

第5回全国集会講演集録

近年における霞ヶ浦の水生植物の変化

桜井善雄
(信州大・繊維学部)

はじめに 1972, 1978, および1982年のそれぞれ9月上旬に湖岸の46~55地点についておこなったフロアの調査結果、および全湖岸の $\frac{1}{10,000}$ 空中写真(アジア航測(株)撮影、赤外カラー、透明ポジフィルム)を用いて作成した植生図から測定した植被面積、ならびに方形枠刈取りにより得られた測定値と植被面積から求めた生活型別総現存量、等の調査結果にもとづいて、近年における霞ヶ浦(西浦)の水生植物の変化について大要を述べる。これらの調査方法の詳細は「湖沼環境調査指針」⁽¹⁾に記述したので省略する。

種の変化 西浦における水生植物の種の出現頻度をみると、表1のように、抽水植物については著しい変化がみられないが、浮葉植物については、ヒシ、ヒメビシ、およびアサザの出現頻度が、1978年に増加したのち、最近はかなり低下している。これに対し、オニビシおよびヒシ属中間型⁽²⁾の出現頻度は上昇する傾向がみられる。

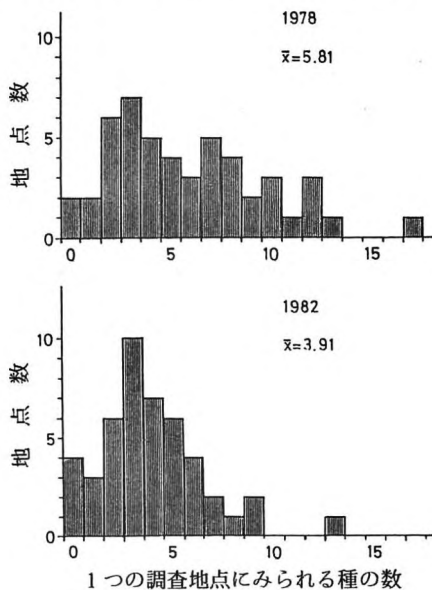


図1 霞ヶ浦(西浦)湖岸の1調査地点にみられる水生植物の種数の頻度分布

沈水植物では変化が著しく、表1に△印を付した多くの種の出現頻度が、近年急速に低下している。しかし沈水植物の中で、ササバモ、ホザキノフサモ、およびマツモには大きな変化がみられない。これらの種は、富栄養湖において、しばしば優占種となる傾向が強い種である。

1つの調査地点で見出される種数の頻度分布は、図1のように、1978年に比べて1982年には左側に偏り、平均出現種数も%に減少している。図2によれば、この傾向は主として沈水植物の出現頻度の低下によることがわかる。

湖岸線長に対する水生植物群落の占有率の変化

各年の調査により作成した西浦の水生植物の生活型別植生図($\frac{1}{10,000}$)を用い、湖岸線の延長約120kmに対して、生活型の組み合わせによって区別したさまざまなタイプの水生植物群落の占有する比率を、図3の上段に示した。これによると、浮葉植物(F)を含む群落の湖岸線占有率は、近年増加の傾向にあるが、沈水植物(S)を含む群落のそれは、急激に低下していることがわかる。図3の

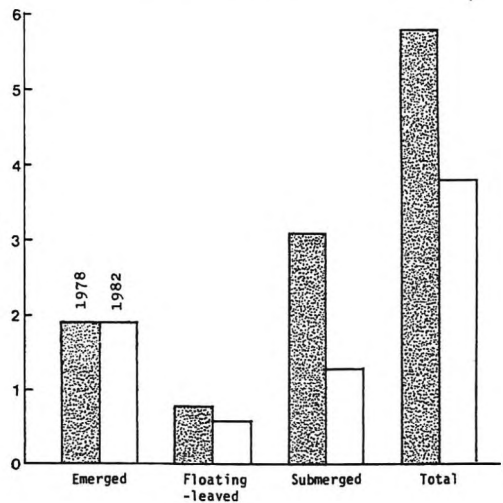


図2 霞ヶ浦(西浦)湖岸の1調査地点で見出される水生植物の平均種数(生活型別)

