5 環境変化を説明できる包括的な仮説の作成

5.1 仮説の構築の必要性

(1) 仮説の構築の必要性

「水・物質供給という点で、陸（森や川など）が海の健全性にとって非常に重要」、「陸域の変貌が海の健全性を根本的に損なっている」という国民的懸念が増しつつあるようで、実際、海と山を結んだ様々な活動が生まれている。学術的には、科学的根拠のある有力な仮説、例えば、シリカ欠損説、鉄欠損説などがあり、共通した新たな特徴は、“過剰”ではなく”欠乏”である。

このように、流域から海への影響、生態系劣化のメカニズムに関していくつかの仮説シナリオはあるが、政策立案というレベルで全面的に頼れるものはまだない。信頼性があるものも断片的である。したがって、既往の研究等を政策立案や調査・モニタリング方法の提示にストレートに使うには無理があり、今後の検討において参考というスタンスが現状では妥当と考えられる。

これらのことから、河川管理者として国民的懸念に対して説明責任を果たすとともに、流域や沿岸域の関係機関と連携して、適切な河川管理を行っていくためには、以下の仮説を政策立案に資することができるレベルで構築する必要がある。

①「沿岸域の生態系機能劣化のメカニズム」に関する仮説
②「流域における河川水系を通じた物質動態の変化が沿岸域生態系機能に与えてきた影響」に関する仮説

沿岸域の生態系機能劣化については、現地データやヒアリング等を基礎資料として考察することになる。このときに、劣化の基準値等があるわけではないが、日本の水質汚濁の変遷を考えれば、高度成長以前（昭和 20～30 年代）との比較で考察すれば良いと考えられる。

(2) 仮説のアウトプットに要求される内容

科学的根拠に基づいて、対外的に仮説を説明するためには、以下のアウトプットが要求されると考えられる。

- 沿岸域の生態系機能劣化を示す具体的事象の明示
- 生態系機能劣化をもたらしたメカニズムがわかりやすく理解できる図
  - 科学的根拠や調査分析データに基づいて、現象の連関（因果関係）を定量的に評価

・　流域・河川からのインパクト（過剰、過小、欠乏等）の影響度を明示

➢　上記の事項を総括した「わかりやすい文章」

5.2 インパクトとレスポンスの明確化

(1)　整理方針

仮説を構築するために、まず、流域・河川と沿岸域からのインパクトと沿岸域におけるレスポンスの明確化を図った。

インパクトとレスポンスを明確にする視点は、図 5.2.1 に示すとおりであり、既存資料等を用いて、各視点にかかる現象の経年変化及び関連事項の変遷（例えば、流域開発状況）を整理した。なお、経済成長と湾内の水質汚濁の関係を明確とするため、有機汚濁があまり進行していない（海域における内部生産の影響が小さい）時期を含む期間、すなわち昭和 30 年代から現在までの期間を対象とした。流域人口等の流域フレーム及び負荷量については、昭和 30 年度～平成 15 年度の期間を対象に 5 年間隔で整理した。（３章）

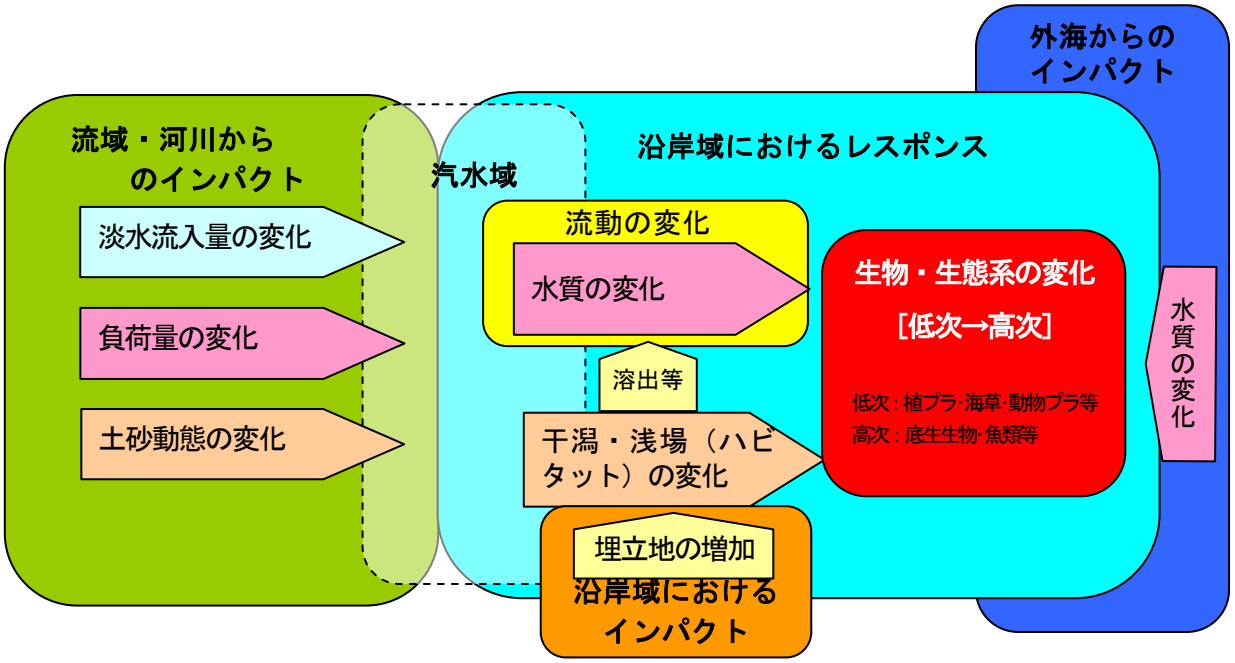


図 5.2.1　インパクトとレスポンスを明確にする視点

(2) 主要なインパクトの整理結果

本検討で得られた流域・河川からのインパクト、沿岸域におけるインパクトについて主要なものを表 5.2.1 に示す。

表 5.2.1 (1) 三河湾における主要なインパクト（昭和 30 年代～現在）

【流域・河川からのインパクト】

視点	項目			インパクトの内容（経年変化等）	
				矢作川及び流域	豊川及び流域
水量	水資源開発（ダム・堰）			・昭和 37 年羽布ダム竣工、昭和 45 年矢作ダム、矢作第二ダム竣工。昭和 53 年明治用水頭首工改修。	・昭和 33 年宇蓮ダム竣工、昭和 40 年豊川放水路竣工、昭和 43 年牟呂松原頭首工・豊川用水竣工、平成 13 年大島ダム竣工。
	順流末端の流量			・S30 年以降、各年度で変動があり、一定の傾向は認められない。	・昭和 43 年の豊川用水竣工後は、竣工前と比べて 2 割程度の河川流量の減少がみられる。
水質・負荷量	流域開発	人口		・昭和 30 年に約 45 万人だった流域内人口は年々増加し、平成 15 年には約 87 万人となった。	・昭和 30 年に約 17 万人だった流域内人口は年々増加し、平成 15 年には約 23 万人となった。
		下水道整備	下水道人口	・下水道人口は、平成 7 年以降、大きく増加し、平成 15 年には流域内人口の約 42%が下水道に接続している。	・下水道人口は、昭和 30 年以降、年々増加しており、平成 15 年には流域内人口の約 55%が下水道に接続している。
			湾への直接放流	・平成 7 年以降上昇傾向にある。(河川順流末端流量の 0～2%)	・昭和 30 年以降増加し、昭和 45 年をピークにその後減少傾向にある。(河川順流末端流量の 1～2%)
		畜産		・牛の飼育頭数は、昭和 30 年代の約 2 万頭から減少傾向にあり、平成 15 年は約 1 万頭となっている。豚については、昭和 60 年以降減少に転じ、平成 15 年は約 4 万匹程度となっている。	・牛の飼育頭数は約 1 万頭前後で推移している。豚については、平成 2 年以降減少に転じ、平成 15 年は約 4 万匹程度となっている。
		土地利用		・森林・原野の占める面積はわずかに減少傾向にあるもののもっとも高く、70%前後となっている。宅地・道路の占める面積は昭和 30 年の約 5%から増加傾向にあり、近年は約 11%となっている。	・森林・原野の占める面積はわずかに減少傾向にあるもののもっとも高く、70%以上となっている。宅地・道路の占める面積は昭和 30 年の約 4%から増加傾向にあり、近年は約 10%となっている。
	水質	COD		・昭和 47 年度(観測開始)は 1.8mg/L であったが､徐々に上昇し､近年では 3mg/L 前後の値が認められる。	・昭和 36 年度(観測開始)は 1.0mg/L であったが、徐々に上昇し、近年では 2.0mg/L を超える値が認められる。
		窒素		・昭和 50 年度をピーク(1.13mg/L)に低下するものの、昭和 58 年度以降再び上昇し、平成 7 年度に 1.12mg/L と再びピークとなる。その後低下し、平成 15 年度は 0.66mg/L となっている。	・昭和 49 年度(観測開始)(1.11mg/L)から上昇傾向を示し、平成 6 年度にピーク（2.34mg/L）を示した。その後は改善傾向にあり、平成 14 年は 1.62mg/L であった。
		リン		・年による変動が大きく、昭和 53 年度の 0.083mg/L をピークにその後は改善傾向にあるが、平成３年度以降再び上昇傾向にある。平成 8 年度以降は 0.04mg/L 前後でほぼ横ばい傾向にある。	・昭和 49 年度にピーク(0.123mg/L)を示し、その後は大幅な改善がみられた。昭和 56 年以降は 0.03mg/L 前後でほぼ横ばい傾向にある。
		ケイ酸		・傾向を示すデータなし	・傾向を示すデータなし
	負荷量	COD		・昭和 60 年以降、減少傾向にあり、近年は 3,000t／年以下となっている。	・昭和 40 年から平成 2 年にかけて漸増しているが、近年はやや減少し、3,000t／年以下となっている。
		窒素	T-N 負荷量	・昭和 55 年以降、減少傾向にあり、近年は 3,500t／年程度となっている。	・昭和 60 年以降、減少傾向にあり、近年は 900t／年程度となっている。
			形態特性	・	・
		リン	T-P 負荷量	・昭和 55 年以降、減少傾向にあり、近年は 600t／年程度となっている。	・平成 2 年以降減少傾向にあり、近年は 120t／年程度となっている。
			形態特性	・	・
		ケイ酸		・不明	・不明
		外海からの負荷量		・不明	・不明

表 5.2.2 (2)三河湾における主要なインパクト（昭和 30 年代～現在）

【流域・河川からのインパクト(つづき)】

視点	項　目		インパクトの内容（経年変化等）	
			矢作川及び流域	豊川及び流域
土砂動態	平均河床高		・昭和 40 年頃から平成元年頃にかけて、河床高が低下した。	・昭和 40 年頃から平成 13 年頃にかけて、顕著な変化は見られない。
	横断工作物等		・昭和 37 年羽布ダム竣工、昭和 45 年矢作ダム、矢作第二ダム竣工。昭和 53 年明治用水頭首工改修。	・昭和 33 年宇蓮ダム竣工、昭和 40 年豊川放水路竣工、昭和 43 年牟呂松原頭首工・豊川用水竣工、平成 13 年大島ダム竣工。
	砂利採取		・昭和 50 年代まで、年間 30 万 m^3 程度の砂利採取。平成元年度以降、砂利採取は行われていない。	・昭和 41 年から平成 11 年にかけて砂利採取の実績があるが、河床低下に与える影響は小さいと考えられる。
	海域への流出土砂量	土砂量	・河床変動等から海域への流出土砂量を算定した結果、河床低下に伴って河川の掃流力が低下し、海域への供給土砂量も減少した(昭和 40 年頃～平成元年頃までに 200 千 m^3/年から 70 千 m^3/年に減少)*。	・河床変動等から海域への流出土砂量を算定した結果、豊川放水路の竣工に伴って豊川本川の掃流力が低下し、海域への供給土砂量も減少した(20 千 m^3/年からさらに減少)*。
		シルト・粘土分	・海域への流出量は減少したが、砂分とシルト粘土分の組成比率には、顕著な変化は見られない*。	・豊川放水路の竣工前後では、シルト粘土分の海域への流出量に顕著な変化は見られない*。
		砂分	・海域への流出量は減少したが、砂分とシルト粘土分の組成比率には、顕著な変化は見られない*。	・豊川放水路の竣工に伴い、砂分の海域への流出量は減少した*。

*:解析による検討結果

表 5.2.3 (3)　三河湾における主要なインパクト（昭和 30 年代～現在）

【沿岸域におけるインパクト】

視点	項　目	インパクトの内容（経年変化等）
ハビタット	埋立	・昭和 40 年以降、埋立は急速に進み、昭和 54 年までに三河湾全体で約 1,500ha が埋め立てられた。その後も約 300ha の埋立が行われた。
	人工干潟	・平成 10 年度以降、三河湾シーブルー事業として約 241ha の干潟造成、106ha の浅場造成、273ha の覆砂が行われた。
漁獲	経営体数	・三河湾周辺地域おける経営体数は、昭和 40 年頃以降漸減傾向にあるものの、平成 12 年時点で約 2,000 の経営体が存在する。

(3) 主要なレスポンスの整理結果のまとめ

沿岸域におけるレスポンスについて主要なものを**表 5.2.4**に示す。また、整理結果から見いだされる「沿岸域の生態系機能劣化を示す具体的事象」は、次のとおりである。

1)アカガイは昭和 45 年から昭和 55 年の間に激減した。

2)アサリの漁獲量は平成 2 年頃のピーク時の約半分で推移している。

3)ハマグリは昭和 45 年以降ほとんど漁獲されていない。

4)昭和 45 年以降、赤潮の増加と夏季底層貧酸素水塊発生が認められる。(なお、苦潮は、戦前にも出水後直後に数日認められることがあったと言われているが、貧酸素が長期化し出したのは昭和 45 年以降であると言われている。)

5)昭和 30 年代と比べて、干潟の面積・藻場ともに 1/2 にまで減少した。

表 5.2.4(1)　三河湾における主要なレスポンス（昭和 30 年代～現在）

視点	項　目		レスポンスの内容（経年変化等）
流動	エスチャリー循環特性		・豊川用水が竣工した昭和 43 年以降、豊川の河川流量が 2 割程度低下した。数値計算の結果に基づく推定により、河川流量低下によりエスチャリー循環に伴う外海から下層流入する海水量は 1.4%程度低下したと考えられる。
	滞留時間		・上記エスチャリー循環低下により、滞留時間が 27.4 日から 27.7 日に増加したと想定される。
	恒流（水平流）		・昭和 50 年頃における流況観測結果では、夏季・冬季ともに上層で三河湾からの流出、下層で三河湾への流入の鉛直循環の傾向が認められた。
水質	透明度		・昭和 35 年から昭和 45 年の 10 年間で平均 6m であった透明度は 3m にまで低下した。その後はほぼ横ばい傾向にある。
	COD		・観測開始の昭和 47 年以降増減を繰り返しつつわずかに上昇する傾向にある。知多湾・渥美湾ともに約 2mg/L→約 3mg/L に上昇した。
	窒素	T-N	・昭和 54 年～平成 10 年まではほぼ横ばい、以降、知多湾奥部で若干低下。
		形態特性	・不明
	リン	T-P	・昭和 54 年から平成 10 年まではほぼ横ばい、以降、知多湾、渥美湾とも湾奥で若干低下。
		形態特性	・不明
	ケイ酸		・昭和 44 年と現在のケイ酸濃度を比較したところ、変化は認められない。
	底質（含有量）		・昭和 50 年以降 COD は知多湾で横ばい､渥美湾で悪化傾向にある。T-N、T-P はほぼ横ばい傾向にある。
	赤潮		・昭和 45 年以降発生頻度増加、昭和 60 年以降横ばい、知多湾では平成 7 年以降減少傾向。
	プランクトン種		・昭和 59 年以降の赤潮を構成する珪藻類/鞭毛藻類の比率は、知多湾では平成 4 年以降珪藻類の比率が若干高く、渥美湾においてはほとんど変化は認められない。
	青潮(貧酸素水塊面積)		・昭和 45 年以降の夏季下層の貧酸素水塊面積は、200km^2 前後で推移し、平成元年～平成 5 年頃まで減少するものの、その後は再び増加し、面積の増減を繰り返している。

