

三河湾における貧酸素水塊形成過程に関する研究

東海大学 海洋学部 環境情報工学科 教授 中田喜三郎

1. はじめに

戦後の高度経済成長期以降において、日本の人口が密集している沿岸の閉鎖性水域で、水質悪化の問題として度々取り上げられるのが、赤潮と貧酸素水塊の発生である。この赤潮と貧酸素水塊の発生する過程は、非常に密接な関係が成り立っている(相馬ら, 2005)。

河川からの負荷量の増加や、埋め立てによる干潟・浅場域の減少によって富栄養化し、赤潮が発生し始めると、大量の有機物が沈降し海底に堆積する。堆積した有機物は、バクテリアにより無機化されるが、この時、酸素が消費され、酸素の供給が消費に追いつかなくなると、貧酸素水塊を発生させる。また、埋め立てにより干潟・浅場域が減少する事で、そこに生息する二枚貝などの懸濁物食者も減少する。水中の懸濁態有機物を取り込む懸濁物食者が減少するので、堆積していく有機物の量が増加し、酸素消費が大きくなると考えられる (Fig.1)。例えば 東京湾では 1960 年代から 1970 年代後半にかけて、約 15000ha の埋め立てが行なわれており、干潟・浅場域も減少している。そして、赤潮の発生も 1960 年代から 70 年代にかけて大幅に増加しており、青潮も 1968 年以降から発生が確認されている(東京湾河口干潟保全再生検討報告書)。また、今回、研究の対象とした三河湾でも同様に 1960 年代から大規模な埋め立てが行なわれ、1970 年代後半には干潟面積が三河東部の渥美湾で、1950 年以前の 2000ha から約 1000ha まで減少しており、1970 年代から赤潮が増加し、青潮の発生も確認されている(流域における栄養塩等物質の動態と沿岸海域生態系への影響に関する研究, 2006)。さらに、貧酸素水塊の発生は、生息(特に底生に生息)する生物に悪影響を及ぼしている。三河湾でもガザミやナマコ、アカガイなどが 1970 年代後半以降、漁獲量が減少している。

このように、埋め立てによる干潟・浅場域の減少と赤潮・貧酸素水塊の形成は因果関係があると考えられる。また、干潟・浅場域の減少の影響による懸濁物食者の減少も忘れてはならない。よって、この因果関係を証明することが、海の環境修復を考える際の重要な要素となるだろう。そして、今回のような過去の現象を取り扱い、解析するために数値モデルを使用することは有効な手法の一つである。

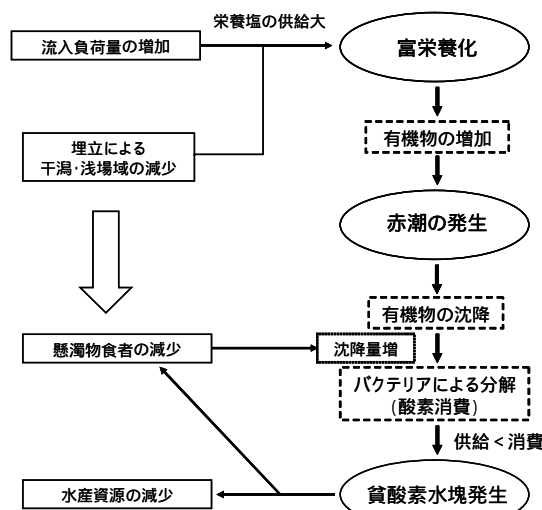


Fig.1 閉鎖性内湾における貧酸素水塊発生の概念

そこで、今回は三河湾の貧酸素水塊の発生過程に着目し、数値モデルを用いて貧酸素水塊があまり確認されていない 1960 年代から、貧酸素水塊が慢性化した後の 1990 年までを解析期間とした。そして、この期間に生じたイベント(流入負荷量の変化、埋め立てによる干潟・浅場域の減少、懸濁物食者の減少)をモデルに入力し、三河湾の貧酸素水塊の形成に何が大きく影響を与えたのか調べる事にした。本論文は山本・中田(2007)を要約したものである。

2. 計算方法

本研究では、1961 年から 1990 年の期間を対象として、三河湾の貧酸素水塊形成過程の解析を行なう。まず、現状として 2002 年の三河湾の水質を再現することとした。

モデル計算に必要な様々なパラメータは、文献報告されている値を用いたが、現状を再現するために、いくつかのパラメータについては調整を行った。

2.1 使用モデル

今回の解析で使用したモデルに関して、流動場は Taguchi and Nakata, (1998)の流動解析モデルを、生態系に関しては nakata *et al.*, (2004)の生態系モデルを使用した。

貧酸素水塊の形成を考える上で、有機物の沈降と堆積

物表層の酸素消費量の影響を考慮することは重要である。しかし、(1)式で与えられている現モデルの堆積物(底泥)

による酸素消費量 k_B ($\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{day}$) は、水温 T () と DO (mgO_2/l) の関数で表現され、消費速度定数 α (day^{-1}) はパラメータで与えているので、有機物の沈降量の変化に直接対応していない。すなわち下式のように表現される。

$$k_B = \alpha \cdot \exp(\beta T) \cdot H \cdot \text{DO} \quad (1)$$

ここで

β : 温度定数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$), H : 海底から直上層までの高さ (m)

である。

そこで、本研究では間接的に有機物の沈降量を消費速度に対応させるために Berner (1980) の続成方程式(式 2) を用いた続成過程モデル CANDI (Boudreau, 1996) を使用した。

$$\frac{\partial \phi C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\phi D \frac{\partial C}{\partial x} + \phi D_B \frac{\partial C}{\partial x} - \phi u C \right) \pm \sum R \quad (2)$$

