

太湖群体微囊藻对同形溞(*Daphnia similis*) 生长和繁殖影响的模拟^{*}

戴 曦^{1,2}, 陈非洲^{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)

摘 要: 富营养湖泊中蓝藻水华对枝角类种群和群落结构有显著的影响, 但自然条件下群体微囊藻对大型枝角类溞属不同种类的影响仍存在争议. 本研究通过两次为期各 10 d 的模拟实验, 利用过滤后的太湖原水模拟群体微囊藻 (20 ~ 100 μm 和 100 ~ 200 μm) 添加对大型枝角类同形溞 (*Daphnia similis*) 种群特征的影响, 结果显示两次实验的同形溞均大量存活, 不同浓度和颗粒大小的群体微囊藻对其生长和繁殖的影响不同, 添加群体微囊藻的同形溞的生长和繁殖显著大于未添加微囊藻的. 说明在自然条件下藻毒素对同形溞种群并没有明显的抑制作用, 同形溞能够与微囊藻水华共存, 其种群特征与微囊藻群体大小组成和生物量有关.

关键词: 群体微囊藻; 藻毒素; 同形溞; 种群; 太湖

Effects of colonial *Microcystis* spp. on the growth and reproduction of large-sized cladoceran *Daphnia similis* in Lake Taihu

DAI Xi^{1,2} & CHEN Feizhou¹

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

Abstract: Cyanobacterial blooms in eutrophic lakes have significant influence on population and community structures of cladoceran, but the impacts of natural colonial *Microcystis* spp. on the growth and reproduction of *Daphnia* remain controversial. Two 10-day experiments were conducted separately to simulate the impacts of the colonial *Microcystis* spp. (20–100 μm and 100–200 μm) on population characteristics of *D. similis*, which were cultivated in filtered water from Lake Taihu. The results show that colonial *Microcystis* spp. has no significantly negative effect on the survivorship of *D. similis*. The growth rate and reproductive capacity of *D. similis* differed among different concentrations and sizes of colonial *Microcystis* spp., which was significantly higher in groups with *Microcystis* than the control group. Our results indicate that there is no significant inhibition from cellular microcystins on the population of *D. similis* in natural conditions. *D. similis* can coexist with *Microcystis* blooms and its population characteristics are mostly affected by the size composition and biomass of colonial *Microcystis* spp.

Keywords: Colonial *Microcystis* spp.; microcystins; *Daphnia similis*; population; Lake Taihu

蓝藻水华是富营养湖泊的典型特征之一, 它的形成对湖泊浮游动物的种群动态和群落组成产生重要影响, 同时浮游动物又能影响蓝藻水华的形成^[1-2]. 在过去 30 年中, 有关蓝藻与浮游动物关系的研究已经较为深刻地揭示了蓝藻对浮游动物的影响. 由于蓝藻含有毒素、不易被取食和缺乏营养导致浮游动物一般不摄食蓝藻, 尤其是群体蓝藻 (如微囊藻)^[3-5]. 室内用单细胞微囊藻的研究表明, 随着食物中微囊藻浓度的增加, 大型枝角类溞属的生长率和存活率明显下降、性成熟时间推迟、体长减小、产卵量下降, 甚至产生休眠卵^[6-8]. 室内用群体微囊藻的研究表明, 群体微囊藻的存在会影响大型枝角类的摄食率^[9].

* 国家重点基础研究发展计划“973”项目 (2008CB418104) 资助. 2011-02-23 收稿; 2011-05-17 收修改稿. 戴曦, 女, 1986 年生, 硕士研究生; E-mail: daixi1986@163.com.

** 通信作者; E-mail: feizhch@niglas.ac.cn.

一般认为,微囊藻水华的存在会导致浮游动物群落的演替,使其组成由大型种类(如蚤)向小型种类转变^[1].在太湖,大型枝角类一般出现在冬春季,而到了夏季微囊藻水华暴发的时候就消失了.李静等^[10]的研究表明太湖夏季高温和水体磷浓度对大型枝角类同形蚤(*Daphnia similis*)的存在不产生负效应.张钰等^[11]发现微囊藻对太湖两种大型枝角类的存活和生殖产生很强的负面效应,但是他们所用的微囊藻是经过冷冻处理的.已有研究表明,经过冷冻的微囊藻对枝角类会产生很大的毒性效应^[12],而存在于微囊藻细胞内的毒素只有被释放出来,才会对浮游动物产生直接影响,由于群体胶鞘的保护,细胞内的毒素不会对浮游动物产生毒性效应^[13].在太湖水体中,微囊藻毒素主要存在于藻细胞中,而胞外毒素含量较低^[14].此外,太湖水体中微囊藻由于自身的上浮作用以及风力的影响造成其在水体中的分布极不均匀,这也造成微囊藻对大型枝角类影响的不均衡性.