表1. 霞ヶ浦(西浦)における水生植物の種の出現頻度*の変化

			調 査 年		
			1972	1978	1982
			53	55	46
			調 査 地 点 数		
抽水植物	ヨ シ	<i>Phragmites communis</i>		70.9	71.7
	マ コ モ	<i>Zizania latifolia</i>		56.4	54.3
	ヒ メ ガ マ	<i>Typha angustifolia</i>		38.2	41.3
	コ ガ マ	<i>T. orientalis</i>		0	2.2
	ガ マ	<i>T. latifolia</i>		0	2.2
	ハ ス	<i>Nelumbo nucifera</i>		1.8	6.5
	ミ ク リ	<i>Sparganium erectum</i>		1.8	6.5
	フ ト イ	<i>Scirpus lacustris</i> subsp. <i>creber</i>		3.6	0
	コ オ ホ ネ	<i>Nuphar japonicum</i>		1.8	0
浮葉植物	ヒ シ	<i>Trapa bispinosa</i> v. <i>linumai</i>	6.0	16.4	6.5△
	オ ニ ビ シ	<i>T. natans</i> v. <i>japonica</i>	0	7.3	15.2
	ヒ メ ビ シ	<i>T. incisa</i>	2.0	14.6	4.3△
	ヒシ中間型	<i>Trapa intermediate type</i>	0	10.9	13.0
	ア サ ザ	<i>Nymphoides peltata</i>	6.0	12.7	8.7△
	ガ ガ ブ タ	<i>N. indica</i>	2.0	5.5	8.7
	トチカガミ	<i>Hydrocharis dubia</i>	4.0	5.5	6.5
オ ニ バ ス	<i>Euryale ferox</i>	2.0	1.8	0	
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. perfoliatus</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. oxyphyllus</i>	0	1.8	0
	イ ト モ	<i>P. pusillus</i>	0	3.6	0
	ササエビモ	<i>P. gramineus</i> v. <i>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
	セキシウモ	<i>V. gigantea</i>	21.0	27.3	10.9△
	ネジレモ	<i>V. gigantea</i> v. <i>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 caloriniana</i>	2.0	1.8	0
	シャジクモ	<i>Chara brawnii</i>	0	0	2.2

* 注 出現頻度(%) = (その種が見出された地点数/全調査地点数) × 100

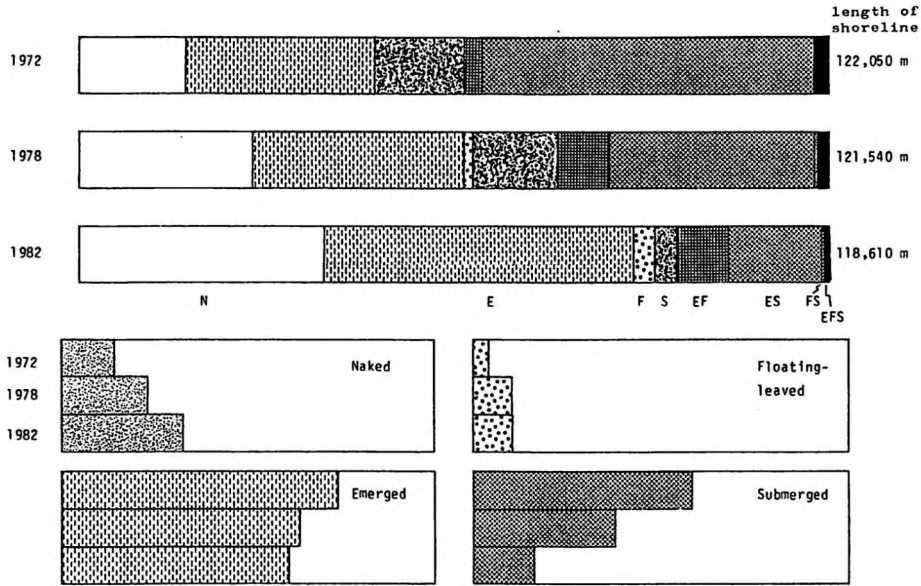


図3. 霞ヶ浦（西浦）の湖岸線上における水生植物群落の占有率

E：抽水植物群落、F：浮葉植物群落、S：沈水植物群落、N：植生のない湖岸

表2. 霞ヶ浦（西浦）における水生植物群落の面積および平均幅

	面積 (アール)				平均幅 (m)			
	E	F	S	合計	E	F	S	合計
1972	42,300	3,165	74,780	120,245	34.7	2.6	61.3	98.6
1978	30,239	8,046	36,406	74,691	24.9	6.6	30.0	61.5
1982	29,335	6,411	16,216	51,962	24.7	5.4	13.7	43.8

下段は、個々の生活型について集計したものであり、沈水植物の分布の急速な低下が一層明白である。この図によれば、抽水植物が分布する湖岸線も近年次第に減少し、一方で無植生の湖岸が増加していることがわかる。

植被面積の変化 表2は西浦の $\frac{1}{10,000}$ 植生図から測定した、水生植物の生活型別植被面積の経年変化をまとめたものである。すなわち、抽水植物群落の面積は次第に減少し、この10年間で $\frac{2}{3}$ となった。浮葉植物は1978年には増加したが、最近再び減少しつつある。沈水植物群落の面積の減少は特に著しく、最近10年間に21.6%まで低下した。群落の平均幅にも同様の傾向がみられることは、いうまでもない。このことは、水生植物の分布限界水深が次第に浅くなっていることを意味するもので

