

西太湖河网区恢复与退化河岸带 湿地生态及水环境功能比较

田自强 韩 梅^{*}, 张 雷

(中国环境科学研究院河流与海岸带环境研究室, 北京 100012)

摘要 对西太湖平原河网区严重退化的河岸带湿地进行恢复的基础上,开展了恢复后湿地和退化湿地内植物群落物种多样性,生物量,植物干物质体内氮、磷含量,湿地水体中悬浮物含量、氮、磷营养物质浓度以及恢复后湿地内反硝化作用等湿地生态和水环境功能方面的比较研究。结果表明:(1)已恢复湿地群落结构趋于完整,物种多样性指数值较高,一般在 1.7~3 之间,均匀度在 0.5~0.9 之间波动。退化湿地物种丰富度低,多样性指数值较低,分别在 0.3~1.5 (H')、0.15~0.65 (J')之间波动。在水花生 (*Alternanthera philoxeroides*) 入侵的群落内,种类稀少,且分布极不均匀,仅在 0.3~1 (H') 和 0.1~0.3 (J') 之间波动,群落结构严重退化。(2)在植物生长旺盛期,1 m² 湿地内的芦苇 (*Phragmites communis*)、香蒲 (*Typha orientalis*) 及茭草 (*Zizania latifolia*) 分别为 42, 18 株和 17 株。其在湿地内的生物量分别为 4692, 5142 kg 和 2182 kg;(3)上述物种单位干物质中的氮、磷平均含量分别达到 2.88 mg/g 和 2.09 mg/g,沉水植物作为滨岸带湿地群落结构的重要组成部分,不仅具有高的生物量,而且吸收氮磷能力强,单位干物质氮、磷含量分别达到 7.27 mg/g 和 4.14 mg/g;(4)植物对水体及沉积物中可溶性氮、磷的有效吸收以及颗粒态磷的自然沉降作用,使得上游来水中的总氮浓度流经湿地时,降至 0.15~0.89 mg/L 之间,平均下降了 85%;总磷浓度则由进水时的 0.248~0.598 mg/L,降至出水时的 0.002~0.083 mg/L;(5)滨岸带湿地对河水中悬浮物的有效拦截、滞留和吸附作用,使得入湖河水中的悬浮物含量降低了 90% 以上;(6)在高温缺氧的环境中,滨岸带湿地表现出较强的反硝化作用,且由河心向河岸逐渐增强的趋势。近河心处测定的 N₂O 通量为 0.034~0.068 之间,到河岸处升至 0.046~0.089。反硝化作用是削减水体中氮负荷的有效途径。

关键词 西太湖, 河网区, 滨岸带湿地, 生态和水环境功能

文章编号: 1000-0933 (2007) 07-2812-11 中图分类号: Q948 文献标识码: A

The comparison of ecological and environmental functions of restored and degraded riparian wetlands in the retiform fluvial region of West Taihu Lake

TIAN Zi-Qiang, HAN Mei^{*}, ZHANG Lei

River and Coastal Environment Research Center, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (7) 2812~2822.

Abstract : The research region is located in the retiform fluvial region of west Taihu Lake. With the pressure of increasing population and fast economical development, riparian buffer zones were gradually reclaimed to farmlands. In this study, the ecological and environmental functions between restored and degraded riparian wetlands were compared. The survey results show that the ecological indices of restored wetlands are higher than those of degraded ones, including species biodiversity, biomass of plants, the content of nitrogen and phosphorus nutrients in plants, the concentrations of nitrogen and phosphorus

基金项目: 国家“863”资助项目 (2002AA601012-06)

收稿日期: 2006-12-26; 修订日期: 2007-06-08

作者简介: 田自强 (1971~) 男, 河南省信阳市人, 博士, 副研究员, 主要从事植被生态学、景观生态学、湿地生态学研究。E-mail: tianzq@craes.org.cn

^{*} 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hanmei@craes.org.cn

Foundation item : The project was financially supported by National “863” Program, China (No. 2002AA601012-06)

Received date 2006-12-26; **Accepted date** 2007-06-08

Biography : TIAN Zi-Qiang, Ph. D., Associate Professor, mainly engaged in vegetation ecology. E-mail: tianzq@craes.org.cn

nutrients in water and the denitrification effects.

The species and plant numbers in restored area were high ,the biodiversity and even indices reached to 1.7—3 and 0.5—0.9 ,respectively ,indicating the relative good integrity of community structure. On the contrary ,numbers of species and plants in the degraded wetland were low ,the biodiversity and even indices varied between 0.3—1.5 and 0.15—0.65 ,respectively. In the community invaded by *alternanthera philoxeroides* ,the value of biodiversity and even indices were only 0.3—1.0 and 0.1—0.3 ,respectively ,indicating serious occurred degradation of the community structure. During the growing season ,the individuals per square meter of *Phragmites communis* ,*Typha orientalis* and *Zizania latifolia* in wetland area were 42 ,18 and 17 ,respectively. The biomasses of these three species in restored wetlands were 4692 ,5142 kg and 2182 kg ,respectively. The average nitrogen and phosphorus contents per unit dry biomass of these three species contained 2.88 mg/g and 2.09 mg/g ,respectively. In addition ,the submerged macrophytes ,which were the necessary components of wetland community ,inherited strong absorbency capacities and high biomass. The average nitrogen and phosphorus contents of five dominant submerged macrophytes were 7.27 mg/g and 4.14 mg/g ,respectively.

The concentrations of dissolved inorganic nitrogen of the outlet water of restored wetland reduced to 0.15—0.89 mg/L ,which were about 85% lower than that of the inlet water. The concentrations of TP of the inlet water were 90% higher than that of the outlet water of restored wetland ,mainly due to the salimentation and sedimentation functions of the restored wetland system. The SS contents of the upriver water were 90% lower than that of the downriver ,because of the obstruction and adsorption of SS by the restored wetland.

In the restored wetland ,the number of denitrifying bacteria in the terrestrial area and the transition area from water to terrene area were higher than that of water area. The flux of N₂O from the river center to the riverside increased gradually ,N₂O flux of riverside was 35% higher than that of river center. This result demonstrated that denitrification play an efficient role in eliminating the nitrogen content of the upriver water.

