

三峡库区调控下泄水期支流浮游植物 生长限制因子解析

唐炳然, 何艺欣, 杨国峰, 张丽雪,
孙兴福, 艾海男, 何强, 李宏

重庆大学 环境与生态学院/三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045

摘要: 以三峡库区支流御临河为研究对象, 于 2019 年 8 月在御临河河口进行原位浮游植物生长营养盐添加实验。研究发现, 单独添加氮或磷营养盐并不能显著促进御临河水体中浮游植物的生长, 浮游植物生物量最高时分别为初始值的 1.8 倍和 2.3 倍, 与对照相比差异无统计学意义; 氮、磷共同添加组中浮游植物生长明显, 其生物量最高时分别为初始值的 5.7 倍和 8.2 倍, 显著高于对照组。结果表明: 御临河富营养化是由氮和磷共同限制的, 且磷是主要的限制因子; 当硝酸盐质量浓度在 1.050 mg/L, 磷酸盐质量浓度在 0.220 mg/L 以下时, 有望在泄水期控制浮游植物的生长速率; 通过分析营养盐添加组中钾离子与叶绿素 a 的关系发现, 在一定钾离子质量浓度范围(3.45~21.62 mg/L)内, 叶绿素 a 质量浓度随着钾离子质量浓度的升高呈先增后减的趋势, 拐点出现在 K^+ 质量浓度为 15 mg/L 左右, 因此推测水体中低质量浓度钾离子可能促进了浮游植物的生长, 而以往大部分研究中的营养盐添加方式可能忽略了钾离子对浮游植物的影响。

关键词: 三峡库区; 富营养化; 营养盐限制; 浮游植物

中图分类号: Q942; X171.1

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2023)03-0138-14

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Identification of Phytoplankton Growth Limiting Factors during Flood Seasons in Tributary of the Three Gorges Reservoir

TANG Bingran, HE Yixin, YANG Guofeng, ZHANG Lixue,
SUN Xingfu, AI Hainan, HE Qiang, LI Hong

College of Environment and Ecology, Chongqing University/Key Laboratory of the Three Gorges
Reservoir Region's Eco-Environment (Ministry of Education), Chongqing 400045, China

收稿日期: 2022-01-27

基金项目: 国家自然科学基金项目(51609024; 51779020)。

作者简介: 唐炳然, 硕士研究生, 主要从事水域生态过程研究。

通信作者: 李宏, 博士, 副教授。

Abstract: In this study, the limited nutrient for phytoplankton growth in estuary of the Yulin River, a tributary of the Three Gorges Reservoir, was assessed in the flood season in Aug 2019. The results showed that the growth of phytoplankton in the Yulin River displayed weak linkage with only nitrogen or phosphorus nutrient. The biomass of phytoplankton with addition of nitrogen or phosphorus nutrient was 1.8 and 2.3 times higher than their initial value, respectively, but was no significant difference in comparison to that of control. Simultaneously supplement of nitrogen and phosphorus triggered substantial increase of the phytoplankton growth, and the maximum biomass of phytoplankton was 5.7 and 8.2 folds than the initial value, respectively, which displayed significant difference with control. The results indicated that the eutrophication state of the Yulin River was influenced by both nitrogen and phosphorus, and phosphorus was the primary limiting factor. It was also suggested that the growth rate of phytoplankton in Yulin River could be likely controlled when the nitrate concentration was below 1.050 mg/L and phosphate concentration was below 0.220 mg/L. Through analyzing the relationship between K^+ and Chl a concentration, the study found that the Chl a concentration increased firstly but then decreased with the increase of K^+ concentration from 3.45 to 21.62 mg/L. The threshold of K^+ concentration that caused the maximum Chl a increase was 15 mg/L. Therefore, we speculated that the low concentration of available K^+ in the river may promote the growth of phytoplankton, while the effect of K^+ on phytoplankton growth was ignored in most previous studies with the nutrient addition method.

Key words: Three Gorges Reservoir; eutrophication; nutrient limitation; phytoplankton

随着经济水平发展与人类活动加剧,水体富营养化已逐渐成为全球迫在眉睫的环境问题^[1]。水体富营养化过程中,藻类等浮游植物的过度繁殖导致水体透明度下降,溶解氧降低,进而使得水质恶化^[2],且部分藻类产生的有害次生代谢物严重威胁着人类健康^[3]。富营养化水体中藻类的生长与营养盐^[4]、光照^[5]、温度^[6]、pH^[7]、水动力^[8]等因素有关。

已有研究表明,人类活动释放到水体中的氮磷营养盐是导致藻类快速生长甚至形成水华的根本原因^[9]。为制定基于营养盐控制的水华防控策略,国内外许多学者均采用营养盐添加实验确定藻类生长的关键营养盐种类(即浮游植物快速生长的限制因子)^[10],并得到浮游植物生长的营养盐阈值^[11]。目前关于氮和磷在藻类生长过程中的主导作用还存在一定争议,主要包括:磷(P)限制学说,如经典湖沼学认为P是淡水湖泊富营养化最主要的限制因子^[12];氮(N)限制学说,如 Howarth 等^[13]研究发现近海富营养化系统中主要存在N限制;氮磷比(N/P)限制学说,如 Smith^[14]针对全球17个湖泊的研究发现当氮磷比小于29(质量比)时蓝藻占优势。不同的研究表明,针对不同地区湖泊和河流的浮游植物生长限制因子研究常得到不同的结论^[15-16]。

三峡工程是中国在长江流域重要的水利工程^[17],其周期性“蓄清排浊”的运行影响了库区内30余条一级支流的水动力条件和营养盐负荷^[18],并且部分支流水华频发^[19-20],因此控制入库支流浮游植物过度生长对保障支流及长江干流水质和水生态健康具有重要意义。已有学者对三峡库区不同支流的浮游植物生长进行了研究,如有研究表明蓄水后水库支流香溪河的局部水域总氮(TN)降低,总磷(TP)上升至0.18~1.30 mg/L时,藻类群落结构发生变化,细胞密度增加92.6%^[21];也有研究发现支流大宁河中藻细胞密度与TN,硝态氮(NO_3^- -N)呈显著负相关,发现N是影响浮游植物生长的关键因子^[20]。御临河是三峡水库库尾入库区的重要一级支流,相较于其余支流,御临河流域包含两个国家级经济开发区,流域内高强度的城市建设导致城市污水和农业面源污染逐渐加重^[22];由于御临河地势相对较高且支流回水区长度较短,蓄水期(高水位,175 m)受回水顶托的影响较库首支流弱,回水区水体滞留时间亦相应较短。在泄水

期(低水位, 145 m)运行期, 库尾支流与库首支流呈现类似的河流特征^[23]. 上述区域特征及水动力条件响应使得御临河营养因子、水生态因子、环境因子及水文水动力条件等呈现出与库首支流不同的时空动态特征. 因此, 本文以御临河为研究对象, 通过原位营养盐添加实验, 解析了御临河富营养化的主要限制因子与浮游植物的生长阈值. 研究结果有望为长江上游城镇化区域支流的富营养化控制提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

御临河介于东经 106°27′30″~106°57′58″, 北纬 29°34′45″~30°07′22″之间, 全长 208.4 km, 流域面积 3 861 km², 重庆市内流域面积 772.8 km², 多年平均流量 50.72 m³/s, 常年平均气温 17.3 ℃, 常年平均降雨量约 1 100 mm, 平均日照约 1 340 h. 自 2003 年三峡大坝蓄水以来, 御临河水位呈现周期性变化, 即冬季高水位(蓄水期), 夏季低水位(泄水期)^[24], 进而随蓄、泄水交替过程呈现湖泊型与河流型之间的形态转换.

1.2 原位营养盐添加方案

于 2019 年 8 月(泄水期)在御临河河口处进行, 取 1 L 河水于 1 L 塑料透明水样瓶中, 所有水样瓶悬挂于停靠在河面上的船体外, 使其敞口并漂浮于水面上, 以保证实验体系充分暴露于实际水温、光照以及风浪扰动等环境因素下. 营养盐添加方案见表 1, 每组设 3 个平行, 其中, N 以 KNO₃ 添加, P 以 K₂HPO₄ 添加. 为避免浮游植物在生长过程中缺乏碳元素, 在处理中加入 NaHCO₃, 使每个处理中碳元素的浓度为 560 μmol/L^[25].

