

伊勢・三河湾における環境修復の事例と意義

(独) 港湾空港技術研究所 海洋・水工部 沿岸環境領域 領域長 中村由行

1. 緒言

水質総量規制の制度は、閉鎖性海域の水質汚濁を防止するための制度であり、1978年に導入された。対象となる水域は、東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海であり、それらの水域へ汚濁負荷のある集水域を指定地域として、汚濁の原因となる項目に対して、流入の総量を規制しようとするものである。当初、具体的な指定項目として化学的酸素要求量(COD)が定められていたが、水域内部での一次生産を抑制する必要があることから、2004年度を目標年度とする第5次総量規制から、窒素及びリンが指定項目に追加された。

2004年度までの水質汚濁に関する環境基準の達成状況や総量規制の効果、水質汚濁の機構などが議論された結果、2005年5月、「第6次水質総量規制のあり方について」という環境省中央環境審議会の答申がなされた[1]。答申の中では、「東京湾、伊勢湾及び大阪湾においては、環境基準達成率が低く、しかも大規模な貧酸素水塊が発生しているので、さらに水質改善を進める必要があると考えられる」とされた。一方で、「瀬戸内海(大阪湾を除く。)の水質は他の指定水域に比較して良好な状態であり、環境基準をほぼ達成した窒素及びリンに関しては、現在の水質を維持することが適当である」と述べられている。瀬戸内海では、関係府県が定める指定物質削減方針によって、1980年度から他の水域に先駆けてリンの削減の取り組みが行われてきたが、ここにきて富栄養化対策に一定の区切りがなされたことになる。

汚濁が未だ深刻であるとされた、東京湾、伊勢湾、大阪湾では、湾域毎に再生に関する取り組みが始まっている。まず、東京湾では関連する国や周辺自治体が一体となって「東京湾再生推進会議」が発足し、東京湾再生の目標とそのための施策について、2003年に「東京湾再生のための行動計画」が策定された[2]。再生目標として、「快適に水遊びができ、多くの生物が生息する、親しみやすく美しい『海』を取り戻し、首都圏にふさわしい『東京湾』を創出する。」と

謳われている。その目標を達成するための施策が議論され、計画期間である2003年度から10年間での目標の評価及び見直しがおこなわれる予定である。

同様な取り組みは、伊勢湾でもなされており、伊勢湾再生推進会議が、2007年3月に伊勢湾再生の目標(スローガン)を「人と森・川・海の連携により、健全で活力ある伊勢湾を再生し、次世代に継承する。(伊勢湾流域圏においては、より良い水循環のもと、多様な生物が生息・生育できる“健全な伊勢湾”、産業物流拠点としての優れた機能を活かしながら、人々が集まり、安全で憩いや安らぎを感じられる“活力ある伊勢湾”を再生するため、沿岸域だけでなく、広く流域圏の“人と森・川・海”が連携して伊勢湾再生に取り組んでいくとともに、これらの取り組みを継続していくことが大切だと考えています」と定めている[3]。大阪湾、広島湾にも再生のための試みが広がっている。

ここで注目したい点は、様々な関係機関の合意目標である再生の目標に、美しい海という表現とともに、「多くの生物が生息する」(東京湾)、「豊かな『魚庭(なにわ)の海』」[4](大阪湾)、「多様な生物が生息・生育できる」(伊勢湾)という表現が見られることである。「美しさ」とともに、「豊かさ」が共通目標としての比重を増していると考えられる。

以上のような状況を考慮すれば、人々が求めるこれからの海のあり方の目標像が、「美しい海」あるいは「きれいな海」から、「豊かな海」へと転換しつつある時期にきているといえそうである。目標をかなえるための沿岸域管理についても、単なるCOD目標を柱とした水質管理から、生態系管理へシフトする必要があるのではないだろうか。さらには、水質管理を行うにしても何のための水質管理かが常に問われる時代になったと言えるのではないだろうか。

それにしても、「豊かな海」とは何だろうか。東京湾再生の目標には「多くの生物が生息する」とされ、大阪湾再生のそれには「豊かな『魚庭(なにわ)の海』」という表現がみられることが