C : 濃度 [mol/L], t : 時間 [day], ϕ : 空隙率

u : 埋積速度 [cm/day], D : 分子拡散係数 [cm^2/day]

D_B : 生物攪乱係数 [cm^2/day]

これにより、生態系モデルで計算された有機物の沈降フラックスを続成過程モデルに与え、酸素消費速度を算出し、それを生態系モデルに与える事で間接的だが有機物の沈降量と堆積物の影響を関連させる事が可能と考えられる。

2.2 懸濁物食者(アサリ)の現存量の推算

アサリなどの懸濁物食者は、有機物の沈降量に影響を及ぼすので、現存量を把握しモデルに与える事は重要である。三河湾のアサリの漁獲量の推移を見ると(Fig.2、上)、現在は1年中アサリを採取しているが、わかっている範囲では1960年代から1975年までは漁期が4ヶ月であったため、1960年代と現在を比べても漁獲量の水準が同じである(流域における栄養塩等物質の動態と沿岸海域生態系への影響に関する研究, 2006)。よって、1961年から漁期が4ヶ月の時の漁獲量を増やす必要があるが、いつまで4ヶ月の時期が続いたのか正確にはわからない。そこで、今回は漁獲量の推移を見て1975年以降で極端に漁獲量が増えている年に注目した。その結果、1976年で漁獲量が落ち込んだ後、2年後には76年の約2倍の漁獲量を得ているので、1976年まで漁期が4ヶ月であったと仮定し、1961年から76年まで漁獲量を2.5倍した。

次に、モデルには資源量(殻無乾重量)を組み込む必要があるが、正確な資源量や貝の配置を求める事は困難である。今回の研究では、漁獲量は資源量の3割であると仮定し、漁獲量から資源量を算出する方法をとり、アサ

リは水深5m以内の浅海域に配置した。

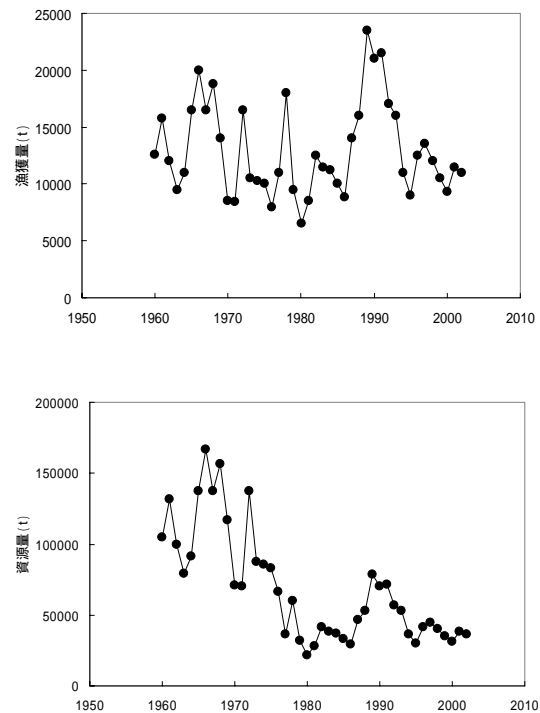


Fig. 2 三河湾におけるアサリの漁獲量[上]と資源量[推定、下]の年変化

また、推定した資源量は殻付湿重量なので、漁場保全機能定量化事業報告書(1994)で得られた係数(殻付湿重量の0.0321倍)より、殻無乾重量を求めた。

2.3 計算条件

三河湾を東西方向に106、南北方向に85に分割し、200~500mの格子間隔とした。鉛直層区分は、Table.1に示す。三河湾に流入する河川は豊川・矢作川・境川など主要な10河川を対象とした。境界潮位は、三河湾近郊の実測潮位データが得られなかったため、対象海域から近い鳥羽のデータを使用した。

生態系モデルに関しては、今回はプランクトンの種の変遷を重視していないので、植物プランクトン、動物プランクトンは1種類ずつとした。流入河川負荷量に関しては、1999~2002年度の愛知県公共用水域データから負荷量を算定し、流量-負荷量曲線(L-Q曲線)から推定した。モデルパラメータはTable.2に示す。

酸素消費量の見積もりに使用する続成過程モデルは、鉛直1次元モデルであるため、全海域の酸素消費量を求める事は難しい。そこで、貧酸素水塊の発生頻度が高い愛知県公共用水域の観測点A-10に的を絞って、その地点の水温や有機物沈降フラックスを与え計算を行った。続成過程モデルのパラメータは、Boudreau(1996)の沿岸域の条件を使用した。

2.4 2002年の計算結果

モデルの計算結果の整合性を確認するため、愛知県公共用水域の観測値と比較し検討した。流動モデルの水溫・塩分の計算結果と観測値の比較を Fig.4 に示す。

貧酸素水塊が発生する夏季において、表層と底層の水溫差をモデルでも表現できて相関が 0.982 と高い相関が見られたので、年間を通した変動も再現できているといえる。塩分に関しては、単相関が 0.542 と水溫に比べて相関が低い。冬季において、渥美湾側で、計算値が観測値よりも高めの値になっており、水溫から比べると再現性は悪かった。

次に、生態系モデルの結果(植物プランクトンと底層の DO)も愛知県公共用水域の観測結果と比較した(Fig.5)。植物プランクトンの比較に関して、モデルでは炭素量で計算されるので C/Chla 比を 50.0 と仮定し、Chlorophyll-a 量で表した植物プランクトンの単相関は 0.379 と正の相関を示しており、良い相関とは言えないが、季節変化の傾向はモデルでも捉えている。また、1997～2004 年度の平均値との比較をすると、特に7月と秋季は、モデルの値が低くなる結果となった。このことから過去の解析において、この時期の植物プランクトンの計算結果は、実際よりも少なく見積もられる可能性がある。