表 1 营养盐添加方案

编号	加 N/(mg · L ⁻¹)	加 P/(mg · L ⁻¹)	编号	加 N/(mg · L ⁻¹)	加 P/(mg · L ⁻¹)
对照	0.00	0.00	—	—	—
N0.05	0.05	0.00	PN0.05	0.05	1.00
N0.10	0.10	0.00	PN0.10	0.10	1.00
N0.50	0.50	0.00	PN0.50	0.50	1.00
N1.00	1.00	0.00	PN1.00	1.00	1.00
N1.50	1.50	0.00	PN1.50	1.50	1.00
N2.00	2.00	0.00	PN2.00	2.00	1.00
N5.00	5.00	0.00	PN5.00	5.00	1.00
P0.01	0.00	0.01	NP0.01	5.00	0.01
P0.02	0.00	0.02	NP0.02	5.00	0.02
P0.05	0.00	0.05	NP0.05	5.00	0.05
P0.10	0.00	0.10	NP0.10	5.00	0.10
P0.20	0.00	0.20	NP0.20	5.00	0.20
P0.50	0.00	0.50	NP0.50	5.00	0.50
P1.00	0.00	1.00	NP1.00	5.00	1.00

1.3 样品采集与测定

实验共进行 6 d, 分别在第 0, 3, 6 d 采集水样进行测定, 每次取样前搅拌实验体系, 以保证每次取样均匀. 对于本研究采用的悬瓶营养盐添加实验方法, 实验培养时间一般选择在 1 周内以探究浮游植物对营养盐浓度变化的即时反应^[26], 尽可能避免体系中其他微量元素被消耗而对浮游植物生长产生的影响, 即减少瓶子效应(bottle effects)的影响^[27], 因此本研究选择进行为期 6 d 的营养盐添加实验. 每次采样时使用

便携式多参数水质测量仪(YSI 556MPS, 美国维塞公司)测定水体温度、pH 和溶解氧(DO). 采样当天在实验室完成总氮(TN)、硝态氮(NO_3^- -N)、氨态氮(NH_4^+ -N)、总磷(TP)、磷酸盐(PO_4^{3-} -P)和叶绿素 a(Chl a)质量浓度的测定. 水样处理和测定方法按照《水和废水监测分析方法》^[28]进行. 此外, 本课题组前期研究发现, 钾离子(K^+)也会影响水华藻种, 特别是铜绿微囊藻的生长^[29]. 由于目前所涉及到的营养盐添加方案在添加 KNO_3 与 K_2HPO_4 的同时, 均向实验体系中加入了大量的 K^+ , 因此本研究也解析了 K^+ 与浮游植物生长的关系. K^+ 质量浓度采用原子吸收分光光度法进行测定^[30].

1.4 浮游植物比生长速率计算

浮游植物比生长速率按照指数增长方程进行计算

$$\mu = \frac{\ln \frac{X_2}{X_1}}{T_2 - T_1}$$

式中, μ 为浮游植物比生长速率, T_1 为起始时间, T_2 为结束时间, X_1 为 T_1 时的 Chl a 质量浓度, X_2 为 T_2 时的 Chl a 质量浓度.

最大比生长速率($\mu_{\max}$)和半饱和常数(K_u)通过 Monod 方程进行计算^[31]

$$\mu = \mu_{\max} \frac{C_s}{K_u + C_s}$$

式中, C_s 为各组所添加的营养盐质量浓度. 本文使用添加 N 质量浓度有梯度的处理组(表 1 中编号开头为 N 和 PN 的处理组)数据拟合得到在底物为 NO_3^- -N 时浮游植物的 Monod 方程, 使用添加 P 质量浓度有梯度的处理组(表 1 中编号开头为 P 和 NP 的处理组)数据拟合得到在底物为 PO_4^{3-} -P 时浮游植物的 Monod 方程.

1.5 非线性回归分析

使用体系中 Chl a 质量浓度与 K^+ 质量浓度进行非线性回归分析.

1.6 数据分析

采用 SPSS 25.0 进行数据处理和统计分析, Origin 9.0 绘制数据图.

2 结果与分析

2.1 环境参数变化

实验期间, 水体温度变化区间为 29.52~31.21℃, pH 值变化区间为 7.51~8.02, 溶解氧(DO)变化区间为 13.04~15.26mg/L(表 2), 上述指标无明显变化.

表 2 实验期间的水体温度, pH 和 DO

天数	0	3	6
T/℃	31.21	30.73	29.52
pH 值	8.02	7.82	7.51
DO/(mg · L ⁻¹)	13.04	15.26	14.27

2.2 Chl a 质量浓度变化

单独添加 N 的处理组中(以下简称为 N 组, 图 2a), 在第 3 d 时 Chl a 质量浓度均有不同程度的升高, 其中对照组和 N5.00 组的升高幅度最小, 而 N1.00 组的升高幅度最大, 约为初始值的 1.8 倍(53.3 mg/L); 第 6 d 时, N5.00 组的 Chl a 质量浓度最高(55.0 mg/L), 约为初始值的 1.8 倍, 而其余组 Chl a 质量浓度出现不同程度的降低, 这可能与营养盐的缺乏有关. 单独添加 P 的处理组(以下简称为 P 组)的 Chl a 变化趋势与单独添加 N 组相似(图 1b), 其中 Chl a 升高幅度最大的为 P0.50 组(67.5 mg/L), 约为初始值的 2.3 倍;

在第 6 d, 除 P0.10 组外, Chl a 质量浓度均有不同程度的降低.

添加不同质量浓度 N 且同时统一添加 1.0 mg/L P 的处理组(以下简称为 PN 组, 图 1c)中, 第 3 d 时除 PN2.00 和 PN5.00 组 Chl a 质量浓度有所下降外, 其余组均有不同程度的升高, 且当 N 添加质量浓度在 0.05~1.00 mg/L 范围内, Chl a 质量浓度与 N 质量浓度呈正相关, 在 N 添加质量浓度为 1.00 mg/L 时 Chl a 质量浓度达到最高(99.0 mg/L), 约为初始值的 3.3 倍; 第 6 d 时 PN1.50, PN2.00 和 PN5.00 组中 Chl a 质量浓度显著升高, 分别达到 152.3, 169.9 和 165.8 mg/L, 分别为初始值的 5.1, 5.7 和 5.6 倍.

添加不同质量浓度 P 且同时统一添加 5.0 mg/L N 的处理组(以下简称为 NP 组, 图 1d)中, 第 3 d 时 P 添加质量浓度最高的 NP1.00 组 Chl a 质量浓度显著降低, 由 30 mg/L 下降到 6.2 mg/L, 而其余组 Chl a 质量浓度均有不同程度的升高; 第 6 d 时所有组 Chl a 质量浓度均高于第 3 d, 其中 NP0.50 和 NP1.00 组升高幅度最大, 分别为初始值的 8.2 倍(244.4 mg/L)和 4.1 倍(122.0 mg/L).

