

长江流域典型水源水库春季 2-甲基异茨醇浓度及其影响因素*

韦彦章¹, 朱广伟^{2,4,**}, 池 怡³, 黄昌春¹, 肖 曼²

(1: 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023;

2: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全全国重点实验室, 南京 211135;

3: 浙江省杭州生态环境监测中心, 杭州 310000;

4: 中国科学院大学南京学院, 南京, 211135.)

摘要: 春末夏初是长江流域水源水库水质异味问题的高发期, 但关于该区域水库异味物质发生的特征及影响因子尚不明晰。基于 2024 年 5 月调查的长江流域上、中、下游不同省份 9 座典型水源水库坝前区域水体 2-甲基异茨醇 (2-MIB) 等异味物质含量状况及其环境条件, 分析了影响该区域水源水库春季异味物质浓度高低的生态环境因子。结果发现, 2-MIB 是长江流域水源水库春季最常见的超标异味物质, 9 座水库坝前水柱 2-MIB 浓度均值为 35.5 ng/L, 超过生活饮用水卫生标准中该物质控制浓度阈值 (10.0 ng/L) 的样品数占比为 59.4 %; 相比而言, 土臭素 (GSM) 均值仅为 2.9 ng/L, 超过生活饮用水卫生标准中该物质控制浓度阈值 (10.0 ng/L) 的样品数占比仅为 12.5 %; 异味物质 β -环柠檬醛的均值为 18.2 ng/L, β -环紫罗兰酮的均值为 7.2 ng/L, 引起饮用水异味的风险不大; 2-MIB 的源解析表明, 假鱼腥藻 (*Pseudanabaena* sp) 可能该区域水源水库 2-MIB 的主要来源, 其细胞密度与 2-MIB 浓度显著正相关 ($P < 0.001$); 但也存在部分水库检测到 2-MIB 却未检出假鱼腥藻的现象, 反映出 2-MIB 来源的复杂性。水体富营养化会显著提高 2-MIB 异味问题风险, 2-MIB 浓度与水体营养状态指数正相关。调查前一周内的累积降雨量 (RF₇) 与 2-MIB 浓度负相关, 说明短期强降雨等气象条件变化也会显著影响水库 2-MIB 浓度。研究表明, 长江流域的水源水库尽管大都处于中营养水平, 普遍面临 2-MIB 超标等阶段性水质异味风险。加强外源营养盐入库负荷的控制, 优化库体食物链结构, 进一步降低水库营养状态, 有助于提升水库型水源地的供水质量。

关键词: 长江流域, 水源水库, 中营养, 2-甲基异茨醇, 假鱼腥藻

Occurrence of 2-methylisoborneol in typical drinking-water source reservoirs located in Changjiang River catchment in later spring

WEI Yanzhang¹, ZHU Guangwei^{2,4,**}, CHI Yi³, HUANG Changchun¹, XIAO Man²

(1. Nanjing Normal University, School of Geographical Sciences, Nanjing 210023, P.R. China; 2. State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R. China; 3. Ecological and Environmental Monitoring Center of Hangzhou, Hangzhou 310000, P.R. China; 4. University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Nanjing 211135, P.R. China.)

Abstract: There is a very high risk of odorous compounds contaminating drinking water sources in the Changjiang River catchment in later spring. However, the key drivers for the odorous compound occurrence are still unclear. In May 2024, we investigated nine drinking water source reservoirs across the upper, middle and lower reaches of the Changjiang River. We measured four odorous compounds: 2-methylisoborneol (2-MIB), geosmin (GSM), β -cyclocitral (CYC) and β -ionone (ION). We also measured associated environmental factors. The results are clear: 2-MIB is the most common odorous compound, with an average concentration of 35.5 ng/L across the 32 samples from 9 reservoirs (59.4% exceeding the detection threshold

* 2025-02-09 收稿; 2025-04-10 收修稿

国家自然科学基金项目 (42271080, U2340209) 和中国科学院南京地理与湖泊研究所自主部署科研项目 (NIGLAS2022GS03) 联合资助。

**通讯作者: gwzhu@niglas.ac.cn

of 10.0 ng/L). GSM posed a lower risk, with an average concentration of 2.9 ng/L and only 12.5% exceeding the threshold value of 10 ng/L. CYC (averaged at 18.2 ng/L) and ION (averaged at 7.2 ng/L) exhibited minimal odorous concerns. *Pseudanabaena* sp. was identified as a likely major producer of 2-MIB, with its cell density showing a significant positive correlation with the concentration of 2-MIB. However, the presence of 2-MIB in two reservoirs without detectable *Pseudanabaena* indicates more complex 2-MIB sources in some reservoirs. 2-MIB levels positively correlated with the trophic state index (TSI), demonstrating that eutrophication directly promotes 2-MIB production. The rainfall amount in the seven days leading up to the sampling (RF7) was negative relative to the 2-MIB concentration. This clearly demonstrates that short-term weather conditions influence the odorous situation in reservoirs. Despite generally mesotrophic conditions, the widespread 2-MIB exceedances highlight a persistent risk in these reservoirs. It is vital to reduce external nutrient loads and optimise aquatic food webs to ensure drinking water quality.

Keywords: Changjiang River catchment, drinking water source reservoir, mesotrophic, 2-methylisoborneol, *Pseudanabaena*.

水库是我国城市水源的主要类型。截至 2022 年，全国以湖库为水源地的城镇人口已达 5.614 亿^[1]。在水源水库诸多水质问题中，水质异味问题尤其常见^[2]。饮用水中 2-MIB 和 GSM 浓度分别大于 100.0 µg/mL 和 75.0 µg/mL，会对人体细胞产生毒性^[3]。随着《生活饮用水卫生标准》（GB5749-2022）于 2023 年 4 月 1 日正式实施，2-甲基异莰醇（2-MIB）和土臭素（GSM）等异味物质被纳入饮用水强制执行指标，水源地水质异味问题防控变得更为迫切。Sun 等对黄河流域 111 座城市水厂的调查发现，80 %的水源水库存在异味问题，其中 2-MIB 的检出率高达 75 %^[4]。水体异味物质去除难度大、处理成本高^[5]，处置不当还可能引发二次污染^[6]，因此，水源地的源头控制就显得尤为重要。开展水源水库异味物质的分布特征及其产生机制，是科学实施异味物质源头控制的前提。

2-MIB 的产生源包括放线菌^[7]和藻类^[8]，其中丝状蓝藻是水源水库中常见生产者^[9-10]，如浮丝藻（*Planktothrix* spp.）^[11]、假鱼腥藻（*Pseudanabaena* spp.）^[12]、颤藻（*Oscillatoria* spp.）^[13]和鞘丝藻（*Leptolyngbya* spp.）^[14]等丝状蓝藻均有产 2-MIB 的相关报道。然而，我国水源水库异味问题存在明显的地域差异。Wang 等调查发现^[15]，黄河流域水源水库的主要气味类型为霉味/泥土味，长江和珠江流域则以沼泽/化粪池气味为典型特征。这种差异可能与不同流域的气候条件、水温特征、藻类优势属结构和水质状况等因素有关。比如，温度和光照能通过调控假鱼腥藻生长动态而影响其异味物质产生^[16-18]。Wu 等对长江流域的天目湖沙河水库研究发现，春季是 2-MIB 超标的高发期^[19]。水体营养状态也能通过影响产异味蓝藻群落结构而影响及其异味产生^[20]。所以，水库异味物质的产生可能具有区域性和分类差异等特点。

为了解长江流域水源水库中异味物质问题的发生状况及其影响因素，本研究选择在异味风险相对较高的春末（2024 年 5 月），对长江流域 9 个省份的典型水源水库进行调查，通过分析异味物质浓度及其与环境因子的关系，探讨长江流域水源水库的异味物质产生规律，为城市供水安全保障提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 调查水库的基本特征

长江流域水源水库众多。本次调查选择了库容相对较大、水环境问题关注度较高的 9 座水源水库开展研究。自上游到下游省份，分别调查了云南省昭通市渔洞水库、贵州省贵阳市红枫湖、重庆市长寿湖（狮子滩水库）、湖南省东江湖（东江水库）、湖北省陆水水库、河南省丹江口水库、江西省庐山西海（柘林水库）、安徽省太平湖（陈村水库）及江苏省天目湖（沙河水库）等 9 座水源水库，各水库的基本特征如表 1，其空间分布与水库形态见图 1。

表 1. 调查水库的基本特征
Table 1 Geographical characteristics of the 9 investigated reservoirs.

