

萘、菲和芘对铜绿微囊藻生长的影响

王秀翠, 高彦征, 朱雪竹*, 靳 琛, 王万清, 杨 艳

(南京农业大学资源与环境科学学院, 土壤有机污染控制与修复研究所, 南京 210095)

摘要: 采用实验室培养铜绿微囊藻(*M. aeruginosa*)的方法, 研究了3种多环芳烃(萘、菲和芘)对铜绿微囊藻生长和光合作用的影响。结果表明, 菲对微囊藻生长的影响高于萘与芘, 微量萘、芘暴露可对微囊藻生长具有一定的促进作用, 而高浓度暴露组均抑制了微囊藻的生长, 其比生长速率与暴露浓度显著负相关($P < 0.05$), Pearson 相关系数为 $-0.884 \sim -0.653$; 高浓度萘、芘暴露对微囊藻的毒性都随着时间的延长而减弱, 高浓度菲暴露对微囊藻产生不可逆的毒害作用。菲、芘通过降低微囊藻叶绿素 a 含量和光合速率抑制微囊藻的生长。

关键词: 铜绿微囊藻; 多环芳烃; 比生长速率; 光合作用; 叶绿素 a; 光合速率

中图分类号: X172 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2014)04-0656-08 doi:10.11654/jaes.2014.04.006

Effects of Naphthalene, Phenanthrene and Pyrene on Growth of *Microcystis aeruginosa*

WANG Xiu-cui, GAO Yan-zheng, ZHU Xue-zhu*, JIN Li, WANG Wan-qing, YANG Yan

(College of Resource and Environmental Science, Institute of Organic Contaminant Control and Soil Remediation, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: A laboratory culture was conducted to examine the effects of naphthalene, phenanthrene and pyrene on the growth and photosynthesis of *Microcystis aeruginosa*. Phenanthrene had greater effect on the growth of *M. aeruginosa* than naphthalene and pyrene did. Both pyrene and naphthalene at low doses promoted the growth of *M. aeruginosa*, while all high doses of PAHs significantly decreased its growth rates. Specific growth rates had a significant negative correlation with PAH concentrations ($P < 0.05$). Pearson correlation coefficients were between -0.884 and -0.653 . The toxicities of both naphthalene and pyrene to *M. aeruginosa* reduced as the exposure time extended. Phenanthrene exposure caused an irreversible toxicity. The inhibition of phenanthrene and pyrene on *M. aeruginosa* growth was caused by the reduction of chlorophyll a content and photosynthesis rate in *M. aeruginosa*.

Keywords: *Microcystis aeruginosa*; polycyclic aromatic hydrocarbons; specific growth rate; photosynthesis; chlorophyll a; photosynthetic rate

近年来,我国湖泊富营养化日趋严重,研究表明,目前66%以上的湖泊、水库处于富营养化的水平,其中重富营养和超富营养的占22%^[1]。广泛发生的水体富营养化对健康产生的不利影响,已经成为人们面对的重要环境问题^[2-4]。铜绿微囊藻(*M. aeruginosa*)是富营养化湖泊中形成水华的主要藻类。富营养化中主要污染物微囊藻毒素大多由其产生^[5-8]。

目前由于日益增加的工业与农业行为,我国湖泊普遍存在有机污染。多环芳烃(PAHs)是环境中普遍存在的持久性有机污染物(POPs)之一,大部分PAHs具有“三致”效应^[9],易在水中长距离迁移,并具有高生物积累、高残留、高致癌性和难降解等特性。我国水体普遍存在PAHs污染问题^[10],且其污染程度逐年升高^[11],如太湖^[12]、巢湖^[13]等湖泊中均存在PAHs污染,它们不但对湖泊生物产生有害影响,还能在某些生物体内累积,并通过食物链的传递影响人类健康。

虽然我国大部分水体存在PAHs污染^[14-15],但关于PAHs对水华主要蓝藻生长影响的研究报道不多。本实验选择微囊藻为研究对象,以湖泊水中PAHs浓度较高的萘、菲和芘^[16]作为PAHs代表污染物,采用比

收稿日期:2013-07-05

基金项目:湖泊与环境国家重点实验室开放基金项目(2010SKL012);
国家自然科学基金(31270574,41071212);中央高校基本科研业务费(KYZ201109)

作者简介:王秀翠(1987—),女,硕士研究生,主要研究方向为环境污染控制。E-mail:2011103043@njau.edu.cn

*通信作者:朱雪竹 E-mail:zhuxuezhu@njau.edu.cn

生长速率、叶绿素含量和光合速率等指标,探讨 PAHs 对铜绿微囊藻生长及光合作用的影响,以期综合评价 PAHs 在湖泊富营养化过程中的影响提供科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

产毒铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*),由中国科学院南京地理与湖泊研究所提供。

萘(Naphthalene)、菲(Phenanthrene)、芘(Pyrene),纯度>98%,购于德国 Fluka 公司,其理化性质如表 1。

表 1 萘、菲、芘的理化性质

Table 1 Some properties of PAHs used in the study

多环芳烃 PAHs	分子量	溶解度 Solubility			
	Molecular weight/g·mol ⁻¹	lgK _{ow}	in water at 25°C/ mg·L ⁻¹	lgK _{aw}	lgK _{oa}
萘/Naphthalene	128.18	3.37	31.0	-1.75	5.13
菲/Phenanthrene	178.23	4.57	1.1	-2.88	7.45
芘/Pyrene	202.26	5.18	0.13	-3.43	8.61

