

三河湾における底生性魚介類の貧酸素化に対する時空間的応答と減耗過程

曾根亮太^{1,4†}, 和久光靖^{1,5}, 山田 智^{1,6}, 鈴木輝明², 高倍昭洋³

Spatio-temporal dynamics and mortality of mega-benthos in relation to the development of hypoxia in an inner bay: A model study in Mikawa Bay, Japan

Ryota SONE^{1,4†}, Mitsuyasu WAKU^{1,5}, Satoshi YAMADA^{1,6}, Teruaki SUZUKI² and Teruhiro TAKABE³

三河湾で6月から10月にかけて水質観測と同時に底生性魚介類を採集し、主要種の貧酸素化に対する時空間分布を調査した。また、資源量の推移から漁獲や加入・成長を考慮して死亡量を算出し、貧酸素化進行期（6–9月）の自然死亡係数および死亡率を求めた。貧酸素化に伴い主要魚介類の分布域は縮小し、資源量も大きく減少した。自然死亡係数（month⁻¹）は期間により変動したが、6–9月平均値はカレイ類で0.41–0.85、ガザミで0.42–0.46、シャコで0.46–0.76、トリガイで1.16–1.26と推定され、生物特性値や貧酸素化の影響が低い海域の観測値から算出された係数と比べて高かった。また、死亡率は解析対象種すべてで50%以上となり、貧酸素化は底生性魚介類の各個体群を大きく減耗させることが明らかとなった。特にイシガレイやクルマエビでは湾奥部が若齢期の生息域となる一方で、沿岸開発に伴う地形改変が死亡リスクを高め、湾奥から湾口・外海をつなぐ生態学的回廊が遮断されている可能性が考えられた。

To investigate spatio-temporal responses of mega-benthos species to hypoxia, we conducted a bottom trawl survey with environmental observation in Mikawa Bay monthly from June to October. The number of deaths for each main mega-benthos species was estimated from standing stock in relation to fishing, recruitment, and growth. Further, natural mortality coefficient (M_t) and death ratio (Dn_{ratio}) under hypoxia expansion (i.e., June to September) were calculated. Distribution areas and standing stocks of each mega-benthos species decreased as hypoxia developed. Although M_t (month⁻¹) changed with the calculation period, the mean from June to September was estimated at 0.41–0.85, 0.42–0.46, 0.46–0.76 and 1.16–1.26 in flounder, swimming crab, mantis shrimp, and cockle, respectively. These values were higher than well-known natural mortality coefficients, which were calculated from biological parameters or observations conducted in normoxic regions. Calculated Dn_{ratio} was more than 50% in all analyzed species. The results of this study indicate that developed hypoxia causes mass mortality of main mega-benthos species. Moreover, expansion of hypoxic areas incidental to coastal development have potentially deteriorated the ecological corridor for the stone flounder and kuruma prawn populations, which use the inner area of the bay as a nursery.

Key words: dissolved oxygen, environmental quality standards, hypoxia, mega-benthos, mortality, spatio-temporal distribution, ecological corridor

2016年12月21日受付, 2017年6月14日受理

¹ 愛知県水産試験場, 〒443-0021 愛知県蒲郡市三谷町若宮97

Aichi Fisheries Research Institute, 97 Wakamiya, Miya, Gamagori, Aichi 443-0021, Japan

² 名城大学大学院総合学術研究科, 〒468-8502 愛知県名古屋市天白区塩釜口1-501

Graduate School of Environmental and Human Science, Meijo University, 1-501 Shiogamaguchi, Tempaku-ku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

³ 名城大学総合研究所, 〒468-8502 愛知県名古屋市天白区塩釜口1-501

Research Institute of Meijo University, 1-501 Shiogamaguchi, Tempaku-ku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

⁴ 現所属: 愛知県農林水産部水産課, 〒460-8501 愛知県名古屋市中区三の丸3-1-2

Present: Fisheries Administration Division, Department of Agriculture, Forestry, and Fisheries, Aichi Prefectural Governmental Office, 3-1-2 Sannomaru, Naka-ku, Nagoya, Aichi 460-8501, Japan

⁵ 現所属: 愛知県東三河農林水産事務所, 〒440-0806 愛知県豊橋市八町通5-4

Present: Higashi Mikawa Agriculture, Forestry, and Fisheries Office, Aichi Prefectural Government, 5-4 Hatchodo-ri, Toyohashi, Aichi 440-0806, Japan

⁶ 現所属: 愛知県西三河農林水産事務所, 〒444-0860 愛知県岡崎市明大寺本町1-4

Present: Nishi Mikawa Agriculture, Forestry, and Fisheries Office, Aichi Prefectural Government, 1-4 Myodaijioncho, Okazaki, Aichi 444-0860, Japan

† riyouta_sone@pref.aichi.lg.jp

はじめに

伊勢・三河湾を始めとした本邦主要な内湾における底層の貧酸素化は底生性魚介類の生息を困難にし、漁業生産を阻害している。これまでに我が国では赤潮の発生や貧酸素水塊を閉鎖性海域特有の流入負荷増大に伴う富栄養化現象ととらえ、COD、全窒素、全燐の環境基準を定め、その達成のために陸域における水質総量規制が1979年以降実施されてきた。しかし、貧酸素水塊の発生頻度や規模は横這い、または拡大傾向にある(石井ほか, 2008; 本田ほか, 2015; 曾根ほか, 2016)。このような状況を受け、環境省は水生生物の生息・再生産に対して直接的な影響を判断できる指標として底層溶存酸素量を新たな環境基準として設定することを決定した(「水質汚濁に係る環境基準についての一部を改正する件」平成28年環境省告示第37号 <http://www.env.go.jp/press/102287.html>, 2016年7月22日)。今後は各地域において保全対象種の選定を行い、その各々の種の生息・再生産の場を保全・再生する水域の範囲と具体的な底層の溶存酸素濃度(以下、DO)目標値のあてはめを行う類型指定を進めることとなっており(環境省中央環境審議会水環境部会生活環境項目環境基準専門委員会 <https://www.env.go.jp/council/09water/yoshi09-16.html>, 2016年11月26日)、内湾における環境行政の転換点を迎えようとしている。

保全対象種となる底生性魚介類の回復を進めるうえで実効性のある基準とするためには、対象海域における各種の生息・再生産の場を把握するとともに、貧酸素化が個体群へ及ぼしている影響の実態を明らかにし、これらを類型指定に反映させることが必須である。成長段階に応じて湾内を広く利用する底生性魚介類の分布特性を把握するためには、湾全体を対象にし、かつ空間的な解像度を高めた分布実態調査が有効と考えられる。また、貧酸素化の進行による個体群への影響を明らかにするには、時間とともに大きく変動しながら急速に進行する貧酸素水塊と底生性魚介類分布の経時的変化を同時に明らかにすることが求められる。これまでに伊勢湾や東京湾では湾全体を対象にして底層DOと底生性魚介類の空間分布を季節ごとに観測し、夏季は貧酸素化により底生性魚介類の生息分布域が消滅・縮小し、現存量が大きく減少することが示されている(風呂田, 1991; Hossain et al., 1996; Narita et al., 2003; Kodama et al., 2010)。しかしながら、貧酸素水塊の消長に応じた底生性魚介類の個体群動態を時間的・空間的なスケールを考慮して観測した結果に対し、資源評価手法を適用するなどして貧酸素化による個体群の減耗過程を定量的に評価した研究例は見当たらない。

そこで、本研究では貧酸素化の抑制が課題となっている三河湾において、夏季から秋季にかけて水質観測と同時に底生性魚介類を採集し、主要魚介類の時空間分布を明らかにした。また、湾内の資源量の推移から漁獲や加入・成長

を考慮した収支計算により貧酸素化に伴う個体群減耗の影響を評価した。

材料と方法

調査海域

本州中部太平洋沿岸に位置する三河湾は、面積604 km²、平均水深9.2 mと浅い閉鎖性内湾であり、狭い湾口部を通じて伊勢湾と接続している。三河湾は西部海域の知多湾および東部海域の渥美湾に便宜的に区分されている(阿知波, 2008)。三河湾では1970年代の湾奥部での埋め立てによる干潟・浅場の消失を契機に、赤潮が多発し、貧酸素水塊の発生が拡大した(Suzuki, 2001)。貧酸素水塊は、夏季の7-9月を中心に発生し、特に渥美湾での発達が著しい(石田・原, 1996; 黒田・藤田, 2006)。調査水域は、三河湾を4 km四方の28格子に区分しGrids 1-28と定めた(Fig. 1)。

底生性魚介類調査および水質観測

調査は2014年6月19日、7月24日、8月18日、9月18日および10月23日の計5回行った。1回の調査につき3隻または4隻の小型機船及びき網漁船(えびけた網(愛知県, 1987)、総トン数4.98-9.93トン、けた幅: 4.2-5.3 m、袋網の目合い: 5.0 cm)を備船し、各格子内1回ずつの曳網を行った。1回の曳網は約500 mを目安としたが、海底が礫や泥混じりなど曳網に影響する場合は距離を調節した。実際の曳網距離はGPS(Garmin社製eTrex)の航跡記録から算出した。曳網前後それぞれにおいて多項目水質計(JFEアレック社製AAQ1182s-H)を用いて表層(水面下-0.5 m)および底層(底上+0.5 m)の水温、塩分およびDOを記録した。また、この水質観測結果を用いてGISソフト(ESRI社製ArcView GIS 3.2a, Spatial Analyst オプション)のスーパーライン補間法(計算格子100 m×100 m)により等値線図を作成し、底層DO 3.0 mg·l⁻¹以下、2.0 mg·l⁻¹以下および1.0 mg·l⁻¹以下となる面積をそれぞれ算出した。得られた採集物のうち、三河湾において主要な漁獲対象種であるカレイ類(イシガレイ *Kareius bicoloratus*・メイタガレイ *Pleuronichthys cornutus*・マコガレイ *Pleuronectes yokohamae*)、ガザミ *Portunus trituberculatus*、シヤコ *Squilla oratoria*、二枚貝類(トリガイ *Fulvia mutica*・アカガイ *Scapharca broughtonii*)およびクルマエビ類(クルマエビ *Marsupenaeus japonicus*・ヨシエビ *Metapenaeus ensis*・シバエビ *Metapenaeus joyneri*)について、種ごとに個体数を計数し、湿重量を測定した。また得られた個体のすべて、または一部について体サイズ(カレイ類: 全長(TL)、ガザミ: 全甲幅長(CW)、シヤコ: 体長(BL)(千田ほか, 1969)、二枚貝類: 殻長(SL)、クルマエビ類: 頭胸甲長(CL))を測定した。