Key Words :the West Taihu Lake ；retiform fluvial region ；riparian wetland ；ecological and environmental functions

滨岸带是湿地的重要组成部分 ,具有减少污染物进入水体、提供野生动植物生境、改善水体生态环境等诸多功能 ,并可提供多用途娱乐场所和舒适环境以提高水体景观价值 ,在流域生态系统中发挥着重要的作用。国际上滨岸带研究起步较晚 ,直至 20 世纪 70 年代才提出滨岸带的正式定义 ,此后随着河流及湖泊生态系统保护的需 要 ,滨岸带研究的重要性日趋显现 ,与湿地恢复密切相关的退化滨岸带生态系统的恢复与重建已成为当今恢复生态学研究的重要内容之一 [1~5]。

我国湖泊众多 ,以青藏高原、长江中下游平原为分布最密集区。上述区域开发历史悠久 ,人类活动影响强烈 ,水体均处于不同程度的富营养化过程中。因此 ,对湖泊及其退化湖滨带生态恢复的研究起步较早 [6~10]。近年来 ,由于工业大量排污和农业面源污染的加重 ,使得河流自净能力严重下降 ,水环境质量恶化 ,流域自然生态退化。因此 ,对河流的污染治理及其退化河岸带的生态恢复研究工作近几年也相继开展 [11~15]。

位于长江三角洲南部的太湖流域 ,人口和产业集中、城市化水平高 ,在我国国民经济中占有重要的地位。长期的高强度开发 ,生态环境质量恶化现象比较突出 ,已成为制约太湖流域社会经济可持续发展的主要因素。特别是西太湖的平原河网区开发利用强度过高 ,生态环境结构破坏较为严重。以芦苇荡、滩涂和河流为主的自然湿地仅占西太湖湖滨带总面积的 8.89%。环境污染和生态退化现象突出 ,是影响和制约太湖水质改善和生态系统恢复的重要因子 [16]。对西太湖不同尺度的入湖河流进行的调查表明 ,河岸缓冲带受人为干扰严重。岸带垦殖现象严重 ,河网水系复杂。农村面源污染来源复杂、分布广、负荷大。

开展西太湖地区河岸带生态环境的调查和重建研究 ,为全面重建和恢复太湖平原河网区滨岸带的生态环境功能提供了丰富的基础数据和实践经验 ,对于促进太湖入湖水水质改善和流域的生态恢复有着十分重要的现实意义。同时对于我国相关的其它流域滨岸带生态恢复和建设也具有重要的参考价值和示范作用。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区入湖河流水质状况

研究区位于西太湖滨岸带环湖大堤东侧入湖河口区域,自分水至汴东 50km 长的范围内 (N 31°22.514′~31°13.742′,E 119°57.165′~119°53.023′)。境内分布有 60 多条入湖河流。由于防洪大堤的兴建,部分入湖河道被阻断。

近几年来,沿河岸建造了包括生产石油助剂、生物制剂等的化工企业一百多家。这些厂矿企业排出的大量有毒有害的废水废渣,直接通过河道排入太湖湖体,邻近地下水受到严重污染。两岸缓冲区土地的大面积垦殖,使得自然植被种类和数量稀少,植被覆盖率低下,导致大量未分解吸收的化肥、农药随地表径流注入入湖河流。

2005 年 10 月份,对西太湖共计 24 条入湖河流进行的水质监测表明,水体水质大部分低于Ⅳ类水标准。其中,水体中总氮、总磷和 COD_{Mn} 浓度超过Ⅳ类水质标准的河流分别为 18 条、10 条和 8 条。总氮浓度超过Ⅴ类水质标准的河口为 16 个,占到总采样点数的 66.67%;总磷浓度接近或超过Ⅴ类水质标准的河口为 6 个,占到总采样点数的 25%;COD_{Mn} 浓度接近或超过Ⅴ类水质标准 (15mg/L) 的河口为 6 个,占到总采样点数的 25%,大部分入湖河流生态环境处在严重的退化状态 (表 1)。

表 1 2005 年西太湖河网区各河流水体 COD_{Mn} 监测数值 (mg/L)

采样点 Sampling spots	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
COD _{Mn}	6.933	7.733	6.133	6.933	15.2	9.067	23.733	16.533	12.267	7.733	8.267	7.467
采样点 Sampling spots	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
COD _{Mn}	6.4	6.667	6.133	8	5.6	6.933	7.2	11.2	23.2	26.667	17.067	0.8

1. 小金河 2. 青店河 3. 盛渎河 4. 殷村河 5. 沙塘河 6. 欧渎河 7. 毛渎河 8. 郝渎河 9. 洋溪渎河 10. 茭渎河 11. 社渎河 12. 官渎河 13. 洪巷河 14. 城东湖 15. 大浦河 16. 林庄河 17. 朱渎河 18. 黄渎河 19. 庙渎河 20. 双桥河 21. 八房河 22. 定跨河 23. 乌溪河 24. 南黄渎河

1. Xiaojin river 2. Qingdian river 3. Shengdu river 4. Yincun river 5. Shatang river 6. Oudu river 7. Maodu river 8. Zhudu river 9. Yangxi river 10. Jiaodu river 11. Shedu river 12. Guandu river 13. Hongxiang river 14. Chengdong river 15. Dapu river 16. Linzhuang river 17. Zhudu river 18. Huangdu river 19. Miaodu river 20. Shuangqiao river 21. Bafang river 22. Dingkua river 23. Wuxi river 24. Nanhuangdu river

长期对河道两侧的农田和菜地进行的无序施肥以及沿岸两侧农村居民点生活污水的随意排放,是引起水体中总氮浓度居高不下的主要原因 (图 1)。入湖河流的水体富营养化和局部水域的有机污染问题,使得太湖部分水体已丧失了饮用功能,造成太湖流域内既存在资源型缺水,又存在水质型缺水的两重性,水环境形势严峻。

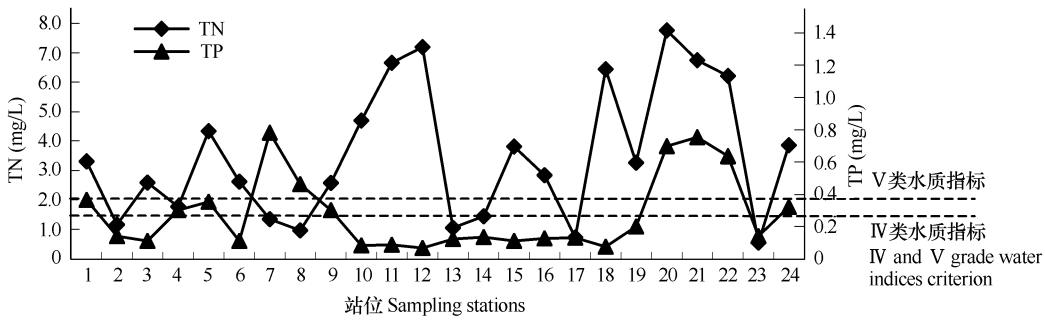


图 1 2005 年西太湖河网区各河流水体 TN、TP 监测数值

Fig. 1 The TN and TP concentration of 24 rivers water in west Taihu lake in 2005 (mg/L)