1.2 暴露试验

选择萘、菲、芘作为多环芳烃代表性污染物进行暴露试验,浓度设定参考 J.E. Djomo^[17]的研究成果。采用 BG-11 培养基进行培养,BG-11 培养基成分如下(g·L⁻¹):NaNO₃ 1.5;K₂HPO₄ 0.04;MgSO₄·7H₂O 0.075;CaCl₂·2H₂O 0.036;柠檬酸 0.006;柠檬酸铁铵 0.006;Na₂-EDTA 0.001;Na₂CO₃ 0.02;1 mL 微量元素(成分 g·L⁻¹):H₃BO₃ 2.86;MnCl₂·4H₂O 1.81;ZnSO₄·7H₂O 0.222;Na₂MoO₄·2H₂O 0.390;CuSO₄·5H₂O 0.079;Co(NO₃)₂·6H₂O 0.049)。pH 7.1,于 121 °C、0.1 MPa 灭菌 20 min。铜绿微囊藻于对数生长期进行接种。

染毒液配制方法:将萘、菲和芘溶于丙酮配成一定浓度的母液,经 0.22 μm 滤膜过滤灭菌后,分别按指定浓度加入已接种的培养液中。500 mL 锥形瓶内装 300 mL 培养液于恒温光照培养箱中静置培养。PAHs 浓度见表 2。

培养条件:温度(25±1)°C,光暗比 12 h:12 h,光照强度 1600 lx,每天摇动 4 次。每组设置 3 次重复,培养 120 h 时后收获,测定各生理生化指标。

1.3 指标测定

1.3.1 铜绿微囊藻生长测定

每隔 24 h 测定微囊藻培养液在 450 nm 处的光密度值,连续测定 6 d。利用预先测定的藻细胞浓度与吸光度值的相关公式计算微囊藻细胞浓度:

表 2 培养液中萘、菲、芘浓度(mg·L⁻¹)

Table 2 Concentrations of PAHs in mediums(mg·L⁻¹)

处理组 编号	萘浓度 Naphthalene concentration	处理组 编号	菲浓度 Phenanthrene concentration	处理组 编号	芘浓度 Pyrene concentration
CK	0.00	CK	0.000	CK	0.00
NAP1	0.05	PHE1	0.486	PYR1	0.0015
NAP2	0.15	PHE2	0.800	PYR2	0.15
NAP3	0.45	PHE3	1.280	PYR3	0.45
NAP4	1.35	PHE4	2.050	PYR4	1.35
NAP5	4.05	PHE5	3.280	PYR5	4.05
NAP6	8.00	PHE6	5.240	PYR6	8.00

$$Y=23.181X-1.094(R^2=0.996) \quad (1)$$

式中:Y 为藻细胞数量,10⁶ 个细胞·mL⁻¹;X 为 450 nm 处的光密度值。

公式(1)利用不同微囊藻浓度的培养液在 450 nm 处的光密度值与藻数量回归获得,藻数量通过血球计数板进行细胞计数。

藻比生长速率利用下式进行计算^[18]:

$$\mu=(\ln N_n-\ln N_0)/T \quad (2)$$

式中:μ 为 *M. aeruginosa* 比生长速率,d⁻¹;N₀ 和 N_n 分别为在起始时间和 T 时刻藻细胞浓度,个细胞·mL⁻¹;T 为培养时间,d。

世代时间根据下式计算:

$$G=0.693/\mu \quad (3)$$

式中:G 代表 *M. aeruginosa* 的世代时间,d。

1.3.2 叶绿素 a 浓度的测定^[9]

培养第 5 d,取 20 mL 藻液,离心去掉上清液,加入 10 mL 体积分数为 90%(V/V)的丙酮,超声处理 5~10 min,然后放置 4 °C 冰箱内避光密封抽提 24 h,将抽提液离心(转速 10 000 r·min⁻¹,10 min),取上清液,以 90%的丙酮为空白,分别在 645 nm 和 663 nm 波长下测定光密度值。叶绿素 a 含量按下式计算:

$$C_a=1000(12.7A_{663}-2.69A_{645})/N_n \quad (4)$$

式中:C_a 为单个藻细胞中叶绿素 a 含量,fg·cell⁻¹;N_n 为在叶绿素测定时藻液中细胞密度,个细胞·mL⁻¹。

1.3.3 光合荧光的测定

培养第 5 d,取等量藻液用 PHYTO-PAM 浮游植物分析仪(PHYTO-PAM Phytoplankton Analyzer)测定叶绿素荧光参数,藻液在测定前暗适应 15 min。用荧光的变化值与最大荧光值的比值(F_v/F_m)指示光系统 II (PS II) 的光化学效率。

