

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR - 45 - 2002

環境低負荷型・資源循環型の水環境改善 システムに関する調査研究

Investigation research on water environment restoration system
for making low loading-resources recycling society

平成 12 ～ 13 年度

FY 2000 ～ 2001

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/index-j.html>

環境低負荷型・資源循環型の水環境改善 システムに関する調査研究

Investigation research on water environment restoration system
for making low loading-resources recycling society

平成 12 ~ 13 年度

FY 2000 ~ 2001

独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

「環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究」
(期間 平成 12 ~ 13 年度)

特別研究責任者：森田昌敏・酒井伸一

特別研究幹事：稲森悠平

報告書編集担当：稲森悠平

序

本報告書は、平成12年度から13年度にかけて実施したミレニアムプロジェクト「環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究」の研究成果をとりまとめたものである。その実施目標は、地域における水循環・物質循環の適正化及び循環型社会形成のための静脈産業育成の視点から、技術面に関する基礎的データの収集・整備、産業技術面での課題等について調査研究を行い、今後の実現可能な具体的政策方向を明らかにすることにある。すなわち本調査・研究は循環型経済社会において水環境改善システムを確立するために、代表的な富栄養化湖沼であり水道水源である霞ヶ浦をモデル流域として具体的な地域環境データを用いて分析・研究を進めたものである。

本調査研究は、資源循環において水環境改善のシステム化が必要であることを背景にして、現行の規制行政の動向を整理し、その改善ポイントを抽出するとともに、必要な開発技術の特性について整理検討した。モデル流域としての霞ヶ浦流域および湖沼環境に関する総合データベースの構築とそれに基づく水循環、物質循環モデルによる河川流域の汚濁流出現象を分析した。環境安全性の側面から流域管理を評価するため、有害化学物質の環境挙動モデルの適用検討、霞ヶ浦流域の物質循環の現況特性の把握と資源化の可能性についての検討、構築したモデルによる環境低負荷型・資源循環型の水環境施策の導入シナリオの分析、環境低負荷型のバイオ・エコエンジニアリング技術の導入と資源化施策の効果の予測などを行い、総合施策の費用対効果の評価及び流域内の資源循環化による環境改善効果の予測と評価を行った。

その結果、得られた成果は以下の～に示すとおりである。

霞ヶ浦流域の資源循環型管理にあたっては、分散型排出地域における生活系排水対策の整備手法の転換と農地管理が重要であることを定量的に明示できた。生活雑排水の未整備地区の整備手法として、短期的には、小規模集合排水処理が経済効率が良いが、整備率が上がった段階においては農村集落単位の処理に加え、窒素・リンの除去能を有する土壌処理を付加する方式が最も有効であることが示された。またこの土壌処理付加方式では、従来型下水道整備の投資効率がCODで7 kg・日⁻¹・百万円⁻¹であるのに対し12 kg・日⁻¹・百万円⁻¹と約50%高い推算結果となった。ただし、窒素の削減効率にはほとんど差がないことも判明した。面源負荷の割合の高い霞ヶ浦流域では、その対策として休耕田や河川でのバイオ・エコエンジニアリングを活用した直接浄化対策が有効であり、投資効率も排水処理対策に比較しCODで5倍、窒素・リンで2倍程度の効率となることが示された。したがって、省庁横断的施策の実施の枠組みづくりが地域にとって不可欠な政策となるといえる。霞ヶ浦流域においては窒素の過剰循環構造に特徴があり、基本的には畜産糞尿の発生負荷量で現況の化成肥料投入分が十分まかなえることが示された。すなわち、自立型の地域管理が可能であり、地域循環系で外部負荷の投入を削減することが最も重要な地域施策となるものと考えられた。農耕地への窒素循環目標は、長期的には100 kg・ha⁻¹・年⁻¹とすることが望ましいが、緊急かつ実施可能な目標として茨城平均の140 kg・ha⁻¹・年⁻¹を具体的目標とすること。市町村間の広域資源循環共同事業によりこれを達成でき、さらにこの資源循環の結果として、霞ヶ浦への窒素の流入負荷量8,200 kg・日⁻¹対し4,500 kg・日⁻¹と約1/2まで汚濁負荷削減が同時に達成可能である。生ごみの堆肥化循環策により、窒素について2,200 kg・日⁻¹の負荷量に相当する施肥の代替が可能であること、また、同時にバイオガス発電を実施した場合、48,000 kWh・日⁻¹の電力エネルギーの回収が可能であることが試算された。

以上に要約されるように、本調査研究により多くの成果を得ることができた。

本調査研究は、霞ヶ浦流域の社会経済フレームを具体的な対象流域として、環境低負荷型・資源循環型施策の導入効果予測と投資効率の評価解析を行ったものである。これまでの汚濁対策において、資源

循環配分施策までとり扱った水環境改善施策の評価の試みはほとんどなく、この調査研究により、整備手法の選定、地域整備順位の決定、環境低負荷型の水処理・浄化技術の開発等、政策決定の具体的な選択について重要な示唆を得ることができた。特に土地活用施策と資源循環施策の推進は重要かつ効果的であり、省庁枠を超えた行政施策の重要性を指摘できる。

なお、本調査研究では、当初、流域分析モデルを河川流域間や市町村間の行政施策の連携の可能性まで分析を目指し、よりリアルな分析システムの構築を目指していたが、現在入手可能な社会経済指標の統計レベルにおいて、特に資源循環に係る指標の統計レベルにおいては、流入河川の流域単位で分析することが限度であることがわかった。

なお、費用関数については、国土交通省、農水省、環境省の共通の通達関数を用いて解析・評価を行ったが、整備を高度化して実施すべき領域では、より詳細な地形条件と排出源の配置が重要となる。この分析を容易に行うには100 mメッシュ統計等の整備が十分行われる必要がある。今後現在の3次メッシュ単位の統計データの内捜補完方式を開発し、精度の高い流域管理の予測評価を行うことにより、バイオ・エコエンジニアリングの適正導入の計画化が可能になると考えられる。

平成 14 年 9 月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 合 志 陽 一

目 次

1 研究の目的と経緯	1
2 研究の成果	2
2.1 環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究の論点	2
2.1.1 環境低負荷・資源循環社会に資する環境計画・管理情報システムの構築に関する研究の必要性 ...	2
2.1.2 生物工学および生態工学の応用技術による環境低負荷・資源循環型環境改善技術の総合化	2
2.1.3 環境低負荷・資源循環型の環境改善技術の適用の総合化の必要性	4
2.1.4 水環境改善に資する調査方針に基づいたこれからの技術的課題	6
2.2 霞ヶ浦流域の水循環モデル	7
2.2.1 モデル解析の目的	7
2.2.2 流域環境データベースの作成	7
2.2.3 霞ヶ浦水循環モデルの構築	7
2.2.4 水循環モデルの構築に係わるまとめ	11
2.3 霞ヶ浦物質循環モデル	11
2.3.1 モデル構築の目的	11
2.3.2 本調査研究で適用する物質循環モデル	11
2.3.3 物質循環モデルの検証	12
2.3.4 物質循環モデル構築に係るまとめ	12
2.4 有害化学物質の流出モデルの検討	13
2.4.1 環境運命予測モデルの概要	14
2.4.2 入力情報	14
2.4.3 環境中における有害化学物質の平衡濃度分布	15
2.4.4 霞ヶ浦の有害化学物質の予測結果	16
2.4.5 モデル事例に基づく評価	16
2.5 流域物質循環特性と資源循環化の検討	17
2.5.1 物質循環特性と資源循環化の検討の目的	17
2.5.2 汚濁負荷原単位からみた流域内抑留負荷の特性	17
2.5.3 地域物質循環の現状	19
2.5.4 資源循環容量の検討	19

2.6	霞ヶ浦流域の物質循環施策効果の予測評価	20
2.6.1	流域物質循環の適正化施策について	20
2.6.2	流域汚濁源の地域分布特性	20
2.6.3	面源系のフレーム特性	22
2.6.4	汚濁負荷削減シナリオと施策効果予測	22
2.6.5	汚濁排出負荷削減の施策効果予測	23
2.6.6	費用効果分析	24
2.6.7	河川浄化シナリオと施策効果予測	27
2.7	流域資源循環効果	28
2.7.1	流域資源循環の考え方	28
2.8	まとめ	31
	引用文献	32
	[資料]	
	研究の組織と研究課題の構成	35
1	研究の組織	35
2	研究課題と担当者	35
	研究成果発表一覧	36
1	誌上発表	36
2	口頭発表	38

1 研究の目的と経緯

環境低負荷・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究の目的と内容は、地域における水循環・物質循環の適正化及び循環型社会形成のための静脈産業育成の観点から、技術面に関する基礎的データの収集・整備、産業技術面での課題等を踏まえた環境整備について調査研究を行い、水循環・物質循環・資源循環の適正化の観点から今後の実現可能な具体的政策方向を明らかにすることにある。すなわち本調査・研究は循環型経済社会において水環境改善システムを確立するために、代表的な富栄養化湖沼であり水道水源である霞ヶ浦をモデル流域として具体的な地域環境データを用いて分析・研究を進めたものである。調査研究フローを図1に示した。

本調査研究は2.1~2.7で構成されているが、まず2.1として、資源循環の水環境改善のシステム化が必要な背景について現況の規制行政の動向を整理しその改善

ポイントを抽出するとともに、開発技術の特性について整理検討を加えた。2.2および2.3でモデル流域としての霞ヶ浦流域および湖沼環境に関する総合データベースの構築とそれに基づく水循環、物質循環モデルによる河川流域の汚濁流出現象を分析した。次いで2.4において環境安全性の側面から流域管理を評価するため、有害化学物質の環境挙動モデルの適用検討を行った。

2.5では霞ヶ浦流域の物質循環の現況特性を把握し資源化の可能性について検討を行った。2.6では2.2および2.3で構築したモデルにより、環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムの導入シナリオを分析し、環境低負荷型のバイオ・エコエンジニアリング技術の導入と資源化施策の効果を予測するとともに総合施策の費用対効果の評価を行った。2.7では流域内の資源循環化による環境改善効果の予測と評価を行った。

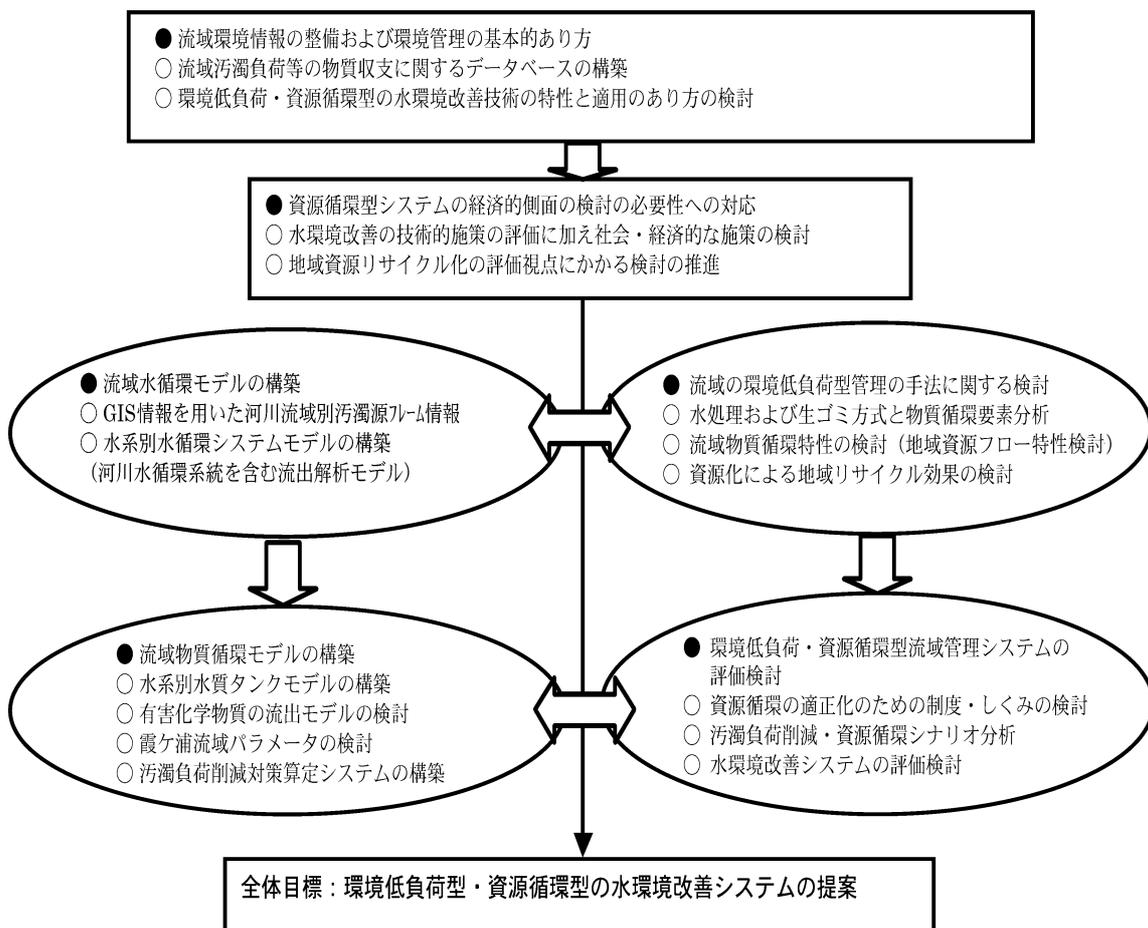


図1 環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究フロー

2 研究の成果

2.1 環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究の論点

環境低負荷・資源循環型の環境改善技術の適用は、個別の汚濁物質の処理，例えば有機汚濁なら有機物単独の除去，窒素・リン除去なら窒素あるいはリンの単独除去といった末端処理技術の高度化のみが，進むべき方向ではない。

なぜならば，有機物は，太陽エネルギーと無機物質である窒素・リンという無機物から有機物へのエネルギー循環の一形態であるからであり，有機物のみを除去したとしても窒素やリンが存在する限り，有機物の再生産が行われるからである。

水環境の改善管理では，この悪循環構造すなわち，循環の一部が滞り，蓄積したり，あるいは，循環経路に異常を来し，循環エネルギーが作用しなくなったりする現象構造をいかにして，適正な状態にとりもどすシステムを構築できるかが，一大命題となる。

上述した物質循環原理を適正化する技術を，ここでは，「環境改善の総合化技術」と称する。この総合化技術は，先に述べた原理から，基本的に生物処理工学としての浄化技術をはじめとする「バイオエンジニアリング」と生態工学としての植物・土壌等の生態系を活用した「エコエンジニアリング」をハイブリット化した「バイオ・エコエンジニアリング」が中核となるものである。

従来の有機物汚染対策の処理技術である「活性汚泥法」も重要なバイオエンジニアリングではあるが，環境改善技術としては，末端処理技術の一部分と位置付けられるものであり，「バイオエンジニアリング」と「エコエンジニアリング」をハイブリット化した「バイオ・エコエンジニアリング」の位置付けと活用が必要不可欠である。^{1) 2) 3)}

このような，環境改善技術のとらえ方と技術の発展の方向性の背景となっている従来からの問題点を整理すると大きくは以下に示す二つの方向性を示すことができる。

環境低負荷・資源循環社会に資する環境計画・管理情報システムの構築に関する研究の必要性

生物工学と生態工学の応用技術による環境低負荷・資源循環型環境改善技術の総合化

2.1.1 環境低負荷・資源循環社会に資する環境計画・管理情報システムの構築に関する研究の必要性

環境計画や汚濁負荷の制御に関する従来の問題点を列記すると，

計画が時間的に限定され，局所的な情報をベースに策定されていた。

地域全体あるいは流域全体の環境要素を俯瞰した公平な評価が困難であった。

資源循環的要素や生態的要素の評価が不足していた。

以上の三つの問題点が指摘される。これらはいずれも我が国における社会システムが，既定の計画目標達成を指向するものが多かったため，種々の計画目標間のトレードオフ問題や，配慮すべき環境要素についてもその排除によって効率性を重視してきたための問題である。この結果として情報が場所的，時間的に限定され，さらにそれに応じて開発技術の内容も限定的であったといえる。

以上の論点から，環境低負荷社会に資する環境情報システムへの改善点を列記すると以下のとおりである。

水循環・物質循環機構からみた流域環境情報の整備のありかたを明確化する。

未処理生活雑排水や小規模事業場等の負荷の効果的削減のための行政施策等のあり方についての調査研究を行う。

湖沼や内海・内湾の汚濁現状の実態究明と情報データベース化する。

GIS 情報および地域環境情報の一元化システム処理による総合計画化を行う。

2.1.2 生物工学および生態工学の応用技術による環境低負荷・資源循環型環境改善技術の総合化

我が国の水質汚濁に対する政策の一環として湖沼対策と共通する内湾対策が 1988 年以降施行され，現在第 5 次総量規制を実行する段階に至っている（表 1）。

しかしながら，閉鎖性水域での植物プランクトンの異常発生と新たな有害物質汚染について以下に示す大きな 7 つの事項の対策が危急的課題となっている。

1) 閉鎖性水域である内海内湾の水質汚濁が依然とし

表 1 水質汚濁防止のための規制強化の経緯

年月	国が講じた施策
昭和54年 5月	第1次水質総量規制が実施された。
昭和57年12月	湖沼に、窒素及び磷に係る環境基準が設定された。
昭和59年 7月	湖沼法が制定された。
昭和60年 5月	水質汚濁防止法が改正され、窒素及び磷の排水規制が強化された。
昭和61年	湖沼法の円滑な実施を図るため、新たに設置が必要となるし尿浄化槽及び家畜ふん尿処理施設等について、固定資産税、特別土地保有税の減免措置が講ぜられることになった。指定地域内にある事業所や畜舎が他の地域に移転する場合には、土地の買い替えに対して法人税及び所得税の軽減措置が講ぜられ、移転の促進が図られることになった。生活排水対策広域推進事業が開始された。
昭和61年12月	第2次水質総量規制が実施された。
昭和62年度	生活排水処理モデル計画の策定及び生活雑排水対策実践活動の推進が行われた。
昭和63年10月	水質汚濁防止法の改正により、新たに共同調理場、弁当仕出し屋、飲食店等が規制対象として拡大された。
平成 2年 6月	水質汚濁防止法の改正により、生活排水対策重点地域の指定がなされることになり、生活排水対策の計画的推進等が法的に規定された。
平成 2年12月	第3次水質総量規制が実施された。
平成 5年 8月	従来からの湖沼に加え、海域についても窒素及び磷に係る環境基準が設定された。
平成 6年 2月	水道水源保護のため、水源2法が制定された。
平成 6年	第4次水質総量規制が実施された。
平成11年 2月	人の健康に係わる環境基準及び地下水の水質汚濁に係る環境基準に硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ほうそ及びふっ素が追加された。
平成14年 6月	第5次水質総量規制（窒素、リン追加規制）が開始された。

て改善されない。

2) 湖沼の汚濁はさらに進行し、富栄養化に伴う汚濁の進行の抜本的改善が必要である。特に新たな水質問題が発生するなど、共通する大きな課題が生じている。

3) 大規模点源の有機汚濁対策が主体であるが現実には小規模点源の重要性が指摘されている。

4) 雨天時の流出が大きい市街地排水や農耕地等の面源汚濁負荷対策の重要性が指摘されている。

5) 青酸カリより強力な毒素マイクロキスチンを生産するアオコの発生等があり、人の健康影響対策が必要とされている。

6) 生態系に有毒な微量汚染物質対策が必要不可欠とされている。

7) 環境ホルモン、ダイオキシン対策等新たな微量化学物質問題への対応が不可欠とされている。

以上のように、閉鎖性水域においては、富栄養化現象による有機物の再生産のほか毒性物質の産生や微量有害化学物質の蓄積が問題となっている。

図2は本邦の代表的湖沼と中国、タイの代表湖沼におけるマイクロキスチンの濃度を比較したものである。水道水に関するWHOガイドラインは $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ であるから、例えば霞ヶ浦の場合には、約 $2,000 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ と2,000倍も高いことがわかる。中国の富栄養化湖沼ではさらに高く、5,000倍から10,000倍も高い状況にある。マイクロキスチンの毒性は表2に、また藍藻類産生有毒物質による

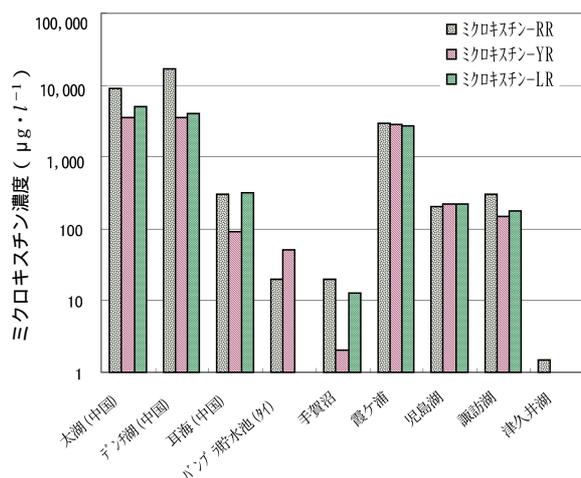


図2 日本・中国・タイの湖沼のアオコ集積域のマイクロキスチン濃度

表2 ミクロキスチンの毒性の比較 (マウス半致死量*)

毒性物質名	LD ₅₀ ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
青酸カリ	5,000
マイクロキスチン - RR	600
マイクロキスチン - YR	100
マイクロキスチン - LR	80
アナトキシン - a(s)	40 - 50

* マウス腹腔内投与試験

被害例を表3に示した。

以上の対策原理として「環境低負荷・資源循環型の具体的環境改善システム」の構築が不可欠とされており、

水環境改善システムの具体的イメージとして図3に示した。

2.1.3 環境低負荷・資源循環型の環境改善技術の適用の総合化の必要性

流域水環境の従来の改善管理システムにおける改善すべき点は下記のとおりである。

生活系，産業系，小規模処理施設系の実効ある低コスト・低管理型対策の具現化が必要不可欠である。

窒素，リンの除去を考慮した発生源対策の重点化が必要不可欠である。

資源循環型社会の構築の一環としての省資源と資源回収型水環境管理が必要不可欠とされている

対費用効果の評価が必要不可欠とされている。

経済効果の評価が必要不可欠とされている。

水処理工学と生態工学の組み合わせ技術による環境改善総合システム化の重点化が必要不可欠である。

表3 藍藻類産生有毒物質による被害例

放牧の盛んな国々で頻繁にアオコによる家畜への被害が起る	北アメリカ北 オーストラリア 南アフリカ	1940年代
アオコの集積した貯水池で兵士がカヌー練習中に水を飲み発熱、嘔吐、下痢	イギリス	1989年
1200キロの川面を覆うアオコ川の水を飲用し家畜数百頭死亡	オーストラリア	1991年
アオコの繁茂した貯水池を水源とする水道水の飲用により人工透析患者が54人死亡	ブラジル	1996年

