

# 夏季砷和富营养化的交互作用对叶绿素a的影响

李永让<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>云南师范大学地理学部, 云南 昆明

<sup>2</sup>云南省高原地理过程与环境变化重点实验室, 云南 昆明

收稿日期: 2026年2月12日; 录用日期: 2026年3月13日; 发布日期: 2026年3月25日

## 摘要

在全球多重压力源叠加的背景下, 水生生态系统日益受到重金属污染与富营养化等复合胁迫的影响。为探究砷(As)污染与富营养化交互作用对初级生产力的影响及其季节性差异, 本研究通过室外控制实验, 设置了低、高两种营养水平及16个砷浓度梯度(0~1000  $\mu\text{g/L}$ ), 对比分析了水体中总氮(TN)、总磷(TP)及叶绿素a (Chla)的动态变化, 并采用广义加性模型(GAM)分析各环境因子对叶绿素a的影响。结果表明, 实验中各处理组砷浓度维持稳定, 总磷、总氮及叶绿素a浓度均呈现明显分异。其中在单独环境因子的影响中, 水体营养水平对叶绿素a的影响最为显著( $R^2 = 0.7429$ ,  $F = 9.815$ ,  $p < 0.001$ ), 砷( $R^2 = 0.3937$ ,  $F = 2.6117$ ), 总磷( $R^2 = 0.3829$ ,  $F = 1.7558$ )亦表现出极显著独立影响( $p < 0.001$ ), 总氮表现出显著独立影响( $R^2 = 0.1803$ ,  $F = 1.5434$ ,  $p = 0.02$ ), 表明水体营养水平是本研究系统中浮游植物生长的关键限制因子, 重金属砷与氮, 磷输入均为调控藻类生物量的重要驱动因素。在不同营养背景下, 叶绿素a对砷的响应模式存在差异, 低营养组中叶绿素a随砷浓度升高呈缓慢上升趋势, 高营养组则呈先升后降态势, 表明砷的生态效应受背景营养水平调节, 砷与营养盐的交互作用对叶绿素浓度的影响达到极显著水平( $R^2 = 0.79$ ,  $F = 36.86$ ,  $p < 0.001$ ), 且影响程度明显高于个环境因子的独立影响。本研究结果呈现出, 砷与营养盐作为独立压力源对叶绿素a浓度的影响并非存在单一机制, 强调在多重压力源背景下, 需同时关注营养盐输入与有毒污染物对水生生态系统的独立及潜在联合, 对在水环境治理与复合污染风险评估政策有一定意义。

