J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0227

不同藻类生长衰亡对三峡水库支流库湾水体反硝化脱氮潜力的影响

黄亚男[1,2]，杨正健[2,3**]，韩燕星[4]，郭小娟[2,3]，纪道斌[2,3]，崔玉洁[2,3]，李一平[5]，刘德富[2]，王从锋[2,3]
（1：三峡大学水利工程博士后科研流动站， 宜昌 443002）
（2：三峡水库生态系统湖北省野外科学观测研究站，宜昌 443002）
（3：三峡库区生态环境教育部工程中心， 宜昌 443002）
（4：甘肃省天祝县水土保持工作站，天祝 733200）
（5：河海大学环境学院， 南京 210024）

摘 要：反硝化脱氮是水体氮负荷去除的关键途径，其中藻类在水库脱氮中具有重要作用。为分析水库藻类对水体反硝化脱氮潜力的影响，选择三峡水库典型支流香溪河库湾，采集原位水体，开展不同浓度、藻种和生长状况藻类的反硝化脱氮潜力培养实验。结果表明：在一定浓度范围内，水体反硝化速率随生长藻类浓度的升高而升高，当添加的生长藻类浓度（Chl-*a* 浓度）达到 472.1 μg·L^{-1} 后，硝酸盐底物限制导致水体反硝化速率降低。添加生长铜绿微囊藻时水体的反硝化速率略低于添加小球藻，可能是由于等 Chl-*a* 浓度条件下，添加的铜绿微囊藻粒径和细胞数量小于小球藻。适宜浓度藻类衰亡能够提供反硝化所需的碳氮底物和更有利的溶氧环境，添加衰亡藻类时水体反硝化速率均显著（$p<0.05$）高于生长组；其中衰亡铜绿微囊藻（42.50±1.26 nmol·L^{-1}·h^{-1}）对水体反硝化的促进作用显著（$p<0.05$）高于衰亡小球藻（29.02±0.10 nmol·L^{-1}·h^{-1}），这与藻类细胞结构等特征有关，衰亡的微囊藻相对小球藻能为反硝化提供更多的有机质和低氧环境。在开展藻类水华防控和营养管理时，可考虑创造适宜的环境条件以最大化脱氮正效应，应进一步研究最有利于水体反硝化的藻类适宜浓度、群落结构，以及如何利用水位波动等方式防控支流库湾藻类水华的同时，增强藻类介导的反硝化脱氮。研究可为准确评估水库脱氮效应、优化水库调度促进水库脱氮功能发挥提供重要参考。

关键词：藻类；反硝化速率；脱氮潜力；三峡水库

Effects of Algae on the Potential Denitrification of the Water Column in Xiangxi Bay of the Three Gorges Reservoir

Huang Yanan[1,2], Yang Zhengjian[2,3*], Han Yanxing[4], Guo Xiaojuan[2,3], Ji Daobin[2,3], Cui Yujie[2,3], Li Yiping[5], Liu Defu[2], Wang Congfeng[2,3]
(1: Post Doctoral Research Station of Hydraulic Engineering of Three Gorges University, Yichang 443002, P.R.China)
(2: Hubei Field Observation and Scientific Research Stations for Water Ecosystem in Three Gorges Reservoir, Yichang 443002, P.R.China)
(3: Engineering Research Center of Eco-environment in Three Gorges Reservoir Region, Yichang 443002, P.R.China)
(4: Soil and Water Conservation Station of Tianzhu City, Tianzhu 733200, P.R.China)
(5: College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, P.R.China)

Abstract: Denitrification is a crucial process for removing nitrogen from aquatic ecosystems. In order to evaluate the impact of algae on the denitrification of reservoir water, we selected Xiangxi Bay (XXB), a typical tributary of the Three Gorges Reservoir

*2025-02-26收稿：2025-06-20收修改稿。
国家自然科学基金（52409097，52309095，52039003，52379069）和高等学校优秀中青年科技创新团队计划项目（T2023003）联合资助。
**通信作者，E-mail: yangzj1984@ctgu.edu.cn。

(TGR). Water samples were collected in situ and experiments were conducted to evaluate the denitrification potential of algae at various concentrations, species and growth conditions. The acetylene inhibition method was employed to measure the denitrification rate. The results showed that, within a certain concentration range, the denitrification rate in the water column increased as the algal concentration rose. However, when the algal concentration (Chl-a) reached 472.1 μg/L, the denitrification rate declined due to limited nitrate availability. The smaller cell size and number of Microcystis aeruginosa cells added under the same Chl-a concentration conditions may account for the slightly lower denitrification rate compared to that of *Chlorella pyrenoidosa* cells. Decaying algae at suitable concentrations can provide the essential carbon and nitrogen substrates, as well as the favorable dissolved oxygen environment, required for denitrification. Denitrification rates in water containing decaying algae were significantly higher ($p < 0.05$) than in the control group. Specifically, the addition of decaying Microcystis aeruginosa (42.50 ± 1.26 nmol·L^{-1}·h^{-1}) promoted denitrification significantly more than the addition of decaying *Chlorella pyrenoidosa* (29.02 ± 0.10 nmol·L^{-1}·h^{-1}). This enhancement is related to the characteristics of the cell structure of the algae, as Microcystis aeruginosa can provide more organic matter and a lower dissolved oxygen environment for denitrification than *Chlorella pyrenoidosa* can. When managing algal blooms and controlling nutrient levels, it is advisable to create suitable environmental conditions to maximize the positive effects of nitrogen removal. Further research is needed to determine the optimal concentration and community structure of growing algae for denitrification in TGR tributaries. While controlling algal blooms through methods such as fluctuating water levels, it is also crucial to consider enhancing algal-mediated denitrification. This approach will provide a theoretical basis for accurately assessing the effects of denitrification in reservoirs and optimizing reservoir operations to promote denitrification.

