

溇湖湖滨带生态修复技术初步研究

孔优佳¹, 徐东炯², 刘其根³, 胡忠军³

(1. 江苏省溇湖渔业管理委员会办公室, 江苏 常州 213161;

2. 江苏省常州市环境监测中心, 江苏 常州 213014; 3. 上海海洋大学, 上海 201306)

摘要:在溇湖湖滨带进行生态修复试验,为湖滨带修复技术的进一步完善和溇湖水环境治理提供参考,也为太湖流域湖滨带生态功能恢复提供实用示范技术。在太溇运河溇湖河口 28.67 hm² 试验区内设置围隔,放养鲢鳙、细鳞鲮、三角帆蚌,保护和栽培水生植物等,对比分析各种工程技术措施及水生生物群落结构对营养盐削减效果,监测和评价水质。2008-2009年试验期间的水质监测结果表明,试验区综合污染指数 1.76~1.79,为重污染水平;对照点(溇湖大湖区)为 2.03~2.09,属严重污染水平,试验区污染程度较对照点降低了一个等级。以漂浮植物为主的湖滨带湖湾湿地生物群落发育良好,与对照点相比,试验区 TN 去除率达 26.52%, TP 为 27.92%,而 NH₃-N 为 46.15%~68.12%,但 chl-a 及 COD_{Mn}则高于对照点。在试验区内的围隔试验中,以沉水植物为主的除磷效果最好,达 37.06%。放养的鲢鳙有效控制了蓝藻暴发。

关键词:湖滨带;水生动物;水生植物;生态修复;溇湖

中图分类号:X171.4,X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2017)02-0017-08

溇湖曾是太湖流域典型的浅水草型湖泊,对保障太湖水质发挥了重要作用。然而近 10 年来,溇湖水生植被退化严重,水质迅速恶化。据 2004 年调查(彭自然等,2007),溇湖大部分水域已处于富营养状态。由于湖泊富营养化可以表现为蓝藻水华频发的藻型湖泊,也可以表现为水生植物茂盛的草型湖泊(秦伯强等,2005),溇湖南部沉水植物遍布,水质清澈,而北部湖水浑浊,属一湖两类型。2005 年 5 月上游除草剂中间体生产企业污水排放后,致使超过 300 hm² 水稻田灌溉后秧苗枯死,南部沉水植物逐渐枯萎,成片消亡。2008 年以后,沉水植被仅有少量呈点状分布(汪院生,2013),由过去的清水草型湖泊完全演变为浊水藻型湖泊。全湖氮、磷等主要指标均超过地表水劣 V 类(陶花等,2010)且连年大面积暴发蓝藻水华,溇湖湖泊生态系统已进入退化期(贾佩桥等,2013)。2010-2011 年,溇湖氮、磷等主要指标达到近 10 年峰值,而后呈下降趋势。2013-2014 年总氮为 2.86 mg/L,总磷 0.12 mg/L,成为太湖流域水污染最严重的浅水藻型湖泊(熊春晖等,2016)。自 20 世纪 70 年代沿湖大批围

湖造田及 90 年代防洪大堤硬质化后,溇湖近岸湖滨带浅水区已所剩无几,致使溇湖水生动植物等生物资源的再生循环过程受到严重影响(颜昌宙等,2005)。很显然,湖滨带生态系统的保护与修复在湖泊水环境保护中的地位举足轻重,不可或缺(金相灿等,2014)。近 10 多年来,我国先后在太湖、滇池及溇湖等开展了湖滨带生态修复试验研究(杨红军,2008;柴培宏,2010;黄峰等,2011),取得了显著成效。2008-2009 年,我们在太溇运河溇湖河口附近湖滨带,通过人工构建立体高效吸收降解污染物质的湖滨带生物群落,并结合生物调控工程技术措施等综合治理,净化水体,实现湖泊湿地系统良性循环,取得了预期效果。为了给相关研究提供一些历史资料和技术参考,我们将研究工作整理成文,旨在为湖滨带修复技术的进一步完善和溇湖水环境治理提供参考,也可为太湖流域湖滨带生态功能恢复提供实用示范技术。

1 材料与方法

1.1 湖滨带试验区与试验围隔概况

1.1.1 试验区 位于国家级江苏溇湖团头鲂良种场西大堤(属陡岸型,碎石堆砌)以西的太溇运河溇湖河口,属于河口型湖滨带(金相灿等,2014)。面积 28.67 hm²,湖底平坦,平均水深 1.5 m。自 1984 年开始网围养殖草食性鱼类,1990 年代初养殖河蟹,2000 年以后养殖团头鲂浦江 1 号为主,每年投

收稿日期:2016-04-07

基金项目:江苏省科技惠民工程项目(BE2008640)。

作者简介:孔优佳,1961 年 10 月生,男,研究员级高级工程师,主要从事湖泊渔业资源管理及生态保护研究。E-mail: kongyoujia1982@163.com

