J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0221

冰封/非冰封期典型寒旱区湖泊底泥-水界面氮磷原位同步变化特征*

郭心月[1,2]，孙洪杰[1]，王少林[2]，兰海今[3]，韩 超[2**]
（1：浙江师范大学地理与环境科学学院，金华 321004）
（2：中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全国家重点实验室，南京 211135）
（3：内蒙古乌梁素海生态保护中心，巴彦淖尔 051500）

摘 要：基于自主研发的二维微型 DGT（2D-MDGT）和平面光电极技术（PO），以典型寒旱湖泊乌梁素海为对象，首次原位研究冰封/非冰封期底泥-水微界面（SWI）上活性磷（Labile P）、溶解性磷酸盐（SRP）、氨氮（NH_4^+）、亚硝态氮（NO_2^-）和硝态氮（NO_3^-）以及 SWI 微环境即 pH 和溶解氧(DO)同步变化特征，并进一步原位分析了 SWI 界面交换通量。结果表明，所有底泥剖面 5 种氮磷浓度呈显著的时空异质性（$p < 0.05$），其中冰封期 Labile P、SRP、NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-平均浓度分别为 0.0060 ± 0.0050 mg/L、0.096 ± 0.070 mg/L、2.7 ± 0.50 mg/L、0.15 ± 0.061 mg/L 和 0.48 ± 0.48 mg/L，显著低于非冰封期（0.060 ± 0.036 mg/L、0.15 ± 0.16 mg/L、24 ±1.7 mg/L、0.36 ± 0.042 mg/L 和 1.4 ± 1.1 mg/L）。在垂直剖面上 Labile P、SRP 和 NH_4^+含量随深度的增加而增加；NO_3^-含量随深度的增加而有所下降；NO_2^- 随深度增加变化不明显；水平空间分布上，北部湖区底泥剖面氮磷形态普遍较高，这与较高的磷蓄积和强烈的氧化还原作用有关。原位获取的 Labile P、SRP、NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-的交换通量分别为-0.32 ~ 26 μg/(m^2·d)、-3.9 ~ 36 μg/(m^2·d)、-18 ~ 6.9 mg/(m^2·d)、-1.5 ~ 8.0 mg/(m^2·d)和-0.22 ~ 0.16 mg/(m^2·d)，其中，非冰封期整体表现出强烈的氮磷释放，这将显著增加湖泊中水质污染的风险。
关键词：原位同步监测；冰封/非冰封期；营养盐；乌梁素海；泥-水界面

In situ, simultaneous characterization of nitrogen and phosphorus variations across the sediment-water interface of a typical cold-arid lake during freezing and unfreezing periods

Guo Xinyue[1,2], Sun Hongjie[1], Wang Shaolin[2], Lan Haijin[3] & Han Chao[2*]
（1：College of Geography and Environmental Sciences, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004, P.R. China）
（2：State Key Laboratory of Lake and Basin Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R. China）
（3：Wuliangsuhai Ecological Protection Center, Ineer Mongolia Autonomous Region, Bayannur 051500, P.R. China）

Abstract: This study initially measured labile phosphorus (Labile P), soluble reactive phosphorus (SRP), ammonium (NH4+), nitrite (NO2-), and nitrate (NO3-) in the sediment of Lake Ulansuhai using in situ, self-developed, two-dimensional miniaturized diffusive gradients in thin films (2D-MDGT) and planar optode (PO) techniques. Additionally, it assessed the distribution of micro-environmental characteristics such as pH and dissolved oxygen (DO) during both freezing and non-freezing periods. Subsequently, the combined fluxes of Labile P, SRP, NH_4^+, NO_2^-, and NO_3^- across the sediment-water interface (SWI) were analyzed. The results revealed significant spatial and temporal heterogeneity in the concentrations of these five nitrogen (N) and

* 2025-03-04 收稿；2025-04-30 收修改稿。
国家重点研发项目（2023YFE0100500）和国家自然科学基金(42277463 , 42077360)联合资助。
** 通信作者；Email：chang@niglas.ac.cn.

phosphorus (P) species within sediment profiles (p<0.05). During the freezing period, the average concentrations of Labile-P, SRP, NH_4^+, NO_2^- and NO_3^- were 0.0060 ± 0.0050 mg/L, 0.096 ± 0.070 mg/L, 2.7 ± 0.50 mg/L, 0.15 ± 0.061 mg/L, and 0.48 ± 0.48 mg/L, respectively, which were significantly lower than those during the unfreezing period (0.060 ± 0.036 mg/L, 0.15 ± 0.16 mg/L, 24 ± 1.7 mg/L, 0.36 ± 0.042 mg/L, and 1.36 ± 1.1 mg/L, respectively). Vertically within sediment layers, concentrations of labile P , SRP ,and NH_4^+ exhibited an increasing trend with depth while concentrations of NO_3^- decreased with depth . In contrast, there was no significant variation observed in nitrite concentration with depth. Horizontally, higher concentrations of N & P species were found in northern regions compared to other areas which can be attributed to greater accumulation rates along with intense reductive processes consuming oxygen. The *in-situ* exchange fluxes of Labile P, SRP, NH_4^+, NO_2^- and NO_3^- ranged from -0.32 to 26 μg/(m^2·d), -3.9 to 36 μg/(m^2·d), -18 to 6.9 mg/(m^2·d), -1.5 to 8.0 mg/(m^2·d), and -0.22 to 0.15 mg/(m^2·d), respectively. Notably, the unfreezing period demonstrated a pronounced release rate concerning N & P which considerably heightens risks associated with water quality deterioration within this lake ecosystem.
Keywords: Synchronized in situ monitoring; freezing and unfreezing; nutrients; Lake Ulansihai; sediment-water interface

