J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0224
©2026 *by Journal of Lake Sciences*

高原湖泊沉积物基质结合态磷化氢(MBP)赋存特征及生态环境意义*

张云鹏[1,2]，王 瑞[1,3]，王兆德[1]，Odsuren Batdelger[4]，Narangerel Serdyanjiv[4]，韩 超[1**]
（1：中国科学院南京地理与湖泊研究所，南京 211135）
（2：中国科学院大学，北京 100049）
（3：西安工业大学， 西安 710021）
（4：蒙古科学院地理与地质生态研究所，乌兰巴托 15170）

摘要：沉积物基质结合态磷化氢 (MBP)是湖泊中广泛存在却常被“忽视”的生物有效性磷库。本文以典型高原深水寡营养抚仙湖和浅水富营养星云湖为对象，依托柱前冷阱富集-气相色谱法分析方法，首次对两湖 MBP 形态组成、空间分布和潜在环境风险进行分析评估。结果表明，抚仙湖和星云湖上空游离态磷化氢（FGP）含量分别为 5.39±1.43μg P/L 和 8.81±2.81 μg P/L，约占水体溶解反应性磷（SRP）含量的 31.87%~73.75%，表明 PH_3 是两湖磷循环重要组成部分。抚仙湖和星云湖沉积物总 MBP（TMBP）、间隙水溶解态 MBP（PMBP）以及弱基质结合态 MBP（LMPB）的含量分别为3.59±0.89 ng/kg， 0.98±0.24ng/kg， 0.68±0.24ng/kg；122.84±26.90 ng/kg， 0.83±0.20ng/kg， 0.60±0.18ng/kg。星云湖 TMBP 明显高与抚仙湖，两湖 MBP 空间差异显著，均为北部湖区浓度高于南部和中部湖区。两湖北部均为主要入湖口，抚仙湖北部深水区底层长期处于强厌氧环境，为 MBP 生成提供稳定条件，星云湖北部为农业和生活污水入口，大量外源磷在北部沉积，成为 MBP 生成的物质基础。研究结果为全面认识高原湖泊磷的生物地球化学循环提供科学依据。
关键词：基质结合态磷化氢；空间分布；低价磷循环；高原湖泊

Distribution Characteristics and Ecological Significance of Matrix-bound Phosphine (MBP) in Plateau lake sediments

Zhang Yunpeng[1,2], Wang Rui[1,3], Wang Zhaode[1], Odsuren Batdelger[4], Narangerel Serdyanjiv[4], Han Chao[1]*
(1: Nanjing Institute of Geography and Lakes, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R.China)
(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)
(3: Xi'an University of Technology, Xi'an 710021,P.R. China)
(4: Institute of Geography and Geoecology, Mongolian Academy of Sciences, Ulaanbaatar 15170, Mongolia)

Abstract: Matrix-bound phosphine (MBP) represents a substantial yet frequently underestimated pool of biologically available phosphorus in lacustrine sediments. This study presents the first comprehensive investigation into the composition, spatial distribution, and potential environmental implications of MBP within two contrasting plateau lakes: the deep oligotrophic Lake Fuxian and the shallow eutrophic Lake Xingyun. A pre-column cold trap enrichment coupled with gas chromatography was employed for the quantification of MBP. Results indicated that free gaseous phosphine (FGP) concentrations in Lake Fuxian and Lake Xingyun were 5.39 ± 1.43 μg P/L and 8.81 ± 2.81 μg P/L, respectively, accounting for 31.87% to 73.75% of the soluble reactive phosphorus (SRP) in the overlying water column. These findings underscore the significance of phosphine as a constituent of the phosphorus cycle in both lake systems. The total MBP (TMBP), porewater-soluble MBP (PMBP), and labile-

*2025-02-14 收稿；2025-06-04 收修改稿。
国家重点研发计划政府间国际合作项目(2023YFE0100500)和国家自然科学基金项目(42077360，42277463)联合资助
** 通信作者; E-mail: chan@ niglas.ac.cn。

bound MBP (LMBP) concentrations in sediments were determined as follows: Lake Fuxian (3.59 ± 0.89 ng/kg, 0.98 ± 0.24 ng/kg, and 0.68 ± 0.24 ng/kg, respectively) and Lake Xingyun (122.84 ± 26.90 ng/kg, 0.83 ± 0.20 ng/kg, and 0.60 ± 0.18 ng/kg, respectively). Notably, TMBP concentrations in Lake Xingyun were significantly higher than those in Lake Fuxian. Both lakes exhibited pronounced spatial heterogeneity in MBP distribution, with elevated concentrations observed in the northern regions compared to the southern and central zones, which function as primary inflow areas. In Lake Fuxian, persistent anoxic conditions in the northern region appear to facilitate MBP generation. Conversely, the northern region of Lake Xingyun receives substantial inputs of agricultural and domestic wastewater, supplying essential precursor substrates for MBP synthesis. These findings provide critical insights into the biogeochemical cycling of phosphorus in plateau lacustrine ecosystems.
Keywords: Matrix bound phosphine; Spatial distribution; Reduced P cycle phosphorus cycle; Plateau lake

