二枚貝漁場における問題点と
環境改善技術

二枚貝漁場における問題点と環境改善技術

1. アサリの生息環境における問題点と環境改善技術

1.1 アサリの漁獲量の推移

昭和 50 年から平成 23 年の全国のアサリの漁獲量、並びに有明海に面する福岡県、佐賀県、長崎県、および熊本県のアサリ漁獲量の推移を図 1-1 に示す。全国のアサリ漁獲量は、昭和 50 年代に約 16 万トンのピークを記録した後、昭和 60 年以降は減少し、平成 20 年以降には 3 万トン前後となった。この減少の要因としては、埋め立てや干拓を含む海岸工事、河川改修、水質汚濁などによるアサリ生息地の喪失、さらには底質の泥化、貧酸素化、赤潮の発生など、アサリ生息環境の悪化があげられる[1)]。

有明海は日本有数のアサリ産地であるが、その大部分は福岡県と熊本県におけるものである。福岡県では昭和 58 年に約 6 万 2 千トンの漁獲を記録した後、翌昭和 59 年には約 1 万 2 千トンまで減少し、それ以降は数千トンの水準で推移している。同様に、熊本県では昭和 52 年の約 6 万 6 千トンをピークにアサリの漁獲量は減少し、平成 3 年までには約 2 千トンまで低下した。ここ 30 年間の両県におけるアサリ漁獲量の減少は顕著といえる。

昭和 50 年から平成 22 年の熊本県の緑川河口域におけるアサリの漁獲量の推移を見ると(図 1-2)[2)]、昭和 50 年代、そこでのアサリの漁獲量は 4 万トン近くにも及び、熊本県の全漁獲量の 8 割弱を占めていたことが分かる。この時期の全国のアサリの漁獲量は 14 万トン前後であることから、この当時の熊本県、特に緑川河口域は、我が国随一のアサリ産地であったことが分かる。しかし、緑川河口域での漁獲量は昭和 52 年の 4 万 2 千トンをピークに減少を続け、平成 9 年には 4 トンまで低下した。以降、徹底した資源管理と覆砂事業の効果によりやや回復したが、平成 21 年度および 22 年度は千トンを下回った。有明海最大の漁場においてもアサリ漁獲量の減少は懸案となっている。

上述のような有明海におけるアサリ漁獲量減少の要因として、有明海・八代海総合調査評価委員会は、底質環境の変化やナルトビエイによる食害などを指摘しており[3)]、現在、その対策が求められている。

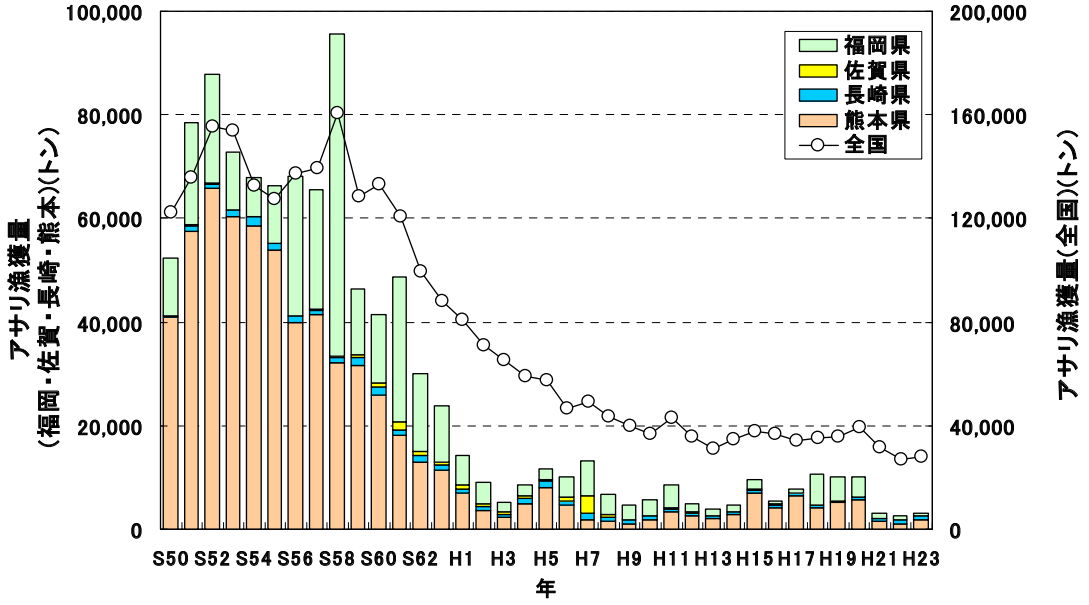

図 1-1　福岡県、佐賀県、長崎県および熊本県のアサリ漁獲量の推移

出典：
※平成 17 年まで　農林水産省　統計情報　海面漁業魚種別漁獲量累年統計（都道府県別）
※平成 18 から 21 年　農林水産省　統計情報　年次別　養殖業生産統計年報
※平成 22 年　九州農政局　統計情報　平成 22 年九州の海面漁業・養殖業生産統計（確定値）
※平成 23 年　九州農政局　統計情報　平成 23 年九州の海面漁業・養殖業生産統計（概数）

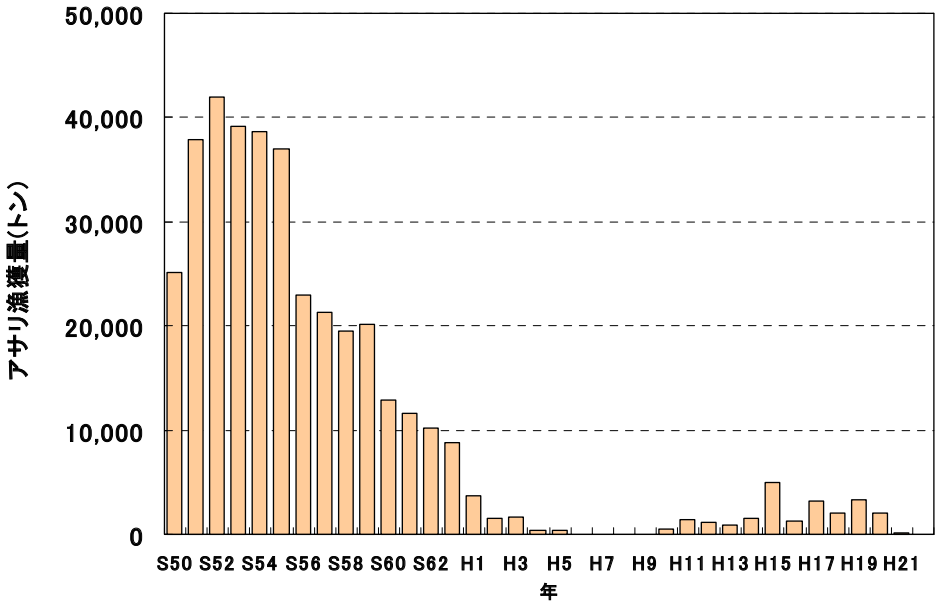

図 1-2　熊本県 緑川河口域におけるアサリ漁獲量の推移 [2)]

※平成 16 年以降は、熊本県水産研究センターからの資料提供による

1.2 アサリの生活史と減少要因

1.2.1 アサリの生活史

アサリ(*Ruditapes philippinarum*)は、軟体動物門 二枚貝綱 マルスダレガイ目 マルスダレガイ科に属する小型の二枚貝であり、水産有用種として知られる。

アサリの生活史を図 1-3 に示す。産卵は北海道では夏に 1 回最盛を迎えるが、東北以南では春と秋の年 2 回である。有明海におけるアサリの産卵は、4～5 月ごろの春季と、10～11 月ごろの秋季の年 2 回の最盛が見られる[4)]。

アサリの受精卵の大きさは直径 60～70μm である。水温が 20℃の条件では、受精約 6 時間後に繊毛が生じ、12 時間後にはトロコフォア幼生となり、48 時間後には幼殻が完成し(殻長 100～110μm)、D 状期に入る。D 状期から摂餌を始め、摂餌開始後 3～5 日で殻長が 130～140μm となり、アンボ期に入る。その後、2～4 週間で殻長 180μm のフルグロウン期に入り、殻長が 200～230μm に成長すると、幼生は変態し、着底稚貝となる。稚貝期には足糸を分泌して砂礫等に付着しているが、足糸は成長に伴い退化する[4)]。