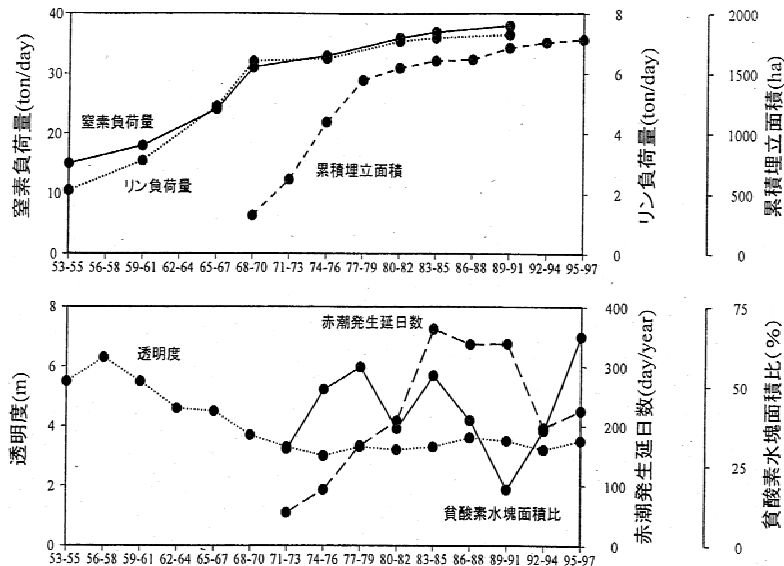


Fig.1 三河湾への窒素・リン負荷、累積埋立面積（上図）および水質の応答（下図）[5].

ら、「豊かな海」として、単なる漁獲対象となる魚介類のみならず、多様な生物が生息するような海がイメージされているようだ。「再生」の目標であるからには、過去にそれがあったはずのものである。いつどのような過程を経て失われたのだろうか、そしてそれを復活するために障害となっているものは何であろうか。このような問いに答えるためには、まず、過去たどってきた内湾の変遷の姿をできるだけ正確にとらえることが必要である。ここでは主として（伊勢湾の一部としての）三河湾の変遷を個別にたどりながら、課題を抽出することにしよう。

2. 三河湾及びその集水域の変遷

三河湾では、藻場・干潟の減少、集水域からの窒素・リンの増加、漁獲量と対象魚種の変化が、戦後に段階的に生じている。

汚濁負荷は1960年あたりから上昇し1970年代の後半までにCODで約1.3倍、窒素及びリンの負荷量で約2倍及び2.3倍に増加したと推定されている[5]（Fig.1参照）。1980年以降は汚濁負荷対策によって徐々に減少に転じており、最近の汚濁負荷量は1960年代後半程度にまで減少したとされている。60年代以降の汚濁負荷の増加は透明度の変化にほぼ反映しており、1950年代後半には約6mの透明度であったが、60年を境に急減し、70年代初頭には約3mに減少している。その後、透明度は増加傾向にあるものの、その回復は緩慢であり、負荷量の減少ほどには

回復していない。赤潮の発生件数は70年あたりから記録され、80年代初め頃までに急増している。件数上昇の時期は、汚濁負荷量が最も増加し、透明度の減少が著しかった時期にやや遅れて生じている。90年代以降はやや減少傾向にある[5]。

干潟・藻場の変化はどうであろうか。まず、アマモ場の変化が1950年あたりから急激に進行し、武田[6]によれば戦前には1万haを超えるアマモ場が、1960年には8千haあまりに減り、さらに1972年には約300haと激減した。アマモ場は現在に至るまで回復の兆候がみられていない。アマモ場の減少とほぼ同じ時期に干潟の減少も見られ、60年代から70年代前半までに1,000haを超える干潟が失われたとされている。さらに、三河湾では埋め立てが60年代後半から盛んに行われ、80年代初め頃までに累計で約1,500ha以上の埋め立てが行われた。埋め立てが盛んに行われた時期は干潟の主たる減少時期にやや遅れていることから、埋め立ては干潟のみならず浅場の喪失をも意味していると考えられる。この埋め立て面積の増加がほぼ赤潮の増加時期に対応しており、干潟・浅場の浄化力の低下につながったとの見方がある[5]。

三河湾の海底には、東京湾と同様に埋め立て土砂採取跡である窪地があり、平成14年における東部海域を中心とした青潮（苦潮）の発生と、それによる六條潟干潟におけるアサリの被害には、東部海域の二つの窪地が主に関与していたと推定され、その後、浚渫土砂を利用した埋め戻しが進んでいる[7]。

以上のように、三河湾では60年あたりから70年代初めに大きな環境変化があり、特に藻場(アマモ場)の衰退は著しい。透明度の低下とほぼ対応しているため、原因は富栄養化による透明度の低下(光量の不足)によるものではないかと考えられる。つまり、三河湾の少なくとも沿岸部では、この時期に、一次生産者の主体がアマモを中心とした大型抽水食物から植物プランクトンへ交替したのではないかと考えられる。しかも重要な点は、現在に至るまでその再逆転が生じていないことである。

