

## 指定水域の水質汚濁メカニズムについて

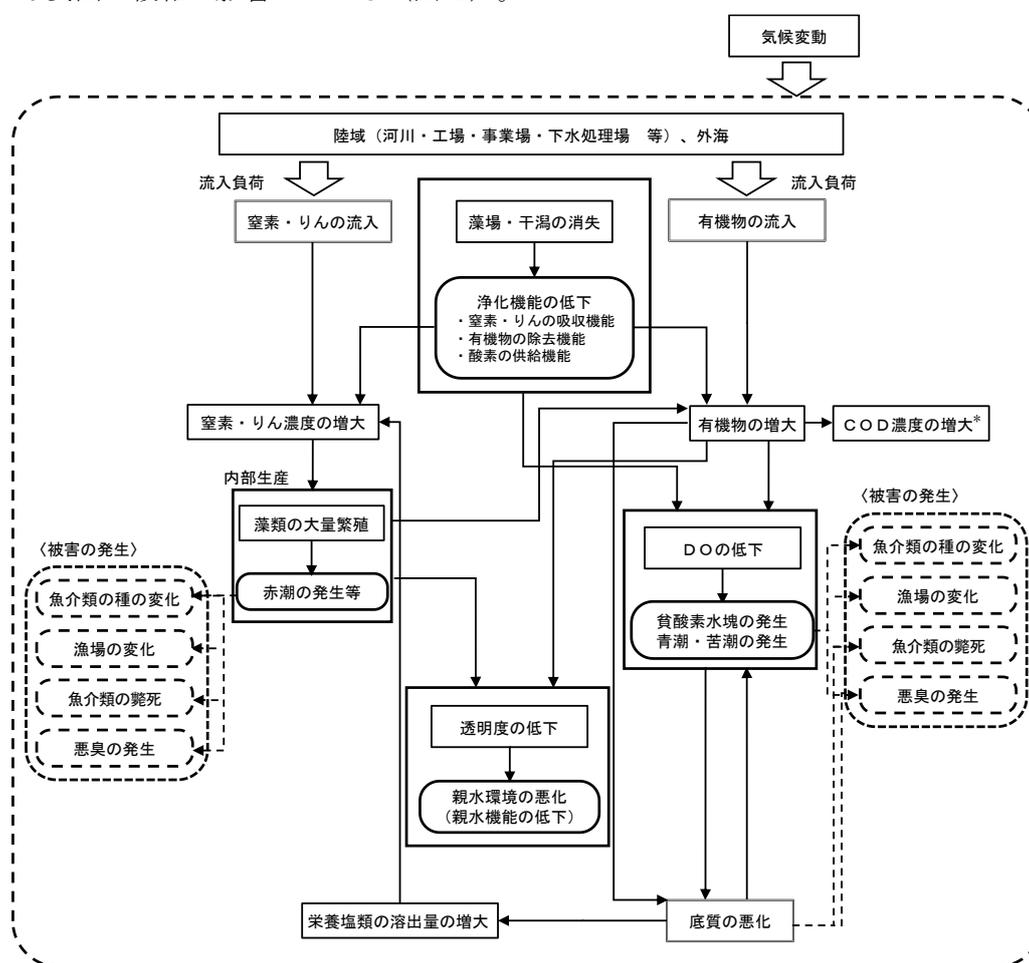
## 目次

|   |    |
|---|----|
| 1. 水質汚濁に影響を与える要因.....                   | 2  |
| 1-1. 各要因分析.....                         | 3  |
| (1) 陸域負荷.....                           | 3  |
| (2) 内部生産.....                           | 3  |
| (3) 底泥からの溶出.....                        | 4  |
| (4) 外海水の影響.....                         | 4  |
| (5) 難分解性有機物.....                        | 4  |
| (6) 藻場・干潟.....                          | 5  |
| (7) 気候変動.....                           | 6  |
| 1-2. フラックス図（物質収支図）を用いた水質汚濁メカニズムの解析..... | 15 |
| 1-2-1. 指定水域における水質汚濁メカニズム.....           | 15 |
| 1-2-2. 過去と現在の水質汚濁メカニズムの比較.....          | 22 |
| 2. 参考文献.....                            | 28 |

# 1. 水質汚濁に影響を与える要因

閉鎖性海域においては、外海と海水が交換しにくいいため、汚濁物質が海域内部に蓄積しやすい。また、夏季には、海面の水温上昇と河川からの淡水の流入により成層構造<sup>1</sup>が発達し、海水が鉛直方向に混合しにくくなるため、底層の溶存酸素（DO）が低下しやすくなる特徴を有している。このため、閉鎖性海域においては、化学的酸素要求量（COD）、窒素及びリンの濃度が外海と比較して高く、赤潮や貧酸素水塊といった海域環境保全上の問題が発生している。

閉鎖性海域における水質汚濁に影響する主な要因には、陸域（河川、工場・事業場・下水処理場等）からの有機汚濁物質及び栄養塩類の流入、内部生産<sup>2</sup>、有機物の沈降、堆積及び分解と底質からの栄養塩類の溶出、外海との海水交換、藻場・干潟による水質浄化、潮流による海水の移動・攪拌等がある。その他、水温、日射量等の気象条件、生物による食物連鎖等、様々な要因が複雑に影響している（図 1）。



\*近年の状況として、難分解性有機物と易分解性有機物の割合の変化が指摘されている。

図 1 閉鎖性海域における水質汚濁に影響を与える要因

<sup>1</sup> 水温や塩分濃度、密度の違いによって海水が層状に分かれる現象。一般的に、表層は太陽の熱で温められて密度が低く、深層は冷たく密度が高いため、これらの層の間に躍層と呼ばれる急激に変化する領域が形成されることで表層と深層の水の混合が制限され、海洋の物質循環や生態系に影響を与える。

<sup>2</sup> 海洋の中で行われる植物プランクトンなどの生物が光合成によって有機物を作り出す活動。主に太陽光が届く表層で行われ、海洋生態系全体のエネルギーの基盤となる。

## 1-1. 各要因分析

水質汚濁に影響を与える各要因について、既往文献や数値シミュレーションの結果等から知見を整理した。

### (1) 陸域負荷

陸域で発生する汚濁負荷が河川等を通じて海域に流入することで、水質濃度に一定の影響を及ぼす。

指定水域における水域面積当たりの汚濁負荷量と水質濃度の関係を見ると、COD、窒素、リンのいずれも、水域面積当たりの汚濁負荷量が大きい指定水域ほど水質濃度が高くなっており、窒素及びリンについては、汚濁負荷量の削減に伴い、水質濃度の低下が見られている。また、数値シミュレーションによる感度解析<sup>3</sup>結果では、いずれの海域においても、窒素及びリンの負荷削減によりT-N濃度及びT-P濃度が低下することが(図 2(2)～(3)、図 3(2)～(3)、図 4(2)～(3))、CODの負荷削減によりCOD濃度が低下することが示唆されている(図 2(1)、図 3(1)、図 4(1))。一方、実際の海域の一部においては、汚濁負荷量の削減にもかかわらず、CODの水質濃度は横ばい又は上昇する傾向が近年見られている。

底層DOについては、数値シミュレーションによる感度解析結果では、いずれの指定水域でも、窒素及びリンの負荷削減により底層DOが上昇することが示唆されている(図 2(4)、図 3(4)、図 4(4))。また、気候変動に伴う海水温の上昇により、東京湾において貧酸素水塊<sup>4</sup>の体積が増加することが予測されているが、その対策として、生活系等の陸域負荷の削減によって貧酸素水塊を抑制できることが報告されている[1]。

### (2) 内部生産

植物プランクトンの内部生産により、海域の窒素及びリンが消費され有機物が生成されるため、水質濃度に一定の影響を及ぼす。また、内部生産により増殖した植物プランクトンが海底に沈降・堆積することで、底質中の有機物量に一定の影響を及ぼす。

窒素及びリンは、第5次水質総量削減から指定項目に追加され、総量規制の対象となるとともに、下水道の高度処理化が進められ、内部生産を抑制する効果が表れている。数値シミュレーションによる感度解析結果において、CODの負荷削減のみならず、窒素及びリンの負荷削減が海域のCOD濃度を低下させることがいずれの指定水域でも示唆されている(図 2(1)、図 3(1)、図 4(1))。

内部生産の指標であるクロロフィルa濃度<sup>5</sup>の推移をみると、いずれの指定水域も横ばいとなっている。瀬戸内海においては、陸域負荷の削減に伴う植物プランクトンの生物量の低下は見られないものの、植物プランクトンの種組成の変化が確認されたと報告されている[2]。また、長期的な水温上昇により、植物プランクトンの大規模増殖の早期化を引き起こしている可能性も示唆されており、水質への影響が考えられる[3]。

<sup>3</sup> システムやモデルにおいて、入力パラメータの変化が出力結果にどのような影響を与えるかを調べる手法。特定の変数を変化させたとき、結果にどれだけ影響するかを分析することで、モデル内で特に重要な要因や不確実性が結果に与える影響を評価する。

<sup>4</sup> 溶存酸素の濃度が著しく低下した水塊のこと。一般的に、溶存酸素濃度が2 mg/L以下になると貧酸素状態とされ、水中生物が生息しにくくなる。植物プランクトン等の大規模増殖に伴う分解過程での酸素消費のほか、成層構造によって表層と深層の水が混ざりにくくなることも、貧酸素水塊の形成を助長する。

<sup>5</sup> 水中に存在する植物プランクトンの量を示す指標。植物プランクトンが持つ光合成色素「クロロフィル a」の濃度を測定したもので、クロロフィル a 濃度が高いほど植物プランクトンが多い。

### (3) 底泥からの溶出

海域の底泥（底質）は、水質と相互に影響している。海域で発生した植物プランクトンや有機汚濁物質が、海底に沈降・堆積し、底生生物や微生物により分解され、窒素、りん等が溶出し、水質濃度に一定の影響を及ぼす。

底泥からの溶出量は、陸域負荷や底質環境によって海域ごとに水質への影響の強さが異なることが報告されている[4][5][6]。また、瀬戸内海においては、窒素及びりんの約3割が海底から供給されているとの知見があるものの、一方でその知見の解析手法に係る課題を指摘しているものもある。[7][8]

### (4) 外海水の影響

指定水域の近海から外海水が指定水域に流入することで水質濃度に一定の影響を及ぼしており、特に外海に近い湾口部においてその影響が大きい。

外海水は高塩分水塊であるため、湾内の底層に進入し底層で形成されていた貧酸素水塊を高塩分水塊と密度躍層<sup>6</sup>の間に押し上げる現象を引き起こし、密度躍層を発達させるため、貧酸素水塊の形成や分布に影響を及ぼす可能性がある<sup>7</sup>と報告されている[9]。また、瀬戸内海の近海における外海水のCODはやや増加傾向となっている。外海水のCODは難分解性の溶解態有機物であると考えられており、瀬戸内海でCODが漸増傾向にある要因として、外海水の影響が指摘されている[10]。

ただし、外海から流入するCOD、窒素、りんが内湾の水質濃度に及ぼす影響や寄与率等について、統一的な見解は得られていないため、引き続き知見の収集が必要である。

### (5) 難分解性有機物

指定水域において、陸域からの汚濁負荷の削減にもかかわらず、COD濃度が変化しない又は上昇している要因の一つとして、近年、CODの難分解化が指摘されている。分解しにくいCODが増加することで、CODの滞留時間が長くなり、COD濃度が上昇するというプロセスで水質濃度に一定の影響を及ぼす。

有機物の難分解化については、下水道整備等の排水処理の高度化や、栄養塩類の低下による微生物の活性の低下などが原因として指摘されている。

指定水域における個別の知見としては、現在の東京湾では過去と比較して下水道が整備されたため、相対的に多くの難分解性有機物が陸域から供給されていることが示唆されている[11]。瀬戸内海では陸域からの窒素の負荷削減によって有機物の組成変化と難分解化が生じていると指摘されている[12]。また、大阪湾では湾奥ほど難分解性有機物の割合が低く、湾口に向かうにつれて難分解性有機物の割合が高くなると報告されている[13]。さらに、潮間帯<sup>7</sup>と潮下帯<sup>8</sup>とでの堆積有機物の分解特性が異なり、潮下帯の難分解性有機物の起源は植物プ

<sup>6</sup> 水中で密度が急激に変化する層のこと。主に温度や塩分濃度の違いが原因で発生し、表層の軽い水(温かい、または塩分濃度が低い)と深層の重い水(冷たい、または塩分濃度が高い)の間に形成される。表層と深層の水の混合を妨げるため、栄養塩や酸素の循環に影響を与え、海洋生態系や物質循環に重要な役割を果たす。

<sup>7</sup> 干潮時には露出し、満潮時には海水に覆われる海岸の領域。潮の干満による環境の変化(乾燥、温度変化、塩分濃度の変動)に適応した生物が多く生息する。岩場ではフジツボやカキ、潮だまりではカニや小魚などが見られ、生態系の多様性が高い地域として知られる。

<sup>8</sup> 海岸の潮間帯のさらに下に位置し、一年を通じて常に水中にある海域。潮の干満による直接的な影響を受けないため、生物にとって安定した環境を提供する。潮下帯には海藻やサンゴ、魚類など、さまざまな海洋生物が生息し、海洋生態系において重要な役割を果たす。

ランクトン由来と示唆されている[14]。

## (6) 藻場・干潟

沿岸域は沖合と比較して環境の多様度が高く、藻場・干潟等は水産資源を含む多様な生物の生息・生育の場であるとともに、水質の浄化などの機能も有し、良好な水環境を維持する上で重要な役割を果たしている[15]。バクテリアや底生生物による分解、貝類による濾過、藻類による固定、鳥類や魚類による搬出等を通じて有機物、窒素やりんが除去されている。これらの機能はいずれも生物の代謝（摂食、呼吸、同化等）により発現されることから、藻場・干潟という基盤に生物が豊かに存在することによりその機能が支えられている[16][17]。

また、藻場は基礎生産者としての役割があり、藻場が生育する浅海域においては、大型海藻・海草の生産速度は植物プランクトンを上回る場合が多い[18]。干潟は地形や潮汐等の環境の多様性に応じて様々な生物が生息している[19]。また、干潟は生物生産性が極めて高いため、様々な海洋生物により生活史の初期段階に成育の場として利用され、藻場とともに「海のゆりかご」と呼ばれている[20]。

一方で、指定水域における藻場・干潟面積の推移を見ると、いずれの水域も減少傾向となっている。また、三河湾では1970年以降の干潟・浅場の消失に伴う水質浄化機能の低下により、窒素、りんの循環過程で、藻場・干潟の動物群集が担っていた懸濁有機態から溶存無機態への分解経路が弱まり、高次の生物群集の生産に転換されにくくなる。このため、懸濁有機態である植物プランクトンが沈降して底層で分解される割合が増加し、底層の貧酸素化の主要因になったと考えられている[21]。