底層 DO に関しては単相関が 0.760 と高い相関を示しており、夏季の観測結果の変動も捉えている。貧酸素水塊については、今回の条件で8月から9月にかけて発生しており、規模も大きいので現状に近いものと考えられる。

以上の事から、植物プランクトンの再現性は課題であるが DO の再現性がよいので、今回の条件を用いて過去の解析を行う事とした。

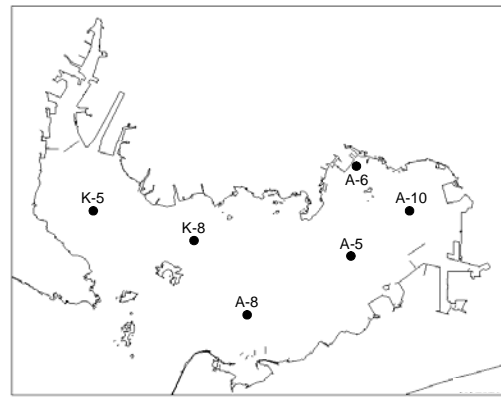


Fig.3 三河湾におけるモニタリング点

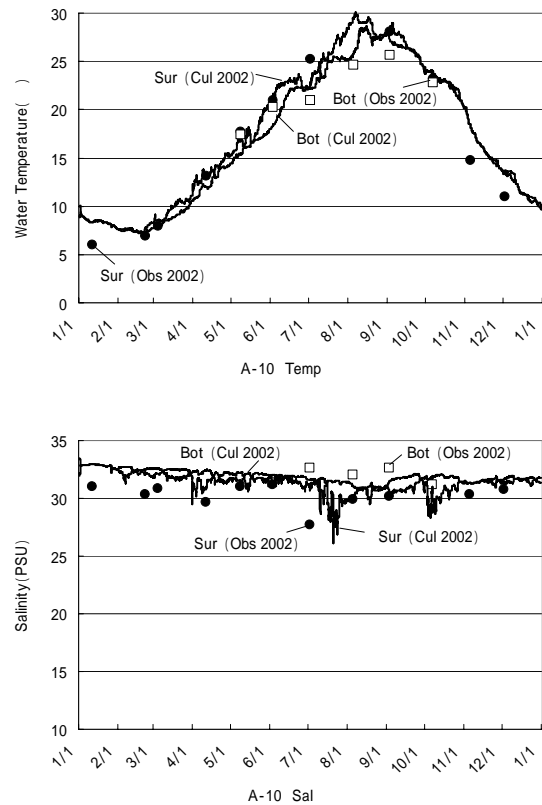


Fig.4 モデル結果と観測結果との比較

上：水溫、下：塩分

実線はモデル結果、点や は観測結果

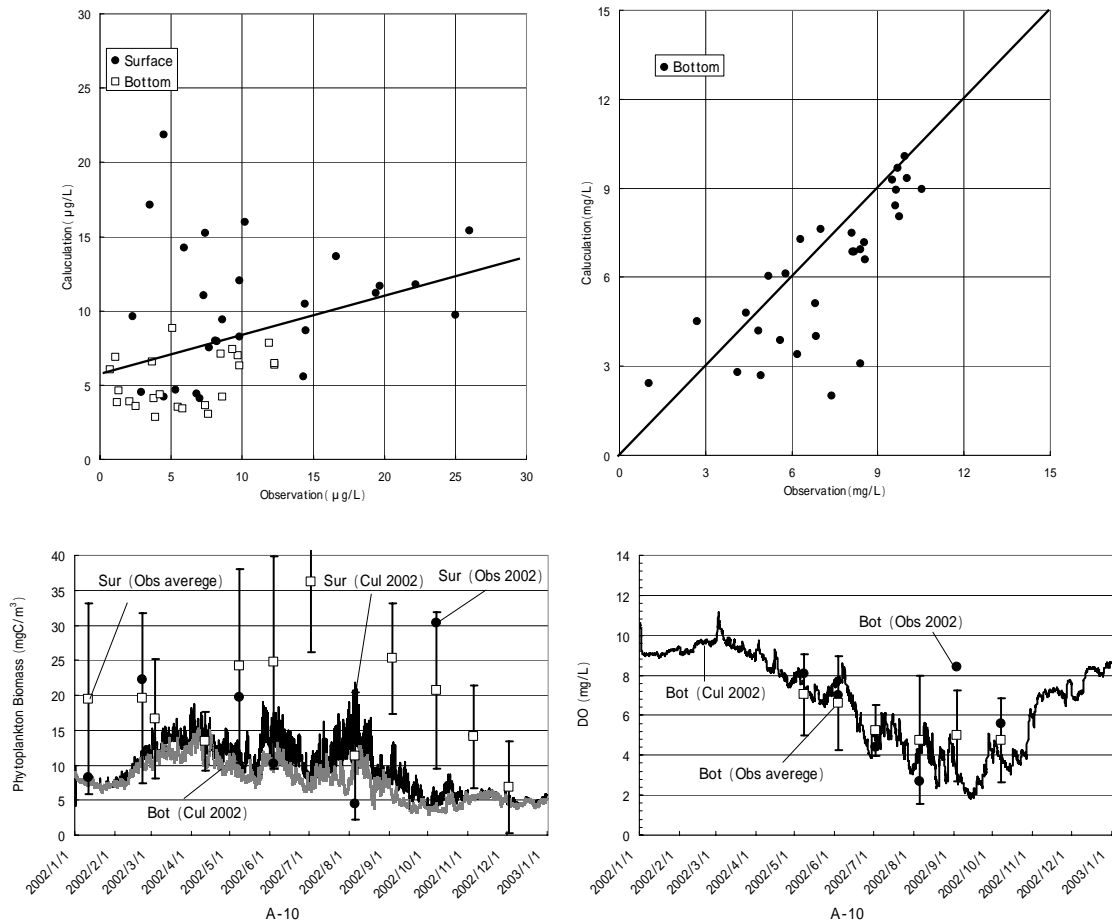


Fig. 5 生態系モデルで計算されたクロロフィル-a と底層の DO について観測との比較
 双方右上のパネルが相関、下が計算された季節変化を示している。

2.5 底泥の酸素消費速度定数の算出

酸素消費量の算出は、生態系モデルの有機物沈降フラックスの結果を使い、続成過程モデルから求める方法を用いた。続成過程モデルの結果はFig.6のように鉛直方向の酸素消費速度を示す。よって、堆積物の酸素消費量は深さ方向に積分すると求めることができる。その結果、2002年の堆積物による最大酸素消費量は、約 $453.92 \text{ mgO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ と見積もられた。

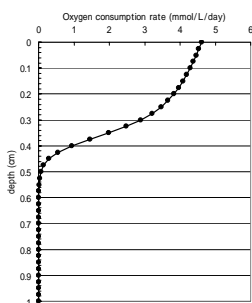


Fig. 6 堆積物内の DO 分布

1961年から1990年の解析期間の酸素消費速度定数の算出は、この結果を基準にして算出した。2002年の酸素消費速度定数はわかっているので、式(3)のように相対的に

求めた。

$$\frac{19_{xx}\text{年}O_2\text{消費量}}{2002\text{年}O_2\text{消費量}} \times 2002\text{年}O_2\text{消費速度定数} \quad (3)$$

2.6 流入河川負荷量について

