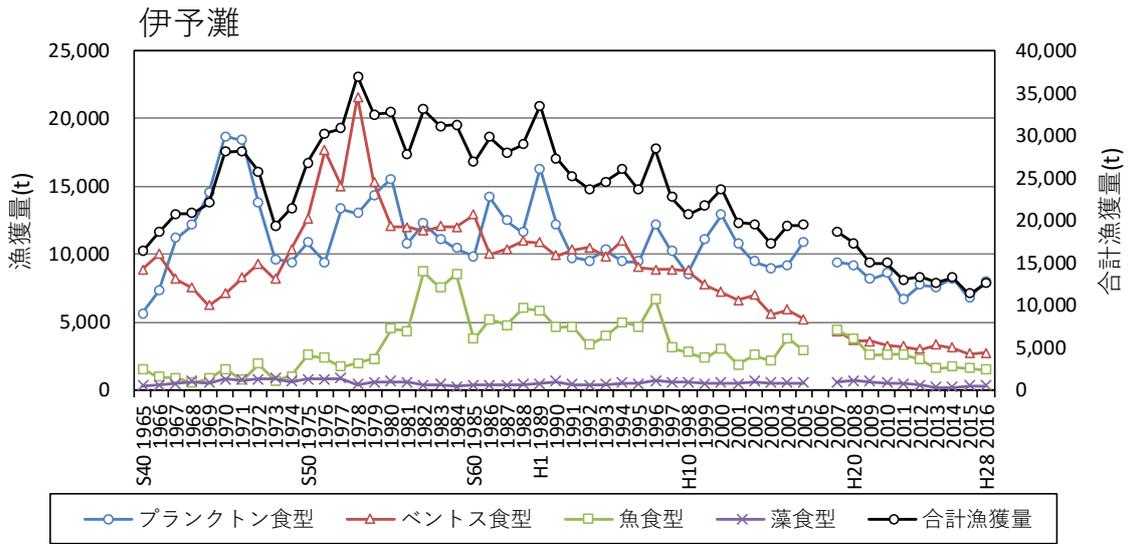


図 5(8) 伊予灘の漁獲量

【周防灘】

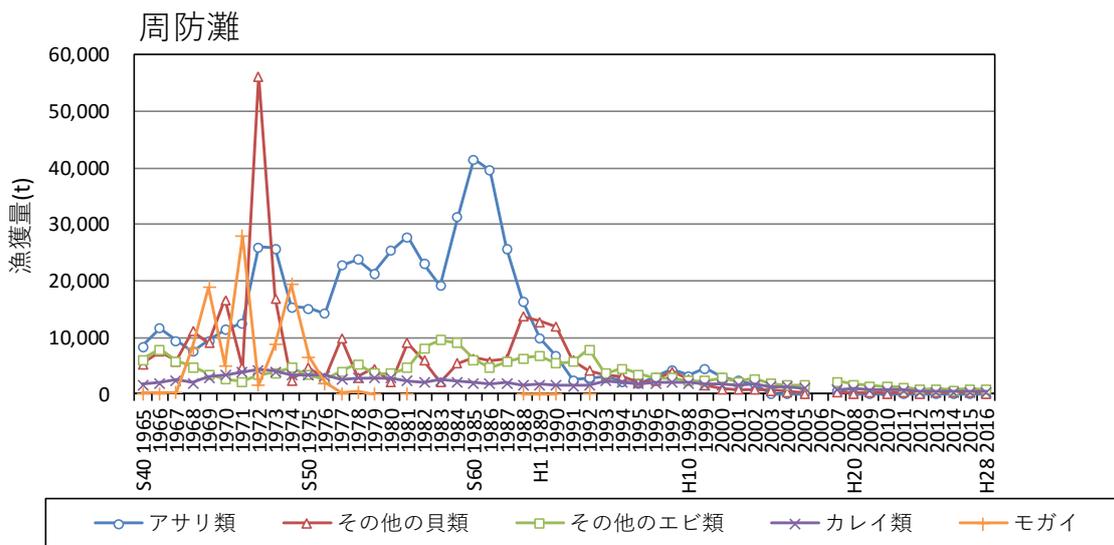
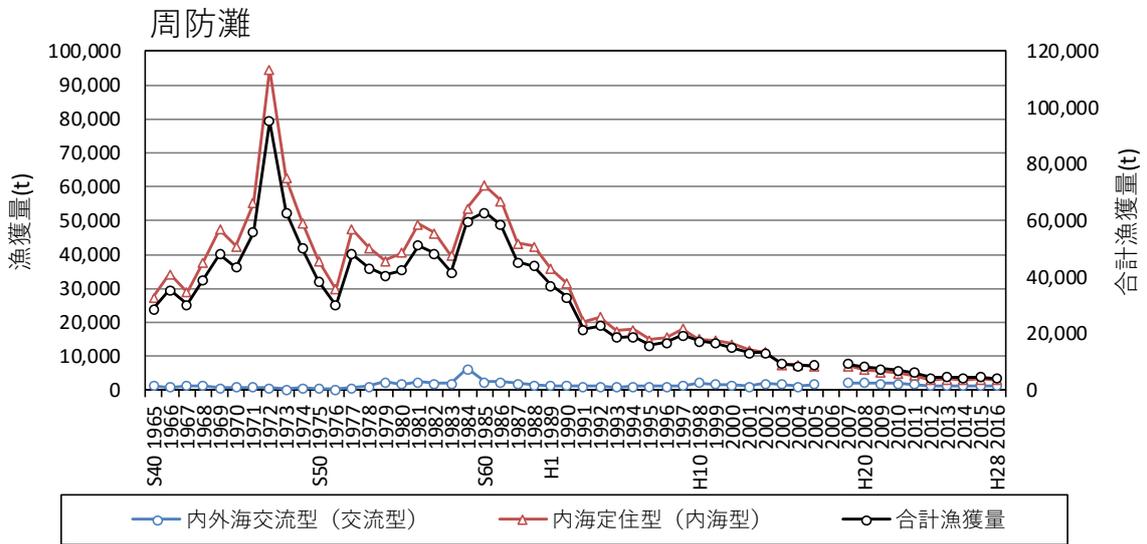
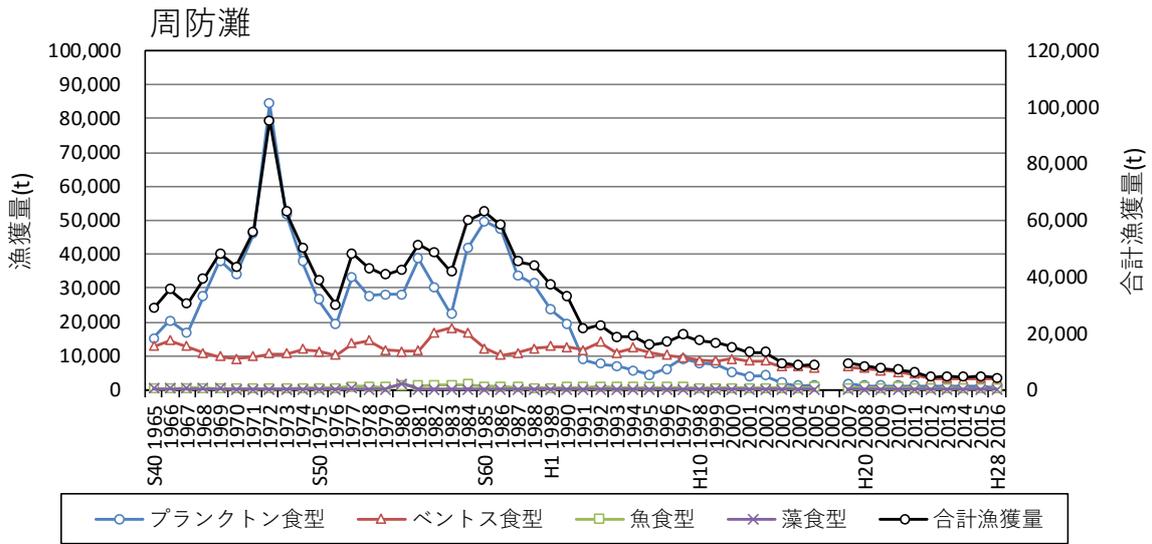
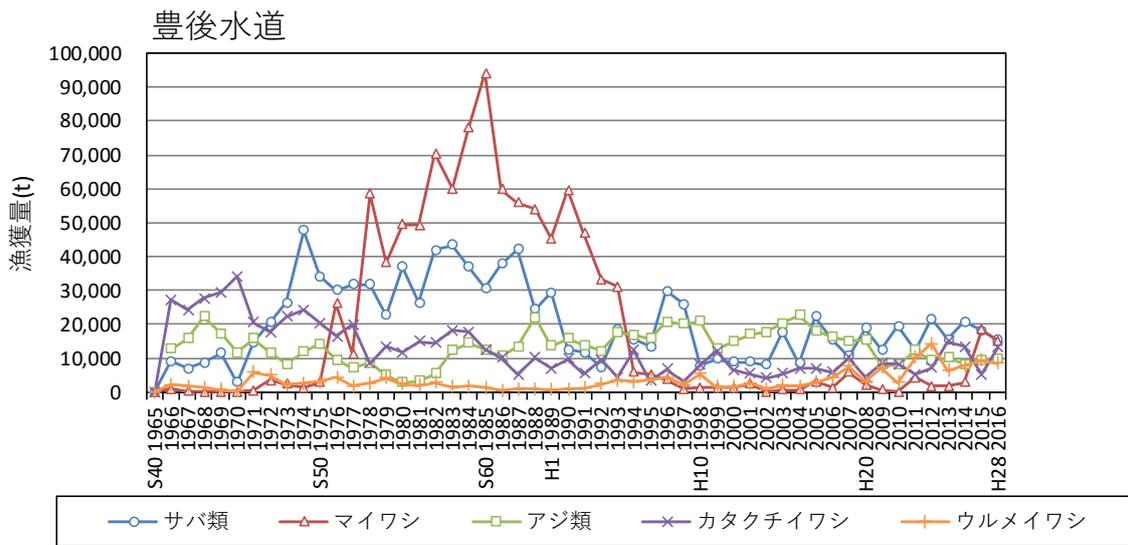
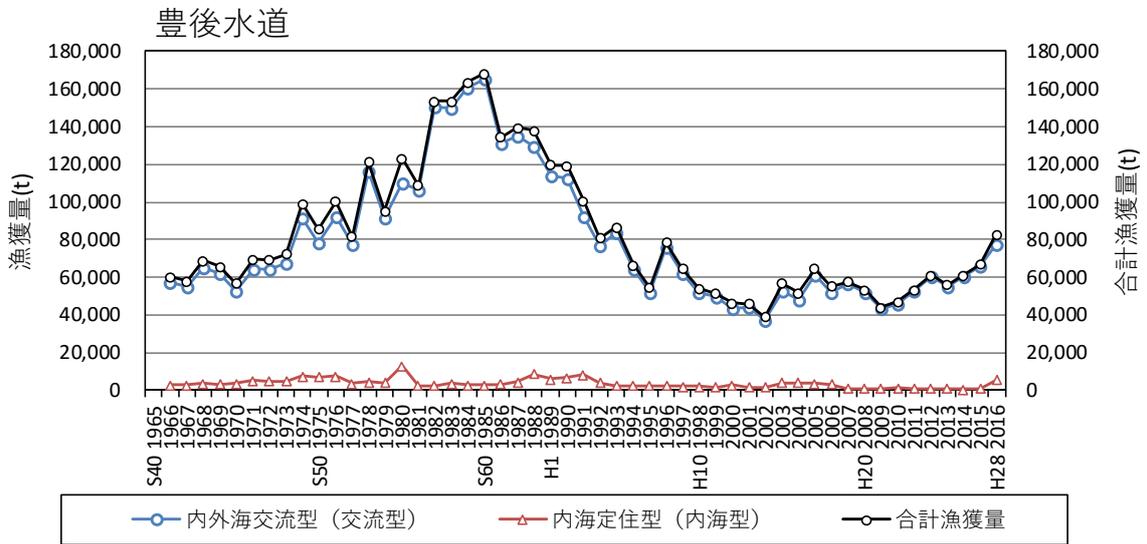
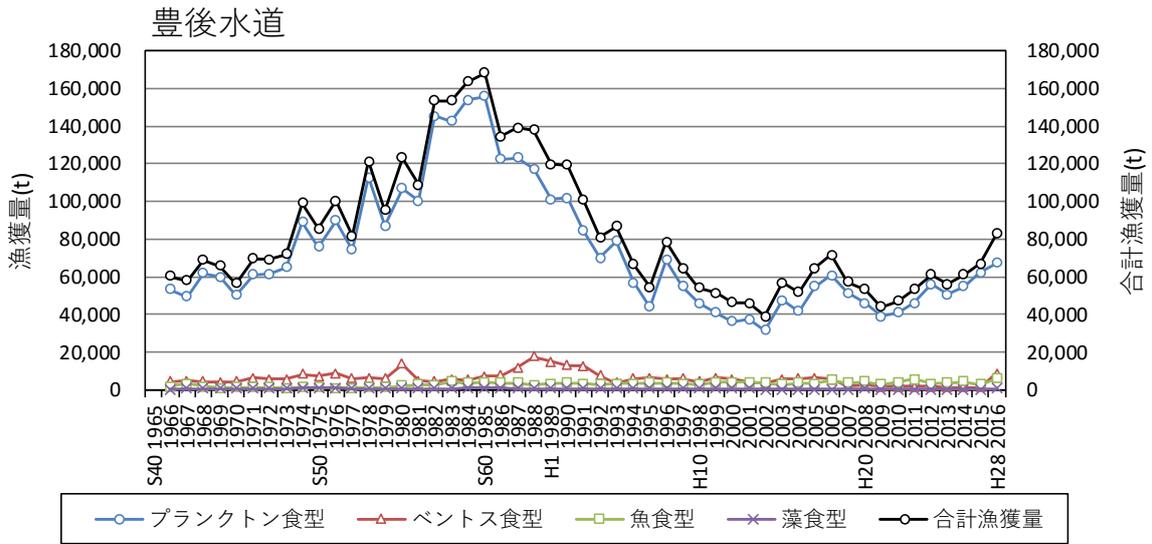


図 5(9) 周防灘の漁獲量

【(参考)豊後水道】



※豊後水道の漁獲量は大分県及び愛媛県の漁獲量から瀬戸内海区の漁獲量を差し引いて算出した。

図 5(10) 豊後水道の漁獲量

1-4 瀬戸内海における漁獲量の推移のまとめ

- 瀬戸内海の総漁獲量は、1965年から徐々に増加し、1982年、1985年にピークに達した後、減少している。瀬戸内海で漁獲される主要魚種は、マイワシ、カタクチイワシ・シラス、アサリ類などであり、ピーク時にはマイワシの漁獲量が瀬戸内海の総漁獲量の約2割以上を占めるなど、これらの魚種の変動が瀬戸内海の総漁獲量の変動に大きな影響を与えている。
- 各魚種の漁獲量をみると、マイワシ、サバ類、アジ類などの交流型の浮魚は瀬戸内海東部での漁獲が多く、アサリ類、エビ類などは周防灘、伊予灘などの瀬戸内海西部での漁獲が多くなっている。また、マイワシ、サバ類、アジ類のように短期的に増加や減少している種や、イカナゴ、エビ類のように長期的に減少している種、マダイのように一旦増加した後、横ばいで推移している種など、種によって漁獲量の推移は異なる。
- 各湾・灘の漁獲量をみると、周防灘では1972年、伊予灘では1978年、播磨灘では1979年、備讃瀬戸では1980年、大阪湾では1982年、燧灘では1985年にピークに達しており、安芸灘ではおおむね横ばいとなっている。短期的に漁獲量が増加または減少している湾・灘や長期的に漁獲量が減少している湾・灘など、変動傾向は湾・灘によってそれぞれ異なっている。各湾・灘の主要魚種をみると、周防灘はアサリ類やその他の貝類、伊予灘はカタクチイワシ・エビ類、播磨灘、備讃瀬戸はイカナゴ、大阪湾はマイワシ、燧灘はカタクチイワシといったように、それぞれ異なる魚種の減少が見られる。また、安芸灘については、貝類等の内海型の漁獲量は長期的に減少しているものの、カタクチイワシ等の交流型の漁獲量が増加したため、漁獲量は横ばいとなっている。
- このように、瀬戸内海の総漁獲量の推移と各湾・灘の漁獲量の推移は異なるとともに、湾・灘によって、漁獲量の変動に影響を与える魚種が異なっている。

表 2 漁獲量のデータが欠測している年・魚種

湾灘	年	魚種
紀伊水道	2013	しらす
		いかなご
	2014	その他いか類
	2015	その他の水産動物類
大阪湾	2013	しらす
		いかなご
播磨灘	2009	しらす
	2010	しらす
	2011	しらす
	2012	しらす
		かたくちいわし
	2013	しらす
2014	その他のいか類	
備讃瀬戸	2009	しらす
		その他いか類
	2010	しらす
		その他いか類
	2011	しらす
		その他いか類
2012	しらす	
	かたくちいわし	
	その他のえび類	
2013	しらす	
燧灘	2012	その他のえび類
備後・芸予瀬戸	2010	かれい類
		まだい
		その他のいか類
		たこ類
		その他のえび類
	2011	かたくちいわし
		かれい類
		その他のいか類
	2012	かたくちいわし
	2014	かたくちいわし
しらす		
安芸灘	2010	かれい類
		まだい
		その他のいか類
		たこ類
		その他のえび類
	2011	かたくちいわし
		かれい類
		その他のいか類
	2012	かたくちいわし
	2014	かたくちいわし
しらす		

2. 栄養塩類と水産資源の関係に係る解析

平成 30 年3月に開催された中央環境審議会瀬戸内海環境保全小委員会(第 10 回)において、栄養塩類をはじめとする水環境と漁獲量の変動との関係における今後の検討方針として、「整理したこれまでの知見も参考に、生物の生息場(生息層、分布等)、基礎生産や餌資源との関係(食性、動物プランクトンの変動等)、生活史等の生態的特性、湾・灘ごとの海域特性に着目し、考察を進める。」としたところである。

このため、本年度は栄養塩類と水産資源の関係について、下記の観点から分析・評価を行った。

- ①低次生産の変動に係る解析
- ②特定の種の生態的特性を踏まえた栄養塩類との関係に係る解析

2-1 低次生産の変動に係る解析

海洋生態系において、栄養塩類から魚類に至るプロセスは、栄養塩類→植物プランクトン→動物プランクトン→プランクトン食性魚類→魚食性魚類、というものが一般的である。そのため、栄養塩類と水産資源の関係に係る解析をする上で、中間過程にある植物プランクトンや動物プランクトンとの関係を把握することが重要である。

このため、ある程度広範囲かつ長期間にわたり動物プランクトンのデータが得られている大阪湾を対象として、栄養塩、植物プランクトン、一次生産量、動物プランクトンの現存量等の変動について確認した。

1) 解析方法

動物プランクトンのデータは大阪府の公共用水域水質調査によるもので、大阪湾東部の 12 地点(図 6)において、月 1 回の頻度でバンドン採水器を用いて水深 1m 層から採水された試水中の密度を計数したものである。水質項目については、同日に同地点・同層で測定されたデータを整理した。なお、一次生産量の算定に用いた日射量は大阪管区气象台における観測データを使用した。全窒素・全りんに係る類型指定による水域区分に基づき、水域毎に平均値を算出し、変動傾向を整理した。

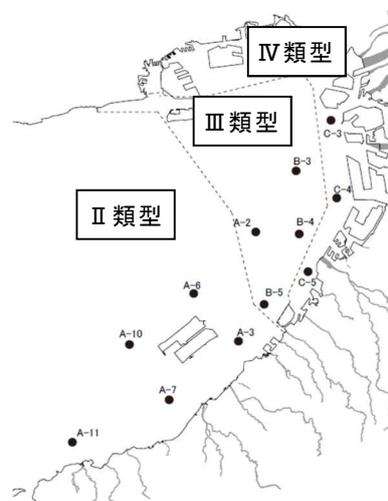


図 6 調査地点(大阪府公共用水域水質調査)

2) 解析の結果

①低次生産等の長期的な変動について

透明度、上層の水温・DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度・一次生産量(透明度・水溫・DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度・日射量より算定)及び動物プランクトン・カイアシ類の現存量(炭素量)を図 7～図 11 に示す。

年度平均値をみると(図 7)、栄養塩(DIN 濃度・DIP 濃度)は、各水域ともに 2000 年頃から 2010 年頃にかけて低下し、その後おおむね横ばいで推移している。いずれの項目もⅣ類型の水域がⅢ、Ⅱ類型の水域に比べて濃度が高い。また、中長期的な変動は水域間でおおむね一致していた。Chl.a 濃度はⅣ類型の水域の 2008、2009 年度に高い値を示しているのを除き、1990 年代から 2010 年頃にかけて低下している。動物プランクトンの現存量は、Ⅳ類型及びⅢ類型の水域では 1990 年代から 2000 年代前半に多く、1980 年代後半及び 2000 年代後半から 2010 年代前半に少なくなっている。Ⅱ類型の水域では 1990 年代に多く、1980 年代や 2000 年代以降に少なくなっている。

各海域ともに、栄養塩(DIN 濃度・DIP 濃度)、Chl.a 濃度、動物プランクトン・カイアシの現存量は 1990 年頃から近年にかけて低下傾向が見られた。

②低次生産の関係について

動物プランクトンと餌との関係については、カイアシ類の産卵速度[※]は餌濃度の上昇につれて高くなるが、ある一定の濃度以上では飽和する⁵と言われている。大阪湾で DIN 濃度のデータのある期間(1994～2016 年度)について、表層の Chl.a 濃度と動物プランクトンの現存量の年度平均値の関係をみたところ(図 12)、DIN 濃度の比較的低いⅡ類型・Ⅲ類型より、DIN 濃度の高いⅣ類型の方が回帰直線の傾きが緩やかとなっており、ある一定の濃度以上では飽和するという既存の知見と同様の傾向を示していた。加えて、DIN 濃度と Chl.a 濃度の関係についても確認した(図 13)ところ、DIN 濃度が増加すると Chl.a 濃度も増加するといった傾向が見られた。

なお、動物プランクトンの現存量はプランクトン食魚による捕食圧の影響を受けること、動物プランクトンの増殖には水溫が影響すること、植物プランクトンと動物プランクトンの生産速度や寿命が違うこと等が動物プランクトンの変動に影響を与えている可能性に留意する必要がある。

※産卵速度・・・成体では体重の増加は基本的にないので、生産量は産卵量として示される。

⁵ 上真一(1997):動物プランクトン. 沿岸海洋研究, 第 34 巻, 第 2 号, 199-207.

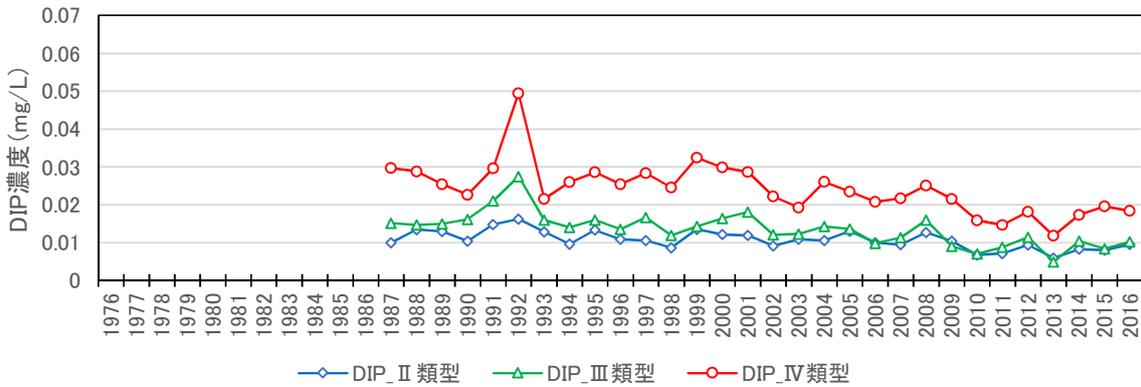
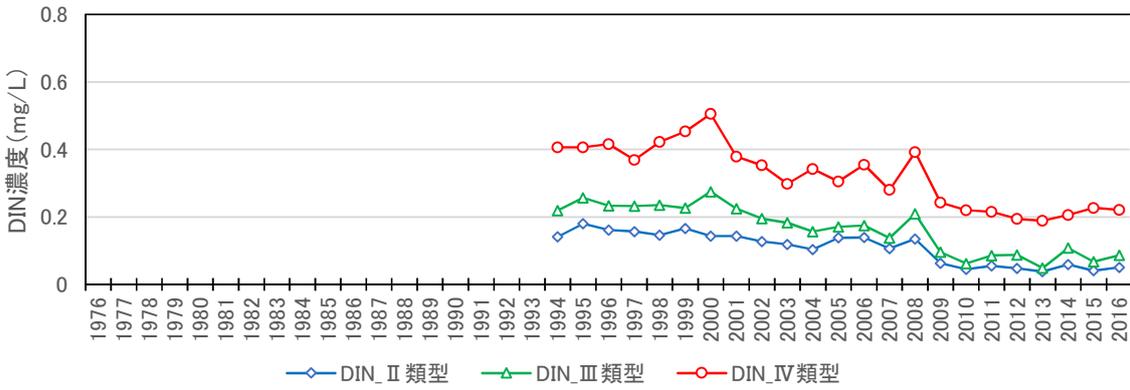
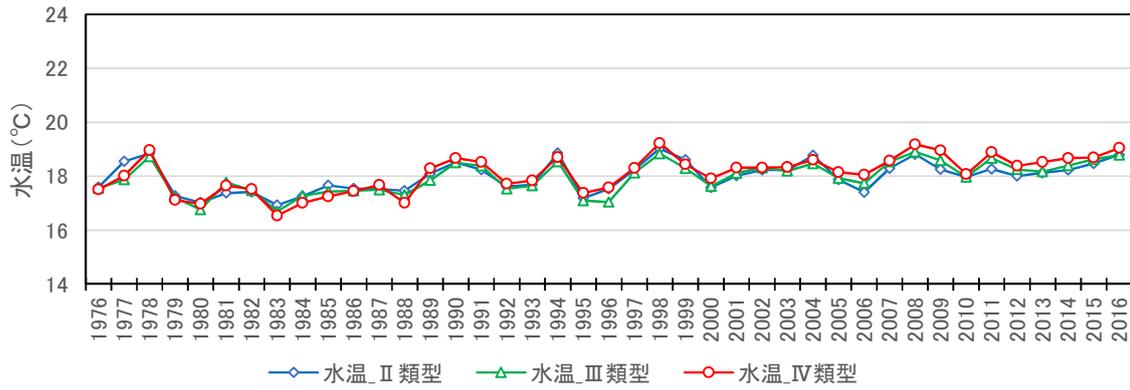
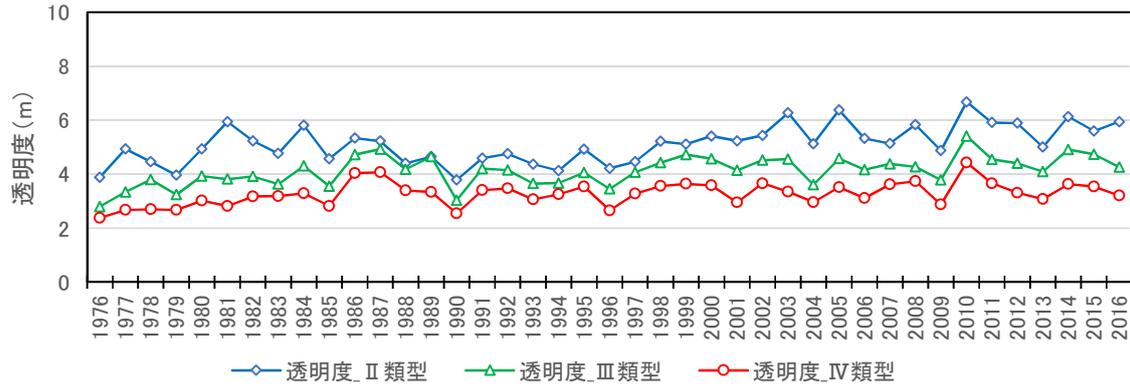


図 7(1) 大阪湾における透明度、上層の水温・DIN 及び DIP 濃度 (年度平均値)

