

2022 年度三重県におけるアサリの資源評価

羽生 和弘

三重県におけるアサリの漁獲量を取りまとめた。また、鈴鹿・松阪地区におけるアサリ漁獲量、松阪地区におけるアサリ稚貝・母貝の生息密度の調査資料、および種々の環境要因の資料を解析し、本県における本種の資源状態を評価した。その結果、鈴鹿地区での資源水準・動向は「高位・増加」、松阪地区での資源水準・動向は「低位・減少」と判断された。資源変動を規定する環境要因として、秋季の貧酸素、夏季の餌不足、夏季・秋季の強波浪、夏季・秋季の河川出水の影響が示唆された。近年の資源変動はこれらの複合的な影響によるものと考えられた。

漁業の状況

1 漁獲量

本県でアサリ *Ruditapes philippinarum* は主に伊勢湾（桑名地区～伊勢地区）で漁獲される（図 1）。2013 年以前は松阪地区と伊勢地区の両地区で年間合計 1,000 トン以上が漁獲されていた。2014 年以降は両地区の漁獲量が減少し、鈴鹿地区の年間 200 トン前後が本県で大部分を占めている（図 2）。この傾向は前回の資源評価（羽生 2021）から変わっていない。

2 資源管理

三重県漁業調整規則により、1951 年から 1990 年までは殻長 15 mm 以下のアサリが採捕禁止、1991 年以降は殻長 20 mm 以下のものが採捕禁止となっている（羽生 2021）。また、資源状態が悪化した近年は、すべての共同漁業権区域で漁業権者により厳しく漁業の制限や管理が行われている。資源管理の状況は前回の資源評価（羽生 2021）から変わっていない。

3 種苗放流

県内では、カイヤドリウミグモの発生と稚貝発生量の減少により、近年、種苗放流・稚貝移植は行われていない。なお、県内でのカイヤドリウミグモの確認海域（羽生 2021）に大きな変化は認められていない（三重県水産研究所、未発表資料）。

資源評価

1 方法

(1) 漁獲量

伊勢湾北西部と湾西部・南部の再生産関係より（羽生ほか 2017）、湾北西部の代表海域として鈴鹿地区を、湾南部の代表海域として松阪地区を評価対象とした。評価の対象期間は鈴鹿地区についてはアサリ漁業が本格化した 2004 年以降とし、松阪地区については当地区 4 漁協が合併し松阪漁協となった 2003 年以降とした。資源量指標値には各地区の漁獲量を使用した（表 1）。2022 年に松阪漁協と合併した旧香良洲漁協での漁獲量は解析から除外した。資源水準・動向は三重県資源評価委員会における資源評価基

準 (<http://www.pref.mie.lg.jp/common/content/000889584.pdf>) により判断した。なお、鈴鹿地区では漁獲量一定方策が採用されていることや操業者数が減少傾向にあることの影響により、漁獲量は、資源量が多い年の指標としては過小となっている可能性がある (羽生ほか 2017; 奥村・羽生 2021)。松阪地区については、1人1日あたりの総量制限がないため、漁獲量 (じょれんによるもの) は資源量のよい指標になり得ると本評価では判断した。ただし、当地区においても、操業者数が長期的に減少傾向にあると考えられるため、漁獲量は、資源量の多い年の指標としては過小となっている可能性がある (羽生 2021)。また、近年の当地区ではハマグリが主要漁獲対象種となっており、努力量一定方策により、アサリが生息していても漁獲対象となっていない年がある。本評価の資源水準と動向には、このような問題点があることに留意する必要がある。

(2) 稚貝発生量と母貝生息密度

松阪地区の稚貝発生量は伊勢湾北西部からの幼生供給量を反映している可能性がある (羽生ほか 2017)。本評価では、三重県水産研究所等が 2013～2022 年 (2020 年は欠測) に松阪地区で採泥器を用いて調査した稚貝発生量 (表 1) を整理した。この調査は、毎年 5 月に松阪地区の 120 測点 (図 3) で簡易軽量グラブ型採泥器 (採泥面積 0.05m^2) を用いて 2 回採泥し、目合 2mm のふるいで採捕したアサリを集計・測定したものである。本評価では、殻長 20mm 以下と殻長 20mm より大きいアサリに分けて、それぞれの平均密度を求めた。伊勢・三河湾におけるアサリの性成熟の最小サイズは殻長 15mm 前後との報告があるため (曽根ほか 2019; 羽生 2021)、殻長 20mm 以下のアサリには成貝も含まれている可能性がある。しかし、5 月に採集されるアサリの大部分は松阪地区では殻長 15mm 未満であることが多い (羽生ほか 2017)。また、漁業現場では、漁業調整規則の殻長制限より小さいものを慣例的に稚貝と呼ぶことが多い。そのため、本評価では殻長 20mm 以下のアサリの平均密度を稚貝発生量として取り扱った。また、殻長 20mm より大きいアサリの平均密度を母貝生息密度とした。なお、2014 年以降の松阪地区の採貝漁業ではハマグリが漁獲対象の主体となっており、アサリはほとんどの年において漁獲対象となっていない。そのため、母貝生息密度に対する漁獲の直接的な影響はないものとした。

(3) 溶存酸素濃度

鈴鹿地区のアサリ資源量には、海底の溶存酸素濃度が大きな影響を及ぼす (羽生ほか 2017)。また、当地区では、秋季に確認された殻長 $12\sim 15\text{mm}$ の稚貝が翌年春季におおむね殻長 30mm 以上の漁獲対象サイズとなるため (羽生ほか 2017)、秋季の貧酸素水塊の消長は翌年資源量・漁獲量を判断する重要な指標となる。羽生 (2021) での解析と同様に、三重県水産研究所が毎月 1 回観測している浅海定線観測 (表 1) の資料を用いて秋季の溶存酸素濃度の最低値を推定し、資源動向を判断する補足資料として利用した。解析対象期間は 2004 年以降とし、浅海定線観測の測点 4 (鈴鹿地区の水深 10.5m) の海底直上 1m を観測対象とした。また、観測誤差を推定するため、測点 1 (四日市港の水深 8.2m)、測点 5 (鈴鹿沖の水深 23.2m)、測点 8 (津沖の水深 22.5m) の海底直上 1m の溶存酸素濃度も同時に解析に利用した (図 4)。解析では、まず、確率的季節変動のあるランダムウォークモデル (Commander and Koopman 2008; 松浦 2016) により生データから観測誤差を除去し、各年の毎月の溶存酸素濃度を推定した。次に、このモデルの推定時に得られたマルコフ連鎖モンテカルロ標本を用いて、秋季に相当する 9～11 月の溶存酸素濃度の最低値を各年について算出した。モデル推定では生データを対数変換し、変換した値の過程誤差と観測誤差の分布には正規分布を仮定した。観測誤差の標準偏差は測点間で共通とした。これらの計算には R ver. 4.1.2 (R Core Team 2021) と rstan 2.21.7 (Stan Development Team 2022) を使用した。また、

前述の稚貝発生量とその前年の溶存酸素濃度最低値との間のスピアマン順位相関係数を求めた。計算には R ver. 4.1.2 (R Core Team 2021) を使用した。

(4) 栄養塩濃度とクロロフィル a 濃度

三河湾では餌環境の悪化による稚貝の秋季減耗の影響が大きいと考えられている (曾根ほか 2019)。2012～2021 年に三重県水産研究所が観測した伊勢湾 16 測点の表層における溶存態無機窒素 (DIN) とリン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) について (表 1), 各月の平均値を求め、さらにそれらを夏季 (6～8 月), 秋季 (9～11 月), 冬季 (12～2 月) ごとに平均した値を各年度について算出した。また、クロロフィル a 濃度 (Chl) については、CTD 観測時の蛍光強度読み取り値 (表 1) を国分 (2020) の手法により $\mu\text{g/L}$ に換算した。表層の Chl は欠測が多かったため、表層の値と高い相関が認められた水深 2 m の値について、栄養塩濃度と同様に平均値を求めた。前述の稚貝発生量とその前年度のこれら水質とのスピアマン順位相関係数を求めた。前述の母貝生息密度についても同様に相関係数を求めた。

(5) 強風の観測頻度

松阪地区では潮間帯に主漁場が形成され、夏季・秋季の台風等にもなう強波浪の影響により稚貝が大量減耗する (Nambu et al 2012)。2012～2021 年に気象庁が観測したセントレアでの風向風速について、6～11 月に西寄り以外で風速 10 m/sec 以上の風が吹いた時間数を算出した。前述の母貝生息密度とその前年度の強風観測頻度とのスピアマン順位相関係数を求めた。

(6) 河川流量

伊勢地区では河川出水によるへい死の影響が指摘されている (羽生 2015)。松阪地区のアサリ漁場は、櫛田川、金剛川、阪内川、三渡川、碧川、雲出川の河口域に形成される。櫛田川と雲出川は流域面積が広いので、台風等に伴う豪雨時の河川流量が多い。2012～2021 年に国土交通省が観測した櫛田川での河川流量 (表 1) について月別平均流量を求め、さらにそれらを 6～11 月で平均した。雲出川についても同様に算出した。前述の母貝生息密度とその前年度の平均流量とのスピアマン順位相関係数を求めた。

