

## 4.2 霞ヶ浦流域を対象にしたケーススタディ

### 4.2.1 課題の整理

#### (1) 霞ヶ浦における水環境の課題

霞ヶ浦は、湖面積に比べて水深が浅く、また湖水の滞留日数が長い(約 200 日)など、その自然・水理条件から水質が汚濁しやすい湖である。また、流域の大部分が市街地や農地などに利用されており、そこでの生活活動の影響を受け、高濃度の窒素やリンを含んだ河川水の流入により、水質が悪化している<sup>1)</sup>。

#### 1) 霞ヶ浦の水質の変遷

霞ヶ浦では、昭和 30 年代始めまでは概ね良好な水環境が保たれていたが<sup>2)</sup>、昭和 40 年代に水質悪化が明確になり、昭和 50 年代半ばに湖心の COD が 10mg/L を超えた。そのため、夏になると植物プランクトン的一种であるアオコの異常発生も見られた。アオコ発生以降、茨城県では、1974 年(昭和 49 年)に全国で最も厳しい事業所に対する排水規制を行うとともに、下水道に窒素・リンの 3 次処理を導入するなど、富栄養化対策に取り組んでいる<sup>3)</sup>。昭和 60 年 12 月には、湖沼水質保全特別措置法に基づく指定湖沼に指定され、3 期 15 年間にわたって湖沼水質保全計画が策定されてきた。現在も、第 4 期湖沼水質保全計画(平成 13~17 年度)<sup>4)</sup>に基づき、流域および、湖沼内における各種の水質保全対策が行われているが、昭和 60 年代以降、目立った水質の改善は全体的には見られておらず、COD、T-N は横這いで、T-P は増加傾向にある(図- 4.2.1.1)<sup>5)</sup>。

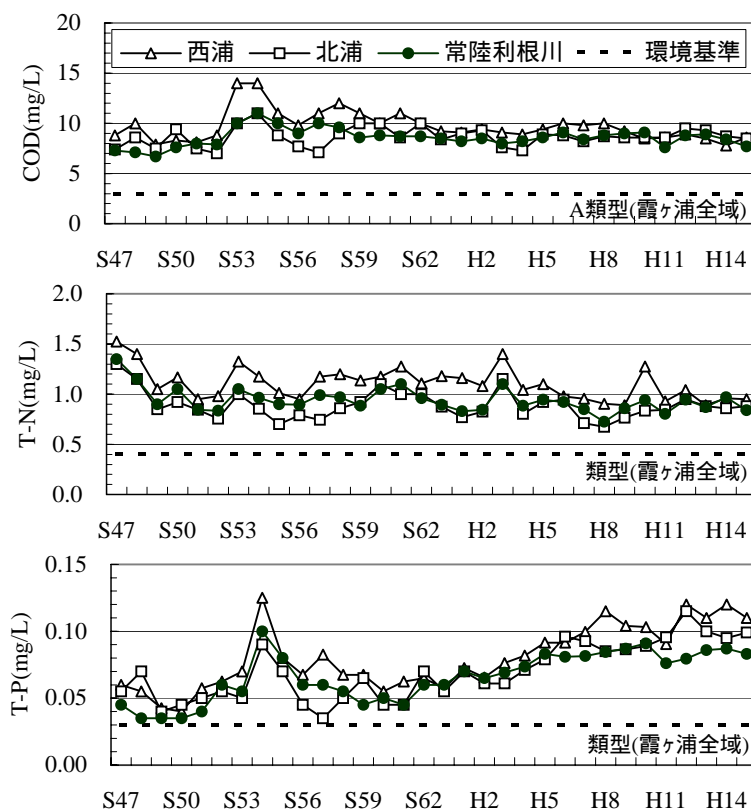


図- 4.2.1.1 霞ヶ浦の水質経年変化(COD(75%値)、T-N、T-P(年平均値))<sup>5)</sup>

2) 霞ヶ浦の汚濁要因<sup>1)</sup>

霞ヶ浦の汚濁要因は、図- 4.2.1.2 に示す通り、外部要因と内部要因に大きく二分することができる。霞ヶ浦流域における、外部要因の特性としては、養豚やハス田及びコイ養殖等があげられる。これらの外部要因は、自然汚濁と人為汚濁に分けることができ、現況(平成 12 年度)の霞ヶ浦における内訳を発生ベースで見ると図- 4.2.1.3に示す通りである。COD、T-N については面源系の負荷が最も大きく、次いで生活系、畜産系の順となっており、T-P については、生活系の負荷が最も大きく、次いで面源系、水産系の順となっている。また、内部要因は、底泥からの溶出負荷とそれをもとにした内部生産(プランクトンの増殖)からなる。



図- 4.2.1.2 霞ヶ浦の汚濁要因の分類<sup>1)</sup>

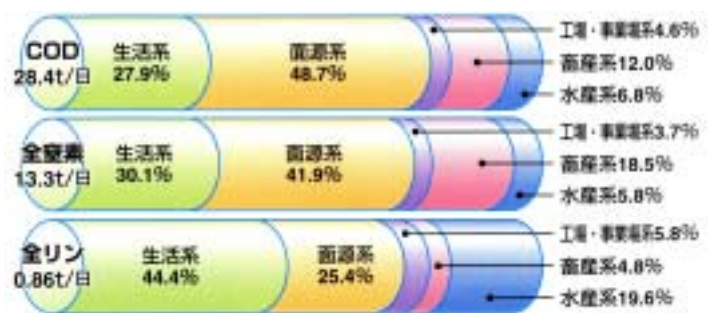


図- 4.2.1.3 COD、窒素、リンの一日の排出負荷量(平成 12 年度現在)<sup>1)</sup>

さらに、湖内負荷量は図- 4.2.1.4

に示す通りとなっており、COD と T-P では溶出負荷量が流入負荷量を上回り、全体の負荷量の半分以上を占めているのに対して、T-N では、その関係が逆転し、流入負荷量が負荷量全体の半分以上を占めている。

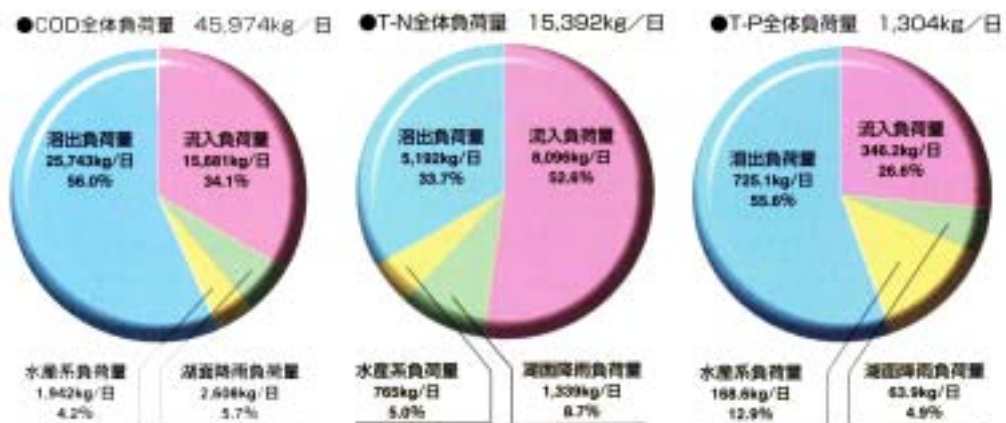


図- 4.2.1.4 COD、窒素、リンの湖内負荷量(平成 12 年度現在)<sup>1)</sup>

### 3) 水質汚濁による水質障害

霞ヶ浦の水は、古くから様々な形で利用され、周辺住民の生活に無くてはならないものであった。現在も、表- 4.2.1.1に示すように、水道用水、工業用水、農業用水などとして最大 126.98m<sup>3</sup>/秒の湖水が利用されている。

霞ヶ浦などの湖沼は、大量の水を確保するには適しているが、富栄養化による水質悪化に注意する必要がある。

霞ヶ浦では、1965年頃から富栄養化の進行により、アオコの発生が見られるようになった。特に1973年の大発生では、湖内で養殖しているコイが酸素の欠乏により1,300t以上と大量にへい死するなど、大きな被害をもたらした。また、アオコの発生とカビ臭によって、異臭味障害や凝集障害、濾過閉塞等の利水被害もたびたび発生しており、その都度対策として浄水場で使用する粒状活性炭の再生までの期間の短縮や生物処理施設の稼働を行った。また、1986年以降は、植物プランクトン組成の変化により、アオコは高浜入り・土浦入りなどごく限られた水域にしか発生しなくなったが、霞ヶ浦水道のカビ臭による被害は毎年のように発生している<sup>6)</sup>。

### (2) 底泥の堆積

霞ヶ浦沖合部には、過去数万年にわたる流入土砂等が堆積しており、その上に約200年前の浅間噴火による火山灰が堆積している。さらにその上には、最近沈殿した底泥が平均0.3mの厚さで堆積している<sup>7)</sup>。これらの底泥から溶出する負荷量は窒素で3割以上、リンでは5割以上を占めるといわれており<sup>1)</sup>、霞ヶ浦の水質に大きな影響を与えている。

一般に、湖沼の堆積速度は年間1～数mm程度と言われているが、最近の霞ヶ浦における堆積速度は年に数mmから10mmの割合であると推定されている<sup>7)</sup>。

表- 4.2.1.1 霞ヶ浦における水利用の状況<sup>1)</sup>

事 項		最大取水量 (m <sup>3</sup> /s)
農業用水	慣行	3.96
	許可	106.61
上水道用水	慣行	3.21
工業用水	慣行	12.24
雑用水	慣行	0.96
合 計		126.98

(平成15年3月31日現在)

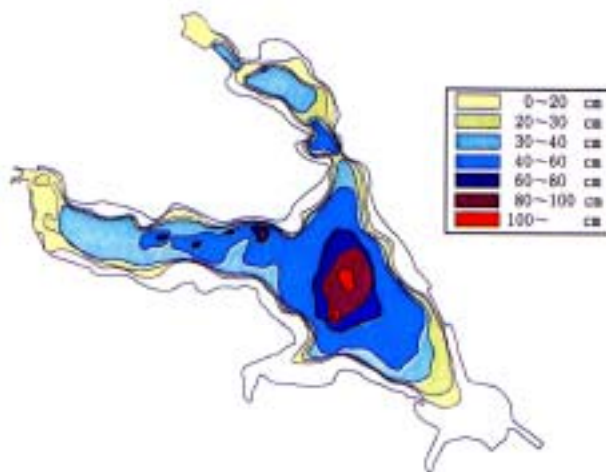


図- 4.2.1.5 底泥厚の分布状況<sup>7)</sup>

### (3) 湖岸植生の変化

明治前期から現在までの湖岸線の植生帯分布の変遷を図- 4.2.1.6～図- 4.2.1.8に示す<sup>8)</sup>。明治前期には、主にヨシ原から構成される植生帯が合計で 36km<sup>2</sup> にも及んでいた。昭和 35 年推定の植生帯は 14km<sup>2</sup> とされているので、単純な比較で約 2.6 倍の広さであった。また、36km<sup>2</sup> は迅速図のなかで明らかにヨシ原として図示されている部分であり、沖合いに向けての浮葉植物、沈水植物はこれらの面積に含まれていないので、実際の水生植物の面積は広大な範囲を占めていたものと考えられる。現在では、植生帯の多くは消失し、現存量は約 12.8ha(0.128km<sup>2</sup>)と考えられている。

このように、霞ヶ浦の湖岸植生帯が消失した理由としては、湖の富栄養化によるアオコの発生によって日光が遮られることで沈水植物が消滅したこと、水資源開発に伴って実施された護岸工事そのものによるヨシ原の消滅や、堤防からの返し波や湖流の変化による影響などが考えられる。また、水資源開発に伴って行われた水位制御によって冬期の水位が上昇したことで、ヨシの発芽が阻害されているともいわれている<sup>9)</sup>。これらの湖岸植生帯は、自然景観を構成する重要な要素であるとともに、魚類や鳥類など様々な生き物を育成する場でもあり、その消失は生物の多様性を貧弱にしたり、漁獲の減少にもつながる。さらに、湖岸植生帯がもつ水質浄化機能が喪失されることにより、さらなる水質悪化にもつながることになる。

