

上海淀山湖水生高等植物现状及其近 30 年变化*

施文¹, 刘利华¹, 达良俊^{1,2**}

(1: 华东师范大学环境科学系, 上海 200062)

(2: 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室, 上海 200062)

摘要: 于 2009 年 8 月至 2010 年 5 月调查淀山湖水生高等植物现状, 并结合历史资料分析其近 30 年变化, 探讨水生植被的发展趋势及退化原因. 淀山湖现有水生高等植物 29 种, 隶属 18 科, 25 属, 栽培种、外来种比例较过去升高. 30 年来水生植被 (尤其是沉水植被) 面积严重萎缩, 主要植被类型从沉水植物占优势转变为漂浮植物占优势, 沉水植被主要优势种由苦草转为竹叶眼子菜. 水体营养盐升高、透明度下降以及藻类大量繁殖导致植被衰退和沉水植物优势种演替, 而城市发展和渔业开发等一系列人类活动则加速了植被衰退, 并影响着演替的方向和多样性格局. 目前淀山湖水体营养水平高、透明度低、人为干扰强度大, 水生植被难以自然恢复.

关键词: 淀山湖; 水生高等植物; 生物多样性; 人为干扰; 逆向演替

Current status and 30-year changes in aquatic macrophytes in Lake Dianshan, Shanghai

SHI Wen¹, LIU Lihua¹ & DA Liangjun^{1,2}

(1: Department of Environmental Science, East China Normal University, Shanghai 200062, P. R. China)

(2: Shanghai Key Laboratory for Ecology of Urbanization Process and Eco-restoration, Shanghai 200062, P. R. China)

Abstract: The current status of aquatic macrophytes in Lake Dianshan was surveyed from August 2009 to May 2010. The succession tendency of aquatic vegetation and reasons for the diversity loss were discussed. The results showed that the aquatic flora in the Lake Dianshan included 29 species which belong to 25 genera, 18 families, now the proportion of cultivated or exotic species was higher than that in the past. The aquatic vegetation, especially submerged vegetation, was shrinking dramatically during the past 30 years. Main vegetation type now has switched from submerged to free-floating, meanwhile *Potamogeton malaianus* has replaced *Vallisneria spiralis* to be the dominant species of submerged vegetation. In addition, increased nutrient concentration and decreased water transparency, combined with enhanced growth of planktonic and epiphytic algae, accounted for substantial portions of both the decline of aquatic vegetation and succession of submerged dominant species. Furthermore, a range of human activities along with urban and fisheries development have accelerated the aquatic vegetation decline as well as influenced the direction of succession and diversity patterns. The high nutrient level, low water transparency and intensive human disturbance in Lake Dianshan would make recovery of aquatic vegetation difficult.

Keywords: Lake Dianshan; aquatic macrophytes; biodiversity; artificial disturbance; degradation

淀山湖 (31°04'–31°12'N, 120°54'–121°01'E) 是上海境内最大的天然淡水湖及重要水源地, 主要承泄太湖来水. 其湖泊岸线长 62.3 km, 总面积 58.9 km², 最大深度 3.59 m, 平均深度 2.11 m^[1]. 淀山湖历史上曾拥有水生高等植物 50 余种, 占上海淡水水生植物的 90% 以上^[2], 1959 年水生植被分布覆盖全湖, 有些地区完全覆盖整个湖底, 甚至可使内河轮船航行受阻^[3]. 但随着沿湖城市发展, 人为干扰强度增大, 水质日益恶化, 华东师范大学分别在 1980s^[4] 和 1990s^[5] 对淀山湖水生高等植物的种类组成、群落分布、生物量及其氮、磷含

* 上海市科委重大科技攻关研究项目 (08DZ1203101, 08DZ1203102)、上海市科技兴农重点攻关项目 (沪农科攻字 (2007) 第 1–v 4 号) 和国家自然科学基金项目 (40971041) 联合资助. 2010–09–03 收稿; 2010–10–28 收修改稿.
施文, 女, 1987 年生, 硕士研究生; E-mail: 51080802014@ecnu.cn.