現存する干潟では水質浄化機能が確認されるとともに、アマモ場を通過する底層水に溶存酸素が付加される様子が確認されている[22]。また、アマモの繁茂によって水の流れが弱まり、地盤の安定性が保たれることでアマモ場では底生微小藻類の現存量が大きく増加していることが示唆されている[22]。

## (7) 気候変動

気候変動が海域の水質へ影響を与えるメカニズムは多岐にわたり、水質・水生生態系への影響が既に生じている、又は将来生じると予測されている。気候変動による影響としては、主に降水量・降水パターンの変化や水温上昇が挙げられる。

降水量・降水パターンの変化に伴う水質への影響として、短時間の降水の頻度及び強度が増大する流域では土砂流出量や浮遊砂量が増加し、河川を通じた沿岸域への濁質の流入増加等による水質への影響が想定される[23]。

また、水温上昇に伴う水質への影響として、河川の水温上昇によって水中に溶ける酸素量(DO)の低下や、微生物による有機物分解反応、硝化反応<sup>9</sup>の促進によるDOの消費、植物プランクトンの増加等による水質への影響も想定される[23]。瀬戸内海では、水温の上昇によって冬～春に一次生産が増加し、表層の溶存無機態窒素(DIN)が減少する可能性があることが報告されている。一方で、夏～秋の一次生産は、水温上昇がもたらす高温阻害により低下するとされている[24]。大阪湾では、表層クロロフィル濃度の低下がみられ、夏～秋の貧酸素化が弱まる傾向が見られたが、貧酸素水塊の発生期間は長期化する可能性が見られた[23]。また、東京湾内湾部、伊勢湾、三河湾では水温の上昇に伴う一次生産の低下に対応した貧酸素水塊の体積変化が予測されており、東京湾内湾部、伊勢湾では増加し、三河湾では減少する可能性があることが報告されている[1]。なお、水温上昇については黒潮の蛇行による影響が見られる海域もあるが[25]、黒潮の流路の変動と地球温暖化との関連については、まだ十分に解明されていない[27]。

そのほか、東京湾では、気候変動に伴い、海域上の強風の継続時間が減少することで、貧酸素水塊の解消が遅くなる可能性が指摘されている[26]。また、気候変動によって磯焼け<sup>10</sup>が発生・拡大するとともに、アイゴ等の南方系の植食性動物の食害によりアマモ等が減少し、水質浄化機能の低下につながっている[28]。

<sup>9</sup> アンモニア(NH<sub>3</sub>)やアンモニウムイオン(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)が硝化細菌(例:亜硝酸菌や硝酸菌)の働きによって亜硝酸(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)や硝酸(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)に変化する過程を指す。主に土壌や水中で行われ、まずアンモニアが亜硝酸に、次に亜硝酸が硝酸に二段階で変わる。硝化は窒素循環の重要な一部であり、植物が利用可能な窒素源を供給する役割を果たす。

<sup>10</sup> 何らかの原因により繁茂していた海藻が衰退し、岩場が裸地化してしまう現象。主な原因として、海水温の上昇、栄養塩の不足、海藻を食べるウニや魚の増加などが挙げられる。磯焼けが進行すると、生息環境が単調化し、生物多様性が低下するため、漁業資源や海洋生態系への悪影響が懸念される。

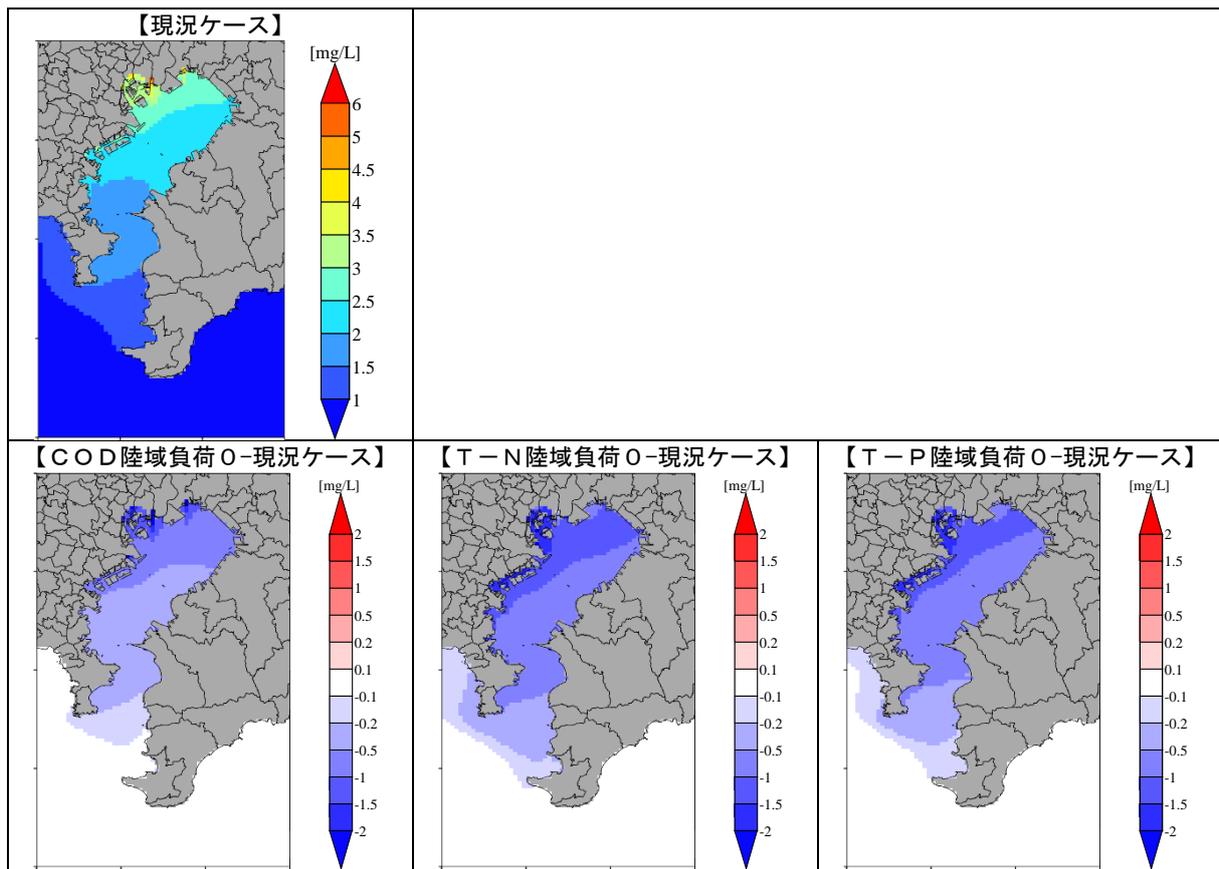
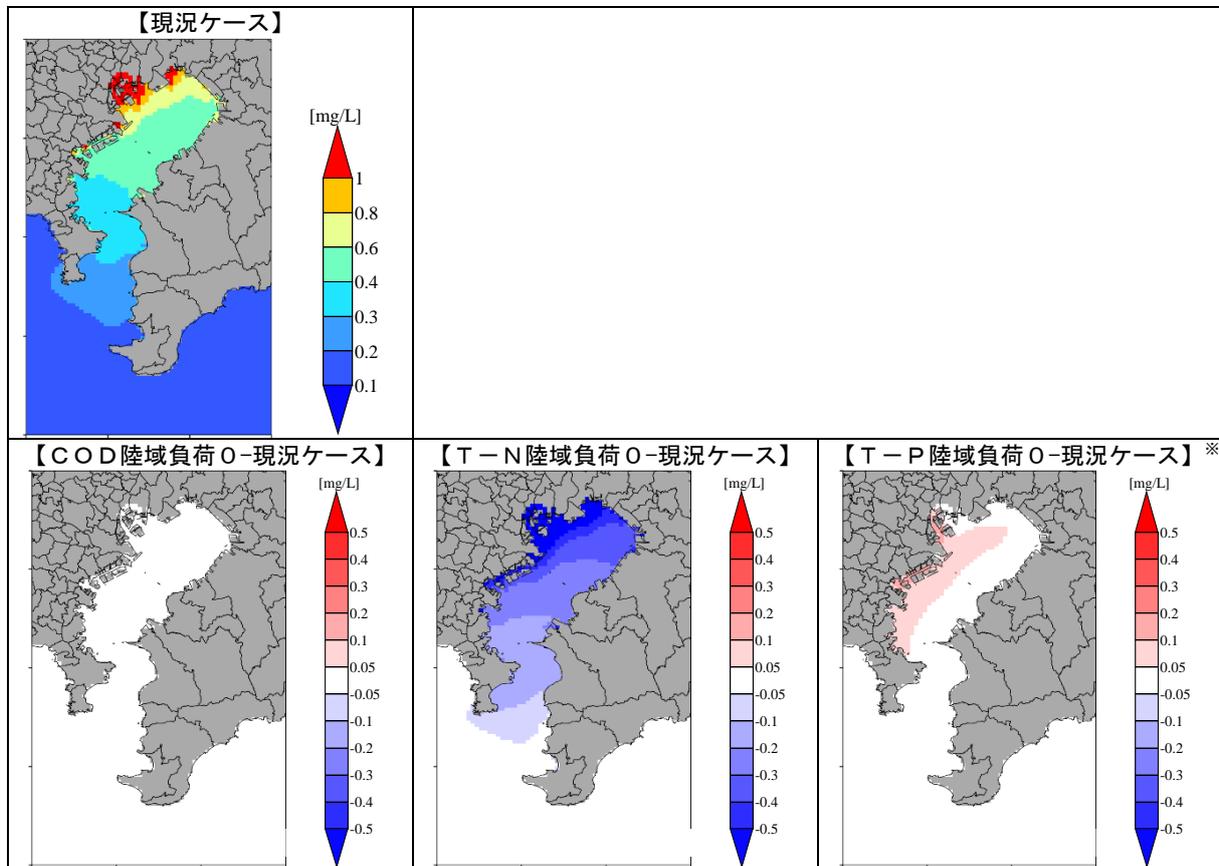
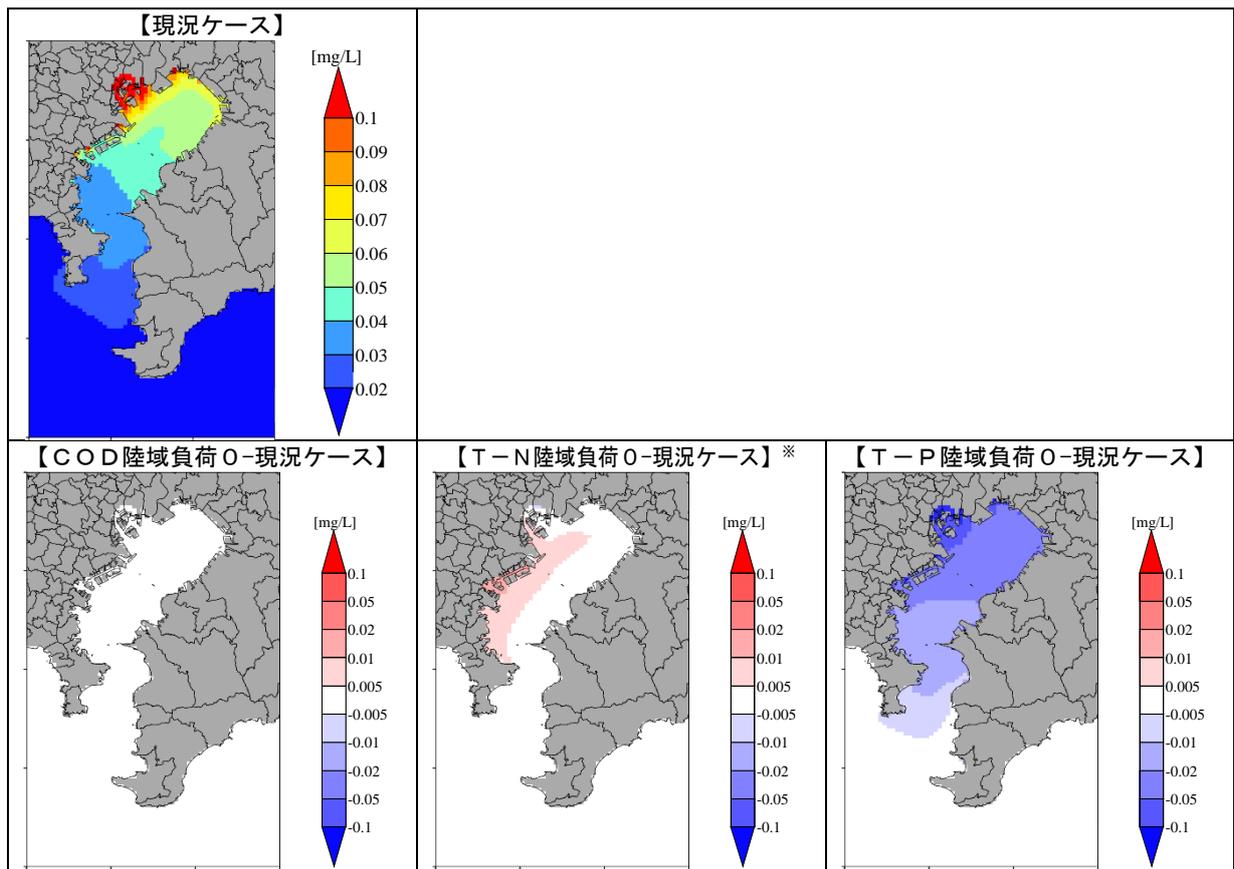