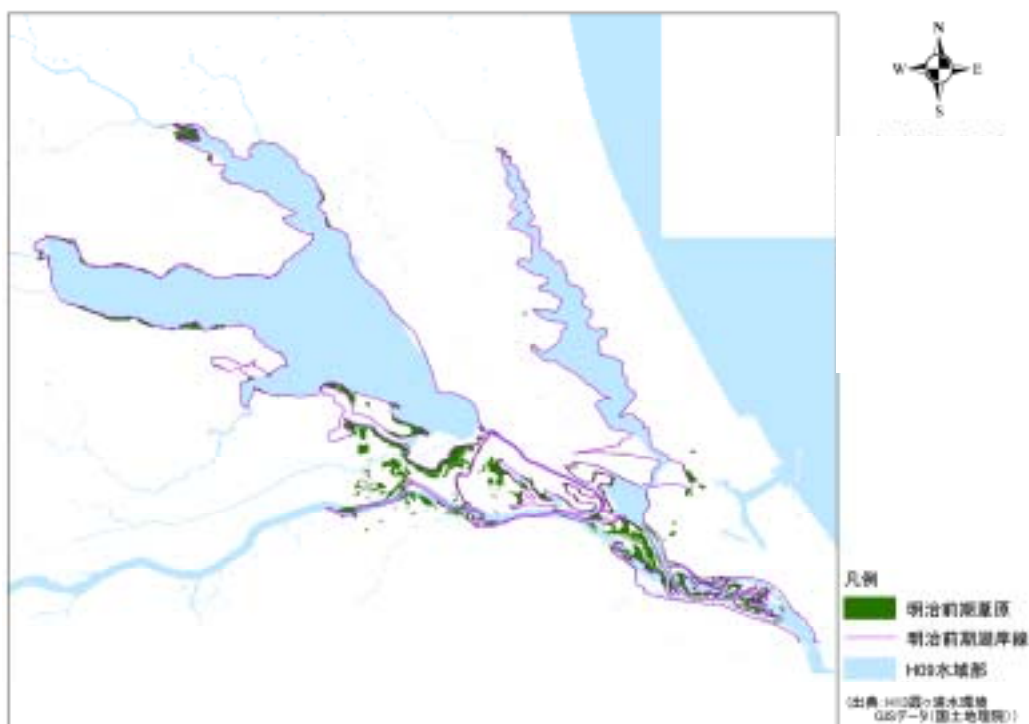


図- 4.2.1.6 明治前期の葦原の分布の様子<sup>8)</sup>

迅速図において明らかにヨシ原として分かる部分のみを図示しており、沈水植物や浮葉植物については示されていない。

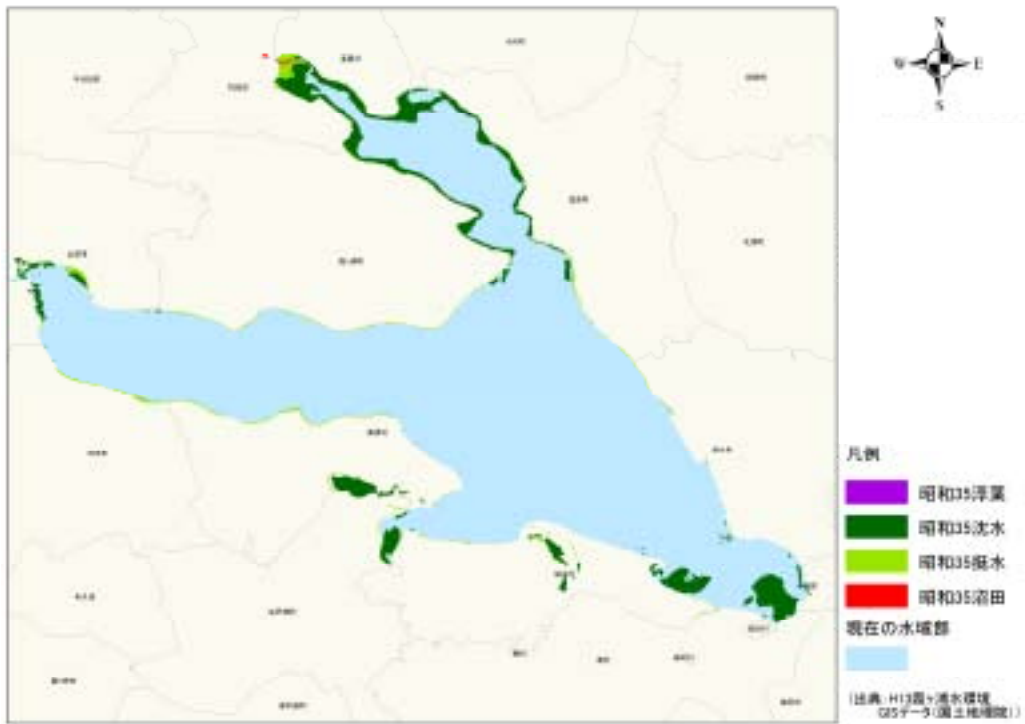


図- 4.2.1.7 昭和 35 年当時の植生分布<sup>8)</sup>

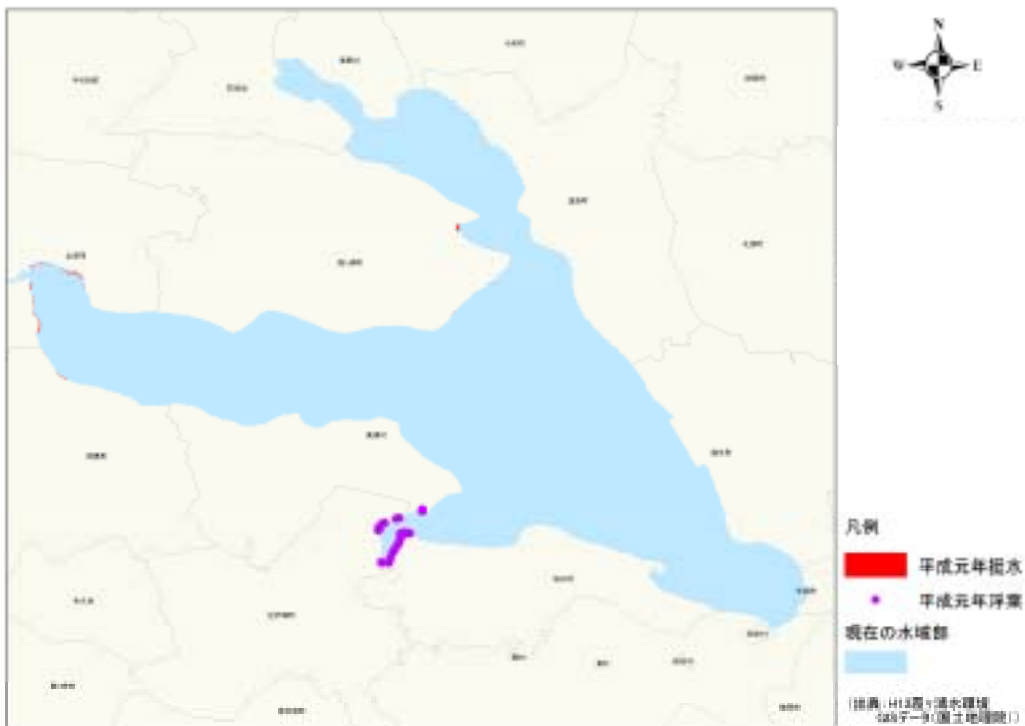


図- 4.2.1.8 平成元年の植生分布<sup>8)</sup>



#### (4) 新たな問題

従来からの問題の他に、近年では、COD の季節変動の喪失や湖水の白濁化といった新たな問題も発生している<sup>9)</sup>、<sup>10)</sup>。

かつて、霞ヶ浦の植物プランクトンは夏季に異常増殖するミクロキスティスという藍藻類が優占していたが、最近では年間を通じて増殖するオシラトリアやフォルミディウムといった種が優占するようになった。これにより、夏季の爆発的なアオコの増殖と緑色化、悪臭の発生はなくなったものの、冬季においても COD 濃度が高く、透明度も悪くなっている<sup>9)</sup>。さらに、懸濁態ではない溶存態の COD が増加し、その割合が 50%を超えることも起きるようになったことで、植物プランクトンの増殖と関わりのない有機物が大量に存在するようになり、COD の季節変動が喪失される原因の一つとなっている。溶存態の COD 増加については、霞ヶ浦だけではなく、琵琶湖や印旛沼などでも見られている。これは、従来の富栄養化対策を大きく変える可能性もあり、早急な対策が必要である<sup>9)</sup>。

また、最近では、湖面が白く濁る現象(白濁化)が見られるようになった。茨城県の調査結果によると、その原因は植物プランクトンではなく、粘土のような無機質な物質である。これについても原因は特定できておらず、白濁化による透明度の減少等の問題も考えられることから、早急な解明が必要である<sup>9)</sup>。

#### (5) 過去再現計算

##### 1) 過去再現の試みの意義

水環境改善の取り組みの将来への方向性を描く場合、過去の良好な水質が保たれていた時代から水質が悪化して固定化した現在までの変遷を、大局的に理解することが重要である。本検討では、霞ヶ浦とその流域を対象とし、水質が良好であった過去から現在までの水質再現について、水物質循環モデルを通じた検討を行うことで、霞ヶ浦とその流域の環境変遷の構図の理解を試みる。

##### 2) 過去再現の条件設定

過去再現の対象年は、まだ霞ヶ浦の汚濁が進んでいなかった昭和 35 年頃、汚濁が最もひどかった昭和 55 年頃、第 2 期湖沼計画が策定された平成 2 年頃、第 3 期湖沼計画が策定された平成 7 年頃の 4 時点とする。

表- 4.2.1.2に示す流域条件及び水域条件のもと<sup>11)</sup>、第 4 期湖沼水質保全計画<sup>4)</sup>の汚濁負荷原単位を用いて計算を行った。なお、過去再現計算時の条件設定に際しては、極力、再現年当時のデータ収集に努めたが、当時の知見がない条件については、近傍の年の情報がある項目については前後の情報から内挿して求め、また、それらの知見も無く、水物質循環へ与える影響が大きいと考えられる項目については現況と同じ値を与える等の方法で設定した。また、底質条件(溶出速度)については、底質濃度の実測値を参考に、現況との濃度の割合で設定した。計算は、3.2.1 で構築したモデルを用いて行い、陸域モデルは平成 13 年の 1 年間の気象条件での単年計算を、それをうけた湖沼モデルは平成 13 年の 1 年間の気象条件で 5 年分の繰り返し計算を行い、5 年目の計算値を用いて評価した。

表- 4.2.1.2 過去の条件設定一覧

項目		昭和 35 年	昭和 55 年	平成 2 年	平成 7 年	現況
1	地形条件 (地形、標高、地質)	現況と同じとする。				
2	土地利用	トレンドから推定	国土数値情報 (S51) を用いる。	国土数値情報 (H3) を用いる。	国土数値情報 (H9) を用いる。	国土数値情報 (H9) を用いる。
3	人口	参考資料から設定 分布は現況の分布を踏襲する。		第 2 期湖沼計画のフレーム値	第 3 期湖沼計画のフレーム値	第 4 期湖沼計画のフレーム値
4	汚水処理形態	参考資料から設定		第 2 期湖沼計画のフレーム値	第 3 期湖沼計画のフレーム値	第 4 期湖沼計画のフレーム値
5	家畜頭数	トレンドから推定 分布は現況の分布を踏襲する。		第 2 期湖沼計画のフレーム値	第 3 期湖沼計画のフレーム値	第 4 期湖沼計画のフレーム値
6	原単位	生活系	第 4 期湖沼計画での原単位			
		家畜系				
7	工業系負荷	第 2 期湖沼計画のフレーム値と同じとする。		第 2 期湖沼計画のフレーム値	第 3 期湖沼計画のフレーム値	工業統計 3 次メッシュデータ
8	植生帯	トレンドから推定				
9	コイ養殖	トレンドから推定				
10	シジミ漁獲量	トレンドから推定				
11	底質条件	観測データを参考に設定				
12	各種モデルパラメータ	現況と同じパラメータを用いる。				

### 3) 過去再現計算結果

#### a) 排出負荷量

流域からの排出負荷量の過去再現結果を表- 4.2.1.3に示す。ここでは、メッシュから排出される生活系、事業所・工場系、畜産系の排出および、下水処理場・し尿処理場からの排出を合計している。汚水量については、人口の増加、ライフスタイルの変化による水使用量の増加により、現況は昭和 35 年の約 2.5 倍となっている。また、負荷量については、COD は平成 2 年で最も多く、その後は減少している。また、昭和 35 年に比べ現況の方が少ない。これは、下水道の整備が進んだことによると考えられる。T-N、T-P については、平成 7 年で最も多く、現況においても、あまり排出負荷量が減少していない。

表- 4.2.1.3 流域からの排出負荷量の変遷

	汚水量 (m <sup>3</sup> /日)	排出負荷量(kg/日)		
		COD	T-N	T-P
昭和 35 年	128,439	10,417	2,471	311
昭和 55 年	229,290	11,968	3,556	412
平成 2 年	294,990	12,240	4,376	480
平成 7 年	315,999	10,898	5,087	521
現 況	323,745	9,086	5,013	494

#### b) 霞ヶ浦流入量・流入負荷量

陸域から霞ヶ浦へ流入する水量・負荷量の過去再現結果を表- 4.2.1.4に示す。ここでは、河道等から流入する水量・負荷量と、下水処理場等からの直接流入を合計している。水量は、蒸発散量が多く、汚水量が少ない昭和 35 年で最も少ない。また、COD、T-P の流入負荷量は昭和 35 年より増加し続けてきたが、近年の対策の進捗等により、減少傾向にある。しかし、T-N の流入負荷量については、わずかではあるが、近年も増加傾向を示す計算結果となった。

表- 4.2.1.4 霞ヶ浦への流入水量・流入負荷量の変遷

	流入水量 (m <sup>3</sup> /s)	流入負荷量(kg/日)		
		COD	T-N	T-P
昭和 35 年	41.7	20,323	7,635	332
昭和 55 年	42.6	21,472	8,414	408
平成 2 年	43.1	21,666	9,058	458
平成 7 年	43.2	20,349	9,565	487
現 況	43.1	19,034	9,624	469



c) 霞ヶ浦水質

霞ヶ浦(湖心)における水質変遷を図- 4.2.1.9に示す。昭和 35 年の水質をみると、グラフより、西浦湖心(湖心 )の COD は 3.1mg/L である。また、その他水域についても 3~6mg/L 程度の値となっており、霞ヶ浦の汚濁が進んでいなかった頃の水質を概ね表現できている。また、その後の水質の変遷について実測データと比較すると、昭和 55 年、平成 2 年の T-P については実測値より高い値を示しているが、COD、T-N の経年変化については、実測値と同程度の値を示しており、計算値は概ね過去の水質状況を良く再現できていると考えられる。

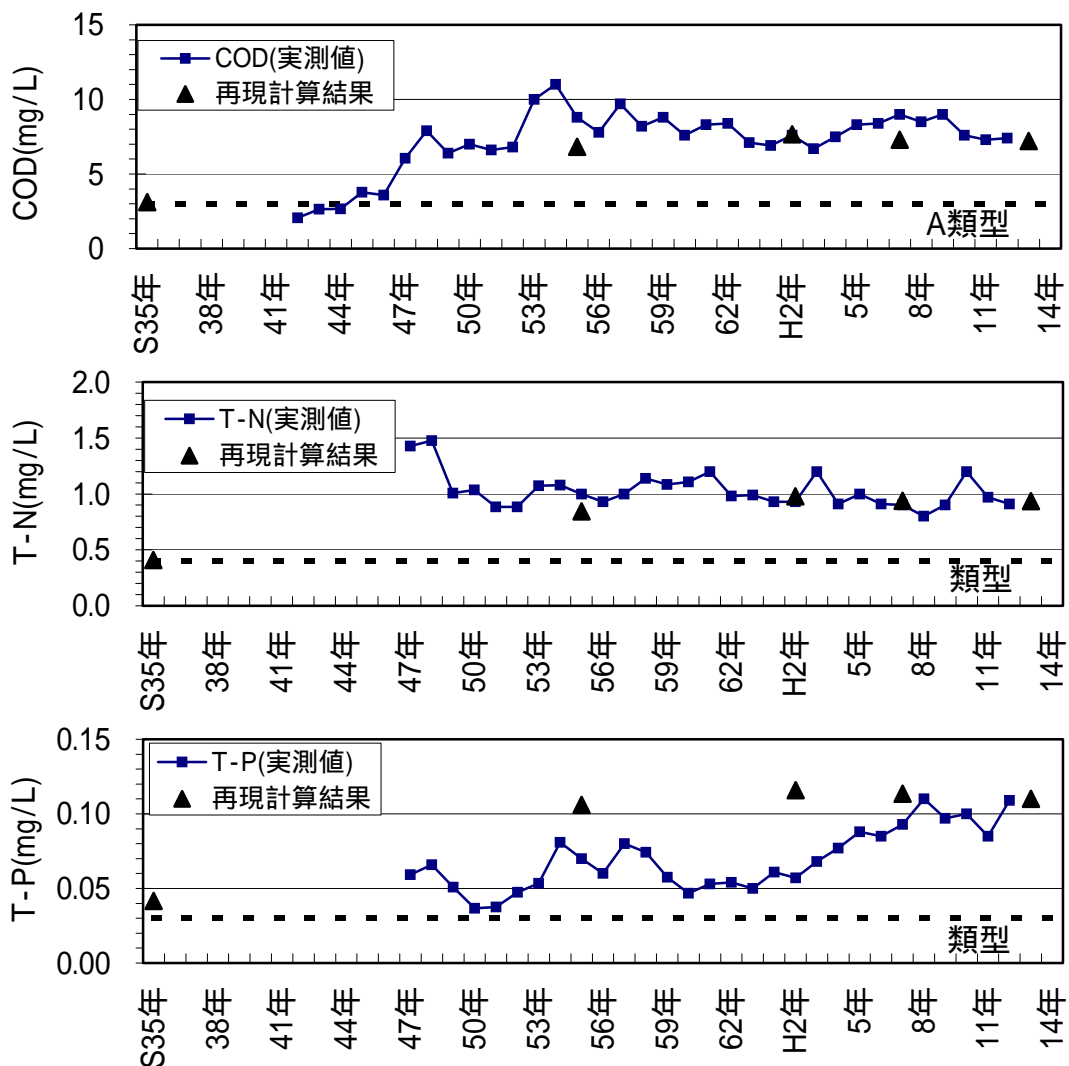


図- 4.2.1.9 霞ヶ浦(湖心)における水質変遷の計算結果と実測値の比較(年平均値)