** 通讯作者; E-mail: ljda@des.ecnu.edu.cn.

量进行系统、详细的研究,均表明淀山湖水生植被分布面积不断缩减.时隔近 20 年,随着淀山湖富营养化趋势和人为干扰强度不断加剧,水生植被的现状和发展态势如何不得而知.本文通过对淀山湖水生高等植物的现状调查,结合前人研究结果,分析了其近 30 年的变化,并在此基础上探讨了水生植被退化原因和恢复的限制因素,以期为淀山湖自然生态系统保护和恢复提供科学依据.

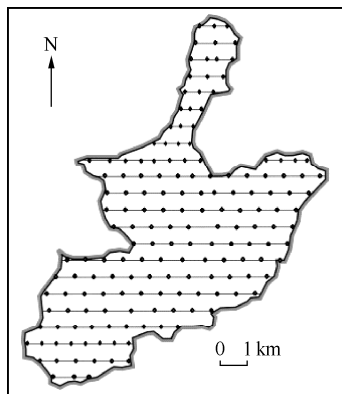


图 1 淀山湖水生植被调查样线

Fig. 1 The investigation sampling lines for aquatic vegetation in Lake Dianshan

1 研究方法

本研究水生高等植物的定义以 Cook^[6] 的概念为准,不包括湖滨湿生植物和生态修复工程区内人为种植的植物.分别于 2009 年夏季(8-9 月)、冬季(12 月)和 2010 年春季(5 月)调查淀湖水生高等植物,共设置 22 条样线,共计 163 个样点(图 1),样线之间距离约 600m,样点间距约 700m,并在此基础上增设沿岸环湖调查路线.由于围隔和人工驳岸建设设施的阻拦而使船只无法通行的水域,样点有所调整.

根据 GPS(eXplorist 210) 确定采样点后,在以样点为中心的约 500m² 水域内进行观测和采样.在每一样点记录出现的物种,目测物种的平均高度、多盖度等级(Braun-Blanquet),采样同时记录生境情况;对于难以目测高度、多盖度以判定优势种的沉水植物群落,利用样方面积为 0.40m×0.50m 的带网铁夹,在每一采样点 2m×2m 的范围内随机采草 3-5 次,将采集到的植物全部洗净后,按种分开称量鲜重以确定群落优势种;并利用 GPS 实时面积计算功能,沿植物分布区外缘绕行以测量群落面积.在环湖调查路线中出现,但未在设定样点中出现的物种,频度(F)视为等于仅在一个设定样点中出现.

$$F = (\text{某物种出现的样点数} / \text{全部样点数}) \times 100\%$$

参考相关书籍^[7-9] 进行物种鉴定,除外来种外,均以《中国植物志》中记录为准;划分乡土种、栽培种和外来种^[10-11].由于淀湖处苏、浙、沪两省一市交界处,因此本文中乡土种的界定以《华东五省一市植物名录》为准,当某物种属苏、浙、沪任一省市的乡土种,即界定为乡土种,而外来种的界定则以《中国外来入侵种》为准;生活型划分的参考书目同物种鉴定^[7-9],对于存在两种生活型的物种,以其在淀山湖存在的主要生活型为准,并标明另一生活型;生长型的划分根据李伟等总结的生长型进行^[12-14].

2 结果

2.1 淀湖水生高等植物种类组成及变化

目前淀湖水生高等植物共 29 种,隶属 18 科,25 属,其中苹、浮萍、眼子菜和稻仅在冀永生 2007 年的调查中发现^[15],视为偶见种,频度取 0.6% (仅在一个样点发现的物种频度).其中蕨类植物 3 科 3 属 3 种,分别占总数的 16.7%、12.0% 和 10.3%;种子植物 15 科 22 属 26 种,分别占总数的 83.3%、88.0% 和 89.7%,其中单子叶植物 8 科 14 属 17 种,占种子植物的 53.3%、63.6% 和 65.4%;双子叶植物 7 科 9 属 9 种,分别占种子植物的 46.7%、40.9% 和 34.6%.依生活型而论,挺水植物 6 种,浮叶植物 5 种,漂浮植物 8 种,沉水植物 10 种.植物可划分为 19 个生长型,其中小眼子菜型和禾草型物种最多,各 4 种,其次为浮萍型 3 种、睡莲型 2 种,其余 15 个生长型仅含 1 种(表 1).

