

## Biomanipulation を

水深の大きな貯水池に適用させるための基礎的調査研究（要約）

1. はじめに
2. バイオマニピュレーションのモデル化
3. 浅い湖沼における調査
4. ダム湖における観測
5. 動物プランクトンによる藻類節食の効果の見積もり
6. 湖岸法面の緑化の可能性
7. まとめ

埼玉大学 理工学研究科 浅枝 隆



## 1. はじめに

生態系の中でプランクトン食性やベントス食性の魚を取り除くトップダウン方式のバイオマニピュレーションは比較的安価で効果が短期間に現れることから欧米を中心に盛んに用いられている水質管理法である。この理論的背景は次のようなものである。ここでは浅い湖沼内の生態系を例にとる。まず、水の透明度が高ければ日光が底にまで届き沈水性植物の発芽を促す。この沈水性植物は、物理的には多様な擾乱から生ずる底質の巻き上げを防ぎ、また、栄養塩の吸収やアレロバシイ物質の放出によって藻類と競合関係にあることから藻類の増殖を防ぐ。これは透明度を向上させる。さらに、各段階の動物、とりわけ魚食魚の産卵場所や避難場所を提供しこの種の魚の増殖を促す。そのため、この餌となるベントス食性魚や動物プランクトン食性魚のバイオマスが一定限度に保たれ、これらによる底質の搅乱が減少し透明度を上げ、さらに栄養塩の水中への溶出が減少する。また、最も大きな効果として動物プランクトンが増殖し藻類の増殖が抑制される。このようにして透明度が保たれると植生で覆われた領域がさらに広がる。ところが、一般に富栄養化によってこの機構の破壊された水域ではベントス食性、プランクトン食性の魚が増加し、動物プランクトンは減少して藻類が大量に発生し、また、ベントス食性魚は底質の巻き上げによって透明度は減少する。そのため植生は姿を消し、藻類の増殖を誘発する。そのため、こうした湖において人為的にベントス食性やプランクトン食性の魚を取り除いたり、魚食性の魚を導入してこの連鎖を断ち切ることがトップダウン操作である。こうした操作の行われた湖では底質の巻き上げが減少するために、数週間以内に透明度は増加する。1987年オランダで最初にトップダウン方式のバイオマニピュレーションの行われた Zwemlust 湖の現状を例にすると、湖底から約 2 m 上方の水面にまで届く沈水性植物 (*Chara globularis* *Nuphar lutea* など) に覆われており透明度はほぼ湖底にまで達している。

さて、短期間の水質改善に対して一応の成功をおさめて後、最近のバイオマニピュレーションの課題は、実用的には、変化した生態系をいかに長期間安定させるか、また、より広いもしくは深い湖における適応の可能性の模索であり、また、理論的な立場からは、バイオマニピュレーションの仕組みを説明し得る確かな理論の構築である。

本件では、そのうち、より深い湖や貯水池に適用させるために必要な事項について、理論的にバイオマニピュレーションの機構の解明を行いながら、その可能性について調査検討を行った。本件の構成は次のようになっている。

まず、バイオマニピュレーションについて、その全体系を大まかに記述する数学モデルを作成し、これまでオランダで行われた実験と比較することによりバイオマニピュレーションの機構について理論的把握を行った。

次に、現実の湖において観測を行い、まず、浅い湖における観測によってバイオマニピュレーションを成功させるために必要な事項の抽出を行った。その後で、本研究の課題である深い貯水池を対象にした観測を行い、浅い湖で観測された状況が深い貯水池で創造しうるか否かについての検討を行った。

さらに、バイオマニピュレーションの成功の鍵となると考えられる、水生の大型植物の、現実の深い貯水

池における生育の可能性を調査し、また、こうした植物の増加が動物プランクトンの増加を通して水質改善に及ぼす効果について評価した。

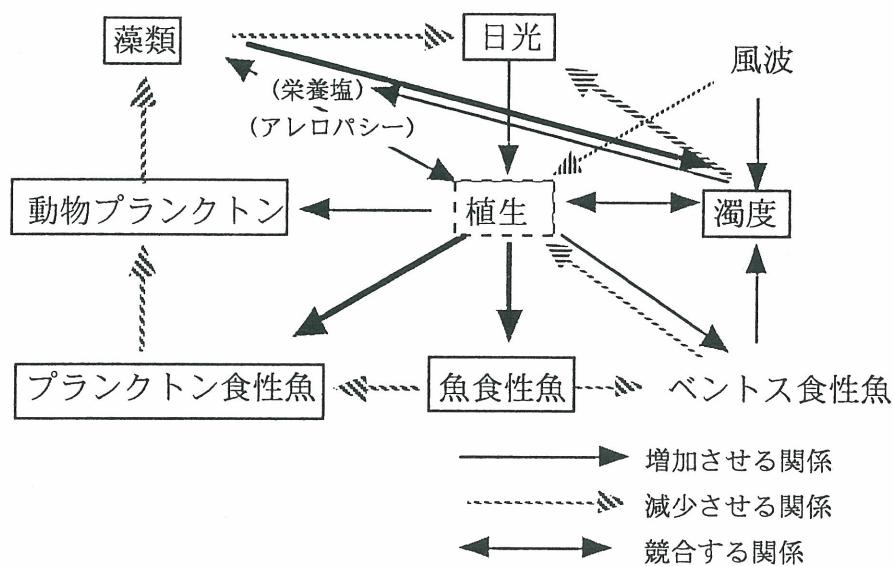


図1・1 浅い湖における生態系の模式図

モデルでは枠で囲んだ項目および太線の矢印を考慮している  
また、植生への影響はプランクトン食性魚から間接的に導入している



写真1・1 Lake Zwemlust の現状

## 2. バイオマニピュレーションのモデル化

バイオマニピュレーションの機構は極めて複雑であることはいうまでもない。しかし、これをシステムとしてとらえその理論的根拠を示す努力は必要であろう。Scheffer はこうした見地から捕食者－被捕食者関係を表すモデルを用いて、初期条件に対する安定条件を求めこうした解析の適用の可能性を示唆している。しかし現状では生態系の全体についての議論は十分には行われているわけではない。ここではこうした流れに沿ってより生態系をより拡大して取り扱った場合のシステム解析的アプローチの可能性を探る。

### 2.1 バイオマニピュレーションの数学モデル

湖沼内の生態系は極めて多くの現象が複雑に絡み合った現象であり、これを細部にわたるまでモデル化することは不可能である。また、モデルに詳細な現象を織り込んだとしてもその普遍性を得るのは現段階では極めて困難である。しかし、生態系のモデリングの最も大きな特徴は、これまで経験的にしか確認されてこなかった事柄を保存則によって理論的に説明しその定量的傾向を把握できることである。その意味では、現象に関わる要素をくまなく正確に定量化することはその本意ではない。すなわち、理解しようとする事柄を説明するに必要十分な要素についてのモデル化が行えていればよい。

さて、バイオマニピュレーションの複雑な機構のうち、最も重要な点は、魚食性魚から藻類にいたる食物連鎖の過程と、それが水の透明度にどう寄与するかである。まずはこの部分だけを取り出してモデル化していくことにする。その場合、次のような連立方程式に帰着される。すなわち、

$$\frac{dP_y_i}{dt} = (Pg_i - M_i - R_i - G_i) P_y_i \quad (2.1)$$

$$\frac{dZ}{dt} = (G_z - R_z - M_z) Z \quad (2.2)$$

$$\frac{dD}{dt} = \sum (q_i a_i M_i P_y_i) - u D - s D \quad (2.3)$$

$$\frac{dB}{dt} = i b + G_B B - c b B^2 - P_{r_{\max}} F r P_i \quad (2.4)$$

$$\frac{dP_i}{dt} = i p + G_{pi} P_i - m p P_i - c p P_i^2 \quad (2.5)$$

ここで、 $P_y$  は植物プランクトンの濃度 ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )、 $Pg$  は植物プランクトンの増殖速度 ( $/\text{day}$ )、 $M$  は動物プランクトンの捕食以外の植物プランクトンの死滅速度 ( $/\text{day}$ )、 $R$  は植物プランクトンの呼吸量 ( $/\text{day}$ )、 $G$  は動物プランクトンによる捕食速度 ( $/\text{day}$ )、 $i$  は植物プランクトンの種類を表し、 $Z$  は動物プランクトンの密度 ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )、 $G_z$  は動物プランクトンの増殖率 ( $/\text{day}$ )、 $R_z$  は動物プランクトンの呼吸量 ( $/\text{day}$ )、

