

武汉东湖水生维管束植物群落 的结构和动态

陈 洪 达

(中国科学院水生生物研究所)

国内外许多资料表明,水生维管束植物(以下简称水生植物)在发展渔业、农业、畜牧业和保护水域环境方面都具有一定的意义^[1,7,9]。水生植物是湖泊中的初级生产者,它在淡水生态系统中具有极其重要的作用^[10,13,14]。地处武汉市的东湖,是一个富营养型的浅水湖泊,湖中丛生着各种生态类型的水生植物,其群落结构在长江中下游浅水湖泊中具有一定的代表性。为了深入研究东湖水生植物群落的结构和演变,作者曾于 1962—1964 年在东湖进行水生植物资源及其渔业利用问题的调查时^[1],对水生植物群落的结构进行了定性和定量的分析;1967—1971 年间,又对湖中水生植物的变化情况作不定期的一般性观察;1972—1978 年则在郭郑湖区和汤林湖区的固定断面上对水生植物群落的动态进行了测定和研究。本文根据多年的调查研究资料整理而成,可作为今后研究东湖生态系统中有关水生植物群落的结构、功能和生产力的参考。

一、影响水生植物群落的环境因素

东湖是一个中型浅水湖泊,在水位高程 20.5 米时总面积为 28.5 平方公里(合 42,750 亩)¹⁾。自六十年代起,为进一步配合东湖风景区的建设,在湖中筑堤修路,使东湖分割为相对独立的 5 个主要湖区(图 2)。归国营东湖渔场管理的养鱼水面有郭郑湖区(约 16,000 亩)和汤林湖区(约 8,000 亩),湖岸多有片石护坡,岸边水深常在 0.5 米以上,这在一定程度上限制和破坏了湿生植物带和挺水植物带的发展。

东湖的水位,在六十年代以前受长江水位涨落的影响波动较大,往往由于洪水的泛滥给水生植物群落带来严重的影响。自六十年代修建调节水闸后,东湖水位却受到人为的严格控制。根据东湖蒸发站提供的水位、温度资料,武汉市东、西湖气象站提供的热辐射资料和我所第四研究室饵料生物组提供的湖水透明度资料,汇总绘制成图 1。在 1962—1977 年的 16 年间,东湖年平均水位高程变幅在 19.59—21.68 米,总平均为 21.29 米,如图 1 所示,逐月的平均水位变幅不大,高低相差仅 0.25 米。最高水位出现在 1969 年 7 月 16 日,为 22.93 米高程。多年来,郭郑湖区平均水深保持在 3—3.5 米,汤林湖区保持在 2—2.5 米。东湖的年平均气温为 16.8℃,水温为 17℃,水温最低在 1 月,从 12 月下旬到 2 月上旬有时出现冰冻现象。湖水透明度以郭郑湖湖心站为代表,在 1973—1975 年间,平均为 1.84 米,其

何楚华和王安定二位同志曾先后分别参加过野外调查工作。

本刊编辑部收到稿件日期: 1979 年 5 月 28 日。

1) 包括汤林湖区北面的湖汉伍家湖。

中3月份最高为3.8米,9月份最低为0.82米。4月中旬至5月中旬是大多数沉水植物的发芽时期,此时湖水透明度在2米以上,这对沉水植物的发芽生长是有利的。东湖地区的热辐射是参照武汉地区总辐射量的资料,在1962—1964和1973—1977年的8年中,月平均辐射量为8612卡/平方厘米,其中7、8月份最高达13,000卡/平方厘米。东湖湖水中所含营养元素一般均较丰富,以郭郑湖湖心站为例,1973—1975年平均值为:总氮0.77—0.88毫克/升,氨氮0.10—0.16毫克/升,总磷0.017—0.125毫克/升;仅无机磷比较缺乏,为0.004—0.009毫克/升^[5]。东湖的底质以重粘质腐泥、粘质腐泥、石炭性粘质软泥和粘质软泥为主,约占全湖面积的90%^[2]。东湖是一个进行人工放养的湖泊,每年都投放了一定数量的食草性鱼类,沿湖农民又常进湖割取水生植物作为农田肥料或牲畜饲料。