2 結果

(1) 漁獲量

2022 年の鈴鹿地区におけるアサリ漁獲量は 300 トンであり、中位の上限値 (141 トン) を上回った (図 5)。年変動率は 71%であり、横ばい基準の上限値 (5%) を上回った。2022 年の松阪地区におけるじょれんによるアサリ漁獲量は 0 トンであり、中位の下限値 (14 トン) を下回った (図 6)。年変動率は -100%であり、横ばい基準の下限値 (-5%) を下回った。以上より、資源水準・動向は、鈴鹿地区が高位・増加、松阪地区が低位・減少と判断した。

(2) 稚貝発生量と母貝生息密度

稚貝発生量の最大値は 2014 年の 93.0 個体/ m^2 、最小値は 2019 年の 2.8 個体/ m^2 、2022 年は 2.9 個体/ m^2 であり、長期的な減少傾向が認められた (図 7)。母貝生息密度の最大値は 2013 年の 0.75 個体/ m^2 、最小値は 2015 年の 0.07 個体/ m^2 、2020 年は 0.44 個体/ m^2 であった (図 7)。2018 年に 0.29 個体/ m^2 のピークが認められ、長期的な減少傾向は認められなかった (図 7)。母貝生息密度は、稚貝発生量のおおむね 1/100～1/10 のオーダーで推移した (図 7)。

(3) 溶存酸素濃度の最低値

2019 年にもっとも低く、その後、上昇傾向にあると推測された (図 8)。ただし、変動の大きさ (対数スケールでの標準偏差) は、観測過程が 0.60、水準変動が 0.01、季節変動が 0.05 であり、観測誤差がも

っとも大きかった。松阪地区での稚貝発生量とその前年の溶存酸素濃度最低値との相関係数は 0.67 であったが (図 9), 有意ではなかった ($p = 0.06$)。

(4) 栄養塩濃度とクロロフィル a 濃度

DIN, $\text{PO}_4\text{-P}$, Chl のいずれも季節・年変動が大きかった。松阪地区での稚貝発生量との相関係数は秋季 $\text{PO}_4\text{-P}$ との間でもっとも高かった (表 2; 図 10)。ただし, 有意ではなかった ($p = 0.08$)。松阪地区での母貝生息密度との相関係数は夏季の Chl との間でもっとも高かった (表 2; 図 11)。ただし, 有意ではなかった ($p = 0.15$)。

(5) 強風の観測頻度

強風の観測頻度は年変動が大きかった (図 12)。松阪地区での母貝生息密度との相関係数は-0.02 と低く, 有意ではなかった。ただし, これらの変動のピークは逆位相でよく一致していた (図 12)。

(6) 河川流量

河川流量は年変動が大きかった (図 13)。松阪地区での母貝生息密度との相関係数は櫛田川が-0.47, 雲出川が-0.60 であった。これらは有意ではなかった ($p = 0.10$)。

3 考察

(1) 鈴鹿地区

2021 年以降, 鈴鹿地区では漁獲量が増加傾向にあった (図 5)。鈴鹿地区のアサリ資源は, その分布中心が水深約 5 m であるため, 夏季・秋季に発達する貧酸素水塊の影響を受けやすい (羽生ほか 2017)。鈴鹿地区のアサリ漁場における溶存酸素濃度は, 2018 年と 2019 年に低く, 2020~2022 年にやや高い傾向があった (図 8)。つまり, アサリ資源の変動傾向は貧酸素水塊の消長とよく一致している。鈴鹿地区沿岸の溶存酸素濃度は, 三重県水産研究所と第四管区海上保安部のそれぞれが毎月 1 回観測している。両機関の観測値の季節変化は類似しており (羽生ほか 2017), 鈴鹿地区沿岸の等深線は海岸に平行であるため, 水塊は広域で一様分布しているように思える。しかし, 実際の溶存酸素濃度の時空間パターンは複雑なものと考えられており (辻 2020), 本評価で推定された溶存酸素濃度最低値の大きな推定誤差はその影響によるものと推測される (図 8)。また, 鈴鹿地区におけるアサリ漁場の規模には大きな年変動があるため (羽生ほか 2017), 鈴鹿地区におけるアサリの分布予測には, 時空間的に高解像度の溶存酸素濃度のデータが必要と考えられる。近年, 伊勢湾において, 漁具に小型の観測機器を設置し, 水質を連続観測する手法が検討されている (多部田ほか 2016)。しかし, 貧酸素水塊の発達する夏季と秋季は, 鈴鹿地区の噴射式貝桁網の操業期間ではない (羽生 2021)。また, 鈴鹿地区の漁場面積は広く, 操業位置は年によって大きく異なる (奥村ほか 2023)。そのため, アサリの分布予測には, 観測ブイの設置による水質の連続観測や数値計算による水質の時空間補間が必要と考えられる。さらに, 鈴鹿地区のアサリは約 1 歳で漁獲対象となるが (羽生ほか 2017), 年によっては 2 歳以上が漁獲対象の主群となる (奥村・羽生 未発表資料)。そのため, 鈴鹿地区におけるアサリの漁獲量・資源量の年変動に対する貧酸素水塊の影響は, 前年に加えてそれ以前の影響についても考慮する必要がある。これは逆に, 殻長組成の調査が貧酸素水塊の長期的な影響の検出に有効であることを示唆している。今後の検討課題としたい。

(2) 松阪地区

漁獲量 松阪地区での漁獲量は 2014 年以降, 極端な不漁となった (図 6)。ただし, 2011~2013 年の漁獲物の銘柄組成がこの期間に徐々に大型化していた (松阪漁協, 未発表資料)。そのため, この期間の漁

獲量のピークは単一の卓越年級群の漁獲によるものと考えられ、漁獲加入以前の資源量の激減は 2014 年より前に始まった可能性が高い。

稚貝発生量 松阪地区では稚貝発生量が長期的に減少傾向にあった (図 7)。松阪地区では潮間帯に主漁場が形成され、夏季・秋季の強波浪や河川出水の影響により稚貝が大量減耗する (羽生ほか 2017; Nambu et al 2012)。しかし、5 月の稚貝の発生時期が前年秋季とすれば、稚貝発生量の長期的な減少が松阪地区での夏季・秋季の強波浪や河川出水による直接的なへい死とは考えにくい。稚貝発生量の長期的な低迷については、母貝資源量の減少や幼生の加入過程での減少を想定する必要がある。

松阪地区 (湾西部・南部) の資源にとっての母貝場は湾北西部と考えられている (羽生ほか 2017)。また、貧酸素水塊は浮遊幼生の分布や生残率にも影響を及ぼす (山田ほか 2015)。湾北西部の溶存酸素濃度は、2013 年から 2019 年にかけて長期的に低下していた (図 8)。これは、松阪地区における稚貝発生量の減少傾向 (図 7) とよく一致している (図 9)。つまり、湾北西部において貧酸素水塊の影響により母貝資源量が長期的に減少し、その結果として、湾西部・南部での稚貝発生量が低迷している可能性がある (羽生ほか 2017)。ただし、2020 年以降、湾北西部の溶存酸素濃度が上昇に転じているとすれば (図 8)、今後、湾北西部での母貝資源量が増加し、松阪地区での稚貝発生量も増加するはずである。しかし、少なくとも 2021 年と 2022 年の時点では、松阪地区における稚貝発生量はあまり増加していない (図 7)。鈴鹿地区での漁獲量が湾北西部での秋季の母貝資源量を反映していない可能性や環境要因の推定誤差の可能性もある。今後、詳しく調べる必要がある。また、本評価において稚貝発生量は前年秋季の $\text{PO}_4\text{-P}$ との相関が高かった一方で、前年の秋季・冬季の Chl との相関は低かった (表 2)。貧栄養と餌不足の関係についても、今後、詳しく調べる必要がある。

母貝生息密度 本評価における母貝生息密度と前年度の夏季 Chl の相関係数は 0.53 であった (表 2)。統計学的に有意ではない点に留意する必要があるが、この正の相関は、夏季の餌不足による秋季減耗 (曾根ほか 2019; 蒲原ほか 2021) が伊勢湾でも生じている可能性を示唆している。また、前年度の夏季・秋季の強風観測頻度との相関係数についても本評価では有意ではなかったが、その頻度のピークは母貝生息密度のピークと逆位相でよく一致していた (図 12)。前年度の河川流量との相関係数についても有意ではなかったが、相関係数は負値であり、これは、他の地区で報告されている河川出水によるアサリのへい死 (羽生 2015) が松阪地区でも生じている可能性を示唆している。本評価において、いずれの環境要因とも有意な相関が認められなかった原因としては、本評価で使用した環境要因の測点位置が松阪地区のアサリ漁場から離れていたこと (図 4)、サンプルサイズが $n=9$ と小さかったこと、環境要因の推定誤差が大きかったこと (図 11, 13)、他の環境要因の影響が大きいことなどが考えられる。調査を継続して改めて確認する必要がある。

