

1. はじめに

霞ヶ浦や琵琶湖に代表される我が国の湖沼はその流域活動と水利用の影響を受け、依然として富栄養状態にあり、多大な対策費用を要している。しかしながら、こうした努力にも拘わらず、水質を含めた水環境の改善が進んでいないというのが現状であろう。流入栄養塩のみの制御が中心であったが高次消費者の制御、すなわち「トップダウン制御」が同時に行われてはじめて生態環境を含めた健全な水環境を維持するための合理的な施策といえよう。本稿では霞ヶ浦を対象として、S.40年代初期からの水質・生態環境の動態から生態制御の可能性を抽出し、開発した生態制御モデルにより水環境の改善効果を予測検討したものである。

2. 霞ヶ浦の水質および生態環境の現況

2. 1 水質の動態の特徴

S.40年からの水質について図-1に示した。透明度はS40年代前半は1.0~1.5mであったが、S.53年を境に低下傾向にある。CODは40年代前半は4~6mg/l程度であったが、46年頃より高くなり、S.54年にピークに達しその後は近年まで8~10mg/lで推移している。

2. 2 生態系の動態の特徴

(1) 動植物プランクトン

木原地点での動植物プランクトンについて図-2に示した。植物プランクトンは、毎年8月~10月にピークを迎えている。珪藻類の増加も目立ち、S.63年以降は全体的に高いレベルで安定している。一方、動物プランクトンは、輪虫類がS.63年頃から増加し、春夏にピークを迎え、珪藻類の減少期と例年一致しており、輪虫類による珪藻類の捕食が考えられる。甲殻類はS.61年以降、減少傾向が見られる。以上のことから、植物プランクトンはS.63年以降、全体的に高いレベルで安定する傾向が見られ、輪虫類もこれに追随している。これに対し甲殻類は、全体としては減少傾向にあり、中でも大型のミジンコの減少が顕著であることが示された。

(2) 魚類

霞ヶ浦西浦の漁獲量を図-3に示した。漁獲量はS.40年代から徐々に増加し53年でピークを迎えその後は減少の傾向がある。魚類ではハゼが最も多く、次いでこい、ふな、ワカサギの順である。S.49~52年、S.59~61年でワカサギが多いが、この年にはハゼ類が少なくなる傾向がみられ、この時期は渇水年の1年遅れて3~4年継続しているのが特徴的である。イサザアミについては59年以降で減少しているが、最も多い年はS.51年であった。

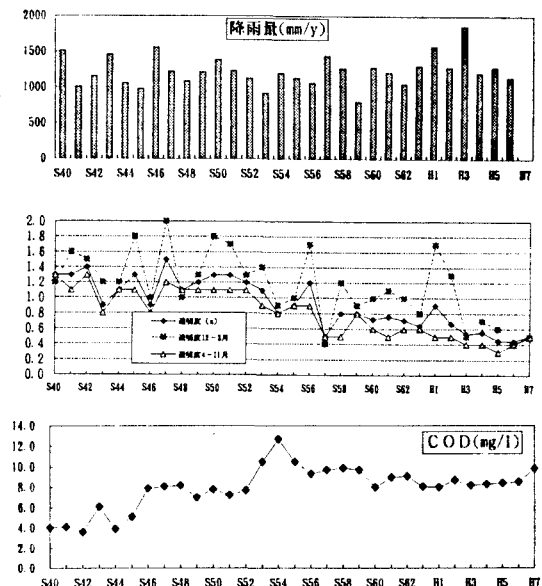


図-1 降水量と西浦の水質経年変化

(3) 水生植物

代表的な植物はカサゲーヨシ群落であるが、水生植物の被覆面積は、S.47年では1,202haであったものが、S.53年には747haにまで低下した報告例がある。これらの植物群落は減少傾向にあるといわれており、水質や透明度の悪化がその要因と考えられている。

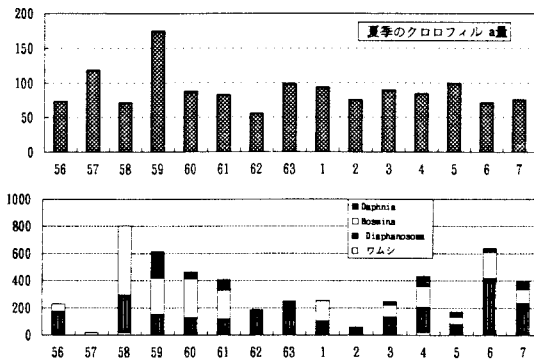


図-2 クロフィルa および動物プランクトンの消長 (木原)

