

菹草-伊乐藻群落对富营养化水体水质的净化效果

王文林, 王国祥, 李强, 马婷

(南京师范大学地理科学学院, 江苏省环境演变与生态建设重点实验室, 江苏 南京 210097)

[摘要] 在富营养化湖泊内的围隔中, 引种菹草、伊乐藻, 分别构建菹草-伊乐藻群落(围区 A)与单一菹草群落(围区 B), 跟踪观测水草恢复生长情况, 调查两类群落对水体水质的净化作用。结果发现: 菹草-伊乐藻群落不仅能在春季保持对水体营养盐较高的去除效果, 并能在春末初夏时有效缓解菹草死亡给水质带来的不利影响; 在菹草旺盛生长期(阶段 I), 与对照区(无水生高等植物)相比, 菹草-伊乐藻群落对 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP、Chla 的去除率达 50.7%、83.2%、32.0%、38.3%, 单一菹草群落对 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP、Chla 的去除率也达到 47.3%、72.5%、32.4%、45.2%; 而在菹草开始衰亡后这一时期(阶段 II)菹草-伊乐藻群落对 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 的去除率分别为 47.1%、69.4%、11.2%, 而围区 B 内 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度则与对照区相比差异不显著($p > 0.05, N=9$), TP 浓度甚至上升了 24.3%。

[关键词] 菹草, 伊乐藻, 群落, 水体营养盐

[中图分类号] X171 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2006)04-0111-06

Purification Effect of *Potamogeton crispus*-*Elodea nuttallii* Community on Eutrophic Water Body Quality

Wang Wenlin, Wang Guoxiang, Li Qiang, Ma Ting

(School of Geographical Science, Nanjing Normal University, Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, Nanjing 210097, China)

Abstract: *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii* were introduced to the enclosures in the eutrophic pond, constructing *Potamogeton crispus*-*Elodea nuttallii* community(enclosure A) and *Potamogeton crispus* community(enclosure B) respectively. The restoration process of submerged macrophytes and the changes of water quality of two communities were investigated. The results show that *Potamogeton crispus*-*Elodea nuttallii* community could not only remain being very effective on removal of the concentration of water nutrition in spring, but also reduce bad affection caused by *Potamogeton crispus*'s death at the end of spring. Comparing with the control enclosure (non-aquatic macrophytes), during the period *Potamogeton crispus*-dominated(phase I), the removal efficiencies of *Potamogeton crispus*-*Elodea nuttallii* community for TN, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, TP, Chla were 50.7%, 83.2%, 32.0%, 38.3% respectively, and the removal efficiencies of *Potamogeton crispus* community for those were 47.3%, 72.5%, 32.4%, 45.2%. However during the period after the death of *Potamogeton crispus*(phase II), the removal efficiencies of *Potamogeton crispus*-*Elodea nuttallii* community for TN, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, TP were 47.1%, 69.4%, 11.2% respectively, and the difference of TN, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ between enclosure B and control enclosure was inapparent($p > 0.05, N=9$), with the concentration of TP even increasing by 24.3%.

Key words: *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii*, community, water nutrition

收稿日期: 2005-05-28.

基金项目: 国家“十五”重大科技专项资助项目(2003AA601100-2).

作者简介: 王文林, 1981—, 硕士研究生, 主要从事水环境生态修复的学习与研究. E-mail: wangwenlin_jj@126.com.

通讯联系人: 王国祥, 1964—, 教授, 博士生导师, 主要从事水环境生态修复的教学与研究. E-mail: wangguoxiang@njnu.edu.cn.

0 引言

沉水植物是浅水湖泊生态系统的初级生产者,研究揭示在富营养化浅水湖泊中,水生高等植物一方面可通过分泌他感物质等直接抑制藻类生长繁殖^[1-4],另一方面可通过吸收水体和沉积物中的营养盐、减少沉积物及其中的营养盐再悬浮释放、为摄食藻类的大型浮游动物提供躲避鱼类捕食的庇护(refuge effect)等控制藻类生长繁殖,从而降低浅水湖泊的浊度、改善水体透明度及水质^[5-8].因此,水生高等植物被公认是水环境污染治理和维持清洁水体的重要工具.