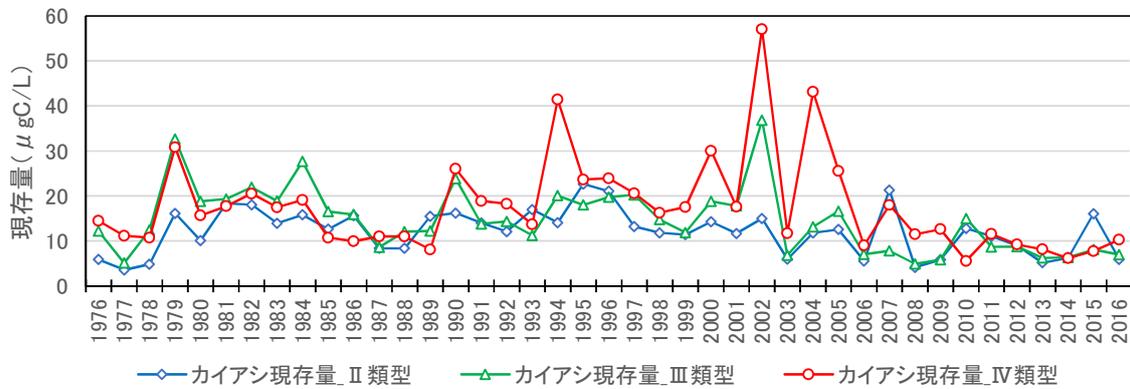
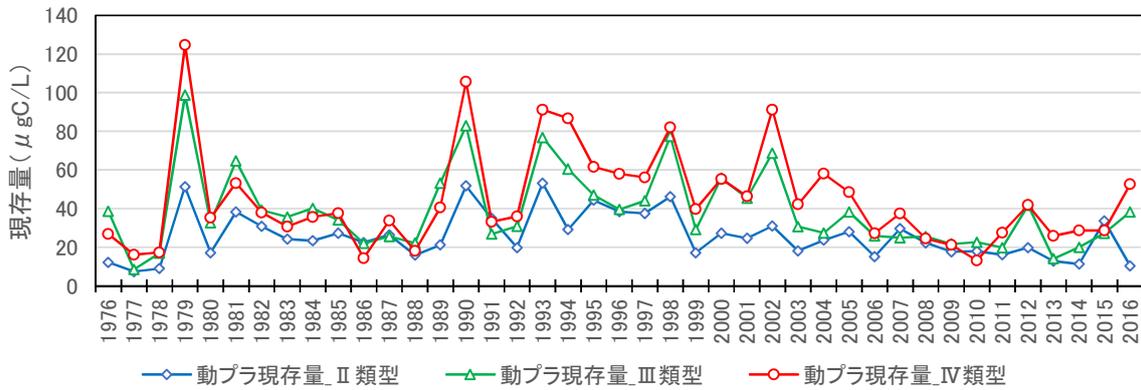
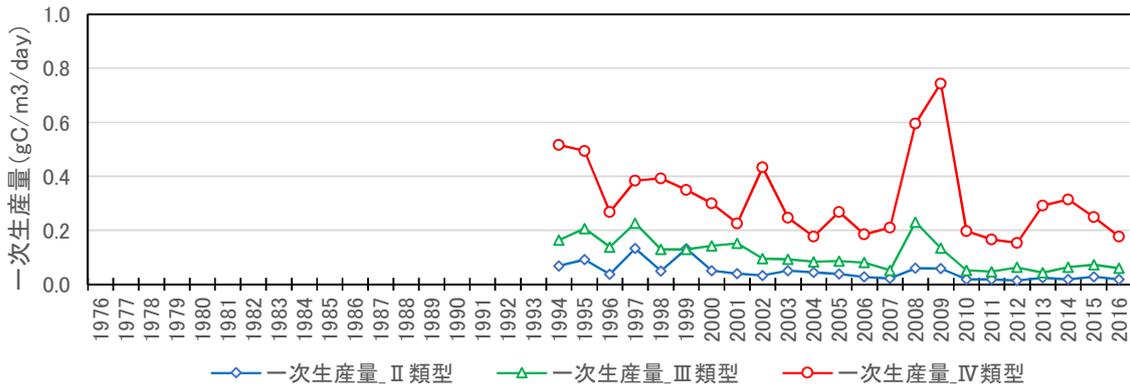
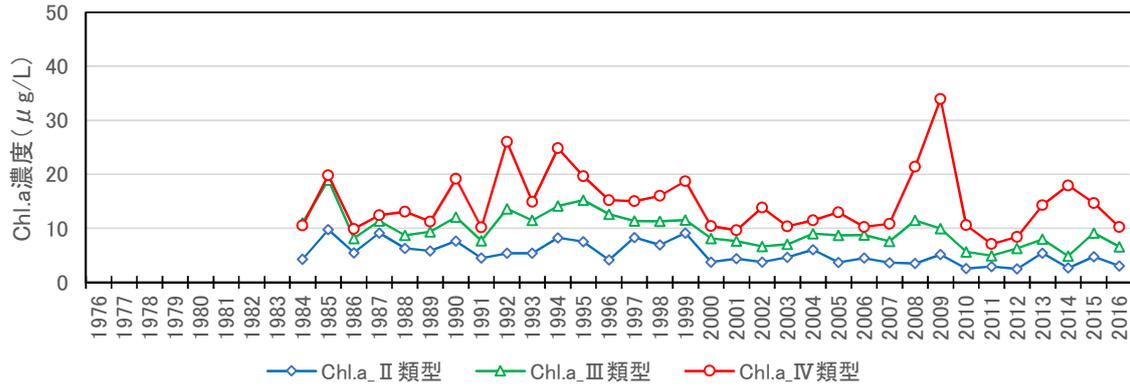


図 7(2) 大阪湾における上層の Chl.a 濃度・一次生産量及び動物プランクトン・カイアシ類の現存量(年度平均値)

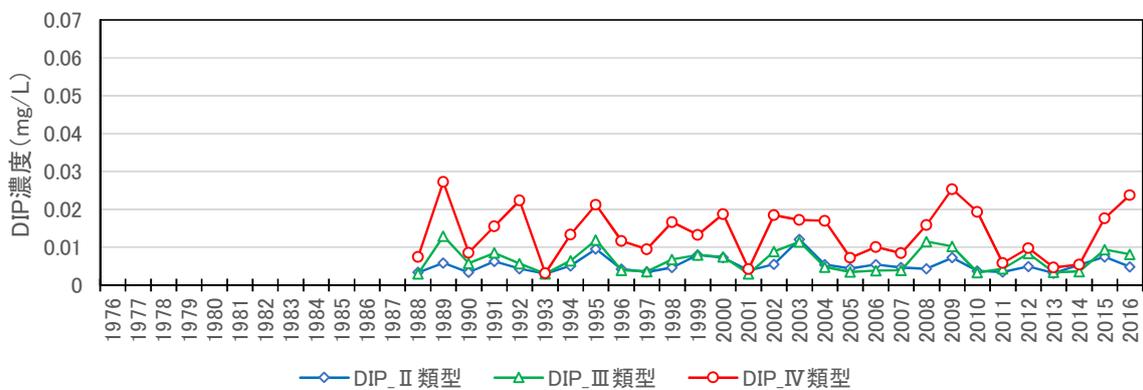
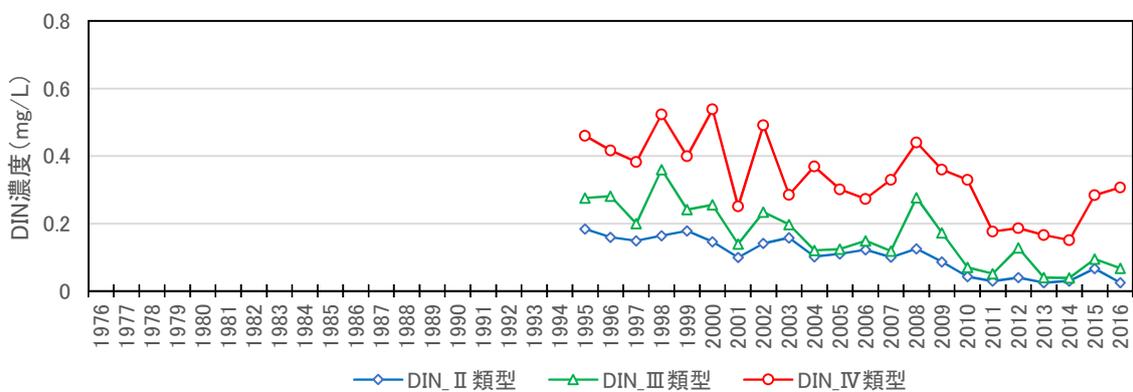
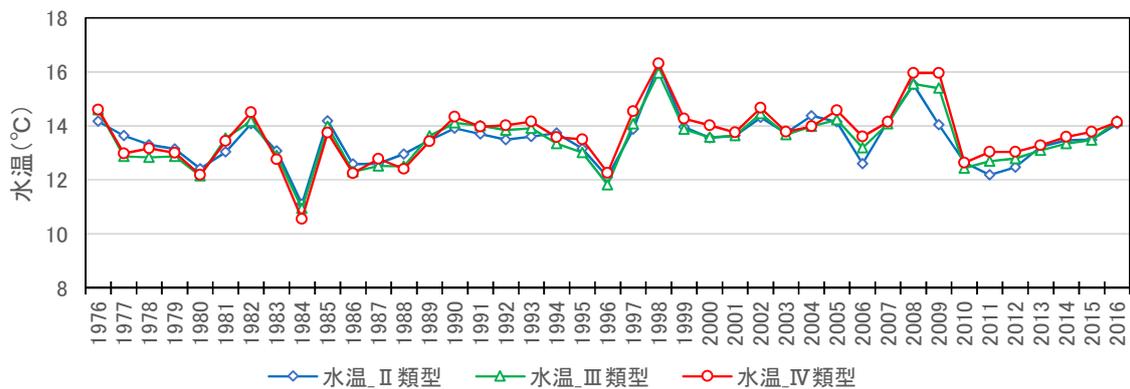
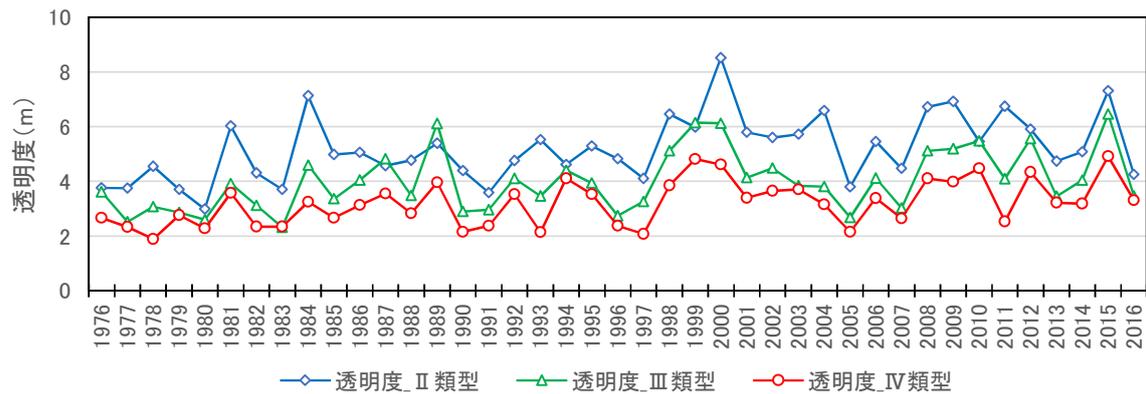


図 8(1) 大阪湾における透明度、上層の水温・DIN 及び DIP 濃度
(春季平均値; 前年度 3 月～当年度 5 月)

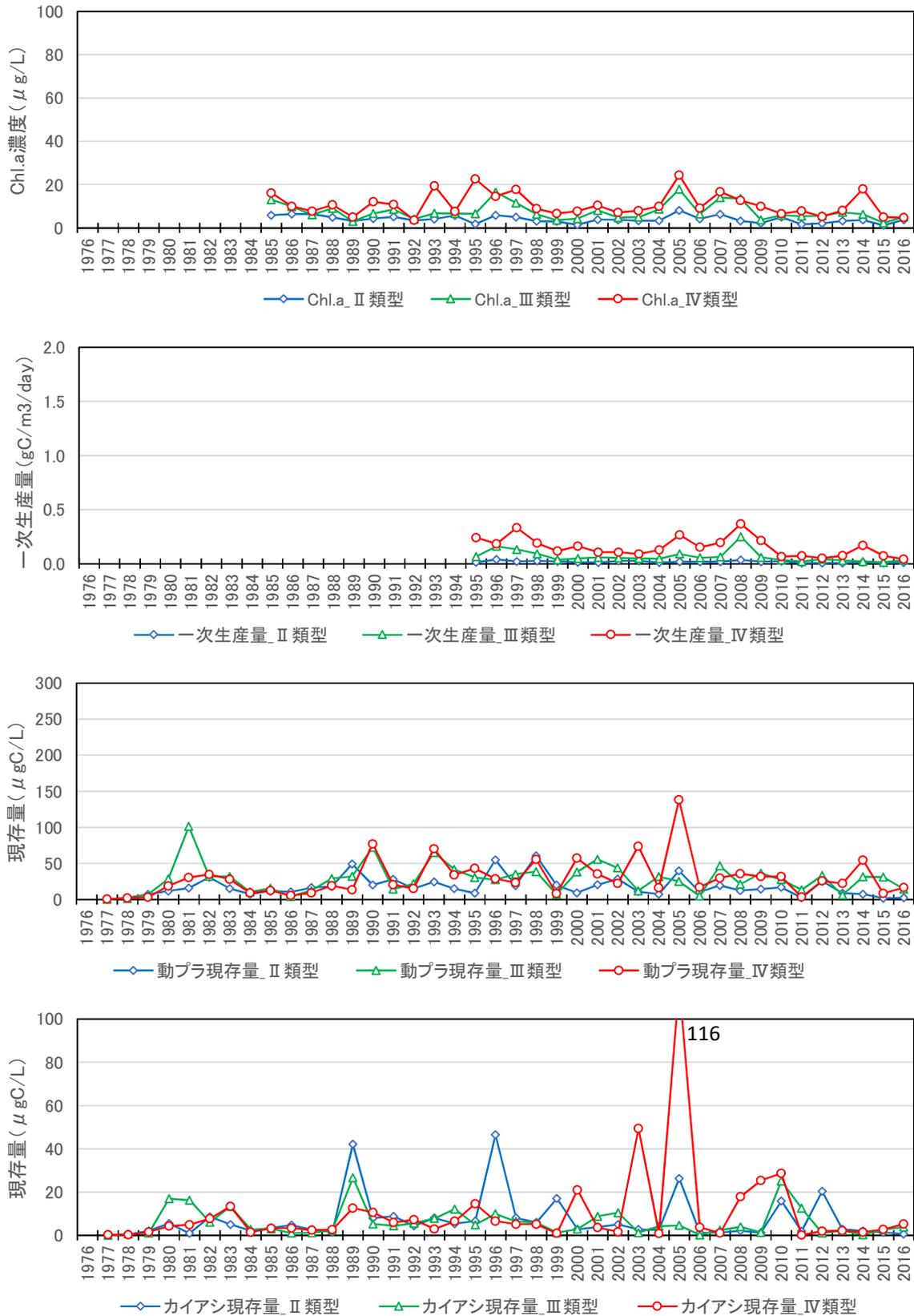


図 8(2) 大阪湾における上層の Chl.a 濃度・一次生産量及び動物プランクトン・カイアシ類の現存量(春季平均値;前年度 3 月～当年度 5 月)

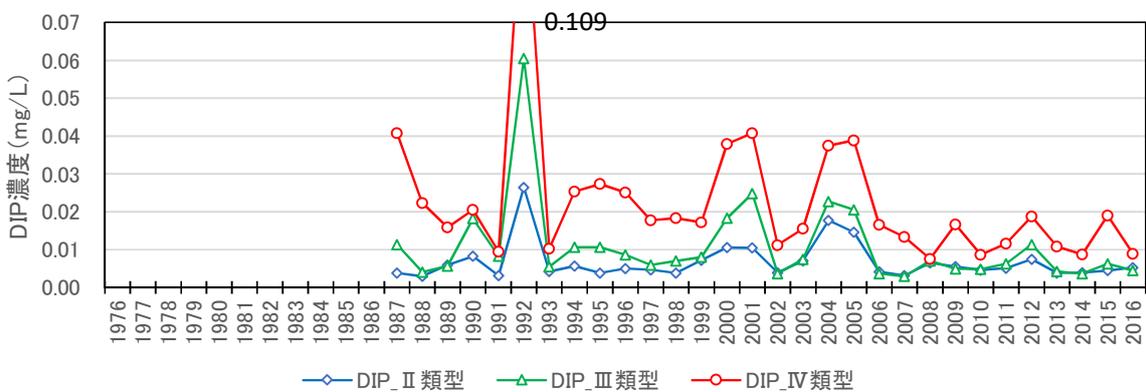
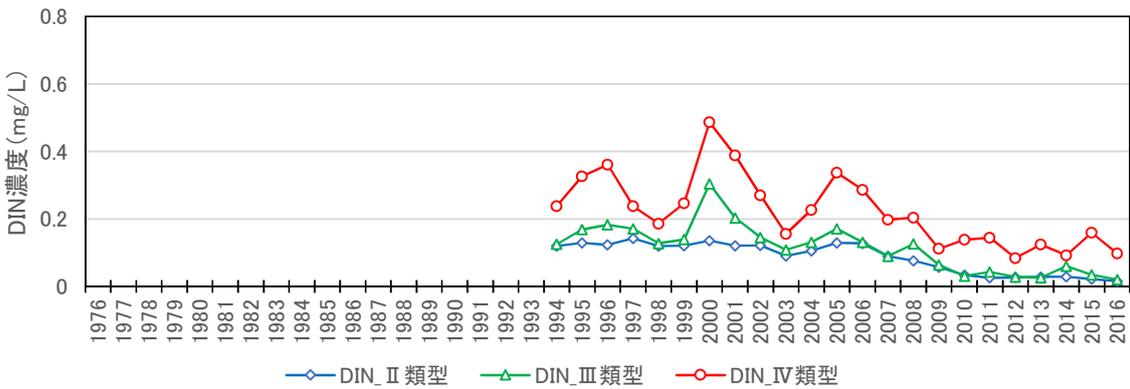
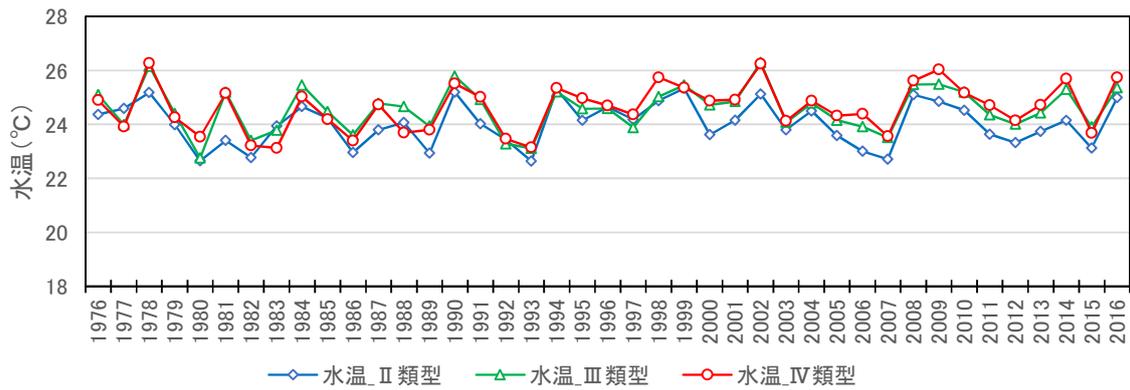
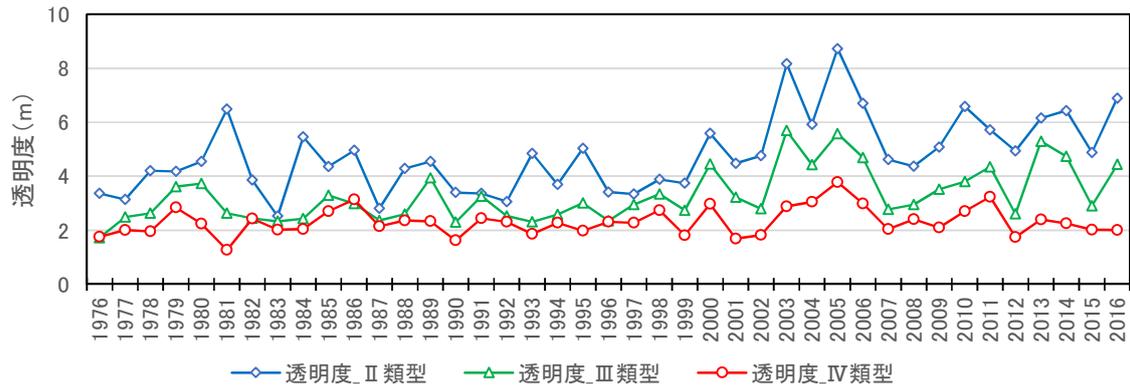


図 9(1) 大阪湾における透明度、上層の水温・DIN 及び DIP 濃度
(夏季平均値; 当年度 6~8 月)

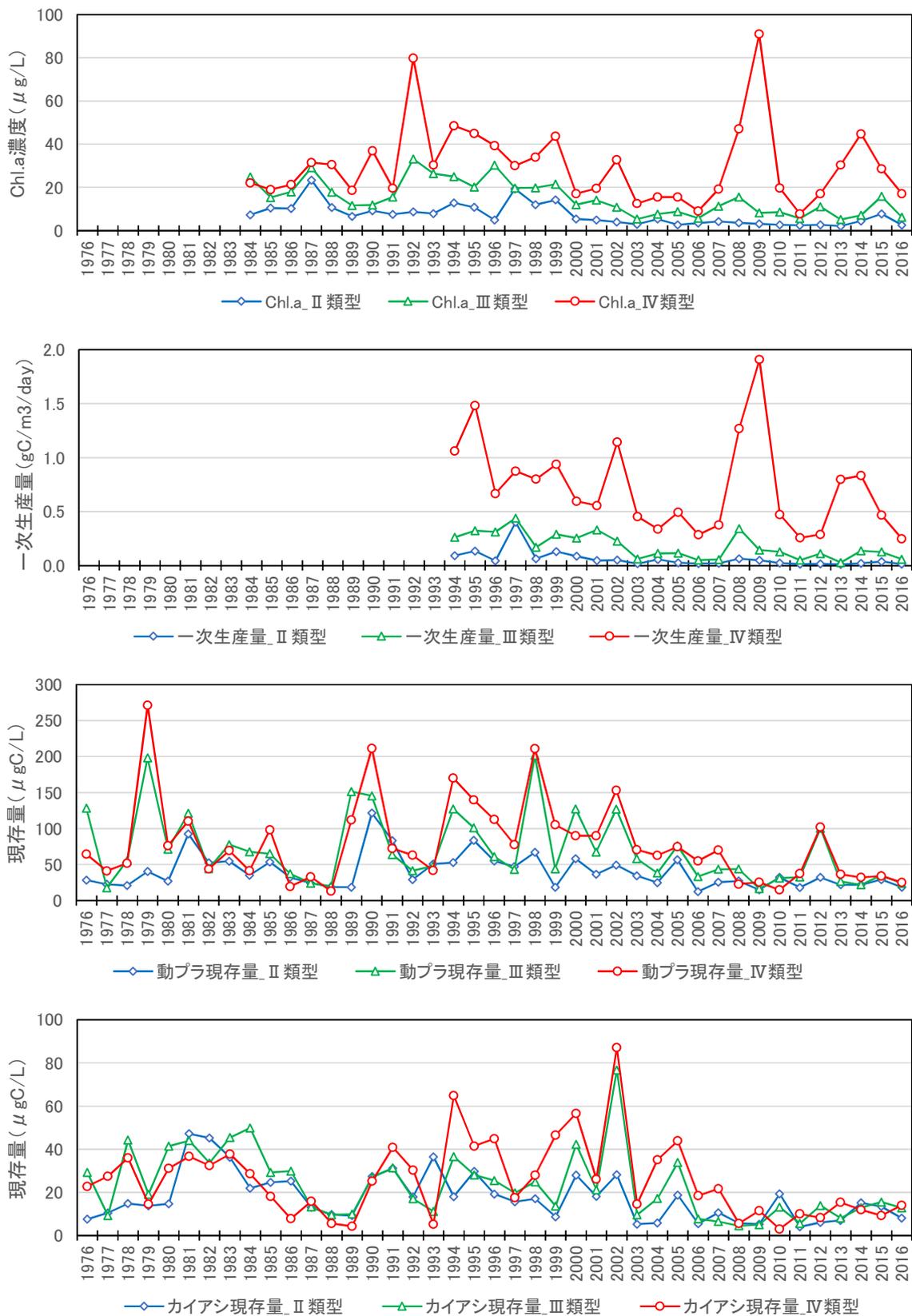


図 9(2) 大阪湾における上層の Chl.a 濃度・一次生産量及び動物プランクトン・カイアシ類の現存量(夏季平均値; 当年度 6~8 月)

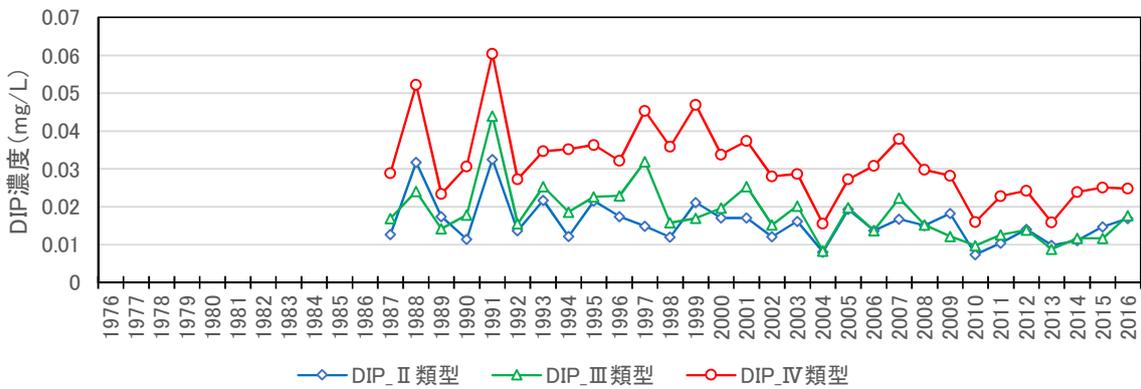
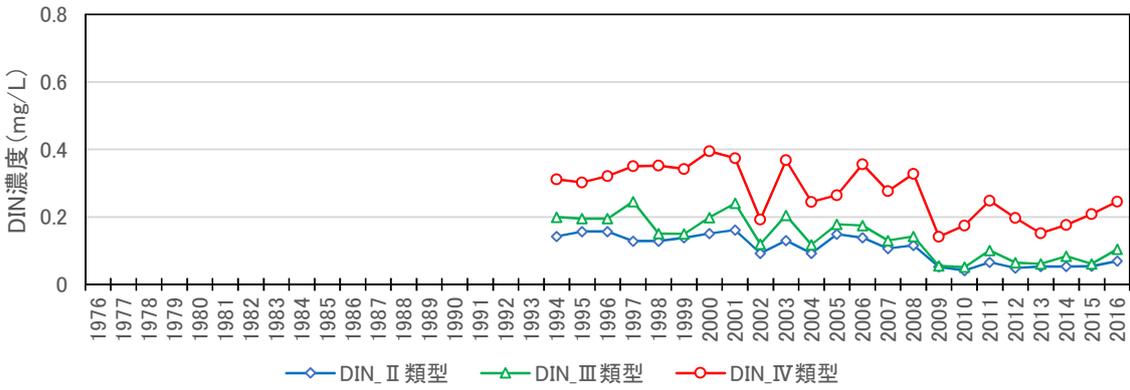
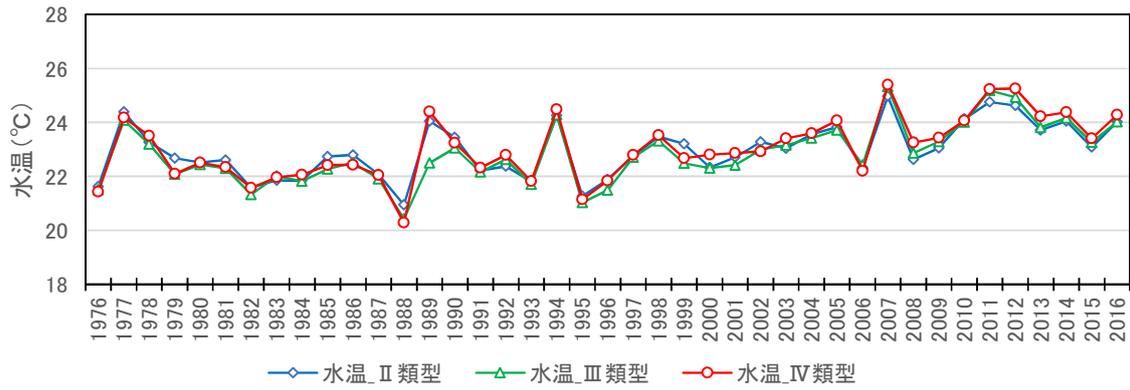
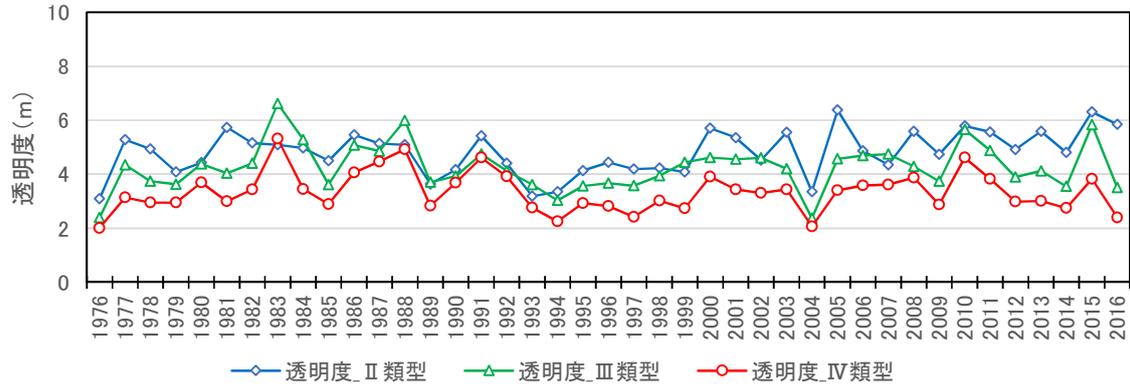


