ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica

第 32 卷 第 17 期 Vol.32 No.17 2012

中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版

中国科学院科学出版基金资助出版

生 态 学 报

（SHENGTAI XUEBAO）

第 32 卷 第 17 期　　2012 年 9 月　（半月刊）

目　　次

专论与综述

研究简报

学术信息与动态

期刊基本参数：CN 11-2031/Q＊1981＊m＊16＊334＊zh＊P＊￥70.00＊1510＊36＊2012-09

封面图说：带雏鸟的白枕鹤一家——白枕鹤是一种体型略小于丹顶鹤的优美的鹤。体羽蓝灰色，腹部较深，背部较浅，脸颊两侧红色，头和颈的后部及上背为白色，雌雄相似。其虹膜暗褐色，嘴黄绿色，脚红色。白枕鹤常常栖息于开阔平原芦苇沼泽和水草沼泽地带，有时亦出现于农田和海湾地区，尤其是迁徙季节。主要以植物种子、草根、嫩叶和鱼、蛙、软体动物、昆虫等为食。繁殖区在我国北方和西伯利亚东南部。我国白枕鹤多在黑龙江、吉林、内蒙古繁殖，与丹顶鹤的繁殖区几乎重叠，为国家一级保护动物。

彩图提供：陈建伟教授　北京林业大学　E-mail：cites.chenjw@163.com

DOI: 10.5846/stxb201202110179
何虎,何宇虹,姬娅婵,郭亮,刘正文,李宽意.蓝藻堆积和螺类牧食对苦草生长的影响.生态学报,2012,32(17):5562-5567.
He H, He Y H, Ji Y C, Guo L, Liu Z W, Li K Y. Effects of cyanobacterial accumulation and snail grazing on the growth of *vallisneria natans*. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(17):5562-5567.

蓝藻堆积和螺类牧食对苦草生长的影响

何　虎[1,2],何宇虹[1,2],姬娅婵[3],郭　亮[4],刘正文[1,5],李宽意[1,*]

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所 湖泊与环境国家重点实验室,南京　210008;
2. 中国科学院研究生院,北京　100049; 3. 华中农业大学水产学院,武汉　430070;
4. 广州中国科学院先进技术研究所,广州　511458; 5. 暨南大学水生生物研究所,广州　510632)

摘要:设计了双因素四组处理(对照组,加螺组,加藻组,螺藻组)的室外受控实验,模拟湖泊沿岸带水华蓝藻的堆积以及底栖螺类的牧食活动对沉水植物苦草生长的影响。结果表明:蓝藻堆积(水体叶绿素 a 浓度为 220 μg/L)对苦草的生长具有明显的抑制作用,和对照组以及加螺组相比,加藻组和螺藻组中苦草的相对生长率分别下降了 40.9% 和 36.4%,分株数也分别下降了 56.4% 和 64.1%,分析认为蓝藻在水体表层堆积所产生的遮光可能是抑制底层苦草生长的主要原因。然而,环棱螺能在一定程度上促进苦草的生长,加螺组和螺藻组中苦草的相对生长率和分株数分别要明显高于对照组和加藻组,这可能要归因于螺类的牧食去除了沉水植物表面附着生物。实验中蓝藻堆积和螺类牧食对苦草的各项生长指标均无显著的交互作用,但蓝藻对苦草生长的抑制作用要远大于螺类对植物生长的促进作用。研究证实了在富营养浅水湖泊中,水华蓝藻在湖泊沿岸带的堆积会严重胁迫沉水植物的生长,而底栖螺类的牧食活动则能在一定程度上提高植物在不良环境下的生存能力。

关键词:蓝藻水华; 铜锈环棱螺; 苦草; 生长

Effects of cyanobacterial accumulation and snail grazing on the growth of *vallisneria natans*

HE Hu[1,2], HE Yuhong[1,2], JI Yachan[1,3], GUO Liang[4], LIU Zhengwen[1,5], LI Kuanyi[1,*]

1 *State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*
2 *Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*
3 *College of Fisheries, Huazhong Agricultural University, Wuhan* 430070, *China*
4 *Guangzhou Institute of Advanced Technology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou*, 511458, *China*
5 *Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou* 510632, *China*