(3) 地区間の相違

鈴鹿地区における漁獲量は増加で推移していた (図 5)。当地区における母貝生息密度は、前年秋季に確認される稚貝発生量と相関があり、その稚貝は春季発生群と考えられている (羽生ほか 2017)。一方、近年の松阪地区における稚貝発生量は長期的に減少傾向にあったものの、母貝生息密度は横ばいで推移していた (図 7)。これは、松阪地区では母貝生息密度が稚貝期以降の生残率に規定されていることを示唆している。ただし、当地区では、春季発生群が年内に前年秋季発生群と同等のサイズに成長するため、殻長組成を混合正規分布に分解するような手法では各季節の発生群を区別することが難しい (羽生・南部 2022)。つまり、本評価の結果は、松阪地区では母貝資源の形成に対する秋季発生群の寄与が小さいということを示しているに過ぎない。春季発生群の稚貝発生量とその後の生残率が長期的にどのような

状況にあったのか、また、近年、どのような状況にあるのか。アサリの再生産関係については春季発生群の寄与も考慮したうえで判断する必要がある。

本評価において、近年の松阪地区でのアサリ資源の直接的な減少要因として、夏季の餌不足、強波浪、河川出水の影響が示唆され、鈴鹿地区では貧酸素水塊の影響が示唆された。アサリの分布中心は、松阪地区が潮間帯であるのに対し、鈴鹿地区が潮下帯である（羽生ほか 2017）。一般的に強波浪と河川出水の影響は水深が浅いほど大きいと考えられるため、強波浪と河川出水の影響が松阪地区と鈴鹿地区とで異なる点に矛盾はない。また、伊勢湾における貧酸素水塊の直接的な悪影響は潮間帯より潮下帯で大きいと考えられるため、この点についても矛盾はない。一方、鈴鹿地区における餌不足の影響については本評価では検討していない。しかし、約 1 歳で漁獲対象となるような鈴鹿地区でのアサリの高成長（羽生ほか 2017）は、当地区では餌不足の影響が小さいことを示唆している。そのメカニズムとしては、伊勢湾の水深 15～20 m に形成される植物プランクトンの亜極大層（藤原ほか 1997）の影響の可能性があるが、その水深帯は鈴鹿地区におけるアサリの分布中心の水深 5 m よりやや深い。鈴鹿地区でのアサリの餌不足の影響については今後検討する必要がある。

(4) 環境要因の長期的な影響

かつての三重県におけるアサリ漁獲量の大部分は、松阪地区を含む湾西部・南部で漁獲されたものであった（図 2）。前述したように、2000 年以降の松阪地区におけるアサリ資源の激減は 2014 年より前、つまり 2000～2014 年の間に始まった可能性が高い。広域総合水質調査（環境省）によれば、伊勢湾の栄養塩濃度は長期的に低下しており（千葉 2015; 谷村ほか 2017）、Chl は 2000 年代から 2010 年代にかけて大幅に低下したと報告されている（渡邊ほか 2021）。また、伊勢湾での Chl は湾央・湾口部で顕著に低下したと報告されている（千葉 2019; 渡邊ほか 2021）。一方、2002～2022 年に三重県水産研究所が観測した伊勢湾 16 測点の DIN、PO₄-P、Chl、および透明度の季節別平均値を本評価の手法に準じて求めたところ、DIN と PO₄-P については長期的な低下傾向が認められたが（図 14, 15）、Chl と透明度についてそのような低下傾向が認められなかった（図 16）。また、湾央・湾口部の 11 測点の Chl と透明度の季節別平均値についても低下傾向は認められなかった（図 17）。松阪地区のアサリ資源に対する餌不足の長期的な影響については再検討が必要と考えられる。一方、強風観測頻度と河川流量については、2011 年以降、大きく増加していた（図 18, 19）。この増加期は前述のアサリ資源の激減期・低迷期とよく一致している。つまり、2000 年代以降の三重県におけるアサリ漁獲量は、台風等の荒天にともなう強波浪と河川出水の複合的・長期的な影響により、現在も低迷している可能性がある。

他海域の状況

北海道を除けばアサリの漁獲量は全国的に減少しており、その減少期と減少要因は海域によって異なっている（鳥羽 2017）。三河湾では 2014 年から漁獲量が急減し、餌不足による稚貝の秋季減耗の影響が大きいと考えられている（曾根ほか 2019）。また、瀬戸内海においても餌不足の影響が指摘されている（Uchida et al, 2023）。大分県の豊前海では夏季の高温による資源の低迷が指摘されている（木村 2014）。

謝辞

本評価で使用した漁獲量は関係漁協の未発表資料を三重県水産研究所が整理したものである。また、

稚貝発生量, 母貝生息密度, 溶存酸素濃度, 栄養塩濃度, クロロフィル a 濃度の一部は, 水産庁水産基盤整備調査委託事業と水産庁資源評価調査事業により取得したものである。

文献

- 千葉 賢 (2015) 原単位法で求めた 1950 年から現在までの伊勢湾への汚濁負荷量の変遷について (その 1: 生活排水). 四日市大学環境情報論集, **19(1)**: 17–36.
- 千葉 賢 (2019) 伊勢湾の植物プランクトンの小型化と水質の長期変化の関係について. 四日市大学環境情報論集, **32(1)**: 139–155.
- Commandeur, J. J. F. and Koopman, S. J. (2008) 状態空間時系列分析入門 (和合 肇訳). シーエーピー出版.
- 藤原建紀・福井真吾・笠井亮秀・坂本 亘・杉山洋一 (1997) 伊勢湾の栄養塩輸送と亜表層クロロフィル 極大. 海と空, **73(2)**: 55–61.
- 羽生和弘 (2015) 伊勢湾南部の保護水面におけるアサリ資源量の長期変動. 三重県水産研究所研究報告, **24**, 19–36.
- 羽生和弘 (2021) 2019 年度三重県におけるアサリの資源評価. 三重県水産研究所研究報告, **27**: 30–39.
- 羽生和弘・国分秀樹・畑 直亜・水野知己・長谷川夏樹・石樋由香・渡部諭史・藤岡義三・日向野純也・井上隆彦・田中良男・工藤倫彰・山田充哉・南部亮元・桑原久実 (2017) 伊勢湾 4 地区におけるアサリ資源量の推定と資源変動要因の抽出. 水産海洋研究, **81(2)**: 110–123.
- 羽生和弘・南部亮元 (2022) 被覆網によるアサリの保護・増殖. 三重県水産研究所研究報告, **29**: 1–25.
- 蒲原 聡・芝 修一・鶴島大樹・鈴木輝明 (2021) 三河湾のアサリ *Ruditapes philippinarum* の成育と全窒素・全リン濃度の経年変化との関連. 水産海洋研究, **85(2)**: 69–78.
- 木村聡一郎 (2014) 夏季高温下におけるアサリのへい死. 大分県農林水産研究指導センター研究報告, **4**: 1–8.
- 国分秀樹 (2020) 伊勢湾浅海定線観測におけるクロロフィル a 濃度の較正. 三重県水産研究所研究報告, **26**: 11–52.
- 松浦健太郎 (2016) Stan と R でベイズ統計モデリング. 共立出版.
- Nambu, R., Saito, H., Tanaka, Y., Higano, J., Kuwahara, H. (2012) Wave actions and topography determine the small-scale spatial distribution of newly settled Asari clams *Ruditapes philippinarum* on a tidal flat. Estuarine, Coastal and Shelf Science, **99**, 1–9.
- 奥村康太・羽生和弘 (2021) ICT を活用した新たな資源管理システム構築事業. 令和 2 年度三重県水産研究所事業報告, 88–89.
- 奥村康太・羽生和弘・北川強司 (2023) ICT を活用した新たな資源管理システム構築事業. 令和 3 年度三重県水産研究所事業報告, 84–85.
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- 曾根亮太・和久光靖・石田俊朗・宮脇 大・山田 智 (2019) 六条潟におけるアサリ *Ruditapes philippinarum* の秋季減耗要因について. 水産海洋研究, **83(4)**: 252–259.
- Stan Development Team (2022) RStan: The R interface to Stan. R package version 2.21.7. <http://mc-stan.org/>.
- 多部田茂・丸山拓也・濱田孝治・岩場公利 (2016) 小型漁船による沿岸海域環境計測の試み. 日本船舶

海洋工学会講演会論文集, **23**, 281–285.

谷村譲紀・奥山幸俊・国分秀樹・佐藤弘之・小林利行・千葉 賢・大八木 麻希 (2017) 伊勢湾の水質の変化とその傾向についての考察. 三重県保健環境研究所年報, **19**: 50–54.

鳥羽光晴 (2017) アサリ資源の減少に関する議論への再訪. 日本水産学会誌, **83(6)**: 914–941.

辻 将治 (2020) ICT を活用した新たな資源管理システム構築事業. 令和元年度三重県水産研究所事業報告, 94–95.

Uchida, M., Ishihi, Y., Watanabe, S., Tsujino, M., Tezuka, N., Takada, Y., Niwa, K. (2023) Trophic state-dependent distribution of asari clam *Ruditapes philippinarum* in Japanese coastal waters: possible utilization of asari stable isotope ratios as a production indicator. Fisheries Science, 1–12.
<https://doi.org/10.1007/s12562-022-01663-5>

山田 智・岩田靖宏・堀口敏宏・鈴木輝明 (2015) 三河湾におけるアサリ浮遊幼生の鉛直分布に与える貧酸素水塊の影響. 水産海洋研究, **79(1)**: 1–11.