ある。

現存量の変化 西浦の水生植物の各々の生活型の群落について、被度階級ごとに測定した単位面積当り現存量に植被面積を乗じて求めた全湖現存量の変化を表3に示した。経年変化には、前述の植被面積とほぼ同じ傾向の変化がみられるが、沈水植物の現存量については、ササバモのような優占種の密生群落が増加しているため、総現存量の近年における低下は、植被面積の場合ほど著しくない。

まとめ 以上のように、霞ヶ浦（西浦）の水生植物群落には、この10年間に注目すべき変化がみられる。このような変化のうち、沈水植物の急激な減少は、湖水の富栄養化に伴う植物プランクトンの著しい増加により透明

表3 霞ヶ浦(西浦)における水生植物の現存量(乾量、トン) 湖水の浄化、5) 栄養塩の競合による植物プランクトンの増殖抑制、6) 湖岸の自然景観の構成、7) 波浪による湖岸の侵食の防止、等々多くの優れた機能によって、湖の自然環境および生物群集の保全に貢献している。

	E	F	S	合計
1972	5,515.9	45.7	216.3	5,777.9
1978	3,507.7	127.2	339.1	3,974.0
1982	3,383.2	64.5	118.6	3,566.3

度の低下したことが主因と考えられる。浮葉植物が一旦増加したのち再び減少を示しているのは、まず沈水植物の減少によって生育場所が拡大されたことにより増加し、その後富栄養化が一層進行して *Microcystis* による水の華が大発生し、それが風により吹き寄せられ、沿岸帯の浮葉植物群落の表面を軟泥状に覆いつくし、枯死せしめる状況が湖内の各地で発生したために減少したものと推定される。マコモのような抽水植物群落についても、根元に吹き寄せられ堆積した *Microcystis* の腐敗によると思われる枯死が、入江の奥などで局部的にみられた。しかし、抽水植物群落の減少の主因は、コンクリート湖岸堤の築造によるものである。

水生植物群落は、1) 水生生物の産卵および成長の場所、2) 両生類、水生昆虫などの生育場所、3) 水鳥の産卵および育雛の場所、4) 水中の着生生物の着生基体となることにより、高等動物の幼生に対する餌の供給と

しかし、近年わが国の多くの湖では、西浦と同様に、湖水の富栄養化と湖岸における土木工事によって、水生植物群落が急速に消滅しつつある。中でも、水生植物群落の総合的な機能から考えて、ヨシ群落の消滅が最も重要な問題と考えられる。わが国においても、西ドイツにおける如く、これを保護する制度を設けるとともに、生態学的原理に基づいて、失われた群落を回復する方途を早急に検討しなくてはならない。

参考文献

- 1) 日本水質汚濁研究会編：湖沼汚濁調査指針 - 12・4・4 大型水生植物、公害対策技術同友会発行、1982.
- 2) 建設省霞ヶ浦工事事務所編：霞ヶ浦の生物 - III・4 水生植物、1980
- 3) 桜井善雄：霞ヶ浦の水生植物のフロラ、植被面積および現存量 - 特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について、国立公害研報告、No.22, 229~279. 1981.

熱帯太平洋における海草藻場について

相生啓子

(東大・海洋研究所)

熱帯の海草藻場の一般的特徴は、種類数が多く、貧栄養環境にも拘らず、その生産力は熱帯多雨林に匹敵すると言われている。では、何故このような高い生産力を維持できるのか？ そのメカニズムは？ そこに居る動物群集との関係はどうなっているのか？ という素朴な疑問を抱くことになる。

昨年秋に行なわれた予備調査では、臨海施設の設備、生活条件等の視察の他に、種数、現存量の把握、生長速度及び光合成量の測定といった基礎的な調査を行なった。

1) 種類数 今迄の報告では、海草の祖先が生まれた所と言われている Torres 海峡で14種、Port Moresby で11種、Townsville (オーストラリア) で8種、New Caledonia で6種、Palau で9種、西表で9種という具合に、Torres 海峡から距離が遠くなるに従い種類数が少なくなる傾向が認められる。

今回、私達が採集した種数は、Torres 海峡で12種、Port Moresby で7種、New Caledonia で3種、Palau で2種であった。

表1. 12種の海草の種名(和名を付したものは、沖縄で採集可能である)。

<i>Enhalus acoroides</i>	(ウミジョウブ)
<i>Cymodocea serrulata</i>	(リュウキュウアマモ)
<i>Cymodocea rotundata</i>	(ベニアマモ)
<i>Thalassia hemprichii</i>	(リュウキュウスガモ)
<i>Syringodium isoetifolium</i>	(ボウバアマモ)
<i>Halodule uninervis</i>	(ウミジグサ)
<i>Halodule pinifolia</i>	(マツバウミジグサ)
<i>Halophila ovalis</i>	(ウミヒルモ)
<i>Halophila spinulosa</i>	