1.3.4 数据分析

采用 SPSS 软件进行相关分析和单因素方差

(ANOVA)分析,用LSD多重检验法检验不同浓度多环芳烃暴露组间微囊藻生长差异的显著性。

2 结果与讨论

2.1 3种PAHs对铜绿微囊藻生长的影响

为了研究PAHs对铜绿微囊藻生长的影响,选择萘、菲、芘为代表性多环芳烃,根据其在环境中的分布浓度,研究其对铜绿微囊藻生长的影响。

2.1.1 萘对铜绿微囊藻生长的影响

高浓度萘暴露($4.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)对微囊藻的生长存在显著抑制作用($P<0.05$),表现为接种的前3 d生长受到明显抑制,细胞数量没有明显增加,直到4 d之后才开始显著增加,微囊藻从萘的胁迫中恢复;低浓度萘暴露对微囊藻生长抑制作用不明显(图1-A)。微囊藻细胞密度随着萘浓度的升高而降低,最低藻细胞密度出现在NAP6组。通过回归分析获得各萘暴露组微囊藻比生长速率(图1-B),可见萘暴露降低了微囊藻的比生长速率,但NAP1组比生长速率为 0.174 d^{-1} ,比对照组 0.166 d^{-1} 稍高,显示低浓度萘对微囊藻生长具有一定促进作用。NAP5组和NAP6组的比生长速率均显著受抑制,分别为对照组的94.0%和84.0%($P<0.05$),并使微囊藻的世代时间从4.2 d延长至4.4 d和5.0 d($P<0.05$)。结果表明, $4.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 萘暴露浓度为转折浓度点,低于此浓度时,萘对微囊藻的生长没有显著影响,当浓度达到 $4.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,萘开始对微囊藻生长有显著抑制,并且当浓度高于 $4.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时($8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),萘对微囊藻细胞生长的抑制作用增加,但抑制程度随时间的延长减弱。

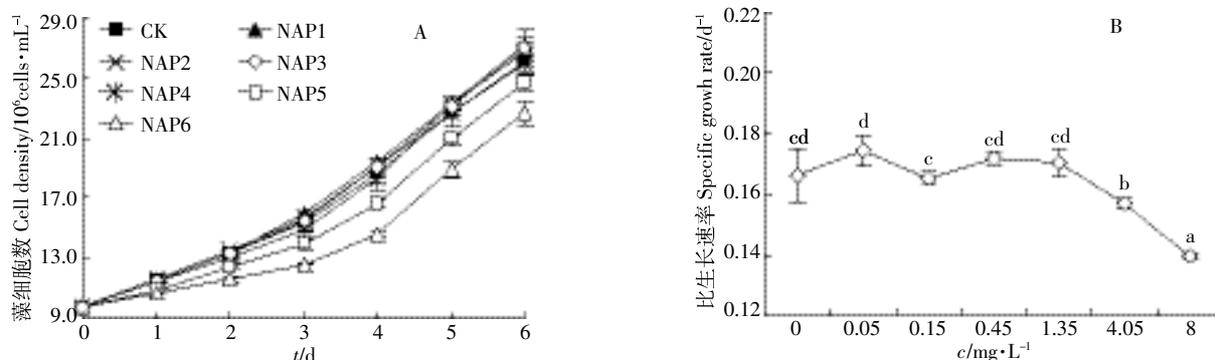
2.1.2 菲对铜绿微囊藻生长的影响

菲暴露显著抑制了铜绿微囊藻的生长($P<0.05$)

(图2-A)。随着菲浓度的升高,微囊藻细胞浓度显著下降,最高浓度组PHE6细胞浓度最低。培养第6 d藻细胞浓度仅为对照组的63.5%。计算菲暴露下微囊藻的比生长速率可见(图2-B),PHE5组微囊藻比生长速率降至最低值,仅为对照的15.2%($P<0.05$)。同时结果可见PHE3组为试验中菲暴露的一个关键浓度,当菲暴露浓度 $\leq 1.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,随着菲浓度的升高微囊藻比生长速率显著降低($P<0.05$);当菲暴露浓度 $>1.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,微囊藻的比生长速率并未进一步显著下降,而稳定在 $0.017\sim 0.042 \text{ d}^{-1}$ (图2-B)。菲浓度为 $2.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,铜绿微囊藻表现出在接种的前4 d藻细胞没有明显增加,4 d之后才开始有所增加。当菲浓度分别达到 $3.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $5.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,铜绿微囊藻的生长完全受到抑制。

2.1.3 芘对铜绿微囊藻生长的影响

低浓度的芘暴露提高了微囊藻细胞密度,PYR1组表现为实验的前4 d对藻细胞没有明显影响,而4 d之后藻细胞密度显著地高于对照组,第6 d细胞密度比对照组高4.4%($P<0.05$);高浓度处理组藻细胞密度随着芘浓度的升高而降低,芘浓度为 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时微囊藻细胞生长开始受抑制,但当芘浓度继续增大,微囊藻细胞密度没有显著降低,说明在 $0.15\sim 8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度范围内,芘对微囊藻的抑制作用并没有随着芘浓度的增大而显著增加。而且随着时间的延长,芘的抑制作用逐渐减弱。表现为实验前3 d微囊藻细胞增长缓慢,3 d之后细胞逐渐恢复生长(图3-A)。通过回归分析获得各芘暴露组微囊藻的比生长速率(图3-B),低浓度芘暴露($0.0015 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)未对微囊藻比生长速率产生显著影响,甚至有提高比生长速率的趋势,PYR1组比生长速率为 0.176 d^{-1} ,高于对照组的



a、b、c 等代表不同处理组间的差异显著性,有相同字母处理组之间没有显著差异($P\geq 0.05$),没有相同字母者之间差异显著($P<0.05$)。下同

Different letters indicate significant differences between treatments at $P<0.05$ level

