

1 MIB-derived odor management based upon hydraulic regulation
2 in small drinking water reservoirs: principle and application

3 Jinping Lu^{a,d}, Ming Su^{a,d,*}, Yuliang Su^b, Jiao Fang^a, Michael Burch^c, Tengxin Cao^{a,d}, Bin Wu^b,
4 Jianwei Yu^{a,d}, Min Yang^{a,d,*}

^a*State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, P.O. Box 2871, Beijing, 100085,*

^b*Zhuhai Water Environment Holdings Group Ltd., Zhuhai, 519020,*

^c*School of Biological Sciences, The University of Adelaide, SA, 5005,*

^d*University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049,*

5 **Abstract**

这项研究提出了一种基于水力调控的方法，用于控制小型水库中产生异恶酮 (MIB) 的蓝藻的生长，根据长期的野外调查、实验室培养实验、模型构建和现场应用的结果。野外调查发现较长的水力停留时间 (HRT) 是触发 MIB 事件的因素之一。培养研究揭示了最大细胞密度、产生 MIB 的 *Planktothricoides raciborskii* 的生长速率和 MIB 浓度由 HRT 决定 ($R^2 = 0.94$, p 值 < 0.001)，并且可以通过将 HRT 减少到小于 10 天来最小化。在此基础上，建立了一个 HRT 调控模型，并通过野外调查进行了验证，并评估了 14 个蓝藻属的关键 HRT 值。通过将 HRT 减少到 5.4 ± 0.8 天，低于 $7.5 \sim 15.0$ 天的临界值，成功地终止了 2021 年 ZXD 水库的一个 MIB 事件。结果表明，该提出的原则可以为 HRT 调控提供科学依据，已证明是有效和可行的。这种方法避免了对水质的负面影响，不需要额外投资于工程基础设施，并且在某些情况下可以通过改变现有的操作程序来立即应用。因此，基于 HRT 的调控是一种有前途的策略，可以针对 MIB 的控制，可能也适用于小型水库中其他蓝藻来源的水质问题。

6 **Keywords:** 2-methylisoborneol, cyanobacterial control, HRT, drinking water, hydraulic

7 regulation, odor

*Corresponding author

Email addresses: mingsu@rcees.ac.cn (Ming Su), yangmin@rcees.ac.cn (Min Yang)

8 1. 引言

9 源水库中因异噁酮（MIB）引起的土壤/霉味事件，其气味阈值浓度（OTC）低至 10 ng L^{-1}
10 常常是饮用水行业的一个主要关注点 (Izaguirre and Taylor, 2004; Jüttner and Watson,
11 2007; Watson, 2004)。活性炭吸附已被广泛用于 MIB 去除 (Li et al., 2019; Zamyadi et al.,
12 2015)。然而，当源水中 MIB 浓度超过 200 ng L^{-1} 时，特别是当天然有机物（NOM）丰富
13 且与活性炭竞争吸附位点时，其效果不佳 (Gilligly et al., 1999; Wang et al., 2020)。此外，
14 它还大幅增加了水处理厂的运营成本，并产生大量需处理的污泥 (Huang et al., 2020; Li
15 et al., 2019)。因此，寻找控制源水中产生 MIB 的蓝藻生长的选项非常重要。

16 尽管 MIB 最初被确认为放线菌、一些真菌和共生细菌产生的挥发性次生代谢产物，
17 但已确定细丝状蓝藻是饮用水水库中 MIB 的主要来源 (Gerber, 1983; Jüttner and Watson,
18 2007; Cao et al., 2023)。根据 @su2021ecological 总结，包括 *Pseudanabaena* (Zhang et al., 2016;
19 Su et al., 2021)、*Planktothrix* (Su et al., 2015)、*Phormidium* (Izaguirre et al., 2007)、*Oscillatoria* (Van
20 Der Ploeg et al., 1995) 和 *Planktothricoides* (Te et al., 2017; Lu et al., 2022) 等 20 多种蓝藻属
21 的菌株被报道为主要的 MIB 产生者。与常见的表面浮游生物属 *Microcystis*（直径： $3 \sim 9 \mu\text{m}$ ）相比，
22 大多数产生 MIB 的菌株是细丝状蓝藻（长度： $1.3 \sim 12 \mu\text{m}$ ，宽度： $0.8 \sim 15 \mu\text{m}$ ）(Xu et al., 2020)。
23 较大的细胞平面表面积使它们能够在较低光照条件下操作，并吸
24 收更多的辐射 (Su et al., 2014)。此外，它们通常具有更多的辅助光合色素（如植物色素
25 红蛋白），通过色调适应扩展它们对可见光谱的吸收能力 (Wiltbank and Kehoe, 2019; Su
26 et al., 2023)。这些特性使它们能够在光强度较低的亚表层/深层生长，而那里的绿光和
27 营养物质更加丰富 (Halstvedt et al., 2007; Su et al., 2019)。因此，它们生长速度通常比表
28 面浮游蓝藻慢 (de Araujo Torres et al., 2015; da Anunciação Gomes et al., 2015)。

29 已经制定了几种策略来预防或抑制蓝藻水华，包括减少营养负荷、化学藻类杀灭剂、
30 物理去除、人工搅拌和生物操纵 (Everall and Lees, 1997; Greenfield et al., 2014; Fastner
31 et al., 2015; Huisman et al., 2018; Newcombe, 2012)。然而，尽管这些方法在至少一些湖
32 泊中取得了成功，但效果并不保证。营养管理需要长期和盆地尺度的行动 (Jeppesen
33 et al., 2005)。由于潜在的不良生态影响，不希望在自然水体和饮用水水库中使用杀藻
34 剂 (Kibuye et al., 2021)。湖泊的人工搅拌是防止浮游蓝藻水华的有效水力方法，但成

35 本很高 (Visser et al., 1996, 2016)。特别地, MIB 产生的蓝藻通常不是优势物种 (Su et al.,
36 2019), 导致这些传统方法的控制效率较低。

37 源水中亚表层/深层蓝藻的控制通常不被讨论。在这种情况下的重要问题是: 1) 源水
38 中不希望或受限制地应用化学物质; 2) 大多数 MIB 产生者在相对稀疏的亚表层层生
39 长。考虑到它们独特的生态位特性, 我们之前的研究在宫云水库和青草沙水库 (均位
40 于中国) 开发并验证了基于水位和浑浊度调节的蓝藻控制策略 (Su et al., 2017; Jia et al.,
41 2019; Su et al., 2022)。这些经过验证的应用表明, 通过降低水下光强度至低于它们的最
42 低需求, 可以相对轻松地减少源水中 MIB 产生者的生长。然而, 这些方法需要充足的
43 水量和能力来调节水位或充足的高浑浊度的入流来调节水浑浊度, 而这在许多水库中
44 是不可用的。此外, 在东太湖的现场监测结果和文化实验结果确认, 水下植物可以通
45 过营养物质耗尽、增加水透明度、遮阴和化感效应显著抑制 MIB 产生的蓝藻的生长,
46 但更适用于浅湖 (Yang et al., 2023)。

47 在几个河流生态系统中, 水力动力学已被验证为影响蓝藻水华的关键因素 (Mitrovic
48 et al., 2003; Verspagen et al., 2006; Mitrovic et al., 2011; Cha et al., 2017; Romo et al., 2012)。
49 一个机械模型预测, 用淡水冲洗将在当前冲洗速率足够增加时抑制 *Microcystis* 种群
50 (Verspagen et al., 2006)。相反, 快速流速可能通过干扰和稀释蓝藻种群和/或增加浑浊
51 度, 削弱水体中的热层结构, 从而降低蓝藻暴露于光线下的时间, 从而防止蓝藻水华的
52 形成 (Cha et al., 2017)。研究发现, 300 ML d^{-1} (0.03 m s^{-1}) 的排放足以抑制 *Dolichospermum*
53 *circinalis* (以前称为 *Anabaena circinalis*) 的发展, 3000 ML d^{-1} (0.3 m s^{-1}) 的排放可以有
54 效去除已形成的水华 (Mitrovic et al., 2011)。这些研究已经证明了基于河流系统中大规
55 模流速增加的控制效果。除了地中海浅湖的一个案例研究 (Romo et al., 2012) 外, 该研
56 究将在旱季期间流速降低将导致 *Microcystis aeruginosa* 生物量和微囊藻毒素浓度增加
57 1-2 个数量级。尚未探讨水库和湖泊系统中水力调控的效果, 这些系统的流速要低得
58 多。此外, 包括 *in-situ* 流速和物理稀释在内的两个水动力学方面可能影响蓝藻的生长
59 和控制, 然而, 对应的因果机制尚未阐明。