(1) 物質循環の悪循環例(その1)

図4は，有毒藻類の増殖機構を示したもので，空気中あるいは水中の炭酸ガスとNおよびPから，太陽エネルギーを取り込んで有機炭素が合成されるが，有毒藻類は，この有機炭素の一部が，ミクロキスチン等の毒性物質の合成に使われることになる。

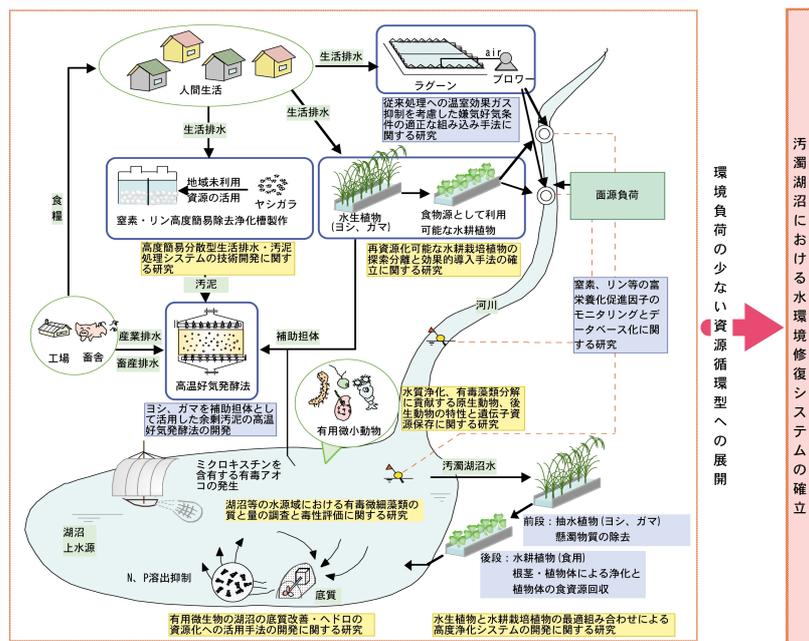
この物質循環も一種の悪循環とみなされ，循環の一部が有害物質の生産として環境中に放出されることを示している。すなわち，有毒藻類の形で環境蓄積現象といえる。

(2) 物質循環の悪循環例(その2)

図5は，合併浄化槽の放流水を例として，AGP試験による内部生産のポテンシャルを測定比較したものである。

生活排水の原水CODが $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ として，合併浄化槽により処理され $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ に低下するが，処理水中に窒素・リンが含まれているため，湖沼や内湾域では，内部生産でCODが $250 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ も生産され，計 $270 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と，約3倍に有機物が増加することになる。

これは，処理技術が，有機物のみを対象としたプロセスであるため，システム全体としてみた場合に，逆に有機物生産技術に転換してしまうことになり，技術の自己矛盾となっていることを示すものである。これらの点を踏まえて特に窒素，リン削減効果と経済性，資源循環，



環境計画・管理情報システムおよびバイオ・エコエンジニアリングを活用した資源循環型水環境修復システム

図3 環境低負荷・資源循環型の環境改善イメージ

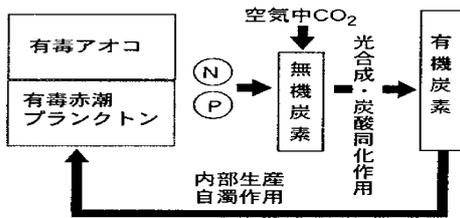


図4 有毒藻類の増殖機構

合併処理浄化槽放流水のAGPの一例

供試藻類	施設	AGP (mg・日 ⁻¹)				平均
		A	B	C	D	
<i>Selenastrum capricornutum</i>		430	520	590	580	530
<i>Chlorella sp.</i>		290	370	440	370	368
<i>Chattonella sp.</i>		450	430	430	390	425

AGPが500 mg・日⁻¹であれば、浄化槽放流水1日からCODが250mg生産されることになる。

AGP 1mg ≒ COD 0.5mg

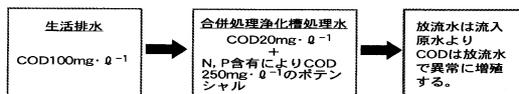


図5 合併処理浄化槽のAGPの一例

生産の適正化の評価と環境改善システム技術の改善が重要となる。^{4) 5)}

1) 窒素、リン対策の効果と経済性を最適削減、資源循環、生産の適正化の評価に関する研究従来の問題点を列記すると以下の6点である。

コストの増大性

窒素・リンの削減には、凝集沈殿その他脱窒素技術等新たな削減技術が必要となり、新たな建設投資等のコストが極めて増大するのは必至である。

維持管理の増大性

窒素・リンを安定的に除去、削減するためには、恒常的な維持管理を要する。

資源投入の増大性

薬品の使用、電力の投入、新たな汚泥の発生等、資源投入と同時に廃棄物の増大が生じる。(環境低負荷・資源循環型水処理システム開発における新たな課題を示すことも重要である。)

硝酸性、亜硝酸性窒素の問題への取り組みが必要とされている。

第5次水質総量規制の窒素・リン負荷削減への具体的対応が要請されている。

安全な水資源の確保が危急的課題となっている。なお、水質総量規制制度の枠組みは図6に示した。また、第5次水質総量規制制度で実施される各種施策については表4に示した。

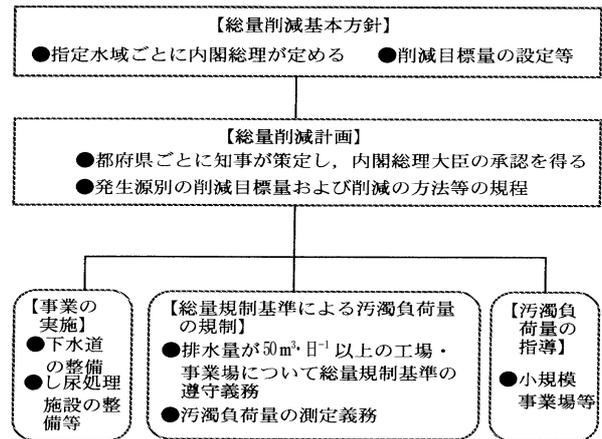


図6 水質総量規制の枠組み

表4 第5次水質総量規制制度において実施される各種施策

生活系排水対策	<ul style="list-style-type: none"> ●水質汚濁防止法に基づく生活排水対策重点地域の指定等による生活排水対策の推進 ●下水道等の生活排水処理施設の整備の促進および処理の高度化の推進 ●生活系の指定地域内事業場に係る総量規制基準の適切な設定・強化 ●高度型合併処理浄化槽の普及整備 ●単独処理浄化槽の高度型合併処理浄化槽等への転換の促進 ●浄化槽の適正な維持管理技術の一層の推進 ●家庭からの汚濁負荷削減のための普及啓発
産業系排水対策	<ul style="list-style-type: none"> ●産業系の指定地域内事業場に係る総量規制基準の適切な設定・強化 ●下水道の整備の促進および処理の高度化の推進 ●小規模・未規制事業場に対する対策の推進
その他の対策	<ul style="list-style-type: none"> ●農業、畜産業、養殖漁業に対する指導の強化 ●合流式下水道の改善等による都市地域の非特定汚染源対策の推進 ●底質の改善対策の推進 ●河川等の直接浄化対策の推進 ●干潟等沿岸生態系の保全・回復の促進

2) 水環境改善システム技術の改善点

水環境改善を行う場合、物質保存の法則により汚濁は水系から汚泥系あるいは固形物系に移行する。この移行様式は大きく分類すると

水処理工学により発生する汚泥

生態工学より発生する植物残渣

の2つがあり、それぞれの資源リサイクル化の必要がある。すなわち、水処理と汚泥処理の統合化の必要性と地域資源循環技術のシステム化の必要性をもとにシステム技術を改善する必要がある。⁶⁾

2.1.4 水環境改善に資する調査方針に基づいたこれらの技術的課題⁷⁾⁸⁾

従来の要素技術において不十分な点をまとめると以下の3点である。

水処理工学と生態工学が独立しており、これを統合化した自然の原理に基づく効率化技術が必要とされる。

有機物除去が主体でかつ廃棄物化となり循環型となっていない。したがって資源回収・循環型技術が必要とされる。

低コスト、低管理性の窒素、リンの抜本的対策技術が必要である。(図7,8,9)

なお、低コスト・低管理型の対策技術のあり方とし

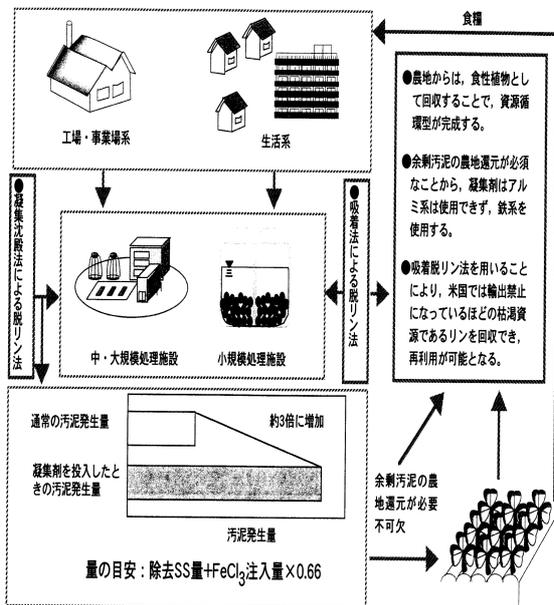


図7 脱リンプロセスの導入による資源循環型への改変の必要性¹¹⁾

て、

生物処理の限界を考慮した有用生物とのハイブリッド化による効率的な処理技術開発の検証が必要である。⁹⁾

肥料あるいはその原料の国外からの輸入を考慮した窒素・リン除去あるいは回収型の循環技術の開発の検証が必要である。

生ごみ等の廃棄物の効率的堆肥化技術開発の検証が必要である。

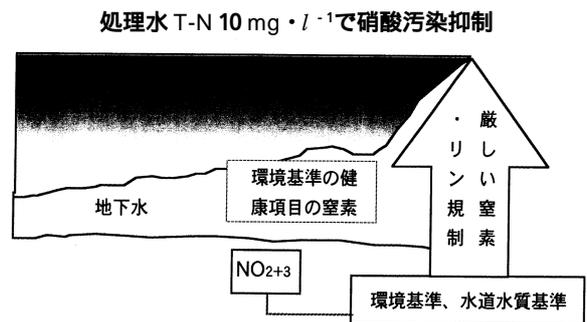
食性水生植物の水耕栽培技術の検証が必要である。

土壌浄化法を活用した省エネルギー型技術開発の検証が必要である。

開発途上国における開発を踏まえ、我が国でも活用可能なローテク型技術開発の検証が必要である。¹⁰⁾

環境改善技術に関する課題を踏まえた対策手法のあり方の検証として、

バイオエンジニアリング導入手法の適正化を検証する必要がある。



環境基準(健康項目)の硝酸性窒素: 10 mg·l⁻¹

窒素除去技術開発の必要性

図8 窒素除去技術開発の必要性

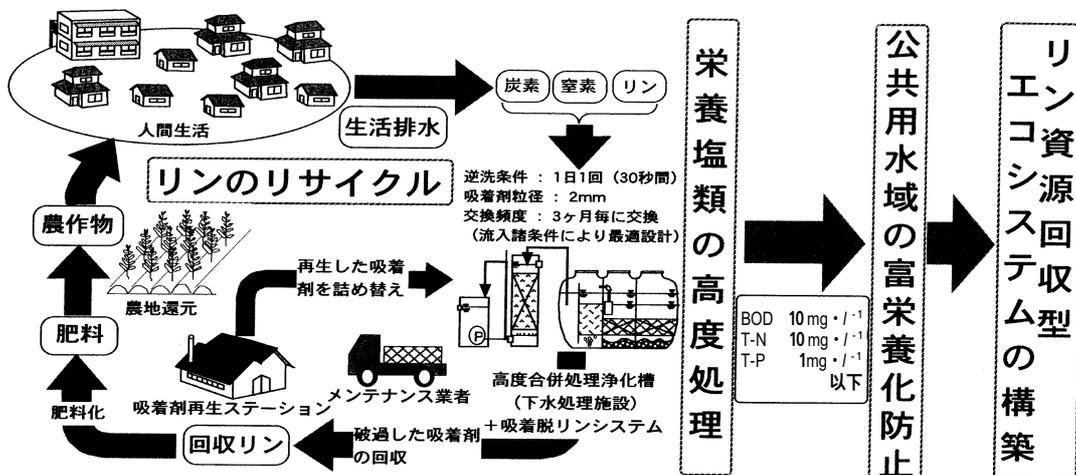


図9 リン資源回収型エコシステム概念図

エコエンジニアリング導入手法の適正化を検証する必要がある。

バイオ・エコのハイブリッド型エンジニアリングの導入手法の適正化を検証する必要がある。

その他生態工学的エンジニアリングの導入手法の適正化の検証する必要がある。

これらの環境改善技術の単位プロセス・複合プロセスの最適導入計画および最適整備手法を調査研究により解明することが極めて重要な課題となってくる。¹¹⁾

2.2 霞ヶ浦流域の水循環モデル

霞ヶ浦流域に関する水循環モデルと物質循環モデルについては、既往の開発モデルをベースとして、^{12) 13) 14)} 環境低負荷・資源循環型施策効果予測評価システムの構成要素として検討した。

2.2.1 モデル解析の目的

本調査では霞ヶ浦流域の代表河川流域をケーススタディーとする。霞ヶ浦の流域および湖沼内の汚濁管理と水質改善策効果を予測評価するシステムのベースシステムとしての水循環モデルによる解析を行うものである。このモデルは河川流域別の地域連携型の流域管理計画策定手法のための水循環モデルと位置づけられるものである。

モデル解析のための主な検討事項は以下の3つである。流域環境データベースの作成 河川流域水循環・汚濁流出特性検討 流域水循環モデルの構築

2.2.2 流域環境データベースの作成

(1) データベースの作成指針

本調査・研究では、流域の水循環と物質循環の適正化、すなわち、資源循環効率と汚濁制御効率の双方を満足する環境改善施策とそれを担保する技術システムの提案を行うことを目的として流域環境データベースを作成した。

1) 流域モデル空間の可能な細分化

汚濁発生状況と施策適用地点の空間分布を考慮するため流域水問題を時間的・空間分布として把握する。

2) 情報公開や施策の合意形成に耐え得る流域モデリング基準点での水量や水質の時系列変化のみで表現するような極めて専門的な手法では、情報公開や施策の合意形成する場合、情報提供に供し得ないことが考えられる。

以上の理由から、本調査では流域諸元の空間分布を把握することを目的に、流域環境データベースはメッシュ単位(3次メッシュ:1×1km)で整理した。また、施策による効果推定は流域を細かく分割した複合タンクモデルを構築し、これによる水量・水質解析を行った。

(2) 流域環境データベースを利用した流域水循環解析フロー

流域環境データベースと流域水循環の解析フロー等は図10, 11, 12, 表5, 6に示した。

2.2.3 霞ヶ浦水循環モデルの構築

(1) 農地タンクモデル

図13に農業に関する水利用と表面流出のモデル化の内容を示した。

1) 農地の分類とモデル構造

農地分類とタンク構造とを対応付けし、土地利用の田のうち、転作田および不作付田は畑地タンクを適用した。また、ハス田は桜川流域内ではその面積が比較的小さいことから、水稲田と同じ水管理状況を設定した。

i) 水田

水田区画の水田群は単位流域内において同じであると想定し、用排水の分離の取り扱いは、単位流域内では、用・排水は完全分離され、反復利用がないと想定した。

次に水源の想定として、水田では、水源として溪流掛、溪流溜池掛、用水掛、河川掛に分類できるが、単位流域内における溪流掛、溜池掛との流域区分が困難である。

このため、本調査では渓流水は、その全量がいったん、溜池へ流入するものとして取り扱い、水源には、用水、溜池、河川の3つを水源として設定した。

水源の優先順位として、単位流域内の農業用水(本調査では、霞ヶ浦用水)を最優先に利用し、この状況下で水量が不足する場合は、溜池、河川の順で水源を利用する。

溜池および河川は補助水源として位置づけて考える。なお、溜池には灌漑期のみ渓流水が流入するものと想定する。

また、霞ヶ浦用水の供給方法は単位面積当たりへの用水量が一律になるように設定し、地域への重みを考慮した用水配分は考慮しない。

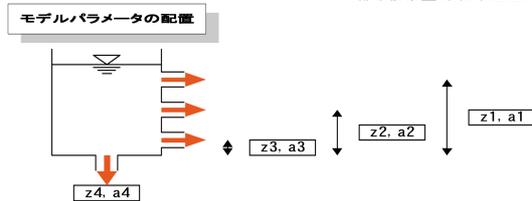
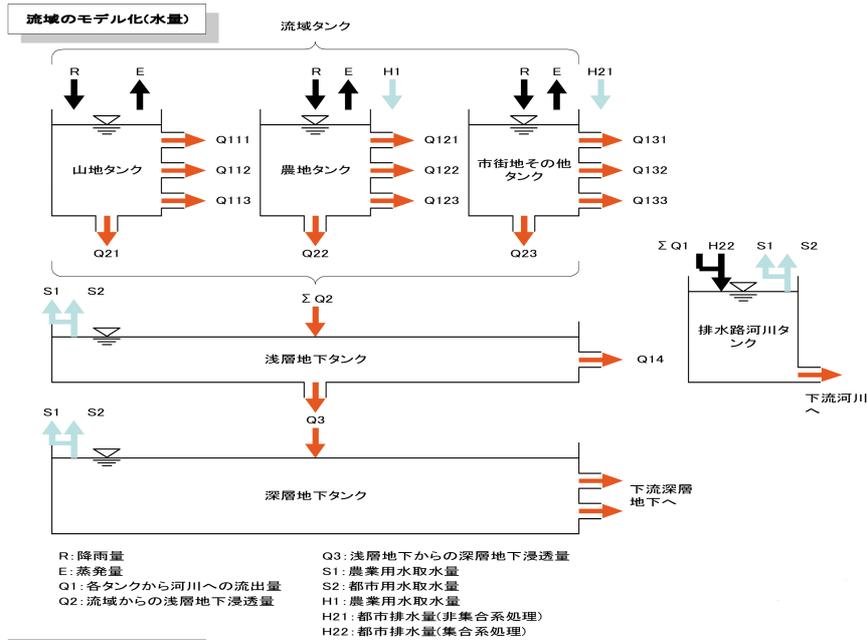


図 - 流域タンクモデル

図 12 流域タンクモデル模式図

表 5 本調査で使用了 GIS 情報

情報ソース	区分	最新年度	ファイルID	ファイル名称	備考
国土数値情報	土地分類	S. 54	KS-156-1	表層地質、地形分類	表層地質、地形分類、土壌3次メッシュ別に整理
	流域等	S. 52	KS-270	河川台帳	利根川水系：櫻川、備前川、新川の水系に係る河川
		S. 52	KS-271	河川単位流域台帳	上記対象河川の区間抽出
		S. 52	KS-272	流路位置	上記対象河川の位置抽出
		S. 52	KS-273	流域界、非集水域位置	対象河川内にある流域界位置を抽出
		S. 52	KS-602	3次メッシュ流域・非集水域	メッシュ別の流域面積、非集水域面積を整理
		S. 52	KS-606	水系河床標高延長距離	流路延長、河川標高を把握
	土地利用	H. 1	KS-202-1	1/10細分区画土地利用データ	3次メッシュ内での土地利用分布、同メッシュ内土地利用別面積を把握
数値地図	標高	H. 9	数値地図50mメッシュ標高	50mメッシュで標高値を用い、3次メッシュ別に加工処理	
	海岸線、行政界	H. 10	数値地図2500(海岸線、行政界)	対象河川内に関連する行政界位置を抽出	
	メッシュ人口	H. 7	地域メッシュ統計生成7年国勢調査	3次メッシュ単位の人口分布を把握	
	メッシュ工業出荷額	H. 7	平成7年工業統計メッシュデータ	3次メッシュ単位の工業出荷額分布を把握	

表 6 タンクモデルのパラメータ設定値

項目	タンクNo.	1	2	3	4
山地	高さ z (mm)	100	50	0	0
	係数 a	0.2	0.1	0.2	0.3
農地	高さ z (mm)	100	10	0	0
	係数 a	0.5	0.1	0.1	0.1
市街地その他	高さ z (mm)	80	10	0	0
	係数 a	0.7	0.2	0.1	0.1
浅層地下	高さ z (mm)	50	0	0	0
	係数 a	0.5	0.01	0	0.1
深層地下	高さ z (mm)	1000	0	0	0
	係数 a	0.05	0.15	0	0
河川	高さ z (mm)	0	0	0	0
	係数 a	0.99	0	0	0