然而,目前研究多集中在一个生长周期中沉水植物对水质净化作用,而就沉水植物恢复演替过程中对水质净化作用的报道尚不多.在富营养化水体中的围隔区内,引种沉水植物菹草(*Potamogeton crispus*)、伊乐藻(*Eelodea nuttallii*),观测优势种群季节演替情况,研究探讨沉水植被恢复演替过程中的水质净化能力,为在退化水体中实施生态修复时合理配置生物种群提供依据.

1 材料与方法

1.1 实验区概况

实验区位于南京师范大学仙林校区内月亮湾生态修复实验区,水体平均水深约为 1.5 m,最深处约为 2.5 m;主要污染源为地表径流.实验围隔建立前水体中没有沉水植物.2002 年 7 月,用不透水材料、浮体及重压管制成的软隔离带,在该池塘中心部分围成约 1 500 m² 的实验区,并用同样的材料将整个实验区分成 5 个相互独立的围区(A、B、C、D、E),如图 1.2003 年 10 月,选取其中两个围区 A、B(面积 300 m²,平均水深 1 m),逐步引种沉水植物菹草、伊乐藻,围区 D 为对照区.实验开始前,各围区主要水质指标如表 1,均处于严重富营养化状态.

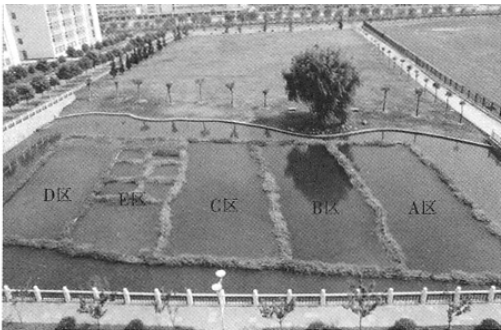


图 1 南京师范大学月亮湾生态修复实验区

表 1 实验开始前各围区水质状况

	A	B	D
TN(mg/L)	2.038	2.370	2.442
TP(mg/L)	0.147	0.147	0.162
NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	0.540	0.536	0.420
NO ₃ ⁻ -N(mg/L)	0.276	0.263	0.347
NO ₂ ⁻ -N(mg/L)	0.009	0.120	0.012
Chla(mg/m ³)	99.6	103.6	108.2
DO(mg/L)	3.76	2.82	5.24

1.2 沉水植被的引种

菹草的引种:2003 年 10 月 9 日,从南京六合龙袍乡水塘内采集菹草嫩枝 80 kg(含部分石芽),每 3~5 枝一束均匀种植到围区 A、B 内;并采集菹草的石芽均匀抛洒到实验区,每区 40 kg.

伊乐藻的引种:2003 年 12 月 14 日,从苏州东太湖采集伊乐藻嫩枝 80 kg,每 3~5 枝一束均匀插植到围区 A 内.

1.3 水生植被生长发育状况的观测

实验期间对围区内的水生植物生长状况进行定期观测和采样分析.沉水植物用自制的 0.25 m² 网夹式采样器采集,漂浮植物用 1 m² 样方采集.观测项目包括生物量、高度、盖度、生长发育状况等.

1.4 水质测定

采样点:在各围隔区的中心位置,用 2L 采水器采集表层(距水面 30 cm)水样.

采样频率:每周 1~2 次.

测定指标:TN、NH₄⁺-N、TP、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、叶绿素 a(Chla)、溶解氧(DO).

测定方法:水体中各种形态的氮、磷用 Skalar 水质流动分析仪(荷兰)测定;DO 采用 YSI-5500 型溶解氧测定仪现场测定;Chla 用 Lorenzen 法测定^[9].