磷是湖泊生态系统中物质循环的重要生源元素, 其形态及含量会显著影响微生物、藻类和植物等生物的群落结构和新陈代谢活动, 因此磷形态及其循环过程是整个湖泊生态系统中的基础和关键。经典的湖泊沉积型磷循环理论认为不存在气相磷形态参与磷的各种生物地球化学反应[1]。而大量研究证实湖泊水体、大气和沉积物中存在 ppb~ppm 级别的 PH_3[2]。PH_3 通常以游离态（FGP，free phosphine）和基质结合态（MBP，matrix bound phosphine）两种形式存在。而沉积物 MBP 含量约占了水环境中 PH_3 总含量的 80%，被认为是湖泊生态系统最主要的 PH_3 蓄积库[3]。MBP 可通过活化转化为 FGP 或磷酸盐形态后迅速释放至水体参与磷循环，成为内源磷负荷的重要补充路径之一。作为一种潜在生物可利用性磷源，MBP 活化产物可直接或间接被水体藻类利用进而影响生态系统平衡。逃逸至大气中 PH_3 与甲烷等温室气体竞争消耗羟基自由基(•OH)，从而间接对温室效应产生贡献。由此可见， MBP 活化过程在驱动磷在固-液-气多相介质间快速迁移转化以及维持水生态系统元素循环方面具有不可替代作用。深入理解沉积物 MBP 活化机制对于认识水体磷负荷补偿新机制、评估磷的生态风险以及制定相应的环境管理措施具有重要意义。

抚仙湖和星云湖是云南“九大”高原湖泊中的一对“姊妹湖”,生态系统极其脆弱。近 20 年，抚仙湖整体水质维持在 I 类, 但近年来水体营养水平持续增高并逐步向轻度富营养化发展，星云湖则频繁发生大面积蓝藻水华, 水体营养状态达到重度富营养化水平[4]。两湖持续强化的厌氧还原环境和矿源性磷输入为沉积物 MBP 产生和释放提供了必要的环境条件和物源基础。然而当前 MBP 相关的研究多集中在长江中下游，而针对高原湖泊 MBP 赋存形态和环境生态风险的研究尚未见系统报道。本文选择抚仙湖和星云湖为研究对象,开展两种典型高原湖泊 MBP 赋存特征和空间分布的监测分析, 研究结果将丰富完善高原湖泊磷循环过程及其生态环境效应认识。

1 实验方法

1.1 研究区域概况

抚仙湖是典型高原深水湖，平均水深 89. 6 m，水域面积约 216. 6 km^2[5]。抚仙湖许多支流为间歇性河流，磷负荷主要来自北岸且 50%以上的磷负荷来自上游磷采矿区[6]。星云湖是典型的断层陷落性的浅水湖泊，水域面积约 34.7 km^2，最大水深 11 m，平均水深 5.3 m。流域内主要有 12 条季节性河流注入，但并无明显的出水口，呈封闭型，因而水体循环、更新周期约为 2-2.5 年[7]，星云湖湖滨区磷矿分布较广，矿物粉尘可通过地表径流和地下水输送到湖泊并累积到沉积物中。

1.2 样品采集与预处理

2023 年 7 月，根据抚仙湖及星云湖的水文特征和富营养化程度，分别设置 10 个点位(FX1~FX10)和 5 个点位(XY1~XY5)（图 1）。采用重力式柱状采泥器采集沉积物样品，立即切取 0-10 cm 表层沉积物，放入黑色塑料袋密封保存。采用虹吸方法采集柱状沉积物-水界面以上 5cm 水样，溢流注满棕色 HDPE 瓶。所有样品用干冰覆盖低温封闭保存，带回附近的抚仙湖深水研究站进行预处理。

湖区上空 PH_3 的采集位于湖面上空 1 m 高处, 用针筒抽取该处约 200 mL 气体, 并迅速注入经高纯氮气清洗的聚四氟乙烯气袋(Tedlar 气袋)，每次采集三个平行样。采样过程中使用多功能水质参数测定仪器（YS16600, YSI, USA）对溶解氧(DO), pH,水体电导率(EC)和盐度（Salinity）等同步监测。