$M_z$  はプランクトン食性の魚による捕食を含む死滅率 ( $/day$ )、 $D$  は植物プランクトンの死骸によるデトリタスの現存量 ( $mg P/m^3$ )、 $q$  植物プランクトンの体内に含まれる栄養塩のうちデトリタスに変化する割合、 $a$  はそれぞれの種類について単位量の植物プランクトンのうち栄養塩の割合、 $u$  はデトリタスのうち無機化する割合 ( $/day$ )、 $s$  は底泥中に堆積していく率 ( $/day$ )、 $B$  および  $P_i$  はプランクトン食性魚の密度 ( $g/m^3$ )、 $ib$  および  $ip$  は系外からプランクトン食性魚および魚食性魚の移入する割合 ( $g/m^2 day$ )、 $G_B$  および  $G_{Pi}$  はプランクトン食性魚および魚食性魚の自然増殖速度 ( $/day$ )、 $cb$  および  $cp$  はプランクトン食性および魚食性魚の種内競争 ( $/m^2 g day$ )、 $Pr_{max}$  は魚食性魚による最大捕食量 ( $/day$ )、 $mp$  は魚食性魚の死滅速度 ( $/day$ ) を表す。

植物プランクトンの解析には種々のモデルが提案され一定の成功をおさめている。ここでは用いたものは補遺に示す。

動物プランクトンの解析は次のように行う。まず、増殖速度については、Matsuoka et al.により、

$$G_z = I_{z_{max}} I_{zT} I_{zc} FAz \left[ 1 - \frac{Z}{C_{z_{max}}} \right] \quad (2.6)$$

ここで、 $I_{z_{max}}$  は最大摂食率 (0.85)、 $I_{zT}$  は水温  $T$  による影響であり、

$$I_{zT} = \theta_{zg}^{(T-23)} \quad (2.7)$$

で与えられる。ただし、 $\theta$  はアレニウス定数 (1.15) である。また、 $FAz$  は同化される割合を表す係数である (0.38)。 $I_{zc}$  は摂食速度であり、

$$I_{zc} = \frac{(C_{p2} - C_{p2tr}) Pr_{nb} + (C_{p1} - C_{p1tr}) Pr_b + (C_0 - C_{0tr}) Pr_p}{k_{zz} (C_{p2} - C_{p2tr}) Pr_{nb} + (C_{p1} - C_{p1tr}) Pr_b + (C_0 - C_{0tr}) Pr_p} \quad (2.8)$$

で表す。ただし、 $C_{p1}$  は藍藻、 $C_{p2}$  は藍藻以外の濃度 ( $mg dry wt/m^3$ )、 $C_0$  はデトリタス濃度 ( $D/f_{po} : f_{po}$  (定数) = 0.0086) を、 $C_{tr}$  はそれに対する摂餌されない最大濃度 (藻類: 100 mg dry wt/m<sup>3</sup>、デトリタス: 10 mg dry wt/m<sup>3</sup>) を、また、 $Pr$  は選択性 (藍藻: 0.2、その他: 1.0) を示す。

呼吸速度は次式で求める。

$$R_z = R_{zR} \theta_{zR}^{T-20} \quad (2.9)$$

ただし、 $R_{zR}$  は 0.15/day である。

プランクトン食性魚による捕食率の変動は概略、魚の日齢の対数で表わされることが示される。すなわち、

$$M_z = \mu_z P_f \left( \frac{B^2}{K_F^2 + B^2} \right) \quad (2.10)$$

ここで、 $\mu_z$ は最大死滅率 ( $0.009/\text{day}$ )、 $P_f$ は捕食の季節変化を示す関数であり、

$$P_f = 1 + (P_{f\max} - 1) \frac{y}{y_{\max}} \quad (2.11)$$

なお、 $P_{f\max}$  (= 7) は最大捕食量、 $y$  は

$$y = \frac{1}{2^{3/2}\pi^{1/2}} \exp \left( \frac{-[\log_{10}(\text{day}-d_0) - \mu]^2}{2\sigma^2} \right) \frac{1}{\text{day}-d_0} \quad (2.12)$$

で与えられる。ただし、

$$\mu = \sigma^2 - \log_{10} (Z_1/Z_2),$$

$$Z_1 = \frac{1}{d_m - d_1}, \quad Z_2 = \frac{1}{d_2 - d_m}, \quad d_0 = d_m - \frac{1}{Z_1 - Z_2}, \quad \sigma = \frac{1}{\sqrt{2 \log 2}} \log_{10} (Z_1/Z_2)$$

である。

ここで、 $d_m$  は、捕食が最大になる時期 (160)、 $d_0$  は若年魚による捕食の始まる時期 (30)、 $d_1$  および  $d_2$  はそれぞれ捕食が最大値の半分になる時期 (120, 210) である。同様に、

$$y_{\max} = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp \left( \frac{\sigma^2 - 2\mu}{2} \right) \quad (2.13)$$

である。

デトリタスの無機化の速度は必ずしも支配的なファクターではない。従って、ここでは簡単に温度の関数として  $u = 0.006T$  で与えられる。

プランクトン食性および魚食性の魚の増殖速度は重要なパラメータであるものの十分な情報が存在しているわけではない。しかし、餌のバイオマスに対しては飽和関数で表わされるような挙動を示すことは容易に推測される。また、ここで対象としているようなプランクトン食性の魚は富栄養化した水でより高い成長速度を持つと考えられ、栄養塩濃度の増加関数で表される。また、この存在によって植生は減少させられる。また、ヨーロッパの水域で重要な魚食性魚のいくつかは産卵場所として植生が不可欠である。従ってこれらについても Monod 関数でその特徴を表す。すなわち、

$$G_B = r \left( \frac{\text{Nutr}}{H_1 + \text{Nutr}} - \frac{Z^2}{k_z^2 + Z^2} \right) \quad (2.14)$$

$$G_{P_i} = c e P r_{\max} F R \left( \frac{V}{H_2 + V} \right) \quad (2.15)$$

ただし、

$$FR = \frac{B^2}{H_4^2 + B^2} \quad (2.16)$$

である。ここで、 $r$  はプランクトン食性魚の最大増殖率 (bream: 0.0075/day)、 $N_{utr}$  は栄養塩濃度、 $H_1$  ( $= 0.5 \text{mg/l}$ )、 $H_2$  ( $= 0.1$ )、 $H_4$  ( $15 \text{g/m}^2$ ) 半飽和定数、 $P_{r_{max}}$  は魚食性魚の最大捕食速度、 $ce$  は魚食性魚の消化吸収率である。

湖底の植生による被覆度を十分に把握するには植生の増殖についてのモデルが必要である。しかし、それには経験に頼るべき多数の係数の導入が伴い、本題である食物連鎖の評価をあいまいにしてしまう。そのため、ここでは、植生による被覆度  $V$  をプランクトン (ペントス) 食性魚密度の減少関数として、

$$V = K \left[ \frac{H_3^2}{H_3^2 + B^2} \right] \quad (2.17)$$

で表す。K は最大被覆度 (100%)、 $H_3$  は定数 ( $20 \text{g/m}^2$ ) である。

さらに、バイオマニピュレーションの目的でもある透明度 (セッキ深度 SD) については無機態の浮遊物質成分 In、クロロフィル濃度 Chl、死亡した藻類による効果としてデトリタス濃度 Det の関数として次のように表す。

$$\frac{1}{SD} = 0.234 + 0.064 In + 0.013 Chl + 0.061 Det \quad (2.18)$$

計算にあたって、栄養塩や無機能の SS 量については可能な限り実測値を用い、解法には 4 次のルングクッタ法を用い、時間間隔は 1 日とした。

## 2. 2 Lake Bleiswijkse Zoomへの適用

このモデルを用いて Lake Bleiswijkse Zoom で行われた実験についての再現を行った。なお、この実験の概要は次のようなものである。

Lake Bleiswijkse Zoom はオランダの西に位置する長さ 2 km、面積 14.4ha の浅い湖である。この湖は 1972 年に造られたリクレーション用の湖で最大水深は、1.1m である。この湖では 1980-87 年に  $0.4 \text{mg P/l}$  のリン濃度に代表されるように富栄養化し、クロロフィル a 濃度は  $80-200 \text{mg/l}$  に達し、セッキ水深も 0.2m に減少し、植生もほぼ消滅した。これに対して 1987 年にバイオマニピュレーションの実験が行われた。まず、この湖を 3.1ha の広さを持つ Galgje 湖と 11.3ha の広さの Zeeltj 湖に分割し、前者に対してバイオマニピュレーションが施された。以後、簡単のために前者の湖を施工湖とよび、後者を比較湖とよぶことにする。