収支計算による死亡量の推定

収支方程式

三河湾において湾口を通じた個体の移出入が少なく無視で

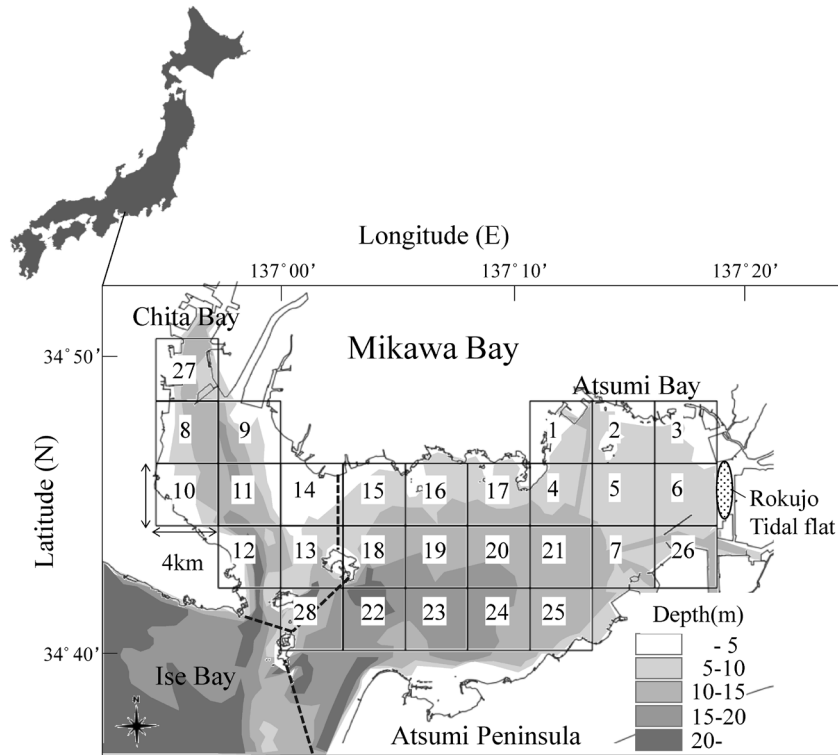


Figure 1. The location of study area and survey grids with depth contours in Mikawa Bay. Dotted lines indicate boundaries between Ise, Chita, and Atsumi Bays (Achiha, 2008).

きると仮定した場合、湾全体における重量ベースの資源量の時間変化は次式により表すことができる (Russell, 1931).

$$P_{W_{t+1}} - P_{W_t} = (G_{W_t} + R_{W_t}) - (Y_{W_t} + D_{W_t}) \quad (1)$$

P_{W_t} : t 期始めの資源量

G_{W_t} : t 期の成長量

R_{W_t} : t 期の加入量

Y_{W_t} : t 期の漁獲量

D_{W_t} : t 期の死亡量

各種資源量の時間変化量 ($P_{W_{t+1}} - P_{W_t}$) は増加要因である加入量および成長量、また減少要因である漁獲量および死亡量に左右される。ここで死亡量は貧酸素化によるへい死を始め、寿命や被食などを含めた漁獲以外による死亡を意味している。(1)式により死亡量 (D_{W_t}) を求めるために、底生性魚介類調査で得られた各種の湾内現存量・個体数の経月変化および体サイズ組成を基に、資源量 (P_{W_t})、加入量 (R_{W_t}) および成長量 (G_{W_t}) を推定するとともに、県内の漁業協同組合 (以下、漁協) の漁獲統計資料から三河湾の漁獲量 (Y_{W_t}) を集計した。貧酸素化が進行した6-9月を解析対象に限定し、6月の調査から7月の調査までの期間を1期 ($t=1$)、7月の調査から8月の調査までの期間を2

期 ($t=2$)、8月の調査から9月の調査までの期間を3期 ($t=3$) と定めて解析を行った。解析対象種はカレイ類 (イシガレイ・メイタガレイ・マコガレイ)、ガザミ、シャコおよびトリガイとし、解析に十分な個体が採捕できなかったクルマエビ類とアカガイは除外した。なお、カレイ類は漁獲統計上、三種を混合して集計しているため、合計して計算を行った。

資源量 (P_{W_t})

湾内の資源量 (P_{W_t}) については、底生性魚介類調査により得られた28格子の平均現存量から28格子の合計面積 (28格子 \times 16 km² = 448 km²) を対象海域とした総量を求め、漁獲効率を用いて補正した。ただし、えびけた網等の底びき網の漁獲効率は既往の知見 (Hines et al., 1987; Reiss et al., 2006; 田邊ほか, 2012) では大きく幅 (0.09-0.58) を持つため、ここでは漁獲効率が0.2, 0.4および0.6の3ケースにおいて資源量の推定を行い、収支計算を実施した。なお、後述する成長量や加入量の計算過程で用いる資源尾数 (P_{n_t}) についても同様に底生性魚介類調査で得られた28格子の平均個体数密度から3ケースの漁獲効率を適用して推定した。

成長量 (G_{W_t}) および加入量 (R_{W_t})

各月の体サイズ組成の推移より、漁獲や死亡による減耗がないとした時に見込まれる月間成長量および加入量を以下

の方法により求めた。

底生性魚介類調査で得られた体サイズ組成の度数分布を対象に、相澤・滝口 (1999) の対数尤度最大化法に準じた正規分布分解により、同一発生群の分離を月ごとに行った。これにより各群の組成比 (p) および体サイズの平均値 (L) を推定し、平均体サイズの推移により各群の成長を追跡した。ただし、各群の平均体サイズの推移において、減耗により個体数が極端に少ない、または消失した月は既往の成長式を用いて体サイズを推定した。その際、マコガレイでは愛知県水産試験場 (1975)、トリガイでは田・清水 (1997a) の von Bertalanffy の成長曲線を使用し、ガザミでは有山 (1993) において導かれた7-8月加入群のロジスティック式の雌雄別パラメータを平均して用いた成長曲線を使用した。

平均体サイズは各種のサンプルから推定した以下の体サイズ-体重アロメトリ式を用いて湿重量に換算した。

$$W = \alpha \times L^\beta \quad (2)$$

W : 湿重量 (g)

L : 体サイズ (mm); カレイ類 (TL), ガザミ (CW), シャコ (BL), 二枚貝類 (SL), クルマエビ類 (CL)

なお、 α と β はアロメトリ式のパラメータで、(2)式を対数変換して、最小二乗法で推定した。

以上より、各種の月間成長量 (Gw_t) を漁獲や死亡による減耗がなかった場合に各群で見込まれる成長量の合計として、次式により推定した。

$$Gw_t = \sum_i (Pn_i \times p_{i,t} \times (W_{i,t+1} - W_{i,t})) \quad (3)$$

Gw_t : t 期の成長量

Pn_t : t 期始めの資源尾数

$p_{i,t}$: t 期始めの第 i 群の組成比

$W_{i,t}$: t 期始めの第 i 群の平均体重

一方、各種の月間加入量 (Rw_t) については、本月に確認されず翌月に初めて確認された体サイズの小さい群を新規加入群と判断し、次式により求めた。

$$\begin{aligned} Rw_t &= Rn_t \times W_{r,t+1} \\ Rn_t &= Pn_{t+1} \times p_{r,t+1} \end{aligned} \quad (4)$$

Rw_t : t 期の加入量

Rn_t : t 期の加入尾数

$W_{r,t+1}$: $t+1$ 期始めの新規加入群の平均体重

Pn_{t+1} : $t+1$ 期始めの資源尾数

$p_{r,t+1}$: $t+1$ 期始めの新規加入群の組成比

漁獲量 (Yw_t)

本研究における解析対象種は愛知県では主に小型底びき網漁業により漁獲されており、これには三河湾でのみ操業が許可されている爪のついた鋼鉄製の桁を利用した桁網 (えびけた網および貝けた網) と伊勢・三河湾において操業される開口板を用いた板びき網 (地方名称: まめ板網漁業) がある (愛知県, 1987)。ここでは桁網の漁獲量および三河湾における板びき網の漁獲量を集計し、解析に供した。桁網の漁獲量については桁網漁船を有する三河湾沿岸漁協 (全12漁協) の漁獲統計資料を収集し、解析対象種の漁獲量、隻数および延べ出漁日数が月ごとに明らかな漁協の統計資料を用いて、各種のCPUE (1隻1日当たり漁獲量) および1隻当たり出漁日数それぞれの平均値を月ごとに求めた。これらの積に桁網漁船の全操業隻数を乗じて、月別漁獲量を算出した。一方、板びき網については漁獲統計資料の中で伊勢湾と三河湾の操業海域が区分されていないケースが多いため、澤田ほか (未発表) による三河湾の板びき網漁船の標本船調査の結果から解析対象種のCPUE (1隻1日当たり漁獲量) および1隻当たり出漁日数を月ごとに求めた。これらの積に三河湾の板びき網漁船の全操業隻数を乗じて、月別漁獲量を種ごとに求めた。収支計算に用いる月間漁獲量 (Yw_t) は期間 t をまたぐ両月の平均値とした。

自然死亡係数 (M_t)、漁獲死亡係数 (F_t)、死亡率 (Dn_{ratio}) および漁獲率 (Yn_{ratio})

