

個体成長モデルを用いた伊勢湾東部沿岸域における アサリ *Ruditapes philippinarum* 資源の減耗要因の検討

芝 修一^{1†}, 姫野天領¹, 吉田 司¹, 蒲原 聡², 田中義人³, 鈴木輝明⁴

Examination of factors causing the depletion of Manila clams (*Ruditapes philippinarum*) on the eastern coast of Ise Bay, central Japan, using a growth model

Shuichi SHIBA^{1†}, Takamune HIMENO¹, Tsukasa YOSHIDA¹,
Satoru KAMOHARA², Yoshihito TANAKA³ and Teruaki SUZUKI⁴

伊勢湾では、近年、全窒素、全リン、クロロフィル a 濃度の低下が著しく、水温も上昇傾向にある。一方、伊勢湾東部沿岸に位置するアサリの主要漁場である小鈴谷干潟域において、2014年春季に資源の急激な減耗が起こり、その後も資源低下が継続している。その両者の関係を明らかにするため、水温、植物プランクトン量を変数とする従来のアサリ成長モデルに生殖腺へのエネルギー配分項を追加し、成長や生理的死亡を判定できるモデルを構築した。2014年の時系列データをもとにアサリの成長を試算した結果、小鈴谷干潟域における資源の急激な減耗は、植物プランクトン量の低下による生理的死亡の可能性があると考えられた。さらに、過去の栄養状態を既存データから推測し、成長を試算した結果、2008年以前では生理的死亡は起こっていなかったと推測された。

キーワード：アサリ、減耗、成長モデル、数値シミュレーション、伊勢湾

Total nitrogen, total phosphorus and chlorophyll a concentrations have decreased markedly, and water temperature has shown a tendency to rise in Ise Bay, central Japan in recent years. On the other hand, decrease of the standing stock of Manila clams (*Ruditapes philippinarum*) occurred suddenly in spring of 2014 at the Kosugaya tidal flat, one of the main fisheries areas on the eastern coast of Ise Bay, thereafter the decline of standing stock has continued. To clarify the relationship between environmental conditions and the standing stock of Manila clams, we added a term of the energy distribution to gonad to a conventional clam growth model that assumes water temperature and the quantity of phytoplankton as variables, and created a model that is capable of estimating growth and judging physiological death. Calculated growth of clams using time series data in 2014 suggested that the sudden decrease of standing stock in the Kosugaya tidal flat was likely due to physiological death caused by a drop in the quantity of phytoplankton. Moreover, based on the calculated growth of clams using the past trophic condition estimated from Aichi Prefecture environmental data, it is suggested that physiological death did not occur before 2008.

Key words: *Ruditapes philippinarum*, Manila clam, depletion, growth model, numerical simulation, Ise Bay

2019年5月7日受付, 2019年11月28日受理

¹ 株式会社シャトー海洋調査, 〒534-0043 大阪府大阪市北区天満1-13-14
Chateau Marine Survey Co., Ltd., 1-13-14 Tenma, Kita-ku, Osaka 534-0043, Japan

² 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

³ 名城大学理工学部, 〒468-8502 愛知県名古屋市天白区塩釜口501
Department of Science and Engineering, Meijo University, 501 Shiogamaguchi, Tempaku-ku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

⁴ 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501
Graduate School of Environmental and Human Sciences, Meijo University, 501 Shiogamaguchi, Tempaku-ku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

† shiba@chateau-kaiyou.co.jp

1. はじめに

アサリ *Ruditapes philippinarum* の全国漁獲量は1980年代前半までは10数万トンを維持していたが、1984年以降減少に転じ2016年では9千トンを下回っている。主要漁場の一つである伊勢湾においても全国漁獲量と同様の推移を示し、1982年以降減少に転じている。今回、対象とした伊勢湾東部沿岸域におけるアサリ漁獲量は1991年から減少に転じ、2014年には500トンを下回り、2016年では1トンとなった。1999年以降は、三河湾東部豊川河口域で高密度に発生するアサリの大規模移植放流が毎年行われているが、漁獲量の減少に歯止めがかからない状況となっている (Fig. 1).

全国的なアサリ漁獲量の減少要因として松川ほか (2008) は、生息場の減少、過剰な漁獲、貧酸素水塊によるへい死、捕食者・競合者の増加などの可能性について検討し、最も重要な要因としては過剰な漁獲であるとしているが、愛知県においては漁業者が自主的に資源管理を実施しており、資源維持に努めてきた。伊勢湾東部沿岸域におけるアサリの減耗については、当初、食害生物 (ツメタガイ *Glossaulax didyma*) による捕食および秋季から冬季にかけての波浪による稚貝の散逸等が要因 (岡本ほか, 2005, 2006, 2008) として挙げられ、食害生物の駆除や敷網・防除網の設置等が行われてきたが資源は回復していない。

Solidoro et al. (2000) は、アサリの代謝特性に基いた成長モデルを作成し、資源動向の評価に用いた。我が国においても、小沼ほか (2002)、金網ほか (2003) は、同様なモデルを用いて水質浄化機能の定量的評価を目的として、東京湾での解析を試みている。伊勢湾において花町ほか (2010) および東ほか (2010, 2011) は、成長モデルと個体群動態モデルを組み合わせた生活史モデルを構築し、流動・水質・一次生産を再現する数値シミュレーションに生活史モデルを組み込み、伊勢湾南部におけるアサリ資源量

変動を解析した結果、漁獲量の増減は餌不足や貧酸素水塊といった水質や、春の産卵期 (5月) の水温変動にもともなう親貝の産卵量の変化等によると述べているが、近年の急激な減少の原因は依然として不明瞭なままである。一方、漁業者は、近年の透明度の上昇や栄養塩濃度の低下 (https://www.env.go.jp/council/09water/y0917-01/mat06-1.pdf, 2015年12月21日) 等から餌不足が主因であるとの懸念を抱いており、これを受け、三河湾の一部の広域流域下水道施設ではリン濃度の増加を目的とした管理運転が2017年より試験的に実施され、伊勢湾東部沿岸域においても、2018年より協議が進められている。

伊勢湾で使用された花町ほか (2010)、東ほか (2010, 2011) のモデルでは、いずれも成長にかかわるエネルギー収支がゼロ以上になるよう扱われ、アサリの減耗は自然死亡、貧酸素水塊による死亡、漁獲圧によってのみ表されており、餌不足による生理的死亡は表現されていない。また、アサリの成長・再生産を考えるうえで重要な生殖腺へのエネルギー配分等は明示されていない。そこで本研究では、2014年に伊勢湾東部沿岸域小鈴谷干潟漁場 (以下、小鈴谷干潟) で確認されたアサリ資源の急激な減耗に着目し、現場観測からアサリの生存に必要な軟体部乾重量の最低値 (以下、生存限界乾重量) を見だし、Solidoro et al. (2000) の成長モデルを基礎とし、生殖腺へのエネルギー配分項を加えて改良を行いアサリの生理的死亡と水温、植物プランクトン量との関係について検討した。さらに、過去の水温と植物プランクトン量を示す指標となるクロロフィルaの観測結果をもとに、水温上昇や海域の植物プランクトン量の変化がアサリの成長および生存に与える影響を検討した。

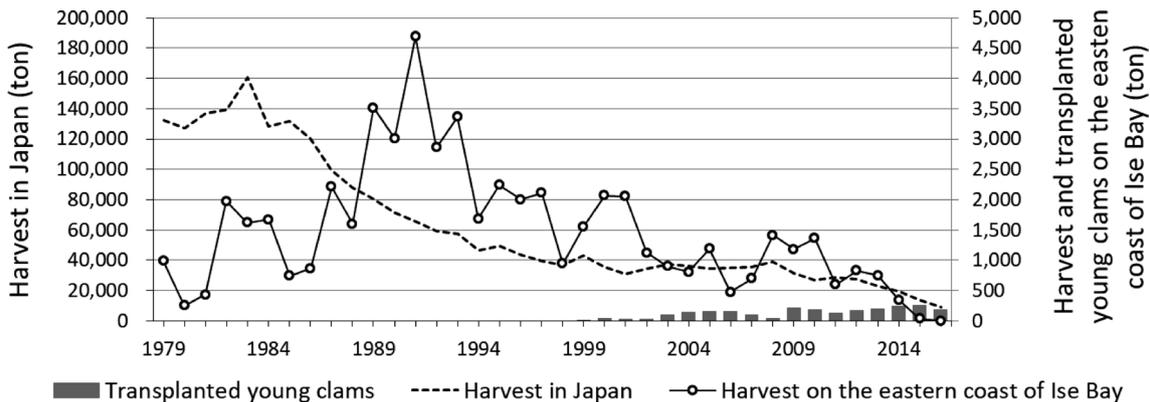


Figure 1. Yearly changes of harvested adult and transplanted young Manila clams on the eastern coast of Ise Bay from 1979 to 2016. Broken and solid lines show the amount of harvested clams in Japan and eastern coast of Ise Bay, respectively. Bar graph indicates amount of transplanted young clams.

2. 材料と方法

2.1 基本モデル

2.1.1 モデルの基本式

Solidoro et al. (2000) は、アサリの代謝特性に基づいた成長モデルを作成し、資源動向の評価に用いた。提案された成長モデルは、餌摂食による同化と呼吸による異化の差分でアサリの成長が表現されている。摂食したエネルギー量が最大成長のために必要なエネルギー量に満たない場合は成長が抑制されるモデルであることから、アサリの成長と水温、植物プランクトン量との関係を検討することができる。また、曾根ほか (2019) は、三河湾東奥部に位置する豊川の河口干潟である六条潟のアサリ資源について、十分な栄養状態でないまま性成熟が進行し、秋季に放卵・放精することにより、大きくエネルギー消費することが大量へい死の原因と考察している。そこで本研究では、従来の成長モデルに生殖腺へのエネルギー配分を考慮した項を追加し、さらに生存限界乾重量を指標にアサリの生理的死亡を判定できる成長モデルを構築した。

モデルの基本を式(1)に示す。

$$\frac{dDW}{dt} = A - C - R \quad (1)$$

DW : 軟体部乾重量 (gDW), A : 同化速度 (gDW \cdot day $^{-1}$),
 C : 異化速度 (gDW \cdot day $^{-1}$), R : 生殖腺配分速度 (gDW \cdot day $^{-1}$).

