J. Lake Sci.(湖泊科学),2026,38(6):000-000
DOI 10.18307/2026.0613
©2026 by *Journal of Lake Sciences*

东太湖历史养殖区与水生植被区底泥污染及释放特征对比[1]

叶子丽[1,2]，支鸣强[3]，张闻裕[3]，李苑禾[3]，时元智[4]，张纯敏[5]，张华军[5]，黄蔚[2]，刘成[2]，尹洪斌[2,6**]
（1：南京信息工程大学，南京 210044）
（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：江苏省太湖地区水利工程管理处，苏州 215128）
（4：南京水利科学研究院 水灾害防御全国重点实验室，南京 210029）
（5：江苏省太湖水利规划设计研究院有限公司，苏州 215106）
（6：中国科学院大学南京学院，南京 211135）

摘 要：本文以东太湖为研究对象，系统探究历史养殖区与水生植被区底泥的理化性质、营养盐分布、污染物释放特征，并采用单因子污染指数法与综合污染指数法开展底泥污染评价，以阐明东太湖历史养殖区底泥污染及释放特征。研究结果表明：历史养殖区底泥理化性质与营养盐含量及分布与水草区存在显著差异，养殖区 0–10 cm、10–20 cm 表层底泥 pH 值（分别为 7.19、7.23）和含水率（分别为 65.84%、54.31%）均高于水草区（$p < 0.05$），且 pH 值随深度递增、含水率随深度递减；养殖区表层 0–10 cm 底泥总氮（TN）、总磷（TP）、有机质（OM）平均含量分别为 1610 mg/kg、665 mg/kg、4.26%，是水草区的 1.22 倍、1.43 倍、1.51 倍，且养殖区营养盐主要蓄积于底泥表层。养殖区总氮释放速率均值（31.63 $mg·m^{-2}·d^{-1}$）远高于水草区（-3.99 $mg·m^{-2}·d^{-1}$），呈持续释放状态，而两区总磷释放速率差异不显著。养殖区间隙水氨氮、二价铁浓度及 Fick 定律计算的释放通量显著高于水草区（$p < 0.05$）。养殖区薄膜扩散梯度提取磷（diffusive gradients in thin films–extractable phosphorus, DGT–P）平均浓度（0.026 mg/L）为水草区（0.017 mg/L）的 1.5 倍，表现出更强的活性磷释放能力。底泥污染评价显示，底泥污染呈“垂向递减、区域分异”特征，0–10 cm 层位总氮重污染点位占比为 17.4%、综合污染指数（*FF*）重污染点位占比为 35.5%；10–20 cm 层 *FF* 重污染点位占比降至 26.1%；20–30 cm 层 *FF* 以轻度污染为主（占 37.4%），且各深度层养殖区污染指数均显著高于水草区，重污染点位集中于历史养殖区，研究结果可为东太湖养殖区内源污染精准治理提供科学支撑。
关键词：东太湖；历史养殖区；底泥污染；营养盐分布；污染物释放

Comparison on sediment pollution and release characteristics between historical aquaculture areas and aquatic vegetation zones., East Lake Taihu

Ye Zili[1,2]，Zhi Mingqiang[3]，Zhang Wenyu[3]，Li Yuanhe[3]，Shi Yuanzhi[4]，Zhang Chunmin[5]，Zhang Huajun[5]，Huang Wei[2]，Liu Cheng[2]，Yin Hongbin[2,6**]
（1：*Nanjing University of Information Science and Technology，Nanjing 210044，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：*Taihu Regional Water Conservancy Project Management Office of Jiangsu Province，Suzhou 215128，P.R.China*）
（4：*National Key Laboratory of Water Disaster Prevention，Nanjing Hydraulic Research Institute，Nanjing 210029，P.R.China*）

*2025-12-12 收稿;2026-03-12 收修改稿.
江苏省水利科技项目（2025029）资助.
**通信作者；E-mail：hbyin@niglas.ac.cn。

（5：*Jiangsu Taihu Water Conservancy Planning, Design and Research Institute Co.,Ltd.，Suzhou 215106，P.R.China*）
（6：*University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, 211135, P.R.China*）

Abstract： This study selected East Taihu Lake as the research object. It systematically investigated the physicochemical properties, nutrient distribution, and pollutant release characteristics of sediments in historical aquaculture areas and aquatic vegetation zones. This study adopted the single-factor pollution index method and the comprehensive pollution index method to assess sediment pollution levels. The research clarifies the pollution status and release characteristics of sediments in historical aquaculture areas of East Lake Taihu. The results indicate obvious differences in sediment physicochemical properties and nutrient contents between the two functional zones. In the 0–10 cm and 10–20 cm surface sediment layers of aquaculture areas, pH values (7.19 and 7.23) and moisture contents (65.84% and 54.31%) were significantly higher than those in aquatic vegetation zones ($p < 0.05$). Sediment pH increased with the increase of sediment depth, while moisture content decreased with the increase of depth. The average contents of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and organic matter (OM) in 0–10 cm surface sediments of aquaculture areas were 1610 mg/kg, 665 mg/kg, and 4.26%, respectively, which were 1.22, 1.43, and 1.51 times the corresponding values in aquatic vegetation zones. Nutrients in aquaculture areas mainly accumulate in surface sediment layers. The average TN release rate of aquaculture areas (31.63 mg·m-2·d-1) was substantially higher than that of aquatic vegetation zones (-3.99 mg·m-2·d-1), indicating a continuous nitrogen release process in aquaculture area sediments. By comparison, the TP release rate showed no significant difference between the two zones. The concentrations of ammonia nitrogen and ferrous iron in pore water, as well as the release fluxes calculated by Fick's Law, were significantly higher in aquaculture areas than in aquatic vegetation zones ($p < 0.05$). The average concentration of diffusive gradients in thin films–extractable phosphorus (DGT–P) in aquaculture areas was 0.026 mg/L, 1.5 times the value of 0.017 mg/L in aquatic vegetation zones, which demonstrates a stronger labile phosphorus release capacity in aquaculture areas. Sediment pollution assessment results reveal that sediment pollution presents vertical decreasing trends and regional differentiation characteristics. In the 0–10 cm sediment layer, the proportion of heavily polluted sites reached 17.4% for TN and 35.5% for the comprehensive pollution index (FF). This proportion dropped to 26.1% in the 10–20 cm layer. The 20–30 cm layer was mainly dominated by slight FF pollution, with a proportion of 37.4%. At all sediment depth layers, aquaculture areas showed significantly higher pollution indices than aquatic vegetation zones, and heavily polluted sites were mostly concentrated in historical aquaculture areas. This study’s findings provide a scientific basis for the targeted control of internal sediment pollution in the aquaculture areas of East Lake Taihu.

Keywords：East Lake Taihu；Historical aquaculture area；Sediment pollution；Nutrient distribution；Pollutant release

湖泊富营养化是全球范围内最为严峻的水生态环境问题之一，主要由人类活动导致水体中氮、磷等营养盐过量输入，如农业施肥、畜牧排泄、生活污水排放以及工业废水直排等[1]。湖泊富营养化危害不仅会致使水质恶化，还会引发藻类过度繁殖，降低水体溶解氧含量，导致水生动植物死亡，破坏生态系统平衡[2]。沉积物（或底泥）是水体污染物的关键“汇”与潜在“源”[3]。上覆水中的氮、磷等营养物质沉降至底泥后会发生形态转化与迁移。大量研究表明，即便外源输入得到有效控制，底泥释放仍能使水体富营养化状态持续长达几十年，这主要源于底泥持续不断向上覆水释放营养盐[4]。

东太湖位于太湖东南部，水域面积约153.6 km²，平均水深1.2–1.5 m，历史上水生植被覆盖率达60%以上[5]，是典型的草型湖区，同时也是太湖流域传统渔业养殖核心区。自20世纪80年代开展围网养殖，鼎盛时期养殖面积占湖区总面积的90%以上。历史养殖区主要分布在苏州吴江和吴中区域，面积分别为26.2 km²和7.0 km²[6]。2017年开始实施东太湖养殖围网拆除，至2019年围网全部拆除[7]。围网拆除初期，东太湖历史养殖迹地区域水草快速生长，并逐渐演化为浮叶植物，沉水植物覆盖度仅为15.3%。水草群落结构的退化可能进一步改变底泥–水界面物质交换过程，加剧内源污染释放风险，但目前针对该区域围网拆除后底泥营养盐动态变化的研究仍较为薄弱[8]。

历史养殖活动在带来显著经济效益的同时，也通过残饵、养殖生物排泄物等输入，成为湖泊水体的重要污染源[5]，其对底泥污染特征的影响具有长期性和隐蔽性。底泥作为湖泊生态系统的重要组成部分，其

污染状况直接影响湖泊水质长期变化及生态系统稳定性[9]。近年来，国内外学者围绕养殖迹地及养殖区域底泥污染开展了一系列研究。在污染机制方面，杨平等[10]针对淡水湖泊相关养殖区域的研究表明，残饵分解产生的有机酸会降低底泥 pH 值，而 pH 值是影响沉积物微生物群落结构的关键环境因子之一，同时会促进磷的释放，微生物群落结构改变还会进一步加速底泥有机氮的矿化进程；唐白露等[11]通过长期监测数据显示，养殖活动遗留的有机质会在底泥中形成厌氧微环境，这种环境变化会诱发反硝化作用增强，进而导致氮素形态转化失衡。在释放动力学方面，张家赫等[12]通过室内模拟实验及实地研究证实，养殖相关区域底泥的氮磷释放速率与温度呈显著正相关，底栖生物扰动等活动也会促进底泥中氮磷营养盐的释放，围网拆除等人为干预后底泥表层环境的改变可能影响释放动力学参数；何肖微等[13]对淡水养殖湖的研究发现，养殖残留污染物会改变底泥与水体间的营养盐交换特性，打破原有吸附–解吸平衡，使营养盐释放风险显著提升。