受精後、トロコフォア幼生から、変態・着底するまでの浮遊幼生期間は 2～3 週間とされるが、漁獲対象となる殻長 30㎜ 以上になるまでの期間は場所により異なる。東京湾では 2 年で殻長 24～40㎜ 程度に成長するとされ、また、有明海(熊本県)では 1 年で 25㎜、2 年で 36㎜、3 年で 40㎜ とされる[4)]。アサリの寿命は 8～9 年と考えられている[4)]。

アサリの食性については、デトライタス、珪藻類等を摂食するろ過食性であることが知られている。ろ水率は 0.2～2.4L/個体/時間の範囲にあるとされている[4)]。

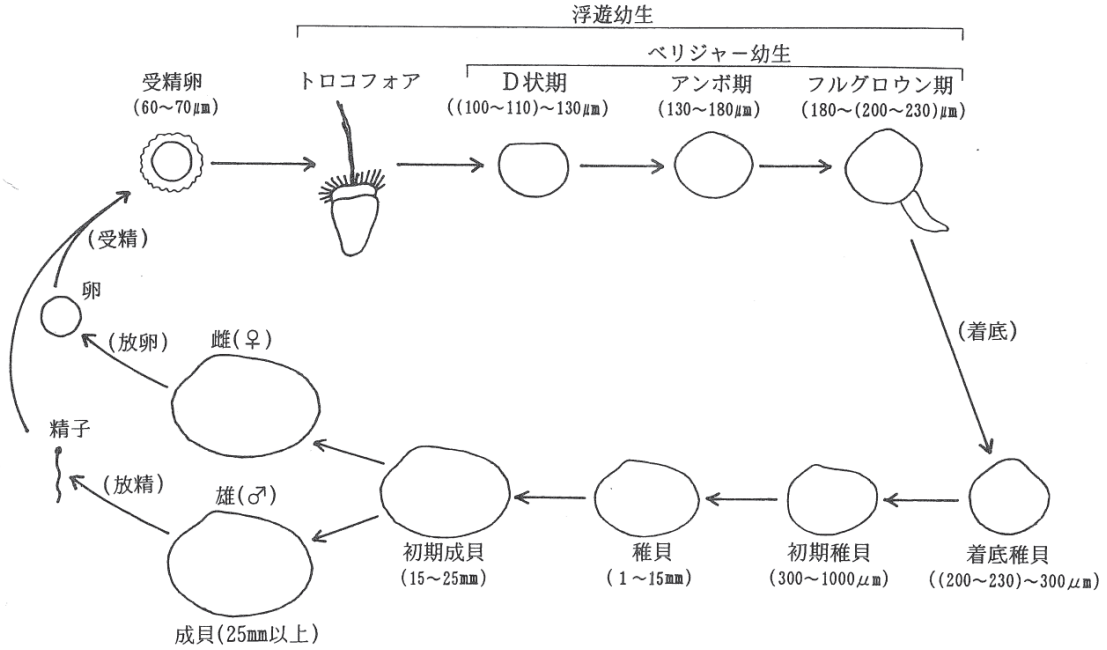

図 1-3　アサリの成育段階と大きさ[4)]

1.2.2 アサリの生態および生息環境との関連・耐性

アサリの生活史を浮遊期、稚貝期、成貝期、および産卵期に区分し、それぞれの生態や特性と、それらと環境との関係などを以下に示す(表 1-1)。

浮遊期

アサリは、水中で受精し、2～3 週間のトロコフォア幼生とベリジャー幼生の浮遊期を経た後、海底に着底する。アサリ稚貝は、海水の流れにより幼生が集積されやすい場所に高密度に発生することが指摘されている[5]。幼生は水温 12～30℃の範囲で正常に発生する[6]。浮遊幼生期の成長速度に関してはいくつかの報告があるが、例えば荒川・黒田(2003)は、浮遊幼生期の殻長成長速度(μm/日)を水温 T の関数として 0.641×T－7.45 という一次式で示し、これから成長速度がゼロとなる水温を 11.6℃と推定している[7]。殻長が 200～230μm になると、幼生は変態し、着底稚貝となるが、着底時の底質粒径については、粒径 1～2mm を至適とした選択性を有する[8]。

稚貝期・成貝期

アサリは、着底後、殻長数 mm の間は海底のごく表面にいるが、成長とともに砂中に深く潜るようになる。成貝になると、殻長の 2 倍程度の深さに潜砂するが、冬季の方が夏季より深く潜砂することも報告されている[4]。一方、稚貝期には水平方向にも移動し、波や流れによりその分布パターンが変わる[9]。アサリの成長は場所により異なるが、有明海の熊本県菊池川河口域では 1 年で殻長 25mm になることが報告されている[10]。

稚貝期は高水温への耐性が低く、40℃では 1 時間、35～36℃では 15 時間で全滅したことが報告されている[11]。加えて、稚貝期は塩分への耐性も低く、殻長 0.3mm の個体は淡水に 6 時間さらされると全滅したとの報告もある[11]。成貝期と比べ稚貝期の方が高水温や低塩分への耐性が低く、河川からの出水の影響を受けやすい内湾では、低塩分により稚貝の生残率が下がると考えられる。アサリの成長は、水温 20～25℃を至適とし、10～30℃の範囲ならば成長は可能とされている[4]。

溶存酸素濃度(以下、DOと表記)に関する耐性については、0.36mg/L以下では4日間生存したこと[12]、DO飽和度10%以下(水温15℃)では13日程度でへい死が始まることなどが報告されている[13]。貧酸素状態へのアサリの耐性については、水温やアサリの生理状態により異なるとされるが、溶存酸素濃度が1mg/L以下では早ければ2日経過後から影響がみられ、4日以上経過するとへい死が始まると推察されている[4]。

また、へい死を引き起こす有害物質としては硫化水素があげられる。硫化水素は、通常、貧酸素状態において嫌気性細菌による有機物の分解が進行すると発生することが知られている。アサリのその耐性について現場実験で調べた結果、硫化水素 1.0～5.0mg/L の条件では 2 日間で 100%死亡したことが報告されている[12]。

干出時間を左右する地盤高も、アサリの生息に影響を及ぼす主要な要素である。アサリの生息域である潮間帯においては、地盤高が高いほど干出時間が長くなり、摂餌の機会が

少なくなるためと考えられている。一般に、アサリの生息に至適な干出時間は概ね3時間以下とされる[14]。有明海においては、大潮の干潮時に干出時間が5時間以上となる場所では稚貝の生残が悪くなることが指摘されている[15]。

地盤高に加え、生息基盤となる底質もアサリの生息に影響を及ぼす。底質の粒径について様々な知見を総合すると、泥分(粒径0.074㎜以下の粒子)や礫(粒径2㎜以上の粒子)が主成分となっている底質は好ましくないとされている[4]。一方、室内実験により浮泥の堆積によるアサリのへい死が確認されたことから、アサリの生息は底質の細粒分よりも河川の出水によって堆積する土砂・浮泥の影響を受けやすいとの指摘もある[16]。底質のアサリへの影響については、今後さらなる知見の蓄積が望まれる。

波浪などの外力もアサリの生息の制限要因となる。波浪・潮流についてシールズ数により検討した報告では、シールズ数が0.2以上になると地盤の侵食のためにアサリが定着できないことが報告されているほか[17]、砂面低下速度0.06㎜/s以上では地形変化に追随できず砂中から流失するとの報告もある[18]。

産卵期

アサリは殻長約15㎜以上で産卵が可能となる。有明海において、その産卵は春季(4～5月ごろ)と秋季(10～11月ごろ)の年2回最盛が認められる[4]。産卵は20℃前後の水温を至適とする[4]。