水库名称	设计水位 m	库容 ×10 ⁸ m ³	面积 km ²	平均水深 m	最大水深 m	流域面积 km ²	流域人口 ×10 ⁴ 人
渔洞水库 ^[21]	1985	3.64	13.57	26.8	39	709	12.45
红枫湖 ^[22]	1240	6.01	57.2	10.5	45	1596	4.4084
长寿湖 ^[23]	347	10.00	65.5	10	40	3020	171
东江湖 ^[24]	250	81.20	160.0	50.8	151	4719	67.57
陆水水库 ^[25]	55	7.42	57.0	8.4	26.4	3950	3.5
丹江口水库 ^[26]	175	290.50	1022.75	28.4	80.0	95217	1300
庐山西海 ^[27]	70.13	79.20	308	25.7	45	9340	40
太平湖 ^[28]	122.51	25.00	97	25.7	70	1754.81	16.28
天目湖 ^[19]	21	1.10	12	7	14	152	3.057

注：流域人口数据来自网络查询或管理机构问询，存在一定误差。

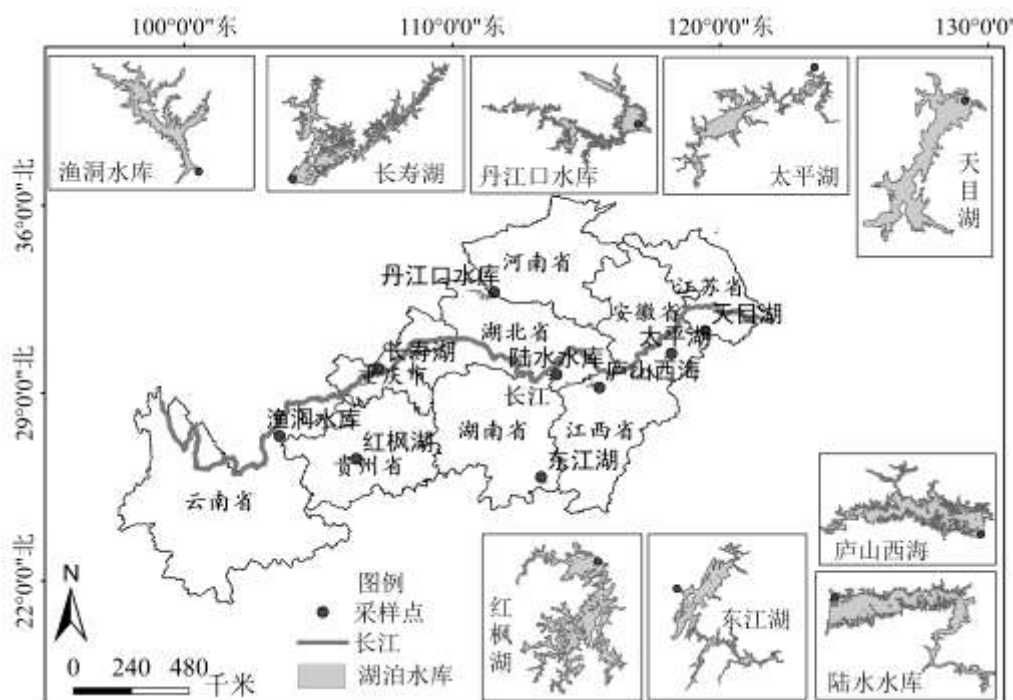


图 1. 调查水库在长江流域中的位置
Fig.1 Locations of the 9 investigated reservoirs in catchment of Changjiang River.

1.2 调查与分析方法

1.2.1 现场采样 采样点位于调查的 9 座水库的坝前区水域, 距大坝 500 m 范围内。采用 Speedtech 便携式测深仪 (SM-5, 慧洋科技, 中国) 测量水深 (WD); 塞氏盘法测定水体透明度 (SD); 多参数水质仪 (EXO2, Yellow Stone, 美国) 同步测定水温 (WT)、溶解氧 (DO)、电导率 (EC) 及叶绿素 a (Chl-a) 的剖面变化。根据 YSI 测定的 Chl-a 垂向分布特征, 确定分层采样策略: 当 Chl-a 最大值出现在表层时采集 3 层 (表层-水面下 0.5 m); 中层-水深近一半处, 一般处于温跃层, 大都在 4~15 m 之间; 底层-底泥上 1 m 左右); 当 Chl-a 最大值出现在次表层时则增加叶绿素最大值水层的采样, 共采集 4 层。本次调查共获得 32 个水样, 其中渔洞水库、红枫湖、长寿湖及天目湖采集 3 层, 其余 5 座水库采集 4 层。

水样采集后, 首先用 50 mL 玻璃注射器抽取 25 mL 水样, 缓慢注入含 6.25 g 氯化钠的 40 mL 棕色玻璃瓶, 密封、摇匀, 用于异味物质测定。分取 1 L 水样于聚乙烯瓶中, 加入鲁哥试剂固定用于浮游植物群落结构鉴定。根据水体浊度状况分取 0.2~1 L 水样, 经 0.45 μm 孔径的玻璃纤维滤膜 (Whatman-GF/F) 过滤, 滤膜上物质用锡箔包裹后冷藏, 用于室内光度法测定 Chl-a 浓度; 分取 100 mL 滤后水和 250 mL 原水, 冷藏, 带回实验室分析营养盐浓度。

1.2.2 藻类群落结构鉴定 鲁哥试剂固定的水样带回实验室经过 48 h 静置沉淀后, 将上清液用虹吸管去掉, 浓缩收集至 50 mL 塑料方瓶, 定容至 30 mL。鉴定时, 摇匀、吸取 0.1 mL 样品于显微镜计数框, 在 40 倍物镜下观察视野计数, 并多次重复, 获得浮游植物细胞丰度, 并采用体积法估算不同属藻类生物量 (BM)。

1.2.3 异味物质测定 嗅味物质 2-MIB、GSM 及 β -环柠檬醛 (CYC)、 β -紫罗兰酮 (ION) 分析均采用顶空固相微萃取、气相-质谱联用仪测定^[19]。将 50/30 μm DVB/CAR/PDMS (二乙烯基苯/羧基/聚二甲硅氧烷) 萃取纤维插入顶空玻璃瓶中, 放入 65 $^{\circ}\text{C}$ 水中加热 30 分钟, 同时进行磁力搅拌器搅拌, 使纤维充分吸收水样中的挥发性物质, 然后将纤维转移到 GC-MS 的进样口, 吸收 3 分钟进行测定分析。

1.2.4 营养盐分析 水体总氮 (TN) 采取碱性过硫酸钾消解、紫外分光光度法测定; 总磷 (TP) 采取碱性过硫酸钾消解、钼锑抗显色分光光度法测定; 现场过滤后的水样再次测定 TN、TP, 分别称之为溶解性总氮 (DTN) 和溶解性总磷 (DTP)。硝态氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、亚硝态氮 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、氨氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$)、磷酸盐 ($\text{PO}_4\text{-P}$) 则用荷兰 Skalar 公司生产的流动注射分析仪测定。高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 采取高锰酸钾水浴氧化后草酸钠、高锰酸钾氧化还原滴定获得; Chl-a 采取热乙醇提取、分光光度法测定^[29], 在后面数据分析时, 均使用室内光度法测定的 Chl-a 值, 以避免现场 YSI 测定值因样点间仪器波动带来的误差。

1.2.5 气象水文数据收集 2024 年 1~5 月 9 座水库流域的气温、降水数据来自慧聚数据 (www.hjhj-e.com)。

1.3 数据处理与分析

由于藻和异味物质主要分布在表层和次表层 (Chl-a 最大层), 分析藻类与异味物质关系时, 剔除了底层数据, 但在统计浓度分布时统计了全部的 32 组数据。2-MIB 来源的归因分析时, 参考苏命等人构建的逻辑判别方法进行推断^[30]: (1) 计算 2-MIB 的检出率: 2-MIB 浓度超过 10.0 ng/L 的样品数占比; (2) 计算相关系数 R 、显著性参数 P 、假阳性比率 $\text{FP}\%$ (2-MIB 浓度达到检出率但没有产异味藻存在的概率) 和假阴性比率 $\text{FN}\%$ (2-MIB 浓度没有达到检出率但有产异味藻存在的概率); (3) 从计算中保留 $P < 0.01$

和 $R > 0.7$ 的藻类种源作为进一步推断的候选者；(4) 按照 FP+FN 从小到大排列；(5) 专家判断（结合丝状蓝藻产 2-MIB 的文献证据综合判断^[9-10]）。