Abstract: Cyanobacterial blooms is a common phenomenon in large shallow eutrophic lakes such as Lake Taihu, China. When it occurs, a dense algal mass may accumulate in the littoral zone under the action of wind and waves. This algal layer at the surface water can last for a few days and may pose negative influences on local aquatic plants, especially submerged macrophytes. However, there is a severe lack of studies to evaluate the impacts by the algal bloom formation. A great deal of studies showed that some benthic snails can promote the growth of submerged aquatic plants by their grazing activities in clear water lake ecosystems, but in turbid lakes with high concentrations of cyanobacteria, whether the snails still have positive impacts on the growth of submerged plants remains unclear. Here, we conduct a mecocosm experiment with a 15-day duration to explore the influence of cyanobacterial accumulation and snail grazing on the growth and reproduction of

基金项目:国家自然科学基金项目(31170441;31070419);国家 973 项目(2008CB418104);国家重大科学研究计划(2012CB956100)
收稿日期:2012-02-11;　　**修订日期**:2012-06-28
* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: kyli@ niglas. ac. cn

submerged aquatic plants. In this experiment, snail *Bellamya aeruginosa*, submerged macrophyte *Vallisneria natans* and cyanobacteria were selected from Meiliang Bay of Lake Taihu, China. Our experiment design included four treatments (control, snails only, cyanobacteria only and snails & cyanobacteria). Results showed that high concentrations of cyanobacteria (Chl-a>220 μg/L) strongly inhibited the growth of *V. natans*. Compared to the control group, the relative growth rate of *V. natans* in cyanobacteria only group decreased by 40.9%. Meanwhile, the relative growth rate of plants in cyanobacteria & snails treatment group was also 36.4% lower than those in snails only group. Moreover, high concentrations of cyanobacteria suppressed the reproduction of *V. natans*. The number of *Vallisneria* ramets in the cyanobacteria only and cyanobacteria & snails group were 56.4% and 64.1% lower than that in the control and snails only groups, respectively. The poor growth and reproduction in treatments with high cyanobacterial concentrations are likely attributed to the shading effect of cyanobacterial blooms on submerged aquatic plants. However, the grazing activities of *B. aeruginosa* could promote the growth and reproduction of macrophytes in treatments with or without the presence of algal layer. In this experiment, the relative growth rate and number of ramets in snails only and snails & cyanobacteria treatments were evidently higher than those in the control and the cyanobacteria only treatments, respectively. This might be due to the removal of periphyton which adhered to the surface of aquatic plants by the grazing activities of snails *B. aeruginosa*. Two-Way Analysis of Variance showed that the interactive effects of two factors (cyanobacterial accumulation & snail grazing) in this experiment were no significant and the influence of cyanobacterial accumulation on the growth of *V. natans* was greater than that of snail grazing. This study suggested that in large shallow eutrophic lakes, the accumulation of cyanobacteria in the downwind littoral zones could seriously suppress the growth of the submerged aquatic plants in several days, but the grazing activities of snails can, to some extent, reduce the impacts by the cyanobacterial blooms and enhance survival ability of plants in the cyanobacteria impacted environments.

Key Words: cyanobacterial blooms; *Bellamya aeruginosa*; *Vallisneria natans*; growth

蓝藻水华是我国富营养浅水湖泊(如太湖、巢湖和滇池)中的一个常见现象[1-4],水华蓝藻的暴发往往伴随着湖泊水生植被的衰退。以太湖为例,该湖泊近 10 年来几乎每年都暴发蓝藻水华[5],从 2004 年到 2007 年,太湖水华蓝藻的最大集聚面积从 196.8 km^2 上升到了 979.1 km^2,与此同时,全湖水生植被的覆盖面积从 482.2 km^2 下降到了 364.1 km^2,总生物量也下降了 23%[3,6]。观察发现,水华蓝藻能够随风向发生漂移并在湖泊的下风向水域发生堆积[7],例如位于太湖北部的梅梁湾和竺山湾就是水华蓝藻聚集的重灾区[3],调查发现这两个湖湾的水生植物的总生物量要明显低于太湖其他区域[8]。水华蓝藻在湖泊沿岸带的堆积通常具有时间短,浓度高的特征,这种堆积是否抑制了当地生境内水生植物的生长或者繁殖,甚至进一步导致了水生植被的衰退?浅水湖泊的湖滨带经常分布有大量的底栖螺类,研究发现某些螺类的牧食活动能够促进生境内沉水植物的生长[9-10],例如,Underwood 等[11]发现扁蜷螺(*Planorbis planorbis*)的存在有利于金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)的生长,李宽意等[12]通过实验证明了铜锈环棱螺(*Bellamya aeruginosa*)与苦草(*Vallisneria spiralis*)之间存在互利关系。然而,类似的试验多是在无藻类水华的水体中进行,而在水华蓝藻大量堆积的湖泊沿岸带,生境内底栖螺类的牧食活动是否依然能促进沉水植物的生长还不得而知。基于此,在太湖梅梁湾岸边设计了一个两因素的受控实验,以太湖沿岸带常见的沉水植物苦草(*V. natans*)和铜锈环棱螺(*B. aeruginosa*)为实验材料,模拟短期内(15 d)水华蓝藻的堆积覆盖以及底栖螺类的牧食活动对沉水植物生长的影响,研究成果有助于理解湖滨带生态系统中各生物因子之间的相关关系。