表 1-1　アサリの生活史ごとの生態・環境との関係等

生活史	生態情報・特性等	環境との関係・耐性
浮遊期	特性：浮遊生活を 2～3 週間、200μm 前後で変態、成殻を形成して着底[4)] 分布：流れによる幼生の集積[5)]	水温：12～30℃の範囲で正常に発生[6)] 殻長成長速度（μm/日）：0.641×T（水温）－7.45（室内実験）[7)] 底質粒径：浮遊幼生の着底の選択性は 1～2mm に至適[8)]
稚貝期	潜砂：殻長数 mm では海底のごく表面にいるが成長とともに砂中に深く潜砂[4)] 食性：ろ過食性[4)] 移動：波・流れにより分散し、分布パターンが変化[9)]	水温：稚貝期は高水温の耐性が低く 40℃では 1 時間で全滅、35～36℃では 15 時間で全滅[11)] 最適水温帯は 20～25℃、10～30℃内で成長可能[4)] 塩分：稚貝期は低塩分の耐性が低く殻長 0.3mm の個体では淡水で 6 時間で全滅[11)] 淡水では 3～4 日でへい死が発生、塩分 15（水温 15℃）では潜砂不能[4)] 溶存酸素濃度（DO）：0.36mg/L 以下では 4 日間生存[12)]、DO 飽和度 10%以下（水温 15℃）では 13 日程度でへい死が発生[13)] 硫化水素：1～5mg/L では 2 日間で 100%死亡[12)] 地盤高：概ね 3 時間以下が適切[14)]、<u>大潮の干潮時に 5 時間以上干出する場所では稚貝の生残が悪化</u>[15)] 底質粒径：生息に適した粒径 0.074mm～2mm[4)] 泥分の被覆：殻長の 2～3 倍で 100%死亡[16)] 波浪：シールズ数が 0.2 以上になると侵食のために定着不能[17)] 砂面低下速度 0.06mm/s 以上では地形変化に追随できず砂中から流失[18)]
成貝期	成長：<u>1 年程度で殻長 25mm に成長</u>[10)] 潜砂：殻長の約 2 倍の深さに潜砂[4)] 食性：ろ過食性[4)]	
産卵期	生態：殻長約 15mm 以上で産卵が可能[4)] <u>産卵期：春季（4～5 月ごろ）と秋季（10～11 月ごろ）の年 2 回ピーク</u>[4)]	水温：産卵の適水温 20℃前後[4)]

※下線は有明海での情報

1.2.3 アサリの生活史と減少要因

前項ではアサリの生活史ごとの性質や環境への耐性を述べた。ここではアサリの生活史(浮遊期、稚貝期、および成貝期)にみられる様々な減少要因について述べる(図 1-4)。

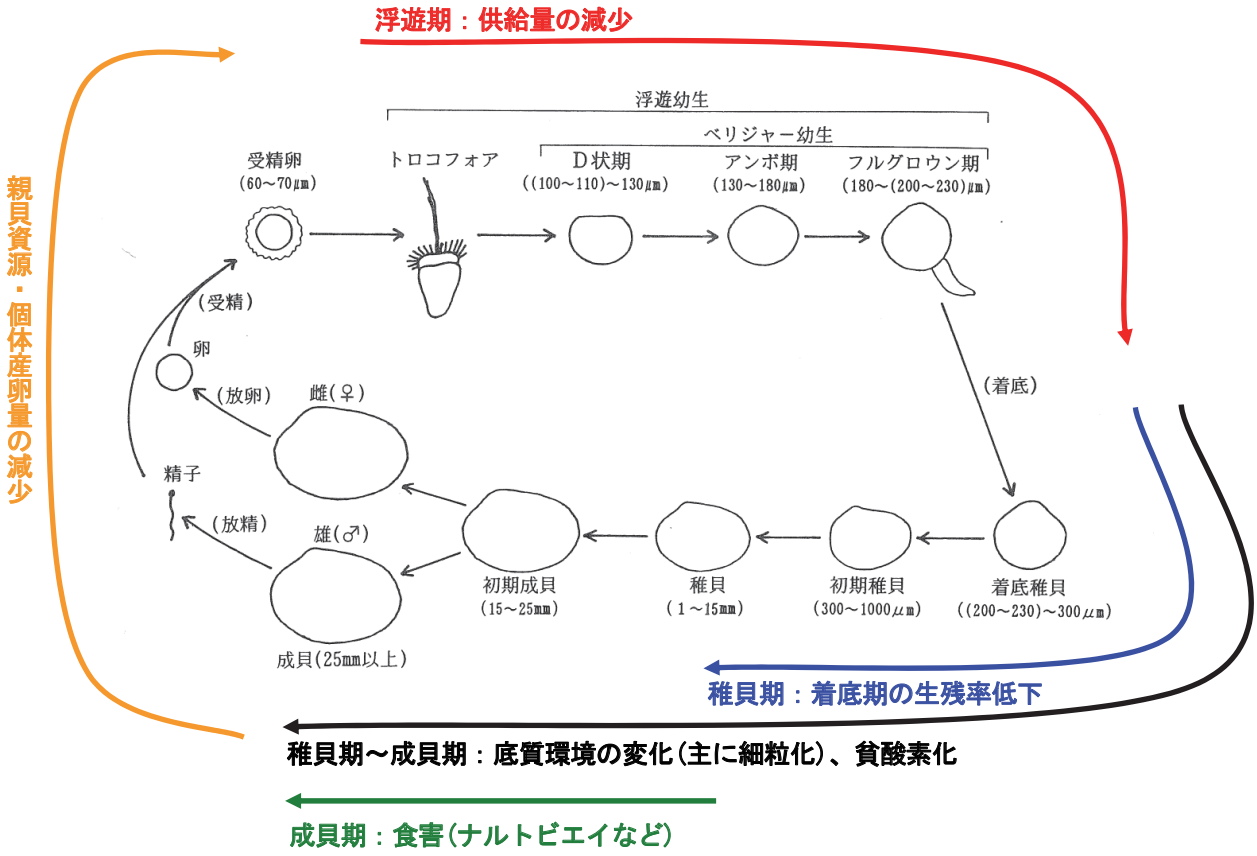

図 1-4　アサリの生活史にみられる様々な減少要因 [4)を改変]

浮遊期

石井、関口(2002)は、熊本県の滑石(菊池川河口)や川口(緑川河口)での調査の結果から、アサリ資源の規模は、基本的にはそこに供給される浮遊幼生の量により決定され、この浮遊幼生の量の多寡は、流動による幼生の滞留機構が関与していることを指摘している [19)]。また、当然のことながら、浮遊幼生の供給源である親貝そのものの減少も無視することはできない。

稚貝期

稚貝期においては、着底期の生残率の低下が指摘されている。堤ら(2002)は、干潟の自然砂域に殻長が 5mm 以下の死亡稚貝が多く発見されることから、自然干潟域へのアサリの着底は起こるものの成長には至らないとしつつ、覆砂域ではそのような初期減耗は少ない

ことを報告している[20]。実際に、熊本県緑川河口干潟上の覆砂域での調査結果からも生残率の向上が認められたことは[21]、覆砂によるアサリ着底効果(生残率)の向上[20]を示すものである。

覆砂がアサリ着底効果を持つ理由として「粒径の改善」、「着底基質の供給」、および「覆砂による(微妙な)地形の変化(凸凹が効く)」などがあげられるが、その効果および科学的なメカニズムについては不明な点が多い。覆砂をアサリ資源の回復につなげるためには、そのメカニズムに関するさらなる解明が望まれる。

稚貝期～成貝期(共通)

アサリの生息環境全体をとおして、稚貝期から成貝期にかけて共通した減少要因として考えられるのは、底質環境の変化、主として細粒化であることが有明海・八代海総合調査評価委員会において指摘されている[3]。同様に、漁業者からも浮泥の堆積などの細粒化を問題とする話が聞かれる。底質の細粒化を促す一つの原因として、河川からの粗粒砂の流入減少が考えられている。このほか、河川の出水による浮泥の堆積も細粒化につながる。実際に、福岡県や熊本県では、アサリを中心とした二枚貝類の出水によるへい死に関する報告がある[22,23]。このような底質環境の変化は、稚貝期から成貝期をとおして、着底の阻害を始めとする悪影響を与える。これらの対策として講じられる覆砂は、細粒化した底質をアサリの着底と成育に適した底質粒径に改善することから、有効な漁場造成法といえる。