Key words: Algae; Denitrification rate; Potential of nitrogen removal; Three Gorges Reservoir

人为营养负荷的过度富集引起了全球范围内的藻类水华扩张、湖库和海洋水体缺氧以及生态多样性变化等[1-3]，威胁生态环境安全和可持续发展，如何有效控制和削减湖库水体氮负荷是全球面临的共性问题[4]。脱氮是水生态系统氮循环的重要环节，是有效削减流域氮负荷的重要途径[5]，其中通过反硝化、厌氧氨氧化等脱氮过程可将水体中有机或无机态氮转化为惰性无害氮气最终排入大气，且反硝化作用的贡献一般远大于厌氧氨氧化[6-8]，模型估算表明每年反硝化作用去除的氮约占水生态系统氮输入量的 20%[9]。我国已建各类水库近 10 万座，大量水库建设改变了自然河流水文过程，也对氮循环过程产生重要影响，研究表明，仅占总面积 6%的水库的氮去除量约占湖库总去除量的 33%[10]，准确认识水库水体的显著脱氮作用是准确评估水库生态环境效应的重要基础。

反硝化作用主要发生在湖库沉积物和河岸潜流带，近年来水体中悬浮物的反硝化作用也逐渐引起广泛关注[11]，特别是围绕泥沙颗粒的脱氮作用开展了系列研究[12]。由于水库蓄水量大，总体上水体的脱氮总量可能超过沉积物[13]。水库蓄水后，水体悬浮泥沙浓度明显降低，藻类颗粒显著增加，研究发现即使在有氧环境中微生物以藻类为载体，仍然可以在藻类颗粒周围及内部存在厌氧等微环境，可发生反硝化等脱氮反应[14]，若不考虑水体中藻类介导的脱氮作用可能严重低估水库脱氮总量，如研究表明藻类颗粒微环境导致厌氧生态位扩大，能够使水体脱氮速率增加一倍[15]。蓝藻水华暴发后，藻类衰亡降解易造成缺氧，提供大量氨氮和有机碳，为沉积物反硝化提供有利环境和反应底物[16-17]。在藻类生长和消亡过程中，不同藻种组成、浓度、粒径等构成情况不断变化，也将影响赋存环境条件，对藻类介导的水体反硝化具有的不同影响尚需进步一研究。

三峡水库作为我国重要的战略性淡水资源库，运行后发挥防洪、发电等巨大综合效益的同时，也对库区的生态环境产生了显著影响，人为营养负荷输入增加和水库蓄水后水文水动力变化等导致营养过度富集，

为支流藻类水华频发提供充足的营养条件，以香溪河为代表的典型支流库湾每年均暴发了不同程度的藻类水华[18]，严重影响库区社会、经济及环境的可持续发展[19]。且藻类水华优势种由蓄水初期的硅藻、甲藻为主的河道型藻类逐步演替为以湖泊型蓝藻、绿藻为主，支流库湾水华暴发呈显著季节演替特征，夏季水华高风险时期一般以绿藻（小球藻）、蓝藻（微囊藻）为优势种[20]。研究表明，尽管深水水库藻类生长一般受磷限制，但单独控磷可能降低藻类多样性，增加有害蓝藻的风险[21]，同时香溪河流域磷矿资源丰度，导致水体磷浓度相对较高[22]，香溪河库湾夏季时常存在氮限制，需要削减氮浓度的 70%，才能缓解库湾的藻类水华风险[23]，因此，高氮去除效率对于改善三峡水库水质、维护库区水环境安全至关重要[24]。三峡水库蓄水量大，水库水体反硝化脱氮可在流域氮去除中发挥显著作用[25]。支流库湾在分层异重流、水体分层等水环境特征驱动下，藻种具有多样性和演替特征等，藻类浓度波动范围大[18]，将对支流库湾水体反硝化脱氮产生重要影响，然而，目前关于三峡水库藻类对水体反硝化影响的认识仍然不足。因此，探究不同浓度、藻种等不同构成情况藻类对水体反硝化脱氮的影响，对于明确三峡水库藻类介导的水体反硝化脱氮特征及其对氮去除的作用具有重要意义。

基于以上问题，本研究选择三峡水库典型支流香溪河库湾为对象，采集原水开展室内控制实验，探究不同藻类浓度、藻种及生长状态等情况下香溪河库湾水体反硝化速率的响应规律，揭示藻类对香溪河库湾水体反硝化潜力的影响，并探讨利用藻类提高水库氮去除的可行性，为进一步认识三峡水库水体脱氮现状、准确评估水库脱氮效益提供理论参考。

1 材料与方法

1.1研究区域

香溪河是三峡水库湖北库区最大支流，河口距离三峡大坝仅约 32 km，其干流长度为 94 km，流域面积 3183 km²。三峡水库蓄水至 175 m 时，香溪河回水区达到近 40 km，形成库湾，流速缓慢，水体滞留时间增大，营养负荷富集，并多次发生藻类水华。研究取样点位于香溪河库湾中游（图 1），不仅受到干流倒灌异重流的影响，且藻类水华风险较高[26]。研究团队在该点位建有水上监测平台，开展的长期监测表明 Chl-*a* 浓度最高达 893.10 μg·L^{-1}，因此选择此点位采集原位水体进行培养实验。蓝藻门中的铜绿微囊藻（*Microcystis aeruginosa*）和绿藻门中的小球藻（*Chlorella pyrenoidosa*）为常见优势藻种[27]，因此实验选取上述两种藻种用于反硝化脱氮培养实验。

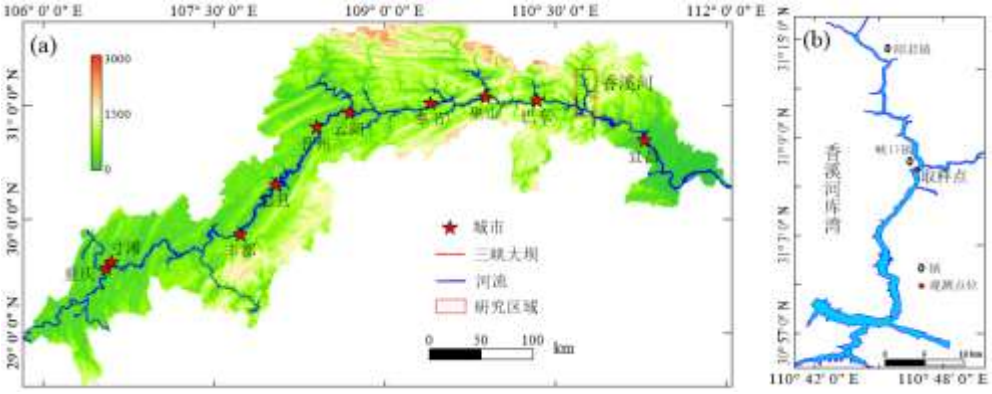

图1　研究区域及采样点位

Fig. 1 Study area and sampling site

1.2实验方法及样品检测

于研究点位采集充足表层水，立即采用 0.45 μm 孔径滤膜抽滤去除颗粒物质，每 300 mL 分装至带有三通阀的培养瓶中。实验前开展两种单一藻种的培养并配置相同浓度的藻类标准使用液（Chl-*a* 浓度均为 885.20 μg·L^{-1}，铜绿微囊藻的藻细胞密度为 16.9692×10^8 Cells·L^{-1}，小球藻的藻细胞密度为 18.4482×10^8 Cells·L^{-1}）。根据实验设置取对应体积的标准使用液进行离心和清洗，之后加入装有 300 mL 抽滤香溪河原水的培养瓶中，通过三通阀向瓶内曝高纯氦气（He）10 min 排走空气，之后关闭三通阀，并保证气密性，进行培养。每个设置对应 3 个培养瓶，一个在反应初始 0 h 加入 50%的 $ZnCl_2$ 溶液（5 mL）抑制反应，为空白样；另两个加入 25 mL 高纯乙炔气体，为避免活体藻类死亡，所有实验样品在 25℃恒温、不避光短期培养 4 h，之后加入 50% 的 $ZnCl_2$ 溶液 5 mL 终止反应。使用恒温振荡器振荡 15 min，使气-液相达到平衡后，用饱和 $NaCl_2$ 溶液将厌氧瓶中的顶空气体收集到已抽真空的气袋中，采用气相色谱仪测定顶空气体中 N_2O 浓度。