除秋冬季短期大量出现的凤眼蓝外,所有物种频度均不超过 20%;偶见种 11 种,占总数的 37.9%,其中乡土种 7 种,栽培种 4 种;偶见种中不同生活型种数从多到少依次为浮叶植物(4 种) > 沉水植物(3 种) > 漂浮植物(2 种) = 挺水植物(2 种).各生活型频度之和从大到小依次为漂浮植物 > 沉水植物 > 挺水植物 > 浮叶植物;频度较大的生长型依次为凤眼莲型、大眼子菜型、禾草型和浮萍型(表 1).

1980s 至今,淀湖水生高等植物共计录 19 科 26 属 31 种.相对过去调查结果,物种数有所增加,但新增种主要为栽培种和外来种,从而导致栽培种和外来种比例升高;消失种中乡土和外来物种各 1 种(表 2).

表 1 淀山湖水生高等植物名录(2007 – 2010 年)
Tab. 1 The list of aquatic macrophytes in Lake Dianshan (2007 – 2010)

植物种类	科	生长型	频度(%)
挺水植物			20.30
芦苇 <i>Phragmites australis</i>	禾本科 Gramineae	禾草型 Graminids	10.50
香蒲 <i>Typha orientalis</i>	香蒲科 Typhaceae	禾草型 Graminids	5.60
菰 <i>Zizania latifolia</i> *	禾本科 Gramineae	禾草型 Graminids	1.80
慈菇 <i>Sagittaria trifolia</i>	泽泻科 Alismataceae	慈菇型 Sagittariids	1.20
莲 <i>Nelumbo nucifera</i> *	睡莲科 Nymphaeaceae	莲型 Nelumbids	0.60
稻 <i>Oryza sativa</i> * ^[15]	禾本科 Gramineae	禾草型 Graminids	0.60
浮叶植物			7.30
野菱 <i>Trapa incisa</i>	菱科 Trapaceae	菱型 Trapids	4.90
睡莲 <i>Nymphaea tetragona</i> *	睡莲科 Nymphaeaceae	睡莲型 Nymphoids	0.60
荇菜 <i>Nymphoides peltatum</i>	龙胆科 Gentianaceae	睡莲型 Nymphoids	0.60
苹 <i>Marsilea quadrifolia</i> ^[15]	苹科 Marsileaceae	苹型 Marsileids	0.60
眼子菜 <i>Potamogeton distinctus</i> ^[15]	眼子菜 Potamogetonaceae	浮眼子菜 Natopotamids	0.60
漂浮植物			72.54
凤眼蓝 <i>Eichhornia crassipes</i> * ▲	雨久花科 Pontederiaceae	凤眼莲型 Eichhornids	33.74(2009 年冬)
紫萍 <i>Spirodela polyrrhiza</i>	浮萍科 Lemnaceae	浮萍型 Lemnids	11.20
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i> ▲ (E)	苋科 Amaranthaceae	水龙型 Decodontids	9.80
水鳖 <i>Hydrocharis dubia</i>	水鳖科 Hydrocharitaceae	水鳖型 Hydrocharids	9.20
槐叶苹 <i>Salvinia natans</i>	槐叶苹科 Salviniaceae	槐叶萍型 Salviniids	4.30
满江红 <i>Azolla imbricata</i>	满江红科 Azollaceae	浮萍型 Lemnids	3.10
蕹菜 <i>Ipomoea aquatic</i> * (E)	旋花科 Convolvulaceae	番薯型 Ipomeids	0.60
浮萍 <i>Lemna minor</i> ^[15]	浮萍科 Lemnaceae	浮萍型 Lemnids	0.60
沉水植物			23.30
竹叶眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	眼子菜 Potamogetonaceae	大眼子菜 Magnopotamids	16.10
穗状狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i>	小二仙草 Haloragidaceae	狐尾藻型 Myriophyllids ¹⁾	5.60
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	金鱼藻 Ceratophyllaceae	金鱼藻型 Certophyllids	4.90
水盾草 <i>Cabomba caroliniana</i> ▲	睡莲科 Nymphaeaceae	水毛茛型 Batrachids	4.30
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	眼子菜 Potamogetonaceae	大眼子菜 Magnopotamids	3.10(2010 年春)
黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	水鳖科 Hydrocharitaceae	小眼子菜 Parvopotamids	1.80
苦草 <i>Vallisneria natans</i>	水鳖科 Hydrocharitaceae	苦草型 Vallisnerids	1.80
大茨藻 <i>Najas marina</i>	茨藻科 Najadaceae	小眼子菜 Parvopotamids	0.60
小茨藻 <i>Najas minor</i>	茨藻科 Najadaceae	小眼子菜 Parvopotamids	0.60
莰齿眼子菜 <i>Potamogeton pectinatus</i>	眼子菜 Potamogetonaceae	小眼子菜 Parvopotamids	0.60