### (6) モデル適用結果から見た水質悪化要因

以上の現況及び過去の再現結果を用いて、昔は健全な水環境を保っていた霞ヶ浦で水質が悪化した原因を現況と過去の負荷量比較により検討する。流域における発生負荷量(外部負荷)と底泥からの溶出量(内部負荷)について、現況、及び、各過去再現年について整理した(図- 4.2.1.10)。外部負荷については、その内訳も示した。なお、水産以外の外部負荷については発生ベースであり、流達率を考慮していないため、ある程度割り引いて考える必要がある。図- 4.2.1.10から、COD の負荷量は面源由来が最も多く、続いて、生活系、溶出由来の順であり、T-N の負荷量については、面源由来、溶出由来、生活系の順、T-P の負荷量については、生活系、溶出由来、面源由来の順であるとの計算結果となっている。また、健全な水環境を保っていた昭和 35 年当時から、水質が悪化した現在までにかけての負荷量の増分についてみると、外部負荷の増分は、COD については面源由来が主であるのに対して、T-N については面源由来の他に生活系の増分が占める割合も大きくなり、T-P については主に生活系の増分の寄与が大きい。

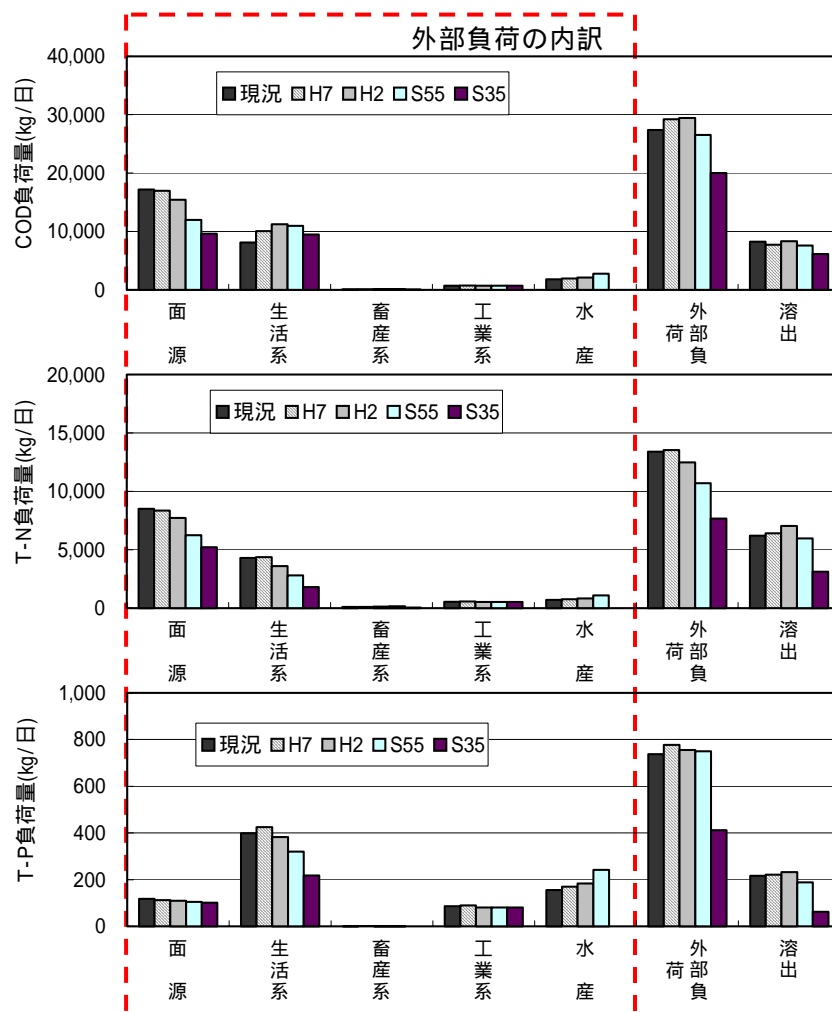


図- 4.2.1.10 霞ヶ浦における負荷量変化のモデルによる計算値

内部負荷と外部負荷のそれぞれが湖沼水質に与える影響について考察するため、内部負荷、外部負荷、及び両者の組み合わせについて、現況の75%、50%、25%、0%としたケースのCOD計算結果を比較した(図-4.2.1.11)。

なお、ここでの外部負荷は図-4.2.1.10の整理と異なり、湖沼への流入ベースの値で計算している。この図から、本モデルでは内部負荷の削減が外部負荷の削減よりも少しだけ水質改善効果が大きいのが、ほぼ同程度の水質改善効果を示しており、水域と陸域の対策のバランスや組み合わせを考えることの重要性が確認されたと言える。

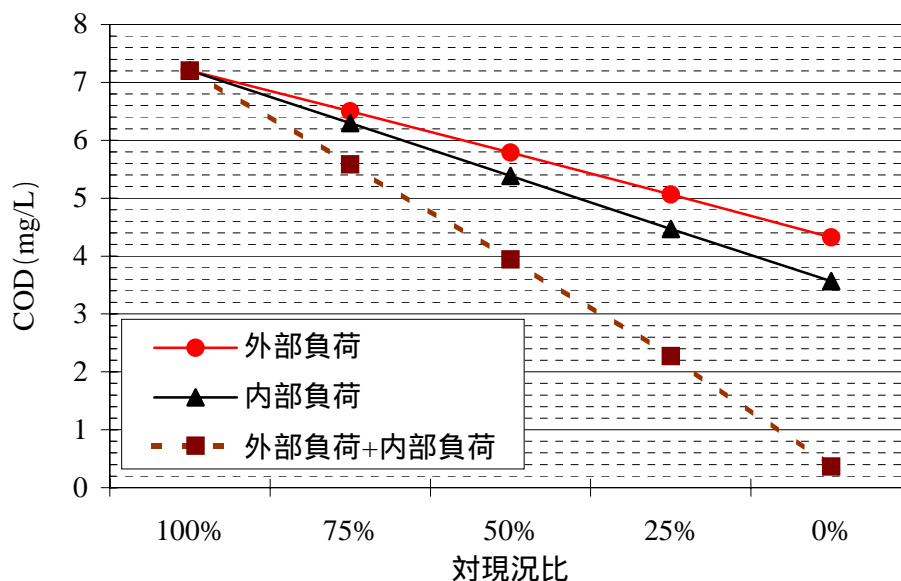


図-4.2.1.11 外部負荷と内部負荷の削減効果の比較(湖心)

#### 4.2.2 霞ヶ浦流域圏再生シナリオの条件設定

##### (1) シナリオ検討の基本方針

3.2.1で構築したモデルを活用して、水物質循環、生態系の環境改善評価を再生ビジョンに応じて提示することにより、それぞれの環境問題の解決に向けた合意形成に活用する。

ここでは、数多くある施策の効果を体系的に把握するために、それぞれの施策による効果に加えて、複数の施策の組み合わせ(以後、施策群と呼ぶ)についても評価を行うこととした。評価は、以下に示す3つの施策群について行った。

施策群 1：下水道の整備や浄化水の導入等、公共事業によるインフラ整備を主体とした、汚濁負荷削減のためのハード的な施策を集中的に組み合わせたもの

施策群 2：各戸雨水貯留浸透施設の整備、環境保全型ライフスタイルの推進等、住民の生活スタイルの転換をはかるソフト的な施策を組み合わせたもの

施策群 3：湖岸植生帯の再生、湿地浄化等、自然の浄化機能を回復することで汚濁負荷を削減する施策を組み合わせたもの

なお、施策に関わる各種設定については、既往の文献を極力参考にしたが、明確な根拠を持って与えることが現時点では難しく、割り切って設定しているものもある。したがって、以下に述べる結果は、種々の環境改善施策に概ね対応するようにパラメータや条件を

変えて、モデルの感度分析を行ったものとして見るべきものであり、したがって個々の施策の評価に直接資する熟度はまだ有していない。

## (2) 計算の前提条件の設定

施策群の検討については、2030年頃を対象として設定することとし、以下に示す条件設定のもとで検討を行う。なお、本検討では、施策が機能するまでの経過時間(事業期間)は考慮していない。

### 1) 気象条件

気温、降水量等の気象条件については、現況計算(2001年)と同一の条件を与える。

### 2) 社会条件

人口については、2000年(平成12年)の人口と市町村毎に算定された国立社会保障・人口問題研究所による2030年(平成42年)の中位推計人口の比率を市町村毎に算出し、それを現況計算(2001年)における市町村人口に乗じることで、2030年人口を推定した。これによって、対象年の霞ヶ浦流域人口は、現況の94.7万人から0.9%増加の95.2万人と計算された。

土地利用、産業等については、現況計算(2001年)と同一の条件を与える。

## (3) 本検討で用いるモデル

### 1) 水物質循環モデル

3.2.1で構築し、霞ヶ浦流域に適用した水物質循環モデルにより評価する。本モデルの陸域モデルは、分布型のモデルであることから、地先レベルでの雨水貯留効果や点源汚濁負荷対策、面源汚濁負荷対策などの施策評価を行うことができる。

なお、陸域モデルは2001年(平成13年)の1年間の気象条件での単年計算を、それをうけた湖沼モデルは2001年(平成13年)の1年間の気象条件で5年分の繰り返し計算を行い、5年目の計算値を用いて評価した。

### 2) 水域生態系モデル

3.2.3(B)で作成した、霞ヶ浦における沈水植物の生育場評価モデルを活用する。これによって、水物質循環モデルで評価される水質改善度を水域生態系モデルに反映することができる。

## (4) 各モデルが扱う現象間の相互作用の考慮について

各モデルが扱う現象の間には大なり小なり相互作用がある。それを考慮することは、施策群のあり方を考える上で重要な情報をもたらす可能性がある。ここでは、水物質循環モデルによって計算された施策群の実施による水質改善効果と、水域生態系モデルによる生育場改善効果の間の相互作用について計算を試みた。設定方法の詳細は4.2.3(6)に示す。

#### 4.2.3 シナリオの定量評価

##### (1) 各種施策の概要

霞ヶ浦およびその流域における水環境改善施策として、浄化水の導入、浚渫、植生浄化、シジミ浄化、水産負荷対策、重点再生エリア、下水道整備、高度処理合併処理浄化槽、雨水貯留、透水性舗装、下水処理水の再生、湿地浄化、環境保全型ライフスタイル、環境保全型農業、家畜し尿の農地還元、について、単独施策とその組合せについて評価することとした。以下に、各種施策の概要とモデルにおける設定方法を示す。

##### 1) 湖沼内対策

##### a) 浄化水の導入

霞ヶ浦に流域外から良好な水質を導水し、希釈効果で水質改善を図る方法で、現在施工中の霞ヶ浦導水による浄化水の導入を考える。図- 4.2.3.1に示す通り、那珂導水路から最大  $15\text{m}^3/\text{s}$  が高浜、土浦放流口に、利根導水路から最大  $25\text{m}^3/\text{s}$  が湖心に、それぞれ導水される<sup>12)</sup>。モデル上では、それぞれの導水量を設定する。



図- 4.2.3.1 霞ヶ浦導水概要図

那珂導水路からの導水は湖沼モデルにおける BOX1(土浦)、BOX2(高浜)の、利根導水路からの導水は BOX4 の入力条件とした。また、公共用水域水質測定結果より、導水水質を表- 4.2.3.1の通り設定した。

表- 4.2.3.1 浄化水の水質(mg/L)

	COD	T-N	T-P	公共用水域水質測定地点
那珂導水路	2.0	1.44(0.1)	0.038(0.5)	那珂川 下国井地点
利根導水路	4.1	2.73(0.2)	0.100(0.6)	利根川 水郷大橋地点

T-N、T-P の()内の値は懸濁態の比率

b) 浚渫

水域の底部に堆積した有機物を多量に含む底泥を浚渫し、系外に排出することで底泥からの溶出速度の低減を図る方法で、モデル上では各 BOX の浚渫エリア面積を設定する。

霞ヶ浦の全底泥量は、堆積調査により 4,000 万 m<sup>3</sup> であると推定され、湖底の底泥から溶出する負荷量は窒素で 3 割以上、リンでは 5 割以上を占めている<sup>1)</sup>。霞ヶ浦の底泥浚渫事業については、昭和 50 年度に事業を開始し、計画浚渫量は約 800 万 m<sup>3</sup> で、平成 13 年度までに、その 72% の約 576 万 m<sup>3</sup> が浚渫されている<sup>1)</sup>。

霞ヶ浦においては、処分地確保など工事全般の経済性、浚渫船開発技術等から浚渫深は 30cm を目標にしている。また、図- 4.2.3.2、図- 4.2.3.3 に示す、表層から 30cm までを除去した場合の溶出速度の調査結果より、浚渫による溶出速度(mg/m<sup>2</sup>・日)の削減効果を COD で 75%、T-N で 50%、T-P で 60% と設定した。

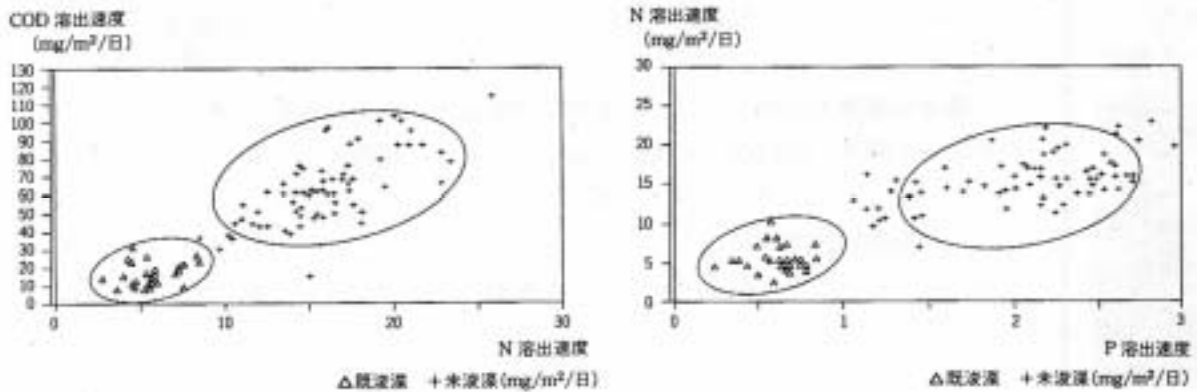


図- 4.2.3.2 浚渫による溶出速度の変化<sup>13)</sup>

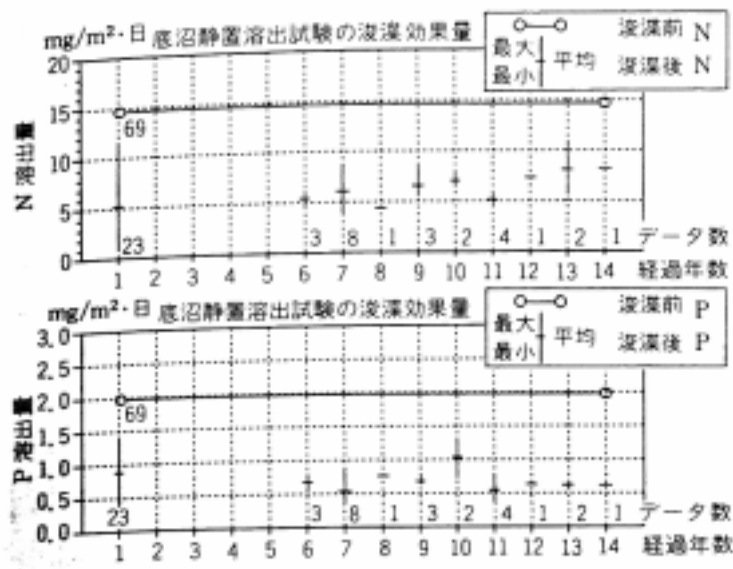


図- 4.2.3.3 浚渫による溶出速度の経年変化<sup>13)</sup>



### c) 植生浄化

水生植物などの植生帯を再生し、植生の浄化機能により水質の改善を図る方法で、モデル上では各 BOX における植生帯面積を設定する。なお、現在も植生は一部存在するため、現況計算ではこの植生による浄化分を考慮する。

