

霞ヶ浦における沈水植物群落の消長と環境変遷 の関連性解析に基づく修復候補地の抽出

EVALUATION OF THE POTENTIAL HABITAT DISTRIBUTION OF
SUBMERGED MACROPHYTES IN LAKE KASUMIGAURA BASED ON THE
HABITAT SUITABILITY ANALYSIS IN THE PAST

天野 邦彦¹・大石 哲也²
Kunihiko AMANO and Tetsuya OOISHI

¹正会員 博 (工) 土木研究所 河川生態チーム 上席研究員 (〒305-8516 つくば市南原1-6)

²正会員 工修 土木研究所 河川生態チーム 研究員 (〒305-8516 つくば市南原1-6)

We have analyzed the necessary conditions for submerged macrophytes habitat in Lake Kasumigaura by correlating the distribution pattern of submerged macrophytes, light condition and physical disturbance in the past. Distribution pattern of submerged macrophytes was obtained from 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 turbidity. 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.

Key Words : *Submerged macrophytes, restoration, shallow lakes, habitat, hindcast*

1. はじめに

湖沼水質と生態系との関係のなかでも、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ことが示されている。しかし水質汚濁の進行は、湖水を濁らせて、沈水植物を減少させる結果となる。また、栄養塩類濃度の上昇に伴い、大型植物量は増加する上に水柱全体あるいは水面付近に集中する¹⁾。このような状況は漁業やレクリエーション利用の観点から問題視されることが多く、このため水草が刈り取られることが多いが、そうすると、植物プランクトンの増大と底泥の巻き上げ増加により湖沼の濁りはさらに上昇し、光条件の悪化により植生を破壊してしまう場合もある¹⁾。ここまで達すると、たとえ流入水質が改善されても底泥からの栄養塩類の回帰により植物プランクトンの量は減少しない上に底泥の巻き上げにより濁ったままの状態が続くことになり、湖沼の環境修復は困難なものになる。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大型水生植物（特に沈水植物）の修復に関する技術開発の重要性は高い。著者らは、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⁾。本稿で研究対象とした沈水植物が減衰した霞ヶ浦においては、水質悪化に伴う濁りの上昇や湖沼の水位管理の変化に伴う発芽期の湖水位の上昇が生じており、水中光量は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し、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、排他的なものではなく、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。

沈水植物群落は、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。そこで、過去に沈水植物群落が繁茂していた場所における物理環境条件を可能な限り定量的に推定し、現在の環境下で類似の物理環境を有する場所を求め、沈水植物群落修復を実施する候補地として選定する方法を提案する。

2. 沈水植物に関連する環境変遷の概要

ここでは、霞ヶ浦における沈水植物群落の変遷やそれに関係する水質、水位状況の変遷について整理する。

(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)、

表-1 霞ヶ浦(西浦)における沈水植物種出現頻度変化

調査年		1972	1978	1982
調査地点数		53	55	46
沈水植物	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
	エビモ <i>P.crispus</i>	15.0	29.1	2.2
	ヤナギモ <i>P.oxypphyllus</i>	0	1.8	0
	イトモ <i>P.pusillus</i>	0	3.6	0
	ササエビモ <i>P.gramineus v.gramineus</i>	13.0	18.2	4.3
	ホザキノフサモ <i>Myriophyllum spicatum</i>	42.0	43.6	30.4
	クロモ <i>Hydrilla verticillata</i>	21.0	14.6	2.2
	コカナダモ <i>Elodea Nuttallii</i>	0	1.8	0
	オオカナダモ <i>Egeria densa</i>	9.0	7.3	2.2
	コウガイモ <i>Vallisneria denseserrulata</i>	0	12.7	0.0
	セキショウモ <i>V.gigantea</i>	21.0	27.3	10.9
	ネジレモ <i>V.gigantea v.biwaensis</i>	0	1.8	0
	マツモ <i>Ceratophyllum demersum</i>	6.0	12.7	10.9
	トリゲモ <i>Najas minor</i>	0	1.8	0
フサジュンサイ <i>Cabomba calorniana</i>	2.0	1.8	0	
シャジクモ <i>Chara brawnii</i>	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