同形蚤广泛分布于美洲、欧洲、非洲和亚洲^[15],在《中国动物志·淡水枝角类》^[16]中并没有描述此种,动物志中所描述的鸚鵡蚤(*Daphnia psittacea*)是同形蚤的同物异名^[15],在国内的一些文献中,所鉴定的隆线蚤也可能为同形蚤.在太湖,同形蚤一般在5月份开始出现,在靠近沿岸带的区域数量较多.本研究通过添加不同浓度和不同群体大小的微囊藻,评价其对太湖大型枝角类同形蚤生长和繁殖的影响,以探究天然微囊藻对同形蚤生长和繁殖的影响程度,为进一步认识微囊藻水华对太湖食物网的影响提供借鉴.

1 材料与方法

实验所用同形蚤(*Daphnia similis*)取自太湖梅梁湾,在室内用斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*)进行单克隆培养.实验用群体微囊藻取自太湖梅梁湾,在室内放入有机玻璃柱,并注入蒸馏水,待微囊藻上浮后取上浮的藻,先后用200、100和20 μm的筛网过滤冲洗3次,分别获得颗粒大小为100~200 μm和20~100 μm的群体微囊藻,所得群体微囊藻在4℃冷藏保存.

表1 实验不同处理设置

Tab. 1 Set of different experimental treatments

实验组	微囊藻颗粒大小/μm	添加 Chl. a 浓度/(μg/L)
对照组 CK	0	0
S20	20~100	20
S200	20~100	200
L20	100~200	20
L200	100~200	200

实验分别于2009年8月7日(实验I)和9月4日(实验II)两次在太湖梅梁湾取湖水,将湖水用20 μm网过滤后,放入4℃冷藏保存.过滤后原水中的浮游植物经鲁哥试剂固定沉淀后,在显微镜下鉴定和计数.每次实验设5个处理(表1),每个处理3个重复,在数据处理时求平均值±标准差.将400 ml的过滤湖水放入500 ml烧杯中,每个烧杯放入10只出生24 h以内的同形蚤幼体,然后添加

不同浓度和不同群体大小的微囊藻.理化指标的测定参照金相灿等^[17]的方法,实验I原水中总氮、总溶解氮、总磷、总溶解磷和叶绿素a(Chl. a)的浓度分别为1.80、1.15、0.11、0.06 mg/L和13.06 μg/L,实验II原水中总氮、总溶解氮、总磷、总溶解磷和叶绿素a的浓度分别为1.64、1.23、0.08、0.05 mg/L和13.87 μg/L.实验I和II期间平均水温分别为29.5和29.0℃.

实验期间每天换水一次,换水前将原水从冰箱中取出至水温与室温相同,并加入新鲜的群体微囊藻,以模拟自然条件下的群体微囊藻,每只烧杯保持400 ml的体积,每隔48 h在解剖镜下测量蚤个体的大小,待个体发育成熟,开始怀卵时,同步记录首次怀卵时间、首次产仔时间、每个处理组的产仔量.实验过程中对烧杯进行微曝气,以防止微囊藻上浮聚积影响同形蚤的摄食.实验I后期,L20和L200组的两个烧瓶内同形蚤出现了不明原因的大量死亡现象,因此这两个烧杯第10 d数据未纳入平均体长、产仔量和存活率的统计.