60 根据我们之前的研究 (Jia et al., 2019; Lu et al., 2022) 和其他出版物的资料, 细丝状蓝藻
61 的生长速率相对较低。由于 MIB 主要由细丝状蓝藻产生, 我们在这里提出了一个假设:

62 通过水力调控可以抑制水库系统中生长速率相对较低的 MIB 产生者，尽管它们的流速
63 要低得多。在这项研究中，首先在中国珠海市的一个小型水库中调查了 HRT 对 MIB 产
64 生的影响，并在使用 MIB 产生的 *Planktothricoides raciborskii* (*P. raciborskii*) 菌株的培养
65 实验中进行了验证。随后，开发了一个机械模型来评估限制细丝状蓝藻属菌株生长的
66 关键 HRT 值，并在珠海另一个小型水库中进行了验证，该水库为澳门供应水源。这项
67 研究的结果可能为控制源水中的 MIB 问题提供了一种新的方法和原则，尤其适用于那
68 些可以相对容易地调节 HRT 的小型水库。

69 **2. 材料与方法**

70 **2.1. 研究地点**

71 本研究选择了两个亚热带中营养水体的水库，南屏水库 (NP, 22°13'N, 113°29'E) 和
72 竹仙洞水库 (ZXD, 22°12'N, 113°31'E)。这两个水库位于中国珠海市 (见图 1)，并由西
73 江供水。NP 水库主要用作珠海和澳门的饮用水资源，而 ZXD 水库主要用作澳门的饮用
74 水资源。NP 水库的平均水深为 15.80 ± 12.77 米 (均值 \pm 标准差)，ZXD 水库的平均水深
75 为 6.72 ± 2.29 米。水温动态遵循相同的季节性模式，年均温度为 24°C 。两个水库的表
76 层水和底层水之间存在 $3\text{--}5^{\circ}\text{C}$ 的温差，表现出较弱的分层现象 (见图 2)。两个水库的表
77 层有效体积分别为 $5.74 \times 10^6 \text{ m}^3$ (NP) 和 $2.61 \times 10^6 \text{ m}^3$ (ZXD)，水力停留时间 (HRT) 分
78 别在 10 ~ 55 天 (NP) 和 5 ~ 23 天 (ZXD) 之间。自 2017 年以来，NP 水库每年春夏季都
79 遭受 MIB 产生的发霉气味问题，而 ZXD 水库在 2021 年 3 月和 4 月发生了 MIB 事件。

80 **2.2. 取样过程**

81 由于热分层较弱，样品主要采集自表层 (0.5 米)。从 2017 年到 2020 年，对 NP 水库
82 进行了长期例行监测。从 NP03 (靠近出口) 的表层 (0.5 米深度) 采集了水样 (1 升)，
83 并使用水银温度计原位测量了温度。此外，在 NP 水库的两次 MIB 事件 (2017 年 7 月
84 和 2018 年 4 月) 期间进行了两次强化调查，每天从 6 个取样点 (NP01 ~ NP06) 取表层
85 水样 (0.5 升) 进行气味分析。在 ZXD 水库的 MIB 事件期间 (2021 年 3 月 ~ 4 月)，进行
86 了一次强化调查，并在 6 个取样点 (ZXD01 ~ ZXD06) 每天收集 0.5 升的表层水样进行
87 浮游植物和气味的定量分析。此外，为了描述 ZXD 水库的整体水质特征，于 2021 年 4

88 月每周一次从每个点的三个层次（表层、半深度、底部）收集 0.5×3 升的水样用于营
89 养物质和气味的定量分析。取样详细描述见表 1。

90 水样装入棕色窄口采样瓶中，并在四小时内送往实验室进行预处理。使用超声波声
91 深仪（SM-5，日本）测量水深（深度），使用标准塞奇盘确定水透明度（SD）。使用多参
92 数水质探测器（YSI6600，美国）测量水温（Temp.）、溶解氧（DO）、pH 值、浊度（Turb.）、
93 盐度、电导率（Cond.）、总溶解固体（TDS）、叶绿素 a （Chl a ）、藻蓝蛋白（PC）和氯
94 化还原电位（ORP）。所有参数在使用前根据仪器手册在实验室或野外进行了校准。

95 2.3. 实验室水质分析

96 水样在暗处冷藏（4°C）保存，在 48 小时内分析了所有水质指标。通过添加 NaClO（2
97 mg L⁻¹）保存了原水和过滤后（0.7μm，Whatman，英国）水样进行气味（MIB 和土臭
98 素）分析，以抑制生物降解。使用原水样估计了总 MIB（tMIB）和土臭素（tGSM）浓
99 度，而使用过滤后的样品测量了溶解 MIB（dMIB）和土臭素（dGSM）。使用固相微萃
100 取（SPME）结合气相色谱质谱联用（GC-MS，Agilent 7890，美国）分析了气味化合物
101 （MIB，土臭素）。总氮（TN）、总磷（TP）、铵态氮（NH₄-N）和硝酸盐（NO₃-N）等总
102 营养物质的分析按照国家标准方法进行（中国环境保护部 2007 年，2009 年，2012 年，
103 2013 年）。

104 2.4. 浮游植物定量

105 用 5% 碘酚保存原 ZXD 水库亚样（100 毫升），静置 72 小时。然后取出顶部 90 毫升溶
106 液以得到 10 倍浓度的溶液。使用显微镜（Olympus，BX51，日本）在明场下使用计数
107 工具（CCT V1.4，中国，<https://drwater.rcees.ac.cn>）对浮游植物进行计数。特定的定量
108 方法与我们之前的报告一致。从 NP 水库的长期例行监测样品中，使用原水测量了叶
109 绿素 a 浓度。

110 2.5. 不同 HRT 条件下 *Planktothricoides raciborskii* 的生长

111 *Planktothricoides raciborskii* (*P. raciborskii*)，珠海水库中 MIB 产生最丰富的蓝藻属（见
112 图 3），在我们之前的研究中从珠海的 FH 水库中分离出，并在本研究中用于培养实验。
113 首先在 BG11 培养基中培养纯净的 *P. raciborskii* 菌株直至对数生长期（30°C，54μmol m⁻²

114 s^{-1}), 然后使用 $1.2\mu\text{m}$ 膜 (Millipore, 美国) 过滤, 用超纯水洗涤三次以备后续接种。实
115 验分别在 6 个 HRT 水平 (2、5、10、20、40、80 天) 进行, 每个水平有三个重复, 命名
116 为 RT02、RT05、RT10、RT020、RT40 和 RT80。使用从 NP 水库的原水经过过滤 ($0.7\mu\text{m}$,
117 Waterman, 英国) 和灭菌 (121°C , 30 分钟) 处理的培养基 (TDN: $860\mu\text{g L}^{-1}$, TDP: $21\mu\text{g}$
118 L^{-1})。培养实验持续 18 天, 在最适宜的温度和光强条件下进行 (30°C , $54\mu\text{mol m}^{-2} s^{-1}$),
119 这与 NP 水库 MIB 事件期间 0.9 米深度的平均光强相近。由于培养样品的细胞密度相对
120 较高, 因此不需要富集以进行优化的计数。为了最小化取样对培养系统的影响, 每两
121 天只取 20 毫升培养样品进行细胞计数和气味分析。实验设计的更多细节见图 4 和表
122 2。

123 2.6. 数据分析

124 通过以下方程计算了实际水库 HRT (τ, d) 和培养实验中 *P. raciborskii* 的特定生长率:

$$\tau = \frac{V}{\sum Q_i} \quad (1)$$

$$\mu = \frac{\ln y_{t_2} - \ln y_{t_1}}{t_2 - t_1} \quad (2)$$

125 其中 V 是实际水库的容积, Q_i 是流入量。 y_{t_2} 和 y_{t_1} 是培养实验在对数生长期开始
126 (t_1) 和结束 (t_2) 时的 *P. raciborskii* 细胞密度。