2 结果

2.1 异味物质浓度特征

调查期间 9 座水库普遍存在 2-MIB 超标现象（图 2）。32 个样品中 2-MIB 浓度平均值为 35.5 ng/L。单个水库的水柱平均值从高到低依次为长寿湖（91.7 ng/L）、庐山西海（59.3 ng/L）、丹江口水库（56.4 ng/L）、陆水水库（49.6 ng/L）、天目湖（20.4 ng/L）、红枫湖（19.0 ng/L）、东江湖（11.8 ng/L）、渔洞水库（7.9 ng/L）及太平湖（2.5 ng/L）。所有水层 2-MIB 均小于 10.0 ng/L 的只有太平湖。32 个水样中有 19 个样品超过 10.0 ng/L，超标率为 59.4 %。

相较而言，绝大多数水库中不存在 GSM 超标问题（图 2）。32 个样品的 GSM 平均值仅为 2.9 ng/L，其中超过 10.0 ng/L 的样品数为 4 个，分别是庐山西海的表层（1 m，15.7 ng/L）和次表层（5 m，17.6 ng/L）、陆水水库的表层（13.8 ng/L）及东江湖的表层（11.4 ng/L），总体样品超标率为 12.5%。CYC 和 ION 的浓度总体较低（图 2）。其中，调查样品中 CYC 平均值为 18.2 ng/L，平均值超过 10.0 ng/L 的水库有 5 个，从高到低依次为陆水水库（56.6 ng/L）、天目湖（30.5 ng/L）、长寿湖（25.0 ng/L）、红枫湖（18.7 ng/L）和庐山西海（15.4 ng/L）。ION 的含量相对更低，32 个样品中的平均值为 7.2 ng/L，超过一半的样品未检出。平均值超过 10.0 ng/L 的仅 2 个水体，天目湖（均值为 17.4 ng/L）和红枫湖（均值为 16.3 ng/L）。

综合调查结果看，长江流域水源水库春季中主要异味物质为 2-MIB，其余 3 种异味物质超标问题不严重。需要说明的是，参比《生活饮用水卫生标准》（GB5749-2022）评估水库异味物质 2-MIB 及 GSM 超标，只是说明这些水库原水中存在超标的异味物质，并不代表利用这些水库供给城市的水厂自来水超标，因为大部分异味物质经过水厂处理都将去除。

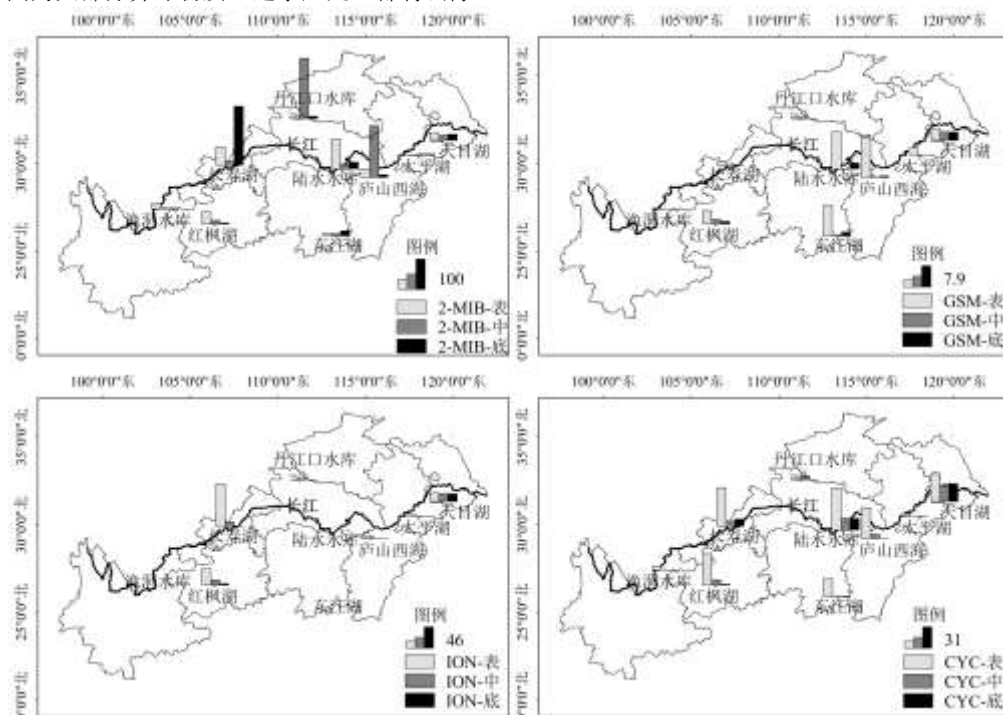


图 2. 调查水库中各水层 2-MIB、GSM、CYC 及 ION 浓度分布
Fig.2 Concentrations of 2-MIB, GSM, CYC and ION in the 9 investigated reservoirs.

2.2 藻类群落结构

调查期间，9 座水库共鉴定出浮游植物 7 门 47 属（图 3）。藻类生物量呈现明显的垂向分层，主要集中在表层和次表层水体。9 座水库的藻类总生物量平均值为 2.620 mg/L，空间差异明显，从大到小依次为：丹江口水库（9.221 mg/L）、陆水水库（4.536 mg/L）、长寿湖（2.448 mg/L）、天目湖（2.021 mg/L）、红枫湖（1.979 mg/L）、太平湖（1.680 mg/L）、庐山西海（0.901 mg/L）、东江湖（0.632 mg/L）和渔洞水库（0.166 mg/L）。其中，丹江口水库藻类生物量异常高，主要因为在坝前第 2 层（15 m 深度）的水体脆杆藻（*Fragilaria*）生物量异常高所致。而渔洞水库的生物量很低，特别是蓝藻门细胞很少，只在底层水样中检出少量细鞘丝藻（*Leptolyngbya*）。总体而言，硅藻是主要门类，所有水库上 2 层水体中各门生物量平均值大小顺序依次为：硅藻门（1.358 mg/L）、蓝藻门（0.409 mg/L）、绿藻门（0.287 mg/L）、隐藻门（0.251 mg/L）、甲藻门（0.242 mg/L）、金藻门（0.048 mg/L）、裸藻门（0.026 mg/L）。水库上 2 层蓝藻门总生物量大小顺序为：陆水水库（1.500 mg/L）、长寿湖（0.824 mg/L）、庐山西海（0.685 mg/L）、红枫湖（0.259 mg/L）、丹江口（0.165 mg/L）、太平湖（0.097 mg/L）、天目湖（0.091 mg/L）、东江湖（0.058 mg/L）。

和渔洞水库 (0 mg/L)。需要说明的是,受水库高透明度和采样体积的限制,可能低估了实际藻类的多样性。

32 个样品中各门类的藻密度、常见蓝藻门优势属的藻细胞密度及蓝藻门各优势属之间的占比关系如图 3。由于蓝藻门的优势属往往细胞个体很小,所以,与生物量分析结果不同,细胞数中蓝藻门细胞丰度的占比往往较高。调查期间,9 座水库中蓝藻门的优势属为假鱼腥藻 (*Pseudanabaena*)、长孢藻 (*Dolichospermum*)、束丝藻 (*Aphanizomenon*) 和微囊藻 (*Microcystis*)。其中,假鱼腥藻在红枫湖、长寿湖、丹江口、陆水水库、东江湖和天目湖样品中均有出现,且在蓝藻门中占比较高。

各水库中优势属分析结果显示 (表 2), 9 座水库中优势属分别隶属于蓝藻门、硅藻门和绿藻门。其中,蓝藻门的假鱼腥藻、长孢藻和硅藻门中的小环藻 (*Cyclotella*) 是最常见的优势属,分别在 6 个水库中为优势属。其次是微囊藻,在 5 个水库中属于优势属。束丝藻、沟链藻 (*Aulacoseira*) 和蓝隐藻也都在 4 座水库中达到了优势属。其余的优势属,如尖头藻 (*Raphidiopsis*)、泽丝藻 (*Limnotherix*)、针杆藻 (*Synedra*)、星杆藻 (*Asterionella*)、空球藻 (*Eudorina*)、十字藻 (*Crucigenia*)、纤维藻 (*Ankistrodesmus*)、栅藻 (*Scenedesmus*)、隐藻 (*Cryptomonas*)、拟多甲藻 (*Peridiniopsis*) 和锥囊藻 (*Dinobryon*) 等,只在个别几个水库形成优势。此外,不同水库中优势属的优势度也不一样,优势度最高是丹江口的脆杆藻属,优势度达到 0.703,其次是庐山西海中的长孢藻,优势度达到 0.681。特别需要关注的出现假鱼腥藻的 6 个水库中其优势度都比较高。红枫湖中假鱼腥藻优势度达到 0.428,陆水水库中假鱼腥藻属的优势度达到 0.346; 天目湖、东江湖、长寿湖和丹江口水库中假鱼腥藻的优势度也分别达到 0.274、0.154、0.147 和 0.143。