A, C, R については式(2)–(4)を用いる。

$$A = DW^{(1-1/3p)} \times A_{dmax} \times f_{gT}(T) \times \min\left(1, \frac{F}{F^*}\right) \quad (2)$$

$$C = (DW+R) \times C_{dmax} \times f_{rT}(T) \quad (3)$$

$$R = A \times R_{ratio} \quad (4)$$

A_{dmax} : 最大成長速度 (gDW $^{1/3p} \cdot$ day $^{-1}$), C_{dmax} : 最大呼吸速度 (day $^{-1}$), F : 餌としての植物プランクトン濃度 (gC \cdot L $^{-1}$), F^* : 成長速度が最大となるために必要な植物プランクトン濃度 (gC \cdot L $^{-1}$), $f_{gT}(T)$: 成長の温度制限関数, $f_{rT}(T)$: 呼吸の温度制限関数, R_{ratio} : 生殖腺配分率 (%).

A_{dmax} および C_{dmax} については式(5), (6)を用いる。なお、式(7), (8)中の dL/dt および L_{∞} については、殻長の現場観測結果から求めた。さらに、係数 a, b および p は式(9), (10)により求め、殻長 (L) は縮むことはないため最大値をとり続けることとした。

$$A_{dmax} = p \times A_{Lmax} \times 3a^{1/3} \times b^{(1/3p)} \quad (5)$$

$$C_{dmax} = 3 \times p \times C_{Lmax} \quad (6)$$

$$A_{Lmax} = \frac{dL}{dt} + C_{Lmax} \times L \quad (7)$$

$$C_{Lmax} = A_{Lmax} / L_{\infty} \quad (8)$$

$$DW = b \times WW^p \quad (9)$$

$$WW = a \times L^3 \quad (10)$$

A_{Lmax} : 殻長当たり最大成長速度 (mm \cdot day $^{-1}$), C_{Lmax} : 殻長当たり最大呼吸速度 (day $^{-1}$), L : 殻長 (mm), L_{∞} : 当該海域で確認された最大殻長 (mm), WW : 殻付湿重量 (gWW), b および p : 殻付湿重量–軟体部乾重量換算係数, a : 殻長–殻付湿重量換算係数。

式(2)の F/F^* については式(11)を用いる。

$$\frac{F}{F^*} = \frac{F \times V_f \times f_{vT}(T) \times DW^q \times AssE \times \varepsilon_F}{DW^{(1-1/3p)} \times A_{dmax} \times f_{gT}(T) \times \varepsilon_T} \quad (11)$$

V_f : 最大濾水速度, $f_{vT}(T)$: 濾過の温度制限関数, q : 単位重量当たり濾過速度に関する係数, $AssE$: 同化効率, ε_F : 餌のエネルギー熱量, ε_T : アサリ軟体部のエネルギー熱量。

式(11)において、分母は現場水温下における最大成長を補償する軟体部乾重量の1日当たりの同化エネルギー量 (J) を表し、分子は現場水温下における軟体部乾重量の1日当たりの濾過した餌のエネルギー量 (J) である。

式(2)の $\min(1, F/F^*)$ の項によって、餌濃度 F が F^* の値を上回るとアサリは飽食状態となり、軟体部成長速度は現場水温下での最大成長速度 A_{dmax} 以上は増加しない。一方、 F が F^* の値を下回るとアサリは現場餌濃度制限下での成長となり、成長が抑制される。

2.1.2 使用した各種パラメータ

使用した各種パラメータをTable 1に示す。Solidoro et al. (2000) は、植物プランクトン濃度を炭素量ではなくクロロフィル a 濃度で論じているため、式(11)の ε_F (餌のエネルギー熱量) を求める際に Platt and Irwin (1973) の炭素量当たりのカロリー量に Sakshaug et al. (1989) の C \cdot Chl. a^{-1} 比を乗じていたが、今回、植物プランクトン濃度 (F) は炭素ベースで求められていることから、本研究では、 ε_F は Platt and Irwin (1973) が求めた 11.4 (cal \cdot mgC $^{-1}$) をそのまま熱量 (J) に変換して用いた。また、Solidoro et al. (2000) は、 q (単位重量当たり濾過速度に関する係数) を Bensch et al. (1992) の 0.321 を用いていたが、山室 (1992) は文献収集により懸濁物食性二枚貝の q の値は 0.6–0.8 になる傾向があり、その要因として鰓の面積と体サイズ (DW) と

Table 1. Input parameters and calculated parameters used in the growth model of this study.

| Parameters | Description | Values | Unit | References |
|-----------------|--|---------------------------|-----------------------------------|--|
| a | Coefficient of allometric equation relating full wet weight to shell length | $2.34 \cdot 10^{-4}$ | no dimension | Calculated from observed data |
| b | Coefficient of allometric equation relating tissue dry weight to full wet weight | $2.33 \cdot 10^{-2}$ | no dimension | Calculated from observed data |
| p | Coefficient of allometric equation relating tissue dry weight to full wet weight | 0.993 | no dimension | Calculated from observed data |
| A_{dmax} | Maximum growth rate on a dry weight basis | 0.0132 | $gDW^{1/3p} \cdot day^{-1}$ | Calculated from observed data |
| C_{dmax} | Maximum respiration rate on a dry weight basis | 0.0155 | day^{-1} | Calculated from observed data |
| A_{Lmax} | Maximum growth rate on a length basis | 0.257 | $mm \cdot day^{-1}$ | Calculated from observed data |
| C_{Lmax} | Maximum respiration rate on a length basis | 0.00521 | day^{-1} | Calculated from observed data |
| R_{ratio} | Reproduction ratio | 0.15 | no dimension | Estimated fitting case |
| L_{∞} | Maximum length | 49.27 | mm | Collected in Kosugaya, 2004 |
| V_f | Maximum filtration rate | 34.8 | $L \cdot gDW^{-1} \cdot day^{-1}$ | Aoyama et al., 1997 |
| q | Coefficient of allometric filtration rate | 0.651 | no dimension | Ohashi et al., 2010 |
| ε_T | Energetic content of clam | 12940.2 | $J \cdot gDW^{-1}$ | Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, 2015 |
| ε_F | Energetic content of microalgae | 47697.6 | $J \cdot gC^{-1}$ | Platt and Irwin, 1972 |
| AssE | Assimilation efficiency | $0.696 - 0.00691 \cdot L$ | no dimension | Nakamura, 2004; Akiyama, 1988 |
| T_{mg} | Maximum temperature for growth | 35 | $^{\circ}C$ | Kurashige, 1957 |
| T_{og} | Optimal temperature for growth | 25 | $^{\circ}C$ | Isono et al., 1998 |
| β_g | Coefficient of temperature for growth | 0.2 | $^{\circ}C^{-1}$ | Solidoro et al., 2000 |
| T_{mr} | Maximum temperature for respiration | 35 | $^{\circ}C$ | Solidoro et al., 2000 |
| T_{or} | Optimal temperature for respiration | 23.4 | $^{\circ}C$ | Kitamura, 1937 |
| β_r | Coefficient of temperature for respiration | 0.17 | $^{\circ}C^{-1}$ | Solidoro et al., 2000 |
| T_{mv} | Maximum temperature for filtration | 32 | $^{\circ}C$ | Solidoro et al., 2000 |
| T_{ov} | Optimal temperature for filtration | 28 | $^{\circ}C$ | Akiyama, 1988 |
| β_v | Coefficient of temperature for filtration | 0.2 | $^{\circ}C^{-1}$ | Solidoro et al., 2000 |

の関係によるものと考えていることから、今回、大橋ほか (2010) が愛知県産アサリ (殻長 19–39 mm) を用いて摂餌試験を行った結果 ($q=0.651$) を用いた。

AssE は同化効率であり、摂餌されたもののうち同化されずに排出される糞・偽糞を考慮している。アサリの同化効率に関する情報は少なく、殻長 35–40 mm の個体を使った秋山 (1988) の知見 (44%) と殻長 10–11 mm の個体を使った Nakamura (2004) の知見 (62%) を線形補間し、殻長に応じた同化効率を与えた。

水温 (T) による成長 (g)、呼吸 (r)、濾過 (v) の温度制限関数: $f_{gT}(T)$, $f_{rT}(T)$, $f_{vT}(T)$ を式 (12)–(14) に示す。

$$f_{gT}(T) = \left(\frac{T_{mg} - T}{T_{mg} - T_{og}} \right)^{\beta_g \times (T_{mg} - T_{og})} \times e^{\beta_g \times (T - T_{og})} \quad (12)$$

$$f_{rT}(T) = \left(\frac{T_{mr} - T}{T_{mr} - T_{or}} \right)^{\beta_r \times (T_{mr} - T_{or})} \times e^{\beta_r \times (T - T_{or})} \quad (13)$$

$$f_{vT}(T) = \left(\frac{T_{mv} - T}{T_{mv} - T_{ov}} \right)^{\beta_v \times (T_{mv} - T_{ov})} \times e^{\beta_v \times (T - T_{ov})} \quad (14)$$

T_{mg} , T_{mr} , T_{mv} : 成長, 呼吸, 濾過が可能な最高水温 ($^{\circ}C$),

T_{og} , T_{or} , T_{ov} : 成長, 呼吸, 濾過が最適となる水温 ($^{\circ}C$),
 β_g , β_r , β_v : 成長 (g), 呼吸 (r), 濾過 (v) の温度係数。

それぞれの生理的活動は、 T_{og} , T_{or} , T_{ov} の最適水温以下では水温が上昇するほど高まり、最適水温以上では T_{mg} , T_{mr} , T_{mv} の最高水温まで、水温が上昇するほど下降する。

2.2 パラメータ決定のための調査, 解析

2.2.1 サンプルの取得

伊勢湾東部沿岸域におけるアサリの主要漁場である小鈴谷干潟 (Fig. 2) を対象として調査を実施した。小鈴谷干潟の潮間帯の 2 地点 (D.L.+0.4 m および +0.2 m) においてアサリの殻長等と個体数密度の推移を調査した。2012 年 1 月から 2014 年 3 月にかけて隔月 1 回、2014 年 4 月から 2016 年 12 月にかけて毎月 1 回、50×50 cm の方形枠で底土を採取して 1 mm のふるいに残った試料を実験室に持ち帰り、アサリを選別した。得られたアサリ個体をよく混合して殻長および殻付湿重量については 100 個体を、式 (15) による肥満度を求めるための軟体部湿重量、殻長、殻高および殻幅については殻長 15 mm 以上を対象として 30 個体を上限に測定した。