1987 年 4 月に施工湖において 85% のバイオマスにあたる 2,000kg の魚が取り除かれた。この内訳は 1,200kg

が bream と whitebream、550kg が carp であった。この時、bream と whitebream は密度にして 45kg/ha、carp については 59kg/ha にまで減少したと推測される。また、この年 1,000 尾の pikeperch ( $0^+ Stenostedion lucioperca$ ) さらに 1988 年には pike (3,500 尾  $0^+$ 、および 90 尾  $1^+ Esox lucius$ ) が導入された。この処置の後、比較湖においてはセッキ水深は 0.25m であったのに対して、施工湖においては 1.1m にまで増加した。なお、計算に用いた全リン濃度および無機態の SS 濃度は観測値の定数倍を与えた。なお、十分な情報の得られない窒素濃度は 0.25mg/l と一定値を用いた。

クロロフィル a についての観測結果と計算結果より、施工湖においてはクロロフィル a の濃度は 5-10mg/l にまで減少したのに対して、比較湖においては 50-150mg/l で変動しており、計算においてこの傾向はよく再現されている。特に夏季において比較湖で 130mg/l にまで達しているが、施工湖においては 10mg/l にまで減少しており、バイオマニピュレーションの効果が良く現れている。また、5 月から 7 月において観測値との間に差が見られるが、これは窒素濃度を一定としていた点、および、実際にはこの時期に水生植物の成長が観察されたにも関わらず、ここでは単に bream 濃度の関数としてのみ置いているためによると思われる。また、セッキ水深もよく再現されているといえる。なお、6 月後半にセッキ水深が増大した原因はこの時期に無機態の SS 量が減少したためでプランクトンによる効果ではない。

施工湖における動物プランクトン濃度は、初期においては 300mg/l と推定され、比較湖においては 100mg/l 程度と推定される。いずれの場合にも動物プランクトン濃度は減少しているが、比較湖においては主としてプランクトン食性の魚による捕食圧が原因であり、施工湖においては植物プランクトンが減少したため餌の欠乏によっている。モデル計算においては初期の bream 密度を比較湖において 500kg/ha および施工湖において 100kg/ha と仮定している。Hosper によるとバイオマニピュレーションを成功させるためには初期の密度を 150kg/ha 以下に抑える必要のあることが指摘されているが、計算結果を見る限りこの程度では、時間が経過しても bream の密度は急激な変化を見せていない。バイオマニピュレーションを行ったほとんどの湖で全く魚を移入しない様、様々に注意して行っているが、この原因は bream 密度が安定であるという点にあるように思われる。

窒素濃度を変化させた場合のクロロフィル a 濃度の変化は、比較湖においては光が制限因子になっていることから窒素濃度の変化の影響をあまり受けない。しかし、施工後透明度の高くなった湖では制限因子が途中でリンに変化するものの窒素濃度の変化を敏感に反映しているのがわかる。さらに、水温を変化させてみた結果では、比較湖では富栄養湖であるため水温の変化をそのまま反映させているが、施工湖では水温が上昇する影響はほとんど受けない。この理由は、施工湖では動物プランクトンによる藻類の摂食のために藻類の増殖が押さえられることなどいくつかの理由が考えられるが、大きな理由として、比較湖は富栄養湖で生産性が高く大量の藻類が発生しているためにこれに対する水温の影響も大きく現れるが、施工湖では生産性が低く水温の影響も小さくなっていることがある。また、初期の動物プランクトン濃度、bream 濃度を変化させた場合の結果では、動物プランクトン濃度の増加はクロロフィル a の減少によく現れており、動物プランクトンの重要性を伺わせる。逆に bream の密度はこれ以上変化させてもあまり効果のないことがわかる。最後に、比較湖において pikeperch の初期密度を変化させた場合である。比較湖においては bream の密

度が大きいために全く変化がみられない。初期密度が 1.5kg/ha とした場合には漸増、その他の場合には減少傾向がみられたが、いずれにしてもクロロフィルに及ぼす影響はみられなかった。

## 2. 3 まとめ

バイオマニピュレーションは特に欧米を中心に脚光を浴びている水質管理法であるが、その理論的背景は必ずしも十分とはいえない。しかし、その複雑な食物網の基本的関係のみを取り出せばモデル化も可能であり、ある程度の傾向も掴めることを示した。ここで得られた結果のいくつかを要約すれば次のようになる。

バイオマニピュレーションを施工した湖では捕食圧は減少するものの、動物プランクトンの餌が欠乏することのために、動物プランクトンの増殖する環境が必ずしも整うわけではない。また、プランクトン食性の魚を減少させるには、その密度をあらかじめ 150kg/ha よりも少ない値に減少させる必要がある。バイオマニピュレーションを行った湖では透明度が上昇するため、制限因子が光から栄養塩に遷移する。また、水温による影響は低減する。もちろんこの結果は Lake Bleiswijkse Zoom 対象にしての結果であるが、他の湖にも適用していくべき一般的な議論も可能になっていくと思われる。このように数学モデルによって現象を再現する方法は系としての理解には極めて有力な手段といえる。しかし、ここで注意しなければならないことは、あくまで考えうるファクターのみ考慮されているということである。従って、予測不可能な結果を生じる可能性も十分あり得ることは考慮しておく必要がある。

さて、欧米で成功を修めているバイオマニピュレーションをわが国の湖沼に導入する場合にも全く同様である。確かに各地の池に大量に生息する雑食性のコイを取り除ければ一旦は透明度が上昇することは間違いないであろう。しかし、生息する生物も欧米とは異なった状態にあり、pike や pikeperch のような適当な魚食魚もない。また、わが国では、少なくともルアーフィッシングの対象として以外ではオオクチバスよりもコイの方が好まれる。また、最近ではバイオマニピュレーションを行った欧米の湖で糸状藻類やシアノバクテリアの増加が問題になっている場所もでてきてている。こうした点は十分考慮されなければならない。

## 3. 浅い湖沼における調査

まず、バイオマニピュレーションの仕組みとそれに必要な条件の把握を行うために、浅い湖沼を対象にした調査を行った。

バイオマニピュレーションで重要なことは、大型植物の群落が動物プランクトン等に捕食者からのレフージを提供することにある。この点を実際の湖沼で明らかにするには、大型植物群落の存在する場所とそうでない場所を同時に有している湖沼を対象にした調査を行えばよい。ここでは、池の中央部および北部にヒメガマの群落を有し、南部が全く人工的な護岸で構成されている千葉県松戸市の“21 世紀の森と緑の広場”内の千駄堀池において調査を行った。

### 3. 1 調査水域の概要

今回、調査対象とした千葉県松戸市「21世紀の森と広場」内に位置する千駄堀池は、放棄水田中心の谷津的な環境であったものを公園の造成と共に止水域を設け、親水空間として整備したものである。池の面積は5.0ha、水深は池の北側一帯を除いて岸辺付近まで一様に80cmから1.0mの範囲を推移している。主要な水源として湧水を1,000t/日の割合で導水している。池の北側一帯は水深が30cm以内と極めて浅く、ヨシ、セイタカアワダチソウ、ツボスミレなどの湿性植物が岸辺一帯に繁茂し、オオヨシキリやヤマシギなど多種多様な野鳥の休息場所にもなっている。そして池の中心部は抽水植物のヒメガマが繁茂し、池の北側と併せて自然度の高い景観を現出している。一方、池の南岸はコンクリートブロックによって水面下から階段状に護岸整備され、また西岸と東岸は自然石を用いた石積みの護岸になっている。これらの水域は人工的な景観になっている。池内の水の流れは主に風によって引き起こされ、東岸から南岸にかけて強く、深い北側一帯と西岸のヒメガマ群落に近く湾状になった水域では比較的弱い。また、沖帯のヒメガマ群落内では水の流れはほとんどない。

