

洪泽湖水生植被现状及过去 50 多年的变化特征研究

刘伟龙^{1,3}, 邓 伟¹, 王根绪¹, 李爱民², 周 俊^{1,3}

(1. 中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所, 四川 成都 610041;

2. 江苏省泗洪县环保局洪泽湖湿地保护区管委会, 江苏 泗洪 223900; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:2007~2008 年对洪泽湖水生植物的种群、分布、生物量等进行了 1 次全湖调查和 4 次补充调查。结果表明, 洪泽湖现有水生植物 15 科 25 种, 马来眼子菜、芦苇、荇菜为优势种; 共有 5 个主要的植被类型, 分别是芦苇群丛、荇菜群丛、马来眼子菜群丛、荇菜 + 马来眼子菜群丛、荇菜 + 苦草群丛; 植物在整个水域的分布表现为沿湖岸向湖心 3.5 km 范围内呈明显带状分布格局, 但在此范围外的水域, 分布格局呈不规则的斑块状; 水生植物生物量和多样性与 TN 呈负相关关系。从 1953 年三河闸建成以来, 水生植物种类减少, 种群开始向单一化发展, 某些对水质敏感的种类逐渐减少甚至消失; 1993~2008 年, 洪泽湖水生植被面积减少 375.16 km²; 水利工程修建、营养负荷增加和围网养殖过度发展是导致水生植物种群变化的最主要因素。

关键词:洪泽湖; 水生植被; 优势种; 生物量; 影响因素

中图分类号:Q178, Q948.8 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2009)06-0001-08

水生植物是湖泊生态系统重要生物资源之一, 在固定底泥、防止沉积物再悬浮、净化水质等方面具有重要的作用 (Scheffer, 1998)。由于自然和人为活动的双重作用, 近年来长江中下游湖泊中水生植被种类不断减少, 分布面积不断萎缩, 种群单一化的趋势日益明显, 由此导致以水生植物为栖息场所或饵料的其他水生动物等种群时空分布格局发生相应的变化。

洪泽湖是中国第 4 大淡水湖, 是淮河流域大型的水利、航运枢纽, 具有调蓄洪水、灌溉、航运和水产养殖的多重作用。过去 50 年以来, 局部气候不确定性的增加、高负荷营养盐的输入、人工水利设施的强烈干扰以及渔业的过度发展等, 使洪泽湖水生生物资源发生了显著的变化。针对洪泽湖水生生物特别是水生植物的变化已开展了一系列的研究 (张圣照, 1992), 但大多数以洪泽湖某个区域或者泗洪保护区的植物研究为重点 (翟水晶等, 2008; 葛绪广等, 2008), 针对整个洪泽湖的水生植被的研究近年来未见报导。在前人研究的工作基础上, 2007~2008 年对洪泽湖湖区进行了全面调查和 4 次补充调查, 结合历史数据, 对水生植被种群演变规律和影

响因素进行了探讨, 以期为洪泽湖水生生物的保护提供基础数据。

1 研究区概况

洪泽湖形成于公元 12 世纪, 位于江苏省中北部。其西纳淮河, 东通黄海, 南注长江, 北连沂沭。最大入湖流量 24 600 m³/s, 多年平均入湖水量 330.4 × 10⁸ m³, 其中 80% 以上来自淮河干流, 通过苏北灌溉总渠、淮沭新河、淮河入海水道排出, 多年平均出湖水量 342.0 × 10⁸ m³。进入洪泽湖的洪水经洪泽湖调蓄后, 80% 以上排入高邮湖进入长江, 然后下泄入海, 另有部分湖水经苏北灌溉总渠下泄入海。遇大洪水时, 还可通过二河经淮沭河进入新沂河, 由新沂河下泄入海。2003 年 6 月, 淮河入海水道一期工程已建成, 设计流量 2 270 m³/s, 洪泽湖部分洪水可直接下泄入海 (王苏民等, 1998)。

洪泽湖素有“悬湖”之称, 东大堤以东大部分地区地面高程在 9.2 m 左右, 而湖底高程 10~11 m, 汛限水位 13.0 m。平均水位 12.5 m, 平均水深为 1.6 m, 其相应库容近 42 × 10⁸ m³。历史最高水位 15.23 m, 其相应库容近 93 × 10⁸ m³, 洪泽湖不仅仅是重要的输水通道, 同时也是周边城镇居民主要的水源地。

洪泽湖水位波动是自然和人工调控相互作用的结果。水位波动通过影响水生植物的光补偿点从而对植物的演替产生重要影响。洪泽湖水位的频繁剧烈波动, 是造成水生植物时空变化的重要因素之一。