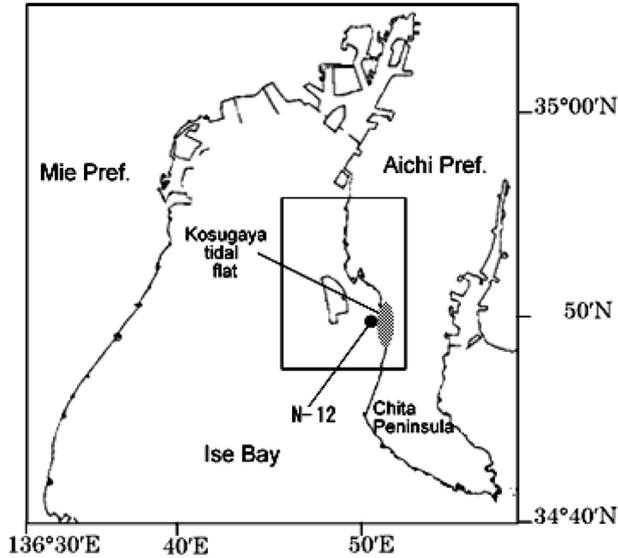


Figure 2. Location of surveyed area (rectangle). Shaded area indicates the Kosugaya tidal flat. Solid circle indicates the station (N-12) where the water quality was monitored from 1997 to 2016 by Aichi Prefecture (<http://kankyojoho.pref.aichi.jp/Mizu/Koukyou/AichiMapWindow.aspx>, 2 November 2017).

$$\text{肥満度} = \frac{\text{軟体部湿重量(g)}}{\text{殻長(mm)} \times \text{殻高(mm)} \times \text{殻幅(mm)}} \times 100 \quad (15)$$

2.2.2 成長速度

各月の殻長計測結果から殻長頻度分布図 (Size class=2 mm) を作成し、殻長組成が混合正規分布モデルに従うと仮定し、各発生個体群の混合割合と平均殻長をMS-Excelのワークシート上でSolverを用いた最尤法により推定した (相澤・滝口, 1999)。さらに、発生個体群別月別の平均殻長から成長速度 ($\text{mm} \cdot \text{day}^{-1}$) を算出した。

2014年1月から2015年1月までの各月における殻長組成のコホート解析結果をFig. 3に示す。2014年1月にみられた殻長20 mm以上の大型群 (コホートA, B, C) は、6月までにほぼ減耗した。6月および7月には殻長10 mm未満の新規加入群 (コホートD) が確認されたが、11月までに減耗した。さらに9月にも新規加入群 (コホートE) が確認されたが、その後殻長はほとんど変化せず、2015年1月までに減耗した。

なお、各月における平均殻長の伸び (Fig. 4) を経過日数で除した成長速度 ($\text{mm} \cdot \text{day}^{-1}$) は、個体群Dの2014年7-8月の期間で最も高く、 $0.220 \text{ mm} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。この値を式(7)の dL/dt として代入した。

2.2.3 殻付全湿重量から軟体部乾燥重量への換算の係数

全個体を対象に計測したアサリの殻長と殻付全湿重量との関係、殻付全湿重量と軟体部乾重量との関係をFig. 5(a)

および (b) に示す。各回帰曲線は、相関係数 (R) が0.93以上の高い相関を示した。式(10)中の a ($2.34 \cdot 10^{-4}$) はFig. 5(a)の殻長 (mm) と殻付湿重量 (gWW) との関係から、式(9)中の b ($2.33 \cdot 10^{-2}$)、 p (0.993) はFig. 5(b)の殻付湿重量 (gWW) と軟体部乾重量 (gDW) との関係からそれぞれ求めた。

2.2.4 死亡と産卵に係る肥満度および軟体部乾重量

殻長15 mm以上のアサリを対象として、観測により求めた2012年1月から2016年12月までの肥満度の推移をFig. 6に示す。年による変動はあるものの肥満度 (平均値) は11月および1月に低い値、5月および7月に高い値を示した。2015年以降は、個体数の減少にとまない連続的な肥満度データが得られず、明瞭な変動は認められなかった。また、肥満度 (平均値) の最大値は2015年4月の21.3、最小値は2012年1月の11.2であり、松本ほか (2014) が三河湾および伊勢湾で確認した肥満度の値と同程度であった。

肥満度は、軟体部重量と貝殻のサイズの比で算出され、生殖腺が発達するにつれて増大し、生殖細胞の放出とともに減少する傾向を示す (松本ほか, 2014) ことから、上記の肥満度の最大値21は、当該海域のアサリについて生殖腺が最大となる重量を表す指標とし、それ以上になると放卵・放精するとみなした。また、肥満度の最小値は、それ以下の値のアサリは確認されていないことからアサリの体組織 (軟体部重量) の最小値を表す指標とし、それ以下になると生理的死亡が生じるものとみなした。

肥満度を求めるために計測した殻長と軟体部乾重量との関係をFig. 5(c)に示す。図中の回帰曲線 γ ($Y=1.76 \cdot 10^{-6} \cdot X^{3.23}$, $R=0.979$) は、肥満度11以下を対象とした回帰曲線であり、これはアサリが生存できる限界乾重量 (以下、生存限界乾重量) を表していると考え、各殻長においてこの値以下になると生理的死亡が生じるものとみなした。

2.2.5 生殖腺配分率

生殖腺の発達には、鳥羽ほか (1993) の生殖周期に関する知見から12月を除いた1月から11月の期間とし、辻ほか (1994) の生物学的最小形の報告をもとに殻長8 mm以上の個体が成熟するものとした。また、生殖腺の発達は、軟体部の成長と独立した設定とした (式(1))。

R_{ratio} (生殖腺配分率) は式(4)より $R \cdot A^{-1}$ で求められ、さらに R (生殖腺配分速度: $\text{gDW} \cdot \text{day}^{-1}$) については、最大生殖腺重量 (gDW) と産卵までに要する日数 (days) に関する情報が必要となる。

タイラギ *Atrina pectinata* やホタテガイ *Patinopecten yessoensis* は生殖腺が独立した器官となっており、生殖腺の発達は計測した生殖腺重量を用いて生殖腺指数 (生殖腺重量 \cdot 軟体部重量 $^{-1}$) として表すことができる。一方、アサリの生殖腺は体表皮と消化器官の間の結合組織中に発達し、構造的に他の内臓器官から独立した器官とはならない (松本ほか, 2014)。そのため、アサリの生殖腺重量

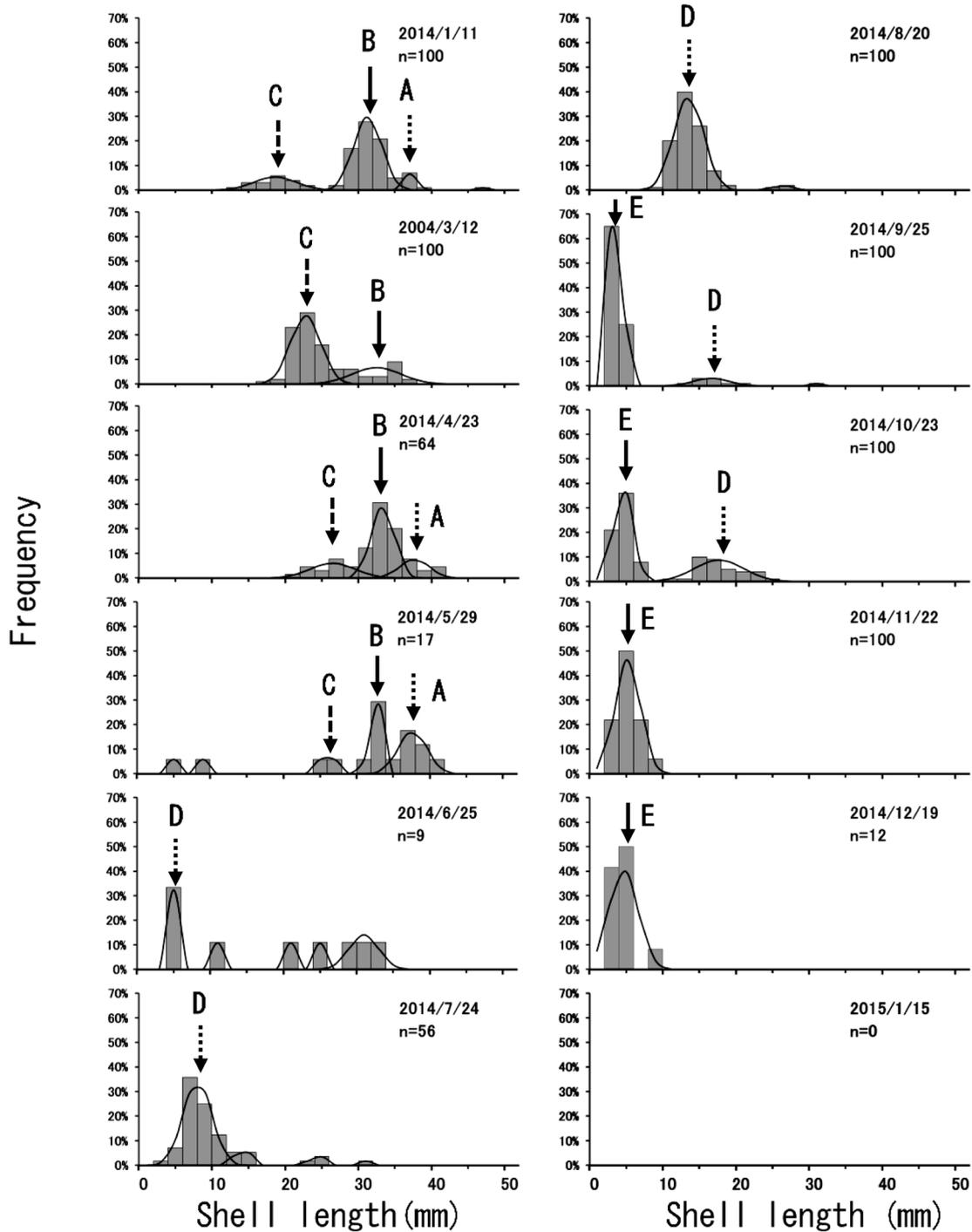


Figure 3. Shell length frequency of Manila clams collected in the Kosugaya tidal flat from Jan. 2014 to Jan. 2015. Arrows show identified cohorts (A-E).

を直接計測した事例はない。そこで本研究では、最大生殖腺重量は、肥満度が最大となるときの殻長-軟体部乾重量相関式と全個体の平均的な生理活性状態の殻長-軟体部乾重量相関式を用いて、各殻長における値をその差分により求めた。

Fig. 5(c) の回帰曲線 α ($Y=1.95 \cdot 10^{-6} \cdot X^{3.30}$, $R=0.934$) は、すべての肥満度の個体を対象とした回帰曲線であり、これは平均的な生理活性状態の軟体部乾重量を表し、また、回帰曲線 β ($Y=3.78 \cdot 10^{-6} \cdot X^{3.18}$, $R=0.974$) は、肥満度21以上を対象とした回帰曲線であり、放卵・放精直前の生殖腺が

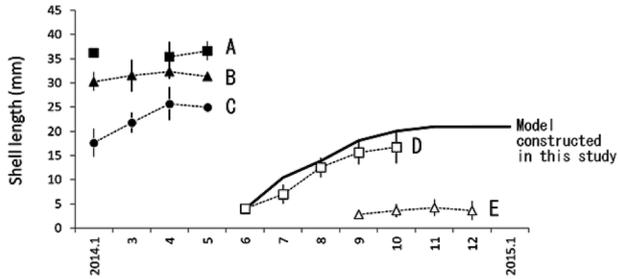


Figure 4. Monthly-mean shell length of identified cohorts (A–E) of Manila clams collected in the Kosugaya tidal flat from Jan. 2014 to Jan. 2015. Solid line indicates the shell length calculated by the model constructed in this study. Error bars indicate the range of shell length.