極めて重要となる。

上段タンクは水田の地表部と考え、上方流出孔は畦畔越流を、下方流出孔は落水口からの流出および畦畔浸透を、さらに浸透孔は田面からの鉛直浸透を表すものとみなせる。

本モデルの特徴はタンク構造に、維持湛水深 (DPD, Desired Ponding depth) という考え方 (図 14) を採用していることにある。これは、表面タンクを実際の水田と見立て、水田の管理状況から決定される必要水深を維持湛水深とするものである。水田における用水量はこの維持湛水深を満足するための補給量として考える。

ii) 畑地

本調査では、降雨量のみにより水量は補給されるものとする。

2) 水田タンクの構造

i) タンク構造

水田タンクでは特に、上段の表面タンクのモデル化が

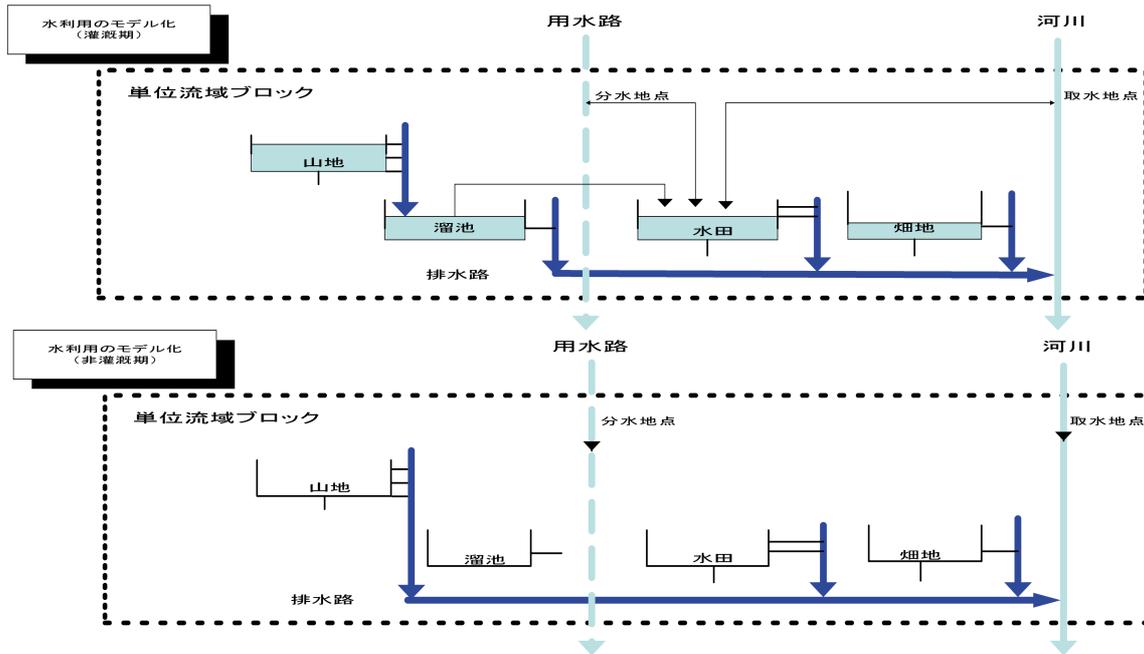


図 13 農業における水利用と表面流出分のモデル化

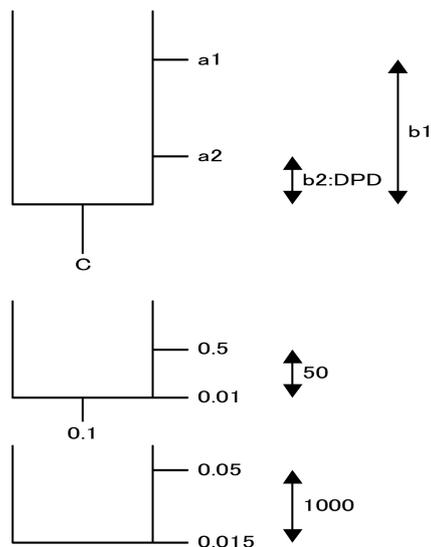


図 14 維持湛水深の導入

ii) タンク孔のパラメータ設定

・上段タンクの上流出孔

流出は畦畔越流に対応させ、この流出孔の高さ (b1) は 300 mm に設定した。また、畦畔からの越流は 24 時間で完了するものと考え、流出係数 (a1) は 1 とした。

・上段タンクの下流出孔

落水口からの流出および畦畔浸透に対応している。この流出孔の高さ (b2) は維持湛水深 DPD と一致するように時期により変動させている。流出係数の a2 は既往の研究成果より 0.17 をそのまま引用した。

iii) 必要水量の決定

栽培管理用水率 (圃場単位用水量に対する栽培管理用水量の比率 0.1) を設定した。

iv) 取水量の決定

・頭首工掛取水量を設定する。

頭首工掛取水量 (霞ヶ浦用水) については、配水管理用水率 (0.1), 送水管理用水率 (0.1) を設定する。通常、これら指標は圃場単位用水量に対する各用水量の比率として用いる。

・溜池掛取水量

山地からの渓流水を溜池で貯留するものとし、溜池容量を設定する。

・河川掛取水量

河川では水利権が設定されているものの、その量を必ず満足できるように取水できる保証はない。ここでは、河川水量の維持流量を確保した範囲で取水するように設定する。なお、維持流量は (0.59616 mm・日⁻¹) を設定した。¹⁵⁾

3) 畑地タンクの構造

本モデルの特徴は上段タンクの構造にあり、畑地の表面流出に対応させ、流出孔の高さ (b1) は畑地の平均的な凹地深さとして 30 mm とした。それ以上の水深が発生した場合、その大部分はその日のうちに流出すると考え、流出係数 (a1) は 0.7 に設定した。また、浸透係数は 0.4 に設定した。

(2) 市街地その他タンクモデル

市街地その他のタンク構造については、道路を含む地表面流出を考慮するため、農地タンクの構造と同じタンク構造を採用した。

上段タンクの上流出孔の流出孔の高さ(b_1)は8mmに流出係数(a_1)は0.6とし、下流出孔の流出孔の高さ(b_2)は2mmに流出係数(a_2)は0.1とした。また、浸透係数は0.2に設定した。

2.2.4 水循環モデルの構築に係わるまとめ

霞ヶ浦流域の水循環モデルについて水量タンクモデルを基本として、流域の土地利用別のいわゆる分布型流出モデルを構築し、桜川流域について例示した。検討結果を列記すると下記のとおりである。

- (1) 土地利用別の類型は、流域の流出構造の検討から、山地、水田、畑地、市街地その他、浅層地下水、深層地下水、排水路・河川の8類型とした。
- (2) 霞ヶ浦流域では、農地、特に水田面積割合が大きいため、灌漑期において水田用排水の挙動が問題となる。本研究では、水田用排水収支として「維持湛水深(田面水維持のための水深を設定)」を適用した。
- (3) 以上により、土地利用の変化および降雨特性の変化に対する流域河川の流出特性と地下水系を含めた流況変化へ影響評価が可能となった。

2.3 霞ヶ浦物質循環モデル

2.3.1 モデル構築の目的

現在行われている水環境改善システムは、水系と固形廃棄物系および環境安全性に係る有害化学物質系はそれぞれの行政管轄が分離されており、流域の特性に応じた資源循環管理の一環としての計画管理が行われていないのが実状である。

本研究は、これらの水環境に係る施策を環境低負荷型と資源循環型のシステムとして統一的に扱い、流域の物質循環の適正化方を具体的流域にあてはめその効果を予測することにより定量的施策評価が可能かを検討するものである。

上記の観点から、流域物質循環の機構を土地利用別の資源投入あるいは環境負荷の構造面と地下水系を含めた汚濁流出系の構造の両方取り扱いが必要となり、市町村間あるいは流域間の連携施策による資源循環型の効果を

予測評価するためモデルとして、流域内の土地利用分布も考慮できる物質循環モデルを構築するものである。

霞ヶ浦の物質循環モデルの構築を考える場合、物質循環指標とモデルの適用範囲を明確にしておく必要がある。本調査では、生ゴミの資源化循環までをターゲットにした流域管理を課題目標としているため、地域での有機資源利用等のリサイクル機構についてもモデル化が望まれる。しかしながら物理モデルとしては販売・流通過程等の人為的施策が含まれるため、本研究では物理的なりリアルモデルとしての物質循環モデルの構築にとどめ、水域の水環境対策効果予測を主体の評価とした。

2.3.2 本調査研究で適用する物質循環モデル

霞ヶ浦流域に適用された既往の負荷流出モデルでは、堆積・掃流、堆積物の減少は考慮されている。しかしながら、最近ではより精度の高いモデルが提案されており、本調査では、このモデルを適用する。

(1) 負荷流出モデルの特徴

既往モデルとの類似点

- ・地表面への汚濁物質の堆積および掃流
- ・汚濁物質の下層への浸透
- ・汚濁物質の土壌内蓄積

既往モデルとの相違点

- ・地表面からの汚濁物質の掃流のモデル化(面源由来の堆積物は表面流出高の二乗に、点源由来の堆積物は表面流出高に比例)
- ・汚濁物質の土壌内における溶脱
- ・地表面堆積物、土壌内蓄積物の生産分解
- ・土壌内での液相、固相間での吸着平衡

(2) 基礎式

水質タンクモデルの基礎式は、各タンクにおける、堆積、掃流、溶脱、吸着の各プロセスの物質収支式より構成される。

(3) タンク構造

水量タンクと同様の構造を設定する。

(4) パラメータ

モデルパラメータ

今回適用したモデルパラメータは表7～9に示したとおりである。

インプット条件の設定

水質タンクへの汚濁負荷量のインプットは、家庭系等の点源系の負荷については、発生負荷量が表層タンクに

表7 表面堆積物の掃流係数

水質指標	表面		土壌				
	$ka1(d^{-1})$	$ka2(d^{-1})$	$kb(d^{-1})$	$kc(d^{-1})$	$kd(d^{-1})$	$r(mm^{-1})$	$SCO(kg \cdot km^{-2})$
COD	0.2	0.10	3	3	3	0.0025	15×10^6
T-N	0.2	0.15	5	5	5	0.0250	3×10^6
T-P	0.2	0.20	2	2	2	0.0020	0.75×10^6

表8 吸着脱着速度係数

土地利用	水質指標	$kwp(mm^{-1})$	$kwr(d \cdot mm^{-2})$
市街地	COD	0.01	$3.5 / 10^5$
	T-N	0.01	$3.5 / 10^5$
	T-P	0.01	$3.5 / 10^5$
山地・水田・畑 (河川にも適用)	COD	0.01	$3.5 / 10^5$
	T-N	0.01	$3.5 / 10^5$
	T-P	0.01	$3.5 / 10^5$

表9 表面堆積物，土壌内蓄積物の減衰係数

水質指標	表面		土壌				
	$ka1(d^{-1})$	$ka2(d^{-1})$	$kb(d^{-1})$	$kc(d^{-1})$	$kd(d^{-1})$	$r(mm^{-1})$	$SCO(kg \cdot km^{-2})$
COD	0.2	0.10	3	3	3	0.0025	15×10^6
T-N	0.2	0.15	5	5	5	0.0250	3×10^6
T-P	0.2	0.20	2	2	2	0.0020	0.75×10^6

投入する条件を設定した。面源系負荷は、発生ベースで設定した。農地系の各水質タンクへのインプット条件の設定において、投入肥料に対し農作物体による吸収率は、表層土で窒素 50%，リン 10%を設定した。また農地系の面源負荷の表層への配分率は 20%とし、残りは浅層地下水タンクに配分した。

2.3.3 物質循環モデルの検証

- (1) 検討対象期間 1995年1月1日～1998年12月31日
- (2) 検証結果 実測値のある桜川での水質について、計算値と実測値とを比較した。

COD, T-N, T-P とともに、計算値と実測値とが概ね整合している。しかしながら、渇水期での水質悪化が過度に表れている。この原因は二つ挙げられ、一つは水量解析における自然流出成分の遅滞効果に関する現象再現上の問題が影響として表れていることであり、もう一つは、第1タンクの地表面流出による掃流力を強調したモデル構造に起因している。水質解析上の課題を以下に整理する。

負荷流出現象のモデル化

精度向上のため、COD および T-P については流量に

応じた沈殿現象、T-N については脱窒現象についても考慮する必要がある。

負荷流出モデルのパラメータ設定に関する課題

本調査で用いた負荷流出モデル(図15)のパラメータは、文献値をそのまま適用しているため、ケーススタディー流域を追加し、モデルパラメータの適用領域について検討する必要がある。このためには、河川水質のモニタリングを時間的(晴天時および雨天時把握)・空間的(流域の面的把握)な拡充が不可欠であり、現状においては、検証あるいは現象解析に必要な環境モニタリングのデータベースの蓄積が極めて重要であることが、モデル解析からも指摘される。

2.3.4 物質循環モデル構築に係るまとめ

環境低負荷・資源循環型の水環境システムの導入による、水質環境の改善効果および資源循環効率の予測、さらには、ダイオキシン等の有害化学物質の環境負荷削減効果を数量的に予測するための物質循環モデルを提示した。結果を簡潔的に総括すると下記のとおりである。

(1) 霞ヶ浦流域河川について構築した水循環モデルと同一構造の物質循環モデル(水質タンクモデル)を提示した。

(2) 桜川をモデル河川としてモデルパラメータの同定を1995年1月から1998年12月1日までの4年間について例示した。

(3) このモデルにより山地、水田、畑地、市街地そのほか、浅層地下水、深層地下水、排水路・河川の8類型における物質の蓄積・分解・吸着・脱着等のフローを算定し評価することが可能となった。

検証計算の結果を要約すると下記のとおりである。窒素については、実測値の濃度レベルと季節変動について概ね一致した傾向を示すが、雨天時の流出時の濃度が高く、表層土からの掃流力が強調されたモデルとなっている(図16)。リンについては、計算値の方が実測より高く、溶存態のリンのタンク内での吸着係数の設定に課題が残るものとなっている(図17)。

なお、雨天時流出時の掃流現象については、実測水質が晴天時の月1回の定期観測が主体となっているため十分な検証が行えていない。

雨天時流出の調査は、降雨現象の特性から極めて困難である場合が多いが、流域内および閉鎖性水域の蓄積型現象が支配的な領域では、重要な汚濁環境制御の要因と

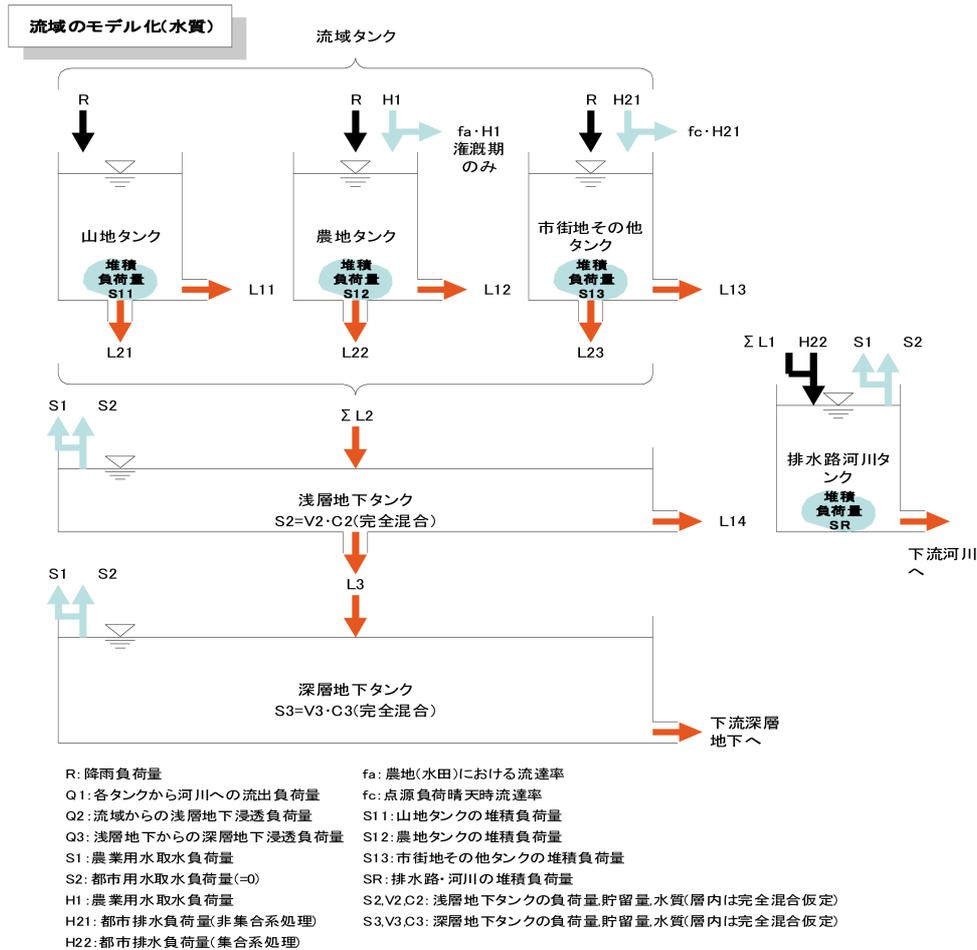


図 15 本研究で採用した負荷流出タンクモデルの構造

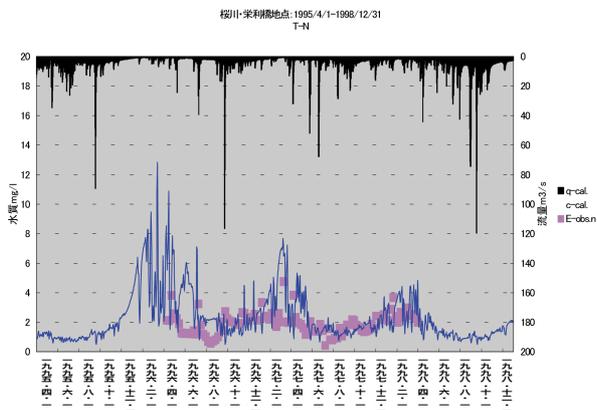


図 16 負荷流出タンクモデルによる計算水質と実測水質との比較: T-N

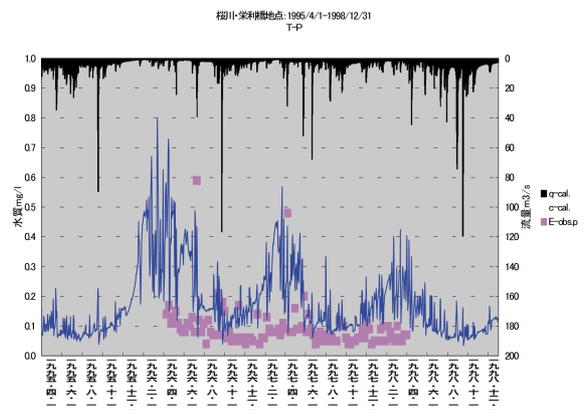


図 17 負荷流出タンクモデルによる計算水質と実測水質との比較: T-P

なっており、不確かな制御対象となっているため、組織的・計画的な雨天時の検証データの蓄積は今後さらに進めることが肝要である。

なおモデル構造の課題として下記の2点が挙げられた。

COD, T-P については、流量規模に応じた河川区域内の沈降、掃流現象の精度向上が必要である。

T-N については、流域地表面および地下水系、河川系で脱窒素現象の精度向上が必要である。

2.4 有害化学物質の流出モデルの検討

環境低負荷・資源循環型の流域管理の目標設定のための指標づくりは、富栄養化汚濁物質の制御のみならず、

水質モデルの基礎式

1) 運動式

[晴天時点源流出負荷量] $L_0 = fL_p$

[面源流出負荷量] (点源起因の堆積物の掃流を含む)

Tank-a および河川: $L_a = C_a Q_a A + k_{wp} S_{ap} Q_a A + k_{wr} S_{ar} Q_a^2$

Tank-b, Tank-c, Tank-d: $L_b = C_b Q_b A, L_c = C_c Q_c A, L_d = C_d Q_d A$

[浸透負荷量]

Tank-a から Tank-b への浸透負荷量: $L_{ab} = C_a P_{ab} A$

Tank-b から Tank-c への浸透負荷量: $L_{bc} = C_b P_{bc} A$

Tank-c から Tank-d への浸透負荷量: $L_{cd} = C_c P_{cd} A$

ここに、 L_p : 点源負荷排出負荷量(kg/d)、 A : 流域面積(km²)、 f : 晴天時流出率、 G_i : タンクiのタンク内水質(mg/d)、 k_{wp} : 点源起因の堆積物の掃流係数(l/m)、 Q_i : タンク a-d の流出高(mm/d)、 k_{wr} : 面源起因の堆積物の掃流係数(l/m²)、 P_{ij} : タンクiからタンクjへの浸透高(mm/d)、 S_{ap} : 点源起因の堆積負荷量(kg/km²)、 S_{ar} : 面源起因の堆積負荷量(kg/km²)を表す。

2) 連続式

[堆積負荷掃流過程 Tank-a および河川]

$$A \frac{d(C_a H_a)}{dt} = C_r R A - C_a Q_a A - k_{a1} C_a H_a A + k_{a2} S_{ar} A - L_{ab}$$

$$A \frac{dS_{ap}}{dt} = (1-f)L_p - k_{ap} S_{ap} A - k_{wp} S_{ap} Q_a A$$

$$A \frac{dS_{ar}}{dt} = L_{ap} - k_{ar} S_{ar} A + k_{a1} C_a H_a A - k_{a2} S_{ar} A - k_{wr} S_{ar} Q_a^2 A$$

[浸透、土壌内堆積・溶脱過程 Tank-b, Tank-c, Tank-d]

$$\text{Tank-b: } A \frac{d(C_b H_b)}{dt} = L_{ab} - L_b - L_k - k_b \left(C_b H_b - r \frac{SC_b + SC_{b0}}{SC_{b0}} SC_b H_{bm} \right) A$$

$$A \frac{d(SC_b H_{bm})}{dt} = k_b \left(C_b H_b - r \frac{SC_b + SC_{b0}}{SC_{b0}} SC_b H_{bm} \right) A - k_{db} SC_b H_{bm} A$$

$$\text{Tank-c: } A \frac{d(C_c H_c)}{dt} = L_{bc} - L_c - L_{cd} - k_c \left(C_c H_c - r \frac{SC_c + SC_{c0}}{SC_{c0}} SC_c H_{cm} \right) A$$

$$A \frac{d(SC_c H_{cm})}{dt} = k_c \left(C_c H_c - r \frac{SC_c + SC_{c0}}{SC_{c0}} SC_c H_{cm} \right) A - k_{dc} SC_c H_{cm} A$$

$$\text{Tank-d: } A \frac{d(C_d H_d)}{dt} = L_{cd} - L_d - k_d \left(C_d H_d - r \frac{SC_d + SC_{d0}}{SC_{d0}} SC_d H_{dm} \right) A$$