图1 萘对铜绿微囊藻生长的影响

Figure 1 Effect of naphthalene on growth of *Microcystis aeruginosa*

0.168 d^{-1} 。当芘浓度高于 $4.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,芘暴露显著降低了微囊藻的比生长速率。生长速率最低值出现在 PYR5 组,其比生长速率仅为对照组的 78.7% ($P < 0.01$),其微囊藻的世代时间从 4.1 d 延长至 5.4 d ($P < 0.01$)。

2.2.3 种 PAHs 对铜绿微囊藻光合作用的影响

PAHs 不仅对藻细胞的生长产生影响,还对藻类光合系统(PS I、PS II)中的电子传递产生影响。PAHs 能使类囊体膜氧化,最终积累在光合膜上,影响藻的光合作用^[20]。叶绿素 a 含量与光合速率是表征藻类光合系统的重要指标^[21-23]。本研究拟用这 2 个指标初步探讨 PAHs 对微囊藻生长影响的机理。

2.2.1 萘对铜绿微囊藻光合作用的影响

微囊藻叶绿素 a 含量较其光合速率更易受到萘的影响(图 4)。在微囊藻生长速率未受显著抑制的情况下, $0.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 萘暴露已显著降低了叶绿素 a 含量,达到本试验最低值,比对照组减少了 11.5% ($P < 0.01$)(图 4-A)。但实验中,萘暴露并未抑制微囊藻光合速率,且在 $1.35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 萘暴露组 F_v/F_m 值达到最大

且比对照组高 12.0% ($P < 0.05$)(图 4-B)。这说明实验所设置的萘浓度不足以对微囊藻的光合系统(主要是 PS II)反应中心造成损伤,而且 $1.35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 萘浓度刺激了 PS II 反应中心的活性,提高微囊藻的耐受性。

2.2.2 菲对铜绿微囊藻光合作用的影响

随着菲浓度的升高,微囊藻叶绿素 a 含量显著降低,较高浓度菲暴露组 PHE5、PHE6 叶绿素 a 含量分别为对照组的 45.1% 、 51.6% ($P < 0.01$)(图 5-A)。

菲暴露显著抑制了微囊藻的光合速率(图 5-B)。其变化规律与叶绿素 a 含量变化类似, F_v/F_m 值随着菲浓度的升高逐渐降低,PHE5、PHE6 组分别达到最低值 0.17 ,仅为对照组的 33.3% ($P < 0.01$)。

2.2.3 芘对铜绿微囊藻光合作用的影响

低剂量(PYR1 组)的芘暴露对微囊藻叶绿素 a 含量、光合速率无显著影响(图 6)。随着芘浓度的升高叶绿素 a 含量显著下降($P < 0.01$),最低值出现在 PYR5 组,为对照的 71.5% 。与叶绿素 a 含量相同的是,微囊藻 F_v/F_m 值也随着芘浓度的升高而下降,光合速率受到抑制,PYR6 组 F_v/F_m 值最低为 0.28 ,比对照组低

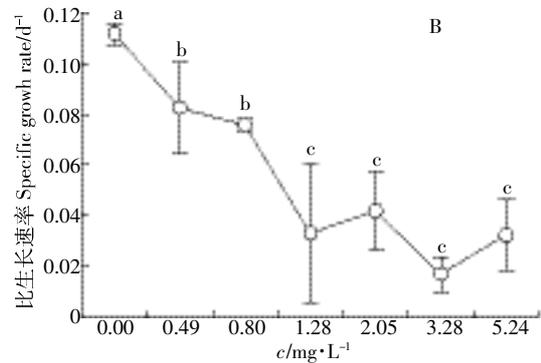
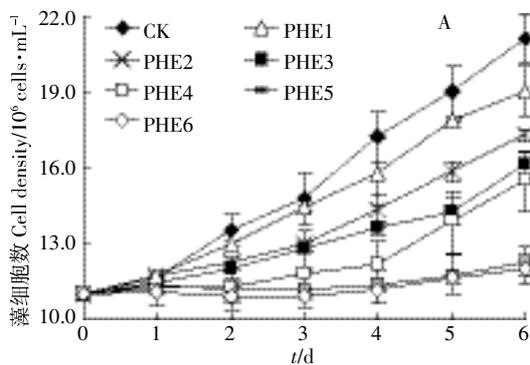


图 2 菲对铜绿微囊藻生长的影响

Figure 2 Effect of phenanthrene on growth of *Microcystis aeruginosa*

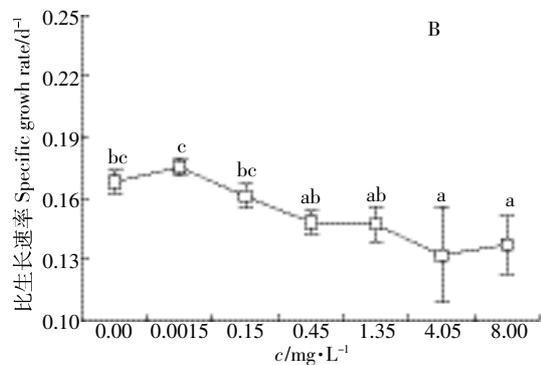
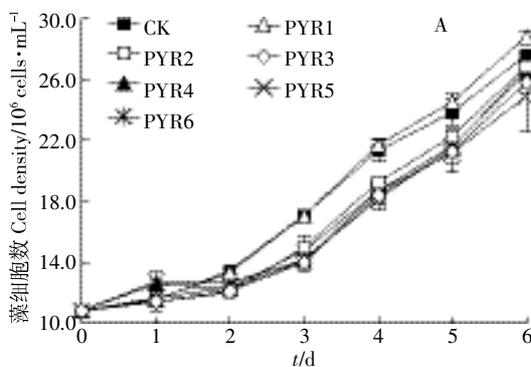