通信作者:刘其根。E-mail: qgliu@shou.edu.cn

放大量颗粒饲料,以致该水域湖底积累丰厚的有机质。2005年网围拆除后,底泥平均厚度达32 cm。在冬季枯水期,该区南、西、北三面的低圩埂露出水面,东侧为良种场碎石堆砌大堤。沿该大堤外侧有一20 m宽的河道(取土筑大堤形成),现全部淤积,淤泥深度超过1 m。试验开始前无大型水生植物分布。在2008年初及年底采用三层刺网捕捞,以清除草食性鱼类。

1.1.2 试验围隔 2008年3月在试验区沿东大堤外侧设置了3个编号为A、B、C试验软围隔,分别为正方形(50 m×50 m×1.8 m)、半圆形(φ128 m×1.8 m)和长方形(66 m×32 m×1.8 m)。其中围隔B为池塘清淤堆积而成的浅滩。围隔材料采用双面防水涂层帆布,用聚乙烯绳串过帆布上端的金属眼扣,并系挂在围隔周边的毛竹桩上,下端用“地锚”固定于湖底。2008年7月30日“凤凰”台风不同程度毁坏了A、B、C试验软围隔,因此,2009年2月又在北部设置了3个材料基本相同(毛竹桩改为镀锌管)的F、G、H试验围隔。F围隔规格为40 m×40 m×1.8 m,G、H围隔均为20 m×20 m×1.8 m。试验区位置及监测点位见图1。

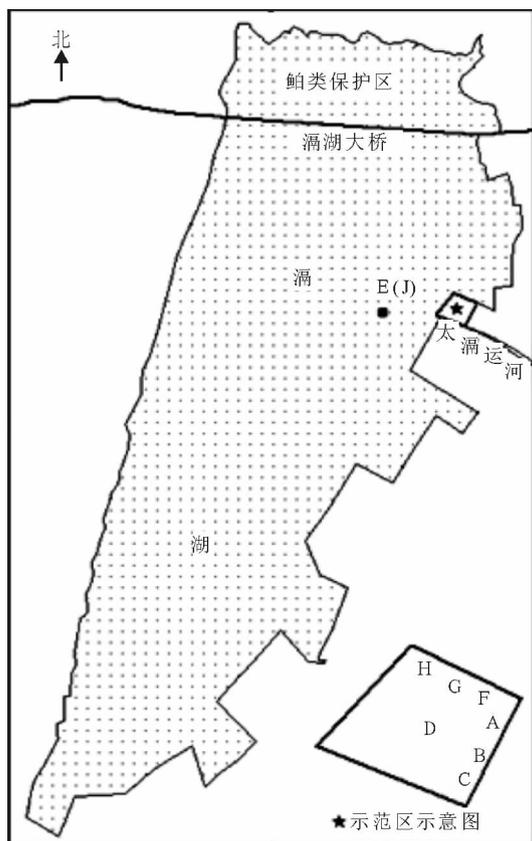


图1 试验区及监测点位示意

Fig. 1 Map of demonstration area

1.1.3 消浪设施 采用双排毛竹桩和聚乙烯网片建成南北纵向6条400 m×5 m的带状消浪带,既能起到消浪作用,又能净化水体。毛竹桩间距3 m,网片水面上下高度0.8 m。

1.2 水生植物移栽

2004年及2006年在溇湖东岸的军民桥和鸡浜港湖湾进行了沉水植物及鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)控藻小型围隔试验研究,取得初步成效。但本试验水域在太湖河口,水环境差异显著。因此,2008年以移植漂浮植物、浮叶植物及挺水植物等水生植物为主,了解其营养盐削减作用。2009年新增的围隔试验主要移栽沉水植物为主,适当搭配漂浮植物,观察沉水植物成活、生长情况。其中F围隔为单一的伊乐藻;G围隔是菹草+黑藻,移栽的菱控制其占有20%围隔面积,春季菹草成为优势种(李文朝,1997)。同样,H围隔凤眼莲占围隔面积比例控制在20%左右。各种水生植物移栽情况见表1。通过放养、保护及移植栽培等生态修复综合措施,提高生物多样性。

1.3 水生动物放养

根据我国武汉东湖的实践(刘建康等,2003),放养鲢鳙控制蓝藻暴发,利用细鳞鲷(*Xenocypris microlepis*)摄食有机碎屑等。1龄鲢、鳙及细鳞鲷鱼种放养在1月份,夏花鱼种放养在6月上旬完成。2008年初,在溇湖国家级水产种质资源保护区捕获的三角帆蚌(*Hyriopsis cumingii*)放养在淤泥较浅的西北部。2008年底采用聚乙烯网和毛竹将试验区围圈起来,网高3.0 m。水生动物放养情况列于表2。

1.4 水质监测

为了对比分析各种工程技术措施及水生生物群落结构对营养盐削减效果,从2008年2月开始,每月监测3个围隔和试验区中心D作为水质监测点位(即A、B、C、D),选择太湖运河河口向西1500 m处作为水质对照点(E)。从2009年1月开始,调整3个围隔监测点(F、G、H),试验区中心及对照点水质监测点位不变,但为统计描述方便,分别以I及J表示其点位。

1.5 水质及评价分级标准

采用单因子标准指数法进行水质类别划分,采用综合污染指数法确定各监测点位水体的污染程度(蒋火华等,1999),通过计算各项指标的污染分担率确定主要污染物。具体计算方法如下:

