https://doi.org/10.3799/dqkx.2026.058

季节性变化对浅水湖泊沉积物磷释放的调控机制

肖 聰[1,2,3],陈翔宇[1],陈羽竹[1],熊 文[1,2,3*]

1. 湖北工业大学土木建筑与环境学院,湖北武汉 430068
2. 水环境污染监测先进技术与装备国家工程研究中心,湖北武汉 430068
3. 湖北工业大学河湖健康智慧感知与生态修复教育部重点实验室,湖北武汉 430068

摘 要: 为阐明浅水湖泊沉积物内源磷季节性波动机制,通过野外采样和室内模拟(控制温度、溶解氧等关键参数)不同季节上覆水环境,结合沉积物磷形态提取与微生物功能基因定量技术,系统揭示了内源磷转化的季节性规律与驱动机制.研究结果表明浅水湖泊内源磷的季节性波动是受上覆水环境驱动的"矿化－溶解－吸收－储存"过程转换:春季以有机磷矿化(*ugpQ*高表达)促进钙磷溶解(减少70.56 mg/kg),夏季在缺氧背景下表现为铁磷还原溶解(减少108.55 mg/kg)并伴随低亲和力磷转运基因(*pit2*)升高的释放－吸收,秋季以非生物钙磷溶解(减少70.55 mg/kg)与高亲和力磷转运系统(*pst*高表达)介导的磷吸收并存;冬季碳－磷裂解酶系统基因(*phn*高表达)活化促使难降解磷利用.本研究深化了对内源磷波动生物化学耦合机制的理解.

关键词: 浅水湖泊;磷形态;季节性变化;沉积物;微生物功能基因;水文地质.

中图分类号: X52 **文章编号:** 1000－2383(2026)06－2077－16 **收稿日期:** 2025-11-04

Regulatory Mechanism of Seasonal Variations on Sediment Phosphorus Release in Shallow Lakes

Xiao Cong[1,2,3], Chen Xiangyu[1], Chen Yuzhu[1], Xiong Wen[1,2,3*]

1. *School of Civil Engineering, Architecture and Environment, Hubei University of Technology, Wuhan* 430068, *China*
2. *National Engineering Research Center of Advanced Technology and Equipment for Water Environment Pollution Monitoring, Wuhan* 430068, *China*
3. *Key Laboratory of Intelligent Health Perception and Ecological Restoration of Rivers and Lakes, Ministry of Education, Hubei University of Technology, Wuhan* 430068, *China*

Abstract: To elucidate the mechanisms underlying the seasonal fluctuations of endogenous phosphorus in shallow lake sediments, field sampling and laboratory simulations (controlling key parameters such as temperature and dissolved oxygen) of the overlying water environment across different seasons were conducted. This was integrated with sediment phosphorus form extraction and microbial functional gene quantification techniques to systematically reveal the seasonal patterns and driving mechanisms of endogenous phosphorus transformation. The results indicate that the seasonal fluctuations of internal phosphorus in shallow lakes are driven by overlying water conditions and involve shifts among the "mineralization-dissolution-uptake-storage" processes. In

基金项目: 国家自然科学基金项目(No.42007173).

作者简介: 肖聰(1990－),副教授,硕士生导师,主要从事湖泊氮/磷迁移转化机理研究.ORCID:0009-0001-8574-5639. E-mail: xiaoc@hbut.edu.cn

* **通讯作者:** 熊文,教授,博士生导师,主要从事河湖生态修复研究. E-mail:775972739@qq.com

引用格式: 肖聰,陈翔宇,陈羽竹,熊文,2026.季节性变化对浅水湖泊沉积物磷释放的调控机制.地球科学,51(6):2077－2092.

Citation: Xiao Cong, Chen Xiangyu, Chen Yuzhu, Xiong Wen, 2026. Regulatory Mechanism of Seasonal Variations on Sediment Phosphorus Release in Shallow Lakes. *Earth Science*, 51(6): 2077－2092.

spring, high expression of the organic phosphorus mineralization gene (*ugpQ*) drove the dissolution of calcium-bound phosphorus (decreased by 70.56 mg/kg). Summer was characterized by a coupled microbial release-uptake process, dominated by reductive dissolution of iron-bound phosphorus (decreased by 108.55 mg/kg) alongside increased expression of the low-affinity phosphate transporter gene (*pit2*). The process of autumn shifted to a regime characterized by abiotic-dominated dissolution of calcium-bound phosphorus (decreased by 70.55 mg/kg), while microorganisms concurrently enhanced phosphorus uptake via the high-affinity phosphate transport system (indicated by high *pst* gene expression). In winter, cold-tolerant bacterial communities activated the carbon-phosphorus lyase gene (*phn*) to utilize refractory phosphorus. This study deepens the understanding of the coupled biochemical mechanisms governing endogenous phosphorus fluctuations.

Key words: shallow lake; phosphorus form; seasonal variation; sediment; microbial functional gene; hydrogeology.

0 引言

随着城市化快速发展,淡水湖泊富营养化已成为一个关键的全球环境问题.浅水湖泊富营养化引起的藻类爆发对水生态系统健康构成严重威胁.湖泊富营养化主要是由水体中氮、磷等营养物质的过量输入与累积引起的,通常认为氮可以从大气中得到补充,但由于固氮作用往往受磷有效性调控或不足以完全满足藻类需求,磷的输入通常被视为初级生产力的直接限制因子,使得磷(P)成为控制湖泊富营养化的关键因素(赵磊等,2014; 梁宇航等,2026).随着外部磷的有效控制,沉积物中磷的迁移释放所导致的内源磷负荷成为湖泊富营养化的主要原因,尤其是浅水湖泊水体中磷浓度呈现出明显的季节性特征(Marsden, 1989; 谢平,2005).

地表水与地下水发生强烈相互作用深刻影响着浅水湖泊沉积物的生物地球化学过程.地下水与湖水之间的相互作用影响着湖水中主要离子、营养盐和重金属等物质的迁移转化,进而影响湖泊生态系统的健康与稳定(王焰新等,2022).而P在浅水湖泊沉积物中的释放/固定在影响水体富营养化状况中起着关键作用.浅水湖泊沉积物P磷循环由沉积物吸附/解吸、磷酸盐沉淀、微生物作用等物理、化学和生物过程共同控制.由于浅水湖泊水动力条件较弱,上覆水环境(如温度、溶解氧(dissolved oxygen,DO)和pH)的季节性波动被认为是调控P形态转化与释放的关键驱动因素.温度升高促进有机磷矿化和无机磷溶解,加速微生物代谢,加剧了沉积物和上覆水中DO的消耗,进而影响P循环(Wang *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2025). DO通过调控氧化还原条件,例如有氧条件下P易与铁(氢)氧化物结合而固定,缺氧条件下则导致铁结合态磷(Fe-P)还原性释放(Hupfer and Lewandowski, 2008;徐洋等,2016;陈婷等,2023).pH值的变化会显著影响沉积物中可交换态磷(Ex-P)、与Fe的氧化物/氢氧化物结合的磷(Fe-P)和自生钙结合态磷(Au-P)的吸附—解吸平衡(Wu *et al.*, 2014).

值得注意的是,在受地表水—地下水相互作用影响的浅水湖泊中,温度、DO和pH等关键环境因子呈现显著的协同季节性演变(如夏季高温低氧、冬季低温高氧),这使得沉积物—水界面的P循环过程趋于复杂化(Smith *et al.*, 2011).因此,地表水与地下水相互作用调控的水环境因子,与微生物的生物化学耦合作用,共同驱动了沉积物P释放的季节性波动.然而,目前关于多环境因子季节性耦合如何通过调控微生物功能,进而驱动沉积物P循环模式转换的系统研究仍显不足.因此,亟需对季节性变化下浅水湖泊沉积物—水界面P循环的生物化学耦合机制进行深入研究,有助于更好地理解湖泊P循环与环境因素之间的相互作用.

本研究以武汉市南湖为研究对象,基于野外调查分析不同季节南湖湖水、沉积物和微生物组成,通过室内实验模拟不同季节水环境下沉积物P释放过程,分析季节性变化对沉积物P释放的影响,阐明浅水湖泊季节性P循环的生物化学耦合机制,研究结果可用于更好地理解浅水湖泊P循环过程,为湖泊P污染与防治提供重要理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

南湖位于武汉市洪山区,地理位置介于东经114°20′~114°23′,北纬30°28′~30°30′,南北最大纵距4.18 km,东西最大横距5.36 km,水域面积约为7.67 km^2,流域总面积37.44 km^2,是武汉市第3大城中湖,如图1所示.南湖属于封闭型湖泊,水源补给主要依赖降雨,缺乏与其他江湖的水体交换,夏季(6—8月)高温多雨,冬季(12—次年2月)低温少雨.

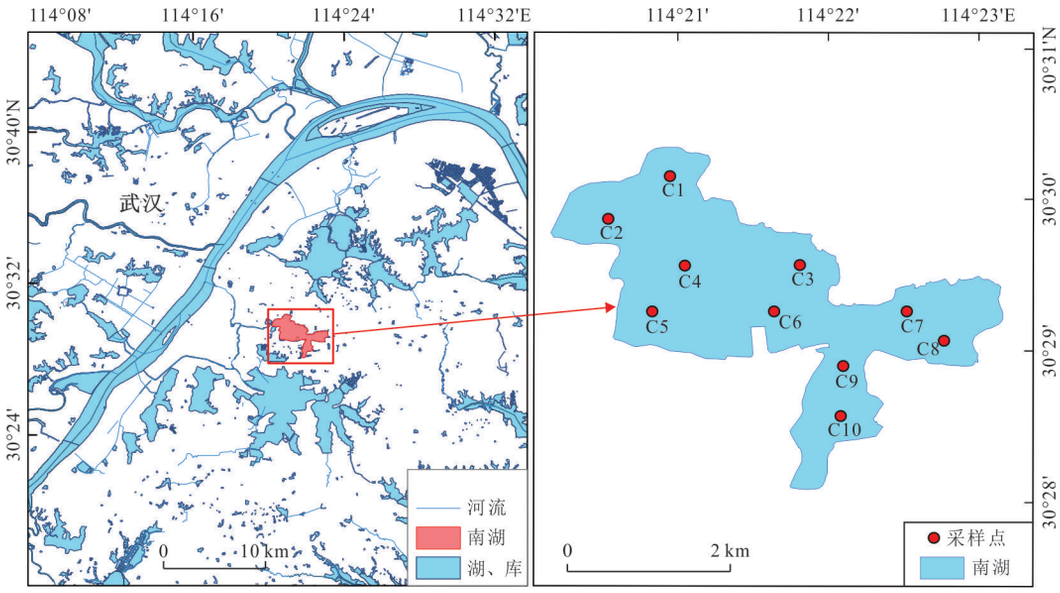

图1　采样示意

Fig.1　Study area and sampling sites

1.2　样品采集

采用网格布点法在研究区共设置了10个监测点位,每个监测区域覆盖面积约为4 km^2,具体点位分布如图1所示.水样采集工作于2023年2月、4月、8月和10月分4次进行,以全面反映不同季节(冬季、春季、夏季和秋季)的水质变化特征.水样采集采用2.5 L有机玻璃采水器,在每个监测点位采集中层水样,并混合3个平行样品以确保代表性.现场测定水样水温(WT)、DO、电导率(EC)、氧化还原电位(Eh)及pH值,剩余水样在24 h内送至实验室进行后续总磷(TP)、溶解态总磷(DTP)、溶解性无机磷(DIP)等指标的测定.