实验主要研究藻类生物量（以 Chl-*a* 表征）、藻种及生长状况（活体或衰亡）对水体反硝化脱氮的影响，共设置 3 组实验。①不同浓度单一藻种对香溪河库湾水体反硝化的影响，实验组设置铜绿微囊藻和小球藻两种单一藻种，分别添加不同生物量，分别为对照组（0 倍）、1 倍、2 倍、4 倍和 8 倍，其中，1 倍藻浓度取 40 mL 的标准使用液进行离心和清洗后加入培养瓶，其它实验组按倍数叠加，对应 Chl-*a* 浓度分别为 0、118.03、236.05、472.1 和 944.21 μg·L^{-1}。Chl-*a* 浓度范围参考原位监测最高值设置，尽管最高值 Chl-*a* 浓度多因暴发微囊藻水华堆积产生，且包含生长和衰亡期[28]，生长小球藻作为单一优势种很难达到此高浓度，为便于对比，实验中两种单一藻种均设相同高 Chl-*a* 浓度值（944.21 μg·L^{-1}）。同时高生物量组设置添加硝酸盐（5.8 mg·L^{-1}）作为对比，添加浓度约为原水体氮浓度的 2 倍，设置如表 1 所示。②复合藻种对水体反硝化脱氮的影响，实验组设置铜绿微囊藻和小球藻不同比例等浓度混合，混合比例如表 2 所示，分别取不同体积的标准藻液混合，Chl-*a* 浓度均为 354.08 μg·L^{-1}。③不同生长状况（活体或衰亡）对水体反硝化脱氮的影响，将生长稳定的藻液经过离心、洗涤后，加入抽滤后的原水配制成新鲜藻液，用超声波胁迫藻类细胞破碎方式模拟衰亡期藻类，超声频率 40 kHz，超声功率 450 W，超声 5 min。共分为 4 组，分别为单一铜绿微囊藻生长组和衰亡组及单一小球藻生长组和衰亡组，Chl-*a* 浓度均为 354.08 μg·L^{-1}。

实验前采集 2 瓶 300 mL 原香溪河水用于检测总氮（TN）和硝氮（NO_3^--N）浓度，培养结束后，取各组中的样品检测 TN 和 NO_3^--N 浓度。氮浓度采用 Skalar 流动分析仪测定，采用乙炔抑制法测定各实验组水体反硝化速率（具体方法如前文所述），配置藻类标准使用液过程中 Chl-*a* 浓度采用丙酮萃取法测定，采用万深 Algae ACplus 自动分类计数仪进行藻类计数。

表1 不同藻种控制实验组浓度设置

Tab.1 Experimental group of different algae species with different concentration

实验藻种	对照组	1 倍	2 倍	4 倍	8 倍	8 倍+NO_3-N
铜绿微囊藻	0	118.03	236.05	472.1	944.21	944.21
小球藻	0	118.03	236.05	472.1	944.21	944.21

表2 复合藻种控制实验组比例设置

Tab.2 Experimental group of mixed algae species with different proportion

复合藻种分组	b-1	b-2	b-3	b-4	b-5	b-6	b-7
铜绿微囊藻：小球藻	20：100	30：90	40：80	60：60	80：40	90：30	100：20

注：各实验组 Chl-*a* 浓度为 354.08 μg·L^{-1}.

1.3数据处理与分析

采用顶空平衡-气相色谱法（标准 HY/T 263-2018）计算水体中实际 N_2O 的浓度（式 1），通过反应前后 N_2O 浓度差计算水体反硝化速率 *Den*（式 4）。

$$C_L = C_G(K_0RT + V_G/V_L) \tag{1}$$

式中：C_L 为水样溶解 N_2O 浓度，nmol·L^{-1}；C_G 为顶空气体中 N_2O 浓度，nmol·L^{-1}，利用式（2）计算；K_0 为平衡常数，mol·L^{-1}·atm^{-1}，利用式（3）计算；R 为理想常数，值为 0.082057 L·atm·mol^{-1}·K^{-1}；T 为顶空平衡时水样的温度，K；V_G 为顶空平衡后，顶空样品瓶中顶空气体的体积，L；V_L 为顶空平衡后，顶空样品瓶中顶空水样的体积，L。顶空气体中 N_2O 浓度单位换算如式（2）所示：

$$C_G = \frac{PC_g}{1013.25RT} \tag{2}$$

式中：P 为实验室环境气压，hPa。

$$lnK_0(N_2O) = -62.7062 + \frac{97.3066}{T/100} + 24.1406\ln\left(\frac{T}{100}\right) \tag{3}$$

$$Den = \frac{C_{L_1} - C_{L_2}}{t} \tag{4}$$

式中，*Den* 为水体反硝化速率 nmol·L^{-1}·h^{-1}；C_{L_1}为反应后水体 N_2O 浓度，nmol·L^{-1}；C_{L_2}为反应前水体 N_2O 浓度，nmol·L^{-1}；t 为反应时长，h。

2 结果与分析

2.1水体反硝化速率对不同浓度藻种的响应特征

添加不同浓度铜绿微囊藻时水体反硝化速率如图 2（a）所示，不添加藻类的对照组反硝化速率最低为 5.84±1.13 nmol·L^{-1}·h^{-1}，在添加 1-4 倍藻浓度条件下，藻浓度越高，反硝化速率越高，从 14.34±0.67 nmol·L^{-1}·h^{-1} 增长至 30.54±0.09 nmol·L^{-1}·h^{-1}。仅添加 8 倍藻浓度时与添加 4 倍藻浓度时反硝化速率相差不大，同时添加 8 倍藻浓度与充足的硝酸盐后，反硝化速率达到最高值 48.75±1.37 nmol·L^{-1}·h^{-1}，说明当藻浓度达到 8 倍时存在硝酸盐限制。

