

13.9 湖沼・湿地環境の修復技術に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）
 研究期間：平 18～平 22
 担当チーム：水環境研究グループ（河川生態）
 研究担当者：三輪準二、大石哲也、大寄真弓
 矢島良紀

【要旨】

我が国の多くの湖沼は、流域の開発に伴う水質悪化や、治水、利水目的の水位管理、湖岸堤築造等の人為的インパクトを受けてきた。近年、下水道整備等による流入水質の改善や湖沼沿岸の植生帯の復元が進められ、一定の成果をあげている。その過程で、沈水植物が湖沼の生態系の中で重要な役割を果たすことや、底泥の巻き上げを抑制し水質改善に寄与すること、生態系に配慮した水位管理の必要性等が分かってきた。そこで、本研究では、現在の実湖沼の条件下での沈水植物群落の復元手法の開発に取り組むものである。平成 18 年度から 21 年度までの研究では、霞ヶ浦における沈水植物群落の消長や環境変遷を整理し、シミュレーション解析により、現在の霞ヶ浦における沈水植物の生育余裕深、生育可能域等の抽出を行った。最終年度である平成 22 年度は、過年度の研究により抽出した沈水植物の生育可能域の中から 3 地点を選定し、生長体の移植生育実験を行った。この移植実験施設において計 6 回実施したモニタリング調査の結果、消波構造物の背後水域等の条件が整った場所においては、現在の霞ヶ浦の諸条件下でも、沈水植物の生育、定着が可能であることが明らかになった。沈水植物が消失した湖沼において、効率的に沈水植物群落を復元するために、地形や過去の植生分布情報を用いて、シミュレーション解析により生育可能域を抽出し、沈水植物の生長体を大量に移植する方法が有効であると考えられる。

キーワード：沈水植物、シミュレーション解析、消波構造物、底面せん断応力、生長体、移植

1. はじめに

我が国の多くの湖沼は、流域の開発に伴う水質悪化や、治水、利水目的の水位管理、湖岸堤築造等の人為的インパクトを受けてきた。このような湖沼では、沿岸植生帯が衰退した場所も見られ、特に植物体の全ての部分が水中に存在する沈水植物は、減少の度合いが著しい。近年、湖沼水質と生態系との関係の中でも、特に、浅い湖沼における植生の役割についての関心が高まってきており、各地で湖岸植生帯の復元が試みられている。

水質汚濁が進行する前の浅い湖沼においては、多くの水生植物が繁茂し、透明度の高い水を蓄えていた。しかし水質汚濁の進行により湖水が濁り、沈水植物を始めとする水生植物は減少した。このような水生植物の減少は、栄養塩負荷の増大と相まって、優勢な一次生産者を植物プランクトンへとシフトさせ、透明度の著しい低下を引き起こす。透明度の低下は、沈水植物のさらなる減少をまねき、浅い湖沼特有のカタストロフィック・シフト（レジームシフト）を引き起こす可能性がある¹⁾。ここまで達すると、たとえ流入水質が改善しても植物プランクトンの量は減少せず、濁ったままの状態が続き、湖沼の環境修復は困難になる。

このため、富栄養化して水生植物が減少した浅い湖沼における水生植物（特に沈水植物）の修復に関する技術開発の重要性は高い。河川生態チームでは、浅い湖沼における沈水植物修復技術として、沈水植物群落が存在した時代に散布された後、湖沼底泥中

に埋没したまま発芽せずに残存している散布体（埋土種子）を回収して発芽させる手法を提案してきており、湖岸の自然環境修復を行う対象と考えている湖沼固有の沈水植物の株を確保する手だては整いつつある²⁾。しかし、個体レベルでの保全が出来たとしても、それは固有種復元の第一歩であり、現地において持続的な生育が確立されて初めて環境修復と認識されるものと考えられる。

沈水植物分布を制限する要因としては、透明度（光）、底質、波浪が重要であることが指摘されている³⁾。研究対象とした霞ヶ浦においては、水質悪化に伴う濁りの上昇や人為的な水位管理に伴う発芽期の湖水位の上昇が生じており、沈水植物生長のための水中光量が低下していると考えられる。また、水位上昇は底質の細粒化を促している可能性もある。さらに流域から流入した各種有害物質（除草剤など）が生育を阻害した可能性も否定できないこと、溶存酸素濃度の低下が沈水植物に影響を与える可能性があるとも指摘されている⁴⁾。これらの変化は、独立した事象として、むしろ霞ヶ浦に対するインパクトとして同時に起こってきたものであるため、複合的に影響していたとも考えられる。

沈水植物は、種々の環境機能を有することから⁵⁾、復元が望まれるが、現在の環境下で容易に可能となるものではない。また、霞ヶ浦のような透明度が低い環境下では、例えば沈水植物の適地となりうる箇所は、波浪による湖底攪乱が大きく、定着が困難であることが懸念事項となっている。従って、霞ヶ浦

において沈水植物帯を復元するためには、まずは沈水植物が定着できる場の条件を把握した上で、復元を考えていくことが目標となると考えられる。

そこで本研究では、過去に沈水植物群落が生育していた場の条件に着目し、現在の実湖沼の条件下での植生帯復元手法を開発すると共に、生態系に配慮した水位管理のあり方について検討を行った。平成18年度から22年度までに行った研究内容を以下に示す。

2. 沈水植物群落を取り巻く環境変遷の整理

沈水植物群落とそれを取り巻く環境の変遷について、霞ヶ浦を事例に整理する。

2.1 沈水植物群落の変遷

桜井ら⁶⁾は、霞ヶ浦における昭和47(1972)年からの沈水植物の消長を整理し、昭和47(1972)、昭和53(1978)、昭和57(1982)年の調査により、表-1の様な種が確認されていることを示している。また、同調査において昭和63(1988)、平成5(1993)年の調査では、沈水植物は群落レベルでは発見されておらず、1980年代半ばから後半にかけて沈水植物群落は消滅したと考えられる。調査期間を通して最も優占していた種は、ササバモ、ホザキノフサモの順に挙げられる。

同期間中の霞ヶ浦(西浦)における植生面積の時間的変化は、図-1の様に示される⁶⁾。沈水植物群落が占める面積は、減少が顕著であり、昭和47(1972)年からの10年間で約1/5に減少している。その後の調査では、群落が発見されていないことから、昭和57(1982)年以降は、さらに減少していると考えられる。平成5(1993)、平成9(1997)、平成14(2002)年には河川水辺の国勢調査が実施されているが、沈水植物は確認されていない。ただし、これらの調査は陸上調査であり、それ以前の調査と方法が異なるため、直接比較はできないが、少なくとも大規模な沈水植物群落が確認された記録が無いことから、1980年代半ばから後半にかけて消滅したと考えて良いと判断できる。

2.2 水位変動の変遷

沈水植物の消長に大きく影響すると考えられる水位変動の変遷を図-2に示す。年間中央値については、昭和6(1931)年以来大きく変化せず推移していたが、霞ヶ浦の水位は各年代の水文環境、水位管理によって異なる。1950年代前、つまり下流の北利根川拡幅以前の霞ヶ浦では、排水能力が低いために、出水の影響により、平均水位の年変動が相当大きい。その後、下流北利根川の大規模な拡幅により、霞ヶ浦の水位は安定する傾向を示している。昭和50