三河湾の汚濁負荷や水質、干潟・藻場の変化に対して、漁獲量の変化は特に魚種の顕著な交替に現れている。透明度との対比でみると、透明度が最も減少した時期にハマグリやたこ類が減少し、やや遅れてアカガイが減少している[8]。同じ時期にアサリは逆に増加傾向にある事が注目される。アサリは全国的に減少傾向にある中で、三河湾においては年ごとの変動はあるものの年間1万トン程度の漁獲量が現在に至るまで維持されている。また、懸濁物食性二枚貝であるアカガイ、アサリについては、最近の貧酸素水塊の動向に連動しているようである。三河湾では、90年を中心に約5年間、夏季の貧酸素水塊の面積が小さめの年が継続した。その時期にはアカガイ、アサリの漁獲量が顕著に増加している[8]。特に泥質の海域に生息し貧酸素化の影響を受けやすいアカガイは貧酸素化の程度が低かった年が継続することで一時的な増加がみられたようである。貝類以外の底ものといわれる魚介類では、ガザミ、ナマコ類の近年の減少が顕著である。一方、クロダイ・コノシロ・スズキなどの浮魚では1960年以降最近まで、むしろ増加傾向にある。

以上のように、三河湾では1960年代以降、負荷の増加による透明度の変化や、埋め立て等による干潟・浅場の減少がみられ、特にアマモ場が激減したことなどの変化があった。貧酸素水塊の長期的なトレンドを示す、過去十分長い期間にさかのぼるデータはないが、近年の短期的な変化に対応して底魚や貝類に資源変動が生じている。アカガイの漁獲量の変動が貧酸素水塊に敏感に対応しているものと仮定すれば、夏季の貧酸素化が湾全体に拡大しはじめた時期は、透明度の低下などよりもやや遅れ、70年前後からであった可能性が高い。それは、埋め立て面積の増加時期にほぼ対応する[5](Fig.1参照)。

同じ懸濁物食性二枚貝であっても、富栄養化の進行や干潟・浅場の喪失と資源の動向には種によって違いが見られるのは興味深い。底質の変

化に敏感で清浄な砂地を好むハマグリについては、埋め立てによる生息場所の喪失が原因で早期に資源が失われたと考えられている。一方で、富栄養化が進行し始め、植物プランクトンなど水中懸濁物が増加した時期には、それらを餌とするアサリの増加を招来した可能性がある。さらに過度に富栄養化し、貧酸素化が湾域全体に拡大するようになれば(1970年前後以降)、トリガイなどを含む懸濁物食性二枚貝の減少を招き、それがさらに植物プランクトンの捕食圧の減少、赤潮の常態化、底質の悪化といった連鎖(負のスパイラル)を生じたのではないかと推定されている。ただし、三河湾では現在でもアサリの生産は維持されており、浮遊生態系とアサリなどの底生生態系がそれなりにうまく機能し続けているといえる。近年三河湾湾口部の浚渫土砂を利用して620haもの干潟・浅場造成が行われた(4章に詳細を記す)。地盤高の嵩上げにより、貧酸素を回避できる場が提供できていること、一部にはハマグリが回帰がみられることなど、明るい兆しが見られる[9]。干潟・浅場造成を、底生生態系を強化する工夫としても捉えることができる。

3 干潟・浅海域修復の重要性

多くの内湾で求められている、「豊かな海」とは一連の富栄養化の歴史の、どの段階のものを指しているのだろうか。これは、東京湾、三河湾、瀬戸内海など、富栄養化の進行の時期や現在の深刻さの度合い、海岸地形の変化、漁業などの利用度などが異なる海域では、異なる見方があり得る。その様な意味ではやや粗い議論になるのはやむを得ないが、富栄養化以前の段階、すなわち環境変動に鋭敏な生物の完全な復活を含む段階までさかのぼることは、社会経済的な条件が大きく変化した現在となってはかなりの困難を伴う。むしろ、少なくとも富栄養化の初期段階、すなわち貧酸素は多少なりとも生じていたかもしれないが、湾域を広範囲にかつ長期に覆うようになる以前の段階が、可能性のある再生ターゲットとなるであろう。その段階では、底生生態系と浮遊生態系とのカップリングや、一次生産が高次の生物生産に直結するシステムが成立しており、アサリを含む漁業生産が高度に達成されていた。それは、おおざっぱに言えば、三河湾では1960年代半ば～後半くらいまでと言えるのではないだろうか。