表 1 试验区水生植物移栽情况

Tab. 1 Information on macrophytes introduced to the experimental demonstration area

水生植物	时间	区域	围隔	重量/kg
茭草 (<i>Zizania latifolia</i>)	2008.03	南部、西部、北部浅滩处	B	7510
黄花水龙 (<i>Ludwigia ludwigia</i>)	2008.03	南部、西部、北部浅滩处		10100
芦苇 (<i>Phragmites australis</i>)	2008.03	南部、西部浅滩处		6600
莲 (<i>Nelumbo nucifera</i>)	2008.03	沿大堤南部	B、C	3210
喜旱莲子草 (<i>Alternanthera philoxeroides</i>)	2008.04	防浪带	B	15120
菱角 (<i>Trapa bispinosa</i>)	2008.05	北部、大堤北		1180
苦草种子 (Seed of <i>Vallisneria natans</i>)	2008.05	西北、东北部	A、B、C	50
凤眼莲 (<i>Eichhornia crassipes</i>)	2008.06	示范区	A	25100
移栽马来眼子菜 (<i>Potamogeton wrightii</i>)	2008.06	A、B 之间		151
伊乐藻 (<i>Elodea canadensis</i>)	2009.02		F	80
菱角 (占围隔面积比例 20%)	2009.05		G	140
菹草 (<i>Potamogeton crispus</i>)	2009.04		G	200
黑藻 (<i>Hydrilla verticillata</i>)	2009.06		G	200
伊乐藻 (<i>Elodea canadensis</i>)	2009.02		H	20
凤眼莲 (占围隔面积 20%)	2009.06		H	80

表 2 试验区水生动物放养情况

表 3 水质综合污染指数分级标准

Tab. 2 Information on aquatic animals stocked in the experimental demonstration area

Tab. 3 Grading criteria for water quality by the comprehensive pollution index

种类	2008 年		2009 年	
	重量/kg	数量/万尾	重量/kg	数量/万尾
1 龄鲢鱼种	6580	4.1	9610	3.0
1 龄鳙鱼种	5410	3.0	8402	2.3
1 龄细鳞鲟鱼种	330	1.3	320	1.2
鲢夏花	120	2.6	-	-
鳙夏花	110	2.4	-	-
细鳞鲟夏花	147	6.8	-	-
三角帆蚌	12800	-	-	-

P	污染级别	分级依据
$P \leq 0.3$	清洁	多数项目未检出, 个别项目检出, 但在标准范围内
$0.3 < P \leq 0.7$	轻污染	个别检出项目超过标准
$0.7 < P \leq 1.0$	中污染	可有 2 项检出均值超出标准
$1.0 < P \leq 2.0$	重污染	相当部分项目超出标准
$P > 2.0$	严重污染	全部或大部分项目检出值超标数倍或数十倍

单因子标准指数法:

$$G = \max(G(i)) \quad (1)$$

式中: $G(i)$ 为第 i 项污染物的水质类别。

综合污染指数法:

$$P_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_{ij} \quad (2)$$

$$P_{ij} = \frac{C_{ij}}{C_{io}} \quad (3)$$

式中: P_j 为 j 点位污染指数, P_{ij} 为 j 点位 i 项污染物的污染指数, C_{ij} 为 j 点位 i 项污染物的均值, C_{io} 为 i 项污染物的评价标准值, n 为参加评价污染物项目数。其中, 溶解氧污染指数按下式计算:

$$P_{DOj} = \begin{cases} 0 & C_{DOj} \geq 8 \\ 2 - \frac{C_{DOj}}{4} & 4 \leq C_{DOj} < 8 \\ 5 - C_{DOj} & C_{DOj} < 4 \end{cases} \quad (4)$$

与综合污染指数相对应的地表水环境质量分级标准见表 3。

2 结果与分析

2.1 水生生物修复情况

2.1.1 水生植物 水生植物覆盖面积为 17.97 hm², 占试验区总面积的 62.68%。以菱、凤眼莲及黄花水龙的覆盖度最高。试验区及围隔水生植物群落的规模和生物量列于表 4。

表 4 水生植物群落规模及生物量

Tab. 4 Composition and biomass of aquatic plant community

群落分区	面积/hm ²	比例/%	生物量/10 ³ kg
芦苇区	0.78	2.72	126.72
黄花水龙区	2.87	10.01	240.38
喜旱莲子草区	1.89	6.59	319.03
菱角区	4.44	15.49	26.08
茭草区	1.83	6.38	157.71
莲区	2.44	8.51	75.64
凤眼莲	3.23	11.27	725.71
围隔试验区	0.49	1.71	3.92
合计	17.97	62.68	1675.19

对围隔内、外放养凤眼莲的生长进行了比较, 详见表 5。随机各取 3 个点, 每个点 1 m², 围隔内

凤眼莲平均有 101 株/m², 而围隔外达 123 株/m²。但围隔内凤眼莲全株鲜重是围隔外散养的 1.52 倍, 这主要是围隔内凤眼莲茎叶及根系的长度和重量均大于围隔外的, 分别是围隔外的 2.54 和 2.13 倍。这说明围隔内圈养的凤眼莲生长好于围隔外散养的。