渡邊卓弥・石田健太・国分秀樹・岩出将英・辻 将治・大八木真希・千葉 賢 (2021) 伊勢湾の水質と植物プランクトンの年代推移の解析. 三重県保健環境研究所年報, **23**: 41–47.

参考資料（アサリ）

表1. 資源評価に利用したデータ

データ	出典
2004～2022年の鈴鹿地区のアサリ漁獲量	農林水産省 農林水産統計, 三重県水産研究所 未発表資料 鈴鹿市漁協 未発表資料
2003～2022年の松阪漁協のじょれんによるアサリ漁獲量	松阪漁協 未発表資料
2013～2022年の松阪地区の稚貝発生量と母貝生息密度	三重県水産研究所 未発表資料
2004～2022年の浅海定線観測の海底直上1 mの溶存酸素濃度, 表層の溶存態無機窒素濃度, リン酸態リン濃度, クロロフィルa濃度	三重県水産研究所 未発表資料
2012～2021年のセントレアの風速, 津の気温	気象庁ホームページ
2012～2021年の櫛田川と雲出川の河川流量	国土交通省ホームページ

表2. 伊勢湾の栄養塩濃度・クロロフィル濃度と松阪地区における稚貝発生量・母貝生息密度とのスピアマン順位相関係数

	夏季			秋季			冬季		
	DIN	PO ₄ -P	Chl	DIN	PO ₄ -P	Chl	DIN	PO ₄ -P	Chl
稚貝発生量	0.12	0.08	0.03	0.37	0.63	-0.33	0.08	-0.03	-0.25
母貝生息密度	-0.15	-0.02	0.53	-0.30	-0.25	-0.27	-0.15	-0.45	-0.07

DIN: 溶存態無機窒素, PO₄-P: リン酸態リン, Chl: クロロフィルa濃度. n = 9.