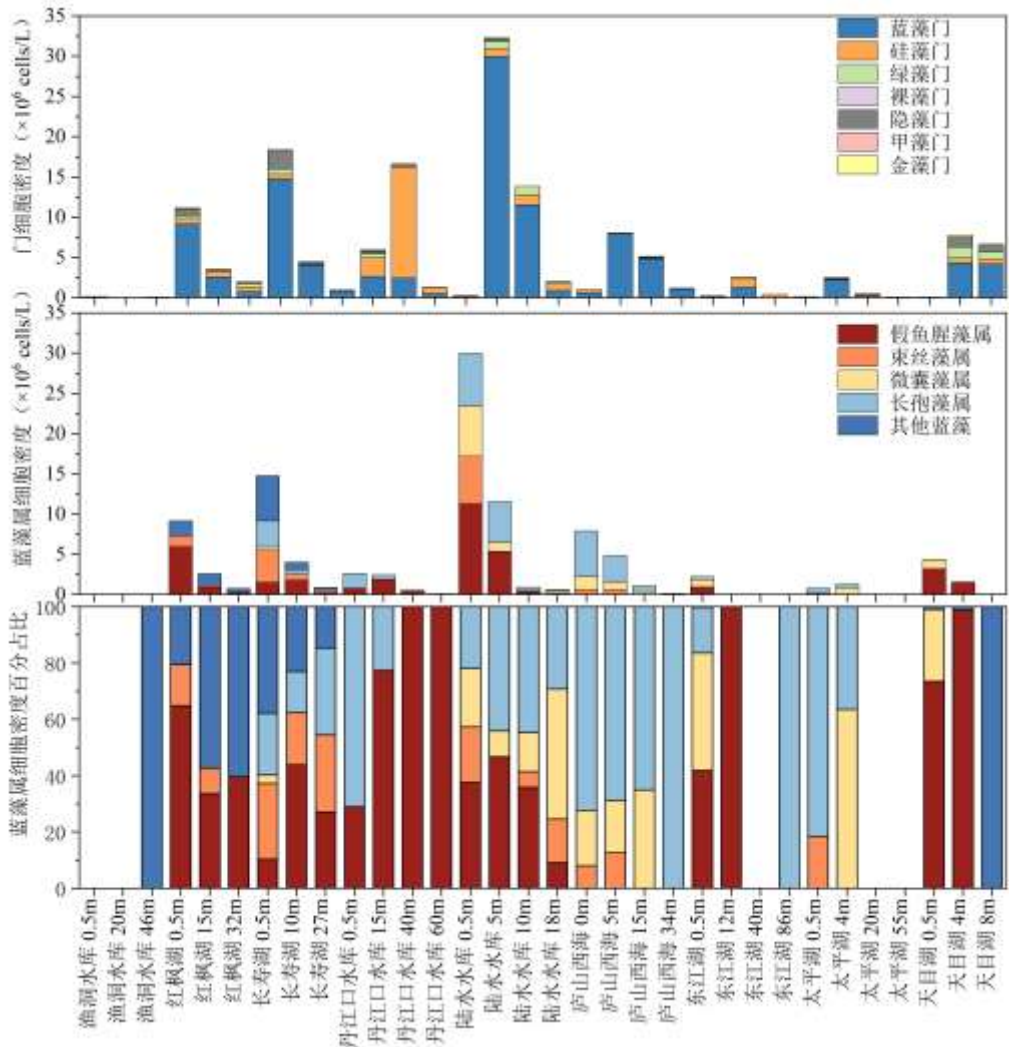


图 3. 调查样品中各门类、蓝藻各优势属丰度及蓝藻各优势属占比情况
Fig.3 Cell abundance of different phyla and dominant genus of cyanobacterial, and the percentage of the genus in all samples.

2.3 调查期间的气象水文背景

2024 年 1 ~ 5 月期间, 9 座水库流域的气象数据分析表明, 各流域逐日降雨与气温变化呈明显时空差异 (图 4)。调查期间, 流域 2024 年 1 ~ 5 月累积降雨量均值为 616.4 mm, 但空间分布极不均匀: 庐山西海的累积降雨量最高 (1077.4 mm), 其次为东江湖 (956.1 mm)、陆水水库 (926.4 mm)、太平湖 (809.9 mm), 而渔洞水库流域降雨量最低, 仅 152.4 mm。

表 2 各水库中藻类的优势种及其优势度
Tab.2. dominant genus in the investigated reservoirs.

门	属	渔洞水库	红枫湖	长寿湖	丹江口水库	陆水水库	庐山西海	东江湖	太平湖	天目湖
蓝藻门	假鱼腥藻		0.428	0.147	0.134	0.346		0.154		0.274
	尖头藻			0.063						
	束丝藻		0.063	0.209		0.093	0.043			
	微囊藻					0.156	0.147	0.074	0.037	0.032
	泽丝藻		0.228	0.114						
	长孢藻			0.172	0.051	0.249	0.681	0.060	0.100	
	脆杆藻				0.703				0.107	
硅藻门	沟链藻	0.181				0.026		0.084	0.045	
	小环藻	0.273	0.070	0.024				0.035	0.249	0.098
	针杆藻	0.295	0.021			0.032				
	星杆藻								0.084	
绿藻门	空球藻								0.031	
	十字藻									0.036
	纤维藻									0.024
	栅藻	0.022								0.028
隐藻门	蓝隐藻		0.032	0.087				0.058		0.122
	隐藻							0.039		0.061
甲藻门	拟多甲藻	0.025								
金藻门	锥囊藻									0.021

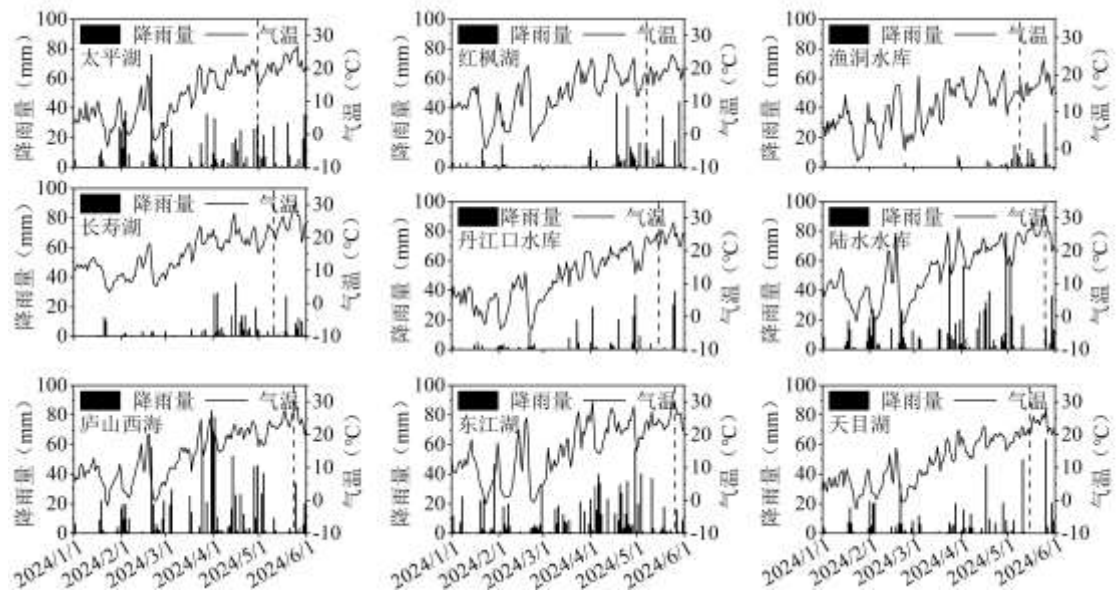


图 4 2024 年 1～5 月调查水库流域的气温与降雨量日变化
Fig.4 Daily air temperature and rainfall in the 9 investigated reservoir catchments.