尽管现有研究已证实历史养殖区底泥污染的长期遗留影响，但仍存在明显研究缺口：一是针对草型湖区历史养殖迹地的研究较少，草型湖水生植被与底泥营养盐的交互作用机制尚未厘清，而东太湖作为典型草型湖区，其底泥污染特征与藻型湖存在本质差异，且围网拆除后历史养殖迹地的长期污染演化特征仍不明确；二是现有研究多聚焦于围网养殖期间或拆除初期的底泥响应，对拆除后历史养殖区的长期遗留效应及营养盐释放动力学规律缺乏系统性探究。因此，本研究以东太湖为研究对象，通过对整个东太湖底泥进行调查分析，结合室内模拟培养和底泥物化分析，重点探究历史养殖区底泥理化性质、营养盐分布及氮磷释放的影响，同时对东太湖底泥污染进行系统评价，为东太湖内源污染治理提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域与样品采集

为系统探究东太湖底泥污染与释放特征，于 2024 年 9 月采用柱状采样器（Φ85 mm×600 mm）在东太湖区域内采集 149 个点位的底泥样品（历史养殖区 35 个，其中吴江 28 个、吴中 7 个；水草区 114 个），同步选取 6 个代表性点位（DH1–DH6，含 3 个养殖区点位、3 个水草区点位）采集底泥柱状样品，最终获得 155 个分析样品（采样点位图如图 1 所示）。采样过程中，保留柱状管内上覆水，密封后垂直放置，同时用聚乙烯塑料桶收集同一点位表层湖水（经 200 目绢布过滤），4℃冷藏保存备用。新鲜沉积物样品烘干后，研磨过 100 目筛网，密封保存用于总氮、总磷、有机质含量分析。

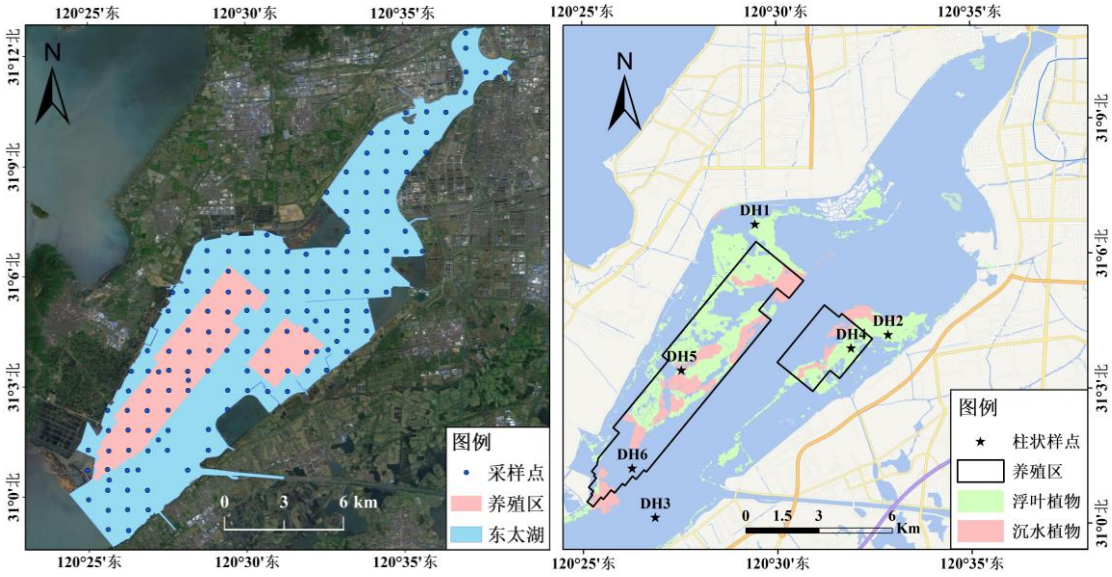

图 1 东太湖采样点位布设和水草分布图

Fig. 1 Layout of sampling sites and aquatic vegetation distribution in East Lake Taihu

1.2 分析方法

1.2.1 底泥分析方法

pH 值测定采用电位法[14]（参照《土壤 pH 值的测定》GB/T 5680–2021）,将 pH 电极插入底泥样品中，待读数稳定后记录 pH 值，每个样品平行测定 3 次，取平均值。

溶解氧（dissolved oxygen, DO）的测定采用电化学探头法[15]（参照《溶解氧的测定》HJ 506–2009）。将校准后的溶解氧测定仪的电极插入沉积物－水界面测定溶解氧，获取三次数据，取其平均值。

含水率测定采用 105℃恒温烘干法[16]（参照《土壤水分测定法》GB/T 50123–1999），根据烘干前后底泥质量的差值计算含水率：含水率=（烘干前质量–烘干后质量）/烘干前质量×100%。

总氮测定采用碱性过硫酸钾消解–紫外分光光度法[17]（参照《城市污水处理厂污泥分析方法》CJ/T 211–2005），称取底泥 0.2000–0.5000 g，置于 50 mL 试管中，加入 5 mL 50 mg/L 碱性过硫酸钾溶液，摇匀后密封。放入高压蒸汽灭菌锅中，在 121℃、0.11 MPa 条件下消解 30 min，冷却后转移至 10 mL 容量瓶中稀释 3 倍，再用紫外分光光度计（UV–2700，SHIMADZU，Japan）在 220 nm 和 275 nm 波长下测定，校正公式为$A = A_{220} - 2A_{275}$，再根据标曲换算总氮浓度。

总磷测定采用酸溶–ICP[18]法，具体为，称取 0.25–0.26 g 样品，置于聚四氟乙烯消解罐中，加适量水润湿后，加入 3 ml 浓硫酸，过夜预消解。次日加入 0.5 ml 高氯酸，置于消解炉完成消解，冷却后用去离子水定容至 50 mL。通过 ICP–AES（电感耦合等离子体发射光谱仪）测定磷的特征谱线强度，结合标准曲线计算总磷含量。

有机质测定采用高温外热重铬酸钾氧化–容重法[19]（参照《土壤有机质测定法》NY/T 1121.6–2006）。称取 0.15–0.20 g 样品（有机质含量高则减量，低则增量），置于 20 mL 试管中，先加入 5 ml 0.8 mol/L 的 1/6 重铬酸钾溶液，再加入 5 ml 浓硫酸，小心旋转摇匀。将试管置于 170–180 ℃油浴锅（内含液体石蜡）中，保持沸腾 5 min，取出擦干。冷却后洗入 150 ml 锥形瓶内，加入 3–5 滴邻菲啰啉指示剂，用 0.2 mol/L 硫酸亚铁标准溶液滴定，溶液颜色由橙黄→蓝绿→棕红即为终点，记录消耗体积，同时做空白试验，计算有机质含量。

1.2.2 底泥释放及活性磷测定

（1）静态释放实验

采用虹吸法去除沉积物柱状样品原有上覆水样，再沿柱壁缓慢注入 1 L 经纱绢过滤（去除藻和泥沙等悬浮颗粒物）的原位表层湖水，要避免表层沉积物扰动。在试验开始后第 0、6、12、24、36、48、72 h 分别进行取样，取样后补充等量过滤湖水以维持体积稳定。取出的水样要立即检测分析总氮和总磷浓度[20]。静态释放速率计算公式如下[21]:

$$r = \frac{V(C_n - C_0) + \sum_{n-1}^{n} V_{n-1}(C_{n-1} - C_a)}{At}$$

式中：r 为静态释放速率（mg·m^{-2}·d^{-1}）；V 为起始加入上覆水体积（L）；C_n、C_{n-1}、C_0 分别为第 n、$n-1$ 次、起始取样上覆水浓度（mg·L^{-1}）；V_{n-1} 为第 $n-1$ 次采样体积（L）；C_a 为采样后添加上覆水浓度（mg·L^{-1}）；A 为沉积物–水界面横截面积（m^2）；t 为释放时间（d）。

（2）Peeper 间隙水平衡实验

采用高分辨率间隙水采样技术（high－resolution Peeper, HR－Peeper），待柱状沉积物在实验室稳定 24 h 后，将组装好的 Peeper 装置垂直缓慢插入底泥柱样，静置 48 h 达平衡后取出[22]。使用超微量孔板分光光度计（Biotek Epoch，USA）分别在 420 nm 波长处测定间隙水氨氮（纳氏试剂比色法[23]）、700 nm 波长处测定磷酸根（钼蓝比色法[24]），562 nm 波长处测定二价铁（邻菲啰啉分光光度法[25]）根据 Fick 第一定律估算离子的扩散通量[26]。

（3）薄膜扩散梯度法测磷法（DGT–P）

采集的柱状沉积物在实验室稳定后，实验前将 DGT 装置置于去离子水中通入氮气 16 h（去除氧气），然后在不破坏沉积物–水界面的情况下垂直缓慢插入柱状样品，确保 DGT 装置中扩散膜上部 10 mm 浸润上覆水，并平衡 24 h 后取出，用去离子水快速冲洗。后续考 Ding 等[27]的方法进行洗脱与检测，根据累积

质量(M)计算 DGT–P 浓度[28]，计算公式如下：

$$C_{DGT-P}=\frac{M\Delta g}{DAt}$$

式中：A 代表凝胶暴露面积（m^2）；Δg 代表扩散层的厚度（m）；D 代表扩散层中 DGT–P 的扩散系数（$m^2 \cdot s^{-1}$）；t 代表展开时间（s）；M 为平衡时间内 DGT–P 的累积质量（μg）。

1.2.3 沉积物生态风险评价方法

基于太湖底泥营养盐清淤标准限值采用单因子污染指数(Pi)与综合污染指数(FF)评价东太湖底泥污染程度[29]：

1）单因子污染指数：$P_i=\frac{C_i}{C_s}$

式中：P_i 为第 i 种污染物单因子指数；C_i 为评价因子 i 的实测值；C_s 为评价因子 i 的评价标准值（TOC、TN、TP 浓度限值分别为 1%、666 $mg \cdot kg^{-1}$、494 $mg \cdot kg^{-1}$，参照生态保护要求确定）。