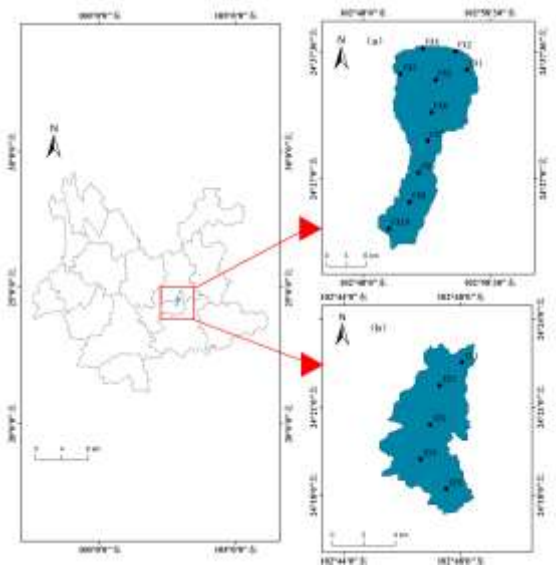

图 1 抚仙湖及星云湖地理位置及采样点位示意图

Fig. 1 Sampling sites in Lake Fuxian (a) and Lake Xingyun (b).

1.3 样品分析

沉积物中 PH_3 可以通过溶解、吸附、包裹等方式与固液相结合形成 MBP，MBP 赋存形态决定迁移、转化及归趋，然而当前 MBP 研究多基于强酸(碱)提取方法获取总 MBP(TMBP)[错误!未找到引用源。][8]，往往并不能准确评估沉积物 MBP 有效性和生态环境风险。当前针对 MBP 形态提取尚未有统一方法。结合传统的 SMT[10]等提取思路，利用 0.5M 的硫酸、1M 的 NH_4Cl 溶液和无氧水作为提取剂提取沉积物中总基质结合态（TMBP）弱基质结合态（LMPB）和间隙水溶解态 MBP（PMBP）组分（详见补充材料 S1）。最后，利用柱前二次冷阱富集-气相色谱-氮磷检测器(GC-NPD)联用技术对提取的 PH_3 组分测试[11]。

通过分级浸提法对沉积物磷形态测定（详见补充材料 S2），总磷（TP）、可溶性活性磷（SRP）、总氮（TN）、氨氮（NH_3-N）、硝态氮（NO_3-N）等常规水体和沉积物理化指标参照《水和废水监测分析方法（第四版）》分析[12]； CO_2、CH_4 和 N_2O 使用 Agilent 5890D 气相色谱仪分析[13]。

1.4 数据统计分析

使用 Microsoft Excel 2019 ，Origin 2017 软件完成；使用 ArcGIS 10.8 绘制点分位布图，采用 R（4.3.0）软件和 SPSS 13.0 统计分析软件对数据进行皮尔逊相关性分析及差异显著性检验。

2 结果

2.1 抚仙湖及星云湖湖面大气中 PH_3 含量及分布变化特征

抚仙湖和星云湖上空气体中普遍存在高浓度的 FGP，浓度变化范围分别为 4.62±0.29 μg P/L~7.11±0.58 μg P/L（均值为 5.39±1.43μg P/L）和 7.40±0.53 μg P/L ~9.17±3.40 μg P/L（均值为 8.81±2.81 μg P/L）,这表明两湖均为重要的 PH_3 蓄积库。整体而言，富营养化的星云湖上空 PH_3 含量明显高于寡营养湖泊抚仙湖（P<0.05）。抚仙湖 FGP 空间变化整体呈现出北部湖区高于南部和中部湖区（P< 0.05），其中 FX2 附近浓度（8.57 μg/L）最高，这与北部矿区磷矿采集和磷化工加工活动有关[14]。而星云湖上空 PH_3 空间分布整体上呈现出北端高于南端（P < 0.05），其中 XY4 附近浓度(11.57μg/L)最高。此外，抚仙湖及星云湖 SRP 分别为 4.84±0.41 μg P/L~9.20±0.46 μg P/L（均值为 7.65±0.42μg P/L）和 6.78±0.19 μg P/L~12.35±0.62 μg P/L（均值为 10.62±0.53μg P/L）。前期研究证实，FGP 主要来自 MBP 活化释放进入水体，水体传输过程中部分经(非)生物转化成 SRP[2,11]，少部分逃逸到大气中成为 FGP 主要来源。本研究发现，两湖 FGP 含