過去の解析期間の流量 - 負荷量曲線(L - Q 曲線)を作成するのは、データが揃っていないため難しい。そのため、2002年の計算に用いた L - Q 曲線を基本とする必要がある。また、Fig.7の年間負荷量の推移をみると、三河湾に注ぐ矢作川と豊川の河川負荷量は、1960年代から80年にかけて増加し、その後減少傾向にある(流域における栄養塩等物質の動態と沿岸海域生態系への影響に関する研究,2006)。モデルでもこの河川負荷量の傾向を与える必要があり、次のような方法を用いた。まず、2002年の L - Q 曲線を使用するので、同年の年間負荷量を基準とした。そして、1961年から90年の年間負荷量と各々の比率を求め、L - Q 曲線に掛けた。まとめると式(4)のようになる

$$\frac{19_{xx}\text{年年間負荷量}}{2002\text{年年間負荷量}} \times 2002\text{年}L - Q\text{曲線の負荷量}$$

(4)

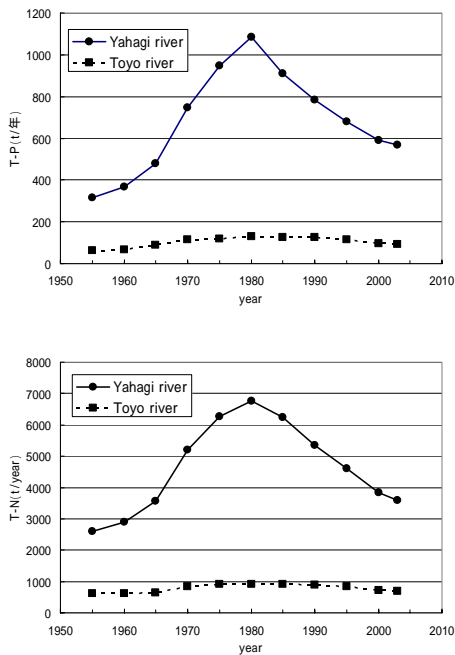


Fig.7 三河湾に河川経由で流入する負荷の年変化[上:全リン、下:全窒素]

2.7 埋め立てによる地形変化

三河湾では1960年代から断続的に埋め立てが行われており、モデルに反映する必要がある。そこで、「流域における栄養塩等物質の動態と沿岸海域生態系への影響に関する研究」に記載されている埋め立て変遷図を参考に地形の変更を行った。埋め立ては、1960年代中頃から衣浦港で始まり、70年代前半で衣浦港の埋め立てはほぼ完成している。三河湾では1970年代前半から大規模な埋め立てが始まり、南東部で航路確保による浚渫により浅海域が減少している。

3. モデルの計算結果

前項で述べた方法を使用した1961年から1990年の解析結果(K-5, A-10)を以下に示した。ここでK-5は三河湾の西側にある知多湾に位置し、一色干潟が近くにあるのが特徴である。また、A-10は東側の渥美湾にあり貧酸素水塊が頻繁に発生するところである。

3.1 有機物の沈降フラックス

モデルで計算した有機物の沈降フラックスの結果をFig.8に示す。夏季において1960年代は知多湾側のK-5で約180~200mgC/m²/dayの幅で推移している。1970年代以降は、1977から1982年にかけて沈降フラックスのピークを迎え、その後は300mgC/m²/day前後の値を示す結果となった。

渥美湾側のA-10は、1961年から76年にかけて200~300mgC/m²/dayの幅で推移している。この期間の最大のピーク

時と最小のピーク時の差(1966年と1970年のピーク時の差)は約130mgC/m²/dayで、K-5よりも大きな変動を示した。1978年以降は、ほとんどの年で沈降フラックスが400mgC/m²/dayを上回っており、最大のピーク時と最小のピーク時の差も大きい。また、冬季(特に1月)における沈降フラックスは、30年経過してもあまり変わっていないことから、夏季の沈降フラックスの増大が目立つ。