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を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) 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、霞ヶ浦の水位は各時代の水文環境、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(1975)年からは常陸川水門の暫定水位運用により、平均水位が高くなり、偏差はかなり小さくなった。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。

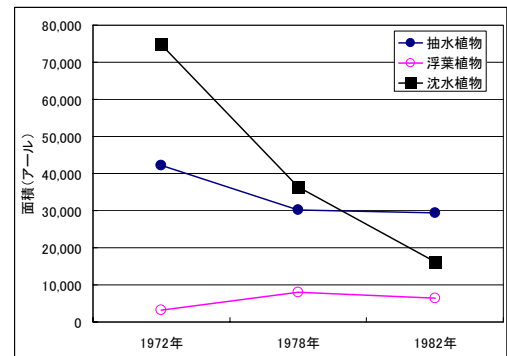


図-1 水生植物群落面積の変遷

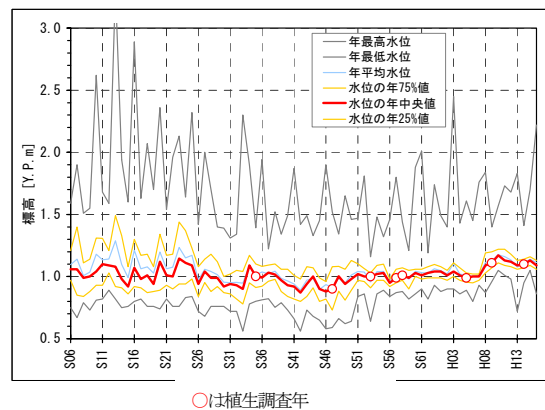


図-2 水位変動の変遷(霞ヶ浦河川事務所資料より作成)

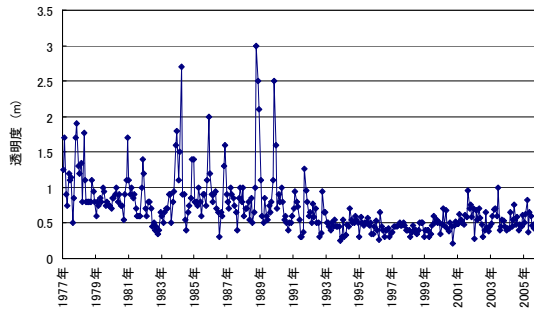


図-3 透明度の変化（国土交通省データ）

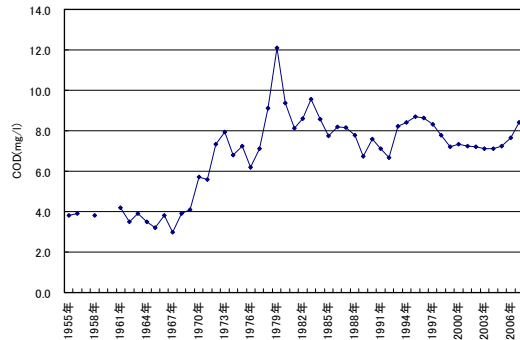


図-4 CODの変化（国土交通省データ）

(3) 透明度およびCOD

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。

(4) 沈水植物の変遷と環境変化

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。

これらの変化に加えて、霞ヶ浦開発事業に伴う築堤等による地形改変も湖岸における波浪の変化を招いたと考えられるが、湖岸に分布する抽水植物群落に与えた影響に比べれば、沈水植物群落への影響は限定的であったと思われる。

3. 方法

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。

本稿では光環境の変化が沈水植物の減衰の主要因と仮定し、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を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域を評価した。

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る。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。

(1) 地形情報

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20mX20m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。