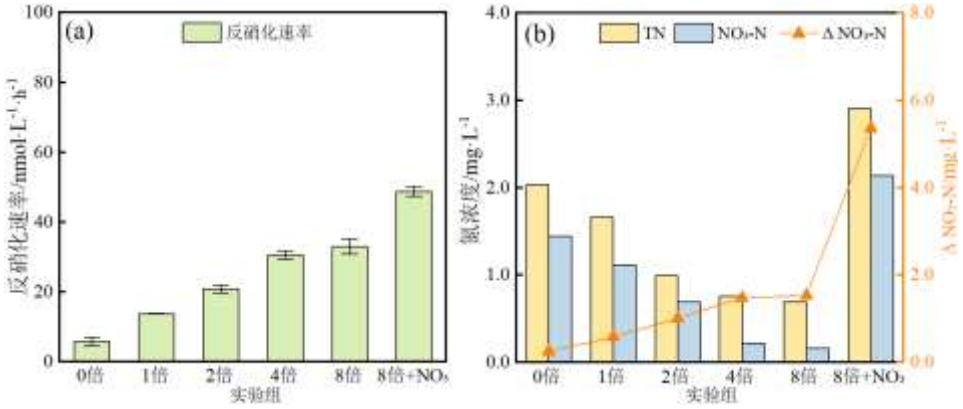

图2 添加不同浓度铜绿微囊藻条件下水体反硝化速率及氮营养盐浓度变化

Fig. 2 Variations of denitrification rate and nitrogen concentration with different concentrations of *Microcystis aeruginosa* addition

初始条件下的 TN 和 NO_3^--N 浓度分别为 2.25 mg/L 和 1.69 mg/L，反应后各实验组 TN 和 NO_3^--N 浓度及 NO_3^--N 减少量（ΔNO_3^--N）如图 2（b）所示。对比反应前各实验组 TN 及 NO_3^--N 浓度均有所下降，且随着铜绿微囊藻浓度的增加，ΔNO_3^--N 逐渐升高。当藻浓度达到 4 倍和 8 倍时，反应后的 NO_3^--N 浓度非常低，ΔNO_3^--N 变化不大，而添加硝酸盐后，ΔNO_3^--N 显著增大，也证明藻类浓度越高可增加水体中的脱氮量，但是当添加藻类浓度太高时存在氮限制。

添加不同浓度小球藻时水体反硝化速率如图 3（a）所示，对照组反硝化速率最低为 4.95±0.06 nmol·L^{-1}·h^{-1}，在添加 1-4 倍藻浓度条件下，藻浓度越高，反硝化速率越高，从 10.42±0.52 nmol·L^{-1}·h^{-1} 增长至 32.06±0.09 nmol·L^{-1}·h^{-1}。同时添加 8 倍藻浓度与充足的硝酸盐后，反硝化速率达到最高值 59.03±0.09 nmol·L^{-1}·h^{-1}，高于添加铜绿微囊藻。水体反硝化速率及氮浓度变化均与添加不同浓度铜绿微囊藻时的响应规律相似，添加小球藻的反硝化速率趋势和 ΔNO_3^--N 略高于添加铜绿微囊藻。

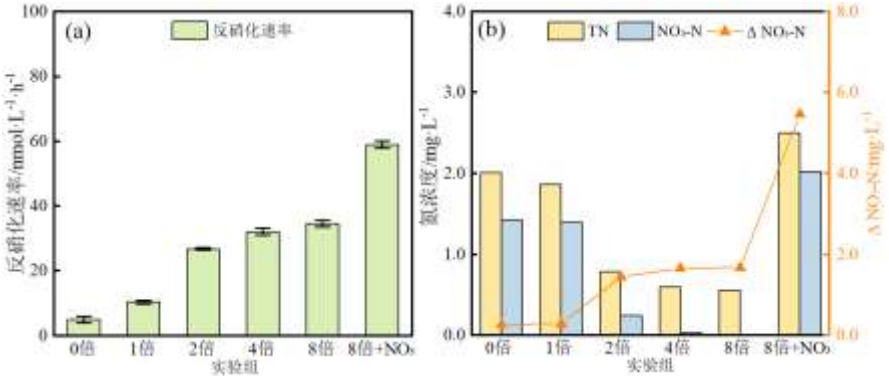

图3 添加不同浓度小球藻条件下水体反硝化速率及氮营养盐浓度变化

Fig. 3 Variations of denitrification rate and nitrogen concentration with different concentrations of *Chlorella pyrenoidosa* addition

2.2水体反硝化速率对复合藻种的响应特征

铜绿微囊藻和小球藻不同比例混合添加条件下水体反硝化速率如图 4(a)所示，相同 Chl-*a* 浓度（354.08 μg·L^{-1}）条件下，水体反硝化速率变化范围为 14.88~31.03 nmol·L^{-1}·h^{-1}，随着铜绿微囊藻：小球藻比例的升高，水体反硝化速率呈现降低趋势。反应后各实验组 TN 和 NO_3^--N 浓度及 NO_3^--N 减少量（ΔNO_3^--N）如图 4（b）所示，随着铜绿微囊藻：小球藻比例的升高，反应后各实验组 TN 及 NO_3^--N 浓度呈增加趋势，ΔNO_3^--N 呈明显降低趋势，说明水体中氮去除量越低，也说明铜绿微囊藻占比越低、小球藻占比越高时，水体具有更大的反硝化潜力。

2.3水体反硝化速率对衰亡藻类的响应特征

添加不同生长状况（活体、衰亡）铜绿微囊藻和小球藻条件下水体反硝化速率如图 5（a）所示，相同 Chl-*a* 浓度（354.08 μg·L^{-1}）条件下，添加生长铜绿微囊藻和小球藻对应的水体反硝化分别为 17.97±1.05 nmol·L^{-1}·h^{-1} 和 19.11±2.38 nmol·L^{-1}·h^{-1}，与单一藻种添加实验结果一致，生长小球藻略高于铜绿微囊藻。添加衰亡铜绿微囊藻和小球藻对应的水体反硝化分别为 42.50±1.26 nmol·L^{-1}·h^{-1} 和 29.02±0.10 nmol·L^{-1}·h^{-1}，添加衰亡铜绿微囊藻时的水体反硝化速率显著（$p < 0.05$）高于添加衰亡小球藻，且添加衰亡藻种均显著（$p < 0.05$）高于生长组。反应后各实验组 TN 和 NO_3^--N 浓度及 NO_3^--N 减少量（ΔNO_3^--N）如图 5（b）所