1.2 退化湿地恢复区的选择

位于江苏省宜兴市区东郊的大浦镇境内 (E :119°54'807" ,N 31°17'104"),属西太湖典型平原河网区,为

宜兴市工业十强乡镇。该地区人均耕地面积仅为 $0.91 \times 66.6\text{m}^2$ 。非农劳动力占全部劳动力的比重为 52%。农村土地城镇化迅速扩张,生态环境状况明显恶化,突出表现为自然湿地的大面积消失,入湖河流生态系统均出现不同程度的退化。

选取大浦镇林庄河水系由北往南流向的退化支流进行河岸带湿地的恢复,以比较研究区内退化河岸带湿地与恢复后的滨岸带湿地在生态和水环境功能方面的差异。

恢复河道长度为 150m,总面积 9600m²。恢复的滨岸带湿地类型由北向南河段依次为芦苇 + 香蒲 + 茭草群落、芦苇 + 茭草群落、香蒲群落、芦苇群落、香蒲群落和芦苇群落。

1.3 分析测试内容及方法

1.3.1 物种多样性的测定

采用物种丰富度指标,对恢复后的不同类型滨岸带湿地植物群落及退化湿地群落进行植物物种多样性方面的测定^[7]。

Shannon-Wiener 多样性指数

$$H' = - \sum_{i=1}^s (P_i \ln P_i)$$

(1)

Pielous 均匀度指数

$$J = (- \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i) / \ln S$$

(2)

式中 P_i 为 n_i/N n_i 为第 i 种生物的个体数, S 为总个体数。

1.3.2 湿地植物生物量及其干物质体内 N/P 的测定

对群落内的受测植物面积进行测量,随机选取面积为 1m × 1m 的植物地上及地下生物量进行收割后称重,然后放入烘箱内进行烘干、称重。植物干重中 N、P 含量的测定中,全氮采用硫酸消解,硫酸钾-硫酸铜-硒混合催化剂催化,凯式定氮法,全磷采用硫酸-双氧水消解,钼锑抗比色法^[8]。

1.3.3 水体中悬浮物动态监测

将容量为 500ml 的烧杯分别置于 6 个恢复湿地群落内,定期收集水体中沉降的悬浮物。另外,与水样采集同步,对进出各湿地群落的水体进行悬浮物的收集。然后进行室内烘干、称重。

1.3.4 湿地内 N₂O 气体排放量测定

于 2005 年 6 ~ 10 月份期间,定期在已恢复滨岸带湿地内的不同水位梯度下选点,安装收集气体的密闭箱进行取样,取样时间为 5,10,20min。各点分别抽取一次气体样品,重复 3 次。气体样品带回实验室,用流动分析仪 (Skalar SANplus segmented flow analyzer) 分析样品中 N₂O 气体的含量。

1.3.5 水体中可溶性氮、磷含量测定

定期对进出湿地的水体进行取样,在野外实验站采用荷兰产 SKALAR SAN⁺⁺ 自动分析仪进行测定。测定项目包括:总氮 (TN)、总磷 (TP)、硝态氮 (NO₃⁻-N)、氨态氮 (NH₄⁺-N)、磷酸盐 (PO₄³⁻-P),每一样点的测定指标取平均值。

2 结果分析

2.1 滨岸带恢复湿地与退化湿地植物群落物种多样性比较分析

在保证河水畅通的情况下,对因受人为损坏和波浪侵蚀的河床及滨岸带土壤结构进行了修复,以保证湿地植物生长所需的底质及水文条件。在湿地基底修复过程中,尽量保留原生地物种。同时,对乡土湿地植物进行移植和扩繁,补充缺失的生长于不同水位梯度的湿地植物。其中移植的大型挺水植物有芦苇、香蒲和茭草,小型挺水植物有野荸荠 (*Eleocharis plantagineiformis*)、水芹 (*Oenanthe javanica*);浮叶植物有睡莲 (*Nymphaea tetragona*)、野菱 (*Trapa incisa*);扩繁植物以沉水植物为主,包括金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*)、茳草 (*Potamogeton crispus*)、黑藻 (*Hydrilla verticillata*) 等。

在湿地恢复过程中,受湿地土壤、河水水质以及原滨岸带种质库等生境的影响,不同河段的物种多样性均

有不同程度的提高。已恢复湿地物种种类由最初种植的 12 种 增加到了 33 种。其中分布于岸带的当地广布种增加有 蘆草 (*Scirpus triqueter*)、大画眉草 (*Eragrostis cilianensis*)、千金子 (*Leptochloa chinensis*)、珍珠草 (*Eriocaulon truncatum*)、马唐 (*Digitaria sanguinalis*) 等 8 种 ;两栖性植物有水蓼 (*Polygonum hydropiper*) 和外来种水花生。小型挺水植物有灯心草 (*Juncus effusus*)、水莎草 (*Juncellus serotinus*)、慈姑 (*Sagittaria sagittifolia*)、密穗砖子苗 (*Mariscus compactus*)、雨久花 (*Monochoria korsakowii*)、水蕨 (*Ceratopteris thalictroides*) 6 种 ;漂浮植物增加有紫萍 (*Spirodela polyrhiza*)、槐叶萍 (*Salvinia Natans*)、荇菜 (*Nymphoides peltata*) 3 种 ;沉水植物有丽藻 (*Nitella agardh*) 和小茨藻 (*Najas minor*) 两种 ,主要分布于湿地的深水区域 ,除水花生外 ,其余均为当地种 (表 2)。

表 2 恢复湿地与退化湿地群落物种多样性指数比较

Table 2 The comparison of species biodiversity indices between restored wetlands and degraded ones

群落类型 Community types		R	H'	J
恢复湿地 Restored wetlands	A	30	2.5422	0.748
	B	26	3.047	0.935
	C	24	2.4157	0.760
	D	28	1.7182	0.516
	E	26	1.7314	0.531
	F	25	2.0065	0.623
退化湿地 Degraded wetlands	G	12	1.139	0.458
	H	9	1.4305	0.651
	I	9	0.7642	0.348
	K	8	0.3235	0.156

A. 芦苇 + 香蒲 + 茭草群落 ;B. 芦苇 + 茭草群落 ;C. 香蒲群落 ;D. 芦苇群落 ;E. 香蒲群落 ;F. 芦苇群落 ;G. 香蒲-水花生群落 ;H. 芦苇 + 香蒲-水花生群落 ;I. 茭草-水花生群落 ;K. 水花生群落

