

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2021.06.024

穗花狐尾藻种植水对铜绿微囊藻的影响

高云霓,武 静,杨 惠,张 方,刘 畅,骆琨峰

(河南师范大学水产学院,河南 新乡 453007)

摘要:为了探究营养水平对沉水植物化感抑藻作用的影响,选取室外条件下自然繁殖生长的沉水植物穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)种植水,研究有害蓝藻铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)产毒株和非产毒株在两种营养水平下对穗花狐尾藻种植水的生长生理响应。结果表明:穗花狐尾藻种植水显著抑制产毒株和非产毒株的生长($P < 0.05$),影响生理过程,但低营养水平下的抑制作用更强($P < 0.05$);营养加富穗花狐尾藻种植水暴露9 d后,对产毒株和非产毒株生长的抑制率分别为23.5%和20.9%,对光合系统Ⅱ实际光合效能的抑制率分别为7.4%和17.6%,丙二醛浓度分别增大5.6%和9.1%;而直接将铜绿微囊藻接种到穗花狐尾藻原种植水中,对产毒株和非产毒株生长的抑制率分别为60.7%和49.3%,对光合系统Ⅱ实际光合效能的抑制率分别为15.4%和23.4%,丙二醛浓度分别增大11.1%和18.2%。

关键词:穗花狐尾藻;铜绿微囊藻;种植水;营养盐;化感物质

中图分类号:X522 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2021)06-0162-06

Effects of cultivated water of *Myriophyllum spicatum* on *Microcystis aeruginosa* // GAO Yunni, WU Jing, YANG Hui, ZHANG Fang, LIU Chang, LUO Kunfeng(College of Fisheries, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China)

Abstract: To explore the effects of nutrient levels on allelopathic inhibition of submerged macrophytes on cyanobacteria, the cultivated water of submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum*, which was self-propagated under outdoor conditions, was collected to study the growth and physiological responses of toxigenic and non-toxic strains of harmful cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* under two nutrient levels. The results showed that the cultivated water significantly inhibits the growth and physiological process of toxigenic and non-toxic *M. aeruginosa* ($P < 0.05$), while the inhibitory effect is stronger at lower nutrient levels ($P < 0.05$). With the cultivated water of *M. spicatum* exposed in the air with nutrient enrichment for nine days, the growth inhibition ratios of the toxigenic and non-toxic *M. aeruginosa* were 23.5% and 20.9% respectively; the inhibition ratios on actual photochemical efficiency of photosystem II of the toxigenic and non-toxic strains were 7.4% and 17.6% respectively; the malondialdehyde (MDA) contents of the toxigenic and non-toxic strains were increased by 5.6% and 9.1% respectively. With original cultivated water of *M. spicatum*, the growth inhibition ratios of the toxigenic and non-toxic *M. aeruginosa* were 60.7% and 49.3% respectively; the inhibition ratios on actual photochemical efficiency of photosystem II of the toxigenic and non-toxic strains were 15.4% and 23.4% respectively; MDA contents of the toxigenic and non-toxic strains were increased by 11.1% and 18.2% respectively.

Key words: *Myriophyllum spicatum*; *Microcystis aeruginosa*; cultivated water; nutrients; allelochemical

化感作用是沉水植物与藻类相互作用的重要方式,是影响浅水湖泊稳态转换和沉水植被恢复重建的重要机制之一^[1-3]。相对于绿藻等真核藻类,沉水植物可以通过释放化感物质对铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)等蓝藻产生较强的抑制作用^[4]。穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)被认为

是化感抑藻活性最强的沉水植物^[1,3-5]。相比硅藻和绿藻,穗花狐尾藻化感物质对蓝藻铜绿微囊藻生长的抑制作用最强^[6]。围隔试验证实,水中蓝藻生物量被种植的穗花狐尾藻持续抑制^[7]。穗花狐尾藻化感物质没食子酸持续暴露期间,蓝藻生物量被显著抑制,而绿藻、褐藻和隐藻没有受到明显