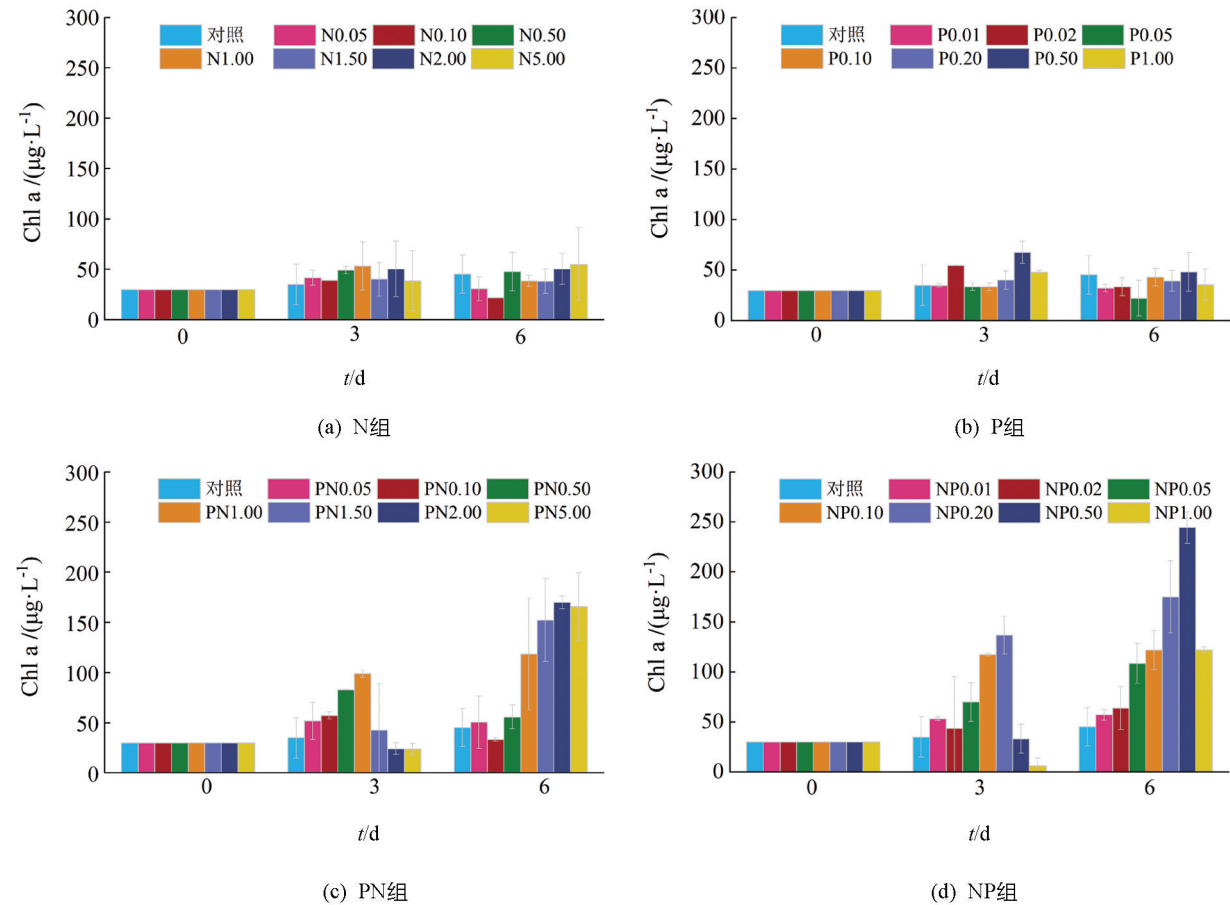


图 1 Chl a 质量浓度的动态变化

2.3 氮质量浓度变化

2.3.1 TN 质量浓度变化

在 N 组和 PN 组中, 各处理组 TN 质量浓度均随时间增加而不同程度降低(图 2a, 2c), 在相同 N 添加质量浓度(0.05~5.00 mg/L)下, 第 6 d 时 PN 组最终 TN 质量浓度为 N 组的 92.65%, 67.69%, 80.43%, 77.62%, 80.85%, 74.93%和 85.32%, 即 P 的添加会加剧 TN 的消耗. 在 P 组中(图 2b), 各处理组中第 6 d 的 TN 质量浓度均低于初始值. 在 NP 组中(图 2d), 各处理组中第 6 d 的 TN 质量浓度均低于初始值, 其中 NP0.05 组的 TN 质量浓度最低, 为初始值的 62.94%.

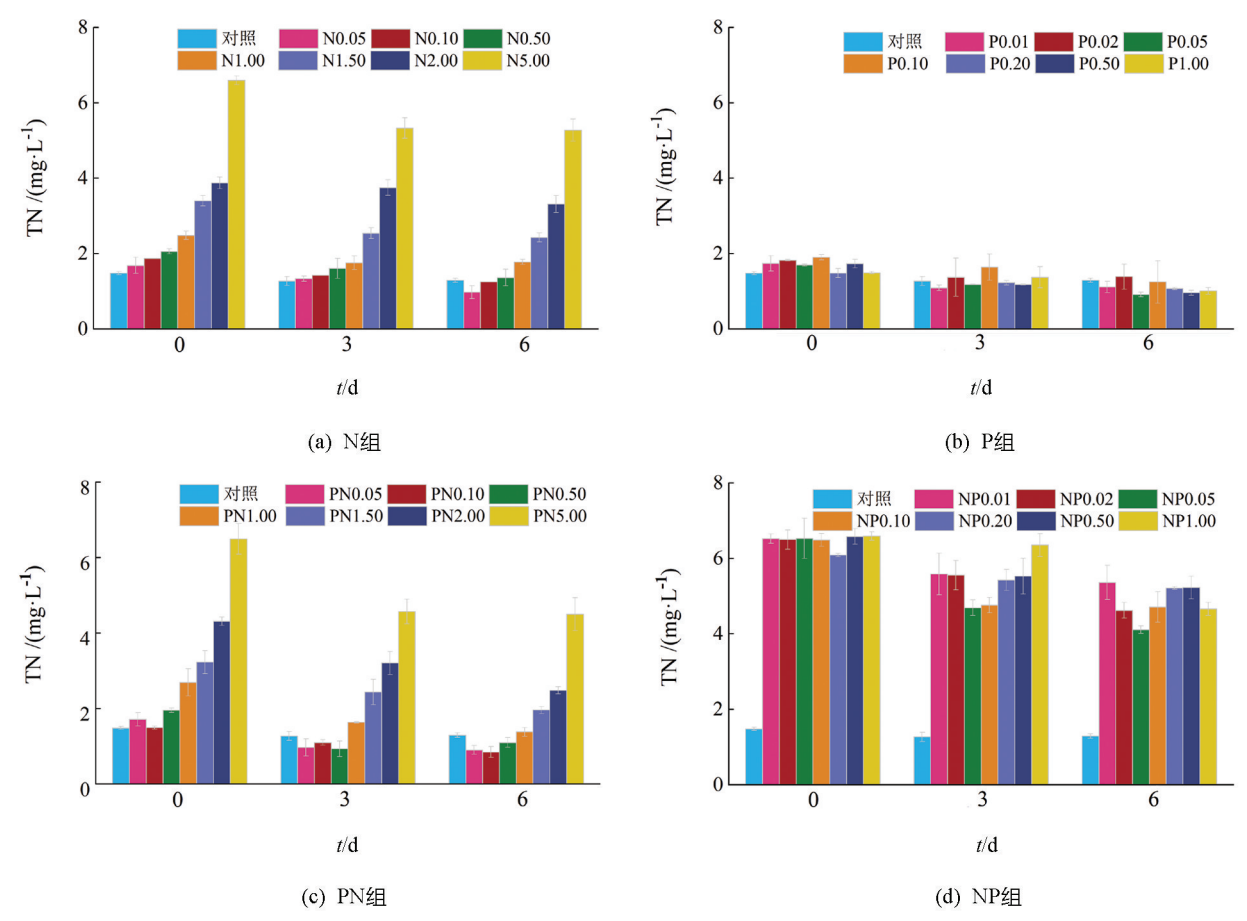


图 2 TN 质量浓度的动态变化

2.3.2 NO_3^- -N 质量浓度变化

在 N 组中(图 3a), NO_3^- -N 质量浓度在第 3 d 均有不同程度降低, 而第 6 d 除 N2.00 和 N5.00 组外, 其余组 NO_3^- -N 质量浓度出现小幅升高, 这可能与 PO_4^{3-} -P 缺乏导致的浮游植物逆生长有关, 这种现象也出现在了 P 组(图 3b). 在 PN 组中(图 3c), NO_3^- -N 质量浓度在第 3 d 均显著下降, 其中 PN0.50 和 PN1.00 组下降幅度最大, 这与两组中 Chl a 质量浓度大幅度升高相对应. 在 NP 组中(图 3d), NO_3^- -N 质量浓度在第 3 d 均显著下降, 其中外加 P 质量浓度在 0.05~0.20 mg/L 时下降幅度较大, 而在第 6 d, NP0.50 组中的 NO_3^- -N 质量浓度最低, 为初始值的 33.15%.

2.3.3 NH_4^+ -N 质量浓度变化

在 N 组中(图 4a), NH_4^+ -N 质量浓度与 N 添加量之间没有明显规律, 其中 N1.50 组在第 6 d 时达到最低值, 为初始值的 37.83%. 在 P 组中(图 4b), 第 3 d P0.10 和 P0.50 组的 NH_4^+ -N 质量浓度基本保持不变, 其余处理组 NH_4^+ -N 质量浓度均大幅下降. 在 PN 组中(图 4c), 第 3 d N 添加量较高的 PN1.50 和 PN2.00 组的 NH_4^+ -N 质量浓度出现大幅升高, 但在第 6 d 又大幅降低, 基本回到初始水平, 其余处理组在第 3 d 和第 6 d 基本保持不变. NP 组中 NH_4^+ -N 质量浓度未见明显变化规律(图 4d).

2.4 磷质量浓度变化

2.4.1 TP 质量浓度变化

N 组中 TP 质量浓度在实验周期内未发生显著变化(图 5a), 而 P 组内 TP 质量浓度在 1.00 mg/L 时降低最为明显, 第 6 d 时体系内 TP 质量浓度为初始值的 76.54%(图 5b). 在 PN 组中(图 5c), PN1.00, PN1.50 和 PN2.00 组中的 TP 质量浓度相对降低较多, 在第 6 d TP 质量浓度分别降低为初始值的 74.68%, 70.03%和 73.50%. NP 组(图 5d)中 NP1.00 组的 TP 质量浓度降低最多, 第 6 d 体系内 TP 质量浓度为初始值的 76.22%.