最大となった状態の軟体部乾重量を表していると考え、最大生殖腺重量は、各殻長において後者の値から前者の値を差し引くことにより算出した。

産卵までに要する日数については、鳥羽・深山 (1994) は、千葉県船橋市地先で12月に採捕した天然アサリを5日間無給餌で保持した後、飼育水温18°C、給餌量は飽和の条件下で飼育し、産卵のピークは殻長32.1–36.0 mmの群では86日目、殻長28.1–32.0 mmの群では86日目から100日目、殻長16.1–28.0 mmの群では100日目であったと報告しており、それらの日数を目安とした。

鳥羽・深山 (1994) が飼育実験で用いた殻長サイズを参考として、16 mm, 24 mmおよび32 mmの3段階のアサリについて、最大生殖腺重量 (gDW) と生殖腺指数 (%) を試算した結果を Table 2 に示す。生殖腺指数は24–30%となった。なお、この生殖腺指数の値は、金網ほか (2003) が産卵による炭素放出量は軟体部重量の20–30%と設定した値とほぼ一致していた。

本成長モデルにおいて、餌制限でない時の同化速度 (A : 式(2)) は、成長の温度制限関数 ($f_{gT}(T)$) と最大成長速度 (A_{dmax}) によって規定され、その結果は Table 2 に示すとおりである。18°Cにおける同化速度は、殻長16 mmのアサリ成員では $0.000674 \text{ gDW} \cdot \text{day}^{-1}$ 、殻長24 mmでは $0.00164 \text{ gDW} \cdot \text{day}^{-1}$ 、殻長32 mmでは $0.00308 \text{ gDW} \cdot \text{day}^{-1}$ となる。これらの同化速度を、鳥羽・深山 (1994) の知見から産卵までに要する日数を86日から100日として計算すると、生殖腺配分率 (R_{ratio}) は12–22%となった。この結果を参考に、生殖腺配分率を15%に設定した結果、Fig. 4 に示すコホートDの殻長の推移は、良好に再現された。

2.3 モデルの検証

2.3.1 小鈴谷干潟におけるCPUEの推移からみた2014年のアサリ減耗時期

小鈴谷干潟におけるアサリ資源量の推移を定量的に把握するため、CPUE (catch per unit effort: 単位努力量当たり漁獲量) と累積漁獲量を算出し、DeLury第1モデル (山川,

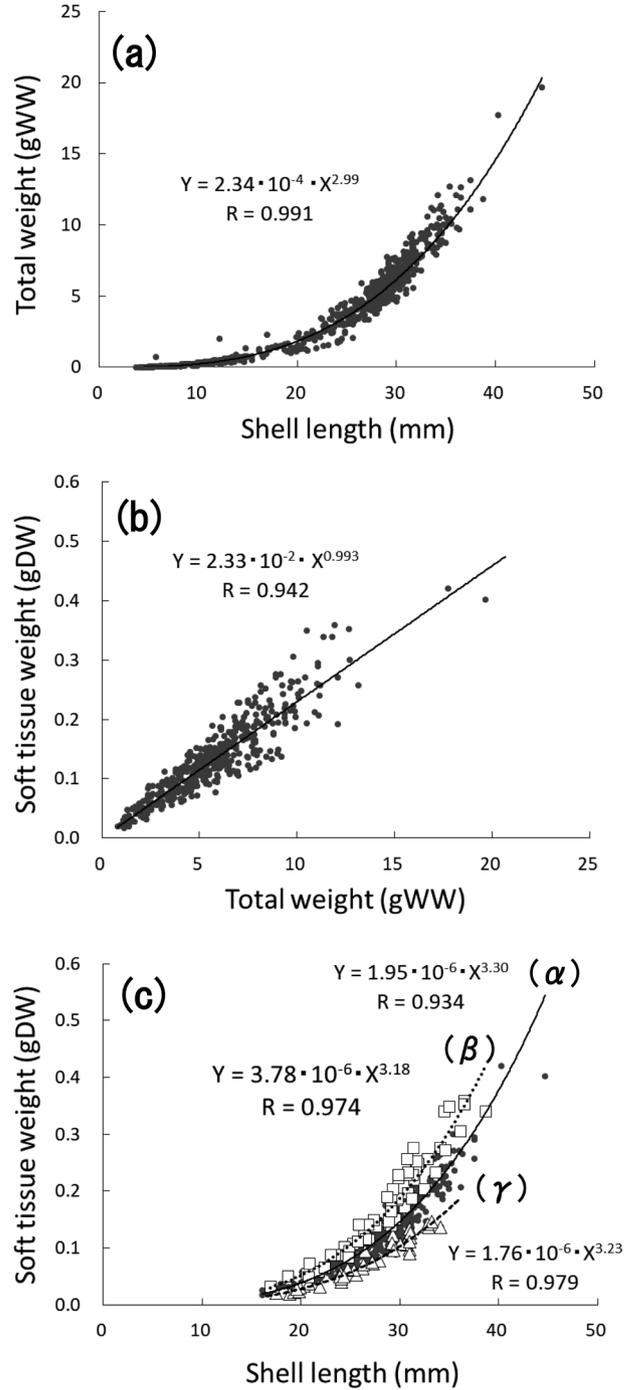


Figure 5. Relationships between (a) shell length (mm) and total weight (gWW), (b) total weight (gWW) and soft tissue weight (gDW), and (c) shell length (mm) and soft tissue weight (gDW). In the panel (c), soft tissue weight (gDW) is separated into clams of condition factor ≥ 21 (β), ≤ 11 (γ) and whole range (α).

2001) を用いて各メッシュにおけるアサリ初期資源量 N_0 を推定した。その基となるデータは、伊勢湾東部沿岸域に共同漁業権を持つ四つの漁業協同組合に所属する採貝漁業

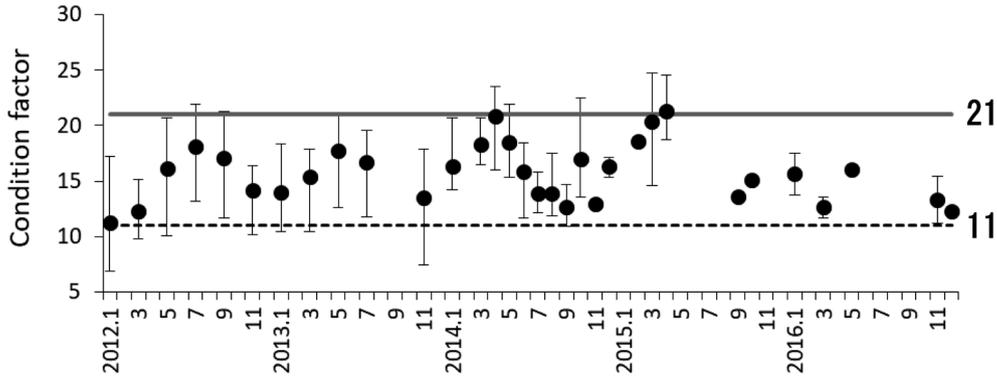


Figure 6. Temporal variation of condition factor of Manila clams collected in the Kosugaya tidal flat from Jan. 2012 to Dec. 2016. Error bars indicate ranges. Horizontal dashed and solid lines indicate critical lethal starved level (11) and spawning level (21) of condition factor (CF) assumed in this study, respectively. In the interpretation of the model's results, clams of $CF \leq 11$ and ≥ 21 were predicted to be subjected to physiological death and physiologically capable of spawning, respectively.

Table 2. Predicted maximum gonad weight and Rratio using pre-spawning 86 and 100 days.

| Shell length | Soft tissue dry weight (DW) | | Maximum gonad weight (GW) | Gonad index ($GW \cdot DW^{-1}$) | W.T. | Assimilation (A) | Rratio ($GW \cdot A^{-1} \cdot day^{-1}$) | |
|--------------|-----------------------------|------------|---------------------------|------------------------------------|------|-------------------------------|---|-----------------------|
| | Condition factor: | | | | | | pre-spawning 86 days | pre-spawning 100 days |
| | $21 \leq$ | All | | | | | | |
| 16 mm | 0.0269 gDW | 0.0188 gDW | 0.00814 gDW | 30% | 18°C | 0.000674 $gDW \cdot day^{-1}$ | 14% | 12% |
| 24 mm | 0.0978 gDW | 0.0716 gDW | 0.0261 gDW | 27% | 18°C | 0.00164 $gDW \cdot day^{-1}$ | 19% | 16% |
| 32 mm | 0.244 gDW | 0.185 gDW | 0.0589 gDW | 24% | 18°C | 0.00308 $gDW \cdot day^{-1}$ | 22% | 19% |

者12名(各組合3名ずつ)を対象として、2014年4月から2015年3月の間、各操業日における操業位置、操業時間、操業人数および漁獲量等の記載を依頼した標本船調査の集計結果を用いた(CPUEを集計した基本メッシュは、Fig. 7(a)に示す0.25分とした)。

伊勢湾東部沿岸域における2014年度の漁獲量分布図と小鈴谷干潟上の四つの標本船メッシュにおけるCPUE-累積漁獲量の関係図をFig. 7に示す。伊勢湾東部沿岸域における主な漁場は、大野、蒲池の南、樽水、大谷および小鈴谷地先であった。

小鈴谷干潟におけるCPUEは、漁期の初期には沖側のメッシュ(ONおよびOS)では約 $100 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{人}$ 、岸側のメッシュ(SN)では約 $200 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{人}$ の漁獲が認められ、その後は漁場を利用するごとに緩やかにCPUEは減少していた。さらにその後CPUEは、漁期の途中で大きく減少する変曲点が認められ、沖側のメッシュONでは6月8日から6月28日、沖側のメッシュOSでは6月29日から7月5日、岸側のメッシュSNでは5月25日から6月21日にかけての期間であった。一方、岸側のメッシュSSでは変曲点は認められず、漁期の初期から顕著な減少傾向を示した。

また、DeLury第1モデル(山川, 2001)により変曲点前のCPUEから初期資源量を推定すると、沖側のメッシュONでは4,200 kg、沖側のメッシュOSでは18,100 kg、岸側のメッシュSNでは6,900 kgであったが、2014年度における最終的な漁獲量はそれぞれのメッシュで2,500 kg, 3,495 kg および1,900 kgに留まった。