調査年		1972	1978	1982
調査地点数		53	55	46
ササバモ	<i>Potamogeton malaianus</i>	53.0	60.0	52.2
リュウノヒゲモ	<i>P. pectinatus</i>	6.0	30.9	4.3
ヒロハノエビモ	<i>P. oerfoliatus</i>	25.0	25.5	6.5
センニンモ	<i>P. maakianus</i>	17.0	18.2	6.5
沈水植物	<i>P. crispus</i>	15.0	29.1	2.2
ヤナギモ	<i>P. oxyphyllus</i>	0.0	1.8	0.0
イサギモ	<i>P. pusillus</i>	0.0	3.6	0.0
水	<i>P. gramineus</i> v. <i>gramineus</i>	13.0	18.2	4.3
ササキノフサモ	<i>Myriophyllum spicatum</i>	42.0	43.6	30.4
ホザキノフサモ	<i>Hydrilla verticillata</i>	21.0	14.6	2.2
コナダモ	<i>Elodea Nuttallii</i>	0.0	1.8	0.0
オカナダモ	<i>Egeria densa</i>	9.0	7.3	2.2
コウガイモ	<i>Vallisneria denseserrulata</i>	0.0	12.7	0.0
セキショウモ	<i>V. gigantea</i>	21.0	27.3	10.9
マツモ	<i>V. gigantea</i> v. <i>biwaensis</i>	0.0	1.8	0.0
トリゲモ	<i>Ceratophyllum demersum</i>	6.0	12.7	10.9
フサジュンサイ	<i>Najas minor</i>	0.0	1.8	0.0
シャジクモ	<i>Cabomba caloriniana</i>	2.0	1.8	0.0
	<i>Chara brawii</i>	0.0	0.0	2.2

*出現頻度(%)=(その種が検出された地点数/全調査地点数)×100

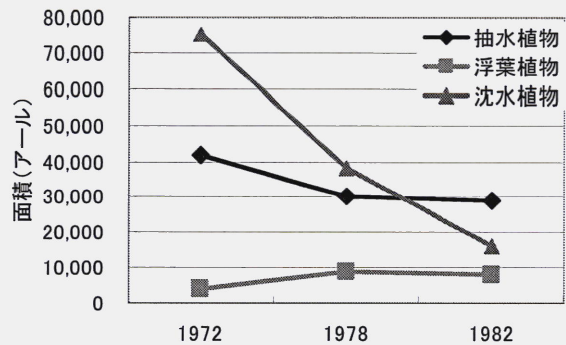


図-1 水生植物群落面積の変遷

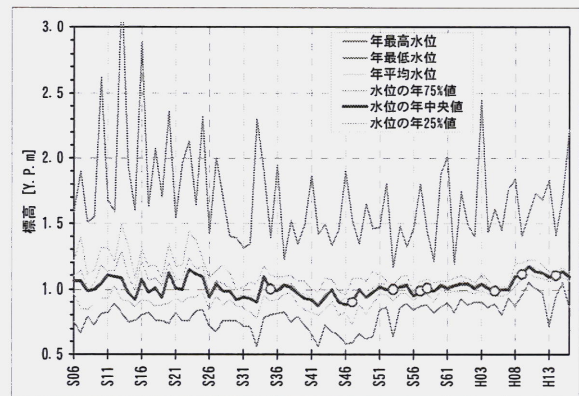


図 5.1.1 水位変動の経年変化

○印は植生調査年を示す

図-2 水位変動の変遷 (霞ヶ浦河川事務所資料より作成)

(1975)年からは常陸川水門の暫定水位運用により、最低水位が高くなり、偏差が小さくなった。さらに、平成8(1996)年の管理目標水位運用により、その傾向が強くなっている。

沈水植物群落が大量に存在した昭和47(1972)年頃は、図-2に見られるように、最低水位が特に低い状況であったことが分かる。

2.3 透明度及びCODの変遷

透明度の変化については、昭和47(1972)年のデータは無いものの、近年の透明度の低下傾向が見て取れる。1980年代までは透明度が大きくなる時期が

表-1 霞ヶ浦(西浦)における沈水植物種出現頻度

散見されるが、1990年代に入ってから、平均的に低下すると共に、動物プランクトンの急激な増加によると思われる短期的な透明度の上昇も見られなくなっている(図-3)。

CODの変化について見ると(図-4)、1970年代に入ってから急激な上昇が見られ、1980年代初頭にピークを迎え、漸減した後、横ばいで推移している。透明度とCODの変化は、必ずしも逆相関を示していない。CODがピークを迎えていた1980年代初頭の透明度は、CODが比較的低い値で推移した2000年代前半の透明度よりむしろ高い値を示している。

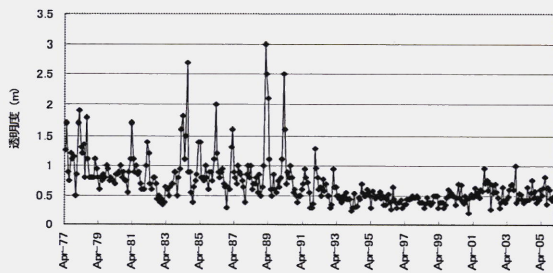


図-3 透明度の変化(湖心)
(国土交通省データ)

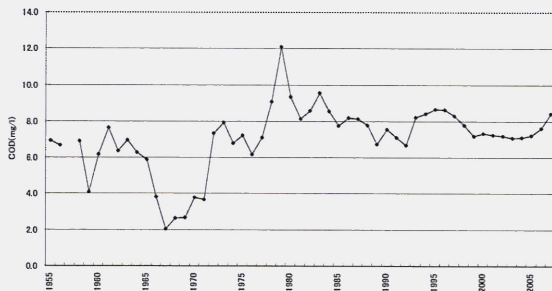


図-4 CODの変化(湖心平均値)
(国土交通省データ)

2.4 環境変化と沈水植物群落の関係

沈水植物群落は、少なくとも1970年代以降存在量が減少し、特に1980年代後半以降に急速に消滅したと考えられるが、この間に生じた環境変化を見ると、水位上昇、透明度低下、水質悪化という沈水植物にとって不利な状況が同時に起こっていたことが分かる。すなわち、それぞれの変化が全て、沈水植物が生育する水中部における光量の減少を招く方向のものであり、沈水植物群落の減少、消滅はこれらが複合して作用した可能性が高い。

3. 沈水植物群落生育適地の算出

前章でまとめた霞ヶ浦における沈水植物群落の消長と環境変化に関する既往知見から、沈水植物の従来の生育場における光環境が悪化し、生育が困難に

なったことが推定される。CODに見られる1970年代からの水質悪化は、沈水植物に悪影響を及ぼしうる除草剤等の農薬の影響も大きい状況であったことを推察させるが、定量的に評価することができないため、ここでは検討対象とはしない。

本研究では光環境の変化が沈水植物の主要因と仮定し、水中光量の観点から、環境変化を評価する。湖底部における水中光量は浅い場所ほど大きいため、現在の環境下で水中光量の観点から沈水植物が潜在的に生育可能な場所を抽出すれば、水深の浅い場所に分布すると考えられる。水深が浅いと、風波による底面攪乱が大きいといった別の要因が生育に影響すると考えられるので、光量と底面せん断応力特性が沈水植物生育域を規定する2つの主要因と考え、過去の沈水植物群落分布とこれら2つの指標特性の推定値から、霞ヶ浦における沈水植物群落の生育適性を評価した。

沈水植物群落が形成されるためには、他の要因も影響することは明白であるが、沈水植物の生育に重大な影響をもつ光を主軸に、さらにその基盤となる底質への攪乱を含めての評価で生育適性が無ければ、生育は不可能であるので、まずは生育の必要条件を満たしている場所がどのように分布するのかを調べた。このために霞ヶ浦において過去に実施された種々の環境調査結果を地理情報システム(以下GIS)に格納し、空間情報として解析を行った。GISによる解析対象として、地形情報、沈水植物群落分布情報、透明度から推定した底面光量情報、水位および風向・風速情報から求めた底面せん断応力情報を整理した。以下にこれら情報について整理方法を記す。