アサリのへい死を招く要因に海水の貧酸素化がある。有明海の長崎県小長井では、貧酸素水塊が原因と考えられるアサリのへい死が報告されている[24]。加えて、平成 12 年の夏季には、有明海東北部の漁場でタイラギのへい死が発生し、アサリと同様に、貧酸素水塊に起因することが指摘されている[25]。有明海以外でも千葉県東京湾奥部、愛知県三河湾などで貧酸素水塊によるアサリのへい死が報告されている[26,27]。このように、閉鎖性水域に多く認められる海水の貧酸素化は、アサリだけでなくその生態系全体に悪影響を及ぼすことから、有明海のみならず、その対策は極めて重要である。

冬季の波浪もアサリ資源減少の大きな要因となりうる[28]。冬季の水温低下や餌料の不足に加え、波浪による露出によってグリコーゲン含量が減少し、これにより活力が低下して再び潜砂ができなくなり、その結果、へい死につながるからである[29,30]。

成貝期

前述したように、親貝の減少もアサリ資源の減少につながりうる。これまでの報告によれば、特定の地先において、前年の春季発生群が 1 歳となる春から秋までの間にその 98%が漁獲されたという推定もある[23]。このような事態に対応するため、近年、全国各地で自治体と漁業者が一体となって、各種の資源回復計画を策定、実施している。熊本県は平成 17 年に「アサリ資源回復計画」を策定し、漁業者との連携の中で、漁獲サイズや漁獲量の制限を設け、アサリの資源回復に取り組んでいる。浮遊幼生の供給量の低下を防ぐには、このような親貝の資源管理が必要となる。

このほか、成貝期のアサリの減少要因として食害があげられる[3)]。特に、有明海では、ナルトビエイによる食害が深刻な問題となっている[23)]。また、アサリの食害生物としては、ナルトビエイ、ツメタガイ類、キセワタガイ(主に稚貝が捕食される)、イシガニやガザミなどのほか、クルマエビやシャコ類もあげられ、さらにはカモ(鳥類)による捕食の報告もある[4)]。

アサリの減少に関する他の注目すべき点は、ここ数年の熊本県の調査により、秋季の浮遊幼生の発生量の低下と、同時期にアサリの身入り(肥満度)の低下が確認されていることである。熊本県はこの要因のひとつとして成貝期の餌料環境をあげ、両者の因果関係の解明や餌料環境改善などの調査研究に着手している[31)]。

1.3 アサリ漁場の問題点と対応策

1.3.1 有明海アサリ漁場の環境特性

(1) 地先ごとのアサリ漁場の環境特性・問題点

有明海における主要なアサリ漁場としては、福岡県では有明海沿岸の干潟域、佐賀県では主に筑後川河口付近、長崎県では諫早湾から島原半島、さらに熊本県では荒尾や、白川、菊池川、緑川の河口干潟が知られている。その中で生産量が最も大きいのは、熊本県の緑川河口に位置する干潟である。

有明海漁場造成技術開発事業では、上述のいくつかの漁場周辺において、アサリ漁場造成に関する技術開発を行ってきた[32)]。これらの漁場の中から、同事業の実証実験を行った各地先の環境特性や底質などを表 1-2 に示すとともに、以下にその特性を詳述する。

表 1-2　アサリ漁場の環境特性

地先名	環境特性	干潟種類	主要河川名	底質	地盤高 D.L. (m)
大牟田(福岡県)	浮泥が堆積しやすい	河口干潟	堂面川 諏訪川	泥質	+0.9～+1.3 -0.4～±0
大和高田(福岡県)	浮泥が堆積しやすい	河口干潟	矢部川	泥質	+1.2～+1.3
柳川(福岡県)	浮泥が堆積しやすい 地盤高が高い	河口干潟	沖端川 筑後川	泥質	+2.0～+2.2
多比良(長崎県)	波浪の影響を強く受ける	前浜干潟	なし	礫まじり	+1.3～+1.6
小長井(長崎県)	貧酸素水塊の襲来	前浜干潟	なし	砂質	+0.5～+1.5
長浜(熊本県)	波浪の影響を受ける	河口干潟	緑川	砂質	-0.2～±0
川口(熊本県)	河川、波浪の影響を受ける	河口干潟	緑川	砂質	-0.2～+0.2
大浜(熊本県)	菊池川河口前面(出水影響)	河口干潟	菊池川	砂質	-0.5～+1.8

福岡県干潟縁辺部(大牟田、大和高田、柳川)

福岡県の干潟域は有明海の湾奥東部に位置する。福岡県有明海沿岸の主要なアサリ漁場の地盤高は、D.L.±0m 前後であるが、河口付近の漁場の地盤高では D.L.+0.9～+2.2m と、やや高いところもある。地盤高が D.L.+2m 以上となる場所では、大潮期の干出時間は 5 時間半程度となり、稚貝の生残が低下する可能性がある[14]。さらに、河口に近い漁場は、出水に伴う土砂・浮泥堆積や、干潟上を覆う浮泥層厚の変化が著しく、アサリの生息には厳しい環境といえる[32]。

多比良地先

多比良地先は、背後に雲仙岳をひかえる島原半島の長崎県雲仙市に位置する。底質は礫まじりの砂質である。地盤高はアサリ漁場としてはやや高く D.L.+1.3～+1.6m で、干出時間は最大で 4 時間程度となること、また、冬季の波浪が強いことが特徴である。この地先は、背後に大きな河川が無く、干潟上への陸域からの土砂の供給も少ないことから、浮泥はほとんど堆積しない[32]。これまで講じられてきた波浪対策としては、石囲いによるアサリ漁場の造成があるが、これにより覆砂材の流出を防ぐのは難しい海域である。

図 1-5　福岡県干潟縁辺部および長崎県多比良地先

小長井地先

長崎県小長井地先は、諫早湾奥から湾口の北側沿岸部に位置する。ここでは昭和 50 年代より泥分の多い前浜干潟に客土覆砂を行い、アサリ養殖が営まれてきた。近年、夏季小潮期に漁場の沖で発生した貧酸素水塊がたびたび襲来し、アサリのへい死が発生しており、その生産は不安定である。貧酸素水塊が襲来する条件は、シャットネラ赤潮の発生後で、風が弱く、日間の潮位差が小さい小潮期と考えられている[32]。

長浜地先

熊本県宇土市長浜地先は緑川河口に位置し、同地先における干潟の底質は砂質である。平成 13 年にアサリ漁場造成のための覆砂が行われ、その覆砂域では現在もアサリ漁が行われている。したがって、覆砂漁場の造成によりアサリの生産力向上の効果が発揮されやす

い環境といえる。一方、北方向に海が開けているため、冬季には波浪の影響を受けやすく、着底したアサリが流出してしまうことも指摘されている[32]。

川口地先

熊本県川口地先は緑川河口の前面に位置し、前述の長浜地先に隣接する。緑川河口干潟域は、熊本県における最大のアサリ生産地であり、有明海全体から見てもアサリの主要な生産地と言える。長浜地先と同様、覆砂によるアサリ漁場造成が行われている。本地先も北方向から北西方向に海が開けているため、冬季には波浪の影響を受けやすい[32]。