Fig.2 は、各湾について、総量規制開始後の面積あたり COD 負荷量と表層 COD の変化を、各総量規制の目標年度設定期間毎にまとめてプロットしたものである[1]。平成 1 - 5 年度を除き、各湾ともにほぼ同じ曲線上をたどりながら、負荷の減少に伴って単調に表層 COD が減少していることがわかる。単純に集水域からの負荷量のみで判断すれば、(そして負荷量の推定値が大きく間違っていないとすれば、) 東京湾では引き続き強力な負荷量削減が必要であるが、三河湾では目標に近づきつつあり、さらに、瀬戸内海では既に目標を達成していることになる。にもかかわらず、漁獲量や対象魚種から判断する限り、三河湾では依然として回復の確かな手応えをつかめていない。その理由は何だろうか。

理由の一つとして、生態系の応答には時間がかかること、しかも集水域からの負荷量が増加し富栄養化が進行する時期の水質や生態系の応答と、逆に負荷を削減して行く段階での応答とは、同一の曲線をたどらずにヒステリシスを描いて変化することがあげられる[10]。この理由だけであるとすると、このまま時間をかければ生態系の回復に向かう可能性があるかも知れない。

回復が進まないもう一つの重要な理由は、海岸線の周辺や海底において、大規模で人為的な地形の変化が生じていること、すなわち浄化作用や円滑な物質循環作用の面で効果があったと推定される干潟・浅場や藻場の多くが喪失し、また海底には大小の掘削跡地や窪地が存在していることがある。これらの地形的な要因は、放置していても元の状態には決して戻らない。

このように考えれば、まずはそれぞれの内湾毎に、総量規制の目標を前述の段階に定め、その目標に近づける努力をすることが必要であり、さらに並行して、干潟・浅場や藻場をできるだけ再生あるいは復活させるとともに、海底の地形については可能なところから原地形に復元させることが必要になるであろう。特に、岸边から比較的浅い部分までの海底地形の復元と、それをベースにした底生系と浮遊系のカップリングの復活がどれくらいできるかが鍵になると考えられる。これらの努力は相互補完的に機能し合い、生態系回復のヒステリシスの幅を狭め、応答時間を速やかにすることにも寄与すると期待できる。

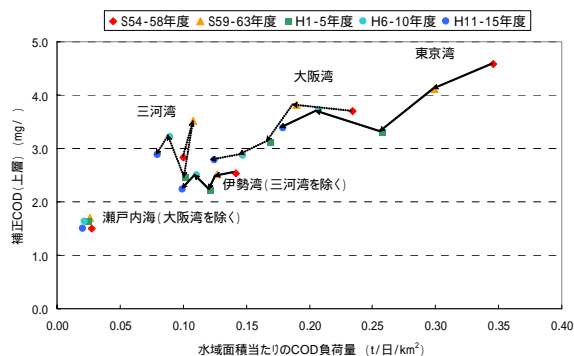


Fig.2 総量規制対象海域における、規制期間毎に整理した COD 面積負荷と表層 COD 濃度の関係。表層 COD 濃度は外洋の COD のトレンドを考慮した補正值。[1].

4. 三河湾における環境修復事例

4.1 中山水道航路事業による浚渫土砂を活用した干潟・浅場造成

国土交通省と愛知県は、三河湾の湾口部に位置する中山水道航路の整備(浚渫)により発生する大量の良質な浚渫土砂を有効に利用して三河湾の環境改善をはかることを目的として、干潟・浅場造成及び覆砂事業を計画した。事業は平成 10 年にスタートし、平成 16 年度までに三河湾内の全 32 箇所(造成面積約 620ha)で実施された(Fig.3)。造成後、各地の干潟で生息基盤である底質の粒径や地形変化等の調査、周辺水質環境調査、底生生物加入状況の調査が継続して行われている。最近、二つの造成干潟(御津地区、及び西浦地区)の結果を中心にその成果がとりまとめて公表されたので、その一部を紹介してみたい[9]。

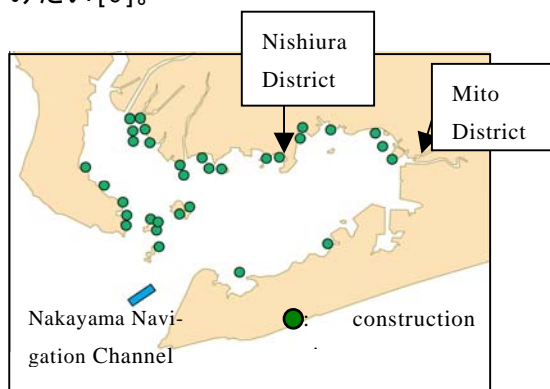


Fig.3 中山水道航路の浚渫土砂を利用した三河湾の干潟・浅場造成。このプロジェクトは 1998 年から 2004 年まで実施され、32 箇所 620 ha の干潟・浅場が造成された [9].