## 关键词

叶绿素, 砷污染, 富营养化, 季节变化

# Effects of Interaction between Arsenic and Eutrophication on Chlorophyll a in Summer

Yongrang Li<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming Yunnan

## Abstract

In the context of multiple global stressors, aquatic ecosystems are increasingly affected by combined pressures such as heavy metal pollution and eutrophication. To investigate the interactive effects of arsenic (As) contamination and eutrophication on primary productivity and their seasonal variations, an outdoor controlled experiment was conducted. Two nutrient levels (low and high) and 16 arsenic concentration gradients (0~1000 µg/L) were established. The dynamic changes of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and chlorophyll a (Chla) in the water were compared and analyzed using a generalized additive model (GAM) to examine the effects of various environmental factors on chlorophyll a. The results showed that arsenic concentrations remained stable across treatment groups throughout the experiment, while TN, TP, and Chla concentrations exhibited clear differentiation. Among individual environmental factors, nutrient level had the most significant impact on chlorophyll a ( $R^2 = 0.7429$ ,  $F = 9.815$ ,  $p < 0.001$ ). Arsenic ( $R^2 = 0.3937$ ,  $F = 2.6117$ ,  $p < 0.001$ ) and total phosphorus ( $R^2 = 0.3829$ ,  $F = 1.7558$ ,  $p < 0.001$ ) also demonstrated highly significant independent effects, while total nitrogen showed a significant independent effect ( $R^2 = 0.1803$ ,  $F = 1.5434$ ,  $p = 0.02$ ). These results indicate that nutrient level was the key limiting factor for phytoplankton growth in this experimental system, while both arsenic and nutrient (N, P) inputs served as important drivers regulating algal biomass. The response patterns of chlorophyll a to arsenic differed across nutrient backgrounds: in the low-nutrient group, chlorophyll a showed a gradual increasing trend with rising arsenic concentrations, whereas in the high-nutrient group, it exhibited an initial increase followed by a decrease. This suggests that the ecological effect of arsenic is modulated by background nutrient conditions. The interaction between arsenic and nutrients had a highly significant effect on chlorophyll a concentration ( $R^2 = 0.79$ ,  $F = 36.86$ ,  $p < 0.001$ ), with a magnitude substantially exceeding the independent effects of each environmental factor. These findings indicate that the effects of arsenic and nutrients as individual stressors on chlorophyll a concentration are not governed by a single mechanism. This underscores the need, in the context of multiple stressors, to pay simultaneous attention to the independent and potential combined effects of nutrient inputs and toxic pollutants on aquatic ecosystems. The study provides insights for water environment management and policies related to composite pollution risk assessment.

## Keywords

Chlorophyll, Arsenic Pollution, Eutrophication, Seasonal Variation

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## 1. 引言

藻类作为水体生态系统重要的初级生产者，其动态变化已成为评估水体环境污染与健康水平的重要生物指标[1]。而随着人类活动和社会经济不断发展，自然生态环境所承受的压力源类型不断增多，强度不断上升，具体如废弃物污染、生物入侵、气候变化等，这些压力源形成对全球自然生态环境的严峻挑战[2]-[5]。水生生态系统作为地球生物圈的重要组成部分，日益受到与气候变化和人为活动相关的多种压力源的影响，如重金属污染、富营养化与气候变暖等，这些压力源以叠加或协同的方式影响生态系统，

由此引发生态系统发生变化，影响系统中生物和非生物组成部分及其相互作用[6]。在这种生态系统面临多重压力源的现实研究背景下，相关研究正从生态系统单一压力源分析转向多重压力源影响分析[7]。

水体富营养化与水体中的营养盐浓度息息相关，营养盐浓度对水体浮游物生物群落的影响，是通过上行效应影响浮游植物实现[8]。这是因为在水体生态系统中，浮游植物的生长和繁衍需要对多种营养元素吸收，其中，氮、磷对浮游植物的生长和代谢具有关键作用，是浮游植物所必需的营养元素[9]。根据2024年中国生态环境部发布的中国生态环境状况公报显示，全国开展水质监测的207个重要湖泊(水库)中，6.3%为贫营养状态(0~30)，比2023年下降2.0个百分点；63.8%为中营养状态(30~50)，比2023年下降0.6个百分点；30.0%为富营养状态(50~70)，比2023年上升2.7个百分点[10]。这一变化显示出中国自然水体的改善趋势，但需要继续坚持治理政策，不能放松。

根据调查，砷污染已经给全球超过105个国家、超过2.02亿人口带来健康威胁[11]。我国砷矿资源储量丰富[12]，同时也是世界生产 $As_2O_3$ 最多的国家，其次是秘鲁和摩洛哥，3国产量在2024年约占全球总产量的约95%[13]。随着冶金业和工业的发展的需要，大量砷以尾矿或者排放物的形式进入自然界，产生生态风险。

季节变化对浮游动物的影响主要通过温度与降水两个因素。有研究指出，季节性温度变化对浮游动物的影响不仅体现在生长速度和影响繁殖孵化等生理层面，还会通过改变不同季节浮游植物繁殖[14]。季节性降水对浮游动物的影响，具体表现为通过改变外源有机质输入、营养盐输入、悬浮颗粒、水位等因素，间接或直接驱动浮游植物群落演替[15]，进而改变水体叶绿素浓度。