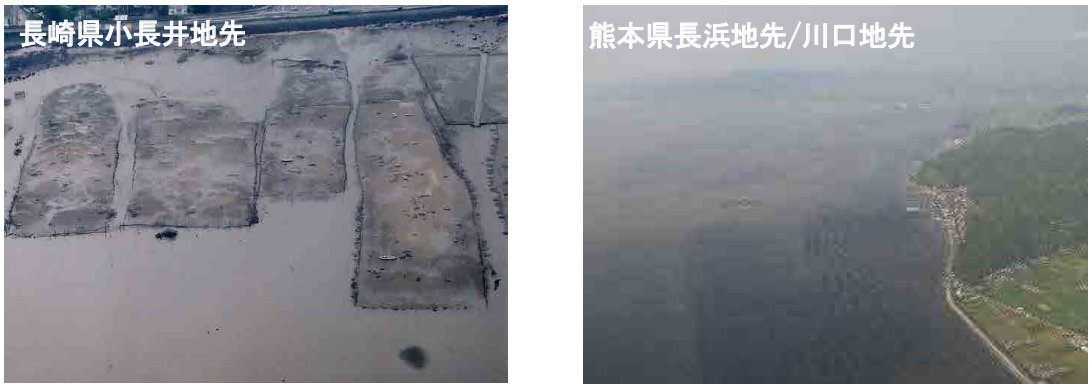

図 1-6　長崎県小長井地先および熊本県長浜/川口地先

大浜地先

熊本県玉名市の大浜地先は、菊池川の河口前面に位置する。一部に細粒分が多い場所もあるが、大部分の底質は砂質である。同地先は菊池川の前面にあるため、梅雨や台風などによる大量出水に起因するアサリのへい死が起こりやすい[23]。最近では、平成 18 年 7 月の大量出水により、干潟上に土砂・浮泥が堆積し、アサリがへい死した[32]。また、平成 24 年の「平成 24 年 7 月九州北部豪雨」でも土砂堆積が起こった。

図 1-7　熊本県大浜地先

(2) 底質環境等の比較

アサリの稚貝期と成貝期に共通する減少要因に底質環境の変化がある。各地先の底質環境を比較するため、大牟田(福岡県)、多比良(長崎県)、大浜(熊本県)、および長浜(熊本県)について、平成 17 年度有明海環境改善技術開発事業[33]で得た原地盤の底質の中央粒径、細粒分、強熱減量、および地盤高を表 1-3 にまとめた。

多比良は、背後に大きな河川がなく、波浪の影響を強く受けるため、他の地先と比べて、底質の中央粒径が大きく、細粒分が少ない。また、長浜は、同じ熊本県の大浜と比べても底質の粒径がやや小さい傾向がある。一方、大牟田は地盤高が高いことに加え、浮泥が溜まりやすいことから、底質の中央粒径が小さく、細粒分もやや多い。

これらの結果は、有明海においても場所により底質環境が異なり、アサリの生息環境も異なることを示している。漁場造成を進める場合には、このような環境特性を把握し、適切な環境改善技術、または漁場造成技術を適用することが必要となる。

表 1-3　大牟田、多比良地先等における中央粒径等の底質と地盤高[33]

項目 / 地先名	中央粒径(mm)	細粒分(%)	強熱減量(%)	地盤高(D.L.)(m)
大牟田	0.051～0.55	11.1～58.8	2.9～11.2	+0.9～+1.3
多比良	0.24～1.97	7.6～15.2	3.1～3.3	+1.3～+1.6
大浜	0.36～0.54	5.6～21.8	1.6～3.9	-0.5～+1.8
長浜	0.18～0.20	7.4～9.6	2.1～2.5	-0.2～±0.0

(3) アサリの生息環境の評価方法について

アサリの漁場環境の改善を進める際には、現在の漁場環境を評価したうえで、改善すべき要素を抽出するといった手順が求められる。ここでは、有明海漁場造成技術開発事業[32]で得たデータを用い、アサリの生息環境に関して評価した事例を示す。

(a) 底質とアサリの関係

底質は、アサリの生息に関わる主要な環境条件のひとつである。底質の中でアサリの生息を左右する要素として細粒分と中央粒径を、また、アサリの餌料環境の指標として強熱減量を、さらに有機物汚濁の指標として化学的酸素要求量(COD)を選択し、それぞれの項目とアサリの個体数との関係を調べた。アサリの個体数は、大牟田、多比良、長浜、および大浜の 4 つの地先ごとに適性指数(SI)※に変換して示した。この 4 つの地先を重ね合わせて示したのが図 1-8 である。同図にはSI 曲線を加えた。

細粒分とアサリの適性指数との関係をみると、細粒分 20%以下で適性指数は 1 を示す一方、70%を超えると適性指数はゼロを示した。中央粒径については、概ね 0.3～0.7㎜の間で適性指数 1 を示した。強熱減量については、1～6%で適性指数は 1 を示し、さらに COD は 10mg/g(乾泥)を超えると適性指数が低下する傾向が認められた。

これらの結果から、細粒分が 20%を超える場合や、COD が 10mg/g を超える場合では、それらの項目を対象として底質の改善を行うことが必要と判断される。例えば、図 1-8 の中で示した細粒分と SI との関係からは、大牟田地先や大浜地先においては、細粒分の低減の必要性が示唆される。

底質のほかにも、干出時間や含水率を左右する地盤高(標高)、および流れや波浪などの外力に関しても同様の検討が望まれる。底質などの環境条件と適性指数との関係を調べることにより、現状のアサリの漁場環境の問題点を抽出し、どのような改善方法を適用するかを決めていくことができる。

なお、「干潟生産力改善のためのガイドライン」[34]の「4 章 干潟及び二枚貝状態診断指針」には、「干潟環境からみた干潟生産力診断チャート」と「二枚貝からみた干潟生産力診断チャート」として、アサリ生息の阻害要因とその対策について詳しく述べられているので参照していただきたい。