御津地区、西浦地区ともに造成時に投入した細砂分が 90%以上を占める均一な粒径の状態が続いている。ただし、御津地区の底質の粒度組成は、地盤が低い場所(D.L. -2.0~-1.0m)で周辺の海域と類似しはじめています。造成干潟の地盤は干出する干潟上部を中心に造成直後大きく変動しましたが、その後時間の経過とともに変化の程度は小さくなり、地盤の初期低下はまだ継続しているものの、現在は地形が落ち着きつつあるようである。

御津地区は一級河川豊川の河口に近く、西浦地区に比べて低塩分となりやすい。溶存酸素量(DO)は両地区ともに造成干潟上では周年を通じて高いが、周辺海域では貧酸素水塊が発達していたことが確認されている。

(1) モニタリングの結果

御津地区および西浦地区において、モニタリングの地盤高別に底生生物の加入状況を比較したのが Fig.4 である。造成した干潟では、造成 6 カ月程度から干潟中部(D.L. -1.0~±0.0m)で急速に底生生物の加入がみられた。これは、造成直後にみられなかったアサリやバカガイ等の二枚貝類が加入したことによる。その後、造成後 2 年程度を境に底生生物の出現種類数はやや減少している。干潟上部(D.L. ±0.0~+1.0m)では干潟中部に比べて、造成直後の急速な底生生物の加入はみられないが、造成後 3~4 年後まで徐々に底生生物が加入している。なお、周辺海域では底生生物の種類数の増減が大きく、生物が減少する季節は夏季に限られており、貧酸素素による影響等が考えられる。造成干潟ではこのような貧酸素素の来襲はほぼ防止できているようである。

三河湾における人工干潟での調査結果は、港湾空港技術研究所の干潟メソコスムにおいて実験開始後一年間の間に観察された経緯に比べ、若干早めの生物加入速度を示している[11]。加入生物の順序にも違いが見られる。干潟メソコスムにおいては生物サイズの小さな生き物、例えば付着藻類の成長・加入が初期に起こり、次いでそれを餌とするメイオベントス、マクロベントスの成長が約 1 年後に見られたのに対し、造成干潟では、早い段階(約半年)でのマクロベントスの成体の加入が著しい。周辺の干潟から親生物が加入可能な場では、生物の個体数や重量で判断すれば、比較的短期間に生物が加入・定着するものと期待される。但し、大きな地形変化は生物生息にとって大きな障害となることに注意する必要がある。

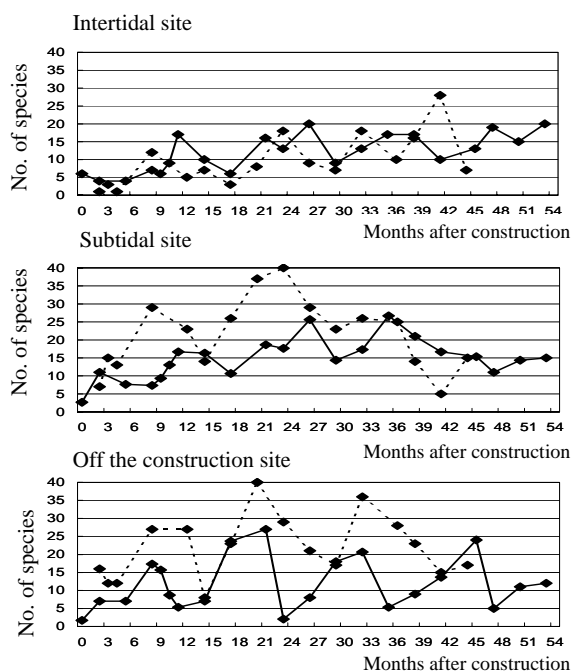


Fig.4 三河湾における人工干潟(西浦地区(破線)及び御津地区(実線))において、造成後からモニタリングされた標高別底生生物種類数の推移[9].