图 3 芘对铜绿微囊藻生长的影响

Figure 3 Effect of pyrene on growth of *Microcystis aeruginosa*

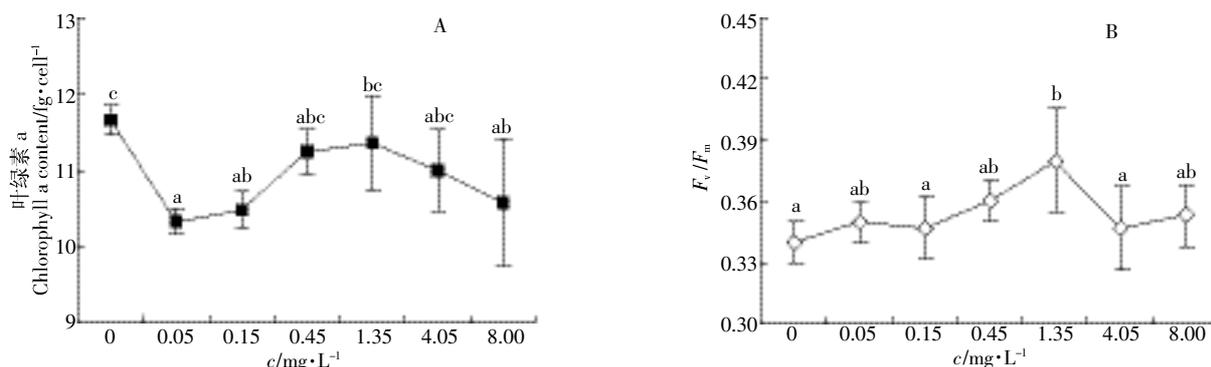


图4 萘对铜绿微囊藻光合作用的影响

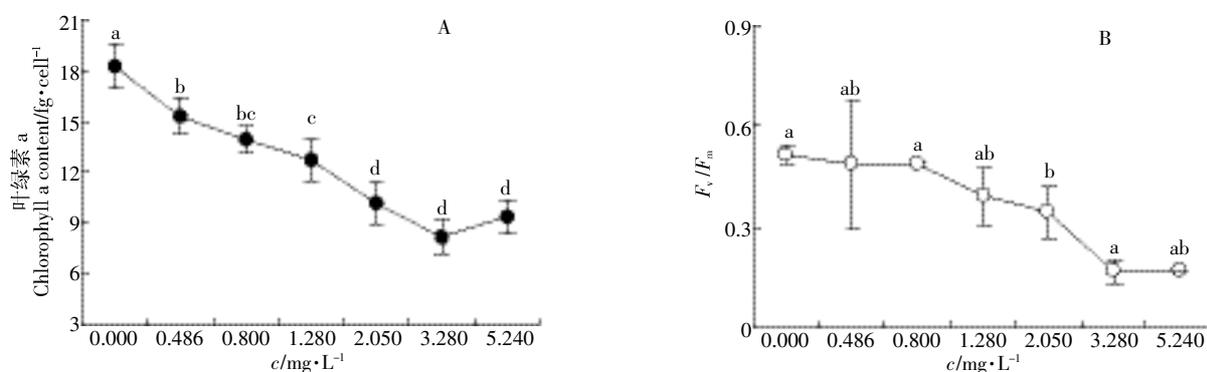
Figure 4 Effect of naphthalene on photosynthesis of *Microcystis aeruginosa*

图5 菲对铜绿微囊藻光合作用的影响

Figure 5 Effect of phenanthrene on photosynthesis of *Microcystis aeruginosa*

18.3% ($P < 0.05$) (图 6-B)。

2.3 3种 PAHs 对微囊藻生长影响机理初探

本实验中,3种 PAHs 对微囊藻生长的抑制作用均与暴露浓度显著正相关(表 3)。相关性分析发现,菲与芘暴露下微囊藻的比生长速率与叶绿素 a 含量、光合速率显著正相关。随着暴露浓度的增加,菲与芘对微囊藻生长与光合作用系统的抑制作用随着浓度的升高显著增加,但萘暴露下相关性不显著。实验结果表明,光合作用强度的变化很大程度上是由叶绿素 a 含量的变化引起的。叶绿素作为光合色素,在藻类光合作用中起关键性作用,参与光合作用中光能的吸收、传递和转化。

菲和芘对微囊藻光合活性的影响主要体现在影响胞内光合色素的合成,电子传递受阻, F_v/F_m 值下降,光合作用 PS II 反应中心不能正常接受光子,当光子累积到一定程度时产生光抑制,使还原型辅酶 II (NADPH) 和三磷酸腺苷(ATP) 无法正常形成,从而影响了藻细胞对碳的固定和同化,导致光能利用效率和转化效率下降,藻类的光合速率降低,最终对微囊藻