※ 適性指数(SI)については巻末の用語集を参照

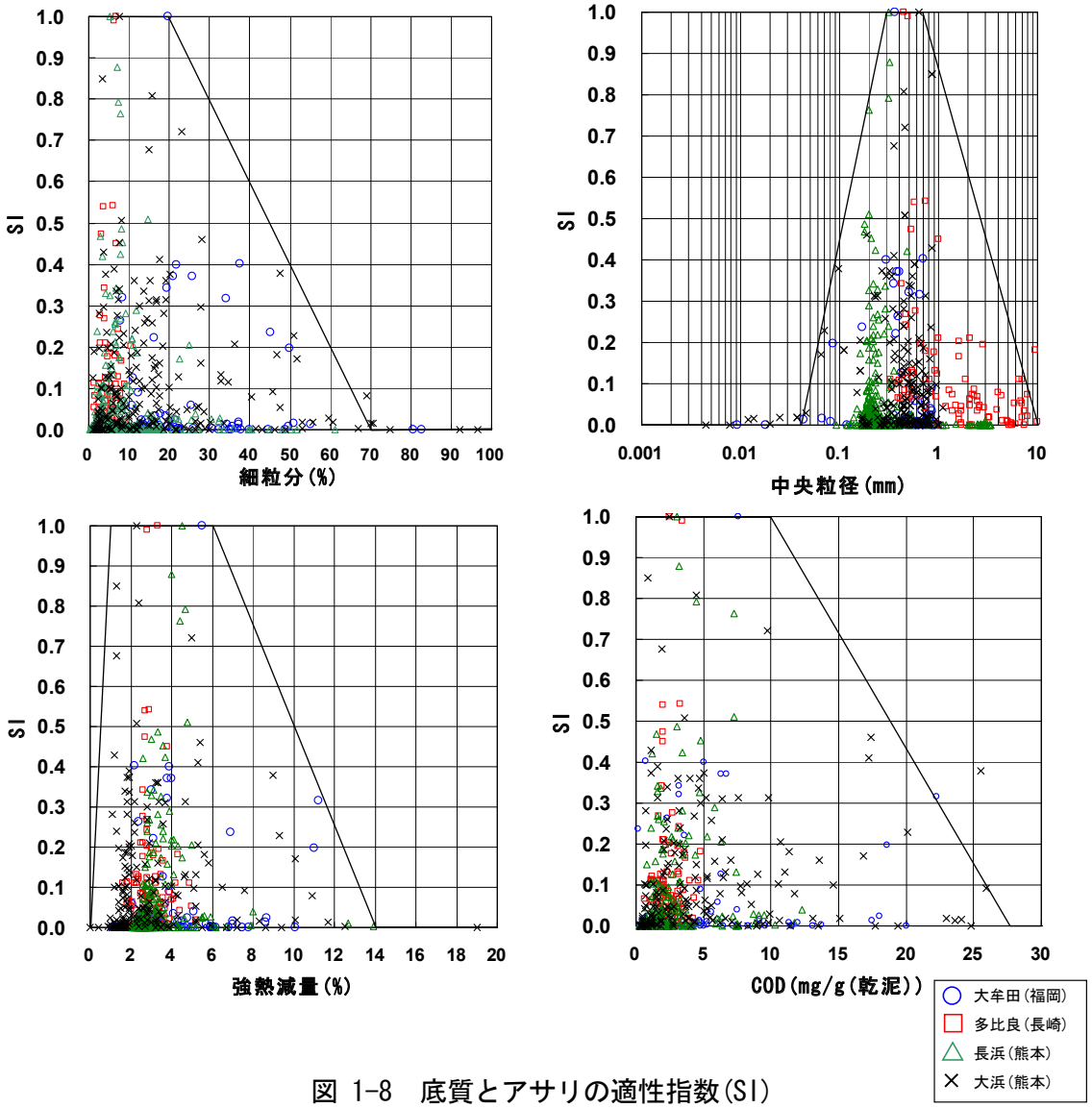

図 1-8　底質とアサリの適性指数(SI)

(b) 波や流れの影響(底質や稚貝の移動に関する評価)について

前項では、底質とアサリとの関係からみた漁場環境の評価について述べたが、流れや波浪等の外力からの評価も必要である。そのような外力に関する指標としては、シールズ数が用いられることが多い。シールズ数の計算方法は、「増殖場造成指針 ヒラメ・アサリ編 平成 8 年度版」[4]などに示されている。表 1-1 にまとめたように、シールズ数が 0.2 を超えるような環境では、底質の移動(侵食)が生じアサリは定着できない[17]。特に、アサリ稚貝が特定の場所に定着することは、その場の生産力維持には必須である。したがって、稚貝の定着がアサリの生産力維持の鍵となる環境であれば、稚貝の定着を制限する要因を把握し、対策を立てることが必要となる。

シールズ数は、底質粒子の移動に関わる指標であるが、これとは別に、アサリ稚貝の移動を評価する方法も提案されている[35]。この方法は、波・流れによる摩擦速度、アサリ稚貝の限界摩擦速度、およびアサリ稚貝の沈降速度から、アサリの停止(動かずその場で定着)、

掃流移動、および浮遊移動といった形態を評価するものである。例として、有明海漁場造成技術開発事業[32]にて得たデータを用いた評価を示す(図 1-9)。各図とも、横軸は流れ成分(移流分)によるせん断応力、縦軸は波のせん断応力を示す。赤線は稚貝の移動限界を示し、プロットがこの赤線より外側にある場合には稚貝が動き出すことを意味する。一方、青線は底質の移動限界を示し、プロットがこの青線より外側にある場合には底質が動き出す条件であることを意味する。なお、この解析では流速の観測開始時の底質の中央粒径値を与え、さらに稚貝の大きさは 4mm と仮定した。

浮泥の堆積がみられる福岡県の大牟田地先の解析結果を図 1-9(A)に示す。大牟田地先は、浮泥が堆積するため底質の粒径が小さい傾向にある。この評価方法では、底質粒子によるアサリ稚貝への遮蔽・露出効果が加味されている。したがって、図 1-9(B)に示した多比良地先(長崎)の結果と比べ、稚貝の移動限界が小さく、稚貝が動かされやすいことが示されている。これらから、同地先におけるアサリ漁場環境改善への考え方の一つとして、稚貝の移動限界を大きくすることが示唆される。具体的には、干潟面への被覆網の敷設や、本ガイドラインで取り扱った浮泥を除去する技術の適用が選択肢となる。

冬季の波浪環境が厳しい多比良地先の解析結果を図 1-9(B)に示す。多比良地先では、流れよりも波によるせん断応力が強いことが特徴として示され、ほとんどの状況において稚貝の移動限界を超えていることが分かる。この結果から、多比良地先においては波浪対策や底質の安定化対策が必要であるといえる。具体的には、本ガイドラインで取り扱った砂止潜堤による覆砂材の流出低減技術の適用が選択肢となる。

このように、地先ごとにアサリ稚貝の移動に関する特徴が異なる。それぞれの地先において、アサリの生息環境としての特徴と問題点を踏まえ、適用する漁場造成技術を決める必要がある。

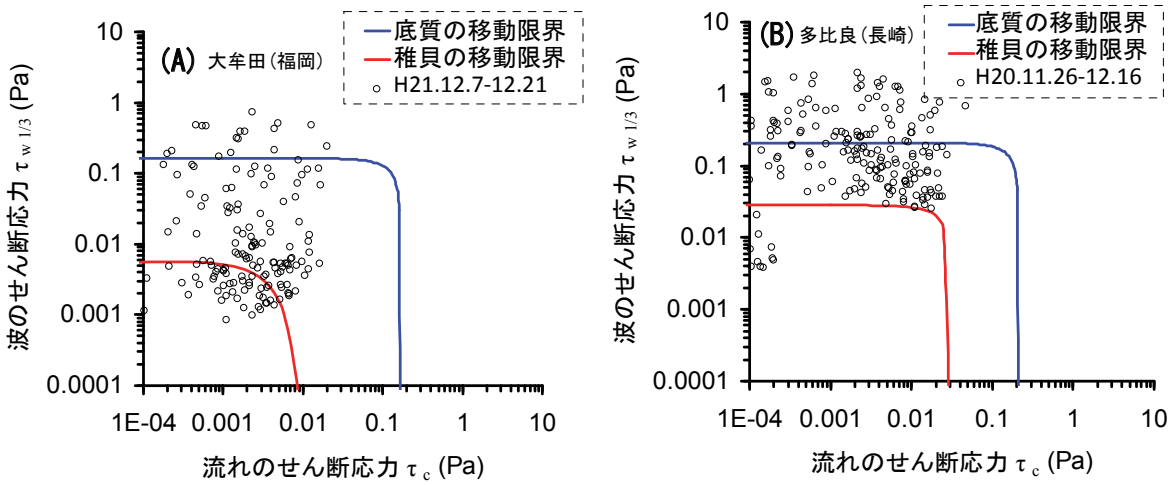

図 1-9　アサリ稚貝および底質の移動評価図

プロットが青い曲線より外側では底質が動き出すことを示し、プロットが赤い曲線より外側ではアサリ稚貝が動き出すことを示す

1.3.2 本ガイドラインに掲載している技術

(1) アサリの減少要因と対策技術

前述したアサリの生活史からみた減少要因とその対応策、ならびに本ガイドラインで提示した技術の位置付けなどを表 1-4 に示す。

浮遊期に当たるアサリ幼生の供給量の減少に対しては、アサリ親貝の資源管理を行う必要がある。そのためには、漁獲制限によるその保護だけでなく、アサリの種苗生産や種苗放流も試みられている[36]。一方、稚貝期では生残率の低下が問題となるが、その対策としては稚貝期の初期減耗の低減をねらいとした稚貝の集積・移植、着底基質の供給、および地盤高の調整などがあげられる。これらの対策により稚貝の集積などを促し、生残率の向上を図ることが期待できる。具体的な技術としては、竹柴や被覆網の敷設、ホタテ貝殻の敷設などが試みられている[34]。

稚貝期と成貝期に共通した問題としては、底質環境の変化、貧酸素化、および波浪などの物理環境に起因する減耗があげられる。底質環境の変化に対しては、底質の改善をねらいとした基質の供給があり、具体例としては覆砂があげられる。前述のように、覆砂には一定のアサリ加入効果が認められており、事業として広く行われている[20,21]。ただし、覆砂に用いられている海砂については、その採取が制限、あるいは禁止される方向にある。このため、アサリの漁場造成においては、海砂の利用量を縮減する覆砂方法や、代替覆砂材の検討が求められる。