127 通过文献中的培养实验确定了 14 个典型蓝细菌属的生长率。共验证了 1480 个记录,
128 并用于评估它们的生长率的统计分布。请注意, *Pseudanabaena* 被确认为 ZXD 水库的
129 主要 MIB 产生者, 在进行现场应用时使用。基于文献 (包括我们以前的研究) 的记录,
130 使用 *Pseudanabaena* 的中位生长率。

131 本研究中的所有数据分析和可视化均基于 R 语言。数据统计、统计检验、线性建模
132 和多元非线性回归使用 **base** 包完成。具体而言, 进行了两种统计检验策略, 包括适用
133 于符合多元正态性和方差卡方的方差分析 (ANOVA) 以及适用于其余数据的 **wilcoxon**
134 检验。统计检验的描述见“补充资料”中的表格。相关系数的计算和显著性检验使用

135 **Hmisc** 包完成。图形绘制使用 **ggplot2** 包。数值以均值 \pm 标准偏差表示。

136 **3. 结果**

137 **3.1. NP 水库中 HRT 和 MIB 浓度的相关性**

138 在 2017 年至 2020 年期间，NP 水库共观测到四次显著的 MIB 事件（峰值 $cMIB > 30 \text{ ng L}^{-1}$ ）（见图 5）。高 MIB 浓度主要出现在春季 ($27.1 \pm 25.9 \text{ ng L}^{-1}$) 和夏季 ($35.5 \pm 36.1 \text{ ng L}^{-1}$)，特别是在 4 月 ($48.4 \pm 35.5 \text{ ng L}^{-1}$) 和 8 月 ($51.3 \pm 55.9 \text{ ng L}^{-1}$)，表明季节性显著
141 ($p\text{-value} = 0.0334$)。土臭素浓度在整个研究期间始终低于 OTC (10 ng L^{-1})。

142 通过对 NP 水库的生态学特征进行调查，以探索 MIB 事件的潜在驱动因素，总结如下。
143 NP 水库的平均 HRT 为 $19.7 \pm 8.6 \text{ d}$ ，春季 ($25.8 \pm 13.8 \text{ d}$) 较高，特别是 3 月 ($35.0 \pm 14.0 \text{ d}$) 和 5 月 ($22.5 \pm 14.1 \text{ d}$)，表现出显著的季节变化 ($p\text{-value} = 0.0092$)。年均水温高，
145 介于 $23.5 \pm 3.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 之间，夏季 ($26.5 \pm 1.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$) 和冬季 ($20.8 \pm 3.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$) 之间的温差相对较低 ($5.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$)。总氮 (TN)、总磷 (TP) 和铵态氮 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 等营养物质未表现出显著的
146 季节变化 ($p\text{-values} > 0.1$)，分别为 $1,502 \pm 401 \mu\text{g L}^{-1}$ 、 $36 \pm 30 \mu\text{g L}^{-1}$ 和 $152 \pm 107 \mu\text{g L}^{-1}$ 。
147

148 总有机碳 (TOC) 浓度在春季 ($1.65 \pm 0.16 \text{ mg L}^{-1}$) 和夏季 ($1.76 \pm 0.49 \text{ mg L}^{-1}$) 略高，
149 表现出微弱的季节变化 ($p\text{-value} = 0.0565$)。年均溶解氧 (DO) 为 $6.9 \pm 1.4 \text{ mg L}^{-1}$ ，没
150 有季节差异 ($p\text{-value} = 0.4690$)。浮游植物丰度在春季 ($39.7 \pm 38.2 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$) 和夏
151 季 ($54.1 \pm 48.8 \times 10^6 \text{ cells L}^{-1}$) 显著更高 ($p\text{-value} = 0.0084$)，导致 pH 值更高 ($p\text{-value} =$
152 0.0023)，分别为 8.5 ± 0.4 和 8.6 ± 0.5 。

153 对 MIB 浓度与生态学参数进行了相关分析，结果显示只有浮游植物丰度呈现显著正
154 相关关系 ($r = 0.40$, $p\text{-value} = 0.0115$ ，见图 6)。浮游植物丰度最高时 ($(63.6 \pm 49.7) \times 10^6$
155 cells L^{-1}) 的 7 月，MIB 浓度为 $38.6 \pm 28.0 \text{ ng L}^{-1}$ 。此外，根据 *mic* 基因序列，*Pseudanabaena*
156 和 *Planktothricoides* 被确认为主要的 MIB 产生蓝藻（见表 3）。

157 值得注意的是，MIB 浓度和 HRT 呈现相似的变化趋势，但 MIB 的变化滞后于 HRT 约 1
158 ~4 周。MIB 事件概率与 HRT 之间存在单峰分布，显示当 HRT 超过 $17 \sim 20 \text{ d}$ 时，事件概
159 率约为 40%（见图 7）。在 MIB 事件期间和其他时期之间未观察到其他主要生态学参数
160 （包括温度、营养物质 (TN、TP、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$)、pH 等）的显著差异（见表 4）。

161 3.2. HRT 对 *P. raciborskii* 生长和 MIB 产量的影响

162 培养实验表明, HRT 对 MIB 产生的 *P. raciborskii* 细胞生长具有显著影响 ($p\text{-value} < 0.001$,
 163 Fig. 1A)。在低 HRT 处理 (RT02、RT05) 中, 生长受到抑制, 生物量浓度显著低于其他
 164 HRT 处理 ($p\text{-value} < 0.0001$)。中等 (RT10 和 RT20) 和高 HRT 处理 (RT40 和 RT80) 之间
 165 也观察到生长差异 ($p\text{-value} < 0.0001$)。在 RT02 和 RT05 中, 细胞增加持续了 2 d 和 4 d,
 166 分别在第 3 天 (RT02) 和第 5 天 (RT05) 获得最高值 ((1.03 ± 0.49) $\times 10^7$ cells L $^{-1}$ 和 (2.02
 167 ± 0.29) $\times 10^7$ cells L $^{-1}$), 然后迅速下降至非常低的丰度 (RT02: 0 cells L $^{-1}$; RT05: (7.05 \pm
 168 2.44) $\times 10^5$ cells L $^{-1}$)。

169 MIB 浓度表现出与 *P. raciborskii* 丰度类似的模式 (Fig. 1B、1C)。初始 MIB 浓度为 3,501.0
 170 ± 295.4 ng L $^{-1}$ 。RT02 和 RT05 中 MIB 浓度呈明显下降趋势, 可能与蒸发和生物降解有关
 171 (Li et al., 2012)。对于 RT10 和 RT20, 细胞生长期 (第 5 天至第 10 天) MIB 的产生可
 172 以补偿 MIB 的损失, MIB 浓度开始在细胞衰退期间下降。仅在 RT40 和 RT80 处理中观
 173 察到 MIB 浓度的净增加。RT40 和 RT80 处理中的 MIB 浓度从 3,784.7 \pm 472.2 和 3,691.7 \pm
 174 343.9 ng L $^{-1}$ 增加到 6,838.5 \pm 783.7 和 15,852.7 \pm 2,644.4 ng L $^{-1}$ (第 19 天)。总体而言, 最
 175 大的 MIB 增加比率与 HRT 呈显著正相关 ($r = 0.76$, $p\text{-value} = 0.0001$)。

176 根据 Eq. 3 评估了生长速率 (ρ) 和最大细胞密度 (N^*), 如 Table 1 所总结。在 RT02 中
 177 获得负生长率 (-0.26 ± 0.14 d $^{-1}$), 在 RT05 中获得接近零的生长率 (0.02 ± 0.05 d $^{-1}$)。
 178 对于中等/高 HRT 处理, 获得了 0.19 ± 0.02 d $^{-1}$ 至 0.33 ± 0.11 d $^{-1}$ 的正生长率, 与 HRT 呈
 179 正相关 ($r = 0.65$, $p\text{-value} = 0.0021$)。因此, 最大细胞密度和 MIB 浓度也与 HRT 显著相
 180 关 ($r = 0.91$, $p\text{-value} = 0.0107$; $r = 0.97$, $p\text{-value} = 0.0011$)。