“*”：栽培种，“▲”：外来种或逸生种。(E)表示该物种的另一生活型为挺水植物。1)“狐尾藻型 Myriophyllids”在文献^[12]中为“杂(加草字头)型 Myriophyllids”，本文均以“狐尾藻型 Myriophyllids”表示。

2.2 淀山湖水生高等植物群落类型多样性及变化

目前淀山湖水生高等植物群落可分为 14 个类型,其中挺水植物群落 3 个,浮叶植物群落 2 个,沉水植物群落 5 个,漂浮植物群落 4 个. 2010 年水生植被总面积为 16.05km²,但除漂浮植被外的植被面积总和仅为 0.316km². 不同生活型的植物群落面积大小顺序依次为:漂浮植物群落 > 沉水植物群落 > 挺水植物群落 > 浮叶植物群落. 漂浮植物凤眼蓝群落面积最大,占植被总面积的 97.83%,但其仅在 10 – 12 月大量出现;着根生长的植物群落中,竹叶眼子菜群落面积最大,其次为芦苇群落、菰群落和野菱群落(表 3).

表 2 淀山湖水生高等植物物种组成变化(1983 - 2010 年)

Tab. 2 Changes in species composition of aquatic macrophytes in Lake Dianshan (1983 - 2010)

物种		1983 - 1988 年 ^[4]	1991 - 1992 年 ^[5]	2007 - 2010 年
无变化种	满江红 <i>Azolla imbricata</i>	●	●	●
	金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	●	●	●
	黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	●	●	●
	水鳖 <i>Hydrocharis dubia</i>	●	●	●
	浮萍 <i>Lemna minor</i> ¹⁾	●	●	●
	苹 <i>Marsilea quadrifolia</i>	●	●	●
	穗状狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i>	●	●	●
	大茨藻 <i>Najas marina</i>	●	●	●
	小茨藻 <i>Najas minor</i>	●	●	●
	苔菜 <i>Nymphoides peltatum</i>	●	●	●
	菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	●	●	●
	眼子菜 <i>Potamogeton distinctus</i>	●	●	●
	竹叶眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	●	●	●
	蓖齿眼子菜 <i>Potamogeton pectinatus</i>	●	●	●
	芦苇 <i>Phragmites australis</i>	●	●	●
	槐叶苹 <i>Salvinia natans</i>	●	●	●
	紫萍 <i>Spirodela polyrrhiza</i>	●	●	●
	野菱 <i>Trapa incisa</i>	●	●	●
	苦草 <i>Vallisneria natans</i>	●	●	●
	蕹菜 <i>Ipomoea aquatic</i> *	●	●	●
	莲 <i>Nelumbo nucifera</i> *	●	●	●
	睡莲 <i>Nymphaea tetragona</i> *	●	●	●
	菰 <i>Zizania latifolia</i> *	●	●	●
	喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i> ▲	●	●	●
曾消失种	慈姑 <i>Sagittaria trifolia</i>	●	-	●
	凤眼蓝 <i>Eichhornia crassipes</i> * ▲	●	-	●
消失种	小眼子菜 <i>Potamogeton pusillus</i>	-	●	-
	大藻 <i>Pistia stratiotes</i> * ▲	-	●	-
新增种	稻 <i>Oryza sativa</i> *	-	-	●
	香蒲 <i>Typha orientalis</i>	-	-	●
	水盾草 <i>Cabomba caroliniana</i> ▲	-	-	●

“*” :栽培种,“▲”:外来种或逸生种.“●”出现,“-”未出现.1)1983 - 1993 年的“浮萍”在文献^[4]中为“稀脉浮萍 *Lemna perpusilla*”,二者的形态和生理生态习性类似,因此用“浮萍 *Lemna minor*”替代以更好地呈现物种消失和增加情况.