水産資源の現状を把握するために、自然死亡係数や漁獲死亡係数等の資源特性値を求め、資源評価が行われている。この中で漁獲以外の死亡については寿命や被食が主体であると考えられ、自然死亡係数の推定については対象種の寿命等の生物特性値より推定する方法 (例えば、田中, 1960) などが用いられている。しかし、貧酸素化の影響が大きい内湾性魚介類を対象とした場合、自然死亡係数はこれらの値よりも高くなるのが想定される。そこで、本海域の各種資源に対する貧酸素化に伴うへい死を含む死亡や漁獲の影響を他の海域・時期と比較検証するために、自然死亡係数および漁獲死亡係数を次式 (5)-(7) により求めた。ここでは自然死亡個体と漁獲死亡個体の体サイズ組成が同一であると仮定して、資源尾数の減少量から全減少係数 Z_t ($month^{-1}$) を求め、漁獲量 (Yw_t) と死亡量 (Dw_t) の比を用いて、自然死亡係数 M_t ($month^{-1}$) および漁獲死亡係数 F_t ($month^{-1}$) を赤嶺 (2001a, b) を参考にしてそれぞれ求めた。

$$Z_t = -\ln\left(\frac{Pn_{t+1} - Rn_t}{Pn_t}\right) \quad (5)$$

$$M_t = Z_t \times \frac{Dw_t}{(Dw_t + Yw_t)} \quad (6)$$

$$F_t = Z_t - M_t \quad (7)$$

また、貧酸素化進行期における死亡および漁獲の影響によって生じる当初資源からの減少率を明らかにするため、死亡率 (Dn_{ratio}) および漁獲率 (Yn_{ratio}) を次式 (8), (9) によりそれぞれ求めた。ここでは6月の資源尾数を初期資源尾数 (Pn_1) とし、これに6-9月における加入尾数 (Rn) を加えたものに対する死亡尾数 (Dn) および漁獲尾数 (Yn) の割合をそれぞれ死亡率 (Dn_{ratio}) および漁獲率 (Yn_{ratio}) とした。

$$Dn_{ratio}(\%) = \frac{Dn}{Pn_1 + \sum_t^3 Rn_t} \times 100$$

$$Dn = \sum_t^3 \left\{ Pn_t \times (1 - e^{-Z_t}) \times \frac{M_t}{Z_t} \right\} \quad (8)$$

$$Yn_{ratio}(\%) = \frac{Yn}{Pn_1 + \sum_t^3 Rn_t} \times 100$$

$$Yn = \sum_t^3 \left\{ Pn_t \times (1 - e^{-Z_t}) \times \frac{F_t}{Z_t} \right\} \quad (9)$$

結 果

底層 DO の推移

Table 1 には各月における底層の水温、塩分、DO の平均値とともに、DO $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下、 $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下、 $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の水域面積をそれぞれ示した。また同様の区分で底層 DO の水平分布を Fig. 2 に示した。6月の時点では底層 DO が $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の面積は 151.8 km^2 となり、渥美湾奥部を中心に観測されたが、 $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の水域は確認されなかった。7月には $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の面積は 238.2 km^2 と拡大し、特に渥美湾奥部では $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の水域が急速に拡大した。8月は $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の面積は 275.3 km^2 とさらに拡大し、渥美湾全域を覆った。知多湾奥部においても $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の水域が観測された。9月には $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の面積は 225.3 km^2 と若干縮小したが、依然として広く分布していた。10月になると $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の水域は確認されず、湾全体の酸素環境が回復した。また、底層水温の28格子平均値は6月から8月にかけて上昇し、その後下降する季節変化を示したが、

底層塩分の28格子平均値は各月とも概ね32前後であった。

底生性魚介類の分布および体サイズ組成の推移

6月から10月における主要魚介類各種の分布状況の経月変化を Fig. 2 に示した。カレイ類は6月に湾奥部を含む全湾に分布が確認されたが、7月には渥美湾奥部の分布域が消滅し、8月および9月には湾口部付近に分布がわずかに確認されるのみとなった。一方で、10月になると湾口部を中心に個体数密度の増加が見られた。ガザミは6月に渥美湾奥部の Grids 1, 2, 26 などに多く出現し、7月になると渥美湾奥部の分布は少なくなったが、湾全体で見ると出現水域が増加し、個体数が増加した。しかし、その後は分布域が縮小し個体数が減少した。10月には分布域は若干拡大したが、個体数は回復しなかった。シャコは6月に湾中央部を中心に湾内に広く分布していた。その後は分布域が縮小するとともに、湾内の個体数が減少した。9月以降の分布は湾中央部のみで、湾奥部に分布は見られなかった。二枚貝類のうちトリガイは、6月には渥美湾を中心に広く分布していたが、その後は分布域の縮小とともに湾内の個体数が減少し、9月以降はほとんど分布が見られなかった。一方、アカガイは期間を通して分布域や湾内の個体数に大きな変化は見られなかった。クルマエビ類のうちクルマエビは6月に渥美湾奥部の Grid 1 や Grid 26 に集中的に分布していた。しかし、7月にその分布域は消失し、それ以降は湾全体でもほとんど分布は見られなくなった。一方、ヨシエビおよびシバエビは6月から9月には分布がわずかであったが、10月に多く出現した。

各種の体サイズ組成の推移を Fig. 3 に示した。イシガレイ、メイタガレイ、シャコおよびクルマエビについては単峰型に近似できる体サイズ組成であった一方で、マコガレイ、ガザミ、アカガイについては期間を通じて体サイズの異なる複数の群が確認された。また、トリガイは7月頃から小型個体の割合が若干増加し、ヨシエビおよびシバエビについては10月の出現個体は小型個体を中心であった。

全28格子を平均した現存量および個体数密度の推移を Fig. 4 に示した。6月の主要魚介類の現存量は $943 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ 、個体数密度は $44,200 \text{ ind}\cdot\text{km}^{-2}$ であったが、7月から9月にかけてそれぞれ減少した。9月には現存量 $127 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ 、個

Table 1. Mean values of temperature, salinity and dissolved oxygen concentration (DO) at the bottom and area of DO $3.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ or less, $2.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ or less, and $1.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ or less in Mikawa Bay from June to October 2014.

Bottom water quality	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.
Temperature ($^{\circ}\text{C}$, mean \pm SD)	20.6 \pm 0.7	22.3 \pm 2.0	24.7 \pm 1.4	23.8 \pm 0.3	21.1 \pm 0.3
Salinity (mean \pm SD)	32.2 \pm 0.5	32.5 \pm 0.8	31.4 \pm 1.2	32.1 \pm 0.8	31.3 \pm 0.5
DO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, mean \pm SD)	3.4 \pm 1.4	2.2 \pm 1.7	2.7 \pm 2.4	2.7 \pm 2.0	5.2 \pm 0.8
DO \leq 3.0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ area (km^2)	151.8	238.2	275.3	225.3	0.0
DO \leq 2.0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ area (km^2)	63.8	167.3	199.4	175.7	0.0
DO \leq 1.0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ area (km^2)	0.0	111.6	125.6	117.5	0.0

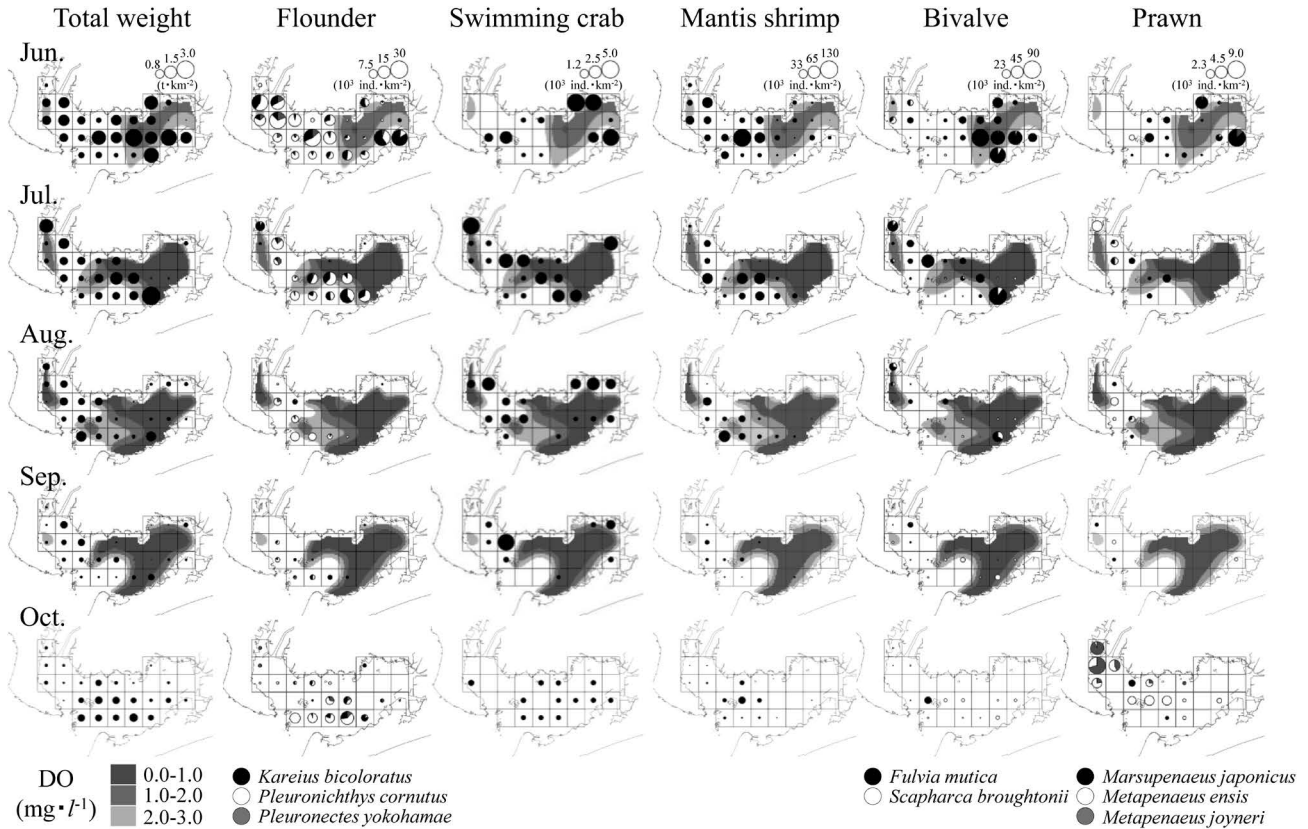


Figure 2. Spatio-temporal distribution of dissolved oxygen concentrations in the bottom water layer, total biomass of main species, and individual densities of each species in Mikawa Bay from June to October, 2014.

体数密度 $3,100 \text{ ind} \cdot \text{km}^{-2}$ となり、6月と比較してそれぞれ87%および93%減少した。10月には現存量 $204 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$ 、個体数密度 $6,600 \text{ ind} \cdot \text{km}^{-2}$ となり、9月と比べるとわずかに増加した。

収支計算による死亡量の推定

資源量 (P_w) の推移

6月から9月の解析対象種の平均現存量および個体数密度をTable 2に示した。カレイ類、シャコおよびトリガイは6月に最大の現存量と個体数密度を示し、その後は経月的に減少し、9月に最低となった。一方で、ガザミは7月に個体数密度がピークとなり、8月に現存量がピークとなった。

また、各種の現存量を漁獲効率 (0.2, 0.4, 0.6) により除して求められる資源量の時間変化量 ($P_{w,t+1} - P_{w,t}$) をTable 3に示した。漁獲効率の設定に応じて変化量の大きさは異なったが、増加または減少を示す変化の方向は漁獲効率によって異ならなかった。すなわち、カレイ類、シャコおよびトリガイでは全期間で減少し、その減少量はカレイ類およびトリガイでは1期で最大となり、その後は小さくなった。シャコは1期から2期にかけて若干減少量が小さくなったが、3期に減少量が最大となった。ガザミ資源の時

Table 2. Monthly mean values of biomass and number of individuals of flounder, swimming crab, mantis shrimp, and cockle in Mikawa Bay from June to September 2014.