藻毒素(Microcystin, MC)前处理与测定参照文献[18]的方法,将过滤后的湖水用C₁₈固相萃取(SPE)柱富集,预先用10 ml甲醇和10 ml双蒸水活化萃取柱,富集后先用淋洗剂过SPE柱以洗脱杂质,再用洗脱剂将毒素洗脱后于旋转蒸发仪浓缩,氮气吹干并定容后用HPLC分析.胞内藻毒素测定需先将群体微囊藻冷冻干燥,将其磨碎并用甲醇提取,水浴振荡,多次离心取上清液,合并上清萃取液,浓缩定容同胞外藻毒素水样的前处理.通过样品中目标组分与MC-LR,MC-YR,MC-RR标准品(Sigma)出峰时间和色谱峰面积比较,进行定性和定量分析.用统计软件SPSS. V13.0和Microsoft Excel中进行数据处理,通过方差分析判断处理间差异是否显著.

2 结果与分析

2.1 实验水体中浮游植物组成及藻毒素含量

实验 I 和 II 过滤后的原水中浮游植物主要包括微囊藻(*Microcystis*)、栅藻(*Scenedesmus*)、小环藻(*Cyclotella*)和脆杆藻(*Fragilaria*)。实验 I 和 II 中浮游植物总密度分别为 1.2×10^6 和 3.3×10^6 cells/L, 生物量分别为 0.29 和 0.35 mg/L。实验 II 原水中胞外藻毒素(MC)的总浓度(0.832 $\mu\text{g/L}$)高于实验 I (0.708 $\mu\text{g/L}$), 其中 MC-RR 和 MC-YR 也高于实验 I, 但 MC-LR 低于实验 I。在三种类型的藻毒素中, MC-LR 的浓度均最低(表 2)。实验所用微囊藻胞内藻毒素 MC-RR、MC-LR 和 MC-YR 的含量分别为 26.4、73.4 和 21.6 $\mu\text{g/g}$ (DW)。

表 2 原水中胞外藻毒素浓度($\mu\text{g/L}$)

Tab. 2 Extracellular-MC concentrations in experimental lake water

藻毒素	实验 I	实验 II
MC-RR	0.220 ± 0.054	0.371 ± 0.118
MC-LR	0.179 ± 0.039	0.139 ± 0.027
MC-YR	0.309 ± 0.107	0.322 ± 0.082

2.2 不同处理对同形蚤生长和繁殖的影响

实验 I 结束时, 各实验组同形蚤平均体长依次为 $\text{CK} < \text{S200} < \text{S20} < \text{L200} < \text{L20}$, 其中 L20 组母体的平均体长最长达 2.11 mm。统计分析表明添加微囊藻各处理组间同形蚤的体长无显著差异($P > 0.05$), 但均显著大于对照组($P < 0.05$)。实验 II 结束时, 各实验组同形蚤平均体长依次为 $\text{S200} < \text{CK} < \text{S20} < \text{L200} < \text{L20}$, L20 组母体平均体长最长达 1.96 mm。统计分析表明除 S200 处理与对照组无显著差异外($P > 0.05$), 其它添加微囊藻处理的体长显著大于对照组($P < 0.05$) (图 1)。