図 2(1) 陸域負荷が東京湾の水質に与える影響（表層COD濃度：年平均値）



※T-Pの負荷量が減少することで、植物プランクトンの内部生産量が低下し、内部生産により消費されるDINが減少するため、T-N濃度が上昇したと考えられる。

図 2(2) 陸域負荷が東京湾の水質に与える影響（表層T-N濃度：年平均値）



※T-Nの負荷量が減少することで、植物プランクトンの内部生産が低下し、内部生産により消費されるDIPが減少するため、T-P濃度が上昇したと考えられる。

図 2(3) 陸域負荷が東京湾の水質に与える影響（表層T-P濃度：年平均値）

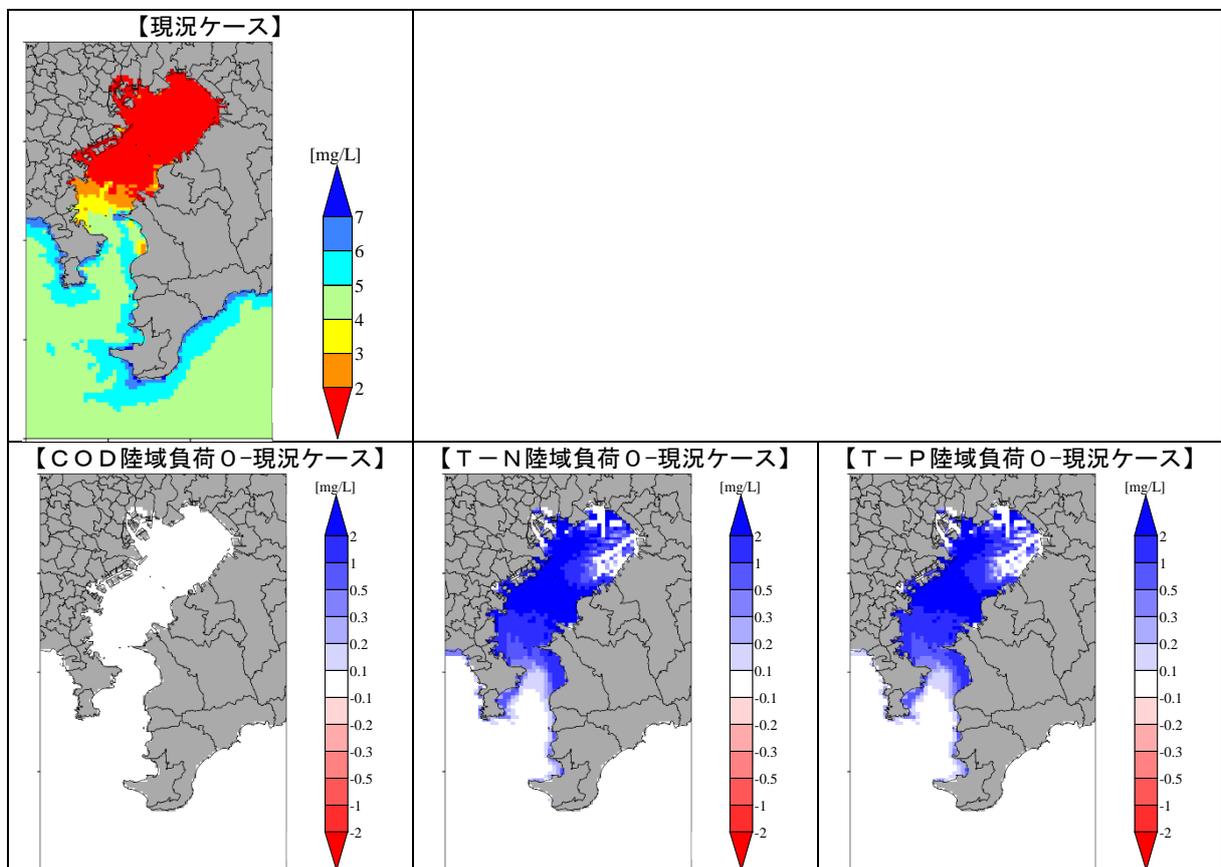


図 2(4) 陸域負荷が東京湾の水質に与える影響（底層DO濃度：年最低値）

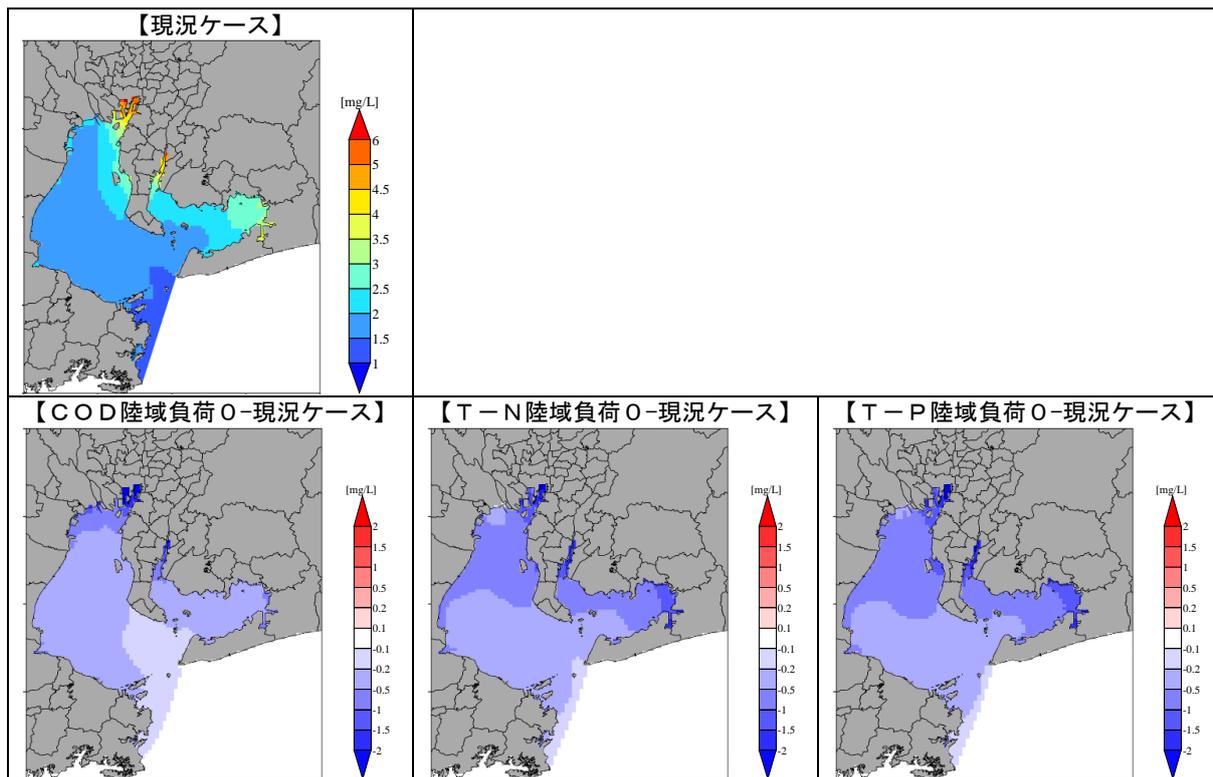


図 3(1) 陸域負荷が伊勢湾の水質に与える影響（表層COD濃度：年平均値）

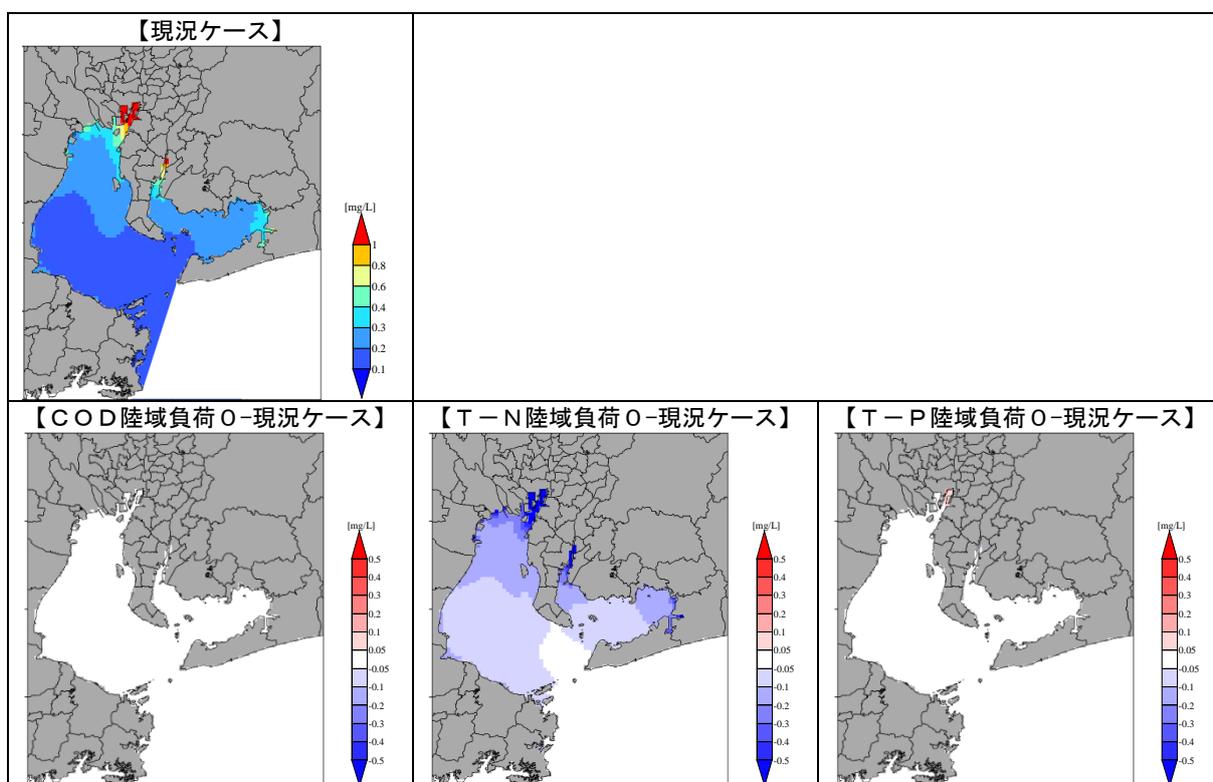