3.1 地形条件

霞ヶ浦の地形情報としては、昭和35(1960)年、平成2(1990)年、平成14(2002)年の3時期を対象に整理した。昭和35(1960)年の地形情報は、国土地理院が作成した湖沼図(0.5m刻み等高線)を、平成2(1990)年の地形情報は、同様に国土地理院が改訂した湖沼図(1.0m刻み等高線)を、また平成14(2002)年の地形情報については、霞ヶ浦河川事務所が作成した(0.2m刻み等高線)をGISに読み込み、平面的に20m×20mの格子毎に平均化した湖底標高値を求めて、地形情報とした。また、霞ヶ浦河川事務所が作成した現存湖岸堤位置もGISに取り込んだ。

3.2 沈水植物群落分布情報

霞ヶ浦全体の沈水植物群落の分布に関する最も古い情報は、昭和35(1960)年の湖沼図に記載されているものと考えられる。湖沼図としては、より古い情報として明治14~18年に作成された迅速測図が存在するが、ここから沈水植物群落分布を抽出することは困難であるため、上記の資料が最古の情報と考えられる。その後は、桜井らによって、昭和47(1972)年、昭和53(1978)年、昭和57(1982)年に赤外線空撮

写真から沈水植物群落の分布が調査された結果⁴⁾が存在する。前述のように、平成 5(1993)、平成 9(1997)、平成 14(2002)年には河川水辺の国勢調査が実施されているが、陸上調査のため、沈水植物群落分布に関する情報は存在しない。このような状況であるため、昭和 35(1960)年については湖沼図から抽出し、昭和 47(1972)年、昭和 53(1978)年、昭和 57(1982)年の 3カ年については、赤外線空撮写真から判読された結果を用いて、それぞれの年における沈水植物群落分布位置を特定して GIS に格納した。

3.3 透明度から推定した生育適性水深情報

上記 4カ年について沈水植物群落が分布していたと考えられる範囲に関して、水深と透明度から生育適性水深情報を整理した。まず、地形情報と沈水植物群落分布情報から、4つの時期毎に沈水植物が分布していたと考えられる場所の水深の分布を求めた。そして、当時の透明度とこの沈水植物生育水深分布とを比較することで、沈水植物の生育に適した水深を光量の観点から評価した。水深は、沈水植物が分布する各地点における湖底標高と水位標高との差から求めた。ただし、湖水位や透明度は変動するため、解析対象とした年の前 3年間の湖水位中央値と透明度平均値とを比較した。これらの指標の比から求められる補償深度/透明度比を式(1)で求めた。

$$d_{com} / SD = d_{sbm} / SD \quad (1)$$

ここで、 d_{com} ：補償深度(m)、 SD ：透明度(m)、 d_{sbm} ：沈水植物が生育する最大水深(m)

4カ年についてそれぞれ算出した補償深度/透明度比を比較することで、沈水植物分布を光環境がどの程度規定していたかを推定することが出来る。すなわち、この係数が一定に近い値をとったとすれば、光環境が沈水植物生育場所を強く規定すると考えることが出来る。

3.4 底面せん断応力分布情報

湖底面に作用するせん断応力については、浅い湖の場合、風波によるものが支配的であるため、過去の状況として昭和 35年 8月当時および現在の状況として平成 12年 8月の水位変動および気象データを用いて、霞ヶ浦全域について、底面せん断応力を計算した。霞ヶ浦全域を 50m×50m の格子に分割し、それぞれの格子位置において 16 方位毎に湖岸からの吹送距離を求め、この情報と風向・風速データ及び水深データを用いて、計算を実施した。吹送距離、風向・風速、水深からの底面せん断応力の求め方は、既報⁷⁾⁸⁾を参照されたい。昭和 35年 8月および平成 12年の 1ヶ月間について計算を行った。

3.5 結果

3.5.1 沈水植物群落分布特性

沈水植物群落の平面分布と地形との重ね合わせを

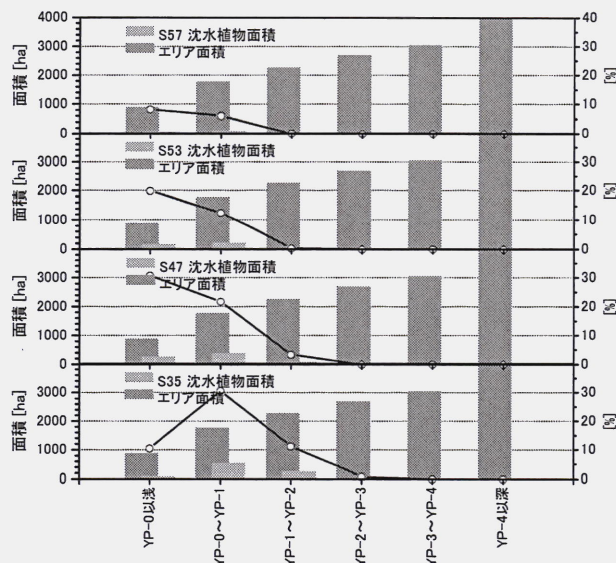


図-5 湖底標高毎の全体面積、沈水植物群落面積、及びそれらの比率(棒は面積、折れ線は比率を示す)

行い、この情報を用いて、沈水植物群落の分布水深を 4カ年について解析した結果を図-5に示す。

4カ年とも、比較的浅い部分に沈水植物群落が分布していたと考えられるが、昭和 47年までは、Y.P. -2m までの範囲でも分布が認められていたことが分かる。昭和 35年においては、Y.P. 0~-1m の範囲のうち約 30%の場所で沈水植物群落の分布が見られた。この標高範囲では、経年的に群落面積が減少した結果となっている。これに対して、Y.P. 0m 以浅の範囲では昭和 35年から、昭和 47年にかけて一旦群落面積が増加した後、経年的に減少したという結果となった。この理由として、昭和 47年以降の調査結果では沈水植物群落が広く認められる左岸側 10~18km にかけて、昭和 35年の湖沼図では沈水植物群落が認められないことが挙げられる。しかし、沈水植物群落が相当減少した昭和 57年においても、当該地区には沈水植物群落が比較的広範囲に認められているため、昭和 35年当時も存在していた可能性がある。このことを考慮すると、分布域全ての水深帯で沈水植物群落面積は経年的に減少しており、その割合は水深の深い場所ほど速かったと考えられる。

3.5.2 沈水植物群落分布と光量との関係

図-5に示したように、標高毎の沈水植物群落面積分布が得られると共に沈水植物群落分布の最深地点も評価できる。これと透明度を用いて、式(1)から補償深度/透明度比を求めた。この際、全てのデータを単純に解析すると、図面からの誤差等による理由と考えられるが、非常に深い場所での沈水植物分布が検出されるために大きい補償深度/透明度比が算出される結果となった。このため、沈水植物分布総面積の 3%までについて深い場所に分布するものか



図-6 4ヶ年の沈水植物分布状況（水色）と光環境から生育可能と考えられる領域（オレンジ色）

表-2 4カ年の補償深度／透明度比算定結果

	水位 通年中央値 [Y.P.m]	透明度 通年平均値 [Y.P.m]	透明度 係数 a
S35	0.96	1.41	1.39-2.11
S47	0.91	1.13	1.69-2.57
S53	1.02	0.96	1.06-2.10
S57	1.01	0.73	1.40-2.77

ら削除して、残ったものが存在する最も深い場所での水深を用いて計算した結果、大塚ら⁹⁾の2.0という評価に近い値が得られた（表-2）。

また、各年における沈水植物群落の分布（水色）と分布が認められた最深標高より浅い範囲（オレンジ）を図-6に示す。昭和35年から47年にかけては、高浜入りにおける分布が減少したことや、昭和53年以降は、Y.P. -1m以深での分布が見られなくなった状況が空間的に把握できる。