1　材料与方法

实验在聚乙烯塑料桶中进行,桶高 70 cm,上下底直径分别为 50 cm 和 35 cm。每桶放入 10 cm 厚湖泥并注入 50 cm 深湖水,湖泥和湖水均来自太湖梅梁湾,分别经过 60 目筛网和 300 目筛绢过滤,湖泥初始总氮和总磷浓度分别为(1.23±0.10) g/kg 和(0.89±0.03) g/kg;湖水初始 TN 和 TP 浓度分别为(2.67±0.17) mg/L

和(78.2±6.7) μg/L。实验前一周从太湖梅梁湾岸边收集苦草和环棱螺,放在塑料箱中培育待用。

整个实验在露天条件下进行,实验设2个影响因子共4种处理,每种处理设4个重复,共16个实验水桶,分别命名为对照组、加螺组、加藻组和螺藻组。5月20日从塑料箱中挑选叶片颜色亮绿、无明显损伤的苦草移栽到各实验桶中,每桶10株植物,各桶中植物的株高和湿重基本一致。4 d后按照实验设计添加水华蓝藻和环棱螺,实验正式开始。蓝藻的添加量通过水体中的叶绿素a浓度换算,空白组和加藻组水体的Chl-a浓度为(25.06±5.11) μg/L,加藻组和螺藻组水体Chl-a浓度为(220.36±11.48) μg/L;铜锈环棱螺每桶添加50只,总重为(5.36±0.11) g。为了采集附着生物,在各桶中悬挂塑料板(8 cm×10 cm)两块,塑料板在桶中的位置一致,塑料板下方悬挂一石块以保持垂直状态。6月7号采集附着生物样品及水样,测定单位面积附着生物的干重,分析水体总溶解性氮磷(TDN & TDP)和叶绿素a(Chl-a)含量,方法依据《湖泊富营养化调查》[13]。6月8号实验结束,拔出桶内苦草测定鲜重和分株数,计算苦草的相对生长率,其计算公式如下:$RGR = \ln(W_f / W_i)$ /天数,式中 W_f 和 W_i 分别为实验前后植物的湿重。试验期间对水下10cm处光照度和水温进行了监测,并在高于35℃时用遮阳网遮盖降温,遮盖时间一般为11:00—16:00。

2 结果

2.1 对苦草生长的影响

蓝藻水华显著抑制苦草的生长($P<0.05$),总体来说,水华处理组苦草的生长状况要明显劣于无水华的处理组(图1和图2),说明在本实验中,苦草的生长主要受蓝藻堆积的影响,螺类牧食的影响要居于次要地位。具体而言,加藻组苦草的相对生长率为(37.1±3.2) mg·g^{-1}·d^{-1},低于对照组的(62.8±6.6) mg·g^{-1}·d^{-1},降幅为40.9%;螺藻组苦草的相对生长率为(46.8±4.8) mg·g^{-1}·d^{-1},同样低于加螺组的(73.6±8.3) mg·g^{-1}·d^{-1},降幅为36.4%(图1)。此外,苦草的分株数也明显受水华蓝藻的抑制($P<0.05$),和对照组(加螺组)相比,加藻组(螺藻组)苦草的分株数下降了56.4%(64.1%)(图2)。铜锈环棱螺的牧食活动对苦草的生长具有一定的促进作用,如图1和图2所示,无论是加螺组之于对照组还是螺藻组之于加藻组,苦草的相对生长率和分株数都有明显提高($P<0.05$)。方差分析表明,水华蓝藻堆积和螺类牧食活动之间无明显的交互作用($P>0.05$)。