针对湖水采集点位进行沉积物样品采集,对每个点位用重力式采泥器采集2次作平行样,每次采集的沉积物柱样深度为0~10 cm,采集过程中保持沉积物柱样的垂直状态.所有样品用无菌塑料袋收集,收集后放在干冰上立即运至实验室,并根据研究需要分成两份,一份存储在−80 ℃冰箱中用于DNA高通量测序分析和室内实验,另一份风干用于理化指标检测和分析.

1.3　室内实验

本实验所用沉积物样品为2023年2月在C1、C3、C5、C7、C9五个代表性点位(见图1)采集的表层(0~10 cm)沉积物混合样,以获取具有区域代表性的基质.样品经冷冻干燥后研磨过100目筛,以消除大颗粒异质性的影响.

为探究不同季节水环境对沉积物P的释放机制,将实验分为灭菌和不灭菌组,以区分生物过程与非生物过程的贡献.实验通过控制温度、DO和pH这3个对P循环影响最为显著且季节性变化明显的环境因子(如表1所示),来模拟春、夏、秋、冬四个季节的典型上覆水环境条件.表1中各参数的设定主要依据1.2节所述四季野外实测数据的平均值,并结合相关文献中浅水湖泊上覆水的季节性特征进行微调,以确保模拟条件的季节性差异.模拟液主要成分是0.01 M NaCl和0.5~1.0 mM $NaHCO_3$,且不额外添加磷源.称取冻干后的沉积物样品4 g至样品瓶中,灭菌组沉积物采用高压蒸汽灭菌法(121 ℃,30 min),连续灭菌处理3次,每次间隔24 h,以消除微生物活性;不灭菌组沉积物不进行任何灭菌处理.随后向灭菌组和不灭菌组分别缓慢加入120 mL灭菌超纯水和120 mL模拟液,保持水土比为1∶30,避光培养.实验开始后分别于0.5 d、1 d、2 d、3 d、5 d、7 d、10 d、13 d、17 d、22 d、40 d进行连续取样.每次取样时在厌氧手套带中测定上清液中的DO、Eh、pH值,之后摇匀取10 mL水土混合液.混合液离心后的水样测定TP、DTP、DIP浓度,沉积物样品经冷冻干燥后放入−80 ℃冰箱中备用.对第1 d、5 d、13 d、22 d、40 d的沉积物样品进行P形态提取,对实验前和实验结束后的沉积物样品进行微生物宏基因样品分析.

1.4 样品分析

1.4.1 水样分析 水样采用HACH Sension TM156便携式多参数水质分析仪实时测定温度、DO、Eh及pH值等基础理化参数.TP、DTP、DIP采用紫外分光光度计(普析TU1810),检测线为0.01 mg/L.

1.4.2 沉积物分析 沉积物中P形态的提取采用连续提取法(SEDEX)进行,共提取五种不同的P形态,具体提取步骤、形态及提取试剂如表2.使用研钵将干燥后的土样研磨至均匀粉末状并通过100目筛,称取过筛后的0.2 g土样进行P形态提取实验.每步之间均离心取上清液,然后采用钼酸铵分光光度法在700 nm处测试其中的P浓度.其中沉积物总磷(TP)=Ex-P(可交换态磷)+ Fe-P(铁结合态磷)+ Ca-P(自生钙磷)+ De-P(碎屑磷灰石)+ OP(有机磷).

1.4.3 微生物分析 利用高通量测序技术对野外沉积物的16S rRNA的PCR产物进行测序.根据E.Z.N.A.® soil DNA kit (Omega Bio-tek, Norcross, GA, U.S.)说明书进行微生物群落总DNA抽提,使用1%的琼脂糖凝胶电泳检测DNA的提取质量,使用NanoDrop2000(美国Thermo Scientific公司)测定DNA浓度和纯度.以上述提取的DNA为模板,使用带有barcode的引用27F (5'-AGRGTTY-GATYMTGGCTCAG-3')、1492R (5'-RGY-TACCTTGTTACGACTT-3')对16S rRNA基因全长进行PCR扩增.使用SMRTbell prep kit 3.0进行建库.通过Pacbio Sequel IIe System进行测序(上海美吉生物医药科技有限公司).通过SMRT-Link v11.0的CCS模式,从测序的subreads中产生HiFi reads,用于后续的数据分析.

用DNA抽提试剂盒对室内实验沉积物样品进行抽提,并用1%琼脂糖凝胶电泳检测基因组DNA浓度.利用CovarisM220基因剪切仪将DNA超声波破碎成约350 bp的基因片段;利用NEXTFLEXT-MRapid DNA-SeqKit试剂盒构建PE基因文库.最后利用NovaSeqReagentKits/HiSeqXReagentKits等试剂盒进行桥式PCR;Illumina HiSeq高通量测序平台进行宏基因组测序.

1.4.4 数据处理与分析 利用Microsoft Excel对数据进行基本整理,水体和沉积物理化指标通过Origin 2023软件完成箱线图、点线图的绘制.利用Canoco进行RDA图绘制,SPSS 26.0软件进行相关性分析.

表1 水环境参数设置对照

Table 1 Comparison of water environment parameter settings

	pH	DO	温度
(1)冬季	7.0	8~10	5 ℃
(2)春季	7.4~7.5	7~8	15 ℃
(3)秋季	8.4~8.6	5~6	25 ℃
(4)夏季	7.8~8.0	2~4	35 ℃

注:DO.溶解氧.

表2 不同P形态连续提取方法

Table 2 Methods of continuous extraction of different P forms

步骤	提取方法	提取磷形态
Ⅰ	20 mL1 mol/L $MgCl_2$ (pH8,振荡2 h),2次	Ex-P:弱吸附态磷
Ⅱ	(1)20 mL碳酸氢钠/连二亚硫酸钠溶液 0.11 mol/L$NaHCO_3$和0.11 mol/L$Na_2S_2O_4$调节pH至7.0,振荡4 h (2)20 mL 0.5 mol/L NaCl(振荡2 h)	Fe-P:吸附到Fe矿物表面或者与Fe共沉淀的磷
Ⅲ	(1)20 mL,1 mol/L醋酸钠82 g醋酸钠溶解进317 mL冰醋酸(17.5 mol/L)定容至1 L,调节pH4,振荡6 h (2)20 mL1 mol/L$MgCl_2$ (pH8,振荡2 h)	Au-P:碳酸盐伴生磷自生磷灰石和生物磷灰石
Ⅳ	20 mL1 mol/L HCl(振荡16 h)	Detr-P:碎屑磷灰石
Ⅴ	0.2 g泥样于50 mL离心管中 (1)20 mL1 mol/L HCl(振荡16 h) 将残渣以12 mL去离子水清洗 (2)烘干粉碎后,马弗炉450 ℃煅烧3 h (3)20 mL,1 mol/L HCl(振荡16 h)	OP:有机磷

2　结果与分析

2.1　湖水水化学

南湖水化学环境呈现出显著的季节性动态，如表 3 所示．温度呈现典型的“夏（26.4 ℃）高冬（9.8 ℃）低”季节性变化，春秋两季温度相近（21.5 ℃和 22.5 ℃）．

湖水 DO 的变化趋势与温度相反，表现为“冬（均值 11.98 mg/L）高夏（均值 8.48 mg/L）低”的趋势，这可能是由于水温升高导致溶解度降低，同时微生物和生物代谢活动耗氧加剧共同作用的结果．水体 pH 整体为弱碱性，其季节性差异相对较小．冬季电导率显著高于其他季节（463.7～524.2 μs/cm），而夏季电导率最低均值为 339.1 μs/cm

湖水中总 P 和各 P 形态的含量随时间的变化如图 2 所示．TP 表现为夏（平均浓度为 0.11 mg/L）、秋季（平均浓度为 0.15 mg/L）高，春（平均浓度为 0.09 mg/L）、冬季（平均浓度为 0.09 mg/L）低的特点．DTP 和 DIP 的变化趋势与 TP 保持一致，均在夏季达到全年峰值（平均浓度为 0.08 mg/L 和 0.05 mg/L），而在冬季浓度降至全年最低（平均浓度均为 0.03 mg/L）．秋季 TP 高于夏季的原因主要是 PP 的显著升高（均值 0.09 mg/L），这主要与南湖秋季的清淤活动有关，物理扰动导致沉积物再悬浮，将沉积物中的颗粒 P 释放到湖水中．