図 3(2) 陸域負荷が伊勢湾の水質に与える影響（表層T-N濃度：年平均値）

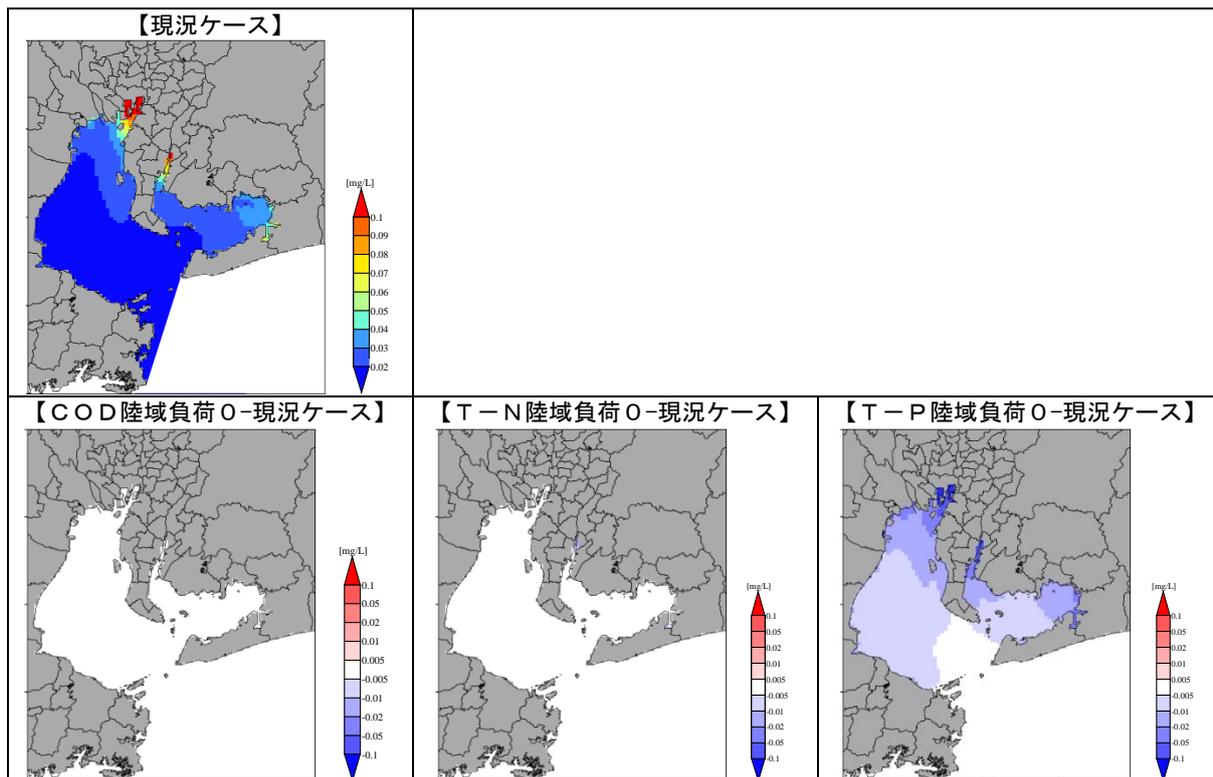


図 3(3) 陸域負荷が伊勢湾の水質に与える影響（表層T-P濃度：年平均値）

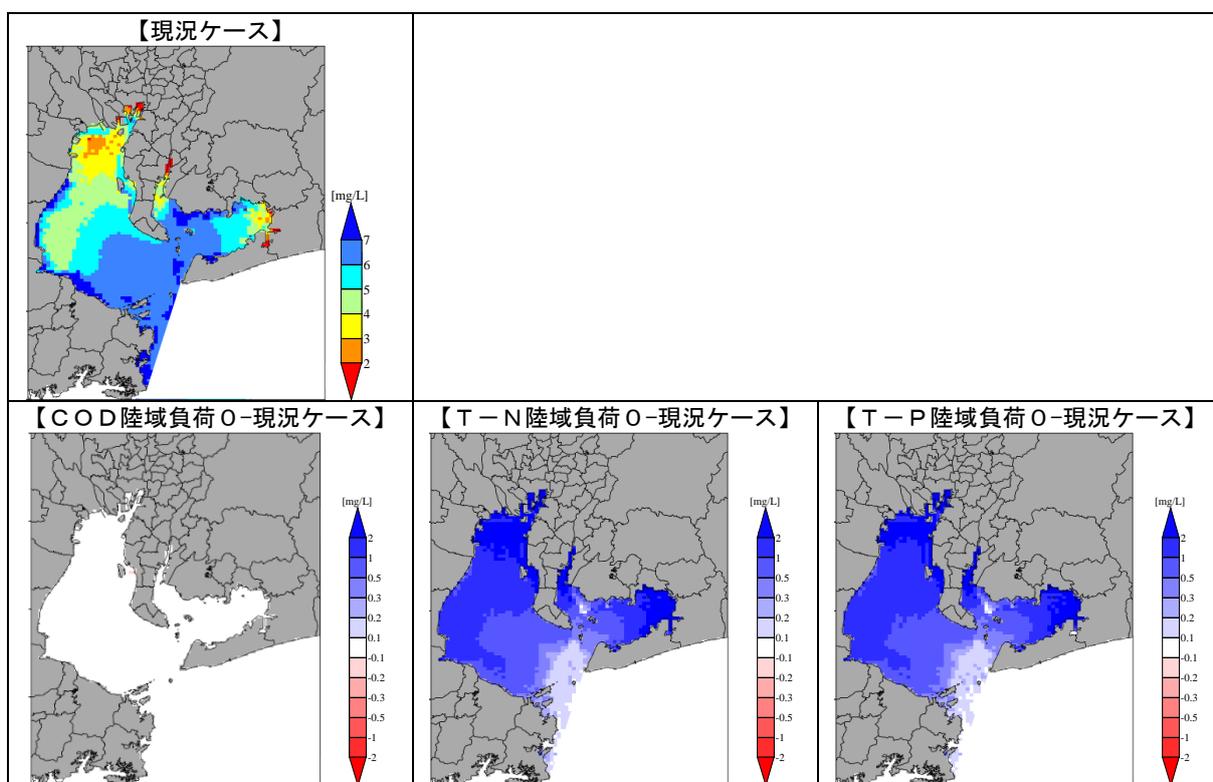


図 3(4) 陸域負荷が伊勢湾の水質に与える影響（底層DO濃度：年最低値）

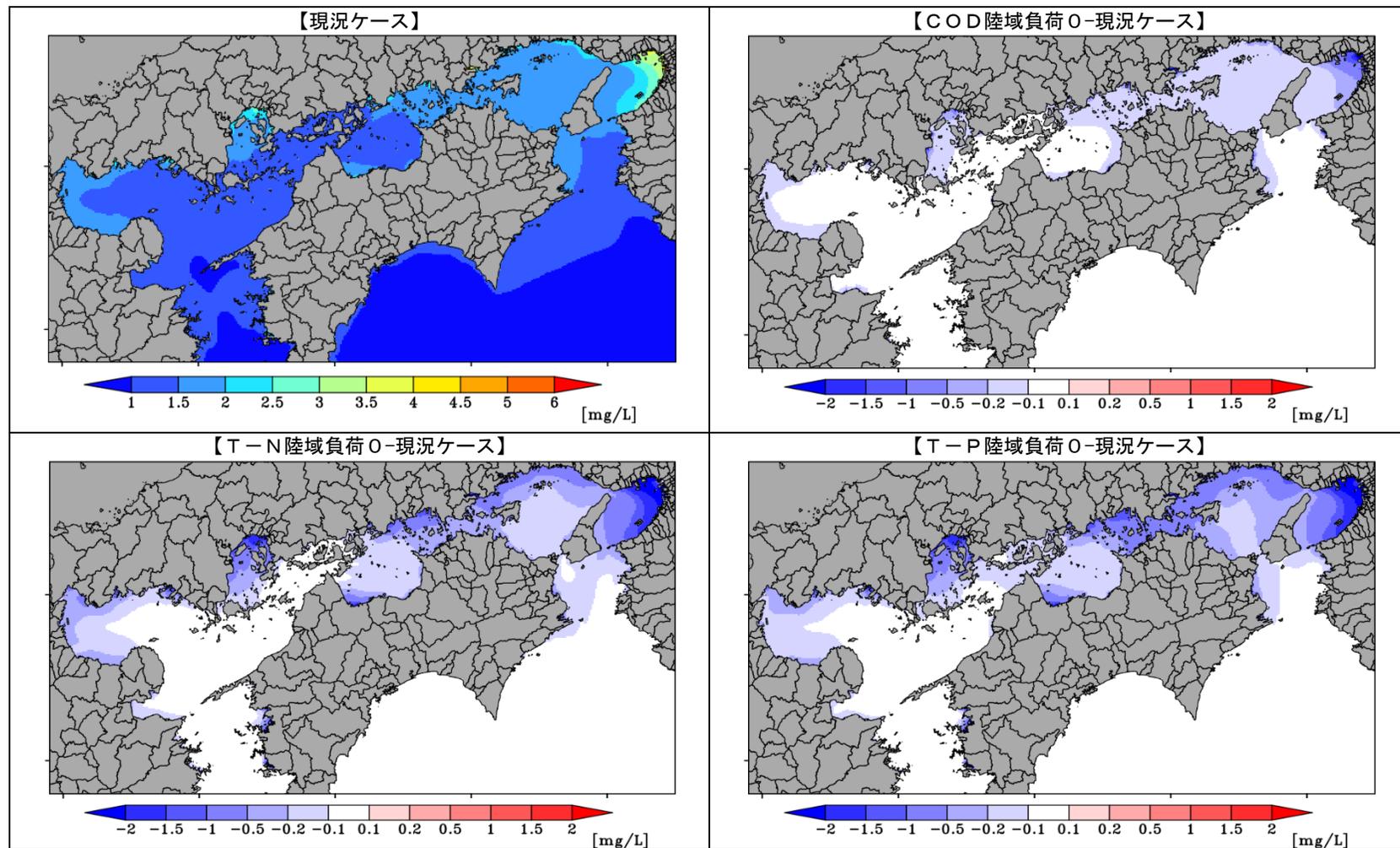


図 4(1) 陸域負荷が瀬戸内海の水質に与える影響 (表層COD濃度: 年平均値)

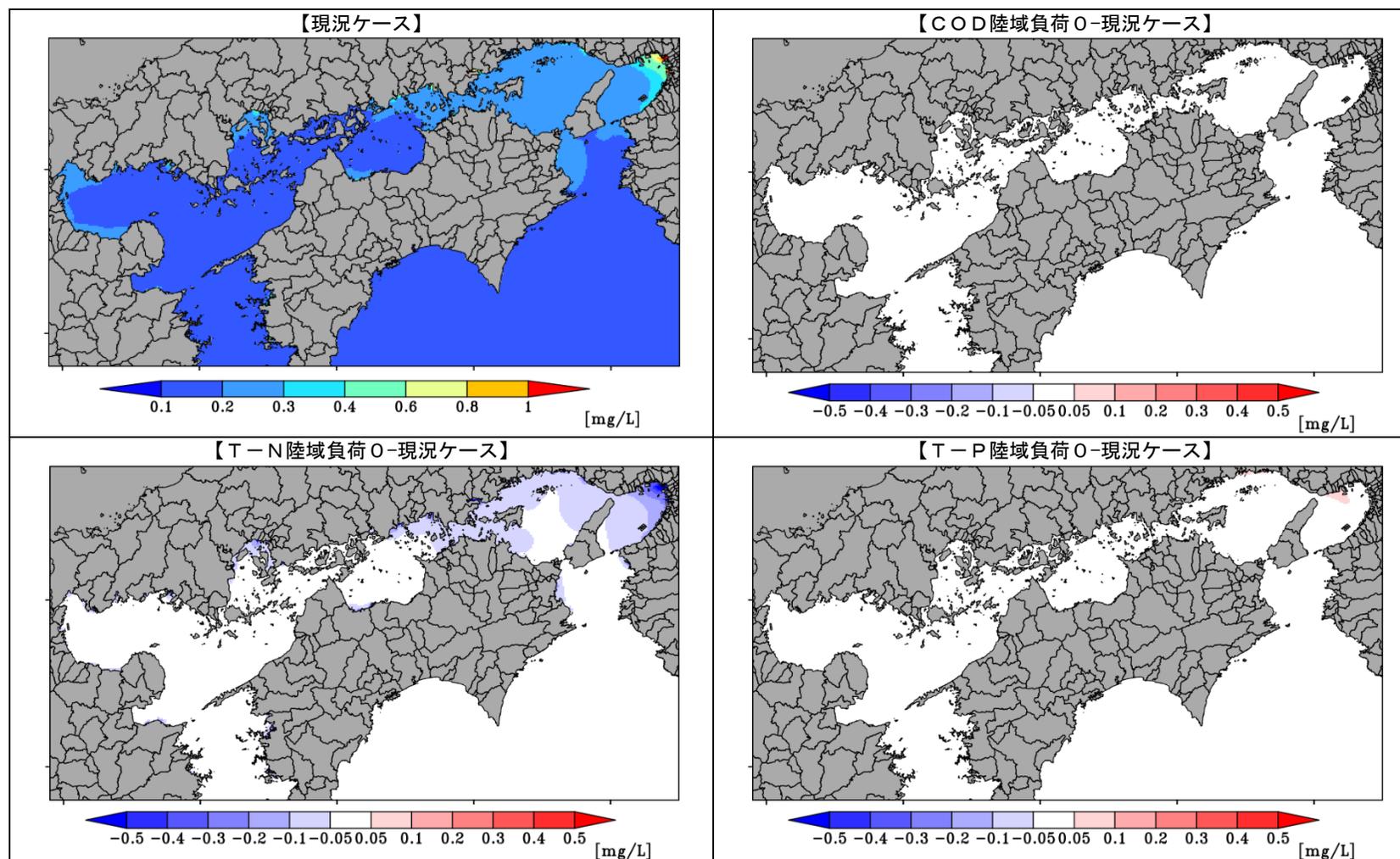


図 4(2) 陸域負荷が瀬戸内海の水質に与える影響 (表層T-N濃度: 年平均値)

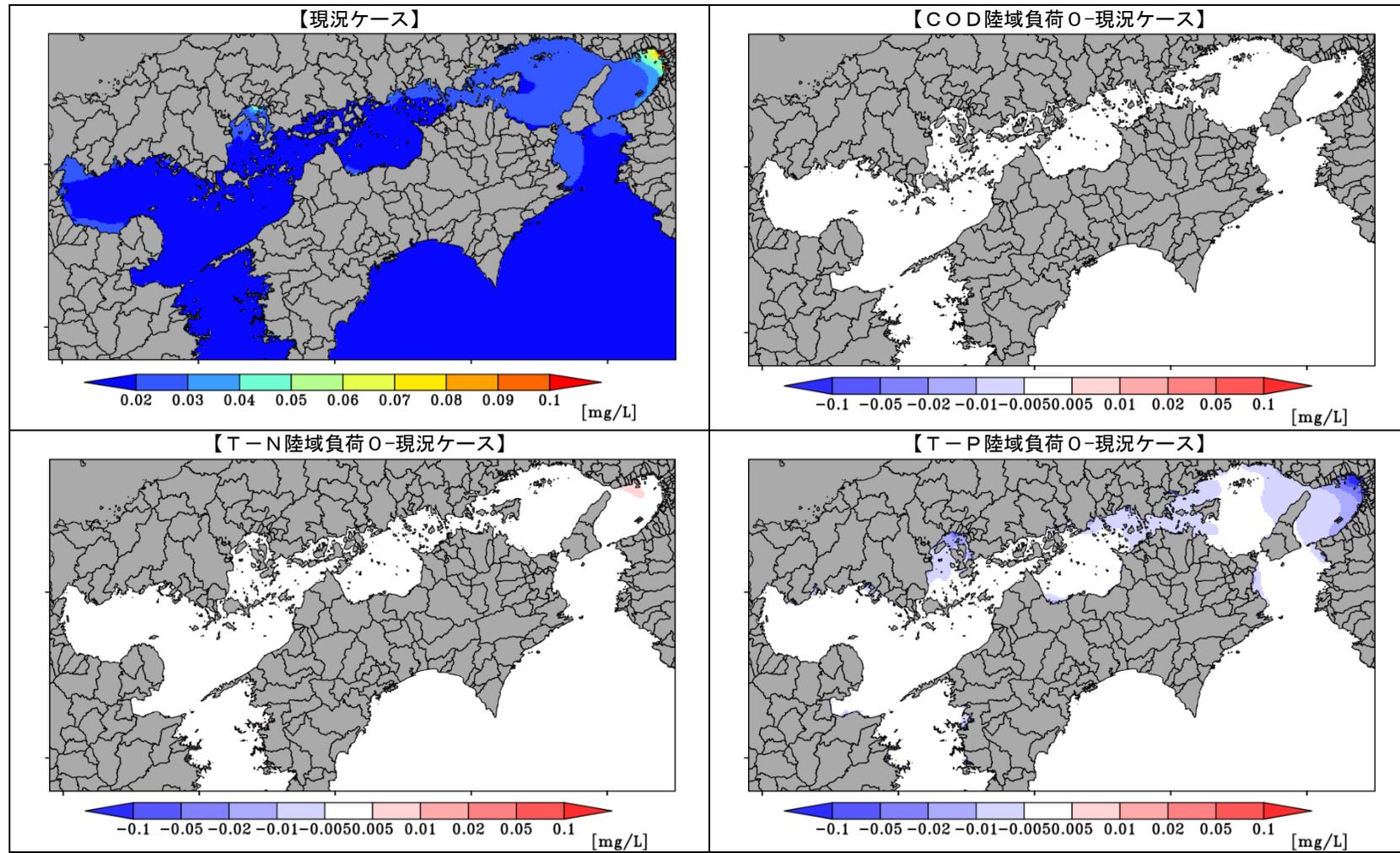
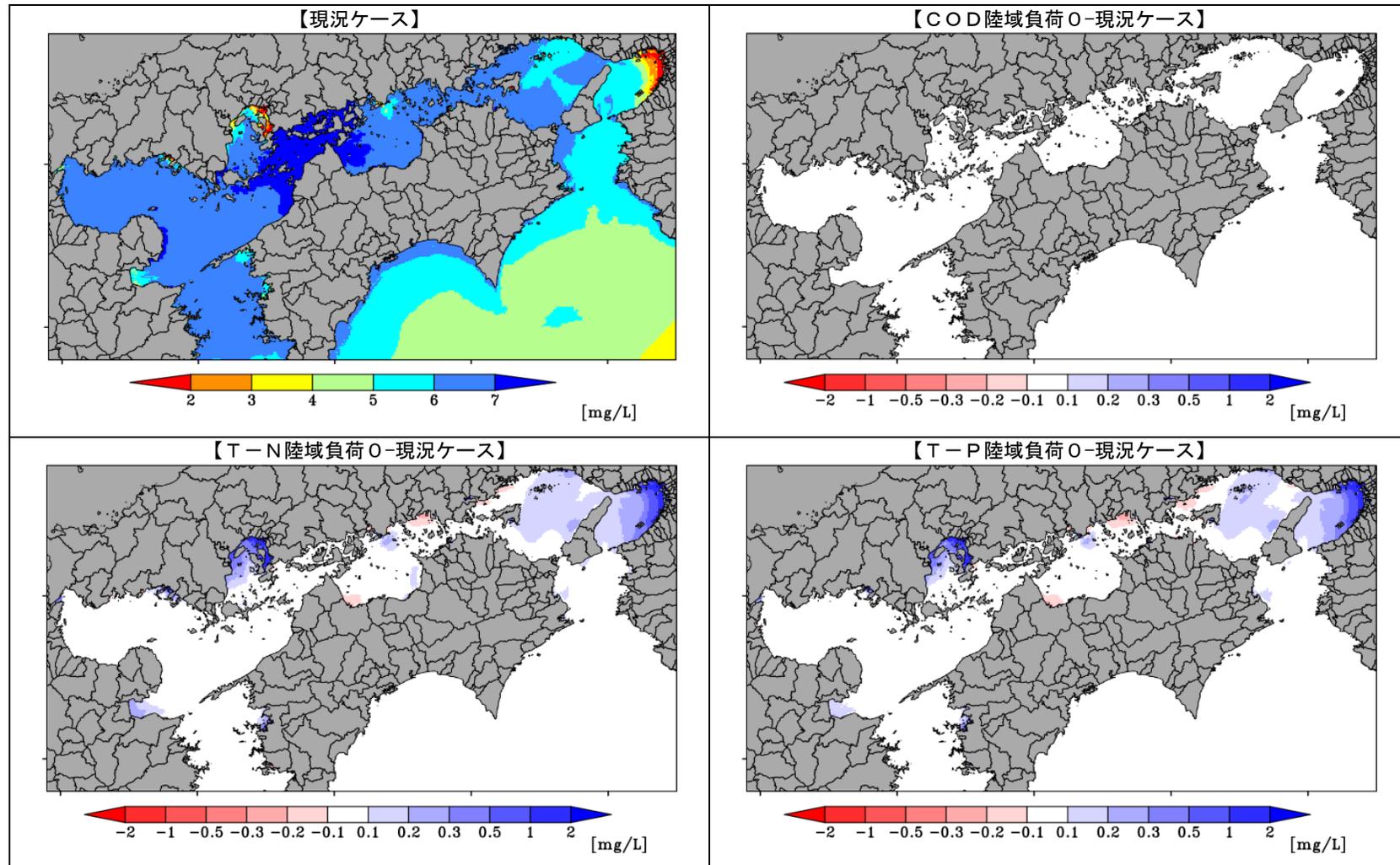