氮（N）、磷（P）营养盐是我国湖泊富营养化最关键限制性因子[1]。湖泊底泥是外源输入 N、P 营养盐的最终蓄积地，具备“汇”的功能；同时，在一定条件下底泥中 N、P 等营养盐可通过扩散、对流及再悬浮等过程向上覆水体中释放成为湖泊中内“源”，因而对湖泊水质和水生态系统稳定性造成严重影响[2]。泥-水界面（SWI）是湖泊生态系统最重要界面之一，界面上具有异常活跃的生物地球化学反应，显著影响溶解氧（DO）、pH、孔隙度、氧化还原电位等微环境特性，进而调控营养盐分配、输移、消减和转化等生物地球化学行为[3-5]。大量研究证实，几乎所有的水环境污染和生态分析问题均与 SWI 过程或效应有关。然而，SWI 是各种污染物和环境因子共同参与的复杂体系，且 SWI 上环境特性和营养盐变化具有高度时空异质性，因此科学获取 SWI 上 N、P 营养盐和微环境分布变化信息，将显著扩展内源污染发生过程与机制研究深度，并对湖泊营养负荷的控制和水环境改善具有非常重要的意义。

乌梁素海位于蒙新高原寒旱区，并以其独特的地理位置、气候特征和生态功能使其成为高纬度寒旱区最典型的湖泊。作为河套平原唯一的承泄水体，乌梁素海承接了来自河套灌区生活污水、农田灌溉排水和退水、工业废水，导致湖泊水体 N、P 等营养盐含量急剧增加，水生植被泛滥，沼泽化进程加剧。受全球变化影响，乌梁素海等寒旱区湖泊每年具有长达五个月的冰封期，冰层厚度最高可达 1.0 m。寒旱湖泊中的污染物在冰封期会被冰、水、底泥进行分配，且冰下水体对污染物具有一定的“冰冻效应”[6, 7]，势必会影响冰下水体和底泥中污染物的迁移转化过程[8]。尽管目前对乌梁素海 N、P 循环相关研究已有大量报道[9, 10]，但大都基于传统的异位分析或简化的原位模拟分析方法，无法准确还原 SWI 上 N、P 时空分异规律，据此获得的界面交换通量被严重低估或高估，并显著影响乌梁素海富营养化机制和生态修复策略制定。薄膜扩散梯度技术（Diffusive Gradients in Thin Films, DGT）是基于扩散平衡理论（DET），通过引入选择性固定膜，实现对水体及底泥中溶解态目标物质的原位累积捕获，显著提升了传统采样方法在空间分辨率、同步性和非破坏性方面的技术短板。目前该技术已广泛应用于土壤、底泥等多环境介质中[11, 12]。但传统的平板 DGT 体积微小，在实际原位投放上有一定的局限性。因此，我们自主设计一款 2D-MDGT，在能够监测湖泊底泥在水平和垂直方向存在的空间异质性的同时提高了与底泥剖面的暴露面，能够更大尺度的反映底泥剖面上目标物质的分布变化。本研究利用 2D-MDGT 多物质同步检测技术，结合提取-微量比色方法[13]，首次原位捕获冰封/非冰封期乌梁素海 SWI 上 5 种关键 N、P 形态的同步空间变化信息和界面交换特征；进一步结合底泥剖面 pH 和 DO 微环境变化信息从微尺度初步探讨 SWI 上 N、P 形态同步变化机制，对深入理解寒旱区湖泊内源交换过程和机制以及水质治理预控提供重要参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

乌梁素海（40°36′～41°03′N，108°43′～108°57′E），位于我国内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特前旗，是黄河流域以及内蒙古西部地区最重要的淡水资源。乌梁素海处于温带季风性气候带，年平均气温 7.4 ～

8.8 ℃，夏季降水占全年 63.2 %，年平均蒸发量和植物蒸散损耗达 4.02 亿 m^3，是寒旱区典型湖泊。

1.2 样品采集及处理

分别在乌梁素海南湖区(WS)、湖心区(WC)和北湖区(WN)设置 3 个原位监测点（图 1a），其中 WS 靠近出水河口，WC 位于芦苇区域，WN 位于湖泊进水口。本研究于 2024 年 1 月和 7 月，选择风浪较小天气，利用自制 2D-MDGT（图 1b，见 1.3 介绍）进行原位监测，同时采用自制的平面光极柱采集 15～20 cm 之间深度的底泥柱芯用于获取底泥剖面 pH 和 DO 精细变化信息获取（图 1c，见 1.4 介绍）。在各点位采集表层 0.5 m 的水样溢流装入 HDPE 小瓶用于常规水质分析。利用便携式多参数水质分析仪（YSI）现场监测 pH 值、水温（WT）和 DO 等水环境参数。