近 30 年来水生植被面积急剧减小,且 1992 - 2010 年的变化率远大于 1987 - 1992 年. 其中沉水植物受损最严重, 1992 - 2010 年群落面积丧失 99.03%, 其次为挺水植物群落(79.20%), 浮叶植物群落面积损失较小(1.15%), 根着植物群落总面积丧失 98.63%; 但漂浮植物面积大幅增加, 约为 1992 年的 6 倍. 根着植物群落中, 除芦苇群落和穗状狐尾藻群落外, 其余群落面积丧失均超过 90%. 苦草群落和满江红 + 槐叶苹群落已消失; 紫萍 + 浮萍群落转变为紫萍群落; 新增群落类型为挺水的香蒲群落、浮叶的野菱群落和漂浮的喜旱莲子草和凤眼蓝群落(表 3), 其中外来种喜旱莲子草和凤眼蓝占优势的群落面积远大于乡土种香蒲和野菱占优势的群落. 目前淀山湖主要群落生活型已从沉水植物转变为漂浮植物, 而沉水植物群落的主要优势种则从苦草变为竹叶眼子菜.

表 3 淀山湖水生高等植物群落面积变化(1987-2010 年)*

Tab. 3 Changes in area of aquatic plant communities in Lake Dianshan (1987-2010)

群落类型	分布面积(km ²)			全湖覆盖率(%)			变化率(%)	
	1987 ^[4]	1992 ^[5]	2010	1987 ^[4]	1992 ^[5]	2010	1987-1992	1992-2010
挺水植物群落	0.09	0.36	0.08	0.14	0.57	0.13	-	-79.20
芦苇群落	0.09	0.10	0.05	0.14	0.16	0.08	18.60	-51.43
菰群落	-	0.25	0.02	-	0.41	0.04	-	-91.37
香蒲群落	-	-	0	-	-	0.01	-	-
浮叶植物群落	-	0.02	0.02	-	0.04	0.03	-	-1.15
荇菜群落	-	0.02	0.00	-	0.04	0.001	-	-94.88
野菱群落	-	-	0.02	-	-	0.03	-	-
沉水植物群落	37.85	22.7	0.22	61.05	36.66	0.38	-39.95	-99.03
茳草群落	-	2.47	0.01	-	3.99	0.01	-	-99.71
苦草群落	-	11.14	-	-	17.97	-	-	-
竹叶眼子菜群落	-	5.05	0.18	-	8.15	0.31	-	-96.43
黑藻群落	-	3.64	0.02	-	5.87	0.03	-	-99.59
穗状狐尾藻群落	-	0.03	0.01	-	0.05	0.02	-	-55.94
金鱼藻群落	-	0.40	0.01	-	0.64	0.01	-	-98.82
漂浮植物群落	-	2.22	15.73	-	3.57	26.71	-	608.60
紫萍+浮萍群落	-	1.56	-	-	2.52	-	-	-
紫萍群落	-	-	0.01	-	-	0.02	-	-
满江红+槐叶苹群落	-	0.48	-	-	0.78	-	-	-
喜旱莲子草群落	-	-	0.01	-	-	0.02	-	-
水鳖群落	-	0.17	0.01	-	0.27	0.02	-	-93.05
凤眼蓝群落	-	-	15.7	-	-	26.66	-	-
合计	37.94	25.33	16.05	61.19	40.84	27.25	-33.08	-36.65

* 1987 年、1992 年淀山湖面积为 62km², 2009-2010 年面积为 58.9km²^[1]. “-”代表无数据.