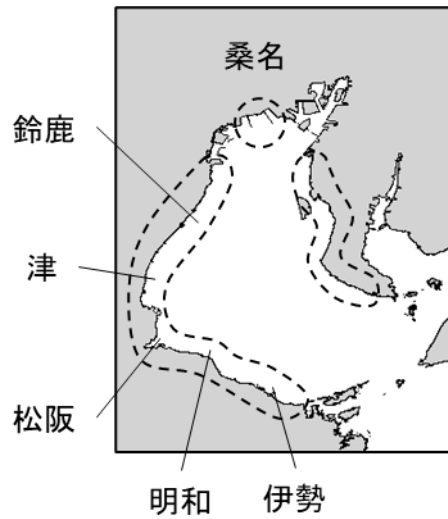


図 1. 伊勢湾におけるアサリの主漁場
点線の海域でアサリ漁業が行われている。

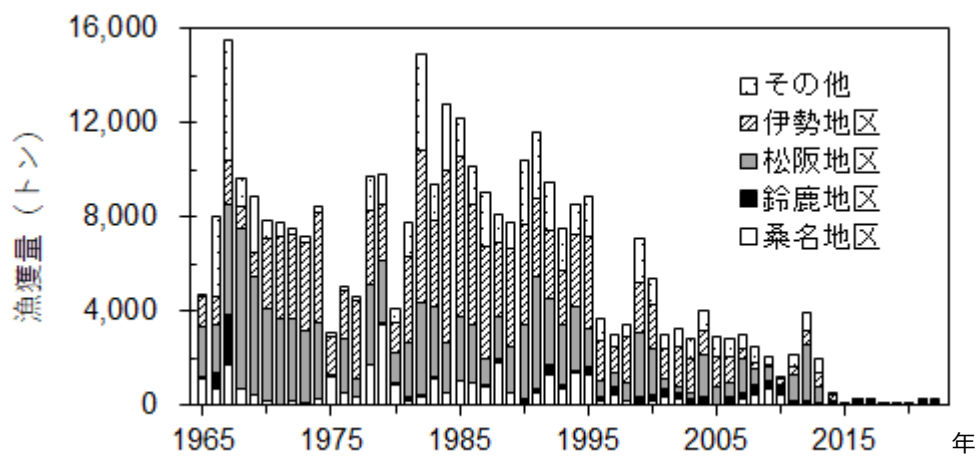


図 2. 1965～2022 年の三重県のアサリ漁獲量

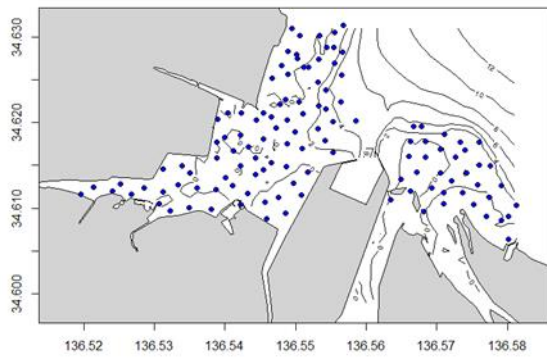


図 3. 松阪地区でのアサリ生息密度調査の測点
青丸が測点，実線が水深を表す。

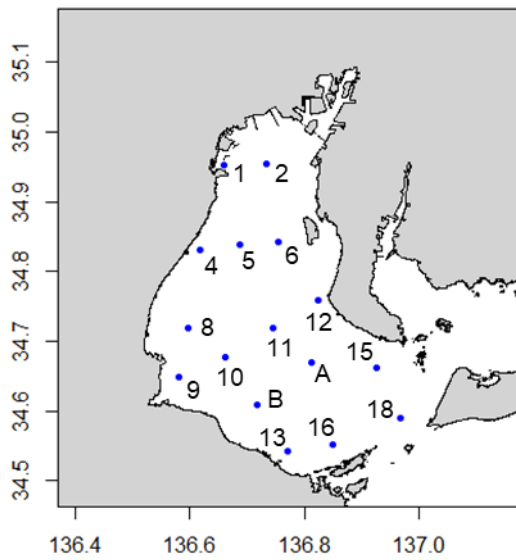


図 4. 溶存酸素濃度の測点
青丸が測点位置，文字が測点番号を表す。

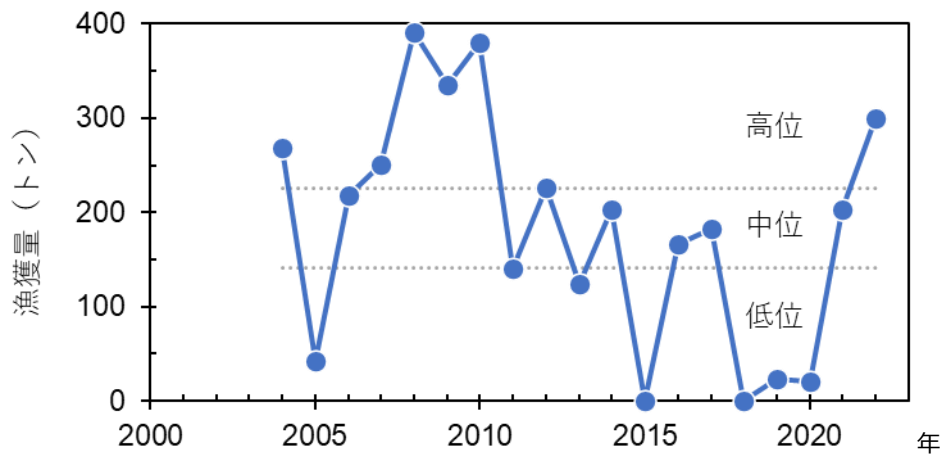


図 5. 2004～2022 年の鈴鹿地区のアサリ漁獲量

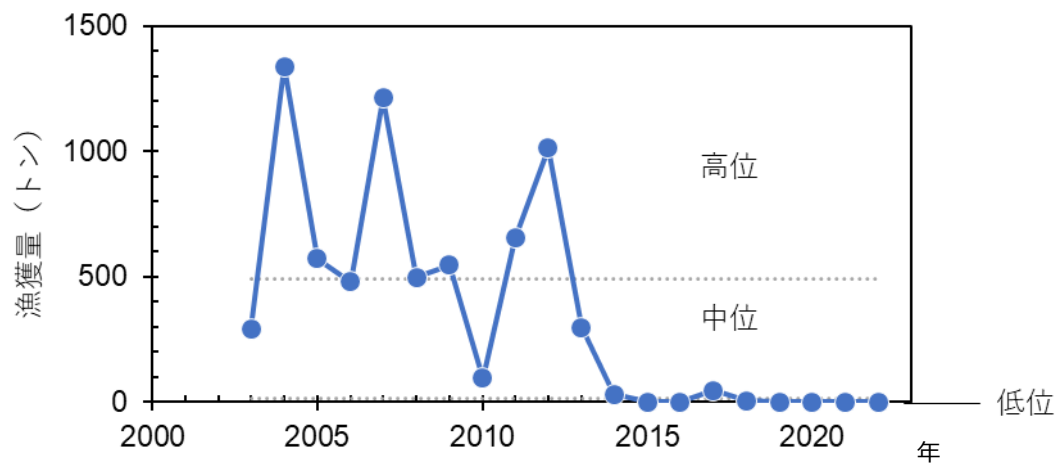


図 6. 2003～2022 年の松阪地区でのじょれんによるアサリ漁獲量

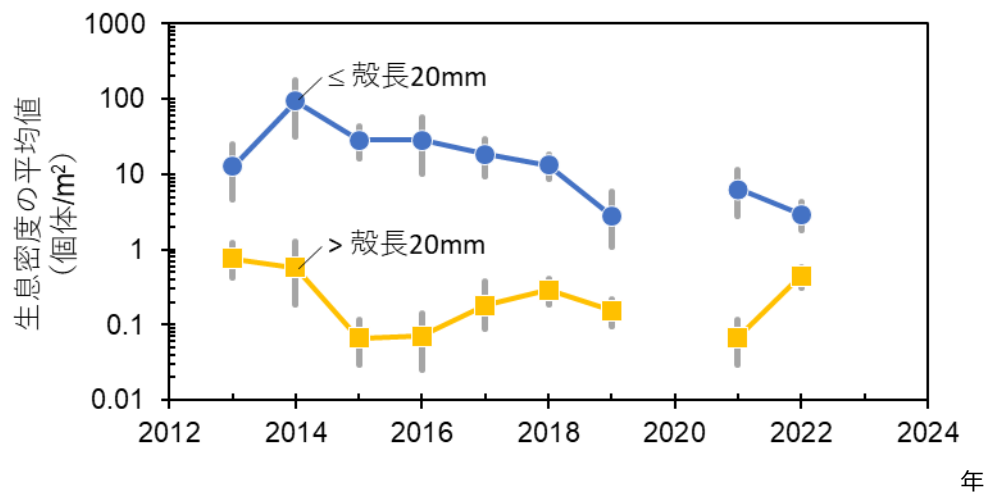


図 7. 2012～2022 年の松阪地区のアサリ生息密度

縦線は 90%ブートストラップ信頼区間を表す。本評価では、殻長 20 mm 以下のアサリの生息密度を稚貝発生量、殻長 20 mm より大きいアサリの生息密度を母貝生息密度と定義した。

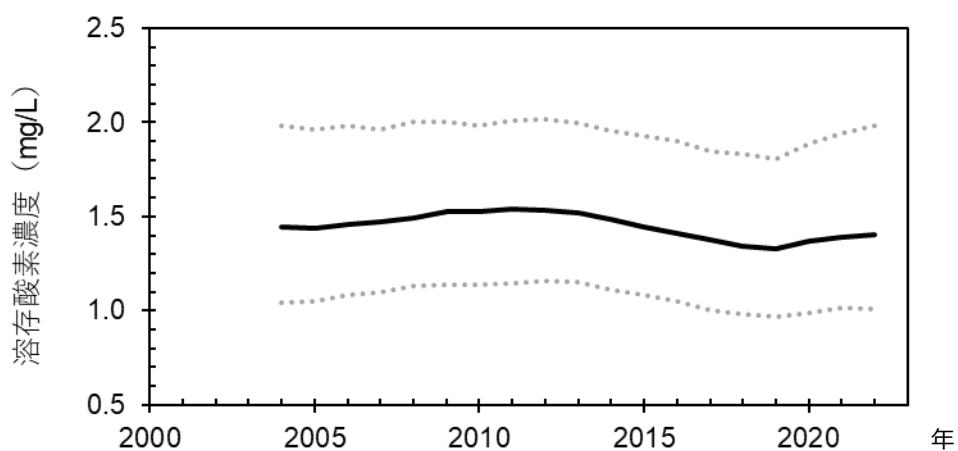


図 8. 浅海定線測点 4 における海底直上 1 m での 9～11 月の溶存酸素濃度最低値

横軸は西暦、実践はベイズ推定による中央値，点線は 90%ベイズ信頼区間を表す。

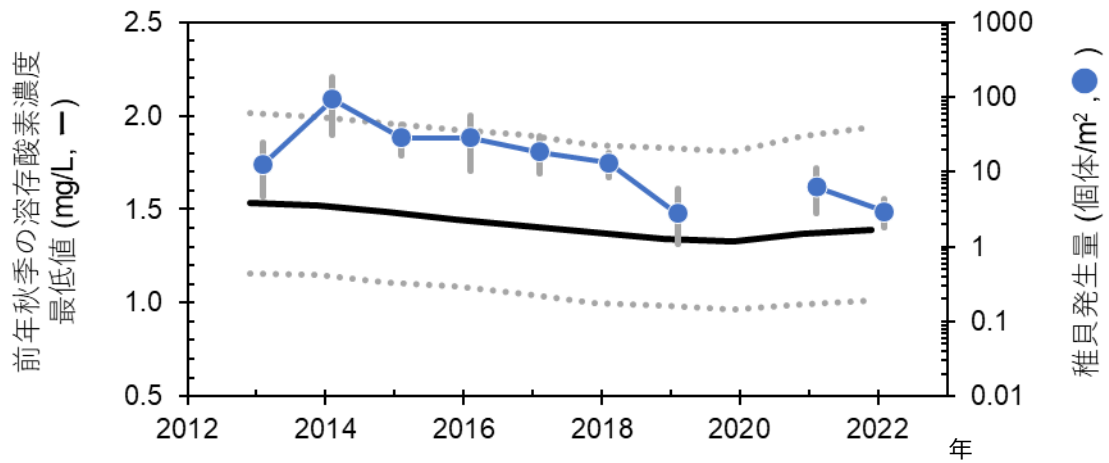


図 9. 2013～2022 年の松阪地区のアサリ稚貝発生量とその前年秋季溶存酸素濃度最低値
稚貝発生量は図 7 と同じ。前年秋季の溶存酸素濃度は図 8 と同じ。

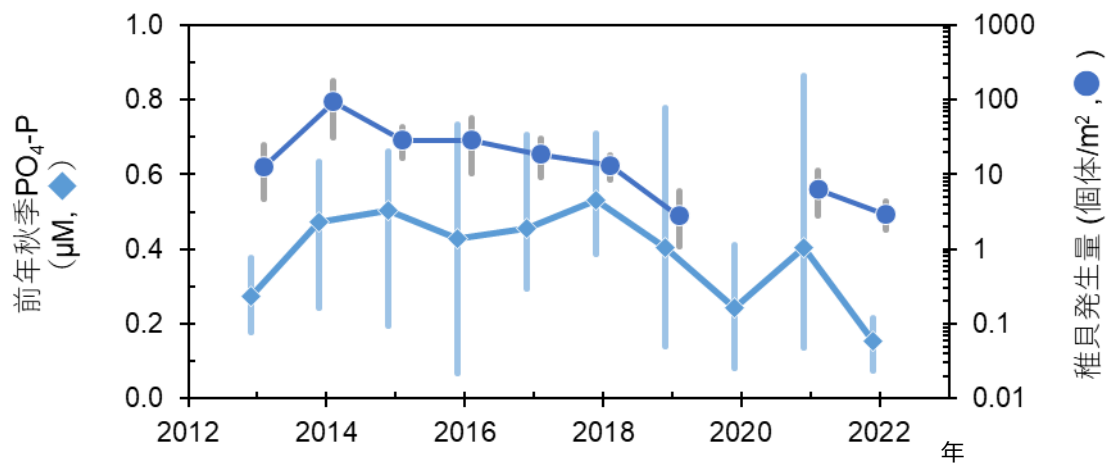


図 10. 2013～2022 年の松阪地区のアサリ稚貝発生量とその前年夏季リン酸態リン濃度 ($\text{PO}_4\text{-P}$)
稚貝発生量は図 7 と同じ。 $\text{PO}_4\text{-P}$ の折れ線は伊勢湾全域 16 測点の月平均値をさらに 9～11 月
で平均した値、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の縦線は月平均値の最小値と最大値を表す。

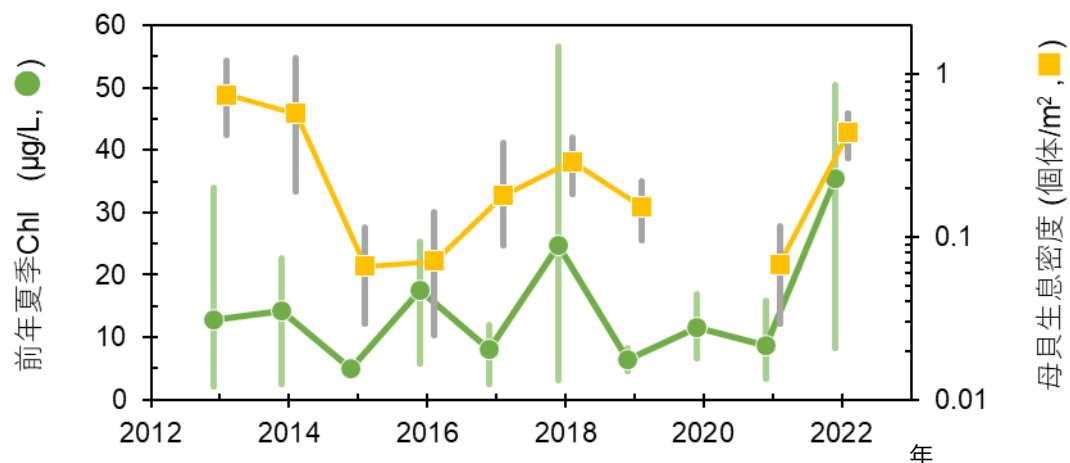


図 11. 2013～2022 年の松阪地区のアサリ母貝生息密度とその前年夏季クロロフィル a 濃度 (Chl)
母貝平均密度は図 7 と同じ。Chl の折れ線は伊勢湾全域 16 測点の月平均値をさらに 6～8 月
で平均した値、Chl の縦線は月平均値の最小値と最大値を表す。