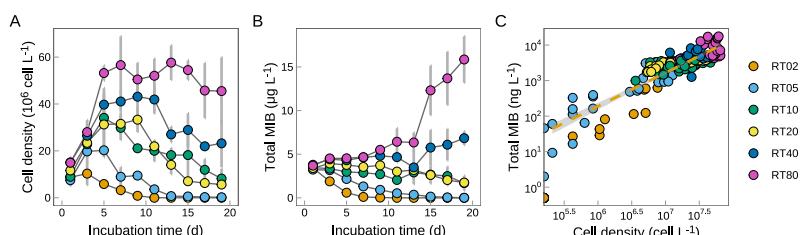


Fig. 1 *P. raciborskii* 在不同水力停留时间 (HRT) 下的细胞生长和 MIB 产量 (A: 细胞密度; B: MIB 浓度; C: 细胞密度与 MIB 浓度的相关性) (培养条件: 温度: 30°C, 光照强度: 54 μmol m $^{-2}$ s $^{-1}$; 数值以平均值 \pm 标准偏差表示)。

Table 1 “*P. raciborskii* 培养实验结果摘要 (τ (d): 细胞数量增加的持续时间; N^* : 最大细胞密度; c_{MIB}^* : 最大 MIB 浓度; k_{MIB} : 不同 HRT 条件下 MIB 的衰减速率, 所有值均以均值 \pm 标准偏差表示。)”

HRT (d)	τ (d)	ρ (d^{-1})	N^* ($\times 10^7$ cell L^{-1})	c_{MIB}^* (ng L^{-1})	k_{MIB}^* (ng $L^{-1} d^{-1}$)
2	3	-0.26 \pm 0.14	1.03 \pm 0.48	1,888.7 \pm 96.3	341.1 \pm 19.9
5	5	0.02 \pm 0.05	2.02 \pm 0.29	3,172.1 \pm 197.8	179.4 \pm 7.4
10	5	0.19 \pm 0.02	3.41 \pm 1.04	3,347.8 \pm 334.7	98.6 \pm 45.1
20	9	0.13 \pm 0.10	3.33 \pm 0.52	3,936.9 \pm 82.5	92.3 \pm 5.2
40	9	0.20 \pm 0.11	4.31 \pm 0.75	6,838.5 \pm 783.7	-(178.4 \pm 43.7)
80	13	0.33 \pm 0.11	5.76 \pm 0.73	15,853 \pm 2,644.4	-(675.6 \pm 129.6)

181 MIB 的衰减速率分别为 92.3 ± 5.2 ng $L^{-1} d^{-1}$ 、 98.6 ± 45.1 ng $L^{-1} d^{-1}$ 、 179.4 ± 7.4 ng $L^{-1} d^{-1}$
 182 和 341.1 ± 19.9 ng $L^{-1} d^{-1}$, 对于 RT20、RT10、RT05 和 RT02。在 RT02 中, MIB 从初始浓度
 183 $3,410.9 \pm 198.6$ ng L^{-1} (第 1 天) 降至 0.5 ± 0.0 ng L^{-1} (第 11 天) 需要 $10 d$; 而在 RT05 中,
 184 从 $3,238.2 \pm 132.9$ ng L^{-1} (第 1 天) 降至 9.3 ± 7.3 ng L^{-1} (第 19 天) 需要 $18 d$ 。相比之下,
 185 MIB 去除所需的时间对于 RT10 (35 d) 和 RT020 (37 d) 显著更长。

186 3.3. HRT 调控模型

187 HRT 调控的目标是将目标蓝藻的细胞增殖速率降低到小于 0。在这里, 我们提出了一
 188 个模型来描述观察到的细胞增殖速率 (ν , d^{-1}) 与 HRT (τ , d) 之间的相关性, 如 Eq. 3 所
 189 示。

$$\nu = \mu_s - \frac{k}{\tau} \quad (3)$$

190 其中 μ_s (d^{-1}) 和 k 是未确定的系数, 定义为静态生长率和水力影响系数, 分别。
 191 该模型表明观察到的细胞增殖速率 (ν , d^{-1}) 等于静态生长率 (μ_s , d^{-1}) 减去水力
 192 效应引起的损失率 (k/τ)。通过提供 *P. raciborskii* 的培养实验结果, 该模型确定为
 193 $\nu = (0.259 \pm 0.0316) - (1.05 \pm 0.141)/\tau$ ($R^2 = 0.777$, p -value < 0.0001, Fig. 2A)。因
 194 此, 用 k/μ_s 确定了零增长的关键 HRT (τ_L^* , d) 为 $4.1 \pm 1.2 d$ 。同时, 确定了两个实际

195 MIB 事件中零 MIB 增加的关键 HRT 值 (τ_F^* , d) 分别为 7.6 d 和 6.7 d (Fig. 2B、Fig. 2C)。假
 196 设静态生长率 μ_s 对于实验室实验和现场调查是相同的，现场的水力影响系数 k_F 确定
 197 为 $k_F = \tau_F^*/\tau_L^* \cdot k_L$ 。两个实际 MIB 事件的关键 HRT 比培养实验确定的关键 HRT 高 1.74
 198 ~ 1.97 倍，这意味着现场情况下的水力影响系数 k_F 为 1.83 ~ 2.07。

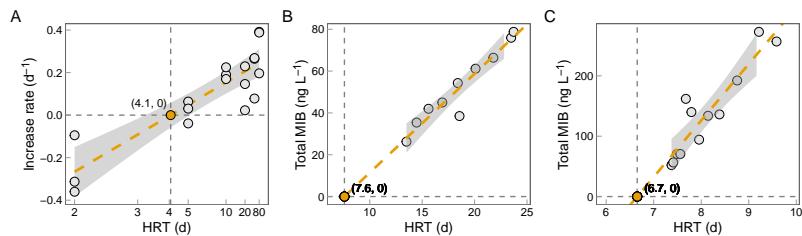


Fig. 2 根据一个培养实验 (A) 和珠海 NP 水库中发生的两次实际 MIB 事件 (B、C)，MIB 浓度与水力停留时间高度相关。

199 通过 k_F/μ_s 确定的关键 HRT (τ_F^*) 是可用于指导水库运营的关键参数。基于来自文献
 200 的文化实验确定的 1,480 条记录，14 个蓝藻属的生长率已总结在 Table 6 中，这些蓝藻
 201 属的生长率与关键 HRT 的关系如 Fig. 3 所示。假设现场情况下的水力影响系数 (k_F) 在
 202 1.5 ~ 3.0 范围内，基于它们的中位数静态生长率 (μ_s) 确定了 τ_F^* 的值。较高的 μ_s 需要
 203 较小的 HRT。例如，*Synechococcus* 的控制需要短于 2.1 ~ 4.2 d 的 HRT，而 *Phormidium* 可以通
 204 过短于 7.7 ~ 15.4 d 的 HRT 得到很好的控制。频繁报道的 MIB 产生菌的关键 HRT 值包括
 205 *Planktothrix*、*Planktothricoides*、*Oscillatoria*、*Pseudanabaena*、*Phormidium* 和 *Lyngbya* (Izaguirre
 206 and Taylor, 2004; Watson, 2003) 分别确定为 3.4 ~ 6.8 d；4.6 ~ 9.1 d；5.8 ~ 11.6 d；7.5 ~ 15.0
 207 d；7.7 ~ 15.4 d；和 10.3 ~ 20.7 d，(Fig. 3)。

208 3.4. HRT 调节在 MIB 控制方面的现场应用

209 2021 年 4 月，对珠溪洞水库进行了 HRT 调节以影响蓝藻生长。该水库的平均 HRT 为
 210 12.3 ± 7.3 d，MIB 浓度 (4.2 ng L^{-1}) 和浮游植物密度 ($\text{chl } \alpha$, $2.5 \mu\text{g L}^{-1}$) 相对较低。然而，
 211 由于上游泵站建设，从 3 月 13 日至 18 日停止了所有入流，导致 2021 年 3 月 20 日开
 212 始发生了 MIB 事件。尽管 HRT 从 3 月 19 日缩短为 18.0 ± 2.2 d，但 MIB 浓度仍然持续增
 213 加，最大浓度为 $51.7 \pm 12.8 \text{ ng L}^{-1}$ ，观察到于 4 月 15 日 (Fig. 4A)。在此期间，其他主
 214 要水质参数没有显著变化 (Table 7, Table 8)。平均营养物浓度分别为 $1,615 \pm 143 \mu\text{g L}^{-1}$