2.2　沉积物总磷和磷形态

从季节分布来看，春季湖泊 TP 含量整体较高，平均值为 1 776.94 mg/kg，北部沿岸 C1 点含量最高（3 132.49 mg/kg），南部区域（C5、C6）的含量普遍较低，C5 点含量最低为 984.86 mg/kg，整体呈北部向南部递减的空间分布特征．夏季沉积物 TP 含量变化在 1 095.40～2 334.1 mg/kg，平均值为 1 747.25 mg/kg，相较春季 TP 含量有所降低，但东南沿岸的 C8 含量仍较高（2 334.1 mg/kg），中部和北部沉积物 TP 含量整体分布较为均匀．秋季南湖沉积物 TP 含量变化在 1 342.09～3 292.74 mg/kg，平均值为 2 109.47 mg/kg．为全年 TP 含量的峰值期，秋季表层沉积物 TP 高值区域分布在湖区西北沿岸和湖区东南沿岸，C2 点含量达到全年最高（3 292.74 mg/kg），而 C5 点含量的最低（1 342.09 mg/kg），呈现西北部、东南部和中部较高，西南部较低的趋势．冬季沉积物 TP 含量变化在 1 104.81～2 261.26 mg/kg，平均值为 1 668.49 mg/kg，同春季呈现相同的空间梯度分布，但沉积物 TP 含量普遍下降，表层沉积物 TP 高值区分布在湖区北部沿岸，整体湖区北部含量高于湖区南部．北部 C1 点含量最高（2 261.26 mg/kg），南部 C6 点为最低值（1 104.81 mg/kg）．

表 3　武汉南湖不同季节湖水化学指标

Table 3　Water chemistry indicators of South Lake in different seasons, Wuhan

	春季	夏季	秋季	冬季
pH	8.13	8.02	9.22	8.09
DO(mg/L)	8.26	8.48	10.47	11.98
Eh(mV)	259.47	162.21	113.25	287.76
电导率(μS/cm)	396.00	339.1	342	486.33
TN(mg/L)	1.56	0.93	1.80	1.24
TP(mg/L)	0.09	0.11	0.15	0.09
DTP(mg/L)	0.06	0.08	0.06	0.03
DIP(mgl/L)	0.02	0.05	0.01	0.01

注：DO．溶解氧；Eh．氧化还原电位；EC．电导率；TN．总氮；TP．总磷；DTP．溶解性总磷；DIP．溶解性无机磷；数值为平均值．

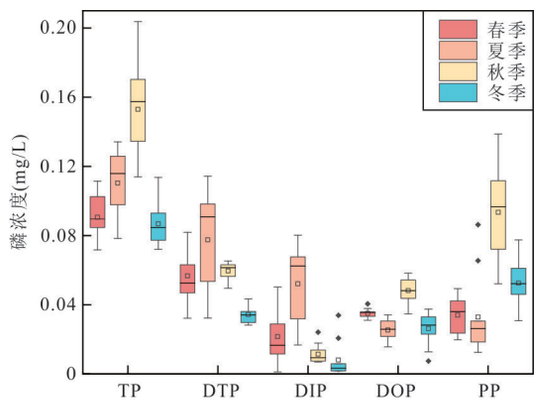

图 2　湖水磷形态季节性变化特征

Fig 2　Characterization of seasonal changes in phosphorus forms in lake water

TP．总磷；DTP．溶解性总磷；DIP．溶解性无机磷；DOP．溶解性有机磷；PP．颗粒磷

总体来看，南湖沉积物磷形态具有显著的季节性差异（图 3）．Ex-P 在各季节占比均为最低，说明其在沉积物中含量少、易释放，是上覆水中磷的直接来源．Fe-P 呈现出明显的冬季含量最高，夏季显著降低的特点，这表明南湖沉积物中的磷循环强烈受到氧化还原条件的控制，且夏季沉积物 P 释放风险最大．OP 在夏季占比显著升高，很可能与夏季藻类和水生生物活动旺盛，产生大量生物残体及有机质有关．Au-P 是秋季的主要形态，De-P 在各季节占比变化不大．

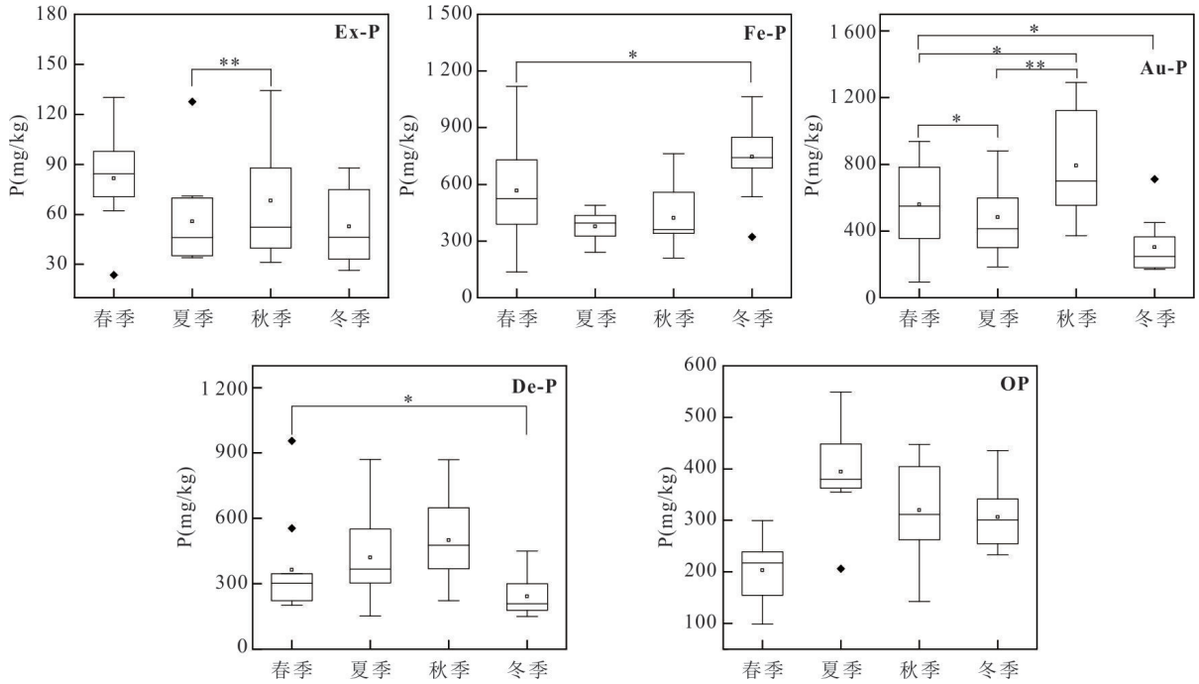

图3 沉积物P形态季节性变化特征

Fig 3 Phosphorus speciation content of surface sediments in different seasons

Ex-P.可交换态磷;Fe-P.铁结合态磷;Ca-P.自生钙磷;De-P.碎屑磷灰石;OP.有机磷

2.3 沉积物微生物群落

通过聚类分析将本次试验所有样本中的有效序列采用RDP classifier贝叶斯算法对97%的相似性进行OTUs聚类,南湖表层沉积物20个样本(样本命名以冬季W1-W10、夏季S1-S10)在分类学水平上包含1个域、1个界、62个门、183个纲、423个目、631个科、1 069个属以及2 253个种.在门分类水平上,南湖沉积物中的微生物群落的相对丰度如图4所示.夏季沉积物中的微生物的第一优势门为变形菌门(Proteobacteria),丰度为26.41%;第二优势门为拟杆菌门(Bacteroidota)和绿弯菌门(Chloroflexi),丰度分别为13.86%和13.00%.冬季沉积物中的微生物的第一优势门为变形菌门(Proteobacteria),丰度为28.10%;第二优势门为拟杆菌门(Bacteroidota)和放线菌门(Actinobacteriota),丰度分别为16.71%和13.34%.

2.4 室内实验

2.4.1 水溶液中磷变化 从整体趋势来看,不灭菌组的TP释放速率显著高于灭菌组(图5).4个灭菌组TP浓度随时间变化均不明显,最终平衡浓度差别较小,依次为:0.43 mg/L、0.63 mg/L、0.51 mg/L、0.40 mg/L.春季、夏季和秋季不灭菌组随时间均表现为先上升后逐渐趋于平衡的趋势,最终平衡浓度分别为1.14 mg/L、3.18 mg/L和2.42 mg/L.而冬季不灭菌组TP随时间变化不明显,最终浓度为0.55 mg/L.从整体趋势来看,不灭菌组的总磷(TP)释放速率显著高于灭菌组,表明微生物活性在沉积物磷释放过程中起到了重要促进作用,且随着温度的升高微生物的活性增强,沉积物P释放加快.4组不灭菌组水溶液中DTP和DIP浓度随时间变化趋势与各组TP变化趋势基本一致,春季未灭菌组表层初始浓度为0.26±0.01 mg/L,平衡浓度为0.63 mg/L.夏季和秋季未灭菌沉积物释放的DTP明显增高,最终平衡浓度分别为2.24 mg/L、1.93 mg/L.冬季平衡浓度为0.28 mg/L,释放较慢.DIP浓度为夏季(1.81 mg/L)>秋季(1.59 mg/L)>春季(0.47 mg/L)>冬季(0.26 mg/L).从P形态的释放过程来看,TP、DTP与DIP的变化趋势高度同步,表明释放过程以溶解态磷(尤其是DIP)的快速产生与累积为主导.所有实验组的P释放过程均可划分为3个特征阶段:快速释放期(0~48 h)在灭菌与不灭菌组中均存在,是释放的初始动力;持续转化释放期(48 h至平衡前)不灭菌组表现为TP、DTP、DIP浓度同步显著上升,灭菌组缺乏该过程,水溶液中TP、DTP、

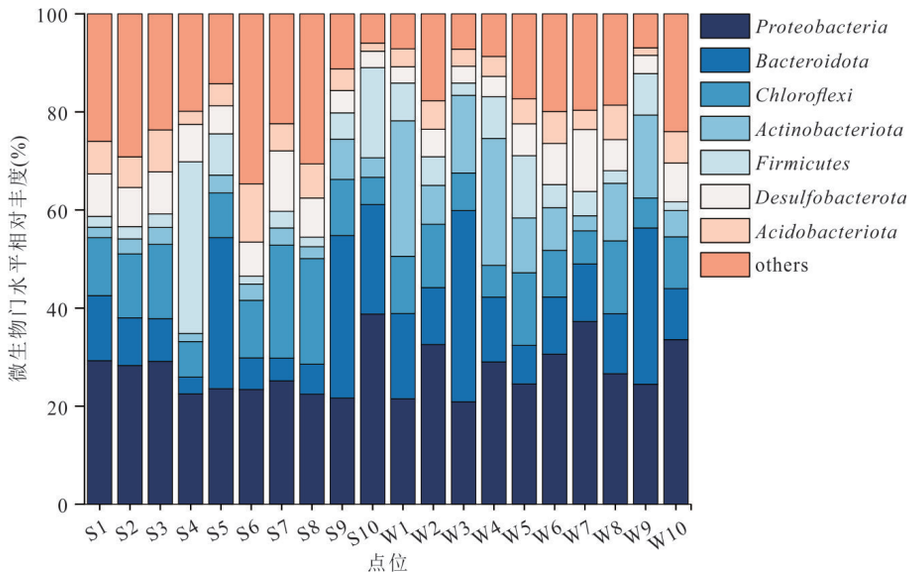

图 4　不同季节沉积物门水平下微生物群落相对丰度

Fig 4　Relative abundances of microbial communities at the phylum level in the surface sediments at different seasons