Fig.5 には造成初期 1 年半までの、造成干潟における縦断方向の地形変化の様子を示す[12]。造成後の短期間に高さ 1 m を超える様なバー地形が次第に沖側から岸側に移動したことがわかる。同じ期間において、最も大規模な地形変化が生じた箇所におけるマクロベントスの変化を調べると、このような地形変化は、生物生息にとって大きなダメージとなることが示されている。このモニタリング事例は、既に Fig.4 で述べた三河湾の事例と同じ造成干潟での結果であり、マクロベントス生物量(コントロール)は造成干潟の総体としては干潟造成後約 6 ヶ月経過後に急激に個体数・種類数ともに増加したことに注意すべきである。

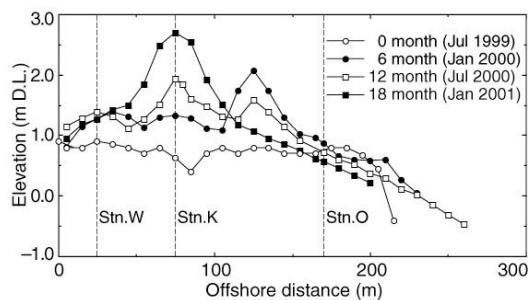


Fig.5 三河湾西浦地区に造成された干潟における造成後の地形変化[12].

4.2 三河湾における窪地の埋め戻し修復

三河湾の窪地は多くの人々の努力によって、アサリ大量死というイベントの後に比較的短期間に埋め戻しによる修復に進むことができた、先駆的事例となっている。

我が国の戦後の経済発展や沿岸域埋め立て開発に伴って、安価な土砂の供給源として海底の土砂が掘削利用され、その結果、大小の規模の海砂採取跡地や海底土砂掘削跡地が、沿岸域の至る所に散見される。三河湾における主要な浚渫窪地としては、湾の東北部に2つの窪地タイプのものが知られていた (Fig.6 参照)。窪地は周辺海域より約 3 m 深いが、窪地側面の海底勾配は比較的緩やかであり、東京湾の一部窪地に見られるような垂直に切り立った急深な勾配ではない。武田・石田[13]は窪地及びその周辺海域の貧酸素化現象についての観測を行い、貧酸素化と混合による酸素環境の回復が交互に生じている様子を報告している。台風などの大規模な乱時以外にも、潮汐に伴う部分的な混合が見られるようである。

平成 13 年及び 14 年の夏季には、2 年連続して三河湾東部海域で大規模な青潮が発生し、周辺のアサリ資源に大きな影響が生じた。愛知県水産試験場が行った調査窪地の水質連続調査結果 [13] などを受け、青潮発生については窪地を主要な起源とするのではないかと疑われたため、埋め戻しが緊急に必要との合意がなされ、平成 15 年から三河港での発生土砂を利用して完全な埋め戻しが開始された。平成 17 年度には東部側に位置する御津沖の窪地 (容積約 140 万 m³) の埋め戻しがほぼ完了し、現在もう一つの大塚沖窪地 (容積約 180 万 m³) についても埋め戻しが進行中である。アサリ被害以後、埋め戻しに至る経緯については、石田・鈴木[7]に詳しい。

著者らは、三河湾の二つの窪地を対象とした共同研究プロジェクトを、平成 17 年度から 3 年計画で開始している (豊原・今尾[14]; 大見ら[15])。プロジェクトの目的は、埋め戻しにあわせて水質や底生生物、化学物質の集積状況、埋め戻し時における濁り拡散等に関する観測・調査を行い、浚渫窪地の埋め戻し効果を評価する手法を構築することにある。

まず平成 17 年度においては、貧酸素化が十分進行した夏季から鉛直混合が盛んになり酸素環境が改善される秋季にかけて、浚渫窪地と周辺海域において水質・底質・底生生物調査現場観測を実施した。また、平成 18 年度には、溶存酸素濃度が次第に低下する 6 月～9 月に焦点を当て、同様の調査を実施し、貧酸素水塊の発生や解消

に伴う底生生物群衆の変化を調査した。平成 18 年度は 6 月の赤潮発生が多く、静穏な海況が続いたことから 6 月上旬に貧酸素化が始まり、短期間のうちに三河湾全体に貧酸素水塊が広がった。しかし、浚渫窪地における貧酸素化は、それよりさらに顕著で、6 月の最初の調査ですでに溶存酸素 (DO) 量が 50% 程度、1 週間後にはほぼ 0% となり、以後ほとんど DO 0% の状況が続いた。一方、近傍の浅場では、過飽和から DO 0% の間で極めて変動が大きかった。また、浚渫窪地内では、7 mg L⁻¹ を超える高い濃度の硫化物が検出された。

底質調査から、TOC、T-N、T-P、CODsed、T-S、クロロフィル a、フェオフィチン、および間隙水中の栄養塩濃度が窪地内で顕著に高いことが明

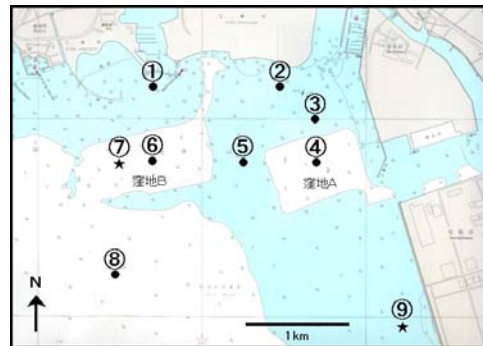


Fig.6 三河湾東部海域の二つの窪地の位置 (窪地 A は現在埋め戻しがほぼ完了) と調査地点 [14]