表 5.2.4(2)　三河湾における主要なレスポンス（昭和 30 年代～現在）

視点	項　目		レスポンスの内容（経年変化等）
生物	漁獲対象種	貝類	・アカガイは昭和 45 年から昭和 55 年の間に激減し、それ以降はほとんど漁獲されていない。 ・アサリは昭和 25 年から昭和 45 年までは増加、昭和 45 年頃に減少、その後横ばい傾向にある。平成 2 年度頃に増加のピークを示した後減少し、平成 7 年度以降横ばい傾向にある。 ・ハマグリは昭和 45 年代以降ほとんど漁獲されていない。
		浮魚	・クロダイ：昭和 25 年以降、長期的に増加傾向にある ・イカナゴ：昭和 25 年以降、年による増減を繰り返している。 ・コノシロ：昭和 45 年頃から長期的に増加傾向にある。 ・スズキ：昭和 30 年頃から長期的に増加傾向にある。
		底魚	・カレイ類：昭和 35 年以降上昇、昭和 60 年にピーク、その後減少傾向、平成 5 年度以降横ばい傾向にある。 ・ナマコ：昭和 25 年以降減少傾向、昭和 50 年以降横ばい傾向にある。 ・ガザミ：昭和 25 年以降、十数年周期で漁獲量の増減を繰り返している。 ・タコ類：昭和 25 年以降減少傾向にあり、昭和 45 年以降昭和 55 年まで若干の上昇、その後はほぼ横ばい～やや減少傾向にある。
ハビタット	干潟・浅場面積		・昭和 20 年代の干潟は 620ha(6.2km^2)、浅場は 1760ha(17.6km^2)であったが、平成 15 年頃には干潟 460ha(4.6km^2)、浅場 1300ha(13.0km^2)に減少している。 ・昭和 30 年の干潟浅場は 1980ha(19.8km^2)であったが、平成 15 年頃には 600ha(6.0km^2)が消失し、総面積は 1380ha(13.8km^2)となった。 ・三河湾全体では、昭和 20 年頃は 2,700ha 程度であったものが、昭和 35 年以降、知多湾では昭和 45 年までに 200ha、渥美湾では昭和 50 年までに 1,000ha の減少がみられた。
	干潟の質（粒度組成）		・矢作川河口域の干潟の質と変遷は不明。 ・豊川河口域の干潟は砂質で構成されており、平成 10 年～平成 16 年の粒度組成の変化と出水状況(流量)に明瞭な関係は見られなかった。
	藻場		・昭和 30 年に 930ha 程度であった藻場は、減少しつづけ現在は 510ha 程度である。

5.3 インパクトとレスポンスの関係の明確化

(1) インパクトとレスポンスの関連性の整理

インパクトとレスポンスの関係について、既存知見をもとに整理を行った(図 5.3.1～図 5.3.7)。

これらのレスポンスに着目した時に、比較的関連性があると考えられるインパクトとなる現象を抽出し、表 5.3.1に示した。

表 5.3.1　インパクトとレスポンスの関連性のまとめ（経年変化の比較）

着目レスポンス	関連インパクト・レスポンス	現象間の位相差
透明度の低下(1955-60 年(S30-35)頃～)	流入負荷量の増加(1960 年(S35)頃～)	ほぼ同時
	干潟面積の激減(1960 年(S35)頃～)	ほぼ同時
干潟面積の激減(1960 年(S35)頃～)	埋立の増加(1960 年(S35)頃～)	ほぼ同時
藻場の急激な減少(1960 年(S35)頃～))	透明度の低下(1955-60 年(S30-35)頃～)	ほぼ同時
赤潮発生頻度の増加(1970 年(S45)頃～)	干潟面積の激減(1960 年(S35)頃～)	ほぼ 10 年遅れ
ハマグリ漁獲量の減少(1960 年(S35)頃～)	干潟面積の激減(1960 年(S35)頃～)	ほぼ同時
タコ類の減少(1955 年(S30)頃～)	透明度の低下(1955-60 年(S30-35)頃～)	ほぼ同時
アサリの増加(1955 年(S30)頃～)	透明度の低下(1955-60 年(S30-35)頃～)	ほぼ同時
ナマコの減少(1955 年(S30)頃～)	底層の貧酸素化(1970 年(昭和 45)頃～	1970 年以降のナマコ漁獲量の変動が貧酸素水塊面積に連動
アカガイの減少(1970 年(昭和 45)頃～	底層の貧酸素化(1970 年(昭和 45)頃～	ほぼ同時
アサリの減少(1970 年(昭和 45)頃～	底層の貧酸素化(1970 年(昭和 45)頃～	1970 年以降のアサリ漁獲量の変動が貧酸素水塊面積に連動

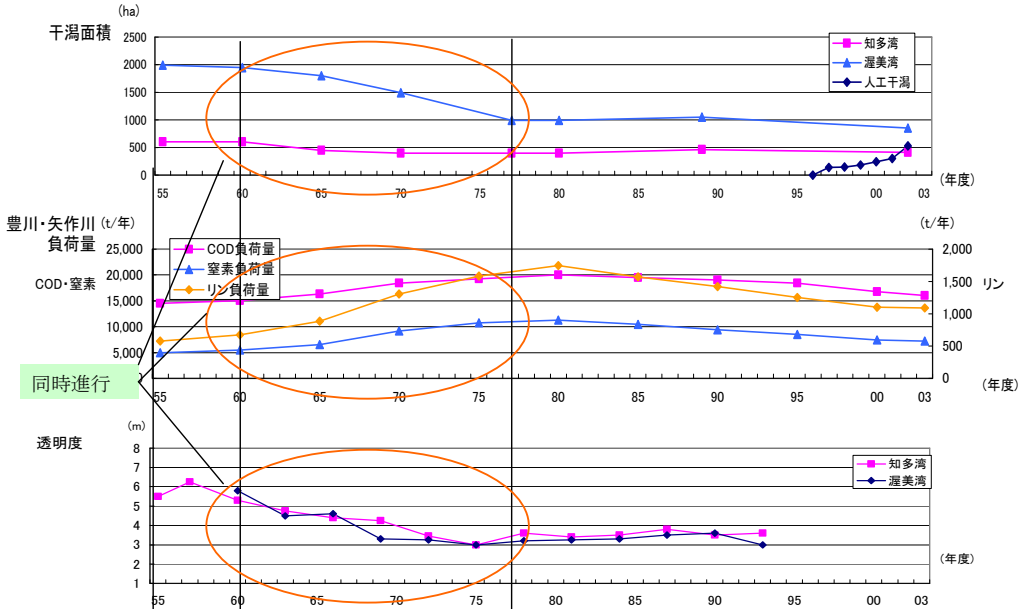
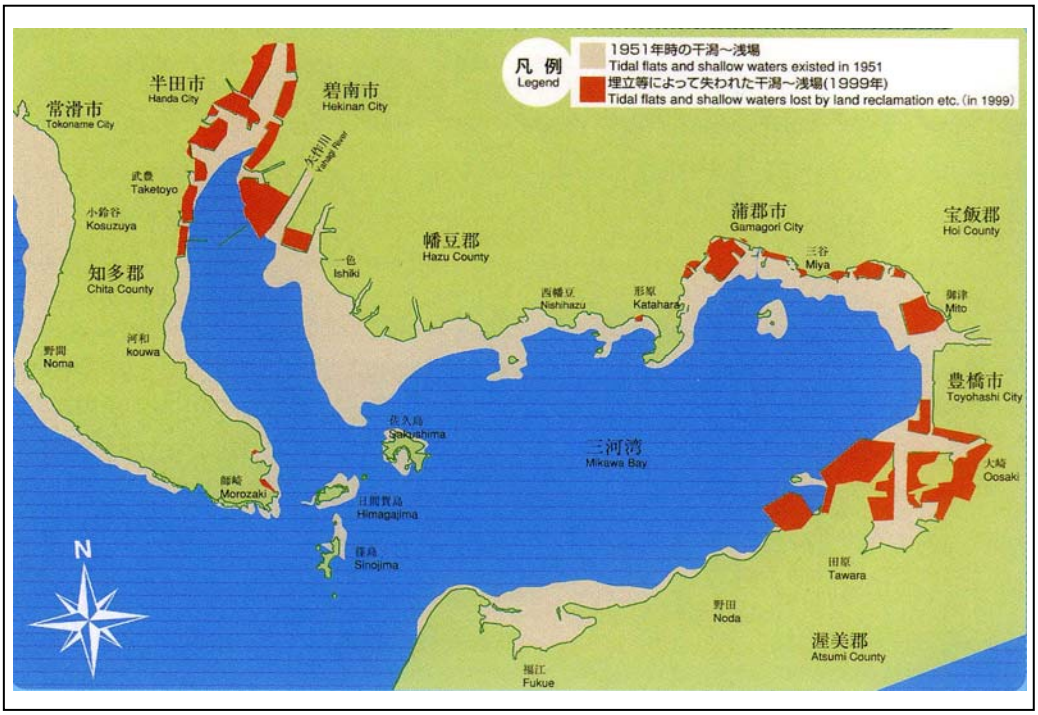
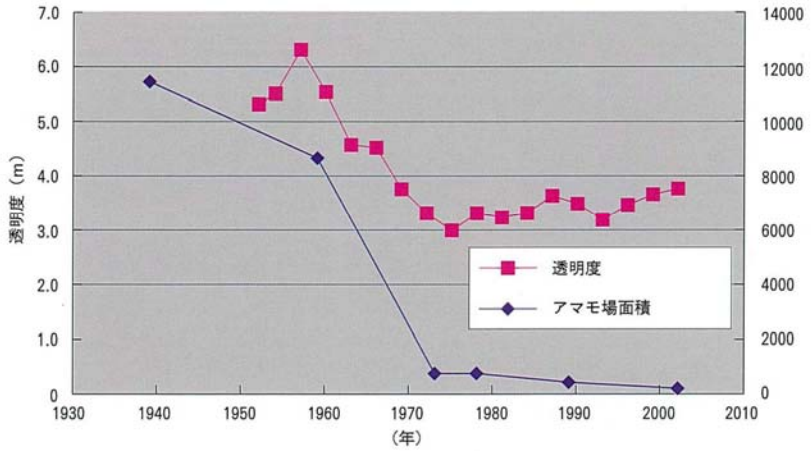


図 5.3.1　三河湾における干潟面積、流入負荷、透明度の推移



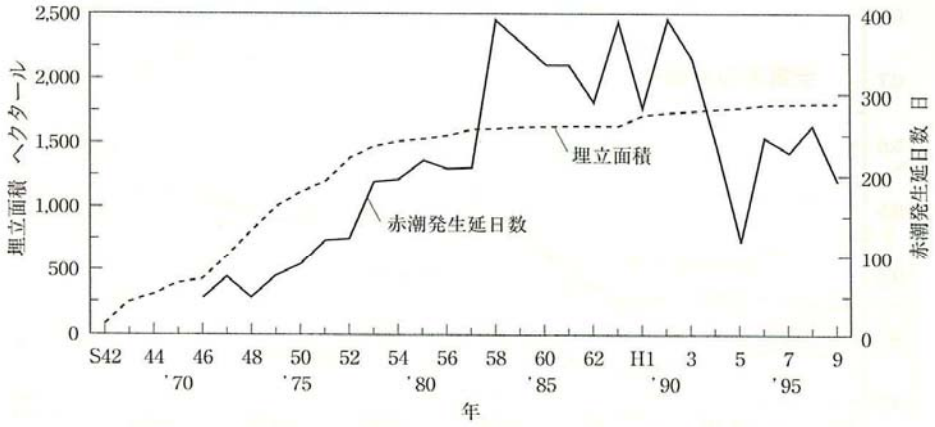
出典：国土交通省中部地方整備局三河港湾事務所パンフレット「笑顔あふれる三河湾へ」

図 5.3.2　三河湾の埋立地と干潟の位置



出典：武田(2005)

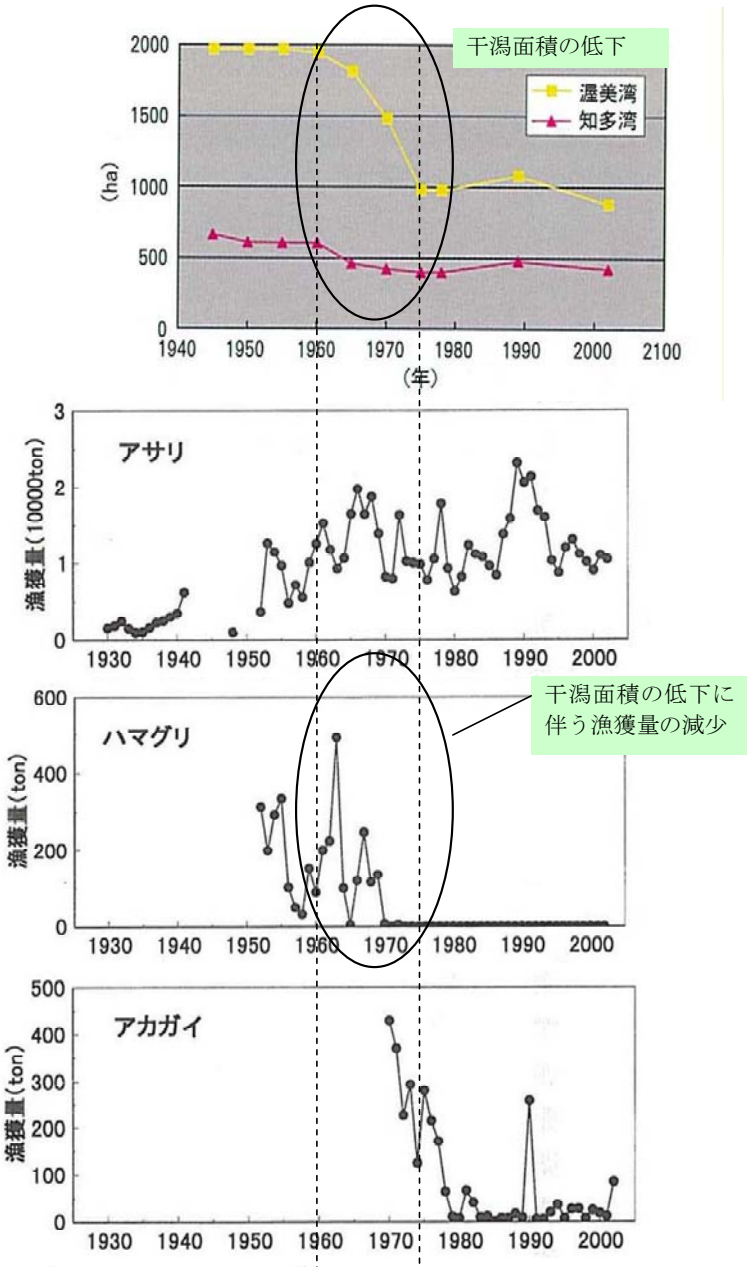
図 5.3.3　透明度と藻場



三河湾の赤潮の年間発生延日数の変化と埋立面積の増加の関係
赤潮発生延日数とは、二つの水域で発生した時は２日と数えている。なお、1993年は冷夏であった。(愛知県水産試験場漁場環境研究部資料)