收稿日期: 2009-03-24

基金项目: 国家重点基础研究发展计划 (2006CB403301); 中科院西部之光博士资助项目。

通讯作者: 邓伟。E-mail: dengwei@imde.ac.cn

作者简介: 刘伟龙, 1976 年生, 男, 博士, 助理研究员, 主要从事浅水湖泊水生植物生态学研究。E-mail: wlliu@imde.ac.cn

2 材料和方法

2.1 水生植物采样时间及方法

2007年10月15~20日,对洪泽湖整个湖区的水生植被进行了全面调查,2008年3、6、9、11月,针对前一年调查中未能到达水域或某些重点水域的水生植被进行了补充调查。

水生植物种类的定义以 Cook (1996) 的概念为准,但在本研究中的水生植物只包括在湖泊开敞水体中存在的水生植物,湖滨湿生植物不包括在内。为了对比分析需要,采样点(图1)基本与朱松泉(1993)文献中水生植物采样点基本一致。由于养殖围隔的阻拦,或水生植物太过茂密而船只无法通行的水域,采样点的设置有所调整。全湖共设采样点148个。水生植物采集使用口径为0.25 m²的采草夹在同一采样点随机进行6次,采集后立即去泥、分类,用网兜悬挂到不滴水为止时称其鲜重作为生物量,生物量以各个采样点采集次数的平均鲜重值为准(Madsen, 1993)。漂浮植物生物量以全株鲜重作为生物量,其他生态型的水生植物由于难以采集到完整根系,因此以底泥以上部分的鲜重为准。生物量统一换算为每1 m²鲜重进行分析比较。采样同时目测可见透明度范围内植物种类的覆盖度。

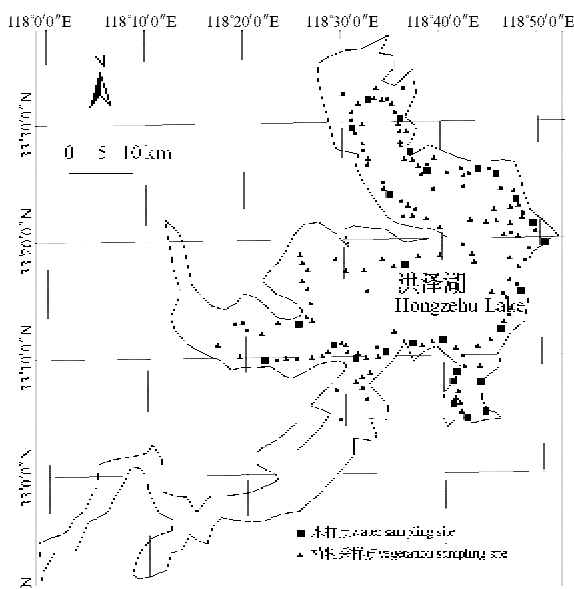


图1 洪泽湖采样点

Fig. 1 Sampling sites in Hongze Lake

2.2 水质水样采集和分析

根据文献记载的水生植物分布区,在GPS中设置水样采集点27个,但在实际采样中,某些区域由于水上养殖围隔的阻拦和某些湖区水生植物过于茂盛船只无法到达,在实际调查中对预设采样点有所

调整。在水样采集中,湖水透明度用赛克盘(Secchi Disc)测量,水深用带刻度的PVC管子测量。利用YSI6600-V4多参数水质监测仪现场测量水体温度、电导、pH,用酚酞指示滴定法在采样当晚测定水体碱度,其余水样用保温箱保存,采样结束后送回实验室分析氮、磷浓度。分析方法参照《水和废水监测方法》(第四版)和《湖泊富营养化调查规范》。

2.3 数据分析方法

对大面积的水生植被,沿分布区的外缘绕行,利用GPS(eTrex Legend)面积测量功能计算水生植被分布面积。小面积的水生植被则记录水草边界坐标,利用ArcGIS估算面积。植物种类鉴定到种水平。群丛划分依据植物的分布面积、外貌、结构和优势度。优势度 = [(相对频度 + 相对生物量) × 100%] / 2 (陈洪达, 1980)。

3 结果与分析

3.1 水生植被的种类组成及优势种类

调查结果表明,洪泽湖现存水生植物共计15科25种。其中蕨类植物1种,单子叶植物17种,双子叶植物7种。其中沉水植物9种,马来眼子菜(*Potamogeton malaianus*)为沉水植物中的优势种;挺水植物9种,芦苇(*Phragmites communis*)为优势种;漂浮植物(包括根生浮叶植物和漂浮植物)7种,荇菜(*Nymphoides peltatum*)为优势种。