S.夏季; W.冬季

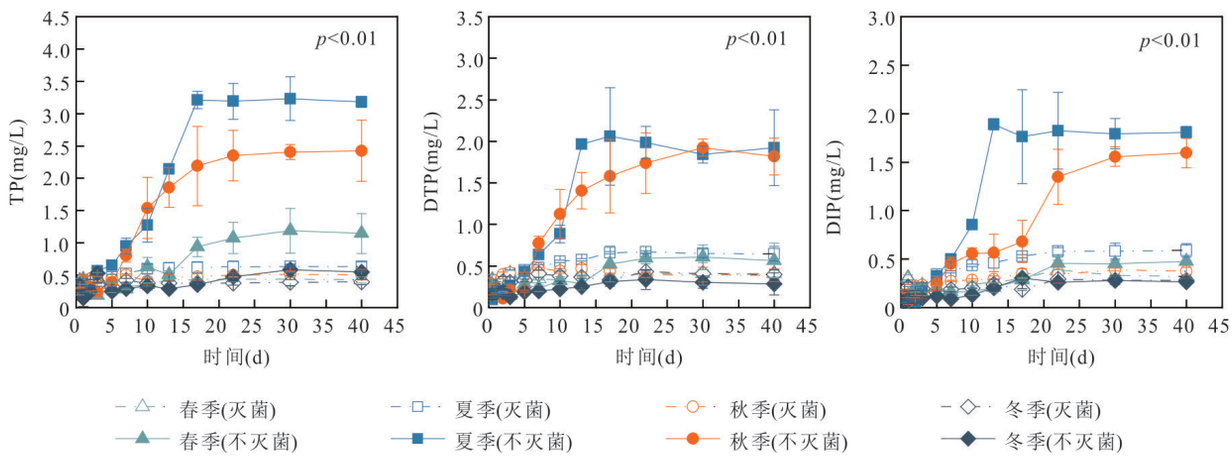

图 5　水相中 TP、DTP 和 DIP 浓度随时间变化趋势

Fig.5　Trends of TP, DTP, and DIP concentrations in aqueous solutions

TP.总磷;DTP.溶解性总磷;DIP.溶解性无机磷

DIP 浓度曲线趋于平缓;动态平衡期表现为不灭菌组 P 浓度升高至一定程度后趋于稳定.

2.4.2　沉积物磷形态　在室内模拟实验中,南湖沉积物各 P 形态含量表现出显著的季节性变化特征(图 6).春季沉积物的 De-P(含量范围为 101.32～155.43 mg/kg)和 OP(含量范围为 140.79～212.99 mg/kg)整体呈下降趋势,Fe-P(含量范围为 209.54～327.96 mg/kg)占比从 30% 上升至 36%.夏季沉积物中 Ex-P(含量范围为 52.30～63.82 mg/kg)和 Fe-P(含量范围为 290.13～398.68 mg/kg)呈持续下降趋势,De-P(含量范围为 134.87～208.88 mg/kg)整体呈上升趋势,OP(含量范围为 127.63～225.33 mg/kg)则表现为整体下降.秋季沉积物的 Fe-P 含量范围为 160.03～266.12 mg/kg,Au-P 含量范围为 308.22～455.69 mg/kg,Ex-P 含量范围为 58.88～76.97 mg/kg,De-P(含量范围为 122.53～151.32 mg/kg)占比从 10% 上升至 13%;OP(含量范围为 153.95～175.99 mg/kg)占比从 18% 下降至 17%.冬季沉积物的 Ex-P(含量范围为 7.24～83.55 mg/kg)呈现上升趋势,Au-P 含量范围为 265.63～353.26 mg/kg,Fe-P 含量范围为 206.25～321.38 mg/kg;OP(含量范围为 151.32～225.32 mg/

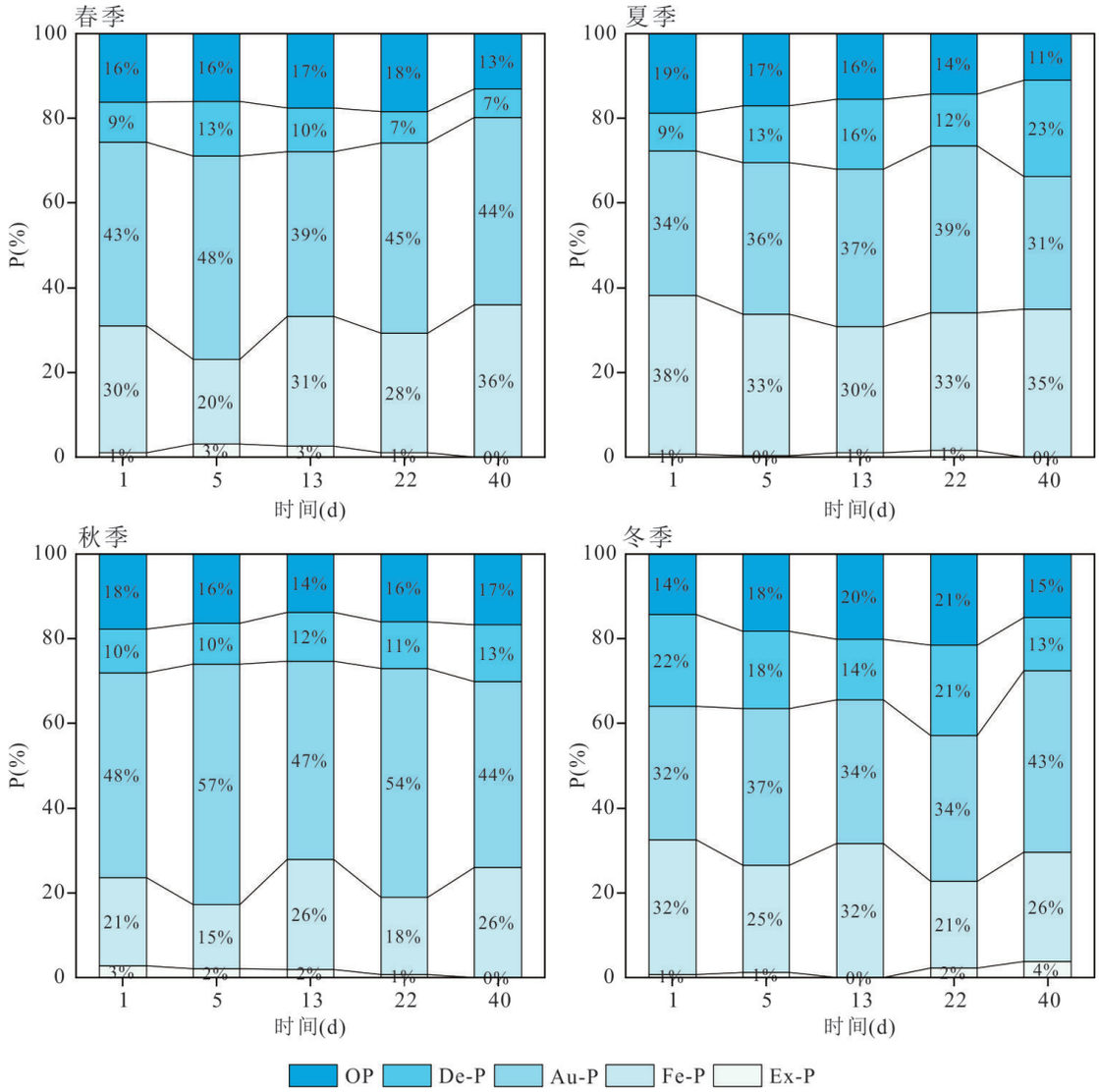

图 6　模拟不同季节水环境下沉积物 P 形态

Fig.6　Phosphorus forms of sediments under different seasonal water environments

Ex-P.可交换态磷;Fe-P.铁结合态磷;Ca-P.自生钙磷;De-P.碎屑磷灰石;OP.有机磷

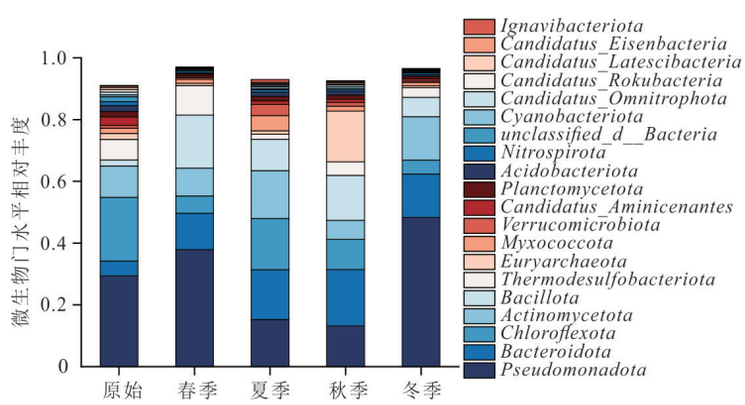

图 7　模拟不同季节水环境下沉积物中与磷循环相关基因的相对丰度

Fig.7　Relative abundance of microorganisms at the phylum level in the surface sediments at different seasonal water environments

kg）呈先升后降，而De-P（144.08～212.99 mg/k）在22 d时有所上升，整体呈下降趋势.