Species	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.
Biomass ($\text{kg} \cdot \text{km}^{-2}$)				
Flounder	193.5	103.3	36.0	9.6
<i>Kareius bicoloratus</i>	45.4	24.7	9.7	5.5
<i>Pleuronichthys cornutus</i>	119.6	64.5	21.4	3.7
<i>Pleuronectes yokohamae</i>	28.5	14.0	4.8	0.3
Swimming crab	21.3	66.2	73.4	41.6
<i>Portunus trituberculatus</i>				
Mantis shrimp	165.2	115.4	75.9	15.5
<i>Squilla oratoria</i>				
Cockle	516.2	243.9	63.4	12.9
<i>Fulvia mutica</i>				
Number ($\text{ind} \cdot \text{km}^{-2}$)				
Flounder	10,455	5,041	1,164	430
<i>Kareius bicoloratus</i>	3,363	1,756	105	254
<i>Pleuronichthys cornutus</i>	6,335	3,042	989	163
<i>Pleuronectes yokohamae</i>	756	243	70	14
Swimming crab	681	830	544	262
<i>Portunus trituberculatus</i>				
Mantis shrimp	15,908	9,507	5,468	1,029
<i>Squilla oratoria</i>				
Cockle	15,492	8,772	1,933	328
<i>Fulvia mutica</i>				

Table 3. Results of the mass balance equation and parameter values of fishing mortality coefficient, natural mortality coefficient, exploitation ratio, and death ratio for each period in 2014.

Catch efficiency	Species	Period t	Temporal change $P_{W_{t+1}} - P_{W_t}$ (t)	Growth and recruitment $G_{W_t} + R_{W_t}$ (t)	Yield Y_{W_t} (t)	Death D_{W_t} (t)	Total	$D_{W_t} / (Y_{W_t} + D_{W_t})$ (%)	Fishing mortality F_t (month ⁻¹)	Natural mortality M_t (month ⁻¹)	Average	Exploitation ratio $Y_{n_{ratio}}$ (%)	Death ratio $D_{n_{ratio}}$ (%)		
														Total	Average
0.6	Flounder	1	-67.4	36.9	7.2	97.1	132.9	93.1	0.05	0.65	0.68	0.41	24.9	71.0	
		2	-50.2	15.3	19.3	46.2		70.5	70.5	0.43	1.03				
		3	-19.7	1.7	31.8	-10.4				1.48	-0.48				
	Swimming crab	1	33.5	54.2	3.3	24.4	17.4	139.6	84.1	0.05	0.07	0.26	0.42	11.2	62.9
		2	5.4	60.0	8.3	46.3			84.8	0.06	0.36				
		3	-23.8	64.9	12.8	75.9			85.6	0.11	0.62				
	Mantis shrimp	1	-37.2	21.3	12.9	60.3	45.5	79.7	77.9	0.11	0.45	0.40	0.46	40.4	53.1
		2	-29.5	3.6	22.2	10.9			33.0	0.37	0.18				
		3	-45.1	3.3	25.2	23.2			47.9	0.87	0.80				
Cockle	1	-203.4	32.9	37.0	56.6	199.3	386.4	84.4	0.10	0.16	0.56	1.16	12.1	85.9	
	2	-134.7	28.5	13.7	149.5			91.6	0.13	1.39					
	3	-37.7	5.7	5.9	37.5			86.4	0.24	1.53					
0.4	Flounder	1	-101.1	55.4	7.2	58.3	149.2	228.4	95.4	0.03	0.44	0.63	16.6	79.3	
		2	-75.3	22.9	19.3	78.9			80.3	0.29	1.18				
		3	-29.6	2.5	31.8	0.3			0.9	0.99	0.01				
Swimming crab	1	50.3	81.4	3.3	24.4	27.8	221.6	89.4	0.03	0.05	0.28	0.44	7.4	66.7	
	2	8.2	90.1	8.3	73.6			89.9	0.04	0.38					
	3	-35.7	97.3	12.8	120.2			90.4	0.07	0.66					
Mantis shrimp	1	-55.8	31.9	12.9	60.3	74.8	149.7	85.2	0.08	0.30	0.44	0.61	27.0	66.6	
	2	-44.3	5.3	22.2	27.5			55.3	0.25	0.31					
	3	-67.7	5.0	25.2	47.4			65.3	0.58	1.09					
Cockle	1	-305.1	49.4	37.0	56.6	317.5	607.9	89.6	0.07	0.10	0.59	1.21	8.1	89.9	
	2	-202.1	42.8	13.7	231.1			94.4	0.08	1.43					
	3	-56.6	8.6	5.9	59.2			90.9	0.16	1.61					
0.2	Flounder	1	-202.1	110.7	7.2	58.3	305.7	515.2	97.7	0.02	0.22	0.71	0.85	8.3	87.6
		2	-150.7	45.8	19.3	177.1			90.2	0.14	1.32				
		3	-59.2	5.0	31.8	32.4			50.5	0.49	0.50				
Swimming crab	1	100.6	162.7	3.3	24.4	58.8	467.6	94.7	0.02	0.02	0.30	0.46	3.7	70.4	
	2	16.3	180.1	8.3	155.5			94.9	0.02	0.40					
	3	-71.4	194.7	12.8	253.2			95.2	0.04	0.69					
Mantis shrimp	1	-111.6	63.8	12.9	60.3	162.5	359.6	92.6	0.04	0.15	0.48	0.76	13.5	80.1	
	2	-88.5	10.7	22.2	77.1			77.7	0.12	0.43					
	3	-135.3	10.0	25.2	120.1			82.6	0.29	1.38					
Cockle	1	-610.1	98.8	37.0	56.6	672.0	1272.4	94.8	0.03	0.05	0.63	1.26	4.0	94.0	
	2	-404.1	85.5	13.7	476.0			97.2	0.04	1.47					
	3	-113.1	17.2	5.9	124.4			95.5	0.08	1.69					

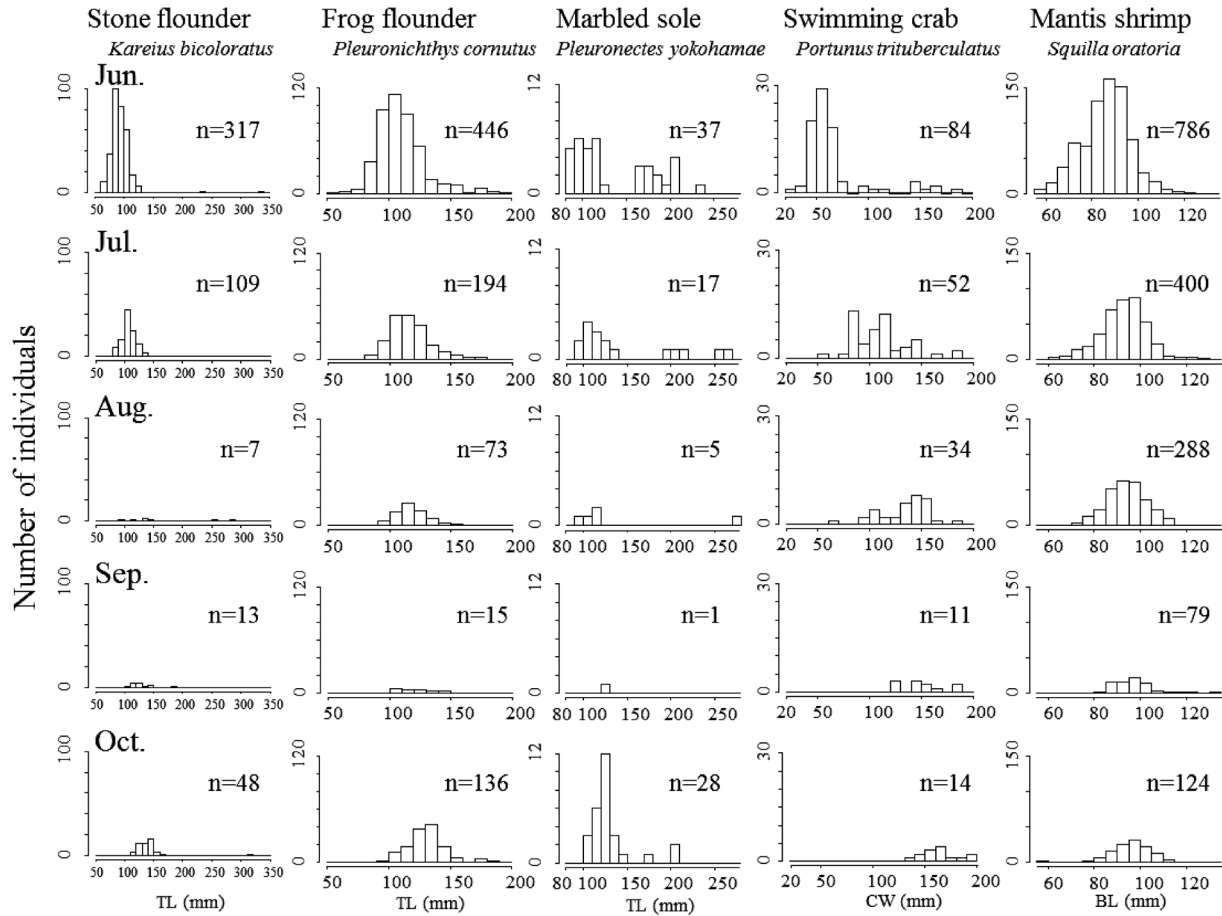


Figure 3. Monthly change in size-frequency distribution compositions of each species captured by bottom trawl in Mikawa Bay from June to October 2014. Abbreviations: TL, total length; CW, carapace width; BL, body length (Senda et al., 1969); SL, shell length; CL, carapace length.