示，反应后添加衰亡藻体实验组 TN 和 NO_3^--N 浓度更低，ΔNO_3^--N 浓度也表现出添加衰亡藻体的氮去除量更大。

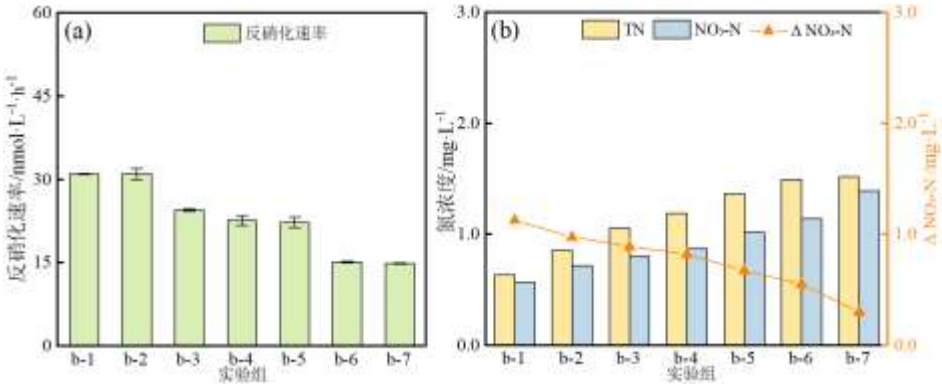

图4 添加复合藻种条件下水体反硝化速率及氮营养盐浓度变化

Fig. 4 Variations of denitrification rate and nitrogen concentration with different proportions of *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa* addition

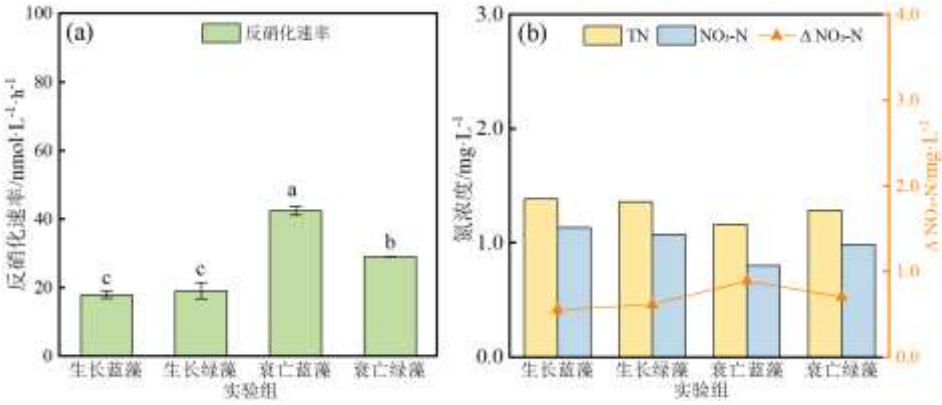

图5 添加等浓度生长和衰亡藻种条件下水体反硝化速率及氮营养盐浓度变化

Fig. 5 Variations of denitrification rate and nitrogen concentration with equal concentration of growth and decay *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa* addition

注：采用单因素方差分析（ANOVA）进行生长和衰亡藻类实验组间的差异显著性统计分析（a > b > c; $p < 0.05$）。

3 讨论

3.1 藻类对水体反硝化脱氮潜力的影响

实验结果表明，在一定浓度范围内，香溪河水体反硝化速率随藻类浓度的增加而增加（图 2 和 3），当添加藻类浓度超过 4 倍（Chl-*a* 浓度超过 472.1 μg·L^{-1}）时，硝酸盐成为水体反硝化速率增长的限制因素。一方面，藻类颗粒数量越多，提供的厌氧脱氮微环境越大，在底物充足的条件下，藻类颗粒浓度越高越有利于提高脱氮量；也有研究发现，叶绿素作为氧化还原介质，对反硝化作用具有增强效果[29]。而硝酸盐作为反硝化脱氮的重要底物，其含量可直接影响脱氮速率，反硝化速率的高低一般随着硝酸盐浓度的增加而提高，水体中硝酸盐浓度缺乏时，将会造成藻类颗粒脱氮的氮底物限制，如研究表明太湖反硝化速率和氮

去除率随着硝酸盐浓度降低显著下降[30]。氨氮也可在有氧环境中发生硝化反应，为藻类颗粒反硝化提供硝酸盐，这种耦合硝化-反硝化作用有助于提高脱氮效率[31]，然而香溪河库湾中的氨氮浓度较低，硝酸盐是主要的无机态氮。氮浓度的下降也可能是由于藻类吸收，研究发现反硝化是主要的 N 去除过程（60.9%），其次是藻类同化吸收（37.9%）和沉积（1.2%）[32]。因此，反硝化脱氮潜力随着生长藻类浓度增加，呈先增加后减小的变化趋势，变化的藻类浓度阈值主要与水体中可利用的硝酸盐浓度有关。如添加蓝藻对太湖水柱反硝化作用影响的相关实验发现，当添加的蓝藻浓度达到 1501.58 μg·L^{-1} 时，对应的水体反硝化速率仍然最高，远高于本研究中的 Chl-*a* 浓度，但同时该实验组中硝酸盐浓度也最高[33]。在原位条件下，硝酸盐能够得到补给，对应水体的适宜藻类浓度和最高反硝化速率可能更高。同时，实验中未模拟现场的温度、光照等其他可影响反硝化作用的环境因素，也可能影响实际的反硝化速率和适宜的浓度阈值。

实验研究发现，添加铜绿微囊藻时水体反硝化速率略低于添加等浓度的小球藻（图 2 和图 3），同时当添加复合藻种时，铜绿微囊藻占比越高，水体反硝化速率越低（图 4），表明等浓度的小球藻比铜绿微囊藻具有更大的反硝化潜力。不同藻种的细胞生理差异本身可能决定了其脱氮效果存在差异，如 Lv 等[34]对比了 5 种常用绿藻的脱氮效果，发现凯氏拟小球藻（*Parachlorella kessleri*）的脱氮效率更高。研究表明，不同粒径、表面形态等特征的藻类颗粒内部能够提供的厌氧微环境以及吸收的氮浓度等存在差异，颗粒越小，内部能形成的厌氧微环境区域越小[35]，因此，藻细胞是否成团聚集、单个藻细胞大小，决定了藻类颗粒的粒径和形态变化，具有不同反硝化脱氮效果。此外，不同藻种和细胞结构的藻类颗粒附着的微生物群落结构和脱氮功能基因丰度存在差异[36]，藻类多样性可通过改变氮、碳或氧对反硝化菌的可用性来影响反硝化速率等[37]。本研究实验的藻类鉴定和计数结果发现小球藻粒径为 3~8 μm，铜绿微囊藻粒径为 2~3 μm，且等 Chl-*a* 浓度下铜绿微囊藻的藻细胞密度略小于小球藻。大粒径藻颗粒表面可能更容易附着反硝化微生物，内部厌氧微环境区域可能越大，这可能是本研究中添加小球藻时水体反硝化速率更大的主要原因。然而，由于实验采用的微囊藻经过室内长期培养，呈现为单细胞形态，而香溪河库湾一般为群体微囊藻，且其成团大小受水动力条件、光照等多因素的影响[38]，且香溪河库湾中的藻类更具多样性，可造成反硝化变化具有更多的不确定性。