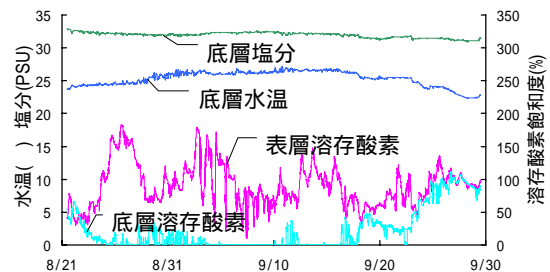


Fig.7 調査地点 (修復前) における窪地内水質モニタリング [13]

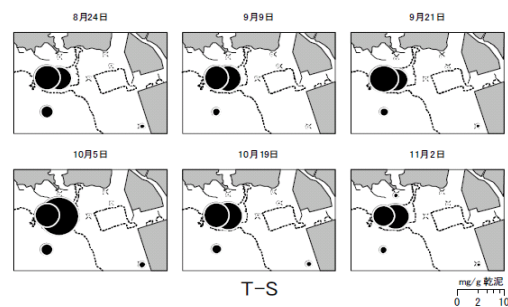


図34 T-Sの経時変化

Fig.8 調査地点における底質の硫化物の分布。窪地 A は埋め戻しが完了し覆砂されている [14] .

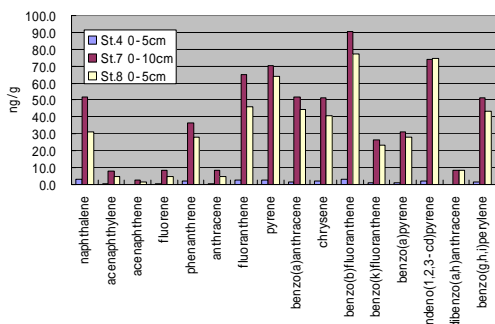


Fig.9 窪地内外における底質 PAH 及び TBT 分布. Stn.4 (窪地 A) は埋め戻しが完了した地点[16].

らかになった。底生生物調査によれば、マクロベントスの窒素現存量は底層の溶存酸素飽和度の変化と密接に関連し、溶存酸素飽和度が低くなると減少する傾向がみられ、その影響の大きさは種により異なっていた。窪地内ではマクロベントスの窒素現存量は極めて低いことが判明した。また、バクテリアは底層の溶存酸素飽和度が低下しても比較的多く出現し、他の生物が少ない窪地内でも多かった。マクロベントスの窒素現存量などを基に算出した懸濁物除去速度は、ろ過食性二枚貝の出現に依存し、調査時期および調査地点間で異なっていた。多様度を表す指標値は溶存酸素飽和度の低下に伴って低下した[14]。

また、窪地内の化学物質集積状況に関して、三河湾内での窪地定点、埋め戻し完了地点、及び窪地周辺の海域での堆積物を採取し、堆積物の性状と多環芳香族炭化水素、TBT 及び重金属類の面的ならびに深さ方向の分布に関する調査を行った。窪地内では周辺の海域とほぼ同程度の化学物質含有量であることが示されたが、堆積速度は窪地内では周辺海域の数倍以上であるため、化学物質が堆積物へ集積するフラックスも数倍以上であると推定された。また、化学物質の含有量は底泥の有機炭素量及びオクタノール・水分配係数に強く依存していることが示された[16]。

三河湾における浚渫窪地のように、浅い浚渫窪地でも内部は極度に貧酸素化しやすく、硫化物の水中蓄積が顕著である。これらは、海水交換が少なく、酸素供給が小さいこと、酸素を消費する有機物が多いこと、酸素不足が硫化物の増加という形で蓄積されることが主たる要因として起こっていると推定される。それぞれの要因が寄与する程度が本プロジェクトにおける研究対象海域での貧酸素化予測モデルでのキ

ーポイントになると考えられる。なお、三河湾全湾調査、研究対象海域調査で得られた水質、プランクトン等の全データは、生態系モデル開発の基礎データとして用いられる。

窪地周辺は複雑な海底地形をとることから、採用した流動モデルでは三河湾全域、三河湾東部、さらに窪地周辺海域の3段階の空間分解能を持つ構造とした。それぞれ、湾全域規模の流動シミュレーション再現性、窪地周辺の full-3D 流動モデルの実海域への適用、窪地周辺海域の酸素変動と物質循環過程を解析するモデルの開発を進めている[15]。