2.3.2 2014-2015年群の軟体部乾重量(DW)の推定

2.3.2.1 入力データ

小沼ほか(2002)、金網ほか(2003)および花町ほか(2010)が使用した水温およびクロロフィルaは、毎年同じ変動が繰り返されると仮定されていたり、月に1回の公表観測データをもとにしていたが、クロロフィルaに代表される植物プランクトン濃度は大きく変動するため、東ほか(2010, 2011)は数値シミュレーションを利用し、時系列的なデータを使用した。本研究においても、成長モデルに入力する水温と植物プランクトン濃度は、国立研究開発法人 港湾空港技術研究所によって開発された伊勢湾シミュレーター(<https://www.pari.go.jp/unit/kaikj/is/>, 2018年3月9日)により計算された2014年4月1日から2015年3月31日における日平均値(<http://www.pa.cbr.mlit.go.jp/file/>)

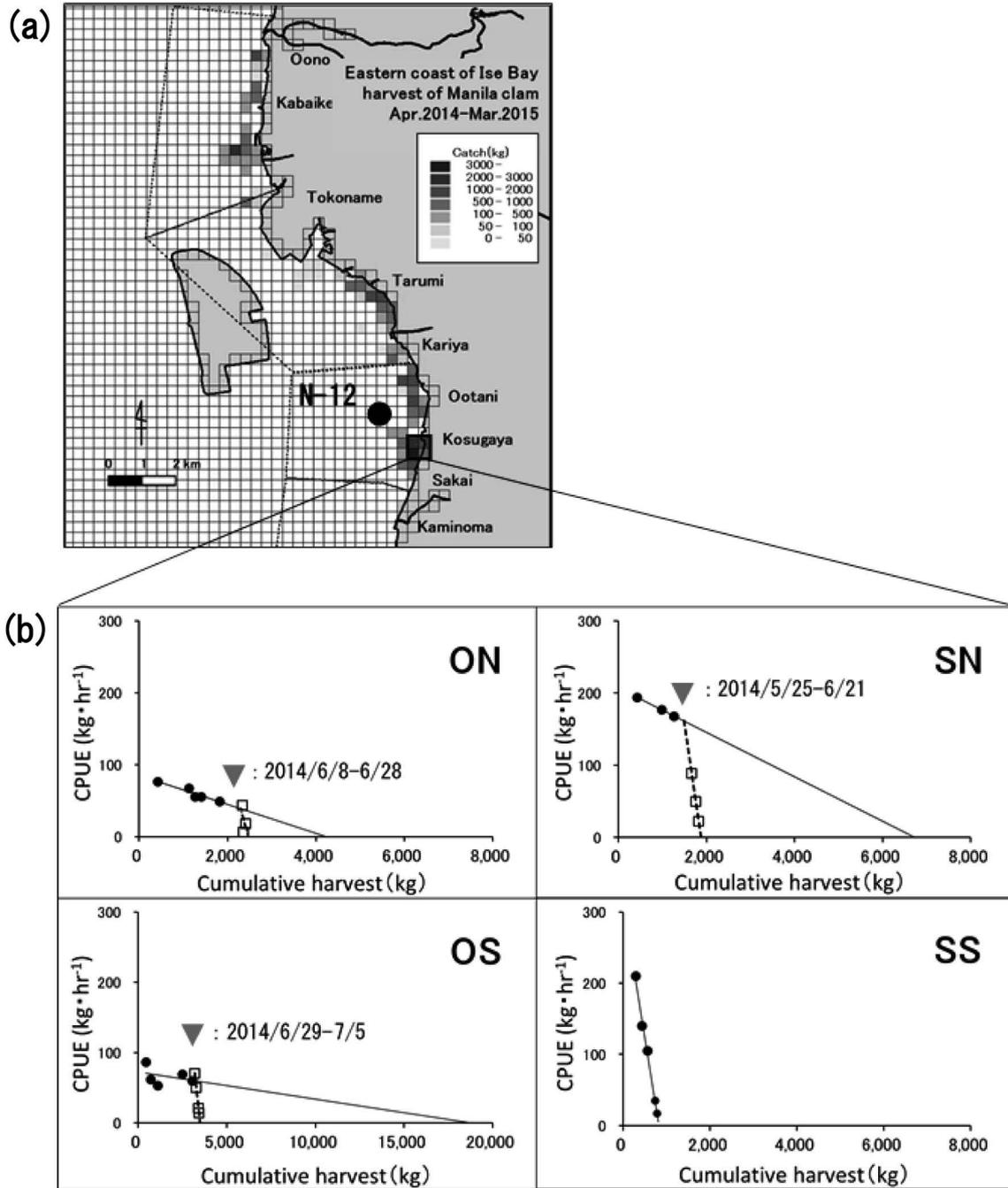


Figure 7. (a) Grid-divided spatial distribution of total harvest of Manila clams from April 2014 to March 2015 by sampling vessels. Harvest of clams was limited in the grids along the shore. Dotted lines show the boundaries of the fishery areas licensed to the local fishermen's union. (b) Relationship between cumulative harvest and CPUE for the clams in four grids of the Kosugaya tidal flat. ON, OS, SN, SS indicate grid of offshore north and south, onshore north and south, respectively. Shaded triangles indicate inflection point of the regression lines.

content/file/dosya-8doc22.pdf, 2018年3月9日)を入力した。
 なお、伊勢湾シミュレーターの計算メッシュは、水平方向には最大800m、最小200mの可変格子で、鉛直方向には水深4mまでは0.5m刻み、水深4-11mは1m刻み、水深

11m以深は2m刻みの全35層であることから、今回の計算は、小鈴谷干潟上に該当する複数の水平メッシュを対象としてアサリが摂餌する最下層のデータを平均して用いた。

伊勢湾シミュレーターは、海域環境の変化を予測する数値シミュレーションモデルであり、流況（流向・流速、水温・塩分、潮位）、水質・底質（全窒素（T-N）、全リン（T-P）、化学的酸素要求量（COD）、懸濁態有機物（POM）、溶存態有機物（DOM）、溶存酸素（DO）、硫化水素（ H_2S ）等）および浮遊生物（動・植物プランクトン、原生動物、細菌等）を再現および予測することができる。各項目についての再現性は、伊勢・三河湾の7地点のモニタリングブイにおける流向・流速、水温、塩分、DO、クロロフィル a 等の連続観測、海洋調査船による定期的な水質、底質、底生生物の観測、さらには動・植物プランクトン、細菌群などの観測結果を用いて検証が行われている。（田中ほか, 2011; 永尾ほか, 2015, 2017, 2018）

2.3.2.2 DWの推定

Fig. 4で出現したコホートA（2014年4月22日時点で軟体部乾重量0.252 gDWの成貝）、コホートD（2014年6月25日時点で軟体部乾重量0.000189 gDWの稚貝）について、2014–2015年の水温と植物プランクトン量を用いてDWの推移を計算した。

また、減耗が起きた2014年の10月には資源回復のためアサリの移植放流試験が小鈴谷干潟で実施されており、10月17日に碎石区（波浪軽減）・敷網区（波浪、食害軽減）・対照区の3つの区画（各200 m²）にそれぞれ33万個体（平均殻長14.2 mmの幼貝（推定軟体部乾重量：0.0123 gDW））を放流した結果、すべての区で34日後の11月20日には密

度が低下し、63日後の12月19日には対照区で生息が確認されなくなり、97日後の2015年1月23日には全ての区で生息が確認されなくなった（宮脇ほか, 2015）。上記の期間についても、DWの再現計算を行った。

2.4 モデルの適用による過去の環境評価の方法

過去の栄養状態の評価について、二つの異なる入力データでDWを計算した。一つは、2014–2015年の伊勢湾シミュレーターの時系列データを過去の公共用水域水質測定結果をもとに補正した時系列データであり、もう一つは、過去の公共用水域水質測定結果をそのまま線形補間した日データである。

2.4.1 過去の栄養状態の評価 (I)

伊勢湾では、水質総量削減が1980年から35年以上にわたって実施されており、流入負荷削減にともなうT-N、T-P、溶存態無機窒素（DIN）、リン酸態リン（ PO_4 -P）、クロロフィル a およびフェオフィチンの減少傾向が続いている（曾根ほか, 2016; 鈴木, 2018）。当該海域に最も近い公共用水域環境測定点N-12におけるクロロフィル a 、水温の観測データ（<https://water-pub.env.go.jp/water-pub/mizu-site/mizu/download/download.asp>, 2017年11月2日）の経年変化をみると（Fig. 8）、クロロフィル a は2006年以降パルス的な高い値がみられておらず、また、水質総量削減の期間にあわせた平均値も減少が続いており、1999–2003年および2004–2008年では約 $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、2009–2013年では $8.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、2014年では $6.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。つまり、減耗が起

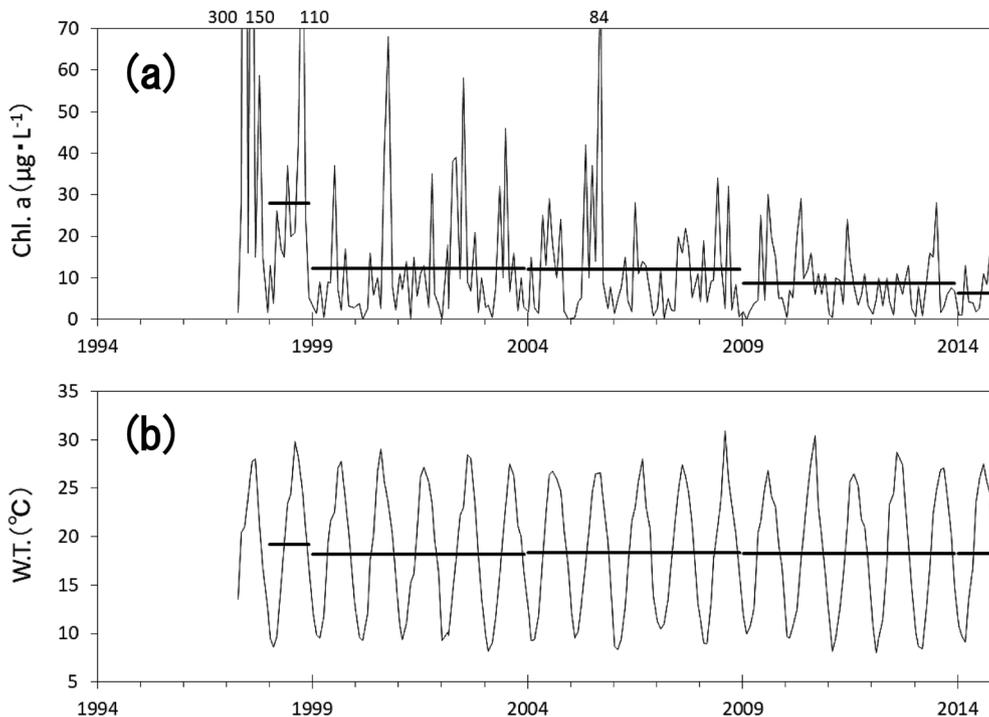


Figure 8. Changes of (a) concentration of chlorophyll a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), (b) water temperature at station N-12 (solid line) and its 5 year interval average (the length of 1st and 5th interval is less than 5 years because of the lack of data).