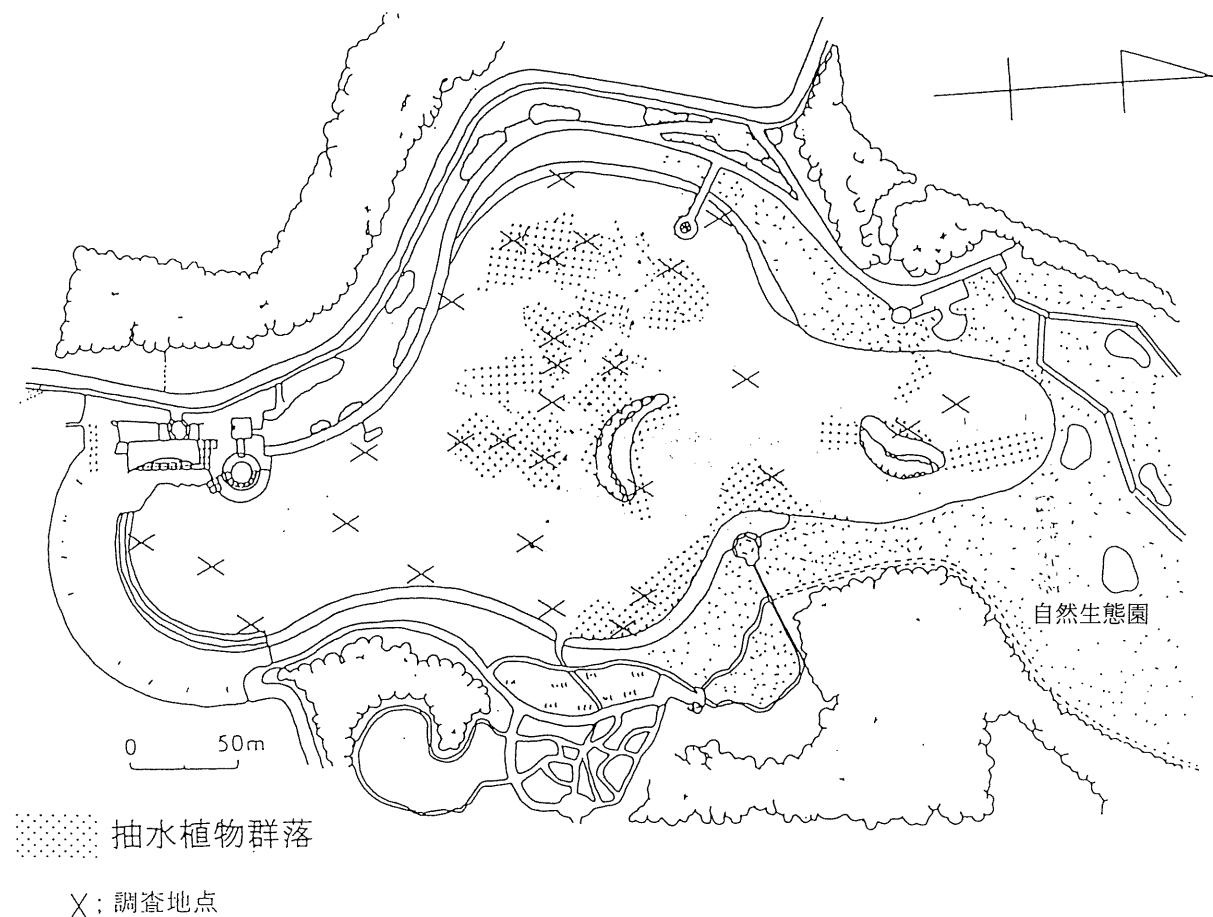


図3・1 千駄堀池の概要図



写真3・1 北岸のビオトープ



写真3・2 湖心部のヒメガマ群落

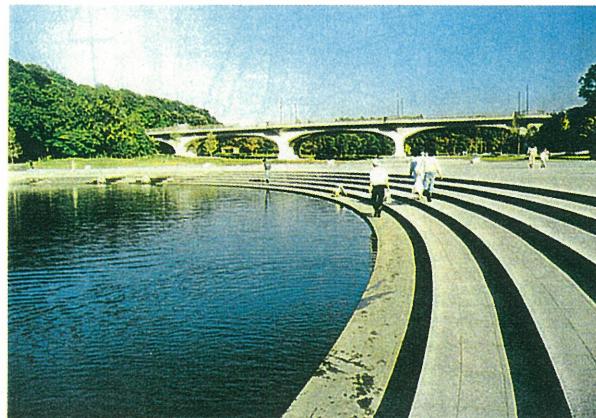


写真3・3 南岸の人工護岸



写真3・4 東岸の石原

### 3. 2 調査の構成及び分析方法

#### 3. 2. 1 調査の構成

本調査で測定した項目を以下に示す。

◆水質	窒 素 ..... アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、全窒素、尿素態窒素
	リ ン ..... リン酸態リン、全リン
	その他 ..... 溶存酸素、pH、化学的酸素要求量 (COD)、クロロフィルa、電気伝導率、水温、浮遊粒子状物質 (SS)

#### ◆動物プランクトン

#### ◆植物プランクトン

#### 3. 2. 2 分析方法

##### ◆水質

水質について、本池は風による攪拌が強いため空間的にあまり違いはないものと思われる。したがって、池心部についてヒメガマ群落のある所とない所でそれぞれ採水した。水質の分析方法は以下の通りである。

アンモニア態窒素 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ )	..... インドフェノール法
亜硝酸態窒素 ( $\text{NO}_2\text{-N}$ )	..... B R 法
硝酸態窒素 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )	..... カドミウム一銅カラム法
全窒素 (TN)	..... UV法
尿素態窒素 (Urea-N)	..... ジアセチル一尿素法
リン酸態リン ( $\text{PO}_4\text{-P}$ )	..... モリブデン青法
全リン (TP)	..... ペルオキソ二硫酸カリウム分解法
溶存酸素 (DO)	..... ウインクラーアジ化ナトリウム変法
pH	..... ガラス電極法
化学的酸素要求量 (COD <sub>Cr</sub> )	..... ニクロム酸カリウム法
クロロフィルa	..... ユネスコ法
電気伝導率	..... 交流4電極法
水温	..... サーミスタ法

##### ◆動物プランクトン

動物プランクトンは各水域の特徴に合わせて約30地点選定し、各地点において池水を30l採水し、NX-X-17 (25μメッシュ) のプランクトンネットで濾過した。その後、実験室に持ち帰り、2%グルタル

アルデヒド溶液で固定した後、顕微鏡下（×100）で計数した。

#### ◆植物プランクトン

植物プランクトンは動物プランクトンと同じ採集地点で池水を直接採水し、2%グルタルアルデヒド溶液で固定した後、顕微鏡下（×400）で計数した。なお、計数に際し、最低50細胞は確認するようにした。

### 3. 2. 3 調査期間および調査水域の概況

調査期間は1996年4月23日から1997年3月21日（予定）までほぼ一ヶ月おきに行つた。調査日を以下に列挙する。

1996年 4月23日、5月16日、6月25日、7月23日、8月26日、9月20日、10月22日、

11月20日、12月25日

1997年 1月25日、2月24日、3月21日

### 3. 3 調査結果及び考察

#### 3. 3. 1 水質

千駄堀池全体については、沿岸の遊歩道において不快感を感じない程度の環境基準と照らし合わせてみると、溶存酸素がB類型以内であり、CODとSS、全窒素と全リンが年間を通して大きく超過している。この原因については、大きく次の二つが考えられる。その一つはこの池は水深が1m以内と極めて浅く、風波やコイ科の魚類、アメリカザリガニによる底泥の巻き上げがあること、もう一つはこの池が以前、放棄水田中心の谷津的な環境であり、現在でも池心部にヒメガマ群落がよく発達していることから、底泥に有機物が多く含まれている可能性があることである。したがって、COD、SS、全窒素、全リンの主要発生源は舞上げられた底泥と、ヒメガマの枯死体からの溶出であると考えられる。

他の栄養塩に関してはアンモニア態窒素が6月にピークとなっている。（0.12から0.16mg/l）硝酸は7月から増加傾向にあり、全窒素の大部分がこの硝酸と有機態の窒素である。これは風の搅乱によって池水が好気的な状態になるために、有機物の分解と硝化が活発に行われていると考えられる。また、この時期はヒメガマが枯れ始め、クロロフィルaも減少傾向にあることから、植物プランクトンやヒメガマによる栄養塩の吸収も行われず、硝酸が増加しているものと考えられる。

リン酸は7月に0.050から0.056mg/lとピークとなっている。この値は他の湖沼と比較しても極めて高い値である。また、クロロフィルaも同じく7月がピークである。これは比較的大型の緑藻である*Closterium gracile*が優占したことによるものであり、6月から7月にかけては池水が緑色を呈していた。全リンが高い値で、空間的、時間的に大きく変動していることについては、その大部分が底泥由来の懸濁物であったことによるものである。

### 3. 3. 2 動物プランクトン

動物プランクトンの優占種について、4月から10月にかけて、動物プランクトンの個体数は全体的に多く、この池が高い生産力を有していることがわかる。4月から10月までは枝角類の *Bosmina longirostris* (ゾウミジンコ)、4月から7月にかけてカイアシ類の *Nauplius of Cyclopoida* (ケンミジンコのノープリウス期幼生)、また5月には大型枝角類の *Simocephalus ventulus* (オカメミジンコ) が優占している。輪虫類では *Polyarthra vulgaris* (ハネウデワムシ) と *Keratella cochlearis* (カメノコワムシ) が調査期間を通して優占している。これらの種で、*Bosmina longirostris* (ゾウミジンコ) と、*Keratella cochlearis* (カメノコワムシ) はβ中腐水性水域 ( $\beta$  m) に多く生息し、*Cyclopoida* (ケンミジンコ) は汚濁に強い種であるといわれている。