2）综合污染指数：$FF=\sqrt{\frac{S^2+S_{max}^2}{2}}$

式中：FF 为综合污染指数；S 为评价因子的评价指数平均值；S_{max} 为各评价因子中单因子指数的最大值。

表 1 沉积物综合污染指数分级标准[29]

Tab. 1 Grading standards of comprehensive sediment pollution index

污染程度	单因子指数(P_i)S_{TN}	单因子指数(P_i)S_{TP}	单因子指数(P_i)S_{TOC}	综合污染指数(FF)	等级
清洁	<1.0	<0.5	<1.0	<1.0	I
轻度污染	1.0–2.0	0.5–1.0	1.0–5.0	1.0–1.5	II
中度污染	2.0–3.0	1.0–1.5	5.0–10.0	1.5–2.0	III
重污染	≥3.0	≥1.5	≥10.0	≥2.0	IV

1.3 数据处理

采用 Excel 2021 进行数据整理与公式计算，Origin 2023 绘制图表，ArcGIS 10.8 进行采样点位图绘制与空间插值分析；SPSS 26.0 进行差异显著性分析（p <0.05 为显著，p <0.01 为极显著）。

2 结果与讨论

2.1 东太湖底泥基本理化性质

东太湖底泥的 pH 值与含水率在垂向和空间上均存在显著差异（p < 0.05，图 2、图 3）。垂向分布上，底泥 pH 值整体随深度增加呈略微上升的趋势，0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 深度区间平均值依次为 7.09、7.11、7.12，这一现象与深层底泥受外界扰动少、碱性物质（如碳酸盐）长期稳定积累有关[2]。空间分布上，历史养殖区底泥 pH 值显著高于水草区（p < 0.05）。养殖区 0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 深度 pH 平均值分别为 7.19、7.23、7.19，水草区对应深度的 pH 平均值则为 7.06、7.07、7.09。值得注意的是，水草区 pH 值沿深度无显著变化，核心原因是沉水植物生理活动与环境缓冲的协同调控：沉水植物通过根系泌氧、分泌物调节根际微环境，维持 pH 值稳定在中性范围，且残体腐解平缓，水体缓冲系统可中和其产生的少量碱性物质，削弱 pH 垂向波动[30]。此外，养殖区底泥碳酸钙等矿物质在厌氧环境下难溶解、随深度累积，加剧 pH 垂向递增，而水草区根系通气使底泥氧化还原电位较高，矿物质溶解迁移更活跃，进一步削弱 pH 垂向差异[31]。

底泥含水率的垂向分布呈现随深度增加而降低的规律，东太湖全湖 0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 深度的底泥均值分别为 56.65%、48.53%、43.87%，这与表层底泥颗粒更细、孔隙度高，保水能力强密切相关[32]。空间分布上，养殖区 0–20 cm 底泥含水率显著高于水草区（p < 0.05）；养殖区 0–10 cm、10–20 cm 层底泥含水率均值为 65.84%、54.31%，显著高于水草区对应深度的均值 53.97%、46.64%，原因是养殖区底泥中有机质含量高，其分解过程中导致底泥孔隙度大，水分易留存[33]。高含量有机质可导致底泥结构松

散，易悬浮，在风浪扰动下悬浮至上覆水体中，导致水体透明度下降[34]。但养殖区 20–30 cm 深度的含水率（42.63%）略低于水草区（44.36%），且养殖区底泥含水率随深度增加呈现出逐渐降低的特征，是因为深层底泥受长期养殖堆积压实，孔隙度减小，保水能力下降，而水草区因水草根系改善底泥结构[8]，深层保水能力相对较稳定。

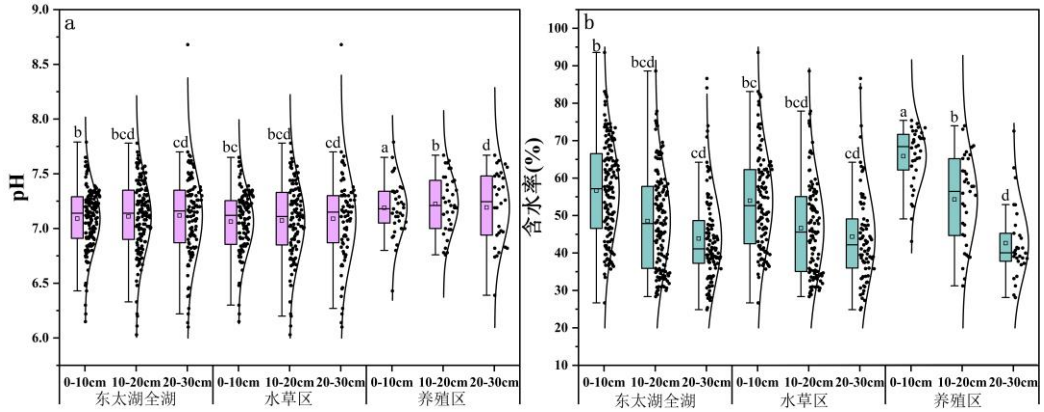

图 2 东太湖不同区域及深度底泥 pH（a）、含水率（b）箱线图

注：箱线图中，箱体代表数据的四分位距（包含 25%分位数、中位数、75%分位数），箱内横线为中位数。须线延伸至组内非离群值的最大值与最小值，散点为原始数据点，特殊标记点为数据离群值。

Fig. 2 Box plot of pH (a) and moisture content (b) of the sediment in different regions and depths of East Lake Taihu

Note: In the boxplots, the box represents the interquartile range (encompassing the 25th percentile, median, and 75th percentile), with the horizontal line inside the box indicating the median. The whiskers extend to the maximum and minimum non–outlier values within the group, the scatter points represent raw data points, and the specially marked points denote data outliers.

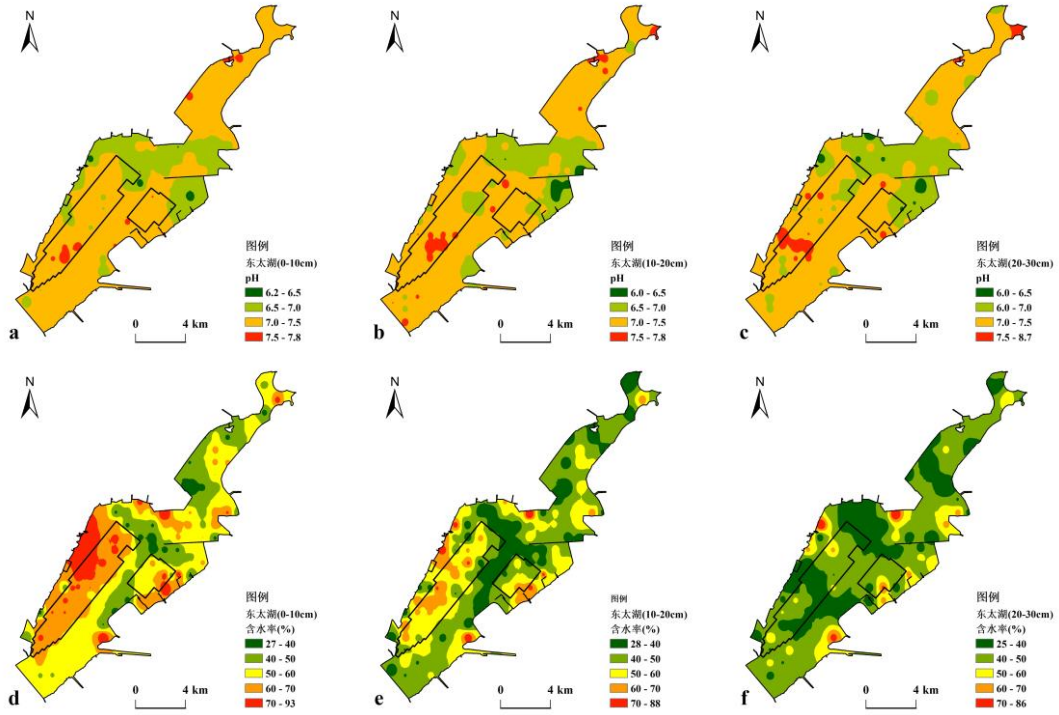

图 3 东太湖底泥 pH（a－c）、含水率（d–f）空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution map of sediment pH (a－c) and moisture content (d–f) in East Lake Taihu

2.2 东太湖底泥营养物分布特征

东太湖底泥中总氮（TN）、总磷（TP）及有机质（OM）的垂向和空间分布特征如图 4、图 5 所示。东太湖全湖来看，底泥总氮含量随深度增加呈降低趋势，0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 平均含量依次为 1386 mg/kg、1159 mg/kg、1038 mg/kg，表明营养物更容易在底泥表面发生富集[35]。空间分布上，历史养殖区 0–10 cm、10–20 cm 处总氮平均含量分别为 1610mg/kg、1260 mg/kg 显著高于水草区 1320 mg/kg、1127 mg/kg 的总氮含量（$p < 0.05$）。与总氮相似，东太湖全湖底泥 0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 总磷平均含量分别为 510 mg/kg、469 mg/kg、425 mg/kg，且随深度的增加而降低。历史养殖区为总磷高值聚集区，各层总磷含量均高于水草区（$p < 0.05$），养殖区 0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 的总磷平均含量为 665 mg/kg、545 mg/kg、401 mg/kg，水草区则为 464 mg/kg、444 mg/kg、434 mg/kg。有机质含量垂向上全湖随深度增加而降低，0–10 cm、10–20 cm、20–30 cm 平均含量为 3.15 %、2.61 %、2.06 %。历史养殖区大部分区域有机质高于水草区，养殖区 0–10 cm、10–20 cm 的有机质平均含量为 4.26 %、3.18 %显著高于水草区的 2.83 %、2.43 %（$p < 0.01$），而在 20–30cm 养殖区有机质含量（1.93%）略低水草区（2.10%），并且历史养殖区有机质随深度逐渐降低。