2 结果与讨论

2.1 实验区水生植物群落动态变化

由表2,围区A、B菹草生长迅速,至2004年3月分别达到最大群落密度;4月中旬后,菹草开始衰亡,到5月中旬两区菹草完全衰亡、下沉。本文以菹草开始衰亡时为界,将实验划分为两个阶段:菹草旺盛生长——阶段Ⅰ(3月24日~4月14日)和菹草开始衰亡后——阶段Ⅱ(4月14日~6月21日)。

围区A的伊乐藻在引种之初生长缓慢,3月中旬后开始快速生长,至4月中旬时候取代菹草成为该区的优势种群。5月底,伊乐藻生物量达到最大,群落密度为3 600 g/m²。

在实验期间,围区A未出现浮萍,而围区B在菹草衰亡后(4月中旬)出现浮萍,6月21日浮萍覆盖度达100%;对照区在4月初即出现浮萍,5月5日浮萍覆盖度达100%。

由水生植物群落动态变化结果可知,单一的菹草群落对浮萍的出现具有抑制作用,但当其开始衰亡时抑制作用明显下降,浮萍开始出现;而菹草-伊乐藻群落则能更有效抑制浮萍的出现。

表2 各围区水生植被动态(2004年3月至2004年6月)

调查时间	水生植物名称			覆盖度/%			群落密度/(g/m ²)		
	A	B	D	A	B	D	A	B	D
3月24日	菹草	菹草	—	60	60	—	447	503	—
	伊乐藻	—	—	40	—	—	1 620	—	—
4月14日	菹草	菹草	浮萍	60	60	50	443	469	259
	伊乐藻	—	—	70	—	—	2 100	—	—
5月5日	伊乐藻	菹草	浮萍	80	20	100	3 550	255	580
	菹草	—	—	20	—	—	220	—	—
5月23日	伊乐藻	浮萍	浮萍	80	5	100	3 600	467	1 650
6月21日	伊乐藻	浮萍	浮萍	60	100	100	2 660	667	1 680

2.2 菹草-伊乐藻群落对营养盐的去除

TN的变化:如图2(a-1、a-2)可见,在阶段Ⅰ,围区A、B内TN浓度平均为1.84 mg/L、1.97 mg/L, *t* 检验结果表明,两区差异不显著($p > 0.05$, $N = 7$),但两区均显著低于对照区($p < 0.05$, $N = 7$),围区A、B的TN浓度较之对照区分别下降了50.7%、47.3%。而在阶段Ⅱ,围区A、B内TN浓度平均为1.25 mg/L、1.83 mg/L, *t* 检验结果表明,围区A内TN浓度显著低于围区B及对照区($p < 0.05$, $N = 9$),比围区B及对照区分别下降了31.4%、47.1%,而围区B与对照区相比差异不显著($p > 0.05$, $N = 9$)。

NH₄⁺ - N的变化:由图2(b-1、b-2)可见,在阶段Ⅰ,围区A、B内NH₄⁺ - N浓度差异不显著,而与对照区相比差异显著,围区A、B较之对照区分别下降了83.2%、72.5%。在阶段Ⅱ,围区A内NH₄⁺ - N浓度显著低于围区B及对照区,比围区B及对照区分别下降了48.0%、69.4%,而此时围区B与对照区相比差异不显著。

TP的变化:由图2(c-1、c-2)可见,阶段Ⅰ,围区A、B的TP浓度差异不显著,而与对照区相比差异显著,分别下降了32.0%、32.4%。在阶段Ⅱ,围区A、B内TP浓度均开始上升。围区B内TP浓度显著高于围区A及对照区,围区A比围区B及对照区分别低28.6%、11.2%。