上述各种环境因素都给水生植物群落的发展带来有利或不利的影 响。温暖的气候、适度的水深,较厚的淤泥和肥沃的水质,这些都是有利于水生植物群落发展的因素,但放养草鱼、捞割水草、筑堤护坡等人类的活动则是不利的因素。

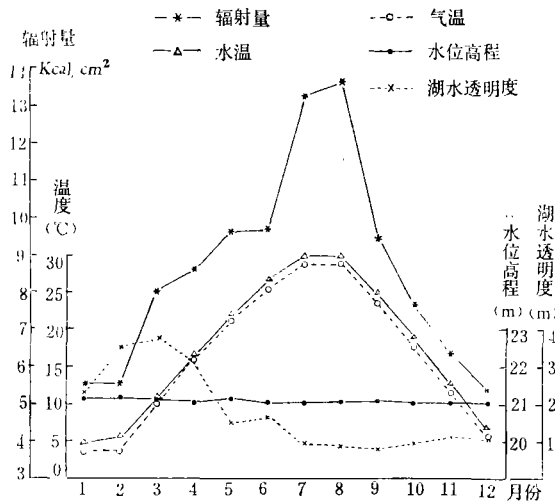


图1 武汉东湖辐射量、水温、气温、水位和透明度的逐月变化

二、群落结构和群落动态

(一) 组成水生植被的主要种类

1962—1963年调查,东湖的水生植物计有83种^[1],但根据全湖190个采样点的统计,出现在0.5平方米面积内的种类平均为 3.26 ± 1.62 种。为了比较正确地评定组成植被的主要种类,作者参照分析陆生植物群落时采用把频度和密度连合使用的原则^[3,4],针对水生植物的特性,试用生物量和频度这二个主要定量数值来衡量它们的位置(表1)。从表中看出,在1962—1963年间组成全湖植被的主要种类是黄丝草、黑藻、大茨藻、聚草和金鱼藻,其次为小茨藻、苦草、马来眼子菜,莲和菱。从郭郑湖区来看,根据9个断面112个采集点所测的数据,其主要优势种类则为黄丝草、金鱼藻和大茨藻,它们的生物量分别占40.50%、21.20%和19.64%。1967年后观察,郭郑湖区的黄丝草等植物分布面积在逐年减

少,至 1972 年作定量调查时,发现郭郑湖区的黄丝草已经绝迹,其他种类的生物量也大大减少,仅在岸边湖湾处有少量的莲、荇菜和苦草等,但在 1977 年,郭郑湖区水深 2.5 米内的水域则重新出现大量的大茨藻。从汤林湖区来看,根据两个断面 21 个采集点所测的生物量数据,在 1962—1963 年间,黄丝草占绝对优势,其生物量占总生物量的 95.04%,那时没有发现大茨藻。但从 1975 年起,黄丝草在该湖区消失了,代之而成为绝对优势种类的也是大茨藻(表 2)。

表 1 武汉东湖水生植物群落的主要种类组成 (1962—1963)

植 物 种 类		生物量(%)	频度(%)
黄丝草	<i>Potamogeton Mauckianus</i> Benn.	38.17	50.45
黑藻	<i>Hydrilla verticillata</i> Royle	12.54	51.34
大茨藻	<i>Najas major</i> All.	15.55	44.64
聚草	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	11.44	41.52
金鱼藻	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	9.68	36.61
小茨藻	<i>Najas minor</i> All.	6.03	19.64
苦草	* <i>Vallisneria spiralis</i> L.	3.09	19.20
马来眼子菜	<i>Potamogeton malainus</i> Miq.	1.12	7.59
莲	<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	1.92	2.68
菱	<i>Trapa natans</i> L.	0.26	2.68
金银莲花	<i>Limnanthemum indicum</i> Griseb.	0.07	2.68
菹草	<i>Potamogeton crispus</i> L.	0.01	0.89
菰	<i>Zizania latifolia</i> Turcz.	0.12	0.45
荇菜	<i>Limnanthemum nymphyoides</i> (L.) Hoffm. et Link.	0.01	0.45