植生の浄化機能としては、主に、図- 4.2.3.4に示す 3 つが考えられる。

- ・ 植生自体の栄養塩類吸収
- ・ 植生の茎や根に付着する藻類・細菌類等による栄養塩類吸収、分解
- ・ 流速の低減や茎等の物理障害作用による、懸濁物質の沈降促進

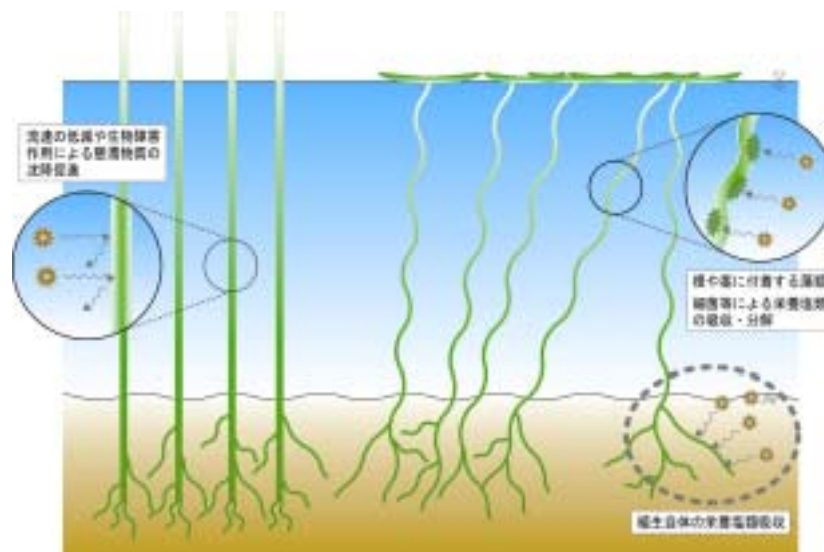


図- 4.2.3.4 植生による浄化機能

本検討においては、水の浄化に人工的に利用するには非常に有望であるといわれるヨシによる植生浄化を対象とし、植生浄化能の測定実験結果<sup>14)、15)</sup>、および、数理モデルによる自然浄化機能のシミュレーション結果<sup>16)</sup>について検討を行った。その結果、田畑らが東京都の公園にあるヨシ植栽水路における水質浄化効果を調査した結果<sup>14)</sup>を用いて表- 4.2.3.2 に示す浄化能を設定し、浄化能と植生帯面積の積で求めた浄化量を各 BOX の水質計算の過程で減じる。

表- 4.2.3.2 植生浄化における浄化能(g/m<sup>2</sup>/日)

COD	T-N	T-P
0.08	0.07(0.7)	0.006(0.3)

T-N、T-P の( )内の値は浄化効果に占める懸濁態の比率

#### d) シジミ浄化

シジミを養殖することで、湖水の浄化を図ると共に、生態系構造の安定化、漁業資源としての活用などを図る方法で、モデル上では各 BOX のシジミ漁獲量を設定する。なお、現在はシジミの漁獲量が 0 であることから、現況計算ではシジミによる浄化分を考慮しない。

シジミ(汽水種のヤマトシジミ)はろ過摂食により植物プランクトンを湖水から直接餌として取り込んでおり、湖内でシジミを養殖し、漁獲することで、植物プランクトン等の懸濁物を湖水から系外に取り除くことができる。シジミ漁獲による物質除去量の計算方法を以下に示す<sup>17)</sup>。

- ・二枚貝は、重量の 25%が軟体部で、そのうち窒素は 1.7%、貝殻部分が 75%で、そのうち窒素は 0.2%である。したがって、二枚貝が含有する窒素比率は $(0.25 \times 0.017 + 0.75 \times 0.002) \times 100 = 0.575\%$ となる。
- ・レッドフィールド比(炭素：窒素：リン = 106：16：1)と前述の窒素の割合より、二枚貝が含有するリンの割合は 0.0359%となる。
- ・レッドフィールド比(炭素：窒素：リン = 106：16：1)および炭素と酸素の重量比 32/12 = 2.66 より、COD のレッドフィールド比を 282.7 と設定し、これと前述の窒素の割合より、二枚貝が含有する COD の割合は 10.158%となる。

以上より、シジミ湿重量に対する物質重量比率を表- 4.2.3.3の通り設定し、この比率と漁獲量の積で算出した浄化量を各 BOX の水質計算の過程で減じる。

表- 4.2.3.3 シジミ湿重量に対する物質重量比率(%)

COD	窒素(有機態窒素)	リン(有機態リン)
10.1583	0.5750	0.0359

#### e) 水産負荷対策

コイ養殖負荷の削減を行うことで水質の改善を図る方法で、モデル上では各 BOX のコイ生産量を設定する。なお、現況計算では、現在の養殖コイ現存量を考慮する。

コイ養殖による負荷は、コイが排泄する栄養塩類、未摂取飼料などから生じるものである。松岡<sup>18)</sup>は、霞ヶ浦におけるコイ養殖負荷を、霞ヶ浦における地域性、季節変化などに注目して検討した相崎ら<sup>19)</sup>の検討成果に基づき、次式で表現した。

$$L = e \cdot P_G$$

$L$  : 養殖負荷量(COD、N、P) [ kg ]     $P_G$  : コイ生産量 [ トン ]

$e$  : 養殖負荷原単位(COD : 133.8、N : 82.4、P : 15.8) [ kg/コイ生産トン ]

f) 重点再生エリア

特定水域において、図- 4.2.3.5に示すような囲い込み水域を設定し、各種の施策を集中的に実施することで、施策の効果が理解しやすくなる。また併せて、近隣の公園等との一体整備により、市民の憩いの場となる親水空間の場を創出することも可能である。

重点再生エリアにおいて実施が可能な施策を以下に示す。これらの施策を組み合わせせて実施し、効果的にエリア内外の水質を改善する。

なお、本検討においては土浦重点エリアにおいて 300m × 300m の囲い込みエリアを設定し、囲い込み内への浄化用水の導入を行ったケースについて検討を行う(図- 4.2.3.5の右)。

- 水質悪化要因を封じ込める施策
- ・ 汚濁負荷の封じ込め(汚濁河川を重点エリアに流入させる)
  - ・ 下水処理水の封じ込め(下水処理場放流水を重点エリアに流入させる)
- 封じ込めた水質悪化要因に対する対策を重点的に進める施策
- ・ 汚濁河川流域における重点的流域対策
  - ・ 浚渫
- 水質浄化に資する対策を重点的に進める施策
- ・ 植生浄化
  - ・ シジミ浄化
  - ・ 浄化用水の導入

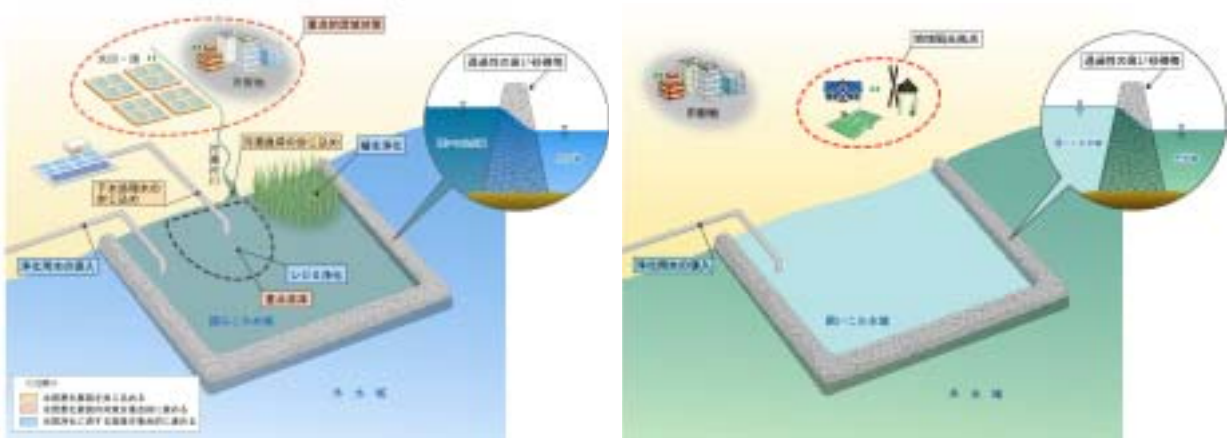


図- 4.2.3.5 重点エリア対策のイメージ(左：検討可能な施策、右：本検討で設定した施策)

重点エリアの設置箇所は、土浦入りの霞ヶ浦浄水場地先と、高浜入りの2箇所を想定しており、モデル上ではそれぞれの再生エリアの有無を自由に選択できる。重点再生エリアについて、モデル上で設定可能な施策及びその諸元を表- 4.2.3.4に示す。

表- 4.2.3.4 モデル上で設定可能な重点エリアにおける施策とその諸元

諸元	土浦重点エリア	高浜重点エリア
設置箇所	土浦入り 霞ヶ浦浄水場地先	高浜入り
面積	100m×100m(変更可)	3.54km <sup>2</sup> (変更不可)
水域設置方式	三方が囲み堤、一方が湖岸の方形エリア。100×100mであれば、囲み堤延長は100×3=300mとなる。	高浜入り狭さく部を直線堤で結ぶ(L=600m)。堤内部が囲み水域となる。
浄化用水導入	霞導水土浦放流口からの導水が可能。導水量は任意値設定可。	霞導水高浜放流口からの導水は全てエリアに導水される。
浚渫	再生エリアにおける浚渫面積が設定可。	
植生浄化	再生エリアにおける植生面積が設定可。	
シジミ浄化	再生エリアにおけるシジミ漁獲高が設定可。	
下水処理場の封じ込め	霞ヶ浦流域下水道処理場(土浦市湖北)の放流水を封じ込めることが可能(ただし直線距離約3kmの放流管敷設の必要がある)。	近隣に下水処理場がないため選択不可。
汚濁負荷封じ込め	エリア付近に流入する水路(流域モデル上は集水面積1km <sup>2</sup> )の負荷の封じ込めの有無を選択可。	恋瀬川・山王川の負荷を常に封じ込める。
水道等取水	霞ヶ浦浄水場の取水の有無を選択可	エリア内に水道等取水はないため選択不可。
付帯機能	霞ヶ浦総合公園(国民宿舎、ネイチャーセンターなど付設)と隣接するため、親水公園としての一体整備を図ることが可能。	

エリア囲み堤は、透過性の素材(砂礫等)からなるとし、水は浸透流により移動する。水が砂礫部を通過する際には、砂礫が持つ下記の機能による浄化効果を受ける。

- ・ 流速の低減や砂礫の物理障害作用による、懸濁物質の沈降促進
- ・ 砂礫に付着する藻類・細菌類等による栄養塩類吸収、分解

また、エリア内外どちらかの水位が堤天端高を超える場合、越流による水移動が生じる。

囲み堤に関する定数は自由に設定することができるが、デフォルト値として表- 4.2.3.5の通り設定する。

表- 4.2.3.5 囲み堤の定数

項目	設定値
堤天端高	平均水位+0.5m
堤巾	5m
透水係数	5cm/s
浄化係数	2 /日

## 2) 霞ヶ浦流域対策

### a) 下水道整備

下水道を流域全体に整備し、生活および工業系の負荷の抑制を図る施策で、現状の人口分布をベースラインとして、将来の下水道整備率を設定し、変更された污水处理形態別人口に応じて、排出汚水量、排出負荷量を再計算する。モデル上では、下水道水洗化以外の人口について、その下水道水洗化人口への変化割合を設定する。なお、現況については、第4期の湖沼計画に基づいて設定した。

霞ヶ浦流域の下水処理場と下水道整備域を図- 4.2.3.6に示す。

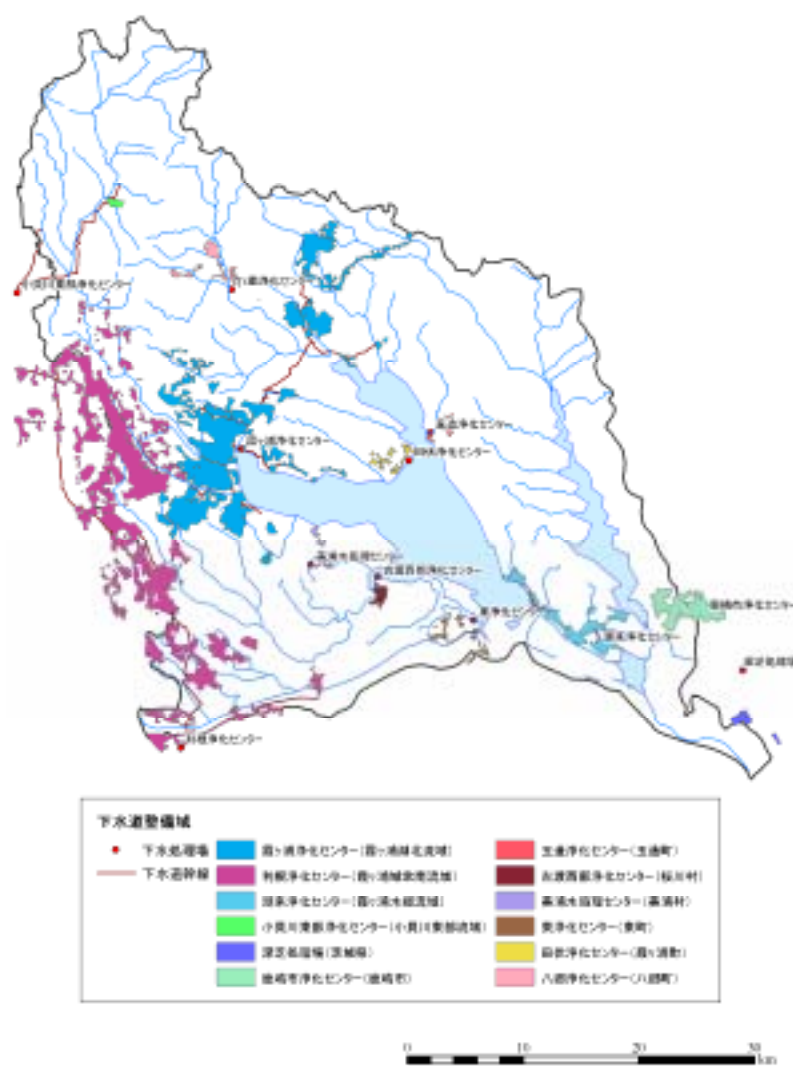


図- 4.2.3.6 霞ヶ浦流域の下水処理場

下水処理場からの汚濁負荷量は、下水処理場からの放流量に放流水質原単位をかけて算出した。また、下水処理場からの放流量は、下水処理人口に排水量原単位をかけて算出した。霞ヶ浦流域の下水処理場と、その放流水質および排水量の原単位を表- 4.2.3.6に、現況の整備域をベースに範囲を拡大し、仮想的に設定した将来における下水道整備予定域を図- 4.2.3.7に示す。

表- 4.2.3.6 下水処理場とその原単位<sup>4)、20)</sup>

No.	処理場名	排出先	放流水質原単位(mg/L)			排水量原単位 (L/人/日)
			COD	T-N	T-P	
1	霞ヶ浦浄化センター	湖沼	6.4	8.17	0.16	348
2	潮来浄化センター	湖沼	5.2	6.28	0.08	292
3	田伏浄化センター	湖沼	6.2	3.87	0.6	199
4	玉造浄化センター	湖沼	5.9	3.78	1.06	138
5	小貝川東部浄化センター	流域外	6.4	22.2	2.43	244
6	利根浄化センター	流域外	9.3	12.9	1.1	244
7	深芝処理場	流域外	28	90.3	1.64	244
8	鹿嶋市浄化センター	流域外	10.5	14.9	0.18	244
9	古渡西部浄化センター	流域内	7.4	2.1	0.96	244
10	美浦水処理センター	流域内	7.4	2.1	0.96	244
11	東浄化センター	流域内	7.4	2.1	0.96	244
12	八郷浄化センター	流域内	12.3	13.2	0.5	244