水の安全性の確保も大きな課題である。本節では、この評価の代表指標とし霞ヶ浦流域のダイオキシン類について、検討を加えた。

環境中に排出された化学物質の濃度や挙動を把握するための手法として、化学物質の環境中での変化等を考慮した環境運命予測モデルが開発されてきている。

本研究では、これらのモデルの中で特に長期平衡モデルとしてのフガシティモデル¹⁶⁾を用い霞ヶ浦を対象としたケーススタディを行った。

2.4.1 環境運命予測モデルの概要

環境運命予測モデルに適用される環境媒体や環境中での化学物質の分布と物質移動については模式的に図18のように示される。

2.4.2 入力情報

フガシティモデルを利用する際に必要となる入力情報は、大きく以下の2つに区分される。

化学物質の化学的・物理的性質

気象・環境の特性

まず、化学物質の化学的・物理的性質に関する入力情報として8つの変数が必要であり、また気象・環境特性の入力情報としては26の変数(変数によっては、各コンパートメントごとに必要な情報も含む)が必要となる。

このように、多くの入力情報が必要となり、特に対象とする気象・環境特性の入力情報については、対象環境中の実測値が必要であるものが多く、また実際に現実的

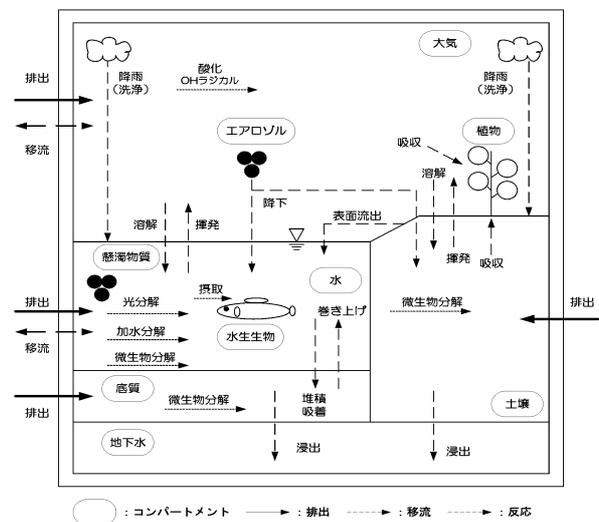


図18 環境運命予測モデルの模式図

な数値を求めることが難しいものも含まれているため境界条件の設定には十分な事前検討と不確実性の大きさの把握が重要である。

2.4.3 環境中における有害化学物質の平衡濃度分布

(1) 検討対象

本研究では、有害化学物質としてダイオキシン類(2,3,7,8-テトラクロロジベンゾ-p-ジオキシン(TCDD))と農薬(シマジン,チオベンカルブ)を選定し、霞ヶ浦流域全体を対象としてその平衡濃度を算定する。なお、フガシティモデルレベル を利用し、解析を行った。

(2) ダイオキシン類

ダイオキシン類に関しては、ダイオキシン類の中で最も毒性が強く、毒性評価の基準として用いられる2,3,7,8-TCDDを選定した。

茨城県では、ダイオキシン類濃度等の調査は行われているものの、排出インベントリについては検討されていない。そこで、国の排出量を踏まえ、県全体の排出量の推定を行う。

平成10年度における全国のダイオキシン類排出量は2,900~2,940 g-TEQ・年⁻¹と推定されている。

ダイオキシン類は主に焼却によって排出され、一般廃棄物焼却施設や火葬場、たばこ、自動車排出ガスなど、人間の活動に伴って排出されるものが多い。そこで、日本全体と茨城県の人口比をもとに、県内におけるダイオキシン類排出量を70 g-TEQ・年⁻¹と想定し、平衡濃度分布の推定を行う。

茨城県および霞ヶ浦を対象としてフガシティモデルを適用するに当たり、設定した各項目等の値を表10に示した。これらの中で、水コンパートメントに関しては、霞ヶ浦の諸元をもとに湖面面積221.49 km²、平均深さ4 m、平均滞留時間200日とした。その他の大気、土壌、堆積物、浮遊性堆積物、魚の各コンパートメントに関しては、茨城県の面積等を踏まえ、通常モデルで利用される方法及び値を適用した。

また、各コンパートメントにおける対象物質の半減期については、化学物質に関するデータベース等に示されている物質ごとの情報を利用した。

以上の設定をもとに解析を行った結果を表11に整理した。

平衡状態におけるコンパートメント別の存在比率が推

定されるため、これを利用したリスク管理等を進めていくことが有効と判断される。すなわち、平衡状態に達した段階では、ダイオキシン類はその約99%が土壌中に蓄積されることになる。また、年間投入量を70 gと設定している中で、環境中の物質量が400 g近くに達するのは、平衡状態に達するまでに約5.6年の歳月を要することによる。なお、予測値は約2 pg・g⁻¹となり、霞ヶ浦のコイの実測値では、TCDDで6 pg・g⁻¹でおおむね一致している結果が得られた(図19)。

(3) 農薬

農薬に関しては、出荷量が明らかで、かつ物質の化学的・物理的性質がデータベース等より抽出できる物質のうち、人の健康に関する環境基準の定められているシマジンとチオベンカルブを対象として選定した。

茨城県における農薬出荷量は表12に示すとおりであり、平成12年度の出荷量はシマジン11.78 t、チオベンカルブ7.10 tとなっている。

対象とするシマジン及びチオベンカルブの解析に利用した各種設定値をシマジンを例として表13に示す。これらの中で、各コンパートメントに関しては、ダイオキシン類の場合と同じく、霞ヶ浦の諸元、茨城県の面積等を踏まえて設定した。また、各コンパートメントにおける対象物質の半減期については、化学物質に関するデー

表10 モデルに利用した各種設定値

設定項目	大気	水	土壌	堆積物	浮遊性堆積物	魚	備考
容積V(m ³)	6.1.E+12	8.9.E+08	5.9.E+08	2.2.E+06	4.4.E+04	8.9.E+02	対象区域の環境条件
深さ(m)	1.0.E+03	4.0.E+00	1.0.E-01	1.0.E-02	---	---	対象区域の環境条件
面積(m ²)	6.1.E+09	2.2.E+08	5.9.E+09	2.2.E+08	---	---	対象区域の環境条件
有機炭素比率(φ)	---	---	2.0.E-02	4.0.E-02	2.0.E-01	---	一般的な値
密度ρ(kg・m ⁻³)	1.2.E+00	1.0.E+03	2.4.E+03	2.4.E+03	1.5.E+03	1.0.E+03	一般的な値
移流滞留時間(時間)	6.1.E+00	4.8.E+03	---	1.1.E+03	---	---	対象区域の環境条件
移流流速(m ³ ・h ⁻¹)	1.0.E+12	1.8.E+05	---	2.0.E+03	---	---	対象区域の環境条件
対象物質の半減期(h)	87,600	17,520	87,600	17,520	---	---	対象物質の特性値
反応速度定数(h ⁻¹)	0.00001	0.00006	0.00001	0.00006	---	---	対象物質の特性値

表11 霞ヶ浦の環境中の物質濃度と量

媒体	濃度		物質質量 g	存在比率 %
	pg・l ⁻¹ (μg・m ⁻³)	pg・t ⁻¹		
大気	0.00	0.00	0.00	0.00
水	0.00	0.00	0.00	0.00
土壌	0.66	0.28	389.72	99.20
堆積物	1.33	0.55	2.94	0.75
浮遊性堆積物	4.15	2.76	0.18	0.05
魚	1.69	1.69	0.00	0.00
total			392.85	100.00

データベース等に示されている物質ごとの情報を利用した。

2.4.4 霞ヶ浦の有害化学物質の予測結果

前節の設定をもとに解析を行った結果を表 14 及び表 15 に示した。平衡状態における存在比率を見ると、シマジンでは土壌中での蓄積が約 66 %，水への蓄積が約 33 %，チオベンカルブは土壌中に 96 %蓄積されるという結果が示されている。また，環境中での蓄積量はシマジンの約 2,364 g，チオベンカルブが約 526 g となり，平衡状態に達するまでの時間は，シマジンの約 73 日，チオベンカルブが 27 日となっている。

2.4.5 モデル事例に基づく評価

環境低負荷型・資源循環型の水環境改善の安全性評価の手法について長期の環境中濃度の平衡モデルを適用し，霞ヶ浦のダイオキシン類と代表的農薬類について検討を加えた。有害化学物質の理化学特性値から予測できるマルチメディアモデルによって，土壌中や魚中の濃度予測はある程度可能であり，資源循環による有機性廃棄

物の焼却削減の相対効果を予測し比較することは可能と判断される。ただし，ダイオキシン類については，過去に使用された CNP 等の農薬由来のダイオキシン類の問題の方が大きいことが指摘されており，TCDD のみの評価では不十分であることを付記する。

現在，このような安全性にかかる有害物質の環境中の濃度についてのデータは蓄積中であるが，上述した可能性は示唆されるといえる。マクロなモデルでの予測によって，環境中の蓄積の時間スパンおよび各媒体中の濃度予測による相対効果の評価は可能である。本研究では有害化学物質濃度を精度よく予測するモデルを構築することが目的ではなく，環境低負荷・資源循環型の環境制御によるシステム全体としての相対評価に重点を置いている。今後，環境中の有害化学物質の濃度のモニタリングが蓄積されていけば，モデルキャリブレーションを実施しながら，種々の施策効果を安全性確保の側面からも同時に評価することが可能であろう。

なお，今後の課題として，現在我が国においても，環境中の有害化学物質の挙動について非定常的な動態モデルが開発されており，時間的変化に対する安全性評価，および地域間レベルでの影響緩和策等のきめ細かい施策評

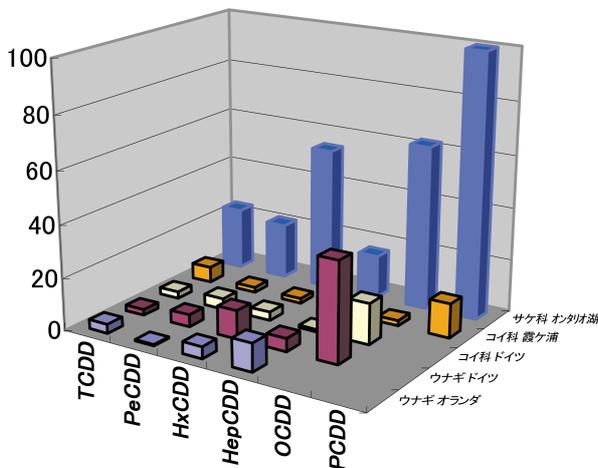


図 19 魚体中のダイオキシン類

表 12 茨城県の農薬出荷量 (単位: t・年⁻¹)

農薬名	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
チウラム	4.31	5.04	5.07	5.98	9.86	9.81	10.09	9.40	10.19
シマジン	27.42	26.11	23.17	25.19	21.70	11.12	12.93	11.70	11.78
チオベンカルブ	28.36	25.25	21.50	17.61	15.50	12.77	9.61	7.05	7.10
イソキサチオン	4.02	3.94	3.90	6.65	4.90	6.15	5.99	3.45	4.07
ダイジン	34.60	33.03	34.53	36.40	38.13	33.33	33.91	29.17	34.75
フェニトロチン	45.50	47.12	44.49	45.73	42.00	46.05	40.79	36.12	36.51
イソプロチオラ	28.47	28.17	29.96	37.80	34.64	17.28	21.80	18.46	21.00
EPN	9.37	8.49	8.54	9.20	8.66	8.43	6.49	7.31	7.70
DDVP	29.20	28.44	23.60	23.10	23.09	20.00	18.05	18.93	15.06
フェノカルブ	22.24	25.93	24.15	21.38	21.60	23.15	22.77	21.17	19.94
イプロベンホス	48.22	41.73	42.07	54.03	48.59	42.96	33.75	21.06	16.83
クロタロニル	28.73	30.55	29.24	26.90	23.68	25.88	32.35	26.83	24.45

表 13 モデルに利用した各種設定値 (シマジン)

設定項目	大気	水	土壌	堆積物	浮遊性堆積物	魚	備考
容積V(m ³)	6.1.E+12	8.9.E+08	5.9.E+08	2.2.E+06	2.2.E+05	4.4.E+03	対象区域の環境条件
深さ(m)	1.0.E+03	4.0.E+00	1.0.E-01	1.0.E-02	--	--	対象区域の環境条件
面積(m ²)	6.1.E+09	2.2.E+08	5.9.E+09	2.2.E+08	--	--	対象区域の環境条件
有機炭素比率(φ)	--	--	2.0.E-02	4.0.E-02	2.0.E-01	--	一般的な値
密度ρ(kg・m ⁻³)	1.2.E+00	1.0.E+03	2.4.E+03	2.4.E+03	1.5.E+03	1.0.E+03	一般的な値
移流滞留時間(時間)	6.1.E+00	4.8.E+03	--	1.1.E+03	--	--	対象区域の環境条件
移流流速(m ³ ・h ⁻¹)	1.0.E+12	1.8.E+05	--	2.0.E+03	--	--	対象区域の環境条件
対象物質の半減期(h)	4	4,632	1,728	1,728	--	--	対象物質の特性値
反応速度定数(h ⁻¹)	0.25000	0.00022	0.00058	0.00058	--	--	対象物質の特性値

価には、このような詳細モデルとのリンクが必要となってくる。

2.5 流域物質循環特性と資源循環化の検討

2.5.1 物質循環特性と資源循環化の検討の目的

流域内で発生した生活系や畜産系の汚濁負荷は、下水処理や廃水処理によって処理され、汚水システムから除去された汚泥は有機汚泥としてさらに処理・処分されていく。

従来の水環境計画においては、水系と有機汚泥系について統一的な取り扱いがされておらず、削減負荷量のみによる水質改善の視点からの効果評価を目標としていた。本研究では流域の物質循環量を明示するとともに、「汚濁負荷の削減 = 固形汚濁物への移行 = 流域内汚濁の蓄積」の観点から、汚濁負荷の流域構造がどのようになっているかを検討した。

霞ヶ浦流域の汚濁源フレームは、最近年の平成8年から平成12年までを流入河川流域別に集計した。総括結果を表14、15に示した。

2.5.2 汚濁負荷原単位からみた流域内抑留負荷の特性

農地系の発生負荷原単位は、後の議論のために作物種別の肥料投入量と有機系肥料投入量をあてることとした。また、畜産系においては、近年の発生負荷の実態調

表14 環境中の物質濃度，量，存在比率（シマジン）

媒体	濃度		物質質量 kg	存在比率 %
	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}(\text{mg}\cdot\text{m}^{-3})$	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$		
大気	0.00	0.00	1.20	0.23
水	0.02	0.02	15.41	2.93
土壌	0.86	0.36	505.22	96.07
堆積物	1.72	0.72	3.81	0.72
浮遊性堆積物	5.38	3.58	0.24	0.05
魚	2.19	2.19	0.00	0.00
total			525.89	100.00

表15 環境中の物質濃度，量，存在比率（チオベンカルブ）

媒体	濃度		物質質量 kg	存在比率 %
	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}(\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$		
大気	0.00	0.00	0.22	0.01
水	0.89	0.89	789.47	33.39
土壌	2.65	1.11	1,559.15	65.95
堆積物	5.31	2.21	11.76	0.50
浮遊性堆積物	16.59	11.06	3.67	0.16
魚	6.74	6.74	0.03	0.00
total			2,364.30	100.00

査結果を踏まえた農業サイドで提示している新しい発生原単位¹⁷⁾の表18を適用することとし、資源循環検討の都合を考慮してふんと尿のそれぞれについて整理することとした。

霞ヶ浦流域の汚濁源別の発生負荷原単位および排出負荷原単位を表16および表17に示した。表16と表17の差から、流域内に抑留される汚濁負荷削減または、排出残存負荷の原単位が計算される。結果を表19に示した。排出段階での汚濁負荷原単位の特徴を列記すると下記のとおりである。

生活系では、特に下水処理や農業集落排水処理によってはCODとして $27\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ 、窒素で $9\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ 、リンで $1\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ が有機汚泥として発生する

表16 発生負荷原単位

項目	単位	COD	T-N	T-P		
生活系	行政人口	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	流域内人口(人)	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	下水道水洗化人口	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	農業集落排水施設	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	合併処理浄化槽	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	単独処理浄化槽	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	10.1	9	0.77	
	し尿処理場	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	10.1	9	0.77	
	自家処理	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	10.1	9	0.77	
	雑排水未処理	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	19.2	3	0.4	
	工業出荷額	$\text{g}\cdot 10^6\text{円}^{-1}$	305.4	111.6	11.5	
工場系	事業場	$\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	4.64	1.75	0.18	
	豚(ふん)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	24.9	8.3	6.5	
畜産系	豚(尿)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	77.8	25.9	2.2	
	牛(ふん)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	121.2	62.7	15.8	
	牛(尿)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	161.1	83.3	0.71	
	鶏	$\text{g}\cdot\text{羽}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	7.9	2.62	0.29	
水産系	こい養殖(t・年 ⁻¹)	$\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}\cdot\text{年}^{-1}$	130.9	51.7	11.4	
	市街地	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	15.3	2.4	0.18	
農地系	水田(化学肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	0	2.14	0.9	
	水田(有機質肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	7.25	2.74	0.48	
	ハス田(化学肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	0	0.84	0.11	
	ハス田(有機質肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	7.25	2.74	0.48	
	畑(化学肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	0	4.58	1.43	
	畑(有機質肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	7.98	3.01	0.53	
	自然	山林・その他	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	3.83	1.56	0.054
	湖面	湖面	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	3.83	1.56	0.054

表17 排出負荷原単位

項目	単位	COD	T-N	T-P		
生活系	行政人口	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	流域内人口(人)	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	29.3	12	1.17	
	下水道水洗化人口	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	2.2	3.31	0.096	
	農業集落排水施設	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	1.57	2.91	0.311	
	合併処理浄化槽	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	5.86	6	0.585	
	単独処理浄化槽	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	3.54	7.65	0.655	
	し尿処理場	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	0.069	0.025	0.0087	
	自家処理	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	0.61	0.54	0.004	
	雑排水未処理	$\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	19.2	3	0.4	
	工業出荷額	$\text{g}\cdot 10^6\text{円}^{-1}$	305.4	111.6	11.5	
工場系	事業場	$\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	4.64	1.75	0.18	
	豚(ふん)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	1.7	0.6	0.4	
畜産系	豚(尿)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	5.4	1.8	0.2	
	牛(ふん)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	12.6	6.5	1.6	
	牛(尿)	$\text{g}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	16.8	8.7	0.1	
	鶏	$\text{g}\cdot\text{羽}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$	0.8	0.3	0.0	
水産系	こい養殖(t・年 ⁻¹)	$\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}\cdot\text{年}^{-1}$	130.9	51.7	11.4	
	市街地	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	15.3	2.4	0.18	
農地系	水田(化学肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	0	1.03	0.052	
	水田(有機質肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	6.62	1.32	0.028	
	ハス田(化学肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	0	0.18	0.020	
	ハス田(有機質肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	4.69	0.58	0.090	
	畑(化学肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	0	2.90	0.072	
	畑(有機質肥料)	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	2.45	1.90	0.027	
	自然	山林・その他	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	3.83	1.56	0.054
	湖面	湖面	$\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$	3.83	1.56	0.054

表 18 畜産発生負荷原単位

畜種	排泄物量(kg・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹)			窒素量(kg・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹)			リン量(kg・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹)			
	ふん	尿	合計	ふん	尿	合計	ふん	尿	合計	
乳牛	搾乳牛	45.3	13.4	58.8	152.8	152.7	305.5	42.9	1.3	44.2
	乾未経産	29.7	6.1	35.8	38.5	57.8	96.3	16	3.8	19.8
	育成牛	17.9	6.7	24.6	85.3	73.3	158.6	14.7	1.4	16.1
肉牛	2歳未満	17.8	6.5	24.3	67.8	62	129.8	14.3	0.7	15
	2歳以上	20.0	6.7	26.7	62.7	83.3	146.0	15.8	0.7	16.5
豚	乳用種	18.0	7.2	25.2	64.7	76.4	141.1	13.5	0.7	14.2
	肥育豚	2.1	3.8	5.9	8.3	25.9	34.2	6.5	2.2	8.7
搾卵鶏	繁殖豚	3.3	7.0	10.3	11.0	40.0	51	9.9	5.7	15.6
	雛	0.059		0.059	1.54		1.54	0.21		0.21
成鶏	成鶏	0.136		0.136	3.28		3.28	0.58		0.58
	ブロイラー	0.13		0.13	2.62		2.62	0.29		0.29

表 19 発生 - 排出原単位

発生源	単位	COD	T-N	T-P	
生活系	行政人口	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹			
	流域内人口(人)	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹			
	下水道水洗化人口	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	27.1	8.7	1.07
	農業集落排水施設	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	27.7	9.1	0.86
	合併処理浄化槽	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	23.4	6.0	0.59
	単独処理浄化槽	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	6.6	1.4	0.12
	し尿処理場	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	10.0	9.0	0.76
工場系	自家処理	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	9.5	8.5	0.77
	雑排水未処理	g・人 ⁻¹ ・日 ⁻¹	0	0	0.00
	工業出荷額	g・10億円 ⁻¹	0	0	0.00
事業場	事業場	g・m ⁻³	0	0	0.00
	豚(ふん)	g・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹	23.2	7.7	6.05
	豚(尿)	g・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹	72.4	24.1	2.05
畜産系	牛(ふん)	g・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹	108.6	56.2	14.16
	牛(尿)	g・頭 ⁻¹ ・日 ⁻¹	144.3	74.6	0.64
	鶏	g・羽 ⁻¹ ・日 ⁻¹	7.0	2.3	0.26
水産系	こい養殖(t・年 ⁻¹)	kg・t ⁻¹ ・年 ⁻¹	0.0	0.0	0.00
市街地	市街地	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	0.0	0.0	0.00
	水田(化学肥料)	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	0.0	196.2	82.51
農地系	水田(有機質肥料)	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	728.8	291.5	51.34
	ハス田(化学肥料)	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	0.0	186.4	89.32
	ハス田(有機質肥料)	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	611.0	277.0	55.58
	畑(化学肥料)	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	0.0	429.7	142.29
	畑(有機質肥料)	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	770.5	298.3	55.72
自然	山林・その他	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	0.0	0.0	0.00
湖面	湖面	g・ha ⁻¹ ・日 ⁻¹	0.0	0.0	0.00