間変化は1期および2期では増加し、3期に減少した。

加入量および成長量 ($Gw_i + Rw_i$)

体サイズ組成の度数分布 (Fig. 3) を正規分布分解で分離した6-9月における各群の平均体サイズおよび組成比を Table 4 に示した。イシガレイはほぼ単一群によって構成されていたため、出現がわずかであった TL 200 mm 以上の大型個体を除いて、6月から9月までの群成長を追跡した。メイタガレイについても単一群で構成されているとし、6月から9月までの群成長を追跡した。マコガレイは複数群により構成されていると考えられたが、ここでは6月の時点で TL 150 mm 未満の小型群を第1群 ($i=1$)、それ以上の大型個体をまとめて第2群 ($i=2$) とし、それぞれ群成長を追跡した。第1群は9月まで出現したが、第2群については9月に消失した。ガザミは6月に3群、7月に4群、8月に3群、9月に2群に分解された。すなわち、6月に出現した3群 ($i=1-3$) のうち第1群は9月まで出現したが、第2群 ($i=2$) は9月に消失、第3群 ($i=3$) は8月に消失した。また、7月には第4群 ($i=4$) が出現し、9月まで成長

が確認された。シャコは単一群で構成されているとし、6月から9月までの群成長を追跡した。トリガイは6月に1群、7月以降は2群に分解された。すなわち、第1群 ($i=1$) は6月から9月まで出現し、7月には第2群 ($i=2$) が出現し、9月まで確認された。

これらの各月・各群において推定された平均体サイズを Table 5 に示したパラメータを用いたアロメトリ式 ((2)式) により種ごとに湿重量換算し、(3)式および (4)式により各種の月間成長量および加入量 ($Gw_i + Rw_i$) を算出した (Table 3)。漁獲効率に応じて各種の成長量および加入量は増減するが、カレイ類、シャコおよびトリガイは1期に最大を示し、その後は減少した。一方で、ガザミは1期から3期にかけて徐々に増加した。

漁獲量 (Yw_i)

三河湾の小型底びき網漁業の漁獲量を集計した各種の月間漁獲量 (Yw_i) を Table 3 に示した。カレイ類、ガザミおよびシャコの漁獲量は増加傾向を示し、カレイ類およびガザミ類については1期から3期にかけて約4倍、シャコは約2

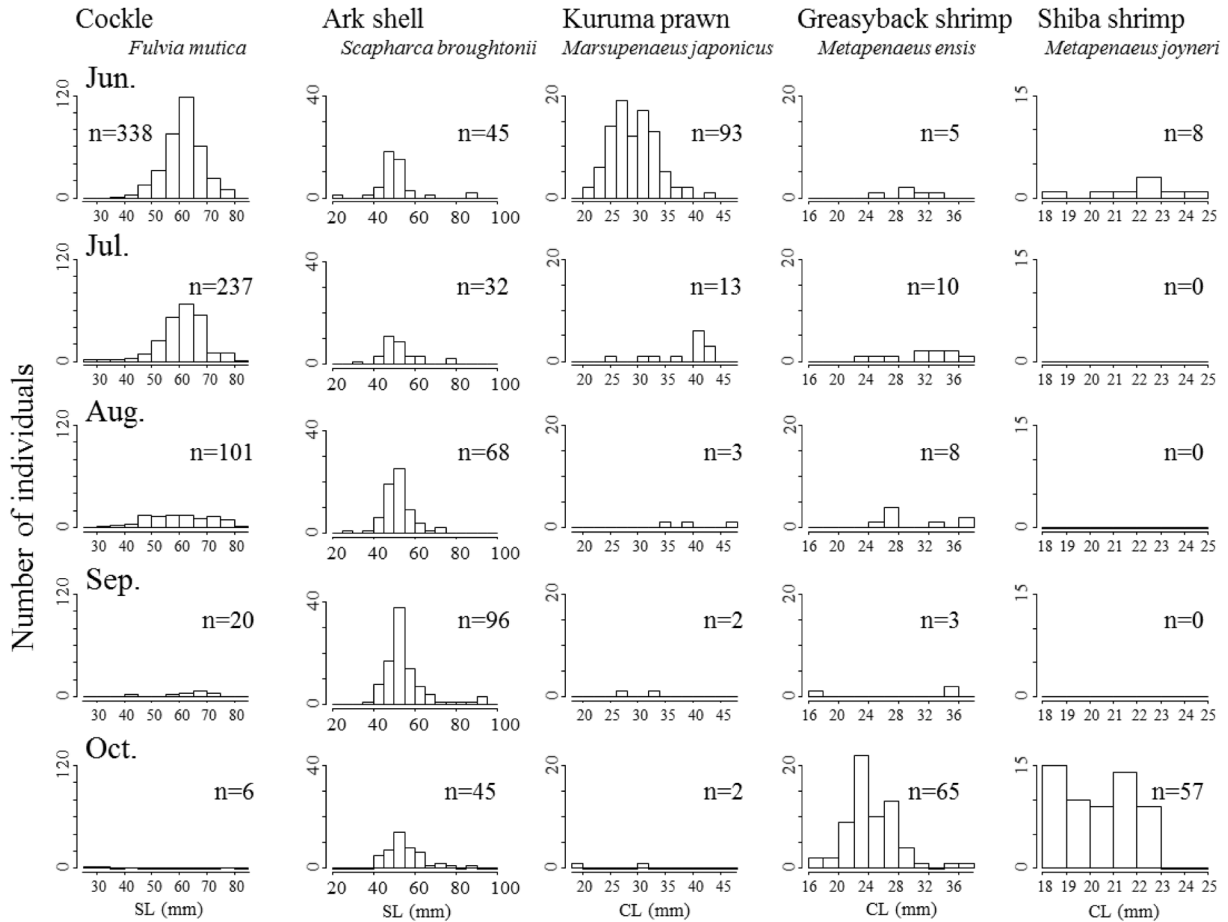


Figure 3. Continued.

倍に増加した。一方で、トリガイの漁獲量は1期から3期にかけて約1/6に減少した。

死亡量 (Dw_t)

収支計算 ((1)式) に基づいて、漁獲効率を3ケース (0.2, 0.4, 0.6) 設定した際の月間死亡量 (Dw_t) を求めた (Table 3)。各種における月間死亡量は漁獲効率に応じて変動するものの、いずれの計算ケースにおいても全3期間における死亡量の合計は漁獲量よりも大きかった。また、各種の死亡量 (Dw_t) および全減少量に占める死亡量の比率 ($Dw_t/(Yw_t+Dw_t)$) の経月変化は種によって異なる傾向を示し、その傾向はいずれの計算ケースでも同様であった。すなわち、計算結果の一例としてFig. 5には漁獲効率0.4とした際の成長・加入量、漁獲量および死亡量の推移を示したが、カレイ類およびトリガイの死亡量は1期に最大となりその後は減少傾向を示した。また、シャコの死亡量は1期に最大となり、2期に減少したが、3期には再び上昇した。一方、ガザミの死亡量は1期から3期にかけて徐々に増加した。また、全減少量に対する死亡量の比率はカレイ類では1期が高かったが、その後は死亡量の比率は減少し、漁獲量の比率が高まった。シャコについてもほぼ同様の傾

向を示し、1期で死亡量の比率が高かったが、2期および3期ではその比率が低下し、漁獲死亡による比率が高まった。ガザミおよびトリガイでは期間を通して死亡量の比率が高く、一定の比率が維持されていた。

自然死亡係数 (M_t)、漁獲死亡係数 (F_t)、死亡率 (Dn_{ratio}) および漁獲率 (Yn_{ratio})

それぞれの漁獲効率 (0.2, 0.4, 0.6) より求められた自然死亡係数 (M_t)、漁獲死亡係数 (F_t)、死亡率 (Dn_{ratio}) および漁獲率 (Yn_{ratio}) をTable 3に示した。カレイ類では1期と2期は漁獲効率の設定によらず、自然死亡係数 (0.68–1.32) は漁獲死亡係数 (0.02–0.43) よりも高かった。一方、3期では漁獲効率の設定により異なったが、漁獲死亡係数 (0.49–1.48) が自然死亡係数 (–0.48–0.50) より高い傾向であった。ガザミでは漁獲効率の設定によらず、全期間において自然死亡係数 (0.26–0.69) が漁獲死亡係数 (0.02–0.11) よりも高かった。シャコでは1期は漁獲効率の設定によらず、自然死亡係数 (0.40–0.48) は漁獲死亡係数 (0.04–0.11) よりも高く、2期および3期は漁獲効率の設定により異なったが、同様に自然死亡係数 (0.18–1.38) が漁獲死亡係数 (0.12–0.87) よりも高い傾向にあった。トリガ

Table 4. Average length and numerical proportion estimated for each cohort in dominant mega-benthos species in Mikawa Bay from June to September in 2014.

Species	Cohort no. (<i>i</i>)	Average length (<i>L</i>) Proportion (<i>p</i>)	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.
Flounder						
<i>Kareius bicoloratus</i>	1	<i>L</i> (mm)	97.0	112.4	130.0	133.9
		<i>p</i>	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Pleuronichthys cornutus</i>	1	<i>L</i> (mm)	115.1	121.4	123.0	125.3
		<i>p</i>	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Pleuronectes yokohamae</i>	1	<i>L</i> (mm)	106.0	116.6	122.9*	128.9*
		<i>p</i>	0.62	0.70	0.80	1.00
	2	<i>L</i> (mm)	192.8	197.1*	201.5*	205.8*
		<i>p</i>	0.38	0.30	0.20	—
Swimming crab						
<i>Portunus trituberculatus</i>	1	<i>L</i> (mm)	59.6	117.8	151.5	190.0
		<i>p</i>	0.87	0.39	0.60	0.18
	2	<i>L</i> (mm)	107.4	146.3	190.0	200.8*
		<i>p</i>	0.05	0.15	0.03	—
	3	<i>L</i> (mm)	162.7	183.2	195.9*	—
		<i>p</i>	0.08	0.06	—	—
	4	<i>L</i> (mm)	—	92.1	114.8	147.9
		<i>p</i>	—	0.40	0.37	0.82
Mantis shirimp						
<i>Squilla oratoria</i>	1	<i>L</i> (mm)	88.7	95.2	97.0	99.7
		<i>p</i>	1.00	1.00	1.00	1.00
Cockle						
<i>Fulvia mutica</i>	1	<i>L</i> (mm)	64.1	64.8	66.9	68.3
		<i>p</i>	1.00	0.91	0.73	0.90
	2	<i>L</i> (mm)	—	51.1	51.2	54.7*
		<i>p</i>	—	0.09	0.27	0.10

*Estimated values by growth curves. See the text for details.

Table 5. Parameters of allometry equation between body size (TL, CW, BL, and SL: mm) and body weight (W: g).