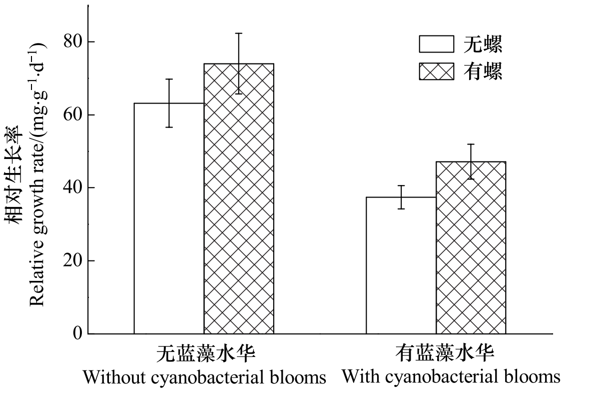

图1 各组苦草的相对生长率比较

Fig.1 Comparison of relative growth rate of *V. natans* of four groups

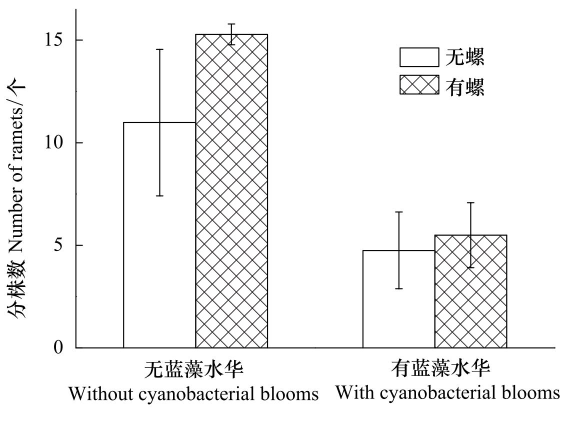

图2 各组苦草的分株数比较

Fig.2 Number of ramets of *V. natans* in four treatments

2.2 对附着生物的影响

水华蓝藻对附着生物的影响不显著($P>0.05$),而螺类牧食则降低了桶内附着生物的生物量($P<0.05$),二者无明显的交互作用($P>0.05$)。如图3所示,空白组和加螺组附着生物的单位面积干重分别为(393.75±139.53) μg/cm^2 和(220.00±155.50) μg/cm^2,降幅达到了44.1%;同样的,和加螺组相比,螺藻组附着生物的单位面积干重也下降了70.1%

2.3　对水体理化指标的影响

实验结束时各处理组上覆水总溶解氮(TDN)和总溶解磷(TDP)的浓度分别在 0.89 mg/L 至 2.30 mg/L 以及 0.012 mg/L 至 0.067 mg/L 之间变化(表 1),和初始值相比均有一定程度的下降。分析发现,加藻组和螺藻组水体的 TDN 和 TDP 浓度要分别高于对照组和加螺组($P<0.05$)。另外,添加水华处理的试验组(加藻组和螺藻组)在整个实验期间 Chl-a 浓度(表 1)下降了 54.4%,说明有部分蓝藻在实验桶内死亡分解。蓝藻水华和螺类牧食对水体的光照度(表 1)具有显著的影响($P<0.01$),蓝藻水华覆盖使得桶内光照度分别削减了 45.3%(无螺)和 53.9%(有螺),相反,螺类牧食则能提高水体透明度,在环棱螺存在的条件下,两个系统的光照度分别提高了 27.2%(无水华)和 7.1%(有水华)。