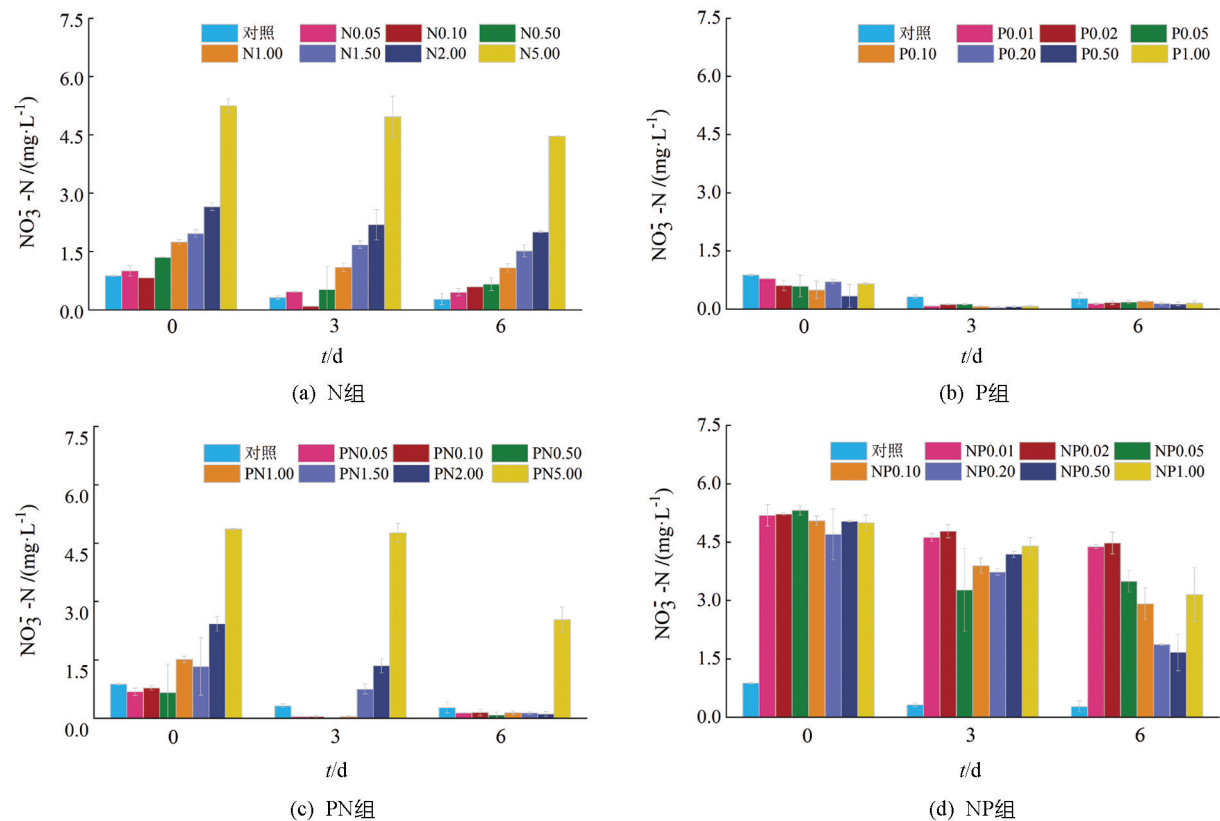


图 3 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度的动态变化

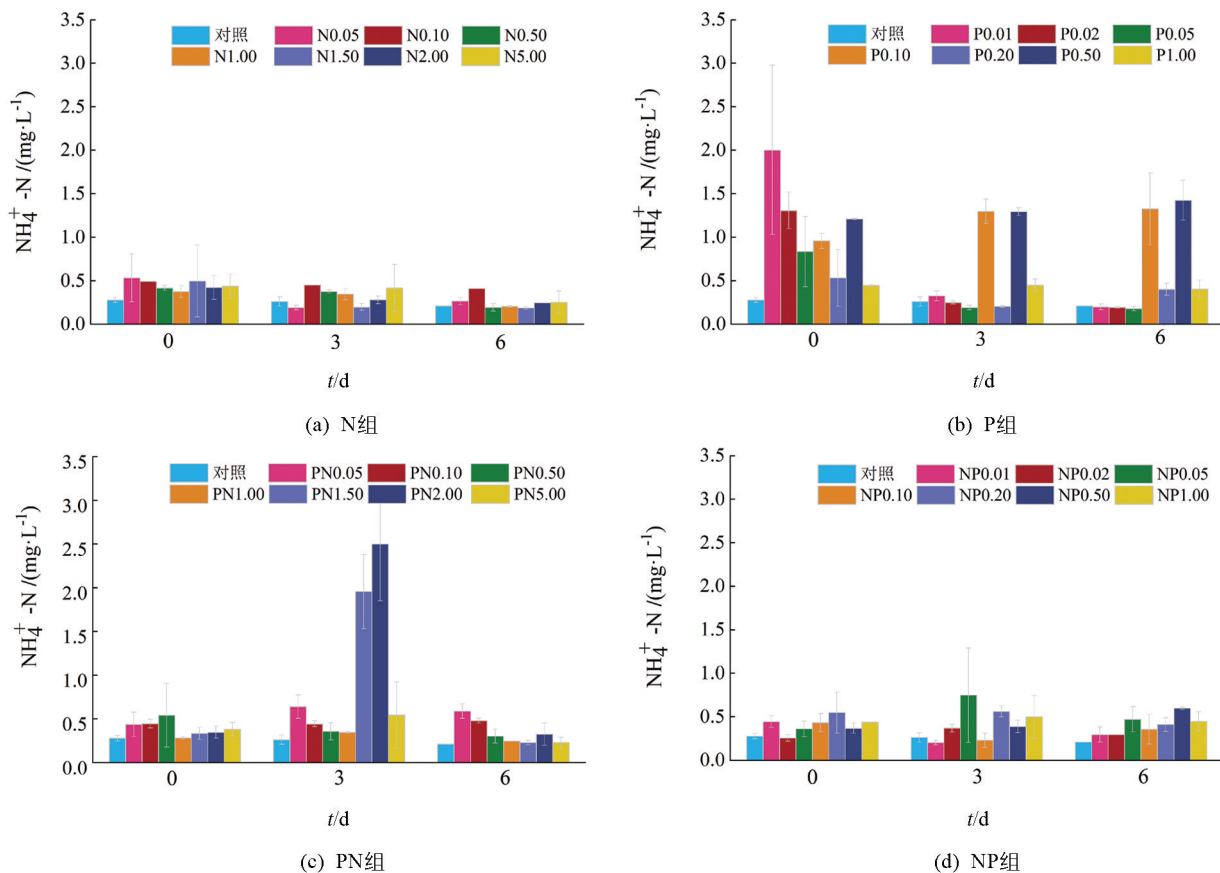


图 4 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 质量浓度的动态变化

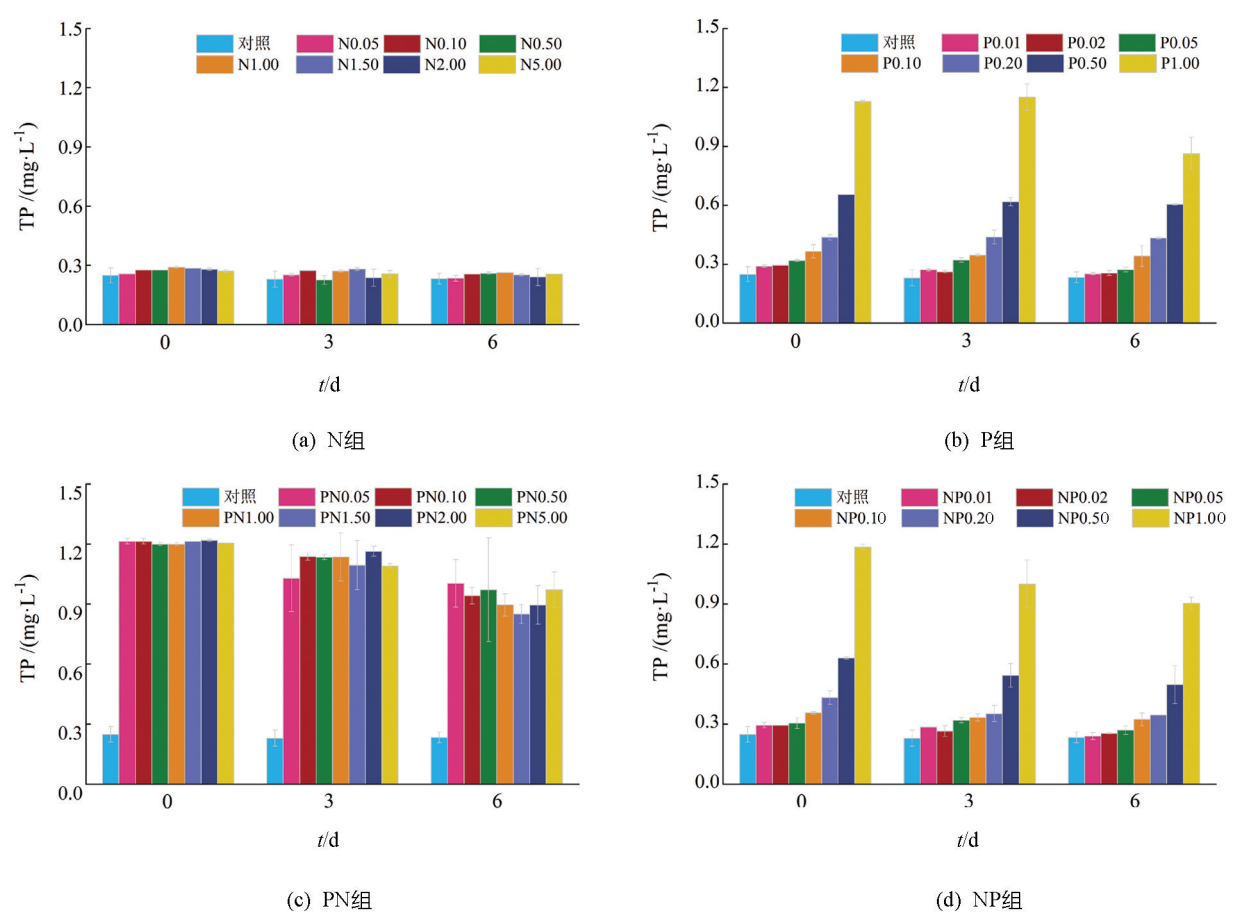


图 5 TP 质量浓度的动态变化

2.4.2 PO₄³⁻-P 质量浓度变化

N 组中, 所有处理组 PO₄³⁻-P 质量浓度在第 6 d 时均降为 0, 下降幅度达到 100.00%(图 6a). P 组中, 除 P1.00 组外, 其余组中的 PO₄³⁻-P 质量浓度持续降低, 在第 6 d 时除 P0.50 和 P1.00 组外, 其余组 PO₄³⁻-P 质量浓度均降低到 0(图 6b). PN 组中, 所有处理组 PO₄³⁻-P 质量浓度在第 3 d 均有大幅降低, 在第 6 d 时, PN0.05, PN0.10 和 PN0.50 处理组的 PO₄³⁻-P 质量浓度出现小幅升高, 而其余处理组中 PO₄³⁻-P 质量浓度持续下降, PN5.00 组下降幅度最大, 