影响^[8]。

自然水体中,沉水植物和藻类此消彼长过程时还会受到营养环境条件的影响^[9-10]。从生态系统的层面,随着富营养化进程的加剧,许多浅水湖泊逐步由水生植物占优势的清水稳态转变为浮游藻类占优势的浊水态^[10-12]。不同营养水平湖泊中穗花狐尾藻代谢物指纹图谱显著不同^[12],铜绿微囊藻的生长和毒素合成水平也不同^[13-14]。自然水体中沉水植物对藻类的化感作用过程不可避免也会受到营养环境条件的影响,但由于水体生物非生物环境的复杂性,相关研究还比较少。葛芳杰等^[15-16]前期研究发现穗花狐尾藻体内酚酸类化感物质的合成会受到光照、氮磷营养水平的调节。不同光照和温度下铜绿微囊藻对化感物质的生长响应显著不同^[17]。但不同营养环境条件下沉水植物对铜绿微囊藻的化感作用效应,目前还不清楚。

为进一步明确自然水体中沉水植物种植水对蓝藻化感作用的影响,选取室外条件下自然繁殖生长的穗花狐尾藻种植水,通过比较常见的蓝藻水华优势种铜绿微囊藻产毒株和非产毒株对营养加富和穗花狐尾藻原种植水的生长生理响应,初步分析营养环境和穗花狐尾藻释放到水中的化感物质对铜绿微囊藻的影响。

1 材料与方法

1.1 材料来源与培养

试验藻种铜绿微囊藻产毒株(FACHB 905)和非产毒株(FACHB 526)均购自中国科学院淡水藻种库。无菌 BG11 培养基培养,光照强度为 2000 lx,光暗周期为 12 h: 12 h,温度为(25 ± 1) °C,每天手动定时摇瓶 3 次,每隔 7 d 重新接种 1 次,连续多代驯化培养,待反映藻细胞最大光合活性的叶绿素荧光参数 F_v/F_m 值稳定在 0.40 以上,即可用于正式试验。

穗花狐尾藻 2018 年采自湖北洪湖,栽种于河南师范大学水产学院基地种植桶中。种植桶中铺 10 cm 底泥,添加自来水自然条件下培养,2019 年春季自然繁殖生长,选取长势良好,无其他植物干扰的种植桶,于 8 月连续晴天一周后采集穗花狐尾藻种植水用于正式试验。测得种植桶中穗花狐尾藻植物质量浓度约为 1.0 g/L,其中底泥为水产基地晒干后的塘泥,测得总碳、总氮和总磷质量比分别为 16.40 g/kg、0.89 g/kg 和 0.80 g/kg。

1.2 试验设计

采集的穗花狐尾藻种植水抽滤过 0.22 μm 孔径的滤膜,去除颗粒杂质和微生物干扰后用于抑藻试

验。试验设置 2 个穗花狐尾藻种植水处理组:第 1 组为营养加富组,受试藻暴露在添加了无菌 BG11 培养基的穗花狐尾藻种植水中,测得水中总碳、总氮和总磷质量浓度分别为(35.07 ± 0.67) mg/L、(248.61 ± 0.01) mg/L 和(7.25 ± 0.02) mg/L;第 2 组为原种植水组,直接在制备好的穗花狐尾藻种植水中添加受试藻细胞,测得水中总碳、总氮、总磷质量浓度分别为(32.81 ± 0.67) mg/L、(1.61 ± 0.01) mg/L 和(0.12 ± 0.02) mg/L。同时,每株藻均设置未添加穗花狐尾藻种植水的对照组,在无菌 BG11 培养基中正常培养。每组均设置 3 个平行试验。

种植水制备和铜绿微囊藻接种均在无菌操作台上进行,所用器皿均提前做好灭菌处理。试验在 250 mL 锥形瓶中进行,瓶中加入 100 mL 种植水或 BG 11 培养基,接种指数生长期的铜绿微囊藻藻细胞,起始密度在 $3.0 \times 10^5 \sim 4.0 \times 10^5$ 个/mL 范围内,相当于 680 nm 处吸光度(OD_{680})值约 0.03,摇匀,透气膜封口后,移至光照培养箱按上述条件持续培养 9 d,每天手动摇匀 3 次,避免藻细胞沉底和营养光照不均。

在接种后 0 d、3 d、6 d、9 d 分别取样测定各培养瓶中的铜绿微囊藻 OD_{680} 值,计数藻细胞密度,测定铜绿微囊藻叶绿素荧光参数(F_v/F_m 、 Φ_{PSII})和膜脂过氧化产物丙二醛(MDA)的浓度。其中 F_v/F_m 指光合系统 II(PS II)的最大光合效率,是 PS II 光化学反应可能达到的最大产量的评估; Φ_{PSII} 是 PS II 的实际光合效率,表示开放的反应中心捕获实际激发能的效率^[18]。