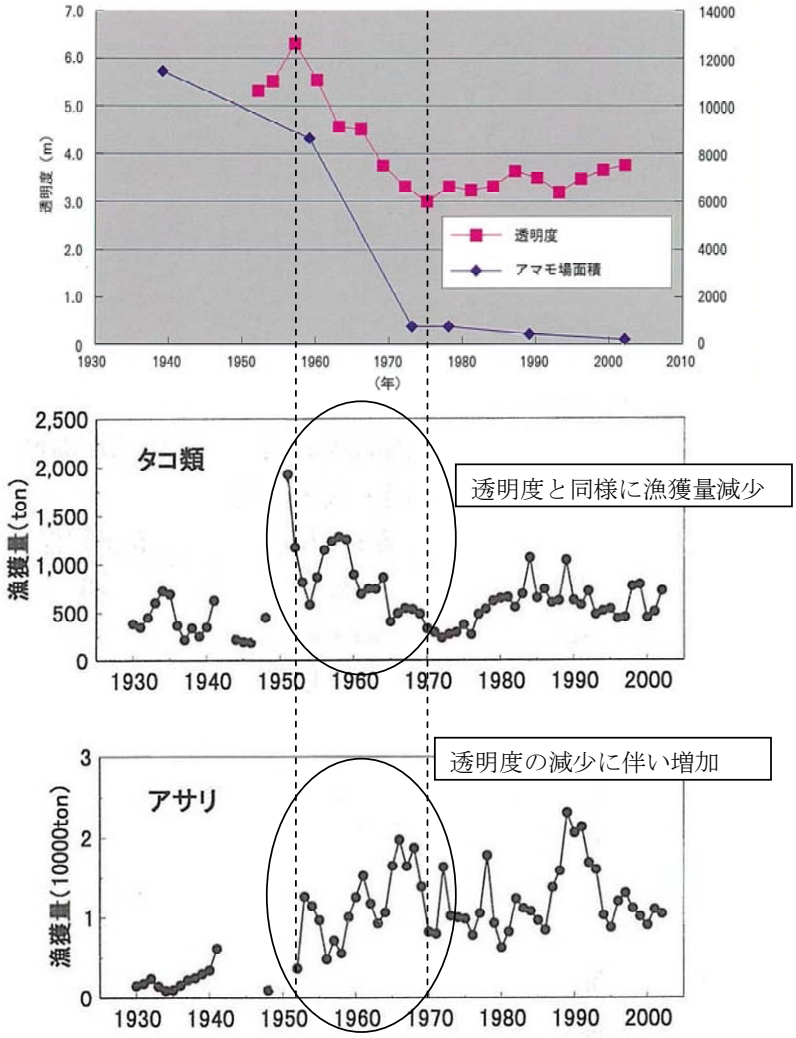
出典：鈴木 (2003)

図 5.3.4　三河湾における赤潮年間発生延日数と埋立面積



●ハマグリ
　ハマグリは、生息域が豊川河口干潟の極狭い海域に限られていたが（愛知水試, 1951)、御津地区の埋立により漁場が消滅し、1970 年以降はほとんど漁獲されていない武田(2005)。

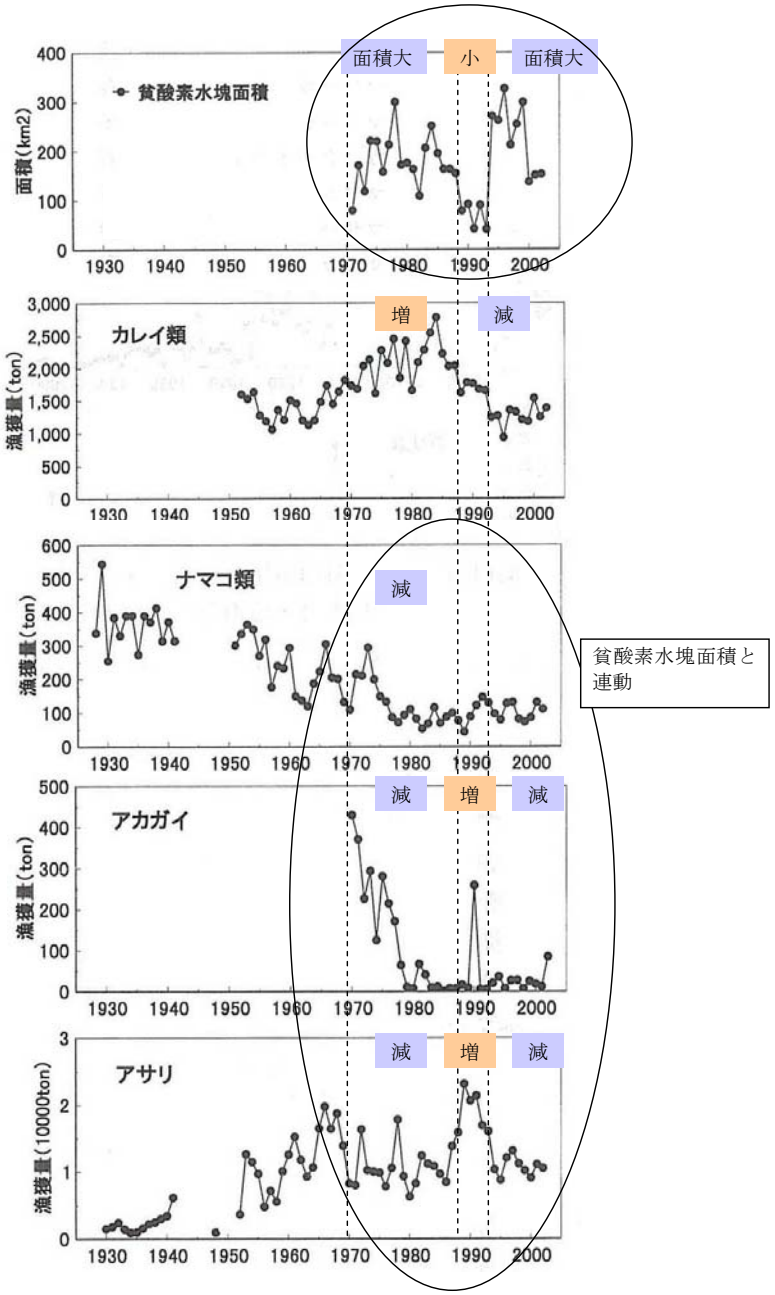
図 5.3.5　三河湾における干潟の減少と魚種別漁獲量の推移（武田(2005), 中村ら(2005)）



●タコ類
比較的澄んだ環境を好むことから、1960 年代の透明度の低下に関連した底質の悪化で、内湾域に広がっていた生息域が貧酸素化しにくい潮通しが良い海域へ縮小し、資源水準が低下したと考えられる。

●アサリ
漁獲量は埋立による漁場縮小にもかかわらず､透明度が低下した 1960 年代に大きく増加している。需要拡大にともなう漁獲努力量の増加に加えて、餌となる植物プランクトンの増加によりアサリの生産力が増大したとみられる。

図 5.3.6　三河湾における透明度の低下と魚種別漁獲量の推移(武田(2005)，中村ら(2005))



●ナマコ類

マナマコは、三河湾の湾口より磯周辺に生息する。稚ナマコは潮間帯～水深 5m に分布するが、成長につれ深みに移動する。ナマコ類の漁獲量は 1950 年後半から 1970 年代半ばにかけて 1/3 程度に低下している。1950 年代以前には三河大島周辺でも漁獲されていたが、1980 年頃には春から夏にかけて大量に発生するものの、貧酸素化で夏を越せずに死滅する様になってしまった。（船越，1981）。漁獲量は 4 年前の貧酸素水塊面積と負の相関が認められ、夏季の貧酸素化による生息域の縮小が資源水準低下の原因と考えられる。

●アカガイ

アカガイは、三河湾の水深 5～15m の泥質の海域に生息する（愛知水試, 1931；井戸ら, 1976）。漁獲量は貧酸素水塊面積が拡大した 1970 年代に激減し、1979 年以降はほとんど獲れなくなってしまった。アカガイは、生息域が貧酸素化しやすい海域であり、漁獲サイズに成長するまでに２年以上を要することから（井戸ら，1976）、漁獲サイズまでの生残率が低く、資源水準が長期的に大きく低下したものとみられる。

●アサリ

当年および前年の貧酸素水塊面積と負の相関が認められ、近年苦潮による大量斃死が起きている（愛知水試，1997）。貧酸素化の資源量への影響は大きく、貧酸素化が顕在化した 1970 年以降は、貧酸素水塊の規模がアサリ資源量の制限要因になっていると考えられる。貧酸素水塊の規模が小さかった 1990 年前後には漁獲量が 20,000 トンに達しており、潜在的には漁獲量にして 20,000 トンの生産力があると言える。

なお、カレイ類については、三河湾全体の漁獲量では貧酸素水塊面積との関係は認められなかったが、漁協単位等では貧酸素との関係が認められる海域もある。

図 5.3.7　三河湾における酸素水塊面積と底生生物（武田(2005)）

(2) インパクト・レスポンスの連関図の作成

インパクトとレスポンスとして抽出した現象について、各現象間の関連性を既往データや一般的な知見をもとに整理して連関図を作成した。作成に際してのポイントは次のとおりである。

1)過去に発生した現象（例えば、透明度の低下、干潟面積の減少等）と、現在でも発生している現象（例えば、貧酸素水塊の発生等）の区分

2)沿岸域の生物に直接影響を及ぼしている現象の抽出

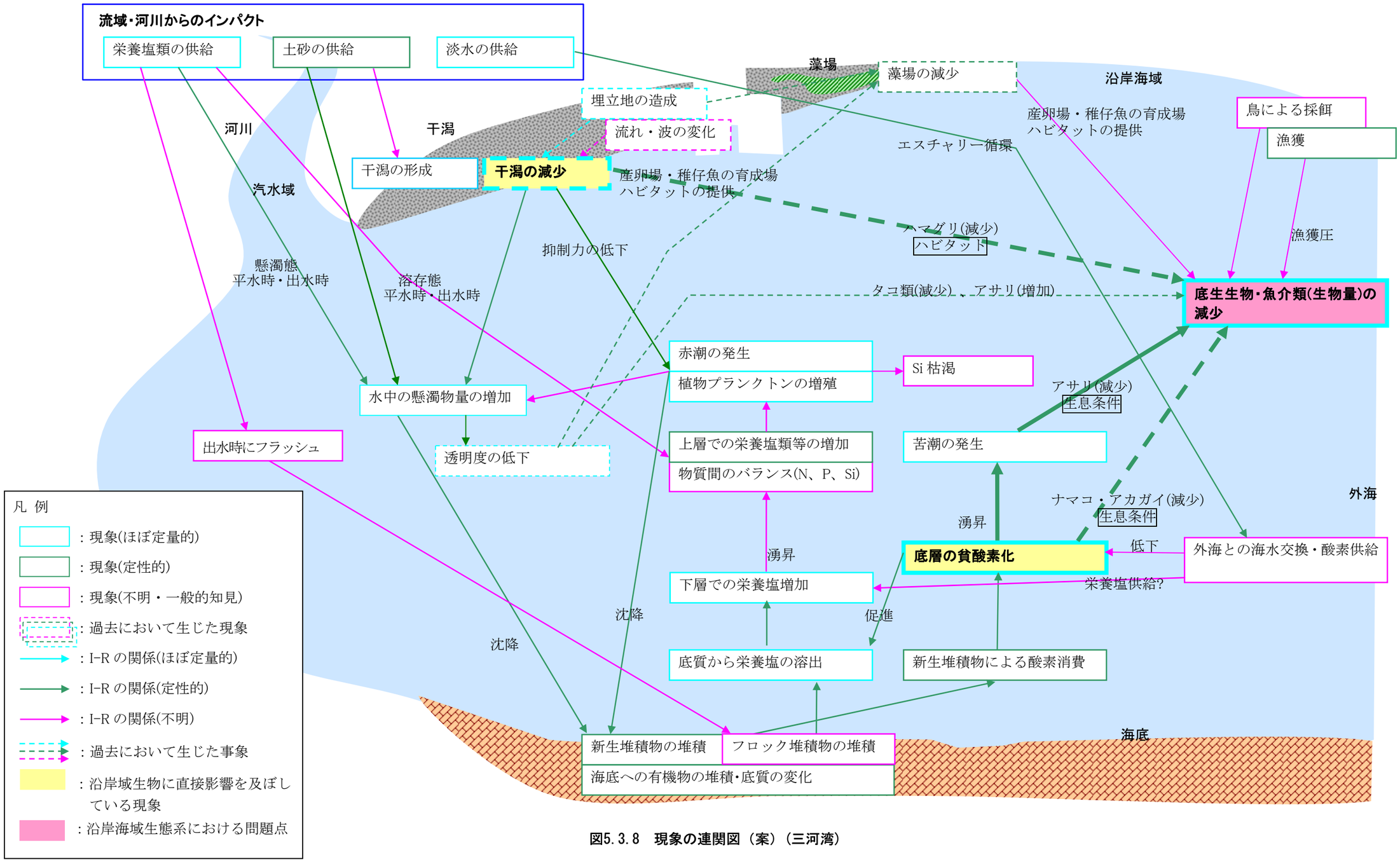


図5.3.8　現象の連関図（案）（三河湾）

5.4 着目すべき現象の抽出

(1) 着目すべき現象の抽出

前節において整理した連関図には、過去に発生した現象（例えば、透明度の低下、干潟面積の減少等）と、現在でも発生している現象（例えば、貧酸素水塊の発生等）を併記している。

このうち過去に発生した現象については、データ等が限られているため、現象間の関連性を詳細に分析することは非常に難しい。例えば、透明度の低下は、負荷量の増大と干潟面積の減少とほぼ連動して発生しているが、どちらの影響が大きいかをデータ等に基づいて解析することは難しい。

一方、現在でも発生している現象については、今後、必要なモニタリングや実大実験を行うことで現象の理解が進むと考えられる。

これらのことから、「現在でも発生し、生物の生息条件・ハビタットの観点から沿岸域の生物へ直接的な影響を及ぼしている現象（着目すべき現象）」を中心に置いて、流域における栄養塩等物質の動態が、沿岸域の生物へどのような影響を与えているかを検討した。着目すべき現象は、上記視点をもとに連関図により、次の 2 つの現象を抽出した。

1) 貧素水塊の発生（生物の生息条件）
2) 干潟・浅場の形成維持（ハビタット）

(2) 三河湾における貧酸素水塊について

三河湾は、面積 604km^2、平均水深 9.2m の浅い湾であり、知多、渥美の両半島の存在により湾口部は非常に狭く、海水交換が悪い(淡水の平均滞留時間：三河湾 40 日、東京湾：13 日(柳(2001))。また、矢作川、豊川の一級河川が流入し、地形的な海水交換の悪さに陸域からの負荷が手伝い、潜在的に赤潮や貧酸素水塊が発生しやすい海域であるといえる。

貧酸素水塊とは、水中溶存酸素量が極めて不足している水塊を指し、愛知県水産試験場では、貧酸素の定義を溶存酸素飽和度 30%以下(DO 約 2mg/L 以下)としており、また、この濃度は貝類・底生魚類の生存に困難な濃度であるとしている。

貧酸素水塊の発生水域の例として、三河湾下層における日別溶存酸素飽和度を図 5.4.1に、溶存酸素の経時変化を図 5.4.2に、貧酸素水塊の発生状況を図 5.4.3に示す。これらによると、月 1 回の公共用水域水質測定結果において例年夏季には貧酸素状態が認められることから、三河湾においては、渥美湾を中心として 7 月～9 月にほぼ慢性的に貧酸素水塊が生じていることがうかがえる。