図 4(3) 陸域負荷が瀬戸内海の水質に与える影響 (表層T-P濃度: 年平均値)



※図中の赤色で示された海域では、T-N または T-P の負荷量が減少することで、植物プランクトンの内部生産が低下し、内部生産により生成される DO が減少するため、DO 濃度が低下したと考えられる。

図 4(4) 陸域負荷が瀬戸内海の水質に与える影響（底層 DO 濃度：年最低値）

## 1-2. フラックス図（物質収支図）を用いた水質汚濁メカニズムの解析

### 1-2-1. 指定水域における水質汚濁メカニズム

「陸域負荷」、「内部生産」、「外海水の影響」、「底泥からの溶出」といった主な要因は、相互に作用しながら水質に影響を与える。このため、相互作用の状況を明らかにし、各指定水域における水質汚濁の特徴を確認するため、2019年度（令和元年度）を対象年度とした水質シミュレーション結果を用いて、COD、T-N、T-Pの年間収支（フラックス）を見積もった（フラックス図の見方は図5に示すとおり）。

各指定水域におけるCOD、T-N、T-Pのフラックス図（図6(1)～(3)）を見ると、いずれの水域においても、CODは陸域負荷や底泥からの溶出に比べて内部生産による供給が大きく、生産されたCODの多くが底泥に堆積している。また、T-N及びT-Pは、陸域負荷と底泥からの溶出が同程度となっており、陸域及び底泥から供給されたT-N及びT-Pの多くが内部生産を通じて底泥に堆積している。

続いて、各指定水域におけるフラックスの大きさは指定水域の広さによっても影響されることから、指定水域間でフラックスの大きさを比較するため、フラックスを指定水域の面積で除した値を算出した（図7）。指定水域間で各単位面積あたりのフラックスを比較すると、東京湾は、陸域負荷・内部生産・底泥・外海のいずれのフラックスも他の指定水域と比較して大きい。また、伊勢湾は、大阪湾よりも単位面積当たりの陸域負荷のフラックスが小さいものの、水中-底泥間のフラックス及び内部生産のフラックスは同程度であり、外海への流出は少ない。そのため、陸域負荷が内部生産を通じて沈降し、底泥での分解を介して溶出するメカニズムが、海域中の窒素及びりん（ストック）に比較的大きく寄与していると考えられる。瀬戸内海は、他の指定水域に比較して陸域負荷量が小さく、フラックスが全体として小さい。

また、各指定水域における詳細な特徴は、下記に示すとおりである。

#### 【東京湾（図6(1)）】

1. T-N、T-Pの陸域負荷は、湾内の供給源として大きな寄与を占めている。特に湾奥部では、T-N、T-P現存量の1～2%が日毎に陸域からの供給により与えられている。
2. 底泥溶出によるT-N、T-Pフラックスは陸域負荷と同程度の供給がもたらされており、湾奥の高い内部生産は、陸域負荷と底泥溶出によるT-N、T-Pの供給により維持されていると考えられる。
3. 全ての水質項目で、観音崎-富津以南の湾口部では、現存量は大きい一方で陸域負荷による供給量は非常に小さい。現存量については水域の平均深度が深いことに起因するもので、湾口部の水質環境は、湾奥からの輸送量と外海との海水交換により決まっていると考えられる。

#### 【伊勢湾（図6(2)）】

1. 伊勢・三河湾のT-N、T-Pは堆積量が大きく、それらは底泥内での分解過程を経て、無機態として水中に回帰するが、その量は陸域負荷の量よりも大きかった。
2. この傾向は、三河湾でさらに顕著で、底泥から水中に回帰する量が、陸域負荷の数倍になっていた。これは、三河湾の方が伊勢湾（狭義）に比べて水深が浅く、内部生産された有機物の多くが底泥に沈降するためと考えられる。

#### 【大阪湾（図6(3)）】

1. 大阪湾の特徴として西側と南側の2つの海峡部を持ち、それぞれとの交換があることが挙げられる。T-N及びT-P輸送量は、西側海峡（明石海峡）の方が南側海峡（紀淡海峡）

より大きい傾向であった。これは、水平方向の物質の流れは濃度勾配<sup>11</sup>によって促進されるため、大阪湾と比較して明石海峡西側の播磨灘における栄養塩濃度が低いためと思われる。

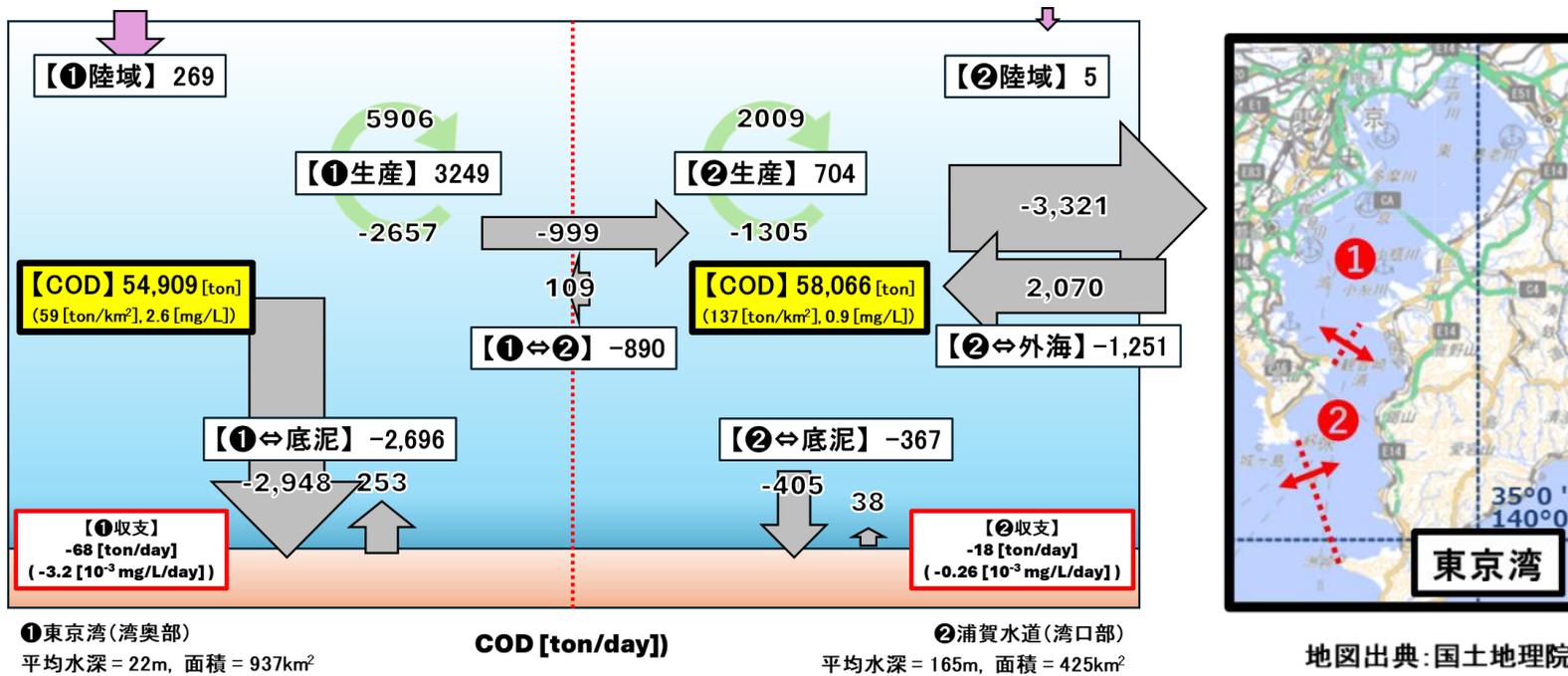
2. 播磨灘へのT-N、T-P輸送量は、大阪湾での陸域負荷の半分程度の大きさであった。

【瀬戸内海（大阪湾以外）（図 6(3)）】

1. 瀬戸内海は大きな外海水との交換経路として東の紀伊水道と西の豊後水道が存在する。CODに関しては、両水道とも流出傾向である一方で、T-N、T-Pに関しては、豊後水道から流入し、紀伊水道から流出する傾向であった。
2. 瀬戸内海は、面積が大きいためCOD、T-N、T-Pの収支及び現存量が大きくなるが、単位面積当たりで見るとそれぞれの値は小さい。特に陸域負荷や内部生産は、他海域と比べて小さく、これに伴い底泥へのCOD輸送や底泥からの溶出も小さい。即ち瀬戸内海平均としては、物質循環の規模が比較的小さく留まっていると考えられる。

---

<sup>11</sup> 空間的に物質の濃度が変化する度合い(変化率)のこと。具体的には、ある物質が場所によって濃い部分と薄い部分があり、その濃度の差が距離に応じてどれだけ変化しているかを表す。濃度勾配は、物質が拡散する方向や速度を決定する重要な要素であり、生物の細胞内外での物質移動や環境中の物質循環に大きな影響を与える。



1. 図中の各フラックスは、区分した水域全体を対象に集計した値[ton/day]を示し、対象水域に対して増加するフラックスを正值、減少するフラックスを負値で示す。
2. **黄色枠**は対象水域の水中で積算された現存量(ストック)[ton]と面積で除した単位面積当たりの保存量[ton/km<sup>2</sup>]及び容積で除した平均水質濃度[mg/L]を示す。
3. **赤枠**は対象水域のフラックスを合計した収支[ton/day]と容積で除した値[mg/L/day]を示す。
4. 底泥に堆積したCOD中の有機物は分解・無機化され溶存無機炭素(DIC)となり、溶出フラックスとして集計されないため、CODとしての溶出フラックスは小さく現れる。
5. シミュレーション結果によるフラックスの具体的な算定方法は、生産、沈降、溶出、脱窒については、対象水域の範囲に含まれる全ての計算格子で累積し、1年間の平均値として算出した。また、外海等との輸送フラックスは、水域境界に該当する計算格子での輸送フラックスを面的に累積し、同じく1年間の平均値として算出した。

図5 水域のフラックス図の見方(例: 東京湾CODの2019年度平均)

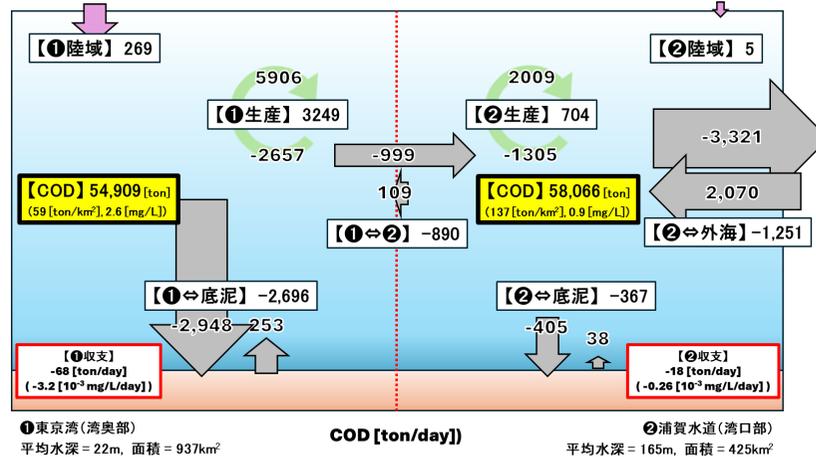
【東京湾】

| 領域区分           | 平均水深  | 面積                  |
|----------------|-------|---------------------|
| ①東京湾<br>(湾奥部)  | 22 m  | 937 km <sup>2</sup> |
| ②浦賀水道<br>(湾口部) | 165 m | 425 km <sup>2</sup> |

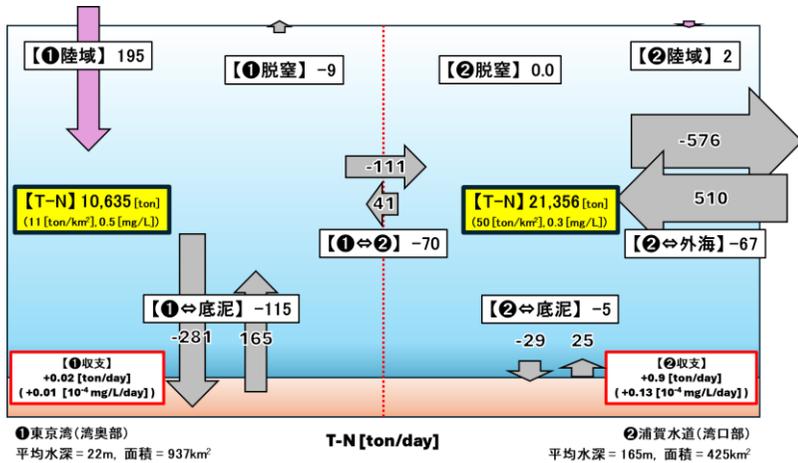


地図出典：国土地理院

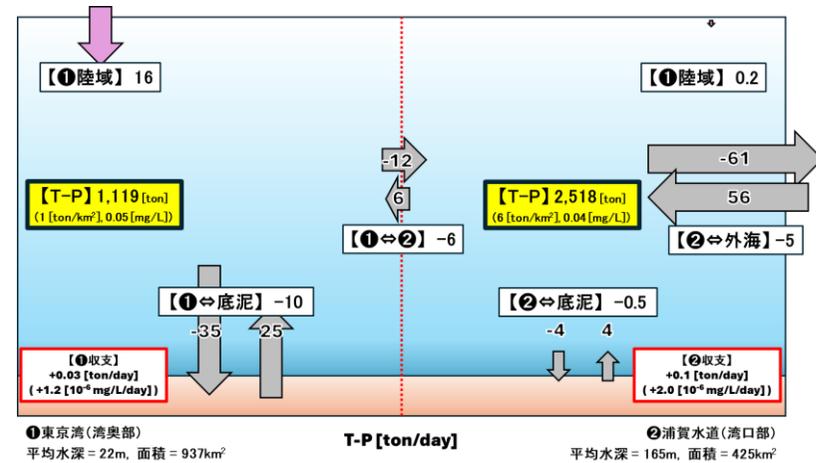
【現況ケース：COD－矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



【現況ケース：T-N－矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



【現況ケース：T-P－矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



※図中の各フラックスは、区分した水域全体を対象に集計した値[ton/day]を示し、対象水域に対して増加するフラックスを正值、減少するフラックスを負値で示す。

※黄色枠は水中で積算された現存量(ストック) [ton]と面積で除した単位面積当たりの保存量[ton/km<sup>2</sup>]及び容積で除した平均水質濃度[mg/L]を示す。