2.4.3　沉积物微生物　通过与P循环相关非冗余基因集与NR数据库比对，获得含P循环相关基因的微生物的群落组成.实验沉积物样本共有3域、4界、114门、194纲、312目、526科、1 089属、2 285种.含P微生物在门水平上主要由假单胞菌门（*Pseudomonadota*）、绿弯菌门（*Chloroflexota*）、放线菌门（*Actinomycetota*）、热脱硫杆菌门（*Thermodesulfobacteriota*）、拟杆菌门（*Bacteroidota*）、厚壁菌门（*Bacillota*）等微生物组成，在不同环境条件下，样本中的微生物存在明显的季节性变化如图7所示.

3　讨论

3.1　南湖水环境季节性演变对磷界面迁移转化的驱动

南湖不同季节湖水水环境呈现出明显的差异性特征，特别是温度（夏高冬低）和DO（夏低冬高）.另外，湖水不同形态P浓度也呈现出“夏高冬低”的季节性变化规律.这一耦合现象暗示季节性波动的水环境（特别是温度和DO的转变）是调控沉积物和湖水中P生物化学过程的关键因子（Wang *et al.*, 2008；Yin *et al.*, 2023）.结合沉积物P形态和微生物结果发现，冬季和夏季微生物群落丰度存在明显差异，进一步筛选出了微生物丰度有明显差异的物种.利用基于属水平相对丰度的微生物群落数据，通过冗余分析方法分析微生物与沉积物P形态和湖水水化学指标的关系（图8）.夏季RDA模型（累计解释率84.83%）与冬季模型（累计解释率76.47%）的显著性经置换检验验证均达到显著水平（夏季 $p = 0.005$；冬季 $p = 0.045$）.这表明环境因子对微生物群落结构具有显著解释力，且夏季环境的驱动作用更为强烈.

夏季RDA结果显示，与轴1相关性较强的因子主要有Ex-P和Eh，而与轴2相关性较强的因子为TP、DO、Au-P、De-P，说明夏季以低氧（低DO）和还原性（低Eh）环境为主.其中TP与Fe-P、Au-P、De-P呈负相关，Eh与Au-P、Fe-P、De-P、Ex-P呈负相关，表明低氧还原条件是这些P形态发生转化和释放的前提.另外，硫酸盐还原菌（*Desulfatiglans*）、硫杆菌属（*Thiobacillus*）与Ex-P和Fe-P呈正相关关系，厌氧绳菌属（*Anaerolineae*）、*Candidatus_Competibacter*属、*Thermodesulfovibrionia*属和DO、De-P、Au-P呈正相关，与TP（W）呈负相关，冷杆菌属（*Cryobacterium*）、黄杆菌属（*Flavobacterium*）等与TP呈负相关.硫酸盐还原菌是典型的厌氧微生物，其在夏季的活跃标志着沉积物处于强烈的还原状态（Hadas and Pinkas, 1995）.它们通过还原硫酸盐（SO_4^{2-}）产生硫化物（S^{2-}或H_2S）（朱镭等，2022）.这些硫化物会与沉积物中的铁氧化物（如$Fe(OH)_3$）发生还原溶解，从而导致与铁氧化物结合在一起的Fe-P被大量释放到孔隙水中（王熙乾等，2025），这个过程是造成夏季沉积物Fe-P减少的根本原因（Kraal *et al.*, 2015; Pan *et al.*, 2019）.释放出的磷酸盐首先进入孔隙水，表现为Ex-P的升高，随后通过扩散作用进入湖水，直接导致湖水TP浓度升高，这也解释了TP（W）与Fe-P（S）呈负相关.在厌氧环境中，厌氧绳菌属（*Anaerolineae*）、*Candidatus-Competibacter*属和*Thermodesulfovibrionia*属的功能更倾向于将P固定在沉积物中，它们与Au-P和De-P的正相关表明，它们的代谢活动促进了溶解态磷酸盐向这些相对稳定的钙磷形态的沉淀与转化（龙云川等，2022）.冷杆菌属（*Cryobacterium*）、黄杆菌属（*Flavobacterium*）通常被认为是好氧或兼性厌氧的异养菌.它们与TP（W）的负相关，说明夏季内源P释放导致的高TP阶段常伴随底层缺氧/还原性增强，尽管P浓度升高并可促进藻类生长，但低DO环境可能抑制这类偏好氧的异养菌（Buchan *et al.*, 2014）.

冬季是一个低温、高DO、高Eh的稳定氧化环境.冬季RDA结果显示，与轴1相关性较强的因子主要有Ph，与轴2相关性较强的因子为Au-P（S）.其中pH与Au-P（S）、Fe-P（S）呈正相关.这表明pH成为冬季最主要的驱动因子，在弱碱性条件下，沉积物孔隙水中的钙、铁离子活性增强，更易于与磷酸根形成磷酸钙类矿物（Au-P）和磷酸铁类矿物（Fe-P）而沉淀（美英等，2023；Wu *et al.*, 2023）.Eh与Au-P（S）、De-P（S）、Ex-P（S）呈正相关，这与夏季的情况完全相反.这是因为在冬季高DO和Eh的好氧环境中，有利于P的稳定存在.极地单胞菌属（*Polaromonas*）、黄杆菌属（*Flavobacterium*）、冷杆菌属（*Cryobacterium*）与Fe-P（S）、pH呈正相关，这些微生物通常属于嗜冷或耐冷菌，适应冬季的低温环境，可以通过分泌胞外聚合物或其他方式，间接帮助维持铁氧化物的稳定性或促进其对磷酸盐的吸

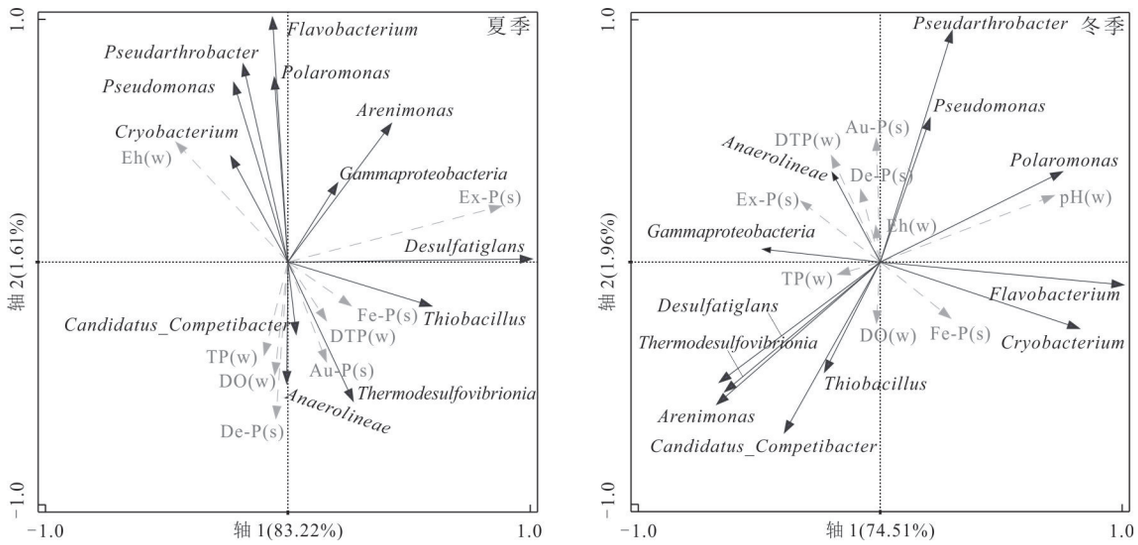

图8　夏季和冬季湖水、沉积物与微生物RDA分析

Fig 8　RDA analysis of lake water chemistry, sediment phosphorus forms and microbial communities in summer and winter

DO.溶解氧；Eh.氧化还原电位；TP.总磷；DTP.溶解性总磷；DIP.溶解性无机磷；Ex-P.可交换态磷；Fe-P.铁结合态磷；Ca-P.自生钙磷；De-P.碎屑磷灰石；OP.有机磷

附(Hou *et al.*, 2022).

整体来看，季节性变化的水环境(特别是温度和DO条件)是调控南湖沉积物和水中P通量的关键驱动力.夏季的高温低氧环境，厌氧微生物群落活动触发Fe-P的还原性溶解，导致P由沉积物向上覆水中迁移并扩散到湖水中(Zhao *et al.*, 2021)；而冬季的低温高氧环境，则有利于好氧/嗜冷微生物的活动，促进了沉积物中P向稳定形态的固定，抑制了其向上覆水的迁移.

3.2　季节性水环境变化对磷循环的生物化学耦合机制

室内模拟不同季节水环境条件下沉积物P形态与水中TP相关性如图9所示.室内实验模拟春季水环境条件下，水中TP与沉积物中Au-P和De-P呈负相关(R^2=0.99和R^2=0.83)，且实验前后沉积物中Au-P含量明显减少(70.56mg/kg)，表明春季水环境下沉积物中主要发生了涉及钙磷矿物的溶解(Corman, 2025).夏季水环境下水中TP与沉积物中Fe-P与OP呈负相关(R^2=0.86和R^2=0.79)，与De-P呈正相关(R^2=0.78)，实验前后沉积物中Fe-P和OP含量明显减少(108.55mg/kg和97.69mg/kg)，De-P含量明显增加(71.71mg/kg)，说明主要发生了铁氧化物/氢氧化物还原性溶解和有机磷的矿化.秋季水环境下水中TP与沉积物中Au-P和OP呈一定负相关(R^2=0.34和R^2=0.50)，与其他P形态相关性不大，且Au-P和OP分别减少了70.55mg/kg和22.03mg/kg，表明可能发生了钙磷矿物的溶解和有机磷的矿化.冬季水环境下水中TP与沉积物中De-P呈明显负相关(R^2=0.83)，实验前后De-P减少了56.57mg/kg，水中TP与其他P形态呈正相关或无明显相关性，证实其为冬季水体磷的重要来源.结合冬季低温抑制生物活性、水相TP浓度处于低位(0.55 mg/L)以及De-P本身稳定性较高的特点(杨耿等，2018)，推断其减少主要源于在特定水化学条件(如pH)驱动下的微弱净释放，或伴随部分De-P向其他中间形态的转化，而非快速地直接溶解.