这些结果说明东太湖沉积物中，总氮、总磷及有机质均随深度增加而降低，但区域差异明显。养殖区表层底泥总氮、总磷、有机质含量显著高于水草区，核心原因是历史养殖区残饵残留（饲料利用率约 30%–40%）和养殖生物排泄物累积，持续增加底泥营养盐输入；而水草区沉水植物通过根系吸收底泥中的氮磷，同时植物残体分解速率较慢，使得表层营养盐含量相对较低[36]；养殖区 20–30cm 底泥有机质含量略低于水草区，这是由于深层底泥受养殖堆积压实作用，有机质分解速率加快，而水草区根系深入深层，残体输入补充了部分有机质[35]。本研究中养殖区 0–10 cm 总氮含量（1610 mg/kg）是水草区的 1.22 倍，对应总氮含量增幅为 22%，与杨清心等[36]报道的“围网养殖区底泥总氮含量较非养殖区高 30%–40%”处于同一数量级的增幅范围，进一步证实历史养殖活动对底泥氮素累积的长期影响[37]。该结果虽略低于上述文献的增幅上限，但仍反映了养殖活动导致底泥氮素富集的核心趋势，差异与年限及区域水文条件的空间异质性有关[38]。

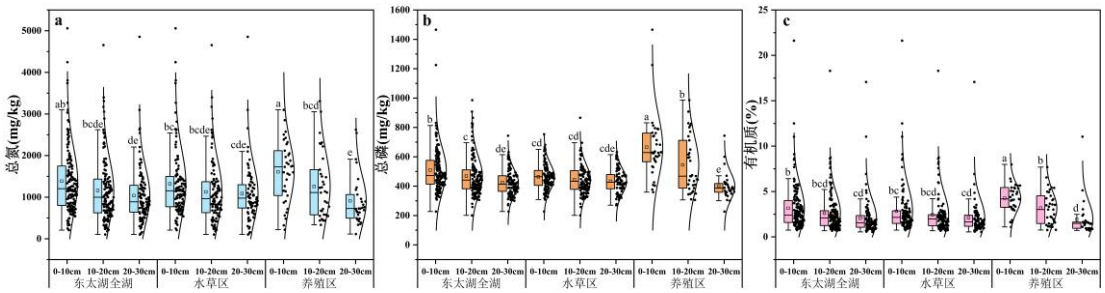

图 4 东太湖不同区域及深度底泥总氮（a）、总磷（b）、有机质（c）箱线图

注：箱线图中，箱体代表数据的四分位距（包含 25%分位数、中位数、75%分位数），箱内横线对应中位数。须线延伸至组内非离群值的最大值与最小值，散点为原始数据点，特殊标记点为数据离群值。

Fig. 4 Box plot of TN (a)、TP (b) and OM (c) of sediment in different regions and depths of East Lake Taihu

Note: In the boxplots, the box represents the interquartile range (encompassing the 25th percentile, median, and 75th percentile), with the horizontal line inside the box indicating the median. The whiskers extend to the maximum and minimum non–outlier values within the group, the scatter points represent raw data points, and the specially marked points denote data outliers.

2.3 东太湖不同区域底泥释放特征

东太湖水草区以及养殖区底泥溶解氧变化特征如图 6 示，东太湖水草区（DH1–DH3）与养殖区（DH4–DH6）溶解氧（DO）的动态变化呈现“初期骤降、后期低稳”的共性趋势，但两区空间分异特征显著，水草区 24 h 初始溶解氧浓度为 5.0–5.2 mg.L^{-1}，36 h 后 DH1、DH2 快速降至 3.0 mg.L^{-1} 以下并维持低水平波动；养殖区 DH5 初始溶解氧仅 2.2 mg.L^{-1}，36 h 后稳定于 1.4 mg.L^{-1} 左右的极低区间。结合底泥有机质分布特征，高有机质负荷可通过微生物好氧降解过程加剧溶解氧消耗，推动底泥–水界面快速形成缺氧微环境（溶

解氧持续处于低水平），而低溶解氧环境恰是底泥中总氮、总磷形态转化与向上覆水释放的有利条件，可为后续两区底泥氮磷释放速率的量化差异提供了关键支撑。

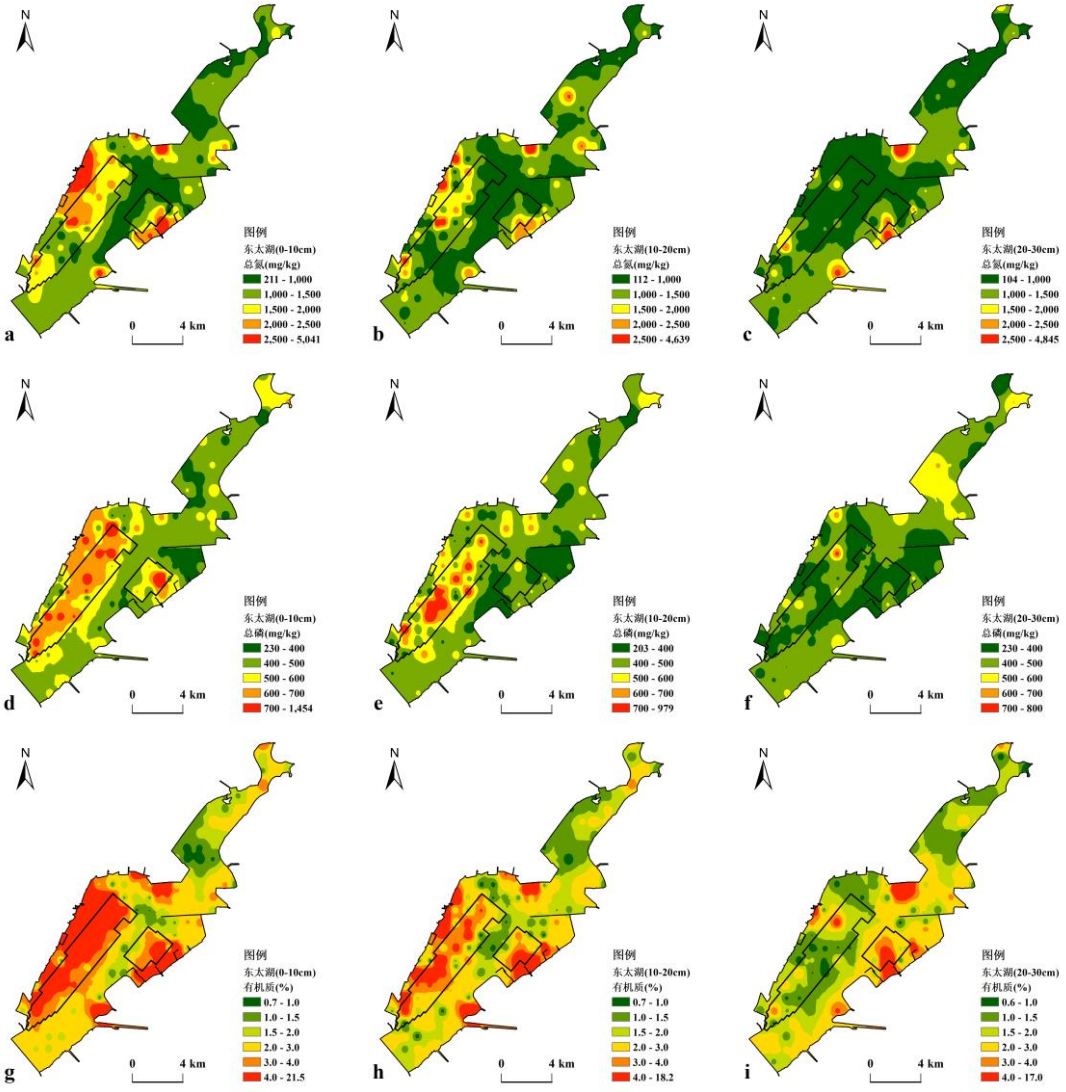

图 5 东太湖底泥总氮（a–c）、总磷（d–f）、有机质（g–i）含量空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution map of TN (a–c)、TP (d–f) and OM (g–i) content in sediment of East Lake Taihu

底泥氮磷释放是湖泊水质持续得不到改善的关键[39]，东太湖水草区以及养殖区底泥总氮、总磷静态释放速率如图 7 所示，二者表现出显著的空间差异。东太湖水草区底泥总氮释放速率范围为-17.75–7.29 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，均值为-3.99 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$；养殖区总氮释放速率范围为-1.79–73.41 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，均值达 31.63 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，显著高于水草区（$p < 0.01$），且呈持续释放状态。这一差异表明，水草区底泥总氮含量较低，与 2.2 节沉积物总氮含量分析结果一致。且沉水植物根系通过吸收作用降低上覆水总氮浓度，使底泥表现出“汇”效应；养殖区底泥总氮负荷高，且表层有机质分解产生大量氨态氮（见 2.4 节），驱动总氮向上覆水释放，形成“源”效应[8]。东太湖水草区沉积物总磷释放速率范围为 0.73–2.02 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，均值为 1.49 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$；养殖区总磷释放速率范围为 0.87–2.28 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，均值为 1.51 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，两区总磷释放无显著差异（$p > 0.05$）。该现象的原因主要是两区取样点底泥均维持较高有机质水平，只是来源不同，养殖区主要因残饵、养殖对象粪便及水生生物残体沉积分解，导致有机质富集，进而通过微生物降解消耗 DO、促进铁磷解离

等机制推动磷释放[8]。水草区则因采样时期沉水植物大量消亡、浮叶植物残体堆积腐烂，有机质含量显著提升，同样通过上述机制加速磷释放，使得两区磷释放潜力趋于均衡[40,41]。此外，采样时期（9 月份）水草区大部分沉水植物已消亡，主要以浮叶植物为主，导致植物对底泥氮磷释放效果减弱。上述结果表明，氮素是东太湖历史养殖区底泥内源释放的主要驱动因素，而磷释放过程则受到养殖外源输入与高有机质负荷的双重调控。