沉水植物中马来眼子菜在148个采样点中共出现81次,生物量平均为200 g/m²,优势度为33.07%。相比之下,经常与马来眼子菜混生的荇菜,平均生物量较马来眼子菜高40 g/m²,但只在32个采样点存在,优势度为17.65%。这2种植物的优势度占洪泽湖水生植物群丛优势度的50.72%,是洪泽湖最常见、分布面积最广的植物。挺水植物芦苇的优势度为29.05%,平均生物量为237 g/m²。

3.2 水生植被主要群丛

调查发现,洪泽湖共有5个植被类型,主要为芦苇群丛(ass. *Phragmites communis*)、荇菜群丛(ass. *Nymphoides peltata*)、马来眼子菜群丛(ass. *Potamogeton malaianus*)、荇菜 + 马来眼子菜群丛(ass. *Nymphoides peltata* + *Potamogeton malaianus*)、荇菜 + 苦草群丛(ass. *Nymphoides peltata* + *Vallisneria spiralis*)。其中,芦苇群丛的主要伴生种为浮萍(*Lemna minor*)、水花生(*Alternanthera philoxeroides*)、紫背浮萍(*Spirodela polyrrhiza*)等;荇菜群丛的伴生种主要为马来眼子菜、轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)、苦

草等;马来眼子菜群丛伴生种主要为苦草、金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*)、菹草 (*Potamogeton crispus*) 等;荇菜 + 苦草群丛中的伴生种主要是零星的漂浮植物如凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*)、浮萍和苦草。

表 1 洪泽湖水生植物种类及数量特征
Tab.1 The aquatic macrophytes species and quantitative figures

种类 Species	出现次数 Present times	相对频率/% Relative frequency	生物量/g · m ⁻² Biomass	相对生物量/% Relative biomass	优势度/% Dominance
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	81	54.73	200	11.40	33.07
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	19	12.84	45	2.57	7.70
狐尾藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	8	5.41	23	1.31	3.36
微齿眼子菜 <i>Potamogeton maackianus</i>	12	8.11	22	1.25	4.68
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	14	9.46	26	1.48	5.47
鳃齿眼子菜 <i>Potamogeton pectinatus</i>	3	2.03	12	0.68	1.36
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	14	9.46	66	3.76	6.61
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	16	10.81	89	5.07	7.94
伊乐藻 <i>Elodea nuttalli</i>	3	2.03	15	0.86	1.44
槐叶萍 <i>Salvinia natans</i>	5	3.38	13	0.74	2.06
细果野菱 <i>Trapa maximowiczii</i>	4	2.70	18	1.03	1.86
紫背浮萍 <i>Spirodela polyrrhiza</i>	6	4.05	13	0.74	2.40
浮萍 <i>Lemna minor</i>	7	4.73	9	0.51	2.62
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	3	2.03	67	3.82	2.92
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	8	5.41	55	3.14	4.27
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	66	44.59	237	13.51	29.05
菰 <i>Zizania latifolia</i>	13	8.78	145	8.27	8.53
水龙 <i>Jussiaea repens</i>	10	6.76	88	5.02	5.89
荷花 <i>Nelumbo nucifera</i>	8	5.41	77	4.39	4.90
香蒲 <i>Typha angustifolia</i>	3	2.03	41	2.34	2.18
慈菇 <i>Sagittaria sagittifolia</i>	2	1.35	22	1.25	1.30
荻 <i>Miscanthus sacchariflorus</i>	10	6.76	180	10.26	8.51
水葱 <i>Miscanthus sacchariflorus</i>	3	2.03	45	2.57	2.30
荇菜 <i>Nymphoides peltatum</i>	32	21.62	240	13.68	17.65
芡实 <i>Euryale ferox</i>	2	1.35	6	0.34	0.85

不同植被群丛的生物量差异明显(图 2),其中荇菜 + 马来眼子菜群丛的生物量为 245 g/m²,这不仅由于 2 种植物的株型较大,而且也与其分布范围广泛有关。在单优群丛中,马来眼子菜群丛的生物量最高。