为 85.72%(图 6c). NP 组中, PO₄³⁻-P 质量浓度在实验周期内持续下降, 除 P 添加量最高的 NP1.00 组外, 其余组的 PO₄³⁻-P 质量浓度均在第 6 d 降为 0(图 6d).

2.5 K⁺ 质量浓度变化

在 N 组和 P 组中, 各处理中 K⁺ 质量浓度在实验周期内未发生显著变化(图 7a, 7b). 在 PN 组(图 7c)中, 除 PN0.05, PN0.10 和 PN0.50 组外, 其余 4 个较高质量浓度处理组中 K⁺ 质量浓度在第 6 d 均显著降低, 其中在 PN1.00, PN1.50, PN2.00 和 PN5.00 组中, K⁺ 质量浓度分别降低至初始值的 63.07%, 79.12%, 92.93%和 80.26%. NP 组(图 7d)中, K⁺ 质量浓度变化趋势与 PN 组相似, 在较高质量浓度的 NP0.10, NP0.20, NP0.50 和 NP1.00 组中, 第 6 d 时 K⁺ 质量浓度分别降低至初始值的 87.48%, 74.43%, 89.65%和 88.26%.

2.6 浮游植物生长响应

浮游植物在不同 NO₃⁻-N 和 PO₄³⁻-P 质量浓度下的比生长速率见图 8, 从非线性拟合生长曲线可以看出, 浮游植物呈现出比生长速率随 NO₃⁻-N 或 PO₄³⁻-P 质量浓度的增加而增长的趋势.