Species		α	β	R ²	<i>n</i>
Stone flounder	<i>Kareius bicoloratus</i>	7.2327×10 ⁻⁶	3.0921	0.97	85
Frog flounder	<i>Pleuronichthys cornutus</i>	1.2821×10 ⁻⁶	3.4844	0.96	46
Marbled sole	<i>Pleuronectes yokohamae</i>	3.0663×10 ⁻⁶	3.2912	0.99	15
Swimming crab	<i>Portunus trituberculatus</i>	4.3654×10 ⁻⁵	3.0559	0.99	22
Mantis shrimp	<i>Squilla oratoria</i>	1.8212×10 ⁻⁴	2.4212	0.80	62
Cockle	<i>Fulvia mutica</i> *	2.5708×10 ⁻⁴	2.9155	—	—

*Tian and Shimizu (1997a).

イでは漁獲効率の設定によらず、全期間において自然死亡係数 (0.56–1.69) が漁獲死亡係数 (0.03–0.24) よりも高かった。死亡率はカレイ類で71–88%、ガザミで63–70%、シャコで53–80%、トリガイで86–94%であったのに対して、漁獲率はカレイ類で8–25%、ガザミで4–11%、シャコで14–40%、トリガイで4–12%となり、すべての種において死亡率が漁獲率よりも高かった。自然死亡係数と死亡率はトリ

ガイやカレイ類で特に高く、漁獲死亡係数と漁獲率はカレイ類やシャコで比較的高い傾向が見られた。

考察

貧酸素化に伴う底生性魚介類の死亡

船越 (1981) は三河湾を利用する重要漁業生物の生活史と分布域の変遷について記述しており、かつて (特に1970

年以前) カレイ類, ガザミおよびクルマエビ類 (クルマエビ, ヨシエビ, シバエビ) は湾奥部を含めた沿岸域に, またシャコ, トリガイおよびアカガイは湾全域に広く分布し, 漁場として機能していたことを示している. 本研究においても貧酸素化が深刻化する前の6月には主要な底生性魚介類が湾内に広く分布していることが明らかとなった. しかし, 貧酸素化の進行に伴って各種の分布域が縮小するとともに (Fig. 2), 現存量および個体数は大きく減少した (Fig. 4, Table 2). この結果を基に貧酸素化によるへい死を含む湾内の死亡量を求めるために成長・加入および漁獲を考慮した収支計算を行った. なお, 死亡量には伊勢湾等へ

の湾外移出が含まれることも考えられるが, 本研究と同時期に伊勢・三河湾で調査を行った伊勢湾漁業影響調査委員会の報告 (伊勢湾漁業影響調査委員会, <http://www.pa.cbr.mlit.go.jp/file/content/file/dosya-4doc2-1.pdf>, 2017年02月6日) によれば, 6-9月において解析対象種の三河湾からの明らかな移出は見られず, 湾外移出は小さいと考えられたため, ここでは閉鎖系を仮定して計算を進めた. その結果, いずれの種でも全3期間における死亡量の合計は漁獲量よりも大きく (Table 3), 貧酸素化進行期における資源減少の主体は漁獲を除く死亡であることが示された. また, 自然死亡係数は他海域の値 (Table 6) と比べてカレイ類では8-29倍, ガザミでは9-10倍, シャコでは7-12倍, トリガイでは17-50倍と明らかに高かった. これら他海域の自然死亡係数は寿命や成長等の生物特性値に基づいているか, または貧酸素化の影響が深刻でない海域の標識調査に基づいて算出されており, 貧酸素化の影響は特に考慮されていない. 本研究の自然死亡係数がこれらの報告よりも高いのは貧酸素化の影響が強く反映されているものと考えられた. 底生性魚介類の減耗過程においては海上投棄 (大富ほか, 1992) や種によっては被食 (日比野ほか, 2013) などの影響が大きい可能性も指摘されている. しかしながら, 本研究では個体数の減少および分布変化がDOの低下によく対応していること (Fig. 2) から判断して, 死亡量の主体が貧酸素化による直接的なへい死であると考えられる. また, 貧酸素化進行期における当初資源量からの死亡率 (Dn_{ratio}) の推定値は少なくとも50%以上と極めて高いことから (Table 3), この期間の死亡が各種個体群へ重大な影響を及ぼしていることが示された.

一方で, 種によって死亡量や漁獲量の大きさが時期により異なることから (Fig. 5, Table 3), 各種が有する生活史, 貧酸素耐性, 遊泳能力等の生態特性によって貧酸素化や漁獲に対する応答が異なることが示唆された. 以下では各種個体群への影響について考察する.

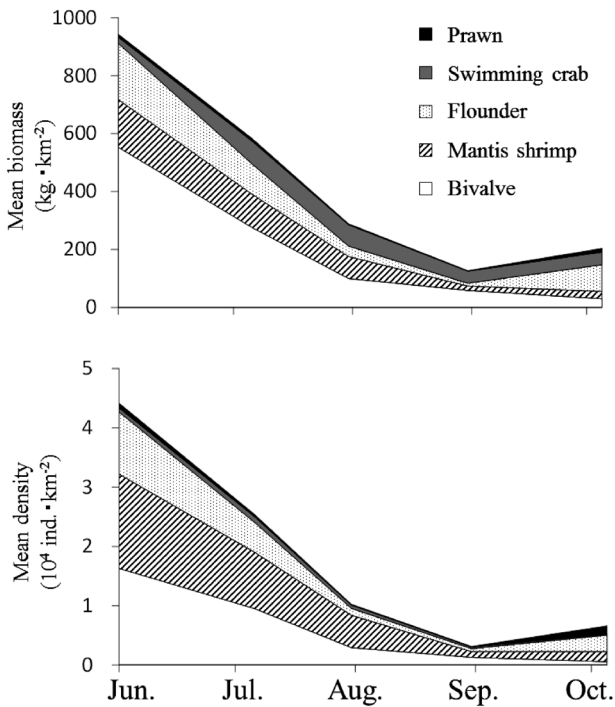


Figure 4. Monthly mean values of biomass and number of individuals of flounder, swimming crab, mantis shrimp, prawn, and bivalve in Mikawa Bay from June to October 2014.

Table 6. Comparison of natural mortality coefficient (M) reported in this and previous studies.

Species	M (month ⁻¹)	Region	Reference
Flounder	<i>Kareius bicoloratus</i>	Suo Nada	Kimoto et al. (1991)
	<i>Pleuronichthys cornutus</i>	Suo Nada	Kimoto et al. (1990a)
	<i>Pleuronectes yokohamae</i>	Suo Nada	Kimoto et al. (1990b)
	—	Mikawa Bay	Average of three periods observed in this study
Swimming crab	<i>Portunus trituberculatus</i>	Hiuchi Nada	Kitada and Shiota (1990)
	—	Mikawa Bay	Average of three periods observed in this study
Mantis shrimp	<i>Squilla oratoria</i>	Tokyo Bay	Nakata (1990)
	—	Mikawa Bay	Average of three periods observed in this study
Cockle	<i>Fulvia mutica</i>	Tokyo Bay	Tian and Shimizu (1997b)
	—	Mikawa Bay	Average of three periods observed in this study

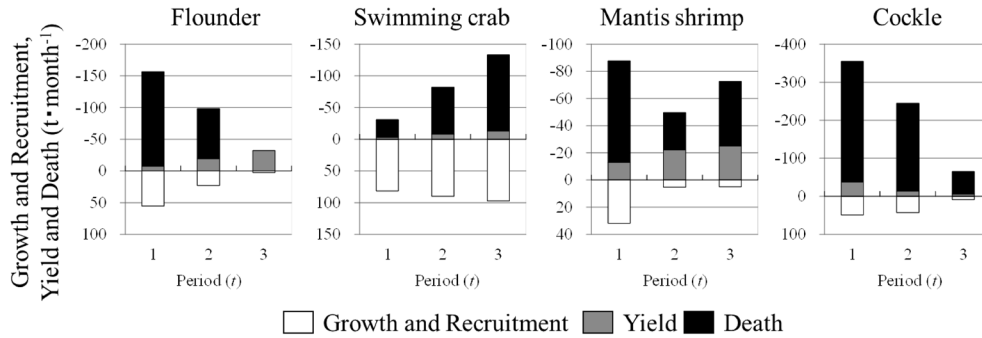


Figure 5. Results of the mass balance equation for each species in the case of catch efficiency 0.4.

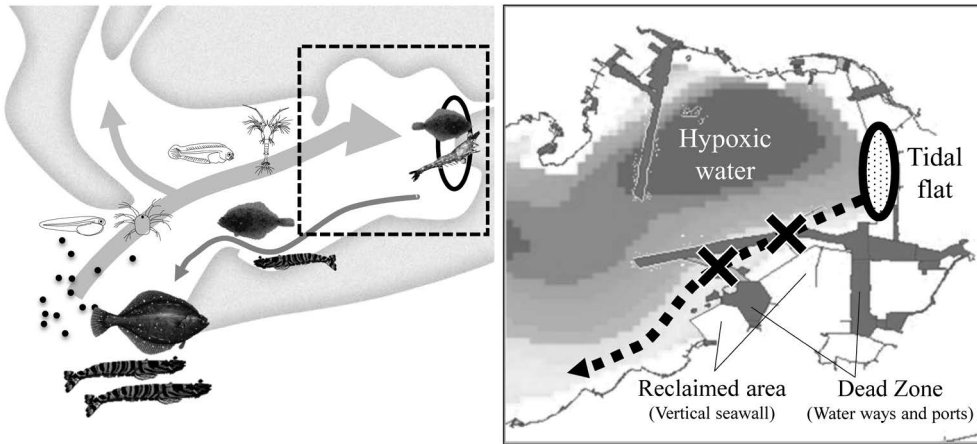


Figure 6. Schematic overview of the life history of mega-benthos in Mikawa Bay and the ecological corridor broken by hypoxia and dead zone in the innermost area.