最新の地形情報が取得された平成14年を対象に、前3年間の平均透明度に今回得られた補償深度／透明度比の範囲（1.06～2.77）を乗じて、平成14年（現在の状況と考える）において光環境の観点から沈水植物群落が生育可能な最大水深の推定範囲を式（1）から逆算し、さらに前3年間の水位中央値との関係から、沈水植物群落生育可能な最低標高の範囲を計算したところ、Y.P. 0.66～-0.06mと推定された。この範囲は図-6の昭和57年の濃いオレンジ色で着色された範囲とほぼ同様で、昭和57年における最大生育可能水深の分布に比べても著しく減少しており、過去の生育範囲と同様の光環境を有すると考えられる領域が非常に限定的になっていると考えられることを示す結果となった。

3.5.3 底面攪乱状況

昭和35年8月において沈水植物群落が存在した場

所における最大底面せん断応力を上回らない場所を、底面攪乱の観点から見た沈水植物群落成立のもう一つの必要条件と考え、現在の環境で光条件に加えてこの条件を満たす領域を示したのが、図-7である。この図中で赤色に示された部分は、平成12年8月の1ヶ月間のデータから、生育可能域の底面せん断応力と、昭和35年8月の計算で得られた底面せん断応力の分布のうち、植生が存在した計算格子中の最大値を比較し、平成12年8月の計算結果（生育可能域の中の底面せん断応力）の中で、昭和35年8月のせん断応力最大値を下回った場所の分布である。つまり、光環境、攪乱環境共に、過去に沈水植物群落が成立していた場所における条件を現在でも満たしていると考えられる場所であり、修復を考える際の候補地になるとと思われる。

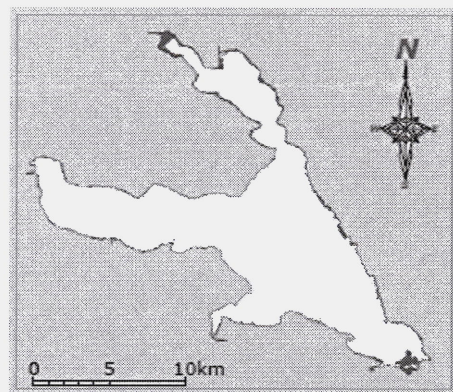


図-7 現状で沈水植物の生育可能性の高い領域（赤色）

3.6 考察

補償深度／透明度比がほぼ一定の値を示したことから、透明度と水位の変化が決定する湖底の光環境が霞ヶ浦における沈水植物群落分布を強く規定したと考えても矛盾は生じない。琵琶湖において、濁水による水位低下に伴い沈水植物の繁茂が顕著になったことが報告されているが⁹⁾、近年の霞ヶ浦においては、濁りの増加に伴う透明度の低下と水位上昇傾向が相まって沈水植物群落の減衰を招いてきたと考えても大きな問題はないと考えられる。

光制限の観点から現在の沈水植物生育可能な領域は非常に水深が浅い場所に限定される。このような場所は、波による底面攪乱が大きいことから、底面攪乱の観点からも過去に沈水植物が生育した場所と類似の場所を抽出して最終的に図-7に赤色で示した場所が現在でも沈水植物が生育しうる可能性が高い場所として推定された。

今回の手法は、Habitat Evaluation Procedure (HEP) で利用されている Habitat Suitability Index (HSI) モデルの作成に類似している¹⁰⁾。しかし、霞ヶ浦における沈水植物群落の様に現在ほとんど消滅してしまった生物については、今回実施した

様に過去の分布状況とその時点での生育地環境から生育域評価を行う必要がある。水生生物の生育地の物理環境については、例えば水位と気象情報から底面せん断応力の計算が可能である様に、たとえ実測値が無くても他の調査結果と水工学の知識とを利用することで評価することができる。

4. 沈水植物群落の復元手法の開発

4.1 埋土種子を用いた復元手法の検討

本研究では、消失した沈水植物群落を復元する手法として、埋土種子（沈水植物があった時代に散布され、底泥中に残存している種子）に着目した。過年度に行った研究成果から、霞ヶ浦において、発芽ポテンシャルの比較的高い埋土種子を得る際には、以下の点に留意すると効率的に種子が採取できることが明らかとなっている²⁾。

- ・湖岸が入り江状になっている箇所、近くに河川が流入している箇所、沈水植物群落が過去に存在していた箇所付近を選定し、底泥を採取する。

- ・選定した箇所の底泥を調査し、1950年～1980年の間に堆積した層を推定し、その層の底泥を採取する。湖岸帯での堆積速度は約0.5～1.5cmであることから、最低15cm、最大90cm程度の深さの層に発芽ポテンシャルを有する散布体が多く存在すると考えられる。

そこで、この知見を考慮し、発芽ポテンシャルを有する種子が多く存在する地点において柱状採泥を行った。選定した地点は、霞ヶ浦の流入河川である恋瀬川及び菱木川の合流部付近とした。底泥から採取した種子を選別した結果、恋瀬川ではガガブタやヒルムシロ属（大）の種子が多く、菱木川ではシャジクモ属、フラスコモ属、ヒルムシロ属（小）の種子が多かった。また、採取された種子のうち、発芽可能性のある種子（胚のある種子）の選別を行ったところ、恋瀬川で採取された淡水藻113個の種子のうち、胚のある種子は9個（8.0%）、水生植物1278個のうち77個（6.2%）、菱木川で採取された淡水藻の種子1129個のうち、発芽可能性のある種子は123個（10.9%）、水生植物2311個のうち17個（0.7%）であった。また、発芽可能性のある種子を用いた発芽実験の結果、発芽したのはコウガイモとヒルムシロ属（大）の2種類の種子のみであった。コウガイモの発芽率は83.3%と非常に高かったが、ヒルムシロ属（大）の発芽率は0.5%と非常に低く、発芽率は種によって異なっていることが明らかになった。採取した埋土種子の中には、希少な水生植物の種も含まれていたことから、希少な種の復元に、埋土種子を用いた手法は有効であると考えられる。さらに、埋土種子由来等の霞ヶ浦在来の沈水植物生長体を用いて、屋内、屋外実験施設において増殖実験を行った。沈水植物は生長体からは容易に培養が可能であることから、沈水植物復元を検討する際には、埋土種子等からその湖沼在来の種の生長体を増殖し、移植する手法も

有効であると考えられる。

4.2 霞ヶ浦における沈水植物移植実験

3.で抽出した図-7の赤色部分において現地踏査を行い、移植実験地を選定した。霞ヶ浦は、吹送距離が長く、風波による波浪の影響が季節によっては卓越している。波浪により発生する底面せん断応力が、沈水植物が根を張るのに必要な土砂を攪乱し、沈水植物の分布を制限することから、移植実験地は、波浪の影響が小さいと考えられる消波構造物の背後水域の2地点と、対照地として消波構造物のない1地点を選定した。また、沈水植物の分布限界水域が透明度のおよそ2倍の水深であることから¹⁾、現在の霞ヶ浦の透明度を考慮し、移植地は、水深100cm未満程度の地点とした。選定した3地点を表-3及び図-8に、各地点の消波構造物の設置状況を図-9に示す。