A. *Phragmites communis* + *Typha orientalis* + *Zizania latifolia* community ;B. *Phragmites communis* + *Zizania latifolia* community ;C. *Typha orientalis* community ;D. *Phragmites communis* community ;E. *Typha orientalis* community ;F. *Phragmites communis* community ;G. *Typha orientalis*-*Alternanthera philoxeroides* community ;H. *Phragmites communis* + *Typha orientalis*-*Alternanthera philoxeroides* community ;I. *Zizania latifolia*- *Alternanthera philoxeroides* community ;K. *Alternanthera philoxeroides* community

对研究区内的退化河岸带湿地调查表明 ,群落内物种稀少 ,仅为恢复后湿地的三分之一左右。芦苇、茭草等大型挺水植物沿河岸浅水区域呈片断状分布 ,盖度仅为 2% ~ 35%。水花生由河岸向河心大面积扩张。在未被水花生占据的小块区域内或水花生群落下方 ,有浮萍、荇菜等漂浮植物小片分布。岸边则以适应性强的禾本科植物稗子 (*Echinochloa crusgalli*)、光头稗 (*E. colonum*)、狗尾草 (*Setaria viridis*)、李氏禾 (*Leersia hexandra*)、狼尾草 (*Pennisetum alopecuroides*)、荻草 (*Arthraxon hispidus*) ,蓼科的水蓼、杠板归 (*Polygonum perfoliatum*) ,茜草科的猪殃殃 (*Galium aparine* var. *tennerum*) 分布 (图 2)。

恢复后的湿地物种丰富度不仅高 ,而且处于不同水位梯度的植物物种数量增多 ,且分布较为均匀。物种多样性指数值较高 ,一般在 1.7 ~ 3 之间波动 ,其中的芦苇 + 茭草群落达到 3.047。均匀度指数在 0.5 ~ 0.9 之间波动 ,最高达 0.935。与恢复后湿地群落相比 ,退化湿地物种丰富度低 ,仅为恢复后湿地的三分之一左右。由于物种种类少 ,且植物分布不均 ,多样性指数值较低 ,分别在 0.3 ~ 1.5 ,0.15 ~ 0.65 之间波动。群落结构不完整 ,已处于严重退化阶段 (图 3)。

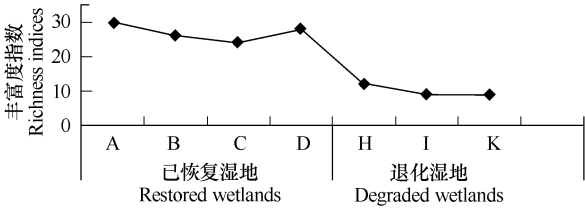


图 2 已恢复湿地与退化湿地物种丰富度比较

Fig. 2 The comparison of plant species richness between restored wetlands and degraded ones

外来种水花生是我国江南地区分布广泛 ,危害严重的恶性杂草。在河道内一般由河岸向河心蔓延 ,直至填满河道。在沿河岸分布的大型挺水植物群落内 ,水花生前端茎秆向上生长 ,达到 1m 以上 ,与茭草或芦苇争夺群落空间 ,在大型挺水植物分布少的河心区 ,匍匐生长 ,几乎覆盖整个水面。水花生入侵的群落 ,物种种类稀少 ,且分布极不均匀 ,群落结构严重退化。多样性指数低下 ,一般在 0.3 ~1 之间波动 ,均匀度指数值在 0.1 ~0.3 之间波动 (图 4)。

2.2 湿地植物生物量测定

植物群落的最大生物量是湿地生态系统的重要指标 ,植物生产率的估算 ,主要由最大生物量来决定 ,它代表着湿地演替的相关阶段。湿地之所以被认为是最具生产力的生态系统 ,其中很重要的一方面就是其生物量的表征。氮、磷作为植物营养的三要素之一 ,既是构成植物体内多种重要有机化合物的组成成分 ,又能以多种方式参与植物体的生理过程。对促进植物生长发育和新陈代谢 ,完成植物生活史起着重要的作用。植物体内的氮、磷来源于水体及土壤 ,植物体通过对水体和土壤中氮、磷的吸收 ,起到了净化水质的目的。从一定意义上来说 ,植物最大生物量的高低 ,也是衡量湿地群落净化水质能力大小的尺度。

在湿地植物最大生长期 ,对生长于 6 个湿地类型中的大型挺水植物区、小型挺水植物区、浮叶植物区以及沉水植物区的优势植物进行了单位面积及实际占地面积最大生物量的称重和估算。结果表明 ,1m² 湿地内的芦苇、香蒲及茭草 3 种大型挺水植物株数分别为 42 株 ,18 株和 17 株。湿地内总的最大生物量鲜重/干重分别为 :4692kg/1863kg ,5142kg/1789kg ,2182kg/798. 7kg ;以野荸荠为主的浅水区域内 ,生物量为 4876kg/2261kg ,以睡莲为主的浮叶区域内 ,生物量为 147. 18kg/38. 461kg (表 3)。

表 3 恢复湿地内主要植物生物量
Table 3 The fresh weights of dominance plants in restored wetlands

群落类型 Community types	群落面积 Community area (m ²)	芦苇总鲜/干重 <i>Phragmites communis</i> fresh and dry weight (kg)	香蒲总鲜/干重 <i>Typha orientalis</i> fresh and dry weight (kg)	茭草总鲜/干重 <i>Zizania latifolia</i> fresh and dry weight (kg)	野荸荠总鲜/干重 <i>Eleocharis plantagineiformis</i> fresh and dry weight (kg)	睡莲总鲜/干重 <i>Nymphaea tetragona</i> fresh and dry weight (kg)
A	336	672/267	2073/721	714/262	1316/610	28. 38/7. 42
B	336	887/352	—	571/210	1367/634	21. 29/5. 56
C	296	1213/482	—	428/157	705/327	24. 84/6. 49
D	255	1184/470	—	326/117	304/141	28. 32/7. 4
E	240	126/50	3015/1049	21/7. 7	698/324	26. 61/6. 95
F	240	610/242	54/19	122/45	486/225	17. 74/4. 64
合计 Total	1703	4692/1863	5142/1789	2182/798. 7	4876/2261	147. 18/38. 46