各種の貧酸素化に対する応答および個体群への影響

カレイ類

カレイ類は6月には湾内に広く分布し、主体はメイタガレイとイシガレイであり (Fig. 2), その全長組成 (Fig. 3, Table 4) からほとんどが当歳魚であると考えられた。メイタガレイは湾全域に分布し、湾奥部ではイシガレイが多く分布していた (Fig. 2)。メイタガレイは湾全体を若齢期の成育場とする一方で、イシガレイは初期生活史に河口域などの極沿岸域を利用するとされており (南, 1984), 実際に渥美湾奥部の豊川河口干潟である六条潟には2月からイシガレイの初期着底個体が出現し、その後5月頃まで干潟域で成長することが確認されている (曾根ほか, 未発表)。すなわち、イシガレイは湾奥部に残存する干潟域を仔稚魚期の成育場として利用した後、その周辺海域を若齢期の主要な成育場として利用していると考えられる。しかし、7月には急速に進行した貧酸素化によりカレイ類の渥美湾奥部の分布域は消失し、その後も貧酸素化の拡大により湾内の現存量および個体数は減少した (Figs. 2, 4)。カレイ類などの魚類は底生性魚介類の中でも最も移動能力の高い分類群であると考えられ、7月の分布 (Fig. 2) のように貧酸素

水塊の縁辺部に集中するなど、逃避行動が示唆されたが、その反面、資源量は大きく減少し、計算された死亡率は高かった (Table 3)。特に1期における死亡量が大きく (Table 3, Fig. 5), この期間中に湾奥の分布域が消滅していることから (Fig. 2), 貧酸素水塊の発達初期に湾奥部において死亡により資源量が大きく減耗することが考えられた。

三河湾奥部では1970年代を中心に進められた埋め立てとともに、これに伴って生じた浚渫窪地、航路、入江、泊地等の生態系機能の低下した海域であるデッドゾーンが数多く存在している (和久ほか, 2012)。湾奥部を利用する魚介類においては埋め立てに伴う干潟・浅場の減少が貧酸素水塊からの逃避場所の消失を招き、デッドゾーンの存在が逃避ルートを遮断している可能性がある。かつてカレイ類は湾奥部を含めた沿岸域に広く分布が見られ (船越, 1981), 湾奥部干潟域の着底場から湾口部や外海にある産卵場 ((社)日本水産資源保護協会, 1992) に向かう沿岸浅海域において連続的な生息空間を形成することで、いわゆる生態学的回廊が確保されていたと考えられる。しかし、沿岸開発に伴う地形改変が貧酸素化の進行に伴う死亡リスクを高め、その回廊が狭隘化していることが示唆された (Fig. 6)。

一方で、漁獲量は1期から3期にかけて増加し、漁獲死亡係数も徐々に増大した (Table 3, Fig. 5)。このことは貧酸素水塊の拡大に伴い漁場が縮小する一方で、漁獲努力量は変わらないため、結果として漁獲圧が増大することを示しており、特に貧酸素水塊縁辺部では忌避に伴う集群による漁獲効率の増大 (日比野ほか, 2015) を招いていることが考えられる。カレイ類では急速な貧酸素化に伴う湾奥部における直接的な死亡と併せて貧酸素化の拡大に伴う漁獲圧の増大による二次的影響を受けていることが示唆された。

ガザミ

ガザミは6月から7月にかけては新規加入 (Fig. 3, Table 4) に伴って出現水域および湾内の個体数が増加した (Figs. 2, 4)。この新規加入群は当年春季の発生群であると考えられ、干潟域から漁場に供給されていると考えられた。また、8月や9月には一時的にDOの回復した渥美湾奥部の水域 (例えばGrids 1-3) を利用しており (Fig. 2)、遊泳能力が高く酸素環境の変化に敏感に応答して分布することが示唆された。死亡量は1期から3期にかけて増加しており (Table 3, Fig. 5)、これは漁場への加入や湾内での成長が貧酸素化に伴う資源量減少を補填する一方で、8月以降のさらなる貧酸素化の拡大により死亡量が増加したことが考えられた。一方で、カレイ類やトリガイと比べると死亡率は比較的低かった (Table 3)。この要因としてガザミはCW 100 mm 前後まで干潟域を生息場としており (有山, 1993)、若齢個体における干潟域から漁場への移行期にあたる春季から秋季にかけては浅海域を利用していること、また前述したように逃避能力が高いことが考えられる。このようなガザミの生態特性を引き出し、貧酸素化による個体群への影響を軽減するためには、初期生活史の生息場および貧酸素水塊からの逃避場として、干潟を含めた浅海域の存在が必要不可欠であることが改めて理解された。

シャコ

シャコは6月には湾中央部を中心に広く分布していたが、他種と同様に貧酸素化に伴い資源量が減少し、貧酸素水塊が解消した10月でも顕著な資源の回復は見られなかった (Figs. 2, 4)。また、期間を通してBL100 mm以上の大型個体はごくわずかであり (Fig. 3, Table 4)、主体は約1歳の個体であることから、三河湾ではほとんどの個体が越冬できないことが考えられた。このように、シャコは定着性が強く貧酸素化の影響を強く受けられていると考えられる一方で、死亡率はカレイ類やトリガイと比較して低かった。この理由として分布中心が湾中央部にあることで、湾奥部で深刻な貧酸素化の影響が顕著に表れなかったことや底生性魚介類の中でも貧酸素耐性が高いこと (Pihl et al., 1991; 曾根ほか, 2014) がその要因であると考えられた。また、一方で他種よりも漁獲死亡係数および漁獲率は高く (Table 3)、漁業の影響が強いことが示唆された。特に、貧酸素化が拡

大した2期、3期において漁獲死亡係数が増大したことは (Table 3)、カレイ類と同様に漁場の縮小および漁獲効率の増加により漁獲圧が増大したことを示しており、貧酸素化による二次的影響が強いことが示唆された。

二枚貝類

トリガイの産卵期は春季から秋季にかけて見られるが、三河湾では貧酸素水塊解消後に着底する秋季発生群が翌年春季の資源形成に重要な役割を果たすことが示唆されている (岡本・黒田, 2007)。本研究においても6月の群構成 (Fig. 3, Table 4) では船越ほか (1997) の成長曲線から判断して、前年の秋季発生群が主体であると考えられた。しかし、この群も貧酸素化の進行とともに大きく減少し、9月にはほとんど分布が見られなくなった (Fig. 2)。トリガイの死亡量は大きく、他の種と比較して最も自然死亡係数が高かった (Table 3)。移動能力の低いトリガイ資源は貧酸素化による直接的な死亡の影響を強く受けることが示された。

一方で、アカガイはトリガイと比較して個体数は少なかったものの、期間を通して比較的広い範囲で分布が確認された (Fig. 2)。アカガイは二枚貝類の中でも貧酸素耐性が高く (高見ほか, 1980)、両者の応答の違いは貧酸素耐性の差異によるものと考えられた。しかしながら、1970年代に約400tあったアカガイの漁獲量は近年40t程度となっており、またその分布域はかつて渥美湾奥部でも見られたが (中村, 2012)、本研究ではその分布がほとんど確認されなかった (Fig. 2)。アカガイ資源の減少要因については本研究のような短期的な貧酸素水塊の変動の観点からは明らかとならなかったが、貧酸素化が深刻化している湾奥部の分布域が消滅していることから、アカガイも長期的には貧酸素化の影響を受けていると考えられた。

クルマエビ類

クルマエビは6月に渥美湾奥部で最も高い個体数密度が確認され (Fig. 2)、その体サイズ組成 (Fig. 3, Table 4) より主体は前年秋季発生時の当歳個体であると判断された (倉田, 1986)。しかし、7月には湾奥部の貧酸素化に伴って生息域は消滅し、その後も湾内の分布はわずかであり、新規加入も見られなかった (Figs. 2, 3)。渥美湾奥部における分布傾向はイシガレイと類似しており (Fig. 2)、またイシガレイと同様に冬季の六条潟には秋季着底個体と見られる稚エビが多数確認されている (曾根ほか, 未発表)。三河湾のクルマエビについては前年秋季発生時の晩期発生群が主体であり、これらは六条潟のような湾奥部の干潟域に着底後、越冬し、その周辺海域を若齢期の主要な成育場として利用していると考えられる。愛知県水産試験場 (1942) によるとクルマエビは豊川河口の六条潟の沖合から渥美半島の沿岸域に連続的に分布し、漁場が形成されていたことが記されており、これが産卵場となる外海への本来的な回遊経路であると考えられる。しかし、カレイ類と同様に湾奥部沿岸域の人為的地形改変によって、貧酸素化による死

亡リスクが増大し、回遊経路が遮断されている可能性が強く示唆された (Fig. 6).

ヨシエビおよびシバエビについては6月から9月までは湾内の採捕個体数はわずかであったが、10月には知多湾を中心に分布が見られ、個体数が急増した (Figs. 2, 3). 10月に出現したCL22–24 mm前後のヨシエビ小型個体は当年の春季–夏季発生群であると考えられ (水野, 2014). また、10月のシバエビ小型個体についても同時期の発生群であると考えられた (八柳・前川, 1954; 池末, 1955). ヨシエビについては稚エビ期を河川内や河口域で過ごし、成長とともに沖合に移動することが知られている (原田, 2014; 水野, 2014). また、シバエビの稚エビ期における生態的知見は限られているが、ヨシエビ同様に河口域周辺に生息することが報告されている (愛知県水産試験場, 1942). これらのことから、春季–夏季発生群のヨシエビおよびシバエビは夏季の稚エビ期を海域の貧酸素化の影響が少ない河川内や河口干潟で過ごすことにより、貧酸素化の影響を受けにくい生態特性を有していることが考えられた.

おわりに

本研究では貧酸素化に対する底生性魚介類の時空間分布を明らかにするとともに、収支計算により死亡量を定量化し、自然死亡係数および死亡率を求めた。自然死亡係数は他海域における既往値よりも明らかに高く、貧酸素化による直接的な死亡が各種個体群の主たる減耗要因であることが考えられ、また貧酸素化前の資源量に対する死亡率は50%以上、種によっては90%以上と極めて高くなることから、貧酸素化進行期における減耗が各種個体群へ深刻な影響を及ぼしていることが示唆された。一方で、種によっては漁獲死亡の影響も大きく、これについては貧酸素化の拡大が漁場の縮小を招き、漁獲効率が高まることによって、漁獲圧が増大していることが示唆された。なお、本研究では底びき網の袋網 (目合い5.0 cm) に残る個体を対象にしたが、それより小型の個体についての密度変化は不明であった。一般的に貧酸素耐性は成長に伴って高くなること (Eriksson and Baden, 1997; Rosas et al., 1999) を考えると、貧酸素化による実際の影響はさらに大きい可能性がある。

今後、各地域において新たな環境基準となる底層DOの類型指定が進められるが、その際、保全対象種の選定を行い、その各々の種の生息・再生産の場を保全・再生することが目的とされる。ここで重要なことは保全対象種各種の干潟・藻場を始めとした産卵場や幼稚仔の成育場を保全することは当然であるが、その種の本来的な生活史特性に即した生息空間の連続性を回復すること、すなわち生態的回廊を確保することである。例えば、本研究ではイシガレイやクルマエビなどにとって渥美湾奥部は重要な若齢期の成育場である一方で、大量に減耗する水域であることが示され (Fig. 6)、個体群の存続を左右する重要水域であるこ