造成生长抑制。这与微囊藻叶绿素 a 含量和细胞密度的降低一致。吕秀平等^[24]研究 Fe^{3+} 对铜绿微囊藻生长和光合作用的影响中也指出,高浓度的 Fe^{3+} 能显著抑制铜绿微囊藻的生长、叶绿素 a 含量和光合速率。姜蕾等^[25]在四环素对铜绿微囊藻光合作用影响的研究中也指出,四环素通过抑制叶绿素合成,影响光合速率而显著抑制铜绿微囊藻的生长,且抑制作用随浓度的增加而增大。王亚等^[26-27]研究也表明,同样是 3 环多环芳烃的蒽单独作用时米氏凯伦藻和青岛大扁藻的比生长速率均随着蒽浓度的增加逐渐降低。本文研究结果与以上文献结果一致。

菲对微囊藻生长抑制作用的影响稍大于萘与芘,且对微囊藻细胞生长、叶绿素 a 和光合速率的影响显著地随着菲浓度的上升而提高,并且高浓度菲对微囊藻造成不可逆的损伤,破坏了藻的生理生化组分(叶绿素等),细胞失活;而随着时间的延长,微囊藻能从萘和芘的胁迫中逐渐恢复。

PAHs 对藻类的毒性与 PAHs 的溶解度、 K_{ow} 、挥发性密切相关。目前,一般认为只有溶解到液相中的

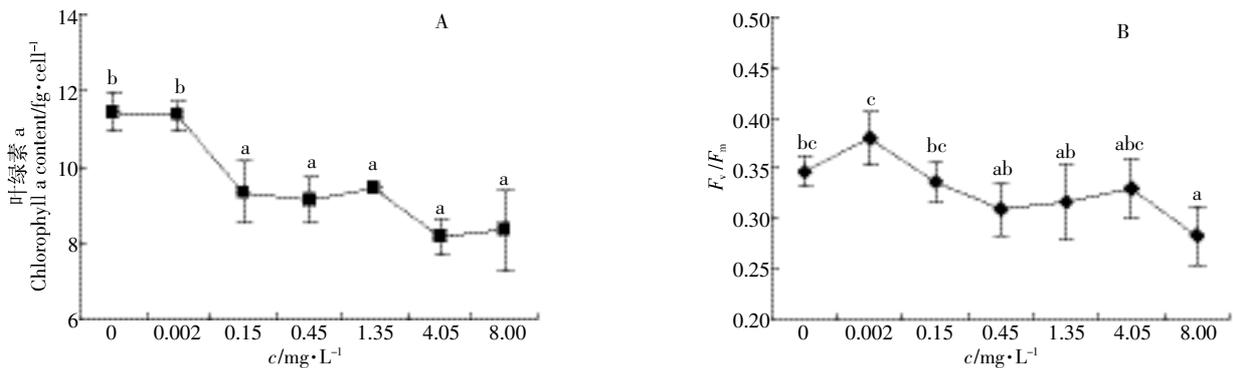


图6 芘对铜绿微囊藻光合作用的影响

Figure 6 Effect of pyrene on photosynthesis of *Microcystis aeruginosa*

表3 微囊藻生长与光合作用相关性分析

Table 3 Correlation between photosynthetic and growth rates of *Microcystis aeruginosa*

		萘处理 Naphthalene treatment									
		c	μ	cha	F _v /F _m						
Pearson 相关性 Pearson correlation	c	1.000	-0.884	-0.240	0.059	Sig.(单侧)	c		0.000	0.129	0.393
	μ	-0.884	1.000	0.265	0.007		μ	0.000		0.105	0.487
	cha	-0.240	0.265	1.000	0.335		cha	0.129	0.105		0.055
	F _v /F _m	0.059	0.007	0.335	1.000		F _v /F _m	0.393	0.487	0.055	
		菲处理 Phenanthrene treatment									
		c	μ	cha	F _v /F _m						
Pearson 相关性 Pearson correlation	c	1.000	-0.765	-0.835	-0.784	Sig.(单侧)	c		0.000	0.000	0.000
	μ	-0.765	1.000	0.932	0.538		μ	0.000		0.000	0.011
	cha	-0.835	0.932	1.000	0.624		cha	0.000	0.000		0.003
	F _v /F _m	-0.784	0.538	0.624	1.000		F _v /F _m	0.000	0.011	0.003	
		芘处理 Pyrene treatment									
		c	μ	cha	F _v /F _m						
Pearson 相关性 Pearson correlation	c	1.000	-0.653	-0.647	-0.547	Sig.(单侧)	c		0.000	0.000	0.003
	μ	-0.653	1.000	0.857	0.541		μ	0.000		0.000	0.003
	cha	-0.647	0.857	1.000	0.665		cha	0.000	0.000		0.000
	F _v /F _m	-0.547	0.541	0.665	1.000		F _v /F _m	0.003	0.003	0.000	

芳烃化合物对生物才具有有效性^[28-30]。PAHs 是亲脂性化合物,所以要先溶解到水中才能进入生物细胞内部。而且大量研究表明,有机物污染对藻类的影响很大程度上呈现浓度相关性。

由此可见,萘、菲和芘对铜绿微囊藻的毒性不同,可能与它们的理化性质差异有关。萘是 2 环 PAHs,其结构简单,水溶解度大且易挥发,稳定性差;菲是 3 环 PAHs,水溶解度相对较大,不易挥发,性质稳定;芘是 4 环 PAHs,结构相对复杂,而且水溶解度小,稳定性好。