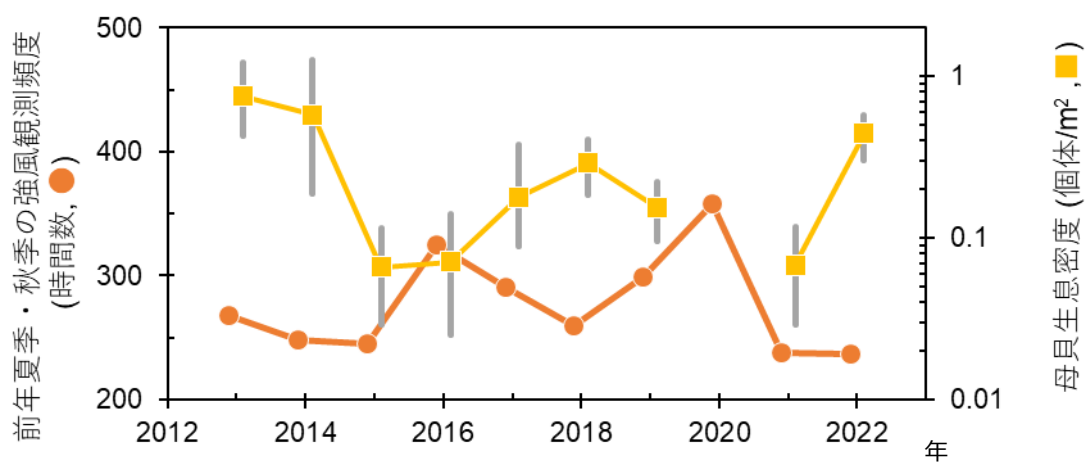


図 12. 2013～2022 年の松阪地区のアサリ母貝生息密度とその前年夏季・秋季強風の観測頻度
母貝平均密度は図 7 と同じ。強風観測頻度の折れ線は 6～11 月のセントレアにおける風速
10 m/sec 以上の観測時間数 (西寄りの風を除く) を表す。

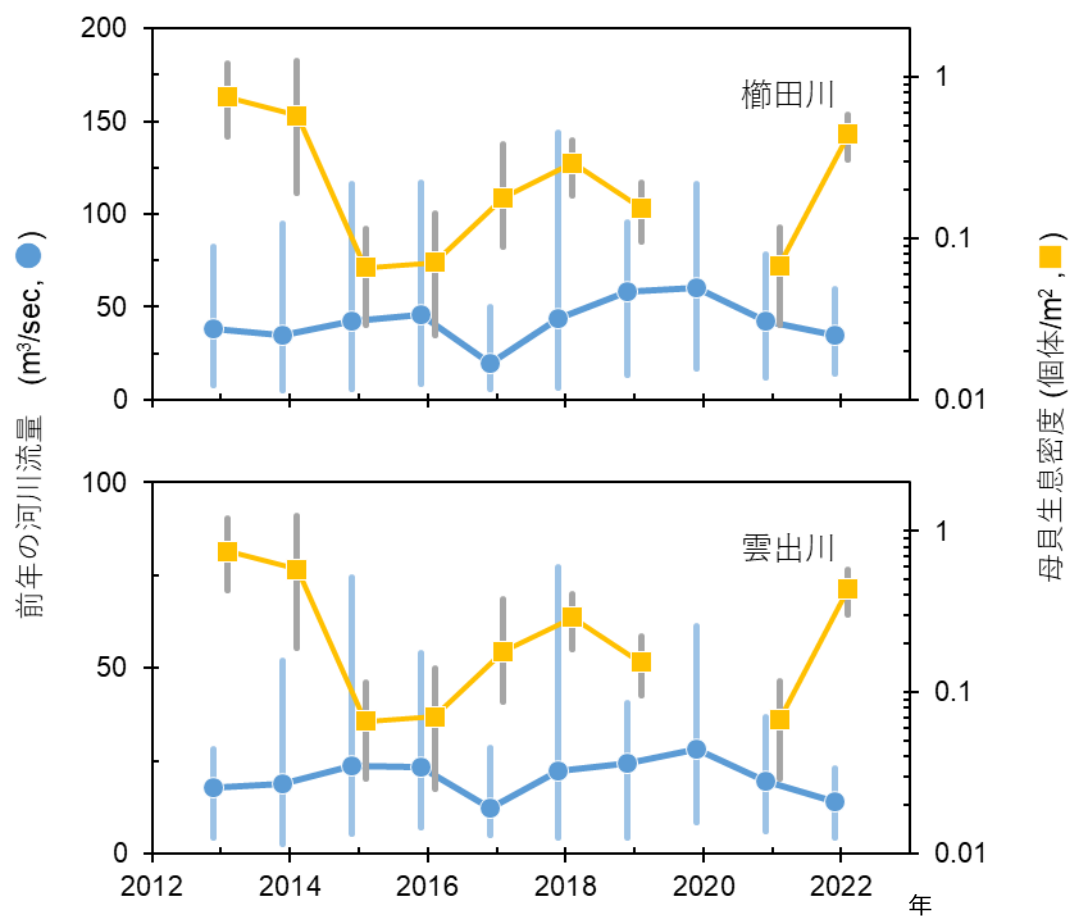


図 13. 2013～2022 年の松阪地区のアサリ母貝生息密度とその前年の橿田川・雲出川流量
母貝平均密度は図 7 と同じ。各河川流量の折れ線は月平均流量を 6～11 月について平均した値，縦線は 6～11 月の月平均値の最小値と最大値を表す。

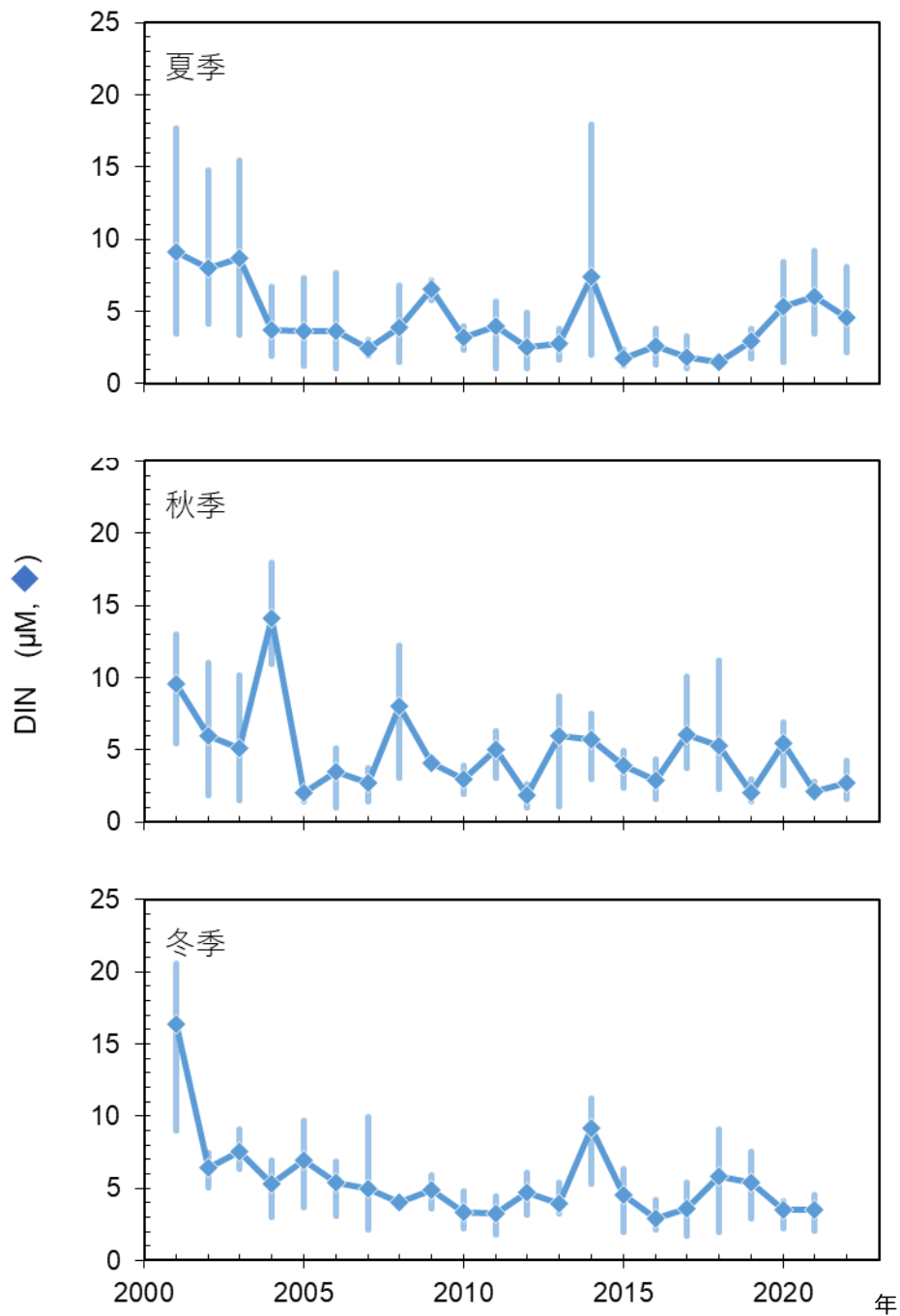


図 14. 伊勢湾全域における 2001～2022 年度の季節別溶存態無機窒素 (DIN)
 夏季:6～8 月, 秋季:9～11 月, 冬季:12～2 月。丸と四角は伊勢湾 16 測点の 3
 か月平均値, 縦線は月平均値の最小値と最大値を表す。