表 5 凤眼莲生长比较

Tab.5 Comparison of water hyacinth growth parameters inside and outside the enclosures

	凤眼莲	围隔内	围隔外
茎叶	平均长度/cm	75.9	29.9
	鲜重/kg	11.3	9.8
根系	平均长度/cm	44.2	20.8
	鲜重/kg	21.5	11.8
合计	茎叶 + 根系的平均长度/cm	120.1	50.7
	鲜重/kg	32.8	21.6

2.1.2 水生动物 (1)三角帆蚌生长。2008 年初放养时, 随机标志了 40 只三角帆蚌。2008 年底(11 月)共回捕 33 只, 死亡 7 只, 死亡率 17.5%。当时补充了 7 只(见表 6)。经 3 年监测, 标志三角帆蚌年平均增重 124.7 g/只。根据标志三角帆蚌的生长及成活率, 其生物量为 11.29 × 10³ kg。2008 年在回捕标志蚌时, 捕获平均规格 150 g/只的幼蚌 2 只; 2009 年又捕获 2 只, 平均规格 450 g/只; 而 2010 年 8 只的平均规格达到 1 025 g/只。三角帆蚌在试验区自行繁衍, 长势好, 这表明水质正逐步好转。(2)控藻鱼生长。2008 年冬季未能捕获鲢、鳙。2009 年底共捕获商品鲢、鳙及细鳞鲴等 51 100 kg, 产值 42.67 万元(表 7); 收获菱角 1 282 kg、2 500 元。

2.2 试验区及围隔水质评价

将监测点位的水质指标按年为单位计算平均值, 通过单因子法对监测点的水质进行评价, 结果见表 8。主要污染物为 TN 和 TP, 污染水平 TN 属

劣 V 类、TP 属 V 类。综合污染指数表明, 对照点(大湖区)属于严重污染水平(2.03 ~ 2.09), 而试验区(1.76 ~ 1.79)和所有试验围隔(1.63 ~ 1.67)的污染指数均小于 2, 属于重污染水平。由此可看出, 经 2 年生态修复工程试验, 试验区污染程度比对照点(大湖区)降低了一个等级。

表 6 放养标志三角帆蚌生长情况

Tab.6 Information of triangle sail mussels stocked to experimental area by mark tracking

标志三角帆蚌	2008 年初	2008 年底	2009 年底	2010 年底
数量/只	40	33	36	33
平均重量/g · 只 ⁻¹	1076	1205	1310	1450
死亡/只	-	7(等量补充)	4	3

表 7 2009 年控藻鱼类生长及回捕收益情况

Tab.7 Recapture information and revenue of fish stocked for controlling algae

种类	重量/ kg	规格/ kg · 尾 ⁻¹	数量/ 尾	回捕率/ %	产值/ 万元
鲢	14020	0.80	17525	58.42	4.21
鳙	29080	1.40	20771	90.31	23.26
细鳞鲴	7990	0.45	17750		15.20
合计	51100				42.67

2.3 试验区主要污染物削减情况

试验区及围隔 COD_{Mn} 均高于对照点, 其中试验区为对照点的 114.89% 和 106.91%, 围隔区则为 111.76% 和 105.53%。虽然试验区 COD_{Mn} 都高于对照点, 但呈下降趋势。就 TN 而言, 2008 - 2009 年, 试验区为对照点的 73.48% ~ 81.42%, NH₃-N 分别为 31.88% ~ 53.85%, 而 TP 则为 108.96% ~ 72.08%。在围隔试验中, 2008 年 A、B、C 的 3 个围隔及 2009 年 F、G、H 的 3 个围隔中, 其 TN 平均值为对照点的 75.97% 和 80.24%, NH₃-N 仅为 26.81% 和 53.85%, 而 TP 则为 92.54% 和 62.94%。

表 8 各监测点水质、类别及主要污染物

Tab.8 Water quality parameters and the comprehensive pollution index of each monitoring station

区域	点位编号	pH	COD _{Mn} / mg · L ⁻¹	TN/ mg · L ⁻¹	NH ₃ -N/ mg · L ⁻¹	TP/ mg · L ⁻¹	DO/ mg · L ⁻¹	综合污 染指数
围隔	A	7.68	7.32	2.89	0.34	0.123	10.99	1.76
	B	7.90	6.74	2.39	0.32	0.123	9.62	1.52
	C	7.96	7.32	2.98	0.46	0.126	10.65	1.72
示范区	D	8.08	7.33	2.66	0.44	0.146	11.34	1.79
	对照点	E	7.99	6.38	3.62	1.38	0.134	9.62
围隔	F	7.74	6.36	2.74	0.33	0.132	7.86	1.63
	G	8.11	7.10	2.54	0.33	0.124	9.84	1.63
	H	8.04	7.16	2.87	0.39	0.115	9.94	1.64
示范区	I	8.37	6.96	2.76	0.35	0.142	10.89	1.76
	对照点	J	8.03	6.51	3.39	0.65	0.197	10.45