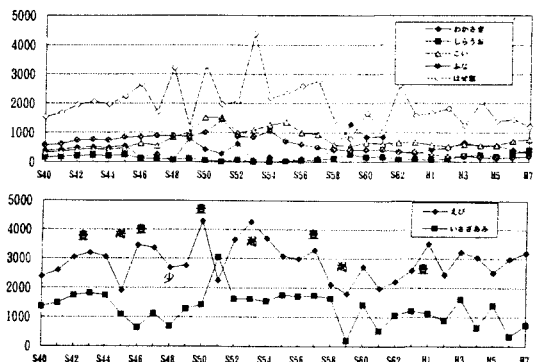


図-3 西浦の魚種別漁獲量

3. 生態制御による水質改善の可能性

霞ヶ浦の富栄養化に伴って湖内生物相が変化し、ワカサギ、シラウオが減少し、底生魚であるハゼ、エビ、イサザミ等が増加している。高次捕食者が少なく、上記特定種が異常繁殖している(1981 春日)。また、総漁獲量においてもハゼ、エビの寄与が大きくなり、ハゼの漁獲量は、COD の増加と相関が見られ(図-4)、またハゼと透明度の間には逆相関がある(図-5)。近年 COD は高いレベルで安定し、植物プランクトンは Microcystis によるアオコは減少傾向にあるものの、藍藻類、珪藻類ともに高い現存量を維持している。その一方で、ワムシ類を除く動物プランクトンは減少しており、植物プランクトンへの捕食圧が低いことを示している。従って、湖内一次生産を抑えて水質改善を行っていくために、動物プランクトンや水生昆虫等を捕食する魚類-ハゼ類等を減少させ、バランスのよい湖内生態系を回復させ、また、底生魚類の減少によって、底泥攪乱に伴う栄養塩類の回帰、濁りが減少し、透明度が増加すること、また捕食圧の低下によって動物プランクトンが増加し植物プランクトンが減少するなどの効果が複合的に働くことが期待される。

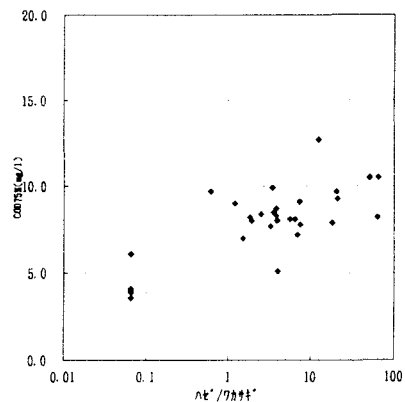
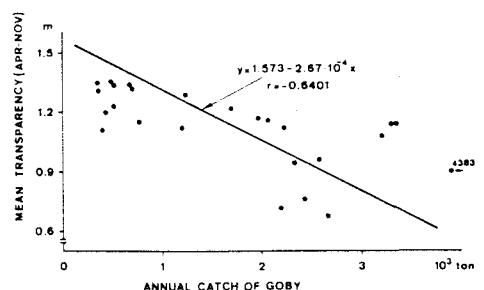


図-4 ハゼ類の漁獲量と湖内COD

4. 生態制御モデルによる湖沼環境の改善予測

4. 1 モデル解析の目的

湖沼の魚類を含めた生態系の長期モデルによれば、同じ 図-5 ハゼ類の漁獲量と夏季透明度(1976 浜田)



栄養塩負荷の状態であっても、植物プランクトンの現存レベルいわゆる富栄養化レベルは、生態構成によって二つのステージがあることが示されている。また、長期的に富栄養化状態にある湖沼は、その後栄養塩の流入を削減しても、元の栄養状態に戻らず相当の削減レベルに達して初めて回復するといったいわゆる「ヒステリシス現象」が指摘されている(図-6)。本稿は、霞ヶ浦の生態制御モデルを新たに構築し、前章で解析した制御原理をモデルとして定量化し、湖沼回復施策のレベルを抽出した。