次に、動物プランクトンのそれぞれの種についての水平分布は、今まで数多くの研究が行われており、生物的、また非生物的条件により、分布は不均一になることが知られている。千駄堀池は、調査水域の概要でも述べたように、人工的な護岸と近自然的な水域が共存しており、極めて複合的な環境を提供している。そこで、このような人工的、または近自然的な整備手法が水界生態系にどのような影響を及ぼすのかを知るために、このような場での動物プランクトンの水平分布を調べることが、一つの手がかりになると思われる。

ここで、動物プランクトンの水平分布は、種類によって大きく次の様に分けられる。一つは池心部および沿岸部の抽水植物群落 (ヒメガマ、ヨシ) に多く生息する種、もう一つはそれとは関係なく分布する種である。前者の例として甲殻類の *Simocephalus ventulus* (オカメミジンコ)、*Sida crystallina* (シダミジンコ)、*Scaphaloberis mucroned* (アオムキミジンコ)、*Copepodid of Cyclopoida* (ケンミジンコのコペポデッド期幼生)、*Daphnia spp.* (ミジンコ属)、*Chydorus sphaericus* (マルミジンコ)、*Rhynchotalona spp.* (シカクミジンコ属)、後者の例として甲殻類では、*Nauplius of Cyclopoida* (ケンミジンコのノープリウス期幼生)、*Bosmina longirostris* (ゾウミジンコ) 輪虫類では *Keratella cochlearis* (カメノコワムシ) *Polyarthra vulgaris* (ハネウデワムシ) が挙げられる。これらの経月変化より、*Daphnia spp.* (ミジンコ属) は5月に個体数がピークとなり、その他の種は全体的に7月から8月にかけてがピークであることがわかる。また、ピーク時において大型の甲殻類や、*Chydoridae* (マルミジンコ科) (*Chydorus spp.*, *Alona spp.*, *Rhynchotalona spp.*, *Pleuroxus spp.*) は、抽水植物群落内部で大体2倍から4倍の個体が生息している。一般に、動物プランクトンには水生植物帶を主な生息場所とする種があり、これには前記の *Simocephalus ventulus* (オカメミジンコ)、*Sida crystallina* (シダミジンコ)、*Scaphaloberis mucroned* (アオムキミジンコ) に *Chydorus spp.* (マルミジンコ属)、*Phynchotalona spp.* (シカクミジンコ属)などのマルミジンコ科 (*Chydoridae*) がそれに当たる。今回の調査においてもこれらの種は抽水植物帶に多く生息していた。

その他の水生植物帶を生息場所としない種の中でも、今回の調査から抽水植物帶に多く生息するものがあった。甲殻類の *Daphnia spp.* (ミジンコ属)、*Copepodid of Chclopoidea* (ケンミジンコのコペポデッド期幼生) がそれである。これらは体長が約1mmから3mmと肉眼でも判別が可能なくらい大型のものである。一

方、植生の有無に関係なく生息している種は *Nauplius of Cyclopoida* (ケンミジンコのノープリウス期幼生)、*Bosmina longirostris* (ゾウミジンコ) などの小型の甲殻類と、*Keratella cochlearis* (カメノコワムシ)、*Polyarthra vulgaris* (ハネウデワムシ) などの輪虫類であった。このことから、大型の甲殻類は小型の甲殻類や輪虫類よりも、魚類の捕食を受けやすく、したがって抽水植物帯を避難場所としていることが窺える。

以上の結果から、千駄堀池のような浅い池において、保全された水生植物群落は次の様な影響を動物プランクトン群集へ直接的に及ぼすことがわかった。

- ①水生植物帯を主な生息場所とする種を出現させる
- ②水生植物帯を避難場所とする大型の甲殻類が多数出現する

したがって、保全された水生植物群落は動物プランクトンの多種多様な生息を可能にし、ひいては魚類など高次の生物群集の多様性を引き起こすものと思われる。さらに、この池の特徴として、大型甲殻類の *Daphnia spp.* (ミジンコ属) が *Cyclopoida* (ケンミジンコ) と比べて少ないことが挙げられる。これは池内に多く生息していると思われる動物プランクトン食生の魚類 (ギンブナ、コイの稚魚、オオクチバスの稚魚、ブルーギルの稚魚等) により捕食されているものと考えられる。一般に、ミジンコ属はケンミジンコよりも、その運動性から捕食されやすいことが知られており、またミジンコ属は植物プランクトンを多量に摂食する。したがって、藻類の増殖はこれら動物プランクトン食性の魚類に起因することがしばしばある。

### 3. 3. 3 植物プランクトン

植物プランクトンの優占種については、この池の特徴として、小型の珪藻である *Cylotella spp.* や *Melosira distans* が調査期間を通じてみられた。ちなみに、*Melosira distans* は糸状の群体を形成するが、この池では大部分が 6 ~ 9 細胞で構成された小さなものであった。また、6月と7月に緑藻の *Closterium gracile* が優占した。この種は細胞が大きいため、この時期にクロロフィル a が極めて高い値を示し、池水が緑色を呈した。また、6月から10月にかけて、藍藻の *Aphanocapsa pusillum* と緑藻の *Dictyosperium pulchellum* が優占した。これらの種は細胞が小さいために、水の華を形成するようではなく、この池でもクロロフィル a の変動に関わることはなかった。鞭毛藻では *Cryptomonas spp.* が調査期間を通じて優占した。

次に、ヒメガマ群落などの植生の有無による、細胞数の違いについて検定してみる。植生のある所で多かったのは、6月の *Navicula spp.* ( $P < 0.05$ )、7月の *Navicula spp.* ( $P < 0.01$ )、10月の *Tetraedron spp.* ( $P < 0.05$ ) であった。また、植生のある所で少なかったのは、4月の *Cylotella spp.* ( $P < 0.05$ )、5月、6月、8月、10月の鞭毛藻類 ( $P < 0.01$ 、 $P < 0.01$ 、 $P < 0.05$ 、 $P < 0.05$ ) であった。植生のある所で多かった *Navicula spp.* は付着性が強いため、ヒメガマの茎から剥離したものがサンプル中に混入したものと思われる。また、植生のある所で少なかった *Cylotella spp.* や鞭毛藻類は、抽水植物群落内で多く生息していた大型の甲殻類を中心とした動物プランクトンに摂食されたものと思われる。特に鞭毛藻類は動物プランクトンに摂食されやすいことが最近の研究で明らかになってきており、この結果は注目に値する。

### 3. 4 まとめ

千駄堀池は水質調査の結果から、有機物の量が多く、また好気的な環境であるため、分解が活発に行われ、その結果、硝酸やリン酸などの無機栄養塩も高くなっていることがわかった。これは主に風や魚類によって舞上げられた底泥と、ヒメガマの枯死体からの溶出と考えられる。

その一方で、池深部および沿岸部に発達したヒメガマやヨシの抽水植物群落は、植物プランクトンが増殖する春から初秋にかけて、成長と共に栄養塩を吸収し、また、大型甲殻類を中心とした動物プランクトンの多量生息を可能にしている。このことは植物プランクトンの増殖を制御していることが示唆された。すなわち、千駄堀池においてこれらの抽水植物群落は生態系のバランスを整えるのに極めて重要な役割を果たしているといえる。

## 4. ダム湖における観測

### 4. 1 観測の概要

前節において、浅い湖沼においては冠水した緑化湖岸帯や水生植物群落が、動物プランクトンなどの1次捕食者にとってより高次の捕食者から逃れるレフージになることが示され、バイオマニピュレーションを成功させる上で極めて重要な働きをしていることが示された。しかしながら、水深の大きいダム貯水池においては一般にこうした場所は限られる。特に、洪水調節機能を持ったダム湖においては夏季において水位を低下させるため、水生植物群落はほとんど存在していない。ところが、実際のダム湖においては、陸生の草本植物であれば、なだらかな湖岸と十分な土壤が存在していれば、水位を低下させた後、数日で生長をはじめ、しかも、水位の微妙な変化のために、しばしば水面下に浸かっている。浅い湖沼において、1次生産者が水生植物群落を好んで生息場所に選ぶ理由が、主にレフージとしての効果を期待するのであれば、植物は必ずしも水生のものである必要はない。こうした考えの元に、湖岸帯が植物で覆われることで名高い菌原ダムを選んで観測を行ってこの効果を調べた。

菌原湖は洪水調節、発電、都市用水供給等を目的として造られた多目的ダム湖である。流域面積は493.9km<sup>2</sup>、水深は満水時で74.0mである。湖の中程における西岸および東岸の一部は緩斜面になっており、この区域においては湖岸の緑化が実施され、イタチハギ、オナモミ、カサスゲ等、陸上の植物が多数繁茂し、水位の変動に伴い水没と干出を繰り返す。反対に急斜面になっている湖岸は植生がほとんどなく、地肌が剥き出しになっている場所が多い。