室内模拟不同季节水环境条件下P功能基因的标准化相对丰度存在明显差异，如图10所示.与原始样本相比，大多数P代谢基因(如*ugpQ*, *pst*A-B-C, *surE*等)在经历不同季节水环境的模拟实验后的标准化相对丰度显著增加.在模拟春季水环境的实验中，沉积物中假单胞菌门(*Pseudomonadota*)和厚壁菌门(*Bacillota*)占比显著上升(合计约60%)，这两类细菌包含大量已知的、代谢多样的好氧或兼性厌氧异养菌，它们是有机质分解和有机磷矿化的主要微生物(Mahajna *et al.*, 2025).另外，有机磷矿化基因*ugpQ*的标准化相对丰度急剧升高(从4 546升至11 156)，优先矿化沉积物中的有机磷(OP)，将其作为易于获取的P源，为自身的生长繁殖提供营养(Chang *et al.*, 2025)，这也解释了春季沉积物OP含量下降的现象.有机磷矿化会分解有机质，产生

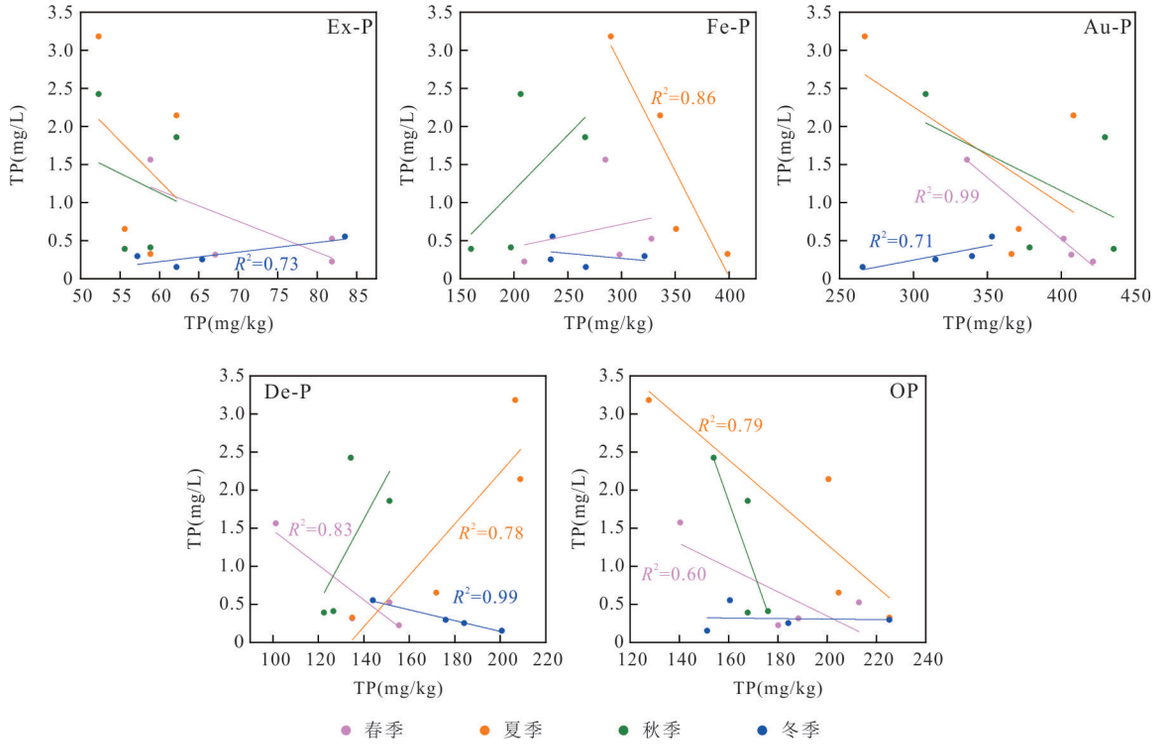

图 9　沉积物磷形态与水溶液中总磷相关性

Fig.9　Correlation between phosphorus species in surface sediments and total phosphorus in aqueous solution

Ex-P.可交换态磷;Fe-P.铁结合态磷;Ca-P.自生钙磷;De-P.碎屑磷灰石;OP.有机磷

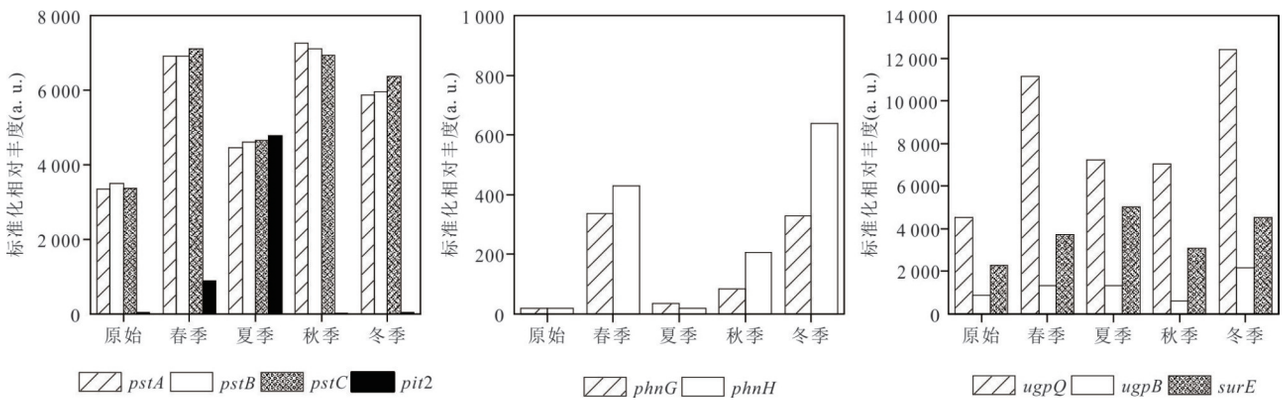

图 10　沉积物 P 功能基因的标准化相对丰度差异

Fig 10　Differences in normalized relative abundance of sediment phosphorus (P) functional genes

3组 P 功能基因分别对应不同磷循环相关过程:(1)无机磷摄取过程:*pst*A-*pst*B-*pst*C 与 *pit*2;(2)膦酸盐利用过程(C-P 键断裂):*phnG*、*phnH*;(3)有机磷摄取/矿化及胁迫相关过程:*ugpB*、*ugpQ* 及 *surE*.三组基因共同反映了沉积物微生物在不同季节条件下对 P 形态变化的功能响应:当溶解无机磷需求增强时转运系统上调(*pst*/*pit*),在无机磷受限或有机磷/膦酸盐相对重要时相关途径增强(*ugp*/*phn*),同时伴随胁迫维持相关基因变化(*surE*)

碳酸和有机酸,导致了稳定性较高的 Au-P 和 De-P 的溶解(McGill and Cole, 1981).夏季沉积物里拟杆菌门(*Bacteroidota*)成为最优势门(22.26%),绿弯菌门(*Chloroflexota*)和热脱硫杆菌门(*Thermodesulfobacteriota*)保持高比例.热脱硫杆菌门包含典型的硫酸盐还原菌,拟杆菌门在厌氧条件下将大分子有机物分解为硫酸盐还原菌所需的底物(如有机酸、H_2等)(Muyzer and Stams, 2008).因此结合沉积物和水化学数据来看,夏季硫酸盐还原驱动的 Fe-P 还原溶解机制是沉积物 P 大量释放的主要因素.高亲和力磷酸盐转运系统 *pst*A-B-C 基因簇维持较高的标准化相对丰度,同时低亲和力无机磷转运蛋白

基因 *pit*2 的标准化相对丰度明显增加(从 40 至 4 786),*ugpQ* 等基因仍保持较高水平,表明微生物对沉积物 Fe-P 释放出的 P 的快速响应与吸收竞争.秋季沉积物里 *pstA-B-C* 等高亲和力 P 转运系统基因达到峰值,而有机磷特异的 *ugpB* 基因下降.结合沉积物 Au-P 和 OP 的减少,这表明秋季水温下降,微生物处于 P 胁迫状态,沉积物中 Au-P 发生非生物的化学溶解和部分 OP 矿化所驱动(李婷婷等,2025).微生物群落并未主导这一过程中 P 的释放,而是通过上调高亲和力磷吸收系统(*pst*A-B-C),直接吸收溶解态的无机磷,将其转化为生物体内的 P(Santos-Beneit, 2015).另外,拟杆菌门和厚壁菌门依然主导,广古菌门(*Euryarchaeota*)比例显著升高(14.84%),表明界面环境进入了一个更严格的厌氧状态,这种极度还原的环境可能不利于铁氧化物存在(Xie *et al*., 2024),但与秋季观察到的 Au-P 非生物化学溶解以及微生物 *PST* 吸收系统高表达的现象是一致的.冬季沉积物微生物群落结构呈现单一化,假单胞菌门(*Pseudomonadota*)成为绝对优势菌门(相对丰度 54.47%),群落多样性显著降低.假单胞菌门包含许多耐冷、适应饥饿胁迫的菌株,其中许多菌群具有降解复杂有机物的能力(姜安玺等,2002).另外,*pit*2、*ugpB* 等基因的标准化相对丰度大幅度下降,碳—磷裂解酶系统基因 *phnG* 和 *phnH* 的标准化相对丰度显著升高(特别是 *phnH*,从 18 升至 683),胁迫存活基因 surE 的标准化相对丰度也明显上升(从 2 298 至 4 516).这一结果表明微生物整体代谢活性被抑制,微生物群落通用应激机制(*surE* 基因和 C-P 裂解酶基因高表达)对有机磷进行利用,以获取维持生命活动所必需的最低限度的 P(Mura *et al*., 2003;Amstrup *et al*., 2023).沉积物—水界面的 P 循环主要受控于缓慢的地球化学过程,表现出 P 在沉积物中(特别是 Ex-P 和 Au-P)的累积.