図 10(1) 大阪湾における透明度、上層の水温・DIN 及び DIP 濃度
(秋季平均値; 当年度 9~11 月)

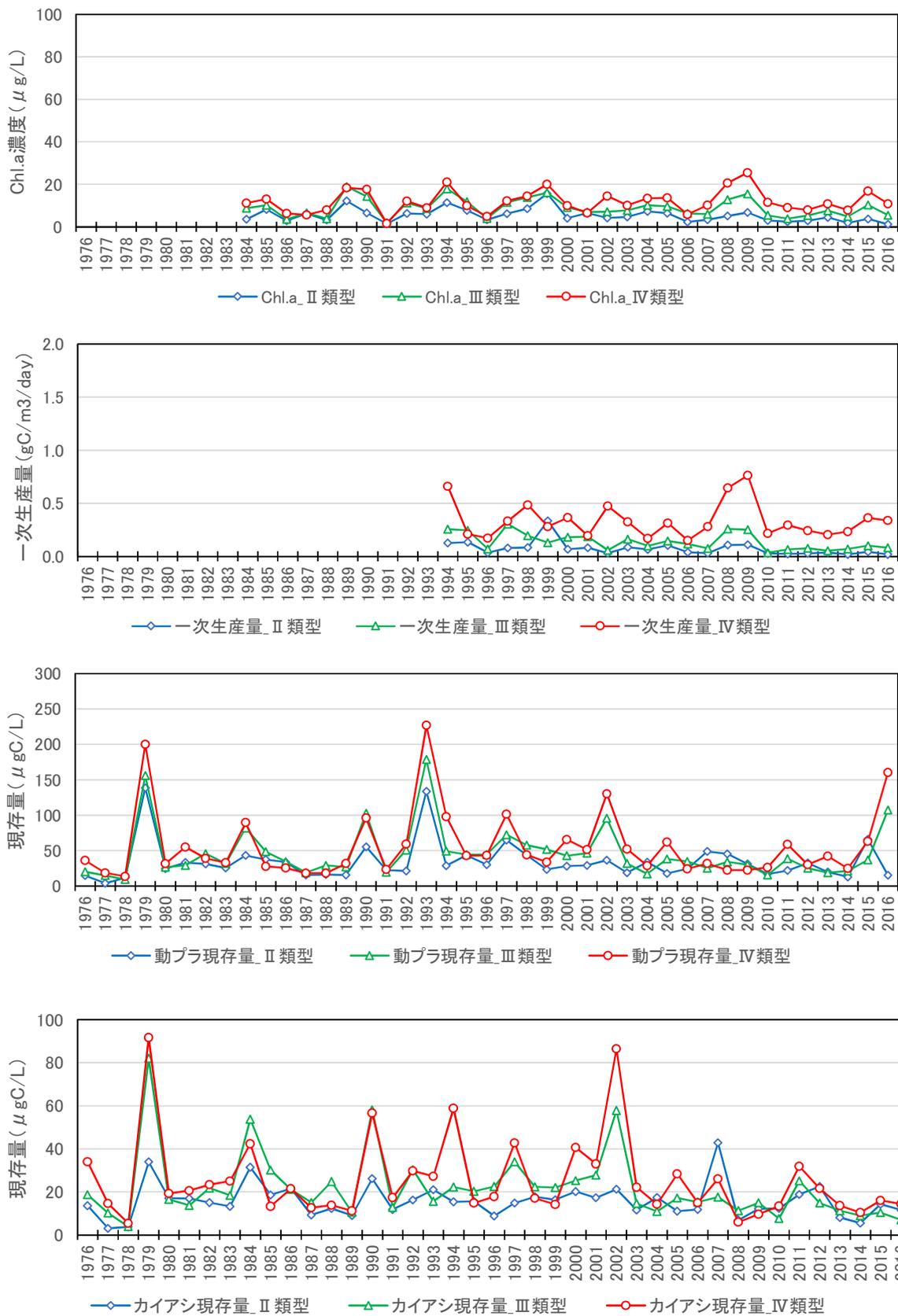


図 10(2) 大阪湾における上層の Chl.a 濃度・一次生産量及び動物プランクトン・カイアシ類の現存量(秋季平均値; 当年度 9~11 月)

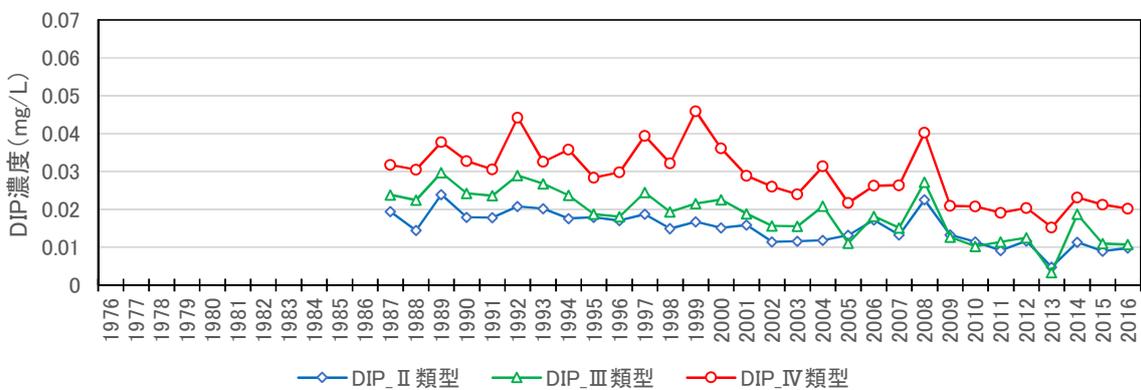
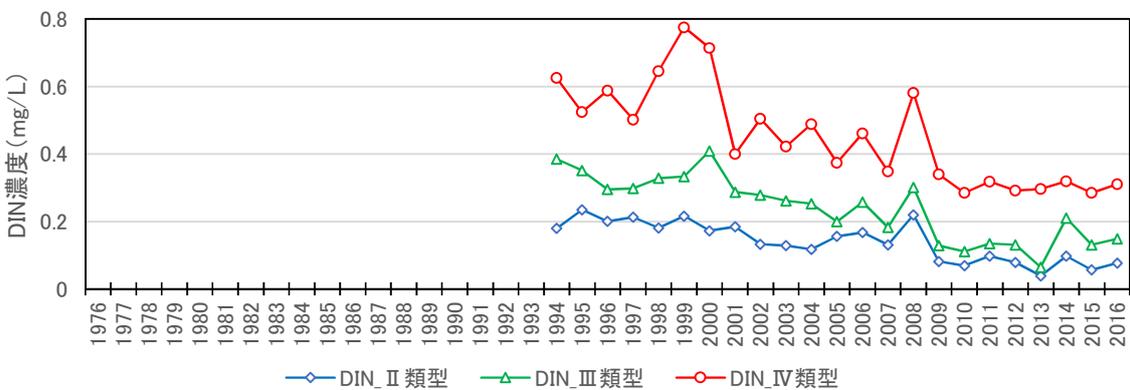
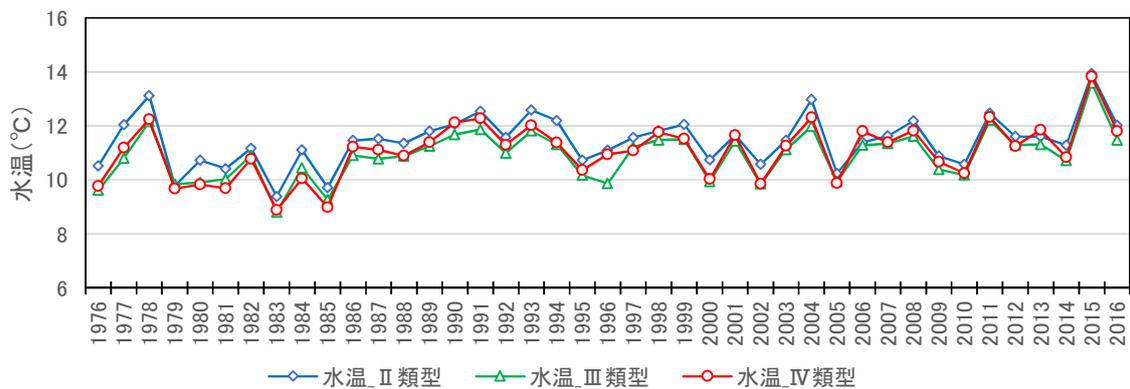
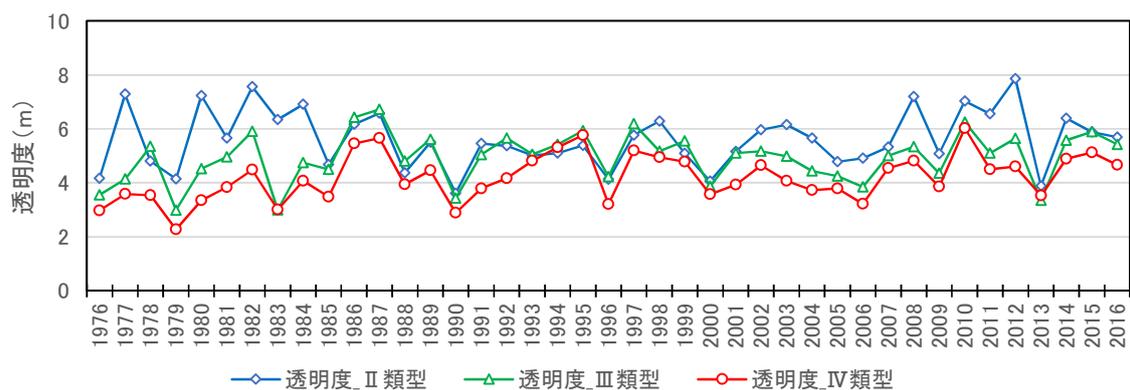


図 11(1) 大阪湾における透明度、上層の水溫・DIN 及び DIP 濃度
(冬季平均値; 当年度 12~2 月)

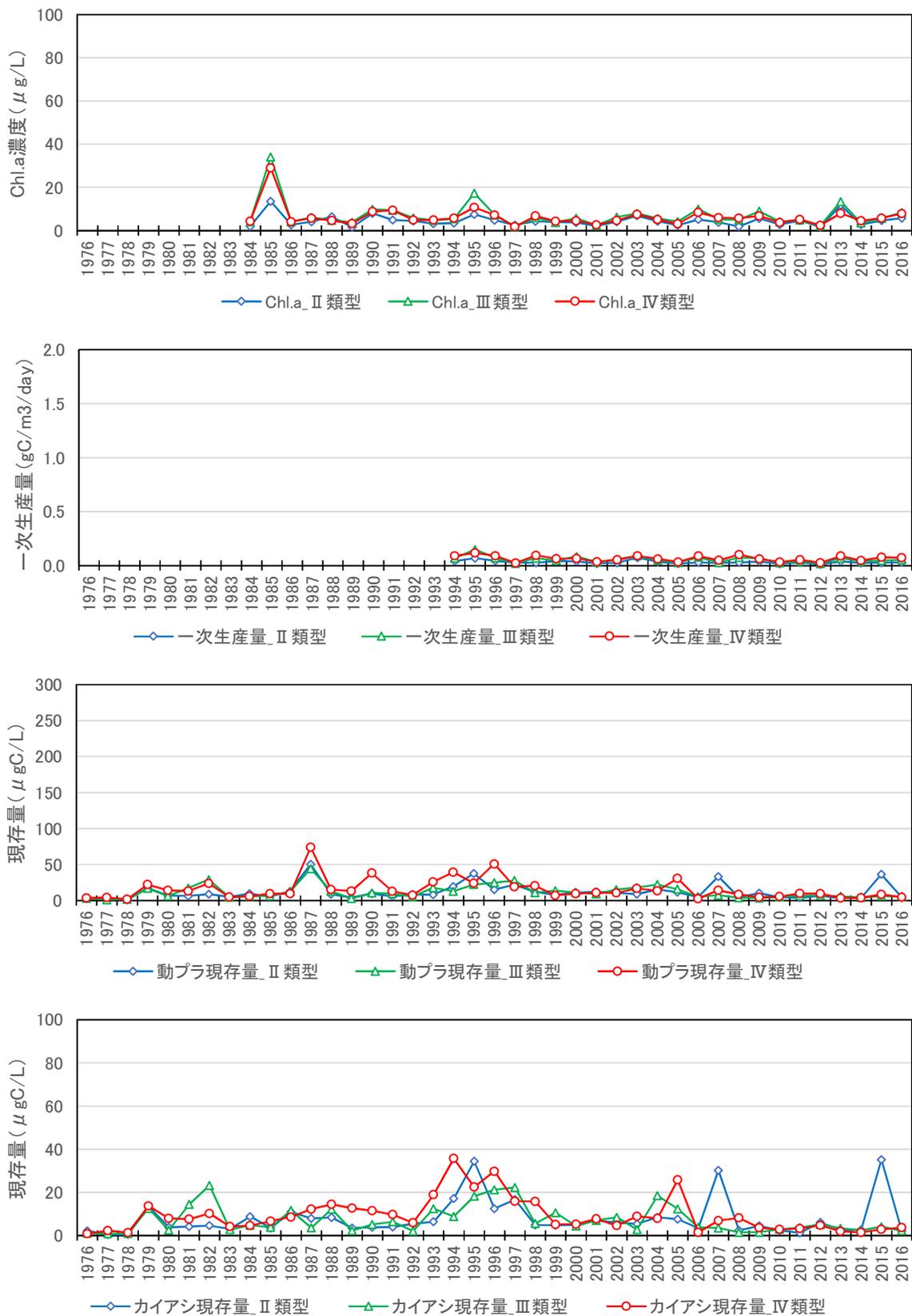


図 11(2) 大阪湾における上層の Chl.a 濃度・一次生産量及び動物プランクトン・カイアシ類の現存量(冬季平均値; 当年度 12~2 月)

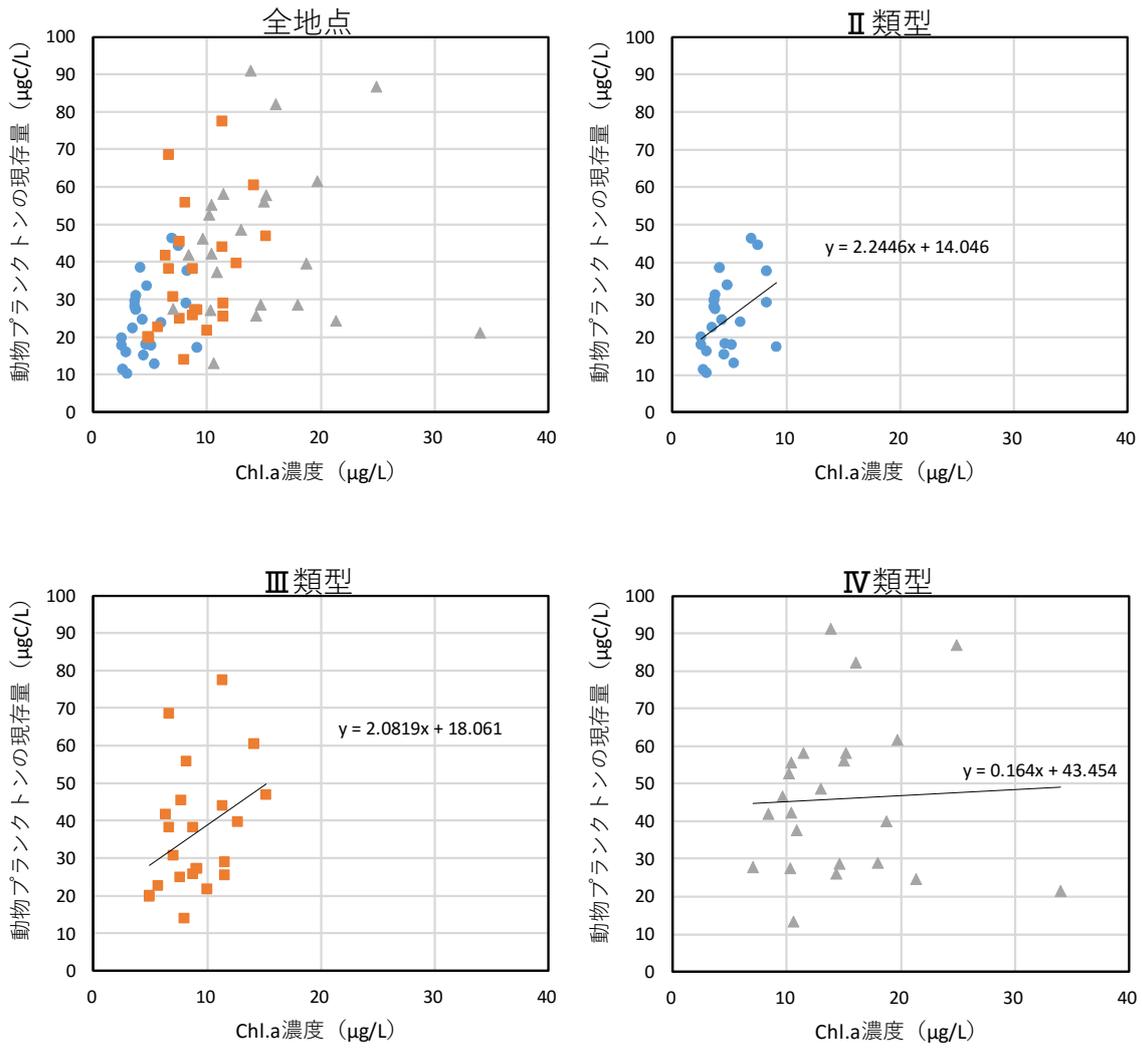


図 12 Chl.a 濃度と動物プランクトンの現存量の関係(年度平均値、1994～2016 年度)

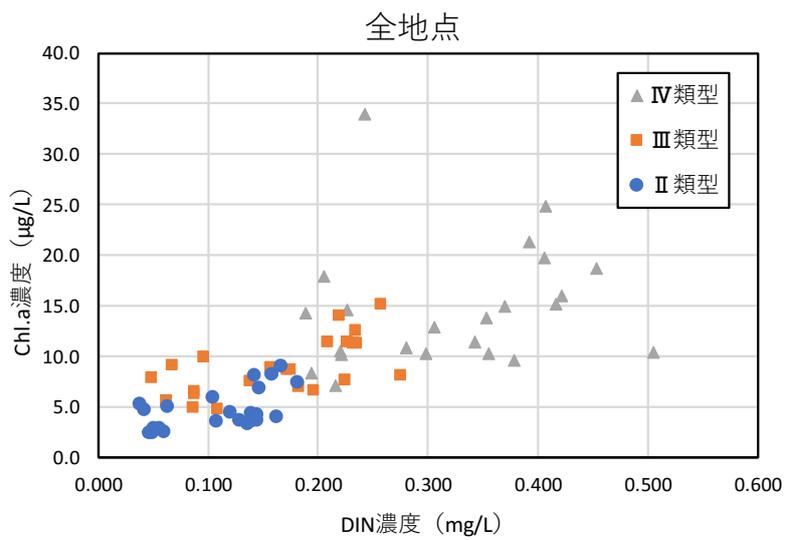


図 13 DIN 濃度と Chl.a 濃度の関係(年度平均値、1994～2016 年度)

3) 低次生産の変動に係る解析のまとめ

- 栄養塩（DIN 濃度・DIP 濃度）、Chl. a 濃度、動物プランクトン・カイアシの現存量は 1990 年頃から近年にかけて低下傾向が見られた。
- 大阪湾の表層の Chl. a 濃度と動物プランクトンの現存量の年度平均値の関係性を見たところ、DIN 濃度の比較的低いⅡ類型・Ⅲ類型より、DIN 濃度の高いⅣ類型の方が回帰直線の傾きが緩やかとなっており、カイアシ類の産卵速度（生産量）は餌濃度の上昇につれて高くなるが、ある一定の濃度以上では飽和するという既存の知見と同様の傾向を示していた。
- なお、動物プランクトンの現存量はプランクトン食魚による捕食圧の影響を受けること、動物プランクトンの増殖には水温が影響すること、植物プランクトンと動物プランクトンの生産速度や寿命が違うこと等が動物プランクトンの変動に影響を与えている可能性に留意する必要がある。

【参考：一次生産量の算定方法】

$$P_r = Phy \cdot \mu \max \cdot f(T) \cdot f(N, P) \cdot f(I)$$

$$f(T) = \exp(Q_{10} V_{Phy} \cdot T^{(n)})$$

$$f(N, P) = \frac{DIP}{K_{DIP} + DIP} \cdot \frac{DIN}{K_{DIN} + DIN}$$

$$f(I) = \frac{I}{I_{OPT}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{OPT}}\right)$$

P_r : 一次生産量(gC/m³/day)

Phy : 植物プランクトン量(gC/m³) [クロロフィル a より換算, C/Chl.a=50*¹]

$\mu \max$: 最大増殖速度(=0°C時 0.59/日*²)

$f(T)$: 増殖速度の温度(T)制限項

$f(N, P)$: 増殖速度の栄養塩(N, P)制限項

$f(I)$: 増殖速度の照度(I)制限項

$Q_{10} V_{Phy}$: 温度定数(=0.0633*²)

K_{DIP} : DIP の半飽和濃度(=0.003g/m³*³)

K_{DIN} : DIN の半飽和濃度(=0.042g/m³*³)

I : 水中での日射量(MJ/m²) [全天日射量及び透明度を用いて設定(水中での光の減衰を考慮)]

I_{OPT} : 光合成に対する最適日射量(=8.36MJ/m²*³)

出典)*1 環境省(1985):水質総量規制推進検討調査-海域富栄養化シミュレーションモデル等調査-.昭和 59 年度環境庁委託業務結果報告書.

*2 通商産業省・(社)産業公害防止協会(1987):富栄養化予測手法マニュアル-三河湾実施調査実施例-(応用編).

*3 横山長之(1993):海洋環境シミュレーション-水の流れと生物-.

2-2 特定の種の生態的特性等を踏まえた栄養塩類と水産資源の関係に係る解析

昨年度は、漁獲量の推移について整理を行うとともに、今後の検討に当たり、分析の参考となるよう魚種ごとの漁獲量の変化の要因について指摘している知見等の整理を行った。本年度は、下記の観点等から検討対象種を選定し、栄養塩類、餌資源、水産資源等の関係について詳細な分析等を進めている。

<対象種選定の観点>

- ・ 栄養段階が低いなど栄養塩類との関係を確認する上で適当と考えられる種に着目する。
- ・ 卵から仔魚期、成魚期、産卵期などの生活史が概ね瀬戸内海内の特定の湾・灘や場所で完結するなど瀬戸内海の水環境と比較する上で適当と考えられる種に着目する。

表 3 検討対象種の選定

魚種	主な餌	生活史等
マイワシ	主な餌は動物プランクトンであり、 <u>栄養塩類との関係は比較的近い。</u>	<u>資源変動とレジームシフトと呼ばれる数十年規模の変動との関係が指摘されている⁶ので、内海の栄養塩類と資源変動等の関係を解析するのに必ずしも、適していない。</u>
カタクチイワシ、シラス	主な餌は動物プランクトンであり、 <u>栄養塩類との関係は比較的近い。</u>	<u>瀬戸内海系群は太平洋南区春季発生群と内海発生群の混合資源である⁷ため、瀬戸内海の栄養塩類と資源変動等の関係を解析するのに必ずしも、適していない。(内海発生群が主流とされる燧灘については瀬戸内海区水産研究所で解析を実施中。)</u>
イカナゴ	主な餌は動物プランクトンであり、 <u>栄養塩類との関係は比較的近い。</u>	<u>大規模な産卵場は播磨灘北東部(鹿ノ瀬)と備讃瀬戸であり⁸、産卵場や夏眠場が特定の場所に限定されるため、瀬戸内海の栄養塩類と資源変動等との関係を解析するのに適している。</u>
アサリ	主な餌は植物プランクトンであり、 <u>栄養塩類との関係は比較的近い。</u>	<u>浮遊幼生の着底後は特定の範囲で生活史を終えるため、内海の栄養塩類と資源変動等との関係を解析するのに適している。</u>
アジ類	主な餌は動物プランクトン・魚類であり、 <u>栄養塩類との関係は比較的遠い。</u>	<u>産卵場は主に外洋であり、外洋から瀬戸内海に流入してくる交流型の魚種であることから、内海の栄養塩類と資源変動等の関係を解析するのに必ずしも、適していない。</u>

⁶ 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018):平成 29(2017)年度マイワシ太平洋系群の資源評価.平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価,15-52.

⁷ 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018):平成 29(2017)年度カタクチイワシ瀬戸内海系群の資源評価.平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価,833-883.

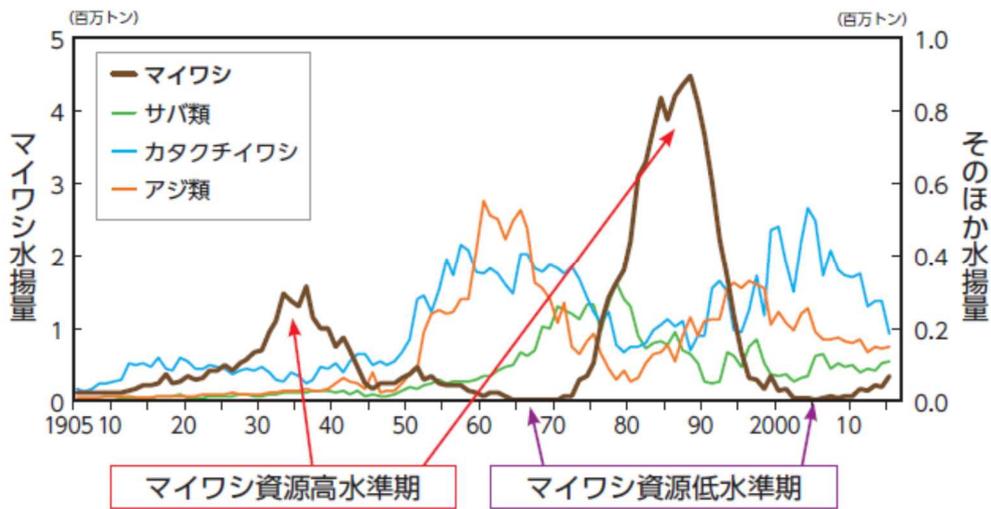
⁸ 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018):平成 29(2017)年度イカナゴ瀬戸内海東部系群の資源評価.平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価,1570-1607.

サバ類	主な餌は動物プランクトン・魚類であり、 <u>栄養塩類との関係は比較的遠い。</u>	太平洋の未成魚と成魚の一部が瀬戸内海に回遊する交流型の魚種である ⁹ ため、内海の栄養塩類と資源変動等の関係を解析するのに必ずしも適していない。
-----	--	---

上記の生態的特性を考慮して、栄養段階が低く、生活史がおおむね瀬戸内海内の特定の場所や海域で完結するイカナゴとアサリについて解析を行うこととした。

成長段階に応じて生息場や餌資源が変化することから、生物の成長等にとって餌資源が重要となる時期や場所の栄養塩類、餌資源(植物プランクトン等)、水産資源の状況(漁獲量等)等について比較等を行った。分析等に当たっては、種ごとに着目すべき時期、場所等の分析方法について、水産研究の専門家に確認しつつ進めた。

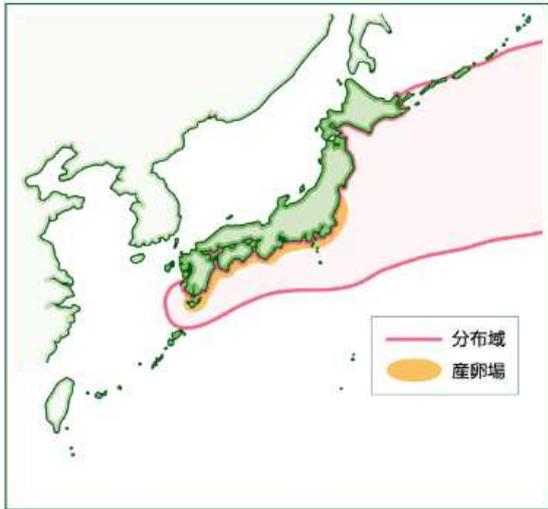
併せて、資源量の変動に影響を及ぼすと考えられるその他の環境項目(水温など)等に係る知見についても整理を行った。



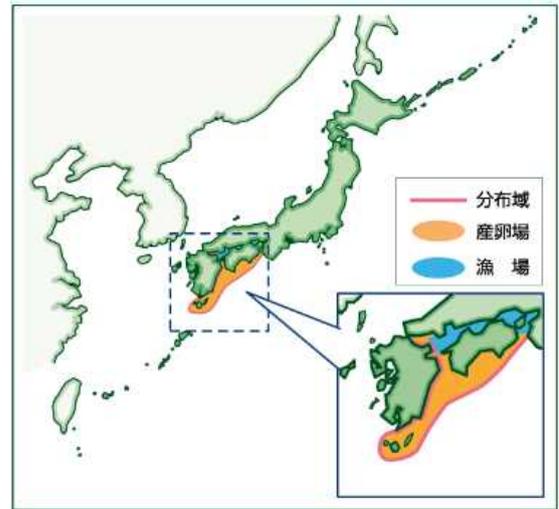
出典：国立研究開発法人 水産研究・教育機構 FRA NEWS vol.56

(参考) 図 14 日本の小型浮魚類の水揚高の推移

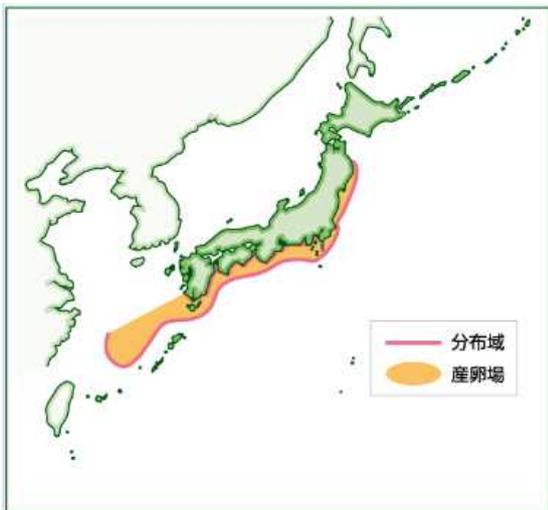
⁹ 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018)：平成 29(2017)年度マサバ太平洋系群の資源評価。平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価,157-200.