※赤枠はフラックスを合計した収支[ton/day]と容積で除した値[mg/L/day]を示す。

図 6(1) 東京湾の水質汚濁要因毎のフラックスの関係 (2019 年度平均)

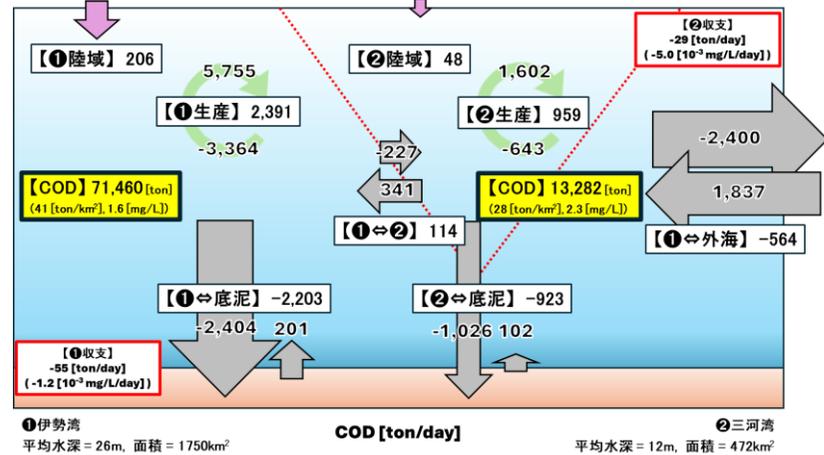
【伊勢湾】

| 領域区分 | 平均水深 | 面積                   |
|------|------|----------------------|
| ①伊勢湾 | 26 m | 1750 km <sup>2</sup> |
| ②三河湾 | 12 m | 472 km <sup>2</sup>  |

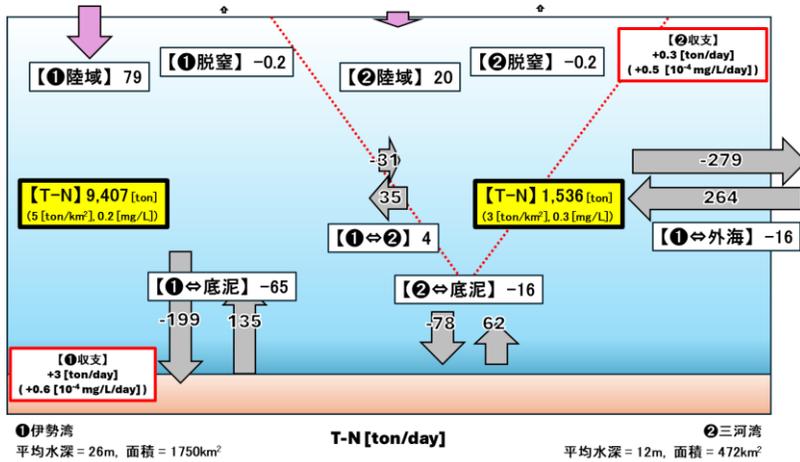


地図出典: 国土地理院

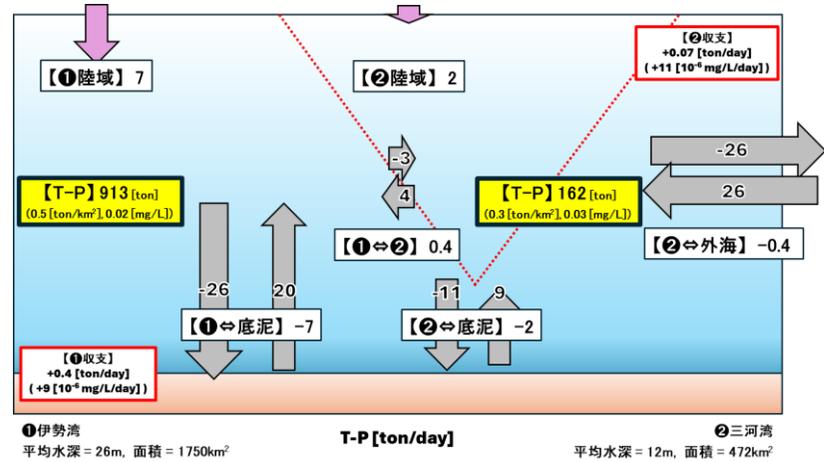
【現況ケース: COD - 矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



【現況ケース: T-N - 矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



【現況ケース: T-P - 矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



※図中の各フラックスは、区分した水域全体を対象に集計した値[ton/day]を示し、対象水域に対して増加するフラックスを正值、減少するフラックスを負値で示す。

※黄色枠は水中で積算された現存量(ストック) [ton]と面積で除した単位面積当たりの保存量[ton/km<sup>2</sup>]及び容積で除した平均水質濃度[mg/L]を示す。

※赤枠はフラックスを合計した収支[ton/day]と容積で除した値[mg/L/day]を示す。

図 6(2) 伊勢湾の水質汚濁要因毎のフラックスの関係 (2019 年度平均)

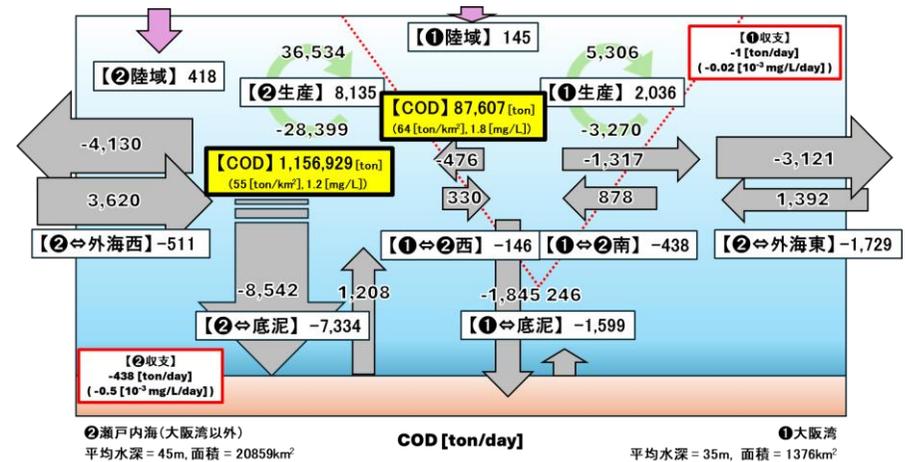
## 【瀬戸内海】

| 領域区分             | 平均水深 | 面積                    |
|------------------|------|-----------------------|
| ①大阪湾             | 35 m | 1376 km <sup>2</sup>  |
| ②瀬戸内海<br>(大阪湾以外) | 45 m | 20859 km <sup>2</sup> |

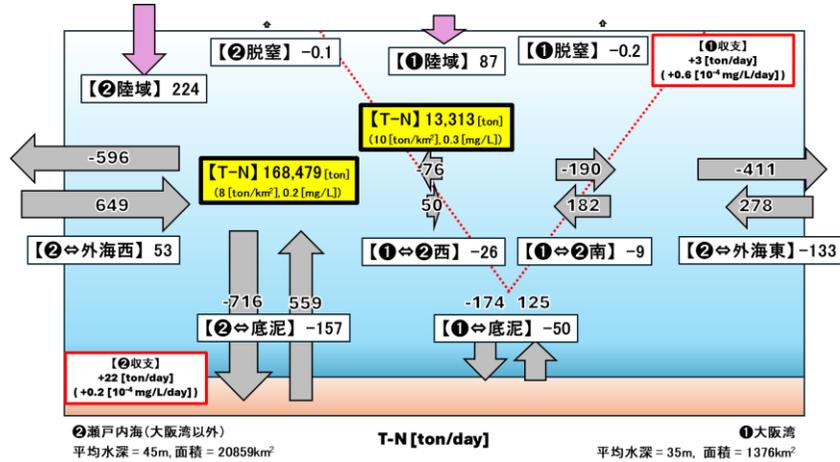


地図出典：国土地理院

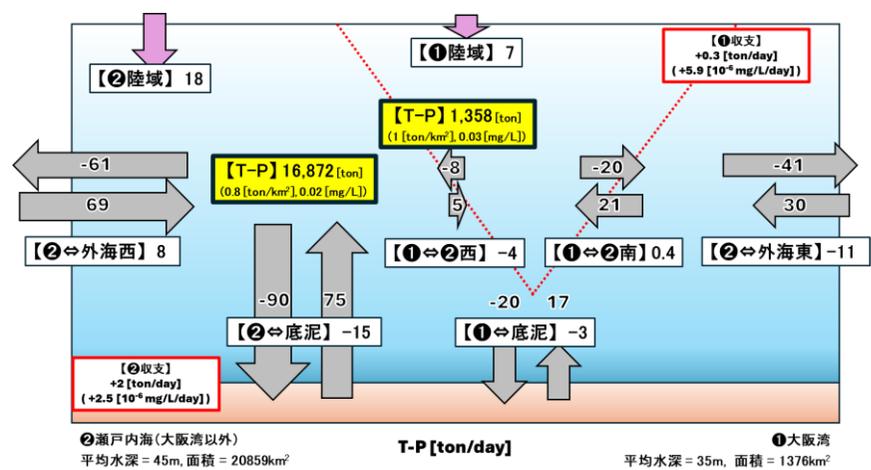
## 【現況ケース：COD－矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



## 【現況ケース：T-N－矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】



## 【現況ケース：T-P－矢印の面積がフラックスの大きさに対応する】

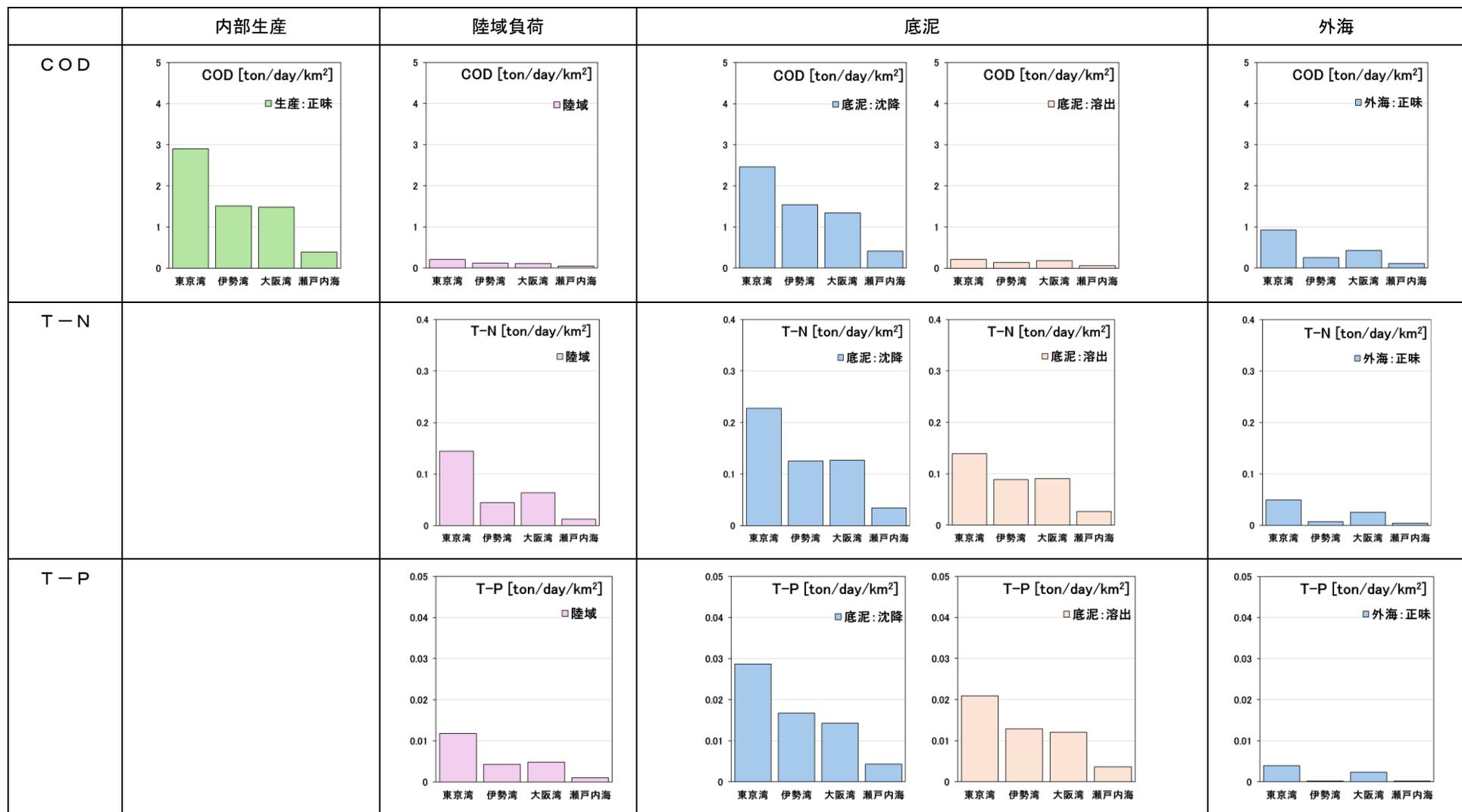


※図中の各フラックスは、区分した水域全体を対象に集計した値[ton/day]を示し、対象水域に対して増加するフラックスを正值、減少するフラックスを負値で示す。

※黄色枠は水中で積算された現存量(ストック) [ton]と面積で除した単位面積当たりの保存量[ton/km<sup>2</sup>]及び容積で除した平均水質濃度[mg/L]を示す。

※赤枠はフラックスを合計した収支[ton/day]と容積で除した値[mg/L/day]を示す。

図 6 (3) 瀬戸内海の水質汚濁要因毎のフラックスの関係 (2019 年度平均)



※各水域の単位面積当たりのフラックス[ton/day/km<sup>2</sup>]を示す。

※底泥については沈降・溶出双方向を算出し、その他については正味としての輸送量を算出した。

図 7 各水域フラックスの主な供給及び排出要因 [2019 年度平均]

## 1-2-2. 過去と現在の水質汚濁メカニズムの比較

過去と現在の物質収支の変化を、フラックス図の比較により確認した（図 8）。1-2-1 と同様に 2019 年度（令和元年度）を現在とし、総量削減制度を開始した 1979 年度（昭和 54 年度）を過去として 1979 年度当時の陸域負荷を設定し、指定水域における物質収支の変化を確認した。なお、陸域負荷以外の外海環境・気象条件・水質及び底質の初期条件などは、2019 年度と同一とした。