物質循環モデルについては、浮遊生態系 - 底生生態系と堆積物環境の結合による複合生態系・物質循環シミュレーションを行う予定である。実海域データを利用したシミュレーションの結果、生物のいない窪地内と生物が豊富に存在する浅場域の違いを適切に再現できることを確認した。特に、水中 DO 濃度の季節的変動や上下層間の勾配、さらに DO 濃度の回復に伴うメイオベントスの増加などの特徴を捉えることができた。また、窪地周辺一帯における底生系調査項目について、生物量や季節変動を概ね再現可能な段階にある[15]。

水温・溶存酸素の経時変化を、新たに作成する底生生物群集モデル指標の入力データに用いることにより、溶存酸素飽和度の増減に伴うマクロベントスの現存量や種毎の変動を定量的に表現する予定である[14]。その上で、評価手法を全国的に適用可能な「窪地修復マニュアル」を作成することを目標としている。「窪地修復マニュアル」を真に普遍的な利用価値のあるマニュアルにするためには、三河湾という個別の事例 - 三河湾の窪地が三河湾全体の水質・底質・生態系に与える影響や窪地修復後の効果、修復手法等にかかわるさまざまな三河湾での具体的な課題 - が、全国の他の事例とはどのように相違するのかを、プロジェクトの進行にあわせて同時並行的に調査を進めておく必要があると考えられる。

参考文献

- [1] 中央環境審議会, 第6次水質総量規制の在り方について(答申), (2005).
- [2] 東京湾再生推進会議事務局ホームページ, http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/SAISEI/council/council_index.htm.
- [3] 国土交通省中部地方整備局ホームページ, http://www.cbr.mlit.go.jp/kikaku/sai_sei/koudou.html.
- [4] 国土交通省近畿地方整備局ほか, 平成16年度大阪湾の環境改善方策(海域)検討会報告書, (2005).

- [5] 鈴木輝明ら, 三河湾における環境修復事業の現状と課題, 海と生物 146, Vol.25, 187-199, (2003).
- [6] 武田和也, 三河湾の漁業環境の推移, 愛知大学総合郷土研究紀要, 第 50 輯, 231-238, (2005).
- [7] 石田基雄, 鈴木輝明, 浚渫窪地修復の考え方と修復事例, 海洋理工学会平成 18 年度春季大会講演論文集, 19-22, (2006).
- [8] 中村元彦ら, 伊勢・三河湾における漁業の推移, 愛知大学総合郷土研究紀要, 第 50 輯, 239-252, (2005).
- [9] 中田喜三郎, 中村由行, 鈴木武, 石田基雄, 田辺義夫, 長谷川雅弘, 長倉敏郎, 大島巖, 風間崇宏, 水質・底質・底生生物のモニタリングによる干潟造成効果の確認, 国土交通省中部地方整備局三河港湾事務所「浚渫土砂を活用した三河湾の干潟・浅場造成効果の検証」, 15-30, (2005).
- [10] Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., and Walker, B., Catastrophic shifts in ecosystems, Nature, Vol.413, 591-596, (2001).
- [11] 桑江朝比呂, 中村由行, 造成干潟への底生生物と鳥類の加入について, 国土交通省中部地方整備局三河港湾事務所「浚渫土砂を活用した三河湾の干潟・浅場造成効果の検証」, 44-51, (2005).
- [12] 桑江朝比呂, 造成された干潟生態系の発達過程と自律安定性, 土木学会論文集, No.790, 31-35, 25-34 (2005).
- [13] 武田和也, 石田基雄, 土砂採取に伴う浚渫窪地における顕著な貧酸素現象について, 愛知水試研報 10号, 7-14, (2003).
- [14] 豊原哲彦, 今尾和正, 浚渫窪地修復効果の定量的評価手法開発その 1, 海洋理工学会平成 18 年度春季大会講演論文集, 23-26, (2006).
- [15] 大見智亮, 寺澤和彦, 市川哲也, 田口浩一, 中田喜三郎, 浚渫窪地修復効果の定量的評価手法開発その 2, 海洋理工学会平成 18 年度春季大会講演論文集, 27-30, (2006).
- [16] 内藤了二, 中村由行, 高橋正一, 浦瀬太郎, 浚渫窪地を対象とした有害化学物質の分布実態, 土木学会第 62 回年次学術講演会概要集 CD-ROM2, (2007).