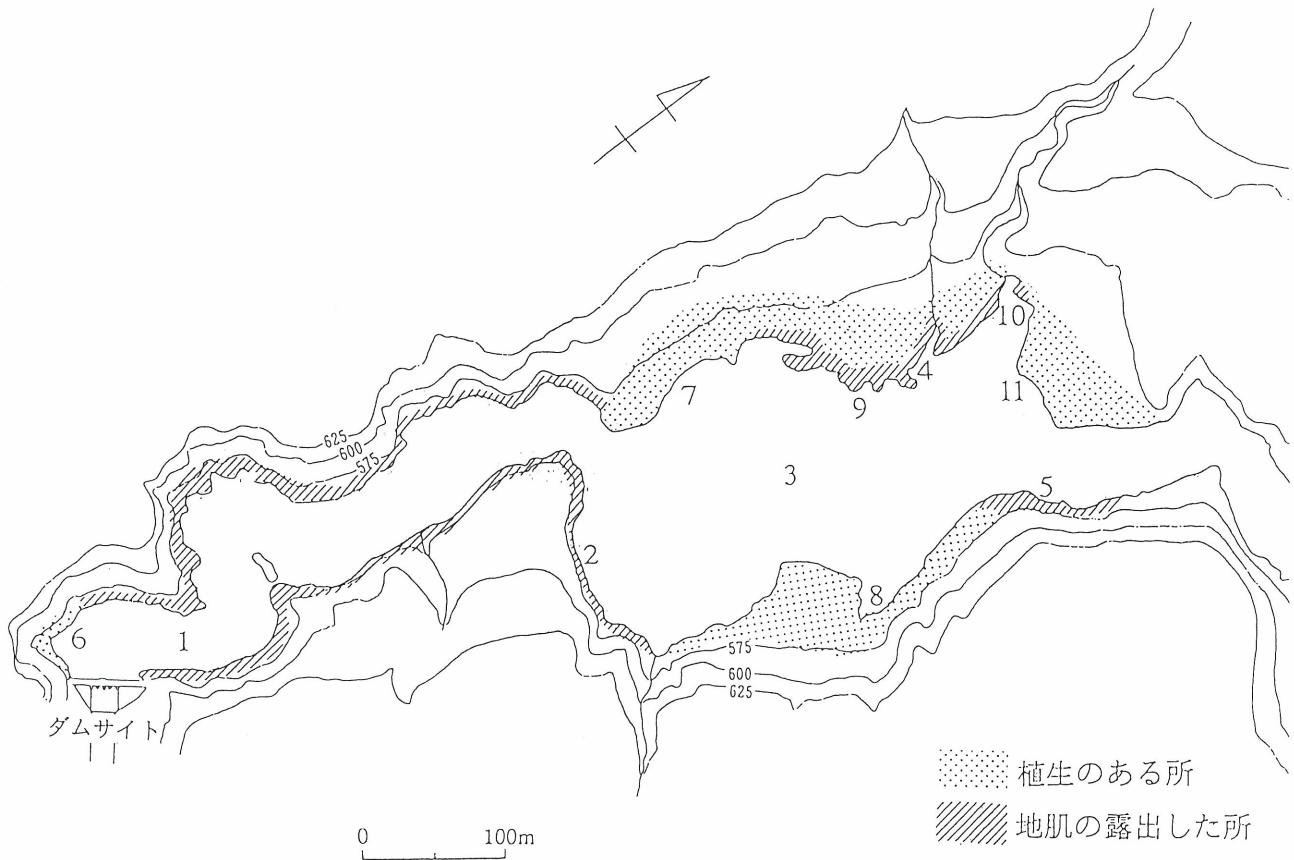


図4・1 菌原湖の概略図

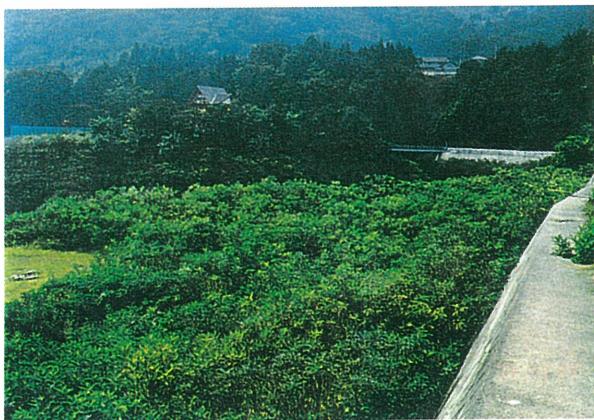


写真4・1 湖岸に繁茂したイタチハギ



写真4・2 湖岸帶で水没した植物

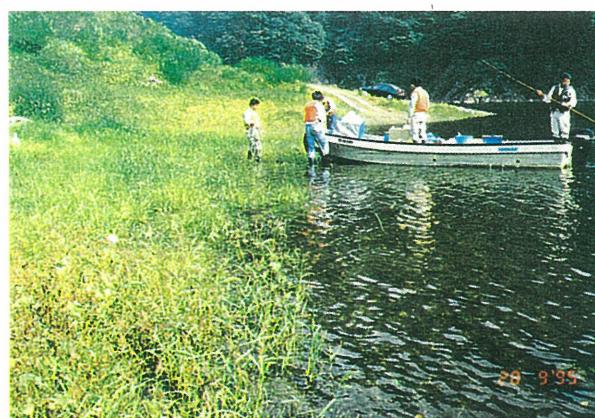


写真4・3 菌原ダムにおける観測風景

## 4. 2 使用機器および観測方法

使用機器は、アンモニア態窒素 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ )、亜硝酸態窒素 ( $\text{NO}_2\text{-N}$ )、硝酸態窒素 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )、オルトリン酸態リン ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) についてはセントラル科学社製、携帯型富栄養計 H C-1000 型、また化学的酸素要求量 (C O D)、浮遊粒子状物質 (S S) の測定については同社製、デジタル直読水質分析器 D R / 3000 型をそれぞれ用いて、発色試薬による吸光光度法で行った。

プランクトンの採集は、動物プランクトンの場合、N X X -17 ( $72 \mu\text{m}$  メッシュ) のプランクトンネットを植生のない所では一定速度で水平方向に曳いて行い、また、抽水植物群落の内部などネットを曳くことができない場所では水を 30 l 以上採水してネットで濾過して行った。植物プランクトンの場合はネットを使わず直接採水した。これらをグルタルアルデヒド溶液で固定した後、ここからサンプル水をとり、これを 1 mm の目盛りが入った枠付きのスライドガラスに乗せ、検鏡によってプランクトンの数を種類ごとにえて定量した。なお、プランクトンネットの実際の濾過効率は 100% より小さいと考えられるため得られた動物プランクトンの数と種類はやや少なめに出ている。またプランクトンネットを二通りの方法で用いたことについては些か問題が残るが、その差は 10~30% 程度と推測される。

## 4. 3 菌原湖における水質およびプランクトンの分布特性

観測は 1995 年 9 月 28 日に行った。菌原湖における全体的な水質諸量は、水温については山間部に位置するため、この時期としては  $16.4^{\circ}\text{C}$  と低い。硝酸態窒素は高い値を示しているが、オルトリン酸態リンについては低い。各測点における動物プランクトンと植物プランクトンの個体数および細胞数について、いくつかの測点にうち、植生の存在している湖水の変動域、直立した湖岸に葦が沈水している場所、緩斜面もしくは平場に植生が分布している場所がある。動物プランクトンの分布特性と、照らし合わせてみると、斜面の緩急に関わらず、植生の豊かな所に大型の動物プランクトンである甲殻類 (*Crustaceae*) が多く棲息する。ちなみに個体数が一番多い測点 8 は最も植生が発達した場所である。なお、甲殻類の優占種は *Bosmina sp.* と *Nauplius of Copepoda* であった。したがって、湖水位の変動域における冠水した草本植物の群落は、大型の動物プランクトンである甲殻類が棲息し易い場所である可能性が高い。次に植生はないがレキ状の浅瀬である場所では、比較的大型の甲殻類については少なく、小型の輪虫類 (*Rotatoria*) が多くなっている。植物プランクトンについては、測点 6 において極端に細胞数が多くなっている以外は場所による傾向は見られない。したがって、場所に関する動物プランクトンとの量的相関はないと思われる。またある場所では鞭毛藻 (*Chromonadea*) の *Chlamydomonas umbonata* による赤潮が発生していた。これが他のプランクトンにどういう影響を与えているかは現段階では不明である。

今回の観測では、棲息する生物群集の役割を評価した上で植生の効果について調べることを目的として、主に動物プランクトンを対象として調査を行った。その結果、陸生植物であっても緑化された湖岸帶におい

て、緑化されていない場所と比較してより多くの種類の動物プランクトンが棲息している傾向にあることがわかった。しかし、その一方で、植生とは無関係な分布を示す種もあった。しかし、全体として、動物プランクトンは種または時期によって様々な条件をもとに生息場所を選好するが、中でも植生は重要な決定要因であると結論づけることができる。