2.3 淀山湖水生高等植物分布格局及变化

本次调查发现水生高等植物主要分布于湖湾和浅水近岸带,风浪较大的敞水区仅有漂浮植物,南部湖区物种较北部湖区丰富(图 2).湖湾物种最丰富,主要有挺水植物芦苇、菰和喜旱莲子草,沉水植物竹叶眼子菜和茳草(冬春季),漂浮植物紫萍、水鳖、凤眼蓝,浮叶植物野菱;近岸带物种丰富度较湖湾低,主要为芦苇和竹叶眼子菜;敞水区物种丰富度最低,主要为紫萍、水鳖(夏季)、凤眼蓝(秋冬季),但除凤眼蓝外,其余漂浮植物仅有小面积分布.除仅出现漂浮植物的样点,淀湖水生高等植物仅分布于沿岸和湖湾,且南部湖区物种丰富度较北部湖区高(图 2);而 1980s-1990s 水生高等植物在全湖皆有分布,且主要分布于湖的东部和北部^[4,16].近 30 年,尤其近 20 年来,淀湖水生高等植物分布范围急剧萎缩,分布格局由全湖分布变为以南部湖区为主的湖湾-近岸带分布;由于过去除沿岸带外的水域主要为沉水植被,因此沉水植被分布区缩小最严重.

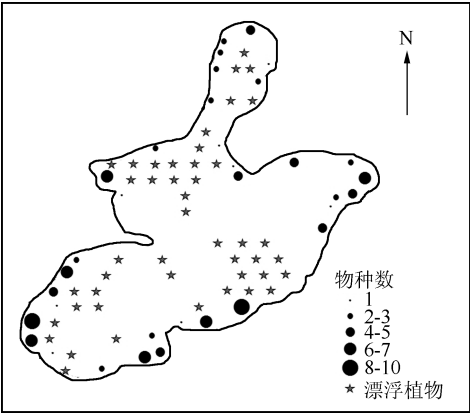


图 2 淀湖水生高等植物分布(2009-2010 年)
Fig. 2 Distribution of aquatic macrophytes in Lake Dianshan (2009-2010)

3 讨论

近 30 年,尤其是近 20 年来,淀湖水生植被逆向演替趋势明显:分布区和分布面积急剧缩小、群落结构简化,已有 2 种水生高等植物与 2 种群落类型消失,植被类型从沉水植物占优势转变为漂浮植物占优势.淀

江湖水生植被,尤其是沉水植被,出现逆向演替的主要原因可能有:

(1) 水质恶化. 淀山湖 1988 年以前属贫营养型湖泊^[17], 此后至 1990s 末的十几年间为中营养型湖泊, 水体营养盐和叶绿素 a 浓度缓慢升高, 但透明度相对稳定甚至有所升高^[18], 期间水体总氮(TN)、总磷(TP) 均值分别为 2.47mg/L 和 0.13mg/L^[18](表 4). Sagrario 等对丹麦 204 个水深小于 5m、面积大于 0.05km² 的湖泊进行研究, 结果显示当 TP 浓度达到 0.1mg/L 以上, TN 浓度达到 2mg/L 以上时, 水生植物的覆盖度几乎趋于零^[19]. 可见, 淀江湖水生植被衰退与营养盐增加有关, 而水体营养盐升高造成浮游藻类和附生藻类大量繁殖对水生植物造成的胁迫可能在其中发挥了重要作用^[20-21].

表 4 近 30 年淀山湖环境变化*

Tab. 4 Changes in environmental influences in Lake Dianshan during the past three decades

环境因子	1984 - 1985 年 ^[29]	1986 - 1999 年 ^[18]	1999 - 2003 年 ^[18]	2008 - 2009 年 ^[22]
富营养化水平	贫营养	中营养	富营养	富营养
TN (mg/L)	1.78	2.47	4.29	2.55
TP (mg/L)	0.07	0.13	0.20	0.17
N:P	25.8	19.0	21.5	15.0
透明度 (cm)	49.90	52.03	54.10	38.69
叶绿素 a (μg/L)	5.96	9.06	17.39	21.19
人为活动	网箱养殖, 2005 年起拖网捕鱼、驳岸修筑至 2002 年竣工、填湖、旅游开发等			

* 水质数据来源 1980s^[4], 1990s^[18], 2000s^[22].