* 其中混杂有翅子苦草(新种) (*Vallisneria pterosperma* sp. nov.),它与密齿苦草 (*V. denseserrulata* Makino)^[6]在形态上相似,但翅子苦草的种子有翅,而密齿苦草的种子则没有翅。翅子苦草有雄蕊二个,果实细长,有三稜;种子多数,三棱形,具翅;地下有越冬芽体。

表 2 武汉东湖汤林湖区 (VI 断面) 水生植物生物量的历年变化 生物量单位: 湿重, 克/平方米

种类	年份									
	1962*	1963	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	
黄丝草	1418.4	1649.4	433.0	286.2	0.3	0	0	0	0	
聚草	28.2	27.6	409.8	58.8	9.6	0	75.2	20.3	6.8	
大茨藻	0	0	0	0.2	89.2	4.0	1996.8	0	2877.4	
苦草	0.2	47.0	0	0	0.4	1.8	0.1	27.8	33.6	
金鱼藻	0	55.2	2.5	0.8	0	0	0	0	0	
黑藻	1.5	0.6	0	0	0	0	0	0	0	
其他	0	0	0	0	0	0	2.1	0.1	78.0	
合计	1448.3	1779.8	845.3	346.0	99.5	5.8	2074.2	48.2	2995.8	
水深(厘米)	216	229	254	250	249	239	189	257	206	
透明度(厘米)	183	215	227	207	170	145	125	93	180	

* 是与 VI 断面相邻的 VII 断面,供作参考。

(二) 群落分类和群丛分布

水生植物群落的分类是依据群落的外貌、结构、生态和演替等特征而划分的,作为分

类的基本单位的群丛的命名是与分类依据有密切关系的群落的建群种而定，并按照同一群丛中建群种类植株的高低层次依次排列。建群种类的确定原则是它们的生物量、频度和覆盖度都占优势地位。根据上述确定的原则，可以把1963年的水生植被划分为14个植物群丛(图2)。全湖植被面积为23.78平方公里，占全湖面积的83%，其中汤林湖区植被面积占该湖区面积的100%，而郭郑湖区的植被面积约占该湖区面积的44%。此时，黄丝草遍布于上述二个湖区的所有植物群丛中，但在1965年后却发生了很大的变化，分布

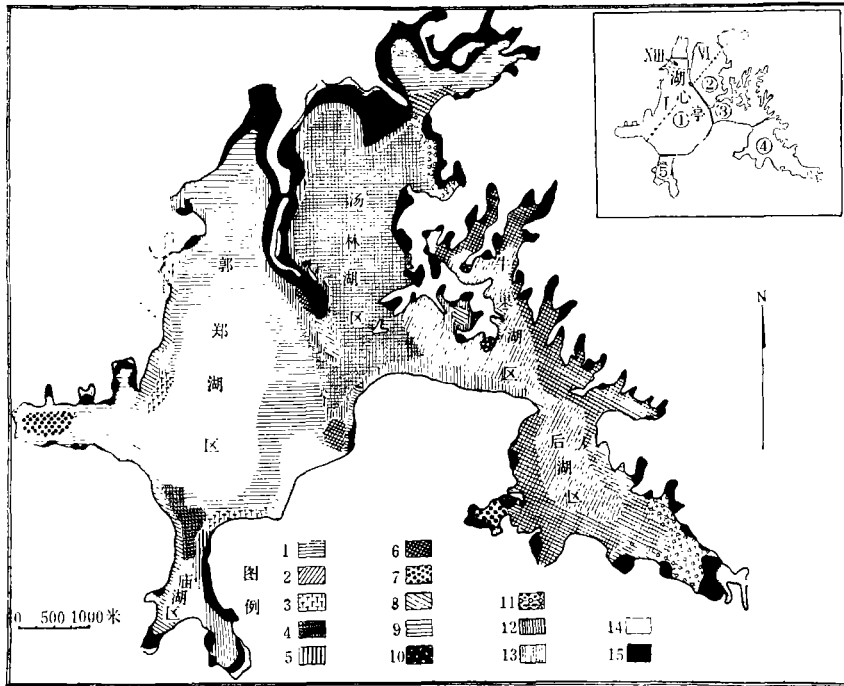


图2 武汉东湖水生植被图(1963年)