3.2 植物プランクトン及びPOC

植物プランクトンとPOCのモデルの計算結果をFig.9に示した。植物プランクトンは生産が多い表層を、POCは堆積物に近い底層をピックアップした。計算した結果を1年間の移動平均した結果と合わせて見ていく。

1960年代と80年代後半の植物プランクトン・POCを移動平均で比べると、K-5, A-10共に80年代後半が60年代よりも増加している。また、現存量のピークの山と谷も80年代後半の方が大きく、夏季の生産が高くなっていることがわかった。このピークの山と谷の差は沈降フラックスと同様の傾向が見られる。

3.3 堆積物の酸素消費量

堆積物の酸素消費量は毎年求めることが望ましいが、今回は地形が大きく変更された翌年に焦点を絞り、算出した。酸素消費速度の分布はFig.10、酸素消費量はTable.3に示す。

有機物の沈降量が少ない1961年は、約0.6cmまで酸素消費が行われており、上部の消費も少ないので酸素消費量も小さい。逆に、沈降量が多い1978年では61年ほど酸素が堆積物に浸透しておらず、上部も消費が大きい。このことから、堆積物の酸素消費は有機物の沈降フラックスに大きく影響を受けることがいえる。これは、山本ら(2005)でも述べられている。

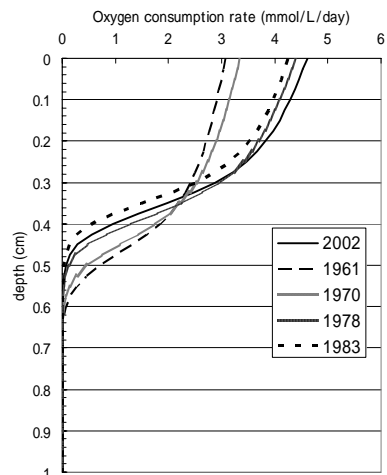


Fig.10 過去の推定された堆積物における酸素消費速度(続成モデルからの推定)

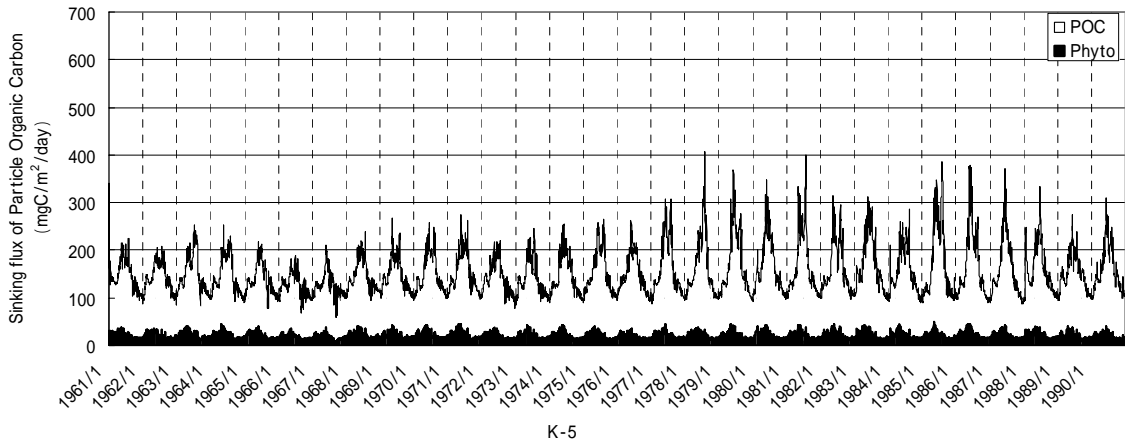
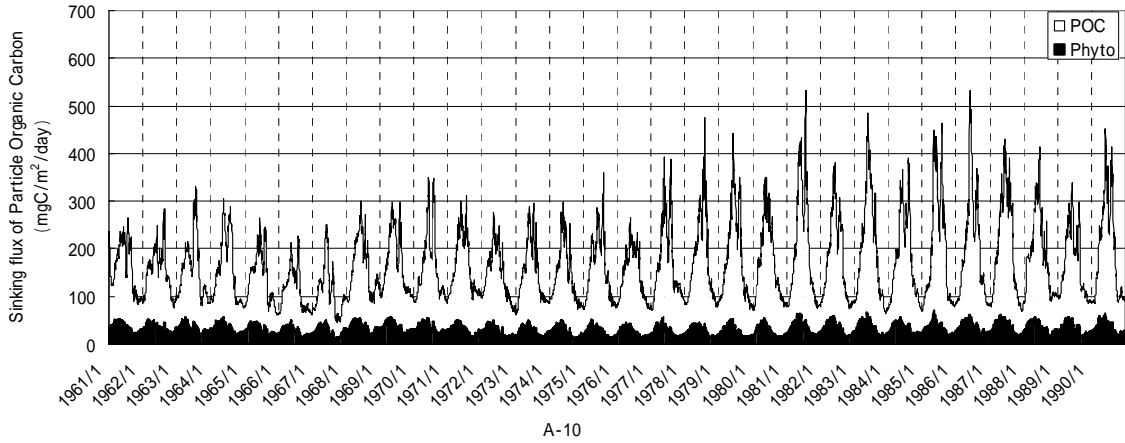