No.5～12の排水量原単位はNo.1～4の平均値を用いた。

No.9、10の放流水質原単位はNo.11のデータを用いた。

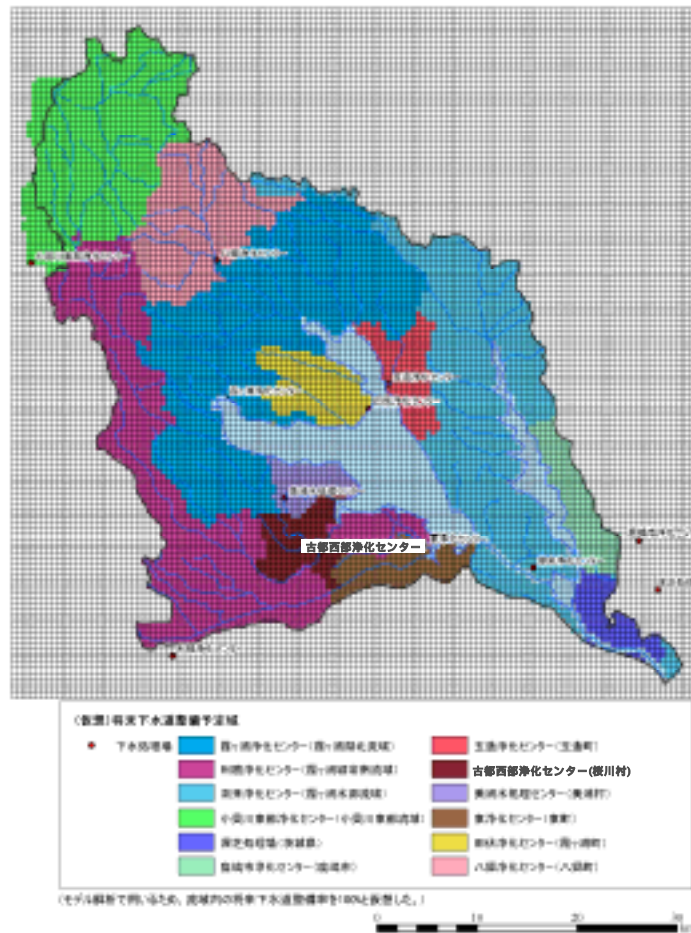


図- 4.2.3.7 将来における下水道整備予定域(仮想)



## b) 高度処理合併処理浄化槽

高度処理合併処理浄化槽は、下水道整備区域外の流域住民を対象として、現在の単独処理浄化槽、汲み取り処理などから処理能力が高い高度処理合併処理浄化槽に転換することで生活系負荷の抑制を図る施策で、現状の人口分布をベースラインとして、将来の高度処理合併浄化槽の整備率を設定し、変更された汚水処理形態別人口に応じて、排出汚水量、排出負荷量を再計算する。この際、すでに下水道が整備されている人口に対しては高度処理合併浄化槽の整備は行わない。モデル上では下水道水洗化以外の人口について、その高度処理合併浄化槽整備人口への変化割合を設定する。なお、現況における高度処理合併浄化槽の整備人口が不明であることから、現況計算では高度処理合併浄化槽の整備率を考慮しない。

高度処理合併浄化槽について、平均的な除去率のようなものは決められていないが、茨城県で新しく浄化槽を設置する場合は、高度処理合併浄化槽の設置が義務づけられており、その性能仕様は表- 4.2.3.7に示すとおりである。

表- 4.2.3.7 高度処理合併処理浄化槽の排水基準(茨城県)

項目	COD	T-N	T-P
排水濃度(mg/L)	10	10	1

高度処理合併処理浄化槽の負荷原単位は、表- 4.2.3.7に示す排水基準に、一人あたりの排水量(270L/日)を考慮して表- 4.2.3.8に示す通り設定した。

表- 4.2.3.8 高度処理合併処理浄化槽の負荷原単位

項目	COD	T-N	T-P
負荷原単位 (g/人・日)	2.7	2.7	0.27

## c) 雨水貯留

雨水貯留施設は、建物の屋根や壁面に降った雨を貯留するもので、雨水貯留施設を整備することで、治水対策、地下水涵養・雨水資源利用、雨天時流出汚濁負荷対策の3つの機能を果たす。モデル上では、施設整備の対象とする土地利用(市街地宅地以外も選択可能)、指定地域の建坪率(%)、浸透施設の浸透能(m<sup>3</sup>/hr/m<sup>2</sup>)、貯留槽の高さ(mm)、雨水貯留浸透を導入する割合(屋根全体に施設を整備するとしたときの、導入する家庭の割合：%)を設定する。計算方法を以下に示す。

- ・指定したメッシュにおいて、貯留浸透施設の設置面積および雨水貯留量を計算する。  
設置面積 = 指定地域の宅地面積 × 導入する割合 × 建坪率  
雨水貯留量 = 設置面積 × 貯留槽高さ
- ・降雨(蒸発散量を引いた後)を土壌層に達する前に雨水貯留浸透施設で受け止め 貯留する。オーバーフロー分はそのまま土壌層に入れる。
- ・貯留した水は、貯留がなくなるまで、一定量で土壌層に徐々に入れていく。

また、デフォルト値については下記の通り設定した。

- ・指定地域の建坪率(%)：他都道府県の状況を参考に、50%をデフォルト値とする。
- ・浸透施設の浸透能( $\text{m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$ )：浸水トレンチに関する定水位試験の結果、自然地盤の終末浸透速度は約90mm/hrとなった<sup>21)</sup>。これを参考に、浸透施設の浸透能  $100\text{mm}/\text{hr} = 0.1\text{m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$  をデフォルト値とする。
- ・貯留槽の高さ(mm)：建設省が行った全国の下水道事業による浸水対策用雨水貯留施設を対象としたアンケート調査において、貯留施設規模が降雨量換算で50mm以下の施設数が約90%を占め、5～20mm規模の貯留施設が40%と半数近くであることが分かっている<sup>22)</sup>。従ってデフォルト値として、貯留施設規模の容量を10mmとする。

#### d) 透水性舗装

降雨時における路面からの雨水の排除、舗装体中での雨水の一時貯留または地中への還元を目的に  $10^{-4}\text{m}/\text{s}$  程度の高い透水性をもつアスファルト混合物で表面を構成して、透水性を持たせたアスファルト舗装が透水性舗装である<sup>23)</sup>。これにより、舗装面上に降った雨水を、間隙が多い舗装材の特質を利用して地中に浸透させ、健全な水循環の回復を狙う。モデル上では、施設整備の対象とする土地利用(道路以外も選択可能)、透水性舗装整備率(%)、透水性舗装の浸透能( $\text{m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$ )を設定する。計算方法を以下に示す。

- ・指定したメッシュにおいて、整備率に基づく整備面積を計算する。  
整備面積( $\text{m}^2$ ) = 対象土地利用面積( $\text{m}^2$ ) × 透水性舗装整備率(%)
- ・指定したメッシュにおいて、整備による増加浸透量を計算する。  
増加浸透量( $\text{mm}/\text{hr}$ ) = 整備面積( $\text{m}^2$ ) × 浸透能( $\text{m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$ )/メッシュ面積( $\text{m}^2$ )
- ・降雨時において、増加浸透量分( $\text{mm}/\text{hr}$ )を降雨量( $\text{mm}/\text{hr}$ )から差し引く。増加浸透量分を、地下浸透量に付加する。(表層土壌層を介さず、直接地下浸透させる。)

また、デフォルト値については下記の通り設定した。

- ・透水性舗装の浸透能( $\text{m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$ )： $10^{-4}\text{m}/\text{s} = 0.36\text{m}^3/\text{hr}/\text{m}^2$  をデフォルト値とする。

#### e) 下水処理水の再生(生活用水利用)

下水処理水を生活用水として再利用することで、下水処理水放流量の減少による負荷削減を図る手法である。処理水を再利用する下水処理場を選択し、生活用水として処理水の再利用を行う。モデル上では、処理水再利用の対象とする下水処理場を選択し、選択した下水処理場ごとに、放流水のうち生活用水として再利用する割合を設定する。

下水処理水を再利用する割合に応じて下水処理水排水量を減少させ、下水処理水排水量の減少に応じて、汚濁負荷量を減少させて計算する。

#### f) 湿地浄化

河川沿いに湿地を造成することで流入負荷の削減が期待される施策で、湿地を設定するメッシュ(河川メッシュ)を選択し、湿地のもつ植生・土壌・生態系などの機能を活用して

浄化を行う。モデル上では、湿地を設定する河川メッシュを任意に選択するほか、湿地面積(m<sup>2</sup>)、湿地水深(m)、間隙率(%）、浄化流量(m<sup>3</sup>/s)を設定する。植生浄化と同様に、以下に示すような機能による水質浄化が期待される。

- ・ 湿地に生育する植生の栄養塩類吸収
- ・ 植生の茎や根に付着する藻類・細菌類等による栄養塩類吸収、分解
- ・ 流速の低減や植生茎等の物理障害作用による懸濁物質の沈降促進

デフォルト値は、湿地水深(m)については Sherwood C. Reed et al.<sup>24)</sup>などを参考に、一般的な値 0.3m を、間隙率(%)についても、一般的な値 70%を設定した。

霞ヶ浦流入河川のうち、流域面積の大きい代表的な河川として桜川、恋瀬川、小野川、巴川の4河川を、また表-4.2.3.9に示す汚濁河川のうちCOD、全窒素、全リンの汚濁状況がそれぞれワースト1、2の河川、計10河川を湿地浄化の対象河川として選定した(表-4.2.3.10)。

表-4.2.3.9 霞ヶ浦に流入する代表的な汚濁河川<sup>25)</sup>

項目	代表汚濁河川と水質(平成14年度、単位 mg/L)
COD	新利根川(9.1)、新川(8.7)、前川(8.6)、山王川(8.2)
全窒素	鉦田川(7.0)、大洋川(5.9)、武田川(5.8)、巴川(5.3)
全リン	山王川(0.37)、園部川(0.31)、滝川(0.22)、花室川(0.20)

表-4.2.3.10 湿地浄化実施河川

河川	選定根拠
桜川	霞ヶ浦最大の流入河川、流域面積 350.3km <sup>2</sup>
恋瀬川	霞ヶ浦第2の流入河川、流域面積 212.6km <sup>2</sup>
小野川	西浦の主要流入河川、流域面積 175.7km <sup>2</sup>
巴川	北浦最大の流入河川、流域面積 131.8km <sup>2</sup>
新利根川	平成14年度CODワースト1
新川	" ワースト2
鉦田川	平成14年度全窒素ワースト1
武田川	" ワースト3
山王川	平成14年度全リンワースト1
園部川	" ワースト2

全窒素のワースト2は大洋川であるが、流域面積が小さく、モデルにおいて河川を設定していないことから、ワースト3の武田川を選定した。

#### g) 環境保全型ライフスタイルへの転換

節水を心がける、汚濁物質をできるだけ出さないようにするなど、流域住民に環境への負荷が低減できるライフスタイルを浸透させることで、排水量や汚濁負荷原単位を削減する施策である。モデル上では、環境保全型ライフスタイルへの「取り組み率(%)」、ライフスタイル転換による「排水量削減率(%)」、ライフスタイル転換による「汚濁負荷原単位削減率(%)」を設定する。排水量、汚濁負荷量は以下の通り算出する。

## ア) 排水量

ライフスタイル転換による排水量の削減率をもとに、排水量・下水処理放流量を再計算する(モデル実行時)。転換後の排水量は処理形態別に算出し、それらをメッシュ毎に集計する。

### i) 下水道整備域の場合

処理場毎に計算する。モデル上で設定した「排水量削減率(%)」、「取り組み率(%)」から転換による削減量を算出し、現況の排水量から減じる。

$$\text{転換後の排水量(L/日)} = \text{現況の排水量(L/日)} - \text{転換による削減量(L/日)}$$

$$\text{転換による削減量(L/日)}$$

$$= \text{処理場の排水量原単位(L/人・日)} \times \text{「排水量削減率」} \times (\text{対象人口} \times \text{「取り組み率」})$$

### ii) 下水道整備域外の場合

処理形態毎に計算する。モデル上で設定した「排水量削減率(%)」、「取り組み率(%)」から、処理形態別の転換による排水量原単位の削減量(L/人・日)を算出する。求めた削減量を現況の排水量原単位(L/人・日)から減じ、処理形態別人口を乗じることで、転換後の排水量を算出する。ただし、し尿処理場からの排水量は排水量の削減の影響を受けないと考えられるため、転換によって変化させないこととした。

$$\text{転換後の排水量(L/日)} = (\text{現況の排水量原単位} - \text{転換による削減量}) \times \text{処理形態別人口}$$

$$\text{転換による削減量} = \text{排水量原単位} \times (1 - \text{「排水量削減率」} \times \text{「取り組み率」})$$

## イ) 汚濁負荷量

ライフスタイル転換によって削減される汚濁負荷原単位をもとに、COD、T-N、T-Pの排出負荷量を再計算する(モデル実行時)。転換後の排出負荷量は処理形態別に算出し、それらをメッシュ毎に集計する。なお、ライフスタイル転換によって削減されるのは雑排水未処理の負荷量のみであり、処理されてから放流される負荷量や未処理でもし尿による負荷量は変化しない。

### i) 下水道・合併処理浄化槽・農業集落排水の場合

処理されてから放流される負荷量は転換によっても削減されないことから、メッシュ・処理場からの負荷量は変化しない。

### ii) 単独浄化槽・し尿自家処理の場合

処理形態毎に計算する。モデル上で設定した「汚濁負荷原単位削減率(%)」、「取り組み率(%)」から、転換による雑排水未処理に関する汚濁負荷原単位の削減量(g/人・日)を算出し、現況の汚濁負荷原単位(g/人・日)から減じる。転換後の汚濁負荷原単位(=雑排水分)に、各処理形態別の汚濁負荷原単位(=し尿分)を加え、処理形態別人口を乗じることで転換後の汚濁負荷量を算出する。

$$\text{転換後の負荷量(g/日)} =$$

$$(\text{転換後の汚濁負荷原単位} + \text{処理形態別原単位}) \times \text{処理形態別人口}$$

$$\text{転換後の汚濁負荷原単位(g/人・日)} = \text{雑排水未処理原単位} - \text{転換による削減量}$$

$$\text{転換による削減量(g/人・日)} = \text{「汚濁負荷原単位削減率」} \times \text{「取り組み率」}$$



汚濁負荷原単位削減率

静岡県生活環境部の調査により、厨房管理によってどの程度生活排水・汚濁が除去されるかが示されている(表- 4.2.3.12)<sup>27)</sup>。これは、調理くずや食べ残しを流さない、食器や鍋は洗う前に拭き取る、洗剤の適正な使用、といった対策によるものである。

表- 4.2.3.12 厨房管理による削減効果<sup>27)</sup>

区分 項目	し尿 浄化槽 排水	台所排水			風呂 排水	洗濯 排水	その他	合計		
		無対策	対策	効果(%)				無対策	対策	効果(%)
排水量 (ℓ/日)	212	180	154	14.7	252	244	36	** 924 ( 712)	** 898 ( 686 )	** 2.8 ( 3.7)
BOD (g/日)	19.1	54.0	18.7	65.4	39.9	28.6	3.7	145.3 (126.2)	110.0 ( 90.9)	24.3 ( 28.0)
SS ( + )	13.8	38.5	12.6	64.8	15.2	15.5	4.9	87.9 ( 74.1)	630 ( 49.2)	28.3 ( 33.6)
T-P ( + )	6.6	0.5	0.2	60.8	0.1	0.7	0.2	8.1 ( 1.5)	7.8 ( 1.2)	3.7 ( 20.0)
T-N ( + )	40.5	2.2	0.8	62.7	1.2	0.9	0.3	45.1 ( 4.6)	43.7 ( 3.2)	3.1 ( 30.4)