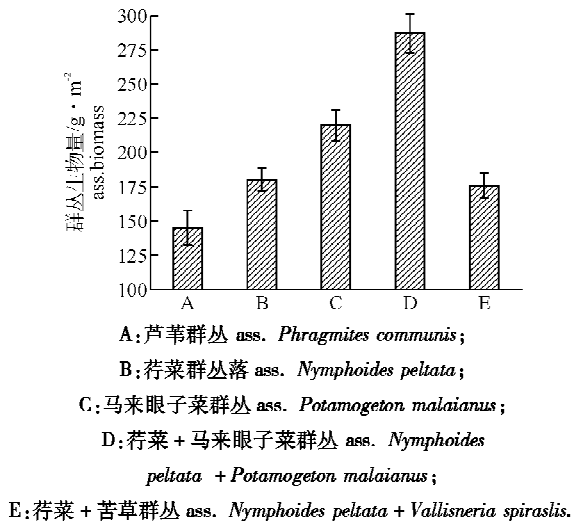


图 2 不同群丛生物量

Fig.2 The biomass of the main vegetation association

3.3 水生植物的分布特征

洪泽湖水生植被的分布沿湖岸向湖心 3.5 km 范围内,依次为挺水植物、浮叶植物、沉水植物带状分布格局(图 3)。随着水深的增加,芦苇群丛、荇菜群丛、马来眼子菜群丛依次向水深处分布。但在马来眼子菜分布带的外缘向水深更深处延伸区域,水生植被群丛的分布格局则呈现多样性,最常见的格局是单优植物群丛呈现 0.5 ~ 2 km² 斑块状分布,马来眼子菜群丛和荇菜群丛大多以不规则斑状在水深 1.5 m 以上的水中分布,其根系附近常伴生有大量苦草。在三河闸附近水深达 3.5 m 以上的水体中,也发现有马来眼子菜的分布。

3.4 水生植物分布区水质差异

在 2007 年 11 月的调查发现,洪泽湖全湖 pH 为 8.30,电导为 418 us/cm,总碱度(以 CaCO₃ 计)为 74.78 mg/L,总氮含量为 1.99 mg/L,溶解性总氮为 1.03 mg/L,总磷 0.09 mg/L,溶解性总磷为 0.04 mg/L,全湖水体呈中度富营养化状态,水质为劣 V 类。主要污染指标总氮和总磷的分布不均。在洪泽

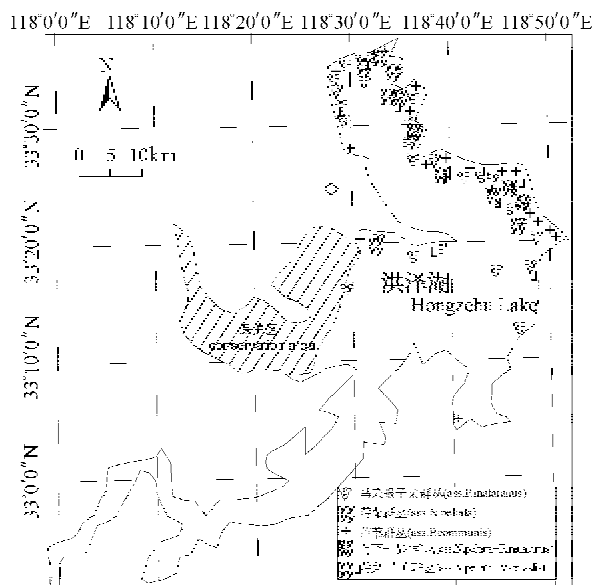


图3 洪泽湖水生植被主要群丛分布示意

Fig. 3 Main vegetation association distribution in Hongzehu Lake

湖北部 TN、TP 最低,南部总体偏高,中部水质在整个湖区处于中等水平。整个湖区透明度平均为 0.25 m,水生植物生长区域平均透明度值比无植物生长区要高 0.23 m。洪泽湖受风浪影响较大,水生植物可以抑制或降低水体中悬浮物,进而提高水体的透明度。湖中水生植物生物量高低与营养盐特别是 TN 高低分布呈负相关趋势,即在氮浓度较高的区域,水生植物生物量一般较低,种类较少,而在营养盐较低的区域,水生植物生物量和多样性均较高。

3.5 水生植被的分布与水质的相关性

由于植物对水质的适应阈的差异,种群变化尤其是沉水植物种群的变化是评价水质变化的一个可靠指标 (Dennison, 1993)。较高的营养负荷会使某些植物的生产力提高,有利于适应性强的植物的繁衍和种群扩张,侵占其他植物的生态位并导致生物多样性降低 (Pokorny, 1990)。

国家环保部环境状况公报的数据显示,1993 ~ 2007 年洪泽湖水环境总体呈持续恶化趋势。1996 年,在国控监测网所监测的淡水湖泊中,洪泽湖污染居第 5 位,次年升至第 4 位。2000 ~ 2003 年水质为 IV 类;2004 ~ 2007 年,洪泽湖水质一直处于劣 V 类状态,主要污染指标为 TN 和 TP。2008 年 11 月采集的 27 个水样点中 19 个点存在水生植物,将这 19 个采样点水体的 TN、TP 与该点水生植被种类和生物量进行拟合发现 (图 4),植物种类和 TN、TP 含量均呈负相关关系,说明较好的水质有助于水生植被种类的增加,其他研究也得出了相同的结论 (Rybicki, 2007)。水生植被生物量与 TN 呈正相关关系,说明水体中 TN 的升高对植物的生物量具有促进作用 (Ducrottoy, 1999)。研究结果显示,TP 与植物生物量的相关性较小,这可能由于在计算各采样点生物量时,是将各种生态型水生植被的生物量之和作为该样点的生物量的缘故。由于不同植物对磷的吸收器官和方式等不同,也可能导致这种现象 (McRoy, 1970)。磷的存在刺激了藻类的生长,对植物所需的有效光能形成抑制,也会导致这种情况发生。