## 2. 材料与方法

### 2.1. 实验方法与实验设计

**Table 1.** Experimental concentration setup

**表 1.** 实验浓度设置

设置浓度(ug/L)	低营养水平	高营养水平
0	1, 2	18, 19
10	3	20
20	4	21
40	5	22
60	6	23
90	7	24
120	8	25
150	9	26
200	10	27
250	11	28
300	12	29
350	13	30
450	14	31
550	15	32
750	16	33
1000	17	34

实验前准备体积为 200 L 的黑色聚乙烯桶作为一个实验单元, 共 34 个。注水之前用自来水多次冲洗桶, 以去除表面的化学物质和杂质, 用胶管注入自来水, 每个实验桶注水体积为 175 L, 为了减少自来水中的氯对实验的影响, 将实验单元放置曝晒 7 天左右。同时桶口放置网眼直径 1 mm 的网罩, 在保证空气流通的同时, 防止鸟类和昆虫的干扰。室外控制实验的开展需要在前期做好充分的准备。本研究选取了未受砷污染的湖泊进行湖水采集后再混合。湖水用 64  $\mu\text{m}$  的浮游生物网进行过滤, 并将湖水加入实验桶进行培养。同时, 添加氮元素和磷元素, 促进浮游植物的生长。实验开始后, 将实验单元设置为 2 个营养水平(低营养水平: 磷浓度 10  $\mu\text{g/L}$  和氮浓度 160  $\mu\text{g/L}$ , 高营养水平: 磷浓度 40  $\mu\text{g/L}$  和氮浓度 640  $\mu\text{g/L}$ ), 氮磷比为: 16:1。低营养和高营养水平; 16 个砷浓度(0~1000  $\mu\text{g/L}$ ), 34 个实验单元, 其中空白浓度两个营养水平设置两个重复单元, 其他实验单元无重复。具体实验单元浓度设置如表 1 所示。实验步骤见图 1。本论文分析数据, 为夏季实验最后一次采样的水体数据。