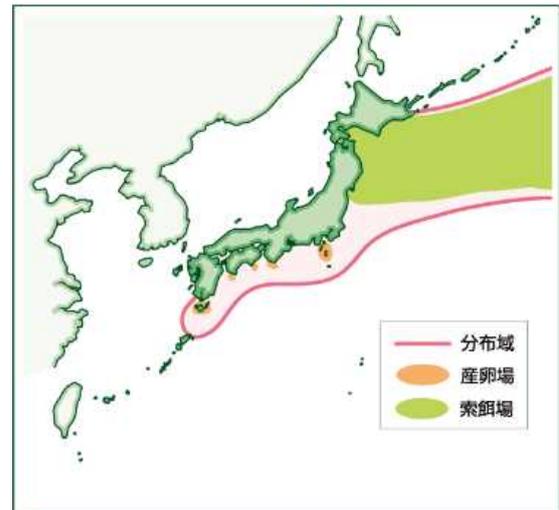
(参考) 図 15 マイワシの分布域・産卵場⁶



(参考) 図 16 カタクチイワシの分布域・産卵場⁷



(参考) 図 17 マアジの分布域・産卵場¹⁰



(参考) 図 18 マサバの分布域・産卵場⁹

¹⁰ 水産庁増殖推進部・国立研究開発法人水産研究・教育機構(2018):平成29(2017)年度マアジ太平洋系群の資源評価.平成29年度我が国周辺水域の漁業資源評価,157-200.

(1) イカナゴ

1) 解析を行う場所(海域)

- 漁獲量が最も多く、長期的に減少傾向がみられる播磨灘を対象として栄養塩類とイカナゴとの関係について解析を行う。
備讃瀬戸におけるイカナゴの漁獲量の減少には海砂利採取の影響が指摘されているため解析対象としない。
- 餌環境等については、播磨灘においてイカナゴが主に漁獲されている東部の鹿ノ瀬周辺及び中央部の家島周辺を対象に解析を行う。

① イカナゴの漁獲量の推移

瀬戸内海全域及び瀬戸内海東部(紀伊水道、大阪湾、播磨灘、備讃瀬戸)におけるイカナゴの漁獲量の推移を図 19(1)に、瀬戸内海東部の各湾・灘のイカナゴの漁獲量の推移を図 19(2)に示す。図 19(1)より、瀬戸内海のイカナゴの漁獲量は瀬戸内海東部での漁獲が大半を占めていることがわかる。

瀬戸内海東部におけるイカナゴの漁獲量は、1980 年代以降、減少している。播磨灘での漁獲が最も多く、その影響が大きい。大阪湾と備讃瀬戸は 1984 年頃までは同程度であったが、その後はほとんどの年で備讃瀬戸の漁獲量の方が低位で推移している。

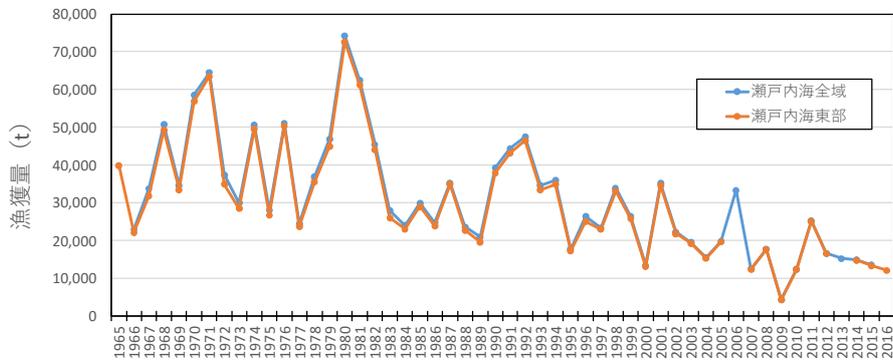


図19(1) 瀬戸内海全域及び瀬戸内海東部のイカナゴの漁獲量の推移

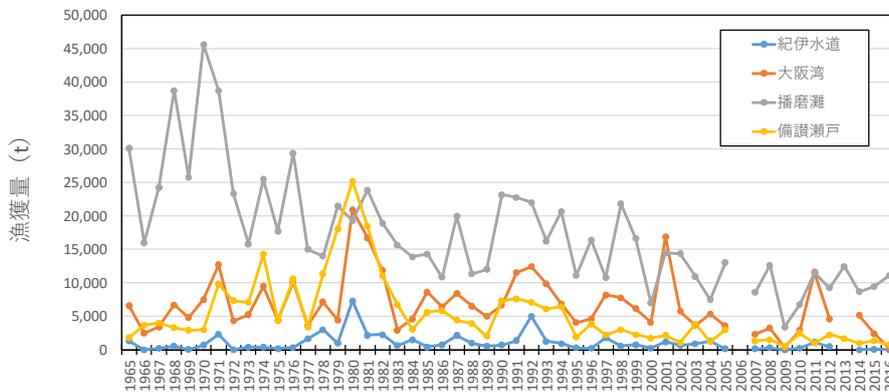


図19(2) 瀬戸内海東部の各湾・灘のイカナゴの漁獲量の推移

② イカナゴの主な漁場

瀬戸内海東部におけるイカナゴの主漁場及び夏眠・産卵場を図 20 に示す。播磨灘では東部の鹿ノ瀬周辺及び中央部の家島周辺において主に漁獲されているため、解析には主漁場近傍の地点のデータを用いる(図 21、図 22)。

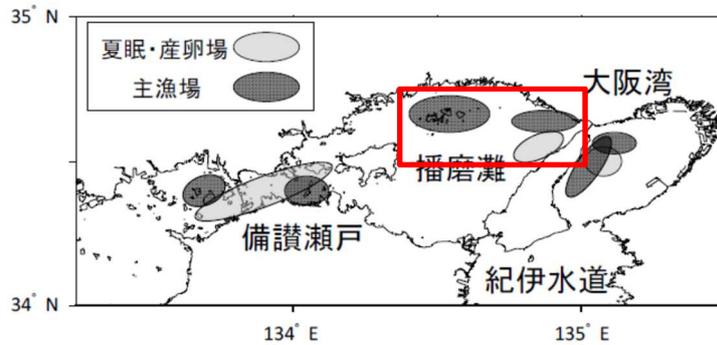


図 20 瀬戸内海東部におけるイカナゴの主漁場及び夏眠・産卵場の分布⁸

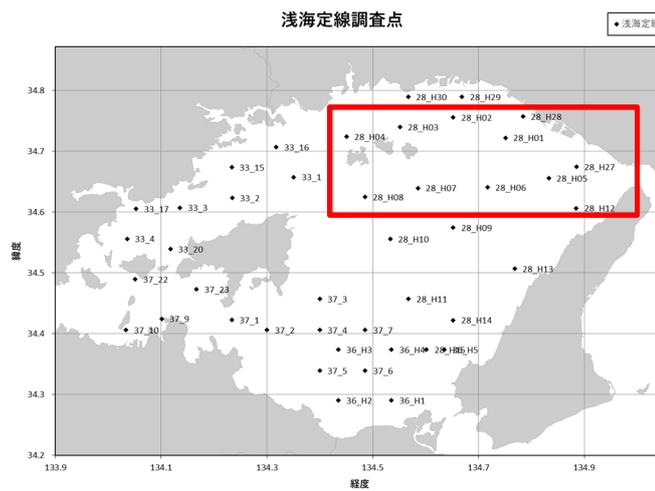


図 21 浅海定線調査地点図(赤枠の地点が DIN 濃度データの使用地点)

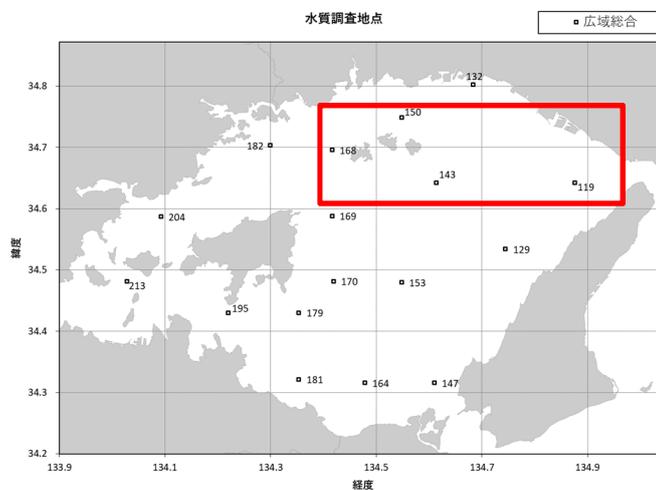
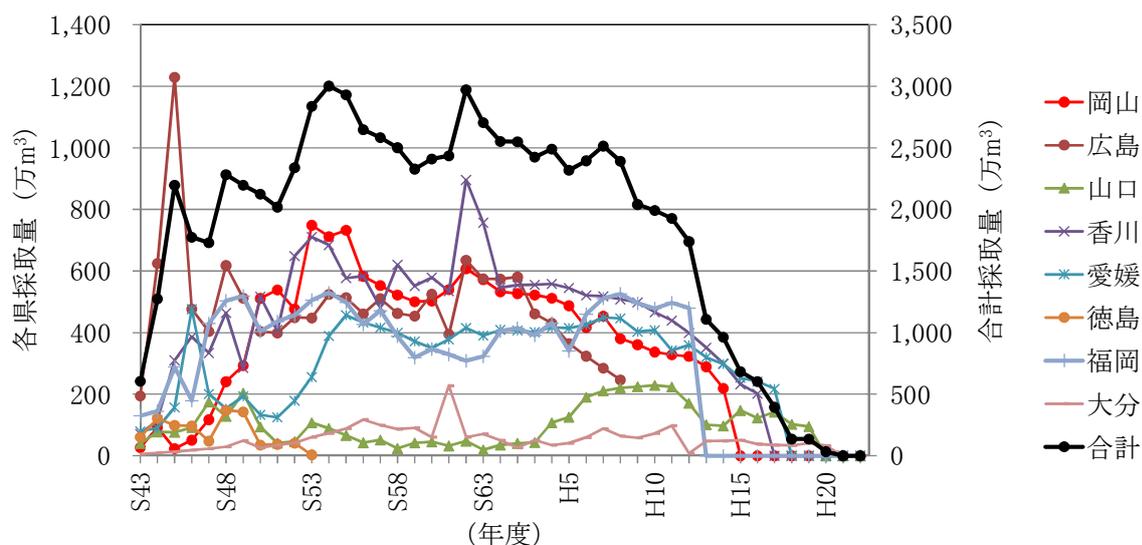


図 22 広域総合水質調査地点図(赤枠の地点が Chl.a 濃度データの使用地点)

<参考:海砂利採取の状況>

瀬戸内海では昭和 40 年代(1960 年代後半頃)から海砂利採取量が増加し、1970 年代以降、大量の海砂利採取が続いた(図 23)。播磨灘においては、兵庫県では昭和 30 年代後半(1960 年代前半)に漁業調整規制によって海砂利採取禁止区域が設定され、禁止区域外には良質な海砂利が賦存しないことから、実質的な海砂利採取禁止の状態となった¹¹。備讃瀬戸においては、岡山県では 2002 年まで、香川県では 2004 年まで海砂利採取が行われた。イカナゴの漁獲量と夏眠場・産卵場となる海砂利の採取との関係については、これまでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

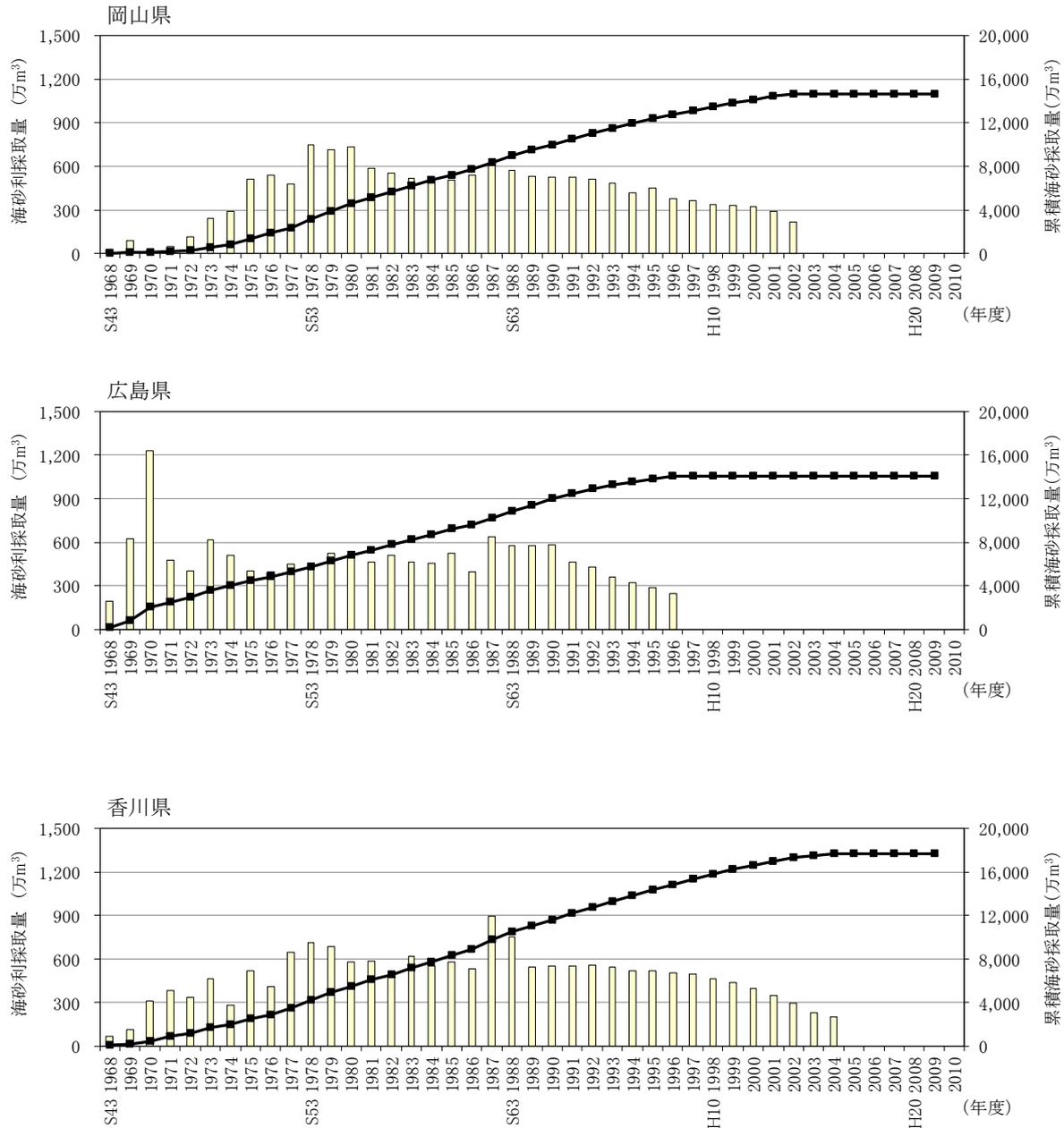
- 備讃瀬戸中央部における海砂利の非採取海域、採取終了海域、採取中海域でイカナゴの平均採捕数を調査すると、非採取海域は採取終了海域に比べて概ね 5 倍、採取中海域に比べると 10 倍程度多く採捕された¹²。
- 海砂採取は 1997 年度(平成 9 年度)頃から徐々に減少し、2005 年度(平成 17 年度)には終了したものの、海砂は掘ればなくなる性質が強いため、生息場所の回復には至っていないものと考えられる¹³。



注) 山口県、福岡県及び大分県については瀬戸内海海域以外を含む。
 出典) 砂利採取業務状況報告書集計表(経済産業省・国土交通省)より作成

図23 海砂利採取量の推移

¹¹ 環境省(2002):瀬戸内海における海砂利採取とその影響. 瀬戸内海海砂利採取環境影響評価調査最終とりまとめ.
¹² 篠原基之・日野宗治・小塚広之(2003):備讃瀬戸中央部におけるイカナゴの夏眠場の底質について. 岡山水試報, 18, 6-11.
¹³ 水産庁 増殖推進部(2017):平成 28(2016)年度イカナゴ瀬戸内海東部系群の資源評価.



出典) 砂利採取業務状況報告書集計表(経済産業省・国土交通省)より作成

図24 県別の海砂利採取量の推移

表 4 に備讃瀬戸中央部における海砂利の非採取海域、採取終了海域、採取中海域でのイカナゴの採捕数を示す。なお、調査は平成 11 年(1999 年)の 9~11 月に行われている。表 4 より、海砂利の非採取海域で採捕されたイカナゴは1操業当たりで 2.9 尾だった。一方、採取終了海域の 1 操業当たりの採捕数は 0.5 尾、採取中海域では 0.25 尾であった。非採取海域は採取終了海域の概ね 5 倍、採取中海域の 10 倍程度多く採捕された。¹²

表 4 各海域で採集したイカナゴ成魚数¹²

海域 区分	調査 海域	調査 定点	調査月				1 操業当 り採集数
			9	10	11	計	
非採取	水島	MZ1	0	0	0	0	0.0
		MZ2	8	3	5	16	5.3
		MZ3	13	11	8	32	10.7
		MZ4	0	4	5	9	3.0
		MZ5	9	7	0	16	5.3
	小計		30	25	18	73	4.9
	六口島	MK1	0	0	0	0	0.0
		MK2	1	0	1	2	0.7
		MK3	1	0	5	6	2.0
		MK4	14	7	20	41	13.7
		MK5	13	4	3	20	6.7
		MK6	—	2	—	2	0.7
	小計		29	13	29	71	4.4
	高州	T1	0	0	2	2	0.7
		T2	0	0	5	5	1.7
		T3	0	1	0	1	0.3
		T4	0	0	0	0	0.0
		T5	0	0	0	0	0.0
	小計		0	1	7	8	0.5
	日比	H1	2	0	0	2	0.7
		H2	1	0	3	4	1.3
H3		4	0	0	4	1.3	
H4		0	1	2	3	1.0	
H5		7	0	4	11	3.7	
H6		—	2	—	2	0.7	
小計		13	3	9	26	1.6	
合 計		72	42	63	178	2.9	
採取終了	室木島	MR1	1	0	0	1	0.3
		MR2	1	0	1	2	0.7
合 計		2	0	1	3	0.5	
採取中	堅場島	TB1	0	0	0	0	0.0
		TB2	0	0	0	0	0.0
	小計		0	0	0	0.0	
	大槌島	O1	0	0	0	0	0.0
		O2	0	1	2	3	1.0
	小計		0	1	2	3	1.0
合 計		0	1	2	3	0.5 ←0.25 の誤り	

注) — : 欠測

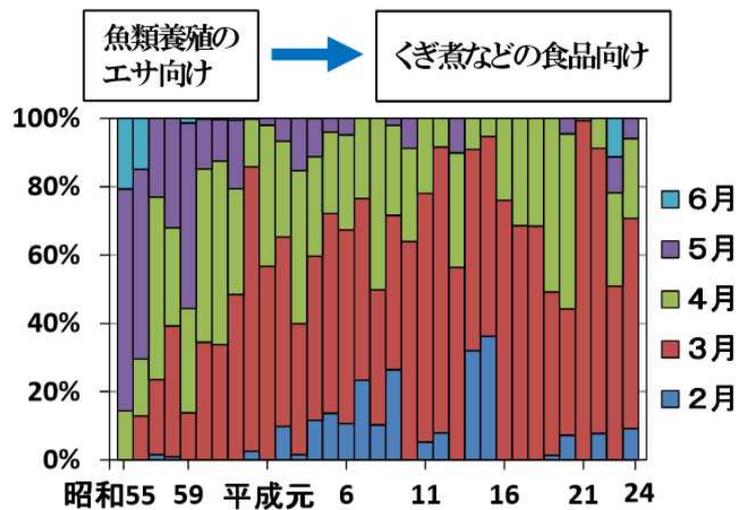
2) 解析を行う年度・時期

- 漁獲形態の変化による影響が含まれないよう、近年の主要な漁期である 2～4 月の漁獲割合が大部分を占めるようになった 1989 年以降（平成元年以降）を解析の対象とする。
- 生物学的特性によると、イカナゴは主に 12 月下旬～1 月上旬に孵化し、その後 1 日程度で摂餌をはじめ主に 2～4 月に漁獲される。このため、仔魚期の餌環境として重要と考えられる 1～3 月を解析対象時期とした。なお、冬季の栄養塩は植物プランクトンにより消費された状態である可能性を考慮し、対象年の冬季全体の栄養塩状態をみるため、栄養塩については鉛直混合終了後の前年 11 月～当年 3 月のデータを対象とした。

① 漁獲手法等の変化

イカナゴの月別漁獲尾数割合によると(図 25)、昭和 50 年代後半(1980 年代前半)は 5 月以降の漁獲割合が比較的多かったのに対し、1989 年以降(平成元年以降)はおおむね 4 月以前の漁獲割合が大部分を占めている。

イカナゴを漁獲する時期が変わった場合、同じ匹数でも漁獲重量が異なるため、近年の主要な漁期である 2～4 月の漁獲割合が大部分を占めるようになった平成以降(1989 年以降)が漁獲形態の変化による影響が小さいと考えられる。



出典) 兵庫県資料 イカナゴの資源管理

図 25 播磨灘代表漁協におけるイカナゴのシンコ(0歳魚)の月別漁獲尾数割合

② イカナゴの生物学的特性

イカナゴは 12 月下旬～1 月上旬に、主に明石海峡、備讃瀬戸、備後灘及び燧灘北部で産卵する(図 26)。また、ふ化後 24 時間以内に内部栄養を大量に残した状態で摂餌を開始し、1 か月にわたって内外の栄養源を混合して利用する¹⁴。水温が明石近海では 19℃、燧灘北部付近では 24℃を超えると海底の砂に潜り夏眠を行う^{15,16}。海底に潜砂する際には砂粒子の大きさを強く選択し、魚体の大きさによって異なるが、砂粒子の大きさは 0.25～4mm で、特に 0.5～2mm の砂に選択性がある¹⁷。

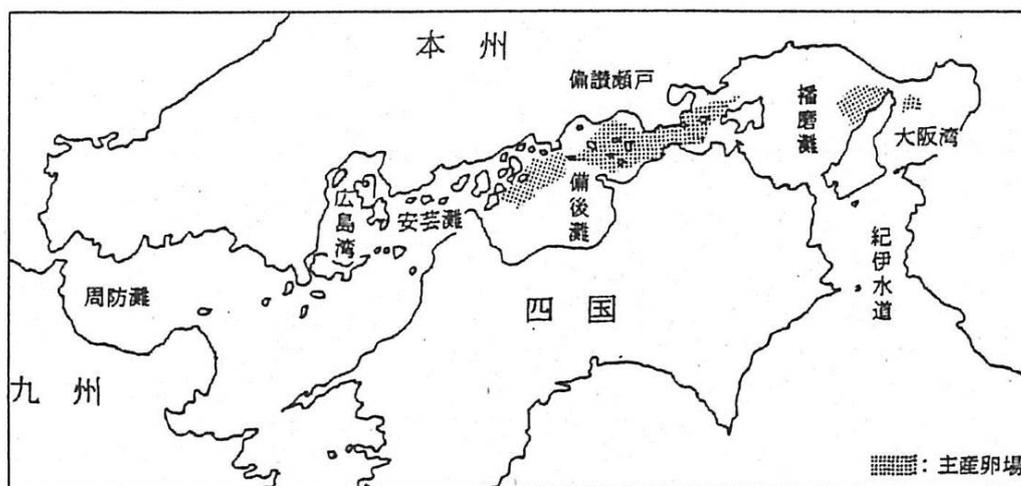


図 26 瀬戸内海におけるイカナゴの産卵場¹⁸

¹⁴ 山田浩且(2011):伊勢湾におけるイカナゴの新規加入量決定機構に関する研究. 三重水研報, 第 19 号, 1-77.

¹⁵ 内橋潔(1950):明石近海におけるイカナゴと其漁業について. 兵庫水試報告, 6.

¹⁶ 井上明・高森茂樹・国行一正・小林真一・仁科重己(1967):イカナゴの漁業生物学的研究. 内海水研報, 25.

¹⁷ 一般財団法人 東京水産振興会(2012):日本沿岸域における漁業資源の動向と漁業管理体制の実態調査—平成 23 年度事業報告—

¹⁸ 環境省水環境部閉鎖性海域対策室(2002):瀬戸内海における海砂利採取とその環境への影響(瀬戸内海砂利採取環境影響評価調査最終とりまとめ).