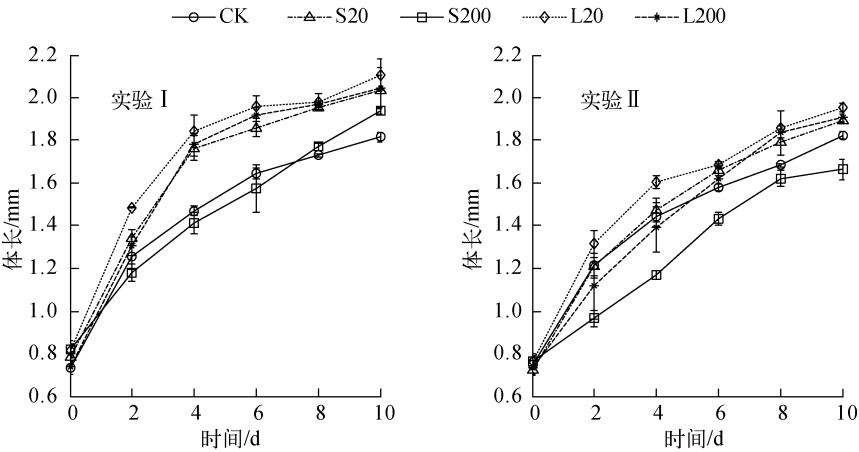


图 1 不同处理下同形蚤平均体长的变化

Fig. 1 Variations of body-length of *Daphnia similis* in different treatments

实验 I 和 II 母体初始产仔时间除 S200 组外均为第 4 d, 实验 I 和 II S200 处理中同形蚤初始产仔时间分别在第 6 和 7 d (图 2)。实验 I 累积产仔数依次为 $\text{CK} < \text{S20} < \text{S200} < \text{L200} < \text{L20}$, 除 S20 处理与对照组无显著差异外($P > 0.05$), 其余添加微囊藻的处理下同形蚤的累积产仔数显著大于对照组($P < 0.05$)。实验 II 结束时同形蚤的累积产仔数大小依次为 $\text{S200} < \text{CK} < \text{L20} < \text{L200} < \text{S20}$ (图 3)。各处理组与对照组之间均存在显著差异($P < 0.05$), 与实验 I 结果类似, L20、L200 和 S20 三组之间差异不显著($P > 0.05$), 而 S200 组与这三组差异显著($P < 0.05$)。

2.3 不同处理对同形蚤存活率的影响

实验 I 中同形蚤母体在第 10 d 的存活率除 S20 组略低(63.3%)外, 其余各组存活率近似(95% ~ 100%)。实验 II 中母体第 10 d 对照组、S20、S200、L20 和 L200 组的存活率依次为 96.7%、90%、76.7%、86.7% 和 90% (图 4)。

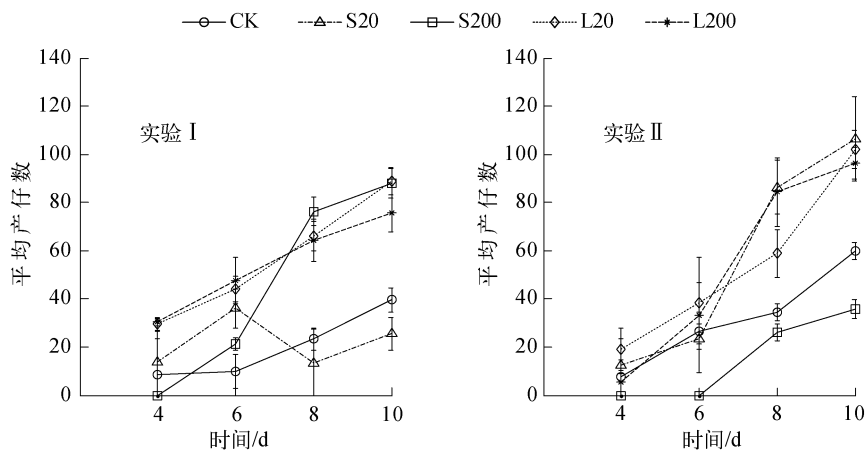


图 2 不同处理同形蚤的平均产仔数

Fig. 2 Average numbers of offsprings of *Daphnia similis* in different treatments