2.4 试验区围隔主要污染物去除率比较

各围隔水体中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率都较高 (40.00% ~ 76.81%), B 围隔去除率最高。各围隔水体中 TP 的去除率 (5.97% ~ 41.62%) 仅次于 $\text{NH}_3\text{-N}$, H 围隔对 TP 的去除效果最好。各围隔水体中 TN 的去除率在 15.34% ~ 33.98%, B 围隔的去除率最高。 COD_{Mn} 除 F 围隔有一定去除率 (2.31%) 外, 其余围隔均增加, 增加率在 5.64% ~ 14.73%。由上述分析可以看出, B 围隔对 TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率最高, 即以茭草、菱角、风眼莲、喜旱莲子草、莲等漂浮植物及浮叶植物为主的水生植物群落除氮效果最好; H 围隔是伊乐藻为主的, 除磷效果最好。

2.5 叶绿素 a

2008 年示范区全年 chl-a 平均为 55.37 mg/L, 比对照点的 41.48 mg/L 高 33.49%。2009 年试验

区和对照点的 chl-a 分别为 38.35 mg/L 和 26.71 mg/L, 试验区比对照点高 43.58%。

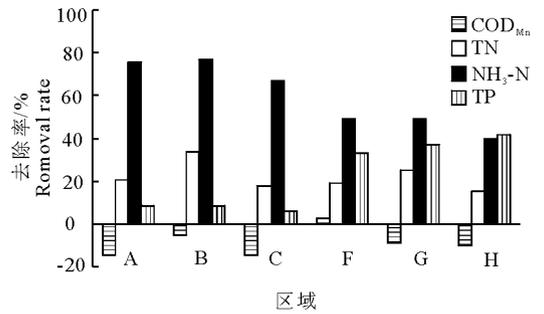


图 2 各试验区围隔污染物去除率比较

Fig. 2 Comparison of removal rate of pollutants between experimental enclosures

2.6 试验前后效果对比

漏湖湖滨带生态修复试验前后效果见图 3。



左图为修复前现场; 中图为大堤外试验区场景; 右图为试验区南部即太漏运河北侧的各种水生植物, 长有水杉处是太漏运河南岸大堤

图 3 漏湖湖滨带生态修复试验前后效果对比

Left: before the ecological restoration; Middle and right: after the ecological demonstration project

Fig. 3 Pictures showing the lakeside zone of Gehu Lake before and after the ecological demonstration project

3 讨论

湖滨带是连接湖泊及其周边陆地环境的一个生态交错区, 最容易受到人类活动干扰, 也是拦截陆域污染的前沿屏障, 因此有效修复湖滨带群落, 能极大地缓解人类活动对湖泊生态的冲击。以往的一些湖滨带修复多以种植水生植物为主, 或以架设生物浮床为重点, 难以达到理想效果。本试验研究期望该修复技术能延伸应用到整个漏湖湖滨带 (吴晓东等, 2013)。因此, 采用了较为综合的修复技术, 即除了种植水生植物外, 还搭配放养鱼类 (鲢、鳙和细鳞鲮)、螺蚌等多种水生动物协同修复, 成为一个立体的和多层次的净化修复系统, 从而形成了湖滨带水生生物群落结构修复理念。经 2 年试验研究表明, 该湖滨带修复技术能有效改善水质。综合污染指数法评价水质表明: 对照点 (漏湖大湖区) 属于严重污染水平 (2.03 ~ 2.09), 试验区 (1.76 ~ 1.79) 和所有试验围隔 (1.63 ~ 1.67) 的污染指数均小于 2, 属于重污染水平; 单因子法评价水质表明: 主要

污染物为 TN 和 TP, 而 TN 属劣 V 类, TP 属 V 类, 其他水质指标均达到了 IV 类水质标准, 特别是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的浓度基本维持在 III 类水的水平。以往大量试验研究表明, 水生植物对水体总氮、总磷和氨氮均具有较高的去除效果 (李荫玺等, 2007)。经监测, 本试验区 2008 年的 TN 年均值为 2.66 mg/L, 对照点 (大湖) TN 年均值为 3.62 mg/L, 减少了 0.96 mg/L; 2009 年分别为 2.76 和 3.39 mg/L, 降低了 0.63 mg/L; 2009 年的 TP 年均值由对照点 0.197 mg/L 削减到 0.142 mg/L, 下降了 0.055 mg/L。在地表水水质标准中, TN 每个水质等级间的浓度差为 0.5 mg/L, TP 为 0.05 mg/L。示范区对 TN 的削减浓度远远大于 0.5 mg/L, 对 TP 也大于 0.05 mg/L。因此, 我们认为试验区对 TN 及 TP 的削减相当于提升了一个水质等级。然而, 遗憾的是在试验期间遭遇了 2008 年 1 月下旬的大雪天气、7 月 30 日的“凤凰”台风和 2009 年 7 月 20 日的“莫拉克”台风等恶劣天气, 致使风眼莲保种大棚全部损坏、试验围隔破损、消浪带被毁, 影响了试验区