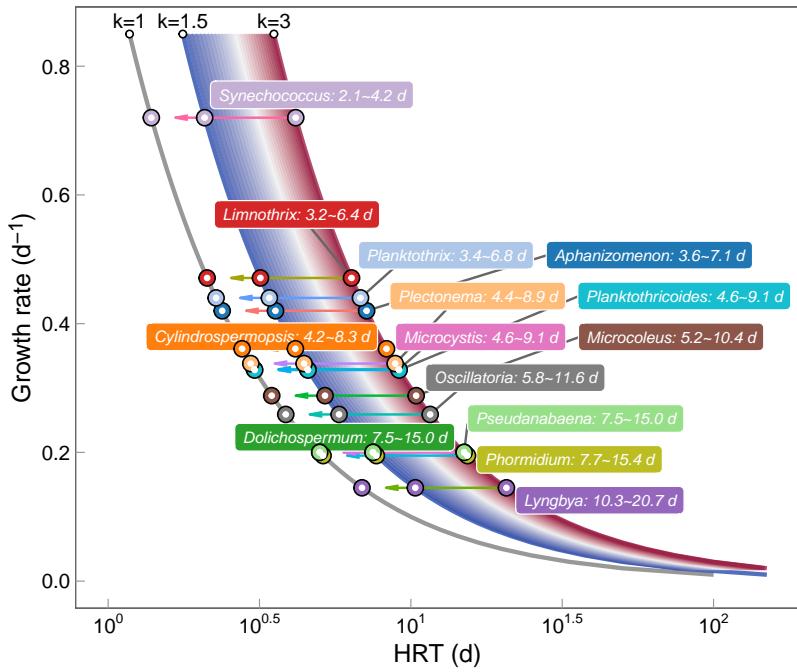


Fig. 314 个典型蓝藻属的关键 HRT 值 τ_F^* , 由经验 k_F 值和它们的中位数静态生长速率 (μ_s) 确定。

(TN), $15 \pm 3 \mu\text{g L}^{-1}$ (TP), $73 \pm 59 \mu\text{g L}^{-1}$ (NH \sim 4 --N) 和 $1,438 \pm 141 \mu\text{g L}^{-1}$ (NO \sim 3 --N)。

蓝藻占浮游植物群落的 91.5%，主要包括丝状属，包括 *Pseudanabaena* (19.8%)，*Limnothrix* (29.7%)，*Aphanizomenon* (12.9%)，*Cylindrospermopsis* (6.2%)，*Dolichospermum* (5.7%) 和 *Planktothrix* (5.1%)，如 Fig. 4B 所示。在水库中，*Planktothrix* 和 *Pseudanabaena* 都是潜在的 MIB 产生菌。*Planktothrix* 几乎不存在，与 MIB 没有明显的相关性 ($r = -0.58$, $p\text{-value} = 0.128$)。然而，*Pseudanabaena* 表现出与 MIB 动态同步增加的趋势，从 3 月 8 日的 6.36×10^4 细胞 L^{-1} (0.53%) 增加到 4 月 17 日的 9.98×10^6 细胞 L^{-1} (25.2%) ($r = 0.79$, $p\text{-value} = 0.028$, Fig. 7)。因此，确认它是珠溪洞水库的主要 MIB 产生菌。

4 月 18 日，通过提高入流和出流速率将水量从 $10.07 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ 提高到 $33.96 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ 来应用 HRT 调节。这导致 HRT 显著减少至 $5.4 \pm 0.8 \text{ d}$ ，低于 *Pseudanabaena* 的临界 HRT 值 ($7.5 \sim 15 \text{ d}$, Fig. 4)。通过使用 R 中的 `nls` 函数对路由数据进行非线性回归，得到的 k 值约为 2.03 ($p\text{-value} < 0.001$, Fig. 5A)。HRT 调节前后整个浮游植物群落结构没有显著差异 ($p\text{-value} = 0.072$)，并且以蓝藻为主，相对丰度为 93.8% (Fig. 9)。自从应

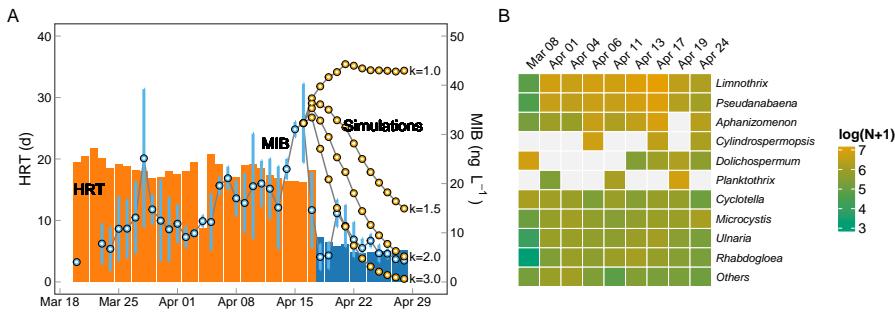


Fig. 4 在 ZXD 水库的水力停留时间 (HRT) 相关联的 MIB 浓度变化 (A) 和典型蓝藻属 (B) (使用黑线和橙色圆圈表示不同 k 值的模拟 MIB 浓度)。

用 HRT 调节以来，浮游植物的生长受到了抑制，从最大观测到的细胞密度 39.61×10^6 细胞 L^{-1} (4 月 17 日) 显著减少到 8.86×10^6 细胞 L^{-1} (4 月 24 日)。主要属的平均细胞密度，包括 *Limnothrix*、*Aphanizomenon* 和 *Cylindrospermopsis*，在 HRT 调节后分别从 $(6.98 \pm 4.65) \times 10^6$ 、 $(2.66 \pm 2.61) \times 10^6$ 、 $(1.22 \pm 2.21) \times 10^6$ 细胞 L^{-1} 减少到 $(2.41 \pm 1.03) \times 10^6$ 、 $(1.12 \pm 1.59) \times 10^6$ 、 $(0.75 \pm 1.06) \times 10^6$ 细胞 L^{-1} 。特别是 MIB 产生菌 *Pseudanabaena* 的丰度 (从 4 月 17 日的 9.98×10^6 细胞 L^{-1} 减少到 4 月 24 日的 1.12×10^6 细胞 L^{-1}) 和比例 (从 25.2% 减少到 12.7%) 显著降低。与此同时，MIB 浓度持续下降，从 HRT 调节第 3 天 (4 月 20 日) 的 $22.34 \pm 4.4 \text{ ng L}^{-1}$ 降至第 8 天 (4 月 25 日) 的 $9.3 \pm 2.3 \text{ ng L}^{-1}$ ，并且之后保持在 10 ng L^{-1} 以下。

HRT 调节前后，浮游植物丰度和 MIB 浓度之间存在显著差异。chl- a 从调节前的平均值 $11.3 \pm 14.5 \mu\text{g L}^{-1}$ 降至调节后的 $3.7 \pm 6.5 \mu\text{g L}^{-1}$ (p -value = 0.005)，尤其是表层和中层 (p -value < 0.001, Fig. 5A, Fig. 8B)。两个时期之间 MIB 浓度的降低也是显著的 (从 $22.2 \pm 8.7 \text{ ng L}^{-1}$ 降至 $8.6 \pm 3.7 \text{ ng L}^{-1}$, p -value < 0.05, Fig. 5B)。同时，几个水质参数显著降低，包括氨、pH、盐度、电导率、藻蓝蛋白含量 (PC, Fig. 8C) 和氧化还原电位 (ORP) (p -values < 0.001, Table 9)。热层分层减弱 (Fig. 8A)，TN 从 $1,563 \pm 97 \mu\text{g L}^{-1}$ 增加到 $1,664 \pm 163 \mu\text{g L}^{-1}$ (p -value = 0.0020)。