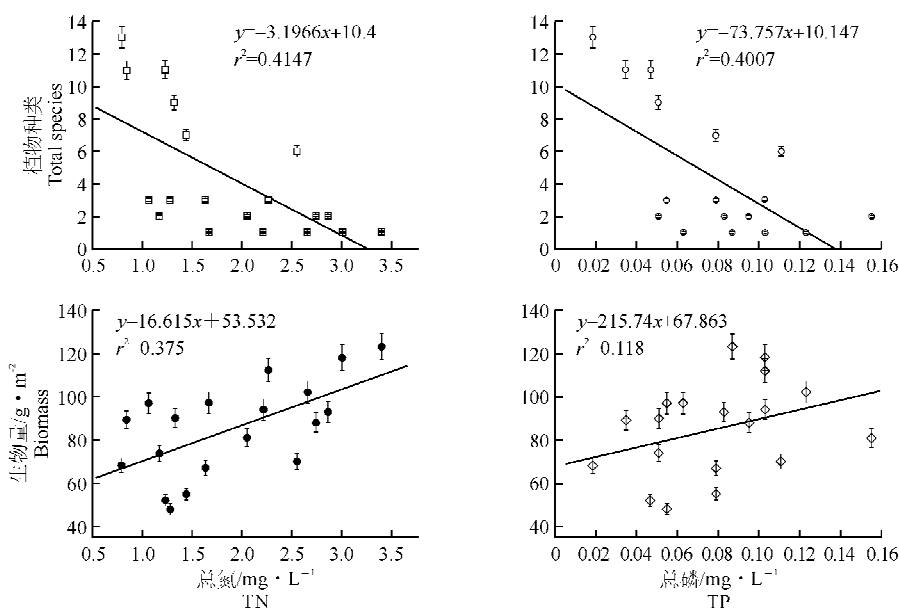


图4 水生植物种类、生物量与 TN、TP 相关性

Fig. 4 Correlation of plant species, biomass and nutrient concentration.