表-3 移植実験地の位置及び特徴

	距離標 (左岸)	特徴
玉造	18.87KP	消波構造物が単列配置
船子	11.67KP	消波構造物なし
麻生	5.65KP	消波構造物が千鳥配置

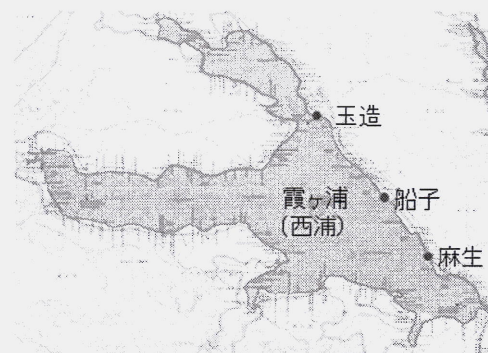


図-8 移植実験地位置図



図-9 移植実験地の消波構造物設置状況

4.2.1 移植方法

沈水植物の移植は平成22年9月21日から24日にかけて行った。実験に用いた沈水植物は、かつて霞ヶ浦で出現頻度が高かったクロモ、ササバモ、ホザキノフサモの3種とした。ササバモ及びホザキノフサモは、湖水の透明度低下に対して比較的耐性がある。クロモ、ササバモは、霞ヶ浦左岸の天王崎地区の水溜まりで自生していたものを採取し、土木研究

所構内の実験池で培養したものをを用いた。またホザキノフサモは、霞ヶ浦の流入河川内で採取したものをを用いた。

玉造、船子、麻生の各地区に縦 4m×横 5.5m の区画を設置し、区画内にクロモ区、ササバモ区、ホザキノフサモ区を設けた。実験では、魚類、鳥類等による食害の影響を排除するために周囲と上部に食害防止ネットを設置した(図-10 左)。沈水植物の定着には、底質粒径が攪乱されないことが望ましいため、土砂が持ち去られにくい生育基盤として蛇籠(縦 50cm×横 25cm×高さ 15cm のステンレス製 図-10 右)を用いた。移植は 3 通りの方法(蛇籠に根付きの植物体を植え付け、蛇籠に根無し植物体を植え付け、湖底に根無し植物体を植え付け)で行った。蛇籠には、霞ヶ浦の浚渫土砂(粒径 2mm 程度)を充填後、根付き、根無しのそれぞれの植物体を手で植え付け、表面をヤシ繊維のマットで覆った。蛇籠は、表面と湖底面との高さが同じになるよう、湖底面を掘って埋め込んだ。各地点で植え付けた沈水植物の本数を表-4 に示す。

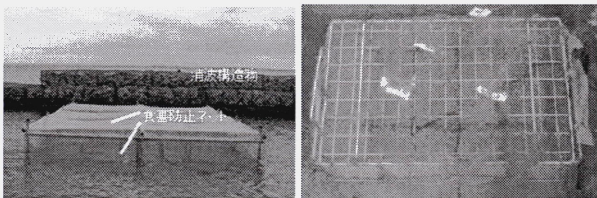


図-10 実験施設外観(左)と蛇籠(右)

表-4 各地点に移植した沈水植物の本数

	移植方法	クロモ (本)	ササバモ (本)	ホザキノフ サモ(本)
玉造	蛇籠根付き	30	30	20
	蛇籠根無し	30	30	20
	湖底根無し	30	30	20
船子	蛇籠根付き	30	30	20
	蛇籠根無し	30	30	20
	湖底根無し	30	30	20
麻生	蛇籠根付き	30	30	20
	蛇籠根無し	30	30	20
	湖底根無し	30	30	20

4.2.2 モニタリング調査結果

移植後のモニタリング調査は、平成 22 年 10 月、11 月、12 月、平成 23 年 1 月、2 月、5 月の計 6 回行った。調査は潜水して行い、沈水植物の長さ区分、健全度を記録した。また、水深、水温、透明度、透視度等を記録した。

クロモは地下部に殖芽を形成し越冬する種であるため、玉造地区では 12 月、船子地区では 11 月、麻生地区では 10 月に、いずれの植え方でも地上部は消失した。玉造地区では、ササバモ、ホザキノフサモはいずれの植え方でも定着した。ササバモの生育状況は、麻生地区と比較して良好であった。2 月調査

時点では、玉造地区のホザキノフサモは、いずれの植え方でも定着はしていたものの、「蛇籠に根無しの植物体を植え付ける方法」で移植した区画において、生育定着状況が良好であった。

麻生地区では、平成 22 年 11 月調査時に、すべての植え方のホザキノフサモが、移植株の識別が困難な密生した群落となった。また 11 月調査時に移植区画外に、数本の切れ藻の定着が確認されたが、12 月には 100 本を超える群落となり、切れ藻の定着による群落はモニタリング調査の回を重ねる毎に拡大していた。麻生地区の移植実験区画内は、ホザキノフサモ群落により水面が覆われた状況となった。

一方で、消波構造物のない船子地区では、ササバモ、ホザキノフサモは 1 月調査時にほぼ消失した。各移植地点における沈水植物の定着状況を表-5 に示す。

表-5 核移植地点での沈水植物の定着状況

	移植方法	クロモ (移植時→ 2月調査 時)	ササバモ (移植時→ 2月調査 時)	ホザキノフ サモ (移植時→ 2月調査 時)
玉造	蛇籠根付き	30→0	30→14	20→11
	蛇籠根無し	30→0	30→16	20→18
	湖底根無し	30→0	30→13	20→11
船子	蛇籠根付き	30→0	30→0	20→0
	蛇籠根無し	30→0	30→0	20→0
	湖底根無し	30→0	30→0	20→0
麻生	蛇籠根付き	30→0	30→13	20→群落
	蛇籠根無し	30→0	30→21	20→群落
	湖底根無し	30→0	30→10	20→群落

4.3 移植による沈水植物復元の今後の可能性

移植後のモニタリング調査結果から、現在の霞ヶ浦の水質、波浪等の諸条件下でも、消波構造物の背後地等、波浪による底質の攪乱が少ない場所においては、蛇籠を用いた移植手法ではなく、湖底に直接手で植える方法でも、移植した沈水植物の生育、定着が可能であることが分かった。過年度までの実験結果等から、沈水植物が空気に触れた古い根を使わず、移植後に生産した新しい根を使って根付くと予想され、本実験でも、移植実験に用いた根無しの植物体が、湖底に直接植え付ける手法でも根付いたことから、移植には、根無しの植物体を用いることが有効であると推測される。一方で、消波構造物のない地点においては、蛇籠を用いた移植手法を用いて

も、沈水植物の定着は困難であると考えられたことから、現在消波構造物のない地点では、沈水植物が定着するための場の条件を、いかにして整えるかが課題となると思われる。

以上の結果から、実湖沼における沈水植物群落復元を行う際には、埋土種子等由来の生長体を、生育適地となり得る場所に大量に移植することで、沈水植物群落復元の第一段階が達成されることが考えられる。

今後は、魚類等による食害影響がある自然状態での再生を視野に入れ、検討を進める必要がある。また、移植した沈水植物の生育状況、拡大状況等について、継続してモニタリングを行う必要がある。

5. 生態機能に配慮した水位変動のあり方 に関する提案

水位変動による影響、効果について検証するため、湖岸植生帯に着目して検討を行った。湖岸植生帯の模式図を図-11に示す。

湖岸の植生帯には、湿性植物、抽水植物、浮葉植物、沈水植物等の様々な生活形の植物が分布する。湖沼の水位が変動した場合、これらの植生の生育場では、陸化、あるいは水没が起り、場所によっては生育環境に変化が生じる可能性がある。

湖岸植生のうち、浮葉植物のアサザは、酸素分圧が低い水中では発芽しないことが知られており¹²⁾、発芽は、他の植物のリターに覆われず、かつ冠水しない場所で生じるとされている¹³⁾。また西廣らは、人為的な水位操作とアサザの衰退に何らかの関連が示唆されるとしている¹⁴⁾。