量分别占水体 SRP 含量的 31.87%~73.75%，实际上 MBP 活化释放至水体中 PH_3 含量更高，这进一步表明内源释放 PH_3 是两湖磷营养盐循环重要组成部分。

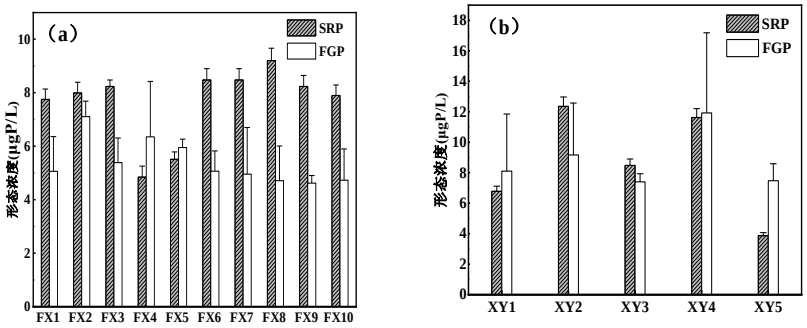

图 2.抚仙湖(a)和星云湖(b)水体 SRP 和水-气界面上方 FGP 含量

Fig.2. SRP and FGP content above the water-air interface in the water column of Lake Fuxian (a) and Lake Xingyun (b).

2.2 沉积物 MBP 形态组成和分布变化特征

两湖沉积物中 MBP 形态组成和空间变化特征如图 3 所示。其中，抚仙湖 TMBP, PMBP, LMBP 含量变化范围分别为：1.49±0.96 ng/kg ~12.01±2.96 ng/kg， 0.54±0.11ng/kg~2.56±0.10ng/kg，0.30±0.07ng/kg~1.14±0.50 ng/kg，均值分别为 3.59±0.89 ng/kg， 0.98±0.24ng/kg， 0.68±0.24ng/kg。整体上，抚仙湖沉积物中 PMBP 和 LMBP 分别占 TMBP 含量的 27.29%和 18.94%。而星云湖 TMBP, PMBP, LMBP 含量变化范围分别为 2.00±0.30 ng/kg~404.02±0.25ng/kg，0.53±0.02ng/kg~1.34±0.31ng/kg， 0.40±0.01ng/kg~0.73±0.12 ng/kg，均值分别为 122.84±26.90 ng/kg， 0.83±0.20ng/kg， 0.60±0.18ng/kg。星云湖 PMBP 和 LMBP 分别占 TMBP 含量的 0.68%和 0.54%。TMBP 中大部分 PH_3 通常需要更复杂的化学转化过程才能被生物利用, 而 LMBP 和 PMBP 中 PH_3 则很容易地释放到上覆水体进而直接吸收或被氧化后间接吸收利用，因此 LMBP 和 PMBP 形态活性较高。尽管抚仙湖 TMBP 含量远低于星云湖（P<0.01），但 PMBP 和 LMBP 占比和含量则高于星云湖，由于星云湖流域众多磷矿活动密集和富营养化环境极易导致 TMBP 形成和积累。空间分布上，抚仙湖 MBP 呈现出南北两端湖区高于中心湖区（P< 0.05），而星云湖 MBP 北部湖区高于南部湖区（P<0.05），这与两湖的水文特征、营养状态及人类干扰强度相关。

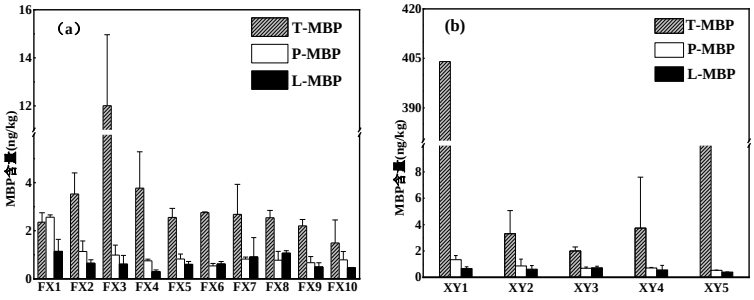

图 3 抚仙湖(a)和星云湖(b)沉积物中 MBP 含量

Fig.3. MBP content in the sediments of Lake Fuxian (a) and Lake Xingyun (b)

3 讨论

3.1 高原湖泊沉积物 MBP 各赋存形态、含量及影响因素分析

湖泊大气中 FGP 主要来自沉积物 MBP 的释放，含量通常为 pg/m^3~ng/m^3, 而沉积物中 MBP 含量一般为 ng/kg~μg/kg（表 1）。抚仙湖 FX3 和星云湖 XY1 两个点位的 MBP 含量普遍较高，然而对应的大气中 FGP 含量不是最高。FGP 虽主要来自内源 MBP 的活化释放，然而沉积物 MBP 活化释放过程受多重因素影响，如不同水域的理化因素不同，活化过程可能被水中悬浮颗粒物吸附；除此之外，由于水面风浪扰