1. 大茨藻群丛 (*Najas major* association)
2. 大茨藻+小茨藻群丛 (*Najas major* + *Najas minor* association)
3. 苦草群丛 (*Vallisneria spiralis* association)
4. 黄丝草群丛 (*Potamogeton maackianus* association)
5. 聚草-黄丝草群丛 (*Myriophyllum spicatum*-*Potamogeton maackianus* association)
6. 黄丝草+黑藻群丛 (*Potamogeton maackianus* + *Hydrilla verticillata* association)
7. 菹草群丛 (*Potamogeton crispus* association)
8. 马来眼子菜群丛 (*Potamogeton malaiianus* association)
9. 金鱼藻群丛 (*Ceratophyllum demersum* association)
10. 金银莲花+荇菜群丛 (*Limnanthemum indicum* + *Limnanthemum nymphoides* association)
11. 菱-金鱼藻群丛 (*Trapa natans*-*Ceratophyllum demersum* association)
12. 芦苇+蒲草群丛 (*Phragmites communis* + *Typha angustifolia* association)
13. 菰群丛 (*Zizania latifolia* association)
14. 莲群丛 (*Nelumbo nucifera* association)
15. 无植被水面 (Area devoid of macrophytes)

面积越来越小,终于 1975 年绝迹,代之而成为优势群丛的是大茨藻群丛。另外,值得注意的一个动态: 1967 年由外地引种在湖边小水体(茶叶港)的喜旱莲子草 (*Alternanthera philoxeroides* Griseb.), 又名水花生,现在东湖一些湖湾内形成小面积群丛,估计会得到进一步的发展。

(三) 群落带和群丛层次

湖泊水生植物群落通常是从岸边向湖心随着水深的变化划分为 4—5 个植物带。东湖的水生植物群落由于长期受到人类经济活动的影响,群落的带状分布和层次受到了一定程度的破坏,但仍可划分出挺水、浮叶和沉水这三个植物带(图 3)。挺水植物带主要分布在汤林湖区和郭郑湖区北部水深在 1.5 米以内的区域,其面积占全湖植被面积的 17.24%,或占全湖面积的 14.38%;浮叶植物带分散在挺水植物的内缘,其面积占植被面积的 2.94%,或占全湖面积的 2.46%;沉水植物带几乎占据了水深 1.5—4 米的湖区,其面积占植被面积的 79.82%,或占全湖面积的 66.60%,成为全湖面积最大的植物带。但在 1964 年以后,各植物带的面积都明显地缩小,特别在 1975 年,三个植物带仅在个别湖湾浅水处呈块状分布,但相比之下,挺水植物带所受的破坏要轻一些。

群落中的分层现象,在 1963 年时也是比较明显的,一般可以分为挺水、浮水和沉水这三层,或细分为五层,即高挺水植物层、低挺水植物层、浮叶植物层、高沉水植物层和低沉水植物层,这在湖心亭周围的挺水植物带中是明显的,可以看到在芦苇群丛内混生着荻、菰、莲、菱、苔菜、浮萍、聚草、黄丝草和苦草等代表各层次的种类。但 1972 年以后,这种现象也受到一定程度的破坏。

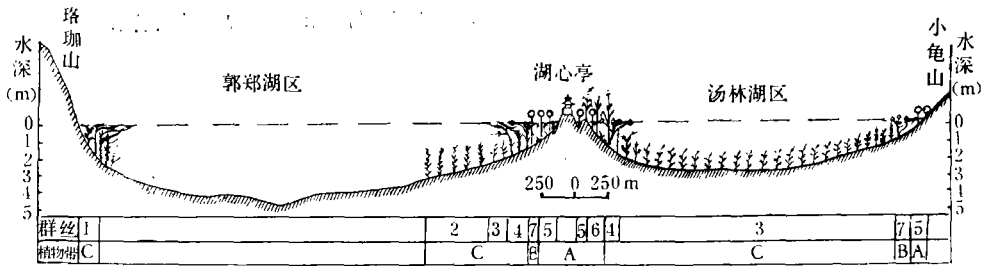


图 3 武汉东湖(从珞珈山下经湖心亭到小龟山)水生植物带分布图(1963)