(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⁶⁾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に収納した。

(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。

(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、過去の状況として平成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50mX50m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14年の1ヶ月間について計算を行った。

4. 結果

(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多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は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衰した昭和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。

(2) 沈水植物群落分布と光量との関係

図-5に示されたように、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

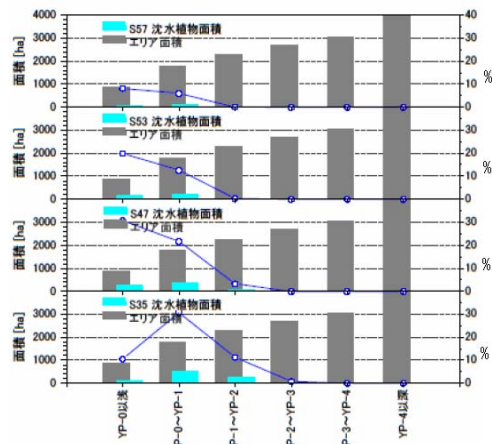


図-5 湖底標高毎の全体面積、沈水植物群落面積、およびそれらの比率(棒は面積、折れ線は比率を示す)

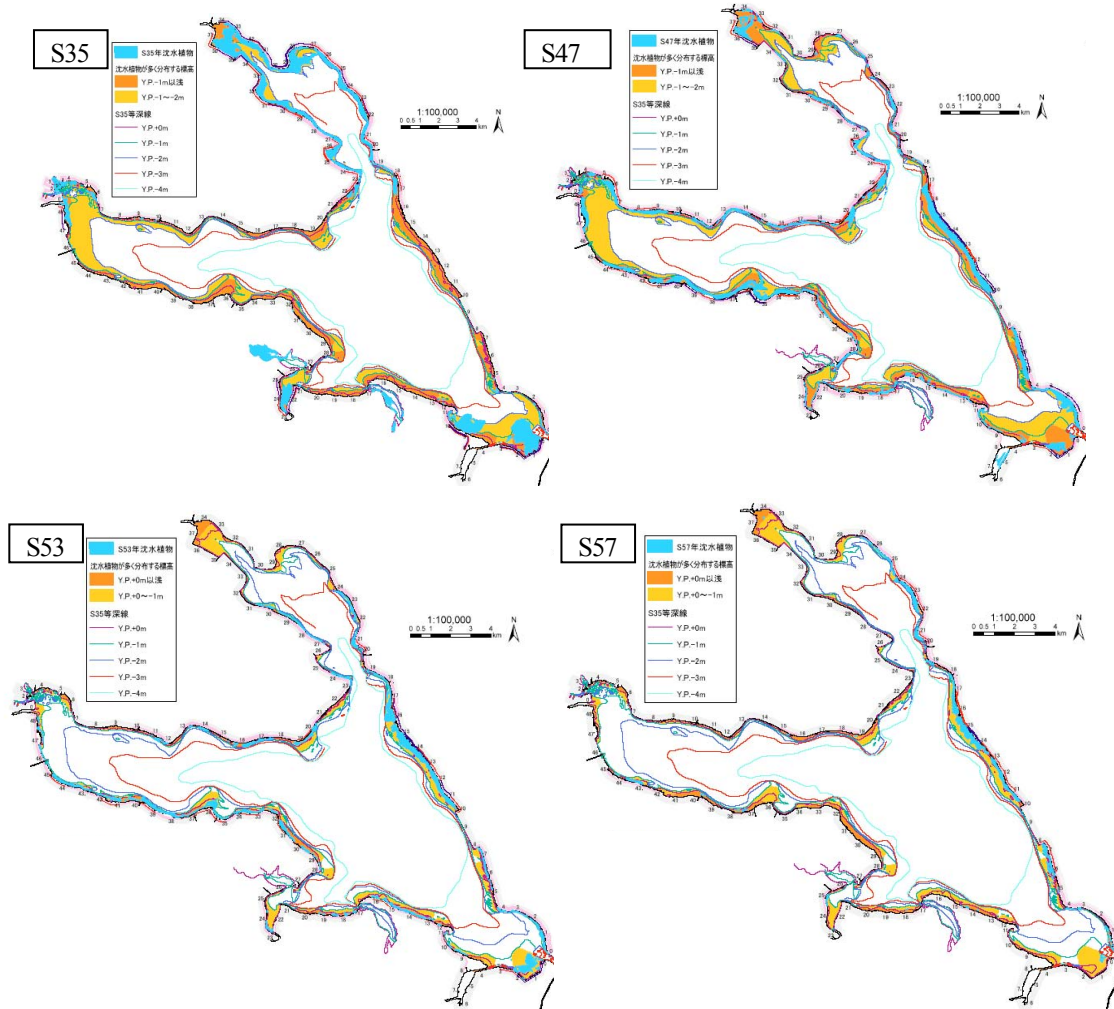


図-6 4カ年の沈水植物分布状況（水色）と光環境から生育可能と考えられる領域（オレンジ色）

表-1 4カ年の補償深度／透明度比算定結果

	水位 通年平均値 [Y.P.m]	透明度 通年平均値 [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

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-1）。

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) 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、底面攪乱の視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、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、修復を考える際に可能性の高い候補地であると思われる。

5. 考察

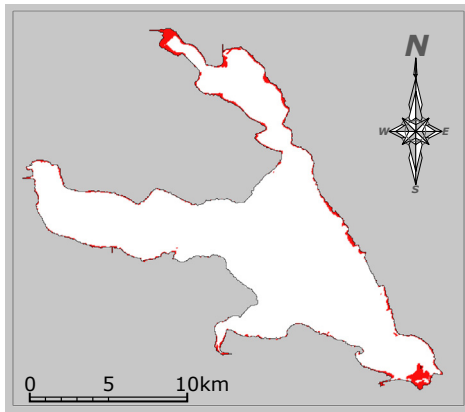