(2) 水下光照条件恶化. 1999 - 2000 年前后, 淀山湖转为富营养湖泊^[18], 此后水体营养盐和叶绿素 a 浓度加速提高, 透明度则平均每年递减 5cm. 2008 - 2009 年淀山湖透明度在 32.65 - 44.12cm 之间^[22], 根据张运林等^[23]在太湖研究得出的透明度(ST)与光衰减系数(K_d)的关系: $K_d = 0.096 + 1.852/ST$ 以及 Spence 得出的光衰减系数和真光层深度 $z_{1\%}$ (光强下降到水面光强 1% 的深度) 之间关系的经验公式: $z_{1\%} = 4.6/K_d$ ^[24], 计算得出目前淀山湖全年真光层深度均不超过 1.1m, 但目前淀山湖绝大部分水域水深超过 1.6m^[1], 因而湖底光强远无法满足植物从湖底萌发生长的需求. 而沉水植物优势种由生长缓慢且生物量集中于水体下层的苦草逐渐被生长快速且生物量集中于水体上层的竹叶眼子菜替代. 这是由于生长快速且生物量更靠近水体上层的物种, 更易克服水下光照不足的限制, 从而在水体透明度较低的情况下占据优势^[25].

湖泊富营养化过程中环境压力的增加是造成淀江湖水生植被退化的主要原因, 而人为活动则加速了退化进程并影响演替的方向和多样性格局. 据当地渔民反映, 2005 年以前淀山湖沉水植物仍有较广的分布, 2005 年底上海禁止网箱养鱼后^[26], 迫于生计的渔民于当年冬季起, 利用电拖网在南部湖区大范围捕鱼, 对沉水植物及其繁殖体造成毁灭性破坏; 驳岸硬化、填湖、旅游开发等人为活动则直接破坏了沿岸分布的水生植被及其生境, 使得主要分布于沿岸浅水区域的挺水和浮叶植被衰退. 目前分布面积最大的植物群落为凤眼蓝群落, 但由于其仅在 10 - 12 月短期大量出现, 因而推测其群落主要来源是上游群落的漂移^[27-28]. 北部湖区填湖、旅游开发等局限于沿岸的人为干扰强度远大于南部湖区, 则是在目前水生高等植物主要沿岸分布的情况下, 造成北部湖区物种丰富度低于南部湖区的主要原因. 此外, 栽培种和外来种比例的升高也说明人类活动对淀江湖水生高等植物物种多样性有重要影响.

富营养化和人为破坏共同导致了淀江湖水生植被的迅速衰退, 目前淀江湖水体中 TP 浓度为 0.17mg/L^[22], 已超过草型湖泊向藻型湖泊转换的阈值 0.12 - 0.15mg/L^[21], 沉水植被覆盖率 0.38% 也远低于 Jeppesen 等^[30]和 Kosten 等^[31]提出的可维持水体清水状态的沉水植被覆盖率 30%, 且由于淀山湖在历史发育过程中已积累大量营养盐^[1,4,32], 丧失水生植被的水域在风浪的扰动下, 沉积物频繁再悬浮并释放营养盐^[33], 刺激藻类暴发并加剧水下光衰减, 形成恶性循环, 淀山湖已转变为藻型湖泊. 在目前水体营养水平高、透明度低、人为干扰强度大的情况下, 水生植被已难以自然恢复.

致谢: 陈晓双、赖弘宇、商侃侃、余丽凡等人参与野外调查工作, 宋坤等在成文过程中提出重要建议, 霍晓丽帮助绘制水生高等植物采样图和分布图, 中国科学院南京地理与湖泊研究所陈开宁副研究员、华东师范大学环境科学系由文辉教授和河口海岸研究所王强博士后给予了热情指导和无私帮助, 以及所有在本研究中