研究中等 Chl-*a* 浓度的活体和衰亡藻体呈现出较大差异，添加衰亡藻体比添加活体藻类时水体表现出更大的反硝化速率，而添加衰亡的铜绿微囊藻时水体反硝化速率明显高于添加衰亡小球藻，说明藻类衰亡藻体使水体具有更大的反硝化潜力，且衰亡的铜绿微囊藻具有更显著的反硝化脱氮效果。结合已有研究总结藻类水华衰亡对水体氮去除的影响主要分为直接和间接作用[16, 33, 39]，即藻类衰亡后短期内能够释放大量有机质和氨氮，并可能造成缺氧环境，为反硝化提供有利的厌氧环境和碳氮底物，直接促进反硝化作用；然而当衰亡藻类浓度过高时，缺氧可抑制硝化作用降低硝酸盐补给间接降低反硝化速率。此外，藻类颗粒内部缺氧微环境的区域大小与藻类颗粒赋存环境有关，藻类衰亡造成低氧或缺氧环境，有利于增加藻类颗粒内部缺氧区域[14]，间接提高反硝化速率。因此，研究中添加衰亡藻类具有更加显著的反硝化潜力。同时，有研究表明，小球藻细胞壁由纤维素构成，更不容易破裂，衰亡的微囊藻能够释放更多的有机质[40]，为反硝化提供更多的底物，且更易造成水体低氧或缺氧条件，导致添加衰亡微囊藻比衰亡小球藻具有更高的反硝化潜力。

因此，藻类生长和和衰亡不同阶段对水体反硝化脱氮的影响主要过程为（图 6）：在藻类生长阶段，藻类浓度越高，藻类颗粒介导的反硝化速率越高，当藻类达到一定浓度后，由于反硝化消耗和藻类同化吸收，

硝酸盐将成为反硝化脱氮的限制因素。藻类衰亡阶段，低浓度的藻类衰亡能够补充碳氮底物，腐解耗氧能够增加藻颗粒内部厌氧区域，有助于提高反硝化速率，而高浓度的藻类衰亡易造成缺氧条件，抑制硝化作用，同样导致硝酸盐限制降低水体反硝化潜力。

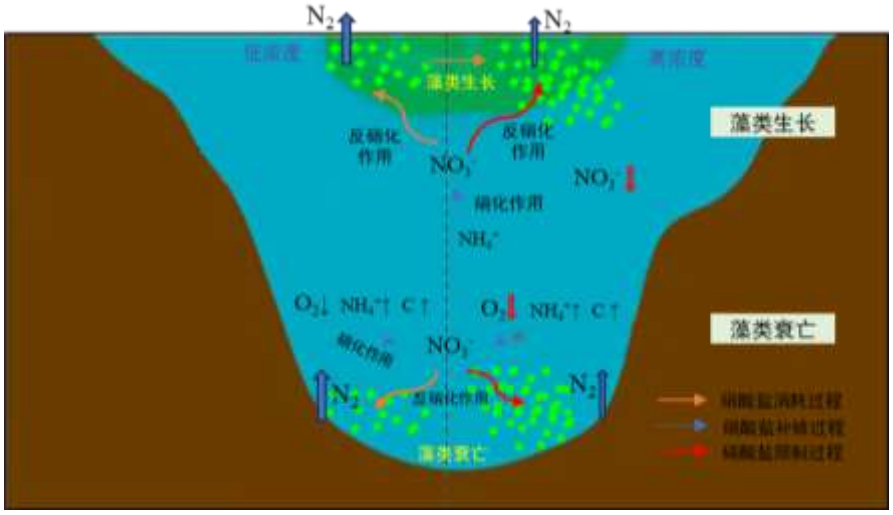

图6 藻类对香溪河水体反硝化脱氮的影响概念图

Fig. 6 Effect of algal blooms on water column denitrification rate in Xiangxi Bay

3.2 利用藻类提高水库氮去除的措施和建议

本研究证明了藻类在水库中具有显著脱氮作用，并且衰亡蓝藻如铜绿微囊藻相对于绿藻中的小球藻等对水体反硝化具有更大的促进作用，太湖相关室内实验也发现添加蓝藻颗粒可提高 2~3 倍水体脱氮量[33]。目前在污水脱氮工艺中，已有利用藻类-细菌联合脱氮增加氮去除效率[41]，在人工湿地中添加藻类以促进反硝化作用[42]，太湖相关研究表明，藻型湖区的氮去除率高于无藻和草型湖区[43]。然而，目前针对湖库藻类水华问题，主要关注如何开展营养控制[44]、生态调度[45]等方式缓解和防控藻类水华，较少考虑藻类介导的水体反硝化脱氮效应，有研究指出氮负荷和藻类水华的控制措施不仅应以减少营养输入为目标，还应创造适宜的环境条件来促进氮的去除和抑制氮的再循环[46]。

尽管衰亡藻类具有更好的脱氮潜力，但是高浓度藻类水华及藻类衰亡可快速导致水体缺氧[47]，威胁水生生物多样性、增加温室气体 CH_4 和 N_2O 的产生和排放，促进沉积物内源释放从而导致氮的再循环过程[48-49]。因此，对于三峡水库支流库湾，利用藻类反硝化脱氮提高氮去除时，可通过生态调度使水位产生波动，改变分层异重流等水动力条件，增加水体扰动，打破水温分层，减少水体滞留时间等方式防控支流水华[50-51]，将藻类控制在适宜浓度，有限的藻类生长和藻类衰亡将促进脱氮，最大化脱氮的正效应，避免对水生态环境产生负面影响。此外，也可利用藻类提供优质碳源，如研究表明以胞外藻类有机物为碳源可强化好氧反硝化脱氮，并能够在实际水库中应用[52]。同时，实验结果揭示了不同藻种添加条件下水体的反硝化潜力存在差异，可通过调控优势种和群落结构，并间接影响微生物群落，提高脱氮效率[53]。然而，本研究通过室内培养，主要探究藻类对水体反硝化潜力的影响，野外条件下，促进水体反硝化的适宜浓度、群落结构以及如何通过生态调度等措施创造有利条件还需进一步探究。

4 结论

（1）添加 0~944.21 μg·L^{-1} 不同 Chl-*a* 浓度的生长藻类时，水体反硝化速率随藻类浓度增加呈先升高后降低趋势，当藻类达到一定浓度将导致硝酸盐底物限制等从而抑制反硝化作用。

（2）适宜浓度的衰亡藻类能够提供碳氮底物和有利的溶氧环境，比等浓度生长藻类更有益于促进水体反硝化脱氮。

（3）由于粒径、细胞结构等差异，生长小球藻对水体反硝化的促进作用略高于铜绿微囊藻，衰亡铜绿微囊藻对水体反硝化的促进作用显著高于小球藻。

5参考文献

[1] Feng L, Wang Y, Hou X J, et al. Harmful algal blooms in inland waters. Nature Reviews Earth & Environment, 2024, 5(9): 631-644.