なお、発生した貧酸素水塊が表層まで湧昇して苦潮となるか否かについては離岸風が卓越するなどの気象状況によるところが大きい(鵜嵜(2002))。

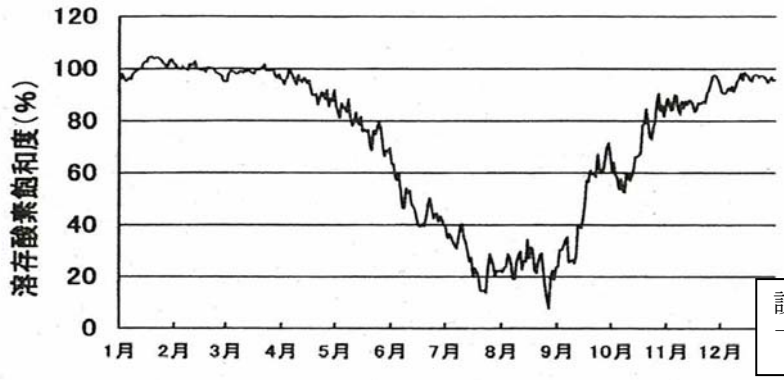
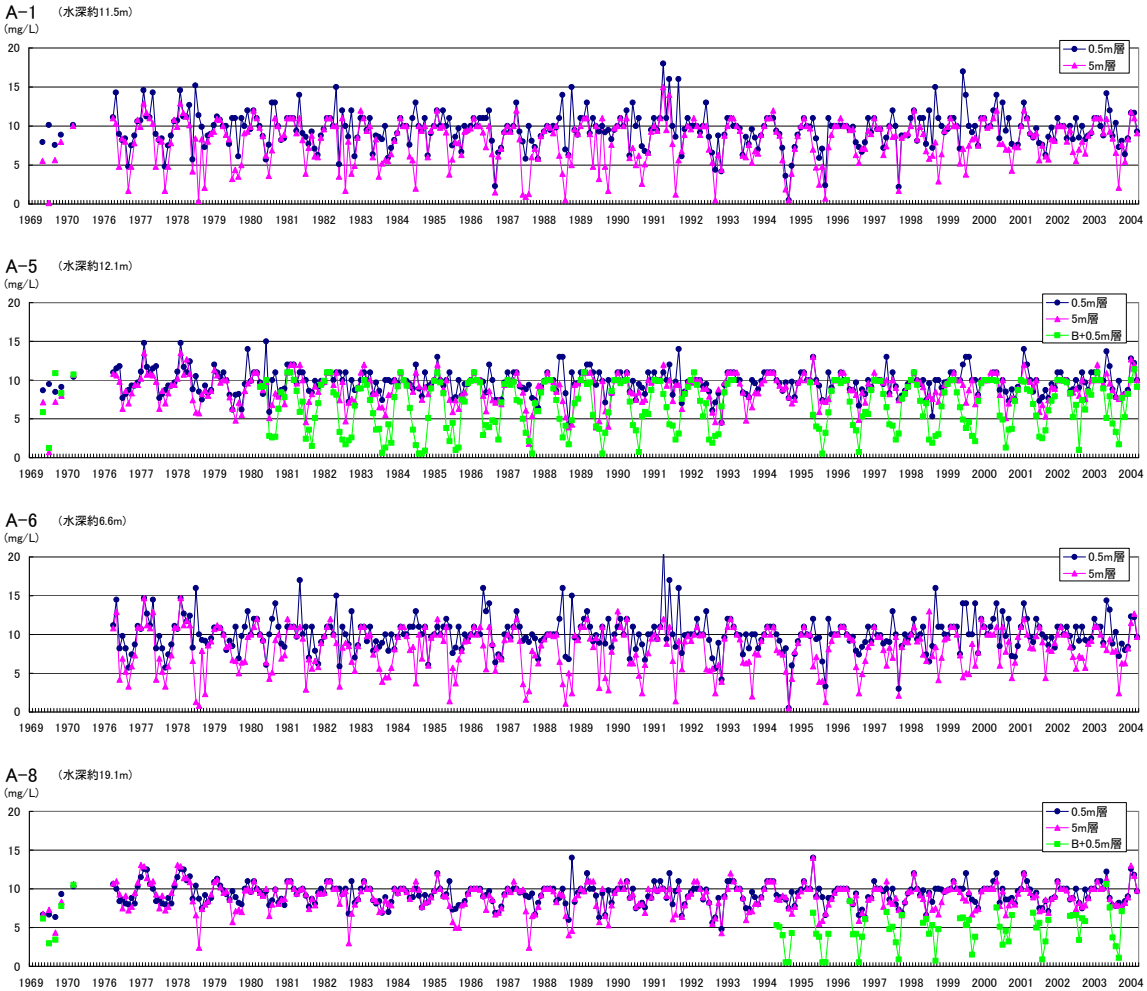


図 5.4.1 三河湾下層における日別溶存酸素飽和度(1991～2000 年 10 年間の平均)(鵜嵜(2002))

(1 号ブイ：次ページ A-5 近傍)



注：1969 年の値はそれぞれ A-1、A-5、A-8 の近傍の値であり、同一地点ではない。

出典：・愛知県公共用水域水質測定結果
・伊勢湾・三河湾水底質調査報告　昭和 45 年 7 月愛知県水産試験場　より作成

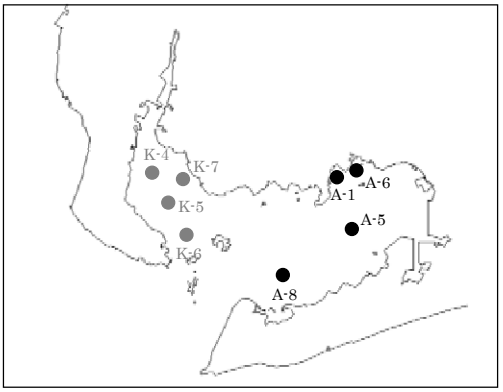
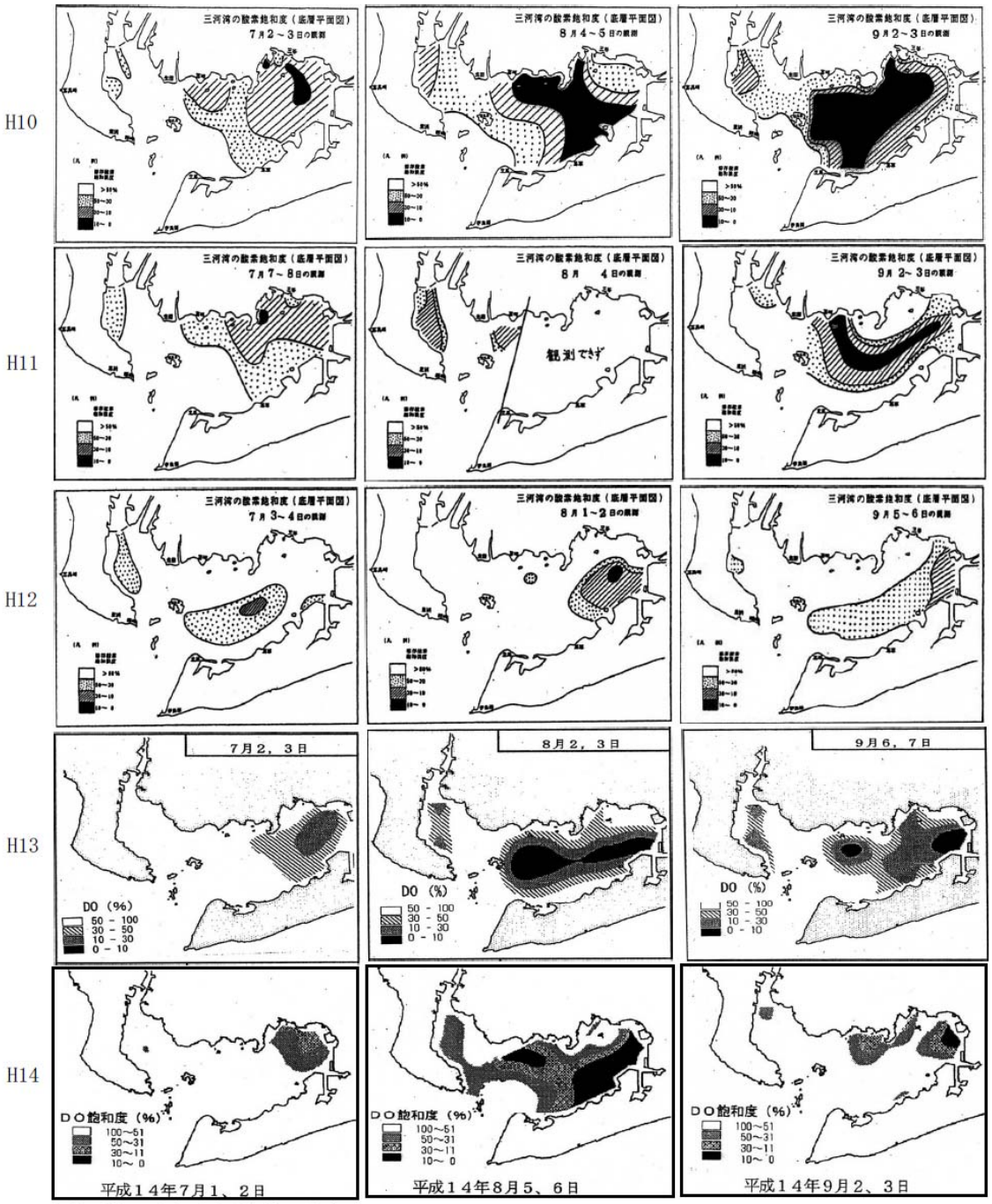


図 5.4.2　溶存酸素の経時変化



資料:愛知県水産試験場資料より作成

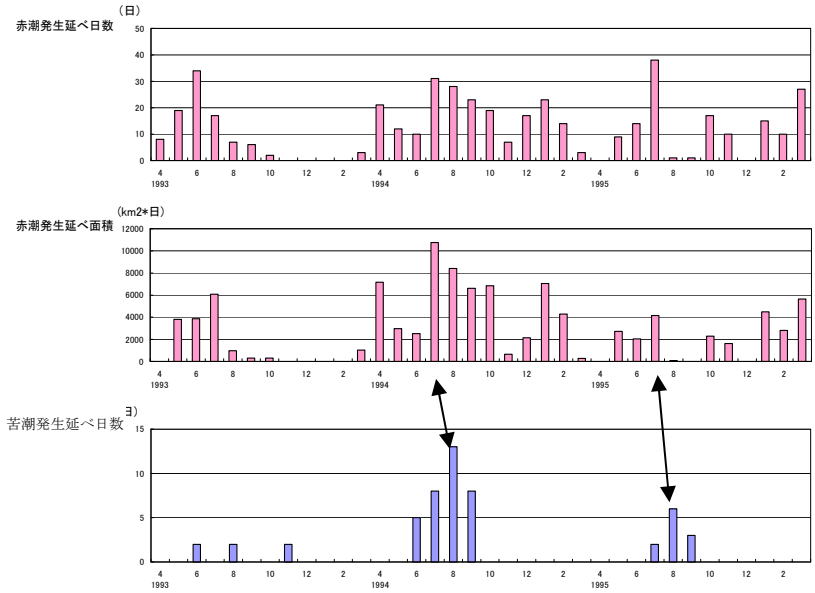
図 5.4.3　三河湾における貧酸素水塊の発生状況(平成 10～14 年度)

なお、三河湾における貧酸素水塊発生の主たる要因としては、その年の赤潮等植物プランクトンの枯死・堆積による下層での酸素消費であると考えられる。

その理由としては、以下の事象が挙げられる。

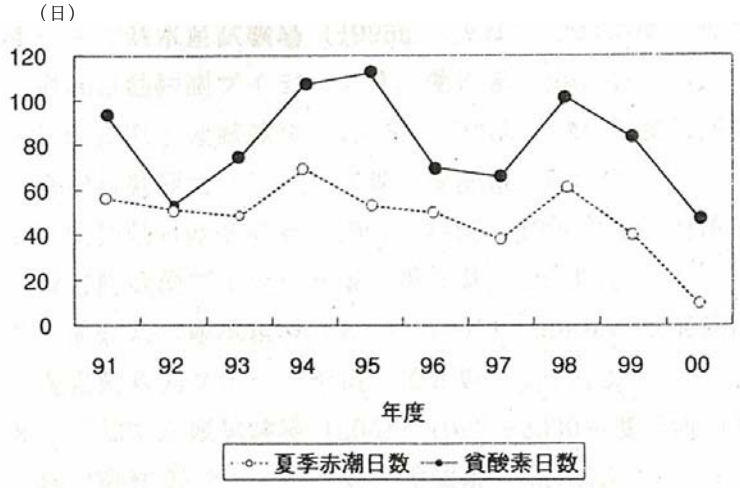
・おおむね赤潮発生の少ない年に苦潮発生は少なく、赤潮が多い年に苦潮も多いこと、及び各年度における赤潮発生の最大となる月の 1 カ月後に苦潮発生延べ日数が最大となること(図 5.4.4)

・夏季の赤潮発生日数と定点観測地点の月合計貧酸素日数を対比させると、夏季の赤潮日数の増減と貧酸素日数の増減とは非常によく一致し、赤潮と貧酸素の関連が強いこと(**図 5.4.5**)



出典：伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況　愛知県水産試験場　より作成

図 5.4.4　三河湾における赤潮発生延べ日数等と苦潮発生延べ日数(月間)



出典：青山ら(2002)

図 5.4.5　渥美湾における赤潮発生日数と貧酸素日数(6-8 月)

5.5 システムチャートの作成方針

インパクト・レスポンスの連関図から、着目すべき現象として抽出した「貧酸素水塊の発生」について、システムチャートを作成して、そのメカニズムを検討した。システムチャートは、(1)サブシステム・サブシステム等から生じている現象、(2)サブシステムの能力、(3)サブシステム・現象の連関・連関の強弱等を明示することにより、現象を発生させている機構から考察することを目的としている。なお、サブシステムはシステムを構成すると考えられる機構である。

以下にシステムチャート作成にかかるポイントを示す。なお、作成フローは**図 5.5.1** のとおりである。

検討目的：①「沿岸域の生態系機能劣化のメカニズム」に関する仮説シナリオの構築
②「流域における河川水系を通じた物質動態の変化が沿岸域生態系機能に与えてきた影響」に関する仮説シナリオの構築
③政策立案に資することができるレベルまでの仮説シナリオの信頼性向上

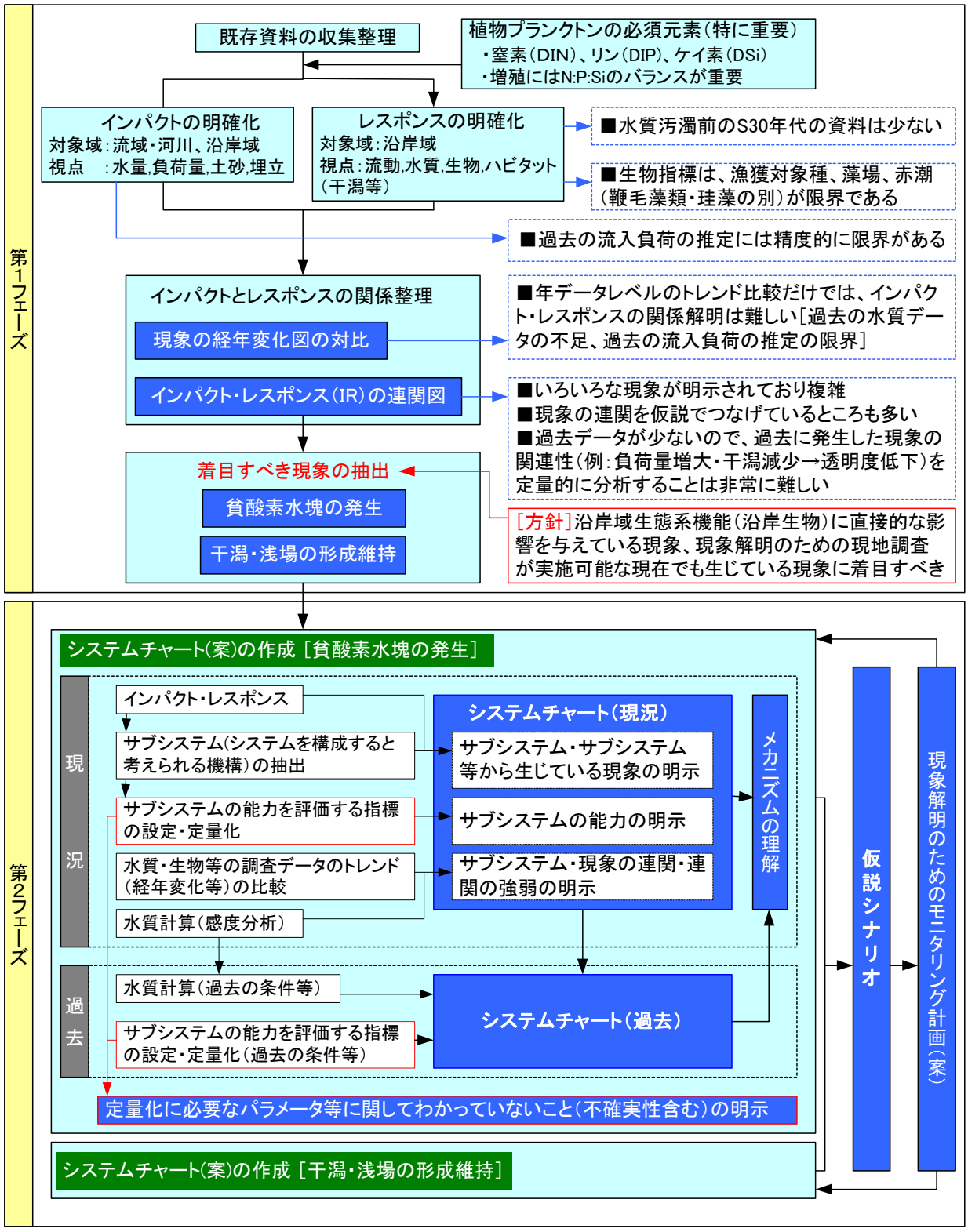


図 5.5.1　システムチャート作成フロー

(1) サブシステムの抽出

貧酸素水塊の発生にかかる既往知見を概観し、システムチャートにおいて明示すべきサブシステムを抽出した。

1) 貧酸素水塊の発生にかかる一般的知見

内湾の最も深刻な環境問題は、生物の再生産や生育を阻害する夏季の貧酸素水塊の発生であり、三河湾においても毎年、貧酸素水塊が発生し、苦潮（貧酸素水の湧昇現象）による魚介類への被害が発生している。