ことになる。ただし、CODは水処理施設内で一部無機分解され、Nは脱窒素等により気散し大気中へ拡散放出されるのでこの数値より20~30%低い値となると考えられる。

この抑留分を水田および畑と比較するとおおよそ2ha分に相当する。資源化循環を完全に実施した場合の効果としてこの程度が最大見込める計算となる。

畜産系では、牛の尿で抑留が高く、ふんと尿を合わせると、CODで280g・頭⁻¹・日⁻¹、Nで145g・頭⁻¹・日⁻¹、Pで17g・頭⁻¹・日⁻¹で、CODで人の10倍、窒素・リンで15から17倍となる。農地還元を想定すると約30ha分に相当することになる。

次に、面源系の抑留負荷の特性を整理すると以下のとおりである。農地系の発生源の中で流域内抑留負荷が高いのは窒素で畑地の化学肥料で430kg・ha⁻¹・日⁻¹で、この値は下水処理人口の約50人分に相当する。次いで、高いのは畑地・水田・ハス田の有機肥料の約300kg・ha⁻¹・日⁻¹で、下水処理人口の約30人分に相当する。ま

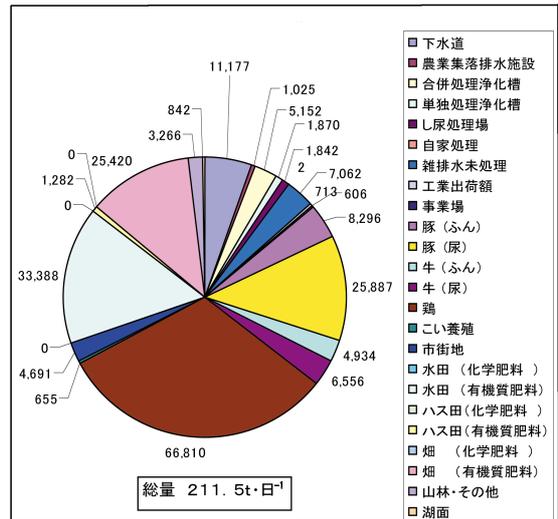


図 20 発生負荷量 (COD)

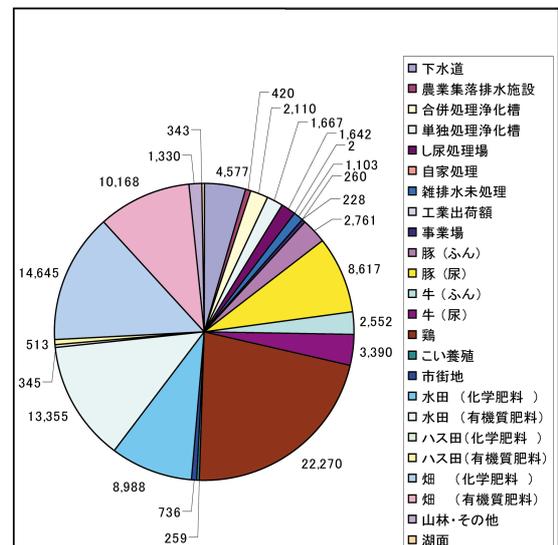


図 21 発生負荷量 (T-N)

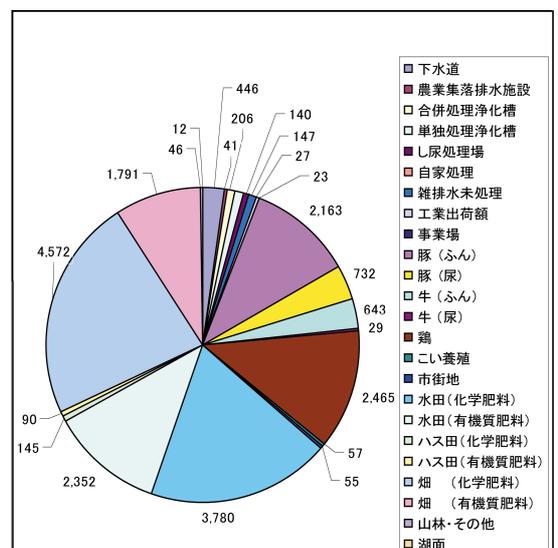


図 22 発生負荷量 (T-P)

た、リンでは畑地の $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$ 、ハス田の化学肥料 $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$ 、畑地、水田、ハス田の有機肥料は約 $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$ であり、リンは畑地の化学肥料の抑留が相対的に大きいということになる。

2.5.3 地域物質循環の現状

霞ヶ浦流域において、地域物質循環フローの調査結果から図23のような結果が得られている。これによれば、流域への資源投入量は窒素等量で年間24,273トン ($66.5 \text{ t} \cdot \text{日}^{-1}$)となっており、農地還元量は12,544トン ($34.4 \text{ t} \cdot \text{日}^{-1}$)、結果としての環境負荷量9,650トン ($26.4 \text{ t} \cdot \text{日}^{-1}$)と推計されている。この環境負荷を、今回求めた発生汚濁負荷量と比較すると、総発生負荷量が $37.5 \text{ t} \cdot \text{日}^{-1}$ であり、河川等への流達率や、流域内抑留効果を考えれば妥当な数値とみなされる。

地域投入量に対する割合は、還元され循環利用率として約50%であり、環境への負荷として40%が排出されていることになる。

2.5.4 資源循環容量の検討

前節の検討結果から、資源循環型のシステム化を考えた場合の可能な資源循環容量について検討した。なお排出過程での容量を吟味するため発生負荷量ベースと排出負荷量ベースの二つの側面から検討を加えた。

霞ヶ浦流域では、農地系と畜産系の負荷が相対的に高い流域であるため資源循環要素で重要となるのは窒素で

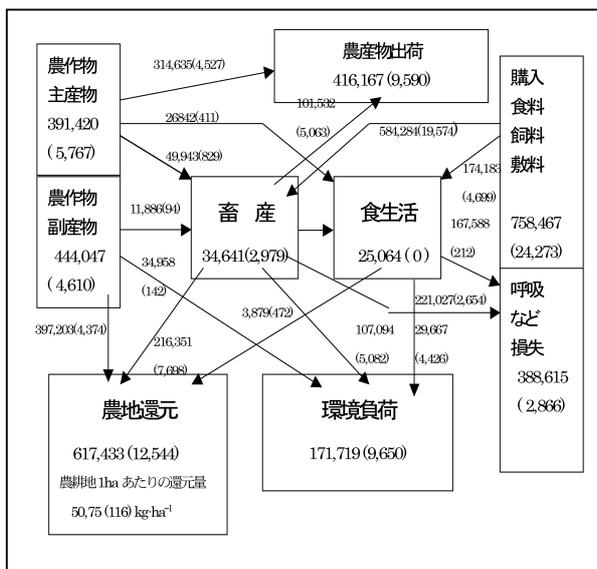


図23 霞ヶ浦流域41市町村の有機物フロー (単位 トン、カッコ内は全窒素)

ある。ここでは、窒素の発生・排出パターンについて検討することとする。表20, 21, 22は、各発生源別の流域内総発生負荷量と排出負荷量の集計結果を示したものである。この表から、特徴を要約すると下記のとおりである。

農地系では、化学肥料の投入量と主として畜産系からの有機性肥料がほぼ同量の $24 \text{ t} \cdot \text{日}^{-1}$ が投入されている。

表20 汚濁負荷源フレーム

		H8	H9	H10	H11	H12	
点源フレーム	生活系	行政人口(人)	1,311,856	1,320,555	1,327,762	1,333,095	1,341,048
		流域内人口(人)	964,055	969,862	975,191	979,313	960,100
		下水道水洗化人口(人)	330,977	348,726	365,207	377,419	381,453
		農業集落排水施設(人)	17,661	22,767	24,873	31,157	34,988
		合併処理浄化槽(人)	114,968	118,163	149,377	156,961	175,843
		単独処理浄化槽(人)	227,666	208,655	204,350	207,794	185,194
		し尿処理場(人)	271,147	270,955	230,835	205,617	182,411
		自家処理(人)	1,636	596	549	365	211
		雑排水未処理(人)	500,449	480,206	435,734	413,776	367,816
	工場系	工業出荷額(10億円)	2,518	2,671	2,446	2,334	2,334
		排水量($\text{m}^3 \cdot \text{日}^{-1}$)	88,489	137,200	127,174	130,626	130,626
	畜産系	豚(頭)ふん	296,641	303,482	312,286	296,160	332,700
		豚(頭)尿	296,641	303,482	312,286	296,160	332,700
		牛(頭)ふん	42,839	44,117	43,498	42,613	40,700
		牛(頭)尿	42,839	44,117	43,498	42,613	40,700
水産系	こい養殖($\text{t} \cdot \text{年}^{-1}$)	5,176	5,230	5,207	5,094	5,001	
面源フレーム	市街	市街地(ha)	28,468	29,288	29,672	30,057	30,658
		水田(ha)	42,589	42,478	42,332	42,121	41,998
	農地	ハス田(ha)	1,688	1,678	1,677	1,616	1,612
		畑(ha)	33,269	32,875	32,580	32,314	31,975
	自然	山林・その他(ha)	85,509	85,204	85,262	85,415	85,280
		湖面	21,996	21,996	21,996	21,996	21,996

表21 発生負荷量と排出負荷量(T-N)($\text{kg} \cdot \text{日}^{-1}$)

		発生源	発生負荷	排出負荷	差引負荷
点源系	生活系	行政人口	16,093	16,093	0
		流域内人口	11,521	11,521	0
		下水道	4,577	1,263	3,315
		農業集落排水施設	420	102	318
		合併処理浄化槽	2,110	1,055	1,055
		単独処理浄化槽	1,667	1,417	250
		し尿処理場	1,642	5	1,637
		自家処理	2	0	2
		雑排水未処理	1,103	1,103	0
	工場系	工業出荷額	260	260	0
		事業場	228	228	0
	畜産系	豚(ふん)	2,761	191	2,571
		豚(尿)	8,617	595	8,022
		牛(ふん)	2,552	265	2,286
		牛(尿)	3,390	353	3,038
鶏		22,270	2,316	19,954	
水産系	こい養殖	259	259	0	
面源系	市街地	市街地	736	736	0
		農地系	水田(化学肥料)	8,988	748
	水田(有機質肥料)	13,355	1,112	12,243	
	ハス田(化学肥料)	345	44	300	
	ハス田(有機質肥料)	513	66	447	
	畑(化学肥料)	14,645	906	13,739	
畑(有機質肥料)	10,168	629	9,539		
自然	山林・その他	1,330	1,330	0	
	湖面	343	343	0	
合計			102,282	15,326	86,956

表 22 発生負荷量と排出負荷量 (T-P) (kg・日⁻¹)

	負荷源	発生負荷	排出負荷	差引負荷	
点源系	行政人口	1,569	1,569	0	
	流域内人口	1,123	1,123	0	
	生活系	下水道	446	37	410
		農業集落排水施	41	11	30
		合併処理浄化槽	206	103	103
		単独処理浄化槽	143	121	21
		し尿処理場	140	2	139
		自家処理	0	0	0
	雑排水未処理	147	147	0	
	工場系	工業出荷額	27	27	0
事業場		23	23	0	
面源系	畜産系	豚 (ふん)	2,163	149	2,013
		豚 (尿)	732	51	681
		牛 (ふん)	643	67	576
		牛 (尿)	29	3	26
		鶏	2,465	256	2,209
	水産系	こい養殖	57	57	0
		市街地	55	55	0
	農地系	水田 (化学肥料)	3,780	315	3,465
		水田 (有機質肥料)	2,352	196	2,156
		ハス田 (化学肥料)	145	1	144
		ハス田 (有機質肥料)	90	1	90
		畑 (化学肥料)	4,572	23	4,550
		畑 (有機質肥料)	1,791	9	1,782
	自然	山林・その他	46	46	0
	湖面	湖面	12	12	0
		合計	20,105	1,710	18,394

畜産系の発生負荷量は約 40 t・日⁻¹で、有機資源としての循環利用率は、24/40 = 60 %となる。したがって残り 40 %の発生負荷は何らかの形で流域内に抑留されていることになる。この負荷量相当分を資源循環系へ廻すことができれば、畜産系負荷量の流出を大幅に削減することが可能である。

生活系の負荷は、流域全体で約 11 t・日⁻¹であり、水処理系で 90 %を削減し、汚泥資源を循環系に廻し、上述した畜産系の余剰負荷 16 t・日⁻¹を加えると 27 t・日⁻¹となり、ほぼ化学肥料の投入量に匹敵することとなる。すなわち、窒素循環からみると、化学肥料の投入なしも循環系でまかなえる計算となる。

2.6 霞ヶ浦流域の物質循環施策効果の予測評価

2.6.1 流域物質循環の適正化施策について

霞ヶ浦流域には、開発学園都市としてのつくば市、歴史的市街地である土浦市や石岡市があり、また近年において首都圏振興都市として都市開発が進んでいる竜ヶ崎市や牛久市がある。

一方、霞ヶ浦周辺の低平地地域は昔より水田穀倉地帯とし維持されてきたが、特に近年は霞ヶ浦湖岸地域においてハスの生産が活発に行われている、また、その上流

部の中山間地域は、畑作が盛んであり同時に畜産振興による営農施策がとられてきた。

このように、霞ヶ浦流域の地域構造を概観すると、拠点都市とそれを支える農業集落地域より構成され、合わせて工業地域がパッチ状に分散する、いわゆる分散型の流域特性を有している。水環境の側面に注目すると、特に畜産業も相対的に盛んであるため有機性汚濁発生圧が高いのが特徴である。

このような流域背景をもつ霞ヶ浦の水質環境は、昭和 50 年代初期からの積極的な下水道整備や近年の農村集落排水処理施設の整備により、極端な水質汚濁の悪化傾向は免れているものの、以前として水質状況の改善は進んでいないのが実情である。

本章では、水域汚濁の制御を、従来の汚濁負荷の処理だけの施策から、流域の物質循環の適正化の範疇まで総合的にとらえ、従来の汚濁対策単独から、河川や湖沼での自然浄化能力の増強策と農地の適正施肥管理と資源循環管理を一体化した環境施策により、霞ヶ浦の水環境をどこまでグレートアップ可能か、またそのコスト・パフォーマンスがどうかについての分析・評価を試みたものである。

以上の視点から、流域物質循環の適正化の内容としての施策を整理すると以下のとおりとなる。

- (1) 当面の重要課題となっている窒素とリンの汚濁負荷削減対策の技術拡大策
- (2) 河川や湖沼の自浄能力を活用増強した直接浄化技術の適用施策
- (3) 家畜糞尿等の適正処理処分と資源循環化の方策による適正施肥管理
- (4) 生ごみの資源化循環化と汚濁削減対策のリンク施策
- (5) これらの各施策の流域での統合的管理の方向づけの 5 つのステップが必要となる。

以下、以上の 5 つの施策ステップについて、施策シナリオ分析を行い、総合的資源循環管理システムの可能性について検討した。

2.6.2 流域汚濁源の地域分布特性

平成 12 年度の霞ヶ浦流域の汚濁源フレームの関連市町村の分布特性を主な流域指標である、人口、人口密度、下水道水洗化率 (農村集落排水を含む)、合併処理浄化槽人口率、未処理雑排水人口率で示すと図 24 に示したとおりである。

1/3程度に低く、西浦高崎沖ブロック流域に位置する、山王川、恋瀬川、園部川群と北浦は武田川、山田川、蔵川流域となる。耕地面積当たりの家畜頭数は、流域面積当たりの家畜頭数の約2倍の密度である。これらの傾向から、畜産の糞尿負荷圧は北浦流域で最も高く、次いで西浦高崎沖ブロックが高い。これらの流域では、農地還元負荷圧も高く、施肥の適正化の観点から、資源循環化の適正化策の必要性が重要課題となることが容易に推定される。

2.6.3 面源系のフレーム特性

面源フレームの特性を示すため、河川別の用途別面積比を代表指標である水田、畑地、市街地の面積シェアの分布を図26に示した。

特徴を要約すると下記のとおりである。

水田地域は新利根川流域とその河口および霞ヶ浦の直接流域（図では残留域で示される）であり残りの河川流域は10～12%と比較的均一である。

畑地率の高い地域は、鉾田川、巴川で高く北浦流入河川流域は全体的に高い。これは家畜頭数密度も高い傾向と同じとなっている。

2.6.4 汚濁負荷削減シナリオと施策効果予測

従来の汚濁負荷対策は、下水道事業や類似施設の整備である農村集落排水事業の整備が中心となっていた。18) しかしながら、人口普及率50%以上の整備水準達成以降は、分散型の集落地域や中山間地域が整備対象となり、その汚水集積には指数的な広がりをもつ管渠整備が必要となる。また、BODの除去を主体とする水処理技術のみでは、閉鎖性水域の富栄養化対策の原理である、窒素・リンの汚濁負荷削減効果まで多くを期待できないのが実情である。さらに、このような地域において生活環境対策の次善の策として、単独処理浄化槽による水洗化整備が行われてきたが、水洗化に伴って、従来は流域内での流達過程で自然の浄化力による汚濁軽減が失くさることになり、結果的に逆に流達率を人工的に上げる施策になる流域もある。このため、合併処理浄化槽設置の促進や小規模集落排水処理施設による個別対策の推進が行われるようになってきたが、これらの処理システムも従来のBOD除去型の技術システムを前提としているため、「生活環境の改善＝水洗化」には寄与するものの、窒素・リンの汚濁対策にはなり得ないところに大

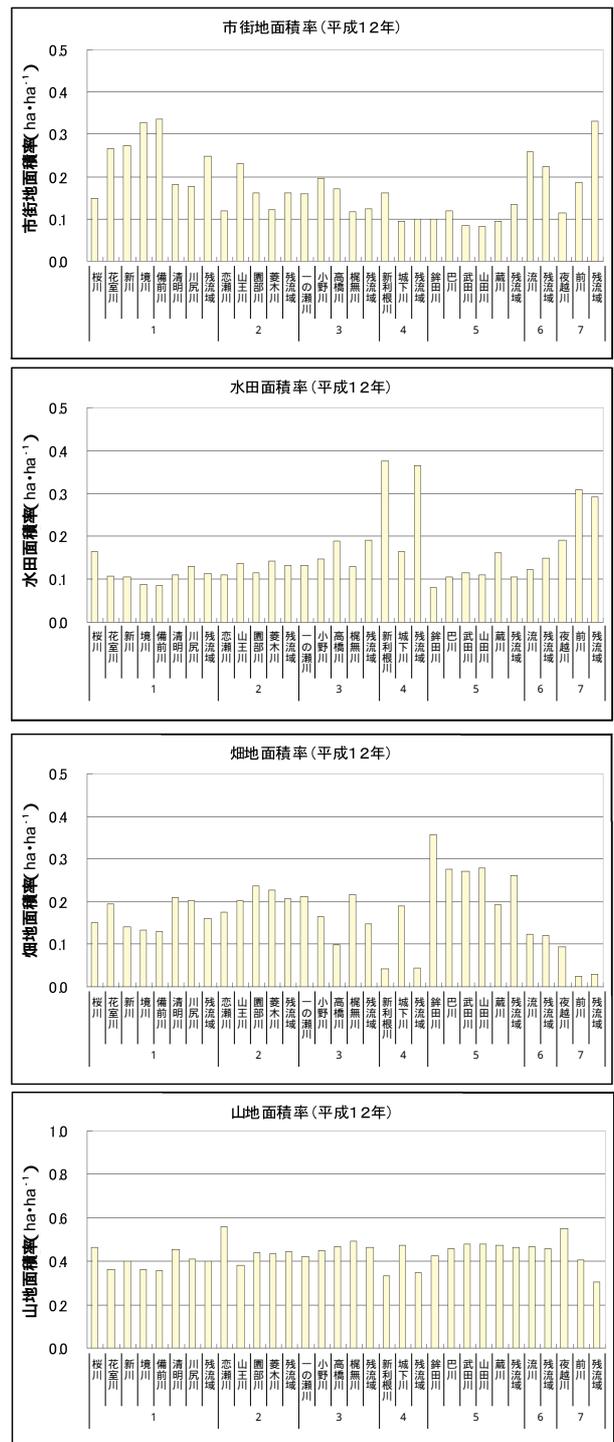


図26 水田・畑地・市街地の面積シェアの分布

きな問題をかかえている。

本節では、先に示した、五つの施策ステップについて、その相互関係を考慮しながら、汚濁負荷削減の基本シナリオの考え方を下記のとおりとした。

未処理の生活系排水の処理の促進

対策システムとして、下水道整備、農村集落排水型水処理整備、小規模集合処理施設の整備があり、整備時間

性と経済性（初期投資効率）の比較評価を行う。

窒素・リン対策としての他の処理技術の併用による処理の完結性を確保するためのシステムの導入効果の評価

すなわち、高度機能型合併処理浄化槽の導入や植生土壌浸透浄化方式との組み合わせの効果を評価する。

（１）未処理の生活系排水の処理の促進策の内容

未処理の生活系排水処理の促進は、基本的には公共下水道の整備率の拡大にあるが、すでに詳細に汚濁源フレームの分布をみたように、主要都市地域においてすでに70%以上を整備しており、他市町村地域においては、農村集落排水施設や小規模集落排水処理施設の整備もほとんどなされていない。このような実情にかんがみ、こうした分散型地域においても公平性の原理からも何らかの施策が早急に必要であると判断される。このような観点から、新規施策とし、下水道整備ではなく、小規模集落排水処理や中型、大型合併処理浄化槽等による分散処理システムを地域の人口密度に応じて適用整備するシナリオが考えられる。この水準として、霞ヶ浦流域の未整備人口に対して、当面对策としての整備率10%、整備目標水準として20%、長期目標として50%をケースとして設定した。

（２）単独処理浄化槽の合併処理浄化槽化の促進

未処理の生活排水対策の処理化を当面对策として推進することに加え、すでにし尿を対象として設置されている単独処理浄化槽の活用システムを導入するシナリオである。

単独処理浄化槽を一種の前処理施設として活用し、特に嫌気・好気法の嫌気槽としての役割をもたせ、その分の処理機能を見込んだ形で、小規模集合廃水処理または集落単位での中型、大型合併処理浄化槽化を狙うものである。