1.3 指标测定方法

铜绿微囊藻 OD_{680} 值用紫外-可见分光光度计(UV752,上海佑科)测定,藻细胞密度用浮游植物计数框在光学显微镜(E100, Nikon Eclipse)下计数。 F_v/F_m 和 Φ_{PSII} 用掌上水体叶绿素荧光仪(AquaPen AP110-C,捷克)在室温下将样品置于黑暗中 20 min 后测定^[19]。MDA 浓度用南京建成生物试剂盒测定。种植水中营养盐总磷和总氮质量浓度分别采用中性和碱性过硫酸钾消解,紫外-可见分光光度计(UV752,上海佑科)测定,总碳质量浓度使用 TOC 有机碳含量分析仪(multi 3100)测定^[20]。

1.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2016 软件分析数据和绘图,数据均以“平均值 ± 标准差”的形式表示。穗花狐尾藻种植水对铜绿微囊藻产毒株和非产毒株 OD_{680} 值、藻细胞密度、 F_v/F_m 和 Φ_{PSII} 的抑制率按式(1)计算,对 MDA 浓度的促进率按式(2)计算。

$$Y = \frac{A_c - A_T}{A_c} \times 100\% \quad (1)$$

$$Z = \frac{A_T - A_c}{A_c} \times 100\% \quad (2)$$

式中: Y 、 Z 分别为抑制率和促进率; A_c 、 A_T 分别为某项指标在对照组和处理组中同一时间的数值。

采用 SPSS 22.0 软件对数据进行统计分析, 组间差异显著性采用单因素方差分析, 多重比较采用 LSD 检验, $P < 0.05$ 表示有显著性差异。

2 结果与分析

2.1 铜绿微囊藻的生长响应

铜绿微囊藻 OD_{680} 值和细胞密度测定结果均显示穗花狐尾藻种植水对两株藻的生长有显著抑制作用 ($P < 0.05$)。没有添加种植水的对照组中产毒株和非产毒株 OD_{680} 值 9 d 时分别增大了 15.7 倍和 14.7 倍。添加穗花狐尾藻种植水的处理组铜绿微囊藻 OD_{680} 值增幅显著低于对照组, 其中营养加富种植水组产毒株和非产毒株 OD_{680} 值 9 d 时分别增大 12.3 倍和 13.6 倍, 原种植水组增幅最小, 分别增大 3.7 倍和 7.3 倍 (图 1)。与对照组 OD_{680} 值相比, 9 d 时营养加富种植水对产毒株和非产毒株生长的平均抑制率分别为 21.3% 和 6.9%, 原种植水则分别为 77.5% 和 50.5%。

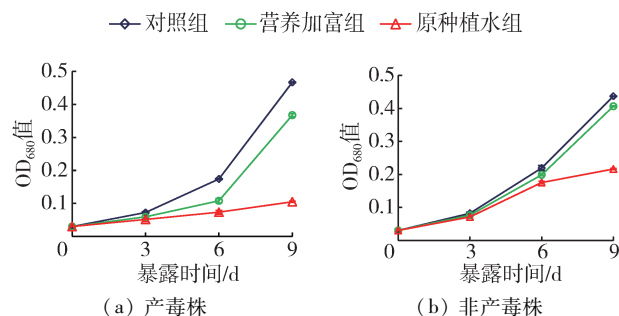


图 1 铜绿微囊藻 OD_{680} 值的变化

Fig. 1 The development of OD_{680} in toxigenic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* strains

对照组中铜绿微囊藻产毒株和非产毒株藻细胞密度 9 d 分别增加了 21.0 倍和 18.9 倍, 而营养加富组藻细胞密度分别增大了 18.1 倍和 16.1 倍, 原种植水组分别增大了 10.5 倍和 11.9 倍, 添加了穗花狐尾藻种植水的处理组中藻细胞密度显著降低 ($P < 0.05$) (图 2)。与对照组藻细胞密度相比, 营养加富种植水对产毒株和非产毒株生长抑制率分别为 23.5% 和 20.9%, 原种植水分别为 60.7% 和 49.3%。铜绿微囊藻 OD_{680} 值和细胞计数的结果均显示, 未添加 BG11 培养基的穗花狐尾藻原种植水对产毒株和非产毒株铜绿微囊藻生长的抑制作用显