一般的に、内湾における貧酸素水塊の発生は、「底層での溶存酸素（DO）消費」と「底層へのDO供給」のバランスによって決まるといわれている。つまり、内湾では地形的にDO供給量が制約され、底層で供給量を上回る酸素が消費されると貧酸素水塊が発生する。以下では、DO消費とDO供給の 2 つの観点から、システムにおいて明示すべきサブシステムを抽出した。

2) DO消費の観点からのサブシステムの抽出

底層でのDO消費の直接的な要因として、陸域からの流入する懸濁態有機物の分解、海域で発生した植物プランクトン（内部生産）の枯死・沈降した懸濁態有機物の分解が挙げられる。特に、海域表層における懸濁態有機物の過剰な生産、すなわち、赤潮の発生が大きなポイントになると考えられる。

貧酸素水塊の発生をDO消費の観点から考えると、当然のことながら、まず、底泥でのDO消費機構（バクテリアによる懸濁態有機物の分解等）を把握する必要がある。ついで、DO消費の原因物質である懸濁態有機物の循環（赤潮の発生・枯死・沈降や河川からの流出等）を把握するとともに、沿岸域での植物プランクトン（懸濁態有機物）の増殖必須物質である栄養塩（N,P,ケイ酸）の循環を把握する必要があり、それらの物質循環を把握するためには、内湾におけるほぼ全ての物質循環を把握する必要があると考えられる。貧酸素水塊が発生する夏季を対象としたとき、懸濁態有機物と栄養塩の物質循環を構成するサブシステムとして以下のものが挙げられる。

[DO 消費にかかるサブシステム]

(a) 底泥でのDO消費機構

[懸濁態有機物、栄養塩の循環にかかるサブシステム]

(b) 河川・流域からの供給機構

(c) 汽水域における物質循環機構（シンク・ソース）

(d) 外海からの供給機構

(e) 植物プランクトンの増殖機構

(f) 干潟・浅場における物質変換機構［浄化機構二枚貝類等のろ過食性マクロベントスによる海水中の懸濁態有機物の除去→無機態栄養塩としての排泄］

(g) 藻場（海草・藻類）の物質変換機構［栄養塩の一次貯留］

(h) 底泥での物質循環機構［懸濁態有機物・無機物の沈降・堆積、栄養塩等の溶出、脱窒］

(i) 漁獲

(j) 鳥・魚等による搬出

これらの機構のうち、漁獲や鳥・魚等による搬出については、生物種が多様で、かつ変動量が大きいため、機構としての定量化は不確実性が大きくなることから、本研究では検討から外した。

3) DO供給の観点からのサブシステムの抽出

底層水へのDO供給については、内湾における鉛直循環流にともなうものと、外海水の侵入にともなうものが考えられ、貧酸素水塊が発生する夏季のDO供給にかかるサブシステムとして以下のものが挙げられる。

[外海水の侵入にかかる機構（サブシステム）]

(a) 河川・流域からの淡水流入機構

(b) 湾内の流動機構［エスチェアリー循環機構］

(c) 黒潮の離岸・接岸による外海水の流入機構

[内湾における鉛直循環流にかかる機構（サブシステム）]

(a) 台風等の気象擾乱による流動機構

これらの機構のうち、台風等の気象擾乱による流動と黒潮の離岸接岸による外海水の流入については、年・時期による変化が大きく、機構としての定量化は不確実性が大きくなることから、本検討からは除外した。

(2) サブシステムの能力を評価する指標の設定・定量化

貧酸素水塊の発生メカニズムを検討するためには、トータルシステムを構成するサブシステムの能力（例えば、干潟・浅場における物質変換機構であれば浄化量）を定量的に評価する必要がある。この場合、能力を評価する指標を適切に設定する必要があり、本研究では貧酸素水塊の発生への影響度を把握することを前提に指標を設定して、その指標の定量的評価を行った。なお、対象期間としては、貧酸素水塊発生が顕著である夏季 7～9 月とした。

定量的な評価を行う場合には、定量化手法（計算方法等）の割り切りがある程度必要であり、さらに計算式に入力する条件等の不確実性が伴う場合が想定される。そこで、割り切りや不確実性が定量的評価結果に与える影響を考察するとともに、今後、定量的な評価結果の精度を高めるために必要なモニタリング計画を検討した。

(3) サブシステム・現象の連関の評価

貧酸素水塊の発生メカニズムを検討するためには、「トータルシステムを構成するサブシステム間の連関」、「サブシステム等から生じている現象の連関」を明らかにするとともに、それらの連関の強弱の情報も必要となる。本研究では、水質・生物等の調査データ等のトレンド（経年変化等）の比較、水質計算による感度分析により、連関の評価を行った。

(4) システムチャートの作成時点

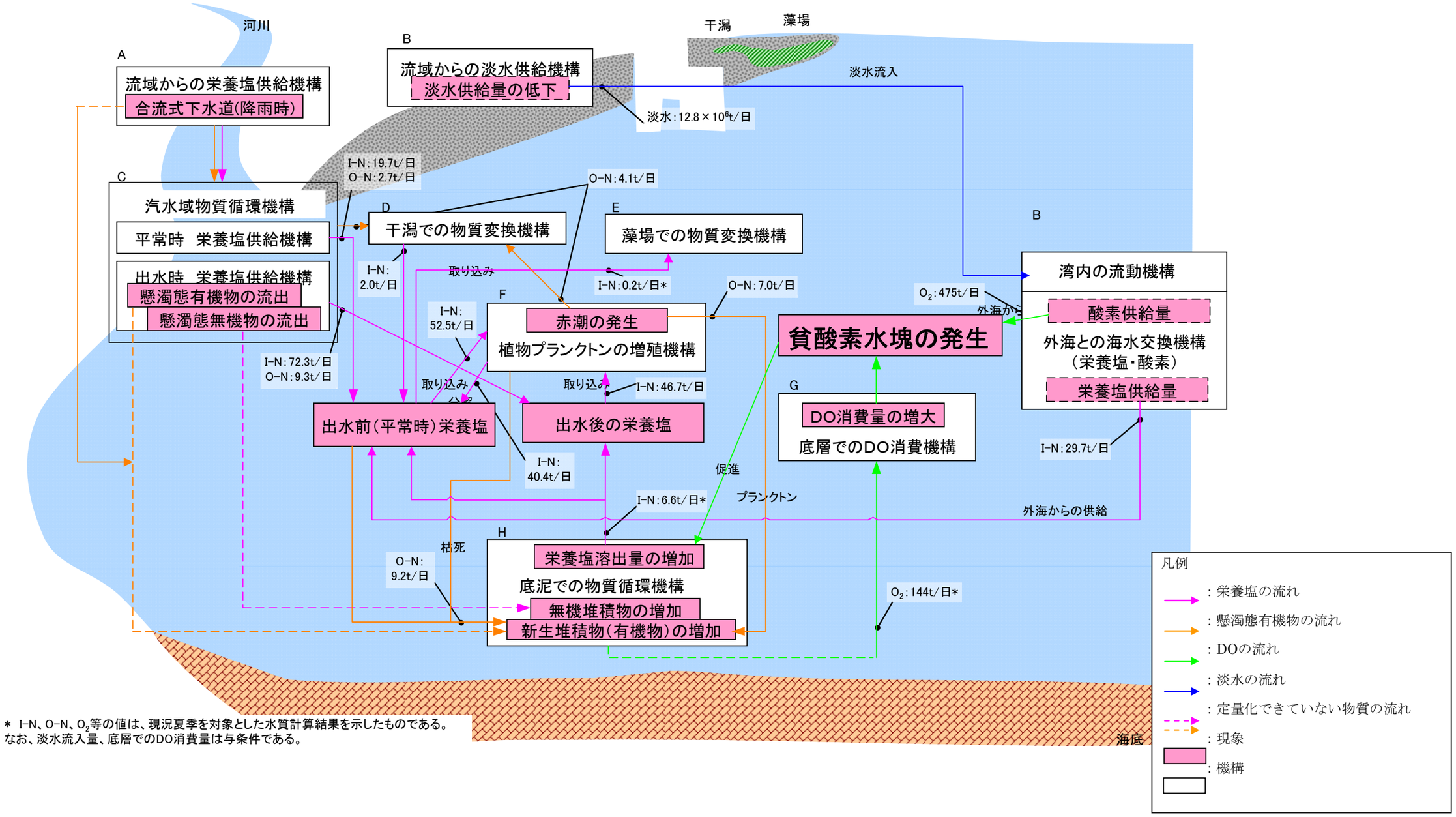
まず、調査データが多い現況を対象にシステムチャートを作成し、その信頼性を向上させることに注力した。また、メカニズムの検討には、過去のシステムチャートも非常に参考になると考えられる。例えば、干潟が多かった過去においては、湾内の物質循環も現在と違っていたはずであり、その違いから、1970 年(S45)以降貧酸素水塊の発生が多くなったことの要因を考察できる可能性がある。ただし、調査データが少ないことが想定され、現況と比較して過去のシステムチャートの信頼性は低下する。

5.6 システムチャートの検討結果

(1) 貧酸素水塊発生に関するシステムチャート(案)

貧酸素水塊発生に関するシステムチャート(案)を**図 5.6.1**に示す。なお、このシステムチャート(案)は、夏季平均(7-9 月)の三河湾を示すものである。

貧酸素水塊は、下層における DO の供給と消費のバランスによって生じる現象である。ここでは三河湾を一つの領域として DO の出入りを示しており、外海からの下層への DO 供給量と湾内での底泥等による DO 消費量を比べると、下層 DO は十分であるように見えるものの、実際には滞留等により渥美湾奥部底層など局所的には貧酸素が生じる。なお、システムチャートを構成する上で重要な各機構を次節に示す。



＊ I-N、O-N、O_2等の値は、現況夏季を対象とした水質計算結果を示したものである。
なお、淡水流入量、底層でのDO消費量は与条件である。

図 5.6.1 システムチャート（案）（三河湾）（貧酸素水塊の発生）

(2) 貧酸素水塊発生に関するシステムチャート(案)の各機構に係る知見のまとめ

貧酸素水塊発生に関するシステムチャート(案)を構成する機構として、流域からの栄養塩類供給、淡水供給、湾内での流動、外海との海水交換、干潟・藻場の物質変換、植物プランクトン増殖、底泥での酸素消費、物質循環がある。これらの各機構についての三河湾における知見を以下に示す。

1) 流域からの栄養塩供給機構

(a) 機構評価パラメータ

湾内における貧酸素水塊の発生は、一般的には、湾外からの酸素供給量と、湾内での酸素消費（「陸域から供給される有機物」と「内湾表層における懸濁態有機物(植物プランクトン等)の過剰な生産及びそれらの沈降物」のバクテリア等による分解過程のよるもの）の収支により決まり、流域からの栄養塩の供給量、形態、物質間のバランスは、内湾での一次生産及びそれらの沈降・堆積・分解機構による酸素収支を左右する一因となっている。

ここでは、流域からの栄養塩供給機構の解明や、栄養塩管理に資する流域対策の観点から下記の事項に着目した。なお、1)については豊川・矢作川について、2)～4)については豊川流域について評価した。

① ダム貯水池等(湛水域)におけるシリカシンクの状況

近年、河川横断構造物(ダム等)の存在によって、海域に供給される DSi(溶存態珪素)の量・割合が減少することによって、沿岸域において珪藻類から非珪藻類への卓越種の移行など、海域の生物生産に影響を与えることが懸念されている（シリカ欠測仮説）。これらのことから、ダム貯水池等湛水域におけるシリカシンクの状況及び河川縦断方向のシリカ濃度の変化を把握することが重要である。

なお、沿岸海域の植物プランクトンの増殖を規定しているのは N,P,Si であり、植物プランクトンが必要とする栄養塩組成比（N:P:Si=16:1:16）の観点から、濃度変化は DSi:DIN 比でみることが重要である。

② 土地利用別の面源負荷割合

流域対策の観点から、平水時・出水時の面源負荷特性(水田、畑、畜産、市街地、森林)を把握することが重要である。

特に、出水時の面源負荷特性を把握するにあたっては、流域対策の観点から、形態別栄養塩（有機・無機、懸濁・溶存）の負荷割合や、土砂に吸着して流出する懸濁態栄養塩（懸濁態無機態リン）の負荷特性を把握することが重要である。

なお、点源負荷として事業所系負荷、生活系負荷も重要であるが、栄養塩管理の流域対策の観点からここでは対象外とした。また、畜産施設からの排水は、一般には点源負荷として扱うが、当該流域では家畜排せつ物（糞）の多くが農地還元処理等されており、また、適正な処理がなされず、「野積み」や「素掘り」にされている場合には面源負荷となることから、豊川流域の現地調査結果の整理では面源負荷として取り扱うこととした。

③ 下水処理場からの負荷量割合

流域対策の観点から、流域負荷量に対する下水処理排水の負荷割合を把握することが重要である。

④ 順流末端からの栄養塩類負荷量

河川を通して海域に流入する負荷が内湾での一次生産や酸素消費に与える影響を把握する上で、平水時・出水時の順流末端の負荷特性を把握することが重要である。

特に、出水時の順流末端の負荷特性を把握するにあたっては、流域対策の観点から、形態別栄養塩（有機・無機、懸濁・溶存）の負荷割合や、土砂に吸着して流出する懸濁態栄養塩（懸濁態無機態リン）の負荷特性を把握することが重要である。

(b) 機構評価パラメータの評価結果

表 5.6.1　ダム貯水池等(湛水域)におけるシリカシンクの状況

豊川	①湛水域におけるシリカシンク	・ 湛水域としては宇連ダム、大島ダムがある。 ・ 宇連ダム：冬季はシリカシンクの可能性が小さい。夏季は知見が少なく不明である。
	②河川縦断方向の DSi/DIN 比	・ 下流域では人為的負荷によって溶存態窒素が急激に増えて DSi:DIN 比が低下している。
矢作川	①湛水域におけるシリカシンク	・ 湛水域としては矢作ダム、矢作第２ダムがある。 ・ ダム湛水域での知見が少なくシリカシンクの状況は不明である。
	②河川縦断方向の DSi/DIN 比	・ 下流(河口から約 12km)では冬季から初夏に溶存態窒素が増えて DSi:DIN 比が低下している。