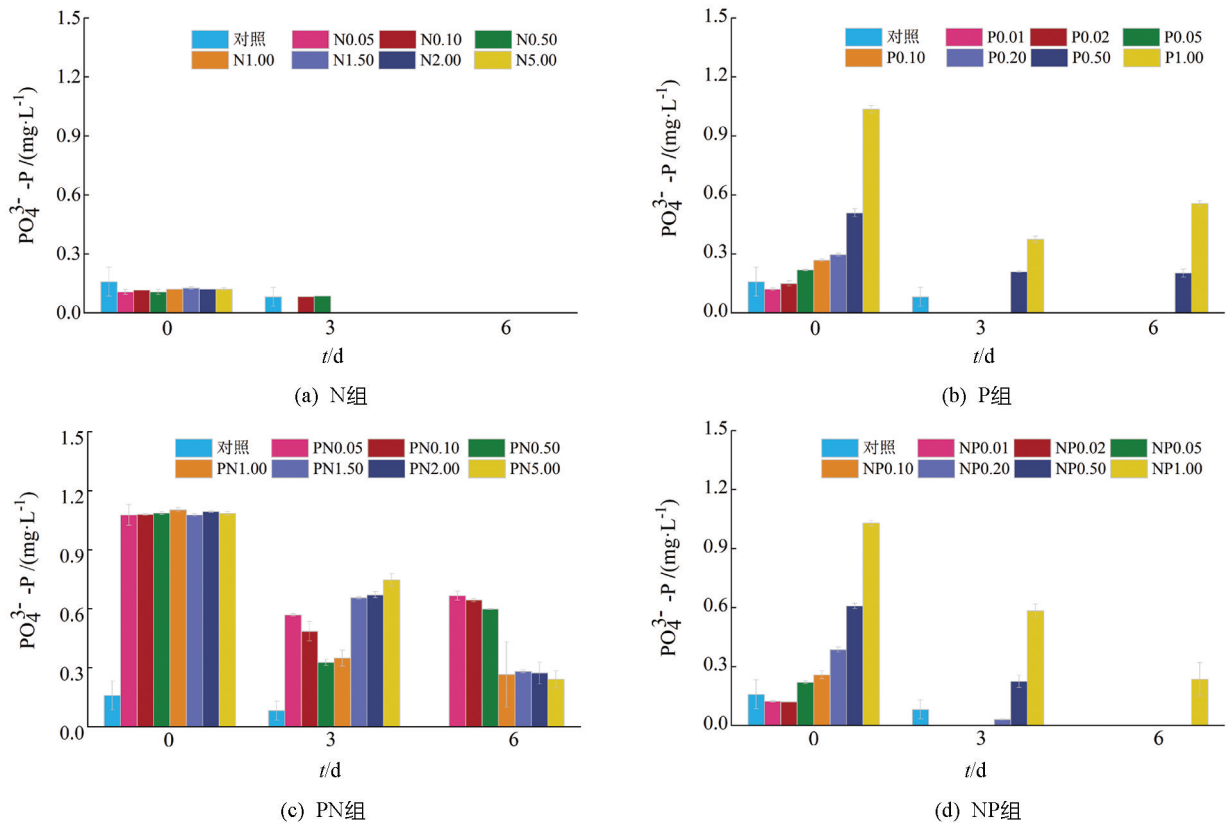


图 6 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度的动态变化

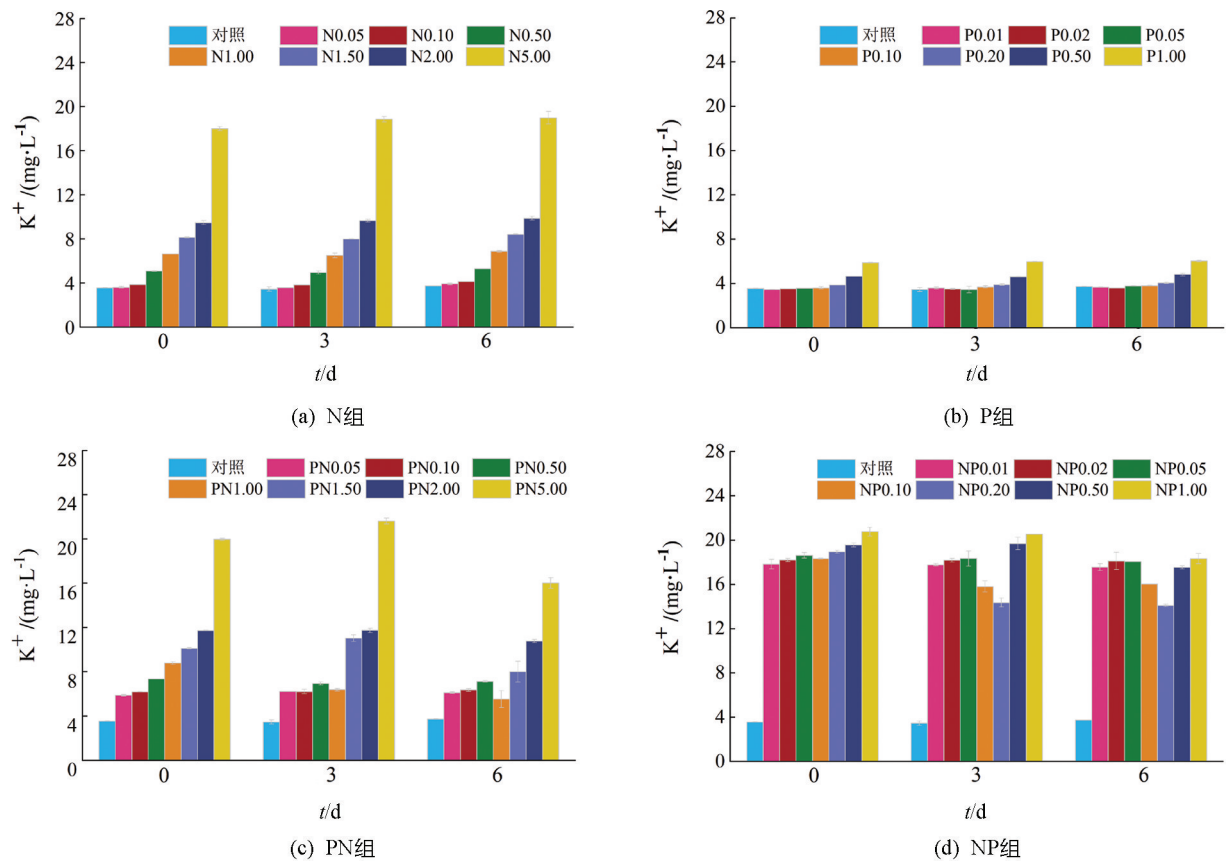


图 7 K^+ 质量浓度的动态变化

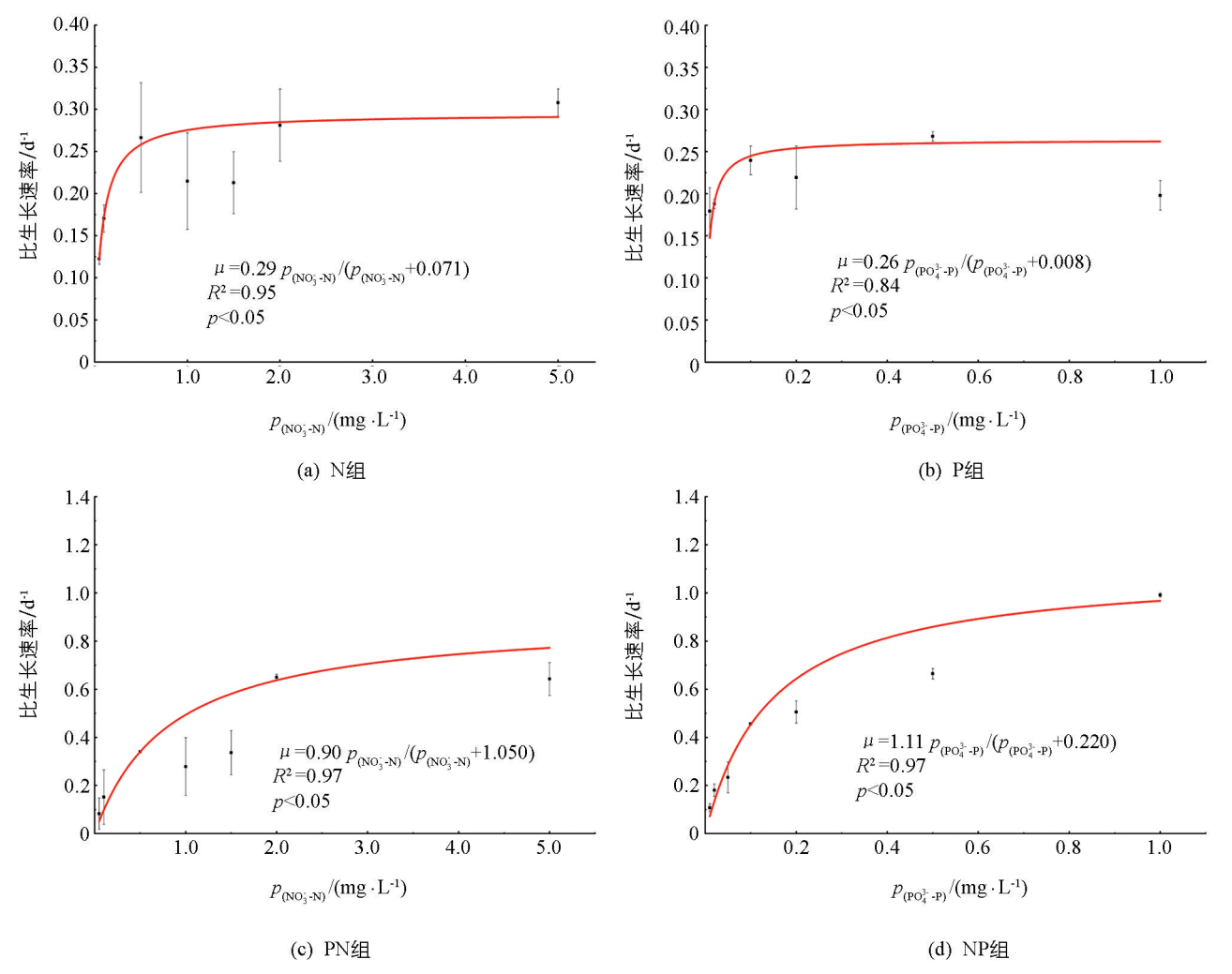


图 8 浮游植物生长动力学对不同质量浓度 $\text{N}(p_{(\text{NO}_3^- - \text{N})})$ 和 $\text{P}(p_{(\text{PO}_4^{3-} - \text{P})})$ 的响应

N 组中, 当 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度达到 2.0 mg/L 时, 浮游植物比生长速率不再明显升高, 此质量浓度即为浮游植物生长的营养盐上限阈值, 最大比生长速率为 0.29 d^{-1} , 半饱和常数为 0.071 mg/L. P 组中, 当 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 质量浓度达到 0.50 mg/L 时, 浮游植物比生长速率基本不再升高, 最大比生长速率为 0.26 d^{-1} , 半饱和常数为 0.008 mg/L. PN 组中, 最大比生长速率为 0.90 d^{-1} , 是 N 组的 3.10 倍, 半饱和常数为 1.050 mg/L, 略高于 N 组. NP 组中, 浮游植物最大比生长速率为 1.11 d^{-1} , 是 P 组的 4.27 倍, 半饱和常数为 0.220 mg/L, 趋势与 P 组基本一致.

对 Chl a 和 K^+ 质量浓度进行非线性回归分析(图 9), 得出 K^+ 质量浓度(x)与 Chl a 质量浓度(y)之间的关系为 $y = -106.5 x^3 - 146.9 x^2 + 120.8 x + 63.4 (R^2 = 0.380 2)$. 在一定 K^+ 质量浓度范围(3.45 ~ 21.62 mg/L)内, Chl a 质量浓度随着 K^+ 质量浓度的升高先增后减, 拐点时 K^+ 质量浓度大约为 15 mg/L, 可推测 K^+ 质量浓度也影响了浮游植物的生长.