著增强 ($P < 0.05$)。

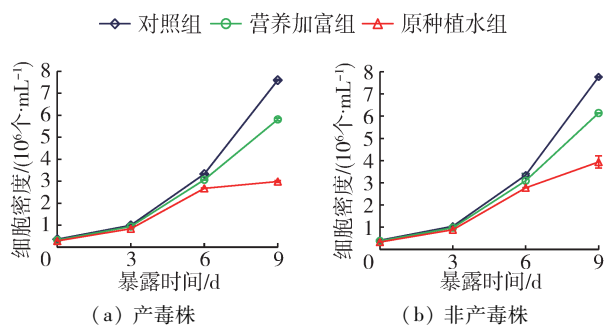


图 2 铜绿微囊藻细胞密度的变化

Fig. 2 The development of the cell density in toxigenic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* strains

2.2 铜绿微囊藻叶绿素荧光参数变化

穗花狐尾藻种植水对铜绿微囊藻产毒株和非产毒株 F_v/F_m 和 Φ_{PSII} 表现出一定程度的抑制。对照组中产毒株和非产毒株 F_v/F_m 值试验期间分别保持在 0.57 ~ 0.61 和 0.56 ~ 0.59 之间 (图 3)。与对照组相比, 9 d 时营养加富种植水对产毒株和非产毒株 F_v/F_m 值的平均抑制率分别为 3.2% 和 3.8%, 原种植水则分别为 4.7% 和 8.7%。

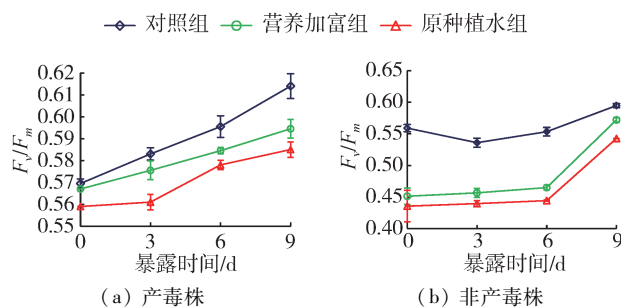


图 3 铜绿微囊藻 F_v/F_m 的变化

Fig. 3 The development of F_v/F_m in toxigenic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* strains

试验期间对照组铜绿微囊藻产毒株和非产毒株 Φ_{PSII} 值分别保持在 0.56 ~ 0.68 和 0.49 ~ 0.63 之间, 光合活性高 (图 4)。与对照组相比, 穗花狐尾藻种植水对产毒株和非产毒株 Φ_{PSII} 具有显著的抑制作用。9 d 时营养加富种植水对产毒株和非产毒株 Φ_{PSII}

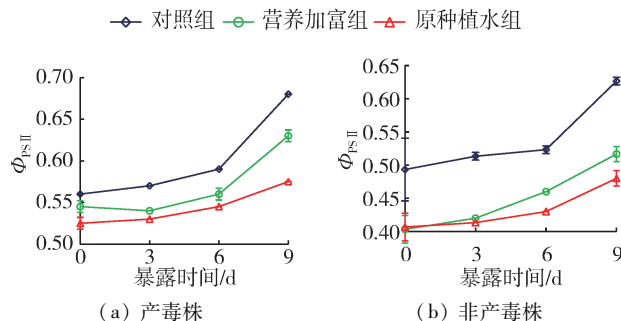


图 4 铜绿微囊藻 Φ_{PSII} 的变化

Fig. 4 The development of Φ_{PSII} in toxigenic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* strains

的平均抑制率分别为 7.4% 和 17.6%, 原种植水分别为 15.4% 和 23.4%。叶绿素荧光参数结果显示, 未添加 BG11 培养基的穗花狐尾藻原种植水对产毒株和非产毒株生长的抑制作用显著增强 ($P < 0.05$)。

2.3 铜绿微囊藻 MDA 浓度变化

添加穗花狐尾藻种植水后, 铜绿微囊藻产毒株和非产毒株 MDA 浓度显著增大 ($P < 0.05$, 图 5)。对照组中, 产毒株 MDA 浓度由开始时的 0.59 nmol/L 上升到 9 d 时的 1.38 nmol/L, 非产毒株 MDA 浓度则由 0.93 nmol/L 上升至 1.69 nmol/L。与对照组相比, 营养加富组产毒株和非产毒株 MDA 浓度 9 d 时分别增大 5.6% 和 9.1%, 原种植水组分别增大 11.1% 和 18.2%。