## 5. 動物プランクトンによる藻類節食の効果の見積もり

今回の調査では、植物群落内に生存する動物プランクトンの量が群落外と異なることが明らかになった。ここでは、現地観測によって得られた値を元に、動物プランクトン量が増加することによる植物プランクトンに与える影響について見積もりを行う。

まず、観測では、植物群落内外の動物プランクトンを比較すると、小型のワムシ類は群落内外の差が、比較的小さいが、大型の甲殻類については、植物群落内のみで生育するものを除いても、植物群落内に生存する割合の方が群落外に生育する割合よりも多かった。従って、ここでは植物群落の内外で生存割合に差のある大型甲殻類について植物プランクトンに与える影響について検討する。

まず、これらの甲殻類の多くは周囲の水を濾過することによって摂餌を行う。従って、この濾過速度を見積ることによって植物プランクトンを摂餌する速度を見積もることができる。Knoechel & Holtby (1986) はいくつかの甲殻類について体長と濾過速度の関係を求めた。この関係を元に、千駄堀池でのヒメガマ群落内と群落外それぞれについて、水 1 l 中の全甲殻類についての総濾過水量を求めた。これによると、8月と 9月の観測を除き、ヒメガマ群落における総濾過水量の方が群落外での総濾過水量よりも約 1,000 ml/day 大きくなっていることがわかった。実際には濾過水のある割合は既に 1 度濾過した水であると考えられるが、簡単のために動物プランクトンは常に新しい水を濾過しているものと仮定する。その結果、1 日で群落内のほぼ全体の水を濾過していることになる。このことは、植物群落の幅が 1 m あるとすると、沿岸帶の厚さと植物プランクトンの生息している厚さが等しいと仮定すれば、10 日間にほぼ 10 m 沖合いの水まで濾過することになる。

一方、植物プランクトンは多くの場合、初期には湖岸近傍より発生し、次第に沖合いに向けて広がっていく。また、場合によっては風によって湖岸に吹き寄せられている場合も多く、いずれにしても、沖合いよりも湖岸に多く集積している。従って、湖岸帯近傍に動物プランクトンがより多く生息していれば、湖岸に集積する植物プランクトンをより速く濾過することが可能であると考えられる。

このように動物プランクトンの効果のみを取り出しても、湖岸に集積する植物プランクトンの抑制効果は極めて大きいと考えられる。また、実際には、動物プランクトンの他にも貝類、昆虫類等多くの植物プランクトン食性の動物が生息しており、これらの摂食によって植物プランクトンのバイオマスはさらに減少させられると考えられる。

## 6. 湖岸法面の緑化の可能性

4節において、ダム貯水池においても湖岸の水位の変動域が緑化さえしていれば、動物プランクトン増殖に対する効果が期待できることが明らかとなった。次に、通常、裸地のまま残される湖岸帯の緑化の可能性について調べる必要がある。

### 6. 1 湖岸が裸地となる機構

湖岸が裸地となる原因には次のようなことがある。

- 1) まず、ダム湖の供用に先だって、湛水域内の樹木は湖水化の影響を受けて倒木し湖内へ流出する恐れがある、栄養塩の供給場所となる恐れがあるなどの理由から伐採される。
- 2) 次に、水位変動によって長期間水没する場所においては、陸上の植物は水中では酸素、二酸化炭素などの摂取に支障をきたすことや低い水温に抗しきれないなどから、水中の植物は体内の水分の逸出を防ぎきれないなどの生理的理由からいずれも長期間の露出、水没に耐えられず生育が困難である。
- 3) ダム湖の湖岸は一般に勾配が急で雨水による土壌の流出が生じやすいこと、水位の変動により土中の間隙水圧が変化し徐々に土粒子が流れ出したり、地滑りなどによって一気に土壌が失われやすいうこと、波浪による浸食によって岩石、岩屑のみ残されてしまうことなどから植物の生育する環境が失われる。
- 4) 流木などが湖岸に衝突し土壌の流出を促進したり植物を傷つける。

しかし、一方ではある程度の環境の保たれた場所においては、十分な植生の発達もみられており、こうした環境を創造することも十分可能である。

### 6. 2 既設ダムにおける調査のまとめ

藤原ダム、菌原ダム、相俣ダム、下久保ダムにおいては昭和48年度、50年度に調査が行われており、平成7年度における現状を加えてまとめると次のようになる。

藤原ダム：

藤原ダムにおいては傾斜9度から32度までの3カ所の斜面において行われている。調査は7月28日と夏期の比較的早い時期に行われているが、すべての斜面において、アキメヒシバ、スギナ、ヒメシダ、イタドリを中心に汀線から4m以上離れるところではほぼ100%の植被率となっており、1~2mの場所においても50%を越える植被率となっている。

菌原ダム：

北岸の公民館下の湖底部と南西部のキャンプ場で調査が行われた。草本類はその種類組成が田畠の雑草由

来のもので占められ、特にその傾向は北岸で著しくなっている。北岸ではメヒシバ、オヒシバ、ヌカボ類、カサスゲ、カヤツリグサ科、トキハハゼ、トキンソウ、エノキグサ、コニシキソウ、アメリカセンダングサの 11 種が、キャンプ場ではオオニシキソウ、カヤツリグサ科、アキメヒジハ、オヒジハ、カサスゲ、アメリカセンダングサ、イヌタデ、ノミノフスマ、ミカンソウの 10 種が記録されている。特に、岩礫性の地形の急峻な場所ではアメリカセンダングサが、地形が急ではないものの岩礫性の悪い場所にはオオニシキソウの群落の発達がある。なお、この時点ではダム完成後 9 年目であったが、昭和 50 年度の調査ではイタチハギ、イタドリが顕著に記録され、平成 7 年度時点では、上記の他に、オナモミの群落が特に目立った。

植被率は水面付近で勾配の極めて緩やかになっている北岸では汀線から 4 m 以上離れるとほぼ 100% となっており、水際で 25 度と比較的急になっているキャンプ場では 5 ~ 6 m の地点には植生はほとんどみられないが、9 m 以上離れるとほぼ 100% となっている。この傾向は平成 7 年度においても変わっておらず、水際で緩やかな勾配を持った場所では水際から、汀線が急勾配になっている場所ではその背後の勾配の緩やかな場所のうち岩屑で覆われた部分を除いて植物の繁茂がみられた。また、ダム堤体近くの岩壁にも割れ目からのオナモミの着生がみられ、ほぼ全域にわたって緑化が進行していた。

草本については、元々上流椎坂峠付近の工事で用いられたとみられるイタチハギの種子が流下し、菌原ダムにおいても自生のイタチハギが存在していた。また、昭和 50 年度よりイタチハギおよびイヌコリヤナギによる湖岸法面の緑化試験がなされているが、このうちイタチハギについては夏期の裸地対策としてかなりの好成績をあげている。昭和 58 年時点では、試験地 A、B ともに残存率は 6 割を越え、平均樹高は 1 m 92 cm となっている。また、平成 7 年度時点では、堤体直上上流から上流端まで貯水池全体にイタチハギが繁茂し、特にキャンプ地では大群落がみられ、さらに他の多くの草本植物の生育を誘発し夏期の裸地対策としては十分成功を収めている。また、側岸からの流れ込みのある部分では土壌が豊富で流れに沿った草本植物の発達が著しく、さらに、景観上の違和感も極めて少なくなっていた。

#### 相俣ダム：

相俣ダムでは特にオナモミが多く、他にはメヒシバなどが少数生育する程度であった。オナモミは特に北岸に多く、昭和 48 年 9 月の調査ではオナモミの分布に明らかな縞状の構造がみられ、汀線(555 m)から 5 m 程度の場所と、60 m 程度の場所に顕著なピークが見られ、30、40、70 m のあたりに小さなピークが存在する。オナモミの果実が湖面に浮遊しているのも観察されており、水位の低下とともに上部より発芽していったことが伺える結果となっている。

昭和 50 年に植栽試験に伴って行われた調査によると、傾斜約 30 度の A 試験地においては、昔日の立ち枯れ株、ササの地下茎が波浪によって洗い出されている点が顕著に観察されている。

また、平成 7 年度の調査では編柵工設置箇所においてはイタチハギの生育がみられているものの、編柵自体が崩壊しかけているところも多くより強靭な工法が検討される必要がある。

#### 下久保ダム：

下久保ダムは昭和 48 年度の時点では完成後日が浅く、また、湖岸は岩石、岩屑の堆積した急斜面よりも部分が多いためにオナモミ、アキメヒシバがわずかに生える程度でほとんど植生は存在していない。