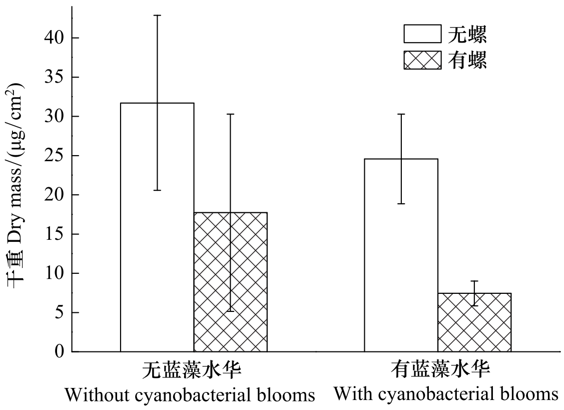

图 3　各组单位面积附着生物干重

Fig. 3　periphyton dry mass per unit area of four groups

表 1　实验结束时水体营养盐和叶绿素 a 浓度以及水下光照度比较

Table 1　The comprison of nutrient and Chlorophyll-a concentrations and light intensity in the end of experiment

	总溶解氮 TDN/(mg/L)	总溶解磷 TDP/(μg/L)	叶绿素 a Chl-a/(μg/L)	光照度 Light intensity/lx
空白组 Control	1.10±0.17	19.99±3.26	26.39±8.44	3968±270
加螺组 Snails only	1.17±0.20	16.99±3.83	22.38±9.34	5045±460
加藻组 Algae only	1.67±0.36	34.98±22.31	106.10±67.81	2170±414
螺藻组 Snails & algae	1.81±0.37	30.98±9.99	96.38±25.93	2325±194

3　讨论

本实验证明了在短期内(15 d)水华蓝藻堆积(Chl-a>200 μg/L)对沉水植物苦草(*V. natans*)的生长具有明显的胁迫作用,同样的,刘旭博等[14]研究发现在高浓度水华蓝藻(Chl-a>500 μg/L)覆盖 26d 后,水体底层的苦草(*V. natans*)出现了负生长;陈开宁等[4]在滇池进行的模拟实验发现竹叶眼子菜(*Potamogeton malaianus*)的生长明显受到蓝藻的抑制,植物在有蓝藻胁迫的水体中生长 22 d 后其生物量下降了 57.1%,而在无蓝藻胁迫的水体中其生物量增加了 24.1%。分析认为,蓝藻堆积在水体表层所产生的遮光效应可能是抑制苦草生长的主要原因。大量研究表明,光照是沉水植物生长的主要限制因子之一[15-17],例如,朱丹婷等[18]研究发现,在 5320 lx 光照度下苦草的生长状况明显好于在 1025 lx 光照度下苦草的生长状况,黎慧娟等[19]也发现弱光照对苦草叶片数有不利影响,Cronin 等[20]研究发现较低的光照强度不但能够抑制某种眼子菜科植物(*P. amplifolius*)的生长,同时还能够降低对植物地下部分的物质分配。本研究的监测数据表明,水华处理的实验组水下 10 cm 的光照度远远低于无水华的处理组(表 1),所以蓝藻堆积引发的水下光照不足可能是导致苦草的相对生长率降低,分株数减少的主要原因。此外,蓝藻水华释放的微囊藻毒素(Microcystin, MC)也能够抑制苦草的光合作用及其幼苗的发育[21-22],而在本实验中加藻组和螺藻组有部分蓝藻在实验桶内腐烂分解,这个过程可能有藻毒素释放到水体中,但在短期内是否足以对苦草的生长或繁殖产生抑制还需进一步研究。实验期间各处理组水体的溶解性氮磷含量均有一定程度的下降,在实验结束时,加藻组和螺藻组的 TDN 和 TDP 浓度分别要高于对照组和加螺组,这可能是以下两方面的原因共同造成的:(1)苦草在生长的过程中会吸收水体中的营养盐,使得水体氮磷含量降低[23-24];(2)蓝藻在实验桶内的腐烂分解向水体释放了营养盐,从而提高溶解性氮磷含量[25]。

铜锈环棱螺的牧食活动促进了苦草的生长,这与附着生物的生物量减少有关。大量研究表明附着生物对

沉水植物同样具有较强的遮光作用[26-28],而螺类的牧食活动则能够去除植物表面的附着层,从而提高植物的光合作用效率,间接促进植物的生长[12,29]。实验期间经常观察到环棱螺在苦草叶片上活动,而且实验数据也证实了铜锈环棱螺对附着生物具有较高的去除率(图3),与Li等[29]的研究有相似的结论,所以通过本实验可以证实,即使在有水华的环境中,环棱螺的牧食活动依然能够促进苦草的生长。