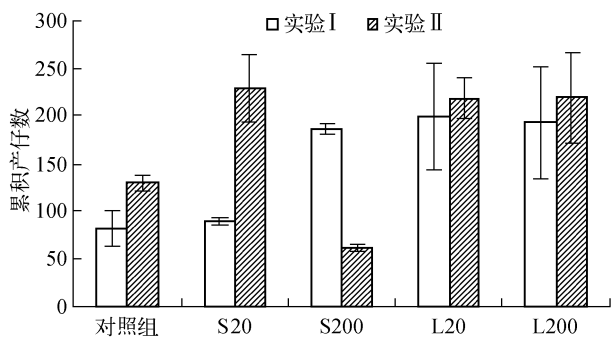


图 3 不同处理同形蚤的平均累积产仔数

Fig. 3 Cumulative fecundities of *Daphnia similis* in different treatments

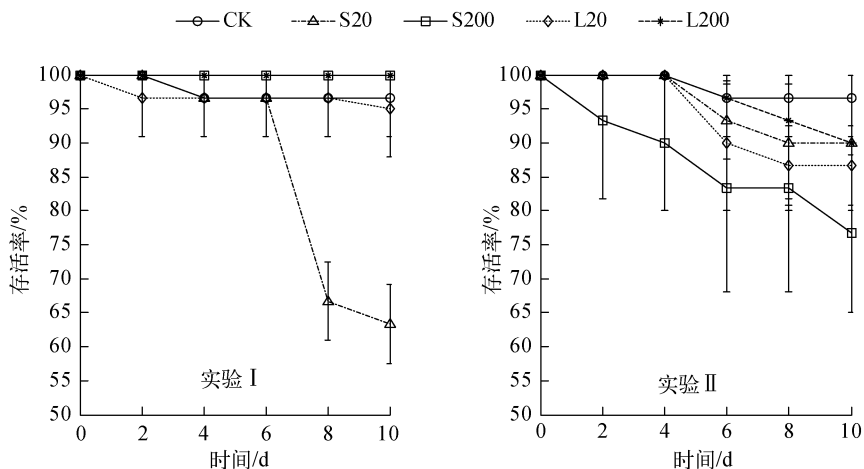


图 4 不同处理同形蚤的存活率

Fig. 4 Survivor rates of *Daphnia similis* in different treatments

3 讨论

3.1 微囊藻群体大小和浓度对同形蚤的影响

到两组实验末期(第10 d),各组的同形蚤仍然大量存活,体长增长并且能够产生幼体,除实验Ⅱ中 S200 组外,各实验组同形蚤的生长状况显著好于未添加微囊藻的对照组,因此群体微囊藻添加对同形蚤的生长和繁殖并没有明显的抑制作用,甚至在一定程度上还有促进作用,本实验中群体微囊藻虽然经过洗涤,但附着细菌、其它附着生物和碎屑仍能为蚤的生长发育提供营养^[19]. 枝角类的许多种类作为典型的滤食性浮游动物,仅对食物大小进行选择,而无法选择食物质量. 蚤属取食的食物一般 $<45\ \mu\text{m}$ ^[20],当群体微蓝藻解散为 $<40\ \mu\text{m}$ 的小群体时,能够为浮游动物的生长繁殖提供能量^[21],当群体微囊藻 $>100\ \mu\text{m}$ 时,浮游动物不能或很少摄食^[9]. 本实验中 S20 和 S200 组添加的为大小在 $20\sim100\ \mu\text{m}$ 内的微囊藻群体,在同形蚤可以摄食的范围之内,但大颗粒组(L20、L200)的最终平均体长大于小颗粒组(S20、S200),这可能是在浮游动物摄食小颗粒微囊藻的过程中,可能存在的机械干扰在一定程度上对其生长起抑制作用^[22],随着添加的微囊藻浓度的升高,蚤体平均体长减小. 并且,低浓度组(L20、S20)的最终平均体长大于高浓度组(L200、S200),可能是因为过高的微囊藻浓度会导致微囊藻群体大量聚集,枝角类清除滤食器需要消耗额外的能量,降低了生长率^[23].

产卵量是评价同形蚤产生后代能力的一个重要指标,产卵量的下降和初次产卵时间的推迟标志着蚤的繁殖能力受到食物浓度和质量的影响. 一般而言,产卵量与母体大小呈正比关系^[24],实验Ⅰ中,S20 后期母体存活率比其他实验组低,可能造成累积产仔数偏低,与 L20 和 L200 之间差异显著,但仍然高于对照组,两次实验累积产仔数与母体体长规律基本一致. 两次实验中 S200 组的初次产仔时间均迟于其余各实验组,且在实验Ⅱ中累积产仔数低于其余各组(实验Ⅰ中略高于对照组),表明同形蚤母体在添加大小为 $20\sim100\ \mu\text{m}$ 、浓度为 $200\ \mu\text{g/L}$ 的群体微囊藻时,繁殖力受到一定程度的抑制,小颗粒摄食过程中可能存在的机械干扰导致生理和代谢不正常,引发生殖力降低,且食物浓度过高会引起蚤属呼吸作用增强,净生殖率降低. L20、L200 和 S20 三组的同形蚤的繁殖力并没有受到抑制.