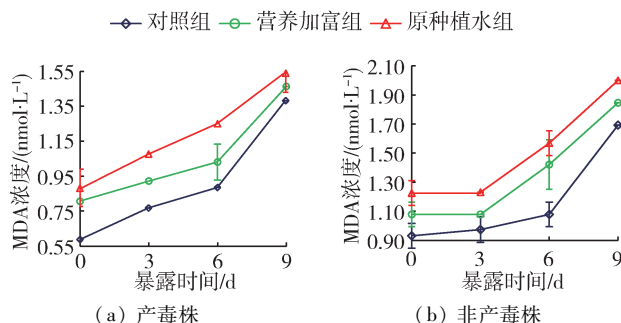


图 5 铜绿微囊藻 MDA 浓度的变化

Fig. 5 The development of MDA in toxigenic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* strains

3 讨论

排除营养限制、悬浮物和微生物干扰的营养加富穗花狐尾藻种植水对铜绿微囊藻产毒株和非产毒株的生长过程具有明显的抑制作用, 抑制率大部分在 20% 左右, 说明穗花狐尾藻可能释放化感活性物质抑制铜绿微囊藻生长。而穗花狐尾藻原种植水对铜绿微囊藻生长的抑制率在 50% 左右。原种植水中总氮质量浓度均值为 1.61 mg/L, 总磷为 0.12 mg/L, 相当于湖泊 IV 类水标准。1992—2012 年太湖总氮质量浓度年均值介于 1.5 ~ 3.0 mg/L 之间, 总磷在 0.05 ~ 0.15 mg/L 之间, 微囊藻占优势的蓝藻水华依然严重^[21]。在暴发微囊藻水华的巢湖夏季总氮和总磷质量浓度分别为 1.27 ~ 3.96 mg/L 和 0.044 ~ 0.200 mg/L^[22]。营养加富种植水中总碳、总氮和总磷质量浓度分别为 55.45 mg/L、248.67 mg/L 和 7.24 mg/L, 碳氮磷营养水平分别增大了 1.7 倍、153.5 倍和 59.3 倍, 显著高于常年暴发蓝藻水华的太湖和滇池^[21, 23]; 同时铁、锰等藻类生长所需的各种微量元素也得到了补充。铜绿微囊藻生态适应性很强, 在较宽的营养范围内均可以生

长, 能耐受超富营养水平^[24-25]。本试验中受试的铜绿微囊藻长期在室内 BG11 培养基中生长, 尽管原种植水中的营养水平不低, 但营养组成和浓度水平与 BG11 培养基有显著差别, 临时改变微囊藻生长的营养环境, 可能会影响铜绿微囊藻的生长生理活动。若微量元素如铁受限制, 铜绿微囊藻产毒株的生长和毒素合成会受影响^[26]。由此可见, 穗花狐尾藻生长的低营养环境及其释放并遗留在水中的化感物质的共同作用, 是穗花狐尾藻抑制铜绿微囊藻生长、影响其生理过程的原因, 但具体的影响机制有待深入研究。

富营养水体中水华蓝藻通常是产毒株和非产毒株共存^[27]。铜绿微囊藻产毒株能合成并释放微囊藻毒素到水环境中, 对其他水生生物产生毒害作用, 饮用水源地中若含有产毒微囊藻, 其释放到水环境中的藻毒素则会威胁饮水安全和人类健康^[28]。已有研究显示, 铜绿微囊藻产毒株通常在温度升高或氮磷浓度水平增加的情况下比非产毒株生长繁殖更快^[29-30]。产毒株在低 CO₂ 水平下具有优势, 而非产毒株可以在低光照条件下生长, 并在高 CO₂ 水平下占据竞争优势^[31]。本文试验结果显示穗花狐尾藻种植水对产毒株和非产毒株的生长均有显著抑制作用, 且产毒株比非产毒株更敏感。穗花狐尾藻化感物质焦酚对铜绿微囊藻产毒株的抑制效果也高于非产毒株^[32]。这为利用沉水植物化感物质降低产毒微囊藻比例, 优化微囊藻种群结构, 从而降低微囊藻毒素合成和释放水平, 减轻其生态危害, 提供了一种思路。