表 5.6.2　土地利用別面源負荷割合

評価パラメータ	評価地点	区分	豊川流域									矢作川流域										算定方法
			面源					点源				面源					点源					
			水田	畑	畜産	市街地	森林	下水	畜産	生活系	事業所系	水田	畑	畜産	市街地	森林	下水	畜産	生活系	事業所系		
窒素負荷割合	全流域	出水	13%	65%	2%	2%	18%					－	－	－	－	－						H18 年度現地調査
	全流域	平水	(3%)	(0%)	(0%)	(94%)	(3%)					－	－	－	－	－						H17 年度現地調査
	順流＋感潮	平水	757ｔ/年 50%					37t/年 2%	145t/年 10%	275t/年 18%	293t/年 19%	1,706t/年 29%					340t/年 6%	138t/年 2%	1,339t/年 23%	2,345t/年 40%		原単位法 H15 負荷量
リン負荷割合	全流域	出水	61%	28%	6%	1%	5%					－	－	－	－	－						H18 年度現地調査
	全流域	平水	(6%)	(0%)	(0%)	(94%)	(0%)					－	－	－	－	－						H17 年度現地調査
	順流＋感潮	平水	50t/年 24%					3t/年 1%	84t/年 39%	36t/年 17%	39t/年 18%	140t/年 15%					13t/年 1.5%	77t/年 9%	178t/年 20%	496t/年 55%		原単位法 H15 負荷量
懸濁態リンの負荷割合	全流域	出水	33%	7%	3%	0%	0%					－	－	－	－	－						H18 年度現地調査
ケイ酸負荷割合	全流域	出水	30%	20%	1%	1%	48%					－	－	－	－	－						H18 年度現地調査
	全流域	平水	(1%)	(0%)	(0%)	(81%)	(18%)					－	－	－	－	－						H17 年度現地調査

注)1. 表中の「－」はデータが無いことを示し、「／」は対象外であることを示す。
2. H17 年度平水時と H18 年度出水時の現地調査地点（水田、畑、畜産、市街地、森林）は異なる。
3. 流域内の畜産面積は不明のため農地用牧草放牧地面積を割り当てた。
4. 全流域の面源負荷は、現地調査結果から算出した原単位×流域内の土地利用面積で算出した概算負荷量から相対比較できると判断した割合のみ示した。
5. 順流＋感潮の負荷は、上段に負荷量(t/年)を示し、下段に負荷割合(%)を示す。
6. H17 年度平水時は市街地の負荷割合が顕著に高く、流域特性を考慮すると降雨の影響ではなく、工場排水(レーヨン)の影響による可能性が考えられるため、参考値扱いとして()で示した。

(c) まとめ

豊川流域からの窒素負荷量は面源系(水田、畑地、森林)が多く、リン負荷量は畜産系、面源系(水田、畑地)が多い。一方、矢作川流域からの窒素負荷量、リン負荷量は事業所系が多い。豊川、矢作川とも窒素、リンの年間負荷量の 6 割以上が降雨時に流出すると考えられ、豊川流域では水田、畑地からの懸濁態リンの流出が多いと考えられる。

したがって、流域対策や流域からの栄養塩供給と海域生産の関係を検討していくためには、時期によって負荷変動が大きい面源負荷データ(平水時、出水時)を蓄積していくとともに、順流末端の形態別栄養塩(平水、出水、特に出水時の L-Q 式)の把握による負荷推定が重要である。また、流域からの栄養塩供給機構をさらに解明していくためには、ダム貯水池及びその上下流や河川縦断の DSi:DIN 比の季節変化等を把握していく必要がある。

2) 流域からの淡水供給機構、湾内の流動機構、外海との海水交換機構

流域・河川から供給される淡水は、海水との密度差により、海水と徐々に混合しながら、湾内の表層付近を薄く広く拡散する。このとき、淡水下層の海水が連行されこれを補う形で、淡水供給を駆動力とした鉛直循環流（エスチャリー循環流）が生じる。

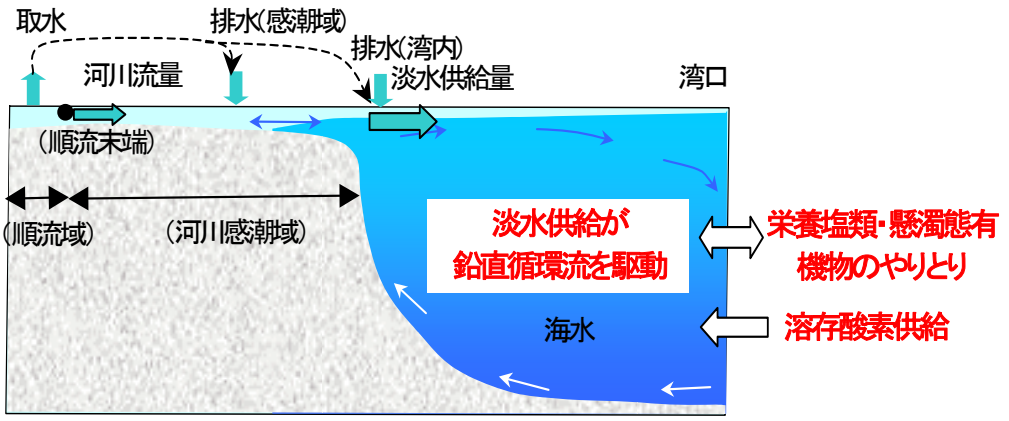


図 5.6.2　機構の概要

湾内における貧酸素水塊の発生は、一般的には湾外からの溶存酸素供給と湾内での溶存酸素消費との収支により決まり、鉛直循環流（エスチャリー循環流）は、湾外からの酸素供給量を決める大きな要因とされる(宇野木ら(2002))。また、エスチャリー循環は、栄養塩や懸濁態有機物の循環の観点からも重要である。

3) 干潟（二枚貝・付着藻類）の物質変換機構

(a) 機構の概説

干潟では生息生物によって栄養塩の物質変換（生物体内の取り込み、代謝による無機化等）が行われており、主に物質変換の主役を担っている干潟生物は、二枚貝（三河湾では主にアサリ）と付着藻類である。干潟生物による浄化機構の調査研究は国内では、窒素、リンを対象とした調査研究が行われており定量的な評価が可能である。また、干潟上では脱窒により窒素ガスとして大気中へ放出されている。

①二枚貝による物質変換

二枚貝（三河湾では主に干潟域に棲息する二枚貝類漁獲量の約 80%がアサリ）は大量の懸濁物をろ過し（殻長 20～30mm のアサリ 1 個体は 1 時間に平均約 7.4L の海水をろ過（青山ら 1997））、ろ過した栄養物質のうち、一部を体内へ取り込み、残りを糞や尿として排泄する。ろ過した量に対して体内へ取り込まれる量の割合を同化率といい、懸濁物の種類や濃度により変動すると考えられるが、42～69%という報告がある（Yamamuro and Koike 1993, Hiwatari and Kohata 2002）。排泄される糞（有機態）はバクテリアなどに分解されやすいため、排泄物は無機態として考えても良いといえる。すなわち、干潟上では二枚貝により懸濁態有機物から無機栄養塩への物質変換が行われている。この物資変換に潮汐変動を考慮すると下図のような物質循環が考えられる。中村ら(2004)は盤洲干潟における岸沖方向の潮汐変動に伴う水質調査（Chl.a、無機栄養塩等）を行い、下記の物質循環のシナリオを支持する結果を得ている。

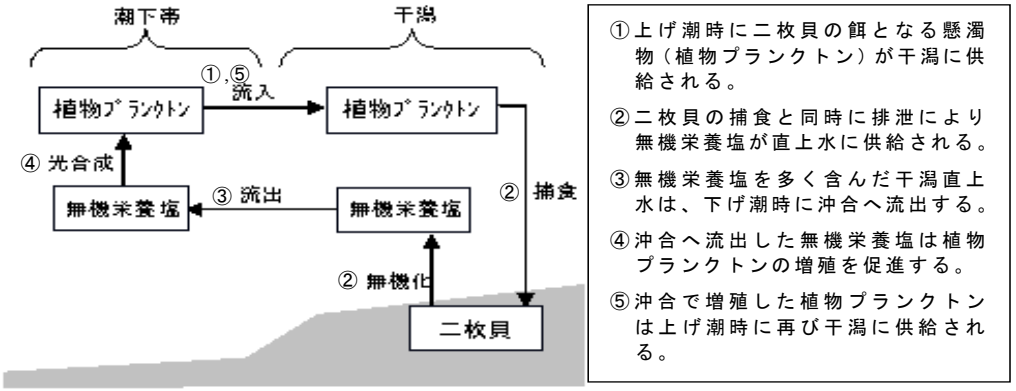


図 5.6.3　干潟－潮下帯の物質循環（中村ら(2004)に加筆）

よって、干潟上の二枚貝類等懸濁物食者は、貧酸素水塊の発生要因のひとつである水中の懸濁態有機物（植物プランクトン等）を水中より除去することにより、植物プランクトン等の懸濁態有機物の海底への沈降・堆積を抑制していると考えられる。また、栄養塩（N,P）の循環の観点からも貧酸素水塊と関係している。

②付着藻類による栄養塩の取り込み

付着藻類は、光合成に伴って水中から溶存態栄養塩を取り込むことによって生長する。すなわち、干潟上の付着藻類は溶存態無機栄養塩（DIN,DIP）の循環の観点から貧酸素水塊の発生と関係している。

③脱窒

脱窒は、硝酸還元細菌によって底泥中の硝酸、亜硝酸が還元される際に、その一部が窒素ガスとして大気中へ放出されるものである。すなわち、直接的な水質浄化ではないが、海域から窒素を除去（＝浄化）する役割を果たしており、栄養塩（N）の循環の観点から貧酸素水塊の発生と関係している。

(b) 機能評価パラメータ

以下に示す各量について貧酸素水塊が発生する夏季（７～9 月）を対象に、水質計算を実施して三河湾の干潟域の平均的な値を評価した。

表 5.6.3　干潟の物質変換機構の評価パラメータ（夏季平均、kg/日）

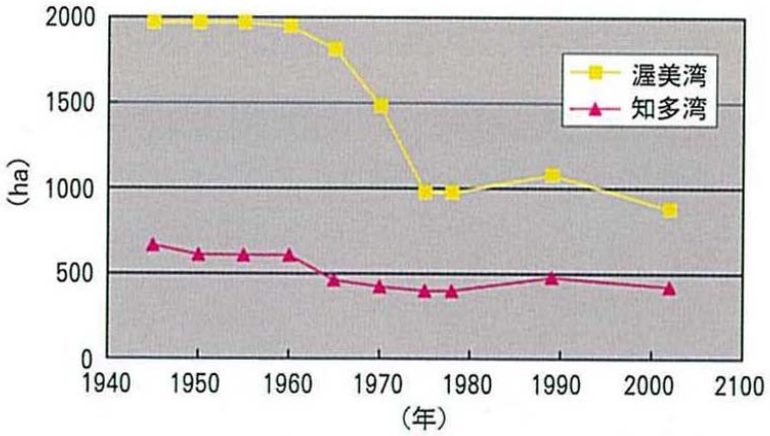
		二枚貝による除去	二枚貝による排泄	付着藻類による栄養塩の取り込み	脱窒	合計
窒素	有機態窒素(植物プランクトン含む)	-4,066	—	—	—	-4,066
	無機態窒素	—	+2,008	-171	-13	+1,824
リン	有機態リン(植物プランクトン含む)	-367	—	—	—	-367
	無機態リン	—	+181	-23	—	+158

注 1）二枚貝による排泄量は、水質モデルの二枚貝による除去量計算値からの推定値。
脱窒量は、水質モデルの計算値ではなく既往文献の値。

注 2）表中のマイナスは、水中からの除去を、プラスは水中への供給を表す。

(c) まとめ（干潟面積の変化による評価）

三河湾では、**図 5.6.4**に示すとおり干潟面積が減少している。干潟面積の変化による各量の変化を評価し、干潟の物質変換機構を定量的に評価した。



武田ら（2005）

図 5.6.4　三河湾における海域別干潟面積の推移

表 5.6.4　干潟面積の変化による評価（夏季平均、kg/日）

		現況	昭和 50 年代	昭和 30 年代
窒素	有機態窒素(植物プランクトン含む)	-4,066	-8,897	-6,069
	無機態窒素	+1,824	+4,079	+2,409
リン	有機態リン(植物プランクトン含む)	-367	-887	-535
	無機態リン	+158	+391	+186

なお、二枚貝による物質変換量は現存量の推定精度によるが、ここでは愛知県農林水産統計に基づいてアサリの現存量を推定して設定しており、干潟域に棲息している漁獲対象種以外の二枚貝類等ろ過食者の現存量については考慮されないため、懸濁態有機物の取り込み量はさらに大きい可能性があるが、現状では干潟域に棲息している漁獲対象種以外の二枚貝類等ろ過食者の現存量を精度良く設定する根拠に乏しいこと、それらのろ水速度等のパラメータはほとんど知見がないことから、今回の設定は妥当であると考えられる。

4) 藻場（藻類）の物質変換機構

(a) 機構の概説

海草・海藻は、光合成に伴って水中から溶存態栄養塩を取り込むことによって生長する。すなわち、藻場（海草・海藻）により溶存態無機栄養塩の循環の観点から貧酸素水塊の発生と関係している。

(b) 機構評価パラメータと評価結果

以下に示す各量について貧酸素水塊が発生する夏季（７～9 月）を対象に、水質計算を実施して三河湾の平均的な藻場での栄養塩取り込み量を評価した。

表 5.6.5　藻場での栄養塩の取り込み量

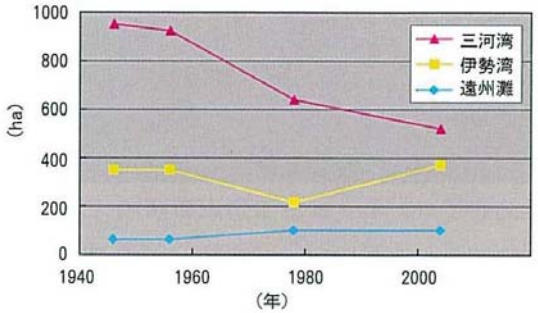
	取り込み量（夏季平均、kg/日）
無機態窒素	20.4
無機態リン	0.5

(c) まとめ（藻場面積による評価）

国土交通省中部地方建設局三河港湾工事事務所および武田(2005)によると三河湾では、下図に示すとおり藻場面積が減少している。藻場面積の変化による栄養塩の取り込み量の変化について定量的に評価した。

国土交通省中部地方建設局三河港湾工事事務所：取り戻そう豊かな　三河湾

図 5.6.5　藻場位置の変化



武田ら（2005）

図 5.6.6　愛知県における海域藻場面積の推移

表 5.6.6　藻場面積の変化による評価（夏季平均、kg/日）

	現況	昭和 50 年	昭和 30 年
藻場面積（ha）	510	620	930
無機態窒素	20.4	514.0	771.0
無機態リン	0.5	18.6	27.9

注）藻場面積は武田(2005)による図の読み取り値。

現況と過去との栄養塩の取り込み量は大きく変化している。これは藻場面積の変化もあるが、藻場における海草・海藻の現存量の違いによる影響も大きく、現況と過去では面積当たりの取り込み速度が約 30～40 倍異なっている。年による藻場面積と現存量の違いによる不確実性があるが、過去の現存量の推定は困難であり、今回の評価が限界であると思われる。

5) 植物プランクトンの増殖機構

(a) 機構の概説

植物プランクトンの増殖は、無機態栄養塩を有機懸濁物（植物プランクトン）に変換する。植物プランクトンは枯死して底泥に堆積し、その分解過程で溶存酸素を消費する。

鈴木(1998)は、底泥そのものよりも水柱で生産され沈降した有機懸濁物(新生堆積物)の分解に伴う DO 消費速度の増加が貧酸素化の主因であるとしている。本研究でも赤潮発生（表層 DO 増加）後、約 1 ヶ月の遅れで貧酸素水塊（底層 DO 低下）が発生していることが、データ解析から明らかとなった。

これらのことから、植物プランクトンの増殖、特に赤潮の発生は、貧酸素水塊の発生に強く関係していると考えられる。

三河湾では、鞭毛藻赤潮と珪藻赤潮が発生し、このうち珪藻は、無機態窒素、無機態リンの他に、Si（DSi）を必要とし、その比率はレッドフィールド比を拡張すると C:N:P:Si＝106:16:1:16（モル比）となる。ちなみに、三河湾ではデータがないが、松村ら（2001）によれば、東京湾では DIN:DSi＝およそ 1:1（モル比）となっている。