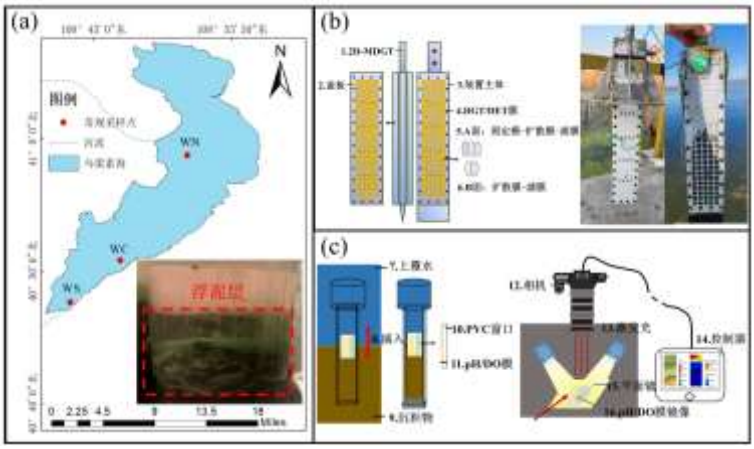

图 1 乌梁素海采样点位分布及装置

Fig. 1 Distribution of sampling sites and devices of Lake Ulansuhai

1.3 2D-MDGT 原位监测装置的制备及现场应用

乌梁素海底泥多存在较厚的浮泥层(藻和植物碎屑为主)，传统的 DGT 或 HR-Peeper 等原位采样技术无法适用于原位现场投放，为此本文基于 DGT 原理，设计了一种二维微型 DGT 矩阵原位监测装置（2D-MDGT）（图 1b）。整个装置主要有两部分组成：盖板（275×85 mm）和底板（275×85 mm）。底板两侧分别嵌有两种深度的圆孔（25 行×5 列），左侧底板圆孔深 0.8 mm，直径为 11 mm，用于安装相同大小的扩散膜；右侧底板圆孔深 1.2 mm，直径为 11 mm，依次安装固定膜和扩散膜。两侧膜安装完成后，覆盖一层滤膜(Whatman, 0.45μm pore size)，轻轻赶出膜之间的气泡后，盖上盖板固定。本研究中选择氧化锆、聚丙烯酰胺和琼脂分别用于固定膜和扩散膜制备，制备方法主要参照 Ding[14]和 Zhang[15]等人的方法。组装好的装置浸泡在浓度为 0.01 M NaCl 溶液中并连续充氮气 16 h 后备用。应用时，利用自制的插杆投放装置将 2D-MDGT 缓慢投放到既定点位，待 1~2 天后（夏季 1 天，冬季 2 天）取出 2D-MDGT 装置，根据孔板上附着的残留底泥标定泥-水界面（图 1b），随后用超纯水冲洗数次，立即将装置拆解取出固定膜和扩散膜用于 N、P 形态提取。

1.4 PO 原位监测装置的制备及现场应用

利用前期自主构建的平面光极（PO）装置原位监测 SWI 微环境（pH 和 DO）精细变化特征，该装置结构和技术原理详见课题组前期工作[16, 17]。本研究中选择 8-羟基芘-1,3,6-三磺酸三钠盐(HPTS)和八乙基卟啉铂(PtOEP)分别用于 pH/DO 的 PO 传感膜的制备（pH 测试范围为 6.5～11，适用于大部分底泥 pH 监测）。现场 PO 监测时，采用自制重力式采集器和预安装 pH 和 DO 传感膜（7 cm×10 cm）的采样管，在 2D-MDGT 投放区域附近采集底泥柱芯，采集后现场在船上利用自制的便携 PO 成像装置进行 pH 和 DO 同步成像（图 1c）。

1.5 样品分析测试

表层水样及底泥样品中的总氮（TN）、总磷（TP）、磷酸盐（SRP）、氨氮（NH_4^+）、硝态氮（NO_3^-）和

亚硝态氮（NO_2^-）的分析采样紫外分光光度仪进行分析[18]。底泥样品烘干研磨过 100 目筛后进行分析。TN 和 TP 采用碱性过硫酸钾消解法；SRP 采用钼蓝分光光度法；NH_4^+、NO_3^-和 NO_2^-分别采用纳氏试剂法和紫外分光光度法测定[19]。

固定膜参考 Han 等[20, 21]的方法。将回收后的固定膜分别浸没于 0.5 mL 的 1 M NaOH 中 24 h 以提取活性 P 形态（Labile P）。而扩散膜则浸没于 1.2 mL 的 0.25 M H_2SO_4 中 24 h 以同步提取底泥剖面溶解性 NH_4^+、NO_3^-、NO_2^-和溶解性磷酸盐（SRP）[21, 22]。采用全波长微孔板分光光度计（BioTek，EPOCH2）对上述 5 种 N、P 形态进行微量比色测定。

1.6 数据处理与统计分析

固定膜和扩散膜获取的 5 种 N、P 提取液浓度参考 Lin[13]和 Zhu[23]等人的计算方法来还原底泥剖面上 N、P 含量，并根据 Fick 第一定律获取 SWI 上 N、P 交换通量；采集到的 pH 和 DO 二维数字信号根据 Ren 等[16]的方法处理，原位校正后绘制二维图像；根据二维图像的数据计算出其在一维水平方向上的平均浓度和标准偏差，获得其一维水平方向上的纵向分布。具体计算方法见支撑材料。

全文数据使用 Excel 2007 进行整理和分析，使用 Origin 2021 和 ArcGIS 10.7 软件进行绘图，利用 SPSS 27.0 进行相关性分析。

2 结果与讨论

2.1 冰封/非冰封期乌梁素海水体和底泥环境变化特征

冰封期乌梁素海表层水体中 TP、TN、SRP、NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-平均浓度分别为 0.023 ± 0.0050、1.7 ± 0.41、0.0060 ± 0.0040、1.3 ± 0.27、0.013 ± 0.0001 和 1.3 ± 0.64 mg/L；而非冰封期为 0.049 ± 0.027、1.5 ± 0.2576、0.0040 ± 0.0010、0.44 ± 0.21、0.0040 ± 0.0020 和 0.56 ± 0.24 mg/L（图 S1）。除 TP 指标外，冰封期表层水体所有 N、P 形态普遍高于非冰封期，该现象与之前一些寒旱湖泊研究结果类似[24, 25]。这主要与冰封期湖体冻结排盐作用有关，水体结冰过程中会将 N、P 等物质排斥到湖泊水体中，使其在冰下表层水体中富集。相比对而言，乌梁素海冰封期表层底泥中 N、P 形态显著低于非冰封期，这可能与冰封期外源输入大量减少，较低的底泥微生物活性以及有机质矿化速率等因素有关[26]。

冰封期和非冰封期底泥剖面上 DO 和 pH 微环境原位同步精细变化(图 2)显示，总体上所有底泥剖面 DO 分布规律类似，即 SWI 界面以上 DO 含量较高，随后在 SWI 附近骤降，并随着底泥深度增加而减少，直至 SWI 以下 8.0 mm 附近变为 0。冰封期 WS、WC、WN 在 SWI 上 DO 平均浓度分别为 47 ± 28、104 ± 19 和 106 ± 16 μmol/L，氧气在底泥中的渗透深度分别为 0.5，2.0 和 5.0 mm。相对应地，非冰封期 SWI 上 DO 浓度分别为 135 ± 22、19 ± 8.2 和 67 ± 5.8 μmol/L，氧气渗透深度分别为 1.0，0.3 和 8.0 mm。其中，非冰封期 WS 点位水体表现出高含量 DO，这可能与附近水域高密度篦齿眼子菜根系泌氧（ROL）作用有关[27]。就空间分布而言，冰封期和非冰封期各点位 DO 剖面存在显著的差异（$p < 0.01$），其中非冰封期 WS 点位 DO 含量最高，而 WC 区域 DO 含量最低，这可能与此处内源污染程度较高、而且水动力较稳定和耗氧过程较强烈有关[28]。