指定水域のいずれにおいても、2019 年度現在の陸域負荷は 1979 年度と比較して 44～68% 程度減少しており、内部生産は 16～27%、底泥への沈降フラックスは 27～41% 程度減少している。東京湾の湾奥部では変化が特に顕著であり、東京湾の湾奥部では内部生産が大きく減少（正味 4, 225ton/day→3, 249ton/day：23%減少）しており、併せて底泥への COD 沈降フラックスも大きく減少（正味 3, 708ton/day→2, 695ton/day：27%減）していた。同じく伊勢湾（狭義）及び大阪湾でも、それぞれ内部生産が 38% 及び 27% 減少し、底泥への COD 沈降フラックスが 38% 及び 32% 減少していた。これらの内部生産の減少に伴って水中での分解量及び底泥への沈降フラックスが減少することにより、水中及び底泥での酸素消費量が減少し、底層 DO が改善していると考えられる。これは、COD の分解量（概ね沈降フラックスと溶出フラックスとの差分に相当）が、1979 年度と比較して 2019 年度で小さくなっていることから示唆される。

指定水域毎に整理すると、1979 年度は、陸域負荷により供給される T-N 及び T-P は、水域内へ供給される総量の内のそれぞれ 21～35% 及び 21～34% であったが、2019 年度では、それぞれ 15～21% 及び 11～16% まで減少している。これに伴い、底泥や外海からの供給の寄与が増加しており、特に比較的深度が浅い伊勢湾や東京湾の湾奥部などにおいて底泥からの溶出の寄与の増加が大きい。また、上記と並行し、水域の平均水質濃度もそれぞれ 10～50% 程度減少が見られ、水質濃度が改善している結果が示された。

このように 1979 年度から 2019 年度にかけて、海域の物質収支に及ぼす陸域負荷の寄与が低下したことに伴い、底泥や外海の寄与が相対的に増しており、総量削減制度による陸域負荷の継続的な削減の効果と考えられる。また、底泥への沈降フラックスが減少しており、陸域負荷が底泥環境に与える影響が緩和している可能性が示唆される。これは、総量削減制度の効果であり、陸域からの負荷削減により水質が改善していることを示している。

※ 上記の結果は、実際の 1979 年度の水域環境と異なる可能性がある点について留意が必要である。具体的には、陸域負荷を一次的に利用する内部生産や底泥への沈降フラックスについては、ある程度の再現性が担保されていると考えられるものの、底泥からの溶出や外海への流出など、底泥や水質内の滞留を含むフラックスについては誤差を含む可能性がある。例えば、シミュレーション上は 2019 年度の比較的汚濁の少ない底泥を初期条件としているため、1979 年度の底泥からの溶出のフラックスは過小評価となっている可能性に留意が必要である。

なお、ここで示したシミュレーション結果による水中の現存量の値（水域平均濃度）は、簡易な物質収支式（定常状態かつ水域での完全混合を仮定し、各フラックスを水域平均濃度の簡易な関数等として考慮）により試算された水域平均濃度と大きな差異がないことを確認している。

また、現在のシミュレーションでは、底質フラックスは沈降が溶出を上回る結果になっている。しかし、瀬戸内海環境情報基本調査の結果では、底質のT-N濃度は減少傾向にあることから、瀬戸内海における窒素は、現状として溶出が上回っていることが想定され、その点がシミュレーション上で十分に表現できていないといった課題がある。

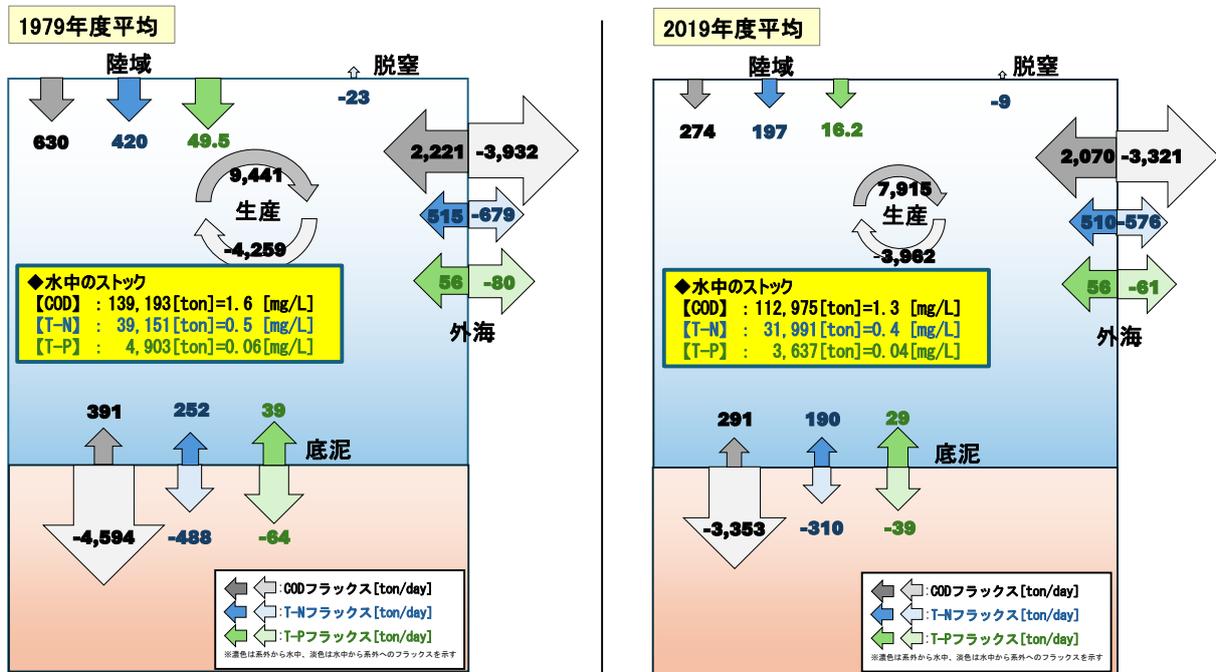


図 8 (1) 各年代におけるフラックスの違い (東京湾全域)

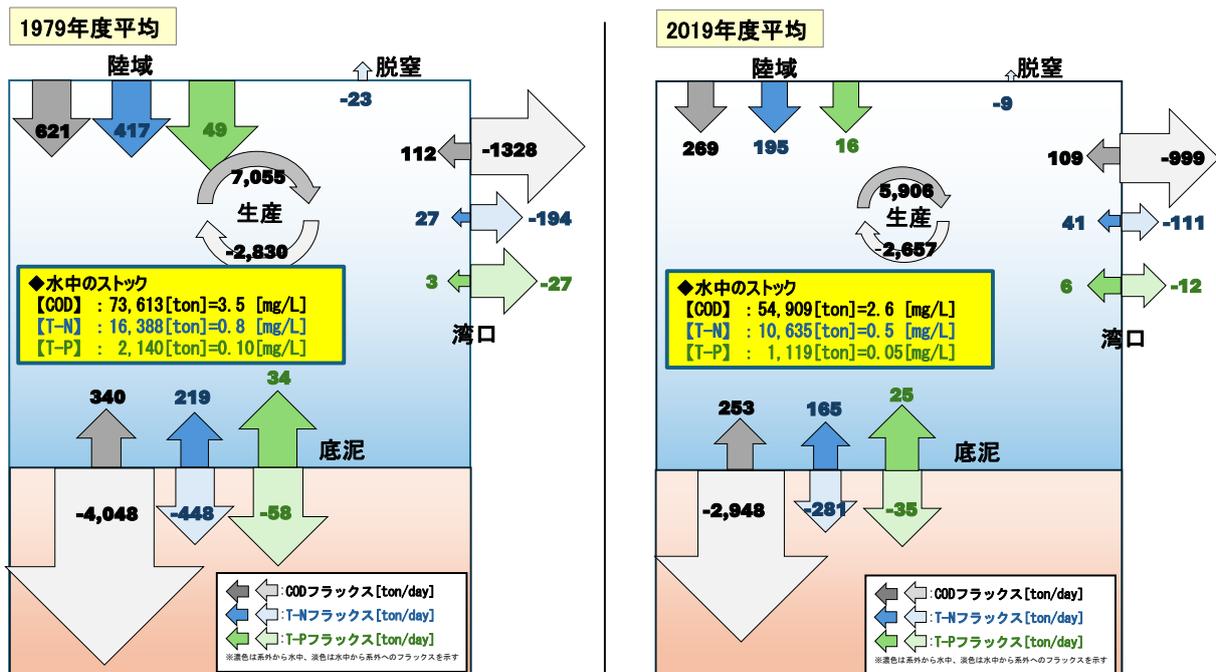


図 8 (2) 各年代におけるフラックスの違い (東京湾奥部)

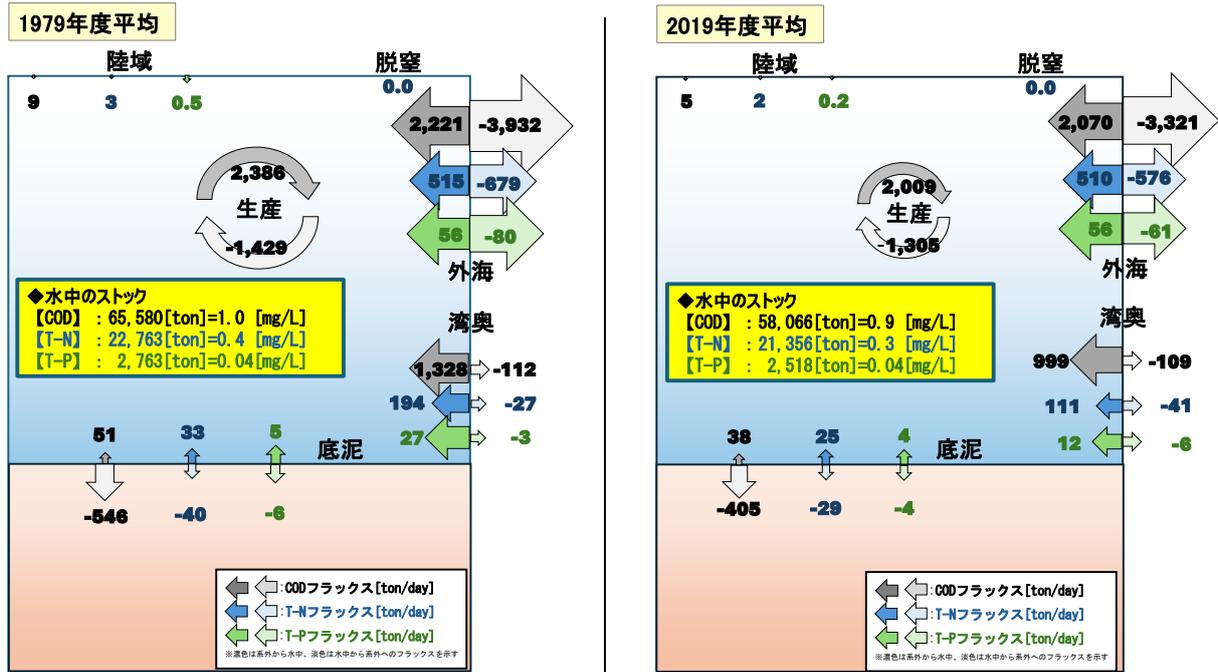


図 8 (3) 各年代におけるフラックスの違い (東京湾湾口部)

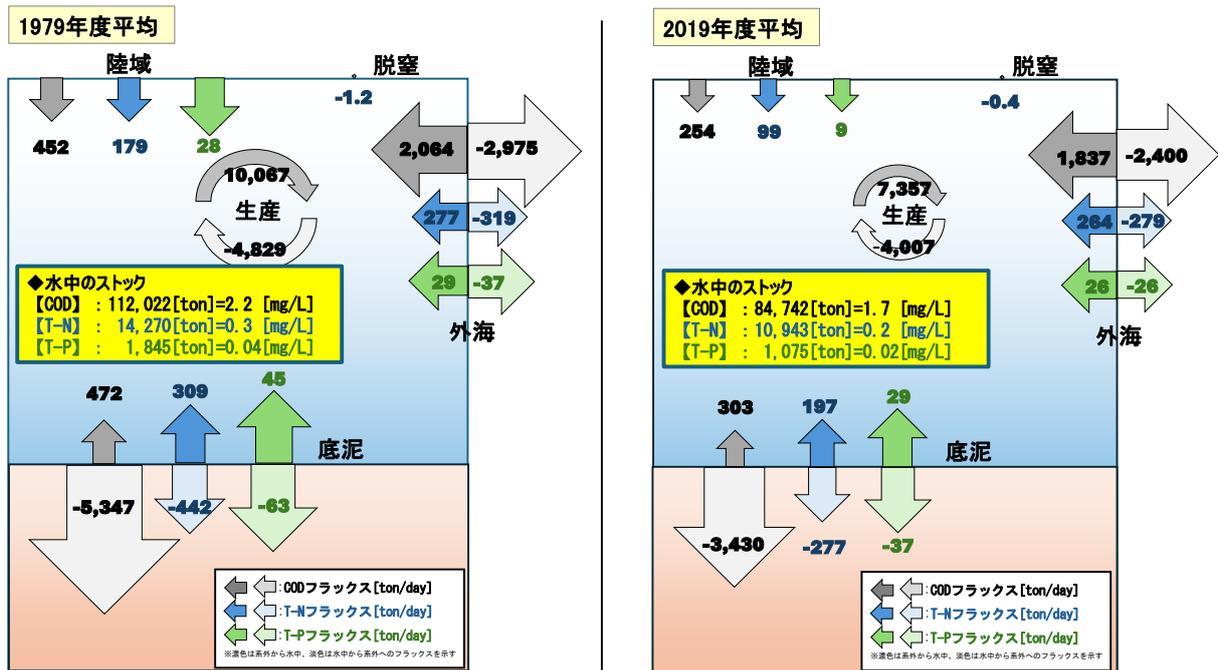


図 8 (4) 各年代におけるフラックスの違い (伊勢湾全域)