3) 解析に用いるデータ

- 瀬戸内海東部系群のイカナゴの資源量は算出されているものの、湾・灘ごとには算出されていないため、イカナゴのデータとしては漁獲量を用いる。
- 餌環境については、主漁場周辺における動物プランクトンのデータが得られていないため、栄養塩及び Chl. a 濃度を用いる。
- 対象海域の対象時期・期間においては、NP 比がレッドフィールド比を下回っていたことから、DIN 濃度の変化の方が DIP 濃度の変化に比べて海域の基礎生産に及ぼす影響が大きいと考えられる。このため、栄養塩については DIN 濃度を用いる。
- DIN 濃度は月 1 回の測定が行われている浅海定線調査のデータを用いる。なお、Chl. a 濃度については分析方法の変更により浅海定線調査のデータが長期の解析に適さないため、年 4 回の頻度で測定が行われている広域総合水質調査のデータを用いる。

① 対象海域の対象時期・期間における NP 比

イカナゴの主漁場近傍の地点(前述の図 21 の赤枠内 11 点)における前年 11 月～当年 3 月の上層の DIN/DIP を整理すると(図 27)、1989 年を除き NP 比がレッドフィールド比※(重量比による)を下回っている。このため、DIN 濃度の変化の方が DIP 濃度の変化に比べて海域の基礎生産に及ぼす影響が大きいと考えられる。

※レッドフィールド比(RF 比):植物プランクトン細胞の N/P 比。環境中の N/P 比が RF 比より小さい状態では、細胞の成長は窒素によって制限を受け、大きい状態ではリンの制限を受ける。

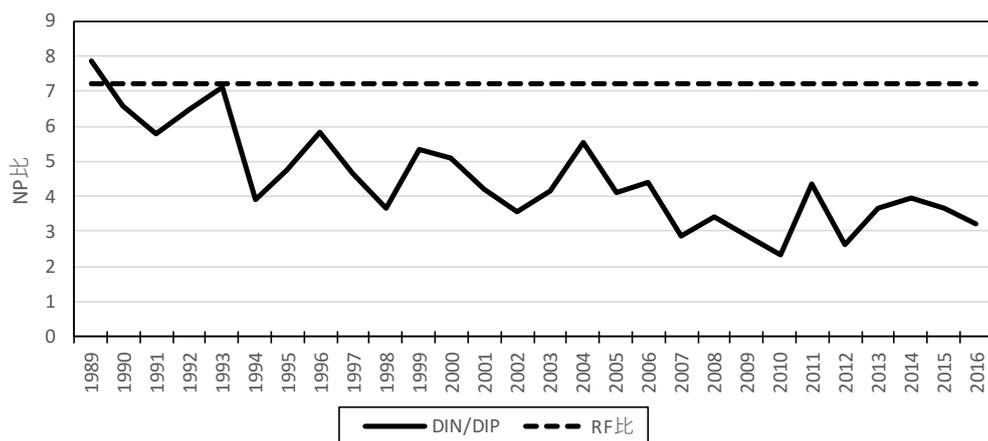


図 27 播磨灘のイカナゴ主漁場近傍における NP 比(前年 11 月～当年 3 月の平均)

なお、専門家へのヒアリングの結果、イカナゴの競合種として挙げられるカタクチイワシは主に春季～秋季にかけて摂餌するのに対し、イカナゴの漁期は冬季～春季の 2～4 月で、摂餌期間はおおむね 1～3 月であり、また、この時期の播磨灘においてイカナゴのバイオマスが圧倒的に多いと言われていることから、競合については考慮しないこととする。

4) 解析の結果

- 播磨灘のイカナゴの漁獲量と漁場周辺の DIN 濃度は、年による変動が大きいものの、ともに 1990 年代前半から 2010 年前後にかけて長期的に低下傾向がみられた後、おおむね横ばいで推移しており、長期的に類似した変動傾向を示している。
- Chl. a 濃度の変動は、年による変動が大きいものの、長期的にはおおむね横ばいで推移しており、イカナゴの漁獲量の変動と明瞭な関係がみられなかった。
短期的な変動が大きいと考えられる Chl. a 濃度については、四半期に 1 回のみ測定データでは必ずしも当該年の植物プランクトンの出現傾向を表していない可能性が考えられる。また、植物プランクトンは近年、種組成が変化しており、そのことが動物プランクトンの現存量に影響を及ぼしていることが考えられるとの指摘がある。
- イカナゴの主漁場近傍における冬季の植物プランクトンの種組成の推移を確認したところ、1996 年頃以降はスケルトネマの割合が減少しキートケロスやユーカンピアの割合が多くなる傾向が見られた。このような植物プランクトンの種組成の変化がみられる海域では、Chl. a 濃度が動物プランクトンの餌環境の状況を必ずしも表していない可能性がある。

① イカナゴの漁獲量と水質データの比較

播磨灘のイカナゴの漁獲量と漁場周辺の DIN 濃度及び Chl.a 濃度との比較を図 28、図 29 に示す。なお、各年の漁獲量の変動は気象・海象条件等の影響により年によってばらつきが生じることから、中長期的な変動傾向を捉えるために、3 年移動平均した場合の比較を図 28(2)、図 29(2)に示す。

- ・ 播磨灘のイカナゴの漁獲量と漁場周辺の DIN 濃度は、年による変動が大きいものの、ともに 1990 年代前半から 2010 年前後にかけて長期的に低下傾向がみられた後、おおむね横ばいで推移しており、長期的に類似した変動傾向を示している。
- ・ Chl.a 濃度の変動は、年による変動が大きいものの、長期的にはおおむね横ばいで推移しており、漁獲量の変動と明瞭な関係がみられない。

なお、広域総合水質調査は年 4 回の頻度で実施されており、冬季の測定は 1 回のみ(1 月)であるため、短期的な変動が大きいと考えられる Chl.a 濃度については、測定データが必ずしも当該年の植物プランクトンの出現傾向を表していない可能性が考えられる。また、植物プランクトンは近年、種組成が変化しており、そのことが動物プランクトンの現存量に影響を及ぼしていることが考えられるとの指摘がある。

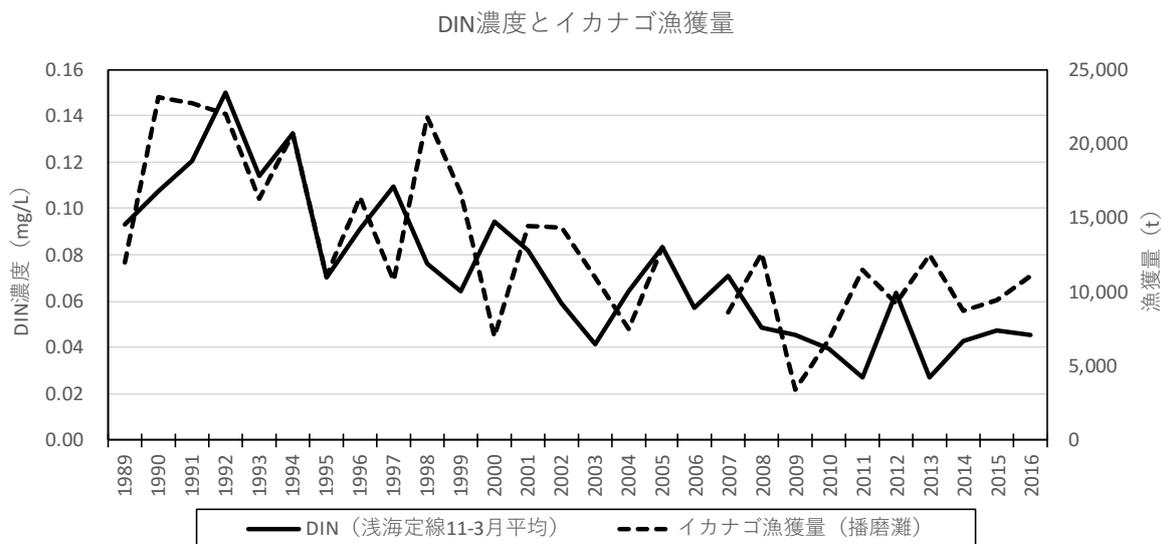


図 28(1) 播磨灘における DIN 濃度(11-3 月平均)とイカナゴ漁獲量

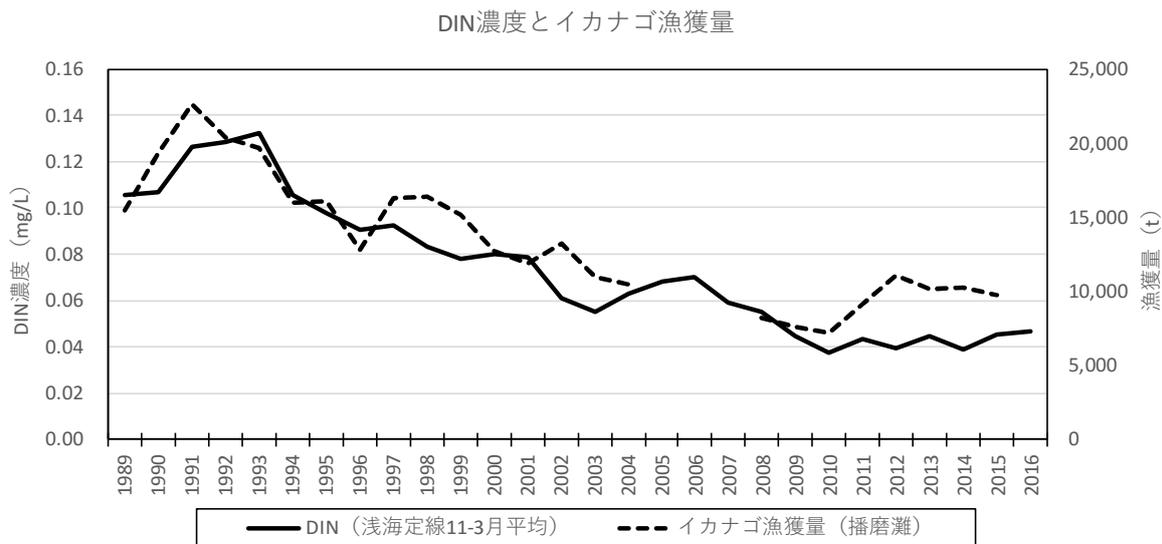


図 28(2) 播磨灘における DIN 濃度(11-3 月平均)とイカナゴ漁獲量【3 年移動平均】

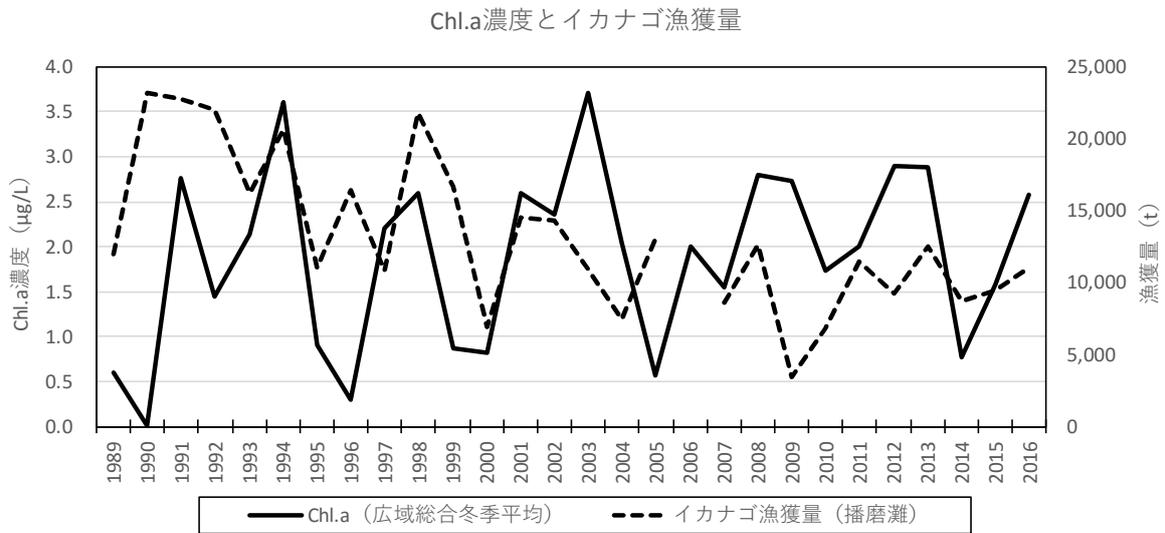


図 29(1) 播磨灘における Chl.a 濃度(1 月)とイカナゴ漁獲量

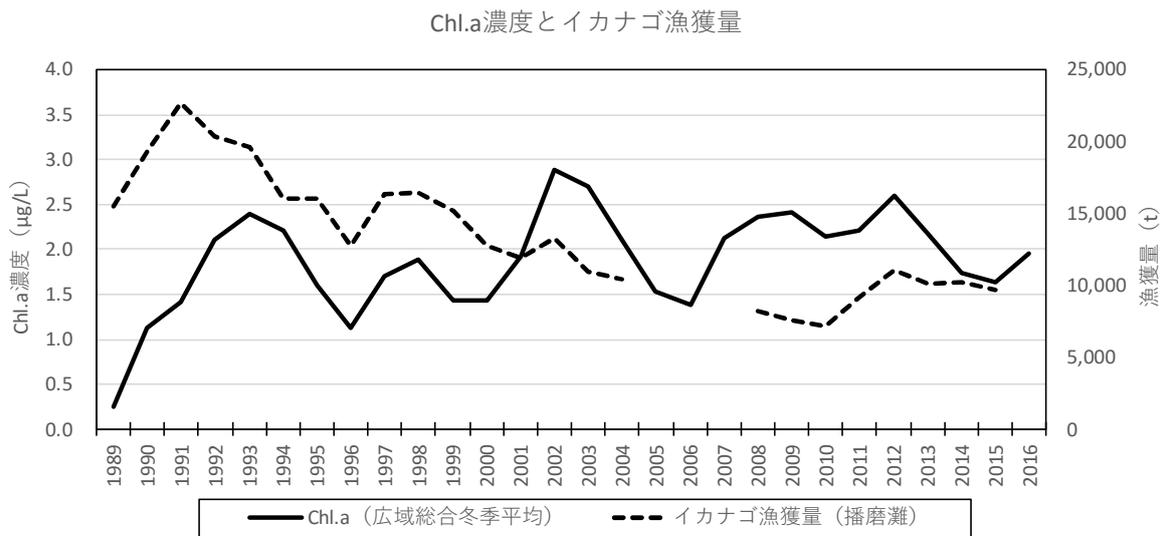
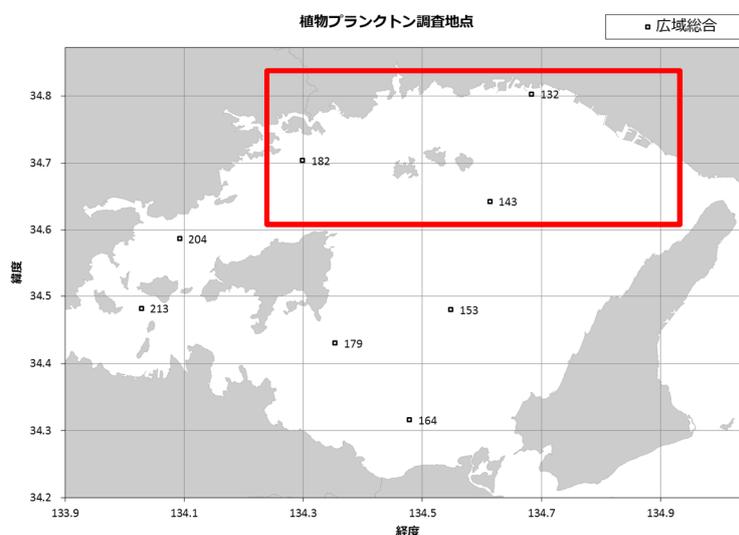


図 29(2) 播磨灘における Chl.a 濃度(1 月)とイカナゴ漁獲量【3 年移動平均】

② 植物プランクトンの種組成の変化

植物プランクトンについては種組成の変化が指摘されているため、主漁場近傍の地点(図30)における広域総合水質調査による植物プランクトンのデータを整理した。



注) 植物プランクトンの種組成が調査されている地点が少ないため、対象範囲をやや広めに設定した。

図 30 広域総合水質調査地点図(赤枠の地点が植物プランクトンデータの使用地点)

イカナゴの主漁場近傍における冬季(1月)の植物プランクトンの組成及び細胞密度の推移を図31に示す。冬季におけるイカナゴの主漁場近傍の植物プランクトンの種組成は、1996年頃まではスケルトネマの割合が多いが、その後はスケルトネマの割合が減少し、キートケロスやユーカンピアの割合が多くなっている傾向が見られた。

細胞密度の推移をみると、総細胞数は1996年まではおおむね100~350万細胞数/L程度で推移していたが、その後減少し、1998~2005年はおおむね50細胞数/L程度となっている。2006年以降は1998~2005年に比べて多い傾向を示している。

図30に示した植物プランクトンの調査位置と同地点におけるChl.a濃度を整理すると(図32)、Chl.a濃度は大きく変動しながらも長期的にはおおむね横ばいで推移していたが、植物プランクトンの変化を種別に整理すると(図31)、減少傾向を示している種もみられた。動物プランクトンの餌の選択性に関する知見は少なく、このような植物プランクトンの種組成の変化が動物プランクトン(イカナゴの餌環境)にどのような影響を及ぼしているかは不明である。しかし、このように種組成の変化がみられる海域では、Chl.a濃度が動物プランクトンの餌環境の状況を必ずしも表していない可能性がある。

なお、スケルトネマ属の優占率が低下し、キートケロス属が増加する傾向は、播磨灘以外にも大阪湾や北九州市の洞海湾でも指摘されている。

スケルトネマ属の優占率が低下し、キートケロス属が増加する要因としては、室内実験の結果から次のように報告されている¹⁹。

¹⁹ 多田邦尚(2011):大阪湾の植物プランクトンの季節・経年変動とその要因(その2).平成22年度大阪湾圏域の海域環境再生・創造に関する研究助成制度成果(要旨集).

- ・ 低温期ではスケルトネマの増殖速度がキートケロスの増殖速度を上回っているが、栄養塩濃度の低下によって増殖に適した期間が短縮すると、スケルトネマとキートケロスの細胞密度差が小さくなる。
 - ・ 水質改善に伴う水柱光量の増加によってスケルトネマの増殖の優位性が減少する。
- また、ユーカンピアについては、表層から底層にかけて分布することから、水柱内で増殖可能な水深が鉛直的に拡大することが、大量発生するために重要な要因の一つであり、また、海域の栄養塩が枯渇するまで増殖を繰り返すことが可能であるため、栄養塩レベルが低下傾向にある中では、他種との栄養塩を巡る競合に有利であることが示唆されている²⁰。

植物プランクトンの量や種組成の変化については、栄養塩類、光環境及び水温といった環境要因と種の特長等との関係について、引き続き知見が蓄積されることが重要である。

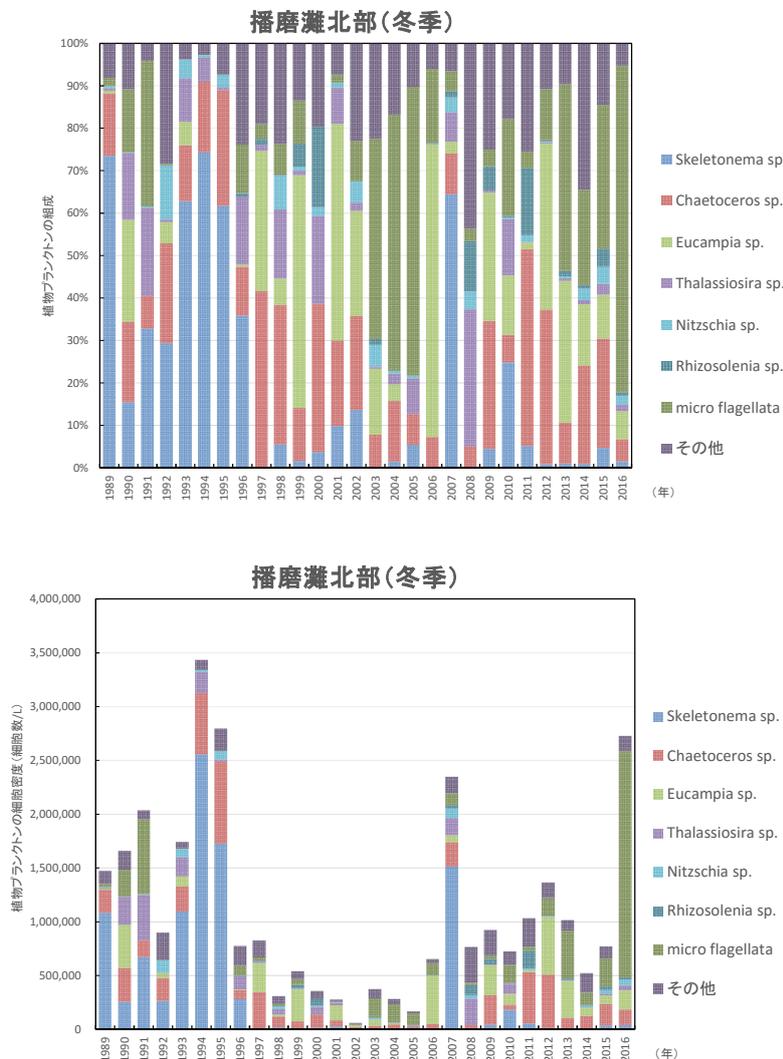


図 31 イカナゴ主漁場近傍における植物プランクトンの組成及び細胞密度の推移(1月)

²⁰ 西川哲也(2011): 養殖ノリ色落ち原因珪藻 *Eucampia zodiacus* の大量発生機構に関する生理生態学的研究. 兵庫県農林水産技術総合センター研究報告.

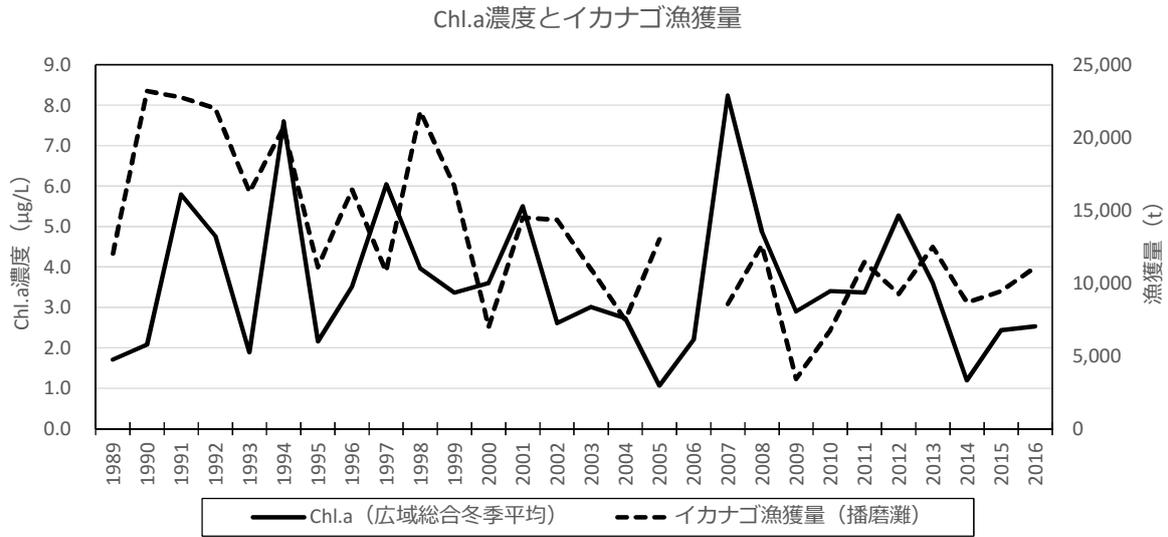


図 32(1) 広域総合水質調査地点における Chl.a 濃度(1 月)とイカナゴ漁獲量

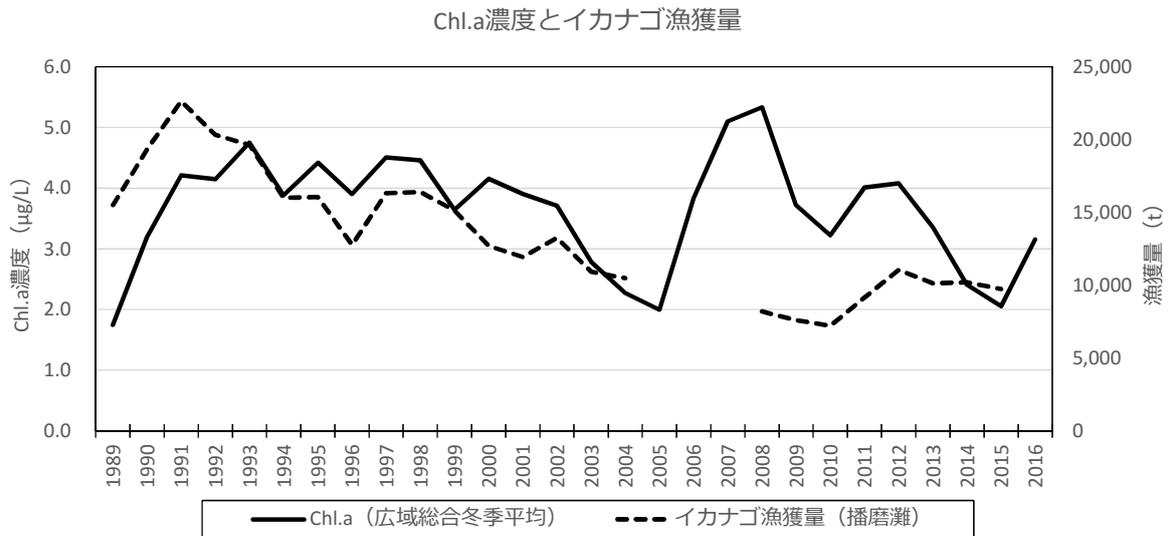


図 32(2) 広域総合水質調査地点における Chl.a 濃度(1 月)とイカナゴ漁獲量
【3 年移動平均】

5) これまでのイカナゴと餌資源との関係に関する知見

イカナゴと餌資源との関係については、これまでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

- ▶ 各年のカイアシ類の平均個体数(2~6月の平均値)は減少傾向にあり、イカナゴの肥満度との間に正の相関があったことから、イカナゴの餌料生物であるカイアシ類の減少が、イカナゴの肥満度を低下させている要因であることが示唆された(図33)。²¹
- ▶ 伊勢湾産イカナゴで飼育実験を実施したところ、成熟に必要な夏眠開始期の肥満度の閾値はおおむね4.2と推定される。²²

兵庫県水産技術センターでは、2008~2017年にかけてイカナゴの全個体が夏眠を開始すると考えられる7月下旬に、播磨灘のイカナゴの主要な夏眠場である鹿ノ瀬周辺において、海底に潜砂しているイカナゴを採集した。また、兵庫県水産技術センターでは、播磨灘で毎月1回、月の月上旬に定期的に行っている海洋観測調査において、中井式丸特プランクトンネット(目合335 μ m)を用いて、水深30m(水深30m以浅の定点では海底直上から)からの鉛直引きによりカイアシ類の個体数のデータを取得している。

これらの調査により得られたデータを用いて、カイアシ類の個体数とイカナゴの肥満度を比較した結果を図33に示す。なお、イカナゴは、春季に水温の上昇とともに夏眠場周辺に集まってくるということが知られているため、2~6月のデータを用いて、夏眠場(鹿ノ瀬)周辺海域の5定点におけるカイアシ類の平均個体数を算出している。

各年のカイアシ類の平均個体数(2~6月の平均値)は減少傾向にあり、イカナゴの肥満度との間に正の相関があった($p<0.05$)。このことから、イカナゴの餌料生物であるカイアシ類の減少が、イカナゴの肥満度を低下させている要因であることが示唆された。

²¹ 西川哲也(2018):播磨灘における夏眠期のイカナゴ肥満度. 水産海洋学会地域研究集会, 第1回東部瀬戸内海研究集会, 講演要旨集, 14-16.

²² 山田浩且・西村昭史・土橋靖史・久野正博(1999):伊勢湾産イカナゴ親魚の栄養状態と再生産力. 水産海洋研究, 63(3), 22-29.

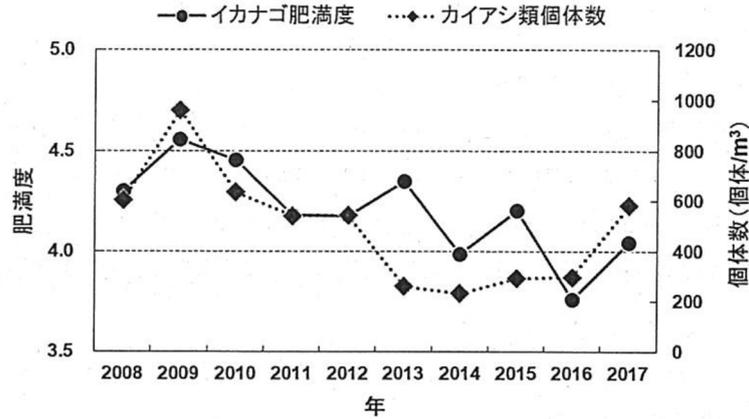
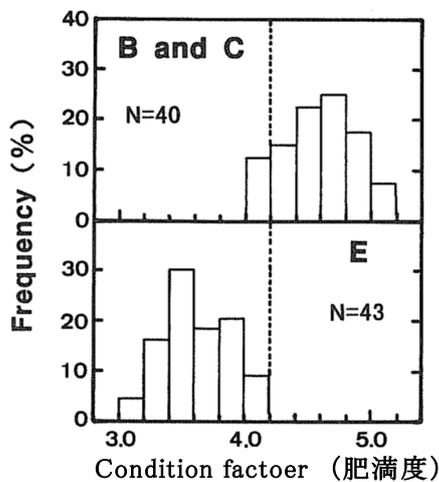


図 33 播磨灘におけるイカナゴ肥満度(0 歳魚、7 月下旬)とカイヤシ類の平均個体数(鹿ノ瀬周辺 5 定点、2~6 月)の経年変化²¹

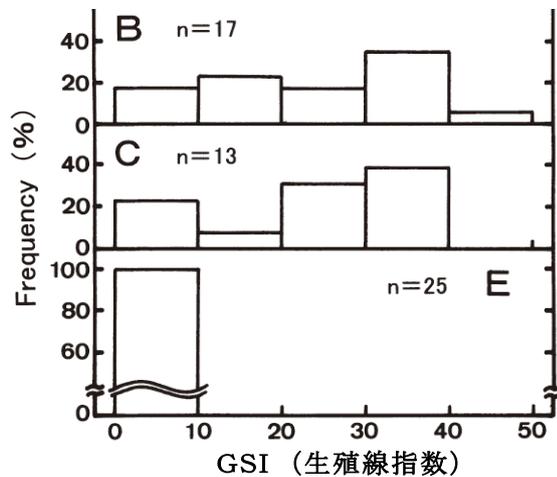
伊勢湾産イカナゴの飼育実験において、給餌量を飽食区の 50%及び 25%とした B 及び C 区と、10%とした E 区の夏眠開始期における肥満度組成は図 34(1)に示すとおりである。

50%区(B)及び 25%区(C)で約 80%の個体が最終成熟に達したこと、10%区(E)ではすべての個体が GSI(生殖腺指数)1以下の未熟期であったこと(図 34(2))を考慮すると、成熟に必要な夏眠開始期の肥満度の閾値はおおむね 4.2 と推定される。



注) B 区: 給餌量を飽食区の 50%とした実験区
C 区: 給餌量を飽食区の 25%とした実験区
E 区: 給餌量を飽食区の 10%とした実験区

図 34(1) イカナゴの飼育実験における夏眠開始期の肥満度組成²²



注) 10%区(E)ではすべての個体の GSI が1以下

図 34(2) イカナゴの飼育実験における 1 月前半に採取した雌の GSI 組成²²

※Condition factor(CF): 肥満度 ($CF = BW/SL^3 \cdot 10^3$, SL: 体長 cm, BW: 体重 g)

※GSI: 生殖腺指数 ($GSI = GW/BW \cdot 100$, GW: 生殖腺重量 g)

なお、GSI が 10 以上に達した個体は卵黄形成後期~成熟期に、GSI が 1 以下の個体は卵黄形成のみられない未熟期にあると推定されている。

<参考：イカナゴ資源の変動に係るその他の要因>

夏眠期間中の高水温との関係

イカナゴの漁獲量と夏眠期間中の高水温との関係について、これまでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

- 伊勢湾産イカナゴによる飼育実験結果によると、栄養状態が悪い個体の場合、水温 25℃までは生存可能であるが、水温 27℃では短期間のうちに全個体がへい死した。²³
- 瀬戸内海産イカナゴによる飼育実験結果によると、水温が高いほどへい死率が高くなり(図 35)、28℃実験区では24℃、26℃実験区より肥満度は低くなった。また、夏眠期に 28℃以上の高水温に曝された場合、まず温度耐性の低い個体がへい死し、生存した個体は基礎代謝(個体維持)により多くのエネルギーが消費されるため、一部は成熟不能になり、成熟可能な個体においても、雌ではよう卵数が減少、雄では精巣重量が減少すると考えられた。²⁴

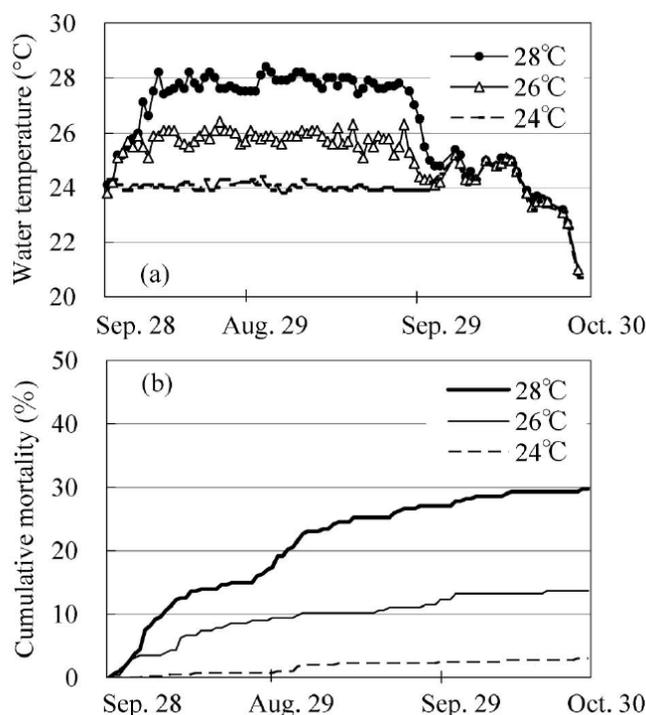


図 35 瀬戸内海産イカナゴの累積死亡率の推移²⁴

²³ 山田浩且・銭谷弘(1999):夏眠期における伊勢湾産イカナゴのへい死条件. 三重水技研報, 第8号, 1-5.