与 DO 剖面变化类似，各点位底泥剖面 pH 变化整体上随深度增加而降低。具体而言，WS、WC、WN 点位冰封期 SWI 以上水体中 pH 变化范围为 7.4 ~ 7.5，7.5 ~ 7.6 和 6.7 ~ 7.0，普遍呈微碱性。底泥中 pH 变化范围为 7.2 ~ 7.4，7.3 ~ 7.5 和 6.7 ~ 7.0。相对应地，非冰封期 SWI 以上范围为 7.6 ~ 7.8，6.7 ~ 6.7 和 6.8 ~ 7.0。底泥中 pH 变化范围为 7.0 ~ 7.6，6.6 ~ 6.7 和 6.7 ~ 6.9。这与 Zhao 等[29]的研究发现一致。研究表明，底泥 pH 值和溶质迁移反应模式会因大型植物根系、底栖生物活动和洞穴而发生巨大变化[30]。与上覆水相比，底泥中较低的 pH 值与有机质降解释放出大量有机酸有关[31]。就空间分布而言，冰封期和非冰封期各点位 pH 剖面具有显著的差异，其中 WN 点位 pH 较低，而 WS 点位 pH 较高，这可能与该点位沉水植物叶片强烈的光合作用导致有关[17] 。

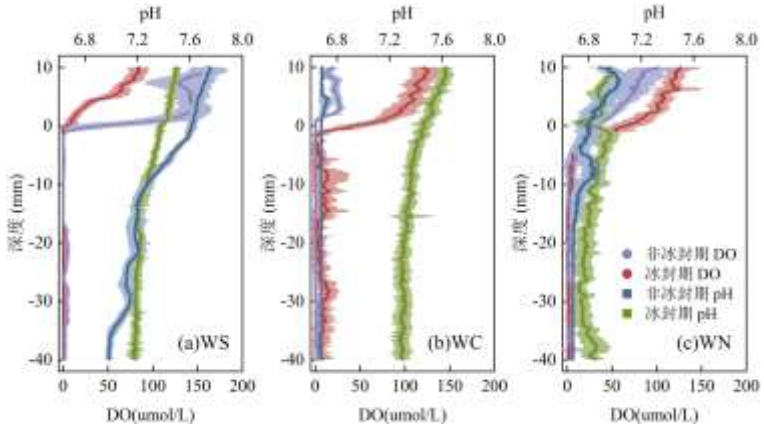

图 2 乌梁素海底泥剖面 pH 和 DO 的一维分布

Fig. 2 1D distribution of pH and DO across the SWI at Lake Ulansuhai

2.2 冰封/非冰封期乌梁素海 SWI 氮磷原位同步分布变化特征

整体而言，底泥剖面 N、P 形态分布信息同步变化特征如图 3 所示，基于 2D-MDGT 测定的乌梁素海所有底泥剖面 Labile P、SRP、NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-浓度分布均呈现剧烈的波动。5 种 N、P 形态浓度变化范围分别是 0～0.13、0～0.96、1.2～42、0.056～0.25 和 0.018～1.9 mg/L，平均浓度分别为 0.033 ± 0.037、0.13 ± 0.13、13 ± 11、0.26 ± 0.12 和 0.92 ± 0.95 mg/L。就垂直分布而言，底泥剖面上 Labile P 和 SRP 的变化趋势一致。整体上表现为，上覆水中 P 浓度总体比较稳定；表层 0 ~ 10 mm 段间隙水磷波动较为剧烈，随着深度的增加 P 浓度逐渐增加，并且在 SWI 下 20 ~ 100 mm 的位置出现峰值，这与之前在骆马湖[13]以及岱海[32]底泥剖面 P 浓度分布特征研究结果相似。与此同时，在底泥剖面上观察到 Labile P 的局部高值点，一方面是由于淋溶现象导致活性磷随着间隙水的作用从底泥上层向下层移动[33]；另一方面是由于底泥中有机质含量分布的空间异质性以及铁氧化物对 P 的氧化吸附和还原溶解，导致 P 的释放不均匀从而引起局部浓度不均匀[7, 33]。与两种 P 形态相比，乌梁素海底泥剖面三种 N 形态浓度波动更显著。NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-浓是无机氮中的三个重要组分，主要以微生物为介导，在特定条件下发生硝化，反硝化和氨化作用，彼此间相互转化[34]。整体上，NH_4^+含量随深度的增加而增加与在南四湖底泥剖面观察到的变化趋势一致[35]，这是由于随着深度增加底泥处于厌氧状态，导致好氧菌被抑制，底泥中的硝化作用减弱，反硝化及氨化作用增强，有利于 NH_4^+积累；而硝化作用的增强会使 NO_3^-被转化为 NO_2^-，进而被还原成氮气（N_2）和氧化亚氮（N_2O），这解释了 NO_3^-含量随深度的增加而有所下降，而 NO_2^-随深度增加变化不明显，总体上保持在同一含量水平。

冰封期和非冰封期乌梁素海底泥剖面 5 种 N、P 形态同样具有明显的季节性差异。其中，冰封期 Labile P 和 SRP 平均含量分别为 0.0060 ± 0.0005 和 0.096 ± 0.070 mg/L，显著低于非冰封期二者含量 0.060 ± 0.036 mg/L 和 0.15 ± 0.16 mg/L。乌梁素海是河套灌区生活、工业及农业废水的主要排泄地[36]，冰封期入湖水量减少，使得两种 P 的浓度明显减少。同一时期底泥剖面 P 浓度高值区域主要分布在入湖口（WN），其原因是入湖口接纳了来自河套灌区的污水，加之该区域芦苇生长较为密集，由于有孔介质的阻碍作用使得水流缓慢[37]进而导致 P 浓度富集。这主要与冰封期外源输入减少有关。