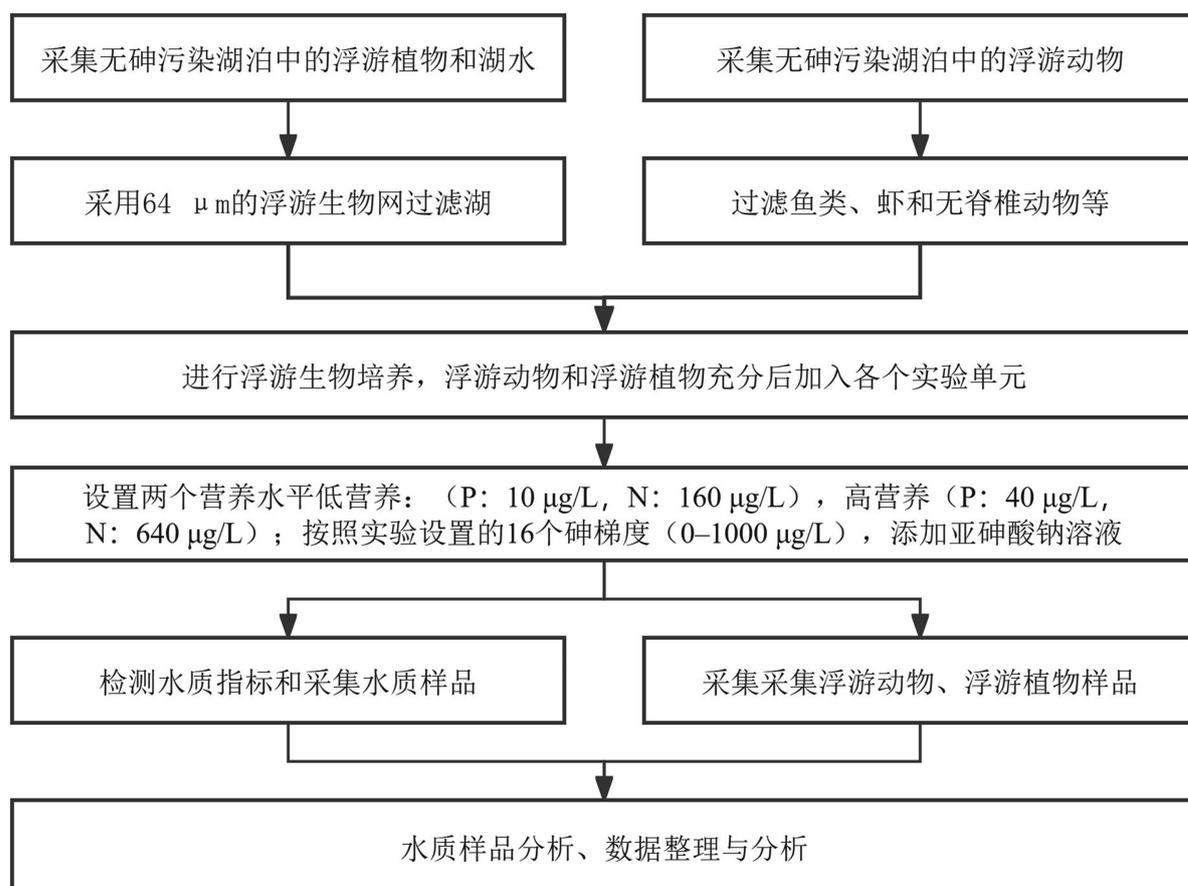


Figure 1. Experimental procedure flow chart

图 1. 实验流程图

## 2.2. 样品处理

实验样品通过柱状透明采样管(内径 2.5 cm, 长度 60 cm)采集, 过滤叶绿素采用 0.7  $\mu\text{m}$  的玻璃纤维滤膜, 本实验抽滤体积均为 500 ml, 抽滤完成后将滤膜对折后用锡纸包好, 写上标签之后装入黑色塑料袋, 采用冻融法测定[16]。