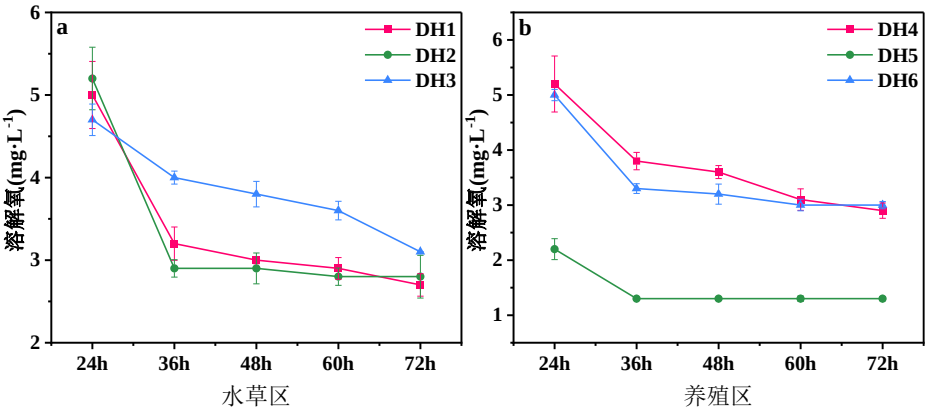

图 6 东太湖水草区（a）和养殖区（b）溶解氧时间变化特征

Fig. 6 Temporal Variation s of DO in Aquatic Vegetation Area (a) and Aquaculture Area (b) of East Lake Taihu

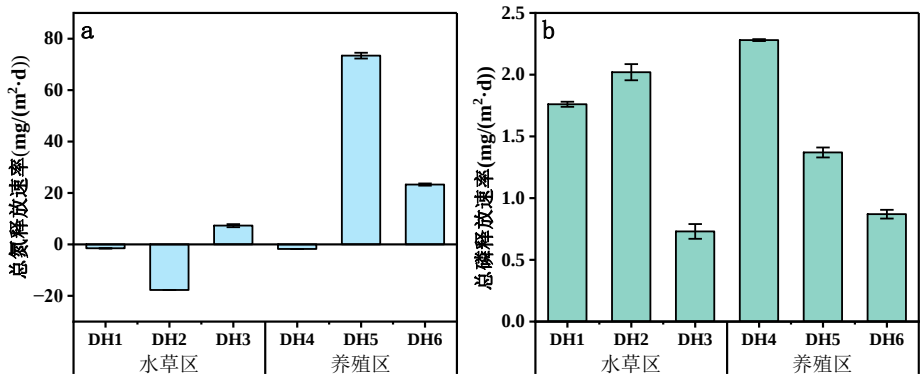

图 7 东太湖底泥总氮（a）、总磷（b）释放速率对比图

Fig. 7 Comparison diagram of TN (a) and TP (b) release rates from sediment in East Lake Taihu

2. 4 东太湖间隙水 peeper 分析

间隙水是沉积物–水界面物质交换的核心媒介[38]，其氨氮（NH_4^+–N）、磷酸根（soluble reactive phosphorus, SRP）、二价铁（Fe^{2+}）浓度与释放通量直接反映污染物迁移潜力，东太湖水草区与养殖区间隙水特征如图 8、图 9 所示。

氨氮方面，水草区浓度范围为 0.28–2.24 mg/L，3 个点位均值依次为 0.87 mg/L、0.86 mg/L 和 1.09 mg/L，整体水平稳定；养殖区浓度范围为 0.23–7.55 mg/L，3 个点位均值分别为 0.69 mg/L、4.91 mg/L 和 2.79 mg/L，除 DH4 采样点外，历史养殖区其余点位间隙水氨氮浓度显著高于水草区（$p < 0.05$）。差异源于养殖区残饵、排泄物等有机质经微生物分解产生大量氨氮，而水草区植物根系可直接吸收氨氮，降低间隙水浓度[36]。水草区和历史养殖区间隙水磷酸根浓度范围分别为 0.01–0.48 mg/L 和 0.01–0.30 mg/L，均值分别为 0.09 mg/L 和 0.11 mg/L，二者浓度差异不显著，与 2.3 节中两区沉积物总磷含量分析结论一致，表明磷在间隙水中分布受养殖干扰较小[42]；垂直方向上，两区磷酸根均随深度先升后降，且在 2–4 cm 处上升速率最快，此深度为底泥有机磷矿化（转化为磷酸根）的关键层。沉积物间隙水二价铁浓度相对较高，水草区浓度范

围为 0.01–4.02 mg/L，均值为分别为 0.75 mg/L、2.51 mg/L 和 1.37 mg/L，历史养殖区浓度范围为 0.01–14.55 mg/L，均值为 2.61 mg/L、10.47 mg/L 和 3.71 mg/L，历史养殖区二价铁均值为水草区的 3.64 倍（$p<0.05$）。垂向上，两区二价铁均随深度增加而升高，与深层底泥厌氧环境（Fe^{3+}被还原为 Fe^{2+}）相关，而水草区浓度较低，是因为水生植物根系不仅能直接吸收部分溶解性物质，还可释放大量氧气，促进还原态二价铁沉淀，降低间隙水二价铁浓度[43]。

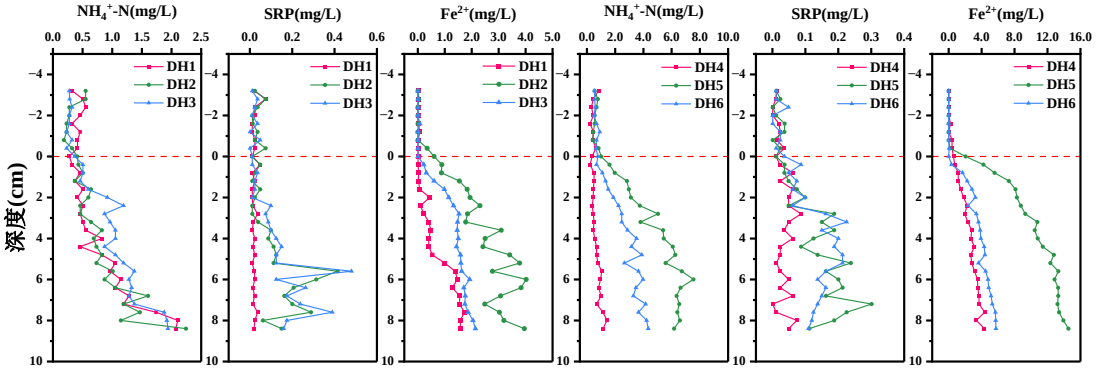

图 8 东太湖水草区与养殖区间隙水氨氮、磷酸根、二价铁浓度垂向分布图

Fig. 8 Vertical distribution of NH_4^+–N, SRP and Fe^{2+} concentrations in pore water of aquatic vegetation zones and aquaculture zone in East Lake Taihu

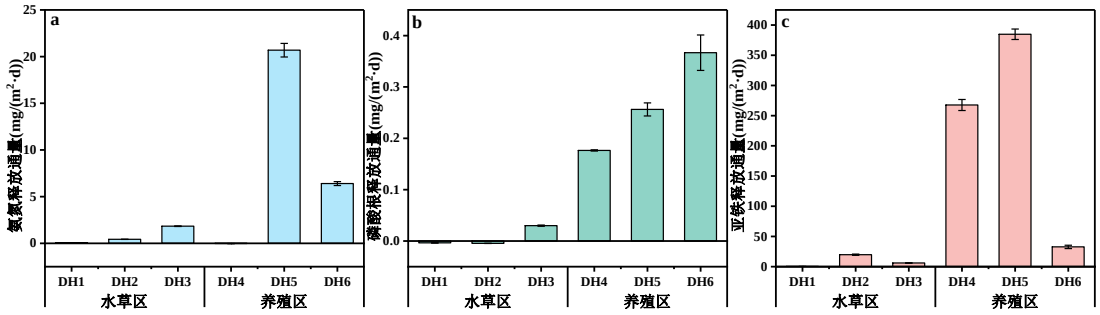

图 9 东太湖水草区与养殖区间隙水氨氮（a）、磷酸根（b）、二价铁（c）释放通量对比图

Fig. 9 Comparison of release fluxes of NH_4^+–N (a) ,SRP (b) and Fe^{2+} (c) in pore water of aquatic vegetation zones and aquaculture zone in East Lake Taihu

值得关注的是，间隙水中二价铁与磷酸根浓度呈现显著负相关关系，这一现象印证了铁氧化物的还原溶解在磷释放过程中起到关键调控作用。养殖区深层处于厌氧环境，部分铁氧化物结合磷在无氧条件下还可能进一步转化为还原性铁结合磷的次生矿物(蓝铁矿)，这一产物对磷酸盐的保存能力较强，最终导致间隙水磷酸根浓度未出现显著升高[44]；而水草区的沉水植物根系能够通过径向输氧改善根际环境，使表层底泥维持较高的氧化还原电位，Fe^{2+}在此环境中易被氧化为 Fe^{3+}并形成铁氧化物，进而吸附固定磷酸根，让间隙水磷酸根浓度始终保持在较低水平[45]。这一调控机制也合理阐释了，为何养殖区底泥总磷含量显著高于水草区，但两者在间隙水磷酸根浓度及总磷释放速率上并未表现出明显差异。

东太湖间隙水 peeper 的氨氮、磷酸根及二价铁释放通量变化特征显著。水草区氨氮释放通量整体处于较低水平，多数点位数值较小，而养殖区氨氮释放通量显著偏高，反映养殖区氮迁移风险更高。在磷酸根释放通量方面，水草区多数点位为 0 或极低值，仅个别点位有少量释放，养殖区释放通量略高，但整体仍处于低水平。二价铁释放通量在水草区波动较大，不同点位数值波动明显，养殖区二价铁释放通量则普遍处于较高水平，多数点位数值远超水草区，与间隙水二价铁浓度分布规律一致。这种差异的产生，是由于

养殖区存在大量残饵、粪便等输入，使得底泥中氮、磷及铁相关物质更为丰富，在间隙水释放过程中，这些物质的通量相应更高；而水草区的水草对营养盐具有吸收作用，同时底泥环境也对相关物质的释放起到了调控抑制效果，从而导致水草区相关物质释放通量较低[46]。