図-7 現状で沈水植物の生育可能性の高い領域(赤色)

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、湖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と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。

今後の修復においては、今回示された生育可能性の高い場所で修復実験を行うという方向性が考えられる他、光環境の向上を目指す必要があると考えられる。光環境の向上のためには、水位を下げるのが有効であるが、管理上問題の無い範囲で水位調節を行うことで沈水植物生育可能性を向上させることが可能かどうかについて、定量的解析を行うためには、季節的な水位や光環境変化が沈水植物の生育にどのように影響するかといった評価が可能となるように生育条件をさらに詳細に評価する必要がある。また、修復のために今後検討する可能性がある局所的に消波施設を設置するといった対策を効果的に実施するためにも、条件の絞

り込みがさらに必要になる。

この他に考えられる沈水植物の減衰につながる環境変化としては、底層における溶存酸素濃度の低下や底質の細粒化が挙げられるが、これらの影響についても評価していくことが必要になる。

6. まとめ

上記のように課題は残されているが、今回の解析は、過去の生育地分布状況と環境状況とを比較し、最低必要光量と最大底面せん断応力の推定を行うことで、沈水植物の生育地としての必要条件を定量的に評価したものと位置づけられる。自然再生事業等において現在の生育状況が稀少である生物の生育場修復を検討する際には、生育場に関する情報が限定的である場合が多い。このような場合、今回の検討の様に、想定される生育場の制約項目を決定し、これらの項目により規定される生育場としての必要条件をまず求めて、環境修復の方針を立てることで、初期の計画に役立てることができると考えられる。

参考文献

- 1) Scheffer, M., *Ecology of shallow lakes*, Kluwer Academic Publishers, 1998.
- 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.*, 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, v. 30, n. 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, v.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, 第46巻, 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一魚群探知機を用いた推定一, 陸水学雑誌, 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.

(2008. 9. 30受付)