动，流动的空气对大气中的 FGP 含量也具有较大影响。本研究高原湖泊 FGP 和 MBP 大约为先前报道的水库、海洋、河流等水体 PH_3 含量 1.75~255.69 倍，这表明高原湖泊是全球 PH_3 重要的释放源。此外，与国外水体环境 PH_3 含量检测结果比，我国云贵高原湖泊 PH_3 含量整体较高，这与两湖流域内高度发达的磷矿开采和外源有机质输入有关。抚仙湖南北两端深水区长期缺氧，水底溶氧含量仅为 1.92±0.52 mg/L；沉积物 TOC 含量为 2020.5～3406.2mg/kg，TP 含量 637.87~3180.57 mg/kg，C：P 仅为 0.64～5.34，反应出该区域以磷矿开发污染输入为主的沉积物高 TP 含量[15]，而大量蓄积的含磷矿石水解是产生 PH_3 的重要途径之一[3]。此外，抚仙湖和星云湖存在高浓度的磷脂类磷源[16]，在高海拔条件下强烈的紫外光下极易发生 C-P 键断裂或者微生物作用下转化为 PH_3 等低价磷[17]，因此导致两湖 MBP 和 FGP 含量普遍较高。

表 1 不同水体 FGP 和 MBP 含量变化

Table 1 Variations in FGP and MBP contents in different freshwater

FGP 来源	含量	研究者	MBP 来源	含量	研究者
长江河口上空大气	6.35~22.8 ng/m^3	[18]	香溪河水库沉积物	65.3~695.9ng/kg, dry	[24]
黄海海面上空大气	0.14~9.83 ng/m^3	[19]	太湖沉积物	10.2~1441 ng/kg, dry	[25]
南极上空大气	28.8~87.2 ng/m^3	[20]	巢湖沉积物	1.58 ~ 50.34 ng/kg, dry	[25]
太湖梅梁湾上空大气	0.15~67.48 ng/m^3	[21]	金普湾海域沉积物	62.58~190.81 ng/kg, dry	[27]
加拿大海面上空大气	0.39~2.45 ng/m^3	[22]	德国汉堡港表层沉积物	0.2~56.6 ng/kg, wet	[28]
德国北海海面上空大气	0.041~0.885 ng/m^3	[23]	新南威尔士湖沉积物	142 ~ 1813 ng /kg ,wet	[29]
抚仙湖和星云湖上空大气	5.01~10.09 ng/m^3	本研究	抚仙湖和星云湖沉积物	1.49~404.02 ng/kg, wet	本研究

MBP 含量受到湖泊水体的物理化学性质、底层沉积物的厌氧条件、以及外源污染物输入等多方面因素的影响。图 4 展示了 FGP 和各形态 MBP 与环境因素的相关性分析结果，两湖 TMBP 含量与 TP、EC、Chl-a 以及 NH_3-N 具有正相关性，与 N_2O 呈现负相关性； TMBP 含量与 TP 含量呈正相关(P<0.05)，初步显示丰富的磷源可能对 PH_3 的释放产生影响，有利于 PH_3 的产生[30]。EC 可体现出湖内溶解性盐类的含量，与水体受污染严重有关。以离子态存在的盐类具有一定的导电性，水中溶解固体的增加可能为 PH_3 释放提供了潜在的条件。TMBP 含量与 Chl-a 含量呈正相关(P<0.05)，这与先前报道类似[31]，主要是因为 PH_3 及氧化产物亚磷酸和次亚磷酸盐等可以刺激藻细胞分裂和叶绿素浓度增加从而促进藻类生长[33]。MBP 浓度与 N_2O 呈显著负相关(P<0.01)，这可能与 PH_3 与 N_2O 均为还原性气体产生过程需要电子供体有关[34]。星云湖 TMBP 含量与 NH_3-N 含量呈正相关(P<0.05)，由于高负载的营养养分，湖泊被逐渐富营养化。在某种程度上，NH_3-N 作为营养负荷在微生物活性的影响下是有利于沉积物中 MBP 的形成。