2.5 东太湖间隙水 DGT－P 分布特征

DGT–P 可反映底泥磷的活性以及潜在的迁移潜力与底泥磷污染程度具有显著的正相关性[28]，其二维与一维分布特征如图 10、图 11 所示。二维分布图显示，整体上养殖区（DH4、DH5、DH6）比水草区（DH1、DH2、DH3）颜色略深一些，部分采样点如 DH3、DH5 和 DH6 在沉积物–水界面以下颜色更深，表明这些区域活性磷更为容易向上覆水释放。同时，同类型区域内不同采样点间 DGT–P 浓度也存在显著空间差异。一维分布图显示，水草区采样点沉积物–水界面以下 DGT–P 浓度范围为 0.0024–0.046 mg/L，均值 0.017 mg/L。养殖区 DGT–P 浓度范围为 0.0046–0.051 mg/L，均值 0.026 mg/L，约为水草区的 1.5 倍（$p < 0.05$），显示出更强的向上覆水释放 DGT–P 的能力。两区 DGT–P 浓度垂向变化趋势与 2.4 节中磷酸根的垂向分布规律一致。此外，养殖区 DGT–P 峰值高于水草区，波动更剧烈，且最大值出现深度更深，因为养殖区表层沉积物残渣蓄积导致活性磷库更大，而水草区水生植物根系对深层磷的摄取抑制了其积累。

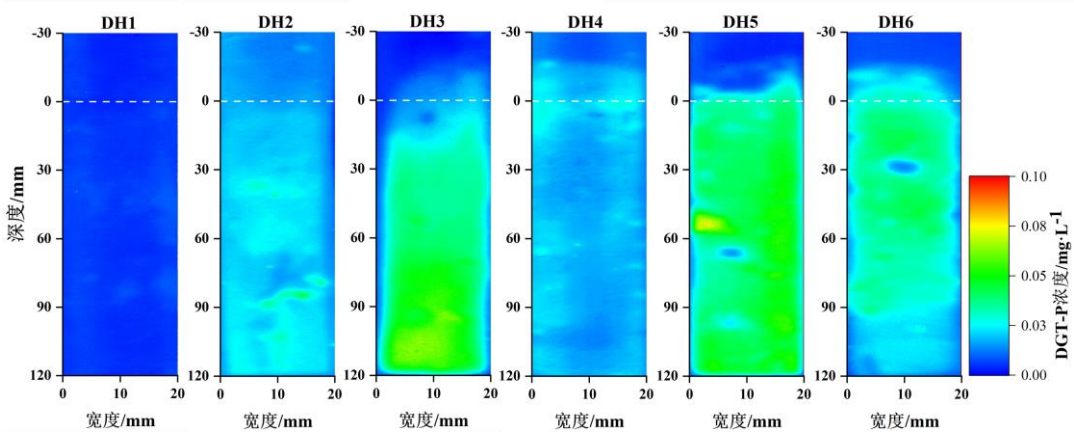

图 10 东太湖水草区（DH1－DH3）与养殖区（DH4－DH6）底泥 DGT－P 浓度二维分布图

Fig. 10 Two－dimensional distribution of DGT－P concentration in sediments of aquatic vegetation zones (DH1–DH3) and aquaculture zone (DH4－DH6) in East Lake Taihu

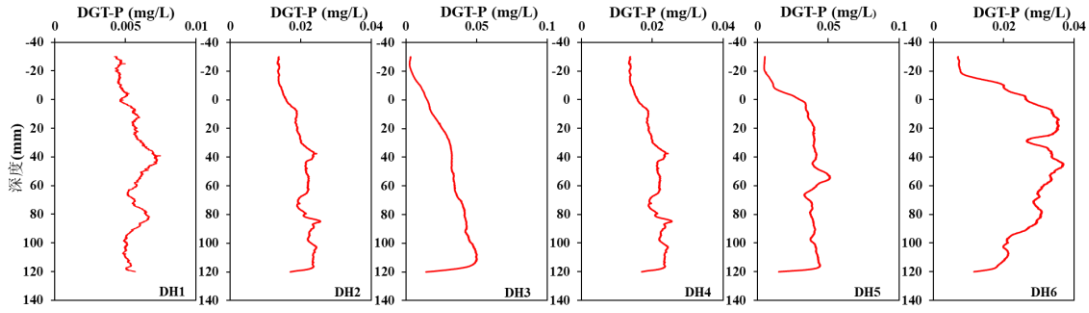

图 11 东太湖水草区（DH1－DH3）与养殖区（DH4－DH6）底泥 DGT－P 浓度一维垂向分布图

Fig. 11 One－dimensional vertical distribution of DGT－P concentration in sediments of aquatic vegetation zones (DH1－DH3) and aquaculture zone (DH4－DH6) in East Lake Taihu

DGT（扩散梯度薄膜技术）测得的活性磷（DGT–P）与 Peeper 装置测得的间隙水溶解态磷（Peeper–SRP）结果具有显著互补性：Peeper–SRP 主要反映间隙水中溶解态磷的瞬时浓度水平，而 DGT–P 更侧重于表征底泥中磷的有效供给能力，即活性磷库的实际规模[47]。本研究结果显示，养殖区的 Peeper–SRP 浓度与水草区相比无显著差异，但 DGT–P 浓度显著更高，这一现象表明，养殖区底泥虽未表现出溶解态磷

浓度的明显升高，但蕴藏着更大的活性磷储备。一旦环境条件发生改变，如溶解氧降低、pH 值波动等，这些储备的活性磷可快速转化为溶解态磷并释放至上覆水体[47]。该结果进一步揭示了养殖区潜藏的磷释放风险，同时也合理解释了为何养殖区底泥总磷含量显著高于水草区，但在静态条件下的磷释放速率未表现出显著差异，且其磷释放潜力尚未被完全激发。

2.6 东太湖底泥污染评价

基于单因子污染指数法和综合污染指数法以及沉积物分级标准对东太湖底泥中总氮（S_{TN}）、总磷（S_{TP}）、总有机碳（S_{TOC}）、及综合污染指数（*FF*）展开评价(表 2、图 12)。垂向上底泥污染呈现显著的“垂向减弱”规律，在 0–10 cm 层，污染最严重，S_{TN} 以轻度污染为主（43.2%），重污染点位占 17.4%；S_{TP} 几乎全为轻度污染（58.7%），重污染点位仅占 7.1%；S_{TOC} 以轻度污染为主（65.2%），清洁占 31.0%；FF 以重污染为主（35.5%），轻度污染点位仅占 20.6%。10–20 cm 层，污染程度下降，S_{TN} 轻度污染点位占 45.1%，重污染降至 12.7%；S_{TP} 轻度污染点位占 66.2%，重污染占 5.6%；S_{TOC} 轻度污染点位占 59.9%，清洁占 38.7%；*FF* 重污染点位占 26.1%，轻度污染占 28.9%。20–30 cm 层，污染显著减轻，S_{TN} 轻度污染点位占 52.3%，重污染仅占 6.5%；S_{TP} 轻度污染点位占 80.4%，重污染仅占 0.9%；S_{TOC} 以清洁为主（61.7%），轻度污染点位占 36.4%；*FF* 轻度污染点位占 37.4%，重污染降至 14.0%。这一垂向规律表明，东太湖底泥污染主要集中于表层（0–10 cm），深层污染更多是历史残留的垂向演化结果，与表层受养殖活动、地表径流等外源输入影响更直接有关[48]。平面上底泥污染呈现显著的“区域分异”特征，各深度层养殖区污染指数均显著高于水草区（$p<0.05$），且重污染点位集中于历史养殖区（图 12）。例如，0–10 cm 层养殖区 *FF* 重污染点位占比达 74.3%，而水草区仅占 24.2%；10–20 cm 层养殖区 *FF* 重污染点位占比 45.7%，水草区重污染点位占比 17.5%。从污染因子来看，TN 是养殖区的核心污染因子，0–10 cm 层养殖区 S_{TN} 重污染点位占 31.4%，水草区仅占 13.3%，而 S_{TP} 重污染点位养殖区占 28.6%，水草区占 0.8%。这一结果与 2.2 节（营养盐分布）、2.3 节（氮释放特征）的结论一致，进一步证实历史养殖活动是东太湖底泥氮污染累积的主要驱动因素。

表 2 东太湖不同深度底泥单因子污染指数与综合污染指数点位占比(%)

Tab. 2 Proportion of sampling sites with different single‐factor and comprehensive pollution indexes in sediments of East Lake Taihu at different depths

污染等级	S_{TN} 点位占比			S_{TP} 点位占比			S_{TOC} 点位占比			*FF* 点位占比		
	0–10cm	10–20cm	20–30cm	0–10cm	10–20cm	20–30cm	0–10cm	10–20cm	20–30cm	0–10cm	10–20cm	20–30cm
清洁	14.9%	26.0%	26.2%	0.6%	0.7%	0.9%	31.0%	38.7%	61.7%	18.1%	25.3%	29.9%
轻度污染	43.2%	45.1%	52.3%	58.7%	66.2%	80.4%	65.2%	59.9%	36.4%	20.6%	28.9%	37.4%
中度污染	24.5%	16.2%	15.0%	33.6%	27.5%	17.8%	3.2%	0.7%	1.9%	25.8%	19.7%	18.7%
重污染	17.4%	12.7%	6.5%	7.1%	5.6%	0.9%	0.6%	0.7%	0.0%	35.5%	26.1%	14.0%