本试验中蓝藻堆积和螺类牧食对苦草的生长并没有产生显著的交互作用,但二者对苦草生长的影响程度却有差异,蓝藻堆积给苦草生长带来的负面影响要大于螺类牧食对苦草生长的促进作用。水华蓝藻对苦草生长的抑制程度与其浓度有关,浓度越高,抑制作用越强。如果以水体Chl-a浓度来衡量蓝藻浓度,在本实验中,Chl-a浓度为220 μg/L左右,在该浓度下植物的生长虽然受到抑制,但仍然表现为正生长;而当Chl-a浓度达到500 μg/L时,苦草可能会出现负生长[14];水体Chl-a浓度达到5000 μg/L时,苦草在1周之内就可能全部死亡。同样,螺类对苦草生长的影响程度也与其密度相关,Li等[29]研究发现,在0—640个/m^2范围内,苦草的相对生长率和铜锈环棱螺的密度之间呈正相关关系。本实验中环棱螺的密度约为460个/m^2,远高于太湖蓝藻水华暴发最频繁的梅梁湾和竺山湾的年均密度(小于80个/m^2)[30],然而本研究的蓝藻堆积浓度(220 μg/L)要低于大多数水华暴发时期两个湖湾湖滨带蓝藻的堆积浓度(>1000 μg/L检测值),即使在这种"高螺低藻"的环境下,苦草的生长依然主要受到蓝藻堆积的影响,这说明了在类似于太湖梅梁湾和竺山湾这种高度富营养的湖湾中,苦草的生长状况更多的取决于堆积在水体表层的蓝藻浓度,而底栖螺类的牧食活动只能在某种程度上缓解而不能消除蓝藻水华对苦草生长的不利影响。

4 结论

蓝藻堆积在短期内就会对苦草的生长产生强烈抑制,因此,在富营养的浅水湖泊中,随风漂移到沿岸带的水华蓝藻可能在短期内胁迫生境内沉水植物的生长。与之相反,沿岸带底栖螺类的牧食活动则能够提高沉水植物在不利环境下的生存能力,从而一定程度上延缓沉水植被退化乃至消亡的进程。

References:

[1] Wu Q L, Xie P, Yang L Y, Gao G, Liu Z W, Pan G, Zhu B Z. Ecological consequences of cyanobactrial blooms in lakes and their countermeasures. Advances in Earth Science, 2008, 23(11): 1050-1055.

[2] Kong F X, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(3): 589-595.

[3] Ma R H, Kong F X, Duan H T, Zhang S X, Kong W J, Hao J Y. Spatio-temporal distribution of cyanobacteria blooms based on satellite imageries in Lake Taihu, China. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(6): 687-694.

[4] Chen K N, Li W C, Wu Q L, Qiang S. Impacts of cycanobacteria on the growth of submerged macrophytes, Dianchi Lake. Journal of Lake Sciences, 2003, 15(4): 364-368.

[5] Zhu G W. Eutrophic status and causing factors for a large, shallow and subtropical Lake Taihu, China. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(1): 21-26.

[6] Ma R H, Duan H T, Gu X H, Zhang S X. Detecting aquatic vegetation changes in Taihu Lake, China using multi-temporal satellite imagery. Sensors, 2008, 8(6): 3988-4005.

[7] Zhu Y C, Cai Q M. The dynamic research of the influence of wind field on the migration of algae in Taihu Lake. Journal of Lake Science, 1997, 9(2): 152-158.

[8] Liu W L, Hu W P, Chen Y G, Gu X H, Hu Z X, Chen Y W, Ji J. Temporal and spatial variation of aquatic macrophytes in West Taihu Lake. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(1): 159-170.

[9] Underwood G J C, Thomas J D, Baker J H. An experimental investigation of interactions in snail-macrophyte-epiphyte systems. Oecologia, 1992, 91(4): 587-595.

[10] Brönmark C. Interactions between epiphytes, macrophytes and freshwater snails: a review. Journal of Molluscan Studies, 1989, 55(2): 299-311.

[11] Underwood G J C. Growth enhancement of the macrophyte *ceratophyllum demersum* in the presence of the snail *planorbis planorbis*: the effect of grazing and chemical conditioning. Freshwater Biology, 1991, 26(2): 325-334.