及围隔内水生植物生长,也使试验结果的进一步向好受到了一定影响。

试验结果显示,2008年各监测点 COD_{Mn} 浓度呈现为上半年逐月升高、下半年逐月降低;2009年各监测点 COD_{Mn} 浓度波动较大,奇数月浓度较高,而偶数月浓度较低。2年中,试验区 COD_{Mn} 分别为对照点的 114.89% 和 106.91%,围隔则为 111.76% 和 105.53%。试验期间,虽然都高于对照点,但呈下降趋势。这表明影响湖滨带水质的因素是多方面的,除了氮磷外,还有有机质等其他因素。一是水生植物没有及时打捞,增加了水体有机物。由于生长和季节变化,人工种植的各种水生植物会产生较多的“枯枝落叶”,其凋落物及其残体沉降后分解(李文朝等,2001;葛绪广,2009),加大了溶氧消耗,导致水体 COD 不降反升。二是放养水生动物增加耗氧。连续2年放养的鲢鳙、细鳞鲴及螺蚌等被圈养,摄食后形成的粪便等也在局部水域堆积,增加了耗氧,再加上鱼类自身的排泄,都可能会增加水体的 COD 。三是放养鱼类扰动底质增加了水体有机质。试验区原为网围养殖区,养殖时间超过20年,底泥平均厚度达32 cm,其有机质、总氮及全磷等逐年增加(隋桂荣,1990)。对浅水湖泊而言,鲢可能会使底质-水界面扰动,而细鳞鲴以有机碎屑和底泥为食,其摄食扰动有助于底泥表层的营养物质进入水层(董双林,1994),引起 COD 升高。因此,在湖滨带修复过程中,及时打捞和清理水生植物不容忽视。

根据武汉东湖的试验研究(刘建康等,2003),鲢鳙遏制水华的有效生物量为 $46 \sim 50 \text{ g/m}^3$ 。本试验参考武汉东湖情况放养鲢鳙。由于2008年7月的汛期高水位及“凤凰”台风导致鲢鳙逃逸,以致冬季试捕一无所获。2009年初鲢鳙放养量为 58.14 g/m^3 ,年底的有效生物量达到 100.22 g/m^3 ,夏秋季节没有暴发蓝藻,表明该密度即能控制蓝藻水华暴发。但是,2008年试验区 $chl-a$ 比对照点(大湖区)高 33.49%,2009年则高 43.58%,说明该鲢鳙放养密度虽能控制蓝藻水华暴发但不能有效遏制藻类增长。一些研究表明,大型浮游植物被鲢大量滤食后减少了微小浮游植物的营养竞争者,一般情况下其生物量会上升(董双林,1994;刘敏等,2010)。这与我们在2006-2007年漏湖东岸的鸡渚港湖湾进行的小型围隔试验结果类似:其 $chl-a$ 由大到小依次是:放养鲢鳙围隔组 > 对照围隔组 > 养蚌围隔组 > 围隔外大湖区 > (菹草 + 狐尾藻 (*Myriophyllum verticillatum*) + 马来眼子菜) 围隔组 > 马来

眼子菜围隔组 > (马来眼子菜 + 浮叶、漂浮植物) 围隔组。这说明放养鲢鳙围隔的 $chl-a$ 均高于其他各种围隔,同时也说明沉水植物的抑藻效果好于鲢鳙(方焰星等,2010)。本试验以漂浮植物、浮叶植物、挺水植物为主,能通过对光、营养物质的竞争以及它感作用等对浮游植物产生抑制作用(胡延尖等,2010;唐萍等,2001;叶良涛等,2012)。本试验示范区仅有中心1个水质监测点位,如果点位增加、分布均匀,其 $chl-a$ 有可能进一步降低。与其他富营养化湖泊不同的是,漏湖浮游植物优势种类是点状平裂藻(顾谢军等,2011),可通过增加底栖贝类及螺类滤食,提高水体透明度,改变浮游植物群落结构(徐海军等,2010;刘旭博等,2011)。如何有效控制藻类生长将成为今后湖滨带修复技术的研究重点。

浅水湖泊湖滨带生态修复的主要目标是恢复水生植物。以往的试验研究表明,富营养化湖泊中水生植被的恢复是一个循序渐进的过程,营养盐、风浪、光照、水深及底泥等因素直接影响大型水生植物生长(秦伯强,2007)。而漏湖大洪港草、藻状态转换的主要环境因子是总磷(陶花等,2011),但叶绿素 a 及悬浮物浓度是影响漏湖水体光合有效辐射的重要因子之一(何尚卫等,2014),并且透明度也能直观反映 $chl-a$ 及悬浮物浓度。试验期间,2008年移栽耐污的马来眼子菜仅存活一段时间,在3个围隔播种经浸泡的苦草种子也没有长出来;2009年在F围隔和H围隔移栽了伊乐藻,H围隔搭配凤眼莲,G围隔以菹草、黑藻为主,搭配菱。这说明该湖滨带水域只适宜浮叶植物、漂浮植物及挺水植物生长,沉水植物难以生长或存活。据监测,2008年试验区透明度 33 cm、对照点(大湖区) 39 cm,2009年分别为 32 和 24 cm,可见试验区透明度变化不大,但对照点下降了 15 cm。据2004年4月至2005年4月调查(彭自然等,2007),漏湖透明度变化为 18 ~ 110 cm,年均值 41 cm;其南部透明度 49.5 cm,水草茂盛,与东太湖相似(何俊等,2008),属于草型稳态,北部为 35.4 cm,属于藻型稳态(陶花等,2011)。为解决当时漏湖网围内养蟹无水草问题,2003、2004年我们在东南部的军民桥湖湾,采用彩色聚乙烯双面涂塑编织布及毛竹围成面积为 25 m^2 ($5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$) 的正方形围隔 15 个,分为 5 组,每 3 个实验围隔一组,分别为对照组(空白)、黑藻组、狐尾藻组、伊乐藻组和苦草组。这 4 种沉水植物长势良好,水质清澈。其后在南部湖湾推广种草养殖无公害河蟹(孔优佳等,2005)。由此可见,在浅水湖泊