采样前 7 天累积降雨量（RF₇）对于水库水动力扰动和水力交换影响很大。统计分析显示，各水库 RF₇ 存在显著差异，天目湖最高（50.9 mm），太平湖、渔洞水库、红枫湖和东江湖次之（23.4～33.1 mm），其余水库则都低于 10 mm，其中庐山西海为 5.3 mm，长寿湖为 4.5 mm，丹江口为 4.4 mm，陆水水库仅为 0.6 mm。

气温对水库蓝藻生长、水温分层等影响甚大。调查当月的 5 月份，9 座水库的气温也存在一定差异。9 座水库 5 月气温均值为 21.5 °C，由高到低依次为陆水水库（24.1 °C）、东江湖（23.4 °C）、庐山西海（22.9 °C）、长寿湖（22.9 °C）、丹江口水库（22.7 °C）、天目湖（21.5 °C）、太平湖（20.9 °C）、红枫湖（18.3 °C）、渔洞水库（16.4 °C）。

采样前 7 天的气温均值（WT₇）较高为陆水水库、庐山西海和东江湖，分别为 26.3 °C、25.1 °C 和 24.9 °C；较低为红枫湖和渔洞水库，分别为 14.6 °C、14.0 °C。需要指出的是，RF₇、WT₇ 具有较大的随机性，采样的日期差异、气象条件差异等都可能引起较大变化，但这些参数通过影响水体物理混合和藻类生理活动，能对水库异味物质的产生和分布产生影响，导致水库异味物质问题的发生具有很强的随机

性。

2.4 水体理化特征

现场调查时,各水库 DO 和 WT 均呈现显著的垂向分层现象(图 5)。长寿湖、陆水水库和红枫湖表现出明显的底层缺氧特征,其中长寿湖 6 m 以下水体 DO 即低于 3 mg/L 的缺氧阈值,18.5 m 以下进一步降至 1 mg/L 以下的厌氧状态;陆水水库 14 m 以下 DO 持续低于 3 mg/L,底层 6 m 处 DO 不足 1 mg/L;红枫湖自 14 m 深度至湖底 25.7 m 范围内 DO 均维持在 3 mg/L 以下的缺氧水平。值得注意的是,东江湖、庐山西海和丹江口水库的 DO 最低值出现不在水体底层而是位于水柱中层,呈现“R”型垂向分布。所有水库的 DO 最大值均不在表层,具体分布深度存在差异:长寿湖和红枫湖最浅(水下 0.6~0.7 m);其次是陆水水库、庐山西海和天目湖(水下 3~5 m);其余 4 座水库 DO 则位于 10 m 以下深层。水文监测结果显示,调查期间各水库的表层水温最高值介于 18.0~31.4℃;而底层水温最低值介于 8.5~19.1℃。除天目湖表底温差为 4.8℃以外(表层水温为 23.9℃,底层(8.2 m)水温为 19.1℃),绝大多数水库都已出现明显的热分层,表底温差介于 8.9~17.8℃之间(图 5a)。

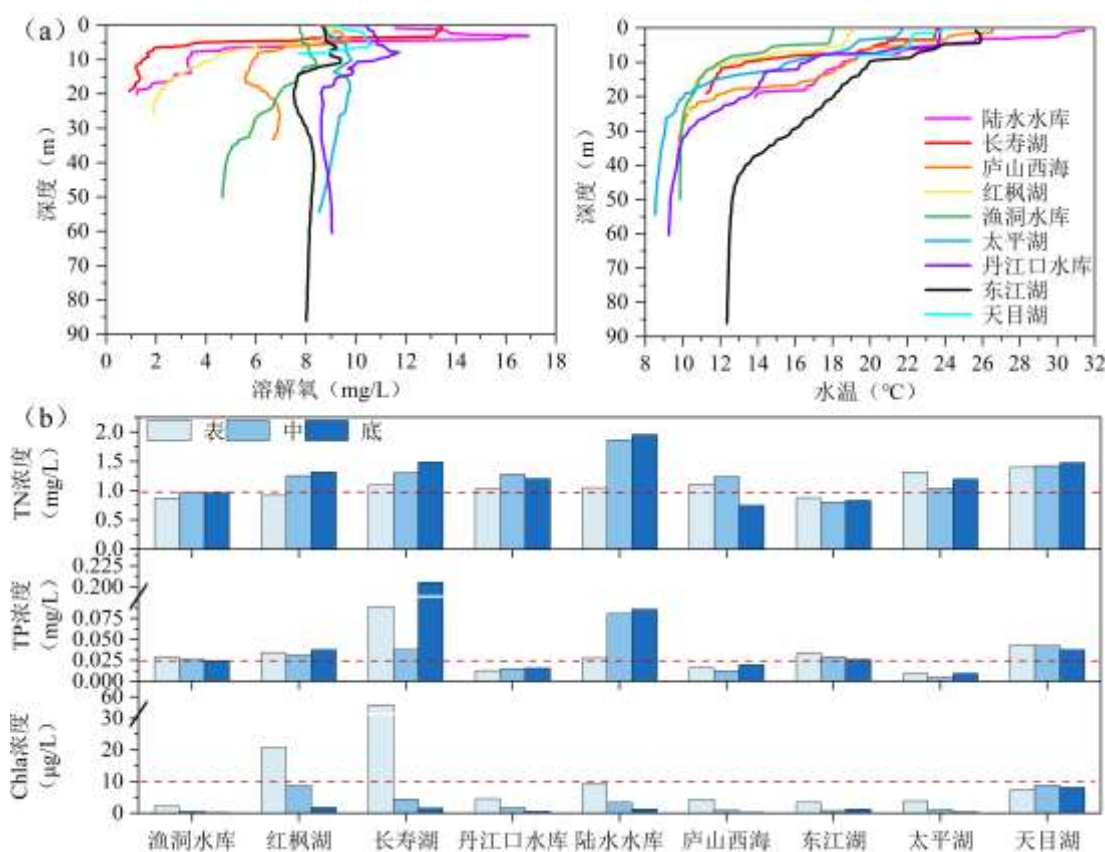


图 5. 调查期间 9 座水库的理化指标状况
Fig.5 In-situ physical and chemical conditions of the 9 reservoirs during the water sampling.

9 座水库的营养盐和 Chl-a 浓度总体处于较低水平,但个别水库出现异常高值(图 5b)。TP 浓度介于 0.004~0.205 mg/L 之间,平均值为 0.036 mg/L。长寿湖的底层 TP 浓度异常偏高,为 0.205 mg/L。若仅考虑与藻类生长密切相关的上 2 层水体,TP 浓度均值介于 0.007~0.090 mg/L 之间,9 座水库均值为 0.030 mg/L,由大到小依次为:长寿湖(0.064 mg/L)、天目湖(0.043 mg/L)、陆水水库(0.033 mg/L)、红枫湖(0.033 mg/L)、东江湖(0.029 mg/L)、渔洞水库(0.028 mg/L)、丹江口水库(0.018 mg/L)、庐山西海(0.015 mg/L)及太平湖(0.008 mg/L)。上层 2 层水体中 DTP 介于 0.005~0.035 mg/L 之间,平均值为 0.019 mg/L, DTP/TP 的比值介于 42%~76%,平均值为 62%。

TN 浓度总体不高,介于 0.68~1.96 mg/L 之间,平均值为 1.19 mg/L,最高值出现在陆水水库的底层。若仅考虑与藻类生长密切相关的上 2 层水体,9 座水库 TN 均值介于 0.78~1.41 mg/L 之间,平均值为 1.15 mg/L,以天目湖(1.41 mg/L)和太平湖(1.32 mg/L)相对较高,第 3 高值为陆水水库,为 1.31 mg/L。最低值为东江湖,为 0.78 mg/L。上层 2 层水体中 DTN 均值介于 0.75~1.29 mg/L 之间,平均值为 1.01 mg/L,DTN/TN 的比值介于 72%~96%,平均值为 88%。在 DTN 中,又以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 为主。上层 2 层水体中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 均值介于 0.23~1.11 mg/L 之间,平均值为 0.67 mg/L, $\text{NO}_3\text{-N}$ /DTN 的比值介于 21%~88%,平均值为 67%;其中陆水水库的占比最低,仅为 21%,其次是庐山西海,占比为 44%。占比最高的是太平湖,为 88%。

调查期间水体 COD_{Mn} 由高到低依次为长寿湖(4.13 mg/L)、天目湖(2.42 mg/L)、陆水水库(2.34

mg/L)、红枫湖 (2.31 mg/L)、丹江口水库 (2.10 mg/L)、庐山西海 (1.62 mg/L)、太平湖 (1.35 mg/L)、东江湖 (0.95 mg/L)、渔洞水库 (0.72 mg/L)。