[12] Li K Y, Wen M Z, Yang H W, Li Y M, Liu Z W. Mutualistic relationship between freshwater snails and aquatic macrophytes. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(12): 5427-5432.

[13] Jin X C, Tu Q Y. The Standard Methods for Observation and Analysis in Lake Eutrophication. 2nd ed. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1990.

[14] Liu X B, Li K, Zhou D Y, Yao S P, Liu X L, Li K Y, Liu Z W. The effect of filter-feeding of cyanobacterial bloom by *Hyriopsis cumingii* on the

growth of submerged plants. Journal of Hydroecology, 2011, 32(2): 17-24.
[15] Moore K A, Wetzel R L. Seasonal variations in eelgrass (*zostera marina* L.) responses to nutrient enrichment and reduced light availability in experimental ecosystems. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2000, 244(1): 1-28.
[16] Sand-Jensen K, Madsen T V. Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. The Journal of Ecology, 1991, 79(3): 749-764.
[17] Barko J, Hardin D G, Matthews M S. Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. Canadian Journal of Botany, 1982, 60(6): 877-887.
[18] Zhu D T, Li M H, Qiao N N. Effects of environmental factors and their interaction on *Vallisneria natans* by orthogonal test. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(23): 6451-6459.
[19] Li H J, Ni L Y, Cao T, Zhu L X. Responses of *Vallisneria natans* to reduced light availability and nutrient enrichment. Acta Hydrobiologica Sinica, 2008, 32(2): 225-230.
[20] Cronin G, Lodge D M. Effects of light and nutrient availability on the growth, allocation, carbon/nitrogen balance, phenolic chemistry, and resistance to herbivory of two freshwater macrophytes. Oecologia, 2003, 137(1): 32-41.
[21] Pflugmacher S. Possible allelopathic effects of cyanotoxins, with reference to microcystin-LR, in aquatic ecosystems. Environmental Toxicology, 2002, 17(4): 407-413.
[22] Yin L Y, Huang J Q, Li D H, Liu Y D. Microcystin-RR uptake and its effects on the growth of submerged macrophyte *vallisneria natans* (lour.) hara. Environmental Toxicology, 2005, 20(3): 308-313.
[23] Liu J, Liu Y L, Ye Q F, Wang H Y. Study on the removal of nitrogen, phosphorus and inhibiting effect of algae growth by aquatic plants. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2007, 21(4): 393-396.
[24] Wu Z B, Qiu D R, He F, Fu G P, Cheng S P, Ma J M. Effects of rehabilitation of submerged macrophytes on nutrient level of a eutrophic lake. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(8): 1351-1353.
[25] Li K, Guan B H, Liu Z W. Experiments on decomposition rate and release forms of nitrogen and phosphorus from the decomposing cyanobacterial detritus. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(6): 919-925.
[26] Phillips G L, Eminson D, Moss B. A mechanism to account for macrophytes decine in progressively eutrophicated freshwaters. Aquatic Botany, 1978, 4: 103-126.
[27] Song Y Z, Qin B Q, Gao G. Effects of epiphyte on submerged macrophyte in Taihu Lake. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(4): 928-932.
[28] Sand-Jensen K, Søndergaard M. Phytoplankton and epiphyte development and their shading effect on submerged macrophytes in lakes of different nutrient status. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 1981, 66(4): 529-552.
[29] Li K Y, Liu Z W, Gu B H. Persistence of clear water in a nutrient-impacted region of Lake Taihu: the role of periphyton grazing by snails. Fundamental and Applied Limnology, 2008, 173(1): 15-20.
[30] Cai Y J, Gong Z J, Qin B Q. Standing crop and spatial distributional pattern of mollusca in Lake Taihu, 2006—2007. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(5): 713-719.