備考1 婦人リーダーの協力を得て56年度に実施した生活排水の実態調査結果を4人当りに換算し、今回厨房排水対策を実施した削減効果から全体的な改善効果を試算した。  
備考2 し尿浄化槽の汚濁負荷原単位は、建設省下水道調査資料より4人当りに換算したものである。  
\*\* ( ) 内の数字は、し尿浄化槽排水を除いた場合の数字。

本検討においては、負荷量の削減率が雑排水未処理にかかってくるので、表- 4.2.3.12の中でし尿浄化槽排水を除いたもの(赤枠部分)で削減率を評価する。

BOD 削減率 :  $(54.0-18.7) / (54.0+39.9+28.6+3.7) = 0.280 = 28\%$

T-N 削減率 :  $(2.2-0.8) / (2.2+1.2+0.9+0.3) = 0.304 = 30\%$

T-P 削減率 :  $(0.5-0.2) / (0.5+0.1+0.7+0.2) = 0.200 = 20\%$

BOD と COD の削減率が同じであると仮定すると、ライフスタイル転換により、COD は 28%、T-N は 30%、T-P は 20%の削減が見込まれる。本検討でも、この割合をライフスタイル転換による排水量削減率のデフォルト値として設定する。

以上より、環境保全型ライフスタイルへの転換による水量・負荷量の削減割合のデフォルト値は表- 4.2.3.13に示す通り設定する。

表- 4.2.3.13 環境保全型ライフスタイルへの転換による水量・負荷量削減割合のデフォルト値(%)

	排水量	COD 負荷量	T-N 負荷量	T-P 負荷量
削減割合(%)	36	28	30	20



#### h) 環境保全型農業

農地への施肥量を削減することで、農業地域からのノンポイント汚染源負荷の削減を行う環境保全型農業により排水の改善を図る施策で、環境保全型農業の実施により、排水量や汚濁負荷量の削減による水質改善をはかる。モデル上では、施肥量を削減する土地利用(田か畑か)をチェックし、それぞれ施肥量の削減割合(%)を設定する。

#### i) 家畜し尿の農地還元

流域で発生する家畜し尿を流出させず、コンポスト化などによって農地に還元させることで、畜産系の排出負荷を削減することができる。したがって施策としては、し尿を堆肥にする施設の設置やそれを利用するシステム作りを行うことで、家畜し尿の農地還元を推進し、畜産系負荷を減少させる。モデル上では、豚および牛のし尿で現在農地還元されていないもののうち、何%を農地還元させるかを設定する。し尿を農地還元させる割合に応じて、牛・豚から発生する負荷原単位を割り引き、割り引かれた畜産系負荷原単位を用いて、汚濁負荷排出量を再計算する(モデル実行時)。

#### (2) 再生シナリオの設定

本検討においては、インフラ整備を主体とした「施策群 1」、流域住民参加型の「施策群 2」、自然浄化機能回復型の「施策群 3」、の 3 つの施策群と、さらにその施策群を組み合わせたケースについてモデルによる評価を行う。各施策群に含まれる施策メニューについて表- 4.2.3.14に示す。

表- 4.2.3.14 各施策群の概要と施策メニュー

	施策群の概要	施策メニュー
施策群 0	-	(2030 年人口)
施策群 1 (インフラ整備 主体)	下水道の整備や浄化用水の導入など、公共事業を中心とした汚濁負荷削減のためのハード的な施策を集中的に組み合わせたもの。	下水道整備率 100% 透水性舗装の整備 100% 下水処理水の再生利用 100% 浚渫の実施(湖内全域) 浄化導水の導入 (那珂導水 15m <sup>3</sup> /s を土浦へ)
施策群 2 (流域住民参加)	各戸雨水貯留浸透施設の整備、環境保全型ライフスタイルの推進等、住民の生活スタイルの転換をはかるソフト的な施策を組み合わせたもの。	各戸雨水貯留浸透 100% 環境保全型農業による施肥削減 100% 環境保全型ライフスタイル実行者 100% 家畜し尿の農地還元 100% 下水処理水の再利用 100%
施策群 3 (自然浄化機能 回復型)	湖岸植生帯の再生、湿地浄化等、自然の浄化機能を回復することで汚濁負荷を削減する施策を組み合わせたもの。	昭和 35 年当時の植生帯面積(14.9km <sup>2</sup> ) シジミ漁獲高 3,000 トン(最盛時漁獲高) 主要 10 河川での湿地浄化(面積 1km <sup>2</sup> 、浄化水量 5 万トン/日)
その他	水産負荷対策 重点再生エリア	コイ養殖からの水産負荷を 0 にする 透過堤によって、土浦エリアに 0.09km <sup>2</sup> を囲い込み、那珂川から 0.1m <sup>3</sup> /s を導水する

### (3) 霞ヶ浦流入負荷量の変化

図- 4.2.3.8に、陸域からの流入負荷の削減率を示す。ここでは、河道等から流入する水量・負荷量と、下水処理場等から直接流入する水量・負荷量を合計し、それぞれ現況からの削減率で評価している。まず、施策群 0、すなわち人口に 2030 年推計値を用いたこと以外、現況と変わらない条件では、陸域から流入する水量・負荷量が現況とほとんど差が出ていないことが分かる。これは、この圏域の現況から 2030 年にかけての人口が約 1%の増加とほとんど変化しないため、施策(群)の効果に比べ、人口変化の影響が大幅に小さいと計算されるためである。このことを踏まえ、以後は、施策(群)の実施効果を現況値との比較でみていく。なお、施策 0 において、人口が増加しているにもかかわらず流入負荷量が削減しているのは、下水道整備区域の人口が増加し、未整備区域の人口が減少していることによると考えられる。

次に、各施策群の実施による削減効果をみると、施策群 1 および 2 については、COD、T-N の負荷量を 40%近く削減している。その一方で、T-P の削減率をみると、施策群 1 では 60%以上を削減しているのに対して、施策群 2 では 10%程度の削減にとどまっている。これは、図- 4.2.1.10の現況を見ると分かる通り、霞ヶ浦流域における負荷の発生が、COD、T-N については面源由来が占める割合が大きいものに対して、T-P については生活系の割合が大きいことによると考えられる。また、施策群 3 は、湖沼内での施策が多く、陸域での施策が湿地浄化の 1 項目のみであるため、負荷量の削減率は 10～15%程度である。さらに、複数のシナリオを組み合わせることで、流入負荷量の削減率がさらに高くなっており、施策群 1、2、3 の全てを組み合わせると流入負荷が 70%以上削減できる。

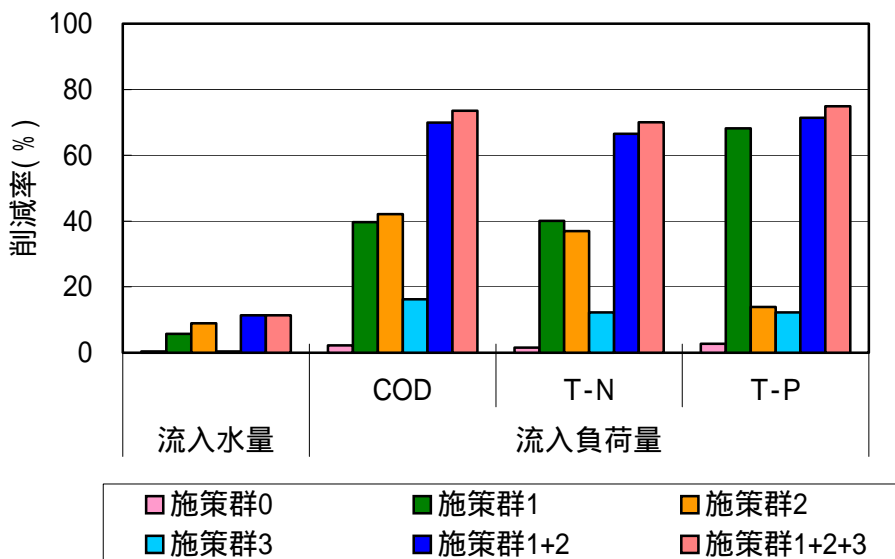


図- 4.2.3.8 陸域からの流入負荷量に関する施策群の実施効果(現況からの削減率)

### (4) 霞ヶ浦流入河川水質の変化

施策群実施による霞ヶ浦流入河川の水質変化を、図- 4.2.3.9に示す。施策群 1+2+3 の実施前後について、流入河川の水質が高い傾向を示す 8月のうち、降雨の影響を受けていな

い日時(2001年8月1日0時)の流入河川水質(COD、T-N、T-P)を整理した。これを見ると、施策群1+2+3を実施することによって、霞ヶ浦の流入河川の水質がCOD、T-N、T-Pともに改善していることが分かる。一方で、西浦の高浜入りに流入する山王川等では、施策群の実施後においても他の河川ほどの改善がみられていない。その理由としては、これらの河川においては、今回設定した施策で削減されない工場・事業所系の負荷が平水時の河川水質に及ぼす影響が、他の河川と比較して大きいことが考えられる。

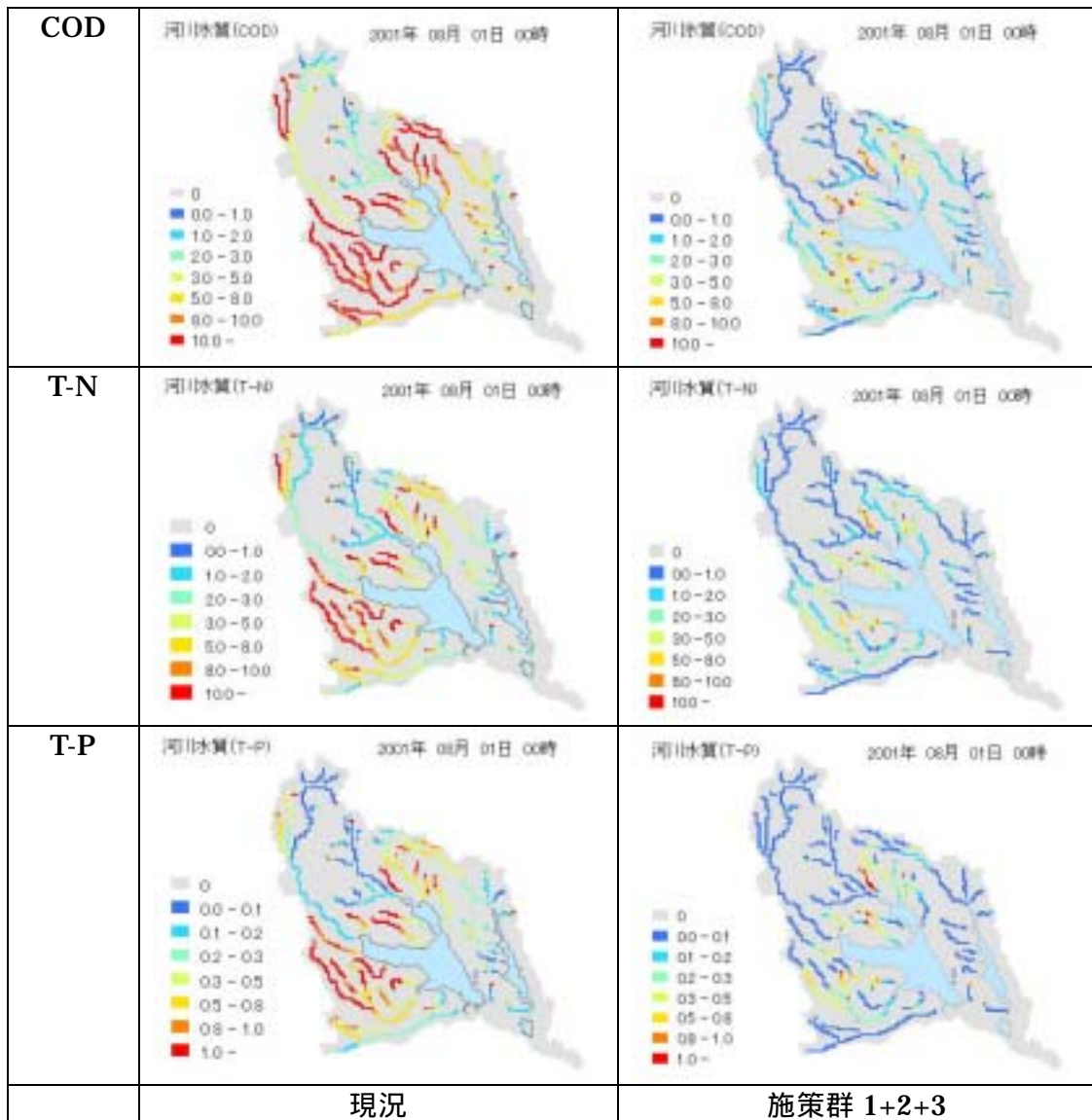


図- 4.2.3.9 再生シナリオによる流入河川水質の変化(2001年8月1日0時)  
(左：施策実施前、右：施策群1+2+3実践後：ともに2030年人口)

#### (5) 霞ヶ浦水質の変化

霞ヶ浦湖心における年平均水質の変化を図- 4.2.3.10に示す。ここでは、COD、T-N、T-Pのそれぞれについて、現況の水質と施策(群)実施後の水質の差分を求め、棒グラフとして図示した。図から、流域対策(黒棒)、湖内対策(青棒)のそれぞれが、一定の水質改善の効果

を示しており、流域対策、湖内対策を総合的に行っていくことの重要性がうかがえる。さらに図- 4.2.3.10には、施策の組合せ効果についても示している(各施策を包含する施策群単位の棒グラフにより表示)。ハード的な施策の集中実施、ソフト的施策を含めた循環型社会の構築、自然機能の回復のいずれについても、各施策単独よりも相当程度効果が増大すること、また、さらに施策群を組み合わせることで効果が増大することがわかる。このことは、複数の施策群を融合させることの重要性を示している。その際には、各組合せの効果やコスト(初期と維持管理段階)の比較とともに、数字だけでは表現できない質の違いにも留意すべきであろう。これには、施策実行面での確実性・信頼性・迅速性、地域住民への波及・浸透効果と好循環創出効果、自然とのふれ合い増進や教育の効果、地域づくりにかかわる効果など様々なものが考えられ、これらを含めた多面的な評価も施策やその組合せの選択において欠かすことができない。