注：6 个柱状样与 149 个沉积样均纳入污染评价，共 155 个，与采样设计一致

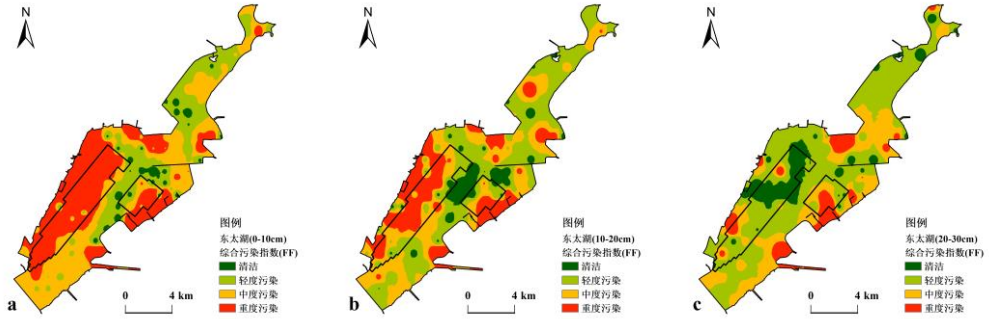

图 12 东太湖底泥综合污染指数(*FF*)空间分布图（a‐c）

Fig. 12 Spatial distribution of comprehensive pollution index (*FF*) in sediments of East Lake Taihu (a‐c)

3 东太湖底泥治理建议与展望

本研究结果表明，东太湖养殖区底泥总氮以及有机质含量较高（均值约 4%），且显著区别于太湖北部湖区仅以营养盐污染为主的特征，主要源于历史养殖活动以及水草腐烂。高有机质底泥伴随着含水率增高（物理结构松散），且导致湖底界面易缺氧。历史养殖区底泥间隙水含量、释放通量以及底泥磷活性等方面均显著高于沉水植物覆盖区。鉴于东太湖的重要性以及本文研究的局限性，建议未来应在以下几个方面加强东太湖底泥内源污染治理的研究。

（1）东太湖底泥释放机制与长期动态跟踪研究。当前研究虽系统揭示东太湖历史养殖迹地底泥污染及释放特征，但在机制、模型预测和长期动态方面仍有深化空间。未来可通过微生物群落高通量测序，分析养殖区与水草区微生物群落差异，明确功能微生物在氮磷转化中的作用；采用磷形态连续提取法，厘清不同形态磷的分布与转化路径，揭示磷释放的形态调控机制；建立底泥氮磷释放动态预测模型，结合长期监测数据量化环境因子影响，为精准防控提供决策支持；开展长期定位监测，跟踪围网拆除后底泥污染及释放特征演变，评估生态修复长期效果，为方案优化提供科学依据。

（2）不同生态类型覆盖区底泥治理技术研发。历史养殖区底泥有机质含量高导致底泥结构松散，孔隙度大，流动性强，表层底泥极易在风浪扰动下悬浮，导致水体透明度下降。此外，高有机质底泥界面易缺氧，还原性强，不利于沉水植物扎根与存活，且高温条件更易引起底泥氮磷释放通量加大。因此，应加强高有机质底泥的治理，主要通过对表层营养物富集的表层底泥进行清除或原位分解，以改善底泥表面的生境，利用水草的恢复。此外，尽管养殖区底泥污染较为严重，但仍具有较高的水生植物覆盖度（以浮叶植物为主）。后期应加强分析不同类型水生植物（沉水与浮叶）对底泥氮磷释放与水环境的影响，研究不同类型水生植物覆盖区的底泥治理技术与方法。

4 结论

（1）东太湖养殖区与水草区的底泥理化性质存在显著区别，且营养盐在养殖区表层富集。养殖区各深度层 pH 值（7.19–7.23）以及 0–20cm 含水率（54.31%–65.84%）均高于水草区，且 pH 随深度递增、含水率随深度递减；0–10 cm 底泥总氮（均值为 1610 mg/kg）、总磷（均值为 665 mg/kg）、有机质（均值为 4.26 %）含量分别为水草区的 1.22 倍、1.43 倍、1.51 倍，垂向均随深度递减，表明养殖输入是表层营养盐累积的主因。

（2）历史养殖区底泥氮磷释放速率显著高于水草覆盖区，其中总氮释放速率较水草覆盖区高 35.62 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$，总磷释放速率较水草覆盖区高 0.02 $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$。养殖区底泥 Peeper 间隙水氨氮、磷酸根和二价铁含量均值分别为水草区的 2.80 倍、1.22 倍以及 3.64 倍，表明养殖区底泥污染严重。养殖区 DGT–P 浓度均值（0.026mg/L）为水草区（0.017mg/L）的 1.5 倍，活性磷释放能力更强。

（3）历史养殖区 0–10cm、10–20cm、20–30cm 底泥综合污染指数（*FF*）重污染点位分别为水草区的 3.07 倍、2.61 倍和 2.36 倍。底泥污染评价结果表明，东太湖底泥 0–10 cm 层污染最严重（*FF* 重污染占比 35.5%），10–20 cm 层污染程度下降（*FF* 重污染占比 26.1%），20–30 cm 层污染显著减轻（占比重污染 14.0%）。养殖区各深度层底泥污染均显著重于水草区。

5 参考文献

[1] Conley Daniel J, Paerl Hans W, Howarth Robert W et al. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*,2009, **323**(5917):1014–1015. DOI: 10.1126/science.1167755.

[2] Qin BQ, Gao G, Hu WP *et al*. Thoughts on the theory and practice of shallow lake ecosystem restoration. *J. Lake Sci*,2005, **17**(1): 1–7. [秦伯强，高光，胡维平等. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考. 湖泊科学,2005,**17**(1):1–7.]

[3] Yang CH, Zhang M, Zhang CC *et al*. Release pattern of internal nutrients after sediment dredging driven by particulate particles deposition in eutrophic lakes. *Water Research* ,2026,**289**:124879. DOI:10.1016/j.watres.2025.124879.

[4] Fan CX, Zhang L, Yang LY *et al*. Simulation of internal nitrogen and phosphorus loading from lake sediments. *Oceanologia et*

Limnologia Sinica, 2002, **33**(4): 370–378. [范成新，张路，杨龙元等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. 海洋与湖沼，2002，**33**(4)：370–378.]

[5] Yang JZC, Luo JH, Lu LR *et al.* Remote sensing monitoring and changes of aquatic vegetation communities before and after enclosure removal in East Taihu Lake. *J. Lake Sc.*, 2021, **33**(2): 507–517. DOI:10.18307/2021.0228. [杨井志成，罗菊花，陆莉蓉等. 东太湖围网拆除前后水生植被群落遥感监测及变化 湖泊科学，2021，**33**(2):507–517.]

[6] Li YF, Gu XH, Zeng QF *et al*. Characteristics and causes of water quality changes under the variation of enclosure aquaculture scale in East Taihu Lake from 1990 to 2021. *J. Lake Sci*, 2023, **35**(1): 155–167. DOI:10.18307/2023.0110. [李一凡，谷孝鸿，曾庆飞等. 1990–2021 年东太湖网围养殖规模变化下的水质变化特征及成因分析. 湖泊科学，2023，**35**(1)：155–167.]

[7] Liu YY, Zhang B, Ma RH *et al*. Characteristics of water area changes in Lake Taihu from 1984 to 2018 based on Google Earth Engine platform. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, **31**(9): 3163–3172. DOI:10.13287/j.1001–9332.202009.011. [刘垚燚，张兵，马荣华等. 基于 Google Earth Engine 平台的 1984—2018 年太湖水域变化特征. 应用生态学报，2020, **31** (9): 3163–3172.]

[8] Wang YW, Xu J, Li JY *et al.* Changes of aquatic vegetation and water quality before and after comprehensive removal of enclosures in East Taihu Lake. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, **38**(1): 104–111. DOI:10.19741/j.issn.1673–4831.2020.0986. [王友文，徐杰，李继影等. 东太湖围网全面拆除前后水生植被及水质变化. 生态与农村环境学报，2022，**38**(1)：104–111.]

[9] Jin XC, Wang SR, Pang Y. Effects of phosphorus forms and pH on phosphorus release from sediments in Lake Taihu. *China Environmental Science*, 2004, **24**(6): 707–711. [金相灿，王圣瑞，庞燕. 太湖沉积物磷形态及 pH 值对磷释放的影响. 中国环境科学，2004，**24**(6):707–711.]

[10] Yang P,Jin B S,Tang LS *et al*. Temporal variation of nutrients fluxes across the sediment–water interface of shrimp ponds and influencing factors in the Jiulong River Estuary . *Acta Ecologica Sinica*,2017,**37**(1):192–203.[杨平,金宝石,谭立山.九龙江河口区养虾塘沉积物–水界面营养盐交换通量特征.生态学报,2017,**37**(1):192–203.]

[11] Tang BL, Wen XX, Hu R *et al*. Microbial Community Structure and Environmental Driving Factors in Layer Sediments from Fishing Grounds of Four Freshwater around Dongting Lake Water System. *Journal of Microbiology*, 2024, **44**(6): 85–93. DOI:10.3969/j.issn.1005–7021.2024.06.010. [唐白露，文晓萱，胡蓉等.洞庭湖水系 4 个淡水养殖湖表层沉积物微生物群落结构及其环境驱动因子. 微生物学杂志，2024,**44**(6): 85–93.]

[12] Zhang JH, Xu SL, Zuo Y *et al*. Nitrogen and Phosphorus Budget in Engineered Recirculating Aquaculture Pond. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024，**48**(5)：735–743. DOI:10.7541/2024.2023.0289 [张家赫, 许世玲,左妍等. 工程化循环水养殖池塘的氮磷收支研究. 水生生物学报, 2024，**48**(5)：735–743.]

[13] He XW, Chu Y, Zeng J *et al*. Effects of Optimized Fish Farming on the Sediment Nutrients of Eastern Lake Taihu. *Environmental Science*, 2017，**38**(11)：4562 –4569. DOI:10.13227/j.hjkx.201705088 [何肖微,储瑜,曾巾等.东太湖渔业养殖对沉积物营养盐的影响. 环境科学, 2017，**38**(11)：4562 –4569.]

[14] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局，中国国家标准化管理委员会. GB/T 5680–2021 土壤 pH 值的测定. 北京：中国标准出版社，2021.

[15] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局，中国国家标准化管理委员会. HJ 506–2009 水质溶解氧的测定. 北京：中国标准出版社，2009.