草型稳态期适宜沉水植物生长及恢复,而在藻型浅水湖泊中,沉水植物恢复的难度就可想而知了(张爱菊等,2011;吴晓东等,2013)。但恢复藻型浅水湖泊湖滨带漂浮植物、浮叶植物及挺水植物等水生植物是可行的。在溧湖东岸的大洪港、小庙港、军民桥、殷村港等湖湾,湖岸长度超过 10 km。在江苏省政府批准的溧湖生态渔业规划中,这些湖湾均为生态修复区。因此,建议进行大规模生态保护及修复,为溧湖湖滨带生态功能恢复、水环境改善及湖泊湿地生物多样性保护发挥应有作用。

志谢:江苏省溧湖渔业管理委员会办公室张明丰、姚建伟、花少鹏、王晓峰、陈亚宏、邬震祥、朱颖等同志对试验研究工作给予了大力支持及帮助!

参考文献

柴培宏,代嫣然,梁威,等,2010. 湖滨带生态修复研究进展[J]. 中国工程科学,12(6): 32-35.

董双林,1994. 鲢鱼的放养对水质影响的研究进展[J]. 生态学杂志,13(2): 66-68.

方焰星,何池全,梁霞,等,2010. 水生植物对污染水体氮磷的净化效果研究[J]. 水生态学杂志,31(6): 36-40.

葛绪广,王国祥,李振国,等,2009. 凤眼莲凋落物及其残体的沉降[J]. 湖泊科学,21(5): 682-686.

顾谢军,徐东炯,蔡焕兴,等,2011. 洮、溧水系湖库富营养化生态风险的特点与比较[J]. 环境监控与预警,3(3): 13-17.

何尚卫,李勇,赵海光,等,2014. 溧湖水体光学性质初步研究[J]. 湖泊科学,26(5): 707-712.

何俊,谷孝鸿,刘国锋,2008. 东太湖水生植物及其与环境的相互作用[J]. 湖泊科学,20(6): 790-795.

胡廷尖,王雨辰,陈丰刚,等,2010. 凤眼莲对铜绿微囊藻的化感抑制作用研究[J]. 水生态学杂志,31(6): 47-51.

黄峰,李勇,潘继征,等,2011. 夏季富营养化溧湖中沉水植物群落重建及水质净化效果[J]. 环境污染与防治,33(10): 9-14.

贾佩娇,胡忠军,武震,等,2013. 基于 ecopath 模型对溧湖生态系统结构与功能的定量分析[J]. 长江流域资源与环境,22(2): 189-197.

蒋火华,朱建平,梁德华,等,1999. 综合污染指数评价与水质类别判定的关系[J]. 中国环境监测,15(6): 46-48.

金相灿,等,2014. 湖滨带与缓冲带生态修复工程技术指南[M]. 北京:科学出版社:1-224.

孔优佳,花少鹏,2005. 溧湖网围无公害河蟹养殖技术研究[J]. 淡水渔业,35(3): 57-60.

李文朝,1997. 东太湖茭草植被改造实验研究[J]. 中国环境科学,17(3): 244-246.

李文朝,陈开宁,吴庆龙,等,2001. 东太湖水生植物生物物质腐烂分解实验[J]. 湖泊科学,13(4): 331-336.

李荫玺,胡耀辉,王云华,等,2007. 云南星云河口湖滨湿地修复及净化效果[J]. 湖泊科学,19(3): 283-288.

刘建康,谢平,2003. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践[J]. 生态科学,22(3): 193-196.

刘敏,徐敏娴,许迪亮,等,2010. 鲢、鳙非经典生物操纵作用的研究进展与应用现状[J]. 水生态学杂志,31(3): 99-103.

刘旭博,李柯,周德勇,等,2011. 三角帆蚌对蓝藻的滤食作用及其对沉水植物生长的影响[J]. 水生态学杂志,32(2): 17-24.

彭自然,陈立婧,江敏,等,2007. 溧湖水质调查与富营养状态评价[J]. 上海水产大学学报,16(3): 252-258.

秦伯强,高光,胡维平,等,2005. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考[J]. 湖泊科学,17(1): 9-16.

秦伯强,2007. 湖泊生态恢复的基本原理与实现[J]. 生态学报,27(11): 4848-4858.

隋桂荣,1990. 东太湖网围养鱼试验对底质的影响[J]. 湖泊科学,2(2): 61-65.

陶花,潘继征,沈耀良,等,2010. 溧湖沉水植物概况及退化原因分析[J]. 环境科技,23(5): 64-68.