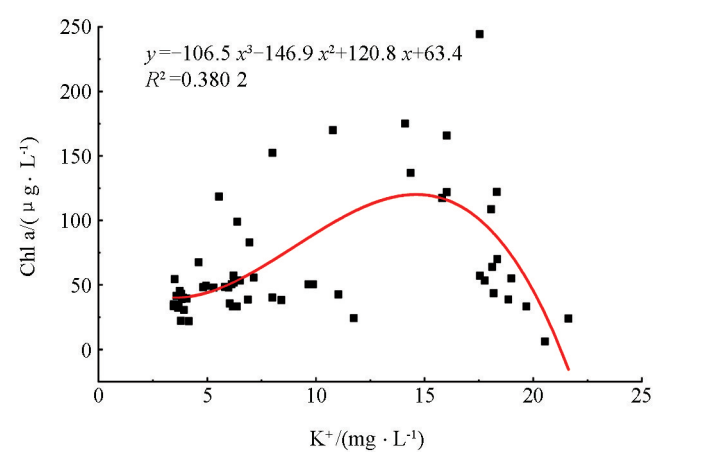


图 9 Chl a 质量浓度与 K^+ 质量浓度的非线性回归分析

3 讨论

3.1 P 是泄水期御临河浮游植物生长的主要限制因子

在共同添加 N 和 P 处理组的初始阶段,当一种营养盐保持在较高的添加量时(PN 组 P 添加质量浓度保持为 1.00 mg/L, NP 组 N 添加质量浓度保持为 5.00 mg/L),随着另一种营养盐添加量的升高,浮游植物生长速率也随之增加(图 8),说明 N 和 P 均对浮游植物的生长存在限制作用,但相较于添加有梯度的 N 组和 P 组的浮游植物比生长速率增加更明显,因此可以推测御临河泄水期的浮游植物生长由 N 和 P 共同限制,且 P 可能是主要的限制因子。

当营养盐质量浓度达到较高水平,浮游植物生长放缓甚至出现逆生长现象(图 1a, 1b),说明可能存在高质量浓度营养盐限制浮游植物生长的现象,一项在太湖的研究也发现过高的 N, P 质量浓度会抑制水华藻群体的生长^[32]。在实验后期,营养盐添加质量浓度较高组的 Chl a 质量浓度均大幅升高(图 1),这可能是营养盐的添加导致浮游植物组成结构发生变化,优势种显著增长。已有研究表明,营养盐添加可以显著改变体系中浮游植物的群落结构,且优势种变化更为明显^[33]。因此,本研究营养盐添加体系中可能发生初期耐高盐浮游植物生长且不耐高盐浮游植物衰亡、后期以耐高盐浮游植物生长为主的演替过程。

单独添加 N 的处理组(N 组)和保证 PO_4^{3-} -P 维持较高质量浓度而 NO_3^- -N 有质量浓度梯度的处理组(PN 组)达到最大比生长速率时对应的 NO_3^- -N 质量浓度和半饱和常数均略有差异,且后者的最大比生长速率为前者的 3.10 倍(图 8),因此选择后者的半饱和常数 1.050 mg/L 作为控制质量浓度;单独添加 P 的处理组(P 组)和保证 NO_3^- -N 维持较高质量浓度而 PO_4^{3-} -P 有质量浓度梯度的处理组(NP 组)中浮游植物达到最大比生长速率时对应的 PO_4^{3-} -P 质量浓度和半饱和常数略有差异,且后者的最大比生长速率为前者的 4.27 倍(图 8),取后者的半饱和常数作为控制质量浓度,对应的半饱和常数为 0.220 mg/L。因此, NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 质量浓度分别在 1.050 mg/L 和 0.220 mg/L 以下,才有望控制御临河泄水期浮游植物的生长速率。

3.2 K^+ 是浮游植物生长的潜在限制因子

K^+ 作为生物体中重要的代谢辅助因子,在细胞运输和生物合成方面有着重要的作用^[34],同时 K^+ 作为淡水中占比最大的 4 大阳离子之一,其在水体范围内天然水体中均有分布,浓度在 0.1~1 000 $\mu\text{mol/L}$ 之间^[35]。在水体富营养化研究领域,采用营养盐添加实验进行藻类生理研究时常选择 KNO_3 与 K_2HPO_4 作为无机氮源和磷源^[20,36-39],却忽略了该营养盐添加方式带入的大量 K^+ 与浮游植物生长之间的关联。在本研究部分处理组中,我们发现在一定 K^+ 质量浓度范围(3.45~21.62 mg/L)内,Chl a 质量浓度随着 K^+ 质量浓度的升高先增后减,拐点出现在 K^+ 质量浓度为 15 mg/L 左右。尽管在本研究所构建的体系中, K^+ 质量浓度的存在是因为 N, P 的添加,即图 9 中 Chl a 与 K^+ 的回归关系出现可能是因为 K^+ 质量浓度与 N 和 P 质量浓度本就存在线性关系。我们前期的研究结果也发现,在实验室条件下,当培养体系中 K^+ 质量浓度为 0 时,铜绿微囊藻的生长受到显著抑制,且抑制作用随着 K^+ 质量浓度升高而降低,铜绿微囊藻生长最适的 K^+ 质量浓度为 17.99 mg/L,而当 K^+ 质量浓度高于 17.99 mg/L 时,生长抑制作用又开始出现^[29]。因此应针对现有以 KNO_3 与 K_2HPO_4 作为外加氮源和磷源的研究,探讨同时加入实验体系的 K^+ 是否是被忽略的浮游植物生长限制因子,以及未来营养盐添加时是否可以不选择 KNO_3 以避免 K^+ 的影响。

3.3 不同三峡库区支流浮游植物生长限制因子的差异性

三峡库区“蓄清排浊”的运行模式决定了其支流在水动力方面与自然河道存在显著区别^[40],在 2000 年到 2015 年,多条支流出现了富营养化现象,水华频繁发生,且发生频率从上游向下游地区逐渐增加^[41]。在

多样的水动力、温度、营养盐负荷、藻类群体结构组成的影响下,不同支流中限制浮游植物生长方面存在不同的限制因子,尤其是在营养盐限制方面存在差异.例如香溪河^[21]和汝溪河^[42]中浮游植物生长的主要限制因子是P,大宁河^[20]中的限制因子是N,而本研究发现御临河中浮游植物的生长由N和P共同限制,其中P是主要的限制因子.造成不同支流浮游植物生长营养盐限制因子不同的原因可能有两种:一是研究方法不同.本研究采用原位营养盐添加实验,通过监测浮游植物对营养盐添加的响应来识别营养盐限制因子,而其余支流往往根据对支流水质状况与浮游植物生长状况的长期监测,通过数据变化直接进行营养盐限制因子的识别^[21,42],或是通过相关性分析等统计学方法来解析浮游植物生长与不同营养盐因子之间的关系^[20];二是三峡库区不同支流本身的浮游植物组成不同,例如香溪河中硅藻、绿藻与蓝藻分别占34.6%,38.5%与10.3%^[21],汝溪河中绿藻、硅藻与蓝藻分别占41.88%,23.93%与18.80%^[42],而在大宁河^[20]和御临河中^[43]则以硅藻与绿藻为主.不同浮游植物在生长、迁移、对营养盐利用方面的差异可能造成不同支流浮游植物限制因子的差异.因此,应采用相同的研究方法统一对三峡库区不同支流进行营养盐限制因子的识别与比较.除营养盐限制浮游植物生长外,水流流速是抑制神农溪库湾藻类生长的主要因素^[44],水温的升高是澎溪河回水区中蓝藻生长的关键因素^[45].因此,三峡库区支流的富营养化控制措施应根据不同支流的实际水动力、温度、营养盐等状况,确定浮游植物的生长限制因子,而后制定相应的控制措施.

4 结论

1) 单独添加N或P并不能显著促进浮游植物的生长,浮游植物生物量最高时分别为初始值的1.8倍和2.3倍;N,P共同添加的处理组中浮游植物生长明显,浮游植物生物量最高时分别为初始值的5.7倍和8.2倍,与浮游植物比生长速率的趋势一致.这说明御临河富营养化由N和P共同限制,且P是主要的限制因子.

2) 当控制 NO_3^- -N质量浓度在1.050 mg/L, PO_4^{3-} -P质量浓度0.220 mg/L以下,有望有效控制泄水期御临河中浮游植物的生长速率.

3) 水体中Chl a质量浓度呈现出随着 K^+ 质量浓度的升高先增后减的趋势,表明 K^+ 可能在浮游植物生长乃至水华过程中有一定影响.