综合来看,在不同季节环境下,温度、DO 和 pH 等因子的组合调控了 P 的释放强度和机制(图 11).季节性水环境与微生物群落之间构成了双向耦合的驱动关系.一方面,温度、DO、pH 等环境因子通过水化学变化(如氧化还原状态、离子活性),塑造了差异化的微生物群落结构并筛选了特定的功能菌群.另一方面,微生物群落通过其代谢活动反馈并重塑沉积物微界面环境(如局部 Eh、pH、金属离子形态),从而调控了 P 的化学转化过程.春季以假单胞菌门和厚壁菌门为主的矿化菌群,通过高表达 *ugpQ* 等有机磷矿化基因分解沉积物有机磷,矿化过程产生酸性物质进而引起了稳定形态的 Au-P 和 De-P 的化学性溶解,导致水体 P 浓度增加;夏季拟杆菌门和热脱硫杆菌门共同构建了厌氧微生物群落,整体高表达 *pst*A-B-C(高亲和力)和 *pit*2(低亲和力)磷转运基因.硫酸盐还原介导的铁磷还原溶解导致其结合态磷(Fe-P)的大量释放,释放出的 P 一部分被处于 P 胁迫状态的微生物快速吸收与固定.秋季主要发生了沉积物钙磷溶解与微生物的竞争性吸收与储存.水环境条件的改变可能引发了非生物主导的 Au-P 溶解.微生物群落并未大量参与 P 的

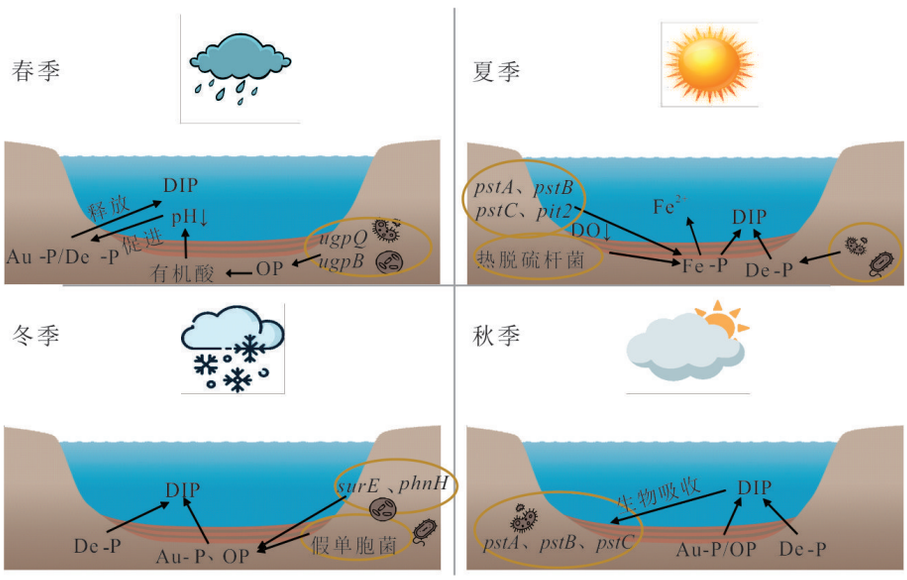

图 11　不同季节沉积物磷释放机制概念模型

Fig 11　Conceptual model of phosphorus release mechanism in different seasons

释放，而是将释放出的P快速吸收并转化为体内P储存；冬季以假单胞菌门为主的耐冷特化菌群，特异性激活*phnG*、*phnH*（碳－磷裂解酶）和*surE*（胁迫存活）基因，发生难降解有机磷的酶促裂解过程．另外，缓慢的地球化学过程导致稳定P（De-P）的微弱溶解，整体表现为“磷汇”．

3.3　磷循环生物地球化学机制的环境指示意义

结合野外调查与室内模拟实验的结果，本研究系统阐明了驱动浅水湖泊内源磷循环的关键生物地球化学机制，为湖泊富营养化管理提供了直接的科学依据．

野外监测揭示的湖水磷浓度“夏高冬低”的季节性特征，以及沉积物Fe-P在夏季锐减、Au-P在秋季占主导等规律，均在室内实验中通过精确调控温度、DO与pH等关键参数得以复现．这证实，季节性水化学条件，特别是夏季高温低氧与冬季低温高氧的典型组合，是控制沉积物－水界面磷通量方向与强度的首要环境变量．

野外样品中冗余分析（RDA）识别出与季节性磷形态转化密切相关的关键微生物类群（如夏季的硫酸盐还原菌、冬季的嗜冷菌），室内实验则从功能基因表达上提供了对应证据．例如，夏季处理组中*pit2*基因的标准化相对丰度激增，对应了“铁磷还原释放－微生物竞争吸收”模式；冬季处理组中*phn*基因的高表达，则指向了耐冷菌群对难降解有机磷的胁迫性利用途径．这些结果共同表明，季节性水环境变化通过调控微生物群落功能，驱动了磷的形态转化与界面迁移过程．

上述从现象到机理的系统认知，提升了针对封闭型浅水湖泊内源磷负荷动态预测的可靠性，并具有明确的环境管理指示意义．夏季高温低氧期是内源磷释放与富营养化风险的关键时段，该时期以硫酸盐还原菌介导的铁磷还原释放为主，可通过针对性增氧或生态调控干预；而冬季低温高氧环境自然形成“磷汇”状态，有利于磷在沉积物中的积累与系统自我恢复．本研究可为制定时序精准、措施明确的内源磷控制策略提供科学依据．

4　结论

本文通过野外监测与室内模拟，结合地球化学与分子生物学手段，系统揭示了浅水湖泊季节性P循环的生物化学耦合机制，主要结论如下．

（1）南湖水体总P和不同形态P（DTP、DIP）呈现显著的季节性波动，其浓度在夏、秋季显著高于春、冬季（TP：夏季0.11 mg/L，秋季0.15 mg/L；春季0.09 mg/L，冬季0.09 mg/L）．这一变化主要受水温（夏高冬低）与DO（夏低冬高）耦合作用的调控．同时，沉积物中各形态磷的比例随季节发生规律性转化，Fe-P在夏季显著降低（减少108.55 mg/kg），OP在夏季占比明显升高，Au-P成为秋季最主要的磷形态．

（2）冗余分析揭示了水化学指标、沉积物P形态与微生物群落之间的耦合关系．夏季（累计解释率84.83%）以低氧和还原环境为主要特征，硫酸盐还原菌与Fe-P呈正相关，驱动了Fe-P的还原性溶解与释放，导致湖水TP升高；冬季（累计解释率76.47%）处于高氧碱性环境，嗜冷菌与Fe-P和pH呈正相关，促进P的吸附与稳定P形态的形成，表明季节性水环境变化是主导沉积物－水界面P行为的关键．

（3）室内模拟实验通过控制温度、DO和pH，设置了模拟春、夏、秋、冬四季环境的处理组，揭示了水环境变化驱动沉积物磷释放的生物化学耦合机制．在模拟春季条件的处理组中，以有机磷矿化基因（*ugpQ*）高表达（标准化相对丰度从4 546升高至11 156）为特征，驱动OP矿化并伴生Au-P溶解（减少70.56 mg/kg）；在模拟夏季条件的处理组中，以Fe-P还原溶解（减少108.55 mg/kg）为核心，伴随低亲和力磷转运基因*pit2*的标准化相对丰度激增（从40至4 786），形成了“还原释放－微生物快速吸收”的竞争模式；在模拟秋季条件的处理组中，表现为非生物主导的钙磷溶解，同时微生物高亲和力磷转运系统（*pst*A-B-C）基因表达达到峰值，强化了对溶解磷的竞争性吸收；在模拟冬季条件的处理组中，则以耐冷菌群（假单胞菌门占54.47%）特异性激活碳－磷裂解酶基因（*phnH*从18升至683）与胁迫基因（*surE*）为主，发生难降解有机磷的酶促裂解过程．另外存在De-P微弱溶解（减少56.57 mg/kg），系统呈现“磷汇”状态．

References

Amstrup, S. K., Ong, S. C., Sofos, N., et al., 2023. Structural Remodelling of the Carbon-Phosphorus Lyase Machinery by a Dual ABC ATPase. *Nature Communications*, 14(1): 1001. https://doi.org/10.1038/s41467-023-36604-y

Buchan, A., LeCleir, G. R., Gulvik, C. A., et al., 2014. Master Recyclers: Features and Functions of Bacteria Associated with Phytoplankton Blooms. *Nature Reviews*

Microbiology, 12(10): 686－698. https://doi. org/10.1038/nrmicro3326

Chang, Y. N., Wu, Z. D., Peñuelas, J., et al., 2025. Organic Management Improves Soil P Availability *via* Increasing Inorganic P Solubilization in Tea Plantations. *Environmental Technology & Innovation*, 39: 104223. https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104223

Chen, T., Liang, Q.B., Wang, Y.X., et al., 2023. Effect of DGT-Labile Fe on Endogenous Phosphorus Remobilization at the Sediment-Water Interface. *Research of Environmental Sciences*, 36(10): 1937－1945(in Chinese with English abstract).

Corman, J. R., 2025. Calcium Carbonate and Phosphorus Interactions in Inland Waters. *Limnology and Oceanography Letters*, 10(2): 158－178. https://doi.org/10.1002/lol2.10452

Hadas, O., Pinkas, R., 1995. Sulfate Reduction Processes in Sediments at Different Sites in Lake Kinneret, Israel. *Microbial Ecology*, 30(1): 55－66. https://doi. org/10.1007/bf00184513

Hou, R. R., Yang, P., Qian, S. T., et al., 2022. Understanding the Mechanism of Denitrifying Phosphorus Removal from the Perspective of Intracellular Carbon Source and Extracellular Polymeric Substances Characteristics. *Journal of Cleaner Production*, 367: 133115. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133115

Hupfer, M., Lewandowski, J., 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments: A Long-Lasting Paradigm in Limnology. *International Review of Hydrobiology*, 93(4－5): 415－432. https://doi. org/10.1002/iroh.200711054

Jiang, A. X., Meng, X. Z., Cao, X. S., et al., 2002. Isolation of Psychrotrophs and Their Application to Treatment of Sewage in Cold Area. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 34(4): 563－565, 569(in Chinese with English abstract).

Kraal, P., Burton, E. D., Rose, A. L., et al., 2015. Sedimentary Iron-Phosphorus Cycling Under Contrasting Redox Conditions in a Eutrophic Estuary. *Chemical Geology*, 392: 19－31. https://doi. org/10.1016/j. chemgeo.2014.11.006

Li, T. T., Zhu, G. Y., Zhang, Y. J., et al., 2025. Phosphorus Cycling and Phosphorus Speciation Application in Reconstruction of Paleo-Marine Environment. *Earth Science*, 50(1):246－268(in Chinese with English abstract).