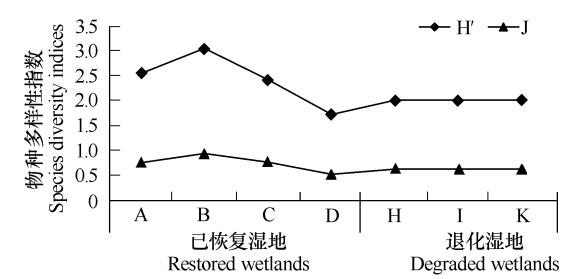


图 3 已恢复湿地与退化湿地群落物种多样性指数比较
Fig. 3 The comparison of plant species biodiversity indices between restored wetlands and degraded ones

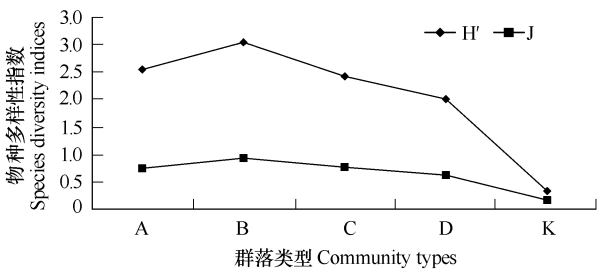


图 4 恢复后湿地群落与水花生群落物种多样性指数比较
Fig. 4 The comparison of species biodiversity indices between restored communities and *Alternanthera philoxeroides* ones

2.3 湿地植物体内氮/磷含量测定

从湿地生态系统化学过程来讲,由于处在不同生态位的植物,其根、茎、叶对水体或沉积物中的氮、磷吸收方式是多样的,决定了多样性高的群落对水体或沉积物中氮、磷的吸收途径更广,净化水质的能力更强。

对湿地内优势种进行单位干物质氮、磷含量测定表明,大多数湿地植物体内氮含量普遍较高,而芦苇除对氮有较高的吸收和同化作用外,对磷的吸收和同化量较大,达到 3.71mg/g。由于大型挺水植物单位生长面积具有高的生物量,对水体及底泥中的氮、磷等营养物质的吸收和同化量较大,因此对水质净化具有举足轻重的作用。与其他受试水生植物相比,水芹单位干物质含氮素量达到 8.86mg/g,远远高于其它植物。作为一种乡土种和具有一定经济价值的植物,可适于湿地恢复中的小型挺水植物。睡莲具有发达的地下茎、粗长的叶柄和宽大的叶片,可充分吸收水体和底质中的氮素。测定结果显示,单位干物质的叶、叶柄和地下茎氮素含量分别达到 6.15、2.92mg/g 和 2.78mg/g (表 4)。

表 4 几种湿地植物每克干物质体内氮与磷含量

Table 4 The nitrogen and phosphorus contents of dry biomass in plant (mg/g)

含量 Content	芦苇 <i>Phragmites communis</i>	香蒲 <i>Typha orientalis</i>	茭草 <i>Zizania latifolia</i>	水芹 <i>Oenanthe javanica</i>	睡莲 <i>Nymphaea tetragona</i>	槐叶萍 <i>Salvinia natans</i>
N	2.82	3	2.83	8.86	3.55	4.52
P	3.71	1.28	1.27	1.87	2.14	1.53

沉水植物是所有水生植物中与水环境关系最为密切的生活型,它占据水体和底质的主要界面,形成水体两大营养库之间的有机接合部,对水体中生物生产力和生物地化循环产生关键性影响,是完整的湿地群落结构重要组成部分^[9]。沉水植物的根和营养体都有吸收矿质营养的能力,通过对沉水植物成体的适度收割,从湿地水体和底质中带走部分氮、磷,是降低水体氮、磷浓度,减轻水体富营养化程度的有效途径。

对沉水植物区近 300m²生长的茳草、黑藻和金鱼藻 3 个优势种组成的沉水植物群落进行的最大生物量和单位干物质质量的测定和估算表明,每株鲜重分别达到 8.79、9.19g 和 4.06g。最大鲜重生物量分别达到 1600、1555kg 和 1200kg。作为主要伴生种的丝叶茨藻 (*Najas japonica*) 和 多孔茨藻 (*N. indica*),最大鲜重生物量分别达到 360kg 和 510kg (表 5)。

表 5 湿地内主要沉水植物生物量

Table 5 The fresh weights of dominance submerged macrophytes in restored wetlands

项目 Item	茳草 <i>Potamogeton crispus</i>	黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	丝叶茨藻 <i>Najas japonica</i>	多孔茨藻 <i>N. indica</i>
鲜重 Fresh weight (g/ind)	8.79	9.19	4.06	7.1	8.65
干重 Dry weight (g/ind)	2.2	2.71	0.99	2.15	2.21
总鲜重 Total fresh weights (kg)	1600	1555	1200	360	510
总干重 Total dry weights (kg)	400	459	293	109	130

对 5 种沉水植物进行的单位干物质氮、磷含量测定表明,3 个优势种均具有较高的氮含量,平均在 7.5 ~ 8.5mg/g 之间;丝叶茨藻和 多孔茨藻氮含量差别不大,分别为 6.46mg/g 和 5.56mg/g。5 种沉水植物之间单位干物质中的磷含量无较大差别,一般在 3.5 ~ 4.5mg 之间 (表 6)。对湿地内收获的沉水植物干物质总量估算可知,5 种沉水植物在一个生长期内从水体和底泥中共带走氮素 10.7kg,磷素 5.46kg。由于不同沉水植物花果期有一定的差别,因此可根据植物的生长周期特点,对相应的沉水植物进行及时收割,避免生物体内的营养物质通过活体释放或死亡体腐烂释放到水体中,造成氮、磷素对河水的二次污染。

表 6 几种沉水植物干物质氮/磷含量

Table 6 The nitrogen and phosphorus contents of dry biomasses in submerged macrophytes

含量 Content	菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	丝叶茨藻 <i>Najas japonica</i>	多孔茨藻 <i>N. indica</i>
N (mg/g)	8.27	7.63	8.43	6.46	5.56
P (mg/g)	4.13	4.56	4.4	3.42	4.2
植物氮总含量 Total weights of nitrogen in submerged macrophytes (kg)	3.31	3.5	2.47	0.7	0.72
植物磷总含量 Total weights of phosphorus in submerged macrophytes (kg)	1.65	1.6	1.29	0.37	0.55