底質環境が悪化する要因の一つに、海水流動の停滞、河川出水などによる底質の細粒分の増加、および浮泥の堆積があげられる。この対策として、従来から行われてきた作澪がある。また、作澪以外にも、漁業者自身が実施できる対策として、干潟面への杭の打ち込みや網の敷設による浮泥堆積の抑制対策が試みられている[32]。底質の改善をねらいとして従来からアサリ漁場にて用いられてきた技術に耕耘があげられる。耕耘の効果には、細粒分の低減のほかに、ホトトギスガイなどの競合生物の除去も含まれる。

貧酸素化への対策としては、防除あるいは緩和といったねらいで行われる海水の曝気があげられる。曝気を行うことにより海水中の溶存酸素濃度の上昇を図り、アサリへい死の低減を図る。曝気の他には、貧酸素水塊からの回避をねらいとした地盤高の調整がある。通常、貧酸素化は海底付近で起こり、進行していくことが多い。したがって、地盤を高くすることにより貧酸素水塊への曝露を回避する効果が期待できる。

波浪などの物理環境に起因する減耗に対しては、底質の物理的な安定をねらいとしたその流出抑制が対応策として考えられる。例えば、小規模な構造物を漁場に設置し地盤変動を緩和するといった試みがある。具体的な事例としては、FRP 板を干潟面に設置し環境改善を試みた研究などがある[37]。

成貝期におけるアサリの減少要因の一つに食害がある。食害対策としては、食害生物からのアサリの回避や保護があげられる。食害として影響が大きいものにはナルトビエイがあげられるが、その対策例としては、転石や被覆網で干潟面を覆うことや、支柱柵を干潟面に立てるなどにより、ナルトビエイの漁場への進入を防ぐといったものがある。

(2) 本ガイドラインに示した技術の位置付け

表 1-4 に示したように、アサリの生活史ごとに減少要因が異なり、その対策も多岐にわたることから、本ガイドラインにおいて全ての対策技術を網羅することは難しい。本ガイドラインでは有明海漁場造成技術開発事業における技術開発の成果より、稚貝期および成貝期において共通するアサリの減少要因となる「底質環境の変化」、「貧酸素化」、および「波浪などの物理環境による減耗」の対策技術を示した。

底質環境の変化への対応策としては、底質の改善と基質の供給を目的とする覆砂を取り上げ、その中で効果的な覆砂方法として「帯状覆砂による底質改善・基質供給技術」と、代替覆砂材の技術開発として「砕石による代替覆砂材活用技術」を示した。細粒分と浮泥への対応策としては、それらの低減を図る技術として「作澪によるアサリ漁場環境改善技術」と「杭および網による浮泥堆積抑制技術」を示した。また、貧酸素化への対策としては「微細気泡装置によるアサリ漁場環境改善技術」を示した。さらに波浪などの物理環境に起因するアサリ減耗への対応策としては、底質の安定化を図る「砂止潜堤による覆砂材の流出低減技術」を示した。これら技術の概要を以下に示す。

①帯状覆砂による底質改善・基質供給技術(61 ページに記載)

熊本県有明海の干潟域では、底質改善と基質供給をねらいとして覆砂によるアサリ漁場造成が行われている。通常、覆砂材には海砂が用いられる。しかし、海砂の採取については、「有明海及び八代海の再生に関する基本方針(平成 15 年 2 月)」にて、環境問題発生のおそれから、最小限の採取等に努めるとされており、今後はその利用が難しくなる情勢にある。本技術は、覆砂に用いる海砂の量的縮減を図ることを目指した、覆砂漁場の施工方法に関するものである。その主な効果、適用条件、および実施方法などについては、「漁場環境改善技術導入の手引き」の中で示した。

②砕石による代替覆砂材活用技術(77 ページに記載)

海砂を用いた覆砂による底質環境の改善は、アサリ漁場の造成には一定の効果を示す。しかし、上述のように、今後は海砂の利用が難しくなり、海砂に替わる覆砂材の利用が求められている。本技術は、覆砂材として砕石を用いたアサリの覆砂漁場造成に関するものである。その主な効果、適用条件、および実施方法などについては、「漁場環境改善技術導入の手引き」の中で示した。

③作澪によるアサリ漁場環境改善技術(85 ページに記載)

作澪は、従来から閉鎖性水域の水質環境改善や、砂泥域における底質環境改善をねらいとして行われてきた。ここで取り扱ったのは、砂泥域における底質環境改善技術としての作澪である。本技術の主な効果、アサリ漁場造成において作澪を行う場合の留意点などについては、「漁場環境改善技術導入の手引き」の中で示した。

④杭および網による浮泥堆積抑制技術（121 ページに記載）

河川の影響により干潟上に浮泥が堆積し、それによりアサリがへい死することがある。本技術は、干潟面への杭の打ち込みや網の敷設により、そこでの浮泥の堆積を抑えることをねらいとしている。その主な効果、適用条件、および実施方法などについては、「漁業者による漁場環境改善のための作業マニュアル」の中で示した。

⑤微細気泡装置によるアサリ漁場環境改善技術（141 ページに記載）

貧酸素水塊そのものや、それを起因としてアサリがへい死する現象がみられる。本技術は、アサリ漁場を幕で囲い貧酸素水塊から隔離するのと同時に、微細気泡装置によりアサリ漁場内の海水の溶存酸素濃度を高め、そのへい死を抑制するものである。その主な効果、適用条件、および実施方法などについては、「漁業者による漁場環境改善のための作業マニュアル」の中で示した。

⑥砂止潜堤による覆砂材の流出低減技術（97 ページに記載）

長崎県多比良地先では波浪環境が厳しいため底質が物理的に安定せず、覆砂材や着底したアサリが流出してしまう。本技術は、このような環境において底質を物理的に安定化させ、覆砂材やアサリの流出や減耗を防ぐことによりアサリ漁場を造成するものである。その主な効果、適用条件、実施方法、および維持管理などについては「漁場環境改善技術導入の手引き」の中で示した。

表 1-4　アサリの減少要因と本ガイドライン掲載技術の位置付け

二枚貝	生活史	アサリの減少要因	ねらいと対応策			効果	本ガイドラインに掲載している技術	適用条件	既往事例等
アサリ	浮遊期	供給量の減少	資源管理	親貝の保護、種苗放流など		再生産に寄与する親貝の保護や、種苗を放流することによって、浮遊幼生の供給を高める（再生産力を高める）	―	―	親貝の保護も一部漁協で実施。種苗生産技術はほぼ確立されている [36]
	稚貝期	着底期の生残率低下	減耗の低減	稚貝の集積・移植、基質の供給、地盤高調整など	竹柴や土のう、被覆網の設置や、貝殻などの基質の供給による稚貝の集積	稚貝を集積させることによって生残率の向上を図る	―	―	竹柴や被覆網の敷設、着底基質供給のためのホタテ貝殻などの検討事例あり [34]
	稚貝期 成貝期 共通	底質環境の変化	底質の改善	着底基質の供給	効率的な覆砂 （帯状の覆砂）	従来と同じ砂の量で、より広いアサリの漁場造成を行い、アサリの増産を図る	帯状覆砂による底質改善・基質供給技術（61 ページ）	シールズ数が 0.044～0.20 の範囲（目安）	―
					海砂の代替材として砕石を用いた覆砂	海砂の替わりに砕石を覆砂材として利用することで、海砂利用の縮減を図る	砕石による代替覆砂材活用技術（77 ページ）	海砂覆砂と同様の条件で可	有明海において検討事例あり [32]
				流動の促進	作澪	作澪によって海水の流動が促進され、底質の細粒分が流されることにより、アサリの生息に適した底質に改善される	作澪によるアサリ漁場環境改善技術（85 ページ）	浅海域・干潟域、潮汐流が大	―
				浮泥の堆積抑制	杭の打ち込みや網の敷設（成貝を対象）	杭の打ち込みにより、杭の周囲に流れの乱れが発生すること、また、網の敷設により波により網が干潟面を叩く作用により、浮泥の堆積を抑制することができる	杭および網による浮泥堆積抑制技術（121 ページ）	遊漁者の立ち入らない場所、船舶航行のないところ	―
				耕耘		底質環境が悪化した漁場を耕耘することで底質改善（細粒分の低減、還元層の改善）を図る 競合生物（ホトトギスガイなど）の防除を行う	―	―	有明海漁場造成技術開発事業にて検討 [32]
		貧酸素化 （貧酸素水塊の襲来）	防除・緩和	曝気	防除幕による貧酸素水塊隔離と、微細気泡装置による酸素供給	貧酸素水塊からの隔離と、溶存酸素濃度の上昇により、へい死の軽減を図る	微細気泡装置によるアサリ漁場環境改善技術（141 ページ）	貧酸素が来襲するアサリ養殖場（面積 50m×100m 以内）、小潮期最干時水深 0.5m 以上 ほか	―
			回避	地盤高の調整など	盛土（覆砂、嵩上げ）	地盤を高くすることにより、貧酸素水塊との曝露を回避し、へい死の防止を図る	―	―	―
		波浪などの物理環境に起因する減耗	底質の安定	基質流出の抑制	小規模構造物による覆砂材およびアサリの流出抑制	小規模構造物により、漁場内での覆砂材の捕捉や、底質の安定化（地盤変動の緩和）により、アサリの減耗を抑える	砂止潜堤による覆砂材の流出低減技術（97 ページ）	底質の移動形態が浮遊移動となる範囲（目安）	波の力を抑える構造物の設置など検討事例あり [37]
	成貝期	食害	保護・回避	食害生物からの保護や駆除	転石、被覆網や、支柱柵などの利用	転石や被覆網で干潟面を覆うことや、支柱柵による囲い込み域を作り、食害生物からの保護を図る	―	―	転石や被覆網の利用事例、支柱柵によるアサリの保護域の事例あり [34]