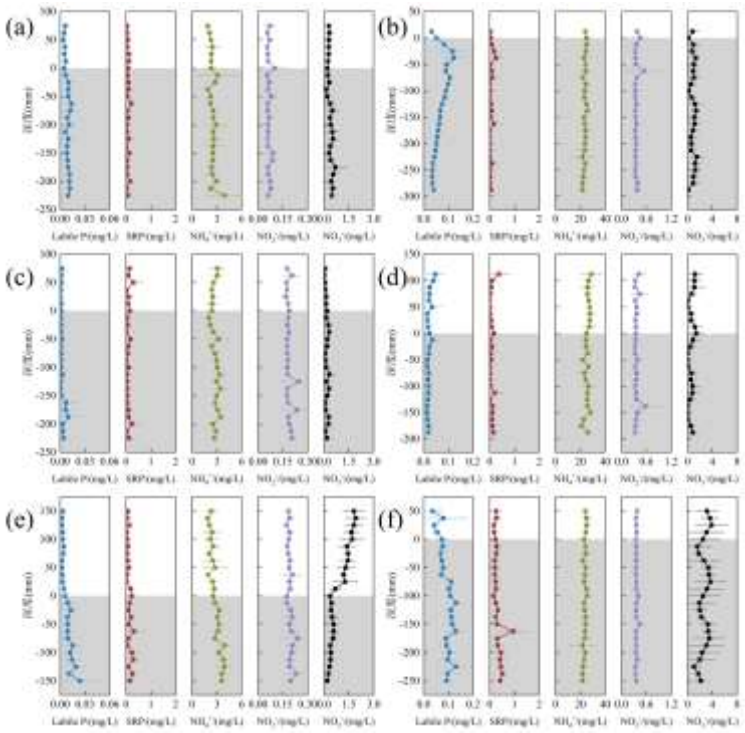

图 3 泥-水界面氮磷一维剖面分布

Fig. 3 Distributions of the N and P across the SWI

底泥剖面各形态氮（NH_4^+、NO_2^- 和 NO_3^-）冰封期和非冰封期平均浓度分别为 2.7 ± 0.50、0.15 ± 0.060、0.48 ± 0.48 mg/L 和 24 ±1.7、0.36 ± 0.042、1.4 ± 1.1 mg/L。湖泊中 N 元素主要来源于有机残留物的降解和生物固氮作用[8]。乌梁素海是典型的草-藻型湖泊，非冰封期水生植被大量繁殖，植物残体及降解碎屑在底泥中快速蓄积和分解转化，导致 NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-含量显著增加。该结果与先前报道类似[38]。值得注意的是，上覆水中 NH_4^+含量是表层水体中的 2 ~ 85 倍，这可能与乌梁素海水底通常存在 5 ~ 10 cm 厚度的浮泥层有关（图 1a）。NH_4^+是底泥矿化和硝化作用的产物和基质，底泥中 DO 和 pH 的微环境变化影响 NH_4^+向 NO_2^-和 NO_3^-转化[39, 40]。底泥剖面上 NH_4^+随深度增加而增加含量变化趋势与 pH 一致，可能是因为 pH 值下降抑制了硝化作用。与冰封期相比，非冰封期 NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-含量普遍高于冰封期，这种情况可能是因为藻细胞和植物碎屑沉降到表层底泥快速消耗掉 DO 后，造成其在厌氧条件下快速还原而产生无机态 N、P 形态[38]。与此同时，底泥微氧层的好氧速率的大小影响着有机质矿化分解成氨氮的速率[41, 42]，本研究发现非冰封期底泥的好氧速率（28 ± 50）高于冰封期（120 ± 4.4），这也很好的解释了非冰封期底泥中氨氮含量也高于冰封期的原因。

2. 3 冰封/非冰封期乌梁素海 SWI 附近氮磷交换特征原位评估

SWI 物质交换通量是判断底泥是污染物“源”“汇”的重要环境参数。根据 SWI 附近 5 种 NP 形态浓度分布计算得到相应的界面交换通量,结果如图 4 所示。乌梁素海冰封期和非冰封期 SWI 上 Labile P 和 SRP 的交换通量平均值分别为 0.94 ± 1.5、11 ± 18 μg/(m^2·d)和 11 ± 131、30 ± 5.4 μg/(m^2·d)。而三种氮形态（NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-）冰封期和非冰封期的交换通量分别为 0.22 ± 0.55、-0.46 ± 0.94、-0.11 ± 0.10 mg/(m^2·d)和-2.2 ± 5.7、3.37 ± 4.1、0.040 ± 0.092 mg/(m^2·d)。冰封期和非冰封期乌梁素海 SWI 上 5 种 N、P 形态的交换通量均具有显著的差异。乌梁素海底泥剖面 SWI 上 Labile P、SRP 和 NO_3^-交换通量大多是正值，这表明底泥呈现出“源”的特征；而 NH_4^+和 NO_2^-在 SWI 上交换通量整体上呈现负值，这表明底泥中两种物质呈现“汇”的特征。