本研究中水体中总磷的检测方法[17], 采用的是钼锑抗分光光度法, 用到的检测仪器是 SmartChem200

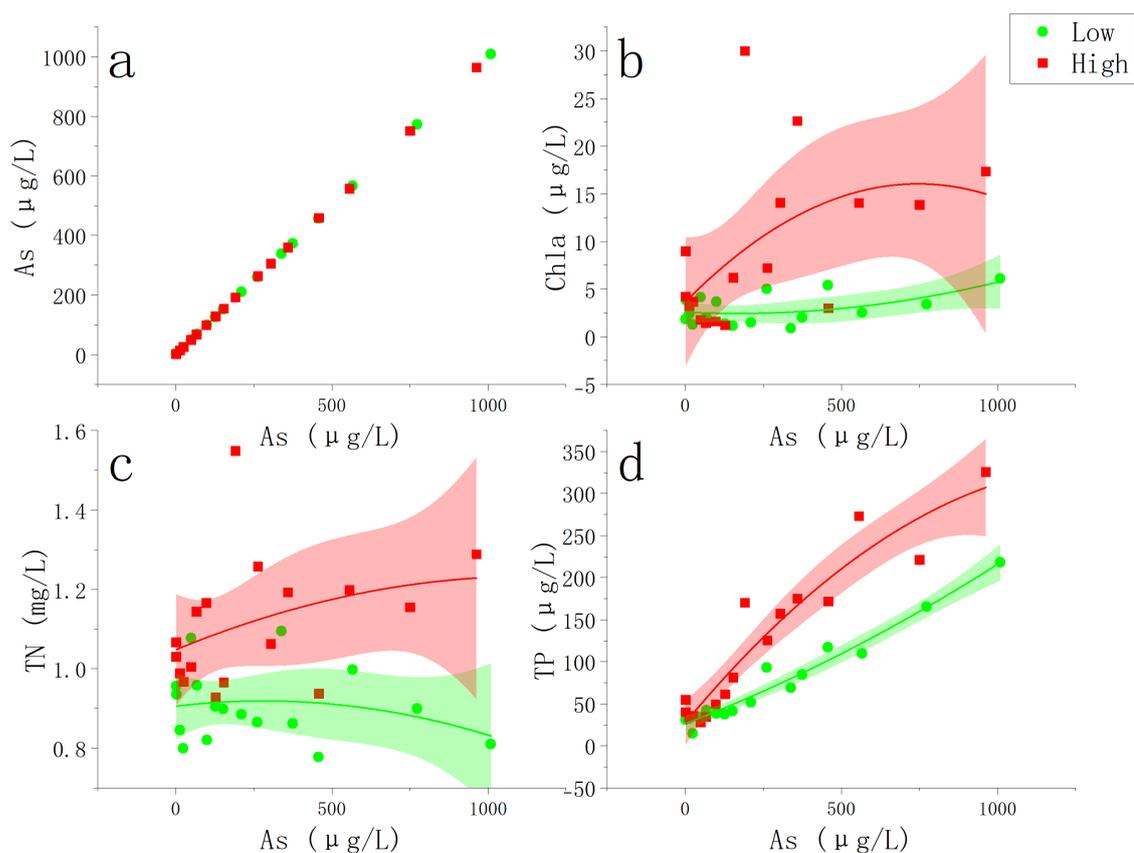
(德国)化学分析仪。

总氮检测方法为紫外分光光度法[17],使用紫外分光光度计检测水中的总氮含量。总氮测定基于碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法。

### 2.3. 数据处理

广义加性模型(Generalized Additive Model, GAM)使能够研究响应变量与一个或多个预测因子之间的非线性函数关系,还可以为研究涉及两个或更多数值预测因子的交互作用提供了一个原则性的框架[18]。非常适用于生态学与环境科学中响应变和环境因素关系的定量分析与预测分析,在实际生态研究中,实际研究中,广义加性模常用于处理多变量环境因子对生物群落指标的非线性影响,并可通过平滑项的惩罚与参数选择实现模型的稳健拟合与变量筛选[19]。因此本研究用广义加性模型来分析水体叶绿素浓度与砷浓度和营养盐浓度得响应关系。

## 3. 结果与分析



**Figure 2.** Graphs showing changes in water quality indicators with arsenic concentration (a: arsenic concentration, b: chlorophyll a, c: total nitrogen, d: total phosphorus)

**图 2.** 水体指标随砷浓度变化图(a: 砷浓度, b: 叶绿素 a, c: 总氮, d: 总磷)

### 3.1. 砷(As)浓度变化

砷浓度变化如图 2(a)所示,该图展示不同营养水平(低营养、高营养)与砷处理(16 个砷梯度)组合下,水体砷浓度。从图中可以看出,在实验期间,所有实验单元的砷浓度都与实验设定好的砷浓度基本持平。

### 3.2. 叶绿素 a (Chla)浓度变化

叶绿素 a 作为指示富营养化的重要指标,可以帮助监测水体营养水平的变化,通过测定叶绿素 a 的含量,能够及时识别水质的恶化情况,特别是识别由于富营养化引起的藻华现象。

其中叶绿素浓度如图 2(b)所示,约为 5.05~8.57  $\mu\text{g/L}$ 。从总体的变化趋势来看,位于低营养组的叶绿素含量都呈现随着砷浓度上升而缓慢上升的趋势;高营养水平组的叶绿素浓度随着砷浓度升高,呈现出先上升后下降的变化趋势;低营养水平下的砷梯度处理组的叶绿素浓度,总体低于高营养水平下的砷梯度处理组。