4 讨论

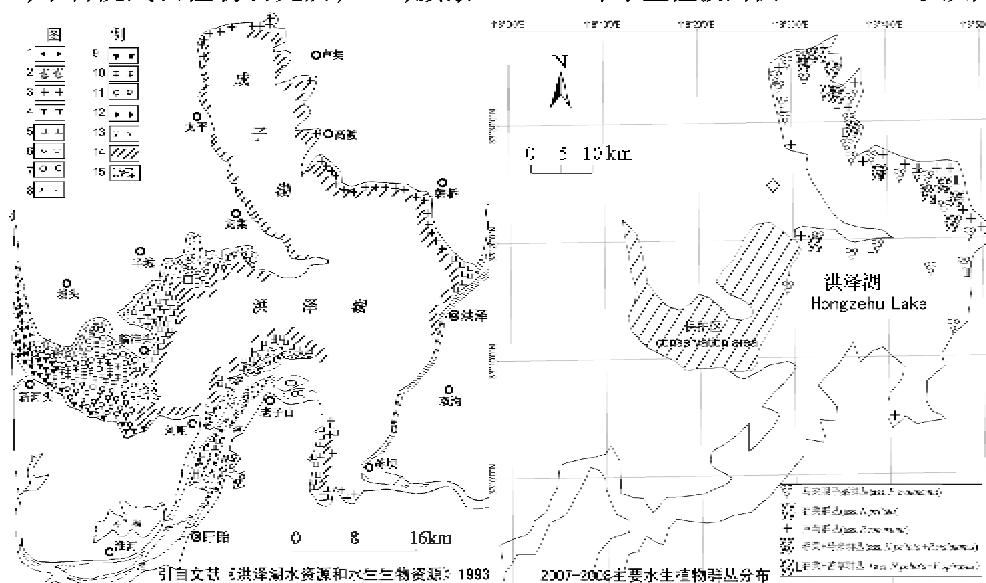
4.1 过去50多年洪泽湖水生植物种类组成变化及原因分析

20世纪50年代以前,洪泽湖水生植被非常繁茂,甚至造成行船困难,曾有“鸡头、菱角半年粮”之说。自从1953年三河闸建成之后,湖区植被大部分被水淹没,水生植被种群遭到严重破坏。1960年,洪泽湖水生植被为28种(国家水产部长江水产研究所,1960);1981年,洪泽县水产科学研究所调查结果表明,湖区水生植被有18科29种(朱松泉,1993);1988年5月~1989年9月,张圣照(1992)对洪泽湖水生植被实地调查、采样、鉴定,认为洪泽湖现存水生植物有36科81种。仅从文献的表述来看,1960年和1989年水生植被种类分别是28种和81种,而本文的调查发现植物种类为25种。通过对比原文献记载,笔者认为差别主要是由于调查手段、植物种的鉴定依据和对水生植物概念的界定不同而形成的。因为水生植被是一个生态学分类概念,并非经典分类意义上的某种植物,所以在不同时期不同研究者的认识可能有所不同。例如在Cook(1996)的文献中将菟丝子(*Cuscuta chinensis*)、酢浆草(*Oxalis corniculata*)、艾蒿(*Artemisia vulgaris*)等也列入水生植被,但在目前国内认可的权威水生植被文献中,都未把此类植物列入水生植被行列(Cook, 1974; 中科院武汉植物研究所, 1983; 颜素

珠, 1983; 刁正俗, 1989), 因此, 根据目前的文献, 水生植被种类在时间序列上的变化较难确定。在调查过程中, 某些以前有记载的如萍(*Marsilea quadrifolia*)、大藻(*Pistia stratiotes*)等在开敞水体中未曾发现。“鸡头、菱角半年粮”中所提及的鸡头(*Euryale ferox*)仅在洪泽湖个别湖湾中小面积生存, 植物种群单一化非常明显并呈不断扩大的趋势。

4.2 水生植被空间分布变化特征

通过对比发现(图5, 由于左图为清绘图, 右图为数字图, 两图轮廓存在一定差异), 水生植被的分布面积发生了巨大变化。1952年以前, 湖西区水生植被水草覆盖面积在70%以上, 某些河道和湖边由于芦苇等水生植被过于繁茂, 船只都无法通行。到20世纪70年代末, 湖区水生植被覆盖面积只有15%(洪泽湖渔业史编写组, 1990)。1965~1980年, 由于围湖垦殖共侵占滩地332 km², 水生植被分布面积约为全湖面积的34.44%(唐述虞, 1985)。由于2篇文献中对水生植被分布面积计算时湖泊总面积不统一, 所以水生植被面积减少多少很难确定。在本次调查中, 通过GPS定位和ArcGIS结合, 利用国家基础地理信息系统全国1:400万数据库下载的洪泽湖地图计算, 洪泽湖的面积为1950 km², 本次调查范围内水生植被面积为149.24 km², 占全湖面积的7.65%。根据文献记载(朱松泉, 1993), 扣除芦苇群丛的面积, 洪泽湖1993年水生植被面积524.40 km²。从图5左图可以



左图图例: 1. 芦苇群丛; 2. 蒲草+芦苇-槐叶萍群丛; 3. 芦苇+菰+李氏禾群丛; 4. 芦苇-莲群丛; 5. 菰-莲群丛;

6. 菰-莲-喜旱莲子草群丛; 7. 莲群丛; 8. 水蓼-李氏禾+荇菜群丛; 9. 李氏禾+水鳖-金鱼藻群丛;

10. 菱+荇菜+水鳖-金鱼藻群丛; 11. 菱-马来眼子菜+聚草-金鱼藻群丛; 12. 聚草+篦齿眼子菜-金鱼藻+黑藻群丛;

13. 聚草-菹草+黑藻+金鱼藻群丛; 14. 马来眼子菜+聚草群丛; 15. 苦草群丛。

图5 1990年(左)和2008年(右)洪泽湖水生植物分布示意

Fig.5 Aquatic macrophytes distribution maps in 1990 and 2008

看出,芦苇大多分布在淮河入湖口的滩涂上,而滩涂不在本次调查范围内,不用扣除。由此可见,1993~2008年,仅15年时间,洪泽湖水生植被面积就减少375.16 km²,减少了71.54%。植物种群和分布面积减少是导致湖泊自净能力减弱、水质下降的重要原因之一(刘伟龙,2007)。

4.3 水位变化对水生植被分布的影响

水位对水生植被分布和种群繁衍具有重要的影响(Wallsten,1989;Gacia,1996),即使很小的水位波动也能对某些水生植被的生物量造成影响(Paillisson,2006)。水位的变化主要通过抑制水生植被的光合作用进而对植物的生长和繁衍形成胁迫。