²⁴ 赤井紀子・内海範子(2012):瀬戸内海産イカナゴの死亡と再生産に及ぼす夏眠期における高水温飼育の影響. 日本水産学会誌, 78(3), 399-404.

前述のとおり、イカナゴ資源量の変動に夏眠中の水温が影響を及ぼしている可能性が指摘されていることから、播磨灘における主要な夏眠場である鹿ノ瀬近傍の地点(図 36 の青枠内に示す H05 地点)において、夏季(最も下層水温が高くなる 8~9 月)の下層水温を整理した(図 37)。

瀬戸内海産イカナゴによる飼育実験結果によると、水温が高いほどへい死率が高くなり、夏眠期に 28℃以上の高水温に曝された場合、まず温度耐性の低い個体がへい死し、生存した個体は基礎代謝(個体維持)により多くのエネルギーが消費されるため、一部は成熟不能になり、成熟可能な個体においても、雌ではよう卵数が減少、雄では精巣重量が減少するといわれている。²⁴ 図 37 では 1989 年以降の水温は 28℃には至っていないが、9 月の水温が 28℃に近い値を示す年もあり、播磨灘のイカナゴ資源は高水温の影響を受けている可能性がある。ただし、下層水温が 28℃に近い値を示した翌年のイカナゴ漁獲量が必ずしも減少しておらず、また、水温はおおむね横ばいで推移しており、イカナゴ漁獲量と関係は不明瞭である。また、一般的に夏季の泥温は下層水温よりも低いことから、現状の夏眠期の水温が、生残に影響を与えているかは判断できない。

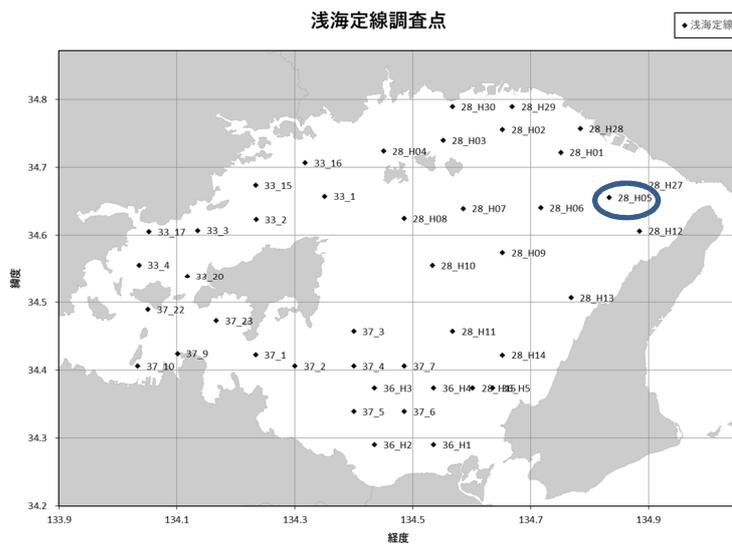


図 36 浅海定線調査地点図(青枠の地点が検討対象の H05 地点)

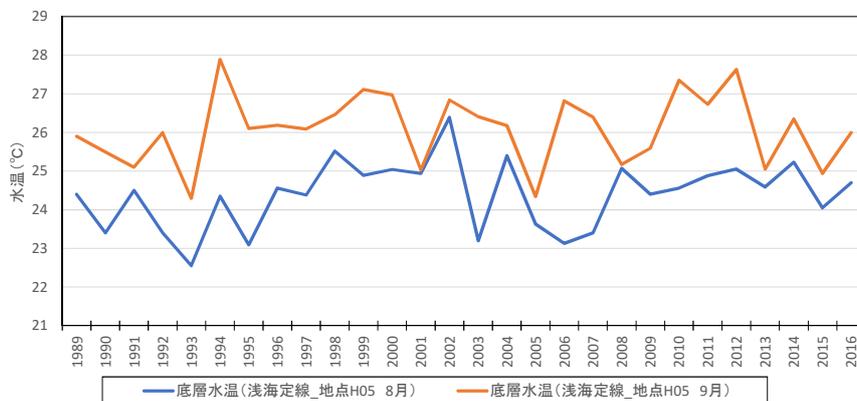


図 37 播磨灘の夏眠場近傍点の夏季の下層水温(浅海定線調査 H05 地点、8・9 月)

6) 栄養塩類とイカナゴに係る解析のまとめ

<解析手法>

- 解析対象海域については、漁獲量が最も多く、長期的に減少傾向がみられる播磨灘とした。播磨灘のイカナゴは主に播磨灘東部の鹿ノ瀬周辺や中央部の家島周辺で漁獲されているため、解析にはその周辺の水質のデータを用いた。
- 解析対象年度については、漁獲形態の変化による影響が含まれないよう、近年の主要な漁期である2～4月の漁獲が中心となった1989年以降（平成元年以降）とした。
- 解析対象時期については、イカナゴの仔魚期の餌環境として重要として考えられる1～3月を対象時期とした。なお、冬季の栄養塩の多くは植物プランクトンにより消費された状態である可能性を考慮し、冬季全体の栄養塩の状態をみるために、栄養塩については前年11月～当年3月のデータを対象とした。
- 解析には、餌環境の指標として栄養塩及びChl. a濃度を用いた。解析対象時期・期間においてはNP比がレッドフィールド比を下回っていたことから、栄養塩についてはDIN濃度を用いた。

<解析結果等>

- 解析の結果、播磨灘のイカナゴの漁獲量と漁場周辺のDIN濃度は長期的には類似した変動傾向を示していた。Chl. a濃度の変動は、長期的にはおおむね横ばいで推移しており、イカナゴの漁獲量の変動と明瞭な関係がみられなかった。なお、植物プランクトンについては種組成の変化等が指摘されており、Chl. a濃度が動物プランクトンの餌環境の状況を必ずしも表していない可能性がある。
- これまでの研究成果によると、イカナゴの餌料生物であるカイアシ類の減少がイカナゴの夏眠期前の肥満度を低下させている要因であることが示唆されており、また、伊勢湾産イカナゴで飼育実験を実施したところ成熟に必要な夏眠開始期の肥満度の閾値はおおむね4.2と推定されることが報告されている。

(2) アサリ

1) 解析を行う場所(海域)

- 漁獲量が最も多い周防灘を対象として栄養塩類とアサリとの関係について解析を行う。
- 周防灘においてアサリの主漁場は沿岸域であり、また、アサリは浅海の潮間帯～水深 10m 程度に主として生息しているため、アサリの主な生息域の近傍の沿岸域（水深 12m 以浅）の地点のデータを用いる（図 40）。

① アサリの漁獲量の推移

瀬戸内海全域及びアサリの漁獲量上位 3 位までの湾・灘におけるアサリの漁獲量の推移を図 38(1)に、周防灘に面する各県のアサリの漁獲量の推移を図 38(2)に示す。図 38(1)をみると、瀬戸内海全域のアサリ漁獲量は 1985 年(昭和 60 年)にピークに達した後、1991 年までに急減した。それ以降、徐々に減少しており、近年の漁獲量は僅かとなっている。

周防灘の漁獲量は瀬戸内海全域の漁獲量のほとんどを占めており、変化傾向も同様である。燧灘、備後・芸予瀬戸と安芸灘の漁獲量は、周防灘と比較すると少なく、近年の漁獲量は僅かである。周防灘に面する各県の漁獲量(図 38(2))をみると、1970～1980 年代は大分県の漁獲量が最も多かったが、1980 年代後半に漁獲量が急減した後は、山口県、福岡県と同程度の漁獲量となっている。

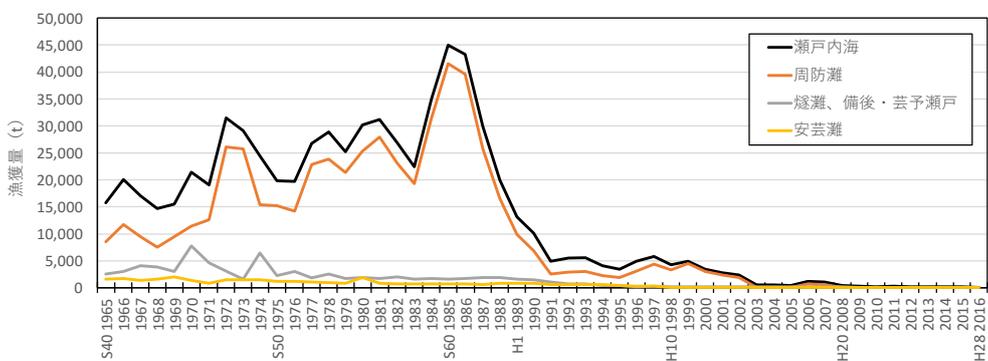


図 38(1) 瀬戸内海におけるアサリの漁獲量の推移

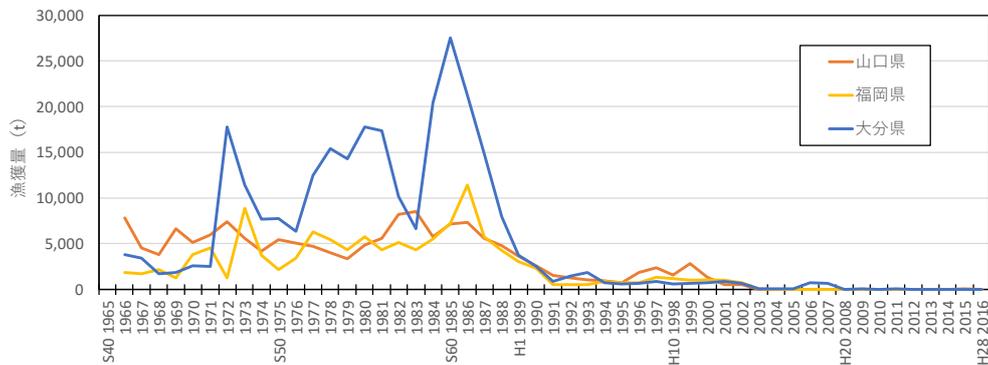
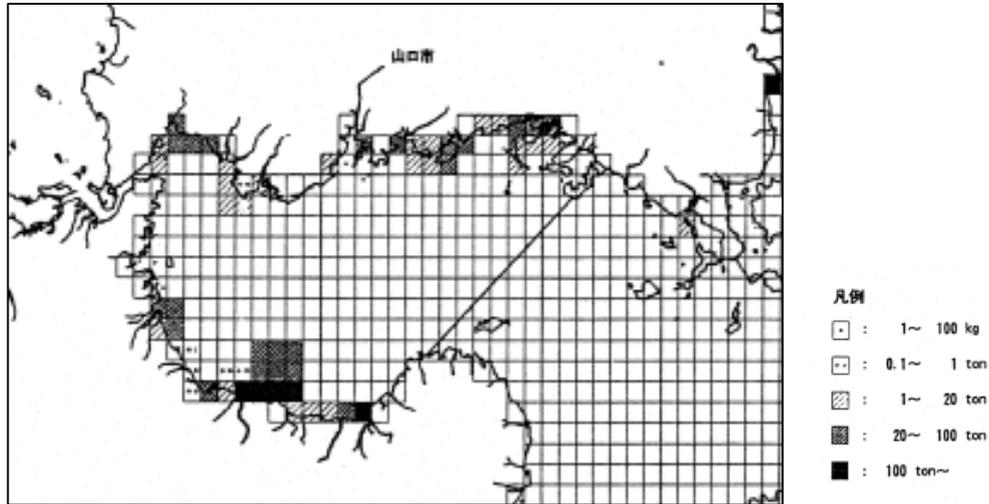


図 38(2) 周防灘に面する各県のアサリの漁獲量の推移

② アサリの主な漁場

周防灘におけるアサリの主漁場を図 39 に示す。漁場は周防灘の中でも沿岸域に位置しており、また、アサリは浅海の潮間帯～水深 10m 程度に主として生息しているため、アサリの主な生息域の近傍の沿岸域(水深 12m 以浅)の地点のデータを用いる(図 40 の▲、●、■)。



出典)水産庁 漁場環境評価メッシュ図「瀬戸内海」(平成11年3月)

図 39 瀬戸内海におけるアサリの漁場

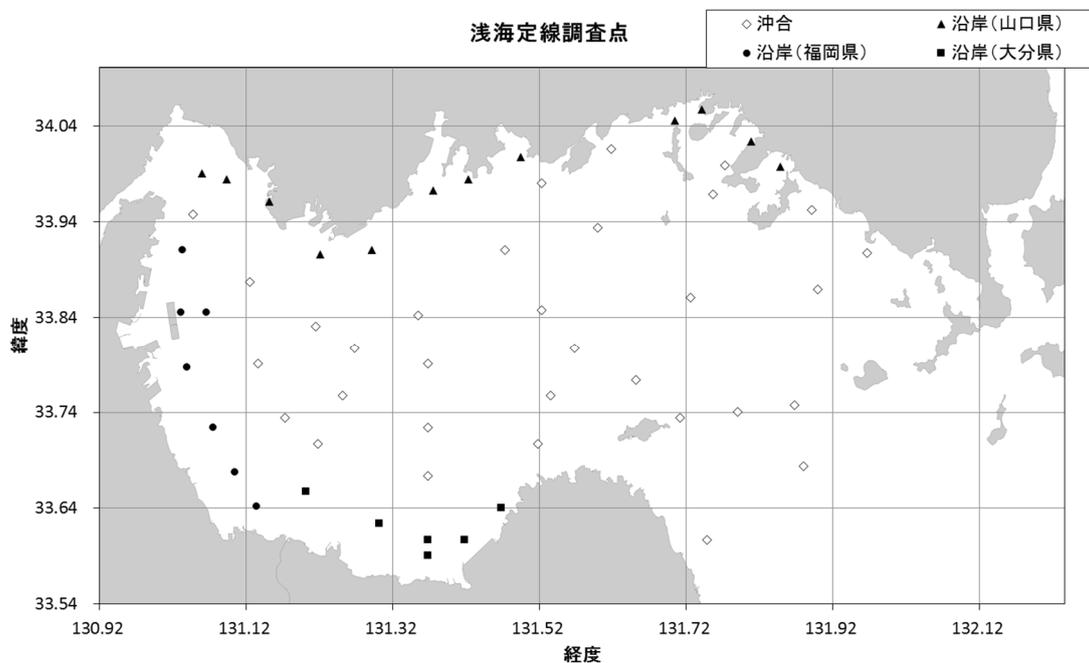


図 40 浅海定線調査の地点図

2) 解析を行う年度・時期

- 周防灘において、1980年代の漁獲量の急減は漁業形態の変化等の影響が指摘されており、また、1980年代の漁獲量の変動した時期に栄養塩には大きな変化がみられないため、1991年以降の期間について解析を行う。
- 生物学的特性によると、アサリの主な産卵期は春季と秋季であり、周防灘のアサリの産卵期は5～6月と9～10月であるため、アサリの親貝の成熟に重要な産卵期前の3～5月及び7～9月のデータを対象とする。

① 1980年代のアサリ漁獲量の変動要因

漁獲及び操業等との関係

アサリの漁獲量と漁獲及び操業等との関係について、これまでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

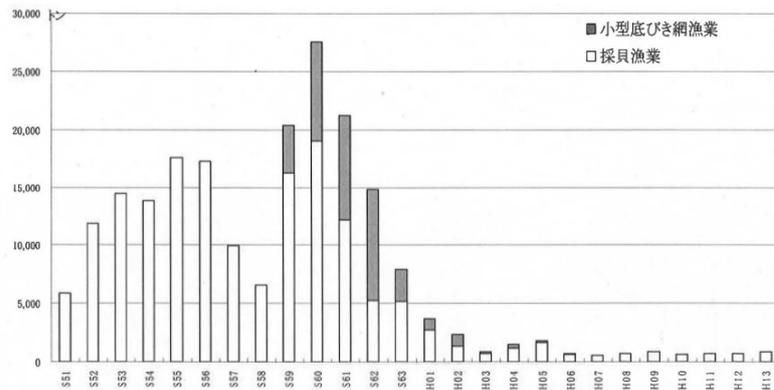
- 豊前海における1985年(昭和60年)以降の漁獲量の急激な減少の原因としては、小型機船底びき網手繰第3種ポンプこぎ網漁業により、1984年(昭和59年)以降の数年間にわたり沖合の主産卵場から大量のアサリが捕獲され(図41)、資源供給に寄与する親貝が極端に減少していることがあげられる。²⁵
- 瀬戸内海での変動は豊前海での変動を反映しており、豊前海では1970年(昭和45年)まで5千トンに満たなかったが1985年(昭和60年)には3万トンを超え、それ以降急減し、1991年(平成3年)以降は2千トン前後に落ち込んでいる。経営体数は、1958年から1968年(昭和33年から昭和43年)に5倍以上、1968年から1978年(昭和43年から昭和53年)にかけて2倍以上増加し、これに伴って漁獲量が大幅に増加した。漁獲量のピークの直後に急減していることから、その要因は過剰漁獲努力と考えられる。²⁶
- 大分県における沖合域アサリ漁業は幼生の供給源となっていた母貝集団を崩壊させ、周防灘全体における幼生の供給量が減少し、加入量が減少することによって資源量が減少に至ったのではないかという仮説も提示されている。²⁷
- 操業による干潟底の攪乱によって付着珪藻が巻き上がったり、濁りによって成長が阻害されたりする状態は稚貝にとって不適な生育条件と考えられる。²⁶

²⁵ 大分県(2004):大分県豊前海アサリ資源回復計画。

²⁶ 松川康夫・張成年・片山知史・神尾光一郎(2008):我が国のアサリ漁獲量激減の要因について。日本水産学会誌, Vol.74, No.2, 137-143.

²⁷ 浜口昌巳(2011):一次生産の変化と有用種の関係(二枚貝)。水研センター研報, 第34号, 33-47.

大分県の豊前海におけるアサリの漁獲量の推移を図 41 に示す。豊前海におけるアサリの漁獲量は、昭和 60 年に 27,503 トンと過去最高となった。その後は一転して減少に転じ、平成 7 年には 558 トンまで低下し、平成 13 年には 841 トンとなっている。昭和 60 年以降の漁獲量の急激な減少の主要な要因として、許可を得てバカガイの操業を行う小型機船底びき網手繰第 3 種ポンプこぎ網漁業により、昭和 59 年以降の数年間にわたり沖合の主産卵場から大量のアサリが漁獲され、資源供給に寄与する親貝が極端に減少していることがあげられる。²⁵



資料：農林水産統計年報

漁業種類\年次	S51	S52	S53	S54	S55	S56	S57	S58	S59	S60	S61	S62	S63
小型底びき網漁業	0	0	0	0	0	0	0	0	4,180	8,489	9,981	9,597	2,754
採貝漁業	5,855	11,877	14,442	13,809	17,539	17,194	9,957	6,577	16,196	19,015	12,214	5,215	5,174
合計	5,855	11,877	14,442	13,809	17,539	17,194	9,957	6,577	20,376	27,503	21,195	14,812	7,928
漁業種類\年次	H01	H02	H03	H04	H05	H06	H07	H08	H09	H10	H11	H12	H13
小型底びき網漁業	1,044	973	174	311	209	121	0	0	3	16	0	0	19
採貝漁業	2,665	1,346	666	1,145	1,594	610	558	656	832	588	675	675	822
合計	3,709	2,319	840	1,456	1,803	731	558	656	835	604	675	675	841

図41 大分県の豊前海におけるアサリの漁獲量の推移(魚業種別)²⁵

採貝漁業の経営体数がほぼアサリに対する漁獲努力量とみなし得る豊前海の漁獲量及び経営体数の経年変化を図 42 に示す。大分県の豊前海区においては、1972 年から漁獲量が大幅に増加した。経営体数は、1958 年から 1968 年に 5 倍以上、1968 年から 1978 年にかけて 2 倍以上増加し、これに伴って漁獲量が増加したことがわかる。²⁶

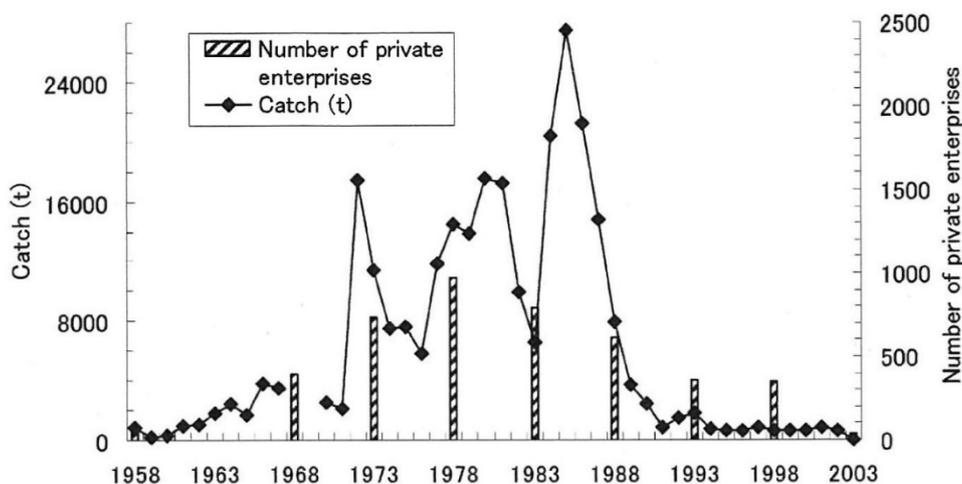


図 42 豊前海のアサリの漁獲量及び経営体数の推移²⁶

② アサリの生物学的特性^{28, 29}

アサリの産卵期は東京以南では春・秋と2回あり、春に産卵量が多くなる。

受精卵及び初期発生に好適な海水の比重の下限は 1.018 で、アサリの発生を制約する要因の一つになっている。アサリの稚貝は温度に対する抵抗性が高く、アサリの生存が水温によって制約されることはほとんどないとされているが、実際の漁場では夏季に、岸寄りの海水のたまり場に生息するアサリが、実際に高水温でへい死している場合がある。アサリは台風などによる異常出水時で低塩分海水が長時間続く場合以外は、塩分状態でへい死することはほとんどないといえる。成貝になると、貧酸素に対する抵抗性が強く、酸素量が 1ml/l 以上の海水では問題なく生活ができる。また、アサリが生息する底質の含泥率は 0~50%以上の広範囲にわたる。しかし、波浪などにより浮遊土が多くあられる場所では、アサリは生息できない。また、土砂の堆積はアサリに影響を及ぼし、20cm 埋没すると半数以上のアサリがへい死する。

アサリの餌料としては、植物プランクトンと底生微細藻類が重要であるが、これまで植物プランクトンがアサリの主な餌料であると考えられ、色素量調査等が行われてきた場合が多く、底生微細藻類に関する情報は少ない。しかし、付着珪藻を主体とする底生微細藻類が主餌料である干潟が多いことがわかってきている。

砂泥底に生息する付着珪藻のなかには、砂粒の表面に比較的強く付着するものや砂粒の間隙を動き回るもの、砂泥底の表面に粘液質のマット状の群衆を形成するものなどのタイプがある。アサリがどのタイプの付着珪藻を餌料として主に利用するかは明らかにされていないが、懸濁物をろ過食とすることから、波浪や潮汐によって懸濁されやすい付着力の弱いタイプが餌として利用されやすいと考えられる。

²⁸ 社団法人 日本水産資源保護協会(1986):水産生物の生活史と生態.

²⁹ 水産庁(2008):干潟生産力改善のためのガイドライン.