相对于生长指标, 穗花狐尾藻种植水对铜绿微囊藻光合作用效能和膜脂过氧化水平的影响在试验结束时较低, 但在试验前 3 d 大部分指标已表现出与对照组的显著差异, 进一步从生理响应层面证实穗花狐尾藻种植水对产毒株和非产毒株的抑制效应。但产毒株和非产毒株的生理响应规律并非完全一致, 具体表现在穗花狐尾藻种植水对铜绿微囊藻产毒株叶绿素荧光参数的抑制效果较弱, 明显低于对非产毒株的影响, 而对产毒株的膜脂过氧化水平的诱导在试验前期显著高于非产毒株。这有可能与产毒株和非产毒株对穗花狐尾藻种植水的生理响应机制不同有关。铁限制条件下产毒株藻毒素合成增强, 氮饥饿条件下, 非产毒株的光合作用和碳氮代谢蛋白质更加丰富^[33-34]。穗花狐尾藻释放的化感物质中, 壬酸对铜绿微囊藻细胞膜有显著影响, 而焦酚会改变酯酶活性, 并显著降低藻细胞内叶绿素荧光强度^[35]。穗花狐尾藻种植水中化感物质种类多样^[5, 36], 不同营养水平下穗花狐尾藻种植水对铜绿

微囊藻细胞的生理代谢过程的影响机理更加复杂,有必要在明确种植水中化感物质的基础上针对特定营养因子开展系统研究。

4 结 论

a. 穗花狐尾藻种植水显著抑制铜绿微囊藻产毒株和非产毒株的生长 ($P < 0.05$), 影响其生理过程, 但低营养水平下的抑制作用更强 ($P < 0.05$)。

b. 营养加富穗花狐尾藻种植水暴露 9 d 后, 对铜绿微囊藻产毒株和非产毒株生长的抑制率分别为 23.5% 和 20.9%, 对 Φ_{PSII} 的抑制率分别为 7.4% 和 17.6%, MDA 浓度分别增大 5.6% 和 9.1%。

c. 穗花狐尾藻原种植水对铜绿微囊藻产毒株和非产毒株生长的抑制率分别为 60.7% 和 49.3%, 对 Φ_{PSII} 的抑制率分别为 15.4% 和 23.4%, MDA 浓度分别增大 11.1% 和 18.2%。

参考文献:

[1] HILT S, GROSS E M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? [J]. Basic and Applied Ecology, 2008, 9 (4): 422-432.

[2] 杨超慧, 王超, 欧阳萍, 等. 丙二酸对铜绿微囊藻的抑制效果[J]. 水资源保护, 2021, 37(3): 121-126. (YANG Chaohui, WANG Chao, OUYANG Ping, et al. Inhibitory effect of malonic acid on *Microcystis aeruginosa* [J]. Water Resources Protection, 2021, 37 (3): 121-126. (in Chinese))

[3] MOHAMED Z A. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management: a review [J]. Limnologica, 2017, 63: 122-132.

[4] GAO Y N, DONG J, FU Q Q, et al. Allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton [J]. Allelopathy Journal, 2017, 40(1): 1-22.

[5] NAKAI S, INOUE Y, HOSOMI M, et al. *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa* [J]. Water Research, 2000, 34: 3026-3032.

[6] KÖRNER S, NICKLISCH A. Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes [J]. Journal of Phycology, 2002, 38: 862-871.

[7] SVANYS A, PASKAUSKAS R, HILT S. Effects of the allelopathically active macrophyte *Myriophyllum spicatum* on a natural phytoplankton community: a mesocosm study [J]. Hydrobiologia, 2013, 737(1): 57-66.

[8] TECHER D, FONTAINE P, PERSONNE A, et al. Allelopathic potential and ecotoxicity evaluation of gallic and nonanoic acids to prevent cyanobacterial growth in lentic systems: a preliminary mesocosm study [J]. Science of the Total Environment, 2016, 547: 157-165.