4. 2 生態制御モデルの構造

生態制御モデルは「PCLake モデル」に準拠し霞ヶ浦モデルを作成した。モデルは、植物プランクトン(藍藻類、珪藻その他)、動物プランクトン、プランクトン・ベントス食性魚および魚食性魚と栄養塩、底質からの堆積・堆積モデルから成り立っている。なお、プランクトン・ベントス食性魚は水生植物帯の被覆度の影響を受けるモデルとなっている。

4. 3 トップダウンコントロール効果

モデルの同定は水質汚濁レベルの最も高かったS.56年～60年を対象に行った。植物プランクトンの再現例を図-7に示した。トップダウンコントロールのケースとして、プランクトン植生魚の初期現存量の低減と水生植物帯被覆度増加のセットケースである。現況値はプランクトン食性魚で $0.8\text{g}/\text{m}^3$ 、植生帯面積率約4%(約 7km^2)である。クロロフィルaとCODについて図-8, 9に示した。これらの結果から、プランクトン植生魚の現存レベルを現況から $0.6\text{g}/\text{m}^3$ から約 $1/3$ に維持し、かつ植生被覆度を6%まで増加することにより、夏期の藻類プランクトンのブルームを抑制できることが示された。また透明度は $0.3\sim 0.4\text{m}$ 程度から 1m 程度まで回復させることが可能である結果が得られた。

5. まとめ

- (1)霞ヶ浦の魚類生産は基本的に流入水量規模に影響を受けていると推察されること。
- (2)浮魚であるワカギとシラウは動物プランクトンに対し、マチブやウナギ等のハゼ類やイサナと競合関係にあり、これらの底棲魚が、渇水年等の影響で底質環境が何らかの理由で悪化するとワカギ生産が多くなっている傾向があること。
- (3)透明度の回復にはプランクトン・ベントス食性魚を減らし、ワカギ類の増加が必要であること。の傾向が得られた。
- (4)生態制御モデルによる試算では、プランクトン食性魚を $1/3$ に維持し、植生被覆度を6%とすれば昭和40年代初期までの水質まで回復の可能性はある。

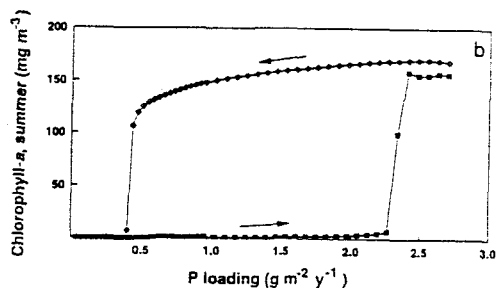


図-6 湖沼のヒステリシス現象

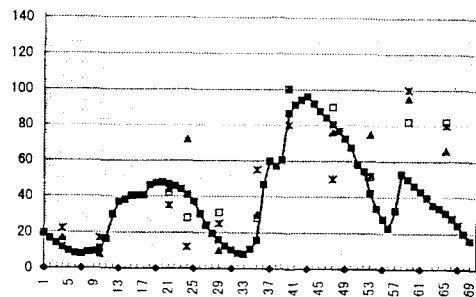


図-7 モデルの同定 (S.56～60年)

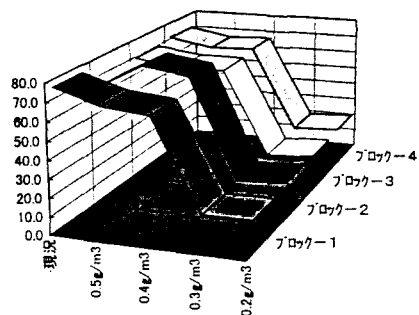


図-8 生態制御によるクロロフィルaの予測結果

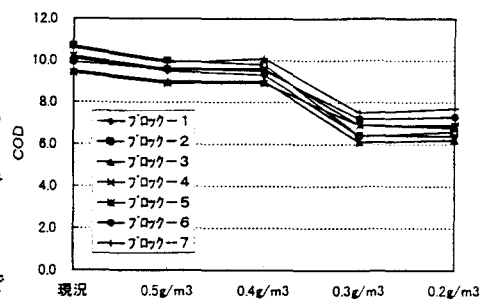


図-9 生態制御によるCODの予測結果