湖泊底泥 N、P 释放受到诸如底泥中有机质组成、粒度、氧化还原条件、微生物活性、温度等多各种环境因素共同影响[42]。其中，温度是影响冰封期和非冰封期底泥中有机物代谢差异的重要因素之一，适温条件下微生物活性增强，能够促进底泥中有机 N、P 快速转化并促进底泥中两种 P 形态和 NO_3^-形态产生和释放[43, 44]。乌梁素海冰封期和非冰封期温度差异明显，非冰封期水温升高，DO 饱和度及浓度降低，较低的 DO 含量有利于 SWI 上还原条件形成。厌氧条件下，底泥中铁锰氧化物结合态磷很容易释放从而表现出更高的 P 交换通量。NO_2^-和 NO_3^-在季节分布上与 P 有着一致的季节差异性，同点位非冰封期的交换通量整体上高于冰封期，可能的原因是，非冰封期温度更高，有机物降解消耗大量的氧气，导致泥水界面处于缺氧状态，有利于氮的释放，这与之前的研究结果一致[45]。与此同时，陶等[46]的研究表明 pH 较低的底泥区域会表现出更高的氮的交换通量。之前 PO 的结果也显示非冰封期泥水界面上的 DO 含量是低于冰封期且底泥中呈现出更低的 pH 水平（**错误!未找到引用源。**）。

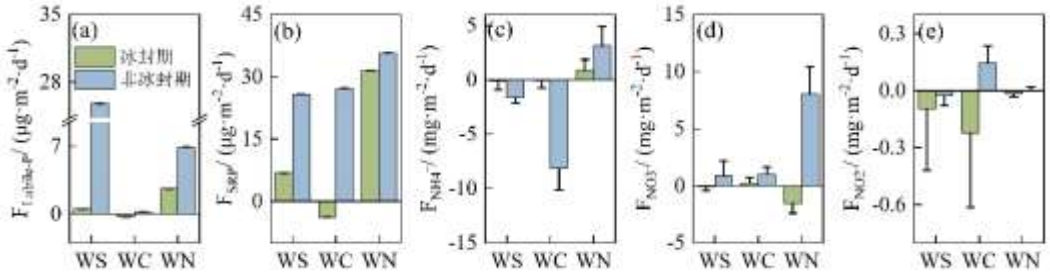

图 4 泥-水界面氮磷交换通量。(a)Labile-P; (b)SRP; (c) NH_4^+; (d) NO_3^-; (e) NO_2^-.

Fig. 4 Fluxes of N, P across the SWI. (a)Labile-P; (b)SRP; (c) NH_4^+; (d) NO_3^-; (e) NO_2^-.

3 结论

3.1 基于 2D-MDGT 技术和 PO 技术，首次原位获得了乌梁素海底泥剖面 Labile P、SRP、NH_4^+、NO_2^-和 NO_3^-，5 种 N、P 形态和 DO、pH 等微环境同步变化信息，并呈现出显著的时空差异。不同季节各点位 labile P、SRP 和 NH_4^+含量变化类似，总体随深度的增加而增加，而剖面 NO_3^-含量随深度的增加而降低，剖面 NO_2^-随深度变化不明显。季节变化上，非冰封期底泥剖面 N、P 形态普遍高于冰封期，这与持续的外源输入和强烈的有机质矿化等作用有关。与冰封期比，非冰封期湖底 DO 整体较低，泥-水浓度差较大，极易形成厌氧还原环境。而底泥 SWI 附近 pH 变化范围在 6.7～7.8 之间变化，整体呈现微碱性。与上覆水相比，底泥中 pH 整体降低，这与有机质降解和沉水植被光合作用等有关。

3.2 原位估算了乌梁素海 SWI 上 5 种 N、P 形态的交换释放通量，发现各点位通量呈现明显的季节性时空差异，同时又具有不同的源汇特征。非冰封期 5 种 N、P 形态交换通量普遍高于冰封期，这主要与冰封期温度较低导致底泥中微生物活性降低从而抑制 N、P 的迁移释放。乌梁素海各点位活性磷的释放均很强烈，将进一步加剧水体富营养化尤其是对当前水质较好的南部水域需要高度关注，氮的释放整体上呈现“源”的状态，主要受到泥水界面氧化还原条件控制。

4 参考文献

[1] Han T, Zhou K, Li J, et al. The spatial distribution and characterization of phosphorus and nitrogen in a water-carrying lake: a case study of Lake Jiaogang, China . Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(7): 18674-84.

[2] Burgin AJ, Hamilton SK. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways . Frontiers in Ecology and the Environment, 2007, 5(2): 89-96.

[3] FAN Chengxin. Advances and prospect in sediment-water interface of lakes: A review. Journal of Lake Sciences, 2019, 31(5): 1191-1218. DOI: 10.18307/2019.0514. [范成新. 湖泊沉积物—水界面研究进展与展望 . 湖泊科学, 2019, 31(5): 1191-218.]

[4] Wu T, Qin B, Brookes JD, et al. Spatial distribution of sediment nitrogen and phosphorus in Lake Taihu from a hydrodynamics-induced transport perspective . Science of The Total Environment, 2019, 650: 1554-65.

[5] Hupfer M, Lewandowski J. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments – a Long-Lasting Paradigm in Limnology . International Review of Hydrobiology, 2008, 93(4-5): 415-32.

[6] Lu JP, Zhang XJ, Ma TL, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in reservoirs in northern cald area . Environmental Engineering, 2017, 35(11): 143-148. doi: 10.13205/j.hjgc.201711030. [卢俊平, 张晓晶, 马太玲, 等. 北方寒区水库氮、磷营养盐的时空变异特征 . 环境工程, 2017, 35(11): 143-8+81.]

[7] Liu Y, Shi X, Zhang S, et al. The spatial distribution and abundance of microplastics in lake waters and ice during ice-free and ice-covered periods . Environmental Pollution, 2023, 323: 121268.

[8] Zhu YZ, Zhao K, Dong XQ, et al. Characterizing Nitrogen and Phosphorus Transport and Source-Sink Interactions at the Lake Sediment-Water Interface During the Freezing Period . China Environmental Science, 2023, 43(7): 3616-3624. [朱胤泽, 赵可, 董向前, 等. 冰封期湖泊沉积物-水界面氮磷迁移及源汇特征 . 中国环境科学, 2023, 43(7): 3616-24.]

[9] Lü C, He J, Zuo L, et al. Processes and their explanatory factors governing distribution of organic phosphorous pools in lake sediments . Chemosphere, 2016, 145: 125-34.