2.4 恢复湿地对水体中 SS 去除效果分析

在对林庄河滨岸带自然湿地恢复的基础上,于 2005 年 6 月底到 9 月上旬之间,对进出湿地水体中的 SS 浓度进行了动态监测,结果表明,连续降雨使得河水流量大,流速较快,雨水对河岸的冲刷和底泥受来水扰动增大,水体中的悬浮物自然沉降量少,沉降悬浮物量在 0.1kg/m³ 左右,占到来水悬浮物含量的 30~35%。同时较快的水体流速,使得湿地植物群落对来水中的悬浮物仅能进行有限的拦截和吸附作用。滞留于沉水植物器官单位面积上的悬浮物含量仅为 0.07kg,占到来水悬浮物含量的 20%。因此,进入湿地内的悬浮物含量波动较大。由下图出水 SS 含量曲线可知,河水流经 6 个湿地群落的过程中,出水水体中 SS 含量依次呈下降趋势,即距离进水口越远,SS 含量越少。6~7 月份,来水水体中 SS 含量在 10~42mg/L 之间波动,出水水体中的 SS 含量均未检出,表明滨岸带湿地起到有效拦截水体中悬浮物的作用。进入 8 月份的丰水期,来水水体中 SS 含量增加,一般在 25~46mg/L 之间,出水水体中的 SS 在 11~13mg/L 之间波动,湿地对河水水体中的 SS 去除率仍保持在 60% 以上。9 月中旬以后,雨水较少,悬浮物含量一般在 0.25~0.3kg/m³ 之间,较大颗粒的悬浮物在流经湿地的过程中通过自然沉降过程沉积于湿地基底,一般占到进水悬浮物总量的 45~55%,通过沉水植物茎、叶的吸附作用,可拦截进水悬浮物总量的 30% 左右。河水流出湿地时,出水 SS 含量降到最低点。(图 5)。

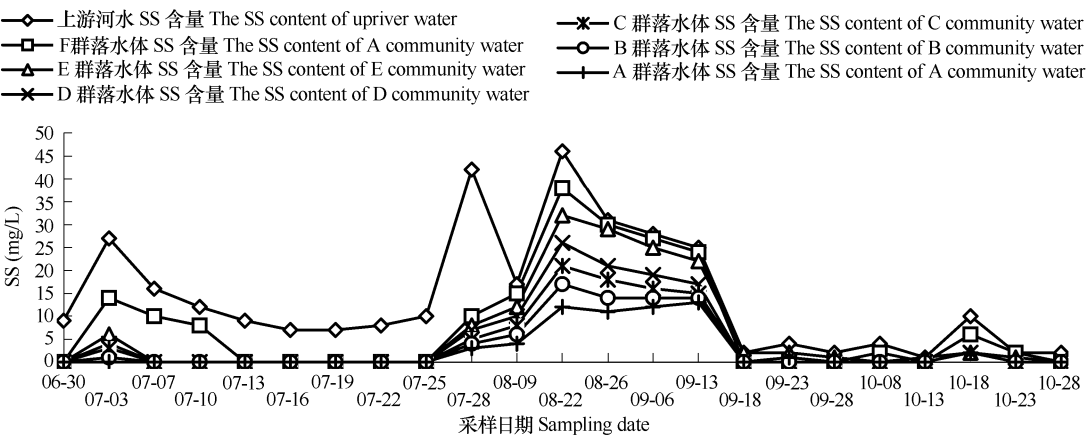


图 5 恢复后的滨岸带各湿地单元 SS 去除效果比较分析

Fig. 5 The comparison of suspension content in the water of each restored wetland

2.5 恢复湿地对水体中 N/P 去除效果分析

6~8 月份是植物营养生长的旺盛期,其对水体和土壤中 N 素的吸收、转化,是水体中 TN 浓度降低的主要因素之一。对流入滨岸带恢复湿地内的河水中总磷含量的连续测定表明,来水水体中 TN 含量在 2.75~

4. 70mg/L 之间 ,出水水体中的 TN 含量在 0. 15 ~ 0. 89mg/L 之间 ,平均下降了 85% ,在某些时段最高可达 90% 以上。进入 9 月份的植物繁殖期 ,植物光合作用下降 ,对水体中营养物质吸收能力开始减弱 ;同时植物部分茎、叶死亡体开始向水体中大量释放储存于体内的氮等营养物质 ,土壤中可溶性氮也渗入到水体中 ,湿地出水水体中 TN 含量急剧上升。因此 ,在秋季对湿地植物的收获是防止氮、磷等营养物质向水体释放 ,带来二次污染的必要途径 (图 6)。

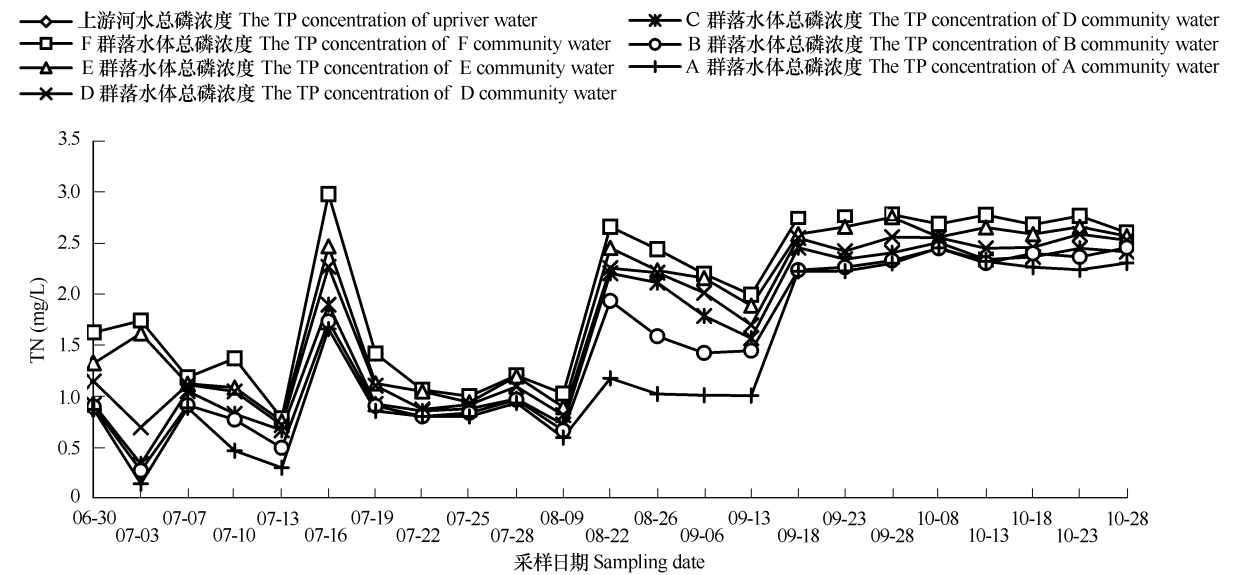


图 6 恢复后的滨岸带各湿地单元 TN 去除率比较分析
Fig. 6 The comparison of TN content in the water of each restored wetland