图例 A—挺水植物带 B—浮叶植物带 C—沉水植物带

1—马来眼子菜群丛 2—大茨藻群丛 3—黄丝草群丛 4—聚草-黄丝草群丛
5—莲群丛 6—芦苇+蒲草群丛 7—菱-金鱼藻群丛

(四) 频 度

频度¹⁾是了解植物群落结构的一个基础,频度图解能说明植物群落的均匀性。根据采样方面积为 0.5 平方米所得的各植物的频度百分数,对 1963 年东湖的主要沉水植物群丛作出频度图解(图 4)。从图中可以看出,在莲群丛、黄丝草+黑藻群丛和聚草-黄丝草群丛中,其 A 级和 E 级都相对地高, B 级、C 级和 D 级都相对地低,它们的频度分布完全符合

1) 频度可分为五级: A₁-10%, B₂-40%, C₄-60%, D₆-80%, E₁-100%。

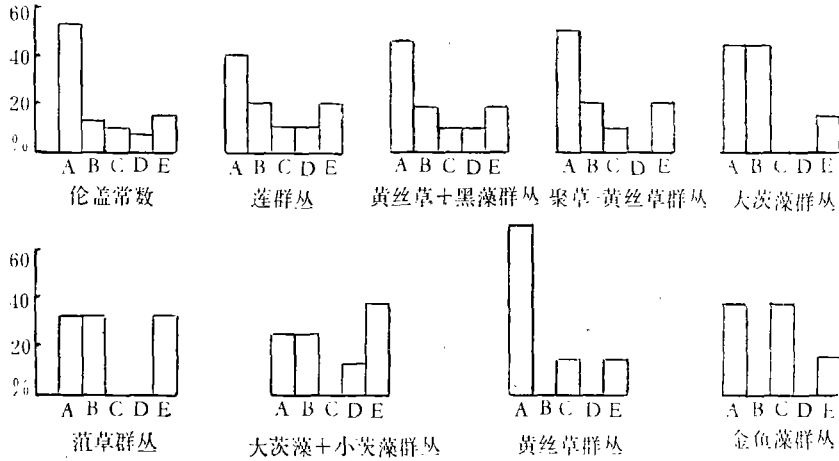


图4 武汉东湖各植物群丛的频度图解(1963年)

伦盖 (Raunkiaer) 所提出的频度规律^[5], 即 $A_{(级)} > B > C \cong D < E$, 而其他群丛的频度分布的均匀性不及上述三个群丛, 其有关规律性问题还有待于今后进一步研究。

(五) 生物量和覆盖度

生物量的测定, 不仅是作为研究群落结构的基础, 更重要的是给人们提供了该群落在

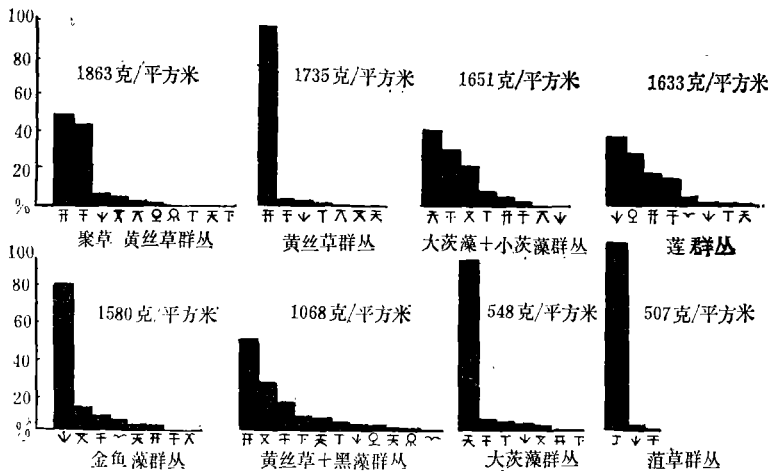


图5 武汉东湖水生植物群丛中各植物种类的生物量(湿重)比较(1963)