Fig.8 計算された海底への懸濁態有機物の沈降フラックスの経年変化

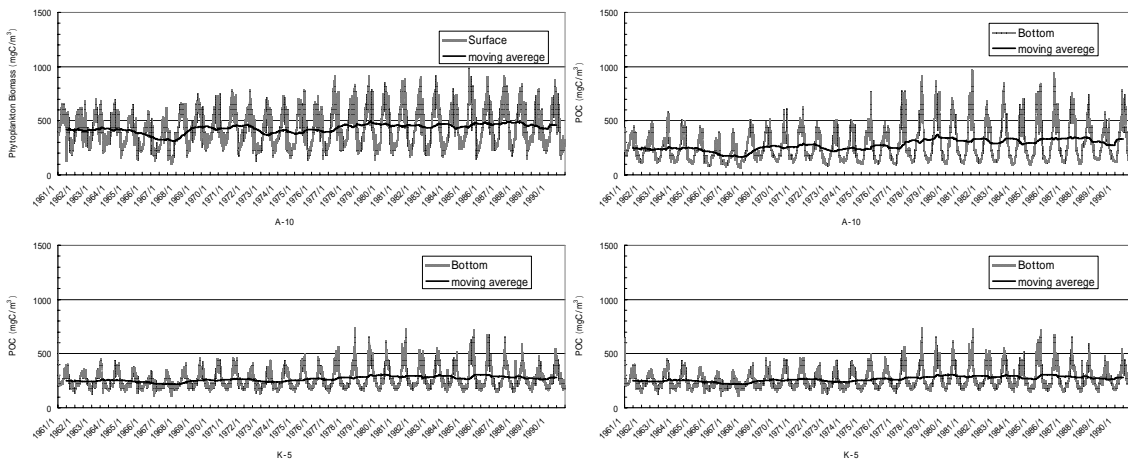


Fig.9 計算された懸濁態有機物 [植物プランクトンとデトリタス] の現存量の時間変化。

底層と表層について示されている。上がA10点、下がK5点に相当する所での計算結果で左が植物プランクトン、右がデトリタスを示している。実線が1年間の移動平均を行なったものである。

3.4 貧酸素水塊の面積

モデルで計算した三河湾の底層の貧酸素水塊の6月から10までの総面積をFig.11に示す。Max Areaは「流域における栄養塩等物質の動態と沿岸海域生態系への影響に関する研究」(2006)に記載の貧酸素水塊の面積である。モデルで計算した貧酸素水塊の総面積とMax Areaの単相関は、0.452と正の相関を得ており、73~74, 84, 89年以外のMax Areaの傾向は、モデルでも示すことができた。

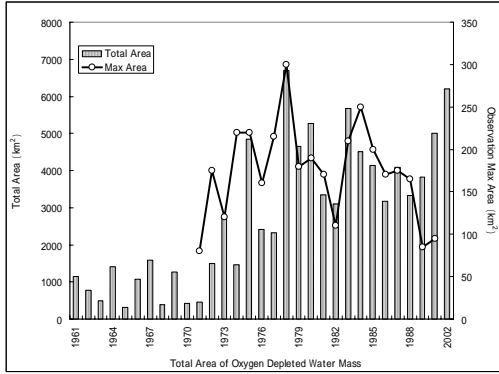


Fig.11 モデルで計算された貧酸素水塊の総面積と最大貧酸素水塊面積の比較

モデルの結果で、1960年代は貧酸素水塊が発生しているが、1000km²以下の年が多く規模は小さいものと考えられる。1972年ごろから細かな増減はあるが、全体的に規模が大きくなっており1978年にピーク(約7000km²)を迎えている。Max Areaも同年にピークを迎えている。この年以降の1980年代も3000~6000km²の規模で貧酸素水塊が発生している。

4. 議論

モデルで計算した結果を通して、三河湾の貧酸素水塊発生の原因を探っていく。

4.1 解析結果から見る貧酸素水塊の形成

1960年代は衣浦港側で埋め立てが始まり、河川からの負荷量が増加し始めた時期であるが、貧酸素水塊は小規模で推移している。アサリの資源量は1963年前後に少し落ち込むものの、60年代全体を通してみると資源量はかなり多かったのではないかと考えられる。このため、有機物の供給は、アサリなどの底生生物により、かなり抑えられている事が考えられる。1970年代に入ると三河港側の南東部と御津沖で埋め立てが始まり、干潟・浅場域が減少している。この2つの地区の干潟・浅場域が埋め立てられてから、特に77年以降の三河港側の沈降フラックスが増加し始めている。また、植物プランクトン、POCの現存量も同時期に増加し、変動の幅も大きくなっている。干潟・浅場域の減少によって、底生生物の資源量がこのころから減少傾向にあるが、70年代は、まだ流入負荷量が増加傾向にある。よって、70年代後半の植物プラ

ンクトン、POCの現存量の増加や沈降フラックスの増加、貧酸素水塊の規模拡大は、負荷量、埋め立てのどちらの影響が強いかわからない。

1980年に河川負荷量はピークを迎え、それ以降は減少傾向に入るが、植物プランクトン、POCの現存量、沈降フラックスの水準はあまり変わっていない。アサリの資源量は89年から90年を除いて、2000年以降の水準と同じで、70年代に比べて減少している。このことから河川負荷量が減少しているにもかかわらず、沈降フラックスなどの水準が変わっていないので、河川負荷量の変化が三河湾の貧酸素水塊の根本的な原因になっているとは考えにくい。