[16] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局，中国国家标准化管理委员会. GB/T 50123–1999 土壤水分测定法. 北京：中国标准出版社，1999.

[17] 中华人民共和国住房和城乡建设部. CJ/T 211–2005 城市污水处理厂污泥分析方法. 北京：中国标准出版社，2005..

[18] Zhang ZX;Shi YL, Cao NN *et al*. Determination of Total Phosphorus in Soil by Rapid Acid Digestion Combined with ICP–OES. *Journal of Analytical Science*, 2025，**41**(1):116–120. DOI:10.13526/j.issn.1006–6144.2025.01.019. [张兆鑫, 石勇丽, 曹宁宁等. 快速酸消解–电感耦合等离子体发射光谱法测定土壤总磷. 分析科学学报, 2025，**41**(1):116–120.]

[19] 中华人民共和国农业部. NY/T 1121.6–2006 土壤有机质测定法. 北京：中国农业出版社，2006.

[20] Zhu W,Hou H,Liu H *et al* .A review of sediment phosphorus release amount and rules in Lake Taihu *J. Lake Sci*, 2025，**37**(1):14–

35. DOI: 10.18307/2025.0102. [朱伟，侯豪，刘环等. 太湖底泥磷释放量及释放规律的研究综述. 湖泊科学，2025，**37**(1):14–35.]

[21] Rong N, Zhou DL, Guo CB *et al*. Estimation of nitrogen and phosphorus release fluxes from sediments of the Wanghu Lake under different release modes ,*Acta Scientiae Circumstantiae* , 2022 ,42 (05) :345–354. DOI:10.13671/j.hjkxxb.2021.0553 [荣楠，周道坤，郭灿斌等. 不同释放模式下网湖沉积物氮磷释放通量估算. 环境科学学报，2022 ,42 (05) :345–354.]

[22] Jiang SQ, Xie ST , Zheng YZ *et al*. Comparative analysis of four universal estimation methods of nitrogen and phosphorus fluxes in lake sediments. *J. Lake Sci*, 2022, **34**(6):1923–1936.DOI:10.18307/2022.0610 [姜斯乔,谢舒恬,郑元铸等.四种常见湖泊沉积物氮磷通量估算方法对比分析.湖泊科学, 2022, **34**(6):1923–1936.]

[23] 中华人民共和国生态环境部. HJ 535–2009 水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法. 北京：中国环境科学出版社，2009.

[24] 中华人民共和国生态环境部. HJ 670–2013 水质 磷酸盐的测定 钼蓝分光光度法. 北京：中国环境科学出版社，2013.

[25] 中华人民共和国生态环境部. HJ/T 345–2007 水质 铁的测定 邻菲罗啉分光光度法. 北京：中国环境科学出版社，2007

[26] Li B, Jia F, Zhang YL *et al*. Study on high–resolution simultaneous analysis method for dissolved phosphorus and iron (II) in sediment interstitial water. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011 ,**20**(3):485–489.DOI:10.16258/j.cnki.1674–5906.2011.03.027.[李斌，贾飞，张银龙等. 沉积物间隙水溶解态磷和铁(II)高分辨同步分析方法的研究. 生态环境学报，2011，**20**(3):485–489.5.]

[27] Ding S, Sun Q, Zhang H *et al*. In situ, high–resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. *Water Research*, 2015, **74**:260–270. DOI:10.1016/j.watres.2015.02.008.

[28] W.Davison, H. Zhang. In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin–film gels. *Nature* ,1994, **367**:546–548.

[29] Wang B, Zeng ZH, Dong L *et al*. The modification and practical effects of Nemerow index method in groundwater quality assessment. *Ecology and Environmental Sciences,* **34**(2): 293–301.[王斌,曾兆荷,董璐等, 内梅罗指数法在地下水水质评价中的修正探讨与实践效果.生态环境学报 2025, **34**(2): 293–301. DOI:10.16258/j.cnki.1674–5906.2025.02.011.]

[30] Huang XL, Guo YM, Zhang YM *et al*. Control and application of submerged macrophytes on internal nitrogen and phosphorus loading in lake sediments. *Journal of Ecology and Rural Environment,* 2019, **35**(12): 1524–1530. DOI:10.19741/j.issn.1673–4831.2019.0273. [黄小龙，郭艳敏，张毅敏等.沉水植物对湖泊沉积物氮磷内源负荷的控制及应用. 生态与农村环境学报，2019，**35**(12):1524–1530.]

[31] Zhang RM, Yin AJ. Sediment phosphorus fraction and release potential in the major inflow rivers of Chaohu Lake, Eastern China. *Environmental Earth Sciences*, 2019,**78**:117. DOI:10.1007/s12665–019–8086–6.

[32] Yang H, Yi CL, Xing YP *et al*. Porosity and Water Content of Sediments in Lake Donghu, Wuhan. *J. Lake Sci*, 2004, **16**(1): 69–73. DOI:10.18307/2004.011. [杨洪, 朝路, 邢阳平等.湖沉积物孔隙度与含水量. 湖泊科学，2004, **16**(1): 69–73.]

[33] Zhang RY, Wu FC, Wang LY *et al*. Characteristics of organic matter in extracts of different phosphorus forms from sediments in northern Lake Taihu. *Environmental Science*, 2009, **30**(3): 733–742. DOI:10.13227/j.hjkx.2009.03.052. [张润宇，吴丰昌，王立英等. 太湖北部沉积物不同形态磷提取液中有机质的特征. 环境科学，2009，**30**(3):733–742.

[34] Shen X, Qin BQ, Zhu GW *et al*. Characteristics of sediment resuspension under wave disturbance before and after dredging in Lake Taihu. *J. Lake Sci*, 2012, **22**(4): 580–585. DOI:32.1309.P.20110514.1449.018. [申霞，秦伯强，朱广伟等. 太湖疏浚前后波浪扰动下的底泥再悬浮特征. 湖泊科学，2012, **22** (4): 580–585.]

[35] Qin BQ, Hu WP, Chen WM. Evolution process and mechanism of water environment in Lake Taihu. Beijing: Science Press, 2004: 123–135. [秦伯强，胡维平，陈伟民. 太湖水环境演化过程与机理. 北京：科学出版社，2004: 123–135.]

[36] Yang QX, Li WC. Evolution of ecological environment after enclosure fish farming in East Taihu Lake. *China Environmental Science*, 1996(2): 101–106. [杨清心，李文朝. 东太湖围网养鱼后生态环境的演变. 中国环境科学，1996(2):101–106.]

[37] Chen J, Zhi MQ, Zhu DL *et al*. Distribution characteristics and risk assessment of nutrient and heavy metal pollution in sediments of Lake Taihu. *China Environmental Science*, 2024, **44**(3): 1457–1465. [陈珏，支鸣强，朱德龙等. 太湖沉积物营养物及重金属污染分布特征及风险评估. 中国环境科学，2024，**44**(3):1457–1465.]

[38] Qin BQ, Zhu GW, Zhang L *et al*. Release mode and estimation method of internal nutrient from sediments in large shallow lakes:

A case study of Lake Taihu. *Science China: Earth Sciences*, 2005(S2): 33–44. [秦伯强，朱广伟，张路等. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例. 中国科学：地球科学，2005(S2):33–44.]

[39] Bai D, Li X, Liu Z *et al*. Nitrogen and phosphorus turnover and coupling in ponds with different aquaculture species. *Aquaculture,* 2023, 563:738997. DOI:10.1016/j.aquaculture.2022.738997.

[40] Wang LZ, Wang GX. Effects of submerged macrophytes in senescent stage on phosphorus migration between water and sediment. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, **33**(17): 5426–5437.DOI: 10.5846 / stxb201206070821.[王立志，王国祥. 衰亡期沉水植物对水和沉积物磷迁移的影响. 生态学报,2013,**33**(7):5426–5437.]

[41] Liu JJ, Zhang QY ,Chen ML *et al*. Composition of organic matter–iron–phosphorus associations in sediments of algae– and macrophyte–dominated zones in Lake Taihu. *Chemical Geology*, 2023,**622**,121375. DOI:org/10.1016/j.chemgeo.2023.121375.

[42] Zhang RY, Wang LY, Wu FC *et al*. Distribution characteristics of phosphorus in sediment interstitial water and effects of interface release in Lake Taihu in spring. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(4): 902–907. [张润宇，王立英，吴丰昌等. 太湖春季沉积物间隙水中磷的分布特征及界面释放的影响. 生态学杂志,2012,**31**(4):902–907.]

[43] Li C, Sheng H, Tan MX et al. Rhythmic radial oxygen loss enhances soil phosphorus bioavailability. Nature Communications, 2025,16:4413. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467–025–59637.

[44] Liu XT, Liu J, Wang YB et al. Phosphorus cycling in the sediment–water system under different dissolved oxygen conditions. Environmental Science, 2022, 43(12): 5571–5584. DOI:10.13227/j.hjkx.202201245. [刘笑天，刘军，王以斌等. 不同溶解氧条件下沉积物–水体系磷循环. 环境科学，2022，43(12):5571–5584.]

[45] Zhuo Y, Zeng WH, Ma BR et al. Spatiotemporal variation and influencing factors of nitrogen and phosphorus in lake sediments in China since 1850. Journal of Cleaner Production ,2022,368:133170. DOI:org/10.1016/j.jclepro.2022.133170.

[46] Eyram Norgbey, Li YP, Ya Z *et al*. High resolution evidence of iron–phosphorus–sulfur mobility at hypoxic sediment water interface: An insight to phosphorus remobilization using DGT–induced fluxes in sediments model. *Science of the Total Environment*, 2020 ,**724**:138204. DOI:org/10.1016/j.scitotenv.2020.138204.

[47] Wang SR, Jin XC, Yan CZ et al. Phosphorus adsorption characteristics of sediments from shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. Environmental Science, 2005, 26(3): 38–43. [王圣瑞，金相灿，颜昌宙等. 长江中下游浅水湖泊沉积物对磷的吸附特征. 环境科学,2005, 26 (3): 38–43.]