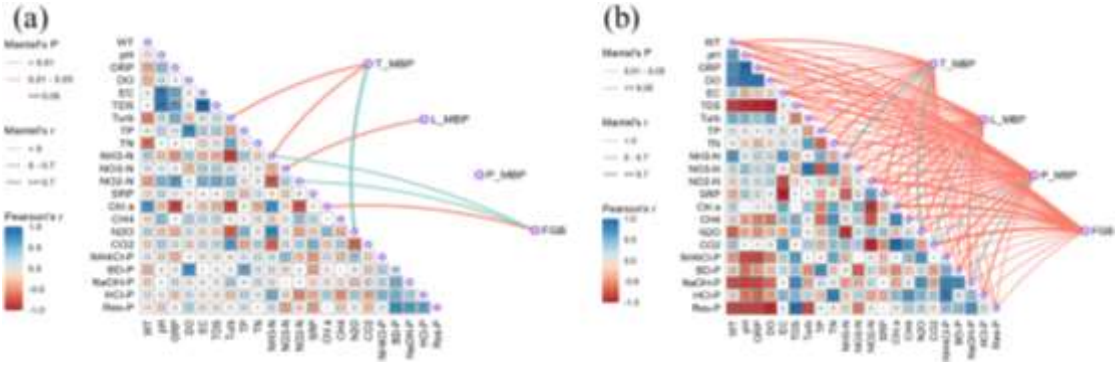

图 4. 抚仙湖（a）和星云湖（b）PH_3 赋存形态分布影响因素分析

Fig.4. Correlation analysis on PH_3 distributions within Lake Fuxian (a) and Lake Xingyun (b)

3.2 高原湖泊 MBP 生态环境意义分析

本研究首次证实抚仙湖和星云湖中各 PH_3 形态是湖泊水体营养级中磷循环重要组成。先前研究发现抚仙湖和星云湖存在大量的外源性磷矿输入和高浓度的内源膦脂类有机磷，而这些磷源可通过(非)生物转化为 PH_3 和亚磷酸盐等低价还原性磷并在沉积物蓄积[35]。两湖强烈的缺氧环境极易促使 MBP 活化释放至水体并逃逸到大气中进而参与磷的生物地球化学循环过程。作为典型喀斯特湖泊， 抚仙湖和星云湖沉积物磷以稳定性钙磷为主(约占 TP 的 50%以上)， 高浓度 MBP 的产生伴随着钙磷的消耗[36]，大部分磷酸盐和有机磷等磷形态极易被吸附难以释放， 而具有强迁移能力的 PH_3 为主体的循环过程很有可能成为内源磷释放的重要途径。

水体中仅 10 μg P/L 的磷即可满足浮游植物生长，而 30~100 μg P/L 的磷引起蓝藻爆发[37]。越来越多研究发现 PH_3 及其氧化中间产物如亚磷酸盐、次磷酸盐、磷酸盐会显著刺激铜绿微囊藻和伪矮海链藻等藻类的生长，进而加剧水体富营养化[38]。此外，作为一种毒性物质，PH_3 也会对水生生物具有毒性效应。例如，高浓度的 PH_3 会对微藻的酶活性和基因表达等产生抑制作用,损伤细胞膜系统,抑制细胞增长[39]。受全球气候变化和人类活动影响，云南高原湖泊脆弱的生态系统正发生强烈的环境变异，持续强化的厌氧还原环境和有机质输入等条件将加剧沉积物中 MBP 产生、活化和释放等行为，进而将重塑水体磷的循环模式, 因此这一忽略的"磷库"可能会对生态环境产生潜在威胁，需引起高度重视。

4 结论

(1) 本研究首次发现抚仙湖和星云湖 FGP 浓度变化范围分别为 4.62±0.29 μg/L~7.11±0.58 μg/L 和 7.40±0.53 μg/L~9.17±3.40 μg/L，沉积物中 MBP 含量分别为 1.49±0.96 ng/kg~12.01±2.96 ng/kg 和 2.00±0.30 ng/kg~404.02±0.25 ng/kg，均显著高于其他类型湖库等水体，表明 PH_3 是高原湖泊磷循环过程重要组成。

(2) 两湖 MBP 空间差异显著，抚仙湖南北两端湖区 MBP 平均含量 7.34±2.07ng/kg 高于中心湖区 2.19±0.31ng/kg，星云湖 MBP 北部湖区 MBP 平均含量 203.05±0.28ng/kg 高于南部湖区 3.52±2.02ng/kg。总体而言，寡营养深水抚仙湖 TMBP 含量显著低于富营养浅水星云湖，但 LMBP 和 PMBP 等有效态 MBP 含量相对较高。

(3) 抚仙湖和星云湖高浓度 MBP 及其空间分布主要与流域内磷矿加工、工农业生产等人类活动以及水体营养状态、水形等湖泊条件密切相关。

5. 参考文献

[1] Liu SG, Li T, Ning P et al. Research progress of the release, distribution and transformation of phosphine in environment. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2019, **38**(2) : 1085-1096. DOI: 10.16085 / j.issn.1000-6613.2018-2042. [刘树根, 李婷, 宁平等. 环境中磷化氢的产生、分布及转化研究进展. 化工进展, 2019, **38**(2) : 1085-1096.]