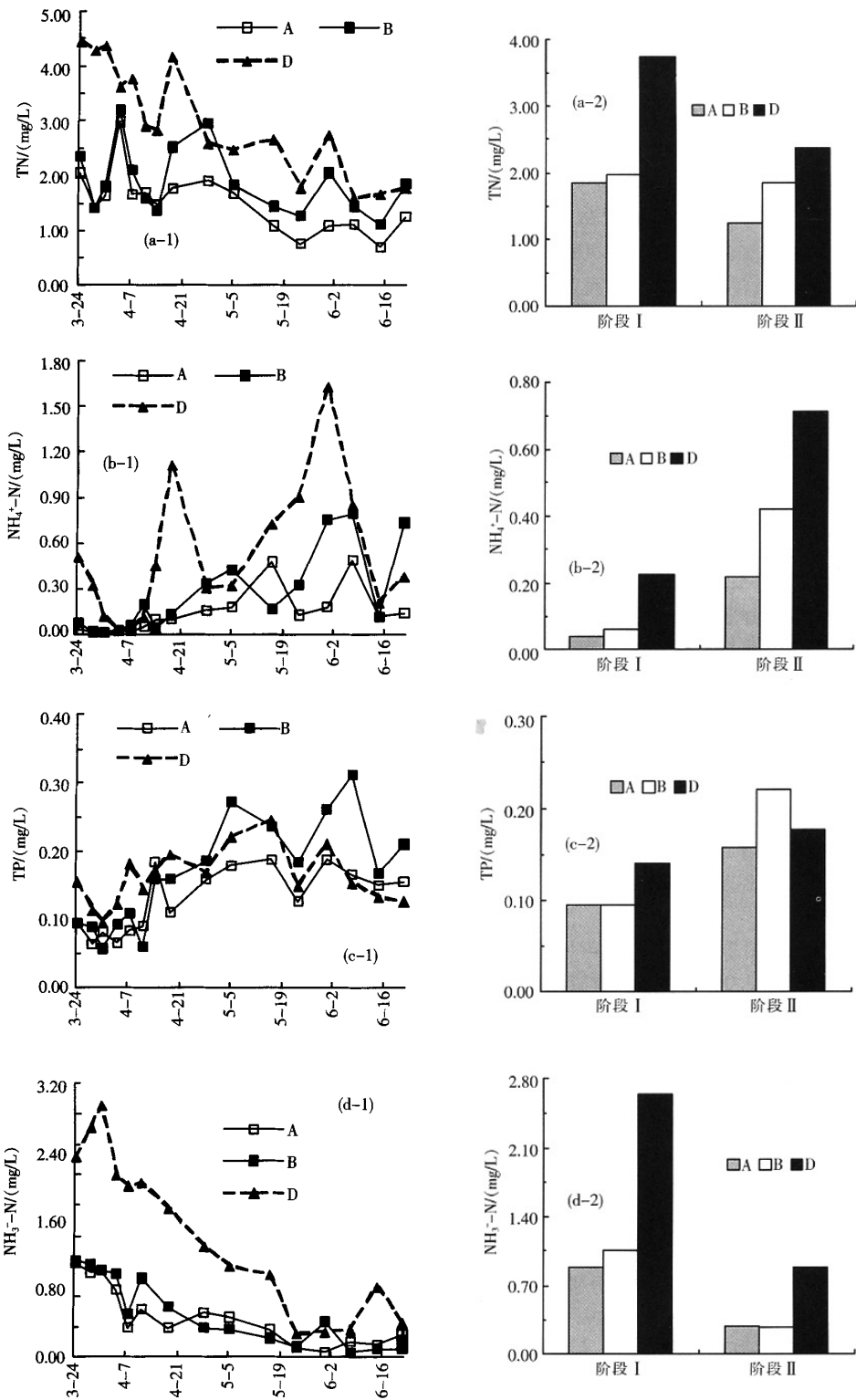
NO₃⁻ - N的变化:由图2(d-1、d-2)可知,阶段Ⅰ,围区A、B间的NO₃⁻ - N浓度差异不显著,而与对照区相比差异显著,分别下降了66.3%、60.3%。在阶段Ⅱ,围区A、B内NO₃⁻ - N浓度也都显著低于对照区,比对照区分别下降了66.8%、68.8%。

NO₂⁻ - N的变化:由图2(e-1、e-2)可见,与NO₃⁻ - N浓度类似,在阶段Ⅰ和阶段Ⅱ,围区A、B内NO₂⁻ - N浓度差异不显著,但显著低于对照区。围区A内NO₂⁻ - N浓度在两个时期比对照区分别下降了78.4%、58.5%。