[10] Lui JM, Xiao Z, Si WT, et al. Vertical distribution and pollution evaluation of nutrients in sediments of Wuliangsuhai Lake . . Environmental Pollution & Control, 2024,46(03):373-379.DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2024.03.012. [刘菊梅, 肖振, 司万童, 等. 乌梁素海沉积物中营养盐的垂直分布特征及污染评价 . 环境污染与防治, 2024, 46(03): 373-9.]

[11] Zheng Y, Sun Y, Zhang Z, et al. Evaluation of the distribution and mobility of labile phosphorus in sediment profiles of Lake Nansi, the largest eutrophic freshwater lake in northern China . Chemosphere, 2023, 315: 137756.

[12] Han C, Yao L, Xu D, et al. High-resolution Imaging of pH in Alkaline Sediments and Water Based on a New Rapid Response Fluorescent Planar Optode . Scientific Reports, 2016, 6(1).

[13] Lin JY, Su YL, Han C, et al. In situ and combined variations of phosphorus, iron and sulfur across the sediment-water interface of Lake Luoma. CHINA ENVIRONMENTAL SCIENCECE, 2021, 41(12): 5637-5645. [林建宇, 苏雅玲, 韩超, 等. 骆马湖泥-水界面磷铁硫原位同步变化特征 . 中国环境科学, 2021, 41(12): 5637-45.]

[14] Ding S, Sun Q, Xu D, et al. High-Resolution Simultaneous Measurements of Dissolved Reactive Phosphorus and Dissolved Sulfide: The First Observation of Their Simultaneous Release in Sediments . Environmental Science & Technology, 2012, 46(15): 8297-304.

[15] Zhang H, Davison W. Performance Characteristics of Diffusion Gradients in Thin Films for the in Situ Measurement of Trace Metals in Aqueous Solution . Analytical Chemistry, 1995, 67(19): 3391-400.

[16] Ren JH, Fan J, Sun Y, et al. Refined imaging of pH and O2 across the passivated soil-root micro-interfaces. CHINA ENVIRONMENTAL SCIENCECE, 2023, 43(4): 1782-1790. [任静华, 范健, 孙宇, 等. 钝化土壤根际 pH 值和 O2 精细变化特征研究 . 中国环境科学, 2023, 43(04): 1782-90.]

[17] Lin J, Sun Y, Zhang H, et al. Two-dimensional, high-resolution imaging of pH dynamics in the phyllosphere of submerged macrophyte using a new Nano-optode . Science of The Total Environment, 2023, 903: 166327.

[18] 国家环保总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 38-47.]

[19] 金相灿 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范(第二版) . 北京: 中国环境科学出版社, 1990.

[20] Han C, Ding S, Yao L, et al. Dynamics of phosphorus – iron – sulfur at the sediment – water interface influenced by algae blooms decomposition . Journal of Hazardous Materials, 2015, 300: 329-37.

[21] Ullah S, Zhang H, Heathwaite AL, et al. In situ measurement of redox sensitive solutes at high spatial resolution in a riverbed using Diffusive Equilibrium in Thin Films (DET) . Ecological Engineering, 2012, 49: 18-26.

[22] García-Robledo E, Corzo A, Papaspyrou S. A fast and direct spectrophotometric method for the sequential determination of nitrate and nitrite at low concentrations in small volumes . Marine Chemistry, 2014, 162: 30-6.

[23] Zhu Y, Shan B, Huang J, et al. In situ biochar capping is feasible to control ammonia nitrogen release from sediments evaluated by DGT . Chemical Engineering Journal, 2019, 374: 811-21.

[24] Hou CL, Li Y, Li WP, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of nitrogen and phosphorus and analysis of differences with environmental impact factors in Lake Daihai frozen period and no-frozen period . Journal of agro-environmental science, 2024, 43(7): 1590-1598. [侯晨丽, 李洋, 李卫平, 等. 岱海冰封期与非冰封期氮磷分布及影响因素差异分析 . 农业环境科学学报,

2024, 43(07): 1590-8.]

[25] Zhang QY, Shi XH, Zhao SN. et al. Analysis of Pollution Sources and Evaluation of Water Quality Changes of Ulan Suhai Lake during Frozen and Non-frozen Periods from 2016 to 2021 . Wetland Science, 2022,20(6):829-837.DOI:10.13248/j.cnki.wetlandsci.2022.06.013. [张启荧, 史小红, 赵胜男, 等. 2016～2021 年冰封期和非冰封期乌梁素海污染源解析及水质变化评价 . 湿地科学, 2022, 20(6): 829-37.]

[26] Risgaard-Petersen N, Ottosen LDM. Nitrogen cycling in two temperate Zostera marina beds: seasonal variation . Marine Ecology Progress Series, 2000, 198: 93-107.

[27] Li Y, Wang L, Chao C, et al. Submerged macrophytes successfully restored a subtropical aquacultural lake by controlling its internal phosphorus loading . Environmental Pollution, 2021, 268: 115949.

[28] Hosseini-Sadabadi SA, Rousseau AN, Sadeghian A, 等. A 3D numerical modeling of the links between hydrodynamics, dissolved oxygen, and water temperature of a northern rural-urban shallow lake with two distinct basins . Environmental Monitoring and Assessment, 2023, 195(10): 1198.

[29] Zhao S, Shi X, Sun B, et al. Effects of pH on phosphorus form transformation in lake sediments . Water Supply, 2021, 22(2): 1231-43.

[30] Qi HY. The States of pH, Eh in Surface Sediments of the Yangtze River Estuary and Its Adjacent Areas and Their Controlling Factors. Acta Sedimentologica Sinica, 2008, 26(5): 820-827. [齐红艳. 长江口及邻近海域表层沉积物 pH、Eh 分布及制约因素 . 沉积学报, 2008, 26(5): 820.]

[31] Yu M, Wang Y-P, Deng Q, et al. Soil acidification enhanced soil carbon sequestration through increased mineral protection . Plant and Soil, 2024, 503(1): 529-44.