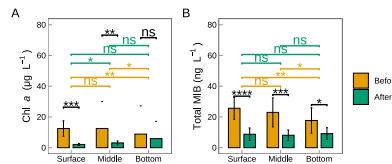


Fig. 5 不同层次在水力停留时间 (HRT) 调控前后叶绿素-a (A) 和 MIB (B) 的变化 (ns, 不显著, p -值 > 0.05 ; *, p -值 < 0.05 ; **, p -值 < 0.01 ; ***, p -值 < 0.001 ; ****, p -值 < 0.0001)。

244 4. 讨论

245 4.1. 水库中 MIB 控制的关键 HRT

246 通过将细胞增殖率 (v) 降至 0 以下, 可以控制和预防恼人的蓝藻群落及其相关的水
 247 质问题。因此, 可以通过将 v 设置为 0 来定义 τ_F^* , 即 k_F/μ_s , 其中 k_F 是水动力调控
 248 系数。通过 HRT 调节控制蓝藻的基础包括两个元素: 1) 物理稀释以防止细胞积累或
 249 生长, 以及 2) 与水力变化的副作用相关的其他物理影响。河流系统的研究发现较短
 250 的 HRT 可以有效减弱水体热层分层, 导致增强的垂直混合和更高的水体浑浊度。这种
 251 副作用对于蓝藻的控制有潜在的帮助, 因为一个混合良好的水柱消除了蓝藻的竞争优
 252 势——其气囊的垂直运动, 超过其他藻类。此外, 挥发性 MIB 的损失也可能会影响。这
 253 些附加效应可以用水力影响系数 (k_F) 来表示。根据理论推导, 由物理稀释贡献的系
 254 数等于 1, 而其余的 ($k_F - 1$) 由其他影响贡献。

255 在这项研究中, 通过培养实验确定的 k 值为 1.05 ± 0.141 , 表明 *P. raciborskii* 的控制主要
 256 是由物理稀释主导的。这也得到了另一项研究的支持, 该研究报告了对 *Pseudanabaena*
 257 生长的干扰效应有限。然而, 自然系统中的水力影响系数应该大于 1, 因为水生环境
 258 非常复杂, 许多因素与水力条件高度相关 (例如 MIB 的损失)。NP 和 ZXD 水库中的水
 259 力影响系数 (k_F) 为 $1.83 \sim 2.07$, 表明除了物理稀释 ($48.3 \% \sim 54.7 \%$) 外, 还有 HRT
 260 调节的副作用 ($45.3 \% \sim 51.7 \%$) 也有贡献。

261 考虑到 k_F 是涉及物理稀释率 ($k_D = 1$) 和水力变化的副作用 ($k_S = k_F - k_D$) 的
 262 参数, 包括减弱热层分层和增加浑浊度等等, 这些副作用也取决于水库特征, 如水深、
 263 水温、入流特性和水库形态。Yang 等人 (2020) 得出结论, 热层分层可能会受到 HRT
 264 和水深的影响, 根据对中国乌江流域八个岩溶水库的调查。水库水体的浑浊度也受水

265 温和入流特性的影响。此外, Van der Molen 等人 (1995) 宣称, 水库的混合特性取决于其形态, 这决定了蓝藻的控制效果。因此, 我们认为对于特定的水库, k_F 几乎是一个常数, 并建议在应用于实际水库时调整 k_F 。在这项研究中, 它是从 NP 和 ZXD 水库的 MIB 事件中估算出来的, 我们经验性地建议如果没有具体证据, k_F 可以给出一个 269 1.5 ~ 3.0 的范围内的值。

270 不同蓝藻属的特定生长率 (μ_s) 各不相同, 具有较高 μ_s 的属需要较短的临界 HRT
271 (τ_F^*) 来限制其细胞增殖。然而, 蓝藻细胞的生长速率也受到光强、温度、营养等环境
272 因素的影响, 因此不同季节或不同水库的临界 HRT 是不同的。这很可能是导致 NP 水
273 库两次 MIB 事件之间临界 HRT 值 (6.7 d 和 7.6 d) 之间存在 0.9 天差异的原因。为简化
274 模型, 本研究使用了文献报道的蓝藻属的中位数生长率来计算具有不同 k_F 值的临界
275 HRTs (τ_F^*)。这些值可以为控制饮用水水库中 MIB 的 HRT 调节提供一个基础, 并且它
276 们也可以帮助理解不同 HRT 的水体中不同蓝藻群落的组成。然而, 尽管我们已经尽力
277 回顾了所有关于典型蓝藻生长速率的文献, 但这些生长速率不一定足够准确, 可能导
278 致临界 HRT 值不精确。

279 4.2. HRT 调节在饮用水水库中的应用

280 比较更为普遍和典型的表面藻类属 (如 *Microcystis*、*Aphanizomenon*、*Cylindrospermopsis*
281 等) 与产生 MIB 的属的生长潜力是有用的。后者的特定生长率较低 ($0.09 \sim 0.39 \text{ d}^{-1}$, 见
282 表 1), 这表明基于较短 HRT 的调节可能更有效地控制这些产生 MIB 的属。在此报道的
283 案例中, HRT 调节成功地控制了 ZXD 水库中 2021 年的 MIB 问题。在 MIB 事件期间, 根
284 据文献中的 69 个记录确定了产生 MIB 的属 *Pseudanabaena* 的 HRT 阈值为 7.5 ~ 15.0 d,
285 这比在应用 HRT 调节之前的 ZXD 水库的 HRT ($18.0 \pm 2.2 \text{ d}$) 短。相比之下, 通过提高 4
286 月 18 日后的流量, HRT 降至 $5.4 \pm 0.8 \text{ d}$, 导致 *Pseudanabaena* 的丰度和 MIB 浓度显著降
287 低。ZXD 水库中拟合的 k 值约为 2.03, 表明临界 HRT 为 10 ~ 15 d, 与我们经验性地提出
288 的 k_F 值 (1.5 ~ 3.0) 一致。此外, HRT 调节后叶绿素-a 浓度和浮游植物细胞密度也明
289 显下降。这些结果支持 HRT 调节可用于控制这类恼人的蓝藻及其相关的水质问题。然
290 而, 未经专门培养实验确定的 *Pseudanabaena* 的生长速率可能会导致 HRT 阈值的不精
291 确评估。

对水库中控制有害蓝藻的其他策略的研究已经明确表明了其对浮游植物群落结构的影响。Wan 等人 (2021) 发现，疏浚后总磷含量的变化引起了细菌浮游植物群落组成 的明显变化。Lusty 等人 (2020) 发现，加入过氧化氢后蓝藻生物量显著减少，但不同 属的敏感性不同。Burford 等人 (2006) 指出，人工混合对控制殖生和孤立的细丝藻物 种更有效，并促进了对低磷耐受性的物种的生长。相比之下，在本研究中，浮游植物 群落结构在 HRT 调节中没有受到显著影响 ($p\text{-value} = 0.072$)。HRT 调节原则包括物理稀 释 ($1/\tau$)，对所有属的影响是一致的；而特定生长率在不同属之间有所不同，具有较 高生长率和较低临界 HRT 的典型表面藻类属在较短 HRT 条件下可能获得生长优势。在 ZXD 水库中，HRT 调节后，*Pseudanabaena* 的平均细胞丰度显著减少了 65.4%，而一些 具有较高生长率的盛花藻属，包括 *Aphanizomenon* 和 *Cylindrospermopsis*，其值相对较 低，约为 57.8% 和 38.7% (Fig. 4B)。因此，通过调节 HRT，浮游植物结构可能被调整为 更偏好的具有较少有害藻类的群落结构。值得注意的是，基于 HRT 的调节以控制产生 MIB 的蓝藻对于小型饮用水水库更为合适，特别是在水系统发达但产生蓝藻源 MIB 问 题频繁的地区，包括中国南部和东南亚等地区。在这些地区，建造了大量的小型水库 用于防洪、干旱、供水和灌溉，通过相互水转移降低 HRT 可以更容易地控制气味。然 而，在中型/大型水库中缩短 HRT 可能会导致显著的水和能源消耗。此外，该策略还受 到入流水中气味化合物或其他污染物（营养物质、浮游植物等）含量应低的限制。此 外，与较短 HRT 相关的更高冲洗率更适用于那些浮游蓝藻属的控制，而其他策略（水 位和浑浊度调节等）对于具有底栖/深居蓝藻属的水库更为有效。水力调节可能无法 处理源水水库中由放线菌等微生物引起的 MIB 问题，因此需要进一步的研究。