如表3所示,在整个实验期间,围区A内TN、TP、NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N浓度及标准差均为各区最低,平均浓度与围区B相比分别下降了18.5%、19.9%、46.9%、19.9%、21.5%;而与对照区相比则分别下降了49.3%、20.4%、72.6%、20.4%、70.0%。

由上述营养盐的变化情况可知,在菹草生长旺盛期,菹草-伊乐藻群落与单一菹草群落都对富营养化水体中的营养盐有较高的去除作用。随着菹草的衰亡,单一菹草群落区营养盐浓度开始升高;而菹草-伊

乐藻群落区由于伊乐藻的作用,对水体营养盐的去除能力明显强于单一菹草群落区.菹草-伊乐藻群落不仅能在春季保持对水体营养盐较高的去除效果,并能在春末初夏时有效缓解菹草死亡导致的水质恶化,使水质保持相对稳定.



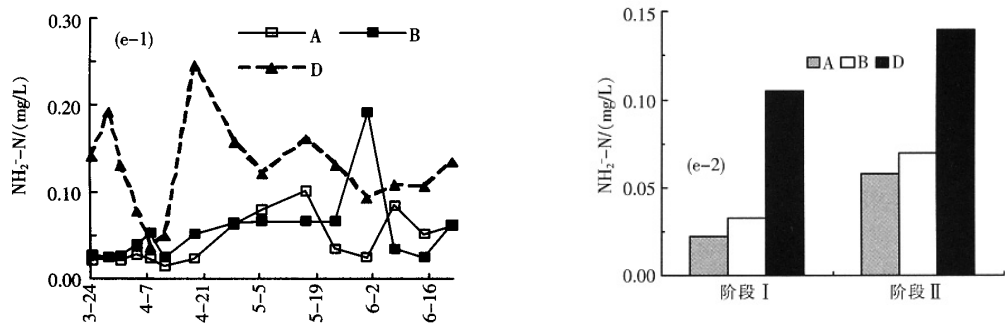


图 2 1:各围区内水质变化 2:不同时期各围区水质均值比较

表 3 各围区营养盐平均浓度及标准差

	围区 A		围区 B		对照区 D	
	平均浓度/ (mg/L)	标准差	平均浓度/ (mg/L)	标准差	平均浓度/ (mg/L)	标准差
TN	1.548	0.557	1.898	0.614	3.053	1.013
TP	0.126	0.046	0.158	0.078	0.159	0.041
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	0.128	0.146	0.241	0.277	0.469	0.444
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	0.126	0.388	0.158	0.449	0.159	1.029
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	0.040	0.028	0.051	0.041	0.122	0.053

2.3 菹草-伊乐藻群落对水体溶解氧的影响

如图 3 所示,在菹草旺盛生长期,围区 A、B 内溶解氧浓度平均达到 10.2 mg/L、8.6 mg/L,与对照区相比分别上升了 108.9%、75.6%。随着水温上升、菹草衰亡,围区 A、B 内水体溶解氧呈现明显下降趋势。在菹草衰亡期,围区 A、B 及对照区水体溶解氧平均浓度分别为 3.66 mg/L、2.62 mg/L 和 1.77 mg/L,围区 A 比围区 B 及对照区分别高了 39.7%、106.3%。上述结果表明,在阶段 I,菹草-伊乐藻群落与单一菹草群落都能使水体溶解氧保持在较高水平;而在水温升高、大量菹草死亡导致水体溶解氧持续下降的情况下,菹草-伊乐藻群落区由于伊乐藻的存在,依然能使水体溶解氧浓度维持在一个较高的水平。

2.4 菹草-伊乐藻群落对水体叶绿素 a (Chla) 的影响

如图 4 所示,在阶段 I,围区 A、B 内 Chla 浓度平均达到 50.47 mg/m³、44.7 mg/m³,较之对照区分别下降了 38.3%、45.2%。在阶段 II,围区 A 及围区 B Chla 浓度均出现上升,但 A 区比 B 区低 8.49%。结果表明,菹草和伊乐藻对春季及夏初浮游植物的生长、繁殖具有明显的抑制作用;且菹草-伊乐藻群落比单一的菹草群落对浮游植物的抑制作用更大。