＜文　献＞

1) アサリ資源全国協議会企画会議，水産庁増殖推進部，独立行政法人水産総合研究センター．提言 国産アサリの復活に向けて（平成 21 年 3 月改訂），2009.
2) 那須博史．有明海熊本県沿岸のアサリ資源の現状と今後の課題．ＭＦ２１ 2004；49：25-34.
3) 環境省，有明海・八代海総合調査評価委員会．委員会報告，2006.
4) 社団法人全国沿岸漁業振興開発協会.「沿岸漁場整備開発事業 増殖場造成計画指針 ヒラメ・アサリ編 平成 8 年度版」（増殖場造成計画指針編集委員会編），東京．1997.
5) 柿野純，中田喜三郎，西沢正，田口浩一．東京湾盤洲干潟におけるアサリ稚貝の発生と渦度との関係．水産工学 1991；28(1)：43-50.
6) 鳥羽光晴．アサリ幼生の成長速度と水温との関係．千葉県水産試験場研究報告 1992；50：17-20.
7) 荒川純平，黒田伸郎．アサリ浮遊幼生の窒素・リン摂取速度定式化の試み．愛知県水産試験場研究報告 2003；10：15-20.
8) 柳橋茂昭．アサリ幼生の着底場選択性と三河湾における分布量．水産工学 1992；29(1)：55-59.
9) 鳥羽光晴，伊藤真．物理環境要因による干潟上でのアサリ初期稚貝の移動．第 5 回全国漁港漁場整備技術研究発表会講演集，2006；東京．144-152.
10) 中原康智，鳥羽瀬憲久．熊本県玉名地先(菊池川河口域)におけるアサリの成長について．平成 7 年度熊本県水産研究センター資料 1，1996.
11) 池末弥，松本直．アサリの生態学的研究－Ⅰ．沈着初期アサリの低比重並びに高水温に対する抵抗力．有明海研究報告 1956；3：16-23.
12) 萩田健二．貧酸素水と硫化水素水のアサリのへい死に与える影響.水産増殖 1985；33(2)：67-71.
13) 倉茂英次郎．アサリの生態研究，特に環境について，水産学集成，東京大学出版会，東京．1957，611-655.
14) 山本正昭．アサリ漁場の物理環境．水産工学 1997；33(3)：193-199.
15) 熊本県．大規模増殖場造成事業調査総合報告書 玉名地区 -アサリ-．水産庁，東京．1979；27-31.
16) 林宗徳，浜崎稔洋，秋本恒基，山下輝昌．アサリ種苗初期減耗原因の究明に関する研究．福岡有明水産試験場研究報告 平成 2 年度，85-104.
17) 柿野純．アサリの減耗に及ぼす物理化学的環境の影響に関する研究．水産工学 2006；43(2)：117-130.
18) 櫻井泉，瀬戸雅文．海底地形の変化に対するアサリ稚貝の行動特性．北海道水産試験場研究報告 1999；54：41-46.
19) 石井亮，関口秀夫．有明海のアサリの幼生加入過程と漁場形成．日本ベントス学会誌 2002；57：151-157.

20) 堤裕昭，石沢紅子，冨重美穂，森山みどり，坂本香織，門谷茂．緑川河口干潟域における盛砂後のアサリ(*Ruditapes philippinarum*)の個体群動態．日本ベントス学会誌 2002；57：177-187.
21) 那須博史．緑川河口域アサリ漁場における課題と対策.平成17年度水産工学関係試験研究推進特別部会水産基盤整備分科会報告書 二枚貝稚貝期における流動による輸送と生残について 独立行政法人水産総合研究センター水産工学研究所，茨城，2005；3-6.
22) 山下輝昌，小原博義，浜崎稔洋．梅雨期の大出水に伴う貝類の異常へい死について．昭和62年度 福岡県有明海水産試験場研究業務報告 1989；55-58.
23) 中原康智・那須博史．主要アサリ産地からの報告－有明海熊本県沿岸．日本ベントス学会誌 2002；57：139-144.
24) 藤井明彦，山本憲一．2001年夏季に諫早湾の浅海域でみられた貧酸素化について．長崎県総合水産試験場研究報告 2002；28：9-14.
25) 松井繁明．有明海東北部漁場におけるタイラギの資源変動．福岡県水産海洋技術センター研究報告 2002；12：29-35.
26) 柿野純．東京湾奥部における貝類へい死事例 特に貧酸素水の影響について．水産土木 1986；23(1)：41-47.
27) 鈴木輝明，青山裕晃，甲斐正信．三河湾における貧酸素化によるアサリ(*Ruditapes philippinarum*)の死亡率の定式化．J.Adv.Mar.Soci 1998；4(1)：35-40.
28) 柿野純．アサリの生息と物理環境．日本ベントス学会誌 2002；57(1)：158-167.
29) 柴田輝和，柿野純，村上亜希子．冬季の漁場における砂の流動に対するアサリの定位性ならびに餌料量･運動量とアサリの活力との関係.水産工学 1997；33(3)：231-235.
30) 慶野英生，杉山清泉，西沢正，鈴木輝明．冬季波浪時におけるアサリの潜砂行動とエネルギー消費過程に関する実験的研究．水産工学 2005；42(1)：1-7.
31) 熊本県水産研究センター．二枚貝資源安定化対策事業 Ⅲ(アサリ餌料環境調査)，平成22年度 事業報告書，熊本．2010；216-220.
32) 社団法人マリノフォーラム２１，芙蓉海洋開発株式会社，五洋建設株式会社，日本ミクニヤ株式会社．平成20～23年度 有明海漁場造成技術開発事業報告書，東京．2008～2011.
33) 社団法人マリノフォーラム２１，平成17年度有明海環境改善技術開発事業報告書，東京．2006.
34) 水産庁．「干潟生産力改善のためのガイドライン」，東京．2008.
35) 桑原久実．底質の安定性からみた好適アサリ生息場環境．「アサリと流域圏環境 伊勢湾・三河湾での事例を中心として」(生田和正，日向野純也，桑原久実，辻本哲朗 編)恒星社厚生閣，東京．2009；61-70.
36) 加藤元一，内木敏人．国産アサリを安定供給する新しい増養殖システム．「ニッチな魚種の養殖技術」，緑書房，東京．2012；59-61.

37）柿野純，山本和也，山岸秀樹，大隈正，西村規宏，森田健二，山本正昭．FRP フェンスを用いたアサリの波による散逸防止．水産工学 2010；47(1)：31-42.