きた2014年のクロロフィル a を基準とすると、アサリの餌料は2000年代には1.92倍以上、2010年代初期には1.39倍あったと推測された。水温は、最高水温、最低水温および水質総量削減の期間にあわせた平均値も、1999年以降明瞭な変化傾向はなかった。

過去の餌料環境下におけるアサリの成長・生存を推定するため、伊勢湾シミュレーターで計算された2014–2015年の水温条件下で、植物プランクトン量については1.92倍および1.39倍した値を入力したうえで、成貝、稚貝、幼貝のDWの推移を再計算した。

N-12の水温に変化はみられなかったが、国分(2019)は、この30年間で伊勢湾南部の平均水温が約1°C上昇していると報告していることから、水温上昇によるアサリの成

長・生存への影響を把握するため、2014–2015年の植物プランクトン量の条件下で、水温については1°Cおよび2°C下げた値を入力したうえで、成貝、稚貝、幼貝のDWの推移を再計算した。

2.4.2 過去の栄養状態の評価 (II)

1997年から2015年までの公共用水域環境測定点N-12の表層における月1回のクロロフィル a および水温の観測データをそのまま線形補間した日データを算出した。その際、クロロフィル a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)の植物プランクトン量 ($\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$)への換算は、伊勢湾シミュレーターで用いている $\text{C}\cdot\text{Chl. } a^{-1}$ 比 (0.0347)を用いた(田中ほか, 2011)。

2014年6月にみられた軟体部乾重量0.000189 gDWのアサリ稚貝 (Fig. 4のコホートD)の新規加入および10月の

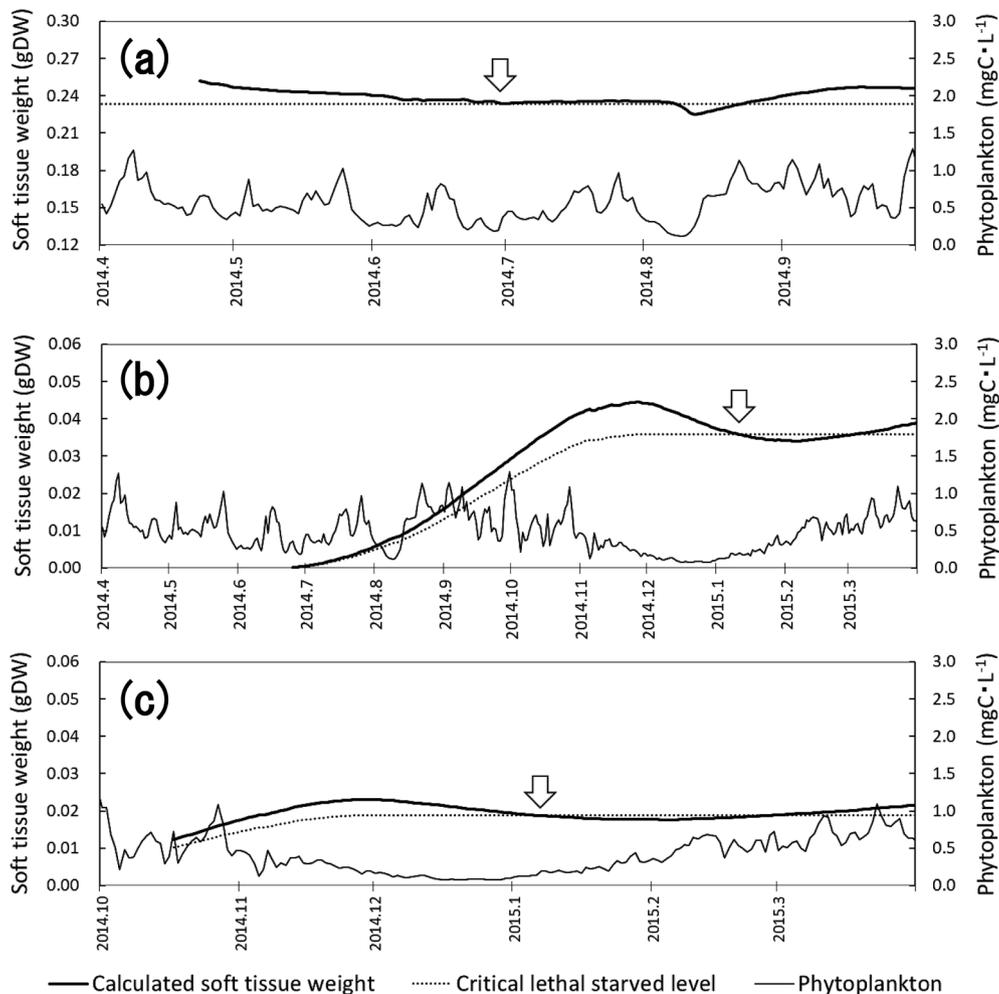


Figure 9. Changes of calculated soft tissue weight (gDW) of Manila clams (bold curve), estimated critical lethal starved level of soft tissue weight (gDW, chain curves), and phytoplankton concentration in the Kosugaya tidal flat (solid line, see Fig. 2). Panel (a)–(b) and (c) corresponds to cohort A (adult clams, see Fig. 4), cohort D (juvenile, see Fig. 4) and young clams transplanted on 17 Oct. 2014 (SL=14.2 mm, DSTW=0.0123 gDW), respectively. Vertical arrows indicate the first date when soft tissue weight (gDW) became lower than the critical lethal starved level.

人為的なアサリ幼貝の放流(推定軟体部乾重量: 0.0123 gDW)が毎年起こったと仮定し, その後のDWの推移を計算した. なお, DWが生存限界乾重量を下回った時点で計算を終了した.

3. 結果

3.1 モデルの検証

Fig. 4で出現したコホートA(2014年4月22日時点で軟体部乾重量0.252 gDW)の成貝について計算したDW(Fig. 9(a))は, 計算開始直後から緩やかな減少傾向を示し, 6月下旬からほぼ横ばいで生存限界乾重量(0.233 gDW)と重なるようになり, Fig. 7でCPUEが大きく減少した変曲点の時期と合っていた. また, Fig. 4で出現したコホートD(2014年6月25日時点で軟体部乾重量0.000189 gDW)の稚貝について計算したDW(Fig. 9(b))は, 計算開始直後から増加傾向を示し, 11月下旬に最大の0.0445 gDWとなった. その後, DWは減少に転じ, 2015年1月11日に生存限界乾重量(0.0359 gDW)を下回った. しかし, その時期は, コホートDが消滅した11月から2ヵ月程遅れる結果となった. さらに, 2014年10月17日に移植放流された平

均殻長14.2 mmの幼貝(推定軟体部乾重量: 0.0123 gDW)について計算したDW(Fig. 9(c))は, 計算開始直後から増加傾向を示し, 11月27日に最大となる0.0231 gDWとなった. その後, DWは減少に転じ, 2015年1月7日に生存限界乾重量(0.0189 gDW)を下回ったことから, 観測で確認された幼貝の死亡時期をほぼ再現することができた.

3.2 モデルの適用による過去の環境評価の結果

3.2.1 過去の栄養状態の評価 (I)

伊勢湾シミュレーターで計算された2014–2015年の水温条件下で, 植物プランクトン量については2000年代の水準である1.92倍および2010年初期の水準の1.39倍した値を入力したうえで, Fig. 9で示した成貝, 稚貝, 幼貝のDWの推移を再計算した結果をFig. 10(a)–(c)に示す.

2000年代および2010年代初期の水準の植物プランクトン量では, 計算されたDWは, すべての生活史段階において生存限界乾重量を上回った. また, 植物プランクトン量が多いほどDWは高くなる傾向を示した.

また, 2014–2015年の植物プランクトン量の条件下で, 水温については1°Cおよび2°C下げて成貝, 稚貝, 幼貝のDWの推移を再計算した結果をFig. 10(d)–(f)に示す.

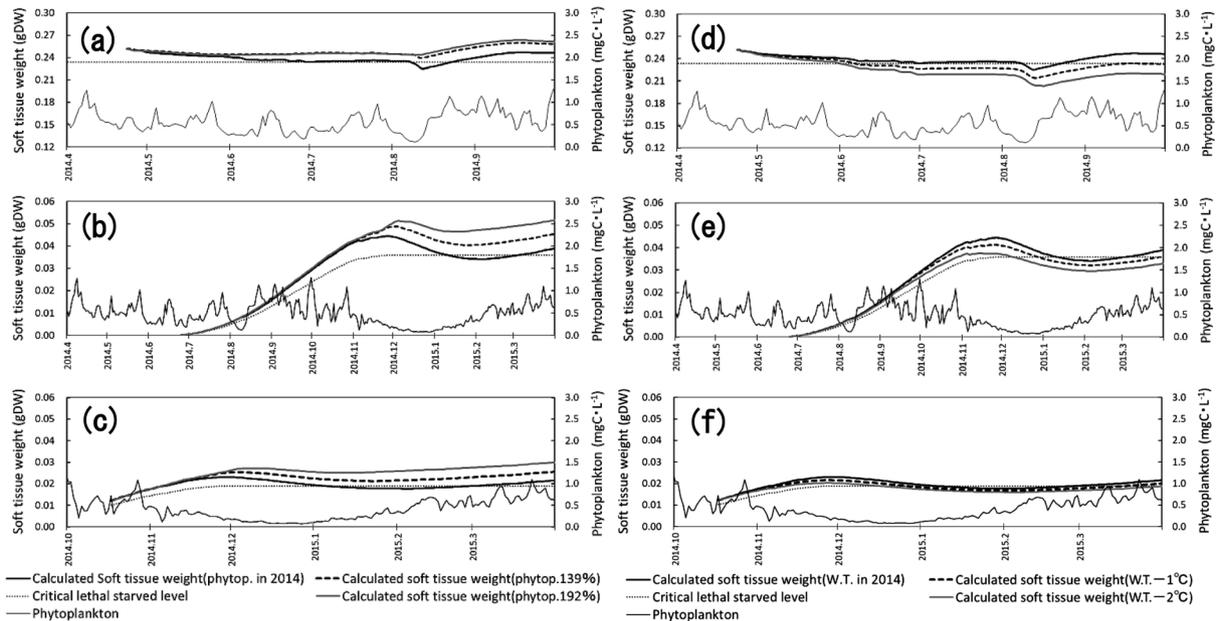


Figure 10. Calculated changes of soft tissue weight (gDW) of Manila clams collected in 2014, which were assumed to be exposed to past conditions of chlorophyll *a* concentrations and sea water temperatures between 1998–2015. Bold curves in all panels indicate soft tissue weight (gDW) in the case of original condition. In panel (a), (b), and (c), dashed and gray curves indicate soft tissue weight in the case of 139 and 192% of observed phytoplankton concentration in 2014, respectively. In panel (d), (e), and (f), dashed and gray curves indicate soft tissue weight (gDW) in the case of 1 and 2°C lower than observed temperature in 2014, respectively. Chain curves in all panels indicate critical lethal starved level of soft tissue weight (gDW). Solid line in all panels shows changes of observed phytoplankton concentration. Panel (a) and (d), panel (b) and (e), and panel (c) and (f) correspond to cohort A (adult clams), cohort C (juvenile), and young clams transplanted on 17 Oct. 2014 (SL 14.2 mm, DSTW 0.0123 gDW), respectively.