（３）窒素・リン対策技術の導入

BODの削減をねらいとする負荷削減システムによっては、閉鎖性水域の富栄養化対策として十分な効果が達成しえないことは、水質改善の実態経緯が示している。このことから、下水処理の高度処理が考えられるが、広域整備を基本とする公共下水道システムの整備には新たな土地確保と高度処理施設の建設等に相当の投資が必要となることは容易に想像される。したがってここでは、高度浄化システムを現行の小規模集合排水処理システムに組み込むことを想定したときの処理効果と投資効率の

比較を目的に、土壌浄化を活用した高度浄化技術を組み合わせ適用することを想定したシナリオを設定した。

以上のシナリオ分析の結果から、霞ヶ浦流域の汚濁負荷削減対策シナリオとして表23に総括した。

2.6.5 汚濁排出負荷削減の施策効果予測

（１）予測手法

施策効果の予測手法は、図27に示したステップと方法により予測した。

（２）汚濁負荷削減量の予測結果

表23に示したシナリオ設定に基づく、汚濁負荷削減予測シミュレーションを河川別に行い、その結果を流域全体で集計し各シナリオによる汚濁負荷削減パターンを図28に示した。

以上のシミュレーション結果から汚濁負荷削減効果の傾向の特徴を以下に要約する。

CODの削減は、本研究で取り上げた削減シナリオの範囲で、最大で15%にとどまっており、有機物除去を主体とする整備の拡大にもかかわらず、実行可能と想定される施策シナリオの範囲では、予想より削減率が低い結果となった。これは、分散型地域への整備順位を人口密度の高いところからとしていることにも起因しており、政策シナリオとしては、未整備河川流域の集中整備

表 23 汚濁負荷削減対策シナリオ

	基本策シナリオ	負荷削減シナリオ
流域負荷削減シナリオ	1. 未処理の生活系排水対策を中心とする整備による負荷削減効果と投資効果？	01 人口整備率全体で10% 人口密度の平均値を以てして整備水準を指す
		02 人口整備率全体で20% 人口密度の平均値を以てして整備水準を指す
		03 人口整備率全体で50% 人口密度の平均値を以てして整備水準を指す
	2. 未処理生活系排水処理の促進+単独処理槽の合併処理化	1 未処理生活系排水対策 +単独処理槽の合併処理化促進無し
		2 未処理生活系排水対策 +単独処理槽の合併処理化促進（全体の40%を合併化）
		3 未処理生活系排水対策 +単独処理槽の合併処理化促進（全体の100%を合併化）
処理水の高度浄化対策	3. 土壌処理技術の導入	10 01-03 または 01-2 のシナリオに土壌浄化導入率10%
		20 02-03 または 01-2 のシナリオに土壌浄化導入率30%
		30 03-03 または 01-2 のシナリオに土壌浄化導入率50%

を段階をおって拡大していくといった、政策選択に大きく左右されることが示唆される。

また、単独処理浄化槽の合併処理浄化槽化に関しては、流達率がかって高くなるという現象から、削減効果に伸びがみられなくなる傾向がうかがわれる。

窒素の削減率は、CODと同程度で最大で17%と

なった。削減パターンは、生活雑排水系の有機物処理の拡大が基本となっているため、窒素の削減の整備拡大に伴う伸びは相対的に小さい結果となっている。

リンの削減率は、最大で13%程度であり、窒素より低い結果となっている。

生活雑排水の処理に土壌処理を加える効果は高く、特に、雑排水対策の取り込み率が中間的な段階で効果が出ている。これは、土壌処理の各水質項目の浄化効果この結果は今後の分散型地域の雑排水対策の方向性に重要な示唆をあたえており、整備水準を広域的に拡大することが効果を拡大することではなく、高効率な浄化手法とを組み合わせながら、段階整備を行うことが重要であることを示している。浄化原理から、当然のことながらリンの削減効果は著しく、費用対効果および土地の確保の問題が克服できれば、実施可能でかつ汚濁負荷削減効果を総合的にアップする有効な施策であることがわかる。

2.6.6 費用効果分析

BODやCODを指標とする有機物対策に加え、窒素およびリンの栄養塩の削減をさらに進めようとする場合、その費用は必要な設備費や薬品費等の追加的費用が莫大

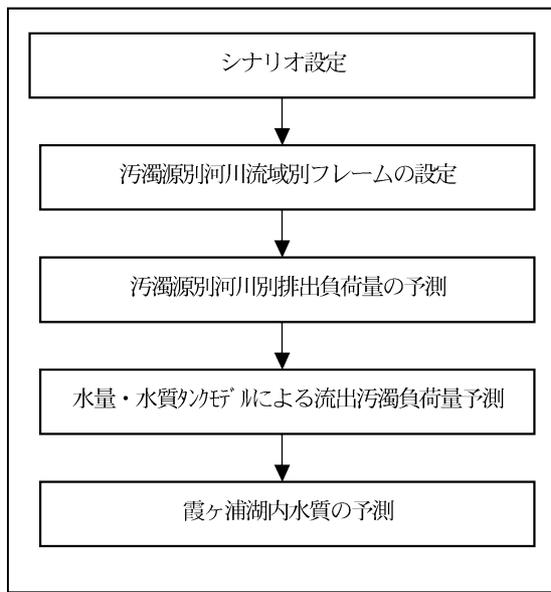


図 27 施策効果の予測フロー

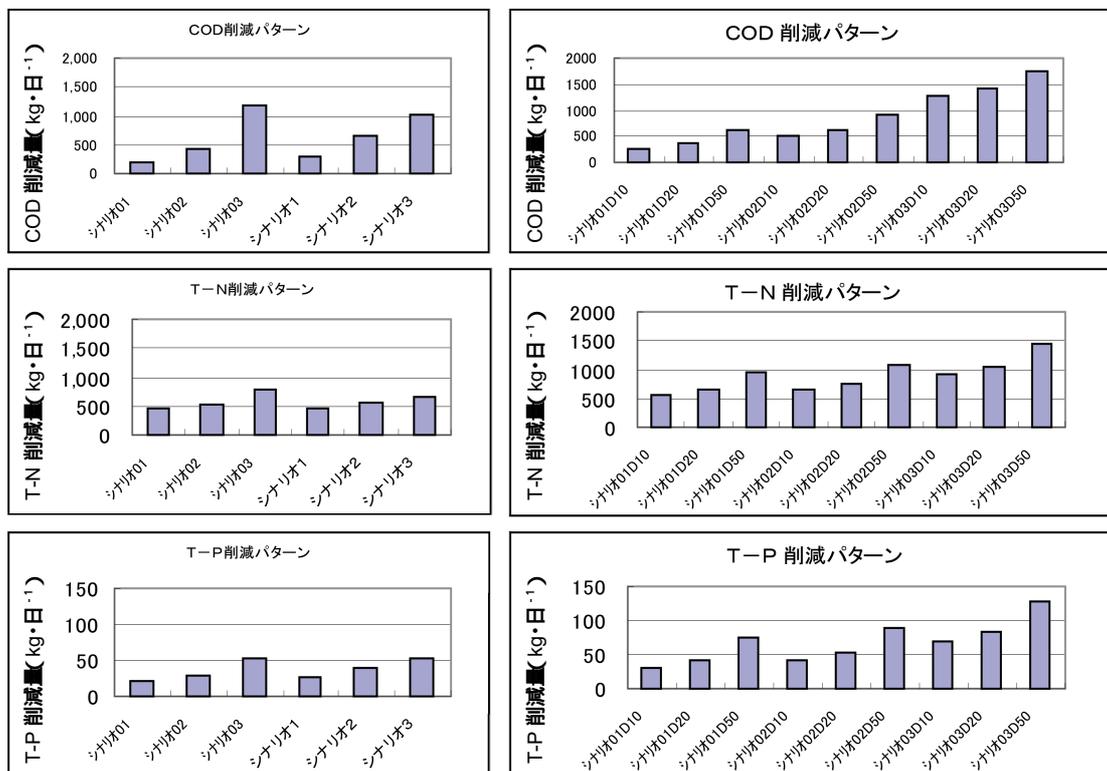


図 28 汚濁削減シナリオごとの削減量比較

となることが予想される。本研究では、流域の汚濁負荷削減シナリオとして、このような高度処理技術を導入する以前に、生活雑排水対策の拡充を当面对策として位置付け、窒素やリンの削減には自然的で生態工学的手法である植生土壌浄化法の適用を図ることで対応するシステムを中心として検討した。

本節では、このような整備手法について、

従来の下水道事業による流域下水道、公共下水道および特定環境下水道等の整備による方法 農村集落排水施設による方法 小規模集合排水処理（または中規模以上の合併浄化槽）による方法 高度合併処理浄化槽の拡充による方法の整備をとりあげた。

(1) 費用関数について

公共下水道施設や合併浄化槽等の整備に関する経済比較を行う場合、各施設整備に関する建設費や維持管理費の統一した費用関数が必要となる。最近まで統一した費用関数の設定はなかったが、公共事業の透明性や費用効果

比較の重要性から、農水省、国土交通省、環境省の三省合同で「統一した経済比較を行うための建設費等の統一について」が通達され、平成13年12月に一部修正を加えて「統一した経済比較のできるマニュアル作成の考え方」が提示されている。本検討では、このマニュアルにそって費用算出を行った。なお、植生土壌浄化法の費用は、千葉県桑納川の土壌浸透浄化施設の実施事例を参考に設定し、規模の効果は見込まないものとした。

(2) 費用対効果の検討

各負荷削減シナリオごとの整備費用を算定し、比較を行った。本検討では、維持管理費も含めた償還費用による絶対比較まで行わず、初期投資としての建設費の相对比较にとどめた。これは、公共下水道整備が汚水処理のみが事業目的ではなく、内水排除という治水対策効果も合わせ目的としているため、地形により中継ポンプ場等の設置条件が大きく異なるため、一概に同一条件としての比較が困難となるからである。費用算定結果を表24

表24 汚濁負荷削減コスト一覧(その1)

整備手法	コスト項目	シナリオ1	シナリオ2	シナリオ3	シナリオ1	シナリオ2	シナリオ3
公共下水道	建設費(処理) 百万円	4,293	7,955	17,981	7,806	14,470	21,057
	建設費(管渠) 百万円	6,920	14,154	35,858	13,496	27,316	41,992
	建設費計 百万円	11,212	22,109	53,839	21,301	41,786	63,049
	維持管理費 百万円・年 ⁻¹	1,310	2,522	6,032	2,425	4,685	7,030
小規模集合処理	合併浄化槽 百万円	3,457	6,881	17,115	6,748	13,412	20,376
	管路施設	5,949	11,898	29,744	11,356	22,721	34,788
	建設費	9,406	18,778	46,859	18,105	36,133	55,165
	合併維持管理百万円	247	493	1,233	484	967	1,475
農村集落排水	処理場費 百万円	5,783	7,655	11,307	7,628	10,221	12,297
	管路施設	5,949	11,898	29,744	11,356	22,721	34,788
	建設費	11,732	19,553	41,052	18,984	32,942	47,085
	維持管理費 百万円・年 ⁻¹	160	291	647	285	521	753

表25 汚濁負荷削減コスト一覧(その2)

整備手法	コスト項目	シナリオ1D10	シナリオ1D20	シナリオ1D50	シナリオ2D10	シナリオ2D20	シナリオ2D50	シナリオ3D10	シナリオ3D20	シナリオ3D50
公共下水道	建設費(処理) 百万円	4,293	4,293	4,293	7,955	7,955	7,955	17,981	17,981	17,981
	建設費(管渠) 百万円	6,920	6,920	6,920	14,154	14,154	14,154	35,858	35,858	35,858
	建設費計 百万円	11,212	11,212	11,212	22,109	22,109	22,109	53,839	53,839	53,839
	維持管理費 百万円・年 ⁻¹	1,310	1,310	1,310	2,522	2,522	2,522	6,032	6,032	6,032
小規模集合処理	合併浄化槽 百万円	3,457	3,457	3,457	6,881	6,881	6,881	17,115	17,115	17,115
	管路施設	5,949	5,949	5,949	11,898	11,898	11,898	29,744	29,744	29,744
	建設費	9,406	9,406	9,406	18,778	18,778	18,778	46,859	46,859	46,859
	合併維持管理百万円	247	247	247	493	493	493	1,233	1,233	1,233
農村集落排水	処理場費 百万円	5,783	5,783	5,783	7,655	7,655	7,655	11,307	11,307	11,307
	管路施設	5,949	5,949	5,949	11,898	11,898	11,898	29,744	29,744	29,744
	建設費	11,732	11,732	11,732	19,553	19,553	19,553	41,052	41,052	41,052
	維持管理費 百万円・年 ⁻¹	160	160	160	291	291	291	647	647	647
土壌処理	必要土壌面積 (m ²)	44,429	88,857	222,143	48,525	97,049	242,624	60,813	121,626	304,064
	土壌浄化施設費(百万)	5,776	11,551	28,879	6,308	12,616	31,541	7,906	15,811	39,528

から表 25 に示した。

(3) 結果の考察

シュミレーション結果を図 28 に示したがこれらの傾向から、各シナリオによる整備効果の特徴を下記のように整理される。

1) 今後の生活排水対策の整備率が 20% までの段階では、小規模集合排水処理の方が公共下水道等の整備より投資効率が高い。

2) COD 除去に関しては、整備率が高いほど規模の効果が現れるが、窒素、リンに関しては、投資効率が整備を拡大するほど低くなる傾向がある。これは窒素、リンの流達率が整備により増大することが起因しているためである。

3) 農村集落排水施設による整備は、整備率の高い段階で、投資効率が高くなる傾向がある。これは霞ヶ浦流

域の集落形態規模の場合、農村集落排水処理規模が適正規模となっていることが考えられるが、もともとの費用関数において、規模の効果が高くなるような関数となっており、強い解釈には留意する必要がある。

4) 植生土壌浄化手法との組み合わせ方式での大きな特徴は下記の 3 つである。

COD 削減効率は、農村集落排水処理との組み合わせで大きな効果を発揮し、投資効率は 2 倍程度に増加する。

リンの削減効率は、小規模集合排水処理の組み合わせで大きな効果を発揮し、投資効率は整備の初期段階で高い傾向を示す。

以上から、基本的には、BOD 処理技術と窒素、リンの総合的処理技術のシステム化は重要であり、かつ、COD 削減を優先するか、リン削減を優先するかによって、組み合わせる整備手法が異なることになり、政策判

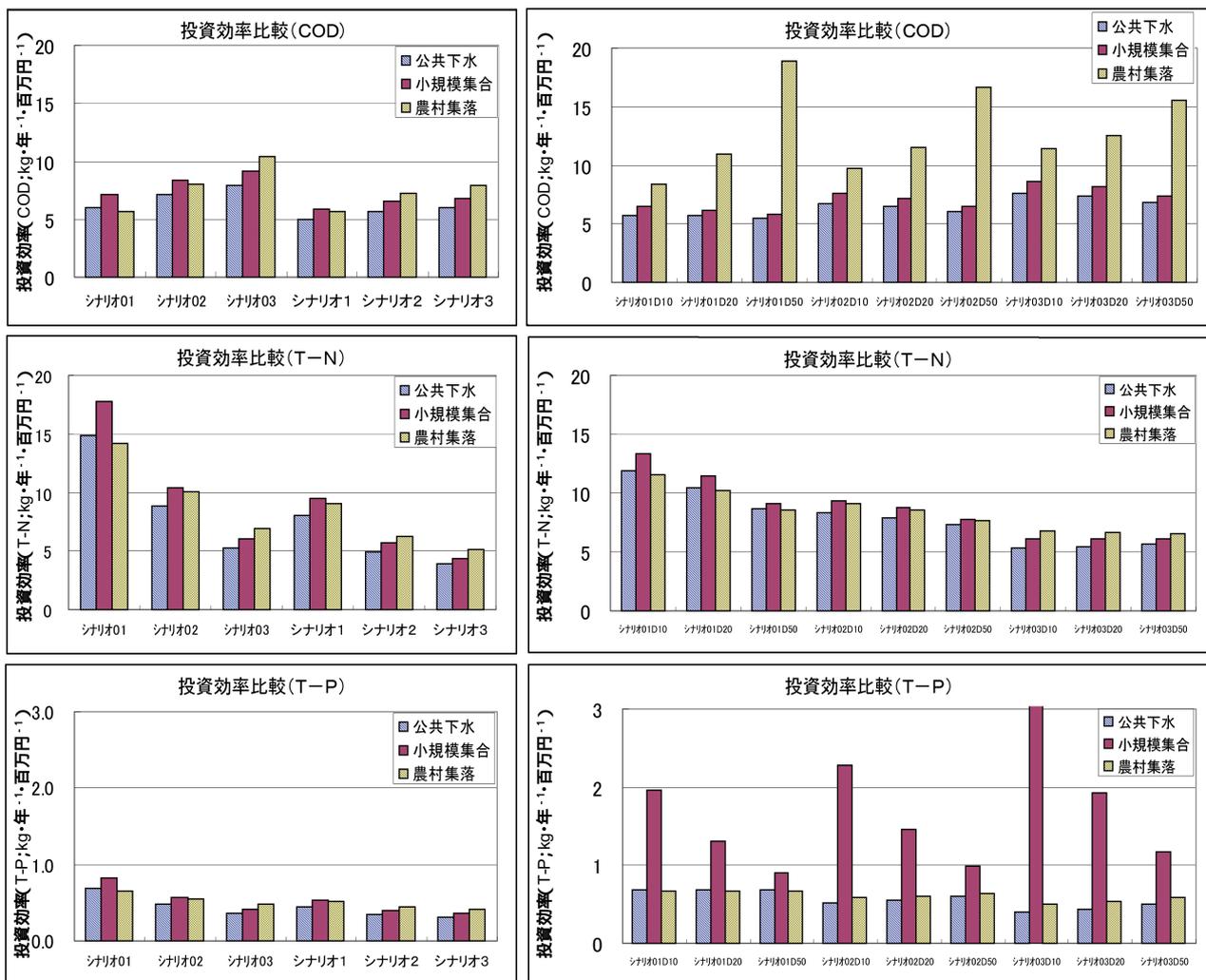


図 29 汚濁負荷削減シナリオごとの投資効果比較

断により投資効果は大きく異なる可能性があることが判明した(図 29)。

2.6.7 河川浄化シナリオと施策効果予測

河川浄化シナリオは、流域の汚濁対策が、発生源対策のみならず、従来からも河川の直接浄化手法として開発適用されてきた自然浄化能力を活用した生態工学的浄化技術の導入との分担が考えられる。すなわち、窒素、リンの栄養塩類による汚濁負荷は、山林の土壌侵食作用による自然汚濁をはじめ農地や市街地といった面源からの汚濁、いわゆる非特定汚染源からの汚濁の制御が重要ポイントとなってきた。

霞ヶ浦流域においては市街地からの汚濁負荷シェアが流域全体で 20 %にも達しており、面源汚濁を直接コントロールすることが重要課題となっている。なお、河川浄化施設の費用は山王川および清明川のヨシ原浄化の実施事例から設定した。

(1) 河川浄化シナリオについて

河川浄化システムとしては、植生浄化方式の適用例が多くあり、霞ヶ浦において、山王川をはじめとして、清明川、川尻川等、河川事業としてのパイロット事業が実施されている。本検討では、設計諸元と浄化効率諸元として、これらの実績の多い方式を、整備システムとして組み込んだ場合を想定した。

なお、浄化対策シナリオとしては、整備水準を汚濁ポテンシャルとして、(河川流量の放水流量×水質濃度)を指標として、順次整備水準を上げるシナリオを設定した。

整備水準の基準として、山王川を代表河川として設定し、全流域の平均整備水準が山王川の整備水準になるような、河川別の整備配分をシナリオとした。

以上から、河川シナリオを下記のとおりとした。

河川シナリオ 1：流域平均整備率の当面目標として 30 %を整備する。整備水準の配分は、豊水流量×河川水質濃度に比例して整備(緊急実施可能なレベル)

河川シナリオ 2：流域平均整備率の当面目標として 50 %を整備する。整備水準の配分は、豊水流量×河川水質濃度に比例して整備(計画目標レベル)

河川シナリオ 3：流域平均整備率の当面目標として 70 %を整備する。整備水準の配分は、豊水流量×河川水質濃度に比例して整備(可能最大レベル)

表 26 河川浄化対策効果

項目	シナリオ	負荷量 (kg・日 ⁻¹)		
		COD	T-N	T-P
現況負荷量		18059	8241	370
削減負荷量	河川シナリオ 1	1249	472	37
	河川シナリオ 2	1993	764	57
	河川シナリオ 3	2588	1019	71
削減率 (%)	河川シナリオ 1	6.9 %	5.7 %	10.0 %
	河川シナリオ 2	11.0 %	9.3 %	15.4 %
	河川シナリオ 3	14.3 %	12.4 %	19.2 %

(2) 河川浄化の予測結果

河川浄化シナリオにしたがって直接浄化整備を実施した場合の予測結果は表 26 に示すとおりである。

小規模集合排水や農村集落排水事業で行うのと比較して 2 ~ 3 倍高い投資効率であることがわかる。同様 T-N で約 12 kg・年⁻¹・百万円⁻¹で同程度、T-P で約 1 kg・年⁻¹・百万円⁻¹で、約 3 倍投資効率が高い結果が得られた。投資効率が高いことは、直接浄化であることから、いわゆるオンサイト処理となり、管渠整備等の輸送施設が必要ないこと、および構造が簡単であること等の理由からも明らかと考えられる。

COD の浄化対策効果は、河川負荷量に対し、山王川を基準河川として整備率(豊水流量の取水率で定義)の 20 % 水準(シナリオ 1) 1 249 kg・月⁻¹、50 % 水準(シナリオ 2) で 1 993 kg・日⁻¹、70 % 水準(シナリオ 3) で 2 588 kg・日⁻¹という結果となった。

投資効率を示すため、建設費百万円当たりの削減負荷量を図 30 に示した。結果の特徴を要約すると下記のとおりである。まず経済効率の観点から、先に示した排水処理システムによる投資効率は、百万円当たりの COD 削減量は、高い条件で 5 ~ 7 kg・日⁻¹、T-N 削減量は 5 ~ 10 kg・日⁻¹、リンで 0.4 ~ 0.7 kg・日⁻¹であるに対し、河川浄化の場合では、COD で約 5 倍、窒素およびリンで約 2 倍の効率があることになる。換言すれば、霞ヶ浦流域のような分散型の汚濁源地域にあっては、同じ投資額によっても整備効率を 2 倍以上に上げることが可能であると予測される。