- 卍 黄丝草 (*Potamogeton maackianus*)
- 图 干 聚草 (*Myriophyllum spicatum*)
- ↓ 金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*)
- × 黑藻 (*Hydrilla verticillata*)
- 丩 马来眼子菜 (*Potamogeton malaianus*)
- ♀ 莲 (*Nelumbo nucifera*)
- ♂ 金银莲花 (*Limnathemum indicum*)
- ⊥ 苦草 (*Vallisneria spiralis*)
- 例 天 大茨藻 (*Najas major*)
- 丌 小茨藻 (*Najas minor*)

水体生物生产力中所起的作用。8月是东湖水生植物生物量的高峰期,1962—1963年东湖全湖平均生物量为湿重 1068.1 克/平方米(或风干重 94.8 克/平方米,或能量 322 千卡/平方米),其中黄丝草所占比例为 38.17%,其次为大茨藻、黑藻和聚草。在植物群丛中,生物量较大的有聚草-黄丝草群丛、黄丝草群丛、大茨藻+小茨藻群丛、莲群丛和金鱼藻群丛,这五个植物群丛的单位面积生物量都比较接近,其范围在湿重 1,580—1,863 克/平方米(图 5)。1967 年以后观察到全湖植物生物量呈逐年减少趋势,但各湖区的情况有所不同。郭郑湖区 XIII 断面上的植物生物量在 1972—1978 年的 7 年间,其变动范围为 0—274.4 克/平方米。汤林湖区 VI 断面上的植物生物量,在这 7 年内其变动范围为 5.8—2,995.8 克/平方米,其中 1976 年和 1978 年的生物量比 1962—1963 年的生物量还要高(表 2)。

覆盖度也是了解群落结构的一个定量特征,测定覆盖度是用目测估计法,有时借助于分为 100 格的 1 平方米计数框。在 1962—1963 年,全湖植物覆盖度一般为 40—80%,其中聚草-黄丝草群丛和黄丝草群丛的覆盖度达 80% 以上。由于黄丝草是湖中唯一能常年生长的沉水植物,这势必严重地抑制群丛中其他种类的发芽生长,因此,构成黄丝草群丛中种类单纯的特点。1967 年以后,全湖植被覆盖度都有明显的下降,但 1976 年和 1978 年,汤林湖区却盖满着大茨藻,其覆盖度平均达 70% 以上,在水深 1.5 米以内的湖面,由于大茨藻的茂密生长,导致划木船都感到困难。

(六) 周期性和外貌

作者在 1963 和 1964 年连续进行了两年的水生植物物候相的观察,结果表明在 83 种植物中,有 90% 以上的种类是在春季发芽生长,夏季开花结实,冬季枯萎或死亡。在春季发芽生长的植物有 80 种,占总种数的 96%,发芽时间多集中在 3 月中旬到 4 月中旬,此时湖边挺水植物常呈一片绿色景象;在夏季开花结实的植物有 71 种,占总种数的 93%,此时沿湖绿色莲丛中,挺立着无数鲜艳夺目的红荷花,在莲丛外又有白色的金银莲花和黄色的荇菜花点缀水面,使东湖风景区增添了美丽的夏季景色;由于水生植物对湖水的净化作用,使湖水显得清澈见底,水中的各类植物群丛呈现出水下“森林”的别致景象。在冬季枯萎或死亡的植物有 79 种,占总种数的 95%;能越冬生长的植物仅有菹草和黄丝草,但聚草和金鱼藻的部分植株也可越冬。1972 年以后,由于生长在湖边的芦苇、莲、金银莲花、荇菜等可供观赏的植物受到了严重的破坏,致使原有的湖滨夏季美景也受到了损害。大部分水面也由于缺乏水生植物的净化作用,导致藻类“水华”现象的发展,特别是近几年来,微囊藻等兰绿藻发展得很快,使湖水混浊,有时水质发臭,严重地影响了居民的饮用。