5. 结论

这项研究针对中国饮用水水库频繁发生的 MIB 事件进行了现场调查、实验室培养实 验和现场应用。可以得出以下结论：1) HRT 增加可能会引发水库中产生 MIB 气味问题； 2) 根据对产生 MIB 的 *P. raciborskii* 进行的培养实验，最大细胞密度、生长速率和 MIB 浓 度与 HRT 显著正相关，当 HRT 小于 5 天时，生长受到严重抑制；3) 开发了一个旨在 控制有害蓝藻及相关水质问题的 HRT 调节模型，并评估了控制典型蓝藻属的关键 HRT 值；4) 通过降低 ZXD 水库的 HRT 至临界值以下，成功地应用了 HRT 调节，导致 MIB 浓

319 度显著降低。所提出的原则为 HRT 调节策略提供了科学依据，可用于控制 MIB 源自的
320 气味问题，这也适用于其他产生 MIB 的蓝藻的控制。

321 **Declaration of Competing Interest**

322 作者声明他们没有已知的竞争性财务利益或个人关系，可能会影响本文报告的工作。

323 致谢

324 本工作得到了中国国家自然科学基金（52030002, 51878649）、中国重点研发计划
325（2022YFC3203603）和中国科学院青年创新促进会的财政支持。

326 参考文献

- 327 da Anunciação Gomes, A.M., de Oliveira e Azevedo, S.M.F., Lürling, M., 2015. Temperature effect on exploitation and
328 interference competition among *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii* and, *Cyclotella meneghiniana*. The
329 Scientific World Journal 2015, 1–10. URL: <https://doi.org/10.1155/2015/834197>, doi:[10.1155/2015/834197](https://doi.org/10.1155/2015/834197).
- 330 de Araujo Torres, C., Lürling, M., Marinho, M.M., 2015. Assessment of the effects of light availability on growth and
331 competition between strains of *Planktothrix agardhii* and *Microcystis aeruginosa*. Microbial Ecology 71, 802–813.
332 URL: <https://doi.org/10.1007/s00248-015-0719-z>, doi:[10.1007/s00248-015-0719-z](https://doi.org/10.1007/s00248-015-0719-z).
- 333 Cao, T., Fang, J., Jia, Z., Zhu, Y., Su, M., Zhang, Q., Song, Y., Yu, J., Yang, M., 2023. Early warning of mib episode
334 based on gene abundance and expression in drinking water reservoirs. Water Research 231, 119667. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135423001021>, doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119667>.
- 335 Cha, Y., Cho, K.H., Lee, H., Kang, T., Kim, J.H., 2017. The relative importance of water temperature and residence time in
336 predicting cyanobacteria abundance in regulated rivers. Water Research 124, 11–19. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.040>, doi:[10.1016/j.watres.2017.07.040](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.040).
- 337 Everall, N., Lees, D., 1997. The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw
338 during reservoir algal control. Water Research 31, 614–620. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s0043135496002916>, doi:[10.1016/s0043-1354\(96\)00291-6](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(96)00291-6).
- 339 Fastner, J., Abella, S., Litt, A., Morabito, G., Vörös, L., Pálffy, K., Straile, D., Kümmerlin, R., Matthews, D., Phillips, M.G.,
340 Chorus, I., 2015. Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high p load experiences
341 from eight case studies. Aquatic Ecology 50, 367–383. URL: <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9558-8>, doi:[10.1007/s10452-015-9558-8](https://doi.org/10.1007/s10452-015-9558-8).
- 342
- 343
- 344
- 345
- 346

- 347 Gerber, N.N., 1983. Volatile substances from actinomycetes: Their role in the odor pollution of water. Water Science
348 and Technology 15, 115–125. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.1983.0136>, doi:10.2166/wst.1983.0136.
- 349 Gillogly, T.E., Snoeyink, V.L., Newcombe, G., Elarde, J.R., 1999. A simplified method to determine the powdered activated
350 carbon dose required to remove methylisoborneol. Water Science and Technology 40, 59–64. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399005387>, doi:10.1016/S0273-1223(99)00538-7. off-flavours
351 in the Aquatic Environment 1997.
- 352 Greenfield, D.I., Duquette, A., Goodson, A., Keppler, C.J., Williams, S.H., Brock, L.M., Stackley, K.D., White, D., Wilde,
353 S.B., 2014. The effects of three chemical algaecides on cell numbers and toxin content of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* and *Anabaenopsis* sp. Environmental Management 54, 1110–1120. URL: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0339-2>, doi:10.1007/s00267-014-0339-2.
- 354 Halstvedt, C.B., Rohrlack, T., Andersen, T., Skulberg, O., Edvardsen, B., 2007. Seasonal dynamics and depth distribution
355 of *Planktothrix* spp. in Lake Steinsfjorden (Norway) related to environmental factors. Journal of Plankton Research
356 29, 471–482. URL: <http://plankt.oxfordjournals.org/content/29/5/471.abstract>, doi:10.1093/plankt/fbm036,
357 arXiv:<http://plankt.oxfordjournals.org/content/29/5/471.full.pdf+html>.
- 358 Huang, X., Shi, B., Hao, H., Su, Y., Wu, B., Jia, Z., Wang, C., Wang, Q., Yang, M., Yu, J., 2020. Identifying the function of
359 activated carbon surface chemical properties in the removability of two common odor compounds. Water Research
360 178, 115797. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115797>, doi:10.1016/j.watres.2020.115797.
- 361 Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M.H., Visser, P.M., 2018. Cyanobacterial blooms. Nature
362 Reviews Microbiology 16, 471–483. URL: <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>, doi:10.1038/s41579-018-
363 0040-1.
- 364 Izaguirre, G., dorothée Jungblut, A., Neilan, B.A., 2007. Benthic cyanobacteria (oscillatoriaceae) that produce
365 microcystin-LR, isolated from four reservoirs in Southern California. Water Research 41, 492–498. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s0043135406005653>, doi:10.1016/j.watres.2006.10.012.
- 366 Izaguirre, G., Taylor, W., 2004. A guide to geosmin- and MIB-producing cyanobacteria in the United States. Water Science
367 and Technology 49, 19–24. URL: <http://wst.iwaponline.com/content/49/9/19>.
- 368 Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R.,
369 Dokulil, M.T., Foy, B., et al., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary
370 long-term data from 35 case studies. Freshwater biology 50, 1747–1771. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>,
371 doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>,
372 arXiv:<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>.
- 373 Jia, Z., Su, M., Liu, T., Guo, Q., Wang, Q., Burch, M., Yu, J., Yang, M., 2019. Light as a possible regulator of MIB-producing
374 *Planktothrix* in source water reservoir, mechanism and *in-situ* verification. Harmful Algae 88, 101658. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s1568988319301313>, doi:10.1016/j.hal.2019.101658.
- 375 Jüttner, F., Watson, S.B., 2007. Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters.
376 Applied and Environmental Microbiology 73, 4395–4406. URL: <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.02250-06>, doi:10.