沈水植物に着目すると、例えば、沈水植物の生育場である水中では、水位変動により水深が深くなった場合、水中の光量子量は減少し、光条件は不利になると考えられる。反対に、波浪による底面せん断応力は、水深が深いほど小さくなるため、底質の攪乱は小さくなると考えられる。水深が浅くなった場合には、水中の光量子量は増加し、光条件は有利になるが、底面せん断応力による底質の攪乱は大きくなり、沈水植物の生育には不利になると考えそこで、本研究では、生育環境の変化による影響把握が困難な沈水植物に着目し、水位変動による沈水植物の生息場所の環境変化について、シミュレーション解析を実施し影響を評価した。

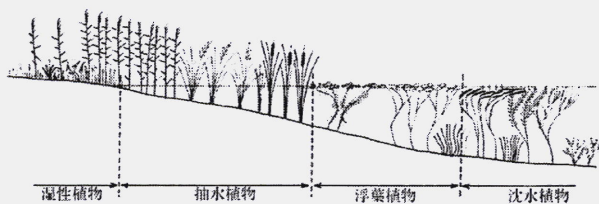


図-11 湖岸植生帯の模式図

5.1 水位変動による沈水植物生育環境への影響

前述の解析手法を用いて、水位変動と沈水植物の生育適地との関係を検証した。計算は、平成12年の地形条件を用いた。2年間の非定常計算を行い、水位、流れ、濁度、底面せん断応力を求めた。次に、濁度の計算結果をSSに換算し、SSと透明度の関係式から透明度を算出した。また、透明度と水位の結果から、計算格子の生育可能水深(=透明度係数×透明度-水深)を求めた。生育可能水深が正の値となった場所における底面せん断応力を、昭和35年の植生生育場所の底面せん断応力を比較し、昭和35年の最大値を下回った場所を、水位条件 Y.P0.9m、1.1m、1.3mそれぞれについて求め、色分けし、図化した(図-12)。

図中の赤色部分は、水位0.9m、1.1m、1.3mのいずれの水位でも生育可能なエリア、緑色は水位1.1m、1.3mで生育可能なエリア、青色は水位1.3m時のみ生育可能なエリア、黄色は水位0.9mで生育可能なエリアを示している。

解析結果からは、水位が高いほど、沈水植物の生育可能なエリアが多くなり、水位が低下すると、生育可能エリアが減少する結果となった。従って、沈水植物にとっては、地形条件によっては水位変動により底面せん断応力が大きくなる、という生育に不利な条件が生じ、水位低下が必ずしもプラスにはならない可能性があることが明らかになった。

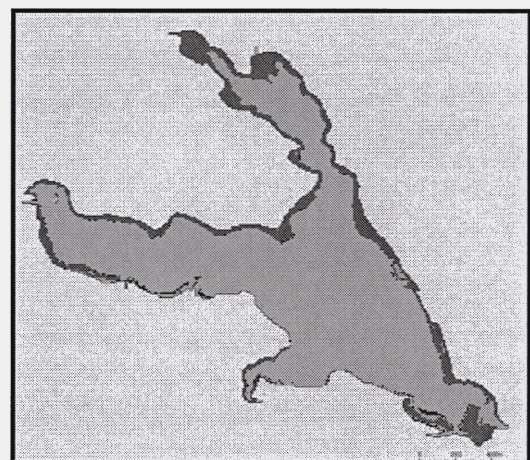


図-12 水位変動による生育可能域の面積変化

6. 湖沼のダイナミクスに着目した湖沼環境復元手法の提案

浅い湖沼における沈水植物群落は、底泥の巻上げ抑制による水質改善効果等、優れた生態的機能を有していることが分かっており^{2),15)}、霞ヶ浦において

も、失われた沈水植物群落の再生が望まれている。浅い湖沼における水質問題の一つに底泥の巻き上げがある。この巻き上げは、植生の有無によりその程度に違いがあると言われている。特に、沈水植物や浮葉植物は、底泥の巻き上げを抑制し、その有無が湖沼や沿岸域の水質に影響を及ぼすことが指摘されている。また、浅い湖沼においては、底泥の巻き上げを抑制することで、濁りや植物プランクトン増殖を抑制することが示されている。

そこで、霞ヶ浦の高浜入地区において、沈水植物群落が繁茂していた時代(昭和 35 年)と、消失後(平成 2 年、平成 12 年)の地形条件及び植生条件を元にシミュレーション解析を行い、沈水植物による底泥の巻き上げ抑制効果を検証した。

6.1 湖沼地形モデル

昭和 35 年(土研作成)、平成 2 年(国土地理院作成)、平成 12 年(霞ヶ浦河川事務所作成)のデジタルデータ化された等深図より、霞ヶ浦の地形モデルを作成した(図-13)。地形は格子状モデル、メッシュサイズは 50m×50m である。

6.2 シミュレーションモデルの開発

植物の有無による巻き上げ量の違いについて、その効果・検討を行った。これにより、湖沼における湖岸植生帯、水位変動、風波、水質等の関係性を解明する。

解析ツールは、作成した地形モデルのもとで、水位、風向・風速、植生の有無などの条件をもとに、霞ヶ浦の水位変化、波浪変化、植生の破壊条件、湖岸域での水質変化等を再現あるいは考察できるモデルとした。

霞ヶ浦全体を水平方向に 50m メッシュに区分けし、鉛直方向には 5 層に分割して計算を行った。気象条件としては、湖心における風向風速を入力データとして用いた。

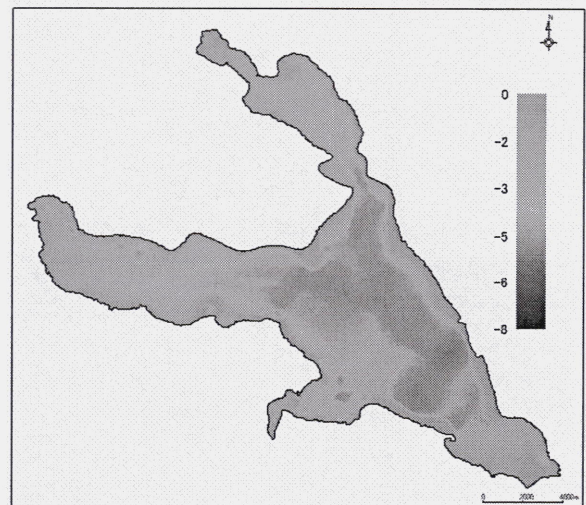
湖沼など浅い水域では、風が吹くことにより水面に波が立ち、この波のエネルギーが湖底面に達して、底面ではせん断応力が発生する。これにより、湖底に堆積する有機底泥などが巻き上がり、光環境や水質環境に影響を及ぼす。ただし、水中に植物群が存在した場合、その茎や葉が波に対しての抵抗となり、波浪を減衰し、底泥の巻き上がり等が軽減される。上記現象を表現するために、波浪や湖底面のせん断応力、そしてこれに伴う底泥の巻き上げ量に植生影響が考慮できるように既存モデル²⁾を改良し解析を行った。

6.3 湖沼環境の変化の把握

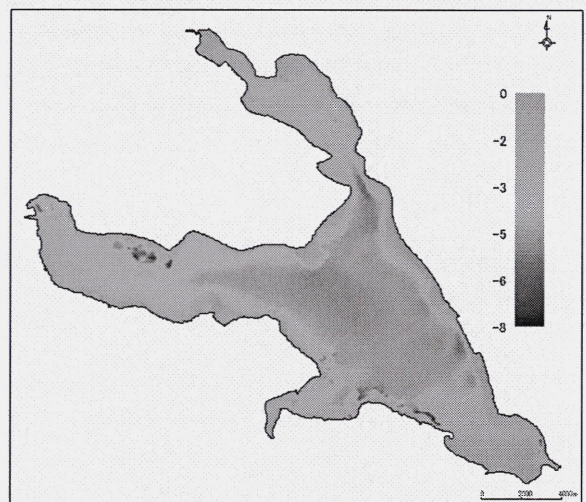
1) 地形条件および植生条件

地形は、先に作成した昭和 35 年、平成 2 年、平成 12 年の各地形条件を設定する。また、植生については、地形取得年に最も近い昭和 35 年、平成 2 年、平