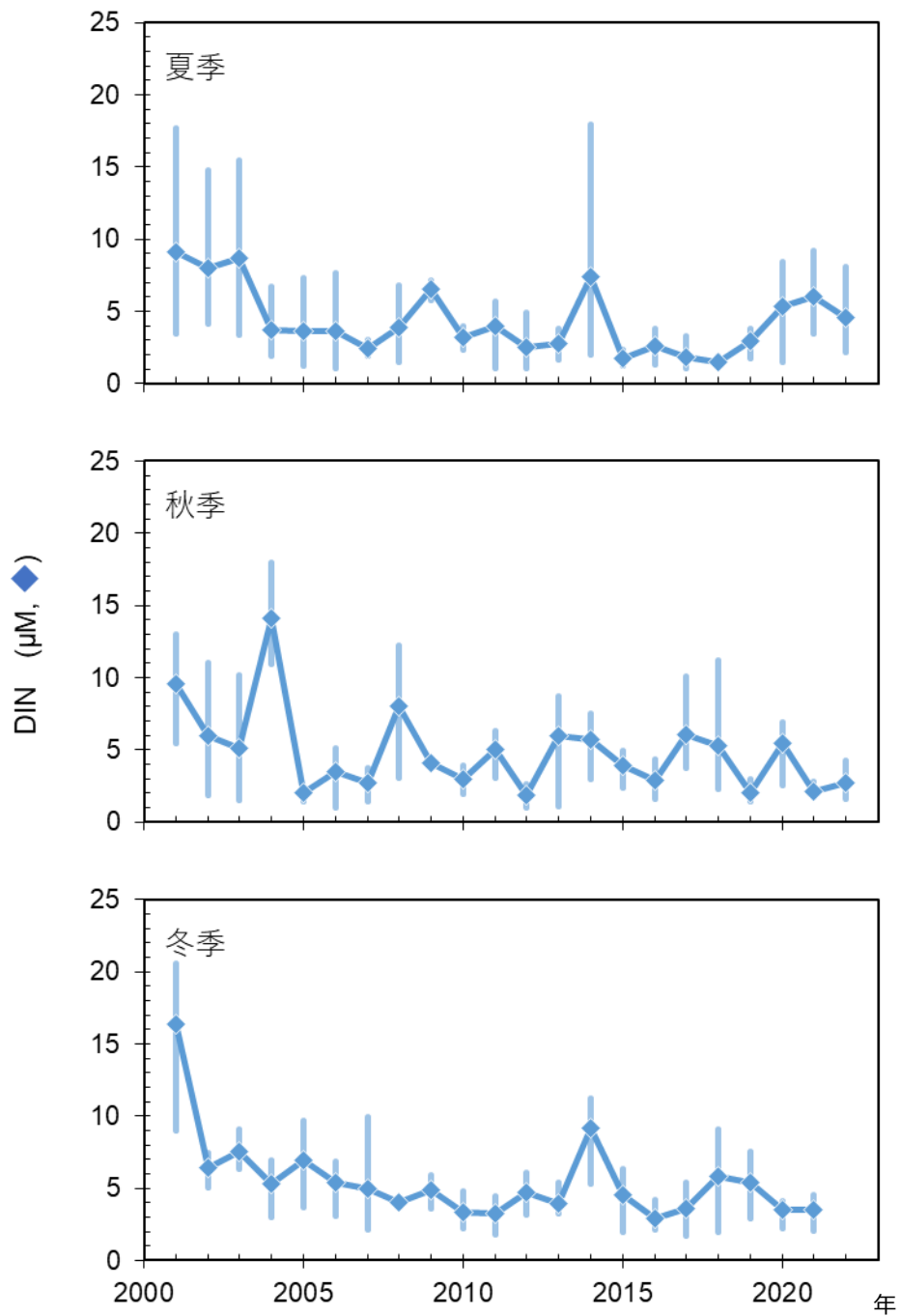


図 15. 伊勢湾全域における 2001～2022 年度の季節別リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$)

夏季: 6～8 月, 秋季: 9～11 月, 冬季: 12～2 月。丸と四角は伊勢湾 16 測点の 3 か月平均値, 縦線は月平均値の最小値と最大値を表す。

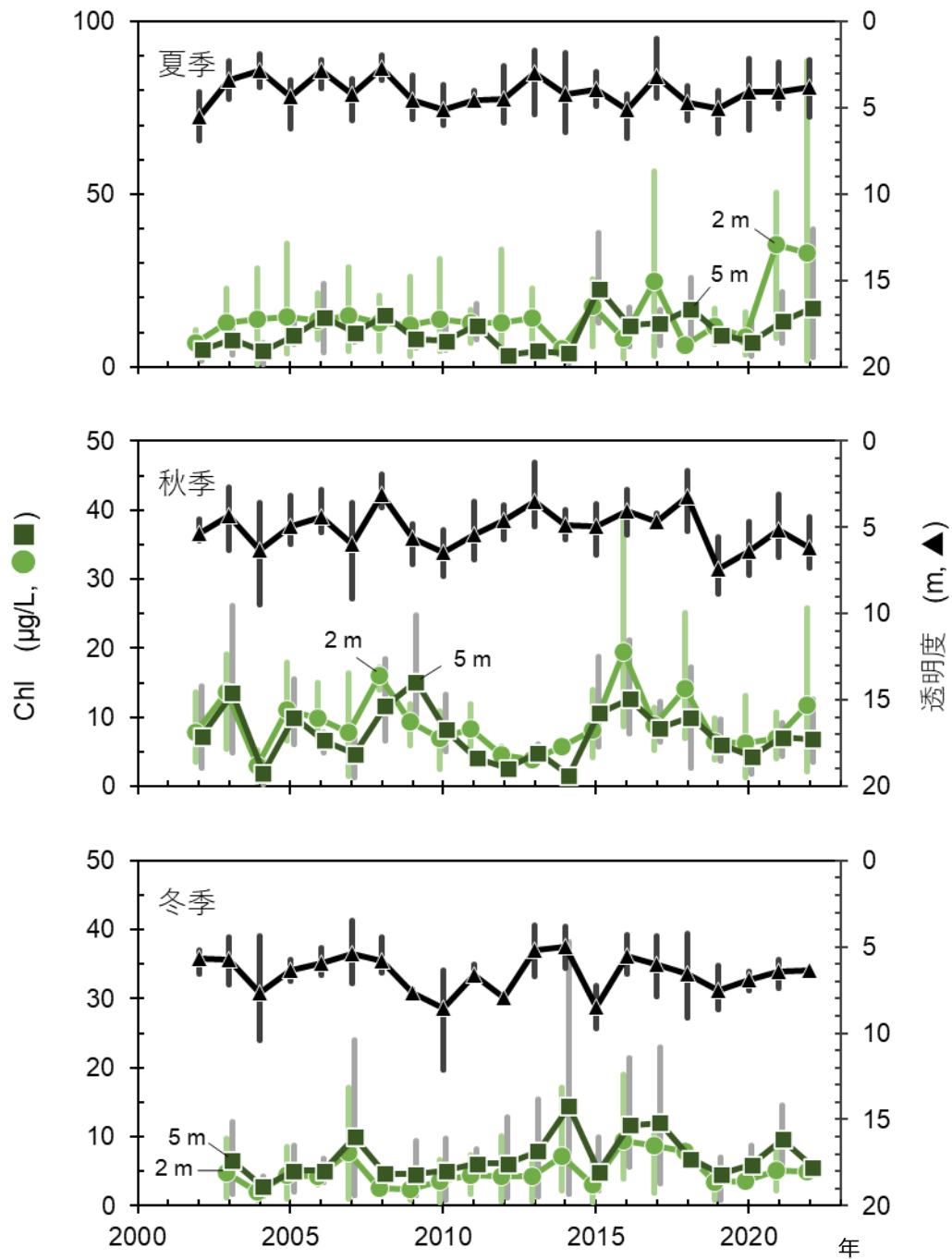


図 16. 伊勢湾全域における 2002～2022 年度の季節別クロロフィル a 濃度 (Chl)と透明度
 夏季: 6～8 月, 秋季: 9～11 月, 冬季: 12～2 月。丸と四角は伊勢湾 16 測点の 3 か月平均値, 縦線は月平均値の最小値と最大値を表す。