三、群落动态的分析和讨论

造成湖泊中水生植物消长的原因是多方面的,如生活污水和湖滨农田肥水的流入,可以使湖中的水生植物生长得更加茂盛,但水位的提高、食草动物的引进和工业废水的污染,则可使水生植物减少,甚至于毁灭^[1,11,12]。

据武汉市卫生防疫站提供的资料,近年来每天流入东湖的城市污水和废水在 600 吨以上,使湖水中的氮、磷元素增加,湖水变肥,这对水生植物的生长应该是有利的,但是上

述许多资料表明,在 1967—1975 年间,湖中水生植物是严重地减少了,过去一直占优势地位的黄丝草在大多数湖区已经绝迹,仅在后湖区仍有分布。作者认为,造成这种现象的主要原因是放养过量的草鱼;其次,农民经常割捞和水位的提高也有一定的影响。下面仅对 3 个问题进行分析和讨论。

1. 草鱼放养量过大必然导致植物的减少,甚至是毁灭,特别是根系不发达、植株再生能力不强、种子量不多,又为草鱼所喜吃的沉水植物最易受害。东湖的黄丝草是草鱼喜吃的沉水植物,它的种子量很少,根系不发达,植株的再生能力较弱,所以是受害最大的种类。以汤林湖区为例,根据东湖渔获物统计资料,1973—1975 年共投放 4 寸以上草鱼种 20 多万尾,3 年的草鱼渔获量(为了分析草鱼产量与水生植物的关系,当年草鱼产量是从 3 月起至次年 2 月止计算的)分别为每亩 5 斤、6.3 斤和 13.3 斤。以每生产 1 斤草鱼需消耗水生植物(湿重) 120 斤计算,则平均每亩水面每年被草鱼消耗的植物为 600—1600 斤,再加上农民频繁地打捞水生植物,这样就出现了植物的消耗量大大超过植物的生产量的情况,从而使水生植物生物量逐年减少,至 1975 年达最低点,平均每亩生物量为 7.7 斤。根据作者近年来对一些放养湖泊所作的初步调查,认为在湖中水生植物不多的情况下,如每亩水面年产草鱼保持在 3 斤以上时,湖内水生植物就难得到恢复。特别是当水生植物处在发芽或幼苗阶段时,突然放养过量的草鱼,更容易抑制植物的生长。这段时间里若遇到连日暴雨,使水位上涨,透明度降低,会给处在水层底部的再生植株得不到充足的光线而加速其死亡。

2. 停止放养草鱼后,除黄丝草比较难以恢复外,大茨藻、聚草、苦草和菱等种类是较容易得到恢复的。在汤林湖区,由于逐年放养过量草鱼的结果,该湖区的水生植物生物量于 1975 年达到最低点。为了减轻东湖富营养化的发展,保护东湖的水质,作者曾向有关部门建议恢复东湖水生植被。东湖渔场采纳了作者的建议,并于 1976 年在汤林湖区(面积约 8,000 亩)暂时停止放养草鱼,收到了显著效果。尽管 1976 年春在放养鲢、鳙鱼种时带进草鱼种约 5000 尾(每亩为 0.6 尾),当年汤林湖区草鱼捕获量为 12,300 斤,即平均每亩 1.5 斤。但 8 月份测得该湖区的植物生物量达 2,700 斤/亩,仅在一年内湖中水生植被就得到了迅速的恢复。恢复后的植物种类,主要是大茨藻。大茨藻是靠种子繁殖,种子量很大,1976 年 8 月测得每平方米面积的大茨藻植株上有 2000 粒以上的种子。

3. 东湖既是武汉市优质鱼的供应基地,又是一个风景湖泊,它不仅是城市用水、饮水的重要水源,同时也是良好的天然游泳场,因此应该重视水域的环境保护和湖泊的美化。看来恢复水生植被,保护适当的水生植物群落是必要的,特别是保护风景区沿岸的莲、苦菜、金银莲花、芦苇(*Phragmites communis*)和蒲草(*Typha angustifolia*)等可供观赏的植物群丛。保护适量的沉水植物对于湖水的自净也是有好处的。遗憾的是,过去一直占优势地位的黄丝草已经很少见到了,代之而成为主要优势种类的是大茨藻,这种植物与黄丝草相比,它的经济价值较低,当它在夏季大量生长时,都会给东湖的游泳场和水上航运业带来不利的影响。因此,如何保护和发展有益的植物群落,限制和消灭有害的植物群落是一个值得重视的课题。这里要指出的是,近年来不少国家都相继引进我国的草鱼,作为控制河道和湖泊中水生植物的一个手段^[12],但是如果放养不当,势必严重地破坏水生植物群落,给水生态系统带来一些不良后果。据报道,美国不少地区也引进我国的草鱼,但随后