湿地植物对河水中 TP 的吸收与对 TN 的吸收遵循相似的规律。在 7 ~ 9 月份的大部分时段内 ,由于植物对水体及沉积物中可溶性磷的吸收能力增强以及上游来水中颗粒态磷的自然沉降 ,出水水体中的 TP 浓度与进水相比 ,下降了 80% 以上。此后 ,随植物光合作用下降 ,对水体中营养物质吸收能力开始减弱 ,同时植物部分茎、叶死亡体开始向水体中释放储存于体内的磷等营养物质 ,湿地出水水体中 TP 浓度有所上升 (图 7)。

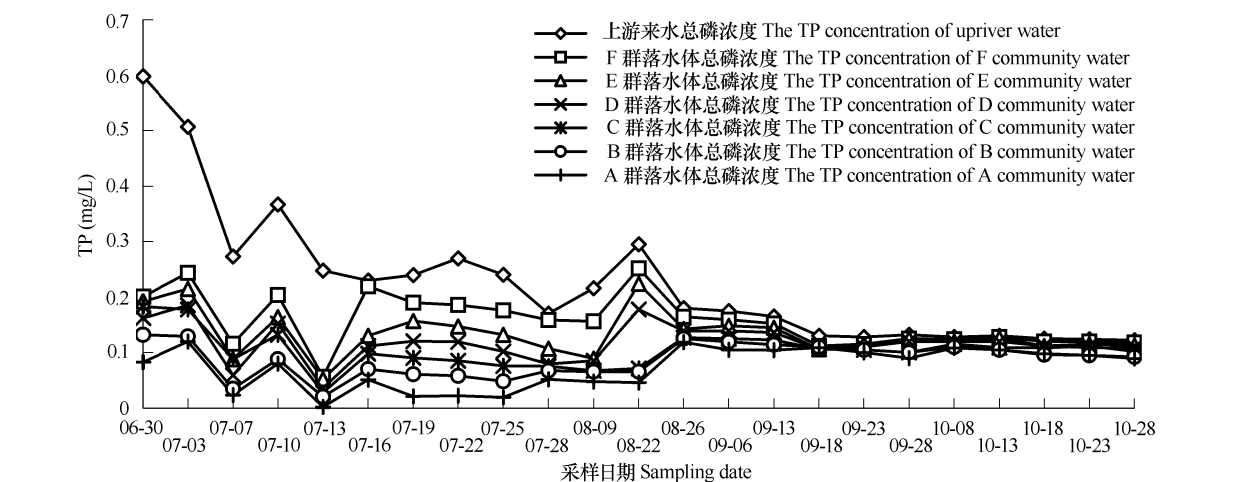


图 7 恢复后的滨岸带各湿地单元 TP 去除率比较分析
Fig. 7 The comparison of TP content in the water each restored wetland

2.6 已恢复滨岸带湿地内 N₂O 排放量测定

河道底泥对氮的吸附、聚集能力较强。水流及风浪会导致底泥扰动 ,底泥中的氮在合适的条件下通过硝

化作用释放到水中,引起水体富营养化。同时在缺氧条件下,滨岸带又是河流水生生态系统内重要的反硝化脱氮作用的潜在活跃区域。反硝化细菌也可将底泥中氮转化为 N_2O 或 N_2 释放到大气中去,减少水体中氮浓度而达到净化水体的目的。

对恢复后的滨岸带不同水位梯度下的 N_2O 的动态监测表明,离河岸带水边界越远的区域,底泥中的反硝化作用越弱。在近岸处 N_2O 通量在 0.046 ~ 0.089 之间波动,远离河岸处的 N_2O 通量相应地降到 0.034 ~ 0.068。这可能是由于靠近河心处,河水交换频繁,溶解氧浓度较高,硝化细菌数量占一定优势。同时此处生长的沉水植物进行的光合作用,也使得水体中的溶解氧浓度较高,水体及底泥中的硝化细菌数量也占一定优势。在靠近河岸的地带,水体扰动减弱,同时上游滞留与此的生物残体的沉积,使得水体及底泥内溶解氧浓度降低,反硝化细菌数量占据一定优势。随温度的升高,这种情况在陆向辐射区和水位变幅区表现尤为明显。另外,夏季 6 ~ 8 月份的高温季节,由反硝化作用引起的 N_2O 气体排放通量较高,近岸处基本稳定在 0.089 左右,到了 9 ~ 10 月份,随气温的逐渐降低, N_2O 排放通量降至 0.04 ~ 0.05 之间波动(图 8)。

3 结论与讨论

研究区高强度的人类经济活动,带来高密度的土地利用及高负荷的农村面源污染。由环境污染引起的水体富营养化,改变了生物原有的进化和适应模式。同时,外来种的入侵,影响着水生生态系统各个层次的结构、功能和动态,使得水生生物群落结构趋于单一化,物种多样性丧失。

对严重退化的河岸带湿地进行恢复后的监测结果表明,以芦苇、香蒲、茭草等大型挺水植物为优势种的滨岸带湿地内,植物种类增加了 175%,物种多样性指数值较高,一般在 1.7 ~ 3 之间波动,均匀度指数在 0.5 ~ 0.9 之间波动,群落结构趋于完整。

与受损或退化的湿地群落相比,群落结构较为完整的湿地,不仅表现出较多的物种种类,而且具有较大的生物量。测定结果显示,在面积为 2100m² 的恢复湿地内,不同水位梯度下生长的水生植物总鲜重达到 2 × 10⁴ kg,其中大型挺水植物占到 60%,沉水植物占到 26%。

群落内植物生物量的提高,一定程度上反映了湿地群落对水体和底泥中氮、磷营养物质吸收能力的增强,是河水水质得以改善的主要因素之一。动态监测结果显示,在植物生长旺盛期,流经湿地的河水中的氮、磷等营养物质的浓度下降了 80% 以上。同时,湿地植被对河水流速的减缓和其中悬浮物的有效拦截和吸附作用,大大提高了入湖河水的透明度。

由硝化-反硝化细菌所引起的硝化-反硝化作用是土壤、湿地中氮素损失的重要机制之一。对恢复后的滨岸带湿地进行了 N_2O 通量的动态监测,在高温、缺氧条件下,湿地水体和底泥中的反硝化细菌能将无机氮盐还原为气态的 N_2O 及 N_2 释放到大气中,从而削减了水体中的氮负荷,对富营养化的水体的净化作用具有特别重要的积极意义。