沿岸域の生態系の健全性の観点からは､N,P,Si のバランス変化による植物プランクトン種の変化も考慮する必要があると考えられるが、貧酸素水塊の発生という観点では、植物プランクトン態の懸濁有機物量として問題となること、三河湾で

は鞭毛藻赤潮と珪藻赤潮の両方が発生することから、ここでの検討対象とはしないこととし、クロロフィルａで表される植物プランクトン全量として扱う。

(b) 機構評価パラメータ

栄養塩の循環の観点から栄養塩（N,P,Si）の取り込み量（＝植物プランクトン態懸濁有機物の発生量）、DO 消費の観点から植物プランクトン態懸濁有機物の底泥への沈降量とする。なお、貧酸素水塊の発生時期を考慮して、各量は夏季の平均的な値（三河湾全域）とする。

(c) 機構評価パラメータの評価結果

以下に、評価結果を整理した。なお、赤潮発生に伴う植物プランクトンの増殖量を現地調査や水質計算で推定することは難しいことから、ここでは扱っていない。

表 5.6.7　機構評価パラメータの評価結果

	栄養塩取り込み量 (植物プランクトン態懸濁有機物発生量)	植物プランクトン態懸濁有機物の底泥への沈降量	植物プランクトンおよびその枯死体等を含む全懸濁有機物の底泥への沈降量
現況	N: 52,500 kgN/日 P:　5,180 kgP/日 Si: 52,500 kgSi/日	N: 6,980 kgN/日 P:　690 kgP/日 Si: 6,980 kgSi/日	N: 16,200 kgN/日 P:　1,400 kgP/日
昭和50年代	N: 51,000 kgN/日 P:　5,080 kgP/日 Si: 51,000 kgSi/日	N: 6,690 kgN/日 P:　660 kgP/日 Si: 6,690 kgSi/日	N: 15,800 kgN/日 P:　1,400 kgP/日
昭和30年代	N: 30,400 kgN/日 P:　3,000 kgP/日 Si: 30,400 kgSi/日	N: 5,140 kgN/日 P:　510 kgP/日 Si: 5,140 kgSi/日	N: 12,600 kgN/日 P:　1,000 kgP/日

注）N、P は水質計算結果による。また、Si は赤潮ののべ発生日数から植物プランクトンに占める珪藻類の割合を 50%と仮定して、水質計算結果に基づいて拡張レッドフィールド比から推定した値。

(d) まとめ

上記の栄養塩（N,P,Si）の取り込み量（＝植物プランクトン態懸濁有機物の発生量）および植物プランクトン態懸濁有機物の底泥への沈降量と植物プランクトンおよびその枯死体等を含む全懸濁有機物の底泥への沈降量を年代別に比較すると、各量とも昭和 30 年代が最も少なく、昭和 50 年代、現況となるにつれて増加

している。負荷量の算定に不確実性はあるものの、特に、昭和 50 年代と現況では、現況の方が負荷量は少ないにもかかわらず、栄養塩の取り込み量や底泥への沈降量は増加しており、植物プランクトンの増殖を抑制する機構の低下が伺われる。

6) 底泥での酸素消費機構

(a) 機構の概説

底泥による溶存酸素（DO）消費は、貧酸素水塊の発生の直接的要因であり、一般に DO 消費速度で評価される。ここでは、底泥直上水 DO の消費について整理を行った。

①水中から沈降して底泥表面に堆積した有機物は、バクテリア等によって分解・無機化されるが、その際に底泥直上水の DO を消費する。鈴木ら（1998）は、三河湾浅海部の細砂（0.425～0.075mm）が主体で、水深は基本水準面下 3.5m で干出しない地点において底上 0.5m の DO 濃度を 49 日間（1996 年 6 月 11 日～7 月 30 日）連続観測しており、その DO 濃度の減少勾配から DO 供給を一定と仮定した場合の観測期間全体の平均 DO 消費速度は 60 $mgO_2/m^3/day$ としている。そのうち「温度上昇による DO 消費速度」は別途検討した計算式によると 9 $mgO_2/m^3/day$ であり上記平均 DO 消費速度の 15%程度とわずかであることから、「沈降有機物の増加・分解に伴う DO 消費速度の増加」が貧酸素化の主因であると指摘している。また、観測期間中に 3 回みられた小潮期で DO 供給が少ない時期の短期的な DO 消費速度（500～660 $mgO_2/m^3/day$、平均 590 $mgO_2/m^3/day$）は、現場の実質的な DO 消費速度に近いとしている。なお、1996 年 6 月 5～14 日および 1996 年 6 月 22 日～7 月 16 日に調査地点周辺海域で赤潮の発生が確認されている（愛知県、1997）。

②また、干潟域では二枚貝等のマクロベントスが呼吸により底泥直上水の DO を消費する。

(b) 機能評価パラメータ

底泥での DO 消費機構の評価パラメータは、夏季の DO 消費速度とするが、三河湾における貧酸素水塊は 7 月～9 月頃に発生することから、DO 消費速度は夏季の平均で評価するものとする。

また、空間的には干潟域と干潟域以外に区別して評価する必要がある。

(c) 機能評価パラメータの評価結果

底泥での DO 消費機構の消費要因、要因の強さ、既往知見の DO 消費速度を整理した。DO 消費要因は、バクテリアによる底泥表面有機物の分解による消費と二枚貝等のマクロベントスの呼吸による消費が挙げられるが、干潟域では二枚貝等のマクロベントスの呼吸の影響が大きく、干潟域以外ではバクテリアによる底泥表面有機物の分解の影響が大きいと考えられる。

表 5.6.8　機能評価パラメータの評価結果

対象域	酸素消費要因	要因の強さ	DO 消費速度 ($mgO_2/m^2/day$)	影響因子	考慮	水質モデルによる三河湾（夏季）の底泥による酸素消費量の推定結果
干潟域	バクテリアによる底泥表面有機物の分解	小	-	水温 有機物沈降量 海面からの DO 供給	×	4,500 kgO_2/日
	二枚貝等のマクロベントスの呼吸	大	350.3	水温 マクロベントス現存量	○	
干潟域以外	バクテリアによる底泥表面有機物の分解	大	94.7～1154.0 (平均 438.3)	水温 有機物沈降量 海面からの DO 供給	○	139,500 kgO_2/日
	二枚貝等のマクロベントスの呼吸	×	-	水温 マクロベントス現存量	×	

注1）懸濁態有機物は赤潮発生後等の植物プランクトンの死骸、出水時の河川由来有機物、合流式下水道由来の有機物等が考えられる。
注2）酸素消費要因の強さは干潟域と干潟域以外での相対的な比較である。
注3）水質モデルによる三河湾（夏季）の底泥による酸素消費量の推定結果方法は次ページを参照のこと。
注4）影響因子の水温は、バクテリアや二枚貝等マクロベントスの活性に影響を及ぼす。

(d) まとめ

三河湾の夏季平均の DO 消費量は干潟域では 4,500 kgO_2/日、干潟域以外では 139,500 kgO_2/日となった。評価に用いた既往知見の DO 消費速度には、新生堆積物がどの程度影響しているかは不明であるが、それらの影響を含んでいるものと考えられる。新生堆積物が DO 消費速度に占める影響を把握する必要があるが、赤潮や出水に伴う河川からの懸濁態有機物の供給や合流式下水道の懸濁態有機物等に由来する懸濁態有機物に伴う新生堆積物（懸濁態有機物、無機物）による DO 消費量の増加が評価されていない。

以上より、今後以下の観点からモニタリングを実施することが重要である。

①赤潮発生前後の DO 消費速度

②出水前後の DO 消費速度

これらのモニタリングを実施することにより、新生堆積物による DO 消費量の増加を考慮したより精度の高い酸素消費量を評価することが可能となり、貧酸素水塊の発生をより詳細に検討することが可能になるとともに、今後施策を行うにあたっての検討の精度向上がはかれると考えられる

7) 底泥での物質循環機構

(a) 機構の概説

水深の浅い沿岸域では堆積物からの栄養塩（窒素、リン）の溶出が水圏の富栄養化を進行させる重要な要因であることが以前から指摘されてきた。すなわち、底泥からの溶出は、栄養塩の循環および赤潮の発生、懸濁態有機物の沈降、それに伴う底層の酸素消費の増大という一連の循環の中で貧酸素水塊の発生と強く関連している。なお、シリカの溶出が珪藻類の増殖に及ぼす影響については議論されてきていない。

底泥からの溶出は、一般に無機態栄養塩の溶出速度で表される。溶出のソースとなる物質は、有機物と土砂に付着した無機態栄養塩に大別され、有機物は最終的にバクテリアによって分解、無機化される。

広義では、溶出（底泥から水柱への溶存態の供給）は、バクテリア等による有機物の分解・無機化、二枚貝等懸濁物食者による無機態の排泄、懸濁態無機物からの無機態リンの溶脱、珪藻類の枯死態からのシリカの溶出が考えられるが、ここでは二枚貝等懸濁物食者による無機態の排泄は溶出には含めない。

(b) 機能評価パラメータ

溶出速度は、主として底泥の有機物量、水温等によって変化することが知られている。このうち、底泥の有機物量は、植物プランクトン等の懸濁態有機物の堆積に伴う長期的な変化から評価されてきた。

一方、本研究対象の三河湾では赤潮発生（表層 DO の増加）と貧酸素水塊発生（底層 DO の低下）の関係に関するデータ解析から、赤潮発生のおよそ１ヶ月後に貧酸素水塊が発生していることが明らかとなった。

これらのことから、夏季における貧酸素水塊の発生の影響から栄養塩の循環を検討する際には、１ヶ月程度の比較的短い時間スケールの変動を考慮した夏季の平均的な 1 日当たりの溶出量を溶出速度実験の結果から評価することが必要と考えられる。

(c) 機能評価パラメータの評価結果

三河湾における夏期の溶出実験の結果を基に、溶出速度の評価結果を以下に示した。

表 5.6.9　機能評価パラメータの評価結果

		既往知見の溶出速度（mg/m^2/day）	三河湾全域の夏季平均溶出量
底泥からの溶出	無機態窒素	昭和 61 年(NH_4-N)：6.3～26.3 (平均 14.8) 平成 12 年(I-N)：40.9～122 (平均 64.0)	6,600 kgN/日
	無機態リン	昭和 61 年(PO_4-P)：0.7～ 8.1 (平均 3.1) 平成 12 年(I-P)：2.7～31.0 (平均 15.2)	1,120 kgP/日
	Si	なし	
新生堆積物(懸濁態有機物)からの溶出	無機態窒素	なし	
	無機態リン	なし	
	Si	なし	
新生堆積物(懸濁態無機物)からの溶出	無機態窒素	なし（一般に土粒子等に吸着する窒素はほとんどないとされている）	
	無機態リン	なし	
	Si	なし	

注1)　溶出速度への主な影響要因は、底泥の有機物量、水温である。

注2)　既往知見の底泥からの溶出速度に、新生堆積物がどの程度影響しているかは不明であるが、それらの影響を含んでいるものと考えられる。

注3)　昭和 61 年の溶出速度は環境省(2004)、平成 12 年の溶出速度は運輸省第五港湾建設局三河港工事事務所(1987)による。

注4)　三河湾全域の夏季平均溶出量は、昭和 61 年データに基づく水質モデル計算結果。

(d) まとめ

三河湾全域の夏季平均の溶出量は窒素について 6,600 kgN/日、リンについて 1,120 kgP/日となった。評価に用いた既往知見の底泥からの溶出速度には、新生堆積物がどの程度影響しているかは不明であるが、それらの影響を含んでいるものと考えられる。新生堆積物が溶出速度に占める影響を把握する必要があるが、赤潮や出水に伴う河川からの懸濁態有機物の供給や合流式下水道の懸濁態有機物等に由来する懸濁態有機物に伴う新生堆積物（懸濁態有機物、無機物）による溶出量については評価されていない。

以上より、今後以下の観点からモニタリングを実施することが重要である。

①赤潮前後の底泥からの溶出速度

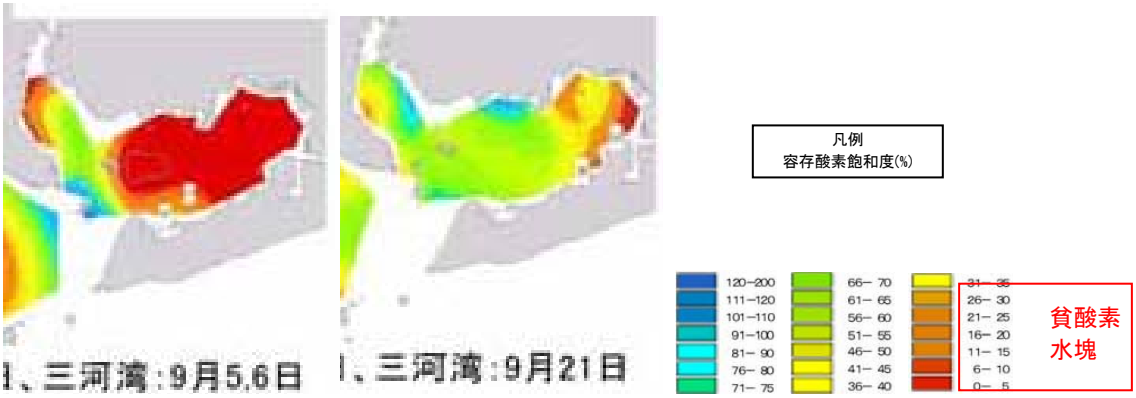
②出水前後の底泥からの溶出速度

これらのモニタリングを実施することにより、新生堆積物による溶出量を考慮したより精度の高い溶出量を評価することが可能となり、貧酸素水塊の発生に関連する栄養塩の循環をより詳細に検討することが可能になるとともに、今後施策を行うにあたっての検討の精度向上がはかれると考えられる。

5.7 仮説の構築

以上の検討より、三河湾における環境劣化過程を説明できる仮説を作成した。

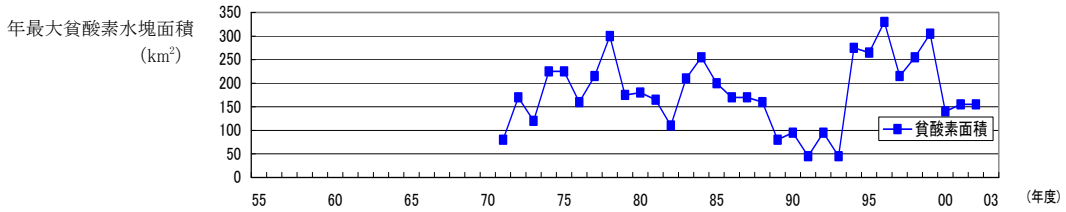
- 三河湾沿岸域生態系の問題点は底生生物・魚介類の減少であり、現在、沿岸域生態系に直接影響を及ぼしている主要因は底層貧酸素化（貧酸素水塊の発生）である。



出典）愛知県水産試験場：伊勢・三河湾貧酸素情報,H18-1～12 号,2006.