陶花,潘继征,沈耀良,等,2011. 溧湖底质特性对菹草(*Potamogeton crispus*)和伊乐藻(*Eloдея Nattallii*)生长的影响[J]. 湖泊科学,23(3): 383-388.

陶花,潘继征,沈耀良,等,2012. 溧湖大洪港草藻状态转换的磷阈值[J]. 应用生态学报,23(1): 264-270.

唐萍,吴国荣,陆长梅,等,2001. 太湖水域几种高等水生植物的克藻效应[J]. 农村生态环境,17(3): 42-44,47.

汪院生,2013. 溧湖水环境演变及其原因分析[J]. 水利规划与设计, (8): 37-40, 55.

吴晓东,潘继征,李文朝,等,2013. 溧湖东岸生态修复试验区的水质净化效果[J]. 生态与农村环境学报,29(3): 284-289.

熊春晖,张瑞雪,季高华,等,2016. 江苏溧湖大型底栖动物群落结构及其环境因子的关系[J]. 应用生态学报,27(3): 927-936.

徐海军,凌去非,杨彩根,等,2010. 3种淡水贝类对藻类消除作用的初步研究[J]. 水生态学杂志,31(1): 72-75.

颜昌富,金相灿,赵景柱,等,2005. 湖滨带退化生态系统的恢复与重建[J]. 应用生态学报,16(2): 360-364.

杨红军,2008. 五里湖湖滨带生态恢复和重建的基础研究[D]. 上海:上海交通大学.

叶良涛,钱家忠,左胜鹏,等,2012. 不同营养水体对喜旱莲子草化感抗藻的影响[J]. 草业学报,21(1): 279-284.

张爱菊,叶金云,赵汉取,等,2011. 利用水生植物改善南太湖水质的研究[J]. 水生态学杂志,32(6): 32-37.

Ecological Restoration Technology Applied in the Lakeside Zone Demonstration Project of Gehu Lake

KONG You-jia¹, XU Dong-jiang², LIU Qi-gen³, HU Zhong-jun³

(1. Fisheries Management Commission of Gehu Lake, Changzhou 213161, P. R. China;

2. Changzhou Environmental Monitoring Centre, Changzhou 213014, P. R. China;

3. Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, P. R. China)

Abstract: Gehu Lake, located upstream of Taihu Lake, is the second largest lake in southern Jiangsu Province. Historically, it was a typical shallow macrophytic lake and played an important role in protecting water quality in Taihu Lake. However, large scale reclamation in the littoral zone beginning in the 1970s and the hardening of levees in the 1990s has seriously damaged the biological resources of the lake. Since 2008, Gehu Lake has been a turbid algae-dominated lake and large scale cyanobacterial blooms occur every year. The lakeside zone is a natural barrier, intercepting exogenous terrestrial pollutants and providing valuable habitat. In 2008 and 2009, we established an ecological restoration demonstration project in the riparian zone along the mouth of Tai-Ge canal, connecting Gehu Lake to Taihu Lake. This article is a detailed introduction to the demonstration project and the goal is to provide a useful reference for remediating littoral ecology and improving water quality in shallow lakes. The demonstration area, enclosed by netting, was 28.67 hm² and ten sampling stations (Stations A-J) were monitored. There were no macrophytes in the demonstration area and herbivorous fish were removed by gill net before the investigation began. In March of 2008, three experimental areas (Station A, B and C) were established in the eastern section of the project area and floating plants, macrophytes and emergent aquatic plants were introduced. In February of 2009, another three experimental areas (Station F, G and H) were established in the northern section of the project area and submerged plants and a smaller number of floating plants were introduced. During the investigation, silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*), bighead carp (*Aristichthys nobilis*), *Xenocypris microlepis* and triangle sail mussel (*Hyriopsis cumingii*) were released to the project area. To evaluate the effect of the ecological restoration project and analyze the nutrient reduction efficiency of different bioremediation techniques, we investigated the change in the phytoplankton and zooplankton communities and monitored water quality parameters. Water quality at Station A, B, C, D (central demonstration area) and E (control station, 1 500 m from the demonstration project) was monitored monthly in 2008 and then at Station F, G, H, I and J (the same locations as Station D and E) in 2009. Water quality monitoring results show that the comprehensive pollution indices in the demonstration project area ranged from 1.76 to 1.79 in 2008 – 2009, while the comprehensive pollution indices at the control station ranged from 2.03 to 2.09. The higher pollution indices at the control site indicates the ecological remediation project did improve water quality, although it remained heavily polluted. The floating plant-dominated wetland community developed well and played an important role in nutrient reduction. The average removal rates of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and ammonia nitrogen (NH₃-N) in the trial zone were, respectively, 26.52%, 27.92%, and (46.15 – 68.12)% compared with the control station. However, chlorophyll-a and the potassium permanganate index (COD_{Mn}) in the demonstration area were higher than at the control station. The enclosures within the demonstration project area removed TP most effectively (37.06%). Stocking silver carp and bighead carp effectively suppressed cyanobacterial blooms in the demonstration project area.

Key words: lakeside zone; aquatic animal; aquatic macrophyte; ecological restoration; Gehu Lake