3.2 藻毒素对同形蚤生长和繁殖的影响

室内实验表明,藻毒素对浮游甲壳动物具有毒害作用^[25-26]. 但是野外关于水华蓝藻对浮游甲壳动物的毒害作用却缺乏证据^[27-29]. 已有研究表明,经过冷冻的微囊藻对枝角类会产生很大的毒性效应^[12],而存在于微囊藻细胞内的毒素只有被释放出来,才会对浮游动物产生直接影响^[30],由于群体胶鞘的保护,细胞内的毒素不会对浮游动物产生毒性效应^[13]. 何家菀等^[31]添加不同浓度的 MC-LR 喂养大型蚤(*Daphnia magna*),在浓度为 $5\ \text{mg/L}$ 时,48 h 后死亡率为 0,而当浓度为 $15\ \text{mg/L}$ 时,48 h 后死亡率为 60%. DeMott 等^[32]的研究结果表明蚤 48 h 的 MC 半致死浓度为 $9.6\sim21.4\ \text{mg/L}$. Lüring^[33]和 Dao 等^[34]分别将大型蚤暴露在 3.5 和 $5.0\ \mu\text{g/L}$ 的 MC-LR 下,大型蚤的种群特征受影响很小,而当 MC-LR 达到 $50\ \mu\text{g/L}$ 时,毒性效应才很明显^[34]. 纪荣平等^[35]于 2004 年 7—12 月测得梅梁湾胞外 MC 为 $0.19\sim0.67\ \mu\text{g/L}$,Song 等^[36]测得梅梁湾 2005—2006 年胞外 MC 含量为 $0\sim6.66\ \mu\text{g/L}$. 已有研究和本研究均表明,太湖梅梁湾水体中的胞外 MC 含量并不能达到蚤的致死浓度. 本实验中胞外藻毒素的含量远低于文献中报道的毒性剂量,同形蚤在 10 d 后的存活率均大于 50%. 因此本研究中溶解在水中的藻毒素对同形蚤生长和繁殖的抑制作用不明显. 微囊藻对浮游动物的毒性效应必须是藻细胞被分解,否则毒性作用就不被表现出来. 在夏季水华暴发期间,湖泊水体中大型枝角类被小型枝角类取代,尽管大型枝角类相比于小型枝角类对毒素更为敏感,但是并没有直接证据能够表明是微囊藻毒素对大型浮游动物的毒害作用造成的^[37],其种群特征更多受群体微囊藻的大小和生物量的影响.

致谢:姚思鹏、何虎、李柯、蒋伟伟在实验过程中给予了帮助,在此表示衷心感谢.

4 参考文献

- [1] Ghadouani A, Pinel-alloul B, Prepas EE. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology*, 2003, **48**: 363-381.