[2] Fu W, Zhang X. Global phosphorus dynamics in terms of phosphine. *npj Climate and Atmospheric Science*, 2020, **3**(1). DOI: 10.1038/s41612-020-00154-7.

[3] Wang Y, Zhang Y, Jin M et al. The research progress and prospects of inorganic reduced phosphorus in aquatic environments. *Journal of Lake Sciences*, 2024, **36**(6): 1626-1638. DOI: 10.18307/2024.0602. [汪宇菲, 张云鹏, 金苗等, 水环境中无机还原态磷的研究进展与展望. 湖泊科学, 2024, **36**(6): 1626-1638.]

[4] Feng Z, Song X, Li X et al. Transformation of phosphine in seawater and its influencing factors. *Marine Sciences*, **34**(4), 79-83.[冯志华,宋秀贤,李小军等.磷化氢在海水中的转化及其影响因素研究.海洋科学,2010,**34**(4):79-83.]

[5] Luo, Y, Xiao Y, Zhang X et al. Research on nitrogen and phosphorus pollution control strategies in the Fuxian Lake-Lake Xingyun basin: A case study based on data from 2000 to 2015. *Environmental Protection Science*, **46**(1), 106-112, 161. DOI: 10.16803/2020.01.019.[罗玉,肖尧,张晓旭等. 抚仙湖-星云湖流域氮、磷污染防治对策研究——以 2000～2015 年数据为例. 环境保护科学,2020,**46**(1):106-112,161.]

[6] Song Y, Feng M, Su Z et al. Vertical distribution of chemical speciation of phosphorus in sediments from different sources of Fuxian Lake. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(9): 2579-2589.

[7] 陈杨. 星云湖水体环境与氮磷空间分布特征研究[学位论文]. 昆明：云南师范大学, 2020.

[8] Nowicki, Thomas W. Gas-liquid chromatography and flame photometric detection of phosphine in wheat. *Journal - Association of Official Analytical Chemists*. 1978,**61** (4): 829-836.

[9] Han SH, Wang ZJ, Zhuang YH et al.2003. Phosphine in various matrixes. *Journal of Environmental Sciences*, 2003,**15**(3):339-341.

[10] Ruban V，Brigault S，Demare D et al. An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir． *Journal of Environmental Monitoring*，1999，**1**(4) : 403-407．

[11] 王硕. 人工湿地 PH_3产生特征及其对湿地除磷的影响机制研究[学位论文]. 青岛: 山东大学, 2021.

[12] 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 (第四版). 中国环境科学出版社, 2002.

[13] Zou J, Jiao Y, Wang Y et al. Study on measurement methods for CO_2, CH_4, and N_2O emission fluxes in paddy fields. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2002,**25**(4): 45-48. [邹建文,焦燕,王跃思等. 稻田 CO_2、CH_4和 N_2O 排放通量测定方法研究 · 南京农业大学学报 2002, **25**(4) : 45-48]

[14] Feng M, PAN JZ, K F et al. Water pollution of post-mined lands in Lake Fuxian watershed in Yunnan Province. J. Lake Sci.2008,20(6):766-772. DOI:10.18307/2008.0615.[冯慕华,潘继征,柯凡,李文朝.云南抚仙湖流域废弃磷矿区水污染现状.湖泊科学,2008,20(6):766-772. DOI:10.18307/2008.0615.]

[15] 宋媛媛. 深水抚仙湖沉积物磷沉积释放特征及其来源识别[学位论文]. 中国科学院大学.2013.

[16] 陈向超. 抚仙湖沉积物有机质积累特征及其环境效应研究[学位论文]. 中国科学院大学,2018.

[17] Schink B, Thiemann V, Laue H et al, Desulfotignum phosphitoxidans sp. Nov., a new marine sulfate reducer that oxidizes phosphite to phosphite to phosphate. *Arch.Microbiol*.2002,177:381-391.

[18] Feng Z H, Song X X, Yu Z M et al, Seasonal and spatial distribution of matrix-bound phosphine and its relationship with the environment in the Changjiang River Estuary. *Mar Pollut Bull*, 2008, **56**(9): 1630-1636. DOI: 10.1016/ j.marpolbul. 2008.05.017.