同时,低浓度的萘与芘暴露对微囊藻比生长速率具有一定促进作用,且与光合速率数据一致。这与黄键等^[31]和王悠等^[32]研究低浓度萘对海洋微藻的生长兴

奋效应的结论基本一致。周立明等^[33]在研究 3 种多环芳烃和 UV-B 辐射对 3 种赤潮微藻生长的作用中也表示,低浓度的菲、芘和萘处理对 3 种赤潮微藻的生长都有刺激作用,而高浓度显示出抑制作用,表现为 Stebbing^[34]报道的毒物的兴奋效应或毒物刺激作用。由于在水体中多环芳烃的浓度通常较低,低浓度多环芳烃对藻类生长的促进作用在某些情况下可能成为水华暴发的辅助因素,应当引起关注。

3 结论

(1)高浓度 PAHs 暴露能显著抑制铜绿微囊藻的生长,菲对微囊藻生长的抑制作用高于萘与芘。萘、菲和芘对铜绿微囊藻的生长抑制效应呈现明显的剂量依

赖性。微量 PAHs 对微囊藻生长具有一定的刺激作用。

(2)不同结构的 PAHs 对微囊藻的毒性存在差异, 萘和芘对微囊藻的毒性都随着时间的延长而降低。菲、芘暴露下, 微囊藻的比生长速率与叶绿素 a 含量、光合速率显著相关, 菲、芘通过降低微囊藻叶绿素含量和光合速率而减缓微囊藻比生长速率。

参考文献:

- [1] Huang Y P. Contamination and control of aquatic environment in Lake Taihu[M]. Beijing: Science Press, 2001: 84-89.
- [2] Oh H M, Lee S J, Jang M H, et al. Microcystin production by microcystis aeruginosa in a phosphorus-limited chemostat[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(1): 176-179.
- [3] Watanabe M F, Harada K, Matsuura K, et al. Heptapeptide toxin production during the batch culture of two *Microcystis species* (cyanobacteria)[J]. *Journal of Applied Phycology*, 1989, 1(2): 161-165.
- [4] 代瑞华, 刘会娟, 曲久辉, 等. 氮磷限制对铜绿微囊藻生长和产毒的影响[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(9): 1739-1744.
DAI Rui-hua, LIU Hui-juan, QU Jiu-hui, et al. The effects of nitrogen-limitation and phosphorus-limitation on the growth and microcystin production of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(9): 1739-1744.
- [5] Carmichael N W. The toxins of cyanobacteria[J]. *Scientific American*, 1994, 270(1): 78-86.
- [6] Dawson R M. The toxicology of microcystins [J]. *Toxicon*, 1998, 36(7): 953-962.
- [7] Watanabe M F, Harada K, Carmichael W W, et al. Toxic Microcystis[M]. New York: Boca Raton CRC Press, 1996.
- [8] Carmichael W W. Cyanobacterial Toxins[J]. *IOC Manuals and Guides*, 1996, 33: 163-175.
- [9] 梁重山, 党志, 刘丛强, 等. 菲在土壤/沉积物上的吸附-解吸过程及滞后现象的研究[J]. *土壤学报*, 2004, 41(3): 329-335.
LIANG Chong-shan, Dang Zhi, Liu Cong-qiang, et al. Studies on sorption-desorption equilibria and hysteresis of phenanthrene by soil and sediment[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3): 329-335.
- [10] 谢武明, 胡勇有, 刘焕彬, 等. 持久性有机污染物(POPs)的环境问题与研究进展[J]. *中国环境监测*, 2004, 20(2): 58-61.
XIE Wu-ming, HU Yong-you, LIU Huan-bin, et al. Environmental issue and study progress of persistent organic pollutants(POPs)[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2004, 20(2): 58-61.
- [11] Gao Y Z, Xiong W, Ling W T, et al. Impact of exotic and inherent dissolved organic matter on phenanthrene sorption by soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 140(1-2): 138-144.
- [12] 舒卫先, 李世杰. 太湖流域典型湖泊表层沉积物中多环芳烃污染特征[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(4): 1409-1414.
SHU Wei-xian, LI Shi-jie. Pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in the surface sediment from two typical lakes in the Taihu Basin[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1409-1414.
- [13] 许之诚, 张良璞. 巢湖西半湖底泥多环芳烃的测定和分析[J]. *安徽农学通报*, 2008, 14(10): 101-102.
- [14] XU Zhi-cheng, ZHANG Liang-pu. The determination and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in the west half sediment of Lake Chaohu[J]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2008, 14(10): 101-102.
- [15] Zhu L Z, Chen Y Y, Zhou R B. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment and soil in drinking water resource of Zhejiang Province, China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 150(2): 308-316.
- [16] Guo W, He M C, Yang Z F, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River watershed, China[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(1): 93-104.
- [17] 李军, 张干, 祁士华. 麓湖中具生物有效性多环芳烃的特征和季节变化[J]. *重庆环境科学*, 2003, 25(11): 108-110.
LI Jun, ZHANG Gan, QI Shi-hua. The features and seasonal changes of polycyclic aromatic hydrocarbons with biological effectiveness in Lake Luhui[J]. *Journal of Chongqing Environment*, 2003, 25(11): 108-110.
- [18] Djomo J E, Dauta A, Ferrier V, et al. Toxic effects of some major polycyclic aromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*[J]. *Water Research*, 2004, 38(7): 1817-1821.
- [19] Miao A J, Wang W X. Cadmium toxicity to two marine phytoplankton under different nutrient conditions[J]. *Aquatic Toxicology*, 2006, 78(2): 114-126.
- [20] Jensen A. Chlorophyll a and carotenoids[M]//Helebust J A, Carigie T S. Handbook of physiological and biochemical methods. New York: Cambridge University Press, 1978: 59-70.
- [21] Duxbury C L, Dixon D G, Greenberg B M. Effects of simulated solar radiation on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by the duckweed *Lemna gibba*[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, 16: 1739-1748.
- [22] 袁俊峰, 章宗涉. 金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* Kom.)对藻类的生化干预作用[J]. *生态学报*, 1993, 13(1): 45-50.
YUAN Jun-feng, ZHANG Zong-she. Biochemical interference of aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* on algae[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1993, 13(1): 45-50.
- [23] 何池全, 叶居新. 石菖蒲(*Acorus tatarinowii*)克藻效应的研究[J]. *生态学报*, 1999, 19(5): 754-758.
HE Chi-quan, YE Ju-xin. Inhibitory effects of *Acorus tatarinowii* on algae growth[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(5): 754-758.
- [24] 张守仁. 叶绿素荧光动力学参数的意义及讨论[J]. *植物学通报*, 1999, 16(4): 444-448.
ZHANG Shou-ren. A discussion on Chlorophyll fluorescence kinetics parameters and their significance[J]. *Chinese Bulletin of Botany*, 1999, 16(4): 444-448.
- [25] 吕秀平, 张栩, 康瑞娟, 等. Fe³⁺对铜绿微囊藻生长和光合作用的影响[J]. *北京化工大学学报*, 2006, 33(1): 27-30.
LU Xiu-ping, ZHANG Xu, KANG Rui-juan, et al. Effects of Fe³⁺ on growth and photosynthesis of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Journal of Beijing University of Chemical Technology*, 2006, 33(1): 27-30.
- [26] 姜蕾, 陈书怡, 尹大强. 四环素对铜绿微囊藻光合作用和抗氧化酶活性的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(6): 564-567.