Chl-a 浓度呈现明显的垂向差异, 表层均值 (12.6 $\mu\text{g/L}$) 显著高于次表层均值 (9.6 $\mu\text{g/L}$) 和底层均值 (1.7 $\mu\text{g/L}$)。其中, 表层水体中 Chl-a 最高值出现在长寿湖 (57.5 $\mu\text{g/L}$), 第 2 高值是红枫湖 (20.7 $\mu\text{g/L}$) (图 5b); 次表层的最高值出现在丹江口水库 (15m, 27.4 $\mu\text{g/L}$), 这与该层位藻类生物量的最高值吻合。上层 2 层水体 Chl-a 均值由高到低依次为长寿湖 (31.0 $\mu\text{g/L}$)、丹江口水库 (16.0 $\mu\text{g/L}$)、红枫湖 (14.7 $\mu\text{g/L}$)、陆水水库 (13.8 $\mu\text{g/L}$)、天目湖 (8.2 $\mu\text{g/L}$)、东江湖 (5.7 $\mu\text{g/L}$)、庐山西海 (5.0 $\mu\text{g/L}$)、太平湖 (4.1 $\mu\text{g/L}$)、渔洞水库 (1.4 $\mu\text{g/L}$)。

各水库 SD 由低到高依次为长寿湖 (0.95 m)、红枫湖 (1.35 m)、陆水水库 (1.80 m)、天目湖 (2.45 m)、东江湖 (3.40 m)、庐山西海 (3.50 m)、丹江口水库 (3.60 m)、太平湖 (4.52 m) 和渔洞水库 (4.80 m)。表层 5m 的水体 EC 由高到低依次为红枫湖 (386 $\mu\text{S/cm}$)、长寿湖 (359 $\mu\text{S/cm}$)、天目湖 (306 $\mu\text{S/cm}$)、丹江口水库 (244 $\mu\text{S/cm}$)、陆水水库 (147 $\mu\text{S/cm}$)、渔洞水库 (120 $\mu\text{S/cm}$)、东江湖 (117 $\mu\text{S/cm}$)、庐山西海 (104 $\mu\text{S/cm}$)、太平湖 (97 $\mu\text{S/cm}$)。EC 的空间分布在一定程度上反映了不同水库流域的人类活动和保护力度差异。

3 讨论

3.1 长江流域水源水库 2-MIB 主要来源解析

本研究发现, 假鱼腥藻很可能是本次调查水库 2-MIB 的主要来源。在调查的 4 种异味物质中, 2-MIB 超标现象最为普遍, 是长江流域水源水库中最容易产生危害的异味物质。关于 2-MIB 的生物来源, 现有研究表明既可能来自放线菌, 也可能来自蓝藻。Juttner 和 Watson 的文献综述中记载了大量放线菌产生 2-MIB 的案例^[10]。然而, 基于我们在浙江水库的春季异味溯源研究, 以及本次调查数据, 假鱼腥藻更可能是 2-MIB 的主要生产者^[31]。采用苏命等提出的排除法诊断 2-MIB 来源^[30], 首先计算皮尔逊相关性, 正常情况下异味物质浓度与产异味藻细胞密度正相关, 两者之间相关性高可以推断出异味物质是此产异味藻产生, 保留 $R>0.7$, $P<0.01$, 可得得出符合条件的有栅藻、微囊藻、束丝藻、假鱼腥藻及长孢藻等属 (表 3)。计算假阳性 (FP) 和假阴性 (FN), 然后专家研判异味来源: 由于产异味藻在某些条件下也会不产异味, 故而假阴性可以稍微放宽条件。依此推断, 束丝藻和长孢藻的 FP 过高, 应该不是本次调查的 2-MIB 来源, 故去除; 栅藻则根据文献未有产 2-MIB 的报道^[34], 微囊藻据报道主要产生 CYC 和 ION^[32-33], 因此, 推断 2-MIB 最可能是由假鱼腥藻产生 ($R=0.83$, $P<0.001$, $\text{FP}=21$, $\text{FN}=21$)。这一结论与我们在浙江水库的研究发现相互印证, 进一步证实了假鱼腥藻在长江中下游地区水源水库异味形成中的重要作用。

表 3 调查水库中主要藻属细胞密度与 2-MIB 的统计关系
Tab.3. Relationship between 2-MIB concentrations and the cell density of dominant phytoplankton genus in the investigated reservoirs.

	<i>R</i>	<i>P</i>	FP	FN	去除原因
栅藻属	0.72	0.0034	21%	0%	专家判断
微囊藻属	0.74	0.0025	21%	14%	专家判断
束丝藻属	0.85	0.0001	29%	7%	FP 高
假鱼腥藻属	0.83	0.0002	21%	21%	-
长孢藻属	0.73	0.0031	29%	36%	FP 高

本研究在 9 座水库中共检出 6 座存在假鱼腥藻。图 6 得出, 表层和次表层的假鱼腥藻细胞密度和 2-MIB 浓度线性拟合效果好 ($R^2=0.83$, $P<0.001$), 这一结果进一步支持 2-MIB 主要生产者最可能的是假鱼腥藻这一推论, 与浙江某水库的分析结果一致^[35]。然而, 也存在部分水库检出了 2-MIB, 但是镜检未发现假鱼腥藻的存在, 这一现象可能成因有 3 种: (1) 存在其他未被检出的产 2-MIB 蓝藻或放线菌产种类; (2) 受采样体积限制, 低丰度假鱼腥藻未采集到; (3) 假鱼腥藻的监测可能存在方法上的局限性。这一情况也表明, 虽然假鱼腥藻被证实是重要的 2-MIB 生产者, 但在实际水库管理中仍需考虑其他潜在来源的可能性, 特别是在假鱼腥藻未被检出的情况下。

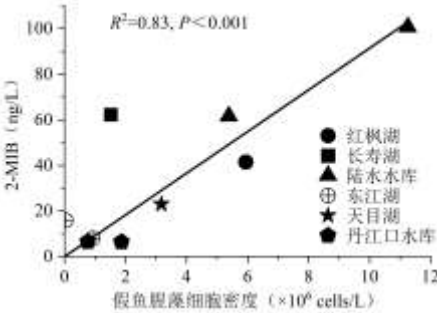


图 6 调查水库中假鱼腥藻细胞密度和 2-MIB 浓度的关系
Fig.6 Relationship between cell density of *Pseudanabaena* and 2-MIB concentrations in the investigated reservoirs.

3.2 营养盐浓度等环境因子对 2-MIB 浓度的影响

营养盐高低对调查水库中 2-MIB 浓度的高低有显著影响, 这表明富营养化控制是长江流域水源水库

异味物质风险控制的重要措施。主成分分析 (PCA) 结果显示, 调查水库中 2-MIB 浓度与 TN、TP、COD_{Mn} 等营养状态参数成正比, 与 SD 成反比 (图 7)。这一结果在调查得到印证: 营养盐水平最高的长寿湖同时具有最高的 2-MIB 浓度, 而陆水水库等营养盐相对较高的水库也出现较为严重的 2-MIB 超标问题。营养盐对 2-MIB 的影响可能是通过调控假鱼腥藻等产异味藻类的生长来实现。周利等人的试验表明, 氮、磷浓度高低对假鱼腥藻的生长影响显著 ($P < 0.01$): 在氮浓度为 0~230.4 mg/L 内, 假鱼腥藻的生物量与氮浓度呈正相关, 而磷浓度 >1.28 mg/L 会抑制假鱼腥藻生长^[34]。Olsen 等人通过实验得出单独添加氮或磷对 2-MIB 的产生没有显著影响, 但同时添加氮和磷会导致 2-MIB 浓度显著升高^[35]。这与太湖流域水源水库中发现的蓝藻过度繁殖与氮磷过量输入相关的结论一致^[36]。然而, 营养盐并不是假鱼腥藻大量滋生乃至产异味的充分条件。调查发现, 低营养盐情况下也会出现少量 2-MIB 的问题。如东江湖的次表层 TP 浓度为 0.024 mg/L 时, 即使假鱼腥藻细胞密度仅为 0.03×10^6 cells/L, 仍然检测到 15.9 ng/L 的 2-MIB。这一现象说明: (1) 假鱼腥藻产异味存在较低的营养盐阈值; (2) 除营养盐外, 水下光照等其他环境条件共同调控着假鱼腥藻的生长和代谢; (3) 水库形成异味物质的机制和产生条件具有高度复杂性。因此, 在制定异味物质防控策略时, 需综合考虑多种环境因素的协同作用。