(昭和 35 年)



(平成 2 年)



(平成 12 年)

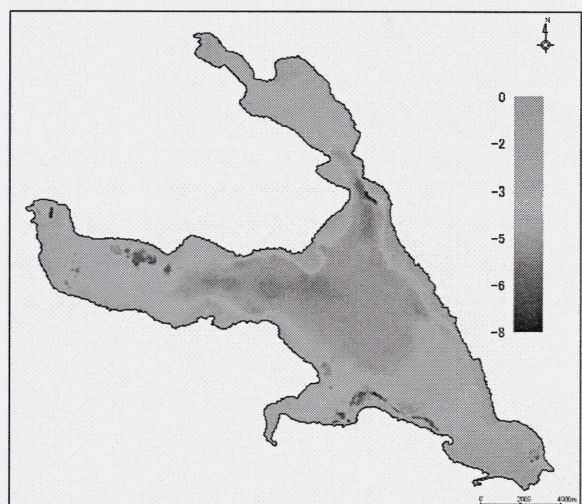


図-13 地形モデル

成 14 年の植生図を利用した(図-14)。

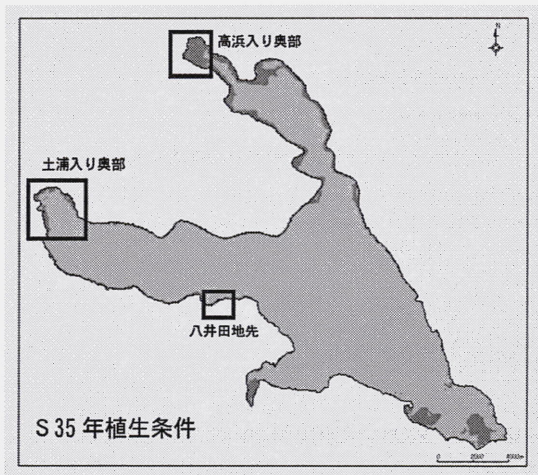


図-14 昭和 35 年の植生状況

2) 水位条件

湖底が受ける波の影響は、水位により変化する。そこで、表-6 に示すように、過去から現在にいたるまでの水位状況を整理し、代表的な 5 水位を設定水位とした。

表-6 水位条件一覧

	水位 Y.P.m	備考
水位 1	0.7m	昭和 35 頃の春季の低水位
水位 2	0.9m	暫定管理水位を 0.2m 低下
水位 3	1.1m	水生植物保護のための暫定管理水位
水位 4	1.3m	冬季目標管理水位
水位 5	1.8m	夏季から冬季にかけての過去の最高水位

3) 風条件

水位条件以外にも風条件により、生じる波の大きさが変化し、湖底が受ける影響も変化する。そこで、湖心で観測された風速データ (1994 年~2002 年) を集計し、期間最大風速 (25.5m/s)、集計期間別の平均値 (4.5m/s, 5.0m/s) を初期設定値として与えた (表-7)。ただし、風速データの集計値が湖心での観測結果であり、東西、南北に共に 20km 以上の広さを持つ霞ヶ浦 (西浦) の場合、全域が同じ風速になるとは考えられない。そこで、土浦、出島、小高、潮来の各地点 (図-15) の風の観測結果と比較し、湖心の風速を 1.0 とした時の各地点での風速をもとに、北風時、東風時、西風時、南風時の風向別に霞ヶ浦における風速比の分布を設定した (図-16)。ただし、高浜入りについては、分布を作成するための補間点が少ないため、出島地点の風速比を一様に設定した。

また、設定する風向は 8 方位とした。

表-7 湖心の最大風速と期間別風速

期間最大 値 (m/s)	集計期間別平均値 (m/s)				
	全期間	春季	夏季	秋季	冬季
25.5	4.8	5.1	5.0	4.5	4.8

- 春季 (4~6 月)、夏季 (7~9 月)、秋季 (10~12 月)、冬季 (1~3) とした -



図-15 霞ヶ浦における風速観測点

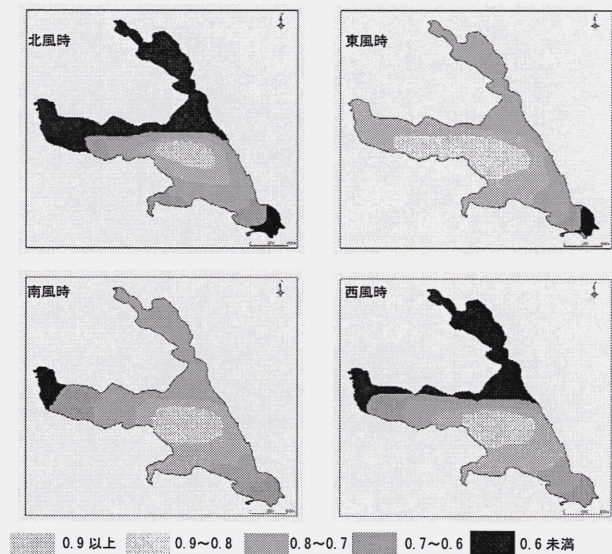


図-16 霞ヶ浦における風向分布図

6.4 結果と考察

底面せん断応力、巻き上げ量ともに水生植物による抑制効果があったのは、昭和 35 年時であった。とくに、植生の面積が大きかった高浜入り奥部の効果が高かった。そこで、各水位条件での平均巻き上げ量を、図-17 に風条件別に示す。なお、上段の左右のグラフは昭和 35 年の地形条件、中段が平成 2 年の地形条件、下段が平成 12 年の地形条件による結果で

ある。観測期間最大風速下でも、植生が繁茂していた昭和35年では、巻き上がり量が少ないことが分かる。また、高浜入り奥部の植生分布域では東～南東の風の影響が強くなり、せん断応力および巻き上げ量ともに大きくなる傾向であった。

以上の事象から、昭和35年の様に全域に植生が存在すると、せん断応力および巻き上げ量が大きく低減し、強風条件下でも植生無し条件の平均風速(4.5m/s および5.0m/s)設定ケースの結果よりも低くなる箇所もあることが確認された。また、植生分布域が減少する平成2年および平成12年では、せん断応力および巻き上げ量ともに上昇しており、濁度上昇などにより光環境が悪化し易くなっていると推察される。

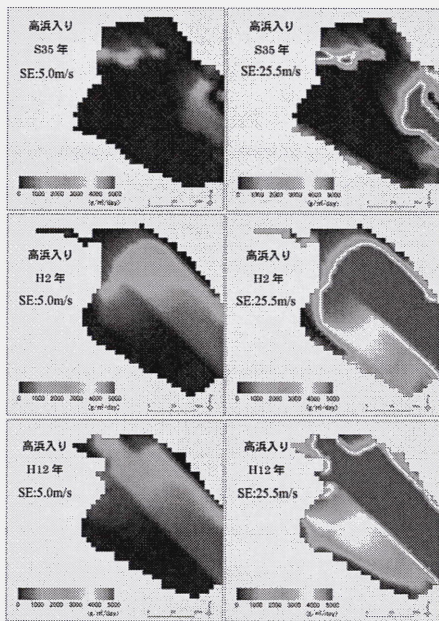


図-17 高浜入り奥部地区での巻き上げ量の違い

7. まとめ

沈水植物群落が消滅した浅い湖沼として、霞ヶ浦を事例に、沈水植物群落の復元手法の開発を行った。まずは、既存データから、沈水植物群落が減少していく過程と、透明度、CODなどのデータを整理した。また、沈水植物群落が生育するのに必要な条件として、光、底面せん断応力に着目し、過去の植生図、湖沼図から沈水植物の生育場における光条件及び底面せん断応力を計算により求めた。さらに、この条件を満たす場所を、現在の霞ヶ浦における沈水植物の生育可能地として抽出し、現地踏査により選定した3地点において、沈水植物の移植実験を行った。沈水植物の定着には、光条件の他に、波浪による底面せん断応力により、底質が攪乱を受けにくいことが望ましいことから、移植地点は、消波構造物の背後水域2地点と、消波構造物のない1地点とした。また移植には、攪乱されにくい基盤として開発した蛇籠を用いた。平成22年9月から平成23年2月ま