三河闸建闸前,即1914~1937年、1951~1953年,洪泽湖水位主要受淮河来水量多寡及入江水道流量大小的影响,在此期间洪泽湖多年平均水位为10.60 m。1953年,三河闸建成以后,洪泽湖由一个天然湖泊演变为一个综合利用的水库型湖泊,多年平均水位(以蒋坝水位站为代表)为12.37 m,平均水位抬高了近1.77 m。多年平均最低、最高水位也有不同程度的抬高。湖泊水位的波动对水生植被的生存形成直接或者潜在的威胁(楚恩国,2008)。1954年以来主汛期水位逐步稳定在12.5 m左右,而非汛期水位有逐步抬高的趋势。20世纪60、70年代的水位在12.5 m以内,在1980~1990年期间,非汛期水位进一步抬升到13.0 m(闻余华等,2006)。频繁水位波动不仅直接影响植物的光合作用,而且由于水位的汛期与一些依靠种子繁殖的植物的花期吻合,从而对植物种群的扩散造成一定的影响(Shibayama,2007);同时,水位波动导致的底泥运动还对克隆水生植物克隆体在底泥中的定居产生不利影响。南水北调工程的实施使水位提高,对洪泽湖水生植被的生存形成进一步的威胁。

4.4 围网养殖过度发展对水生植被的影响

从20世纪80年代后期以来,养蟹热造成大量的天然湿地被围垦,2008年洪泽湖围网养殖面积已经扩展到约253 km²,占全湖总面积的13.0%(王欣等,2008)。高密度鱼类放养和饲料的投放,使原本水质较好,水生植被种类丰富、生物量较高的水域的水生植被迅速消失。养殖的需要使围网附近的水生植被也遭到毁灭性的破坏,适口性不佳的植物或鱼类取食后残留的根茎在水体中腐烂分解,造成水质进一步恶化。养殖规模的不断扩大,使水上生活的渔民数量开始增加,由此产生的生活污水也对水生植被的生存环境形成一定的潜在威胁。

4.5 通过定期监测保护洪泽湖原生植被

水生植被在维持湖泊生态系统平衡,保持生物多样性方面的重要性已被学术界广泛认可,水生植被的重建与恢复成为目前湖泊生态系统恢复的一个重要手段。通过调查发现,洪泽湖水生植被种群和分布面积在持续减少,水质不断恶化,且水生植被种群单一化趋势日益明显。水生植被的恢复与重建在水位较高、流速较大的湖泊中仍存在一定难度,因此,保护具有较强的适应性和存活力的湖泊原生植被,是保护湖泊生态环境的根本措施之一。建立长期固定监测点,对水生植被时空变化进行定期监测,可为洪泽湖生态系统演化研究和保护水资源提供可靠的基础数据。

志谢:中科院南京地理与湖泊研究所陈伟民研究员为本文写作提供了水环境和水生植物变化的基础数据;南京林业大学硕士研究生蔡贤雷、朱光敏在野外采样中提供了帮助;南京信息工程大学硕士研究生孟芳在样品分析方面提供了帮助,在此一并表示诚挚谢意。

参考文献:

- 陈洪达. 1980. 武汉东湖水生维管束植物群落的结构和动态[J]. 海洋与湖沼, 11(3): 275~284.
- 楚恩国. 2008. 洪泽湖流域水文特征分析[J]. 水科学与工程, (3): 22~25.
- 刁正俗. 1989. 中国水生杂草[M]. 重庆: 重庆出版社.
- 葛绪广, 王国祥. 2008. 洪泽湖面临的生态环境问题及其成因[J]. 人民长江, 39(1): 28~30.
- 国家水产部长江水产研究所等. 1960. 洪泽湖渔业自然资源综合调查报告[M].
- 洪泽湖渔业史编写组. 1990. 洪泽湖渔业史[M]. 南京: 江苏科学技术出版社.
- 刘伟龙, 胡维平, 陈桥. 2007. 不同底质和透明度下马来眼子菜的形态可塑性研究[J]. 生态环境, 16(2): 363~368.
- 刘伟龙, 胡维平, 陈永根, 等. 2007. 西太湖水生植被时空变化[J]. 生态学报, 27(1): 159~170.
- 唐述虞. 1985. 水生植被资源在洪泽湖综合利用中的作用及其生态学任务[Z]. 油印本.
- 王苏民, 窦鸿身. 1998. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社.
- 王欣, 张胜宇. 2008. 洪泽湖渔业发展与生态环境保护的基本途径[J]. 现代渔业信息, 23(3): 19~21, 23.
- 闻余华, 黄利亚, 罗俐雅. 2006. 洪泽湖水位变化特征分析[J]. 江苏水利, (3): 27~30.
- 颜素珠. 1983. 中国水生高等植物图说[M]. 北京: 科学出版社: 121~130.
- 翟水晶, 胡维平, 钱谊. 2008. 江苏泗洪洪泽湖湿地自然保护区生态服务功能价值评估[J]. 生态与农村环境学报, 24