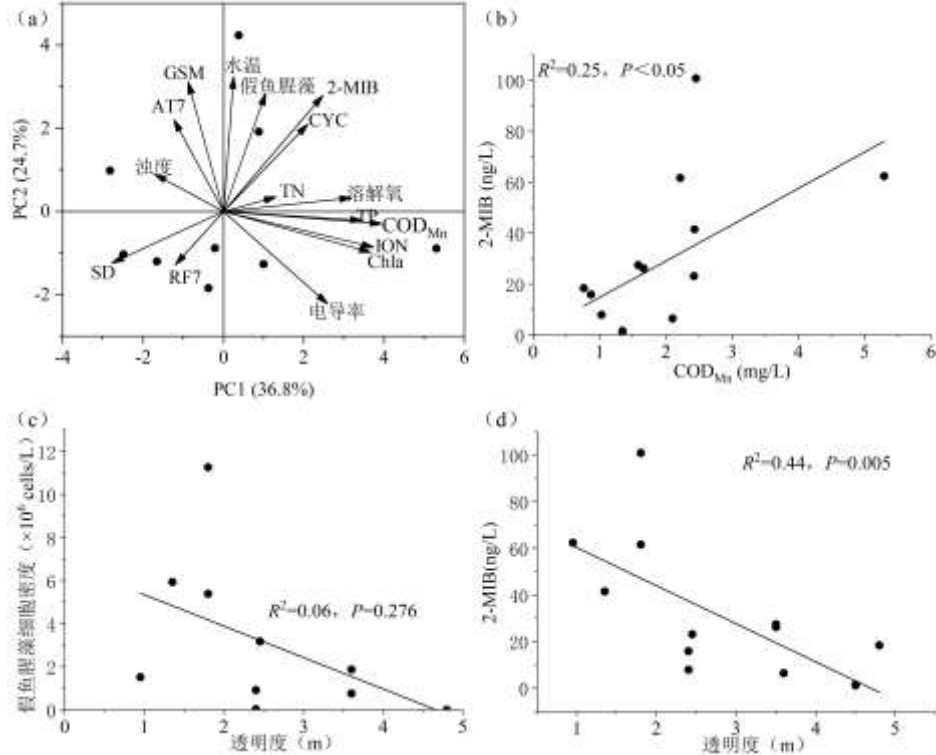


图 7. 调查水库中 2-MIB 与环境因子的关联性
(RF₇ 表示采样前 7 天累计降雨量; AT₇ 表示采样前 7 天平均气温)

Fig.7 Relationship between 2-MIB concentration and environmental factors in the investigated reservoirs.

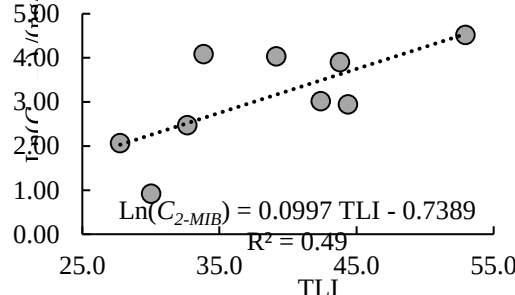


图 8. 调查水库中 2-MIB 浓度与营养状态指数之间的关系

Fig.8 Relationship between 2-MIB concentrations and trophic state index in the investigated reservoirs.

在研究期间, 水库 2-MIB 的浓度大致与水体 COD_{Mn} 浓度呈现正相关 ($R^2 = 0.25$, $P < 0.05$)、与 SD 呈现反相关 ($R^2 = 0.44$, $P < 0.01$) (图 7)。这一关联特征表明, 2-MIB 浓度变化趋势与表征水库营养状态的关键指标 (包括营养盐含量、有机污染程度、水体浊度及藻类生物量等) 具有显著的一致性。此外, 2-MIB 含量与 RF₇ 负相关 (图 7), 表明短期降雨过程能对水库异味、假鱼腥藻生长等产生影响, 其机制可能包括垂向混合、吸附沉淀及换水稀释等。具体机制还有待深入探索。

基于水库上 2 层水体水质参数计算各水库综合应用状态指数 TLI 与 2-MIB 平均浓度呈显著指数相关 ($R^2 = 0.49$ 图 8)。这一关系表明, 随着水体氮磷负荷增加、假鱼腥藻等产嗅藻类增殖、有机污染加剧、水体浑浊度上升以及水体营养状态指数升高, 2-MIB 等异味物质浓度超标风险也显著增大。因此, 控制水源

水库富营养化进程是降低水库异味物质超标问题出现的根本之策。

根据模型拟合的结果(图8),维持2-MIB浓度低于10 ng/L的嗅味阈值,需要将TLI控制在30以下。这一阈值关系证实,水质保障与异味防控具有协同效应。外源营养盐输入削减、食物链调控等富营养化控制也是水库异味防控的重要措施。

3.3 假鱼腥藻生消对2-MIB的影响

假鱼腥藻作为2-MIB的主要产嗅藻种,其种群动态与环境因子的关系已成为近年研究热点^[37]。但目前对假鱼腥藻生消的环境驱动机制及其与2-MIB浓度变化的定量关系仍缺乏系统认识。文献调研表明,假鱼腥藻的最适生长条件包括:水温25℃左右^[38]、中等强度光照以及中营养的养分条件^[37]。Wu等调查天目湖2-MIB年度变化规律时发现,2-MIB浓度峰值出现在年度第154天左右,也即5月底至6月初,此时天目湖表层5m的水温一般在22~26℃之间,恰处于假鱼腥藻生长的适宜温度。本研究发现,长江流域水源水库大都处于中营养水平,春末期间温跃层形成、水温适宜、光照充足,除云贵高原的2个水库外,其余7个水库表层5m的温度介于21.2~26.4℃之间,均有利于假鱼腥藻增殖。在垂向分布方面,水库分层结构为假鱼腥藻提供了生态位优势:能够在相对低光的中层获得足够的营养盐,同时规避表层强光抑制。值得注意的是,当水体营养盐过高(TLI>50)时,假鱼腥藻的竞争能力不及微囊藻、小环藻等藻属,会失去大量滋生的条件。这一生态位特征解释了为何中营养、分层水库更易出现假鱼腥藻主导的水质异味问题。

4 结论

在异味问题易发的春季对长江流域9座水源水库调查表明:(1)水体异味物质2-MIB超标是该区域水源水库春季普遍存在的水质风险(超标率59.4%),GSM超标也可能在个别水库发生(超标率12.5%);

(2)蓝藻门中的假鱼腥藻的季节性异常增殖可能是调查期间水源水库2-MIB的主要来源,2-MIB浓度较高的水库均同步出现了假鱼腥藻生物量较高的现象;但也存在一些水库存在2-MIB检出但未发现假鱼腥藻的现象,这可能与其它产嗅藻类或放线菌的贡献有关;(3)中营养水源水库的2-MIB浓度与营养状态指数成正比,当水体营养状态指数低于30(贫营养状态),2-MIB的超标率将大大降低,外源营养盐削减、食物链调控等富营养化控制是水库异味防控的重要措施。

致谢:感谢匿名审稿人对论文提出的宝贵意见。水库调查中得到云南大学周起超教授、中国科学院地球化学研究所王敬富研究员、中国科学院重庆绿色智能研究院马健荣副研究员、中国科学院水生生物研究所毕永红研究员、中国科学院长沙亚热带农业生态研究所李峰研究员的大力支持,样品分析中得到中国科学院南京地理与湖泊研究所金苗高级工程师、陶陶研究助理、叶小锐助理、胡春华副研究员等的帮助,在此一并表示感谢!