初期コストの縮減はもとより、その後の維持管理費用とエネルギー投入量の利点を加味すれば、これらの利得はもっと開いてくるものと予想され、省庁を超えた行政施策の実行と仕組みづくりの条件はそろっていると考えられる。

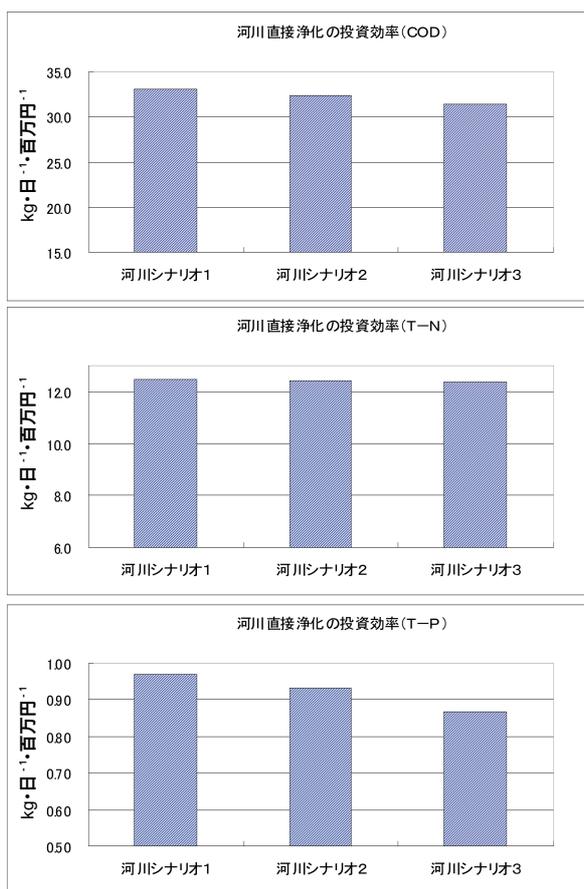


図 30 河川シナリオの削減効果

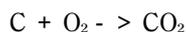
2.7 流域資源循環効果

2.7.1 流域資源循環の考え方

前章では、流域の汚濁負荷の削減施策として污水处理と河川浄化をとり上げた。

これまでの流域汚濁管理の概念においては、流域の資源循環との関連において、污水处理工程から生じる余剰汚泥の循環過程が組み込まれるにすぎないケースが多いが、ここでは、資源循環と環境負荷削減の双方を同時に満足する物質循環の原理からその適正化を目指す。

すなわち、これまでの水処理技術分野では、水処理技術 = 有機汚濁物の除去 = 活性汚泥法等の生物学的酸化処理が基本原理となっており、最終的には次式の酸化作用による無機化を促進させることにあった。



しかしながら閉鎖性水域では、窒素とリンの存在により、いわゆる光エネルギーによる炭酸同化作用による、無機物質 (CO₂) からの有機物の生産という、まったく逆の作用が生じ、せっかく有機物を除去したにもかかわらず、再度有機物が生産されるという、悪循環プロセスが断ち切れていない範囲の環境管理になっている。

また、下水の高度処理技術においては、窒素の除去技術はいわゆる生物学的硝化・脱窒素という、特殊な微生物作用を利用することになるが、この反応も、分子状酸素のかわりに硝酸態の酸素を利用するという、酸化反応が最終反応となっており、有機物を除去した後の領域で、再度メタノール等の有機物を添加する等、相矛盾する反応を前提とする技術を開発利用するという結果になることとなる。

このように、個別の反応プロセスをそれぞれにおいて最適制御することが、必ずしも全体の環境プロセスの中で、最適であることには帰結しない。

このような観点からすると、基本的には、作物生産という一次生産を基盤とする流域との関係において、もともと窒素とリンのバランスが基本原理として重要であり、また炭素と窒素のバランスにおいて、流域土壌の C/N 比の多寡によって、窒素溶脱型になるか、窒素利用型になるかが左右されるのは、硝化と脱窒素反応原理からも明らかである。

以上のことから、炭素循環、窒素循環、リン循環は相互に関係しており、それぞれのバランスを維持するための循環化システムが環境汚濁管理と資源循環管理の大原則となると考える。

直接的に物質循環の最適化計画論に向かうのではなく、本節では上述した基本原理をベースとして、霞ヶ浦流域という具体的地域において、資源循環システムと汚濁管理システムが基本的に整合をとれるシステムとして、どの程度の相互関係が想定しうるかを、具体的に定量的に検討しようとするものである。

そこで、資源循環の基本シナリオとして、下記のようなシナリオを設定した。

霞ヶ浦流域は、農業と畜産を基軸とする農村集落型の流域であることから、窒素過多の環境と考えられ、事実種々の環境調査結果もそれを示している。

このことから、物質循環の起点として窒素からのシナリオの見通しにより下記のとおり設定した。

(1) 現況の流域の窒素循環の特徴として、化学肥料の多用と畜産糞尿の農地還元努力の結果として、窒素投入量が過剰であることから、余剰肥料成分の削減のための資源循環を基本と考える。

(2) このため植物生産を基軸とする炭素循環量を多くし、水処理プロセスにおいても、徹底的な有機物除去より、循環脱窒素用の炭素源としても活用し、かつ植物生

産を行い、窒素、リンの削減を行うと同時に脱窒素容量を増加させるためのバイオ・エコエンジニアリング技術を導入する。基本的には自然生態工学的手法の導入を想定する。

(3) さらに植物生産増加分は再循環するのではなく、バイオガス発電等のエネルギー転換を行うことにより、余剰分の窒素循環の適正化を図る。

以上の観点から、資源循環型の流域管理シナリオの検討ステップとして、

窒素の農用地への投入量の適正化水準を検討

近隣市町村との需給バランスシステムの整備による循環の地域協力を想定

余剰窒素資源について化成肥料の代替策として、生ゴミ等の資源化可能量を予測

資源循環による、窒素、リンの回収削減効果量を予測というステップにより資源循環効果を予測した。それぞれの検討予測結果について述べる。

(1) 窒素の農用地への投入量の適正化水準の検討

我が国の農業生産に伴う窒素フローは図31のように示されており、窒素循環管理に関する重要かつ貴重な情報が含まれている。

これらの情報を要約すると、

家畜糞尿の約90%は農地に施用されている。

農地からの環境負荷のポテンシャルとなる余剰となる窒素量は $92 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ で、未利用家畜糞尿量 $19 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ で合わせて $109 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ である。

OECDは地下水の硝酸塩汚染の臨界負荷として $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ を提唱しているため、我が国の農地ではこの基準をすでに上回っている。¹⁹⁾

このほか同引用文献では、農地において余剰となる窒素の臨界負荷的な観点から $60 \sim 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ が提唱されていることが記載されている。これは現状の収量を保持

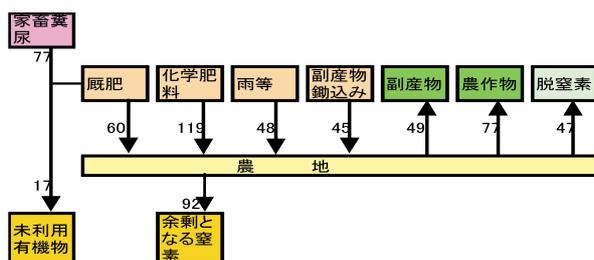


図31 日本における農業生産に伴う窒素循環フロー

した上での上限となる余剰負荷量としている。

一方、茨城県全体の家畜糞尿の農地還元負荷量は、 $145 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (前掲) となっており、図31と比較すると約2倍の家畜糞尿の負荷圧となっていることがわかる。これらのデータから、許容しうる家畜糞尿の投入負荷量は、物質循環の適正化の目標として $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ 、直ちに施行可能な水準として $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ を上限とすることが考えられる。

(2) 近隣市町村との需給バランスシステムの整備による循環の地域協力の想定

霞ヶ浦流域の農用地当たりの家畜糞尿の排出量は図32に示すとおりである。

この図から、家畜糞尿の農地還元負荷圧は、流域平均で $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ におよび、さらに $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ を超える市町村が8市町村にも上る。特に北浦関連市町村は畜産密度が全体として高く、北浦流域内で需給バランスを確保することが極めて困難な状況にある。

図32は、負荷密度として示しているため、絶対量の需給バランスの設定が重要となる。当面对策の許容水準として $145 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ を目標として地域管理が考えられる。

(3) 余剰窒素資源について化成肥料の代替策として、生ゴミ等の資源化可能量を予測

地域で発生する生ごみのリサイクルについては、すでに事業系生ごみの回収資源化を求めるリサイクル法が成立している。一方、家庭系の生ごみに関しては、家庭コンポストや小規模集合コンポスト化等の開発技術の競争が激化しているものの、地域循環システムの一環としての位置付け、政策誘導はまだ途についたばかりのところ

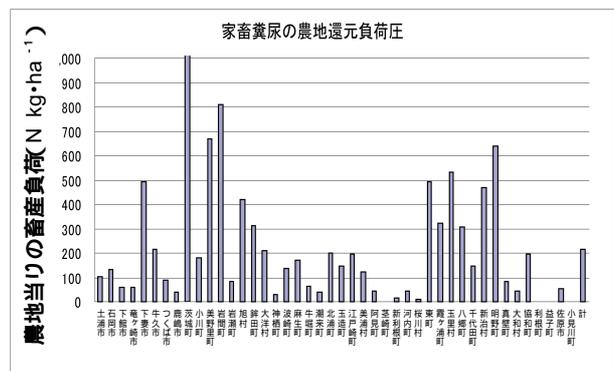


図32 農地面積当たりの畜産負荷量

である。一方、下水道システムと一体となっていゆるディスポーザーシステムによる処分形態も、現実の大都市開発では都市機能の一環として廃棄物対策システムとして組み込まれている場合もあり、既存下水道区域との整合性の問題等、多数の解決すべき問題を抱えている。

ここでは、そのような処分システムとしてではなく、資源循環系に乗せたときの循環による削減可能量について試算する。

基本的には、生ごみと先に示した余剰となる畜産廃棄物との混合による性状調整によって発酵堆肥化効率のアップ、もしくはバイオガス化によるエネルギー回収の効率化を目指したときの循環による削減可能量を試算するものである。

(4) 地域資源循環による削減効果の予測

1) 地域循環の平滑化による適正農地還元化による効果

家畜糞尿の農地還元は、全国的にも90%の109 kgN・ha⁻¹が還元されているが、先に示したように、すでに地下水の硝酸態窒素濃度10 mg・l⁻¹を超える状況にあり、茨城県の平均的畜産の糞尿圧は145 kgN・ha⁻¹と高い。

しかしながら、少なくとも緊急的に実施可能なレベルとして、霞ヶ浦流域において茨城県の平均レベルに均衡するまで管理する(表27)ことは可能との判断から、まず畜産系の窒素管理を前提した場合の試算を行った。

すなわち、図33に示した市町村ごとの農用地当たりの家畜糞尿還元を145 kgN・ha⁻¹を基準として近隣市町

表27 家畜糞尿の適正化による削減負荷量

項目	削減負荷量 (kg・日 ⁻¹)	流出率	流出負荷量 (kg・日 ⁻¹)
COD	24,105	0.08	1,928
T-N	13,035	0.35	4,562
T-P	3,998	0.005	20.0

村に配分し(実際に販売譲渡等により行われているが、流域全体として整合をとることを前提とする)、過剰分について次に示す生ごみとの共同処理を考える。

これを算定した結果、流域全体では、削減可能発生負荷量として下記の結果が得られた。

2) 生ごみ資源化による汚濁排出負荷の削減予測

流域の生ごみ発生量は、発生原単位と成分組成を文献値から設定した。²⁰⁾ まず、家庭系の生ごみ量の発生原単位は、一般的値とされる250 g・人⁻¹・日⁻¹を用いた。事業系の生ごみ発生量の統計値が河川流域ごとにないため、全国平均の家庭系と事業系の比率をもって推定した。また窒素とリンの成分率は、表28に示した文献値のうち、動植物性残渣の値を適用した。以上の結果から、発生原単位は表29のとおり設定した。

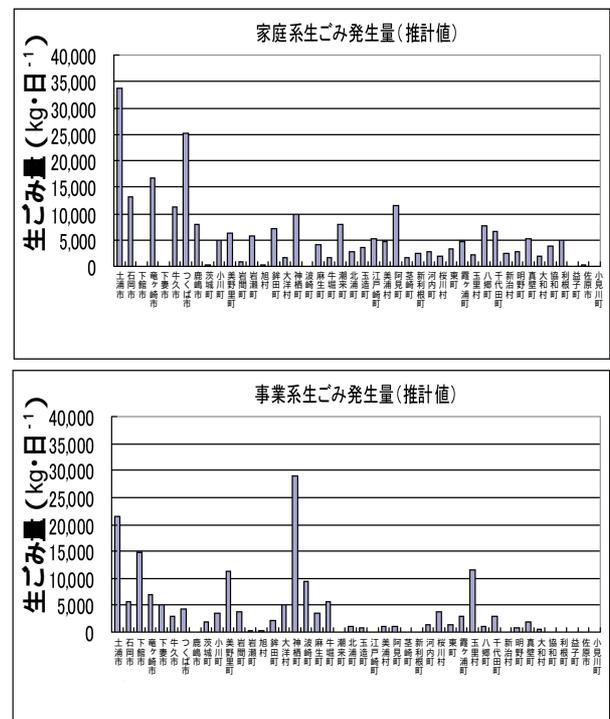


図33 霞ヶ浦流域の生ごみ発生量

表28 食品産業廃棄物および他業種汚泥の発生量と成分含有量²⁰⁾

有機性汚泥	発生量 (万 t)	乾物換算 (万 t)	成分含有量 (%)				発生量 (万 t)				
			窒素	リン酸	リン	カリ	窒素	リン酸	リン	カリ	
食品産業	汚泥	1331	66	7.01	4.02	1.76	0.77	4.63	2.65	1.16	0.51
	動植物性残渣	240	67	1.41	0.53	0.23	0.57	0.94	0.36	0.16	0.38
	小計	1571	133	4.19	2.26	0.99	0.67	5.57	3.01	1.31	0.89
他業種	下水汚泥	8550	171	5.18	5.37	2.34	0.37	8.86	9.18	4.01	0.63
	し尿汚泥	1995	-	0.6	0.1	0.04	0.3	11.97	2	0.87	5.99
	浄化槽汚泥	1359	27	5.18	5.37	2.34	0.37	1.41	1.46	0.64	0.1
	農業集落排水汚泥	32	0.6	5.18	5.37	2.34	1.02	0.03	0.03	0.01	0
計	13487						27.84	15.68	6.85	7.61	

表 29 生ごみ発生原単位 (g・人⁻¹・日⁻¹)

	発生量	C	N	P
家庭系	250	1.7	2.2	0.36
事業系	174	1.9	2.5	0.4

表 30 霞ヶ浦地域生ごみ発生量 (kg・日⁻¹)

項目	家庭系	事業系	計
現物	242,061	168,938	410,999
C	1,646	1,841	3,487
N	2,130	2,382	4,512
P	350	389	739

霞ヶ浦流域全体の生ごみ発生量について、家庭系と事業系について推計した結果を表 30 に示した。なお、市町村別の家庭系生ごみと事業系の生ごみ発生分布は図 33 に示した。

家庭系生ごみは人口比例となるが、事業系の推計結果では、土浦市、石岡市、下館市と都市部に多いのに加え、食品加工場のある神栖町、美野里町、波崎町、玉里村が多く、特に神栖町とその周辺に集中している。これらの発生パターンからも生ごみの資源化循環の拠点ブロックとして 3～5 ヲ所を想定することができる。

(5) バイオガス発電による資源回収量の試算

生ごみ 1 t 当たりのバイオガス発電により、電力回収量は 160 kwh、消費電力は 50 kwh、生成コンポスト量は 300 kg とされる。(white ら, 1999) 家庭系生ごみと事業系生ごみについて約 1/2 が実効回収率と仮定すると、642 t の 1/2 の約 300 t が資源化とエネルギー回収されることになり、電力エネルギーとしての回収量は 48,000 kwh・日⁻¹が見込まれる計算となる。

2.8 まとめ

霞ヶ浦流域の具体的な対象流域として、環境低負荷型・資源循環型施策の導入効果予測と投資効率の評価解析を行った。

得られた成果は ~ のようにまとめられる。

霞ヶ浦流域の資源循環型管理にあたっては、分散型排出地域における生活系排水対策の整備手法の転換と農地管理が重要であることを定量的に明示できた。生活雑排水の未整備地区の整備手法として、短期的には、小規模集合排水処理が経済効率が良いが、整備率が上がっ

た段階においては農村集落単位の処理に加え、窒素・リンの除去能を有する土壌処理を付加する方式が最も有効であることが示された。またこの土壌処理付加方式では、従来型下水道整備の投資効率が COD で 7 kg・日⁻¹・百万円⁻¹であるのに対し 12 kg・日⁻¹・百万円⁻¹と約 50 % 高い推算結果となった。ただし、窒素の削減効率にはほとんど差がないことも判明した。面源負荷の割合の高い霞ヶ浦流域では、その対策として休耕田や河川でのバイオ・エコエンジニアリングを活用した直接浄化対策が有効であり、投資効率も排水処理対策に比較し COD で 5 倍、窒素・リンで 2 倍程度の効率となることが示された。したがって、省庁横断的施策の実施の枠組みづくりが地域にとって不可欠な政策となるといえる。霞ヶ浦流域においては窒素の過剰循環構造に特徴があり、資源循環容量から基本的には畜産糞尿の発生負荷量で現況の化成肥料投入分が十分まかなえる自立型の地域管理が可能であることが示された。すなわち、地域循環系で外部負荷の投入を削減することが最も重要な地域施策となるものと考えられた。農耕地への窒素循環目標は、長期的には 100 kg・ha⁻¹・年⁻¹とすることが望ましいが、緊急かつ実施可能な目標として茨城平均の 140 kg・ha⁻¹・年⁻¹を具体的目標とすること、および市町村間の広域資源循環共同事業によりこれを達成でき、さらにこの資源循環の結果として、霞ヶ浦への窒素の流入負荷量 8,200 kg・日⁻¹に対し 4,500 kg・日⁻¹と約 1/2 まで汚濁負荷削減が同時に達成可能である。生ごみの堆肥化循環策により、窒素について 2,200 kg・日⁻¹の負荷量に相当する施肥の代替が可能であること、また、同時にバイオガス発電を実施した場合、48,000 kwh・日⁻¹の電力エネルギーの回収が可能であることが試算された。

すなわち、これまでの汚濁対策において、資源循環配分施策までとり扱った水環境改善施策の評価の試みはほとんどなく、本研究により、整備手法の選定、地域整備順位の決定、環境低負荷型の水処理・浄化技術の開発等、政策決定の具体的な選択について重要な示唆を得ることができた。特に土地活用施策と資源循環施策の推進は重要かつ効果的であり、省庁枠を超えた行政施策の重要性を指摘できる。

なお、本研究では、当初、河川流域間や市町村間の行政施策の連携の可能性までを入れた流域分析モデルを用いた分析を目指し、よりリアルな分析システムの構築を目標にしていた。しかしながら、現在入手可能な社会経

済指標の統計レベルにおいて、特に資源循環に係る指標の統計レベルにおいては、流入河川の流域単位で分析することが限度であることがわかった。

費用関数については、国土交通省、農水省、環境省の共通の通達関数を用いたが、整備の高度化領域では、より詳細な地形条件と排出源の配置が重要となるが、この分析を容易に行うには100mメッシュ統計等の整備が十分行われる必要がある。今後このような分析を現在の3次メッシュ統計データの内挿補完方式を開発することにより、精度の高い流域管理の予測評価が可能となる。

引用文献

- 1) 稲森悠平, 稲森隆平 (2001): バイオ・エコテクを活用した水処理の高度化, エンパイオ, 1, 31-39.
- 2) 稲森悠平, 水落元之 (2001): 高度新技術および既存改善型浄化槽による水環境修復, 資源環境対策, 37, 1061-1069.
- 3) 稲森悠平, 野田尚宏, 須藤隆一 (2001): 循環の時代を踏まえた窒素, リン回収と資源化技術の動向, 資源環境対策, 37(2), 141-146.
- 4) 稲森悠平 (2001): 窒素, リンの小規模事業場における排水対策の現状と技術的課題, 資源環境対策, 37, 1020-1026.
- 5) 稲森悠平, 山海敏弘 (2001): し尿浄化槽に関する施行令及び告示の改正, 建築設備と配管工事, 39(1), 13-15.
- 6) 稲森悠平 (2001): 循環型社会におけるディスポーザ対応排水処理システムのあり方, 用水と廃水 43, 889-893.
- 7) 山本泰弘, 三浦勇二, 井上 充, 藤本尚志, 稲森悠平, 松村正利 (2002): 嫌気ろ床・生物ろ過法における物理化学的リン除去法導入による処理性能の評価, 日本水処理生物学会誌: 38, 47-55.
- 8) 林 紀男, 稲森悠平, 水落元之, 須藤隆一 (2001): 食物連鎖を活用した生物処理における魚類の収率, 浄化槽研究, 13(1), 3-12.
- 9) 藤井邦彦, 稲森悠平, 松村正利, 戎野棟一 (1999): 有用微小後生動物輪虫類の大量定着と水質浄化に及ぼす付着担体の効果, 水環境学会誌, 22(2), 127-132.
- 10) 徐 開欽, 加藤智博, 稲森悠平, 西村 修, 細見正明, 須藤隆一 (1999): 浚渫ヘドロ上に創出した人工ヨシ湿地の水質浄化機能の評価, 用水と廃水, 41(6), 26-34.
- 11) 水落元之, 佐藤和明, 稲森悠平, 松村正利 (1999): 地球温暖化ガス CH_4 , N_2O の標準活性汚泥法および嫌気・無酸素・好気法における放出量の比較解析, 日本水処理生物学会誌, 35(2), 109-119.
- 12) 川口智也, 白濱光央, 平井真砂郎, 加藤善盛 (2001): 湖沼流域における地域連携水管理手法の開発, 流域管理 2001 講演要旨集, ヨーロッパ水協会・米国水環境連盟・日本下水道協会.
- 13) 渡邊紹裕, 丸山利輔, 小林慎太郎, 堀野治彦, 中島広志 (1993): 水文水利総合モデルによる流域水環境の評価に関する研究.
- 14) 中桐貴生・渡邊紹裕・堀野治彦・丸山利輔 (1998): 紀の川流域における流域水循環モデルの開発, 農業土木学会論文集 第198号.
- 15) 正常流量検討の手引き(案), (1992), 建設省河川局河川環境対策室.
- 16) 金澤 純著 (1992): 農薬の環境科学, 合同出版.
- 17) 安田 環, 越野正義 共編 (2001): 環境保全と新しい施肥技術, 養賢堂.
- 18) 茨城県 (2001): 平成12年度茨城県環境白書.
- 19) 米内山昭和, 阿部秀明 編著 (1999): 持続的農業と環境保全へのアプローチ, 泉文堂.
- 20) 農林水産省農業技術環境研究所編 (2000): 農業を軸とした有機性資源の循環利用の展望, 養賢堂.