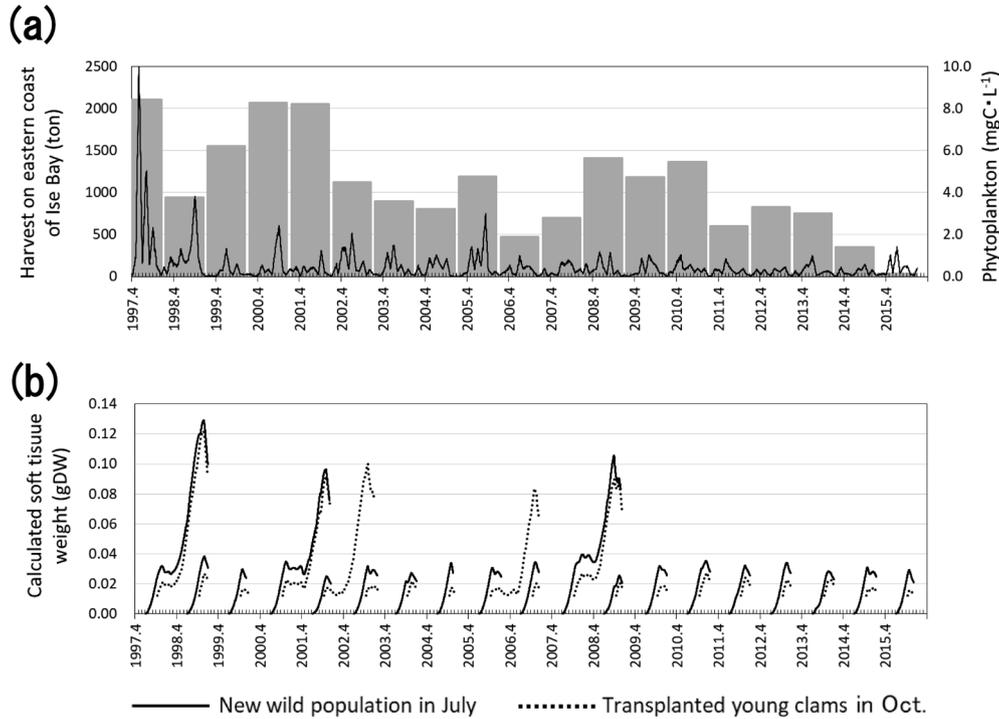


Figure 11. (a) Monthly variation of phytoplankton concentration at station N-12 (solid line, see Fig. 2). Shaded bar shows yearly variation of harvest of Manila clams on the eastern coast of Ise Bay from 1997 to 2015. (b) Changes of calculated soft tissue weight (gDW) of new wild population settling each year in July (solid curves) and that of transplanted young clams each year in Oct. (dotted curves).

国分 (2019) の指摘に基づき 1°C, さらに 2°C 下げた水温では, 計算された DW は, すべての生活史段階において生存限界乾重量を下回り, 水温が低いほど DW は低くなる傾向を示した。

3.2.2 過去の栄養状態の評価 (II)

1997年から2015年までの公共用水域環境測定点N-12の表層における月1回のクロロフィルaの観測データを線形補間した日データの推移をFig. 11(a)に示す。また, それらをモデルに入力して, 過去からのアサリの成長・生存状況の再現を行った結果をFig. 11(b)に示す。なお, Fig. 11(a)には, 伊勢湾東部沿岸域における漁獲量の推移をあわせて示す。

Fig. 11(b) から, 2008年以前は冬季を越えて翌年まで生存することが多かったが, 2009年以降は冬季に生存限界乾重量を下回り, 翌年まで生存できない状況が続いていた。

4. 考察

4.1 モデルの検証

Solidoro et al. (2000) とそれを基とした小沼ほか (2002), 花町ほか (2010) および東ほか (2010, 2011) の従来のモデルは, 生殖腺へのエネルギー配分項がないか, もしくはその詳細が明示されておらず, アサリの成長はそれぞれ再

現されているものの, 餌不足による生理的死亡は表現されていない。

そこで本モデルは, 生殖腺配分項を加え, 現場観測結果から各パラメータを照査するとともにアサリの生存限界乾重量を見だし, さらに変動の大きい植物プランクトン濃度を成長過程に正確に反映させることを目的として詳細な時系列データを用いて DW を計算した。その結果, 2014年の小鈴谷干潟域におけるアサリの減耗について, すべての生活史段階において生理的死亡を再現することができた。成貝 (2014年4月22日における軟体部乾重量 0.252 gDW) および幼貝 (2014年10月17日における推定軟体部乾重量 0.0123 gDW) は, その死亡時期も再現することができたが, 稚貝の計算結果では, 死亡は再現されたものの死亡時期は2ヵ月程遅れる傾向にあった。この遅れの原因は明確ではないが, 伊勢湾シミュレーターにおける浅海域の植物プランクトン態炭素量は, 近傍のクロロフィルaの観測値から C·Chl. a⁻¹ 比 (0.0347) を乗じて求めた値と比較すると, 2014年8月から9月の間で高めとなる傾向があることから, これらの期間においては計算上のアサリの餌料量は何らかの理由で実際よりも高く, そのため成長モデルの死亡時期が遅れた可能性が考えられる。

モデルの検証に使用した2014–2015年の時系列データは, 生態系構成要素に濾過摂食者としてアサリが組み込ま

れている伊勢湾シミュレーターにより計算された植物プランクトン濃度であり、アサリの密度効果が反映された濃度となっているが、濾過摂食者が組み込まれていないシミュレーションモデルの計算結果を用いる際には、その再現性も含め留意が必要である。さらに正確な成長モデルの適用には、当該海域における連続観測データが望ましく、かつクロロフィル a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) を炭素量に換算するため、同時にPOCの観測も密に行う必要がある。

また本モデルにおいて、 DW の上限が殻長と軟体部のアロメトリー式(式(9), (10))で標準値に制限されていること、餌料環境にかかわらず生殖腺配分率を飽食条件下の飼育実験から求めた15%という値を一律に用いたことで、 DW が生存限界乾重量に近づきやすくなった可能性は否定できない。これらのモデル設定の影響は、殻と軟体部等、構造組織(structure)と備蓄組織(reserve)を分けたり、生殖腺配分率を餌条件に依存させることができる他のモデル(Hofmann et al., 2006; Flye-Sainte-Marie et al., 2007a, 2007b; Hawkins et al., 2013)等と比較して検討する必要がある。

4.2 モデルの適用による過去の環境評価

本モデルを適用した過去の栄養状態について、二つの方法で評価を行った。伊勢湾シミュレーターで計算された2014–2015年の水温条件下で、植物プランクトン量については2000年代の水準である1.92倍および2010年初期の水準の1.39倍にした値を入力したうえで、成貝、稚貝、幼貝の DW の推移を再計算した結果では、過去の植物プランクトン量では、すべての生活史段階においてアサリは死亡しなかった可能性が示唆された(Fig. 10(a), (b)および(c))。また、近年の水温上昇がアサリの生存に悪影響を与えているという危惧もあるが、水温による影響について2014–2015年の餌料環境下で、 1°C および 2°C 低くした条件を与えた場合は、水温が低いほど DW が低く計算されたことから、すべての生活史段階においてアサリの生存は困難であったと推測された(Fig. 10(d)–(f))。

1997年から2015年までの公共用水域水質測定結果の月1回のクロロフィル a および水温の観測データをそのまま線形補間した日データを入力したモデル結果では、2008年以前は自然発生した稚貝および放流した幼貝ともに冬季を越えて生存することが多かったが、2009年以降は冬季に生存限界乾重量を下回り、翌年まで生存が困難な状況が続いていたと推測された(Fig. 11(b))。

両者の評価結果から、当該海域における近年のアサリの減耗は、植物プランクトン量の低下による生理的死亡の可能性があると考えられた。伊勢湾シミュレーターでは、一次生産者として浮遊系の植物プランクトンのみ組み込まれており、底生微細藻類は組み込まれていない。既往知見(小池ほか, 1992; 沼口, 2001; Yamaguchi et al., 2004)では、河口干潟のアサリは浮遊系の植物プランクトンのほかに底

生微細藻類の巻き上がりも餌料として利用しているとの指摘もあるが、当該海域は前浜干潟であり底生微細藻類の寄与は河口干潟ほど高くないと考えられるが、今後の調査が課題である。また、当該海域は潮間帯であり、現在まで貧酸素化によるへい死はみられていないが、今後、水温上昇によって貧酸素耐性が低下し、死亡につながることも考えられることから、貧酸素化をとまなう海域においては餌料不足と貧酸素耐性の低下による複合的な影響についても留意する必要がある。

伊勢湾東部沿岸域におけるアサリの減耗については、当初、食害生物による捕食および秋季から冬季にかけての波浪による稚貝の散逸等が要因(岡本ほか, 2005, 2006, 2008)として挙げられ、そのような資源にとってマイナスを及ぼす要因を軽減することに主眼が置かれ、食害生物の駆除や敷網・防除網の設置等が行われてきたが資源は回復していない。本モデルによる検討の結果、近年における当該海域のアサリの減耗は、餌料環境の悪化が関与している可能性があることから、アサリのエネルギー収支において同化量を増やす餌料環境の改善が必要であると考えられた。

餌料環境の悪化は、瀬戸内海の漁業生産においても大きな問題となっており、ノリ養殖やカキ養殖のみならず、底生魚介類を対象とする底びき網やイカナゴ*Ammodytes personatus* Girardなどを対象とする船びき網にも影響が出ている可能性が指摘されている(反田, 2015)。また、二枚貝をはじめとした動物群集の減少は、浅海域の水質浄化機能を低下させ、貧酸素水塊の抑制にも悪影響を与えていると推察されている(鈴木, 2017)。