- 382 1128/aem.02250-06.
- 383 Kibuye, F.A., Zamyadi, A., Wert, E.C., 2021. A critical review on operation and performance of source water control
384 strategies for cyanobacterial blooms: Part i-chemical control methods. Harmful Algae 109, 102099. URL: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.102099>, doi:10.1016/j.hal.2021.102099.
- 385 Li, L., Yang, S., Yu, S., Zhang, Y., 2019. Variation and removal of 2-MIB in full-scale treatment plants with source wa-
386 ter from Lake Tai, China. Water Research 162, 180–189. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s0043135419305792>, doi:10.1016/j.watres.2019.06.066.
- 387 Li, Z., Hobson, P., An, W., Burch, M.D., House, J., Yang, M., 2012. Earthy odor compounds production and loss in three
388 cyanobacterial cultures. Water Research 46, 5165–5173. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s0043135412004046>, doi:10.1016/j.watres.2012.06.008.
- 389 Lu, J., Su, M., Su, Y., Wu, B., Cao, T., Fang, J., Yu, J., Zhang, H., Yang, M., 2022. Driving forces for the growth
390 of mib-producing *Planktothricoides raciborskii* in a low-latitude reservoir. Water Research , 118670URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135422006236>, doi:10.1016/j.watres.2022.118670.
- 391 Mitrovic, S.M., Hardwick, L., Dorani, F., 2011. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower
392 Darling River, Australia. Journal of Plankton Research 33, 229–241. URL: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq094>,
393 doi:10.1093/plankt/fbq094.
- 394 Mitrovic, S.M., Oliver, R.L., Rees, C., Bowling, L.C., Buckney, R.T., 2003. Critical flow velocities for the growth and
395 dominance of *Anabaena circinalis* in some turbid freshwater rivers. Freshwater Biology 48, 164–174. URL: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00957.x>, doi:10.1046/j.1365-2427.2003.00957.x.
- 396 Newcombe, G., 2012. International Guidance Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria. IWA Publishing.
- 397 Romo, S., Soria, J., Fernández, F., Ouahid, Y., Barón-Solá, Á., 2012. Water residence time and the dynamics of toxic
398 cyanobacteria. Freshwater Biology 58, 513–522. URL: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x>, doi:10.
399 1111/j.1365-2427.2012.02734.x.
- 400 Su, M., An, W., Yu, J., Pan, S., Yang, M., 2014. Importance of underwater light field in selecting phytoplankton morphology
401 in a eutrophic reservoir. Hydrobiologia 724, 203–216. URL: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1734-z>, doi:10.
402 1007/s10750-013-1734-z.
- 403 Su, M., Andersen, T., Burch, M., Jia, Z., An, W., Yu, J., Yang, M., 2019. Succession and interaction of surface and subsurface
404 cyanobacterial blooms in oligotrophic/mesotrophic reservoirs: A case study in Miyun Reservoir. Science of the Total
405 Environment 649, 1553–1562. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s0048969718332789>, doi:J.
406 scitotenv.2018.08.307.
- 407 Su, M., Fang, J., Jia, Z., Su, Y., Zhu, Y., Wu, B., Little, J.C., Yu, J., Yang, M., 2023. Biosynthesis of 2-methylisoborneol is
408 regulated by chromatic acclimation of *Pseudanabaena*. Environmental Research 221, 115260. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115260>, doi:10.1016/j.envres.2023.115260.
- 409 Su, M., Jia, D., Yu, J., Vogt, R.D., Wang, J., An, W., Yang, M., 2017. Reducing production of taste and odor by deep-living
410 cyanobacteria in drinking water reservoirs by regulation of water level. Science of the Total Environment 574, 1477–

- 417 1483. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s0048969716318356>, doi:10.1016/j.scitotenv.
- 418 2016.08.134.
- 419 Su, M., Suruzzaman, M., Zhu, Y., Lu, J., Yu, J., Zhang, Y., Yang, M., 2021. Ecological niche and in-situ control of MIB
420 producers in source water. Journal of Environmental Sciences 110, 119–128. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.026>, doi:10.1016/j.jes.2021.03.026.
- 421 Su, M., Yu, J., Zhang, J., Chen, H., An, W., Vogt, R.D., Andersen, T., Jia, D., Wang, J., Yang, M., 2015. MIB-producing
422 cyanobacteria (*Planktothrix* sp.) in a drinking water reservoir: Distribution and odor producing potential. Water
423 Research 68, 444–453. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s004313541400668x>, doi:10.1016/
424 j.watres.2014.09.038.
- 425 Su, M., Zhu, Y., Andersen, T., Wang, X., Yu, Z., Lu, J., Song, Y., Cao, T., Yu, J., Zhang, Y., Yang, M., 2022. Light-dominated
426 selection shaping filamentous cyanobacterial assemblages drives odor problem in a drinking water reservoir. npj
427 Clean Water 5, 37. URL: <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00181-2>, doi:10.1038/s41545-022-00181-2.
- 428 Te, S.H., Tan, B.F., Thompson, J.R., Gin, K.Y.H., 2017. Relationship of microbiota and cyanobacterial
429 secondary metabolites in *Planktothricoides*-dominated bloom. Environmental Science & Technol-
430 ogy 51, 4199–4209. URL: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05767>, doi:10.1021/acs.est.6b05767,
431 arXiv:<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05767>. pMID: 28345890.
- 432 Van Der Ploeg, M., Dennis, M., De Regt, M., 1995. Biology of *Oscillatoria chalybea*, a 2-methylisoborneol producing blue-
433 green alga of Mississippi Catfish Ponds. Water Science and Technology 31, 173–180. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/027312239500473Z>, doi:10.1016/0273-1223(95)00473-Z.
- 434 Verspagen, J.M.H., Passarge, J., Jöhnk, K.D., Visser, P.M., Peperzak, L., Boers, P., Laanbroek, H.J., Huisman, J.,
435 2006. Water management strategies against toxic *Microcystis* blooms in the Dutch Delta. Ecological Applications
436 16, 313–327. URL: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/04-1953>, doi:10.1890/04-1953,
437 arXiv:<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1890/04-1953>.
- 438 Visser, P., Ibelings, B., Van Der Veer, B., Koedood, J., Mur, R., 1996. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the
439 cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. Freshwater Biology 36, 435–450. URL: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00093.x>, doi:10.1046/j.1365-2427.1996.00093.x.
- 440 Visser, P.M., Ibelings, B.W., Bormans, M., Huisman, J., 2016. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: A re-
441 view. Aquatic Ecology 50, 423–441. URL: [https://doi.org/10.1007/s10452-015-
442 9537-0](https://doi.org/10.1007/s10452-015-9537-0).
- 443 Wang, Q., Zietzschmann, F., Yu, J., Hofman, R., An, W., Yang, M., Rietveld, L.C., 2020. Projecting competition between
444 2-methylisoborneol and natural organic matter in adsorption onto activated carbon from ozonated source waters.
445 Water Research 173, 115574. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313542030110X>, doi:10.
446 1016/j.watres.2020.115574.
- 447 Watson, S.B., 2003. Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: Signals or by-products? a review of their
448 biological activity. Phycologia 42, 332–350. URL: <http://dx.doi.org/10.2216/i0031-8884-42-4-332.1>, doi:10.2216/
- 449
- 450

- 452 [i0031-8884-42-4-332.1](#).
- 453 Watson, S.B., 2004. Aquatic taste and odor: A primary signal of drinking-water integrity. Journal of Toxicology and
454 Environmental Health, Part A 67, 1779–1795. URL: <https://doi.org/10.1080/15287390490492377>, doi:10.1080/
455 [15287390490492377](https://doi.org/10.1080/15287390490492377), arXiv:<https://doi.org/10.1080/15287390490492377>. pMID: 15371216.
- 456 Wiltbank, L.B., Kehoe, D.M., 2019. Diverse light responses of cyanobacteria mediated by phytochrome superfam-
457 ily photoreceptors. Nature Reviews Microbiology 17, 37–50. URL: <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0110-4>,
458 doi:10.1038/s41579-018-0110-4.
- 459 Xu, Y., Xiao, L., Yang, Y., 2020. Common phytoplankton species in Zhuhai Reservoirs. Jinan University Press.
- 460 Yang, C., Shen, X., Shi, X., Cui, Z., Nan, J., Lu, H., Li, J., Huang, Q., 2023. Impact of submerged macrophytes on growth and
461 2-MIB release risk of *Pseudanabaena* sp.: From field monitoringa to cultural experiments. Journal of Hazardous Mate-
462 rials 442, 130052. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130052>, doi:10.1016/j.jhazmat.2022.130052.
- 463 Zamyadi, A., Henderson, R., Stuetz, R., Hofmann, R., Ho, L., Newcombe, G., 2015. Fate of geosmin and 2-
464 methylisoborneol in full-scale water treatment plants. Water Research 83, 171–183. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415300889>, doi:10.1016/j.watres.2015.06.038.
- 465 Zhang, T., Zheng, L., Li, L., Song, L., 2016. 2-methylisoborneol production characteristics of *Pseudanabaena* sp. FACHB
466 1277 isolated from Xionghe Reservoir, China. Journal of Applied Phycology , 1–10URL: <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-016-0864-x>, doi:10.1007/s10811-016-0864-x.
- 467
- 468