次に、アサリ資源量との関係について考えてみる。Fig.12にモデルで計算した貧酸素水塊の総面積とアサリの資源量の関係を示した。

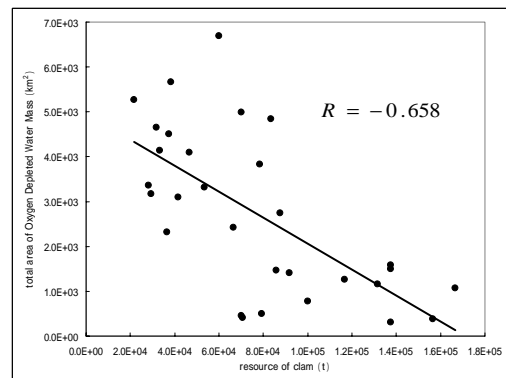


Fig.12 アサリの資源量と貧酸素水塊総面積との相関

これより明確な負の相関(-0.66)が得られ、貝の資源量との関係が示された。また、知多湾側のK-5と渥美湾側のA-10の沈降フラックスの結果を比較すると、植物プランクトン、POCの現存量や有機物の沈降フラックスなどにおいて、K-5はA-10よりも低い値を示している。K-5は矢作川や境川に近いので、流入負荷量の増加により植物プランクトンが増え、予想としては沈降フラックスも多くなるはずである。

しかし、沈降フラックスが増加傾向にあるものの渥美湾ほど増加していない。この要因としてはK-5の東側には、現在では三河湾で一番大きな一色干潟が存在し、生息する二枚貝などが懸濁物をろ過している事が理由として考えられる。また、アサリの資源量が減少した時期(1980年代)でも沈降フラックスの増加を抑えていることから、広い干潟・浅場域が貧酸素水塊の抑制につながると考えられる。

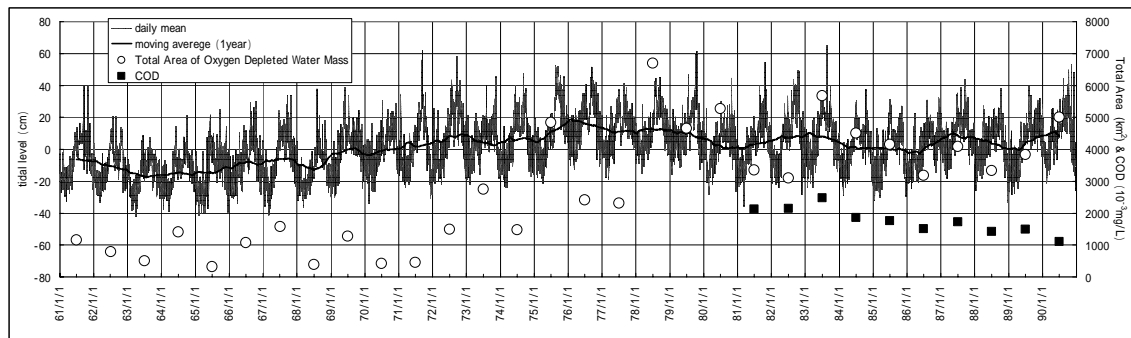


Fig.13 開境界の水位や溶存有機物濃度を現状に合わせて変化させた場合の計算された貧酸素水塊総面積の変化

4.2 境界(伊勢湾および外洋)による影響

今回の研究で、埋め立てと貝の影響が貧酸素水塊の形成に大きく影響を与える事がわかった。しかし、三河湾は伊勢湾とも接続しており、境界からの影響は完全には無視できない。そこで、このセクションでは、人工的に作られた影響(埋め立て)ではなく、自然的な影響が貧酸素水塊に関係があるのかどうか調べた。三河湾内の潮位データが得られなかったため、三河湾に近い鳥羽の潮位と、愛知県公共用水域 N-9 の COD のデータから考える事にした。Fig.13 は鳥羽の潮位(1日平均と1年の移動平均)と、モデルから得られた貧酸素水塊の総面積、愛知県公共用水域(N-9)の COD を示した。

潮位の移動平均の結果と貧酸素水塊の総面積を比較してみると、1961年から72年と83年から89年の期間で、潮位が増加傾向にあるときは貧酸素水塊の規模も大きくなり、潮位が減少傾向にあるときは貧酸素水塊の規模も縮小する傾向が見られた。特に、貧酸素水塊の面積が大きく増減しない年ほど、この関係は似ている。このことから、境界潮位が高くなると、伊勢湾や外洋からの負荷が流入しやすくなる可能性がある。

COD は 81 年以降のデータで検討した。貧酸素水塊の総面積と比較すると、90 年を除いては潮位の移動平均データと同様に正の相関関係の傾向を示している。この時期のアサリの資源量の変化は 60 年代と比べると大きくない。このことから、貧酸素水塊の細かな規模の変動は、境界からの影響を受けている可能性がある。これは、渡辺(2007)が行った境界からの流入負荷を変更した感度解析の結果でも示されており、境界からの負荷が増えた場合、有機物の沈降フラックスも増加し、貧酸素水塊の形成に影響を与えている。問題はこの外部負荷がどれほどの影響を与えるかという事だが、渡辺ら(2007)によると、貝の資源量の影響が、三河湾側では境界の変化よりも大きいという結果が報告されている。また、Fig.13 の Max area をみると 89, 90 年は貧酸素水塊の規模が小さい。この2年のアサリの資源量は、1980 年以降では非常に多い年であった。よって、境界による影響は、埋め立てやアサリの資源量ほどの影響を与えないと考えられる。

5. 結論

本研究の結果、三河湾の貧酸素水塊形成の原因は、次の3点による影響と示された。

三河湾周辺で行われた埋め立て。

埋め立てによる干潟・浅場域の減少。

アサリなど底生に生息する懸濁物食者の減少。

1970 年代に御津沖及び、三河湾南東部の埋め立て後、有機物の沈降フラックスが増加し、貧酸素水塊の規模が拡大していることから、この地域の干潟や懸濁物食者が三河湾の生態系の基盤を支えていた可能性がある。