[19] Hong Y, Geng JJ, Qiao S et al, Distribution of phosphine in the offshore area of the Southwest Yellow Sea, East Asia. *Marine Chemistry*, 2010, **118**(1-2): 67-74. DOI:10.1016/2009.10.005

[20] Zhu R B, Kong DM, Sun LG et al. The first determination of atmospheric phosphine in Antarctica. *Chinese Science Bulletin*, 2007, **52**(1): 131-135. DOI: 10.1007/s11434-007-0010-x

[21] Han C, Geng JJ, Zhang J et al. Diurnal variation of phosphine concentration and flux in Meiliang Bay, Lake Taihu. *Environmental Chemistry*, 2010, **29**(3) : 347-351. [韩超, 耿金菊, 张娟等. 太湖梅梁湾磷化氢气体浓度和通量日变化.环 境化学, 2010, **29** (3) : 347-351.]

[22] Glindemann D, Bergmann A, Stottmeister U et al. Phosphine in the lower terrestrial troposphere. *Naturwissenschaften*, 1996, **83**(3): 131-133. DOI: 10.1007/BF01142179

[23] Gassmann G, Beusekom J E E, Glindemann D. Offshore atmospheric phosphine. *Naturwissenschaften*, 1996, **83**(3): 129-131. DOI:10.1007/BF01142178

[24] 李毓佳. 深水水库内源磷化氢释放迁移及环境效应研究[学位论文]. 北京：中国地质大学, 2016.

[25] Kang F, Yang W, Guo M et al. Highly Selective Microsensor for Monitoring Trace Phosphine in the Environment. *Analytical Chemistry*. 2023, **95**(4):2460-2468. DOI: 10.1021/acs.analchem.2c04652.

[26] Ding W, Zhu R, Hou L et al. Matrix-bound phosphine, phosphorus fractions and phosphatase activity through sediment profiles in Lake Chaohu, China. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2014, **16**(5):1135-1144. DOI:10.1039/ c4em00035h

[27] You LL, Zong HB, Zhang SF et al. Distribution of matrix-bound phosphine in surface sediments of Jinpu Bay. *Journal of Environmental Sciences-China*, 2013, **34**(10): 3804-3809.

[28] Eismann F, D Glindemann, P Kuschk et al. Soils as source and sink of phosphine. *Chemosphere*.1997,**35**(3): 523-533. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00117-3

[29] Song X, Morrison R.J, Feng Z et al. Matrix-bound phosphine in sediments from Lake Illawarra, New South Wales, Australia. *Marine pollution bulletin*, 2011, **62**(8): 1744-1750. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.025

[30] Han C, Geng JJ, Xie XC et al. Determination of phosphite in a eutrophic freshwater lake by suppressed ion conductivity. *Environmental Science &Technology*, 2012, **46**(19): 10667-10674. DOI: 10.1021/es300771a

[31] 冯志华. 海洋沉积物中磷化氢的分布, 释放与转化研究[学位论文].青岛：中国科学院研究生院 (海洋研究所), 2008.

[32] 盛鸿. 大气 CO_2 浓度升高下蓝藻对湖泊中磷化氢的生理生化响应研究[学位论文]. 广州：华南理工大学, 2019.

[33] 张娟.低价磷酸盐对铜绿微囊藻生长的影响[学位论文].南京：南京大学,2011.

[34] Liu W, Zhang Y, Yu M, et al. Role of phosphite in the environmental phosphorus cycle. *Science of the Total Environment*, 2023, **881**: 163-463. DOI: 10.1016/ j. scitotenv.2023.163463.

[35] Geng JJ, Jin XC, Wang Q et al. Matrix bound phosphine formation and depletion in eutrophic lake sediment fermentation-simulation of different environmental factors. *Anaerobe*, 2005, **11**(5): 273-279. DOI: 10.1016/ j.anaerobe.2005.04.003.

[36] Shuo W ,Zhen H ,Jian Z , et al.Formation of phosphine and its effect on phosphorus retention in constructed wetlands: Characteristic and mechanism[J].*Environmental Technology & Innovation*,2022,28

[37] World Health Organization. Eutrophication and health. European Commission, Brussels, Belgium, 2002.

[38] Ying X, Shulin Z, Dajuan Z et al. Effects of Phosphorus Recovery on Photosynthetic Pigments and Some Antioxidant Enzymes Activities of Phosphorus Starved Microcystis aeruginosa. *Journal of Agricultural Science & Technology*, 2024, **26**(1). 1008-0864

[39] 付梅. 磷化氢对海洋微藻的影响及作用机制研究[学位论文]. 中国科学院研究生院 (海洋研究所), 2013.