西太湖河网区经过半个多世纪的发展,人均耕地面积仅为全国平均水平的 70% 左右。进行大规模地湿地恢复工程,将会使人多地少的矛盾趋于恶化。针对河岸带缓冲区湿地的恢复,可利用河岸带自然地理地形,通过现场调查,在较全面地考虑西太湖湖滨带土地利用/土地覆被现状基础上,利用水网地区存在的众多库、塘、小溪、断头河及洼地的特有条件,建立多水塘-湿地修复基础上的净化系统。构建相应的河岸带不同水位梯度的乔、灌、草相结合的湿地群落。提高河岸带湿地群落的生物多样性,形成比较完整的,自我维持的水生

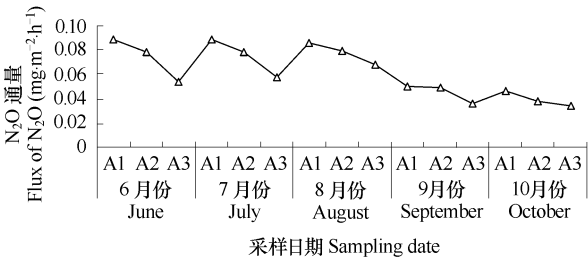


图 8 恢复湿地内不同水位梯度下的 N_2O 通量比较

Fig. 8 The comparison of N_2O flux with different water lines in restored wetland
A 为恢复后的滨岸带湿地;1,2,3 分别为由河岸向河心方向设置的不同水位梯度的测点
A : restored wetlands ;1,2,3 delegates the different water lines site from the center to the riverside respectively

生态系统,同时起到降低入湖河水农村面源污染物浓度的作用。

References :

[1] Mander U ,Kuusemets V ,Krista L. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering* ,1997. 8.

[2] Ryan R L. Local perceptions and values for a midwestern river corridor. *Landscape and Urban Planning* ,1998. 42.

[3] Whigham D F. Ecological issues related to wetland preservation , restoration , creation and assessment. *The Science of the Total Environment* , 1999 240.

[4] Webb A A ,Erskine W D. A practical scientific approach to riparian vegetation rehabilitation in Australia. *Journal of Environmental Management* , 2003 68.

[5] Philippe G F ,Hill A R. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology* ,2004 292.

[6] NIGLAS ,The primary report of integrative investigation in Taihu Lake. Scientific Publishing House ,1965.

[7] Sun S C ,Huang Y P. Taihu Lake. The primary report of synthetical. Beijing Ocean Press ,1993.

[8] Xu P Z ,Qin B Q. Degeneration of ecosystem of lakeside zone around Taihu Lake and planning for its rehabilitation. *Water Resources Protection* , 2002 , (3) 31 — 36.

[9] Chen H S. Restoration project of the ecosystem in Taihu Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin* 2001 ,10 (2) :173 — 178.

[10] Qin B Q ,Hu W P ,Cheng W M. The Evolutive Process and Mechanism of Aqueous Environment in Lake Taihu. Beijing :Scientific Publishing House 2004.

[11] Chen J Q. Study on riparian zone and the restoration and rebuilding of its degraded ecosystem. *Chin. J. Appl. Ecol.* ,1996 7 (4) 439 — 448.

[12] Dai Q Y ,Jiang X C ,Wang Y W ,et al Eco-engineering simulation on pollutant control in river courses of Taihu Lake. *Chin. J. Appl. Ecol.* ,1995 , 6 (2) 201 — 205.

[13] Deng H B ,Wang Q C ,Wang Q L. On riparian forest buffers and riparian management. *Acta Ecologica Sinica* ,2001 ,12 (6) 951 — 954.

[14] Zhang J C ,Peng B Z. Study on riparian zone and the restoration and rebuilding of its degraded ecosystem. *Acta Ecologica Sinica* 2003 23 (1). 56 — 63

[15] Xu Z X. Technology and Practice of River Pollution Rehabilitation. China Water Power Press 2003.

[16] Tian Z Q ,Zheng B H ,Zhang L et al. The comparison of environmental roles between restored *Phragmites communis* communities and disturbed ones in Lakeside wetlands of West Taihu Lake. *Acta Ecologica Sinica* 2006 26 (8) 2625 — 3632.

[17] The Biodiversity Committee of the Chinese Academy of Sciences. Principles and Methodologies of Biodiversity Research. Beijing Chinese Science and Technology Press ,1994.

[18] State environmental protection administration of China. The monitor and analysis method of Water and sewage. Beijing :China Environmental Science Press 2002. 12.

[19] Liu J K. Advanced Hydrobiology. Beijing :Scientific Publishing House ,1999. 176 — 241.

参考文献 :

[6] 中国科学院南京地理研究所. 编. 太湖综合调查初步报告. 北京 科学出版社 ,1965.

[7] 孙顺才 ,黄漪平 ,主编. 太湖. 北京 海洋出版社 ,1993.

[8] 许朋柱 ,秦伯强. 太湖湖滨带生态系统退化原因以及恢复与重建设想. *水资源保护* 2002 , (3) 31 ~ 36.

[9] 陈荷生. 太湖生态修复治理工程. *长江流域资源与环境* 2002 ,10 (2) :173 ~ 178.

[10] 秦伯强 ,胡维平 ,陈伟民 ,编著. 太湖水环境演化过程与机理. 北京 科学出版社 2004.

[11] 陈吉泉. 河岸植被特征及其在生态系统和景观中的作用. *应用生态学报* ,1996 7 (4) :439 ~ 448.

[12] 戴全裕 ,蒋兴昌 ,汪耀斌 ,等. 太湖入湖河道污染物控制生态工程模拟研究. *应用生态学报* ,1995 6 (2) 201 ~ 205.

[13] 邓红兵 ,王庆春 ,王庆礼. 河岸植被缓冲带与河岸带管理. *应用生态学报* 2001 ,12 (6) 951 ~ 954.

[14] 张建春 ,彭补拙. 河岸带研究及其退化生态系统的恢复与重建. *生态学报* 2003 23 (1) 56 ~ 63.

[15] 徐祖信. 河流污染治理技术理论与实践. 北京 中国环境科学出版社 2003.

[16] 田自强 ,郑丙辉 ,张雷 ,等. 西太湖湖滨带已恢复与受损芦苇湿地环境功能比较. *生态学报* ,2006 26 (8) 2625 ~ 3632.

[17] 中国科学院生物多样性委员会. 生物多样性研究的原理与方法. 北京 :中国科学技术出版社 ,1994.

[18] 国家环境保护总局 编. 水和废水监测分析方法 ,北京 中国环境科学出版社 2002. 12.

[19] 刘健康 ,主编. 高级水生生物学. 北京 科学出版社 ,1999. 176 ~ 241.