<参考:過去の栄養塩濃度>

周防灘沿岸(調査地点は前述の図 40 参照)における 1973~2016 年の DIN 濃度、DIP 濃度の年平均値及びアサリ漁獲量を図 43 に示す。アサリの漁獲量は 1980 年代後半に大きく減少しているが、その期間の栄養塩は漁獲量ほど大きな変化はみられない。

周防灘沿岸のDIN濃度、DIP濃度とアサリ漁獲量

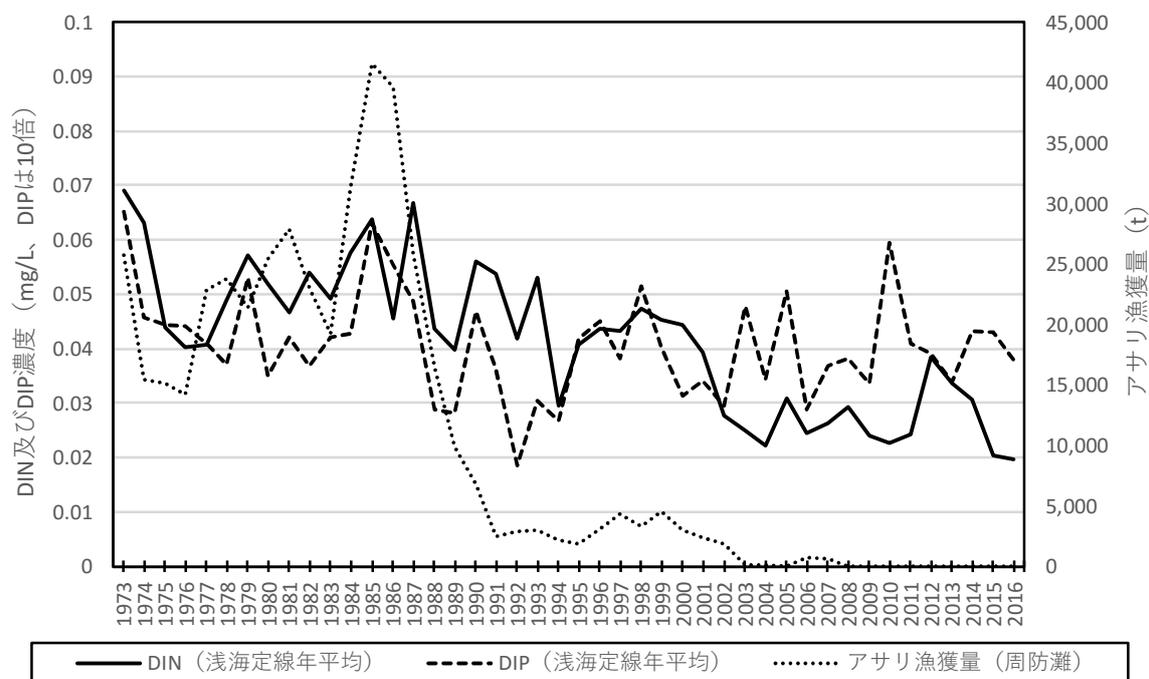


図 43 周防灘沿岸の DIN 濃度、DIP 濃度(年平均)及びアサリ漁獲量

3) 解析に用いるデータ

- アサリは資源量が算出されていないため、アサリのデータとしては漁獲量を用いる。
- アサリは基本的に浅海域に生息するため、水質データは上層を用いる。なお、アサリの餌資源としては底生微細藻類も重要とされているが、これらの長期的なデータは得られないため、餌環境の指標として栄養塩及び Chl. a 濃度を用いる。
- 周防灘のアサリはおおむね1年半から2年で成長し、漁獲されている。当該年の漁獲量には前年及び前々年の春季並びに前々年の秋季に親貝から産卵されたアサリが関係すると考えられることから、産卵期の親貝の成熟にとって重要である前年及び前々年の3～5月の平均並びに前々年の7～9月の栄養塩及び Chl. a 濃度のデータを用いる。
- 対象海域の対象時期・期間においては、NP比はレッドフィールド比と同程度である期間が多いことから、栄養塩についてはDIN濃度とDIP濃度の両方を用いる。
- DIN濃度、DIP濃度及びChl. a濃度については、月1回の測定が行われている浅海定線調査データを用いる。

① 対象海域の対象時期・期間におけるNP比

周防灘におけるアサリの主漁場近傍の地点(前述の図40の▲、●、■)での前年3～5月及び前々年7～9月の上層のDIN/DIPを整理すると(図44)、1990年代から2000年代前半の3～5月においては、NP比がレッドフィールド比(RF比、重量比による)を上回る傾向を示しているが、他の期間についてはNP比がレッドフィールド比と同程度となっている。

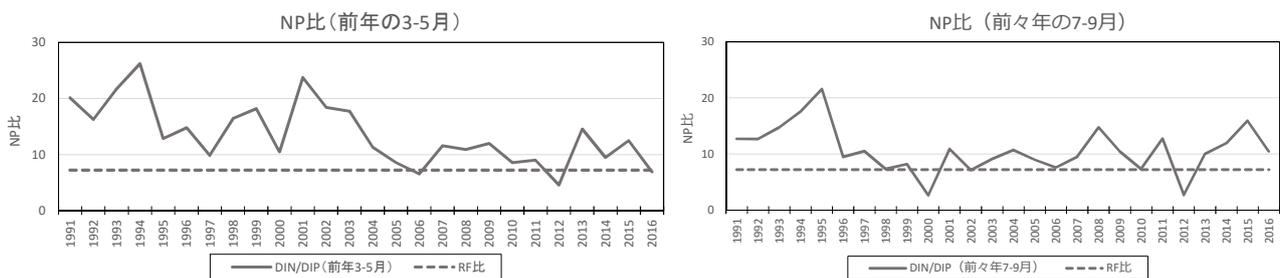


図44 周防灘沿岸部におけるNP比(前年3～5月平均及び前々年7～9月平均)

なお、アサリと餌を競合する種としては植物プランクトンを食べる動物プランクトンが挙げられるが、周防灘において動物プランクトンの長期的なデータが得られないため、競合については考慮しない。また、アサリの資源量の変動要因として食害が指摘されているが、アサリを捕食する生物であるナルトビエイ等の長期的なデータが得られないため、食害については考慮しない。

4) 解析の結果

- 周防灘のアサリの漁獲量とアサリの主な生息域の近傍の沿岸域の前年・前々年の3～5月の平均のDIP濃度は、1994年から1998年にかけて上昇した後、2002年頃にかけて低下しており、類似した変動傾向を示している。
- Chl.a濃度については、長期的にはおおむね横ばいで推移しており、周防灘のアサリの漁獲量の変動と明瞭な関係はみられなかった。
短期的な変動が大きいと考えられるChl.a濃度については、月1回のみでの測定データでは必ずしも当該年の植物プランクトンの出現傾向を表していない可能性が考えられる。また、Chl.a濃度については、アサリ漁場のデータがなく、アサリの主な生息域近傍の沿岸域の水質データを用いて解析をしているため、短期的な変動が大きいChl.a濃度が漁場の餌環境の状況を必ずしも表していない可能性がある。
- アサリの餌料としては、植物プランクトンの他に底生微細藻類が重要であると言われており、Chl.a濃度に加え、アサリ漁場のChl.a濃度と底生微細藻類の変化についても見るのが重要である。

① アサリの漁獲量と水質データの比較

<前年・前々年の3～5月の平均の水質データとの比較の結果>

周防灘におけるアサリの年間漁獲量とアサリの主な生息域の近傍の沿岸域のDIN濃度、DIP濃度及びChl.a濃度の前年・前々年の3～5月の平均値の推移を図45(1)及び図46に、前年3～5月のDIN/DIPの推移を図45(2)に示す。また、中長期的な変動傾向を捉えるためにそれぞれの3年移動平均を図47(1)、図48及び図47(2)に示す。

- ・ 周防灘におけるアサリの漁獲量は、1995年から1997年にかけて増加した後、1999年から2003年にかけて減少し、2003年以降は2006、2007年を除きおおむね100トン以下で推移している。NP比がレッドフィールド比を上回り、DIP濃度の変化が海域の基礎生産に及ぼす影響が大きいと考えられる1991～2003年について、前年・前々年の3～5月のDIP濃度をみると、1994年から1998年にかけて上昇した後、2002年頃にかけて低下しており、アサリの漁獲量と類似した変動傾向を示している。
- ・ Chl.a濃度については、長期的にはおおむね横ばいで推移しており、いずれの期間もアサリの漁獲量の変動と明瞭な関係はみられない。

<前々年の7～9月の水質データとの比較の結果>

DIN濃度、DIP濃度及びChl.a濃度の前々年の7～9月平均値について同様に整理した結果を図49～図52に示す。

- ・ 前々年の7～9月のDIN濃度は1995年に、DIP濃度は2012年に比較的高い値を示

したもののおおむね横ばいで推移しており、アサリ漁獲量の変化と明瞭な関係はみられなかった。

- ・ Chl.a 濃度についてもおおむね横ばいで推移しており、アサリの漁獲量と明瞭な関係はみられなかった。

次に、アサリの漁獲量が 100 トン以下まで減少する前の 1991～2002 年の DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度とアサリ漁獲量との相関関係を図 53～図 54 に示した。

前年・前々年の 3～5 月の平均の DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度とアサリ漁獲量の相関関係は、近似直線の決定係数がそれぞれ $R^2=0.3611$ 、 $R^2=0.7323$ 、 $R^2=0.025$ であり、DIP 濃度との高い相関関係がみられた一方で、Chl.a 濃度との明瞭な関係はみられなかった。

前々年の 7～9 月の DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度とアサリ漁獲量の相関関係は、近似直線の決定係数がそれぞれ $R^2=0.0841$ 、 $R^2=0.0048$ 、 $R^2=0.0302$ といずれも低い値であった。

なお、短期的な変化が大きいと考えられる Chl.a 濃度については、月 1 回の測定データが必ずしも当該年の植物プランクトンの出現傾向を表していない可能性が考えられる。また、Chl.a 濃度については、アサリ漁場のデータがなく、アサリの主な生息域近傍の沿岸域の水質データを用いて解析をしているため、短期的な変動が大きい Chl.a 濃度が必ずしも漁場の餌環境を示していない可能性があることや、アサリの餌料としては、植物プランクトンの他に底生微細藻類が重要である³⁰と言われており、Chl.a 濃度に加え、アサリ漁場の Chl.a 濃度と底生微細藻類の変化についても見るのが重要である。

また、7～9 月の栄養塩については、2002 年以前に着目すると、DIP 濃度は 3～5 月と同程度の値で推移していたが、DIN 濃度は年によっては 3～5 月の半分以下となる年も見られ、DIN/DIP 比も 3～5 月に比べて小さい。一方で、2002 年以前の Chl.a 濃度は 3～5 月に比べて高い値を示している。このことから、7～9 月の栄養塩は植物プランクトンに消費された状態であると考えられ、この時期の栄養塩濃度を指標として用いることが、必ずしも適切でない可能性が考えられる。

³⁰ 水産庁(2008):干潟生産力改善のためのガイドライン。

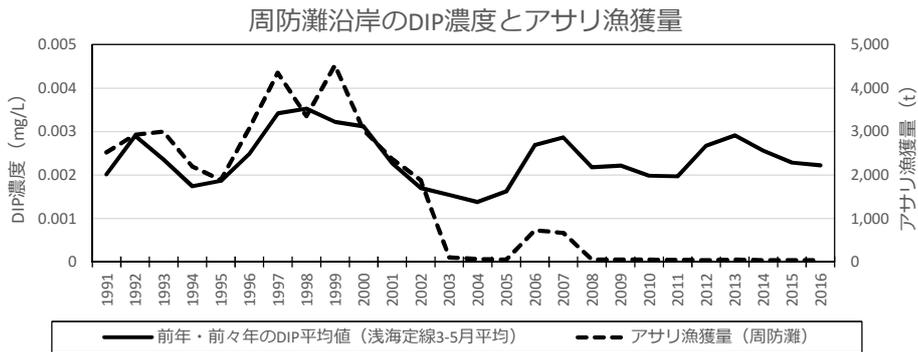
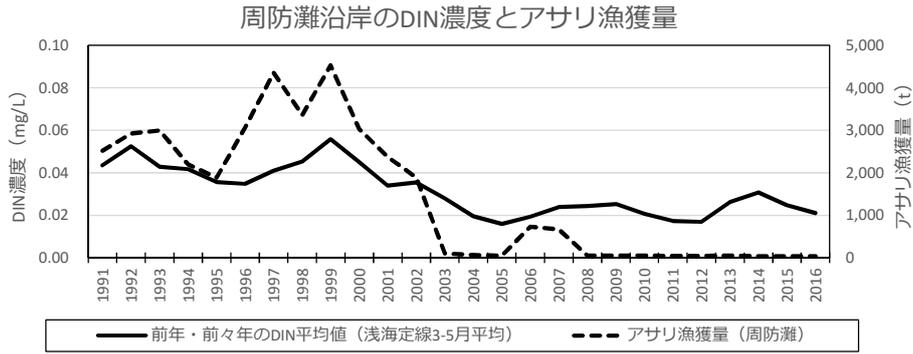


図 45(1) 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の DIN 濃度・DIP 濃度 (前年・前々年の 3~5 月平均値)の推移

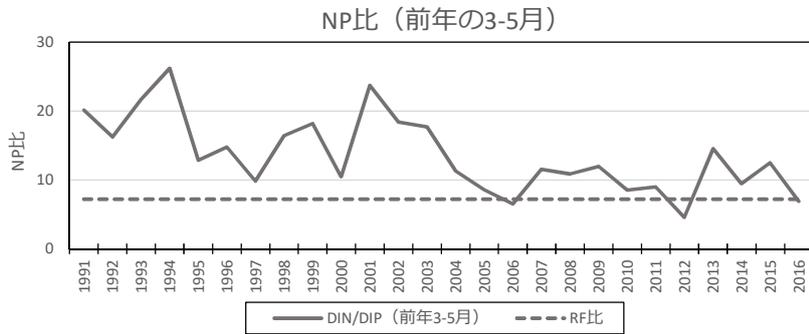


図 45(2) 沿岸の DIN/DIP 比(前年の 3~5 月平均値)

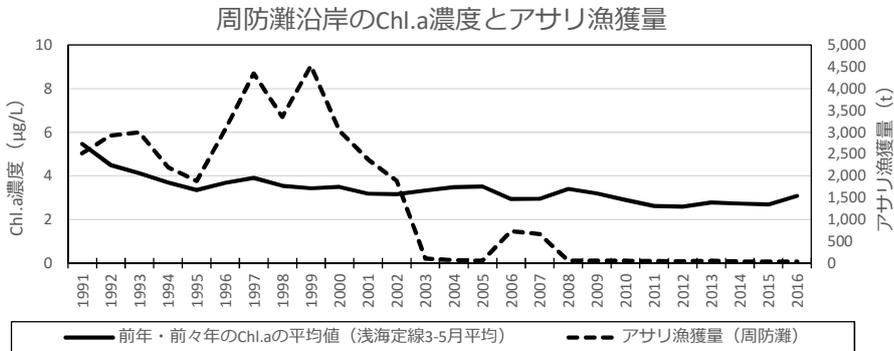


図 46 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の Chl.a 濃度 (前年・前々年の 3~5 月平均値)の推移

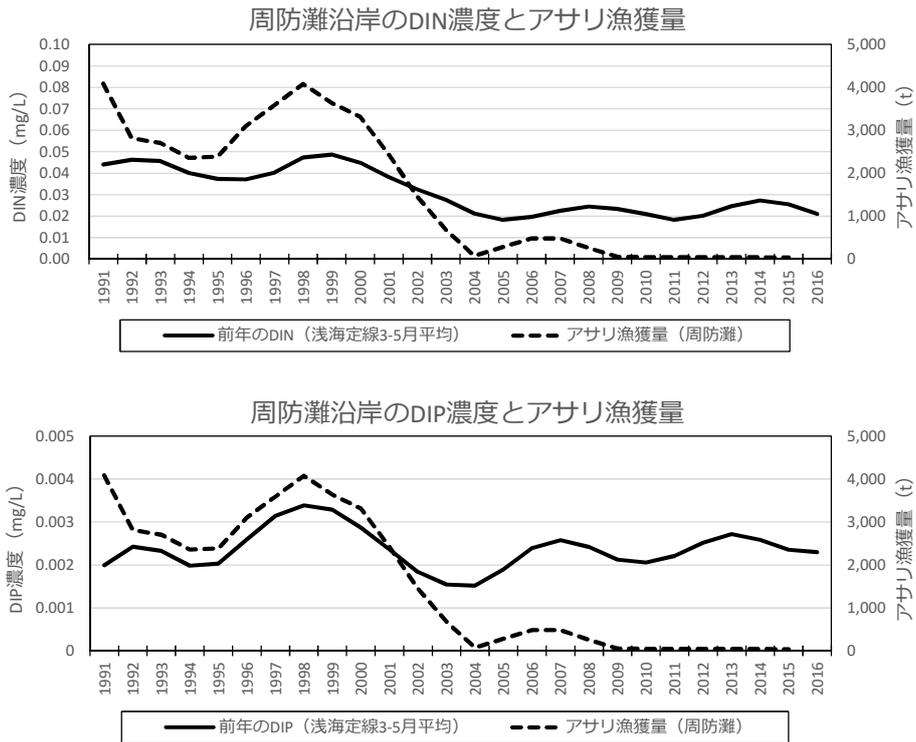


図 47(1) 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の DIN 濃度・DIP 濃度 (前年・前々年 3~5 月平均値) の推移【3 年移動平均】

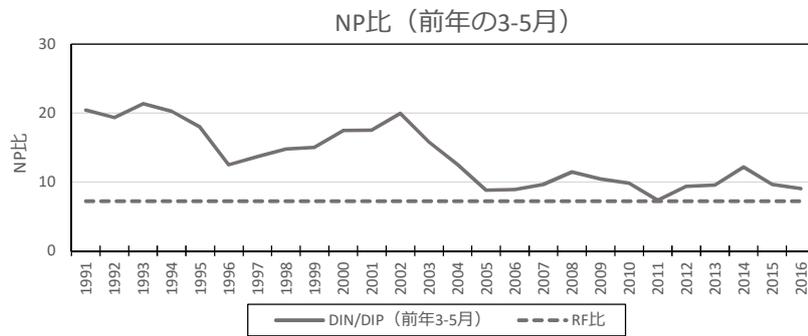


図 47(2) 沿岸の DIN/DIP 比 (前年の 3~5 月平均値)【3 年移動平均】

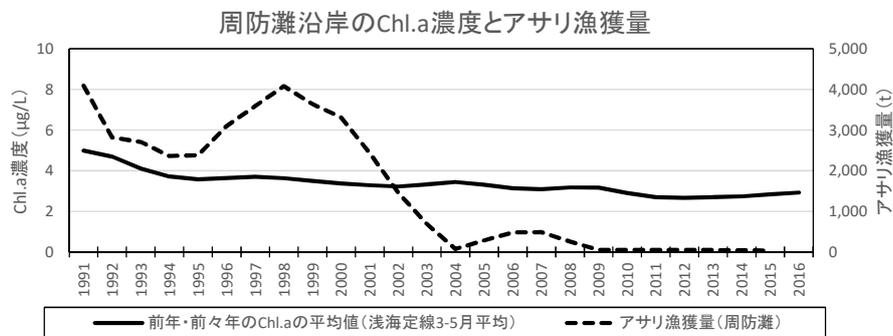


図 48 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の Chl.a 濃度 (前年・前々年 3~5 月平均値) の推移【3 年移動平均】

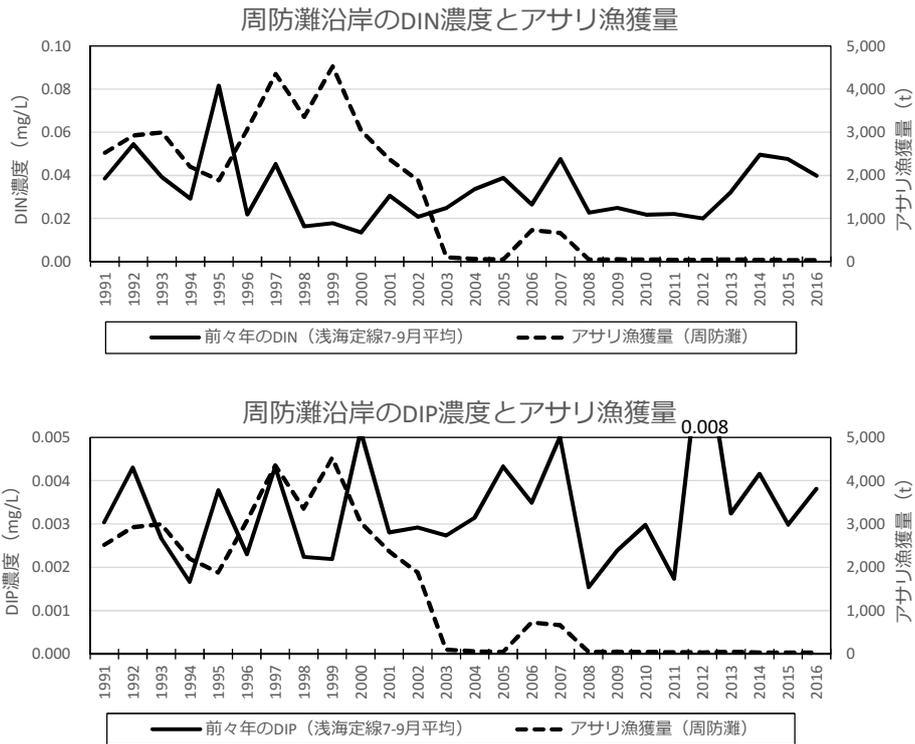


図 49(1) 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の DIN 濃度・DIP 濃度 (前々年 7~9 月平均値)の推移

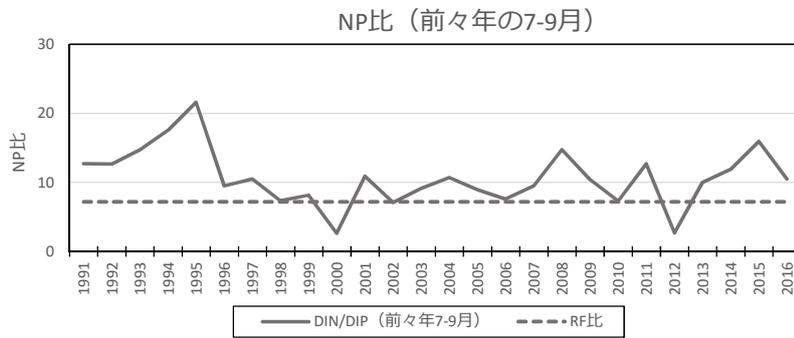


図 49(2) 沿岸の DIN/DIP 比(前々年の 7~9 月平均値)

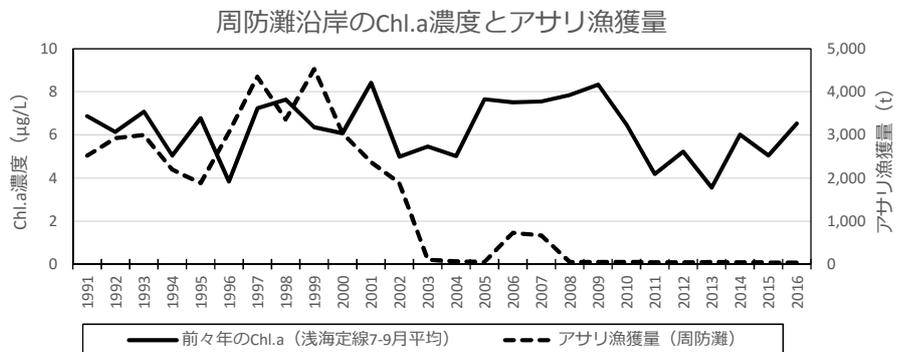


図 50 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の Chl.a 濃度(前々年 7~9 月平均値)の推移

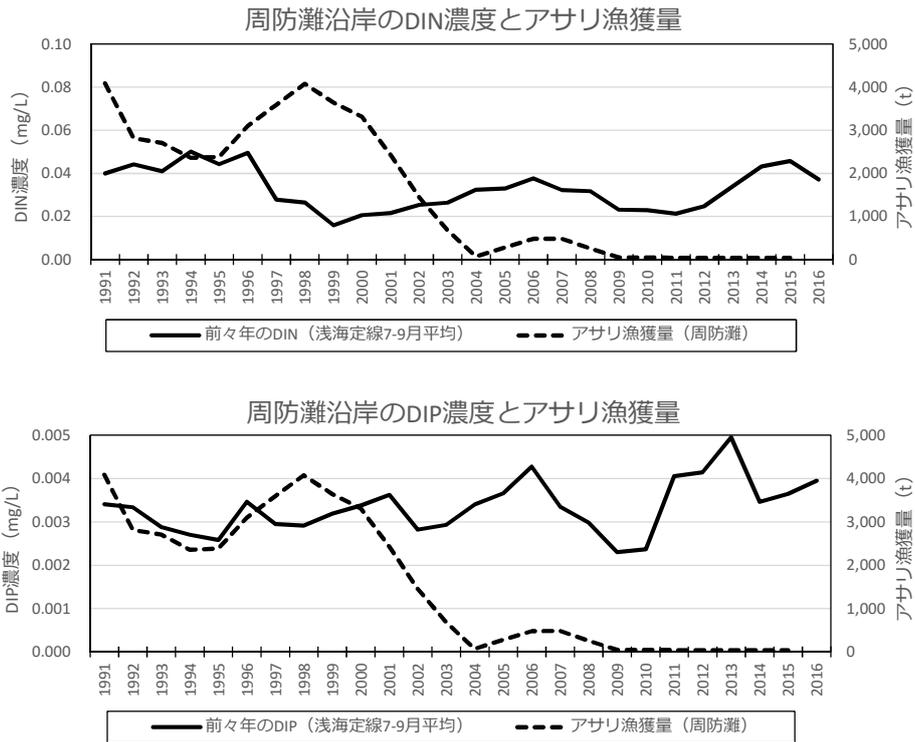


図 51(1) 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の DIN 濃度・DIP 濃度 (前々年 7~9 月平均値) の推移【3 年移動平均】

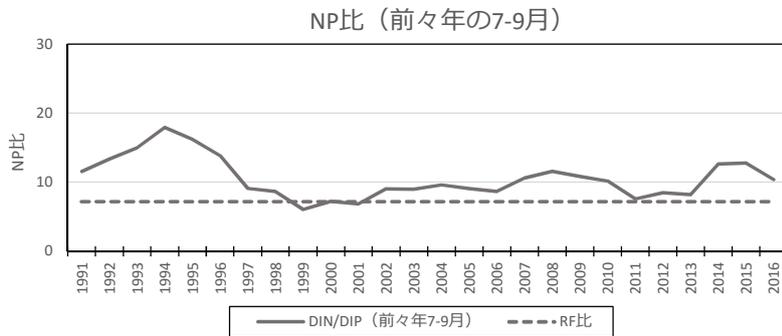


図 51(2) 沿岸の DIN/DIP 比 (前々年の 7~9 月平均値)【3 年移動平均】

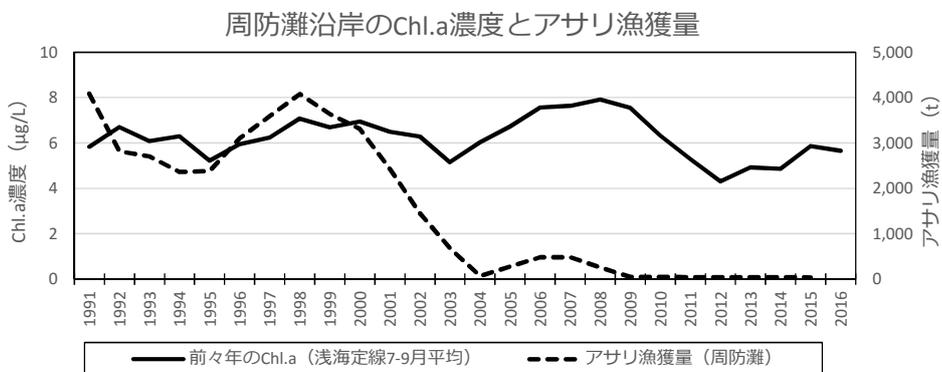


図 52 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の Chl.a 濃度 (前々年 7~9 月平均値) の推移【3 年移動平均】

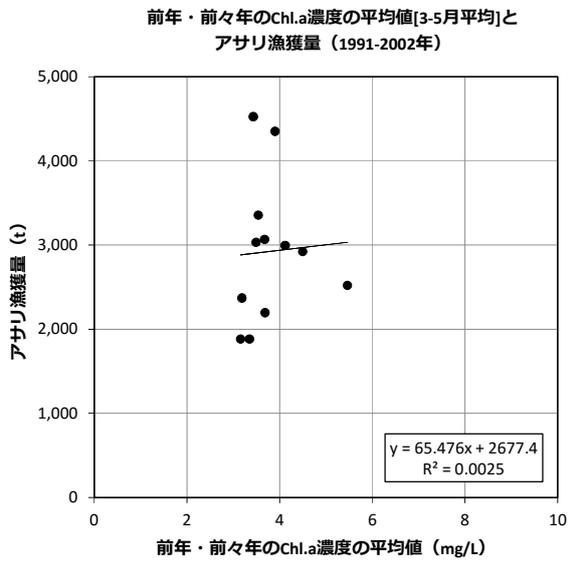
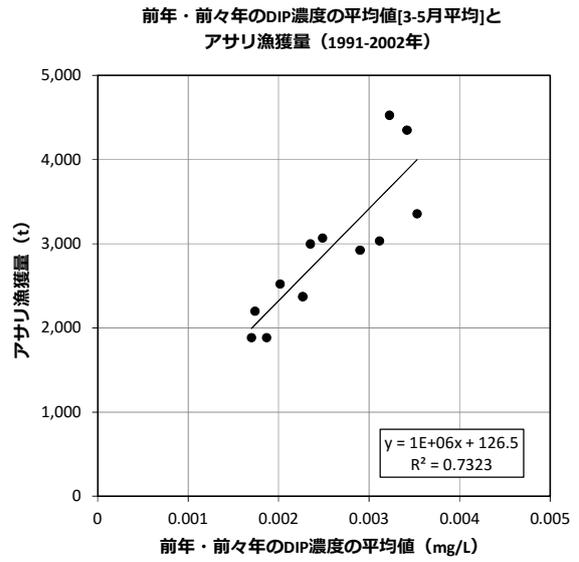
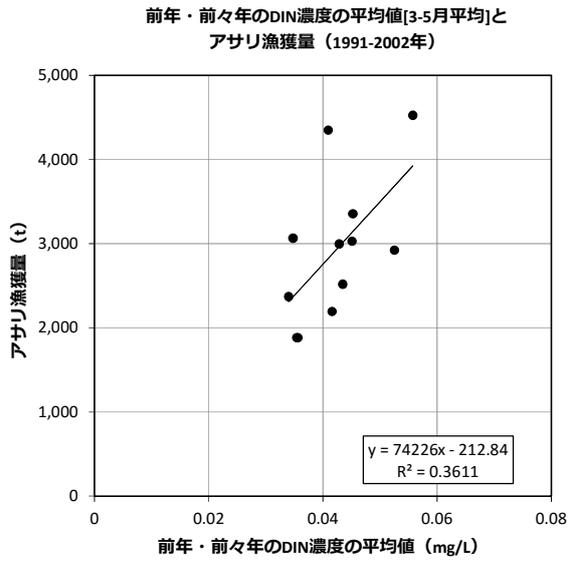


図 53 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度 (いずれも前年・前々年の 3~5 月平均値)の相関(1991~2002 年)