さらには、冬季の生理的死亡による生活史の分断は、再生産に障害を与え、地域個体群を大きく減少させることから、浮遊幼生供給ネットワークの縮小を通して全湾的な資源の減少に及んでいる可能性も推測されるが、今回構築した成長モデルは個体の成長・生存を試算したものであり、産卵量や浮遊幼生期の生残等の個体群動態に関する情報は含まれていない。また、Fig. 11(a)中のクロロフィル a は、月1回の公共用水域データを線形補間して用いたことから、アサリの成長・生存状況を正確には反映していない。したがって、湾全体の資源を考えるには、今後は2010年以降伊勢湾内の3地点で観測されている自動観測ブイデータを用いた試算、さらには伊勢湾シミュレーターにおける過去の再現計算結果を用いた試算を行うとともに、産卵量や浮遊幼生期の生残等を含んだ個体群動態モデルを構築したうえで、より詳細な検討を進めていく必要がある。

謝 辞

本研究に使用した諸データの一部は、国土交通省中部地方整備局による伊勢湾漁業影響調査の一環として得られたものであり、関係者の方々および調査を実施した、いであ・

全国水産技術者協会JV, さらに愛知県漁業協同組合連合会の皆様に深く感謝申し上げます。アサリの性成熟および資源解析に関するご助言をいただいた, 愛知県農林水産部水産課の曾根亮太博士, 一般財団法人 漁港漁場漁村総合研究所の當舎親典氏に感謝致します。

引用文献

- 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.
- 秋山章男 (1988) 第2章3. 底生生物の挙動と食物連鎖. 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究. 農林水産省農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター, **212**, 82-102.
- 青山裕晃・鈴木輝明 (1997) 干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定. 水産海洋研究, **61**, 265-274.
- Bensch, A., C. Bacher, J. P. Baud and J. L. Martin (1992) Modelisation de la croissance de *Ruditapes philippinarum* dans un systeme experimental. Actes Colloq Int., **13**, 71-82.
- Flye-Sainte-Marie, J., F. Jean, C. Paillard, S. Ford, E. Powell, E. Hofmann and J. Klinck (2007a) Ecophysiological dynamic model of individual growth of *Ruditapes philippinarum*. Aquaculture, **266**, 130-143.
- Flye-Sainte-Marie, J., S. Pouvreau, C. Paillard and F. Jean (2007b) Impact of Brown Ring Disease on the energy budget of the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., **349**, 378-389.
- 花町優次・東 博紀・樋渡武彦・水野知巳・村上正吾・木幡邦男 (2010) 成長モデルを用いた伊勢湾伊勢地区におけるアサリ資源量の変動要因の推定. 水工学論文集, **54**, 1603-1608.
- Hawkins, A. J. S., P. L. Pascoe, H. Parry, M. Brinsley, K. D. Black, C. McGonigle, H. Moore, C. R. Newell, N. O'Boyle, T. Ocarroll, B. O'Loan, M. Service, A. C. Smaal, X. L. Zhang and M. Y. Zhu (2013) Shellsim: A generic model of growth and environmental effects validated across contrasting habitats in bivalve shellfish. J. Shellfish Res., **32**, 237-253.
- 東 博紀・花町優次・樋渡武彦・水野知巳・村上正吾・木幡邦男・越川 海・水落元之 (2010) 数値シミュレーションによる伊勢湾のアサリ資源量の減少傾向に関する考察. 水工学論文集, **54**, 1597-1602.
- 東 博紀・越川 海・村上正吾・木幡邦男 (2011) 長期シミュレーションによる1990年代の伊勢湾のアサリ資源量変動に関する考察. 土木学会論文集B2, **67**, 1046-1050.
- Hofmann, E., J. Klinck, J. Kraeuter, E. Powell, R. Grizzle, S. Buckner and V. Bricelj (2006) A population dynamics model of the hard clam, *Mercenaria mercenaria*: development of the age- and length-frequency structure of the population. J. Shellfish Res., **25**, 417-444.
- 磯野良介・喜田 潤・岸田智穂 (1998) アサリの成長と酸素消費速度におよぼす高温の影響. 日本水産学会誌, **64**, 373-376.
- 金網紀久恵・中村義治・上月康則・村上仁士・柴田輝和 (2003) 炭素収支による東京湾アサリ個体群の生物機能評価. 海岸工学論文集, **50**, 1291-1295.
- 喜多村 勇 (1937) アサリの鰓の繊毛運動と温度との関係. 日本水産学会誌, **6**, 154.
- 小池裕子・齋藤 徹・小杉正人・柿野 純 (1992) 東京湾小櫃川河口干潟におけるアサリの食性と貝殻成長. 水産工学, **29**, 105-112.
- 国分秀樹 (2019) 伊勢湾における水質と二枚貝資源の長期変動. 第13回水産海洋地域研究集会 講演要旨集. 水産海洋研究, **83**, 104-107.
- 倉茂英次郎 (1957) アサリの生態研究, 特に環境要素について. 「水産学集成」松本文夫編, 東京大学出版会, 東京, 611-655.
- 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, **74**, 137-143.
- 松本才絵・淡路雅彦・日向野純也・長谷川夏樹・山本敏博・柴田玲奈・秦 安史・櫻井 泉・宮脇 大・平井 玲・程川和宏・羽生和弘・生嶋 登・内川純一・張 成年 (2014) 日本国内6地点におけるアサリの生殖周期. 日本水産学会誌, **80**, 548-560.
- 宮脇 大・田中健二・宮川康輝・横山文彬 (2015) 資源形成機構実証試験 (稚貝移植試験). 平成26年度愛知県水産試験場業務報告, 15-16.
- 文部科学省 (2015) 日本食品標準成分表2015年版 (七訂). 科学技術・学術政策局政策課資源室.
- 永尾謙太郎・田中陽二・中田喜三郎・恩田 充 (2015) 伊勢湾での詳細な観測データに基づく微生物を含めた物質循環解析. 土木学会論文集B2 (海岸工学), **71**, 1411-1416.
- 永尾謙太郎・中村由行 (2017) 伊勢湾における微生物ループの実態把握とそのモデル化. 土木学会論文集B2 (海岸工学), **73**, 1327-1332.
- 永尾謙太郎・中村由行 (2018) 伊勢湾における窒素・リン濃度に対する微生物ループの応答. 土木学会論文集B2 (海岸工学), **74**, 1243-1248.
- Nakamura Y. (2004) Suspension feeding and growth of juvenile Manila clam *Ruditapes philippinarum* reared in the laboratory. Fish. Sci., **70**, 215-222.
- 沼口勝之 (2001) アサリ漁場の餌料環境としてのセジメント. 水産工学, **37**, 209-215.
- 岡本俊治・荒川純平・小澤歳治・柳澤豊重 (2005) 有用貝類生産体系構築調査. 平成16年度愛知県水産試験場業務報告, 21-22.
- 岡本俊治・三宅佳亮・小澤歳治・柳澤豊重 (2006) 有用貝類生産体系構築調査. 平成17年度愛知県水産試験場業務報告, 21-22.
- 岡本俊治・日比野 学・柳澤豊重 (2008) ノリ漁場におけるアサリ資源の増大. 平成19年度愛知県水産試験場業務報告, 17-18.
- 小沼 普・五島勇樹・中村由行 (2002) 成長モデルを用いた東京湾盤洲干潟での二枚貝による懸濁物除去量の推定. 海岸工学論文集, **49**, 1126-1130.
- 大橋昭彦・拓殖朝太郎・山田 智 (2010) アサリによるノリの色落ち原因プランクトン摂餌試験. 平成21年度愛知県水産試験場業務報告, 73.
- Platt, T. and B. Irwin (1973) Caloric content of phytoplankton. Limnol. Oceanogr., **18**, 306-310.
- Sakshaug, E., K. Andresen and D. Kiefer (1989) A steady state description of growth and light absorption in the marine planktonic diatom *Skeletonema costatum*. Limnol. Oceanogr., **34**, 198-205.
- Solidoro, C., R. Pastres, D. Melaku, M. Pellizzato and R. Rossi (2000) Modelling the growth of *Tapes philippinarum* in Northern Adriatic lagoons. Mar. Ecol. Prog. Ser., **199**, 137-148.
- 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— (特集水処理問題の「いま」を考える). 月間下水道, **39**, 22-28.
- 曾根亮太・和久光靖・石田俊郎・宮脇 大・山田 智 (2019) 六条湾におけるアサリ *Ruditapes philippinarum* の秋季減耗要因について. 水産海洋研究, **83**, 252-259.
- 鈴木輝明 (2017) 沿岸環境の再生・創出と豊かな漁業生産—伊勢・三河湾を例として—. 海洋と生物, **39**, 554-563.
- 鈴木輝明 (2018) 浚渫砂を利用した大規模干潟・浅場造成と今後の栄養塩管理の必要性—三河湾を例として—. 水環境学会誌, **41**, 256-261.
- 田中陽二・中村由行・鈴木高二朗・井上徹教・西村洋子 (2011) 微生物ループを考慮した浮遊生態系モデルの構築. 港湾空港技

- 術研究所報告, **50**, 3–68.
- 反田 實 (2015) 第4章 瀬戸内海東部の貧栄養化と漁業生産. 「海と湖の貧栄養化問題水清ければ魚棲まず」山本民次, 花里孝幸編, 地人書館, 東京, 91–128.
- 鳥羽光晴・夏目 洋・山川 紘 (1993) 東京湾船橋地先におけるアサリの生殖周期. 日本水産学会誌, **59**, 15–22.
- 鳥羽光晴・深山義文 (1994) 飼育アサリのサイズと成熟, 産卵の関係. 日本水産学会誌, **60**, 173–178.
- 辻 秀二・宗清正廣・井谷匡志・道家章生 (1994) 舞鶴湾のアサリの生殖周期. 京都府立海洋センター研究報告, **17**, 1–9.
- Yamaguchi H., H. Tsutsumi, M. Tsukuda, S. Nagata, C. Kimura, M. Yoshioka, S. Shibamura and S. Montani (2004) Utilization of photosynthetically produced organic particles by dense patches of suspension feeding bivalves on the sand flat of Midori River Estuary, Kyushu, Japan. *Benthos Res.*, **59**, 67–77.
- 山川 卓 (2001) 1. Delury法 (Leslie法・除去法). 平成12年度資源評価体制確立推進事業報告書—資源解析手法教科書— (社団法人日本水産資源保護協会編), 社団法人日本水産資源保護協会, 73–90.
- 山室真澄 (1992) 懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点. 日本ベントス学会誌, **42**, 29–38.