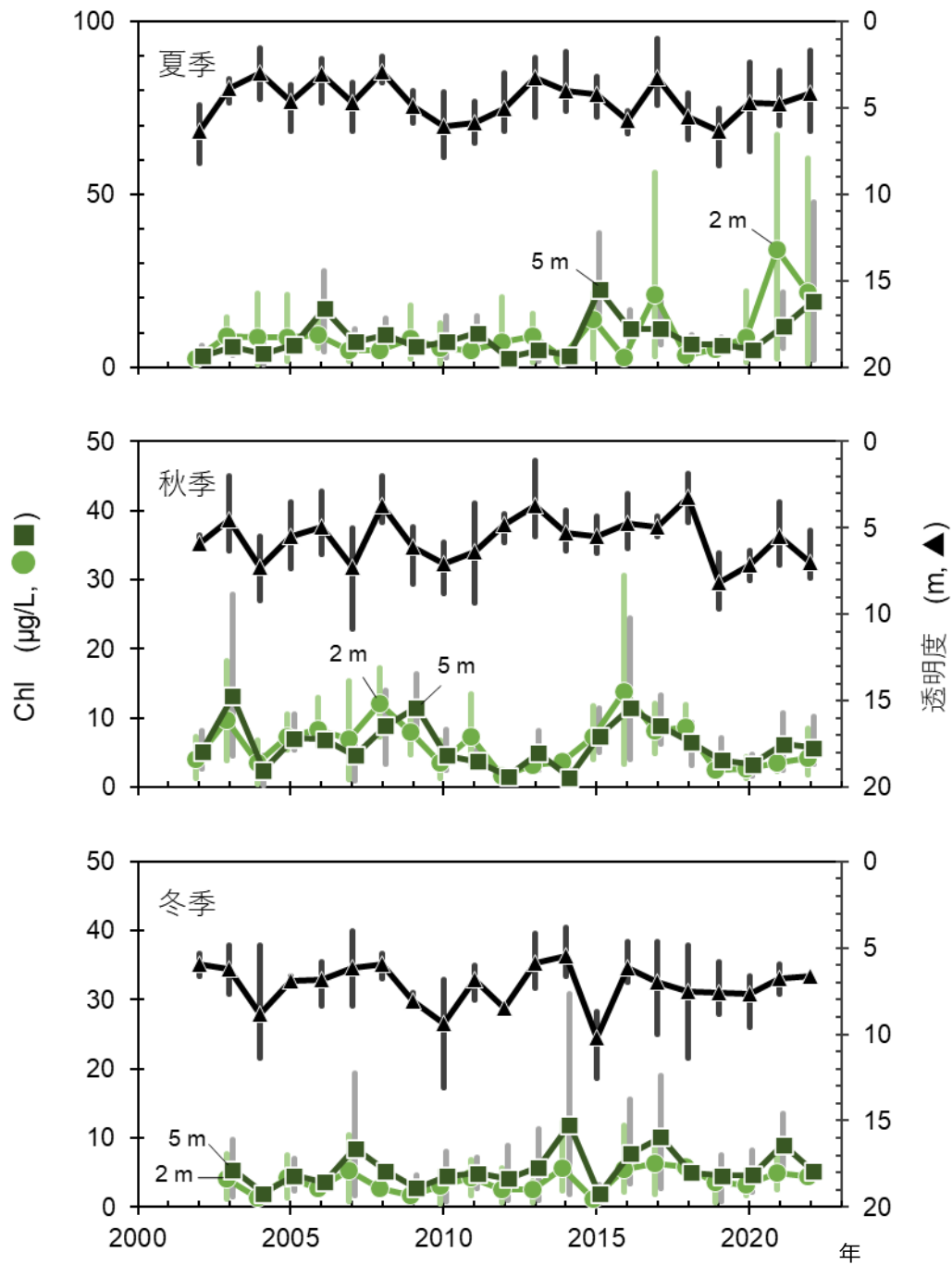


図 17.伊勢湾湾央・湾口部における 2002～2022 年度の季節別クロロフィル a 濃度 (Chl)と透明度
 夏季:6～8 月, 秋季:9～11 月, 冬季:12～2 月。丸と四角は伊勢湾 11 測点の 3 か月平均値, 縦
 線は月平均値の最小値と最大値を表す。

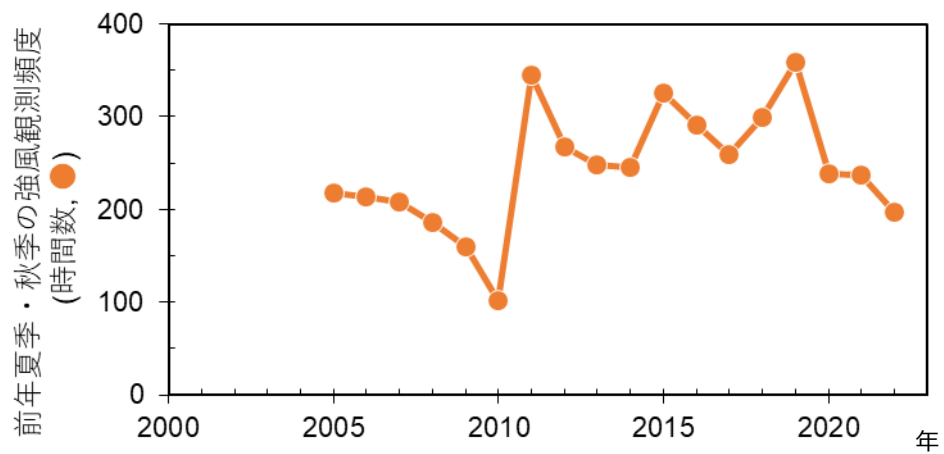


図 18. 2005～2022 年の夏季・秋季強風の観測頻度

強風観測頻度の折れ線は 6～11 月のセントレアにおける風速 10 m/sec 以上の観測時間数 (西寄りの風を除く) を表す。

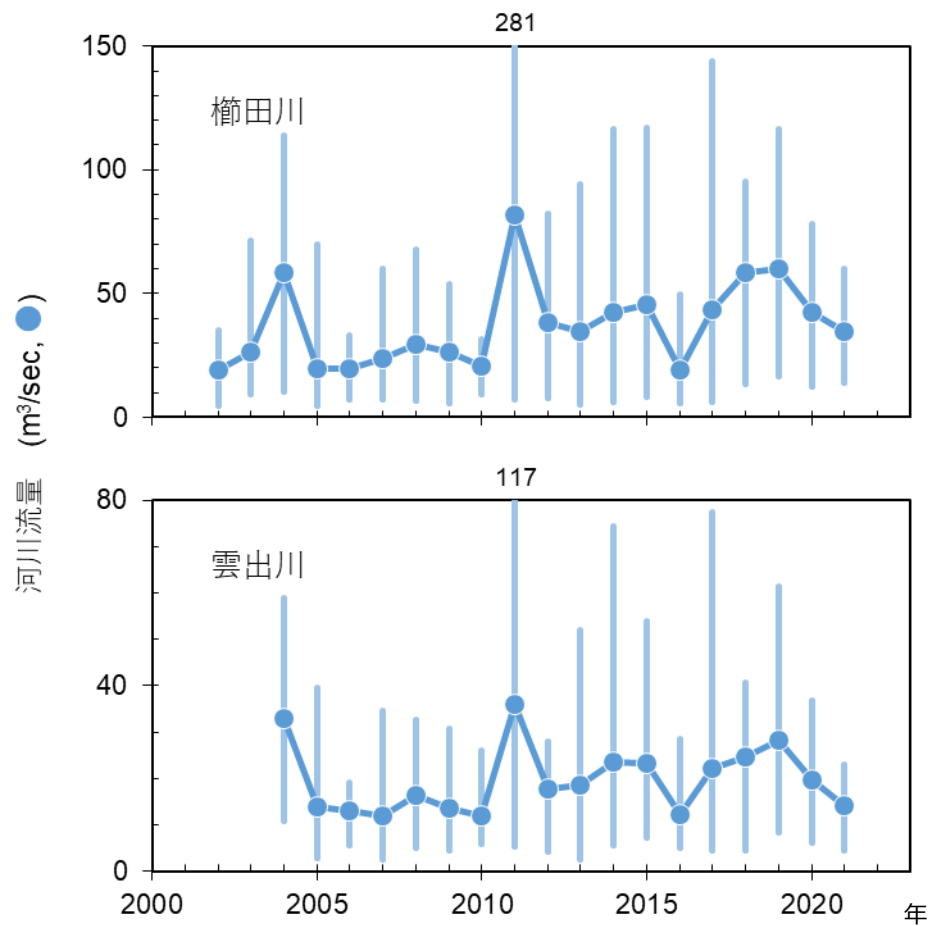


図 19. 2002～2021 年の松阪地区のアサリ母貝生息密度とその前年の櫛田川・雲出川流量
各河川流量の折れ線は月平均値を 6～11 月について平均した値，縦線は月平均値の
最小値と最大値を表す。