Liang, Y.H., Sun, H.C., Zhu, Q., et al., 2026. Enrichment Characteristics and Cause Analysis of Phosphorus in the Lateral Interaction Zone of the Yangtze River in the Four Lake Basin. *Earth Science*, 51(6): 2228－2236 (in Chinese with English abstract).

Liu, Q., Ding, S. M., Chen, X., et al., 2018. Effects of Temperature on Phosphorus Mobilization in Sediments in Microcosm Experiment and in the Field. *Applied Geochemistry*, 88: 158－166. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.07.018

Long, Y. C., Jiang, J., Hu, J., et al., 2022. Effects of Microbial Communities on Phosphorus Speciation in Lakeside Sediments of Caohai Lake. *China Environmental Science*, 42(4): 1869－1876(in Chinese with English abstract).

Mahajna, A., Geurkink, B., Gacesa, R., et al., 2025. Metatranscriptomes of Activated Sludge Microbiomes from Saline Wastewater Treatment Plant. *Scientific Data*, 12(1): 348. https://doi.org/10.1038/s41597-025-04682-w

Marsden, M. W., 1989. Lake Restoration by Reducing External Phosphorus Loading: The Influence of Sediment Phosphorus Release. *Freshwater Biology*, 21(2): 139－162. https://doi. org/10.1111/j. 1365 - 2427.1989. tb01355.x

McGill, W. B., Cole, C. V., 1981. Comparative Aspects of Cycling of Organic C, N, S and P through Soil Organic Matter. *Geoderma*, 26(4): 267－286. https://doi. org/10.1016/0016-7061(81)90024-0

Mei, Y., Hao, Y., Gao, L., 2023. Transport and Transformation of Phosphorus Contaminants in Plant Retention Systems. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 17(6): 2037－2051 (in Chinese with English abstract).

Mura, C., Katz, J. E., Clarke, S. G., et al., 2003. Structure and Function of an Archaeal Homolog of Survival Protein E(SurEα): An Acid Phosphatase with Purine Nucleotide Specificity. *Journal of Molecular Biology*, 326(5): 1559－1575. https://doi. org/10.1016/S0022-2836(03)00056-1

Muyzer, G., Stams, A. J. M., 2008. The Ecology and Biotechnology of Sulphate-Reducing Bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, 6(6): 441－454. https://doi. org/10.1038/nrmicro1892

Pan, F., Guo, Z. R., Cai, Y., et al., 2019. Kinetic Exchange of Remobilized Phosphorus Related to Phosphorus-Iron-Sulfur Biogeochemical Coupling in Coastal Sediment. *Water Resources Research*, 55(12):

10494－10517. https://doi. org/10.1029/2019WR025941

Santos-Beneit, F., 2015. The Pho Regulon: A Huge Regulatory Network in Bacteria. *Frontiers in Microbiology*, 6: 402. https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00402

Smith, L., Watzin, M. C., Druschel, G., 2011. Relating Sediment Phosphorus Mobility to Seasonal and Diel Redox Fluctuations at the Sediment-Water Interface in a Eutrophic Freshwater Lake. *Limnology and Oceanography*, 56(6): 2251－2264. https://doi. org/10.4319/lo.2011.56.6.2251

Wang, J. F., Chen, J. A., Ding, S. M., et al., 2015. Effects of Temperature on Phosphorus Release in Sediments of Hongfeng Lake, Southwest China: An Experimental Study Using Diffusive Gradients in Thin-Films(DGT) Technique. *Environmental Earth Sciences*, 74(7): 5885－5894. https://doi. org/10.1007/s12665 - 015 - 4612-3

Wang, S. R., Jin, X. C., Bu, Q. Y., et al., 2008. Effects of Dissolved Oxygen Supply Level on Phosphorus Release from Lake Sediments. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 316(1－3): 245－252. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2007.09.007

Wang, X.Q., Han, X.K., Lang, Y.C., et al., 2025. Distribution Characteristics of Phosphorus Species and Their Coupling with Iron and Sulfur in Intertidal Sediments of the Liaohe River Estuary. *Chinese Journal of Ecology* (in Chinese with English abstract) (in Press).

Wang, Y. X., Du, Y., Deng, Y. M., et al., 2022. Lacustrine Groundwater Discharge and Lake Water Quality Evolution. *Bulletin of Geological Science and Technology*, 41(1): 1－10(in Chinese with English abstract).

Wu, X. C., Jiang, Q. Q., Ma, T., 2023. Geochemical Processes of Phosphorus-Iron on Sediment-Water Interface during Discharge of Groundwater to Freshwater Lakes: Kinetic and Mechanistic Insights. *Science of the Total Environment*, 901: 165962. https://doi. org/10.1016/j.scitotenv.2023.165962

Wu, Y. H., Wen, Y. J., Zhou, J. X., et al., 2014. Phosphorus Release from Lake Sediments: Effects of pH, Temperature and Dissolved Oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 18(1): 323－329. https://doi.org/10.1007/s12205-014-0192-0

Xie, P., 2005. The Biological Driving Mechanism of Seasonal Variation of Internal Phosphorus Loading in Shallow Lakes. *Science in China (Series D)*, 35(Suppl.2):11－23, 30(in Chinese).

Xie, Z., Li, W., Yang, K. W., et al., 2024. Bacterial and Archaeal Communities in Erhai Lake Sediments: Abundance and Metabolic Insight into a Plateau Lake at the Edge of Eutrophication. *Microorganisms*, 12(8): 1617. https://doi.org/10.3390/microorganisms12081617

Xu, Y., Chen, J. A., Wang, J. F., et al., 2016. The Micro-Scale Investigation on the Effect of Redox Condition on the Release of the Sediment Phosphorus in Lake Hongfeng. *Journal of Lake Sciences*, 28(1): 68－74(in Chinese with English abstract).

Yang, G., Qin, Y.W., Ma, Y.Q., et al., 2018. Phosphorus Forms and Potential Release Characteristics of Phosphogypsum in Tuojiang River Basin. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 8(6): 610－616(in Chinese with English abstract).

Yin, H. B., Yin, P., Yang, Z., 2023. Seasonal Sediment Phosphorus Release across Sediment-Water Interface and Its Potential Role in Supporting Algal Blooms in a Large Shallow Eutrophic Lake(Lake Taihu, China). *Science of the Total Environment*, 896: 165252. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165252

Zhang, P. P., Cai, M., Han, M. X., et al., 2025. Increased Anoxia Promotes Organic Carbon Mineralization in Surface Sediments of Saline Lakes. *Journal of Earth Science*, 36(5): 2240－2250. https://doi. org/10.1007/s12583-024-0155-4

Zhao, L., Liu, Y., Li, Y. Z., et al., 2014. Survey on Theory and Driving Factors of Regime Shifts on Lake Ecosystems. *Ecology and Environment Sciences*, 23(10): 1697－1707(in Chinese with English abstract).

Zhao, Y. P., Wu, S. J., Yu, M. T., et al., 2021. Seasonal Iron-Sulfur Interactions and the Stimulated Phosphorus Mobilization in Freshwater Lake Sediments. *Science of the Total Environment*, 768: 144336. https://doi. org/10.1016/j.scitotenv.2020.144336

Zhu, L., Wang, Y. Y., Zhou, R. H., 2022. Formation and Regulation of Sulfate-Reducing Bacteria Biofilm: A Review. *Microbiology China*, 49(5): 1853－1862(in Chinese with English abstract).

中文参考文献

陈婷，梁启斌，王艳霞，等，2023. 沉积物－上覆水界面有效铁浓度对内源磷再移动的影响. 环境科学研究，36(10): 1937－1945.

姜安玺，孟雪征，曹相生，等，2002. 耐冷菌的分离及在低温

污水处理中的应用研究. 哈尔滨工业大学学报, 34(4): 563－565, 569.

李婷婷, 朱光有, 张义杰, 等, 2025. 磷循环及磷组分在古海洋环境重建中的应用. 地球科学, 50(1): 246－268.

梁宇航, 孙海船, 朱棋, 等, 2026. 四湖流域长江侧向交互带中磷的富集特征与成因分析. 地球科学, 51(6): 2228－2236.

龙云川, 蒋娟, 胡菁, 等, 2022. 草海湖滨带沉积物微生物群落对磷形态的影响. 中国环境科学, 42(4): 1869－1876.

美英, 郝勇, 高龙, 2023. 植物滞留系统中磷污染物的迁移转化. 环境工程学报, 17(6): 2037－2051.

王熙乾, 韩晓昆, 郎赟超, 等, 2025. 辽河口潮间带沉积物中磷形态的分布特征及其与铁－硫耦合. 生态学杂志(待刊).

王焰新, 杜尧, 邓娅敏, 等, 2022. 湖底地下水排泄与湖泊水质演化. 地质科技通报, 41(1): 1－10.

谢平, 2005. 浅水湖泊内源磷负荷季节变化的生物驱动机制. 中国科学(D辑), 35(增刊2): 11－23, 30.

徐洋, 陈敬安, 王敬富, 等, 2016. 氧化还原条件对红枫湖沉积物磷释放影响的微尺度分析. 湖泊科学, 28(1): 68－74.

杨耿, 秦延文, 马迎群, 等, 2018. 沱江流域磷石膏的磷形态组成及潜在释放特征. 环境工程技术学报, 2018, 8(6): 610－616.

赵磊, 刘永, 李玉照, 等, 2014. 湖泊生态系统稳态转换理论与驱动因子研究进展. 生态环境学报, 23(10): 1697－1707.

朱镭, 王月莹, 周荣华, 2022. 硫酸盐还原细菌生物被膜的形成与调控研究进展. 微生物学通报, 49(5): 1853－1862.

****

《地球科学》

2026年7月 第51卷 第7期 要目预告

深部煤层气储层地质力学研究与进展……鞠 玮等
超临界CO_2作用下深部煤裂缝扩展与增透提产一体化研究进展……周三栋等
鄂尔多斯盆地东缘深部煤岩气储层水力割缝应力响应规律……李 瑞等
深部煤储层游离气－吸附气动态演化规律及其地质控制:以鄂尔多斯盆地大宁－吉县区块为例……田文广等
中东阿曼超级盆地形成背景、油气有序分布及主控因素……秦雁群等
北美页岩油气革命及启示:Bakken页岩油气藏大数据实例分析……于荣泽等
基于源储配置的陆相页岩层系储层中烃类多尺度多类型赋存机制……范雨辰等