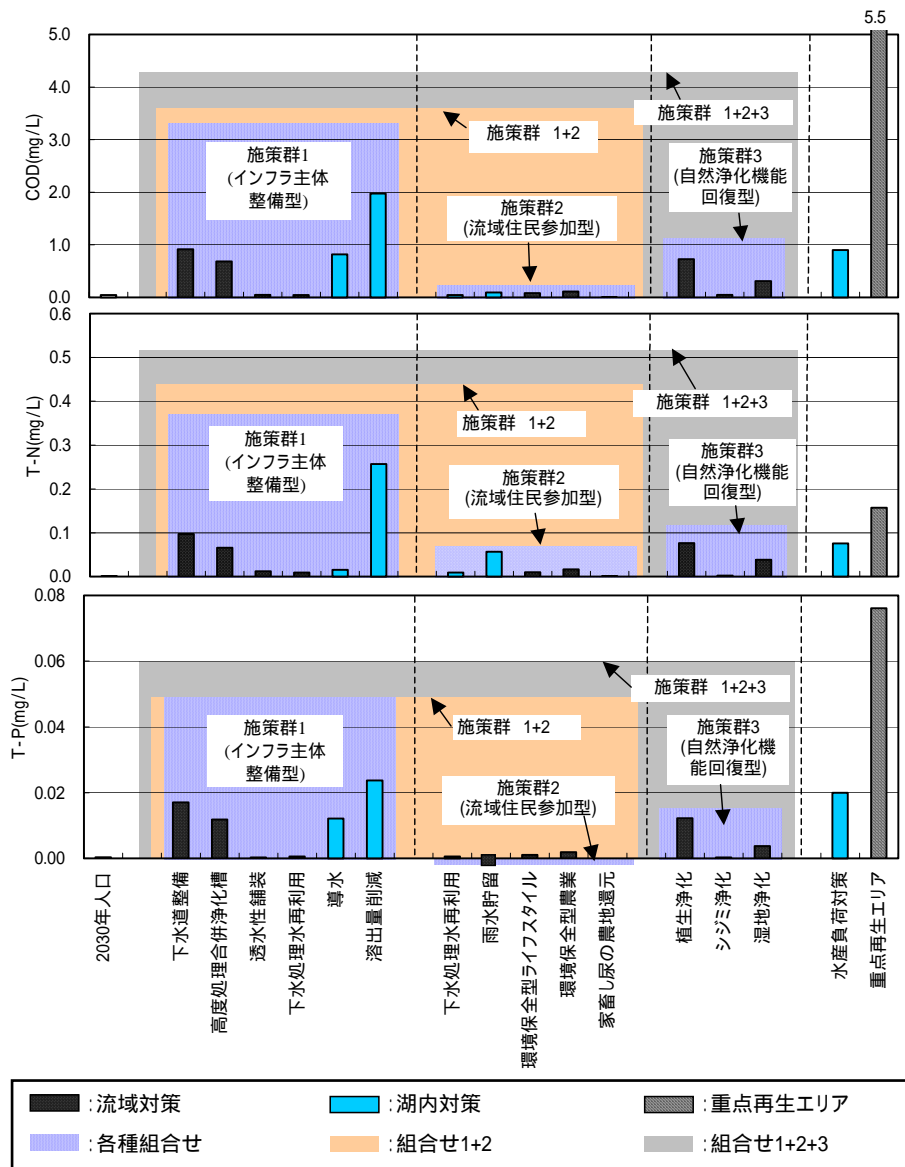


図- 4.2.3.10 霞ヶ浦湖心の年平均水質に関する施策(群)の実施効果(現況との差分)  
(上段：COD、中段：T-N、下段：T-P)

## (6) 水域生態系モデルによる施策評価

### 1) 生態系への効果

#### a) 施策評価のためのモデルの設定条件

3.2.3(B)で作成した霞ヶ浦における沈水植物の生息場評価においては、環境要因(環境因子)として傾斜角(湖岸勾配)、底質(代表粒径)、波浪(春季最大有義波高)、透明度を選定している。ここでは、施策の実施によって水質が改善することで、霞ヶ浦の沈水植物の生育環境がどのように変化するかを評価する。

沈水植物の生育環境に影響を与える水質項目は透明度であり、水物質循環モデルでは扱っていない。したがって、ここでは水物質循環モデルによって求めた湖沼内各BOXのCODを用い、式-4.2.3.1に示す相関式<sup>28)</sup>から透明度の改善度に換算し、沈水植物のHSI算出に用いることとする。

$$\ln(\text{COD}) = 4.395 - 0.511(\ln(\text{Tr})) \quad (1979 \sim 1989 \text{ 年}, n = 160) \quad (\text{式- 4.2.3.1})$$

ここで Tr は透明度(cm)

#### b) 施策実施による沈水植物の生息適地の変化

施策群 1+2+3 実施前後における沈水植物の HSI 値について図- 4.2.3.11に示す。施策群の実施により、透明度(COD)が改善したことで、土浦入り、高浜入りにおいて沈水植物の HSI 値が増加した。しかし、湖の東岸などでは水質が改善したにもかかわらず HSI 値の増加はみられなかった。これは、この付近はもともと透明度が高く、HSI 値が低い理由が透明度ではなく波高の影響によっていたためである。したがって、今後、これらの場所において沈水植物群落の HSI 値をあげる場合には、消波施設をもうけるなど、波高を低くする施策を行うことが考えられる。



図- 4.2.3.11 施策実施前後における沈水植物の HSI 値の比較  
(施策群 1+2+3 を実施した場合)

## 2) 生態系からのフィードバック

### a) 施策実施による沈水植物群落の面積変化

ここでは、施策群の実施によって増加した HSI 値を沈水植物群落の面積変化として表すこととする。実施した施策群 1+2+3 の中には植生浄化が含まれているが、施策としての植生浄化はヨシを用いた浄化を対象として考えているので、ここでは、湖沼水質が改善することによって、ヨシ群落の沖に沈水植物の群落が生育すると考える。

1972 年頃の霞ヶ浦において、抽水植物群落、浮葉植物群落の沖側に、沈水植物の幅 100m を超える群落がとりまいていたという報告があることから<sup>29)</sup>、HSI = 1 のときに、沈水植物群落の幅 100m で抽水植物群落の沖に存在すると設定する。また、水域生態系モデルでは西浦の周囲が 250m ごとのラインで区切られていることから、ライン毎に求まる HSI 値を沈水植物の幅に換算し、250m に乗ずることで面積を算出する。現況では沈水植物群落の存在は確認されていないため、現況の HSI における沈水植物群落の面積を 0(ha)とし、HSI 値の増分から沈水植物群落の面積変化を算出する。

施策群 1+2+3 の実施に伴う水質改善による沈水植物群落の増加面積を表- 4.2.3.15に示す。このように、施策群 1+2+3 の実施によって、西浦全体で 93.7ha の沈水植物群落が増加する。

表- 4.2.3.15 施策群 1+2+3 の実施による沈水植物群落の増加面積(西浦)

BOX	1(土浦入り)	2(高浜入り)	3(湖心 )	4(湖心 )
増加面積(ha)	52.3	36.2	3.1	2.1

### b) 沈水植物群落面積の増加による水質への効果

前項で算出した沈水植物群落の増加に伴い、霞ヶ浦の水質がさらに改善されることが予測される。

算出した沈水植物群落の増加面積を、施策群 1+2+3 を計算した湖沼モデルへ入力する。この際、沈水植物による水質浄化効果は、植生浄化におけるヨシ群落と同等であると仮定し、各 BOX におけるヨシ群落面積と沈水植物群落面積の合計値をモデルに入力して計算を行う。計算結果を表- 4.2.3.16に示す。施策群 1+2+3 を実施したことにより、水質がかなり改善されていることから、劇的な水質改善効果は見られないが、沈水植物群落の増加面積が大きかった BOX2 においては、0.1mg/L の水質改善効果が見られ、その他の BOX についても、0.05mg/L 程度の水質改善効果が見られた。

表- 4.2.3.16 施策群 1+2+3 の実施を受けた沈水植物の増加による水質浄化効果(COD)

BOX	1	2	3	4
施策群 1+2+3(mg/L)	3.15	3.29	2.88	3.03
沈水植物群落の増加も考慮(mg/L)	3.10	3.17	2.83	2.98
沈水植物の増加による水質浄化効果(mg/L)	0.05	0.11	0.05	0.05



#### 4.2.4 実践に向けた施策の評価

##### (1) 流域再生シナリオに係わるコスト

施策群ごとのコストと、施策群の実施による霞ヶ浦水質の改善効果との比較を図-4.2.4.1に示す。施策群ごとのコストは、表-4.2.4.1に示す各施策のコストを積算して求めた。各施策のコストについては、単純に単価を掛け合わせたものや、公表されている事業費に基づいて算出したものが多く、あくまでも目安として見る必要がある。また、霞ヶ浦水質の改善効果については、霞ヶ浦湖心における年平均水質の計算値を施策群実施の前後で比較し、その改善割合を図示する。

施策群1は水質改善効果も大きいですが、ハード的な対策を行うことから、コストについても他の施策群より高くなる。施策群3は施策群1に次いで水質改善効果が大きく、また、生態系の対策が主であるためコストが最も安い。ただし、ここでのコストをみると、例えば植生帯の再生においては植栽のコストのみを考慮しており、植栽を行うために必要な土地の造成等については考慮されていないことから、実際はこの積算値よりもコストが高くなると考えられる。また、ソフト的な対策を主としている施策群2は、水質改善効果は大きくないが、単位コストあたりの水質改善効果で比較すると、COD、T-Nについては、ハード的な対策を行う施策群1と同程度の改善効果が得られている。

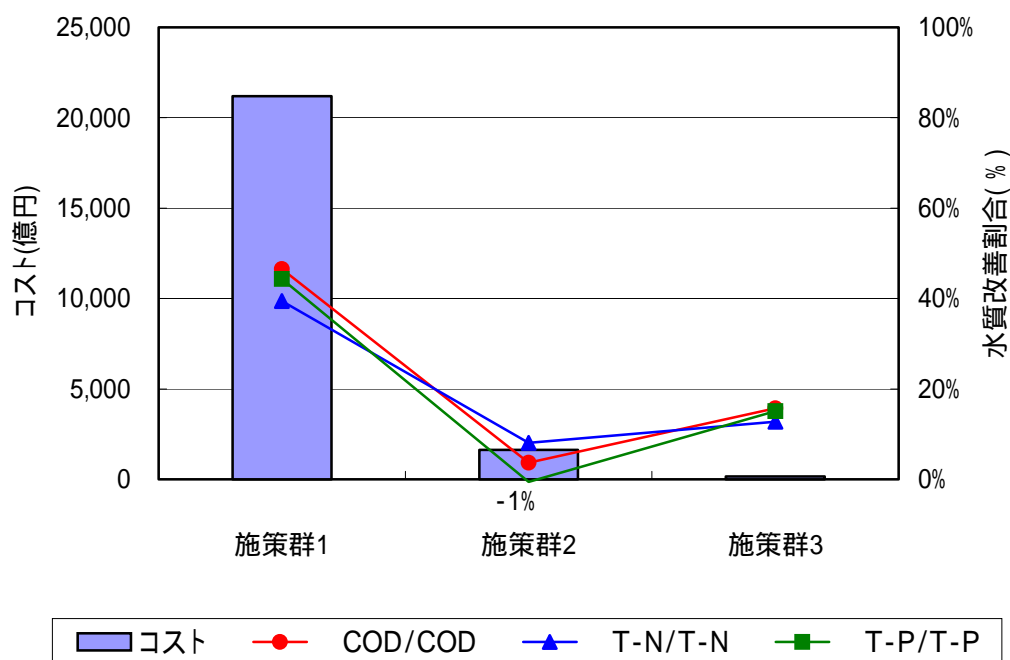


図-4.2.4.1 施策群の実践による霞ヶ浦水質(西浦湖心)と実践に必要なコスト



表- 4.2.4.1 施策群の実施に係わるコスト

(単価や予算から単純に算出したものが多く、今後さらに精査が必要である)

	対策	コスト	備考
施策群 1	下水道整備 (整備率 100%)	現在 46% 100%(54%の増加) 120 万円/人 × 52.4 万人=6,300 億円 (H12 流域人口：97 万人 × 54% = 52.4 万人)	単価は、茨城県における下水道に関する事業費と処理人口の推移から推定したものである。
	透水性舗装整備 (道路面積の 100%に整備)	流域の道路面積の 100%：11.16km <sup>2</sup> 、 9,000 円/m <sup>2</sup> とすると、 11.16km <sup>2</sup> × 9,000 円/m <sup>2</sup> =1,004.4 億円	
	下水処理水の 再利用 (再利用率 100%)	他事例から 170 万円/m <sup>3</sup> 、H12 の下水処理量 75,000m <sup>3</sup> 全てを再利用 170 万円/m <sup>3</sup> × 75,000m <sup>3</sup> =1,275 億円	
	浚渫(全域：6,600 万 m <sup>3</sup> )	事業費から 16,250 円/m <sup>3</sup> 16,250 円 × 6,600 万 m <sup>3</sup> =10,725 億円	事業費は、約 1,300 億円 (浚渫量：約 800 万 m <sup>3</sup> )
	浄化用水(那珂導水 15m <sup>3</sup> /s)	総事業費 1,900 億円	事業費は利根導水路も含んだ値である。
合計		21,192 億円	
施策群 2	各戸雨水貯留浸透(設置率：全家庭の 100%)	家庭用約 6 万円/基、流域内の住居数を 30 万戸、1 戸あたり 1 基の設置とすると、 6 万円/基 × 30 万戸=180 億円	
	環境保全型農業 (施肥削減率 100%)	-	環境保全型作物の認定制度や不作時の補償制度等の仕組みの整備が必要
	環境保全型 ライフスタイル (100%の人が実行)	-	流域住民の協力が必要
	家畜し尿の 農地還元 (還元率 100%)	家畜頭数 40 万頭、1 頭あたりの排泄量 5kg/day と仮定すると、 初期投資費用：約 180 億円	施設購入費(円)=128.76 × 1,000,000 × 設計処理量(t/日) <sup>0.6528</sup> 30)
	下水処理水の 再利用 (再利用率 100%)	他事例から 170 万円/m <sup>3</sup> 、H12 の下水処理量 75,000m <sup>3</sup> 全てを再利用 170 万円/m <sup>3</sup> × 75,000m <sup>3</sup> =1,275 億円	
合計		1,635 億円	
施策群 3	植生帯の再生 (14.9km <sup>2</sup> )	植生 50 万円/ha とすると、 5000 万円/km <sup>2</sup> × (14.9 km <sup>2</sup> -0.12km <sup>2</sup> ) =7.4 億円	
	シジミ漁獲量 (3,000 トン)	-	漁業として成り立てばコストは生じないとした。
	湿地浄化 (10 河川各 1km <sup>2</sup> )	事例から約 1,500 万円/ha とすると、 1,500 万円/ha × 1km <sup>2</sup> × 10=150 億円	
合計		157 億円	

(2) 各施策の実施に向けた方策と課題

各施策を実施するにあたっての方策、および、実現のためにクリアすべき課題について表- 4.2.4.2に示す。

表- 4.2.4.2(1) 施策実施に向けた方策と課題(霞ヶ浦流域対策)