### 3.3. 总氮(TN)浓度变化

总氮是衡量水质的重要指标,是水中各种形态无机和有机氮的总量,它能表示水体受营养物质污染的程度。实验期间,低营养和高营养水平下 16 个砷梯度的总氮浓度如图 2 所示。

总氮浓度如图 2(c)所示,变化范围约为 0.78~1.55  $\text{mg/L}$ 。从总体的变化趋势来看,低营养水平下的砷梯度处理组的总氮浓度随着砷浓度升高的趋势;高营养水平下的砷梯度处理组的总氮浓度随着砷浓度升高,呈现缓慢下降的变化趋势;低营养水平下的砷梯度处理组的总氮浓度,总体低于高营养水平下的砷梯度处理组。

### 3.4. 总磷(TP)浓度变化

总磷是水环境中的重要指标之一,是水体中存在的无机磷和有机磷的总和,是植物生长的重要营养元素,它的存在可以促进水生生物的繁殖。

总磷浓度变化如图 2(d)所示,范围约为 31.1~325.37  $\mu\text{g/L}$ 。从总体的变化趋势来看,位于高营养组和低营养组总磷含量都呈现随着砷浓度上升而上升的趋势;低营养水平下的砷梯度处理组的总磷浓度,总体低于高营养水平下的砷梯度处理组。

### 3.5. 砷和营养盐对叶绿素 a 影响的广义加性模型(RAM)分析

**Table 2.** Generalized Additive Model (GAM) analysis results

**表 2.** 广义加性模型(RAM)分析结果

环境因子	处理组	R <sup>2</sup>	DevExp_ %	edf	F	p	显著性
叶绿素	砷	0.39	43.25	2.11	2.61	<0.001	***
	总氮	0.18	21.27	1.30	1.54	0.02	*
	总磷	0.38	40.98	1.44	1.76	<0.001	***
	营养水平	0.74	75.06	NA	9.82	<0.001	***
	砷*营养水平	0.79	80.53	2.90	36.86	<0.001	***

注: \* $p < 0.05$ ; \*\* $p < 0.01$ ; \*\*\* $p < 0.001$ 。

如表 2 所示,单因子 GAM 模型分析显示,各环境因子对叶绿素 a 浓度均有显著影响,但解释力存在差异。其中,营养水平单独解释了叶绿素变异的 75.06%,并呈现出极显著效应( $p < 0.001$ ),是解释力最强的单一因子。砷和总磷的单独响应分别解释了 43.25%和 40.98%的偏差,且平滑项 edf 均大于 1,表明二者对叶绿素 a 的影响呈非线性趋势并且极显著( $p < 0.001$ )。总氮的单独解释力相对较弱,仅解释 21.27%的偏差,但其效应仍显著( $p = 0.02$ )。

如表 2 所示,进一步考虑砷与营养水平的交互作用对叶绿素 a 的影响,砷和营养水平交互效应解释

了叶绿素 a 总偏差的 80.53% ( $R^2 = 0.79$ ), 显著高于单独砷效应 ( $R^2 = 0.399$ ) 和单独营养水平效应 ( $R^2 = 0.74$ ), 且交互项 F 值高达 36.86, 影响极显著 ( $p < 0.001$ ), 表明砷对藻类生物量的影响强烈依赖于营养背景。该结果揭示了营养盐状况是调控砷生态效应的关键因素, 即在不同营养水平下, 砷对浮游植物生长的促进或抑制机制存在显著差异。

#### 4. 讨论

实验过程中, 叶绿素浓度呈现出在一定砷浓度范围内随砷浓度上升而升降的现象。对于这种现象背后的作用机制, 学界早有研究, 可能的原因有以下几个:

1) 低剂量砷刺激浮游植物生物生长或代谢, 而高剂量则产生抑制或毒性作用。有研究指出[20], 在淡水微藻中, 低浓度砷(As(III)或 As(V), 约 0.10 mg/L)处理可促进某些藻类的生长或生物量增加, 尤其在缺磷或适度营养背景下可以观察到这种刺激作用。

2) 有研究指出[21], 砷酸盐( $AsO_4$ )与磷酸盐( $PO_4$ )因为在化学性质上有许多相似之处, 因此砷酸盐和磷酸盐会生物细胞生理过程中产生竞争替代机制, 进而对生物转化及对生长产生影响。

3) 有研究指出[22], 重金属对浮游动物产生影响, 抑制浮游动物生长和繁殖, 进而影响浮游动物对浮游植物的控制作用, 使浮游植物生物量增加。

#### 5. 结论

1) 砷与营养盐对叶绿素 a 浓度均具有显著独立影响。总磷响叶绿素 a 浓度的影响表现出极显著的正效应 ( $p < 0.001$ ), 砷浓度与总氮浓度也对叶绿素 a 具有显著影响 ( $p < 0.05$ ), 说明重金属砷浓度和氮、磷浓度均是调控藻类生物量的重要驱动因子, 在本实验条件下, 砷与营养水平之间的交互作用解释了叶绿素 a 总偏差的 80.53% ( $R^2 = 0.79, F = 36.86$ ), 影响极显著 ( $p < 0.001$ )。该结果揭示了营养盐状况是调控砷生态效应的关键因素, 即在不同营养水平下, 砷对浮游植物生长的影响存在不同机制。

2) 砷污染与营养富集的复合效应模式。实验结果显示, 在低营养条件下, 叶绿素 a 浓度随砷浓度升高呈上升趋势; 而在高营养条件下, 叶绿素 a 浓度随砷浓度升高呈先上升后下降的趋势。这表明砷浓度对叶绿素 a 浓度的生态效应受背景营养水平调节。

3) 不同营养盐的动态响应存在差异。高低营养组中, 总磷浓度都现出随砷浓度升高而升高的趋势, 且高营养组总体高于低营养组。在低营养组中, 总氮浓度随砷浓度升高呈现缓慢上升的变化趋势; 在低营养组中, 则呈现随砷升高而缓慢下降的趋势, 并在不同处理组间呈现不同的变化模式, 反映了氮循环过程可能受到砷添加与营养背景的复杂影响。

综上所述, 本研究发现水体叶绿素 a 浓度同时受到营养盐浓度和砷浓度的多重驱动, 其中, 水体营养水平对叶绿素 a 浓度影响极显著, 而砷污染作为一个独立压力源, 其毒性效应在不同营养背景下表现出差异化的影响模式, 同时营养盐和重金属砷二者在本研究中形成极显著的交互作用, 在不同营养水平下存在不同机制。这为理解多重压力源对水生生态系统的复合影响存在复杂机制, 提醒研究者注意在水环境管理与生态风险评估中, 需同时关注营养盐输入与有毒污染物的独立及潜在联合效应。

#### 参考文献

- [1] Reynolds, C.S. (2006) *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511542145>
- [2] Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E.S., *et al.* (2019) Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES.