[2] Giudice D D, Zhou Y T, Sinha E, et al. Long-term phosphorus loading and springtime temperatures explain interannual variability of hypoxia in a large temperate lake. Environmental Science & Technology, 2018, 52(4): 2046-2054.

[3] Glibert P M. Eutrophication, harmful algae and biodiversity - Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. Marine Pollution Bulletin, 2017, 124(2) :591-606.

[4] Paerl H W, Xu H. Protecting global aquatic resources from the mountains to the sea: growing need for dual nutrient (N and P) input controls along the freshwater-to-marine continuum. Science Bulletin, 2023, 68: 21-24.

[5] Deng D L, He G, Ding B J, et al. Denitrification dominates dissimilatory nitrate reduction across global natural ecosystems. Global Change Biology, 2024, 30: e17256.

[6] Han H, Lu X, Burger D F, et al. Nitrogen dynamics at the sediment–water interface in a tropical reservoir. Ecological Engineering, 2014, 73:146-153.

[7] Kuypers M M M, Marchant H K, Kartal, B. The microbial nitrogen-cycling network. Nature Reviews Microbiology, 2018, 16: 263-276.

[8] 刘采杰, 林晓英, 张汪寿, 等. 太湖上游丘陵区典型水塘脱氮效率及其驱动因子. 湖泊科学, 2025, 37(4):1-13.
Liu C J, Lin X Y, Zhang W S, et al. Nitrogen removal efficiency and driving factors in typical ponds from a hilly region in the upper Taihu Lake Basin. Journal of Lake Sciences, 2025, 37(4):1-13.

[9] Wollheim W M, Vörösmarty C J, Bouwman A F, et al. Global N removal by freshwater aquatic systems using a spatially distributed, within-basin approach. Global Biogeochemical Cycles, 2008, 22: GB2026.

[10] Harrison J A, Maranger R J, Alexander R B, et al. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. Biogeochemistry, 2009, 93: 143-157.

[11] 张鹏, 夏永秋, 刘雪梅, 等. 自然水体中悬浮物对反硝化影响的研究进展. 湖泊科学, 2023, 35(1):32-42.
Zhang L, Xia Y Q, Liu X M, et al. Effects of suspended particles on denitrification in natural water: A review. Journal of Lake Sciences, 2023, 35(1): 32-42.

[12] 夏星辉, 王君峰, 张翎, 等. 黄河泥沙对氮迁移转化的影响及环境效应. 水利学报, 2020, 51(9): 1138-1148.
Xia X H, Wang J F, Zhang L, et al. Effects and environmental implications of suspended sediment on the transportation and transformation of nitrogen in the Yellow River. Journal of Hydraulic Engineering, 2020, 51(9): 1138-1148.

[13] Xu C Y, Xu Z H, Cai Y P, et al. Impact of reservoir operation policies on nitrogen cycling processes and water quality dynamics in a large water supply reservoir. Journal of Cleaner Production, 2023, 416: 137975.

[14] Klawonn I, Bonaglia S, Bruchert V, et al. Aerobic and anaerobic nitrogen transformation processes in N_2-fixing cyanobacterial aggregates. The ISME Journal, 2015, 9(6): 1456-1466.

[15] Bianchi D, Weber T S, Kiko R, et al. Global niche of marine anaerobic metabolisms expanded by particle microenvironments. Nature Geoscience, 2018, 11: 263-26.

[16] Chen X F, Yang L Y, Xiao L, et al. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. Journal of

Freshwater Ecology, 2012, 27(2): 243-258.

[17] 赵锋, 许海, 詹旭, 等. 太湖春夏两季反硝化与厌氧氨氧化速率的空间差异及其影响因素. 环境科学, 2021, 42(5): 2296-2302.
Zhao F, Xu H, Zhan X, et al. Spatial Differences and Influencing Factors of Denitrification and Anammox Rates in Spring and Summer in Lake Taihu. Environmental Science, 2021, 42(5): 2296-2302.

[18] Yang Z J, Wei C Y, Liu D F, et al. The influence of hydraulic characteristics on algal bloom in three gorges reservoir, China: A combination of cultural experiments and field monitoring. Water Research, 2022, 211: 118030.

[19] Zheng B H, Qin Y W, Liu D F, et al. Thematic issue: water environment of the Three Gorges Reservoir. Environmental Earth Sciences, 2017, 76(24): 819.

[20] 刘德富, 杨正健, 纪道斌, 等. 三峡水库支流水华机理及其调控技术研究进展. 水利学报, 2016, 47(3): 443-454.
Liu D F, Yang Z J, Ji D B, et al. A review on the mechanism and its controlling methods of the algal blooms in the tributaries of Three Gorges Reservoir . Journal of Hydraulic Engineering, 2016, 47(3): 443-454.

[21] Bogard M J, Vogt R J, Hayes N M, et al. Unabated Nitrogen Pollution Favors Growth of Toxic Cyanobacteria over Chlorophytes in Most Hypereutrophic Lakes. Environmental Science and Technology, 2020, 54: 3219-3227.

[22] Jiang L G, Liang B, Xue Q, et al. Characterization of phosphorus leaching from phosphate waste rock in the Xiangxi River watershed, Three Gorges Reservoir, China. Chemosphere, 2016, 150: 130-138.

[23] Li Y P, Huang Y N, Ji D B, et al. Storm and floods increase the duration and extent of phosphorus limitation on algal blooms in a tributary of the Three Gorges Reservoir, China. Journal of Hydrology, 2022, 607: 127562.

[24] Yan X, Xia Y Q, Zhao X, et al. Coupling nitrogen removal and watershed management to improve global lake water quality. Nature Communications, 2025, 16: 2182.

[25] Zhang Q Q, Liu W J, Sun H G, et al. Cascade reservoir regulations on nitrogen source and transformation in the Tibetan Plateau river: Constraints from high frequency data of Lancang river. Journal of Hydrology, 2025, 650: 132563.

[26] Yang Z J, Xu P, Liu D F, et al. Hydrodynamic mechanisms underlying periodic algal blooms in the tributary bay of a subtropical reservoir. Ecological Engineering, 2018, 120: 6-13.