[32] Wu R, Liu Y, Zhang S, et al. Characterization of nitrogen and phosphorus at the ice-water-sediment interface and the effect of their migration on overlying water quality in Daihai Lake (China) during the freezing period . Science of The Total Environment, 2023, 893: 164863.

[33] Zhang XR, Guo YW, Wang XY, et al. Characteristics of phosphorus exchange at sediment-water interface and its response to environmental factors in Miyun Reservoir．J Lake Sci, DOI 10.18307/2025.0322. [张雪瑞, 郭一玮, 王晓燕, 等. 密云水库沉积物—水界面磷交换特征及其对环境因子的响应 . 湖泊科学: 1-17.]

[34] Wang HW, Wang SM, Zhang M, et al. Occurrence characteristics and transport fluxes of nitrogen and phosphorus at sediment-water interface of Panjiakou Reservoir in spring . China Environmental Science, 2021, 41(09): 4284-93. [王洪伟, 王少明, 张敏, 等. 春季潘家口水库沉积物-水界面氮磷赋存特征及迁移通量 . 中国环境科学, 2021, 41(09): 4284-93.]

[35] Gu XZ, Zhang L, Bai X, et al. Characteristics of Sediments and Pore Water in Lake Nansi Wetland . Environmental Science,2010,31(04):939-945.DOI:10.13227/j.hjkx.2010.04.006. [古小治, 张雷, 柏祥, 等. 南四湖湿地沉积物及孔隙水基本特性研究 . 环境科学, 2010, 31(04): 939-45.]

[36] Yang WH，Yin Q，Zhong QT, et al. Study on the response relationship between the pollution load of arterial drainage of Lake Wuliangsuhai and the water quality of the lake from 2013 to 2019[J]. Journal of North China university of water resources andelectric power (natural science edition) ，2021，42(1) : 7－15．[杨文焕, 尹强, 钟清涛, 等. 2013—2019 年乌梁素海排干入湖污染负荷与湖区水质的响应关系 . 华北水利水电大学学报(自然科学版), 2021, 42(01): 7-15+30.]

[37] Yang WH，Yin Q，Zhong QT, et al. Study on the response relationship between the pollution load of arterial drainage of Lake Wuliangsuhai and the water quality of the lake from 2013 to 2019[J]. Journal of North China university of water resources andelectric power (natural science edition) ，2021，42(1) : 7－15．[李兴, 杨乔媚, 勾芒芒. 内蒙古乌梁素海水质时空分布特征 . 生态环境学报, 2011, 20(Z2): 1301-6.]

[38] Zhang T F，Song J X，Yang X G, et al. Study on the temporal-spatial distribution characteristics and influencing factors of TP and TN in river sediments for the Weihe Ｒiver of Shaanxi Province［J］. Acta Scientiae Circumstantiae，2015, 35(5) : 1393-1399. [张台凡, 宋进喜, 杨小刚, 等. 渭河陕西段沉积物中总磷、总氮时空分布特征及其影响因素研究 . 环境科学学报, 2015, 35(05): 1393-9.]

[39] Tang ZA, Yang CL, Liu WQ, et al. Study on the vertical distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the sediment of

estuarine wetland of Qilu Lake. Environmental Chemistry, 2025, 44(2): 522-536. doi: 10.7524/j.issn.0254-6108.2023092102. [唐中奥, 杨常亮, 刘雯清, 等. 杞麓湖入湖河口湿地沉积物氮磷垂向的分布特征 . 环境化学, 2025, 44(02): 522-36.]

[40] 刘伍强, 鲜靖苹, 王晓冰, 等. 新乡黄河湿地表层沉积物和上覆水中不同形态氮的迁移转化 . 新乡学院学报, 2024, 41(12): 63-8.

[41] Li H, Pan XJ, SHI Liqiong, et al. RESEARCH PROGRESSON THE ANALYTICAL METHODS AND CHARACTERISTIC OF ENDOGENEOUS NITROGEN AND PHOSPHORUSPOLLUTION IN LAKES. Environmental Chemistry, 2011, 30(1): 281-292. [李辉, 潘学军, 史丽琼, 等. 湖泊内源氮磷污染分析方法及特征研究进展 . 环境化学, 2011, 30(01): 281-92.]

[42] Li YB，Kuang S，Zhang L, et al．Characteristics and significance of nitrogen，phosphorus and oxygen transportation at the sediment water interface in east Lake Chaohu. J Lake Sci，2020, 32(03): 688-700. DOI: 10. 18307 /2020. 0309. [李运奔, 匡帅, 王臻宇, 等. 东巢湖沉积物—水界面氮、磷、氧迁移特征及意义 . 湖泊科学, 2020, 32(03): 688-700.]

[43] Huang W, Dong X, Tu C, 等. Response mechanism of sediment endogenous phosphorus release to functional microorganisms and its cyanobacterial growth and disappearance effects . Science of The Total Environment, 2024, 906: 167676.

[44] Yin H, Yang C, Yang P, et al. Contrasting effects and mode of dredging and in situ adsorbent amendment for the control of sediment internal phosphorus loading in eutrophic lakes . Water Research, 2021, 189: 116644.

[45] Zuo R, Li HB, Liu Y, et al. Comparison of nitrogen and phosphorus exchange fluxes at the sediment-overlying water interfaces of Daye Lake between winter and summer. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024, 18(6): 1520-1530. doi: 10.12030/j.cjee.202401110. [左韧, 李海波, 刘芫, 等. 大冶湖沉积物-上覆水界面氮磷交换通量的冬夏对比 . 环境工程学报, 2024, 18(06): 1520-30.]

[46] Tao YY, Geng JJ, Wang RJ,et al. Effect of environmental variations on release of three nitrogen in sediments from river. Environmental Science & Technology, 2013,36(6L): 41- 44. [陶玉炎, 耿金菊, 王荣俊, 等. 环境条件变化对河流沉积物“三氮”释放的影响 . 环境科学与技术, 2013, 36(S1): 41-4+78.]