- [3] Keck, F., Peller, T., Alther, R., Barouillet, C., Blackman, R., Capo, E., *et al.* (2025) The Global Human Impact on Biodiversity. *Nature*, **641**, 395-400. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08752-2>
- [4] Martínez-Megías, C. and Rico, A. (2022) Biodiversity Impacts by Multiple Anthropogenic Stressors in Mediterranean Coastal Wetlands. *Science of the Total Environment*, **818**, Article ID: 151712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151712>
- [5] Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D.E., Coscieme, L., Golden, A.S., *et al.* (2022) The Direct Drivers of Recent Global Anthropogenic Biodiversity Loss. *Science Advances*, **8**, eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- [6] Glibert, P.M., Cai, W., Hall, E.R., Li, M., Main, K.L., Rose, K.A., *et al.* (2022) Stressing over the Complexities of Multiple Stressors in Marine and Estuarine Systems. *Ocean-Land-Atmosphere Research*, **2022**, Article ID: 9787258. <https://doi.org/10.34133/2022/9787258>
- [7] Orr, J.A., Vinebrooke, R.D., Jackson, M.C., Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Mantyka-Pringle, C., *et al.* (2020) Towards a Unified Study of Multiple Stressors: Divisions and Common Goals across Research Disciplines. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **287**, Article ID: 20200421. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0421>
- [8] Zhu, K., Zhang, H., Zhang, P., Wang, P., Li, H., Feng, M., *et al.* (2023) Interactive Effects of Warming and Eutrophication on Zooplankton Could Reverse the Stoichiometric Mismatch with Phytoplankton. *Water Biology and Security*, **2**, Article ID: 100205. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2023.100205>
- [9] Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., *et al.* (2007) Global Analysis of Nitrogen and Phosphorus Limitation of Primary Producers in Freshwater, Marine and Terrestrial Ecosystems. *Ecology Letters*, **10**, 1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
- [10] 中华人民共和国生态环境部. 中国生态环境状况公报[R]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2024.
- [11] Weerasundara, L., Ok, Y. and Bundschuh, J. (2021) Selective Removal of Arsenic in Water: A Critical Review. *Environmental Pollution*, **268**, Article ID: 115668. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115668>
- [12] Xiao, X.Y., Chen, T.B., Liao, X.Y., *et al.* (2008) Regional Distribution of Arsenic Contained Minerals and Arsenic Pollution in China. *Geographical Research*, **27**, 201-212.
- [13] U.S., Geological Survey (2025) Arsenic. Mineral Commodity Summaries, 36-37.
- [14] Feuchtmayr, H., Moss, B., Harvey, I., Moran, R., Hatton, K., Connor, L., *et al.* (2010) Differential Effects of Warming and Nutrient Loading on the Timing and Size of the Spring Zooplankton Peak: An Experimental Approach with Hypertrophic Freshwater Mesocosms. *Journal of Plankton Research*, **32**, 1715-1725. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq087>
- [15] Zhou, M., Zhou, Z. and Chen, W. (2023) Effects of Floods on Zooplankton Community Structure in the Huayanghe Lake. *Diversity*, **15**, Article 250. <https://doi.org/10.3390/d15020250>
- [16] 林少君, 贺立静, 黄沛生, 等. 浮游植物中叶绿素 a 提取方法的比较与改进[J]. 生态科学, 2005, 24(1): 9-11.
- [17] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 第 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18] Wood, S.N. (2017) Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC.
- [19] Marra, G. and Wood, S.N. (2011) Practical Variable Selection for Generalized Additive Models. *Computational Statistics & Data Analysis*, **55**, 2372-2387. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2011.02.004>
- [20] Tang, W.W. and Foo, S.C. (2024) Microalgae for Freshwater Arsenic Bioremediation: Examining Cellular Toxicity, Bioconcentration Factor and Eluding an Alternative Arsenic Detoxification Pathway. *3 Biotech*, **14**, Article No. 130. <https://doi.org/10.1007/s13205-024-03977-w>
- [21] Alam, M.S., Wong, K.H., Ishikawa, A., Li, M., Zai, Y., Papry, R.I., *et al.* (2024) Exploring Phosphate Impact on Arsenate Uptake and Distribution in Freshwater Phytoplankton: Insights from Single-Cell ICP-MS. *Chemosphere*, **364**, Article ID: 143129. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143129>
- [22] Jak, R.G., Maas, J.L. and Scholten, M.C.T. (1996) Evaluation of Laboratory Derived Toxic Effect Concentrations of a Mixture of Metals by Testing Fresh Water Plankton Communities in Enclosures. *Water Research*, **30**, 1215-1227. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00272-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00272-3)