5 参考文献

- [1]. Zhang Y, Deng J, Zhou Y, et al. Drinking water safety improvement and future challenge of lakes and reservoirs[J]. Science Bulletin, 2024, 69: 3558-3570.
- [2]. Zhu G, Xu H, Zhu M, et al. Mechanisms and countermeasures of water quality risk in reservoirs using as drinking water sources in China. Journal of Lake Sciences, 2024, 36(1): 1-16. [朱广伟, 许海, 朱梦圆, 等. 我国城市水源水库水质风险成因及对策. 湖泊科学, 2024, 36(1), 1-16.]
- [3]. Burgos L, Lehmann M, Simon D, et al. Agents of earthy-musty taste and odor in water: Evaluation of cytotoxicity, genotoxicity and toxicogenomics. Science of The Total Environment, 2014, 490: 679-685.
- [4]. Sun D, Yu J, An W, et al. Identification of causative compounds and microorganisms for musty odor occurrence in the Huangpu River, China. Journal of Environmental Sciences, 2013, 25(3): 460-465.
- [5]. Zamyadi A, Henderson R, Stuetz R, et al. Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants. Water Research, 2015, 83: 171-183.
- [6]. Li L, Zhu C, Xie C, et al. Kinetics and mechanism of *Pseudoanabaena* cell inactivation, 2-MIB release and degradation under exposure of ozone, chlorine and permanganate. Water Research, 2018, 147: 422-428.
- [7]. Gerber N. Geosmin from microorganisms is trans-1, 10-dimethyl-trans-9-decalol. Tetrahedron Letters, 1968, 9(25): 2971-2974.
- [8]. Tabachek J and Yurkowski M. Isolation and identification of blue-green algae producing muddy odor metabolites, geosmin and 2-methylisoborneol in saline lakes in Manitoba. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1976, 33(1): 25-35.
- [9]. Giglio S, Chou W, Ikeda H, et al. Biosynthesis of 2-methylisoborneol in cyanobacteria. Environmental Science & Technology, 2011, 45(3): 992-998.
- [10]. Jüttner F and Watson S B. Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(14): 4395-4406.
- [11]. Su M, Yu J, Zhang J, et al. MIB-producing cyanobacteria (*Planktothrix* sp.) in a drinking water reservoir: Distribution and odor producing potential. Water Research, 2015, 68: 444-453.
- [12]. Lee J, Yu M, Yu S, et al. Occurrence and phylogenetic analysis of *Pseudanabaena* sp. producing 2-methylisoborneol in drinking water source of South Korea. Environmental Microbiology Reports, 2021, 14(2): 197-202.
- [13]. Martin J, Izaguirre G. and Waterstrat P. A planktonic *Oscillatoria* species from Mississippi catfish ponds that produces the off-flavor compound 2-methylisoborneol. Water Research, 1991, 25(12): 1447-1451.
- [14]. Yue Z, Chen Y, Wu Z, et al. Thermal stratification controls taste and odour compounds by regulating the phytoplankton community in a large subtropical water source reservoir (Xin'anjiang Reservoir). Journal of Hazardous Materials, 2024, 466: 133539.
- [15]. Wang C, Yu J, Guo Q, et al. Occurrence of swampy/septic odor and possible odorants in source and finished drinking water of major cities across China. Environmental Pollution, 2019, 249: 305-310.
- [16]. Kakimoto M, Ishikawa T, Miyagi A, et al. Culture temperature affects gene expression and metabolic pathways in the 2-methylisoborneol-producing cyanobacterium *Pseudanabaena galeata*. Journal of Plant Physiology, 2014, 171(3-4): 292-300.
- [17]. Shen Q, Wang Q, Miao H, et al. Temperature affects growth, geosmin/2-methylisoborneol production, and gene expression in two cyanobacterial species. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 29(8): 12017-12026.
- [18]. Su M, An W, Yu J, et al. Importance of underwater light field in selecting phytoplankton morphology in a eutrophic reservoir. Hydrobiologia, 2014, 724(1): 203-216.

- [19]. Wu T, Zhu G, Wang Z, et al. Seasonal dynamics of odor compounds concentration driven by phytoplankton succession in a subtropical drinking water reservoir, southeast China. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 425: 128056.
- [20]. Conley D, Paerl H W, Howarth R, et al. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, 323(5917): 1014-1015.
- [21]. Zhang N, Zhao L, Wang Z, et al. A research on total load control of water pollutants in Yudong Reservoir based on water quality hydrodynamic model. *Environmental Science Survey*, 2012, 31(3): 35-41. [张宁燕, 赵磊, 王志芸, 等. 基于水质水动力模型的渔洞水库水污染物总量控制研究. *环境科学导刊*, 2012, 31(3): 35-41.]
- [22]. Zeng H, Wang J, Li Y, et al. Water quality change and influencing factors in Lake Hongfeng (Guizhou Province), 2009-2018. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(3): 676-687. [曾华献, 王敬富, 李玉麟, 等. 贵州红枫湖近 10 年来 (2009-2018 年) 水质变化及影响因素. *湖泊科学*, 2020, 32(3): 676-687.]
- [23]. Zhou L, Jin X, Lu S, et al. Assess of heavy metals pollution of Changshouhu in Chongqing, China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(7): 1355-1361. [周莉萍, 金相灿, 卢少勇, 等. 重庆市长寿湖重金属污染评价. *农业环境科学学报*, 2010, 29(7): 1355-1361.]
- [24]. Zheng H, He H, Li H, et al. An assessment of the impact of future land use changes on non-point source pollution loads in the Dongjiang Lake basin. *China Rural Water and Hydropower*, 2023, (11): 69-78. [郑昊, 贺华翔, 李海明, 等. 东江湖流域未来土地利用变化对面源污染负荷的影响评估. *中国农村水利水电*, 2023, (11): 69-78.]
- [25]. Song G, Zhang Y, Qiu P, et al. Phytoplankton community structure and influencing factors in Lushui Reservoir. *Journal of Hydroecology*, 2024, 45(5): 49-57. [宋高飞, 张羽珩, 邱鹏飞, 等. 陆山水库浮游植物群落结构特征及其影响因素. *水生态学杂志*, 2024, 45(5): 49-57.]
- [26]. Liu G, Zhao F, Ni X, et al. Analysis of characteristics and causes of water quality change in Danjiangkou Reservoir bays during full storage period. *Yangtze River*, 2025, Doi: 42.1202.TV.20241122.1056.008. [柳根, 赵肥西, 倪雪峰, 等. 丹江口水库蓄满期库湾水质变化特征及成因分析. *人民长江*, 2025, Doi: 42.1202.TV.20241122.1056.008.]
- [27]. Yu L, Wu C, Lan Y. Risk analysis for flooding control security of Zhelin Reservoir dam. *Yangtze River*, 2009, 40(17): 33-35. [余雷, 伍春平, 兰盈盈. 柘林水库大坝防洪安全风险. *人民长江*, 2009, 40(17): 33-35.]
- [28]. Lu J, Shu R, Li X, et al. Analysis of water resources carrying capacity of Taiping Lake basin, Huangshan City, Anhui Province. *Journal of Fudan University (Natural Science)*, 2013, 52(6): 822-828. [陆君, 舒荣军, 李响, 等. 黄山市太平湖流域水资源承载力分析. *复旦学报(自然科学版)*, 2013, 52(6): 822-828.]
- [29]. Chen Y, Chen K, Hu Y. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method. *Journal of Lake Sciences*, 2006, 18(5): 550-552. [陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨. *湖泊科学*, 2006, 18(5): 550-552.]
- [30]. Su M, Zhu Y, Jia Z, et al. Identification of MIB producers and odor risk assessment using routine data: A case study of an estuary drinking water reservoir. *Water Research*, 2021, 192: 116848.
- [31]. Xiao M, Wei Y, Zheng D, et al. Outbreak of 2-methylisoborneol in a drinking water reservoir attributed to the cyanobacterium *Pseudanabaena* sp. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2024, 42(6): 1789-1804.
- [32]. Li L, Gao N, Deng Y, et al. Characterization of intracellular & extracellular algae organic matters (AOM) of *Microcystis aeruginosa* and formation of AOM-associated disinfection byproducts and odor & taste compounds. *Water Research*, 2012, 46(4): 1233-1240.
- [33]. Zhang K, Lin T, Zhang T, et al. Characterization of typical taste and odor compounds formed by *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, 25(8): 1539-1548.
- [34]. Zhou L, Wang M, Gao J, et al. Effects of nitrogen and phosphorus concentrations on growth and photosynthesis physiology of *Pseudanabaena* sp. *Environmental Engineering*, 2020, 38(11): 110-116, 134. [周利, 王茂伟, 高静思, 等. 氮、磷浓度对伪鱼腥藻生长及光合生理的影响. *环境工程学报*, 2020, 38(11): 110-116, 134]
- [35]. Olsen B, Chislock M, Wilson A. Eutrophication mediates a common off-flavor compound 2-methylisoborneol in a drinking water reservoir. *Water Research*, 2016, 92: 228-234.
- [36]. Zhu H, Xu H, Zhan X, et al. Nitrogen and phosphorus enrichment influencing odor compounds production in drinking reservoir. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, 43(8): 165-178. [朱慧, 许海, 詹旭, 等. 氮磷增加对水源水库异味物质影响的模拟研究. *环境科学学报*, 2023, 43(8): 165-178.]
- [37]. Pang Y, Chen S, Xu H, et al. Research progress on *Pseudanabaena* sp. and its metabolite 2-methylisoborneol (2-MIB). *Chinese Journal of Ecology*, 2021, 40(5): 1530-1548. [庞一鸣, 陈淑华, 徐杭州, 等. 伪鱼腥藻(*Pseudanabaena* sp.)及其产生 2-甲基异莰醇(2-MIB)的研究进展. *生态学杂志*, 2021, 40(5): 1530-1548.]
- [38]. Zhang T, Zheng L, Li L, et al. 2-Methylisoborneol production characteristics of *Pseudanabaena* sp. FACHB 1277 isolated from Xionghe Reservoir, China. *Journal of Applied Phycology*, 2016, 28: 3353-3362.