- (1):24~28
- 张圣照. 1992. 洪泽湖水生植被[J]. 湖泊科学, (1):63~70.
- 中科院武汉植物研究所. 1983. 中国水生维管束植物图谱[M]. 武汉:湖北人民出版社.
- 朱松泉, 窦鸿身. 1993. 洪泽湖水资源和水生生物资源[M]. 合肥:中国科技大学出版社:170~173.
- Cook C D K, et al. 1974. Water plants of the world. In: A manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes [M]. The Hague: W. Junk.
- Cook C D K. 1996. Aquatic plant book [M]. 2nd Ed. The Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing.
- Dennison W C, Orth R J, Stevenson J C, et al. 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation [J]. Bioscience, 43(2): 86~94.
- Ducrotoy J P. 1999. Indications of change in the marine flora of the North Sea in the 1990s [J]. Mar Pollut. Bull., 38: 646~654.
- Gacia E, Ballesteros E. 1996. The effect of increased water level on *Isoetes lacustris* L. in Lake Baciver, Spain [J]. J. Aquat. Plant Manage, 34: 57~59.
- Madsen J D. 1993. Biomass techniques for monitoring and assessing control of aquatic vegetation [J]. Lake and Reservoir Management, (7): 141~154.
- McRoy C P, Barsdate R J. 1970. Phosphate absorption in eelgrass [J]. Limnology and Oceanography, 15 (1):6~13
- Paillisson J M, Marion L. 2006. Can small water level fluctuations affect the biomass of *Nymphaea alba* in large lakes [J]. Aquatic Botany, 84:259~266.
- Pokorny J J, Kvet J, Pondok. 1990. Functioning of the plant component in densely stocked fish ponds [J]. Bull. Ecol., 21 (3): 44~48.
- Rybicki N B, Landwehr J M. 2007. Long-term changes in abundance and diversity of macrophyte and waterfowl populations in an estuary with exotic macrophytes and improving water quality [J]. Limnology and Oceanography, 52(3): 1 195~1 207.
- Scheffer M. 1998. Ecology of Shallow Lakes [M]. London: Chapman and Hall:259~286
- Shibayama Yuki, Yasuro Kadono. 2007. The effect of water-level fluctuations on seedling recruitment in an aquatic macrophyte *Nymphoides indica* (L.) Kuntze (Menyanthaceae) [J]. Aquatic Botany, 87(4): 320~324
- Wallsten M, Forsgren P O. 1989. The effects of increased water level on aquatic macrophytes [J]. J. Aquatic Plant Management, 27: 32~37.

(责任编辑 杨春艳)

Aquatic Macrophyte Status and Variation Characteristics in the Past 50 Years in Hongzehu Lake

Liu Wei-long¹, Deng Wei¹, Wang Gen-xu¹, Li Ai-min², Zhou Jun^{1,3}

(1. Chengdu Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS, Chengdu 210008, China;

2. Environmental Protection Agency of Hongze county, Wetlands Nature Reserve Management Committee,
Sihong 223900, China;

3. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: One comprehensive investigation and four further additional investigations on the macrophyte species, distribution and biomass in Hongzehu Lake had been performed from 2007 to 2008. The results showed that 25 macrophyte species in 11 families present in the lake. *Potamogeton malaianus*, *Phragmites communis* and *Nymphaoides peltata* were the three dominant species in the lake. Ass. *Phragmites communis*, ass. *N. peltata*, ass. *P. malaianus*, ass. *N. peltata*-*Potamogeton malaianus*, ass. *N. peltata*-*Vallisneria spiralis* were the main five vegetation associations. Within about 3.5 km distance from the lake shore in the vegetation presents area, the vegetation distribute nearly banded. Outside this range to the center of lake, the vegetation formed irregular patches. The result showed the negative correlation between the vegetation biomass and TN in the water. The number of species decreased and the continuous regression of the community in the lake since Sanhe sluice gate constructed in 1953. Compared with the documented history data, the vegetation area within the lake diminished 375.16 km² from 1993 to 2008. Water project construction and overfishing in the lake is the main reason contributed to the macrophytes variation in Hongzehu Lake during the half past century.

Key words: Hongzehu Lake; Aquatic macrophytes; Dominant species; Biomass; Influential factors