提供帮助的人员,在此一并表示衷心的感谢。

4 参考文献

- [1] 林卫青,卢士强,陈义中.应用生态动力学模型评价上海淀山湖富营养化控制方案.上海环境科学,2010,**29**(1):1-10.
- [2] 哈 欢,朱宏进,朱雪生等.淀山湖富营养化防治与生态修复技术研究.中国水利,2009,(13):46-48.
- [3] 上海水产学院淡水养殖专业.淀山湖渔业资源的初步调查报告.上海水产学院学报,1960,(1):3-99.
- [4] 顾咏洁.淀湖水生维管束植物.见:宋永昌,王 云,戚仁海编.淀山湖富营养化及其防治研究.上海:华东师范大学出版社,1992.
- [5] 由文辉.淀湖水生维管束植物群落研究.湖泊科学,1994,**6**(4):317-324.
- [6] Cook CDK. Aquatic plant book. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1996.
- [7] 中国科学院中国植物志编辑委员会.《中国植物志》电子版(<http://frps.plantphoto.cn/pdf.asp>).
- [8] 颜素珠.中国水生高等植物图说.北京:科学出版社,1983.
- [9] 中国科学院武汉植物研究所.中国水生维管束植物图谱.武汉:湖北人民出版社,1983.
- [10] 张美珍等编著.华东五省一市植物名录.上海:上海科学普及出版社,1993.
- [11] 李振宇,解 焱.中国外来入侵种.北京:中国林业出版社,2002.
- [12] 李 伟,钟 杨.水生植被研究的理论与方法.武汉:华中师范大学出版社,1992.
- [13] Hogeweg P, Brenkert AL. Structure of vegetation: A comparison of aquatic vegetation in India, the Netherlands and Czechoslovakia. *Trop Eco*, 1969, **10**:139-162.
- [14] Thunmark S. Karaktärsdrag i sömmlandsk sjövegetation. Södermanland: Nat, 1952.
- [15] 冀永生.上海市湿地资源现状与保护对策研究[学位论文].上海:华东师范大学,2009.
- [16] 由文辉.淀湖水生植被资源及其利用.植物资源与环境,1994,**3**(1):47-51.
- [17] 由文辉.淀湖水生生物群落学研究[学位论文].上海:华东师范大学,1993.
- [18] 程 曦,李小平.淀山湖氮磷营养物 20 年变化及其藻类增长响应.湖泊科学,2008,**20**(4):409-419.
- [19] Sagrario MAG, Jeppesen E, Gomà J *et al.* Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 2005, **50**(1):27-41.
- [20] Jones RC, Walti K, Adams MS. Phytoplankton as a factor in the decline of the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. in Lake Wingra, Wisconsin, U. S. A. *Hydrobiologia*, 1983, **107**:213-219.
- [21] 秦伯强,宋玉芝,高 光.附着生物在浅水富营养化湖泊藻-草型生态系统转化过程中的作用.中国科学(C 辑:生命科学),2006,**36**(3):283-288.
- [22] 杨 虹.淀山湖浮游植物群落时空分布及与环境因子关系的研究[学位论文].上海:华东师范大学,2010.
- [23] 张运林,秦伯强,陈伟民等.太湖水体光学衰减系数的特征及参数化.海洋与湖泊,2004,**35**(3):209-213.
- [24] Spence DHN. The zonation of plants in freshwater lakes. *Advances in Ecological Research*, 1982, **12**:37-125.
- [25] Titus JE, Adams MS. Coexistence and the comparative light relations of the submersed macrophytes *Myriophyllum spicatum* L. and *Vallisneria spiralis* Michx. *Oecologia*, 1979, **40**:273-286.
- [26] 保护上海重要取水口淀山湖对人工养鱼说“不”.2005 (http://www.shanghaiwater.gov.cn/admin/wjgl/pop_news.jsp?fileId=10003441&keyword=news&count=true).
- [27] 金 樑,王晓娟,高 雷等.上海市凤眼莲种群的时空分布及控制对策.生态学杂志,2005,**24**(12):1454-1458.
- [28] 太湖治理之无锡十八湾地区控制性种养水葫芦.2009 (<http://www.xici.net/main.asp?url=/b1113353/d93392004.htm>).
- [29] 宋永昌,王 云,戚仁海.淀山湖富营养化及其防治研究.上海:华东师范大学出版社,1992.
- [30] Jeppesen E, Sondergaard M, Kanstrup E *et al.* Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 1994,**275/276**(1):15-30.
- [31] Kosten S, Kamarainen A, Jeppesen E *et al.* Climate-related differences in the dominance of submersed macrophytes in shallow lakes. *Global Change Biology*, 2009, **15**:2503-2517.
- [32] 秦伯强,朱广伟.长江中下游地区湖泊水和沉积物中营养盐的赋存、循环及其交换特征.中国科学(D 辑:地球科学),2005,**35**(增刊 II):1-10.
- [33] 秦伯强,朱广伟,张 路等.大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例.中国科学(D 辑:地球科学),2005,**35**(增刊 II):33-44.