また、渡辺ら(2007)は 2002 年の三河湾の地形で、アサリの資源量が 1960 年代と 2002 年の場合の感度解析を行っており、アサリの多い 1960 年代が、2002 年よりも有機物の沈降フラックスが少ない結果が示されている。つまり、堆積物に供給される有機物の沈降量は懸濁物食者に強く依存している事がわかり、本研究と同じ結果といえる。

伊勢湾や外洋からの流入負荷は、アサリの資源量変動がない時に影響があるようにみえるが、根本的な三河湾の貧酸素水塊形成には、埋め立てや懸濁物食者による影響より少ないといえる。

貧酸素水塊の解消のためには堆積物に供給される有機物の沈降をどれだけ削減する事ができるかが重要である。よって、今後の三河湾の貧酸素水塊を解消していくためには、懸濁物食者の増加とそれらの生息域の確保が重要になってくる。

参考文献

- Berner. R.A.,1980.,Early diagenesis a theoretical approach. Princeton University Press,Princeton, New Jersey, 241
- Boudreau.B.P.,1996., A method-of-line code for Carbon and diagenesis in aquatic sediments. Computers and Geosciences 22., 479-496
- Nakata.K,Doi.T,Taguchi.and Aoki.S.,2004, Characterization of Ocean Productivity Using a New Physical-Biological Coupled Ocean Model. J.Mar.Sys.,16,107-132
- Taguchi,K and K Nakata., 1998, Analysis of water quality in Lake Hamana using a coupled physical and biochemical model. Global Environmental Change in the Ocean and on Land., 1-44
- (財)河川環境管理財団.,2006, 流域における栄養塩等物質の動態と沿岸海域生態系への影響に関する研究
- 釘宮秀友,中田喜三郎.,2005, 2000 年度,有明海に発生した赤潮発生機構に関する一考察. 海洋理工学会誌 2005 Vol.11 No.2.,59-64
- 相馬明郎,関口泰之,垣尾忠秀.,2005. 貧酸素海域の生態系評価を目的とした内湾複合生態系モデル“ZAPPAI(雑俳)”の開発と適用 - 干潟創生,浚渫・覆砂,流入負荷削減施策に対する東京湾生態系の自立的応答と赤潮に対する耐性 - . 海洋理工学会誌 2005 Vol.11 No.2.,21-52
- 中田喜三郎.,1993, 生態系モデル - 定式化と未知のパラメータの推定法 - . 海洋工学コンファレンス論文集 1993 Vol.8.,99-138
- (社)日本水産資源保護協会.,1994, 漁場保全機能定量化事業報告書 - 第二期
- 東京湾河口干潟保全検討会.,2004, 東京湾河口干潟保全再生検討報告書
- 日向野純也,徳田雅治.,2002,有明海における二枚貝漁獲量の変化と二枚貝による海水濾過量の推定. 日本水産工学学会学術講演会講演論文集 Vol.14.,201-204
- 山本祐也,中田喜三郎.,2005, 続成過程モデルによる沿岸域の堆積物中における物質循環.海洋理工学会誌 2005 Vol.11 No.2.,53-57
- 山本祐也,中田喜三郎.,2007, 三河湾における貧酸素水塊形成過程に関する研究.海洋理工学会誌(投稿中)
- 渡辺睦美,中田喜三郎.,2007, 三河湾の修復に何が有効か? - 沈降フラックスの考察 - .東海大学海洋学部平成 18 年度卒業論文

Table.1 Vertical distribution of model applied to Mikawa Bay

Depth (m)	Thickness of layer (m)	Depth (m)	Thickness of layer (m)
0 ~ 1.5	1.5	9.0 ~ 11.0	2.0
1.5 ~ 3.0	1.5	11.0 ~ 14.0	3.0
3.0 ~ 5.0	2.0	14.0 ~ 17.0	3.0
5.0 ~ 7.0	2.0	17.0 ~ 20.0	3.0
7.0 ~ 9.0	2.0	20.0 ~ 32.0	12.0

Table.2 Major parameters used in this study.

parameter	unit	value	Reference
Phytoplankton			
最大可能成長速度	day ⁻¹	0.590exp(0.0633T)	中田(1993)
呼吸速度	day ⁻¹	0.02·exp(0.0524·T)	釘宮(2005)
光消散係数	m ⁻¹	0.3428-0.0056·Chla+0.0634·Chla ^{2/3}	-
枯死速度	day ⁻¹	5.0 × 10 ⁻⁵ ·exp(0.0693T)	中田(1993)
沈降速度	cm/sec	1.0 × 10 ⁻⁴	中田(1993)
Zooplankton			
最大可能摂食速度	day ⁻¹	0.03·exp(0.12T)	-
Ivlev 定数	m ³ /mgC	0.007	釘宮(2005)
静止呼吸速度	day ⁻¹	0.017·exp(0.04T)	-
自然死亡速度	day ⁻¹	1.0 × 10 ⁻⁵ ·exp(0.12T)	-
Others			
デトリタス無機化速度	day ⁻¹	0.012·exp(0.0693·T)	-
デトリタスの沈降速度	cm/sec	5.787 × 10 ⁻⁴	中田(1993)
溶存態有機物の無機化速度	day ⁻¹	0.005·exp(0.0693·T)	-
アサリの最大濾水速度	L/gdry-wt/hr	1.5	日向野(2002)

Table.3 Simulated oxygen consumption in sediment.

	Oxygen consumption (mgO ₂ /m ² /day)	proportion of 19xx to 2002
1961	379.68	0.83
1970	403.68	0.89
1978	451.60	0.99
1983	403.96	0.89