却又采取限制放养草鱼的措施^[8], 不管其原因是什么, 但湖泊中水生植物的大量减少, 必然会给湖泊生态系统带来不平衡现象。因此, 深入研究放养草鱼的湖泊中水生植物群落的演替规律, 和根据这种规律来指导湖泊水生植物群落的利用与改造, 以至湖泊的最佳化管理方案的制定, 就显得更有必要。

参 考 文 献

- [1] 陈洪达、何楚华, 1975。 武昌东湖水生维管束植物的生物量及其在渔业上的合理利用问题。水生生物学集刊 5(3): 410—419。
- [2] 龚伦杰等, 1965。 武昌东湖底质的类型及其分布。海洋与湖沼 7(2): 181—194。
- [3] 雅罗申科, П. Д. (李继侗等译), 1960。 植被学说原理。科学出版社, 36—48。
- [4] 欧斯汀, H. J. (吴中伦译), 1962。 植物群落的研究。科学出版社, 50—72。
- [5] 湖北省水生生物研究所第四研究室等, 1976。 武昌东湖渔业增产试验及增产原理的分析。水生生物学集刊 6(1): 5—15。
- [6] 三木茂, 1937。 山城水草志。
- [7] Cook, C. D. K., 1974. Water plants of the world. 561pp.
- [8] FAO Aquaculture Bulletin, 1977. 8(3—4): 20.
- [9] Fasset, N. C., 1940. A manual of aquatic plants. McGraw-Hill Book Company. 343—358.
- [10] Haniffa, M. A. & T. J. Pandian. 1978. Morphometry, primary productivity and energy flow in a tropical pond. Hydrobiologia 59(1): 23—48.
- [11] Morgan, N. C., 1970. Changes in the fauna and flora of a nutrient enriched lake. Hydrobiologia 35(3—4): 545—553.
- [12] Varshney, C. K. & J. Rzoska, 1976. Aquatic weed in South East Asia.
- [13] Vollenweider, R. A., 1971. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook 12. Blackwell Scientific Publication. Oxford. p. 213.
- [14] Winberg, G. G., 1970. Energy flow in aquatic ecological system. Pol. Arch. Hydrobiol. 17(1): 11—19.

STRUCTURE AND DYNAMICS OF MACROPHYTE COMMUNITIES IN LAKE DONGHU, WUHAN

Chen Hongda

(*Institute of Hydrobiology, Academia Sinica*)

Abstract

Lake Donghu, a shallow lake covering an area of 28.5 km², is situated in Wuhan city, Hubei Province. Investigation of the structure of macrophyte communities in the lake were carried out during 1962—1964, while the observations on the community dynamics were undertaken in the period of 1972—1978.

In light of some of the methods adopted in the study of terrestrial plant communities, the basal characteristics of macrophyte communities in the lake were described and analyzed. These characteristics have been: the dominant species composition, community classification, distribution of associations, zonation, stratification, frequency, biomass, coverage and periodicity, etc.

The greatest change of community structure in most part of the lake was the destruction of *Potamogeton maackianus*. In the sixties *Potamogeton maackianus* ranked first among the dominant species in the lake, yet it was completely destroyed in the seventies mainly because of over-stocking of grass carp. Nevertheless, when most of the stocked grass carp had been harvested, *Najas major*, *Myriophyllum spicatum* and *Valisneria spiralis* recovered fairly, but *Potamogeton maackianus* has not yet reappeared.

Basing upon the view point of limnological ecosystem, this paper emphasizes the importance of the protection of the aquatic macrophyte communities.