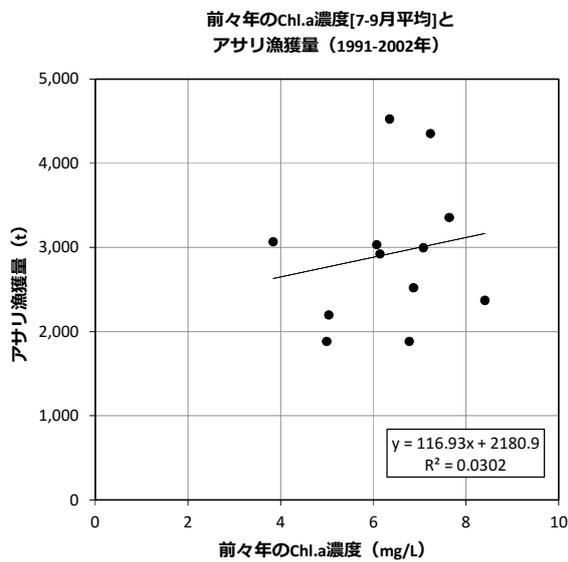
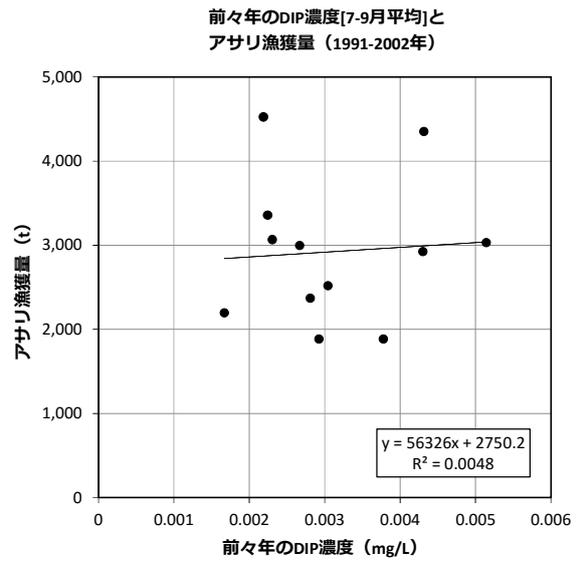
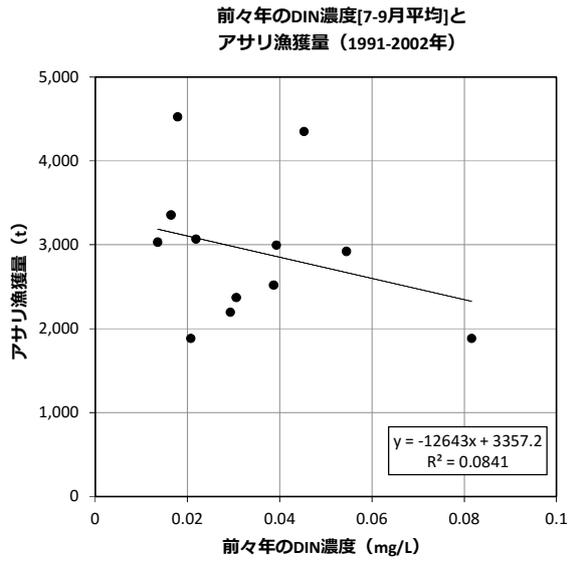


図 54 周防灘におけるアサリの年間漁獲量と沿岸の DIN 濃度・DIP 濃度・Chl.a 濃度
(いずれも前々年の 7~9 月平均値)の相関(1991~2002 年)

5) これまでのアサリと栄養塩類、餌資源との関係に関する知見

アサリ漁獲量と基礎生産との関係

アサリの漁獲量と栄養塩類及び餌資源との関係については、これまでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

- 豊前海において、乱獲が起こる以前(1975年から1989年(昭和50年から平成元年))の漁獲量と沿岸域での基礎生産力には、正の相関($r=0.66$, 5%水準で有意)がみられた(図55)。³¹

豊前海において乱獲による影響がないとされる1989年(平成元年)以前の採貝の漁獲量と沿岸域での基礎生産力との関係を図55に示す。この場合、生産力は1974~1988年(昭和49年から昭和63年)の値を、漁獲量は1975~1989年(昭和50年から平成元年)の値を用い、当年の基礎生産力を利用した貝が翌年に漁獲されると考えて、1年間ずらして図示している。これによると、両者には良好な正の相関がみられ($r=0.66$, 5%水準で有意)、乱獲が起きる以前の採貝の漁獲量は沿岸域の基礎生産力と関係していることが分かった。³¹

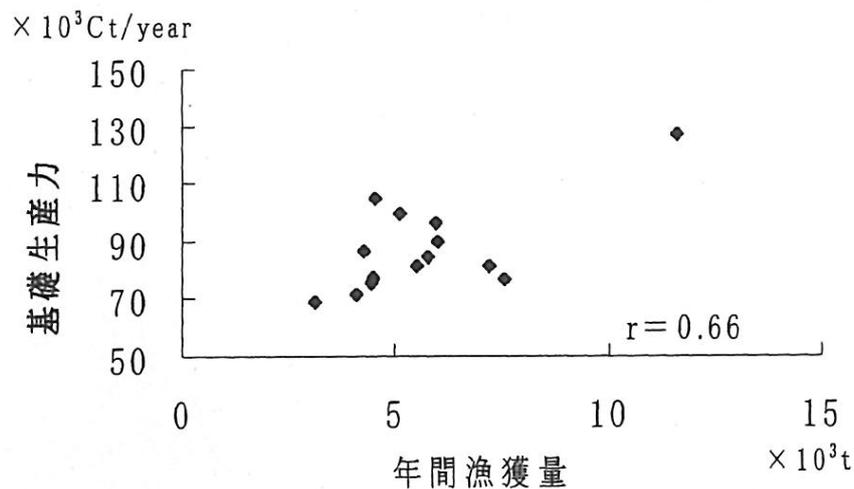


図55 沿岸域の基礎生産力量と採貝の漁獲量の関係(豊前海)³¹

³¹ 片山幸恵・神菌真人(2000):豊前海における基礎生産力. 福岡水海技セ研報, 第10号, 91-94.

アサリの餌資源と成長・生残との関係

アサリの餌資源と成長・生残との関係については、これまでの研究報告において、以下のよう
な指摘がなされている。

- ▶ 山口県周防灘海域のアサリ干潟漁場(岩国市門前川河口干潟、岩国市今津川河口干潟、徳山市戸田、秋穂町黒潟)では、底層海水に含まれる植物色素量(クロロフィル a 量、フェオ色素)および海底面通過全色素量が大きいほど各干潟における放流アサリの生残率や肥満度が高い傾向がみられた(図 57)。³²

※フェオ色素:枯死した植物プランクトンに含まれる、クロロフィルから変化した色素

- ▶ アサリの成長阻害要因には、食害、底質環境、夏季の高水温、貧酸素水塊などがある。これらの要因を排除した実験系を大阪湾の沿岸に設置し、アサリの成長と餌資源(植物プランクトン)量の関係について実験を行った。その結果、クロロフィル a 濃度が高い測点ではアサリは良く成長し、クロロフィル a 濃度と成長量(軟体部重量の増加)の間には高い相関がみられた。また、クロロフィル a 濃度が $2 \mu\text{g/L}$ 以下では成長がみられず、死亡率も高かった。(藤原、未発表)

³² 多賀茂、和西昭仁(2006):干潟におけるアサリの餌料環境評価. 山口県水産研究センター研究報告, 第 4 号

アサリの餌料環境を評価する重要な指標であると考えられている底層水、セジメント及び底泥表面のデトリタス等を一度に採取した海底面懸濁水中の全色素量は、放流アサリの生残率および肥満度が高かった戸田および黒潟で概して高く、それらが低かった門前では戸田や黒潟と比べて低く推移する傾向がみられた。さらに、底層水の流速(海底上 0.5m)を考慮に入れてアサリの水管上を単位時間を通して植物色素量を計算した海底面通過全色素量とアサリの肥満度および生残率の間では両者ともに 5%水準で有意な正の相関が認められ、山口県周防灘海域(図 56)におけるアサリの成長および生残阻害要因として餌料が大きく関与していることが示唆された(図 57)。³²

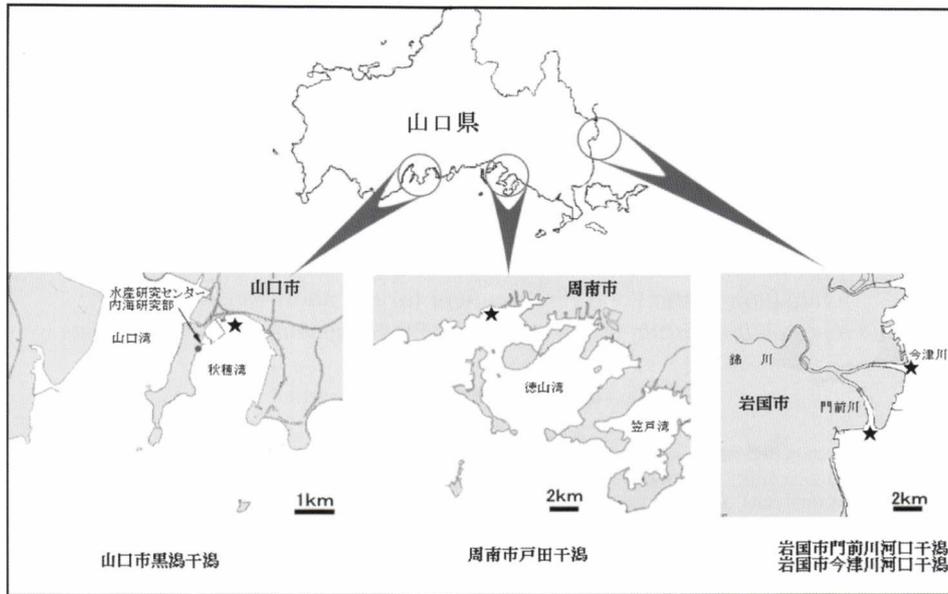


図 56 調査地点図³²

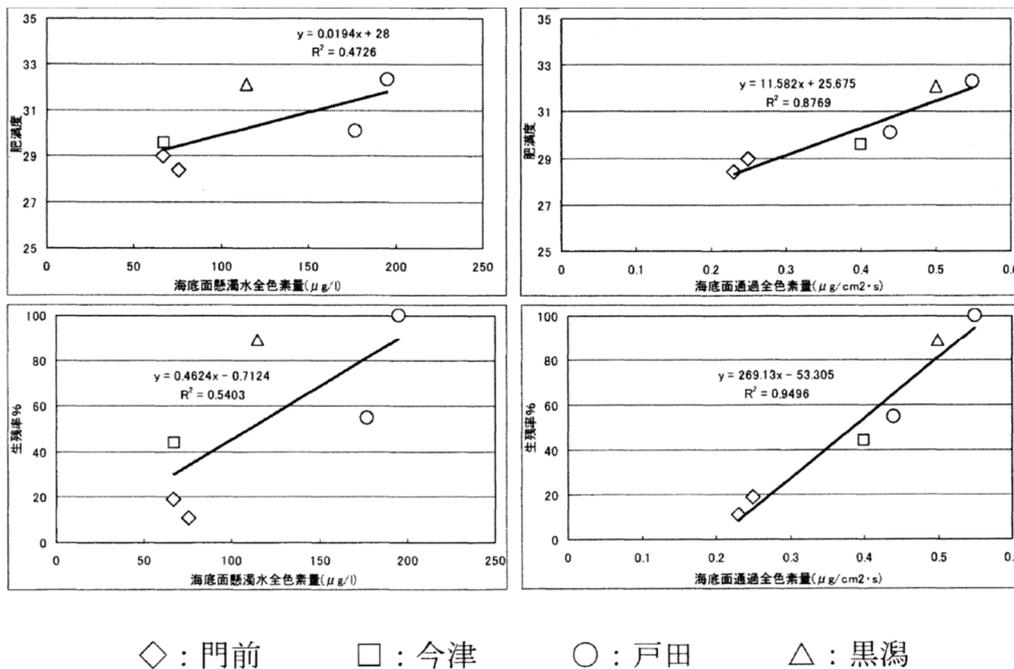


図 57 アサリ放流期間中の海底面懸濁水および海底面通過全色素量と肥満度および生残率との関係³²

<参考：アサリ資源の変動に係るその他の要因>

海水温との関係

アサリの漁獲量と海水温との関係については、これまでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

(夏季水温・地温)

- 1983年夏季の異常高温が原因とされる豊前海アサリ大量へい死事例を取り上げて、気象・海象データを整理し、夏季高温とアサリへい死の関係を検討した結果、アサリ大量へい死期間と推定した1983年(昭和58年)7月22日から8月6日と同様の高温日が、2003年～2012年(平成15年から平成25年)夏季において頻繁に確認されたことから、近年夏季の干潟域におけるアサリの生息環境は非常に厳しい高温条件下にあると推測された。近年、アサリ資源が低位のまま、回復しない一因として、夏季高温化による影響が示唆された。³³
- 大分県中津干潟におけるアサリ着底稚貝については、少なくとも地温が38℃程度を示す期間には極めて少ないことが明らかとなった(図58)。また、秋季発生群着底時に春季着底群が成長・生残した形跡が認められないことから、地温が38℃程度まで上昇する干出域では、アサリ春季着底群の越夏は困難であるといえる。³⁴
- アサリ稚貝を用いた高温暴露実験の結果、稚貝のへい死は36℃以上で起こり、40℃では2時間後にほぼ全数がへい死した(図59)。³⁵
- 博多湾の和白干潟では、干潟温度が35℃を超えることのない低地盤域における着底稚貝の初期生残率が11%に対し、干潟温度が35℃以上になる高地盤域では着底稚貝の初期生残率が2%と低く、高地盤域における生残率の低さは、干潟の高温化が一因と考えられる(図60)。³⁶

(冬季水温)

- 周防灘における冬季水温とアサリ漁獲量は強い負の相関を示し(図62)、冬季の水温が高いとアサリの漁獲量が減少することから冬季の水温上昇が周防灘のアサリ資源の減少に関与している可能性がある。³⁷

³³ 木村総一郎(2014):夏季高温下におけるアサリのへい死. 大分県農林水研セ研報(水産),No.4, 1-8.

³⁴ 梶原直人・手塚尚明・浜口昌巳(2017):大分県中津干潟における地温とアサリ着底稚貝個体数の変動特性. 水産工学, Vol.53, No.3, 149-157.

³⁵ 藤井暁彦・道山晶子・田中憲一・横山佳裕(2016):高温条件がアサリ稚貝の生残に与える影響の定量化. 水産環境学会誌, Vol.39, No.4, 103-108.

³⁶ 藤井暁彦・道山晶子・関根雅彦(2010):和白干潟における成長・生活史を考慮したアサリ資源動態の解明とその保全策. 環境工学研究論文集, 第47巻, Vol.47, 215-222.

³⁷ 浜口昌巳(2011):一次生産の変化と有用種の関係(二枚貝). 水研センター研報, 第34号, 33-47.

大分県北部中津干潟小祝漁協付近の干出域6地点における地温の調査結果によると、38℃以上の地温を示した頻度が最も高かった地点では、38℃以上の地温を示した期間は6月下旬から9月上旬までの長期間にわたっていた。

各地点におけるアサリ着底稚貝は、9月下旬から出現し(図58)、地温が低下して38℃以上を観測しなくなる9月中旬以降の期間と一致した。6月から7月にかけてはアサリ稚貝の着底数は極めて少なく(図58)、ほとんど出現もしくは生残していないと考えられた。

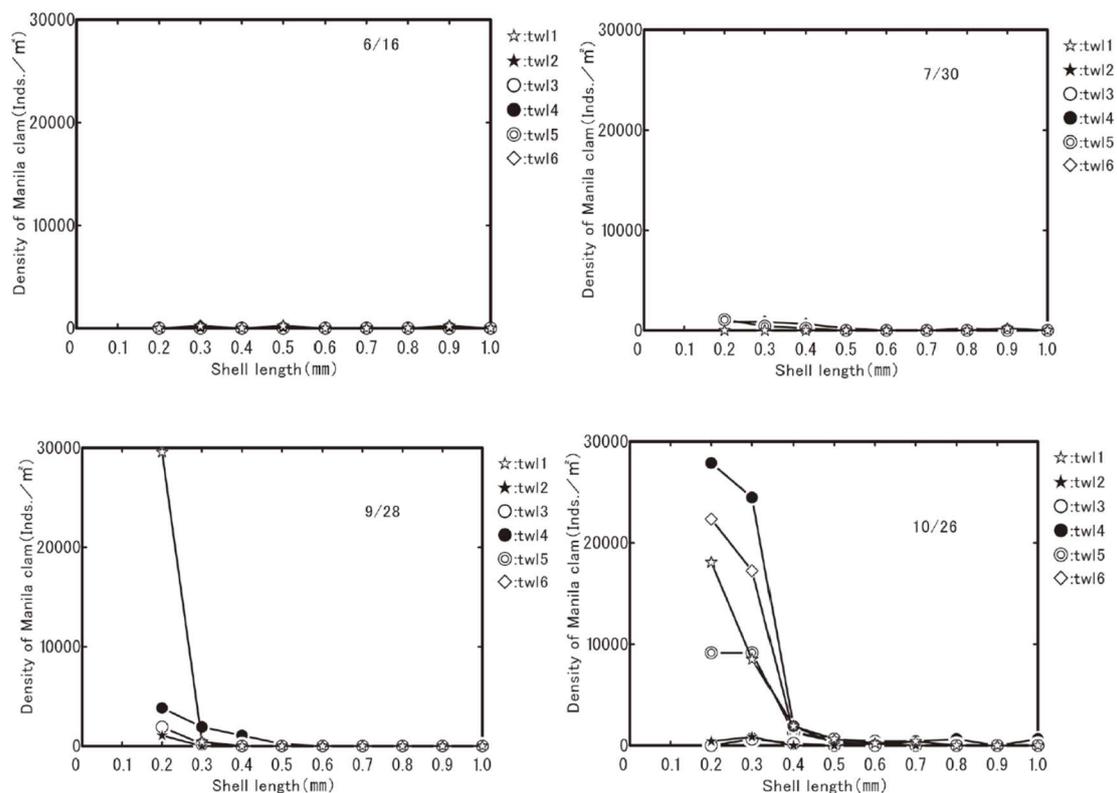


図 58 殻長別のアサリ密度(2015年の6月中旬・7月下旬・9月下旬・10月下旬)³⁴

所定の温度に設定した水槽にアサリ稚貝を入れた容器を浮かべて高温暴露実験を行った。実験における1～8時間のアサリ稚貝の生残率をみると、24～35℃までの生残率は、ほぼ1であり、アサリ稚貝は35℃までであれば、8時間以内ではほとんどへい死しなかった。36℃では4時間までのへい死はわずかで各実験回の生残率も0.83以上と高かったが、6時間後にはへい死個体数が増えて生残率は0.68～1.0(平均0.81)に低下し、8時間後にはおおむね半数がへい死して生残率は0.29～0.81(平均0.51)となった。38℃では2時間後からへい死個体が多くなり、8時間後には生存率がほぼ0となった。40℃では1時間後の生残率も0～0.23と低く、2時間後にはほぼ生残率が0となった(表5、図59)。

表 5 実験水槽内の温度の測定値と計算に適用した温度、生残率³⁵

実験回	測定温度(°C) 平均 ± 標準偏差	計算に適用した 温度(°C)	実験時間 (時間)	各暴露時間(時間)における生残率					
				1	2	3	4	6	8
1	24.3 ± 0.6	24	8	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
2	30.6 ± 0.3	30	8	1.00	0.92	1.00	1.00	1.00	1.00
3	32.3 ± 0.3	32	8	1.00	0.91	1.00	1.00	1.00	1.00
4	34.8 ± 0.3	35	8	1.00	1.00	1.00	0.91	1.00	1.00
5	34.8 ± 0.3		8	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
6	36.3 ± 0.2	36	8	1.00	0.93	1.00	1.00	1.00	0.38
7	36.4 ± 0.3		8	0.90	1.00	1.00	1.00	0.68	0.81
8	36.4 ± 0.2		8	1.00	1.00	1.00	0.90	0.70	0.29
9	35.9 ± 0.2		8	1.00	0.83	1.00	0.96	0.86	0.54
10	37.9 ± 0.2	38	8	1.00	0.69	0.29	0.40	0.25	0.08
11	38.0 ± 0.3		8	0.95	0.81	0.85	0.62	0.39	0.05
12	40.7 ± 0.3	40	8	0.23	0	0.07	0	0	0
13	39.5 ± 0.2		3	0.05	0	0.06	—	—	—
14	41.0 ± 0.3		3	0	0	0	—	—	—

—: 実験せず

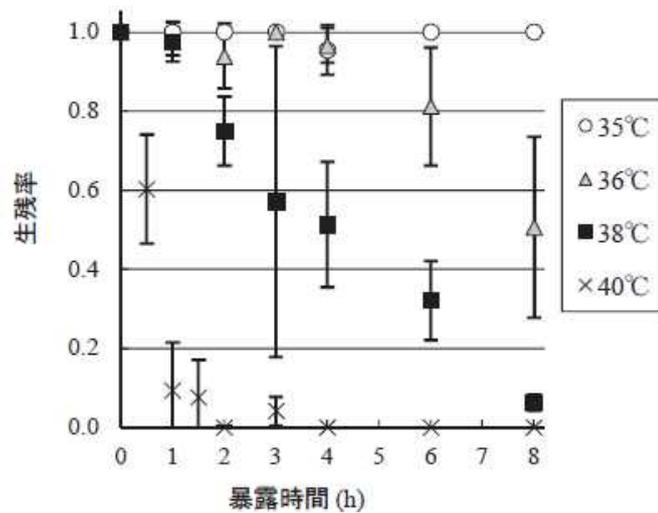


図 59 35、36、38、40°Cの生残率の経時変化: 記号は平均値、縦線は標準偏差³⁵

博多湾の和白干潟における着底期の稚貝を含むアサリの出現時期や分布、固体密度について現地調査を実施した。

低地盤域では、6月7日から7月18日の殻長 0.4mm 未満の個体数密度の合計は 38,500 個体/m²であり、これらが約 1 カ月かけて7月5日から8月23日の殻長 0.9mm 以上の稚貝の合計 4,100 個体/m²になったと推定でき、着底後から約 1 カ月間の初期生残率は約 11%と求まる。高地盤域では、殻長 0.4mm 未満の個体数に対して、殻長 0.4~0.9mm あるいは 0.9mm 以上の個体数は少ない傾向にあった。6月7日から9月6日には、殻長 0.4mm 未満の稚貝が合計約 43,100 個体/m²着底したが、この期間の約 1 カ月後の7月5日から10月4日の殻長 0.9mm 以上の稚貝は合計約 700 個体/m²であり、生残率は約 2%と低かった(図 60)。

干潟表面温度をみると(図 61)、高地盤の+70cm 地点では、致死温度に近い 35℃以上となる時間帯があるが、低地盤の+25cm 地点では 35℃を超えることはなく、高地盤域における生残率の低さは、干潟の高温化が一因と考えられる。

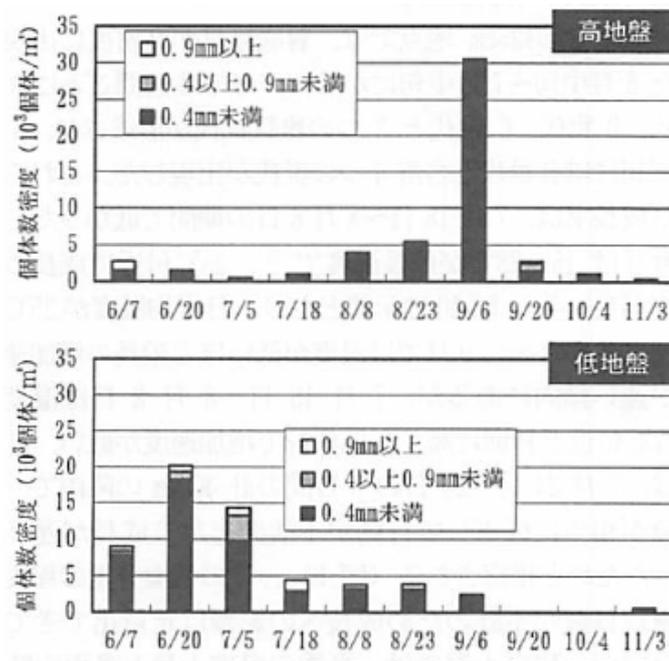


図 60 高地盤・低地盤地点における着底稚貝のサイズ別個体数密度の季節変化(2009 年)³⁶

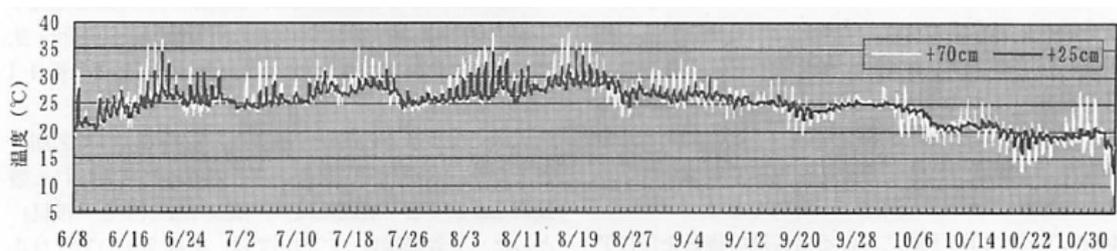


図 61 干潟表面温度(2009 年 6 月 8 日~11 月 3 日)³⁶

周防灘の福岡県及び大分県沿岸の冬季水温と同海域内で最大の漁場である中津干潟を含む大分県のアサリ漁獲量の関係を図 62 に示す。冬季水温とアサリの漁獲量は強い負の相関を示している。

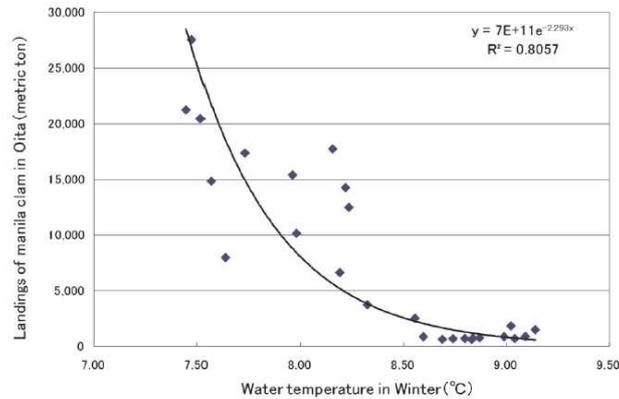


図 62 周防灘の水温とアサリ漁獲量の関係(福岡県及び大分県沿岸、1970～2006 年)³⁷

食害の影響との関係

アサリの漁獲量と食害の影響との関係については、これでの研究報告において、以下のような指摘がなされている。

- ナルトビエイは温帯・暖海性の魚種で、温暖化に伴い、最近、瀬戸内海西部や有明海で大量出現している。本種はアサリの食害種であるが周防灘のアサリ資源の崩壊に関与した可能性は低い。しかし現在では、周防灘のアサリ資源の再生を妨げる一因となりうる。³⁸
- クロダイは、大型種による親貝の食害に止まらず、中型種は稚貝を、幼魚は水管を食害する。瀬戸内海では、最も重要なアサリ食害魚種の一つである。特に、1991 年(平成 3 年)から現在の広島湾、1976～1983 年(昭和 51 年から昭和 58 年)の別府湾では、アサリ資源の減少に関与したと考えられている。³⁸

³⁸ 重田利拓(2008):瀬戸内海の魚類に見られる異変と諸問題. 日本水産学会誌, 74(5), 868-872.

6) 栄養塩類とアサリに係る解析のまとめ

<解析手法>

- 解析対象海域については、漁獲量が最も多い周防灘とした。アサリの主漁場は沿岸域であるため、主な生息域の近傍の沿岸域の水質のデータを用いた。
- 解析対象期間については、漁業形態の変化等の影響が指摘されている期間が含まれないよう、1991年以降とした。
- 解析対象時期については、アサリの親貝の成熟に重要である産卵期前の3～5月及び7～9月とした。
- 解析には、餌環境の指標として栄養塩及びChl. a濃度を用いた。解析対象時期・期間においてはNP比がレッドフィールド比と同程度である期間が多いことから、栄養塩についてはDIN濃度とDIP濃度の両方を用いた。

<解析結果等>

- 解析の結果、周防灘のアサリの漁獲量とアサリの主な生息域の近傍の沿岸域の前年・前々年の3～5月の平均のDIP濃度は1991年から2002年頃にかけて類似した変動傾向を示していた。沿岸域のChl. a濃度は長期的にはおおむね横ばいで推移しており、アサリの漁獲量の変動と明瞭な関係はみられなかった。なお、Chl. a濃度については、アサリ漁場のデータがなく、アサリの主な生息域近傍の沿岸域の水質データを用いて解析をしているため、アサリ漁場の餌環境の状況を必ずしも表していない可能性がある。
- これまでの研究成果によると、植物プランクトン量がアサリの成長や生残率、肥満度に関係があることが報告されている。また、アサリ漁場のChl. a濃度と底生微細藻類の変化についても知見が蓄積されることが重要と指摘されている。