参考文献:

- [1] LI Y, SHANG J H, ZHANG C, et al. The Role of Freshwater Eutrophication in Greenhouse Gas Emissions: a Review [J]. Science of The Total Environment, 2021, 768: 144582.
- [2] BHAGOWATI B, AHAMAD K U. A Review on Lake Eutrophication Dynamics and Recent Developments in Lake Modeling [J]. Ecohydrology & Hydrobiology, 2019, 19(1): 155-166.
- [3] PALAGAMA D S W, BALIU-RODRIGUEE O, SNYOER B K, et al. Identification and Quantification of Microcystins in Western Lake Erie During 2016 and 2017 Harmful Algal Blooms [J]. Journal of Great Lakes Research, 2020, 46(2): 289-301.
- [4] 秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究 [J]. 湖泊科学, 2020, 32(5): 1229-1243.
- [5] 谭啸, 刘倩倩, 段志鹏, 等. 太湖夏季水下光谱及色光对微囊藻群体的影响 [J]. 中国环境科学, 2017, 37(11): 4277-4283.
- [6] 李衍庆, 黄廷林, 张海涵, 等. 水源水库藻类功能群落演替特征及水质评价 [J]. 环境科学, 2020, 41(5): 2158-2165.
- [7] THI N, HUMAN J, SONLMEIJER B P. Simulation of Three-Dimensional Phytoplankton Dynamics: Competition in Light-Limited Environments [J]. Journal of Computational and Applied Mathematics, 2005, 174(1): 57-77.

- [8] 李亚军, 张海涛, 肖晶, 等. 筑坝河流水力条件对浮游植物动态变化的影响 [J]. 地球与环境, 2019, 47(6): 857-863.
- [9] HUANG J, XU C C, RIDOUTT B G, et al. Nitrogen and Phosphorus Losses and Eutrophication Potential Associated with Fertilizer Application to Cropland in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 159: 171-179.
- [10] THINGSTAD T, KROM M, MANTOURA R, et al. Nature of Phosphorus Limitation in the Ultraoligotrophic Eastern Mediterranean [J]. Science, 2005, 309(5737): 1068-1071.
- [11] STEINMAN A, ABDIMALIK M, OGDahl M E, et al. Understanding Planktonic vs. Benthic Algal Response to Manipulation of Nutrients and Light in a Eutrophic Lake [J]. Lake and Reservoir Management, 2016, 32(4): 402-409.
- [12] SCHINDLER, D W. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management [J]. Science, 1974, 184(4139): 897-899.
- [13] HOWARTH R W, MARINO R. Nitrogen as The Limiting Nutrient for Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems: Evolving Views over Three Decades [J]. Limnology and Oceanography, 2006, 51(1): 364-376.
- [14] SMITH V H. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton [J]. Science, 1983, 221(4611): 669-671.
- [15] 邓开开, 李奕璇, 方芳, 等. 营养盐对藻类生长影响的原位实验研究 [J]. 土木与环境工程学报(中英文), 2021, 43(4): 162-175.
- [16] 吴雪峰, 程曦, 李小平. 淀山湖浮游植物营养限制因子的研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(3): 292-298.
- [17] SU X L, ZENG B, HUANG W J, et al. The Effect of Winter Impoundment of the Three Gorges Dam: the Degradation and Convergence of Pre-Upland Vegetation [J]. Ecological Engineering, 2013, 61: 456-459.
- [18] HUANG W M, BI Y H, HU Z Y, et al. Spatio-Temporal Variations of GHG Emissions from Surface Water of Xiangxi River in Three Gorges Reservoir Region, China [J]. Ecological Engineering, 2015, 83: 28-32.
- [19] 施军琼, 张明, 杨燕君, 等. 基于高通量测序探讨大宁河不同水华期真核浮游生物群落组成 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2020, 42(2): 1-7.
- [20] 郑丙辉, 张佳磊, 王丽婧, 等. 大宁河水华敏感期浮游植物与环境因子关系 [J]. 环境科学, 2011, 32(3): 641-648.
- [21] 况琪军, 毕永红, 周广杰, 等. 三峡水库蓄水前后浮游植物调查及水环境初步分析 [J]. 水生生物学报, 2005, 29(4): 353-358.
- [22] MAO Y F, LIU Y, LI H, et al. Distinct Responses of Planktonic and Sedimentary Bacterial Communities to Anthropogenic Activities: Case Study of a Tributary of the Three Gorges Reservoir, China [J]. Science of The Total Environment, 2019, 682: 324-332.
- [23] 刘步云. 基于 EFDC 模型的御临河回水区水动力数值模拟 [D], 重庆: 重庆大学, 2015.
- [24] 李琨, 徐强, 陈俊宇, 等. 生态调节坝对御临河水动力水质影响的模拟研究 [J]. 水资源与水工程学报, 2020, 31(3): 15-23.
- [25] HAI X, QIN B, ZHU G W, et al. Determining Critical Nutrient Thresholds Needed to Control Harmful Cyanobacterial Blooms in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2): 1051-1059.
- [26] HAI X, PAERL H W, QIN B, et al. Nitrogen and Phosphorus Inputs Control Phytoplankton Growth in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. Limnology and Oceanography, 2010, 55(1): 420-432.
- [27] 岳冬梅. 太湖水华蓝藻原位生长及对氮磷营养限制的响应 [D]. 南京: 南京大学, 2014.
- [28] 魏复盛. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [29] HE Y X, MA J R, JOSEPH M, et al. Potassium Regulates the Growth and Toxin Biosynthesis of Microcystis Aeruginosa [J]. Environmental Pollution, 2020, 267: 115576.
- [30] SHUKLA B, RAI L C. Potassium-Induced Inhibition of Photosynthesis and Associated Electron Transport Chain of Mi-

crocystis: Implication for Controlling Cyanobacterial Blooms [J]. Harmful Algae, 2006, 5(2): 184-191.

[31] 李付宽, 郑剑锋, 贾泽宇, 等. 海河干流天津段氮磷对藻类生长的影响及动力学分析 [J]. 环境工程学报, 2017, 11(2): 959-964.

[32] 许慧萍, 杨桂军, 周健, 等. 氮、磷质量浓度对太湖水华微囊藻(*Microcystis flos-aquae*)群体生长的影响 [J]. 湖泊科学, 2014, 26(2): 213-220.

[33] 陈纯, 李思嘉, 肖利娟, 等. 营养盐加富和鱼类添加对浮游植物群落演替和多样性的影响 [J]. 生态学报, 2013, 33(18): 5777-5784.

[34] JAWORSKI G H M, TALLING J F, HEANEY S I. Potassium Dependence and Phytoplankton Ecology: an Experimental Study [J]. Freshwater Biology, 2003, 48(5): 833-840.

[35] TALLING J F. Potassium-A Non-Limiting Nutrient in Fresh Waters [J]. Freshwater Reviews, 2010, 3(2): 97-104.

[36] 易文利, 王国栋, 刘选卫, 等. 氮磷比例对铜绿微囊藻生长及部分生化组成的影响 [J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2005, 33(6): 151-154.

[37] 王梦梦, 张玮, 张军毅, 等. 营养盐添加对水华蓝藻——卵孢金孢藻生长和竞争影响的原位实验 [J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2698-2705.

[38] 许海, 陈洁, 朱广伟, 等. 水体氮、磷营养盐水平对蓝藻优势形成的影响 [J]. 湖泊科学, 2019, 31(5): 1239-1247.

[39] 王睿喆, 王沛芳, 任凌霄, 等. 营养盐输入对太湖水体中磷形态转化及藻类生长的影响 [J]. 环境科学, 2015, 36(4): 1301-1308.

[40] 黄伟, 张钊, 罗晓佼, 等. 三峡库区支流的河-湖两态及其对沉积物不同形态磷含量的影响 [J]. 环境科学研究, 2022, 43(3): 1356-1364.

[41] XIANG R, WANG L J, LI H, et al. Water Quality Variation in Tributaries of the Three Gorges Reservoir from 2000 to 2015 [J]. Water Research, 2021, 195: 116993.

[42] 康元昊, 施军琼, 杨燕君, 等. 三峡库区汝溪河浮游植物动态及其与水质的关系 [J]. 水生态学杂志, 2018, 39(6): 23-29.

[43] 潘晓洁, 刘诚, 万成炎, 等. 三峡水库典型支流河口浮游植物群落与水环境相关性分析 [J]. 水生态学杂志, 2016, 37(6): 7-13.

[44] 徐慧, 龙良红, 纪道斌, 等. 三峡水库神农溪 2014 年春季浮游藻类演替成因分析 [J]. 微生物学报, 2017, 57(3): 375-387.

[45] XIAO Y, LI Z, GOU J S, et al. Cyanobacteria in a Tributary Backwater Area in the Three Gorges Reservoir, China [J]. Inland Waters, 2016, 6(1): 77-88.

责任编辑 周仁惠