[資 料]

研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

平成 12 年度（当時）

地域環境研究グループ

統括研究官

森田昌敏

水環境改善国際共同研究チーム

稲森悠平・水落元之

平成 13 年度

循環型社会形成推進・廃棄物研究センター

センター長

酒井伸一

バイオエコエンジニアリング研究室

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡

[B 客員研究員]

須藤 隆一	（東北工業大学）	（平成 12・13 年度）
田中 修三	（明星大学）	（平成 12・13 年度）
長坂 實上	（茨城大学）	（平成 12・13 年度）
西村 修	（東北大学）	（平成 12・13 年度）
林 紀男	（千葉県立中央博物館）	（平成 12・13 年度）
平田 彰	（早稲田大学）	（平成 12・13 年度）
藤本 尚志	（東京農業大学）	（平成 12・13 年度）
松村 正利	（筑波大学）	（平成 12・13 年度）
東 照雄	（筑波大学）	（平成 12・13 年度）
楊 瑜芳	（(財)茨城県科学技術振興財団）	（平成 12・13 年度）
李 先寧	（(財)茨城県科学技術振興財団）	（平成 13 年度）
杉浦 則夫	（筑波大学）	（平成 12・13 年度）

2 研究課題と担当者（*客員研究員）

（1）環境低負荷型・資源循環型の水環境改善システムに関する調査研究の目的と論点

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・須藤隆一*・松村正利*・長坂實上*・平田 彰*・杉浦則夫*

（2）水循環モデルの構築

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・西村 修*・松村正利*・杉浦則夫*

（3）霞ヶ浦物質循環モデル

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・林 紀男*・田中修三*・杉浦則夫*

（4）流域物質循環特性と資源循環化の検討

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・長坂實上*・藤本尚志*・東 照雄*・楊 瑜芳*・李 先寧*

（5）有害物質の流出モデルの検討

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・西村 修*・東 照雄*・平田 彰*

（6）霞ヶ浦流域の物質循環施策効果の予測と評価

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・林 紀男*・田中修三*・杉浦則夫*・松村正利*

（7）流域資源循環効果

稲森悠平・水落元之・岩見徳雄・板山朋聡・須藤隆一*・長坂實上*・松村正利*・平田 彰*

研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Iwami N., Sugiura N., Itayama T., Inamori Y., Matsumura M.	Control of cyanobacteria, Microcystis, using predatory microanimals inhabiting bioreactor	Environ. Technol.	21	591-596	2000
金 正淑, 稲森悠平, 金 時俊	三相流動反応槽による養殖場排水の処理特性	水環境学会誌	23(2)	101-107	2000
稲森悠平	バイオ・エコエンジニアリング研究施設	日本エネルギー学会誌	79	554-557	2000
Inamori Y., Lu X., Xu K.	Comparative Studies on nitrogen removal between the treatment-processes of SND and SQND for controlling N ₂ O emission	Jpn. Coord. comm. MAB		59-66	2000
大内山高広, 杉浦則夫, 稲森悠平, 岡田光正	上水の生物膜法による水質浄化能と生物膜構成微小動物の役割	日本水処理生物学会誌	36(3)	129-136	2000
稲森悠平, 西村 浩, 稲石高雄	生態工学としての植物を利用した水質浄化	緑の読本		1323-1336	2000
稲森悠平, 山海敏弘	し尿浄化槽に関する施行令及び告示の改正	建設設備と配管工事	39(1)	13-15	2001
稲森悠平, 野田尚宏, 須藤隆一	循環の時代を踏まえた窒素, リン回収と資源化技術の動向	資源環境対策	37(2)	141-146	2001
稲森悠平	窒素, リンの負荷削減による閉鎖性水域の修復	NGK エンジニアリング技法	(2)	87-95	2001
稲森悠平	窒素, リンの小規模事業場における排水処理の現状と技術的課題	資源環境対策	37	1020-1026	2001
稲森悠平, 水落元之	高度新技術および既存改善型浄化槽による水環境修復	資源環境対策	37	1061-1069	2001
稲森悠平, 稲森隆平	バイオ・エコテクを活用した水処理の高度化	エンバイオ	(1)	31-39	2001
竹崎義則, 清水康利, 稲森悠平, 山海敏弘	ディスポーザ排水の負荷原単位設定	廃棄物学会	12	312-321	2001

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
稲森悠平, ディスポーザ生ごみ リサイクル研究会	循環型社会におけるゲイスポーザ 対応排水処理システムのあり方	用水と廃水	43	889-893	2001
Inamori Y, Xu Kaiqin, Noda N.	Development of Advanced Water Renovation Systems Using Bio/ecoengineering for Establishing Sound Water Environment	STUDY ON LAKE EUTROPHICATION AND ITS COUNTER- MEASURE IN CHINA		53-71	2001
稲森悠平, 稲森隆平, 孔 海南	食品産業に位置づく家畜排せつ物 の対策	月刊食品工場長	(57)		2002
稲森悠平, 稲森隆平, 孔 海南	有機性廃棄物生ごみからのプラス チック化	月刊食品工場長	(58)	40-41	2002
山本泰弘, 三浦勇二, 井上 充, 藤本尚志, 稲森悠平, 松村正利	嫌気ろ床・生物ろ過法における物 理化学的リン除去法導入による処 理性能の評価	日本水処理生物学会誌	38	47-55	2002
Yamamoto Y., Inoue M., Nishimura O., Inamori Y., Matsumura M.	Development of Phosphorus Removal Process of On-site Domestic Wastewater Treatment Systems Using Dripping Method of Thick Iron Solution	Japanese Journal of Water Treatment Biol- ogy	38	29-38	2002

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
稲森悠平, 中澤みどり, 杉浦則夫	水圏生態系におよぼす非イオン界面活性剤の影響評価	第3回日本水環境学会 シンポジウム	寝屋川	12.9
稲森悠平	生物膜法を活用したディスポーザ排水処理技術	第3回日本水環境学会 シンポジウム	寝屋川	12.9
照沼 洋, 多田千佳, 稲森悠平	生物膜法を活用した汚濁河川・水路浄化技術	第3回日本水環境学会 シンポジウム	寝屋川	12.9
野田尚宏, 吉江幸子, 星野辰彦, 三浦英智, 常田 聡, 平田 彰, 生田 創, 蛭江美孝, 松村正利, 稲森悠平	生物膜法を活用した排水処理と有用生物の認識技術	第3回日本水環境学会 シンポジウム	寝屋川	12.9
楊 瑜芳, 稲森悠平, 内藤正明	下水汚泥の高温好気反応における比増殖速度の解析	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
岩見徳雄, 藤井邦彦, 稲森悠平, 相馬修正	生物処理反応槽における増殖促進成分添加による有用微小動物の高密度化	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
丁 国際, 稲森悠平, 須藤隆一	流動スポンジ担体への附着性輪虫類の定着能と硝化能の比較解析	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
桑原健太郎, 稲森悠平, 岩見徳雄, 板山朋聡	藍藻類 <i>Microcystis aeruginosa</i> と <i>Oscillatoria mougeotii</i> の共存下における増殖特性の比較解析	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
俣木幸三, 高井智丈, 小松央子, 稲森悠平	吸着脱リン法による生活排水の高度処理およびリン酸回収システムの開発	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
桑原享史, 松村正利, 藤本尚志, 林 紀男, 稲森悠平, 水落元之	高次捕食者として魚類を導入した食物連鎖活用排水処理システムの解析	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
富永和樹, 蛭江美孝, 稲森悠平, 水落元之, 木持 謙, 三上真樹生, 角野立夫, 松村正利	<i>Alcaligenes faecalis</i> の低水温条件下における動態と硝化・脱窒特性評価	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11
吉江幸子, 野田尚宏, 宮野知子, 常田 聡, 平田 彰, 蛭江美孝, 稲森悠平	高塩製錬廃水処理システムの微生物群集構造に関する分子生態学的評価・解析	日本水処理生物学会 第37回神奈川大会	相模原	12.11

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
星野辰彦, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰, 稲森悠平	分子生物学的手法による無機性排水処理プロセスにおけるアンモニア酸化細菌群の評価・解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
小沼和博, 高木博夫, 稲森悠平, 須藤隆一	オゾン添加嫌気・好気活性汚泥法における難分解性有機物除去と汚泥減量化の評価	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
藤井邦彦, 須藤隆一, 孔 海南, 稲森悠平, 水落元之	無循環多段式嫌気ろ床・土壌トレンチの生活排水由来栄養塩類除去特性と温室効果ガス発生抑制の安定性	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
金正淑, 南 光鉉, 稲森悠平, 金 時浚	包括固定化した担体を用いた活性汚泥法の性能評価	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
稲森悠平, 水落元之, 三上真樹生, 富永和樹, 野田尚宏, 木持 謙, 常田 聡, 平田 彰	循環式硝化脱窒法における N ₂ O 発生特性におよぼす SRT 等の運転操作条件の影響	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
稲森悠平, 水落元之, 石川樹理, 富永和樹, 木持 謙, 古屋 昇	温室効果ガス N ₂ O の浄化槽放出量の実態調査	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
山海敏弘, 稲森悠平	建築基準令に基づく浄化槽の性能評価における課題と展望	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
小松央子, 小沼和博, 稲森悠平, 萩谷昭三	窒素, リン高度処理システムの付加による既存浄化槽の水質改善効果	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
大島綾子, 鈴木健一, 佐竹純一郎, 高野 功	膜分離技術を適用した小型合併処理浄化槽の窒素除去と問題点	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
蛭江美孝, 稲森悠平, 松村正利, 野田尚宏, 平田 彰, 常田 聡	高度コンパクト型合併浄化槽における硝化細菌の分子生物学的解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
稲森悠平, 小沼和博, 小松央子, 正田喜八郎, 萩谷昭三, 浅田寿人, 古屋 昇	窒素・リン除去能を付加した既存合併処理浄化槽の改造による AGP 抑制効果	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
生田 創, 稲森悠平, 松村正利	硝化細菌定量手法としてのモノクローナル抗体法, FISH 法および MPN 法の比較解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
稲森悠平, 三浦英智, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰, 蛭江美孝	アンモニア酸化活性評価のための RT-PCR 法を用いた amoA の定量的解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
橋本 敦, 林 紀男, 浅枝 隆, 稲森悠平	池沼の生態系に及ぼすひも状接触材 (バイオコード) の影響	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
多田千佳, 西村 修, 稲森悠平, 松村正利, 須藤隆一	底泥溶出水の藻類の遷移に及ぼす影響解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
稲森悠平, 稲森隆平, Dass P, 大内山高広, 岩見徳雄, 藤井邦彦, 水落元之, 杉浦則夫	生態工学技術としての土壌・水生植物植栽浄化法における栄養塩類除去と CH ₄ , N ₂ O の発生抑制機構の解明	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
西村 浩, 稲森悠平, 松本明子, 藪内俊光, 林 紀男, 稲石高雄	水生植物浄化法における植栽条件の差異と浄化特性の比較解明	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
稲森悠平, 北西 滋, 風呂田利夫, 酒井義尚, 稲石高雄	水耕植物を用いた水質浄化法における浄化能と収穫の有無および手法の解明	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
稲石高雄, 中里広幸, 宮永洋一, 井野場誠治, 稲森悠平, 松村正利,	バイオパーク浄化槽法の処理能および回収植物の資源価値の解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
藤井彩子, 杉浦則夫, 稲森悠平	水耕栽培植物の汚濁湖沼水浄化への活用と機能解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
山口尚宏, 稲石高雄, 稲森悠平, 水落元之, 田瀬則雄, 酒井義尚	水耕栽培浄化における窒素・リンに関した収支の解析	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
西村 浩, 稲森悠平, 松本明子, 戎野棟一, 藪内俊光	ビオトープに配慮した生態工学技法の適用評価	日本水処理生物学会 第 37 回神奈川大会	相模原	12 .11
多田千佳, 西村 修, 稲森悠平, 松村正利, 須藤隆一	微細・糸状性藻類の増殖に及ぼす富栄養化湖沼の底泥溶出水の影響解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13 . 3
西村 浩, 稲森悠平, 松本明子, 戎野棟一, 藪内俊光, 稲石高雄	汚濁河川を対象とした水生植物浄化法の植栽条件と浄化性能との関係	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13 . 3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
楊 瑜芳, 稲森悠平, 馮 伝平, 前川孝昭	バイオマスからエネルギー変換利用の効率の解析評価	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
亀山恵司, 板山朋聡, 稲森悠平, 杉浦則夫	屋外実験池における有毒物質 microcystin 産生特性の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
正岡 融, 板山朋聡, 桑原健太郎, 稲森悠平, 杉浦則夫	<i>Microcystis</i> 属発生を中心とした藻類の動態と構造変化の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
西村 浩, 稲森悠平, 林 紀男, 松本明子, 戎野棟一, 藪内俊光	生態工学的手法の組み合わせによる河川の水質改善効果	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
稲石高雄, 中里広幸, 宮永栄一, 井野場誠治, 稲森悠平, 酒井義尚, 松村正利	ビオパーク浄化法の水量負荷変動による処理能力への影響と回収植物の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
竹田絵里子, 稲森悠平, 板山朋聡, 松村正利	捕食者を含む水圏モデル生態系における物質フラックスに及ぼす栄養塩の影響解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
木村賢史, 安藤晴夫, 土屋隆夫, 西村 修, 稲森悠平, 木幡邦男, 須藤隆一	小規模人工干潟における物理化学的・生物的因子の推移	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
稲森悠平, 稲石高雄, 風呂田利夫	水耕植物浄化法における収穫頻度と浄化能との関係	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
藤井彩子, 杉浦則夫, 稲森悠平	水耕栽培植物の汚濁湖沼水浄化への活用と機能解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
山口尚宏, 稲石高雄, 稲森悠平, 水落元之, 田瀬則雄, 酒井義尚	ビオパーク浄化法のクレソン植栽系における窒素, リン吸収能力等に基づく物質収支の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
岩見徳雄, 藤井邦彦, 相馬修正, 稲森悠平	高度処理浄化槽における輪虫類の高密度化に果たす増殖促進成分の効果と浄化特性	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
井坂和一, 角野立夫, 古山貴士, 稲森悠平	活性炭複合担体法による埋立地浸出水中のダイオキシン類除去特性	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3
星野辰彦, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰, 稲森悠平	無機性アンモニア含有排水処理プロセスにおけるアンモニア酸化細菌群の分子生物学的解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13. 3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
稲森悠平, 三浦英智, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰, 蛭江美孝	生物学的排水処理プロセスにおけるアン モニア酸化活性の PT-PCR 法を用いた定 量的な評価・解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
Gui P, Inamori Y, Inamori R., Mizuochi M., Iwami N., Fujii K.	Inventory Analysis Based on Emissions of CH ₄ and N ₂ O from FWS and SF constructed wetlands	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
五十嵐 宏, 五十嵐正司, 藤井邦彦, 稲森悠平	土壤蒸発散汚水処理装置「浄化ユニット」 の生活排水の処理特性	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
稲森悠平, 水落元之, 大森威宜, 古屋 昇, 大内山高広	タイ王国を対象としたラグーンによる生 活排水処理特性と N ₂ O 発生ポテンシャル の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
藤井彩子, 藤本尚志, 杉浦則夫, 稲森悠平	水耕栽培植物 <i>Ipomoea aquatica</i> を用いた 浄化法における, 成長, N, P 吸収特性等 の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
桑原享史, 松村正利, 藤本尚志, 林 紀男, 稲森悠平, 水落元之	高次捕食者として魚類を導入した食物連 鎖活用型排水処理システムの物質収支解 析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
小松央子, 小沼和博, 稲森悠平, 萩谷昭三	N, P 除去型への既存合併処理浄化槽の改 造と性能評価	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
大島綾子, 鈴木健一, 佐竹純一郎, 高野 功, 稲森悠平	高度コンパクト膜分離活性汚泥法式合併 浄化槽における硝化脱窒の安定化のため の適正操作条件	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
稲森悠平, 水落元之, 木持 謙, 石川樹理, 古屋 昇, 富永和樹	生活排水対策としての浄化槽からの季節 変動を考慮した N ₂ O 放出量のインベント リー調査・解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
山本泰弘, 三浦勇二, 稲森悠平, 松村正利	生物ろ過プロセスを用いた窒素・リン除 去法の汚泥発生量に及ぼす負荷変動の影 響評価	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3
稲森悠平, 浅田寿人, 古屋 昇, 小沼和博, 小松央子, 正田喜八郎, 萩谷昭三	窒素・リン除去能を付加した既存合併処 理浄化槽の改造による浄化能と対費用効 果	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13.3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
桑原健太郎, 稲森悠平, 岩見徳雄, 板山朋聡	湖沼シミュレーターを用いた <i>Microcystis</i> 属と <i>Oscillatoria</i> 属の混合条件化における増殖動態解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13 . 3
蛭江美孝, 松村正利, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰, 稲森悠平	生活排水処理システムとしての膜分離活性汚泥法における硝化細菌の個体群動態と群集構造の解析	第 35 回日本水環境学会 年会	岐 阜	13 . 3
Inamori Y., Mizuochi M., Iwami N.	Improvement of Lake Water Quality Using Bio-eco Engineering System	International Seminar, Integrated Watershed Management toward 21 st Century	Incheon	13 . 6
稲森悠平	窒素, リン除去技術と生物膜法	第 4 回日本水環境学会 シンポジウム	北九州	13 . 9
小松央子, 小沼和博, 稲森悠平, 萩谷昭三, 須藤隆一	窒素, リン高度処理システムの付加による既存合併処理浄化槽の水質改善効果	第 9 回世界湖沼会議	大 津	13 . 11
稲森悠平	窒素, リン負荷削減・循環システムによる新世紀型水環境の修復	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11
小松央子, 小沼和博, 稲森悠平, 萩谷昭三, 須藤隆一	高度化のための既設合併処理浄化槽の改造効果の N, P, AGP からの評価	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11
稲森悠平, 中川和哉, 小松央子, 高井智丈, 水落元之, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰	吸着法を用いたリンの除去と回収条件の評価・解析	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11
藤井彩子, 牛久保明邦, 稲森悠平, 岩見徳雄	池沼水循環型水耕栽培浄化法による湖水からの栄養塩除去と藻類の増殖抑制効果の評価	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11
稲石高雄, 中里広幸, 李 先寧, 稲森悠平, 水落元之, 高崎みつる, 松村正利	バイオパーク浄化法のクレソン水路における浄化能力と操作条件の解析	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11
稲森隆平, 井上武雄, 岩見徳雄, 水落元之, 稲森悠平	アシ・マコモ系植栽浄化法における有機物 N, P 除去特性と温室効果ガス発生特性	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11
五十嵐 宏, 五十嵐正司, 藤井邦彦, 稲森悠平	生活排水の敷地内処理としてのジョーカーユニットの特性解析	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 . 11

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
小沼和博, 篠原孝司, 稲森悠平, 高崎みつる, 須藤隆一	オゾン酸化処理を導入した嫌気・好気生物処理システムにおける難分解性 COD 除去の高度化と汚泥減容化	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 .11
稲森悠平, 篠原孝司, 戎野棟一, 小沼和博, 須藤隆一	活性汚泥・オゾン活用処理システムにおける有機物処理汚泥減量化と生物相の挙動解析	日本水処理生物学会 第 38 回大会	神 戸	13 .11
稲石高雄, 中里広幸, 李 先寧, 稲森悠平, 水落元之, 松村正利	ピオパーク浄化法のクレソン水路における浄化能力と隔離水界による解析	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
李 先寧, 稲石高雄, 西村 修, 稲森悠平, 須藤隆一	クレソンを植栽とした水耕植物浄化法における水質浄化特性	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
稲森隆平, 井上武雄, 稲森悠平, 水落元之, P. Dass, 杉浦則夫	生活系排水および処理水の植生種の違いと浄化機能の比較	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
藤井彩子, 牛久保明邦, 稲森悠平, 板山朋聡, 岩見徳雄	可食菜の水耕栽培による汚濁湖水の水質浄化特性	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
小松央子, 小沼和博, 藤井邦彦, 稲森悠平, 板山朋聡, 萩谷昭三, 戎野棟一, 須藤隆一	生活排水対策としての既存 BOD 型合併処理浄化槽の窒素・リン除去型への改造における改善効果の AGP 等による評価	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
稲森悠平, 水落元之, 中川和哉, 野田尚宏, 常田 聡, 平田 彰, 小松央子, 小沼和博, 高井智丈	吸着脱リン法による生活排水の高度処理および再生ステーションの構築	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
小沼和博, 篠原孝司, 稲森悠平, 須藤隆一	活性汚泥処理システムにおけるオゾン酸化処理の難分解性有機物・窒素・リン除去と汚泥減容化の解析評価	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
稲森悠平, 小沼和博, 篠原孝司, 戎野棟一	嫌気・好気活性汚泥処理システムにおける処理の生物相に及ぼす影響	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3
楊 瑜芳, 稲森悠平	生ゴミディスポーザ破碎物の高温好気反応による操作条件の適正化	第 36 回日本水環境学会 年会	岡 山	14 . 3

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-45-2002

平成 14 年 9 月 30 日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16 番 2

電話 0298-50-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 株式会社 イ セ ブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保 2 丁目 11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

September 2002

無断転載を禁じます