[9] 赵钟楠, 张越, 黄火键, 等. 基于问题导向的水生态文明概念与内涵 [J]. 水资源保护, 2019, 35 (3): 84-92. (ZHAO Zhongnan, ZHANG Yue, HUANG Huojian, et al. Concept and connotation of aquatic ecological civilization based on problem orientation [J]. Water Resources Protection, 2019, 35(3): 84-92. (in Chinese))

[10] 朱亮, 谈悦, 陈琳, 等. 库区植物塘水生植物附着细菌群落季节演替特征及影响因素 [J]. 河海大学学报(自然科学版), 2019, 47(3): 202-208. (ZHU Liang, TAN Yue, CHEN Lin, et al. Seasonal succession characteristics and influencing factors of bacterial community attached to aquatic plants in reservoir plant pond [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2019, 47(3): 202-208. (in Chinese))

[11] 刘正文, 张修峰, 陈非洲, 等. 浅水湖泊底栖-敞水生境耦合对富营养化的响应与稳态转换机理: 对湖泊修复的启示 [J]. 湖泊科学, 2020, 32 (1): 1-10. (LIU Zhengwen, ZHANG Xiufeng, CHEN Feizhou, et al. The responses of the benthic-pelagic coupling to eutrophication and regime shifts in shallow lakes: implication for lake restoration [J]. Lake Science, 2020, 32 (1): 1-10. (in Chinese))

[12] RIEDL J, KLUENDER C, SANS-PICHÉ F, et al. Spatial and temporal variation in metabolic fingerprints of field-growing *Myriophyllum spicatum* [J]. Aquatic Botany, 2012, 102: 34-43.

[13] BORTOLI S, OLIVEIRA-SILVA D, KRÜGER T, et al. Growth and microcystin production of a *Brazilian Microcystis aeruginosa* strain (LTPNA 02) under different nutrient conditions [J]. Brazilian Journal of Pharmacognosy, 2014, 24: 389-398.

[14] 任梦甜, 陈荣, 雷振, 等. 铜绿微囊藻增殖与产毒过程中的氮磷限制与主控因子研究 [J]. 水资源保护, 2019, 35 (5): 102-107. (REN Mengtian, CHEN Rong, LEI Zhen, et al. Nitrogen and phosphorus restriction and main controlling factors in proliferation and toxicity production of *Microcystis aeruginosa* [J]. Water Resources Protection, 2019, 35(5): 102-107. (in Chinese))

[15] 葛芳杰, 刘碧云, 鲁志营, 等. 不同氮、磷浓度对穗花狐尾藻生长及酚类物质含量的影响 [J]. 环境科学学报, 2012, 32 (2): 472-479. (GE Fangjie, LIU Biyun, LU Zhiying, et al. Effects of different nitrogen and phosphorus levels on the growth and total phenolic contents of *Myriophyllum spicatum* [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(2): 472-479. (in Chinese))

[16] 葛芳杰, 刘碧云, 鲁志营, 等. 穗花狐尾藻生长及酚类物质含量对光照强度的响应研究 [J]. 环境科学与技术, 2012, 35 (3): 30-34. (GE Fangjie, LIU Biyun, LU Zhiying, et al. Effects of light intensity on growth and phenolic contents of *Myriophyllum spicatum* [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 35 (3): 30-34. (in Chinese))

[17] NAKAI S, ASAOKA S, OKUDA T, et al. Growth inhibition of *Microcystis aeruginosa* by allelopathic compounds originally isolated from *Myriophyllum spicatum*:

- temperature and light effects and evidence of possible major mechanisms[J]. Journal of Chemical Engineering of Japan, 2014, 47: 488-493.
- [18] GAO Y N, GE F J, ZHANG L P, et al. Enhanced toxicity to the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* by low-dosage repeated exposure to the allelochemical N-phenyl-1-naphthylamine[J]. Chemosphere, 2017, 174: 732-738.
- [19] GAO Y N, ZHANG F, WU J, et al. Selective inhibition on growth and photosynthesis of harmful cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*) by water soluble substances of *Dendranthema indicum* flowers[J]. Water, 2020, 12: 1-15.
- [20] 雷衍之. 养殖水环境化学实验[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006: 72-80.
- [21] XU H, PAERL H W, ZHU G, et al. Long-term nutrient trends and harmful cyanobacterial bloom potential in hypertrophic Lake Taihu, China[J]. Hydrobiologia, 2017, 787: 229-242.
- [22] 李大命, 孔繁翔, 阳振, 等. 巢湖夏季和冬季有毒微囊藻和无毒微囊藻种群丰度研究[J]. 环境科学学报, 2011, 31: 2672-2680. (LI Daming, KONG Fanxiang, YANG Zhen, et al. Studies on the abundance of toxic and non-toxic *Microcystis* population of Lake Chaohu in summer and winter[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31: 2672-2680. (in Chinese))
- [23] YANG K, YU Z, LUO Y, et al. Spatial and temporal variations in the relationship between lake water surface temperatures and water quality: a case study of Dianchi Lake[J]. Science of the Total Environment, 2018, 624: 859-871.
- [24] HUISMAN J, CODD G A, PAERL H W, et al. Cyanobacterial blooms[J]. Nature Reviews Microbiology, 2018, 16: 471-483.
- [25] XIAO M, LI M, REYNOLDS C S. Colony formation in the cyanobacterium *Microcystis*[J]. Biological Reviews, 2018, 93: 1399-1420.
- [26] 孔赞, 邹培, 宋黎明, 等. 铁对藻类生长及藻毒素合成影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2014, 25(5): 1533-1540. (KONG Yun, ZOU Pei, SONG Liming, et al. Effects of iron on the algae growth and microcystin synthesis[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(5): 1533-1540. (in Chinese))
- [27] LIU Y, XU Y, WANG Z, et al. Dominance and succession of *Microcystis* genotypes and morphotypes in Lake Taihu, a large and shallow freshwater lake in China [J]. Environmental Pollution, 2016, 219: 399-408.
- [28] RASTOGI RP, SINHA RP, INCHAROENSAKDI A. The cyanotoxin-microcystins: current overview[J]. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 2014, 13: 215-249.
- [29] DAVIS T W, BERRY D L, BOYER G L, et al. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms [J]. Harmful Algae, 2009, 8: 715-725.
- [30] VEZIE C, RAPALA J, VAITOMAA J, et al. Effect of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and nontoxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystin concentrations[J]. Microbial Ecology, 2002, 43: 443-454.
- [31] VAN DE WAAL D B, VERSPAGEN J M H, FINKE J F, et al. Reversal in competitive dominance of a toxic versus non-toxic cyanobacterium in response to rising CO₂ [J]. The ISME Journal, 2011, 5: 1438-1450.
- [32] GAO Y N, LU J, ORR P T, et al. Enhanced resistance of co-existing toxigenic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* to pyrogallol compared with monostrains[J]. Toxicon, 2020, 176: 47-54.
- [33] ALEXOVA R, DANG T C, FUJII M, et al. Specific global responses to N and Fe nutrition in toxic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18: 401-413.
- [34] 王举, 陈荣, 陈静, 等. 铁在不同磷源条件下对铜绿微囊藻生长与产毒的影响[J]. 水资源保护, 2019, 35(1): 87-94. (WANG Ju, CHEN Rong, CHEN Jing, et al. Effect of iron on growth and toxicity in production of *Microcystis aeruginosa* under different phosphorus sources[J]. Water Resources Protection, 2019, 35(1): 87-94. (in Chinese))
- [35] WANG J, ZHU J Y, GAO Y N, et al. Toxicity of allelochemicals released by submerged macrophytes on phytoplankton [J]. Allelopathy Journal, 2013, 31: 199-209.
- [36] NAKAI S, YAMADA S, HOSOMI M. Anti-cyanobacterial fatty acids released from *Myriophyllum spicatum* [J]. Hydrobiologia, 2005, 543: 71-78.

(收稿日期: 2020-06-10 编辑: 熊水斌)

(上接第 161 页)

- [12] 吴德忠, 陈起红, 高银阳. 格宾挡墙生态护岸设计及优化[J]. 水利水电科技进展, 2013, 33(增刊1): 74-75. (WU Dezhong, CHEN Qihong, GAO Yingyang. Design and optimization of gabion mesh cage retaining wall revetment [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2013, 33(Sup1): 74-75. (in Chinese))
- [13] YUAN D, CUI L, AN Y, et al. Investigating the pollutant-removal performance and DOM characteristics of rainfall surface runoff during different ecological concrete

revetments treatment [J]. Ecological Indicators, 2019, 105: 655-662.

- [14] 王万忠, 饶磊, 王沛芳, 等. 河流护岸多孔生态材料对水体中硝态氮去除试验[J]. 水资源保护, 2018, 34(1): 58-63. (WANG Wanzhong, RAO Lei, WANG Peifang, et al. Experiment of porous ecological material of river revetment on removal of nitrate nitrogen in water [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(1): 58-63. (in Chinese))

(收稿日期: 2019-07-25 编辑: 施业)