[27] 翁传松, 刘德富, 张佳磊, 等. 降雨对香溪河库湾主要藻种原位生长的影响. 环境科学, 2019, 40(7): 3108-3117.
Weng C S, Liu D F, Zhang J L, et al. Influence of Rainfall on the in situ Growth of Dominant Algae Species in Xiangxi River. Environmental Science, 2019, 40(7): 3108-3117.

[28] 余茂蕾，洪国喜，朱广伟, 等. 风场对太湖梅梁湾水华及营养盐空间分布的影响. 环境科学, 2019, 40(8): 3519-3529.
Yu M L, Hong G X, Zhu G W, et al. Wind Field Influences on the Spatial Distribution of Cyanobacterial Blooms and Nutrients in Meiliang Bay of Lake Taihu, China . Environmental Science, 2019, 40(8): 3519-3529.

[29] Lu C C, Xie Z, Guo J B, et al. Chlorophyll as natural redox mediators for the denitrification process. International Biodeterioration & Biodegradation, 2020, 148: 104895.

[30] Kang L J, Zhu M Y, Zhu G W, et al. Decreasing denitrification rates poses a challenge to further decline of nitrogen concentration in Lake Taihu, China. Water Research, 2024, 256: 121565.

[31] Wang L, Li B R, Li Y M, et al. Enhanced biological nitrogen removal under low dissolved oxygen in an anaerobic-anoxic-oxic system: Kinetics, stoichiometry and microbial community. Chemosphere, 2021, 263: 128184.

[32] Hansen E, Chan K S, Jones C S, et al. Assessing the Relative Importance of Nitrogen-Retention Processes in a Large Reservoir Using Time-Series Modeling. Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics, 2016, 21(1): 152-169.

[33] 刘志迎, 许海, 詹旭, 等. 蓝藻水华对太湖水柱反硝化作用的影响.环境科学, 2019, 40(3): 1261-1269.
Liu Z Y, Xu H, Zhan X, et al. Influence of Cyanobacterial Blooms on Denitrification Rate in Shallow Lake Taihu,China. Environmental Science, 2019, 40(3): 1261-1269.

[34] Lv J P, Wang X H, Feng J, et al. Comparison of growth characteristics and nitrogen removal capacity of five species of green algae. Journal of Applied Phycology, 2018, 31: 1-13.

[35] Xia X H, Li Z H, Zhang S B, et al. Occurrence of anammox on suspended sediment (SPS) in oxic river water: Effect of the SPS particle size. Chemosphere, 2019, 235: 40-48.

[36] Zhu C M, Zhang J Y, Guan R, et al. Alternate succession of aggregate-forming cyanobacterial genera correlated with their attached bacteria by co-pathways. Science of the Total Environment, 2019, 688: 867-879.

[37] Cardinale, B. J. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. Nature, 2011, 472: 86-89.

[38] 董静, 李根保. 微囊藻群体形成影响因子及机理.水生生物学报, 2016, 40(2):378-387.
Dong J, Li B G. Influencing Factors and Mechanisms on Colony Formation of Microcystis: A Review. Acta Hydrobiologica Sinica, 2016, 40(2):378-387.

[39] Zhu L, Shi W Q, Van Dam B, et al. Algal Accumulation Decreases Sediment Nitrogen Removal by Uncoupling Nitrification-Denitrification in Shallow Eutrophic Lakes. Environmental Science & Technology, 2020, 54(10): 6194-6201.

[40] 谭啸, 徐杨雪, 李聂贵, 等. 超声波对铜绿微囊藻与蛋白核小球藻生理特征及竞争生长的影响.应用生态学报, 2022, 33(10): 2845-2852.
Tan X, Xu Y X, Li N G, et al. Effects of ultrasound on the physiological characteristics and competitive growth between *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa*. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(10): 2845-2852.

[41] Li Q, Xu Y F, Liang C Z, et al. Nitrogen removal by algal-bacterial consortium during mainstream wastewater treatment: Transformation mechanisms and potential N_2O mitigation . Water Research, 2023, 235: 119890.

[42] Cheng S P, Huai J, Zhong F, et al. Enhancing denitrification in constructed wetland with algae addition. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29: 1949-1960.

[43] Ji Y Y, Shi W Q, Qin B Q. An indispensable role of overlying water in nitrogen removal in shallow lakes. Science of the Total Environment, 2024, 923: 171487.

[44] Xu H, Qin B Q, Paerl H W, et al. Environmental controls of harmful cyanobacterial blooms in Chinese inland waters. Harmful Algae, 2021, 113: 102127.

[45] Ji D B, Wells S A, Yang Z J, et al. Impacts of water level rise on algal bloom prevention in the tributary of Three Gorges Reservoir, China. Ecological Engineering, 2017, 98: 70-81.

[46] Jiang X Y, Gao G, Zhang L, et al. Denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in freshwater lakes of the Eastern Plain, China: Influences of organic carbon and algal bloom. Science of the Total Environment, 2020, 710: 136303.

[47] 尚丽霞, 柯凡, 李文朝, 等. 高密度蓝藻厌氧分解过程与污染物释放实验研究. 湖泊科学, 2013, 25(01): 47-54.
Shang L X, Ke F, Li W Z, et al. Laboratory research on the contaminants release during the anaerobic decomposition of high-density cyanobacteria. Journal of Lake Sciences, 2013, 25(01): 47-54.

[48] Breitburg D, Levin L A, Oschlies A, et al. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. Science, 2018, 359(6371).

[49] 秦宇, 苏友恒, 李哲, 等. 三峡水库中段库底水体 CH_4 浓度变化及其主要影响因素. 湖泊科学, 2021,3 3(01): 299-308.
Qin Y, Su Y H, Li Z, et al. CH_4 variation and main influencing factors of bottom water column in the middle section of Three Gorges Reservoir. Journal of Lake Sciences, 2021,3 3(01): 299-308.

[50] Chuo M Y, Ma J, Liu D F, et al. Effects of the impounding process during the flood season on algal blooms in Xiangxi Bay in the Three Gorges Reservoir, China. Ecological Modelling, 2019, 392: 236-249.

[51] Gai B, Sun J, Lin B L, et al. Vertical mixing and horizontal transport unravel phytoplankton blooms in a large riverine reservoir. Journal of Hydrology, 2023, 627: 130430.

[52] Wen G, Wang T, Wan Q Q, et al. Enhanced nitrogen removal of aerobic denitrifier using extracellular algal organic matter as carbon source: application to actual reservoir water. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2020, 43(10): 1859-1868.

[53] Ma Y, Chen Z J, Gao D Z, et al. Biotic factors shape the structure and dynamics of denitrifying communities within cyanobacterial aggregates. Environmental Research, 2025, 268: 120754.