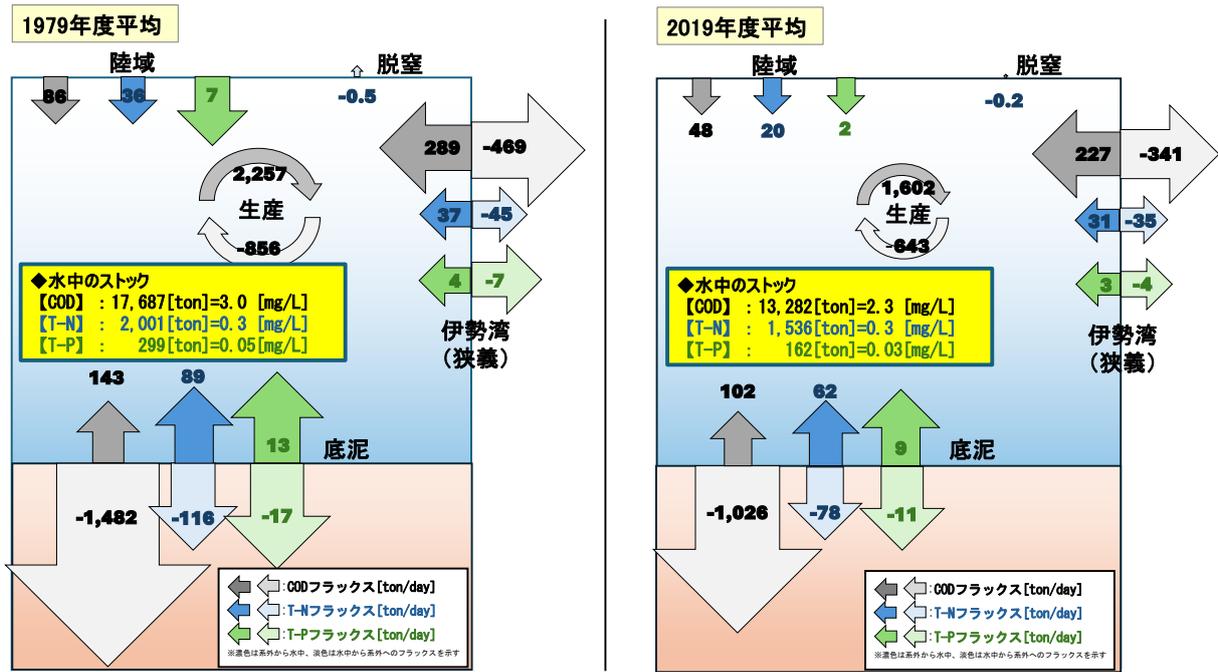


図 8 (5) 各年代におけるフラックスの違い (三河湾)

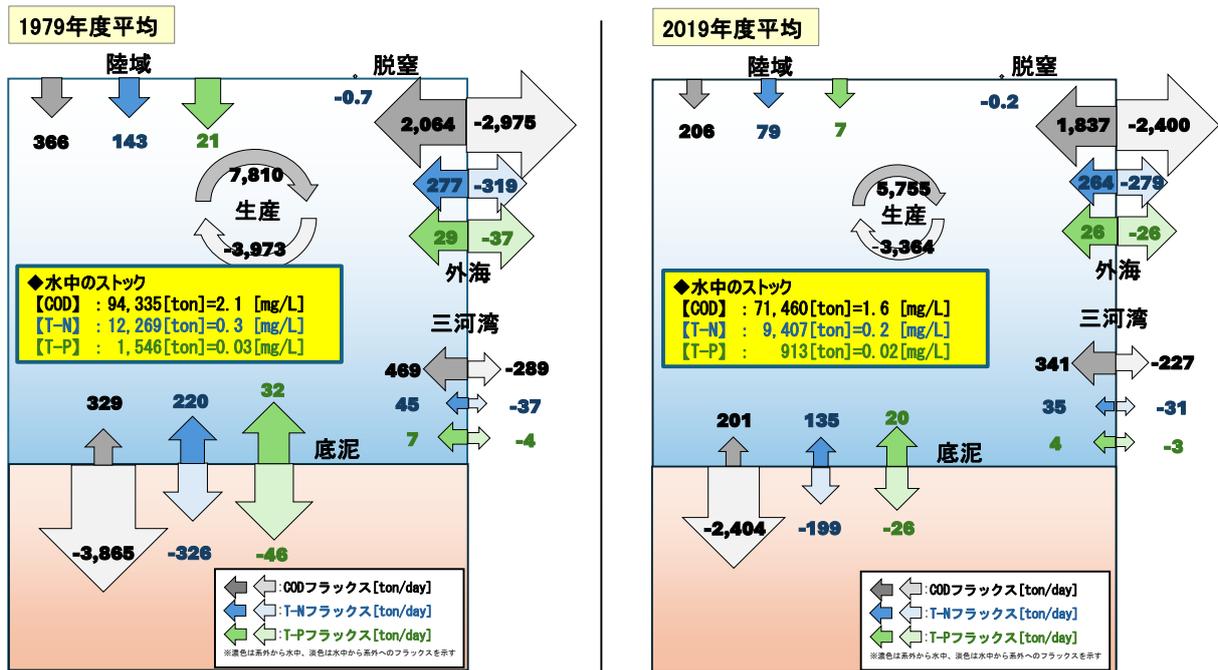


図 8 (6) 各年代におけるフラックスの違い (伊勢湾 (狭義))

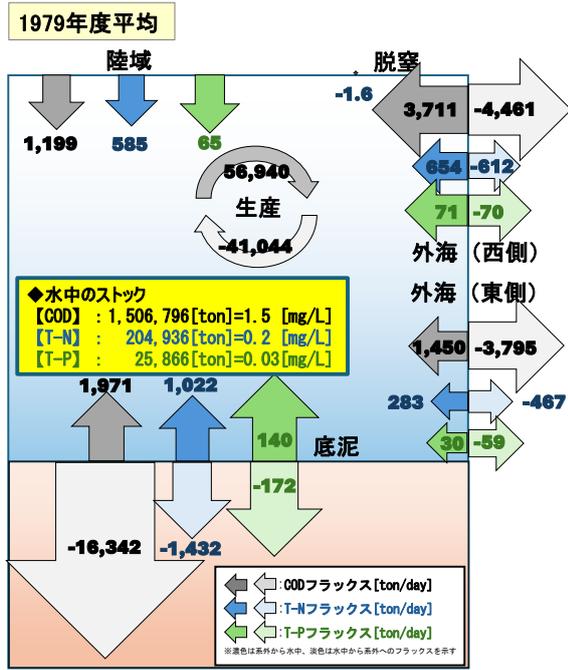


図 8 (7) 各年代におけるフラックスの違い (瀬戸内海全域)

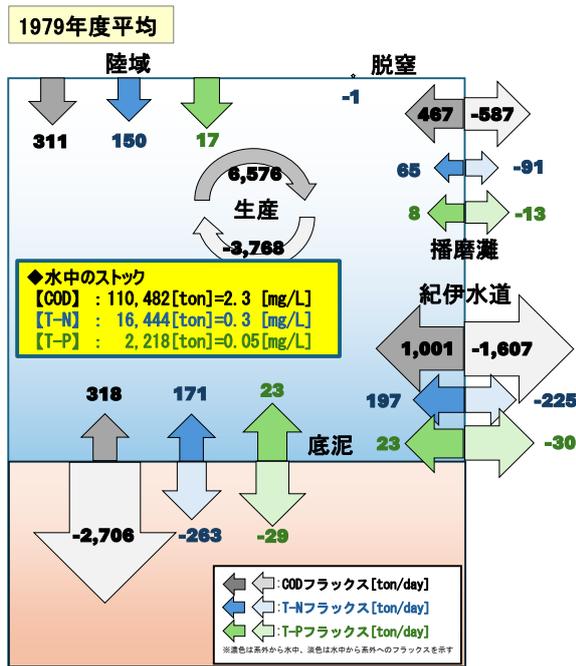


図 8 (8) 各年代におけるフラックスの違い (大阪湾)

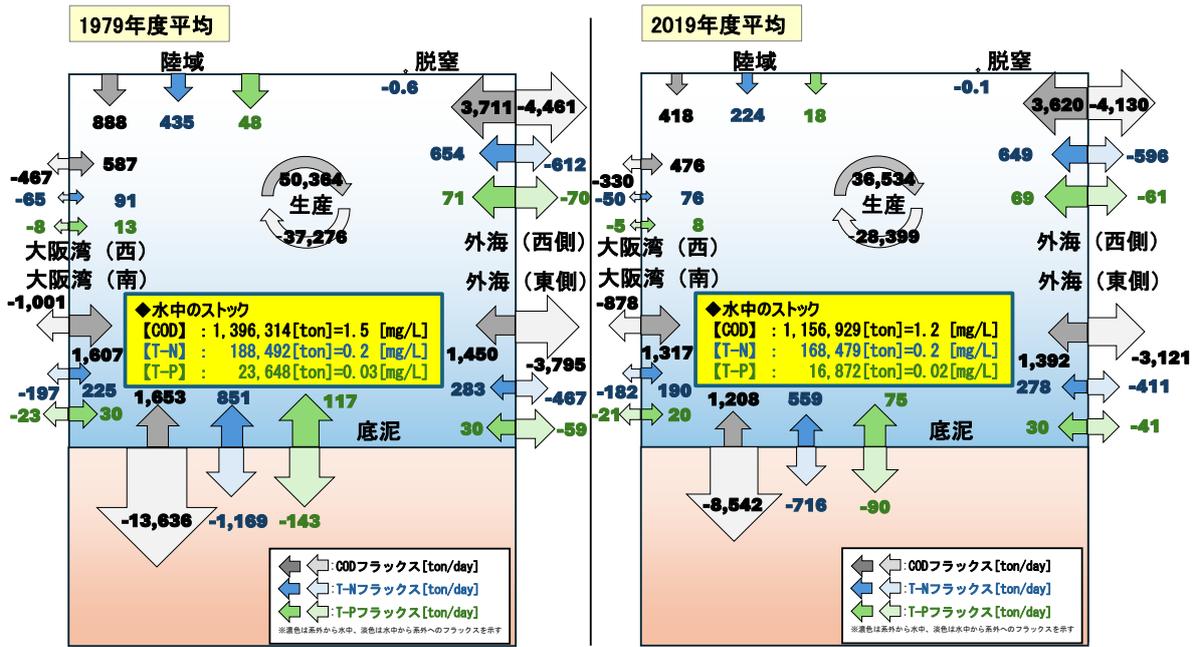


図 8 (9) 各年代におけるフラックスの違い (瀬戸内海 (大阪湾以外))

## 2. 参考文献

- [1] 東博紀, 越川海(2024). 東京湾と伊勢・三河湾の貧酸素水塊を対象とした気候変動の影響と負荷管理の効果. 土木学会論文集, 80(16), 23-16137.
- [2] 多田邦尚, 西川哲也, 樽谷賢治, 山本圭吾, 一見和彦, 山口一岩, 本城凡夫(2014). 瀬戸内海東部海域の栄養塩低下とその低次生物生産過程への影響. 沿岸海洋研究, 52(1), 39-47.
- [3] 小川健太, 松下悠介, 越智洋雅, 本城凡夫(2024). 1984-2021年の播磨灘南部における *Chattonella* 属の出現状況の経年変化と環境要因. 日本水産学会誌, 90(4), 323-333.
- [4] 山本民治, 松田治, 橋本俊也, 妹背秀和, 北村智頭(1998). 瀬戸内海底泥からの溶存無機態窒素およびリン溶出量の見積もり, 海の研究, 7(3), 151-158.
- [5] 多田邦尚, 中嶋昌紀, 山口一岩, 朝日俊雅, 一見和彦(2018). 沿岸海域における栄養塩濃度決定要因と堆積物. 沿岸海洋研究, 55(2), 113-124.
- [6] 阿保勝之, 中川倫寿, 阿部和雄, 樽谷賢治(2015). 東部瀬戸内海における栄養塩動態とノリ養殖などのための栄養塩管理. 海洋と生物, 37, 274-279.
- [7] 柳哲雄, 田中剛(2014). 瀬戸内海におけるリン・窒素の起源の経年変動. 九州大学応用力学研究所報, 146, 129-135.
- [8] 武岡英隆(2025). 沿岸海域における窒素, リンの起源と収支について—窒素, リン海底起源論の誤り—. 沿岸海洋研究 (早期公開論文) .
- [9] 藤原建紀, 高橋鉄哉, 山田佳昭, 兼子昭夫(2000). 東京湾の貧酸素水塊に外洋の海況変動が及ぼす影響. 海の研究, 9(6), 303-313.
- [10] 矢吹芳教, 小野純子, 相子伸之, 中嶋昌紀, 田中咲絵, 駒井幸雄(2017). 日本近海の太平洋側外洋水のCODの長期変動と瀬戸内海のCODに及ぼす影響. 水環境学会誌, 40(5), 189-197.
- [11] 久保篤史(2022). 東京湾における二酸化炭素収支の解明を主とした沿岸域の物質循環研究: 流域の下水整備に伴う炭素栄養塩循環変化. 海の研究, 31(1), 23-38.
- [12] 藤原建紀, 鈴木元治(2024). 閉鎖性海域のCOD上昇. 水環境学会誌, 47(1), 37-46.
- [13] 中嶋昌紀, 松本弘史, 矢持進(2012). 大阪湾および淀川・大和川における難分解性有機窒素の動態について. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 68(2), I\_1036-I\_1040.
- [14] 大谷壮介, 東和之, 上月康則(2023). 大阪湾の都市沿岸部における干潟堆積有機物の分解特性. 土木学会論文集, 79(18), 23-18104.
- [15] 今後の里海づくりのあり方検討会(2023). 今後の里海づくりのあり方に関する提言
- [16] Paul R.Pinnet, 東京大学海洋研究所 (監訳), 海洋学 原著第4版 (Invitation to Oceanography FOURTH EDITION) . 東海大学出版会.
- [17] K.H.Mann, Ecology of Coastal Waters: With Implications For Management. Wiley-Blackwell.
- [18] 海の自然再生ワーキンググループ(2003). 海の自然再生ハンドブック 第3巻藻場編, 国土交通省港湾局監修
- [19] 海の自然再生ワーキンググループ(2003). 海の自然再生ハンドブック 第2巻干潟編, 国土交通省港湾局監修
- [20] 一見和彦(2019). 沿岸域における干潟の機能的役割, 瀬戸内海, 78, 11-13
- [21] 鈴木輝明(2018). 沿岸域の発生土砂材等の有効活用による干潟再生 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(A)(8), 256-

261.

- [22] 森田健二(2016). 藻場・干潟再生による沿岸域および地球環境の保全 アマモ場の再生と周辺生物への効果. 用水と廃水, 58(4), 301-307.
- [23] 環境省(2020). 気候変動影響評価報告書 (詳細). <https://www.env.go.jp/content/000120416.pdf>
- [24] 東博紀, 横山亜紀子, 中田聡史, 吉成浩志, 越川海(2020). RCP8.5 シナリオに基づく瀬戸内海の一次生産および水質への気候変動影響予測. 土木学会論文集 B2(海岸工学), 76(2), I\_1147-I\_1152.
- [25] Kawabe, M., Yoneno, M.(1987). Water and Flow Variations in Sagami Bay under the Influence of the Kuroshio Path. Journal of the Oceanographical Society of Japan.
- [26] 丸谷靖幸, アイヌルアブリズ, 中山恵介, 仲江川敏之, 古川恵太, 駒井克昭, 鯨目淑範(2011). 東京湾における貧酸素水塊の解消要因である強風の将来予測に向けて. 土木学会論文集 B2(海岸工学), 67(2), I\_921-I\_925.
- [27] 文部科学省, 気象庁(2025). 気候変動 2025 大気と陸・海洋に関する観測・予測評価報告書 (詳細編). [https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/ccj/2025/pdf/cc2025\\_shousai.pdf](https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/ccj/2025/pdf/cc2025_shousai.pdf)
- [28] 井口学, 植田芳昭, 脇本辰郎, 加藤健司, 寺嶋利隆(2024). 磯焼けの原因とその解決策. 実験力学, 24(4),171-177.