図 5.2.7.1　貧酸素水塊の分布（観測水深：底層、2006 年）

- **貧酸素水塊が問題視されたのは 1960 年代後半**であると考えられる。
  - 貧酸素水塊（底層溶存酸素飽和度）の広域的調査が開始されたのは、1971 年である（**図**5.2.7.2）。1969 年と 1970 年には三河湾水底質調査（愛知県）が実施されているが、貧酸素化は進行していないという報告がある（石田ら,1996）。
  - しかしながら、貧酸素水塊が問題視され貧酸素水塊調査が開始されたと考えるのが妥当であり、1960 年代（特に後半）に全く貧酸素化が問題となっていなかったとは考えにくい。

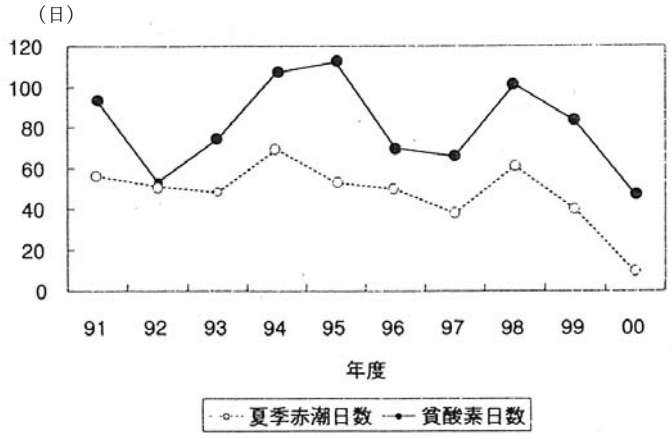


資料：愛知県水産試験場
注１)貧酸素水の定義は、溶存酸素飽和度 30%以下としており、これは溶存酸素濃度では約 2mg/L に匹敵する。
注２)貧酸素面積の調査は 6～10 月に月 2～3 回実施されている。ここに示した図は、年最大の貧酸素面積に対応している。

図 5.2.7.2 三河湾における貧酸素面積の経年変化

● **貧酸素水塊発生の主たる要因**は、その年の**赤潮等植物プランクトンの枯死・堆積（新生堆積物）**による底層での酸素消費であると考えられる。

➢ 青山ら(2002)によると、夏季の赤潮日数の増減と貧酸素日数（複数の定点観測の合計）の増減とは非常によく一致し、赤潮と貧酸素の関連が強いことがうかがわれたとしている（**図**5.2.7.3）。



三河湾海況自動観測ブイ位置

ｶ観測ブイ

出典：青山ら(2002)
注）貧酸素日数は、三河湾海況自動観測ブイ(1 号～3 号)の貧酸素（溶存酸素飽和度 30%以下）の出現日数（3 基のブイの出現日数の和集合）である。

図 5.2.7.3 渥美湾における赤潮発生日数と貧酸素日数(6～8 月)

● **年最大貧酸素水塊面積には大きな経年変動がある。**特に、1990 年前後で大きく低下しており、既往研究においても要因分析等が実施されているが、**機構の解明には十分には至っていない。**

- 各月の貧酸素水塊面積（酸素飽和度 30%以下）には有意な相関はみられず、消長が短期間でおこっている。年最大貧酸素水塊の経年変化は積算底層水温との関係に類似した変動パターンがみられる一方、河川流入量や前年積算ｸﾛﾛﾌｨﾙ量と関係（逆相関）がみられる。また、黒潮が極端な離岸傾向の時には貧酸素水塊が発達する傾向がみられる(黒田ら(2006))。
- 貧酸素水塊の発達については、夏季の北ないし東方向からの風が渥美湾の貧酸素化を軽減すること、陸上からの負荷が冬季に分散、つまり 3 月頃までの降水量が多いと翌夏の貧酸素化が軽減されることが明らかにされている（石田ら(1996)）。

- 貧酸素水塊が顕著だった 1994 年は下層の水温が特に高く(29 度)、高水温が貧酸素水塊を発達させた要因のひとつとして推定される。また、年間の強風日数が多いと貧酸素日数が少ないという関係が認められる（青山ら(2002)）。
- 年最大貧酸素水塊面積と貝類漁獲量との関係（**図**5.2.7.4）をみると、貧酸素水塊面積の小さい 1990 年前後には貝類漁獲量が増大しており、貝類が湾内の有機物をろ過・摂取することで湾内に堆積する有機物量が減少して、結果として貧酸素水塊を軽減している可能性が示唆される。

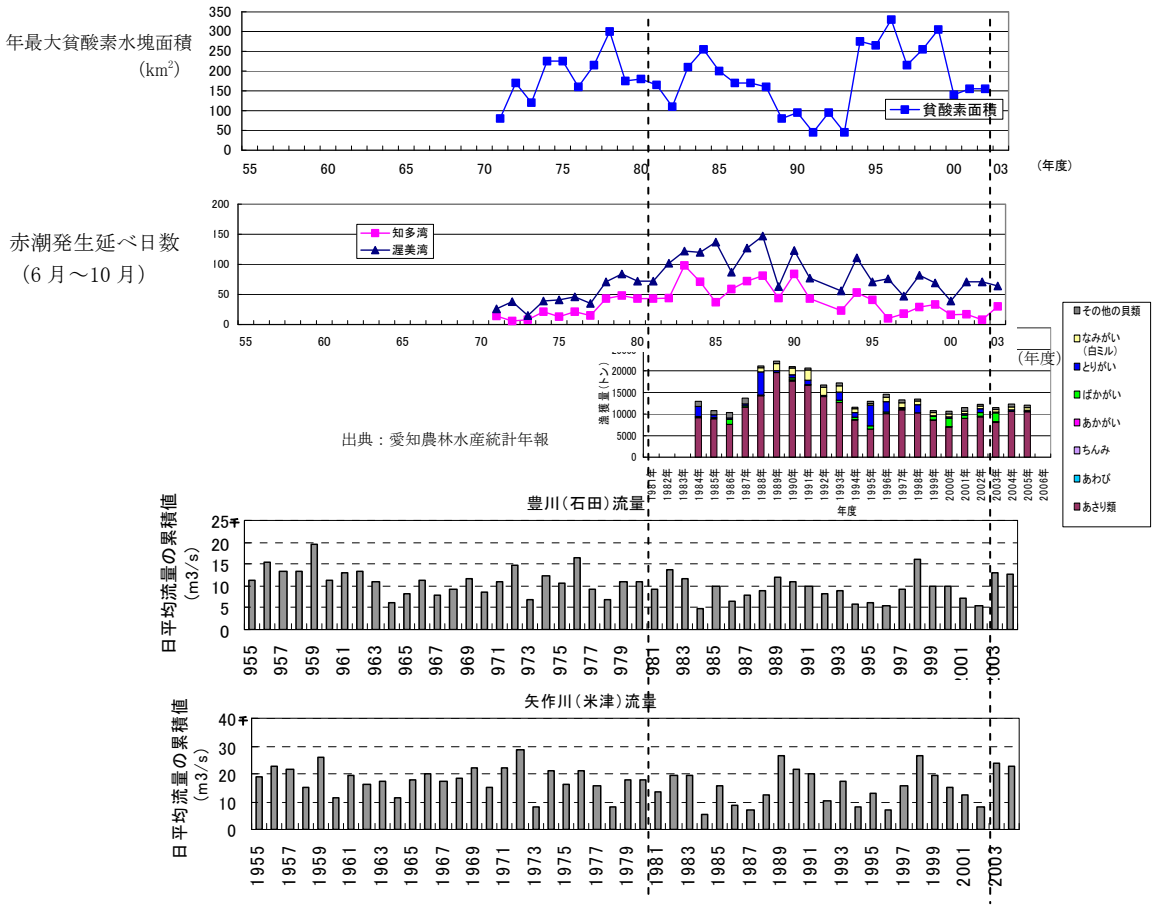


図 5.2.7.4　三河湾における貧酸素水塊面積と赤潮発生延べ日数、貝類漁獲量、河川流量の推移

- 貧酸素水塊が大規模発生している渥美湾を対象として、**貧酸素水塊の顕在化のシナリオ**を検討した結果、以下のとおり整理できた。（図 5.2.7.7、図 5.2.7.8）

➢ 1960 年頃までは流入負荷は少なく、干潟浅場や藻場面積も広く、赤潮や貧酸素水塊の発生はほとんどなかったと考えられる**（フェーズ１）**。

➢ 1960 年頃から流入負荷が増え、1965 年頃～1970 年頃は流入負荷は比較的高いレベルにあった。干潟面積はやや減少したものの赤潮や貧酸素水塊の発生は少なかった。しかし、貧酸素水塊の発生が問題視され貧酸素水塊調査が開始されたとするのが妥当と考えられる**（フェーズ２）**。

➢ 1970 年頃～1975 年頃になると流入負荷は最大期に達して、赤潮発生が顕在化するとともに、埋立、航路・泊地浚渫により干潟浅場や藻場面積が大幅に減少し浄化能の低下に伴って貧酸素水塊が顕在化した**（フェーズ３）**。なお、透明度の低下（水中光量の減少）に伴って藻場が減少する傾向にあった。

➢ 既存資料から、浅場面積の詳細な経年変化、航路・泊地の浚渫履歴、埋立の詳細履歴を整理することができなかったため、フェーズ２（負荷増大）とフェーズ３（干潟浅場の急激な減少）をはっきりと分離することができない。

➢ その後、負荷は若干減少しているものの干潟浅場及び藻場は減少したたままであり、貧酸素水塊の影響により浅場 DL-3～-4m においてアサリ等の現存量が減少する場所もあり、現存する浅場の水質浄化能も低下し(鈴木ら(2000))（負のスパイラルに陥っている（図 5.2.7.6））、貧酸素水塊の顕在化は継続している**（フェーズ４）**。

流入負荷	干潟･浅場･藻場面積	赤潮･貧酸素水塊の発生
少ない	広い	少ない
増加	やや減少	少ない
最大	埋立･浚渫等により大幅に減少	顕在化
減少	少ない状態を維持	顕在化を継続

図 5.2.7.5 三河湾環境劣化過程の仮説

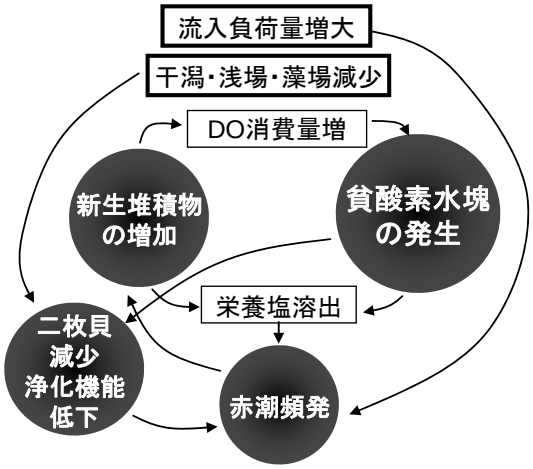
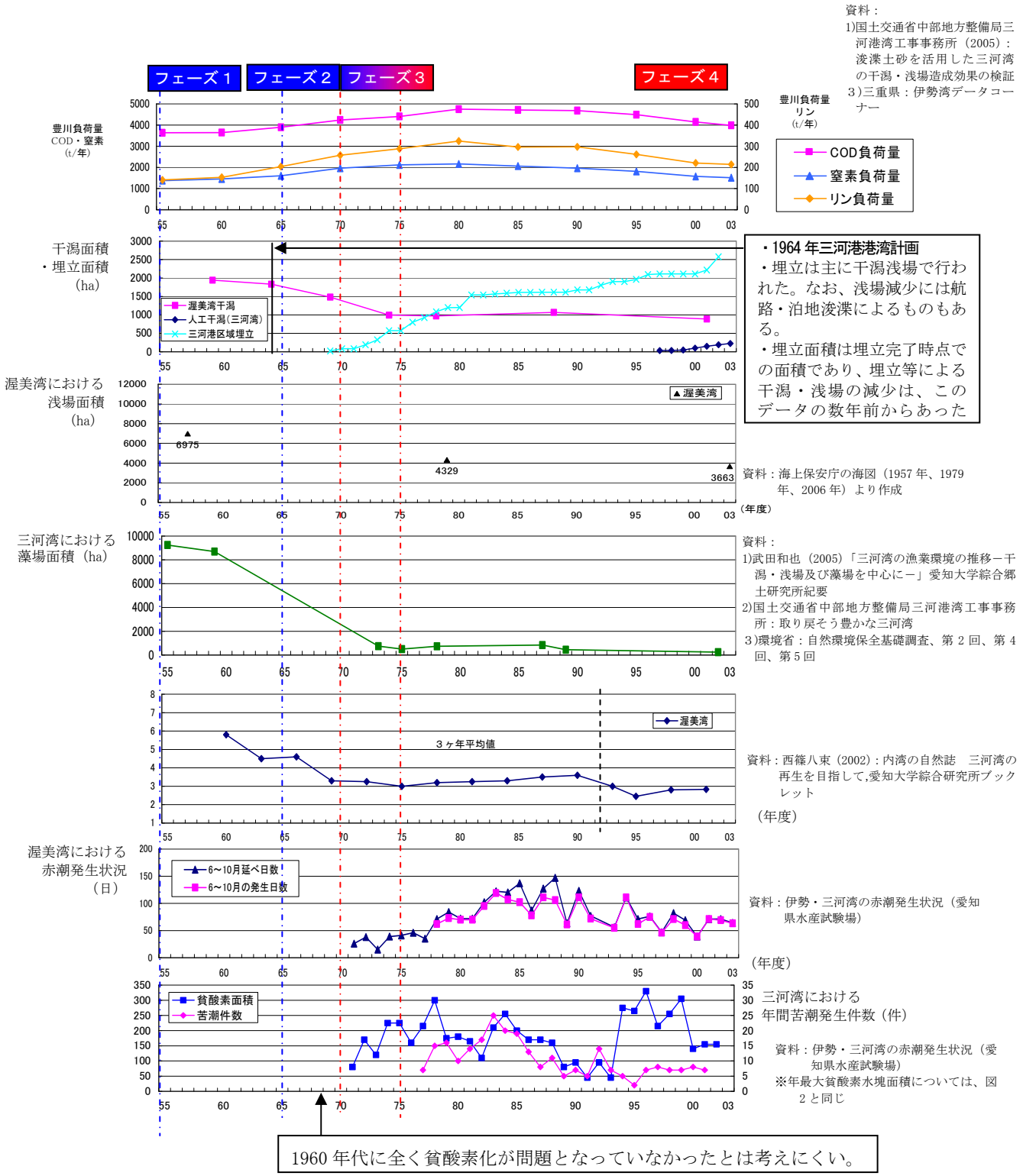
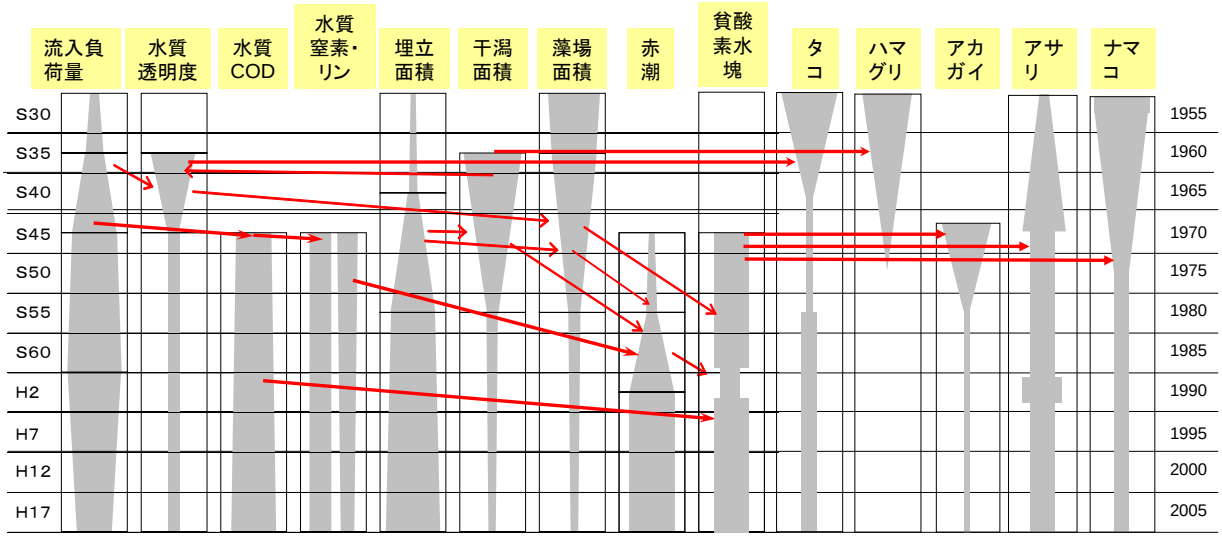


図 5.2.7.6 負のスパイラル（概念図）



注1)　黒破線は調査データが異なることを意味する。
注2)　浅場は平均水面下 5m 以浅であり、干潟を含む。

図 5.2.7.7 流入負荷量、干潟・浅場・藻場、透明度、潮発生及び貧酸素水塊の発生状況の推移



※上記のグラフ作成にあたっては、人為的な乱獲による直接的な影響をヒアリング等で把握し、考慮している。

図 5.2.7.8 インパクト・レスポンスの時系列変化の分析