でに計6回行ったモニタリング調査結果から、水深、底質粒径を加味した消波構造物の背後水域等、条件が整った場所においては、現在の霞ヶ浦の諸条件下でも、移植した沈水植物の定着、生育が可能であることが分かった。また、蛇籠を用いた植え方だけではなく、湖底に直に手で植え付ける手法でも、沈水植物の定着は可能であり、移植の際には、根のない植物体を用いた方が、初期の定着率が比較的高いことが分かった。

今後は、移植実験地でのモニタリングを継続する他、消波構造物の形状と背後水域の底質環境等の関係性を把握し、別な地点において沈水植物を移植した場合でも、生育、定着が可能であるか検討し、沈水植物群落復元を面的に行っていく必要がある。また、魚類等による食害影響がある自然状態での復元を視野に入れ、実験を行う必要がある。

消波構造物のない地点においては、現段階では、移植による沈水植物の定着が困難であるが、簡易な消波構造物を設置することで、沈水植物の定着が可能になるのか、また、定着、拡大のために、どの程度の期間の消波が必要かについても、検討する必要がある。

また、継続的な沈水植物群落の復元には、現在の霞ヶ浦においては、光環境の向上が必要であり、そのための一つの方策として、水位変動が考えられるが、本研究では、シミュレーション解析を用いて、水位変動による沈水植物の生育場への影響を評価した。その結果、地形条件によっては水位低下が沈水植物の生育にとって不利に働く場合があることが明らかになった。沈水植物については、生育環境の変化の把握が困難なことから、水位変動による影響については、シミュレーション解析による検討を行うことが有効である。さらに、湖沼にダイナミクスに着目した湖沼環境の復元手法として、沈水植物の生長体を消波構造物背後地等、波浪の弱い区域に大量に移植することにより、湖沼の透明度、水質の向上が期待でき、沈水植物のさらなる拡大が期待できる。

参考文献

- 1) 鷺谷いづみ：自然再生，中央公論新社刊，東京，2004
- 2) 天野邦彦，時岡利和：沈水植物群落の再生による湖沼環境改善手法の提案，土木技術資料，vol.49，no.6，pp. 34-39，2007.
- 3) 浜端悦治：沈水植物の特性，河川環境と水辺植物（奥田重俊，佐々木寧編），ソフトサイエンス社，東京，1996.
- 4) Kadono, Y., Effect of oxygen deficit on the photosynthetic and respiratory activities of submerged plants, Jpn. J. Ecol., vol.28, pp. 319-323, 1978.
- 5) 山室真澄，浅枝隆：湖沼環境保全における水生植物の役割，水環境学会誌，vol. 30，no. 4，pp. 181-184，2007.
- 6) 桜井善雄，国土交通省霞ヶ浦河川事務所編著：霞ヶ浦の水生植物1972～1993. 変遷の記録，信山社サイテック，東京，2004.
- 7) Ijima, T and F.L.W. Tang, Numerical calculation of wind waves in shallow water, Proc. 10th Conf. on

Coastal Engineering, ASCE, vol.2, pp. 38-45, 1962.

8) 天野邦彦, 安田佳哉, 鈴木宏幸: 浅い貯水池における表層底泥の巻き上げによる水質変化のモデリング, 水工学論文集, vol.46, pp. 1085-1090, 2002.

9) 大塚泰介, 桑原泰典, 芳賀裕樹: 琵琶湖南湖における沈水植物群落の分布および現存量-魚群探知機を用いた推定-, 陸水学雑誌, vol.65, pp. 13-20, 2004.

10) 田中章: HEP 入門-ハビタット評価手続きマニュアル, 朝倉書店, 東京, 2006.

11) 生嶋功: 水界植物群落の物質生産Ⅱ, 水生植物, 生態学講座 7, pp.2, 共立出版, 1972.

12) Smits A.J.M Van Avesaath P.H. & Van der Velde G.(1990) Germination requirements and seed banks of some nymphaeid macrophytes : *Nymphoides peltata* (Gmel) O. Kuntze. *Freshwater Biology* 24: 315- 326

13) 鷺谷いづみ: アサザと霞ヶ浦の植生帯の保全生態学. 「よみがえれアサザ咲く水辺~霞ヶ浦からの挑戦」鷺谷いづみ・飯島博 編). 文一総合出版, 東京. 1999.

14) 西廣淳, 川口浩範, 飯島博, 藤原宣夫, 鷺谷いづみ: 霞ヶ浦におけるアサザ個体群の衰退と種子による繁殖の現状, 応用生態工学, 4(1), 39-48, 2001.

15) van den Berg, M.S., M. Sheffer and H. Coops, The role of characean algae in the management of eutrophic shallow lakes, *J. Phycol.*, 34, pp. 750-756, 1998.

STUDY ON THE RESTORATION TECHNIQUES FOR LAKES AND WETLANDS

Abstract : Lake restoration should be pursued by combining the improvement of water quality of inflow river and lakeshore restoration. Through our experiences we have found out that restoration of submerged plants and ecologically sound water level fluctuation are significant for lake restoration. This study aims to find the methodology to restore submerged plants effectively and to elucidate the effect of water level fluctuation on water environment. In FY(Fiscal Year) 2006, we compiled the GIS database of submerged plants of Lake Kasumigaura in 1960, 1990 and 2002. Using the database, we analyzed the effect of wind-induced sediment resuspension with several water levels and wind directions. In FY 2007, we calculated habitable area of submerged plant based on the optical condition using lake topography and vegetation map in 1960, 1990, and 2002 in Lake Kasumigaura. We found that shallow and clear-water bay and littoral zone have more potential as habitable areas. Although the habitable area has been decreased with time, we consider that submerged plants still can grow in Lake Kasumigaura because optically-habitable depth is ~1.5 m, which is deep enough to avoid wave disturbance. In FY 2008, we have analyzed the necessary conditions for submerged plants habitat in Lake Kasumigaura by correlating the distribution pattern of submerged plants, light condition and physical disturbance in the past. Distribution pattern of submerged plants were obtained from vegetation maps and aerial photographs, and the deepest habitable area was elucidated for four time series data (i.e. 1960, 1972, 1978, and 1982). Light condition was estimated by depth and transparency. Physical disturbance was evaluated as local bottom shear stress which can be calculated by wind and lake depth. The decline of submerged macrophytes in Lake Kasumigaura seems to have been caused by increased water level and decreased transparency. Suitable habitat for submerged macrophytes in Lake Kasumigaura at present which is presumed according to the analysis for the past was limited to small areas. Although area is small, these areas can be candidate places for restoration projects. Based on these findings, in 2010, we have conducted field experiments in Lake Kasumigaura to restore submerged vegetation. To promote growth of submerged vegetation, the waves must be weak, bottom sediment must be fine and easily penetrated by roots, and enough sunlight is necessary for photosynthesis to occur. Based on these necessary conditions, we established three monitoring sites as candidates for the restoration of submerged plants. We revealed that settlement and growth of submerged plants are possible behind wave-break construction even for the present environmental status of Kasumigaura.

Key words: lakeshore ,submerged plants ,water level ,transplant ,offshore wave breaking structure