施策	方策と課題
下水道の整備	下水道が普及していない地域では、現在、合併浄化槽や汲み取り処理などが実施されており、今後下水道に置き換えられていく計画となっている。しかし、下水道の整備には時間がかかる他、費用負担の問題等によって、下水道が整備されても住民が必ずしも接続されていないという現実もあり、広報により住民の理解を得る必要がある <sup>9)</sup> 。
高度処理合併処理浄化槽の設置	合併浄化槽を高度処理合併浄化槽に転換することは、どちらも同じ合併処理浄化槽であることから困難が予想されるので、手順として、単独浄化槽、し尿処理場、自家処理から優先的に高度処理合併浄化槽に転換し、その後、現在の施設の老朽化等を待って、順次、合併処理浄化槽、農業集落排水施設に関して転換を進めていく。普及には費用面の問題もあるが、茨城県では、下水道認可区域以外の地域の一部に対して、高度処理型(窒素及びりん)浄化槽の設置に対する補助事業を行い、その普及をはかっている <sup>31)</sup> 。
各戸雨水貯留浸透施設の設置	雨水貯留施設は、建物の屋根や壁面に降った雨を貯留するものであるが、導入時のコストなどにより、一般家庭ではほとんど普及していない。今後は、新規住宅には雨水貯留施設の設置を義務づけ、現在ある住居には補助金により設置を進めることなどにより、普及を図ることが考えられる。
道路の透水性舗装の整備	透水性の高いアスファルト混合物で表面を構成して透水性をもたせた透水性舗装は、空隙が多く耐久性に劣るため、現在ではごく一部の歩道や駐車場に用いられているにすぎない。したがって施策の概略設計としては、まず全道路面積のうち歩道や駐車場への適用を行い、同時に車道への適用が可能な透水性舗装の技術開発を進め、それが完成次第、車道の透水性舗装化に取り組むことが考えられる。
下水処理水の再利用(生活用水)	下水処理水の生活用水(水洗便所用水等)としての再利用は、既に都市圏のビルで実用化が始まっている。今後は、下水処理場の高度処理化を進めることで、より再利用しやすくするとともに、新しく建てる建造物においては下水処理水の再利用を義務づける等、これらをより普及させる方策を検討することが考えられる。
湿地浄化	まとまった湿地の確保が必要となる。また、流入した泥の堆積等が考えられ、湿地の維持のために、定期的な浚渫などを実施することが考えられる。
環境保全型ライフスタイルの実行	現状のままではこの取り組みを行う人が大幅に増える見込みは少ない。積極的な啓発活動の実施や補助金制度による節水機器の普及 <sup>32)</sup> 、水道料金の引き上げなどにより、推進していくことが考えられる。
環境保全型農業の実施	情報の発信や技術の普及などの啓発活動、補助金等を行うことで、環境保全型農業の促進をはかる。
家畜し尿の農地への還元	近年の畜産経営の専業化・大型化が進展する一方、規模拡大に応じた農地の集積が進まず、個別経営内における家畜糞尿の循環利用に支障が生じている。また堆肥の需要が主に春期と秋期に集中するので、生産された堆肥のだぶつきが生じ、保管施設の確保が困難となることや、価格が化学肥料よりも高くなる場合があることなどが堆肥化による家畜糞尿の有効利用を妨げる原因といわれている <sup>33)</sup> 。

表- 4.2.4.2(2) 施策実施に向けた方策と課題(湖内対策)

施策	方策と課題
浄化用水の導入	国土交通省霞ヶ浦導水工事事務所によって現在施工中の、霞ヶ浦導水による浄化用水の導入を考える施策であり、水資源確保の目的と併せて既に事業が進んでいる。
浚渫の実施	平成 13 年度までに、事業計画における浚渫量である約 800 万 m <sup>3</sup> の 72% にあたる約 576 万 m <sup>3</sup> が浚渫されており <sup>1)</sup> 、計画浚渫量については平成 22 年度までに終了の予定である <sup>34)</sup> 。
植生浄化	湖岸植生帯の保全・復元を目指した検討会を設置して、11 地区の緊急対策地区において植生の復元の試みが行われており <sup>1)</sup> 、消波施設の設置等の植生保全対策をあわせて行うことで効果が得られている。
シジミ浄化	塩分濃度低下の問題はあるが、種苗生産による養殖試験も行われており <sup>35)</sup> 、漁業振興との相乗効果も期待できる。しかし、シジミの維持管理とシジミ漁の担い手、放流場所の選定などが問題となる。
水産負荷対策	霞ヶ浦においては、コイヘルペスウイルスによるコイの斃死問題から、2004 年 3 月に全ての養殖コイの処分が完了した <sup>36)</sup> 。しかし、給餌がなくなっても、今までに底泥に蓄積したものからの溶出があるため、直ちに効果が出るわけではないという意見もあり <sup>37)</sup> 、この効果を定量的に把握する必要がある。

### (3) 施策の年次計画を踏まえたシナリオの評価

本節では、施策群 1+2+3 の目標年次を 2030 年に設定し、各施策を実施するための年次計画を設定した上で施策群を実施し、現在から目標年次までの水質の変化を 10 年ごとにとらえることとする。

各施策とも、2030 年に 100%実施されることとして年次計画を設定した。浄化用水の導入については、最短で平成 23 年からの通水が可能であるため、2020 年には 100%完了するとした。環境保全型農業、環境保全型ライフスタイル、家畜し尿の農地還元については、住民への啓蒙によって普及をはかることが出来るため、2010 年までに 50%、2020 年までには 100%完了するとした。また、透水性舗装は、現状の技術では強度の問題から車道への適用が困難なことから、強度を高める開発を進めつつ、歩道・駐車場といった車の通行量が少ない箇所から普及をはかり、その後、車道へと適用することとした。その他の施策については 10 年ごとに約 1/3 ずつ進捗し、2030 年で 100%完了するとした。各施策を実施するための年次計画を表- 4.2.4.3に示す。

表- 4.2.4.3 各施策実施のための年次計画

		2001	2010	2020	2030
流域 施策	下水道の整備	現 況	60%	80%	100%
	道路の透水性舗装の整備		20%	60%	100%
	下水処理水の再利用(生活用水)		30%	70%	100%
	各戸雨水貯留浸透施設の設置		30%	70%	100%
	環境保全型農業の実施		50%	100%	100%
	環境保全型ライフスタイルの実行		50%	100%	100%
	家畜し尿の農地への還元		50%	100%	100%
	湿地浄化		30%	70%	100%
湖沼 内 施策	浚渫の実施	30%	70%	100%	
	浄化用水の導入	0m <sup>3</sup> /s	15m <sup>3</sup> /s	15m <sup>3</sup> /s	
	植生浄化	30%	70%	100%	
	シジミ浄化	1,000t	2,000t	3,000t	

表- 4.2.4.3に示す施策条件を設定し、2010年、2020年について計算を行った。計算は、3.2.1で構築したモデルを用いて行い、陸域モデルは平成13年の1年間の気象条件での単年計算を、それをうけた湖沼モデルは平成13年の1年間の気象条件で5年分の繰り返し計算を行い、5年目の計算値を用いて評価した。流域人口については、市町村毎に算定された国立社会保障・人口問題研究所による中位推計人口を用いて求めた。また、その他のパラメータ等については、現況と同様に与えることで計算を行った。計画に従って再生シナリオを実施した際の霞ヶ浦の水質変化を土浦入り(BOX1)、高浜入り(BOX2)、湖心(BOX3)、北浦北(BOX5)について図- 4.2.4.2に示す。計画の進行にともなって、湖沼内の水質が良くなる過程を示すことが出来た。この計算結果をみると、2030年時点でも霞ヶ浦のCODの環境基準値である3.0mg/Lは満たすことが出来ないが、第4期湖沼計画における中期的な目標である昭和40年代前半の水質(COD5mg/L)については、2020年には全BOXで達成可能であるという計算結果となった。

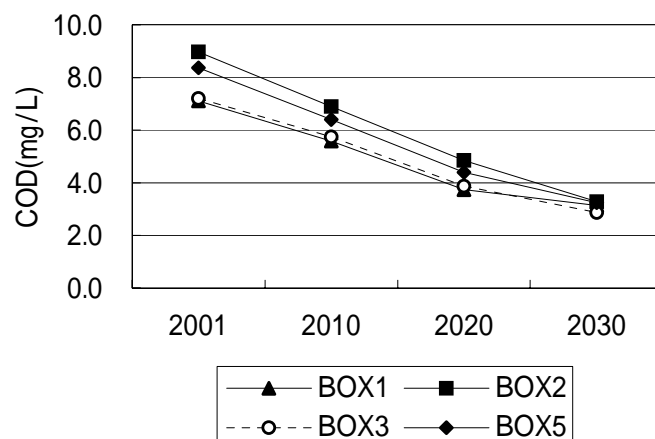


図- 4.2.4.2 再生シナリオの実施による霞ヶ浦の水質変化

#### 4.2.5 モデル適用のあり方という観点からのまとめ

陸域(流域)と水域を一体化した水物質循環モデルの効用として、全体状況が見やすくなることはやはり大きい。その代表例は図-4.2.3.10であり、感度分析の段階とは言え、それぞれの施策やそれらの組み合わせの効果を横並びで検討できることから、目標達成の観点からの各施策の位置づけを議論しやすくなる。

また、流域条件の変更や種々の施策の設定が比較的やりやすいという本モデルおよびソフトの特徴を活かすことで、様々な条件下での計算や表示、比較を機動的に行い、問題の構図や各施策の特長の理解増進に役立てるという使い方も可能である。このことは、冒頭に述べた多様な主体による総合的な取り組みに向けた合意形成や結集を促す際の支援になると期待される。

一方、モデルの精度や信頼性に関する限界をどう扱うかが大きな課題として依然残る。湖沼の水質形成機構は大変複雑であり、霞ヶ浦についても、湖水の白濁化と水質の関係や底泥溶出メカニズムなど、新たな現象が注目されている<sup>10)、38)</sup>。現象解明に基づくモデル自体の精度向上を図ることの重要性は言うまでもないが、ここで扱っているような多くの過程と支配要因が入り組んだ環境問題特有の複雑な現象については、より適切な施策実行への支援という観点から、その時々で実用性のあるモデルを合理的に使いこなすというアプローチも同時に重視されるべきであろう。

たとえば、チューニングの際に優先的に設定するパラメータを変えて、さらには構造の異なるモデルを用いて施策効果を計算し比較しておくことが考えられる。これを、施策効果のとりうる幅を織り込んだ(大きなはずれのない)施策選択という現実的な戦略に役立てることがまず考えられる。また、施策効果の計算結果に大きな違いをもたらすパラメータや条件を見出すことで、目標達成戦略を立てる上で、特に重要な現象解明やモデル化、モニタリングのターゲットをある程度客観的に絞ることができる。

さらに、モデルから算出される結果の意味を表現する部分も今後重要になっていく。本論のモデルで言えば、CODといった水質改善効果が評価に用いる代表的な出力であるが、水環境の改善や生物多様性の回復、流域水物質循環系の改善は、それだけで評価できるものではない。また、それは地域住民にとっても必ずしも理解しやすい指標とは言えない。モデル出力の持つ意味を翻訳する部分を付加し向上させていくことが重要と考えられる。

最後に、長期にわたる環境変遷をモデルでどのように表現していくかも重要な課題であろう。湖沼の水環境変化は、その“蓄積性”から、改善プロセスも含め長期にわたることが一般的である。大局的に大きな誤りのないよう施策群を方向付けしていくという観点からは、水環境の悪化以前から悪化した現在に至るまでの変化についての再現性を使用するモデルで得ておきたいところである。しかし、現状の水物質循環モデルは比較的短期の事象を対象にしており、物質のストックについて十分表現できるものになっていない。また、水質-低次生態系モデルについても数十年前の現象が扱えるのかという議論がある。本論では便宜的なやり方で過去と現在を比較したが、その妥当性も含め、長期的な環境変化の分析・予測に対するモデル適用のあり方を検討することも大事と考えられる。

## 参考文献

- 1) 国土交通省霞ヶ浦河川事務所：事業のあらまし，2003.
- 2) 水資源開発公団霞ヶ浦開発事業建設部：霞ヶ浦開発事業誌，pp73-74，1996.
- 3) 茨城県議会 柴沼弘道：霞ヶ浦の富栄養化対策の現状と課題について，2003.  
<http://www.pref.shiga.jp/gikai/welcome/kosyoukaigi/report-pdf/jireiibaragi1.pdf>
- 4) 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課：第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策定関係資料集，2004.
- 5) 茨城県霞ヶ浦環境科学センターHP：霞ヶ浦・濁沼・牛久沼の概要と浄化施設 - 霞ヶ浦 - 水質状況，<http://www.kasumigaura.pref.ibaraki.jp/index.cfm/8,0,14,12.html>
- 6) 茨城県科学技術振興財団：霞ヶ浦水質浄化プロジェクト HP，霞ヶ浦関係資料  
<http://www.i-step.org/kasumi/data/index.htm>
- 7) 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課：霞ヶ浦学入門，pp85，138，2001.
- 8) 国土地理院：H13 霞ヶ浦水環境 GIS データ，2001.
- 9) 田淵俊雄：湖の水質保全を考える 霞ヶ浦からの発信，2005.
- 10) 関智弥・福島武彦・今井章雄・松重一夫：霞ヶ浦における濁度上昇要因，第39回日本水環境学会年会講演集，pp466，2005.
- 11) 藤田光一・伊藤弘之・小路剛志・安間智之：GIS、流域水物質循環モデルを活用した水政策検討，土木技術資料，46(7)，pp20-25，2004.
- 12) 国土交通省霞ヶ浦導水工事事務所 HP：事業の概要，<http://www.ktr.mlit.go.jp/dousui/>
- 13) 飛田忠一：霞ヶ浦大規模底泥浚渫事業 - 泳げる霞ヶ浦をめざして - ，土木技術，56(1)，2001.
- 14) 田畑真佐子ら：ヨシ植栽水路における河川水中の窒素・リンの除去効果，水環境学会誌，19(4)，pp331-338，1996.
- 15) 細見正明・須藤隆一：湿地による生活排水の浄化，水質汚濁研究，14(10)，pp674-681，1991.
- 16) 日本水産資源保護協会：1995.
- 17) 田中弥太郎：内湾底泥をめぐる物質収支の動態解明に関する研究：5年間の研究成果、東海区水研、南西海区水研、養殖研、水産大学校、pp299、1983.
- 18) 松岡譲：霞ヶ浦の富栄養化モデル，国立公害研究所報告，54，1984.
- 19) 相崎守弘・大槻晃・海老瀬潜一・阿部喜也・岩熊敏夫・福島武彦：霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支，国立公害研究所報告，22，pp281-307，1981.
- 20) 下水道統計
- 21) 日本地下水学会編：雨水浸透・地下水涵養，理工図書，2001.
- 22) 榊原隆：雨水貯留施設に関する実態調査、第32回下水道研究発表会講演集，1995.
- 23) 和田安彦：ノンポイント汚染源のモデル解析，技報堂出版，pp161，1990.
- 24) Sherwood C. Reed et al.著・石崎勝義ら訳：自然システムを利用した水質浄化，技報堂出版，2001.

- 25)茨城県：茨城県環境白書(平成 15 年度版)，2003.
- 26)東京都千代田区：千代田区環境配慮指針，2000.  
<http://www.city.chiyoda.tokyo.jp/service/sumai/kankyo/hairyo/hairyo.htm>
- 27)環境庁水質保全局水質規制課：生活雑排水対策マニュアル，1985.
- 28)富山暢：よみがえる霞ヶ浦 生成 過去 現在 将来，pp97，1994.
- 29)桜井善雄・国土交通省霞ヶ浦河川事務所：霞ヶ浦の水生植物 1972～1993、変遷の記録、pp7、2004.
- 30)那須良：有機残渣の循環系構築に向けた再資源化技術と収集システムの最適設計手法，京都大学修士学位論文，2001.
- 31)茨城県 HP：平成 16 年度市町村等に対する助成制度の概要，  
<http://www.pref.ibaraki.jp/bukyoku/soumu/chiho/zaisei/joseiseido/h16/34.pdf>，2004.
- 32)松山市 HP：節水機器の補助金制度について  
<http://www.city.matsuyama.ehime.jp/mizushigen/hojyoseido/index.html>
- 33)大垣眞一郎・吉川秀夫：流域マネジメント，技報堂出版，2002.
- 34)霞ヶ浦河川事務所資料
- 35)高島葉二・坂本正義：霞ヶ浦湖水によるヤマトシジミの飼育，茨城県内水面水産試験場調査研究報告第 38 号，pp42-55，2003.
- 36)茨城県 HP：茨城県記者提供資料 養殖コイの処分完了について，  
[http://www.pref.ibaraki.jp/news/04news/n040330\\_01.htm](http://www.pref.ibaraki.jp/news/04news/n040330_01.htm)，2004.
- 37)環境省 HP：中央環境審議会水環境部会湖沼環境保全専門委員会(第 3 回)議事録，  
<http://www.env.go.jp/council/09water/y098-03a.html>，2004.
- 38)松重一夫・今井章雄・小松一弘：霞ヶ浦長期モニタリングにおける水質変動，第 39 回日本水環境学会年会講演集，pp469，2005.