- [2] Wang XD, Qin BQ, Gao G *et al.* Nutrient enrichment and selective predation by zooplankton promote *Microcystis* (Cyanobacteria) bloom formation. *Journal of Plankton Research*, 2010, **32**: 457-470.
- [3] Fulton RS, Paerl HW. Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. *Limnology and Oceanography*, 1987, **32**: 634-644.
- [4] Ferrão-Filho AS, Azevedo SMFO, DeMott WR. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, 2000, **45**: 1-19.
- [5] Elert EV, Wolffrom T. Supplementation of cyanobacterial food with polyunsaturated fatty acids does not improve growth of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 2001, **46**: 1552-1558.
- [6] Smith AD, Gilbert JJ. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa*. *Archiv für Hydrobiologie*, 1995, **132**: 309-336.
- [7] Nandini S, Rao TR. Somatic and population growth in selected cladoceran and rotifer species offered the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* as food. *Aquatic Ecology*, 1998, **31**: 283-298.
- [8] Pattinson KR, Havel JE, Rhodes RG. Invasibility of a reservoir to exotic *Daphnia lumholtzi*: experimental assessment of diet selection and life history responses to cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 2003, **48**: 233-246.
- [9] Jarvis AC, Hart RC, Combrink S. Zooplankton feeding on size fractionated *Microcystis* colonies and *Chlorella* in a hypertrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa): implications to resource utilization and zooplankton succession. *Journal of Plankton Research*, 1987, **9**: 1231-1249.
- [10] 李 静, 陈非洲. 太湖夏秋季大型枝角类 (*Daphnia*) 种群消失的初步分析. 湖泊科学, 2010, **22**(4): 552-556.
- [11] 张 钰, 谷孝鸿, 朱光敏等. 太湖微囊藻对几种枝角类种群影响的实验生物学分析. 湖泊科学, 2007, **19**(5): 566-571.
- [12] Stangenberg M. Toxic effects of *Microcystis aeruginosa* Kg. extracts on *Daphnia longispina* O. F. Müller and *Eucypris virens* Jurine. *Hydrobiologia*, 1968, **32**: 81-87.
- [13] Goarant E, Prensier G, Lair N. Specific immunological probes for the identification and tracing of prey in crustacean gut contents. The example of cyanobacteria. *Archiv für Hydrobiologie*, 1994, **131**: 243-252.
- [14] Liu YQ, Xie P, Zhang DW *et al.* Seasonal dynamics of microcystins with associated biotic and abiotic parameters in two bays of Lake Taihu, the third largest freshwater lake in China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicity*, 2008, **80**: 24-29.
- [15] Benzie JAH. The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae). In: Dumont HJF ed. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Leiden: Backhuys Publishers, 2005: 376.
- [16] 蒋燮治, 堵南山. 中国动物志·淡水枝角类. 北京: 科学出版社, 1979.
- [17] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范: 第2版. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [18] GB/T20466—2006. 水中微囊藻毒素的测定. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [19] Chen FZ, Xie P. The effects of fresh and decomposed *Microcystis aeruginosa* on cladocerans from a subtropic Chinese lake. *Journal of Freshwater Ecology*, 2003, **18**: 97-104.
- [20] Geller W, Müller H. The filtration apparatus of cladocera: filter mesh-sizes and their implication of food selectivity. *Oecologia*, 1981, **49**: 316-321.
- [21] Hanazato T, Yasuno M. Evaluation of *Microcystis* as food for zooplankton in a eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 1987, **144**: 251-259.
- [22] Trabeau M, Bruhn-keup R, Mcdermott C. Midsummer decline of a *Daphnia* population attributed in part to cyanobacterial capsule production. *Journal of Plankton Research*, 2004, **26**: 949-961.
- [23] Nandini S, Sarma SSS. Lifetable demography of four cladoceran species in relation to algal food (*Chlorella vulgaris*) density. *Hydrobiologia*, 2000, **435**: 117-126.
- [24] 黄祥飞. 三种淡水枝角类的生物学研究. 海洋与湖沼, 1985, **16**: 188-194.
- [25] DeMott WR. Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and a green alga. *Freshwater Biology*, 1999, **42**: 263-274.
- [26] Lürling M, Grinten EV. Life-history characteristics of *Daphnia magna* exposed to dissolved microcystin-LR and to the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* with and without microcystins. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2003, **22**:

- 1281-1287.
- [27] Haney JF. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1987, **21**: 467-475.
- [28] Ferrão-Filho AS, Azevedo SMFO. Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystis aeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, 2003, **37**: 23-35.
- [29] Alva-Martinez AF, Sarma SSS, Nandini S. Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology*, 2007, **41**: 579-585.
- [30] Chen FZ, Xie P. The toxicities of single-celled *Microcystis aeruginosa* PCC7820 and liberated *M. aeruginosa* to *Daphnia carinata* in the absence and presence of the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Journal of Freshwater Ecology*, 2004, **19**: 539-545.
- [31] 何家苑, 何振荣, 郭琼林. 有毒铜绿微囊藻对鱼和蚤的毒性. 湖泊科学, 1997, **9**: 49-57.
- [32] DeMott WR, Zhang QX, Carmichael WW. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 1991, **36**: 1346-1357.
- [33] Lüring M. *Daphnia* growth on microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa* in different mixtures with the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Limnology and Oceanography*, 2003, **48**: 2214-2220.
- [34] Dao TS, Do-Hong LC, Wiegand C. Chronic effects of cyanobacterial toxins on *Daphnia magna* and their offspring. *Toxicol*, 2010, **55**: 1244-1254.
- [35] 纪荣平, 李先宁, 吕锡武. 太湖梅梁湾水源水中微囊藻毒素浓度的变化. 环境监测管理技术, 2007, **19**: 20-22.
- [36] Song LR, Chen W, Peng L *et al.* Distribution and bioaccumulation of microcystins in water column: A systematic investigation into the environmental fate and the risk associated with microcystins in Meiliang Bay, Lake Taihu. *Water Research*, 2007, **41**: 2853-2864.
- [37] Müller-Navarra DC, Brett MT, Liston AM *et al.* A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, 2000, **403**: 74-77.