参考文献:

[1] 吴庆龙, 谢平, 杨柳燕, 高光, 刘正文, 潘纲, 朱本占. 湖泊蓝藻水华生态灾害形成机理及防治的基础研究. 地球科学进展, 2008, 23(11): 1050-1055.
[2] 孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, 25(3): 589-595.
[3] 马荣华, 孔繁翔, 段洪涛, 张寿选, 孔维娟, 郝景燕. 基于卫星遥感的太湖蓝藻水华时空分布规律认识. 湖泊科学, 2008, 20(6): 687-694.
[4] 陈开宁, 李文朝, 吴庆龙, 强胜. 滇池蓝藻对沉水植物生长的影响. 湖泊科学, 2003, 15(4): 364-368.
[5] 朱广伟. 太湖富营养化现状及原因分析. 湖泊科学, 2008, 20(1): 21-26.
[7] 朱永春, 蔡启铭. 风场对藻类在太湖中迁移影响的动力学研究. 湖泊科学, 1997, 9(2): 152-158.
[8] 刘伟龙, 胡维平, 陈永根, 谷孝鸿, 胡志新, 陈宇炜, 季江. 西太湖水生植物时空变化. 生态学报, 2007, 27(1): 159-170.
[12] 李宽意, 刘正文, 文明章, 杨宏伟, 李艳敏. 螺-草的互利关系. 生态学报, 2007, 27(12): 5427-5432.
[13] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
[14] 刘旭博, 李柯, 周德勇, 姚思鹏, 刘小玲, 李宽意, 刘正文. 三角帆蚌对蓝藻的滤食作用及其对沉水植物生长的影响. 水生态学杂志, 2011, 32(2): 17-24.
[18] 朱丹婷, 李铭红, 乔宁宁. 正交试验法分析环境因子对苦草生长的影响. 生态学报, 2010, 30(23): 6451-6459.
[19] 黎慧娟, 倪乐意, 曹特, 朱龙喜. 弱光照和富营养对苦草生长的影响. 水生生物学报, 2008, 32(2): 225-230.
[23] 刘佳, 刘永立, 叶庆富, 王宏燕. 水生植物对水体中氮、磷的吸收与抑藻效应的研究. 核农学报, 2007, 21(4): 393-396.
[24] 吴振斌, 邱东茹, 贺锋. 沉水植物重建对富营养水体氮磷营养水平的影响. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1351-1353.
[25] 李柯, 关保华, 刘正文. 蓝藻碎屑分解速率及氮磷释放形态的实验分析. 湖泊科学, 2011, 23(6): 919-925.
[27] 宋玉芝, 秦伯强, 高光. 附着生物对太湖沉水植物影响的初步研究. 应用生态学报, 2007, 18(4): 928-932.
[30] 蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖软体动物现存量及空间分布格局(2006—2007 年). 湖泊科学, 2009, 21(5): 713-719.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 32, No. 17 September, 2012 (Semimonthly)

CONTENTS

Review and Monograph

Scientific Note

《生态学报》2013 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的生态学专业性高级学术期刊,创刊于 1981 年。主要报道生态学研究原始创新性科研成果,特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大 16 开本,300 页,国内定价 90 元/册,全年定价 2160 元。

国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670

标准刊号:ISSN 1000-0933　　CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址: 100085 北京海淀区双清路 18 号　**电　　话**: (010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@ rcees. ac. cn　**网　　址**: www. ecologica. cn

编辑部主任　孔红梅　　**执行编辑**　刘天星　段　靖

生　态　学　报
(SHENGTAI　XUEBAO)
(半月刊　1981 年 3 月创刊)
第 32 卷　第 17 期　(2012 年 9 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA
(Semimonthly, Started in 1981)
Vol. 32　No. 17 (September, 2012)

编　辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www. ecologica. cn shengtaixuebao@ rcees. ac. cn
主　编	冯宗炜
主　管	中国科学技术协会
主　办	中国生态学学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085
出　版	科　学　出　版　社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:1R00717
印　刷	北京北林印刷厂
发　行	科　学　出　版　社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717 电话:(010)64034563 E-mail:journal@ cspg. net
订　购	全国各地邮局
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044
广告经营许可证	京海工商广字第 8013 号

Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel:(010)62941099 www. ecologica. cn Shengtaixuebao@ rcees. ac. cn
Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
Supervised by	China Association for Science and Technology
Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
Published by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing　100717, China
Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
Distributed by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel:(010)64034563 E-mail:journal@ cspg. net
Domestic	All Local Post Offices in China
Foreign	China International Book Trading Corporation Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China

ISSN 1000-0933
17
9 771000 093125

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q
国内外公开发行　**国内邮发代号** 82-7　**国外发行代号** M670　**定价** 70.00 元