とが示唆された。今後、各地域における類型指定ではこのような水域を特定した上で、実海域における実測データを基に各種が分布可能となるような底層DO目標値の設定を行わなくてはならない。そして、この目標値に向かって沿岸浅海域の再生やデッドゾーンの修復をはじめとする生態的回廊の整備手法を開発してゆくことが必要である。

謝辞

愛知県水産試験場漁業生産研究所の澤田知希主任研究員 (現所属; 知多農林水産事務所水産課) および宮川泰輝技師には漁獲量の集計についてご助言をいただいた。また、愛知県水産試験場の職員には調査およびサンプル処理等に多大なるご協力をいただいた。深く感謝する。なお本研究は環境省の環境研究総合推進費「人工構造物に囲まれた内湾の干潟・藻場生態系に対する貧酸素・青潮影響の軽減策の提案」(課題番号5-1404)により実施された。

引用文献

- 阿知波英明 (2008) 愛知県沿岸にある湾の範囲はどこか?—太平洋、伊勢湾、三河湾、知多湾と渥美湾のそれぞれの境界についての考察—。愛知水試研報, **14**, 23–29.
- 愛知県 (1987) 愛知の漁具漁法, 10–12.
- 愛知県水産試験場 (1942) 昭和16年度愛知縣産重要蝦類生態調査, 37 pp.
- 愛知県水産試験場 (1975) 昭和49年度太平洋中区栽培漁業漁場資源生態調査報告書 (クルマエビ・カレイ)。愛知水試研究業績Cしゅう, **13**, 107 pp.
- 相澤 康・滝口直之 (1999) MS-Excelを用いたサイズ度数分布から年齢組成を推定する方法の検討。水産海洋研究, **63**, 205–214.
- 赤嶺達郎 (2001a) Zの推定。資源評価体制確立推進事業報告書—資源解析手法教科書—。(社)日本水産資源保護協会, 55–57.
- 赤嶺達郎 (2001b) Mの推定。資源評価体制確立推進事業報告書—資源解析手法教科書—。(社)日本水産資源保護協会, 58–61.
- 有山啓之 (1993) 大阪湾におけるガザミの成長。日本水産学会誌, **59**, 1269–1277.
- Eriksson, S. P. and S. P. Baden (1997) Behaviour and tolerance to hypoxia in juvenile Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) of different ages. Mar. Biol., **128**, 49–54.
- 船越茂雄 (1981) IV漁業生物三河湾・環境と漁業。東海区水産研究所業績C集さかな, **26**, 83–120.
- 船越茂雄・瀬川直治・矢澤 孝・都築 基 (1997) 三河湾産トリガイの成長について。愛知水試研報, **4**, 73–75.
- 風呂田利夫 (1991) 東京湾内湾底生動物の生き残りと繁殖 (シンポジウム: 東京湾の環境回復への提言)。沿岸海洋研究ノート, **28**, 160–169.
- 原田 誠 (2014) ヨシエビの生活史と三河湾矢作川河口における稚エビの生態。「クルマエビ類の成熟・産卵と採卵技術」奥村卓二, 水藤勝喜編, 公益財団法人 愛知県水産業振興基金, 64–67.
- 日比野 学・青山高士・松澤忠詩 (2015) 伊勢湾における底層溶存酸素量の変化に伴う大型底生生物の小型底びき網への入網状況。水産海洋研究, **79**, 266–276.
- 日比野 学・松澤忠詩・古橋 徹・谷 光太郎 (2013) 内湾小型底びき網調査 (三河湾漁場調査)。平成24年度愛知県水産試験場業務報告, 92–93.

- Hines, A. H., R. N. Lipcius, and A. M. Haddon (1987) Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a subestuary of central Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **36**, 55–64.
- 本田是人・戸田有泉・ニノ方圭介・中嶋康生・鈴木輝明 (2015) 三河湾における水質環境と貧酸素水塊の変動. *水産海洋研究*, **79**, 19–30.
- Hossain, M., T. Amakawa and H. Sekiguchi (1996) Density, biomass and community structure of megabenthos in Ise Bay, central Japan. *Fish. Sci.*, **62**, 350–360.
- 池末 彌 (1955) 有明海産シバエビの生活史について. *日本水産学会誌*, **20**, 969–978.
- 石田基雄・原 保 (1996) 伊勢・三河湾における水質変動と富栄養化について. *愛知水試研報*, **3**, 29–41.
- 石井光廣・長谷川健一・柿野 純 (2008) 千葉県データセットから見た東京湾における水質の長期変動. *水産海洋研究*, **72**, 189–199.
- 木本秀明・林 泰行・檜山節久・上城義信・小川 浩・林 功・石田雅俊・有江康章・伊東 弘・正木康昭 (1990a) 周防灘産メイタガレイの資源管理方策の検討. *日本水産学会誌*, **56**, 1907–1917.
- 木本秀明・林 泰行・檜山節久・上城義信・小川 浩・林 功・石田雅俊・有江康章・伊東 弘・正木康昭 (1990b) 周防灘産マコガレイの資源管理. *日本水産学会誌*, **56**, 207–215.
- 木本秀明・檜山節久・有江康章・小川 浩 (1991) 周防灘産イシガレイの資源管理. *日本水産学会誌*, **57**, 1009–1017.
- Kitada, S. and K. Shiota (1990) Estimation of mortality rates of female swimming crab *Portunus tribuberculatus* MEIRS from single-release marking studies. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **56**, 1449–1453.
- Kodama, K., M. Oyama, G. Kume, S. Serizawa, H. Shiraishi, Y. Shibata, M. Shimizu and T. Horiguchi (2010) Impaired megabenthic community structure caused by summer hypoxia in a eutrophic coastal bay. *Ecotoxicology*, **19**, 479–492.
- 倉田 博 (1986) クルマエビの生活. 「さいばい叢書 クルマエビ栽培漁業の手引き」クルマエビ栽培漁業の手引き検討委員会編. *日本栽培漁業協会*, 東京, 1–33.
- 黒田伸郎・藤田弘一 (2006) 伊勢湾と三河湾の貧酸素水塊の短期変動および長期変動の比較. *愛知水試研報*, **12**, 5–12.
- 南 卓志 (1984) 若狭湾におけるカレイ目魚類の初期生活史の研究 X イシガレイの初期生活史. *日本水産学会誌*, **50**, 551–560.
- 水野知巳 (2014) ヨシエビの伊勢湾湾奥部 (木曾三川河口域) での生活史. 「クルマエビ類の成熟・産卵と採卵技術. 奥村卓二, 水藤勝喜編, 公益財団法人 愛知県水産振興基金」68–70.
- 中村元彦 (2012) 伊勢・三河湾の海産資源. 「愛知大学総合郷土研究所三河湾の海里山の総合研究 III 里海の自然と生活 II」印南敏秀編, 102–131.
- 中田尚宏 (1990) 東京湾産シヤコの資源量の見積りと資源状態. *神奈川水試研報*, **11**, 17–25.
- Narita, T., M. Hossain and H. Sekiguchi (2003) Seasonal and interannual variations in biomass and abundance of megabenthos in Ise Bay, central Japan. *Benthos Res.*, **58**, 75–85.
- (社)日本水産資源保護協会 (1992) II 報文水産生物の生活史と生態 (その7) 10. イシガレイ. (社)日本水産資源保護協会月報, **341**, 14–22.
- 大富 潤・中田尚宏・清水 誠 (1992) 東京湾の小型底曳網によるシヤコの海上投棄量. *日本水産学会誌*, **58**, 665–670.
- 岡本俊治・黒田伸郎 (2007) 秋季の三河湾におけるトリガイ浮遊幼生の出現について. *愛知水試研報*, **13**, 1–5.
- Pihl, L., S. P. Baden and R. J. Diaz (1991) Effects of periodic hypoxia on distribution of demersal fish and crustaceans. *Mar. Biol.*, **108**, 349–360.
- Reiss, H., I. Kroncke and S. Ehrich (2006) Estimating catching efficiency of a 2-m beam trawl for sampling epifauna by removal experiments. *ICES J. Mar. Sci.*, **63**, 1453–1464.
- Rosas, C., E. Martinez, G. Gaxiola, R. Brito, A. Sánchez and L. A. Soto (1999) The effect of dissolved oxygen and salinity on oxygen consumption, ammonia excretion and osmotic pressure of *Penaeus setiferus* (Linnaeus) juveniles. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **234**, 41–57.
- Russell, E. S. (1931) Some theoretical considerations on the “overfishing” problem. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.*, **6**, 3–20.
- 千田哲資・清水 昭・原田徳三 (1969) 瀬戸内海のシヤコ卵巣の季節変化. 昭和43年度岡山県水産試験場事業報告, 20–29.
- 曾根亮太・蒲原 聡・鈴木輝明 (2016) 内湾環境の現状とより豊かな海とするための課題—海から見た下水道整備のあり方—. *月間下水道*, **39**, 22–28.
- 曾根亮太・蒲原 聡・山田 智・鈴木輝明 (2014) 夏季の三河湾における底層溶存酸素濃度に対するメガベントスの出現確率の推定. *水産海洋研究*, **78**, 268–276.
- Suzuki, T. (2001) Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. *J. Environ. Qual.*, **30**, 291–302.
- 高見東洋・吉岡貞範・岩本哲二・中村達夫・井上 泰 (1980) アカガイの増殖に関する研究. 昭和54年度指定調査研究総合助成事業報告書, 山口県内海水産試験場, 19 pp.
- 田邊 徹・渡邊一仁・鈴木矩晃・小野利則 (2012) 仙台湾におけるアカガイ *Scapharca broughtonii* 貝桁網の漁獲効率の推定. *日本水産学会誌*, **78**, 1112–1117.
- 田中昌一 (1960) 水産生物の population dynamics と漁業資源管理. 東海区水産研究所研究報告, **28**, 1–200.
- 田 永軍・清水 誠 (1997a) 東京湾におけるトリガイの成長, 成熟と産卵期. *日本水産学会誌*, **63**, 361–369.
- 田 永軍・清水 誠 (1997b) 東京湾柴地先におけるトリガイの資源量推定と評価. *日本水産学会誌*, **63**, 542–548.
- 和久光靖・金子健司・鈴木輝明・高倍昭洋 (2012) 沿岸域におけるデッドゾーンの分布—三河湾の事例—. *水産海洋研究*, **76**, 187–196.
- 八柳健郎・前川兼佑 (1954) 山口県瀬戸内海に於ける重要生物の生態学的研究 第7報瀬戸内海産シバエビ *Metapenaeus joyneri* (MIERS) の生態学的研究. 山口県内海水試調査研究業績, **6**, 1–9.