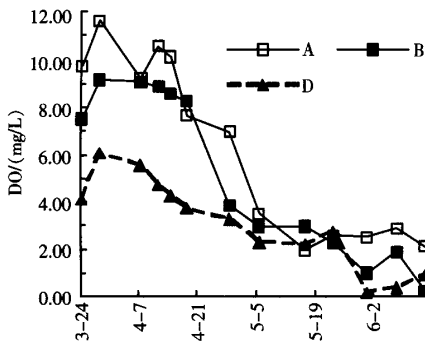


图 3 各围区溶解氧变化

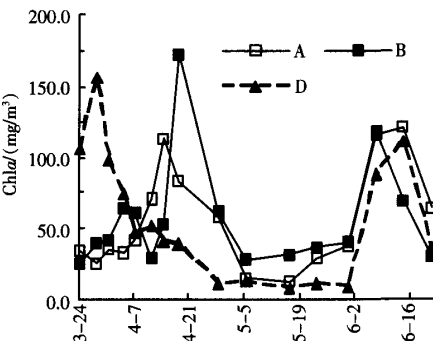


图 4 各围区 Chla 变化

3 结论

- (1) 菹草-伊乐藻群落的构建能抑制浮萍在春季和夏初的生长。
- (2) 菹草、伊乐藻对水体营养盐均有较高的去除作用。菹草-伊乐藻群落不仅能在春季保持对水体营

养盐较高的去除效果,使新构建的生态系统趋于稳定,并能在春末初夏时有效缓解菹草死亡给水质带来的不利影响,使水质保持相对稳定。

(3)在沉水植被恢复过程中,利用菹草、伊乐藻的生长时间上的差异性构建菹草-伊乐藻群落是成功的。菹草与伊乐藻在生长期上密切衔接,保证了在春末初夏水体中植被的连续性,从而使恢复的生态系统趋于稳定和良好的水质状态得以维持。

(4)本项研究可用于小型富营养化水体生态修复中的水质控制与保持。由于伊乐藻7月以后也要开始衰亡,若能在伊乐藻衰亡时引入其它喜温型沉水植物如苦草、轮叶黑藻、金鱼藻、大茨藻等,从而实现全年沉水植被在生长期上的衔接和更替,本研究还有望用于天然水生植被重建生态工程。但由于水生生态系统的复杂性,如不同沉水植物引种的存活条件、引种技术、人工构建群落的稳定性等问题都需要进行长期的观测研究。

[参考文献]

- [1] 俞子文,孙文浩,郭克勤. 几种高等水生植物的克藻效应[J]. 水生生物学报,1992,16(1):1-7.
- [2] 杨清心. 富营养水体中沉水植物与浮游藻类相互竞争的关系[J]. 湖泊科学,1996,8(增刊):17-24.
- [3] Moss B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components[J]. Hydrobiologia,1990(200/201):367-378.
- [4] Wetzel R G, Sondergaard M. Role of submerged macrophytes for the microbial community and dynamics of dissolved organic carbon in aquatic ecosystems[M]// The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Berlin: Springer-Verlag, 1997: 115-132.
- [5] Meijer M L, Houser H. Effects of biomanipulation in the large and Shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands[J]. Hydrobiologia,1997(342/343):335-349.
- [6] Horppila J, Nurminen L. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake[J]. Freshwater Biology,2001,46: 1447-1455.
- [7] Schulz M, Kozerski H P, Pluntke T, et al. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany)[J]. Water Research,2003,37(3):569-578.
- [8] Korner S, Dugdale T. Is roach herbivory preventing re-colonization of submerged macrophytes in a shallow lake? [J]. Hydrobiologia,2003,506(1/3):497-501.
- [9] Lorenzen C J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigment: spectrophotometric equation[J]. Limnol Oceanogr, 1967, 12:343-346.

[责任编辑:陆炳新]