以上をまとめると次のような点が指摘される。

- 1) 薩原ダムのように極めて緑化の進んだダムにおいても岩石、岩屑の堆積する場所には植生の発達はみられなかった。こうした場所は、景観としても不安定な景観を与え、植生の発達には不適当であり、今後ダムを新設する場合には極力こうした場所を造らないようにする必要がある。昭和 48 年度時点の調査ではオナモミ、アメリカセンダングサ等のような荒地性の帰化植物が定着を繰り返すうちに土壤の発達が期待される可能性を示唆しているが、平成 7 年度の調査においても、必ずしも十分な成果は現れていない。
- 2) 一方、薩原ダムにおいて、岩壁においては昭和 48 年度時点ではオナモミの生育は記述されていないが、平成 7 年度には夏期制限水位付近にまで割れ目からオナモミの着生がみられ、岩石、岩屑の堆積した場所よりもむしろ植生の発達が期待できる。
- 3) 土壤の堆積した場所においては、汀線近傍からの草本の発達は十分期待できる。
- 4) 满水後、波浪、水位変動による土壤流出は植生の発達の大きな阻害要因になっている。

### 6. 3 薩原ダムによる植栽試験結果についての考察

薩原ダムにおいては昭和 50 年度、昭和 51 年度にイヌコリヤナギおよびイタチハギによる植栽試験が行われた。試験の概要是次のようなものである。

昭和 50 年度には露出部において約 0.05ha の面積にわたって粗だ編柵工 6 段およびセトロン編柵工 2 段により土止めを行い、イヌコリヤナギ 204 本、イタチハギ 204 本を植栽した。

昭和 51 年度には昭和 50 年の下流地点の傾斜の急な露出部において、セトロン編土止め工 5 段を作成し、格段ごとにイヌコリヤナギ 41 本、イタチハギ 41 本を植栽した。

各年度の植栽試験の植栽された段の高さは次のようなものである。

昭和 50 年 : 562m、560m、558m、557m、555m、554m、552m、550m、

昭和 51 年 : 560m、558m、556m、554m、552m、

(常時満水位 : 564m、夏期制限水位 : 550m)

昭和 53 年度に調査された昭和 50 年度（測点が 3 つのもの）および昭和 51 年度（測点が二つのもの）について生存率を累積水没日数に対して合わせて示したものでみると、次のようなことが明らかになった。

- 1) まず、植栽後 2 カ年を経過すればそれ以降の生存率はほぼ変化しなくなる。
- 2) 二つの試験地は異なり昭和 51 年度に植栽された場所は昭和 50 年度の試験地よりも急峻であるにもかかわらず、十分な土止めがなされていれば有意な差はみられない。

なお、イヌコリヤナギについてはすべて枯損したものが多くこうした定常化の傾向は確認できなかった。

さらに、昭和 55 年度の調査結果を元に、定常状態に達した生存率に関してその地点の一年間の平均水没日数に対する生存率をイタチハギとイヌコリヤナギについて示した。これより明らかなこととして、イタチハギのデータから平均水没日数が 80 日程度以下のものについて、それより長いものに比べて生存率が悪くなっている。しかし、これにはこの段に対する波浪による損失等の植物の生理的な要因以外と原因が考えられる。従って、イタチハギ、イヌコリヤナギともに最上段のものについて、45%程度、2番目の段のものに対して 20%程度加えてやる必要がある。このように再検討した後、次のことがいえる。

- 1) イタチハギについては年間の平均水没日数が 120 日程度まであればほぼ 100% 生存可能である。また、年間の半分が水没する条件においてもなお 50% の生存が可能である。
- 2) イヌコリヤナギについては、90 日程度の水没期間であれば 100% 近い生存が可能であるが、水没期間がそれより長くなると急速に生存確率が減少し、140 日程度水没する場合にはほぼ生存できない。

この結果より、生存率 L と水没日数 D との間について次のような関係が導かれる。

イタチハギ

$$\begin{aligned} L &= 1 - (D / 210)^5 & D < 210 \\ &= 0 & D > 210 \end{aligned}$$

イヌコリヤナギ

$$\begin{aligned} L &= 1 - (D / 140)^3 & D < 140 \\ &= 0 & D > 140 \end{aligned}$$

さて、イタチハギのような耐水性の強い種を選択すれば、年間のかなりの部分水没する状況においても緑化が可能である。ところが、イタチハギは道路工事等に用いられ分布は増加しているものの、本来外来種であり、元々の生態系に与える影響はないとはいえない。しかし、これがダム湖中の水位の変化する領域にのみ生息し他に侵入していかないようであれば問題は最小限に押さえられると考えられる。元々菌原ダムに自生するイタチハギは上流から種子が流れてきたものであるので、下流の河川沿いには広がっていくことは考えられる。しかし、平成 7 年現在、背後の山林等への広がりはあまりみられず、水辺から離れた領域への拡散は少ないと考えられる。

#### 6. 4 法面緑化の考え方される対策

以上のように、十分な土壤の確保が可能であれば湖岸の露出が 1 月程度の間に草本植物の発達は十分期待でき、また、イタチハギなど耐水性の高い種を選択することによって木本の発達も可能となる。しかし、菌原ダムの植栽試験の例にみられるように土壤が安定する十分な対策が必要不可欠である。従って、次のような対策が可能である。

- 1) 十分強固な土止め工法によって階段状にし、土壤の流出の少ない場所に植栽を行う。土止めとしてはセトロン柵などの利用も考えられるが、自然の中に人工的なものの現れる違和感、強度が必ずしも十分でないなどの理由から可能であれば石積みなどの自然の材料を利用した強度なものであることが望ましい。特に石積みのようにその場所の形状的多様性を増す材料であれば、水没した期間におけるダム湖内の生態系に対しても正の効果が期待される。
- 2) 湖岸に十分なスペースが存在しており、流域から直接湖に流れ込みのある場所では階段をスイッチバック方式にして夏期においても湖岸のできるだけ広い部分に常に水が流れ下る形式にすることも考えられる。
- 3) こうした土止め工法の可能でない場所については前面の湖内に浮島などを設置して波浪が直接湖岸に直撃しないような手立てが必要である。浮島による水質に対する効果が期待できることはいうまでもないが、植生が発育することによって、湖面の側には植生が発達し、湖面から湖岸にいたる領域の、地面が露出することによる不連続性を減少させることも可能となり、単に景観だけでなく生態系の保護にも役立つと考えられる。
- 4) ダム湖上流部の河川の流れ込み地点は、ダム湖内の魚が上流に遡上する際に極めて重要な領域である。水位低下時にはこの部分も露出するため、遡上する魚も捕食者からの防御の点で極めて問題が多くなる。従って、この領域の緑化は生態系保全という観点からも特に重要である。ここでは、河川からの流入水が常に期待できるために、特に水位低下時に露出する領域において蛇行させた水路を掘削するなり、途中に池が形成するような場所を作成することによってできるだけ多くの部分に水が行き渡るようにすることが必要である。これによって、土壤が堆積し露出後比較的早い時期に草本の発達が期待できるばかりでなく、陸上生物の水場等の提供も可能になり、しかも、こうした湿地は景観上も悪くない。
- 5) 上記の地点に浮島を設置して、水位低下後より早い時期に、浮島が着底することによる植生を期待することも効果的な方法と考えられる。

## 7. まとめ

本研究での成果をまとめると次のような。

1. バイオマニピュレーションの機構を理論的に説明するモデルを作成した。さらに、そのモデルを現地実験に対して適応した結果、十分な精度で予測可能であった。
2. バイオマニピュレーションの成功の鍵となると考えられる、動物プランクトンの生態とその生育環境を整える水生の大型植物（マクロファイト）との関係を、現地の浅い湖を対象にした観測によって明らかにした。その結果によると、特に、大型の甲殻類において顕著な差が現れることが明らかになった。この原因是、大型甲殻類ほどプランクトン食性魚に捕食されやすく、大型植物群落が捕食から逃れるため

のレフージになっているためと考えられる。

3. 深い貯水池における適応のために、湖岸に植生の発達した貯水池において、特に、動物プランクトン量に着目した観測を行った。その結果においても、植生の発達した湖岸と植生の存在しない湖岸や湖心との間に、動物プランクトン量において大きな差が現れ、深い貯水池においても植生が動物プランクトンにとってレフージになっていることが示唆された。
4. 2、3で示される程度の動物プランクトン量の増加が、水質浄化に果たす程度を評価したところ、他の生物による効果を全く考慮しない計算においても、水質浄化に高い効果が示されることがわかった。
5. 水位変動のある深い貯水池において、湖岸の植生の生育の可能性について、現地実験の結果を元に考察を行った。その結果、草本植物以外にも、イタチハギ等については、水没日数 150 日程度であれば十分生育可能であり、水位変動の可能な貯水池においても水没した植物群落を育成することが可能であることが示された。