- JIANG Lei, CHEN Shu-yi, YIN Da-qiang. Effects of tetracycline on photosynthesis and antioxidant enzymes of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(6):564-567.
- [26] 王 亚, 王仁君, 孙晓伟, 等. 萘和 UV-B 辐射对米氏凯伦藻生长的影响[J]. *生物学通报*, 2009, 44(12):44-46.
- WANG Ya, WANG Ren-jun, SUN Xiao-wei, et al. The effects of anthracene and UV-B radiation to the growth of the *Krenia mikimotoi* Hansen[J]. *Bulletin of Biology*, 2009, 44(12):44-46.
- [27] 王 亚, 王仁君, 胡茂辉, 等. UV-B 辐射和萘对青岛大扁藻生长的影响[J]. *曲阜师范大学学报*, 2010, 36(1):96-99.
- WANG Ya, WANG Ren-jun, HU Mao-hui, et al. The effects of UV-B radiation and anthracene to the growth of the *Platymonas subcordiformis* (wille)Hazen[J]. *Journal of Qufu Normal University*, 2010, 36(1):96-99.
- [28] Carls M G, Holland L, Larsen M, et al. Fish embryos are damaged by dissolved PAHs, not oil particles[J]. *Aquatic Toxicology*, 2008, 88(2):121-127.
- [29] Wodzinski R S, Bertolini D. Physical state in which naphthalene and bibenzyl are utilized by bacteria[J]. *Applied Microbiology*, 1972, 23:1077-1081.
- [30] Wodzinski R S, Coyle J E. Physical state of phenanthrene for utilization by bacteria[J]. *Applied Microbiology*, 1974, 27:1081-1084.
- [31] 黄 健, 唐学玺, 宫相忠, 等. 低浓度毒物对海洋微藻生长刺激效应的初步研究[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(11):1516-1518.
- HUANG Jian, TANG Xue-xi, GONG Xiang-zhong, et al. Preliminary study on the growth stimulation of marine microalgae stimulated by low level of toxicant[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(11):1516-1518.
- [32] 王 悠, 唐学玺, 李永祺, 等. 低浓度萘对两种海洋微藻生长的兴奋效应[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(3):343-346.
- WANG You, TANG Xue-xi, LI Yong-qi, et al. Stimulation effect of anthracene on marine microalgae growth[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(3):343-346.
- [33] 周立明, 孟祥红, 肖 慧, 等. 3 种多环芳烃和 UV-B 辐射对 3 种赤潮微藻生长的作用[J]. *武汉大学学报*, 2006, 52(6):773-777.
- ZHOU Li-ming, MENG Xiang-hong, XIAO Hui, et al. Interactive studies of three kinds of polycyclic aromatic hydrocarbons and UV-B radiation on the growth of three species of Red Tide Microalgae[J]. *Journal of Wuhan University(Natural Science Edition)*, 2006, 52(6):773-777.
- [34] Stebbing A R D. Hormesis: The stimulation of growth by low levels of inhibitions[J]. *Science of the Total Environment*, 1982, 22(3):213-234.